

高含油脂底物协同市政污泥厌氧消化研究

杜萌洁^{1,2}, 李晨曦^{2*}, 兰珊², 赵宇彭²

(1. 东北石油大学 土木建筑工程学院, 黑龙江 大庆 163318; 2. 黑龙江八一农垦大学 工程学院, 黑龙江 大庆 163319)

摘要: 厌氧共消化的目的是从有机质中最大程度地回收资源, 相比较于单消化法, 共消化可以提高系统的稳定性。高含油脂 (FOG) 底物因在共消化过程中能够很大程度地提升生物甲烷产量而备受关注。但是油脂在厌氧消化中存在的各种抑制因素限制了甲烷产量及设备运行, 所以解决这些抑制因素至关重要。论述了长链脂肪酸对厌氧共消化的抑制作用, 探讨了在添加 FOG 后厌氧消化反应器稳定性的变化, 分析了在 FOG 参与厌氧共消化反应器中微生物群落的相互作用, 介绍了对厌氧共消化系统进行监测、预警、调控的几种厌氧消化模型。

关键词: 厌氧共消化; 甲烷潜力; 长链脂肪酸; 稳定性; 微生物群落

中图分类号: S216.4; X705 文献标志码: A 文章编号: 1000-1166(2023)02-0009-08

DOI: 10.20022/j.cnki.1000-1166.2023020009

Anaerobic Co-digestion of Municipal Sludge with High Oil Content Substrate / DU Mengjie^{1,2}, LI Chenxi^{2*}, LAN Shan², ZHAO Yupeng² / (1. College of Civil Engineering and Construction, Northeast Petroleum University, Daqing 163318, China; 2. College of Engineering, Heilongjiang Bayi Agricultural University, Daqing 163319, China)

Abstract: Anaerobic co-digestion aims to maximize the recovery of resources from organic matter and improves the stability performance of the system compared to single digestion methods. Substrates high in fats and oils are of interest because of their ability to enhance biomethane production to a large extent during co-digestion. However, there are various inhibitors of fats and oils (FOG) in anaerobic digestion that limit methane production and plant operation, so it is critical to address these inhibitors. This paper mainly discusses the inhibitory effect of long-chain fatty acids on anaerobic co-digestion, discusses the changes of anaerobic digestion reactor stability after the addition of FOG, analyzes the interaction of microbial communities in the anaerobic co-digestion reactor with the participation of FOG, and introduces several anaerobic digestion models for monitoring, warning and regulation of anaerobic co-digestion system.

Key words: anaerobic co-digestion; methane potential; long-chain fatty acids; stability; microbial community

目前,全球能源供应主要依赖于石油和煤炭等化石燃料,这些燃料约占总消耗量的90%。这些资源的日益枯竭正在威胁着全球能源供应的稳定^[1]。为环境和消费者创造一个双赢的局面是发展可再生能源的主要目标之一。据统计,到2020年底,全国城市污水处理厂日处理量为1.9亿立方米,污水处理总量达559.2亿立方米,污水处理率97.08%^[2]。随着未来对污水处理理念的提升,污水处理厂的功能将逐渐从污染物减排转向资源和能源物质的回收。因此,污泥的处理成为一个亟待解决的问题。污泥厌氧共消化不仅可以改善基质的降解/利用,还

可以回收生物质能源(如甲烷),实现了能源可再生、低碳环保的目标。污泥厌氧消化已得到全社会的广泛认可,并已成为世界能源开发和环境污染治理的一项重要战略技术^[1,3-4]。高含油脂废物与市政污泥厌氧共消化显著提高了经济潜力并减少了能源足迹^[5-7]。人们对于可再生能源越来越感兴趣,因此脂肪、油和油脂(FOG)在厌氧消化中占据了重要地位。如何提高资源能源转化效率和系统稳定性是目前厌氧消化技术领域的重要课题,也是厌氧消化技术应用的一个重要瓶颈。

收稿日期: 2022-04-19 修回日期: 2022-06-02

作者简介: 杜萌洁(1998-),女,安徽宿州人,研究生,主要从事厌氧消化研究等方面的工作。

通信作者: 李晨曦, E-mail: chenxi_170@hotmail.com

1 FOG 厌氧共消化

1.1 FOG 及污泥特性

1.1.1 污泥特性

初沉污泥、剩余污泥、腐殖污泥统称为生污泥或新鲜污泥。生污泥经厌氧消化或好氧消化处理后,称为消化污泥^[8]。污泥中富集了丰富的碳、氮、硫、磷、钾等能量和营养物质,通过将部分有机物转化为可再生能源沼气,实现污泥稳定化。消化污泥一般偏碱性,pH 值为 7.0~7.5,有机质比例约为 40%~60%。消化污泥中含有脂肪酸(因易挥发又称为挥发酸),如果系统中有机酸突然增加表明有机物含量过高或对产甲烷菌有毒害作用,导致 pH 值和产气量降低,产生的气体 CO₂ 含量升高。污泥中 50%~90% 的有机物是以胞外聚合物(EPS)和微生物菌体这种难降解的有机物形式存在的^[9]。

1.1.2 FOG 特性

脂肪、油和油脂(FOG)是食品加工场所(肉类加工厂等)、食品服务机构(餐厅等)和住宅物业的副产品^[10]。消除废物流中的 FOG 至关重要,因为它会对污水处理系统的截流器产生负面影响。传统上收集的 FOG 会被填埋,但是,更新的处理方法(例如厌氧消化)在回收能源和减少与处理相关的

环境影响方面变得更具吸引力^[11]。

FOG 因其高有机含量和良好的生物降解性的特点,是厌氧共消化提高生物甲烷量的理想底物。每克挥发性固体(VS)的甲烷潜力比普通的市政消化的废水要高 250%~350%,并且在与废污泥共消化中,沼气池甲烷产量从 140% 增至 620%^[6-7]。与其他底物相比,FOG 有更高的甲烷潜力。如含碳水化合物和蛋白质的底物甲烷转化率分别为 50.4% 和 71%,而 FOG 的甲烷转化率为 94.8%,这进一步说明了 FOG 的脂质特性提升了甲烷产率^[12]。

表 1 中列举了不同来源的 FOG 特性,体现了 FOG 具有酸性 pH 值(4~5)和高挥发性固体(VS)与总固体(TS)之比(VS/TS ≥ 90%),高化学需氧量(COD)等特点。表中 NM(Not mentioned)表示文献中未提及此项检测指标。FOG 中的 VS 含有大量饱和(棕榈酸和硬脂酸)、单不饱和(油酸)和多不饱和(亚油酸)脂肪酸^[13]。高含量的 VS 是 FOG(COD)增加的原因之一。挥发性脂肪酸(VFA)的存在是 FOG 的有利因素,因为此类短链脂肪酸(SCFA)易于生物降解以产生生物甲烷,但 FOG 厌氧消化过程中过量的 VFA 累积会导致抑制消化反应的进行甚至反应停止^[14]。因此反 VFA 含量作为反应失稳衡量的指标之一。

表 1 各个来源的 FOG 特性

参数	FOG ^[15]	FOG ^[3]	FOG ^[16]	FOG ^[17]
	美国佛罗里达州 水回收设施	韩国某资源 回收中心	混合油(金龙鱼) 混合厌氧污泥	韩国某资源 回收中心
pH 值	4.03	4.65	NM	4.56
TS	424(g·kg ⁻¹ , 湿基)	954(g·L ⁻¹)	908.0(g·L ⁻¹ , 湿基)	95.40(wt. %)
VS	409(g·kg ⁻¹ , 湿基)	923(g·L ⁻¹)	907.8(g·L ⁻¹ , 湿基)	96.80(wt. %)
VS/TS	96.5%	96.8(wt. %)	100.0%	99.9%
COD	1211(g·kg ⁻¹ , 湿基)	NM	2695.9(g·L ⁻¹)	NM
总氮 TN	5.4(g·L ⁻¹ , 湿基)	1.14(wt. %)	NM	0.64(wt. %)
总磷 TP	670(g·L ⁻¹ , 湿基)	NM	NM	NM
总碳 TOC	NM	77.51(wt. %)	NM	NM

1.2 厌氧消化机理研究

脂类底物的厌氧消化产甲烷实质上是一个生物转化的过程,主要分为 3 个阶段如图 1 所示: 1) 水解发酵阶段; 2) 产氢产乙酸阶段; 3) 产甲烷阶段。第 1 阶段主要是难溶的有机物(脂质)被发酵细菌释放胞外酶即脂肪酶转化为长链脂肪酸(LCFA)和甘油;第 2 阶段,长链脂肪酸在产酸、产甲烷菌的协

同作用下通过 β-氧化途径转化短链脂肪酸,进而降解为乙酸盐和氢,最后乙酸盐被进一步降解成 CH₄ 和 CO₂;与此同时,甘油被降解为 1,3-丙二醇,乙酸盐和氢^[18]。上述 3 个阶段之间既相互联系又相互影响,每个阶段产生的中间产物只有被微生物迅速利用,反应才能顺利的进行下去。

然而 β-氧化过程被认为是 LCFA 分解的限速步

步骤^[19]。LCFA 又分为饱和脂肪酸(SFAs)和不饱和脂肪酸(UFAs),SFAs 直接进行 β -氧化的循环,而 UFAs 在 β -氧化过程中发生了变化。大部分研究认为 UFAs 要先进行碳链饱和转化为 SFAs,然后再进行 β -氧化^[20],也有部分研究表明 UFAs 直接进入 β -氧化途径,并转化为短链脂肪酸^[21]。因此 UFAs 的 β -氧化途径仍不明了。

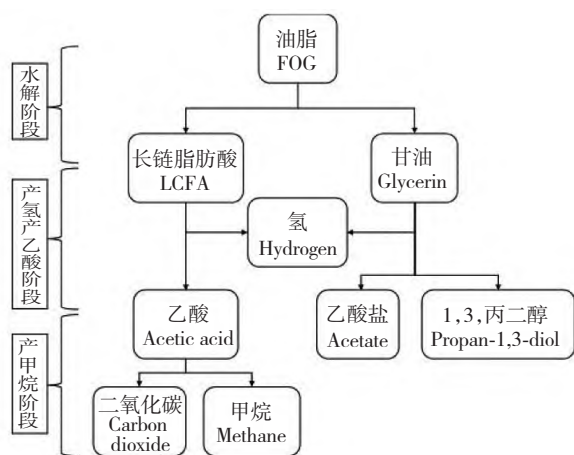


图1 FOG 厌氧消化的代谢过程图

2 稳定性研究

如何提高厌氧消化技术的效率和系统稳定性是必须考虑的关键问题^[22]。厌氧消化系统也会受到诸如负荷冲击、有毒物质的引入和环境条件等因素的影响,引起系统的失稳,如若不及时处理或处理不当则会导致厌氧消化系统的失败。厌氧消化系统稳定性差给厌氧消化系统的运行管理带来了极大的技术经济风险,严重制约了厌氧消化技术在有机废弃物资源化领域的推广应用。如何提高工艺系统稳定性是厌氧消化技术应用过程中亟待解决的技术瓶颈^[23-27]。

厌氧消化系统工艺失稳,通常由外源性干扰或内源性抑制引起。内源性抑制主要是指厌氧消化系统中间产物产生抑制引起的系统失稳,如系统的VFA抑制、氨氮抑制、pH值抑制、硫化氢抑制、污泥钙化等等;外源性干扰主要是指外部条件的变化引起的工艺失稳,如超负荷运行、毒性物质抑制、温度变化等^[28]。VFA浓度、 CH_4/CO_2 气体组分、氨氮、碱度、pH值等可以作为判断厌氧消化系统失稳的指标。本文重点介绍长链脂肪酸抑制对系统稳定性的影响。

2.1 LCFA 的抑制作用

VFA抑制是厌氧消化系统失稳的重要内源抑制之一,VFA浓度是厌氧消化反应器运行管理中日

常监测指标,也是目前最常用的预警指标。当反应器负荷超高时,反应器中的丙酸和乙酸浓度会提高,其可以作为反应器失稳的评价指标,脂类的抑制作用主要归因于LCFA的累积,许多作者提到了LCFA对产甲烷和其他厌氧消化阶段的可逆抑制,LCFA可能以不同的方式影响:1)LCFA吸附到污泥上并在生物质聚集体周围形成疏水的LCFA层。这种现象降低了底物和细菌之间的物质交换,抑制乙酸菌和产甲烷菌、破坏细胞膜、降低物质传输以及由于积累长链脂肪酸LCFA而导致的细胞渗透性^[29-31];2)生物质聚集体中LCFA的截留会导致反应器中的生物质浮选,从而导致生物质泄漏^[32];3)LCFA与二价离子如 Ca^{2+} 或 Mg^{2+} 的沉淀使它们无法进入厌氧生物质,因此降低了它们的生物降解性^[33];4)LCFA的饱和程度影响厌氧消化过程^[34]。LCFA的抑制被证明是可逆的,厌氧微生物能够在一段滞后期后矿化生物量吸附的LCFA^[35]。

2.2 解决方法

2.2.1 工艺优化

为解决这些抑制现象,有研究提出对工艺进行优化。因厌氧消化所涉及的微生物群落大致可分为产酸菌和产甲烷菌。由于这几个群体的运行和环境条件差别很大,因此Srisowmeya^[36]等引入了两级厌氧消化(TSAD)工艺(见图2)的概念。在TSAD系统中,实现了水解产酸阶段和产甲烷阶段的分离运行,在高有机负荷率(Organic loading rate/OLR)下有更好的稳定性和效率,更短的水力停留时间(Hydraulic retention time/HRT),更高的VS和COD的去除率,克服了单级系统的缺点。研究了采用两级高温(70℃)/高温(55℃)半连续反应器系统对浓缩后的活性污泥(TWAS)和油脂(FOG)进行共消化,单级高温(55℃)反应器用于消化相同FOG-TWAS混合物的性能进行了比较,发现两级反应器有更大的甲烷产率和更高的稳定性^[37],也可以通过间歇取样减少LCFA积累的影响^[38]。Girault^[8]在连续搅拌反应器(CAST)试验中(见图3)通过控制进样的水油比获得最佳的消化条件(污泥比例为进水COD的60%),并且CAST实验相比较于间歇试验有更高的水油比及稳定性,另有厌氧膜生物反应器(AnMBR)技术(见图4)结合了厌氧消化和膜分离技术,具有出水水质更好、剩余污泥少、运行成本低等优点,但膜污染问题是限制AnMBR大规模应用的主要障碍之一^[39]。

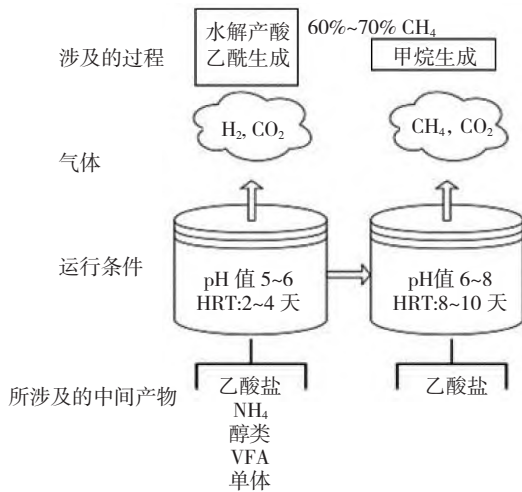


图2 两级厌氧消化(TSAD)反应器^[38]

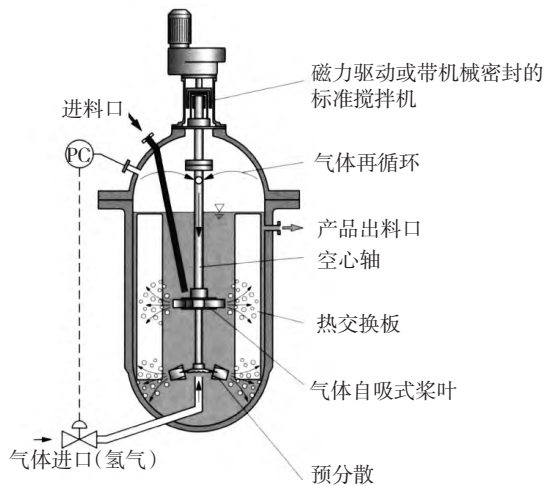


图3 连续搅拌釜反应器

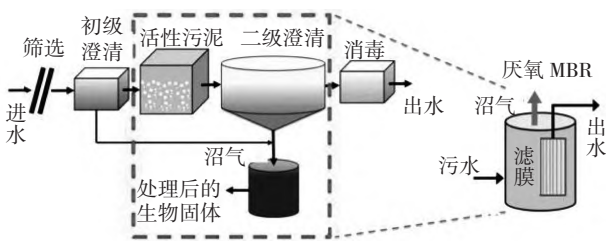


图4 MBR 工艺流程概况图

2.2.2 添加剂

厌氧消化反应是一个生物降解的过程,通过添加一些添加剂减轻环境对厌氧菌生长的影响。脂质厌氧消化反应中酶的参与起了至关重要的作用,在反应前及过程中添加脂肪酶,加强脂质的水解,从而获得更高的生物甲烷产量^[40-42]。从污泥中天然菌群分离得到的蛋白酶在污泥环境中具有活性和稳定性。通过响应面分析法(RSM)确定了产蛋白酶的

最佳培养基。用筛选出的蛋白酶处理活性污泥(WAS),可以显著促进WAS的水解,提高WAS的生物利用度^[43]。加入活性炭或生物炭,加强系统中物种间的直接电子转移,从而获得较好的产甲烷动力学和脂肪降解能力,使微生物更加丰富多样^[44-45]。通过添加微量元素(如钙、铁、钴、镍、锌)是避免高浓度FOG对厌氧菌群生长的抑制的一种有吸引力的策略,微量元素的添加会影响微生物对VFA、油酸的降解能力,并且部分微量元素是参与厌氧反应的许多酶中必不可少的^[17,46-47]。但这些策略并未针对性地从根本上解决脂肪酸抑制问题。

2.2.3 培养优势种群

一般来说,微生物驯化涉及污泥中微生物群落的显著变化。通过驯化的微生物群落提高甲烷生产率的优点在于没有滞后时间消耗底物,并且产生的中间底物不会在消化池中积累。一部分微生物不能承受添加FOG所造成的压力,而另一部分微生物则适应FOG底物并在厌氧系统中显示出越来越大的优势。

驯化污泥(ASS)的甲烷产量明显高于未驯化污泥(USS),并且由于消化污泥微生物群落对FOG的持续适应,导致底物的水解和利用比USS更快,因此ASS没有受到FOG负荷的任何抑制作用。通过高通量16S rRNA扩增序列分析了ASS的种群群落变化,ASS主要由厚壁菌门 *Firmicutes* (40%)、拟杆菌属 *Bacteroidetes* (32%)、协生菌门 *Synergistetes* (10%)、广古菌门 *Euryarchaeota* (8%) 组成,累计占微生物总数的90%。这些门在AD特别是在FOG的共同消化方面中发挥重要作用。ASS中较高的甲烷产量与LCFAs的更大降解以及厚壁菌门、拟杆菌属、协生菌门、广古菌门等门类的主导地位有关。嗜热单胞菌 *Syntrophomonas* 和甲烷八叠球菌属 *Methanosarcina* 在ASS中的显著丰度支持在强制性的合成关系中有更快的甲烷产生率。因此,微生物的适应性对于提高微生物群落有效利用底物和生产甲烷的效率是有利的^[3,5,48-49]。Sousa揭示了不饱和和饱和LCFA厌氧降解所涉及的底物专一性和微生物组成的差异。在油酸和棕榈酸富集培养中,属于嗜热单胞菌的不同微生物占优势^[50]。

3 稳定性监测

3.1 建立模型监测

动力学分析对厌氧消化过程的进行具有重要意

义,可以为工艺设计、运行和控制提供有益的指导,对消化反应进行评估^[16]。Shen^[51]等系统地分析了厌氧消化过程的两种群模型的稳定性和厌氧消化模型的分岔与稳定性分析。Sbarciog^[52]对厌氧消化模型的稳态进行了解析计算和表征。用单参数分岔图说明了稀释率对系统状态和甲烷流出速率的影响,用两参数分岔图说明了稀释率和进口底物浓度对系统稳态的综合影响。Cook^[53]开发并测试了一种工具,可以产生有用的稳定性指标,性能预测和共消化底物选择方案。该工具在评估框架内使用关于稳定性指标的定量经验数据来评估消化反应器的过程稳定性。Dai^[54]通过长期的半连续实验,建立了用于预测共消化性能和辅助反应器设计的动力学模型。Donoso-Bravo^[55]使用动态模型预测实际厌氧消化器的性能和稳定性。胡超^[1]用结构模型和功能模型相结合的方式构建厌氧消化系统模型(Anaerobic Digestion System Model, ADSM)和稳定性评价指标体系,并结合动力学参数敏感系数,优化ADSM敏感动力学参数自调节程序,图5简单介绍了优化调节的基本步骤。建立模型的目的是为了对反应进行监测、预警和调控,避免反应的失稳甚至停止造成损失。以上的几种稳定性评估的模型是基于大量的实验数据建立的,通过经验数据设定系统的失稳临界值,反应中监测各项稳定性指标并反馈对比设定参数,判断反应器内运行状况从而达到实时监测反应器的目的。

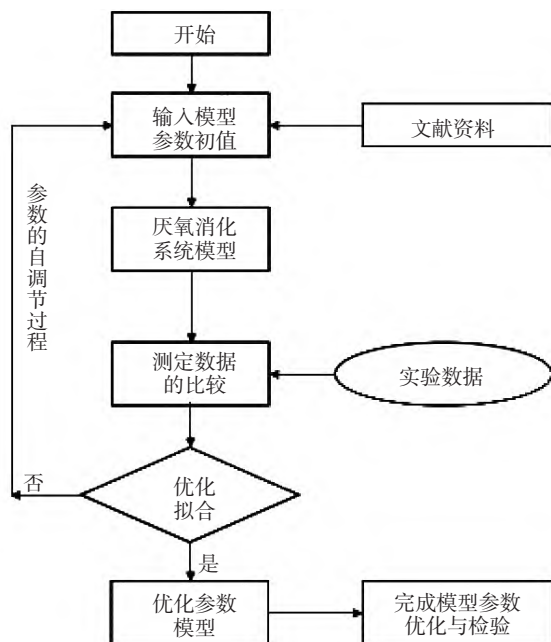


图5 敏感动力学参数自调节和动态模拟的基本步骤^[1]

3.2 微生物群落监测

高浓度 FOG 与污泥共消化的一个重要问题是消化底物的波动特征及其对产甲烷菌的潜在影响。因此,了解共消化如何影响 AD 微生物,防止对微生物群落的扰乱是至关重要的^[11]。由此提出从微生物动力学提供信息从而反应厌氧消化的过程,例如,预测系统在给定条件下的性能,或设计工程系统以促进特定群落的发展^[56]。因此,新开发的实时荧光定量 PCR(qPCR)检测方法可以作为一种新的方法,根据群落中合成 β -氧化细菌的浓度来确定 AD 反应器的脂肪酸 β -氧化的潜力。可以利用这种方法制定更好的厌氧消化器进料策略,筛选优势种群,从而使废弃的脂肪、油和油脂的甲烷产量稳定提高^[35]。

4 展望

在以往的研究中,主要介绍了饱和脂肪酸会经 β -氧化分解,但不饱和脂肪酸的初始降解阶段仍不清晰。目前一种说法是不饱和脂肪酸先进行饱和,再进行 β -氧化,另一种是不饱和脂肪酸在饱和之前被 β -氧化。另外,FOG中不饱和脂肪酸(UFAs)和饱和脂肪酸(SFAs)的含量对厌氧消化的影响也不相同。然而在以往的研究中并未指出在不同 LCFA 中微生物群落降解模式的差别及降解不同阶段的动态,仍需了解添加 FOG 后共消化底物后微生物群落的差异,特定微生物的稳定性及多样性,以此提高消化反应的稳定性。

监测系统的稳定性也是一个重要的方面,目前研究稳定性监测大部分是从单个或两个影响因素进行。整个系统的稳定性不应由一个因素决定,所以稳定性研究应与各个参数相关。未来的研究可以基于单因素研究从而对各个维度的参数进行监测,并预测参数阈值,达到对整个系统的失稳进行预警的目的。

参考文献:

- [1] 胡超. 厌氧消化系统模型动态模拟和稳定性评价指标体系的研究[D]. 广州:中国科学院大学(中国科学院广州地球化学研究所) 2018.
- [2] 中华人民共和国环境保护部. 2020年中国环境现状公报[Z]. 2021-05-27.

- [3] Kurade M B , Saha S , Salama E S , et al. Acetoclastic methanogenesis led by *Methanosarcina* in anaerobic co-digestion of fats , oil and grease for enhanced production of methane [J]. *Bioresour Technol* , 2019 , 272: 351 – 359.
- [4] 李晓帅 , 张 栋 , 戴翎翎 , 等. 污泥与餐厨垃圾联合厌氧消化产甲烷研究进展 [J]. *环境工程* , 2015 , 33 (09) : 100 – 104.
- [5] Sousa D Z , Pereira M A , Smidt H , et al. Molecular assessment of complex microbial communities degrading long chain fatty acids in methanogenic bioreactors [J]. *FEMS Microbiol Ecol* , 2007 , 60(2) : 252 – 265.
- [6] Davidsson A , Lovstedt C , Jansen J , et al. Co-digestion of grease trap sludge and sewage sludge [J]. *Waste Manag* , 2008 , 28(6) : 986 – 992.
- [7] Ziels R M , Karlsson A , Beck d A C , et al. Microbial community adaptation influences long-chain fatty acid conversion during anaerobic codigestion of fats , oils , and grease with municipal sludge [J]. *Water Res* , 2016 , 103: 372 – 382.
- [8] Girault R , Bridoux G , Nauleau F , et al. Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and greasy sludge from flotation process: batch versus CSTR experiments to investigate optimal design [J]. *Bioresour Technol* , 2012 , 105: 1 – 8.
- [9] 蒋心茹 , 姬高升 , 刘 杨. 市政污泥胞外聚合物(EPS) 的形成过程与解聚方法研究进展 [J]. *应用与环境生物学报* , 2020 , 26(05) : 1282 – 1289.
- [10] Wallace T , Gibbons D , O'dwyer M , et al. International evolution of fat , oil and grease (FOG) waste management—A review [J]. *J Environ Manage* , 2017 , 187: 424 – 435.
- [11] Amha Y M , Sinha P , Lagman J , et al. Elucidating microbial community adaptation to anaerobic co-digestion of fats , oils , and grease and food waste [J]. *Water Res* , 2017 , 123: 277 – 289.
- [12] Jeganathan J , Nakhla G , Bassi A. Long-term performance of high-rate anaerobic reactors for the treatment of oily wastewater [J]. *Environ Sci Technol* , 2006 , 40 (20) : 6466 – 6472.
- [13] Shin H , Han S , Hwang H. Analysis of the characteristics of fat , oil , and grease (FOG) deposits in sewerage systems in the case of Korea [J]. *Desalination and Water Treatment* , 2014 , 54(4 – 5) : 1318 – 1326.
- [14] Xiong H , Chen J , Wang H , et al. Influences of volatile solid concentration , temperature and solid retention time for the hydrolysis of waste activated sludge to recover volatile fatty acids [J]. *Bioresour Technol* , 2012 , 119: 285 – 292.
- [15] Kabouris J C , Tezel U , Pavlostathis S G , et al. Methane recovery from the anaerobic codigestion of municipal sludge and FOG [J]. *Bioresour Technol* , 2009 , 100 (15) : 3701 – 3705.
- [16] Hao J , De Los Reyes III F L , He X. Fat , oil , and grease (FOG) deposits yield higher methane than FOG in anaerobic co-digestion with waste activated sludge [J]. *J Environ Manage* , 2020 , 268: 110708.
- [17] Salma E S , Jeon B H , Kurade M B , et al. Enhanced anaerobic co-digestion of fat , oil , and grease by calcium addition: Boost of biomethane production and microbial community shift [J]. *Bioresour Technol* , 2020 , 296: 122353.
- [18] Kabouris J C , Tezel U , Pavlostathis S G , et al. The anaerobic biodegradability of municipal sludge and fat , oil , and grease at mesophilic conditions [J]. *Water Environ Res* , 2008 , 80(3) : 212 – 221.
- [19] Jerald Lalman D M B. Effects of C18 long chain fatty acids on glucose , butyrate and hydrogen degradation [J]. *Water Research* , 2002 , 36 (2002) : 3307 – 3313.
- [20] Ning Z , Zhang H , Li W , et al. Anaerobic digestion of lipid-rich swine slaughterhouse waste: Methane production performance , long-chain fatty acids profile and predominant microorganisms [J]. *Bioresour Technol* , 2018 , 269: 426 – 433.
- [21] Jerald Lalman D M B. Anaerobic Degradation and Inhibition Effects of Linoleic Acid [J]. *Water Research* , 2000 , 34: 4220 – 4228.
- [22] Appels L , Baeyens J , Degreè J , et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge [J]. *Progress in Energy and Combustion Science* , 2008 , 34(6) : 755 – 781.
- [23] Ferrer I , Vazquez F , Font X. Long term operation of a thermophilic anaerobic reactor: process stability and efficiency at decreasing sludge retention time [J]. *Bioresour Technol* , 2010 , 101(9) : 2972 – 2980.
- [24] Moeller L , Herbes C , Müller R , et al. Formation and removal of foam in the process of anaerobic digestion [J]. *Landtechnik* , 2010 , 65: 204 – 207.
- [25] Parameswaran P , Rittmann B E. Feasibility of anaerobic co-digestion of pig waste and paper sludge [J]. *Bioresour Technol* , 2012 , 124: 163 – 168.

- [26] Ferrer P, Cambra-Lopez M, Cerisuelo A, et al. The use of agricultural substrates to improve methane yield in anaerobic co-digestion with pig slurry: effect of substrate type and inclusion level [J]. *Waste Manag*, 2014, 34(1): 196–203.
- [27] Chen T, Shen D, Jin Y, et al. Comprehensive evaluation of environment-economic benefits of anaerobic digestion technology in an integrated food waste-based methane plant using a fuzzy mathematical model [J]. *Applied Energy*, 2017, 208: 666–677.
- [28] 许之扬. 餐厨垃圾固态厌氧消化过程内源性抑制效应研究 [D]. 无锡: 江南大学, 2014.
- [29] Salama E-S, Saha S, Kurade M B, et al. Recent trends in anaerobic co-digestion: Fat, oil, and grease (FOG) for enhanced biomethanation [J]. *Progress in Energy and Combustion Science*, 2019, 70: 22–42.
- [30] Silva S A, Salvador A F, Cavaleiro A J, et al. Toxicity of long chain fatty acids towards acetate conversion by *Methanosaeta concilii* and *Methanosarcina mazei* [J]. *Microb Biotechnol*, 2016, 9(4): 514–518.
- [31] Palatsi J, Laurenzi M, Andres M V, et al. Strategies for recovering inhibition caused by long chain fatty acids on anaerobic thermophilic biogas reactors [J]. *Bioresour Technol*, 2009, 100(20): 4588–4596.
- [32] Sousa D Z, Smidt H, Alves M M, et al. Ecophysiology of syntrophic communities that degrade saturated and unsaturated long-chain fatty acids [J]. *FEMS Microbiol Ecol*, 2009, 68(3): 257–272.
- [33] He X, Jasmin M, Dean L O, et al. Evidence for fat, oil, and grease (FOG) deposit formation mechanisms in sewer lines [J]. *Environ Sci Technol*, 2011, 45(10): 4385–4391.
- [34] Sharma P, Khardenavis A A, Purohit H J. Metabolism of Long-Chain Fatty Acids (LCFAs) in Methanogenesis [M]. *Microbial Factories*, 2015(1): 279–291.
- [35] Ziels R M, Beck D A, Marti M, et al. Monitoring the dynamics of syntrophic beta-oxidizing bacteria during anaerobic degradation of oleic acid by quantitative PCR [J]. *FEMS Microbiol Ecol*, 2015, 91(4): 1–13.
- [36] Srisowmeya G, Chakravarthy M, Nandhini Devi G. Critical considerations in two-stage anaerobic digestion of food waste—A review [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2020, 119: 1–14.
- [37] Alqaralleh R M, Kennedy K, Delatolla R. Improving biogas production from anaerobic co-digestion of Thickened Waste Activated Sludge (TWAS) and fat, oil and grease (FOG) using a dual-stage hyper-thermophilic/thermophilic semi-continuous reactor [J]. *J Environ Manage*, 2018, 217: 416–428.
- [38] Chan P C, De Toledo R A, Shin H. Anaerobic co-digestion of food waste and domestic wastewater—Effect of intermittent feeding on short and long chain fatty acids accumulation [J]. *Renewable Energy*, 2018, 124: 129–135.
- [39] Abuabdou S M A, Ahmad W, Aun N C, et al. A review of anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) for the treatment of highly contaminated landfill leachate and biogas production: Effectiveness, limitations and future perspectives [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 255: 1–37.
- [40] 曹蒙, 缪恒锋, 赵明星. 脂肪酶强化水解餐厨油脂促进厌氧消化 [J]. *食品与生物技术学报*, 2018, 37(09): 977–986.
- [41] 汪刚慧, 刘宏波, 郑志永. 利用米曲霉发酵餐厨垃圾产水解酶促进污泥厌氧消化 [J]. *环境工程学报*, 2019, 13(05): 1175–1185.
- [42] Meng Y, Li S, Yuan H, et al. Effect of lipase addition on hydrolysis and biomethane production of Chinese food waste [J]. *Bioresour Technol*, 2015, 179: 452–459.
- [43] Hou J, Liu W, Hu W, et al. Isolation, production and optimization of endogenous alkaline protease from in-situ sludge and its evaluation as sludge hydrolysis enhancer [J]. *Water Sci Technol*, 2021, 83(11): 2700–2713.
- [44] Chowdhury B, Lin L, Dhar B R, et al. Enhanced biomethane recovery from fat, oil, and grease through co-digestion with food waste and addition of conductive materials [J]. *Chemosphere*, 2019, 236: 124362.
- [45] Paritosh K, Yadav M, Chawade A, et al. Additives as a Support Structure for Specific Biochemical Activity Boosts in Anaerobic Digestion: A Review [J]. *Frontiers in Energy Research*, 2020, 8: 1–17.
- [46] Karlsson A, Einarsson P, Schnurer A, et al. Impact of trace element addition on degradation efficiency of volatile fatty acids, oleic acid and phenyl acetate and on microbial populations in a biogas digester [J]. *J Biosci Bioeng*, 2012, 114(4): 446–452.
- [47] Chan P C, De Toledo R A, Iu H I, et al. Effect of Zinc Supplementation on Biogas Production and Short/Long Chain Fatty Acids Accumulation During Anaerobic Co-digestion of Food Waste and Domestic Wastewater [J].

- Waste and Biomass Valorization ,2018 ,10(12) : 3885 – 3895.
- [48] Kurade M B , Saha S , Kim J R , et al. Microbial community acclimatization for enhancement in the methane productivity of anaerobic co-digestion of fats , oil , and grease [J]. *Bioresour Technol* ,2020 ,296: 122294.
- [49] Hatamoto M , Imachi H , Fukayo S , et al. *Syntrophomonas palmitatica* sp. nov. , an anaerobic , syntrophic , long-chain fatty-acid-oxidizing bacterium isolated from methanogenic sludge [J]. *Int J Syst Evol Microbiol* , 2007 ,57(Pt 9) : 2137 – 2142.
- [50] Sousa D Z , Pereira M A , Stams A J , et al. Microbial communities involved in anaerobic degradation of unsaturated or saturated long-chain fatty acids [J]. *Appl Environ Microbiol* ,2007 ,73(4) : 1054 – 1064.
- [51] Shen S , Premier G C , Guwy A , et al. Bifurcation and stability analysis of an anaerobic digestion model [J]. *Nonlinear Dynamics* ,2006 ,48(4) : 391 – 408.
- [52] Sbarciog M , Vande Wouwer A. A constructive approach to assess the stability of anaerobic digestion systems [J]. *Chemical Engineering Science* ,2020 ,227: 1 – 37.
- [53] Cook S M , Skerlos S J , Raskin L , et al. A stability assessment tool for anaerobic codigestion [J]. *Water Res* , 2017 ,112: 19 – 28.
- [54] Dai X , Duan 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 Manag* ,2013 ,33(2) : 308 – 316.
- [55] Donoso-Bravo A , Ortega V , Lesty Y , et al. Assessing the stability of anaerobic co-digestion in the context of a WWTP with thermal pre-treatment of sewage sludge. Case study in Chile [J]. *Waste Manag* , 2019 , 100: 240 – 248.
- [56] Martin N Gonzalez L , Castro R , Pereira M A , et al. Thermophilic co-digestion of organic fraction of municipal solid wastes with FOG wastes from a sewage treatment plant: reactor performance and microbial community monitoring [J]. *Bioresour Technol* ,2011 ,102(7) : 4734 – 4741.