

针铁矿及其前体吸附亚砷酸根离子的反应 及预处理方法的影响

叶 瑛, 季珊珊, 邬黛黛, 李 俊, 张维睿

(浙江大学 地球科学系, 浙江 杭州 310027)

摘要: 观察了针铁矿及其前体对溶液中亚砷酸根离子的吸附过程和吸附性能。3 种吸附剂分别为氢氧化铁凝胶、经微波真空干燥的凝胶和 80 °C 烘干的凝胶, 它们均转变成了针铁矿。氢氧化铁凝胶与亚砷酸钠溶液混和后, 溶液的 pH 值在 6 min 内从 9.71 上升到 10.36, 原因是亚砷酸根离子置换了针铁矿和氢氧化铁中的氢氧根; 40 min 后开始持续下降, 和亚砷酸根离子与吸附剂之间的缩合反应有关。pH 值的转折点并不意味着吸附反应的结束, 但代表了反应类型的转变。这两种类型的反应受温度和气体溶解组分的影响不大。吸附剂经超声波处理后, 改善了其在介质中的分散性, 吸附效率因此普遍提高, 但也造成了固体微粒难以分离的问题。经真空微波处理的凝胶对砷阴离子的吸附率优于另外两种吸附剂, 去除率分别提高了 53.18% 和 17.22%。其主要原因可能是凝胶中的水分子在微波辐射场作用下的高频振动, 使其内部在干燥脱水过程中保持了较高的孔隙度; 此外, 吸附剂的表面活性在微波处理过程中亦有可能得到了改善。

关键词: 针铁矿; $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 凝胶; 吸附性能; 亚砷酸根

中图分类号: P578.4⁺ 97; O647.3

文献标识码: A

文章编号: 1000-6524(2005)06-0551-05

The absorption reaction of goethite and its precursors on arsenite and the impact of pre-processing methods

YE Ying, JI Shan_shan, WU Dai_dai, LI Jun and ZHANG Wei_rui

(Department of Earth Science, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China)

Abstract: The absorption reactions of goethite and its precursors on arsenite were studied. The three absorbent types were $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gel and two goethites, in which the $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gel had been dried in a microwave oven under the vacuum condition and at 80 °C. It was found that, due to the replacement of OH^- by arsenite in goethite and $\text{Fe}(\text{OH})_3$, pH changed from 9.71 to 10.36 6 minutes after the $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gel was mixed with NaAsO_2 solution. At 40 minutes after the start of the reaction, pH decreased, which was caused by the condensation reaction between the arsenite and the absorbent. The decline in pH values did not indicate the end of the absorption, but was an indication of a change in the reaction type. Temperatures and dissolved gas had little effect on these two types of reactions. The total absorption of arsenite increased after the absorbent had been irradiated with ultrasound, which also caused difficulty in separating the solids from the solution. The absorption capacity for arsenite of $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gel dried in a microwave oven under vacuum was 53.18% and 17.22% better than that of $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gel and gel dried at 80 °C, respectively. The reasons for such phenomena might be that the water molecules in the gel vibrated with high frequency under the action of microwave irradiation, thereby producing higher porosity and improving surface activity.

Key words: goethite; $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gel; adsorption capability; arsenite

砷阴离子对环境的危害已引起人们的重视。砷阴离子的污染主要来自含砷地质体的风化。在自然界中广泛存在砷阴离子污染。世界各地不断有关于饮用砷污染水而导致中毒的报道, 包括: 亚洲的印度、孟加拉国、越南、泰国, 中国的台湾、

收稿日期: 2005-06-10

基金项目: IFS(International Foundation for Science) 资助项目(W/3787_1)

作者简介: 叶 瑛(1957-), 男, 博士, 教授, 主要从事矿物材料研究, E_mail: gsyeying@zju.edu.cn。

新疆、陕西、内蒙古,南美的阿根廷、智利、巴西、墨西哥,欧洲的德国、西班牙、英国及北美的加拿大和美国(庄金陵, 2003; 张晓红等, 1999; Yokota *et al.*, 2001)。砷污染对人体的危害主要是至癌和致畸作用,其中三价砷毒性更强。

目前国内外主要采用化学吸附、中和沉淀、絮凝沉淀和反渗透等方法治理砷污染(Borho, *et al.*, 1996; 汉景泰等, 2000; Meng *et al.*, 2001; 邱立萍等, 2002; Nikolaidis, *et al.*, 2003; Kim, *et al.*, 2003)。这些方法各有优缺点,就总体而言,吸附-沉淀法操作简便,成本较低,但在处理效果和废渣处置方面仍有待改进;反渗透法的设备投资大,运行费用亦很高。对于发展中国家和地区,尤其是人口居住分散的边远地区来说,采用吸附-沉淀法治理砷污染具有现实意义。

在砷阴离子的各类吸附剂中,铁的氧化物和氢氧化物最受关注,一方面是因为它们易于制备且价格低廉,另外,不同的研究结果证实了它们对 As 阴离子的吸附效果(Pierce *et al.*, 1982; Reed *et al.*, 2000)。氢氧化铁凝胶虽然吸附效果优良,但在吸附后难以从水体中分离去除,目前已较少使用。许多研究者把注意力转向结晶态的铁矿物,如赤铁矿和针铁矿(Garcia-Sanchez *et al.*, 1999; Lenoble *et al.*, 2002),因为这些矿物微粒很硬,在吸附反应后很容易将之从处理后的液体中分离出来。前人系统研究了条件参数对吸附反应的影响,包括 pH、吸附剂用量、反应时间、砷溶液浓度和干扰性组分浓度等影响因素(Zhang *et al.*, 2004)。本次工作侧重于吸附反应的机理以及溶解气体对反应的影响,采用了不同的预处理技术,如微波干燥和超声波处理,对比了这些方法对针铁矿及其前体吸附 As 阴离子能力的影响。据报道,地下水中的砷主要呈 As(III) 阴离子存在(高存荣, 1999),因此本文采用亚砷酸钠溶液配制模拟受污染的地下水。为能观测到吸附反应过程中溶液 pH 值的变化,夸大了模拟溶液中 As 阴离子的浓度。

1 材料与实验

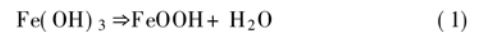
1.1 仪器与试剂

溶液中 As(III) 的浓度用等离子质谱(ICP-MS)测定。所用仪器为美国热电公司生产的 PQ3 型电感耦合等离子体质谱仪。采用上海精密科学仪器有限公司雷磁仪器厂的 pH S-3C 型精密 pH_mV 计检测反应过程中 pH 值的变化,使用前按要求进行了必要的标定与校正。反应结束后采用上海安亭科学仪器有限公司的 TDL5_A 型离心机将固液两相分离。部分样品在吸附反应前用昆山超声波仪器有限公司 KQ118 型超声波清洗仪处理,使其分散均匀。所用试剂均为分析纯。

1.2 吸附剂的制备与预处理

吸附剂的制备参考了 Rietra 等人(2000)的方法。取 500 mL 1 M 浓度的 $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3$ 溶液,用 2 M 浓度的 NaOH 溶液滴定至 pH 等于 7,悬浮液在 60 °C 老化 1 d,离心清洗后得到氢

氧化铁凝胶。用于吸附实验的 3 种样品分别按以下方法进行前处理:氢氧化铁凝胶在 80 °C 温度下烘干,得到针铁矿,记为 GT_1;将氢氧化铁凝胶置于密闭玻璃容器中,在抽真空的同时,用格兰仕 WP700_21 型微波炉中档火力处理 30 min,得到半干态氢氧化铁凝胶,记为 GT_2;离心处理得到的氢氧化铁凝胶直接用于吸附实验,记为 GT_3。GT_2 和 GT_3 的含水率用平行样品称重,80 °C 烘干后测出,据此计算用于吸附实验的样品的准确质量。 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 可以看作是针铁矿的前体,它在干燥脱水后即转变成 FeOOH 。在自然界 FeOOH 可以呈多种结晶形式存在,如针铁矿($\alpha\text{-FeOOH}$)、四方纤铁矿($\beta\text{-FeOOH}$)和纤铁矿($\gamma\text{-FeOOH}$),其中最常见的是针铁矿(孙振亚等, 2003)。氢氧化铁凝胶转变为针铁矿的反应为:



1.3 样品的 X 射线衍射分析

利用日本理学 Rigaku D/max 2550 衍射仪对样品进行了衍射分析,获得了扫描范围 2θ 为 3~70° 的衍射数据。测试条件为:管压 40 kV,管流 300 mA, Cu 靶 $k\alpha$ 线,波长 $\lambda = 1.54056 \text{ \AA}$ 。衍射线束置石墨单色器除去 $K\alpha$ 辐射,防发散狭缝 $DS = 0.1$,接收狭缝 $RS = 0.3$,梭拉狭缝 $SS = 0.1 \text{ mm}$,扫描速度 $20^\circ/\text{min}$,步长 0.02° ,连续扫描。

1.4 样品的扫描电镜观察

采用扫描电镜观察了常规干燥样品(GT_1)和真空微波干燥样品(GT_2)的显微结构特征,扫描电镜型号为 JEOL JSM_5510LV。观测前未作镀膜处理,将新鲜断面朝上,用石墨导电双面胶将样品固定在样品托上。

1.5 吸附实验

(1) 亚砷酸钠溶液的配制

亚砷酸钠溶液按以下步骤配制:用电子天平称取 107 mg 的 NaOH,置于烧杯中,加 100 mL 去离子水,搅拌至完全溶解,在电炉上加热至约 60 °C;称取 264 mg As_2O_3 ,加入上述烧杯中,边加热,边搅拌,直至全溶;冷却至室温后,将溶液移入 1 000 mL 容量瓶中,并稀释至刻度,摇匀。此溶液 As 浓度为 200 mg/L。

(2) 氢氧化铁凝胶吸附 As(III) 时 pH 值的变化

量取 150 mL 砷浓度为 200 mg/L 的亚砷酸钠溶液,置入烧杯中并称量;将称取的 GT_3 投加到该溶液中;在磁力搅拌仪匀速搅拌的情况下,用 pH 计测定并记录不同反应时间的溶液 pH 值,720 min 后离心处理后得到清液,记为 GT_3_pH_1;一个平行实验在吸附反应进行 10 min 后离心处理,得到的清液记为 GT_3_pH_2;另一平行实验是 GT_3 与加热至 90 °C 的亚砷酸钠溶液反应 10 min 后离心处理,得到的清液记为 GT_3_pH_T。

(3) 针铁矿与氢氧化铁凝胶在室温下对 As(III) 的吸附

吸附实验分两组进行:第 1 组样品与 150 mL As(III) 浓度为 200 mg/L 的亚砷酸钠溶液混和,置入玻璃瓶中,摇匀后在振荡器上振荡 12 h,离心处理后得到清液,记为 GT_1_As、GT_2_As 和 GT_3_As。第 2 组样品与 150 mL As(III) 浓度为

200 mg/L 的亚砷酸钠溶液混和后, 使用超声波清洗仪处理 10 min, 使样品在溶液中分散均匀, 静置 12 h 后离心处理, 清液记为 GT_1_{AsU}、GT_2_{AsU} 和 GT_3_{AsU}。

2 结果与讨论

2.1 样品的 X 射线衍射特征

图 1 是不同预处理方法得到的吸附剂的 XRD 衍射, 其中 A 是氢氧化铁凝胶经 80 °C 烘干后产物(GT_1), B 是凝胶经过真空微波干燥的产物(GT_2)。就衍射峰的强度而言, GT_1 明显强于 GT_2, 显示 80 °C 温度下的常规烘干使 GT_1 产生了结晶。两种吸附剂的 XRD 衍射峰基本一致, 说明它们有相同的物相组成。经检索, 两种吸附剂中的主要矿物均为铁的氢氧化物(卡片号 76_0182), 参考分子式为: Fe_{1.833}(OH)_{0.5}O_{2.5}, 其特征性衍射峰包括: (012) 峰(3.69 Å)、(104) 峰(2.70 Å)、(110) 峰(2.52 Å)、(113) 峰(2.20 Å)、(024) 峰(1.84 Å)、(116) 峰(1.69 Å)、(214) 峰(1.49 Å) 和(300) 峰(1.45 Å)。次要矿物为针铁矿(卡片号 76_0182), 特征性衍射峰包括: (110) 峰(4.18 Å)、(130) 峰(2.69 Å) 和(111) 峰(2.45 Å)。

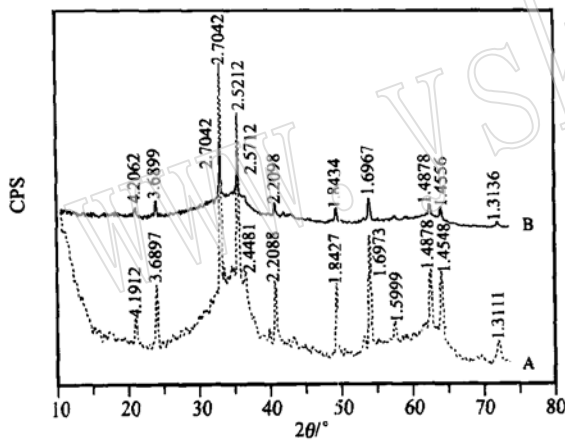
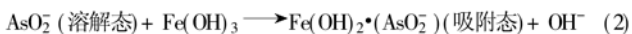


图 1 不同预处理方法得到的吸附剂的 XRD 曲线
Fig. 1 XRD patterns of different adsorbents

2.2 吸附过程中 pH 值的变化与吸附反应性质

图 2 是氢氧化铁凝胶吸附亚砷酸根离子时 pH 值随时间的变化曲线。加入吸附剂前亚砷酸钠溶液的 pH 值为 9.71, 加入氢氧化铁凝胶后, 体系的 pH 值变化大致可分为 3 个阶段, 0~ 6 min 为第 1 阶段, pH 值从 9.71 快速上升到 10.36 (图 2 右上); 7~ 40 min 为第 2 阶段, pH 值变化不大, 介于 10.36~ 10.34 之间; 40 min 后为第 3 阶段, 溶液的 pH 值呈单边下降趋势, 至 720 min 时降至 9.19。

溶液中 pH 值的变化直接反映了吸附剂与阴离子之间的相互作用。把氢氧化铁凝胶加入到亚砷酸钠溶液后, 溶液的 pH 值迅速上升, 说明固相中的 OH⁻ 进入了液相:



(2) 式表达的反应可以看作是一种置换反应, 即溶液中的亚砷酸根取代了氢氧化铁凝胶中的氢氧根。朱立军等(1997) 通过 XPS 的观察, 发现针铁矿吸附砷阴离子时, 在针铁矿表面形成了表面络合物。这种产物可能是 Fe—O—AsO(OH)—O—Fe 和 Fe—O—As(OH)—O—Fe(Farquhar *et al.*, 2002), 这进一步说明亚砷酸根离子在 Fe—O—OH 表面的结合形式和氢氧根离子类似。

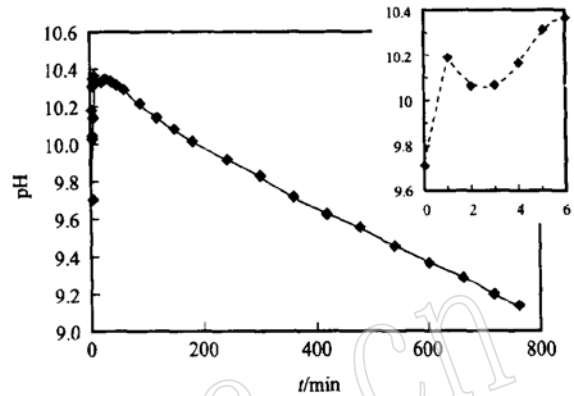


图 2 氢氧化铁凝胶吸附与亚砷酸钠溶液反应过程中的 pH 值变化

Fig. 2 pH variation during the reaction between ferric hydroxide and arsenite

溶液的 pH 值在第 7 min 达到 10.38, 至第 40 min 时仍保持在 10.34。这一阶段溶液的 pH 值基本稳定, 指示氢氧化铁凝胶对亚砷酸根离子的吸附达到动态平衡。铁的氧化物-氢氧化物对砷阴离子的吸附一般都在 30~ 40 min 达到平衡(Reed *et al.*, 2000, Zhang, *et al.*, 2004), 具有一定普遍性。在第 40 min 后溶液 pH 值呈单边下降趋势, 从第 40 min 的 10.34 降至第 720 min 的 9.13 (见图 2)。笔者曾发现双金属氧化物在吸附重铬酸根阴离子反应的后期 pH 值缓慢下降, 并认为与溶解 CO₂ 的干扰有关(叶瑛等, 2005)。从表 1 列出的氢氧化铁凝胶(GT_3) 吸附亚砷酸根的数据来看, 敞开环境(GT_3_{pH_1}) 和隔绝空气(GT_3_{As} 和 GT_3_{AsU}) 时的去除率相差不大, 前者略优于后者, 这表明溶解 CO₂ 对(2) 式表达的反应无明显影响。对比反应进行到 10 min(GT_3_{pH_2}) 和 12 h(GT_3_{pH_1}) 的去除率与 pH 值, 可以看出图 1 中 pH 值的转折点并不代表吸附反应的结束, 此时的去除率远低于 12 min 的平行样品(GT_3_{pH_1}), 这说明除(2) 式外, 体系中还存在其他反应。对比同为 10 min 的室温(GT_3_{pH_2}) 和 90 °C(GT_3_{pH_2}) 的数据, 显示加热对反应影响不大。由于加热可以使气体的溶解度降低, 气体溶解组分对(2) 式代表的反应影响不大。

溶液 pH 值在 40 min 后持续降低可能和以下反应有关:



在以上反应中, As 的配位数从 2 增加为 3, 并释放出 H⁺, 导致溶液的 pH 值降低。反应过程中 As 的价态未发生变化, 因

表1 针铁矿及其前体吸附 As(III) 阴离子的实验结果

Table 1 Absorption experimental result of goethite and its precursor on As(III) anion

样品号	反应条件	$C_e / \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$Q_e / \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	去除率 / %	pH
GT_3_pH_1	室温, 敞开, 12 h	69.40	150.69	65.30	9.19
GT_3_pH_2	室温, 敞开, 10 min	105.40	109.15	47.30	10.04
GT_3_pH_T	90 °C, 敞开, 10 min	107.10	107.19	46.45	9.99
GT_3_As	室温, 密闭, 12 h	78.60	140.17	60.70	9.49
GT_3_AsU	室温, 密闭, 12 h	73.60	145.94	63.20	9.56
GT_1_As	室温, 密闭, 12 h	107.10	69.68	46.45	9.47
GT_1_AsU	室温, 密闭, 12 h	101.80	73.65	49.10	9.43
GT_2_As	室温, 密闭, 12 h	57.70	128.34	71.15	9.79
GT_2_AsU	室温, 密闭, 12 h	40.70	143.68	79.65	9.83

此(3)式并非氧化还原反应,可以看作是缩合反应。

从图2所示的pH值变化可以认为,(2)式反应速度快,在6 min时即达到平衡,而(3)式速度缓慢,持续时间长,在12 h尚未平衡。

2.3 预处理方法对吸附性能的影响

表1列出了针铁矿及其前体吸附 As(III) 阴离子的实验结果。表中 C_e 为平衡时液相中 As 浓度, Q_e 为平衡时固相中 As 浓度,去除率直接反映了被固相吸附的 As(III) 的比例。对比有关数据可以看出,不管样品性质如何,经过超声波处理后样品对 As(III) 阴离子的吸附率普遍提高。其中 GT_1 经超声波处理后对 As 的去除率上升了 2.65%, GT_2 上升了 8.5%, GT_3 上升了 2.5%。吸附剂经超声波处理后性能提高无疑是因为改善了它在水介质中的分散性,即原先团聚在一起的大颗粒经高频振动的水分子撞击,形成粒度细小、均匀的悬浮液。但由此带来的负面影响也是显而易见的,悬浮液中的固体微粒难以分离,因此在吸附反应后需使用高速离心机或加入絮凝剂,这将导致水处理成本大幅上升。

在样品中,GT_2 是经过真空微波干燥的氢氧化铁凝胶,它对溶液中 As(III) 阴离子的去除率比 80 °C 烘干的凝胶高,其中 GT_2_As 比 GT_1_As 高 24.7%,而 GT_2_AsU 比 GT_1_AsU 高 30.55%;它对溶液中 As(III) 阴离子的去除率也高于未经干燥的氢氧化铁凝胶,其中 GT_2_As 比 GT_3_As 高 10.45%,而 GT_2_AsU 比 GT_3_AsU 高 16.45%。

在扫描电镜下观察了微波干燥和 80 °C 烘干样品的显微结构。图3左是样品 GT_1 的结构,可以看到其内部结构十分致密,分辨不出单体颗粒,而是彼此紧密团聚在一起。图3右是样品 GT_2 的结构,内部结构疏松,大小不等的固体颗粒彼此分离。

在化学合成领域,微波辐射被用来提高反应速率,诱发和催化某些化学反应并改变反应条件(夏祖学等,2004)。经微波处理后的吸附剂性能大幅提高目前未见文献报道,这可能和微波辐射的热效应(Thermal effects)及非热效应(Non-thermal effects)有关。在微波辐射场的作用下,样品中的水分子发生高频振动并被真空负压带走,使凝胶内部在干燥脱水

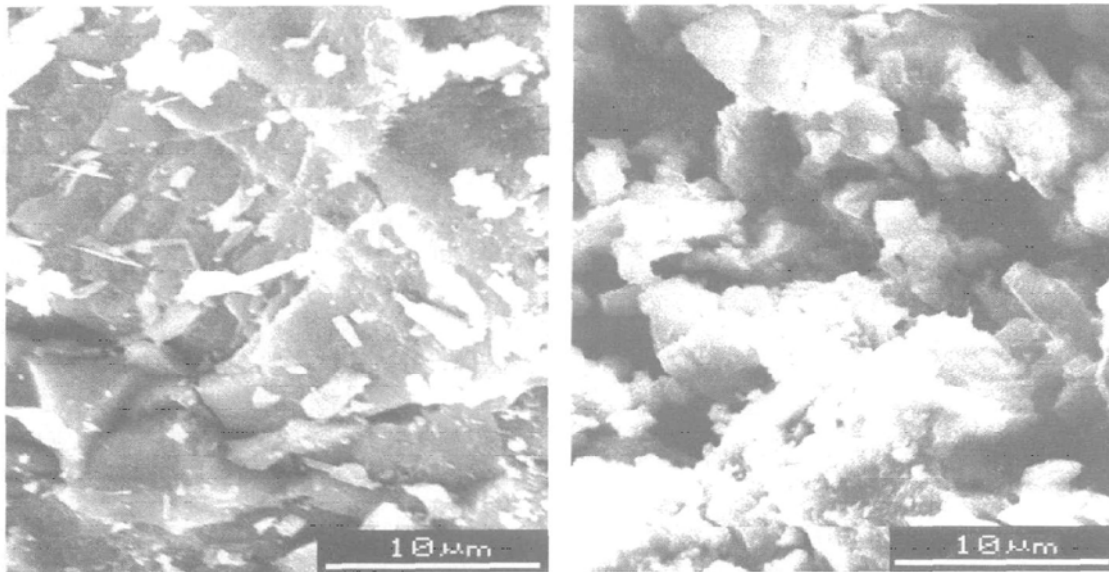


图3 扫描电镜下样品 GT_1 和 GT_2 的显微结构

Fig. 3 Micro_structure of 80 °C air-dried (GT_1, left) and vacuum_microwave dried (GT_2, right) adsorbent under SEM

过程中保持了较高的孔隙度此外, 吸附剂的表面活性在微波作用下亦有可能得到改善。

3 结论

(1) 根据溶液 pH 值的变化, 针铁矿、氢氧化铁凝胶吸附 As(III) 阴离子的反应可分为 3 个阶段: 第 0~6 min pH 值快速上升, 原因是砷阴离子置换了针铁矿、氢氧化铁中的氢氧根; 第 7~40 min pH 值基本稳定, 吸附反应达到动态平衡; 40 min 后 pH 值持续降低, 和砷阴离子与吸附剂之间的缩合反应有关。

(2) 加热和隔绝空气对吸附反应影响不大, 吸附反应基本不受气体溶解组分的影响。

(3) 针铁矿及其前体经超声波处理后改善了吸附剂在水介质中的分散性, 因此增强了它们对砷阴离子的吸附率, 但同时也造成悬浮液中的固体微粒难以分离, 因此不宜采用;

(4) 微波真空干燥技术处理氢氧化铁凝胶大幅提高了其对 As(III) 阴离子的吸附能力, 在吸附剂制备领域具有一定应用前景。

Reference

- Borho M and Wilder P. 1996. Optimized Removal of Arsenate(III) by Adaptation of Oxidation and Precipitation Processes to the Filtration Step [J]. *Water Science Technology*, 34(9): 25~31.
- Farquhar M L, Charnock J M, Livens F R, *et al.* 2002. Mechanisms of arsenic uptake from aqueous solution by interaction with goethite, lipidocroite, mackinawite, and pyrite: an X-ray absorption spectroscopy study [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 36(8): 1757~1762.
- Gao Cunrong. 1999. Research on the mechanism of Arsenic pollution in groundwater in the Hetao Plain, Inner Mongolia, China [J]. *The Chinese Journal of Geological Hazard and Control*, 10(2): 25~32 (in Chinese).
- Garcia_Sanchez A, Alastuey A and Querol X. 1999. Heavy metal adsorption by different minerals: application to the remediation of polluted soils [J]. *Sci. Total Environ.*, 242(1~3): 179~188.
- Han Jingtai and Fyfe W S. 2000. Removal of Arsenic Pollution in Water by Iron Sulfide Mineral [J]. *Chinese Science Bulletin*, 45(10): 1100~1104 (in Chinese).
- Kim J, Benjamin M M, Kwan P, *et al.* 2003. A Novel Ion Exchange Process as As Removal [J]. *American Water Works Association Journal*, 95(3): 77~85.
- Lenoble V, Bouras O, Deluchat V, *et al.* 2002. Arsenic adsorption onto pillared clays and iron oxides [J]. *J. Colloid Interface Sci.*, 255(1): 52~58.
- Meng X G, Korfiatis G P, Christodoulatos C, *et al.* 2001. Treatment of arsenic in Bangladesh well water using a household co-precipitation and filtration system [J]. *Water Research*, 35: 2805~2810.
- Nikolaidis N P, Dobbs G M, Lackovic J, *et al.* 2003. Arsenic Removal by Zero-valent iron: field, laboratory and modeling studies [J]. *Water Research*, 37: 1417~1425.
- Pierce M L and Moore C B. 1982. Adsorption of Arsenite on amorphous iron hydroxide from dilute aqueous solution [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 14: 21~26.
- Qiu Liping and Mo Xiaodan. 2002. Study on the Industrial Application of Arsenic Pollution Treatment [J]. *Industrial Water Treatment*, 22(9): 29~31 (in Chinese).
- Reed B E, Vaughan R and Jiang L Q. 2000. As(III), As(V), Hg and Pb removal by Fe₂O₃ impregnated activated carbon [J]. *J. Environ. Eng.*, 126(9): 869~873.
- Rietra R P J J, Hiemstra T and van Riemsdijk W H. 2000. Electrolyte anion affinity and its effect on oxyanion adsorption on goethite [J]. *J. of Colloid Interface Sci.*, 229: 199~206.
- Sun Zhenya, Zhu Chunshui, Chen Hesheng, *et al.* 2003. A Comparative study of the adsorption of chromium on five different types of FeOOH [J]. *Acta Petrologica et Mineralogica*, 22(4): 352~354 (in Chinese with English abstract).
- Xia Zuxue, Liu Changjun, Yan Liping, *et al.* 2004. Progress in microwave chemistry research and applications [J]. *Chemical Research and Application*, 16(4): 441~444 (in Chinese).
- Ye Ying, Yang Shuaijie, Zheng Libo, *et al.* 2005. Comparison and discussion on the adsorption capacity of several compounds with layered structure [J]. *Journal of Inorganic Materials*, 19(6): 1379~1385 (in Chinese).
- Yokota H, Tanabe K, Sezaki M, *et al.* 2001. Arsenic contamination of ground and pond water and water purification system using pond water in Bangladesh [J]. *Engineering Geology*, 60: 323~331.
- Zhang W, Singh P, Paling E, *et al.* 2004. Arsenic removal from contaminated water by natural iron ores [J]. *Minerals Engineering*, 17: 517~524.
- Zhang Xiaohong and Chen Min. 1999. World most serious Arsenic pollution taking place in West Bengal, India [J]. *Environment Herald*, 1: 39 (in Chinese).
- Zhuang Jinling. 2003. Worldwide underground water pollution by arsenic [J]. *Mineral Resources and Geology*, 17(2): 177~178 (in Chinese).
- Zhu Lijun, Fu Pingqiu and Wan Guojiang. 1997. Surface chemistry and adsorption mechanism of iron oxide minerals from the laterite developed on the carbonate rock [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 17(2): 174~178 (in Chinese).

附中文参考文献

- 高存荣. 1999. 河套平原地下水砷污染机理的探讨 [J]. *中国地质灾害与防治学报*, 10(2): 25~32.
- 汉景泰, Fyfe W S. 2000. 硫化铁矿物处理水体砷污染 [J]. *科学通报*, 45(10): 1100~1104.
- 邱立萍, 莫晓丹. 2002. 砷污染处理的工业应用研究 [J]. *工业水处理*, 22(9): 29~31.
- 孙振亚, 祝春秋, 陈和生, 等. 2003. 几种不同类型的 FeOOH 吸附水溶液中铬离子研究 [J]. *岩石矿物学杂志*, 22(4): 352~354.
- 夏祖学, 刘长军, 闫丽萍, 等. 2004. 微波化学的应用研究进展 [J]. *化学研究与应用*, 16(4): 441~444.
- 叶 瑛, 杨帅杰, 郑丽波, 等. 2005. 几种层状化合物对六价铬吸附性能的对比与讨论 [J]. *无机材料学报*, 19(6): 1379~1385.
- 张晓红, 陈 敏. 1999. 印度西孟加拉州发生全球最严重的砷污染 [J]. *环境导报*, 1: 39.
- 庄金陵. 2003. 砷对世界地下水源的污染 [J]. *矿产与地质*, 17(2): 177~178.
- 朱立军, 傅平秋, 万国江. 1997. 碳酸盐岩红土中氧化铁矿物表面化学特征及其吸附机理研究 [J]. *环境科学学报*, 17(2): 174~178.