#### DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2017.03.2016070301

张鸿郭,熊静芳,李猛,等.固定化硫酸盐还原菌处理含铊废水效果及其解毒机制[J].环境化学,2017,36(3):591-597. ZHANG Hongguo, XIONG Jingfang, LI Meng, et al. Effect and detoxification mechanism for treating wastewater containing thallium by immobilized sulfate reducing bacteria[J].Environmental Chemistry,2017,36(3):591-597.

# 固定化硫酸盐还原菌处理含铊废水效果及其解毒机制\*

# 张鸿郭<sup>1,2,3</sup> 熊静芳<sup>1</sup> 李 猛<sup>1</sup> 庞 博<sup>1</sup> 黄晓武<sup>1,2</sup> 陈迪云<sup>1,3</sup> 罗定贵<sup>1,2</sup> 王伟形<sup>1,3</sup> 陈永亨<sup>2\*\*</sup>

(1. 广州大学环境科学与工程学院,广州,510006; 2. 珠江三角洲水质安全与保护省部共建重点实验室,广州,510006;3. 广东省放射性核素污染控制与资源化重点实验室,广州,510006)

**摘 要** 生物固定化是一种新型防控水源地水体重金属污染技术.实验采用固定化硫酸盐还原菌(SRB)处理 含铊废水,并研究了 SRB 处理含铊废水的机理.研究结果表明,包埋后 SRB 仍能够保持较强活性,pH 和接触 时间对固定化 SRB 处理含铊废水具有较大影响,包埋小球 pH 耐受性较好,最适 pH 值是 6,处理在 720min 达 到饱和量.菌液包埋量和废水中硫酸根离子浓度对固定化处理含铊废水作用重要,处理量高达 253.94 µg·g<sup>-1</sup>. 采用 EDS 和 XRD 分析了反应体系中沉淀物的组成,表明溶液和小球沉淀物中均含有硫化铊,硫化铊沉淀是 固定化 SRB 处理含铊废水过程中铊污染去除的重要机制,固定化 SRB 可有效防控水源地铊污染. 关键词 固定化硫酸盐还原菌,毒性,机理,沉淀.

# Effect and detoxification mechanism for treating wastewater containing thallium by immobilized sulfate reducing bacteria

 ZHANG Hongguo<sup>1,2,3</sup> XIONG Jingfang<sup>1</sup> LI Meng<sup>1</sup> PANG Bo<sup>1</sup> HUANG Xiaowu<sup>1,2</sup> CHEN Diyun<sup>1,3</sup> LUO Dinggui<sup>1,2</sup> WANG Weitong<sup>1,3</sup> CHEN Yongheng<sup>2\*\*</sup> (1. School of Environmental Science and Engineering, Guangzhou University, Guangzhou, 510006, China; 2. Key Laboratory for Water Quality Security and Protection in Pearl River Delta, Ministry of Education and Guangdong Province, Guangzhou, 510006, China; 3.Guangdong Provincial Key Laboratory of Radionuclides Pollution Control and Resources, Guangzhou, 510006, China)

Abstract: Biological immobilization is a new method for the prevention and control of heavy metal pollution in the water source areas. In this study, ilumobilized sulfate reducing bacteria (SRB) was used to treat wastewater containing thallium, and the main mechanism of thallium removal was studied. The results indicate that the SRB retained its activity after immobilization, and pH and contact time had great impact on thallium removal. The beads had great tolerance to pH change, and the optimum value is 6. Saturated amount was reached at 720 min. The amount of bacteria entrapped and concentration of sulfate in wastewater played key roles in the process of treating thallium by immobilized SRB, and the max treatment amount of thallium was up to 253.94  $\mu g \cdot g^{-1}$ . The

Corresponding author, Tel:020-39366943, Email: gzucyh@163.com

<sup>2016</sup>年7月3收稿 (Received: July 3, 2016).

<sup>\*</sup>国家自然科学基金(51208022,41273100,41372248),广州市珠江科技新星项目(2011061),广州市科技计划项目(2017027),广州市 教育局重大创新项目(13XT02)和广州大学高水平大学建设项目资助.

Supported by National Natural Science Foundation (51208022, 41273100, 41372248), New Technological Star Project of Pearl River (2011061), Science and Technology Program of Guangzhou (2017027), the Significant Innovation Project of Bureau Guangzhou Municipality (13XT02) and High Level University Construction Projects of Guangzhou City.

<sup>\* \*</sup> 通讯联系人, Tel:020-39366943, E-mail: gzucyh@163.com

composition of precipitation in the immobilized SRB system was analyzed by energy dispersive spectrometer (EDS) and X-ray diffraction (XRD). It was revealed that thallium sulfide existed in the precipitation of the solution and beads. Precipitation of thallium sulfide was the important mechanism for thallium removal during the course of treating wastewater containing thallium by the beads of immobilized SRB. Immobilized SRB can effectively prevent and control thallium pollution in water source areas.

Keywords: immobilized SRB, toxicity, mechanism, precipitation.

剧毒分散元素铊(TI)对哺乳动物的毒性仅次于甲基汞,远大于 Hg、Pb、As 等,毒性为氧化砷的 3 倍 多,我国《重金属污染综合防治"十二五"规划》将铊列为重点防控的重金属污染物之一<sup>[1-3]</sup>.当前含铊酸 性废水处理方法有活性氧化铝法、离子交换法、饱和 NaCl 法、吸附分离法、超滤、反渗透、电渗析和菌株 吸附法等,由于材料、维护费用较高或处理限制因素较多,而铊安全标准又极高,上述方法都难以实现低 成本达标去除水体中微量铊的目的<sup>[4-7]</sup>.

硫酸盐还原菌(Sulfate reducing bacteria, SRB)能够利用通过硫酸盐还原作用,将废水中的硫酸盐还 原成硫离子并与铊离子结合形成硫化铊沉淀而实现废水中铊污染的有效去除,但 SRB 易受铊离子毒害 而死亡,且分散在废水中,难以回收再利用<sup>[89]</sup>.固定化技术可将 SRB 高度密集于一个有限空间内并使 其保持一定活性,不断循环利用.该方法具有处理效果好、利于固液分离、可重复利用、回收方便和抗重 金属离子抑制能力强等优点<sup>[8]</sup>.目前固定化 SRB 处理铊污染及其处理机理的研究仍相对匮乏.

本实验利用包埋 SRB 处理含铊废水,探讨包埋条件下菌株活性变化,pH 条件和接触时间对包埋菌 株处理含铊废水效果的影响,同时探讨包埋菌株对铊毒性的控制及处理机理.

## 1 材料和方法(Materials and methods)

#### 1.1 实验器材

实验所涉及的主要仪器有 PHS-25 型实验室 pH 计,HYG-A 全温摇瓶柜,YQX-II 厌氧培养箱,SFC-01B 型电热恒温鼓风干燥箱,01J2003-04 型立式压力蒸汽灭菌器,TAS-990F 型火焰原子吸收分光光度 计(北京普析),JSM(7001F)-EDS 高分辨率场发射电子显微镜与 X 射线能谱联用仪(日本电子), X'pertPowder型 X 射线粉末衍射仪(荷兰帕纳科).

1.2 实验材料

实验中所用菌株为本实验室从长期处理含高浓度硫酸盐废水反应器中筛选出来可有效处理硫酸盐 的优势 SRB 菌株,目前保藏于广东省微生物菌种保藏中心(编号为 GDMCC1.1031).实验药品:聚乙烯 醇、海藻酸钠、二氧化硅、活性炭、硼酸、无水氯化钙、TTC(2,3,5-氯化三苯基四氮锉)、三羟甲基氨基甲 烷和乳酸钠等(天津市大茂化学试剂厂,分析纯),微孔滤膜(天津津腾,0.45 μm),采用铊标液(国家钢 铁材料测试中心,硝酸铊)配置成1 mg·L<sup>-1</sup>铊溶液备用.

1.3 菌的固定化

包埋法固定化 SRB 具体过程:首先将聚乙烯醇加热溶解于无菌蒸馏水中并添加二氧化硅和活性炭 用玻璃棒不断搅拌直至所有材料完全溶于蒸馏水中,边搅拌边冷却至 35—40 ℃,然后迅速加入硫酸盐 还原菌(菌液浓度为 654 μg·mL<sup>-1</sup>)和活性炭并混合搅拌.最后使用注射器吸取混合液,缓慢滴加到 2% 饱和硼酸氯化钙溶液中,交联 18 h 后取出成型小球,在乳酸钠溶液中浸泡 30 min,取出并保存在 4 ℃冰 箱中备用<sup>[10]</sup>.

通过正交法确定固定化 SRB 最佳包埋质量比例为:聚乙烯醇为 6%,二氧化硅为 3%,海藻酸钠为 0.5%,活性炭为 2%,菌液含量为 25%.

1.4 脱氢酶活性的测定

通过氯化三苯基四氮唑(TTC)比色法测定固定化前后细菌脱氢酶活性<sup>[11]</sup>.分别准确取定量湿菌体 与固定化细胞(菌体包埋量与湿细胞的量相同)分别加入 5 mL Tris-HCl 缓冲溶液、5 mL 蒸馏水、10 mL TTC 溶液;然后加入 0.5 mL 甲醛固定作空白样品;将待测样品与空白样品置于全温振荡器中于 30 ℃培 养 30 min,最后向其中添加 2 mL 硫酸终止酶终止反应.分别向待测样品和空白样品中加入 5 mL 氯仿萃取 10 min,经 3000 r·min<sup>-1</sup>离心处理 5 min 后,将样品取出,于波长 485 nm 进行比色,测试吸光度.通过样品中显色液与空白样品的吸光度差值得到脱氢酶活性.

## 2 结果与讨论 (Results and discussion)

#### 2.1 固定化对脱氢酶活性的影响

固定化前后脱氢酶与 TTC 反应均能产生红色的三苯基甲臜(TF),且颜色很深,表明固定化前后硫酸盐还原菌活性都较强,但固定化后脱氢酶活性由固定化前的 19.78 μL(H<sup>+</sup>)·g<sup>-1</sup>降低到 13.88 μL(H<sup>+</sup>)·g<sup>-1</sup>,硫酸盐还原菌活性有所降低.

#### 2.2 pH 值的影响

溶液中 pH 会影响硫酸盐还原菌还原活性及其去除铊(I)的能力,同时也会影响溶液中离子对固定化小球活性位点的竞争力<sup>[9]</sup>.为研究 pH 对固定化小球处理含铊(I)废水的影响,铊起始浓度为 1 mg·L<sup>-1</sup>,调节溶液 pH 值为 2—8,并置于转速 200 r·min<sup>-1</sup>、温度为 30 ℃的摇床中,振荡处理 24 h.如 图 1所示,pH 值过低时,硫酸盐还原菌活性受到压制,固定化 SRB 活性位点大量被氢离子占据,pH 值 由 2 增加到 6,溶液中氢离子逐渐减少,金属阳离子竞争性增强,占据更多表面活性位点,硫酸盐还原 菌活性增加,硫化物沉淀反应改善,促进了硫化铊沉淀的形成.固定化 SRB 对铊离子处理量在 pH 值为 6 时达到最大值 195.9 µg·g<sup>-1</sup>.随着 pH 的继续增大,硫酸盐还原菌还原反应受到抑制,使得固定化铊去 除量逐渐降低,但与未包埋菌株比较,包埋后小球受 pH 影响减小<sup>[9,12-13]</sup>.

2.3 接触时间的影响

为研究接触时间对固定化 SRB 对含铊废水毒性控制的影响,把铊(I)含量为1 mg·L<sup>-1</sup>的废水置 于转速为 200 r·min<sup>-1</sup>、温度为 30 ℃的摇床中进行处理,每隔一定时间测量溶液中铊离子的浓度,实验 结果如图 2 所示.在 120 min 之前是一个快速吸附反应过程,金属离子占据固定化 SRB 表面吸附位点, 硫化铊快速形成进一步促使溶液中铊含量降低<sup>[14]</sup>.







随着反应继续进行,溶液中金属离子持续进入细胞内并发生反应,在 720 min 达到完全饱和,最大处理量为 196.83 μg·g<sup>-1</sup>,随后固定化小球对金属离子处理量基本不变.

2.4 金属离子沉淀机理

SRB 的代谢可分为分解代谢、电子传递和氧化还原 3 个阶段,具体过程如下[15-16]:



在分解代谢阶段,有机物碳源在厌氧条件下产生少量 ATP 和高能电子;在电子传递阶段,高能电子 通过硫酸盐还原菌中电子传递链(细胞色素和黄素蛋白)传递并产生大量 ATP,在氧化还原阶段,氧化 态硫元素获得高能电子,通过消耗 ATP,硫酸盐作为最终电子受体被还原为硫离子.

SRB代谢过程中氧化还原阶段具体反应式(1、2)如下,其中CH2O代表有机碳源.

$$2CH_2O + SO_4^{2-} = 2HCO_3^{-} + H_2S$$
(1)

$$2TI^{+}+2HCO_{3}^{-}+H_{2}S = TI_{2}S+2H_{2}O+2CO_{2}$$
 (2)

在硫酸盐还原菌的作用下,硫酸盐被还原成硫化物,然后硫化物与铊(I)发生反应生成硫化铊而 从溶液中去除.固定化小球处理含铊废水时涉及离子的扩散、硫酸盐厌氧还原,以及铊(I)与硫化物反 应形成硫化铊沉淀.硫酸盐厌氧还原主要发生在固定化小球内部,而铊(I)与硫化物反应可以发生在 小球内部和外部(图3)<sup>[17]</sup>.

如图 3 所示,硫化氢从细胞内扩散到细胞外与铊(I)在小球外部形成硫化铊沉淀或溶液中铊离子 扩散到细胞内与硫化氢在小球内部形成沉淀.硫酸根离子浓度在反应中起到了重要的作用.



图3 沉淀过程示意图

Fig.3 Schematic diagram of precipitation process

#### 2.5 硫酸根离子和菌液量影响

为研究初始硫酸根离子浓度和包埋菌液对固定化小球处理含铊废水的影响,在铊(I)含量为 1 mg·L<sup>-1</sup>的废水中分别添加 10—500 mg·L<sup>-1</sup>的硫酸根离子,置于转速为 200 r·min<sup>-1</sup>、温度为 30 ℃的摇床中处理 24 h,用无火焰原子吸收光谱法(Flamless atomic absorption spectrophotometry, FAAS)检测其中 的铊(I)(图 4).



随着包埋菌液量增大,在 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 浓度从 0 增加到 200 mg·L<sup>-1</sup>时,固定化小球对铊(I)的处理也逐渐 增大,最大处理量分别为 253.94  $\mu$ g·g<sup>-1</sup>(35%菌液包埋量)和 214.32  $\mu$ g·g<sup>-1</sup>(25%菌液包埋量),表明包埋

菌液量越大,反应越强烈,SO<sup>2-</sup>浓度越高,形成硫化铊沉淀比例越高.随着硫酸根离子浓度继续增大,固定化 SRB 对铊处理量却逐渐降低,这和产生的硫化氢有关.硫化氢对 SRB 具有毒害作用,随着溶液中SO<sup>2-</sup>浓度继续增大,被细菌还原作用还原的硫化氢也逐渐增多.虽然固定化小球能够在一定程度上保护细菌免受金属离子和硫化氢的毒害,但逐渐增多的硫化氢很明显穿透了固定化小球对菌的保护,对 SRB 造成毒害,细菌活性下降,铊离子处理量也逐渐降低<sup>[18]</sup>.随着毒害强度越大,包埋菌液受到影响,处理效 果下降,溶液中硫酸根浓度是一个非常重要的参数.

2.6 扫描电镜能谱测定

固定化 SRB 小球处理含铊废水前表面光滑呈球形个体状,处理含铊废水后变成不规则的球形且表面粗糙易粘连(图 5).扫描电镜(Scanning electron microscopy, SEM)进一步观察显示固定化 SRB 处理含 铊废水后表面和内部疏松空隙被物质填满,且表面和剖面呈现不规则形状,表明处理含铊废水过程中固 定化 SRB 小球表面和内部发生了一系列反应.为验证其过程是否与式(1、2)相符,通过能谱分析仪 (Energy dispersive spectrometer, EDS)对小球表面和内部进行能谱分析(图 6),表明固定化 SRB 表面和 内部都存在铊元素<sup>[19]</sup>.



图 5 固定化 SRB 处理含铊废水前后形态变化 Fig.5 Morphology changes of immobilized SRB before and after processing Tl bearing wastewater



图 6 固定化 SRB 和能谱图 Fig.6 EDS diagram of immobilized SRB

#### 2.7 XRD 测定

固定化小球处理含铊废水前后小球 X 射线粉末衍射图如图 7 所示.



图 7 小球处理废水前后 XRD 衍射

Fig.7 X-ray diffraction patterns of beads before and after processing wastewater

为进一步证实小球中含铊沉淀物形式,通过 X 射线衍射(X-ray power diffraction, XRD)对包埋小球 内沉淀物进行半定量分析.通过对比处理含铊废水前后小球 X 射线衍射图,发现处理废水后小球含有硫 化铊沉淀,这和 2.4 节猜想的沉淀类型一致,说明硫化铊沉淀形式在铊去除过程中发挥了重要作用.小球 中铊主要形态为硫化铊,证实固定化小球利用硫酸盐还原物与溶液中铊(I)结合形成硫化铊沉淀.

## 3 结论(Conclusion)

为探讨固定化 SRB 处理含铊酸性废水的影响及其解毒机制,利用聚乙烯醇和海藻酸钠包埋制备固定化 SRB 小球处理含铊酸性废水,得出研究结论如下:

(1)SRB 固定化后脱氢酶活性由固定化前的 19.78 μL(H<sup>+</sup>)·g<sup>-1</sup>降低到 13.88 μL(H<sup>+</sup>)·g<sup>-1</sup>,硫酸盐还 原菌活性有所降低.

(2) 固定化 SRB 处理含铊废水最佳 pH 值为 6,处理量在 720 min 达到饱和,当含铊废水中硫酸根离 子浓度达到 200 mg·L<sup>-1</sup>时, 25%和 35%菌液包埋量的最大处理量分别为 214.32 µg·g<sup>-1</sup>和 253.94 µg·g<sup>-1</sup>.

(3) SEM-EDS 和 XRD 证实固定化小球处理含铊废水后,小球内存在硫化铊,固定化 SRB 通过还原 硫酸根离子形成硫化铊沉淀去除废水中铊污染.

致谢:本实验样品测试在广州大学分析测试中心帮助与指导下完成,在此表示感谢.

#### 参考文献 (References)

- XIAO T, GUHA J, BOYLE D, et al. Naturally occurring thallium: A hidden geoenvironmental health hazard? [J]. Environ Int, 2004,30: 501-507
- [2] JOHN PETER A L, VIRARAGHAVAN T. Thallium: A review of public health and environmental concerns [J]. Environment International, 2005, 31:493-501.
- [3] YANG C X, CHEN Y H, PENG P A, et al. Distribution of natural and anthropogenic thallium in highly weathered soils [J]. The Science of Total Environment, 2005, 341:159-172.
- [4] Twidwell L G, Williams-Beam C. Potential technologies for removing thallium from mine and process wastewater: An annotation of the literature[J]. Euro-Miner Process Environ Prot 2002,2: 1-10.
- [5] 刘敬勇,常向阳,涂湘林.重金属铊污染及防治对策研究进展[J]. 土壤,2007,39(4):528-535. LIUJY, CHANGXY, TUXL. Thallium pollution and its countermeasures[J]. Soils,2007,39(4):528-535(in Chinese).
- [6] ZHANG L, HUANG T, ZHANG M, et al. Studies on the capability and behavior of adsorption of thallium on nano-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 157:352-357.
- [7] 孙嘉龙,肖唐付,周连碧,等.铊矿山废水的微生物絮凝处理研究[J]. 地球与环境, 2010,38(3):383-385. SUN J L, XIAO T F, ZHOU L B, et al. Bioflocculant treatment of mine water from tl mineralized area[J]. Earth and Environment, 2010, 38(3):383-385(in Chinese).

- [8] QIN Z, CHEN Y, MING Y, et al. Enhanced bioremediation of heavy metal from effluent by sulfate-reducing bacteria with copper-iron bimetallic particles support[J]. Bioresource Technology, 2013, 136(5):413-417.
- [9] 陈炜婷,张鸿郭,陈永享,等.pH、温度及初始铊浓度对硫酸盐还原菌脱铊的影响[J].环境工程学报,2014,8(10):4105-4109.
  CHEN W T, ZHANG H G, CHEN Y H, et al. Effect of pH, temperature and initial concentration on thallium removal by sulfate-reducing bacteria [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering,2014,8(10):4105-4109(in Chinese).
- [10] WANNARAK N, PARICHAT N, ONRUTHAL P. Diesel oil removal by immobilized Pseudoxanthomonas sp. RN402 [J].Biodegradation, 2013,24(3):386-397.
- [11] 俞毓馨,吴国庆,孟宪庭,等.环境工程微生物检验手册 [M].北京:中国环境科学出版社,1990:163-165.
  YU Y X, WU G Q, MENG X T, et al. Environmental engineering microbiology examination handbook [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990:163-165(in Chinese).
- [12] MANSOUR M, OSSMAN M, FARAG H. Removal of Cd ( II ) ion from waste water by adsorption onto polyaniline coated on sawdust [ J]. Desalination, 2011, 272(1):301-305.
- [13] PARK Y J, KO J J, YUN S L, et al. Enhancement of bioremediation by *Ralstonia* sp. HM-1 in sediment polluted by Cd and Zn[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(16): 7458-7463.
- [14] XU X Q, LI X M, YANG L, et al. Biosorption of lead and copper ions by penicillium simplicissimum immobilized on a loofa sponge immobilized biomass [J]. Acta Scientiae Circumstantia, 2008,28(1):95-100.
- [15] CAO J Y, ZHANG G J, MAO Z S, et al. Influence of Mg<sup>2+</sup> on the growth and activity of sulfate reducing bacteria[J]. Hydrometallurgy, 2009, 95(1-2):127-134.
- [16] ZAGURY G J, KULNIEKS V I, NECULITA C M. Characterization and reactivity assessment of organic substrates for sulphate-reducing bacteria in acid -mine drainage treatment [J]. Chemosphere, 2006, 64(6):944-954.
- [17] MIN X B, CHAI L Y, ZHANG C F, et al. Control of metal toxicity, effluent COD and regeneration of gel beads by immobilized sulfatereducing bacteria [J]. Chemosphere, 2008, 72(7):1086-1091.
- [18] FANG D, ZHANG R, LIU X, et al. Selective recovery of soil-borne metal contaminants through integrated solubilization by biogenic sulfuric acid and precipitation by biogenic sulfide [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 219-220(12):119-126.
- [19] CHEN J H, NI J C, LIU Q L, et al. Adsorption behavior of Cd( II ) ions on humic acid-immobilized sodium alginate and hydroxyl ethyl cellulose blending porous composite membrane adsorption [J]. Desalination, 2012, 285(31):54-61.