

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.0576

王丹丹, 郭显强, 古励, 等. 2014. 餐厨垃圾渗滤液强化城市污泥消化作用研究[J]. 环境科学学报, 34(10): 2566-2572

Wang D D, Guo X Q, Gu L, et al. 2014. Enhanced anaerobic digestion of urban sludge by adding restaurant garbage leachate[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 34(10): 2566-2572

餐厨垃圾渗滤液强化城市污泥消化作用研究

王丹丹¹, 郭显强¹, 古励^{1,*}, 何强¹, 艾海男¹, 严丽丽²

1. 重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045

2. 浙江省衢州市环境卫生管理处, 衢州 324000

收稿日期: 2013-12-01 修回日期: 2014-01-02 录用日期: 2014-01-07

摘要: 针对城市污水厂污泥热值低、C/N 比低、厌氧消化效率低的问题, 结合餐厨垃圾渗滤液中有机物含量高、C/N 比高的特点, 研究了城市污泥、餐厨垃圾渗滤液共消化过程。结果表明: 垃圾渗滤液的添加促进了污泥厌氧消化甲烷气的产生, 添加生、熟垃圾渗滤液的消化污泥累计产甲烷量分别为 542 mL、2102 mL, 是未添加渗滤液(参照样)的污泥消化产气量的 1.2 倍、4.6 倍, 甲烷单位产量分别为 261(参照样)、675.8、971.0 L·kg⁻¹(以 VS 计); 同污泥单独厌氧消化相比, 添加生、熟垃圾渗滤液能强化污泥 VS/TS 的去除, 其去除率分别为 15.3% 和 26.3%; 通过共消化, 污泥上清液的 SCOD 去除率均高于 90%, 出水 COD 也基本一致, 并未因垃圾渗滤液的添加而发生大的波动。污泥与餐厨垃圾渗滤液的共消化能够促进有机物的去除, 强化甲烷气的产生, 实现了污泥与渗滤液的稳定化、无害化和资源化。

关键词: 餐厨垃圾; 渗滤液; 城市污泥; 厌氧消化; 消化气

文章编号: 0253-2468(2014)10-2566-07 中图分类号: X705 文献标识码: A

Enhanced anaerobic digestion of urban sludge by adding restaurant garbage leachate

WANG Dandan¹, GUO Xianqiang¹, GU Li^{1,*}, HE Qiang¹, AI Hainan¹, YAN Lili²

1. Key laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045

2. Environmental Health Management Office, Quzhou 324000

Received 1 December 2013; received in revised form 2 January 2014; accepted 7 January 2014

Abstract: Based on the characteristics of high organic matter content and C/N ratio of restaurant garbage leachate in the Chongqing area and low heat value and C/N ratio of sewage sludge, co-digestion of sewage sludge and garbage leachate was investigated to overcome the disadvantages of the treatment of sewage sludge and garbage leachate. The results showed that the addition of restaurant garbage leachate enhanced both the biogas production and the removal rate of VS. After the addition of vegetable biomass waste and decomposed kitchen waste, the cumulative methane production for addition of leachate of vegetable biomass waste and decomposed kitchen waste were 542 and 2102 mL, respectively, and the corresponding yields were 675.8 and 971.0 L·kg⁻¹ VS, 1.2 and 4.6 times the digestion of sludge without leachate (reference sample), respectively. The addition of leachate also enhanced the removal of VS/TS, 15.3% for vegetable waste addition while 26.3% for restaurant garbage leachate addition. The SCOD concentration after digestion varied from 367 mg·L⁻¹ to 408 mg·L⁻¹, and additions of leachates hardly affected the quality of effluent. These results revealed that kitchen waste leachate would be a potential additive in anaerobic digestion to improve the biodegradability of sludge and promote biogas production.

Keywords: restaurant garbage; leachate; municipal sludge; anaerobic digestion; biogas

1 引言(Introduction)

随着社会和经济的快速发展, 环境保护和可持续发展的观念日益深入人心, 人民对环境的需求也逐渐提高。城市污泥和垃圾作为两类主要的城市固

体废弃物, 对其污染控制成为环保领域的重要方向。一方面, 伴随我国城镇污水处理的快速发展, 污水厂污泥产量日益增多, 截至 2012 年底, 全国市、县累计建成城镇污水处理厂共 3340 座, 每日产生污泥 6.39 万 t(以含水率 80% 计), 其中 70% 的污泥都仅

基金项目: 中央高校基本科研业务费科研项目(No.CDJZR12210006)

Supported by the Fundamental Research Funds for the Central Universities(No.CDJZR12210006)

作者简介: 王丹丹(1987—), 女, E-mail: wangyifan214@163.com; * 通讯作者(责任作者), E-mail: guli@cqu.edu.cn

Biography: WANG Dandan(1987—), female, E-mail: wangyifan214@163.com; * Corresponding author, E-mail: guli@cqu.edu.cn

仅是脱水后外运、简单的填埋或堆放(孔祥娟, 2012).污泥厌氧消化可利用污泥中的有机质,将其转化为甲烷气,降低污泥含水率,改善脱水性,实现污泥的稳定化.虽然污泥厌氧消化是污泥资源化利用的重要手段,但目前国内采用污泥厌氧消化的城镇污水厂并不普遍.以重庆为例,目前重庆主城区建成的城市污水处理厂共 18 座,但仅有 2 座采用了污泥厌氧消化设备(丁武泉, 2008).重庆主城区污泥具有含砂量大、热值低(一般介于 25%~45%)、C/N 比低(介于 6~16 之间,不满足消化时最佳 C/N 比 20~30 的要求)的特点,厌氧消化效率、甲烷气产量低.如何提高污泥的厌氧消化效率,强化低热值污泥产生,逐渐成为厌氧消化领域的研究热点.

另一方面,随着人们生活水平的提高和城镇化发展的加快,生活垃圾产量也大量增加,据 2012 年中国统计年鉴,我国城市生活垃圾清运量约为 16395.3 万 t,其中餐厨垃圾不低于 6000 万 t.填埋处理法是目前垃圾处理的主要方式.但垃圾填埋处理过程中会产生高浓度渗滤液,其水质水量波动大、成份复杂,有毒有害物质含量高,处理困难.目前国内渗滤液处理方法主要有生物处理(厌氧、好氧等)、物化处理(膜法、吸附、过滤等)和化学方法(絮凝、化学氧化、吹脱等)等,其中将垃圾渗滤液与城市污水合并处理最为常见.

以重庆主城为例,目前重庆主城区年生活垃圾产量为 140 万 t,其中近 1/4 来自餐厨垃圾,由于餐厨垃圾中含有大量的碳水化合物、油脂、脂肪和糖类等有机物(黄亚军, 2007),营养丰富,若能有效利用垃圾渗滤液中的有机物,可望丰富低热值污泥中的营养成分,弥补污泥热值低、C/N 低的不足,稀释有毒物质对微生物的毒害作用,最终促进厌氧消化气产生.前人的研究表明,污泥与城市有机固体废物相混合进行厌氧消化,消化产气中的甲烷浓度可增加 60% 以上(Sosnowski *et al.*, 2003; Krupp *et al.*, 2005),瑞典的一项研究也表明,将猪粪、屠宰场废物、蔬菜废物等与城市污泥混合厌氧消化,虽然在高有机负荷率下会促使系统中氨浓度升高,影响厌氧污泥酸化阶段的进行,但最终实验结果表明这种共消化方式能够促进厌氧消化产气,提高甲烷产气量(Murto *et al.*, 2004).除此之外,近年来国外已有很多学者研究了将秸秆、蛋糕厂废弃物、造纸厂废弃物、咖啡生产废渣、屠宰厂的含油废渣等有

机物与城市污水厂污泥混合联合消化,可明显促进消化气的产生(Davidsson *et al.*, 2008; Bernat *et al.*, 2008; Luste and Luostarinen, 2010),Bailey 和 Muller 向厌氧消化池内添加 10%~30% 的油脂废水,发现消化池沼气产量增加了 30%~80%(Bailey, 2007; Muller *et al.*, 2010).Montusiewicz 将填埋期为 5~10 年的垃圾渗滤液添加入城市污泥中共同消化,发现当渗滤液的投加量适合时,甲烷产量明显增加(Montusiewicz and Lebioccka, 2011).Hombach 尝试了将 COD 为 20400 mg·L⁻¹ 的垃圾渗滤液添加入污泥中厌氧消化,发现在较低渗滤液投配情况下(<20%)可提高厌氧消化的产气量(Hombach *et al.*, 2003).但上述研究主要基于混合厌氧消化强化产气展开,对不同成分垃圾渗滤液的性质对比及产气效率对强化产气能力方面的研究方面较为缺乏.在实际生活中,餐厨垃圾往往分为生垃圾和熟垃圾两种,两种垃圾的成分不同,堆肥过程中所产渗滤液性质与浓度各不相同,对共消化所产生的影响如何,尚不得而知.

基于以上分析,本实验拟开展针对城市污水厂污泥和餐厨垃圾渗滤液联合厌氧消化产气的研究,选择了餐厨垃圾中常用的生垃圾和熟垃圾开展试验研究,首先对比分析了生、熟垃圾堆肥所产渗滤液性质随堆肥时间的动态变化,而后着重对比考察了添加生、熟垃圾渗滤液后厌氧污泥的消化产气量,分析了厌氧污泥的性质变化,以期为污泥资源化和餐厨垃圾渗滤液的处理提供新参考.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 实验材料

污泥取自重庆大渡口污水处理厂的 CASS 池的排泥,其基本理化性质如表 1 所示.接种污泥取自重庆鸡冠石污水处理厂厌氧消化池.

餐厨垃圾渗滤液通过餐厨垃圾好氧堆肥获得,选择餐厨生垃圾与熟垃圾进行渗滤液性质对比,以明确不同种类的餐厨垃圾堆肥所产的渗滤液性质对厌氧消化产气的影响.生垃圾(以蔬菜菜叶、根茎为主)、熟垃圾(剩菜、米面、动植物油脂等,约 70% 为剩饭、米面等,约 20% 为剩菜、肉骨等,其余为动植物油脂、水分等)均取自重庆大学某学生食堂.好氧堆肥的方法参见文献(曾现来等, 2007).

表 1 污泥的性质

Table 1 Characteristics of the sludge

pH	碱度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TCOD/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TN/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	VFA/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	含水率	VS/TS	C/N
7.10±0.05	764±20	18150±400	2813±70	731±95	99.3%±0.5%	26.5%±0.3%	6.5±0.7

注:碱度以 CaCO_3 计.

表 2 渗滤液的理化性质

Table 2 Characteristics of the leachate

渗滤液	TCOD/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	SCOD/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TN/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{NH}_4^+\text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{NO}_3^-\text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	pH
生垃圾渗滤液	15600±2000	4750±185	820±70	337±30	0.14±0.02	8.80±0.1
熟垃圾渗滤液	331200±3200	102100±360	1497±95	1086±70	7.16±0.5	3.63±0.1

由表 1 可知,对象污泥的 C/N 较低,VS/TS 低,表明污泥热值低,C/N 不适宜厌氧消化(20~30 为较适宜的厌氧消化 C/N 比范围).

2.2 实验设备及方法

本实验反应器采用比产甲烷活性测试系统 (AMPTS II, 该监测系统为瑞典碧普公司生产,系统包括:水浴加热单元、15 个独立的厌氧消化瓶(内置搅拌装置)、气体吸收单元(吸收 CO_2 等)、湿式气体计量单元(计量甲烷气体体积),其原理简图如图 1 所示.

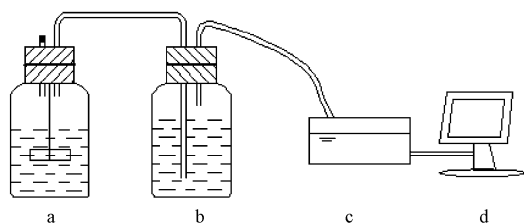


图 1 产甲烷势测试系统(a: 厌氧消化反应瓶;b: 碱液吸收瓶;c: 气体计量系统;d: 数据采集)

Fig.1 Automated methane potential test system (a: anaerobic sludge digestion reactor; b: CO_2 -fixing unit; c: gas volume measuring device; d: computer system)

实验时,将基质与接种污泥混合后装入反应瓶(总体积 640 mL,工作体积 420 mL),顺序连接各反应瓶并将其置入水浴锅,设置恒温为 $35.0\pm 0.5\text{ }^\circ\text{C}$,为保证反应瓶内为厌氧环境,先向各反应瓶充氮气 3 min.实验采用机械搅拌,转速设定为 $50\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$.测试过程中,先通过碱液吸收系统来去除消化瓶内所产生的沼气中的酸性气体(H_2S 、 CO_2 等)后,余下的甲烷气体通过湿式气体流量计计量,最后连接计算机获取实验数据.为便于分析,将污泥+生垃圾渗滤液的运行组称为 R1 组,污泥+熟垃圾渗滤液的运行

组称为 R2 组,仅污泥单独厌氧消化的对照组称为 R3 组(参照样).

2.3 分析方法

pH 值采用 pH 计直接测定;COD 采用重铬酸钾法测定;TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定,VS、TS、碱度、VFA 测试根据城市污水处理厂污泥检验方法(GJ/T 221—2005)测定.

3 结果 (Results)

3.1 垃圾渗滤液的性质

生垃圾成分以果蔬根茎为主,熟垃圾成分以饭菜、油脂为主,两者所产的渗滤液的性质迥异,且渗滤液性质也与垃圾堆肥时间有关,堆肥初期,渗滤液大量产生,有机物大量的由垃圾转移至渗滤液中,到堆肥的中后期,渗滤液体积减少,营养物质被大量利用,渗滤液中有机物的浓度与性质均发生了巨大的变化.为了明确两种餐厨垃圾渗滤液对污泥厌氧消化的影响,首先需要了解不同堆肥时间所产生的垃圾渗滤液的特性,选择最佳堆肥时间产生的渗滤液添加入厌氧消化污泥中进行联合消化,研究二者对消化产气的影响,为筛选合适的渗滤液种类和堆肥时间提供依据,从而强化共消化的效率.

由图 2 可知,随着堆肥的进行,垃圾渗滤液中的 TN、TCOD 的浓度基本呈先上升后下降的变化趋势.随着堆肥初期有机物的降解,复杂的有机物迅速分解成蛋白质、氨基酸等有机物,使得 TN 浓度增加(图 2a),之后垃圾内含氮固体有机物的含量逐渐减少,有机物的难降解程度增大,局部的碱度积累使得产生的氨气在通风作用下而挥发,使垃圾渗滤液中的 TN 有所降低.生、熟垃圾渗滤液的 TN 含量分别第 17 天、21 天达到最大值,且 TN 的最大值分别为 889.5 、 $1526.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

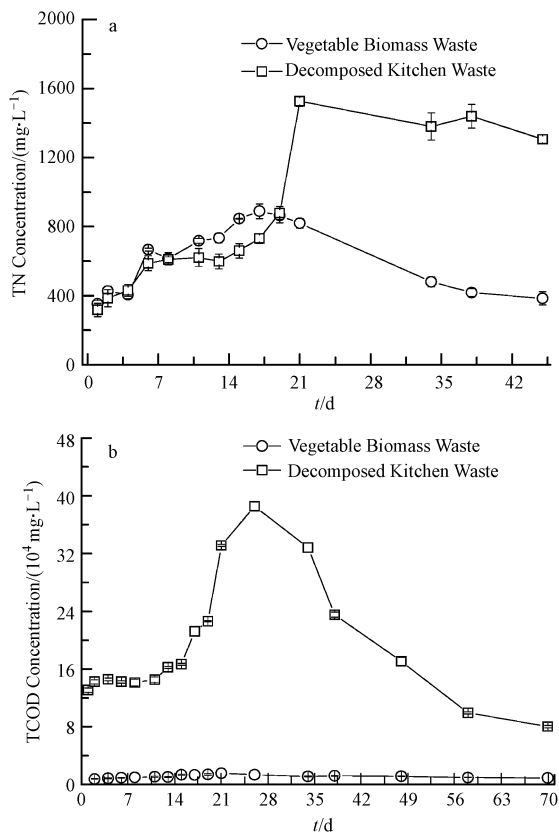


图2 不同垃圾堆肥所得渗滤液中 TN (a)、TCOD (b) 的变化
Fig.2 Variation of TN (a) and COD (b) concentrations in landfill leachate

渗滤液中的 COD 则反映了渗滤液中有机的含量.由图 2b 可知,堆肥初始生、熟垃圾渗滤液中 TCOD 分别为 $7.6 \times 10^3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $1.3 \times 10^5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,伴随堆料的分解,固相有机物在微生物分泌的各种胞外酶的作用下被分解为简单有机物,促使渗滤液中 COD 浓度上升,生、熟垃圾渗滤液 TCOD 的最大值分别出现在第 21 天、第 26 天,最大值分别为 $1.5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $3.85 \times 10^5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,随后微生物对有机物的利用速率增大,TCOD 含量迅速下降,直到实验结束,生、熟垃圾渗滤液的 TCOD 分别为 $9.1 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $8.02 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,TCOD 去除率分别达 44.3%、79.2%.

通过对渗滤液的性质的持续监测发现,在经过 20 d 的堆肥处理后,垃圾渗滤液中的 C/N 比有明显提高,分别为:生垃圾为 14.7~19.0,熟垃圾为 217~290,因此选择堆肥时间为 21 d 的垃圾渗滤液作为厌氧联合消化的渗滤液添加物,以提升污泥的 C/N 比,形成有利于厌氧消化的营养环境.实验选用污泥/渗滤液混合比为 20:1,此时混合污泥的 C/N 比

分别为 7.1(添加生垃圾渗滤液)和 17(添加熟垃圾渗滤液).

3.2 联合厌氧消化中甲烷气产量

首先采用甲烷势自动测试系统对反应器内混合污泥的甲烷产量和比产甲烷活性进行了测试,甲烷累积产量见图 3.

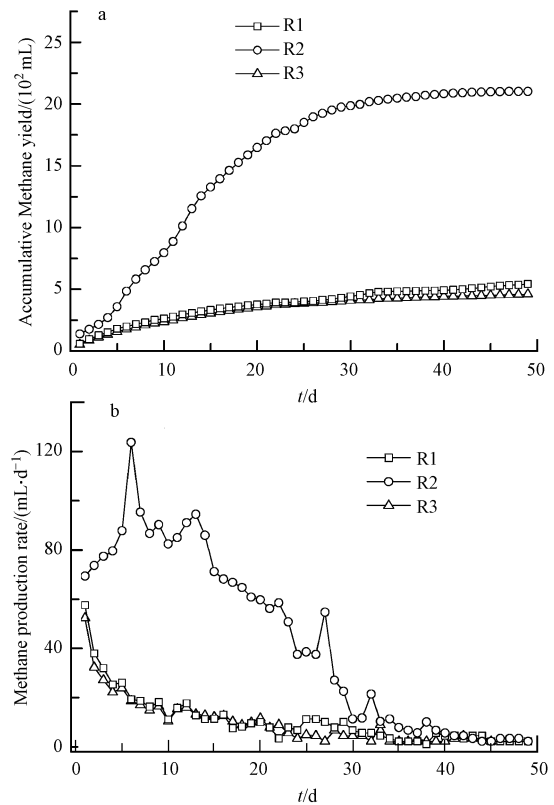


图3 甲烷累积产量和产甲烷速率随时间变化

Fig.3 Variation of cumulative biogas production (a) and biogas production rate (b)

由图 3 可见,垃圾渗滤液的添加对甲烷产量有明显的影,各瓶甲烷累计产量及产甲烷速率、产甲烷潜力基本符合:R2>R1>R3,R1、R2、R3 累积产甲烷量分别在第 20、33、16 天趋于稳定,其中 R1 实际甲烷累积产量为 542.3 mL,R2 为 2102.2 mL,R3 为 460.3 mL.由图 3b 可知,随消化时间的增长,R1、R3 的产甲烷速率逐渐下降,分别由最初的 $57.5 \text{ mL} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $52.3 \text{ mL} \cdot \text{d}^{-1}$ 降低到 $3 \text{ mL} \cdot \text{d}^{-1}$ 左右;R2 的产甲烷速率是先上升到最大值 $123.7 \text{ mL} \cdot \text{d}^{-1}$ 后,逐渐下降,最终稳定在 $3 \text{ mL} \cdot \text{d}^{-1}$ 左右.经过计算,R1、R2、R3 的标准状况下的甲烷单位产量分别为:675.8、971、261 $\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$ (以 VS 计),可见添加熟垃圾渗滤液的污泥的产甲烷潜力和累积产甲烷量均高于添加生垃圾渗滤液的情况,其中 R2 的累积甲烷产量是

R1 的 4 倍,是 R3 的 4.6 倍;而 R1 的甲烷累积产量是 R3 的 1.2 倍.实验结果表明,反应器的甲烷产量、产甲烷速率与厌氧污泥的比产甲烷活性密切相关,向已有的污泥厌氧消化瓶内添加适当的垃圾渗滤液可以促进厌氧消化产气,提高产气量,并在一定程度上调节混合液的 C/N 比和污泥的生化水解性能,且添加熟垃圾渗滤液比生垃圾渗滤液更能促进厌氧消化产气.

3.3 pH 与挥发性脂肪酸(VFA)浓度变化

实验过程中 pH 和 VFA 浓度变化见图 4.一般认为在污泥厌氧消化时,产酸菌适宜 pH 为 6.5~7.5 之间,产甲烷菌的适宜 pH 值为 6.8~7.2 (胡纪萃, 2003),由图 4b 可知,实验初期的水解酸化阶段,有机物经水解酸化菌作用生成 VFA,导致反应初期 R1、R3 组 pH 下降,VFA 浓度有一定的累积,随着 pH 缓冲体系的形成,R1 和 R2 组的 pH 值分别在第 18、22 天趋于稳定,R1 组 pH 在 6.9~7.8 间变动,平均值为 7.4,R2 组的 pH 值在 6.7~7.4 之间,平均值为 7.2,由于熟垃圾渗滤液呈酸性(pH 为 3.8),使得 R2 组的初始 pH 较低,导致在共消化反应初期,R2 组 pH 上升速率较快,这同 R2 的产甲烷速率的变化

相一致,受反应初期 R2 内 pH 较低的影响,产甲烷菌的活性受到抑制,故 R2 的产甲烷速率先上升,之后系统内 pH 稳定在 7.2 左右,且伴随着污泥的逐渐水解酸化,产甲烷速率逐渐减低.对照组 R3 的 pH 在 6.7~7.2 之间变动,平均值为 6.9,3 组反应器内 pH 基本能满足产酸菌和产甲烷菌的生长环境条件,然而 R3 后期已经开始有酸化趋势.

在污泥厌氧消化期间,VFA 浓度能够一定程度上反映出产甲烷菌的活性,过高或过低都不利于消化产气的进行,通常当 VFA 浓度达到 $6000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,就会对产甲烷过程产生明显的抑制作用(Siegert and Banks, 2005).由图 4a 可见,各消化瓶的 VFA 浓度基本呈现先上升后下降并逐渐趋于稳定的趋势,变化范围为 $104 \sim 8519 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.本实验中,R1、R2 消化瓶的 VFA 浓度分别在第 9、13 天左右达到峰值,对照组 R3 在第 8 天 VFA 值达到 $8519 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,开始出现酸化现象,消化瓶内的产甲烷菌活性受到抑制.各消化瓶在厌氧消化过程中 VFA 浓度范围分别为 $104 \sim 5223 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (R1)、 $138 \sim 1989 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (R2)、 $731 \sim 8519 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (R3).在消化瓶内 VFA 浓度达到峰值后,随着甲烷化过程的开始,各消化瓶的 VFA 浓度显著降低,直至趋于平衡,此时产甲烷反应和产酸反应达到平衡,R1、R2 反应器在运行期间未出现酸化现象.

3.4 碱度及 VS/TS 的变化

厌氧消化过程中,碱度(以 CaCO_3 计)主要来源于产酸产甲烷过程中产生的 CO_2 、 HS^- 、 NH_3 和碳酸氢盐.运行稳定的反应系统碱度通常维持在 $1000 \sim 5000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (任南琪和王爱杰, 2004).由图 5(a) 可知,R1、R2 的碱度在整个厌氧消化过程中浓度逐步上升,均在第 28 天之后稳定在 $2850 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 上下浮动,两组的碱度变化范围均在 $1566 \sim 3090 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,说明这两个反应系统均较稳定;且总体来说,R1 的 VFA 值普遍高于 R2. 3 组的碱度浓度大小为, $\text{R2} > \text{R1} > \text{R3}$;VS/TS 的大小顺序为, $\text{R2} > \text{R1} > \text{R3}$,且 R1、R2、R3 的 VFA/碱度的比值分别为 1.7、0.34、4.82. R1、R3 的 VFA 浓度过高,一定程度上抑制了产甲烷菌的活性,故二者甲烷产量低于 R2.由图 5b 可知,VS/TS 变化呈现先下降后趋于稳定的趋势,R1、R2 的 VS/TS 初始值分别为 0.25、0.30,VS/TS 去除率分别为 15.3%、26.3%、14.6%,其中 R2 组的 VS/TS 去除率是 R1 组去除率的 1.7 倍.

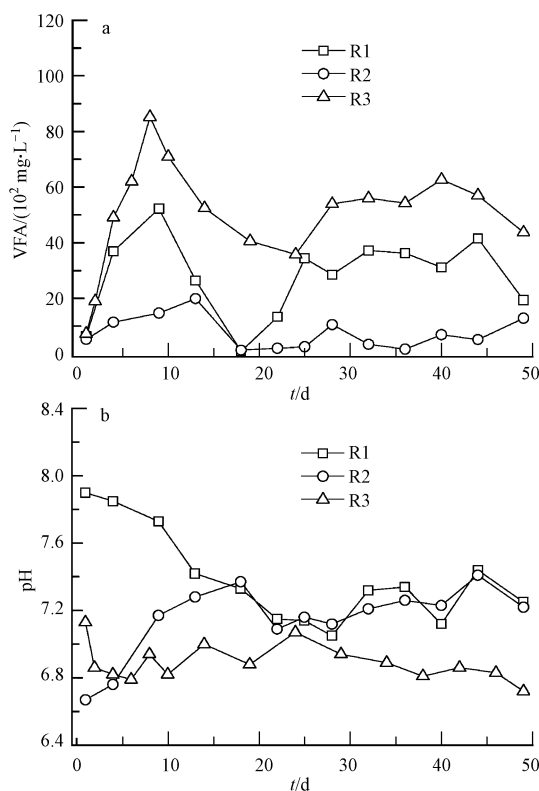


图 4 运行期间 VFA 浓度 (a) 和 pH (b) 变化

Fig.4 Variation of VFA concentrations (a) and pH (b)

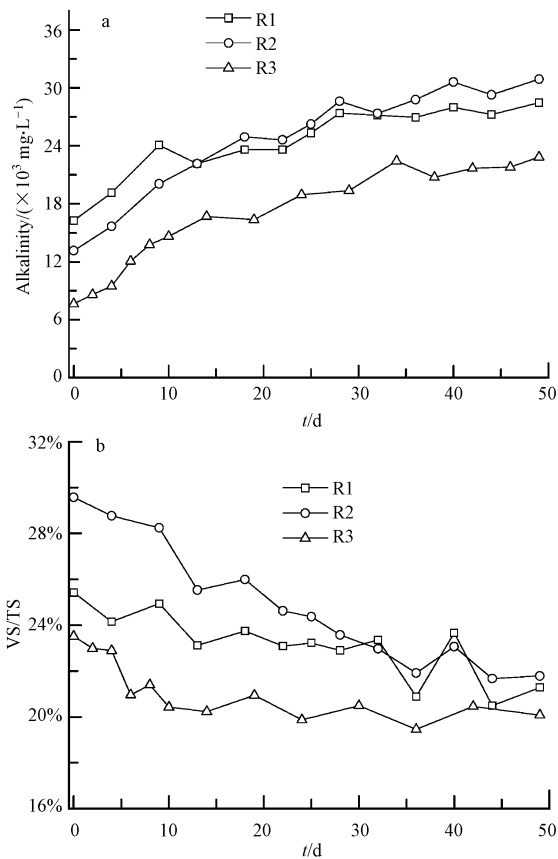


图5 碱度和 VS/TS 的变化

Fig.5 Variation of the alkalinity concentrations (a) and VS/TS (b)

3.5 污泥上清液 COD 的变化

由图 6 可见,在污泥厌氧消化过程中,随着酸化和产乙酸阶段的进行,液相有机物被大量消耗,使得 SCOD 浓度降低,而产甲烷阶段则进一步降低了 SCOD 的值,因此 R1、R2 两组混合污泥上清液中的 COD 均呈现先急速下降后趋于稳定的趋势,而污泥

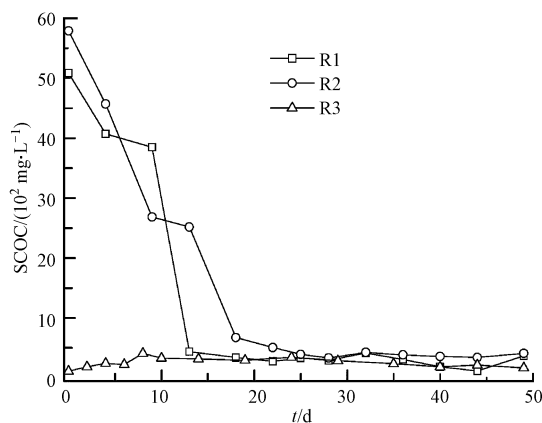


图6 反应器中 SCOD 浓度的变化

Fig.6 Variation of SCOD concentration during digestion

对照组 SCOD 的变化呈现先上升后下降的趋势,其中 R3 的 SCOD 在第 8 天达到最大值,为 $408.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,此后 SCOD 缓慢下降;R1、R2 两组的 SCOD 分别第 13、18 天之后趋于平稳,三组的 SCOD 基本稳定在 $116.7 \sim 408 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,表明向已有的厌氧污泥反应器内添加垃圾渗滤液,不会影响该厌氧污泥消化液的 COD 的值,直至反应结束,三组的 SCOD 分别为 $286, 408, 182 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.R1、R2、R3 的 SCOD 去除率分别为 92.79%、92.95%、49.31%.

4 结论 (Conclusions)

1) 餐厨生、熟垃圾渗滤液的 TN、TCOD 值随堆肥时间呈先上升后下降的趋势,生、熟垃圾渗滤液的 COD 均值分别为 $1.1 \times 10^4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $1.9 \times 10^5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,C/N 比分别为 19、229.2.熟垃圾渗滤液较生垃圾渗滤液营养成份更丰富,更能满足污泥消化对营养物及 C/N 比的要求.

2) 添加垃圾渗滤液显著提升了甲烷气的产生,添加生、熟垃圾渗滤液的累计甲烷产量分别是未添加渗滤液污泥消化产气量的 1.2 和 4.6 倍,甲烷单位产量分别为 675.8 和 $971 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$.

3) 污泥与垃圾渗滤液共消化促进了 VS/TS 的去除,添加生、熟垃圾渗滤液的 VS/TS 去除率分别为 15.3%、26.3%、14.6%,是污泥单独厌氧消化的 1.1 倍、1.8 倍.

4) 通过共消化,污泥和垃圾渗滤液均得到了处理,污泥的稳定性增强,厌氧污泥的消化产气量得到提升,且污泥上清液的 COD 值也并未因垃圾渗滤液的添加而发生大的波动变化,至反应结束,3 组的 SCOD 分别基本稳定在 $286, 408, 182 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

责任作者简介:古励(1982—),男,博士,研究领域:城市固废处理处置及资源化技术研究;废水处理研究.E-mail: guli@cqu.edu.cn.

参考文献 (References):

- Bailey R. 2007. Anaerobic digestion of restaurant grease wastewater to improve methane gas production and electrical power generation potential [A]. Proceedings of the Water Environment Federation [C]. Alexandria: Water Environment Federation. 6793-6805
- Bernat K, Białowiec A, Wojnowska-Baryła I. 2008. Co-fermentation of sewage sludge and waste from oil production [J]. Archives of Environmental Protection, 34(3): 103-114
- Davidsson A, Lövestedt C, la Cour Jansen J, et al. 2008. Co-digestion of grease trap sludge and sewage sludge [J]. Waste Management, 28

- (6): 986-992
- 丁武泉. 2008. 重庆污水处理厂污泥特性分析 [J]. 安徽农业科学, 36(26): 11508-11509
- Hombach S, Oleszkiewicz J, Lagasse P, *et al.* 2003. Impact of landfill leachate on anaerobic digestion of sewage sludge [J]. *Environmental Technology*, 24(5): 553-560
- 胡纪萃. 2003. 废水厌氧生物处理理论与技术 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社. 40-48
- 黄亚军. 2007. 重庆市城市生活垃圾现状及综合处理探讨 [J]. 环境卫生工程, 15(6): 54-56
- Krupp M, Schubert J, Widmann R. 2005. Feasibility study for co-digestion of sewage sludge with OFMSW on two wastewater treatment plants in Germany [J]. *Waste Management*, 25(4): 393-399
- 孔祥娟. 2012. 我国城镇污水处理厂污泥处理处置工作现状、问题及展望 [J]. 水工业市场, (4): 12-14
- Luste S, Luostarinen S. 2010. Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge- effect of hygienization and organic loading rate [J]. *Bioresource Technology*, 101(8): 2657-2664
- Montusiewicz A, Lebioccka M. 2011. Co-digestion of intermediate landfill leachate and sewage sludge as a method of leachate utilization [J]. *Bioresource Technology*, 102(3): 2563-2571
- Muller C, Lam P, Lin E, *et al.* 2010. Co-digestion at Annacis island WWTP: metro Vancouver's path to renewable energy and greenhouse gas emissions reductions [A]. Proceedings of the Water Environment Federation [C]. Alexandria: Water Environment Federation. 2706-2722
- Murto M, Björnsson L, Mattiasson B. 2004. Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure [J]. *Environmental Management*, 70(2): 101-107
- 任南琪, 王爱杰. 2004. 厌氧生物技术原理与应用 [M]. 北京: 化学工业出版社. 132-142
- Siegert I, Banks C. 2005. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors [J]. *Process Biochemistry*, 40(11): 3412-3418
- Sosnowski P, Wiczorek A, Ledakowicz S. 2003. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes [J]. *Advances in Environmental Research*, 7(3): 609-616
- 曾现来, 张增强, 刘旭东, 等. 2007. 垃圾好氧堆肥渗滤液与填埋场渗滤液比较 [J]. 水土保持研究, 14(6): 340-343