

土壤-地下水系统中石油烃的迁移和生物降解述评^{*}

张 丹¹ 姜 林¹ 夏天翔¹ 贾晓洋¹ 郑 迪² 张丽娜¹ 樊艳玲¹ 刘 辉¹

(1. 北京市环境保护科学研究院 国家城市环境污染控制工程技术研究中心 污染场地风险模拟与
修复北京市重点实验室 北京 100037; 2. 北京市固体废弃物和化学品管理中心 北京 100089)

摘要: 石油烃具有生物累积性,能长期留存在环境中。准确掌握环境中石油烃的行为及归宿,对有效控制石油烃污染、保护人类健康具有重要意义。生物降解是石油烃在土壤-地下水系统中归宿的主要途径。重点阐述了石油烃在土壤-地下水系统中的迁移、降解石油烃的微生物、生物降解机理、影响生物降解的因素、微生物修复技术,以及利用微生物分子生态学来监测生物降解过程的现状,并展望了未来的发展方向。

关键词: 石油烃; 迁移; 生物降解; 生物修复; 微生物分子生态学; 土壤-地下水系统

DOI: 10.13205/j.hjgc.201507001

THE MIGRATION AND BIODEGRADATION OF PETROLEUM HYDROCARBONS IN SOILS-GROUNDWATER SYSTEM: A REVIEW

Zhang Dan¹ Jiang Lin¹ Xia Tianxiang¹ Jia Xiaoyang¹ Zheng Di² Zhang Lina¹ Fan Yanling¹ Liu Hui¹

(1. Beijing Key Laboratory for Risk Modeling and Remediation of Contaminated Sites, National Engineering Research Center of Urban Environmental Pollution Control, Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037;
2. Beijing Municipal Solid Waste and Chemical Management Center, Beijing 100089)

Abstract: Petroleum hydrocarbons has biological cumulative. It can be retained in the environment for a long time. If the behavior and the end-result of the petroleum hydrocarbons in the environment can be mastered, it has the great significance to control the pollution of petroleum hydrocarbons and protect human's health. Biodegradation is the main process to the fate of petroleum hydrocarbons in soils-groundwater system. The focus of this review is on the migration of petroleum hydrocarbons in the soil-groundwater system, the microorganisms degrading petroleum hydrocarbons, biodegradation mechanisms and the methods which are used to remedy petroleum hydrocarbons-contaminated soils and groundwater, and use of microbial molecular ecology to monitor the process of the biodegradation, and point out the future directions.

Keywords: petroleum hydrocarbons; migration; biodegradation; bioremediation; microbial molecular ecology; soil-groundwater system

0 引言

随着石油工业的迅速发展,我国每年近 60 万 t 石油烃通过多种途径造成土壤-地下水系统污染。石油烃主要通过以下 5 种途径进入土壤-地下水系统^[1-2]: 原油泄漏和溢油事故,含油矿渣、污泥、垃圾的堆置,含油污水灌溉,大气污染及汽车尾气的沉降以及含油农药施用带来的污染。

石油烃是由数百种化合物组成的复合体,按烃组

^{*} 北京市科委重大项目(D08040000360000);中意污染场地管理国际合作项目。

收稿日期: 2014-10-15

成一般可分为 4 类: 饱和烃(包括正链烷烃、异构烷烃和环烷烃)、芳香烃(包括单环芳烃和多环芳烃)、胶质(由噻啉、喹啉、呋喃、噻吩、亚砷、氨基化合物组成的复合体)及沥青质(环烷酸、硫化物、多元酚、脂肪酸、金属卟啉的复合物),其中烃类占有所有组分的 95%~99.5%,其化学组成、颜色和物理性状等随产地的不同而略有不同。不同组分的相对分子量相差较大,从 16(甲烷)至 2 000 左右,其物理状态可为气体、挥发性液体、高沸点液体以及固体。根据不同组分的不同性质,可以炼制出燃料、溶剂、润滑油、沥青

等多种不同石油产品^[3-4]。

石油烃的毒性按烷烃、环烷烃和芳香烃的顺序逐渐增加。由于芳香烃类的疏水性及低水溶性,能在环境中长期存在,故芳香烃对生物的毒性最大,尤其是多环芳烃^[5-7]。且随着苯环数量增加,其水溶性越低,在环境中存在时间越长,致癌性越强^[8-9]。美国国家环境保护署已将 16 种母体多环芳烃(侧链没有被烷基取代的 PAHs)列入 129 种优先控制的污染物名单之中^[10-11]。一般来说,2~3 环的低分子量多环芳烃具有显著的急性毒性,而某些高分子量的多环芳烃具有潜在的致癌性,因此准确掌握环境中石油烃的行为及归宿,对有效控制石油烃污染、保护人类健康具有重要意义。

1 石油烃在土壤-地下水系统中的迁移

石油烃在土壤-地下水系统中经历一系列复杂的物理、化学和生物过程,这些过程受到各种因素的影响并对其归宿有着不同的影响。因此,国内外的学

者从不同角度研究了影响石油烃在土壤-地下水系统中的迁移规律,并分析其影响因素^[8,12-14]。

在地下水污染过程中,石油烃往往是通过非饱和带进入地下含水层的,实际上,石油烃污染地下水主要可以分为 2 个过程:一是石油烃在非饱和带中以垂向运移为主的过程;另一个是石油烃进入含水层后以侧向运移为主的过程。

石油烃在含水层中的运移受多种因素的控制,如地下水对流运动、弥散作用以及石油烃与含水层介质之间的各种物理、化学和生物化学作用(表 1)。在不同环境下(地质条件、水文地质条件等)以及对各种性质不尽相同的石油烃,其在含水层中运移的控制因素可能不同。表 1 中所列的各种作用,对给定石油烃运移并不一定全部作用同时存在,可以是其中的某个或某几个因素起主要控制作用^[13]。不过越来越多的研究表明,生物降解是石油烃在土壤-地下水系统中归宿的主要途径。

表 1 控制地下水中石油烃污染物质运移的作用^[15]

Table 1 The mechanisms of migration of petroleum hydrocarbons pollution in groundwater

各种作用	作用过程描述	结果
物理作用	地下水对流	地下水在岩石、土壤的孔隙和裂隙中流动
	弥散	地下水在孔隙或裂隙中流动的速度不均一,有的较快,有的较慢;当污染了的水与清洁的地下水接触时,发生混合作用
	漂浮	比重小的液体,如汽油,浮在水的上面,比重大的液体沉在水的底部
化学作用	挥发	挥发性石油烃从潜水面挥发进入非饱和带或空气中
	离子交替吸附	一些溶于水的石油烃容易被含水层中的矿物颗粒吸附
	氧化还原作用	石油烃的分子结构和离子特征改变
	水解作用	石油烃与水作用,改变其分子、离子特征
	络合作用	溶解了的石油烃与其他溶解了的化合物络合,形成新的污染物
生物化学作用	溶解沉淀作用	水与岩石发生溶解作用,使石油烃从固相进入液相;或沉淀,从液相进入固相
		地下水中的微生物可以改变或分解石油烃

为了精确描述和表征石油烃在土壤-地下水系统中的迁移过程,大多数研究都把非饱和介质(主要指土壤)和饱和介质(含水层)分别看作是一个三相系统(水、气和固体基质)和两相系统(水和固体基质)。由于物理、化学性质的多样性,如水溶性、蒸汽压、比重的不同,进入地下水的石油烃的环境行为相当复杂,一旦液体石油烃进入土壤后,将形成三相:溶解相、液相和气相。溶解部分进入地下水,液相残留于土壤孔隙中,气相进入土壤空气中。残留于土壤中的石油烃将由于水文循环持续释放到地下水中,成为潜在的污染源。不易溶于水中的纯液相部分称为非

水相液体(non-aqueous phase liquids,简称 NAPLs),比水轻的称为 LNAPLs,比水重的称为 DNAPLs。图 1 为石油烃在土壤-地下水系统中的迁移途径。

从图 1 可以看出:石油烃迁移进入地下水主要经过 3 个阶段:通过非饱和带的渗漏,由非饱和带进一步向含水层扩散,进入含水层污染地下水;石油烃进入非饱和带中,使土壤饱和后,在重力作用下向潜水面运移;在向下运移的过程中,一部分滞留在土壤的孔隙中,污染土壤。石油烃在非饱和带中的迁移过程包括 3 种途径:以蒸气的形式在孔隙中迁移;溶解于水蒸气或者渗流水中随水蒸气或者水流迁移;作为自

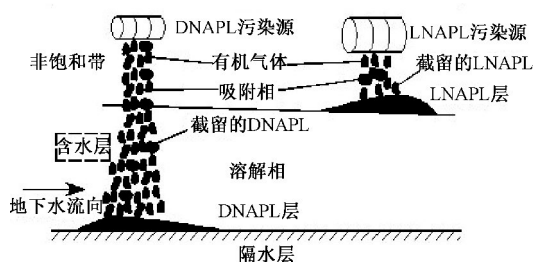


图1 石油烃在土壤-地下水系统中的迁移途径

Fig. 1 The migration pathway of petroleum hydrocarbons in soil-groundwater system

由相在重力作用下迁移。在不同的土壤水分形态下,石油烃均能以不同的形式迁移,但只有土壤重力水,才是夹带石油烃向下层移动并可能造成地下水污染的主要水分形态^[16]。

2 石油烃污染的修复方法

石油烃污染的修复方法分3类:物理方法、化学方法和生物方法。20世纪80年代之前的落地石油烃修复所使用的主要是前两类方法,这些方法所需时间短、见效快,但存在较明显的缺陷:费用昂贵及二次污染严重。生物方法中的微生物修复法则利用微生物自我调控机制以及微生物的综合净化功能处理土壤-地下水系统中的石油烃,使石油烃在微生物的新陈代谢循环中得到较为彻底的转化和去除,降解终产物是 CO_2 和 H_2O ,不产生二次污染,是目前应用前景最为乐观的石油烃污染修复方法^[17-18]。在微生物修复方法中,原位微生物修复技术被认为是目前修复土壤-地下水系统中石油烃污染的最经济有效、最有前途的方法,正逐渐受到更多研究人员的重视。原位微生物修复技术的优点是费用少、环境影响小、操作简单。其缺点是不能降解所有的有机污染物,介质渗透性低时,微生物生长引起堵塞,降解不完全可能产生更有害的中间产物。但是,由于缺乏对实地污染环境中微生物的生长和代谢影响因素的了解,常常限制了原位生物修复技术的应用^[19]。

3 降解石油烃的微生物

由于石油烃在土壤-地下水系统中存留的时间较长,许多土著微生物经过自然驯化,就能以石油烃作为碳源得以生长和繁殖。对土壤-地下水系统中能降解石油烃的微生物识别是进行污染修复的重要内容,更是开展生物降解的核心任务^[20-21]。已经识别出对石油烃具有降解作用的细菌主要有芽孢杆菌属(*Bacillus*)、节杆菌属(*Arthrobacter*)、假单胞菌属

(*Pseudomonas*)及放线菌属(*Actinomycetes*)等28个属,霉菌主要有曲霉属(*Aspergillus*)、镰刀霉属(*Fusarium*)、青霉属(*Penicilium*)等30个属^[22]。

4 石油烃污染的微生物降解机理

已有研究表明,石油烃在有氧和无氧条件下均可降解,所涉及的降解过程为好氧生物降解和厌氧生物降解^[23-24]。

4.1 好氧生物降解

一般条件下,微生物对石油烃的降解虽然在降解的底物、降解途径上存在差异,但是在降解的关键步骤上却是一致的。细菌和真菌对石油烃的生物降解绝大多数情况下是需要 O_2 参与的。以降解多环芳烃为例,细菌主要产生双加氧酶,对多环芳烃降解的第一步是苯环的裂解,将2个氧原子加到底物中形成双氧乙烷^[25],进一步氧化为顺式双氢乙醇,双氢乙醇可继续氧化为儿茶酸、原儿茶酸和龙胆酸等中间代谢物,接着苯环断开产生琥珀酸、延胡索酸、乙酸、丙酮酸和乙醛^[26]。降解中的产物被微生物用来合成自身的生物量同时产生 CO_2 和 H_2O 。多环芳烃最初的氧化即苯环加氧比较缓慢,此后降解进程加快,没有或很少有中间代谢物的积累^[27]。而真菌则产生单加氧酶,对多环芳烃降解的第一步是羟基化,即把1个氧原子加到底物中形成芳烃化合物,继而氧化为反式双氢乙醇和酚类^[28]。

4.2 厌氧生物降解

通常情况下,非饱和带污染羽中高浓度的石油烃好氧降解很快就会耗尽 O_2 ,污染羽逐渐变为还原环境,从而在自然选择的作用下,环境中厌氧微生物最终占据优势。但是,给地下水提供 O_2 存在一定的困难,所以近年来还原条件下去除石油烃成为研究的热点。在厌氧条件下,微生物可以利用 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 等作为电子受体,通过反硝化作用和硫酸盐还原作用降解石油烃。Hunkeler等^[29]在 SO_4^{2-} 和 CO_2 存在的厌氧条件下,对石油烃的厌氧生物降解进行土柱研究,运行65d后有65%的石油烃被降解。但相对于有氧降解来说,石油烃的无氧降解进程较慢,其降解途径目前还不十分清楚,可以厌氧降解石油烃的细菌相对于好氧降解来说要少得多。

5 影响石油烃生物降解的因素

生物降解过程中微生物对污染物的转化率依赖于微生物对污染物的吸收、代谢及物质转化程度^[30]。环境中石油烃的生物降解过程主要涉及到石油烃污

染物、微生物和环境,以及三者之间的相互关系。因此,可将直接或间接影响石油烃生物降解性能的因素分为三大方面,即石油烃自身的影响、微生物活性的影响和环境因子的影响。

5.1 石油烃自身的影响

石油烃自身的影响主要是指石油烃的生物可利用性。石油烃的种类、组成、浓度均影响石油烃的生物降解。

相同条件下,微生物对不同种类石油烃的降解能力是不同的。一般而言,各类石油烃被微生物降解的相对能力为:饱和烃 > 芳香烃 > 胶质和沥青质。在饱和烃中,直链烷烃最容易被降解;在芳香烃中,单环的 BTEX、2 环和 3 环的多环芳烃较容易被降解^[31],而含有 5 个或更多环的多环芳烃难于被微生物所降解;胶质和沥青则极难被微生物所降解^[32]。原因在于 3 环以上高分子量的多环芳烃具有憎水、亲脂的特性,使其极易吸附在土壤颗粒上,难以从颗粒中解吸出来进入周围介质,即“老化”或“锁定”现象,而只有溶于水相的那一部分才能为胞内代谢所利用^[33-34]。Chaineau 等^[35]利用微生物处理被石油烃污染的土壤,270 d 后发现,75% 的原油被降解;饱和烃中,正构烷烃和支链烷烃在 16 d 内几乎完全降解;22% 的环烷烃未被降解;芳香烃有 71% 被同化;占原油总质量 10% 的沥青质被残留。

石油烃浓度对其自身生物降解有较大影响,在较高的石油烃浓度下,由于营养物质、O₂ 的传递限制或挥发性烃产生的毒性而抑制了生物降解。Del'Arco 等^[36]发现随石油烃浓度的升高,降解率逐渐降低,降解率与石油烃浓度成负相关关系。Rahman 等^[37]也发现当原油浓度由 1% 升至 10% 时,混合菌对原油的降解率由 78% 降至 52%。石油烃污染物浓度对降解率的影响众多文献资料中给出了相同的结论。因此,被处理的石油烃物质浓度控制在一定范围内更有利于石油烃的生物降解。

5.2 微生物活性对石油烃生物降解的影响

微生物的活性对生物降解的影响效果较大,生物降解的成功与否很大程度上取决于有降解效能的微生物在环境中的数量、生理代谢水平等方面^[38-39]。

微生物可在一定环境中生存,离不开碳源和能源及一定的生态位。处理各种化学性质不同的石油烃常需要存在特殊和复杂的微生物群落,并维持其降解活性,但实际应用中难以保持这种微生物群落的持久

性。因此,需要通过现代生物学方法^[32,40]对准备进行生物修复的石油烃污染场地的微生物群落结构和微生物量、微生物代谢活性等进行全面监测,摸清其中已存在的土著微生物群落结构及其代谢活性,以试图解释群落中各种微生物之间的相互协同作用机制以及生物修复过程中可能存在的限制性因素,以更好地指导修复工作。

5.3 环境因子对石油烃生物降解的影响

微生物活性受到环境中诸多因子的影响,如 pH 值、温度、营养盐(氮素和磷素等)、O₂ 等。

pH 值对于微生物的生命活动有着重要影响,它通过引起细胞电荷的变化,影响代谢中酶的活性,细胞质膜的透性及稳定性,从而影响微生物对营养物质的吸收以及石油烃的降解速率。不同种属的微生物具有不同的最适生长 pH 值,通常微生物可在一定 pH 值范围内生长,而其生长最适 pH 值通常在一个较小的范围内。Walters^[41]在研究 *Rhodococcus* sp. 降解芘时,最适 pH 值为 7.0 ~ 7.2。

温度通过 2 种方式影响石油烃的生物降解效率:一是影响石油烃降解菌的生长速度、酶活性,以及微生物的群落构成;二是影响石油烃的物理状态及化学组成^[42]。生化反应遵循的一个总的原则就是反应速度随温度升高而升高^[43]。研究表明,随着温度的升高,石油烃代谢率增加,一般在 30 ~ 40 °C 时达到最大;温度继续升高,石油烃的膜毒性增大,抑制烃类的降解能力;在低温时,石油烃黏度增加,有毒的短链烷烃挥发性下降,生物降解启动滞后^[44]。许多微生物含有必需的酶,而这种酶在高于 50 °C 的温度下会变性^[42],该温度也是保持微生物活性的温度上限^[44]。对于好氧微生物来说最佳的石油降解温度为 15 ~ 30 °C^[43]。

在石油烃污染的土壤-地下水系统中,通常有机碳含量较高,而 N、P 相对缺乏,因为石油烃污染物能够提供生物较易利用的有机碳,而不能提供 N、P 及其他营养物。因此, N 源和 P 源是常见的烃类生物降解限制因素,添加适量营养物可以促进生物降解^[45]。C:N:P 比例达不到微生物代谢所需要的比例,就会限制微生物的代谢速度,从而制约石油烃类污染物的降解。

由于石油烃在水表面形成油膜,氧的传递非常缓慢,在许多石油烃污染场地,供氧不足成为石油烃降解的制约因素。尽管在缺氧条件下,厌氧微生物能够

利用 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 等作为电子受体,但石油烃降解速率较低^[29]。

6 石油烃的微生物修复技术

微生物修复是通过自然界中微生物对石油烃的降解作用来恢复污染的环境,由于自然的微生物修复过程一般较慢,难以实际应用,因此现阶段微生物修复技术通常是针对人工干预条件下的,即通过加速土壤-地下水系统中微生物的自然代谢过程来改变或降解石油烃污染,以达到降低或去除污染风险的修复手段。因此,石油烃的微生物修复技术包括在土壤-地下水系统中添加电子受体(好氧降解所需的 O_2 , 厌氧降解所需的硝酸盐、硫酸盐等)、N、P 等营养盐,甚至是添加土著或者外来的微生物,来刺激和加速石油烃的生物降解。此外,近年来越来越多的学者开始关注通过添加表面活性剂来强化生物降解^[46-47]或者在生物降解前端联合物理或化学预处理^[48-50]的方法来提高生物修复的效率。

7 微生物分子生态学监控生物降解过程

微生物分子生态学是利用分子生物学工具来研究微生物与生物及非生物环境之间相互关系及其相互作用规律的科学,主要研究土壤-地下水系统中微生物群落组成、结构、功能、适应性发展及其分子机制等问题。借助分子生物学工具,例如聚合酶链式反应(PCR)、变性梯度凝胶电泳(DGGE)^[51-52]、温度梯度凝胶电泳(TGGE)^[52]、荧光原位杂交(FISH)^[53]、单链构象多态性(SSCP)^[54]、实时荧光定量PCR(RT-PCR)技术^[55]以及末端限制性片段长度多态性分析(T-RFLP)^[56]技术、高通量测序技术^[57]以及其他DNA指纹技术等,可以有效地识别和研究微生物群落及其降解机制,监控生物降解过程,进而为石油烃的永续修复提供技术支持。

8 研究展望

如何经济高效地利用生物修复技术实现土壤-地下水系统中石油烃污染的永续修复将是今后一个阶段的研究重点,可以从以下几方面进一步深入研究:

1) 深入研究微生物降解石油烃的降解途径、降解条件优化以及降解产物的分析,探知石油烃降解的酶系及相关基因(簇),在掌握降解基因(簇)的基础上,构建降解基因工程菌株或降解途径互补的混合菌剂,提高修复效率。

2) 继续研究土壤-地下水系统中石油烃的强化

生物降解技术、物理或化学预处理联合生物降解等方式,进一步提高生物修复技术的修复效率,以及绿色、可持续性研究。

3) 进一步利用微生物分子生态学的最新技术手段,监控生物降解过程,找到石油烃污染的环境条件与之相对应的微生物学特征,包括基因多样性、代谢特征等相互关系,获得对微生物群落结构多样性和功能之间关系的准确认识,从而更好地发挥土壤-地下水系统中的土著微生物在石油烃降解过程中的作用。

参考文献

- [1] 李宝明. 石油降解细菌的分离与筛选研究[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2004.
- [2] 李慧. 石油烃污染对稻田土壤微生物生态系统的影响[D]. 沈阳: 中国科学院沈阳应用生态研究所, 2005.
- [3] Sugiura K, Ishihara M, Shimauchi T, et al. Physicochemical properties and biodegradability of crude oil [J]. Environmental Science & Technology, 1996, 31(1): 45-51.
- [4] 刘五星, 骆永明, 滕应, 等. 石油污染土壤的生态风险评价和生物修复[J]. 土壤学报, 2007, 44(5): 848-853.
- [5] Menzie C A, Potocki B B, Santodonato J. Exposure to carcinogenic PAHs in the environment [J]. Environmental Science & Technology, 1992, 26(7): 1278-1284.
- [6] Krauss M, Willeke W, Zech W. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in forest soil: Depth distribution as indicator of different fate [J]. Environmental Pollution, 2000, 110(1): 79-88.
- [7] 常慧萍. 石油烃污染土壤的生物修复[J]. 生态学杂志, 2008, 25(1): 55-56.
- [8] 王连生. 有机污染物化学[M]. 北京: 科学出版社, 1991.
- [9] 戴树桂. 环境化学进展[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.
- [10] IARC. Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans [J]. International Agency of Research on Cancer, 1987(S1): 1-42.
- [11] Savinov V M, Savinova T N, Carroll J, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the White Sea, Russia [J]. Marine Pollution Bulletin, 2000, 40(10): 807-818.
- [12] Moon J W, Goltz M N, Ahn K H, et al. Dissolved organic matter effects on the performance of a barrier to polycyclic aromatic hydrocarbon transport by groundwater [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2003, 60(3/4): 307-326.
- [13] 赵勇胜, 林学钰. 地下水污染模拟及污染的控制和处理[M]. 长春: 吉林科学技术出版社, 1994.
- [14] 王红旗, 刘新会, 李国学, 等. 土壤环境学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2007.
- [15] 林学钰, 廖资生, 赵勇胜, 等. 现代水文地质学[M]. 北京: 地质出版社, 2005.
- [16] 孙铁珩, 李培军, 周启星. 土壤污染形成机理与修复技术[M].

- 北京: 科学出版社, 2005.
- [17] Head I M. Bioremediation: Towards a credible technology [J]. Microbiology, 1998, 144(3): 599-608.
- [18] Nicole P, Schlömann M, Margit M. Bacterial diversity in the active stage of a bioremediation system for mineral oil hydrocarbon-contaminated soils [J]. Microbiology, 2006, 152(11): 3291-3304.
- [19] Lovley R D. Cleaning up with genomics: Applying molecular biology to bioremediation [J]. Nature, 2003, 10: 35-44.
- [20] Hodson M. The need for sustainable soil remediation [J]. Elements, 2010, 6(6): 363-368.
- [21] Antizar-Ladislao B. Bioremediation: Working with bacteria [J]. Elements, 2010, 6(6): 389-394.
- [22] Deborafi D R, Cerniglia J M. Utilization of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria isolated from contaminated sediment [J]. FEMS Microbial Ecology, 2002, 41(1): 1-7.
- [23] Abed R M M, Safi N M D, Köster J, et al. Microbial diversity of a heavily-polluted microbial mat and its community changes following degradation of petroleum compounds [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2002, 68(4): 1674-1683.
- [24] Nwachukwu S U. Bioremediation of sterile agricultural soils polluted with crude petroleum by application of the soil bacterium, *Pseudomonas putida*, with inorganic nutrient supplementations [J]. Current Microbiology, 2001, 42(4): 231-236.
- [25] Albaiges J, Frei R W, Merian E. Chemistry and Analysis of Hydrocarbons in Environment [M]. New York: Gordon and Breach Science Publishers, 1983: 177-190.
- [26] Cerniglia C E. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon: A review [J]. Biodegradation, 1992(3): 351-368.
- [27] Bosch R. Genetic characterization and evolutionary implications of a *Pseudomonas stutzeri* A N 10 [J]. Gene, 1999, 236: 149-157.
- [28] Barbosa A M, Dekker R F H, Hardy St G E. Veratryl alcohol as an inducer of laccase by an ascomycete, *Botryosphaeria* sp., when screened on the polymeric Poly R-478 [J]. Letters in Applied Microbiology, 1996, 23(2): 93-96.
- [29] Hunkeler D, Jörgen D, Häberli K, et al. Petroleum hydrocarbon mineralization in anaerobic laboratory aquifer columns [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 1998, 32(1/2): 41-61.
- [30] Boopathy R. Factors limiting bioremediation technologies [J]. Bioresource Technology, 2000, 74(1): 63-67.
- [31] Ravelet C, Krivobok S, Sage L, et al. Biodegradation of pyrene by sediment fungi [J]. Chemosphere, 2000, 40: 557-573.
- [32] Prommer H, Barry D A, Davis G B. Modelling of physical and reactive processes during biodegradation of a hydrocarbon plume under transient groundwater flow conditions [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2002, 59(1/2): 113-131.
- [33] Pingatello J J, Xing B S. Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles [J]. Environmental Science and Technology, 1996, 30: 1-11.
- [34] Zhang X M, Yung L Y. Carboxylation as an initial reaction in the anaerobic metabolism of naphthalene and phenanthrene sulfidogenic consortia [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1997, 63(11): 4759-4764.
- [35] Chaineau C H, Morel J L, Oudot J. Microbial degradation in soil microcosms of fuel oil hydrocarbons from drilling cuttings [J]. Environmental Science & Technology, 1995, 29(6): 1615-1621.
- [36] Del'Arco J P, de França F P. Influence of oil contamination levels on hydrocarbon biodegradation in sandy sediment [J]. Environmental Pollution, 2001, 110: 515-519.
- [37] Rahman K S M, Rahman J T, Lakshmanaperumalsamy P, et al. Towards efficient crude oil degradation by a mixed bacterial consortium [J]. Bioresource Technology, 2002, 85(3): 257-261.
- [38] Boopathy R. Factors limiting bioremediation technologies [J]. Bioresource Technology, 2000, 74(1): 63-67.
- [39] Jansson J K, Bjöklöf K, Elvang A M, et al. Biomarkers for monitoring efficacy of bioremediation by microbial inoculants [J]. Environmental Pollution, 2000, 107(2): 217-223.
- [40] Griffiths R I, Whiteley A S, O'Donnell A G, et al. Influence of depth and sampling time on bacterial community structure in an upland grassland soil [J]. FEMS Microbiology Ecology, 2003, 43(1): 35-43.
- [41] Walter U. Degradation of pyrene by *Rhodococcus* sp. UW1 [J]. Microbial Biotechnology, 1991, 34: 671-676.
- [42] 苏荣国, 牟伯中, 王修林, 等. 微生物对石油烃的降解机理及影响因素 [J]. 化工环保, 2001, 21(4): 205-208.
- [43] 任磊, 黄廷林. 石油污染土壤的生物修复技术 [J]. 安全与环境学报, 2001, 1(2): 50-54.
- [44] 顾传辉, 陈桂珠. 石油污染土壤生物降解生态条件研究 [J]. 生态科学, 2000, 19(4): 67-72.
- [45] 丁克强, 郝昭佩, 孙铁珩, 等. 石油污染土壤的生物降解研究 [J]. 生态学杂志, 2001, 20(4): 16-18.
- [46] Viisimaa M, Karpenko O, Novikov V, et al. Influence of biosurfactant on combined chemical-biological treatment of PCB contaminated soil [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 220(15): 352-359.
- [47] 余晓倩, 何炜, 孙长虹. 鼠李糖脂在污染场地修复中的应用研究进展 [J]. 环境工程, 2014, 32(12): 157-162.
- [48] Russo L, Rizzo L, Belgio V, et al. Ozone oxidation and aerobic bioremediation with spent mushroom compost for detoxification and benzo [a] -pyrene removal from contaminated soil [J]. Chemosphere, 2012, 87(6): 595-601.
- [49] Venny, Gun S, Ng H K. Modified Fenton oxidation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) -contaminated soils and the potential of bioremediation as post-treatment [J]. Science of the Total Environment, 2012, 419: 240-249.
- [50] 蔡月华, 张丹, 姜林, 等. 化学预氧化耦合生物降解技术修复多环芳烃污染土壤研究进展 [J]. 环境工程, 2014, 32(5): 150-159.

(下转第 11 页)

- material[J]. Ind Eng Chem Res ,2003 ,42(9) : 1965-1976.
- [2] Hosseini Koupaie E , Alavi Moghaddam M R , Hashemi S H. Post-treatment of anaerobically degraded azo dye Acid Red 18 using aerobic moving bed biofilm process: Enhanced removal of aromatic amines[J]. Journal of Hazardous Materials , 2011 , 195 (11) : 147-154.
- [3] Nilratnisakorn S , Thiravetyan P , Nakbanpote W. Synthetic reactive dye wastewater treatment by narrow-leaved cattails (*Typha angustifolia* Linn.) : Effects of dye , salinity and metals [J]. Science of the Total Environment , 2007 , 384(1) : 67-76.
- [4] Khataee A R , Movafeghi A , Torbati S , et al. Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L.) in degradation of CI Acid Blue 92: Artificial neural network modeling[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety , 2012 , 80(6) : 291-298.
- [5] Khandare R V , Kabra A N , Kurade M B , et al. Phytoremediation potential of *Portulaca grandiflora* Hook. (Moss-Rose) in degrading a sulfonated diazo reactive dye Navy Blue HE2R (Reactive Blue 172) [J]. Bioresource technology , 2011 , 102(12) : 6774-6777.
- [6] Joanne C B , Scott W N. Responses of eelgrass *zostera marina* seedlings to reduced light [J]. Marine Ecology Progress Series , 2001 , 223(1) : 133-141.
- [7] Sultana M , Asaeda T , Azim M E , et al. Photosynthetic and growth responses of Japanese sasabamo (*Potamogeton wrightii* Morong) under different photoperiods and nutrient conditions[J]. Chemistry and Ecology , 2010 , 26(6) : 467-477.
- [8] Hernández R , Kubota C. Growth and morphological response of cucumber seedlings to supplemental red and blue photon flux ratios under varied solar daily light integrals[J]. Scientia Horticulturae , 2014 , 173(6) : 92-99.
- [9] Trouwborst G , Oosterkamp J , Hogewoning S W , et al. The responses of light interception , photosynthesis and fruit yield of cucumber to LED-lighting within the canopy [J]. Physiologia Plantarum , 2010 , 138(3) : 289-300.
- [10] 杜亮. 水蕴草对刚果红染料处理效果及其抗逆性的研究[D]. 昆明: 昆明理工大学 , 2012.
- [11] Beyer Jr W F , Fridovich I. Assaying for superoxide dismutase activity: Some large consequences of minor changes in conditions [J]. Analytical biochemistry , 1987 , 161(2) : 559-566.
- [12] Goth L. A simple method for determination of serum catalase activity and revision of reference range [J]. Clinica Chimica Acta , 1991 , 196(2) : 143-151.
- [13] 陈建勋, 王晓峰. 植物生理学实验指导[M]. 广州: 华南理工大学出版社, 2000.
- [14] McCree K J. The action spectrum , absorptance and quantum yield of photosynthesis in crop plants [J]. Agricultural Meteorology , 1972 , 9(10) : 191-216.
- [15] Gamon J A , Field C B , Goulden M L , et al. Relationships between NDVI , canopy structure , and photosynthesis in three Californian vegetation types [J]. Ecological Applications , 1995 , 5(1) : 28-41.
- [16] 刘燕, 王圣瑞, 金相灿, 等. 水体营养水平对3种沉水植物生长及抗氧化酶活性的影响[J]. 生态环境学报 , 2009 , 18(1) : 57-63.
- 第一作者: 张显球, 男, 副教授, 主要从事水污染控制研究. 62051@njnu.edu.cn

(上接第 6 页)

- [51] Smalla K , Oros-Sichler M , Milling A , et al. Bacterial diversity of soils assessed by DGGE , T-RFLP and SSCP fingerprints of PCR-amplified 16S rRNA gene fragments: Do the different methods provide similar results? [J]. Journal of Microbiological Methods , 2007 , 69: 470-479.
- [52] Muyzer G , Smalla K. Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology [J]. Antonie van Leeuwenhoek , 1998 , 73: 127-141.
- [53] Sompong O T , Poonsuk P , Dimitar K , et al. 16S rRNA-targeted probes for specific detection of *Thermoanaerobacterium* sp. , *Thermoanaerobacterium thermosaccharolyticum* , and *Caldicellulosiruptor* sp. by fluorescent in situ hybridization in biohydrogen producing systems [J]. International Journal of Hydrogen Energy , 2008 , 33(22) : 6082-6091.
- [54] Schwieger F , Tebbe C C. A new approach to utilize PCR-single strand conformation polymorphism for 16S rRNA gene-based microbial community analysis [J]. Applied and Environmental Microbiology , 1998 , 64(12) : 4870-4876.
- [55] Brooks H A , Gersberg R M , Dhar A K. Detection and quantification of hepatitis A virus in seawater via real-time RT-PCR [J]. Journal of Virological Methods , 2005 , 127(2) : 109-118.
- [56] Dunbar J , Ticknor L O , Kuske C R. Phylogenetic specificity and reproducibility and new method for analysis of terminal restriction fragment profiles of 16S rRNA genes from bacterial communities [J]. Applied and Environmental Microbiology , 2001 , 67(1) : 190-197.
- [57] Quail M A , Smith M , Coupland P , et al. A tale of three next generation sequencing platforms: Comparison of ion torrent , pacific biosciences and Illumina MiSeq sequencers [J]. BMC genomics , 2012 , 13(1) : 341.
- 第一作者: 张丹(1982 -) , 女, 博士, 副研究员, 主要研究方向为污染场地修复. zhangdan615@126.com