崔咏新,吴一凡,王紫怡,等.系统构型和进料方式对高负荷共消化产甲烷效能的影响 [J]. 中国环境科学, 2026,46(2):698-706.
Cui Y X, Wu Y F, Wang Z Y, et al. Influence of system configurations and feeding modes on methanogenic performance in high-load co-digestion [J]. China Environmental Science, 2026,46(2):698-706.

系统构型和进料方式对高负荷共消化产甲烷效能的影响

崔咏新[1],吴一凡[1],王紫怡[1],刘佳怡[1],王晓昌[1],李玉友[2],陈 荣[1],邢保山[1,2*] (1.西安建筑科技大学环境与市政工程学院,西北水资源与环境生态教育部重点实验室,国家城市非传统水资源开发利用国际科技合作基地,陕西省污水处理与资源化工程技术研究中心,陕西省环境工程重点实验室,陕西 西安 710055；2.日本东北大学土木与环境工程系,仙台 9809579)

摘要：为提升高负荷餐厨垃圾(FW)与剩余污泥(WAS)厌氧共消化系统的稳定性及其产甲烷效能,在高有机负荷(OLR 为 22.8g COD/(L·d))下,平行运行300目金属网动态膜生物反应器(DMBR)和厌氧完全混合式反应器(CSTR),比较了连续与非连续进料模式的长期性能与微生物群落特征.结果表明,在相同OLR下,连续进料DMBR实现了更高的甲烷产量(8.86±0.29) L/(L·d)和甲烷产率(407±13) mL/g COD),较非连续模式提升约12%,较非连续的CSTR提升了 22%,并能维持更稳定的 pH 值及更好的降解能力,展现出更强的抗负荷冲击能力.动态膜对关键功能微生物如互营细菌(*Treponema*, *Lutispora*, *Syntrophomonas*)及氢营养型产甲烷古菌(*Methanoculleus*)的截留与富集,使其相对丰度显著高于传统 CSTR,有效加速了有机底物转化.但连续进料模式也导致膜通量较低(0.0079L/(m²·h))且跨膜压差(TMP)增长较快(0.98kPa/h);相比之下,非连续进料虽在产气效能上稍逊,但能维持较高膜通量(0.025L/(m²·h)).综合权衡系统效能(甲烷产量和稳定性),高负荷 FW 与 WAS 共消化系统采用连续进料和间歇出料运行的 DMBR 系统,能显著提升共消化系统的甲烷转化效率与运行稳定性,为实际高负荷厌氧共消化系统的高效稳定运行提供有效的强化策略.

关键词：动态膜生物反应器；厌氧共消化；高有机负荷；进料方式；完全混合式反应器
中图分类号：X705 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)02-0698-09

Influence of system configurations and feeding modes on methanogenic performance in high-load co-digestion. CUI Yong-Xin[1], WU Yi-Fan[1], WANG Zi-Yi[1], LIU Jia-Yi[1], WANG Xiao-chang[1], LI Yu-You[2], CHEN Rong[1], XING Bao-Shan[1,2*] (1.Northwest China Key Laboratory of Water Resource and Environment Ecology, Ministry of Education, International Science & Technology Cooperation Center for Urban Alternative Water Resources Development, Engineering Technology Research Center for Wastewater Treatment and Reuse, Shaanxi Province, Key Laboratory of Environmental Engineering, School of Environmental & Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China；2.Department of Civil and Environmental Engineering, Tohoku University, Sendai 9809579, Japan). *China Environmental Science*, 2026,46(2)：698~706

Abstract：To improve the stability and methane production efficiency of an anaerobic co-digestion system treating high-load food waste (FW) and waste activated sludge (WAS), a 300-mesh metal mesh dynamic membrane bioreactor (DMBR) and an anaerobic continuous stirred tank reactor (CSTR) were operated in parallel under a high organic loading rate (OLR of 22.8g COD/(L·d)). The long-term performance and microbial community characteristics were compared between continuous and intermittent feeding modes. Results showed that at the same OLR, the continuously fed DMBR achieved a higher methane production rate of (8.86±0.29) L/(L·d) and a methane yield of (407±13) mL/g COD, representing an improvement of approximately 12% over intermittent feeding modes and 22% over the intermittently fed CSTR. It also maintained more stable pH levels and exhibited superior degradation capacity, demonstrating enhanced resistance to organic loading shocks. The dynamic membrane effectively retained and enriched key functional microorganisms, including syntrophic bacteria (*Treponema*, *Lutispora*, *Syntrophomonas*) and hydrogenotrophic methanogens (*Methanoculleus*). Their relative abundances were significantly higher than those in the conventional CSTR, which considerably accelerated the conversion of organic substrates. However, continuous feeding resulted in a lower membrane flux of 0.0079L/(m^2·h) and a more rapid increase in transmembrane pressure (TMP) at 0.98kPa/h. In contrast, intermittent feeding maintained a higher membrane flux of 0.025L/(m^2·h), though with slightly lower gas production efficiency. Taking into account overall system performance, including methane yield and operational stability, the DMBR system operated with continuous feeding and intermittent discharge significantly enhances methane conversion efficiency and process stability in high-load FW and WAS co-digestion. This offers an effective intensification strategy for the efficient and stable operation of practical high-load anaerobic

收稿日期：2025-07-15
基金项目：国家自然科学基金资助项目(52570176);日本学术振兴会海外特别研究员项目(P24088)
* 责任作者, 副教授, baoshanxing@xauat.edu.cn

co-digestion systems.

Key words: dynamic membrane bioreactor (DMBR); anaerobic co-digestion; high organic loading; feeding mode; continuous stirred tank reactor (CSTR)

由于经济的快速发展以及城市化进程的推进,全球每年产生约 13 亿 t 餐厨垃圾(FW),中国城市 FW 产生量约为 6×10^7t/d,占城市固体废弃物总量的 40%以上[1-2].厌氧消化因能同步实现有机质降解及能源再生,逐步成为处理 FW 且同步实现能源回收的主流技术.但是在 FW 单相厌氧消化时,FW 水解速度较快会导致挥发性脂肪酸(VFA)积累,极易发生抑制崩溃[3].已有研究证明向 FW 厌氧消化系统中添加剩余污泥(WAS)可有效提高 FW 厌氧消化的运行性能.与单独 FW 或 WAS 厌氧消化相比,将二者进行厌氧共消化能够促使微生物发挥协同作用,稳定厌氧消化系统运行性能[4].在厌氧共消化过程中,当有机负荷(OLR)达到(10.20±0.58)g COD/(L·d)时,通常视为高负荷运行系统[5].高负荷运行有利于提高厌氧共消化系统的处理效率,但也会增加系统失稳风险.相关研究在在高负荷条件下(OLR=13.6~15.1g COD/(L·d))的厌氧完全混合式反应器(CSTR)系统中已实现 FW 和 WAS 共消化系统的稳定运行[6].国内外学者针对高负荷厌氧共消化的研究大多采用 CSTR.然而,CSTR 厌氧混合发酵系统处理 FW 和 WAS 的耐冲击负荷低,微生物菌群流失严重,较难实现水力停留时间(HRT)和污泥停留时间(SRT)的有效分离,且在高负荷下,CSTR 易出现 VFA 积累,导致系统酸化,处理能力降低甚至崩溃[7],很难实现系统的长期稳定运行.因此,如何实现高负荷厌氧共消化系统的长期高效稳定运行尤为重要.

有研究发现动态膜生物反应器(DMBR)是高负荷厌氧共消化系统稳定运行的反应器构型之一[8].DMBR 通过膜基材表面上沉积/吸附形成的滤饼层作为过滤层,能有效防止生长缓慢的厌氧微生物尤其是产甲烷菌的流失,提供了较长 SRT 来维持大量微生物种群生长[9].但同时由于有机物处理过程中总固体(TS)较高[10](15%~25%),动态膜形成和再生周期短,跨膜压差增长速度快[11],DMBR 在高负荷厌氧共消化系统中是否仍然适用,需要进一步探究.此外,DMBR 的运行效能高度依赖其操作条件(OLR[12]、SRT[13]和 HRT[14]等),其中进料方式[15](连续或非连续)直接影响反应器内的污染物去除效率、动态膜的形成,进而决定系统的长期运行性能.目前,针对不同进料方式的 DMBR 系统性对比的研究仍鲜见报道.

本研究通过对比平行运行的 CSTR 系统,探究 DMBR 在 WAS 和 FW 共消化系统中应用的可行性和优势.在高负荷条件下,探究不同进料方式对 DMBR 共发酵系统运行效能的影响;探究如何最大限度地保留厌氧消化功能菌群,为拓展动态膜在有机废物处理领域的应用提供依据.

1　材料与方法

1.1　试验材料

FW 依据我校学生食堂模拟配制,其中,基质含有 0.2%的食盐.WAS 取自西安市某污水处理厂,FW 和 WAS 混合比例为 4:1(基于湿重).接种污泥取自陕西省西安市汉斯啤酒厂中温消化罐[16],接种污泥体积为 0.7L.接种污泥、FW 与 WAS 的混合基质的主要理化特性与本课题组先前研究相同[17].

1.2　试验装置

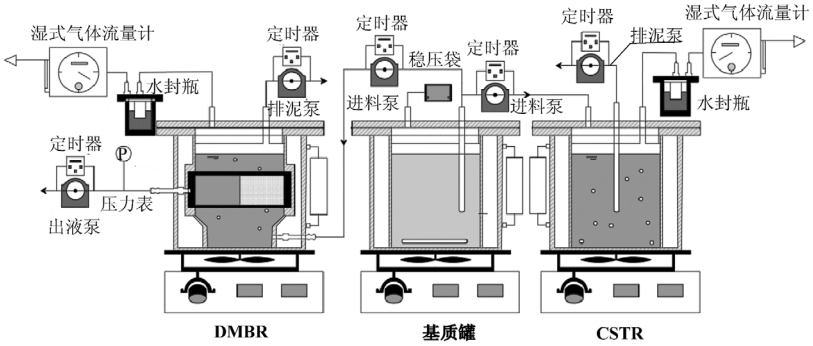


图 1　CSTR 和 DMBR 试验装置

Fig.1　CSTR and DMBR experimental devices in this study

本试验采用的 DMBR 和 CSTR 装置如图 1 所示.DMBR 系统的总体积为 1.6L,有效容积为 1.3L.选取形成动态膜过滤效果最优的 300 目不锈钢金属网为膜材质[6],平均孔径 48μm,有效过滤面积 0.096m^2.采用定时器控制进料泵定时定量将基质罐中基质送至 DMBR 内,同时采用出液泵从膜单元中抽取沼液.CSTR 的总体积为 0.8L,有效容积为 0.65L,同样采用进料泵和出料泵并配备定时器实现基质输送和反应器内污泥外排.配备恒温槽将反应器的温度控制在 39℃,基质罐采用冷水浴,温度控制在 4℃,DMBR 和 CSTR 均采用先出料后进料的运行模式.

1.3 试验方案

本试验在 21.76g COD/(L·d)的高负荷下同步运行 DMBR 和 CSTR,对比 DMBR 和 CSTR 在运行性能上的差异并开展 DMBR 连续流与非连续流运行的对比研究.DMBR 非连续流运行方式为每天进出料 16 次(14mL/次),间隔 1.5h 先出料后进料;连续流运行则利用蠕动泵控制进料与沼液排出,确保与非连续流 OLR 相同.两种运行方式下,均对 DMBR 的浊度、跨膜压差、TCOD 随时间变化进行周期测定.当产甲烷量连续 7d 变化率小于 5%,认定反应器运行稳定[18],然后再将 DMBR 切换为连续流进料运行,CSTR 维持原有运行方式.

1.4 测定项目和方法

总固体浓度(TS)、挥发性有机物浓度(VS)、化学需氧量(COD)、氨氮(NH_4^+-N)和碱度的测定均采用标准方法[19];pH 值采用便携式 pH 计(Horiba,日本)测定;蛋白质和多糖分别采用 Folin-酚试剂法[20]和硫酸-蒽酮法[21]测定.CH_4、CO_2、N_2 和 H_2 采用气相色谱(GC-PE680,美国)测定,其填充色谱柱固定相(Porapak Q)进样口温度为 130℃,柱温箱温度为 140℃,TCD 温度为 160℃,载气为氩气,流速 4mL/min;VFA 采用气相色谱(GC-Shimadzu2014,日本)测定,其色谱柱为 DB-FFAP,FID 检测器温度为 230℃,进样口温度为 200℃,程序升温至 100℃保持 2min,以 10℃/min 的速率上升到 120℃并保持 2min,再以 5℃/min 的速率上升到 200℃并保持 2min.气量采用 20~50mL 注射器测定,以柱塞鼓起高度为准.C、H、O、N 和 S 元素采用高温裂解有机元素分析仪测定(Vario PYRO cube,德国).浊度采用 ET266020 便携式浊度仪测定.污泥粒径分布采用激光衍射粒度仪(LS230/SVM,BECKMEN,USA)测定,其中每个样品的粒径检测 4~5 次,取平均值.在反应器运行 33d 后,采用 16S rRNA 高通量测序技术对高负荷共消化污泥进行微生物群落多样性分析表征.对于 16S rRNA,使用引物 515F(5'-GTGCCAGCMGCCGCGGTAA-3') 和 806R(5'-GGACTACHVGGGTWT-CTAAT-3')扩增 V4 区域.然后在上海派森诺生物科技有限公司(上海,中国)进行测序,均一化处理后进行菌群分析.采用 Illumina MiSeq 平台进行测序,运用 Qiime (version 1.7.0,http://qiime.org/)得到优质序列后以 0.97 的相似度进行聚类,调用 BLAST 对序列数据库进行比对,获得每个 OTU 分类学信息,最后使用 Greengene(Release 13.8,http://greengenes.secondgenome.com/)进行注释.

2 结果和讨论

2.1 高负荷共发酵系统运行性能对比

2.1.1 不同进料方式下系统运行性能对比 为探究 DMBR 在高浓度有机固废处理中的适用性,同时探明进料方式对 DMBR 性能的影响,在 OLR 为 22.8g COD/(L·d)高负荷稳定运行下,以 CSTR 的非连续流运行作为参照,对比 DMBR 连续流和非连续流不同进料方式时系统甲烷产量、甲烷占比、pH 值和 VFA 变化,如表 1 和图 2 所示.在相同高负荷下,CSTR 的甲烷产量和产率稳定性较差,并且无论是连续流还是非连续流运行,DMBR 的甲烷产量和甲烷占比均值均显著高于 CSTR.特别是,连续流运行的 DMBR 甲烷产量比同负荷高出 22%.主要是由于 DMBR 通过动态膜实现 HRT 与 SRT 的解耦延长 SRT,增强了对功能微生物(如产甲烷菌)的截留能力,而 CSTR 因完全混合模式导致功能菌群流失[22-23].如图 2(a、b)所示,连续运行模式下 DMBR 的甲烷产量、甲烷占比的"云层"虽分散,但从整体数据落点看,其甲烷产量和甲烷占比的均值高于 DMBR 非连续运行模式和 CSTR 非连续流运行模式,且连续流下的 DMBR 甲烷产量比非连续流下的 DMBR 甲烷产量增加了 12%.尽管连续运行时产量波动大,但能在高负荷下产出更多甲烷.这可能是由于连续流保障了底物和微生物的充分接触,可实现连续均匀的产气并且降低了局部基质抑制的可能.由此可知, DMBR 的运行性能显著高于 CSTR,动态膜可以提高厌氧消化

系统中有机固废的转化效率;在改变运行方式和动态膜的双重作用下,连续流运行的 DMBR 实现了高负荷下更高的甲烷产量和甲烷产率.

pH 值和 VFA 是厌氧共消化系统稳定运行的关键指标[24].厌氧共消化过程中产甲烷菌适宜生长的pH值范围为 6.5~7.2,较低的 pH 值(<6.5)不同程度地抑制产甲烷活性[25].由图 2(c、d)可知,DMBR 和 CSTR 在高负荷条件下运行,pH 值均能保持稳定,非连续流运行的 DMBR 的 pH 值在 7.66~8.08 之间,连续流运行的 DMBR 的 pH 值为 8.37~8.95,CSTR 的 pH 值处于 7.13~7.82 之间,略低于 DMBR 的pH 值,但均高于产甲烷菌受抑制的 pH 值,产甲烷菌处于高活性状态. DMBR 连续流下运行时,pH 值稳定在 7.8~8.4. DMBR 连续运行模式下 pH 值"云层"虽分散,但整体范围可能更接近厌氧消化适宜的pH值区间,且VFA"云层"虽分散,但高值落点少,说明其能有效控制 VFA 积累,维持较低水平,利于微生物代谢和甲烷生成.DMBR 非连续运行模式下虽然 pH 值和 VFA 稳定,但非连续流的 DMBR 的 VFA 是连续流运行的 DMBR 的 2~3 倍,在控制 VFA 至更优水平上不及连续进料的运行模式,系统VFA 累积过多.而CSTR 模式下pH值和VFA"云层"显示其波动大,表明系统运行不稳定,抗冲击负荷的能力差,VFA 累积过多,会抑制甲烷生成,不利于厌氧消化系统稳定运行.该结果进一步表明连续进料的 DMBR 有利于微生物和基质的充分接触,从而使基质得到充分降解,减小冲击负荷,保持微生物的高活性.

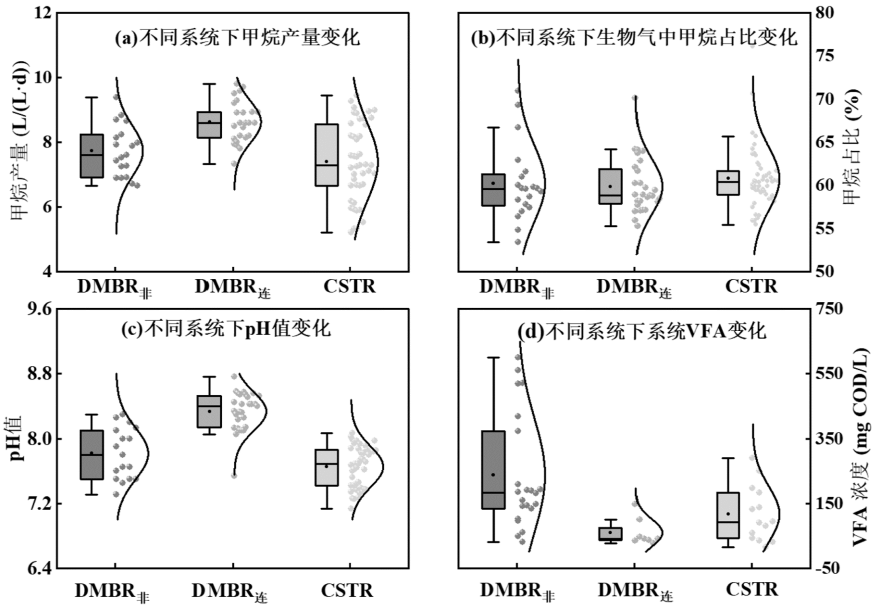


图 2　高负荷下 DMBR 非连续、连续运行和 CSTR 非连续运行下性能的变化

Fig.2　Performance variation diagram for DMBR discontinuous and continuous operation under high load and CSTR discontinuous operation

表 1　高负荷下 DMBR 与 CSTR 产甲烷性能对比

Table 1　Comparison of methane production performance in DMBR and CSTR under the high-rate feedstock

时间(d)	系统构型	进料方式	甲烷产量 [L/(L·d)]	甲烷产率 (mg COD/L)	TVFA (mg COD/L)	TS (g/L)	VS (g/L)	pH 值
1~19	DMBR	非连续	7.87±0.21	362±10	100~1135	3.9~6.5	1.9~2.5	1.9~2.5
20~50	DMBR	连续	8.86±0.29	407±13	133~521	2.9~4.5	1.0~1.5	7.54~8.5
1~50	CSTR	连续	0.48	332±5	105~357	35~49	22~32	7.13-7.82

2.1.2　有机物去除效果　反应器出料 TS 和 VS 能够直观反映厌氧共消化系统的有机去除率.因此,通过比较 DMBR 与 CSTR 出料中 TS、VS 和 VS/TS 比的变化,研究对比 DMBR 系统的长期固液分离特性,如图 3 所示.非连续流运行的 DMBR(1~19d)出料的 TS,VS 以及 VS/TS 的波动较小,TS 维持稳定在

3.9~6.5g/L,VS 在 1.9~2.5g/L,VS/TS 均值为(37.60±10.87)%,稳定阶段的出料浊度为 460NTU,略高于连续流运行的 DMBR(TS 为 2.9~4.5g/L,VS 为 1.0~1.5g/L,VS/TS 为(33.48±6.79)%,浊度为 105NTU),远远低于CSTR的TS(35~49g/L)和VS(22~32g/L).连续流运行的 DMBR 出料质量优于非连续流运行的 DMBR,更是远远优于 CSTR.结果表明,DMBR 无论采用何种进料方式运行,出料质量均优于 CSTR,进一步表明在高负荷下 DMBR 具有优异的截流效能.其中,主要起截留作用的是成形良好的动态膜[26].此外,连续流运行的 DMBR 使有机物和微生物有了充分接触,提高了 TS 去除效率,使 DMBR 在固废处理领域获得了更优的出料质量,同时具有更优的降解效能.

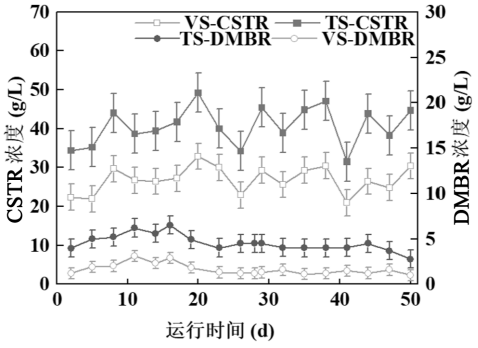


图 3 DMBR 和 CSTR 在运行过程中出料的 TS 和 VS 变化

Fig.3 Changes in TS and VS concentrations the effluents of the DMBR and CSTR during operation

2.2 不同进料方式下 DMBR 的动态膜截留效能

2.2.1 跨膜压差、浊度和 TCOD 出料浊度及跨膜压差是评价 DMBR 处理性能的关键指标,可从宏观角度说明动态膜的形成过程和运行效果[11].如图 4 所示,在非连续流运行的 DMBR 金属网安装 12h 后出料,运行 187h 后跨膜压差达 31kPa,出料 TCOD 为 1.74g/L,浊度为 460NTU.而连续流运行的 DMBR 出料延滞期缩短为 23h,运行 56h 后跨膜压差达 32.7kPa,随后保持稳定,出料 TCOD 为 0.45g/L,浊度为 92NTU.从出料质量上比较可知:连续流进料模式优于非连续流进料模式,前者对应的出料浊度和 TCOD 仅为非连续流的 1/5 和 1/4;从出料延滞时间来看,连续流进料模式对应的延滞时间(23h)大于非连续流(12h);从膜通量的角度来看,非连续流(0.025L/(m^2·h))却是连续流(0.0079L/(m^2·h))的3倍以上.因此,除出料质量较好以外,连续流进料 DMBR 在膜通量和出料延滞时间上均不如非连续流,可能是由于连续不断的出料使得 DMBR 表现出优异的生物质保留特性,使其具有更高的甲烷产量和甲烷产率[26].为进一步比较动态膜形成的快慢,本研究进一步对跨膜压差增长曲线的斜率进行解析.非连续流的跨膜压差增长曲线的斜率为 0.42kPa/h,低于连续流(0.98kPa/h),即连续流比非连续流动态膜更快形成,与连续流出料质量更好吻合.分析可知:连续流的 DMBR 出料质量好且动态膜形成快是高负荷共消化系统稳定高效运行的较优选择.但如对出料质量要求不高而需跨膜压差增长较慢,出料延滞时间短也可选用非连续流出料.此外,也可以通过动态膜构型进行优化,通过增设生物气擦洗等措施,缓解连续流的出料通量低的问题.

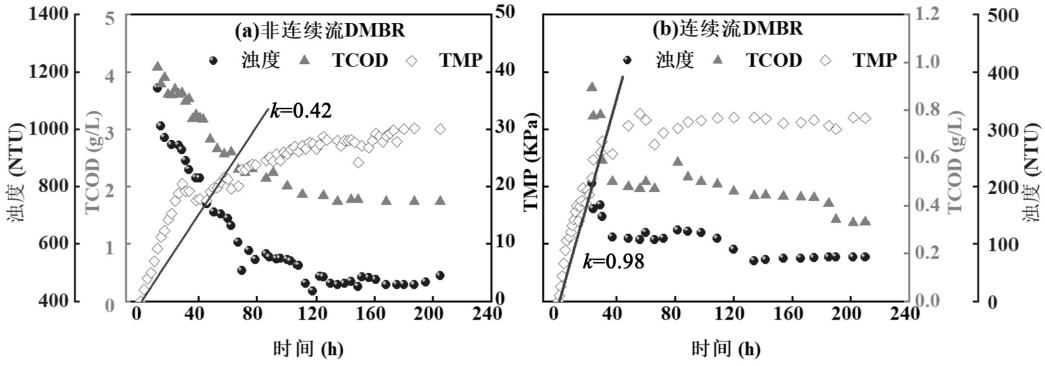


图 4 DMBR 在不同进料运行方式下的动态膜的截留效能

Fig.4 Dynamic membrane retention efficiency of DMBR under different feed operation modes

2.2.2 污泥粒径分布 为了排除运行时间的干扰,本研究在仅改变 DMBR 进料方式的前提下,于模式

切换前设置了 7d 的稳定运行期,同时保持 OLR、温度和 HRT 等运行参数不变,以确保颗粒污泥变化主要来源于进料方式差异.如图 5 所示,为进一步解析系统构型和进料方式对共消化系统固液分离特性的影响,在第 11 和 43d 分别从 CSTR 和 DMBR 中取样测定污泥粒径分布.在第 11d 测得非连续流的 DMBR 和 CSTR 平均粒径为 32.56,21.73μm,第 43d 分别测得连续流的 DMBR 和非连续流的 CSTR 内部污泥平均粒径为 33.67,18.49μm.分析表明,DMBR 污泥的平均粒径为 CSTR 污泥粒径的 1.5~1.6 倍,表明污泥粒径主要与动态膜截留特性密切相关.另一方面,DMBR 污泥多数为 0~100μm 的较小颗粒,其中连续流的占比 83.45%,非连续流降至 78.55%.其中,连续流的 DMBR 约 70.89%的污泥为细小粒径(<50μm),而连续流中该比例为 67.09%.这类细小粒径污泥易形成均匀且高阻力的凝胶层,促使膜表面形成薄而致密的动态滤膜[27].同时,DMBR 污泥中占一半以上的较小颗粒污泥使微生物的产甲烷活性更强,其较大的比表面积可促进底物与微生物的接触,加速水解酸化速率,尤其有利于复杂有机物的降解[28].研究表明,DMBR 可以保留底物和微生物,进一步提高有机生物质转化效率,使得 DMBR 甲烷产量和甲烷产率均优于 CSTR;动态膜运行过程中可维持稳定的粒径分布:小粒径污泥促进游离态水解细菌的富集,而大粒径污泥则促进产甲烷菌的附着生长.当采用连续流进料模式时,DMBR 系统中形成的动态膜更具拦截效能,通过延长停留时间提高基质降解深度,进而实现甲烷产量提升和出料浊度低的双重效果,分析原因可能是由于动态膜表面形成的凝胶层,促使细小颗粒聚集,加速底物吸附与基质降解联合作用的结果[29]; 然而,非连续流进料模式,系统存在周期出料冲击,导致动态膜的表面滤饼层较疏松,颗粒粒径分布较散,导致甲烷提升效能和出料质量相对较差.

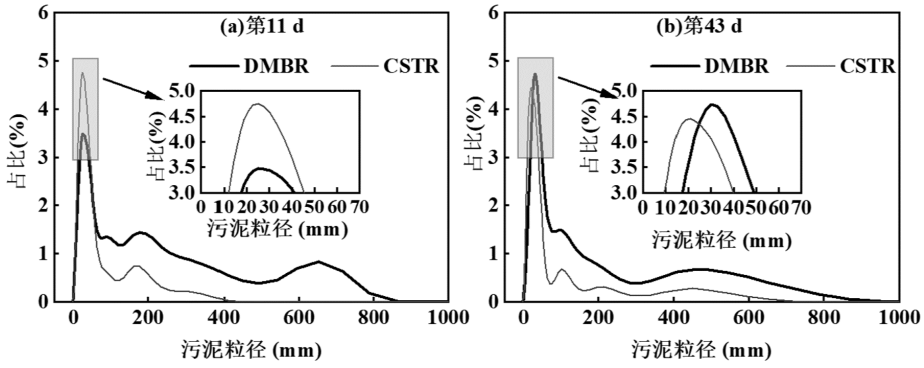


图 5　不同进料方式下 DMBR 和 CSTR 污泥颗粒粒径的分布

Fig.5　Particle size distribution diagrams of sludge in DMBR under different feeding modes and in CSTR

2.3　不同系统构型下高负荷共消化系统中微生物菌群结构解析

在相同的操作条件下,反应器的性能主要由系统结构和功能微生物决定.为进一步明确 DMBR 与 CSTR 相比增强效果和稳定性的微生物学原因,对接种污泥和运行稳定后的第 33d 两个反应器污泥中微生物群落丰度和多样性进行分析,如图 6 所示.第 33d 时,DMBR 在连续进料模式下已稳定运行多日,产甲烷速率、pH 值等运行参数均趋于稳定,微生物群落经驯化后结构相对稳定,因此所采样本可较好地代表该运行阶段的菌群特征[30].细菌和古菌的覆盖率超过 97%,表明大多数序列都被检测到.如图 6(a),从细菌方面分析,DMBR 的 ACE 指数,Chao1 指数和 Shannon 指数均大于 CSTR,Simpson 指数小于 CSTR,表明 DMBR 有利于细菌丰度和多样性的增加.从古菌方面分析,DMBR 的 ACE 和 Chao1 指数小于 CSTR,而 DMBR 的 Simpson 指数大于 CSTR,说明 DMBR 中古菌丰度和多样性小于 CSTR.综上所述,DMBR 更利于细菌丰度和多样性的增加,强化大分子有机物的水解,进而加速产甲烷过程[30].同时,DMBR 亦能加速优势甲烷古菌的筛选富集,增加特定古菌的丰度[31].

在属水平对细菌微生物群落结构分析,如图 6(b)所示.反应器中微生物群落在属水平相对丰度大于

1%的物种有 8 种,其中 *Treponema*、*Lutispora* 和 *Syntrophomonas* 为优势菌群.*Lutispora* 是属于梭菌纲,厚壁菌门,*Syntrophomonas* 作为产氢产乙酸菌同样属于梭菌纲,可降解厌氧消化系统中的丁酸.梭菌纲是重要的产氢菌群,其高占比表明反应器中产生了大量的 H_2[33].*Treponema* 是同型产乙酸菌,能够利用 H_2 和 CO_2 生成乙酸[34].Siriwongrungson 等[35]研究表明在高温厌氧消化体系中,同型产乙酸过程可在产甲烷途径受抑制时作为替代耗氢途径.由此推测可知,梭菌纲产生的 H_2 未导致系统失稳,可能与产甲烷菌的协同作用及 *Treponema*(接种污泥未发现)增殖相关.DMBR 中上述 3 种菌属的丰度分别为 11.89%、9.29%、1.89%,均高于 CSTR(9.91%、7.02%、1.64%),表明 DMBR 在乙酸或 H_2/CO_2 等甲烷中间产物的生成量上具有优势,为后续产甲烷过程提供了充足底物.此外,两个反应器中的优势菌属在接种污泥中占比仅为 0.01%~0.08%,说明经过长时间的运行,两反应器中已经培养且富集适合于高负荷共消化系统的微生物群落.但整体而言,在富集优势菌能力方面,DMBR 较 CSTR 更优.

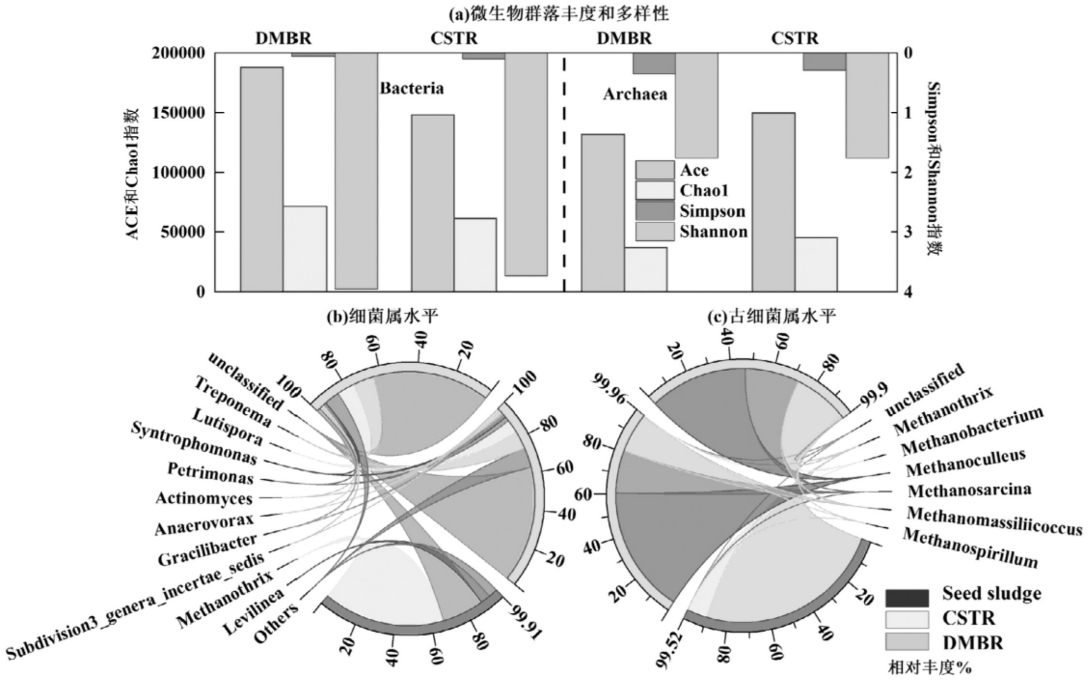


图 6 接种污泥和反应器污泥中微生物群落分布情况

Fig.6 Distribution of microbial communities in inoculum sludge and reactor sludge

如图 6(c)所示,反应器中古菌优势菌发生了变化,由接种污泥中的专性乙酸型产甲烷菌 *Methanothrix*(90.14%), 变为 *Methanoculleus* 、*Methanosarcina* 、*Methanomassiliicoccus* 、和 *Methanospirillum*.它们在接种污泥中相对丰度很低(≤0.01%),而在 DMBR 和 CSTR 中相对丰度依次分别为 60.36%、20.57%、18.69%、0.08%和 46.6%、26.02%、25.75%、1.16%.属于氢营养型产甲烷菌的有 *Methanoculleu* 、*Methanomassiliicoccus* 和 *Methanospirillum*,它们能利用 H_2/CO_2 或甲醇产生 CH_4.其中,*Methanoculleu*s 是典型的氢营养性产甲烷菌,还可以利用乙醇产生 CH_4.而 *Methanosarcina* 能同时利用 H_2/CO_2、乙酸和甲基类化合物等,属于乙酸型产甲烷菌[36].整体而言,在 DMBR 和 CSTR 中氢营养型产甲烷菌的相对丰度达 79.13%和 73.51%,在高负荷运行的反应器中占据绝对优势.分析认为,DMBR 中氢营养型产甲烷菌的丰度高于 CSTR 和接种污泥,表明动态膜结构有助于该类群的富集,进而加速了产甲烷途径的转变过程.结合细菌群落中 *Lutispora* 将乙酸和乳酸转化为 H_2/CO_2 的代谢特性,系统未因氢分压升高而受抑制,主要归因于 *Methanoculleus* 将生成的有机酸稳定转化为甲烷,进而保证了较高的产甲烷过程.由此,长期运行后反应器优势产甲烷菌属由乙酸型向氢营养型转变.

Thauer 等[37]研究发现,氢营养型产甲烷菌的增殖速率显著高于乙酸型,导致乙酸型产甲烷菌在系统中易流失,与本研究一致.因此,在高负荷共消化系统中,经过 33d 的驯化,DMBR 和 CSTR 的主要产甲烷途径逐渐从乙酸裂解途径转变为氢营养途径,优势菌种由专性乙酸型产甲烷菌 *Methanothrix* 变为氢营养性产甲烷菌,且 DMBR 的稳定运行优化了这一转化过程.

3　结论

3.1　与 CSTR 相比,DMBR 在高负荷 FW 与 WAS 厌氧共消化系统的稳定性及其产甲烷效能更优.在相同 OLR 下,DMBR 因其动态膜有效截留,减少了菌群流失,实现了更高的甲烷产量,较 CSTR 提升了 12%~22%.此外,DMBR 运行性能、出料质量,抗冲击负荷显著优于 CSTR,具有更好的降解能力.

3.2　高负荷条件下,DMBR 进料方式对其性能至关重要.连续进料的 DMBR 原料和微生物能充分接触,膜的过滤层更致密.因此其在甲烷产量、甲烷产率、出料质量以及对底物和微生物的截留效果方面均优于非连续流的 DMBR,系统运行更稳定.然而,非连续流 DMBR 在维持膜通量和控制 TMP 增长率方面优势明显.

3.3　DMBR 和 CSTR 两类反应器中的优势古菌均为氢营养型产甲烷菌,但 DMBR 中优势细菌与古菌的相对丰度高于 CSTR.同时,动态膜组件能有效截留并富集关键功能微生物(尤其是氢营养型产甲烷菌较 CSTR 提升了 7.65%),可以显著加速底物转化过程.综合甲烷转化效率和系统稳定性,连续进料的 DMBR 系统构型及其操作模式更适于高负荷 FW 与 WAS 厌氧共发酵系统的高效稳定运行.

参考文献：

[1] Kumari R, Singh A, Sharma R, et al. Conversion of food waste into energy and value-added products: a review [J]. Environmental Chemistry Letters, 2024,22(4):1759-1790.

[2] Yue L, Cheng J, Hua J, et al. A sodium percarbonate/ultraviolet system generated free radicals for degrading capsaicin to alleviate inhibition of methane production during anaerobic digestion of lipids and food waste [J]. Science of the Total Environment, 2020,761: 143269.

[3] 鲁　斌,龚　凯,蒋红与,等.AnMBR 用于餐厨垃圾和剩余污泥共发酵的性能研究 [J]. 中国环境科学, 2021,41(5):2290-2298.
Lu B, Gong K, Jiang H Y, et al. Performance of AnMBR for the co-digestion of food waste and waste activity sludge [J]. China Environmental Science, 2021,41(5):2290-2298.

[4] Zhang S, Liang C, Xiao M Y, et al. Metagenomic characterization of the enhanced performance of multicomponent synergistic thermophilic anaerobic co-digestion of food waste utilizing kitchen waste or garden waste as co-substrate [J]. Water Research, 2023,244:120457.

[5] Zhang X, Jiao P, Wang Y, et al. Enhancing methane production in anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste by regulating organic loading rate [J]. Bioresource Technology, 2022,363:127988.

[6] 曹思凡,邢保山,胡以松,等.餐厨垃圾和剩余污泥厌氧混合发酵过程的动态膜强化特性研究 [J]. 环境科学学报, 2020,40(8):2834-2841.
Cao S F, Xing B S, Hu Y S, et al. Study on the characteristics of anaerobic co-digestion with food waste and waste activated sludge enhanced by dynamic membrane technology [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020,40(8):2834-2841.

[7] Siegert I, Banks C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors [J]. Process Biochemistry, 2005,40(1):3412-3418.

[8] Fan B, Huang X. Characteristics of a self-forming dynamic membrane coupled with a bioreactor for municipal wastewater treatment [J]. Environmental Science & Technology, 2002,36(23):5245-5251.

[9] Yeongmi J, Slawomir W H, Chanhyuk P. Treatment of food waste recycling wastewater using anaerobic ceramic membrane bioreactor for biogas production in mainstream treatment process of domestic wastewater [J]. Water Research, 2017,123:86-95.

[10] 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 Management, 2013,33:308-316.

[11] 程　刚,朱　雷,许　颖,等.厌氧动态膜生物反应器中动态膜形成及其运行周期的影响因素分析 [J]. 环境工程学报, 2018,12(5):1408-1415.
Cheng G, Zhu L, Xu Y, et al. Analysis on factors influencing formation of dynamic membrane and operational cycle in anaerobic dynamic membrane bioreactor [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018,12(5):1408-1415.

[12] Xie Z, Wang Z, Wang Q, et al. An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: performance and microbial community identification [J]. Bioresource Technology, 2014,14(3):29–39.

[13] Ersahin M E, Ozgun H, Tao Y, et al. Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors [J]. Water Research, 2014,54(9):420–429.

[14] Alibardi L, Bernava N, Cossu R, et al. Anaerobic dynamic membrane bioreactor for wastewater treatment at ambient temperature [J]. Chemical Engineering Journal, 2016,284:130–138.

[15] Yin Y, Zhang Z, Yang K, et al. Deeper insight into the effect of salinity on the relationship of enzymatic activity, microbial community and key metabolic pathway during the anaerobic digestion of high strength organic wastewater [J]. Bioresource Technology, 2022,363: 127978.

[16] Park J H, Kumar G, Yun Y M, et al. Effect of feeding mode and dilution on the performance and microbial community population in

anaerobic digestion of food waste [J]. Bioresource Technology, 2017, 248:134−140.

[17] Xing B S, Zhang Y, Zhang R Q, et al. An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) system enhanced the biogas conversion efficiency and stability of mesophilic codigestion with waste activated sludge and food waste [J]. Chemical Engineering Journal, 2023,471:144432.

[18] Duan X, Chen Y, Feng L, et al. Metagenomic analysis reveals nonylphenol−shaped acidification and methanogenesis during sludge anaerobic digestion [J]. Water Research, 2021,196:117004.

[19] Yong Z, Dong Y, Zhang X, et al. Anaerobic co−digestion of food waste and straw for biogas production [J]. Renewable Energy, 2015, 78:527−530.

[20] Zhang C, Su H, Baeyens J, et al. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production [J]. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2014,38(5):383−392.

[21] 赵剑斐.餐厨垃圾混合厌氧发酵优化控制实验研究 [D]. 成都:西南交通大学, 2018.
Zhao, J F. Experimental study on the optimization and control of anaerobic co−digestion of food waste [D]. Chengdu: Southwest Jiaotong University, 2018.

[22] Zhi H, Ong S L, Ng H Y. Submerged anaerobic membrane bioreactor for low−strength wastewater treatment: effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling [J]. Water Research, 2011,45:705−713.

[23] Hu Y, Wang X C, Tian W, et al. Towards stable operation of a dynamic membrane bioreactor (DMBR): operational process, behavior and retention effect of dynamic membrane [J]. Journal of Membrane Science, 2016,498:20−29.

[24] Wang Q, Peng L, Su H. The effect of a buffer function on the semi−continuous anaerobic digestion [J]. Bioresource Technology, 2013,139:43−49.

[25] Zhang C, Su H, Baeyens J, et al. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2014,38:383−392.

[26] Wang Z W, Wei C H, Yu H R, et al. Preparation and mechanism of carbon felt supported iron trioxide and zero−valent iron for enhancing anaerobic digestion performance [J]. Chemical Engineering Journal, 2023,468:143565.

[27] Han J, Xu W, Zhu J, et al. Efficient nitrogen removal and stable operation of a dynamic membrane bioreactor (DMBR) for landfill leachate treatment [J]. Chemical Engineering Journal, 2024,500: 157465.

[28] Hu, Y, Zang Y, Yang Y, et al. Zero−valent iron addition in anaerobic dynamic membrane bioreactors for preconcentrated wastewater treatment: Performance and impact [J]. Science of the Total Environment, 2020,742,140687.

[29] Wei C, Wang Z, Dai J, et al. Enhanced anaerobic digestion performance and sludge filterability by membrane microaeration for anaerobic membrane bioreactor application [J]. Bioresource Technology, 2024,402,130787.

[30] Saleem M, Lavagnolo M C, Campanaro S, et al. Dynamic membrane bioreactor (DMBR) for the treatment of landfill leachate; bioreactor's performance and metagenomic insights into microbial community evolution [J]. Environmental Pollution, 2018,243:326−335.

[31] Cayetano R D A, Park J H, Kang S, et al. Food waste treatment in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR): Performance monitoring and microbial community analysis [J]. Bioresource technology, 2019,280:158−164.

[32] Fairley−Wax T, Raskin L, Skerlos S J. Recirculating anaerobic dynamic membrane bioreactor treatment of municipal wastewater [J]. ACS ES&T Engineering, 2022,2(5):842−852.

[33] 李 蕾.餐厨垃圾厌氧消化过程失稳的动力学特征及微生物机理研究 [D]. 重庆:重庆大学, 2016.
Li Lei. Study on kinetic characteristics and microbial mechanisms of instability in anaerobic digestion process of food waste [D]. Chongqing: Chongqing University, 2016.

[34] Breznak J R G J. Physiology and nutrition of Treponema primitia, an H_2/CO_2−acetogenic spirochete from termite hindguts [J]. Applied & Environmental Microbiology, 2004,70(3):1307−1314.

[35] Siriwongrungson V, Zeng R J, Angelidaki I. Homoacetogenesis as the alternative pathway for H_2sink during thermophilic anaerobic degradation of butyrate under suppressed methanogenesis [J]. Water Research, 2007,41(18):4204−4210.

[36] Song Z, Zhang C. Anaerobic codigestion of pretreated wheat straw with cattle manure and analysis of the microbial community [J]. Bioresource Technology, 2015,186:128−135.

[37] Thauer R K, Kaster A, Seedorf H, et al. Methanogenic archaea: ecologically relevant differences in energy conservation [J]. Nature Reviews Microbiology, 2008,6(8):579−591.

作者简介：崔咏新(2002−),女,河南洛阳人,西安建筑科技大学硕士研究生, 主要从事废物资源化技术研究.共发表 2 篇论文.cuiyongxin@xauat.edu.cn.