

含砷废水处理技术研究进展

杨洁, 顾海红, 赵浩, 徐炎华

(南京工业大学, 江苏 南京 210009)

[摘要] 介绍了含砷废水的危害, 处理的现状和前景。阐述了含砷废水的处理方法、优缺点及其适用范围。对用生物法处理含砷废水作了介绍, 提出将生物法与物理化学法相结合处理含砷废水将是很有前途的处理路径。

[关键词] 含砷废水; 废水处理; 生物处理

[中图分类号] 703.1 [文献标识码] A [文章编号] 1005-829X(2003)06-0014-05

Review of arsenic-contaminated wastewater treatment

Yang Jie, Gu Haihong, Zhao Hao, Xu Yanhua

(Nanjing University of Technology, Nanjing 210009, China)

Abstract: The harmfulness of arsenic-contaminated wastewater, and the present situation and future development concerning its treatment are introduced. The advantages and disadvantages of various methods, their applied conditions and actual feasibilities are compared and assessed in detail. A novel treating method, biological treatment coupled with physico-chemical treatment, is suggested as a promising technique.

Key words: arsenic-contaminated wastewater; wastewater treatment; biological processes

砷是一种对人体及其他生物体有毒害作用的致癌物质, 对人的中毒剂量为 $0.01 \sim 0.052$ g, 致死量为 $0.06 \sim 0.2$ g。各国对地表水的最高允许含砷质量浓度一般为 $50 \mu\text{g/L}$, 而日本等发达国家则为 $10 \mu\text{g/L}$ ^[1,2]。由于自然释放和人为的大量开采、生产和使用, 砷污染的现象愈来愈严重。采矿、冶金、燃煤、化工等工业产生的大量的含砷废水给环境造成了严重污染。有色金属硫化矿的冶金过程及黄金提取过程中往往产生各种含砷废液, 如砷黄铁矿型难浸金矿的硝酸催化氧化过程中 $80\% \sim 95\%$ 的砷进入溶液, 使氧化浸出溶液中的砷高达 $15 \sim 30 \text{ g/L}$ ^[3,4]。贵州省曾发生过化肥厂排放含砷废水, 导致下游发生大面积砷中毒^[5]。因此, 含砷废水的有效治理刻不容缓, 研究、开发高效经济的含砷废水处理技术, 具有重大的社会、经济和环境意义。处理含砷废水的方法有物理法、化学法和生化法。目前, 国内外几种常用的方法主要有沉淀、絮凝、过滤、吸附、氧化、膜法和生物法等。

1 沉淀法

自然条件下堆放时较稳定的砷化合物有酸式或碱式金属亚砷酸盐和砷酸盐, 包括常见的亚砷酸钙、砷酸钙、砷酸铁等^[6]。可溶性的砷能够与许多金属离子形成此类难溶化合物, 利用这一特性, 沉淀法常以钙、铁、镁、铝盐及硫化物等做沉淀剂, 再经过滤即可除去液相中的砷。常用的钙沉淀剂有氧化钙、氢

氧化钙、过氧化钙、电石渣等。钙盐沉淀法处理成本低、工艺简单。但是由于钙盐的溶解度较大, 必须使钙的浓度远过量, 砷浓度才能降至较低水平, 需要消耗大量絮凝剂, 也使处理后的残渣量增大, 易造成二次污染。铁盐除砷也是常用的方法, 氯化铁常用作絮凝剂加入水体。高 pH 值条件下, 在生成砷酸铁的同时还会产生大量氢氧化铁胶体, 溶液中的砷酸根与氢氧化铁还可发生吸附共沉淀, 从而可以得到较高的除砷率。在自然水体中, 溶解的砷以无机砷或者以甲基化的砷化合物形式存在。无机砷包括砷酸盐 As(V) 和亚砷酸盐 As(III) 两种形式。As(V) 通常在富氧化性的水体中占优势, 而 As(III) 则主要存在于还原性水体中^[7]。铁絮凝剂对 As(V) 的去除效果要远大于对 As(III) 的去除效果, 铁浓度的增加有利于 As(V) 的去除, 但对 As(III) 的去除效果影响不大^[8]。方兆珩等人用 NaOH 溶液中和高砷难浸金矿的硝酸催化氧化浸出液, 使浸出液中的砷与其中的三价铁离子结合, 生成稳定态的砷酸铁。研究发现 NaOH 中和沉淀的终 pH 以 $5 \sim 7$ 为宜, 因为在高 pH 条件下部分砷酸铁沉淀会转化为氢氧化铁或针铁矿, 从而释放出砷酸根导致溶液中砷含量增加^[6]。

目前, 大多数企业含砷废水的处理多采用化学沉淀法, 而且往往是 $2 \sim 3$ 种沉淀剂同时使用或分段使用。例如, 石灰—铝盐、石灰—镁盐、硫酸亚铁—

苏打等组合絮凝剂都能获得良好的脱砷效果。多种絮凝剂混合处理方案最有效的是氢氧化钙和氯化铁混合使用, 其除砷效率可达 99%^[8]。化学沉淀法工艺简单, 投资低, 但是需要大量的化合物, 而且在最终产物的处理上有很大的局限性。产生的大量含砷和多种金属的废渣无法利用, 长期堆积则容易造成二次污染。

2 吸附法

吸附法是一种较为成熟且简单易行的废水处理技术, 特别适用于量大而浓度较低的水处理体系。用吸附法来处理含砷废水, 可将废水中的砷浓度降到最低水平而不增加盐浓度。可用的吸附剂有活性铝、活性铝土矿、活性炭、飞灰、中国黏土、赤铁矿、长石、硅灰石等等。砷的吸附量与所用吸附剂的表面积有关, 吸附表面积越大, 吸附能力越强。同时, 吸附量与吸附条件, 如溶液的 pH、温度、吸附时间和砷浓度等有关。大多数吸附剂对 As(V) 有很高的吸附选择性, 但是对 As(III) 的吸附效果很有限。Gupta 等在 1977 年的试验表明砷酸和亚砷酸在 pH 为 4~7 的范围内吸附率较佳, 而且 As(III) 转化为 As(V) 能提高吸附率^[9, 10]。Mastis 等人用赤铁矿吸附 As(V)^[11]。Maeda 等用经 Fe(OH)₃ 充填处理过的珊瑚作为吸附剂, 利用珊瑚本身的缓冲作用, 实现了在较大的 pH 范围(3~10)对 As(III) 和 As(V) 的同步分离。此吸附剂对 As(III) 的吸附作用与对 As(V) 的作用相当^[12]。我们也曾用担载铝的火山灰作吸附剂, 对 As(V)、磷酸盐以及氟化物进行有效地吸附^[13~15]。Driehaus 等将颗粒状的三价铁的氢氧化物填入固定床反应器, 此颗粒状的吸附剂能像活性铝一样方便地填入反应器。研究发现, Fe(III) 对砷的吸附效率要高于 Al(III)^[16]。也有研究者从事新型吸附剂的开发: 日本的 Tokunaga 等人的研究表明, 稀有元素镧和钇也可作为有效的吸附剂^[17]。Wasay 用镧浸渍处理二氧化硅凝胶作吸附剂, 处理初始质量浓度分别为 0.55 mmol/L 和 0.2 mmol/L 的含砷溶液, 在 pH 中性条件下砷去除率可达 99.9%^[18]。

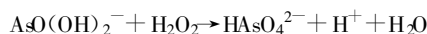
如前文所述, 大多数吸附剂只能有效地吸附 As(V), 对 As(III) 却不能有效地脱除。因此, 对 As(III) 的处理须先将其进行预氧化, 这样就使得处理工艺变得复杂。另外, 吸附剂与 As(V) 之间的强吸附作用会造成吸附剂再生、回收上的问题, 每一次循环操作后, 吸附剂的吸附量会下降 5%~10%。还需要注意的是, 当溶液中磷酸盐、硫酸盐、硅酸、硒、氟化物及氯化物的含量较大时, 这些物质容易与砷

竞争吸附位点, 从而导致吸附效率降低。

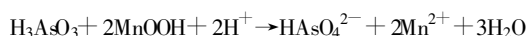
3 氧化法

由于在 pH < 9.5 的大多数水体中, As(III) 处于非离子状态, 表现出电中性。因此, 那些对 As(V) 的脱除非常有效的方法, 如絮凝、沉淀、吸附等对 As(III) 的处理常常收效甚微。鉴于没有一种简单的方法可以直接去除 As(III), 因此氧化便成为去除 As(III) 时不可缺少的步骤。另外, 研究表明砷化物的毒性有很大差异, 以亚砷酸盐类存在的 As(III) 比以砷酸盐形式存在的 As(V) 的毒性要高出 60 倍。各种形态的砷化物的毒性为 AsH₃ > As(III) > As(V) > 甲基砷(MMA) > 二甲基砷(DMA), 因此, 利用氧化剂将 As(III) 氧化成 As(V), 既可提高去除效果, 又可降低毒性^[19]。

Pettine 等人用 H₂O₂ 作为 As(III) 的氧化剂, 发现在 pH 为 7.5~10.3 的范围, 氧化率随着 pH 的升高而增大。As(III) 和 H₂O₂ 的反应式如下^[20]:



Driehaus 等人用 MnO₂ 作为氧化剂, 对 As(III) 进行氧化。MnO₂ 在环境中具有相当强的氧化性, 并且能控制自然界和人体内铁、钴、铬和砷的移动性及其毒性。As(III) 与 Mn(III), Mn(IV) 在 pH 为 7 的时候的氧化还原反应式如下^[21]:



Myoung-Jin Kim 和 Jerome Nriagu 分别用臭氧、纯氧(99.9%)和空气氧化 As(III)。研究发现用臭氧氧化能够在 < 20 min 的时间内完成, 96% 的 As(III) 在 10 min 之内被氧化为 As(V), 说明臭氧对砷的氧化能力很强。相对来说, 纯氧和空气的氧化作用就要慢得多^[22]。

近年来, 用光催化氧化成为环境领域新的研究热点。Ement 和 Khoe 用紫外光照射氧化 As(III), 在体系中通入氧气, 并加入可溶性的 Fe(III) 用来吸收氧化反应产生的 As(V), 使得反应向正方向进行, 从而提高氧化效率^[23]。TiO₂ 是一种高效低成本的光催化剂, 不少研究者用 TiO₂ 作为催化剂通过光化学氧化来降解、处理有机污染物, 得到了大量有价值的结果^[24, 25]。我们研究了 TiO₂ 光催化氧化 As(III) 的情况, 发现在氙灯或太阳光的光照下, 大部分 As(III) 都能被氧化为 As(V)。

4 离子交换法

离子交换法可有效地脱除砷。Suzuki 等人用单

斜晶的水合锆氧化物充填多孔树脂,可将含砷质量浓度降到 0.1 mg/L,达到工业排放标准^[26]。Vagliasindi 等人在固定化反应器中填入强碱性的树脂作吸附剂对砷进行吸附^[27]。生物高分子物质可有效地除去废水中的金属阳离子,但是对金属阴离子如 As, Cr(IV), Se 的去除率很有限。Min 和 Hering 将海藻酸珠粒用 CaCl₂ 和 FeCl₃ 溶液处理,利用 Fe(III)提高吸附能力,改善凝胶珠粒的物性,从而提高对砷酸盐和亚砷酸盐的去除率^[28]。但是溶液中的硫化物、硒、氟化物、硝酸盐会与砷竞争,从而影响离子交换的效果。另外,悬浮的土壤和含铁沉淀物会堵塞离子交换床,当处理液中此类物质的含量较高的时候,需要对其进行预处理。

5 膜分离

膜分离法是以高分子或无机半透膜为分离介质,以外界能量为推动力,利用多组分流体中各组分在膜中传质选择性的差异,实现对其进行分离、分级、提纯或富集的方法,包括微滤、超滤、纳米过滤和反渗透等。膜过程是一种物理分离,其主要特点是:节能,无二次污染,一般在常温下操作^[29]。用纳米过滤和反渗透法处理含砷废水,在理想操作条件下能达到>90%的处理效率,但是在实验条件更接近于现实情况下去除率显著降低,而且成本很高。反渗透法还需要大量回流水(大约占流出量的 20%~25%),这在水缺乏的地区很难解决。

6 电解法

该法以铝或铁作为阴极和阳极,含砷废液在直流电作用下进行电解,阳极铁或铝失去电子后溶于水,与富集在阳极区域的氢氧根生成氢氧化物,这些氢氧化物再作为凝聚剂与砷酸根发生絮凝和吸附作用。当向电解液中投加高分子絮凝剂时,利用电解产生的气泡上浮,即将吸附了砷的氢氧化物胶体浮至液面,由刮渣机将浮渣排出^[8]。电解法工艺简单,成本低,但是除砷成效较前文所述的方法低,而且处理时生成浮渣易造成二次污染。有研究者用电解法添加铁和 H₂O₂,将电化学与化学氧化法相结合治理含砷废水,在铁/砷比例适合的条件不需加入 pH 调整剂,能减少固体的生成^[30]。

7 生物法

与其他毒性重金属如 Pb, Cd, Cr 等一样,砷也能被水体中的微生物所富集和浓缩。但是与这些重金属不同的是,砷不但能被水中的生物体蓄积,而且也会被这些生物体氧化和甲基化。由于甲基化的砷如甲基砷、二甲基砷、三甲基砷的毒性比无机砷低得

多,所以,水体中的微生物对砷富集的过程也是一个对砷降毒、脱毒的过程。利用这一特性可采用生化法对高浓度的含砷废水进行处理。

Suhendrayatna 等人研究了小球藻对砷的生物转化,测得细胞对砷的富集最高可达 610 μg/g^[31]。Weeger 等人从含砷废水中筛选了一株菌(ULPA51)。该菌能在 As(III)浓度为 1.33 mmol/L (100 mg/L)的培养基中正常生长,最低抑制质量浓度为 500 mg/L^[32]。

As(III)的毒性较 As(V)高。因此,将 As(III)氧化为 As(V)既有利于提高吸附率,又有利于降低毒性。有研究表明大多具有砷氧化作用的菌属于杆菌。早在 1918 年,Green 从牲畜浸浴水中筛选出了一株砷氧化杆菌(*Bacillus arsenoxidans*),可将 As(III)氧化为 As(V)^[33]。Tumer 等得到的是假单胞菌(*Pseudomonas*),Anderson 等人从粪产碱杆菌(*Alcaligenes faecalis*)中提纯了砷氧化酶^[34],Leblanc 等研究了氧化亚铁硫杆菌和乳酸硫杆菌^[35]。将生物氧化法与吸附法结合可有效地处理被砷污染的水。Mokashi 和 Paknikar 成功地将棒状杆菌(*Microbacterium lacticum*)固定化氧化含 As(III)的地下水,氧化后的产物再用活性炭进行吸附^[36]。

生物氧化效果的评价是 As(III)到 As(V)转化率的大小,转化后各种砷成分的分离检测是得到准确转化率的关键。现有报道的方法有 HPLC(高效液相色谱)及 ICP-AES(电感耦合等离子体-原子发射光谱分析法)联用^[32],HPLC-HG(氢化物发生)-ICP 联用^[37]以及 HPLC-HG-ICP-AES 联用^[38]。

我们所在的研究室也已成功地筛选到一株菌株,其可在 As(III)质量浓度为 500 mg/L 或 As(V)为 1 500 mg/L 的培养基中正常生长,并显示出对 As(III)具有一定的氧化能力及对无机砷的甲基化能力。

8 总结与展望

据美国环境保护协会(USEPA)总结,使饮用水的含砷量符合当前饮用水标准量的最有效处理方法是铁盐和铝盐絮凝以及用石灰软化^[39]。但是,考虑到砷的致癌作用及其在体内的积累作用,随着人们对环境和健康的越来越重视,此标准还将进一步降低。寻求高效低成本的方法彻底地处理高浓度含砷废水,使其达到并低于工业排放的标准,从而保证地表水质量所进行的研究在今后将更为活跃。

考虑到化学法需要大量的化学试剂,易造成二次污染,且设备的投资较大,在实施生物氧化法脱除

大部分砷之后, 再用高效价廉的吸附剂, 利用吸附法对水体中残余的砷〔大多以 $As(V)$ 的形态存在〕再次处理, 将是一种很有前途的处理路径。

[参考文献]

- [1] 袁涛, 罗启芳. 环境砷对人体健康的影响[J]. 国外医学卫生学分册, 1999, 26(6): 321—323
- [2] Smith A H. Cancer risks from arsenic in drinking water[J]. Environment Health Perspectives, 1992, 97: 259—267
- [3] 廖自基. 环境中微量重金属的污染危害与迁移转化[M]. 北京: 科学出版社, 1989. 101
- [4] 夏光祥. 难浸金矿提金新技术[M]. 北京: 冶金工业出版社, 1996. 64
- [5] 罗端玲, 王锦梅. 一起饮水污染引起的砷中毒调查与对策[J]. 贵州医药, 2000, 24(4): 252—253
- [6] 方兆珩, 石伟, 韩宝玲, 等. 高砷溶液中和脱砷过程[J]. 化工冶金, 2000 21(4): 359—362
- [7] Cullen W R, Reimer K J. Arsenic speciation in the environment[J]. Chemical Reviews, 1989, 89(4): 713—764
- [8] 杨力. 砷污染及含砷废水治理[J]. 有色金属加工, 1999, (4): 27—29
- [9] Gupta Shaikendra K, Chen Kenneth Y. Arsenic removal by adsorption[J]. Journal WPCF, 1978, (3): 493—506
- [10] Singh D B, Prasad G, Rupainwar D C. Adsorption technique for the treatment of $As(V)$ -rich effluents[J]. Colloids and Surfaces A, 1996, 111(1): 49—56
- [11] Matis K A, Zouboulis A I, Ramose M D. Flotation removal of $As(V)$ onto goethite[J]. Environment Pollution, 1997, 97(3): 239—245
- [12] Maeda S, Ohki A. Iron(III) hydroxide-loaded coral limestone as an adsorbent for arsenic(III) and arsenic(V)[J]. Separation Science and Technology, 1992, 27(5): 681—689
- [13] Xu Yanhua, Akira Ohki, Shigeru Maeda. Adsorption of arsenic(V) by use of aluminium-loaded Shirasu-zeolite[J]. Chemistry Letters, 1998; 1 015—1 016
- [14] Xu Yanhua, Akira Ohki, Shigeru Maeda. Removal of arsenate, phosphate, and fluoride ions by aluminium-loaded Shirasu-zeolite[J]. Toxicological and Environmental Chemistry, 2000, 76: 111—124
- [15] Xu Yanhua, Tsunenori Nakajima, Akira Ohki. Adsorption and removal of arsenic(V) from drinking water by aluminium-loaded Shirasu-zeolite[J]. Journal of Hazardous Materials, 2002 B92: 275—287
- [16] Driehaus W, Jekel M. Granular ferric hydroxide—a new adsorbent for the removal of arsenic from natural water[J]. J. Water SRT-Aqua., 1998, 47(1): 30—35
- [17] Tokunaga S, Haron M J. Removal of fluoride ion from aqueous solution by multivalent metal compounds[J]. International Journal of Environmental Studies, 1995, 48(1): 17—28
- [18] Wasay S A, Haron M J. Adsorption of fluoride, phosphate, and arsenate ions on lanthanum-impregnated silica gel[J]. Water Environment Research, 1996, 68(3): 295—300
- [19] Ferguson JF, Gavis J. A review of the arsenic cycle in natural waters[J]. Water Research, 1972 6: 1 259—1 274
- [20] Pettine M. Arsenic oxidation by H_2O_2 in aqueous solutions[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1999, 63(18): 2 727—2 735
- [21] Driehaus W, Reiner Seith. Oxidation of arsenate(III) with manganese oxides in water treatment[J]. Water Research, 1995, 29(1): 297—305
- [22] Kim Myoung-Jin, Jerome Nriagu. Oxidation of arsenite in groundwater using ozone and oxygen[J]. The Science of Total Environment, 2000, 247(1): 71—79
- [23] Ement M T, Khoe G H. Photochemical oxidation of arsenic by oxygen and iron in acidic solutions[J]. Water Research, 2001, 35(13): 649—656
- [24] Pelizzetti E, Maurino V. The role of colloidal particles in the photo degradation of organic compound of environment concern in aquatic system[J]. Advances in Colloid and Interface Science, 1990, 32: 271—316
- [25] Mills A, Davies R H, Worsley D. Water purification by semiconductor photo catalysis[J]. Chem. Soc. Rev., 1993 22: 417—425
- [26] Suzuki T M, Bomani J O, Matsunaga H, et al. Removal of $As(III)$ and $As(V)$ by a porous spherical resin loaded with monoclinic hydrous zirconium oxide[J]. Chemistry Letters, 1997; 1 119
- [27] Vagiasindi F G A, Benjamin M. Arsenic removal in fresh and NOM-preloaded ion exchange packed bed adsorption reactors[J]. Water Science and Technology, 1998, 38(6): 337—343
- [28] Min J H, Hering J G. Arsenate sorption by Fe(III)-doped alginate gels[J]. Water Research, 1998, 32(5): 1 544—1 552
- [29] Marcel Mulder. 膜技术基本原理[M]. 北京: 清华大学出版社, 1999. 374
- [30] 陶有胜. 电化学法添加铁和化学氧化法相结合治理含砷废水[J]. 国外环境科学技术, 1997, (1): 39—40
- [31] Subendrayatna, Akira Ohki, Takayoshi Kuroiwa, et al. Arsenic compounds in the freshwater green microalga *Chlorella vulgaris* after exposure to arsenite[J]. Applied Organometallic Chemistry, 1999, 13: 127—133
- [32] Weeger William, Didier Lievremon, Magalie Perret, et al. Oxidation of arsenite to arsenate by a bacterium isolated from an aquatic environment[J]. BioMetals, 1999, 12(2): 141—149
- [33] Green H. Isolation and description of a bacterium causing oxidation of arsenite to arsenate in cattle-dipping baths[J]. Rep Dir Vet Res S Afr, 1918 (6): 593—599
- [34] Anderson GL, Williams J, Hiller R. The purification and characterization of arsenite oxidase from *Alcaligenes faecalis* a molybdenum-containing hydroxylase[J]. Journal of Biological Chemistry, 1992, 267(33): 23 674—23 682

试验研究

含硝基苯及其衍生物染料废水的处理

姚方, 徐天有, 吕延文, 丁红霞
(浙江工业大学浙西分校化工系, 浙江 衢州 324006)

[摘要] 采用铁炭微电解—过氧化氢氧化还原法处理含硝基苯、硝基苯胺类的染料废水。实验探索了解电时间、pH值、氧化剂投加量和氧化反应时间对废水COD去除率的影响, 以确定最佳工艺条件。
[关键词] 微电解; 双氧水氧化; 染料废水; 硝基苯; 衍生物
[中图分类号] X703.1; X791 [文献标识码] A [文章编号] 1005-829X(2003)06-0018-03

Treatment of dyestuff wastewater containing nitrobenzene and its derivatives
Yao Fang, Xu Tianyou, Lü Yanwen, Ding Hongxia
(Dept. of Chemistry West Branch of Zhejiang University of Technology, Quzhou 324006, China)

Abstract: Dyesuff wastewater containing nitrobenzene and nitroaniline is treated by iron/ carbon micro-electrolysis and hydrogen peroxide oxidation. The electrolyzation time, pH value, amount of hydrogen peroxide needed and the oxidation time have been investigated to determine the optimal technological conditions.
Key words: micro-electrolysis; hydrogen peroxide oxidation; dyestuff wastewater; nitrobenzene; derivatives

我国染料工业生产大部分是间歇操作, 废水间断排放, 水质水量变化范围大。废水中含有较多的原料和副产品, 如卤化物、硝基物、苯胺、酚类等, 以及无机盐。特别是硝基类化合物有剧毒, 硝基苯、硝基苯胺染料废水主要由染料及染料中间体生产过程中产生的结晶母液, 流失的物料及冲刷地面的污水等组成^[1, 2]。因此, 严格控制废水中硝基苯类化合物的含量有重要意义。

1 染料废水的处理方法
1.1 通用处理方法

现代染料生产品种多, 并朝着抗光解、抗氧化、抗生物氧化方向发展, 从而使染料废水处理难度加

大。其处理难点如下: (1)COD_{Cr}高, 而BOD/COD值较小, 可生化性差; (2)色度高, 且组分复杂。COD_{Cr}的降低与脱色有相关性, 但脱色问题困难更大。国内外通常采用化学法(如氧化法、混凝法、电解法等)、物理化学法(常用的有吸附法、膜技术等)、生物法(投菌法、厌氧好氧工艺等)对其进行处理。处理机理大致有两种: (1)富集发色物质, 再分离去除; (2)破坏发色物质, 以达到脱色和降解有机物的目的^[3, 4]。

1.2 含硝基苯类染料废水的处理方法

目前含硝基苯类化合物染料废水的处理方法一般有树脂吸附法、太阳能光催化降解法、混凝—羟基

[35] Leblanc M, Achard B, Personne J-Ch. Arsenic-rich bacterial mats from acidic mine waters[A] . In: Pasava, Kribek and Zak eds. Mineral Deposits: from their origin to their environmental impact[C] . CamouËs, France, 1995. 127—130
[36] Mokashi S A, Paknikar K M. Arsenic(III) oxidizing Microbacterium lacticum and its use in the treatment of arsenic contaminated groundwater [J] . Letters in Applied Microbiology, 2002, 34(4): 258—262
[37] Rubio R, Padro A, Alberti J, et al. Speciation of organic and inorganic arsenic by HPIC—HG—ICP[J] . Mikrochimica Acta, 1992, 109(1): 39—45
[38] Rauret G, Rubio R, Fadro A. Arsenic speciation using HPLC hydride generation (HG)—inductively coupled plasma (ICP)—Atomic emission spectrometry (AES) with gas-liquid separator[J] . Fresenius J. Anal. Chem., 1991, 340: 157—160
[39] Viraraghavan T, Subramanian K S, Anuldoss J A. Arsenic in drinking water problems and solutions[J] . Water Science and Technology, 1999, 40(2): 69—76
[作者简介] 杨洁(1978—), 2001年毕业于南京林业大学, 现为南京工业大学制药与生命科学学院硕士研究生。电话: 025—3239976, E-mail: yangjie.yj@ebng.com。
[收稿日期] 2003—04—28