

氨基功能化硅砂对含磷污水吸附效果

徐平平¹, 秦毅²

(1. 浙江建设职业技术学院 建筑设备学院, 浙江 杭州 311231; 2. 辽东学院土木工程系, 辽宁 丹东 118003)

摘要: 通过包覆、功能化的硅砂, 使得硅砂的吸附效率得到大幅度提升, 开展关于含磷废水中磷物质的静态和动态吸附实验, 分析氨基功能化硅砂的静态和动态吸附效果, 并通过 FT-IR 实验分析氨基功能化硅砂对磷的吸附机理。结果表明: 将初始溶液浓度定为 0.5 g/L, 吸附温度定为 60 ℃, 吸附剂颗粒直径定为 0.5~1.0 mm, 吸附时间定为 16 h, 氨吸附剂掺量定为 8 g/L 时, 静态吸附效果较佳。氨基功能化的硅砂移动速率定为 4.5 cm/h, 初始溶液浓度定为 1.0 g/L, 吸附层高度定为 60 cm, 污水流动速率定为 0.15 L/h 时动态吸附效果较佳且经济。

关键词: 静态吸附; 动态吸附; 氨基功能化硅砂; 吸附效率; 含磷废水

doi:10.12476/kczhly.202208120515

中图分类号: TD989 文献标志码: A 文章编号: 1000-6532 (2025) 03-0090-07

引用格式: 徐平平, 秦毅. 氨基功能化硅砂对含磷污水吸附效果[J]. 矿产综合利用, 2025, 46(3): 90-96.

XU Pingping, QIN Yi. Adsorption effect of amino-functionalized silica sand on phosphorus-containing wastewater[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2025, 46(3): 90-96.

随着我国城市化进程的不断推进以及人们对生活质量追求的提升, 工业污染物中的磷物质以及生活污水中的磷物质都严重超标, 使得江水和河水都饱受磷物质的污染, 这些含磷物质进入到水资源中, 会造成水生物的快速生长, 使得水中含有的溶解氧大量消耗, 导致了水中动物大面积死亡, 最后使得水资源不断恶化和富营养化, 以及使得原来缺水地区更加雪上加霜^[1]。根据以往研究可知, 污染水磷物质的存在形式有: 磷酸盐、聚磷酸盐和部分含磷的有机物质以及生活污水中的无机磷, 无机磷主要来自厨房的洗涤用品和卫生间的洗衣粉等产品^[2-3]。现阶段, 对于含磷污水处理方法主要有化学方法、物理方法和生物方法三种^[4-5], 而最常用的方法是吸附方法, 该方法不仅经济实用, 且采用的吸附剂可以通过脱附的方法来实现循环利用。

本文主要通过包覆、功能化的硅砂, 使得硅砂的吸附效率得到大幅度提升, 进而开展静态和

动态吸附磷离子的实验, 分析改性硅砂的静态和动态吸附效果, 并采用 FT-IR 实验分析氨基功能化硅砂对磷的吸附机理。

1 氨基功能化硅砂和含磷酸根溶液的制备

采用溶胶-凝胶法和模板法相结合^[6]制备氨基功能化硅砂, 具体步骤如下: (1) 将硅砂、十六烷基三甲基溴化铵和水充分混合; (2) 温度为 60 ℃ 的环境下将上述物质置于振动台上充分振动 10 min 左右; (3) 在上述溶液中加入一定量的 NaOH 溶液和正硅酸乙酯溶液后, 使得三者室温环境下充分反应, 将得到沉淀物进行过滤和反复冲洗后, 置于温度为 110 ℃ 的烘干箱中进行烘干处理; (4) 以此反复循环得到了包覆的硅砂; (5) 将上述处理过的硅砂置于体积比为 1:30N-β-氨乙基-γ-氨丙基、甲基二甲氧基硅烷混合液中,

收稿日期: 2022-08-12

作者简介: 徐平平 (1981-), 女, 硕士, 副教授, 研究方向为污水处理技术、水质净化技术。

在温度为 90 ℃ 的条件下充分搅拌 90 min，过滤后的物质经过甲醇充分清洗和烘干后，就得到了氨基功能化的硅砂。上述方法制备的氨基功能化的硅砂颗粒粒径是分散的，为了得到统一粒径氨基功能化硅砂，可以采用不同直径的筛子来筛分出氨基功能化硅砂的颗粒，所选取筛子直径为 0.10、0.25、0.50、1.00、1.50、2.00、2.50、5.00 mm（特殊直径筛子需要厂家定制），将不同直径的筛子按照直径大小依次叠加，并将制备氨基功能化硅砂放入最上方的筛子中，在振动台上振动筛子使得氨基功能化硅砂可以过筛充分，在直径为 0.50、1.00、1.50、2.00 和 2.50 mm 筛子中的氨基功能化硅砂可被用来作为吸附实验的吸附剂。

将一定量的磷酸二氢钾放入温度为 110 ℃ 的烘干箱中进行烘干处理，将烘干 2 h 置于室温中冷却处理后，将上述物质放入水中进行充分溶解，得到不同初始浓度的含磷酸根溶液。吸附实验流程见图 1。

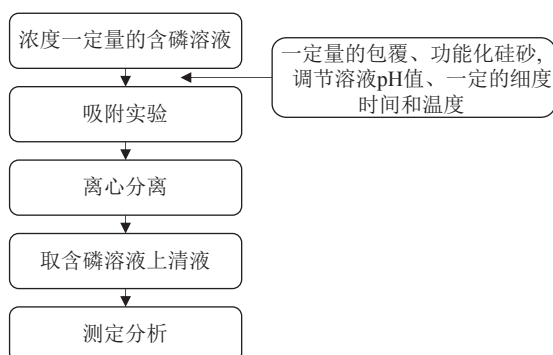


图1 吸附实验流程

Fig.1 Flow chart of adsorption test

一般可以采用吸附率和去除率来描述物质的吸附效果，该物质的吸附率计算如下：

$$\eta = \frac{c_0 - c_e}{c_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中： η 为吸附率； c_0 为初始浓度； c_e 为达平衡后残余吸附质浓度。

2 静态吸附实验结果与分析

2.1 吸附剂掺量对吸附的影响

将氨基功能化硅砂作为吸附剂，在吸附时间定为 16 h，吸附剂颗粒直径范围定为 0.5~1.0 mm，温度定为 45 ℃，初始溶液浓度定为 0.5 g/L 的条件下，进行吸附剂掺量实验，不同氨基功能化硅砂掺量作用下吸附率的变化规律见图 2。

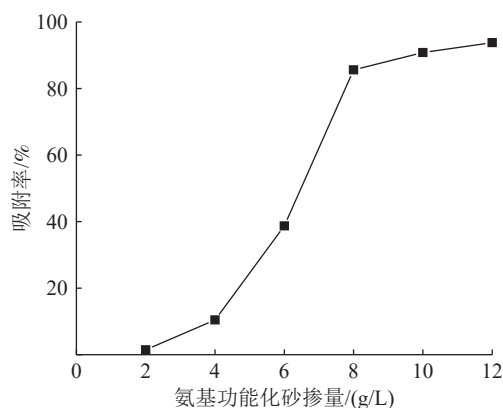


图2 不同氨基功能化硅砂掺量作用下吸附率的变化规律

Fig.2 Variation of adsorption rate at different dosage of amino functionalized silica sand

由图 2 可知，随着氨吸附剂掺量的不断增大，吸附率的变化规律呈现出先增大后趋于稳定的趋势，且在氨基功能化硅砂掺量为 8% 时变化规律曲线开始趋于稳定，这是由于当其他条件都不变时，溶液中的磷酸根离子含量也是固定不变的，随着氨基功能化硅砂掺量的不断增大，吸附剂所提供的吸附活性位数量也不断增多，使得溶液中游离的磷酸根离子可依附在这些吸附位上。

2.2 吸附时间对吸附的影响

在氨吸附剂掺量定为 8 g/L，吸附剂颗粒直径范围定为 0.5~1.0 mm，温度定为 45 ℃，初始溶液浓度定为 0.5 g/L 的条件下，不同吸附时间作用下吸附率的变化规律见图 3。

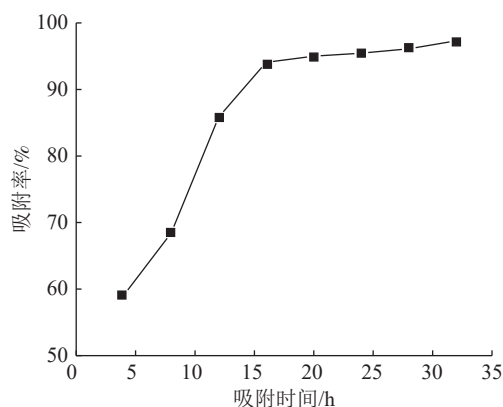


图3 不同吸附时间作用下吸附率的变化规律

Fig.3 Variation rule of adsorption rate at different adsorption time

由图 3 可知，随着吸附时间的不断增大，吸附率的变化规律呈现出先增大后趋于稳定的趋势，且在吸附时间为 16 h 时变化规律曲线开始趋于稳定，这是由于当其他条件不变时，氨基功能

化硅砂的较佳掺量也选为 8 g/L, 此时吸附剂提供的吸附点位数量较多, 虽然有其他离子也会干扰磷酸根离子的吸附, 但是随着吸附时间的增大, 游离在溶液中磷酸根离子与氨基功能化的硅砂接触也增多。因此, 剩余磷酸根离子可以不断地吸附在活性点位上, 当溶液中磷酸根离子的不断减少, 吸附剂的吸附率变化规律也越趋于稳定。

2.3 吸附剂颗粒尺寸对吸附的影响

在吸附时间定为 16 h, 氨吸附剂掺量定为 8 g/L, 温度定为 45 °C, 初始溶液浓度定为 0.5 g/L 的条件下, 不同吸附剂颗粒尺寸作用下吸附率的变化规律^[7] 见图 4。

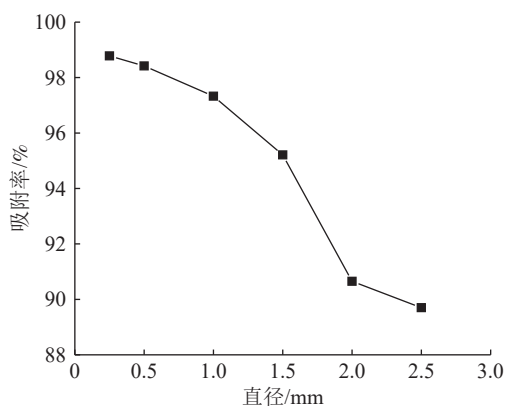


图 4 不同吸附剂颗粒尺寸作用下吸附率的变化规律

Fig.4 Variation of adsorption rate at different particle sizes of adsorbents

由图 4 可知, 随着吸附剂颗粒直径的增大, 吸附率的变化规律呈现出不断减小的趋势, 且在吸附剂颗粒直径范围为 0.25~0.50 mm 时取得较大值, 这是由于随着吸附剂颗粒直径的增大, 在氨基功能化硅砂掺量一定的条件下, 氨基功能化硅砂的比表面积不断减小, 使得溶液中游离的磷酸根离子与氨基功能化硅砂接触面减少, 进而导致了氨基功能化硅砂表面的吸附活性位点的减少, 最终导致氨基功能化硅砂的吸附率下降。但是由于吸附剂在直径范围 0.25~0.50 mm 和 0.50~1.00 mm 时对含磷污水吸附率的效率相差值较小, 吸附率差值为 0.36%, 且在制备筛分后直径范围在 0.25~0.50 mm 的氨基功能化硅砂含量要少于直径范围在 0.50~1.00 mm 的氨基功能化硅砂含量, 故本文选取直径范围在 0.50~1.00 mm 的氨基功能化硅砂作为较佳吸附剂的直径范围。

2.4 温度对吸附的影响

在吸附剂颗粒直径范围定为 0.50~1.00 mm,

吸附时间定为 16 h, 氨吸附剂掺量定为 8 g/L, 初始溶液浓度定为 0.5 g/L 的条件下, 不同温度作用下吸附率的变化规律见图 5。

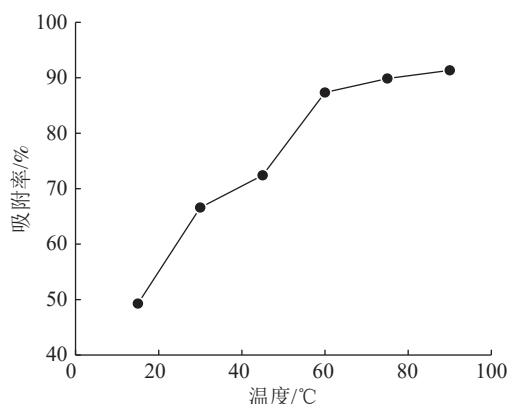


图 5 不同温度作用下吸附率的变化规律

Fig.5 Variation of adsorption rate at different temperature

由图 5 可知, 随着吸附温度的不断增大, 吸附率的变化规律呈现出先增大后趋于稳定的趋势, 且在温度为 60 °C 时变化规律曲线开始趋于稳定, 这是由于温度的升高有助于游离在溶液中磷酸根离子加速运动, 使得磷酸根离子与氨基功能化硅砂接触次数不断增多, 进而导致了磷酸根离子可以快速吸附在活性点位上。随着温度的持续升高, 磷酸根离子的运动速率持续加快, 但是溶液中剩余磷酸根离子的数量却很少, 这导致了吸附率增大幅度下降。

2.5 初始溶液浓度对吸附的影响

在吸附温度定为 60 °C, 吸附剂颗粒直径范围定为 0.50~1.00 mm, 吸附时间定为 16 h, 氨吸附剂掺量定为 8 g/L 的条件下, 不同初始溶液浓度作用下吸附率的变化规律见图 6。

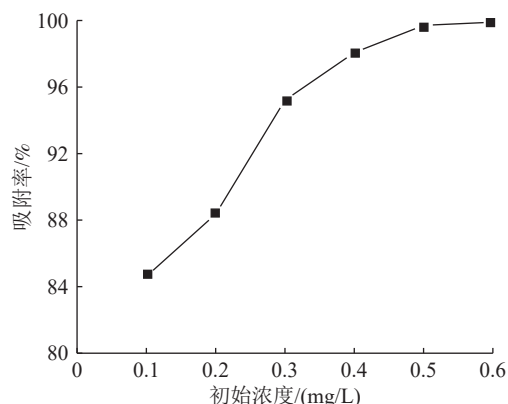


图 6 不同初始溶液浓度作用下吸附率的变化规律

Fig.6 Variation of adsorption rate at different initial solution concentrations

由图6可知,随着初始溶液浓度的不断增大,吸附率的变化规律呈现出先增大后趋于稳定的趋势,且在初始溶液浓度为0.5 g/L时变化规律曲线开始趋于稳定,这是由于初始溶液浓度的增大,使得溶液中含有的磷酸根离子数量也增多,在氨吸附剂掺量一定的情况下,增大了磷酸根离子与氨基功能化的硅砂表面活性吸附位的接触次数,进而使得磷酸根离子能更好地吸附在活性位上,但是当活性吸附位全部被磷酸根离子占据后,多余的磷酸根离子只能继续游离在溶液中。因此,吸附率变化规律逐渐开始平缓。

综上所述,将初始溶液浓度定为0.5 g/L,吸附温度定为60℃,吸附剂颗粒直径范围定为0.50~1.00 mm,吸附时间定为16 h,氨吸附剂掺量定为8 g/L时吸附效果较佳。

3 动态吸附实验结果与分析

3.1 初始溶液浓度对动态吸附的影响

在吸附层高度为60 cm,污水流动速率定为0.15 L/h,氨基功能化的硅砂移动速率定为4.5 cm/h^[8]的条件下,不同初始溶液浓度和平衡时间作用下的变化规律见图7。

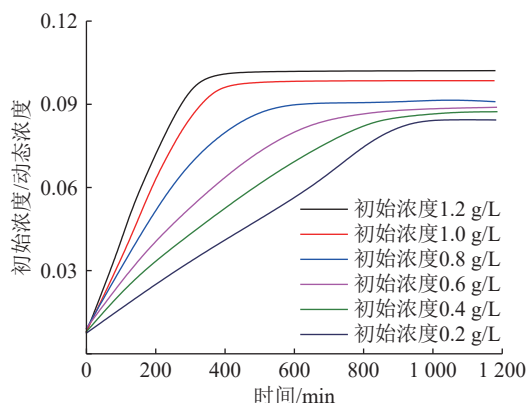


图7 不同初始溶液浓度和动态穿透时间作用下的变化规律

Fig.7 Variation rule at different initial solution concentration and dynamic breakthrough time

由图7可知,随着动态穿透时间不断增大,吸附速率的变化规律呈现出先不断增大后趋于稳定的趋势,且初始溶液浓度越大,吸附达到动态穿透平衡时间就越短,在初始浓度为1.0 g/L时,吸附达到动态穿透平衡时间降低幅度较为接近,考虑经济因素将初始溶液浓度定为1.0 g/L;在同一动态穿透时间作用下,随着初始溶液浓度的增

大,吸附速率的变化规律呈现出增大的趋势,这是由于初始溶液浓度越高,溶液内部的磷酸根离子就越多,污水流动速率和氨基功能化的硅砂移动速率一定时,磷酸根离子与氨基功能化的硅砂接触次数增多,导致了吸附速率的增大,但是氨基功能化的硅砂所能提供的活性吸附点位数量却是一定的,故吸附点位被消耗后,吸附速率就越早达到平衡的动态穿透时间。

3.2 吸附层高度对动态吸附的影响

在初始溶液浓度定为1.0 g/L,污水流动速率定为0.15 L/h,氨基功能化的硅砂移动速率定为4.5 cm/h的条件下,不同吸附层高度和动态穿透时间作用下的变化规律见图8。

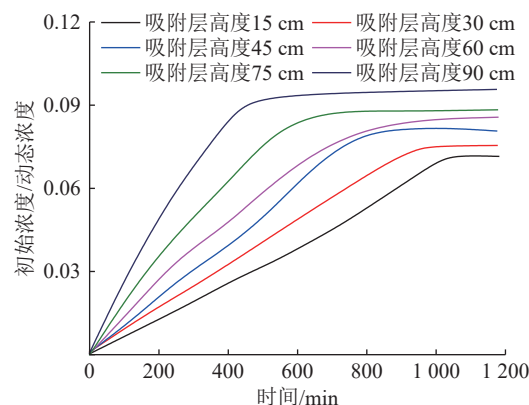


图8 不同吸附层高度和动态穿透时间作用下的变化规律

Fig.8 Variation law at the action of different adsorption layer heights and dynamic breakthrough time

由图8可知,随着动态穿透时间不断增大,吸附速率的变化规律呈现出先不断增大后趋于稳定的趋势,且吸附层高度越高,吸附达到动态穿透平衡时间就越短,但是在吸附层高度达到60 cm时,动态穿透平衡时间缩短幅度有所降低,在同一动态穿透时间作用下,随着吸附层高度的增大,吸附速率的变化规律呈现出增大的趋势,这是由于将氨基功能化的硅砂层高度设置越高,单位体积的氨基功能化硅砂掺量就越多,导致了氨基功能化硅砂的吸附作用加强,使得吸附速率增大且更早地达到动态穿透平衡时间。

3.3 污水流动速率对动态吸附的影响

在初始溶液浓度定为1.0 g/L,吸附层高度定为60 cm,氨基功能化的硅砂移动速率定为4.5 cm/h的条件下,不同污水流动速率和动态穿透时间作用下的变化规律见图9。

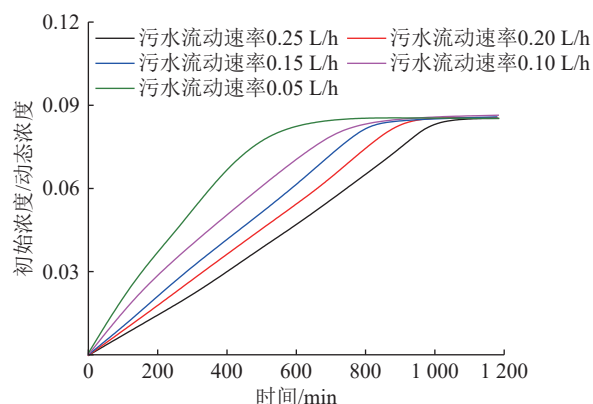


图9 不同污水流动速率和动态穿透时间作用下的变化规律

Fig.9 Variation law at the action of different sewage flow rates and dynamic penetration time

由图9可知,随着动态穿透时间不断增大,吸附速率的变化规律呈现出先不断增大后趋于稳定的趋势,且污水流动速率越慢,吸附达到动态穿透平衡时间就越短,在同一动态穿透时间作用下,随着污水流动速率的增大,吸附速率的变化规律呈现出减小的趋势,这是由于污水的流动速度越大,使得单位时间和单位质量氨基功能化硅砂接触磷酸根离子数量就越多,要吸附的磷酸根离子的数量就越多,而当流动速率过大时,溶液把表层以及浅孔处的吸附物质带走,进而会影响穿透平衡时间。污水流动速率过大,不利于氨基功能化硅砂的吸附,污水流动速率过小,又会导致处理同等污水的时间增长,故选择污水流动速率定为0.15 L/h为实验较佳流动速率。

3.4 氨基功能化的硅砂移动速率对动态吸附的影响

在初始溶液浓度定为1.0 g/L,吸附层高度定为60 cm,污水流动速率定为0.15 L/h的条件下,不同氨基功能化的硅砂移动速率和动态穿透时间作用下的变化规律见图10。

由图10可知,随着动态穿透时间不断增大,吸附速率的变化规律呈现出先不断增大后趋于稳定的趋势,且氨基功能化的硅砂移动速率越快,吸附达到动态穿透平衡时间就越短,在同一动态穿透时间作用下,随着氨基功能化的硅砂移动速率的增大,吸附速率的变化规律呈现出增大的趋势,这是由于氨基功能化的硅砂移动速率过慢时,使得吸附时间大幅度增加,且磷酸根吸附活性吸附位上后就不易脱落,故当氨基功能化的硅砂移动速率过快时,使得单位体积含磷废水吸附

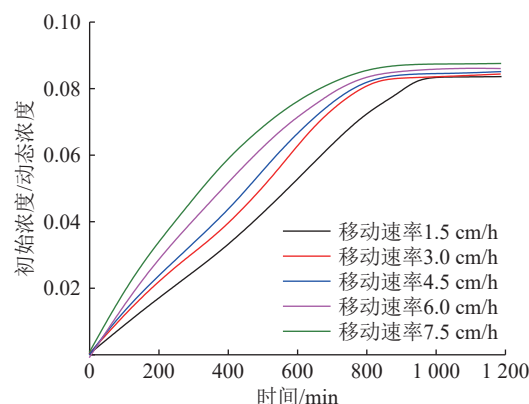


图10 不同氨基功能化的硅砂移动速率和动态穿透时间作用下的变化规律

Fig.10 Variation of silica sand movement rate and dynamic penetration time of different amino-functionalized silica sands

剂质量增大,这就有利于氨基功能化的硅砂移动吸附,但是由于氨基功能化的硅砂移动速率太快时,增大了氨基功能化的硅砂颗粒之间的摩擦,容易破坏表面的吸附位,使得已经吸附的磷酸根离子产生剥蚀脱落现象。因此,选择氨基功能化的硅砂移动速率定为4.5 cm/h为实验较佳流动速率。

综上所述,氨基功能化的硅砂移动速率定为4.5 cm/h,初始溶液浓度定为1.0 g/L,吸附层高度定为60 cm,污水流动速率定为0.15 L/h时动态吸附效果较佳且经济。

其中,静态吸附实验主要是判断吸附剂对含磷污水吸附效果和饱和吸附量,它主要是作为吸附剂吸附质量好坏的参考。但是,顾名思义动态吸附是一个动态的吸附过程,一般是指在污水处于流动过程中吸附剂对含磷物质实际吸附量的测试,也主要用于实际应用中吸附剂使用量多少的判断标准。同时,动态吸附的研究重点吸附剂在动态吸附过程的穿透点上,吸附剂吸附穿透后就可以应用在工程上用于判断是否为吸附饱和。因此,静态吸附实验和动态吸附实验是两种不同的吸附机制,进而静态吸附和动态吸附所适用的初始浓度不一致也是正确的。在后续实验中将会继续研究什么初始浓度范围含磷废水使得氨基功能化硅砂的静态和动态吸附效果均达到较佳且经济。

4 吸附前后 FT-IR 分析

采用型号为 VERTEX70 傅立叶红外光谱分析仪^[9-10],对氨基功能化的硅砂吸附前后的 FT-IR 图谱进行分析,得到吸附前后 FT-IR 光谱见图11。

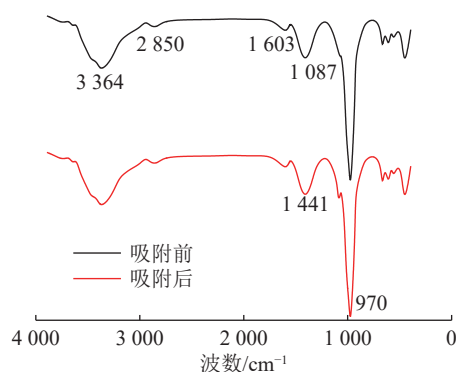


图11 吸附前后 FT-IR 光谱

Fig.11 FT-IR spectra before and after adsorption

由图11可知,氨基功能化的硅砂吸附磷酸根离子的波数范围在 $1500\sim 500\text{ cm}^{-1}$ 之间,氨基功能化的硅砂吸附磷酸根离子前后的FT-IR光谱图变化不大。在波数为 1087 cm^{-1} 处产生吸收峰的原因可能是 PO_4 反对称伸缩导致的,在波数为 1441 cm^{-1} 处产生吸收峰的原因可能是Si-O-Si反对称伸缩导致的,在波数为 970 cm^{-1} 处产生吸收峰的原因可能是 SO_4 对称伸缩导致的,在波数为 1603 cm^{-1} 处产生吸收峰的原因可能是羧酸根 COO^- 基团和 CO_3^{2-} 基团导致的,在波数为 1086 cm^{-1} 处的吸收峰明显变强,在波数为 3364 cm^{-1} 和 2850 cm^{-1} 处出现的吸收峰-OH振动引起的;吸附后在波数为 1110 cm^{-1} 处出现了吸收峰是由 PO_4^{3-} 基团导致的,这也说明了氨基功能化的硅砂对污水中磷发生了吸附过程。

5 结论

(1) 综上所述,将初始溶液浓度定为 0.5 g/L ,吸附温度定为 $60\text{ }^\circ\text{C}$,吸附剂颗粒直径定为 0.5 mm ,吸附时间定为 16 h ,氨吸附剂掺量定为 8 g/L 时静态吸附效果较佳。

(2) 综上所述,氨基功能化的硅砂移动速率定为 4.5 cm/h ,初始溶液浓度定为 1.0 g/L ,吸附层高度定为 60 cm ,污水流动速率定为 0.15 L/h 时动态吸附效果较佳且经济。

(3) 吸附后在波数为 1110 cm^{-1} 处出现了吸收峰是由 PO_4^{3-} 基团导致的,这也说明了氨基功能化的硅砂对污水中磷发生了吸附过程。

(4) 静态吸附实验和动态吸附实验是两种不同的吸附机制,在后续实验中将会研究什么初始浓度范围含磷废水使得氨基功能化硅砂的静态和动态吸附效果较佳且经济。

参考文献:

- [1] 张志剑,王珂,朱荫涓,等. 浙北水稻主产区田间土水磷素流失潜能[J]. 环境科学, 2001, 22(1):98-101.
- ZHANG Z J, WANG K, ZHU Y M, et al. Phosphorus loss potential of soil-water in sites of main rice-yield area in northern Zhejiang[J]. Environmental Science, 2001, 22(1):98-101.
- [2] 徐洁,陈海燕,王旋. 碱改性粉煤灰处理含铬废水[J]. 矿产综合利用, 2016(6):68-71.
- XU J, CHEN H Y, WANG X, et al. Treatment of chromium containing wastewater by alkali modified fly ash[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2016(6):68-71.
- [3] 程俊伟,黄明琴,蔡深文. 碱洗-氧化钙煅烧两段法改性粉煤灰脱除废水中Cr(VI)的性能研究[J]. 矿产综合利用, 2022(1):184-189.
- CHENG J W, HUANG M Q, CAI S W. Research on removal of chromium (VI) from waste water on fly ash modified with alkali washing and calcium oxide calcining method[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2022(1):184-189.
- [4] 贺龙强,付克明,胡鹏. 改性粉煤灰处理废水中铬(VI)的研究[J]. 煤炭技术, 2018, 37(7):324-326.
- HE L Q, FU K M, HU P, et al. Removal of chromium(VI) from wastewater by modified fly ash[J]. Coal Technology, 2018, 37(7):324-326.
- [5] 闫玉兵. 改性粉煤灰对含磷废水的处理研究进展[J]. 矿产综合利用, 2020(5):34-44.
- YAN Y B. Research on modified fly ash treats for phosphorus wastewater[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2020(5):34-44.
- [6] 周建,陈小凤,尹砾珩,等. 以炉渣为载体处理重金属废水的吸附研究[J]. 环境科学导刊, 2018, 37(2):81-84.
- ZHOU J, CHEN X F, YIN L H, et al. Study on the adsorption of heavy metal wastewater with slag as carrier[J]. Environmental Science Review, 2018, 37(2):81-84.
- [7] 刘立华,杨正池,赵露. 重金属吸附材料的研究进展[J]. 中国材料进展, 2018, 37(2):100-108+125.
- LIU L H, YANG Z C, ZHAO L. Research progress of heavy metal adsorption materials[J]. China Materials Progress, 2018, 37(2):100-108+125.
- [8] 韩永华,刘文礼,陈建华,等. 羟基钙在高岭石两种(001)晶面的吸附机理[J]. 煤炭学报, 2016, 41(2): 743-750
- HAN Y H, LIU W L, CHEN J H, et al. Adsorption mechanism of hydroxycalcium on two (001) crystal planes of kaolinite[J]. Journal of China Coal Society, 2016, 41(2): 743-750.
- [9] CHEN F, ZENG S, LUO Z, et al. A novel MBBR-MFC integrated system for high-strength pulp/paper wastewater treatment and bioelectricity generation[J]. Separation Science & Technology, 2019: 1-10.
- [10] CHENG J, LI H, DING L, et al. Improving hydrogen and

methane co-generation in cascading dark fermentation and anaerobic digestion: the effect of magnetite nanoparticles on

microbial electron transfer and syntrophism[J]. [Chemical Engineering Journal](#), 2020, 397:125394.

Adsorption Effect of Amino-functionalized Silica Sand on Phosphorus-containing Wastewater

XU Pingping¹, QIN Yi²

(1.School of Building Equipment, Zhejiang College of Construction, Hangzhou, Zhejiang 311231, China;

2.Department of Civil Engineering, Liaodong University, Dandong, Liaoning 118003, China)

Abstract: The adsorption efficiency of silica sand was greatly improved by coating and functionalized silica sand. The static and dynamic adsorption tests of phosphorus substances in phosphorus-containing wastewater were carried out, and the static and dynamic adsorption effects of amino-functional silica sand were analyzed. The adsorption mechanism of amino-functional silica sand on phosphorus was analyzed by FT-IR test. The results showed when the initial solution concentration is 0.5 g/L, the adsorption temperature is 60 °C, the diameter of adsorbent particles is 0.5~1.0 mm, the adsorption time is 16 h, and the content of amino-functionalized silica sand is 8 g/L. The static adsorption effect is the best. The moving rate of amino-functionalized silica sand is set as 4.5 cm/h, the initial solution concentration is set as 1.0 g/L, the height of adsorption layer is set as 60 cm, and the flow rate of wastewater is set as 0.15 L/h, the dynamic adsorption effect is best and economical.

Keywords: static adsorption; dynamic adsorption; amino-functionalized silica sand; adsorption efficiency; phosphorus-containing wastewater

////////////////////////////////////

(上接第 64 页)

Preparation of Sintered Brick from Electrolytic Manganese Residue in Songtao

ZHOU Youlian, HUANG Leiming, JI Yunbo, ZUO Jinxing, WEI Xiangsong

(Geology Institute of China Chemical Geology and Mine Bureau, Beijing 100101, China)

Abstract: Aiming at electrolytic manganese residue in Songtao, sintered bricks were prepared by using shale, limestone and fly ash in coordination with electrolytic manganese residue. With the shale and limestone which are rich in Songtao and the fly ash from the local power plant as ore blending materials in coordination with electrolytic manganese residue, the experiments of briquetting, preheating and roasting were carried out. The results show that the dosage of electrolytic manganese residue can be 50%~70%, and the briquet strength will be reduced when the dosage is too high or too low. In the firing process, the effective solid binding and liquid binding can be obtained, and the briquet cracks due to internal stress gathering can be avoided by adjusting the firing temperature and time. The uneven shrinkage and glass phase of low strength resulting from rapid cooling should be avoided during cooling down. The recommended ratio is electrolytic manganese residue:shale:limestone:fly ash= 6:2:1:1, and the firing system is as follows: preheating temperature 500 °C, preheating time 30 min, roasting temperature 1 000 °C, roasting time 120 min, cooling down in a furnace. At this condition, the roasted briquets with the average strength of 28.84 MPa can be obtained, which reaches the MU25 strength index of common sintered brick, and its leaching toxicity also meets the comprehensive standards of sewage discharge. This study provides a new technical idea for the detoxification and recycle of electrolytic manganese residue in Songtao.

Keywords: ceramics and composites; electrolytic manganese residue; sintered brick; compressive strength; toxic leaching