第 44 卷第 5 期　　河 北 科 技 大 学 学 报　　Vol. 44, No. 5
2023 年 10 月　　Journal of Hebei University of Science and Technology　　Oct. 2023

文章编号：1008-1542(2023)05-0513-10

堆叠碳纤维电极在膜电容去离子脱盐中的应用

陈旭东[1]，李朝霞[2]，马俊俊[3]，王晓菊[3]，牛建瑞[3]，张　静[3]，刘　春[3]

(1. 河北省科学院地理科学研究所，河北省地理信息开发应用技术创新中心，河北石家庄　050011；2. 石家庄市排水管护中心，河北石家庄　050050；3. 河北科技大学环境科学与工程学院，河北石家庄　050018)

摘　要：为了提高电化学脱盐装置中电极总吸附容量及脱盐性能，提出一种将堆叠碳纤维作为电极，且在电极之间加入钛网提升电极片层间导电性的方法。采用控制变量法设计脱盐实验，考察进水盐质量浓度、堆叠碳纤维电极厚度、增加钛网导体对脱盐性能的影响，并从吸附热力学和动力学角度分析吸附过程。结果表明：堆叠碳纤维电极会导致脱盐效率有所下降，其每层吸附容量由 9.74 mg/g 下降到 2.86 mg/g。但通过增加多层钛网作为导电体可以有效提升脱盐速度，当增加至 3 层时，装置的脱盐速度较单层提高了 2.1 倍。堆叠碳纤维电极可解决单层电极吸附容量有限和无法长时间处理高浓度含盐水的问题，加入钛网可有效提升多层电极的导电性，从而提升脱盐性能。所提方法可为多层电极的设计及提升电极导电性提供新思路，对于电容去离子的工程化应用具有指导意义。

关键词：环境工程学其他学科；堆叠电极；膜电容去离子；活性碳纤维；钛网；脱盐性能

中图分类号：X703；O646　　**文献标识码**：A　　**DOI**：10.7535/hbkd.2023yx05010

Application of stacked carbon fiber electrodes in desalination of membrane capacitive deionization

CHEN Xudong[1], LI Zhaoxia[2], MA Junjun[3], WANG Xiaoju[3], NIU Jianrui[3], ZHANG Jing[3], LIU Chun[3]

(1. Technology Innovation Center for Geographic Information Application, Institute of Geographical Sciences of Hebei Academy of Sciences, Shijiazhuang, Hebei 050011, China; 2. Shijiazhuang Drainage and Protection Center, Shijiazhuang, Hebei 050050, China; 3. School of Environmental Science and Engineering, Hebei University of Science and Technology, Shijiazhuang, Hebei 050018, China)

Abstract: In order to improve the total adsorption capacity and desalination performance of the electrode in electrochemical

收稿日期：2023-07-04；修回日期：2023-09-28；责任编辑：卢　琼

基金项目：国家自然科学基金(52300006)；河北省水环境科学实验室开放课题(HBSHJ202102)

第一作者简介：陈旭东(1977—)，男，河北定兴人，高级工程师，主要从事水污染控制方面的研究。

通信作者：李朝霞高级工程师。E-mail：903902791@qq.com

马俊俊讲师。E-mail：majj16@163.com

陈旭东，李朝霞，马俊俊，等. 堆叠碳纤维电极在膜电容去离子脱盐中的应用[J]. 河北科技大学学报，2023，44(5)：513-522.

CHEN Xudong, LI Zhaoxia, MA Junjun, et al. Application of stacked carbon fiber electrodes in desalination of membrane capacitive deionization[J]. Journal of Hebei University of Science and Technology, 2023, 44(5): 513-522.

desalination device, the stacked carbon fibers were used as the electrode, and titanium mesh was added between the electrodes to enhance the conductivity between the electrode layers. The control variaties was used to design desalination experiments to investigate the effects of inlet salt concentration, stacked carbon fiber electrode thickness and increased titanium mesh conductor on desalination performance. The adsorption process was analyzed from the perspective of adsorption thermodynamics and kinetics. The experimental results show that stacking carbon fiber electrodes could lead to a decrease in desalination efficiency, the adsorption capacity of each layer decreases from 9.74 mg/g to 2.86 mg/g. But adding multiple layers of titanium mesh as a conductive material can effectively improve the desalination rate. When the spacing increases by three layers of titanium mesh, the adsorption speed increases by 2.1 times compared to the first layer. Stacking carbon fiber electrodes can solve the problem of limited adsorption capacity of single-layer electrodes and inability of handling high concentration saline water for a long time. Adding titanium mesh can effectively improve the conductivity of multi-layer electrodes, thereby improving desalination performance. It provides new ideas for the design of multi-layer electrodes and the improvement of electrode conductivity, and has guiding significance for the engineering application of capacitive deionization.

Keywords: other disciplines of environmental engineering; stack electrode; membrane capacitance deionization; activated carbon fiber; titanium mesh; desalination performance

在全球水资源储量中,可供人类利用的淡水资源只占0.26%,导致淡水资源短缺,为解决这一问题,海水淡化技术应运而生。电容去离子(capacitive deionization,CDI)是一种新型电化学水处理技术,其基本原理是基于双电层理论,在低电压电场(<1.2 V)作用下,多孔电极和电解质溶液两相界面处的过剩电荷会相互吸引,形成双电层[1]。进水中的离子迁移至电极表面,并储存在溶液与电极界面形成的双电层中,从而出水得到淡水;待电极吸附离子饱和后,通过施加反向电压或将电极短接,吸附的离子被解吸,电极得以再生进入下一循环。经周期性吸附解吸可持续获得淡水,同时将离子浓缩到少量浓水中。但CDI在运行过程中,同离子效应的存在会降低电荷效率,增加脱盐能耗。2006年LEE等[2]首次提出将阴/阳离子交换膜分别置于阳极/阴极与进水溶液之间,形成膜电容去离子技术(membrane capacitive deionization,MCDI),由于离子交换膜具有选择透过性,大大降低了同离子效应,电荷效率可从60%提升至85%以上,脱盐性能得到显著提升。MCDI作为一种新型的水处理技术,具有设备简单、能耗低、高效、无二次污染、电极可再生等优点,在硬水软化、海水淡化、重金属离子去除等领域得到广泛应用[3-5]。

电极作为MCDI中的关键组件,对于系统的脱盐性能起着决定性的作用。碳材料以其来源广泛、价格低廉、绿色环保等优点被作为电极材料应用在电化学水处理领域。目前,被广泛使用的碳材料主要包括活性碳纤维、电容性活性炭粉末、碳气凝胶、纳米碳材料等[6]。其中活性碳纤维成本低廉、导电性好、化学性质相对稳定,是废水处理的理想材料[7]。碳纤维表面相对光滑和均匀,具有三维多级孔结构、孔隙率高,可根据需要通过简单裁剪制备成所需一体化电极,且无需黏结剂,避免了电极制备时黏结剂对脱盐性能的影响。但由于一般碳纤维比较薄,将其作为电极材料时,单位面积电极吸附容量有限。为了进一步提升碳布电极的吸附性能,KANG等[8]在活性碳纤维中掺杂TiO_2,有效降低了电子传递阻力,提高了离子在碳电极表面的迁移和扩散,最高吸附容量可达10.6 mg/g,比未修饰的活性碳纤维电极提高了71.9%。WU等[9]利用6 mol/L HNO_3处理活性碳纤维来降低同离子效应,经酸化处理后的活性碳纤维的吸附容量提升至12.8 mg/g。除了对碳纤维进行金属氧化物掺杂和酸活化以外,QIAN等[10]利用亲水性较高的磺化石墨烯修饰碳纤维电极,构成复合电极,通过提高亲水性使得吸附容量提高至9.54 mg/g,电荷效率提高了22%。然而,以上掺杂、酸处理等修饰方式操作复杂。

寻求经济简便的制备电极方法对于MCDI工程化应用具有更加重要的意义。在碳纤维有效应用面积确定的前提下,通过增加碳纤维的层数即电极厚度来增加电极的吸附容量是一种操作简单的制备电极方式。考虑到堆叠碳纤维之间存在空隙,单纯堆叠碳纤维增加厚度,会增加电极中离子迁移距离。因此本文通过在碳纤维层间增加高导电性的钛网构建碳纤维-钛网复合电极。本文构建了不同堆叠层数的碳纤维电极(carbon fiber,CB),以及碳纤维-钛网复合堆叠电极(carbon fiber-titanium mesh,CB-Ti),首先研究了碳纤维电极在不同进水质量浓度下的脱盐效果,采用循环伏安法(cyclic voltammetry,CV)和电化学阻抗谱(electrochemical impedance spectroscopy,EIS)对不同堆叠电极进行了电化学表征,探究碳纤维电极厚度以及增加钛网作为导电材料对脱盐性能的影响,并利用热力学、动力学对其吸附过程进行了深入讨论,以期为MCDI

规模化应用提供技术支持。

1　材料与方法

1.1　试剂和仪器

主要试剂：氯化钠（分析纯），天津市永大化学试剂有限公司；实验所用水由 Milli-Q 超纯水机制得（18.2 MΩ·cm）。

主要仪器：电子分析天平（JB/T5374，梅特勒-托利多仪器有限公司）；磁力搅拌器（Color squid S000，艾卡仪器设备有限公司）；蠕动泵（BT100-1L，保定兰格恒流源有限公司）；电导率仪（S475-UMIX，梅特勒 SevenExcellence）；电化学工作站（MAC90589，瑞士万通中国有限公司）。

1.2　电极材料预处理

活性碳纤维购自万兴碳素有限公司；钛网、钛丝购自晨屹丝网制品有限公司。钛网具有厚度薄、编织网络可进行调节的特点，其良好的导电性，可为片层 CB 电极提供大量电子传递通道。实验所用钛网厚度为 0.37 mm，将活性碳纤维和钛网裁剪为 45 mm×50 mm 的规格，并于超纯水中充分浸泡，以去除表面及内部的杂质离子；用钛丝将活性碳纤维与钛网进行固定，分别准备不同层数的 CB 电极以及增加相应 Ti 层数的 CB-Ti 复合电极进行试验。

1.3　MCDI 脱盐系统组装

MCDI 脱盐系统由低压直流电源、蠕动泵、MCDI 装置、NaCl 溶液储存瓶组成，其中 MCDI 装置由亚克力板（100 mm×100 mm）、硅胶垫片、钛片、阴离子交换膜（anoion exchange membrane，AEM）、阳离子交换膜（cation exchange membrane，CEM）和电极构成，亚克力板起到固定装置的作用，硅胶垫片在密封装置的同时使得电极之间有一定的空间，用塑料隔网做成中间腔室，装置有效容积为 1 125 mm^3，钛网置于 2 层活性碳布（activated carbon cloth，ACC）或离子交换膜与活性碳布之间，如图 1 和图 2 所示。

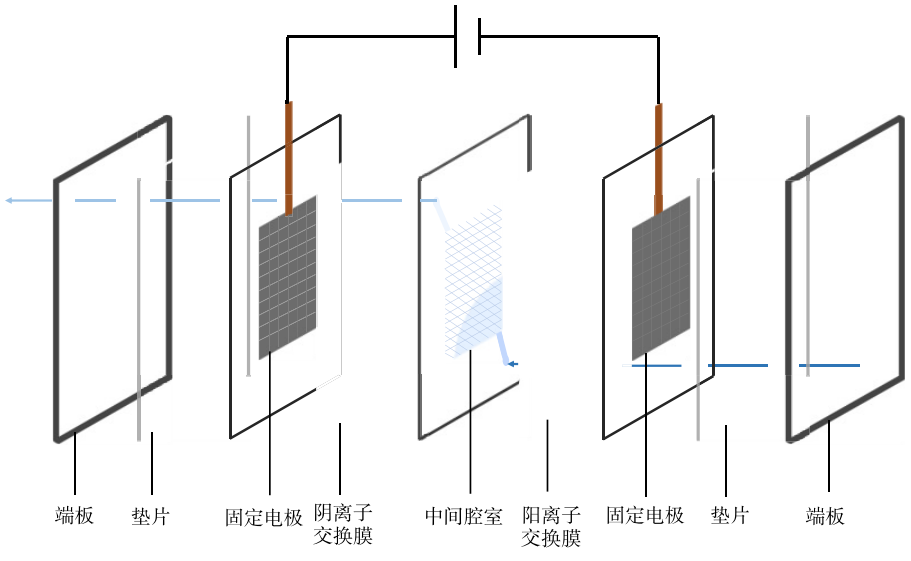


图 1　试验装置示意图

Fig. 1　Schematic of the experimental device

1.4　MCDI 脱盐试验

1）脱盐性能测试。本试验以 NaCl 溶液质量浓度（0.2，0.4，0.6 g/L）、CB 电极厚度、CB-Ti 复合电极厚度为单因素进行脱盐试验，分别命名为 CB-厚度，CB-Ti-厚度，并堆叠 3 层钛网作为电极与 CB-Ti-2.40 复合电极进行比较，命名为 Ti-厚度，不同电极类型详细参数见表 1。试验采用间歇进水模式，取 40 mL NaCl 溶液于锥形瓶中，电导率仪探头浸入液面下，用磁力搅拌器持续搅拌，由蠕动泵以 4 mL/min 匀速泵入 MCDI 装置，施加电压 1.2 V，脱盐 15 min 后，将电压反向即－1.2 V 用于电极解吸，NaCl 溶液电导率和电流变化在线监测并实时记录。由于在一定浓度范围内，NaCl 溶液浓度与电导率呈正比关系，因此由溶液电导率即可实时换算得到相应的 NaCl 溶液的质量浓度，所有试验至少重复 3 次以上。

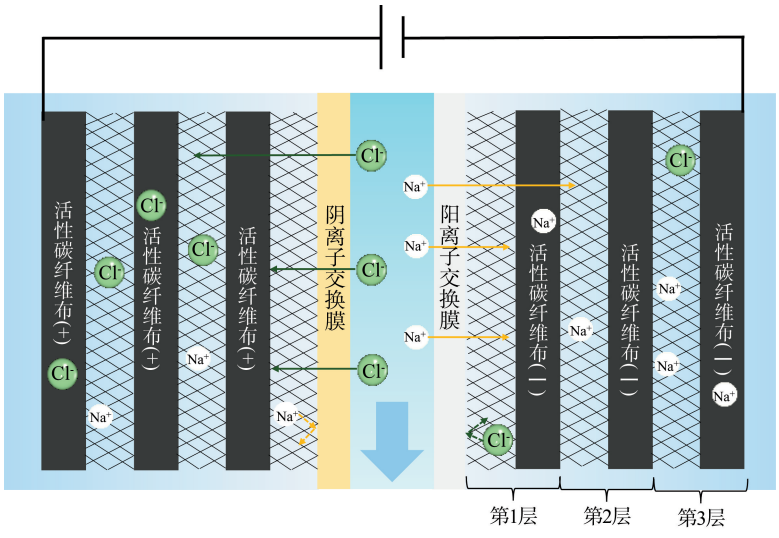


图 2 堆叠电极示意图

Fig. 2 Stack electrode diagram

表 1 不同电极类型详细参数

Tab. 1 Detailed parameters of different electrode types

电极类型	堆叠层数	厚度/mm
CB	1	0.43
	2	0.86
	3	1.29
CB-Ti	1	0.80
	2	1.60
	3	2.40
Ti	3	1.11

2) 相关计算公式。MCDI 脱盐性能采用关键指标进行分析评价，如脱盐率、吸附容量、平均脱盐速度、电荷效率、单位能量脱盐量等，计算公式见式(1)—式(5)。

脱盐一定时间后去除离子占总离子的浓度百分比，可以反映电极在一定时间内的脱盐性能，脱盐率根据式(1)进行计算。

$$\eta=\frac{C_0-C_t}{C_0}\times 100\%, \tag{1}$$

式中：η 为脱盐率，%；C_0 为初始浓度，mol/L；C_t 为 t 时刻 NaCl 浓度，mol/L。

单位质量电极可吸附的盐的质量为吸附容量，根据式(2)进行计算。

$$Q_e=\frac{(C_0-C_t)\times V\times 58.5\times 10^3}{m}, \tag{2}$$

式中：Q_e 为吸附容量，mg/g；V 为溶液体积，L；m 为电极质量，g。

单位时间单位电极面积的脱盐量由平均脱盐速度表示，根据式(3)进行计算。

$$\mathrm{ASAR}=\frac{(C_0-C_t)\times V\times 10^6}{S\times t\times 58.5}, \tag{3}$$

式中：ASAR 为平均脱盐速度，μmol/(cm^2 · min)；S 为电极面积，cm^2；t 为时间，min。

实际脱盐电荷占总消耗电荷量的百分比即电荷效率，根据式(4)进行计算。

$$\mathrm{CE}=\frac{(C_0-C_t)\times V\times n\times F}{\int I\,\mathrm{d}t\times 58.5}, \tag{4}$$

式中：CE 为电荷效率，%；n 为阴阳离子所带电荷，Na^+ 和 Cl^- 均为 1；F 为法拉第常数，(F = 96 485 C/mol)；I 为电流，A。

去除单位质量的盐所需要消耗的能量可由单位能量脱盐量表示，根据式(5)进行计算。

$$\mathrm{ENRS}=\frac{(C_0-C_t)\times V\times 10^6}{U\times\int I\,\mathrm{d}t}, \tag{5}$$

式中：ENRS 为单位能量脱盐量，μmol/J；U 为电压，V。

1.5　吸附热力学和动力学

采用 Langmuir 与 Freundlich 2 种等温模型来拟合 CB 电极除盐的平衡吸附量，等温线模型分别见式(6)、式(7)，准一级和准二级动力学模型可用式(8)和式(9)表示[11]。

$$\frac{C_e}{q_e}=\frac{C_e}{q_m}+\frac{K_L}{q_m}, \tag{6}$$

式中：C_e 为吸附平衡浓度，mg/g；q_e 为平衡吸附量，mg/g；q_m 为最大吸附容量，mg/g；K_L 为亲和常数。

$$\ln q_e=\ln K_f+\frac{1}{n}\ln C_e, \tag{7}$$

式中：$\frac{1}{n}$为与吸附强度有关的经验常数，K_f 为吸附常数。

$$\ln(q_e-q_t)=\ln q_e-K_1\times t, \tag{8}$$

式中：q_e 为平衡吸附量，mg/g；q_t 为时间为 t 时的吸附量，mg/g；K_1 为准一级吸附速率常数。

$$\frac{1}{t}=(K_2\times q_e^{\,2})\left(\frac{1}{q_t}-\frac{1}{q_e}\right), \tag{9}$$

式中：K_2 为准二级吸附速率常数。

1.6　CB/CB-Ti 电极电化学表征测试

为了表征 CB 电极与 CB-Ti 电极的电化学特性，采用三电极体系对其进行了 CV 和 EIS 测试。CB 或 CB-Ti 电极作为工作电极，铂片作为对电极，饱和甘汞电极作为参比电极，1 mol/L NaCl 作为电解液(高浓度 NaCl 溶液可有效避免测试过程中离子缺乏的问题[12])。比电容测试中，施加(−1.2～+1.2) V 电压，设定扫速为 10 mV/s，记录响应电流的变化。

$$C=\frac{\int I\,\mathrm{d}V}{m\times\Delta V\times v}, \tag{10}$$

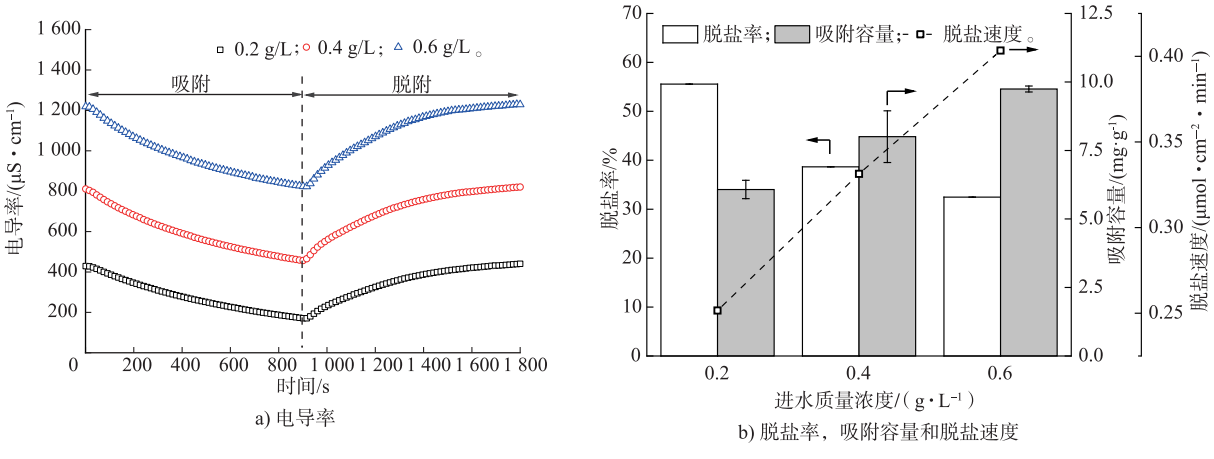
式中：C 为比电容，F/g；I 为响应电流，A；m 为电极质量，g；v 为扫描速率，V/s。

EIS 用以研究电极的动态电容和电阻，分析电极的导电性，EIS 设置测试频率为 0.01～105 Hz，由计算机自动进行测试记录，根据实验绘制电化学阻抗图谱。

2　结果与讨论

2.1　CB 电极

1) 进水浓度。为考察初始进水浓度对吸附过程的影响，配制不同初始浓度的 NaCl 溶液，图 3 a)为出水电导率随时间变化曲线，3 种初始进水浓度下均表现出先下降后上升的趋势。在施加 1.2 V 电压进行吸附时，电导率下降；随后施加−1.2 V 电压进行解吸时电导率回升至初始水平。由电导率变化曲线进一步得到了在不同初始浓度下脱盐率、吸附容量、脱盐速度的变化。由图 3 b)可以看出在初始进水浓度为 0.2，0.4，



a) 电导率　　b) 脱盐率，吸附容量和脱盐速度

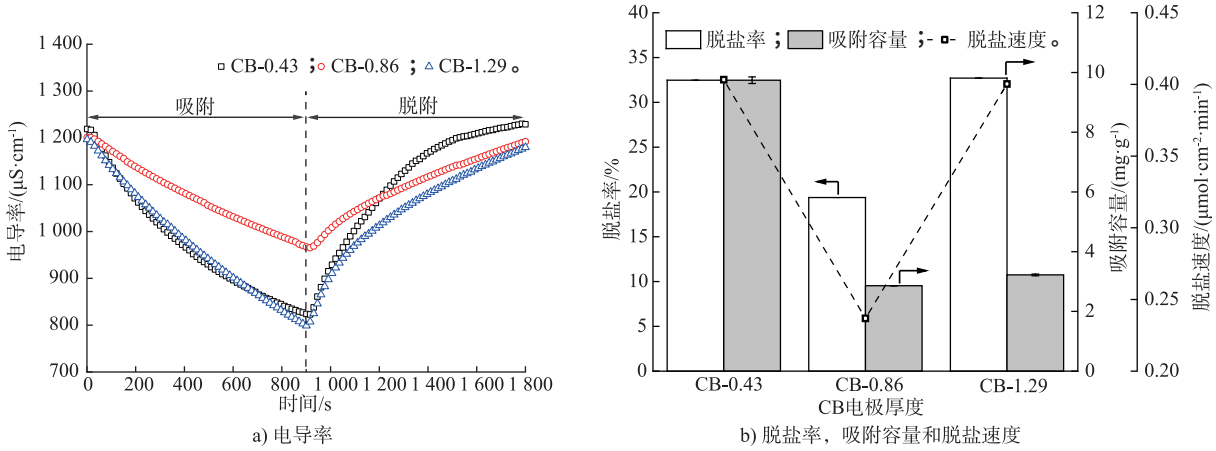
图 3　不同进水质量浓度时装置的脱盐性能

Fig. 3　Desalination performance of the device at different influent concentrations

0.6 g/L时，吸附容量分别为6.08，8.00，9.74 mg/g，脱盐速度分别为0.25，0.33，0.40 μmol/(cm^2·min)。

随着初始进水浓度的增加，吸附容量和脱盐速度均逐渐增大，其原因可能是较高的初始进水浓度提供克服传质阻力的驱动力，在较高进水浓度下，双电层被压缩，重叠效应减小，从而为离子提供了更大的吸附可用表面积[13-14]，随着进水浓度的增加，双电层可以更有效地在碳电极的多孔界面上形成，为离子吸附提供更有利的条件[15]；其次，单位体积溶液中的离子数量增多，溶液-电极微孔界面处进水与电极孔中的离子浓度差增大，静电相互作用增强[16]，致使电极整体欧姆阻力减小，离子的传质速率得到提高，因此脱盐速度和吸附容量均得以提升。

2）CB电极厚度。电极厚度直接影响电极的结构，对机械稳定性以及电荷传质特性有较大影响[17]，因此本文详细探究了电极厚度对脱盐性能的影响。由图4可知，CB厚度增加后吸附容量下降，CB-0.86每层CB的吸附容量为2.86 mg/g，CB-1.29每层CB的吸附容量为3.21 mg/g。其原因可能是多层CB的叠加会导致电极厚度增加，离子在CB表面及其内部扩散存在的阻力增大，同时离子迁移距离变长，因此堆叠电极中每层CB的吸附容量呈下降趋势。此外，导致这种现象的原因也可能为活性碳纤维层与层之间留有空隙，接触不够紧密，离子传质阻力大。吸附容量略微上升的原因可能是CB叠加导致盐溶液与电极间的接触面积变大，CB电极能够吸附更多的离子。



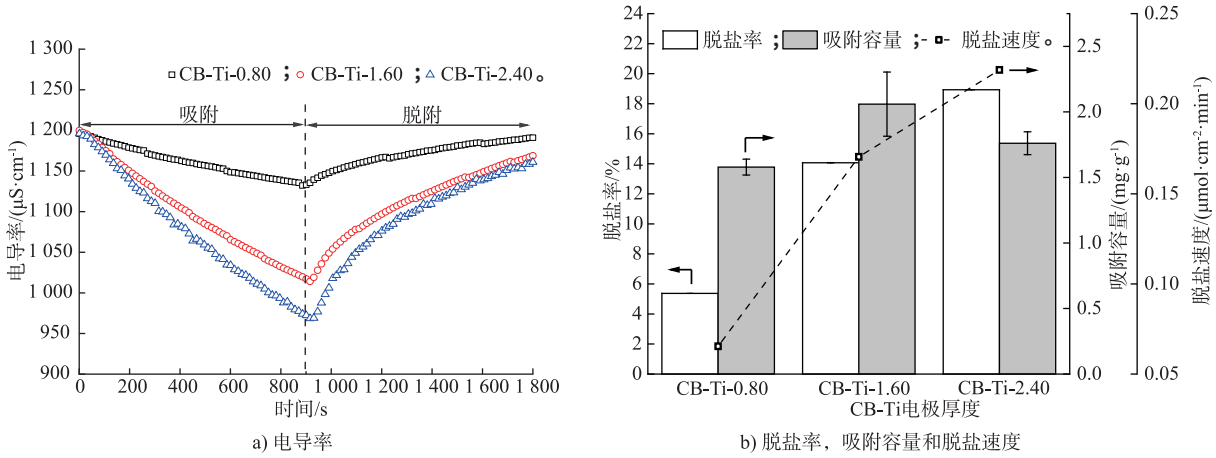
a）电导率　　b）脱盐率，吸附容量和脱盐速度

图4　不同堆叠CB电极的脱盐性能（试验条件：NaCl初始质量浓度0.6 g/L）

Fig. 4　Desalination performance of different stacked CB electrodes (Experimental conditions: initial NaCl concentration of 0.6 g/L)

2.2　CB-Ti复合电极

为了解决堆叠CB电极层与层之间空隙导致较大电极电阻的问题，在CB电极间增加钛网提高堆叠电极的导电性，穿过离子交换膜的离子被CB电极立即吸附，显著提升脱盐效率。从图5 a）中可以看出，随着钛网层数的增加，电导率下降幅度逐渐增加。相关脱盐数据根据式(1)—式(5)计算后如图5 b）所示，脱盐率



a）电导率　　b）脱盐率，吸附容量和脱盐速度

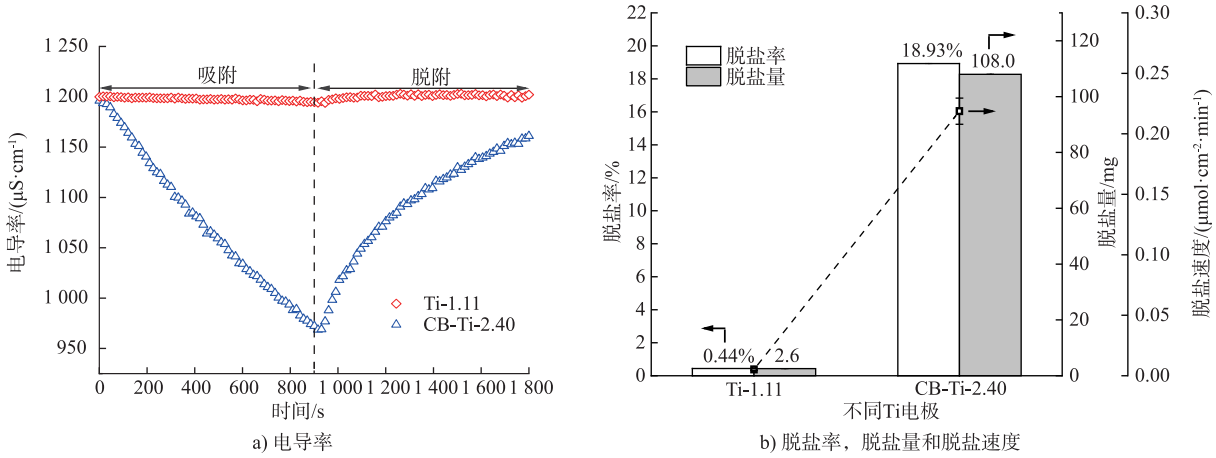
图5　不同堆叠CB-Ti电极的脱盐性能（试验条件：NaCl初始质量浓度0.6 g/L）

Fig. 5　Desalination performance of different stacked CB-Ti electrodes (Experimental condition: initial NaCl concentration of 0.6 g/L)

和脱盐速度随之增加，脱盐速度分别为 0.07，0.17，0.22 μmol/(cm^2 · min)。因此 CB 之间增加钛网作为导电体，CB 电极上的电荷分布更加均匀，电荷的传输距离明显缩短，吸附离子速度加快，在长期运行中可以克服电子传递和吸附能力之间的平衡问题[18]。但是 CB-Ti-2.40 单位电极吸附容量有所下降，可能是由于钛网与钛网以及钛网与第 2 层的碳纤维电极之间形成了等势体，导致中间 CB 电极的电势发生变化，静电平衡后电场内部电势为零，因此吸附容量受到影响。

2.3　钛网在脱盐过程中的作用机制

为了排除电渗析对试验的影响，研究了单纯钛网堆叠 3 层的脱盐效果，由图 6 可以看出，堆叠钛网作为电极时电导率变化微小，脱盐率仅为 0.44%，与 CB-Ti-2.40 复合电极的脱盐率相比差异显著。在本试验中主要起吸附作用的为 CB 电极，而钛网主要起增强导电性、降低电子传递阻力的作用，因此可以忽略电渗析的影响。



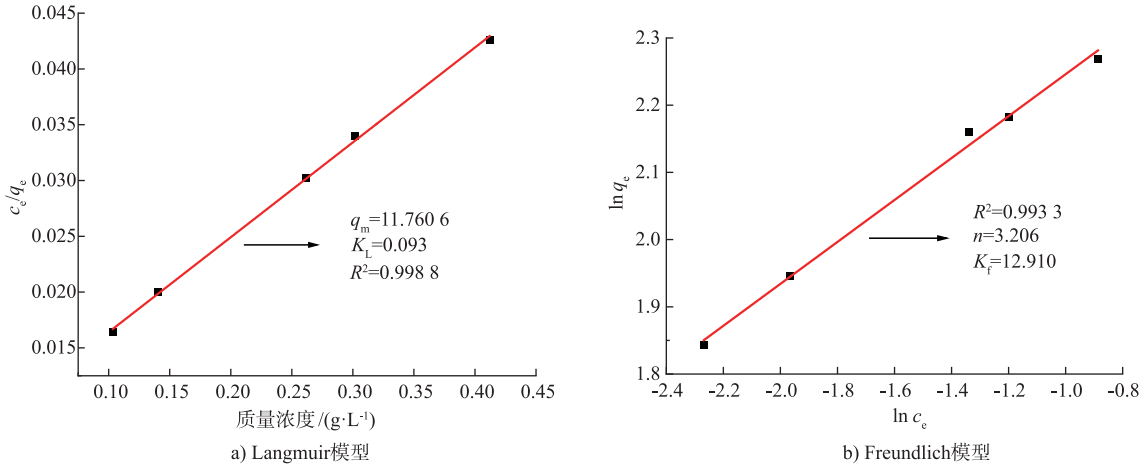
a) 电导率　　b) 脱盐率，脱盐量和脱盐速度

图 6　Ti-1.11 和 CB-Ti-2.40 电极的脱盐性能对比

Fig. 6　Comparison of desalination performance of Ti-1.11 and CB-Ti-2.40 electrodes

2.4　吸附过程机制

1）吸附热力学过程模拟。在一定温度下，吸附达到平衡时，可以使用吸附等温线来表示电极的吸附量和溶液中离子平衡浓度的关系[19]。利用 2 种模型对 CB 电极的吸附热力学过程进行拟合，拟合曲线如图 7 所示。2 种模型的相关拟合参数如表 2 所示，可知 Langmuir 模型的拟合相关系数大于 Freundlich 模型，结果表明 CB 电极的热力学吸附过程适合用 Langmuir 模型。由此可以得出活性碳纤维的吸附形式为单层吸附，吸附位点与被吸附离子数量一致，具有均匀的表面吸附，各位置有相同的吸附强度，被吸附离子之间的相互作用可忽略不计[20-21]。



a) Langmuir模型　　b) Freundlich模型

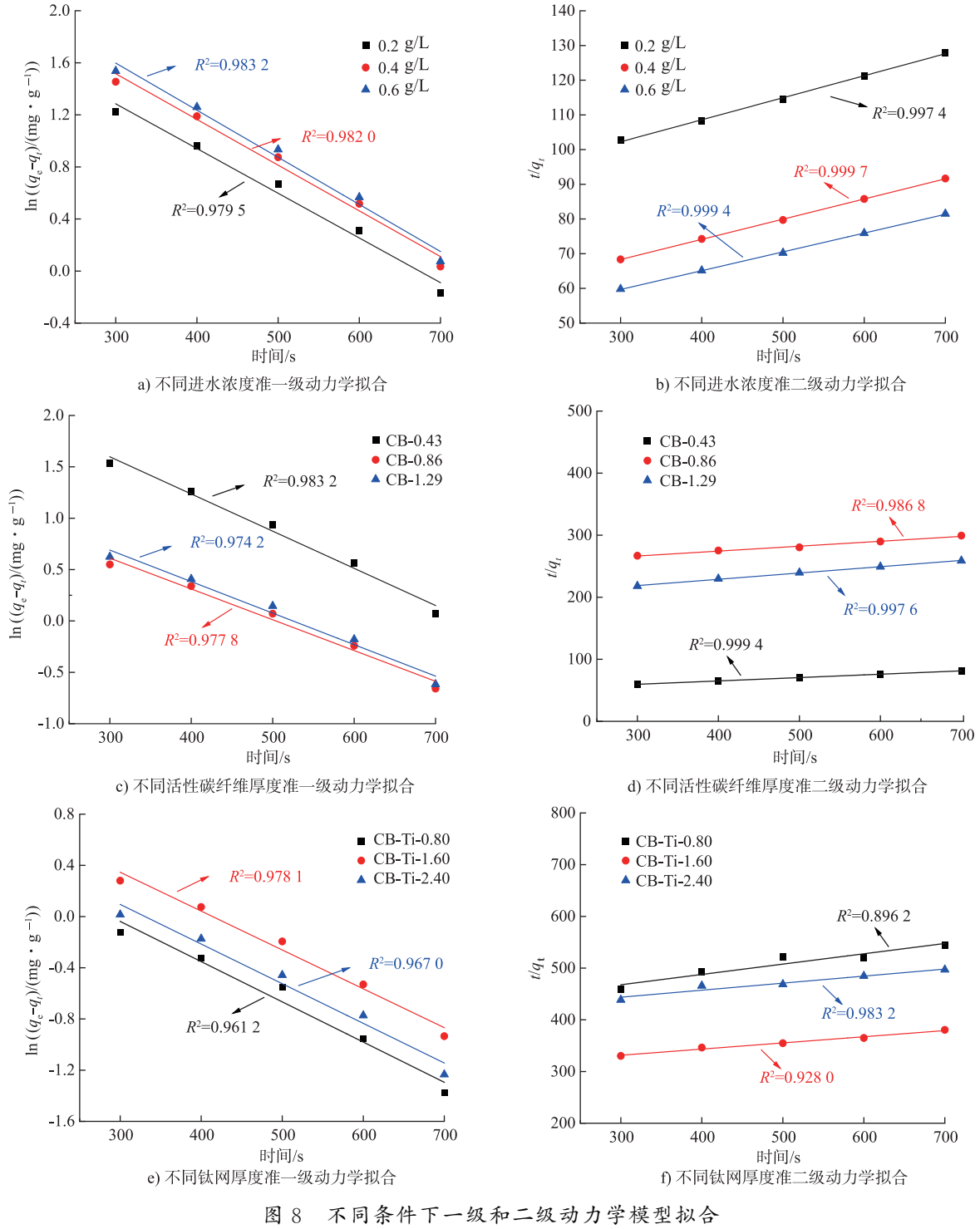
图 7　吸附热力学及其拟合图

Fig. 7　Adsorption thermodynamics and its fitting diagram

2）吸附动力学模拟。采用准一级动力学和准二级动力学方程分别拟合不同条件下的电吸附行为，以研究 CB 电极对离子的吸附动力学过程。准一级动力学模型可以反映存在于固相与液相界面的吸附反应的速

度快慢[22]；准二级动力学模型假定吸附速率受化学吸附机理的控制，涉及到吸附剂与吸附质之间电子共用或者电子转移，研究达到平衡过程中反应速率与反应物浓度之间的关系[23]。

由图 8 可知，在不同初始进水浓度以及不同碳毡厚度的条件下，更符合准二级动力学。但如图 8 e)和图 8 f)所示，在增加不同钛网层数的条件下，对比拟合后的相关系数，电吸附过程经过准一级动力学拟合后线性关系较好，更符合准一级动力学，表明脱盐电吸附主要为物理吸附，离子的吸附速率与剩余吸附容量成正比，初始进水浓度的增加促使离子外扩散增强，因此导致平衡吸附容量增加，吸附容量上升速率随之加快[16]；也说明 CB 电极的吸附速率受到离子浓度的影响。



a) 不同进水浓度准一级动力学拟合　b) 不同进水浓度准二级动力学拟合

c) 不同活性碳纤维厚度准一级动力学拟合　d) 不同活性碳纤维厚度准二级动力学拟合

e) 不同钛网厚度准一级动力学拟合　f) 不同钛网厚度准二级动力学拟合

图 8　不同条件下一级和二级动力学模型拟合

Fig. 8　Fitting of first-order and second-order kinetic models under different conditions

2.5　电化学表征

1) CV 测试。利用循环伏安测试可以有效评价电极材料的比电容，通过循环伏安曲线的形状和积分面

积等可以判断材料的电化学性能，评价电极材料的电荷储存能力。按照式(10)计算可得 CB 的比电容为 10.19 F/g。如图 9 所示，在整个电位窗口范围内，电流随电势稳定地增加或减少，没有出现氧化还原峰，表明电极没有法拉第反应发生，离子通过形成双电层被吸附在电极表面。本研究中选择的 CB 具有良好的双电层电容特性。

2) EIS 分析。图 10 为不同电极的 EIS 图，不同电极的阻抗谱均由高频段的 2 段圆弧和低频段直线 2 部分组成，与实轴的第一个交点表示装置整体电阻，即欧姆电阻，主要包括中间腔室进水、离子交换膜、集电体以及所有导线的电阻；高频区圆弧部分的直径可以用来表征电子传递阻力，低接触阻抗有利于电极和电解质界面的电荷传递[24]。

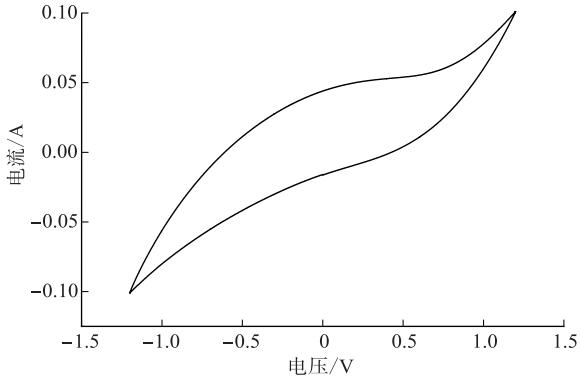


图 9　扫描速率为 10 mV/s 时单层 CB 电极的 CV 曲线

Fig. 9　CV curve of single-layer CB electrode at a scanning rate of 10 mV/s

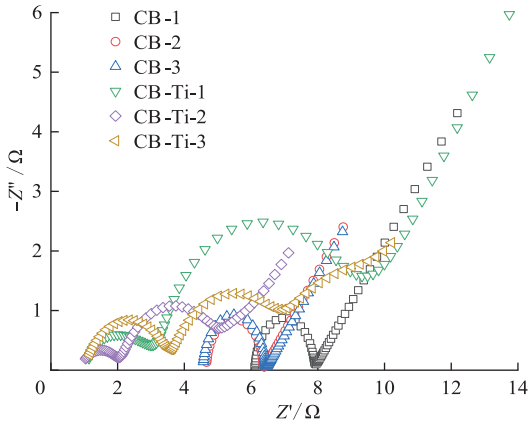


图 10　堆叠 CB 电极的 EIS 图

Fig. 10　EIS diagram of stacked CB electrodes

由图 10 可以看出，增加电极厚度可以降低整体欧姆阻力以及电子、电荷传递阻力，增加钛网后，高频区与 x 轴的交点左移，整体电阻大幅减小，即增加钛网可以提高堆叠 CB 电极的导电性，同时离子以及电子传递阻力也相应下降[25]。

3　结　论

本文通过堆叠碳毡增加电容去离子电极的吸附容量，进一步通过在电极片层间加入多层钛网提升堆叠电极的导电性。堆叠碳纤维电极可导致脱盐效率有所下降，但通过增加多层钛网作为导电体可以有效提升脱盐速度，当间隔增加 3 层钛网时，吸附速度较单层提高了 2.1 倍。增加初始进水浓度有利于提升脱盐速度，进水质量浓度为 0.6 g/L 时，脱盐速度最高可达 0.4 μmol/(cm^2 · min)，吸附容量达 9.74 mg/g。吸附过程符合准一级动力学，并随着堆叠层数的增加，脱盐率由 5.4%提升至 18.9%，脱盐速度由 0.07 μmol/(cm^2 · min)提升至 0.22 μmol/(cm^2 · min)。本文突破传统通过电极修饰、添加电极导电剂等提升电极导电性的方法，具有简便、无污染等优势，尤其便于工程化应用。但也存在着钛网成本较高的问题，需要进一步开发价廉且性能优异的导电材料。

参考文献/References：

[1]　黄宽，唐浩，刘丹阳，等. 电容去离子技术综述(一)：理论基础[J]. 环境工程，2016，34(sup1)：82-88.
HUANG Kuan，TANG Hao，LIU Danyang，et al. A review of capacitive deionization technology：Part 1. theoretical foundations[J]. Environmental Engineering，2016，34(sup1)：82-88.

[2]　LEE J B，PARK K K，EUM H M，et al. Desalination of a thermal power plant wastewater by membrane capacitive deionization[J]. Desalination，2006，196(1/3)：125-134.

[3]　张须媚，王霜，高娟娟，等. 电容去离子技术在水处理中的应用[J]. 水处理技术，2018，44(9)：16-21.
ZHANG Xumei，WANG Shuang，GAO Juanjuan，et al. Application of capacitive deionization technology in water treatment[J]. Technology of Water Treatment，2018，44(9)：16-21.

[4]　DU Jiaxin，WAITE T D，BIESHEUVEL P M，et al. Recent advances and prospects in electrochemical coupling technologies for metal

recovery from water[J]. Journal of Hazardous Materials,2023,442. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.130023.

[5] DU Jiaxin,WAITE T D,FENG Jing,et al. Coupled electrochemical methods for nitrogen and phosphorus recovery from wastewater: A review[J]. Environmental Chemistry Letters,2023,21(2):885-909.

[6] 唐朝春,许荣明.电吸附水处理技术研究进展[J].现代化工,2019,39(10):15-19.
TANG Chaochun,XU Rongming. Research progress in electro-adsorption water treatment technology[J]. Modern Chemical Industry,2019,39(10):15-19.

[7] 肖宇扬,冯玄圣,黄英.以碳布为基底的柔性超级电容器电极材料研究进展[J].材料开发与应用,2021,36(1):87-95.
XIAO Yuyang,FENG Xuansheng,HUANG Ying. Research progress of electrode materials for flexible supercapacitors based on carbon cloth[J]. Development and Application of Materials,2021,36(1):87-95.

[8] KANG D H,JO H,JUNG M J,et al. Anatase TiO_2-doped activated carbon fibers prepared by ultrasonication and their capacitive deionization characteristics[J]. Carbon Letters,2018,27:64-71.

[9] WU Tingting,WANG Gang,ZHAN Fei,et al. Surface-treated carbon electrodes with modified potential of zero charge for capacitive deionization[J]. Water Research,2016,93:30-37.

[10] QIAN Bingqing,WANG Gang,LING Zheng,et al. Sulfonated graphene as cation-selective coating: A new strategy for high-performance membrane capacitive deionization[J]. Advanced Materials Interfaces,2015,2(16). DOI:10.1002/admi.201500372.

[11] MA Junjun,LI Bing,ZHOU Lincheng,et al. Simple urea immersion enhanced removal of tetracycline from water by polystyrene microspheres[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health,2018,15(7). DOI: 10.3390/ijerph15071524.

[12] SEGALINI J,IWAMA E,TABERNA P L,et al. Steric effects in adsorption of ions from mixed electrolytes into microporous carbon[J]. Electrochemistry Communications,2012,15(1):63-65.

[13] HOU C H,HUANG C Y,HU C Y. Application of capacitive deionization technology to the removal of sodium chloride from aqueous solutions[J]. International Journal of Environmental Science and Technology,2013,10(4):753-760.

[14] KYAW H H,MYINT M T Z,AL-HARTHI S,et al. Removal of heavy metal ions by capacitive deionization: Effect of surface modification on ions adsorption[J]. Journal of Hazardous Materials,2020,385:121565. DOI:10.1016/j.jhazmat.2019.121565.

[15] KIM N,LEE E A,SU Xiao,et al. Parametric investigation of the desalination performance in multichannel membrane capacitive deionization (MC-MCDI)[J]. Desalination,2021,503. DOI:10.1016/j.desal.2021.114950.

[16] 马岚,黄陆月,许勇毅,等.ACF电吸附过程动力学特性和脱盐影响因素试验研究[J].洁净煤技术,2021,27(1):316-322.
MA Lan,HUANG Luyue,XU Yongyi,et al. Experimental study on kinetic characteristics of ACF electro-sorption process and influencing factors of desalination[J]. Clean Coal Technology,2021,27(1):316-322.

[17] BARCELOS K M,OLIVEIRA K S G C,RUOTOLO L A M. Insights on the role of interparticle porosity and electrode thickness on capacitive deionization performance for desalination[J]. Desalination,2020,492. DOI:10.1016/j.desal.2020.114594.

[18] XU Longqian,MAO Yunfeng,ZONG Yang,et al. Scale-up desalination:membrane-current collector assembly in flow-electrode capacitive deionization system[J]. Water Research,2021,190. DOI:10.1016/j.watres.2020.116782.

[19] FOO K Y,HAMEED B H. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems[J]. Chemical Engineering Journal,2010,156(1):2-10.

[20] CHEN Xunjun. Modeling of experimental adsorption isotherm data[J]. Information,2015,6(1):14-22.

[21] 那立艳,张丽影,张凤杰,等.固液界面吸附热力学参数的计算[J].材料导报,2020,34(22):22030-22035.
NA Liyan,ZHANG Liying,ZHANG Fengjie,et al. Calculation of adsorption thermodynamic parameters at solid-liquid interfaces[J]. Materials Review,2020,34(22):22030-22035.

[22] LIN S H,CHEN Y W. Liquid-phase adsorption of 1,1-dichloro-1-fluoroethane by various adsorbents[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research,1997,36(10):4347-4352.

[23] WANG Rongzhong,HUANG Danlian,LIU Yunguo,et al. Investigating the adsorption behavior and the relative distribution of Cd^{2+} sorption mechanisms on biochars by different feedstock[J]. Bioresource Technology,2018,261:265-271.

[24] SHEN Ge,MA Junjun,NIU Jianrui,et al. Mechanism of ball milled activated carbon in improving the desalination performance of flow- and fixed-electrode in capacitive deionization desalination[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering,2022,17(5). DOI:10.1007/s11783-023-1664-6.

[25] ZHANG Lu,LIU Yong,LU Ting,et al. Cocoon derived nitrogen enriched activated carbon fiber networks for capacitive deionization[J]. Journal of Electroanalytical Chemistry,2017,804:179-184.