

# 电渗析去除模拟放射性废水中核素的性能研究

谢雨东, 王晓伟\*, 门金凤, 秦飞波, 罗梦丝  
(海军工程大学核科学技术学院, 湖北 武汉 430033)

**摘要:** 运用小型电渗析装置配制含 Co(II)、Mn(II) 和 Cs(I) 的模拟放射性废水, 研究了不同操作条件下电渗析对废水中核素的去除性能。结果表明, 随着电压的升高, 3 种核素的总去除率均上升; 随着流速升高, 3 种核素的总去除率均降低; 随着 pH 升高, Co(II) 和 Mn(II) 的总去除率降低, Cs(I) 的总去除率提高。在操作电压为 12 V、流速为 0.14 m/s 和 pH 为 6.0 的条件下, Co(II)、Mn(II) 和 Cs(I) 的总去除率分别为 98.21%、97.77% 和 99.81%。

**关键词:** 电渗析; 模拟放射性废水; 离子迁移; 去除率

**中图分类号:** TQ028.8

**文献标志码:** A

**文章编号:** 0253-4320(2023)07-0165-06

**DOI:** 10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2023.07.031

## Study on performance of electrodialysis in removing nuclides from simulated radioactive wastewater

XIE Yu-dong, WANG Xiao-wei\*, MEN Jin-feng, QIN Fei-bo, LUO Meng-si

(College of Nuclear Science and Technology, Naval University of Engineering, Wuhan 430033, China)

**Abstract:** A small scale electrodialysis device is employed to prepare the simulated radioactive wastewater containing Co(II), Mn(II) and Cs(I), and the performance of electrodialysis for removing nuclides from the wastewater is studied under different operating conditions. Results show that total removal rates of all three nuclides increase with increasing voltage, and decrease with increasing flow rate. With increasing pH, total removal rates of both Co(II) and Mn(II) decrease but that of Cs(I) increases. Total removal rates of Co(II), Mn(II) and Cs(I) are 98.21%, 97.77% and 99.81%, respectively when the operating voltage is 12 V, the flow rate is 0.14 m·s<sup>-1</sup> and pH is 6.0.

**Key words:** electrodialysis; simulated radioactive wastewater; ion migration; removal efficiency

溶液中的放射性核素及其他有机和无机化合物会对人体和环境造成危害, 因此必须对其进行有效处理。在核电厂或其他核设施的运行过程中会产生较大体积的放射性废水, 这类废水具有放射性物质浓度低、成分复杂等特点<sup>[1-4]</sup>。放射性废水中半衰期较长的典型同位素主要是 <sup>60</sup>Co、<sup>54</sup>Mn 和 <sup>137</sup>Cs, 其半衰期分别为 5.27 年、312.12 天和 30.17 年, 在衰变过程中会不断产生高能射线, 并且均存在较强的生物毒性<sup>[5]</sup>。

目前, 放射性废水的净化方法主要包括蒸发、离子交换和反渗透工艺<sup>[6]</sup>。蒸发工艺具有对废液适应性好、去污因子高的优点, 但是建造费用和运行维护费用均较高, 且蒸残液中高度浓缩的氯离子会大大增加由 316 L 不锈钢材料制造的蒸发设备发生晶间腐蚀及应力腐蚀破裂的风险<sup>[7]</sup>。离子交换具有工艺成熟、操作维护简单的优点<sup>[8]</sup>, 但放射性废水中高浓度的非放射性无机盐和有机物会快速让树脂

失效, 产生大量放射性废树脂, 给后续废树脂处理增加了极大的负担。反渗透工艺具有占地面积小、运行简单, 适用于不同含盐量废液处理的特点, 但设备需要在高压下运行, 且最终浓缩液含盐量仅达到 8%~12%, 还有进一步浓缩的空间<sup>[9]</sup>。

电渗析(ED)是一种通过直流电场和离子交换膜将原水中的阴阳离子迁移到浓缩室的电驱动技术<sup>[10]</sup>。近年来, 由于离子交换膜性能的快速提升, ED 技术在放射性废水的处理中逐渐受到重视, 与其他技术相比, ED 具有浓缩倍数高、去污能力强、操作简便、能耗较低等优点, 在处理放射性废水方面具有一定优势<sup>[11]</sup>。Miskiewicz 等<sup>[12]</sup>采用电渗析技术研究核电站产生的含有 <sup>137</sup>Cs、<sup>60</sup>Co、<sup>85</sup>Sr 和 <sup>241</sup>Am 等核素以及有机物的低水平放射性废液, 结果表明, 电渗析可以有效去除废水中的放射性核素, 并实现有机物与无机物的分离。Alkhadra 等<sup>[13]</sup>采用冲击电渗析从包含 Li<sup>+</sup>、Co<sup>2+</sup>、Cs<sup>+</sup> 和硼酸等物质的反应堆

收稿日期: 2022-08-20; 修回日期: 2023-05-09

作者简介: 谢雨东(1997-), 男, 硕士研究生, 研究方向为舰船核环境工程, 1436059069@qq.com; 王晓伟(1978-), 男, 博士, 副教授, 研究方向为水处理技术, 通讯联系人, actwang@sina.com。

废水中选择性分离  $\text{Co}^{2+}$  和  $\text{Cs}^+$ ,  $\text{Co}^{2+}$  和  $\text{Cs}^+$  的去除率均在 98% 以上, 电能几乎不造成硼酸的迁移, 可实现对硼酸的回收。Zakrzewska-Kołtuniewicz 等<sup>[14]</sup> 采用电渗析法分离核电站废液中的  $^{60}\text{Co}$  和  $^{137}\text{Cs}$ , 溶液中的  $^{137}\text{Cs}$  经过 60 min 后被完全去除, 同等条件下去除  $^{60}\text{Co}$  只需 40 min。Zaheri 等<sup>[15]</sup> 采用正交实验法研究电渗析从合成废水中分离铀的性能, 结果表明, 铀的去除率达到 98.3%。电渗析技术对低含盐量的放射性废水中的部分核素具有较好的去除效果, 但对不同操作条件下核素去除规律的研究尚不全面, 并且没有考虑电渗析对高含盐放射性废水的处理性能。因此, 笔者运用小型电渗析装置处理模拟高含盐放射性废水, 研究了不同操作条件下对  $\text{Co}(\text{II})$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$  和  $\text{Cs}(\text{I})$  的去除性能。

## 1 实验部分

### 1.1 实验装置

电渗析装置工艺流程如图 1 所示, 装置主要包含电渗析模块、直流电源、水泵、流量计和储水罐, 采用连续循环的工作模式, 浓水、淡水和极水形成 3 个独立循环的通道。电渗析的操作电压和电流由直流电源指示, 极水室、浓水室和淡水室的进水流量由转子流量计测定, 电导率、pH 和核素浓度分别通过电导率仪、台式酸度计和原子吸收分光光度计取样测量, 浓、淡室中溶液的质量均由电子天平实时测量。

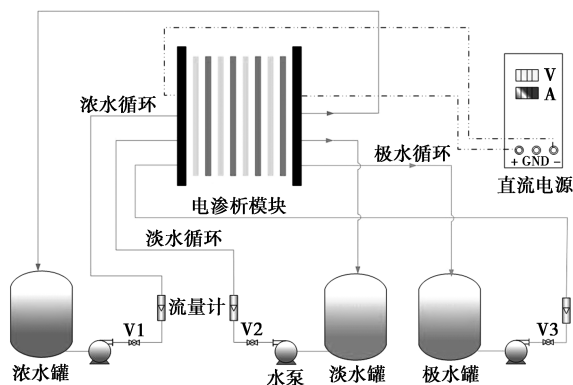


图 1 电渗析装置流程示意图

电渗析模块由 10 组膜对组成(每组膜对包含 1 张均相阳离子交换膜、1 张均相阴离子交换膜和 1 个隔板), 膜与隔板的尺寸为  $12\text{ cm} \times 19\text{ cm}$ , 每张膜的有效面积为  $108.50\text{ cm}^2$ , 隔板厚度为  $0.95\text{ mm}$ 。浓室和淡室中流道的宽度为  $1.20\text{ cm}$ , 流道的横截面积为  $0.11\text{ cm}^2$ 。流速可根据流量计测得的流量值与流道的横截面积计算得到。给水泵采用自吸高度

为  $2\text{ m}$ 、工作压力  $4.83 \times 10^5\text{ Pa}$  下流量大于  $50\text{ L/h}$  的隔膜增压泵; 电源采用额定输出电压为  $0 \sim 30\text{ V}$ 、电流为  $0 \sim 10\text{ A}$  的可调式直流稳压稳流电源。

### 1.2 试剂与仪器

氯化钠、硫酸钠、氯化钴、氯化锰和氯化铯, 均为市售分析纯; 所用水为去离子水(常温下电导率低于  $5\text{ }\mu\text{S/cm}$ )。

电渗析模块, 山东天维膜技术有限公司生产; HY3010B 型直流电源, 杭州华谊电子实业有限公司生产; SevenCompact S220 台式酸度计、SevenCompact S230 台式电导率仪、PL4001-L 和 AL204 型电子天平, 梅特勒-托利多仪器有限公司生产; ContrAA700 型原子吸收分光光度计, 德国耶拿分析仪器股份公司生产。

### 1.3 实验方法

极水和模拟放射性废水(采用非同位素模拟实际废液中的  $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{60}\text{Co}$  和  $^{54}\text{Mn}$  等放射性核素)的配制。极水的配制: 在去离子水中加入无水  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , 直至溶液电导率达到  $8.0 \sim 10.0\text{ mS/cm}$ 。模拟放射性废水的配制: 在去离子水中加入  $\text{NaCl}$  和  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  固体(质量比为  $5:3$ ), 直至总含盐质量浓度为  $2000\text{ mg/L}$ , 另外,  $\text{Co}(\text{II})$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$  和  $\text{Cs}(\text{I})$  均以  $8.5 \times 10^{-5}\text{ mol/L}$  的浓度加入相应的  $\text{CoCl}_2$ 、 $\text{MnCl}_2$  和  $\text{CsCl}$ 。根据实验需求, 采用  $3\text{ mol/L}$  的  $\text{HCl}$  和  $\text{NaOH}$  调节模拟废液的 pH 至所需值。

淡水罐和浓水罐中均加入  $2\text{ L}$  模拟放射性废液, 极水罐中加入  $2\text{ L}$   $\text{Na}_2\text{SO}_4$  溶液。分别考察操作电压、流速和 pH 对  $\text{Co}(\text{II})$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$  和  $\text{Cs}(\text{I})$  迁移性能的影响。根据已有研究选取 3 种运行参数的变化范围, 操作电压分别为  $8$ 、 $10$ 、 $12$ 、 $14\text{ V}$  和  $16\text{ V}$ ; 流速分别为  $0.14$ 、 $0.19\text{ m/s}$  和  $0.23\text{ m/s}$ ; pH 分别为  $4.0$ 、 $6.0$  和  $8.0$ <sup>[15-17]</sup>。实验开始前, 启动极水室、浓水室和淡水室的给水泵, 将极水和模拟废水循环搅拌  $3\text{ min}$ , 使溶液混合均匀。运行稳定后开启直流电源, 设置相应的电压, 通过进水阀设定流速, 每隔  $10\text{ min}$  分别读取电流值和浓淡室溶液质量并取样, 装置运行  $90\text{ min}$  后停止。

常用的核素去除率  $R_t$ (以  $\text{Co}(\text{II})$  为例)以及核素的平均迁移速率  $\bar{v}$ (以  $\text{Co}(\text{II})$  为例)的计算方法如下:

$$R_t = (c_{d,0}V_{d,0} - c_{d,t}V_{d,t})/c_{d,0}V_{d,0} \times 100\% \quad (1)$$

$$\bar{v} = (c_{d,0}V_{d,0} - c_{d,t}V_{d,t})/t \quad (2)$$

式中:  $t$  为 ED 装置的运行时间,  $\text{s}$ ;  $R_t$  为  $t$  时刻  $\text{Co}$  的去除率,  $\%$ ;  $c_{d,0}$ 、 $c_{d,t}$  分别为初始时刻以及  $t$  时刻淡水

罐中  $\text{Co}(\text{II})$  的浓度,  $\text{mol/L}$ ;  $V_{d,0}$ 、 $V_{d,t}$  分别为初始时刻以及  $t$  时刻淡水罐中溶液的体积,  $\text{L}$ ;  $\bar{v}$  为核素的平均迁移速率,  $\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。

## 2 结果与讨论

### 2.1 电压的影响

当模拟废水初始  $\text{pH} = 6.0$ 、流速为  $0.14 \text{ m/s}$  时,操作电压分别为  $8$ 、 $10$ 、 $12$ 、 $14 \text{ V}$  和  $16 \text{ V}$  条件下,淡水中  $\text{Co}(\text{II})$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$  和  $\text{Cs}(\text{I})$  的迁移量随时间的变化曲线如图 2 所示。

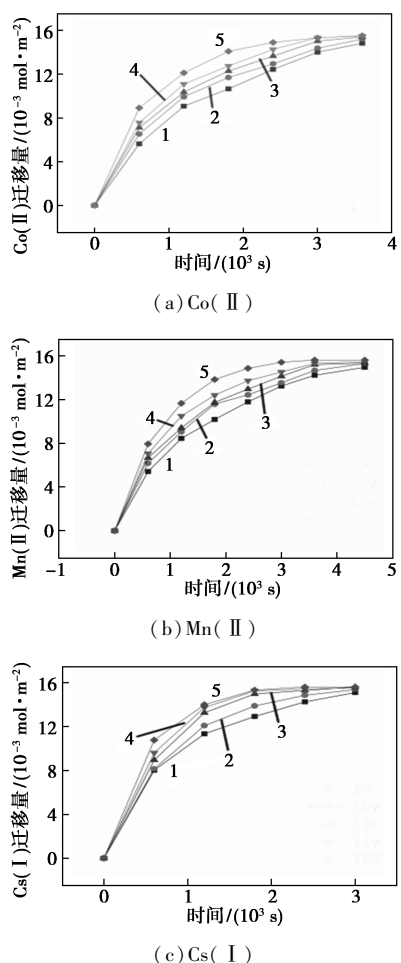


图 2 不同电压条件下  $\text{Co}(\text{II})$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$  和  $\text{Cs}(\text{I})$  的迁移量随时间的变化曲线

从图 2 可知,在电压为  $8 \sim 16 \text{ V}$  范围内,随着电压的升高,3 种核素的平均迁移速率和总去除率均显著升高;在同一操作电压和运行时间条件下,3 种核素的平均迁移速率从高到低依次为  $\text{Cs}(\text{I})$ 、 $\text{Co}(\text{II})$  和  $\text{Mn}(\text{II})$ 。如当操作电压分别为  $8$ 、 $10$ 、 $12$ 、 $14 \text{ V}$  和  $16 \text{ V}$  时,  $\text{Co}(\text{II})$  在  $0 \sim 1.80 \times 10^3 \text{ s}$  范围内的平均迁移速率分别为  $5.92 \times 10^{-6}$ 、 $6.49 \times 10^{-6}$ 、

$6.83 \times 10^{-6}$ 、 $7.08 \times 10^{-6} \text{ mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$  和  $7.83 \times 10^{-6} \text{ mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ ;总去除率分别为  $94.58\%$ 、 $97.06\%$ 、 $98.21\%$ 、 $98.85\%$  和  $99.04\%$ 。当电压为  $12 \text{ V}$ 、运行时间为  $3 \times 10^3 \text{ s}$  时,  $\text{Co}(\text{II})$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$  和  $\text{Cs}(\text{I})$  的平均迁移速率分别为  $4.85 \times 10^{-6}$ 、 $4.71 \times 10^{-6} \text{ mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$  和  $5.22 \times 10^{-6} \text{ mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。

根据 Nernst-Planck 模型<sup>[18]</sup> 以及唐南平衡理论<sup>[19-21]</sup>,电渗析装置运行过程中溶质在离子交换膜中的传递行为与电场强度、浓淡室浓度差、溶液流动状态以及离子交换膜内固定基团的浓度相关。电渗析模块内的电场强度随着操作电压的升高而提升,溶液中的离子受到更强的电场牵引力,从而离子通过离子交换膜的速率得到提升,核素的平均迁移速率和总去除率升高。由于离子交换膜表面存在的固定基团数量有限,溶液中  $\text{Co}(\text{II})$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$  和  $\text{Cs}(\text{I})$  由浓水室经阴离子交换膜迁移至淡水室过程中存在竞争关系,而离子的迁移与其水合半径以及水合自由能密切相关。水合半径主要由离子的晶体半径决定,晶体半径较小的离子具有较大的水合半径<sup>[22]</sup>。 $\text{Cs}^+$  和  $\text{Co}^{2+}$  周围水合层示意图如图 3 所示。由图 3 可知,离子主要以水合形式存在于溶液中,水合半径越大则环绕在离子周围的水分子越多,所形成的水合层越稳定,离子不容易从水合层中分离出来,故水合半径较小的离子有利于离子交换膜的输运<sup>[23]</sup>。水合自由能表示离子与周围水分子结合的强度<sup>[24]</sup>,其值越高(绝对值),则水分子和离子分离所需要的能量越高,故水合自由能低的离子会优先穿过离子交换膜。在  $\text{pH}$  为  $6.0$  时,  $\text{Co}(\text{II})$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$  和  $\text{Cs}(\text{I})$  主要是  $\text{Co}^{2+}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$  和  $\text{Cs}^+$ 。 $\text{Co}^{2+}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$  和  $\text{Cs}^+$  的水合半径分别为  $0.423$ 、 $0.438 \text{ nm}$  和  $0.329 \text{ nm}$ <sup>[25]</sup>,水合自由能分别为  $-1192$ 、 $-1861 \text{ kJ/mol}$  和  $-376 \text{ kJ/mol}$ <sup>[25-27]</sup>。3 种离子的水合半径与水合自由能(绝对值)大小顺序均为  $\text{Mn}^{2+} > \text{Co}^{2+} > \text{Cs}^+$ ,故通过阳离子交换膜的选择性顺序依次为  $\text{Cs}^+$ 、 $\text{Co}^{2+}$  和  $\text{Mn}^{2+}$ ,与核素迁移量的变化情况相吻合。当电压从  $8 \text{ V}$  上升至  $12 \text{ V}$  时,核素的去除率显著升

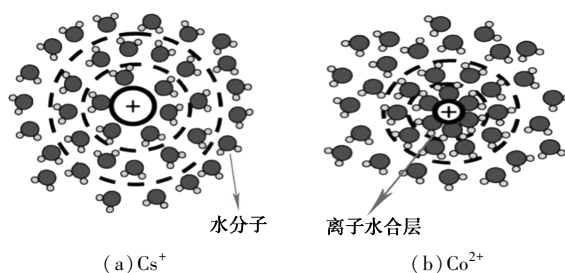
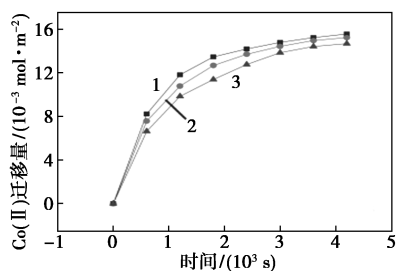


图 3  $\text{Cs}^+$  和  $\text{Co}^{2+}$  周围水合层示意图<sup>[28]</sup>

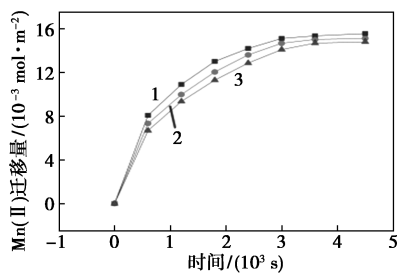
高;当电压从 12 V 上升至 16 V 时,核素的去除率只有轻微升高。因此最优操作电压为 12 V。

### 2.2 流速的影响

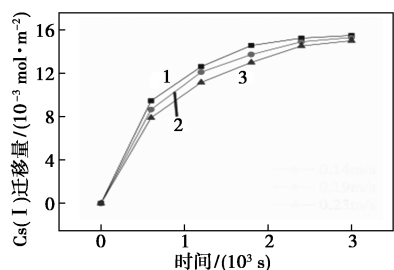
当操作电压为 12 V、废水初始 pH=6.0 时,流速分别为 0.14、0.19 m/s 和 0.23 m/s 的条件下,淡水中 Co(II)、Mn(II) 和 Cs(I) 的迁移量随时间的变化曲线如图 4 所示。



(a) Co(II)



(b) Mn(II)



(c) Cs(I)

1—0.14 m/s; 2—0.19 m/s; 3—0.23 m/s

图 4 不同流速条件下 Co(II)、Mn(II) 和 Cs(I) 的迁移量随时间的变化曲线

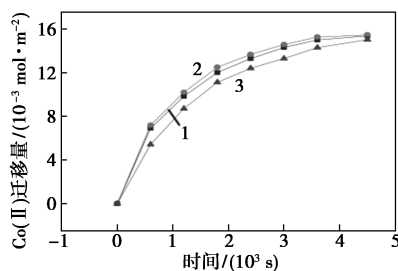
由图 4 可知,在流速为 0.14~0.23 m/s 范围内,随着流速提高,Co(II)、Mn(II) 和 Cs(I) 的平均迁移速率和总去除率均降低。如当流速分别为 0.14、0.19 m/s 和 0.23 m/s 时,Co(II) 浓度在 0~1.8×10<sup>3</sup> s 范围内的平均迁移速率分别为 7.47×10<sup>-6</sup>、7.03×10<sup>-6</sup> mol/(m<sup>2</sup>·s) 和 6.32×10<sup>-6</sup> mol/(m<sup>2</sup>·s); Co(II) 的总去除率分别为 98.37%、96.46% 和 93.49%。

根据 ED 传质机理<sup>[29-30]</sup>,提高流速会减少溶液在隔室中的停留时间,增加循环次数以及降低离子

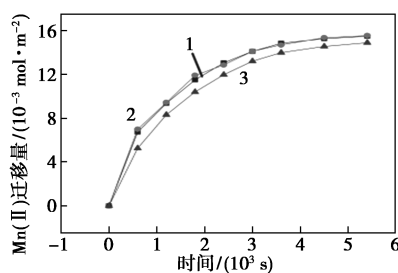
交换膜的边界层厚度,可有效减少浓差极化产生的负面影响并提高电流效率<sup>[31]</sup>。溶液在隔室中的停留时间减少会降低单次循环的离子迁移量,但循环次数增加以及离子交换膜边界层厚度降低可促进离子的迁移。根据实验结果可知,溶液在模块中停留时间减少产生的负面影响超过了循环次数和离子交换膜边界层厚度的变化产生的正面影响,因此在一定范围内提升流速会抑制溶液中核素的迁移,从而放射性核素的平均迁移速率和总去除率均降低。因此,在流速为 0.14~0.23 m/s 范围内,最优流速为 0.14 m/s。

### 2.3 原水 pH 的影响

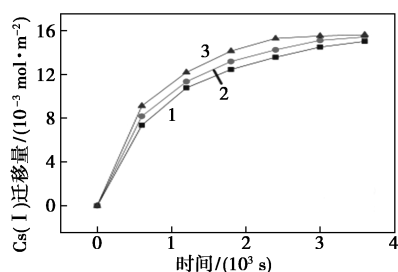
操作电压为 12 V、流速为 0.14 m/s 时,在废水初始 pH 分别为 4.0、6.0 和 8.0 的条件下,淡水中 Co(II)、Mn(II) 和 Cs(I) 的迁移量随时间的变化曲线如图 5 所示。



(a) Co(II)



(b) Mn(II)



(c) Cs(I)

1—pH=4.0; 2—pH=6.0; 3—pH=8.0

图 5 不同 pH 条件下 Co(II)、Mn(II) 和 Cs(I) 的迁移量随时间的变化曲线

由图 5 可知,在 pH 为 4.0~8.0 范围内,当 pH

由 4.0 上升至 6.0 时,Co(II) 和 Mn(II) 的平均迁移速率和总去除率没有发生明显的变化,Cs(I) 的平均迁移速率和总去除率升高;当 pH 由 6.0 上升至 8.0 时,Co(II) 和 Mn(II) 的平均迁移速率和总去除率降低,Cs(I) 的平均迁移速率和总去除率升高。如当废水初始 pH 分别为 4.0、6.0 和 8.0 时,Co(II) 在  $0 \sim 1.8 \times 10^3$  s 范围内的平均迁移速率分别为  $6.67 \times 10^{-6}$ 、 $6.74 \times 10^{-6}$  mol/(m<sup>2</sup>·s) 和  $6.07 \times 10^{-6}$  mol/(m<sup>2</sup>·s);总去除率分别为 98.02%、98.23% 和 95.85%。Cs 的平均迁移速率分别为  $6.92 \times 10^{-6}$ 、 $7.32 \times 10^{-6}$  mol/(m<sup>2</sup>·s) 和  $7.85 \times 10^{-6}$  mol/(m<sup>2</sup>·s);总去除率分别为 95.79%、98.47% 和 99.74%。

初始溶液的 pH 对电渗析过程中核素迁移效果的影响主要通过改变目标核素在溶液中的存在形式以及与目标核素存在竞争关系的 H<sup>+</sup> 浓度来实现。模拟废水中与 Co(II) 和 Mn(II) 相关的离子以及化合物的百分比随 pH 的变化曲线如图 6 所示。由图 6 可知,当 pH 分别为 4.0 和 6.0 时,初始溶液中存在的阳离子为 H<sup>+</sup>、Na<sup>+</sup>、Co<sup>2+</sup>、Mn<sup>2+</sup> 和 Cs<sup>+</sup>;当 pH=8.0 时,初始溶液中存在的阳离子为 H<sup>+</sup>、Na<sup>+</sup>、Co<sup>2+</sup>、Mn<sup>2+</sup>、Cs<sup>+</sup>、Co(OH)<sup>+</sup> 和 Mn<sub>2</sub>(OH)<sub>3</sub><sup>+</sup>, 并存在少量 Co(OH)<sub>2</sub> 和 Mn(OH)<sub>2</sub>。因此当 pH 从 4.0 上升到 6.0 时,Co(II) 和 Mn(II) 浓度的变化较小;当 pH 继续上升到 8.0 时,溶液中逐渐出现 Co(OH)<sup>+</sup> 和 Mn<sub>2</sub>(OH)<sub>3</sub><sup>+</sup> 等阳离子以及 Co(OH)<sub>2</sub> 和 Mn(OH)<sub>2</sub> 等化合物,上述阳离子的水合半径明显大于 Co<sup>2+</sup> 和 Mn<sup>2+</sup>,且化合物不受电场力的影响,故 Co(II) 和 Mn(II) 的平均迁移速率和总去除率降低。溶液中 H<sup>+</sup> 浓度随着 pH 的升高而降低,导致 H<sup>+</sup> 在膜输运过程中对 Cs(I) 的竞争减弱,同时 Co(II) 和 Mn(II) 的迁移受 pH 影响而减弱,故 Cs(I) 的平均迁移速率和总去除率升高。综合考虑 3 种核素的迁移速率以及总去除率,得到最优 pH 为 6.0。

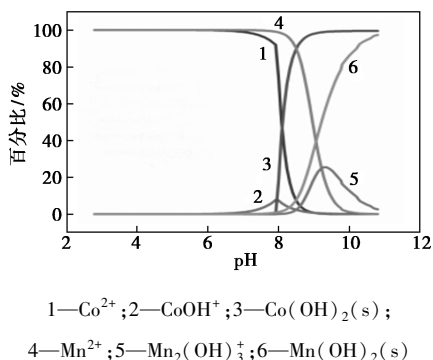


图 6 模拟废水中与 Co(II) 和 Mn(II) 相关的离子以及化合物的质量分数随 pH 的变化曲线

### 3 结论

(1) 随着操作电压的升高,Co(II)、Mn(II) 和 Cs(I) 的平均迁移速率均上升;随着流速升高,Co(II)、Mn(II) 和 Cs(I) 的平均迁移速率均降低;随着 pH 升高,Co(II) 和 Mn(II) 的平均迁移速率降低,Cs(I) 的平均迁移速率升高。其中操作电压是电渗析过程中核素迁移的最大影响因素。

(2) 综合考虑得出实验的最优操作条件:电压为 12 V、流速为 0.14 m/s、pH 为 6.0。在上述条件下 Co(II)、Mn(II) 和 Cs(I) 的总去除率分别为 98.21%、97.77% 和 99.81%, 优于反渗透工艺对于核素的去除性能(平均去除率为 70%)。

(3) 电渗析技术可用于处理成分复杂的高含盐放射性废水,能将废水中的放射性核素降到极低水平,为工业上处理高含盐放射性废水提供理论参考。

### 参考文献

- [1] Bian C, Ling X, Wu K, *et al.* Advances in the treatment of radioactive wastewater containing heavy metals by electroflocculation[J]. International Core Journal of Engineering, 2021, 7(9): 176-180.
- [2] Xiaoqin N, Xinyang H, Chang L, *et al.* Decontamination of uranium contained low-level radioactive wastewater from UO<sub>2</sub> fuel element industry with vacuum membrane distillation [J]. Desalination, 2021, 516: 115226.
- [3] Chen B, Chen D, Zhao X. Radioactive wastewater treatment with modified aromatic polyamide reverse osmosis membranes via quaternary ammonium cation grafting [J]. Separation and Purification Technology, 2020, 252: 117378.
- [4] Jun B M, Jang M, Park C M, *et al.* Selective adsorption of Cs<sup>+</sup> by MXene (Ti<sub>3</sub>C<sub>2</sub>T<sub>x</sub>) from model low-level radioactive wastewater [J]. Nuclear Engineering and Technology, 2020, 52(6): 1201-1207.
- [5] Naoharu M, Tamao H. Use of clay minerals to control radioactive cesium leaching from municipal solid waste incineration ash in Fukushima prefecture in summer and winter [J]. Pollutants, 2021, 1(4): 253-269.
- [6] Zullo G, Pizzocri D, Luzzi L. On the use of spectral algorithms for the prediction of short-lived volatile fission product release: Methodology for bounding numerical error [J]. Nuclear Engineering and Technology, 2021, 54(4): 1195-1205.
- [7] Pátzay G, Weiser L, Feil F, *et al.* Modification of the radioactive wastewater treatment technology in the Hungarian PWR [J]. Desalination, 2013, 321: 72-76.
- [8] Chaojun D, Weixing H. Modeling and design procedures for decontamination of an evaporation tower with sieve trays in radioactive wastewater treatment of nuclear power plant [J]. Environmental Engineering Science, 2017, 34(9): 648-658.
- [9] Li F, Zhang X, Zhao X. Effect of ion exchange membrane on the removal efficiency of continuous electrodeionization (CEDI) during low level radioactive wastewater treatment [J]. Nuclear Engineering

- and Design, 2017, 322: 159–164.
- [10] Alshqirate A a S. The non-traditional heat exchangers type effect on two phase heat transfer during evaporation process [J]. Journal of Mechanical Science and Technology, 2021, 35(6): 2667–2675.
- [11] Hao Z, Yilin S, Qiwei W. Application of magnified digital in-line holography (MDIH) to the measurement of the evaporation process of desulfurization wastewater droplets in a high-temperature gas flow [J]. Fuel, 2021, 292: 120307.
- [12] Miśkiewicz A, Nowak A, Pałka J, *et al.* Liquid low-level radioactive waste treatment using an electrodialysis process [J]. Membranes, 2021, 11(5): 324.
- [13] Alkhadra M A, Conforti K M, Gao T, *et al.* Continuous separation of radionuclides from contaminated water by shock electrodialysis [J]. Environmental Science & Technology, 2019, 54(1): 527–536.
- [14] Zakrzewska-Kottuniewicz G, Miśkiewicz A. Application of electrodialysis in the processing of liquid radioactive waste [C]. 2018 INCT Annual Report, 2018.
- [15] Zaheri A, Moheb A, Keshkar A, *et al.* Uranium separation from wastewater by electrodialysis [J]. Journal of Environmental Health Science & Engineering, 2010, 7(5): 423–430.
- [16] Luo Z, Wang D, Zhu D, *et al.* Separation of fluoride and chloride ions from ammonia-based flue gas desulfurization slurry using a two-stage electrodialysis [J]. Chemical Engineering Research and Design, 2019, 147: 73–82.
- [17] Sun B, Zhang M, Huang S, *et al.* Study on mass transfer performance and membrane resistance in concentration of high salinity solutions by electrodialysis [J]. Separation and Purification Technology, 2022, 281: 119907.
- [18] Tedesco M, Hamelers H, Biesheuvel P. Nernst-Planck transport theory for (reverse) electrodialysis: I. Effect of co-ion transport through the membranes [J]. Journal of Membrane Science, 2016, 510: 370–381.
- [19] 邢丽杰. 电渗析脱盐率预测模型研究 [D]. 大庆: 东北石油大学, 2011.
- [20] Pei-Chuan C, Mettupalayam S, Frederick S. Cytoskeletal contribution to cell stiffness due to osmotic swelling; extending the donnan equilibrium [J]. Current topics in membranes, 2018, 81: 83–96.
- [21] Galama A H, Post J W, Stuart M a C, *et al.* Validity of the Boltzmann equation to describe Donnan equilibrium at the membrane-solution interface [J]. Journal of Membrane Science, 2013, 442: 131–139.
- [22] Banasiak L J, Schäfer A I. Removal of boron, fluoride and nitrate by electrodialysis in the presence of organic matter [J]. Journal of Membrane Science, 2009, 334(1–2): 101–109.
- [23] Chen Q B, Ji Z Y, Liu J, *et al.* Development of recovering lithium from brines by selective-electrodialysis; Effect of coexisting cations on the migration of lithium [J]. Journal of Membrane Science, 2018, 548: 408–420.
- [24] Han L, Galier S, Roux-De Balmann H. Ion hydration number and electro-osmosis during electrodialysis of mixed salt solution [J]. Desalination, 2015, 373: 38–46.
- [25] Tansel B. Significance of thermodynamic and physical characteristics on permeation of ions during membrane separation; Hydrated radius, hydration free energy and viscous effects [J]. Separation and Purification Technology, 2012, 86: 119–126.
- [26] Latimer W M, Pitzer K S, Slansky C M. The Free Energy of Hydration of Gaseous Ions, and the Absolute Potential of the Normal Calomel Electrode [J]. Journal of Chemical Physics, 1939, 7(2): 108–111.
- [27] Marcus Y. Thermodynamics of solvation of ions. Part 5.—Gibbs free energy of hydration at 298.15 K [J]. Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions, 1991, 87(18): 2995–2999.
- [28] Tansel B, Sager J, Rector T, *et al.* Significance of hydrated radius and hydration shells on ionic permeability during nanofiltration in dead end and cross flow modes [J]. Separation and Purification Technology, 2006, 51(1): 40–47.
- [29] Jiang C, Wang Q, Li Y, *et al.* Water electro-transport with hydrated cations in electrodialysis [J]. Desalination, 2015, 365: 204–212.
- [30] Tanaka Y. Concentration polarization in ion-exchange membrane electrodialysis [J]. Journal of Membrane Science, 2004, 244(1–2): 1–16.
- [31] 刘忠洲, 张国俊, 纪树兰. 研究浓差极化和膜污染过程的方法与策略 [J]. 膜科学与技术, 2006, 26(5): 1–15. ■
- .....
- (上接第 164 页)
- [14] 莫贞林, 曾鸿鹄, 林华, 等. 高锰酸钾改性桉木生物炭对 Pb(II) 的吸附特性 [J]. 环境科学, 2021, 42(11): 5440–5449.
- [15] Khajeh M, Ghaemi A. Exploiting response surface methodology for experimental modeling and optimization of CO<sub>2</sub> adsorption onto NaOH-modified nanoclay montmorillonite [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2020, 8(2): 103663.
- [16] 高惠子, 田伟君, 张子钰, 等. 锰氧化物改性生物炭基质材料对典型喹诺酮类抗生素的吸附及其在人工湿地的应用 [J]. 环境科学, 2022, 43(12): 5627–5634.
- [17] 解宇峰, 程德义, 石佳奇, 等. 高锰酸钾改性小麦秸秆吸附 Cd<sup>2+</sup> 的性能研究 [J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(5): 668–674.
- [18] 赵志伟, 陈晨, 梁志杰, 等. 锰氧化物改性生物炭对水中四环素的强化吸附 [J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 194–201.
- [19] 文石, 雪周, 陈国和. 生物炭-锰氧化物复合材料吸附铈(III) 的性能研究 [J]. 绍兴文理学院学报, 2021, 41(8): 52–58.
- [20] 陈劲, 蒋新元, 杨振飞, 等. 高锰酸钾改性山棕丝对 Pb(II) 吸附性能的研究 [J]. 广东农业科学, 2017, 44(7): 53–58.
- [21] 解宇峰, 程德义, 石佳奇, 等. 高锰酸钾改性小麦秸秆吸附 Cd<sup>2+</sup> 的性能研究 [J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(5): 668–674.
- [22] 李仕友, 胡忠清, 廖建彪, 等. 高锰酸钾改性生物炭对 U(VI) 的吸附特性 [J]. 安全与环境学报, 2018, 18(2): 671–677.
- [23] Liu L, Fan S. Removal of cadmium in aqueous solution using wheat straw biochar; Effect of minerals and mechanism [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25: 8688–8700.
- [24] Tana G, Wua Y, Liub Y, *et al.* Removal of Pb(II) ions from aqueous solution by manganese oxide coated rice straw biochar—A low-cost and highly effective sorbent [J]. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 2018, 84: 85–92.
- [25] Zhang Q, Yang Q, Phanlavong P, *et al.* Highly efficient lead(II) sequestration using size-controllable polydopamine microspheres with superior application capability and rapid capture [J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2017, 5: 4161–4170. ■