

固载离子液体材料的制备及其对水环境中汞离子的去除^①

邹文清, 何松珉

(海南绿境高科环保有限公司, 海南 海口 570311)

摘要: 采用浸渍法将咪唑基离子液体固载于磁性纳米颗粒表面, 制备得到固载离子液体复合材料 $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 。采用 $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 去除水环境中的 Hg^{2+} , 研究了 pH 值、吸附时间、吸附剂用量及 Hg^{2+} 初始浓度对 Hg^{2+} 去除率的影响。结果表明, $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 适用 pH 值范围宽, pH=7.2~9.5 时, Hg^{2+} 去除率达 99.1% 以上。 $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 对 Hg^{2+} 的吸附速度快, 只需 90 min 即可达到吸附平衡。对于 25 mL 浓度 2 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 的 Hg^{2+} 溶液, 加入 20 mg 吸附剂即可基本去除其中 Hg^{2+} , $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 的吸附等温线研究结果表明, 吸附剂对 Hg^{2+} 的饱和吸附量为 548.37 mg/g。

关键词: 固载离子液体; 磁性纳米颗粒; 咪唑; 汞离子; 吸附; 静电作用

中图分类号: TB333; X703

文献标识码: A

doi: 10.3969/j.issn.0253-6099.2024.01.035

文章编号: 0253-6099(2024)01-0161-05

Preparation of Immobilized Ionic Liquid and Removal of Mercury Ions in Water

ZOU Wenqing, HE Songmin

(Hainan Lujing High-tech Environmental Protection Co Ltd, Haikou 570311, Hainan, China)

Abstract: $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ was prepared by immobilizing imidazole based ionic liquids on the surface of magnetic nanoparticles with impregnation method, and was then used to remove Hg^{2+} in the water. The effects of pH value, adsorption time, and adsorbent dosage on the Hg^{2+} removal rate were investigated. The results show that $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ can have a wide application, and Hg^{2+} removal rate can exceed 99.1% with pH of 7.2–9.5. $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ presents a high rate of Hg^{2+} adsorption, and the adsorption can reach equilibrium within 90 minutes. For 25 mL Hg^{2+} solution with a concentration of 2 $\mu\text{g}/\text{mL}$, Hg^{2+} can be completely removed by adding 20 mg of adsorbent. The adsorption isotherms of $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ indicate that the saturated adsorption capacity of the adsorbent for Hg^{2+} is 548.37 mg/g.

Key words: immobilized ionic liquid; magnetic nanoparticles; imidazole; mercury ions; adsorption; electrostatic interaction

在工业生产中, 大量有毒有害物质尤其是重金属对环境造成了严重影响^[1]。常用的重金属污染治理技术包括吸附^[2-3]、膜技术^[4]、混凝/絮凝^[5]、生物处理^[6]及离子交换^[7]。其中, 吸附法具有良好的去除效果, 应用广泛^[8-9]。固载离子液体是一种环境友好的吸附剂^[10], 对重金属离子具有良好的吸附性能^[11-13]。本文采用两步法合成咪唑基离子液体($[\text{BMI}]\text{HCO}_3$), 将其固载于磁性纳米颗粒 Fe_3O_4 制备了固载离子液体复合材料, 并将此材料应用于 Hg^{2+} 的吸附去除。

1 实验

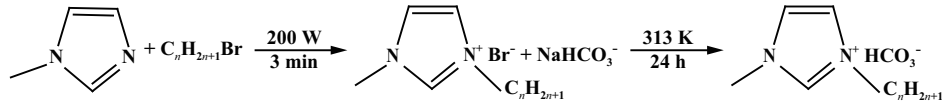
1.1 咪唑基离子液体的合成

采用两步法合成 1-丁基-3-甲基咪唑碳酸氢离子液体($[\text{BMI}]\text{HCO}_3$), 合成步骤如图 1 所示。采用微波反应法合成 $[\text{BMI}]\text{Br}$: 将 N-甲基咪唑 (99.3%) 与 1-溴烷基 (99%) 按物质的量比 1:1.1 混合, 在微波功率 200 W 下搅拌反应 3 min, 得到黄色黏稠液体。采用乙酸乙酯洗涤此液体 3 次, 去除溶剂, 真空干燥过

① 收稿日期: 2023-08-29

作者简介: 邹文清 (1991—), 男, 海南海口人, 工程师, 主要研究方向为生态环境工程与咨询。E-mail: zwqkaixin@163.com

通信作者: 何松珉 (1992—), 男, 海南琼海人, 工程师, 主要研究方向为生态环境工程与咨询。E-mail: hesongmin1965@163.com

图1 两步法合成 [BMIIm]HCO₃

夜,得到产物[BMIIm]Br。然后,向得到的黄色黏稠液体中加入 NaHCO₃ 以取代[BMIIm]Br 中的 Br,得到目标离子液体[BMIIm]HCO₃。

1.2 Fe₃O₄ 微球的制备

采用水热法制备单分散 Fe₃O₄ 微球。将 FeCl₃ · 6H₂O (0.27 g, 99%)、FeCl₂ · 4H₂O (0.6 g, 99%)、柠檬酸钠 (2.4 g, 99%) 和尿素 (0.72 g, 99%) 溶解于 80 mL 经过脱氧处理的蒸馏水中,通氮气保护,以避免被氧化,然后在持续搅拌下加入聚丙烯酸钠 (0.6 g, 99.9%) 直至完全溶解。将溶液转移至 100 mL 高压灭菌器中,在 180 °C 下加热 4 h。经过反复地磁离心和洗涤,得到聚丙烯酸酯改性的 Fe₃O₄ 微球。之后加入 0.4 mL 正硅酸四乙酯 (TEOS, 99.5%), 机械搅拌反应 8 h, 采用无水乙醇进行洗涤,烘干后得到包覆 SiO₂ 的 Fe₃O₄ 微球,记为 Fe₃O₄@SiO₂。

1.3 Fe₃O₄@SiO₂@IL 的制备

25 °C 时,将 0.03 g 亲水性离子液体 (ionic liquid, IL) 和 0.07 g Fe₃O₄@SiO₂ 加入 10 mL 乙腈中,搅拌 3 h 后放入真空干燥箱中于 80 °C 烘干,在 200 °C 下处理 4 h 后得到最终产物 Fe₃O₄@SiO₂@IL。

1.4 材料表征

采用 X 射线衍射仪 (XRD, Philips X'pert)、扫描电子显微镜 (SEM, Hitachi S-4800) 和透射电子显微镜 (TEM, JEOL-2010) 对磁性微球形貌和结构进行表征;采用红外光谱仪 (FTIR, EURO 5700) 分析固载离子液体表面键合状态。

1.5 固载离子液体对 Hg²⁺ 的吸附实验

将分析纯无机汞盐溶解于超纯水中,用玻璃棒搅拌溶液直到汞盐完全溶解,配制成一定浓度 Hg²⁺ 的废水模拟液。取 25 mL 模拟液,加入 20 mg 干燥的 Fe₃O₄@SiO₂@IL 进行吸附实验,采用恒温水浴控制吸附温度。采用电感耦合等离子体质谱法 (ICP-MS) 测量溶液中 Hg²⁺ 浓度。按式 (1) ~ (2) 分别计算吸附剂单位吸附量 q (mg/g) 和 Hg²⁺ 去除率 R (%) :

$$q = \frac{(C_0 - C_e)V}{W} \quad (1)$$

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

式中 C_0 和 C_e 分别为溶液中 Hg²⁺ 初始浓度及吸附平衡

时溶液中 Hg²⁺ 浓度, $\mu\text{g/mL}$; V 为溶液体积, mL; W 为 Fe₃O₄@SiO₂@IL 吸附剂质量, mg。

2 结果与讨论

2.1 固载离子液体的表征

2.1.1 SEM 和 TEM 表征

载体磁性纳米颗粒 Fe₃O₄、中间材料 Fe₃O₄@SiO₂ 及固载离子液体 Fe₃O₄@SiO₂@IL 的微观形貌如图 2 和图 3 所示。由图 2 可知, Fe₃O₄ 球形颗粒直径约 100 nm; 在 Fe₃O₄ 微球表面包覆 SiO₂ 后得到的 Fe₃O₄@SiO₂ 复合微球比裸 Fe₃O₄ 微球具有更好的分散性,这是因为 SiO₂ 具有很强的亲水性; 采用浸渍法在 Fe₃O₄@SiO₂ 复合微球表面镀上均匀的离子液体层得到

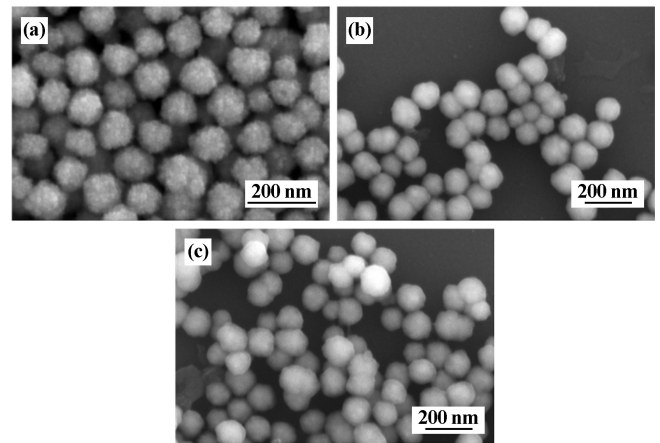
(a) Fe₃O₄; (b) Fe₃O₄@SiO₂; (c) Fe₃O₄@SiO₂@IL

图2 吸附材料 SEM 图谱

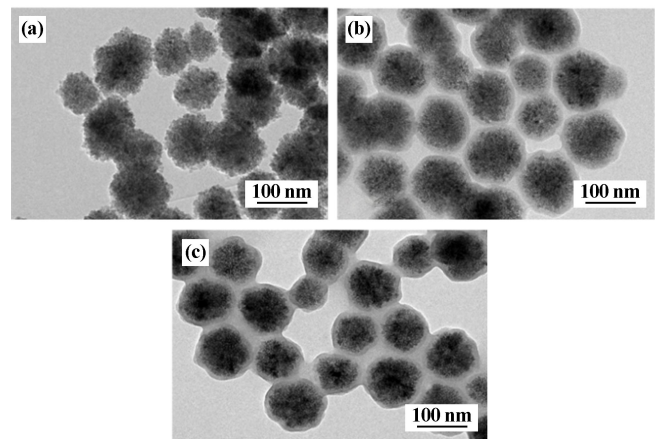
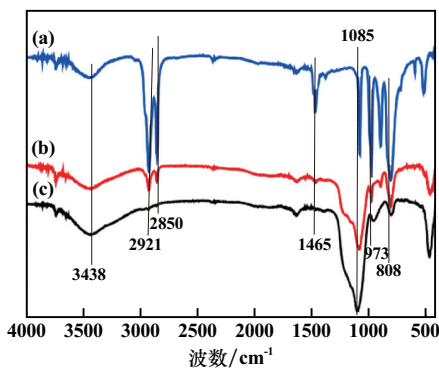
(a) Fe₃O₄; (b) Fe₃O₄@SiO₂; (c) Fe₃O₄@SiO₂@IL

图3 吸附材料 TEM 图谱

的 $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 复合材料具有良好的分散性。固载离子液体吸附剂在水溶液中能与 Hg^{2+} 充分接触,有利于吸附去除 Hg^{2+} 。由图 3 可知, Fe_3O_4 微球由大量粒径小于 100 nm 的纳米粒子组成,具有良好的分散性;复合材料中离子液体的织构表面厚度约 60 nm。

2.1.2 FTIR 表征

离子液体及固载化复合材料 ($\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$) FTIR 表征结果如图 4 所示。从图 4 可以看出,离子液体在 $2850\sim 2921\text{ cm}^{-1}$ 区间出现了 C—H 的对称和反对称伸缩振动峰,均属于其结构特征峰;离子液体在 $2850\sim 2921\text{ cm}^{-1}$ 区间也出现了相同的特征峰,表明离子液体成功负载于载体上。离子液体均匀负载于磁性纳米颗粒载体上,提供了大量活性位点,可以提高其吸附去除重金属离子的能力。从图 4 还可以发现,离子液体在 1465 cm^{-1} 处出现了 C—O 伸缩振动峰,而固载离子液体中并没有观察到这个特征峰,这可能是由于 SiO_2 的特征峰较强,掩盖了 C—O 伸缩振动峰。

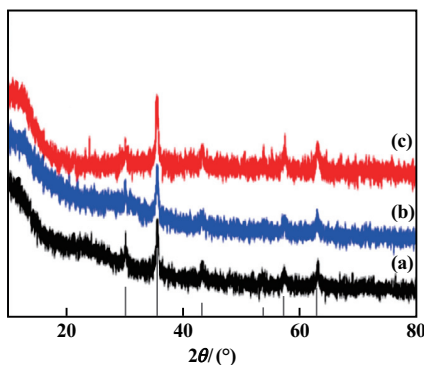


(a) Fe_3O_4 ; (b) $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2$; (c) $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$

图 4 吸附材料 FTIR 图谱

2.1.3 XRD 表征

载体及负载离子液体后的复合材料晶型结构表征如图 5 所示。从图 5 可以看出,载体 Fe_3O_4 和 $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2$ 在 $2\theta=30^\circ, 36^\circ, 43^\circ, 57^\circ, 63^\circ$ 存在衍射峰,对比 PDF 卡片



(a) Fe_3O_4 ; (b) $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2$; (c) $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$

图 5 吸附材料 XRD 图谱

(JCPDS No34-0421) 可知,这是属于 Fe_3O_4 的特征衍射峰,表明载体 Fe_3O_4 合成成功。 Fe_3O_4 和 $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2$ 具有相同的衍射峰,表明 Fe_3O_4 表面连接 SiO_2 后其晶型结构没有被破坏。 $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 衍射峰与载体 Fe_3O_4 无明显变化,表明负载离子液体并没有破坏 Fe_3O_4 的晶型,保持了原有的晶格结构。

2.2 固载功能离子液体吸附去除 Hg^{2+} 实验

2.2.1 溶液 pH 值对 Hg^{2+} 去除率的影响

溶液体积 25 mL、 Hg^{2+} 初始浓度 $2\text{ }\mu\text{g/mL}$ 、吸附剂用量 20 mg、振荡吸附时间 2 h,研究了溶液 pH 值对 Hg^{2+} 去除率的影响,结果如图 6 所示。从图 6 可以看到,随着溶液 pH 值增大,溶液中 Hg^{2+} 去除率逐渐升高。溶液 pH=1.5 时,材料对 Hg^{2+} 去除率为 52.3%,表明强酸性条件下 $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 表面的活性位点被 H^+ 占据,限制了吸附剂与 Hg^{2+} 的络合作用,不利于吸附剂对 Hg^{2+} 的吸附。强酸性条件下,吸附剂与 Hg^{2+} 之间基本不存在配位作用,其对 Hg^{2+} 去除率的贡献很小,表明强酸性条件下吸附剂主要通过静电作用力吸附 Hg^{2+} 。随着溶液 pH 值升高,溶液中 H^+ 越来越少, $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 的活性位点越来越多,有利于 $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 和 Hg^{2+} 之间的配位。除了配位作用力外,溶液中还存在静电作用力,在两种作用力的共同作用下, Hg^{2+} 去除率增大。溶液 pH=7.2 时, Hg^{2+} 去除率增至 99.1%,溶液 pH=9.5 时 Hg^{2+} 去除率达到 99.9%。

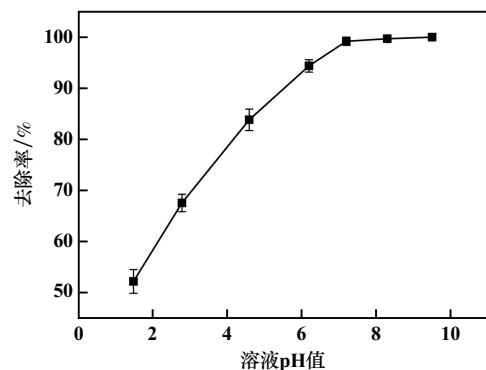


图 6 溶液 pH 值对 Hg^{2+} 去除率的影响

综上所述,强酸性条件不利于固载离子液体吸附剂对 Hg^{2+} 的去除,中性或碱性条件下能获得良好的去除效果,但 Hg^{2+} 在强碱性条件下可能会发生部分水解。溶液 pH=7.2 为宜。

2.2.2 吸附剂用量对 Hg^{2+} 去除率的影响

pH=7.2、溶液体积 25 mL、 Hg^{2+} 初始浓度 $2\text{ }\mu\text{g/mL}$ 、振荡吸附时间 2 h,考察了吸附剂用量对 Hg^{2+} 去除率的影响,结果如图 7 所示。从图 7 可以看到,吸附剂用量 2.5 mg 时, Hg^{2+} 去除率约 50%,难以达到去除要求。随

着吸附剂用量增加,溶液中的固载离子液体能为 Hg^{2+} 提供更多活性位点, Hg^{2+} 去除率逐渐增大,在吸附剂用量 20 mg 时吸附达到饱和,继续增大吸附剂用量, Hg^{2+} 去除率基本保持不变。上述结果表明,对于 Hg^{2+} 初始浓度 2 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 的溶液,适宜的吸附剂用量为 20 mg。

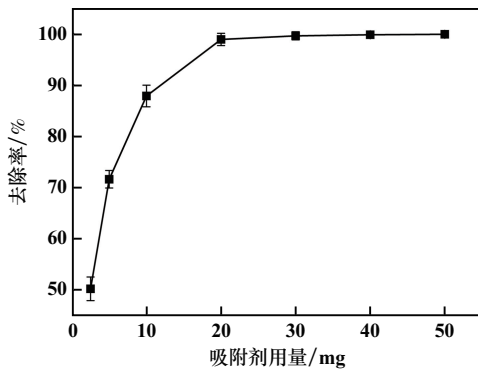


图7 吸附剂用量对 Hg^{2+} 去除率的影响

2.2.3 吸附时间对 Hg^{2+} 去除率的影响

pH=7.2、溶液体积 25 mL、 Hg^{2+} 初始浓度 2 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 、吸附剂用量 20 mg,对溶液中的 Hg^{2+} 进行振荡吸附,吸附时间对 Hg^{2+} 去除率的影响如图 8 所示。从图 8 可以看出,在吸附反应的前 60 min 内,吸附剂对 Hg^{2+} 的去除率随吸附时间延长而快速增大;吸附时间 60~90 min 范围内, Hg^{2+} 去除率随吸附时间延长而缓慢增大;吸附时间 90 min 时,吸附达到平衡,此时 Hg^{2+} 去除率为 99.3%,继续延长吸附时间, Hg^{2+} 去除率基本保持不变。其原因如下:吸附反应初始阶段, $\text{Fe}_3\text{O}_4@ \text{SiO}_2@ \text{IL}$ 中的活性位点多且溶液中 Hg^{2+} 浓度高,吸附剂和 Hg^{2+} 接触的概率高,吸附速率快。随着吸附反应的进行,吸附剂吸附了更多 Hg^{2+} ,其占据了吸附剂表面的活性位点,同时溶液中 Hg^{2+} 浓度降低,吸附逐渐达到平衡。

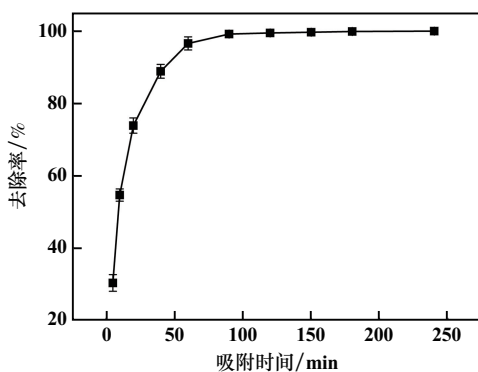


图8 吸附时间对 Hg^{2+} 去除率的影响

2.2.4 Hg^{2+} 初始浓度对 Hg^{2+} 吸附量的影响

pH=7.2、溶液体积 25 mL、吸附剂用量 20 mg、振

荡吸附时间 90 min,考察了不同 Hg^{2+} 初始浓度下的吸附等温线,结果如图 9 所示。从图 9 可以看出, Hg^{2+} 初始浓度 0~200 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 范围内时,吸附剂对 Hg^{2+} 的吸附量随着 Hg^{2+} 初始浓度增加而显著增大。 Hg^{2+} 初始浓度大于 200 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 后,吸附剂对 Hg^{2+} 的吸附量不再随着 Hg^{2+} 初始浓度增大而增大,表明吸附剂对 Hg^{2+} 的吸附已达到平衡,此时的饱和吸附量为 548.37 mg/g 。这是因为随着吸附剂吸附 Hg^{2+} 的数量越来越多,其表面的活性位点逐渐被 Hg^{2+} 占据,没有多余活性位点可与 Hg^{2+} 进行络合作用。

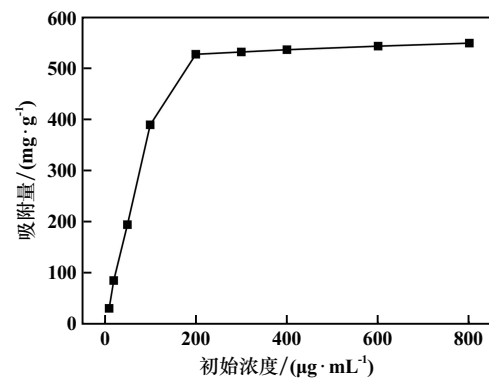


图9 吸附剂对 Hg^{2+} 的吸附等温线

2.2.5 吸附优化实验

根据上述单因素实验结果,溶液 pH 值、吸附剂用量及吸附时间均影响吸附剂对水环境中 Hg^{2+} 的吸附性能。采用三因素三水平正交试验法对吸附剂去除 Hg^{2+} 的条件进行研究。正交试验因素水平设置见表 1。据此得到的 $L_9(3^3)$ 正交试验结果及分析见表 2。可以看到 3 个因素对吸附剂吸附去除 Hg^{2+} 的影响顺序大小为:吸附剂用量>吸附时间>溶液 pH 值,即吸附剂用量对 Hg^{2+} 去除率的影响最大,得到最佳吸附条件组合为 $A_1B_0C_{-1}$,即吸附剂用量 30 mg、溶液 pH=7.0 和吸附时间 70 min。

表1 吸附剂去除 Hg^{2+} 正交试验因素水平表

水平	因素		
	吸附剂用量(A)/mg	溶液 pH 值(B)	吸附时间(C)/min
-1	10	6.0	70
0	20	7.0	90
1	30	8.0	110

2.3 固载离子液体与其他吸附剂的性能对比

汞是环境中毒性极强的重金属元素之一,国内外学者一直非常关注污染水体中汞离子的去除。本研究考察了国内外学者去除 Hg^{2+} 所用吸附剂与本文制备的固载离子液体吸附剂的性能,结果如表 3 所示。由

表 2 吸附剂去除 Hg^{2+} (3^3) 正交试验结果及分析

试验号	A	B	C	平均去除率/%
1	-1	-1	-1	82.4
2	-1	0	0	87.7
3	-1	1	1	90.1
4	0	-1	0	93.7
5	0	0	1	99.2
6	0	1	-1	94.1
7	1	-1	1	89.2
8	1	0	-1	99.4
9	1	1	0	95.4
K_1	0.894	0.993	0.946	
K_2	1.142	0.957	0.922	
K_3	0.987	0.968	1.059	
K_1 (平均)	0.273	0.337	0.316	
K_2 (平均)	0.381	0.324	0.311	
K_3 (平均)	0.332	0.327	0.354	
R	0.113	0.006	0.018	

表 3 固载离子液体与其他吸附剂的性能对比

吸附剂种类	最大吸附量/ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	吸附 pH 值	平衡 时间/h	参考 文献
改性棕榈壳活性炭	83.33	6~8	3	[13]
活性炭	412.1	5	8	[14]
糠醛	174	4~8	1	[15]
偶联剂改性凹凸棒	92.6	3~11	0.5	[16]
固载咪唑离子液体	548.37	7.2	1.5	本研究

表 3 可知,本文制备的固载离子液体吸附剂对 Hg^{2+} 的吸附量能够达到 548.37 mg/g ,对溶液中 Hg^{2+} 去除率能够达到 99.4%,远超其他吸附剂。

3 结 论

1) 强酸性条件不利于 $\text{Fe}_3\text{O}_4 @ \text{SiO}_2 @ \text{IL}$ 对 Hg^{2+} 的吸附,溶液 $\text{pH} = 7.2 \sim 9.5$ 时其对 Hg^{2+} 具有良好的吸附性能,去除率达 99.1% 以上。

2) 在吸附初始阶段(0~90 min), Hg^{2+} 去除率随吸附时间延长而增大,90 min 时达到吸附平衡。

3) 对于 25 mL 浓度为 2 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 的 Hg^{2+} 溶液,仅需 20 mg 吸附剂即可去除 Hg^{2+} ,吸附剂用量小,有利于降低处理成本。

4) Hg^{2+} 初始浓度对 $\text{Fe}_3\text{O}_4 @ \text{SiO}_2 @ \text{IL}$ 吸附 Hg^{2+} 的容量有显著影响,吸附平衡条件下吸附剂饱和吸附量为 548.37 mg/g 。

5) 通过正交试验得到 3 个因素对吸附剂吸附去除 Hg^{2+} 的影响顺序大小为:吸附剂用量>吸附时间>溶液 pH 值,吸附优化条件为吸附剂用量 30 mg、溶液

$\text{pH} = 7.0$ 、吸附时间 70 min,此时对 Hg^{2+} 的去除率为 99.4%。

参考文献:

- [1] Sousa J C G, Ribeiro A R, Barbosa M O, et al. A review on environmental monitoring of water organic pollutants identified by EU guidelines[J]. Journal of Hazardous Materials, 2018,344:146-162.
- [2] 侯 淋,李 霞,王丽琼. 环糊精聚合物吸附剂的制备及其应用研究[J]. 化学通报, 2023,86(4):420-428.
- [3] 谢静怡,赵晟铤,陈忠林,等. 粉煤灰基吸附剂去除水中重金属的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2023,46(增刊 1):116-124.
- [4] 张艳红,刘伟京,尤本胜,等. 用于电镀废水处理的膜技术研究进展[J]. 膜科学与技术, 2021,41(4):147-153.
- [5] 关永年. 高排放标准下某高新园区污水处理厂工程实例[J]. 给水排水, 2022,58(12):89-94.
- [6] Ahmed M B, ZHOU J L, Ngo H H, et al. Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review[J]. Journal of Hazardous Materials, 2017,323:274-298.
- [7] Kumar P, Pourmara A, Kim K H, et al. Metal-organic frameworks: Challenges and opportunities for ion-exchange/sorption applications[J]. Progress in Materials Science, 2017,86:25-74.
- [8] 李 飞,彭苗苗,胡智怡,等. 酸溶液中溶剂萃取法分离钼(VI)/铁(III)的研究进展[J]. 矿冶工程, 2023,43(2):118-124.
- [9] 张之浩,李 威. 活性炭联合植物修复对水中铬的去除效果研究[J]. 矿冶工程, 2021,41(4):113-116.
- [10] Amirfirouzkouhi H, Kharat A N. Application of ionic liquids as recyclable green catalysts for selective alkylation of phenol[J]. Separation and Purification Technology, 2018,196:132-139.
- [11] Li L, Liu F, Duan H, et al. The preparation of novel adsorbent materials with efficient adsorption performance for both chromium and methylene blue[J]. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, 2016,141:253-259.
- [12] Abbas T, Gonfa G, Lethesh K C, et al. Mercury capture from natural gas by carbon supported ionic liquids: Synthesis, evaluation and molecular mechanism[J]. Fuel, 2016,177:296-303.
- [13] Ismael A A, Aroua M K, Yusoff R. Palm shell activated carbon impregnated with task-specific ionic-liquids as a novel adsorbent for the removal of mercury from contaminated water[J]. Chemical Engineering Journal, 2013,225:306-314.
- [14] 李志超,兰华春,武利园,等. 活性炭对水中汞的吸附性能[J]. 环境工程学报, 2014(5):1899-1905.
- [15] Yardim M F, Budinova T, Ekinici E, et al. Removal of mercury (II) from aqueous solution by activated carbon obtained from furfural[J]. Chemosphere, 2003,52:835-841.
- [16] 符 浩,魏钟波,王翠兰,等. 偶联剂改性凹凸棒土处理含汞(II)废水的研究[J]. 环境工程学报, 2011(5):1106-1110.

引用本文: 邹文清,何松琨. 固载离子液体材料的制备及其对水环境中汞离子的去除[J]. 矿冶工程, 2024,44(1):161-165.