砷污染土壤修复技术综述

龙良俊，宋雪婷，潘宝宇，龙涛，刘诗珂，周海波，李越，廖梓呈，宋梦雨

( 重庆工商大学 环境与资源学院，重庆 400067 )

摘 要: 综述了砷污染土壤不同修复技术的研究进展。可用的方法可分为化学、物理和生物学方法。化学方法中， 常用的是土壤洗涤或固定剂; 物理技术主要是从产量的角度进行讨论; 植物提取技术是目前中国最广泛用于砷污 染土壤的技术，是生物修复的重点。多种技术的综合利用对于提高修复效率也是很普遍的。此外，总结了评价土 壤修复效率的方法，提出了进一步的研究方向。

关键词:砷; 土壤污染; 修复技术; 评价技术

中图分类号:TQ9 文献标识码：A 文章编号：1671 -3206(2020)10 -2649 -05

DOI:10.16581/j.cnki.issn1671-3206.20200724.033

Review on remediation technologies for arsenic-contaminated soil

LONG Liang-jun，SONG Xue-ting，PAN Bao-yu，LONG Tao，LIU Shi-ke，  
ZHOU Hai-bo，LI Yue，LIAO Zi-cheng，SONG Meng-yu

( College of Environment and Resources，Chongqing Technology and Business University，Chongqing 400067，China)

Abstract: The research progress of different remediation technologies for arsenic-contaminated soil is re- viewed． Available methods can be divided into chemical，physical，and biological methods． In chemical methods，soil washing or soil immobilization are commonly used ; physical technology is mainly discussed from the perspective of yield ; plant extraction technology is currently the most widely used technology for arsenic-contaminated soil in China，and is the focus of bioremediation． The comprehensive utilization of multiple technologies is also very common for improving repair efficiency． In addition，methods for evalua­ting soil remediation efficiency are summarized ，and further research directions are proposed．

Key words: arsenic; soil contamination; remediation technology; evaluation methods

收稿日期:2020-02-23 修改稿日期:2020-04-16

基金项目：重庆市技术创新与应用示范专项重点研发项目(cstc2018jszxTdyfxmX0017)；重庆市大学生创新创业训练计划 项目( S20191 1799029) ;重庆工商大学学生科技创新基金项目( 193027)

作者简介：龙良俊(1975 -)，男，重庆云阳人，讲师，博士，主要从事固体废物资源化与土壤污染控制研究。电话:

13883242376，E - mail: 381567679@ qq． com

砷( As) 是一种剧毒的金属，对环境构成了高风 险。As在土壤中的流动性很高，很容易渗入地下 水。 据 2014 年发布的全国土壤环境质量调查， 2.7%的土壤样品被砷污染。 与10 年前相比，2016 年砷表层土壤中砷的积累更加明显。 与水或空气污 染相比，土壤污染不被重视，且直到本世纪初才得到 公众认知。 土壤中砷有多种污染途径进入人体，对 人体健康产生影响。 饮食接触是主要途径之一， 土 壤中过量的砷可向上运输到农作物的可食用部分， 食用该部分可使砷进入人体［1］。

本文综述了砷污染土壤修复技术，包括化学修 复、物理修复、生物修复技术等。 而在整块特定土地 的整治中，评估可被视为最重要的步骤。 因此，总结 了评估被As污染土壤的修复效率的方法。

1 砷 ( Arsenic ( As ) ) 砷具有金属性和准金属性， 但因其高毒性和无 法自然降解而在环境科学中经常被认为是重金属。 由于采矿、选矿、冶炼和含砷矿石的加工以及工业或 农业生产和应用中的二次污染，该元素存在于环境 中。 砷矿开采导致大量砷污染。 由于工业活动， 有 害物质处理或环境事故， 还会增加相关的环境风 险［2］。 砷主要以高毒性的无机砷酸盐( AsV) 或亚砷 酸盐( AsIII) 的形式存在。 AsV 是磷酸盐的类似物， 当干扰必需的磷酸盐所需的过程(例如ATP合成) 时， 可能具有毒性。

2 砷污染土壤修复技术 砷污染土壤修复技术，可用的方法有化学、物理 和生物学方法，多种技术的综合利用对于提高修复 效率也是很普遍的。 在化学方法中，通常使用土壤 洗涤或固定剂; 砷污染土壤的物理修复技术包括土 壤置换、土壤覆盖、土壤周转和衰减以及电动修复; 植物提取技术是目前我国应用最广泛的砷污染土壤 修复技术，是生物修复的重点。

2． 1 化学技术

砷污染土壤化学修复技术主要包括水洗和土壤 固定化，前者旨在从土壤中去除砷，后者旨在稳定土 壤中的砷含量。

2． 1． 1 土壤清洗 土壤洗涤或土壤浸出是指注入 化学试剂以促进土壤污染物的溶解或运输，然后收 集富含污染物的渗滤液，从而从土壤中去除污染物 的技术。目前，土壤洗涤已用于不同污染程度的砷 污染土壤。洗涤试剂包括酸和碱、有机配体、螯合剂 和最近的生物表面活性剂［3-5］。

在这些洗脱液中，酸和碱是前两种，分别通过溶 解铁矿物和提高pH值对特定洗涤参数显示出可接 受的结果［6］。随着洗脱液浓度的增加，砷的去除率 也增加并且造成土壤性质的高度破坏和沥滤液的处 理成本高。磷酸是最有效的酸,它可溶解吸收As的 Fe 矿物，并因 AsV 和 PO34－ 之间的相似性而替代 AsV。 其最高去除率达到 90% 。 Zhao 等还研究了 使用各种具有高提取能力的磷酸盐洗涤被As污染 的土壤的可能性H*。*在po3-或Aso3-吸附到铁或 锰的氧化物中,磷酸盐可与 AsV 竞争,从而从吸收 的馏分中替代 AsV。 磷酸盐优于磷酸的优点是前者 对土壤特性（土壤pH和肥力）的影响很小。

单独的螯合物对砷的提取效率很低,因为一种 螯合物只具有有限的官能团,只有一小部分砷可被 官能团螯合。 组合或顺序使用多种洗脱液,最大限 度地发挥几种不同性质洗脱液的优点,在土壤中提 取效率可达98%［8］。 除了洗脱液的种类和用量外, 确定萃取效率时，接触时间值和洗涤的顺序也 很重要。

土壤清洗有两种方式: 原位或异位。 原位清洗 很容易进行,但是必须严格控制富砷浸出液扩散造 成的二次污染。 异位洗涤不太可能引起渗滤液的扩 散,但是污染土壤的运输可能会沿运输路线对环境 造成二次污染。

土壤洗涤可有效地将 As 污染从土壤转移到水 中,从而降低处理难度。 该技术的主要问题是土壤 成分的破坏,以及高昂的成本。

2．1．2 固定土壤 土壤固定化是指化学试剂的应 用,以固定土壤污染物,从而减少土壤中过量污染物 引起的潜在风险的技术。 由于土壤固定化成本低、 操作方便,土壤固定化正受到越来越多的关注。 金 属化合物（ 尤其是氧化铁）,固体废物和生物炭常被 用作As的固定剂回*。*

铁可用于确定As的行为，也被用于建立适当的 As 固定策略。 Fe 氧化物带正电的表面可与带负电 的AsV形成配合物，从而降低As在土壤中的迁移 率。 作为对 Fe 氧化物表面的吸收， AsIII 氧化为 AsV以及Fe与AsV的沉淀可能有助于这种固 定化。

另外， 单独使用生物炭很难获得高的 As 固定 率，故通过将生物炭与其他材料进行适当的组合，来 提高提取效率。 与废料相似，在应用生物炭之前，必 须仔细考虑生物炭中潜在的有害物质。

此外， 多种试剂的联合利用已成为将砷固定在 土壤中的新趋势。 氧化锰改性生物炭复合材料和混 凝土/磁赤铁矿降低了土壤中砷的迁移率［10］， 且能 有效固定多种污染物。 这项技术的问题是需要长期 监控固定效率， 以及稳定砷返回到活跃状态的可 能性。

在修复过程中，需要进一步研究土壤环境条件， 例如酸和碱，氧化还原条件，以及共存离子和有机物 的变化，在制定土壤修复计划时，考虑这些影响因素 非常重要。

2． 2 物理技术

砷污染土壤的物理修复技术主要包括土壤置 换、土壤覆盖、周转和衰减以及电动修复。 2．2．1 土壤置换和土壤覆盖 土壤置换和土壤覆 盖相似，两者都需要使用干净土壤。 原始土壤水平 位置高低决定采用哪种方式。 当原始土壤水平较周 围土壤低时，将使用土壤覆盖。 如果原始土壤水平 与周围土壤相同，则使用土壤置换。

在土壤置换中，用干净的土壤替换污染土壤，以 降低污染土壤中 As 的浓度。 由于该方法的成本高、 能耗高，其通常用于污染严重的土壤。 在中国，土壤 置换通常是在土地复垦过程中进行的。 但无公害土 壤资源难以获得，并且在置换的过程中，容易引起二 次污染。 同时，土壤覆盖也是有效减少土壤中重金 属的一种有效途径。

在中国，土壤置换和土壤覆盖主要用于废弃的 矿区。 尽管通常将受污染的土壤和未污染的土壤分 层，但是当未污染的土壤层不够厚或耕种深度很深 时，仍然可以将干净的土壤与受污染的土壤混合。 覆盖在顶部的土壤厚度通常至少为 20 cm， 视土壤 性质，敷料方法和环境而定，范围在20 - 40 cm 之间 。

2．2． 2 周转和衰减 周转和衰减包括将受污染的 表层土壤与干净的深层土壤混合，以降低土壤中污 染物的总浓度。 它在日本广泛使用，但在中国并不

常见，因为它价格昂贵，可能对作物的生长产生负面 影响［11］。 研究表明， 周转率和衰减能有效降低污水 灌溉污染土壤中污染物的浓度，表层土壤（0 ~ 20 cm）中的砷浓度可降低约50%*。*此外，当地的土 壤条件还必须满足以下先决条件: ①土壤必须只有 轻微污染; ②污染物主要分布在表土层; ③有干净的 深土壤。 此外， 关键参数是周转深度， 通常设置为 40，60，80 cm。 周转深度主要取决于土壤剖面上的 分布和最大允许成本。

这些物理技术可以更快地降低土壤中的砷浓 度。 物理技术的另一个优点是不仅可以降低砷的浓 度，也降低了土壤中所有可能的污染物的浓度。 但 是，它们同时会降低土壤中原有养分的浓度。 另一 个缺点是物理技术通常需要大量的初始投资和维护 投资以及专家工作。 除了高昂的成本外，限制该技 术应用的另一个因素是难以找到足够的干净土壤资 源（ 或干净的深层土壤用于周转和衰减）。

2．2．3 电动修复 电动修复（ EKR） 是指通过将电 极插入受污染的土壤溶液中形成直流电场。 污染物 与电场从加工区域迁移到电极区域;然后，可通过电 沉积或离子交换萃取将其除去。

EKR 是解决砷污染土壤的一种快速有效的方 法。 砷的去除效率可高达44．8%［12］。 由于 EKR 技 术去除的土壤孔隙大小与土壤孔径大小之间的关系 有限，因此该技术对各种特性的土壤（ 细粒土壤） 具 有较高的去除效率［13］。 EKR 在该领域的应用取得 了一定的成果。 EKR 对表层土壤的去除率很高（ 0 ~0.5 m深度的去除率为59%），但在深层的去除 率相对较低。

但EKR只去除As的可移动部分。因此，其他 可以提高砷迁移率的反应， 如解吸、溶解和还原反 应，已与该过程相结合，以实现较高的砷去除效率。 加入EDTA可通过螯合使EKR的去除效率提高 31%［14］。 水电解是影响 EKR 的重要因素之一。 在 修复过程中，电解水会改变电极附近的 pH 值，影响 As的去除效率。如何控制电极附近的pH值是提高 EKR 去除效率的重要途径。

尽管这几种物理技术具有很高的修复效率，但 它们通常被视为过于昂贵，无法在大型项目中实施。 2． 3 生物技术

砷污染土壤的生物修复技术主要包括植物修 复、微生物修复和动物生物修复，对前两种技术的研 究更加广泛。

2．3．1 植物修复 生物处理，特别是利用蕨类植物 （ Pteris vittata） 进行的植物修复， 是一种从土壤中去 除砷的经济有效的方法。 植物修复具有局限性，即 无法在气候恶劣，干燥的西北地区等干旱地区成功 使用。 这里的植物修复主要是指植物提取，涉及到 植物的生长，该植物可以从受污染的土壤中积累高 浓度的重金属，从而能够通过收集地上部分来去除 污染物。As超级蓄积Pteris vittata可达到约1% （干 重）的地上As浓度15。该超蓄能器的优势包括高 生物量、多年生特性和对各种环境条件的适应性。 紫菜假单胞菌移植污染土壤 2 年后，土壤中砷总浓 度 从 190 mg/kg 降 至 150 mg/kg， 去 除 率 为 26. 3%［16］ 。 这种特殊蕨类植物的过度积累机制已 被广泛研究。

由于采用植物提取技术具有成本效益，易于操 作和环保等优点，该技术已在约 20 个农田规模的土 壤修复项目中得到利用。 除了这些宏观环境调整措 施外，还建议采取微观措施，例如植物基因工程，以 清洁环境。

它取决于植物所需的生长条件， 例如气候、地 质、海拔和温度。 植物提取属于一种环保技术，但成 本比预期成本高。 富含砷的生物质的安全处置约占 总成本的 1 /4。 故开发经济地处置超蓄积生物质或 回收生物质中有用物质的方法应成为进一步研究的 重点。

2．3．2 微生物修复 微生物通过多种方式控制砷 的形态，影响着土壤中砷的生物利用度。 微生物影 响砷生物利用度的最常见途径是改变土壤中砷物种 的形态。

微生物对污染土壤的修复一般分为固定化修复 和迁移修复。 通过将 AsIII 氧化为 AsV， 可以降低 As 的迁移率，从而降低其生物利用度，特别是在水 稻土中［17］。 微生物在固定砷过程中可以直接固定 砷。 根际真菌曲霉菌可将固定化的 As 颗粒转化为 可移动的 As， 对微生物和植物的生物利用度较 低［18］。 微生物固定也可以是间接的。 它可能利用 尿素分解细菌，分泌尿素酶沉淀方解石，然后吸附在 方解石来固定 As［19］。 铁氧化微生物可以氧化铁， 然后将大量的砷吸附在固体颗粒上，从而降低土壤 中砷的流动分数［20］。 在田间实验中，硫酸盐还原菌 将As的萃取相降低了 75%回。

尽管在实验室实验中获得了很高的砷修复效 率，但仅生物修复技术在被As污染的土壤上的应用 仍受到限制。 造成这种局限性的重要原因可能是这 些特殊微生物对环境的适应性。 生物过程通常是高 度特定的，且它们需要一些高度特定的环境条件，而 这些条件很难满足该领域的要求。 共同的策略是将 生物修复与植物提取或化学固定一起应用作为补充 策略。

与化学或物理技术相比， 生物修复取决于生物 体， 这些生物体可以更绿色、更环保， 但也不太稳定。 在应用生物修复技术时，生物对当地环境的适应性 是一个重要的考虑因素。 此外，生物修复技术的长 期稳定性是最难实现的目标。

2． 4 组合技术

基于土壤环境自身的复杂性，单一技术很难满 足修复条件。 同时或相继结合应用几种土壤修复技 术，能够获得更好的修复效果。 多种修复方法可合 并用于被污染的土壤。 在当前的调查中，仅总结了 最常用的修复技术组合。 技术在砷污染土壤上的联 合应用通常以植物提取或化学固定为主要技术， 同 时将其他技术结合起来作为促进措施。

微生物或化学固定剂的添加可通过增加砷在土 壤中的生物利用度或迁移性来促进植物提取。 与单 一技术相比，土壤改良剂，微生物和植物提取物的组 合应用可获得更高的效率。K2HPO4的使用通过提 高As的生物利用度，将芥菜的植物提取效率提高了 80% 。 增加植物生长和促进细菌生长进一步增加了 芥菜芽孢杆菌对总砷的吸收［22］。

植物提取可作为土壤洗涤的促进措施，反之亦 然。 植物提取和土壤洗涤的联合处理从土壤中去除 了54%的 As， 而在土壤洗涤处理中为47%。 超级 蓄积剂可以提高不稳定As含量的百分比，从而增加 土壤与单独的土壤洗涤相比的洗涤效率。 因此，将 植物提取物和土壤洗涤物结合使用可作为从土壤中 去除砷的有效方法。 但某些洗脱液的使用可能会对 超级蓄积剂的生长产生不利影响，在应用之前需要 考虑这一点。 化学和物理技术可以结合起来提高去 除效率。 采用不同的还原剂还可以提高 EKR 的效 率。 加入其他化学物质，见表面活性剂和小分子有 机物，也可以不同程度地提高EKR效率12。同样， 可以影响As形态的微生物也可以与EKR 一起用于 修复。

砷污染土壤最常用的修复技术是植物提取和化 学固定，以及生物或化学改良剂。 适当选择植物种 类和修饰物是修复技术有效性的关键因素。

3 土壤修复效率评价方法

某一技术是否有效解决土壤和泥沙污染问题， 需要进行科学的实验和评价［23］。 到目前为止，对土 壤修复效率还没有明确的定义。 早期土壤修复效率 评价程序相对简单。 只考虑减少土壤中过量重金属 的风险。 因此，在土壤作为去除技术中，总 As 浓度 的降低被用来评价土壤的修复效率。 对于固定化技 术而言，正确评价修复效率更为复杂［24］。 常用的方 法包括顺序萃取法、毒性特征浸出法、指示剂法、体 外消化法和现代物理法。 可以在文献中找到单独使 用一种方法或一起使用多种方法。 在 多种方 法 中 ， 选定一种最优的方法并不容易，应该基于评价目标 来确定。

在选择适当的土壤修复技术时，除了减少土壤 修复的风险影响外，其他影响也是需要考虑的重要 因素。

成本是另一个重要的因素。 越来越多的研究计 算了特定土壤修复技术的成本。 成本通常包括固定 成本和变动成本。 在比较应用于不同地区的不同修 复技术的成本时，必须谨慎行事。

由于不仅考虑了污染物的去除，还考虑了环境 的利与弊以及成本要求， 因此使用生命周期评估 ( LCA) 来评估土壤修复效率，但主要是在工业用地 上［25］。 关于耕地修复评估的信息很少。 根据 LCA 原理，已经开发了一些计算风险降低，环境影响，社 会影响和财务影响的价值的技术和软件，以确定土 壤修复技术的整体效果。

风险降低模型、环境效益模型和成本模型是评 价土壤修复效率的模型之一。 这一模式是在欧洲开 发的，最近在中国被用于筛选污染场地的修复技术。 尽管该模型具有一般的优点，但是许多默认的参数 值可能并不适合特定的区域。 有必要认真分析反映 不同指标的不同因素所占的比例。 为了提供准确的 参数，还需要其他领域的经验。 有必要对评估土壤 修复效率的系统和标准化程序进行进一步研究。 在 这种方法中，与土壤修复过程中所考虑的其他方面 相比 ， 社会福利是关注的主题。

4 结论

近20年来，砷污染土壤的治理取得了很大的进 展。 然而，实验室实验的数量仍然远远高于现场实 验的数量。 在该领域仅对植物修复和化学固定化进 行了测试。 尽管现场实验的成本要高得多，并且失 败的可能性更高，但仍需要现场进一步的经验。 将 多组技术有效组合在一起可提高修复效率。 广泛使 用的技术各有优缺点， 这意味着仍需要新颖的土壤 修复技术。

参考文献：

［1］ ZHOU Y，NIU L，LIU K，et al． Arsenic in agricultural soils across China: Distribution pattern，accumulation trend，influencing factors，and risk assessment［J］． Sci­ence of the Total Environment，2018，616: 156-163．

［2］ LIU G，SHI Y，GUO G，et al． Soil pollution characteristics and systemic environmental risk assessment of a large- scale arsenic slag contaminated site［J］． Journal of Clean-

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| er Production，2020，25 1 : 119721 ． | | 2017，70: 252-259． | |
| 3] | JHO E H，IM J，YANG K，et al． Changes in soil toxicity by phosphate-aided soil washing: effect of soil character- istics，chemical forms of arsenic，and cations in washing solutions[J]． Chemosphere，2015，1 19: 1399-1405． | [14] | MAO X，HAN F X，SHAO X，et al． Remediation of lead-， arsenic-，and cesium-contaminated soil using consecutive washing enhanced with electro-kinetic field[J]． Journal of Soils and Sediments，2016，16( 10) :2344-2353． |
| 4] | BEIYUAN J，LI J S，TSANG D C，et al． Fate of arsenic before and after chemical-enhanced washing of an arse- | [15] | MA L Q，KOMAR K M，TU C，et al． A fern that hyperac­cumulates arsenic[J]． Nature，2001，409( 6820) : 579． |
|  | nic-containing soil in Hong Kong [J]． Science of the  Toatal Environment，20 1 7，599: 679-688． | [16] | KERTULIS TARTAR G，MA L，TU C，et al． Phytoremedi­ation of an arsenic-contaminated site using Pteris vittata |
| 5] | WANG Y，MA F，ZHANG Q，et al． An evaluation of dif­ferent soil washing solutions for remediating arsenic-con- |  | L． : a two-year study[J]． International Journal of Phytore- mediation，2006，8( 4) :311-322． |
|  | taminated soils[J]． Chemosphere，2017，173: 368-372． | [17] | MALLICK I，MUKHERJEE S K． Bioremediation potential |
| 6] | IM J，YANG K，JHO E H，et al． Effect of different soil washing solutions on bioavailability of residual arsenic in soils and soil properties[J]． Chemosphere，20 1 5 ，1 3 8 : |  | of an arsenic immobilizing strain Brevibacillus sp． KU- MAs1 in the rhizosphere of chilli plant[J]． Environmen­tal Earth Sciences，2015，74( 9) : 6757-6765． |
|  | 253-258． | [18] | MOHD S，KUSHWAHA A S，SHUKLA J，et al． Fungal |
| 7] | MUKHOPADHYAY S，MUKHERJEE S，HASHIM M A，et al． Remediation of arsenic contaminated soil using phos­phate and colloidal gas aphron suspensions produced from |  | mediated biotransformation reduces toxicity of arsenic to soil dwelling microorganism and plant[J]． Ecotoxicology and Environmental Safety，201 9，1 76: 108-118． |
|  | Sapindus mukorossi[J]． Bulletin of Environmental Con­tamination and Toxicology，2017，98( 3) : 366-372． | [19] | ACHAL V，PAN X，FU Q，et al． Biomineralization based remediation of As( III) contaminated soil by Sporosarcina |
| 8] | WEI M，CHEN J，WANG X J C． Removal of arsenic and cadmium with sequential soil washing techniques using |  | ginsengisoli[J]． Journal of Hazardous Materials，2012，  201:178-184． |
|  | Na2 EDTA，oxalic and phosphoric acid: optimization con- ditions，removal effectiveness and ecological risks[J]． Chemosphere，20 1 6，1 56: 252-261． | [20] | TONG H，LIU C，HAO L，et al． Biological Fe( II) and As ( III) oxidation immobilizes arsenic in micro-oxic envi- ronments[J]． Geochimica et Cosmochimica Acta，2019， |
| 9] | DOHERTY S J，TIGHE M K，WILSON S C J C． Evalua- |  | 265:96-108． |
|  | tion of amendments to reduce arsenic and antimony leac­hing from co-contaminated soils[J]． Chemosphere，2017 ， 174: 208-217． | [21] | KO M S，PARK H S，LEE J U J C． Influence of indigenous bacteria stimulation on arsenic immobilization in field study[J]． Catena，201 7，148: 46-5 1 ． |
| 10] | YU Z，ZHOU L，HUANG Y，et al． Effects of a manganese oxide-modified biochar composite on adsorption of arsenic in red soil[J]． Journal of Environmental Management， 2015，163:155-162． | [22] | FRANCHI E，COSMINA P，PEDRON F，et al． Improved arsenic phytoextraction by combined use of mobilizing chemicals and autochthonous soil bacteria[J]． Science of the Total Environment，2019，655: 328-336． |
| 11] | CHEN C H，CHIOU I J． Remediation of heavy metal-con­taminated farm soil using turnover and attenuation method guided with a sustainable management framework[J]． Environmental Engineering Science，2008，25( 1) :11-32． | [23] | SONG B，ZENG G，GONG J，et al． Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals[J]． Environment International，2017，105: 43-55． |
| 12] | YUAN C，CHIANG T S． Enhancement of electrokinetic re­mediation of arsenic spiked soil by chemical reagents [J]． Journal of Hazardous Materials，2008 ，152 ( 1 ) : 309-315． | [24] | YOON Y，KIM S，CHAE Y，et al． Evaluation of bioavail- able arsenic and remediation performance using a whole­cell bioreporter[J]． Science of the Total Environment， 2016，547:125-131． |
| 13] | RYU S R，JEON E K，BAEK K． A combination of reduc­ing and chelating agents for electrolyte conditioning in electrokinetic remediation of As-contaminated soil[J]． Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers， | [25] | REBITZER G，EKVALL T，FRISCHKNECHT R，et al． Life cycle assessment: Part 1 : Framework，goal and scope definition，inventory analysis，and applications[J]． Envi­ronment International，2004，30( 5) :701-720． |