

Advances in Biotechnology Research on Soil Remediation and Improvement

Shihua An¹, Xiaoli Wang^{1*}, Jianjun Duan^{2,3*}, Xingkai Wang¹, Dong Xia¹

¹Agricultural College, Guizhou University, Guiyang Guizhou

²College of Tobacco, Guizhou University, Guiyang Guizhou

³Key Laboratory of Tobacco Quality Research in Guizhou Province, Guiyang Guizhou

Email: 2282794706@qq.com, *xlwang@gzu.edu.cn, *djjwxl@126.com

Received: Sep. 18th, 2018; accepted: Oct. 3rd, 2018; published: Oct. 10th, 2018

Abstract

In recent years, soil pollution and degradation were increasingly becoming an important environmental problem. The research on the restoration and improvement of soil pollution is being paid more and more attention. In order to improve the soil environment and enhance the ability of the sustainable use of soil, biological technology is a new technology for soil treatment. This paper mainly summarizes the bioremediation of soil heavy metal pollution, soil organic pollution and soil salinization, including phytoremediation and improvement, microbial remediation and utilization. At the same time, the problems existed in soil bioremediation technology and improvement technology were reviewed. In the future, the development trend of biotechnology of soil treatment is prospected.

Keywords

Soil Heavy Metal Pollution, Soil Organic Pollutants, Soil Salinization, Bioremediation

土壤修复与改良利用的生物技术研究进展

安世花¹, 王小利^{1*}, 段建军^{2,3*}, 王兴凯¹, 夏东¹

¹贵州大学农学院, 贵州 贵阳

²贵州大学烟草学院, 贵州 贵阳

³贵州省烟草品质研究重点实验室, 贵州 贵阳

Email: 2282794706@qq.com, *xlwang@gzu.edu.cn, *djjwxl@126.com

收稿日期: 2018年9月18日; 录用日期: 2018年10月3日; 发布日期: 2018年10月10日

*通讯作者。

摘要

随着工业的快速发展,我国的环境污染日益严重,尤其是土壤污染及退化,治理土壤污染和退化的工作越发受到重视。本文针对土壤重金属污染、土壤有机物污染和土壤盐碱地等问题,提出了生物修复技术,综述了其研究进展,明确土壤生物修复技术与盐碱地改良存在的技术难点,展望土壤污染治理新技术的研究前景,为改善土壤环境、增强土壤可持续利用提供理论依据。

关键词

土壤重金属污染, 土壤有机污染物, 土壤盐碱化, 生物修复

Copyright © 2018 by authors and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 前言

土壤作为万物生长的基本条件,是大自然馈赠给人类不可缺少的宝贵礼物,是人们发展各种农业产业的物质基础,更是不可再生的自然资源。随着经济的迅猛发展,工业生产中产生的污染物(废水、固体废弃物、废渣等)、大量农药的超标施用、石油开采加工运输所产生的废物等对水资源、土壤资源造成严重污染[1]。农业活动中化肥的不合理施用、农业资源的不合理开发,导致土壤结构破坏、肥力下降、土壤环境衰退;现代农业的出现改变了自然界原有状况,为追求高产优质,导致水肥和化学农药的大量使用,而在其生产过程中会排出大量有机污染物,如多环芳烃(PAHs)、多氯联苯(PCBs)及抗生素(ATBs)等,使土壤污染进一步加剧[2];矿区重金属污染的来源有污水灌溉、工业废渣、工业废弃物堆放及大气沉降等,其中采矿及其冶炼加工是其主要来源。土壤重金属污染的特点是强度大、范围广,污染隐蔽、危害大,且治理难度大、费用高[3];盐碱地也是一种重要的土地资源,随着人口压力不断增大,人们越来越重视开发利用大片分布的盐碱荒地来缓解危机。由于其存在酸、粘、瘦、板、季节性干旱及水土流失等问题,导致生态环境恶化,严重阻碍了农业发展[4];因此,修复与改良利用土壤非常重要。

2. 土壤生物修复技术

广义的土壤生物修复是利用土壤中的各种生物、植物、土壤动物和微生物通过吸收、降解和转化土壤中的污染物,让污染物的浓度下降到所要求的标准,或者使土壤中毒害作用较大的物质降解为毒害作用较轻或无害的物质。具体的土壤生物修复即通过使用微生物使在土壤里的毒害污染有机物转化为二氧化碳和水的过程。土壤修复技术包括物理修复技术、化学修复技术以及生物修复技术3种方式[2]。传统的物理和化学修复技术的最大弊端是污染物去除不彻底,致使土壤污染再次出现,因此会使环境质量受到影响。而生物修复技术主要有原位生物修复和异位生物修复,被污染的土壤依靠土壤微生物及外来微生物在不搬迁,不移动的条件下对污染物进行降解。此过程即为原位生物修复。原位生物修复有土耕法、投菌法、生物培养法、生物通气法等方法。异位生物修复是指土壤受污染程度较轻,受污染的土层厚度较小,且便于掘取,需要搬运污染物对其进行修复的过程,一般原位生物修复完成不了的土壤污染就使用异位修复技术。异位修复主要有土地耕作法、堆肥法、厌氧处理法、生物反应器法。生物修复有着物

理修复、化学修复无可比拟的优越性,处理费用低,处理效果好,对环境的影响低,不会造成二次污染,操作简单,可以就地进行处理等优点而受到越来越多的关注[5]。生物修复技术是近年来治理土壤的新技术,目前生物修复技术处于实验室或模拟试验阶段的研究较多,商业性应用有待于该技术的进一步成熟和创新性技术的开发。

2.1. 土壤微生物修复技术

土壤污染的微生物修复技术,是指微生物在污染土壤的条件中,分泌出具有络合或分解转化污染物能力的分泌物,使污染物的移动性降低或极性改变,或让污染物通过微生物分泌的胞酶的作用下,在体外被降解为其他物质。使土壤中抗性微生物有所升高,从而降低土壤污染程度,并且还能使土壤的养分肥效得到提高。根据土壤微生物根源可将微生物修复技术分为三个,分别是利用土著微生物代谢能力的技术、活化土著微生物分解能力的方法(简称生物活化法)和添加具有高速分解难降解化合物能力的特定微生物(群)的方法(简称生物添加法)[6]。

2.1.1. 重金属污染的微生物修复

微生物对重金属污染物修复是利用土壤中的某些微生物对重金属污染物进行吸收、沉淀、氧化和还原,从而降低土壤中重金属的毒性[7]。目前,在微生物修复土壤中已经取得一些成果。例如:利用微生物技术修复重金属(Cd, Pb, Co, Ni, Mn, Zn, U, Cu, Se, As, Cr) [8] [9] [10]等污染的土壤。对于生物修复的后续处理还缺乏统一的系统装置或完善方法,生物修复重金属污染土壤后如何进行后续处理并回收重金属将会是未来研究方向的一个热点。生物修复技术涉及恢复生态学、环境科学、土壤学、生物学、物理化学等多门学科理论知识,只有具备完备的基础理论知识储备,才能更加灵活地运用生物修复技术治理现实土壤污染问题。加强生物修复技术与其他技术的联用,充分发挥各个修复技术的优势,如将分子生物学和基因工程技术应用于生物修复中;与纳米技术联用催化提高修复效率;利用稳定同位素标记(SIP)技术寻找可利用的生物;用转基因技术培育出大量耐性植物、动物和抗重金属微生物;物理、化学修复与生物修复技术联用等。一些微生物如动胶菌、蓝细菌、硫酸还原菌以及某些藻类,能够与重金属离子形成络合物,因此修复重金属污染的土壤[11]。

2.1.2. 有机污染的微生物修复

关于有机物污染环境的生物修复在我国已有许多基础性研究。通过土壤微生物的直接参与,将土壤有机污染物降解为无害物质,同时可以通过使用胞内酶和胞外酶的作用使有机污染物得到降解等。有些有机污染物通过土壤微生物分解、转变,使他们的毒性得到一定的减少。微生物降解土壤有机污染物主要有2种方法:胞外酶分解和胞内酶降解。污染物通过被动扩散、促进扩散、主动运输、基因转位及胞饮作用等方式被其吸收。潘学芳等[12]研究了微生物降解前后石油烃组分的变化和细胞内外烃组分的变化,结果表明菌体细胞与原油的成分具有选择性,最终到达细胞里。研究还显示,土壤微生物还能分解氯代芳香族污染物,主要有2种方式:好氧降解和厌氧降解[13]。好氧微生物能够在某些高浓度的有机污染物环境下生存,同时还将这些有机污染物分解。好氧微生物中的双加氧酶或单加氧酶可使苯环羟基化,生成氯代儿茶酚,然后进行邻位、间位开环,脱氯;也可先在水解酶作用下脱氯后开环,最终矿化。氯代芳香族污染物的厌氧生物降解是通过还原脱氯作用,慢慢合成低氯代中间产物或被矿化生成二氧化碳和甲烷的过程。通常条件下,高氯代芳香族有机物还原脱氯较容易,反之厌氧降解较难。降解土壤中有机污染物的微生物主要有:醋酸钙不动杆菌种、荧光假单胞菌、布鲁氏菌、枯草芽孢杆菌、铜绿假单胞菌等[14] [15] [16]。

2.2. 土壤植物修复技术

2.2.1. 土壤重金属污染的植物修复

通过植物对某种污染物具有特殊的吸收富集能力, 将环境中的污染物转移到植物体内或将污染物分解重复使用, 将植物回收处理, 最终实现治理污染与修复生态的目标。根据植物治理污染土壤的原理, 土壤重金属污染的植物修复有五种技术, 依次为植物固定、植物挥发、植物吸收、植物降解和根际生物降解修复[17]。富集重金属及有机污染物的植物主要有: 印度芥菜, 黑麦草, 等[18]。

植物固定是通过植物吸收使重金属的含量和污染性降低, 抑制重金属在地下水或其他物体中的积累。有结果显示, 植物耐 Al 能力与生长介质的 pH 值有关, pH 上升, 使 Al³ 沉淀, 植物对 Al 的吸收就减少[19]。一些植物还可降低 Pb 的生物有效性, 降低 Pb 对环境中生物的毒害作用, 植物固定可能是植物对重金属毒害抗性的一种表现, 并未去除土壤中的重金属, 环境条件的改变仍可使它的生物有效性发生变化[20]。

土壤中的污染物由植物吸收后转为气态物质并释放到大气环境中即为植物挥发。研究表明, 将细菌体内的 Hg 还原酶基因转入芥子科植物并使其表达, 植物可将环境中吸收的液态汞还原为气态汞。也有研究发现, 植物能把 Se 转化成气态形式。植物挥发的适用范围较小, 只针对具有挥发性的金属污染物。此外, 因人们在地球上生存需要适宜的大气环境, 而污染物降解过程中所产生的气体若拍放至大气环境中, 将会对人体呼吸有一定的影响。转移到大气环境中对人类和生物有一定的风险, 因此其应用受到一定程度的限制[12]。

植物吸收环境中的金属离子后达到富集状态, 然后将重金属离子输送并贮存到植株的地上部分即为植物吸收。这是当前研究较多且认为是最有发展前景的修复方法。可修复土壤污染的植物有以下特点[21]: 对低浓度污染物具有较高的积累速率, 体内具有积累高浓度污染物的能力, 能同时积累几种金属, 具有生长快与生物量大的特点。

植物降解是对结构相对简单的污染物效果最好, 而结构复杂的物质则降解不了[22]。根际生物降解修复指微生物和植物的相互配合过程, 而微生物在此过程中充当最主要的作用[7]。植物修复是一种利用自然资源、无污染的既绿色又经济的降解污染物的技术, 但是植物修复所需的时间较长, 要花数年时间才能把土壤中的重金属含量降到安全或可接受的水平因此在今后的研究中还有待开发。

2.2.2. 土壤有机污染的植物修复

植物吸收有机污染物后通过木质化将其存储在新的组织中。或者让污染物通过矿化作用代谢为水和二氧化碳, 还可通过植物挥发或转化成无毒性作用的中间代谢产物[23]。在植物根系活动的协助下, 根际微生物生态系统的物理、化学与生物学作用强于非根际土壤环境。根际中微生物数量明显高于非根际土壤, 根际可以加速许多农药、三氯乙烯和石油烃的降解。植物根区的菌根具有独特的酶系统和代谢途径, 可以降解不能被细菌单独降解的有机污染物。此外, 植物还可以向根区输送氧气, 根区的好氧作用能顺利进行。

植物直接吸收土壤中的有机污染物, 是植物去除土壤内中等亲水性有机污染物的一个重要机制。一方面, 植物在生长发育的过程中, 根系分泌的有机物和酶类进入土壤, 使根际的微生物活性增强, 加速了有机污染物的矿化。另一方面, 根际环境中微生物作用可促进植物的生长, 从而加速对降解产物的吸收。两者共同作用使污染土壤的生物修复速度得到提升[24]。吸收土壤有机污染物的植物有水稻的根系[25]。

3. 土壤盐碱化

3.1. 土壤盐碱化的研究进展

土壤盐碱化是指土壤中的盐分离子增加或是可溶性盐分离, 然后不断地向土壤的表层聚集, 从而改

变了土壤的理化性状，并对生长的植物有一定危害作用的一种土壤演化过程。土壤盐碱化分为原生盐渍化和次生盐碱化两类。其中不受人为影响，自然发生的土壤盐渍化为原生盐渍化；反之为次生盐碱化。土壤盐渍化不仅是限制农业生产发展的一个主要因子，也是制约滨海地区盐碱地改良绿化、沿海防护林营造等林业项目的重要影响因子。

近几年，对于我国的盐碱地面积增减变化众说不一，但土壤盐碱化是现实存在的问题。黄淮海平原经过多年治理改造，盐碱地面积有所减少，但 2 m 土体盐分总量并未减少，只是盐分下移的再分配，由于特定的气候和地貌水文条件决定了该区域不可能摆脱盐碱威胁，遇涝年仍有返盐的可能，在低平原区已经出现了春季返盐现象，而且还有 $667 \times 104 \text{ hm}^2$ 剩余难以改良的中度以上盐渍土。我国西北许多地方由于干旱加之过度放牧，植被减少，土壤荒漠化、盐碱化呈发展趋势。如新疆近 10 年间盐碱地面积增加 $3.52 \times 104 \text{ hm}^2$ ；内蒙耕地次生盐渍化面积每年以 $(1 - 1.33) \times 104 \text{ hm}^2$ 的速度递增；吉林西部土地盐碱化正在发展和扩大，年递增 1% 左右。我国的东北三省、山东、江苏均有不同程度的增加。近年来，在开发利用盐碱地方面，由于采用治理技术不当或选用物种不适宜，造成巨大经济损失的事例已屡见不鲜，每年由于盐碱造成的直接经济损失达 25 亿元[26]。盐碱化灾害不仅影响该地区农牧业的发展，而且危及当地人民的生存。由于当今水文条件的变化再采取以水为主的治理技术，存在很多困难，因此迫切需要发展新的改良治理技术以保护耕地质量，防止土壤环境质量的恶化，提高食物的综合生产能力。

3.2. 土壤盐碱化的改良措施

3.2.1. 水利措施

水利措施虽被认为是治理盐碱地行之有效的办法，但是在旱地农业中是不经济的。这是因为一方面要冲洗土体中的盐分，另一方面还要控制地下水位的上升不致引起土壤返盐，这就必须具备充足的水源和良好的排水条件，作到灌排相结合。由于建立水利措施投资非常昂贵，且用于维护的费用也很高，因而一些研究者主张寻求其他治理措施[27]。目前，世界各国改良利用盐碱地主要采用农业、水利工程、物理、化学与生物等综合技术措施。其中，采用生物技术，即种植抗盐植物是开发利用盐碱地的一种最为有效的途径。

3.2.2. 种植耐盐植物改良盐碱地

耐盐植物能够改良盐碱地的功能主要表现在能增加地表覆盖，减缓地表径流，调节小气候，减少水分蒸发，抑制盐分上升，防止土壤返盐；同时，植物的蒸腾作用可降低地下水位，防止盐分向地表积累；植物根系生长可改善土壤物理性状，根系分泌的有机酸及植物残体经微生物分解产生的有机酸还能中和土壤碱性。植物的根、茎、叶返回土壤后又能改善土壤结构，增加有机质，提高肥力[28]。

沙枣具有降低土壤盐分的作用。据测定，在沙枣林内 0~60 cm 土层的含盐量，6~7 年生的沙枣林要比 3~4 年的低 81.84%。因此，根据沙枣的抗耐盐能力，可栽植在土壤含盐量 1.5% 以下未经改良的中、重盐碱化土壤上，沙枣已成为盐碱地营造农田防护林的主要树种。

沙棘耐湿、耐寒、耐旱、抗盐碱，能在 pH9.5、含盐 1.1% 的盐碱地生长，具有改良土壤和保持水土的功能，可作为半干旱地区盐碱土改良的特用经济林木，进行综合开发利用。

胡杨对生态的适应性极强，不仅抗盐碱，还耐寒耐旱。其根系发达且萌生力强，是荒漠地区风沙前沿唯一天然分布的高大乔木树种。胡杨不但吸收盐碱，并且具有排除盐碱的特殊能力，在硫酸盐氯化物与苏打盐土上均能生长，是盐碱地造林的先锋树种。

3.2.3. 基因工程技术提高植物耐盐性

专家们已克隆部分基因并将其运用在提高植物耐盐性上，转基因植物得以运用。植物基因工程的耐

盐基因主要有：渗透保护性物质合成基因；与水分胁迫相关的功能蛋白编码基因；与信号传递和基因表达相关的调控基因；与细胞排毒抗氧化能力相关的酶基因等。已有报道获得的与海藻糖、果聚糖、甜菜碱、脯氨酸、抗坏血酸过氧化物酶、谷胱甘肽转移酶、过氧化氢酶和过氧化物酶等合成有关的转基因植物可不同程度地提高植物的耐盐性，耐盐转基因植物还没有大范围运用[29] [30] [31]。这是因为植物的耐盐机理极其复杂，受多基因控制，涉及到一系列形态和代谢过程的变化。目前的研究只是停留在抗逆应答基因的功能及表达调控上，与抗逆相关的信号传递途径之间的相互联系，以及整个信号传递网络系统的机理，目前尚不清楚。因此，深入了解植物耐盐的生理特性与分子遗传基础，明确植物在逆境胁迫下的遗传网络系统是下阶段研究的重点。

4. 存在问题与技术难点

4.1. 污染修复

植物和微生物修复土壤都有相对的限制条件，并且使用时还会涉及其他问题，有些甚至是难以克服的技术问题。对此，本文综述了土壤污染修复技术的局限性，主要有以下几点：

- 1) 修复剂或微生物/酶制剂在修复土壤污染过程中将会对土壤的结构、土壤有效养分和其他物质造成再次污染的影响；
- 2) 外源微生物在污染土壤中的有效性将比其在实验室中培养的差，尤其是因为外源微生物的抗性差、导致难以适应现实污染的土壤，同时在土壤环境中的迁移速度差，易受污染物毒性效应的抑制，导致作用效果明显降低；
- 3) 修复技术的有效性和平衡性受土壤结构异质化的影响；
- 4) 许多原位修复技术在完成对土壤污染物(特别是重金属)进行处理后，还存在着污染物及其降解产物的重新活化问题；
- 5) 多数富集或超富集植物对污染物的吸收和积累过程极为缓慢，修复往往需要好几个生长季节，在气温较低的地区更是受到时间过程的制约，积累大量污染物的超富集植物的再处理也是一个相当棘手的问题。

4.2. 盐碱化改良利用

盐碱土壤的改良是生态环境的修复的一个重要方面，修复的方法众多，功效不一，故其评价指标和体系有待于选定和建立，以判断各修复方法的优劣。修复盐碱土壤的植物和动物及微生物的筛选将耗费众多科研工作者的大量精力，但又必须去努力实践方能不断扩充盐碱土壤的生物修复方法，能否通过高科技手段，缩短实践时间，更为准确和有效找寻到高效修复盐碱土壤的生物。

如何正确地综合数种修复方法相互促进，相互巩固修复功效是广大科研工作人员非常值得探索的科研难题。同时，新的高科技应当应用到此方面，例如基因工程就可以应用于选育盐碱土壤的修复生物。

5. 展望

生物修复技术是一种环境高效转化技术，越来越受到国内国外治理环境污染专家们的青睐。例如，1995年德国为治理污染的土壤花费了约60亿美元；20世纪90年代美国为解决土壤修复问题耗费了100多亿美元。和国外相比较，中国对环境污染，尤其是土壤污染修复技术的探索与实践远远还未成熟。综上，生物修复技术处于实验室或模拟试验阶段的研究结果较多，商业性应用有待于该技术的进一步成熟和创新性技术的开发。

要解决上述技术问题，推动污染土壤修复技术的进一步发展，特别是污染土壤修复技术得到实际应

用, 必须处理好研究与发展、市场定位和技术实施三者的相互关系。单一修复技术(如植物修复技术、微生物修复技术)往往很难达到修复目标, 联合修复模式可能将成为未来修复土壤污染的主要模式, 只有土壤动物、植物、微生物三者结合, 相互作用, 进行污染土壤的修复, 重新建立起稳定的土壤生态系统才能做到真正高效、绿色地修复污染土壤。

开发利用盐碱土对保护人类生态环境, 进行国土综合治理, 促进农牧业生产发展将起到积极作用。为此, 建议加强以下几方面的工作: 1) 开展区域水盐动态监测研究, 明确气候、水文条件发生改变时的水盐动态规律, 进行盐碱化发展趋势评价预测; 2) 进行作物耐盐性与生物改良盐碱土技术研究; 3) 探索多种形式的改良新技术, 研发提高作物耐盐能力的改良剂、盐分抑制剂、覆盖物等; 4) 研究微咸水与淡水的混灌、轮灌技术, 建立主要农作物的微咸水灌溉制度。

基金项目

国家自然科学基金项目(31860160, 41361064); 贵州省普通高等学校特色重点实验室建设项目(黔教合 KY 字[2016]001); 贵州大学研究生教育创新基地建设项目(贵大研 SJJD[2015]004)资助。

参考文献

- [1] 罗泽娇, 梁杏. 土壤修复与改良的微生物技术[J]. 安全与环境工程, 2005, 12(4): 3-6.
- [2] 周际海, 袁颖红, 朱志保, 等. 土壤有机污染物生物修复技术研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, 24(2): 343-351.
- [3] 黄占斌, 孙朋成. 矿区重金属污染土壤的修复[J]. 科学, 2013, 65(6): 38-42.
- [4] 侯向阳, 陈印军. 红黄壤地区农业区域治理与发展的几个问题[J]. 农业现代化研究, 2000, 21(1): 45-48.
- [5] 唐世荣. 污染环境植物修复的原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2006: 40-60.
- [6] Timothy, M.V. (1996) Bioaugmentation as a Soil Bioremediation Approach. *Current Opinion in Biotechnology*, 7, 311-316. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(96\)80036-X](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(96)80036-X)
- [7] 王丽英, 张国印, 王志军. 土壤污染的生物修复技术研究进展及展望[J]. 河北农业科学, 2003(7): 75-76.
- [8] Simonton, S., Dimsha, M., Thomson, B., et al. (2000) Long-Term Stability of Metals Immobilized by Microbial Reduction. *Proceedings of the 2000 Conference on Hazardous Waste Research*, Denver, 23-25 May 2000, 394-403.
- [9] Shen, H. and Wang, Y.T. (1994) Biological Reduction of Chromium by *E. coli*. *Journal of Environmental Engineering*, 120, 560-572. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1994\)120:3\(560\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1994)120:3(560))
- [10] Guha, H. and Maurrasse, K.J. (2003) Microbiological Reduction of Chromium(VI) in Presence of Pyrolusite-Coated Sand by *Shewanella alga* Simidu ATCC 55627 in Laboratory Column Experiments. *Chemosphere*, 52, 175-183. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00104-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00104-8)
- [11] 滕应, 黄昌勇. 重金属污染土壤的微生物生态效应及其修复研究进展[J]. 生态环境学报, 2002, 11(1): 85-89.
- [12] 潘学芳, 倪秀珍. 菌株 SD1 对石油烃类降解机理的初步研究[J]. 长春师范学院学报, 2002, 21(2): 49-51.
- [13] 沈德中. 污染环境的生物修复[M]. 北京: 化学工业出版社, 2000.
- [14] Mars, A.E., Kingma, J., Kaschabek, S.R., et al. (1999) Conversion of 3-Chlorocatechol by Various Catechol 2,3-dioxygenases and Sequence Analysis of the Chlorocatechol Dioxygenase Region of *Pseudomonas putida* GJ31. *Journal of Bacteriology*, 181, 1309-1318.
- [15] Vidya Lakshmi, C., Kumar, M. and Khanna, S. (2008) Biotransformation of Chlorpyrifos and Bioremediation of Contaminated Soil. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 62, 204-209. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2007.12.005>
- [16] Cordova-Rosa S M, R I D, et al. (2009) Remediation of Phenol-Contaminated Soil by a Bacterial Consortium and *Acinetobacter calcoaceticus* Isolated from an Industrial Wastewater Treatment Plant. *Journal of Hazardous Materials*, 164, 61-66. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.120>
- [17] 李法云, 臧树良. 污染土壤生物修复技术研究[J]. 生态学杂志, 2003, 22(1): 35-39.
- [18] 冯凤玲. 蚯蚓对 Zn、Pb 在土壤-植物系统中迁移转化的影响研究[D]: [硕士学位论文]. 济南: 山东师范大学, 2006.

- [19] 杨野, 郭再华, 叶志娟, 等. 铝胁迫下不同耐铝性小麦根际 pH 值变化及其与耐铝性的关系[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(4): 636-641.
- [20] 杨卓, 李术娜, 李博文, 等. 接种微生物对土壤中 Cd、Pb、Zn 生物有效性的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(4): 116-121.
- [21] 孔繁翔, 尹大强, 严国安. 环境生物学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000: 361-379.
- [22] 吴凡, 刘训理. 石油污染土壤的生物修复研究进展[J]. 土壤, 2007, 39(5): 701-707.
- [23] Brady, J.O., *et al.* (1990) Uptake of Trichloroethylene by Hybrid Poplar Trees Grown Hydroponically in Flow through Plant Growth Chambers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**, 895-903. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190416>
- [24] Anderson, T.A. and Coats, J.R. (1994) Bioremediation through Rhizosphere Technology. American Chemical Society, Washington DC, 71-157. <https://doi.org/10.1021/bk-1994-0563>
- [25] 苏玉红. 有机污染物在土壤-植物系统中迁移的机制及影响因素研究[J]. 2006.
- [26] 罗斌, 王金亭. 我国的盐碱化土地与治理技术[J]. 林业科技通讯, 1994(3): 8-10.
- [27] 牛东玲, 王启基. 盐碱地治理研究进展[J]. 土壤通报, 2002, 33(6): 449-455.
- [28] 张振华, 严少华, 胡永红. 覆盖对滨海盐化土水盐运动和大麦产量影响的研究[J]. 土壤通报, 1996, 27(3): 136-138.
- [29] 曾华宗, 罗利军. 植物抗旱、耐盐基因概述[J]. 植物遗传资源学报, 2003, 4(3): 270-273.
- [30] 林栖凤, 李冠一. 植物耐盐性研究进展[J]. 生物工程进展, 2000, 20(2): 20-25.
- [31] 崔润丽, 刁现民. 植物耐盐相关基因克隆与转化研究进展[J]. 中国生物工程杂志, 2005, 25(8): 25-30.

知网检索的两种方式:

1. 打开知网页面 <http://kns.cnki.net/kns/brief/result.aspx?dbPrefix=WWJD>
下拉列表框选择: [ISSN], 输入期刊 ISSN: 2329-7255, 即可查询
2. 打开知网首页 <http://cnki.net/>
左侧“国际文献总库”进入, 输入文章标题, 即可查询

投稿请点击: <http://www.hanspub.org/Submission.aspx>

期刊邮箱: hjss@hanspub.org