

高岭土对含有 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 污水吸附性实验

李松良¹, 刘荣荣², 张伟东³

(1. 扬州市职业大学 土木工程学院, 江苏 扬州 225001; 2. 扬州市职业大学 环境资源与管理学院, 江苏 扬州 225001; 3. 武汉理工大学 资源与环境工程学院, 湖北 武汉 430070)

摘要: 这是一篇环境工程领域的论文。为了研究高岭土对含有 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 污水吸附性能的影响, 开展了不同初始浓度、温度、吸附时间、高岭土掺量和 pH 值作用下高岭土吸附重金属离子实验, 并分析了高岭土对 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 共同吸附实验结果。结果表明: 高岭土吸附金属 Pb^{2+} 离子的效果要好于高岭土吸附金属 Cu^{2+} 离子的效果。结合实验结果和经济效益而言, 在初始浓度为 200 mg/L, pH 值为 6、温度为 30 °C, 高岭土掺量为 1.5 g, 吸附时间为 2.0 h 时, 高岭土对金属 Pb^{2+} 和 Cu^{2+} 离子的吸附效果较优, 其中金属 Pb^{2+} 离子的吸附量分别达到了 56.38、56.22、58.76、35.75、和 42.42 mg/g, 金属 Cu^{2+} 离子的吸附量 45.99、47.45、47.27、25.26、22.52 mg/g。整体上, 高岭土对共同吸附金属离子 (Cu^{2+} 、 Pb^{2+}) 的吸附量要小于单一离子的吸附量, 这是由于两个金属离子在吸附过程中会相互影响对方的吸附过程。Langmuir 模型对实验曲线的拟合度要远远高于 Freundlich 模型对实验曲线的拟合度, 这就说明了 Langmuir 等温吸附模型更加适用于高岭土吸附金属离子吸附量的变化规律, 进而证明了高岭土吸附重金属离子属于表面吸附, 被吸附的重金属离子都是相互独立存在的。

关键词: 环境工程; 初始浓度; 温度; 吸附时间; 高岭土掺量; pH 值; 等温吸附模型

doi:10.3969/j.issn.1000-6532.2024.01.025

中图分类号: TD985 文献标志码: A 文章编号: 1000-6532 (2024) 01-0187-07

引用格式: 李松良, 刘荣荣, 张伟东. 高岭土对含有 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 污水吸附性实验[J]. 矿产综合利用, 2024, 45(1): 187-193.

LI Songliang, LIU Rongrong, ZHANG Weidong. Experimental on the adsorption of kaolin to wastewater containing Cu^{2+} and Pb^{2+} [J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2024, 45(1): 187-193.

矿产资源的开采伴随着大量固体废弃物的产生, 矿区对于固体废弃物的处理大多采用集中堆积的方法, 不仅占用大量的土地, 且长时间堆放矿产废弃物, 也会使得废弃物中的重金属离子透过地表渗入到地下, 有可能污染地下水资源, 进而威胁饮用水安全、耕地用水安全和生态安全^[1-2]。加之, 侵入到水资源中的重金属离子不易被降解, 且具有很强的富集性, 可以通过农作物、动物肉类等途径进入到人类体内, 使得人体产生食物中毒甚至死亡^[3]。因此, 为了水资源的安全需要选择对矿产废弃物进行二次处理, 也可以采用炭质吸附剂、天然矿物吸附剂或者人工化学

合成的吸附剂等来处理重金属离子污染水, 通过将水中的重金属离子进行吸附作用剔除, 使处理后的水资源达到使用的标准^[4]。

高岭土作为一种以高岭石为主要矿物成分的粘土矿物, 具有层状结构和很大的比表面积, 因此具有较好的吸附性、分散性等性质^[5]。学者利用高岭土等矿物处理污染中的重金属离子取得了一定成果。例如, 曾琴等^[6]采用高岭土对不同 pH 值、不同液固比的酸性含铀溶液进行了吸附性实验研究, 得到了当溶液 pH 值为 2.8 左右时, 铀在高岭土吸附作用下开始出现沉淀临界值。祝雯霞等^[7]采用磷酸对高岭土进行改性, 使得改性后

收稿日期: 2021-05-21

基金项目: 江苏省第六期“333”工程第三层次资助项目; 扬州科技局市校合作专项资助项目 (YZ2021170); 扬州市职业大学科研创新团队建设资助项目 (KYCXTD201906); 国家自然科学基金 (NO. 51709254)

作者简介: 李松良 (1980-), 男, 硕士研究生, 讲师, 研究方向为污水处理及海绵城市雨水利用。

高岭土表面的氨基团的活性增强,进而在处理含有 K^+ 离子的污水溶液时,可以将吸附大部分溶液中的 K^+ 离子,最终水溶液中的 K^+ 离子含量不足 5%。左继超等^[8]在高岭土对水中铅离子吸附实验的基础上,讨论了磷酸和柠檬酸对高岭土吸附性能的影响。因此,本文将采用高岭土对污染水中的重金属离子进行去除,讨论高岭土对不同金属离子的吸附效果以及时间、温度、高岭土用量和 pH 值等因素对高岭土吸附效果的影响,并对高岭土对污染中重金属离子等温吸附特性进行研究,为实际中采用高岭土处理污染水提供实验依据。

1 高岭土性能与污水的配制

1.1 高岭土性能

本文所用的高岭土比重为 2.60,比表面积为 $17.98 \text{ m}^2/\text{g}$,阳离子交换容量为 $9.71 \text{ mmol}/100 \text{ g}$,膨胀倍数为 $1.65 \text{ mL}/\text{g}$,高岭土在清水水溶液溶解后的 pH 值为 6.61。采用 EDX9800B 型号的 XRF 荧光光谱仪对高岭土的化学成分进行测定,得到该高岭土的化学成分和含量分别为 $\text{SiO}_2(57.82\%)$ 、 $\text{Al}_2\text{O}_3(31.23\%)$ 、 $\text{Na}_2\text{O}(0.81\%)$ 、 $\text{K}_2\text{O}(2.42\%)$ 、 $\text{CaO}(1.89\%)$ 、 $\text{Fe}_2\text{O}_3(2.55\%)$ 、 $\text{MgO}(1.18\%)$ 和其他少量氧化物 (2.1%)。

采用水玻璃^[9]在高岭土自然沉降过程中,使得掺杂在高岭土的杂质去除,得到纯度更高的高岭土试样。而掺加水玻璃的目的是:(1)将高岭土与其他矿物成分进行分离,使得使用的高岭土的纯度提升;(2)增大在后续吸附实验中高岭土中离子与污水中的重金属离子的交换;(3)去除包裹在高岭土颗粒周围的杂质。

1.2 污水的配制

铜离子污水溶液的配制步骤:(1)将金属铜、水和硝酸溶液置于锥形瓶中;(2)将混合液进行加热,使得溶液中的金属铜溶解;(3)待金属铜完全溶解后继续加热溶液,来去除溶液中混合的氮的氧化物;(4)待溶液完全冷却后,将溶液密封保存以待实验。铅离子污水溶液的配制步骤:(1)将硝酸铅、水和硝酸溶液置于锥形瓶中;(2)使得溶液中的硝酸铅完全溶解后,将溶液密封保存以待实验。

1.3 金属离子的测定

对于二价铜离子在经历吸附实验后,含量的测定采用二乙基二硫代氨基甲酸钠分光光度法,而二价铅离子在经历吸附实验后,含量的测定则

采用双硫脲分光光度法。

2 高岭土对污染处理的效果分析

2.1 初始浓度对吸附量的影响

配制出铅离子和铜离子的初始浓度设定为 50、100、150、200、250、300 和 350 mg/L ,取 50 mL 放入烧杯中,在室温 ($25 \text{ }^\circ\text{C}$)、高岭土掺量为 1.5 g、pH 值为 6、吸附时间为 2.0 h 恒定条件下,研究不同初始浓度作用下高岭土对金属离子的吸附效果,并绘制出不同初始浓度作用下高岭土吸附金属离子吸附量的变化规律见图 1。

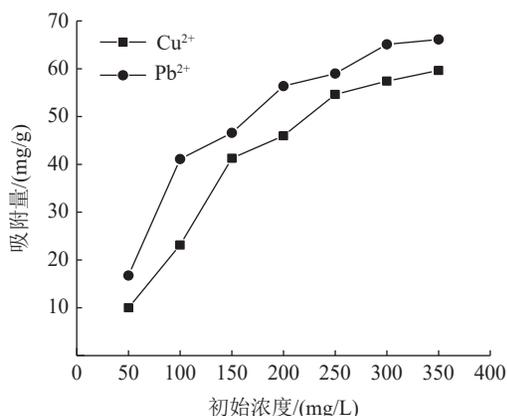


图 1 不同初始浓度作用下高岭土吸附金属离子吸附量
Fig.1 Amount of metal ions adsorbed by kaolin under different initial concentration

由图 1 可知,随着初始浓度的不断增大,高岭土吸附金属离子 (Cu^{2+} 、 Pb^{2+}) 吸附量的变化规律呈现出先增大后趋于平缓的变化趋势,且在初始浓度为 200 mg/L 时金属离子吸附量曲线开始变得平缓,这是由于随着初始浓度的不断增大,在溶液中离子浓度也就越大,在采用恒温磁力搅拌器均匀地搅拌溶液,溶液中的金属离子与高岭土接触就越充分、接触的离子也就越多,进而使得高岭土吸附溶液中金属吸附量越多,但是掺入溶液中高岭土质量是一定的,高岭土对金属离子的吸附能力也有限,且高岭土对于金属离子的吸附只是表面吸附^[10],故初始浓度持续增大后,高岭土对金属离子的吸附量就越来越少,即吸附量曲线呈现出近乎水平的变化趋势。因此,可以选择 200 mg/L 作为较优初始浓度。

2.2 pH 值对吸附量的影响

在室温 ($25 \text{ }^\circ\text{C}$)、高岭土掺量为 1.5 g、吸附时间为 2.0 h 和初始浓度为 200 mg/L 恒定条件下,研究不同离子初始浓度作用下高岭土对金属离子

的吸附效果，并绘制出不同离子初始浓度作用下高岭土吸附金属离子吸附量的变化规律见图2。

由图2可知，随着pH值的不断增大，高岭土吸附金属离子 (Cu^{2+} 、 Pb^{2+}) 吸附量的变化规律呈现出先增大后趋于平缓的变化趋势，这是由于当溶液pH值过低时，溶液中的 H^+ 离子会与 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 离子竞争着吸附在高岭土表面，且 H^+ 对高岭土等矿区材料内部的氨基具有很强的亲和力，以及会对 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 离子等金属离子产生一定的静电排斥作用，这就会导致在较小pH值的溶液中 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 离子较少地吸附在高岭土上；随着pH值的不断增大，溶液中的 H^+ 离子逐渐较少，使得在高岭土表面的吸附位增多，即可以使更多的 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 离子吸附在高岭土表面上；当pH值大于7时， Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 离子会与溶液中的 OH^- 离子发生反应，形成的物质附在高岭土的表面，进而使得高岭土吸附金属离子吸附量增多，但是随着pH值继续增大后高岭土吸附金属离子吸附量开始变得平缓，故对于高岭土吸附重金属离子而言，较佳的pH值范围应该是5~6之间。

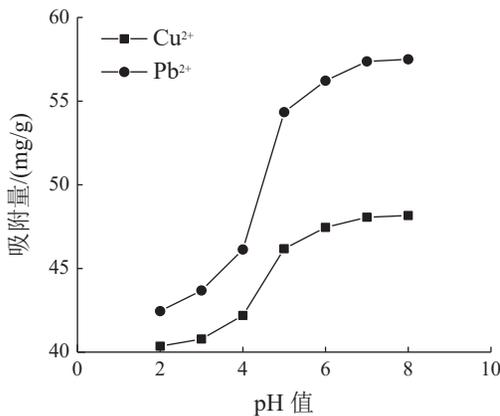


图2 不同pH值作用下高岭土吸附金属离子吸附量
Fig.2 Amount of metal ions adsorbed by kaolin under different pH value

2.3 温度对吸附量的影响

在pH值为6、高岭土掺量为1.5g、吸附时间为2.0h和初始浓度为200mg/L恒定条件下，研究不同温度作用下高岭土对金属离子的吸附效果，并绘制出不同温度作用下高岭土吸附金属离子吸附量的变化规律见图3。

由图3可知，随着温度的不断增大，高岭土吸附金属离子 (Cu^{2+} 、 Pb^{2+}) 吸附量的变化规律也呈现出先增大后趋于平缓的变化趋势，且在温度为30℃时金属离子吸附量曲线开始变得平缓，这是由于随着初始浓度的不断增大，这主要由于温度过低时， Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 离子在溶液中的移动速率较

低，使得 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 离子与高岭土的表面的吸附位接触较少，进而导致在低温作用下高岭土对 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 离子的吸附效果不佳；但是随着温度的不断增大， Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 离子在溶液中的移动速率加快，使得 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 离子与高岭土的表面的吸附位接触也增多。

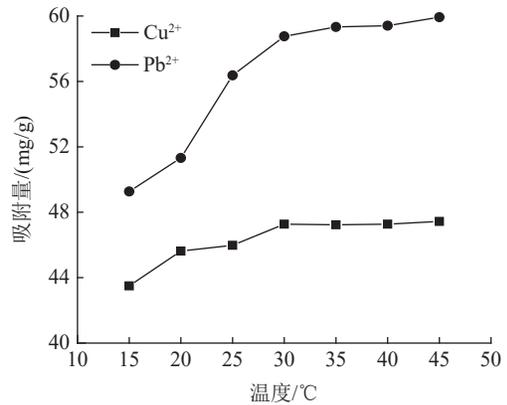


图3 不同温度作用下高岭土吸附金属离子吸附量
Fig.3 Amount of metal ions adsorbed by kaolin under different temperature

2.4 高岭土掺量对吸附量的影响

在pH值为6、温度为30℃、吸附时间为2.0h和初始浓度为200mg/L恒定条件下，研究不同高岭土掺量作用下高岭土对金属离子的吸附效果，并绘制出不同高岭土掺量作用下高岭土吸附金属离子吸附量的变化规律见图4。

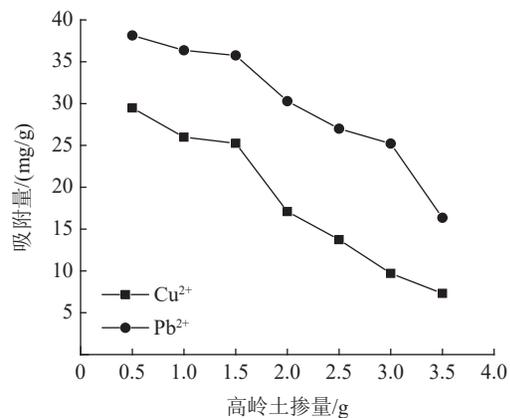


图4 高岭土掺量对高岭土吸附金属离子吸附量的影响
Fig.4 Effect of kaolin content on amount of metal ions adsorbed by kaolin

由图4可知，随着高岭土掺量的不断增大，高岭土吸附金属离子 (Cu^{2+} 、 Pb^{2+}) 吸附量的变化规律也呈现出不断减小的变化趋势，且在高岭土掺量为1.5g时再持续加大高岭土掺量后，高岭土吸附金属离子 (Cu^{2+} 、 Pb^{2+}) 吸附量的变化幅度很小，这是由于高岭土掺量的增大，使得 Cu^{2+} 、

Pb²⁺离子与高岭土的表面的吸附位接触也增多；但是随着高岭土的持续增大，溶液中大部分 Cu²⁺、Pb²⁺离子吸附在高岭土表面，使得高岭土表面的吸附达到了饱和状态。

2.5 吸附时间对吸附量的影响

在 pH 值为 6、温度为 30 °C、高岭土掺量为 1.5 g 和初始浓度为 200 mg/L 恒定条件下，研究不同高岭土掺量作用下高岭土对金属离子的吸附效果，并绘制出不同高岭土掺量作用下高岭土吸附金属离子吸附量的变化规律见图 5。

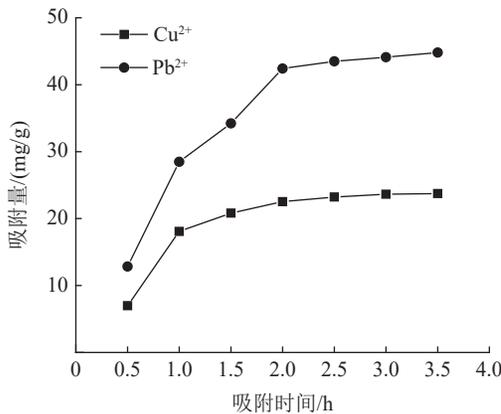


图 5 吸附时间对高岭土吸附金属离子吸附量的影响
Fig.5 Effect of adsorption time on amount of metal ions adsorbed by kaolin

由图 5 可知，随着吸附时间的不断增大，高岭土吸附金属离子（Cu²⁺、Pb²⁺）吸附量的变化规律也呈现出先增大后趋于平缓的变化趋势，且在吸附时间为 2.0 h 后，高岭土吸附金属离子（Cu²⁺、Pb²⁺）吸附量的变化幅度很小，这是由于在开始时高岭土表面有大量的吸附位可供金属离子（Cu²⁺、Pb²⁺）吸附，也给金属离子（Cu²⁺、Pb²⁺）吸附提供一定的时间，但是当吸附时间过长时，高岭土表面的吸附达到了饱和状态，故金属离子（Cu²⁺、Pb²⁺）无法再依附在其表面。

2.6 高岭土对 Cu²⁺和 Pb²⁺共同吸附实验结果分析

配制不同铅离子和铜离子的初始浓度溶液放入烧杯中充分搅拌混合，在室温（25 °C）、高岭土掺量为 1.5 g、pH 值为 6、吸附时间为 2.0 h 恒定条件下，研究不同初始浓度作用下高岭土对 Cu²⁺和 Pb²⁺共同吸附效果，并绘制出高岭土对 Cu²⁺和 Pb²⁺共同吸附试的变化规律见图 6。

由图 6 可知，随着初始浓度的不断增大，高岭土吸附金属离子（Cu²⁺、Pb²⁺）吸附量的变化规律仍然呈现出先增大后趋于平稳的变化趋势，但是高岭土对 Pb²⁺离子的吸附量要大于 Cu²⁺离子的

吸附量，这是由于高岭土内部晶体所带的永久电荷很少，高岭土晶体之间的连接主要是通过氢氧化学键的连接，进而使得高岭土通过交换离子来增加重金属离子吸附量的能力也十分有限；同时，由于 Pb²⁺离子的水化能要远远小于 Cu²⁺离子的水化能，故以表面吸附的高岭石可以较好地与 Pb²⁺离子进行配位吸附^[1]。整体上，高岭土对共同吸附金属离子（Cu²⁺、Pb²⁺）的吸附量要小于单一离子的吸附量，这是由于两个金属离子在吸附过程中会相互影响对方的吸附过程。

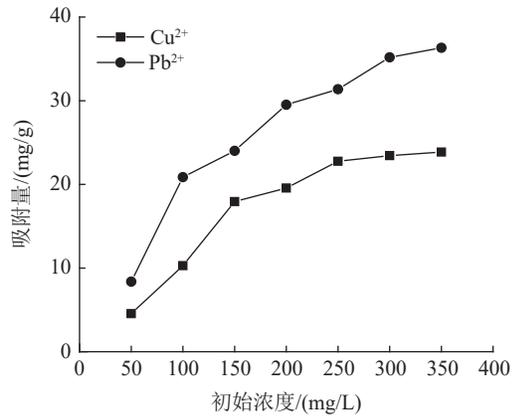


图 6 高岭土对 Cu²⁺和 Pb²⁺共同吸附试的变化规律
Fig.6 Change law of the co-sorption test of Cu²⁺ and Pb²⁺ by kaolin

综上所述，高岭土吸附金属 Pb²⁺离子的效果要好于高岭土吸附金属 Cu²⁺离子的效果。结合实验结果和经济效益而言，在初始浓度为 200 mg/L，pH 值为 6、温度为 30 °C，高岭土掺量为 1.5 g，吸附时间为 2.0 h 时，高岭土对金属 Pb²⁺和 Cu²⁺离子的吸附效果较优，其中金属 Pb²⁺离子的吸附量分别达到了 56.38、56.22、58.76、35.75、和 42.42 mg/g，金属 Cu²⁺离子的吸附量 45.99、47.45、47.27、25.26、22.52 mg/g。

3 高岭土结构与金属离子吸附量关系

3.1 高岭土比表面积测定

高岭土的比表面积是指在一定单位质量条件下高岭土材料的总面积，它会受到材料自身孔隙、裂缝、颗粒大小以及形状的影响，这也就决定了具有不同比表面积的高岭土会具有不一样的物理和化学性质，这也对高岭土吸附重金属离子产生重要的影响。本文将采用氮吸附法来对高岭土的比表面积，采用的设备是贝士德仪器生产的 BSD-PM1/2 高性能比表面积及微孔分析仪。根据实验结果绘制出高岭土的吸附-解吸等温线见图 7。

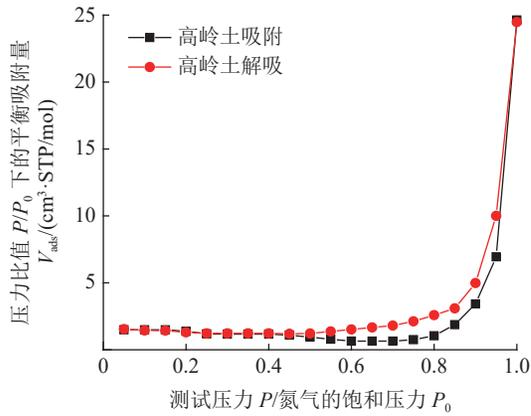


图7 高岭土的吸附-解吸等温线

Fig.7 Adsorption-desorption isotherm of kaolin

采用 BET 模型（见式（1））^[12] 和高岭土的吸附-解吸等温线来绘制出 $P/[V_{\text{ads}}(P_0P-1)]$ 与 P_0/P 之间的关系见图 8，只取 P_0/P 比值为 0~0.35 之间数据。

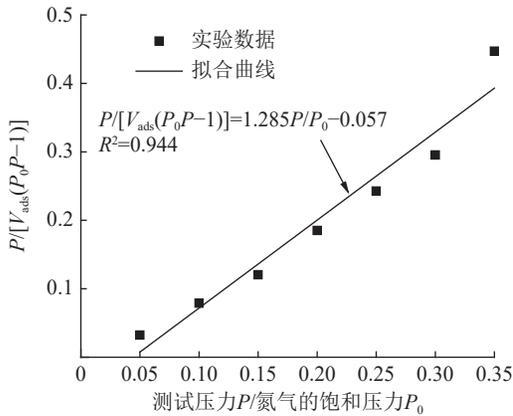


图8 $P/[V_{\text{ads}}(P_0P-1)]$ 与 P_0/P 之间的关系

Fig.8 Relationship between $P/[V_{\text{ads}}(P_0P-1)]$ and P_0/P

$$P/[V_{\text{ads}}(P_0P-1)] = 1/(V_m c) + [(c-1)P]/(V_m c P_0) \quad (1)$$
 式中： P 为测试压力； P_0 为氮气饱和压力； V_{ads} 为压力比值 P/P_0 下的平衡吸附量； c 为实验常数； V_m 为被吸附物质单分子层饱和吸附量。

根据图 8 中 $P/[V_{\text{ads}}(P_0P-1)]$ 与 P_0/P 之间的关系可知，线性方程的斜率为 1.285，截距为 -0.057，故结合式（1）可以计算得到被吸附物质单分子层饱和吸附量 $V_m = 0.8000$ ，实验常数 $c = -21.544$ 。

根据式（2）计算出吸附剂表面积 A_{BET} 为^[13]

$$A_{\text{BET}} = (V_m a_m N) / V_M^g \quad (2)$$

式中： a_m 为单个氮气分子所占据的体积， $a_m = 0.162 \times 10^{-18} \text{ m}^2$ ； N 为阿伏伽德罗常数， $N = 6.022 \times 10^{23} \text{ mol}^{-1}$ ； V_M^g 为标准压力和温度下的气体的

体积， $V_M^g = 22.7 \times 10^3 \text{ cm}^3 \cdot \text{STP} \cdot \text{mol}^{-1}$ ，STP 是指标准大气压。

根据式（2）可以计算出吸附剂表面积 $A_{\text{BET}} = 3.43 \text{ m}^2/\text{g}$ 。高岭土较大的比表面积使得高岭土具有较好的吸附能力。

3.2 高岭土结构特性

高岭土是一种层状的晶体物质，它的晶体结构为三斜晶系，其结构单元层是由硅氧四面体片与“氢氧铝石”八面体片组成^[14]。高岭土主要是靠氢氧键连接，且它是一种 1:1 型层状硅酸盐矿物，故当高岭土在吸附重金属离子时，离子之间的类质交换可以发生在 Si-O 四面体片上，也可以发生在 Al-O(OH)₄ 多面体片上，使得金属离子会被直接吸附在荷电的表面之上；同时，高岭土在层与层之间没有层间域，无法在层间域内吸附重金属离子。

4 高岭土对金属离子等温吸附的研究

一般对于重金属离子等温吸附的研究采用 Langmuir 等温吸附方程和 Freundlich 等温吸附方程^[15]。Langmuir 模型方程可以表示为

$$Q = \frac{Q_{\text{max}} K C_e}{1 + K C_e} \quad (3)$$

式中： Q 为吸附量； Q_{max} 为最大吸附量； C_e 为平衡浓度； K 为 Langmuir 吸附平衡常数。

Freundlich 等温吸附方程可以表示为

$$Q = K_F C_e^n \quad (4)$$

式中： K_F 和 n 为吸附常数。

采用式（3）和式（4）对不同初始浓度作用下高岭土吸附金属离子吸附量的变化规律进行拟合，得到模型参数见表 1，得到模型曲线与实验曲线的对比见图 9。

表1 Langmuir 和 Freundlich 模型参数

Table 1 Langmuir and Freundlich model parameters						
金属离子	Freundlich模型			Langmuir模型		
	K_F	n	R^2	K	Q_{max}	R^2
Cu^{2+}	1.006	0.710	0.925	0.002	134.941	0.954
Pb^{2+}	3.194	0.528	0.913	0.006	102.461	0.960

由图 9 可知，Langmuir 模型对实验曲线的拟合度要远远高于 Freundlich 模型对实验曲线的拟合度，这就说明了 Langmuir 等温吸附模型更加适用于高岭土吸附金属离子吸附量的变化规律，进而证明了高岭土吸附重金属离子属于表面吸附，被吸附的重金属离子都是相互独立存在的。

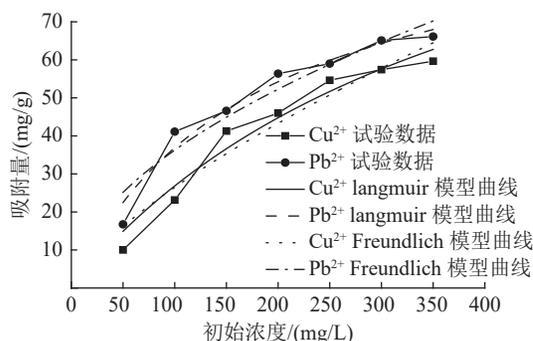


图9 模型曲线与实验曲线的对比

Fig.9 Comparison of model curve and test curve

5 结论

(1) 随着初始浓度的不断增大,高岭土吸附金属离子(Cu^{2+} 、 Pb^{2+})吸附量的变化规律呈现出先增大后趋于平稳的变化趋势,且在初始浓度为200 mg/L时金属离子吸附量曲线开始变得平缓。

(2) Langmuir模型对实验曲线的拟合度要远远高于Freundlich模型对实验曲线的拟合度,这就说明了Langmuir等温吸附模型更加适用于高岭土吸附金属离子吸附量的变化规律,进而证明了高岭土吸附重金属离子属于表面吸附,被吸附的重金属离子都是相互独立存在的,且该吸附过程均属于化学吸附。

(3) 随着初始浓度的不断增大,高岭土吸附金属离子(Cu^{2+} 、 Pb^{2+})吸附量的变化规律仍然呈现出先增大后趋于平稳的变化趋势,但是高岭土对 Pb^{2+} 离子的吸附量要大于 Cu^{2+} 离子的吸附量,这是由于高岭土内部晶体所带的永久电荷很少,高岭土晶体之间的连接主要是通过氢氧化化学键的连接,进而使得高岭土通过交换离子来增加重金属离子吸附量的能力也十分有限。

(4) 高岭土吸附金属 Pb^{2+} 离子的效果要好于高岭土吸附金属 Cu^{2+} 离子的效果。结合实验结果和经济效益而言,在初始浓度为200 mg/L, pH值为6、温度为30℃,高岭土掺量为1.5 g,吸附时间为2.0 h时,高岭土对金属 Pb^{2+} 和 Cu^{2+} 离子的吸附效果较优,其中金属 Pb^{2+} 离子的吸附量分别达到了56.38、56.22、58.76、35.75、和42.42 mg/g,金属 Cu^{2+} 离子的吸附量45.99、47.45、47.27、25.26、22.52 mg/g。

参考文献:

[1] 许斌,韩萍,薛玉芬.污水厂中草甘膦降解菌的筛选及其降解特性研究[J].中国农学通报,2021,37(14):84-89.

XU B, HAN P, XUE Y F. Screening of glyphosate-degrading bacteria in wastewater plants and their degradation characteristics[J]. Chinese Agronomy Bulletin, 2021, 37(14): 84-89.

[2] 闫英师,李玉凤,赵礼兵.改性钢渣吸附重金属离子的研究现状[J].矿产综合利用,2021(1):8-13.

YAN Y S, LI Y F, ZHAO L B. Research status of heavy metal ions adsorption by modified steel slag[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2021(1):8-13

[3] 胡超,包惠明,迟恩涛,等.高岭土尾矿沥青混合料抗腐蚀性实验与机理研究[J].矿产综合利用,2020(5):161-168.

HU C, BAO H M, CHI E T, et al. Test and mechanism study on corrosion resistance of kaolin tailings asphalt mixture[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2020(5):161-168.

[4] 罗宿星,陈华仕,牟青松,等.黄铁矿的吸附性能研究现状及进展[J].矿产综合利用,2020(5):26-33.

LUO S X, CHEN H S, MOU Q S, et al. Research situation and progress of adsorption properties of pyrite[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2020(5):26-33.

[5] 孔贇,田焜,王月兰,等.改性高岭土尾矿复合水晶废渣在水泥基材料中的应用研究[J].混凝土与水泥制品,2018(10):103-106.

KONG Y, TIAN K, WANG Y L, et al. Research on the application of modified kaolin tailings composite crystal waste in cementitious materials[J]. Concrete and Cement Products, 2018(10): 103-106.

[6] 曾琴,周义朋,黎广荣,等.高岭土对酸性水中铀的吸附试验[J].有色金属(冶炼部分),2021(5):97-102.

ZENG Q, ZHOU Y P, LI G R, et al. Adsorption test of kaolin on uranium in acidic water[J]. Nonferrous Metals(Extractive Metallurgy), 2021(5):97-102.

[7] 祝雯霞,张其武,李学伟,等.活化蛇纹石促进磷酸改性高岭土对 K^{+} 的吸附试验研究[J].金属矿山,2020(11):134-140.

ZHU M X, ZHANG Q W, LI X W, et al. Experimental study on the adsorption of K^{+} by activated serpentine to promote phosphate-modified kaolin[J]. Metal Mining, 2020(11):134-140.

[8] 左继超,胡红青,刘永红,等.磷和柠檬酸共存对高岭石和针铁矿吸附铅的影响[J].土壤学报,2017,54(1):265-272.

ZUO J C, HU H Q, LIU Y H, et al. Effect of coexistence of phosphorus and citric acid on the adsorption of lead by kaolinite and clinoptilolite[J]. Soil Journal, 2017, 54(1):265-272.

[9] 黄亮国,朱燕娟,赵韦人,等.高岭土最佳分散条件的确定与探讨[J].中国造纸,2009,28(6):18-21.

HUANG L G, ZHU Y J, ZHAO W R, et al. Determination and exploration of optimal dispersion conditions of kaolin[J]. China Paper Making, 2009, 28(6):18-21.

[10] 王曼曼,石林,张洋洋.伊利石合成沸石相吸附材料及对水中 Ni^{2+} 的吸附[J].矿产综合利用,2021(2):192-198.

WANG M M, SHI L, ZHANG Y Y. Adsorption of Ni^{2+} from aqueous solutions by zeolite phase adsorption materials

synthesized from illite[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2021(2):192-198.

[11] 袁建民. 粘土矿物对重金属离子的吸附能力研究[D]. 石家庄: 河北地质大学, 2018.

YUAN J M. Research on the adsorption capacity of clay minerals on heavy metal ions[D]. Shijiazhuang: Hebei University of Geology, 2018.

[12] Vilar V J , Botelho C M , Boaventura R A . Methylene blue adsorption by algal biomass based materials: Biosorbents characterization and process behaviour[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007.

[13] 蒋明琴. 改性高岭土对废水中重金属离子的吸附性能研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2009.

JIANG M Q. Adsorption performance of modified kaolin on heavy metal ions in wastewater[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2009.

[14] 何宏平. 粘土矿物与金属离子作用研究[M]. 北京: 石油工业出版社, 2001.

HE H P. Study on the interaction between clay minerals and metal ions [M]. Beijing: Petroleum Industry Press, 2001.

[15] 王亚丽, 杨宁, 崔素萍, 等. 高炉渣对废水中 Cu^{2+} 的吸附率和吸附行为[J]. 北京工业大学学报, 2021, 47(2):186-193.

WANG Y L, YANG N, CUI S P, et al. Adsorption rate and adsorption behavior of blast furnace slag on Cu^{2+} in wastewater[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2021, 47(2):186-193.

Experimental on the Adsorption of Kaolin to Wastewater Containing Cu^{2+} and Pb^{2+}

LI Songliang¹, LIU Rongrong², ZHANG Weidong³

(1.School of Civil Engineering, Yangzhou Vocational University, Yangzhou 225001, Jiangsu, China;

2.School of Environmental Resources and Management, Yangzhou Vocational University, Yangzhou

225001, Jiangsu, China; 3.School of Resource & Environmental Engineering, Wuhan University of Technology, Wuhan 430070, Hubei, China)

Abstract: This is an article in the field of environmental engineering. In order to study the effect of kaolin on the adsorption performance of wastewater containing Cu^{2+} and Pb^{2+} , experiments on the adsorption of heavy metal ions by kaolin under different initial concentrations, temperatures, adsorption time, kaolin content and pH values are carried out. And analyzed the results of Cu^{2+} and Pb^{2+} co-adsorption test by kaolin. The results show that the adsorption effect of kaolin on metal Pb^{2+} ions is better than the adsorption effect of kaolin on metal Cu^{2+} ions. Combining the test results and economic benefits, when the initial concentration is 200 mg/L, the pH is 6, the temperature is 30 °C, the kaolin content is 1.5 g, and the adsorption time is 2.0 h, Kaolin has the best adsorption effect on metal Pb^{2+} and Cu^{2+} ions. The adsorption capacity of metal Pb^{2+} ions reached 56.38, 56.22, 58.76, 35.75, and 42.42 mg/g, respectively. The adsorption capacity of metallic Cu^{2+} ions is 45.99, 47.45, 47.27, 25.26, 22.52 mg/g. On the whole, the adsorption capacity of kaolin for co-adsorbed metal ions (Cu^{2+} , Pb^{2+}) is smaller than that of a single ion. This is because two metal ions will affect each other's adsorption process during the adsorption process. The fit of Langmuir model to the test curve is much higher than the fit of Freundlich model to the test curve. This shows that the Langmuir isotherm adsorption model is more suitable for the change law of the amount of metal ions adsorbed by kaolin. Furthermore, it is proved that the adsorption of heavy metal ions by kaolin belongs to surface adsorption, and the adsorbed heavy metal ions exist independently of each other.

Keywords: Environmental engineering; Initial concentration; Temperature; Adsorption time; Kaolin content; pH value; Adsorption isotherm model