

锂渣对酸性 Cr(VI) 的吸附机理及固化

董双快^a, 朱新萍^a, 吴福飞^b, 黄春萍^a, 贾宏涛^a

(新疆农业大学 a. 草业与环境科学学院; b. 水利与土木工程学院, 新疆 乌鲁木齐 830052)

摘要: 为了去除工业废水的六价铬, 采用工业废渣——锂渣来做吸附试验, 探讨 pH 值、温度、初始浓度对去除率的影响。经过实验发现, 去除 Cr⁶⁺ 的最佳 pH 值范围是 3.0~4.0, 并且随着 Cr⁶⁺ 逐渐被吸附, 溶液的 pH 值逐渐升高; 在不同温度下, 颗粒内扩散模型、准一级速率方程、准二级速率方程对 Cr⁶⁺ 的吸附动力学方程的相关较好, 以温度为 40℃ 最优, 且符合 Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型, 最大吸附量达 13.785 mg/g。结果表明: 锂渣中 FeO 的含量下降了 0.2%, Cr³⁺ 和 Cr⁶⁺ 的含量分别提高了 0.2022% 和 0.0309%。说明锂渣对酸性 Cr⁶⁺ 的吸附包含了还原与吸附两个作用, 锂渣中的 FeO 充当了还原剂, 降低了 Cr⁶⁺ 的浓度, 随着锂渣的吸附作用, 将 Cr³⁺ 从水中去除。将吸附 Cr⁶⁺ 的锂渣与水泥作为胶凝材料加水成型试件, 养护 3 个月后测试出 Cr⁶⁺ 的溶出量均满足我国地表水 III 类和地下水 III 类规定的要求。

关键词: 锂渣; 六价铬离子; 吸附机理; 工业废水; 铬离子去除

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2015)03-0100-05

Adsorption mechanism and solidity of acidic Cr(VI) by lithium-slag

DONG Shuangkuai^a, ZHU Xinping^a, WU Fufei^b, HUANG Chunping^a, JIA Hongtao^a

(a. College of Pratacultural and Environmental Sciences; b. College of Civil and Hydraulic Engineering, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, China)

Abstract: In order to remove Cr⁶⁺ in industrial wastewater, this paper used industrial waste material such as lithium-slag to do adsorption experiments so as to explore the influence of pH, temperature, initial concentration on removal rate. The study showed that the optimum pH value range is 3.5-4.0, and pH value gradually increased with the gradual adsorption of Cr⁶⁺. The relationship of particle diffusion model, quasi-one rate equation, quasi-two rate equation for adsorbing Cr⁶⁺ of dynamic equations is better under different temperatures. The optimal temperature is 40℃, which conform Langmuir and Freundlich isotherm model. The maximum adsorption capacity is 3.785 mg/g. Component analysis showed that the content of FeO in lithium-slag decreases by 0.2% and that of Cr³⁺ and Cr⁶⁺ increases 0.2022% and 0.0309% respectively, which indicate that the adsorption of lithium-slag to acidic Cr⁶⁺ contains two effects of restoration and adsorption. FeO in lithium-slag acted as a reducing agent that reduces concentration of Cr⁶⁺. Cr³⁺ is removed from water with adsorption effect of lithium slag. The lithium-slag of adsorbing Cr⁶⁺ and cement are used as cementing material prepared into test piece which can meet class III of surface water and groundwater after conserved 3 months.

Key words: lithium-slag; Cr(VI); adsorption mechanism; industrial wastewater; Cr_i⁶⁺ removal

含铬废水主要是存在于冶金、电镀、印刷、钢铁制造、制革等工业的废水中, 含铬的工业废水只要进入环境, 就必然会对人类及各种动植物产生极大危害^[1]。目前, 处理含铬废水的常用方法有吸附法、电解还原法、离子交换法、还原-沉淀法、光催化法

等, 这些处理方法取得了较好的效果, 但是成本相对较高。有诸多学者采用廉价的材料处理含铬废水, 如粉煤灰吸附^[2]、稻草吸附^[3]、钢渣吸附^[4]等。粉煤灰、钢渣都是工业固体废弃物, 相比之下, 成本较低, 且能取得较好的效果。

收稿日期: 2014-11-23; 修回日期: 2015-04-20

基金项目: 新疆维吾尔自治区研究生科研创新项目(XJGR12014072); 土壤学新疆重点学科(XJ-201103)

作者简介: 董双快(1988-), 女, 贵州盘县人, 硕士研究生, 从事固体废弃物的综合利用研究。

通讯作者: 贾宏涛(1975-), 男, 陕西高陵人, 博士, 教授, 主要从事农业资源与环境相关教学与科研。

锂渣是炼制碳酸锂的过程中产生的副产品,比重 $2.4 \sim 2.5 \text{ g/cm}^3$,表面呈黄白色。经过干燥后呈粉末状,大多数呈玻璃状^[5-7],粒径较小,其多孔内表面积较大。由于其特殊的多孔结构,对液体的吸附能力较强^[8],这是磨细的钢渣和粉煤灰不具有的。另外,锂渣的化学成份与黏土质尤为相似,主要是 SiO_2 、 Al_2O_3 和少量的 CaO 等。其中 SiO_2 、 Al_2O_3 绝大多数是以无定形的 SiO_2 、 Al_2O_3 形式存在^[9-10]。因此,在碱性条件下可表现出火山灰活性,也有利于废水被处理后的排放。

目前,我国锂盐厂排放的锂渣已达几百万 t,占据大量土地,现在每年排放量达 80 万 t。这些锂渣若不及时处理,将会对其地下水、附近流域等水体造成污染、流域的淤塞,同时大量的扬尘也造成堆积其区域空气的污染。因此,探索锂渣资源化的方法将

是解决锂渣排放量大的一种行之有效的办法,而本文的研究为锂渣的应用和含铬(Cr^{6+})工业废水的治理开辟了道路。但若不对已吸附 Cr^{6+} 的锂渣处理进行处理,则会造成环境的二次污染。为此,将其与水泥作为胶凝材料成型水泥浆体,探索水泥浆体对其的固化作用,以达到彻底解决含铬(Cr^{6+})工业废水的治理和锂渣的应用。

1 试验仪器、材料及方法

1.1 试验材料

试验主要材料:蒸馏水、重铬酸钾($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)、铬溶液、二苯氨基脲, $0.45 \mu\text{m}$ 过滤膜,锂渣等。锂渣采用新疆锂盐厂烘干锂渣,其比表面积为 $400 \text{ m}^2/\text{kg}$,呈乳白色,采用 X 荧光光谱仪测定其化学成分如表 1 所示。

表 1 锂渣的主要化学成分

材料	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	FeO	CaO	MgO	SO_3	R_2O	P_2O_5	MnO	TiO_2	Cr^{3+}	Cr^{6+}
锂渣	58.54	19.34	1.03	0.43	7.34	0.73	6.28	0.43	0.16	3.65	1.01	0.0875	0.0039

1.2 试验方法

配置含 15 mg/L 铬模拟废水,通过加入 0.1 mol/L 的 NaOH 或 HCl 调节 pH 值为 10 个水平(pH = 2、3、3.5、4、5、6、7、8、9、10),每个水平或因素重复 3 次平行试验,锂渣的投加量为 0.5 g (经多次试验发现锂渣的投放量为 0.5 g 时吸附效果最佳^[12]),在室温为 25°C 的恒温振荡器(转速为 200 r/min)中振荡 1 h 后,静置 3 h,经 4000 r/min 离心 20 min,用移液管移取上清液 1 mL 于 50 mL 容量瓶中,加入 2.5 mL 二苯氨基脲显色剂定容,用可见分光光度计在 540 nm 处测其吸光度,从标准曲线上确定 Cr^{6+} 的浓度,根据下式计算吸附量与吸附率。在最佳 pH 值下,得出锂渣对 Cr^{6+} 的最大吸附量,然后进行温度为 5 个水平(25 、 30 、 40 、 50 、 60°C)条件下的吸附试验,测定其吸附量与吸附率。最后将吸附 Cr^{6+} 的锂渣烘干,在最佳工艺下处理后将其以 30% (质量分数)等质量代替水泥(P. O 42.5)成型净浆试块($40 \times 40 \times 40 \text{ mm}$),水胶比为 0.3(水胶比 = 蒸馏水的质量/(水泥的质量 + 锂渣的质量))。试件成型脱模后,将试件置于养护室(温度为 $(20 \pm 1)^\circ\text{C}$,湿度 $\geq 95\%$),养护至 1、3、5、7、9、12 个月后,再将锂渣浆体破碎至 $2 \sim 5 \text{ mm}$ 之间,取 50.0 g 置于 1.0 L 广口瓶中(带塞),加入 0.5 L 蒸馏水,拧紧瓶塞后固定于电热恒温振荡水槽中,在 $(20 \pm 1)^\circ\text{C}$ 和 150 ± 10 次/

min 的振动频率下振荡 8 h,静置 16 h 后。

Cr^{6+} 吸附量计算:

$$q_t = (C_0 - C_e)V/m \quad (1)$$

Cr^{6+} 去除率计算:

$$\beta = (C_0 - C_t)/C_0 \times 100\% \quad (2)$$

式中: q_t 为 Cr^{6+} 吸附量, mg/g ; C_0 为吸附前 Cr^{6+} 的浓度, mg/L ; C_e 为达到吸附平衡后 Cr^{6+} 的浓度, mg/L ; V 为铬酸钾溶液体积, L ; m 为吸附剂的质量, g 。

2 试验结果与分析

2.1 pH 值对锂渣吸附废水中 Cr^{6+} 的影响

利用 0.1 mol/L NaOH 溶液以及 0.1 mol/L HCl 溶液调节 Cr^{6+} 溶液的 pH 值, pH 值区间为 $2.0 \sim 10.0$, pH 值对 Cr^{6+} 吸附效果的影响见图 1。由图 1 可知,去除 Cr^{6+} 的最佳 pH 值范围是 $3.0 \sim 4.0$,并且随着 Cr^{6+} 逐渐被吸附,溶液的 pH 值高于 7。在 $\text{pH} \leq 6.0$ 时,溶液中的 Cr^{6+} 主要以 HCrO_4^- 的形式存在,吸附时只需要 1 个吸附位;当 $\text{pH} > 6.0$ 时, Cr^{6+} 主要以 CrO_4^{2-} 形式存在,吸附时需要 2 个吸附位。因此,酸性条件下 Cr^{6+} 的吸附效果较碱性环境下要好,结合本次试验,故在试验中建议 pH 选取为 $3.5 \sim 4.0$ 。

浓度对锂渣去除 Cr^{6+} 的影响见图 2,从图 2 可以看出,随着初始浓度的增加,其去除率从 96.4%

降至81.2%；当浓度大于15 mg/L时，其去除率开始变缓，去除率不到82%。因此，若将锂渣作为吸附剂去除 Cr^{6+} 时，必需进行二次或多次处理后方可达到排放标准。

2.2 温度对处理效果和吸附动力学的影响

2.2.1 温度对处理效果的影响 当pH值为3.5时，温度对 Cr^{6+} 吸附效果的影响见图3，从图3可以看出，在25~30℃时，去除率升高较快；当温度 $\leq 40^\circ\text{C}$ 时， Cr^{6+} 的去除率从61.7%上升到88.25%；当温度 $> 40^\circ\text{C}$ 时， Cr^{6+} 的去除率下降到40.3%；在40~50℃时，其去除率降低较快。因此，在条件允许的情况下，建议实验温度取40℃。

2.2.2 温度对吸附动力学的影响 在温度为25、30、40、50、60℃的条件下，锂渣对 Cr^{6+} 的吸附动力学过程以及曲线拟合见图4。从图4(a)可以看出，在温度小于40℃，当搅拌时间小于30min时，锂渣的去除量(q_t)随着时间的升高而增加，之后

趋于平衡；温度为40℃时，其去除量最大；当温度再升高时，其去除量为25℃~30℃时的去除量，此时，即使时间成倍增加，其去除量也无任何变化。

在不同温度下，分别采用颗粒内扩散模型^[12-13]、准一级速率方程^[14-15]、准二级速率方程^[16]对 Cr^{6+} 的吸附动力学曲线进行拟合(见图4b、4c、4d)，拟合曲线参数见表2。由图4b、4c、4d及表2可知，准一级速率方程的相关系数范围为0.8660~0.9572之间，而准二级速率方程的相关系数范围为0.8732~0.9761之间，说明准一、二级速率方程都能够很好地描述锂渣对 Cr^{6+} 的吸附过程。在温度小于40℃时，颗粒内扩散模型的相关系数范围为0.8287~0.8744之间，说明随着锂渣吸附过程逐渐达到饱和状态，其吸附数据开始有偏离拟合曲线之势，该模型不适合描述变化较大的吸附过程，当温度为50、60℃时，其相关系数分别为0.9322、0.9467，相关性较好，其吸附过程变化较小。

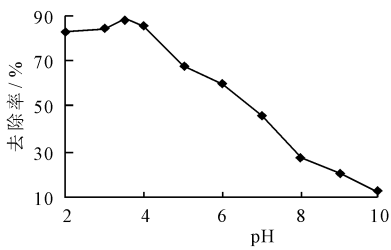


图1 pH的影响效果图

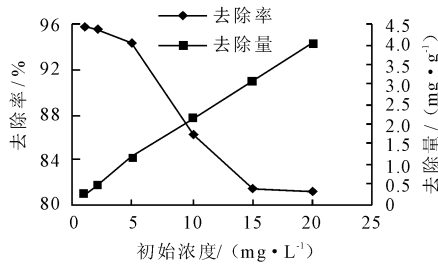


图2 pH=3.5时锂渣的去除率与去除量

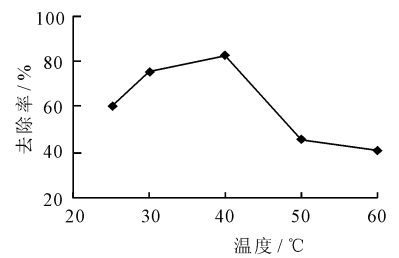


图3 温度对 Cr^{6+} 去除率的影响

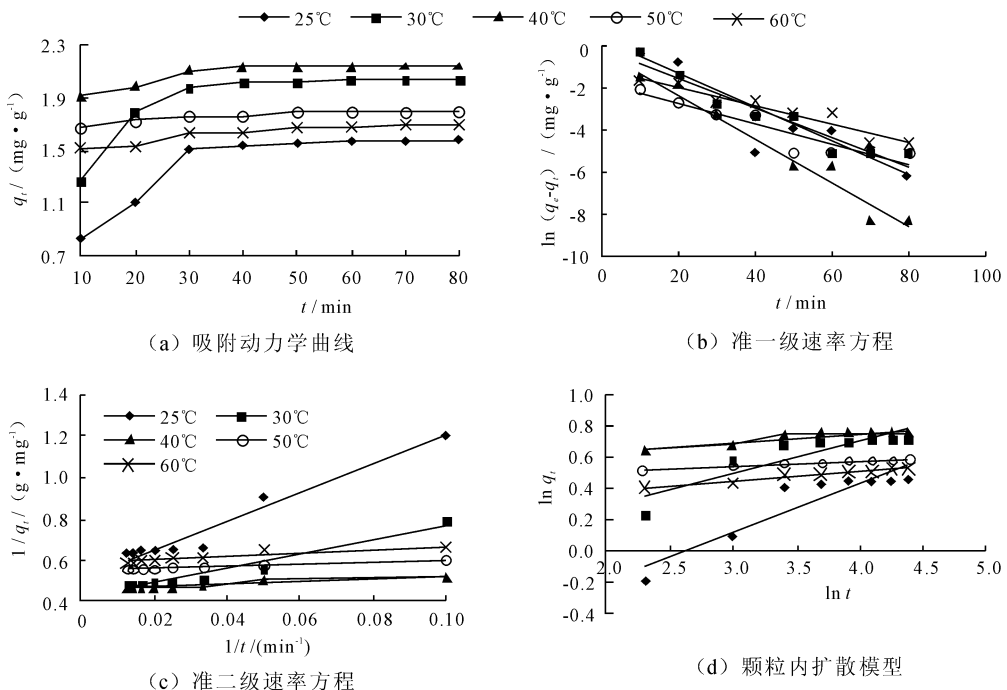


图4 不同温度下吸附动力学曲线拟合

2.2.3 Langmuir 与 Freundlich 吸附等温模型 用 Langmuir 吸附等温模型^[17]拟合的曲线见图 5,参数表见表 3。从参数表 3 知,锂渣的最大吸附量为

13.785 mg/g,相关系数为 0.9988,说明锂渣对 Cr⁶⁺ 的吸附过程符合 Langmuir 吸附等温模型,故属于单分子层的吸附方式。

表 2 不同温度下速率方程参数表

温度/ ℃	$q_{ea} /$ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	准一级速率方程			准二级速率方程			颗粒内扩散模型	
		$q_{e1} /$ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	$k_1 /$ min^{-1}	R^2	$q_{e2} /$ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	$k_2 /$ ($\text{g} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{mg}^{-1}$)	R^2	$k_p /$ ($\text{mg} \cdot \text{min}^{-0.5} \cdot \text{g}^{-1}$)	R^2
25	1.58	1.3882	0.0797	0.9509	1.96	0.0373	0.9598	0.4229	0.8460
30	2.05	0.9370	0.0710	0.9215	2.37	0.5145	0.9450	0.8811	0.8287
40	2.15	0.7875	0.1047	0.9572	2.19	0.6589	0.9134	1.6918	0.8744
50	1.80	0.1688	0.0482	0.8660	1.82	0.6110	0.9761	1.551	0.9322
60	1.71	0.3538	0.0443	0.9302	1.73	0.3875	0.8732	2.5772	0.9467

表 3 Langmuir 与 Freundlich 吸附等温模型参数表

吸附材料	Langmuir 吸附等温模型			Freundlich 吸附等温模型		
	$k_1 /$ ($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$)	$Q /$ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	R^2	$k_2 /$ ($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$)	$Q /$ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	R^2
锂渣	1.5993	13.785	0.9988	1.8552	0.2851	0.9784

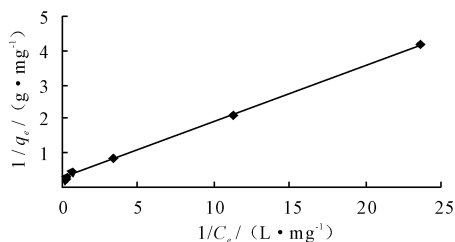


图 5 锂渣的 Langmuir 吸附等温模型

用 Freundlich 吸附等温模型^[17]拟合的曲线见图 6,参数表见表 3。从参数表 3 知,其相关系数 0.9784,这比 Langmuir 吸附等温模型的相关系数要小,但其精度都较高,说明锂渣对 Cr⁶⁺ 的吸附效果较好。

2.2.4 锂渣的吸附机理分析 锂渣具有较大内表面积的多孔结构,使其对水和铬离子都具有较好的吸附能力。另外,在锂渣中的 SO₃ 一般是以 CaSO₄ · 2H₂O 的形式存在,本身的孔隙率较大,故能够吸附铬离子到达去除的目的。但在 CaSO₄ · 2H₂O 成核的过程中会加速 SiO₂ 和 Al₂O₃ 的活性的发挥,加上锂渣中碱性

物质的水化,促使溶液中 pH 的提高,在还原剂的作用下将 Cr⁶⁺ 转化为 Cr³⁺,形成 Cr(OH)₃ 而被去除。

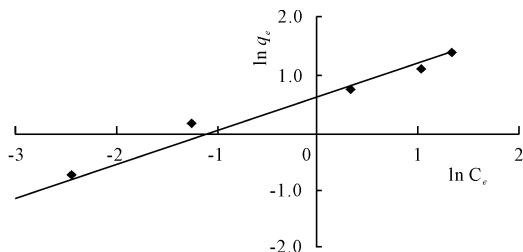


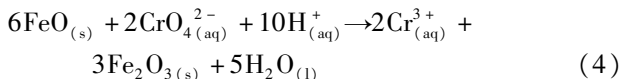
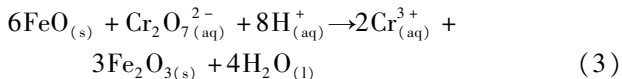
图 6 锂渣的 Freundlich 吸附等温模型

为了验证铬离子的去除是以 Cr⁶⁺ 还是 Cr³⁺ 的形式,本文采用 X 荧光光谱仪测定最佳吸附工艺情况下吸附 Cr⁶⁺ 后、干燥锂渣的化学成分,结果见表 4,对比表 1 和表 4 发现,Fe₂O₃ 的含量由去除前的 1.03% 增加了 0.32%,FeO 的含量由去除前的 0.43% 下降了 0.2%,Cr³⁺ 的含量由去除前的 0.0875% 提高了 0.2022%,Cr⁶⁺ 的含量由去除前的 0.0039% 也提高了 0.0309%。说明锂渣对酸性 Cr⁶⁺ 的吸附包含了还原与吸附两个作用。

表 4 吸附 Cr⁶⁺ 后锂渣的化学成分

吸附材料	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	FeO	CaO	MgO	SO ₃	R ₂ O	P ₂ O ₅	MnO	TiO ₂	Cr ³⁺	Cr ⁶⁺
锂渣	57.82	18.87	1.35	0.23	7.34	0.73	6.28	0.43	0.16	3.65	1.01	0.2897	0.0348

$\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Fe}_2\text{O}_3$ 、 O_2/OH^- 、 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}/\text{Cr}^{3+}$ 的标准电位分别为 0.215V、0.41V、1.33V,可以看出 O_2 的氧化能力较 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ 要小,其作用也较小。 $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Fe}_2\text{O}_3$ 与 O_2/OH^- 的标准电极电位相差 0.195V, $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Fe}_2\text{O}_3$ 与 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}/\text{Cr}^{3+}$ 的标准电极电位相差 1.115V,故溶液中的 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ (Cr^{6+}) 将 $\text{FeO}(\text{Fe}_3\text{O}_4)$ 氧化成 Fe_2O_3 。溶液中的 Cr^{6+} 和锂渣中的 FeO 反应可用(3)与(4)来表示:



从化学方程式(3)和(4)式也可以看出, Cr^{6+} 的去除必须在酸性的环境,锂渣中的 FeO 被氧化,从而降低了 Cr^{6+} 的浓度,并将其转化成无毒的 Cr^{3+} 。从化学吸附量和物理吸附量来看,物理吸附起着主导地位,与文献[11]的研究结论一致。但若单独采用二价铁离子(或二价铁离子含量较高时)作为吸附剂时,化学吸附将起着主导地位^[18-20]。

2.3 含铬锂渣固化后铬离子的溶出量研究

烘干在最佳工艺下处理后的锂渣,将其以 30% (质量分数)等质量代替水泥(P. O 42.5)成型净浆试块(40×40×40 mm),水胶比为 0.3。试件成型脱模后,将试件置于养护室(温度为(20±1)℃,湿度≥95%),养护至 1、3、5、7、9、12 个月,再测试铬离子的溶出量,结果见表 5。

表 5 水泥固化后铬离子的溶出量

养护时间/月	1	3	5	7	9	12
Cr^{6+} 浓度/(mg·kg ⁻¹)	0.075	0.054	0.048	0.034	0.025	0.018

表 5 是不同养护时间下,水泥-锂渣浆体的溶出量,从表可以看出,浆体在不同养护时间的溶出量较小,且随着养护时间的延长,溶出量从 0.22 降低到 0.05 mg/kg,当养护时间大于 3 个月时,铬离子的溶出量符合我国地表水Ⅲ类和地下水Ⅲ类的规定: $\text{Cr}(\text{VI})$ 的浓度≤0.05mg/L(GB3838-2002 适用于集中式生活饮用水水源;GB/T14848-1993 人体健康基准值)。

综上所述,处理后的锂渣含铬最大量为 13.785 mg/g,其比例较小,对锂渣性能的影响较小,故可在建筑材料等行业中使用,进而实现其固化的目的。

3 结 语

(1)去除 Cr^{6+} 的最佳 pH 值范围是 3.0~4.0,

并且随着 Cr^{6+} 逐渐被吸附,溶液的 pH 值逐渐升高,甚至高于 7.0。

(2)在不同温度下,颗粒内扩散模型、准一级速率方程、准二级速率方程对 Cr^{6+} 的吸附动力学方程的相关较好,以准一级速率方程、准二级速率方程拟合的方程最优。

(3)锂渣具有较大内表面积的多孔结构,使其对酸性 Cr^{6+} 的吸附是去除 Cr^{6+} 的因素之一,且符合 Langmuir 和 Freundlich 吸附等温模型,对酸性 Cr^{6+} 的最大吸附量为 13.785 mg/g。

(4)锂渣中 Fe_2O_3 的含量增加了 0.32%, FeO 的含量下降了 0.2%, Cr^{3+} 的含量提高了 0.2022%, Cr^{6+} 的含量也提高了 0.0309%。说明锂渣对酸性 Cr^{6+} 的吸附包含了还原与吸附两个作用。

(5)养护时间对水泥-锂渣浆体的溶出量影响较大,当养护时间大于 3 个月,其溶出量将满足我国地表水Ⅲ类和地下水Ⅲ类的规定。

参考文献:

- [1] David A Wright. Environmental Toxicology [M]. USA: Cambridge University Press, 2001.
- [2] 丁君. 利用粉煤灰处理模拟含铬废水的试验研究 [C]//中国环境科学学会, 2012 中国环境科学学会学术年会论文集(第三卷), 2012.
- [3] 黄色燕, 刘云凤, 曹威, 等. 改性稻草对 $\text{Cr}(\text{VI})$ 的吸附动力学[J]. 环境化学, 2013, 32(2): 240-248.
- [4] 杨慧芬, 傅平丰, 周枫. 钢渣颗粒对水中 $\text{Cr}(\text{VI})$ 的吸附于还原作用[J]. 过程工程学报, 2008, 8(3): 499-503.
- [5] 吴福飞. 环境及荷载对复掺锂渣钢渣混凝土氯离子渗透性能的影响[D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2013.
- [6] 胡昕, 庄强, 陈丹, 等. 锂渣合成 NaX 分子筛结构表征和吸附特性研究[J]. 高校化学工程学报, 2013, 27(4): 708-713.
- [7] 吴福飞, 侍克斌, 努尔开力·依孜特罗甫, 等. 锂渣复合钢渣高性能混凝土的氯离子渗透性能[J]. 新疆农业大学学报, 2012, 35(6): 499-503.
- [8] 范勇, 侍克斌. 水工高性能锂渣泵送混凝土的试验研究[J]. 中国农村水利水电, 2013(3): 119-122.
- [9] Wu Fufei, Shi Kebin, Dong Shuangkuai. Influence of concrete with lithium-slag and steel slag by early curing conditions[J]. Key Engineering Materials, 2014, 599: 52-55.
- [10] Wu Fufei, Shi Kebin, Dong Shuangkuai. Properties and microstructure of HPC with lithium-slag and fly ash[J]. Key Engineering Materials, 2014, 599: 70-73.
- [11] 董双快, 黄春萍, 桂洋, 等. 锂渣、钢渣对酸性 Cr^{6+} 的吸附因素分析[J]. 粉煤灰综合利用, 2014(1): 15-17+21.

- [6] 汪恕诚. 水环境承载力分析与调控[J]. 中国水利, 2001(11):9-12.
- [7] 贺瑞敏. 区域水环境承载力理论及评价方法研究[D]. 南京:河海大学,2007.
- [8] 李清龙,王路光,张焕祯,等. 水环境承载力理论研究与展望[J]. 地理与地理信息科学,2004,20(1):87-89.
- [9] 李川. 水环境承载力量化方法的研究进展[J]. 环境科学与管理,2008,33(8):66-69.
- [10] 周洋,周孝德,张新华. 区域水环境承载力评价系统平台构建与应用[J]. 四川大学学报(工程科学版), 2011,43(6):34-39.
- [11] Harris J M. Carrying capacity in Agriculture: Globe and regional issue [J]. Ecological Economics, 1999, 29(3): 443-461.
- [12] Rijberman. Different approaches to assessment of design and management of sustainable urban water system [J]. Environment Impact Assessment Review, 2000, 129(3): 333-345.
- [13] 龙腾锐,姜文超. 水资源(环境)承载力的研究进展[J]. 水科学进展, 2003,14(2):249-253.
- [14] 蒋晓辉,黄强,惠洪河,等. 陕西关中地区水环境承载力研究[J]. 环境科学学报,2001,21(3):312-317.
- [15] 汪彦博,王嵩峰,周培疆. 石家庄水环境承载力的系统动力学研究[J]. 环境科学与技术,2006,29(3):26-27.
- [16] 邢有凯,余红,肖杨,等. 基于向量模法的北京市水环境承载力评价[J]. 水资源保护,2008,24(4):1-3.
- [17] 李如忠,钱家忠,孙世群. 模糊随机优选模型在区域水环境承载力评价中的应用[J]. 中国农村水利水电, 2005(1):31-34.
- [18] 王俭,孙铁珩. 基于人工神经网络的区域水环境承载力评价模型及其应用[J]. 生态学杂志,2007,26(1): 139-144.
- [19] 秦克丽. 区域水环境承载力评价模型研究[J]. 灌溉排水学报,2010,29(1):86-89.
- [20] 杨钧婷,陈秋波,彭黎旭. 基于联合层次分析法和“模加和”法的海南水环境承载力评价[J]. 南水北调与水利科技,2013,11(3):47-51.
- [21] HJ/T2.3-93. 环境影响评价技术导则-地面水环境[S]. 1994.

(上接第104页)

- [12] 钟倩倩,岳钦艳,李倩,等. 改性麦草秸秆对活性艳红的吸附动力学研究[J]. 山东大学学报(工学版), 2011,41(1):133-139+150.
- [13] Wang Yu, Gao Baoyu, Yue Wenwen, et al. Adsorption kinetics of nitrate from aqueous solutions onto modified wheat residue[J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2007, 308(1): 1-5.
- [14] Özcan A Safa, Özcan Adnan. Adsorption of acid dyes from aqueous solutions onto acid-activated bentonite[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2004, 276(1): 39-46.
- [15] Xu Xing, Gao Baoyu, Wang Wenyi, et al. Adsorption of phosphate from aqueous solutions onto modified wheat residue: Characteristics, kinetic and column studies [J]. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, 2009, 70(1): 46-52.
- [16] Khaled A, Nemr A E, El-Sikaily A, et al. Removal of direct N blue-106 from artificial textile dye effluent using activated carbon from orange peel: Adsorption isotherm and kinetic studies[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 165(1-3): 100-110.
- [17] Hasany S M, Chaudhary M H. Sorption potential of hare river sand for the remove of antimony from acidic aqueous solution [J]. Applied Radiation and Isotopes, 1996, 47(4): 467-471.
- [18] 冯丽,葛小鹏,王东升,等. pH值对纳米零价铁吸附降解2,4-二氯苯酚的影响[J]. 环境科学,2012,33(1):94-103.
- [19] 徐佳丽. 蒙脱石负载纳米零价铁对水溶液中铀的去除研究[D]. 武汉:中国地质大学,2014.
- [20] 袁土贵. 纳米零价铁处理含铀废水的研究[D]. 广州:广州大学,2013.