

黄红辉, 王德汉, 罗子锋, 等. 生物质飞灰对餐厨垃圾两相厌氧消化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(6): 1277–1283.

HUANG Hong-hui, WANG De-han, LUO Zi-feng, et al. Effect of biomass fly ash addition on methane production in two-phase anaerobic digestion of food waste[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(6): 1277–1283.

生物质飞灰对餐厨垃圾两相厌氧消化的影响

黄红辉¹, 王德汉^{1*}, 罗子锋¹, 尚卫辉²

(1. 华南农业大学资源环境学院, 广州 510642; 2. 广东华扬环保科技股份有限公司, 广东 肇庆 526300)

摘要:为解决餐厨垃圾在厌氧消化过程中的酸抑制问题,并为生物质飞灰提供新的资源化利用途径,在产酸相中添加不同比例的飞灰,研究了生物质飞灰对餐厨垃圾中温两相厌氧消化过程中产酸和产气的影响。结果表明:添加生物质飞灰可以提高酸化相的pH值,促进餐厨垃圾酸化,添加3%的生物质飞灰,产酸相的挥发性脂肪酸(VFA)的平均浓度为9 845.45 mg·L⁻¹,比空白处理(CK)提高了49.66%,差异显著;添加3%生物质飞灰处理的产甲烷相更稳定,产气效果更好,累积产气量为27.43 L,比0%、1%、4%和5%的飞灰添加比例分别高了25.15%、13.70%、4.34%和6.55%;添加3%生物质飞灰处理的平均负荷产气量为490.33 mL·g VS⁻¹,比0%、1%、4%和5%的飞灰添加比例平均值分别提高了22.49%、12.35%、6.36%和8.22%。研究表明,添加生物质飞灰有助于促进餐厨垃圾酸化和提高产甲烷相的产气量;在高有机负荷的时候,添加生物质飞灰有助于提高系统运行的稳定性。

关键词:餐厨垃圾;两相厌氧消化;生物质飞灰;有机负荷

中图分类号:X705 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2018)06-1277-07 doi:10.11654/jaes.2017-1518

Effect of biomass fly ash addition on methane production in two-phase anaerobic digestion of food waste

HUANG Hong-hui¹, WANG De-han^{1*}, LUO Zi-feng¹, SHANG Wei-hui²

(1. College of Natural Resources and Environment of South China Agriculture University, Guangzhou 510642, China; 2. Guangdong Huayang Environmental Protection Science and Technology Ltd., Zhaoqing 526300, China)

Abstract: Limitations on the traditional utilization of biomass fly ash (BFA) in agriculture have been noticed as a long-standing issue. A new approach to reusing BFA is required. Additionally, the accumulation of volatile fatty acids (VFAs) occurring in the sole food waste anaerobic digestion process frequently made digestion fail. This paper focused on the performance of anaerobic digestion (AD) of food waste by adding BFA in a two-phase process at (35±1) °C. Varied loads of BFA were added into the acidogenic reactor. The results showed that BFA could significantly accelerate the acidification and increase the pH value in the acidogenic reactor. The VFA concentration in the acidogenic reactor with 3% BFA was 9 845.45 mg·L⁻¹, increasing by 49.66% compared to the control reactor. The total methane yield in the AD process with 3% BFA was 490.33 mL·g⁻¹ VS, which was 22.49%, 12.35%, 6.36%, and 8.22% higher than that in the digestion system loading with 0%, 1%, 4%, and 5% BFA, respectively. This work indicates that BFA could accelerate the acidification in the acidogenic phase and increase the methane yield in the methanogenic phase. It could be helpful to prevent short-circuiting in current AD processes with high organic loads.

Keywords: food waste; two-phase anaerobic digestion; biomass fly ash; organic loading rate

收稿日期: 2017-11-02 录用日期: 2017-12-22

作者简介: 黄红辉(1992—),男,广东龙川人,硕士研究生,从事固废处理与资源化技术研究。E-mail: 396516753@qq.com

* 通信作者: 王德汉 E-mail: dehanwang@scau.edu.cn

基金项目: 广东省农业发展和农村工作专项资金项目(2017LM4169, 2017LM2149); 广东省科技计划项目(2017A090905034)

Project supported: Special-funds Project for Agricultural Development and Rural Work of Guangdong Province (2017LM4169, 2017LM2149); Science and Technology Planning Project of Guangdong Province, China (2017A090905034)

餐厨垃圾在我国城市生活垃圾中占 40%~60%^[1],其主要特点是富含有机物,且含水率高,易生化降解,容易散发恶臭等^[2-7]。餐厨垃圾含有少量氮、磷、钾、钙、镁、铁等无机元素^[8],是一种有潜力的生物质能源。围绕餐厨垃圾科学、合理处置问题,我国先后公示了 5 批,累计 100 多个餐厨垃圾厌氧消化处理试点工程,但目前餐厨垃圾厌氧消化的工程应用多为单相工艺^[9],系统稳定性较差,易酸化,氨氮浓度高,运行容易失败,且产气量不高,经济效益不明显^[10]。

为解决广大农村地区秸秆利用问题和发展清洁能源,生物质直燃发电在中国得到了较快发展,《生物质能发展“十三五”规划》指出:到 2020 年,用于生物质发电新增投资约 400 亿元,生物质直燃发电装机总量达 700 万 kW。直燃发电产生的副产品生物质飞灰的年产量巨大且逐年增加,生物质飞灰的处置和资源化利用成为一个迫切需要解决的问题^[11]。目前关于生物质飞灰的资源化利用和研究主要局限在土壤改良、肥料、建筑材料等方面^[12-18],应用于厌氧消化比较少。

由于餐厨垃圾极易酸化,造成两相厌氧消化工艺产酸相的 pH 值低于 4.0,抑制了产酸菌的活性,进而影响了产甲烷相的产气量。生物质飞灰具有强碱性,主要由 K、Ca、Mg 等元素组成,同时还含有多种微量和痕量元素(Fe、Mn、Cu、Zn、Co、Mo、As 等)^[19],因此可以使用生物质飞灰替代高成本的 NaOH 缓解进料负荷过高带来的产甲烷酸抑制,并促进产甲烷相的产气。本实验在不同有机负荷下,研究了不同生物质飞灰添加比例(0、1%、3%、4%和 5%)对餐厨垃圾中温两相厌氧消化过程中产酸和产气的影响,旨在为生物质飞灰在餐厨垃圾的规模化处理中的应用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

餐厨垃圾:取自华南农业大学莘园饭堂,人工去除骨头、筷子、塑料袋等杂物,机械打浆,于冰柜(4℃)中保存,其特性见表 1。

表 2 生物质飞灰重金属含量

Table 2 The concentrations of heavy metals in biomass fly ashes

项目	Zn/mg·kg ⁻¹	Cu/mg·kg ⁻¹	Pb/mg·kg ⁻¹	Cd/mg·kg ⁻¹	As/mg·kg ⁻¹	Cr/mg·kg ⁻¹
生物质飞灰	169.32	132.77	30.78	0.516	25.91	92.35
GB 8173—1987	—	250	250	5	—	250

注:《GB 8173—1987》:粉煤灰应用到农林土壤的国家标准。

Note:《GB 8173—1987》:Control standards for pollutants in fly ash for agricultural use, China.

表 1 原料特性

Table 1 Characters of raw materials

试验材料	pH	TS/%	VS/%	OM/%	TN/%	P ₂ O ₅ /%	K ₂ O/%
餐厨垃圾	6.82	21.31	17.01	83.92	3.23	1.95	0.43
接种液	7.45	2.37	2.07	—	—	—	—
生物质飞灰	10.91	99.52	—	—	—	—	—

注:总固体(TS)及挥发性固体(VS)的含量以湿基计,有机质(OM)、总氮(TN)、P₂O₅、K₂O 含量均以干基计。

Note: TS and VS based on wet weight; OM, TN, P₂O₅, K₂O based on dry weight.

接种液:以取自佛山市瀚蓝环保餐厨垃圾处理厂的两相厌氧发酵罐中的产甲烷罐出水作为接种液,将取得的接种液放置在(35±1)℃水浴锅中,培养至产气不再增加后使用,目的是消除接种液中原有底物对实验造成的误差。接种液特性见表 1。

生物质飞灰:取自湛江生物质焚烧发电厂经除灰渣系统后的飞灰,系统采用灰渣分除,气力除灰的方式,发电厂主要燃料为桉树的树皮、树叶,甘蔗的蔗叶和蔗渣,水稻、玉米的秸秆等。取回后过 100 目筛,用封口袋保存,其特性和重金属含量分别见表 1 和表 2。

1.2 试验装置

试验共设置 5 组装置,每组装置由产酸相和产甲烷相组成,产酸相放置在(35±1)℃恒温水浴锅,产甲烷相放置在 35℃恒温培养箱中,如图 1 所示。产酸相由大口瓶、吸收瓶、量筒、胶塞及乳胶软管连接组成,产酸相有效容积 0.3 L,产甲烷相有效容积 0.4 L,顶部设置有漏斗状进料口,进料玻璃管插到沼液液面以下,以保证进料时产甲烷相的良好厌氧状态,底部设置出料口,甲烷收集软管通过培养箱排气孔穿出,连接箱外的吸收瓶,消化过程产生的气体经乳胶软管进入吸收瓶,同时将等体积的 3% NaOH 溶液压入到量筒,其中 CO₂、H₂S 等酸性气体易溶于碱液,即经过吸收瓶后,排入量筒的液体体积即为所产甲烷气体体积^[20]。

1.3 试验设计

生物质飞灰的添加比例设置 1 个空白,记作 CK; 4 个处理 1%、3%、4%和 5%(以餐厨垃圾计,即 $m_{\text{飞灰}}$:

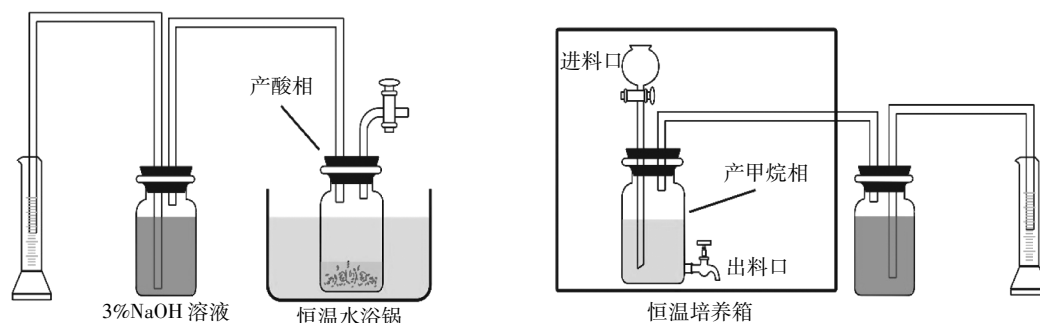


图 1 试验装置示意图

Figure 1 Schematic diagram of experimental equipment

$m_{\text{餐厨(湿基)}}$), 分别记作 T1、T2、T3 和 T4。在酸化相中分别加入 150 g 餐厨垃圾、50 g 接种液、100 g 蒸馏水和不同比例的生物质飞灰, 控制 TS 在 10% 左右; 在产甲烷相中装入 300 g 接种液和 100 g 蒸馏水。酸化相启动后, 从第 4 d 开始进出料。每日早上 8:00, 手动摇晃反应器后, 产甲烷相用筒量量取一定体积的沼液作为出料, 产酸相用量筒量取一定体积的发酵液进入到产甲烷相中, 每日配制一定体积的餐厨垃圾加蒸馏水和不同比例的炉灰(TS 在 10% 左右) 分别加入到不同处理的产酸相中, 酸化相的有机负荷为 $11.33 \text{ g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 产甲烷相的运行参数如表 3 所示。产酸相每次进出料后通氮气 1 min, 以保持厌氧环境。每日检测产酸相和产甲烷相的 pH 和产气量、挥发性脂肪酸(VFA)、氨氮、化学需氧量(COD)。

表 3 两相厌氧消化工艺运行参数

Table 3 The operating parameters of two-phase anaerobic digestion process

时间段/d	产酸相有机 负荷/ $\text{g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	产甲烷相有机 负荷/ $\text{g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	进出料量/mL	
			酸化相	产甲烷相
1~7	11.33	2.13	40	10
8~14	11.33	4.25	40	20
15~21	11.33	6.38	40	30
22~28	11.33	8.50	40	40

1.4 分析方法

日产气量采用排水集气法每日收集并记录体积; pH 值测定采用奥豪斯 3100/F 型 pH 计; VFA 含量测定采用分光光度法^[21]; 氨氮含量测定采用纳氏试剂分光光度法; COD 测定采用快速密闭消解法^[22]。实验所得数据应用 SPSS 软件进行分析, 应用 Origin 9.0 做图。

2 结果与讨论

2.1 生物质飞灰对产酸相的影响

餐厨垃圾进入产酸相后, 在水解菌作用下分解成小分子有机物进入产酸细菌细胞内部, 进一步转化为更简单的有机物, 如 VFA、醇类等, 同时产物中伴有 CO_2 和 H_2 等, 因此酸化相的产气量可以反映餐厨垃圾的水解酸化程度。如图 2 所示, 在酸化相启动阶段(1~3 d), 可以看出各处理的餐厨垃圾在第 1 d 迅速水解酸化, 产气量达到顶峰, CK、T1、T2、T3、T4 的产气量分别为 448、539、660、698、735 mL, 之后产气量迅速下降, 与 pH 值变化趋势一致; 从第 3 d 起, 产酸相的产气量基本稳定, 各处理的日产量均较低, 在 50~110 mL 之间。整个实验过程中, CK、T1、T2、T3、T4 的累积产气量分别为 1.92、2.35、2.92、3.22、3.71 L, T1、T2、T3、T4 的产气量分别比 CK 提高了 21.36%、51.71%、67.56% 和 92.56%, 说明生物质飞灰的添加对餐厨垃圾水解酸化有明显的促进作用, 且促进作用随添加量的增加而提高。

VFA 是厌氧消化过程中大分子有机物水解酸化的产物, 同时也是产甲烷菌所利用的底物, 其浓度反映了厌氧消化系统酸化进行的程度^[23]。如图 3A 所示, 产酸相启动后, 各处理的 pH 值从 7.2~7.5 迅速下降至 4.2~4.5, 第 2 d 之后缓慢下降, 并从第 4 d 至试验结

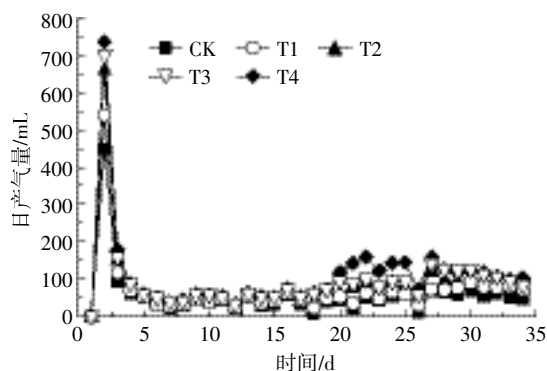
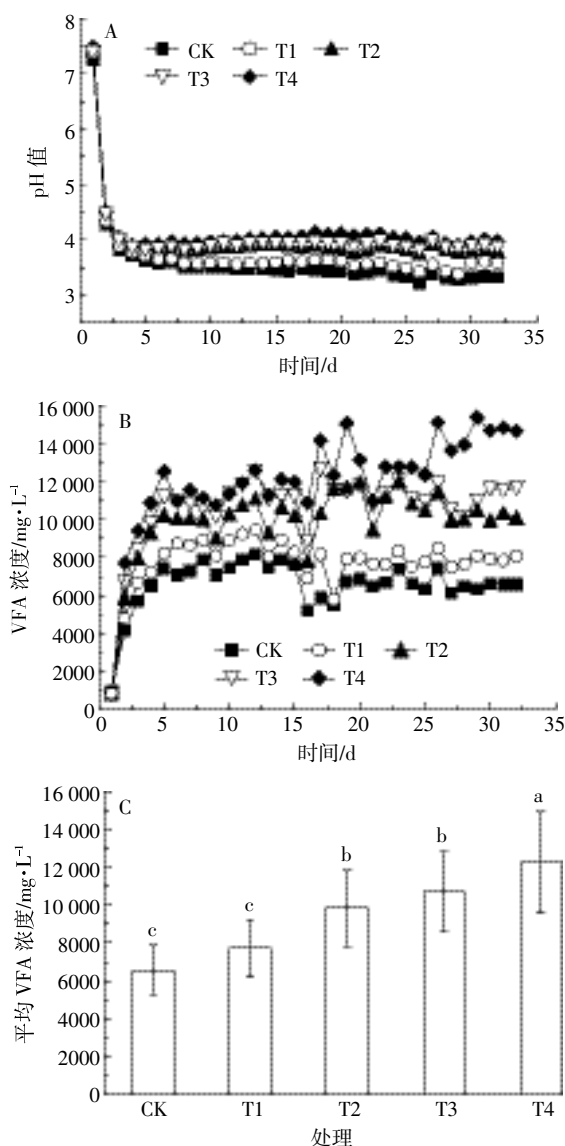


图 2 生物质飞灰对产酸相产气量的影响

Figure 2 Effect of biomass fly ash on biogas production in acidogenic reactor

束,CK、T1、T2、T3 和 T4 的 pH 值基本稳定在 3.3、3.6、3.8、3.9 和 4.0 左右。如图 3B 和图 3C 所示,在酸化相启动阶段(1~3 d),各处理的 VFA 浓度都迅速上升,并在第 4 d 达到稳定,整个试验阶段,CK、T1、T2、T3、T4 的 VFA 浓度平均为 6 577.96、7 729.73、9 845.45、10 717.60、12 225.3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,T2、T3、T4 处理的 VFA 浓度与 CK 和 T1 差异明显,达到显著水平,T1、T2、T3、T4 的 VFA 浓度分别比 CK 提高了 17.51%、49.67%、62.93%和 86.26%,说明生物质飞灰的添加对餐厨垃



不同小写字母表示各处理之间存在显著差异, $P < 0.05$ 。下同
Different lowercase letters indicate a significant difference at 5%
by Duncan test. The same below

图3 生物质飞灰对产酸相 pH 值和 VFA 浓度的影响

Figure 3 Effect of biomass fly ash on pH value and concentrations of VFA in acidogenic reactor

圾酸化有明显的促进作用,但添加量太小则不明显。当生物质飞灰的添加量在 3%~5% 时,促进效果比 CK 显著提高,产酸相的 VFA 浓度随着 pH 值的提高而上升,与刘振玲等^[24]研究结果一致。这是因为生物质飞灰是碱性材料,能调节系统的 pH 值,提高系统的缓冲能力,给酸化菌的代谢提供适宜的环境。

2.2 生物质飞灰对产甲烷相的影响

2.2.1 生物质飞灰对产甲烷相产气的影响

图 4 为不同处理的酸化相出料在进入产甲烷相的消化过程中产气量的变化情况。第 1~7 d,产甲烷相的有机负荷较低($2.13 \text{ g VS}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$),系统有机碳源不足,而微生物利用碳源进行细胞增长,所以各处理的日产气量均较低,且没有明显差异;第 8~14 d,产甲烷相的有机负荷为 $4.25 \text{ g VS}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,各处理的产气量开始上升并到达稳定,T2 的产气量($920\sim 990 \text{ mL}\cdot\text{d}^{-1}$)略高于 CK、T1、T3 和 T4 ($840\sim 850 \text{ mL}\cdot\text{d}^{-1}$);第 15~21 d,产甲烷相的有机负荷为 $6.38 \text{ g VS}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,此时日产气量 $\text{T2} > \text{T3} > \text{T4} > \text{T1} > \text{CK}$,且 T2 比 CK、T1、T3 和 T4 分别提高了 18.43%、5.70%、2.06%和 3.26%;第 22~28 d,产甲烷相的有机负荷为 $8.50 \text{ g VS}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,CK 和 T1 产气量迅速下降,而 T2、T3、T4 产气量呈现先上升后下降的趋势,这是因为添加生物质飞灰提高了产甲烷相的缓冲能力。但进料负荷过高时,产甲烷菌不能及时将体系中的 VFA 消耗转化成甲烷,体系中的 VFA 过高会使体系的 pH 值下降,抑制产甲烷菌的活性,导致了各处理的产气量开始下降,此时应该降低进料有机负荷或停止进料。整个实验过程中 CK、T1、T2、T3、T4 的累积产气量分别为 21.92、24.12、27.43、26.35、25.74 L,其中 T2 的累积产气量最高,较 CK、T1、T3、T4 处理分别高了 25.15%、13.70%、4.34%和 6.55%,说明

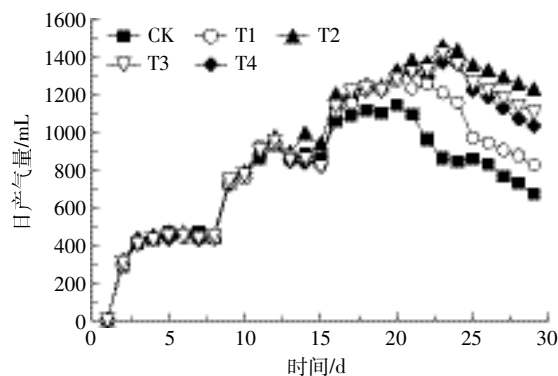


图4 生物质飞灰对产甲烷相产气量的影响

Figure 4 Effect of biomass fly ash on biogas production in methanogenic reactor

添加生物质飞灰可以促进产甲烷相的产气量,且最佳添加比例为 3%。

图 5A 为不同处理的酸化相出料在进入产甲烷相的消化过程中负荷产气量的变化情况,负荷产气量可以有效地反映出系统内微生物对有机物的利用程度^[25]。由图 5A 可以看出,第 1~7 d,产甲烷相的有机负荷较低($2.13 \text{ g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)时,各处理的负荷产气量均较高,均在 $500 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$ 以上,且没有明显差异;第 8~14 d,产甲烷相的有机负荷提高至 $4.25 \text{ g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,CK、T1、T2、T3、T4 的平均负荷产气量为 494.91、493.82、519.44、496.43、490.04 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$,T2 略高于其他处理;第 15~21 d,产甲烷相的有机负荷提高至 $6.38 \text{ g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,此时各处理的负荷产气量均略有下降,CK、T1、T2、T3、T4 分别为 422.38、473.27、500.26、490.13、484.47 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$;第 22~28 d,产甲烷相的有机负荷为 $8.50 \text{ g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,各处理的负荷产气量迅速下降,CK、T1、T2、T3、T4 分别为 232.81、288.65、391.05、364.95、350.84 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$ 。结合产气量的变化可以看出,在低有机负荷($2.13 \sim 4.25 \text{ g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)条件下,产酸相产生的有机酸能够被产甲烷菌完全利用,产气量和负荷产气量均随着负荷的提高而提高;当有机负荷提高至 $6.38 \text{ g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,产气量随之提

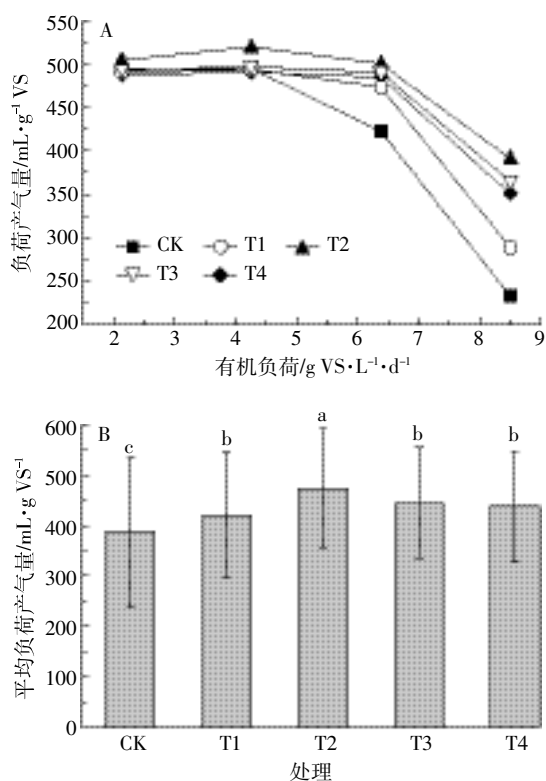


图 5 不同处理的产甲烷相负荷产气量的变化

Figure 5 Effects of different treatments on biogas production rate

高,但负荷产气量略有下降;当负荷继续提高至 $8.50 \text{ g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 时,各处理的产气量及负荷产气量均迅速下降,是因为进料负荷过大时,产甲烷菌不能及时将 VFA 消化处理,厌氧消化过程受到抑制。如图 5B 所示,在整个试验过程中,CK、T1、T2、T3、T4 的平均负荷产气量分别为 396.66、421.38、462.06、445.09、437.48 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$,T2 处理明显高于其他处理,且差异显著,较 CK、T1、T3 和 T4 分别平均提高了 16.48%、9.65%、3.81%和 5.62%;但是 T1、T3 和 T4 的平均负荷产气量差异不显著。综合产气量和负荷产气量的变化,产甲烷相在低有机负荷时,负荷产气量高但产气量低,产甲烷菌活性不高;高有机负荷又容易造成 VFA 累积,产气量下降;因此本实验的餐厨垃圾产甲烷相的最适有机负荷为 $6.38 \text{ g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,略高于李政伟等^[26]试验的 $6.04 \text{ g VS} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

2.2.2 生物质飞灰对产甲烷相稳定性的影响

VFA 和氨氮为微生物的生长提供碳源和氮源,又作为产甲烷相的缓冲剂,调节 pH 值,维持微生物生长的生理环境,因此是表征厌氧消化系统稳定性的重要指标^[27]。图 6 为不同处理的酸化相出料在进入产甲烷相后消化液 VFA、氨氮变化情况。如 6A 所示,在

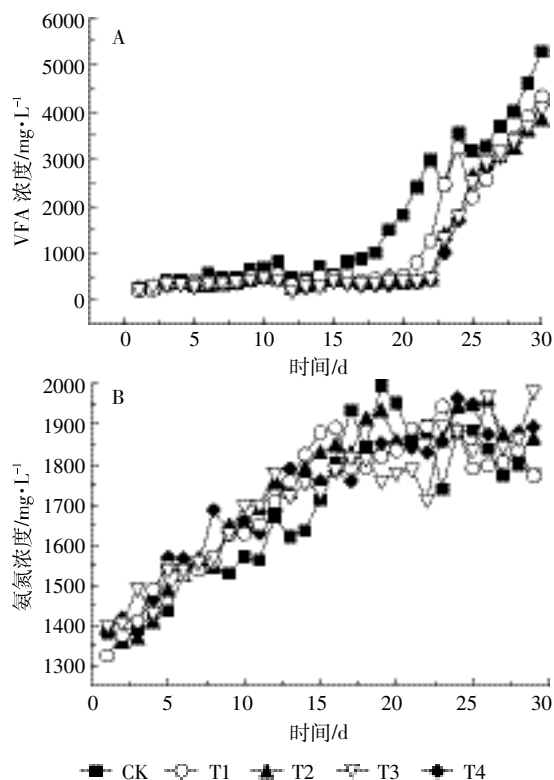


图 6 产甲烷相消化液 VFA、氨氮浓度的变化

Figure 6 The concentrations of VFA and ammonia nitrogen in methanogenic reactor

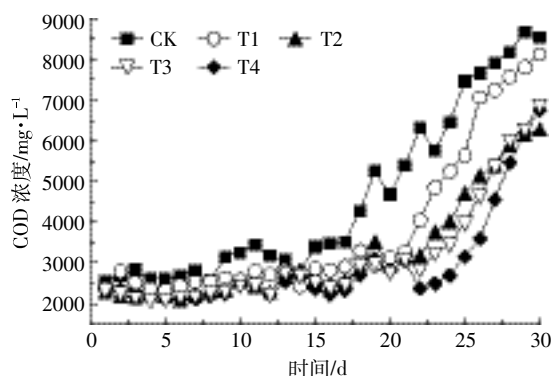


图7 产甲烷相消化液 COD 浓度的变化

Figure 7 The concentrations of COD in methanogenic reactor

低中负荷时(第1~21 d),各处理的VFA浓度维持在300~800 mg·L⁻¹;在高负荷时(22~28 d),CK的VFA浓度迅速上升至5000 mg·L⁻¹左右,远超产甲烷相正常运行VFA的上限浓度3000 mg·L⁻¹[27],而T1、T2、T3、T4处理上升至3000 mg·L⁻¹左右,系统稳定性一般,这是因为在高负荷时,系统水力停留时间减少,菌体流失较多,而产甲烷菌的平均生长周期在7 d左右,导致系统内有机酸不能及时被产甲烷菌转化利用。如图6B所示,各处理产甲烷相的氨氮浓度出现了明显的上升现象,从1300~1400 mg·L⁻¹提高至1700~2000 mg·L⁻¹,这是因为餐厨垃圾中含有大量的有机氮,多以蛋白质的形式存在,厌氧消化过程中,蛋白质水解为氨基酸,并进一步被转化为氨氮,但厌氧消化对氨氮去除效率并不高,通常认为氨氮浓度不超过1500 mg·L⁻¹时,不会对厌氧消化过程有明显的抑制作用,超过3000 mg·L⁻¹才会产生抑制作用[28-29]。

图7为不同处理的酸化相出料进入产甲烷相后消化液COD变化情况。在低中负荷时,产甲烷菌能迅速将有机物转化为甲烷,保持系统的稳定,此时各处理的产甲烷相COD浓度均比较低,稳定在2000~3000 mg·L⁻¹;在高负荷时(8.50 g VS·mL⁻¹·d⁻¹),CK产甲烷相的COD浓度迅速上升,而T1、T2、T3、T4的COD浓度缓慢上升,虽然酸抑制现象影响了产甲烷菌的活性,导致产甲烷菌不能将小分子有机物及时转化为甲烷,使有机物累积,但添加生物质飞灰可以提高系统的缓冲能力,维持系统的产气效率。在第1~21 d时,CK、T1、T2、T3、T4处理的平均COD去除率分别为89.64%、91.66%、92.69%、92.33%和92.48%;当系统出现酸抑制后(第22~28 d),CK、T1、T2、T3、T4处理的平均COD去除率分别下降至78.40%、81.01%、88.38%、85.60%和85.93%。

3 结论

(1)在酸化相中添加生物质飞灰可以提高酸化相的pH值,促进产酸菌的酸化作用,且差异显著。随着添加比例的增加,添加3%的生物质飞灰(以餐厨垃圾计,WB)产酸相的VFA浓度比CK提高了49.66%。

(2)在本试验中,添加3%生物质飞灰的产甲烷相产气效果最好,累积产气量为27.43 L,比0%、1%、4%和5%的飞灰添加比例分别提高了25.15%、13.70%、4.34%和6.55%;平均负荷产气量为490.33 mL·g⁻¹VS,比0%、1%、4%和5%的飞灰添加比例分别提高了22.49%、12.35%、6.36%和8.22%。

(3)产甲烷相在高有机负荷(8.50 g VS·L⁻¹·d⁻¹)时,添加生物质飞灰的处理比空白(CK)的系统稳定性好;各处理的氨氮浓度均上升至1700~2000 mg·L⁻¹,并未对厌氧消化过程产生明显的抑制作用。

参考文献:

- [1] 张玉静, 蒋建国, 王佳明. pH值对餐厨垃圾厌氧发酵产挥发性脂肪酸的影响[J]. 中国环境科学, 2013, 33(4): 680-684.
ZHANG Yu-jing, JIANG Jian-guo, WANG Jia-ming. Effect of pH value on VFA concentration and composition during anaerobic fermentation of kitchen waste[J]. *China Environmental Science*, 2013, 33(4): 680-684.
- [2] 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(4): 2085-2091.
- [3] Zhang W L, Zhang L, Li A M. Anaerobic co-digestion of food waste with MSW incineration plant fresh leachate: Process performance and synergistic effects[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 259(45): 795-805.
- [4] 王 星, 王德汉, 马 磊. 膨润土的添加用量对餐厨垃圾厌氧消化过程的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(1): 330-334.
WANG Xing, WANG De-han, MA Lei. Influence of bentonite dosages on anaerobic digestion of food waste[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(1): 330-334.
- [5] Li Y, Park S Y, Zhu J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste[J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2011, 15(1): 821-826.
- [6] 黄丽丽, 张 妍, 商细彬, 等. 餐厨垃圾两相厌氧发酵工艺恶臭排放特征[J]. 安全与环境学报, 2016, 16(3): 252-256.
HUANG Li-li, ZHANG Yan, SHANG Xi-bin, et al. Odor emission characteristic features of the two-phase anaerobic fermentation of the kitchen waste[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2016, 16(3): 252-256.
- [7] Zhang C S, Su H J, Baeyens J, et al. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production[J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2014, 38(5): 383-392.

- [8] 张笑,蔡玮玮,王利红,等.固含率对酒糟与餐厨垃圾混合厌氧发酵产沼气的影晌[J].农业环境科学学报,2013,32(5):1078-1084.
ZHANG Xiao, CAI Wei-wei, WANG Li-hong, et al. Influence of total solid contents on anaerobic co-digestion from distiller's grains and food waste for methane production[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(5):1078-1084.
- [9] 裴占江,刘杰,王粟,等.餐厨垃圾厌氧消化工艺研究[J].可再生能源,2015,33(2):289-295.
PEI Zhan-jiang, LIU Jie, WANG Su, et al. Study on the process of anaerobic digestion of food wastes[J]. *Renewable Energy Resources*, 2015, 33(2):289-295.
- [10] 陈坚,童晓庆.两相厌氧工艺的研究现状及其应用[J].环境科技,2009,22(4):65-69.
CHEN Jian, TONG Xiao-qing. Research and application of two-phase anaerobic process[J]. *Environmental Science and Technology*, 2009, 22(4):65-69.
- [11] 张振,韩宗娜,盛昌栋.生物质电厂飞灰用作肥料的可行性评价[J].农业工程学报,2016,32(7):200-205.
ZHANG Zhen, HAN Zong-na, SHENG Chang-dong. Feasibility evaluation of biomass fly ashes from power station using as fertilizer[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32(7):200-205.
- [12] 易珊,石伟勇,陈新炉,等.生物质灰肥特性及对杨梅生长发育与果实品质的影响[J].土壤,2015,47(5):880-885.
YI Shan, SHI Wei-yong, CHEN Xin-lu, et al. Characteristics of biomass ash fertilizer and its effects on growth and fruit qualities of red bayberry[J]. *Soils*, 2015, 47(5):880-885.
- [13] Wang G L, Shen L H, Sheng C D. Characterization of biomass ashes from power plants firing agricultural residues[J]. *Energy & Fuels*, 2011, 26(1):102-111.
- [14] 黄容,高明,廖燕妮,等.生物质灰渣与化肥混合对氨挥发的影响[J].土壤学报,2014,51(5):1160-1167.
HUANG Rong, GAO Ming, LIAO Yan-ni, et al. Effects of bio-ash mixed with chemical fertilizer on ammonia volatilization[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51(5):1160-1167.
- [15] Olli D, Hannu N, Risto P, et al. Heavy metal concentrations in bottom ash and fly ash fractions from a large-sized (246 MW) fluidized bed boiler with respect to their Finnish forest fertilizer limit values[J]. *Fuel Processing Technology*, 2010(91):1634-1639.
- [16] Jala S, Goyal D. Fly ash as a soil ameliorant for improving crop production: A review[J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97(9):1136-1147.
- [17] Vassilev S V, Baxter D, Andersen L K, et al. An overview of the composition and application of biomass ash: Part 2. Potential utilization technological and ecological advantages and challenges[J]. *Fuel*, 2013, 105(2):19-39.
- [18] Pérez-Villarejo L, Eliche-Quesada D, Iglesias-Godino F J, et al. Recycling of ash from biomass incinerator in clay matrix to produce ceramic bricks[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 95:S349-S354.
- [19] 何芳,于如军,张毅,等.成灰温度对三种生物质灰及其元素水溶性的影响[J].农业工程学报,2015,31(8):227-232.
HE Fang, YU Ru-jun, ZHANG Yi, et al. Effects of ash forming temperature on water-soluble fraction of biomass ash and its elements[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31(8):227-232.
- [20] 马磊,王德汉,谢锡龙,等.接种量对餐厨垃圾高温厌氧消化的影响[J].农业工程学报,2008,24(12):178-182.
MA Lei, WANG De-han, XIE Xi-long, et al. Influence of inoculum on thermophilic anaerobic digestion of food waste[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2008, 24(12):178-182.
- [21] 中国科学院成都生物研究所.沼气发酵常规分析[M].北京:北京科学技术出版社,1984.
Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences. General analysis of biogas fermentation[M]. Beijing: Science and Technology Press, 1984.
- [22] 国家环境保护局.水和废水监测分析方法[M].北京:中国环境科学出版社,2002.
State Department of Environmental Conservation. Determination methods for examination of water and wastewater[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [23] 郭燕锋,孔晓英,刘婉玉,等.有机负荷对厨余垃圾常温厌氧发酵产甲烷的影响[J].农业工程学报,2011,27(增刊1):96-100.
GUO Yan-feng, KONG Xiao-ying, LIU Wan-yu, et al. Effects of organic loading rate on anaerobic digestion of food waste at room temperature[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27(Suppl 1):96-100.
- [24] 刘振玲,堵国成,刘和,等.食品废弃物厌氧消化产乙酸的研究[J].环境污染与防治,2007,29(1):49-52.
LIU Zhen-ling, DU Guo-cheng, LIU He, et al. Production of volatile fatty acids during anaerobic digestion of food wastes[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2007, 29(1):49-52.
- [25] 王龙,邹德勋,刘研萍,等.进料负荷对中试规模餐厨和果蔬混合厌氧消化的影响[J].中国沼气,2014,32(1):37-42.
WANG Long, ZOU De-xun, LIU Yan-ping, et al. Pilot-scale anaerobic co-digestion of food waste and fruit/vegetable waste: Effect of organic loading rate[J]. *China Biogas*, 2014, 32(1):37-42.
- [26] 李政伟,尹小波,王星,等.餐厨垃圾高温中试两相厌氧发酵的稳定性[J].环境工程学报,2016,10(11):6662-6668.
LI Zheng-wei, YIN Xiao-bo, WANG Xing, et al. A pilot-scale study on the stability of two phase anaerobic digestion of food waste under thermophilic conditions[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(11):6662-6668.
- [27] 吴婉娥,葛红光,张克峰.废水生物处理技术[M].北京:化学工业出版社,2003.
WU Wan-e, GE Hong-guang, ZHANG Ke-feng. Biological treatment technology of wastewater[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2003.
- [28] Karthikeyan O P, Visvanathan C. Bio-energy recovery from high-solid organic substrates by dry anaerobic bio-conversion processes: A review[J]. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2013, 12(3):257-284.
- [29] Omil F, Mendez R, Lema J M. Anaerobic treatment of saline wastewaters under high sulphide and ammonia content[J]. *Bioresource Technology*, 1995, 54(3):269-278.