洪智程,金阿南,冯华军,等.MEC-UASB 处理垃圾焚烧厂渗滤液效能与碳减排 [J]. 中国环境科学, 2026,46(2):715-724.
Hong Z C, Jin A N, Feng H J, et al. Treatment performance and carbon emission reduction of incineration leachate using MEC-coupled UASB [J]. China Environmental Science, 2026,46(2):715-724.

MEC-UASB 处理垃圾焚烧厂渗滤液效能与碳减排

洪智程[1],金阿南[1],冯华军[2],丁养城[2],厉炯慧[1*] (1.浙江工商大学环境科学与工程学院,浙江 杭州 310018；2.浙江农林大学环境与资源学院,碳中和学院,浙江 杭州 311300)

摘要：针对传统上流式厌氧污泥床反应器(UASB)处理实际垃圾焚烧厂渗滤液时存在的系统易酸化、污泥易流失及产甲烷效能较差等问题,构建了微生物电解池耦合 UASB 系统(MEC-UASB)处理垃圾焚烧厂渗滤液.经过 145d 的运行表明:在 1V 电压条件下,系统性能得到显著提升. MEC-UASB 出水的 COD 去除率达 80.6%,较 UASB 出水提高 21.0%,且当 COD 负荷剧增时,去除率衰减幅度较 UASB 对照组降低 13.6%,说明其抗负荷冲击能力显著增强;MEC-UASB 系统的产甲烷效率是对照组的 1.53 倍,达到(0.23±0.01) m^3CH_4/kg COD;同时,通过对系统碳排放核算发现,MEC-UASB 系统的净碳减排量达 10.54kg CO_2/m^3,较 UASB 减排 21.9%.综合微生物的酶活性能和群落结构分析,MEC-UASB 系统的优势主要归因于电刺激促进了氢营养型产甲烷菌的富集、胞外聚合物(EPS)的分泌以及电子传递效率的提升,从而改善了污泥截留效果并提升了微生物活性. MEC-UASB 系统在高负荷条件下不仅具有较强的抗冲击负荷能力,还表现出良好的污染物去除效能、碳减排潜力和经济性,能够实现长期稳定运行.

关键词：MEC-UASB；垃圾焚烧厂渗滤液；污染物去除效能；碳减排潜力
中图分类号：X703 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)02-0715-10

Treatment performance and carbon emission reduction of incineration leachate using MEC-coupled UASB. HONG Zhi-cheng[1], JIN A-nan[1], FENG Hua-jun[2], DING Yang-cheng[2], LI Jiong-hui[1*] (1.School of Environmental Science and Engineering, Zhejiang Gongshang University, Hangzhou 310018, China；2.College of Environment and Resources, College of Carbon Neutral, Zhejiang Agriculture and Forestry University, Hangzhou 311300, China). *China Environmental Science*, 2026,46(2)：715~724

Abstract：Traditional up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors face challenges such as system acidification, sludge washout, and inferior methanogenic performance during the treatment of actual waste incineration plant leachate. To address these issues, this study constructed a microbial electrolysis cell coupled with a UASB system (MEC-UASB) for treating leachate from waste incineration plants. After 145days of operation, the system demonstrated significantly enhanced performance under an applied voltage of 1V. The COD removal rate of the MEC-UASB effluent reached 80.6%, which was 21.0% higher than that of the UASB control. Moreover, following a sharp increase in COD loading, the attenuation of removal efficiency in the MEC-UASB system was 13.6% lower than that of the control, indicating markedly improved resistance to shock loads. Furthermore, the methane production efficiency of the MEC-UASB system was 1.53 times that of the control, reaching (0.23 ± 0.01) m^3CH_4/kg COD. Carbon emission accounting further revealed that the net carbon reduction of the MEC-UASB system reached 10.54kg CO_2/m^3, which was 21.9% higher than that of the UASB system. Based on analyses of microbial enzyme activity and community structure , the enhanced performance of the MEC-UASB system was primarily attributed to electrostimulation. This process promoted the enrichment of hydrogenotrophic methanogens, increased the secretion of extracellular polymeric substances (EPS), and enhanced electron transfer efficiency, thereby improving sludge retention and microbial activity. This study demonstrates that the MEC-UASB system resists shock loads robustly under high organic loading conditions, while achieving efficient pollutant removal, significant carbon emission reduction, and economic benefits for long-term stable operation.

Key words：MEC-UASB；incineration leachate；contaminant removal performance；carbon reduction potential

由于我国生活垃圾具有含水率高、热值较低的特点,焚烧处置前需经过 5~7d 堆沤处理以降低含水率,此过程产生的有机废水即为垃圾焚烧厂渗滤液[1].该渗滤液的 COD 高达 20000~80000mg/L[2].因其形成周期较短(<7d),含有大量易生物降解有机物,导致 BOD_5/COD 可达 0.4~0.6[3],具有良好的可生化性,适合采用厌氧消化(AD)技术进行处理.鉴于 AD 技术兼具高效削减有机负荷与回收沼气能源的双重优势,已成为此类渗滤液预处理的核心工艺.

收稿日期：2025-07-08
基金项目：国家自然科学基金资助项目(2022YFC3201905)
* 责任作者, 高级工程师, ljh-yll@sohu.com

UASB 反应器凭借三相分离器结构,可在高有机负荷条件下实现 75%以上的 COD 去除率[4],是厌氧处理的优选技术.然而,其效能受限于有机负荷冲击:当 COD 浓度>20000mg/L 时,易引发局部酸化(pH<6.0),抑制产甲烷菌活性,导致 COD 去除率与产甲烷能力骤降[5];同时,高负荷条件下产气速率激增易造成三相分离器失效,引发污泥流失,显著降低系统运行效能[6].微生物电解池(MEC)强化 UASB 技术,利用其构建的阳极氧化-阴极还原跨膜电子传递路径,同步驱动污染物去除与能量转化过程[7].这种基于电化学与生物过程耦合的策略,为发展高效、一体化的废水处理与资源回收工艺提供了重要途径[8].Gao 等[9]研究发现,MEC 与厌氧膜生物反应器耦合后,系统产甲烷途径由乙酸营养型主导转变为氢营养型主导,甲烷回收率因此提升 1.6 倍.Khan 等[10]证实,在 UASB 系统中引入 MEC 可有效缓解因挥发性脂肪酸(VFAs)积累导致的酸化风险,从而增强系统抗冲击负荷能力.综上所述,MEC-UASB 技术具有较强的抗冲击负荷性能,不仅能高效处理高浓度难降解有机物,还可提升能源回收效率,是垃圾焚烧厂渗滤液处理的潜在优选方案.

尽管 MEC-UASB 技术已得到广泛研究,但不同研究在进水类型、有机负荷及效能指标上存在显著差异[11],当前针对 MEC-UASB 技术的研究仍存在显著局限:其一,现有研究普遍采用人工配水作为研究对象[12],导致该技术在处理实际成分复杂的高浓度有机废水时普遍存在系统运行稳定性不足与甲烷生物合成效率衰减等问题;其二,现有研究焦点过度集中于工艺参数优化与产能效率提升[13-14],对其碳减排效率与环境可持续性的定量评价体系明显缺失,特别是 MEC-UASB 系统涉及了电能额外消耗引起的碳排放增加与产甲烷过程带来的碳补偿潜力之间的平衡.本文构建 MEC-UASB 反应器系统,以实际垃圾焚烧厂渗滤液为处理对象,系统考察电刺激条件对反应器长期运行效能、抗冲击负荷能力及碳减排潜力的影响机制.旨在为 MEC-UASB 技术高效处理垃圾焚烧厂渗滤液的实践应用提供参考.

1 材料与方法

1.1 接种污泥与实验水样

接种污泥取自杭州市九峰垃圾焚烧厂厌氧罐后的厌氧沉淀池排泥.在实验室培养驯化后作为 UASB 的接种污泥使用,其 TS 浓度为(31.3 ± 3.5) g/L,VS 占 TS 的(62.7±2.6)%.渗滤液取自杭州市九峰垃圾焚烧厂渗滤液收集池,取样后 4℃条件保存.具体水质特征见表 1.

表 1 垃圾焚烧厂渗滤液的主要水质特征

Table 1 Main water quality characteristics of leachate from a waste incineration plant

指标	数值	指标	数值
COD(mg/L)	26200~27500	TP(mg/L)	52.5~73.6
BOD(mg/L)	13240~14030	NO_3^--N(mg/L)	59.4~72.2
pH 值	5.71~5.98	SO_4^{2-}(mg/L)	547~612
NH_4^+-N(mg/L)	689~725	TS(mg/L)	20612~23041

1.2 实验装置构建与运行

实验装置示意图如图 1 所示,系统主要由进料单元、处理单元、循环单元与集气单元构成.进料单元由基质桶与蠕动泵组成,进水流量为 2.77mL/min.处理单元由 UASB 与电极组成,有效容积为 8L,电极置于 UASB 反应器中部;阴极为双层管状结构,内、外径分别为 40,90mm,高为 250mm,主体材质为厚度 1mm 的钛网(网孔尺寸 3mm×4mm),内外两层钛管间用碳毡填充,填充空间占比为 50%;阳极为碳刷(ϕ 30mm×250mm)置于阴极中,阴阳极之间用无纺布隔离防止短路.反应器外接蠕动泵实现回流,流量为 130mL/min.气体使用气袋进行收集.

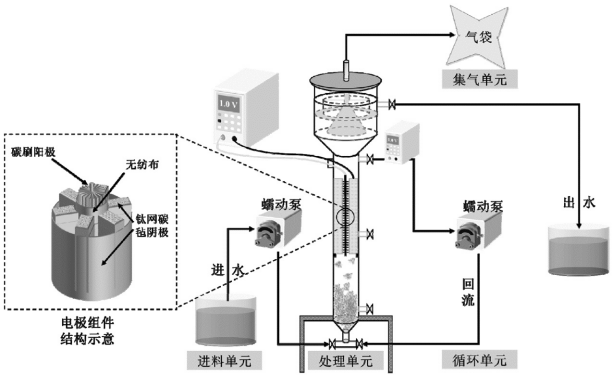


图 1 MEC-UASB 实验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of the MEC-UASB experimental device

控制反应器的水力停留时间(HRT)为 2d,上升流速为 1m/h,初始厌氧污泥接种量为 10g/L,环境温度为(30±1)℃.控制实验组 MEC-UASB 反应器外加

电压为 1V,记为 R1;同时设置无电极组的 UASB 反应器为对照组,记为 R0.实验的负荷提升设置如表 2 所示,实验根据进水 COD 的不同分为 6 个阶段,进水 COD 从初始的 3024mg/L 逐步提升至 26194mg/L,实验总计运行 145d.

表 2　进水浓度提升梯度设置

Table 2　Design of inlet water concentration gradients

阶段	时间(d)	进水中渗滤液原液体积占比	进水 COD(mg/L)
Ⅰ	1~15	5% + 2.179g/L 乙酸钠	3024 ± 17
Ⅱ	16~25	10%	2640 ± 26
Ⅲ	26~45	20%	5334 ± 29
Ⅳ	46~65	40%	10632 ± 21
Ⅴ	66~100	60%	15744 ± 111
Ⅵ	101~145	100%	26194 ± 82

1.3　分析方法

1.3.1　水质分析方法　COD、总悬浮固体(TSS)与挥发性悬浮固体(VSS)等指标采用国家标准[15]测定;VFAs 采用气相色谱仪(GC7900,天美科学仪器)进行定量分析,检测器为氢火焰离子化检测器(GC−FID),色谱柱为 GDX−102A 型填充柱(*Φ*3mm×2m),载气(N_2)流速为 30mL/min,温度分别设置为:进样单元 200℃、色谱柱恒温箱 220℃、检测单元 250℃.

1.3.2　气体分析方法　采用气相色谱仪(GC7890,上海精密科学仪器)进行的定量分析,检测器为热导检测器(GC−TCD),色谱柱为 2m 规格的 GDX−104 填充柱(60~80 目,*Φ*3mm),载气(H_2)流速 35mL/min,温度分别设置为:进样单元 80℃、色谱柱恒温箱 40℃、检测单元 60℃.

1.3.3　电化学性能分析　运行过程中的电流通过数据采集仪(34970A,Agilent)记录.循环伏安曲线(CV)使用电化学工作站(Biologic VSP, Claix)测定,扫描范围为−0.8~0.6V,扫描速度为 1mV/s.系统的库伦效率、产甲烷贡献率和电子平衡的测量与计算方法与文献[16]相同.

1.3.4　微生物性能分析　辅酶 F420 采用 ELISA 试剂盒(青旗生物)进行定量分析,辅酶 F420 的酶活采用 ATP 活性快速检测系统(中国炜测环境)进行测定.采用热提取技术[17]进行 EPS 的分离提取,采用硫酸−苯酚法与 Lowry 法进行定量测定.实验结束后,对反应器中污泥样本进行取样,由上海美吉生物医药科技有限公司进行 DNA 提取及高通量测序.

1.4　碳减排计算方法

1.4.1　电能消耗导致的碳排放　计算公式如式(1)所示.

$$E_{\mathrm{D}} = W_{\mathrm{D}} \cdot \mathrm{EF}_{\mathrm{D}} \tag{1}$$

式中:E_{D} 为运行过程中电能消耗导致的间接碳排放,kg CO_2; W_{D} 为运行过程中需要的电能投入量,kW·h/m^3; EF_{D} 为电网供电的碳排放因子,0.58kg CO_2/(kW·h)[18].

1.4.2　沼气回收利用带来的碳减排　计算公式如式(2)、(3)所示.

$$E_{\text{CHP-D}} = Q_{\mathrm{CH_4}} \cdot W_{\text{PD-CH}_4} \cdot \mathrm{EF}_{\mathrm{D}} \tag{2}$$

式中:$E_{\text{CHP-D}}$ 为甲烷热电联产中电能回收带来的碳减排量,kg CO_2; $Q_{\mathrm{CH_4}}$ 为处理单位体积渗滤液产生的甲烷量,m^3;$W_{\text{PD-CH}_4}$ 为单位体积甲烷的试剂发电量,$W_{\text{PD-CH}_4}$=2.3kW·h/m^3[19].其余参数与(1)一致.

$$E_{\text{CHP-R}} = \left(Q_{\mathrm{CH_4}} \cdot q_{\mathrm{CH_4}} \cdot \frac{\lambda}{q_{\text{标煤}}} \right) \cdot \mathrm{EF}_{\text{标煤}} \tag{3}$$

式中: $E_{\text{CHP-R}}$ 为甲烷热电联产中热能回收带来的碳减排量,kg CO_2; $Q_{\mathrm{CH_4}}$ 为处理单位体积渗滤液产生的甲烷量,m^3; $q_{\mathrm{CH_4}}$ 为单位体积甲烷的热值,35900kJ/m^3[19]; $q_{\text{标煤}}$ 为标准煤的热值,29300kJ/kg; $\mathrm{EF}_{\text{标煤}}$ 为标准煤的碳排放因子,2.493kg CO_2/kg;λ为热电联产中热能的回收率,45%[19].

2　结果与讨论

2.1　电刺激对垃圾渗滤液处理性能的影响

2.1.1　COD 去除性能　如图 2 所示,在初始阶段(Ⅰ~Ⅲ)进水 COD 相对较低时,R0 与 R1 的 COD 去除率较为接近,表明两者在低有机负荷下均能维持较高的处理效能.随着进水 COD 逐步提升(Ⅳ~Ⅵ),两个系统的性能响应出现显著差别.当进水 COD 为 26194mg/L 时(Ⅵ), R1 系统在第 123d 即达到稳定的 COD 去除率(80.6%),而 R0 系统直至第 133d 方趋于稳定,且去除率仅为 58.5%.进一步对比浓度提升阶段的表现,当进水 COD 由 15744mg/L 提升到 26194mg/L 时(Ⅴ~Ⅵ), R1 的 COD 去除率下降幅度仅为 19.2%,显著低于 R0 的 32.8%.同时,R1 恢复稳态所需时间(20d)较 R0(32d)缩短约 40%.表明 MEC−UASB 耦合系统在高浓度有机废水处理中不仅具有更高效的 COD 去除性能,还在负荷突变条件下表现出更良好的运行稳定性.该优势可能源于电

活性微生物(如 *Geobacter*)的富集及 EPS 的增加[20],增强了系统对高有机负荷的耐受性与代谢效率.

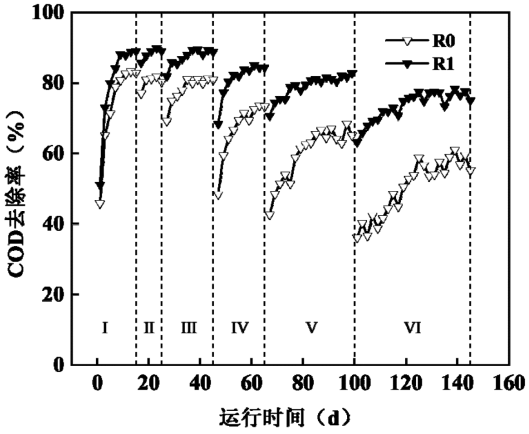


图 2 厌氧消化与电刺激条件下反应器进的 COD 去除率

Fig.2 The COD removal rate at the reactor inlet and outlet water under anaerobic digestion and electrical stimulation conditions

2.1.2 产甲烷性能 作为衡量厌氧消化效能的核心指标之一,产甲烷效率能够直观表征系统内甲烷生成总量,同时溯源有机底物的降解程度.在图 3 中,MEC-UASB 与 UASB 的产甲烷效率随运行时间的增加均呈现先增加后降低的趋势,两者的峰值产甲烷效率均出现在第 67d,分别为 0.33,0.28m^3CH_4/kg COD,MEC-UASB 的效率是 UASB 的 1.17 倍.随着进水 COD 的进一步提升,到第Ⅵ阶段稳定期时两者产甲烷效率分别为(0.23 ± 0.01),(0.15 ± 0.01) m^3CH_4/kg COD,此时 MEC-UASB 的产甲烷效率增加为 UASB 的 1.53 倍.

综上可知,在进水浓度较高时,MEC-UASB 的甲烷生成具有显著增益作用.已有文献证实,微生物电化学耦合技术可有效强化厌氧体系的甲烷合成效率与运行稳定性[21],然而关于其作用机制的研究仍未得出共识.Liu 等[22]提出在 MEC 耦合体系中,产甲烷古菌作为最终电子受体时,其主要依赖 3 类电子传递机制:种间直接电子传递(DIET)、种间氢传递(IHT)以及种间甲酸传递(IFT).这些跨膜电子迁移路径的协同作用,促使产甲烷菌群重构其胞内氧化还原平衡,进而激活产甲烷代谢通路.最新研究揭示,电化学反应并非始终起主导作用:Hennebel 等[23]发现,虽然微生物电化学系统能提升甲烷产量与稳定性,但外接电压对效能提升的贡献并不显著.这一现象表明,电化学系统对厌氧消化的影响可能包含双重机制——除电化学反应本身的直接贡献外,更涉及对微生物代谢功能的调控作用.基于此,从电化学效应与微生物响应两个维度进行机制解析.

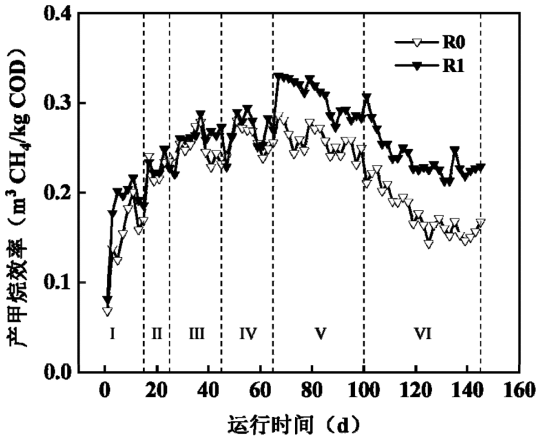


图 3 厌氧消化与电刺激条件下反应器的产甲烷效率

Fig.3 Methanogenic efficiency of the reactor under anaerobic digestion and electrical stimulation

2.2 电化学效能及电子平衡

2.2.1 电化学效能 为探究电刺激条件对焚烧垃圾渗滤液厌氧消化产甲烷效能差异的电化学机制,对 R1 的电化学特性进行分析(图 4).从图 4(a)中可知,R1 的生物膜表现出明显的氧化和还原功能,氧化峰和还原峰分别出现在-0.32V 和-0.65V 处.观察到的 CV 还原电位与 CO_2 转化为甲烷的理论值范围接近,说明电刺激条件下可以促进甲烷的生成,进而提升耦合系统的产甲烷性能.

从图 4(b)中可观察到,随着进水浓度的提升 R1 的电流密度呈现出先增加后下降的情况,其峰值电流密度为 35.2A/m^3,最终稳定电流密度也高达 18.6A/m^3,表明进水浓度提升虽然对电化学系统产生了一定冲击,但在运行过程中系统的电化学性能良好.与电流密度变化趋势类似,R1 的库伦效率在低进水浓度时快速上升达到 17.21%,后随着进水浓度提升逐渐下降,最终仅为 1.38%.说明在低进水浓度条件下,生物电化学作用是系统性能提升的一个重要因素,而在高进水浓度条件下生物电化学反应则不是系统性能提升的主要原因.高严[13]研究发现,当进水 COD 较低时,反应器内分子小、易被微生物能直接利用的底物不足,电刺激可以促进渗滤液中大分子有机物的降解,此时电

化学贡献占主导.随着进水浓度的不断提升,反应器内的易降解有机物充足,此时虽然电化学作用依旧可以促进大分子有机物的降解,但其贡献已不再占主导地位.

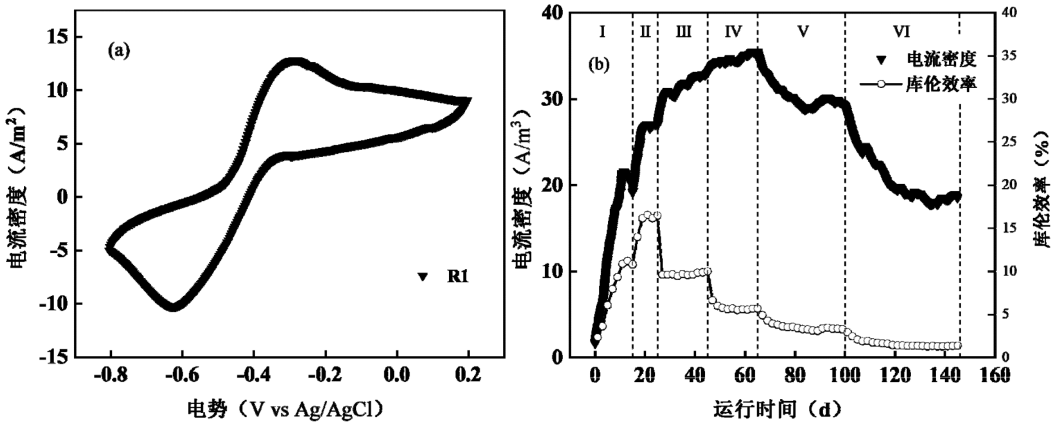


图 4　电刺激条件下的循环伏安分析(a)与电流密度和库伦效率变化(b)

Fig.4　Cyclic voltammetry analysis under electrical stimulation (a) and changes in current density and coulomb efficiency (b)

2.2.2　电子平衡分析　为进一步探究运行过程中电化学反应的贡献度,如图 5 所示,以电子平衡为基础,对从进水到出水的过程中有机物的转化情况进行计算.在本实验中进水中有机物主要有以下 3 个转化途径,分别是有机物转化为甲烷;有机物被微生物生长利用(P_{other});有机物未经利用而被排出反应器(P_{eff}),其中有机物转化为甲烷主要通过两种代谢途径实现:其一为经由外源性电子传递介导的生物电化学反应(P_E),其二为微生物代谢的生物转化过程(P_M).

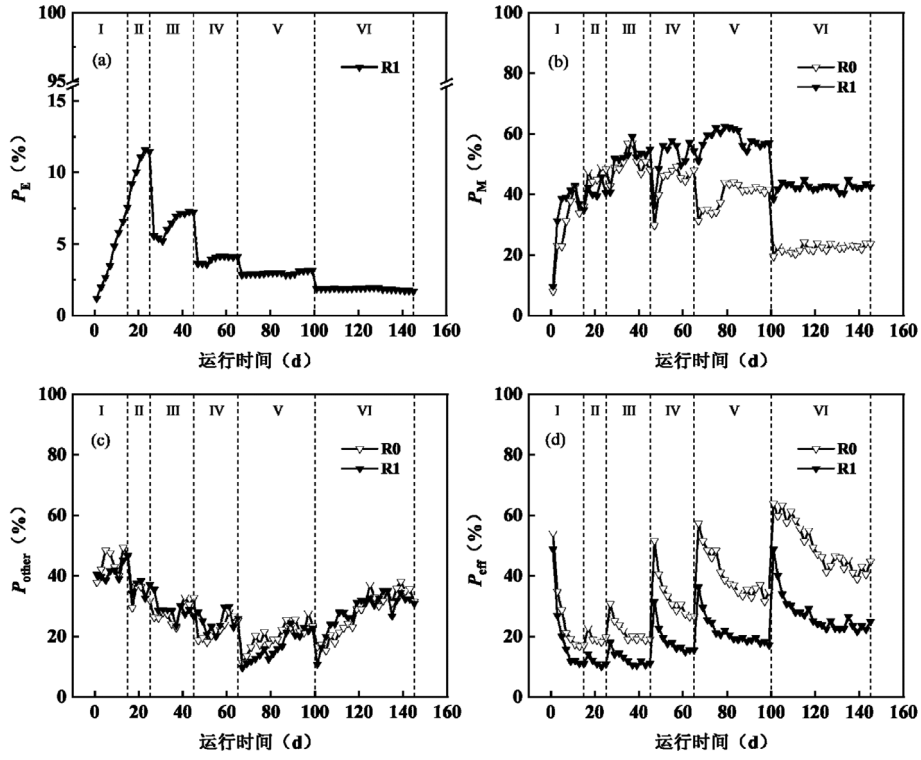


图 5　基于电子平衡的有机物转化分析

Fig.5　Analysis of organic matter conversion based on electronic equilibrium

(a)有机物经电化学作用(P_E)转化为甲烷的比例; (b)有机物经微生物作用(P_M)将转化为甲烷的比例; (c)有机物被微生物生长利用(P_{other})的比例; (d)有机物被排出反应器(P_{eff})的比例

在图 5(a)中,在进水浓度较低时,R1 的 P_E 快速上升并达到峰值 12.47%,后随着进水浓度的提升 P_E 逐步降低,最终仅为 1.83%.说明在低进水浓度条件下电化学作用对产甲烷的促进效果更为显著,而在进水浓度较高时电化学作用则不显著.在图 5(b)中,在进水浓度较低时(1~45d),R0 与 R1 的 P_M 并无显著差异,随着进水浓度的逐渐提升,两者 P_M 差异逐渐增大,最终 R1 的 P_M 为 42.31%是 R0(20.48%)的 2.06 倍,表明加电条件可以提升高负荷条件下微生物的产甲烷效能.在图 5(c)中,R0 与 R1 的 P_{other} 无显著差异,说明在运行过程中两者总生物量无显著差异.由图 5(d)可见,R1 的 P_{eff} 显著低于 R0,并随着进水浓度的提升差异逐渐增加,在实验结束时 R0 经出水流出的电子量占总电子量的 43.6%,而 R0 仅为 20.9%.

综上所述,当进水浓度较低时,产甲烷性能的提升与电化学作用有关;当进水浓度较高时,产甲烷性能提升则可能与微生物作用有关.厌氧生物处理系统的启动期作为微生物群落结构形成与功能菌种定向富集的关键阶段[24],其调控策略对系统效能具有决定性作用.当在厌氧消化系统启动期引入电化学强化装置时,该耦合系统除直接参与甲烷合成过程(即直接贡献)外,还可能通过改变电子传递路径和种间互作模式,对功能微生物的群落演替产生调控作用,进而间接提升系统的甲烷转化效率.

2.3 微生物性能分析

2.3.1 生物量分析 Chen 等[6]研究发现,在高有机负荷下传统 UASB 内产气速率激增,厌氧颗粒污泥无法及时与产生的气泡分离,导致三相分离失效,约 979.2mg/L 的污泥上浮并流失,最终使体积去除率从 4.00kg N/(m^3·d)降低至 2.46kg N/(m^3·d),严重削弱系统运行效能.而 MEC−UASB 由于内置电极组,系统内的液体流态发生改变,可能会减少污泥流失的问题,进而提升起产甲烷效能.在每个阶段运行结束后对反应器中生物量进行测定(图 6)后可以发现,在运行前 3 个阶段,进水浓度较低时两反应器的物生物量均有所增加.当进水浓度提升后 R0 的生物量逐渐降低,而 R1 的生物量依旧增加,当运行结束时 R1 的生物量为 18.6g/L 是 R0 的 1.59 倍.上述结果说明通过管状电极组件的过滤作用可实现污泥与沼气的高效分离,进而减少高负荷条件下系统的污泥流失量,从而提升产甲烷性能.

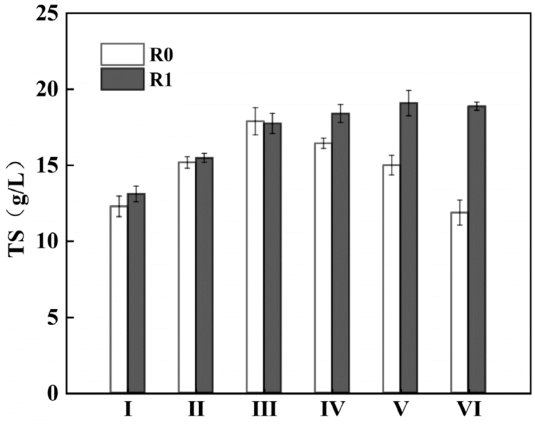


图 6 厌氧消化与电刺激条件下每个阶段运行结束后厌氧污泥的生物量

Fig.6 Biomass of anaerobic sludge after each stage of anaerobic digestion under electrical stimulation

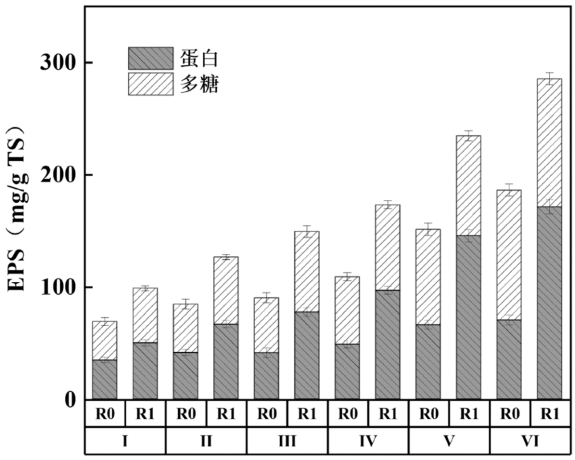


图 7 厌氧消化与电刺激条件下每个阶段运行结束后 EPS 浓度

Fig.7 EPS concentration after each stage of anaerobic digestion and electrical stimulation

2.3.2 EPS 浓度分析 EPS 的浓度水平对污泥代谢活性及甲烷转化效能具有显著调控作用,作为 EPS 的关键构成要素,多糖与蛋白质的浓度可作为表征 EPS 生物合成特征的重要分析指标[25].从图 7 中可知,R1 的 EPS 浓度均高于 R0;当运行结束时,R1 的 EPS 浓度为 278.2mg/g TS 时 R0 的 1.31 倍;其中 R1 的蛋白质含量为 171.2mg/g TS,是 R0(70.7mg/g TS)的 2.4 倍.蛋白质作为 EPS 的主要成分,通过疏水作用、氢键等方式促进微生物间的黏附,形成稳定的污泥絮体结构;同时其富含氨基、羧基等官能团,可吸附重金属、有机污染物,同时形成保护层抵御毒性物质或环境压力[26].在高负荷条件下,外加电压可以刺

激微生物分泌更多 EPS 来保护自己,进而提升系统的抗负荷冲击性能.从 EPS 的组成分析,当 EPS 中蛋白质占比较高时,污泥絮体致密,沉降性较好;反之则易导致污泥膨胀,沉降性较差[27].当运行结束时,R1 的 EPS 中蛋白的占比约为 60.2%,而 R0 仅为 38%;表明外加电压可以提升污泥的沉降性能,减少高负荷条件下的污泥流失.

2.3.3　微生物代谢活性分析　ATP 酶和辅酶 F420 在厌氧产甲烷过程中分别承担能量代谢与电子传递的核心作用.ATP 酶通过跨膜质子梯度催化 ATP 的合成,为产甲烷菌的碳固定(如还原 CO_2 为 CH_4)和跨膜物质运输提供必需的能量[28];其活性直接影响产甲烷菌的代谢速率及系统能量转化效率.辅酶 F420 作为产甲烷菌特有的低电位电子载体,在关键酶(如氢化酶、甲酸脱氢酶)的催化下,负责将电子从底物(如 H_2、甲酸)传递至产甲烷途径的末端反应(如甲基辅酶 M 还原酶),驱动 CO_2 或甲基化合物的还原生成甲烷[29].因此在每个阶段运行结束后对污泥上述 2 种关键酶活性进行测定.从图 8(a)可发现,随着进水浓度的提升,2 个反应器中的 ATP 酶活性均呈现先增加后减少的趋势,说明高进水浓度条件对两反应器的微生物活性产生了一定抑制.运行结束后 R1 的 ATP 酶活性是 R0 的 3 倍,图 8(b)中 F420 酶活性也呈现出类似的变化趋势;这意味着在高负荷条件下,外加电压可以提升系统的关键酶活,保证系统运行效率.

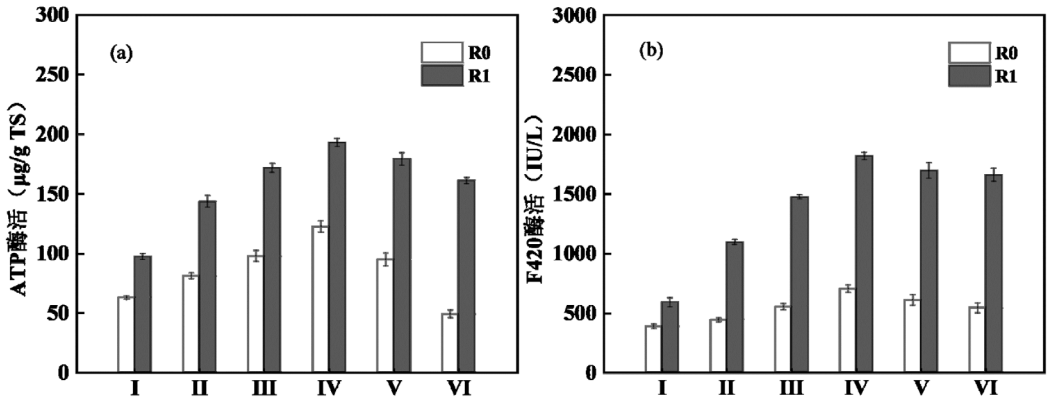


图 8　每个阶段运行结束后的关键酶活性

Fig.8　Key enzyme activities after each operational stage

(a)ATP 酶; (b)F420 辅酶

2.4　微生物群落结构分析

由图 9 可知,发现乙酸型产甲烷 *Methanosarcina* 是 UASB 中的优势菌属,其丰度为 21.31%,而氢营养型产甲烷菌 *Methanobacterium* 和产电菌 *Geobacter* 丰度仅为 4.31%和 4.51%,说明在传统厌氧消化过程主要以乙酸型为主,而 *Methanosarcina* 对环境变化更为敏感,同时其产甲烷周期更长,因此系统稳定性较差.而在电刺条件下,系统的优势菌属则变为 *Geobacter*(21.48%)和 *Methanobacterium*(18.31%),同时 *Methanosarcina* 丰度显著降低至 4.23%,则表明在电刺激条件下使产甲烷主要途径由乙酸型转变氢营养型.研究表明氢型产甲烷菌 *Methanobacterium* 也能通过 DIET 进行产甲烷[30],因此在电刺激体系中该菌也可能广泛参与了 DIET.

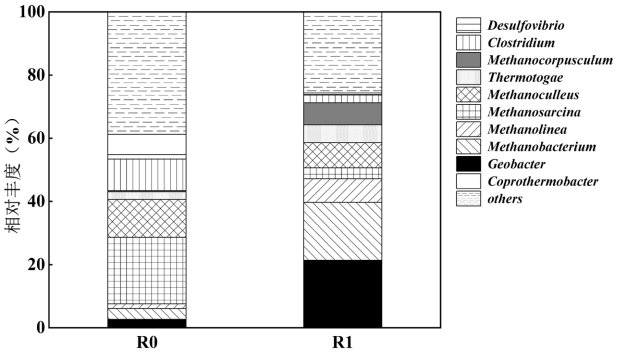


图 9　厌氧消化与电刺激条件属水平下的群落结构

Fig.9　Microbial community structure under anaerobic digestion and electrical stimulation conditions

2.5　碳减排和经济性分析

2.5.1　碳减排分析　采用排放因子法[31]对 2 种工

艺处理 1m^3 实际垃圾焚烧厂渗滤液(COD 为 26194mg/L)运行过程中的碳减排情况进行核算.碳减排情况主要由碳排放量与碳补偿量共同决定;由于两种工艺在运行过程中均未投加额外药剂,同时根据《中国温室气体清单研究(2005)》[32]中规定:当有机物为生物源时(如生活污水),所产生的 CO_2 不纳入国家碳排放总量计算,因此,碳排放仅需要针对运行过程中的能耗进行核算.本研究中,碳补偿机制的形成源于厌氧生物处理过程中产生沼气的能源化利用.通过热电联产(CHP)技术,可将沼气中的化学能转化为电能与热能.这一过程通过替代传统化石燃料的能源供给,有效减少了等量温室气体排放,从而构建了基于可再生能源循环的碳补偿机制[19].

如表 3 所示,两系统的碳排放总量及组成存在显著差异.由于R0没有施加外部电压,因此其的运行过程中的碳排放完全来源于泵的能耗,仅为 0.85kg·CO_2/m^3. R1 的总碳排放量为 2.53kg·CO_2/m^3,是 R0 的 2.98 倍;其中电源碳排放占比达 66.4% (1.68kg·CO_2/m^3).可见,R1 因引入 MEC 导致电力需求增加,从而显著提高了碳排放总量.但是MEC的引入同步强化了系统的沼气产能与能源转化效率,导致 R1 的合计碳补偿量由 R0 的 9.49kg CO_2/m^3 提升至 13.07kg CO_2/m^3,增幅达 37.7%.因此,尽管 R1 的碳排放较高,但其碳补偿增量完全抵消了排放增量,使净碳排放降至−10.54kg CO_2/m^3,较 R0(−8.64kg CO_2/m^3)提升 22.0%的碳减排效益. MEC 技术通过协同优化沼气回收效率,在净碳排放表现上超越传统工艺.未来若采用可再生能源供电(如光伏替代电网电力[33]),可进一步削减 R1 的碳排放强度,强化其废水处理碳中和潜力.

2.5.2 经济性分析 假设处理总水量为 100m^3,对 2 个系统的吨水处理成本进行核算,核算结果如表 4 所示,其中投入成本记为正数,资源回收形成的收益记为负数.对 UASB 与 MEC−UASB 的生命周期成本分析表明,R1 的吨水成本(88.55 元/m^3)显著低于 R0(148.62 元/m^3),降幅达 40.4%.这一差异主要源于以下原因:首先,R1 的污染物处置成本(8844 元)较 R0(14955 元)降低 41.0%,归因于微生物电解池强化了有机物降解效率,减少了污染物残留量;其次,R1 的甲烷产热(−710 元)和产电(−597 元)收益分别较 R0(−515 元和−433 元)提高 37.9%和 37.9%,表明其能源回收效率更高,有效抵消了运行电费的增加.尽管 R1 需额外设置碳毡、碳刷及钛网,但其通过优化污染物处理流程与能源回收机制,显著降低了综合成本.这一结果凸显了耦合系统在资源化与成本控制方面的协同优势.

表 3 两种工艺运行过程中的碳排放核算结果

Table 3 Carbon compensation accounting results during the operation of two processes

类型	项目	R0	R1
碳排放(kg CO_2/m^3)	电源碳排放	0	1.68
	泵碳排放	0.85	0.85
	合计碳排放	0.85	2.53
碳补偿(kg CO_2/m^3)	沼气电能回收	4.68	6.44
	沼气热能回收	4.81	6.63
	合计碳补偿	9.49	13.07
净碳排放(kg CO_2/m^3)		−8.64	−10.54

表 4 两种处理系统的吨水处理成本分析

Table 4 Cost analysis of per ton water treatment of two treatment systems

成本分布	明细	单价	R0		R1	
			数量	成本(元)	数量	成本(元)
反应器成本	反应器主体	830 元/套	1	830	1	830
	碳毡	40 元/片	0	0	2	80
	碳刷	80 元/根	0	0	1	80
	钛网	280 元/件	0	0	1	280
处置与回收成本	污染物处置	[34]	1	14955	1	8844
	甲烷产热	0.041 元/ MJ	12559	−515	17303	−710
	甲烷产电	0.538 元/ (kW·h)	805	−433	1109	−597
运行成本	电费	0.538 元/(kW·h)	46	25	90	48
总计(元)				14862		8855
吨水成本(元/t)				148.62		88.55

注:污染物处置单价与计算方法参考文献[34].

2.6 讨论

本研究构建的 MEC−UASB 系统在处理实际垃圾焚烧厂高浓度渗滤液(COD 26194mg/L)时,相较于传统 UASB 技术展现出显著强化优势.其 COD 去除率较 UASB 提升 21%,出水 COD 浓度较 UASB 出水显著降低 53.6%,为后续处理单元多削减了约 5740mg/L 的有机负荷.同时,MEC−UASB 表现出优异的抗冲击负荷能力,当进水 COD 负荷剧增(从 15744 增至 26194mg/L)时,其 COD 去除率衰减幅度较 UASB 降低 13.6%,且恢复稳态运行所需时间较

UASB 缩短约 40%.此外,系统实现了高效的甲烷生物合成潜力和显著的净碳减排效益.基于 MEC−UASB 系统对高浓度有机污染物的高效稳定去除能力及其显著的负荷削减效果(将 COD 从 26194mg/L 降至 5000mg/L),结合国家《生活垃圾填埋场污染控制标准》[35](GB 16889−2008)等法规对最终出水 COD 的严格要求(通常<100mg/L),本研究明确将 MEC−UASB 定位为垃圾渗滤液处理工艺链中不可或缺的核心预处理单元.其核心功能在于高效降解大部分易生物降解有机物、显著降低后续深度处理工艺(如膜生物反应器 MBR、高级氧化 AOPs、纳滤NF/反渗透RO等)的有机负荷与处理难度,并同步实现能源回收与碳减排.

本研究基于实验室规模,其运行条件(如恒温、可控进水)与实际工程中的动态环境存在差异,可能影响结果的外推性;其次,系统长期运行中电极材料的稳定性、电极污染及能耗优化等问题尚未深入探讨;此外,碳减排核算基于小试条件下的特定假设,实际应用中可能因能效差异而存在偏差.未来研究将开展中试验证该系统的稳定性与经济性,优化电极结构与放大运行参数,探索与光伏等可再生能源耦合的低碳运行模式,并开展全生命周期评价(LCA)以全面评估其环境效益.

3　结论

3.1　本研究构建的 MEC−UASB 系统在处理高浓度垃圾焚烧厂渗滤液时展现出显著优势.系统实现了 80.6%的稳定 COD 去除率,较传统 UASB 系统提升 21.0%,并在应对有机负荷冲击时表现出更强的稳定性.同时显著提升了系统的产甲烷性能,MEC−UASB 的峰值产甲烷速率达较 UASB 提高 66.8%,稳定期产甲烷效率为 UASB 的 1.53 倍.

3.2　MEC−UASB 系统性能的提升与微生物群落结构及污泥特性的优化密切相关.电极组件的引入有效改善了污泥截留能力,使MEC−UASB的生物量较 UASB 提高 59.0%.电刺激促进了 EPS 的分泌,并显著提升了关键酶活性至UASB的3倍,表明微生物抗逆性与代谢活性的增强.同时微生物群落分析表明产甲烷途径由乙酸型向氢营养型转变,系统稳定性得到优化.

3.3　碳减排核算显示,尽管 MEC−UASB 因电耗增加了运行碳排放,但其通过高效沼气回收实现了更高的碳补偿量,最终净碳排放较 UASB 减排 21.9%.基于出水 COD 远高于直接排放或纳管标准限值,MEC−UASB 在本工艺链中的核心定位为高效预处理单元.该系统通过高效削减有机负荷、增强抗冲击能力、优化微生物群落与污泥特性以及回收能源实现净碳减排,为后续深度处理(如 MBR、NF/RO 或 AOPs)奠定了坚实基础.

参考文献：

[1] Rui X, Gong H, Yuan H, et al. Distribution, removal and ecological risk assessment of antibiotics in leachate from municipal solid waste incineration plants in Shanghai, China [J]. Science of The Total Environment, 2023,900:165894.

[2] Lei Y, Wei L, Liu T, et al. Magnetite enhances anaerobic digestion and methanogenesis of fresh leachate from a municipal solid waste incineration plant [J]. Chemical Engineering Journal, 2018,348:992−999.

[3] Teng C, Zhou K, Peng C, et al. Characterization and treatment of landfill leachate: A review [J]. Water Research, 2021,203:117525.

[4] Li J, Tabassum S, Guanglei L, et al. Enhanced moving bed biofilm reactor (MBBR) and an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for landfill leachate treatment: Two−stage partial nitrification−anammox process [J/OL]. Journal of Water Process Engineering, 2024,73:105854[2025−09−22].

[5] Pinpatthanapong K, Puengpraput T, Phattarapattamawong S, et al. Effect of propionate−cultured sludge augmentation on methane production from upflow anaerobic sludge blanket systems treating fresh landfill leachate [J]. Science of The Total Environment, 2023, 881:163434.

[6] Chen J, Ji Q, Zheng P, et al. Floatation and control of granular sludge in a high−rate anammox reactor [J]. Water Research, 2010,44(11): 3321−3328.

[7] Murugaiyan J, Narayanan A, Mohamed S N, et al. An overview of microbial electrolysis cell configuration: Challenges and prospects on biohydrogen production [J]. International Journal of Energy Research, 2022,46(17):20811−20827.

[8] Angelidaki I, Zhang Y, et al. Microbial electrolysis cells turning to be versatile technology: Recent advances and future challenges [J]. Water Research, 2014,56:11−25.

[9] Gao T, Zhang H, Xu X, et al. Integrating microbial electrolysis cell based on electrochemical carbon dioxide reduction into anaerobic osmosis membrane reactor for biogas upgrading [J]. Water Research, 2021,190:116679.

[10] Khan M A N, Khan A, Mishqat A U, et al. Effect of different parameters on biogas production during next generation digestion, anaerobic digestion coupled with microbial electrolysis cell [J]. Renewable Energy, 2025,243:119999.

[11] Escapa A, San−Martín M I, Mateos R, et al. Scaling−up of membraneless microbial electrolysis cells (MECs) for domestic

wastewater treatment: Bottlenecks and limitations [J]. Bioresource Technology, 2015,180:72−78.

[12] Li M, Zhang Q, Sun F, et al. The effect of microbial electrolysis cell coupled with anaerobic digestion for landfill leachate treatment [J]. Journal of Water Process Engineering, 2023,55:104260.

[13] 高 严.功能菌和微生物电解池共同强化垃圾焚烧渗沥液的厌氧生物处理 [D]. 北京:北京林业大学, 2017.
Gao Y. Functional Bacteria and Microbial Electrolytic Cells Jointly Enhance Anaerobic Biological Treatment of Leachate from Garbage Incineration [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2017.

[14] Zhu J C, Zhang Q, Li M M, et al. The microbial electrolysis cell combined with anaerobic digestion for high salinity landfill leachate treatment: Operation parameter optimization, microbial analysis and degradation pathways [J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 65:105795.

[15] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法 [M]. 4 版.北京:中国环境科学出版社, 2002.
State Environmental Protection Administration. Monitoring and Analysis Methods for Water and Wastewater [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.

[16] 高 磊.基于内置电极优化的生物电化学反应器产甲烷效能与机制 [D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学, 2021.
Gao L. Methane Production Efficiency and Mechanism of Bioelectrochemical Reactor Optimized Based on Built−in Electrodes [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2021.

[17] Hu B, Gu X, Wang Y, et al. Revealing the effects of static magnetic field on the anoxic/oxic sequencing batch reactor from the perspective of electron transport and microbial community shifts [J]. Bioresource Technology, 2022,345:126535.

[18] 李宁清.不同供电方式对弱电强化厌氧产甲烷影响及碳排放分析 [D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学, 2023.
Li N Q. Impact of Different Power Supply Methods on Low−Voltage Enhanced Anaerobic Methane Production and Carbon Emission Analysis [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2023.

[19] 李泽红,唐 成.热电联产企业成本管理探究——作业成本管理的引入 [J]. 会计之友, 2012,(7):3−5.
Li Z H, Tang C. Exploration of Cost Management in Cogeneration Enterprises: Introduction of Activity Based Cost Management [J]. Friends of Accounting, 2012,(7):3−5.

[20] Zhao Z J, Wang Y R, Wang Y X, et al. Electrical stimulation enhancing anaerobic digestion under ammonia inhibition: A comprehensive investigation including proteomic analysis [J]. Environmental Research, 2022,211:113006.

[21] Wang X T, Zhang Y F, Wang B, et al. Enhancement of methane production from waste activated sludge using hybrid microbial electrolysis cells−anaerobic digestion (MEC−AD) process: A review [J]. Bioresource Technology, 2022,346:126641.

[22] Liu W, Cai W, Guo Z, et al. Microbial electrolysis contribution to anaerobic digestion of waste activated sludge, leading to accelerated methane production [J]. Renewable Energy, 2016,91:334−339.

[23] Hennebel T, Boon N, Verstraete W, et al. Biomass retention on electrodes rather than electrical current enhances stability in anaerobic digestion [J]. Water Research, 2014,54:211−221.

[24] Mateos R, Sotres A, Alonso R M, et al. Impact of the start−up process on the microbial communities in biocathodes for electrosynthesis [J]. Bioelectrochemistry, 2018,121:27−37.

[25] Shi Y, Huang J, Zeng G, et al. Exploiting extracellular polymeric substances (EPS) controlling strategies for performance enhancement of biological wastewater treatments: An overview [J]. Chemosphere, 2017,180:396−411.

[26] Li J, Jiang Z, Chen S, et al. Biochemical changes of polysaccharides and proteins within EPS under Pb(II) stress in Rhodotorula mucilaginosa [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019,174: 484−490.

[27] Wei L, Li J, Xue M, et al. Adsorption behaviors of Cu^{2+}, Zn^{2+} and Cd^{2+} onto proteins, humic acid, and polysaccharides extracted from sludge EPS: Sorption properties and mechanisms [J]. Bioresource Technology, 2019,291:121868.

[28] Qu Y, Xiao C, Workie E, et al. Bioelectrochemical enhancement of methanogenic metabolism in anaerobic digestion of food waste under salt stress conditions [J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2021,9(40):13421−13432.

[29] Braga D, Hasan M, Krber T, et al. Biosynthesis of the redox coenzyme F420 in Thermomicrobia involves reduction by standalone nitroreductase superfamily enzymes [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2020,86(12):17−20.

[30] Zheng S, Liu F, Wang B, et al. Methanobacterium capable of direct interspecies electron transfer [J]. Environmental Science & Technology, 2020,54(23):15347−15354.

[31] Yateh M, Li C, Li F, et al. Understanding the influence of energy and chemical use on water treatment plants carbon emissions accounting [J]. Journal of Water Process Engineering, 2025,69:106669.

[32] 国家发展和改革委员会应对气候变化司.中国温室气体清单研究:2005 [M]. 北京：中国环境出版社, 2014.
Department of Climate Change, National Development and Reform Commission. Study on China's Greenhouse Gas Inventory: 2005 [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2014.

[33] 李 蕾,罗思晗,叶文杰,等.生物电化学厌氧消化的应用现状与研究进展 [J]. 中国环境科学, 2024,44(5):2568−2579.
Li L, Luo S H, Ye W J, et al. Application Status and Research Progress of Bioelectrochemical Anaerobic Digestion [J]. China Environmental Science, 2024,44(5):2568−2579.

[34] Moslehi S, Reddy T A. An LCA methodology to assess location−specific environmental externalities of integrated energy systems [J]. Sustainable Cities and Society, 2019,50:101425.

[35] 20080091−Q−467 生活垃圾填埋场污染物控制标准 [S].
20080091−Q−467 Standard for Pollution Control on Municipal Solid Waste Landfill [S].

作者简介：洪智程(1998−),男,江苏泰州人,浙江工商大学硕士研究生,主要从事生物电化学技术处理垃圾渗滤液研究.815340668@qq.com.