

多环芳烃污染土壤的生物修复¹

丁克强 骆永明

(中国科学院南京土壤研究所 南京 210008)

摘要 综述了土壤环境中多环芳烃的来源、归宿、生物转化机理、影响因素及生物修复技术研究进展，提出了利用生物技术治理土壤环境中多环芳烃的思路及方法。

关键词 多环芳烃；污染土壤；生物修复

多环芳烃(PAHs)是指两个或两个以上的芳环稠合在一起的一类化合物，它普遍存在于环境中。这类物质由于水溶性差，对微生物生长有抑制作用，再加上其特殊而稳定的环状结构，使其难以生物利用，因而它们在环境中呈不断累积的趋势。

20世纪初，各种多环芳烃的分子结构逐一被确定。随着对环境中多环芳烃迁移、转化、污染情况及其毒性认识的深入，人们意识到环境中多环芳烃的污染研究及其相应的生物修复技术的开发已刻不容缓。

本文将从土壤中多环芳烃的来源、归宿、生物转化机理、影响因素及生物修复技术等方面进行综述。

1 PAHs 来源及国内的污染状况

一般认为多环芳烃主要是由石油、煤炭、木材、气体燃料、纸张等含碳氢化合物的不完全燃烧以及在还原气氛中热分解而产生的。环境 PAHs 的自然源包括：火山爆发，森林植被和灌木丛燃烧以及细菌对动物、植物的生化作用等。但是，人为活动特别是化石燃料的燃烧是环境 PAHs 的主要来源^[1~3]。

在工业发达国家，人为地燃料燃烧是土壤 PAHs 的主要来源。因此，近 100~150 年来，土壤 PAHs 的浓度在不断增加，尤其是城市地区^[4,5]。严重污染区 PAHs 的存在与下列工业行为有关：化石燃料的汽化和液化；利用化石燃料生产热和电；焦炭生产；催化裂解；碳黑的生产和应用；煤焦油的生产和应用；原油及其衍生物的精炼和分馏；木材的保护性处理和防腐剂生产；石油贮存、转运、处理与应用；废物倾倒和垃圾填埋；露天燃烧（垃圾、轮胎、塑料等）和焚化过程等^[6~11]。

我国的 PAHs 污染主要体现在土壤、大气、江河沉积物等方面。土地的污水灌溉是造成土壤污染的主要方式。刘期松等^[12]报道：沈抚灌区的抚顺三宝屯四队水稻田，因在 30 多年的石油污水灌溉而成为重污染农地，1982 年测得 PAHs 总量高达 631.9mg/kg（表层

¹ 国家自然科学基金重点项目（40031010 和 49831070），国家重点基础研究发展规划项目（G1999011807）和中国科学院南京土壤研究所土壤与环境联合开放研究实验室项目资助。

土 0~20cm) 602.95 mg/kg (底层土 20~35cm)。广泛分布于大气中颗粒物(气溶胶)中的 PAHs, 其含量也逐渐增加, 例如, 珠江三角洲经济区大气气溶胶中 PAHs 在最严重冬春季节的含量, 1999 年测定为 (ng/m³): 南海 36.18; 广州 55.49; 珠海 25.63; 香港 14.88; 澳门 41.70^[13]。由于长期水资源污染, 江河沉积物中 PAHs 的含量也在增加, 据 1998 年的测定结果^[14], 长江南京段沉积物 PAHs 总量在 213.8~550.32ng/g; 辽河新民段沉积物 PAHs 总量在 27.45~198.26ng/g。许多研究表明, 一些多环芳烃进入动物体后, 对哺乳类动物及人类有致癌、致畸、致突变的作用。从上述分析说明, 土壤、气体、江河都有严重的污染, 在我国究竟有多少面积的土地、江河被污染, 全国的大气污染状况如何, 还缺乏这方面的数据支撑, 因此, 在预防和治理 PAHs 污染方面亟待做许多工作。

2 PAHs 在土壤中的归宿

去除和分解过程决定 PAHs 在土壤中的归宿。主要有挥发作用, 非生物丢失(如水解、淋溶)作用, 生物降解作用。通过表面和亚表面土壤的微生物的生物降解是土壤多相系统中去除 PAHs 的主要过程^[15]。一些研究者在研究不饱和状态下 2 种土壤中 14 种 PAHs 的降解时发现, 挥发作用对 PAHs 的减少作用可以忽略不计^[16]。非生物丢失对二、三环的 PAHs 有潜在意义。对三环以上的 PAHs 挥发和非生物丢失均不起作用。在用玻璃微宇宙研究污泥土壤中 PAHs 的丢失中发现, 非生物过程只对少数四环及四环以下的 PAHs 有影响^[17]。许多研究表明, 生物降解是土壤中 PAHs 去除的主要机制。

3 生物降解机理

微生物(细菌, 真菌)降解 PAHs 依赖于酶的活性, 把氧加入到环上, 形成 C-O 键, 再经过加氢、脱水等作用而使 C-C 键断裂, 苯环数减少。中间代谢物包括: 二元醇, 酚, 环氧化物等, 大多是致突变、致癌变、致畸形的, 最终降解污染物到完全无害的组分: 水、和二氧化碳^[3]。

好氧生物降解是目前普遍应用处理 PAHs 的技术。降解 PAHs 的微生物, 首先是细胞产生加氧酶(单、双), 进行催化定位氧化反应。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。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。环的氧化是微生物降解 PAHs 的限制步骤^[18], 以后降解较快, 很少累积中间代谢物^[19]。不同的途径有不同的中间产物, 但普遍的中间产物是: 邻苯二酚, 2, 5-二羟基苯甲酸, 3, 4-二羟基苯甲酸。邻苯二酚是普遍的中间产物, 具体的化合物依赖于羟基组的位置, 有正、对或其它。这些代谢物经过五种相似的途径降解: 环碳键断裂, 丁二酸, 反丁烯二酸, 丙酮酸, 乙酸或乙醛。这些物质都能被微生物利用合成细胞蛋白, 最后产物是二氧化碳和水^[3](图 1)。

4 影响生物修复的因素

4.1 PAHs 的性质

PAHs 在环境中的行为大致相同, 但每一种多环芳烃的理化性质各不相同。苯环的排列方式决定着 PAHs 的稳定性, 非线形排列较线形排列稳定。PAHs 在水中不易溶解, 但是不同种类 PAHs 差异很大。通常, PAHs 的可溶性随苯环数量的增多而减少, 挥发

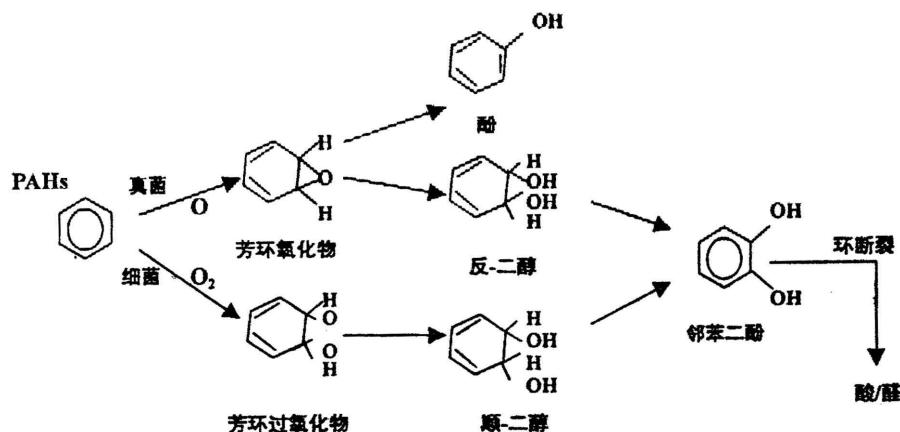


图 1 微生物氧化多环芳烃的途径

性也是随苯环数量的增多而降低^[3]。它们的苯环数量与其在土壤中的衰减量呈负相关。双环和三环 PAHs 极易被生物降解，而四环、五环和六环 PAHs 却很难被生物降解^[20]。室内的研究结果表明，双环 PAHs 在砂土中极易被降解，其半衰期约为 2 天；三环 PAHs (蒽和菲) 的半衰期分别为 16 天和 134 天；而四环、五环和六环 PAHs 的半衰期约在 200 天以上^[21]。Heitkamp 等^[22]在沉积物和水的微环境中也发现相似的 PAHs 降解性。McGinnis 等人^[23]对木材防腐处理区的土壤中防腐油成分进行分析，发现双环 PAHs 的半衰期小于 10 天；三环 PAHs 的半衰期小于 100 天；而大多数四环、五环 PAHs 的半衰期一般都大于 100 天。

4.2 降解 PAHs 的生物学特性

4.2.1 微生物对 PAHs 的代谢方式 微生物通过 2 种方式对 PAHs 进行代谢：1) 以 PAHs 作为唯一的碳源和能源；2) 把 PAHs 与其它有机质进行共代谢 (或共氧化)。

微生物把 PAHs 作为唯一的碳源和能源，有利于土壤净化。研究证实^[10,24-30]许多微生物能以土壤中的分子量 PAHs (双环或三环) 作为唯一的碳源和能源，并将其完全无机化。以这种方式代谢 PAHs 的细菌有：气单胞菌属 (*Aeromonas*)、芽孢杆菌属 (*Bacillus*)、拜叶林克氏菌属 (*Beijerinckia*)、棒状杆菌属 (*Corynebacterium*)、蓝细菌属 (*Cyanobacteria*)、黄杆菌属 (*Flavobacterium*)、微球杆菌属 (*Micrococcus*)、分枝杆菌属 (*Mycobacterium*)、诺卡氏菌属 (*Nocardia*)、假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、红球菌属 (*Rhodococcus*)、弧菌属 (*Vibrio*)。四环和多环的 PAHs 的可溶性差，比较稳定，难以降解，最近已从受污染土壤中分离出少数能矿化四环 PAHs 并一起作为唯一碳源和能源的细菌^[29,31,32]。能降解芘和蒽的为一种红球菌 (*Rhodococcus*)；能降解荧蒽的为微动假单胞菌 (*Pseudomonas paucimobilis*) 和脱氮产碱菌 (*Alcaligenes denitrificans*)。

共氧化更能促使四环或多环高分子量 PAHs 的降解^[3,33]。据报道，细菌对四环或多环 PAHs 的矿化作用一般以共代谢的方式开始^[22,32]，真菌对三环以上 PAHs 的代谢也属共代谢^[25,34]，例如能降解荧蒽的美丽小克银汉霉菌 (*Cunninghamella elegans*)^[35]、能降解苯并[a]芘的显毛金孢子菌 (*Chrysosporium phanerochaete*)^[36]和一种烟管菌 (*Bjerkandera* sp)^[37]。

4.2.2 微生物对 PAHs 的氧化方式 PAHs 苯环的降解取决于微生物产生加氧酶的能力。这些酶对于 PAHs 有特异性，因此需要有多种微生物来降解各种 PAHs。

微生物加氧酶有两种，即单加氧酶和双加氧酶。真菌一般产生单加氧酶，能把一个氧原子加到底物中形成芳烃氧化物，继而氧化为反式双氢乙醇和酚类。细菌主要产生双加氧酶，它把两个氧原子加到底物中形成过氧化物，进一步氧化为顺式双氢乙醇。双氢乙醇可进一步氧化为儿茶酸、原儿茶酸和龙胆酸等中间代谢物，而后苯环断开，产生琥珀酸、乙酸、丙酮酸和乙醛^[25,38]。所有这些产物都被微生物用来合成自身的细胞蛋白质和能量，同时产生 CO₂ 和 H₂O^[3]。

4.2.3 微生物的驯化和适应 许多情况下，微生物会逐渐适应污染区的特定条件。为了缩短适应的期限，提高 PAHs 的生物降解速率，常常从污染土壤中分离并培养降解速率最大的微生物种类，然后再把它们用于土壤的生物治理。Grosser 等^[39]报道，从受 PAHs 污染的土壤中分离细菌，培养两天后，回接到土壤中，芘的矿化作用提高了 55%，此时每克土壤中的细菌高达 10⁶~10⁸ 个。有些研究者常把对某区域适应性特强的微生物种类培养后，在将其引入受同类 PAHs 污染的区域。据报道^[27]，用这种方法处理受石油污染的土壤，烃的去除率提高了 22%。然而该法也存在一定的缺陷，微生物从一种土壤引入另一种土壤后，适应新的土壤环境可能会有困难。所以实际处理时，要考虑实验室培养的菌种在生物治理中的存活率。

4.3 土壤性质与环境因素

以往的一些文献资料已经报道了能改变生物降解速率的土壤性质，如有机质含量，物理结构、颗粒大小等^[40~43]。改善土壤的环境条件也可以提高 PAHs 的生物降解效果^[36,39]。

土壤的 pH 和 C、N、P 比例可以通过加入石灰、营养盐类和肥料来调节；控制土壤湿度并通过整理、混匀以改善土壤质地^[40]。许多生物治理的设计中采用强制通风提供充足的氧气，使微生物能完全矿化有机污染物，但成本很高。有的设计中采用 H₂O₂ 提供高浓度的氧源^[44]，但是 H₂O₂ 活性高，高浓度时可能有毒，不加控制的分解作用会导致废气的产生^[45]。

适于微生物降解所需的温度一般难以保持，尤其是就地处理。生物反应器比较容易保持降解的适温；就地处理中常把帐篷状的加热器竖立于处理床上提高处理温度，特别是在冬季^[46]。

4.4 表面活性剂的使用

很多 PAHs 强烈的吸附于土壤上，不易降解。表面活性剂能促进解吸和溶解^[36]。有 9 个和 12 个环氧亚单位的辛苯环氧树脂或壬苯环氧树脂对促进水土悬浮液中 PAHs（蒽、菲、芘）的解吸效果最好^[47]。对于土水比为 1~7~1~2 的溶液，加 0.1%（体积）表面活性剂能使 PAHs 开始溶解，1%（体积）表面活性剂将使 70%~90% 的 PAHs 溶解。

表面活性剂使用浓度要合适。浓度高既不经济，还可以抑制微生物的活性或者作为一种母体底物而先于 PAHs 被利用。Obewrbremer 等^[48]发现，微生物自身能产生以糖脂形式存在的生物表面活性剂。微生物经过最初适应期之后，在模拟系统中依靠生物表面活性剂成功地使烃类得到降解^[49]。由于表面活性剂处理成本较高，所以，利用微生物自身产生的表面活性剂可降低处理成本。不过，对这种能产生生物表面活性剂的微生物仍需鉴定，它的实际应用效果也还需进一步证实。

5 土壤 PAHs 的生物修复技术

5.1 微生物修复

报道较多的生物治理技术有 3 种：就地处理、现场处理和生物反应器。

5.1.1 就地处理 此方法是将受污染土壤在原地处理。处理期间，土壤基本不被搅动^[50,51]。最常见的就地处理方式是在土壤的水饱和区进行生物降解。除了要加入营养盐、氧源（多为 H_2O_2 ）外；还需引入微生物以提高生物降解的能力。有时，在污染区挖一组井并直接注入适当的溶液，这样就可以把水中的微生物引入到土壤中。地下水经过一些处理后可以恢复和再循环使用，在地下水循环使用前，还可以加入土壤改良剂。

Ellis 等^[46]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 和高分子量的 PAHs 污染进行就地处理。在 0.9~4.5 米的深度范围内，土壤中防腐油的总浓度为 10~32000mg/kg 土，平均为 4329mg/kg 土。在污染区设置一些井，往井中注入含有营养盐(K_2HPO_4)、氧源(35% H_2O_2 , 100mg/L)和表面活化剂的溶液，并接种能促进 PAHs 降解的微生物，对污染区进行处理。就地处理技术只能用于没有粘土层的区域。污染区土壤经过 4 个月处理，所有 PAHs 的降解都很明显，但是，4 个月后三环和多环 PAHs 的降解率一般明显低于 60%。因就地处理对温度较敏感，所以只能在气温大于 8 的月份进行。

由此可见在一定的时间内，就地处理不可能有效地去除大多数 PAHs，而且这种方法因受温度和土壤类型的影响而具有一定的局限性。

5.1.2 现场处理 (on site) 和预制床 (prepared bed) 污染物的土地耕作处理是现场处理的主要形式之一，广泛地应用于含油污泥的处理。被污染的废物施在土壤上，通过施肥、灌溉和加石灰等管理措施，保持养分、水分和 pH 的最适值，并进行耕作以改善土壤的通气状况，确保在污染废物和下面土层中污染物的降解。降解过程所用的微生物多为土著微生物，但是要提高效果还需引入驯化的微生物。土壤耕作处理最大的缺陷是污染物可能从处理区迁移，预制床的设计可使污染物的迁移量减至最少，因为它具有滤液收集和控制排放系统。预制床的底面为渗透性低的物质如高密度的聚乙烯或粘土。将污染土壤转移到预制床上，通过施肥、灌溉、调节 pH，有时还加入微生物和表面活性剂，使其最适合污染物的降解。

Mueller 等^[52]对佛罗里达州彭萨科拉 (pensacola) 木材防腐油生产区的土壤进行现场处理，并测定了 21 种 PAHs 的降解率。结果表明，各类有机物的降解顺序为：酚醛类>杂环烃>低分子量 PAHs >高分子量 PAHs。12 周后，表土低分子量 PAHs 的平均降解率>50%，而高分子量 PAHs 的降解率很低。同一时间内，底土的 PAHs 仍保持较高的浓度。

对英国布莱克波恩天然气生产区进行现场处理。微生物接种和加入营养盐、表面活性剂后，采用旋转床提供充足的氧气。12 个月后，土壤 PAHs 的浓度从 22000 mg/kg 降至 148mg/kg。

Ellis 等^[45]用具有滤液收集和水循环系统的预制床对斯德哥尔摩中部防腐油生产区的土壤进行治理，土壤中 PAHs 的浓度从 1024.4mg/kg 降至 324.1mg/kg。虽然 PAHs 的浓度显著降低，但是高分子量 PAHs 的降解率很低。与同一区域的就地处理技术相比，现场处理对三环和三环以上的 PAHs 的降解率明显提高（萤蒽和芘除外）。

上述研究表明,现场处理对低分子量 PAHs 降解明显,但对高分子量 PAHs 的效果不理想。就同一土壤而言,现场处理的 PAHs 降解率显然要大于就地处理,因为现场处理对降解提供的环境条件比较优越。

5.1.3 生物反应器 取污染土壤置于一专门的反应器中处理。生物反应器一般建在现场或特定的处理区,通常为卧鼓形和升降机形,有间隙式和连续式两种,但多为间隙式。生物反应器还没有广泛的应用于 PAHs 污染土壤的处理,仅在最近人们对生物反应器的研究才越来越多,因为反应器可使土壤与微生物及其它添加物如营养盐、表面活性剂等彻底混合;能很好控制降解条件,因而处理速度快,效果好。

碾碎土壤,加水混合为泥浆,然后放入反应器中处理。为了提高降解速率,常在反应器先前处理的土壤中分离出已被驯化的微生物,并将其加入到准备处理的土壤中。

生物反应器用于处理不适于现场处理的细粉土。荷兰的应用科学组织把物理和生物技术结合起来处理各种污染土壤,采用水力旋流器将土壤和沉积物分离为粗粒和细粒两部分,粗的部分采用微生物反应器或土地现场处理;细的部分一般可在生物反应器或曝气池中进行处理^[24]。

Weissenfels 等^[53]在升降机状的生物反应器的土壤泥浆系统中研究了 A、B 两种土壤的生物降解性能。土壤 A 含高浓度的低分子量 PAHs;土壤 B 含高浓度的高分子量 PAHs。将此法的 PAHs 降解率与就地处理进行比较,显然,土壤 A 中的 PAHs 降解率明显高于就地处理,尤其是双环、三环和四环 PAHs。采用生物反应器处理 4 周后,土壤的双环、三环和四环 PAHs 的平均降解率为 80%,而就地处理仅为 50%。土壤中除了少数双环、三环 PAHs 外,其它 PAHs 即使用能降解 PAHs 的混合菌接种,也均无显著降解。

Mueller 等^[52]在实验室里采用生物反应器处理防腐油污染的表土和底土制成的泥浆液,这些土壤采用现场法很难进行有效处理。土壤中高分子量和低分子量 PAHs 的含量都很高。经过 30 天处理,表土、底土中有机物的降解顺序为:酚醛>杂环烃>PAHs。虽然底土的降解方式与表土的相似,但是底土的降解速度较大。表土培养 14 天,除双环 PAHs 完全降解外,三环、四环及多环的 PAHs 降解率分别为 60% 和 40%。底土经过 5 天培养,双环、三环、四环或多环的 PAHs 生物降解率分别为 90%、70% 和 60%。虽然高分子量 PAHs 的去除率高,但反应器的污泥中浓度仍然很高,分析表明,22% 的荧蒽、36% 的芘,29% 的苯并[a]芘和 29% 的 蒽 通过非生物损失而去除,这种非生物损失对土壤中 PAHs 的减少贡献很大。但是不管怎么说,所有 PAHs 的生物降解是明显的。

上述研究表明,生物反应器比现场处理和就地处理效果好,省时。但高分子量的 PAHs 降解率仍然不高,而且其运行费用较高,所以生物反应器目前在农田土壤中的应用还处于初始阶段。

5.2 植物修复

5.2.1 植物修复的特点 植物修复利用植物原位处理污染土壤的方法。它是一种很有希望的、可有效和廉价处理某些有害废物的新方法,在美国等发达国家已经开展大规模的实验、并被证明是有效的^[54]。

植物—土壤修复系统,可以看成是同废水处理类似的生物处理系统,它有以太阳能为动力的“水泵”和进行生物处理的“植物反应器”,植物可吸收转移元素和化合物,可以使污染物积累、代谢和稳定化。

植物修复的成本较低，是物理化学修复系统的代替方法。据美国实践，种植管理的费用在每公顷 200~1000 美元之间，既每年每立方米的处理费为 0.02~1.00 美元，比物理化学处理的费用低几个数量级^[55]。

植物修复的方式有 3 种，植物提取 (phytoextraction)。植物吸收积累污染物，待收获后才进行处理。收获后可以进行热处理、微生物处理和化学处理^[55]。植物降解 (phytodegradation) 植物及其相关微生物区系将污染物转化为无毒物质。植物稳定化 (phytostabilization) 植物在同土壤的共同作用下，将污染物固定，以减少其对生物与环境的危害。

植物修复有机物有 3 种机制：直接吸收并在植物组织中积累非植物毒性的代谢物；释放促进化学反应的酶；强化根际 (根-土界面) 的矿化作用，这与菌根菌和同生菌有关。

5.2.2 有机物污染物的植物降解 植物降解的成功与否取决于有机污染物的生物利用性，即通过植物-微生物系统吸收代谢能力。生物可利用性与化合物的相对亲脂性、土壤的类型和污染时间长短有关。

1 有机污染物的直接吸收和降解 植物对于浅层土壤的中度疏水有机物有很高的去除效率，中度疏水有机物有 BTEX (即苯、甲苯，乙苯和二甲苯) 氯代溶剂、短链脂肪族化合物。疏水有机物和植物根表面结合得非常紧密，只是他们在植物体内不能转移，水溶性物质不会充分吸到根上，迅速通过植物根转移。

一旦有机物被吸收，植物可以通过木质化作用在新的植物中储藏它们的残片，可以代谢和矿化它们为水和二氧化碳，还可以使它们挥发^[56]。化学物质经根的直接吸收取决于其在土壤水中的浓度和植物的吸收率、蒸腾率。植物的吸收率取决于污染物的物理化学特性和植物本身。蒸腾作用是决定植物修复工程中污染物吸收速率的关键变量，它又与植物种类、叶面积、养分、土壤水分、风力条件和相对湿度有关。

通过遗传工程可以增加植物本身的降解能力，把细菌中的降解除草剂基因转移到植物中产生抗除草剂的植物。使用的基因还可以是非微生物来源，如哺乳动物的肝和抗药的昆虫^[55]。

2 酶的作用^[54, 55] 与植物酶有关的有机物降解非常快，致使化学污染物从土壤中的解析和质量转移成为限速步骤。植物死亡后酶释放到环境中还可以继续发挥分解作用。

美国佐治亚洲 Athens 的 EPA 实验室从淡水的沉积物中鉴定出脱卤酶、硝酸还原酶、过氧化物酶、漆酶和腈水酶等 5 种酶，这些酶均来自于植物。研究植物特有酶的降解过程为植物修复的潜力提供了有利的证据。

3 根际的生物降解 Anderson 等^[57]人的实验表明，植物以多种方式帮助微生物转化，根际在生物降解中起着重要作用。根际可以加速许多农药以及三氯乙烯和石油烃的降解^[58]。植物提供了微生物生长的生境，可向土壤环境释放大量分泌物 (糖类、醇类和酸类等)，其数量约占年光合作用产量的 10%~20%，细根的迅速分解也向土壤中补充了有机碳，这些都加强了微生物矿化有机物的速率。根上有菌根菌生长，菌根菌和植物共生具有独特的代谢途径，可以代谢自生细菌不能降解的有机物。

4 植物的稳定化 植物的作用是通过改变土壤的水流量使残存的游离污染物与根结合，防止风蚀和水蚀等，进而增加对污染物的多价螯合作用。目前这项技术已在矿区

污染修复中使用，在城市和工业区中采用不多。

植物是一个有效的土壤污染处理系统，它同其根际微生物利用其生理代谢功能担负着分解、富集、稳定污染物的作用。

5 植物对 PAHs 污染土壤的修复 April 等^[58]利用温室条件研究了 8 种牧草对 4 种多环芳烃的降解进行 150 天的实验研究，结果表明多环芳烃在有根际的土壤中降解率明显高于对照。孙铁珩等^[59]利用苜蓿草进行了室外盆栽研究，结果表明土壤中降解率明显高于对照，说明植物根际对降解有作用。有关植物修复多环芳烃的研究成果，目前尚不多见报道。

土壤有机污染植物修复是一项非常有前途的新技术，优点很多，特别是和其它修复技术相比，费用较低，适合在发展中国家使用。

6 存在的问题和发展方向

就地处理不能有效地去除土壤中的多环芳烃，现场处理已被成功地用于低分子量的多环芳烃的降解，生物反应器被证明是最有效的土壤处理方法，因为它使土壤与微生物很好地混合，并且容易提供有利于多环芳烃降解的条件。然而，生物反应器目前仍处于发展阶段，需要进一步在降低成本的前提下提高生物治理效果。

四环及四环以上的高分子量多环芳烃利用目前的生物技术，仍难于较快地降解。目前需要在以下几方面进行深入研究。

1 分离能以四环及四环以上的多环芳烃作为唯一碳源和能源的微生物，并成功的应用于农田土壤的生物治理。

2 研究多环芳烃的共代谢的机理，因大多数高分子量多环芳烃是通过这条途径被分解的。

3 研究微生物处理方法与植物处理方法相结合的技术，筛选能够高效积累 PAHs 的植物。

4 进一步研究多环芳烃的生物可利用性和促进其降解的因素。

5 研究控制微生物适应的因素和减少微生物驯化时间的技术。

6 研究通过基因工程的手段去选育能降解多环芳烃的高效菌株，以加速该物质的转化。

总之，运用分子生物学，分子工程学，基因工程等新理论和方法于生物修复技术中，将为环境保护开辟一条新途径。可以相信生物修复是一个颇有前景的发展方向。

参 考 文 献

- 1 Freeman D. J. and Cattell, F. C. R. Environmental Science and Technology, 1990, 24: 1581~1585
- 2 Benner B. A., Jr. Bryner N. P. and Wise S. A. Environmental Science and Technology, 1990, 24: 1418~1327
- 3 Sims R. C. & Overcash M. R. Residue Reviews, 1983, 88: 1~68
- 4 Jones K. C., Straford. J.A. and Waterhouse K.S. Environmental Science and Technology, 1989, 23: 95~101
- 5 Jones K. C. Straford. J.A. and Waterhouse, K.S. Environmental Science and Technology, 1989, 23: 540~550

-
- 6 Gunster D. G., Bonnevie N.L. and Gielis C.A. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1993, 25: 202~213
 - 7 Huntley S. L., Bonnevie N. L. and Wenning R. J. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1993, 51: 865~872
 - 8 Bos R. P., Theuws J. L. and Leijdekkers Ch-M. Mutation Research, 1984, 130: 153 ~158
 - 9 Bumpus J. A. Applied and Environmental Microbiology, 1989, 55: 154~158
 - 10 Mueller J. G., Chapman P. J. and Pritchard P. H. Environmental Science and Technology, 1989, 23: 1197~1201
 - 11 Walter U., Beyer, M. and Klein J. DECHEMA Jahrestagung der Biotechnologen, VCH Verlag-sgesellschaft, 1990, 17: 489~492
 - 12 刘期松等. 污灌土壤中多环芳烃自净的微生物效应.环境科学学报, 1984, 4(2): 185~192
 - 13 祁士华等. 珠江三角洲经济区主要城市不同功能区大气气溶胶中优控多环芳烃污染评价. 地球化学, 2000, 29(4): 337~341
 - 14 许士奋等.长江和辽河沉积物中的多环芳烃类污染物.中国环境科学, 2000, 20(2): 128~131
 - 15 Song H.G. and Bartha R. Applied and Environment Microbiology, 1990, 56: 646~651
 - 16 Park K.S., Dupont R.R. *et al.* Environment Toxicology and Chemistry, 1990, 9: 187~195
 - 17 Wilk S. R. and Jones K. C. Environment Toicology and Chemistry 1989,9:187~195
 - 18 Cemiglia C. E. and Heitkamp M. A. Microbial degradation of PAHs in the aquatic environment. In: Varanasi U., Metabolism of PAHs in the Aquatic Environment, Boca Raton, FL., USA: CRC Press, 1989, 41~68.
 - 19 Herbes S. E. and Schwall L.R. Applied and Environment Microbiology, 1978, 35: 401~405
 - 20 Tabak H. H., Quave, S. A. and Mashni C. L. Journal of the Water Pollution Control Federation, 1981, 53: 1503~1518
 - 21 Sims R. C., Doucette W.J. and Mclean J. E. Treatment potential for 56 EPA-listed hazardous chemicals in soil. In: Robert S. K., USEPA Report No. 600/6-88/001. Ada, OK, USA: Environmental Research Laboratory, 1988, 13
 - 22 Heitkamp M. A. and Cemiglia C. E. Applied and Environmental Microbiology, 1989, 55: 1968~1973
 - 23 McGinnis G. D., Borazjani H. and McFarland L. K. Charaterisation and laboratory testing soil treatability studies for creosote and pentachlorophenol sludges and contaminated soil. In: Robert. S.K., USEPA Report No. 600/2-88/055. Ada. OK. USA: Environmental Research Labratory, 1988, 20~21
 - 24 Annokkee G. J., MT-TNO research into the biodegradation of soils and sediments contaminated with oils and PAHs, in: Wolf K., Van den Brink J. and Colon F. J. Contaminated Soil. Kluwer Academic Publishers, 1990, 941~945
 - 25 C emiglia C. E. Advances in Applied Microbiology, 1984, 30: 31~41
 - 26 Efroymson R. A. and Alexander M. Applied and Environmental Microbiology, 1991, 57: 1441~1447
 - 27 Goldsmith C. D. Jr. and Balderson R. K. Hazardous Matevials, 1989, 6: 145~154
 - 28 Sorkhoh N. A., Ghannoum M. A. and Zbrahim A. S. Environmental Pollution, 1990, 65: 1~17
 - 29 Weissenfels W. D., Beyer M. and Klein J. Applied Microbiology and Biotechnology, 1990, 32: 479~484
 - 30 Narro M. L. and Cemiglia C. E. Applied and Environmental Microbiology, 1992, 58: 1351~1359
 - 31 Walter U., Beyer M. Applied Microbiology and Biotechnology, 1991, 34: 671~676
 - 32 Mueller J. G., Middaugh D. P. and Lantz S. E. Applied and Environmental Microbiology, 1991, 57: 1277~1285
 - 33 Keck, J., Sims R. C. and Coover M. P. Water Research, 1989, 23: 1467~1476

- 34 Memillan D. C. and Cerniglia C. E. *Applied and Environmental Microbiology*, 1987, 53: 2560~2566
- 35 Pothuluri J. V., Heflich R. H. and FU P. P. *Applied and Environmental Microbiology*, 1992, 58: 937~941
- 36 Morgan P. and Watkinson R. J. *CRC Critical Reviews in Biotechnology*, 1991, 57: 3462~3469
- 37 Dhawale S. W., Dhawale S. S. and Dean-Ross D. *Applied and Environmental Microbiology*. 1992, 58: 3000~3006
- 38 Cerniglia C. E. Microbial transformation of aromatic hydrocarbons. In: *Atlas R. M. Petroleum Hydrocarbons*, London: Macmillan, 1984, 99~128
- 39 Grosser R. J., Warszewsky, D. and Robie Vestol J. *Applied and Environmental Microbiology*, 1991, 57: 3462~3469
- 40 Simis j.l. and Matthews J.E. *Hazardous Waste Hazardous Materials*, 1990, 40: 704~732
- 41 Manilal V. B. and Alexander M. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1991, 35: 401~405
- 42 Steiber M., Bockle K. and Werner P. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the surface. In: Wolf K. Van den Brink J. and Colon F. J. *Contaminated Soil*, Kluwer Academic Publishers, 1990, 473~479
- 43 Barendschee E. R., Helming O. and Dahmer S. Kinetics studies on the hydrogen peroxide-enhanced *in situ* biodegradation of hydrocarbons in water ground zone, in Wolk. Van den Brink J. and Colon F. J. *Contaminated Soil*. Kluwer Academic Publishers, 1990, 1011~1017
- 44 Morgan P. and Watkinson R. J. *Water Research*, 1992, 26: 73~78
- 45 Ellis B. Harold P. *Environmental Technology*, 1992, 12: 447~459
- 46 Jafvert C. T. *Environmental Science and Technology*, 1991, 25: 1039~1045
- 47 Liu Z., Laha S. and Luthy R. G. *Water Science and Technology*, 1991, 23: 475~485
- 48 Oberbremer A. and Mueller-Hurtig R. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1989, 31: 582~586
- 49 Goclik E., Muller-Hurtig R. and Wagner F. Influence of biosurfactant producing microorganisms on the degradation of a model oil by an original soil population. In: Wolf K., Van den Brink J. and Colon F. J. *Contaminated Soil*. Kluwer Academic Publishers, 1990, 489~490
- 50 Wilson S. B. and Brown R. A. *Groundwater Monitoring Review*, 1989, 9: 173~179
- 51 Madson E. L. *Environmental Science and Technology*, 1991, 25: 1663~1673
- 52 Mueller J. G., Lantz S. E. and Blattmann B. O. *Environmental Science and Technology*, 1991, 25: 1055~1061
- 53 Weissenfels W. D, Beyer M. and Klein J. *Fifth European Congress on Biotechnology*, Copenhagen, 1990, 2:931~934
- 54 Schnoor J. L. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29(7): 318~323
- 55 Cunningham S. D. *et al.* *Trend in Biotechnology*, 1995, 13(9): 393~397
- 56 Hathaway D. E. *Molecular mechanism of herbicide selectivity*, Oxford University Press, Oxford, 1989, 100~105
- 57 Anderson T. A. *et al.* *Environmental Science and Technology*, 1993, 27(13): 2630~2635
- 58 Aprill W. Ronald C. *Chemosphere*, 1990, 20: 253~265
- 59 孙铁珩等. 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