

\* 专题评述 \*

## 生物修复研究与应用进展\*

周启星 宋玉芳 孙铁珩

中国科学院沈阳应用生态研究所陆地生态过程重点实验室, 沈阳 110016

**摘要** 对生物修复的目标及应满足的最佳生态条件、微生物接种、共代谢作用、生物有效性及其改善、生物进化及其利用、监测与修复过程控制、生物修复效果的判断和联合修复及其要素等进行评述, 概述了生物修复这一近年来受到高度重视的高新技术领域的最新进展, 并提出该领域今后研究与应用的主要方向。

**关键词** 污染环境 生物修复 生态过程 新进展

生物修复是一类低耗、高效和环境安全的生物技术, 主要依靠细菌、真菌甚至高等植物以及细胞游离酶的自然代谢过程降解、去除环境中的污染物。从广义上说, 生物修复包括微生物修复、植物修复和细胞游离酶生物修复等 3 大主要类型。目前, 作为环境科学研究中一个富有挑战性的前沿领域<sup>[1]</sup>, 生物修复的研究已进入一个相当活跃的时期。可以预料, 生物修复将是 21 世纪初环境技术的主攻方向之一。为了加强我国生物修复领域的研究, 推进其健康发展, 并使生物修复研究成果顺利转化进入实用阶段并尽早全面释放到市场, 我们认为, 必须注意以下几个关键问题。

### 1 生物修复的目标及应满足的最佳生态条件

生物修复的目标至少是将土壤及地下水或地表水环境中的污染物降低到环境安全标准值以下<sup>[2]</sup>。作为一种生物处理技术, 生物修复是否成功取决于多种因素。从技术参数上大体可分以下几点:

(1) 微生物 必须筛选获得具有活性的专性微生物。这些微生物必须有能力在合理的速率下将污染物从起始的高浓度降解达到规定的标准浓度以

下, 并且在分解污染物的过程中不应产生毒性代谢物。

(2) 处理场地<sup>[3]</sup> 处理场地中存在的化学污染物及其浓度不应显著抑制微生物或酶的降解活性和高积累植物的吸收作用, 否则应加以稀释<sup>[4]</sup>; 处理的化学污染物必须是生物可利用的; 在处理点或反应器中的条件必须适合生物生长, 为此首先有必要对处理场地本身及处理过程所需达到的生态条件进行了解和设置。

(3) 水分 大量资料表明, 水分是调控微生物、植物和细胞游离酶活性的重要因子之一<sup>[3-5]</sup>。因为它是营养物质和有机组分扩散进入生物活细胞的介质, 也是代谢废物排出生物机体的介质。特别是, 水分通过对土壤通透性能、可溶性物质的特性和数量、渗透压、土壤溶液 pH 和土壤不饱和水力学传导率发生作用而对污染土壤及地下水的生物修复产生重要影响。一些研究表明<sup>[3-6]</sup>, 25%~85%持水容量或-10 kPa 或许是土壤水分有效性的最适水平。

(4) 营养物质 氮、磷和其他营养物质缺乏时, 特异生物的生长也会受限制。营养供应、共氧化底

2003-09-10 收稿, 2004-01-20 收修改稿

\* 国家杰出青年科学基金(批准号: 20225722)和中国科学院知识创新工程重要方向(批准号: KZCX2-SW-416)资助项目

物及其他促进微生物和植物生长的各种物质(包括投加方法、投加时间和投加剂量等)的充足与否是生物修复的另一主要限制因子。许多研究者<sup>[3, 7]</sup>对生物修复的最佳生态条件建议指出, C:N:P最佳比值为100:10:1。相比之下, 表层土壤的修复一般较容易操作, 主要是针对表层土壤养分供给与调控容易实施而言的。然而, 生物修复的成功不仅在于表层, 更主要的是对亚表层甚至深层土壤及地下水污染的成功去除。因此, 亚表层生态调控技术的研制, 即生物修复所需物质进入亚表层技术, 是生物修复的重要组成部分。目前, 通常使用的投加系统有重力或水力投加装置以及孔状投加系统, 而循环泵、半径钻孔器和低渗透区水力学破碎系统仍处于研制之中<sup>[8, 9]</sup>。

(5) 氧气与电子受体 充分的氧气供给是生物修复重要的一环<sup>[9]</sup>。在植物修复中, 由于植物根的呼吸作用, 在亚表层土壤中常常需要一定数量的氧气; 在微生物修复中, 微生物降解的速率常常取决于终端电子受体供给的速率。而在土壤微生物种群中, 很大一部分是把氧气作为其终端电子受体的。而且, 氧化-还原电位对亚表层环境中微生物种群的代谢过程也发生影响。许多研究者<sup>[5, 9, 10]</sup>对生物修复的最佳生态条件建议指出: 在单因子实验条件下, 氧代谢最适水平为溶解氧 $> 0.2 \text{ mg/L}$ 和10%最低空气填充孔隙空间, 厌氧代谢最适水平包括 $\text{O}_2$ 的体积分数 $< 1\%$ 。很显然, 对各种生态条件复合作用的研究是今后的主要方向。

(6) 根圈作用 对植物修复来说, 植物根圈具有非常重要的作用<sup>[11, 12]</sup>。根圈微生物活性的大小、总生物量的大小、植物根系的发育状况及其物理尺度(例如植物根/茎比、根表/根体积比)都直接与污染物的降解或积累速率有关。植物种类不同, 根圈的功能不同, 其降解功能也不同。研究表明<sup>[12, 13]</sup>, 单子叶植物的分枝顶生根大多很精细, 常常小于 $100 \mu\text{m}$ 。而且, 这些单子叶植物的根系比双子叶植物的根系覆盖更大的表面积。例如, 小麦根的平均直径为 $0.1 \text{ mm}$ , 平均覆盖面积可超过 $6 \text{ m}^2$ 。具有精细根的单子叶植物在贫瘠、低养分的土壤中也很好生长。双子叶植物有较为粗壮的根, 其直径一般在 $0.6 \sim 1.0 \text{ mm}$ , 而粗根植物适合在较为紧实的土壤中生长。因此, 单子叶植物对土壤中污染物的降

解或积累速率要高于双子叶植物。此外, 在单子叶植物根圈内, 还存在着许多对有机污染物具有特异降解功能的氧化酶体系, 它们对有机污染物的降解作用过程起着促进作用。鉴于根际圈在植物修复中的重要意义, 开展植物与微生物交互作用的研究, 探讨根系微生物的活性与根健康生长的关系, 是今后植物修复研究的一个重要内容<sup>[14]</sup>。

(7) 土壤物化因素<sup>[15, 16]</sup> 土壤有机质含量、粘粒含量、阳离子交换量(CEC)和pH, 土壤温度及其影响土壤温度的气候变化, 磷肥和钙肥的可利用性等也影响生物修复过程。研究证明<sup>[3, 12]</sup>, 生物修复的最适pH是 $5.5 \sim 8.5$ , 最适温度范围为 $15 \sim 45 \text{ }^\circ\text{C}$ 。其他有关因素的生物修复最适范围, 有待进一步研究。

## 2 微生物接种

微生物接种是指把一些与土著微生物群落有关的具有独特或专性代谢功能的微生物引入污染处理现场的过程, 是微生物修复的重要环节。微生物修复在应用上是否高效, 体现在接种后微生物生物量的增加, 生物可降解程度的改善, 微生物群落结构的最优化与良好的降解作用过程的控制, 土著微生物群落活性的增强, 特别是接种微生物是否能显著地影响污染物的生态化学行为及归宿<sup>[17, 18]</sup>。

资料表明<sup>[17]</sup>, 接种最为严重的问题涉及接种体和污染物的迁移。因此, 对污染处理现场进行水文学控制, 有利于防止污染的转移以及接种体产生次生污染的可能。另一个重要的问题, 是引入的微生物与土著微生物竞争无机营养物质和微量元素的能力<sup>[10]</sup>。在污染处理现场, 这种竞争作用是非常激烈的。随着大生物量的应用, 许多加入的细胞会溶解, 并因此释放大量的易于降解的有机碳进入修复系统, 从而使其对营养物质的竞争更为剧烈<sup>[19]</sup>。使用那些高效地获取营养物质的接种体, 或那些在其应用于处理现场前把额外营养物质(例如多羟基丁酸盐等)贮藏于细胞中的接种体, 能大大地改善接种手段。

微生物生长底物的非有效性、土著微生物群落的竞争作用、抗菌物质或捕食者的抑制作用对引入菌株的生长和繁殖产生重要影响。大接种体生物量的利用能在一定程度上解决这一问题<sup>[9]</sup>。不过必须

具备产生、分散大细菌生物量的基本应用设备。重要的是,生物量的生长条件应与处理现场条件相一致,才能保证当接种体与环境介质相混合时细胞的生长不受与培养条件差异很大的生态条件的冲击,并能辨认培育接种体过程中错用的微生物。在实验室通过筛选获得的那些具有最快生长速率和最高代谢速率的微生物,当它们被“送回”或应用于污染处理现场时,容易与土著微生物进行竞争。今后的研究方向将是在实验条件下,通过筛选、驯化微生物在底物与无机营养物质较低浓度条件下的降解能力、吸附到污染物集中的表面的能力、迁移能力或化学向性、在不同生态条件下的高存活能力,以最终达到获取更有潜力的接种体<sup>[9,20]</sup>。

能促进污染物去除或降解的化学物质的加入,可以提高微生物接种的成功率<sup>[21,22]</sup>。添加特定的化学物质以促进污染处理现场接种体的生长,通过显著地增加生物量,达到降解污染物的目的。与分散接种的生物量相比,该添加的化学物质更易与环境介质相结合。当接种体消耗加入的底物(或切断供给)后,大量富集的微生物种群便开始消费目标污染物作为其碳源<sup>[21]</sup>。

就根瘤菌的接种,有资料<sup>[3,21]</sup>表明,泥煤苔或许是理想的载体。不过,生物量载体的选择,目前仅仅对糠、锯屑、贫瘠的土壤和粘土等做了试验,今后有待加强研究与应用。

### 3 共代谢作用

生物修复中的共代谢作用一般是指微生物群落在利用另一化学物质作为碳源与能源的同时,使环境中存在的其他污染物也得以参与代谢转化的过程。在这一过程中,污染物的去除或毒性的降低,完全是间接或偶然的事件。

目前,这一特异作用过程已成为生物修复战略极其重要的一个组成要素。不幸的是,在污染处理现场对这一过程进行调控非常困难,研究所需费用也相当昂贵。例如,成功的多环芳烃(PAHs)生物修复就被认为涉及这一昂贵的共代谢过程。研究指出<sup>[23]</sup>:能被专一细菌利用降解某种PAHs的酶,还能对其他PAHs起到氧化作用。一些研究者<sup>[22,23]</sup>分离了假单胞菌中具有这种功能的细菌 *Pseudomonas paucimoblis*,它在把茈萸作为其惟一碳源和能源的

同时,还能对萘、芴、二氢茈、菲、蒽、2-甲基萘、2,6-二甲基萘、苯并[b]芴、联苯和苯并[a]芘等其他多种PAHs进行生物转化。资料表明<sup>[3,24]</sup>,在厌氧条件下,DDT的降解过程也经受了共代谢作用过程,其共代谢转化产物可被好氧微生物降解。

值得注意的是,在促进土著微生物降解PAHs的设定生态条件下,共代谢作用永远不可能产生最大效应,所以依靠该过程使PAHs污染物彻底降低到清洁水平的做法存在风险<sup>[23]</sup>。通常,我们不清楚有哪些PAHs可作为主要碳源和能源,因此就不可能保持作为碳源和能源的PAHs的浓度足以使共代谢促进作用达到最佳的程度。有时,加入低浓度PAHs能刺激微生物群落共代谢降解高分子量PAHs,使PAHs降解到更低的水平。

识别合适的共代谢诱导产物也很重要。实验室研究发现<sup>[25,26]</sup>,经联苯培养的菌株可对氧芴具有共代谢降解功能,丁烷氧化过程可引起氯化溶剂的共代谢。田间试验也证实<sup>[27]</sup>,通过向污染治理现场加入相应的底物能促进环境中甲烷和酚降解微生物群落的富集,通过其中的共代谢支路可达到对三氯乙烯(TCE)的清除;计算表明,甲烷降解过程中可清除约30%的TCE,酚降解过程可去除90%的TCE。如果污染处理现场的生态条件能够得到控制,目标污染物可以完全得以降解。我们的研究还表明<sup>[24]</sup>,类异戊二烯烷基、烷基苯基、氨基氧化细菌对TCE也具有共代谢作用。

由于共代谢机制的存在,石油烃和有机染料等多种污染物的生物修复能产生比其母体毒性更大的化学物质<sup>[28,29]</sup>,也就是说,通过生物修复,尽管原污染物的浓度有所降低,但转化产物从总体上会导致对生态系统更大的毒性,而且产生于共代谢过程的部分氧化终产物不易被土著微生物降解。为此,有必要从生态毒理学方面对生物降解过程进行生物评估。目前已建立的方法有高等植物生态毒理学方法(如植物根伸长抑制试验法、种子发芽试验法、早期植物幼苗生长试验法及蚕豆根尖毒性试验法)、蚯蚓急性、亚急性和慢性毒性试验方法、原生动物生态毒理实验方法、鱼胚胎指示法、Ames致突变评价法等。最初,这些试验主要用于纯化学品的毒性检验<sup>[30]</sup>。随着人们对环境问题的深入研究和对环境的生态质量需求的不断提高,该方法的应用范围

已逐渐扩展到对废物倾倒点、环境污染现场,以及污染土壤及地下水的生物修复过程中共代谢机制的作用进行评价等各个方面。

#### 4 生物有效性及其改善

在生物修复过程中,还常常遇到这样一个问题:不论生态条件多么优化,由于环境介质(土壤、水沉积物或大气尘颗粒)本身对污染物的吸附或其他固定作用,隔断了专性微生物、酶和植物与污染物直接的接触,导致了专性微生物、酶和植物对污染物的生物可降解和对投加的营养物质的可利用能力或程度(即生物有效性)的降低<sup>[31,32]</sup>。在这一意义上,污染环境系统中化学污染物的生物“可察觉”浓度,可定义为生物修复中生物降解过程的有效性。

当考虑到生物有效性问题时,有两个因子常常被忽略。其一,在许多场合,尤其在微生物修复水平上,以每一细胞为基础的污染物的有效浓度相当低。在很大程度上,污染物在特定表面的结合以及细菌在生物膜上的分离,导致了这一效应的产生<sup>[18]</sup>。至今,生物修复过程及其在污染处理现场的应用仍没有涉及这一重要问题。在一些场合,生物修复中表面活性剂的应用,能够改善生物有效性及生物降解过程的速率。有迹象表明<sup>[33]</sup>,通过对生物有效性的改善,可以增加生物可降解的速率、降低生物可利用的程度。用表面活性剂对石油烃及PAHs的生物可降解作用研究<sup>[28,33]</sup>揭示了土壤微生物群落未知的生物可降解能力。例如,以荧蒽作为惟一碳源和能源的细菌,当被用于石油污染土壤的修复时,发现它们有进攻其他PAHs的现象。

表面活性剂在今后生物修复工程中将起重要作用<sup>[34,35]</sup>。特别是生物表面活性剂的开发能够较大幅度地降低处理费用,因此,在未来的若干年内,不仅需要表面活性剂促进的生物降解过程及其机制进行研究,还必须对表面活性剂使用的工程策略或其他增加污染处理现场物质迁移能力的手段进行研究。此外,应考虑去除那些能促进生物有效性的化学物质,以避免处理现场污染物质分布的负效应,例如渗入非污染区或产生次生污染。

对于具有憎水性的有机污染物来说,尽管污染环境中该类污染物的总浓度相当高,但由于该类污

染物的憎水性,细菌在其栖居的微滴-水界面的浓度较低。石油产品、杂酚油、煤焦油和多氯联苯(PCBs)等油废弃物就属于此范畴的污染物。目前,仍然缺乏对细菌包围并“吃掉”这些憎水性污染物的研究。不过,有资料<sup>[3]</sup>表明,细菌能产生各种生物乳化剂。当这些细菌被加入处理现场时,可促进憎水污染物的生物降解过程;或通过这些自然形成的生物乳化剂的应用(包括在生物反应器中的应用),能改善憎水污染物的生物有效性并最终促使其生物降解。不幸的是,生物乳化剂本身容易被生物降解。也就是说,在一定时间内它仍然不能代替化学合成表面活性剂在生物修复中的作用。由此,今后生物修复在应用上将主要解决如何阻止生物乳化剂的生物降解过程。

#### 5 生物进化及其利用

必须承认,污染环境能够“锻炼”生物的耐受力。在污染环境下,我们容易筛选获得对污染物有较强降解或超累积能力的微生物或植物<sup>[12,20,36]</sup>。相反,在清洁环境中,我们常常难以获得生物修复过程中所需的专性微生物或超累积植物。可见,就专性微生物或超累积植物的筛选而言,污染环境所带来的生物进化的积极意义值得考虑。

一方面,我们需要对污染环境中的生物降解和生物积累过程进行识别,并从生物进化的角度,通过有意识、长时间的驯化,在实验条件下获得更强的生物降解或生物积累能力的微生物或超累积植物,并积极应用这些生物进化的机制<sup>[37,38]</sup>,包括对生物转录因子进行调控和利用,为生物修复达到技术上的完全成熟打下基础;另一方面,需要在生物修复结束后,应用生物进化原理对引入的专性微生物加以有目的的控制,包括投入污染环境中的种群数量随污染物浓度降低而逐渐减少,以至最后消失的过程,以及将其加以提取用于其他污染点修复的方法等。

当然,随着环境污染的全球化以及许多生物在污染环境中长时间的暴露,生态系统中生物组分对污染物的耐受力也得到普遍增强,生态系统本身也得到了进化<sup>[39]</sup>。从经济利益和节省资源的角度出发,在制定生物修复的判断标准时,我们也应考虑生物进化的因素,有针对性地开展生物修复条件下

生物进化的研究。

## 6 监测与修复过程控制

生物修复对污染环境治理的效果如何? 传统的评价方法为化学分析法。然而, 单纯使用化学分析法, 只能对目标污染物进行阶段性的定性和定量跟踪, 对生物修复过程中可能产生的新代谢污染物, 以及这些污染物的生态毒性大小等难以作出科学的评价。生态毒理学方法(包括污染物的结构-毒性相关分析)可以对化学分析法的不足作最好的补充。这些新方法还有可能预测特定生物修复过程的进程, 揭示其存在的问题, 并有助于对生物修复过程进行工程上的重建。

近年来, 生物技术方法在监测生物修复过程中得到了较多的应用<sup>[40-42]</sup>。其中, 核酸探针方法, 在克隆了目的基因的基础上, 能检出具有生物可降解性能的专性微生物, 例如已研制了识别对芳香烃起初始氧化作用的单氧酶与二氧酶基因的探针; 基因表达方法, 可以借助特定基因探针和特定 RNA 的分离, 把特定污染物的消失与该污染物初始代谢起作用基因的环境表达相联系, 例如起初始氧化作用的单氧酶与二氧酶基因的表达; 胁迫启动基因激活方法, 通过启动基因的环境激活, 诱导特定的代谢支路以达到对污染物的降解, 例如在低营养浓度或不同温度条件下被激活的启动基因; 稳定同位素方法通过与分光光度法的结合, 可以对生物修复过程中受到影响的无机或有机污染物的通量进行测定; 采用碳和氮稳定同位素可以对 CO<sub>2</sub> 等特定污染物的降解产物进行追踪等。目前, 能够应用于此类监测的生物技术还包括微生物多样性测定、免疫检验、信号基因和设计化学物质等方法。

生物技术的应用使我们能够更好地理解污染治理过程中所涉及的微生物学和植物生态学问题。目前, 大多数生物修复研究主要集中于研制、开发新的处理过程, 对过程控制及生物修复的长期有效性等问题关注很少。可以预料, 分子生物学和生物技术将最终成为监测与过程控制的最为有效、廉价和最为敏感的方法<sup>[41]</sup>。

## 7 生物修复效果的判断

判断生物修复应用是否成功, 是一个十分困难

的问题<sup>[43]</sup>。一般地说, 污染物的浓度被降到期望的水平线以下, 可以说该生物修复是成功的或有效的。但有一点必须强调, 即在生物修复过程中, 导致污染物浓度降低的过程应是生物降解作用, 而不应是污染物的挥发或稀释作用。在某些情况下, 污染物的挥发、稀释、在环境中的再分布以及非生物学降解过程在强度上远远超过生物降解过程<sup>[9, 44]</sup>, 我们会常常把这些过程错认为是生物降解过程。

有许多方法与步骤可以强化污染物的生物修复及其应用。然而, 强化处理的同时也可能带来潜在的生态风险。这给生物修复的成功应用打了折扣。实验表明<sup>[5, 9]</sup>, 生态条件的优化对专性微生物正常功能发挥有负面影响。例如, 微生物接种体在杂酚油污染土壤清洁过程中的应用看来非常成功<sup>[45]</sup>, 然而, 随接种专性菌加入的营养物质, 对土著微生物的繁殖与生长有更强的刺激作用, 由此削弱了接种体对污染物的降解效应。

生物修复的效果, 还体现在短的修复时间与相应的可承受的费用方面。高分子量 PAHs 缓慢的生物降解速率、微生物降解活性的非有效性、复杂污染物浓度的测定等是生物修复技术应用的主要限制因子<sup>[9, 46]</sup>。如果不能把费用控制在可接受的水平, 就不可能通过重新接种或营养物质投入等手段达到加速生物修复速率的目的, 生物修复的应用就会失败。可见, 生物修复应用是否成功, 还与其修复时间和费用的控制相联系。

尽管我们可以准确无误地对环境中不均匀分布的污染物进行识别, 但对不均匀性程度估计不是很准确。因此, 发展、研制合适的采样与分析方法, 确定污染环境中的污染物的负荷<sup>[47]</sup>对于原位生物修复来说比生物修复过程本身更为重要。如果采样与分析方法不够先进, 环境的复杂性就难以正确评估, 也容易导致生物修复的失败。例如, 在石油烃污染土壤修复中, 由于养分物质、烃降解生物物质和氧的加入, 增加了烃类物质的降解。然而, 由于检测手段的落后难以测出 PAHs 的降解速率。这时, 我们不能单凭烃类物质的降解而认为生物修复是成功的。为了科学评价生物修复的应用, 对不同环境介质中污染物的化学行为及其迁移转化进行模拟研究<sup>[48]</sup>, 也是今后生物修复研究与应用的一个重要组成部分。

不难理解, 实验室条件下成功的生物修复技术, 并不表明在污染处理现场能得到成功应用<sup>[9,43]</sup>, 而生物修复在一个处理现场的成功应用, 也同样不能表明它在另一个污染处理现场的应用也能得到成功. 随着促进生物降解过程的应用, 还涉及其“扩大规模”与其效果的关系问题.

## 8 联合修复及其要素

对于复合污染的生物修复, 单一修复技术往往难以奏效, 将不同修复技术有效结合, 形成联合生物修复技术可更有效地达到降解、去除污染物的目的<sup>[49]</sup>. 在联合生物修复过程中, 几种技术可以同时使用, 也可在不同阶段分别使用, 以提高处理效率. 目前, 比较成熟的方法是专性微生物与特异性植物相结合的生物修复技术<sup>[14]</sup>. 其中, 特异性植物对生物修复的贡献可分为两大方面: (1) 植物自身对污染物的吸收转化和富集作用<sup>[50]</sup>; (2) 提供微生物生存的有利生态条件, 促进专性微生物对污染物的降解过程<sup>[51]</sup>. 特异性植物对污染物的吸收、富集受许多生态、化学条件的影响, 如气温、降水、介质 pH、土壤粘粒含量、CEC、有机质含量及化学物质毒性等. 一些研究已表明<sup>[12,51]</sup>, 一些植物可与土壤有机质竞争吸收亲脂类化合物, 一些植物的根与导管组织甚至可富集浓度很高的有机污染物, 如 2,3,7,8-四氯二苯并二噁英(TCDD). 植物根际能产生多种分泌物如糖类、有机酸、氯化物和酶等, 这些分泌物可改善土壤的微生态条件, 加速土壤微生物的降解过程. 植物根际分泌物对环境中污染物的微生物降解的促进作用主要表现在这样 4 个方面<sup>[12,52]</sup>: (1) 根际分泌物中含有微生物所需的营养和生长物质, 根际环境可提高土壤中营养物的有效性, 从而可促进微生物的生长与繁殖; (2) 根际分泌物可在微生物代谢中起协调作用; (3) 根际可为污染物降解微生物种群提供良好的栖息环境; (4) 某些植物具有向根区输氧的功能, 从而加速土壤微生物的好氧降解过程.

利用植物-微生物联合修复技术, 主要优点在于不扰动土壤, 可减少工作人员对污染物的暴露程度和暴露时间. 对于应用于大范围的土壤污染修复工作, 该方法同其他方法相比可能更为实用与有效. 不过, 有些污染物可能对植物产生毒害作用, 有时

需对积累污染物的植物进行再处理, 同时修复周期也较长<sup>[12]</sup>.

总之, 应用生物系统对人为带来污染物进行有效清洁是生物修复的目标. 成功的生物修复需要多学科的共同合作, 包括污染生态学、分子生物学与生物技术、土壤化学、植物学、微生物学和环境工程学. 特别是, 对生物技术方法与微生物学原理的深刻理解将有助于这一技术的进一步发展和更有效、更广泛的应用. 通过吸收、借鉴、采纳已有生物修复的成功和失败的经验, 特别是结合我国国情, 加强研究, 将会使我国污染土壤及地下水和地表水的生物修复的工作进入到一个崭新的阶段.

## 参 考 文 献

- Coates J D, et al. Emerging techniques for anaerobic bioremediation of contaminated environments. *Trends in Biotechnology*, 2000, 18 (10): 408
- Nadim F, et al. Detection and remediation of soil and aquifer systems contaminated with petroleum products; An overview. *Journal of Petroleum Science & Engineering*, 2000, 26(1~4): 169
- Soesilo J A, et al. *Site Remediation: Planning and Management*. London: Lewis Publishers, 1997
- Kirtland B C, et al. Monitoring anaerobic natural attenuation of petroleum using a novel *in situ* respiration method in low-permeability sediment. *Bioremediation Journal*, 2000, 4(3): 187
- Awasthi N, et al. Factors influencing the degradation of soil-applied endosulfan isomers. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32(11~12): 1697
- Lahlou M, et al. Influence of soil components on the transport of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria through saturated porous media. *Environ Sci Technol*, 2000, 34(17): 3649
- Rojas Avelizapa N G, et al. Effect of C/N/P ratio and nonionic surfactants on polychlorinated biphenyl biodegradation. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 2000, 16(4): 319
- Hamer G, et al. *Biotechnological applications in the oil industry*. *Acta Biotechnologica*, 2000, 20(3~4): 335
- Alexander M. *Biogradation and Bioremediation*. London: Academic Press, 1999
- Meysami P, et al. Pre screening of fungi and bulking agents for contaminated soil bioremediation. *Advances in Environmental Research*, 2003, 7(4): 881
- 魏树和, 等. 根际圈在污染土壤修复中的作用与机理分析. *应用生态学报*, 2003, 14(1): 143
- Fiorenza S, et al. *Phytoremediation of Hydrocarbon-Contaminated Soil*. London: Lewis Publishers, 2000
- 魏树和, 等. 18 种杂草对重金属的超积累特性研究. *应用基础*

- 与工程科学学报, 2003, 11(2): 152
- 14 Siciliano S D, et al. Plant-bacterial combinations to phytoremediate soil contaminated with high concentrations of 2, 4, 6-trinitrotoluene. *J Environ Qual*, 2000, 29(1): 311
  - 15 Atagana H I, et al. Optimization of soil physical and chemical conditions for the bioremediation of creosote-contaminated soil. *Biodegradation*, 2003, 14(4): 297
  - 16 Rike A G, et al. *In situ* biodegradation of petroleum hydrocarbons in frozen arctic soils. *Cold Regions Science and Technology*, 2003, 37(2): 97
  - 17 Taniguchi J, et al. Zinc biosorption by a zinc-resistant bacterium, *Brevibacterium* sp. strain HZM-1. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2000, 54(4): 581
  - 18 Musarrat J, et al. Isolation and characterization of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid-catabolizing bacteria and their biodegradation efficiency in soil. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 2000, 16(5): 495
  - 19 Chae K J, et al. The optimum substrate to biomass ratio to reduce net biomass yields and inert compounds in biological leachate treatment under pure-oxygen conditions. *Bioprocess Engineering*, 2000, 23(3): 235
  - 20 Ryeom T K, et al. Degradation of phenanthrene by *Sphingomonas* sp. 1-21 isolated from oil-contaminated soil. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 2000, 10(5): 724
  - 21 CIRIA. *In situ* Methods of Remediation. London: Construction Industry Research Information Association, 1995
  - 22 Schippers C, et al. Microbial degradation of phenanthrene by addition of a sphorolipid mixture. *Journal of Biotechnology*, 2000, 83(3): 189
  - 23 Mougin C. Bioremediation and phytoremediation of industrial PAH-polluted soils. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 2002, 22(5): 1011
  - 24 孙铁珩, 等. 污染生态学. 北京: 科学出版社, 2001
  - 25 Becher D, et al. Cometabolic degradation of dibenzofuran by biphenyl-cultivated *Ralstonia* sp. strain SBUG 290. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, 66(10): 4528
  - 26 Young Kim, et al. Chlorinated solvent cometabolism by butane-grown mixed culture. *Journal of Environmental Engineering*, 2000, 126(10): 934
  - 27 Kastner J R, et al. Effect of chemical oxidation on subsurface microbiology and trichloroethene (TCE) biodegradation. *Bioremediation Journal*, 2000, 4(3): 219
  - 28 Kim H S, et al. Expression of *sfp* gene and hydrocarbon degradation by *Bacillus subtilis*. *Biotechnology Letters*, 2000, 22(18): 1431
  - 29 Zhou Q. Chemical pollution and transport of organic dyes in water-soil crop systems of the Chinese coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2001, 66(6): 784
  - 30 Chaneau C H, et al. Bioremediation of a crude oil-polluted soil: Biodegradation, leaching and toxicity assessments. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2003, 144(1): 419
  - 31 Mulder H, et al. Effect of mass transfer limitations on bioavailability of sorbed naphthalene in synthetic model soil matrices. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2000, 19(9): 2224
  - 32 Kwok C K, et al. Effects of Singapore soil type on bioavailability of nutrients in soil bioremediation. *Advances in Environmental Research*, 2003, 7(4): 889
  - 33 Loeser C, et al. Improvement of the bioavailability of hydrocarbons by applying nonionic surfactants during the microbial remediation of a sandy soil. *Acta Biotechnologica*, 2000, 20(2): 99
  - 34 Olivera N L, et al. Biosurfactant-enhanced degradation of residual hydrocarbons from ship bilge wastes. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 2000, 25(2): 70
  - 35 Zheng Z, et al. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil using surfactant and the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2000, 75(12): 1183
  - 36 Narita M, et al. Identification and characterization of anaerobic mercury-resistant bacteria isolated from mercury-polluted sediment. *Water Science and Technology*, 2000, 42(3-4): 109
  - 37 周启星. 污染土壤修复的技术再造与展望. *环境污染治理技术与设备*, 2002, 3(8): 36
  - 38 钟鸣, 等. 微生物分子生态学技术及其在环境污染研究中的应用. *应用生态学报*, 2002, 13(2): 247
  - 39 Falkowski P G. Evolution of the nitrogen cycle and its influence on the biological sequestration of CO<sub>2</sub> in the ocean. *Nature*, 1997, 387(6630): 272
  - 40 Zhou Q, et al. Comparative study of the tolerance and accumulation of the trace metals zinc, copper and cadmium in three populations of the polychaete *Nereis diversicolor*. *JMBA*, 2003, 83(1): 65
  - 41 Zhou Q. Application of biotechniques to water purification: principles and methods. In: *Water Management, Purification, and Conservation in Arid Climates*. Lancaster: Technomic Publishing Co, INC., 2000. 31-44
  - 42 Watanabe K, et al. Molecular and physiological approaches to understanding the ecology of pollutant degradation. *Current Opinion in Biotechnology*, 2003, 14(3): 289
  - 43 Macdonald J A, et al. Performance standards for *in situ* bioremediation. *Environ Sci Technol*, 1993, 27(10): 1974
  - 44 Martienssen M, et al. Immobilized microorganisms for the degradation of PAH and hydrocarbons from contaminated soil. *Chemical Engineering & Technology*, 2000, 23(10): 860
  - 45 Bogan B W, et al. Physicochemical soil parameters affecting sequestration and mycobacterial biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Chemosphere*, 2003, 52(10): 1717
  - 46 Juhasz A L, et al. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: A review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. *International Biodeterioration & Biodegradation*

- tion, 2000, 45(1~2): 57
- 47 Zhou Q, et al. Long-term changes of nitrogen and phosphorus loadings to a large lake in north-west Ireland. *Water Research*, 2000, 34(3): 922
- 48 周启星, 等. 污染生态化学: 一门新的学科. *世界科技研究与发展*, 2000, 22(3): 28
- 49 Rivas F J, et al. Joint aerobic biodegradation of wastewater from table olive manufacturing industries and urban wastewater. *Bioprocess Engineering*, 2000, 23(3): 283
- 50 Mulligan C N, et al. Bioremediation of metal contamination. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2003, 84(1~2): 45
- 51 Alleman B C, et al. *Phytoremediation and Innovative Strategies for Specialized Remedial Applications*. San Diego: Battelle Press, 1999
- 52 魏树和, 等. 杂草中具重金属超积累特征植物的筛选. *自然科学进展*, 2003, 13(12): 1266

## 欢迎订阅《英语科技论文撰写与投稿》

本书是英语科技论文写作与投稿的指南读物, 可作为理工科研究生的教学用书或自学教材, 也可供科研人员和科技编辑的案头查阅和浏览。

书中全方位地分析和展示了科技写作的技巧与诀窍, 介绍了当前国际主流科技期刊对稿件的基本要求。从论文选题、投稿期刊的选择及作者署名与分工等方面阐述了科技论文写作前的准备工作, 通过大量实例分析介绍了英文题名和摘要撰写中应遵循的基本原则——准确(Accuracy)、简洁(Brevity)和清楚(Clarity), 分别从写作技巧、时态和语态的使用等方面介绍了科技论文正文各部分(引言、材料与方法、研究结果、讨论、结论)的撰写, 举例说明了致谢的写作要点及图表制作的注意事项, 总结了各主要参考文献体例的特点、格式及相关著录规范。

本书还较为全面地介绍了国际单位制(SI)及其使用中应注意的问题, 结合实例举证, 从选词、重要语法和文体等方面系统阐述了科技英语写作的文法与表达, 较为详尽地总结了英文标点符号的使用, 从稿件录排、投稿信写作、校样改正等方面阐述了如何投稿及与编辑联系, 综述了作者、编辑和审稿人在同行评议过程中的交流与互动。

本书论述缜密、案例丰富。为方便读者进一步追溯和研读相关资料, 书中按章节形式标了参考文献约 220 篇(次)。

编 著: 任胜利(理学博士, 《自然科学进展》责任编辑, 1998 年以来先后在 *Science*, *Nature*, *Scientometrics*, *Learned Publishing*, 《科学通报》、《编辑学报》、《中国科技期刊研究》等期刊上发表文献计量学、科技编辑与写作方面的论文 30 余篇。)

出 版: 科学出版社

定 价: 28 元+2 元(邮费)

邮购地址: 国家自然科学基金委员会科学基金杂志社办公室  
北京市海淀区双清路 83 号(邮编: 100085)

联系人: 刘 俐 程 宇; 联系电话: 010-62327204; 传真: 010-62326921

开户银行: 中国工商银行北京北太平庄支行

开 户 名: 国家自然科学基金委员会科学基金杂志社

帐 号: 0200010009200062483

国家自然科学基金委员会科学基金杂志社

2004 年 5 月 20 日