

石油污染土壤的生物修复研究进展

吴凡, 刘训理

(山东农业大学林学院, 山东泰安 271018)

摘要: 生物修复技术是解决环境污染、恢复被人类活动破坏的生态系统、实现人类社会可持续发展的重要手段之一, 它具有速度快、消耗低、效率高、成本低、反应条件温和以及无二次污染等显著优点。本文主要介绍了生物修复的原理和特点, 石油污染土壤的各种生物修复技术: 微生物修复技术、植物修复技术和菌根际生物修复技术的研究和应用进展。

关键词: 石油污染; 土壤; 生物修复

中图分类号: X 172

随着石油的勘探开发和区域经济的不断发展, 油田各处产生了大量的落地原油、油砂、岩屑、泥浆等固体废弃物, 这些污染物可引起土壤理化性质的变化, 使土壤结构恶化、通透性降低, 堵塞土壤孔隙, 改变土壤有机质的组成和结构, 引起土壤微生物群落结构的变化, 进而影响到土壤的生态环境。土壤作为人类赖以生存的主要自然资源之一, 其生态环境的保护与治理已引起人们的普遍关注。近年来国内外在污染土壤的修复研究方面取得了一定进展, 其中生物修复技术被认为是生态环境保护领域最有价值和最具生命力的污染修复技术。

石油污染土壤的生物修复 (bioremediation), 是指利用微生物及其他生物, 将存在于土壤的石油污染物降解成 CO_2 和 H_2O 或转化成为无害物质的工程技术系统^[1], 是传统的生物处理方法的发展, 其创新之处在于它治理的对象是较大面积的污染。本文针对近几年国内外的最新研究成果, 对生物修复技术修复石油污染土壤的研究与应用状况进行综述。

1 石油污染土壤生物修复的特点

石油污染土壤的生物修复是传统的生物处理方法的延伸, 与物理、化学修复技术相比, 具有多种优点: ①成本低于热处理及物理化学方法; ②不破坏植物生长所需的土壤环境; ③污染物的氧化比较完全, 没有二次污染; ④处理效果好, 对低分子量污染物的去除率非常高; ⑤可进行原位处理, 操作比较简单^[2]。

生物修复可以通过改变土壤理化条件 (包括温度、pH、供氧量及营养添加等), 也可接种特殊驯化与构建

的工程微生物提高降解速率, 但是该技术对某些化合物的有效性降解 (尤其 4 环以上的多环芳烃等高分子量化学污染物的降解)、在某些环境中的适用性以及确立该方法成本效益的最佳条件等尚需深入研究^[3]。

2 石油污染土壤生物修复的技术方法

2.1 微生物修复技术

微生物修复技术是微生物起主导作用, 即在人为强化的条件下, 用自然环境中的土著微生物或人为添加外源微生物的代谢活动, 对环境中的石油污染物进行转化、降解与去除的方法。发达国家于 20 世纪 80 年代就开展了这方面的研究, 我国在 20 世纪 90 年代也开始了这方面的研究工作。用于生物修复的微生物有 3 类: 土著微生物、外来微生物和基因工程菌。自然界中降解烃类的微生物约占微生物群落总数的 1%, 而当石油污染物存在时, 这个比例可增加到 10%^[4]。据 Bull 等^[5]对全球不完全统计, 已描述的真菌种为 69000 个, 占总数的 5%, 细菌种为 4760 个, 占 12%, 病毒种为 5000 个, 占 4%。可以降解石油污染物的细菌有: 气单胞菌属 (*Aeromonas*)、芽胞杆菌属 (*Bacillus*)、拜叶林克氏菌属 (*Beijerinckia*)、棒状杆菌属 (*Corynebacterium*)、蓝细菌属 (*Cyanobacteria*)、黄杆菌属 (*Flavobacteria*)、微球菌属 (*Micrococcus*)、分枝杆菌属 (*Mycobacterium*)、诺卡氏菌属 (*Nocardio*)、假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、红球菌属 (*Rhodococcus*) 和弧菌属 (*Vibrio*) 等。最常见的降解石油的真菌有: 木霉属 (*Trichoderma*)、青霉属 (*Penicillium*)、曲霉属 (*Aspergillus*)、森田属 (*Mortierella*) 等。微生物 (细

* 通讯作者 (xlliu@sdau.edu.cn)

作者简介: 吴凡 (1980—), 女, 山东汶上人, 硕士研究生, 主要从事土壤微生物研究。E-mail: wufan996@163.com

菌和真菌)降解多环芳烃(PAHs)复合物依赖于酶的活性,细菌产生双加氧酶,加双氧原子到苯环上,形成过氧化物,然后氧化为顺式二醇,脱氢产生酚;真菌产生单加氧酶,加氧原子到苯环上,形成环氧化物,然后加入 H₂O,产生反式二醇和酚(图 1)。

微生物修复的成本低,对环境的影响小,处理形

式多样,可进行原位、异位及原位-异位联合修复,操作简单,不破坏土壤环境。但易受微生物对 PAHs 同化代谢能力、PAHs 的性质(生物可利用性)及降解环境条件的限制。按修复地点的不同,微生物修复技术主要分为两类:原位微生物修复和异位微生物修复。

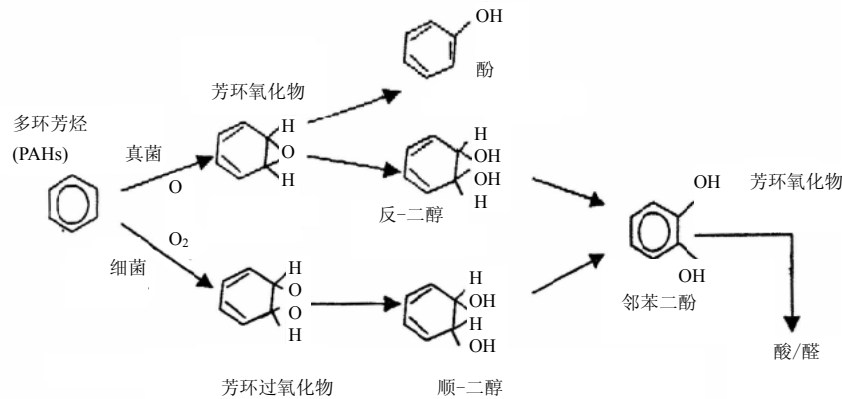


图 1 微生物氧化 PAHs 的途径

Fig. 1 Route of microbes oxidizing PAHs

2.1.1 原位微生物修复技术 原位微生物修复不需要将石油污染土壤挖走,主要是向石油污染区投放 N、P 等营养物质和供氧,促进土壤中依靠有机物作为 C 源的土著微生物的代谢活性,也可以接种经驯化培养的高效微生物菌株,使土壤与降解菌充分接触,利用其代谢作用达到消耗石油烃的目的。一般污染土壤不经搅动,不破坏土壤的基本结构,即可在原污染地进行生物修复。原位微生物修复技术又包括:生物通风法、生物搅拌法和泵处理法^[6]。

Mohn 等^[7]对北极原油污染土壤现场接种抗寒微生物混合菌种进行生物修复处理,1年后,土壤中油浓度降到初处理浓度的 1/20。Eliss 等^[8]在斯德哥尔摩中部的一个废弃的木材防腐油生产区,对高浓度低分子量 PAHs 和高分子量 PAHs 污染进行就地处理。经过 4 个月处理,所有 PAHs 的降解都很明显。一个炼油厂土壤及地下水石油污染的原位微生物处理的去除率高于 86%^[9]。1984 年,针对美国密苏里州西部石油运输泄漏事件,采用了添加 N、P 营养物质,人工曝气的方法进行原位生物修复,经过 32 个月的运行,苯、甲苯和二甲苯的浓度从 20 mg/L 降低到 0.05 mg/L,均得到了良好的处理效果^[10]。

原位微生物修复操作简单,通常允许污染区的商

业运转照常进行,而且适合遭受大面积污染的土壤,成本较低、效果较好。但所需时间较长,需 6 个月至数年不等,而且较难严格控制,受土壤的渗透性、烃污染物的种类及浓度、土壤温度、土壤营养水平、接种的微生物种群和清除所需要达到的标准等的影响。

2.1.2 异位微生物修复技术 异位微生物修复又称为地上处理技术,要求把石油污染的土壤挖出,集中起来进行生物降解。可以通过设计和安装各种过程控制器或生物反应器,来产生有利于生物降解的条件。主要方法有:预制床法、土壤耕作法、土壤堆肥法和生物泥浆浆法(生物反应器法)^[6]。

丁克强等^[11]利用自行设计的生物反应器进行 PAHs 菲污染土壤的生物修复研究,表明利用生物反应器能够快速、高效地消除土壤中的有机污染物,实现有机污染土壤的异位生物修复。Balba 等^[12]在科威特 Burgan 油田采用长条形堆腐方法处理石油污染土壤,在连续处理 10 个月后,土壤中的石油污染物基本被降解。美国东南部的一家木材厂,使用反应器处理杂酚油污染土壤,每周可处理 100 t 受污染的土壤,使菲和蒽混合物的含量从 300000 mg/kg 降低到 65 mg/kg,五氯酚的含量从 13000 mg/kg 降低到 40 mg/kg^[13]。Mueller 等^[14]对佛罗里达州 Pensacola 木材防腐油生产区的污

染土壤进行了处理,12周以后,表层土中含有的低分子量 PAHs 的降解率高于 50%,但高分子量 PAHs 的降解率却很低。Eliss 等^[8]用预制床法(滤液收集和水循环系统)对斯德哥尔摩中部防腐油生产区的污染土壤进行了处理,土壤中 PAHs 的浓度降低了 68%。

一般只有被石油严重污染的土壤,石油含量高、面积较小的地块,才采用异位生物修复技术,但其费用比较高。

2.2 植物修复技术

植物作为生态系统中物质生产、循环和能量流动过程的重要组成部分,在清除环境中的有机、无机污染方面的作用日益受到重视。植物修复技术兴起于 20 世纪 50 年代,是一种利用自然生长的植物或者遗传工程培育的植物修复污染土壤的环境技术总称^[6,15]。它利用植物及微生物与环境之间的相互作用,对土壤环境污染物质进行清除、分解、吸收或吸附,使土壤环境重新得到恢复^[16]。近几年正成为生物修复中的一个研究热点。植物修复有 3 种方式:植物提取、植物降解和植物稳定化。植物修复石油污染物的方式主要以植物稳定化和植物降解为主。紫花苜蓿、黑麦草、小蓝茎草已成功用于土壤中 PAHs 的修复,在 6 个月内可以将 PAHs 总量降低 57%^[17]。Binet 等^[18]报道,黑麦草能促进根际土壤中菲等 PAHs 的降解,丁克强等^[19-20]的研究也证实了这一点。Fletcher 等^[21]报道,桑树、桑橙树和苹果树被用来刺激降解多氯联苯(PCB)和 PAHs 的微生物生长,这是因为它们的根际产物中包含黄酮类化合物和氧杂萘邻酮。

植物修复成本较低,利用太阳能,安全,可以增加土壤有机质的含量,激发微生物的活动,有助于土壤的固定,对环境的改变小,处理的面积大,是一个低耗费、多收益、对人类和生物环境都有利的技术。但是,该方法也有其局限性,易受土壤石油污染物特性和土壤类型的限制、受气候的影响、所需时间较长、要求植株具有较高的生物量、对石油污染物的耐受性要高、受根系分布的限制。与微生物修复技术相比,植物修复易于后处理,更适用于原位修复^[22]。

2.2.1 植物提取 植物提取是植物从土壤中直接吸收石油污染物,把吸收到体内的石油污染物富集在根部或迁移到植物的其他部分,然后再进行热处理、微生物处理和化学处理^[23]。石油污染物被吸收后,在植物体内会有多种去向:大多数在植物的生长代谢过程中通过木质化作用转化成对植物无害的物质(不一定对人畜无害),储存在新的植物组织中,也可通过挥发、

代谢或矿化作用转化为 CO_2 和 H_2O ,或转化为无毒性的中间代谢产物,贮存在植物细胞中,一部分通过植物蒸腾作用挥发到大气中。Zdwards 等^[24]研究表明大豆根能吸收溶液中的 ^{14}C -蒽,并向叶运移,也可以从大气中吸收该 PAHs,并向根运移。

植物对 PAHs 提取易受其的物理化学特性、环境条件、植物种类和其在土壤水中的浓度等因素的影响。**2.2.2 植物降解** 植物降解是指植物及其相关的微生物区系将石油污染物转化为无毒物质。它的成功与否主要取决于石油污染物的生物利用性,即通过植物-微生物系统的吸收和代谢能力对石油污染物进行降解,PAHs 的生物利用性与该化合物的相对亲脂性、土壤的类型和污染时间长短有关。植物降解主要有根部释放的酶对石油污染物的降解作用和根际微生物群落对其的降解作用两种方式。

植物在生长发育过程中会产生许多酶,如去硝化酶、漆酶和去卤代酶等,这些酶可以降解不同的有机物,只有在植物存在的环境中才能有效地发挥降解作用。如去硝化酶和漆酶可以分解弹药废物,如 TNT(2,4,6-三硝基甲苯),去卤代酶可以降解含氯溶剂,如 TCE(三氯乙烯),生成 Cl^- 、 CO_2 和 H_2O 。植物死亡后,酶释放到环境中还可以继续发挥分解作用。

植物根际土壤中存在一些可以降解有机污染物的微生物。植物脱落物中含有糖、醇、蛋白质和有机酸等,植物细根的迅速分解也向土壤中补充了有机 C,为根际微生物的生长发育提供了养料,促进了它们的生长代谢,加强了它们矿化有机污染物的速率。1996 年 Reilley 等^[25]研究了 PAHs 的降解,发现植物的分泌物使其根际微生物的密度增加,从而增加了土壤中 PAHs 的降解率,Miya 等^[26]的研究也得到相同的结论。Anderson 等^[27]的研究表明,植物以多种方式帮助微生物转化,而根际在其中起着重要作用,它可以加速许多农药以及三氯乙烯和石油烃的降解。Aprill 和 Sims^[28]在调查 4 种 PAHs 类化合物在土壤中存在的持久性时发现,8 种草本植物混合栽培的土壤中 PAHs 降解的速度远快于无植物的土壤,他们认为是植物根际微生物在这一过程中起了主要作用。孙铁珩等^[29]的研究表明,在苜蓿草存在的条件下,土壤中 PAHs 的降解率明显提高,说明植物根际使土壤环境发生了变化,更有利于对有机污染物的降解。

2.2.3 植物稳定化 植物稳定化是指植物在同土壤的共同作用过程中,固定石油污染物质,减少其对生物与环境的危害^[30]。该技术适用于质地黏重和有机质

含量高的土壤。植物是一个有效的土壤污染处理系统,它和根际微生物利用生理代谢功能担负着分解、富集、稳定污染物的作用。植物通过改变土壤的水流量使残存的游离污染物与根结合,防止污染物的进一步扩散,进而增加对污染物的多价螯合作用。目前,这项技术已经应用在矿区污染的修复中,而在城市和工业区中采用的不多。

2.3 菌根根际生物修复

菌根是土壤中的真菌菌丝与高等植物营养根系形成的一种联合体^[31]。菌根根际既包括菌根的根-真菌菌丝表面,也包括从菌根发出的侵染周围土壤的外延菌丝表面^[32]。菌根可以帮助植物从土壤中吸收营养物质,促进植物的生长,提高植物的耐盐和抗旱性;外生菌根可以增加植物根与土壤接触的表面积,改善土壤质量,提高植物的抗病能力。植物把光合作用的产物从叶片转运到根,并从根转移到共生菌丝上,引起根际分泌物数量和种类的变化。这些分泌物和植物的脱落物有利于根周围能修复污染土壤的细菌群的生长,促进了菌根根际好氧细菌的氧化降解^[33]。菌根根际生态位可以使菌根根际维持高的微生物种群密度和生理活性^[34],使微生物种群更稳定^[35]。王曙光^[36]报道,菌根表面延伸的菌丝侵染碳氢污染的土壤,导致假薄壁组织的形成,这些组织支持碳氢降解细菌的存活。

菌根真菌硫磺蜡蘑 (*Laccaria bicolor*)、紫晶蜡蘑 (*Laccaria amethystea*)、漆蜡蘑 (*Laccaria laccata*),植物紫羊茅、海滨硷茅 (*Puccinella maritima*)、紫车轴草 (*Trifolium rubra*) 在石油一定浓度范围内能被刺激生长,为菌根生物修复原油污染的土壤提供了可能^[36]。Binet Philippe 等^[37]发现,在严重污染的工业土壤中菌根化黑麦明显比非菌根化黑麦存活率高,菌根化黑麦根际的降解明显比非菌根化黑麦高,这可能是菌根真菌加速了葱的降解。何翊和魏薇^[38]应用菌根修复技术对石油污染土壤进行了处理,结果发现在污染土壤中种植玉米和黄豆,通过施加不同的菌剂,采取菌剂和菌根强化修复措施,在一个生长季节后,土壤中石油类污染物的降解率可达 53%~78%。刘世亮等^[39]研究了种植紫花苜蓿 (*Medicago sativa* L.) 在接种和不接种菌根真菌 (*Glomus caledonium* L.) 的情况下对土壤中苯并[a]芘 (B[a]P) 的降解动态,发现种植紫花苜蓿和接种菌根真菌能促进土壤中可提取态 B[a]P 的降解,不接种菌根真菌时的降解率比接种菌根真菌的低得多。

近几年兴起的菌根根际生物修复技术具备生物降

解的许多优点,技术含量高,简便实用,二次污染少,能处理的石油污染物的浓度较高,能较好解决工程菌株田间试验时存活时间短的问题,在工程菌株难以生存的贫瘠土壤中和干旱的气候下,该技术的使用不受限制。但是,在不同的地理环境、气候和土壤中,菌根根际生物修复技术需要的植物-菌根-根际微生物-外源细菌的组合不同,使得此技术的大规模推广受到了一定的限制。

3 影响石油污染土壤生物修复的因素

影响石油污染土壤生物修复的因素有很多,主要有石油本身的理化性质、环境因素、共代谢基质和生物体等。

3.1 石油的理化性质

石油烃生物降解的程度取决于它的化学组成、官能团的性质及数量、分子量大小等。饱和烃最容易降解,其次是低分子量的芳香族烃类化合物,高分子量的芳香族烃类化合物、树脂和沥青则极难降解。不同烃类化合物的降解率模式是:正烷烃>分枝烷烃>低分子量芳香烃>多环芳烃 (PAHs)。官能团也影响有机物的生物可利用性,如:苯环上的 H 被羟基或氨基取代而形成苯酚或苯胺时,它们的生物降解性将比原来的苯提高。分子量大小对生物降解的影响也很大,高分子量化合物的生物可降解性较低^[40]。

石油的浓度对生物降解活性也有一定的影响。当油的浓度相对低时,所有的组分都能被降解;但浓度高时,降解率便相应降低。

3.2 环境因素

修复现场的土壤性质和环境条件因素,都对一个修复工程起着重要的作用。土壤的理化性质,如有机质含量、氧含量、土壤的温度和湿度、氧化还原电位、pH 值及 N、P 储量等都会影响生物降解速率。当调控 C:N:P 为 120:10:1 时,降解效果最佳^[41]。据金梁等^[42]报道海水自净过程中对原油的生物降解率为 3%,其中 1%为原油矿化;而在加了一定量的硝酸盐和磷酸盐后,原油有 70% 被生物降解,其中有 42% 被矿化。合适的施肥、灌水、通气,添加外源营养物质和电子受体,补充微生物和植物在对污染物修复过程中的养分和水分消耗,可以提高石油烃类的生物修复效果。修复现场的气象和水文因素也对修复效果产生一定的影响。影响土壤中有机污染物降解的环境条件见表 1。

表 1 土壤中有有机污染物降解的环境条件^[43]

Table 1 Environmental factors affecting degradation of organic contaminants in the soil

因子	微生物活性所需条件	PAHs 降解的最适值
土壤水分	土壤最大持水量的 25% ~ 85%	30% ~ 90%
土壤 pH	5.5 ~ 8.5	7.5 ~ 7.8
氧化还原电位	好氧或兼性厌氧 > 50 mV, 厌氧 < 50 mV	
氧含量	好氧, 最低充满空气, 孔隙率达 10%, 10% ~ 40%, 厌氧 < 1.0%	10% ~ 40% O ₂
营养	微生物生长的 C、N、P 为 C : N : P = 120 : 10 : 1	
温度	15°C ~ 45°C	20°C ~ 30°C

3.3 共代谢基质

共代谢是指生长底物和非生长底物共酶。为了在受污染的环境中生存, 细菌之间可发生水平基因转移或细菌染色体内的基因重排、突变和复制, 以形成能够降解有机污染物的优势菌, 从而充分利用有机污染物作为生长基质或者共代谢有机污染物^[44]。据报道^[45], 一株洋葱假单胞菌以甲苯为生长基质时可对三氯乙烯共代谢降解。某些分解代谢酚或甲苯的细菌也具有共代谢降解三氯乙烯、1,1-二氯乙烯、顺-1,2-二氯乙烯的能力。有研究表明许多微生物能以土壤中低分子量的 PAHs 化合物 (2 环或 3 环) 作为唯一 C 源和能源, 并将其完全无机化, 但是共代谢更能促进 4 环或多环高分子量芳烃的降解^[46]。

3.4 生物体

微生物和植物的种类、数量和活性对生物修复效果的影响较大。环境中石油是一个复杂的混合物, 单纯依靠单一优势菌是难以将其完全降解的, 加之高分子量 PAHs 的降解是共代谢, 所以在石油污染的实际生物修复中, 最好加入经驯化培养的高效微生物菌株, 使土壤与降解菌充分接触, 提高降解率。

植物的种类是植物修复的关键因子。植物的种类不同, 其积累、代谢污染物的能力和对污染物的吸收机制也不同。另外, 植物根系类型对污染物的吸收也有明显影响, 根系类型不同, 根面积、根分泌物、酶、菌根菌的种类和数量就不同, 导致对污染物降解能力存在差异。

4 生物修复技术的前景展望

生物修复是环境生物技术的核心部分, 近年来在基础和应用研究上取得了较大进展, 展示了在实际修复污染土壤中应用的可能性。自 20 世纪 70 年代以来, 发达国家就十分重视生物技术在环境领域的应用, 并开展了大规模的科研活动, 已开发了一系列的环境生物技术及产品, 应用于污水处理、大气净化及污染环

境介质治理等方面。生物修复技术作为治理石油污染最有生命力的方法, 近年来, 在国内外都得到了较快的发展, 获得了一批具有特殊生理生化功能的植物和微生物。随着生物修复技术的日臻完善, 它在石油污染土壤的修复中将扮演越来越重要的角色。

自 1978 年我国原油年产量突破 1 亿 t 大关而成为世界十大产油国之一以来, 我国石油工业生产发展迅速, 到 2002 年勘探开发的油气田和油气藏已有 400 多个。我国有关石油主要污染物的调查统计报告显示, 1998 年各石油企业工业废水排放总量为 66006.7 万 t, 其中炼化废水排放量为 37611 万 t, 钻井废水排放量 136.4 万 t; 钻井废水的处理回用率为 39.0%, 外排达标率仅为 14.5%; 各石油、炼化企业工业固体废物产生量为 428.98 万 t, 利用率低于 50%, 工业固体废物排放量为 15.61 万 t; 工业固体废弃物历年累计堆存量 1884.5 万 t, 占地面积 181.7 万 m²。以上只是对国有石油企业的污染物排放调查统计, 若考虑油田地区的相关地方企业排污量以及突发事故造成的污染和泄漏, 情况将更加严重。因此, 随着石油开采和使用量的增加, 大量的石油及其加工品进入环境, 不可避免地对环境造成了污染, 给生物和人类带来危害。目前, 石油污染问题已成为世界各国普遍关注的问题。

生物降解石油作为一种高效率、低成本、无污染的生物治理技术, 适应我国的国情, 也是增加可利用耕地面积的有效途径。在石油污染土壤的治理过程中, 应综合考虑经济效益、社会效益和环境效益, 进一步完善生物修复技术, 注意生物修复方法与传统方法的有机结合, 发挥各自优点, 使石油污染土壤修复过程成为一个有机整体, 达到系统化、最优化和成熟化。

参考文献:

- [1] 马文漪, 杨柳燕. 环境微生物工程. 南京: 南京大学出版社, 1998: 250-266
- [2] 张春桂, 徐华夏, 姜晴楠. 污染土壤生物恢复技术. 生态学杂

- 志, 1997, 16(4): 52-58
- [3] Bradford ML, Krishamoorthy RC. On site bioremediation for waste site clean up. *Chemical Engineering Progress*, 1991, 87: 80-85
- [4] Atlas RM. Petroleum biodegradation and oil spill bioremediation. *Preprints Div Pet Chem ACS*, 1993, 38(2): 236-237
- [5] Bull AT, Goodfellow M, Slater JH. Biodiversity as a source of innovation in biotechnology. *Annual Rev. Microbiol.*, 1992, 40: 219-252
- [6] 孙铁珩, 周启星, 李培军. 污染生态学. 北京: 科学出版社, 2001: 309-368
- [7] Mohn WW, Radziminski CZ, Fortin MC. On site bioremediation of hydrocarbon-contaminated Arctic tundra soils in inoculated biopiles. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 2001, 57(1/2): 242-247
- [8] Eliss B, Harold P, Kronberg H. Bioremediation of a creosote contaminated site. *Environ. Technol.*, 1991, 12: 447-459
- [9] 郑远扬编译. 石油污染生化治理进展. 国外环境科技技术, 1993, 72(3): 46-50
- [10] 徐亚同, 史家梁, 张明. 生物修复技术的作用机理和应用. 上海化工, 2001 (20): 4-7
- [11] 丁克强, 骆永明, 刘世亮, 邢维芹, 吴龙华, 宋静, 李振高. 利用改进的生物反应器研究不同通气条件下土壤中菲的降解. *土壤学报*, 2004, 41 (2): 245-251
- [12] Balba MT, Al-Awadhi N, Al-Daher R. Bioremediation of oil-contaminated soil: Microbiological methods for feasibility assessment and field evaluation. *Journal of Microbiological Methods*, 1998, 32 (2): 155-164
- [13] Zitrides TG. Effect of bioremediation on PAHs residues in soil. *Pollution Engineering*, 1990, 22(5): 57-62
- [14] Mueller JG, Lantz SE, Blattmann BO, Chapman PJ. Bench-scale evaluation of alternative biological treatment processes for the remediation of pentachlorophenol and creosote-contaminated materials: Solid-phase bioremediation. *Environ. Sci. Technol.*, 1991, 25(6): 1055-1061
- [15] 周启星, 宋玉芳. 植物修复技术内涵及展望. *安全与环境学报*, 2001, 1(3): 48-53
- [16] Flathman PE, Lanza GR. Current views on an emerging green technology. *Journal of Soil Contamination*, 1998, 7: 415-432
- [17] Macek T, Macková M, Kás J. Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation. *Biotechnology Advances*, 2000, 18: 23-34
- [18] Binet P. Dissipation of 3-6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32: 2011-2017
- [19] 丁克强, 骆永明, 刘世亮, 李振高. 黑麦草对菲污染土壤修复的初步研究. *土壤*, 2002, 34 (4): 233-236
- [20] 丁克强, 骆永明, 刘世亮, 宋静, 吴龙华, 邢维芹, 李振高, 陶澍. 黑麦草对土壤中苯并芘动态变化的影响. *土壤学报*, 2004, 41(3): 348-353
- [21] Fletcher JS, Hegde RS. Release of phenols by perennial plant roots and their potential importance in bioremediation. *Chemosphere*, 1995, 31: 3009-3016
- [22] 刘世亮, 骆永明, 丁克强, 曹志洪. 土壤中有有机污染物的植物修复研究进展. *土壤*, 2003, 35(3): 187-192
- [23] Cunningham SD. Remediation of contaminated soils. *Trend in Biotechnology*, 1995, 13(9): 393-397
- [24] Edwards NT, Ross-Todd RM, Garver EG. Uptake and metabolism of ¹⁴C anthracene by soybean. (*Glycine Max.*) *Environ. Exp. Bot.*, 1982, 22(3): 349-357
- [25] Reilley KA, Banks MK, Schwab AP. Dissipation of PAHs in the rhizosphere. *J. Environ. Sci. Qual.*, 1996, 25: 212-219
- [26] Miya RK, Firestone MK. Phenanthrene-Degrader community dynamics in rhizosphere soil from a common annual grass. *J. Environ. Qual.*, 2000, 29: 584-592
- [27] Anderson TA, Guthrie EA, Walton BT. Bioremediation in the rhizosphere. *Environ. Sci. Technol.*, 1993, 27(13): 2630-2635
- [28] Aprill W, Sims RC. Evaluation of the use of Prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. *Chemosphere*, 1990, 28:253-265
- [29] 孙铁珩, 宋玉芳, 徐华夏. 植物法生物修复 PAHs 和矿物油污染土壤的调控研究. *应用生态学报*, 1999, 10(2): 225-229
- [30] 丁克强, 骆永明. 多环芳烃污染土壤的生物修复. *土壤*, 2001, 33 (4): 169-176
- [31] Frank AB. Ueber die auf wurzelsym biose beruhende ernahrung issuer baume durch unterirdische pilze. *Ber. Deut. Bot. Ges.*, 1885, 3: 128-145
- [32] Smith SE, Read DJ. Mycorrhizal symbiosis. 2nd ed. San Diego. New York: Academic Press, 1997
- [33] Schnoor JL, Licht LA, McCutcheon SC, Wolfe NL, Carreira LH. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environmental Science & Technology*, 1995, 29(7): 318-323
- [34] Inga S, Sari T, Eeva-Liisa Nurmiho-Lassila, Teija K, Kielo H, Martin R, Robin S. Microbial biofilms and catabolic plasmids harboring degradative fluorescent pseudomonads in Scots pine mycorrhizospheres developed on petroleum contaminated soil. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 1998, 27 (2): 115-126
- [35] Sorensen J. The rhizosphere as a habitat for soil microorganisms //Van Elsas JD, Trevors JT, Wellington EMH. eds. *Morden Soil Microbiology*. Marcel Deller. NY, 1997: 21-45
- [36] 王曙光, 林先贵. 菌根在污染土壤生物修复中的作用. *农村生态环境*, 2001, 17(1): 56-59
- [37] Binet Philippe, Jean-Marie P, Corinne L. Biodegradation of a

- polyaromatic hydrocarbon in the rhizosphere of mycorrhizal plants. Ahonen-Jonnarh U, Danell E, Fransson P, et al. 2nd Intl Conf. on Mycor. Sweden: Upps-ala, 1998: 30
- [38] 何翊, 魏薇. 石油污染土壤菌根修复技术研究. 石油与天然气化工, 2004, 33(3): 217-219
- [39] 刘世亮, 骆永明, 丁克强, 李华, 吴龙华, 邢维芹, 宋静, 曹志洪. 苯并芘污染土壤的丛枝菌根真菌强化植物修复作用研究. 土壤学报, 2004, 41 (3): 336-342
- [40] Wilson SC, Jones KC. Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): A review. Environ. Pollut., 1993, 81: 229-249
- [41] Sims JL, Sim RC, Matthews JE. Approach to bioremediation of contaminated soil. Hazardous Waste & Hazardous Materials, 1990, 7(2): 117-149
- [42] 金樑, 顾宗濂, 谢思琴, 周德智. 石油污染土壤及地下水的生物修复进展. 应用与环境生物学报, 1999, 5: 130-135
- [43] Wilson SC, Jones KC. Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): A review. environment. Pollution, 1993, 81: 229-249
- [44] 沈定华, 许昭怡, 于鑫, 胡文勇. 土壤有机污染生物修复技术影响因素的研究进展. 土壤, 2004, 36(5): 463-467
- [45] 杨柳燕. 环境微生物工程学. 南京: 南京大学出版社, 1998: 250-266
- [46] 史家梁, 徐亚同, 张圣章编. 环境微生物学. 上海: 华东大学出版社, 1993: 183-189

Advancements of Study on Bioremediation of Petroleum Contaminated Soils

WU Fan, LIU Xun-li

(College of forestry, Shandong Agricultural University, Taian, Shandong 271018, China)

Abstract: Bioremediation is a potential solution to environmental pollutions, to restoration of destroyed ecosystems, and to sustainable development of the society, characterized by being fast in process, low in consumption and cost, high in efficiency, moderate in reaction condition, and free of secondary pollution. An introduction is presented in this paper to principles and characteristics of bioremediation and advancements in researches on and application of various bioremediation techniques to remediation of petroleum contaminated soils, including microbial remediation technologies, phyto-remediation and mycorrhizospheric bioremediation.

Key words: Petroleum pollution, Soil, Bioremediation