

利用普鲁士蓝/活性炭复合材料 回收盐湖卤水中铯

谢 非¹, 余业笑¹, 王石军², 曲晓蓉², 晋冠平¹

(1. 合肥工业大学, 安徽 合肥 230009; 2. 青海盐湖工业股份有限公司, 青海 格尔木 816000)

摘 要:以亚铁氰化钾为单源前驱体,以活性炭为载体,采用超声辅助均匀沉淀法,制备了普鲁士蓝/活性炭复合材料(PB/AC)。通过场发射扫描电子显微镜、X-射线衍射、X-射线光电子能谱和傅立叶变换红外光谱技术,对PB/AC的形貌、结构和组成进行了表征。结果表明:立方体结构的PB微晶均匀地分布在活性炭表面。研究考察了PB/AC对水溶液中铯离子(Cs^+)的吸附和脱附性能。在 $\text{pH}=7$ 、 $45\text{ }^\circ\text{C}$ 和180 min条件下,PB/AC对 Cs^+ 的最大吸附量为49.17 mg/g;在 $\text{pH}=2$ 、 $45\text{ }^\circ\text{C}$ 和240 min条件下, Cs^+ 的脱附率可达88.5%。

关键词:回收;铯;普鲁士蓝;活性炭

中图分类号:O69

文献标识码:A

文章编号:1008-858X(2017)03-0032-07

前 言

铯具有较强的化学活性和优良的光电性能,是一种重要的贵重稀有金属资源^[1]。察尔汗盐湖卤水中的铯储量大,提取价值高,但铯原始浓度低(平均含0.034 mg/L),且常与锂、钠、钾、钙、镁等元素共生,而它们的物理化学性质相似,导致从卤水中提取铯相对困难^[2-3]。盐湖卤水经提钾(锂)后,老卤中的干扰物质浓度大为降低,为进一步提铯提供了可能。

离子交换法因工艺相对简单,成为常用的铯提取方法^[4]。离子交换剂可分为有机离子交换树脂和无机离子交换剂两种,有机离子交换树脂存在抗辐射性差、耐热性差、对高价金属离子的交换容量大、不利于永久存储等缺点。无机离子交换剂,如过渡金属亚铁氰化物、杂多酸盐及复合离子交换材料、天然/人造沸石及粘土矿物及钛硅化合物等,具有耐辐照性能强、机

械稳定性好、选择性高等优点^[5]。尤其是过渡金属亚铁氰化物,因其晶格和水合铯离子的尺寸相匹配,对铯的选择吸附性较强,极具发展前景^[4]。例如亚铁氰化铁俗称普鲁士蓝($\text{PB}, \text{Fe}_4^{\text{III}}[\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6]_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, $n=14\sim16$),为三维网状结构: $\text{Fe}(\text{III})-\text{N}-\text{C}-\text{Fe}(\text{II})-\text{C}-\text{N}-\text{Fe}(\text{II})$,由于它的空腔和 Cs^+ 间可形成介孔通道,便于 Cs^+ 的嵌入和脱嵌,对 Cs^+ 具有较强的选择性离子交换能力^[6]。但PB通常为纳米级颗粒,实际使用难以分离,易造成二次污染。活性炭具有发达的孔隙结构、相对较高的机械强度和大比表面积,且易于操作分离,常被用作纳米材料的载体^[7],且自身对 Cs^+ 也具有一定吸附能力^[8]。此外,超声合成法利用空化作用所引发的机械效应、物理效应和化学效应,能够加速物质的传递和扩散、减小粒子聚集、提高反应速率和引发新反应,可诱发行成分散性好、粒径均匀的纳米材料^[9]。

基于上述国内外相关研究成果,本研究以

收稿日期:2016-05-04;修回日期:2016-10-08

基金项目:国家自然科学基金(U1407110)

作者简介:谢 非(1991-),男,硕士研究生,主要研究方向为稀贵金属资源回收。Email:374847097@qq.com。

通信作者:晋冠平。Email:jgp@hfut.edu.cn。

活性炭为载体,采用超声辅助均匀沉淀法,制备了普鲁士蓝/活性炭复合材料(PB/AC),考察了水溶性 Cs^+ 在 PB/AC 上的吸附行为,并将 PB/AC 用于回收柴达木盆地察尔汗盐湖提钾后的盐湖卤水中的铯。

1 实验部分

1.1 实验试剂与仪器

活性炭(AC),淮北市恒信环保材料有限责任公司;青海盐湖工业股份有限公司提钾后老卤;亚铁氰化钾($\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, AR)、聚乙烯吡咯烷酮(PVP, AR)等其它试剂均来自于国药集团化学试剂有限公司;实验用水为二次蒸馏水,其它试剂皆为分析纯。

FS-150 型超声波处理器,上海生析超声仪器有限公司;SU8020 型场发射扫描电子显微镜(FE-SEM),日本 Jeol;D/MAX2500V 型 X-射线晶体衍射仪(XRD),日本 Rigaku;ESCAL-AB250 型 X-射线光电能谱仪(XPS),美国 Thermo;MAGNA-IR750 型傅里叶变换红外光谱仪(IR),美国 Nicolet Instrument Co;AA800 型原子吸收光谱仪(AES),美国 Perkin Eimei。

1.2 PB/AC 的制备

将椰壳活性炭浸渍于混酸 [$v(\text{HNO}_3):v(\text{HClO}_4)=7:3$] 中超声 12 h 后,用蒸馏水将其清洗至中性,100 °C 下真空干燥 12 h 后,可得酸化活性炭(AC)。将 200 mg PVP 加入 40 mL、0.05 mol/L $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6] \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 和 0.1 mol/L HCl 的混合溶液中,搅拌均匀后,再加入 1 g AC,超声反应 30 min 后,80 °C 下陈化 2 h。将所得的材料过滤洗涤,在 60 °C 下真空干燥 12 h,得到 PB/AC 复合材料。

1.3 实验方法

PB/AC 对 Cs^+ 的吸附实验。使用无放射性 $^{133}\text{CsCl}$ 配制 Cs^+ 含量为 1 000 mg/L 的储备液备用。取 25 mL 已知浓度的 Cs^+ 溶液,向其中加入 50 mg PB/AC,用 HCl 或 NaOH 调节 pH 值,吸附一定时间后,采用原子发射光谱法测定

上清液中 Cs^+ 浓度($n=3$)。PB/AC 的吸附量和吸附率由方程(1)和(2)计算。

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (1)$$

$$R_{\text{ads}} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100\% \quad (2)$$

其中, q_e 为吸附量,mg/g; R_{ads} 为吸附率,%; C_0 、 C_e 为吸附前和吸附平衡时 Cs^+ 浓度,mg/L; V 为 Cs^+ 溶液的体积,L; m 为加入 PB/AC 的质量,mg。

Cs^+ 在 PB/AC 上的脱附实验。取 25 mL 浓度为 100 mg/L Cs^+ 溶液,加入 50 mg PB/AC,在最佳条件下充分吸附。将 PB/AC(Cs^+)取出用二次水淋洗一次,再置于 25 mL 水中进行脱附实验;用 HCl 调节 pH。采用原子吸收光谱仪测定上清液中 Cs^+ 浓度,研究 Cs^+ 的脱附行为。脱附量和脱附率由方程(3)和(4)计算。

$$q_d = \frac{C_d V}{m} \quad (3)$$

$$R_{\text{des}} = \frac{C_d}{C_0 - C_e} \times 100\% \quad (4)$$

式中, q_d 为脱附量,mg/g; R_{des} 为脱附率,%; C_d 为脱附平衡时水中 Cs^+ 浓度,mg/L; C_0 、 C_e 为吸附前和吸附平衡时水中 Cs^+ 浓度,mg/L; V 为洗脱液的体积,L; m 为所加入 PB/AC 的质量,mg。采用 AA800 型原子吸收光谱仪分析铯含量。

2 结果与讨论

2.1 材料表征

1) FE-SEM

图 1 是 AC(插图)和 PB/AC 的 FE-SEM 图。AC 的表面较为光滑,呈现出不规则的多孔结构。立方体结构的 PB 微晶均匀地分布在 AC 表面,其粒径为 (130 ± 40) nm。

2) XRD

图 2 为 AC(a)和 PB/AC(b)的 XRD 曲线。曲线 a 中,23.28°处的衍射峰对应 AC 的 002 晶面;曲线 b 中,除该峰外,PB/AC 上出现了一系列的衍射峰,分别位于 17.39°(200)、24.71°

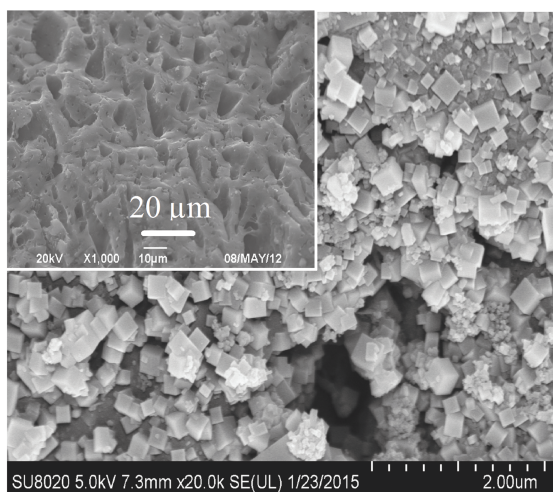


图 1 AC(插图)和 PB/AC 的 FE-SEM 图

Fig. 1 FE-SEM of AC (inset) and PB/AC

(220)、35.25°(400)、39.50°(420)、43.45°(422)、50.16°(440)、53.78°(600)和 57.24°(620)^[10],没有其它杂峰,说明 PB/AC 纯度较高;经谢乐方程计算其粒径尺寸为(45.3 ± 6.2 nm),远小于图 1 中 PB 的尺寸,说明纳米 PB 粒子在 AC 上发生了聚集。

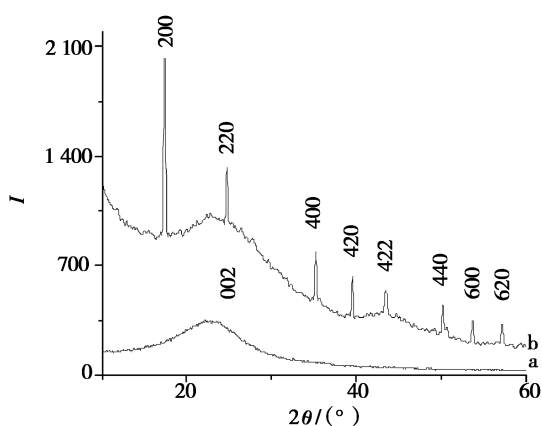


图 2 AC(a)和 PB/AC(b)的 XRD 图

Fig. 2 XRD patterns of AC (a) and PB/AC (b)

3) IR

图 3 是 AC (a) 和 PB/AC (b) 的 FT-IR 图。曲线 a 上,1 646 cm⁻¹处为 AC 上 -COOH 的不对称伸缩振动峰。曲线 b 上,3 430 cm⁻¹为 HOH 的伸缩振动峰,2 082 cm⁻¹处为 C≡N 的伸缩振动峰,1 646 cm⁻¹处为 HOH 的弯曲振动峰,499 cm⁻¹处的吸收峰归因于 Fe²⁺-CN-

Fe³⁺^[11]。结合图 1 和图 2,表明 PB/AC 已被成功合成。

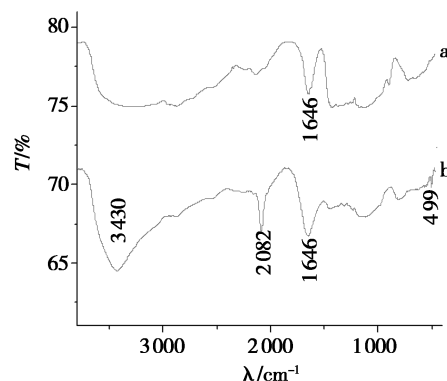


图 3 AC(a)和 PB/AC(b)的 FT-IR 图

Fig. 3 FT-IR of AC (a) and PB/AC (b)

2.2 吸附实验

1) pH 的影响

图 4A 中的插图显示,pH 值从 2 增大到 7, PB/AC 对 Cs⁺的吸附量显著上升,pH = 7 时,吸附量达最大值。因为在酸性条件下,溶液中过多的 H₃O⁺和 Cs⁺产生竞争吸附^[12],pH 值增大,H₃O⁺浓度降低,竞争吸附减小。当 pH > 7 时,PB 在碱性条件下会发生分解^[11],导致吸附量降低。因此,最佳吸附 pH 值选为 7。

2) 吸附动力学

由图 4A 可见,PB/AC 对 Cs⁺的吸附量随时间延长而增大,当吸附时间达到 180 min,吸附量基本不变,说明吸附基本达到饱和。采用准一阶动力学方程(5)和准二阶动力学方程(6)对吸附动力学数据进行拟合^[13]。

$$\ln(q_{e1} - q_t) = \ln q_{e1} - k_1 t \quad (5)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_{e2}^2} + \frac{t}{q_{e2}} \quad (6)$$

其中, t 为吸附时间(min); q_e 、 q_t 分别为 PB/AC 对 Cs⁺的平衡吸附量(mg/g)和时间 t 时的吸附量(mg/g); k_1 (k_2)为准一阶(准二阶)动力学方程吸附速率常数(g·mg⁻¹·min⁻¹),相关动力学参数见表 1。PB/AC 对 Cs⁺的吸附行为更符合准二阶动力学方程($R^2 = 0.99$),主要吸附过程为化学吸附。

表 1 PB/AC 对 Cs⁺ 的吸附动力学参数

Table 1 Adsorption kinetics parameters for the adsorption of Cs⁺ at PB/AC

吸附质	实验	准一阶动力学			准二阶动力学		
		$q_e/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$k_1/(\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1})$	R^2	$q_{e2}/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$k_2/(\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1})$	R^2
Cs ⁺	30.33	42.25	0.048 04	0.96	34.71	0.001 105	0.99

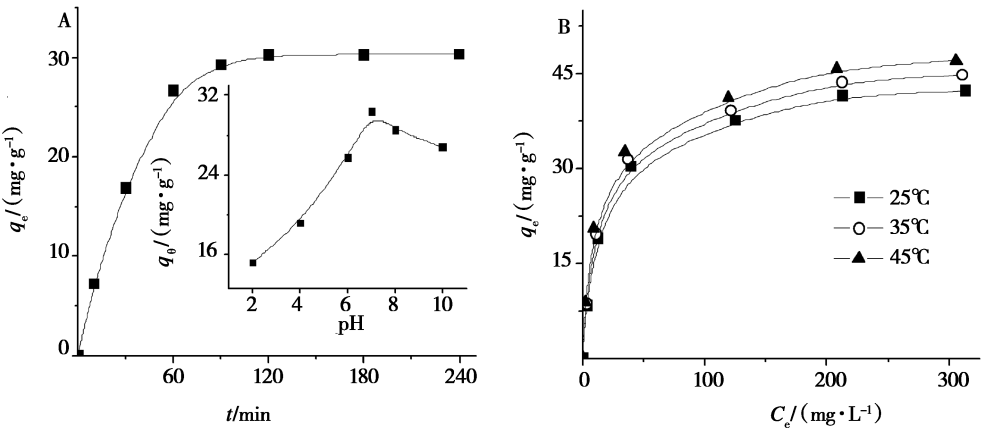


图 4 A 时间和 pH(插图)对 Cs⁺ 吸附的影响; BCs⁺ 的吸附等温线

Fig. 4 A. Adsorption capacities of Cs⁺ depending on time and pH (inset) at PB/AC. B. Adsorption isotherms of Cs⁺ at PB/AC at different temperatures

3) 吸附等温线

图 4B 是 PB/AC 对 Cs⁺ 的吸附等温线 (pH=7, 180 min)。当温度不变时,随 Cs⁺ 初始浓度的增高,吸附量逐渐升高并趋于饱和;当初始浓度不变时,温度越高,吸附量越大,表明吸附过程为吸热反应。分别采用 Langmuir 吸附等温方程 (7) 和 Freundlich 吸附等温方程 (8) 对实验数据进行拟合^[13]。

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_m} + \frac{C_e}{q_m} \tag{7}$$

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \tag{8}$$

表 2 PB/AC 对 Cs⁺ 的吸附等温模型参数

Table 2 Adsorption isothermal model parameters for the adsorption of Cs⁺ at PB/AC

吸附质	温度 $t/^\circ\text{C}$	Langmuir 方程			Freundlich 方程		
		$q_m/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$K_L/(\text{L}\cdot\text{mg}^{-1})$	R^2	$1/n$	K_F	R^2
Cs ⁺	25	44.70	0.055 15	0.99	0.354 3	6.526 0	0.90
	35	47.08	0.058 26	0.99	0.346 2	7.194 3	0.91
	45	49.17	0.062 27	0.99	0.341 7	7.767 5	0.91

其中, C_e 表示吸附达平衡时溶液中 Cs⁺ 的浓度 (mg/L); q_m 为 PB/AC 对 Cs⁺ 的最大吸附量 (mg/L), K_L 为 Langmuir 吸附系数 (L/mg); K_F 为 Freundlich 吸附系数, n 为常数, 等温模型参数见表 2。PB/AC 对 Cs⁺ 的吸附过程更符合 Langmuir 等温模型 ($R^2 = 0.99$), 表明该吸附过程为单分子层吸附; 在 pH=7、45℃ 和 180 min 下, 最大吸附量可达 49.17 mg/g。此外, 研究也考察了相同条件下 AC 对 Cs⁺ 的吸附效果, 发现其最大吸附量仅为 8.72 mg/g。

5) 吸附选择性

分别配置 25 mL、浓度比为 1:1 的 CsCl (1 mmol/L) 和 LiCl (NaCl、KCl、RbCl、CaCl₂、MgCl₂) 的混合溶液,向其中加入 50 mg PB/AC,在 pH=7、45 °C 和 180 min 条件下,测定 PB/AC 对 Cs⁺ 的吸附选择性。根据方程(9)计算 Cs⁺ 对 Li⁺、Na⁺、K⁺、Rb⁺、Ca²⁺、Mg²⁺ 的分离因子。

$$\text{分离因子}(S_{A/B}) = \frac{(C_{A1} - C_{A2}) \times C_{B2}}{(C_{B1} - C_{B2}) \times C_{A2}} \quad (9)$$

其中, $S_{A/B}$ 为 A 对 B 的分离因子, C_{A1} (C_{B1})、 C_{A2} (C_{B2}) 分别为 PB/AC 对 A (B) 离子吸附前后的浓度。分离因子分别为 Li⁺ (11.8)、Na⁺ (2.4)、K⁺ (1.1)、Rb⁺ (2.1)、Ca²⁺ (47.2)、Mg²⁺ (61.7), 说明 Na⁺、K⁺ 和 Rb⁺ 对 Cs⁺ 吸附干扰明显。

2.3 脱附实验

1) pH 的影响

图 5 中的插图显示,随着 pH 值从 2 增大到 7,水中 H₃O⁺ 浓度降低,H₃O⁺ 与 Cs⁺ 发生离子交换反应减弱^[14],导致 Cs⁺ 从 PB/AC 上的脱附率逐渐降低。因此,最佳脱附 pH 值可选 2。

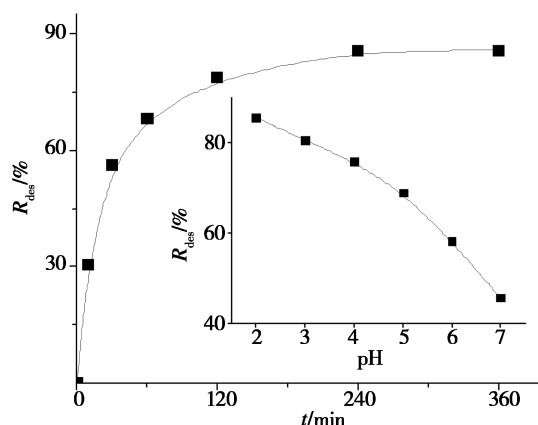


图 5 时间和 pH(插图)对 PB/AC 脱附 Cs⁺ 的影响

Fig. 5 Desorption efficiency of Cs⁺ depending on time and pH (inset) at PB/AC

2) 脱附动力学

图 5 显示,Cs⁺ 从 PB/AC 上的脱附率随着时间延长而增大,当时间达到 240 min 时,脱附率基本平衡,最佳脱附时间可设为 240 min。采用准一阶动力学方程和准二阶动力学方程对脱附动力学数据进行拟合,相关动力学参数见表 3。该脱附行为更符合准二阶动力学方程 ($R^2 = 0.99$),为化学脱附。

表 3 PB/AC 对 Cs⁺ 的脱附动力学参数

Table 3 Desorption kinetics parameters for the desorption of Cs⁺ at PB/AC

吸附质	实验 $q_e / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	准一阶动力学			准二阶动力学		
		$q_{e1} / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	$k_1 / (\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1})$	R^2	$q_{e2} / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	$k_2 / (\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1})$	R^2
Cs ⁺	25.97	20.44	0.020 06	0.96	27.53	0.000 899	0.99

3) 脱附温度的影响

表 4 为 PB/AC 吸附 Cs⁺ (初始浓度为 20、50、100 mg/L) 达平衡后,取出的 PB/AC (Cs⁺),在 pH=2、240 min 的条件下,不同温度对 Cs⁺ 脱附率的影响。当温度不变时,随着 Cs⁺ 初始浓度增高,脱附率逐渐降低;当初始浓度不变时,温度越高,脱附率越大,表明该脱附过程为吸热反应。

2.4 吸脱附前后 XPS

研究进一步考察了在上述最佳吸附条件 (pH=7、45 °C 和 180 min)、最佳脱附条件

表 4 温度对 PB/AC 脱附 Cs⁺ 的影响

Table 4 Effect of temperature on the desorption efficiency of Cs⁺ at PB/AC

t/°C	脱附率/%		
	20 mg·L ⁻¹	50 mg·L ⁻¹	100 mg·L ⁻¹
25	90.49	87.52	85.55
35	92.06	89.20	87.24
45	93.65	91.43	88.51

(pH=2、45 °C 和 240 min) 下,Cs⁺ 在固体 PB/AC 上的吸(脱)附行为。图 6 为 PB/AC 在 Cs⁺

溶液中(初始浓度为 100 mg/L),吸附前(a)、吸附后(b)和脱附后(c)的 XPS 曲线。图 6A 中可见 C_{1s} (285.28 eV)、 N_{1s} (398.08 eV)、 O_{1s} (532.48 eV)、 Fe_{2p} (708.48 eV、712.88 eV 和 721.28 eV),表明了 PB/AC 的形成^[15]。由图 6B 中曲线 b 和 c 可见 Cs_{3d} 的特征峰(724.58 和

738.08 eV)。相对于曲线 a,曲线 b 中 Cs_{3d} 的特征峰较强,表明 PB/AC 上富集了 Cs^+ 。相对于曲线 b,曲线 c 中 Cs_{3d} 特征峰面积降低了 88.5%,说明该条件下,大部分的 Cs^+ 已经从 PB/AC 上脱附。

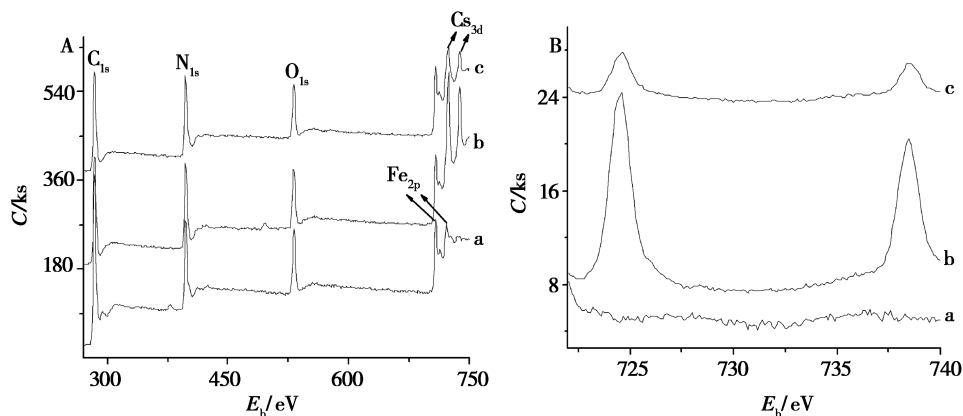


图6 Cs^+ 在 PB/AC 上吸附前(a)、吸附后(b)和脱附后(c)的 XPS 图

6 XPS patterns of Cs^+ at PB/AC before adsorption (a), after adsorption (b) and after desorption (c)

2.5 再生性

研究考察了 5 次吸附/脱附循环过程下, Cs^+ 在 PB/AC 上的吸附率。当 Cs^+ 初始浓度 = 100 mg/L 时,吸附率分别为 99.3%、95.8%、90.4%、87.9% 和 83.3%。当 Cs^+ 初始浓度 = 10 mg/L 时,吸附率分别为 100%、100%、98.2%、95.9% 和 93.5%。当 Cs^+ 初始浓度 = 1 mg/L 时,吸附率均为 100%。表明 PB/AC 是一种可重复使用的、有效的 Cs^+ 吸附剂。上述结果说明,PB/AC 可用于回收水溶液中 Cs^+ 。

2.6 应用

将 50 mg PB/AC 加入 25 mL 青海盐湖工业股份有限公司提钾后的盐湖卤水中,在最佳吸附条件下,吸附达平衡后,吸附前后卤水中各离子浓度的变化见表 5。卤水中各离子浓度均有不同程度的降低,其中 100% 的 Cs^+ 、64% 的 Rb^+ 被富集,表明 PB/AC 可用于回收提钾后的盐湖卤水中 Cs^+ 的回收,并且 Rb^+ 有干扰,进一步的分离尚在研究中。

表 5 卤水中各离子浓度的变化

Table 5 Variation of ions concentration in brine

离 子	mg/L	
	吸附前	吸附后
Li^+	2 850	2 380
Na^+	5.80	5.07
K^+	342	318
Rb^+	0.103	0.037
Cs^+	0.051	—
Ca^{2+}	171	149
Mg^{2+}	6 300	5 070

3 结 论

采用超声辅助均匀沉淀法,制备了普鲁士蓝/活性炭复合材料(PB/AC)。PB/AC 对水溶液中 Cs^+ 具有良好的选择性吸附性能,且在一定条件下可脱附 Cs^+ ,再生性较好。PB/AC 可成功地应用于柴达木盆地察尔汗盐湖提钾后的卤水中 Cs^+ 的提取。本研究提供了一种经济有效、易于分离、可重复使用的 Cs^+ 吸附剂的制备方法。

参考文献:

- [1] Sun C, Zhang F, Cao J. A 'build-bottle-around-ship' method to encapsulate ammonium molybdophosphate in zeolite Y. An efficient adsorbent for cesium[J]. Journal of Colloid & Interface Science, 2015, 455:39–45.
- [2] 闫明, 钟辉, 张艳. 卤水中分离提取铷、铯的研究进展[J]. 盐湖研究, 2006, 14(3):67–72.
- [3] Liu S M, Liu H H, Huang Y J, *et al.* Solvent extraction of rubidium and cesium from salt lake brine with t-BAMBP-kerosene solution[J]. Transactions of Nonferrous Metals Society of China, 2015, 25(1):329–334.
- [4] Han F, Gu P, Zhang G. Research progress in the cesium removal from radioactive liquid waste[J]. Industrial Water Treatment, 2012, 32(1):10–14.
- [5] Li R D, Zhang Z H, Li A, Wang L. The research progress of strontium and cesium adsorption with inorganic ion exchange material[J]. Northern Environment, 2010, 77–81.
- [6] Takashi U, Masaaki O, Susumu K. Size and Surface Effects of Prussian Blue Nanoparticles Protected by Organic Polymers[J]. Inorganic Chemistry, 2004, 43(23):7339–7345.
- [7] Acharya J, Sahu J N, Sahoo B K, *et al.* Removal of chromium(VI) from wastewater by activated carbon developed from Tamarind wood activated with zinc chloride[J]. Chemical Engineering Journal, 2009, 150(1):25–39.
- [8] Kubota T, Fukutani S, Ohta T, *et al.* Removal of radioactive cesium, strontium, and iodine from natural waters using bentonite, zeolite, and activated carbon[J]. Journal of Radioanalytical & Nuclear Chemistry, 2013, 296(2):981–984.
- [9] Niemczewski B. Chemical activation of ultrasonic cavitation[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 1999, 6(4):211–216.
- [10] Vipin A K, Hu B, Fugetsu B. Prussian blue caged in alginate/calcium beads as adsorbents for removal of cesium ions from contaminated water[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 258–259(6):93–101.
- [11] Yang H, Li H, Zhai J, *et al.* Magnetic prussian blue/graphene oxide nanocomposites caged in calcium alginate microbeads for elimination of cesium ions from water and soil[J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 246(16):10–19.
- [12] Celebi O, Kilikli A, Erten H N. Sorption of radioactive cesium and barium ions onto solid humic acid[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 168(2–3):695–703.
- [13] Jin G P, Zhu X H, Li C Y, *et al.* Tetraoxalyl ethylenediamine melamine resin functionalized coconut active charcoal for adsorptive removal of Ni(II), Pb(II) and Cd(II) from their aqueous solution[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2013, 1(4):736–745.
- [14] Awual M R, Suzuki S, Taguchi T, *et al.* Radioactive cesium removal from nuclear wastewater by novel inorganic and conjugate adsorbents[J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 242(15):127–135.
- [15] Lin L, Huang X, Wang L, *et al.* Synthesis, characterization and the electrocatalytic application of prussian blue/titanate nanotubes nanocomposite[J]. Solid State Sciences, 2010, 12(10):1764–1769.

Recovery of Cesium from Residual Salt Lake Brine Using Prussian Blue Functionalized Activated Carbon Composite

XIE Fei¹, YU Ye-xiao¹, WANG Shi-jun², QU Xiao-rong², JIN Guan-ping¹

(1. Hefei University of Technology, Hefei, 230009, China; 2. Qinghai Salt Lake Industry Co., Ltd., Golmud, 816000, China)

Abstract: Prussian blue nano-particles were coated at the surface of activated carbon (PB/AC) using homogeneous precipitation method under the aid of ultrasound, and were characterized by FE – SEM, XRD, XPS and FT – IR techniques. Lots of PB nano-particles were well distributed at the surface of AC with a cubic structure. The uptake of cesium (Cs^+) was investigated at PB/AC in aqueous solution. The maximum adsorption capacity of Cs^+ was 49.17 mg/g at pH 7, 45 °C and 120 min, the desorption efficiency of Cs^+ could reach to 88.51% at pH 2, 45 °C and 240 min. PB/AC could be used for recovering of Cs^+ from the residual of salt lake brine which potassium was removed in Qinghai salt lake industry Co., Ltd.

Key words: Recovery; Cesium; Prussian blue; Activated carbon