

综述与专论

DOI: 10.11949/0438-1157.

电容去离子技术工业化应用的研究与进展

吴浩, 任瑞鹏, 吕永康

(太原理工大学化学与化工学院 山西 太原 030000)

摘要: 电容去离子技术 (CDI) 凭借低能耗、常温运行、无高压设备、可再生能源等优势, 成为极具潜力的水处理技术。但是目前大多数以机理研究和实验室研究为主, 工业化应用的研究不足。首次从工程角度梳理 CDI 工业化关键技术及性能指标, 系统地综述了 CDI 工业化应用研究进展, 从可工业化应用的电极材料和装置构型、性能指标、工艺系统以及工程应用四个方面分析。探讨了不同材料在工业化应用中的优缺点, 更适合工业化的电容去离子装置, 通过操作参数、流道设计、智能控制及预处理去优化工艺。当前 CDI 实现工业化仍面临着很多挑战, 未来将向复合电极、连续化装置、系统集成与场景定制方向发展, 为工业水处理规模化应用提供支撑。

关键词: 电容去离子; 脱盐; 吸附; 复合材料; 工业化

中图分类号: **文献标志码:** A

文章编号: 0438-1157 (XXXX) XX-0001-29

Research and Progress on Industrial Applications of Capacitive Deionization Technology

WU Hao, REN Ruipeng, LV Yongkang

(College of Chemistry and Chemical Engineering, Taiyuan University of Technology, Taiyuan 030000, Shanxi, China)

Abstract: Capacitive deionization (CDI) has become a promising water treatment technology due to its advantages of low energy consumption, normal temperature operation, no high voltage equipment and renewable energy. However, most of the current research is mainly based on mechanism research and laboratory research, and the research on industrial application is insufficient. For the first time, the key technology and performance indicators of CDI industrialization are sorted out from the engineering point of view, and the research progress of CDI industrialization application is systematically reviewed. It is analyzed from four aspects: electrode materials and device configuration, performance index, process system and engineering application. The advantages and disadvantages of different materials in industrial applications are discussed. The capacitive deionization device is more suitable for industrialization. The process is optimized by operating parameters, flow channel design, intelligent control and pretreatment. At present, the industrialization of CDI still faces many challenges. In the future, it will develop in the direction of composite electrodes, continuous devices, system integration and scene customization, providing support for large-scale application of industrial water treatment.

Keywords: capacitive deionization; desalination; adsorption; composite materials; industrialization

收稿日期: XXXX-XX-XX 修回日期: XXXX-XX-XX

通信作者: 任瑞鹏(1981—), 男, 博士, 教授, renruipeng@tyut.edu.cn

第一作者: 吴浩(1996—), 男, 博士研究生, 347271380@qq.com

基金项目: 山西省中央引导地方科技发展资金项目(YDZJSX2025D024)和山西省太原市“双百攻关行动”2025年度揭榜挂帅项目(2025TYJB13)

引用本文: 吴浩, 任瑞鹏, 吕永康. 电容去离子技术工业化应用的研究与进展[J]. 化工学报, XXXX, XX(XX): 1-29

Citation: WU Hao, REN Ruipeng, LV Yongkang. Research and Progress on Industrial Applications of Capacitive Deionization Technology[J]. CIESC Journal, XXXX, XX(XX): 1-29

引 言

海水和苦咸水占地球水量的97%以上,全球将有18亿人口生活在绝对缺水地区,淡水资源已无法满足工业的需求^[1]。因此迫切需要一种能将咸水转化为工业用水的技术,与电渗析(Electrodialysis, ED)、反渗透(Reverse Osmosis, RO)、膜蒸馏(Membrane Distillation, MD)和多效蒸馏(Multi-effect Distillation, MED)等脱盐技术对比(表1),电容去离子作为一种低能耗、无相变的常温电吸附技术,契合全球碳中和战略和企业需求。电容去离子技术可将在煤炭、石油、天然气开采过程中产生的大量采出水处理回用,显著降低企业购水成本和废水处理费用^[1-2]。可用于去除循环冷却水中的钙镁离子,防止管道结垢,提高热交换效率,延长设备寿命^[3]。可以作为反渗透浓水的深度处理工艺,将浓水进一步浓缩,大幅降低后续蒸发结晶的能耗,实现工业废水零排放^[4]。系统由低压直流电驱动,可以直接由光伏发电、风电等不稳定的可再生能源供电^[5]。电容去离子技术可以通过设计电极材料、装置模式等实现选择性回收废水中的高价值离子,如锂、镍、氨氮等,将废水处理从消耗成本转变为产生利润。

尽管CDI技术已发展二十多年,但其工业化应用仍处于初始阶段,限制其进一步发展的因素主要体现在以下几个方面:首先,电极材料成本较高、制备工艺相对复杂,难以兼顾性能与经济性,限制了大规模应用^[6];其次,电极在长期运行过程中容易发

生结垢、氧化及腐蚀等问题,导致使用寿命缩短、循环稳定性下降^[7];再次,离子交换膜存在成本高、易污染和易堵塞等缺点,不仅增加了系统运行与维护负担,也在一定程度上提高了能耗^[8];此外,CDI装置在放大过程中还面临连续化运行难度大、复杂水体中离子竞争吸附明显等问题,从而导致脱盐效率和分离选择性下降^[9]。实验室研究结果与真实工业场景之间仍存在较大差距。因此,围绕CDI技术的工程化应用开展更深入的研究具有重要意义。

CDI技术从实验室迈向实际运用,后续研究要点不能仅仅关注于材料性能的加强,还需更多关注工程经济性与运行可靠性^[10]。■ 区别已有综述多聚焦于材料性能优化或单一装置研究。本文从工程化视角出发,系统构建涵盖电极材料、装置构型、性能指标评价、工艺系统优化及工程应用案例的多层级分析框架,力图填补实验室研究与工业实践之间的转化鸿沟。在装置层面,对技术构型进行了系统的工业化性能与经济性对比,为不同工业场景下的技术选型提供了量化参考依据。在评价体系层面,提出了一套涵盖基础性能、应用性能与经济性能的三层次综合评价方法,并引入熵权—TOPSIS模型实现多指标客观赋权与综合量化排序,克服了单一指标评价的片面性,为工业化方案比选提供了可操作的决策工具。系统梳理了CDI系统工艺优化路径,并结合国内外中试及工程示范案例,总结了不同应用场景下的技术适用条件与共性规律,旨在为电容去离子技术的工程化应用提供更具实践指导意义的参考。

表1 脱盐技术的工业化性能与经济性对比

Table 1 Comparison of Industrial Performance and Economic Efficiency of Desalination Technologies

	CDI	ED	RO	MD	MED
技术原理	电场驱动离子吸附于多孔电极表面或者插嵌到法拉第材料中	电场驱动离子透过选择性离子交换膜	高压驱动水分子透过半透膜	热驱动水蒸气透过疏水膜	多级蒸发利用前效蒸汽加热后效
能耗 (kWh m ⁻³)	0.05 - 0.6(苦咸水);FCDI可达0.22 - 14	0.3 - 1.5(苦咸水);范围0.3 - 8.7	3 - 6	热能耗49 - 801	整体能耗5 - 9
产水成本 (USD m ⁻³)	约0.11(低浓度进水)	约0.45 - 1.72	约0.45 - 1.72	约2.8 - 22	约0.3 - 2.5
适宜进水盐度	低盐度,浓度升高能耗急剧上升	低至中盐度苦咸水	苦咸水至海水均适用	高盐度浓水	高盐度浓水
脱盐率	50 - 90%	较高,受膜选择性影响	>99%	>99%	高,传统成熟工艺
水回收率	50 - 90%	高	30 - 50%	相对较低	高回收率
技术成熟度	新兴,商业化初期	成熟	非常成熟	中试阶段	成熟
参考文献	[11-15]	[16-17]	[18-19]	[20-21]	[22-24]

1 CDI工业化应用的技术基础

随着研究持续推进,CDI技术正逐渐从实验室研究迈向中试与工程运用■围绕这项技术基础的研究主要专注于电极材料以及装置的优化。提升传统电极在吸附量、离子选择性以及循环稳定性才能促进其在工业应用和资源回收领域的发展■在电容去离子技术的发展过程中,装置的结构形式决定系统的基础运行模式,也会直接对传质进程、能耗状况以及后续扩大应用的可能性产生影响^[25]■为应对传统CDI装置于结构设计方面的部分局限,研究人员相继提出多种新型的装置构型,逐步向着工业化应用发展。

1.1 工业化应用的材料

当前有关研究主要专注于碳基电极以及法拉第型电极材料■碳基电极尽管脱盐容量相对受限,但一般具备良好的结构稳定性与较快的脱盐响应速率^[26]■相比之下,法拉第型电极由于具有更多离子存储的活性位点,往往表现出更高的脱盐容量,

但在离子嵌入和脱出过程中容易引起材料结构膨胀,从而影响其循环稳定性^[27]。通过设计将不同材料的优势进行整合,制备功能化复合材料解决单一材料在工业化应用中面临的问题。

1.1.1 高性能碳基电极材料 碳基材料得益于其自身的理化特性与工业化的需求高度契合。活性炭、碳纤维、碳气凝胶等碳材料的前驱体来源广泛,制备工艺相对成熟,在大规模生产中具有显著的成本优势。Liu等人^[28]证明了相比于碳纤维(CFs)和活性炭(AC),多孔碳纤维(PCF)是一种很好的CDI材料。与缺乏均匀中孔的常规CFs相比,PCF具有丰富的互连中孔,提供大的离子可及表面积和快速离子扩散。如图1所示■受益于这种分级多孔构造,PCF具备较大的比表面积,且展现出较高的脱盐性能,最高能够达到 38.0 mg g^{-1} ■碳材料一般拥有较大比表面积、多样的孔隙构造、出色的化学稳定性以及良好的导电性能,这些是搭建高效双电层、实现快速脱盐的根基■

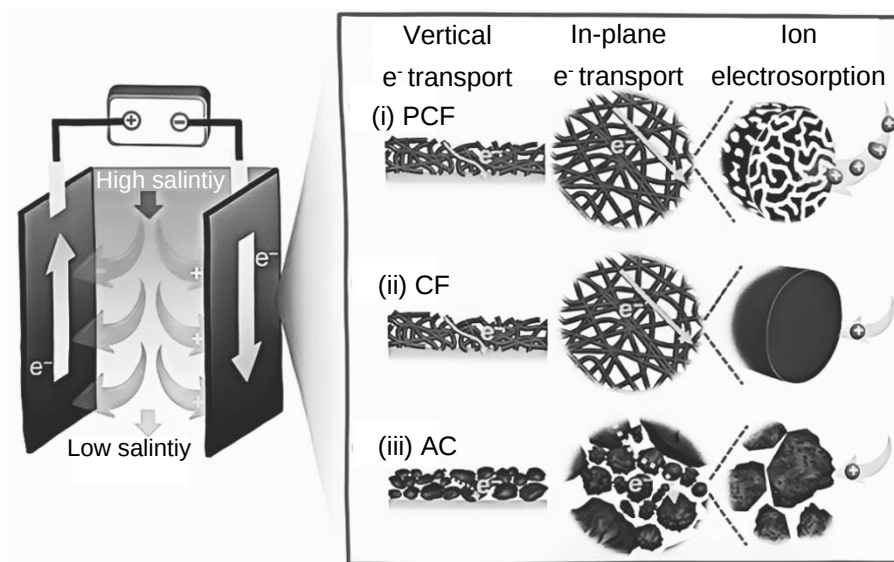


图1 CDI电极(i)PCF,(ii)常规无中孔CFs,和(iii)AC^[28]

Fig.1 CDI electrodes: (i) PCF, (ii) conventional CFs without mesopores, and (iii) AC^[28]

尽管碳基电极具有较多优势,但要将高性能碳材料稳定、高效地应用到工业规模中,仍然面临不少问题。首先,实验室中用于制备超高比表面积和特定孔结构碳材料的合成方法往往工艺复杂,制备成本高、产率低,而且部分过程中还可能带来设备腐蚀和环境污染等问题,因此很难直接放大并应用到实际工业生产中^[29]。其次,纯碳材料主要依靠双电层机制对离子进行物理吸附,其理论脱盐容量本

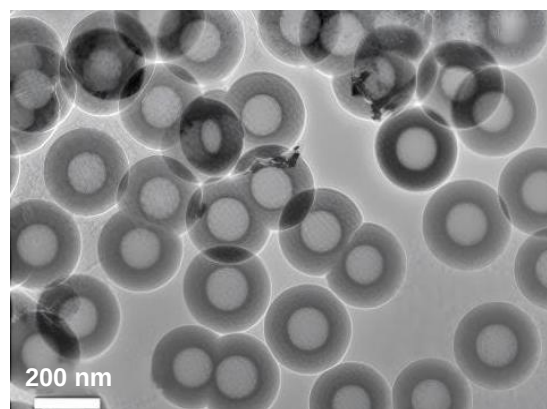
身有限。在复杂的工业水系统里,还易出现脱盐速度偏缓、选择性欠佳等状况■碳基电极由于长时间循环充放电过程,会因表面氧化、孔道阻塞、结构塌缩或者和集流体结合不佳等状况造成性能下降■

当前有关研究大多仍是围绕结构构造和表面调节来加强碳基电极性能开展■例如中空构造的介孔碳纳米球体,能够更全面地运用电极内部空间,还能确实缩短离子传输的路径、减小扩散的阻

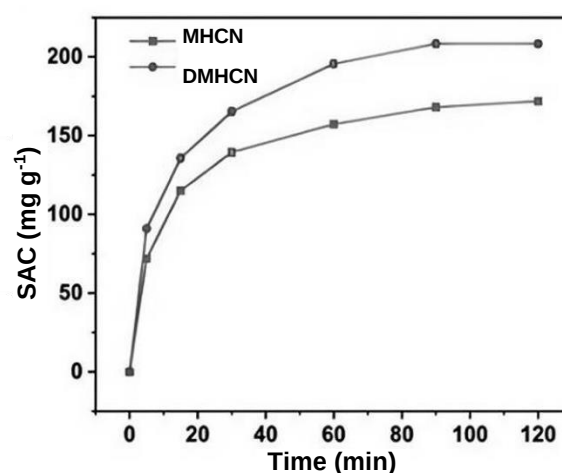
力■孙^[30]制备出一种双层中空构造的介孔碳电极(DMHCN)(图2(a)),该电极对 Cd^{2+} 的电吸附容量能够达到 208.3 mg g^{-1} (图2(b)),在含重金属的工业废水处理领域展现出较好的应用潜能■除此之外,还可以通过表面功能化进一步改善材料性能,例如引入氮、磷等杂原子,或采用复合改性策略,以提高材料的亲水性、离子选择性和循环稳定性。Kang等人^[31]用咖啡衍生活性炭(CDAC)作为CDI中的电极材料,即氮、硫共掺杂的AC电极具有较大的比表面积和多级孔结构,有利于离子的高效捕集。表面电荷快速反转,随后是高反转脱盐性能,具有优异的长期稳定性如图3所示。碳基材料实现工业化需要克服容量较低以及复杂的制备工艺的问题。单一的材料改性也很难满足工业化的大量需求。因此需要探索新型材料。

1.1.2 法拉第电极材料 和主要依靠双电层物理吸附离子的碳基材料相比较,法拉第电极材料的特性是通过可逆氧化还原反应或者离子插层过程来储存离子■正是由于引入这种电化学储离子机制,CDI不再仅仅是单纯的物理电吸附进程,而是具备一定的化学存储特性,这也让其在提高脱盐容量和强化分离性能方面展现出更大的潜力■但是这种材料在实现性能提高之际,也无可避免地引发了结构稳定性以及长期运行可靠性等方面的难题,这些均是其工业化应用进程中需着重解决的■

法拉第反应发生在材料体相内部,能充分利用整个电极材料的体积,因此法拉第材料脱盐容量远高于传统碳材料。法拉第电极的工作电位通常与离子的氧化还原电位相匹配,可以更高效地驱动离子存储,减少因共离子排斥等副反应造成的能量浪费。Liu等人^[32]制备了褶皱结构的 $\text{Nb}_4\text{C}_3\text{T}_x$ (二维过渡金属碳/氮化物(MXene)的一种)作为CDI电极材料,这种褶皱结构有助于优化组装后膜的层间距、



(a) 中空结构介孔碳纳米球的SEM图



(b) DMHCN的吸附容量

图2 中空结构介孔碳纳米球结构和吸附容量^[30]

Fig.2 Hollow-structured mesoporous carbon nanosphere structure and adsorption capacity^[30]

导电性、稳定性以及CDI性能。褶皱型 $\text{Nb}_4\text{C}_3\text{T}_x$ 膜在1.6 V电压下可实现高达 188.2 mg g^{-1} 的脱盐容量,吸附速率高达 $12.6 \text{ mg g}^{-1} \text{ min}^{-1}$ 的快速吸附速率。普鲁士蓝类似物(PBAs)因其独特的晶格结构,对半径较小的碱金属离子有选择性插层效应^[33];而一些层状

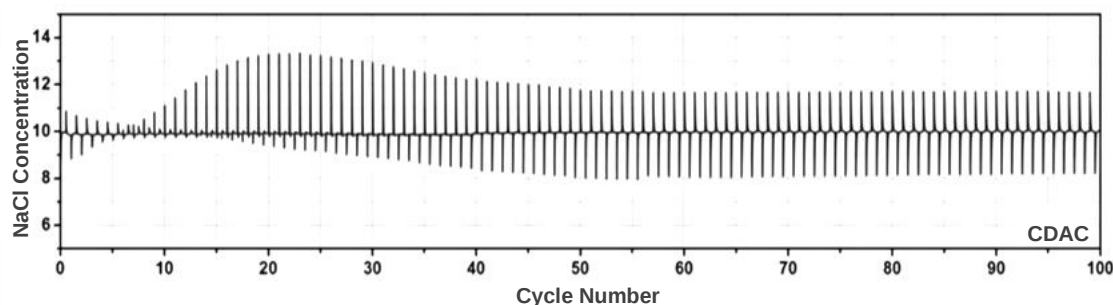


图3 在100个操作周期期间,CDAC的CDI系统出口处的NaCl浓度^[31]

Fig.3 NaCl concentrations at the outlet of the CDI system with CDAC during 100 cycles of operations^[31]

金属硫化物则对重金属离子表现出极高的选择性和捕获能力。Wang 等人^[34]制备了高度结晶的金属六氰酸酯(MHCF-B-170, M=Ni、Co 或 Cu)。如图4所示 MHCF-B-170 晶格比低结晶度的金属六氰基铁酸盐(MHCF-L)的晶格中空位的少,这不仅增强了导电性并促进电子的快速转移,还降低了迁移能量障碍,加速了钠离子的快速和可逆扩散。脱盐容量高达 101.4 mg g^{-1} 。由此可以看出不同的法拉第材料对于不同的离子有着选择性,这种选择性在有价金属回收、特定污染物去除等场景极具价值。法拉第材料是 CDI 电极材料工业化过程中必要的研究。

然而,这些性能优势目前很大程度上是以牺牲材料稳定性和增加成本为代价的,是工业化应用的主要阻碍。法拉第电极最核心的问题是循环稳定

性。法拉第反应伴随着电极材料的体积膨胀与收缩或金属离子溶出,长期循环会导致电极材料的结构粉化、脱落,造成脱盐容量快速衰减^[35]。其次,部分高性能法拉第材料涉及贵金属或稀有元素,原料成本高昂^[6]。同时,许多材料的合成路线复杂,存在批次稳定性差、难以大规模制备的问题^[36]。而且大多数法拉第材料如金属氧化物、普鲁士蓝类似物等是半导体或绝缘体,导电性远低于碳材料。低的导电性会限制电子传输速率,进而降低脱盐速率,并需要添加大量导电剂,增加了电极制备的复杂性和成本,这不符合工业应用对材料成本和生产效率的要求。法拉第材料的特性要求 CDI 器件在工作电压窗口、阴阳极电荷匹配以及操作模式上进行精细化设计。这增加了系统控制与工程化的复杂度^[37]。这些问题都不利于法拉第材料工业化发展进程。

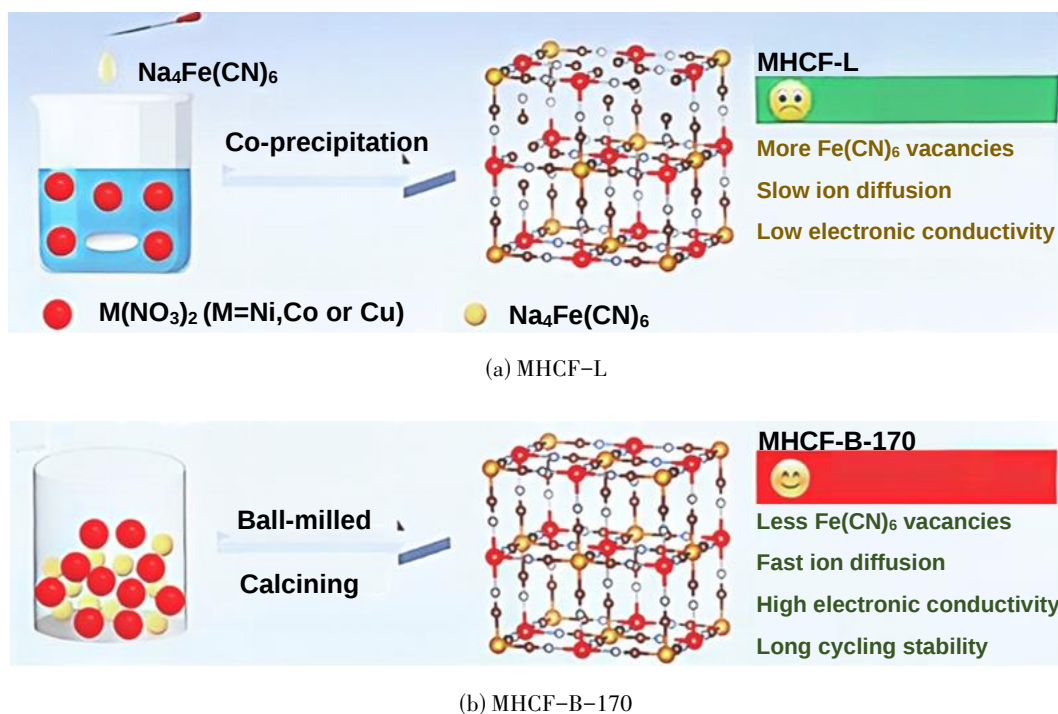


图4 MHCF-L 和 MHCF-B-170 制备过程的示意图^[34]

Fig.4 Schematic diagram of the preparation process of MHCF-L and MHCF-B-170^[34]

1.1.3 多功能复合电极 碳基材料是 CDI 电极稳定性的基础,法拉第材料是 CDI 电极容量的提升,功能化复合电极则是 CDI 电极材料走向工业化的必经之路。其核心理念是通过协同设计,将不同材料的优势进行整合,并引入新功能,解决单一材料在工业化应用中面临的核心问题。

通过将导电性较好的材料,如碳纳米管、石墨烯和 MXene,与高容量的法拉第材料,如过渡金属

氧化物和普鲁士蓝类似物进行复合,有望同时兼顾脱盐容量、脱盐速率和循环稳定性。近年来, MXene 因其导电性好、亲水性强以及独特的层状结构,受到广泛关注。一方面,它能够为离子传输提供较快通道;另一方面,也可以作为良好的导电基底,用于负载和支撑其他活性材料。Yang 等人^[38]制备了一种 $\text{VO}_2/\text{CTAB-Ti}_3\text{C}_2$ (CTAB 修饰的 Ti_3C_2 MXene 负载二氧化钒) 异质结构电极(图5),其脱盐容量高达

1041.5 mg g⁻¹,明显高于单一碳材料或单一法拉第材料。这说明导电骨架能够在一定程度上改善法拉第材料导电性不足的问题,而法拉第材料则为体系提供了更高的离子存储容量。除此之外,Zhou等人^[39]通过构建三金属(CoMnFe)中空结构普鲁士蓝,有效缓解了材料在循环过程中的晶格畸变问题,从而提高了结构稳定性。当它与MXene复合后如图6所示,在混合电容去离子系统中,其对NaCl的吸附容量达到了惊人的328.3 mg g⁻¹,且循环80次容量保持率为100%,完美解决了传统PBAs循环寿命短的问题。

图6 PBA@MXene制备过程示意图^[39]

Fig. 6 Schematic illustration of the preparation process of PBA@MXene^[39]

复合电极能够对特定离子展现出更优的识别与捕获能力,主要原因在于材料里引入具备特定离子插层功能的成分,或者接枝可与目标离子产生特异性作用的官能团 ■ 正是因为这样,这类电极于有价金属回收以及特定污染物深度去除等方面显示

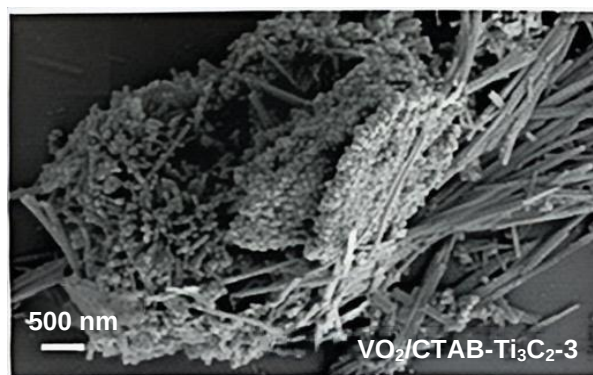


图5 VO₂/CTAB-Ti₃C₂异质结构的电镜图^[38]

Fig.5 The SEM image of the VO₂/CTAB-Ti₃C₂ heterostructure^[38]

出较大的优势 ■ Chen等人^[40]制得了FeSA-PAM(活性炭里引入聚苯胺与MXene,且进一步锚定铁单原子)复合电极(图7) ■ 此电极不但具备良好的脱盐性能,还可把高毒性的六价铬Cr(VI)同步转化为低毒性的三价铬Cr(III),进一步实现脱盐与重金属去除的协同处理 ■

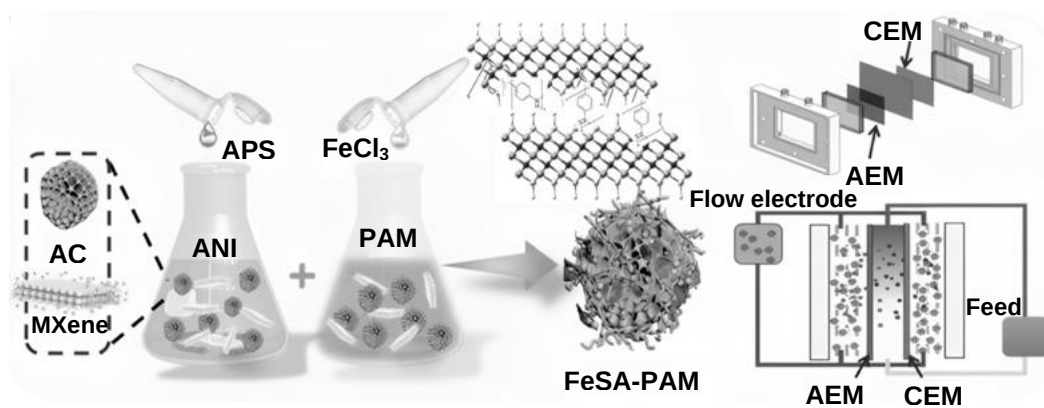


图7 FeSA-PAM复合材料的合成示意图^[40]

Fig.7 Schematic diagram of the synthesis of the FeSA-PAM composite^[40]

功能化复合材料虽然有很大的优势,但是为实现材料的均匀复合和特定结构,往往需要采用多步合成、模板法、水热法等复杂工艺^[41]。这不仅增加了制备的材料和时间成本,也对设备提出了更高要求,给工业化大规模生产带来了成本过高和产率不足的问题。同时将不同物理化学性质的材料复合在一起时,如何确保它们之间界面结合牢固、电化学兼容且不发生副反应,是一个巨大的工程挑战^[42]。不匹配的界面会阻碍离子传输,反而拖累整体性能^[43]。当性能出现衰减时,很难快速判断是导电网络断裂、法拉第材料失效,还是界面退化所致。这

给材料的失效分析和定向优化带来了很大困难。

要推动复合电极真正走向工业化应用,关键还是要把制备成本降下来,同时提高工艺的可放大性。围绕这一目标,当前的研究正在逐步向一步合成、无模板制备以及无粘结剂自支撑电极等方向发展。原位复合方式可简化制备流程,降低能耗与试剂使用量;无模板的工艺手段能规避结构坍塌等状况,有助于提高材料制备的稳定性与产率;无粘结剂的自支撑电极不但能够降低界面电阻,改善导电性与结构稳定性,进一步削减制备成本 ■ 从整体情况而言,基于简化工艺流程、强化组分之间的界

面结合以及提高材料结构的一致性,有希望确实降低复合电极的工业化成本,为其大规模的工程应用提供支撑■

1.1.4 可工业化的电极材料及制备工艺 目前研究主要围绕高性能、低成本碳材料、高容量电极材料的开发,以及面向规模化生产的电极制备工艺展开。碳基电极材料的低成本与规模化制备。例如, Samuel 等人^[44]利用废旧轮胎衍生的碳材料,通过涂覆聚苯胺形成碳-聚合物复合电极。该电极在300次循环后仍保持超过92.8%的充放电容量,展现出优异的循环稳定性,同时实现了废弃资源的再利用,降低了原料成本。法拉第电极材料的高容量与稳定性。例如, Zhou 等人^[45]通过超声喷雾热解方法,以廉价煤为前驱体合成了多孔 Bi/N-doped 碳复合材料(Bi/NCs-0.6)。该电极盐吸附容量高达 69.14 mg g^{-1} , 吸附速率 $10.54 \text{ mg g}^{-1} \text{ min}^{-1}$, 50次循环后容量保持90%。研究明确指出该方法为大规模生产提供了可行路径。制备工艺上实现工业化即实现规模化生产。例如, Wu 等人^[46]通过将活性物质与粘结剂混合制成均匀悬浮液,采用模铸法直接制备自支撑活性炭电极。该方法可实现高载量和高盐吸附能力,为 CDI 技术的大规模应用提供了可能。Li 等人^[47]以密胺泡沫为模板吸附氧化石墨烯溶液,制备复合型膜电容去离子电极。该工艺常温常压操作、条件可控,制备的电极比电容大、盐吸附效率高、稳定循环性好,被认为非常适宜工业化生产。

综上,碳基材料、法拉第材料、复合材料三类电极在工业化应用中呈现清晰的场景适配差异,碳基电极成本低、稳定性好、制备工艺成熟,适用于低盐度苦咸水淡化、工业循环水软化、市政供水净化等大规模、低成本、长周期稳定运行场景,是当前 CDI 工业化的基础电极。法拉第电极脱盐容量高、离子选择性突出,适用于中高盐度水处理、目标污染物选择性去除、锂等有价值离子富集回收这些对容量与选择性要求高的场景。多功能复合电极兼顾高容量、高选择性、良好导电性与结构稳定性,适用于高盐、高硬度、复杂组分工业废水处理、资源化回收、零排放工艺等严苛工况,是未来 CDI 工业化核心方向。同时,通过废弃物资源化降本,引入先进雾化热解等技术提升性能,并结合模铸与模板法等简易成型规模化工艺。CDI 电极材料在成本和规模化制备上已具备扎实的工业转化基础。

1.2 不同 CDI 装置

1.2.1 传统电容去离子技术 传统电容去离子技术是最基础的装置,通常由一对碳基材料电极组成,通过施加静电场形成双电层来吸附离子,不引入离子交换膜或其他。如图8所示, Wang 等人^[48]使用阳离子交换树脂和导电性石墨粘合成的树脂-CGA 电极吸附的 Ni^{2+} 达到 0.095 mg g^{-1} , 远高于树脂和导电性石墨电极。在初始电解质 pH 是 3.0、初始 Ni^{2+} 浓度为 1.0 mg L^{-1} 的状况下,处理过后溶液里的 Ni^{2+} 浓度能够降至 0.005 mg L^{-1} , 去除比例达到 95%, 对应的能耗为 1.67 kWh m^{-3} ■ 另外在持续开展30次吸附、再生循环之后,出水中剩余 Ni^{2+} 浓度仍然能够符合排放标准 ■ 从整体情况而言,传统 CDI 技术的一项明显优势是能耗相对较低,其能耗一般处于 $0.1\text{--}2.0 \text{ kWh m}^{-3}$ 区间,明显低于传统海水淡化工艺^[6] ■ 特别是在处理低含盐度进水的情形下,这一优势更加明显,原因在于 CDI 的运行能耗一般会随着进水盐度的上升而增多 ■ 常规 CDI 能够实现 70% 以上的水回收比例,比反渗透及电渗析技术的 40%–70% 要高^[49] ■ 在处理等量水量时,所产生的浓水更少,这对水资源匮乏地区具有重要意义^[50] ■

图8 去除电镀废水中低浓度镍的实验装置^[48]

Fig. 8 Experimental setup for the removal of low concentrations of nickel from electroplating wastewater^[48]

传统 CDI 在处理高盐度工业废水时,处理效果往往会明显下降。当进水盐度升高到一定程度后,系统能耗会快速增加^[51]。同时,电极在运行过程中需要通过短路或反向加压的方式进行再生,但实际脱附通常很难做到完全彻底,这就容易造成电极内部残盐积累,进而引起性能逐步衰减。此外,在充电过程中,与电极表面电荷同号的离子会被排斥到溶液中,这会降低电流利用效率。另一方面,传统 CDI 对不同离子的选择性本身较弱,在成分复杂的实际水体系中,很难实现对目标离子的高效定向分离。

传统 CDI 于低能耗、高水回收率、环境友好方面展现出明显优势,这让其在苦咸水淡化、低盐度工业废水处理等领域拥有应用潜力 ■ 但是吸附容量受限、脱附不完全、离子选择能力差、长期稳定性欠佳以及缺少工业化规模验证等状况,让其难以直接满足复杂的高盐工业废水处理要求 ■ 所以要在传统 CDI 的根基上开发新的装置模式以实现工业化运

用 ■

1.2.2 混合电极电容去离子技术 混合电容去离子技术(HCDI, Hybrid Capacitive Deionization)是在传统CDI基础之上发展出来的一种改良型构型 ■ 它的主要特性是运用非对称电极构造,也就是一侧采用法拉第型物质,另一侧采用碳基物质 ■ 如此设计的意图,是期望同时展现两类材料各自的长处,并且在一定方面上弥补它们单独运用时所存在的欠缺 ■ 通常来说,法拉第电极的工作电位能够与目标离子的氧化还原电位较好匹配,因此有助于减少共离子排斥带来的能量损失。Xing等人^[52]用海胆状的

$W_{18}O_{49}@C$ (UWC)的新型复合材料作为用于水脱盐的阴极,AC作为阳极。UWC具有合适的孔径分布、最大的比表面积和比电容、最高的石墨化度和碳含量,允许离子嵌入和双电层电容、快速离子渗透和快速电子转移,因而具有优异的脱盐能力。此外,对于UWC电极,显示出超过200次循环的优异循环稳定性以及高充电效率和低能耗。相比传统CDI,HCDI在同等脱盐量下的能耗可降低20~40%,部分系统能耗可低至 $0.1\text{--}0.5\text{ kWh m}^{-3}$ ^[53]。HCDI中法拉第电极的存储机制从根本上减弱了充电时的共离子排斥效应,提高了电荷利用效率。

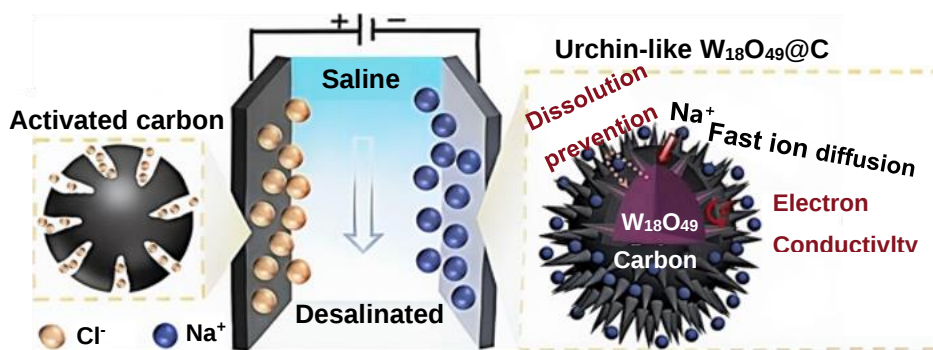


图9 UWC//AC组成HCDI的示意图^[52]

Fig.9 Schematic diagram of the HCDI composed of UWC//AC^[52]

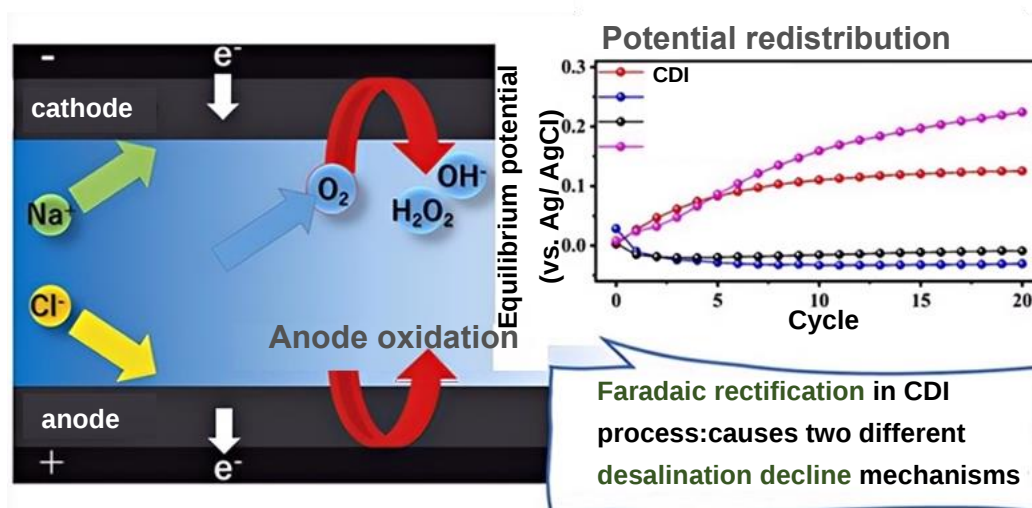
HCDI的核心难题在于阴阳极的电荷容量匹配,法拉第电极的容量通常远高于碳电极,匹配差异过大,会导致系统在循环过程中出现电荷积累、电压窗口偏移、法拉第材料过充等问题,加速性能衰减。Li等人^[54]提出在电容去离子过程中出现法拉第整流现象,即由于阳极/阴极法拉第反应不对称而导致电极电位和副反应受到动态调控的现象(图10)。在HCDI系统中,还存在一种比较特殊的容量衰减现象。它并非是由电极结构损坏直接导致的,而更多和法拉第过程引发的电极电位重新排布相关 ■ 也就是说这种性能降低并非完全是传统概念里的材料失活,而是和体系内部电位改变紧密相关 ■ 所以这种系统给材料制备质量与器件设计提出更严格的要求 ■ 在此期间HCDI于运行进程中还需对工作电压区间、充放电模式以及电极再生方案加以更精准的调节,这在一定程度上也提高系统控制的难度以及工程化运用的复杂性 ■

HCDI把法拉第电极和碳电极进行非对称搭配,在维持传统CDI低能耗特性的前提下,进一步提高脱盐容量与离子选择性,可视为CDI技术从单纯

物理吸附朝电化学储离子方向推进的一项重要成果 ■ 目前HCDI正处在从实验室研究向中试放大转变的阶段,不过已展现出不错的应用前景 ■ 特别是在海水淡化的预处理、工业废水的深度处理以及盐湖资源的综合利用等领域,HCDI有希望显示出更为明显的应用优势 ■

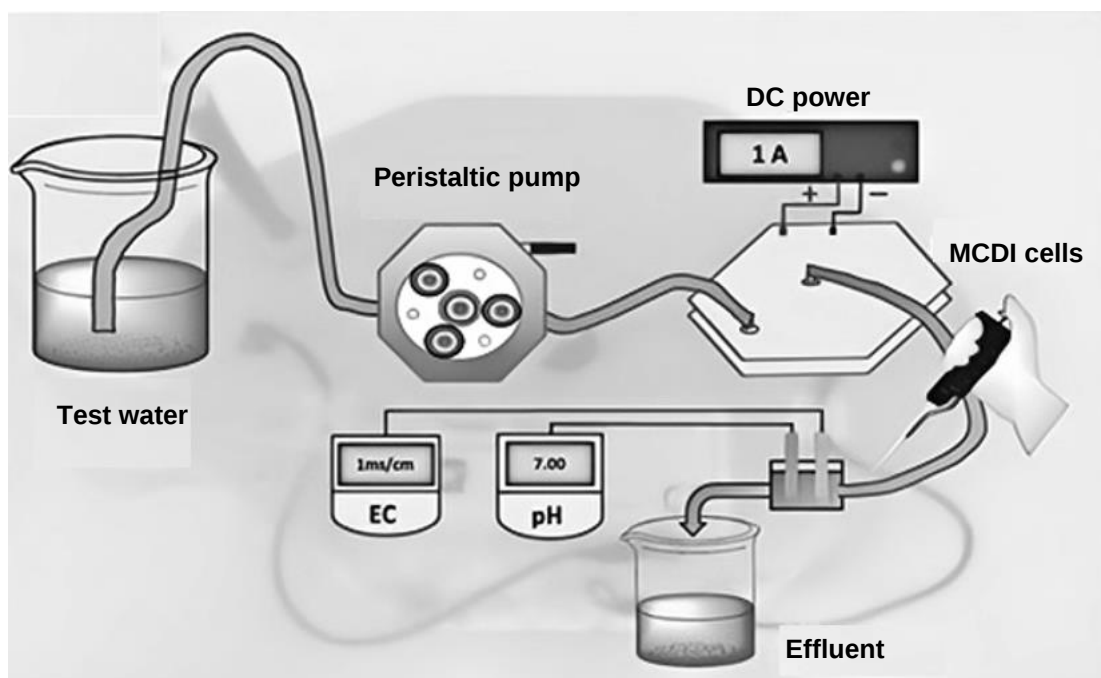
1.2.3 膜电容去离子技术 膜电容去离子技术(MCDI, Membrane Capacitive Deionization)是在传统CDI基础上,在正负电极表面增加一对离子交换膜(阳离子交换膜CEM和阴离子交换膜AEM)所形成的改进构型。离子交换膜的引入,从根本上改变了离子传输和吸附的微观过程。

MCDI的一个突出优势在于能够较好地抑制共离子排斥效应,从而明显提高电流利用效率。离子交换膜可以选择性地允许反离子通过,同时阻挡共离子进入电极区域,因此电流效率通常可提高到85%~95%,单位脱盐量对应的能耗也会明显降低^[55]。由于共离子干扰减弱,体系中的更多电荷能够真正用于离子去除,这也是MCDI脱盐性能优于传统CDI的重要原因。与传统CDI相比,MCDI的脱

图10 法拉第整流现象导致阳极氧化^[54]Fig.10 Anode oxidation induced by the Faradaic rectification phenomenon^[54]

盐容量通常可提高约50%–100%，一般可达到15–40 $mg\ g^{-1}$ 。在部分优化体系中，处理低盐度进水时，脱盐效率甚至可以超过90%。总体来看，更高的电流效率通常意味着更低的运行能耗。MCDI的能耗通常为0.2–0.8 $kWh\ m^{-3}$ ，比传统CDI低30–50%^[56]。离子交换膜不仅起到物理隔离作用，可以防止电极表面因直接接触而发生的短路或副反应，抑制电极氧化和碳腐蚀问题，减少电极在长期循环中的结构退化，缓解因pH波动导致材料溶解。Huang等人^[57]通过调控pH使用MCDI实现离子选择性分离如

图11所示，pH为5优先去除 Cl^- 。pH为7–9，优先去除二价磷酸盐 HPO_4^{2-} ，适合污水深度除磷。工业上可根据水质灵活调节pH实现目标离子优先去除，通用性强。膜的选择性筛分作用使离子去除更具目的性。离子交换膜可以阻挡大分子有机物、胶体和微生物直接接触电极表面，减轻电极污染和孔道堵塞问题，延长系统维护周期^[58]。离子交换膜保护电极材料的过程，本应电极材料出现的问题转移到膜上面，因此膜的问题就是MCDI工业化应用的最核心的问题。

图11 单程MCDI装置的示意图^[57]Fig.11 Schematic diagram of the single-pass MCDI apparatus^[57]

离子交换膜属于MCDI系统里成本较高的部件之一■以DuPont、AGC、Fumatech等商用膜为实例,其售价一般处于500-2000元/m²,在整个系统成本里的占比能够达到30%-50%■所以针对大规模工业应用而言,膜的成本一直是影响经济性的主要要素之一^[59]■尽管离子交换膜的应用可在一定范围内保护电极,但是膜污染却成为MCDI运行时不容忽视的问题■例如在硬水体系里,Ca²⁺和Mg²⁺易在阴离子交换膜表面生成碳酸盐或者硫酸盐垢层^[60];而在工业废水当中,油类、表面活性剂以及腐殖质等有机物同样易吸附于膜表面^[61]■另外微生物在膜表面附着生长之后会形成生物膜,进一步加大膜阻力■膜污染会导致系统内部阻力升高、脱盐效能降低以及运行能耗增大^[62]■所以系统通常需定期开展化学清洗工作,情况严重时还得更换膜,这会进一步提高运行维护的费用■从另一个角度来看,离子交换膜自身具备一定电阻,这会让系统的总内阻升高■为了保持相同的电流密度,常常需要施加更高的工作电势,进一步增大欧姆电位降和能量损耗■处于强酸、强碱或者氧化性相对较强的环境里,膜材料或许会出现老化或者降解现象■

从整体情况而言,MCDI引入离子交换膜,减轻了传统CDI里共离子排斥效应,在电流效率、脱盐容量以及电极稳定性等方面均展现出一定的优势■但是,膜成本高昂以及膜污染严峻仍然是其进一步推广所面临的两大主要问题■未来的研究应着重于开发低成本、具备高抗污染性且长寿命的离子交换膜,与此同时搭配反向脉冲、周期性清洗等运行策略,进一步提高系统的稳定运行性能■随着低成本抗污染膜材料与系统集成技术持续进步,MCDI于工业循环水治理、市政供水深度净化以及分布式水治理等领域有望得到更广泛运用■

1.2.4 流动电极电容去离子方法 流动电极电容去离子技术(FCDI, Flow-electrode Capacitive Deionization)属于在CDI构型方面的一项主要改良■和传统的固定电极不一样,FCDI把电极材料调配成浆料,让其在集流体流道里循环流动■此种设计让离子吸附和电极再生这两个流程能够相对独立开展,进一步打破传统固定电极CDI间歇式运作以及吸附容量受约束的状况■故而FCDI被视作处理高盐度工业废水、实现连续化脱盐运行颇具潜力的技术方向之一■

连续化运行是FCDI最核心的优势。流动电极

可以连续运行,同时再生的电极浆料持续补充。这使的其在处理大规模、连续排放的工业废水时具备很大的优势。Lu等人^[63]设计了一种新型复合电极MTPA(MS-Ti₃C₂T_x/PANI/AC)(图12),以实现高效除氟。活性炭提供大的比表面积,聚苯胺(PANI)通过增强导电性并提供对氟离子的选择性吸附位点,无氟刻蚀的MS-Ti₃C₂T_xMXene具有高导电性和层状结构,构建连续导电网络,改善离子传输。在1.2 V电压下,30分钟内可将10 mg L⁻¹的氟离子去除至1.2 mg L⁻¹,去除率达88.8%,平均氟去除速率为3.415 mg m⁻² s⁻¹。电荷效率高达91.7%,能耗低至0.013 kWh m⁻³。连续运行50个循环后,氟去除率仍保持在85%以上。由此可以看出在FCDI中,脱盐效率受材料的位点和离子传输是否连续等的影响。并且脱盐容量不再受限于电极面积,而是取决于流动电极浆料的总量和再生效率。通过增加浆料循环量,可以轻松实现超高累积脱盐量,理论上不存在容量上限,非常适合处理高盐度废水^[64]。更关键的是,电极材料处于流动状态,颗粒间的碰撞与剪切作用可以物理抑制污染物在电极或膜表面的沉积。当电极材料因污染或老化失效时,可以直接更换浆料,无需拆卸设备,大幅降低了维护成本和停机时间。FCDI的规模化以及工业化更有潜力。

FCDI最核心的技术问题是浆料的导电网络结构的不稳定与高内阻。流动电极的导电性依赖于浆料中颗粒之间形成的动态导电网络。当固含量较低时,导电网络稀疏,电阻极高,导致能耗高、脱盐速率慢。提高固含量可以改善导电性,但会带来浆料粘度过高,泵送能耗增大且易堵塞流道^[65]。在高固含量或高流速操作下,泵送能耗可能占总能耗的30%-50%,显著削弱了CDI技术低能耗的核心优势^[66]。虽然流动电极缓解了电极污染,但FCDI仍然依赖离子交换膜来分隔电极室与水流通通道。因此,MCDI中存在的膜污染和结垢问题在FCDI中同样存在,且由于浆料的磨蚀作用,膜可能面临更快的物理磨损。相比固体电极CDI,FCDI需要增加浆料循环泵、储料罐、再生单元等辅助设备,初期投资成本和占地面积更大。对于中小规模的处理场景,其经济性可能不如MCDI^[67]。FCDI是较新的技术方向,目前绝大多数研究仍处于实验室小试阶段。针对复杂工业废水的长期连续运行稳定性、电极材料在循环过程中的磨损与寿命、系统维护频率等关键工程数据仍然匮乏。

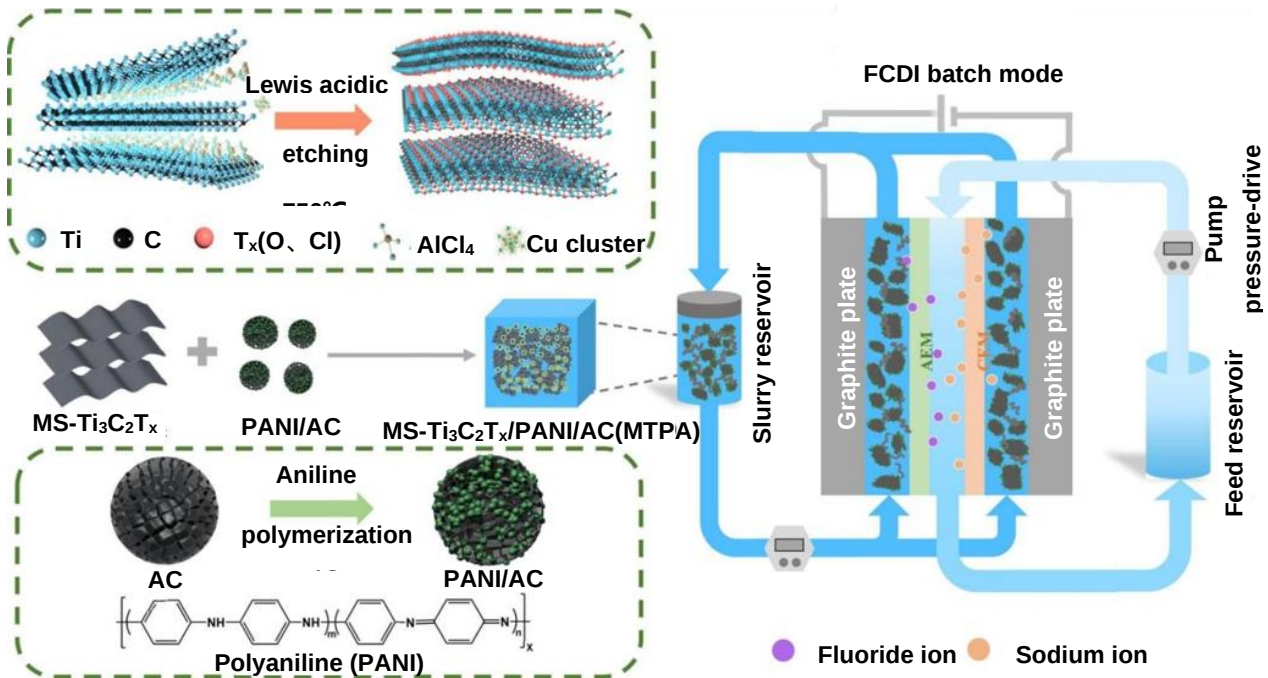


图12 MS- $\text{Ti}_3\text{C}_2\text{T}_x$ 和 PANI/AC 的制备过程示意图,以及用于除氟实验的 FCDI 系统运行模式示意图^[63]

Fig.12 Schematic diagram of the preparation process of MS- $\text{Ti}_3\text{C}_2\text{T}_x$ and PANI/AC, and the operation mode of the FCDI system for fluoride removal experiments^[63]

FCDI把电极材料设计成能够流动的浆料样式,在某种程度上打破固定电极 CDI 容量受限和间歇运作的局限,为 CDI 技术处理高盐度工业废水以及实现连续化运转提供全新的思路。但是该体系也产生新的问题,其中最为主要的仍是导电性与流动性之间的平衡。换句话说电极浆料需具备良好的导电能力,同时要维持恰当的流变性能,这给材料设计提出更高的要求。因此,开发高固含量、低黏度且导电性良好的流动电极浆料,是当前 FCDI 研究中的重点之一。总体来看, FCDI 目前仍处于进一步发展阶段,系统结构较为复杂,运行能耗和辅助单元匹配等问题也还有待解决。但在高盐废水处理和复杂工业废水治理等方面, FCDI 仍表现出其他 CDI 构型难以替代的应用潜力。随着流动电极浆料、膜材料以及清洗和循环等配套系统的不断完善, FCDI 有望成为未来工业级 CDI 技术的重要发展方向。

1.2.5 电容去离子技术装置工业化应用 CDI 走向工业化,核心挑战在于解决“共离子排斥”导致的低电荷效率,以及“离子交换膜”带来的高成本与运维问题。近年来,围绕这三个点的工业化案例已取得显著进展。侯嘉洪团队^[68]利用 MCDI 技术处理半导体含氟废水。该技术无须加药、不产生化学污泥,并已从日处理 100 升的实验室系统,放大至日处理 1

吨的工业化成套设备。沙特阿拉伯 SAWACO 公司建成了沙特首个 MCDI 工业化水厂。每个 MCDI 单元在 0.8–1.8 V 低压下运行,产水电导率低于 $1 \mu\text{S cm}^{-1}$,最低可达 $0.5 \mu\text{S cm}^{-1}$,模块化产水能力为 3.8 升/分钟。清华大学梁鹏教授团队^[69]开发了带储液器的 MCDI(R-MCDI)装置。通过创新“离流脱附”操作,其磷去除率是传统 MCDI 的近两倍,有效解决了传统 CDI 中因共离子排斥导致的磷吸附容量低的问题。华东师范大学等团队^[70]合作开发了感应电荷辅助法拉第 CDI(IC-Faradaic CDI)。其核心创新在于,通过无线感应电荷单元融合法拉第反应与双电层机制,无需离子交换膜即可实现高效脱盐。在 324 cm^2 的大尺寸装置测试中,对模拟苦咸水实现了 77% 的盐去除率,并在长江口真实水样中验证了工程可行性。

CDI 作为一类新兴的电驱动脱盐工艺,已陆续形成传统 CDI、HCDI、MCDI 和 FCDI 等几种主要的技术路径。不同的构型在性能表现、运行模式和经济性等方面各有特性,在工业应用里的适用领域也存在明显差别。表 2 对四种主流 CDI 技术在适用水质、能源消耗、水回收比例、主要的优劣势以及投资费用等方面开展系统对比。从整体而言,不同 CDI 技术所对应的适用情形和主要限制存在差异,在实

际运用时需结合进水盐度、处理目的以及成本需求进行恰当挑选,这同样能为CDI技术的工程化运用和路线优化提供参考■综合来看,CDI技术的工业化正通过以下路径稳步推进:通过MCDI技术有效解决共离子排斥问题,大幅提升电荷效率和脱盐性

能。一方面通过技术创新开发无膜化新路径;另一方面通过工艺放大、材料替代来降低MCDI自身成本。在实现水处理的同时,追求资源回收(如氟、磷)、碳减排和废弃物资源化,构建经济与环境的双重效益。

表2 主流CDI技术工业化性能与经济性对比

Table 2 Comparison of industrial performance and economic viability of mainstream CDI technologies

技术类型	适用水质	能耗/ kWh·m ⁻³	水回收 率/%	核心优点	核心缺点	投资参考 成本 文献
传统 CDI	低盐度苦咸水、循环冷却水	0.1 - 2.0	70 - 90	结构简单、无膜、能耗低、运维方便	共离子排斥、选择性差、高盐性能差	低 [71,72]
HCDI	中低盐度水、选择性分离	0.1 - 0.5	75 - 90	容量高、能耗低、抑制共离子排斥	阴阳极匹配难、长期稳定性控制复杂	中低 [73-76]
MCDI	中高盐、复杂工业废水、软化	0.2 - 0.8	75 - 95	电流效率高、抗污染、稳定性好	膜成本高、膜易结垢、内阻略高	中高 [77-80]
FCDI	高盐废水、连续处理、浓水浓缩	0.5 - 2.5	80 - 95	连续运行、无容量上限、抗污染强	浆料系统复杂、泵送能耗高、维护难度大	高 [81-83]

2 基础工业化的性能指标和综合评价

性能指标是评判不同技术路径和装置方案有无应用潜力的主要根据■随着相关研究不断增多、CDI技术不断发展,单纯用脱盐容量这类单一指标已经难以全面、客观地反映不同体系之间的差异^[82]。因此,建立一套较为统一和规范的性能评价指标体系,对于不同研究结果之间的比较以及技术的进一步工程化发展都具有重要意义。

2.1 性能指标

这些指标不但用于衡量技术自身的经济性与可靠性,还是工艺规划、设备挑选和成本计算的主要根据■下面是CDI工业化应用里的主要指标以及其计算公式■

2.1.1 脱盐性能指标 脱盐容量(Salt Adsorption Capacity, SAC)是指单位质量或单位面积的电极材料在单次吸附-再生循环中能够去除的盐量,是衡量电极材料本征性能的核心指标。SAC直接影响系统所需的电极材料用量和再生频率。工业化要求SAC通常大于30 mg g⁻¹才具备商业竞争力^[84]。在工程层面,更高的SAC意味着处理同等体积的水,所需电极材料更少、设备体积更小、再生次数更低,能够显著降低材料成本与设备投资成本。在工业化设计中,SAC作为核心筛选标准,用于评估不同电极材料的脱盐潜力,设计人员可根据目标处理量和SAC,计算所需的电极材料总量与系统规模^[85]。它

不仅是衡量技术水平的标尺,更是指导工业化实践中材料选择、系统设计、运行优化和应用场景适配的基础。

$$SAC = \frac{(c_0 - c_t) \times V}{m} \quad (1)$$

脱盐速率(Salt Adsorption Rate, SAR)是指单位质量电极材料在单位时间内去除的盐量,反映系统的动态处理能力。SAR决定了系统处理相同水量所需的电极面积和循环周期^[86]。SAR决定产水效率与设备成本,是评估材料和结构性能的关键指标。例如有研究表明,采用金属有机碳骨架衍生碳材料作为流动电极,其平均脱盐速率可比传统活性炭组高出6.48倍,这一指标能够快速筛选出具备应用潜力的材料^[87]。不同的技术构型对速率优势有着不同的追求,例如流动电极电容去离子凭借“伪无限吸附容量”和较高的盐离子吸附速率,被认为是处理高盐度海水、进行资源浓缩的可靠技术。

$$SAR = \frac{SAC}{t} \quad (2)$$

脱盐效率(Salt Removal Efficiency, RE)是指单次处理过程中,进水盐度被去除的百分比,是衡量出水水质的直观指标。根据目标出水水质要求,RE需达到相应水平。工业应用中RE通常为50-90%^[88]。脱盐效率用于衡量处理效果与出水水质,直接决定处理后出水的水质能否达标,是适配不同应用场景需求的核心指标。中科院合肥研究院的FCDI装置处理真实海水时,脱盐率可达99.9%^[89];苦咸水淡化对脱盐效率的要求相对宽松,已有研究在

最优条件下实现了40.6%的盐去除率^[90]。设计大型系统时,可通过增加电极堆叠单元数量提升总脱盐量,这为系统放大设计提供了重要的权衡依据。

$$RE = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100\% \quad (3)$$

在工业化设计中,脱盐容量决定单次处理水量,是控制材料用量、设备规模和再生频率的根本参数。它在工业化过程中用于材料筛选、系统规模计算及运行能耗平衡,是实现技术经济性的基石。脱盐速率决定产水效率与设备成本,是评估材料与构型潜力的关键指标,主要用于筛选高效材料、优化系统构型,是衡量系统“生产力”的核心。脱盐效率决定出水水质,不同应用场景对其要求差异巨大。三者需要系统化权衡:容量与速率存在经典矛盾(双电层吸附速率快但容量低,法拉第材料则相反),速率与效率也存在矛盾(高流速可以提升产量,但可能降低单次处理效率)。工业设计的终极目标是,在满足目标脱盐效率的前提下,追求最高的脱盐速率和脱盐容量,最终实现系统整体性价比最优。

2.1.2 能耗与经济性指标 比能耗(Specific Energy Consumption, SEC)是指处理单位体积水所消耗的电能,是CDI技术经济性最核心的指标。SEC是与其他水处理技术竞争的关键指标^[91]。比能耗(SEC)直接决定了CDI系统的日常运行电费,是衡量其经济可行性的首要指标。一套系统如果SEC过高,即便设备投资再低,也难以在市场中立足。目前普遍认为,CDI在苦咸水(TDS<5 g/L)处理领域更具能效优势,其SEC可低至0.05–0.6 kWh/m³,显著优于传统反渗透工艺的1–2 kWh/m³^[92]。研究证实,增大运行电压会提升脱盐率,但比能耗也会随之升高。在项目前期,SEC是计算产水成本的基础,例如可通过对比不同运行模式下的SEC,选择最优运行方案^[14]。已有研究发现恒流(CC)模式的能耗低于恒压(CV)模式,这对大型CDI系统的运行模式选择具有决定性意义^[93]。在处理不同水质的场景中,SEC也是筛选技术方案的关键:比如在处理低盐度进水时,CDI的低SEC优势,使其成为比RO更具吸引力的技术选择。

$$SEC = \frac{\int_0^t U \cdot I dt}{V} \quad (4)$$

能量回收效率(Energy Recovery Efficiency, η_{ER})是指再生过程中回收的能量占充电能耗的比

例,反映系统能量利用的经济性。高能量回收效率可显著降低净能耗。先进的CDI系统可实现30–45%的能量回收^[94]。能量回收率指在电极再生(放电)阶段,能够回收并重新利用的能量占充电阶段输入总能量的比例,这是CDI技术区别于许多其他脱盐技术的独特优势。CDI的充电过程相当于给电容器充电,再生时这部分能量可以被释放回收,较高的能量回收率能显著抵消充电阶段的能量消耗,回收的能量可直接用于给其他CDI模块充电,或是存入储能设备,实现系统内部的能量循环利用。已有研究团队开发出能源回收效率高达60%的装置,在配备多组CDI模块的大型系统中,可通过能量回收策略,将一个模块放电释放的能量直接用于给另一个模块充电^[95]。

$$\eta_{ER} = \frac{E_{discharge}}{E_{charge}} \times 100\% \quad (5)$$

电荷效率(Charge Efficiency, Λ)是指用于脱盐的电荷占输入总电荷的比例,反映电流利用效率。电荷效率直接影响能耗。传统CDI通常为60–80%,MCDI因抑制共离子效应,电荷效率可达85–95%^[96]。CE反映了真正用于脱盐的电荷比例,能够帮助定位能量损失的核心问题,直接决定脱盐过程的能量利用效率。传统CDI的CE通常仅在0.5~0.8之间,这意味着有20%–50%的电荷被浪费,例如同离子排斥效应带来的无效消耗^[14]。低CE对应着高能耗,通过技术手段提升CE,就能显著降低系统能耗。同时CE是评估新材料、新结构性能的关键指标。例如采用特定中空碳球材料的FCDI系统,电荷效率可达到92.9%;而使用超声强化技术的装置,能将CE从70%以下提升到90%以上^[97]。此外CE还可作为过程诊断工具,CE下降往往预示着电极老化、膜污染或操作参数偏离了最佳区间。

$$\Lambda = \frac{F \cdot \Gamma \cdot V}{\int_0^t I dt} \times 100\% \quad (6)$$

在CDI工业化设计中,上述三个指标相互关联,共同决定了系统的最终表现:SEC决定运行成本与市场竞争力,是经济性评估与运行策略优化的核心参数。能量回收率是能量管理系统设计与特殊场景应用的关键依据。CE帮助诊断能量损失、指导技术改进,是材料筛选、构型优化与过程诊断的重要工具。工程师的终极目标,是在保证出水水质和处理量的前提下,通过提升CE和能量回收率,最大限度降低SEC,最终实现CDI系统整体能效和经济效

益的最大化。

2.1.3 稳定性与寿命指标 容量保持率(Capacity Retention, CR)是指经过一定循环次数后,电极脱盐容量的保持百分比,衡量材料与系统的长期稳定性。工业应用要求电极材料具有长寿命^[98]。容量保持率和水回收率是 CDI 系统两个关键的性能指标,直接决定了系统能否在真实工况下长期、经济地运行。容量保持率反映了电极材料的循环稳定性和使用寿命,直接决定了电极材料的更换频率和整个 CDI 系统的服役年限。研究显示,商用 CDI 模块在 52 天连续运行后,脱盐效率会出现明显下降^[99];在真实工业废水中,有机污染物导致的“抗污失效”可使脱盐率在数十次循环内下降 50% 以上^[77]。CDI 技术能否成功应用,很大程度上取决于能否解决电极的长期稳定性问题,在工业化项目中,容量保持率是制定设备维护计划和计算全生命周期成本的基础数据。

$$CR = \frac{SAC_n}{SAC_1} \times 100\% \quad (7)$$

水回收率(Water Recovery Rate, WR)是指处理过程中,产水体积占进水总体积的比例。水回收率直接影响浓水处置成本和系统效率。CDI 技术的水回收率通常可达 70–90%^[91]。水回收率衡量了 CDI 系统的水资源利用效率,是决定运行成本的直接因素。CDI 技术在这方面具有显著优势,水回收率通常可达 65% 至 75%,部分先进系统甚至可超过 90% 或 95%^[9]。与 RO 技术 30% 至 50% 的水回收率相比,更高的水回收率是 CDI 重要的竞争优势,尤其在处理高盐废水等场景中价值突出。在电镀、化工等行业,高水回收率是实现废水减排甚至“零排放”的核心要求。水回收率既是计算系统运行成本的重要参数,也是 CDI 与 RO 等其他技术进行经济性对比的核心指标。

$$WR = \frac{V_{product}}{V_{feed}} \times 100\% \quad (8)$$

容量保持率是决定系统能否长期稳定运行的“寿命”指标,关乎项目的可持续性和投资回报,主要用于材料筛选、寿命预测和维护策略制定。水回收率是决定系统水资源利用效率的经济指标,关乎项目的运行成本和资源利用率,主要用于工艺选择、系统设计和浓水管理。在工业化设计中,两者需要与脱盐容量、速率和效率等指标协同优化。一个理想的 CDI 系统,应在保证高脱盐性能的同时,具备稳定的容量保持率和尽可能高的水回收率,最终

实现经济、高效、可持续的水处理。

2.1.4 工程化集成指标 体积产率(Productivity, P)是指单位反应器体积在单位时间内产出的脱盐水量,反映设备紧凑性。体积产率直接影响设备占地面积和投资成本^[100]。体积产率决定设备占地与空间成本,是空间利用效率的直接体现,也是推动 CDI 系统从实验室规模走向紧凑型工业化设备的核心驱动力。在船舶、钻井平台、移动式水处理站等对空间有严格要求的应用场景中,体积产率是选择 CDI 技术而非传统 RO 等大型设备的关键依据。

$$P = \frac{V_{product}}{V_{reactor}} \times 100\% \quad (9)$$

投资成本(Capital Expenditure, CAPEX)是指项目从规划、建设到投入运营前所发生的一次性、资本性支出总额,包括:设备购置费、安装工程费、建筑工程费、工程设计及咨询费、调试及试运行费、预备费。这些支出形成企业的固定资产,在项目生命周期内通过折旧分摊到产品成本中^[100,101]。投资成本是任何工程项目启动前必须跨越的第一道经济关卡,过高的投资成本会导致项目难以获得审批或融资。在微咸水淡化领域,CDI 系统的投资成本约是运营成本的 2 至 14 倍,膜电容去离子(MCDI)系统这一特征尤为明显^[50],这意味着投资成本是总成本的核心组成部分,也是对比 CDI 与 RO、ED 等其他技术经济性的核心指标。

$$CAPEX = C_{equipment} + C_{installation} + C_{construction} + C_{engineering} + C_{commissioning} + C_{contingency} \quad (10)$$

运行成本(Operational Expenditure, OPEX)是指项目在投入运营后,为维持系统正常运行所发生的持续性、经常性支出,包括:电耗成本、电极材料更换成本、膜更换成本、化学清洗药剂费、预处理耗材费、维护及备件费、人工成本、浓水处置费。这些费用按实际发生额计入当期产品成本^[101]。运行成本决定产品的长期竞争力,直接反映日常运营的经济负担,是项目能否长期盈利的关键。CDI 的低运行成本是其相对于 RO 等热法或高压膜法的主要竞争优势之一。运行成本是计算最终水价的基础,直接关系到产品的市场竞争力。在实际运营中,可通过优化操作电压、流速等参数降低 SEC,进而减少电费支出;同时可基于电极寿命和更换成本,制定最优的维护和更换周期,平衡备件费用与系统性能。

$$OPEX = C_{electricity} + C_{electrode} + C_{membrane} + C_{chemical} + C_{pretreatment} + C_{maintenance} + C_{labor} + C_{brine} \quad (11)$$

CDI 技术的综合经济性通常用总产水成本

(Total Water Cost, TWC)来评估,它将CAPEX和OPEX统一到单位产水成本中。CRF资本回收系数(Capital Recovery Factor), $CRF = \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1}$ 。在CDI技术的工业化应用中,经济性评估需要同时关注CAPEX和OPEX,并以TWC作为与其他水处理技术横向比较的最终依据。在满足出水水质要求的前提下,寻找TWC最小化的设计方案。总产水成本主要由两大部分构成:一是投资成本,即项目的一次性投入,涵盖CDI模块、电源、管道等设备费用,以及土地、土建、安装等相关开支;二是运行成本,即系统日常运营的持续性费用,主要包括电费、电极与离子交换膜等耗材更换费、人工费、维护费等。产水成本的工程意义在于,它并非一个简单的财务数字,而是指引技术商业化的核心决策依据,能够将技术性能直观转化为以元/吨水为单位的经济指标,直接决定该技术在特定场景下能否盈利、是否具备市场竞争力。在项目投资决策阶段,产水成本是判断项目是否可行的首要经济指标,只有计算得出的产水成本低于目标水价或现有技术的产水成本,项目才具备投资价值。

$$TWC = \frac{CAPEX \cdot CRF + OPEX_{annual}}{Q_{annual}} \quad (12)$$

从“性能导向”转向“价值导向”,在CDI的工业化设计中,四个指标共同构成了完整的经济评估体系:工业化设计中的体积产率决定设备占地与空间成本,设备设计投资成本决定项目的资金门槛与风险,是项目可行性评估、材料/工艺方案比选的基础;运行成本决定产品的长期市场竞争力,支撑产水成本计算、运行策略优化与维护计划制定;资本回收系数是连接投资与运营的财务桥梁,可回答项目能否盈利的问题,用于计算平准化水成本,支撑项目投资决策与敏感性分析。工业化的最终目标,是在保证技术性能的前提下,通过优化设计降低投资和运行成本、提高体积产率,最终使CDI系统在目标应用场景中具备经济上的可行性和竞争力。

2.2 综合评价方法

工业化性能指标并非孤立参数,而是存在强烈的层级递进与相互制约关系。为实现综合评估,需建立基础性能-应用性能-经济性能的综合评价方法^[102]。基础性能以SAC和 Λ 为核心。它们由电极材料的物理化学结构等决定。应用性能以RE、WR和P为核心。它们由操作模式、循环周期和流道设计等决定。经济性能以TWC为唯一终值。TWC通

过CAPEX/OPEX模型统一折算。构建原始决策矩阵 $X=(x_{ij})_{m \times n}$,其中 x_{ij} 为第 i 个方案在第 j 个指标下的原始数值。通过极值归一化法,确保所有指标均转为极大型。

对于正向指标(效益型, SAC、WR、 Λ):

$$y_{ij} = \frac{x_{ij} - \min(x_j)}{\max(x_j) - \min(x_j)} \quad (13)$$

对于负向指标(成本型, SEC、TWC、CAPEX、OPEX):

$$y_{ij} = \frac{\max(x_j) - x_{ij}}{\max(x_j) - \min(x_j)} \quad (14)$$

经过此步骤,得到标准化矩阵 $Y=(y_{ij})_{m \times n}$,且 $0 \leq y_{ij} \leq 1$ 。

熵权法客观赋权根据各指标下数据的变异程度自动赋予权重。若某指标下各方案数据差异大,说明该指标对决策影响大,权重应更高。

计算第 j 项指标下第 i 个方案的特征比重:

$$p_{ij} = \frac{y_{ij}}{\sum_{i=1}^m y_{ij}} \quad (i=1,2,\dots,m; j=1,2,\dots,n) \quad (15)$$

计算第 j 项指标的信息熵:

$$e_j = -k p_{ij} \ln(p_{ij}), \text{其中 } k = \frac{1}{\ln(m)} > 0, \text{且 } e_j \geq 0 \quad (16)$$

计算第 j 项指标的客观权重:

$$w_j = \frac{1 - e_j}{\sum_{j=1}^n (1 - e_j)} \quad (17)$$

显然, $\sum_{j=1}^n w_j = 1$ 。若某指标下所有方案数值完全相同,则 $e_j = 1$,其权重为0,该指标被自动剔除,这符合工业大数据筛选逻辑。

加权TOPSIS逼近理想解,构建加权归一化决策矩阵

$$z_{ij} = w_j \times y_{ij} \quad (18)$$

确定正理想解(Z^+)与负理想解(Z^-)

$$Z_j^+ = \max(z_{1j}, z_{2j}, \dots, z_{mj}), Z_j^- = \min(z_{1j}, z_{2j}, \dots, z_{mj}) \quad (19)$$

计算各方案到正、负理想解的欧氏距离

$$D_i^+ = \sqrt{\sum_{j=1}^n (z_j^+ - z_{ij})^2}, D_i^- = \sqrt{\sum_{j=1}^n (z_j^- - z_{ij})^2} \quad (20)$$

计算各方案的综合评价得分(贴近度)

$$S_i = \frac{D_i^-}{D_i^+ + D_i^-} \quad (21)$$

S_i 越接近1,表明该方案距离“基础性能最优、应用性能最强、经济性最好”的理想解越近,反之越远。该得分即为所需综合了基础-应用-经济性能的唯一量化判据。

在本模型中,基础性能(SAC, Λ)经正向化处理

后赋予基础权重;应用性能(RE, WR, P, CR)通过熵值

离散度捕捉系统产出效率;经济性能(SEC,TWC,CAPEX,OPEX)作为成本型约束参与负向加权。通过 S_i 的最终排序,消除了单一指标的片面性,实现了在满足出水水质前提下,自动寻找TWC最小化方案的工业化设计目标。

3 系统优化

电容去离子技术从实验室走向工业化应用,系统优化与工艺耦合是决定其经济性、稳定性和竞争力的关键环节。工艺优化追求的是在满足出水水质要求的前提下,实现能耗最小化、产水率最大化、系统最简化、运维最优化的综合平衡^[103]。以下从操作参数优化、水力设计与流道优化、运行模式与控制装置和预处理与后处理四个角度系统阐述CDI技术的系统优化方法。

3.1 操作参数优化

操作参数直接影响CDI系统的脱盐效率、能耗和稳定性,是最基础、最直接的优化手段。电压决定静电场强度,直接影响脱盐速率和容量。Huang

等人^[104]用AC/ACF活性炭/活性炭纤维复合电极作为CDI的电极材料,如图13所示通过改变工作电压以及流速测试装置的最佳工作电压以及流速。AC/ACF复合材料的吸附成本为0.11美元/g和能耗为 $0.45 \text{ Wh} \cdot \text{g}^{-1}$ 。这也就说明适合的电压有利于CDI性能的提升和能耗成本的降低。其中碳基材料合适电压为1.0–1.4 V,超过1.6 V易发生水解副反应^[105]。法拉第材料根据材料氧化还原电位确定,通常0.8–1.2 V^[106]。MCDI和FCDI略高于传统CDI,这是由于膜抑制副反应,电压通常为1.2–1.6 V^[107]。

Alves等人^[108]经过测试得出 $65 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 的进水流速,CDI性能是最好的。因此进水流速也会影响CDI性能,主要表现在影响传质效率、水力停留时间和浓差极化。流速过低边界层增厚,传质受限,脱盐效率下降,流速过高停留时间短,单程脱盐率下降,泵耗增加。保持进水为层流或过渡流,避免湍流引起的能量损失。可采用变流速运行,吸附阶段初期可采用高流速强化传质,接近饱和时降低流速提高单程利用率,再生阶段可采用低流速或循环模式。

图13 AC/ACF作为电极材料的CDI电吸附装置示意图^[104]

Fig.13 Schematic illustration of capacitive deionization (CDI) electrosorption device using AC/ACF as electrode materials^[104]

Zhang等人^[109]提出了一种通过调节流动电极和盐水温度来模拟实际环境条件的热辅助FCDI系统,并研究了温度对FCDI中电荷传输和脱盐性能的影响(图14)。实验结果表明,温度与电吸附动力学之

间存在明显的正相关关系。也就是说,随着温度升高,离子的电迁移和扩散过程都会加快,从而有利于提升FCDI的电吸附能力。其原因主要在于温度变化会同时影响离子迁移率、溶液黏度以及体系中

的反应动力学。当温度上升时,离子扩散速度增大,脱盐性能一般也会跟着提高 ■ 但是温度并非越高越适宜,过高的温度或许会引发副反应增多、膜与电极使用寿命缩短等状况 ■ 所以在工业运用里,科学把控系统运行温度对于同时兼顾处理效能和运行稳定性是非常必要的 ■

图 14 0–50 °C 下热辅助 FCDI 系统示意图^[109]

Fig.14 Schematic diagram of the thermal-assisted FCDI system under 0–50 °C^[109]

再生方式决定电极恢复程度和能量消耗。Yao 等人^[51]认为 CDI 中再吸附现象可能对电极再生产生负面影响。在所测试的操作模式中,极性反转比传

统的短路和将电池电压降至 0.3 V 能实现更快的盐脱附。当 CDI 系统在较高的反向放电电压下运行时,观察到再吸附现象发生得更早。优化后的极性反转后再接短路,被认为是一种有前景的方法,可用于实际工程中的高效 CDI 操作。短路再生是最简单,能耗最低,但再生不彻底。反接电压再生效率高,可回收部分能量。零电压再生能耗介于两者之间。脉冲/反向脉冲可有效抑制结垢和膜污染^[110]。再生电压通常为吸附电压的 0.8–1.0 倍,过高电压可能导致电极脱落的活性材料重新吸附^[111]。因此合适的电极再生电压也是工业化应用需要优化的参数之一。

图 15 在放电电压为 1.2 V 至 0.3 V、流速保持 30 mL min⁻¹的条件下,闭路循环 CDI 系统脱附循环中电导率随时间的变化曲线^[51]

Fig.15 Conductivity as a function of time in desorption cycles of the closed-loop CDI system operated at discharge voltages from 1.2 to 0.3 V while flow rates were maintained at 30 mL min⁻¹^[51]

3.2 水力设计与流道优化

水力设计对 CDI 系统里的传质进程、流场布局以及运行能耗会产生直接作用,所以流道结构的设计与优化非常重要 ■ Shajid 等人^[81]对比不同流道构造对流动电极表现的影响,结果显示在矩形腔体(RC)流道里,因流动状况不够均匀且雷诺数较低,电极颗粒容易出现明显沉降,特别是在流道拐角处更为明显(图 16(a)) ■ 尽管颗粒部分聚集在一定范围或许有助于初始电子传导,但倘若颗粒长时间停留,会加大离子迁移的阻碍,降低体系的电荷补偿能力,最终造成系统性能下滑 ■ 相较而言蛇形(SS)流道里的急拐弯会产生较高的剪切率,让浆料更易被推至流道壁面,且在局部形成阻力较大的涡流区域(图 16(b)) ■ 这种较大的剪切效应虽有助于分散电极微粒,但或许会引发一些运行隐患,像流道阻

塞与浆料外漏,特别是在流道较窄时表现得更为突出 ■ 交联蜂窝状方案(HH)流道于流动阻力和颗粒分散性方面显示出更优的平衡,并且提高电极颗粒与离子交换膜以及集流体之间的接触效能(图 16(c)) ■ 其中呈 45° 倾斜状的流道表面利于促成动态沉降进程,在缓解颗粒堆积以及流道堵塞状况的同时,也有益于建立较为稳定的边界层,进一步强化电荷传递 ■ 从整体而言,科学优化流道的几何构造能够加强系统长时间运转的稳定性,减少堵塞隐患,并且提高脱盐效能 ■ 此外,三维多孔流道由于具有更大的比表面积和更高的传质效率,也显示出良好的应用潜力^[112]。

(a) RC 流道

Wang 等人^[113]采用基于计算流体力学和离散元法耦合方法(CFD-DEM)的两相流模型模拟了流动

(b) SS 流道

(c) HH 流道

图 16 不同流道中浆料流动状态示意图^[81]Fig.16 Schematic diagram of slurry flow behavior in various flow channels^[81]

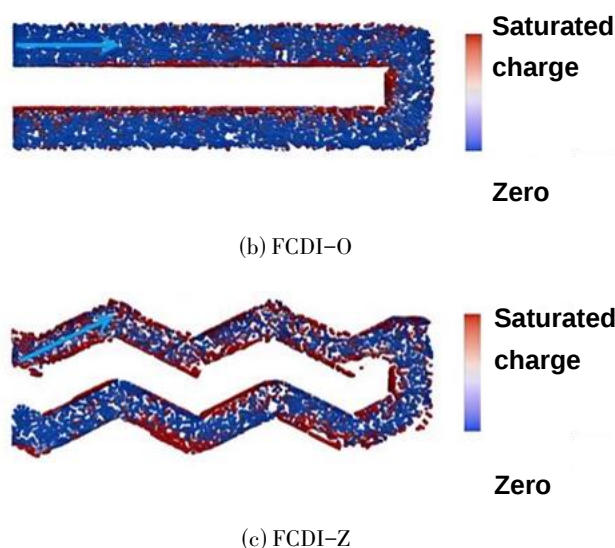
电极内部的碰撞和电荷转移过程。该模型精确模拟了长直通道和蛇形通道中不同流速和碳负载下流动电极的电导率,揭示了颗粒-集流体碰撞对电

极电导率起决定性作用。提出了两种优化流道以增加碳颗粒与集流体之间的有效碰撞,一种是带有中心圆柱形障碍物的蛇形通道(FCDI-O),另一种是锯齿形通道(FCDI-Z)。结果表明,与原始 FCDI 蛇形通道相比,FFCDI-Z 均显著提高了 188.3% 流动电极电导率,并降低了 25.1% 脱盐能耗。FCDI-Z 通道的总能耗均低于 FCDI-O 通道,且流动电极所消耗的能耗占比也更低。流道深度决定水力停留时间和传质距离,深度减小则传质距离缩短,但压降增大。流道宽度影响流速分布均匀性,宽深比过大易产生流速分布不均^[114]。因此我们可以利用 CFD 仿真优化流道几何和分布结构,去实现工业化应用。

(a) 原始蛇形流道 FCDI

3.3 运行模式与控制装置

合适的运行方式对于 CDI 系统保持长期稳定和高效运行非常重要。Freire 等人^[115]研究了混合恒流-恒压(CC-CV)操作模式对苦咸水淡化过程中 CDI 性能的影响。结果表明(图 18),在较高电流密度下进行恒流充电时,若进一步引入恒压阶段,系统的脱盐量可较单独恒流模式提高约 6 倍。这说明在恒流阶段之后加入恒压过程,有助于电极继续维持极化状态,从而延长有效脱盐过程并进一步提高盐去除能力,而且这一过程并不会带来明显额外的能量消耗。电荷效率得到优化,能耗得到改善,凸显了该操作模式在提升 CDI 性能方面的潜力。由此可以得出 CV 简单易控,初始电流大、脱盐快;CC 脱盐速

图 17 不同流道构型 FCDI 装置中流动电极的 CFD-DEM 模拟结果,饱和带电活性炭颗粒(红色所示)^[113]Fig.17 CFD-DEM simulation results of the flow-electrode in an FCDI device with different flow channel configurations. Saturated and charged activated carbon particles are shown in red^[113]

率稳定,对电极友好;CV-CC即吸附阶段恒流模式,后期恒压模式^[116]。反向脉冲(RP)短周期性时给反向电压,抑制结垢和膜污染。

控制装置需要配备出水水质在线电导率检测,当水质达标时排放,避免过度处理。配备电流监测,电流趋近稳定值后吸附达到饱和,切换电源极性使电极再生。配备电压监测,防止电压过高导致副反应。配备压力传感器监测膜污染程度,触发清洗。配备温度传感器监测温度,使温度处于合适区间,提高效率以及保护膜和电极。还可以基于系统动态模型,预测最优操作。机器学习利用历史运行数据,自适应调整操作参数。远程监控与运维物联网平台实现多站点集中监控和故障预警。构建完整的运行体系去实现现代化工业应用。

为实现上述运行模式的工业级应用,需构建分层递进的控制策略体系。在基础执行层,以可编程逻辑控制器(PLC)为核心,负责整个工艺流程的顺序控制(吸附、再生、清洗等阶段自动切换)。PLC通过接收在线电导率、电流、电压等传感器信号,执行闭环判断逻辑。例如,当电流趋近稳定值时判定吸附饱和并自动切换电源极性;当产水电导率达标时控制阀门切换至产水箱,避免过度处理^[117]。在智能决策层,针对CDI系统进水水质波动、电极老化等强非线性与不确定性问题,可引入模糊控制策略。例如,设计以“出水目标电导率与实际电导率的偏差”及“偏差变化率”为输入的双输入-单输出模糊控制器,在线整定PID参数或直接调整充电电流/电压^[118]。已有研究将自适应神经模糊推理系统(ANFIS)成功应用于CDI产水性能的预测与控制^[119]。在自主优化层,可进一步引入自适应控制与AI驱动控制。自适应控制通过实时在线辨识系统动态并自动调整控制器参数,以适应进水水质变化或电极性能衰减。更前沿的深度强化学习(DRL)已被用于MCDI过程的自动控制,其通过将CDI数值模型作为环境进行训练,可自主决策最优的电流、电压及冲洗策略,在保证出水水质的前提下比传统控制方法降低约22%的比能耗^[117]。此外,基于人工神经网络(ANN)的模型预测控制在MCDI系统中也展现出极高的控制精度。通过构建“PLC基础执行—模糊/自适应智能决策—AI自主优化”的三层控制体系,CDI系统方可真正实现现代化工业应用所要求的稳定、高效与智能化运行。

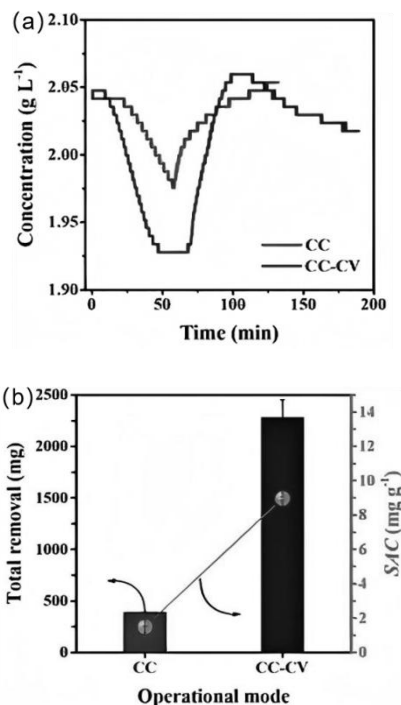


图18 (a)充放电循环过程中的浓度变化曲线;(b)总盐去除量和盐吸附容量^[115]

Fig.18 (a) Concentration variation curves during charge-discharge cycles; (b) Total salt removal amount and salt adsorption capacity^[115]

3.4 预处理与后处理

CDI系统不是孤立运行的,工艺耦合也不是简单的技术叠加,而是不同的工艺组合,让CDI在复杂水质和工况下,既能发挥其低能耗、无二次污染等的优势,又能借助其他工艺弥补其容量小、易结垢等短板^[120]。这是CDI技术从实验室研究迈向实际工程应用的关键路径。Kim等人^[121]首次系统考察了用于防止CDI过程中有机物和无机物积累以及结垢的预处理工艺(图19)。CDI进料液中的浊度和有机物浓度越高,脱盐效率、产率和能耗的降低幅度就越大。铁离子对CDI电极污染有显著影响。通过过滤减少有机物污染和铁离子,最大限度地增大CDI的性能。预处理是通过砂滤、超滤(UF)、微滤(MF)去除悬浮物/胶体;药剂软化去除硬度离子,防止膜表面结垢;活性炭、超滤、臭氧氧化去除有机物,防止膜污染;亚硫酸氢钠还原去除余氯/氧化剂,保护离子交换膜;气浮、油水分离去除油脂,防止膜和电极污染;加酸碱调节pH,调整至膜和电极最佳工作范围。同时,预处理也需要考虑经济性,通过CAPEX和OPEX评估。最终达到预处理效果较好且经

济性。

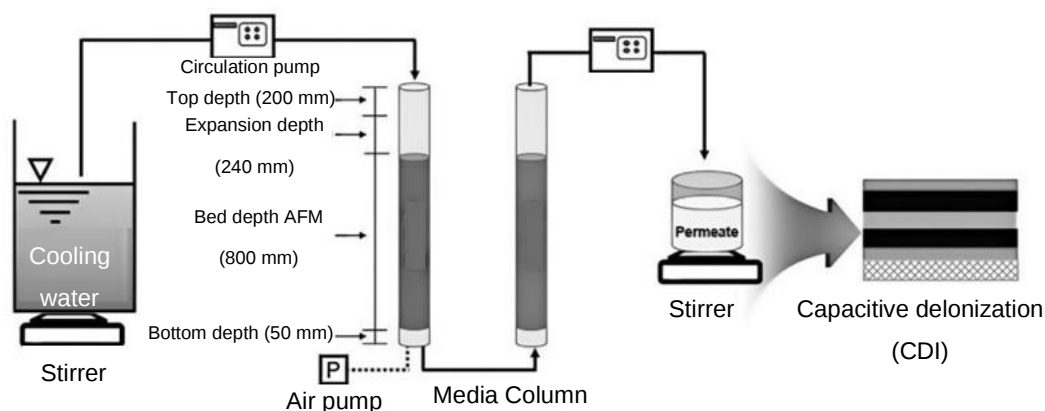


图19 电容去离子(CDI)预处理工艺流程示意图^[121]

Fig.19 Schematic of capacitive deionization (CDI) pretreatment process^[121]

Lee 等人^[121]把 MCDI 当作盐差发电预处理方式的可行性进行评估,还基于实验室规模的实验研究 MCDI 预处理对压力延迟渗透(PRO)以及反向电渗析(RED)性能所产生的影响 ■ 研究结果显示,MCDI 对于有机物以及无机物都具备较好的去除成效,其中有机物的去除比例最高能够达到 88.8%,无机物的去除比例最高能够达到 78.8% ■ 经 MCDI 预处理之后,PRO 与 RED 系统的功率密度都有明显提高 ■ 其中,PRO 的功率密度由 1.14 W m^{-2} 提高至 3.57 W m^{-2}

m^{-2} ,说明 MCDI 预处理有助于改善后续盐差发电系统的运行性能。而 RED 的功率密度从 1.47 W m^{-2} 增加至 2.05 W m^{-2} 。由于 MCDI 的能耗相对较低,可以推断 MCDI 预处理提高了 PRO 和 RED 的整体效率^[122]。因此 CDI 的后处理可以视为 CDI 作为预处理工艺,降低电渗析结垢风险,降低蒸发结晶的能耗等。得到高纯水、浓缩回收盐分或有价金属。实现零排放。

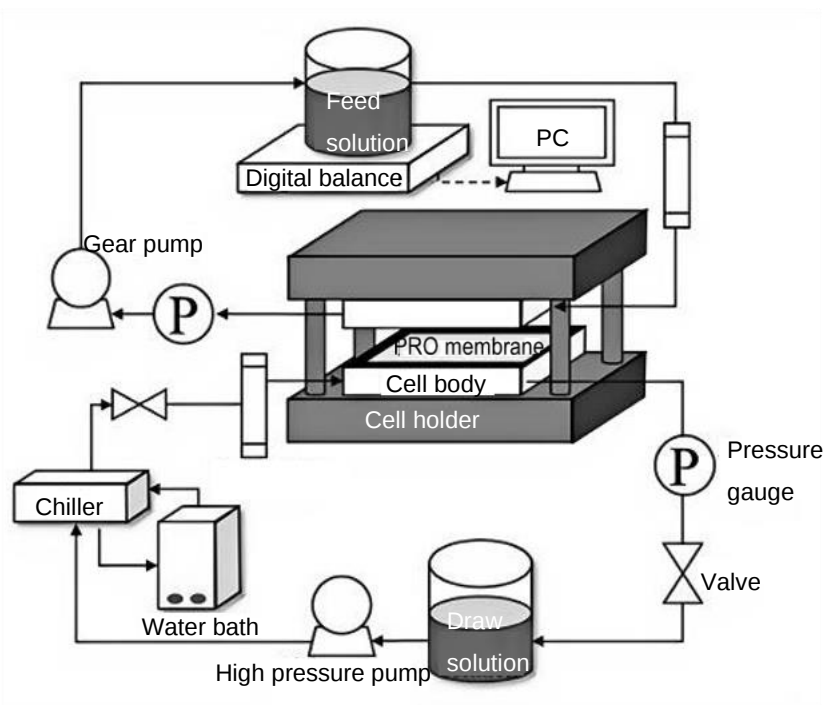


图20 PRO实验装置示意图^[122]

Fig.20 Schematic illustration of PRO experimental setup^[122]

CDI也可以作为其它工艺的预处理。例如目前去除钙镁离子的主要方法包括化学沉淀、离子交换、纳滤和电化学沉淀等。化学沉淀法需要添加大量化学药剂并产生大量污泥;离子交换法需要定期酸碱再生,存在二次污染问题;纳滤等膜技术存在膜污染和堵塞问题。相比之下,CDI技术具有操作简便、能耗低、环境友好等优势,被认为是一种有竞争力的水软化技术。CDI在运行过程中不使用化学药剂,不产生二次再生废液。研究表明,在CDI连续运行过程中, Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 等二价离子的去除效率高于 Na^{+} 等一价离子,这归因于二价离子更强的静电吸附作用和电极孔结构的选择性^[123]。此外,电极材料的改性和功能化可进一步提升对二价阳离子的选择性去除能力。因此在工业上需要增加软化水的处理步骤时,CDI就是很好的预处理手段。

CDI进料液中的浊度和有机物浓度越高,脱盐效率、产率和能耗的降低幅度就越大;Lee等人的研究表明,采用生物活性炭(BAC)和BAC-超滤(UF)作为预处理,可有效处理RO浓水,预处理后TOC去除率分别达到 $23.5\pm 6.0\%$ 和 $39.9\pm 9.0\%$,通过将预处理后RO浓水的pH调节至约6.5。膜和CDI的污染得到有效缓解,CDI的运行时间至少延长了2倍^[124]。因此,合理的预处理工艺是保障CDI稳定运行的关键。

CDI技术的工业化不是简单的实验室放大,而是一个系统工程。工艺与系统优化的深度,决定了CDI技术能否在激烈的市场竞争中确立自己的技术经济优势。在电容去离子技术从实验室研究迈向工业化应用的过程中,需要将系统层面的优化成果,转化为能够在真实工业场景中稳定、经济、长期运行的工程实践。然而,从优化装置到真正落地工业应用,仍需考虑几个关键问题:长期运行稳定性、规模化制造成本、真实水质的适应性,以及全生命周期的经济性与碳足迹。这些因素难以仅靠实验室规模的优化实验充分验证,必须依托中试及工业化示范项目来获取真实数据,并据此反馈优化系统设计。随着更多中试和示范项目的落地,实践经验将不断优化方法,推动CDI技术走向成熟。

4 工业化应用场景与典型案例

研究工业化案例的意义在于,帮助跳出实验室的理想条件,在真实、复杂、苛刻的工业环境中,找

出技术短板、摸清运营成本,从而指引如何通过材料、工艺和系统设计,最终攻克稳定性和经济性这两大难关。

4.1 苦咸水淡化

Luong等学者^[125]研发并测试一套中试规格的低压反渗透-MCDI组合体系(图21),且把它当作一种具备应用潜力的模块化脱盐流程来评估。此研究着重把这一组合体系与传统的海水反渗透技术开展中试规模的比较,并且结合理论推算和成本分析,对其应用的可行性做综合评定。分析显示此组合系统的出水水质可达到饮用水标准,比能耗是 5.2 kWh m^{-3} 。另外研究周期性水力加强反洗以及化学加强反洗在减轻超滤预处理膜污染方面的作用。尽管传统海水反渗透体系的比能耗稍低为 5.0 kWh m^{-3} ,不过WAVE模拟结果显示,要是进一步对低压反渗透泵的设计加以优化,并且改进MCDI的运行模式,系统比能耗仍然有希望降到 3.6 kWh m^{-3} 。从另一个角度来看,Ngoc等人^[126]把MCDI和反渗透系统进行组合,开展针对摩洛哥干旱区域高盐地下水脱盐处理的研究。实验采用三种不同的系统进行:实验室规模RO、中试规模RO和中试规模MCDI,基于比能耗、水回收率和脱盐率,评估了这些系统在处理模型水时的性能。结果表明,由于中试RO系统采用了循环和旁路配置,其性能优于实验室规模RO。MCDI可实现30%、50%和70%的可选去除率,且比能耗在 $1\text{--}2.5 \text{ kWh m}^{-3}$ 范围内。这些案例都说明了CDI已经实现中试规模,并且在苦咸水淡化中有着很大的优势。

4.2 工业废水处理与回用

Chen等人^[68]提出一套基于膜电容去离子的水处理体系(图22),用于超纯水制取和废水再利用。结果显示此系统在单程运作状况下,针对软化自来水、硬自来水、冷却塔排污水以及高科技产业废水等多种进水都显示出较好的去除离子成效。在进行测试的水质状况下,硬度的去除率都不低于70.8%,电导率的去除率都不低于51.9%。与此同时此系统也显示出较高的电荷效率以及较低的运行能耗。在施加电压为1.6 V时,系统能耗为 $0.014\text{--}0.68 \text{ kWh m}^{-3}$,电荷效率均高于70%;不同进水条件下的最佳去离子时间约为12–60 min。经济性分析表明,其处理成本约为0.35–0.53美元/ m^3 ,其中资本成本和材料成本所占比例通常高于能源成本及其他运行成本。Dhokai等人^[127]将MCDI用于冷却塔补

图 21 位于越南南部 Can Gio 河口的中试装置^[125]Fig.21 Pilot-scale facility located at the Can Gio estuary in southern Vietnam^[125]

水软化,并通过与未采用 MCDI 时的运行情况进行对比,发现该技术可节约约 80% 的药剂用量,同时实现 24% 的节水和 44% 的废水减排。对于冷却塔进水,MCDI 每生产 1 L 软化水的能耗约为 0.15–0.25

kWh m^{-3} 。由于钙离子和氯离子被有效去除,系统发生结垢和腐蚀的风险明显降低,从而有助于实现节水和药剂减量。总体来看,CDI 技术在工业废水处理与回用方面具有较大的应用潜力。

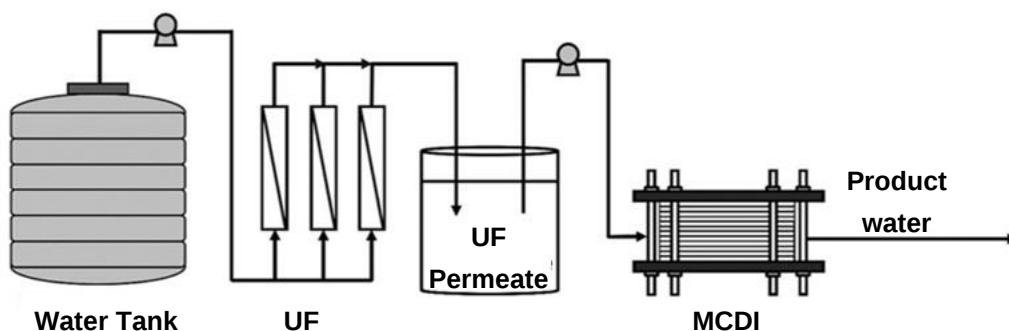


图 22 与超滤模块集成的中试规模 MCDI 堆栈示意图。脱盐实验在恒定流速下进行(根据不同进水工况,流速范围为 50 至 500 mL/min),MCDI 施加的电位差为 1.6 V^[68]

Fig.22 Schematic diagram of the pilot-scale MCDI stack integrated with a UF module. The desalination experiments were performed at constant flow rates (ranged from 50 to 500 mL/min, depending on different feedwater scenarios) and under an applied potential difference of 1.6 V for MCDI^[68]

4.3 资源回收

如图 23 所示,Gonçalves 等人^[128]运用电容去离子技术对经过三级处理的城市污水开展进一步的净化工作,着重研究盐分以及氮、磷等营养物质的去除成效 ■ 研究里对 中试规格 径向 CDI 装置在净化时期不同进水流量状况下,还有浓缩时期恒定流量

状况下的运行情况进行评估 ■ 结果显示在最佳运行状况下,系统电导率的去除比例能够达到 92.8%,对应的比能耗是 2.17 kWh m^{-3} ■ 与此同时铵根、亚硝酸根、硝酸根以及正磷酸根等多种离子都实现较为明显的去除,它们的平均去除率分别为 84%、91.4%、100% 和 60.5% ■ 这表明 CDI 不仅能够用于

盐分的去除,还具有一定的营养盐回收能力,并且在 中试规模上显示出资源化利用的前景 ■ 另外 Edgardo 等人^[129]运用中试规格的 MCDI 设备,针对苦咸水中的砷、铵根以及锰开展选择性去除方面的研究 ■ 经过研究得出, NH_4^+ 和 Mn^{2+} 的去除比例明显高于 As(V) ■ 如图 23 所示,不过,通过将进水初始 pH 提高至 6.94 以上, As(V) 的截留率可由 30% 显著提高至 89.5%。这表明,运行条件的调控对于 MCDI 的选择性分离性能具有重要影响。根据所选择的操作参数和进水水质特性,MCDI 单元的总能耗在 0.89 至 2.74 kWh m^{-3} 之间,整体最优能耗低于 1 kWh m^{-3} 。Bales 等人^[130]为了去除地下水中的铀,在实验室规模、中试规模和现场规模下对 MCDI 脱盐性能进行了研究。结果发现,对于铀含量为 $50 \mu\text{g/L}$ 的地下水,MCDI 可去除高达 98.9% 的铀,在不施加电压的情况下,铀可以通过置换氯离子而物理化学吸附到电极上,对于中试装置测试的场景,产水流量范围

为 0.15 至 $0.23 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$,电极能耗范围为 0.28 至 0.51 kWh m^{-3} ,水回收率范围为 69%–86%。因此中试级别的 CDI 技术已经可以实现选择性分离,达到资源回收的目的,实现经济化的工业应用。中科院青海盐湖研究所开发了“选择性离子迁移”高效膜分离的新方法及装置,逐步形成了一整套高镁锂比盐湖锂资源分离提取和盐湖资源综合开发的技术体系,并在“青海盐湖提锂及资源综合利用”国家高技术产业化示范工程中取得成功。该技术已在东台吉乃尔盐湖依托青海锂业有限公司建成年产 10000 吨碳酸锂生产线,实现达产达标;提锂工艺一次收率在 70% 以上,碳酸锂主含量达 99.50% 以上,直接成本低于 13,000 元/吨,实现了“三废”零排放。高镁锂比盐湖提锂关键技术成功应用,为建立青海盐湖锂产业和锂、钾、硼资源综合利用提供了技术支撑,推动了青海省千亿元锂电产业链的发展,对国内外高镁锂比卤水锂资源开发具有显著示范意义。

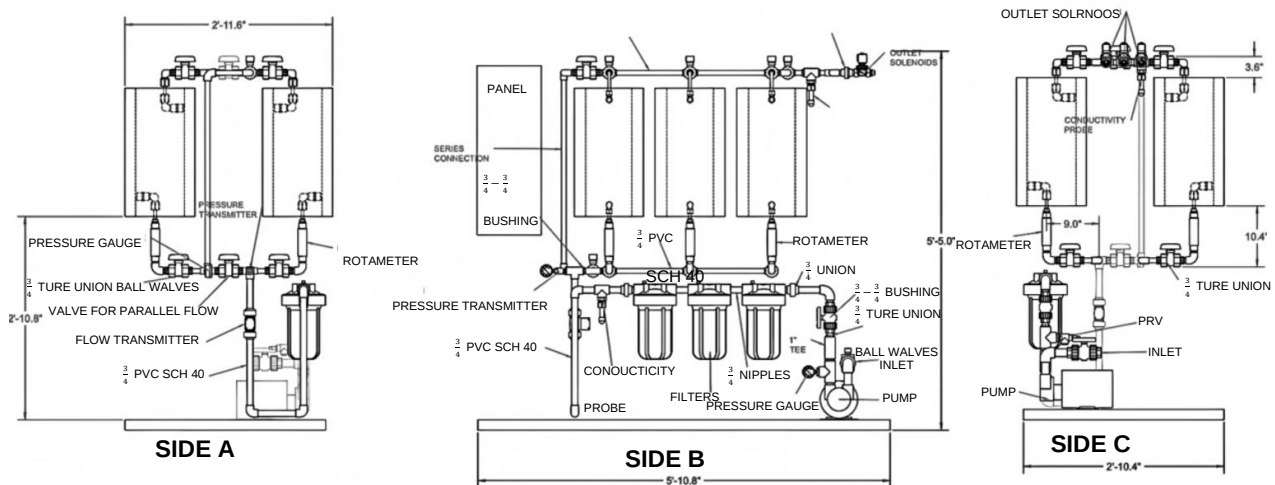


图 23 RDI 设备布置图^[129]

Fig.23 RDI equipment layout^[129]

4.4 工程应用的综合对比分析

对于上述案例中 MCDI 系统,表 3 做了比较详细的对比。比能耗受进水盐度(TDS)的影响,这是影响 MCDI 能耗的最关键因素。处理的是 TDS 高达 $1\text{--}25 \text{ g L}^{-1}$ 的河口苦咸水,属于中等偏高盐度,因此能耗高达 5.2 kWh m^{-3} ;而处理的对象包括软化自来水、冷却塔排污水等低盐度进水,能耗可低至 $0.014\text{--}0.68 \text{ kWh m}^{-3}$ 。进水盐度越高,需要吸附去除的离子总量越大,能耗相应升高。去除率直接决定能耗。MCDI 可实现 30%、50% 和 70% 的可选去除率,比能耗在 $1\text{--}2.5 \text{ kWh m}^{-3}$ 范围内,去除率越高,能耗越大。

为实现 92.8% 的电导率去除率,能耗达到 2.17 kWh m^{-3} 。系统集成方式和运行策略对能耗有显著影响。LPRO–MCDI 组合系统的整体比能耗是 5.2 kWh m^{-3} ,其中不仅包括 MCDI 模块的能耗,还包括低压反渗透和超滤预处理单元的能耗。此外,采用能量回收装置可将 MCDI 能耗降低 30–40%,循环运行模式也能优化能耗表现。研究表明,比能耗随流速的增大而降低。不同案例中处理的产水流量差异显著,流量条件的差异也会影响比能耗的数值。

综合上述案例,可以归纳出以下共性规律,MCDI 最适用于低至中等盐度($\text{TDS} < 10 \text{ g L}^{-1}$)的水体

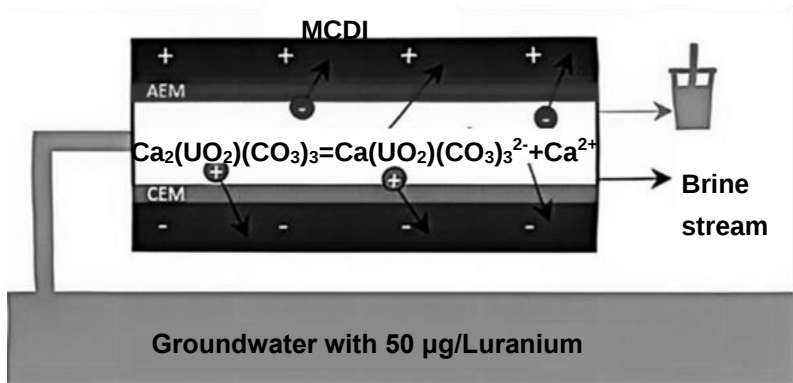


图24 从铀含量为50 µg/L的地下水回收痕量铀的装置机理图^[130]

Fig.24 Schematic diagram of the mechanism for recovering trace uranium from groundwater with a uranium concentration of 50 µg/L^[130]

表3 各案例MCDI系统关键参数与能耗的横向对比

Table 3 Horizontal Comparison of Key Parameters and Energy Consumption of MCDI Systems in Different Cases

应用场景	水源特征	去除目标/效果	比能耗(kWh m ⁻³)	参考文献
苦咸水淡化(越南)	河口苦咸水, TDS≈1 - 25 g/L	产水 TDS<600 mg/L	5.2	[125]
苦咸水淡化(摩洛哥)	模拟苦咸水	30%、50%、70% 可选去除率	1 - 2.5	[126]
工业废水处理与回用	软化自来水、硬自来水、冷却塔排污水、高科	硬度去除率≥70.8%, 电导率去除率	0.014 - 0.68	[68]
冷却塔补水软化	技产业废水	≥51.9%		
城市污水营养盐去除	冷却塔进水	节约药剂约80%, 节水24%	0.15 - 0.25	[127]
苦咸水中As、NH ₄ ⁺ 、Mn ²⁺ 选择性去除	三级处理城市污水	电导率去除率92.8%	2.17	[128]
地下水铀去除	苦咸水, TDS=0 - 2 g/L NaCl	NH ₄ ⁺ 去除率84%, Mn ²⁺ 去除率高于As(V)	0.89 - 2.74(最优<1)	[129]
	地下水, 铀含量50 µg/L	铀去除率98.9%	0.28 - 0.51	[130]

处理。在低盐度条件下, MCDI 的能耗优势尤为突出; 随着盐度升高, 能耗呈上升趋势。MCDI 的能耗与去除率呈正相关。在 30~70% 的去除率范围内, 典型中试 MCDI 的比能耗约为 1~3 kWh m⁻³。系统集成方式决定最终能耗水平。独立 MCDI 模块的电极能耗通常低于完整处理系统的总能耗。在工程应用中应综合考虑全流程能耗。MCDI 在选择性去除特定离子方面具有独特优势。多个中试案例证实 MCDI 可实现针对特定离子的选择性吸附, 这是其区别于反渗透等压力驱动膜过程的重要特征。

基于上述分析, MCDI 中试技术的适用条件可概括为: 低至中等盐度的进水、中等去除率要求(30~70%)、以及对特定离子有选择性去除需求的场景, 在这些条件下 MCDI 能够发挥其低能耗、高水回收率的优势。

5 总结

电容去离子技术可有效弥补反渗透、热法、电渗析等传统脱盐工艺在高能耗、易结垢、预处理要求高、高盐工况适应性差等方面的不足, 契合碳中和与工业废水零排放、资源化利用的发展方向。在

材料层面, 碳基电极仍为低成本规模化应用的基础, 法拉第电极与复合电极是提升容量、选择性与多功能性的核心路径; 装置层面, HCDI 强化高盐与选择性分离, MCDI 解决了共离子排斥问题, FCDI 突破固定电极间歇操作与容量上限, 实现连续化运行; 工艺层面, 操作参数、水力流道、智能控制与预处理和后处理系统, 是保障 CDI 长期稳定、高效低耗运行的关键。目前 CDI 已在苦咸水淡化、电厂循环水处理、矿山冶金废水处理、盐湖提锂等领域实现工程示范, 但仍需攻克电极循环寿命、高盐废水处理能力、大型化流道不均、膜与电极成本偏高等难题。未来应聚焦低成本复合电极开发、连续化装置优化、系统优化以及针对不同场景应用, 进一步降低总产水成本, 推动 CDI 技术全面工业化。

符号说明

- C₀——初始盐浓度, mmol/L
- C_i——吸附平衡时盐浓度, mmol/L
- CRF——资本回收系数(Capital Recovery Factor)
- E_{charge}——吸附阶段输入能量, J
- E_{discharge}——电极再生阶段回收能量, J

F——法拉第常数, 96485 C/mol
 I——为电流, A
 m——电极活性材料总质量, g
 n——折旧年限
 OPEX_{annual}——年运行成本, 元/年
 Q_{annual}——年处理水量, m³/年
 r——折现率
 SAC_n——第n次循环的脱盐容量, mg/g
 SAC₁——首次循环的脱盐容量, mg/g
 t——单次吸附时间, h
 U——接枝前操作电压, V
 V——处理水体积, m³
 V_{product}——产水体积, L
 V_{feed}——进水总体积, L
 V_{product}——产水体积, m³
 V_{reactor}——反应器体积, m³
 Γ——实际去除的盐摩尔数, mol

参考文献

- [1] Wang M R, Bodirsky B L, Rijneveld R, et al. A triple increase in global river basins with water scarcity due to future pollution[J]. *Nature Communications*, 2024, **15**: 880.
- [2] Agartan L, Hantanasirisakul K, Buczek S, et al. Influence of operating conditions on the desalination performance of a symmetric pre-conditioned Ti₃C₂T_x-MXene membrane capacitive deionization system[J]. *Desalination*, 2020, **477**: 114267.
- [3] Ma J, Li Q, Zhang X C, et al. Recent advances and future challenges in selective removal of calcium and magnesium ions with capacitive deionization[J]. *Coordination Chemistry Reviews*, 2024, **517**: 216001.
- [4] Liu E Y, Lee L Y, Ong S L, et al. Treatment of industrial brine using capacitive deionization (CDI) towards zero liquid discharge - challenges and optimization[J]. *Water Research*, 2020, **183**: 116059.
- [5] Bahrami H, Gorjian S, Mokhtarzadeh H, et al. Performance evaluation of a solar-powered membrane capacitive deionization system considering energy recovery[J]. *Results in Engineering*, 2025, **26**: 105552.
- [6] Ma J, Zhai C X, Yu F. Review of flow electrode capacitive deionization technology: Research progress and future challenges [J]. *Desalination*, 2023, **564**: 116701.
- [7] Gao M, Chen W Q. Engineering strategies toward electrodes stabilization in capacitive deionization[J]. *Coordination Chemistry Reviews*, 2024, **505**: 215695.
- [8] Sun H M, Wang P Y, Zhang X D, et al. Flow-electrode capacitive deionization for enhanced selective separation of ammonia, phosphorus, and caproate from sewage sludge fermentation: Performance and mechanistic insights[J]. *Bioresource Technology*, 2025, **419**: 132048.
- [9] Li B, Tan C, Sun K, et al. Commercialization efforts of capacitive deionization technology in water treatment processes[J]. *ChemElectroChem*, 2024, **11**(15): e202400277.
- [10] Lavanya S, Banat F, Bharath G. Engineering Prussian blue and its analogues for sustainable capacitive deionization: transition from laboratory development to industrial deployment[J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2026, **12** (3): 789–815.
- [11] Li Q, Zheng Y, Xiao D J, et al. Faradaic electrodes open a new era for capacitive deionization[J]. *Advanced Science*, 2020, **7**(22): 2002213.
- [12] Weinstein L, Dash R. Capacitive Deionization: Challenges and Opportunities[J]. *Desalination & Water Reuse*, 2013, **11**(01).
- [13] Suss M E, Porada S, Sun X, et al. Water desalination *via* capacitive deionization: what is it and what can we expect from it? [J]. *Energy & Environmental Science*, 2015, **8**(8): 2296–2319.
- [14] Jiang Y X, Jin L F, Wei D, et al. Energy consumption in capacitive deionization for desalination: a review[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2022, **19** (17): 10599.
- [15] Ramachandran A, Oyarzun D I, Hawks S A, et al. High water recovery and improved thermodynamic efficiency for capacitive deionization using variable flowrate operation[J]. *Water Research*, 2019, **155**: 76–85.
- [16] Alkhadra M A, Su X, Suss M E, et al. Electrochemical methods for water purification, ion separations, and energy conversion[J]. *Chemical Reviews*, 2022, **122**(16): 13547–13635.
- [17] Adu-Boahene F, Schäfer A I J a E, Amp, et al. Comparison of Batch and Single-Pass Multistage Electrodialysis for the Removal of Nitrogenous Compounds from Brackish Water[J]. *ACS ES&T Engineering*, 2026, **6**(2): 720–731.
- [18] Tayeh Y A. A comprehensive review of reverse osmosis desalination: Technology, water sources, membrane processes, fouling, and cleaning[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2024, **320**: 100882.
- [19] Pan S Y, Haddad A Z, Kumar A, et al. Brackish water desalination using reverse osmosis and capacitive deionization at the water-energy nexus[J]. *Water Research*, 2020, **183**: 116064.
- [20] Alkhudhiri A, Darwish N, Hilal N. Membrane distillation: a comprehensive review[J]. *Desalination*, 2012, **287**: 2–18.
- [21] Andrés-Mañas J A, Ruiz-Aguirre A, Acien F G, et al. Performance increase of membrane distillation pilot scale modules operating in vacuum-enhanced air-gap configuration[J]. *Desalination*, 2020, **475**: 114202.
- [22] Al-Shammiri M, Safar M. Multi-effect distillation plants: state of the art[J]. *Desalination*, 1999, **126**(1/2/3): 45–59.
- [23] Do Thi H T, Tóth A J. Investigation of carbon footprints of three desalination technologies: reverse osmosis (RO), multi-stage flash distillation (MSF) and multi-effect distillation (MED)[J]. *Periodica Polytechnica Chemical Engineering*, 2023, **67**(1): 41–48.
- [24] Nassrullah H, Anis S F, Hashaikh R, et al. Energy for desalination: a state-of-the-art review[J]. *Desalination*, 2020, **491**: 114569.
- [25] Tauk M, Sistat P, Habchi R, et al. Exploring flow-electrode capacitive deionization: an overview and new insights[J]. *Desalination*, 2025, **597**: 118392.
- [26] Liang M X, Liu N N, Zhang X C, et al. A reverse-defect-engineering strategy toward high edge-nitrogen-doped nanotube-like carbon for high-capacity and stable sodium ion capture[J]. *Advanced Functional Materials*, 2022, **32**(49): 2209741.
- [27] Xiong Y C, Yu F, Arnold S, et al. Three-dimensional cobalt

- hydroxide hollow cube/vertical nanosheets with high desalination capacity and long-term performance stability in capacitive deionization[J]. *Research*, 2021, **2021**: 2021/9754145.
- [28] Liu T Y, Serrano J, Elliott J, et al. Exceptional capacitive deionization rate and capacity by block copolymer-based porous carbon fibers[J]. *Science Advances*, 2020, **6**(16): eaaz0906.
- [29] Shi M X, Jia H J, Liu J H, et al. Engineering sustainable porous carbon electrodes for practical-level capacitive deionization desalination[J]. *Coordination Chemistry Reviews*, 2025, **543**: 216949.
- [30] 孙嘉鸿. 结构可控介孔碳纳米球电极的制备及电容去离子性能研究[D]. 长春: 吉林大学, 2025.
- Sun J H. Preparation and capacitive deionization performance of structurally controllable mesoporous carbon nanosphere electrodes [D]. Changchun: Jilin University, 2025.
- [31] Kang J S, Kim S, Chung D Y, et al. Rapid inversion of surface charges in heteroatom-doped porous carbon: a route to robust electrochemical desalination[J]. *Advanced Functional Materials*, 2020, **30**(9): 1909387.
- [32] Liu H Y, Shang J, Liu L Y, et al. Capacitive deionization using wrinkle-engineered Nb₄C₃T_x-MXene freestanding membranes [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2025, **507**: 160441.
- [33] Gao M, Xiao W L, Miao L W, et al. Prussian blue and its analogs: a robust platform for efficient capacitive deionization[J]. *Desalination*, 2024, **574**: 117278.
- [34] Wang S Y, Lei Y H, Li C P, et al. Enabling high capacity and stable sodium capture in simulated saltwater by highly crystalline Prussian blue analogues cathode[J]. *Small Structures*, 2024, **5**(10): 2400163.
- [35] Yu F, Wang L, Wang Y, et al. Faradaic reactions in capacitive deionization for desalination and ion separation[J]. *Journal of Materials Chemistry A*, 2019, **7**(27): 15999–16027.
- [36] Tauk M, Folaranmi G, Cretin M, et al. Recent advances in capacitive deionization: a comprehensive review on electrode materials[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, **11**(6): 111368.
- [37] AL-Rajabi M M, Abumadi F A, Laoui T, et al. Capacitive deionization for water desalination: Cost analysis, recent advances, and process optimization[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, **58**: 104816.
- [38] Yang K, Yang Z Q, Zhou J, et al. Synthesis by design and application to desalination of VO₂/CTAB-Ti₃C₂ capacitive deionization electrode[J]. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 2024, **966**: 118380.
- [39] Zhou W, Huang T Q, Zhao Y, et al. Ternary-metal Prussian blue analog hollow spheres/MXene electrode based on self-assembly enabling highly stable capacitive deionization[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2025, **508**: 161124.
- [40] Chen R, Luo Y Z, Wang H, et al. Single-atom Fe engineered-PANI/AC/MXene composite flow electrode for sustainable water desalination and electroplating wastewater treatment[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2026, **528**: 172302.
- [41] Huang S J, Wang Y, Zhang L, et al. Template-directed strategy synthesis of CoNi-layered double hydroxide nanosheet coated with polypyrrole for enhanced capacitive deionization[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024, **500**: 157137.
- [42] Qian A N, Song A N, Wu H, et al. Binder-free Ti₃C₂T_x film electrode with chemical-bonded bridge for high-stability hybrid capacitive deionization[J]. *Desalination*, 2024, **591**: 117986.
- [43] He C, Zhang J, Song R F, et al. Interfacial coordination engineering of phthalocyanine-based eMOF/LDH heterostructures for superior capacitive deionization[J]. *Advanced Functional Materials*, 2026, **36**(18): e22607.
- [44] Evans S F, Ivancevic M R, Wilson D J, et al. Carbon polyaniline capacitive deionization electrodes with stable cycle life[J]. *Desalination*, 2019, **464**: 25–32.
- [45] Zhou K, Wang S, Guo X Y, et al. Bismuth nanoparticles encapsulated in nitrogen-rich porous carbon nanofibers as a high-performance anode for aqueous alkaline rechargeable batteries[J]. *Small*, 2022, **18**(7): 2105770.
- [46] Wu L L, Liu M Q, Huo S L, et al. Mold-casting prepared free-standing activated carbon electrodes for capacitive deionization[J]. *Carbon*, 2019, **149**: 627–636.
- [47] Li C J, Guo J X, Xu P K, et al. Facile preparation of superior compressibility and hydrophobic reduced graphene oxide@cellulose nanocrystals/EPDM composites for highly efficient oil/organic solvent adsorption and enhanced electromagnetic interference shielding[J]. *Separation and Purification Technology*, 2023, **307**: 122775.
- [48] Wang C, Li T, Yu G, et al. Removal of low concentrations of nickel ions in electroplating wastewater using capacitive deionization technology[J]. *Chemosphere*, 2021, **284**: 131341.
- [49] Cañas Kurz E E, Hellriegel U, Hdoufane A, et al. Comparison of pilot-scale capacitive deionization (MCDI) and low-pressure reverse osmosis (LPRO) for PV-powered brackish water desalination in Morocco for irrigation of argan trees[J]. *Membranes*, 2023, **13**(7): 668.
- [50] Hand S, Guest J S, Cusick R D. Technoeconomic analysis of brackish water capacitive deionization: navigating tradeoffs between performance, lifetime, and material costs[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, **53**(22): 13353–13363.
- [51] Yao Q H, Tang H L. Occurrence of re-adsorption in desorption cycles of capacitive deionization[J]. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2016, **34**: 180–185.
- [52] Xing W L, Luo K Y, Liang J, et al. Urchin-like core-shell tungsten oxide@carbon composite electrode for highly efficient and stable water desalination via hybrid capacitive deionization (HCDI)[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, **477**: 147268.
- [53] Guo Y T, Cheng F, Li X W. Research on faradic capacitive deionization regeneration method for absorption air conditioning system[J]. *Applied Thermal Engineering*, 2025, **258**: 124561.
- [54] Li Y Q, Li R Y, Wu M C, et al. Faradaic rectification in electrochemical deionization and its influence on cyclic stability [J]. *ACS ES&T Engineering*, 2024, **4**(4): 956–965.
- [55] Wu Q H, Liang D W, Lu S F, et al. Advances and perspectives in integrated membrane capacitive deionization for water desalination [J]. *Desalination*, 2022, **542**: 116043.
- [56] An J, Oh H J, Park J, et al. Evaluating circulation-type MCDI as a dual-function system for ion removal and enrichment[J]. *Desalination*, 2026, **617**: 119485.
- [57] Huang X, He D, Tang W W, et al. Investigation of pH-dependent phosphate removal from wastewaters by membrane capacitive deionization (MCDI)[J]. *Environmental Science: Water Research*

- & Technology, 2017, **3**(5): 875–882.
- [58] Zhu Y Y, Miller C, Lian B Y, et al. Brackish groundwater desalination by constant current membrane capacitive deionization (MCDI): Results of a long-term field trial in Central Australia[J]. *Water Research*, 2024, **254**: 121413.
- [59] Reimonn G, Kamcev J. Techno-economic perspective on the limitations and prospects of ion-exchange membrane technologies [J]. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 2025, **47**: 101077.
- [60] Arulrajan A C, Wu M C, Porada S, et al. Mitigation of mineral scaling in membrane capacitive deionization – Understanding the role of pH changes and carbonates[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, **60**: 105094.
- [61] Hassanvand A, Chen G Q, Webley P A, et al. An investigation of the impact of fouling agents in capacitive and membrane capacitive deionisation[J]. *Desalination*, 2019, **457**: 96–102.
- [62] Pawlowski S, Huertas R M, Galinha C F, et al. On operation of reverse electrodialysis (RED) and membrane capacitive deionisation (MCDI) with natural saline streams: a critical review [J]. *Desalination*, 2020, **476**: 114183.
- [63] Lu Z Z, Zhang D, Kang H, et al. Construction of MS-Ti₃C₂T_x MXene continuous conductive structure for highly efficient fluoride removal in flow-electrode capacitive deionization[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024, **497**: 154664.
- [64] Fang K, Gong H, He W Y, et al. Revealing the intrinsic differences between static and flow electrode capacitive deionization by introducing semi-flow electrodes[J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2020, **6** (2): 362–372.
- [65] Cho Y, Yoo C Y, Lee S W, et al. Flow-electrode capacitive deionization with highly enhanced salt removal performance utilizing high-aspect ratio functionalized carbon nanotubes[J]. *Water Research*, 2019, **151**: 252–259.
- [66] Ehring J C, Mizrak A V, Agartan L, et al. A new static mixer concept for enhanced desalination performance in flow-electrode capacitive deionization (FCDI) systems[J]. *Desalination*, 2023, **566**: 116887.
- [67] Sheng M, Guo Y, Lee B, et al. Electrified desalination processes: Where we are and where to go from performance and economic perspectives[J]. *Desalination*, 2025, **600**: 118486.
- [68] Chen T H, Yeh K H, Lin C F, et al. Technological and economic perspectives of membrane capacitive deionization (MCDI) systems in high-tech industries: From tap water purification to wastewater reclamation for water sustainability[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, **177**: 106012.
- [69] He Y F, Gao T, Gong A, et al. Sustained phosphorus removal and enrichment through off-flow desorption in a reservoir of membrane capacitive deionization[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, **58**(6): 3031–3040.
- [70] Zhu S H, Wang J H, Li J F, et al. Induced-charge assisted faradaic capacitive deionization: a new paradigm to break the capacity-rate trade-off[J]. *Environmental Science & Technology*, 2026, **60**(6): 5147–5158.
- [71] Bao S, Xin C, Zhang Y, et al. Application of Capacitive Deionization in Water Treatment and Energy Recovery: A Review. *Energies*, 2023, **16**(3): 1136.
- [72] Wang Y, Nie L, Wang L, et al. Selective ion separation in electrosorption systems: progress in material development and mechanism exploration[J]. *Chemical Communications*, 2025, **61** (86): 16686–16700.
- [73] Hong Dan N, Trung L D, Le Luu T. Ultrahigh desalination performance derived from pseudocapacitance materials for the hybrid capacitive deionization: A comprehensive review[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2025, **13**(5): 118851.
- [74] Sriramulu D, Yang H Y. Free-standing flexible film as a binder-free electrode for an efficient hybrid deionization system[J]. *Nanoscale*, 2019, **11**(13): 5896–5908.
- [75] Askari M, Rajabzadeh S, Tijting L, et al. Advances in capacitive deionization (CDI) systems for nutrient recovery from wastewater: Paving the path towards a circular economy[J]. *Desalination*, 2024, **583**: 117695.
- [76] Ji J, Ren H, Wu Z, et al. Synergistic dual doping of Mn-based Prussian blue analogue with accelerated ion diffusion kinetics for high selective potassium ions capture via hybrid capacitive deionization[J]. *Desalination*, 2026, **639**: 120642.
- [77] Khalil A K A, Teow Y H, Yoshizawa-Fujita M, et al. Capacitive deionization for sustainable water desalination: Advances in electrode materials, mechanistic pathways, and system-level optimization[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2025, **13**(5): 118859.
- [78] Liu W, Pan J. Electrochemically Driven Microbial Anode-Membrane Capacitor Deionization System: Energy Consumption Analysis for Enhancing NaCl Removal and Desalination at Different Gradients. *Membranes*, 2026, **16**(8):263.
- [79] Chen T-H, Kao Y-H, Shen Y-Y, et al. Pilot-scale membrane capacitive deionization for water reclamation: Commissioning, performance benchmarking, and long-term assessment[J]. *Desalination*, 2025, **599**: 118428.
- [80] Xiao Q, Ma J, Xu L, et al. Membrane capacitive deionization (MCDI) for selective ion separation and recovery: Fundamentals, challenges, and opportunities[J]. *Journal of Membrane Science*, 2024, **699**: 122650.
- [81] Shajid S R, Mourshed M, Alam Rimon S T, et al. Optimizing flow capacitive deionization: a review of advances in flow channel geometry and active material selection[J]. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2026, **155**: 209–239.
- [82] Ma J, Wang X Y, Zhou R H, et al. Flow-electrode capacitive deionization (FCDI): Selective recovery applications and expanded structural design[J]. *Desalination*, 2025, **599**: 118455.
- [83] Yu Z, Shi Y, Gao J, et al. Multiscale strategies for flow-electrode desalination: From material design to redox-enhanced processes [J]. *Coordination Chemistry Reviews*, 2026, **564**: 218028.
- [84] Pang T T, Marken F, Mattia D, et al. Advances and challenges in capacitive deionization: Materials, architectures, and selective ion removal[J]. *Desalination*, 2024, **592**: 118140.
- [85] Cuong D V. Critical review of capacitive deionization: design, operation consideration and real-world environmental applications [J]. *Journal of Science and Technology in Civil Engineering (JSTCE) – HUCE*, 2024, **18**(1): 108–129.
- [86] Shi M X, Qiang H, Chen C Y, et al. Construction and evaluation of a novel three-electrode capacitive deionization system with high desalination performance[J]. *Separation and Purification Technology*, 2021, **273**: 118976.
- [87] Luo L, He Q, Chen S Q, et al. Metal-organic framework derived

- carbon nanoarchitectures for highly efficient flow-electrode CDI desalination[J]. *Environmental Research*, 2022, **208**: 112727.
- [88] Li G J, Cai W B, Zhao R H, et al. Electrosorptive removal of salt ions from water by membrane capacitive deionization (MCDI): characterization, adsorption equilibrium, and kinetics[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, **26**(17): 17787–17796.
- [89] Zhang X Y, Zhou H J, He Z, et al. Flow-electrode capacitive deionization utilizing three-dimensional foam current collector for real seawater desalination[J]. *Water Research*, 2022, **220**: 118642.
- [90] Steigerwald J M, Peng S, Ray J R. Novel perfluorooctanesulfonate-imprinted polymer immobilized on spent coffee grounds biochar for selective removal of perfluoroalkyl acids in synthetic wastewater[J]. *ACS ES&T Engineering*, 2023, **3**(4): 520–532.
- [91] Saleem M W, Ali S, Usman M, et al. Integration of capacitive deionization and forward osmosis for high water recovery and ultrapure water production: concept, modelling and performance analysis[J]. *Environmental Technology*, 2024, **45**(28): 6136–6157.
- [92] Taktour A, Mellalou A, Outzourhit A, et al. Thermodynamic insights on desalination processes: exergy analysis, minimum separation work, and advances in capacitive deionization with battery electrodes[J]. *RSC Advances*, 2026, **16**(22): 19657–19673.
- [93] Qu Y T, Campbell P G, Gu L, et al. Energy consumption analysis of constant voltage and constant current operations in capacitive deionization[J]. *Desalination*, 2016, **400**: 18–24.
- [94] Han L C, Karthikeyan K G, Gregory K B. Energy consumption and recovery in capacitive deionization using nanoporous activated carbon electrodes[J]. *Journal of the Electrochemical Society*, 2015, **162**(12): E282–E288.
- [95] Andres G L, Yoshihara Y. A capacitive deionization system with high energy recovery and effective re-use[J]. *Energy*, 2016, **103**: 605–617.
- [96] Elewa M M, El Batouti M, Al-Harby N F. A comparison of capacitive deionization and membrane capacitive deionization using novel fabricated ion exchange membranes[J]. *Materials*, 2023, **16**(13): 4872.
- [97] Tang Y J, Zheng S S, Cao S, et al. Hollow mesoporous carbon nanospheres space-confining ultrathin nanosheets superstructures for efficient capacitive deionization[J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2022, **626**: 1062–1069.
- [98] Wang H, Liu Y, Li Y Q, et al. Tactics for boosting the desalination stability of capacitive deionization[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024, **496**: 153808.
- [99] Lee B, Oh C, An J, et al. Optimizing operational conditions of pilot-scale membrane capacitive deionization system[J]. *Sustainability*, 2023, **15**(24): 16809.
- [100] Hawks S A, Ramachandran A, Porada S, et al. Performance metrics for the objective assessment of capacitive deionization systems[J]. *Water Research*, 2019, **152**: 126–137.
- [101] Huyskens C, Helsen J, Groot W J, et al. Cost evaluation of large-scale membrane capacitive deionization for biomass hydrolysate desalination[J]. *Separation and Purification Technology*, 2015, **146**: 294–300.
- [102] Yu F, Yang Z Q, Zhang X C, et al. V_2CT_x -MXene partially derived hybrid VS_2/V_2CT_x electrode for capacitive deionization with exceptional rate and capacity[J]. *Journal of Materials Chemistry A*, 2022, **10**(44): 23531–23541.
- [103] Zhao X Y, He Z Y, Li M H, et al. Advanced strategies for improving the energy efficiency of capacitive deionization technologies[J]. *Desalination*, 2025, **597**: 118377.
- [104] Huang T T, Dong X M, Huang W X, et al. Construction of activated carbon/activated carbon fibre capacitive deionization composite electrode and its potential application in desalination of brackish water[J]. *Desalination*, 2025, **593**: 118191.
- [105] Wang S Y, Wang G, Wu T T, et al. BCN nanosheets templated by $g-C_3N_4$ for high performance capacitive deionization[J]. *Journal of Materials Chemistry A*, 2018, **6**(30): 14644–14650.
- [106] Sharma V, Mishra S, Raj S K, et al. Carbon-based electrode materials with ion exchange membranes for enhanced membrane capacitive deionization[J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2023, **676**: 132064.
- [107] Hand S M, Shang X, Smith K C, et al. Assessing performance goals and operational limitations across capacitive deionization technologies[J]. *ECS Meeting Abstracts*, 2018, MA2018-01 (1): 109.
- [108] Alves B G M, Arcoraci D, Pedico A, et al. Radial-flow cell exploiting the activation of commercial carbon felt to improve capacitive deionization for water softening[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2025, **524**: 169536.
- [109] Zhang X Y, Zhou H J, Zhang H M. How does temperature affect the charge transfer process in flow electrode capacitive deionization?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, **58** (33): 14886–14894.
- [110] Dermentzis K, Ouzounis K. Continuous capacitive deionization – electrodialysis reversal through electrostatic shielding for desalination and deionization of water[J]. *Electrochimica Acta*, 2008, **53**(24): 7123–7130.
- [111] Zhou L A, Li T, An J K, et al. Efficient regeneration of activated carbon electrode by half-wave rectified alternating fields in capacitive deionization system[J]. *Electrochimica Acta*, 2019, **298**: 372–378.
- [112] Tang W W, Liang J, He D, et al. Various cell architectures of capacitive deionization: Recent advances and future trends[J]. *Water Research*, 2019, **150**: 225–251.
- [113] Wang H Y, Shi C F, Zhu G C, et al. Two-Phase flow model-driven optimization of charge percolation in flow-electrode capacitive deionization[J]. *Water Research*, 2025, **276**: 123283.
- [114] Laxman K, Husain A, Nasser A, et al. Tailoring the pressure drop and fluid distribution of a capacitive deionization device[J]. *Desalination*, 2019, **449**: 111–117.
- [115] Freire J M A, Lado J J, Castro G, et al. Enhancing capacitive deionization performance through a hybrid constant current–constant voltage operational mode[J]. *Separation and Purification Technology*, 2025, **364**: 132348.
- [116] Kang J, Kim T, Jo K, et al. Comparison of salt adsorption capacity and energy consumption between constant current and constant voltage operation in capacitive deionization[J]. *Desalination*, 2014, **352**: 52–57.
- [117] Yoon N, Park S, Son M, et al. Automation of membrane capacitive deionization process using reinforcement learning[J]. *Water Research*, 2022, **227**: 119337.
- [118] Nordstrand J, Dutta J. Flexible modeling and control of capacitive-deionization processes through a linear-state-space dynamic Langmuir model[J]. *npj Clean Water*, 2021, **4**: 5.

- [119] Etezadi H, Zarafshan P, Khashehchi M, et al. Comparison study of ANFIS and RSM models for predicting of water production by capacitive deionization method[J]. *Water Resources Management*, 2026, **40**(7): 263.
- [120] Dahiya S, Singh A, Mishra B K. Capacitive deionized hybrid systems for wastewater treatment and desalination: a review on synergistic effects, mechanisms and challenges[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, **417**: 128129.
- [121] Kim H, Choi Y, Lee S, et al. Pretreatment for capacitive deionization: Feasibility tests using activated filter media and granule activated carbon filtration[J]. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2021, **93**: 253–258.
- [122] Lee S, Lee J, Ju J, et al. Application of membrane capacitive deionization as pretreatment strategy for enhancing salinity gradient power generation[J]. *Membranes*, 2025, **15**(2): 56.
- [123] Gamaethiralalage J G, Singh K, Sahin S, et al. Recent advances in ion selectivity with capacitive deionization[J]. *Energy and Environmental Science*, 2021, **14**(3): 1095–1120.
- [124] Lee L Y, Ng H Y, Ong S L, et al. Integrated pretreatment with capacitive deionization for reverse osmosis reject recovery from water reclamation plant[J]. *Water Research*, 2009, **43**(18): 4769–4777.
- [125] Luong V T, Cañas Kurz E E, Hellriegel U, et al. Modular desalination concept with low-pressure reverse osmosis and capacitive deionization: Performance study of a pilot plant in Vietnam in comparison to seawater reverse osmosis[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, **329**: 117078.
- [126] Ngoc D D. Development and practical comparison of brackish water desalination strategies for sustainable agriculture in Morocco [D], Vietnamese–German University, 2021.
- [127] Dhokai C K, Palkar R R, Jain V. Water conservation in thermal power plant by using combination of membrane treatment and deionization route[J]. *Oriental Journal of Chemistry*, 2023, **39**(2): 475–482.
- [128] Gonçalves R F, Tripoli C V, Curran P. Desalination and nutrient removal from tertiary treated urban wastewater by a radial capacitive deionizer[J]. *Desalination*, 2024, **580**: 117503.
- [129] Cañas Kurz E E, Hellriegel U, Luong V T, et al. Selective ion adsorption with pilot-scale membrane capacitive deionization (MCDI): arsenic, ammonium, and manganese removal[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2020, **198**: 163–169.
- [130] Bales C, Kinsela A S, Miller C, et al. Removal of trace uranium from groundwaters using membrane capacitive deionization desalination for potable supply in remote communities: bench, pilot, and field scale investigations[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, **57**(30): 11345–11355.