tongbao@im.ac.cn

© 2010 by Institute of Microbiology, CAS



生物淋滤法去除污泥中的重金属

王聪! 李强! 李保宾! 孙村民 1,2 邓飞 1,2 王淑芳 2 宋存江 1,2*

- (1. 南开大学分子微生物及技术教育部重点实验室 天津 300071)
 - (2. 南开大学生物活性材料教育部重点实验室 天津 300071)

摘 要:本研究从剩余活性污泥中分离得到两株土著硫杆菌。对两株菌进行了分类鉴定。确立二者分别为嗜酸性氧化亚铁硫杆菌 (Acidithiobacillus ferrooxidans, A. f)和嗜酸性氧化硫硫杆菌 (Acidithiobacillus thiooxidans, A. t)。将二者的单菌和混合菌分别接种于剩余活性污泥中,进行了为期9 d 的生物淋滤,对淋滤过程中的 pH 变化、氧化还原电位(ORP)以及重金属含量进行了检测。结果表明,生物淋滤9 d 混合菌对于 As、Cr、Cu、Ni 和 Zn 的去除效果最好;去除率分别达到了96.09%、93.47%、98.32%、97.88%和 98.60%。对于 Cd 和 Pb 混合菌生物淋滤的去除率在第 6 天之后迅速下降,但是 A. t 单菌淋滤保持较高的去除率。

关键词: 嗜酸性氧化亚铁硫杆菌、嗜酸性氧化硫硫杆菌、剩余污泥、重金属去除

Removal of Heavy Metals from Activated Sludge by Bioleaching Method

WANG Cong¹ LI Qiang¹ LI Bao-Bin¹ SUN Cun-Min^{1,2} DENG Fei^{1,2} WANG Shu-Fang² SONG Cun-Jiang^{1,2*}

(1. The Key Laboratory of Molecular Microbiology and Technology, Ministry of Education, Nankai University, Tianjin 300071, China)

(2. The Key Laboratory of Bioactive Materials, Ministry of Education, Nankai University, Tianjin 300071, China)

Abstract: Native *Acidithiobacillus ferrooxidans* (*A. f*) and *Acidithiobacillus thiooxidans* (*A. t*) were isolated from excess activated sludge. Mixed and single cultures of them were used to bioleach for 9 days to remove heavy metals from activated sludge. The changes of pH and ORP (Oxidation Reduction Potential) were measured every day. Also, the changes of concentrations for heavy metals were measured. Results showed that the removing rate for mixed culture was the best in all runs. The removing rate for As, Cr, Cu, Ni, Zn is 96.09%, 93.47%, 98.32%, 97.88%, 98.60% respectively. The removing rate of Cd and Pb for mixed culture decreased rapidly after six days. However, the rates of removing Cd and Pb remained higher levels after leaching for 6 days by *Acidithiobacillus thiooxidans*.

Keywords: Acidithiobacillus ferrooxidans, Acidithiobacillus thiooxidans, Excess activated sludge, Removing heavy metals

基金项目: 国家 863 计划项目(No. 2007AA06Z323)

*通讯作者: Tel: 86-22-23503866; ⊠: songcj@nankai.edu.cn

收稿日期: 2010-01-22; 接受日期: 2010-02-09

在污水处理过程中,活性污泥中的微生物在净化污水的同时自身也在繁殖增长,必须定期少量排出,以维持污水处理系统中氧的供给,使活性污泥浓度保持在一定水平。排出的这些剩余活性污泥必须加以治理。目前,多采用填埋、焚烧和土地利用等处置方法。其中,土地利用被认为是最具吸引力的污泥处置方法^[1],污泥中高含量的有机物能够为农作物提供营养^[2]。然而,污泥中高含量的有毒重金属大大限制了剩余污泥的土地应用^[3-5]。去除剩余活性污泥中的重金属已成为污泥处置技术中的瓶颈问题^[5]。

目前,通常使用化学法去除污泥中的重金属,如氯化、离子交换、络合和酸化等。但是化学法具有一定的缺点,如成本高、操作困难、耗能量高、耗酸量大和金属溶解量低等^[6]。相比之下,生物淋滤法具有低成本、操作简单、耗能低、金属去除率高且副产物无毒等优点^[7]。因此,研究生物淋滤法去除剩余活性污泥中的重金属具有非常重要的价值。

生物淋滤法(Bioleaching)是指利用自然界中一些微生物(硫细菌)的直接作用或其代谢产物的间接作用,产生氧化、还原、络合、吸附或溶解作用,将固相中某些不溶性成分(如重金属、硫及其它金属)分离浸提出来的技术。它应用于难浸提矿石或贫矿中金属的溶出与回收又称微生物湿法冶金^[8]。

在生物淋滤中,嗜酸性氧化亚铁硫杆菌 (Acidithiobacillus ferrooxidans, A. f)和嗜酸性氧化硫硫杆菌(Acidithiobacillus thiooxidans, A. t)被用作有效的淋滤载体^[9]。这种嗜酸性的化能自养型细菌以大气中的 CO₂ 为碳源,以无机物铁或硫为能源来维持生长,不需要提供外来的碳源和电子供体。另外,由于 pH 值很低,抑制了其他细菌的生长,所以在实际的操作过程中不需要严格的无菌条件。氧化亚铁硫杆菌和氧化硫硫杆菌去除重金属适宜于污水处理厂的开放系统。一般认为氧化亚铁硫杆菌和氧化硫硫杆菌有两种作用机理^[10-11]。第一种为直接机理,细菌通过其分泌的胞外多聚物直接吸附在污泥中金属硫化物(MS)表面,通过细胞内特有的氧化酶系统直接氧化金属硫化物,生成可溶性的硫酸盐^[12]。反应如下:

$$MS + 2O_2 \rightarrow MSO_4 (A. f \# A. t)$$

第二种是间接机理,氧化亚铁硫杆菌利用其代谢产物硫酸铁,与金属硫化物发生氧化还原反应。硫酸铁被还原成硫酸亚铁并生成元素硫,金属以硫酸盐形式溶解出来,而亚铁又被细菌氧化为铁^[13]。氧化硫硫杆菌把元素硫氧化成硫酸,然后硫酸使金属硫化物溶解。通过生物淋滤,污泥 pH 下降到 2.0 左右,这又大大促进了污泥中重金属的溶解。反应如下:

$$4Fe^{2+} + O_2 + 4H^+ \rightarrow 4Fe^{3+} + 2H_2O (A. f)$$

MS + $2Fe^{3+} \rightarrow M^{2+} + 2Fe^{2+} + S (化学氧化)$
 $2S + 3O_2 + 2H_2O \rightarrow 2H_2SO_4 (A. f 和 A. t)$

在本研究中,从剩余活性污泥中分离得到了 2 株土著硫杆菌。在分类鉴定的基础上,确立二者分别 A. f和 A. t。采用二者进行了剩余活性污泥的生物淋滤,对淋滤过程中的 pH 变化、ORP 以及重金属含量进行了检测。研究了利用土著硫杆菌进行生物淋滤的条件。

1 材料与方法

1.1 剩余活性污泥

剩余活性污泥取自天津市东郊污水处理厂,实验室内于 4°C 保存备用。采用 ICP 检测了污泥中的重金属含量。检测结果见表 1。

表 1 剩余活性污泥中的重金属含量 Table 1 Contents of heavy metals in excess active sludge								
重金属 Heavy metal	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
含量 Contents (ppm)	21.47	5.213	181.9	2740	0	117.0	101.2	1765

1.2 硫杆菌的分离

1.2.1 嗜酸性氧化亚铁硫杆菌及分离: 嗜酸性氧化亚铁硫杆菌(Acidithiobacillus ferrooxidans, A. f)从剩余活性污泥中分离纯化得到。采用 9K 培养基选择性培养分离 A. f。100 mL 培养基中加入 1-2 g剩余活性污泥,于 30°C 振荡培养箱中 150 r/min 培养 7-10 d。分离得到的 A. f 转移到新鲜的 9K 培养基中于同样条件下富集培养。采用稀释梯度法纯化 A. f。稀释梯度得到的浓度最小(10^{-8})的菌液,经过纯培养的菌液进行普通光镜和透射电镜镜检。9K 培养基配方: (NH_4) $_2SO_4$ 3.0 g, K_2HPO_4 0.5 g, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5 g,KCl 0.1 g,Ca(NO_3) $_2 \cdot 4H_2O$

0.01 g, FeSO₄·7H₂O 44 g, 蒸馏水 1000 mL, pH 2.0。 1.2.2 嗜酸性氧化硫硫杆菌及分离: 嗜酸性氧化硫

1.2.2 嗜酸性氧化硫硫杆菌及分离:嗜酸性氧化硫硫杆菌 (Acidithiobacillus thiooxidans, A. t)从剩余活性污泥中分离纯化得到。采用硫粉或 Na₂S₂O₃ 代替 9K 培养基中的 FeSO₄ 的方法选择性培养分离。 100 mL 培养基中加入 1-2 g 剩余活性污泥,30°C、150 r/min 振荡培养 7-10 d。分离得到的 A. t 转移到新鲜培养基中于同样条件富集培养。采用平板划线分离法纯化 A. t。将菌液在固体培养基上划线,30°C 培养 3-5 d,挑取单菌落转移至新鲜液体培养基中,30°C、150 r/min 振荡培养。菌液通过透射电子显微镜观察。A. t 液体培养基配方: (NH₄)₂SO₄ 3.0 g,K₂HPO₄ 0.5 g,MgSO₄·7H₂O 0.5 g,KCl 0.1 g,Ca(NO₃)₂·4H₂O 0.01 g,S 10 g,蒸馏水 1000 mL,pH 3.5-4.0。A. t 固体培养基把 S 更换成 Na₂S₂O₃,并加入 3%琼脂。

1.3 菌株 16S rRNA 基因序列分析

菌株的 16S rRNA 基因序列分析的方法是: 首先提取细菌总 DNA, 然后利用 16S rRNA 基因的特异扩增引物 27F 和 1492R 进行 PCR 扩增。然后送商业公司进行测序。在 GenBank 以测序的结果进行比对, 构建进化树。

1.4 生物淋滤

500 mL 三角瓶中含有 200 mL 淋滤初始液, 其成分主要为: $(NH_4)_2SO_4$ 0.6 g, K_2HPO_4 0.1 g, MgSO₄·7H₂O 0.51 g, KCl 0.02 g, Ca(NO₃)₂·4H₂O, 0.0012 g, 蒸馏水 200 mL。另外,对于 A.f进行的淋滤需要再加入 8.8 g FeSO₄·7H₂O; 对于 A.t 进行的淋滤需要再加入 2.0 g S; 而对于 A.f 和 A.t 混合菌进行的淋滤则要再加入 2.0 g S 和 8.8 g FeSO₄·7H₂O。 pH 以 H₂SO₄调至 4.0。将 A.f 菌液、A.t 菌液以及 A.f 和 A.t 混合菌液按 10% (V/V)、10% (V/V)和 5% + 5% (V/V)分别接种于含有 5% (W/V)脱水污泥的 200 mL 淋滤液中。对照组中不加菌液,只含有 5% (W/V)脱水污泥和 200 mL 蒸馏水。3 个试验组和一个对照组各重复 3 次。30°C、150 r/min 进行 9 d。

1.5 分析方法

- **1.5.1 pH 检测:** 采用 320-S 型 pH 计(梅特勒-托利 多)每 24 h 对实验组和对照组进行检测。
- **1.5.2** 氧化还原电位检测 **ORP**检测: 采用 ORP-411 型测定仪(上海大普)每 24 h 对实验组和对照组进行

检测。

1.5.3 重金属含量测定:采用电感耦合等离子体法 (ICP)每 3 d 对实验组和对照组进行检测。重金属去除率的计算公式为:

重金属去除率 = (淋滤前重金属含量 - 淋滤 后重金属含量)/ 淋滤前重金属含量 × 100%

2 结果与讨论

2.1 硫杆菌的分类鉴定

2.1.1 嗜酸性氧化亚铁硫杆菌(*A. f*)的分类鉴定:根据选择性培养条件,FeSO₄.7H₂O 为唯一能源物质,不再加任何碳源,pH 为 2.0,仅能使嗜酸性的化能无机自养菌氧化亚铁硫杆菌生长。根据生理生化特征,菌体在代谢过程中利用 Fe²⁺,产生黄铁矾沉淀。根据形态特征,菌体为杆状,约 1.0 μm-2.0 μm 长,0.5 μm-1.0 μm 宽 (图 1)。根据 16S rRNA 序列比对,构建同源性系统发育树,结果显示,实验所获菌株NK-16 与嗜酸性氧化亚铁硫杆菌(*A. f*)的菌株具有99%同源性(图 2)。

2.1.2 嗜酸性氧化硫硫杆菌(A. t)的分类鉴定:根据选择性培养条件,S为唯一能源物质,不再加任何碳源,pH为3.5-4.0,仅能供嗜酸性的化能无机自养菌氧化硫硫杆菌生长。根据生理生化特征,菌体在代谢过程中利用 S,产生 H_2SO_4 ,使 pH 降低。形态特征,菌体杆状,约 $1.0~\mu m$ — $2.0~\mu m$ 长, $0.4~\mu m$ — $0.7~\mu m$ 宽(图 3)。根据 16S~rRNA 序列比对,构建同源性系统发育树,结果显示,实验所获菌株 NK-06 与嗜酸性氧化硫硫杆菌(A. t)的菌株具有 99%同源性(图 4)。



图 1 氧化亚铁硫杆菌透射电子显微镜照片(×18000) Fig. 1 Configuration of Acidithiobacillus ferrooxidans under TEM (×18000)

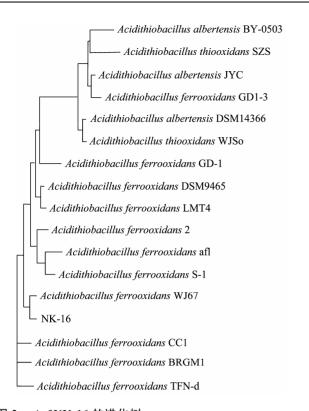


图 2 A. f NK-16 的进化树 Fig. 2 Evolutionary tree of A. f NK-16

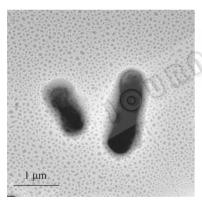


图 3 氧化硫硫杆菌透射电子显微镜照片(×18000) Fig. 3 Configuration of Acidithiobacillus thiooxidans under TEM (×18000)

2.2 生物淋滤过程中 pH 变化

生物淋滤过程中,各试验组 pH 呈下降趋势,对照组 pH 呈上升趋势(图 5)。淋滤结束后,A.f,A.t 以及 A.f和 A.t 混合菌淋滤分别使 pH 由初始值 4.0 降低至 1.9、1.64 和 1.75; 对照组的 pH 由初始值 4.0 上升至 7.15。A.f使 pH 降低的原因是 A.f将 Fe^{2+} 转变为了 Fe^{3+} 之后, Fe^{3+} 水解以及 Fe^{3+} 生成黄铁矾沉淀的过程中产生 $H^{+[14]}$; A.t使 pH 降低的原因为 A.t将底物 S 氧化成 H_2SO_4 ; A.f和 A.t混合菌淋滤

降低 pH 是由两种菌的共同作用引起。淋滤的前 6 天, A. f和 A. t混合菌淋滤降低 pH 的速度最快,但 从第 7 天开始,A. t 淋滤降低 pH 的速度最快,淋滤结束后 A. t 淋滤使 pH 达到最低值。本研究中 A. t 在淋滤后期持续酸化污泥的能力与 LC Chan 报道的结论相类似^[15]。

2.3 生物淋滤过程中 ORP 变化

生物淋滤过程中,试验组和对照组的 ORP 变化如图 6 所示。淋滤的第1天,试验组和对照组的 ORP

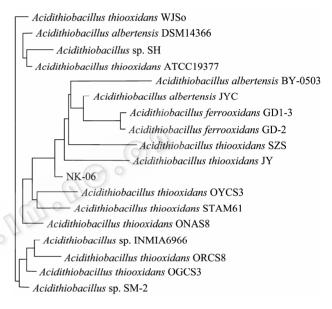


图 4 A. t NK-06 的进化树

Fig. 4 Evolutionary tree of A. t NK-06

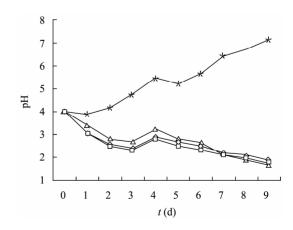


图 5 生物淋滤过程中 pH 的变化

Fig. 5 Changes of pH during the bioleaching

注: \diamondsuit : A. f淋滤; \triangle : A. t淋滤; \square : A. f和 A. t混合菌淋滤; *: 对照组.

Note: \diamondsuit : Bioleaching of A. f; \triangle : Bioleaching of A. t; \square : Bioleaching of a mixed culture of A. f and A. t; *: Control.

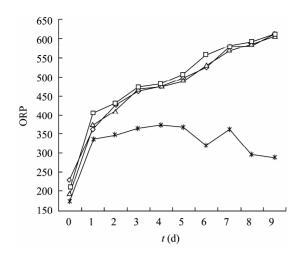


图 6 生物淋滤过程中 ORP 的变化 Fig. 6 Changes of ORP during the bioleaching

均呈显著上升。淋滤第 2 天至第 9 天,各试验组的 ORP 仍然随时间逐渐升高,而对照组的 ORP 在略微升高后开始下降,继而出现波动。ORP 升高的原因主要是 A. f 引起的 Fe²⁺的氧化和 A. t 引起 S 的氧化。在第 9 天淋滤结束时, A. f, A .t 以及 A. f 和 A. t 混合菌淋滤分别使 ORP 由初始值 228、191 和 212 上升至 612、605 和 611。而对照组的 ORP 仅从 173 上升至 288。淋滤过程中, A. f 和 A. t 混合菌淋滤的 ORP 略高于 A. f 和 A. t 各自单独淋滤。

2.4 生物淋滤过程中各种重金属去除率变化

生物淋滤过程中,各种重金属去除率的变化如图 7 所示。由 pH 和 ORP 的变化可知,对照组的重金属去除率应远低于各试验组,所以在此对照的数据没有给出。

在淋滤过程中As, Cr和Ni的去除率随时间延长逐渐升高。在淋滤过程中, A. f 和 A. t 混合菌淋滤的效果优于 A. f 或 A. t 单菌淋滤。As、Cr和Ni去除率的变化表明这三种金属的溶解与 pH和ORP密切相关,随着 pH降低和ORP升高,重金属的溶解率也逐渐升高。淋滤 9 d 后,混合菌对As、Cr和Ni的去除率分别为96.09%、93.47%和97.88%; A. f 单菌淋滤对As、Cr和Ni的去除率分别为94.51%、92.09%和92.83%; A. t 单菌淋滤对As、Cr和Ni的去除率分别仅为68.29%、80.36%和93.51%。

Cu 和 Zn 的去除率变化表明, A.f 和 A.t 混合菌淋滤和 A.f 单菌淋滤在第 3 天时就溶解了 90%以上的 Cu 和 Zn; 而 A.t 淋滤在第 6 天时才达到此效果。

A. f 和 A. t 混合菌淋滤与 A. f 单菌淋滤在第 3 天时的 pH 分别是 2.33 和 2.40; 此时 A. t 单菌淋滤的 pH 是 2.66。可见, Cu 和 Zn 对 2.50 左右的 pH 非常敏感,在 pH 低于 2.40 时绝大部分被溶解。随后各试验组对 Cu 和 Zn 的溶解率稳定或缓慢上升。淋滤 9 d 后, A. f 和 A. t 混合菌淋滤对 Cu 和 Zn 的去除率最高,分别为 98.32%和 98.60%; A. f 单菌淋滤对 Cu 和 Zn 的去除率分别为 95.98%和 96.49%。 A. t 单菌淋滤对 Cu 和 Zn 的去除率分别为 95.87%和 96.83%。

Cd和Pb在淋滤的前 3 天去除率迅速增加,第 3 天至第 6 天保持稳定或略有上升,但是在第 6 天以后,去除率反而下降。这可能是因为溶解的重金属又重新与污泥结合生成不溶状态。A. f 和 A. t 混合菌淋滤对 Cd和Pb的去除率最高值出现在第 6 天,分别为 100%和 94.71%,但是第 9 天时,含量已经分别下降至 0 和 28.62%。A. f 单菌淋滤对 Cd和Pb的去除率最高值也出现在第 6 天,分别为 100%和84.96%,但是第 9 天时,含量均下降至 0。A. t 淋滤对此两种金属的去除始终发挥重大作用,A. t 淋滤在第 3、6 和 9 天时对 Cd的去除率分别为 97.27%、98.75%和 86.62%;对 Pb的去除率分别为 97.56%、98.70%和 91.37%。

综合以上各种重金属生物淋滤的结果,对于As、Cr、Cu、Ni和 Zn, A. f和 A. t混合菌淋滤的效果最好,并且延长淋滤时间可以提高这些金属的去除率。但是对于Cd和Pb,当淋滤时间超过6d时,混合菌淋滤对这两类重金属的去除率迅速下降,唯有A. t 单菌淋滤可以保持较高的去除率。因此需要选择合适的淋滤时间和合适的菌种搭配,使各种金属的去除率达到最佳值。

3 结论与展望

生物淋滤过程中, pH 逐渐降低, 9 d 的生物淋滤使 pH 最终降低至 2.0 以下。ORP 逐渐升高, 9 d 的生物淋滤使 ORP 最终升高至 600 以上。对于 As、Cr 和 Ni, 重金属的去除率与 pH 和 ORP 相关, 随着 pH 降低和 ORP 升高, 重金属去除率逐渐升高。对于 Cu 和 Zn, 重金属的去除率与 pH 相关, 当 pH 小于 2.4 时,绝大多数 Cu 和 Zn 溶解。以上几种重金属, A. f 和 A. t 混合菌淋滤的效果最好,并且延长淋滤时间可以提高重金属的去除率。淋滤 9 d 后 A. f 和 A. t

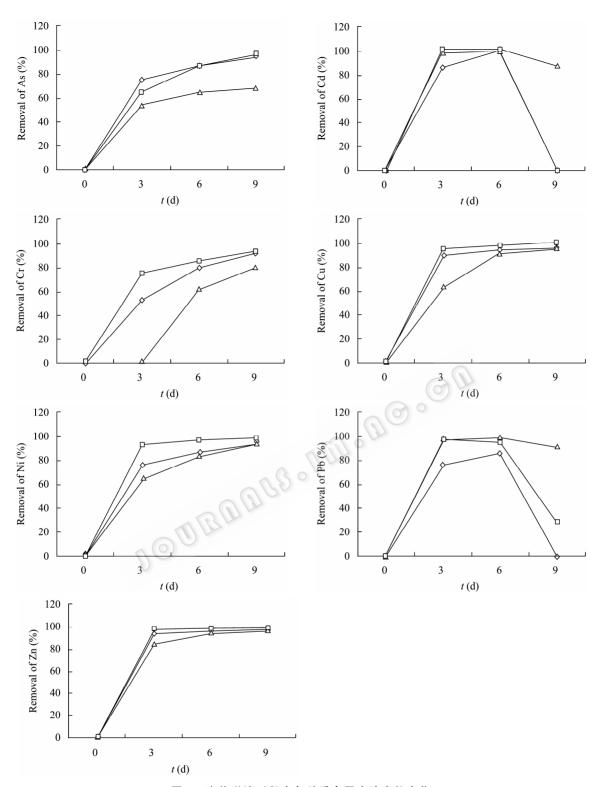


图 7 生物淋滤过程中各种重金属去除率的变化 Fig. 7 Changes of heavy metal removal rate during the bioleaching

注: ◇: A. f 淋滤; △: A. t 淋滤; □: A. f 和 A. t 混合菌淋滤.

Note: \diamondsuit : Bioleaching of A. f; \triangle : Bioleaching of A. t; \square : Bioleaching of a mixed culture of A. f and A. t.

混合菌淋滤对此几种金属的去除率都达到了 90%以上。对于 Cd 和 Pb, 当淋滤时间超过 6 d 时, A. f和 A. t混合菌淋滤和 A. f淋滤对此两重金属的去除率

迅速下降, 唯有 A. t 淋滤可以保持较高的去除率。 因此要进行淋滤反应时间的控制, 防止溶出的 Cd 和 Pb 又重新转变成不溶状态。目前作者正在采用 实时 PCR、PCR-DGGE 等技术对淋滤过程中 A. f 和 A. t 菌群的变化进行分析,以期选择淋滤初期 A. f 和 A. t 最佳的浓度配比。

参考文献

- [1] 周立祥,胡霭堂,戈乃玢,等.城市污泥土地利用研究. 生态学报,1999,19(2):185-193.
- [2] Tyagi RD, Couillard D. Bacterial leaching of metal from sewage sludge. *Process Biochemistry*, 1987(22): 114–117.
- [3] Bruce AM, Davis RD. Sewage sludge disposal: Current and future options. *Water Science and Technology*, 1989(21): 1113–1122.
- [4] Burton FL. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse: 3rd ed. Singapore: McGraw-Hill, 1991: 256–258.
- [5] McGhee TJ. Water Supply and Sewage: 6th ed. Singapore: McGraw-Hill, 1991: 335–340.
- [6] In S Kim, Jong-Un Lee, Am Jang. Bioleaching of heavy metals from dewatered sludge by *Acidithiobacillus fer*rooxidans. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2005(80): 1339–1348.
- [7] Mercier G, Chartier M, Couillard D. Strategies to maximize the microbial leaching of lead from metal-contaminated aquatic sediments. *Water Research*, 1996(30): 2452–2464.

- [8] 周顺桂,周立祥,黄焕忠. 生物淋滤技术在去除污泥中 重金属的应用. 生态学报, 2002, **22**(1): 125-133.
- [9] Solisio C, Lodi A, Veglio F. Bioleaching of zinc and aluminum from industrial waste sludges by means of *Thiobacillus ferrooxidans*. Waste Management, 2002(22): 667-675.
- [10] Bosecker K. Bioleaching: Metal solubilization by microorganisms. FEMS Microbiology Reviews, 1997(20): 591–604.
- [11] Tyagi RD, Tran FT. Bacterial leaching of metal from digested sewage sludge by indigenous ironoxidizing. *Enviromental Pollution*, 1993(82): 9–12.
- [12] Silverman MP, Hrlich HL. Microbial formation and degradation of minerals. Advances in Applied Microbiology, 1964(6): 181–183.
- [13] Boon M, Snijder M, Hansford GS, et al. The oxidation kinetics of zinc sulphide with *Thiobacillus ferrooxidans*. *Hydrometallurgy*, 1998(33): 137–152.
- [14] Xiang L, Chan LC, Wong JWC. Removal of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge by isolated indigenous iron-oxidizing bacteria. *Chemosphere*, 2000(41): 283–287.
- [15] Chan LC, Gu XY, Wong JWC. Comparison of bioleaching of heavy metals from sewage sludge using iron- and sulfur-oxidizing bacteria. Advances in Environmental Research, 2003(7): 603-607.

征订启事

欢迎订阅 2010 年《植物保护》杂志

《植物保护》创刊于 1963 年,由中国植物保护学会和中国农业科学院植物保护研究所主办,为全国中文核心期刊、中国科技核心期刊、"中国期刊方阵"双百期刊,曾荣获中国科协优秀科技期刊奖、全国优秀科技期刊奖、北京市全优期刊奖、国家期刊奖提名奖等多个奖项。收录的数据库有英国《CABI 文献数据库》、《Agrindex (FAO)》、美国《化学文摘》(CA)、《中国科学引文数据库》、《中文科技期刊数据库》、《生物学文摘》、《万方数据一数字化期刊群》、《中国农业文摘数据库》、《中国科技论文与引文数据库》、《中国学术期刊(光盘版)》、《中国期刊网》。本刊主要刊登有关植物病理、农林业昆虫、杂草及鼠害等农作物有害生物、植物检疫、农药等植物保护学科各领域原始研究性论文和具有创新性、实用性技术成果文章。设有专论与综述、研究报告、调查研究、基础知识、实验技术、国外植保、争鸣、应用与交流、病虫新动态、学会动态与信息、新书新产品介绍等栏目。

竭诚欢迎全国各地科研院所研究人员、大专院校教师及研究生、各级植保科技工作者等踊跃订阅。欢迎广大作者踊跃投稿!并欢迎咨询洽谈广告业务!

本刊为双月刊,大16开,160页,铜版纸印刷。每期定价25.00元,全年150.00元。邮发代号:2-483,全国各地邮局均可订阅。直接在本刊编辑部订阅,可享受9折优惠价,全年135元,若需挂号,每期另加3元。联系地址:北京圆明园西路2号中国农科院植保所《植物保护》编辑部邮编:100193

电话: 010-62819059, 62815914 传真: 010-62815914

联系人: 王音 高洪荣