改性膨润土对污水中重金属离子吸附实验研究

陈卫琴1,黄树梅1,李杨2,孙超3

(1. 河北地质职工大学 河北 石家庄 050081; 2. 河北省国土资源勘查中心 河北 石家庄 050081; 3. 河北省地质环境监测院 河北 石家庄 050081)

摘要:这是一篇陶瓷及复合材料领域的论文。为了研究改性膨润土对污水中重金属离子的吸附效果,分析 pH 值、初始浓度、时间、固液比、温度和粒径对膨润土吸附效果的影响,并采用微观手段研究在吸附重金属离子前后膨润土内部矿物成分的变化以及红外光谱图的变化规律。结果表明:当改性膨润土掺量为 0.2 g、吸附时间为 1.5 h、温度设置为 40 ℃, pH 值设定为 6,初始浓度均设定为 200 mg/L 和固液比设置为 0.8 g/L 时,改性膨润土的吸附效果达到较佳。改性膨润土经过吸附实验后,可以检测到明显的 CuSO₄ 衍射峰,但是改性膨润土内部其他矿物成分不变,这说明改性膨润土可以有效地吸附污水中的铜离子。

关键词: 陶瓷及复合材料; 重金属离子; 改性膨润土; 矿物成分; 红外光谱图; 固液比; 粒径

doi:10.3969/j.issn.1000-6532.2024.03.008

中图分类号: TD985;TB321 文献标志码: A 文章编号: 1000-6532(2024)03-0050-08

引用格式: 陈卫琴,黄树梅,李杨,等.改性膨润土对污水中重金属离子吸附实验研究[J]. 矿产综合利用,2024, 45(3): 50-57.

CHEN Weiqin, HUANG Shumei, LI Yang, et al. Experimental study on the adsorption of heavy metal ions in wastewater by modified bentonite[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2024, 45(3): 50-57.

膨润土是一种以蒙脱石为主的黏土矿物,一 般开采出来的天然膨润土含有大量单斜晶系结构 的蒙脱石,该类蒙脱石主要是由2个硅氧四面体 和4个铝氧八面体组成的层状结构的物质,且由 于蒙脱石层间结构中的离子可以发生交换,使得 蒙脱石的层间结构中会存在一定量的负电荷,进 而使得蒙脱石可以吸收外界的阳离子^[1-2]。吸附不 同的阳离子就会使得膨润土具有不同的性质,故 膨润土可以广泛地运用在各行各业中^[3]。例如,利 用膨润土的膨胀性和胶凝颗粒分散性来制备建筑 胶凝材料,利用其比表面积大的特性作为胶体树 脂沉积物,利用其良好的吸水性能来制备粘合剂, 利用其抗剪切性能制备助滤剂,利用其较强的吸 附能力来吸附污水和土壤中的重金属离子等^[4-5]。

近些年,采用有机改性剂将膨润土改性后, 作为吸附剂来吸附重金属离子的研究逐渐增多, 且作为廉价非金属黏土矿物的膨润土,制备和改性的流程都较为经济和简单。国内外学者在此方面主要取得以下研究成果:林娟等^[6]通过镧对天然的膨润土进行改性后,采用 XRD实验和SEM 实验对改性前后膨润土内部产物和结构的变化进行了分析,并分析了改性膨润土粒径和溶液pH 值对其吸附能力的影响。邹成龙等^[7] 采用羟基铝离子来平衡膨润土层间结构的负电荷,制备出吸附性能良好的改性膨润土,发现了改性膨润土、吸附水中重金属离子主要以化学吸附为主,离子交换为辅。孙志勇等^[8] 采用聚乙烯亚胺来改性膨润土,来开展改性膨润土对铜离子和铅离子的吸附实验,发现了在 pH 值为 5 且初始质量浓度为300 mg/L 时,改性膨润土的吸附效果较佳。

上述研究成果较好地研究改性膨润土对土壤 和水中重金属离子的吸附效果,但是仍然存在一

收稿日期: 2022-07-26 作者简介: 陈卫琴(1978-)女,硕士,高级讲师,从事水、工、环地质方面教学与研究。 通信作者: 黄树梅(1984-)女,硕士,高级讲师,从事水、工、环地质方面教学与研究。 些不足,例如膨润土颗粒粒径大小、固液比等因 素下吸附效果研究较少。因此,本文将着重分析 pH值、初始浓度、时间、固液比、温度和粒径对 膨润土吸附效果的影响,并采用微观手段来研究 在吸附重金属离子前后膨润土内部矿物成分的变 化以及红外光谱图的变化规律,为后续制备更加 有效的吸附剂做铺垫。

1 原材料和实验方法

1.1 原材料

本文采用的膨润土的白度为 80~90, 品级为 一级, 密度为 2.65 g/cm³, 经过 XRF 衍射仪测定 该膨 润 土 的 化 学 成 分 主 要 有 SiO₂(69.85%)、 Al₂O₃(17.42%)、 Fe₂O₃(2.96%)、、 CaO(3.42%)、 MgO(1.64%)、 Na₂O(1.75%) 和 其 他 氧 化 物 (2.96%)。Na₂CO₃ 纯度为 99% (CP)。乙二醇的密 度为 1.1135 g/cm³。十六烷基三甲基溴化铵为分析 纯。膨润土的粒度分布见图 1。



Fig.1 Particle size distribution of bentonite

膨润土的改性流程为: (1)向装有膨润土的 搅拌杯中加入一定量的碳酸钠溶液和蒸馏水,形 成混合物; (2)高速搅拌混合物 0.5 h 后陈化处 理,得到钠基膨润土; (3)将钠基膨润土转移到 恒温浴烧杯中,加入一定量乙二醇溶液,搅拌均 匀; (4)向上述溶液中继续加入十六烷基三甲基 溴化铵,边加入溶液边搅拌混合液,持续搅拌 2 h, 将烧杯中的混合悬浮液放置在室内静置 24 h; (5)向静置后的悬浮液加入 1% AgNO₃ 溶液,反 复洗涤,直到悬浮液内部不再产生沉淀物为止; (6)烘干悬浮液,得到改性膨润土。 铜 离子 (CuSO₄·5H₂O 配 置) 和 锌 离子 (ZnSO₄·7H₂O 配置)溶液可以采用铜离子和锌离 子标液稀释方法制备,即在离子标液通过加入不 同体积的蒸馏水就可以得到不同浓度的铜离子和 锌离子溶液。

1.2 吸附实验方法

以吸附时间为例,说明改性膨润土吸附铜离 子和锌离子的实验步骤: (1)取 500 mL 的重金 属离子溶液于具塞锥形瓶中,加入 0.2 g 的改性膨 润土; (2)在初始浓度设定为 150 mg/L,pH 值 设定为 5,固液比设置为 0.6 g/L,温度设置为 30 ℃ 的条件下于恒温水浴振荡器中以 150 r/min 的 转速振荡吸附 0.5、1.0、1.5、2、2.5、3 和 3.5 h, 取不同吸附时间作用下重金属离子溶液; (3)采 用原子吸收分光光度计在波长为 283.3 nm 处测重 金属离子清液的浓度。(4)绘制不同吸附时间作 用下吸附金属离子的变化规律。

2 改性膨润土对含铜离子污水吸附 实验分析

2.1 改性膨润土掺量对吸附效果的影响

将改性膨润土掺量定为 0.05、0.1、0.15、0.2、0.2、0.25、0.3 和 0.35 g,吸附时间设定为 1 h,初始浓度均设定为 150 mg/L,pH 值为 5,固液比为 0.6 g/L,温度为 30 ℃,得到不同膨润土掺量作用下吸附金属离子的变化规律见图 2。





由图 2 可知,随着改性膨润土掺量的不断增 大,改性膨润土对污水中铜离子和锌离子去除率 的变化规律呈现出先不断增大后趋于平衡的趋势,且在改性膨润土掺量为0.2g时去除率的增长幅度逐渐减小,这是由于当污水中含有的铜离子和锌离子含量不变时,增大改性膨润土掺量可以有效地增大吸附剂在溶液中的比表面积,进而增大了吸附剂可供吸附的活性点位,这就使得溶液中的铜离子和锌离子不断被吸附在改性膨润土上,但是随着掺量的持续增大,溶液中的铜离子和锌离子被几乎完全吸附,故去除率的变化规律趋于稳定。

2.2 吸附时间对吸附效果的影响

将吸附时间设置为 0.5、1.0、1.5、2、2.5、 3 和 3.5 h,改性膨润土掺量为 0.2 g,初始浓度设 定为 150 mg/L, pH 值为 5,固液比为 0.6 g/L,温 度为 30 ℃,得到不同吸附时间作用下吸附金属离 子的变化规律见图 3。





由图 3 可知,随着吸附时间的不断增大,改 性膨润土对污水中铜离子和锌离子去除率的变化 规律呈现出先不断增大后趋于平衡的趋势,且在 吸附时间为 1.5 h时去除率的增长幅度逐渐减小, 这是由于当改性膨润土掺量和其他条件一定时, 改性膨润土所能提供的可供吸附的活性点位是固 定不变的,当这些活性吸附点位完全吸附了污水 中的金属离子后,没有多余的活性吸附点位提供 给剩余金属离子吸附,故铜离子和锌离子去除率 的变化规律逐渐平稳。

2.3 初始浓度对吸附效果的影响

将初始浓度均设定为 50、100、150、200、 250 和 300 mg/L,改性膨润土掺量为 0.2 g,吸附 时间为1.5 h, pH值为5, 固液比为0.6 g/L,温度 为30℃,得到不同初始浓度作用下吸附金属离子 的变化规律见图4。



图 4 不同初始浓度作用下吸附金属离子的变化规律 Fig.4 Changing law of adsorbed metal ions at the action of different initial concentrations

由图 4 可知,随着初始浓度的不断增大,改 性膨润土对污水中铜离子和锌离子吸附量的变化 规律呈现出先稳定变化后减小的趋势,且在初始 浓度为 200 mg/L 时就开始出现下降趋势,这是由 于在其他条件不变以及改性膨润土掺量固定不变 的情况下,吸附剂所提供的活性吸附点位有限, 在初始浓度较小时改性膨润土可以完全将污水中 的金属离子吸附,但是随着初始浓度的不断增 大,在污水中游离的金属离子含量也增多,在活 性吸附点位不变的情况下,改性膨润土对金属的 去除率开始下降。

2.4 pH 值对吸附效果的影响

将 pH 值设定为 2、3、4、5、6、7 和 8,温 度为 30 ℃,初始浓度均设定为 200 mg/L,改性膨 润土掺量为 0.2 g,吸附时间为 1.5 h,固液比为 0.6 g/L,得到不同 pH 值作用下吸附金属离子的变 化规律见图 5。

由图 5 可知,随着溶液 pH 值的不断增大,改 性膨润土对污水中铜离子和锌离子去除率的变化 规律呈现出不断增大的趋势,但是在 pH 值超过 6 时,去除率的增大幅度却越来越小,这是由于随 着溶液 pH 值的不断增大,使得溶液中的氢离子含 量不断减小(氢离子也会占据改性膨润土内部的 活性吸附点位),空余出的活性吸附点位就越 多,改性鹏润土吸附污水中的金属离子就越多;



图 5 不同 pH 值作用下吸附金属离子的变化规律 Fig.5 Changing law of adsorbed metal ions at different pH values

同时,pH值的增大可以增大膨润土的负电荷,从 而增大金属离子与改性膨润土之间的静电引力, 从而使得金属离子可以更好地吸附在改性膨润 土上。

2.5 固液比对吸附效果的影响

将固液比设定为 0.2、0.4、0.6、0.8、1.0 和 1.2 g/L, pH 值设定为 6, 温度为 30 ℃, 初始浓度 均设定为 200 mg/L, 改性膨润土掺量为 0.2 g, 吸 附时间设定为 1.5 h, 得到不同固液比作用下吸附 金属离子的变化规律见图 6。



图 6 不同固液比作用下吸附金属离子的变化规律 Fig.6 Changing law of adsorbed metal ions under at solidliquid ratios

由图 6 可知,随着固液比的不断增大,改性 膨润土对污水中铜离子和锌离子去除率的变化规 律呈现出先不断增大后趋于平衡的趋势,且在固 液比为 0.8 g/L 时去除率的增长幅度逐渐减小,这 是由于固液比越大所掺入的改性膨润土的掺量就 越大,增大改性膨润土在溶液中比表面积和可供 吸附活性点位的数量,这就使得溶液中的铜离子 和锌离子不断被吸附在改性膨润土上,但是随着 掺量的持续增大,溶液中的铜离子和锌离子被几 乎完全吸附,故去除率的变化规律趋于稳定。

2.6 温度对吸附效果的影响

将温度为 10、20、30、40、50 和 60 ℃, pH 值设定为 6,初始浓度均设定为 200 mg/L,改 性膨润土掺量为 0.2 g,吸附时间为 1.5 h,固液比 为 0.8 g/L,得到不同温度作用下吸附金属离子的 变化规律见图 7。



由图 7 可知,随着温度的不断增大,改性膨 润土对污水中铜离子和锌离子去除率的变化规律 呈现出先不断增大后趋于平衡的趋势,且在温度 为 40 ℃ 时去除率的增长幅度逐渐减小,这是由于 铜离子和锌离子在较低温度作用下移动速度较 慢,使得金属离子在溶液中与改性膨润土接触减 少,进而依附在改性膨润土活性吸附点位的离子 就少,但是随着温度的增大,金属离子在溶液中 的移动速率增大,也增大了依附在改性膨润土活 性吸附点位离子的数量,进而改性膨润土对金属 离子的去除率也增大,但是当改性膨润土活性吸 附点位都被金属离子依附后,改性膨润土对金属 离子的去除率的增大速率就减小。

2.7 改性膨润土粒径对吸附效果的影响

上述实验条件都不变且改性膨润土的粒径在 3~5 mm,为了研究粒径对吸附效果的影响,增加 改性膨润土的粒径组别,选取 0~3、5~8 和 8~11 mm 粒径范围(保证掺量一定)的膨润土开 展金属离子的吸附实验,得到不同粒径作用下吸附金属离子的变化规律见图 8。其中,采用 3、5、8 和 11 mm 的筛子将经过改性后的膨润土 进行筛分,就可以得到不同粒径范围内的改性膨 润土,进而避免了膨润土在实验中进行机械搅拌 时被打碎分散从而改变其粒径,使得得到改性后 膨润土颗粒粒径发生变化。



图 8 不同粒径作用下吸附金属离子的变化规律 Fig.8 Changing law of adsorbed metal ions at the action of different particle sizes

由图 8 可知,随着改性膨润土粒径的不断增 大,改性膨润土对污水中铜离子和锌离子去除率 的变化规律呈现出不断减小的趋势,这是由于在 改性膨润土掺量一定的情况下,当改性膨润土颗 粒粒径越小,改性膨润土的比表面积增大,使得 依附活性吸附点位增多,进而导致改性膨润土去 除金属离子的去除率不断增大。但是改性膨润土 的粒径在 3~5 mm 比改性膨润土的粒径在 0~ 3 mm 的去除率只减小了约 5%,故可以选择改性 膨润土的粒径为 3~5 mm。

2.8 改性膨润土对金属离子的共同吸附实验

为了研究改性膨润土对铜离子和锌离子共同 去除的效果,先配置浓度为50、100、150、200、 250和300mg/L的铜离子和锌离子共同溶液,改 性膨润土掺量为0.2g,吸附时间为1.5h,初始浓 度为100mg/L,pH值为6,固液比为0.8g/L,温 度为30℃,改性膨润土的粒径为3~5mm。绘制 出不同初始浓度作用下铜离子和锌离子共同去除 率变化规律见图9。

由图 9 可知,随着初始浓度的不断增大,改 性膨润土对污水中铜离子和锌离子去除率的变化 规律呈现出先不断增大后趋于平衡的趋势,但是



图 9 不同初始浓度作用下铜离子和锌离子共同去除率 变化规律

Fig.9 Variation of the common removal rate of copper ions and zinc ions at different initial concentrations

改性膨润土对铜离子的去除率要远大于改性膨润 土对锌离子的去除率,这是由于锌离子的半径要 大于铜离子的半径,且锌离子的电荷与半径的比 值却小于铜离子的电荷与半径的比值^[9],这就使得 改性膨润土对铜离子去除效果要好于锌离子。

3 改性膨润土等温吸附模型研究

改性膨润土吸附金属离子的等温吸附模型一 般有 Freundlichhe 和 Langmuir 两种等温线模型。 其中, Langmuir 等温线模型的表达式为

$$Q = \frac{Q_{\max} K C_e}{1 + K C_e} \tag{1}$$

式中: Q 为吸附量; Q_{max} 为最大吸附量; C_e 为浓度; K 为 Langmuir 常数。

Freundlich 等温吸附方程可以表示为

$$Q = K_F C_e^n \tag{2}$$

式中: K_F 和 n 为吸附常数。

先绘制出不同平衡浓度改性膨润土吸附离子 的吸附量的变化规律见图 10。

根据图 10 不同初始浓度改性膨润土吸附离子的吸附量的变化规律,分别采用 Freundlichhe 和 Langmuir 两种等温线模型对铜离子和锌离子进行 拟合,得到模型曲线和实验数据的对比见图 11。

由图 11 可知, Freundlich 模型对实验曲线的 拟合度为 0.90 以上,而 Langmuir 模型对实验曲线 的拟合度均在 0.90 以下,这就说明了 Freundlich 等温吸附模型更加适用于膨润土吸附铜离子和锌



图 10 不同初始浓度改性膨润土吸附离子的吸附量的 变化规律





离子吸附量的变化规律。

4 改性膨润土吸附实验前后微观表征

4.1 改性膨润土吸附实验前后红外光谱分析

为了研究改性膨润土吸附实验前后微观性能 的变化(以吸附铜离子为例),采用赛默飞世尔 Nicolet iS50 傅立叶变换红外光谱仪对改性膨润土 吸附实验前后进行红外光谱实验(取少量样品与 KBr 混合压片在室温下扫描,扫描范围 500~4000 cm⁻¹)^[9],得到改性膨润土吸附实验前后红外光谱 见图 12。其中,温度为 40 ℃,pH 值为 6,初始 浓度均设 200 mg/L,改性膨润土掺量设置为 0.2 g,吸附时间设定为 1.5 h,固液比设置为 0.8 g/L, 改性膨润土的粒径为 3~5 mm。



图 11 模型曲线和实验数据的对比 Fig.11 Comparison of model curve and test data





Fig.12 Infrared spectra of modified bentonite before and after adsorption test

由图 12 可知,改性膨润土在吸附铜离子之前

具有 7 个吸收峰, 7 个吸收峰对应的波数分别为 3458、2896、2204、1625、1048、779 和 583 cm⁻¹。 其中,在波数为 2896 cm⁻¹和 3458 cm⁻¹处产生吸 收峰的原因可能发生了 O-H 的伸缩振动,在波数 为 2204 cm⁻¹处产生吸收峰的原因可能发生了 C-H 的伸缩振动,在波数为 1625 cm⁻¹处产生吸收峰的 原因可能发生了 C-H 的伸缩振动,在波数为 1048 cm⁻¹处产生吸收峰的原因可能发生了累积双键, 在波数为 779 cm⁻¹处产生吸收峰的原因可能发生 了 C-C 的伸缩振动,在波数为 583 cm⁻¹处产生吸 收峰的原因可能发生了 C-O 的伸缩振动,而在改 性膨润土在吸附铜离子之后吸收峰由 7 个吸收峰 变为 6 个吸收峰,消失吸收峰的波数为 2896 cm⁻¹, 这可能是由于改性膨润土在吸附铜离子时发生化 学吸附造成的,但是改性膨润土在吸附铜离子还 是以物理吸附为主。

4.2 改性膨润土吸附实验前后 XRD 图谱分析

为了研究改性膨润土吸附实验前后矿物成分 发生的变化(以吸附铜离子为例),采用布鲁克 D8型号的X射线衍射仪对所采用的改性膨润土吸 附实验前后进行矿物成分的测定(取其少量试样 铺在玻璃片上进行粉末压片法测试)^[10],得到改 性膨润土吸附实验前后XRD图谱见图13。其中, 温度设置为40℃,pH值设定为6,初始浓度均设 定为200 mg/L,改性膨润土掺量设置为0.2g,吸 附时间设定为1.5h,固液比为0.8g/L,改性膨润 土的粒径为3~5 mm。





由图 13 可知,改性膨润土经过吸附实验后,可以检测到明显的 CuSO₄ 衍射峰,但是改性膨润 土内部其他矿物成分却不变,这也说明了改性膨 润土可以有效地吸附污水中的铜离子。

5 结 论

(1) 综上所有因素对改性膨润土的吸附效果 而言,改性膨润土掺量为 0.2 g、吸附时间为 1.5 h、 温度为 40 ℃, pH 值设定为 6,初始浓度均设定 为 200 mg/L 和固液比为 0.8 g/L 时,改性膨润土的 吸附效果达到较佳。

(2) Freundlich 模型对实验曲线的拟合度为 0.90 以上,而 Langmuir 模型对实验曲线的拟合度

均在 0.9 以下,这就说明了 Freundlich 等温吸附模型更加适用于膨润土吸附铜离子和锌离子吸附量的变化规律。

(3)改性膨润土在吸附铜离子之后吸收峰由 7个吸收峰变为6个吸收峰,消失吸收峰的波数 为2896 cm⁻¹,这可能是由于改性膨润土在吸附铜 离子时发生化学吸附造成的,但是改性膨润土在 吸附铜离子还是以物理吸附为主。

(4)改性膨润土经过吸附实验后,可以检测 到明显的 CuSO₄ 衍射峰,但是改性膨润土内部其 他矿物成分却不变,这也说明了改性膨润土可以 有效地吸附污水中的铜离子。

参考文献:

[1] 郑长文, 管俊芳, 郑佳敏, 等. 矿业领域膨润土应用的研究 进展[J]. 矿产综合利用, 2020(3):22-27.

ZHENG C W, GUAN J F, ZHENG J M, et al. Progress in the application of bentonite in mining industry[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2020(3):22-27.

[2] 李遥, 时燕琳, 何建刚, 等. 铜对硒 (IV) 在高庙子膨润土中 吸附行为的影响[J]. 环境化学, 2020, 39(2):334-342.

LI Y, SHI Y L, HE J G, et al. Effect of copper on the adsorption behavior of selenium(IV) in Gaomiaozi bentonite[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(2):334-342.

[3] 汤鹏成, 傅开彬, 钟秋红, 等. 广西田东天然钙基膨润土 对 Cu(II) 的吸附性能研究[J]. 非金属矿, 2019, 42(6):77-81.

TANG P C, FU K B, ZHONG Q H, et al. Study on the adsorption performance of natural calcium-based bentonite on Cu(II) in Tiandong, Guangxi[J]. Nonmetallic Mining, 2019, 42(6):77-81.

[4] 郭争争, 管俊芳, 陈菲, 等. 重金属对膨润土膨胀性的影响 [J]. 矿产综合利用, 2020(1):203-208.

GUO Z Z, GUAN J F, CHEN F, et al. Effect of heavy metal ions on swelling property of bentonite[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2020(1):203-208.

[5] 房斌, 张松, 江月, 等. 膨润土在河道治理中的应用[J]. 矿 产综合利用, 2021(4):87-90.

FANG B, ZHANG S, JIANG Y, et al. Study on the application of bentonite in river regulation[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2021(4):87-90.

[6] 林娟, 姚佳雯, 魏笑, 等. 镧改性膨润土对磷吸附特性、机 理与影响因素[J]. 环境科学与技术, 2021, 44(1):7-12.

LIN J, YAO J W, WEI X, et al. Adsorption characteristics, mechanism and influencing factors of phosphorus adsorption

by lanthanum-modified bentonite[J]. Environmental Science and Technology, 2021, 44(1):7-12.

[7] 邹成龙, 聂发辉, 鲁秀国, 等. 羟基铝柱撑膨润土对水中 Cr(VI) 的吸附性能研究[J]. 化工新型材料, 2021, 49(1):184-189.

ZOU C L, NIE F H, LU X G, et al. Adsorption performance of hydroxyaluminum columnar bentonite on Cr(VI) in water[J]. New Chemical Materials, 2021, 49(1):184-189.

[8] 孙志勇, 王智懿, 张娇, 等. 聚乙烯亚胺改性磁性膨润土 对 Pb~(2+) 和 Cu~(2+) 的吸附性能[J]. 精细化工, 2021, 38(1):169-175+191.

SUN Z Y, WANG Z Y, ZHANG J, et al. Adsorption properties of polyethyleneimine-modified magnetic bentonite on Pb \sim (2+) and Cu \sim (2+)[J]. Fine Chemical Industry, 2021, 38(1):169-175+191.

[9] 宋佳诺. 磁改性膨润土-钢渣复合材料对含 Cu~(2+)、 Zn~(2+) 酸性矿山废水的处理[D]. 阜新: 辽宁工程技术大 学, 2019. SONG J N. Treatment of acidic mine wastewater containing $Cu \sim (2+)$ and $Zn \sim (2+)$ by magnetically modified bentonitesteel slag composites[D]. Fuxin: Liaoning University of Engineering and Technology, 2019.

[10] 林志茂, 鲜东帆, 周万强, 等. U(VI) 在缓冲回填材料高庙 子 膨润土胶体上的吸附 [J]. 核化学与放射化学, 2021, 43(2):176-182.

LIN Z M, XIAN D F, ZHOU W Q, et al. Adsorption of U(VI) on Gaomiaozi bentonite colloid, a buffer backfill material[J]. Nuclear Chemistry and Radiochemistry, 2021, 43(2):176-182.

[11] 胡啸龙, 孟昭福, 王新欣, 等. 双子型复配增强两性膨润 土吸附 Cr(VI) 的效应[J]. 中国环境科学, 2020, 40(5):2087-2094.

HU X L, MENG Z F, WANG X X, et al. Enhancement of Cr(VI) adsorption effect of amphoteric bentonite by baryonic complexes[J]. China Environmental Science, 2020, 40(5):2087-2094.

Experimental Study on the Adsorption of Heavy Metal Ions in Wastewater by Modified Bentonite

CHEN Weiqin¹, HUANG Shumei¹, LI Yang², SUN Chao³

(1.Hebei Vocational College of Geology, Shijiazhuang 050081, Hebei, China; 2.Hebei Provincial Land and Resources Exploration Center, Shijiazhuang 050081, Hebei, China; 3.Hebei Institute of Environmental Geology Monitoring, Shijiazhuang 050081, Hebei, China)

Abstract: This is an article in the field of ceramics and composites. In order to study the adsorption effect of modified bentonite on heavy metal ions in sewage, the effects of pH value, initial concentration, time, solid-liquid ratio, temperature and particle size on the adsorption effect of bentonite were analyzed. And microscopic means were used to study the changes of the internal mineral composition of the bentonite before and after the adsorption of heavy metal ions and the change law of the infrared spectra. The results showed that when the modified bentonite content was 0.2 g, the adsorption time was 1.5 h, the temperature was set to 40 $^{\circ}$ C, the pH value was set to 6, the initial concentration was set to 200 mg/L and the solid-to-liquid ratio was set to 0.8 g/L, the adsorption effect was the best. After the modified bentonite had undergone an adsorption test, an obvious CuSO₄ diffraction peak could be detected. However, other mineral components inside the modified bentonite remained unchanged, which also showed that the modified bentonite remained unchanged.

Keywords: Ceramics and composites; Heavy metal ion; Modified bentonite; Mineral composition; Infrared spectrum; Solid-liquid ratio; Particle size