

祝金波, 罗安杰, 张艳, 等. 人工湿地-微生物燃料电池系统中电子传递效能研究进展[J]. 净水技术, 2026,45(8): 22-35.

Zhu J B, Luo A J, Zhang Y, et al. Advances in research of electron transfer efficiency for constructed wetland-microbial fuel cell (CW-MFC) system[J].

Water Purification Technology, 2026,45(8): 22-35.

人工湿地-微生物燃料电池系统中电子传递效能研究进展

祝金波^{1,2}, 罗安杰³, 张艳^{1,2}, 曹侃⁴, 戴红玲³, 沈越^{4,*}, 彭小明³

(1. 江西中煤建设集团有限公司, 江西南昌 330001; 2. 江西中煤城乡控股集团有限公司, 江西南昌 330001; 3. 华东交通大学土木建筑学院, 江西南昌 330013; 4. 江西省生态环境监测中心, 江西南昌 330039)

摘要 【目的】 本文针对人工湿地-微生物燃料电池(CW-MFC)系统中, 电子传递效能对污染物降解与能源回收的关键作用, 系统解析系统构造与环境因素对电子传递路径的调控机制, 明确影响电子通量与系统稳定性的核心要素, 为提升CW-MFC协同效能提供理论依据。【方法】 通过文献综述与机理分析相结合的方法, 从湿地填料基质、植物类型、电极材料特性、湿地构型参数、植物-微生物互作及运行条件5个维度, 探讨CW-MFC系统中电子传递的动态过程与增效途径, 重点阐明各要素在电子传递中的交互作用机制。【结果】 CW-MFC系统的产电性能与污染物去除效率高度依赖于多要素的协同优化。具体而言, 垂直流构型通过优化氧化还原梯度显著降低系统内阻并提升产电效率; 与此同时, 高导电性填料可增强生物膜活性并促进电子转移。在植物层面, 湿地植物根系的多种分泌物提高了电活性微生物菌群丰度; 多孔电极材料与合适的电极布置与电极间距可以通过扩展反应界面提升电子捕获能力。此外, 适当调整水力停留时间与有机物负荷可同步改善污染物去除率与能量回收效能。【结论】 CW-MFC系统的电子传递过程受多尺度环境-结构参数的协同调控, 通过优化“填料-电极-构型”, 可同步增强污染物降解与生物产电能力。未来需聚焦仿生电极设计、电子穿梭网络构建及多尺度模型开发等跨学科策略, 推动CW-MFC技术从机理研究向工程化应用转化。

关键词 人工湿地-微生物燃料电池; 电子传递; 能源生产; 微生物; 系统优化

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-0177(2026)08-0022-14

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.08.003

Advances in Research of Electron Transfer Efficiency for Constructed Wetland-Microbial Fuel Cell (CW-MFC) System

Zhu Jinbo^{1,2}, Luo Anjie³, Zhang Yan^{1,2}, Cao Kan⁴, Dai Hongling³, Shen Yue^{4,*}, Peng Xiaoming³

(1. Zhongmei Engineering Group Ltd., Nanchang 330001, China;

2. Jiangxi Zhongmei Urban and Rural Holding Group Co., Ltd., Nanchang 330001, China;

3. School of Civil Engineering and Architecture, East China Jiaotong University, Nanchang 330013, China;

4. Jiangxi Ecological Environmental Monitoring Center, Nanchang 330039, China)

Abstract [Objective] This paper addresses the critical role of electron transfer efficiency in pollutant degradation and energy recovery within constructed wetland-microbial fuel cell (CW-MFC) systems. It systematically analyzes how system structure and environmental factors regulate electron transfer pathways, identifying the core elements governing electron flux and system stability. This provides a theoretical basis for enhancing the synergistic performance of CW-MFC system. [Methods] Through comprehensive literature review and mechanistic analysis, this paper explores the dynamic processes and enhancement strategies for electron transfer across five key aspects: wetland substrate, plant types, electrode material properties, wetland configuration parameters, plant-microbial interactions, and operating conditions. The focus is on elucidating the interactive mechanisms among these elements in regulating electron transfer. [Results] The power generation performance and pollutant removal efficiency of CW-MFC systems are

[收稿日期] 2025-03-24

[基金项目] 江西中煤建设集团有限公司科研项目(2024JXZMKJ10); 江西省自然科学基金(20212BAB214007)

[作者简介] 祝金波(1998—), 男, 助理工程师, 主要从事水处理技术与工程管理工作, E-mail: 2320953879@qq.com。

[通信作者] 沈越(1986—), 女, 工程师, 主要从事环境监测和水处理技术等工作, E-mail: syfamily2006@163.com。

highly dependent on the synergistic optimization of multiple factors. Specifically, vertical flow configurations significantly reduce internal resistance and enhance electricity production by optimizing redox gradients within the system. Meanwhile, high-conductivity fillers strengthen biofilm activity and facilitate electron transfer. At the vegetational level, diverse root exudates from wetland plants increase the abundance of electroactive microbial communities. Furthermore, porous electrode materials coupled with optimal electrode arrangement and spacing improve electron capture capacity by expanding the available reaction interface. Additionally, appropriate adjustment of the hydraulic retention time and organic loading rate synergistically optimizes both pollutant removal efficiency and energy recovery performance. [**Conclusion**] Electron transfer in CW-MFC systems is synergistically regulated by multi-scale environmental and structural parameters. Optimizing the " substrate-electrode-configuration " synergistic system can enhance both pollutant removal performance and bioelectricity generation capacity. Future research should prioritize interdisciplinary strategies, including bionic electrode design, electron mediator network construction, and the development of multi-scale models, to promote the transformation of CW-MFC technology from mechanism research to engineering application.

Keywords constructed wetland-microbial fuel cell (CW-MFC); electron transfer; energy production; microorganism; system optimization

在当前全球环境污染与能源危机日益严峻的背景下,人工湿地(CW)作为一种创新的生态系统工程技术手段,因其对废水的高效净化能力及对湿地生态系统恢复的有效促进作用广受学术界与污水处理领域的关注。但CW对污染物的去除性能较易受到诸多因素影响,包括湿地结构类型、植物、基质填料、微生物、溶解氧、水力停留时间(HRT)和季节温度变化等^[1]。近年来大量研究人员开发了人工湿地强化技术,如人工增氧、开发新型基质、外加碳源或者与其他技术耦合等^[2]。作为兼具废水处理与能量回收的创新技术,微生物燃料电池(MFC)因其在降解污染物时可同步产电的特性受到学界关注^[3]。在此背景下,人工湿地-微生物燃料电池(CW-MFC)技术通过系统耦合,实现了两种技术的功能耦合,将传统CW的污染物降解、截留能力与MFC的生物电化学转化特性结合,形成具有协同增效作用的复合生态系统。该技术凭借低能耗、低二次污染等优势,为绿色、低碳、可持续的污水处理技术提供了新范式。

CW-MFC概念起源于植物微生物燃料电池,Strik等^[4]的开创性研究表明,植物根系分泌物可为阳极产电菌提供持续碳源,实现光合作用-电化学反应的协同,为该领域的研究奠定了基础。Wen等^[5]提出MFC的引入能重构CW系统的电子传递网络,可加速污染物降解过程中电子的传递速率,同时闭合回路产生的电流能够进一步激活微生物活性,从而显著提升CW-MFC在去除污染物方面的效率。

尽管CW-MFC在污染物处理方面表现出一定

优势,但其能量转化效率仍面临严峻挑战。与传统MFC系统相比,CW-MFC的净能量回收效率普遍不到 $0.050\text{ kW}\cdot\text{h}/\text{kg COD}^{[6]}$,这一数值远低于有机物氧化过程中 $3.86\text{ kW}\cdot\text{h}/\text{kg COD}$ 的理论值^[7]。相较于厘米级尺寸的典型MFC反应装置,CW-MFC系统的反应器容积普遍分布于 $2\sim 96\text{ L}$,反应器体积增加的同时大幅提高了电流的传输路径,故使得电流的传输效率降低^[6-7]。因此,提升系统的产电性能已成为CW-MFC研究的一个重要方向。目前,CW-MFC的电能输出水平仍受限于较低的能量转换效率,但其在污染监控方面的功能性优势已逐渐凸显,尤其可作为毒性物质检测的有效工具。研究^[8]表明,CW-MFC可被构建为生物毒性检测装置,实时追踪水体中重金属离子及抗生素类污染物的含量变化。

本文旨在系统综述CW-MFC系统在电子传递效能方面的研究进展,深入分析不同因素对其性能的影响,并展望未来的研究方向。通过对CW-MFC系统的整体认识,可以为工业废水处理、医药废水处理以及新能源产电等研究提供新的视角,并为未来CW-MFC技术的优化和应用提供理论支持。

1 CW-MFC的基本原理与电子传递机制

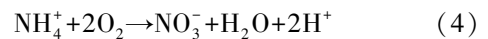
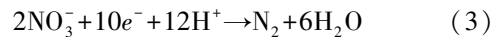
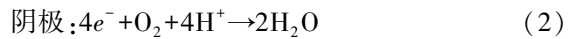
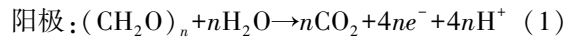
CW借助物理、化学及生物过程去除水体污染物。物理上,重力沉降作用使可沉降的固体在湿地中被有效清除;此外,湿地中的植物根系以及颗粒间的相互吸引力起到了过滤作用,能够截留可沉降物和可絮凝颗粒性污染物。生物化学层面,湿地生态借助生物代谢机制,通过悬浮态底泥与植物表面附生的微生物群落协同,将水体中的颗粒态污染物、胶

体物质及溶解性固体逐步转化为无机态物质,最终实现水质净化目标。氮的去除则通过生物硝化和反硝化过程实现,这一生物转化过程能够显著减少水中的氮含量。同时微量元素通过植物吸收和微生物氧化被去除,部分元素还会通过与化学沉淀结合的方式进一步去除以提升出水水质。

MFC 是一种基于电化学能量转换的装置,微生物可以在其中产生电化学活性物质,这些物质在阳极上反应形成生物膜,作为生物催化剂产生电能^[9]。MFC 的阳极室是进行厌氧反应的场所,通常使用氮气来维持厌氧条件,含有多种微生物群落的废水在此通过微生物电化学作用被氧化处理。而有氧反应发生在阴极室,由高电位电子受体(通常为 O)电极组成。通常,由全氟磺酸膜和磺化聚苯乙烯阳离子交换膜制成的质子交换膜分离 2 个腔室。

CW-MFC 整合了 CW 系统和 MFC 技术,湿地植物的根系提供了微生物附着的基质,形成微生物膜,并通过根系泌氧为微生物膜提供了充足的氧气,促使其在电化学反应中更为活跃;湿地植物还通过吸附废水中的有机物,为微生物提供生存所需的有机底物,构建了系统中有机物循环利用的闭合生态链。如图 1 所示,典型 CW-MFC 系统的电化学反应机理涉及多级能量转化过程,阳极区发生的厌氧生物氧化过程将有机物作为代谢底物,通过微生物催化作用解离出电子(e^-)与质子(H^+)。其中, e^- 经生物膜传递至阳极表面后,通过外置导电路径迁移至阴极;

而 H^+ 则通过质子交换膜扩散至阴极区,与 e^- 及氧气结合生成水分子。与此同时,有机物在阳极的降解过程中释放的 H^+ 通过扩散作用穿过系统迁移至阴极区域,并与电子受体(O_2 或 NO_3^-)发生氧化还原反应。这些反应最终生成水或氮气,完成能量传递与污染物转化的联动过程,如式(1)~式(4)。



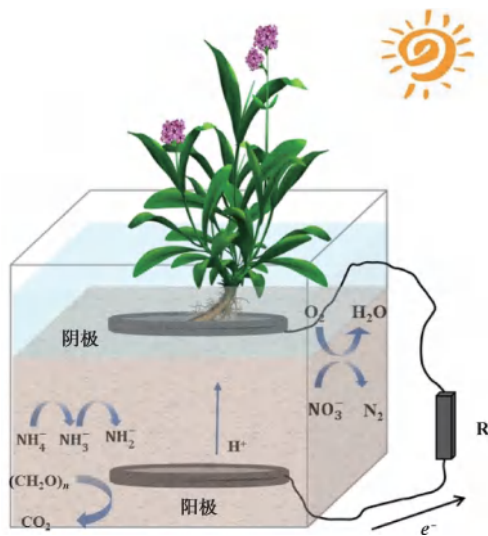
2 不同因素对 CW-MFC 电子传递效能的影响

CW-MFC 系统的效能受湿地植物种类、湿地结构及微生物群落多样性等多重因素影响,而这些因素往往通过调控电子传递过程,最终决定系统的综合效能。深入探究这些关键因素,对于优化 CW-MFC 系统的电子传递性能具有至关重要的意义。

2.1 湿地构造

目前关于 CW-MFC 的研究主要围绕其运行模式和结构设计。CW-MFC 系统依据运行模式的不同划分为 2 种主要类型:间歇式反应模式(BPCW-MFC)与连续流操作模式(CFCW-MFC)。在连续流运行架构中,水力传导路径的空间分布成为系统分类的关键参数,主要形成垂直向流动(VFCW-MFC)和水平向流动(HFCW-MFC)2 种构型,需要指出的是,VFCW-MFC 体系根据水力梯度方向差异,可进一步区分为单向上升流和双向复合流 2 种配置方案,后者通过上行/下行流协同作用优化污染物迁移路径。另外,按照是否配置分离器,CW-MFC 又可以分为 2 种类型:一种是带分离器的 CW-MFC,另一种是无分离器的 CW-MFC。此外根据电极数量的不同,CW-MFC 还可分为单电极系统和多电极系统。图 2 展示了研究中几种最常见的 CW-MFC 组合。

CW 的生态功能与其水力传导模式密切相关,根据水体流动路径的空间特征可划分为表面流型与潜流型 2 类构型。不同构型的湿地结构对 CW-MFC 的影响主要表现在水流动状况、湿地植物根附着方式以及废水与根系的接触程度等方面。表面流湿地和潜流湿地等不同构建方式对废水在湿地中的停留时间和处理效果产生显著影响。升流式垂直流



注:R 为电阻。

图 1 CW-MFC 原理

Fig. 1 Principle of CW-MFC

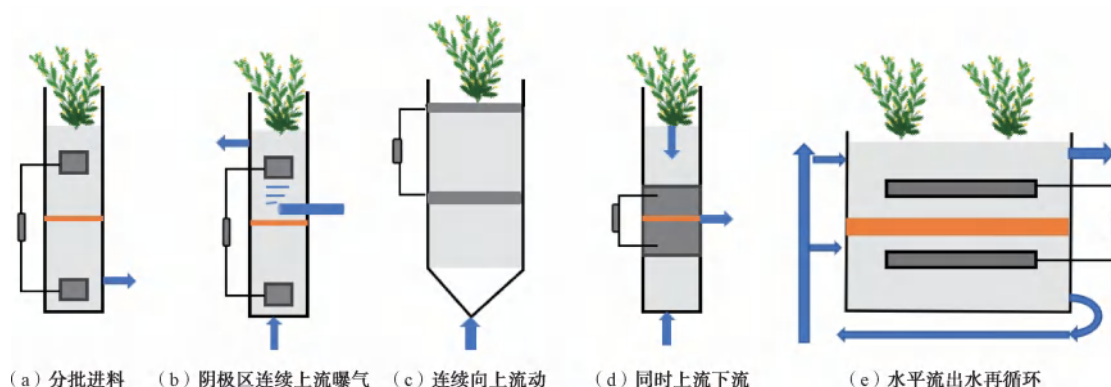


图 2 CW-MFC 主要反应器结构^[10]

Fig. 2 Structure of Main Reactors in CW-MFC^[10]

(UCW-MFC)可以优化系统内的溶解氧梯度,保持阳极的厌氧环境及阴极的好氧环境稳定,为微生物群落创造了稳定的氧化还原微环境,故 UCW-MFC 已成为主流的工艺方案。为了进一步提高电位梯度并增强系统性能, Ren 等^[11]研究发现,将升流式垂直流 CW 与潜流式水平流 CW 串联,可以有效增加阳极和阴极之间的电位差并同时降低内阻,系统不仅能维持较高的电位梯度,还能显著促进电流的产生,从而增强整体的产电性能。Liu 等^[12]对比了上行流、下行流和上行/下行流混合式 3 种类型的 CW-MFC 的发电性能,依次为混合式>上行流>下行流,这是因为水与空气完全接触增加了阴极区的溶解氧含量,拓宽了阴极区的氧化还原电位(ORP)梯度,因此混合式 CW-MFC 增强了系统的发电能力。但混合式运行模式显著缩短了有机物的水力停留周

期,导致系统整体能耗上升。综合比较,上流式垂直流构型凭借其稳定的氧化还原条件维持能力,在现有研究中仍占据主导地位。

2.2 基质填料

基质填料作为 CW-MFC 的基础组成部分,不仅为植物根系提供附着点,还能通过基质的吸附作用截留部分污染物^[13]。填料的粒径大小对生物膜中的微生物群落结构有着重要影响,从而直接影响系统的电子传递性能。为了深入研究填料的影响, Wang 等^[14]采用了 2 种不同粒径的石英砂 CW-MFC 系统,结果表明较大粒径的石英砂有助于提升 O_2 的扩散效率进而提升系统的 ORP 并提高电能产出;而粒径较小的石英砂则通过增加微生物群落的多样性促进了生物膜的稳定形成,进而提升了废水的污染物去除效果,基质种类对 CW-MFC 产电性能和污染物去除的影响如表 1 所示。

表 1 基质种类对 CW-MFC 产电性能和污染物去除的影响

Tab. 1 Effect of Substrate Types on Electrical Performance and Pollutants Removal in CW-MFC

基质种类	植物种类	污染物去除率				最大平均输出电压/V	参考文献
		化学需氧量(COD)	氨氮	NO_3^- -N	总磷(TP)		
砂石	宽叶香蒲	90.6%±4.1%	92.6%±6.1%	81.47%±7.3%	—	0.99	[15]
沸石		92.1%±7.3%	93.2%±7.0%	82.4%±3.4%	96.7%±2.9%	1.24	[15]
火山灰		91.1%±5.5%	90.7%±6.5%	77.9%±17.5%	—	1.19	[15]
黄铁矿	美人蕉	60.5%±4.3%	—	51.5%±2.0%	80.9%±2.9%	0.33	[17]
石英砂		50.2%±2.3%	—	65.0%±3.5%	91.2%±5.1%	0.26	[17]

填料材质本身的导电性能差异也会影响系统电子传递的效率, Yakar 等^[15]研究了以沸石、砂石和火山灰 3 种不同材料为基质的上流式 CW-MFC(阳极采用石墨界面)在污水处理和产电效能方面的差

异。研究发现以沸石为基质的 CW-MFC 系统相比以砂石和火山灰为过滤介质的 CW-MFC 系统具有更高的污水处理效率;另外,以沸石为基质的 CW-MFC 系统的最大平均输出电压、功率密度和库仑效

率分别为 $(1.008 \pm 0.14) \text{ V}$ 、 15.1 mW/m^2 和 1.64% , 相较其他 2 个系统获得了更高的电压和效率,Yakar 等^[15]认为,这归因于“电生菌-沸石介质-石墨表面”界面的形成——沸石较大的比表面积与多孔结构利于电活性生物膜附着,强化了有机底物降解,并提升了阳极至阴极电子流过程中的电生菌催化活性,从而提高电子传递效率。Wang 等^[16]研究了以锰矿石(MO)和活性炭颗粒(AC)为填料的 CW-MFC,其中 4 组对比试验:空白对照组、MO 单填料组、AC 单填料组及 MO+AC 混合填料组,含 MO 基质的组别(MO 单填料组与混合填料组)在大多数时间都表现出较高的

污染物去除能力和产电能力,其中 MO 单填料组可实现 $(891 \pm 23) \text{ mV}$ 的稳定生物发电量,研究推测是因为 Mn^{2+} 参与脱氮过程强化了硝化作用,促进了产电菌与胞外物质的电子交换。Ge 等^[17]研究了以黄铁矿为基质的人工湿地微生物燃料电池(PCW-MFC)。与传统 CW-MFC 在 COD、 NO_3^- -N、总氮和 TP 的去除以及生物发电方面的性能相比,PCW-MFC 对 NO_3^- -N 和 P 的同时去除和生物电输出相比于传统 CW-MFC 均有所提高,平均生物电输出比 CW-MFC 高 $19.0\% \sim 28.4\%$ 。不同构型和填料等多种因素影响 CW-MFC 的电子传递效能对比如表 2 所示。

表 2 多因素电子传递效能量化对比

Tab. 2 Quantitative Comparison of Multiple Factors for Electron Transfer Efficiency

影响因素		外部电阻/ Ω	电压/V	电流密度/ $(\text{A} \cdot \text{m}^{-3})$	功率密度/ $(\text{W} \cdot \text{m}^{-3})$	参考文献
湿地构型	VFCW-MFC	985	0.44 ± 0.09	0.07 ± 0.02	0.03 ± 0.01	[11]
	HFCW-MFC	987	0.34 ± 0.09	0.02 ± 0.01	0.01 ± 0.01	
	UCW-MFC	1 000	0.56 ± 0.02	—	0.124 ± 0.007	[12]
	DCW-MFC	1 000	0.63 ± 0.09		0.158 ± 0.005	
	HCW-MFC	1 000	1.08 ± 0.05		0.452 ± 0.041	[40]
	连续上流 CW-MFC	950	0.31 ± 0.01	—	0.035 ± 0.003	
	同步上-下流 CW-MFC	950	0.43 ± 0.01		0.069 ± 0.004	
填料类型	砂石	—	$0.45 \sim 0.99$	0.07	0.008	[15]
	沸石	—	$0.65 \sim 1.24$	0.16	0.040	[15]
	火山石	—	$0.50 \sim 1.19$	0.06	8.420	[15]
	锰矿石	—	$0.38 \sim 0.89$	0.15	0.130	[16]

注:DCW-MFC—降流式 CW-MFC;HCW-MFC—混合上升/下降流 CW-MFC。

2.3 植物种类

植物种类在 CW-MFC 系统中的选择直接影响了植物根系附着的微生物群落和根附着微生物膜的形成。某些湿地植物具有更有利于微生物膜形成的根系结构,能够提供更多的氧气,从而提升电池效能。为提高 CW-MFC 性能,各项研究选取植物时一般需要参考以下标准:对当地气候有良好的适应能力,生长迅速,生物量高,养分吸收能力强;适应性强、易于扩繁;根系发达,新生根系能够分泌更多的氧气,具有向根部输送氧气、创造有氧环境的能力等。植物在 CW-MFC 系统中具有关键生态调控作用,其存在显著优化了系统的电化性能。Yang 等^[18]通过试验发现,引入植物后体系的输出电压提升幅度达 $68\% \sim 97\%$;Xie 等^[19]还发现相较于传统 MFC,CW-MFC 的库仑效率提升约 2.5% 。这种作用

源于植物根系对微生物群落的激活效应及其对氧化还原梯度的调控能力,这进一步佐证了植物在生物电化学系统中的不可替代性。

植物根系微生物活性对 CW-MFC 生物电产能效率具有决定性作用,不同湿地植物所能调控根系分泌物的生物可利用性差异巨大,进而影响产电菌利用这些分泌物产电的效率。不同植物种类对 CW-MFC 产电性能和污染物去除影响如表 3 所示。Yang 等^[18]研究对比了种植 3 种不同的湿地植物以及不种植湿地植物的对照组,3 种植物分别是:鸢尾花、风信子和芦苇。研究发现,系统对 COD、 NO_3^- -N、氨氮和 PO_4^{3-} -P 的去除率分别为 $46.9\% \sim 51.6\%$ 、 $94.8\% \sim 97.4\%$ 、 $43.2\% \sim 71.5\%$ 和 $96.0\% \sim 97.6\%$ (各物种均值 $\pm$ 标准差详见表 3,其中风信子因试验后期死亡导致数据异常已被排除),而未种植湿地

植物的对照组的去除率分别为 (36.0%±5.0%)、(89.9%±7.2%)、(43.0%±5.4%) 和 (95.9%±7.4%), 种植鸢尾花的 CW-MFC 获得的最大功率密度为 25.14 mW/m²。通过测序分析发现, 鸢尾花根区域的微生物组成具有更高的多样性, 特别是能够参与电化学反应的活性菌种数量更丰富, 这些菌群的富集不仅优化了微生物群落的整体结构, 还通过促进微生物与电极之间的电子传递过程, 使得系统的电化学效率得到明显提升。另外, 死亡的植物对

产电效能有负面影响, 可能是由于植物分解过程消耗了水生环境中的部分氧气, 削减阴极区氧还原反应所需的电子受体(O₂); 同时植物分解滋生的异养菌会与产电菌竞争阳极区的电子供体(有机底物), 两者共同限制电压产生。许丹等^[20] 研究对比了分别种植芦苇、千屈菜和美人蕉构建的 CW-MFC 系统, 输出电压及功率密度表现为千屈菜>美人蕉>芦苇, 说明千屈菜有助于增加产电系统中阳极生物膜微生物群落的多样性, 能够提高系统电子传递性能。

表 3 植物种类对 CW-MFC 产电性能和污染物去除的影响

Tab. 3 Effect of Plant Species on Electrical Performance and Pollutants Removal in CW-MFC

植物 种类	污染物去除率				电压/mV	最大功率 密度/ (mW·m ⁻²)	内阻/Ω	最大电流 密度/ (mA·m ⁻²)	参考 文献
	COD	氨氮	NO ₃ ⁻ -N	PO ₄ ³⁻ -P					
鸢尾花	51.6%±6.0%	71.9%±14.8%	96.1%±2.2%	96.5%±3.1%	194±41	25.14	326	80.4	[18]
风信子	13.2%±62.1%	36.8%±14.4%	93.0%±6.6%	96.7%±2.6%	94±40	8.74	326	71.2	[18]
芦苇	46.9%±9.4%	41.7%±3.9%	94.8%±3.3%	96.1%±4.5%	183±42	21.70	508	86.6	[18]
未种植	36.0%±5.0%	43.0%±5.4%	89.9%±7.2%	95.9%±4.7%	132±42	12.92	508	74.3	[18]
芦苇	92.8%±5.9%	76.8%±9.9%	—	—	300±53	7.59	407	—	[20]
千屈菜	93.9%±5.3%	61.2%±8.0%	—	—	392±26	10.40	170	—	[20]
美人蕉	94.1%±5.4%	58.9%±9.5%	—	—	324±52	7.77	379	—	[20]

2.4 电池构造

2.4.1 电极材料

电极是 CW-MFC 系统中的关键组件之一, 其性能直接影响着电池的产电效能, 理想的电极材料需满足具备多孔结构以支持微生物的高效附着及具有优异的导电性能的要求^[21]。CW-MFC 常用的电极材料有石墨毡、石墨棒、颗粒石墨、颗粒活性炭(GAC)、不锈钢网(SSWM)及碳毡等。尽管金属电极在导电性上优于碳或石墨材料, 但后者因其具备高比表面积、高孔隙率、非氧化性等特点, 能够为微生物群落提供优良的附着和生长环境, 成为研究人员的首选电极材料^[22]。颗粒形态的石墨及 GAC 因其多孔结构和导电特性常被用作 CW-MFC 阳极的材料。李朝明等^[23] 分别建立了未加入 GAC 的 CW-

MFC1 和加入 GAC 的 CW-MFC2 以研究在阳极加入 GAC 对系统电子传递效能的影响, 研究显示 CW-MFC1 的输出电压和最大功率密度(379 mV, 7.77 mW/m²) 明显低于 CW-MFC2(430 mV, 8.39 mW/m²), GAC 通过吸附作用强化了有机污染物的截留效果, 其多孔结构还能与植物根系形成协同效应, 共同提升系统的电能输出。Wang 等^[24] 对比分析了 4 种电极材料[碳纤维毡(CFF)、SSWM、石墨棒(GR)、泡沫镍(FN)]在 DCW-MFC 中的性能, 发现 CFF 和 FN 在产电稳定性与输出功率方面表现更为突出, 试验结果如表 4 所示。尽管碳基材料具备良好的生物相容性, 但其导电性能仍弱于金属材料, 可能导致系统内阻升高与电导率衰减, 制约整体产能效率^[25]。

表 4 不同电极材料 CW-MFC 的产电特性和产电菌相对丰度^[24]

Tab. 4 Electrogenic Characteristics and Relative Abundance of CW-MFC of Different Porous Electrode Materials^[24]

电极材料	湿地植物	电压/mV	最大电流密度/(mA·m ⁻²)	最大功率密度/(mW·m ⁻²)	产电菌相对丰度
CFF	美人蕉	97.7	17.30	1.05	65.77%
SSWM		17.6	6.60	0.67	52.66%
GR		23.3	8.99	0.94	46.00%
FN		79.4	14.78	1.78	58.56%

近年来,研究人员^[26]致力于通过引入新型电极材料,如硅基和碳基复合材料,提高电极的导电性、生物相容性以及抗氧化能力。这些创新材料的应用在一定程度上改善了 CW-MFC 系统的整体性能。聚合物基电极表现出较高的电导率,有助于提高电池的电子传递效率,而碳基复合材料则增加了电极的比表面积,有利于生物膜的附着。

2.4.2 电极面积及连接方式

合理的电极布置同样对减少 CW-MFC 系统内阻和提升产电性能至关重要。目前,优化 CW-MFC 电极布置的方式主要包括改变电极面积和改变电极连接模式等。

阴极表面积的增大可以保持阴极良好的好氧环境,并刺激阴极生物膜内功能微生物的生长,提升电极表面的氧化还原催化效率。Liu 等^[27]构建了 3 组不同阴极面积的 CW-MFC (25、75、100 cm²),其中阴极面积为 75 cm² 的 CW-MFC 系统产电能力最佳,最大功率密度达到 39.9 mW/m²,这是因为扩大阴极表面可以增加氧还原反应的有效界面,接纳更多电子受体(如 O₂),加速氧还原反应速率,从而提升产电性能,但阴极面积过大会导致阳极极化反而削弱产电性能。因此阴极尺寸需合理设置才可有效提高系统性能。

MFC 采用多电极构型通常会增加电极的表面积,研究表明,多电极构型可以通过扩展反应界面有效提升系统的电荷传输效率,在加速污染物降解反应的同时,显著降低体系内阻,从而优化整体产电性能。但需注意的是,多阳极的协同作用可能引发阴

极区电子过剩,当电极电势持续负向偏移时,将导致阴极催化活性降低的极化现象^[28]。Tang 等^[29]构建了一个多阳极-单阴极曝气湿地微生物燃料电池,由 4 个阳极和 1 个阴极组成,采用了阴极曝气的方式,结果表明,活化阴极以保证阴极反应对 CW-MFC 至关重要。在较大的活化阴极面积和润湿阴极环境下,MFC 获得了更高的功率输出。

电路连接方式也会改变系统的产电效能,Tang 等^[29]研究了 2 种电路连接方式:串联和并联,阳极 1 (A1)、阳极 2 (A2)、阳极 3 (A3)、阳极 4 (A4) 和阴极之间的距离分别为 500、400、300 mm 和 200 mm,对应阳极电位在串联模式下分别为 -370.97、-356.66、-323.97、-267.55 mV (以 A1 最负 -462.33 mV 为起点),串联时远端阳极 (A1~A3) 的电位被近端阳极 (A4) 通过共用外电路“拉高”,等效阳极电位整体抬升,阴阳极压差被压缩;并联时各阳极独立外接,A4 电位可维持在 -466.33 mV,阴阳极压差最大,因而并联模式的电压输出优于串联。与串联相比,多阳极并联连接模式可以实现更高的电能输出,在并联连接模式下,每个阳极都可以在自己的氧化还原条件下运行,不会相互影响,这样可以确保每个阳极都能产生更高的电流,从而提高总体的电能输出。常见的电极材料的工程化成本以及寿命对比如表 5 所示,从材料成本来看,石墨板的成本较为低廉,使用寿命也最长。实际工程应用中如无特殊工况(如水中含硫、高导电性需求),可以优先考虑选用石墨板作为电极材料。

表 5 常见电极材料的工程化成本与寿命对比

Tab. 5 Comparison of Engineering Costs and Working Lifetime of CW-MFC of Different Porous Electrode Materials

电极材料	单位面积成本/(元·m ⁻²)	使用寿命/a	年平均成本/(元·m ⁻² ·a ⁻¹)	主要应用场景
CFF	250~300	3~5	50~100	长期运行、含硫废水
FN	700~800	2~3	233~400	短期试验、高导电性需求
石墨板	80~100	5~8	10~20	低成本、低电流密度场景
316L SSWM	150~200	1~2 (含硫废水)	75~200	无硫废水、临时应急处理

2.4.3 电极间距

为保持 CW-MFC 系统阴极的好氧环境,当前研究中常将阴极设置于水面附近,故通常通过改变阳极位置以调整电极间距^[30]。电极间距越长则质子需移动的路程越长,即系统内阻增加,继而进一步对系统的污染物去除能力和产电性能产生重要

影响^[31]。

Xie 等^[19]设计了 3 种不同电极间距 (8、13 cm 和 18 cm) 的 CW-MFC 处理硝基苯废水,研究发现电极间距为 13 cm 的系统获得了最佳的发电能力,电压大小随着电极间距增大呈现先增大再减小的趋势。刘婷婷等^[32]的研究也得到相似结果,设置了电

极间距分别为 12、15、18 cm 和 20 cm 的 4 组 CW-MFC 探究处理污泥中的 Zn 和 Ni 的效果以及产电能力,研究发现在间距为 12 cm 时可得到对 Ni 和 Zn 的最佳处理效果,在间距为 15 cm 时得到最高的输出电压以及功率密度。Liu 等^[27]研究了 3 组电极距离分别设定为 5、10 cm 和 15 cm 的 CW-MFC 对 Cr(VI) 的去除效果以及产电效果,不同电极距离下电池电压输出的大小顺序为:10 cm 电极>5 cm 电极>15 cm 电极,小的电极距离会使溶解氧更容易扩散到阳极区域并破坏阳极的厌氧环境,导致阳极微生物的活性降低,从而影响 CW-MFC 的发电性能,甚至发生短路的情况;当电极距离太大时,系统的内阻增加,阳极会靠近上流进水口导致少量溶解氧进入阳极破坏适宜的厌氧条件,从而降低了功率输出。

2.5 运行参数

影响 CW-MFC 系统性能的运行参数主要包括污染物负荷、HRT 和 pH。

2.5.1 污染物负荷

碳源会直接影响 CW-MFC 系统中微生物的活性,Villaseñor 等^[33]提出,适当含量的有机物能确保阳极区充分分解污染物,提升系统产电能力;但含量过高时,未被分解的有机物会随水流进入阴极区,消耗该区域的氧气导致缺氧状态,反而降低系统性能,因此需要精确控制有机物的含量。如表 6 所示,Yang 等^[34]研究了 COD 对 CW-MFC 产电性能的影响,

当 COD 的质量浓度为 200 mg/L 时,CW-MFC 达到最大输出电压为 388 mV,功率密度为 107.54 mW/m³,当进水 COD 的质量浓度进一步提高到 500 mg/L 时,输出电压降低到 320 mV,系统的输出电压以及功率密度随着 COD 的质量浓度增加呈现先增大后减小的趋势。Mu 等^[35]通过研究也发现了相似的结果,当进水 COD 的质量浓度从 100 mg/L 增加到 500 mg/L,CW-MFC 电压从 510 mV 增加到 570 mV。但当 COD 的质量浓度增加到 600 mg/L 时,电压降至 559 mV,研究表明,COD 负荷过大会导致产电性能的下降。

另外,除了葡萄糖、甲醇以及乙酸钠等碳源含量的影响,如抗生素、重金属等其他有机物的含量同样会对 CW-MFC 系统性能造成显著影响。Liu 等^[36]研究发现,添加低含量的 Cr(VI) 提高了 CW-MFC 的发电量,而添加高含量的 Cr(VI) 则导致发电量下降,当进水 Cr(VI) 的质量浓度为 6.69 mg/L 时,最大功率密度为 46.63 mW/m²。这是因为一方面 Cr(VI) 可以在阴极区为 CW-MFC 系统提供更多的电子受体,从而有助于产电效率提升^[37];另一方面随着 Cr(VI) 含量的增加,其毒性可能会抑制阳极区产电菌的生长和活性^[38],导致产电效率的下降。Teoh 等^[39]研究了 CW-MFC 系统去除咖啡因的性能,研究中也发现当咖啡因的质量浓度从 0 增加到 300 mg/L 时,系统功率密度的变化呈现出先增大后减小的趋势。

表 6 不同质量浓度的 COD 对 CW-MFC 产电性能和污染物去除的影响

Tab. 6 Effect of Different COD Concentrations on Electrical Production Performance and Pollutants Removal of CW-MFC

进水 COD 的质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	HRT/h	污染物去除率				电压/mV	最大功率密度/ (mW·m ⁻³)	库伦效率	参考文献
		COD	氨氮	TP	Cr				
50	24	63.92%	90.03%	61.34%	—	305	54.63	3.94%	[34]
100		71.85%	86.85%	58.33%	—	330	70.91	1.85%	[34]
200		84.78%	75.46%	58.02%	—	388	107.54	0.97%	[34]
300		92.73%	70.07%	66.28%	—	370	72.78	0.57%	[34]
500		80.29%	64.69%	66.26%	—	320	9.39	0.36%	[34]
200	48	97.21%	—	—	80.60%	510	312	5.11%	[35]
300		96.35%	—	—	85.21%	532	368	3.21%	[35]
400		93.22%	—	—	89.66%	541	421	1.65%	[35]
500		91.27%	—	—	92.31%	570	458	1.21%	[35]
600		90.16%	—	—	89.74%	559	436	1.02%	[35]

2.5.2 HRT

HRT 与装置中的电化学细菌活性息息相关,是

影响 CW-MFC 除污能力和产电效能的重要参数。Doherty 等^[40]提出 HRT 与装置内相对水流流速成

反比关系, HRT 较小时流速较快, 导致阳极有机物反应不完全, 从而影响系统的产电效能。Mu 等^[35]通过研究发现, 当 HRT 从 1 d 增加到 2 d 时, 电压从 550.8 mV 增加到 588.2 mV, 内阻从 197 Ω 降低到 147 Ω 。进一步增加 HRT 至 4 d, 电压却下降到 545.6 mV, 内阻增加到 169 Ω 。研究发现, HRT 过短会加重污染物处理压力, 过长则因有机物不足限制微生物活动, 2 种情况最终都会影响产电效率。同样地, Niu 等^[41]设置了 2 个以石油焦为基质的 CW-MFC 系统, 研究中对比了 HRT 为 1 d 和 3 d 时系统性能的变化: 系统在 HRT 为 1 d 时内阻、最大输出电压和功率密度分别为 1366.30 Ω 、106.2 mV 和 6.49×10^{-3} mW/m³, 而 HRT 为 3 d 时内阻、最大输出电压和功率密度分别为 81.04 Ω 、158.2 mV 和 6.3×10^{-2} mW/m³, HRT 的减小降低了系统的产电性能。研究还发现, 延长 HRT 会导致假单胞菌 (*Pseudomonas*) 和地杆菌 (*Geobacter*) 2 种关键产电菌的数量减少, 而它们的活性直接关系到系统将有机物转化为电能的效率, 这种菌群变化最终使得整个系统的产电能力明显下降。

2.5.3 温度与 pH

有研究通过对比 14~31 $^{\circ}\text{C}$ 温度条件下生物阴极的极化曲线发现, 阴极电流会随着操作温度的降低而减小, 这也说明温度通过改变微生物代谢速率间接调节系统性能, 而多数产电菌在 25~35 $^{\circ}\text{C}$ 的范围内活性较高, 其中 *Geobacter* 的代谢峰值出现在 30 $^{\circ}\text{C}$ ^[42]; 而电化学活性菌适宜的 pH 值为 7~9, 如变形菌门 (*Proteobacteria*)、*Geobacter* 等^[43]。Zhou 等^[44]研究了种植 4 种不同植物的 CW-MFC 对污染物的去除能力以及产电效能, 同时探究了低温对系统性能的影响, 结果表明湿地植物在低于 15 $^{\circ}\text{C}$ 的温度下光合速率会明显降低, 减少了植物根系的分泌物供应, 从而削弱了对根系微生物的支持作用, 最终导致 CW-MFC 系统的产电性能下降。Wang 等^[45]在 pH 值梯度为 (5.18 $\pm$ 0.14)、(7.31 $\pm$ 0.13) 和 (8.75 $\pm$ 0.12) 的条件下, 对 CW-MFC 的性能进行了评价, 发现 pH 值在微中性 (7.31 $\pm$ 0.13) 的条件下, CW-MFC 达到最高产电效能 8.08 mW/m²。研究还发现, 过酸性环境会导致更多的 H⁺ 产生, 这可能影响了电活性生物膜菌群 (EAB) 产生的质子扩散; 酸性环境对微生物的生长和代谢活动产生不利影响, 抑制了微生物参与能量转化和电子传递的能力。

2.6 微生物群落

微生物作为 CW-MFC 系统中的重要组成部分, 在产电、污染物降解和生态系统功能维持方面起着核心作用^[46]。CW-MFC 系统中的微生物种类极其丰富, 几乎涵盖了所有细菌门, 阳极区以厌氧条件为主, 电子活性微生物和有机物降解菌占主导地位, 主要菌门包括 *Proteobacteria*、厚壁菌门 (*Firmicutes*)、拟杆菌门 (*Bacteroidetes*) 等; 阴极区多为好氧条件, 偏向氧气还原和污染物还原功能, 主要菌门包括 *Proteobacteria*、酸杆菌门 (*Acidobacteria*) 等; 植物根际受植物分泌物和环境条件的显著影响, 其微生物群落丰富多样, 主要菌门包括 *Firmicutes*、放线菌门 (*Actinobacteria*)、*Acidobacteria* 等^[47]。丰富的微生物促进了阴、阳极生物膜的生长, 提高了电极上的平均细菌细胞密度, 同时增加了两极间的 ORP^[48], 进而提高了系统的产电性能。*Geobacter* 属的胞外电子传递 (EET) 过程依赖外膜细胞色素 c 基因 *omcA* 与外膜细胞色素基因 *mtrC*; 其中 *omcA* 编码高亲和力和电子载体 OmcA, 负责将电子进一步传递至胞外聚合物; *mtrC* 编码外膜关键细胞色素 MtrC, 介导电子由周质转运至细胞外膜表面^[49]; 高 COD 负荷下 *omcA* 基因表达量上调 2~3 倍, 且 *mtrC* 基因的转录水平与电子传递速率显著相关 ($R^2=0.75$)。玉米芯作为植物基外加碳源, 显著提升了 CW-MFC 的产电与脱氮性能; 在产电方面, 其有机物释放特征影响电压输出, 投加量为 70 g/m² 时初期输出电压显著升高, 最高电压达 0.336 V、最大功率密度为 1.92 mW/m², 尽管一周后电压逐渐下降且系统内阻增加, 但整体体现了其对产电的促进作用; 在脱氮方面, 玉米芯促进了阴阳极脱氮功能基因丰度, 阳极区微生物丰度及多样性更高 [主要脱氮功能菌属包括硝化螺菌属 (*Nitrospira*)、芽孢杆菌属 (*Bacillus*) 和未分类的拟杆菌 (*unclassified Comamonadaceae*)], 阴极为主要硝化场所, 反硝化过程在阴阳极均有发生, 且存在厌氧氨氧化这一潜在脱氮路径, 有效提升了系统的脱氮能力。

CW-MFC 系统中的微生物群落可依据功能特性划分为 EAB 与非电活性菌群两类, 二者通过代谢互作形成协同关系。EAB 通过氧化还原代谢实现电子在污染物与电极间的定向转移, 其丰度在阳极区显著高于其他区域, 表明电极材料对 EAB 的富集具有选择性诱导作用, 尤其是变形菌。另外电路的闭

路运行也为变形菌的生长提供了良好环境,变形菌门中的某些细菌会参与电子的转移以提高系统的电子传递效能^[49]。植物根系或植物根系分泌物同样可以促进微生物种群增加^[50],研究^[51]表明,种植植物可以提高 CW-MFC 系统阴极区的放线菌以及厚壁菌丰度,从而提高系统的除污性能和电子传递性能。Ji 等^[52]以风车草为对象构建了 CW-MFC 系统,设置 3 组根系相对阴极位置不同的种植处理及一组无植物对照,发现无植物组阴极的 Firmicutes 和 Actinobacteria 相对丰度显著低于三组种植组。植物根系分泌物包含多种有机物,如糖类、氨基酸、有机酸和次生代谢产物(如醌类化合物),这些物质在 CW-MFC 的电子传递过程中发挥着协同作用,共同促进了微生物与电极之间的电子交换^[52-53]。目前的研究大多数将植物根系分泌物作为一个整体来考虑^[50-51],缺乏对其具体化学组分,特别是关键电子穿梭体(如醌类物质)的定性和定量分析,未来的研究应采用先进的分析技术对不同植物根系分泌物中的醌类物质进行精确鉴定和定量分析,并建立其与系统电子传递效率之间的直接联系。

2.7 CW-MFC 实现废水高效处理与能量回收、碳减排协同优化

针对 CW-MFC 潜力未充分挖掘的技术局限,近期有研究提出了新型 CW-MFC 与微生物电解池(MEC)耦合系统(MFEC-CW),通过优化电极互连方式强化外源性电场,实现了废水处理效率与能量回收能力的同步提升。该系统中,共阳极构型表现出最优综合性能:相较于传统 CW、CW-MFC 及 CW-MEC 系统,其总最大输出功率($63.9 \mu\text{W}$)、最大电压(363 mV)及平均净功率($36.75 \mu\text{W}$)均显著提高,同时氨氮去除率高达 90.26%,突破了传统系统“处理效率与能量产出难以兼顾”的瓶颈。值得关注的是,MFEC-CW 在提升发电量的同时,有效降低了传统 CW-MEC 系统的能耗,解决了单一 CW-MEC “高能耗、低净产出”的矛盾,实现了“废水处理-能量回收”的协同优化。该研究证实,MFEC-CW 作为生物电化学基湿地系统(BES-CWs)的创新形态,不仅拓展了 CW-MFC 的性能边界,更为其工程化应用提供了可行的技术路径,凸显了生物电化学技术与人工湿地耦合系统的发展潜力,标志着 BES-CWs 向“高效、低耗、协同”方向的重要进步^[54]。

此外,针对 CW 温室气体排放这一固有瓶

颈^[55-59],近年来研究发现,MFC 与 CW 耦合可有效缓解^[58]。研究^[60]观测到,对照组(传统 CW)中 CO_2 、 H_2S 等气体呈现轻微排放趋势,且 O_2 含量较低;而 MFC 耦合处理组的 O_2 含量显著升高,同时 CO_2 、 H_2S 的含量均明显降低。需指出的是,自然湿地中 H_2S 释放通量较低[约 $150 \text{ nmol}/(\text{cm}^2 \cdot \text{d})$]^[61],但用于废水处理的人工湿地中,水体溶解 H_2S 的质量浓度可高达 2.5 mg/L ^[62]。这种差异主要受废水中高浓度有机物及环境温度的影响^[59]。在人工湿地中,植物呼吸与湿地自身代谢是 CO_2 排放的重要来源,此外,甲烷氧化菌可通过重新氧化甲烷生成 CO_2 ^[56-57],但仍无法完全抵消温室气体的排放。电化学技术的引入(如 MFC 耦合)可显著改善 CO_2 的排放量,有研究显示,与对照组相比,MFC 耦合系统的 CO_2 排放量减少了 5.9%~32.4%,且这一效果与废水高有机负荷密切相关。进一步分析表明,当进水有机负荷从 50 mg/L 升至 360 mg/L 时, CO_2 排放量增加了 4.6~5.1 倍,说明有机负荷越高, CO_2 排放量越大^[63]。

综上,MFC 与 CW 的耦合不仅降低了传统 CW 的温室气体排放,更通过强化氧气传递与微生物代谢,实现了废水处理与温室气体减排的协同优化,为 CW 的低碳化应用提供了重要技术支撑。

3 结语与展望

作为环境工程领域的一项创新技术,CW-MFC 系统通过整合污水净化与生物产电功能,为可持续水处理与能源回收提供了双重解决方案。尽管该技术在实验室规模已展现出显著潜力,但其工程化应用仍面临多学科交叉的复杂挑战。基于现有研究进展与瓶颈问题,未来研究方向应聚焦以下关键领域。

(1) 电极材料革新与系统构型优化

当前研究证实了电极材料特性(如导电性、生物相容性)会直接影响电子传递效率,而碳基电极与多孔基质可降低内阻并优化微生物群落分布。未来需进一步开发仿生电极材料(如导电聚合物-纳米复合材料),通过界面工程增强电子传递通量。此外,如何有效降低内阻仍是需要解决的问题,电极构型(如多级串联)的优化可改善传质-传电子协同效应。

(2) 根际微生态调控与电子传递机制解析

进一步解析微生物-植物互作机制有助于提升 CW-MFC 的产电、污染物降解功能,湿地植物根系分

泌物可提供氧化还原介体促进电活性菌与脱氮功能菌的协同作用。未来需依托宏基因组、代谢组学等技术,系统揭示根际微环境中氧化还原介体(如核黄素、醌类)的合成途径及EET的调控机制,明确电活性菌(*Geobacter*、*Pseudomonas*)的富集规律,开发产甲烷菌抑制添加剂,为功能菌群定向驯化及基因工程菌株构建提供理论支撑,强化电活性菌与脱氮功能菌的协同代谢。

(3) 复杂水质适配与抗逆性能提升

针对含重金属、新污染物等难处理废水,需重点突破系统抗逆性与靶向去除难题。未来需通过抗性基因调控与功能菌群富集提升系统对重金属(铬、砷)的耐受性;结合电化学氧化与微生物代谢路径,设计针对抗生素、全氟化合物等新污染物的靶向降解策略;同时需针对不同废水类型(养殖、制药、市政污水)测试芦苇、鸢尾、风车草等植物的适应性,优化根系管理策略,提升系统在复杂水质下的稳定性。

(4) 规模化集成与工程化应用拓展

CW-MFC的工程化落地需兼顾技术可行性与经济合理性。未来需明确HRT、有机物负荷、温度等关键参数的调控优先级,通过模块化并联、堆叠系统设计优化传质与电子传递过程,配套能量存储组件与有机负荷率智能控制系统,突破放大过程中的效率衰减瓶颈;除污水处理核心功能外,可拓展其作为原位水质传感器的应用场景,开发基于物联网的重金属、抗生素在线监测与远程预警系统;最终需构建全生命周期成本模型,系统评估电极材料、运维能耗的经济可行性,为技术的产业化推广提供决策依据。

综上,CW-MFC的未来发展需兼顾基础机理突破与工程化需求,通过多学科交叉破解现有技术瓶颈,最终实现从实验室研究到规模化应用的跨越,为“双碳”目标下的污水资源化与能源化提供可行路径。

参考文献

- [1] Ebrahimi A, Sivakumar M, McLauchlan C. A taxonomy of design factors in constructed wetland-microbial fuel cell performance: A review [J]. Journal of Environmental Management, 2021, 291: 112723. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112723.
- [2] 王海燕, 赵远哲, 王文富, 等. 人工湿地脱氮影响因素及强化措施研究进展[J]. 环境工程技术学报, 2020, 10(4): 585-597.
- [3] Pawels S S R. Microbial fuel cell (MFC) technology for household waste reduction and bio-energy production [J]. Civil Engineering and Urban Planning, 2016, 3(2): 119-126.
- [4] Strik D P B T B, Hamelers B H V M, Snel J F H, et al. Green electricity production with living plants and bacteria in a fuel cell [J]. International Journal of Energy Research, 2008, 32(9): 870-876.
- [5] Wen H Y, Zhu H, Yan B X, et al. Treatment of typical antibiotics in constructed wetlands integrated with microbial fuel cells: Roles of plant and circuit operation mode [J]. Chemosphere, 2020, 250: 126252. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126252.
- [6] Clauwaert P, van der Ha D, Boon N, et al. Open air biocathode enables effective electricity generation with microbial fuel cells [J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(21): 7564-7569.
- [7] Ge Z, Li J, Xiao L, et al. Recovery of electrical energy in microbial fuel cells: Brief review [J]. Environmental Science & Technology Letters, 2014, 1(2): 137-141.
- [8] Wang J, Niu H, Wu W. Detection of toxic substances in microbial fuel cells [J]. Shengwu Gongcheng Xuebao [Chinese Journal of Biotechnology], 2017, 33(5): 720-729.
- [9] Allen R M, Bennetto H P. Microbial fuel-cells: Electricity production from carbohydrates [J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 1993, 39/40(1): 27-40.
- [10] Doherty L, Zhao Y Q, Zhao X H, et al. A review of a recently emerged technology: Constructed wetland-Microbial fuel cells [J]. Water Research, 2015, 85: 38-45. DOI: 10.1016/j.watres.2015.08.016.
- [11] Ren B M, Wang T Y, Zhao Y Q. Two-stage hybrid constructed wetland-microbial fuel cells for swine wastewater treatment and bioenergy generation [J]. Chemosphere, 2021, 268: 128803. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128803.
- [12] Liu F F, Lu T, Zhang Y X. Performance assessment of constructed wetland-microbial fuel cell for treatment of mariculture wastewater containing heavy metals [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2022, 168: 633-641. DOI: 10.1016/j.psep.2022.10.026.
- [13] Koskiahio J, Ekholm P, Rätty M, et al. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands—experiences under boreal conditions [J]. Ecological Engineering, 2003, 20(1): 89-103.
- [14] Wang J F, Song X S, Wang Y H, et al. Bioelectricity generation, contaminant removal and bacterial community distribution as affected by substrate material size and aquatic

- macrophyte in constructed wetland-microbial fuel cell [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 245: 372–378. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.08.191.
- [15] Yakar A, Türe C, Türker O C, et al. Impacts of various filtration media on wastewater treatment and bioelectric production in up-flow constructed wetland combined with microbial fuel cell (UCW-MFC) [J]. *Ecological Engineering*, 2018, 117: 120–132. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.03.016.
- [16] Wang Y F, Song X S, Cao X, et al. Integration of manganese ores with activated carbon granules into CW-MFC to trigger anoxic electron transfer and removal of ammonia nitrogen [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 334: 130202. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.130202.
- [17] Ge X Y, Cao X, Song X S, et al. Bioenergy generation and simultaneous nitrate and phosphorus removal in a pyrite-based constructed wetland-microbial fuel cell [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 296: 122350. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122350.
- [18] Yang Y, Zhao Y Q, Tang C, et al. Role of macrophyte species in constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and bioenergy generation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 392: 123708. DOI: 10.1016/j.cej.2019.123708.
- [19] Xie T Y, Jing Z Q, Hu J, et al. Degradation of nitrobenzene-containing wastewater by a microbial-fuel-cell-coupled constructed wetland [J]. *Ecological Engineering*, 2018, 112: 65–71. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.12.018.
- [20] 许丹, 黄铭意, 韩胡威, 等. 三种挺水植物对 CW-MFC 耦合系统脱氮及产电性能的影响 [J]. *水生生物学报*, 2023, 47 (7): 1148–1156.
Xu D, Huang M Y, Han H W, et al. Three emergent aquatic plants on nitrogen removal and electricity generation performance of cw-mfc coupling system [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2023, 47(7): 1148–1156.
- [21] Palanisamy G, Jung H Y, Sadhasivam T, et al. A comprehensive review on microbial fuel cell technologies: Processes, utilization, and advanced developments in electrodes and membranes [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 221: 598–621. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.02.172.
- [22] Srivastava P, Yadav A K, Mishra B K. The effects of microbial fuel cell integration into constructed wetland on the performance of constructed wetland [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 195: 223–230. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.05.072.
- [23] 李朝明, 许丹, 黄铭意, 等. 不同阳极设置对人工湿地-微生物燃料电池脱氮及产能的影响 [J]. *环境工程技术学报*, 2023, 13(1): 205–213.
Li C M, Xu D, Huang M Y, et al. Effects of different anode settings on the performance of nitrogen removal and electrogenesis capacity in constructed wetland-microbial fuel cells [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2023, 13(1): 205–213.
- [24] Wang J F, Song X S, Wang Y H, et al. Effects of electrode material and substrate concentration on the bioenergy output and wastewater treatment in air-cathode microbial fuel cell integrating with constructed wetland [J]. *Ecological Engineering*, 2017, 99: 191–198. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.11.015.
- [25] Li Y, Styczynski J, Huang Y K, et al. Energy-positive wastewater treatment and desalination in an integrated microbial desalination cell (MDC)–microbial electrolysis cell (MEC) [J]. *Journal of Power Sources*, 2017, 356: 529–538.
- [26] Dominguez D Z, Mondal B, Gaberscek M, et al. Impact of the manufacturing process on graphite blend electrodes with silicon nanoparticles for lithium-ion batteries [J]. *Journal of Power Sources*, 2023, 580: 233367. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2023.233367.
- [27] Liu S T, Lu F F, Qiu D F, et al. Wetland plants selection and electrode optimization for constructed wetland-microbial fuel cell treatment of Cr(VI)-containing wastewater [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 49: 103040. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.103040.
- [28] Oon Y L, Ong S A, Ho L N, et al. Hybrid system up-flow constructed wetland integrated with microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and electricity generation [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 186: 270–275. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.03.014.
- [29] Tang C, Zhao Y Q, Kang C, et al. Towards concurrent pollutants removal and high energy harvesting in a pilot-scale CW-MFC: Insight into the cathode conditions and electrodes connection [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 373: 150–160. DOI: 10.1016/j.cej.2019.05.035.
- [30] Lu R, Chen Y H, Wu J M, et al. *In situ* COD monitoring with use of a hybrid of constructed wetland-microbial fuel cell [J]. *Water Research*, 2022, 210: 117957. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117957.
- [31] Wang H C, Cui D, Yang L H, et al. Increasing the bio-electrochemical system performance in azo dye wastewater treatment: Reduced electrode spacing for improved hydrodynamics [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 245: 962–969. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.09.036.
- [32] 刘婷婷, 徐大勇, 王璐, 等. 电极间距对 CW-MFC 处理污泥中 Zn 和 Ni 的效果及其产电性能的影响 [J]. *化工进展*, 2021, 40(7): 4074–4082.
Liu T T, Xu D Y, Wang L, et al. Effect of electrode spacing on the removal of Zn and Ni in sludge and its electricity generation performance by CW-MFC [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2021, 40(7): 4074–4082.
- [33] Villaseñor J, Capilla P, Rodrigo M A, et al. Operation of a horizontal subsurface flow constructed wetland-Microbial fuel cell

- treating wastewater under different organic loading rates [J]. *Water Research*, 2013, 47(17): 6731–6738.
- [34] Yang H Y, Chen J, Yu L, et al. Performance optimization and microbial community evaluation for domestic wastewater treatment in a constructed wetland-microbial fuel cell [J]. *Environmental Research*, 2022, 212: 113249. DOI: 10.1016/j.envres.2022.113249.
- [35] Mu C X, Wang L, Wang L. Performance of lab-scale microbial fuel cell coupled with unplanted constructed wetland for hexavalent chromium removal and electricity production [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(20): 25140–25148.
- [36] Liu S T, Qiu D F, Lu F F, et al. *Acorus calamus* L. constructed wetland-microbial fuel cell for Cr(VI) – containing wastewater treatment and bioelectricity production [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2022, 10(3): 107801. DOI:10.1016/j.jece.2022.107801.
- [37] Habibul N, Hu Y, Wang Y K, et al. Bioelectrochemical chromium(VI) removal in plant-microbial fuel cells [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(7): 3882–3889.
- [38] Uddin M J, Jeong Y K, Lee W. Microbial fuel cells for bioelectricity generation through reduction of hexavalent chromium in wastewater: A review [J]. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2021, 46(20): 11458–11481.
- [39] Teoh T P, Ong S A, Ho L N, et al. Caffeine-containing wastewater treatment and bioelectricity generation in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell: Influence of caffeine concentration, operating conditions, toxicity assessment, and degradation pathway [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 46: 102623. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.102623.
- [40] Doherty L, Zhao Y Q, Zhao X H, et al. Nutrient and organics removal from swine slurry with simultaneous electricity generation in an alum sludge-based constructed wetland incorporating microbial fuel cell technology [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 266: 74–81. DOI: 10.1016/j.cej.2014.12.063.
- [41] Niu Y L, Qu M X, Du J J, et al. Effects of multiple key factors on the performance of petroleum coke-based constructed wetland-microbial fuel cell [J]. *Chemosphere*, 2023, 315: 137780. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.137780.
- [42] Strik D P B T B, Picot M, Buisman C J N, et al. pH and temperature determine performance of oxygen reducing biocathodes [J]. *Electroanalysis*, 2013, 25(3): 652–655.
- [43] Lu L, Xing D F, Ren Z J. Microbial community structure accompanied with electricity production in a constructed wetland plant microbial fuel cell [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 195: 115–121. DOI: /10.1016/j.biortech.2015.05.098.
- [44] Zhou Y, Xu D, Xiao E R, et al. Relationship between electrogenic performance and physiological change of four wetland plants in constructed wetland-microbial fuel cells during non-growing seasons [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 70: 54–62. DOI: 10.1016/j.jes.2017.11.008.
- [45] Wang J F, Song X S, Wang Y H, et al. Nitrate removal and bioenergy production in constructed wetland coupled with microbial fuel cell: Establishment of electrochemically active bacteria community on anode [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 221: 358–365. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.09.054.
- [46] Ge X Y, Cao X, Song X S, et al. Bioenergy generation and simultaneous nitrate and phosphorus removal in a pyrite-based constructed wetland-microbial fuel cell [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 296: 122350. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122350.
- [47] Srivastava P, Yadav A K, Garaniya V, et al. Electrode dependent anaerobic ammonium oxidation in microbial fuel cell integrated hybrid constructed wetlands: A new process [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 698: 134248. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134248.
- [48] Gupta S, Srivastava P, Patil S A, et al. A comprehensive review on emerging constructed wetland coupled microbial fuel cell technology: Potential applications and challenges [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 320: 124376. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.124376.
- [49] Huang Y, Zheng X Y, Zhao Z L, et al. Integration of manganese ores with activated carbon into constructed wetland for greenhouse gas emissions reduction [J]. *Journal of Environmental Management*, 2025, 375: 124205. DOI: 10.1016/j.jenvman.2025.124205.
- [50] Logan B E, Regan J M. Microbial fuel cells—Challenges and applications [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(17): 5172–5180.
- [51] Li X, Li Y Y, Wu J S. Bacterial community response to different nitrogen gradients of swine wastewater in surface flow constructed wetlands [J]. *Chemosphere*, 2021, 265: 129106. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.129106.
- [52] Ji B, Zhao Y Q, Li Q W, et al. Interrelation between macrophytes roots and cathode in constructed wetland-microbial fuel cells: Further evidence [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 838: 156071. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156071.
- [53] Khouja I, Sullivansealey K, M'hiri F, et al. Spatial-temporal variation of treatment performance and bacterial community diversity in a hybrid constructed wetland [J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2020, 17(6): 3217–3230.
- [54] Kang C, Zhao Y Q, Tang C. First study to explore the feasibility of simultaneously applying microbial fuel cell and microbial

- electrolysis cell in constructed wetland [J]. Chemical Engineering Journal, 2025, 514: 163430. DOI: 10.1016/j.cej.2025.163430.
- [55] Chen Y, Wen Y, Zhou Q, et al. Sulfate removal and sulfur transformation in constructed wetlands: The roles of filling material and plant biomass [J]. Water Research, 2016, 102: 572–581. DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.001.
- [56] Liu S T, Xue H P, Wang M X, et al. The role of microbial electrogenesis in regulating methane and nitrous oxide emissions from constructed wetland-microbial fuel cell [J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2022, 47(63): 27279–27292.
- [57] Liu S T, Feng X J, Li X N. Bioelectrochemical approach for control of methane emission from wetlands [J]. Bioresource Technology, 2017, 241: 812–820. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.06.031.
- [58] Zhang L J, Liu Y L, Lv S C, et al. An overview on constructed wetland-microbial fuel cell: Greenhouse gases emissions and extracellular electron transfer [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023, 11(2): 109551. DOI: 10.1016/j.jece.2023.109551.
- [59] Hu S L, Zhu H, Bañuelos G, et al. Factors influencing gaseous emissions in constructed wetlands: A meta-analysis and systematic review [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2023, 20(5): 3876. DOI: 10.3390/ijerph20053876.
- [60] Maldonado I, Huaquipaco S, R-Rivera S, et al. CW-MFC technology for wastewater remediation: Antibiotic reduction, gas emission mitigation, and bioenergy production [J]. Results in Engineering, 2025, 25: 104314. DOI: 10.1016/j.rineng.2025.104314.
- [61] Machemer S D, Reynolds J S, Laudon L S, et al. Balance of S in a constructed wetland built to treat acid mine drainage, Idaho Springs, Colorado, U. S. A [J]. Applied Geochemistry, 1993, 8(6): 587–603.
- [62] Lazareva O, Pichler T. Long-term performance of a constructed wetland/filter basin system treating wastewater, Central Florida [J]. Chemical Geology, 2010, 269(1/2): 137–152.
- [63] Wang X O, Tian Y M, Liu H, et al. The influence of incorporating microbial fuel cells on greenhouse gas emissions from constructed wetlands [J]. Science of the Total Environment, 2019, 656: 270–279. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.328.

(上接第 10 页)

- [58] Ferreira L C, Castro-Alf  rez M, Nahim-Granados S, et al. Inactivation of water pathogens with solar photo-activated persulfate oxidation [J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 381: 122275. DOI: 10.1016/j.cej.2019.122275.
- [59] Radjenovic J, Petrovic M. Removal of sulfamethoxazole by electrochemically activated sulfate: Implications of chloride addition [J]. Journal of Hazardous Materials, 2017, 333: 242–249. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.03.040.
- [60] Bianco A, Polo-López M I, Fernández-Ibáñez P, et al. Disinfection of water inoculated with *Enterococcus faecalis* using solar/Fe (III) EDDS-H₂O₂ or S₂O₈²⁻ process [J]. Water Research, 2017, 118: 249–260. DOI: 10.1016/j.watres.2017.03.061.
- [61] Yang H, He D Y, Fan L Y, et al. Evaluating the impact of Cl₂⁻ generation on antibiotic-resistance contamination removal via UV/peroxydisulfate [J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(12): 5578–5588.
- [62] Yang H, Cheng F Y, Zhou Y J, et al. Unveiling the kinetics and mechanism of carbonate radicals in antibiotic resistance dissemination [J]. Water Research, 2026, 288: 124759. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124759.
- [63] Duan J B, Cao Y, Yang Q Z, et al. Involvement of inorganic nitrogen species (NO_x⁻ (x=2, 3)) in the degradation of organic contaminants in environmental waters via UV irradiation or chemical oxidation: A dual-edged approach [J]. Science of the Total Environment, 2025, 963: 178500. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.178500.
- [64] Li Y H, Lin D Y, Li Y F, et al. Nonradical-dominated peroxymonosulfate activation through bimetallic Fe/Mn-loaded hydroxyl-rich biochar for efficient degradation of tetracycline [J]. Nano Research, 2023, 16(1): 155–165.
- [65] Chen N, Lee D, Kang H, et al. Catalytic persulfate activation for oxidation of organic pollutants: A critical review on mechanisms and controversies [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2022, 10(3): 107654. DOI: 10.1016/j.jece.2022.107654.
- [66] Marron E L, van Buren J, Cuthbertson A A, et al. Reactions of α,β-unsaturated carbonyls with free chlorine, free bromine, and combined chlorine [J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(5): 3305–3312.