doi： 10.13413/j.cnlijdxblxb22018256

拉恩氏菌**LRP3**诱导形成碱式磷酸锌沉淀  
及其在**Zn**污染土壤修复中的作用

周 野 ，金香一 ，张秀芳 ，吴 迪 ，冷 粟 ，李明堂

（吉林农业大学资源与环境学院，长春130118）

摘要：采用批式和土壤培养实验考察拉恩氏菌LRP3对Zn的磷酸盐矿物诱导及其在Zn污染 土壤修复中的作用，并进行X射线衍射、扫描电子显微镜、能谱及 Fourier 变换红外光谱分 析.结果表明*,*菌株LRP3对Zn2**+**的最大耐受质量浓度为120 mg/L；对溶液中Zn2**+**的去除 率为菌体细胞（97.4% ）＞发酵液（882% ）＞无菌发酵液（81.6% ）；菌株LRP3的发酵液可通 过生物矿化作用诱导形成结晶良好的立方体状Zn2（OH）PO**3**矿物晶体；菌株LRP3的发酵 液加入土壤后可快速降低DTPA-Zn的质量比，培养5 d后DTPA-Zn的质量比平均下降 78. 4% ,培养6 d后土壤中Zn的弱酸提取态和可氧化态的质量比分别下降72.5%和56. 2% , 可还原态和残渣态的质量比分别增加85.1%和14.8%.因此*,*菌株LRP3对Zn2**+**具有较强的 抗性和吸附能力， 可通过降解植酸释放磷酸根， 进一步诱导形成碱式磷酸锌矿物晶体， 从而 降低土壤中Zn的生物有效性，可用于Zn污染土壤的绿色可持续修复.

关键词： 磷酸盐矿化； 锌； 拉恩氏菌； 土壤重金属污染； 微生物修复 中图分类号： X53 文献标志码： A 文章编号：1671-5489（2019）03-0722-06

*Rahnella* sp.LRP3 Induces Basic Zinc Phosphate Precipitation  
and Its Role in Zinc Contaminated Soil Remediation

ZHOU Ye, JIN Xiangyi, ZHANG Xiufang, WU Di, LENG Su, LI Mingtang

***（College of Resource and Environmental Science , Jilin Agricultural University , Changchun*** 130118, ***China）***

Abstract： The induction of zinc （ H ）—phospha/te precipitation by *Rahnella* sp.LRP3 and its role in Zn contaminated soil were investigated by batch and soil culture experiments. X—ray dffration, scanning electron microscope, energy spectrum and Fourier transform infrared spectroscopy were analyzed. The results show that the maximum tolerable mass concentration of strain LRP3 to Zn2+ is 120 mg/L. The removal rate of Zn2+ in solution by strain LRP3 is bacterial cell （97. 4%） ＞ the fermentation broth （88.2%）＞bacterafreefermentatonbroth （81. 6%）. The fermentat on broth of stra n LRP3 can be induced to form cubic mineral crystal Zn2 （OH） PO3 with good crystallization by biomineralization. ThefermentatonbrothofstranLRP3canrapdlyreducethemassratoofDTPA—Znafteraddngto sol.After5dof ncubaton,themassratoofDTPA—Zndecreasesby78.4%onaverage.After6dof incubation, the mass ratios of weak acid extractable state and oxidizable state of Zn in soil decrease by 72.5% and56.2% , respectvely, andthemassratosofreductvestateandresdualstate ncreaseby

收稿日期：2018-06-15.

第一作者简介：周 野（1992—）,男***,***汉族，硕士研究生***,***从事环境污染微生物修复的研究，E-mail： 57913155 @qq. com.通信 作者简介：李明堂（1976—）,男，汉族，博士，教授，博士生导师，从事环境污染微生物修复的研究，E-mail： [Hmtdoc2008@163.com](mailto:Hmtdoc2008@163.com).

基金项目： 国家自然科学基金（批准号： 41877136）、国家重点研发计划项目（批准号： 2017YFD0801104 ）、吉林省自然科学基金 （批准号：20180101084JC）和吉林省科技发展计划项目（批准号：20160204025SF）.

85. 1% and 14. 8%, respectively . Therefore, strain LRP3 has strong resistance and adsorption capacity Zn2+. It can release phosphate by degrading phytic acid and further induce the Zn （ H ）- phosphate mineral crystal, which reduce the bioavailability of Zn in soil. So strain LRP3 can be applied in the green and sustainable remediation of Zn contaminated soil.

Keywords： phosphate mineralization； zinc； *Rahnella* sp. ； heavy metal pollution in soil； microbial remedaton

矿石开采和冶炼导致大气沉降和废水排放，污水灌溉、污泥农用和畜禽粪便使金属锌（Zn）大量进 入土壤中［1-2］.虽然Zn是动植物生长必需的微量元素，但当土壤中Zn的含量及其活性过高时将影响动 植物的生长［3-4］. 土壤Zn污染主要的修复方法包括物理法、化学法、生物法和联合法［5-6］.与其他方法 相比， 基于微生物生长代谢的修复法具有环境友好、 无二次污染、 修复成本低， 且可与其他方法联合 使用等优点，在土壤Zn污染修复方面已引起人们广泛关注［5，］.其中，微生物的生物矿化作用可将土壤 中的有效态重金属形成有序排列、 粒径大、 稳定性高的矿物形态， 而且微生物在土壤中定殖后还可通过 自身的生长代谢作用持续固定重金属，因此该方法已广泛应用于重金属污染土壤修复研究中匚8-。

目前，微生物的诱导矿化作用主要包括碳酸盐矿化和磷酸盐矿化：Zhu等［诃从土壤中分离获得的 *Bacillus cereus* NS4菌株可通过生物矿化作用形成碳酸镍矿物晶体，增加土壤中碳酸盐结合态与有机 物结合态镍的含量*，*实现了土壤中镍的固定；Govarthanan等［11］从Pb污染的尾矿中分离获得的 *Bacillus* sp.KK1菌株*，*可通过生物矿化作用增加土壤中碳酸盐结合态Pb的含量；重金属在微生物诱 导形成碳酸钙的过程中可通过类质同相置换方式占据CaCO**s**晶体中Ca2**+**的位置而被固定*，*如菌株 *Kocura flava* CR1可通过类质同相置换方式在形成碳酸钙矿物晶体的过程中固定Cu［12］; 王明明等〔13〕研究了一株磷酸盐矿化菌A对Zn的矿化作用，结果表明，菌株在分解底物过程中释放的 磷酸根离子可形成结晶状况良好的磷酸锌矿物晶体； Chen 等［14］研究表明， 菌株 *Bacilus cereus* 12-2 可通过吸附隶移过程*，*将Pb（H）吸入细胞内形成Ca**2.5**Pb7.**5（**OH）2（PO**4**）**6**矿物；Salome等〔15〕研究表 明，微生物可通过降解植酸释放磷酸根离子形成U（巾）的磷酸盐矿物.吉林农业大学环境污染与修复 课题组从土壤中分离出一株拉恩氏菌LRP3,该菌产生的植酸酶与碱性磷酸酶可降解植酸释放磷酸根 离子， 具备对重金属进行磷酸盐矿化的潜力 目前， 关于微生物生物矿化作用的研究主要集中于芽孢 杆菌， 如土壤芽孢八叠球菌、 蜡状芽孢杆菌、 芽孢八叠球菌、 球形芽孢杆菌、 巴氏芽孢八叠球菌、 巴氏 芽抱杆菌、赖氨酸芽抱杆菌等［16-17］，对拉恩氏菌矿化固定重金属的研究尚未见文献报道.基于此，本文 考察拉恩氏菌 LRP3 对 Zn 的磷酸盐矿化作用及其对 Zn 污染土壤的修复效果， 为利用该菌修复 Zn 污 染土壤提供理论依据和技术支持

1材料与方法

**1.1**供试菌株和土壤

供试菌株： 从土壤中分离获得一株拉恩氏菌 LRP3， 该菌分泌的植酸酶与碱性磷酸酶对植酸进行 降解，释放的磷酸根离子质量浓度高达300 mg/L，该菌保存于中国微生物菌种保藏管理委员会普通 微生物中心（保藏号为CGMCC No.13347）.

供试土壤：采集吉林省某矿区附近锌污染土壤，自然风干并过2 mm筛后保存.土壤的pH = 5.68,有 机质的质量分数为4.85%,总Zn的质量比为706.2 mg/kg,有效态Zn的质量比为68.5 mg/kg.

**1.2**实验设计

1） 含植酸钠培养基：植酸钠溶液过0.22 gm滤膜后，加入经121 °C高压灭菌25 min的牛肉膏蛋 白胨培养基中，植酸钠的终质量浓度为2 g/L.

2） 菌悬液的配制和培养条件： 将保存在牛肉膏蛋白 胨培养基上的单个菌落接种 于含植酸钠 培养 基中，于25 C、160 r/min培养24 h,作为种子液，按体积分数为2%接入新鲜的含植酸钠培养基中, 再培养至对数期后，于4 C、8 000 r/min离心10 min,将菌体细胞重新悬浮于无菌水中，配制成每毫升约含2X108个细胞的菌悬液.

1. 菌株 LRP3 对 Zn2+ 的耐受性：将拉恩氏菌 LRP3 菌悬液按体积分数为 2%接种于 Zn2+ 质量浓 度分别为0,100,110,120 mg/L的牛肉膏蛋白胨培养基中，在25 C、160 r/min培养36 h,每隔3h测 量一次00。。值*,*考察Zn2+对菌体细胞生长的影响.
2. 发酵液及其组分对 Zn2+ 的 去除作用 ：将菌 株 LRP3 接种 于含植酸钠 的 培养基 中 , 在 25 C、 160 r/min培养24h,保留一部分发酵液，其余部分于8 000 r/min离心5 min,得到的上清液为无菌发 酵液；将离心得到的菌细胞重新悬浮于与发酵液体积相同的无菌水中 , 得到菌体细胞悬浊液 向无菌 发酵液、菌体细胞悬浊液及发酵液中按体积比为1 : 2加入质量浓度为40 mg/L的ZnSO4溶液*,*达到

吸附或沉淀平衡后，将溶液过0.45 gm滤膜，测定Zn2+质量浓度，计算去除率:

*p0* (Zn2+ ) — *p* (Zn2+ )  
*P*0(Zn2+ )

去除率

X 100% ,

其中：*p*°为Zn2+的初始质量浓度；*P*为Zn2+沉淀后的质量浓度.

1. 菌株LRP3对Zn(H)的生物诱导矿化作用：将0.5 mol/L的ZnSO4溶液3 mL加入200 mL发

酵液中，静置矿化24 h后将产物滤出，在烘箱(50 C)中烘干，分别进行扫描电子显微镜(SEM)、 能谱、Fourier变换红外光谱(FTIR)及X射线衍射(XRD)分析.

1. 发酵液对土壤中Zn的固定作用：将10 g 土壤样品平铺于培养皿内，均匀加入5 mL发酵液, 并以无菌水做对照实验，于25 C恒温培养箱内培养，分别取培养1,2,3,4,5,6 d的样品.用二乙撑三 胺五乙酸(DTPA)法提取土壤中的有效态Zn［18］,考察菌株LRP3对土壤中Zn生物有效性的影响；取 培养6 d后的土壤样品，按BCR提取修订法［19］提取土壤中的弱酸提取态、可还原态、可氧化态及残渣

态 Zn, 考察菌株 LRP3 对土壤中 Zn 形态分布的影响

**1.3** 测试方法

参考 文 献 ［20］测 定 土 壤 的 基 本 理 化 性 质； 利用 原 子 吸 收分 光 光 度 法 测 定 Zn 的 质 量 浓 度； 参考文献［21］对 Zn 的磷酸盐沉淀物进行 XRD,SEM 及能谱和 FTIR 分析

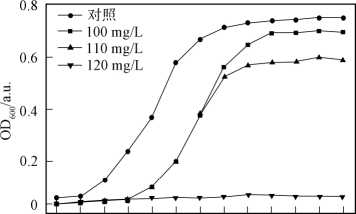
**1.4**数据分析

所有实验数据均用EXCEL和SPSS软件处理，数据用(平均值士标准差)表示，用JADE5软件对 矿化产物的 XRD 谱进行晶形分析, 确定分子式

2 结果与分析

2.1菌株LRP3对Zn2+的耐受性

预实验表明，当*p*(Zn2+ ) = 90 mg/L时，菌株LRP3的生长不受影响，当*p*(Zn2+ ) = 130 mg/L时,

生长完全被抑制.因此本文研究*p*(Zn2+ ) = 100,110, 所示.由图1可见：当*p*(Zn2+ ) = 100 mg/L时，菌 株LRP3的适应期明显延长，随着菌株适应能力的 提高，培养36 h后逐渐恢复生长；当*p*(Zn2+ )= 110 mg/L时，菌株LRP3的生长受到明显抑制，适 应期延长，稳定期的细胞数量明显减少；当 *p*(Zn2+ ) = 120 mg/L时,菌株LRP3受到抑制的程 度更大，菌株几乎不生长.因此菌株LRP3对Zn2+ 的最大耐受质量浓度为120 mg/L.

120 mg L 时对菌体细胞生长的影响， 结果如 图 1

0 3 6 9 12 15 18 21 24 27 30 33 36

Z/I1

图1菌株LRP3对Zn2+的抗性

Fig.1 Resistance of strain LRP3 to Zn2+

**2.2** 发酵液及其组分对**Zn2+**的去除作用

发酵液、 无菌 发酵液和 菌 体细 胞对 Zn2+ 的 去 除效果如图2所示.由图2可见：菌体细胞对Zn2+的吸附能力较强，可使液相中Zn2+的质量浓度下降

97.4% ；发酵液的生物矿化作用对Zn2+的去除率为88.2% ；无菌发酵液的去除效果最差，对Zn2+的去 除率仅为81.6%.因此，菌体细胞、代谢物以及二者的混合物均可去除溶液中的Zn2+，但菌体细胞对Z n2 **+**的吸附作用受化学沉淀作用影响，导致发酵液 及其组分对Zn2+的去除率不同.

2.3 菌株LRP3诱导Zn(I )磷酸盐沉淀物的特征

Zn(H)的磷酸盐诱导沉淀物的SEM照片、能 谱、FTIR谱和XRD谱分别如图3-图6所示.由 图3可见，菌株LRP3诱导的磷酸锌沉淀物结晶状 况良好，呈大小不一的立方体状.由图4可见，沉 淀物中含有Zn,P,O等元素.由图5可见*，*沉淀物 的表面基团中含有一OH和P—O基团.由图6可 见*，*沉淀物主要衍射峰位置与PDF卡片(12-0200) 的 衍 射 峰 晶 面 相 符， 其 对 应 的 分 子 式 为 Zn**2(**OH)PO**3**.因此菌株LRP3发酵液可通过生物

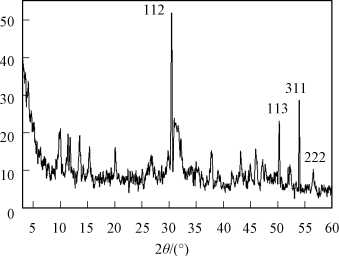
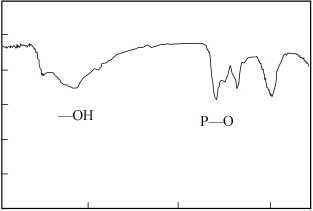
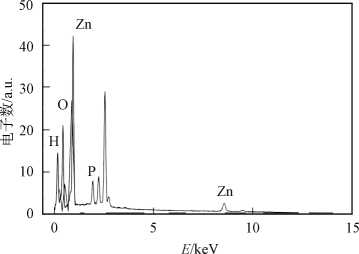
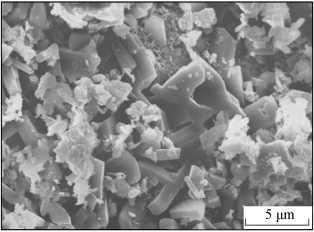
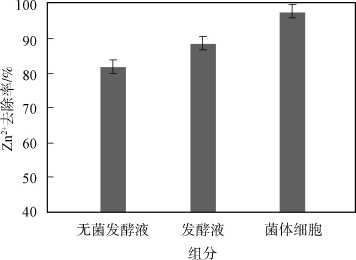
矿化作用形成碱式磷酸锌矿物，可应用于Zn污染土壤的生物修复.

图2菌株LRP3发酵液及其组分 对溶液中Zn2+的去除效果

Fig.2 Removal effects of Zn2+ in solution by fermentation broth of strain LRP3 and its components

图3 Zn(H )磷酸盐沉淀物的SEM照片

Fig.3 SEM image of Zn( H )-phosphate precipitation

图4 Zn(H)磷酸盐沉淀物的能谱

Fig.4 Energy spectrum of Zn( H )-phosphate precipitation

120

100

\*80

鍛

40

20

4 002 3 001 2 000 999

o/cm\_1

图5 Zn(H )磷酸盐沉淀物的FTIR谱

Fig.5 FTIR spectrum of Zn( H )-phosphate precipitation

图6 Zn( H )磷酸盐沉淀物的XRD谱

Fig.6 XRD pattern of Zn( H )-phosphate precipitation

**2.4**菌株**LRP3**对土壤中有效态**Zn**的固定作用

菌株LRP3发酵液对土壤中DTPA-Zn的固定作用效果如图7所示.由图7可见，将菌株LRP3发 酵液加入土壤后，土壤中DTPA-Zn的质量比在前2 d迅速下降，随后下降速度变缓，5d后DTPA-Zn 的质量比基本不变，培养2 d和5 d后土壤中DTPA-Zn的质量比与培养前相比分别下降了 56.2%和 78.4%.因此菌株LRP3通过生物矿化作用可快速去除土壤中的DTPA-Zn，随着DTPA-Zn质量比的 下降， 生物矿化效果逐渐减弱．

**2.5**生物矿化作用对土壤中**Zn**形态分布的影响

菌株LRP3发酵液矿化修复后*，*污染土壤中Zn的形态分布如图8所示.由图8可见*，*生物矿化作 用可明显降低土壤中弱酸提取态和可氧化态的质量比， 与对照相比分别下降了725%和562%；可还 原态和残渣态的质量比明显增加， 与对照相比分别增加了851%和148%．弱酸提取态是重金属在土

壤中活性最高的形态，菌株LRP3矿化修复6 d后可大幅度降低该形态的质量比，因此生物矿化作用

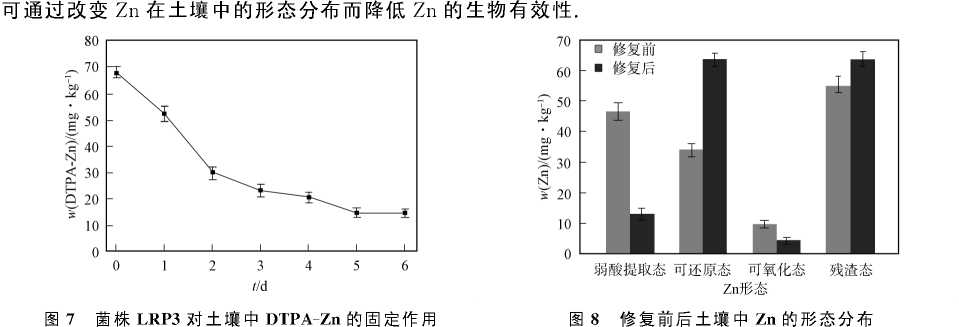


Fig.7 Immobilization of DTPA-Zn in soil by strain LRP3 Fig.8 Distribution of Zn in soil before and after remediation

微生物诱导的碳酸盐或磷酸盐矿化作用可影响土壤中重金属的活性及其形态分布 微生物在生物 矿化过程中先吸附重金属离子， 再与其代谢形成的碳酸根或磷酸根结合， 在其小分子代谢物的调控下 形成具有稳定结构的矿物晶体， 因此微生物对重金属的抗性及吸附能力对矿化产物的形成及稳定性具 有重要影响 生物矿化菌对重金属一般均具有较高的抗性和 吸附能力[14，22] 微生物通过生物诱导矿化 作用形成具有一定结构的矿物， 其晶型和形貌受微生物种类影响；杆状细菌可形成哑铃形、球形、棒 状及四方锥形矿物；球状细菌形成碗状和球形矿物[16]；菌株 LRP3 的细胞呈杆状， 其诱导形成的沉淀 物为立方体状的碱式磷酸锌晶体 在均匀液相中 ， 生物矿化作用速度快、效率高、矿物晶形较好， 但在 土壤环境中多种因素会影响生物矿化作用 ， 从而影响实际的应用效果 矿化菌对重金属污染土壤的修 复时间可能与土壤类型、重金属含量以及环境条件(如 pH 和温度)等有关[23]， 在应用中可根据实际情 况调整修复时间 此外， Zn 是生命必需的微量元素， 菌株 LRP3 对 Zn2+ 的固定效率与修复时间有关， 因此可通过调控生物矿化时间实现不同 程度的修复：通过缩短修复时间减少 Zn 的固 定量， 使一部分 Zn被植物吸收利用；对于重度Zn污染地区土壤，可通过延长修复时间固定更多的Zn.

综上可见*,*拉恩氏菌LRP3对Zn2+具有较强的抗性和吸附能力，可通过降解植酸释放磷酸根诱导 形成呈立方体状的碱式磷酸锌矿物晶体， 通过减少弱酸提取态和可氧化态的质量比、增加可还原态和 残渣态锌的质量比降低土壤中Zn的生物有效性，实现污染土壤中Zn的固定.

参考文献

[1 ] LIU Mingda, LI Yue, ZHANG Wei, et al. Assessment and Spatial Distribution of Zinc Pollution in Agricultural

SoilsofChaoyang，China[J]ProcediaEnvironmentalSciences，2013，18：283-289

1. 何梦媛，董同喜，茹淑华，等.畜禽粪便有机肥中重金属在土壤剖面中积累迁移特征及生物有效性差异[J].

环境科学，2017， 38(4)： 1576-1586. (HE Mengyuan， DONG Tongxi， RU Shuhua，et al. Accumulation and Migration Characteristics in Soil Profiles and Bioavailability Heavy Metals from Livestock Manure [J ] EnvironmentalScience， 2017， 38(4)： 1576-1586 )

1. 田小霞*，*孟林*，*毛培春*，*等.重金属Cd,Zn对长穗偃麦草生理生化特性的影响及其积累能力研究[].农业环境 科学学报， 2012， 31(8)： 1483-1490 (TIAN Xiaoxia， MENG Lin， MAO Peichun， etal EfectsofCdandZnon the Physiological and Biochemical Characteristics and Accumulation Abilities of ***Elytrigia elongata*** [J]. Journal of Agro-EnvironmentalScience， 2012， 31(8)： 1483-1490 )

[4 ] BEYER W N， GREEN CE， BEYER M， etal PhytotoxicityofZincand ManganesetoSeedlingsGrowninSoil ContaminatedbyZincSmelting [J] EnvironmentalPolution， 2013， 179(8)： 167-176

[5 ] PENG Weihua， LIXiaoming， SONG Jingxiang， etal Bioremediation of Cadmium- and Zinc-Contaminated Soil Using ***Rhodobactrr sphaeroides*** [J]. Chemosphere，2018，197 : 33一41.

[6]林大松，刘尧，徐应明，等.海泡石对污染土壤镉、锌有效态的影响及其机制[].北京大学学报(自然科学版)，

2010, 46(3)： 346—350. (LIN Dasong, LIU Yao, XU Yingming, et al. Effects of Sepiolite on the Immobilization of Cadmium and Zinc in Soil [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2010, 46(3)： 346-350.)

1. 杨卓，王占利,李博文，等.微生物对植物修复重金属污染土壤的促进效果[J].应用生态学报，2009, 20(8)： 2025­2031. (YANG Zhuo, WANG Zhanli, LI Bowen, et al. Promotion Effects of Microorganisms on Phytoremediation of Heavy Metals—Contaminated Soil [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(8) : 2025—2031)
2. 许燕波，钱春香，陆兆文.微生物矿化修复重金属污染土壤[].环境工程学报，2013, 7(7)： 2763-276 8 (XU Yanbo, QIAN Chunxiang, LU Zhaowen. Remediation of Heavy Metal Contaminated Soils by Bacteria Biomineralization [J] Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013, 7(7) ： 2763-2768 )

[9 ]李哲***,***陈潼樾,冷粟，等.一株氧化木糖无色杆菌对Pb的生物矿化作用及其应用效果研究[].农业环境科学学 报，2017，36(10)：2014-2020 (LIZhe，CHEN Tongyue，LENGSu，etal Bio-mineralizationofPbbyaStrainof ***Achromobader xylosoxidans*** and Its Practical Application in Bioremediation [J]. Journal of Agro-Environmental Science, 2017, 36(10)： 2014-2020 )

1. ZHU Xuejiao, LI Weila, ZHAN Lu, etal The Large-Scale Processof MicrobialCarbonate Precipitationfor NickelRemediationfromanIndustrialSoil[J] EnvironmentalPolution,2016,219：149-155
2. GOVARTHANAN M, LEE K J, CHO M, et al. Significance of Autochthonous ***Bacillus*** sp. KK1 on BiomineralizationofLeadin MineTailings [J] Chemosphere，2013，90(8)：2267-2272
3. ACHAL V，PAN Xiangliang，ZHANG Daoyong，et al Bioremediation of Pb-Contaminated Soil Based on Microbialy Induced Calcite Precipitation [J] JournalofMicrobiology ＆Biotechnology，2012，22(2)：244-247
4. 王明明，钱春香.磷酸盐矿化菌矿化重金属离子Zn2+的研究[J].功能材料，2013, 44(3)： 393-395. (WANG Mingming, QIANChunxiang StudyonHeavy MetalIonZn2+ MineralizedbyPhosphateOreImplication ofBacteria [J] FunctionalMaterials,2013,44(3)：393-395 )
5. CHEN Zhi, PAN Xiao ho ng, CHEN Hui, et al. Biomineralization of Pb(U) into Pb-Hydoxyapatite Induced by ***Bacillus***

***cereus*** 12-2Isolatedfrom Lead-Zinc Mine Tailings [J] Journal of Hazardous Materials，2016， 301： 531-537

1. SALOME K R, BEAZLEY M J , WEBB S M , et al. Biomineralization of UCVI) Phosphate Promoted by Microbially

Mediated Phytate Hydrolysis in Contaminated Soils [J] GeochimicaetCosmochimicaActa 2016 197：27-42

1. 马芳 赖氨酸芽孢杆菌和节杆菌作用下碳酸盐矿物的形成 [D] 南京： 南京农业大学 2014 (MA Fang Formation of Carbonate Minerals under the Action of ***Bacillus lysine*** and ***Mycobacterium*** [D]. Nanjing： Nanjing AgriculturalUniversity 2014 )
2. 王茂林，吴世军，杨永强，等.微生物诱导碳酸盐沉淀及其在固定重金属领域的应用进展[].环境科学研究， 2018, 31(2)： 206-214. (WANG Maolin, WU Shijun, YANG Yongqiang, et al. Microbial Induced Carbonate Precipitation and Its Application for Immoblazation of Heavy Metals： A Review [J] ResearchofEnvironmental Science,2018,312)：206-214 )
3. 鲍士旦 土壤农化分析 [M] 3 版 北京： 中国农业出版社, 2000 (BAO Shidan AnalysisofSoilAgrochemical [M] 3rded Beijing： ChinaAgriculturePress, 2000 )
4. RAURET G, L{PEZ-S9NCHEZJF,SAHUQUILLO A, etalImprovementoftheBCR ThreeStepSequential ExtractionProcedurePriortothe Certification of New Sedimentand Soil Reference Materials [J] Journalof EnvironmentalMonitoring, 1999, 1 1)： 57-61
5. 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京：中国农业出版社，2010. (LU Rukun. Chemical Analysis Method of Soil Agriculture [M] Beijing：ChinaAgriculturePress,2010 )
6. 李哲，吴迪，张秀芳，等.一株氧化木糖无色杆菌对Cd的固定作用[].西北农林科技大学学报(自然科学版), 2018,469)：91-98 (LIZhe, WU Di, ZHANG Xiufang, et al Immobilization of Cd by a Carbonate-Biomineralization Bacteria [J] JournalofNorthwestA ＆ F University (NaturalScienceEdition),2018,469)：91-98 )
7. ZHENG X Y, SHEN Y H, WANG X Y, et al. Effect of pH on Uranium(W ) Biosorption and Biomineralization by ***Saccharomyces cerevisiae*** [J]. Chemosphere, 2018, 203 : 109-116.
8. 李哲，张欢，张秀芳，等.一株碳酸盐矿化菌的分离鉴定及其对Cu的固定作用[].环境科学学报，2017, 37(10)： 3687-3695. (LI Zhe, ZHANG Huan, ZHANG Xiufang, et al. Isolation and Identificatin of ***A^chrombader xylosoxidans*** LAX2 for Cu Immobilization [J] ActaScientiaeCircumstantiae，2017，37(10)：3687-3695 ) (责任编辑：单 凝)