

·环境矿物学·

Fe(Ⅱ)/针铁矿复合系统对水中橙黄 G 的吸附-还原脱色研究

赵 丹, 肖丹玲, 何广平, 吴宏海

(华南师范大学 化学与环境学院, 广东 广州 510006)

摘 要: 系统研究了 Fe(Ⅱ)/针铁矿复合系统对偶氮染料橙黄 G (简称 OG) 的吸附-还原脱色机理, 重点考察了反应条件 pH 值、Fe(Ⅱ) 与 OG 摩尔比对 OG 还原脱色效果的影响。研究表明, 矿物表面结合态 Fe(Ⅱ) 能够有效提高还原脱色反应速率; OG 脱色反应非常符合准一级反应动力学方程, 速率常数(k) 随 pH 值的升高、亚铁离子吸附量的增加而显著增大; 当 OG 初始浓度为 50 mg/L、Fe(Ⅱ) 与 OG 的摩尔比为 27.0 时, Fe(Ⅱ)/针铁矿复合系统对 OG 的去除脱色率在弱碱性条件下 1 h 内可达到 100%。该系统对 OG 去除脱色的高效性是界面吸附与还原协同作用的结果。该研究可为有效应用 Fe(Ⅱ)/针铁矿复合系统在缺氧环境中的污染修复提供理论指导。

关键词: 针铁矿; 表面结合态 Fe(Ⅱ); 橙黄 G; 还原脱色

中图分类号: P579; P578.4⁺97

文献标识码: A

文章编号: 1000-6524(2015)01-0097-06

A study of the adsorptive and reductive decolorization of the azo dye orange-colored G in aqueous solution by the Fe(Ⅱ)/goethite complexe system

ZHAO Dan, XIAO Dan-ling, HE Guang-ping and WU Hong-hai

(School of Chemistry and Environment, South China Normal University, Guangzhou 510006, China)

Abstract: In this study, the adsorptive and reductive mechanisms for decolorization of orange-colored G (OG) by Fe(Ⅱ)/goethite interfacial complex system were systematically investigated. The examined focuses were placed on the effects of pH values, and molar ratios of Fe(Ⅱ)/OG on the OG decolorization. The results show that surface-bonded Fe(Ⅱ) on goethite can effectively improve the rate of reductive decolorization. The reactions over the Fe(Ⅱ)/goethite complex system can be described well by the pseudo first-order kinetics. The increases in the solution pH and the capacity of absorbed Fe(Ⅱ) enhance the reaction rate of OG removal. Moreover, OG removal efficiency can reach 100% within 1 h in the presence of Fe(Ⅱ)/goethite complex system under basic medium condition where the Fe(Ⅱ)/OG ratio is 27.0 and the OG initial concentration is 50 mg/L. The efficient removal of OG is resultant from the synergistic effect of adsorption and reduction. The results achieved by the authors provide the theoretical guidance for pollution remediation in an anaerobic environment by effectively using the Fe(Ⅱ)/goethite complex system.

Key words: goethite; surface-bonded Fe(Ⅱ); orange-colored G; reductive decolorization

收稿日期: 2014-07-03; 修订日期: 2014-11-07

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41372050)

作者简介: 赵 丹(1990-), 女, 硕士生, 物理化学专业, E-mail: 1990zhaodan7026@163.com; 通讯作者: 何广平, 女, 副教授, 研究方向: 环境物理化学, E-mail: hegp@senu.edu.cn

种类繁杂的各种染料废水全球每年的排放量估计超过 70 万吨(王红琴等, 2011), 其中偶氮染料的使用品种和数量最多。由于染料废水具有色度高、有机物含量高、组分复杂多变、可生化性差等特点, 即使染料浓度处于微量水平, 也会因色度深而造成人类感官上的很大不适(Wu *et al.*, 2012)。因此, 需要特别加强针对偶氮染料废水处理技术的基础研究。目前印染废水脱色的处理方法主要有络合混凝、氧化还原、生物降解和吸附去除等(Li *et al.*, 2003)。

亚铁盐被用于印染废水络合-混凝脱色的研究已有很多报道(Si *et al.*, 1996; Su *et al.*, 2000; Zhang *et al.*, 2000), 环境友好型的铁氧化物如针铁矿、纤铁矿以及其他含铁粘土矿物, 由于在与 H_2O_2 非均相催化反应中表现出高活性而得到广泛关注和应用(Hermanek *et al.*, 2007; Ortiz *et al.*, 2010; Gulshan *et al.*, 2010)。针铁矿是表生环境中常见的粘粒矿物, 实际上是一种非常稳定的铁氢氧化物, 一般不易向其它形态的铁氧化物类型转化。在自然界产出的铁氢氧化物中, 针铁矿的丰度最高(许超, 2012)。由于针铁矿具有较强的表面活性, $\text{Fe}(\text{II})$ 可以被吸附在针铁矿上并形成表面结合的 $\text{Fe}(\text{II})$ 系统(Heijman *et al.*, 1995; Rugge *et al.*, 1998)。据报道(Klausen *et al.*, 1995), 针铁矿表面结合态 $\text{Fe}(\text{II})$ 的还原能力很强, 可用于对环境污染物的还原转化。然而, 针铁矿表面结合态 $\text{Fe}(\text{II})$ 在与水溶性染料作用方面目前还未见研究报道, 因此, 深入研究 $\text{Fe}(\text{II})$ /铁氧化物界面系统及其与毒害污染物间的界面反应, 对于进一步阐明厌氧环境中毒害污染物的迁移转化规律具有重要的意义。本文拟重点考察反应条件 pH 值、 $\text{Fe}(\text{II})$ 与偶氮染料橙黄 G 摩尔比对该染料还原脱色影响, 以期有效运用 $\text{Fe}(\text{II})$ /针铁矿复合系统在缺氧环境中的污染修复提供理论指导。

1 材料和方法

1.1 试剂

实验试剂均为分析纯试剂, 主要有: 橙黄 G(简称为 OG), 学名 1-苯基偶氮-2-萘酚-6, 8-二磺酸钠, 分子式为 $\text{C}_{16}\text{H}_{10}\text{N}_2\text{Na}_2\text{O}_7\text{S}_2$, 购自上海阿拉丁试剂厂; NaOH (天津市大茂化学试剂厂); $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (天津市大茂化学试剂厂)。实验用水均为二次水。

1.2 实验方法

1.2.1 针铁矿的合成

分别称取 6.76 g $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 和 9 g NaOH , 各自溶于 50 和 100 mL 容量瓶中, 以配成一定浓度的工作溶液, 迅速混合并搅拌, 将所得混合物的 pH 值用 0.1 mol/L HCl 及 0.05 mol/L NaOH 调节至 12 左右, 置于 500 mL 烧杯中, 并用蒸馏水稀释至 500 mL, 后置于 70℃ 下恒温干燥 60 h。红棕色絮状含铁沉淀变成棕黄色小颗粒, 再用蒸馏水洗涤至中性, 后经 48℃ 真空干燥则得到针铁矿($\alpha\text{-FeOOH}$)(Wu *et al.*, 2012)。

1.2.2 橙黄 G 的还原脱色

氮气保护的缺氧环境下, 分别往 250 mL 的玻璃反应器中加入一定量的针铁矿和不同浓度的 Fe^{2+} , 置于 DF-101S 集热式恒温加热磁力搅拌器(予华仪器责任有限公司)中, 温度恒定在 25℃, 搅拌 2 h 使针铁矿对 Fe^{2+} 的吸附达到平衡。之后, 加入一定量的橙黄 G 使其初始浓度为 50 mg/L, 反应开始后间隔取样, 上清液过 0.45 μm 滤膜, 采用紫外可见分光光度计(UV-1800 型, SHIMADZU 仪器有限公司)测定 OG 浓度, 检测波长 478 nm。OG 标准曲线方程为 $y = 0.0284x + 0.0015$ ($R^2 = 1.00$)。

1.2.3 溶液 pH 值对 $\text{Fe}(\text{II})$ 在针铁矿上吸附的影响

在 20 mL 的西林瓶中, 通高纯氮气除氧并依次加入 68.0 mg 的针铁矿和 17 mL 0.5 mmol/L 的 FeSO_4 还原剂。盖上橡胶塞, 加铝盖密封后, 避光置于 25℃ 恒温摇床持续摇动(200 r/min), 振荡 24 h 后离心(4 000 r/min)5 min, 然后用邻菲罗啉比色法测定(510 nm)溶液中 Fe^{2+} 浓度, 同时以不含矿物样品的实验组做空白对照。本文实验主要考查了溶液 pH=4~9 条件对针铁矿表面吸附 Fe^{2+} 的影响。

2 结果与讨论

2.1 针铁矿的 XRD 表征

针铁矿的 XRD 衍射图如图 1 所示。它的主要 2 θ 值在 21.33°、33.32° 和 36.73°, 对应的 d 值分别为 0.416、0.269 和 0.244 nm, 与标准比对卡 PDF # 17-0536 吻合的很好。图 2 表明针铁矿的 BET 表面积是 33.66 m^2/g , 平均孔体积和孔径分别为 0.078 cm^3/g 和 9.27 nm, 针铁矿颗粒呈针状, 长度为 1~5 μm , 与文献报道相符合, 说明合成产物为纯度极高的针铁矿($\alpha\text{-FeOOH}$)(图 3)。

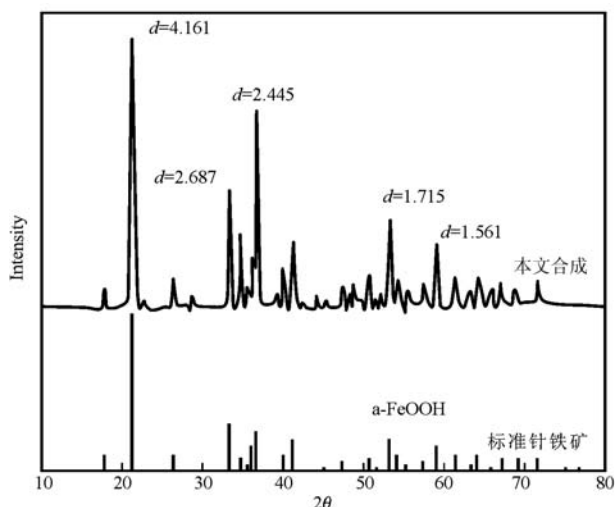


图 1 针铁矿的 XRD 图谱

Fig. 1 X-ray diffraction (XRD) patterns of synthesized goethite samples in comparison with the reference diffractogram for α -FeOOH

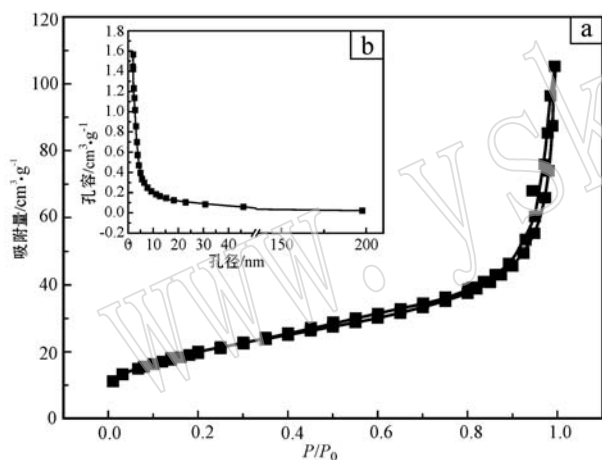


图 2 BET 等温吸附/脱附曲线图(a)及针铁矿孔径分布图(b)

Fig. 2 Nitrogen adsorption-desorption isotherms of goethite (a) and its corresponding pore size distribution curve (b)

2.2 不同反应体系中橙黄 G 脱色效果的对比

针铁矿、Fe(II)、Fe(II)/针铁矿复合系统等 3 种体系均经反应 300 min, 进行橙黄 G 脱色效果比较。这些反应在恒定温度 25℃ 和近中性 pH=6~7 条件下进行, 针铁矿的投加量为 4 g/L, Fe(II) 的初始浓度为 3 mmol/L, OG 浓度 $C_0 = 50$ mg/L。对比实验结果显示, 上述 3 种体系对 OG 的去除脱色率分别是 10.4%、44.7% 和 77.4% (图 4)。从图 4 可以看出, Fe(II) 添加针铁矿, 15 min 时 OG 浓度就发生了急剧下降, 15 min 后 OG 仍持续脱色, 300 min 时总脱色率达到了 77.4%, 明显大于单独 Fe(II) 或



图 3 针铁矿的 SEM 图像

Fig. 3 SEM images of goethite

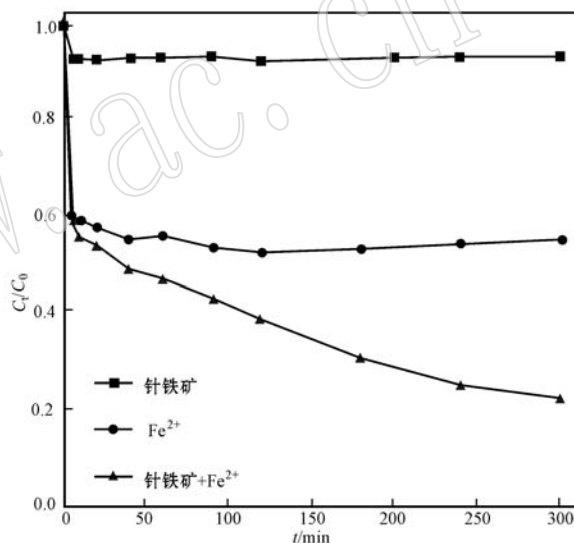


图 4 不同反应体系对 OG 的去除脱色随时间变化趋势的影响

Fig. 4 Effects of varying systems on the OG decolorization with time

单独针铁矿存在下对 OG 去除的脱色率。这是因为, 针铁矿从水溶液中吸附的游离 Fe(II) 形成了结合态 Fe(II) 物种, 于是增大了表面结合态 Fe(II) 的电子密度, 从而降低 Fe(II) 的还原电位, 提高了 Fe(II) 的反应活性(Chun *et al.*, 2006)。由于在缺氧环境条件下, 吸附态 Fe(II) 不会被氧进一步氧化, 所以增强了它的稳定性。

橙黄 G 分子有 3 个特征吸收峰, 即在可见光区 478 nm 处有一个最大的吸收峰, 其余两个吸收峰在紫外光区的 327 和 247 nm(樊静等, 2008)。其中 478 nm 处的最强吸收峰归属于橙黄 G 分子上苯环和偶氮双键大 π 共轭体系的共振吸收, 327 nm 处的

吸收峰主要为芳烃或多环芳烃与一些生色基团相互作用的拓展吸收峰, 247 nm 处的吸收峰归属于芳烃或多环芳烃的本征吸收。从图 5 可以看出去除脱色效果: 针铁矿 < Fe(II) < Fe(II)/针铁矿复合系统。这可以归因于针铁矿仅为吸附去除, 而亚铁离子、针铁矿表面结合 Fe(II) 对橙黄 G 均有还原去除。而且, 针铁矿去除 OG, 在 478 和 247 nm 处峰值都低于 OG 紫外谱图相应峰值, 进一步说明针铁矿对 OG 只发生吸附, 并未发生还原作用。然而, 亚铁离子、Fe(II)/针铁矿复合系统去除 OG 时, 二者在 478 nm 处峰值低于单独 OG 紫外谱图相应峰值, 但在 230~247 nm 范围内出现的峰的峰值又高于单独 OG 紫外谱图相应峰值, 说明有芳香胺的生成, 即二者均发生对橙黄 G 还原脱色; Fe(II)/针铁矿复合系统可能同时具有吸附与还原功能, 但后者还原性能显著增强, 从而使得对 OG 的脱色能力明显大于单独的亚铁离子。

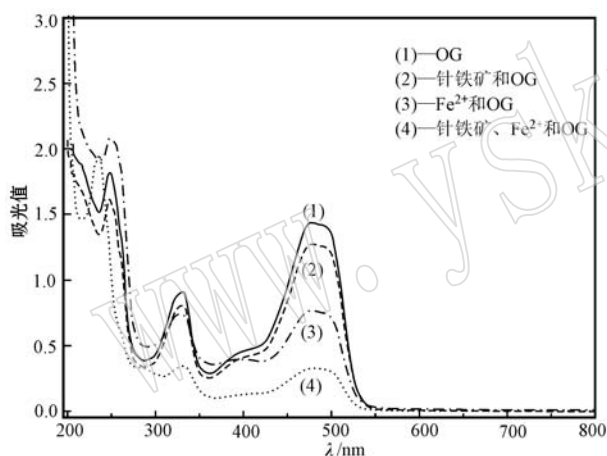


图 5 不同反应体系在 5 h 后 OG 脱色的 UV-Vis 全波长光谱图

Fig. 5 UV-Vis spectra of OG decolorization after 5 h of different reaction systems

2.3 Fe(II)与 OG 摩尔比对 OG 去除脱色的影响

图 6 表示 OG 的初始浓度为 50 mg/L 时, 不同的 Fe(II)与 OG 摩尔比对表面结合态 Fe(II)还原去除橙黄 G 的影响。结果表明, 不同的 Fe(II)与 OG 摩尔比对该反应体系去除 OG 都有一定的影响, 如在反应 4 h 后, OG 脱色率达到 65% 以上; 并且在 Fe(II)与 OG 摩尔比为 27.0 时, OG 的脱色效果相对最好, 其脱色率达到了 77.4%。这是由于当 Fe(II)与 OG 摩尔比为 18.0 时, Fe(II)的浓度较低, 反应体系中形成的表面结合态 Fe(II)浓度较低, 因而对 OG 的脱色效果相对较差; 反应溶液中除了一部分 Fe(II)被吸附到针铁矿上外, 肯定还有一部分

Fe(II)会发生水解并向水中释放质子 H^+ (王国贤, 2007; 谢丽等, 2008), 而且当 Fe(II)浓度增大时, 该体系中 Fe(II)浓度相应增大, 发生水解的量会越多, 那么向水中释放的 H^+ 也会越多, 从而导致整个反应体系 pH 值下降, 进而对 OG 的去除脱色产生抑制作用。正是这个原因, 在 Fe(II)/OG 摩尔比为 36.0 时, 该体系对 OG 的去除脱色率反而有所减小。

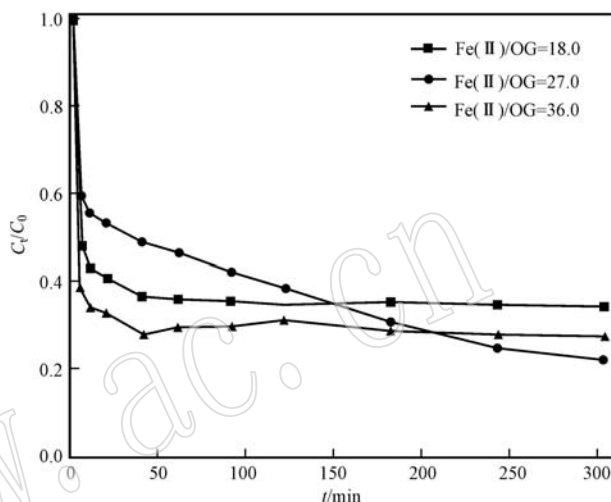


图 6 不同 Fe(II)与 OG 摩尔比对表面 Fe(II)去除 OG 效果

Fig. 6 Effect of varied molar ratios of Fe(II) to OG on the decolorization of OG by surface adsorbed Fe(II)

2.4 溶液 pH 值条件对 OG 的脱色效果影响

图 7 表示 OG 初始浓度为 50 mg/L、针铁矿投加量 4 g/L、FeSO₄ 的初始浓度为 3 mmol/L、在 25℃ 时, 不同 pH 值条件下(弱酸性 pH=4~5, 近中性 pH=6~7, 弱碱性 pH=8~9)对 OG 脱色效果的影响。

从图 7 可以看出, 在前面 3 种溶液 pH 值条件下 Fe(II)/针铁矿复合系统对 OG 的脱色率分别是 1.6%、77.4% 和 100%。可见, pH 值条件对 OG 的去除脱色有显著的影响, 并且随着反应 pH 值的升高, 不仅脱色率明显提高, 而且脱色速率也显著加快。具体分析如下:

弱酸性条件下, 表面带有正电荷的针铁矿对水溶液中 Fe(II)的吸附很弱, 这非常不利于表面结合态 Fe(II)的形成, 从而导致不能有效还原脱色 OG; 随着 pH 值升高, 针铁矿表面吸附所形成的结合态 Fe(II)增多, OG 脱色速率就变大, 如在弱碱性条件下 Fe(II)甚至可能会在氧化物上发生表面沉淀, 比如生成绿锈(green rust, GR)等含铁氧化物。一般认为绿锈是一种良好的还原剂(Erbs *et al.*, 1999; Lee

and Batchelor, 2002)。因此,在高 pH 值时,可观察到反应脱色速率明显增大的现象。

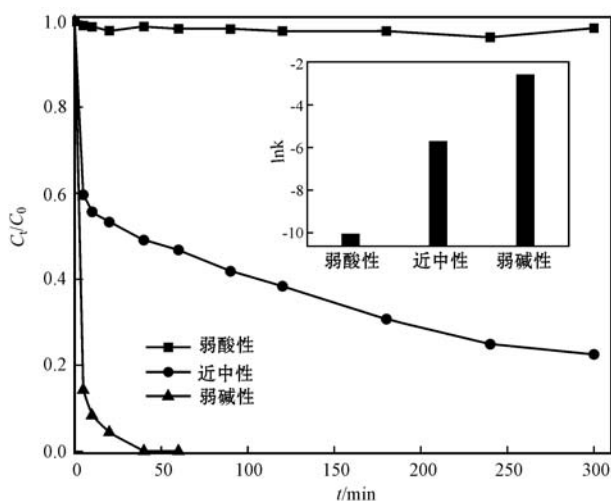


图 7 不同 pH 值条件对 OG 去除脱色的影响
Fig. 7 Effect of initial pH conditions on the decolorization of OG, with the inserted figure showing the relationship between $\ln k$ and initial pHs

实际上,溶液 pH 值条件可能通过影响铁氧化物的溶解与沉淀、Fe(II)吸附形态、针铁矿表面位点的质子化或去质子化等,从而制约 Fe(II)/矿物界面系统对污染物转化去除的速率(李俊等,2009)。针铁矿对 Fe(II)的吸附与 pH 值、矿物的表面性质有关,存在着吸附边界 pH 值,同时与 Fe(II)的水解作用相关。Fe(II)在针铁矿上的吸附行为影响表面结合态 Fe(II)对 OG 的还原去除性能。图 8 显示,当溶液 Fe^{2+} 浓度为 0.5 mmol/L 时,随着 pH 值升高,Fe(II)吸附量增大。显然,针铁矿对 Fe^{2+} 的吸附主要取决于溶液 pH 值条件,而且存在着一个较窄的 pH 值范围(5.0~7.0);该范围内针铁矿对 Fe(II)的吸附率急剧增加直至 100%,那么,意味着 Fe(II)可完全被吸附到针铁矿表面上。这样可以推测,高 pH 值下 Fe(II)在针铁矿上的配位吸附或表面沉淀有助于矿物表面 Fe(II)中的电子转移能力,因而有利于该界面体系对 OG 的还原脱色。

2.5 Fe(II)/针铁矿复合系统对橙黄 G 脱色的动力学

采用准一级动力学方程对 Fe(II)/针铁矿复合体系对 OG 的脱色过程进行动力学拟合计算,可用下式表示: $\ln(C_t/C_0) = -kt$, 式中 C_0 、 C_t (mg/L) 分别表示橙黄 G 的初始和反应时间 t 时浓度, k (min^{-1})为准一级反应速率常数, t (min)为反应时间。图 9 表示温度 25℃、OG 初始浓度为 50 mg/L、pH=6~7、 FeSO_4 浓度 3.0 mmol/L 以及针铁矿浓度为

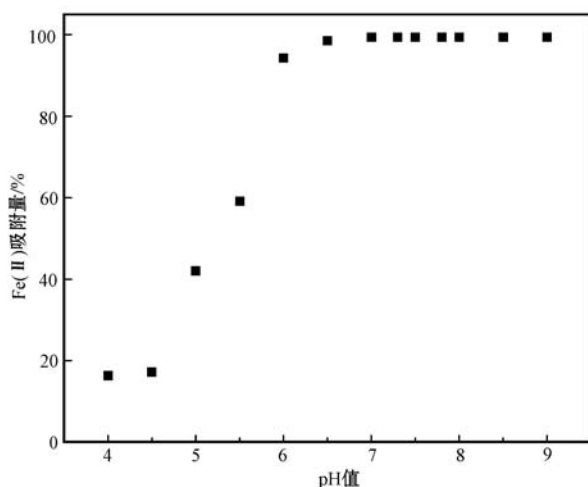


图 8 溶液 pH 值对针铁矿界面 Fe(II)吸附量的影响
Fig. 8 Effect of pH value on adsorption of Fe(II) on goethite

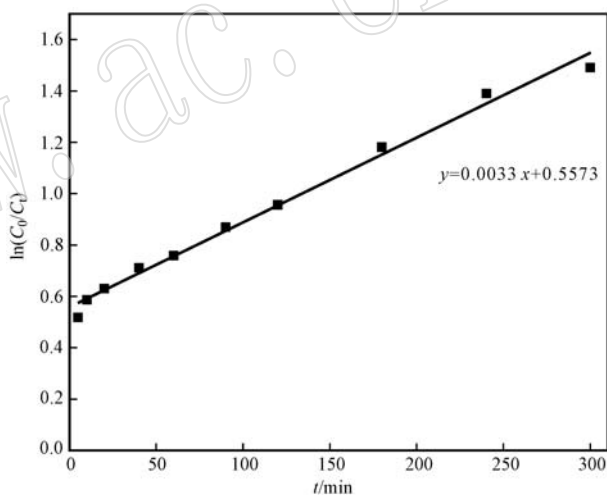


图 9 近中性 pH 值条件下 Fe(II)/针铁矿体系对 OG 脱色的准一级动力学曲线

Fig. 9 Kinetics fitting to the OG decolorization at acidic-near neutral pH value

4 g/L 条件下该体系中 OG 的吸附-还原脱色动力学拟合曲线。从图 9 中可得到反应表观速率常数 $k = 0.0033 \text{ min}^{-1}$, 相关性 $R^2 = 0.99$ (相关性良好);而且,从图 7 中的插图也可以看出,OG 去除脱色的准一级速率常数(k)与介质酸碱性条件之间的相关性也很好。这些都进一步说明了在较宽的 pH 值范围内 Fe(II)/针铁矿复合系统去除 OG 的反应过程符合准一级反应动力学。

3 结论

氮气保护的缺氧环境中,Fe(II)/针铁矿界面结

合系统可以有效吸附-还原去除橙黄 G。OG 去除脱色效果主要受该悬浊液体系 pH 值和 $\text{Fe}(\text{II})$ 与 OG 摩尔比的影响,且 pH 值越大越有利 OG 的还原去除;当 OG 初始浓度为 50 mg/L、 $\text{Fe}(\text{II})$ 与 OG 摩尔比为 27.0 时,去除脱色效果相对最好。针铁矿对 Fe^{2+} 表现出较强的吸附性能,且 Fe^{2+} 吸附速率随 pH 值的增大而明显加大。针铁矿吸附对 Fe^{2+} 还原性能的提高是导致对 OG 去除脱色率明显升高的根本原因。因此,该体系 pH 值条件是影响 OG 去除脱色的最重要的介质因素。 $\text{Fe}(\text{II})$ /针铁矿复合系统去除橙黄 G 过程遵循准一级反应动力学方程。

References

- Chun C L, Penn R L and Arnold W A. 2006. Kinetic and microscopic studies of reductive transformations of organic contaminants on goethite[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 40: 3 299~3 304.
- Erbs M, Hansen H C B and Olsen C E. 1999. Reductive dechlorination of carbon tetrachloride using iron(II)/iron(III) hydroxide sulfate (green rust)[J]. *Environmental Science & Technology*, 33(2): 307~311.
- Fan Jing, Liang Feng, Shao Xiaojing, *et al.* 2008. Study on the decoloration of azo dye orange G by nanoscale iron particles synergized with ultrasound[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2(10): 1 312~1 316(in Chinese with English abstract).
- Gulshan F, Yanagida S, Kameshima Y, *et al.* 2010. Various factors affecting photodecomposition of methylene blue by iron-oxides in an oxalate solution[J]. *Water Research*, 44: 2 876~2 884.
- Heijman C G, Grieder E, Hollinger C, *et al.* 1995. Reduction of nitroaromatic compounds coupled to microbial iron reduction in laboratory aquifer columns[J]. *Environmental Science & Technology*, 29(3): 775~783.
- Hermanek M, Zboril R, Medrik I, *et al.* 2007. Catalytic Efficiency of Iron(III) Oxides in decomposition of hydrogen peroxide: Competition between the surface area and crystallinity of nanoparticles[J]. *J. Am. Chem. Soc.*, 129: 10 929~10 936.
- Klausen J, Trober S P, Haderlein S B, *et al.* 1995. Reduction of substituted nitrobenzenes by $\text{Fe}(\text{II})$ in aqueous mineral suspensions[J]. *Environmental Science & Technology*, 29: 2 396~2 404.
- Lee W and Batchelor B. 2002. Abiotic Reductive dechlorination of chlorinated ethylenes by iron-bearing soil minerals. 2. green rust[J]. *Environmental Science & Technology*, 36(24): 5 348~5 354.
- Li F T, Lu X F and Zhang B R. 2003. Methods of color removal of dyestuff effluent water[J]. *Technology of Water Treatment*, 29(1): 12~14.
- Li Jun, Xie Li, Sheng Jie, *et al.* 2009. The research progress of $\text{Fe}(\text{II})$ /iron oxide surfaces restore organic pollutants[J]. *Advance of Earth Science*, 24(1): 25~32(in Chinese with English abstract).
- Ortiz-de-la-Plata G B, Alfano O M and Cassano A E. 2010. Decomposition of 2-chlorophenol employing goethite as Fenton catalyst. II: Reaction kinetics of the heterogeneous Fenton and photo-Fenton mechanisms[J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 95: 14~25.
- Rugge K, Hofstetter T B, Haderlein S B, *et al.* 1998. Characterization of predominant reductants in an anaerobic leachate-contaminated aquifer by nitroaromatic probe Compounds[J]. *Environmental Science & Technology*, 32(1): 23~31.
- Si C H. 1996. Coagulation decolorization of reactive dye wastewater[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 22(2): 24~27.
- Su Y P, Lin Y and Xi D L. 2000. Decolourization test for wastewater with reactive dye as main component from printing and dyeing mill by chemical coagulation[J]. *Environmental Protection of Chemical Industry*, 20(2): 7~11.
- Wang Guoxian. 2007. Mechanisms and influencing factors of the deoxidization of nitrobenzene by zero-valent iron[J]. *Water Resources Protection*, 23(4): 85~89(in Chinese with English abstract).
- Wu H H, Dou X W, Deng D Y, *et al.* 2012. Decolourization of the azo dye Orange G in aqueous solution via a heterogeneous Fenton-like reaction catalysed by goethite[J]. *Environmental Science*, 33: 1 545~1 552.
- Wang Hongqin and Liu Yongjian. 2011. Degradation of Methyl Orange by Ultrasound Enhanced Heterogeneous Fenton[J]. *Environmental Science and Technology*, 24(3): 1~4, 11(in Chinese with English abstract).
- Xie Li, Sheng Jie, Zhou Qi, *et al.* 2008. Reductive transformation of nitrobenzene in steel slag and $\text{Fe}(\text{II})$ system[J]. *Journal of Tongji University (Natural Science)*, 36: 1 666~1 669(in Chinese with English abstract).
- Xu Chao. 2012. Coupled Attenuation of Nitrobenzene by Bacterial Dissimilatory Reduction[D]. Jilin University(in Chinese with English abstract).
- Zhang L S and Jiang L L. 2000. Decolourization characteristic and mechanism of coagulate in treating dye wastewater[J]. *Journal of Southeast University (Natural Science Edition)*, 30(4): 72~76.

附中文参考文献

- 樊静, 梁峰, 邵小静, 等. 2008. 超声波协同纳米铁对偶氮染料橙黄 G 的脱色研究[J]. *环境工程学报*, 2(10): 1 312~1 316.
- 李俊, 谢丽, 盛杰, 等. 2009. $\text{Fe}(\text{II})$ /铁氧化物表面结合铁系统还原有机污染物的研究进展[J]. *地球科学进展*, 24(1): 25~32.
- 王国贤. 2007. 零价铁还原硝基苯的反应机理及影响因素[J]. *水资源保护*, 23(4): 85~89.
- 王红琴, 刘勇建. 2011. 超声强化非均相 Fenton 法处理甲基橙的研究[J]. *环境科技*, 24(3): 1~4, 11.
- 谢丽, 盛杰, 周琪, 等. 2008. 硝基苯在钢渣- $\text{Fe}(\text{II})$ 系统中的还原转化[J]. *同济大学学报(自然科学版)*, 36: 1 666~1 669.
- 许超. 2012. 微生物异化还原铁氧化物协同衰减硝基苯作用研究[D]. 吉林大学.