

DOI: 10.20098/j.cnki.1001-5132.2024.0141

氧化亚铁硫杆菌浸出污染土中镉的试验研究

王艳¹, 张李奕岚¹, 王恒宇², 郑佳挺¹

(1. 宁波大学 土木工程与地理环境学院, 浙江 宁波 315211;

2. 浙大宁波理工学院 土木建筑工程学院, 浙江 宁波 315100)

摘要: 微生物浸出法是一种资源节约、低碳环保的土壤修复方法, 在重金属污染土壤修复领域颇具前景. 通过一系列室内试验研究了氧化亚铁硫杆菌浸出污染土中重金属镉的特性, 以为重金属污染土的修复提供理论依据. 通过振荡浸出试验, 考虑镉的浓度、能源物质 Fe^{2+} 的投加量、氧化亚铁硫杆菌的接种量及浸出时间等影响因素, 研究了氧化亚铁硫杆菌浸出污染土中镉的特性. 结果表明: 镉的初始浓度越低, 氧化亚铁硫杆菌对镉的浸出率越高. 随着浸出时间增加, 溶液 pH 值以及镉的浸出率整体都呈现逐渐升高的趋势. 随着 Fe^{2+} 质量浓度提高, 污染土中镉的浸出率呈现先增高后降低的趋势, 当 Fe^{2+} 质量浓度为 $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 浸出效果最好. 随着氧化亚铁硫杆菌接种量增加, 镉浸出效果也随之提高. 当营养物质 Fe^{2+} 的投加量为 $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, 氧化亚铁硫杆菌的接种量为 25% 时, 镉的浸出效果最佳, 镉初始质量分数 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的污染土中浸出率可达 96.6%. 微观测试表明, 浸出后土样表面出现新的长条状矿物, 土中残留的镉主要为弱酸可提取态与残渣态, 可还原态、可氧化态均有所降低.

关键词: 微生物浸出; 氧化亚铁硫杆菌; 污染土; 镉

中图分类号: TU43

文献标志码: A

文章编号: 1001-5132 (2024) 05-0012-09

重金属污染是土体遭受污染的主要类型之一^[1], 不同于空气污染与水污染, 土壤污染被称为“无形污染”, 更加难以修复^[2]. 在土壤中重金属镉不能被微生物降解, 镉不断积累会表现出明显的毒性效应, 通过食物链富集进而危害人体健康, 如镉米、镉麦会引起人体骨质疏松症、心血管疾病和肾脏疾病^[3]. 因此, 有必要对镉污染土壤进行修复治理, 开展土壤污染防治工作.

微生物浸出是微生物利用自身的特性, 通过特定的氧化或还原过程将目标组分转化为可溶态或沉淀的形式, 使目标组分与原物质分离的过程, 该技术具有资源节约、环境友好的特点. 氧化亚铁硫杆菌通过与重金属间的直接和间接作用, 将不溶于水的硫化物转化成可溶性的重金属离子和硫酸类物质. 目前该技术针对浸矿领域的研究应用

取得了较大进展^[4-6], 在其他多个领域中也得到了广泛的关注和研究, 如从废弃污泥和旧电池中进行金属回收^[7-9]、农业资源化领域禽畜粪中重金属去除^[10-11]、污泥中的重金属去除^[12-14]等, 在重金属污染土和沉积物等修复治理领域也展现出良好的应用前景^[15-19]. Zeng 等^[20]从活性污泥富集以氧化硫硫杆菌为主的菌群, 对制革厂污泥进行摇瓶沥浸试验, 发现经过硫氧化菌群富集培养的污泥中 Cr 的浸出效率显著提高, 可达到 79.9%~96.8%. Porzionato 等^[13]采用氧化亚铁硫杆菌和氧化硫硫杆菌混合菌对含 Cu 和 Zn 的某厌氧沉积物进行摇瓶和柱浸试验, 研究了单质硫投加量对重金属浸出的影响, 发现硫投加量为 5% 时对 Cu 和 Zn 的浸出效果最优. Lee 等^[21]通过摇瓶试验用氧化硫硫杆菌沥浸尾矿中的 As, 考察 pH 值、温度变化时 As 的

收稿日期: 2024-01-31.

宁波大学学报(理工版)网址: <http://journal.lg.nbu.edu.cn/>

基金项目: 国家自然科学基金(52378372).

第一作者: 王艳, 教授, 主要研究方向: 环境岩土工程. E-mail: wangyan@nbu.edu.cn

浸出效果,发现pH值对As的浸出效果无明显影响,温度升高时As的浸出效率稍有降低。Lei等^[22]用一株分离的天然嗜温铁氧化细菌,即嗜酸氧化亚铁硫杆菌,从典型的铅锌尾矿中提取锌,通过摇瓶混合培养嗜温菌株进行试验,发现在pH值为2.0、初始亚铁质量浓度为 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、矿浆质量分数为10%的条件下,锌的浸出率达到70%以上,而没有接种菌种的试验组中锌的浸出率仅为22%。

综合文献研究可以发现,目前针对重金属的微生物浸出研究尚在实验室阶段,普遍采用摇瓶试验对影响重金属浸出的关键因素进行探讨。由于影响微生物浸出法去除重金属的因素十分复杂,主要包括菌体浓度、pH值、污染类型及浓度、能源物质投加量等,硫杆菌浸出重金属的最适宜条件有待进一步研究。因此本研究对微生物浸出去除重金属过程中的关键因素进行提炼,综合研究氧化亚铁硫杆菌对污染土中镉的浸出效果,确立微生物浸出的最优条件,以期修复镉污染土提供理论指导。

1 试验

1.1 试验材料

1.1.1 土样准备

试验用土取自宁波某基坑,取土深度为3.4~4.2 m,土壤呈灰色,流塑状,为淤泥质粉质黏土,镉背景值为 $1.18\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,含水率为39.1%,塑限为20.5%,液限为36.9%,天然重度为 $17.9\text{ kN}\cdot\text{m}^{-3}$ 。土壤剔除杂物后自然风干,经粉碎机粉碎并过2 mm筛。称取一定量的 $\text{CdCl}_2\cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ (分析纯)固体溶于去离子水中,配置5种不同浓度的镉溶液,与土粉进行混合,经搅拌均匀后置于通风处自然风干,制得重金属污染土壤,土中的镉质量分数分别为100、200、400、800和 $1\,600\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

1.1.2 菌种来源及培养基

试验菌种所用培养基为9K液体培养基^[23],具体处理方式如下:

(1)基础盐溶液I: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 3.0 g(分析纯), KCl 0.1 g(分析纯), K_2HPO_4 0.5 g(分析纯), $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.5 g(分析纯), $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 0.01 g(分析纯),用700 mL去离子水溶解,溶解后用体积比1:1的硫酸溶液调节pH值至2.0,121℃高温下灭菌30 min,倒入

烧杯冷却至常温覆上膜保存。

(2)亚铁溶液 II: $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 44.3 g(分析纯),用300 mL去离子水溶解,溶解后用体积比1:1的硫酸溶液调节pH值至2.0,用0.22 μm 微孔滤膜过滤后静置。

基础盐溶液I和亚铁溶液II混合后使用,用于氧化亚铁硫杆菌的培养富集。

试验用菌从宁波某污水处理厂的活性污泥中提取,菌源采集后置于4℃冰箱中保存,以尽量减少其中菌相的变化。称取活性污泥3.0 g,加入到50 mL的9K液体培养基中。将富集培养液置于30℃、 $150\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 条件的恒温振荡器中,培养7 d。为保证菌液内杂质和代谢物对试验结果无影响,用无菌移液枪取出20 mL上层菌液,移入50 mL离心管中,将离心管放入台式高速离心机($4\,000\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$)中离心15 min。离心结束后,弃上层清液,用9K液体培养基洗涤3次并离心后,接种至9K液体培养基中,放于恒温振荡箱($150\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$)在30℃下培养7 d,待溶液由浅绿色转变至浅黄色,使用可见光分光光度计(V1800,上海尤尼柯)测量菌液在600 nm波长处的吸光度(OD_{600}),取 OD_{600} 为0.8的菌液进行后续试验。

1.2 试验方法

设计一系列试验考察镉初始质量分数(100、200、400、800、 $1\,600\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、氧化亚铁硫杆菌接种量(10%、15%、20%、25%)、能源物质 Fe^{2+} 投加量(5、7、9、11、 $13\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$)对污染土中镉浸出特性随时间变化(1、2、3、4、5 d)的影响。试验中考察镉初始质量分数和 Fe^{2+} 投加量对镉浸出的影响时,氧化亚铁硫杆菌接种量(菌液占液体总量)保持为20%;考察氧化亚铁接种量变化对镉浸出的影响时,能源物质 Fe^{2+} 投加量保持为 $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。试验设置土水质量比为1:10,选用250 mL的系列锥形瓶,瓶中依次加入20 g镉污染土、氧化亚铁硫杆菌、 $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 溶液,待各反应物混合均匀后,将系列锥形瓶放入恒温振荡箱中进行振荡,温度设置为30℃,转速为 $150\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 。

试验过程中,每隔24 h使用多参数分析仪(DZS-708-A,上海仪电)测量各组中的pH值。用移液枪吸取10 mL溶液至离心管中,样品在离心机 $8\,000\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 转速下离心15 min后固液分离,将上

层清液过滤后,采用电感耦合等离子体发射光谱仪(PQ9000,德国耶拿)测量各组上清液中重金属镉的浓度.上述试验中,设置3组试验平行样,取其平均值进行分析.试验结束后,采用BCR多级连续提取法,分别对浸出后土样中镉的弱酸可提取态(F1)、可还原态(F2)、可氧化态(F3)和残渣态(F4)进行提取^[24].使用扫描电子显微镜(SEM, TM-3000,

日本日立)对微生物浸出前后的土壤进行微观结构分析.

2 结果与讨论

2.1 镉质量分数对氧化亚铁硫杆菌浸出镉的影响

污染土中镉质量分数对氧化亚铁硫杆菌浸出镉的影响及试验过程中pH值的变化如图1所示.

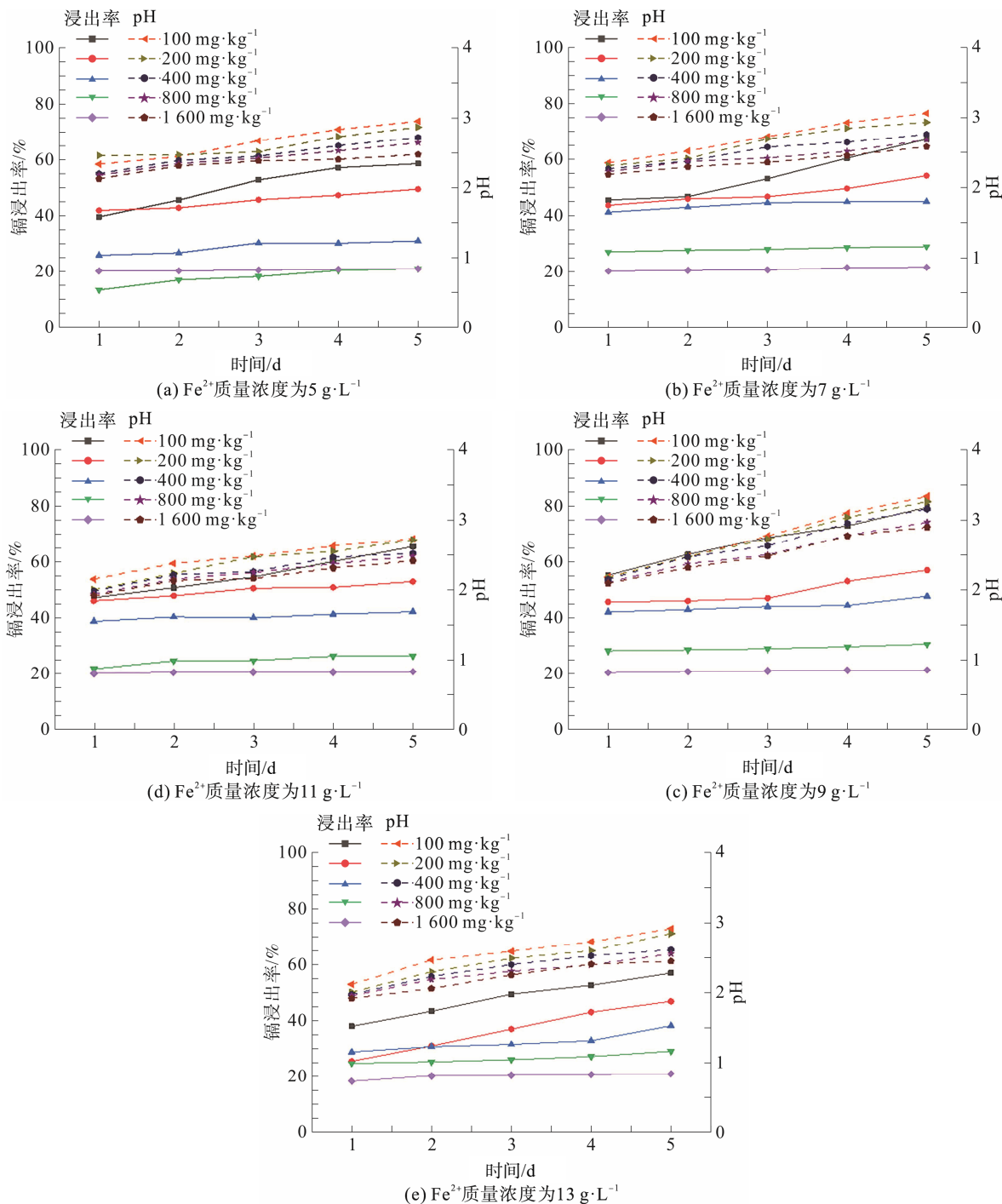
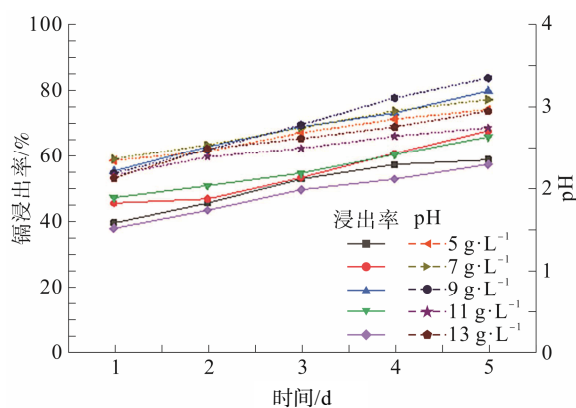


图1 不同镉质量分数下的镉浸出率和pH值变化

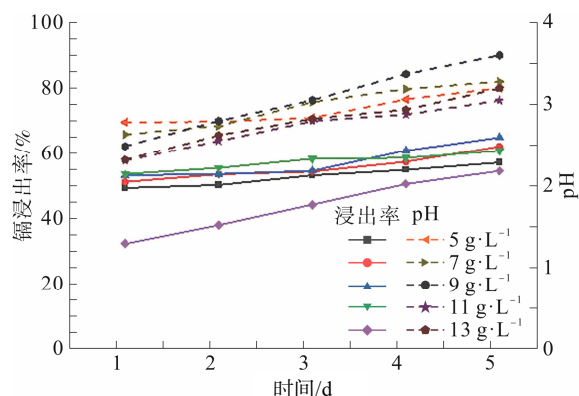
从图1中可以看到,随着浸出时间的增加,溶液的pH值也随之增大,试验最初的pH值在2.0左右,试验结束时,pH值增加至3.0左右;污染土中镉的初始质量分数增加时,溶液中的pH值降低,当镉质量分数为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,各组的pH值最高.试验过程中,氧化亚铁硫杆菌对镉的浸出效果随着污染土中镉质量分数升高而降低,分析可知,当镉质量分数为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Fe^{2+} 质量浓度为 $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,浸出效果最优,浸出率为79.4%,此时pH值达到3以上.随着时间的增加,各组污染土中镉的浸出率均有不同程度的变化.在100、200和 $400\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的污染土中,镉的浸出率随时间的增加而上升,但是在800和 $1600\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的污染土中,镉的浸出率无明显变化.这说明随着污染土中镉的质量分数持续升高,当超过一定阈值时,镉离子会对微生物菌群产生毒害作用,并与细胞内的物质发生反应,形成一种协同物后抑制细胞自身系统的运转.一旦超过氧化亚铁硫杆菌自身调节代谢的范围,就会导致微生物中的蛋白质变性而失去原有的功能,使得正常的代谢过程受阻^[25],阻碍细胞生成功能团.抑或是渗透压发生变化,氧化亚铁硫杆菌细胞内各种组分的浓度会随之产生较大的改变,同时细胞的体积也会慢慢变化^[25-27],细菌由此失去正常代谢功能,对镉离子的浸出作用不再突出有效.

2.2 能源物质添加量对氧化亚铁硫杆菌浸出镉的影响

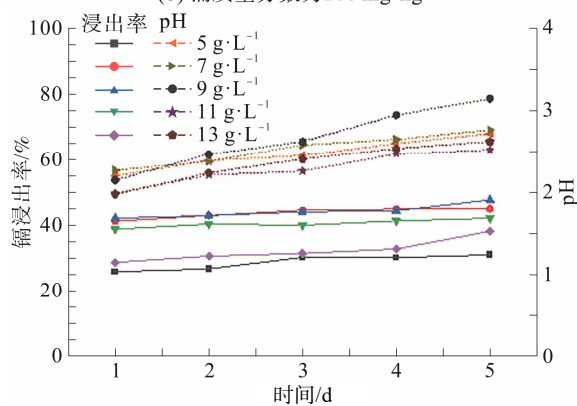
污染土中能源物质的添加量对氧化亚铁硫杆菌浸出镉的影响及试验过程中pH值的变化如图2所示.



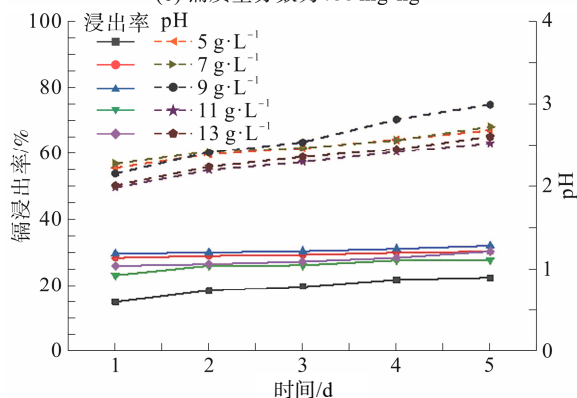
(a) 镉质量分数为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$



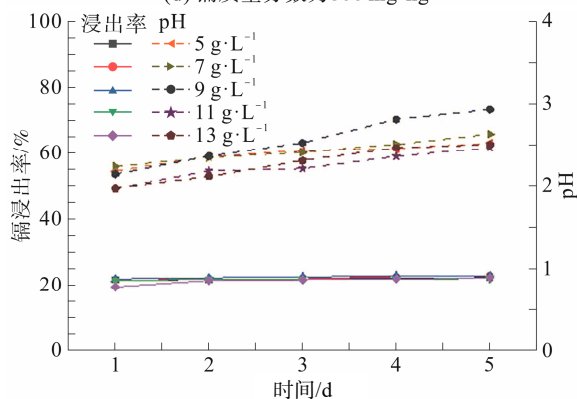
(b) 镉质量分数为 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$



(c) 镉质量分数为 $400\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$



(d) 镉质量分数为 $800\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$



(e) 镉质量分数为 $1600\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

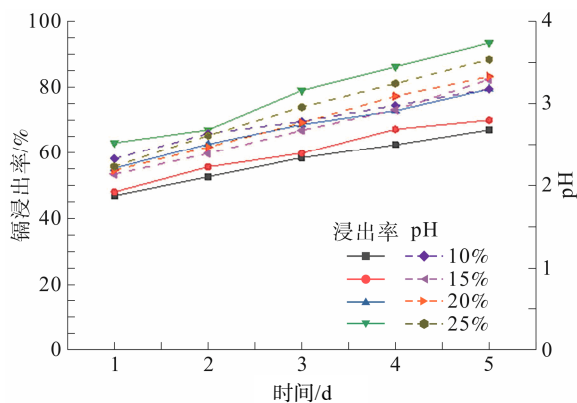
图2 不同 Fe^{2+} 质量浓度下的镉浸出率和pH值变化

从图2中可以看到,随着浸出时间的增加,溶液的pH值也随之升高,溶液总体pH值保持在2~3;当投加 Fe^{2+} 质量浓度增加时,溶液中的pH值先增大后减小,投加 Fe^{2+} 质量浓度为 $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,溶液的pH值保持最大,继续增加 Fe^{2+} 质量浓度,溶液的pH值又开始降低.试验过程中,当污染土中镉质量分数为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,在不同的 Fe^{2+} 投加量下,各组镉浸出率随时间的变化较为明显.当 Fe^{2+} 从 $5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,浸出时间达到最大值5d时,氧化亚铁硫杆菌对镉的浸出率也逐渐增加,浸出率由58.6%提高至79.4%,达到最佳浸出效果.其他4种污染土中镉的浸出率与镉质量分数为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的污染土中变化规律保持一致,浸出率均随着 Fe^{2+} 质量浓度增大而先升高后降低. Fe^{2+} 投加量继续增加,氧化亚铁硫杆菌浸出镉的能力开始下降,原因可能是高浓度的 Fe^{2+} 对氧化亚铁硫杆菌的生长繁殖具有一定的毒性作用,使其丧失活性.

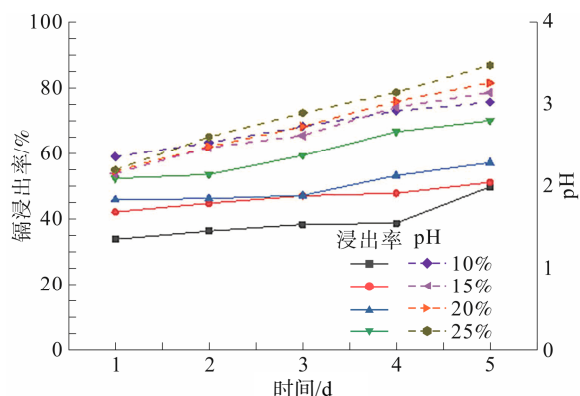
$\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 中的 Fe^{2+} 作为氧化亚铁硫杆菌群生长的能源来源,为氧化亚铁硫杆菌生长提供所需能量,使其能在短时间内生长,达到较高的浓度.因此, Fe^{2+} 的投加量直接影响到氧化亚铁硫杆菌群的生长繁殖速率,试验结果表明,过高的投加量会对菌种细胞的氧化活力产生抑制作用,本试验中 Fe^{2+} 质量浓度为 $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,细菌既能得到充足的能源养分供给,又不会抑制其自身活性进而影响去除率.

2.3 氧化亚铁硫杆菌接种量对镉浸出的影响

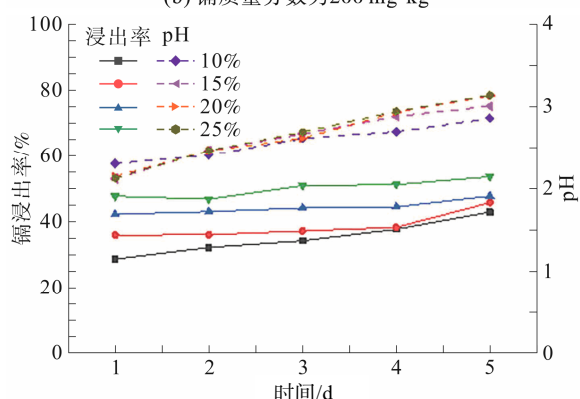
试验中氧化亚铁硫杆菌的接种量对其浸出污染土中镉的影响及试验过程中pH值的变化如图3所示.



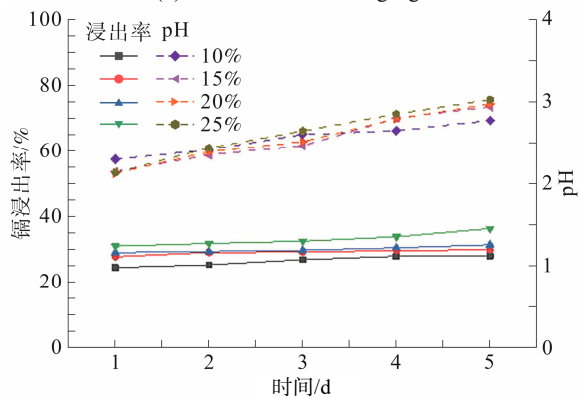
(a) 镉质量分数为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$



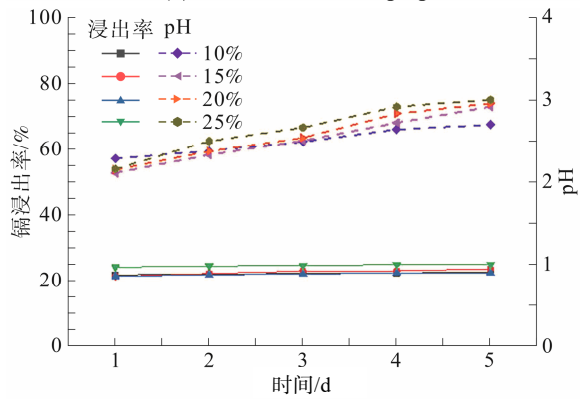
(b) 镉质量分数为 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$



(c) 镉质量分数为 $400\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$



(d) 镉质量分数为 $800\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$



(e) 镉质量分数为 $1600\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

图3 不同接种量下的镉浸出率和pH值变化

从图 3 中可以看到, 随着浸出时间的增加, 溶液的 pH 值也随之增加; 当氧化亚铁硫杆菌接种量增加时, 溶液中的 pH 值也增加, 接种量为 25% 时溶液的 pH 值达到最大; 浸出试验结束时, 各组溶液的 pH 值保持在 3 左右. 试验过程中, 在不同浓度菌液接种量条件下, 随着接种量逐渐增加, 氧化亚铁硫杆菌对镉浸出的能力增加, 在氧化亚铁硫杆菌接种量为 25% 时, 达到最佳的浸出效果. 综合分析可得, 在污染土中镉质量分数为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 菌液接种量为 25% 时, 试验组拥有最优的浸出率, 在第 5 天时浸出率达到 96.6%. 氧化亚铁硫杆菌的接种量直接影响到溶液中的菌体浓度, 进而影响产酸速率和后续重金属去除效果, 试验表明, 其他试验条件一定时, 菌体浓度越高, 土中镉浸出效果越好. 造成此现象的原因是: 接种的氧化亚铁硫杆菌越多, 即溶液中初始氧化亚铁硫杆菌浓度越高, 则氧化亚铁硫杆菌对 Fe^{2+} 的氧化率越高, 加快 Fe^{2+} 氧化过程, 加速产生酸与 Fe^{3+} , 同时 Fe^{3+} 再水解产生更多的酸, 在短时间内能够加快镉的浸出, 提高浸出效果.

2.4 镉的形态分析

为了探讨在最佳细菌接种量 25% 条件下, 镉质量分数、 Fe^{2+} 投加量对镉形态转化特性的影响, 对浸出后的土中镉进行形态分析. 考虑镉质量分数因素时, 选取最优 Fe^{2+} 投加量 $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 3 组; 考虑 Fe^{2+} 投加量因素时, 以镉质量分数为 $400\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 3 组试样为例进行分析. CK 为浸出前的污染土对照组, BL 为浸出后的土样, 具体编号见表 1, 土样中镉各类形态的质量分数与分布比例如图 4 所示.

表 1 试验分组

土样编号	镉质量分数/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Fe^{2+} 投加量/ ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	氧化亚铁硫杆菌 接种量/%
CK1	100	—	—
CK2	400	—	—
CK3	800	—	—
BL1	100	9	25
BL2-1	400	7	25
BL2-2	400	9	25
BL2-3	400	11	25
BL3	800	9	25

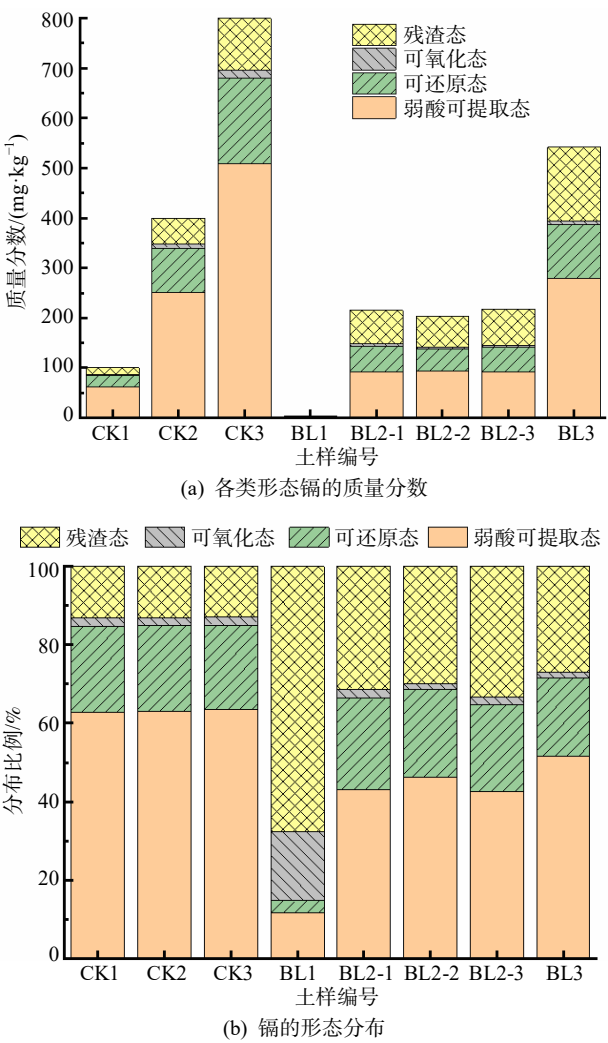


图 4 镉各形态的质量分数与分布比例

从图 4 中可以看到, 氧化亚铁硫杆菌浸出污染土试验中, 镉质量分数为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、底物 Fe^{2+} 质量浓度为 $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、氧化亚铁硫杆菌接种量为 25% 的试验组达到最优去除率 96.6%, 浸出结束后, 各形态的镉基本没有残留, 剩余量中镉主要为残渣态, 分布比例高达 67.65%. 其余各组去除污染土中的镉后, 土中残留的镉以弱酸可提取态以及残渣态为主. 参照微生物浸出前后各试验组形态分布百分比变化: 弱酸可提取态百分比均有所降低, 残渣态百分比均有所增加.

Fe^{2+} 质量浓度从 $7\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 浸出后土中镉的总形态质量分数降低, 其中可氧化态、可还原态及残渣态的镉质量分数有所降低, 但弱酸可提取态质量分数增加, 这说明其他形态的镉向弱酸可提取态的镉发生转换; 继续增加 Fe^{2+} 质量

浓度至 $11 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 镉的总形态质量分数开始增加, 且可氧化态、可还原态及残渣态的镉质量分数相比 Fe^{2+} 质量浓度为 7 、 $9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时均有所增加, 这说明能源物质的浓度过高会使氧化亚铁硫杆菌的生物有效性下降, 导致其浸出镉的工作效能受到阻滞, 进而使土样中残留的总镉质量分数多于另两个试验组. 浸出试验结束后, 镉质量分数为 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的污染土中残留的镉基本为零, 弱酸可提取态的镉减少幅度达 99.3% ; 镉质量分数为 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 弱酸可提取态的镉减少幅度降低为 62.9% ; 镉质量分数达到 $800 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 土中弱酸可提取态的镉减少幅度仅为 45.1% . 上述现象证明适宜的底物与能源物质的增加可激发并维持细菌活性, 同时也能使得镉被更大程度地去除, 但过高的重金属浓度也会影响细菌的生物有效性, 直接导致 BL3 试验组中弱酸可提取态与可氧化态的总镉质量分数减少幅度大幅降低, 残渣态的镉质量分数增加, 使镉的总去除率降低. 总体而言, 在氧化亚铁硫杆菌的作用下, 土壤中弱酸可提取态、可还原态、可氧化态的镉去除较为显著.

2.5 微观结构分析

对镉质量分数为 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的污染土(CK2)及微生物浸出试验后镉质量分数为 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、能源物质 Fe^{2+} 质量浓度为 $9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、氧化亚铁硫杆菌接种量为 25% 的土样(BL2-2)进行扫描电子显微镜(SEM)观测, 放大 $3\,000$ 倍的土样如图 5 所示.

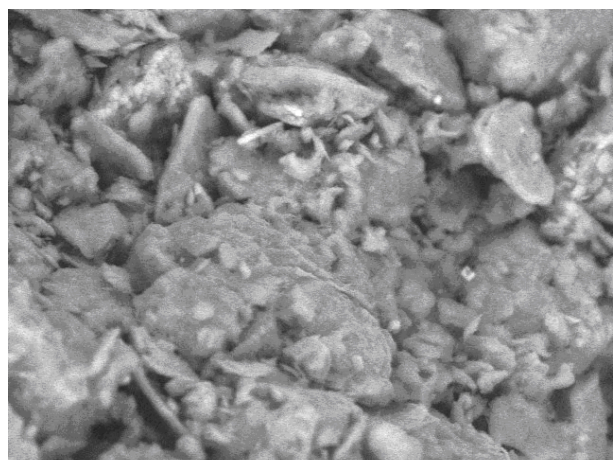
镉污染土中土颗粒间孔隙较小, 大颗粒土体多为不规则形状, 小颗粒土体多为黏聚体结构, 土颗粒表面吸附着部分镉离子, 同时存在颗粒团聚现象. 浸出试验后, 吸附在土颗粒表面的镉离子随着微生物的浸出作用而进入到溶液中, 因此颗粒间孔隙增大. 浸出后, 在图 5(b)中可看出土体表面有新的矿物质产物生成, 呈长条状. 在矿物形成的过程中可能携带了些许镉离子共沉淀, 从而使残渣态的镉含量略有增加(图 4).

3 结论

(1)氧化亚铁硫杆菌的接种量、 Fe^{2+} 的质量浓度以及重金属镉质量分数对污染土中镉的浸出都有显著影响. 当污染土中镉质量分数为 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 溶液中能源物质 Fe^{2+} 的投加量为 $9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 污染土中氧化亚铁硫杆菌的接种量为 25% 时, 氧化亚铁硫杆菌拥有最优浸出效果, 镉的浸出率为 96.6% .

(2)通过镉形态分析发现, 污染土中镉的弱酸可提取态、可还原态、可氧化态减少幅度均有所下降, 但是残渣态略有提高; 相比于初始污染土中镉的形态, 试验过程中, 可还原态、可氧化态的镉向弱酸可提取态发生转变.

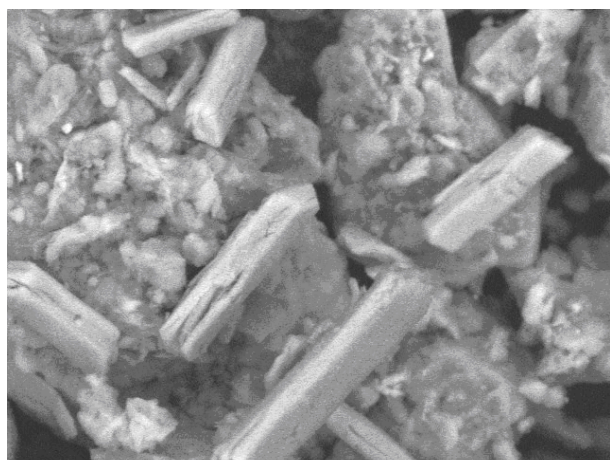
(3)浸出前土样颗粒间孔隙较小, 土颗粒产生黏聚体结构, 表面存在紧密的颗粒团聚现象; 浸出试验后, 土样随着表面的镉浸出引起颗粒间孔隙增大, 生成新的长条状矿物质.



9503

N D4.5 $\times 3\,000$ $30 \mu\text{m}$

(a) CK2 组土样



9515

N D5.1 $\times 3\,000$ $30 \mu\text{m}$

(b) BL2-2 组土样

图 5 土样的 SEM 图

参考文献:

- [1] 吴奇, 刘海华, 李瑞娟, 等. 重金属农药复合污染土壤的微生物修复进展[J]. 工业催化, 2021, 29(6):10-14.
- [2] 张英婷, 李紫龙, 蒋妮娜, 等. 重金属污染土壤修复技术及其研究进展[J]. 能源与环境, 2021(5):78-79.
- [3] 邹娟. 浅析中轻度镉污染土壤的修复治理技术[J]. 资源节约与环保, 2019(6):104-105.
- [4] 黄海涛, 王崇, 耿康慧, 等. 富里酸对 *A. ferrooxidans* 活性和次生铁矿物形成的影响[J]. 环境科学学报, 2023, 43(7):112-120.
- [5] CHEN L, WANG Y R, LIU H C, et al. Different fates of Sb(III) and Sb(V) during the formation of jarosite mediated by *Acidithiobacillus ferrooxidans*[J]. Journal of Environmental Sciences, 2025, 147:342-358.
- [6] GUO X X, CHEN S M, HAN Y W, et al. Bioleaching performance of vanadium-bearing smelting ash by *Acidithiobacillus ferrooxidans* for vanadium recovery[J]. Journal of Environmental Management, 2023, 336: 117615.
- [7] CAI G Q, EBRAHIMI M, ZHENG G Y, et al. Effect of ferrous iron loading on dewaterability, heavy metal removal and bacterial community of digested sludge by *Acidithiobacillus ferrooxidans*[J]. Journal of Environmental Management, 2021, 295:113114.
- [8] WU P, ZHANG L J, LIN C B, et al. Extracting heavy metals from electroplating sludge by acid and bioelectrical leaching using *Acidithiobacillus ferrooxidans* [J]. Hydrometallurgy, 2020, 191:105225.
- [9] BAHALOO-HOREH N, MOUSAVI S M, BANIASADI M. Use of adapted metal tolerant *Aspergillus niger* to enhance bioleaching efficiency of valuable metals from spent lithium-ion mobile phone batteries[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 197:1546-1557.
- [10] 魏孝承, 刘东方, 廖力锐, 等. 利用土著硫杆菌生物沥浸去除猪粪中重金属的研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(11):2594-2602.
- [11] WEI X C, HUANG W L, LIU D F, et al. Bioleaching of heavy metals from pig manure employing indigenous sulfur-oxidizing bacteria: effects of solid content[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2019, 230(2):39.
- [12] CAMARGO F P, PRADO P F D, TONELLO P S, et al. Bioleaching of toxic metals from sewage sludge by co-inoculation of *Acidithiobacillus* and the biosurfactant-producing yeast *Meyerozyma guilliermondii*[J]. Journal of Environmental Management, 2018, 211:28-35.
- [13] GHAVIDEL A, NAJI RAD S, ALI ALIKHANI H, et al. Bioleaching of heavy metals from sewage sludge, direct action of *Acidithiobacillus ferrooxidans* or only the impact of pH?[J]. Journal of Material Cycles and Waste Management, 2018, 20(2):1179-1187.
- [14] 节剑勇, 孙力平, 邱春生, 等. 基于生物淋滤的城市污泥重金属溶出及形态迁移[J]. 环境工程学报, 2018, 12(3):939-946.
- [15] PORZIONATO N, TUFO A, CANDAL R, et al. Metal bioleaching from anaerobic sediments from Reconquista River basin (Argentina) as a potential remediation strategy [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(33):25561-25570.
- [16] QU M M, CHEN J M, HUANG Q Q, et al. Bioremediation of hexavalent chromium contaminated soil by a bioleaching system with weak magnetic fields[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2018, 128:41-47.
- [17] CHANG C Y, CHEN S Y, KLIPKHAYAI P, et al. Bioleaching of heavy metals from harbor sediment using sulfur-oxidizing microflora acclimated from native sediment and exogenous soil[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(7):6818-6828.
- [18] FONTI V, DELL'ANNO A, BEOLCHINI F. Influence of biogeochemical interactions on metal bioleaching performance in contaminated marine sediment[J]. Water Research, 2013, 47(14):5139-5152.
- [19] GAN M, JIE S Q, LI M M, et al. Bioleaching of multiple metals from contaminated sediment by moderate thermophiles[J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 97(1/2): 47-55.
- [20] ZENG J, GOU M, TANG Y Q, et al. Effective bioleaching of chromium in tannery sludge with an enriched sulfur-oxidizing bacterial community[J]. Bioresource Technology, 2016, 218:859-866.
- [21] LEE E, HAN Y, PARK J, et al. Bioleaching of arsenic from highly contaminated mine tailings using *Acidithiobacillus thiooxidans*[J]. Journal of Environmental Management, 2015, 147:124-131.
- [22] LEI Y J, ZHANG G C, AI C L, et al. Bioleaching of sphalerite by the native mesophilic iron-oxidizing bacteria from a lead-zinc tailing[J]. Procedia Environmental Sciences, 2016, 31:554-559.
- [23] 周玥辰, 郑志宏, 李思云, 等. 氧化亚铁硫杆菌的固定化连续培养试验[J]. 有色金属(冶炼部分), 2021(6): 46-52.
- [24] 阮敏, 周康, 黄忠良, 等. 铅锌矿区废弃地修复客土层的重金属污染特征分析[J]. 环境科学学报, 2021, 41(9): 3803-3814.

- [25] 吴学玲, 张真真, 刘莉莉, 等. 重金属离子对嗜酸氧化亚铁硫杆菌菌株活性的影响[C]//第五届全国微生物资源学术暨国家微生物资源平台运行服务研讨会论文摘要集. 广州, 2013:203-210.
- [26] 李洪枚, 柯家骏. Ni^{2+} 和 Co^{2+} 对氧化亚铁硫杆菌活性的影响[J]. 有色金属, 2000(1):49-51.
- [27] CSONKA L N. Physiological and genetic responses of bacteria to osmotic stress[J]. Microbiological Reviews, 1989, 53(1):121-147.

Experimental study on removal of cadmium from contaminated soil by *Acidithiobacillus ferrooxidans* via microbial leaching

WANG Yan¹, ZHANG-LI Yilan¹, WANG Hengyu², ZHENG Jiating¹

(1.School of Civil & Environmental Engineering and Geography Science, Ningbo University, Ningbo 315211, China;

2.School of Civil Engineering and Architecture, Ningbo Tech University, Ningbo 315100, China)

Abstract: Microbial leaching is a resource-saving, low-carbon and environment-friendly soil remediation method, and is a promising technique for remediating contaminated soil. The characteristics and leaching mechanism of cadmium leaching from contaminated soil by *Acidithiobacillus ferrooxidans* were studied through a series of laboratory tests in order to provide theoretical basis for remediation of heavy metal contaminated soil. The characteristics of cadmium leaching from contaminated soil by *Acidithiobacillus ferrooxidans* were studied by means of oscillatory leaching test, considering the concentration of cadmium, the dosage of energy material Fe^{2+} , the inoculation amount of *Acidithiobacillus ferrooxidans* and the leaching time. The results show that the lower the initial concentration of cadmium in the contaminated soil, the higher the leaching ratio of cadmium. With the increase of leaching time, the pH of solution and the leaching ratio of cadmium in contaminated soil shows a gradually increasing trend. With the increase of Fe^{2+} concentration, the leaching ratio of cadmium in contaminated soil increases first and then decreases. The best leaching effect is achieved when the concentration of Fe^{2+} is $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. With the increase of *Acidithiobacillus ferrooxidans* dosage, the leaching effect increases as well. When the nutrient Fe^{2+} dosage is $9\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, the inoculation amount of *Acidithiobacillus ferrooxidans* is 25%, the leaching ratio can reach 96.6% when the initial concentration of cadmium is $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Microscopic test showed that the new elongated minerals appeared on the surface of the soil sample after leaching, and the residual cadmium in soil were mainly in weak acid extractable and residual state, with much reduced reducible and oxidizable state.

Key words: microbial leaching; *Acidithiobacillus ferrooxidans*; contaminated soil; cadmium

(责任编辑 韩 超)