

CuFC 吸附-微滤工艺处理含¹³⁷Cs 废水

王露¹, 赵军^{1,*}, 胥要², 肖湘竹¹, 邓玥¹, 杨杨¹

1. 中国工程物理研究院核物理与化学研究所, 四川 绵阳 621900;
2. 天津大学环境科学与工程学院, 天津 300072

摘要:采用单级亚铁氰化铜(CuFC)吸附-微滤工艺去除实验模拟废水中的¹³⁷Cs, 研究废水中¹³⁷Cs 初始活度浓度(C_0)、吸附时间、pH 值、竞争离子以及 CuFC 投加量对去污因子的影响。分别用去离子水、地表水和海水配制模拟废水, 当模拟废水中¹³⁷Cs 的初始活度浓度分别为 4.24×10^5 、 2.84×10^5 、 2.84×10^5 Bq/L, 吸附时间为 90 min, pH 值为 7, CuFC 投加量为 80 mg/L, 不投加竞争离子时, 本工艺的去污因子分别达到 2.06×10^4 、 1.62×10^4 和 9.36×10^1 , 说明 CuFC 吸附-微滤工艺是一种高效的含¹³⁷Cs 废水处理工艺, 且具有可观的应用前景。

关键词: CuFC; ¹³⁷Cs; 吸附; 微滤

中图分类号: O657.4 文献标志码: A 文章编号: 0253-9950(2016)03-0176-06

doi: 10.7538/hhx.2016.38.03.0176

CuFC Adsorption-Microfiltration Craft Deal With Wastewater Containing ¹³⁷Cs

WANG Lu¹, ZHAO Jun^{1,*}, XU Yao², XIAO Xiang-zhu¹, DENG Yue¹, YANG Yang¹

1. Institute of Nuclear Physics and Chemistry, China Academy of Engineering Physics, Mianyang 621900, China;
2. Environmental Science and Engineering Institute of Tianjin University, Tianjin 300072, China

Abstract: The craft of single grade CuFC adsorption+microfiltration was used to treat the simulative wastewater containing ¹³⁷Cs. The affects of the initial activity concentration of ¹³⁷Cs, the adsorption time, pH, competing ions and the dosage of CuFC on decontamination fator(DF) were studied. The results indicate that when the adsorption time is 90 min, pH is 7, the dosage of CuFC is 80 mg/L, and add no competing ions, DF reach 2.06×10^4 , 1.62×10^4 and 9.36×10^1 respectively for simulative wastewater made up of pure water ($C_0=4.24 \times 10^5$ Bq/L), surface water($C_0=2.84 \times 10^5$ Bq/L) and seawate($C_0=2.84 \times 10^5$ Bq/L). It indicates that the craft of CuFC adsorption-microfiltration is a high-efficiency craft to treat wastewater containing ¹³⁷Cs, and has considerable application prospect.

Key words: CuFC; ¹³⁷Cs; adsorption; microfiltration

收稿日期: 2015-01-19; 修订日期: 2016-03-28

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51178301)

作者简介: 王露(1991—), 女, 陕西乾县人, 研究实习员, 环境工程专业, 主要从事放射性“三废”处理及核设施退役等相关研究工作

* 通信联系人: 赵军(1968—), 男, 四川古蔺人, 副研究员, 先后从事放射分析、放射性“三废”处理及核设施退役等相关研究工作

随着我国原子能科学技术的发展,产生的含¹³⁷Cs废水量也越来越大。含¹³⁷Cs废水的水质体系一般为去离子水(例如反应堆出水)、地表水(例如受到¹³⁷Cs污染的地表水)和海水(例如因¹³⁷Cs泄露受到污染的海水)。¹³⁷Cs半衰期较长,可长期在环境中存在,其放射出的 β 粒子及伴随的 γ 射线可对人体造成较大伤害,并对自然环境产生严重威胁,将含¹³⁷Cs的废水处理后达标排放,对人类和环境均具有积极的意义。

国内外针对¹³⁷Cs一般采用分离-固化的途径进行处理。常用的分离方法有:沉淀法、挥发法、溶剂萃取法以及无机离子交换法等。其中,无机离子交换剂大多具有耐热、耐辐照、选择性好、操作简便、与环境相容性好等优点而受到广泛的关注。国内外研究较多的无机离子交换剂有天然/人造沸石、不溶性多价金属磷酸盐、金属亚铁氰化物、杂多酸盐复合离子交换剂和硅钛化合物等^[1]。其中,金属亚铁氰化物 $M[Fe(CN)_6]$,如亚铁氰化镍钾(KNiFC)、亚铁氰化钴钾(KCoFC)、亚铁氰化钛钾(KTiFC)和亚铁氰化铁 $Fe^{III}[Fe^{II}(CN)_6]_3$ 、亚铁氰化铜 $Cu_2Fe^{II}(CN)_6$ 、亚铁氰化锌 $Zn_2Fe^{II}(CN)_6$ 、亚铁氰化钴 $Co_2Fe^{II}(CN)_6$ 对 Cs^+ 表现出了良好的吸附(交换)性能,且具有极高的化学稳定性,因而受到广泛关注^[2-4]。

膜分离法由于具有固液分离效率高和适应性强等特点,可将吸附后的金属亚铁氰化物从液相中分离出来。因此可将金属亚铁氰化物吸附与膜分离技术相结合用于含¹³⁷Cs废水的处理。Rao等^[5]用亚铁氰化铜(CuFC)吸附结合超滤工艺去除地表水中的¹³⁷Cs,当水中¹³⁷Cs的初始活度浓度为 1.258×10^5 Bq/L时,去污因子为 1.99×10^2 ;文献^[6]用亚铁氰化钾锌吸附+微滤工艺去除模拟废水中的¹³⁷Cs,当废水中¹³⁷Cs初始活度浓度为 5.10×10^4 Bq/L、亚铁氰化钾锌投加量为83 mg/L时,单级无机吸附微滤段的去污因子为 5.87×10^1 。

韩非等^[7]采用单级亚铁氰化铜(CuFC)吸附-微滤工艺去除实验废水(用天津自来水配制,水质参数列于表1)中的¹³³Cs,当CuFC投加量为20~40 mg/L时,平均去污因子达 $2.87 \times 10^2 \sim 4.63 \times 10^2$ 。由于在韩非等的实验中,废水的初始 Cs^+ 质量浓度高达 $100 \mu\text{g/L}$,达到了实际含¹³⁷Cs的低放射性废水中 Cs^+ 的质量浓度($< 10^{-1} \mu\text{g/L}$)的1 000倍以上,且废水水质不同(实际含¹³⁷Cs的低放射性废水普遍为去离子水体系),为更好地考察

CuFC吸附-微滤工艺对含¹³⁷Cs的低放射性废水的处理效果,分别用去离子水、地表水和海水,加入放射性¹³⁷Cs配制实验模拟废水,并采用单级吸附-微滤工艺去除模拟废水中的¹³⁷Cs,研究废水中¹³⁷Cs初始活度浓度、CuFC投加量、吸附时间、废水pH值、竞争离子投加量对去污因子的影响,以期采用CuFC吸附-微滤组合工艺处理含¹³⁷Cs放射性废水提供借鉴。

表1 天津自来水水质

Table 1 Quality of tapwater of Tianjin

分析指标	数据
$\rho(K^+ + Na^+)$	88.82~149.42 mg/L
$\rho(Ca^{2+})$	53.4~79.1 mg/L
$\rho(Mg^{2+})$	15.6~38.8 mg/L
$\rho(Cl^-)$	69.37~141.6 mg/L
$\rho(SO_4^{2-})$	119.5~122.8 mg/L
$\rho(NO_3^-)$	17.85~19.23 mg/L
$\rho(HCO_3^-)$	-
$\rho(CO_3^{2-})$	-
总硬度(CaCO ₃)	359.4 mg/L
总碱度(CaCO ₃)	-
pH	7.56~7.75

1 实验部分

1.1 试剂、材料及仪器

实验所用主要试剂纯度均为分析纯,各试剂除了溶解稀释外不经过其他预处理。氯化氢、氢氧化钠、氯化钠、氯化钾、氯化钙均为成都市科龙化工试剂厂生产。

WX型混合纤维素酯微孔滤膜(孔径 $0.22 \mu\text{m}$,直径 $\phi 50$ mm)用于混合液过滤。

富华79-1磁力搅拌仪,上海富华实验仪器有限公司,用于搅拌CuFC悬浊液;HNY-2102恒温培养振荡器,天津市欧诺仪器仪表有限公司,用于振荡目标溶液;AP-01P真空抽滤机、天津奥特赛恩斯仪器有限公司,溶剂过滤器,500 mL、杭州常胜科教器具厂,用于混合液抽滤;CANBERRA BE5030高纯锗伽马谱仪,美国CANBERRA公司,用于检测溶液中¹³⁷Cs的活度浓度;PHS-2F pH计,上海精科公司,用于测废水的pH值;METTLER TOLEDO电子天平,精度为 0.0001 g,

用于称量固体药品。所有测量仪器均在检定有效期内。

1.2 实验方法

(1) 模拟废水的配制

在 250 mL 锥形瓶内加入一定量的¹³⁷Cs 标准溶液(用北京同辐同位素公司生产的¹³⁷Cs 原液加去离子水配制,活度浓度为 4.24×10^7 Bq/L),然后加入 150 mL 去离子水或地表水或海水,配制模拟废水。去离子水用 Millipore 纯水发生器制备,电导率为 $0.7 \mu\text{s}/\text{cm}$;地表水、海水的水质参数列于表 2。

表 2 实验用水水质

分析指标	地表水	海水
$\rho(\text{K}^+ + \text{Na}^+)$	48.556 mg/L	3 258 mg/L
$\rho(\text{Ca}^{2+})$	53 mg/L	317 mg/L
$\rho(\text{Mg}^{2+})$	8.16 mg/L	46.8 mg/L
$\rho(\text{Cl}^-)$	1.32 mg/L	6 530 mg/L
$\rho(\text{SO}_4^{2-})$	109 mg/L	657 mg/L
$\rho(\text{NO}_3^-)$	-	-
$\rho(\text{HCO}_3^-)$	-	-
$\rho(\text{CO}_3^{2-})$	-	-
总硬度(CaCO_3)	166.5 mg/L	987.5 mg/L
总碱度(CaCO_3)	0	0
pH	7	7

(2) 吸附剂的制备

用 $\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$ 和 $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ 进行沉淀反应,制备 CuFC(分子式为 $\text{Cu}_2\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$),制备得到 CuFC 的悬浊液,其沉降性能良好,悬浊液颗粒粒径最小为 $0.55 \mu\text{m}$,最大为 $45 \mu\text{m}$,粒径为 $0.55 \sim 11.24 \mu\text{m}$ 的颗粒体积分数为 50%。大于实验用微滤膜的孔径($0.22 \mu\text{m}$),过滤时颗粒不会穿过滤膜。

(3) 实验步骤

调节模拟废水的 pH 值为 7.0(2.3 节实验中分别调节模拟废水 pH 值为 2.2~11.2),在模拟废水中加入一定量的吸附剂 CuFC(2.4 节及 2.5 节实验中先加入一定量的 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 或腐殖酸),在 25°C 和 200 r/min 下,震荡一定时间(吸附时间)后,用抽滤装置抽滤,滤液制样后用 γ 谱仪测量¹³⁷Cs 的活度浓度。

1.3 去污因子的计算

去污因子(DF)按公式(1)计算:

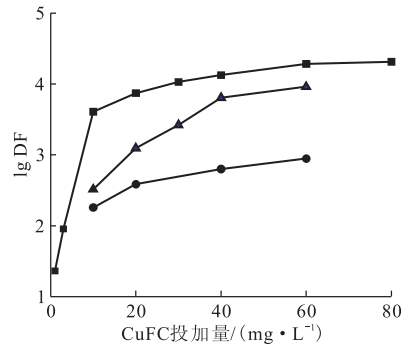
$$\text{DF} = C_0/C_1 \quad (1)$$

式中: C_0 ,模拟废水中¹³⁷Cs 的初始活度浓度,Bq/L; C_1 ,滤液中¹³⁷Cs 的活度浓度,Bq/L。

2 结果和讨论

2.1 ¹³⁷Cs 初始活度浓度的影响

用去离子水配制三组不同 C_0 的模拟废水,各投加不同量的 CuFC 进行废水处理实验,结果示于图 1。由图 1 可知:当废水中 CuFC 投加量一定时,DF 随 C_0 增大而增大。这是因为在这三组废水中, Cs^+ 的初始质量浓度均很低(分别为 $5.40 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{L}$ 、 $5.40 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{L}$ 和 $8.06 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{L}$),远达不到 CuFC 的饱和吸附容量,在废水中 CuFC 投加量一定时,随着 C_0 的增大, C_1 的增加很小,因此 DF 随 C_0 的增大而增大。



C_0 , Bq/L: ■ — 4.24×10^5 , ▲ — 2.84×10^4 , ● — 2.84×10^3

图 1 C_0 对 DF 的影响

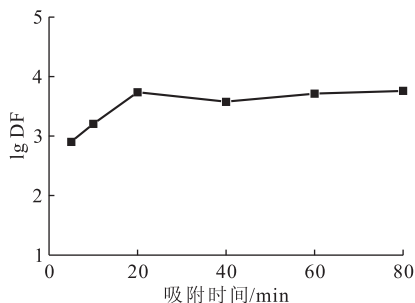
Fig. 1 Influence of C_0 on DF

2.2 吸附时间的影响

用去离子水配制一组 C_0 为 2.84×10^5 Bq/L 的模拟废水,各投加 40 mg/L 的 CuFC 后,进行不同吸附时间下的废水处理实验,结果示于图 2。由图 2 可知:DF 随吸附时间的增加而增大,在最初 20 min 内,DF 迅速增大,达到 5.44×10^3 ;在 20 min 到 80 min 内,DF 缓慢增大,80 min 时,DF 达到 5.73×10^3 ,比 20 min 时增加了 5.3%,增加量很小。综合考虑¹³⁷Cs 去除效果及处理成本,采用单级 CuFC 吸附-微滤工艺处理含¹³⁷Cs 的低放射性废水时,合适的水力停留时间约为 20 min。

韩非等^[8]研究发现,采用 CuFC 吸附-微滤工艺处理含 Cs^+ 废水时,吸附平衡时间约为 90 min,

与本实验的吸附平衡时间有差异。这是因为本实验模拟废水中, C_0 对应的 Cs^+ 初始质量浓度 ($8.06 \times 10^{-2} \mu\text{g/L}$) 比韩非实验溶液中 Cs^+ 初始质量浓度 ($100 \mu\text{g/L}$) 低了 3 个数量级, 远达不到 CuFC 的饱和吸附容量, 使本实验的表观吸附平衡时间仅为 20 min。



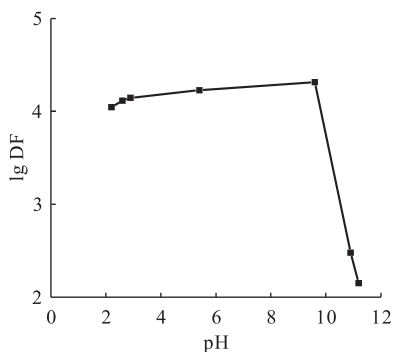
$C_0 = 2.84 \times 10^5 \text{ Bq/L}$, $\rho(\text{CuFC}) = 40 \text{ mg/L}$

图2 吸附时间对 DF 的影响

Fig. 2 Influence of adsorption time on DF

2.3 pH 值的影响

用去离子水配制一组 C_0 为 $4.24 \times 10^5 \text{ Bq/L}$ 的模拟废水, 用氯化氢或氢氧化钠溶液将其调为不同的 pH 值后, 各投加 40 mg/L 的 CuFC 进行废水处理实验, 结果示于图 3。图 3 表明: 当 pH 值从 2.2 增加到 9.6 时, DF 缓慢增大; 当 pH 值从 9.6 增加到 10.9 时, DF 迅速减小。



$C_0 = 4.24 \times 10^5 \text{ Bq/L}$, $\rho(\text{CuFC}) = 40 \text{ mg/L}$

图3 pH 值对 DF 的影响

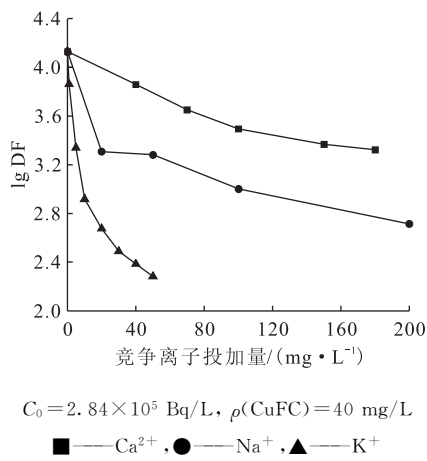
Fig. 3 Influence of pH on DF

废水中的 Cs^+ 和 H^+ 都可以被 CuFC 吸附^[9], 当 pH 值从 2.2 增加到 9.6 时, 废水中 H^+ 浓度减少, CuFC 表面的活性点位被 H^+ 占据的少, 被 Cs^+ 占据的多, 使废水中更多的 Cs^+ 有机会转移到 CuFC 固相中, 导致 DF 增大, 但 DF 增加

量很小, 这是因为本实验废水初始 Cs^+ 质量浓度非常小, 废水中的 H^+ 远远过量于 Cs^+ , 当 pH 值从 2.2 增加到 9.6 时 H^+ 浓度的减少不足以使 Cs^+ 占据更多的吸附活性点位, 因此 DF 缓慢增大。当废水 pH 值大于 10.9 后, DF 迅速减小, 并观察到废水由红棕色变为浅蓝色, 是因为 CuFC 或其吸附 Cs^+ 后的产物在碱性条件下发生分解产生了 $\text{Cu}(\text{OH})_2$ 所致, 而 $\text{Cu}(\text{OH})_2$ 不能吸附 Cs^+ ^[10], 废水中的 Cs^+ 只能被少量未分解的 CuFC 所吸附, 导致 DF 迅速减小。韩非等^[8]研究也发现, CuFC 在 $\text{pH} > 11$ 后会分解, 与本文研究结果一致。

2.4 竞争离子的影响

用去离子水配制三组 C_0 为 $2.84 \times 10^5 \text{ Bq/L}$ 的模拟废水, 分别向每组投加不同量的竞争离子 Ca^{2+} 、 Na^+ 、 K^+ 后, 各投加 40 mg/L 的 CuFC 进行废水处理实验, 结果示于图 4。图 4 表明: 废水中投加竞争离子 Ca^{2+} 、 Na^+ 、 K^+ 后, DF 迅速减小。这三种竞争离子对 CuFC 吸附 Cs^+ 的影响大小顺序为: $\text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+}$ 。这一结果与翁皓珉等^[11]的研究结果相吻合。



$C_0 = 2.84 \times 10^5 \text{ Bq/L}$, $\rho(\text{CuFC}) = 40 \text{ mg/L}$

■ — Ca^{2+} , ● — Na^+ , ▲ — K^+

图4 竞争离子对 DF 的影响

Fig. 4 Influence of compete ions on DF

竞争离子对 CuFC 吸附 Cs^+ 的过程的影响机理主要体现在两方面: (1) 与 Cs^+ 抢占吸附空位; (2) 聚集在吸附空位周围通过静电斥力作用阻碍 Cs^+ 被吸附。机理 (1) 主要取决于竞争离子的半径; 机理 (2) 主要取决于竞争离子的浓度。 Cs^+ 、 Ca^{2+} 、 Na^+ 、 K^+ 的离子半径分别为 0.169、0.099、0.102、0.138 nm^[12-13], 可以看出, 离子半径越接近 Cs^+ 半径的离子, 其竞争能力越强, 对 DF 影响

也越大。

韩非等^[8]研究发现,当 K^+ 、 Na^+ 的投加量分别在 30 mg/L 和 1 000 mg/L 以内时,DF 几乎不受影响,当 K^+ 、 Na^+ 投加量分别大于 30 mg/L 和 1 000 mg/L 时,DF 才迅速减小。而本实验发现,当 K^+ 、 Na^+ 的投加量分别在 3~50 mg/L 和 20~200 mg/L 时,DF 即迅速减小,本实验中竞争离子对 DF 的影响更加显著。本实验与韩非等^[8]实验的条件几乎完全一致(^{137}Cs 、 ^{133}Cs 的化学性质相同),唯一不同的是本实验废水中 Cs^+ 初始质量浓度小 3 个数量级。由此可以推断,尽管 CuFC 对 Cs^+ 有很强的亲和力和高选择性,但质量浓度的不足会使 Cs^+ 在与其他离子竞争的过程中处于劣势。

2.5 CuFC 投加量的影响

分别用去离子水、地表水和海水配制三组模拟废水,使其 C_0 分别为 4.24×10^5 Bq/L、 2.84×10^5 Bq/L 和 2.84×10^5 Bq/L,分别向每组投加不同量的 CuFC 后进行废水处理实验,结果示于图 5。由图 5 可知:DF 随 CuFC 投加量的增大而增大,当 CuFC 投加量小于 30 mg/L 时,DF 迅速增大;CuFC 投加量从 30 mg/L 增加到 80 mg/L 时,DF 缓慢增大,当 CuFC 投加量达到 80 mg/L 时,对于分别用去离子水、地表水和海水配制的模拟废水,DF 分别达到 2.06×10^4 、 1.62×10^4 和 9.36×10^1 。综合考虑 ^{137}Cs 去除效果及药剂成本,采用单级 CuFC 吸附-微滤工艺处理含 ^{137}Cs 废水时,合适的 CuFC 投加量为 30~60 mg/L。

在相同的 CuFC 投加量下,对于分别用去离

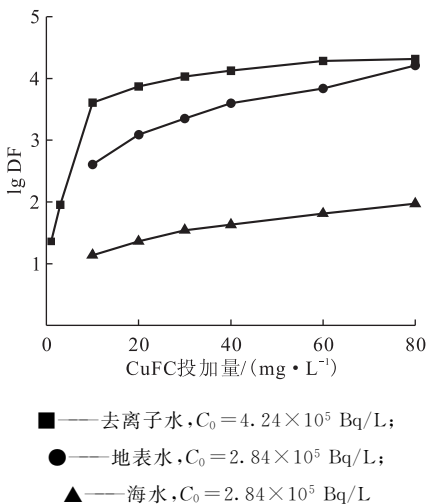


图 5 CuFC 投加量对 DF 的影响

Fig. 5 Influence of the dosage of CuFC on DF

子水、地表水、海水配制的三种模拟废水,DF 的大小顺序为:去离子水>地表水>海水,这是因为三种废水中竞争离子浓度的大小顺序为:去离子水<地表水<海水。对于用地表水配制的模拟废水,当 CuFC 投加量为 20~40 mg/L 时,DF 达 $1.23 \times 10^3 \sim 3.96 \times 10^3$,而韩非等^[7]的研究中,DF 仅为 $2.87 \times 10^2 \sim 4.63 \times 10^2$,两次研究中 DF 的差异主要是由实验模拟废水中离子种类及浓度的差别(见表 1 和表 2)所致。

本实验中,对于用地表水配制的模拟废水,当 CuFC 投加量为 80 mg/L 时,DF 达 1.62×10^4 。而邓玥等^[6]的研究中,当亚铁氰化钾锌投加量为 83 mg/L 时,DF 仅为 5.87×10^1 。可见,用单级吸附-微滤工艺处理含 ^{137}Cs 废水时,采用 CuFC 作吸附剂的处理效果远优于采用亚铁氰化钾锌作吸附剂。

叶明吕等^[14]用斜发沸石去除模拟地下水中的 Cs,当沸石投加量为 10^5 mg/L(固液比为 1:10 g/mL)、吸附时间为 10 d 时,DF 为 10^3 ;可见,采用 CuFC 作吸附剂处理含 ^{137}Cs 废水的处理效果也优于沸石,且吸附平衡时间仅为 90 min。福岛核事故后,采用沸石填充柱结合加压上浮装置、絮凝沉降三级组合工艺处理含高浓度 ^{137}Cs 的海水,DF 为 $10^{6[2]}$;本实验中采用单级 CuFC 吸附-微滤工艺处理含 ^{137}Cs 的模拟海水(CuFC 投加量为 80 mg/L),DF 接近 10^2 (DF 为 96)。综上所述,CuFC 吸附-微滤工艺对于含 ^{137}Cs 废水有较高的去污因子,且当废水含盐量较高时,仍具有较好的去污效果。因此可用于核燃料后处理废水及海水等高含盐量的含 ^{137}Cs 废水处理,应用前景非常可观。

3 结论

(1) 采用单级 CuFC 吸附-微滤工艺处理含 ^{137}Cs 废水时,当吸附时间大于 20 min, pH 值为 2.2~9.6, CuFC 投加量为 30~60 mg/L 时,对 ^{137}Cs 的去除效果较好。且模拟废水中 ^{137}Cs 的初始活度浓度越大、竞争离子投加量越小时,对 ^{137}Cs 的去除效果越好。

(2) 采用单级 CuFC 吸附-微滤工艺处理含 ^{137}Cs 的模拟海水时,去污因子接近 10^2 ,表明 CuFC 吸附-微滤工艺可用于核燃料后处理废水及海水等高含盐量废水中 ^{137}Cs 的去除,具有可观的应用前景。

参考文献:

- [1] 黄明犬. 放射性废水中低放射性废水处理现状与发展[J]. 西南给排水, 2003, 25(6): 29-32.
- [2] Hsu C W, DiPrete D P, Eibling R E, et al. Organic analyses of highly radioactive solutions requiring pretreatment by ¹³⁷Cs removal[J]. J Radioanal Nucl Chem, 2001, 250(2): 223-229.
- [3] 余少青, 张春明, 陈晓秋. 日本福岛核电站事故后高浓度放射性废水处理系统介绍及其应用启示[J]. 辐射防护, 2013, 33(5): 294-299.
- [4] Roque M R, Carballo E, Polanco R, et al. Structure and adsorption properties of a porous copper hexacyanoferrate polymorph[J]. J Phys Chem Solids, 2015, 86(1): 65-73.
- [5] Rao S V S, Paul B, Lal K B, et al. Effective removal of cesium and strontium from radioactive wastes using chemical treatment followed by ultra filtration[J]. J Radioanal Nucl Chem, 2000 (246): 413-418.
- [6] 邓玥, 赵军, 刘学军. 含铯废水膜处理工艺中吸附剂的选择[J]. 原子能科学技术, 2010, 44(增刊): 143-147.
- [7] Han Fei, Zhang Guang-hui, Gu Ping. Removal of cesium from simulated liquid waste with countercurrent two-stage adsorption followed by microfiltration[J]. J Hazard Mater, 2012 (225-226): 107-113.
- [8] Han Fei, Zhang Guang-hui, Gu Ping. Adsorption kinetics and equilibrium modeling of cesium on copper ferrocyanide[J]. J Radioanal Nucl Chem, 2011, 293(1): 572-580.
- [9] Nilchi A, Saberi R, Moradi M, et al. Adsorption of cesium on copper hexacyanoferrate-PAN composite ion exchanger from aqueous solution[J]. Chem Eng J, 2011, 172(1): 572-580.
- [10] Haas P A. A review of information on ferrocyanide solids for removal of cesium from solutions[J]. Sep Sci Technol, 1993, 28(17-18): 2479-2506.
- [11] 翁皓珉. 无机离子交换剂及其应用[M]. 北京: 原子能出版社, 1998: 221.
- [12] Park Y, Lee Y C, Shin W S, et al. Removal of cobalt, strontium and cesium from radioactive laundry wastewater by ammonium molybdophosphate-polyacrylonitrile(AMP-PAN) [J]. Chem Eng J, 2010, 162(2): 685-695.
- [13] Ofomaja A E, Pholosi A, Naidoo E B. Kinetics and competitive modeling of cesium biosorption onto chemically modified pine cone powder[J]. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 2013, 44(6): 943-951.
- [14] 叶明吕, 陆誓俊, 秦春扣. 放射性铯在沸石中的吸附与迁移的研究[J]. 核科学与工程, 1994, 14(1): 72-77.