

软锰矿-污泥活性炭的制备及其对废水中铅离子的吸附

陈红燕 羊依金^{*} 谭显东 信欣 王韵茹 刘凤梅 崔 钥
(成都信息工程学院资源环境学院, 成都 610225)

摘要 以城市污水处理厂的剩余污泥为原料,掺杂一定量的软锰矿,采用氯化锌活化法制备一种软锰矿-污泥活性炭,并运用比表面积测定、电镜扫描、红外光谱分析及 O₂-TPO 等表征手段对软锰矿-污泥活性炭及纯污泥活性炭进行了结构特性的比较分析,证明添加软锰矿将污泥活性炭的比表面积提高 52.33%,是由于在制备过程中软锰矿催化了污泥中有机质的分解,同时也为新生炭提供了更多的骨架,促进了积炭反应的发生。软锰矿-污泥活性炭和纯污泥活性炭对废水中铅离子的吸附实验表明:当 Pb²⁺ 初始浓度为 40 mg/L、pH 为 5.0、活性炭用量为 2 g/L、吸附时间为 1 h 时,软锰矿-污泥活性炭对废水中 Pb²⁺ 的去除率可达 88%,效果明显优于纯污泥活性炭。常温下软锰矿-污泥活性炭对 Pb²⁺ 的吸附符合 Langmuir 吸附等温式。

关键词 城市污泥 软锰矿 活性炭 吸附 铅离子

中图分类号 X703 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2010)11-2473-06

Preparation of activated charcoal from pyrolusite-added sewage sludge and adsorption of lead ion in wastewater

Chen Hongyan YangYijin Tan Xiandong Xin Xin Wang Yunru Liu Fengmei Cui Ke
(College of Resource and Environment, Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225, China)

Abstract An activated charcoal was prepared from pyrolusite-added sewage sludge by ZnCl₂ activation method. And the active charcoal from pyrolusite-added and nature sewage sludge were analyzed by specific surface area、SEM、Infrared spectrum and O₂-TPO. The result showed that the surface area of sludge activated charcoal could be enhanced 52.33% when the pyrolusite was added. Because the pyrolusite catalyzed the decomposition course of organics in the sewage sludge, it supplied more frameworks for the new formed carbon, facilitated the carbon deposit in the process of preparing activated charcoal from pyrolusite-added sewage sludge. The activated charcoal pyrolusite-added sewage sludge and the pure sewage sludge were used to remove lead ions in simulation wastewater. Comparative experimental result showed that: when the initial concentration of Pb²⁺ was 40 mg/L, the adsorbent dosage was 2 g/L, pH = 5.0 and the time of adsorption was 1 h, the maximum adsorption rate of Pb²⁺ could reach 88% which was superior to pure sludge carbon obviously. And at the room-temperature, the absorbent's adsorption of Pb²⁺ accords with the Langmuir equation.

Key words urban sewage sludge; pyrolusite; activated charcoal; adsorption; lead ion

铅是工业中常用的元素之一,其主要污染源是蓄电池、冶金、五金、机械、涂料和电镀工业等部门的排放废水。废水中可溶性铅一般采用沉淀法去除,通常使用的沉淀剂有石灰、苛性碱、苏打及磷酸盐等。此外,絮凝法^[1]、吸附法^[2-4]、离子交换法^[5]、电渗析法^[6]等也可用于去除废水中的铅。吸附法因具有可回收有价值金属、选择性好、方便使用等特点而倍受欢迎,但吸附剂的价格高制约了吸附法的大规模应用,因此研制新型廉价吸附材料是今后重金

属废水处理的研究重点^[7-9]。

城市污水厂污泥因富含碳,以剩余污泥为例,按分子式 C₅H₇NO₂ 计,理论上含碳 53%,同时由于具有产生量大等特点,因此可用于生产活性炭。目前

基金项目: 成都信息工程学院自然科学与技术发展基金
(CSRF200708)

收稿日期: 2009-11-14; 修订日期: 2009-12-13

作者简介: 陈红燕(1985~),女,硕士研究生,主要从事固体废物资源化与水污染控制方面的研究。E-mail: xiaoyan72@163.com

* 通讯联系人, E-mail: jinyiyang@163.com

国内外正在研究利用污水处理厂的剩余污泥为原料制取活性炭吸附剂^[10~13]。针对目前污泥活性炭吸附量小,难以工业化应用的现状,本实验添加软锰矿来提高污泥活性炭的吸附能力,开发一种新型高效活性炭吸附剂并用于处理含 Pb²⁺ 重金属废水,不仅价格低廉,更重要的是解决了污泥污染问题,真正实现了以废治废,变废为宝。

1 实验部分

1.1 活性炭的制备

1.1.1 实验材料与仪器

原材料:污泥取自成都市三瓦窑污水处理厂的剩余污泥和四川省某锰矿的软锰矿,污泥的主要成分为:含水率为 83.3%,挥发份为 49.43%,碳含量 24.82%,灰分 49.43%。软锰矿主要成分:MnO₂ 为 41.3%,SiO₂ 为 33.2%,Fe₂O₃ 为 13.8%,CaO 为 3.62%,MgO 为 1.4%,Al₂O₃ 为 3.37。

1.1.2 软锰矿-污泥活性炭的制备工艺

将脱水后的剩余污泥置于阳光下曝晒 3~7 d,得到含水率低于 10% 的干污泥,研磨破碎过 140 目的筛后将干污泥粉末与软锰矿以 20:1 的比例混合,采用 3 mol/L 的 ZnCl₂ 为化学活化剂,干污泥与 ZnCl₂ 溶液固液比为 1:2.5,搅拌均匀后静置活化 24 h 于 105 ℃ 下烘 24 h,将烘好的污泥研磨并填入石英加热管中,置于高温管式炉内加热,控制加热速率为 10 ℃/min,于 550 ℃ 下热解炭化 2 h,热解过程中用 N₂ 隔绝空气,控制 N₂ 流量为 30 L/h,热解产物冷却后用 3 mol/L 的 HCl 溶液浸泡 60 min,使产物中的氧化物和灰分充分溶解,再用 70 ℃ 去离子水洗涤至中性,然后在 105 ℃ 下烘干 24 h,即得到活性炭产品。将制得的活性炭研磨过 200 目的筛分,所得产物用于以下实验研究。热解过程中产生的尾气用蒸馏水进行吸收处理。

1.1.3 纯污泥活性炭的制备工艺

除了不加入软锰矿以外,其余工艺步骤和条件均与 1.1.2 相同。

1.2 分析检测方法

(1) 软锰矿-污泥活性炭构型分析 采用 SSA-4200 自动型孔隙比表面积分析仪测定比表面积、孔径分布、孔容积。

(2) 软锰矿-污泥活性炭表面形貌分析 采用日本公司 X2650 型扫描电子显微镜。

(3) 污泥及软锰矿-污泥活性炭和纯污泥活性炭

红外光谱分析 采用溴化钾压片法进行测定。

(4) O₂-TPO 分析 采用程序升温氧化法由气相色谱仪(SC-2000,重庆川仪九厂)进行测定(以 N₂ 为载气,FD 为检测器;5% O₂-95% N₂ 混合气为反应气体)。

(5) 软锰矿-污泥活性炭吸附重金属含量测定采用 GGX-6 塞曼火焰原子吸收分光光度计。

1.3 吸附实验

1.3.1 实验废水

实验所用的含 Pb²⁺ 模拟废水为实验室配制。采用 Pb (NO₃)₂ 配制含 Pb²⁺ 质量浓度为 1 g/L 的标准储备液,含 Pb²⁺ 废水用储备液稀释而成。

1.3.2 吸附实验方法及原理

吸附实验采用静态方法在室温下进行。移取 100 mL 一定浓度的 Pb²⁺ 模拟废水于 250 mL 的锥形瓶中,分别加入一定质量的软锰矿-污泥活性炭和纯污泥活性炭,用 0.01 mol/L NaOH 或 HNO₃ 溶液调节 pH,在转数 r = 160 r/min,室温下振荡到设定时间,静置 10 min,取出过滤,测定滤液中 Pb²⁺ 含量,由测定浓度计算 Pb²⁺ 去除率。

2 实验结果与讨论

2.1 软锰矿-污泥活性炭和纯污泥活性炭的表征

2.1.1 比表面积及孔结构表征

软锰矿-污泥活性炭和纯污泥活性炭的比表面积及孔径分布见表 1。

表 1 活性炭结构性能参数

Table 1 Structure performance parameters

of activated carbon

吸附剂	比表面积 (m ² /g)	总孔体积 (mL/g)	微孔体积 (mL/g)	平均孔径 (nm)	碘值 (mg/g)
软锰矿-污泥活性炭	354.198	0.8096	0.159	4.6	558.05
纯污泥活性炭	232.526	0.4172	0.104	3.3	314.07

通过表 1 对比可知,软锰矿-污泥活性炭比表面积达到了 354.198 m²/g,相较于纯污泥活性炭的 232.526 m²/g 提高了 52.33%。同时添加了软锰矿的软锰矿-污泥活性炭的吸附碘值,总孔体积以及微孔体积都有所增加。软锰矿的加入改善了污泥活性炭的组构性能:这主要是因为软锰矿中含有 β-MnO₂,α-Fe₂O₃,它们是一种良好的化学反应催化剂,可以氧化污泥中难以转化的有机物。因此随着软锰矿的添加,污泥中各种难以转化的有机物得以

更快的转化,从而使污泥碳化得更加彻底^[14],同时它们在原料被碳化时能够给新生的碳提供骨架,有助于更多的炭沉积于其上,随着活化温度的上升,炭进一步环化生成缩聚炭,进而形成孔隙发达的微晶结构。

2.1.2 扫描电镜

采用扫描电镜对软锰矿-污泥活性炭和纯污泥活性炭进行电镜分析,其结果见图 1 所示。

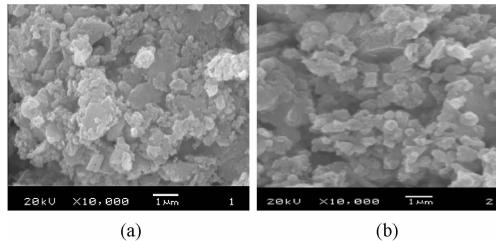


图 1 纯污泥活性炭与软锰矿-污泥活性炭电镜图

Fig. 1 Scanning electron micrographs of activated carbon from sewage sludge and pyrolusite-added sewage sludge

从 SEM 照片上可以看出,添加了软锰矿的软锰矿-污泥活性炭(b)分散得更加均匀,表面粗糙度也明显增大,表面受到严重刻蚀,活性炭内部的细孔结构更加发达,较多的过渡孔向内部延伸,微孔比例提高,孔隙率也进一步得到提高。这正直观地验证了比表面积及孔结构表征测定的结果,即软锰矿-污泥活性炭结构与纯污泥活性炭的孔结构基本一致,大多属于微孔和过渡孔。但是软锰矿-污泥活性炭由于软锰矿的添加,活性炭活化的更为彻底,活性炭表面发育出更多的孔,从而导致软锰矿-污泥活性炭比表面积增大,孔容增加。

2.1.3 傅里叶红外光谱分析

由红外谱图可以看出,干污泥和软锰矿-污泥活性炭以及纯污泥活性炭有着不同的红外谱图,干污泥吸收峰多而强,而软锰矿-污泥活性炭和纯泥活性炭的吸收峰少而弱,这说明干污泥中的有机质和无机质在污泥活性炭的制备过程中均得到分解挥发。

波数在 400~500 cm⁻¹ 的范围内,吸收峰主要为 O—H 的弯曲振动或者是醚键 C—O 的伸缩振动峰^[15],这一范围内峰的减小主要是由于污泥活性炭制备过程中挥发性无机物分解挥发所致。在波数为 2 934.16 cm⁻¹、2 868.77 cm⁻¹、1 464.36 cm⁻¹ 和 783.30 cm⁻¹ 处时出现的峰为饱和烷烃 C—H 的伸缩振动峰^[15],说明有芳香族化合物的存在,而软锰矿-污泥活性炭在 783.30 cm⁻¹ 波长处吸收峰较弱,

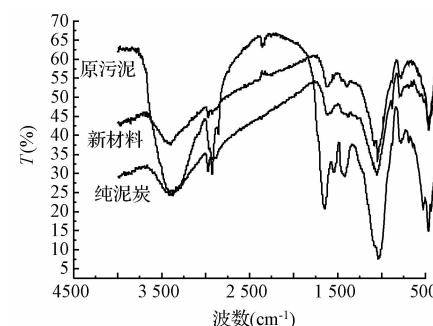


图 2 污泥、软锰矿-污泥活性炭以及纯污泥活性炭红外光谱图

Fig. 2 FT-IR spectrogram of dry sewage sludge, activated carbon from pyrolusite-added sewage sludge and activated carbon from sewage sludge

说明芳香族化合物分解得更为彻底。在波数为 1 045 cm⁻¹ 处出现的是 C—O 的伸缩振动^[15],表明含有醚、酯、醇类化合物的存在,而在此处软锰矿-污泥活性炭产生的吸收峰也明显弱于纯污泥活性炭产生的吸收峰。在波数 1 080 cm⁻¹ 时,软锰矿-污泥活性炭出现一个波峰,纯污泥活性炭和污泥出现的波峰则较不明显,根据 Duggan 和 Allen^[16] 的研究结果,可以认为是 Si—O—Si 或 Si—O—C 结构引起的,这主要是与污泥和软锰矿-污泥活性炭以及纯污泥活性炭中 Si 的浓度较为明显有关。在波数为 1 600 cm⁻¹ 左右时出现的主要是 C=O 和 C=C 键的吸收峰^[15],这两处的峰减小可能是烯烃类化合物分解所致。另外,新型吸附剂以及污泥在 2 300 cm⁻¹ 处出现都出了较为明显的 C≡C 的吸收峰^[15],而纯污泥活性炭该位置的吸收峰则不大明显,这主要是因为污泥活性炭在制备过程中造成了 C≡C 的断裂,从而造成了 C 的损失。同时波数为 2 800 cm⁻¹ 左右时,主要是脂肪族—CH 的吸收峰,波数为 3 400 cm⁻¹ 时,主要是羟基的吸收峰^[15]。

以上官能团的变化过程主要是因为软锰矿中含有的 β -MnO₂ 以及 α -Fe₂O₃,它们作为一种良好的化学反应催化剂,能够催化分解污泥中的难分解的有机质,从而使样品的活化更为充分,碳化更加彻底^[14],同时软锰矿中含有大量的石英 SiO₂,在原料被碳化时能够给新生的碳提供骨架,有助于更多的炭沉积在上面,随着活化温度的上升,碳进一步环化生成缩聚炭,进而形成孔隙发达的微晶结构,同时 SiO₂ 的增加进一步补偿了污泥制备的活性炭极性小的缺点,使活性炭对无极性吸附物有很强的吸

引力^[17]。

2.1.4 O₂-TPO 分析

程序升温氧化(O₂-TPO)技术常用来分析活性炭上积碳的效果,根据不同形态碳有不同氧化温度的特点,通过程序升温氧化将所有碳在不同温度下定量转化为CO₂,测定生成的CO₂量,便可确定不同形态碳的含量。

采用程序升温氧化法测定软锰矿-污泥活性炭与纯污泥活性炭的积碳效果,结果如图3所示。由图3可知,软锰矿-污泥活性炭氧化燃烧释放CO₂的峰面积为2 712 835 mv/min,纯污泥炭峰面积为1 864 242 mv/min,由此说明软锰矿的添加,使活性炭中可氧化燃烧释放CO₂的物质增多,即碳含量增加,同时由图4可以看出,添加了软锰矿的软锰矿-污泥活性炭的氧化峰(500℃)较于污泥炭(530℃)前移了30℃,这是因为添加了软锰矿的污泥炭中含有金属氧化物,它不但在热解时对有机物的分解由催化作用,它对软锰矿-污泥活性炭的氧化也起到了催化的作用^[18]。因此O₂-TPO谱图不但验证了软锰矿的添加在一定程度上提高活性炭的积碳效果,同时还验证了红外光谱的分析结果。

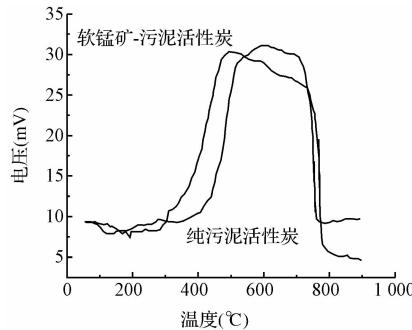


图3 不同样品的O₂-TPO谱

Fig. 3 O₂-TPO profiles of different samples

2.2 软锰矿-污泥活性炭吸附废水中Pb²⁺及其影响因素的研究

2.2.1 振荡时间对Pb²⁺去除率的影响

在活性炭吸附过程中需要一定的时间来使吸附达到平衡,只有达到了吸附平衡时间,活性炭才能发挥最大的效能。因此振荡时间对吸附效果也有较大的影响。pH为5.0,水样初始浓度为40 mg/L,单位液体投加活性炭的质量为2 g/L(后简称活性炭投加量)考察吸附时间对Pb²⁺去除率的影响,结果如图4所示。

由图4可以看出随着振荡时间的延长,活性炭对水中Pb²⁺的吸附率趋于增大。当振荡时间增加到60 min时,Pb²⁺的去除率迅速上升,当吸附时间超过60 min时,去除率随时间变化并不明显,120 min时新型吸附剂对Pb²⁺的吸附率比60 min的多了0.93%,这就证明在60 min时吸附剂对Pb²⁺已经逐渐达到平衡,因此在实际应用中应选取60 min为吸附时间。

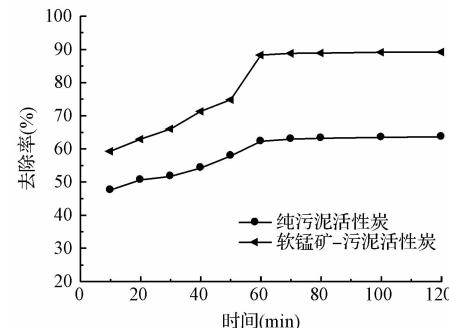


图4 吸附时间对Pb²⁺去除率的影响

Fig. 4 Effect of adsorption time on lead ion removal

同时由图4可看出,软锰矿-污泥活性炭比纯污泥活性炭对Pb²⁺的去除效果明显较好。在1 h时软锰矿-污泥活性炭对Pb²⁺的去除率比纯污泥活性炭高26.56%,吸附容量增加5 mg/g。

2.2.2 pH对Pb²⁺去除率的影响

重金属离子的吸附与溶液的pH关系非常密切,图5是pH的变化对铅离子吸附效率的影响曲线图。从图5可以看出,当振荡时间为60 min,水样初始浓度为40 mg/L,单位液体投加活性炭的质量为2 g/L时,随着pH的升高,2种活性炭对Pb²⁺的吸附率明显升高,原因在于溶液pH的增加将降低H⁺和Pb²⁺之间在吸附材料表面上的竞争^[19],从而可以提高Pb²⁺在活性炭表面上的吸附能力。

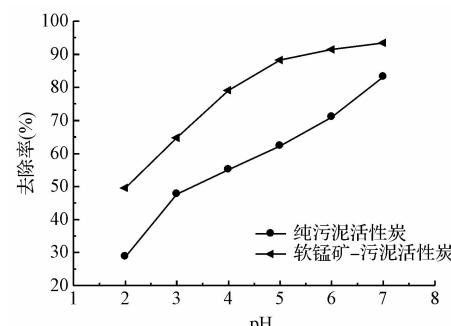


图5 pH对Pb²⁺去除率的影响

Fig. 5 Effect of pH on lead ion removal

当 pH 在 2~3 时, Pb^{2+} 的去除率较低, 而当 pH 达到 5 时, Pb^{2+} 的曲线斜率上升, 去除率为 pH 2~3 时的 1 倍以上, 由此说明这 2 种活性炭在强酸性条件下效果较差, 但当 pH 再升高至大于 6 时, 去除率又急剧升高, 这可能是由于产生了金属的络合物或者是有沉淀产生, 如果继续增加溶液的 pH, 那么出现金属离子沉淀的可能性就会明显地增加, 这时就已经不是单纯的吸附^[20], 所以实验不考虑更高的 pH。鉴于实际应用中经济因素的影响, 实验中选取的最佳 pH 为 5。

2.2.3 活性炭用量对 Pb^{2+} 去除率的影响

从图 6 可知, 随着活性炭投加量的增大, Pb^{2+} 的去除率也在增大。当投加量在 1~2 g/L 时, 曲线斜率很大, 吸附效果明显。继续增加活性炭用量, 对于软锰矿-污泥活性炭来说去除率持续增加, 但增加相对缓慢, 而对于纯污泥活性炭来说, 当投加量增加至 4 g/L 时, 曲线斜率才渐渐趋于平缓, 但仍低于软锰矿-污泥活性炭的吸附结果, 尽管增加投加量可以提高去除率, 但考虑到成本, 软锰矿-污泥活性炭的投加量固定为 2 g/L。

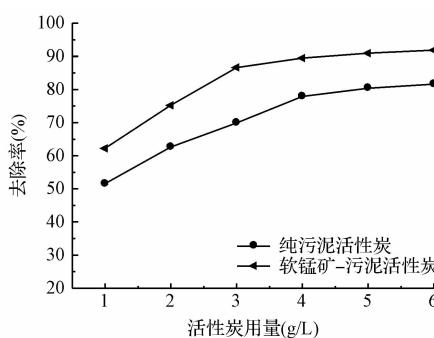


图 6 活性炭用量对 Pb^{2+} 去除率的影响

Fig. 6 Effect of absorption dosage on lead ion removal

2.3 软锰矿-污泥活性炭对 Pb^{2+} 的吸附等温线

活性炭从溶液中将吸附质分离出来是一个动态平衡过程, 吸附等温线能很好地对这个过程进行描述。金属离子在利用软锰矿-污泥活性炭吸附的时候, 金属离子在溶液中和固体吸附剂中的分配关系常用 Freundlich 模型和 Langmuir 模型进行描述, 最常用的表达式是。

Freundlich 模型的线性化形式为:

$$\lg Q_e = \frac{1}{n} \lg C_e + \lg k \quad (1)$$

Langmuir 模型的线性化形式为:

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{C_e}{Q_0} + \frac{1}{b} Q_0 \quad (2)$$

式中:

C_e —溶液中吸附质的平衡质量浓度 (mg/L);

Q_e —平衡吸附容量, (mg/g);

Q_0 —Langmuir 饱和吸附容量, (mg/g);

b —Langmuir 吸附等温线常数;

k —Freundlich 吸附等温线常数。

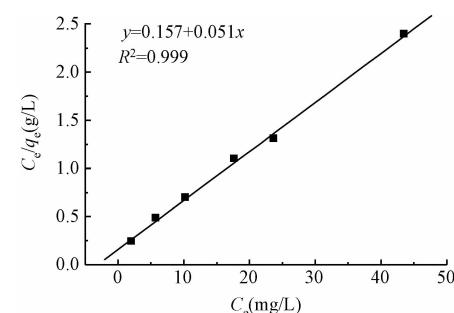


图 7 Langmuir 等温线回归直线形式

Fig. 7 Langmuir isotherm line regression style

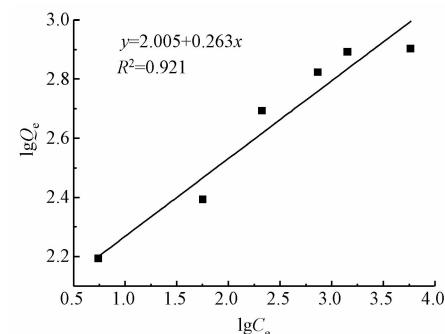


图 8 Freundlich 等温线回归直线形式

Fig. 8 Freundlich isotherm line regression style

吸附等温线的测定是从热力学角度出发, 即从吸附平衡来研究软锰矿-污泥活性炭的吸附性能, 经计算可知, 软锰矿-污泥活性炭最大吸附容量为 18.22 mg/g, 比较 Langmuir 和 Freundlich 吸附等温线相关系数 R^2 (Langmuir 等温线相关系数为 0.999, Freundlich 模型的相关系数为 0.921) 可知, 实验数据拟合 Langmuir 模型比拟合 Freundlich 模型更加适合, 说明新型吸附剂表面性质较为均一, Pb^{2+} 在软锰矿-污泥活性炭表面的吸附主要以单分子层吸附为主。

3 结 论

(1)用城市污泥掺杂软锰矿制备的软锰矿-污泥活性炭的孔分布较均匀,其中微孔和中孔占绝大部分,比表面积为 $314.926\text{ m}^2/\text{g}$,孔容为 0.141 cc/g ,平均孔半径为 4.4 nm ,相较于不添加软锰矿的纯污泥所制备的活性炭比表面积可提高50%以上。

(2)通过电镜扫描、红外光谱分析及O₂-TPO等表征手段对软锰矿-污泥活性炭及纯污泥活性炭进行了结构特性的比较分析,表明在制备过程中软锰矿催化了污泥中有机质的分解,同时也为新生碳提供了更多的骨架,促进了积碳反应的发生。

(3)软锰矿-污泥活性炭处理含Pb²⁺废水适宜的工艺条件为:吸附剂的用量为 2 g/L ,吸附时间为 60 min ,pH为5,温度为 25°C ,Pb²⁺废水初始浓度为 40 mg/L 时,Pb²⁺的去除率为88.32%,比纯污泥吸附剂提高26.56%。

(4)常温下Pb²⁺离子在软锰矿-污泥活性炭上的吸附能很好地符合Langmuir吸附等温式,因此Pb²⁺在吸附剂上的吸附主要以单分子层吸附为主。

参 考 文 献

- [1] 周维芝,李伟伟,张玉忠,等.深海适冷菌*Pseudoalteromonas* sp. SM9913胞外多糖对Pb²⁺和Cu²⁺的吸附性能研究.环境科学,2009,30(1):200-205
- [2] 邓书平.改性粉煤灰吸附处理含铜废水研究.矿冶,2008,17(4):76-84
- [3] Wang H. J., Zhou A. L., Peng F., et al. Adsorption characteristic of acidified carbon nanotubes for heavy Pb (II) in aqueous solution. Materials Science and Engineering A, 2007, 466(1-2):201-206
- [4] 张江南,吴凌,黄正宏.一维纳米碳/竹炭的制备及其对Pb²⁺的吸附.离子交换与吸附,2009,25(3):193-199
- [5] Li Y. H., Zhu Y. Q., Zhao Y. M., et al. Different morphologies of carbon nanotubes effect on the lead removal from aqueous solution. Diamond Related Materials, 2006, 15(1):90-94
- [6] 顾国梁.含铅废水治理的研究进展.山东建筑大学学报,2006,21(6):557-560
- [7] 夏畅斌,刘春华,曾经,等.污泥制备活性炭对Pb(II)和Ni(II)的吸附和回收利用.材料保护,2006,39(12):58-60
- [8] 金惠,邢云,孙小梅,等.均苯四甲酸酐修饰壳聚糖微球对Pb²⁺和Cd²⁺的吸附.应用化学,2009,26(5):582-587
- [9] 周洪英,王学松,李娜,等.关于海藻吸附水溶液中重金属离子的研究进展.科技导报,2006,24(12):61-66
- [10] 任爱玲,王启山,贺君.城市污水处理厂污泥制活性炭的研究.环境科学,2004,25(S1):93-96
- [11] Tay J. H., Chen X. G., Jeyaseelan S., et al. Optimising the preparation of activated carbon from digested sewage sludge and coconut husk. Chemosphere, 2001, 44(1):45-51
- [12] Zhang Fushen, Jerome O. Nriagu, Hideaki Itoh. Mercury removal from water using activated carbons derived from organic sewage sludge. Water Research, 2005, 39(2-3):389-395
- [13] Rio S., Faur-Brasquet C., Le Coq L., P. lecloire. Production and characterization of adsorbent materials from an industrial waste. Adsorption, 2005, 11(1):793-798
- [14] Mykola Seredych, Christien Strydom, Teresa J. Bandosz. Effect of fly ash addition on the removal of hydrogen sulfide from biogas and air on sewage sludge-based composite adsorbents. Waster Management, 2008, 28(10):1983-1992
- [15] Duggna O., Allen S. J. Study of the physical and chemical characteristics of a range chemically treated, lignite, based carbons. Water Science and Technology, 1997, 35(7):21-27
- [16] 翁诗甫.傅里叶变换红外光谱仪.北京:化学工业出版社,2005
- [17] Rozada F., Otero M., Moran A., et al. Adsorption of heavy metals onto sewage sludge-derived materials. Biore-source Technology, 2008, 99(14):6332-6338
- [18] Chiang I. W., Brinson B. E., Huang A. Y., et al. Purification and characterization of single-wall carbon nanotubes (SWNTs) obtained from the gas-phase decomposition of CO (HPOO Process). The Journal of Physical Chemistry B, 2001, 105(6):1157-1161
- [19] 张德见,岑超平.污泥衍生吸附剂对铅离子的吸附机理研究.环境污染治理技术与设备,2006,7(2):26-27
- [20] 张淑琴,童仕唐.活性炭对重金属离子铅镉铜的吸附研究.环境科学与管理,2008,33(4):91-94