石油污染湿地土壤生物修复研究进展

阚兴艳[1,2],于君宝[1*],王雪宏[1,2],谢文军[3],韩广轩[1],马向明[4],陈景春[4],林乾欣[5]
(1.中国科学院烟台海岸带研究所滨海湿地生态实验室,中国科学院海岸带环境过程重点实验室,山东省海岸带环境过程重点实验室,山东 烟台 264003;2. 中国科学院研究生院,北京 100049;3. 滨州学院山东省黄河三角洲生态环境重点实验室,山东 滨州 256600;4. 东营市科学技术局,山东 东营 257091;5. Department of Oceanography and Coastal Sciences, Louisiana State University, Baton Rouge, LA 70803, USA)

摘要:从石油污染湿地土壤生物修复的植物修复、微生物修复和植物—微生物联合修复3方面综合阐述了国内外该领域的研究现状。在采用植物进行石油污染湿地修复时,选择湿地环境下典型植物或者能适应湿地特殊环境的植物品种是常用的也是有效的方法之一。在采用微生物进行石油污染湿地修复时,主要通过投加外源微生物和改变环境因素或施加营养元素刺激土著微生物等方式。植物—微生物联合修复石油污染湿地的方法,则是利用微生物自身作用促进植物生长,从而增加植物吸收、降解污染物的能力。由于植物或微生物的生长对污染物浓度有一个耐受极限,植物和微生物修复的效果主要取决于石油污染物浓度。为此,将湿地的石油污染浓度降到植物—微生物可降解范围内,并提高联合修复的降解效率,将是今后石油污染湿地土壤生物修复研究的重点。

关 键 词:湿地土壤;石油污染;植物修复;微生物修复;植物—微生物联合修复
中图分类号:X142;X171.1 文献标识码:A 文章编号:1672-5948(2012)02-250-07

当前土壤污染是世界范围内最重要的环境问题之一,石油则是其中的一个重要污染源。石油在开采、运输和使用过程中发生的溢油和泄露事故,以及油页岩矿渣的堆放和使用过程使得大量石油进入土壤,对土壤造成严重污染[1]。以油田为例,每口油井污染的土地面积为200～500 m^2,中国共有油井20万口,由此造成的土壤污染面积可达$8\,000\times10^4$ m^2,这一数值每年还在增长中[2]。中国石油年产量已超过$1\,000\times10^8$ kg,每年新污染的土壤面积达1×10^8 m^2[3],对生态环境安全是一个极大的威胁。世界上很多重要湿地中都有油田分布,如美国路易斯安娜油田、黑海油田,中国的胜利油田、大庆油田、辽河油田和大港油田都位于湿地内。这些湿地土壤面临着石油污染加剧的严重威胁,湿地污染的原因主要在于石油开发过程中的落地油、漏油和溢油以及钻井泥浆和洗井废水等的排放[4]。

石油等有机化合物进入土壤后,会对土壤、植物、生物和水体等产生直接或间接危害,如石油污染物堵塞土壤孔隙,使土壤透水、透气性降低,引起土壤板结化,改变土壤有机质的碳氮比和碳磷比[5],尤其是湿地土壤,由于排水不畅以及不透水层的存在,土壤的透水性很差。进入湿地土壤的石油会附着在植物根系表面,影响植物根系的呼吸和吸水作用,从而抑制植物生长,同时大多数石油污染物具有致癌、致畸和致突变作用[6]。有些易被植物吸收的轻馏分会在植物体内积累,通过食物链危害湿地动物和人体健康。土壤中的石油污染物还会对土壤动物和微生物造成毒害作用,特别是其浓度较高时,对湿地土壤微生态环境的破坏容易引起土壤微生物群落、区系的变化。在没有遭受石油污染的生态环境中,石油降解菌仅占

收稿日期:2011-10-20;修订日期:2012-04-10
基金项目:中国科学院—国家外国专家局创新团队国际合作伙伴计划项目、山东省自然科学杰出青年基金项目(JQ201114)、中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-223,KZCX2-YW-359)、中国科学院百人计划项目和"十二五"国家科技支撑计划项目(2011BAC02B01)资助。
作者简介:阚兴艳(1983-),女,山东省临沂人,硕士研究生,主要研究方向为湿地生态修复。E-mail: kanxysd@163.com
*通讯作者:于君宝,研究员。E-mail: junbaoyu@gmail.com; jbyu@yic.ac.cn

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

微生物总数的0.1%以下,而在石油污染的生态环境中几乎可以达到100%[7]。同时,进入湿地土壤的石油污染物还会通过渗透作用污染浅层地下水。

石油是由成千上万种化合物组成的复杂混合物,主要可以分为4类:烷烃、芳香烃、树脂和沥青质[8]。一般烷烃组分生物降解性最高,尤其是饱和正构烷烃,是石油混合物中最容易降解的组分[9];而树脂和沥青质等极性组分是最难进行生物降解的,如沥青质被认为是不可降解的[10]。芳香烃,特别是多环芳烃(PAHs)的生物降解性居中,这些物质受到关注主要是因为它们具有毒性和生物累积效应[8]。

现阶段石油污染湿地土壤生态修复方法主要有物理、化学和生物方法。物理和化学方法虽然见效快,但从经济和环境的角度来看成本较高,并且可能对土壤的物理、化学和生物学特征造成潜在的破坏[11,12]。而生物修复是一种经济有效方法,特别是在降低单一或混合的可生物降解物质的浓度方面,能取得理想效果[13]。污染土壤生物修复技术的主要特点为: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要的土壤环境;③处理效果好。经过生化治理,污染物残留量可以达到很低水平;④对环境的影响小,无二次污染。生化治理最终产物为CO_2、水和脂肪酸,对人无害;⑤可以就地处理,避免了集输过程的二次污染,节约了处理费用[14]。与传统方法相比,生物修复对生态环境的破坏作用小,这对一些脆弱生态系统(如滨海湿地生态系统)的污染修复来说是尤为重要[15]。本文综述了石油污染湿地土壤生物修复的国内外研究最新进展状况,以期为石油污染湿地生态修复提供借鉴和参考。

1 生物修复研究现状

生物修复(bioremediation)是指利用处理系统中的生物,主要是植物、微生物的代谢活动来减少污染现场污染物的浓度或使其无害化的过程。生物修复主要分为植物修复、微生物修复以及植物—微生物联合修复。

1.1 植物修复

所谓植物修复,狭义的定义是利用植物生长来修复污染土壤[16]。广义的植物修复(phytoremediation)指利用植物提取、吸收、分解、转化或固定土壤、沉积物、污泥及地表水、地下水中有毒、有害污染物的技术总称,具体包括植物萃取、根际过滤、植物固定等技术来修复污染土壤[16]。它是一种潜在的、洁净的、有效的且成本相对较低的修复技术。植物从土壤中直接吸收有机物,然后将没有毒性的代谢中间体储存在植物组织中,这是植物去除环境中有机污染物的一个重要机理[3]。但植物通过自身吸收和代谢作用对污染物的修复效率有限,Tam N F Y和Wong Y S在用细菌接种物和湿地红树林属植物修复多环芳烃污染沉积物的研究中发现,植物吸收污染物比例小于15%[17]。一般认为,湿地植物修复是通过植物本身和其根际微生物联合作用来去除或降解污染物。湿地植物通过根系生长疏松土壤结构,为微生物提供氧气,从而刺激了根际中的微生物降解作用[18]。同时植物根系分泌物能够为微生物生长提供养分,有很多研究发现植物能够明显增加石油烃类化合物污染湿地土壤中异样微生物和污染物降解菌的数量[19~22],除了能分泌用于维持根际微生物生长和活性的有机化合物促进微生物降解,从而间接进行植物修复作用以外,还有一些植物降解作用是植物通过向环境中分泌大量的酶(如过氧化物酶和脱氢酶等),将一些有机污染物直接降解或完全矿化[23~25]。

为了优化湿地植物修复,必须选择合适的植物品种,即所选植物要适应特定地点的条件,对特定的污染物有耐受性,并且有可能增加土壤微生物群落的数量和降解能力,这些是植物修复成功与否的关键[26]。Wang Y和Oyaizua H评价了4种植物对氧芴污染土壤的植物修复潜力,这4种植物包括狗牙根(*Cynodon dactylon*)、匍匐剪股颖(*Agrostis stolonifera*)、结缕草(*Zoysia japonica*)3种牧草和白三叶(*Trifolium repens*)1种豆科植物,与其他3种牧草相比,白三叶根系中氧芴降解菌的数目最多,对土壤中污染物的去除率最高。Palmroth R T M等在亚北极(芬兰)柴油污染土壤植物修复试验中也发现,白三叶对柴油的去除率最高,但草类植物[紫羊茅(*Festuca rubra*)、多年生黑麦草(*Lolium perenne*)等]对柴油的去除率和没有植物的处理类似[27]。Euliss K等在温室模拟条件下评价了几种不同植物种对石油污染河岸湿地沉积物修复的潜力,结果发现草本植物如莎草科(Cyperaceae)植物对石油烃的修复效果显著高于木本植物如杨树(*Populus tremula*)、柳树(*Salix babylonica*)等[20]。同

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

样的或类似的植物品种在不同的污染地点对石油烃的修复效果可能有所不同。在用植物修复石油污染湿地时,通常选择湿地典型植物或者能适应湿地特殊环境的植物品种。如红树林植物、灯芯草(*Juncus effusus*)、互花米草(*Spartina alterniflora*)等在湿地石油烃类物质污染修复方面取得了良好效果[15,17,28,29]。这是因为用植物进行污染修复的前提是保证植物有一定的生物量,即能够适应污染地区特定的生长环境。湿地区由于特定的水分、盐度、pH等物理化学条件,使得湿地区植物种类往往比较单一,这给植物修复技术的广泛应用带来一定的困难[30]。因此,有研究尝试通过基因工程技术来提高超级累植物的生物量,从而强化植物在污染修复中功能[31]。同时也要注意到,植物或微生物的生长对污染物浓度有一个耐受极限,因此植物修复效果与石油污染物浓度有很大关系,近年来有不少研究开始关注石油烃污染浓度与生物修复效果之间的相关性[15,21,28,29,32]。

1.2 微生物修复

石油污染湿地微生物修复开始于20世纪80年代,1989年美国环保局在阿拉斯加Exxon Valdez溢油事故中,首次成功利用微生物修复技术来清除海滩溢油[33]。在进行石油污染湿地微生物修复时,主要通过投加外源微生物和改变环境因素或施加营养元素刺激土著微生物的方式进行[17,34]。由于湿地土壤环境与普通土壤环境存在较大差异,越来越多的研究表明,石油污染湿地微生物修复效果与环境因素密切相关,如风化过程、温度、可利用的氧浓度、可利用的营养基质浓度、pH和盐度等[35]。微生物降解作用是由土壤和水生微生物进行的自然过程,许多细菌菌株能够降解和转化石油中的化学物质[13]。进行污染土壤修复时,其中最有效的方法之一是在生物修复过程中利用能够降解那些有毒化合物的微生物[36]。细菌是迄今为止最普遍的湿地土壤微生物类型,这可能是由于细菌在环境中具有生长迅速的特点,并且具有将范围较广的底物作为碳源或氮源进行利用的能力[11]。过去一般认为细菌对污染物的降解作用比其他微生物强,但是近年来发现真菌在污染物降解方面有一些细菌不具备的优势,例如真菌能够忍耐更低的pH[22]。张海荣等利用从污染土壤土著微生物种筛选出的降解石油的优势真菌3株,即小克银汉(*Cunninghamella* sp.)、毛霉(*Mucor* sp.)、镰刀菌(*Fusaium* sp.)进行石油污染土壤修复试验,取得了良好的效果[37]。高等真菌能够降解具有4个或以上苯环的稠和芳烃[38]。有人认为是真菌开始了难降解芳香烃的进攻阶段,土壤微生物进行后续的代谢作用,即真菌的这种初始阶段的进攻使得具有多个芳香环的烃类物质变得易于被细菌利用,从而促进了多环芳烃深度降解[39,40]。石油污染物组分复杂,单一菌种只能降解一种或几种石油烃类化合物,不能达到理想的降解效果。因此将真菌和细菌结合来修复石油污染湿地近来有很大发展,真菌菌丝体作为细菌的载体,不仅提供细菌足够的生长空间,而且促使细菌在土壤中均匀分配,向污染土壤中添加富含真菌菌丝体的有机质和优势细菌不仅能够促进高环PAHs的降解,而且减少污染土壤的毒性[41]。因此真菌和细菌结合利用能增加污染物的去除效率和范围。Plotnikova E G等在石油污染土壤生物修复试验中发现,真菌类北风菌(*Pleurotus ostreatus*)和土壤微生物群落结合对石油的去除效率要高于只有真菌和只有天然土壤微生物群落的处理[39]。此外,对具有特定功能的微生物的筛选也有很大发展,如产表面活性剂的绿脓杆菌(*Pseudomonas aeruginosa*)等菌种[42]。在石油污染土壤中的生物修复过程中,石油中的主要成分烃类化合物的憎水性是微生物进行代谢、降解存在的主要问题。表面活性剂可以促进石油的乳化,使之在水相中分散,从而增加两相之间的界面面积[7]。即增加石油类化合物的可利用性。迄今为止,有很多研究证明生物表面活性剂能够促进生物修复作用[43~45]。特定功能微生物筛选还包括参与特殊或极端污染环境下生物修复的微生物种类,如石油污染盐碱湿地土壤生物修复问题近来也有一些研究。Nicholson A C和Fathepure Z B发现属于海杆菌属(*Marinobacter*)的细菌能够在高度富集嗜盐培养基上将苯作为唯一碳源进行生物降解作用[46]。Plotnikova E G等从盐污染土壤中分离得到了能够将萘、菲和联苯作为唯一碳源和能源进行利用的多种菌株,这些菌株大部分属于耐盐菌种[39]。能够利用石油烃的微生物的分布和石油烃类物质在环境中的暴露时间有关,刚受到或长期受石油污染的环境中石油烃降解菌的比例比无污染的区域要高[35]。因此,将从污染地点分离得到的土著微生物富集培养后再引入似乎是一种非常有效的方法,特别是微生物的

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

生长有氧气和肥料供应时,因为土著微生物能够适应当地的气候条件以及土壤的理化性状和养分条件[13]。利用土著微生物修复污染湿地已经得到了广泛应用,该方法能够降低修复过程对地下水的威胁,提高降解效率[47]。越来越多的研究开始关注将从污染湿地土壤土著微生物中筛选出的降解石油的优势菌株或制成混合菌剂用于修复石油烃污染土壤[42,47~50]。

1.3 植物—微生物联合修复

在实验室环境下,将具有生物降解作用的细菌加入到污染土壤中(即生物修复)通常能够有效地加速污染物的分解,但在室外环境下,却往往很难实现成功的生物修复;将植物种植在污染土壤中以代谢和去除土壤中的有毒化合物(即植物修复)也面临同样的问题,因为即使植物在一定程度上对土壤污染物具有耐受性,但是植物生长通常会受到明显影响,以至于植物不能达到足够的生物量使其在一定时间内实现对污染物的有效降解。克服这些传统生物修复和植物修复的局限性的方法之一就是将具有生物降解作用的微生物和植物结合,即植物—微生物联合修复作用[12]。在过去十几年的时间里,有大量研究工作成功地用这种方法去除了土壤中的有机污染物[26,32,51,52]。

植物微生物联合修复主要分为植物与污染物专性降解菌的联合修复;植物与菌根真菌(*Mycorrhizal fungi*)的联合修复以及植物与根围促生菌的联合修复。在植物与污染物专性降解菌的联合修复中,大部分具有生物降解作用的细菌能有效地结合到植物根部,利用根系分泌物作为自身代谢的能源进行对特定污染物的降解作用。在植物—菌根真菌的联合修复中,菌根作为真菌与植物的结合体,有着独特的酶途径,可以降解不能被细菌单独转化的有机物,不仅能从微生物修复角度影响有机物降解,还能从植物修复角度影响有机物的降解[53]。刘世亮等在苯并[a]芘(B[a]P)污染土壤植物修复研究中发现,不接菌根真菌时植物对污染物的降解率比接菌根真菌时低得多,接种菌根真菌能够提高土壤中的酶活性,从而促进了土壤中B[a]P的降解[54]。植物和根围促生菌的联合修复近年来也有较大发展,在这种联合修复作用中主要是微生物通过自身作用促进植物生长,从而增加植物吸收、降解污染物的能力。促进植物生长的细菌(PGPB)可能通过直接或间接作用促进植物的生长[11]。直接作用包括:①促进植物生长细菌可以固定大气氮,供应植物生长所需的氮素养分;②有些促生菌能够合成铁载体,从土壤中螯合铁离子,并将其供应给能够吸收这种细菌铁载体—铁离子复合体的植物细胞;③合成植物激素如生长素、细胞分裂素和赤霉素,这些激素能够促进植物不同阶段的生长;④溶解矿质元素如磷,使其更容易被植物生长利用;⑤合成ACC(1-氨基环丙烷-1-羧酸)脱氨酶,从而降低植物乙烯水平,从而保护植物免受各种胁迫的抑制作用[11,12]。根围促生菌可能以上面所述的一种机制影响植物生长,也可能是几种机制共同起直接作用。促进植物生长的细菌还能够起到抵抗植物病原体,从而间接地对植物生长起到促进作用。Huang X D等在持久性总石油烃化合物污染土壤复合植物修复系统研究中发现,促进植物生长的根际细菌能够提高植物对污染物的耐受性,提高污染土壤中植物生长速率[55]。植物—微生物联合修复技术在过去10 a中得到了初步发展,研究人员已经开始进一步精确了解各种细菌是如何促进植物修复的,即进行联合修复机理的研究。同时在实验室条件下阐明了这些修复方法的实际效能。到目前为止,石油污染湿地环境中植物—微生物联合修复的研究报道还较少。外源添加降解菌能否适应湿地特定环境条件以及能否有效地和植物协同作用都是联合修复应该研究的主要问题。此外,环境因素对微生物、植物生长的影响也是值得关注的问题[33],总的来说,在未来的5～10 a里,植物—微生物联合的石油污染湿地修复方法很有可能被广泛应用[12]。

2 目前研究存在的问题

生物修复技术虽然有很多其他物理、化学方法无法比拟的优点,但同时也存在许多局限性。首先,生物修复受周围环境的影响较大、修复周期长,因为在植物修复、微生物修复以及二者联合修复中,首先,需要保证植物和微生物的正常生长、植物的生物量和污染环境中有足够的微生物数量,而植物、微生物的生长在很大程度上受到环境条件的制约。因此,环境条件是制约石油污染土壤生物修复的重要因素。其次,生物修复效率常常受到石油烃等污染物浓度的影响,例如虽然土壤中微生物尤其是具有降解作用的微生物能够降

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

解很多污染物中的目标组分,但是当污染物浓度较高或毒性较大时,其降解效率常常会下降或不能在污染环境中存活,植物修复亦如此,天然存在的植物品种中只有很小一部分能够忍耐高浓度的环境污染物[12]。植物生长受污染物浓度影响较大,因此生物修复在高浓度石油污染土壤中应用仍存在问题,尤其在湿地生态系统中,由于其特定的环境条件,如可利用氧浓度偏低,长期处于缺氧或厌氧状态,这在一定程度上会影响有机污染物的降解。再次,现阶段石油污染湿地土壤生物修复研究主要是在温室或实验室生长箱等人为可控的环境中进行,这与实地污染地点的环境条件差异较大,因此如何将实验室研究成果应用到实地修复是生物修复面临的一个重要问题。最后,大多数石油烃类有机污染物具有高度疏水性,而难以被生物利用,如何提高有机污染物的生物可利用性也是决定生物修复效率的重要问题。

3 展 望

3.1 生物修复机理研究

今后应开展的植物修复研究,主要包括植物与根际微生物结合减少或消除土壤中污染物的机理,植物和微生物在这一过程中所起的作用分别有多大,以及植物修复中根系分泌酶种类和各种酶对污染物降解作用机理等方面的研究。在微生物修复研究方面,应开展的机理研究包括微生物种类与污染物特定成分的对应关系,因为一种微生物只能利用一种或几种目标组分。同时,应进一步研究微生物对各种污染物的代谢途径和降解作用机理,为污染物降解菌的筛选和驯化提供理论依据。外源微生物与土著微生物的竞争机制、外源微生物在实地污染环境修复中的实际效用也将是湿地微生物修复机理研究的重要方面。对植物—微生物联合修复研究来说,未来几年生物修复机理研究可能集中在植物和污染物降解菌协同作用机理方面的研究,如向污染湿地土壤中添加的外源降解微生物如何才能有效定殖到修复植物的根部,和植物根系协同作用促进污染物降解。菌根真菌—宿主植物—菌根根际微生物对污染物的协同作用机理,在烃类污染物存在下假薄壁组织的形成及其对污染物降解的作用,也可能是今后湿地生物修复机理研究的重要问题。

3.2 生物修复效果优化研究

石油烃等有机污染物的生物可利用性是湿地污染土壤生物修复面临的重要问题,也是优化生物修复的重要前提,表面活性剂能够促进石油烃的乳化,降低其疏水性,提高被生物利用的程度,因此表面活性剂,尤其是生物表面活性剂的研究,在未来几年可能有进一步的发展,如筛选具有产表面活性剂能力的石油降解菌,同时将其与其他降解微生物结合,提高湿地土壤中石油烃污染物的降解率。

为了使生物降解条件达到最佳,在开始修复处理之前了解污染地点的特征是很重要的,如湿地土壤结构和养分状况会直接影响到生物修复的效率,也是未来生物修复优化研究的重点问题。可以考虑通过施加肥料或土壤改良剂等生物刺激方法,进一步优化生物修复条件,促进修复生物的生长,提高修复效率。了解污染地点特定环境条件对湿地石油污染生物修复尤为重要,如针对湿地缺氧状况,考虑采取不破坏湿地环境的供氧方式(如投加化学含氧物)向湿地土壤中强制供氧,同时结合生物修复措施,提高修复效率。

植物和微生物不能降解所有进入环境中的污染物,污染物的难降解性、不溶性和与湿地土壤腐殖质或泥土结合在一起常常使生物修复不能进行,今后需要开发新的联合修复技术,适当的将物理、化学的修复方法和生物修复方法结合,特别是在重度湿地污染区域,可以先进行物理、化学方法快速清除污染物,再进行后续的生物修复,实现经济而有效地清除环境中污染物的目标。

致谢 本研究得到中国科学院黄河三角洲滨海湿地生态试验站和山东省黄河三角洲生态环境重点实验室的大力支持。

参考文献

[1]余 萃, 廖先清, 刘子国, 等. 石油污染土壤的微生物修复研究进展[J]. 湖北农业科技, 2009, 48(5): 1 260~1 262.

[2]程国玲, 李培军. 石油污染土壤的植物与微生物修复技术[J]. 环境工程学报, 2007, 1(6): 91~96.

[3]蔺 昕, 李培军, 台培东, 等. 石油污染土壤植物-微生物修复研究进展[J]. 生态学杂志, 2006, 25(1): 93~100.

[4]王继富, 刘兴土, 陈建军. 大庆市湿地退化的生态表征与保护对策研究[J]. 湿地科学, 2005, 3(2): 143~148.

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[5]陆秀君, 郭书海, 孙 清, 等. 石油污染土壤的修复技术研究现状及展望[J]. 沈阳农业大学学报, 2003, 34(1): 63~67.

[6]Propst L T, Lochmiller L R, Qualls J C W, *et al*. In situ (mesocosm) assessment of immunotoxicity risks to small mammals inhabiting petrochemical waste sites[J]. Chemosphere, 1999, 3: 1 049-1 067.

[7]刘五星, 骆永明, 滕 应, 等. 石油污染土壤的生物修复技术研究进展[J]. 土壤, 2006, 38(5): 634~639.

[8]Wrenn A B, Albert D V. Selective enumeration of aromatic and aliphatic hydrocarbon degrading bacteria by a most-probable-number procedure[J]. Can. J. Microbiol., 1996, 42(3): 252-258.

[9]Atlas M R. Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbons: an Environmental Perspective[J]. Microbiological Reviews, 1981, 45(1): 180-209.

[10]Leahy G J, Colwell R. Microbial Degradation of Hydrocarbons in the Environment[J]. Microbiological Reviews, 1990, 54(3): 305-315.

[11]Glick R B. The enhancement of plant growth by free-living bacteria[J]. Can. J. Microbiol, 1995, 41(2): 109-117.

[12]Glick R B. Using soil bacteria to facilitate phytoremediation [J]. Biotechnology Advances, 2010, 28: 367-374.

[13]Korda A, Santas P, Tenente A, *et al*. Petroleum hydrocarbon bioremediation: sampling and analytical techniques, in situ treatments and commercial microorganisms currently used[J]. Appl. Microbiol. Biotechnol., 1997, 48: 677-686.

[14]丁克强, 孙铁珩, 李培军. 石油污染土壤的生物修复技术[J]. 生态学杂志, 2000, 19(2): 50~55.

[15]Lin Q, Mendelssohn A I. Determining tolerance limits for restoration and phytoremediation with Spartina patens in crude oil-contaminated sediment in greenhouse[J]. Archives of Agronomy and Soil Science, 2008, 54: 681-690.

[16]Salt E D, Blaylock M. Phytoremediation: A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants [J]. Nature Biotechnology, 1995, 13: 468-474.

[17]Tam N F Y, Wong Y S. Effectiveness of bacterial inoculum and mangrove plants on remediation of sediment contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Marine Pollution Bulletin, 2008, 57: 716-726.

[18]Merkl N, Schultze-Kraft R, Infante C. Assessment of tropical grasses and legumes for phytoremediation of petroleum-contaminated soils[J]. Water Air & Soil Pollution, 2005, 165: 195-209.

[19]王 靖, 张忠智, 苏幼明, 等. 石油污染土壤植物修复根际效应研究[J]. 石油化工高等学校学报, 2008, 21(2): 36~40.

[20]Euliss K, Ho C-h, Schwab A P, *et al*. Greenhouse and field assessment of phytoremediation for petroleum contaminants in a riparian zone[J]. Bioresource Technology, 2008, 99: 1 961-1 971.

[21]Huesemann H M H, Hausmann S T, Fortman J T, *et al*. In situ phytoremediation of PAH- and PCB- contaminated marine sediments with eelgrass (Zostera marina)[J]. Ecological Engineering, 2009, 35: 1 395-1 404.

[22]Merkl N, Schultze-Kraft R, Arias M. Effect of the tropical grass Brachiaria brizantha(Hochst. ex A. Rich.) Stapf on microbial population and activity in petroleum-contaminated soil[J]. Microbiological Research, 2006, 161: 80-91.

[23]Salt D E, Smith R D, Raskin I. Phytoremediation[J]. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 1998, 49: 643-668.

[24]Alkorta I, Garbisu C. Phytoremediation of organic contaminants in soils[J]. Bioresource Technology, 2001, 79(3): 273-276.

[25]Wild E, Dent J, Thomas O G, *et al*. Direct Observation of Organic Contaminant Uptake, Storage, and Metabolism within Plant Roots[J]. Environ. Sci. Technol., 2005, 39: 3 695-3 702.

[26]Wang Y, Oyaizua H. Evaluation of the phytoremediation potential of four plant species for dibenzofuran-contaminated soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 168: 760-764.

[27]Palmroth R T M, Pichtel J, Puhakka A J. Phytoremediation of subarctic soil contaminated with diesel fuel[J]. Bioresource Technology, 2002, (84): 221-228.

[28]Lin Q, Mendelssohn A I, Suidan T M, *et al*. The dose-response relationship between No. 2 fuel oil and the growth of the salt marsh grass, Spartina alterniflora[J]. Marine Pollution Bulletin, 2002, 44: 897-902.

[29]Peng S, Zhou Q, Cai Z, *et al*. Phytoremediation of petroleum contaminated soils by Mirabilis Jalapa L. in a greenhouse plot experiment[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 168: 1 490-1 496.

[30]喻 龙, 龙江平, 李建军, 等. 生物修复技术研究进展及在滨海湿地中的应用[J]. 海洋科学进展, 2002, 20(4): 99~108.

[31]Moffat A S. Plants proving their worth in toxic metal cleanup[J]. Science, 1995, 269(21): 302-303.

[32]Cai Z, Zhou Q, Peng S, *et al*. Promoted biodegradation and microbiological effects of petroleum hydrocarbons by Impatiens balsamina L. with strong endurance[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 183: 731-737.

[33]吉云秀, 丁永生, 丁德文. 滨海湿地的生物修复[J]. 大连海事大学学报, 2005, 31(3): 47~52.

[34]王 赞, 周元祥. 石油污染湿地的微生物修复技术研究[J]. 广西轻工业资源与环境, 2008, 8: 75~76.

[35]Venosa D A, Zhu X. Biodegradation of Crude Oil Contaminating Marine Shorelines and Freshwater Wetlands[J]. Spill Science & Technology Bulletin, 2003, 8(2): 163-178.

[36]Bento M F, Camargo A O F, Okeke C B, *et al*. Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation[J]. Bioresource Technology, 2005, 96: 1 049-1 055.

[37]张海荣, 李培军, 孙铁珩, 等. 四种石油污染土壤生物修复技术研究[J]. 农业环境保护, 2001, 20(2): 78~80.

[38]Sack U, Hofrichter M, Fritsche W. Degradation of phenanthrene and pyrene by Nematoloma frowardii[J]. Journal Of Basic Microbiology, 1997, 37(4): 287-293.

[39]Plotnikova E G, Altyntseva O V, Kosheleva I A, *et al*. Bacterial Degraders of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Isolated from Salt-Contaminated Soils and Bottom Sediments in Salt Mining Areas[J]. Microbiology, 2001, 70(1): 51-58.

[40]Brodkorb T S, Legge R L. Enhanced biodegrdation of phenan in oil tar-contaminated soils supplemented with Phanerochaete-Chrysosporium[J]. Applied And Environmental Microbiology, 1992, 58 (9): 3 117-3 121.

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[41]张银萍, 王 芳, 杨兴伦, 等. 土壤中高环多环芳烃微生物降解的研究进展[J]. 微生物学通报, 2010, 37(2): 280~288.

[42]Das K, Mukherjee K A. Characterization of biochemical properties and biological activities of biosurfactants produced by Pseudomonas aeruginosa mucoid and non-mucoid strains isolated from hydrocarbon-contaminated soil samples[J]. Appl. Microbiol. Biotechnol., 2005, 69: 192-199.

[43]孙艺萍, 魏 巍, 赵 敏. 石油烃类污染土壤的微生物修复技术[J]. 东北林业大学学报, 2009, 37(10): 63~66.

[44]Abalos J A, Vinas M, Sabate J, *et al*. Enhanced biodegradation of Casablanca crude oil by a microbial consortium in presence of a rhamnolipid produced by Pseudomonas aeruginosa AT10[J]. Biodegradation, 2004, 15: 249-260.

[45]Das K, Mukherjee K A. Crude petroleum-oil biodegradation effciency of Bacillus subtilis and Pseudomonas aeruginosa strains isolated from a petroleum-oil contaminated soil from North-East India[J]. Bioresource Technology, 2007, 98: 1 339-1 345.

[46]Nicholson A C, Fathepure Z B. Fathepure, biodegradation of benzene by halophilic and halotolerant bacteria under aerobic conditions[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2004, 70(2): 1 222-1 225.

[47]Mishra S, Jyot J, Kuhad C R, *et al*. Evaluation of Inoculum Addition to Stimulate in Situ Bioremediation of Oily-Sludge-Contaminated Soil[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2001, 67: 1 675-1 681.

[48]何 翊, 吴 海, 魏 薇. 石油污染土壤菌剂修复技术研究[J]. 土壤, 2005, 37(3): 338~340.

[49]刘 鹏, 李大平, 王晓梅, 等. 石油污染土壤的生物修复技术研究[J]. 化工环保, 2006, 26(2): 91~94.

[50]Tang J, Wang R, Niu X, *et al*. Enhancement of soil petroleum remediation by using a combination of ryegrass (Lolium perenne) and different microorganisms[J]. Soil & Tillage Research, 2010, 28(2): 1-7.

[51]Escalante-Espinosa E, Gallegos-MartÍnez M E, Favela-Torres E, *et al*. Improvement of the hydrocarbon phytoremediation rate by Cyperus laxus Lam. inoculated with a microbial consortium in a model system[J]. Chemosphere, 2005, 59: 405-413.

[52]Daane L L, Harjono I, Zylstra G J, *et al*. Isolation and Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon -Degrading Bacteria Associated with the Rhizosphere of Salt Marsh Plants[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2001, 67(6): 2 683-2 691.

[53]程国玲, 孙 晖, 杜 葳. 菌根真菌对有机污染物的降解研究[J]. 土壤通报, 2007, 38(4): 799~802.

[54]刘世亮, 骆永明, 丁克强, 等. 苯并[a]芘污染土壤的丛枝菌根真菌强化植物修复作用研究[J]. 土壤学报, 2004, 41(3): 336~342.

[55]Huang X D, El-Alawi Y, Gurska J, *et al*. A multi-process phytoremediation system for decontamination of persistent total petroleum hydrocarbons (TPHs) from soils[J]. Microchemical Journal, 2005, 81: 139-147.

Research Progress on Bioremediation of Petroleum-contaminated Soils in Wetlands

KAN Xing-Yan[1,2], YU Jun-Bao[1], WANG Xue-Hong[1,2], XIE Wen-Jun[3], HAN Guang-Xuan[1], MA Xiang-Ming[4], CHEN Jing-Chun[4], LIN Qian-Xin[5]

(1. *Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes, Laboratory of Coastal Wetland Ecology, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai* 264003, *Shandong, P.R.China*; 2. *Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *P.R.China*; 3. *The Shandong Provincial Key Laboratory of Environment and Ecology, Binzhou University, Binzhou* 256600, *Shandong, P.R.China*; 4. *Science & Technology Bureau of Dongying City, Dongying* 257091, *Shandong, P.R.China*; 5. *Department of Oceanography and Coastal Sciences, Louisiana State University, Baton Rouge, LA* 70803, *USA*)

Abstract: The domestic and foreign studies about bioremediation of petroleum-contaminated soils in wetlands from 3 aspects were summarized, i.e. phytoremediation, microbial remediation and phyto-microbial remediation in the paper. It was an effective method to select the typical wetland plant species which can be suitable to grow in special environment of wetland in the phytoremediation for petroleum-contaminated soils in wetlands. When microbial remediation applied, the primary methods were to increase exogenous microorganisms and to stimulate the indigenous microbial by changing environmental conditions or increasing nutrients. The phyto-microbial remediation can promote plant growth because of microbial functions, further could increase the plant ability to uptake and degrade of pollutants. Nevertheless, the remediation results of phytoremediation and microbial remediation were much depends on the petroleum concentration of soils in wetlands because there was a tolerance limit of pollutant concentrations for both plant and microbial. Therefore, It would be become the future focus of the bioremediation study for petroleum-contaminated soils in wetlands that lowering petroleum pollution concentrations within the biodegradable scope of plants and microbial and improving the efficiency of the degradation of combined plants and microbial.

Keywords: soils in wetlands; petroleum-contamination; phytoremediation; microbial remediation; phyto-microbial remediation

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net