第 26卷第 2期 环 境 科 学 学 报 Vol 26, No 2
2006年 2月 Acta Scientiae Circumstantiae Feb., 2006

王 星, 王德汉, 徐 菲. 2006 矿物材料对餐厨垃圾厌氧消化的影响研究 [J]. 环境科学学报, 26(2): 256- 261
Wang X, W D H, Xu F. 2006. Effect of minerals on anaerobic digestion of food waste[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 26(2): 256- 261

矿物材料对餐厨垃圾厌氧消化的影响研究

王 星, 王德汉*, 徐 菲

华南农业大学资源环境学院, 广州 510642

收稿日期: 2005206217 修回日期: 2005212213 录用日期: 2005212214

摘要: 在试验的基础上研究了 3种矿物材料膨润土、斜发沸石、粉煤灰对富含钠离子的餐厨垃圾厌氧消化过程的影响. 结果表明, 在发酵温度为 35e 、底物固含量 (TS)为 10%、添加物用量为 1% (质量分数, 以消化底物计)时, 膨润土、沸石粉、粉煤灰对含盐餐厨垃圾的厌氧发酵消化液中的钠离子具有良好的吸附性能, 吸附率分别为 13. 75%、10. 11%、7. 99%. 在未使用无机矿物的情况下, 当钠离子浓度为 3000~ 4000 mg L- 1时, 含盐餐厨垃圾的的厌氧消化过程受到 Na+ 离子的明显抑制. 从产气量分析, 3种矿物材料均能明显促进餐厨垃圾的厌氧消化过程, 与空白对照试组相比, 膨润土、斜发沸石、粉煤灰分别使产气量提高了 131%、82%和 45%. 三者对甲烷气产量的促进影响强弱顺序是, 膨润土 > 斜发沸石 > 粉煤灰. 初步讨论了这 3种矿物材料提高餐厨垃圾厌氧消化甲烷产量的作用机理.

关键词: 矿物材料; 餐厨垃圾; 厌氧消化

文章编号: 025322468(2006)0220256206 中图分类号: X705 文献标识码: A

Effect of minerals on anaerobic digestion of food waste

WANG Xing, WANG Dehan*, XU Fei

College of Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642

Received 17 June 2005; received in revised form 13 December 2005; accepted 14 December 2005

Abstracts: The effects of three different kinds of inorganic minerals additives (bentonite, clinoptilolite, coal ash fly) on anaerobic digestion of sodium2rich food waste were explored. The results showed that kept at mesophilic temperature (35e), 10% total solid content, and 1% additives(w/w substrate), the three minerals had good adsorption characters to sodium ion in sodium2rich food waste digestion substrate, and the adsorption efficiency to the sodium were 13. 75%, 10. 11% and 7. 99%, respectively, which namely the bentonite's adsorption to sodium was the highest. The sodium2rich food waste digestion was drastically inhibited by sodium ion at the level of 3000~ 4000mg L- 1 with nom inerals additives. As for the gas production, each sort of the three inorganic minerals significantly enhanced the anaerobic digestion of sodium2rich food waste. Compared with the blank control, the total gas production enhanced 131%, 82% and 45% respectively, and the sequence of improvement efficiency is: bentonite > clinoptilolite> coal ash fly. The mechanism about the facilitating the anaerobic digestion with the addition of inorganic minerals was also briefly discussed.

Keywords: minerals; food waste; anaerobic digestion

餐厨垃圾是城市生活垃圾中有机相的主要来源, 主要以淀粉类、食物纤维类、动物脂肪类等有机物质为主要成分, 具有高固含量、高油脂、高盐分以及易腐发臭、易生物降解等特点. 因此, 国外普遍采用厌氧消化的方式来处理餐厨垃圾.

在厌氧消化的过程中, 甲烷菌对盐类较为敏感, 尤其是当钠盐的浓度突然增加时, 厌氧消化过程的正常运行会受到冲击. 为了避免钠盐对甲烷菌的抑制作用, 消化过程中常常用清水来稀释发酵底物, 但是采用稀释的方法将导致发酵容器体积的扩大和投资成本的增加 (Chika et al, 2005).

对于如何降低盐类物质对厌氧消化过程的影响, 国外不少学者利用无机矿物材料的良好吸附性能和离子交换性能, 将其应用于农业有机废弃物的厌氧消化上, 并取得了良好的效果. Angelidaki等 (1993)研究了膨润土在牛粪高温厌氧消化中的脱氨效应, Milan等 (2001)研究了天然沸石、斜发沸石、发光沸石、蒙托石等矿物材料在猪场废弃物厌氧消化过程中对氨盐的去除效果. 目前国内对于餐厨垃圾的厌氧消化研究还处于初期摸索阶段, 现有的工作都集中在餐厨垃圾厌氧消化的产气潜力研究上, 而关于如何减轻盐类物质对餐厨垃圾厌氧消

作者简介: 王星 (1981一), 男, 硕士研究生; * 通讯作者 (责任作者), E2mail: dehanwang@scau.edu.cn

Biography: WANG Xing(1981一), male, master candidate; * Corresponding author, E2mail: dehanwang@scau.edu.cn

化抑制作用的研究还未见报道. 本文在国外同行的研究基础上利用沸石粉等矿物材料, 研究矿物材料对餐厨垃圾厌氧消化产气性能的影响, 并探寻影响餐厨垃圾厌氧消化产气性能的关键因素, 旨在为今后餐厨垃圾的规模化处理提供理论依据.

1　材料和方法 (Materials and methods)

1.1　餐厨垃圾

由于餐厨垃圾的成分随地域、季节及居民生活习惯及饮食习惯等众多因素存在明显的差异, 因此, 试验中所用到的餐厨垃圾是按照广东居民饮食习惯自行配置的餐厨垃圾, 其中各种物质的比例见表 1. 餐厨垃圾经机械打浆, 制成糊状半流体态, 于冷柜内 (- 4e)保存备用.

表 1　餐厨垃圾组成成分

Table 1　The components of simulated kitchen waste

成分	米饭	生菜	肥肉	瘦肉	鱼肉
比例	60%	20%	10%	5%	5%

1.2　污泥的驯化

厌氧消化所用污泥种泥取自学校化粪池, 其外观为黑色絮凝状物质, 污泥取回后于塑料瓶内密封, 并置于冰箱 (4e)保存. 试验开始前 2周, 将污泥种泥与蒸馏水等体积混合均匀后, 装入发酵瓶, 密封, 置于 35e 恒温箱驯化一周. 污泥及餐厨垃圾的基本性质见表 2, 其中 P以 P_2O_5计, K以 K_2O计.

表 2　污泥与餐厨垃圾的基本性质

Table 2　Basic characteristics of kitchen waste and sludge

材料	TS	VS/TS	N	P	K	Na /(mg·kg^{-1})
污泥	9.02%	46.11%	3.36%	2.36%	0.48%	300
垃圾	18.71%	98.63%	2.30%	0.43%	0.25%	620

1.3　无机矿物材料

试验选用沸石粉、膨润土、粉煤灰 3种矿物材料做为添加物. 沸石种类为斜发沸石, 河南产; 膨润土为天然膨润土, 广东南海产; 粉煤灰取自广州发电厂.

1.4　试验装置

本次试验的装置及流程图如图 1所示. 试验装置由以下部分构成: 600 mL的 3颈发酵瓶 (有效容积 500 mL), 酸性气体吸收瓶 (内部填充 $Ca(OH)_2$、工业硅胶), 微型三通活塞, 1000 mL集气瓶, 100 mL量筒. 发酵瓶经聚乙烯管与酸性气体吸收瓶相连, 发酵过程产生的生物气经过吸收瓶后进入集气瓶, 同时等体积的水被压入到量筒, 量筒的读数为所产生物气的体积. 由于生物气经过了 $CaCl_2$、工业硅胶的吸附, 其中水蒸气、CO_2等酸性气体均被吸收, 因此, 经过酸性气体吸收瓶之后的气体可以视为纯甲烷 (幽景元等, 2003)

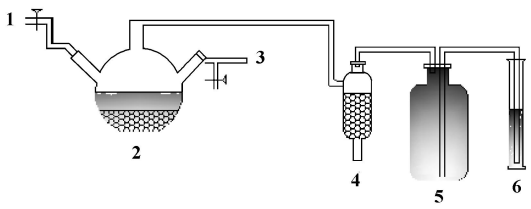


图 1　试验装置及流程图 (1. pH调节口 , 2. 消化瓶, 3. 取样口, 4. 酸性气体吸收瓶, 5. 集气瓶, 6. 量筒)

Fig. 1　Experimental configuration (1. pH adjust port, 2. digestion bottle, 3. sample port, 4. acid gas absorption bottle, 5. gas container, 6. measuring cylinder)

1.5　试验方法

试验主要考察上述 3种矿物材料对餐厨垃圾厌氧消化过程的影响. 取 150 g餐厨垃圾、150 g种泥, 3 g NaCl, 200 g蒸馏水装入发酵瓶 (TS控制在 10%左右), 同时加入 5 g吸附材料, 每个处理设置 2个重复. 试验采用 2个对照处理, 分别为 CK处理和 NE处理. CK处理不加 NaCl和矿物材料, NE处理加入 3g NaCl, 但是不加入矿物材料. 具体试验条件见表 3. 试验材料入瓶后, 充入氮气 2min以排除氧气、二氧化碳, 瓶口以胶塞塞住, 石蜡封口.

表 3　试验处理

Table3　The conditions of the experiment

处理编号	使用添加物
CK	无添加物, 无 NaCl
NE	无添加物, NaCl
BE	膨润土, NaCl
AS	粉煤灰, NaCl
ZE	斜发沸石, NaCl

根据以往的经验, 餐厨垃圾厌氧消化启动初期发酵底物会迅速酸化水解、pH大幅降低, 对甲烷菌造成一定的抑制作用, 因此, 为了降低 pH对厌氧消化过程的影响, 在试验进行初期 (前 3d), 用 3%的 KOH溶液调节底物 pH (调至 6. 5左右). 调节方法为: 将注射器与 pH调节口的微型三通阀连接, 注入少量的 KOH溶液然后稍稍摇动发酵瓶, 接着从取样

口抽出少量发酵液测量其 pH, 反复操作直到发酵液 pH 调为 6.5左右. 为了避免外来 Na^+ 对试验的影响以及 Na^+ 积累对甲烷菌的抑制作用, 发酵过程中 pH 的调节采用的是 3% 的 KOH 溶液. 同时, 考虑到 K^+ 的引入可能会对消化过程造成一定的影响, 因此, pH 的调节时间控制为 4d.

1.6 测试项目及方法

固体浓度 (TS)和挥发性固体物 (VS): 烘干法 (贺延龄, 1998). 挥发性有机酸 (VFA): 蒸馏滴定法 (贺延龄, 1998). pH 值: pHS-25型精密 pH 计测定. 金属离子: 取消化液经 30 min, 400 #·min^{-1}高速离心后用原子吸收法测定. 产气量: 排水集气法.

1.7 数据分析方法

数据分析采用 SAS 8.0软件分析, 统计方法采用 DUNCAN 多重比较及 ANOVA方差分析.

2 试验结果 (Results)

2.1 厌氧消化过程中 VFA的变化

图 3显示了试验过程中, 消化液中 VFA含量的变化情况. VFA 的浓度由最初的 1500 ~ 1800 mg#L^{-1}逐渐递增到消化结束时的 25000 mg#L^{-1}左右, 整个消化过程中 VFA浓度最高达到了 34645 mg#L^{-1}. 消化过程的前 4天调节了发酵底物的 pH, 此阶段的 VFA浓度较稳定. 停止调节 pH 后, 底物酸化程度加剧, 消化液中 VFA浓度剧增, 表明此消化过程以酸化阶段为主.

从试验开始到第 10d时, 各处理的 VFA变化趋势均大致相同, 在试验进行到 11d时, 除处理 CK之外, 其它处理的 VFA浓度均达到消化过程后期的最低值, 此后 BE处理的 VFA浓度保持稳定, 并持续到试验结束, 而 ZE、AS的 VFA浓度则保持上升的趋势.

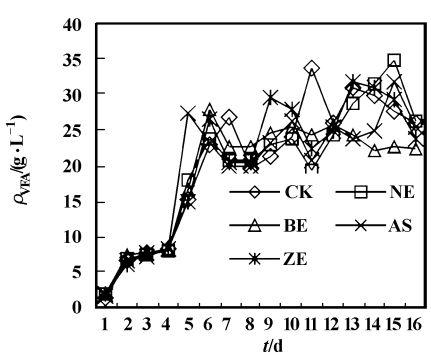


图 2 发酵过程中 VFA浓度变化曲线

Fig. 2 Variation of VFA concentration during anaerobic digestion

2.2 厌氧消化过程中 pH的变化与产气量的关系

图 3显示了发酵过程中 pH的变化情况. 厌氧消化过程中, 各处理的 pH 变化趋势基本一致, 没有明显的差异. 发酵过程前 4天, pH 维持在 6.5左右, 此阶段的产气量呈逐日上升的趋势, 从发酵第 5天开始, 停止调节 pH, 此时 pH从开始的 6.6左右降低到 3.5左右, 之后缓慢上升并基本保持在 6.0左右.

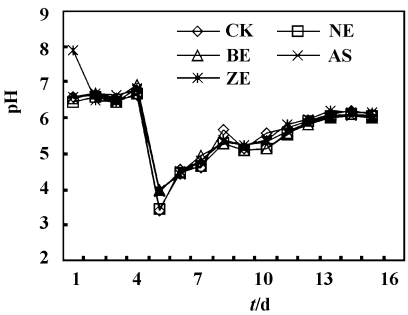


图 3 厌氧消化过程中 pH的变化曲线

Fig. 3 Variation of pH during anaerobic digestion

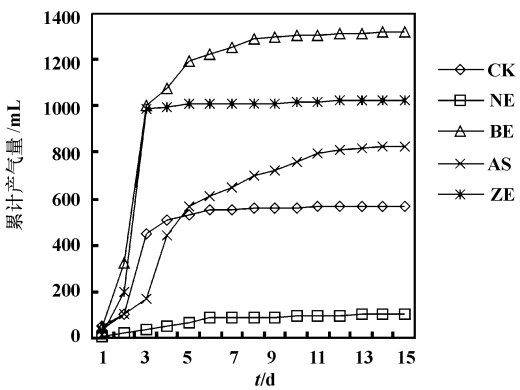


图 4 各处理的累积产气量变化曲线

Fig. 4 Variation of the cumulative methane production

从各处理的累计产气量来看, CK、NE、BE、ZE、AS在 pH 调节阶段的产气量分别占整个发酵过程产气量的 82.68%、45.28%、85.43%、96.16%、41120%, BE和 ZE处理在未调节 pH 阶段几乎停止产气, AS处理在此阶段产气量的增幅有一定程度降低, 但是与 BE、ZE 处理相比, 其受 pH 变化的影响程度最小. 试验所用的粉煤灰 (AS) pH 为 10.35, 而膨润土 (BE)和沸石粉 (ZE)的 pH 分别为 8.87、9126. 由此可看出在不调节 pH 时, 粉煤灰较强的碱性可以中和体系中的酸度, 从而缓解 pH 变化对发酵过程的负面影响, 使得 AS处理在消化过程后期

的产气量维持相对稳定.

2.3 不同矿物材料在含盐餐厨垃圾厌氧消化时对钠离子的吸附效果

图 5显示出添加了矿物材料的含盐餐厨垃圾在消化结束时的钠离子含量差异. 3个添加矿物材料的处理 BE、AS、ZE,其消化液中钠离子浓度均明显低于处理 NE,且差异显著 ($p < 0.01$). 采用膨润土、沸石粉、粉煤灰的 3个处理中发酵液钠离子的浓度与对照 NE相比,膨润土、沸石粉、粉煤灰对消化液中钠离子的吸附率分别为 13.75%、10.11%、7.99%.

在发酵试验结束后对消化液中的金属离子 Ca^{2+}、Mg^{2+}、Ni^{+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Fe^{2+}、Mn^{2+} 的浓度进行了测定,其结果如表 4所示. 添加了矿物材料的处理,钠离子的浓度均均低于对照处理,而其它金属离子的浓度却高于对照处理,可看出这 3类矿物材料的离子交换性能使消化液中的钠离子被矿物材料所吸附,其中膨润土的离子交换性能是所采用矿物材料中最优秀的.

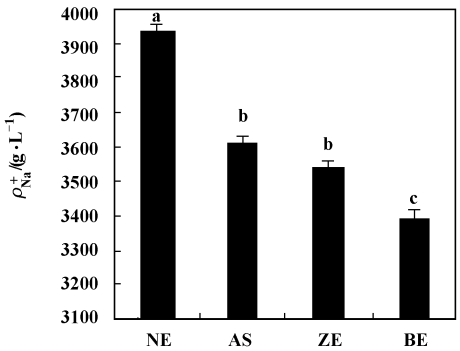


图 5　消化结束后发酵液中钠离子浓度 (不同字母表示各处理间存在显著差异, $p < 0.01$)

Fig. 5　The sodium concentration of supernatant after anaerobic digestion with addition of minerals (Different letters indicate a significant difference at 1% level DUNCAN test)

表 4　消化液中的金属离子的浓度

Table 4　The metal ions of the supernatant

处理编号	Q_{Ca}/(mg·L^{-1})	Q_{Mg}/(mg·L^{-1})	Q_{Mn}/(mg·L^{-1})	Q_{Cu}/(mg·L^{-1})	Q_{Fe}/(mg·L^{-1})	Q_{Zn}/(mg·L^{-1})	Q_{Na}/(mg·L^{-1})	Q_{Ni}/(mg·L^{-1})
发酵前	218.04±14.90	28.78±4.52	10.43±1.29	3.13±0.15	10.12±0.34	14.6625±1.01	98.21±4.06	0.20±0.05
BE	498.19±6.63	85.29±3.86	32.15±1.66	8.23±0.77	13.56±0.94	40.9125±1.49	3392.59±12.27	0.27±0.06
AS	479.63±9.76	77.22±1.85	36.3±1.42	6.14±0.57	14.85±0.87	28.4125±0.97	3619.32±12.36	0.41±0.03
ZE	437.75±8.26	69.21±4.74	36.6±2.44	5.32±0.40	12.11±0.51	33.4125±1.12	3535.78±16.98	0.29±0.03
NE	336.13±10.20	43.2±1.54	19.58±0.34	4.16±0.21	10.45±0.35	17.1625±0.72	3933.45±26.01	0.22±0.03
CK	354.26±8.20	47.52±2.77	11.33±0.61	3.18±0.09	11.13±0.30	18.4125±0.63	163.9±6.34	0.22±0.03

2.4 矿物材料对含盐餐厨垃圾厌氧消化甲烷产量的影响

图 6显示了不同处理的生物气产量. 添加了膨润土的 BE处理与对照 NE相比,生物气产率为 NE的 10倍. 对于未添加矿物材料的 2个对照处理 NE、CK,由于 CK未加入 NaCl,不存在高浓度钠离子的影响,因此这两者的生物气产量存在明显差异 ($p < 0.01$). 空白处理 CK的生物气产率为处理 NE的 6倍,而处理 CK的钠离子浓度却为 NE的 1/2,可见在没有使用矿物材料的情况下,过高的 Na^{+} 浓度对厌氧消化过程存在明显的抑制作用. 矿物材料的应用明显提高了生物气的产量,与空白对照处理 CK相比, BE、ZE、AS分别达到了 CK处理生物气产量的 2.31倍、1.82倍、1.45倍. 在添加了矿物材料的处理中, BE处理的生物气产量最高,分别是 AS处理的 1.59倍和 ZE处理的 1.27倍. 此现象与张仁泉等人 (1996)的研究结果相同,他们研究发现在亚铵

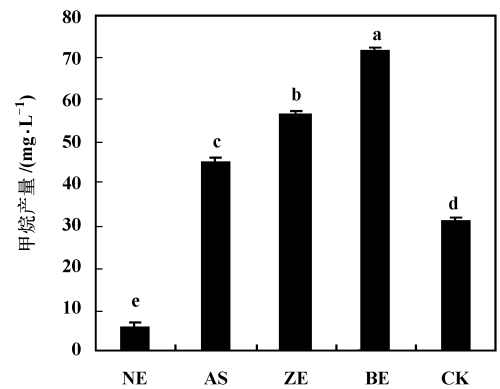


图 6　不同处理的生物气产量 (不同字母表示各处理间存在显著差异, $p < 0.01$)

Fig. 6　Biogas production rate of the different conditions (Different letters indicate a significant difference at 1% level DUNCAN test)

废液厌氧发酵过程中,投加膨润土、活性炭、硫酸亚铁均对厌氧消化系统的生物气总产量有促进作用,

但是与其他添加物相比, 膨润土具有最佳效果.

3 讨论 (Discussion)

3.1 发酵过程中 VFA的变化及其与产气量的关系

挥发性脂肪酸是厌氧消化过程中有机物降解时产生的重要中间产物, 是甲烷菌产生甲烷的基础, 也是厌氧微生物新陈代谢活动的重要指标 (Björnsson, et al, 2000). 因此, VFA的代谢平衡是厌氧反应器稳定运行的关键. 消化过程前 4d, 由于 pH 处于 6.5左右, 甲烷菌未受到 VFA 的积累和游离 VFA带来的抑制作用, 此时出现了明显的产气高峰 (图 4). 在消化过程的中后期, 各处理的 VFA浓度均在 $2@10^4$ mg·L^{-1}上, 而 pH 维持在 5.5~6.0 之间, 因此, 表明此时的 VFA 大部分以游离态形式存在于厌氧消化系统中. 由于游离态的 VFA对甲烷菌有较强的毒害作用 (贺延龄, 1998), 因此消化系统的后期产气量出现明显下降.

从整个消化过程的 VFA浓度变化趋势来看, 矿物材料的应用没有促进厌氧微生物对 VFA的利用率, 使得 VFA在整个消化过程中呈现出不断累积的趋势, 以致产气量在消化中后期出现明显下降的现象. Marouani等人 (2002)在对蔬菜类餐厨垃圾的厌氧消化研究中也发现了类似的 VFA 累积现象; 当底物 TS浓度在 8%, 消化工艺采取间歇式一次性投料时, 发酵过程出现明显的 VFA 累积, pH 急剧下降且不可逆转.

3.2 3种矿物材料促进餐厨垃圾厌氧消化产气量的机理探讨

在厌氧消化过程中, NE 处理曾多次出现污泥膨胀的现象, 发酵瓶中污泥和底物在膨胀时占据发酵瓶 90% 左右的容积, 每次污泥膨胀持续 1~2h, 此后膨胀现象自行消失, 而矿物材料处理未出现膨胀现象且消化底物与消化液界面分明. 试验中 NE处理所产生的污泥膨胀及自行消除的机理可能是消化过程中 pH 的波动所导致的. 由于系统内 pH 的变化范围绝大部分时间是在 4.5~6.0之间, 而污泥菌胶团表面蛋白质的等电点也大致处于这个范围内, 因此系统 pH 的波动会导致污泥菌胶团表面电荷的变化, 从而出现了污泥菌胶团之间由于电荷变化而产生的污泥膨胀以及膨胀消失的现象. 而 BE、AS、ZE这些添加了矿物材料的处理未出现污泥膨胀, 其原因可能在于矿物材料在消化过程中会形成硅酸钙、硅酸铝等凝聚性化合物, 从而产生了一定的絮凝作用, 同时这些物质对 pH 有一定的缓冲作用, 因此可以相对消除由 pH 波动而带来的影响.

试验所选择的 3种矿物材料由于结构的不同, 其离子交换能力和吸附性能也存在差异. 粉煤灰是以 SiO_2和 Al_2O_3为主要成份, 并含有不同量 CaO, Fe_2O_3及未燃尽炭的一种硅铝酸盐类物质, 具有一定的网状结构. 在本研究中, 粉煤灰在消化过程中释放的 Ni^{2+}浓度为各处理最高, 达到了 0.41 mg·L^{-1}. Ni^{2+}在厌氧消化过程中能够增强依赖 Ni^{2+}的特异酶的活性, 促进底物的充分甲烷化, 提高沼气产量 (Geeta et al, 1994). 国外研究表明, 当 Ni^{2+}浓度达到 2.5 mg·L^{-1}时, 可以提高 54% 的沼气产量 (Marouani et al, 2002).

沸石粉是一种具有多孔空间结构的矿物材料, 其内部结构呈多孔性蜂窝状组织, 比表面积大, 具有显著的吸附及离子交换作用, 但是沸石粉对金属离子的吸附性能在不同 pH 范围具有一定的差异. 在本研究的厌氧消化过程中, 底物 pH 处于酸性情况, 沸石粉表面会吸附 H^+离子, 占据了 Na^+离子的吸附点位, 大大降低了沸石粉与 Na^+离子的结合. 试验进行前, 由于综合考虑到沸石粉的吸附效应以及离子交换能力, 故未对沸石粉进行酸洗以及煅烧等增强其吸附性能的预处理, 消化过程中沸石粉对 Na^+离子的吸附率只达到 10.11%, 因此, 要提高沸石粉的吸附性能, 除了进行预处理外, 还要尽量将消化底物的 pH 控制在弱酸性的情况.

无机矿物释放的金属离子往往被认为是厌氧微生物的能量促进剂, 其中 Ca^{2+}、Mg^{2+}是贡献最大的 2种金属离子 (Yadvika et al, 2004). Ca^{2+}、Mg^{2+}离子对厌氧微生物的促进作用主要在于改变细胞的通透性, 使微生物选择性的吸收自身所需的养分. 试验中 BE处理的 Ca^{2+}、Mg^{2+}浓度明显高于其它处理, 其中 Mg^{2+}浓度与其它处理相比差异均达到显著水平 ($p < 0.01$), 同时膨润土对 Na^+的吸附性能也优于粉煤灰和沸石粉, 它对钠离子的吸附量达到 13.75%. 因此, 膨润土良好的吸附性能以及它所释放的大量 Ca^{2+}、Mg^{2+}离子是它比粉煤灰、沸石粉能更有效的促进餐厨垃圾厌氧消化的主要因素, 这与 Chika等人 (2005)的研究结论相符合. 他们将沸石应用于富含 NH_4^+-N的有机废弃物厌氧消化过程, 研究发现所选用的沸石均对 NH_4^+-N有明显的去除作用, 沸石释放出的 Ca^{2+}是提高产气量的主要因素.

4　结论(Conclusions)

1)膨润土、沸石粉、粉煤灰对含盐餐厨垃圾的厌氧消化均有显著的促进效应;当发酵底物TS为10%、矿物用量为1%时,与空白对照CK相比,厌氧消化系统的产气率分别提高了131%、82%和45%.按照这一指标进行评价,3种矿物材料对含盐餐厨垃圾厌氧消化的促进影响强弱顺序为膨润土(BE)>斜发沸石(ZE)>粉煤灰(AS).

2)膨润土、沸石粉、粉煤灰对含盐餐厨垃圾厌氧消化液中的钠离子具有一定的吸附性能,3者对消化液中钠离子的吸附率分别为13.75%、10111%、7.99%.

3)未使用无机矿物的情况下,钠离子浓度为3000~4000 mg·L^{-1}时,含盐餐厨垃圾的厌氧消化过程受到Na^+的明显抑制.

4)餐厨垃圾厌氧消化过程中,当pH调节在6.5~710之间,有助于降低聚集的高浓度VFA对厌氧消化系统的影响;在不调节底物pH时,粉煤灰与本试验所选择的膨润土、沸石粉相比,可以较好地缓解pH变化对发酵过程的负面影响,促进餐厨垃圾的厌氧消化过程.

5)膨润土良好的吸附性能以及它所释放的充足的Ca^{2+}、Mg^{2+}是促进餐厨垃圾厌氧消化的主要因素.

通讯作者简介:王德汉(1965—),男,湖北人.博士,教授,博士生导师.主要研究方向为固体废弃物的生物处理及资源化,城市生活垃圾的生物处理及资源化,E2mail:dehanwang@scau.edu.cn

References

Angelidaki I, Ahring B K. 1993. Effect of the clay mineral bentonite on ammonia inhibition of anaerobic thermophilic reactors degrading animal waste [J]. Biodegradation, (3): 409) 414

Björnsson L, Murto M, Mattiasson B. 2000. Evaluation of parameters for monitoring an anaerobic co2digestion process [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 54 (6): 844) 849

Chika Tada, Yingnan Yang, Toshiaki Hanaoka, et al. 2005. Effect of natural zeolite on methane production for anaerobic digestion of ammonium rich organic sludge [J]. Bioresource Technology, 96: 459) 464

Geeta G S, Suvarna C V, Jagdeesh K S. 1994. Enhanced methane production by sugarcane trash pretreated with Phanerochaete chrysosporium [J]. Microbiol Biotechnol, 9 (2): 113) 117

He Y L. 1998. Anaerobic bio2treatment of waste water[M]. Beijing: China Light Industry Press, 88) 101 (in Chinese)

Marouani L, Bouallagui H, Ben Cheikh R, et al. 2002. Biomethanation of green wastes of wholesale market of Tunis [A]. Proceedings of the International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management[C], 23) 31

Shen Y L. 1995. Several cheap adsorbents in wastewater treatment [J]. Chonging Environmental Science, 17(3): 52) 54(in Chinese)

Yadvike, Santosh T R, Sreekrishnan, et al. 2004. Enhancement of biogas production from solid substrates using different tchniques [J]. Bioresource Technology, 95(1): 1) 1

You J Y, Xiao B, Yang J K, et al. 2003. The orthogonal design experiment of anaerobic fermentation of MSW [J]. Energy Engineering, (2): 28) 30 (in Chinese)

Zhang R Q, Zhang X H. 1996. Effects of Three Sorts of Anaerobic Promoter on Anaerobic Digestion of the Waste Liquor from Ammonium Sulfite Pulping of Straws [J]. Environment Science, 17 (2): 45) 46 (in Chinese)

中文参考文献:

贺延龄. 1998. 废水的厌氧生物处理[M]. 北京:中国轻工业出版社, 88) 101

沈耀良. 1995. 废水处理中的几种廉价吸附剂[J]. 重庆环境科学, 17(3): 52) 54

幽景元,肖　波,杨家宽,等. 2003. 生活垃圾厌氧发酵条件的正交试验[J]. 能源工程, (2): 28) 30

张仁泉,张希衡. 1996. 3种厌氧促进剂对亚铵废液厌氧发酵的影响[J]. 环境科学. 17(2): 45) 46