

仇付国,李爽,杜艳龙.微曝气强化两相餐厨垃圾厌氧消化的效果探究[J].环境科学与技术,2025,48(4):124-132. Qiu Fuguo, Li Shuang, Du Yanlong. Investigation of the effects of micro-aeration on enhancing anaerobic digestion of two-phase food waste[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 48(4):124-132.

微曝气强化两相餐厨垃圾厌氧消化的效果探究

仇付国, 李爽, 杜艳龙

(北京建筑大学,城市雨水系统与水环境教育部重点实验室,北京 100044)

摘要:为了提高两相餐厨垃圾厌氧消化的效果,文章对两相餐厨垃圾厌氧消化中水解酸化阶段进行微曝气,探究微曝气的影响。结果表明,微曝气有效提升了厌氧消化的甲烷产量,并优化了沼气组成。在酸化阶段微曝气速率为3、9和18 mL/(g VS·min)、微曝气时间4 h条件下,与对照组相比,甲烷累积产量提高了24.4%、49.5%和12.5%,甲烷与二氧化碳的比值提升了12.0%、26.8%和19.8%。微生物群落分析显示,微曝气促进了水解菌(如厚壁菌门和互营菌门)的富集,而对古菌群落影响不显著。此外,微曝气显著增强了电子传递和辅酶F420的活性,缩短了系统迟滞期,提高了系统效率。该研究验证了微曝气技术在两相厌氧消化中的潜力,为优化餐厨垃圾处理提供了新思路。

关键词:厌氧消化; 餐厨垃圾; 微曝气; 甲烷; 微生物群落结构

中图分类号:X705 **文献标志码:**A **doi:**10.19672/j.cnki.1003-6504.2091.24.338 **文章编号:**1003-6504(2025)04-0124-09

Investigation of the Effects of Micro-aeration on Enhancing Anaerobic Digestion of Two-phase Food Waste

QIU Fuguo, LI Shuang, DU Yanlong

(Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment of Ministry of Education, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China)

Abstract: In order to improve the effect of two-phase anaerobic digestion of kitchen waste, micro-aeration was carried out in the hydrolysis and acidification stage of two-phase anaerobic digestion of kitchen waste, and the influence of micro-aeration was explored. The results indicated that micro-aeration effectively increased methane yield during anaerobic digestion and optimized biogas composition. Under conditions of micro-aeration rates of 3, 9, and 18 mL/(g VS·min) during the acidogenesis phase for 4 hours, the cumulative methane production increased by 24.4%, 49.5%, and 12.5%, respectively, compared to the control group. Additionally, the methane-to-carbon dioxide ratio improved by 12.0%, 26.8%, and 19.8%. Microbial community analysis revealed that micro-aeration promoted the enrichment of hydrolytic bacteria (such as Firmicutes and Synergistetes), while having a non-significant effect on archaeal communities. Furthermore, micro-aeration significantly enhanced electron transfer and coenzyme F420 activity, shortened the system's lag phase, and improved system efficiency. This study validates the potential of micro-aeration technology in two-phase anaerobic digestion, providing a novel approach for optimizing food waste treatment.

Key words: anaerobic digestion; food waste; micro aeration; methane; microbial community

随着人民生活质量的不断提升,我国城市生活垃圾清运量以每年约8.4%的增长率快速增长,其中餐厨垃圾(FW)占总量的半数,年产量9 000万 t,且该数字随城市化进程加速还将继续增长^[1]。餐厨垃圾具有高有机物含量,高含水率,高油脂和盐分等特点^[2]。餐厨垃圾中含有大量有机物,如果处置不当,容易产生恶臭和渗滤液,造成严重的环境污染,甚至引发传染性

疾病,危害国民的身体健康^[3]。因此,餐厨垃圾的处理处置也成为环境保护和可持续发展应考虑的主要问题之一,其高有机物含量的特点使得餐厨垃圾具有极大的回收利用价值^[4]。厌氧消化(AD)是一种受到广泛认可的生物处理技术,可以利用餐厨垃圾生产甲烷,解决能源和环境问题^[5]。但是,餐厨垃圾进行厌氧消化时存在系统不稳定、运行难、产率低等问题。两相

AD将水解酸化(HA)与产甲烷(MG)这2个关键过程分离,实现相与相的分离,有效缓解了酸化阶段产物对产甲烷菌的抑制作用,进而提升了整个系统的处理效能。因此与单段工艺相比,AD工艺表现出更稳定的过程^[5]。但是,FW中的纤维素不易被化学或生物方法降解,导致水解效率低,被视为AD的限速步骤^[6]。

在传统观念中,氧气或空气的混入被视为厌氧消化环境的禁忌^[7],然而,近年来研究证明,在AD过程中引入少量的氧气或空气可以刺激兼性细菌的生长,从而产生更多的胞外酶,促进水解速率和VFAs的产生^[7,8]。Li等^[9]发现,当微曝气速率为37.5 mL/(L·min)时可使牛粪AD甲烷产量提高13%,性能的提高归因于水解速率的提高。微曝气0.2 mL/(g VS·d)时,甲烷产率提高7.8%。且微曝气条件下,纤维素酶活性、底物降解率均有所提高^[10]。Yang等^[11]在研究中采用曝气强度为3.0~4.5 mL/(L·min),混合时间在1.5~2.0 min的全尺寸厌氧沼气池中进行了长期运行,该系统在超过一年的运行期间内保持稳定,且持续产气。

然而,先前的研究多聚焦于单相厌氧消化体系,在空气注入后系统中甲烷浓度普遍下降,且系统恢复至稳定甲烷浓度所需时间较长,成为制约其广泛应用的关键因素^[9,11]。鉴于此,本研究的创新点在于首次将微曝气限定于两相厌氧消化的水解酸化阶段。与传统的单相厌氧消化过程相比,微曝气常常是贯穿整个厌氧消化阶段,但这些研究通常没有考虑到微曝气在不同阶段对系统效率的不同影响。通过将微曝气仅应用于水解酸化阶段,不仅可以减少对产甲烷阶段的影响,而且可以利用微量的氧气刺激水解酸化过程,从而加速难降解有机物的分解,以促进甲烷的产生。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验所用的餐厨垃圾来源于北京某高校食堂,取回后人工挑拣出餐厨中的杂物;随后,利用破壁机对其进行破碎处理,以获得更为均匀的物料。处理后的食物垃圾保存在4℃的冰箱中。接种污泥取自北京市某污水处理厂的厌氧污泥,经驯化后使用。餐厨垃圾与接种污泥的基本特性如表1所示。

表1 餐厨垃圾和接种污泥基本特性
Table 1 Characteristics of food waste and inoculum

参数	单位	餐厨垃圾	接种污泥
总固形物(TS)	%	19.8	5.4
挥发性固体物(VS)	%	18.7	3.0
VS/TS	%	94.4	55.5
pH	-	4.6	7.8

1.2 试验设计和取样方法

序批式餐厨垃圾厌氧消化以500 mL血清瓶为反

应器,所有反应器均采用水解-产酸(HA)和产甲烷(MG)两阶段模式运行。对于HA阶段反应器的底物与接种物比例设置为2:1(g VS/g VS),在MG阶段,比例调整为1:1,以实现甲烷生产。HA和MG阶段的工作体积分别为200 mL和400 mL,其中HA阶段为3 d, MG阶段为22 d,试验过程中,反应器被置于(35±1)℃的恒温水浴锅中。为比较不同微曝气速率对餐厨垃圾消化性能的影响,空气通过曝气泵(松宝,SB-948)进入气体流量计后从反应器顶部进入,通过控制单独的流量调节阀调节气体流量,将反应器的微曝气速率维持在0(即对照)、3、9和18 mL/(g VS·min),分别称为C、MA1、MA2和MA3,每组平行2个,在HA阶段进行微曝气,每天4 h,微曝气结束后进行MG阶段。定期通过气密玻璃注射器从顶空收集并测量气体体积^[12]。

1.3 样品分析

通过与导热检测器(TCD)耦合的气相色谱(上海精密科学仪器厂,GC126)测量沼气的组成。进样口温度和柱箱温度均设置为80℃,TCD检测器桥电流强度设定为80 mA,而检测器温度则设定为150℃,载气为氢气。pH值和ORP值分别由pH计(Five Easy Plus, Mettler Toledo, FE20K)和ORP检测仪(kedida, CT-8022)测量。采用重量法测定污泥中的TS和VS。采用紫外分光光度计(DR6000, HACH, USA)和高量程COD预投试剂对污泥中的溶解性(sCOD)进行测定。氨氮含量的测定采用纳氏试剂分光光度法。可溶性蛋白(PN)和多糖(PS)浓度分别采用Lowry法和苯酚硫酸法测定^[13]。在HA阶段采用ELISA试剂盒对微曝气反应器中污泥液的蛋白酶和α-葡萄糖苷酶活性进行测定(生工生物,上海),MG段结束后,基于Heine-Dobbernac等^[14]研究,采用乙醇萃取法,通过分光光度法对辅酶F420活性进行分析。利用INT(2-(对碘苯基)-3-(对硝基苯基)-5-苯基氯化四唑)方法测量产甲烷群落的电子传递系统(ETS)活性^[15]。厌氧消化后的污泥通过高通量测序分析其微生物群落结构。16S rRNA基因片段通过聚合酶链反扩增,引物为338F/806R(细菌)和Arch344F/Arch915R(古菌)。高通量测序由上海美吉生物医药科技有限公司采用Illumina Hiseq 2500平台(Illumina, San Diego, USA)分析测定。

1.4 EPS提取与组分测定

首先取10 mL污泥混合液置于离心管中,12 000 r/min离心10 min,去除上清液,加入10 mL的0.08% NaCl溶液与污泥样品充分混合,在75℃水浴加热30 min,最后在15 000 r/min离心25 min,得到的上清液为紧密EPS(TB-EPS),通过0.45 μm微孔膜过滤后采用三

维荧光光谱(F-7000,日立日本)测定EPS组分。其中,激发光源为氙弧灯,激发波长Ex为200~400 nm,发射波长Em为220~550 nm。激发和发射狭缝宽度设置为5 nm,扫描速度为12 000 nm/min。利用MATLAB软件绘制3D-EEM荧光光谱。

1.5 动力学模型

为对不同试验条件下CH₄的生成过程进行数学描述,采用Lyu等^[16]提出的修正Gompertz方程拟合产甲烷曲线,模型如式(1)所示。

$$M(t) = P_m \times \exp \left\{ -\exp \left[\frac{R_m e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (1)$$

式(1)中, $M(t)$ 为 t 时刻的累积产甲烷量,mL/g VS; P_m 为最大CH₄潜力,mL/g VS; R_m 为最大CH₄产率,mL/(g VS·d); λ 为迟滞期,d; e 是常数,2.718 28。数据处理采用Microsoft office Excel 2016软件,图形和修正Gompertz模型拟合采用Origin 2018。

2 结果与讨论

2.1 微曝气对FW水解酸化的影响

不同微曝气速率条件下HA阶段ORP监测结果如图1(a)所示。随着空气注入,ORP值迅速上升,随后随时间推移逐渐稳定,最终维持在-196~-257 mV的范围内。微氧环境时ORP一般介于-300 mV到0 mV之间^[7]。在本试验3种微曝气条件下,反应器内部均成功构建了微氧条件,这一环境对系统中物质降解过

程及微生物代谢活动具有深远的影响。有研究表明,ORP值在-100~-300 mV之间能够促进挥发性脂肪酸(VFAs)的产生^[17],微曝气促进了VFAs的形成。VFAs作为沼气发酵过程中的重要中间产物,其积累与转化直接影响到最终产气效果。

试验组在HA阶段氨氮浓度变化如图1(b)所示,结束时C、MA1、MA2和MA3组的氨氮浓度分别为686.10、734.10、793.4、691.6 mg/L,与对照组相比分别提高了7.0%、15.6%、0.8%。氨氮的增加被认为是FW(如大豆、豆腐等)在水解过程中蛋白质含量降解的结果。而蛋白酶和 α -葡萄糖苷酶可以将大分子有机物如碳水化合物和蛋白质等水解成小分子有机物如单糖和氨基酸等。图1(c)所示微曝气后蛋白酶和 α -葡萄糖苷酶活性均有所提高,微曝气速率为9 mL/(g VS·min)时达到最大值3.05和1.98 IU/g,分别是对照组的1.96倍和1.61倍。因此微曝气对蛋白质的更完全转化归因于其对水解相关酶活性的增强。结果表明,微曝气能够增强水解酸化相关酶的活性,提高餐厨垃圾水解酸化速率,从而缩短发酵时间,促进CH₄的生成。

图1(d)为微曝气后pH的变化,微曝气组反应器的pH均显著低于对照组。MA反应器中pH值降低是由于微曝气后加速了水解促进了有机物的分解,但MA3组pH值先降低后逐渐增加,造成这种差异的原因可能是兼性厌氧细菌利用氧气做为电子受体消耗消化液中的VFAs^[18]。

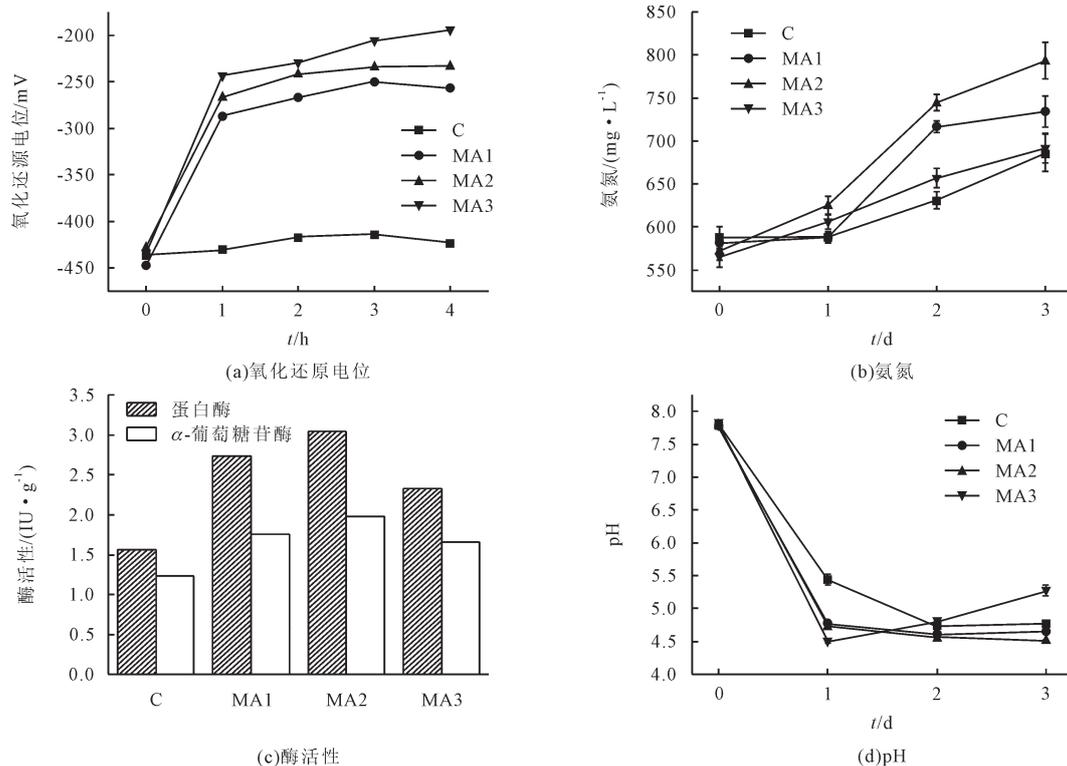


图1 不同微曝气速率对水解酸化阶段的影响
Fig.1 Effect of different micro-aeration rate on hydrolysis acidification stage

2.2 微曝气对FW产甲烷阶段的影响

2.2.1 对产甲烷的影响

微曝气对累积甲烷产量和沼气组分的影响如图2所示。C、MA1、MA2和MA3组的累积甲烷产量分别为191.78、238.64、286.73和215.80 mL/g VS,与对照组相比,分别提高了24.4%、49.5%和12.5%。上述结果表明,微曝气能有效改善两相餐厨垃圾厌氧消化的产甲烷效率,在其他研究中也发现类似的结果^[19,20],且微曝气速率为9 mL/(g VS·min)时,微曝气对餐厨垃圾厌氧消化甲烷产量的促进效果最佳。CH₄/CO₂比值是评价沼气质量的一个重要指标,MA1、MA2和MA3组的CH₄/CO₂比值相比于C组分别提升12.0%、26.8%和19.8%,沼气利用效能得到大幅提升。在HA阶段引入微曝气,非但不会削弱甲烷的浓度,反而能

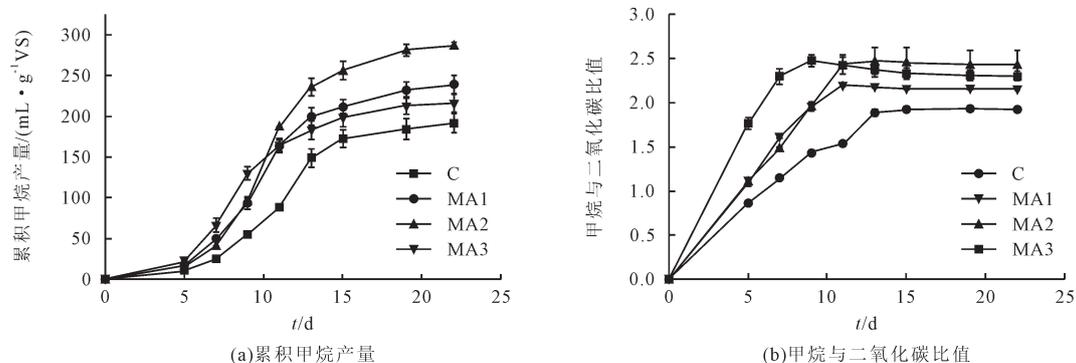


图2 不同微曝气速率对产甲烷的影响

Fig.2 Effect of different micro-aeration rates on methane production

为了进一步研究微曝气对厌氧消化过程的影响,采用修正的Gompertz模型对产甲烷过程进行分析,得到的动力学模型参数列于表2中。这些参数的拟合结果显示出高度的准确性,其相关性指数 R^2 值在0.991~0.998之间。随着微曝气速率从0增加到9 mL/(g VS·min),AD的最大CH₄潜力(P_m)和最大CH₄产率(R_m)均增加,最大的 P_m 和 R_m 的出现在MA2组,分别为(288.94±6.22) mL/g VS和(39.48±2.73) mL/(g VS·d),这比对照组提高了45.6%和70.0%。微曝气速率从9 mL/(g VS·min)增加到18 mL/(g VS·min),则会导致 P_m 和 R_m 的下降,

有效促进甲烷的富集。Kang等^[21]在单相厌氧消化过程中通过直接空气混合的方法来进行微曝气改善系统性能,却因空气的注入与稀释效应,导致CH₄含量显著下降,CH₄/CO₂比值也随之降低,随着空气混合时间的延长,CH₄含量从初始的较高水平(58%)急剧降低至近乎检测不到的水平(<1%),且该状态的恢复需历经长时间的过程。Li等^[9]的研究也出现了类似的情况。本试验中微曝气组的CH₄/CO₂比值和CH₄产率均显著大于对照组,说明微曝气有效促进了氢营养型产甲烷途径的活性,即通过氢营养化产甲烷菌对CO₂的高效还原作用,实现了甲烷产量的显著增加,2.3.2节中古菌类型的分析结果表明,微曝气后氢型产甲烷菌的占比增大,也从微生物的角度证实了该结论。

与对照组相比仅提高了8.1%和21.2%。迟滞期 λ 是衡量产甲烷启动速率的一个重要指标。相较于对照组,MA1、MA2及MA3组的迟滞期 λ 分别显著缩短了16.3%、4.7%和31.4%。值得注意的是,迟滞期 λ 的表现与产甲烷潜力和最大产甲烷速率呈负相关趋势,即产甲烷性能越优异,迟滞期 λ 反而越长。这一现象在MA2组中尤为明显,可能归因于该组样本的水解过程更为彻底,生成了大量可生物降解的有机物及中间产物,进而产甲烷菌群需要一个适应阶段。

表2 修正Gompertz模型对各反应器产甲烷计算结果

Table 2 The Gompertz model modified to calculate the methane production in each reactor

反应器编号	P_m /(mL·g ⁻¹ VS)	R_m /(mL·g ⁻¹ VS·d ⁻¹)	λ /d	R^2
C	198.42±8.67	23.22±2.69	6.57±0.47	0.991
MA1	240.90±5.68	29.97±2.14	5.50±0.28	0.996
MA2	288.94±6.22	39.48±2.73	6.26±0.25	0.997
MA3	214.56±2.80	28.15±1.27	4.51±0.17	0.998

2.2.2 对有机物去除的影响

溶解性(sCOD)的变化可以作为产甲烷菌降解和利用污泥中有机物程度的指标。图3(a)显示了AD过程中sCOD的变化。厌氧消化后C、MA1、MA2和

MA3组sCOD值分别为2 870、2 790、2 780、2 885 mg/L,大部分可溶性底物被消耗,MA2组最低,去除率达到了67.31%,比C、MA1和MA3组分别高出25.03、4.84和10.71个百分点。微曝气通过提高有机物的

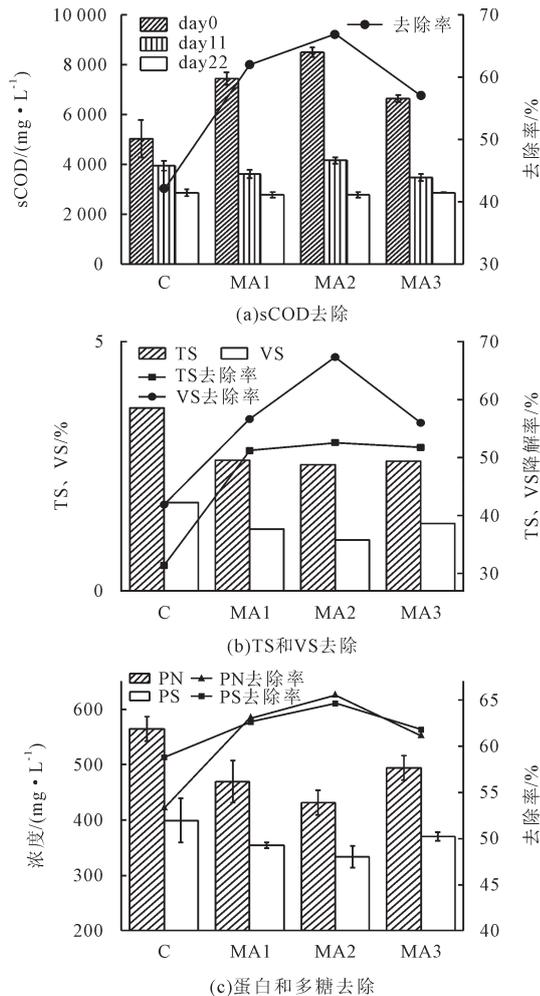


图3 不同微曝气速率对有机物去除的影响
Fig.3 Effect of different micro-aeration rates on organic matter removal

可降解性和缩短水解和酸化所需的反应时间,加速了有机物质在AD系统中用于甲烷生产的利用^[22]。

图3(b)为微曝气后各反应器的TS与VS变化以及对应的去除率。厌氧消化过程中,各微曝气组对底物的TS去除率在31.38%~52.59%之间,对应的VS去除率为41.88%~67.34%,较空白组提高14.11~25.46个百分点。VS去除率可反映餐厨垃圾降解效果,从VS去除率来看,微曝气组降解效果均优于空白组,微曝气能有效促进物质降解生成甲烷。

厌氧消化结束后可溶性蛋白(PN)和多糖(PS)的含量如图3(c)所示,C、MA1、MA2和MA3试验组的总蛋白分别为(564.9±22.0)、(469.3±37.7)、(431.6±22.0)和(493.8±22.0) mg/L。对照组C、MA1、MA2和MA3组污泥的蛋白质去除率分别为53.3%、63.0%、65.5%和61.1%,多糖去除率分别为58.8%、62.6%、64.7%和61.8%。微曝气组蛋白质和多糖的去除率均大于对照组,且MA2组的去除率最大。由此可见,微曝气组能促进蛋白质和多糖的分解。

2.2.3 对氨氮和pH的影响

氨氮是厌氧消化过程中的重要指标,会影响相应微生物在厌氧消化中的活性^[23]。从图4(a)可以看出,MA1组、MA2组和MA3组在厌氧消化期间氨氮发生了显著变化,在整个过程中,氨氮浓度逐渐升高。厌氧消化结束时C组、MA1组、MA2组和MA3组的氨氮浓度分别为1 099.5、1 229.7、1 256.2、1 186.7 mg/L,MA1组、MA2组和MA3组的氨氮浓度均显著高于对照组。这主要归因于微曝气促进蛋白质完全分解,增强了水解相关的酶活性,导致更多的氮物质(如蛋白质、尿素和核酸)被转化成氨氮。尽管氨氮浓度有所上升,但本试验中各组的氨氮浓度波动范围保持在1 099.5~1 256.2 mg/L之间,这一数值远低于氨氮抑制阈值(3 000~6 000 mg/L)^[24, 25]。因此,各组AD过程未因氨氮过量而对产甲烷产生抑制作用。

AD过程涉及多种微生物,这些微生物对pH值的变化非常敏感。产甲烷微生物的最佳pH范围为6.5~7.8^[26]。图4(b)显示了各组在AD过程中的pH变化,MA1、MA2和MA3组pH值的变化范围均在最佳范围内,同时微曝气各组的pH值均高于对照组,可能是微曝气加速VFAs的消耗,促进甲烷的产生所导致的。此外,氨氮作为碱性物质可起到缓冲体系pH的功能,反应器中氨氮大量积累,也会导致系统内pH值不断升高。

2.2.4 微曝气速率对溶解性有机物的影响

三维荧光光谱可用于进一步研究EPS中的可溶性微生物物质,TB-EPS的3D-EEM荧光光谱如图5所示。根据EEMs获得的发射和激发波长可以把三维荧光划分为5个区域,每个区域所对应的有机物种类分别为:络氨酸类有机物(I)、色氨酸类有机物(II)、富里酸类有机物(III)、溶解性微生物产物类有机物(IV)和腐殖酸类有机物(V)^[27]。区域I、II、III和IV的三维荧光强度均很低,而区域V(代表溶解性腐殖酸类有机物)表现出了强烈的荧光吸收峰,该吸收峰的强度从C、MA1、MA2和MA3依次增强,并且微曝气各组荧光吸收峰均大于C组,表明微曝气可以提高消化液中的腐殖酸类荧光吸收物质浓度。据报道,腐殖酸可以作为电子运输载体来加强直接种间电子传递过程进而促进VFAs氧化以及加快产甲烷^[27],因此微曝气各组产甲烷的迟滞期均小于对照组。有研究发现高浓度的EPS不利于基质传质,当EPS浓度较高时,厌氧颗粒的渗透性较低^[28],所以当微曝气速率过大时,虽然EPS浓度较高,但是其甲烷产率不高,可能是污泥的高EPS影响了物质运输,致使大量基质未被有效分解。

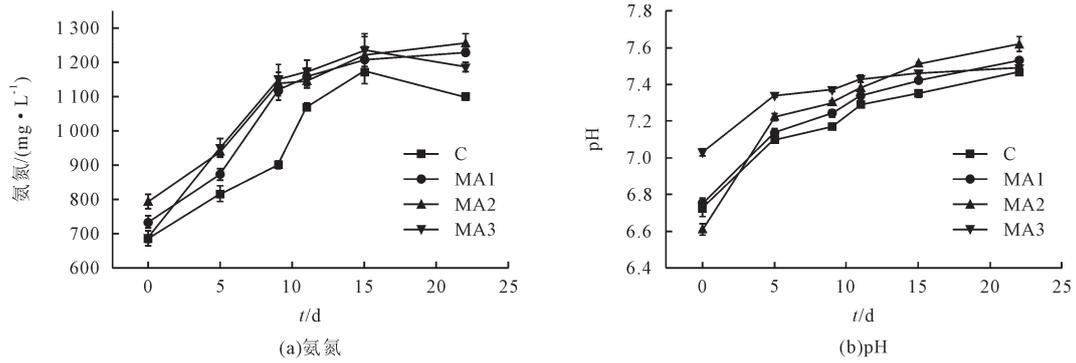


图4 产甲烷阶段的氨氮浓度和pH值
Fig.4 Ammonia concentration and pH at the methanogenic stage

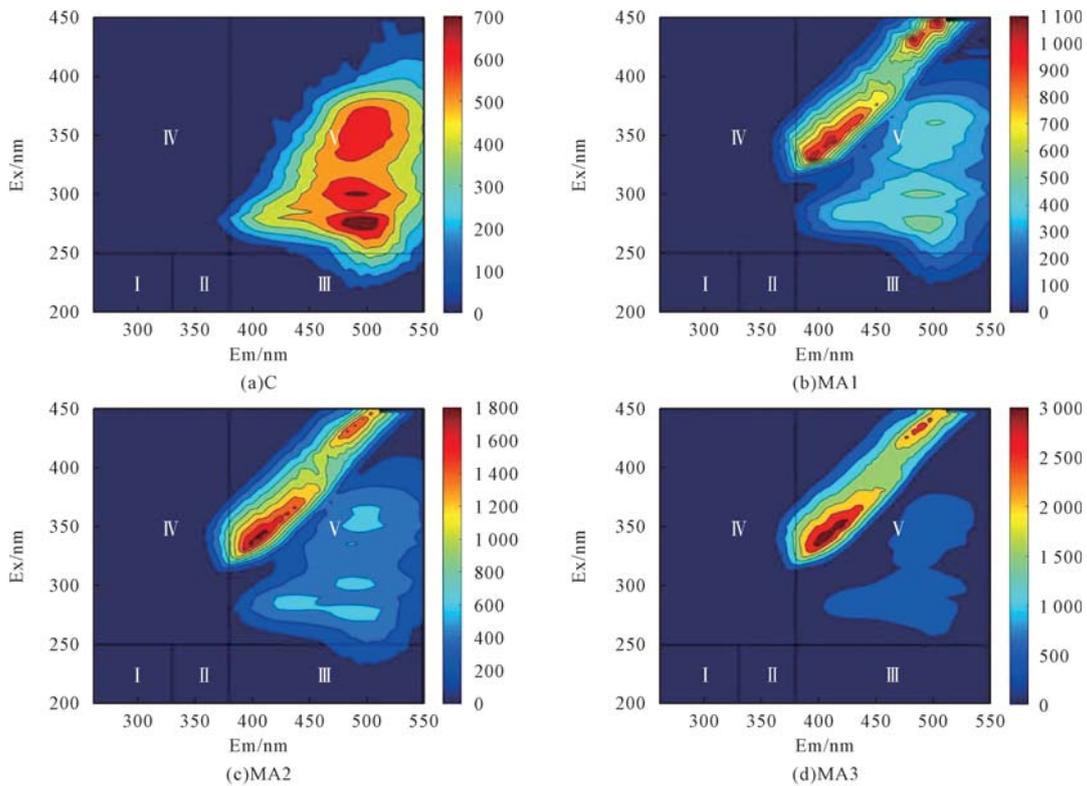


图5 各组的三维激发-发射光谱图
Fig.5 3D excitation-emission spectrograms for each group

2.2.5 对辅酶F420和电子传递系统活性的影响

电子传递系统活性(ETS)通常用于评估微生物的呼吸活性和污泥的生物活性^[29]。与氢营养产甲烷密切相关的辅酶F420被用于评价产甲烷菌的活性^[30]。ETS和辅酶F420的相对活性如图6所示,结果表明,辅酶F420和ETS的相对活性与CH₄的生成呈正相关。MA1组、MA2组和MA3组的相对ETS活性分别比C组高10.5、18.1和4.9个百分点。与对照组相比,辅酶F420在MA1、MA2和MA3中分别提高了15.9、23.2和7.5个百分点,MA2组ETS和辅酶F420的相对活性提升较为显著。增加的ETS活性意味着细胞内电子转移相关代谢水平的提高,这有利于提高有机物降解和产甲烷效率^[31]。此效应归因于微曝气策略创造的短暂微氧环

境,其中引入的O₂作为高效的电子受体,显著提升了ETS的运作效率^[32]。辅酶F420的增加可能是由于微曝气增强了污泥分解和水解酸化过程,为后续微生物提供了更丰富的底物,从而刺激了氢营养产甲烷的生成。

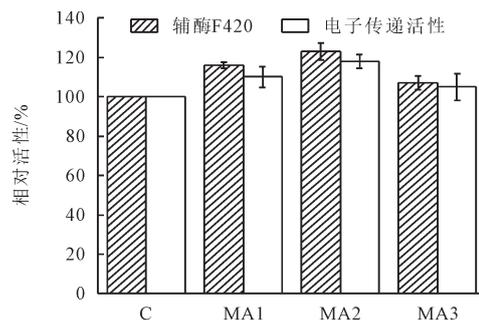


图6 电子传递与辅酶F420的相对活性
Fig.6 Relative activity of electron transport and coenzyme F420

2.3 微生物群落结构分析

2.3.1 细菌群落分析

Shannon 指数可以表现群落的多样性, Shannon 指数越大, 群落越复杂, 多样性越高。C、MA1、MA2 和 MA3 的 Shannon 多样性指数分别为 2.58、3.07、3.20 和 2.77, 这表明微曝气条件下微生物多样性更丰富。同样, Lim 等^[33]和 Fu 等^[34]发现微氧的引入提高了厌氧微生物的多样性。

各组的门水平的细菌种群如图 7 所示, C、MA1、MA2、MA3 组在门水平上相对丰度排前 3 的是 Firmicutes (厚壁菌门)、Synergistota (互营菌门) 和 Caldatribacteriota。Firmicutes 在微曝气组 MA1、MA2 和 MA3 的相对丰度分别为 43.51%、47.38% 和 40.33%, 与对照组的相对丰度相比分别提高了 12.97、16.81 和 9.77 个百分点。Firmicutes 一直都是餐厨垃圾厌氧系统中最常见的细菌门, 其主要与梭状芽孢杆菌和联营养单胞菌有关, 梭状芽孢杆菌能够产生各种降解复杂碳源的水解酶, 它们以蛋白质和碳水化合物等复杂有机物为底物, 生成 H₂、CO₂、乙酸和丁酸^[35]。

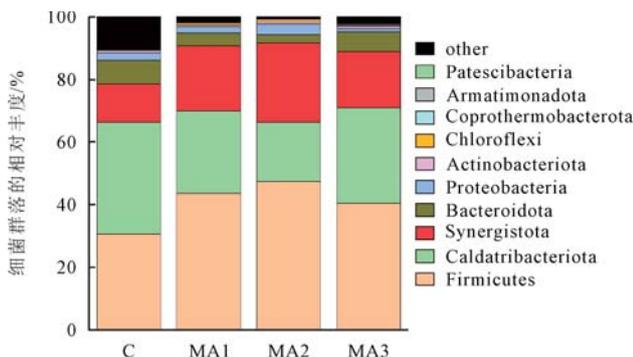


图7 细菌群落在门水平组成与相对丰度
Fig.7 Composition and relative abundance of bacterial communities at phylum level

同时, Firmicutes 相较于 Bacteroidetes 的耐酸性更强, 更能适应高有机负荷下的 VFAs 的积累。Synergistota 是能产生短链脂肪酸和具有乙酸互营氧化功能的产酸菌^[36]。与 C 组相比, MA1 和 MA3 相对丰度提高接近 (8.48、5.78 个百分点), MA2 的相对丰度提高了 13.18 个百分点。有研究发现, Caldatribacteriota 具有固氮潜能, 可在吸收无机碳和降解烷烃的同时不断消耗 ATP, 进行高效的固氮过程^[37]。对比 C 组 (35.66%), 微曝气降低了 Caldatribacteriota 相对丰度, 分别降低了 9.29 (MA1)、16.71 (MA2) 和 5.03 (MA3) 个百分点。从微生物的角度来看, 微好氧能调节细菌群落结构, 提高 Firmicutes 和 Synergistota 的相对丰度, 降低 Caldatribacteriota 相对丰度。Firmicutes 和 Synergistota 的提高强化了将复杂有机物 (纤维素) 降解成小分子 (葡萄糖) 和简单分子 (VFAs) 的能力; Caldatribacteriota 的降低减轻了微生物与产甲烷菌争夺碳源。这可能是微曝气组累积甲烷产量比空白组高的原因。

bacteriota 的降低减轻了微生物与产甲烷菌争夺碳源。这可能是微曝气组累积甲烷产量比空白组高的原因。

2.3.2 古菌群落分析

C、MA1、MA2 和 MA3 的 Shannon 多样性指数分别为 0.62、0.73、0.85 和 0.67。古菌的 Shannon 指数在 MA1 与 MA2 阶段呈现上升趋势, 然而, 在 MA3 阶段该指数却出现下降。这一现象表明高负荷氧条件对甲烷菌的生物多样性具有不利影响。分析其原因, 主要在于产甲烷菌, 属于严格厌氧型微生物。在高曝气速率下, 反应器内可能仍有一定量的氧气残留于产甲烷阶段, 这种氧气残留进而抑制了产甲烷菌的活性, 最终导致甲烷产量的减少。

如图 8 所示, 从属水平上进行分析可以发现所有反应器中古菌群落组成基本一致, 主要由 *Methanosarcina* (甲烷八叠球菌属)、*Methanobacterium* (甲烷杆菌)、*Methanospirillum* (甲烷螺菌属) 组成, 其相对丰度之和高达 89.98%~96.26%。*Methanobacterium* 和 *Methanospirillum* 是氢型产甲烷菌, 而 *Methanosarcina* 是氢/乙酸型产甲烷菌。在微曝气条件下, *Methanosarcina* 的相对丰度有所降低, 而 *Methanobacterium* 和 *Methanospirillum* 的相对丰度则相对于对照组 C 组有所增长。具体而言, *Methanobacterium* 和 *Methanospirillum* 在试验组 MA1、MA2、MA3 的相对丰度分别提升了 7.13、11.64 和 3.59 个百分点。*Methanobacterium* 和 *Methanosarcina* 均可以接受电子还原二氧化碳产甲烷过程^[38], 产生额外 CH₄, 所以微曝气组累积甲烷产量比空白组高。与细菌群落相比, MA 对古细菌群落的影响不显著。上述结果表明, 微曝气预处理促进了 AD 反应器中水解菌和发酵菌的富集, 而不是产甲烷菌的富集, 从而促进了有机物的水解酸化和沼气产量。

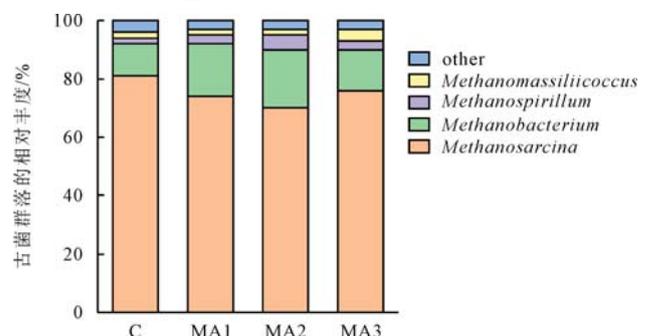


图8 古菌群落在属水平组成与相对丰度
Fig.8 Composition and relative abundance of archaeal communities at the genus level

3 结论

(1) 微曝气后蛋白酶和 α -葡萄糖苷酶活性均有

所提高,微曝气速率为9 mL/(g VS·min)时达到最大值3.05和1.98 IU/g,分别是对照组的1.96倍和1.61倍,加速餐厨垃圾的水解过程。

(2)微曝气可有效促进餐厨垃圾两相厌氧消化的进程,提高产气效率、有机物降解效率以及系统的稳定性能,MA1、MA2和MA3的累积甲烷产量分别提高了24.9%、49.5%和12.5%,并且迟滞期分别缩短了16.3%、4.7%及31.4%,微曝气能有效改善两相餐厨垃圾厌氧消化的产甲烷效率。

(3)从对有机物的去除来看微曝气组降解效果均优于空白组,并且体系的pH值维持在产甲烷微生物的最佳范围内,避免体系的酸化,同时降低了体系内氨氮的浓度,有效缓解了氨胁迫现象,也促进了VFAs的转化与消耗,提高了系统的稳定性能。

(4)从微生物的角度来看,微曝气能调节细菌群落结构,提高水解菌 Firmicutes 和 Synergistota 的富集,强化厌氧消化反过程将复杂有机物(纤维素)降解成小分子(葡萄糖)和简单分子(VFAs)的能力,从而促进了有机物的水解酸化和沼气产量,与细菌群落相比,微曝气对古细菌群落的影响不显著。

[参考文献]

- [1] 程煜,毕东苏,董璇璇,等. 可降解塑料与餐厨垃圾厌氧消化的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2021,44(S2):144-152.
Cheng Yu, Bi Dongsu, Dong Xuanxuan, et al. Research progress of degradable plastics and anaerobic digestion of kitchen waste[J]. Environmental Science & Technology, 2021,44(S2):144-152.
- [2] 李荣平,葛亚军,王奎升,等. 餐厨垃圾特性及其厌氧消化性能研究[J]. 可再生能源, 2010,28(1):76-80.
Li Rongping, Ge Yajun, Wang Kuisheng, et al. Characteristics and anaerobic digestion performances of kitchen wastes [J]. Renewable Energy Resources, 2010,28(1):76-80.
- [3] 王道帆,胡玉瑛. 导电材料促进餐厨垃圾厌氧消化的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2023,46(11):228-236.
Wang Xiaofan, Hu Yuying. Research progress on anaerobic digestion of kitchen waste through conductive materials: a review[J]. Environmental Science & Technology, 2023,46(11):228-236.
- [4] 曹秀芹,徐国庆,袁海光,等. 餐厨垃圾厌氧消化系统运行恢复实验分析[J]. 环境科学与技术, 2018,41(11):126-131.
Cao Xiuqin, Xu Guoqing, Yuan Haiguang, et al. Study on process recovery of the failed dry anaerobic digestion of food waste[J]. Environmental Science & Technology, 2018,41(11):126-131.
- [5] Chakraborty D, Karthikeyan O P, Selvam A, et al. Two-phase anaerobic digestion of food waste: effect of semi-continuous feeding on acidogenesis and methane production[J]. Bioresource Technology, 2022,346:126396.
- [6] Tian W J, Li J H, Zhu L R, et al. Insights of enhancing methane production under high-solid anaerobic digestion of wheat straw by calcium peroxide pretreatment and zero valent iron addition[J]. Renewable Energy, 2021,177:1321-1332.
- [7] Nguyen D, Khanal S K. A little breath of fresh air into an anaerobic system: how microaeration facilitates anaerobic digestion process[J]. Biotechnology Advances, 2018,36(7):1971-1983.
- [8] Zhang H, Wu J W, Gao L J, et al. Aerobic deterioration of corn stalk silage and its effect on methane production and microbial community dynamics in anaerobic digestion[J]. Bioresource Technology, 2018,250:828-837.
- [9] Li X W, Deng L W, Li F C, et al. Effect of air mixing on high-solids anaerobic digestion of cow manure: performance and mechanism[J]. Bioresource Technology, 2023,370:128545.
- [10] Zhu R, Wang D H, Zheng Y, et al. Understanding the mechanisms behind micro-aeration to enhance anaerobic digestion of corn straw[J]. Fuel, 2022,318:123604.
- [11] Yang H N, Deng L W, Wu J W, et al. Intermittent air mixing system for anaerobic digestion of animal wastewater: operating conditions and full-scale validation[J]. Bioresource Technology, 2021,335:125304.
- [12] Ko J H, Wang N, Yuan T G, et al. Effect of nickel-containing activated carbon on food waste anaerobic digestion[J]. Bioresource Technology, 2018,266:516-523.
- [13] Pang H L, Jiao Q Q, He J G, et al. Enhanced short-chain fatty acids production through a short-term anaerobic fermentation of waste activated sludge: synergistic pretreatment of alkali and alkaline hydrolase blend[J]. Journal of Cleaner Production, 2022,342:130954.
- [14] Heine-Dobbernack E, Schoberth S M, Sahn H. Relationship of intracellular coenzyme F(420) content to growth and metabolic activity of *Methanobacterium bryantii* and *Methanosarcina barkeri*[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1988,54(2):454-459.
- [15] Yin J, Tan X J, Ren N Q, et al. Evaluation of heavy metal inhibition of activated sludge by TTC and INT-electron transport system activity tests[J]. Water Science and Technology, 2005,52(8):231-239.
- [16] Lyu F, Hao L P, Guan D X, et al. Synergetic stress of acids and ammonium on the shift in the methanogenic pathways during thermophilic anaerobic digestion of organics[J]. Water Research, 2013,47(7):2297-2306.
- [17] Yin J, Yu X Q, Zhang Y E, et al. Enhancement of acidogenic fermentation for volatile fatty acid production from food waste: effect of redox potential and inoculum[J]. Bioresource Technology, 2016,216:996-1003.

- [18] Nguyen D, Wu Z Y, Shrestha S, et al. Intermittent micro-aeration: new strategy to control volatile fatty acid accumulation in high organic loading anaerobic digestion[J]. *Water Research*, 2019,166:115080.
- [19] Ruan D N, Zhou Z, Pang H J, et al. Enhancing methane production of anaerobic sludge digestion by microaeration: enzyme activity stimulation, semi-continuous reactor validation and microbial community analysis[J]. *Bioresource Technology*, 2019,289:121643.
- [20] Zhan Y H, Zhu J, Xiao Y T, et al. Employing micro-aeration in anaerobic digestion of poultry litter and wheat straw: batch kinetics and continuous performance[J]. *Bioresource Technology*, 2023,368:128351.
- [21] Kang S, Kim H, Jeon B S, et al. Chain elongation process for caproate production using lactate as electron donor in *Megasphaera hexanoica*[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 346:126660.
- [22] Jenicek P, Celis C A, Krayzelova L, et al. Improving products of anaerobic sludge digestion by microaeration[J]. *Water Science and Technology*, 2014,69(4):803-809.
- [23] Rajagopal R, Massé D I, Singh G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia[J]. *Bioresource Technology*, 2013,143:632-641.
- [24] Tian H L, Yan M, Treu L, et al. Hydrogenotrophic methanogens are the key for a successful bioaugmentation to alleviate ammonia inhibition in thermophilic anaerobic digesters [J]. *Bioresource Technology*, 2019,293:122070.
- [25] Yan M, Fotidis I A, Tian H L, et al. Acclimatization contributes to stable anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste under extreme ammonia levels: focusing on microbial community dynamics[J]. *Bioresource Technology*, 2019,286:121376.
- [26] Fang W, Zhang P Y, Zhang G M, et al. Effect of alkaline addition on anaerobic sludge digestion with combined pretreatment of alkaline and high pressure homogenization[J]. *Bioresource Technology*, 2014,168:167-172.
- [27] Huang F, Liu H B, Wen J X, et al. Underestimated humic acids release and influence on anaerobic digestion during sludge thermal hydrolysis[J]. *Water Research*, 2021, 201: 117310.
- [28] Mu Y, Yu H Q, Wang G. Permeabilities of anaerobic CH₄-producing granules[J]. *Water Research*, 2006, 40(9): 1811-1815.
- [29] Goel R, Mino T, Satoh H, et al. Enzyme activities under anaerobic and aerobic conditions in activated sludge sequencing batch reactor[J]. *Water Research*, 1998, 32(7): 2081-2088.
- [30] Yin Q D, Yang S, Wang Z Z, et al. Clarifying electron transfer and metagenomic analysis of microbial community in the methane production process with the addition of ferrous oxide[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018,333:216-225.
- [31] Cheng J, Li H, Ding L K, et al. Improving hydrogen and methane co-generation in cascading dark fermentation and anaerobic digestion: the effect of magnetite nanoparticles on microbial electron transfer and syntrophism[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020,397:125394.
- [32] 杨红男. 空气搅拌对沼气发酵产气性能和微生物代谢的影响[D]. 北京:中国农业科学院, 2020.
Yang Hongnan. Effects of Air Agitation on Gas Production Performance and Microbial Metabolism of Biogas Fermentation[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2020.
- [33] Lim J W, Chiam J A, Wang J Y. Microbial community structure reveals how microaeration improves fermentation during anaerobic co-digestion of brown water and food waste [J]. *Bioresource Technology*, 2014,171:132-138.
- [34] Fu S F, Chen K Q, Sun W X, et al. Improved methane production of corn straw by the stimulation of calcium peroxide [J]. *Energy Conversion and Management*, 2018,164:36-41.
- [35] Zhang Q T, Wang M M, Ma X Y, et al. High variations of methanogenic microorganisms drive full-scale anaerobic digestion process[J]. *Environment International*, 2019, 126: 543-551.
- [36] Shao M S, Zhang C, Wang X, et al. Co-digestion of food waste and hydrothermal liquid digestate: promotion effect of self-generated hydrochars[J]. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2023,15:100239.
- [37] Dong X Y, Zhang C W, Peng Y Y, et al. Phylogenetically and catabolically diverse diazotrophs reside in deep-sea cold seep sediments[J]. *Nature Communications*, 2022,13(1): 4885.
- [38] Yu N, Guo B, Zhang Y D, et al. Different micro-aeration rates facilitate production of different end-products from source-diverted black water[J]. *Water Research*, 2020,177: 115783.