

文章编号:2095-0411(2017)04-0080-07

羟基钙改性膨润土吸附含磷废水研究

马建锋,刘 青,冯 婷

(常州大学 环境与安全工程学院,江苏 常州 213164)

摘要:采用半干法制备羟基钙膨润土,通过测定阴离子容量、钙离子含量以及 XRD(X 射线衍射)、FTIR(傅里叶变换红外光谱)对羟基钙膨润土进行表征,通过污染物初始浓度、接触时间、溶液 pH 以及温度等影响因素,探究羟基钙膨润土对含磷废水的吸附处理效果。结果表明:羟基钙膨润土对含磷废水的吸附平衡时间为 80 min,平衡吸附量随温度升高而增加;一定温度条件下,吸附量随溶液初始浓度增加而增加,但随着溶液初始 P 浓度的增加到一定程度时,羟基钙膨润土对 P 的去除率反而降低;强碱性条件有利于吸附反应的进行,实验条件下的最大吸附量为 $33.52 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (pH=12.9),去除率为 92.82%。

关键词:羟基钙;改性膨润土;吸附;含磷废水

中图分类号:X 52

文献标志码:A

doi:10.3969/j.issn.2095-0411.2017.04.013

Adsorption of Phosphorus Containing Wastewater by Hydroxide Calcium Modified Bentonite

MA Jianfeng, LIU Qing, FENG Ting

(School of Environmental and Safety Engineering, Changzhou University, Changzhou 213164, China)

Abstract: Hydroxyl calcium bentonite was prepared by semi-drying method, and the hydroxyl calcium bentonite was characterized by determination of anion capacity, calcium content, XRD and FTIR. Through a survey of initial concentration of pollutants, pH and temperature, the adsorption treatment of phosphorus wastewater by hydroxyl calcium bentonite was investigated. The results showed that the equilibrium time of hydroxyl calcium bentonite for phosphorus wastewater adsorption was 80 min, and the equilibrium adsorption amount increased with the increase of temperature. Under certain temperature, the adsorption capacity increases with the initial concentration of the solution, but the removal rate of P decreases with the initial P concentration increasing to a certain extent. The results have showed a growth trend in the adsorption of P with the increase of the pH. When the pH was 12.9, the removal rate reached 92.82%.

Key words: hydroxide calcium; modified bentonite; adsorption; phosphorus wastewater

收稿日期:2016-11-30。

基金项目:国家自然科学基金资助项目(21477009)。

作者简介:马建锋(1976—),男,江苏南通人,博士,教授,主要从事水污染控制工程研究。

近年来,随着工业化的发展和人们生活水平的提高,含磷废水的排放呈现明显的增长趋势。目前,国内外对含磷废水的处理方法主要有物理法、化学法和生物法等。利用吸附法处理含磷废水,具有去除率高、易操作等优点^[1],对于解决当前含磷废水污染环境的问题具有重要意义。本研究基于膨润土吸附材料的特点,以羟基钙膨润土的制备为基础,针对含磷废水的特点,通过对污染物初始浓度、接触时间、溶液 pH 以及温度等影响因素的探究,分析羟基钙膨润土对含磷废水的吸附处理效果。

1 实验部分

1.1 实验材料及仪器

实验室用含磷废水的配制:将 KH_2PO_4 于 110°C 干燥 2h,在干燥器中冷却。准确称取一定质量的 KH_2PO_4 ,配成 $9\sim 150\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 不同质量浓度的磷酸盐溶液。实验对磷的测定采用钼锑抗分光光度法^[3]。

实验用膨润土为产自内蒙古的钙基膨润土,其阳离子交换容量 CEC 为 $108.6\text{mmol}/100\text{g}$;实验用化学试剂氧化钙、氢氧化钠、磷酸二氢钾、盐酸等均为分析纯,实验主要仪器有火焰原子吸收光谱仪(NovAA300)、X 射线衍射仪(D/MAX 2550 PC)、傅里叶变换红外光谱仪(Nicolet Nexus 670)、紫外-可见分光光度计(岛津 UV-2450)等。

1.2 羟基钙膨润土的制备

1)膨润土的提纯:称取一定质量的膨润土,配制成含量比为 10% 的悬浮液,搅拌静置,去除下层泥沙等杂质,然后在 $95\sim 110^\circ\text{C}$ 条件下烘干,将干燥所得产物冷却,研磨过筛孔尺寸为 $150\mu\text{m}$ 的筛网,获得膨润土精土^[4]。

2)活性白土的制备:将 300mL 12% 的盐酸(传统湿法盐酸浓度为 12%)至于 500mL 烧杯中,边搅拌边加入 100.00g 提纯的膨润土;在 80°C 的恒温水浴下反应 4h,加盖防止盐酸挥发,反应结束后,过滤,再以蒸馏水反复洗涤至滤液 pH 为 $4\sim 5$ ^[5];烘干,粉碎至筛孔尺寸为 $150\mu\text{m}$ 。

3)羟基钙膨润土的制备:活性白土与氢氧化钙在水溶液的反应困难,且产率较低,因此采用半干法制备羟基钙膨润土^[6]。称取一定质量的活性白土和氧化钙($m(\text{Bent-H}):m(\text{CaO})=5:1$)于平底表面皿,加入一定量的蒸馏水混合成浆;把表面皿放入干燥箱,在 50°C 条件下反应若干小时,得到粗产物;将粗产物溶解于一定量的蒸馏水,用稀盐酸去除未反应的氧化钙,过滤,洗涤,烘干($t=50^\circ\text{C}$),粉碎至筛孔尺寸为 $150\mu\text{m}$,最终制得羟基钙膨润土。

1.3 阴离子交换容量的测定

制备的羟基钙膨润土的表面,及层外缘有部分碱以吸附形式存在^[7],因此在测定阴离子交换容量时,需要先除去这部分碱。称取 1.50g 羟基钙膨润土于 3 个 250mL 锥形瓶中,均加入 100mL 蒸馏水,边搅拌边分别加入浓度为 $0.5\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$,体积为 10mL 的盐酸、硫酸和硝酸,待反应 30min 后,用 $0.5\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NaOH 溶液滴定中和过量的酸,求出膨润土阴离子交换容量^[8]。

用 HCl, HNO_3 , H_2SO_4 分别测定羟基钙膨润土阴离子交换容量的结果为 $1.3133\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$, $1.3983\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $1.4033\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$,这 3 种酸测定的阴离子交换容量相差不大,其中盐酸最小,硫酸最大。参考硫酸根测定膨润土钙离子交换容量及稀硫酸试剂容易配制的特点,选择用硫酸作为测定羟基钙膨润土阴离子交换容量的试剂,因此羟基钙膨润土的阴离子交换容量为 $1.40\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$ 。

1.4 钙离子含量的测定

羟基钙膨润土是氢氧化钙插入活性白土层间,因此在制备过程中钙含量应发生明显变化,在实验中

通过火焰原子吸收光谱仪对膨润土和羟基钙膨润土,分别在水溶液和盐酸溶液条件下,分析测定钙含量的变化情况^[9]。钙含量测定结果显示,膨润土在水溶液中钙含量为 $2.390\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$,经盐酸溶解处理后,钙含量为 $13.810\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$;制备所得羟基钙膨润土在水溶液中钙含量为 $8.296\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$,经盐酸溶解处理后,钙含量为 $37.620\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。即制备所得羟基钙膨润土中钙含量大于膨润土中钙含量,且经酸溶解处理后,羟基钙膨润土中 Ca^{2+} 析出,证明在膨润土改性过程中 Ca^{2+} 进入羟基钙膨润土层间。

1.5 结构表征

1) X 射线衍射分析: X 射线衍射分析(XRD)主要用于对比膨润土在反应前后的层间距及晶型的变化^[10],以日本理学 D/MAX 2550 PC 型 X 射线衍射仪连续记谱扫描;条件为 CuK 辐射,管电压 40kV,电流 300mA,扫描波长为 0.154nm,扫描范围为 $2\theta=0.5^\circ \sim 80^\circ$,扫描速度为 $4.0(^\circ)/\text{min}$ 。

2) 红外光谱分析: 红外光谱分析主要用于确定官能团,推测分子结构,以此推断羟基是否进入层间,以及膨润土原土有无变化,表征膨润土改性结果。红外光谱(IR)分析用美国尼采 Nicolet Nexus 670 FTIR 型傅立叶变换红外光谱仪测定,KBr 压片,测定范围为 $400 \sim 4\,000\text{cm}^{-1}$ 。

1.6 处理含磷废水

1) 溶液初始质量浓度和温度的影响

准确称取 50mg 羟基钙膨润土若干份,置于 22mL 离心管中,分别加入一系列 $\text{pH}=6.0 \sim 7.0$ 的含磷溶液($9 \sim 150\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)各 20mL,摇匀,设定振荡器水浴温度($T=293, 303\text{K}$ 和 313K),吸附一定浓度 P 溶液的去除率的情况,吸附达到平衡后(24h),在 $3\,000\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 条件下离心 15min,经 $0.45\mu\text{m}$ 滤膜过滤后,测定滤液中 P 浓度,选择最佳 P 溶液浓度。实验结果显示最佳 P 溶液质量浓度为 $90\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

2) 接触时间的影响

准确称取羟基钙膨润土 50mg 若干份,置于离心管中,分别移取质量浓度为 $90\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{pH}=6.0 \sim 7.0$ 的含磷废水 20mL,使羟基钙膨润土在溶液中分散均匀;室温条件下分别震荡到预定时间($0 \sim 300\text{min}$)后离心过滤,测定滤液中 P 的浓度,用反应时间对磷吸附量的影响来确定反应的时间。

3) 溶液初始 pH 的影响

准确称取羟基钙膨润土 50mg 若干份,用稀 HCl 或 NaOH 溶液调节酸碱度,得到不同 pH($2.33 \sim 12.9$)的 90mg/L 含磷废水,置于离心管中,室温震荡 5h,离心过滤测定滤液中 P 的浓度和反应后溶液的 pH。

2 结果与讨论

2.1 X 射线衍射分析

图 1 为膨润土、活性白土和羟基钙膨润土的 XRD 图谱对比。第一个衍射峰为膨润土的层间金属离子的衍射峰,从图 1 中可以看出,羟基钙膨润土、膨润土、活性白土的衍射峰积分面积依次递减,这是由于在活性白土的制备过程中,膨润土层间的金属离子析出,导致衍射峰减小,呈现出晶型的弥散^[11]。而羟基钙膨润土层间由于 $\text{Ca}(\text{OH})^+$ 的插入,使得晶型更加完整。膨润土原土、活性白土和羟基钙膨润土经衍射峰反应计算所得层间距 d_{001} 分别为 1.48, 1.53nm 和 1.49nm;活性白土层间距大于羟基钙膨

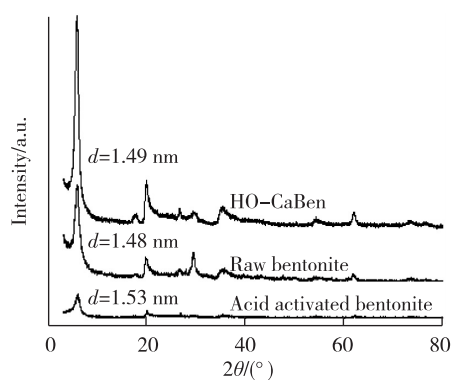


图 1 膨润土原土、活性白土和羟基钙膨润土的 XRD 图谱

润土层间距,这主要归因于实验过程中活性白土层间存在水分子,使其层间距扩大,但总体上可以得出羟基钙膨润土的制备是一个层间距变化的过程。

图2为去除磷前后羟基钙膨润土的XRD图谱对比。由图可知,去除磷后的羟基钙膨润土衍射峰中钙离子的特征峰没有增强,说明吸附过程中羟基钙膨润土层间没有形成钙沉淀,且吸附磷后羟基钙膨润土层间距 d_{001} 缩小至1.18nm。

2.2 红外光谱分析

图3为氢氧化钙、膨润土、活性白土和羟基钙膨润土的FTIR图谱对比。由图3可知,1400~1500 cm^{-1} 范围内为 Ca^{2+} 的吸收带,871 cm^{-1} 为 OH^- 的特征峰^[12]。但羟基钙膨润土中 OH^- 的特征峰的积分明显小于氢氧化钙红外图谱中该特征峰。这是由于羟基钙膨润土的阴离子交换容量有限,在反应中氢氧化钙的 OH^- 只有一个进入膨润土层,另一个在酸碱反应中消耗掉,因此反应生成了拥有一个羟基的羟基钙膨润土。

在3400~3650 cm^{-1} 范围内,形成了由羟基伸缩振动所致的红外吸收谱带,并且由于膨润土改性过程中水含量的减少,使得膨润土、活性白土和羟基钙膨润土的吸收峰的峰面积和强度逐渐减弱。

2.3 温度的影响

实验比较研究了羟基钙膨润土分别在温度 $T=293, 303\text{K}$ 和 313K 的条件下,对一定浓度P溶液的吸附去除情况,如图4所示。

由图4可见,在实验所测温度范围内,羟基钙膨润土对磷的吸附整体上呈现随温度升高,去除率增加的态势。由于吸附为放热反应,当升高温度时,羟基钙膨润土对磷的吸附应当减小,但升高温度钙沉淀物更易溶解,溶液中 Ca^{2+} 的增加,有利于磷的去除^[7];同时,当温度较低时,反应所需活化能高且活化分子少,不利于反应的进行,导致羟基钙膨润土对磷酸盐的吸附量较小,随着反应温度的升高,反应所需活化能降低且活化分子增多,反应进行比较充分,因此升高温度有利于羟基钙膨润土对磷溶液的吸附反应的进行。

2.4 溶液初始质量浓度的影响

溶液初始质量浓度是衡量吸附剂吸附性能的一个重要因素^[13],由实验计算结果可知,当溶液初始P质量浓度低于 $20\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,吸附剂对P的去除率

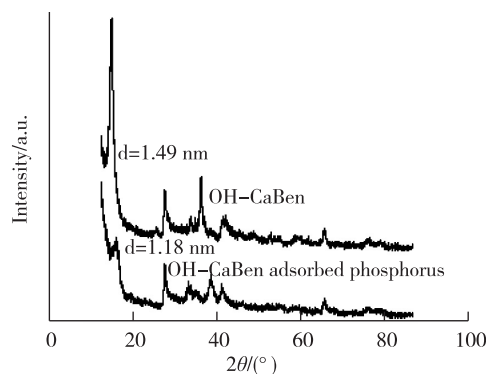


图2 样品吸附前后的XRD图谱

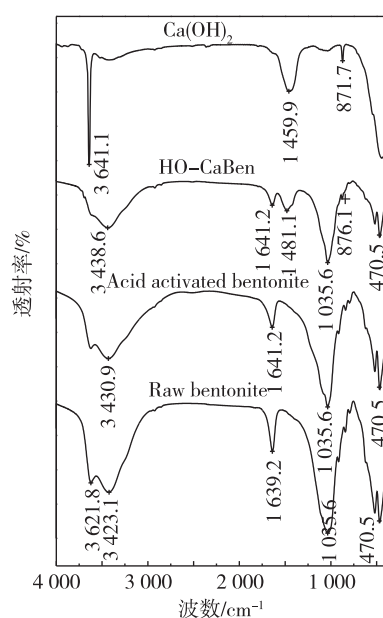


图3 氢氧化钙、膨润土原土、活性白土和羟基钙膨润土的FTIR图谱

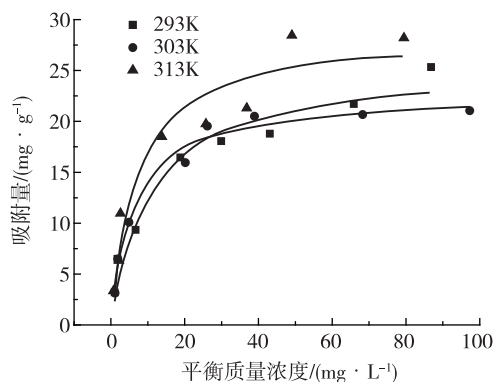


图4 羟基钙膨润土对P的等温吸附曲线

都在 87% 以上;当溶液初始 P 质量浓度达到 $100\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,吸附剂对 P 的去除率均不足 50%。实验结果如图 4 所示,在一定温度条件下,对磷的吸附量随含磷溶液初始浓度的增大而增加,但随着溶液初始 P 质量浓度的增加到一定程度时,羟基钙膨润土对 P 的去除率反而降低。这是因为磷与固体颗粒表面接触的机会增加,但由于颗粒表面吸附位点的有限,因此吸附量不可能随溶液质量浓度的增加而无限增大,最终将达到吸附平衡。根据实验结果,选择最佳 P 溶液质量浓度为 $90\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 进行接触时间及溶液初始 pH 影响研究。

2.5 接触时间的影响

图 5 为羟基钙膨润土对磷的吸附量随反应时间的变化,从图中可以看出在室温(25°C)条件下,羟基钙膨润土在最初 80min 吸附量随时间的延长迅速上升,之后随时间的变化吸附量变化趋势比较缓慢,可以认为羟基钙膨润土对磷的吸附在 80min 即可达到吸附平衡。这是由于羟基钙膨润土中存在空的吸附区,溶液中磷浓度梯度较高,磷与固体颗粒表面接触的机会增加有利于磷的吸附,随着时间的推移,羟基钙膨润土层间的羟基与磷酸盐发生阴离子交换,使吸附量进一步扩大,但由于颗粒表面吸附位点及层间交换容量有限,因此吸附量不可能随吸附时间的增加而无限增大,最终将达到吸附平衡,且羟基钙膨润土吸附磷的平衡时间远远小于炉渣^[14]、铁尾矿、坡缕石和粉煤灰^[15]等传统吸附剂。

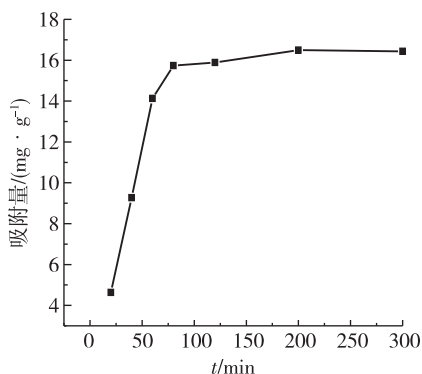


图 5 接触时间对羟基钙膨润土吸附 P 的影响

2.6 溶液初始 pH 的影响

在废水除磷过程中,磷的存在形态与溶液的 pH 有关,因此吸附剂对磷的吸附受溶液 pH 的影响^[16]。

室温条件下,pH 对 P 吸附性能的影响如图 6(a)所示。由图可知,在 pH 为 2.33~9.21 时,羟基钙膨润土对 P 的吸附量变化最大幅度仅为 $5\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$,当 pH=12.9 时,羟基钙膨润土对磷的吸附量达到 $33.52\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$,其去除率为 92.82%。这主要是由于磷的存在状态受到 pH 溶液的影响,当 $\text{pH} < 4$ 时,磷的存在形态为 H_3PO_4 和 H_2PO_4^- ,当 $4 < \text{pH} < 10$ 时,磷酸盐主要以 HPO_4^{2-} 和 H_2PO_4^- 形式存在,此时无磷酸钙沉淀的生成;当 $\text{pH} > 10$ 时,磷酸盐主要以 HPO_4^{2-} 和 PO_4^{3-} 存在^[17],此时溶液中形成磷酸钙增多。对比图中羟基钙膨润土对 P 的吸附情况可知,在 pH 为 2.33~9.21 时,吸附量无显著变化,此过程中吸附剂对磷的吸附不以化学沉淀为主,主要为羟基钙膨润土层间的羟基与磷酸盐发生阴离子交换,而当 $\text{pH} > 10$ 时,生成磷酸钙沉淀增多,对磷酸盐的去除率增大。

图 6(b)为溶液初始 pH 与溶液平衡 pH 的关系。由图可知,溶液初始 pH 越小,经羟基钙膨润土吸附后,相应溶液的平衡 pH 和初始 pH 相差越大。而在 pH 为 9.21~12.9 时强碱性条件下,相应溶液的平衡 pH 和初始 pH 相差较小,这是因为羟基钙膨润土在碱性较强时对磷溶液体系具有缓冲作用^[1]。

2.7 吸附等温方程

在 3 种不同温度(293,303,313K)下,考察羟基钙膨润土对 P 的等温吸附情况。

表 1 给出了分别采用 Langmuir 等温吸附方程对实验结果分析,拟合的结果如图 4 所示。由图 4 可知,随着溶液 P 浓度的增大,羟基钙膨润土对 P 的吸附量亦增加,但其提高幅度逐渐减弱。当 P 浓度一

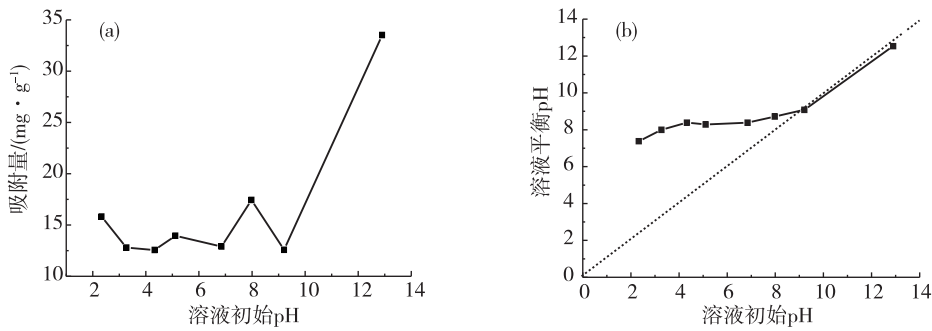


图 6 溶液 pH 对羟基钙膨润土吸附 P 的影响

定时,温度升高,有利于吸附剂对 P 的吸附。这是因为虽然吸附为放热反应,但升高温度钙沉淀物更易溶解,溶液中 Ca^{2+} 的增加,有利于磷的去除^[7],同时,随着反应温度的升高,反应所需活化能降低且活化分子增多,反应进行比较充分,因此升高温度有利于羟基钙膨润土对磷溶液的吸附反应的进行。

根据拟合的结果,满足相关系数 $R^2 > 0.93$,拟合效果较好,羟基钙膨润土对 P 的等温吸附符合 Langmuir 等温吸附方程,表明此时的吸附更接近单层吸附模式^[18],化学吸附为单层吸附,而物理吸附可以是单层吸附也可以是多层吸附,此处看不出是物理吸附还是化学吸附,需要进行吸附动力学研究。

表 1 羟基钙膨润土吸附 P 的等温吸附模型参数

| 温度/K | Langmuir | | |
|------|----------|---------------------------------------|----------|
| | K_L | $q_m/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$ | R^2 |
| 293 | 0.095 5 | 25.597 15 | 0.953 79 |
| 303 | 0.171 21 | 22.602 58 | 0.983 95 |
| 313 | 0.147 27 | 28.668 35 | 0.933 32 |

2.8 吸附动力学

在室温条件下,分别采用准一级和准二级动力学方程描述了羟基钙膨润土对 P 的吸附过程中的动力学行为,拟合结果见表 2。

表 2 羟基钙膨润土吸附 P 的准一级和准二级动力学参数(以 P 计)

| 动力学方程 | $q_e/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$ | $K/(\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1})$ | R^2 |
|--------|---------------------------------------|---|---------|
| 准一级动力学 | 32.487 0 | 0.000 58 | 0.942 7 |
| 准二级动力学 | 18.975 3 | 0.001 5 | 0.974 0 |

从表中分析结果可以看出,吸附速率符合准二级动力学反应关系,其相关系数 $R^2 > 0.97$ 。图 7 为羟基钙膨润土吸附 P 的二级动力学。对比羟基钙膨润土吸附含磷废水前后溶液 pH 的变化,可确定该过程发生化学反应^[19],结合吸附等温方程研究结果,可以确定羟基钙膨润土吸附磷为化学吸附过程。

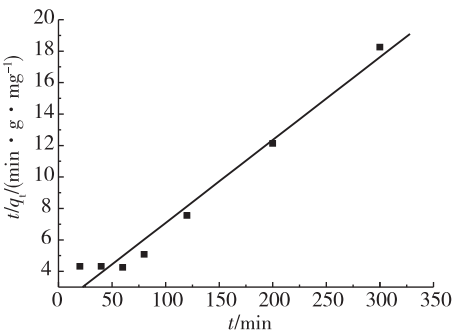


图 7 羟基钙膨润土吸附 P 的二级动力学

3 结 论

羟基钙膨润土可高效去除废水所含磷,通过溶液初始质量浓度、温度、接触时间、溶液 pH 等因素对含磷废水的吸附情况,得到以下结果。

1)羟基钙膨润土对含磷废水的吸附平衡时间为 80min,平衡吸附量随温度升高而增加;一定温度条件下,吸附量随溶液初始质量浓度增加而增加,但随着溶液初始 P 浓度增加到一定程度,羟基钙膨润土

对 P 的去除率反而降低;强碱性条件有利于吸附反应的进行,实验条件下最大吸附量为 $33.52 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ($\text{pH}=12.9$),去除率为 92.82%。

2)利用 Langmuir 吸附等温式对羟基钙膨润土吸附磷的平衡关系进行拟合,发现在设定实验条件下,拟合效果很好,表明吸附过程更接近单层吸附。对羟基钙膨润土吸附磷的吸附动力学研究,发现吸附过程符合准二级动力学方程,说明吸附过程发生化学反应。单层吸附且发生化学反应,羟基钙膨润土吸附磷为化学吸附过程。

参考文献:

- [1]LIU S J,LI J,YANG Y K,et al. Influence of environmental factors on the phosphorus adsorption of lanthanum-modified bentonite in eutrophic water and sediment[J]. Environmental Science & Pollution Research, 2016, 23(3): 2487-2494.
- [2]吕晓丽,张奶玲,刘景华,等. 膨润土酸改性技术及改性土对水体中磷吸附研究[J]. 非金属矿, 2006, 29(6): 53-54, 66.
- [3]夏春,陈琨,苏维词. 水中磷酸盐测定方法对比[J]. 贵州科学, 2014, 32(4): 86-89.
- [4]MA J F,ZOU J,CUI B Y,et al. Adsorption of orange II dye from aqueous solutions using phosphoric-acid modified clam shell powder[J]. Desalination and Water Treatment, 2013, 51(34/35/36): 6536-6544.
- [5]李琪琳. 碱性钙基膨润土的制备机理探索及其应用研究[D]. 南宁:广西大学, 2007.
- [6]毛格清. 活性白土制备强碱催化剂及催化合成生物柴油[D]. 南宁:广西大学, 2012.
- [7]李莉. 碱性白泥去除污水中氟、磷和阴离子染料的研究[D]. 青岛:中国海洋大学, 2006.
- [8]SOETAREDJO F,AYUCITRA A,ISMADJI S,et al. KOH/bentonite catalysts for transesterification of palm oil to biodiesel[J]. Applied Clay Science, 2011, 53(2): 341-346.
- [9]MA J F,QI J,YAO C,et al. A novel bentonite-based adsorbent for anionic pollutant removal from water[J]. Chemical Engineering Journal, 2012, 200: 97-103.
- [10]HOLMBOE M,WOLD S,JONSSON M. Porosity investigation of compacted bentonite using XRD profile modeling [J]. J Contam Hydrol, 2012, 128(1/2/3/4): 19-32.
- [11]MA J F,CUI B Y,DAI J,et al. Mechanism of adsorption of anionic dye from aqueous solutions onto organobentonite [J]. J Hazard Mater, 2011, 186(2/3): 1758-1765.
- [12]HAYATIASHTIANI M. Use of FTIR spectroscopy in the characterization of natural and treated nanostructured bentonites (montmorillonites)[J]. Particulate Science & Technology, 2012, 30(6): 553-564.
- [13]曹春艳,赵莹莹. 羟基铁柱撑膨润土处理含磷废水的研究[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(4): 164-167, 194.
- [14]JOHANSSON L. Phosphate removal using blast furnace slags and opoka-mechanisms[J]. Water Research, 2000, 34(1): 259-265.
- [15]AGYEI N, STRYDOM C, POTGIETER J. An investigation of phosphate ion adsorption from aqueous solution by fly ash and slag[J]. Cement and Concrete Research, 2000, 30(5): 823-826.
- [16]王峰,翟由涛,陈建林. 膨润土的改性及其对废水中磷吸附效果的研究[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(10): 5968-5970.
- [17]LI R H,KELLY C,KEEGAN R,et al. Phosphorus removal from wastewater using natural pyrrhotite[J]. Colloids & Surfaces A Physicochemical & Engineering Aspects, 2013, 427(24): 13-18.
- [18]ZHU M X,DING K Y,XU S H,et al. Adsorption of phosphate on hydroxyaluminum-and hydroxyiron-montmorillonite complexes[J]. J Hazard Mater, 2009, 165(1/2/3): 645-651.
- [19]DITHMER L, NIELSEN U,LÜRLING M,et al. Responses in sediment phosphorus and lanthanum concentrations and composition across 10 lakes following applications of lanthanum modified bentonite[J]. Water Res, 2016, 97(6): 101-111.

(责任编辑:李艳)