



俞汉青, 1994 年在同济大学环境工程学院获博士学位后, 先后在境外三所大学从事研究工作, 2001 年获中国科学院人才计划回国工作, 现为中国科学技术大学教授、国家杰出青年基金获得者(2006)、科技部万人计划入选者(2017)、教育部创新团队负责人(2012)、科技部创新团队负责人(2016)、国家自然科学基金委创新群体负责人(2018)。现任国家自然科学基金委工程与材料学部咨询专家组成员、多份国际 SCI 刊物编委。2014 年以来连续入围 Elsevier 出版集团环境领域国际高被引学者, 科睿瑞安(Web of Science)交叉领域的高被引科学家。开展水污染控制的基础研究、技术研发和实际应用工作, 主持国家自然科学基金、国家重大科技专项课题、国家 863 划课题多项; 研发了多项废水处理技术, 获授权发明专利 50 多项, 并获实际应用。作为通讯/第一作者发表 SCI 论文 400 多篇, SCI 他引超过 3 万多次, H 因子 101(Web of Science); 成果获国家自然科学基金二等奖、科技进步二等奖各 1 项, 省部级科技/自然科学一等奖 5 项。



移动扫码阅读

温汉泉, 俞汉青. 有机废弃物厌氧消化生产生物天然气技术的现状和展望[J]. 能源环境保护, 2023, 37(1): 1-12.

WEN Hanquan, YU Hanqing. Present situation and prospect of anaerobic digestion to transform organic wastes to bio-natural gas[J]. Energy Environmental Protection, 2023, 37(1): 1-12.

有机废弃物厌氧消化生产生物天然气 技术的现状和展望

温汉泉, 俞汉青*

(中国科学技术大学 环境科学与工程系, 安徽 合肥 230026)

摘要:自沼气发现以来, 有机物厌氧消化生产生物天然气由于其污染治理和能源回收的功能开拓了一个经久不衰的领域。有机废弃物厌氧消化过程的实现和发展依赖于工艺技术和基础理论的进步。本文从技术形式和理论出发, 介绍有机废弃物厌氧消化生产生物天然气技术的现状并进行展望。首先介绍了当前主流厌氧消化技术, 总结其设计和构型, 阐述内在改进和变革思维: 泥水分离的实现区分了第一代和第二代厌氧消化技术, 而颗粒污泥的出现则发展了第三代厌氧消化技术。其次总结了现代厌氧消化技术理论及其对厌氧消化技术的推动作用, 介绍一些加强厌氧消化策略: 厌氧消化理论细化和种间电子传递的发现直接改变厌氧消化设计理念和运行形式。随后描述一些对厌氧消化具有强烈推动作用的新技术和新理念: 机器学习有助于了解厌氧消化这一复杂黑箱, 而合成生物学更将从概念上重新定义厌氧消化。最后对未来厌氧消化技术进行了展望: 厌氧消化的发展将趋向于高效化、智能化、定制化, 未来更将成为一个绿色平台, 实现能源和物质的社会循环。

关键词:厌氧消化; 生物天然气; 反应器构型; 消化理论; 颗粒污泥; 电子传递

中图分类号: X705

文献标识码: A

文章编号: 1006-8759(2023)0001-12

Present situation and prospect of anaerobic digestion to transform organic wastes to bio-natural gas

WEN Hanquan, YU Hanqing*

(Department of Environmental Sciences and Engineering, University of Science and Technology of China,
Hefei 230026, China)

Abstract: Anaerobic digestion, which could transform organic wastes to biological natural gas, emerged

收稿日期: 2022-12-01; 责任编辑: 金丽丽

DOI: 10.20078/j.eep.20221204

基金项目: 国家自然科学基金项目(52192684, 51821006)

作者简介: 温汉泉(1991—), 男, 河北邯郸人, 博士后, 主要研究方向为环境微生物和废水处理技术。E-mail: wenhanquan@ustc.edu.cn

通讯作者: 俞汉青(1966—), 男, 安徽巢湖人, 教授, 主要研究方向为废水处理理论和技术、有机废弃物资源化和能源化技术和污染控制材料。
E-mail: hqyu@ustc.edu.cn

from the discovery of biogas. It is drawing mounting attention due to its pollution treatment and energy recovery. The realization and advancement of anaerobic digestion depends on the development of technology and basic theory. Therefore, this paper will describe current mainstream anaerobic digestion technologies through configurations and theories. Firstly, we summarize the current mainstream anaerobic digestion technologies, introduce their design and configuration, and discuss the internal improvement and transformation. The sludge-water separation distinguishes the first and second anaerobic digestion technologies while granular sludge develops the third anaerobic digestion technology. Secondly, we describe the anaerobic digestion theory, and explain its role in anaerobic digestion revolution and also provide some improvement strategies. The design and operation of anaerobic digestion technology are greatly improved by the understanding of anaerobic digestion theory and discovery of interspecific electron transfer. Then, we introduce some emerging technologies and theories which will strongly promote anaerobic digestion. Machine learning will help unravel the complex black box of anaerobic digestion while synthetic biology will redefine anaerobic digestion. Finally, we discuss the future anaerobic digestion technology. The anaerobic digestion will be more efficient, intelligent and customized. In the future, it will become a green platform to complete the social cycle of energy and substance.

Keywords: Anaerobic digestion; Biological natural gas; Reactor configuration; Digestion theory; Granular sludge; Electron transfer

0 引言

自1776年人们发现沼气以来,有机废弃物厌氧消化生产生物天然气由于其污染治理和能源回收开拓了一个经久不衰的领域。尤其在“双碳”策略的提出和污染治理及可持续发展的需求下,有机废弃物厌氧消化生产生物天然气将作为一个愈发重要的社会角色。

厌氧消化,也称厌氧发酵,是微生物在厌氧条件下不完全分解有机物并产生甲烷和二氧化碳的过程。参照国家标准《生物天然气》(GB/T 41328—2022)和《生物天然气术语》(GB/T 40506—2021),生物质燃气被定义为以生物质为原料,通过热化学转化或生物化学转化产生的主要含有甲烷的可燃气体,生物天然气则是对生物质燃气进一步重整、分离、提纯后得到以甲烷为主要成分的可燃气体。因此,厌氧消化生产生物天然气本质是将有机物中物质和能量以甲烷的形式进行释放和回收利用^[1],从而同步处理有机废弃物和回收可用能源。我国是农业和养殖业大国,大量有机废弃物的排放和能量回收的目标将创造巨大的生物天然气需求。《关于促进生物天然气产业化发展的指导意见》提出我国生物质燃气年产量将分别在2025年和2030年达到100亿 m^3 和200亿 m^3 。因此,未来10年生物天然气将是我国

的热门产业与经济强势增长点。

厌氧消化生产生物天然气依赖于工艺技术和基础理论,当前对于厌氧消化已有了较好的研究和描述,例如Chu Yu-Min等^[2]分析了利用厌氧消化技术从有机废物中生产生物能源的前景,比较了常见厌氧消化工艺优缺点;毛春兰等^[3]针对厌氧消化工艺影响因素、促厌氧消化手段、处理范围拓展进行了总结;张文存等^[4]总结了如何加强厌氧消化中产甲烷效能的一些关键技术,例如厌氧菌优化、投加导电材料、多工艺耦合和电促进等方式;李叶青^[5]从“三阶段、四菌群”的厌氧消化过程出发,介绍了厌氧消化中常用微生物组学的类型和生物信息学分析方法,回顾了厌氧消化过程的微生物学研究进展。

本文将重点描述当前有机废弃物厌氧消化生产生物天然气主流工艺,阐述厌氧消化基础理论和内在创新机制,总结一些加强厌氧消化关键技术,介绍相关领域和理论的一些新进展和其在厌氧消化中的推动作用,并展望了未来有机废弃物厌氧消化生产生物天然气发展方向和趋势。

1 主流厌氧消化技术简介

厌氧消化工艺历史上经历了三个阶段(见表1);第一代厌氧反应工艺开发于1880年,以静置和推流形式为主,微生物以游离微生物为主要形

式,没有泥水分离,因此水力停留时间(Hydraulic Retention Time, HRT)和污泥停留时间(Sludge Retention Time, SRT)一致,运行时间长,处理效率低(如图1所示);第二代厌氧反应工艺开发于1960年左右,微生物形式主要为活性污泥、生物膜和颗粒污泥,形式上完成了HRT与SRT的分离,因此得以延长SRT和缩短HRT,富集微生物浓度,取得较高的处理效率;第三代厌氧反应工艺开发于1990年左右,微生物以颗粒污泥固定化方式存在于反应器中,改进反应器运行方式,获得更快的泥水分离效率,更充分的混合效能,反应器单位容积

的生物量更高,具有较高的有机污染物净化和产甲烷效能。上世纪80年代末90年代初是整个厌氧处理技术研发和运用的巅峰时代。接下来描述主流厌氧消化技术以第二代和第三代厌氧消化工艺为主。

厌氧消化工艺通常根据消化主体微生物、基质状态和整体运行进行分类^[6]。根据基质固态含量,可分为干式或湿式厌氧消化工艺;根据操作温度,可分为中温式或嗜热式;根据进料方式,可分为间歇式或连续式等。干式AD工艺的固体含量在20%以上,而湿式AD系统的固体含量小于20%。

表1 厌氧消化工艺发展三阶段

Table 1 Three development stages of anaerobic digestion technologies

	第一代	第二代	第三代
开发时间	1880年	1960年	1990年
微生物形式	游离微生物	活性污泥、生物膜、颗粒污泥	颗粒污泥
反应器形式	传统化粪池和厌氧消化池等	厌氧挡板式反应器、厌氧生物滤池、厌氧膜生物反应器和上流厌氧污泥床反应器等	膨胀颗粒污泥床、内循环厌氧反应器和复合式厌氧流化床反应器等
改进提高	无	完成HRT与SRT分离,提高处理效能	基于颗粒污泥和反应器形式改进获得更高泥水分离效率和混合效能

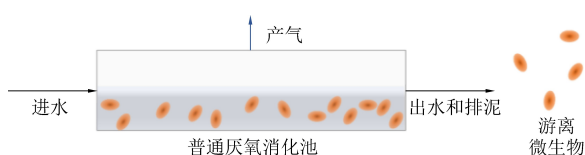


图1 第一代厌氧消化技术示意图

Fig. 1 Sketch of the first generation of anaerobic digestion technology

由于干式和湿式厌氧消化中基质固体含量和流态存在很大的不同,整体运行方式和反应器设计存在较大差异,这里分别进行介绍。

1.1 湿式厌氧消化技术

1.1.1 第二代厌氧消化技术

厌氧挡板式反应器(Anaerobic Baffled Reactor, ABR)是美国MaCarty教授于1981年开发的一种厌氧处理技术^[7]。其基本构型为在反应器中设置多个垂直挡板,将反应器分隔为数个上向流和下向流的小室,迫使含有有机污染物的废水在从入口到出口的过程中,从挡板下面及上方流过。废水循序流过这些小室:上向流室较宽,便于污泥聚集;下向流室较窄,使泥水充分混合,保持较高的反应速度。ABR最重要的优势为它能够在反应器中实现产酸和产甲烷分离,使反应器表现为一个两相系统,而没有相关的控制和高成本问题。这是由于挡板的设置迫使菌群完成空间分

离,减少产酸菌对产甲烷菌的生态位侵蚀,因此ABR前中段菌群多为快速生长产酸菌,能够对进水有机废弃物快速降解和完成水质稳定,保障ABR中后段生长较慢产甲烷菌生理状态,提高ABR处理效能。但是ABR缺点主要为要求建造浅层反应器以保持可接受的液体和气体上流速度,以及需要进水均匀分布。

厌氧生物滤池(Anaerobic Filter Reactor, AFR)的构造类似于一般的生物滤池,但池顶密封,产生的沼气聚焦在池顶部罩内,并从顶部引出^[8]。其主要特点在于利用反应器中填充的多孔介质,以微生物膜的形式提升反应器内生物量。介质有利于生物质保留,实现更长的SRT,这是AFR的重要特征,可以实现更好的处理效果。同时其介质多采用炉渣、瓷环、塑料等无机材料,沉淀性能好,能够耐受高流速冲击。因为其存在类似于过滤的处理体系,AFR具有较好的固体和BOD去除率。然而,由于悬浮固体的存在,厌氧过滤器易面临堵塞,导致废水流态短路,损害反应器的效能。

厌氧膜生物反应器(Anaerobic Membrane Bioreactor, AnMBR)是膜与厌氧生物反应器相结合混合系统^[9]。其基本原理是利用膜过滤强制截留生物量,因此AnMBR可以达到很高的生物量浓度,

耐受高负荷,同时与传统方法相比,使用 AnMBR 可以消除操作空间和单元操作的数量,容易扩大规模,选择和回收营养物质和资源。然而,与 AFR 类似,AnMBR 也面临堵塞问题,同时 AnMBR 要求一定能量输入以维持膜通量。

上向流厌氧污泥床反应器 (Up-flow Anaerobic Sludge Bed, UASB) 是现代高效厌氧处理工艺中应用最广泛的反应器形式之一,由荷兰 Lettinga 教授于 1977 年发明,在厌氧消化中具有重要地位。这种反应器由反应区、沉淀区和气室区组成。废水从底部经配水器均匀分布进入后,向上运动。反应器下部是浓度较高的污泥层,称为污泥床,污泥床上部是浓度较低的悬浮污泥层。污泥床和悬浮污泥层常统称为反应区。UASB 中最重要的结构为三相分离器,颗粒污泥产生的生物气附着在颗粒污泥上降低密度,引起颗粒污泥上升流动,并撞击在三相分离器挡板,生物气脱出进入气室完成气体分离,颗粒污泥脱除生物气后密度恢复,完成固液分离^[10]。颗粒污泥是 UASB 工艺中最核心的生物主体,颗粒形态来源于微生物的自发固定,由共生厌氧微生物的交织混合组成。污泥形成颗粒极为重要,因为颗粒不仅具有活性生物膜,而且还提供必要的浮力和沉降性,使颗粒与待处理液体在反应器中充分接触而不至于随出水流出。相比于前述厌氧消化工艺中微生物存在形式,颗粒污泥本身就是一个能够实现有机物降解产甲烷完整功能单元。一个典型的颗粒是一个名副其实的微生态系统,每克生物质中藏有数百万种生物。因此具有高沉降性能和微生态的

颗粒污泥保障了厌氧消化的性能,设计上也无需实现产酸菌和产甲烷菌空间和流态分离,因此颗粒污泥技术被认为是未来主流厌氧消化工艺^[11]。UASB 通过三相分离器等关键设计形成颗粒污泥从而发挥了较好的厌氧消化性能,但由于 UASB 颗粒污泥流动多来源于进水水力驱动和产生沼气带动,因此其中颗粒污泥上浮动力较小,与基质混合性差,不能充分发挥颗粒污泥高沉淀和处理效能。

除上述介绍厌氧消化技术(如图 2、表 2),其他第二代厌氧消化技术还包括厌氧固定膜反应器 (Anaerobic Fixed Film Reactors, AFFR)、厌氧序批反应器 (Anaerobic Sequential Batch Reactors, ASBR)、流化床反应器 (Fluidized Bed Reactors, FBR) 等,这几种反应器多在反应器流态,运行状况上有所变化,其基本原理相对于前几种并无太大改变,因此不做详细介绍。

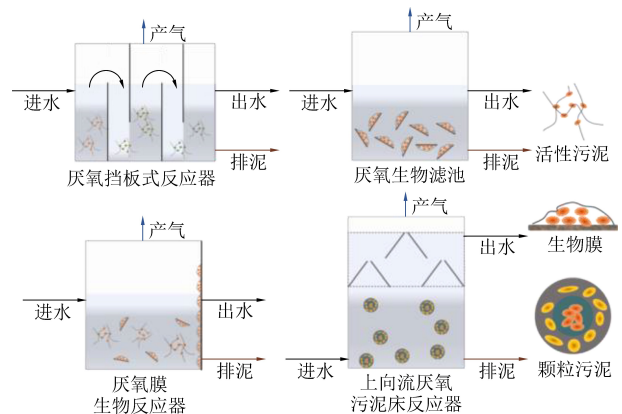


图 2 第二代厌氧消化技术示意图

Fig. 2 Sketch of the second generation of anaerobic digestion technology

表 2 第二代厌氧消化技术

Table 2 The second generation of anaerobic digestion technology

消化技术名称	主要特点	微生物形式	优点	缺点
厌氧挡板式反应器 (ABR)	将反应器分隔为数个上向流和下向流的小室	活性污泥	挡板的设置迫使菌群完成空间分离,实现产酸和产甲烷分离	要求建造浅层反应器以保持上流速度,需要进水均匀分布
厌氧生物滤池 (AFR)	利用反应器中填充的多孔介质,以微生物膜的形式提升反应器内生物量	活性污泥和生物膜	利用生物膜提升生物量,耐高速冲击,较好的固体和 BOD 去除率	易面临堵塞,导致废水流态短路
厌氧膜生物反应器 (AnMBR)	利用膜过滤强制截留生物量	活性污泥和生物膜	具有较高生物质浓度,耐受高运行负荷,需要较少操作空间和数量	易出现膜堵塞问题
上向流厌氧污泥床反应器 (UASB)	三相分离器等关键设计可形成颗粒污泥	颗粒污泥	基于颗粒污泥高效性能,设备简单,处理效能高	内部流速低,颗粒污泥与基质混合性差

1.1.2 第三代厌氧消化技术

第三代厌氧消化技术是基于颗粒污泥和

UASB 工艺改进发展而来,可分为膨胀颗粒污泥床 (Expanded Granular Sludge Blanket, EGSB)、内循

环厌氧反应器 (Internal Circulation, IC) 和复合式厌氧流化床反应器 (Up-flow Blanket Filter, UBF)、BIOPAQ® ICX 反应器和其他反应器变种 (如图 3 所示)。

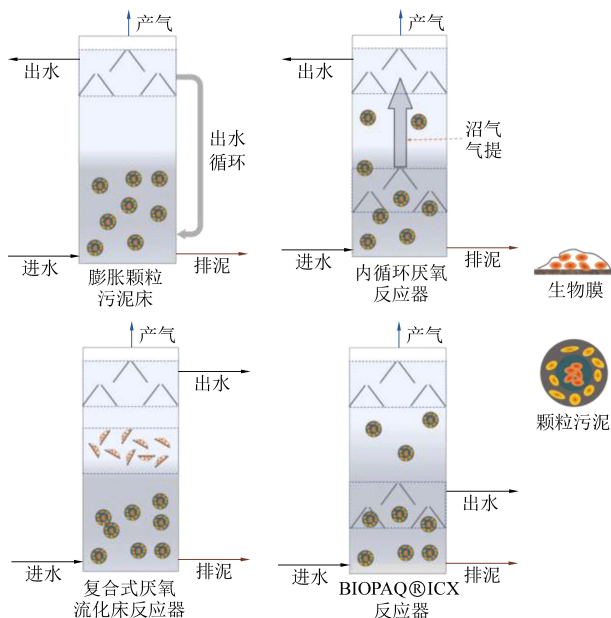


图 3 第三代厌氧消化技术示意图

Fig. 3 Sketch of the third generation of anaerobic digestion technology

EGSB 相对于 UASB 的改进在于外加出水循环,并增大高径比,较高的上升流速使得颗粒污泥处于膨胀状态,提高反应器内的基质与微生物之间的接触和反应,所以 EGSB 得以处理更高强度的有机污染物和在较低温度下处理较低浓度的有机废水^[12]。但因为其高高径比增大建设成本和难度,同时需要外部循环装置也增加了运行能耗。

IC 反应器形式上类似于两个 UASB 反应器上下拼接,分为底部高负荷 UASB 反应室和顶部低负荷 UASB 反应室。有机废弃物首先进入反应器底部第一反应室,产生大量沼气,并于第一分离器初步分离。由于沼气的提提作用,使得沼气、污泥和水的混合物沿提升管上升至反应器顶部第二个 UASB 完成第二次分离。IC 依靠厌氧生物过程本身所产生的大量沼气提供动力,完成内部基质与颗粒污泥充分循环与混合,可以达到更高的有机负荷^[13],其利用两级 UASB 工艺实现颗粒污泥活性的高效利用,并利用第二段低负荷 UASB 区域减少颗粒污泥的出水损失。因此 IC 容积负荷率高,水力停留时间短,抗冲击负荷能力强,其沼气自提设置节省能耗。但其较高出水流速易带出颗粒污泥,造成颗粒污泥流失和出水 COD 高。

UBF 是 UASB 和 AFR 的组合构型,相比于 UASB 的改进在于在 UASB 污泥层上部加填料,形成生物膜,起到污泥拦截和增加生物量的作用。从而发挥 UASB 上部空间,增加厌氧消化效能。UBF 处理效率高,处理量大,能耗低,运行费用低。但生物滤层的设置也带来了另一个问题,其存在阻碍了颗粒污泥回落,在高速率产气情况下易引发污泥流失,底部颗粒污泥区生物量减少,反应器效能降低。

BIOPAQ® ICX (IC eXperience) 是 IC 反应器的进一步改进提升^[14]。与 UASB 和 IC 反应器相比,ICX 反应器不使用三相分离器。相反,沼气和颗粒污泥的分离是单独进行的。ICX 的顶部分离器将沼气从反应器中移除,底部的分离器将厌氧颗粒从污水中分离出来。在反应器底部分离生物质的一个明显优势是,较高的静水压力减少了仍含有一些残留沼气的颗粒的浮力,表面吸附较多沼气易漂浮的颗粒将不会聚集于 ICX 的底部分离器中。由于 ICX 两段式设计,出水设置在底部,减少了颗粒污泥由于未能及时气水分离的出水流失,提高生物质截留率。ICX 设计紧凑,容积负荷高,处理效能高。但其缺点在于构型复杂,气密性要求高,同时其反应器内正压环境易造成甲烷溶解并随出水流失。

第三代厌氧消化技术基于颗粒污泥高效沉淀和独特生态单元性能,并利用反应器设计和运行充分发挥颗粒污泥优势,在有机废弃物厌氧消化产生物天然气时发挥重要作用 (见表 3)。以颗粒污泥为代表工艺占目前使用的所有高速率厌氧反应器的 90%^[15],也是未来厌氧消化主流工艺。

1.2 干式厌氧消化技术

尽管湿式厌氧消化技术研究较多,发展也较为成熟,在处理有机废水时已取得了较好的成果,但是湿式厌氧消化技术处理对象固体含量多小于 20%,反应器内有机废弃物多为流动状态,湿式厌氧消化技术的发展多是依靠消化主体微生物的独特形态,从而在高流速、高负荷下依然保持较好的处理效能。而干式厌氧消化技术处理目标物固体含量大于 20%,多呈半流动或固体状态,限制了研究成熟的微生物形态如活性污泥、颗粒污泥的使用。同时人类社会持续制造大量固体有机废弃物,如禽畜粪便、城市垃圾、农业废弃物等,这些废弃物占用大量土地,造成土壤、水和大气等污染,并具有高度回收潜力。但固体有机废弃物通常不

表 3 第三代厌氧消化技术

Table 3 The third generation of anaerobic digestion technology

消化技术名称	主要特点	微生物形式	优点	缺点
膨胀颗粒污泥床 (EGSB)	外加出水循环和高径比使颗粒污泥处于膨胀状态,并与基质充分接触	颗粒污泥	基质与颗粒污泥混合更加充分,处理效率高	反应器较高,建造成本高;采用外循环,动力消耗大
内循环厌氧反应器(IC)	高负荷和低负荷 UASB 单元串联联合处理系统	颗粒污泥	容积负荷率高,水力停留时间短,抗冲击负荷能力强,沼气自提减少运行能耗	较高出水流速易带出颗粒污泥,造成颗粒污泥流失和出水 COD 高
复合式厌氧流化床反应器 (UBF)	上向流厌氧污泥床反应器和厌氧生物滤池组合系统	颗粒污泥和生物膜	处理效率高,处理量大,能耗低,运行费用低,能自动连续运行	生物滤池易阻碍颗粒污泥回落,引发污泥流失
BIOPAQ® ICX	三相分离器功能拆分,气水分离和固液分离单独进行	颗粒污泥	设置在底部的固液分离减少了颗粒污泥由于未能及时气水分流的出水流失	构型复杂,气密性要求高,反应器内正压易造成甲烷溶解在出水并流失

能采用湿式厌氧消化技术进行处理,而使用稀释的方式往往在经济和实际运行上是不可行的。干式厌氧消化可针对高固体进行厌氧消化,同时产生生物天然气进行能源回收。

与湿式消化相比,由于处理目标呈固态,干式厌氧消化技术需水量少,沼液和沼渣产量低,同时消化过程中较少流动水也减少了热量损失,干式厌氧消化技术中、高温消化操作有着经济成本优势,从而达到更高的水解、产气和病原体破坏率^[16]。但相比于湿式厌氧消化,干式厌氧消化技术中流态和微生物形态发生了改变,底物与消化主体的接触和产物的排出也受到了限制,因此干式厌氧消化技术设计和形式不同于湿式消化技术,需要对此进行另行介绍。

干式厌氧消化技术兴起于 20 世纪 40 年代的欧洲,并于 20 世纪 80 年代在德国、荷兰、瑞士和比利时等欧洲国家开始市场化应用。根据反应器进出料方式的不同,干式厌氧消化技术可分为序批式反应器和连续式反应器^[17]。

1.2.1 序批式反应器

序批式反应器运行中底物处于固定状态,通过泵将渗滤液喷淋到底物上完成补水和添加消化微生物。序批式反应器可分为 Bioferm、Bekon 和 GICON 等工艺。Bioferm 工艺属于车库式单级中温厌氧消化工艺。该工艺在反应初期添加一定水分和消化微生物,随后进行厌氧消化直到反应终止。BEKON 工艺与 Bioferm 工艺同属于车库式单级厌氧消化工艺,不同之处在于 BEKON 工艺设置额外供热和保温系统,可进行中温和高温消化。GICON 相比于 Bioferm 工艺改进在于将消化过程拆解为产酸(干式消化)和产甲烷(湿式消化)两

阶段,收集干式消化阶段的产酸液并用成熟的湿式消化技术完成后续产甲烷,提高消化速率。

1.2.2 连续式反应器

由于连续式厌氧消化反应器中发酵原料的固体含量高、粘度高,因此物料输送多采用推流式,物料输送和搅拌对于连续式厌氧消化非常重要。下面介绍四种有代表性的连续式厌氧消化工艺:比利时 OWS 公司的 Dranco 干式消化工艺、法国 VALORGA INTERNATIONAL S.A.S 公司的 Valorga 干式消化工艺、瑞典的 KOMPOGAS 公司的 Kkompogas BRV 和德国 STRABAG Umwelttechnik GmbH 公司的 Laran 工艺^[18]。

Dranco 工艺属于单级中温/高温干式厌氧消化工艺,采用竖式推流连续运行。Dranco 工艺的一项关键设计是具有回流设计,从而提高消化时间和微生物浓度,使物料充分发酵。Valorga 工艺属于竖式气体搅拌干式消化工艺,通过对固体有机废弃物进行筛选分类并和回流沼液混合完成输送,回流产生沼气进行搅拌,可进行高温和中温消化。Kompogas BRV 工艺属于卧式推流厌氧消化工艺,反应器采用推流进样,用水平搅拌轴对物料混合,并完成对物料的推流出料。Laran 工艺与 Kompoga 相似,同样属于卧式推流厌氧消化工艺,采用推流进样并在反应器内完成物料混合,不同之处在于 Laran 工艺采用的是分段搅拌方式从而实现更有效物料混合,并在流动方向上实现厌氧消化两相分离。

2 现代厌氧消化技术理论基础

2.1 厌氧消化理论细致深化

厌氧消化基础理论兴起于 20 世纪 60 年代,

发展到现在历经了两阶段(产酸和产甲烷)、三阶段(水解酸化、发酵产酸、产甲烷)和四阶段(水解、发酵产酸、产氢产乙酸和产甲烷)理论^[4,19]。厌氧消化理论的进步依托于测序技术的发展、微生物理论的深入理解和生物信息学分析手段的丰富,从而为有机物降解转化为甲烷过程内在微生物功能和种群提供了细致的描述。

以微生物厌氧消化有机物转化为甲烷为例,基于四阶段理论对厌氧消化过程进行简单介绍(见表4)。

(1) 水解阶段

水解过程是指复杂有机物被水解酶转变为简单单体的过程。例如:淀粉和纤维素水解为水解成麦芽糖、葡萄糖和糊精;纤维素水解成糖;蛋白质受蛋白酶降解生成氨基酸;脂质则水解为脂肪酸及甘油。简单单体可进入产酸菌进行下一步降解利用。

表4 厌氧消化四阶段

Table 4 Four stages of anaerobic digestion

厌氧消化阶段	主要功能单元	物质形态	碳链长度
消化前	无	复杂大分子有机物	C _n
水解阶段	水解酶	可进入细胞简单单体	C12左右
发酵产酸	发酵细菌	短链脂肪酸或醇为主的末端产物	C2到C5左右
产氢产乙酸	产乙酸菌	乙酸和一碳化合物	C1和C2
产甲烷	产甲烷菌	甲烷	C1

(2) 发酵产酸阶段

发酵产酸过程是指将水解阶段产生的小分子有机物进一步转化利用,生成以短链脂肪酸或醇为主的末端产物,该过程伴随部分氢气产生。

(3) 产氢产乙酸阶段

该阶段主要特点是产乙酸菌将上述两阶段中小分子物质转变为以乙酸和一碳化合物为主的产物,并且转化过程中将部分能量和还原力转化为氢气。

(4) 产甲烷阶段

产甲烷阶段是将乙酸、一碳化合物和氢气转化为甲烷的过程。该过程依赖于专性产甲烷菌。而产甲烷菌代谢速率慢,生长条件要求高,是整个厌氧消化工艺的限速步骤。

从厌氧消化理论不断细化和关键菌群及功能鉴别可以看出,厌氧消化过程的理解越发深入,从而将原来一锅法厌氧消化划分为两相发酵^[20],实

现了菌群分离,使产酸和产甲烷微生物分别在最优条件下运行,发挥各自优势,减少互相抑制和干扰,大幅度提高了厌氧消化运行稳定性,同时增强了厌氧消化的能力和范围,完成厌氧消化主体微生物功能分区和关键微生物群落优化,为反应器设计和运行提供了重要的理论依据和指导。

2.2 微生物存在形式的不断发现

厌氧消化中微生物可分为游离态、活性污泥、生物膜和颗粒污泥等多种形态。这些形态是在对微生物不断深入理解时发现,微生物时空异质分布,同种、异种相互交流协作,以及与环境 and 介质相互耦合,会产生多样生态的存在形式。这些多样的存在形态,也是在不断提质提量的废弃物处理和甲烷生产标准中以应用为导向不断拓展发现和加以利用的。

最开始的厌氧消化技术中多将微生物视为发挥功能中介载体,默认其以游离可溶态存在于消化体系中所以没有进行泥水分离操作,HRT与SRT实为一体,消化主体微生物多随出水流失。但随着反应器运行的需求和微生物存在形式的不断理解,多样微生物形态极大的扩充了反应器设计依据和形式。

活性污泥由许多微生物组成,核心是污泥絮凝体的形成。多样细菌相互聚集,以丝状细菌作为活性污泥絮凝物的骨架,并被蛋白质、多糖、腐植酸、脂质和DNA等细胞外聚合物(EPS)进行固定,最终以絮状物形式存在^[21]。自1914年Arden和Lockett提出活性污泥法以来,活性污泥已成为生物处理技术的核心。活性污泥在厌氧消化中相比于游离细菌具有沉降性,允许泥水分离。SRT与HRT的分离可在高负荷的情况下保障处理效能,从而在根本上改变了反应器运行形式。

生物膜是微生物另一种集团生命形式,多样化微生物在EPS包裹下固定于基质上,由于其密切接触和三维空间结构,允许微生物之间产生复杂共生互动网络,从而整体具有涌现特性,微生物表现出更加优异代谢性能^[22]。同时更高的生物密度和载体性质决定生物膜具有更好的沉降能力,从而为厌氧消化提供另一种设计形式和理念,以投加载体和形成生物膜的方式利用微生物主体进行厌氧消化活动。

颗粒污泥是生物膜结构的一种特殊形式,微生物形成相比常规活性污泥更高维度、更高密度和更高沉降能力的颗粒状态污泥。其形态为平均

直径大于 200 μm 的自聚集球形颗粒^[23],具有高生物量密度,快速沉降能力,其沉降速度是传统絮凝体的 10 至 15 倍,同时颗粒污泥复杂分层结构形成了较好保护作用和自然功能分区,因此颗粒污泥具有处理各种废水的巨大潜力。颗粒污泥形成于微生物在一定水力剪切条件下物理、化学和生物多方面作用下的自我凝聚,是常见的微生物现象,例如真菌菌丝可自发缠绕形成菌丝球^[24],口腔中存在可移动真菌细菌结合体^[25]。颗粒污泥发现于 1969 年,Young 和 McCarty^[26]在厌氧过滤器中观察到了污泥造粒的现象但未重视,随后 Lettinga 于 1972 年早 Breda 甜菜场发现污泥颗粒化现象并确定了其优异性能。1980 年,颗粒污泥首次在严格的厌氧系统中被报道,在能源消耗和沼气生产方面表现出色^[27-28]。颗粒污泥的快速沉降和高增稠特性允许沉降过程集成在一个处理单元内,从而绕过占用空间的二级澄清池,大大减少占地面积并加强反应器操作,无需能源密集型循环流和混合器,因此颗粒污泥是第三代厌氧消化技术的关键核心,被认为是未来厌氧消化主体^[29]。

微生物多样化形态属于与其他生物和环境交互时自然存在状态,在厌氧消化过程中,由于处理效率和处理效能的需求,如何在复杂基质和高流速下保障厌氧消化主体微生物的活性是工艺运行的关键。因此厌氧消化中微生物趋向于具有更大沉淀密度、更高处理效能和更强抗逆性能,厌氧消化技术的发展与微生物形态的认知密不可分。

2.3 消化微生物电子转移新方式

厌氧消化的本质从电子传递角度讲,是在微生物的介导下,电子传递引起碳链缩短,并以甲烷作为产物完成电子传递链的过程。种间电子传递(Interspecies electron transfer, IET)描述了这一过程,IET 是指微生物之间通过转移电子形成互营生长关系,从而共同完成复杂代谢功能^[30]。通常认为厌氧消化中只存在间接种间电子传递(Mediated IET, MIET)过程,即电子传递通过氢、甲酸、核黄素等作为电子载体,通过这些中间电子载体扩散实现电子传递产甲烷。直接种间电子传递(Direct IET, DIET)的发现改变了对厌氧消化的传统认知。DIET 指微生物间通过纳米导线、氧化还原蛋白、导电颗粒等进行直接电子交换,该过程能量消耗少,传递效率高,并能拓宽底物利用范

围,强化底物利用效率,热力学上更有利于消化产甲烷过程^[31]。

Morita 等^[32]于 2011 年首次报道了厌氧消化过程中 DIET 的发生和导电纤毛重要作用。随后 Rotaru 等^[33]通过转录组、同位素标记和遗传分析证实了 *Geobacter* 和 *Methanothrix* 之间通过 e 型纤毛介导的 DIET 过程。此外,在 *Geobacter metallireducens* 和 *Geobacter sulfurreducens* 的共同培养中,发现 c 型细胞色素有利于导电聚集体的形成和 DIET 过程^[34]。

在厌氧消化中促进 DIET 可通过添加中介导电载体如活性炭、生物炭、磁铁矿等或更改培养条件从而在载体上富集 *Geobacteria* 等电微生物并形成导电生物膜等方式^[35]。DIET 已被证实可极大地加速厌氧消化过程,提高厌氧消化效能。DIET 的发现可以在相对稳定的环境中达到相对 MIET 更快速、高效有机物代谢和产甲烷效能,在多种生境中发挥重要作用,为新型有机废弃物厌氧消化生产生物天然气技术的开发提供了依据。

3 加强厌氧消化关键技术

现阶段有许多强化厌氧消化的研究和成熟的技术投入了使用,这里主要介绍厌氧消化在线监测和促进种间电子传递两种技术和理念。

3.1 在线监测促进厌氧消化稳定运行

厌氧消化作为处理多样有机废弃物,蕴含复杂微生物消化主体,涉及固、液、气多路管道的庞大系统,对其内部过程监测越来越重要。首先,厌氧消化中的实时过程控制的在线监测和及时调控可节约相当大的能源投入^[36];其次,传统检测多依靠实验室方法,存在反馈延迟,难以及时反映运行状态,而厌氧消化中关键微生物产甲烷菌对环境指标极为敏感,有可能引发运行巨大波动;最后,一些指标如 COD、BOD 仅能反应部分参数,在判断具体运行状态和推断关键影响物质时存在缺陷。在这些事实的基础上,可以发现,新的在线监测方法对于监测废水处理非常重要。厌氧消化监测系统应该复合以下特征:在线化监测;气、液、固多相参数监测;高速、高频率监测;新关键评估指标;具有数据整合和智能分析系统。

仪器和技术的开发已发展多种可靠的在线监测系统,例如 UV-VIS s::can spectro::lyserTM,可测量多个水质参数,包括浊度、TOC 当量、生化需氧量(BOD)、硝酸盐、亚硝酸盐和芳香族化合物。其

他多参数仪器,包括 Hach Event Monitor™、YSI Sonde™、Censar™ 和 s::can Water Quality Monitoring Station™ 技术也被开发用于在线监测系统运行情况^[37],研究者也开发相关软件用于进行数据整合和分析。

光学和电化学可用于获得实时响应信号,是在线监测的良好手段,例如紫外检测^[38]、荧光检测^[39]、拉曼检测^[40]等。其中三维荧光光谱(Excitation-Emission Matrix, EEM)基于吸收发射光谱的检测机制同时反映物质吸收和发射信息,可作为一种实时特异性监测技术。在厌氧消化系统中,通过 EEM 可观察蛋白与可溶性微生物副产物物质荧光团,了解有机物详细信息如分子量分布、组成等^[41]。相比于传统水质监测方法,基于定量化 EEM 的实时监测具有响应迅速、特异性强、灵敏度高等特点,有望成为厌氧消化系统中的高效传感环节。

3.2 通过种间电子传递改善厌氧消化

厌氧消化系统运行实质是微生物介导电子转移引发的有机物碳链变短和减量化过程。在这个过程中,MIET 发挥着重要作用。厌氧微生物可通过氢气或甲酸作为载体在互养菌群之间进行电子传递,进而完成整个厌氧消化过程。近些年,DIET 的发现为增强厌氧消化过程提供了新的思路。

产酸积累引发产甲烷的抑制是所有类型厌氧消化的一个典型问题,随后可能发生 pH 下降,甚至厌氧消化反应的终止。Wang 等^[42]证实通过添加磁铁矿加速挥发酸消耗,可提高 27% 的甲烷产量。同时强化 DIET 可以提高厌氧消化系统对挥发酸的抵抗力,碳布或颗粒活性炭可以让厌氧消化反应器耐受 500 mmol/L 挥发酸浓度^[43]。此外,Peng 等^[44]发现 DIET 也强化了对复杂有机物的生物降解,磁铁矿和活性炭可以提高 COD、蛋白质和多糖 14.2%、34% 和 12.6% 的降解率。与此同时,DIET 可缓解厌氧消化中反应动力学不平衡,减少只使用 MIET 过程中产物气体消耗不及时的过程抑制,从而提高系统的稳健性,并缩短启动期。在 DIET 强化的反应器中,厌氧消化的启动滞后时间可缩短 6%~65%^[45]。

更改培养条件富集 DIET 相关微生物也可促进 DIET 过程。以往研究证实了 DIET 相关细菌 *Geobacter* 的富集和富含乙醇的底物之间的密切关系,Zhao 等^[46]认为,以乙醇为底物刺激相关微生物富集可强化 DIET 过程,并推断为目标污染物降

解增强的原因。Wang 等^[47]报道,添加乙醇诱发菌群变化可通过 DIET 实现更高的 COD 去除率和产甲烷性能。通过调整初始 pH 建立乙醇型发酵是诱导 DIET 的另一种方法,pH 调节强化 DIET 后甲烷产量增加了 29.8%,污泥减少了 12.3%^[48]。

DIET 借助微生物的导电菌毛、色素及蛋白等导电材料实现电子传递过程。研究证实导电材料如石墨烯、活性炭、零价铁、磁铁矿、聚吡咯的添加或优化培养条件富集 DIET 相关细菌可介导并强化 DIET 过程,加强产甲烷菌活性。该方法有效解决了实际厌氧生物处理过程负荷低和易酸化等问题。除此之外,DIET 也在重金属、放射性核酸、有机污染物解毒均有功效,可提高厌氧消化系统稳定性^[49]。

值得注意的是,研究发现 UASB 中颗粒污泥存在强烈的 DIET 现象^[32]。Wang 等^[50]提出,DIET 的建立对促进污泥造粒和改善其颗粒特性起到了关键作用。与通过 MIET 连接的产酸菌和产甲烷菌之间的脆弱联系相比,通过紧密连接引发的 DIET 可以促进厌氧消化过程,表明 DIET 可能是当前高密度厌氧消化技术得以成功运用的重要机制。因此,DIET 的发现对于高密度厌氧消化工艺如颗粒污泥相关技术(UASB、EGSB、IC 等)和生物膜相关技术(AFR、AnMBR 等)改进均有明显的启示作用。

4 推动厌氧消化发展的新技术和新理念

自厌氧消化发现至今,每一次技术的进步离不开对内在机制的深入挖掘和与其他新技术的融合驱动。这里介绍一些具有强烈推动作用的新技术和新理念,对未来厌氧消化技术进行展望。

4.1 微生物异质性和互作研究的新进展

作为厌氧消化主体,微生物是决定厌氧消化性能的关键所在,厌氧消化理论、存在形式和电子转移新方式的发现推动了厌氧消化技术的巨大进步。现阶段对微生物的理解逐步深入到细胞和亚细胞层面上时空响应变化和微生物多维层次互作网络。许多技术例如免疫学技术^[51]、显微镜和组织化学技术^[52]、空间组学^[53]、成像质谱法^[54]和绝对定量组学^[55],可以帮助确定微生物组个体异质性^[56],并建立多维层次微生物互作模型^[57]。这些技术的出现和相关理论的理解有助于研究厌氧消化微生物内时空异质性和互作作用,建立微生物结构和功能之间的联系,从而开发更高效厌氧消

化主体,为未来厌氧消化技术提供重要启示。

4.2 机器学习

厌氧消化涉及生物生理代谢、气液固流态、物质浓度形态、环境等多种参数,庞大数据和复杂机制意味其难以用传统建模方式进行精确模拟和预测。机器学习具有通过大数据建模从中提取内部信息和学习模式,提供解决非线性分类和回归任务的能力^[58],可在解释厌氧消化这一复杂系统中提供指导意见。例如 Xu 等^[59]使用机器学习预测微塑料干扰下活性污泥甲烷产量;Long 等^[60]基于基因组和操作参数完成了消化性能预测和模拟;此外,机器学习还可用于预测活性污泥状态^[61],评估消化工艺进程^[62]等。随着数据库的扩增和算法的深入,机器学习将在揭示厌氧消化内在机制、监测厌氧消化运行状态和预防突发情况上发挥着越发重要的作用。

4.3 合成生物学和基因编辑技术

合成生物学是一门“汇聚”型新兴学科,它在系统生物学基础上,采用自下而上的策略,重编改造天然的或设计合成新的生物体系。基因编辑技术尤其是 CRISPR 技术的出现提供了人类编辑生命的工具^[63]。合成生物学和基因编辑技术的联合使用融合模块化、标准化和特征化/抽象化等工程技术原理,以类似计算机程序编程的方式理性设计生命系统,极大提高了人类对生命的操纵能力。例如将有机废弃物厌氧消化技术进行产物增值,产生高价值产物如有机酸、有机醇、油脂等^[64];赋予生命感知和调控能力,灵活监控运行参数^[65];提升底物降解能力,例如可降解木质素^[66]、塑料^[67]等。这些技术将极大地增强厌氧消化系统效能,拓展厌氧消化概念。

5 结 论

有机废弃物厌氧消化生产生物气诞生于沼泽产气的自然现象,发展于人类社会对污染治理和能源的追求,受理论和技术的不断推进,工艺逐渐得到完善。它是最重要的生物质能利用形式,可将有机废弃物中污染物和能量转化清洁能源甲烷,在经济和环境上有重大优势,是人类师法自然的一个成功范例。

当前主流厌氧消化技术将消化主体微生物功能和反应器设计形式得到了充分发挥,消化理论也已深入到四阶段和各关键菌群和功能的细致描述,于 20 世纪 90 厌氧消化进入了研发和运用的

巅峰时代。历数厌氧消化的发展,发现其趋势由社会需求驱动,伴随着技术进步的驱动,微生物存在形式、厌氧消化理论、微生物互作新理解,朝着效能提高的方式不断改进。厌氧消化的进一步发展离不开新理论的发现和其他领域技术的推动,其发展将趋向于高效化、智能化、定制化,并且厌氧消化将耦合多学科,从当前有机废弃物末端治理逐渐转变为高价值产品生产绿色转化平台,实现能源和物质的社会循环。

参考文献 (References):

- [1] ZABED H M, AKTER S, YUN J, et al. Biogas from microalgae: Technologies, challenges and opportunities[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2020, 117: 109503.
- [2] UDDIN M N, SIDDIKI S Y, RAHMAN M M, et al. Prospects of bioenergy production from organic waste using anaerobic digestion technology: A mini review[J]. *Frontiers in Energy Research*, 2021, 9: 627093.
- [3] MAO C, FENG Y, WANG X, et al. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2015, 45: 540-555.
- [4] 张文存, 王丽莉, 张国辉. 提高厌氧消化中产甲烷效能的技术进展[J]. *现代化工*, 2021, 41(6): 41-45.
ZHANG Wencun, WANG Lili, ZHANG Guohui. Review of technology development to improve methane yielding efficiency in anaerobic digestion[J]. *Modern Chemical Industry*, 2021, 41(6): 41-45.
- [5] 李叶青, 景张牧, 江皓, 等. 微生物组学及其在厌氧消化中的研究进展[J]. *生物技术通报*, 2021, 37(1): 90-101.
LI Yeqing, JING Zhangmu, JIANG Hao, et al. Microbiology and its research progress of anaerobic digestion[J]. *Biotechnology Bulletin*, 2021, 37(1): 90-101.
- [6] MAHMUDUL H M, RASUL M G, AKBAR D, et al. A comprehensive review of the recent development and challenges of a solar-assisted biodigester system[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 753: 141920.
- [7] MCCARTY P L. One hundred years of anaerobic treatment [J]. *Anaerobic Digestion*, 1981.
- [8] BODKHE S. Development of an improved anaerobic filter for municipal wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(1): 222-226.
- [9] MAAZ M, YASIN M, ASLAM M, et al. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: Novel configurations, fouling control and energy considerations[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 283: 358-372.
- [10] CHONG S, SEN T K, KAYAALP A, et al. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment - A State-of-the-art review[J]. *Water Research*, 2012, 46(11): 3434-3470.
- [11] VAN LOOSDRECHT M C M, BRDJANOVIC D. Anticipating the next century of wastewater treatment[J]. *Science*, 2014, 344(6191): 1452-1453.
- [12] SEGHEZZO L, ZEEMAN G, VAN LIER J B, et al. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors

- [J]. *Bioresource Technology*, 1998, 65(3): 175–190.
- [13] PEREBOOM J H F, VEREIJKEN T L F M. Methanogenic granule development in full scale internal circulation reactors [J]. *Water Science and Technology*, 1994, 30(8): 9–21.
- [14] HENDRICKX T L G, PESSOTTO B, PRINS R, et al. Biopaq® ICX: The next generation high rate anaerobic reactor proves itself at full scale [J]. *Water Practice and Technology*, 2019, 14(4): 802–807.
- [15] CRONE B C, GARLAND J L, SORIAL G A, et al. Significance of dissolved methane in effluents of anaerobically treated low strength wastewater and potential for recovery as an energy product: A review [J]. *Water Research*, 2016, 104: 520–531.
- [16] FERNAÑDEZ RODRÍGUEZ J, PÉREZ M, ROMERO L I. Mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Optimisation of the semicontinuous process [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 193–194: 10–15.
- [17] 李冰峰, 张大雷. 干式厌氧发酵技术现状与国内应用项目简介 [J]. *可再生能源*, 2021, 39(3): 294–299.
LI Bingfeng, ZHANG Dalei. Research and application progress of dry anaerobic fermentation technology [J]. *Renewable Energy Resources*, 2021, 39(3): 294–299.
- [18] 陈润璐, 李再兴, 冯晶, 等. 农业废弃物厌氧干发酵技术研究进展 [J]. *河北科技大学学报*, 2020, 41(4): 365–373.
CHEN Runlu, LI Zaixing, FENG Jing, et al. Research progress in anaerobic dry fermentation of agricultural waste [J]. *Journal of Hebei University of Science and Technology*, 2020, 41(4): 365–373.
- [19] HOLL E, STEINBRENNER J, MERKLE W, et al. Two-stage anaerobic digestion: State of technology and perspective roles in future energy systems [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 360: 127633.
- [20] POHLAND F G, GHOSH S. Developments in anaerobic stabilization of organic wastes—the two-phase concept [J]. *Environmental Letters*, 1971, 1(4): 255–266.
- [21] SHI HX, WANG J, LIU SY, et al. New insight into filamentous sludge bulking: Potential role of AHL-mediated quorum sensing in deteriorating sludge floc stability and structure [J]. *Water Research*, 2022, 212: 118096.
- [22] FLEMMING H-C, WUERTZ S. Bacteria and archaea on Earth and their abundance in biofilms [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2019, 17(4): 247–260.
- [23] DAI C, BIN L, TANG B, et al. Promoting the granulation process of aerobic granular sludge in an integrated moving bed biofilm-membrane bioreactor under a continuous-flowing mode [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703: 135482.
- [24] NIELSEN J, JOHANSEN C L, JACOBSEN M, et al. Pellet formation and fragmentation in submerged cultures of *Penicillium chrysogenum* and its relation to penicillin production [J]. *Biotechnology Progress*, 1995, 11(1): 93–98.
- [25] REN Z, JECKEL H, SIMON-SORO A, et al. Interkingdom assemblages in human saliva display group-level surface mobility and disease – promoting emergent functions [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2022, 119(41): e2209699119.
- [26] YOUNG J C, MCCARTY P L. The anaerobic filter for waste treatment [J]. *Water Pollute Control Federation*, 1969, 41(5): 160–173.
- [27] LETTINGA G, VAN VELSEN A F M, HOBMA S W, et al. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1980, 22(4): 699–734.
- [28] RAN X, ZHOU M, WANG T, et al. Multidisciplinary characterization of nitrogen-removal granular sludge: A review of advances and technologies [J]. *Water Research*, 2022, 214: 118214.
- [29] WINKLER M K H, VAN LOOSDRECHT M C M. Intensifying existing urban wastewater [J]. *Science*, 2022, 375(6579): 377–378.
- [30] 黄玲艳, 刘星, 周顺桂. 微生物直接种间电子传递: 机制及应用 [J]. *土壤学报*, 2018, 55(6): 1313–1324.
HUANG Lingyan, LIU Xing, ZHOU Shungui. Direct interspecies electron transfer of microbes: Mechanism and application [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55(6): 1313–1324.
- [31] RASAPOOR M, YOUNG B, BRAR R, et al. Recognizing the challenges of anaerobic digestion: Critical steps toward improving biogas generation [J]. *Fuel*, 2020, 261: 116497.
- [32] MORITA M, MALVANKAR N S, FRANKS A E, et al. Potential for direct interspecies electron transfer in methanogenic wastewater digester aggregates [J]. *Mbio*, 2011, 2(4): e00159–11.
- [33] ROTARU A E, SHRESTHA P M, LIU F, et al. A new model for electron flow during anaerobic digestion: Direct interspecies electron transfer to *Methanosaeta* for the reduction of carbon dioxide to methane [J]. *Energy and Environmental Science*, 2014, 7(1): 408–415.
- [34] SUMMERS Z M, FOGARTY H E, LEANG C, et al. Direct exchange of electrons within aggregates of an evolved syntrophic coculture of anaerobic bacteria [J]. *Science*, 2010, 330(6009): 1413–1415.
- [35] BAEK G, KIM J, KIM J, et al. Role and potential of direct interspecies electron transfer in anaerobic digestion [J]. *Energies*, 2018, 11(1): 107.
- [36] ROMERO-GUÍZA M S, FLOTATS X, ASIAIN-MIRA R, et al. Enhancement of sewage sludge thickening and energy self-sufficiency with advanced process control tools in a full-scale wastewater treatment plant [J]. *Water Research*, 2022, 222: 118924.
- [37] STOREY M V, VAN DER GAAG B, BURNS B P. Advances in on-line drinking water quality monitoring and early warning systems [J]. *Water Research*, 2011, 45(2): 741–747.
- [38] DEXTER R, CHOW C. Real time monitoring of water quality in rivers [J]. *Water*, 2010, 37(1): 158–163.
- [39] HENDERSON R K, BAKER A, MURPHY K R, et al. Fluorescence as a potential monitoring tool for recycled water systems: A review [J]. *Water Research*, 2009, 43(4): 863–881.
- [40] BERGHOLT M S, ALBRO M B, STEVENS M M. Online quantitative monitoring of live cell engineered cartilage growth using diffuse fiber-optic Raman spectroscopy [J]. *Biomaterials*, 2017, 140: 128–137.
- [41] QIAN C, CHEN W, GONG B, et al. Determination of sac-

- har-ides in environments using a sulfuric acid-fluorescence approach[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(11): 6632-6638.
- [42] WANG T, ZHANG D, DAI L, et al. Magnetite triggering enhanced direct interspecies electron transfer; A scavenger for the blockage of electron transfer in anaerobic digestion of high-solids sewage sludge [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(12): 7160-7169.
- [43] DANG Y, SUN D, WOODARD T L, et al. Stimulation of the anaerobic digestion of the dry organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) with carbon-based conductive materials [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 238: 30-38.
- [44] PENG H, ZHANG Y, TAN D, et al. Roles of magnetite and granular activated carbon in improvement of anaerobic sludge digestion[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 249: 666-672.
- [45] WANG Z, WANG T, SI B, et al. Accelerating anaerobic digestion for methane production; Potential role of direct interspecies electron transfer [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2021, 145: 111069.
- [46] ZHAO Z, ZHANG Y, YU Q, et al. Communities stimulated with ethanol to perform direct interspecies electron transfer for syntrophic metabolism of propionate and butyrate [J]. *Water Research*, 2016, 102: 475-484.
- [47] WANG C, QIAO W, CHEN H, et al. A short-term stimulation of ethanol enhances the effect of magnetite on anaerobic digestion[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2019, 103(3): 1511-1522.
- [48] ZHAO Z, LI Y, HE J, et al. Establishing direct interspecies electron transfer during laboratory-scale anaerobic digestion of waste activated sludge via biological ethanol-type fermentation pretreatment[J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2018, 6(10): 13066-13077.
- [49] VAN STEENDAM C, SMETS I, SKERLOS S, et al. Improving anaerobic digestion via direct interspecies electron transfer requires development of suitable characterization methods[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2019, 57: 183-190.
- [50] WANG C, LIU Y, GAO X, et al. Role of biochar in the granulation of anaerobic sludge and improvement of electron transfer characteristics [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 268: 28-35.
- [51] SCHMIDT J E, AHRING B K. Immobilization patterns and dynamics of acetate-utilizing methanogens immobilized in sterile granular sludge in upflow anaerobic sludge blanket reactors [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, 65(3): 1050-1054.
- [52] SEKIGUCHI Y, KAMAGATA Y, SYUTSUBO K, et al. Phylogenetic diversity of mesophilic and thermophilic granular sludges determined by 16S rRNA gene analysis[J]. *Microbiology*, 1998, 144(9): 2655-2665.
- [53] QIN B, FEI C, BRIDGES A A, et al. Cell position fates and collective fountain flow in bacterial biofilms revealed by light-sheet microscopy[J]. *Science*, 2020, 369(6499): 71-77.
- [54] MOLDOVEANU D, RAMSAY L, LAJOIE M, et al. Spatially mapping the immune landscape of melanoma using imaging mass cytometry[J]. *Science Immunology*, 2022, 7(70): eabi5072.
- [55] WANG C, YANG Y, WANG Y, et al. Absolute quantification and genome-centric analyses elucidate the dynamics of microbial populations in anaerobic digesters [J]. *Water Research*, 2022, 224: 119049.
- [56] ALVARADO V, HSU S-C, WU Z, et al. Roadmap from microbial communities to individuality modeling for anaerobic digestion of sewage sludge [J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(10): 6596-6607.
- [57] YU Z, HUANG Y, GAN Z, et al. State-space-based framework for predicting microbial interaction variability in wastewater treatment plants [J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(17): 12765-12777.
- [58] HUANG R, MA C, MA J, et al. Machine learning in natural and engineered water systems [J]. *Water Research*, 2021, 205: 117666.
- [59] XU R-Z, CAO J-S, YE T, et al. Automated machine learning-based prediction of microplastics induced impacts on methane production in anaerobic digestion [J]. *Water Research*, 2022, 223: 118975.
- [60] LONG F, WANG L, CAI W, et al. Predicting the performance of anaerobic digestion using machine learning algorithms and genomic data [J]. *Water Research*, 2021, 199: 117182.
- [61] DJEDDOU M, ACHOUR B. The use of a neural network technique for the prediction of sludge volume index in municipal wastewater treatment plant [J]. *Larhyss Journal*, 2015, 24(24): 351-370.
- [62] NAJAFZADEH M, ZEINOLABEDINI M. Prognostication of waste water treatment plant performance using efficient soft computing models: An environmental evaluation [J]. *Measurement*, 2019, 138: 690-701.
- [63] WIEDENHEFT B, STERNBERG S H, DOUDNA J A. RNA-guided genetic silencing systems in bacteria and archaea [J]. *Nature*, 2012, 482(7385): 331-338.
- [64] 张晓龙, 王晨芸, 刘延峰, 等. 基于合成生物技术构建高效生物制造系统的研究进展 [J]. *合成生物学*, 2021, 2(6): 863-875.
ZHANG Xiaolong, WANG Chenyun, LIU Yanfeng. Research progress of constructing efficient biomanufacturing system based on synthetic biotechnology [J]. *Synthetic Biology Journal*, 2021, 2(6): 863-875.
- [65] YU W, XU X, JIN K, et al. Genetically encoded biosensors for microbial synthetic biology: From conceptual frameworks to practical applications [J]. *Biotechnology Advances*, 2023, 62: 108077.
- [66] HOENGENAERT L, WOUTERS M, KIM H, et al. Over expression of the scopoletin biosynthetic pathway enhances lignocellulosic biomass processing [J]. *Science Advances*, 2022, 8(28): eabo5738.
- [67] SULLIVAN K P, WERNER A Z, RAMIREZ K J, et al. Mixed plastics waste valorization through tandem chemical oxidation and biological funneling [J]. *Science*, 2022, 378(6616): 207-211.