DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2014.12.011

# 重庆主城餐厨垃圾理化性质及产甲烷潜能分析\*

何琴李蕾何清明彭绪亚\*\*

(重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆, 400045)

**摘 要** 以重庆市主城区的餐厨垃圾为研究对象,调查分析其组成成分及粒径、含水率、挥发性固体(VS)含 量等理化性质,并通过半连续式单相厌氧消化试验,进一步研究餐厨垃圾在中温条件下 37±2 ℃的产甲烷性 能.结果表明,重庆市主城区餐厨垃圾的主要成分为食物残渣、厨余废物等易消化物质,并具有含水率、含油率 和 VS含量较高等特性;半连续式厌氧消化试验所得实际产甲烷潜能为 0.363—0.713 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS,占理论产 甲烷潜能的 45.77%—89.93%,稳定运行时 VS 去除率达到 88.87%—93.85%.中温厌氧消化技术能有效地处理 重庆市餐厨垃圾并同时从中高效地回收清洁能源沼气.

关键词 餐厨垃圾,理化性质,产甲烷潜能,厌氧消化.

## Physical and chemical properties and methane production potential of food waste in Chongqing City

HE Qin LI Lei HE Qingming PENG Xuya<sup>\*\*</sup>

(Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing, 400045, China)

**Abstract**: The basic physical and chemical properties of food waste collected from the urban areas of Chongqing were investigated in this study, including waste components, particle size distribution, moisture content (MC), and volatile solids (VS) content. Moreover, a semi-continuous single-phase anaerobic digestion reactor was initiated under mesophilic conditions  $37\pm2$  °C in an effort to make clear its performance on anaerobic digestion of food waste. The results revealed that easily biodegradable organics (including food residues and kitchen waste) were the major component of the food waste, characterized by high water content, high lipid content and high VS content. The experiment-based methane production potential in the single-phase anaerobic digestion reactor was 0.  $363-0.713 \text{ L CH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}$ , which was 45.77%-89.93% of the theoretically calculated values. And the removal efficiency of VS reached 88.87%-93.85% when the digestion reactor became stable. Based on these results, anaerobic digestion of food waste performed under mesophilic conditions is recommended as an effective technology for treatment of food waste and simultaneously recycling of clean energy.

Keywords: food waste, physical and chemical properties, methane potential, anaerobic digestion.

餐厨垃圾是城市有机垃圾的主要组成部分,主要为来自家庭、餐厅或食堂以及食品加工厂等地的食物残渣和厨余废物.由于餐厨垃圾具有有机质、含水率、脂肪和盐分含量高的性质,易腐烂发臭、滋生蚊蝇,若不及时有效处理,将对周围环境卫生造成严重影响.城市生活有机垃圾的传统处理方式有填埋、焚烧、堆肥等技术,而相比于这些技术,厌氧消化技术在进行废物减量化同时会产生清洁的生物能源——

<sup>2014</sup>年3月6日收稿.

<sup>\*</sup>国家"十一五"科技支撑计划项目(2010BAC67B01);重庆市科技计划重点项目资助.

<sup>\* \*</sup> 通讯联系人, E-mail: xypeng33@ 126.com

沼气,且更适合处理高含水率、高有机质的餐厨垃圾<sup>[1-4]</sup>.近年来,国内已兴建了不少工业规模的餐厨垃圾厌氧消化处理厂,如重庆黑石子餐厨垃圾处理厂、北京董村餐厨垃圾处理厂等.而在厌氧消化工艺设计优化及经济效益分析时,原料的理化性质及产甲烷潜能是必不可少的基础数据<sup>[5]</sup>,同时由于各地饮食习惯及生活方式的不同,产生的餐厨垃圾成分及性质各异,故有必要对重庆市餐厨垃圾理化性质及产甲烷潜能进行研究.前人主要采用传统的生化产甲烷潜能(BMP)试验,研究餐厨垃圾及其各组分在批式条件下的产甲烷潜能,如 Cho 等人<sup>[6]</sup>研究了 37 ℃条件下批式消化 28 d 后混合餐厨垃圾以及餐厨垃圾成分熟肉、米饭、鲜蔬菜的 BMP 值,分别为 0.472、0.482、0.294、0.277 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS;李东等<sup>[7]</sup>将大米、蔬菜等在 55 ℃下批式消化 67 d,得到的 BMP 值分别为 210、147 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS;Li 等<sup>[8]</sup>得出 37 ℃下批式消化 28 d后餐厨垃圾的 BMP 值,为 0.683 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS.然而,工业化处理餐厨垃圾的消化处理厂实际运行方式多是半连续式,目前对半连续条件下餐厨垃圾的实际产甲烷潜能的研究较少.

本文以调查采集的重庆主城区餐厨垃圾为研究对象,分析其理化性质,并在中温 37±2 ℃条件下对 其进行单相厌氧消化试验,研究餐厨垃圾在半连续式运行条件下的实际产甲烷潜能,以期为餐厨垃圾厌 氧消化提供基础数据.

1 材料与方法

1.1 餐厨垃圾调查采样

为了准确了解重庆主城的餐厨垃圾理化性质,选取重庆市主城九区包括渝中区、大渡口区、江北区、 南岸区、沙坪坝区和九龙坡区的全部行政区域以及渝北区、巴南区和北碚区的部分区域,采集具有代表 性的 176 家餐饮业包括餐厅(馆)、机关和学校食堂等公共餐饮服务部门所产生的餐厨垃圾.

餐厨垃圾采集时,用搅拌工具将采样点盛装餐厨垃圾容器内的餐厨垃圾搅拌均匀,取容器中心样品 于取样器皿中,及时加盖密封,于显著位置贴防水标签,样品采集后及时放入采样车.运送过程中,避免 容器倒置及交叉污染.按照各采集点餐厨垃圾产量比例配置混合样,用四分法取小部分用于餐厨垃圾成 分及粒径的分析.剩余混合餐厨垃圾需人工去除其中的杂质如动物骨头、卫生筷、塑料、玻璃等,并用粉 碎机粉碎制浆,过10目筛,保证其粒径≤2 mm.容器密封,于-4 ℃条件冷冻保存,使用前1d于4 ℃解 冻.分析浆料理化指标(成分及理化性质除外).

以上述餐厨垃圾浆料作为半连续式厌氧消化反应器的原料;接种污泥取自本实验室稳定运行的有 机垃圾单相厌氧发酵装置,接种前用10目筛去除其中混杂物.

1.2 装置及运行

采用自制 PVC 单相厌氧消化反应器进行半连续厌氧消化试验,装置如图 1 所示.



Fig.1 Schematic diagram of anaerobic digestion experiment system

通过循环加热水箱维持消化污泥温度为 37±2 ℃,搅拌速率 60 r·min<sup>-1</sup>,频率 20 min·h<sup>-1</sup>.接种污泥 需在 37±2 ℃下进行 3 周的预孵育<sup>[9]</sup>.一次性向发酵罐中投加 18 L 接种污泥,随后以 2.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>的 负荷加料运行,直至达到反应器设计的工作容积 20 L.试验正式开始,在保证反应器 20 L 的工作容积基

2193

本不变的条件下,每天进、出料运行,并以2.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>为初始负荷,1.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>为梯度,稳步增 加负荷.观察记录每一负荷下反应器运行时餐厨垃圾发酵液及产气性能的相关指标,产气量由湿式气体 流量计测定.

1.3 分析方法

理化性质指标测定设3个平行样,结果取平均值.垃圾成分及含量、粒径范围:筛分法;容重:称重 法;总固含量(TS)、挥发性固体含量(VS)、碱度、氨氮(NH₄-N)、COD、粗脂肪按标准方法<sup>[10]</sup>测定;pH、 总碳(TC)、气体成分参照文献[11]测定;总凯氏氮(TKN):半微量凯氏定氮法;有机碳:TC/TOC 分析测 定仪;盐分;直接滴定法;总磷、硫酸盐;分光光度法;总硫;灼烧法;BOD,;稀释与接种法;动力学黏度;黏 度计(尼润 HBDV-II+PRO,中国).

挥发性有机酸(VFAs):气相色谱分析仪(安捷伦GC-7890A,美国),FID 检测器(温度210 ℃),载气 为 N<sub>2</sub>, DB-WAX 毛细管柱(30 m×0.53 mm×0.5 μm), 初始柱温、进样器温度分别为 40 ℃和 200 ℃, 毛细 管柱升温程序:40 ℃维持 1 min,分别以 5 ℃·min<sup>-1</sup>和 25 ℃·min<sup>-1</sup>的速率升温至 65 ℃和 160 ℃,并在 160 ℃维持 8 min.

#### 2 结果与讨论

2.1 餐厨垃圾理化性质

对调查采集的餐厨垃圾混合样品进行理化性质分析,结果见表1、表2.从表1可看出,易厌氧消化 物质(如食物残渣、厨余废物等)占93.34%,为餐厨垃圾的主要成分;另外,因餐饮习惯骨头残渣、纸类以 及塑料是餐厨垃圾中常见的杂质.餐厨垃圾粒径变化范围 20—200 mm,跨度较大,而易厌氧消化物质物 粒径变化范围为 50—170 mm,较均匀.

<b>Table 1</b> Composition and particle size of food waste						
组成成分	含量/%	粒径/mm	组成成分	含量/%	粒径/mm	
食物残渣	91.03	50—130	织物	0.07	_	
骨头残渣	5.66	60—120	金属	0.04	<50	
厨余废物	2.31	60—170	玻璃	0.02	30—100	
纸类	0.57	<20	竹木	0.01	65—190	
渣土瓦块	0.09	—	其他	0.14	—	
塑料	0.07	<200				

表1 餐厨垃圾组成成分及粒径

从表 2 可看出,餐厨垃圾 VS 含量较高,达 92.88%;容重为 1096 kg·m-3,接近水的容重,略高于李小 建等<sup>[12]</sup>研究中餐厨垃圾容重 850—980 kg·m<sup>-3</sup>;据文献报道,沈阳市餐厨垃圾含水率为 62.5%— 81.5% [13], 青岛、西宁、嘉兴和贵阳 [14] 餐厨垃圾含水率分别为 75.51%、78.27%、73.67% 和 75.47%, 而本 试验所得重庆市主城餐厨垃圾含水率为81.70%,与以上城市相比处于较高水平;含油率10.37%(湿

另外,从表 2 中可看出,餐厨垃圾 pH 值为 3.67,低于 Cabbai 等[17] 的实验中饭馆、食堂餐厨垃圾的 pH 4.00、4.12,以及 Elbeshbishy 等<sup>[18]</sup>实验中餐厨垃圾 pH 4.60±0.2;且各 VFA(主要为乙酸、丙酸、丁酸) 总量达1340.87 mg·L<sup>-1</sup>,可能餐厨垃圾在取样时已发生剧烈的水解作用.总硫含量为0.4524%(干基), 硫酸盐含量为684 mg·L<sup>-1</sup>,可能会对产甲烷效果产生影响<sup>[16,19]</sup>.NH<sup>+</sup><sub>4</sub>-N 为 245.32 mg·L<sup>-1</sup>,TKN 含量 2.31%(干基),计算得出蛋白质含量<sup>[20]</sup>约为14.44%(干基),与硫酸盐一起是厌氧消化过程中臭味 (H<sub>2</sub>S、NH<sub>3</sub>)的主要来源.

基),与青岛(5.53%)、西宁(9.31%)、嘉兴(3.37%)、贵阳(8.78%)<sup>[14]</sup>和上海(1.39%)<sup>[15]</sup>等城市相比也 处于较高水平,这与重庆居民的饮食习惯是一致的.黏度达到了 4875 mPa·s;盐分 0.592%(湿基),即

2.551 gNa<sup>+</sup>·L<sup>-1</sup>,低于 Na 盐抑制浓度 3.500—5.500 gNa<sup>+</sup>·L<sup>-1[16]</sup>.

Table 2      Physical and chemical properties of food waste						
物理指标	测定值	化学指标	测定值	化学指标	测定值	
TS/%	18.30	TC 湿基/%	4.747	乙酸/(mg·L <sup>-1</sup> )	591.85	
VS/%干基	92.88	TKN 干基/%	2.31	丙酸/(mg·L <sup>-1</sup> )	720.48	
含水率/%	81.70	$NH_4^+-N/(mg\cdot L^{-1})$	245.32	丁酸/(mg·L <sup>-1</sup> )	28.54	
容重/(kg·m <sup>-3</sup> )	1096	总硫干基/%	0.4524	$TOC/(mg \cdot L^{-1})$	132620	
黏度/(mPa·s)	4875	硫酸盐/(mg·L <sup>-1</sup> )	684	$COD/(mg \cdot L^{-1})$	64640	
含油率(湿基)/%	10.37	总磷/(mg·L <sup>-1</sup> )	350	$BOD_5/(mg \cdot L^{-1})$	19967	
盐分(湿基 NaCl)/%	0.592	pH	3.67			

表2 餐厨垃圾理化性质

Table 2	Physical	and	chemical	properties	of	food	waste

### 2.2 理论产甲烷潜能

理论产甲烷潜能(Theoretical methane potential, TMP)即单位量有机质完全用于厌氧消化产气所能 产生的最大甲烷量,常用单位 L CH, g<sup>-1</sup> VS,其值常根据 Buswell 方程<sup>[21]</sup>计算得出,见式(1).

$$C_n H_a O_b N_c + \left(n - \frac{a}{4} - \frac{b}{2} + \frac{3c}{4}\right) H_2 O \longrightarrow \left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8}\right) CH_4 + \left(\frac{n}{2} - \frac{a}{8} + \frac{b}{4} + \frac{3c}{8}\right) CO_2 + cNH_3$$
(1)

根据理化性质分析,可得出餐厨垃圾的主要组分:脂肪、蛋白质、碳水化合物的含量,根据式(1)以 及各组分的化学式<sup>[9,22]</sup>(表3)计算得出各组分理论产甲烷量以及餐厨垃圾的 TMP 值,见表3.

表 3	餐厨垃圾	ΓMP 值
-----	------	-------

Table 3 Theoretical methane production of food waste

组成	化学式	$\vec{F} CH_4 / (L \cdot g^{-1} VS)$	含量/(gVS·kg <sup>-1</sup> 垃圾)
碳水化合物	$(C_{6}H_{10}O_{5})_{n}$	0.415	39.850
蛋白质	$C_5H_7NO_2$	0.496	26.421
脂质	${\rm C}_{57}{\rm H}_{104}{\rm O}_{6}$	1.014	103.700
$TMP/(L CH_4 \cdot g^{-1} VS)$			0.793

注:①气体体积均为标准状态(0°C,101.325 kPa)<sup>[23]</sup>下的体积:②蛋白质含量等于 6.25 倍总凯氏氮含量<sup>[20]</sup>,碳水化合物含量由 VS、脂肪、蛋白质含量计算而得[24].

由表 3 可看出,餐厨垃圾 TMP 值为 0.793 L CH4·g<sup>-1</sup> VS,即不考虑微生物代谢消耗、热量损失等,单 位有机质(以1g VS 计)完全用于产甲烷作用而产生的甲烷量为0.793 L.已知餐厨垃圾 VS 含量和含水 率,可将理论产甲烷潜能换算成单位重量的餐厨垃圾产甲烷量,为736.54 m<sup>3</sup>·t<sup>-1</sup><sub>开垃圾</sub>或134.79 m<sup>3</sup>·t<sup>-1</sup><sub>是垃圾</sub>.根 据沼气(98% CH<sub>4</sub>)热值 37 MJ·m<sup>-3 [25]</sup>,可产热 27252 MJ·t<sup>-1</sup><sub>开垃圾</sub>或 4987 MJ·t<sup>-1</sup><sub>湿垃圾</sub>.

2.3 半连续厌氧消化

为进一步研究餐厨垃圾在半连续运行条件下的产气性能,以"1.1节"制备得到的餐厨垃圾浆料为 原料,于 37±2 ℃条件下进行 46 d 的单相半连续厌氧发酵处理,在此期间的日产气量和累计产气量、沼 气成分等变化情况分别见图 2、图 3, pH 及碱度变化情况见图 4, 系统 VS 去除率变化情况见图 5, 并作产 气潜能分析,见图 6.

### 2.3.1 产气量及气体成分

因消化试验开始前是以负荷 2.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>进料增加污泥体积,所以试验开始后系统在该的初始 负荷下能够迅速稳定,遂以 1.0 kgVS·m-3·d-1为梯度逐渐增加负荷.从图 2 和图 3 可看出,负荷增至 4.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>后,系统产气量较稳定,但甲烷含量波动明显,故减小负荷增加梯度为0.5 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>.在 4.5 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>负荷下,产气量先减小后迅速升高,甲烷含量也逐步升高,待系统基本稳定后再继续增 加负荷.在系统负荷增至5.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>和6.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>的过程中,甲烷含量较稳定,但产气量发生 较大波动,且产气量并没有随着负荷升高而有明显的上升趋势.继续增加负荷至7.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>后的第 二天,日产气量由 98.36 L·d<sup>-1</sup>降至 74.44 L·d<sup>-1</sup>,降幅达到 24.32%,同时观察到反应器内污泥产生膨胀现 象,随即一次性出料 3.6 L,并从反应第 36 天开始停止进料 3 d,等待系统恢复.恢复高负荷进料后,产气 量有所回升,但在 80 L·d<sup>-1</sup>以上仅维持 2 d,随即大幅下降至未进料状态的产气量,反应系统呈明显酸化

特征,至此说明此反应系统在此运行方式下所能承受最大有机负荷为 7.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>,略大于 Zhang 等<sup>[26]</sup>的最大负荷 6.64 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>.结束反应,此时,累计产气量达 2903.27 L,累积产甲烷 1762.36 L.系 统未酸化时产甲烷含量范围 53.43%—72.02%,均值 60.82%,略高于 Tampio 等<sup>[27]</sup>的 55%—63%(均值 58%).



2.3.2 碱度与 pH

pH 及碱度是评价厌氧工艺稳定性的两个重要参数,系统 pH 及碳酸氢盐碱度(BA)变化见图 4.反应器经历初期驯化后,系统内有充足的缓冲容量,从图 4 可看出,初始 BA 达到了 7349.00 mgCaCO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>,反应器运行初期 pH 值并没有较大的波动.随着负荷持续增加,BA 值出现一些波动,但系统正常运行期间始终维持在 6437.60—7821.95 mgCaCO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>范围内,此间 pH 值也维持在 7.41—7.81 的较高水平,接近Zhang 等<sup>[26]</sup>在整个厌氧消化过程中保持的 pH 7.8.当负荷增加至 7.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>时,pH 值也未显著下降,停止进料后很快回升,并在恢复高负荷进料后继续上升达到 pH 峰值 7.81,随后在持续超高负荷下才快速下降至最低值 6.68;而 BA 值在恢复高负荷进料时即迅速下降,最低达 4222.73 mgCaCO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>,虽随后有所恢复,仍明显低于系统正常运行时的水平.





### 2.3.3 VS 去除率

利用 VS 去除率表示厌氧消化系统的污染物去除效果,其值按式(2)<sup>[28]</sup>计算,其中,VS,表示 VS 去除率(%),下标 e 表示出料,f 表示进料.

$$VS_{r} = 1 - \frac{\left(\frac{VS}{TS}\right)_{e} \cdot \left[1 - \left(\frac{VS}{TS}\right)_{f}\right]}{\left(\frac{VS}{TS}\right)_{f} \cdot \left[1 - \left(\frac{VS}{TS}\right)_{e}\right]}$$
(2)

出料 VS/TS 含量以及计算得出的半连续厌氧消化系统 VS 去除率见图 5.从图 5 可看出,系统稳定

运行时,随着负荷的升高,VS去除率呈逐渐下降的趋势,但一直维持在88.87%—93.85%的较高水平,与 Nagao 等<sup>[29]</sup> 厌氧消化餐厨垃圾得到的 84.4%—92.5%范围相近.当系统负荷增加至 7.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>时, 微生物活动受到抑制, VS 去除率迅速下降, 第36 天降至最低值80.01%. 而 Nagao 等<sup>[29]</sup>的厌氧消化反应 器在此负荷下仍正常运行,且在负荷 7.4 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>下稳定运行得到 90.0%的较高 VS 去除率.系统停 止进料后虽有所回升,但仅在85.0%水平以上停留了3d,随后再次下降直至发酵结束. 2.3.4 实际产甲烷潜能

半连续厌氧消化实际产甲烷潜能(Experimental methane potential,EMP)计算公式参见式(3),其中, V<sub>CL</sub>为产生的甲烷体积(标准状态),VS<sub>d</sub>为反应器内实际消耗的 VS 量.

$$\text{EMP}(\text{L CH}_{4} \cdot \text{g}^{-1}\text{VS}) = \frac{V_{\text{CH}_{4}}}{\text{VS}_{d}}$$
(3)

计算得出半连续厌氧消化 EMP 值及其占理论值的比例 EMP/TMP 见图 6.





从图 6 可看出,半连续式厌氧消化的 EMP 值为 0.363—0.713 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS,占 TMP 值的 45.77%— 89.93%, 且在 3.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>负荷下达到最大产甲烷潜能 0.713 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS, 而 Tampio 等<sup>[27]</sup>的中温 半连续发酵试验也在 3.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>负荷下得到最大 EMP 值 0.483 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS.此时,最大 EMP 占 TMP 值的 89.93%,即餐厨垃圾中 89.93%的有机质用于产甲烷,餐厨垃圾厌氧消化效果较好.而在 4.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>负荷下,EMP 值为最低仅 0.363 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS,仅占 TMP 的 45.77%,可能是由于负荷增 加速度过快,系统微生物还未完全适应.随后减小负荷增加梯度,随着负荷升高,EMP 值也逐渐增大,并在 5.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>负荷时,出现第二高峰值 0.643 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS, EMP/TMP 值也恢复到了 81.06%.在 7.0 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>负荷下,系统不能承受超高负荷而崩溃,微生物活性受到抑制,EMP 值仅 0.384 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS,而 Zhang 等<sup>[26]</sup>通过添加痕量元素,使得系统 EMP 值在高负荷 6.64 kgVS·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>下 仍能达到 0.352—0.439 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS.

结论 3

(1)调查采集重庆主城九区具代表性采样点的餐厨垃圾,理化分析表明,重庆主城餐厨垃圾具有含 水率、含油率和 VS 含量高等特点,其中易厌氧消化物质(如食物残渣、厨余废物等)粒径较均匀,为其主 要成分.

(2)半连续式单相厌氧消化反应器在 37±2 ℃条件下运行了 46 d,得到的实际产甲烷潜能为 0.363-0.713 L CH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup> VS,占理论值的 45.77%-89.93%,即单位质量餐厨垃圾(以g VS 计)产生的甲 烷量为 0.363-0.713 L,相应用于产甲烷的有机质占全部有机质的 45.77%—89.93%.整个消化过程的累 积产气、累积产甲烷量分别达到了 2903.27 L、1762.36 L, VS 去除率达到了 88.87%—93.85%.

综上,中温厌氧消化技术可有效地处理重庆市餐厨垃圾同时高效回收能源.

#### 参考文献

- [1] Kastner V, Somitsch W, Schnitzhofer W. The anaerobic fermentation of food waste: A comparison of two bioreactor systems [J]. Journal of Cleaner Production, 2012, 34:82-90
- [2] Bernstad A, la Cour Jansen J. A life cycle approach to the management of household food waste -A Swedish full-scale case study[J]. Waste Management, 2011, 31:1879-1896
- [3] Righi S, Oliviero L, Pedrini M, et al. Life Cycle Assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches [J]. Journal of Cleaner Production, 2013, 44:8-17
- [4] Mata-Alvarez J. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste [M]. London, UK: IWA Publishing, 2003:141-178
- [5] Gebrezgabhera S A, Meuwissen M P M, Prins B A M, et al. Economic analysis of anaerobic digestion-A case of Green power biogas plant in the Netherlands[J]. NJAS -Wageningen Journal of Life Sciences, 2010, 57(2):109-115
- [6] Cho J K, Park S C, Chang H N. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes [J]. Bioresource Technology, 1995, 52: 245-253
- [7] 李东,袁振宏,张宇,等,城市生活有机垃圾各组分的厌氧消化产甲烷能力[J].环境科学学报,2008,28(11):2284-2290
- [8] Li Y Q, Zhang R H, Liu X Y, et al. Evaluating methane production from anaerobic mono- and co-digestion of kitchen waste, corn stover, and chicken manure[J]. Energy Fuels, 2013, 27:2085-2091
- [9] Li Y Q, Zhang R H, Liu G Q, et al. Comparison of methane production potential, biodegradability, and kinetics of different organic substrates[J]. Bioresource Technology, 2013, 149: 565-569
- [10] APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater [S]. Washington, DC: American Public Health Association, America Water Works Association, Water Environment Federation, 2005
- [11] 贾传兴,彭绪亚,刘国涛.有机垃圾两相厌氧消化氨氮累积模型的建立及验证[J].重庆大学学报,2011,34(1):121-127
- [12] 李小建,冯文谦,曾彩明,等.油脂去除对餐厨垃圾压滤液厌氧消化的影响[J].环境化学,2012,31(4):522-527
- [13] 赵蔚蔚, 闫永强. 沈阳市餐饮业餐厨垃圾性状及产生量的调查[J]. 环境卫生工程, 2007, 15(2): 10-14
- [14] 王攀,任连海,甘筱.城市餐厨垃圾产生现状调查及影响因素分析[J].环境科学与技术,2013,36(3):181-185
- [15] 李亚红,王琦,蔡伟民.不同 pH 值条件下 Fe<sup>3+</sup>、Cu<sup>2+</sup>和 Zn<sup>2+</sup>对厨余垃圾两相厌氧消化水解酸化过程的影响[J].环境工程学报, 2007,1(10):116-119
- [16] Chen Y, Cheng J J, Creamer K S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(10): 4044-4064
- [17] Cabbai V, Ballico M, Aneggi E, et al. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge[J].
  Waste Management, 2013, 33: 1626-1632
- [18] Elbeshbishy E, Nakhla G, Hafez H. Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum preincubation and inoculum source[J]. Bioresource Technology, 2010, 110: 18-25
- [19] Sliesa J A, Brekelmans J, Martín M A, et al. Impact of ammonia and sulphate concentration on thermophilic anaerobic digestion [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(23): 9040-9048
- [20] Cavaleiro A J, Ferreira T, Pereira F, et al. Biochemical methane potential of raw and pre-treated meat-processing wastes [J]. Bioresource Technology, 2013, 129: 519-525
- [21] Symons G E, Buswell A M. The methane fermentation of carbohydrates [J]. Journal of the American Chemical Society, 1933, 55: 2028-2036
- [22] Raposo F, Fernández-Cegrí V, De la Rubia M A, et al. Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study [J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2011, 86: 1088-1098
- [23] Heo N H, Park S C, Kang H. Effects of mixture ratio and hydraulic retention time on single-stage anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge[J]. Journal of Environmental Science and Health, 2004, A39 (7): 1739-1756
- [24] 李荣平, 葛亚军, 王奎升, 等. 餐厨垃圾特性及其厌氧消化性能研究[J]. 可再生能源, 2010, 28(1): 76-80
- [25] Murphy J D, McKeogh E. Technical, economic and environmental analysis of energy production from municipal solid waste[J]. Renewable Energy, 2004, 29: 1043-1057
- [26] Zhang L, Jahng D. Long-term anaerobic digestion of food waste stabilized by trace elements [J]. Waste Management, 2012, 32: 1509-1515
- [27] Tampio E, Ervasti S, Paavola T, et al. Anaerobic digestion of autoclaved and untreated food waste [J/OL]. Waste Management, 2013, http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.024
- [28] Dai X H, Duan N N, Dong B, et al. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance[J]. Waste Management, 2013, 33: 308-316
- [29] Nagao N, Tajima N, Kawai M, et al. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste [J]. Bioresource Technology, 2012, 118: 210-218