



有机氯杀虫剂(DDT、六六六)的 微生物降解

罗清修 王志通 王孔星 简浩然

(中国科学院武汉病毒研究所)

DDT、六六六杀虫剂具有广谱、长效和价廉的特点,是广泛使用于农业和医药卫生方面的一类有机氯杀虫剂。由于它们在环境中化学性质稳定,不易降解,而且可以通过多种途径从生产和施用的地方扩散。因此,随着使用范围的扩展和时间的延长,其残留物现已遍及世界各个角落,对环境造成了污染,直接或间接地给人们的健康带来了不良的影响,以致七十年代有些国家开始采取禁用措施。我国目前仍广泛采用DDT、六六六作为杀虫剂,然而,倘若对所投放到环境中的大量农药没有适当的处理与控制,势必后患无穷。为此,研究这些杀虫剂在环境中的转化规律及其微生物降解就更为重要。

微生物在环境的自然净化中起着重要的作用。从六十年代发现这些有机氯杀虫剂在环境中的长期生态效应和对人类的不良影响以来,有机氯杀虫剂的微生物降解问题引起了人们的重视,从而进行了大量的工作。虽然用微生物纯培养研究有机氯杀虫剂降解开始的时间较晚,但由于问题本身的重要性和高灵敏度的分析测试手段的大量采用,如气相和液相色谱、红外光谱、薄层层析、质谱等,以及同位素标记化合物的广泛应用,使这方面的工作从一般性论证微生物的降解作用转到机理的探讨;从微生物的群体、个体水平深入到分子水平的研究(如降解酶的研究,合成的有机氯化合物降解质粒转移的探讨等);并研究有机氯化合物结构与微生物降解之间的关系。根据现有的报导,能降解DDT、六六六杀虫剂的微生物种类很多,降解的途径也随杀虫剂的化学性质、微生物的种类和环境条件的不同而异。这里根据近几年国内外的一些研究报告和其他文献作个简要的综述。

一、降解DDT、六六六杀虫剂的微生物^[1]

有机氯杀虫剂在环境中的稳定性与它们对微生物作用的抗性有关。然而,许多研究者用各种不同的方法所进行的试验表明,微生物对有机氯杀虫剂的降解在自然净化中有其重要意义。

用DDT、六六六在灭菌土壤和未灭菌土壤作对比试验,发现它们在未灭菌的土壤中比在灭菌土壤中降解的速率要快得多。若将少量具有生物活性的土壤(Viable Soil)加至灭菌土壤中,结果能使DDT的降解能力得到恢复。有的科研工作者考虑到高压灭菌能引起土壤理化性质的改变而改用 HgCl_2 消毒处理,在含有2 mg DDT土壤中,一周内没有观察到DDT转变为TDE、DDE或其他代谢产物。这些试验都证明有机氯杀虫剂在土壤中的转化,微生物的降解作用是重要的。

以湖水、海水、湖底沉积物和污水污泥等所作的试验也表明在这些环境中微生物是DDT转化的重要因素。

降解 DDT 的微生物种类 [1][2][3]

表 1

微 生 物 名 称	微 生 物 名 称
细 菌	<i>Ps. marginalis</i> 边缘假单胞菌
<i>Achromobacter</i> sp 无色杆菌	<i>Ps. mors-prunorum</i> 死李假单胞菌
<i>Aerobacter aerogenes</i> 产气气杆菌	<i>Ps. syringae</i> 丁香假单胞菌
<i>Agrobacterium tumefaciens</i> 根癌土壤杆菌	<i>Ps. tabaci</i> 烟草假单胞菌
<i>Bacillus cereus</i> 蜡状芽孢杆菌	<i>Pseudomonas</i> sp 假单胞菌
<i>B. cereus mycoides</i> 蜡状芽孢杆菌蕈状变种	<i>Serratia marcescens</i> 粘质沙雷氏菌
<i>B. coagulans</i> 凝结芽孢杆菌	<i>Xanthomonas pruni</i> 桃李黄单胞菌
<i>B. subtilis</i> 枯草杆菌	<i>X. stewartii</i> 斯氏黄单胞菌
<i>Bacillus</i> sp 芽孢杆菌	<i>X. uredovorus</i>
<i>Bacterium coli</i> 大肠杆菌	<i>X. vesicatoria</i> 疮病黄单胞菌
<i>Brevibacterium lines</i> 短杆菌	放 线 菌
<i>Clostridium</i> sp 芽孢梭菌	<i>Nocardia</i> sp 诺卡氏菌
<i>Enterobacter aerogenes</i> 产气肠杆菌	<i>Streptomyces albus</i> 白色链霉菌
<i>Escherichia coli</i> 埃希氏大肠杆菌	<i>S. aureofaciens</i> 金霉素链霉菌
<i>Erwinia</i> sp 欧文氏杆菌	<i>S. cinnamones</i> 肉桂色链霉菌
<i>Erwinia amylovora</i> 解淀粉欧文氏杆菌	<i>S. antibioticus</i> 抗生链霉菌
<i>Erwinia ananas</i> 菠萝欧文氏杆菌	<i>S. viridochromogenes</i> 绿色产色链霉菌
<i>Erwinia carotovora</i> 胡萝卜软腐欧文氏杆菌	真 菌
<i>Erwinia chrysanthemi</i> 菊欧文氏菌	<i>Fusarium oxysporum</i> 尖孢镰刀霉
<i>Hydrogenomonas</i> sp 氢极毛杆菌	<i>Fusarium</i> sp 镰刀霉
<i>Klebsiella pneumoniae</i> 肺炎克氏球菌	<i>Geotrichum candidum</i> 白地霉
<i>Kurthia zopfii</i> 佐氏库特氏菌	<i>Mucor alternans</i> 互生毛霉
<i>Micrococcus</i> sp 微球菌	<i>Sacharomyces cerevisial</i> 啤酒酵母
<i>Proteus vulgaris</i> 普通变形杆菌	<i>Trichoderma viride</i> 绿色木霉
<i>Pseudomonas fluorescens</i> 荧光假单胞菌	<i>Trichoderma</i> sp 木霉
<i>Ps. glycinea</i> 大豆假单胞菌	

降解六六六的微生物种类 [1][5]

表 2

微 生 物 名 称	微 生 物 名 称
细 菌	<i>Clostridium sphenoides</i> 楔形梭菌
<i>Arthrobacter</i> sp 节细菌	<i>Enterobacter aerogenes</i> 产气肠杆菌
<i>Bacillus</i> sp 芽孢杆菌	<i>Enterobacter cloacae</i> 阴沟肠细菌
<i>Bacillus coli</i> 大肠杆菌	<i>Escherichia coli</i> 大肠杆菌
<i>Bacillus laterosporus</i> 侧孢芽孢杆菌	<i>Proteus mirabilis</i> 奇异变形菌
<i>Bacillus macerans</i> 软化芽孢杆菌	<i>Pseudomonas</i> sp 假单胞菌
<i>Bacillus polymyxa</i> 多粘芽孢杆菌	<i>Rhizobium</i> sp 根瘤菌
<i>Citrobacter freundii</i> 弗氏柠檬酸细菌	放 线 菌
<i>Clostridium butyricum</i> 丁酸梭菌	<i>Micromonospora</i> sp 小单胞菌
<i>Clostridium sporogenes</i> 生孢梭菌	<i>Thermoactinomyces</i> sp 高温放线菌
<i>Clostridium</i> sp 芽孢梭菌	真 菌
<i>Clostridium rectum</i> 直肠梭菌	<i>Penicillium</i> sp 青霉
<i>Clostridium pasteurianum</i> 巴氏芽孢梭菌	<i>Rhizopus</i> sp 根霉

用动物粪便或肠道菌接种进行 DDT 的转化试验，也证明微生物在鼠、鱼和昆虫等动物体内 DDT 的转化中起着重要作用。有的科研工作者还认为某些 DDT 代谢产物在鱼体中的积

累与微生物的作用有关。

随着工作的深入开展,用分离降解DDT、六六六杀虫剂的微生物纯培养方法来研究有机氯杀虫剂的转化进行了大量的工作。在Allen的发现之后,Kallman等于六十年代初首先用啤酒酵母、普通变形杆菌作试验,其后,许多研究者分离了大量对DDT、六六六有机氯杀虫剂有降解能力的各类菌株(表1及表2)。

二、DDT、六六六的微生物转化

微生物对杀虫剂的转化存在着四种主要的方式:(1)以杀虫剂作为微生物生长和能源的基质;(2)微生物以“辅代谢”(cometabolism)方式对杀虫剂进行转化,但不能以它作为生长的能源;(3)将杀虫剂的整个分子或它的中间代谢产物与天然存在的化合物相结合;(4)杀虫剂在微生物体内结合与积累^[6]。根据报导,DDT、六六六的微生物转化也是以这些方式实现的。有的作者以六六六作为微生物生长的唯一碳源^{[4][7]},而另一些作者则认为六六六的微生物降解不能以其作为碳源或能源^{[8][9]}。DDT的微生物降解都是以“辅代谢”方式进行的。真正能利用DDT作为唯一碳源的微生物几乎至今还未见有报导。为此,有些科研工作者认为借助经典的选择性培养的微生物学方法寻找利用DDT的微生物,是方法学上的错误。要分离这些菌株必须在加有少量DDT的具有辅基质(cosubstrate)的丰富培养基上进行。然而,营养物应是适量的,过度丰富的培养基会导致人工合成的有机氯化合物降解受到抑制^[10]。

DDT、六六六的微生物降解可受外界因素的影响,如通气、pH、温度、营养物质和氧化还原电位等。凡能影响微生物生命活动的理化因子和生物学因子,不仅会影响到DDT、六六六的降解过程的速率,而且还影响到降解反应的性质和产物。如用放射性同位素标记的试验表明,DDT在嫌气条件下是以还原脱氯为主,而在好气条件下则以脱氯化氢为主。

不少科研工作者观察了DDT、六六六在土壤不同通气条件下的转化速率,并分析了微生物的区系。结果表明,DDT、六六六在通气条件下化学性质稳定,降解缓慢,残留期为7~10年,而在渍水厌气条件下却能迅速降解。

微生物对有机氯杀虫剂的降解也有赖于营养条件。在淹水条件土壤能降解六六六,加入蛋白胨丰富培养时降解速率更明显,能够降解 α -BHC及 γ -BHC^[11]。Anolerson等用互生毛霉在摇瓶培养降解¹⁴C-DDT的研究表明,真菌孢子在含DDT作唯一碳源培养基上不能生长,然而一旦加入葡萄糖,它们就能保持活力两个月,并发育成菌丝。真菌对DDT的降解与菌丝量无关。由于DDT产生水溶性代谢产物的量一定程度上取决于杀虫剂的浓度,但更大程度决定于培养基中的C.N源。最大量的代谢产物是在具有葡萄糖和硝酸铵存在时形成,其它糖类除核糖之处均引起代谢产物量的降低,尤其是麦芽糖最为明显,但产物没有质的差异。当硝酸铵用其它氮源代替时,水溶性代谢产物有所降低(35~75%),而且在产物中也观察到有质的差异。Parr等发现在加入苜蓿粉、稻草等的湿润土壤中经过四个星期DDT的降解可达100%,再加入葡萄糖者则为85%。

Johnsen等在用家畜肥料所作的有关研究表明,在渍水土壤中甚至只经过一个星期,大多数DDT均消失,其主要代谢产物是TDE,DDE仅发现有痕迹量。

混合培养的试验表明,有机氯杀虫剂的降解亦受微生物种间关系的影响。Anderson等研究了8种真菌对互生毛霉代谢¹⁴C-DDT至水溶性代谢产物的影响,在所有情况下均起抑制

作用。而Focht等以氢极毛杆菌 (*Hydrogenomonas*) 与镰刀霉 (*Fusarium*) 混合一起时, 能代谢DDM和PCPA至 CO_2 、 H_2O 和 HCl ^[13]。

农药在土壤中的降解是一个复杂的过程。对于某一种农药的降解常受作用条件及微生物种类降解能力的限制, 而难得到一个完整的降解图式, 不过, 从大量的研究成果可以得出大概反应的过程。

γ -BHC在非渍水土壤中由于微生物的作用脱去氯化氢变为 γ -五氯环己烯(Yule等)。Allan试验的生孢梭菌(*Clostridium sporogenes*)和大肠杆菌(*Bacillus coli*)能代谢林丹(γ -BHC)产生微量的苯和一氯苯^[12]。

然而, Sethunathan等观察到在厌氧条件下芽孢梭菌(*Clostridium spp*)作用于 γ -BHC所产生的代谢物不是 γ -五氯环己烯(γ -PCCH)。其后, Yutaka在渍水土壤中也观察到 γ -BHC的一种代谢产物, 经鉴定为 γ -3,4,5,6-四氯环己烯(γ -BHC)。用 ^{14}C 标记的 γ -BHC处理渍水土壤, 通过测定放出 $^{14}\text{CO}_2$, 表明微生物对 γ -BHC的降解作用, 在厌氧条件下不仅可脱去氯化氢生成多氯环己烯, 而且可通过环开裂发生降解作用。

Tu^[4]分离出147株菌, 有71株能在以 γ -六六六为唯一碳源的培养基中生长良好, 其中假单胞菌(*Pseudomonas sp.*No.62)在含 γ -六六六的培养基中生长产生 γ -五氯环己烯(γ -PCCH), α -四氯环己烯(α -TCCH), β -四氯环己烯(PCB), 1,2,3,4-四氯苯(1,2,3,4-TCB), 1,2,4,5-四氯苯(1,2,4,5-TCB)等代谢产物。

Jagnow等^[5]用专性厌氧菌和兼性厌氧细菌进行试验表明芽孢梭菌、芽孢杆菌及肠道细菌的试验菌在厌氧条件下能活跃地降解 γ -六六六。而乳酸杆菌科代表株及丙酸杆菌属的代表株则不活跃。用同位素 ^{36}C 标记 γ -六六六进行试验, 丁酸梭菌(*Clostridium butyricum*)、巴氏芽孢梭菌(*P.pasteurianum*)以及弗氏柠檬酸细菌(*Citrobacter freundii*)培养4~6天几乎出现完全脱氯。而别的兼性厌氧活性较低。好氧生长的兼性厌氧菌在有葡萄糖、丙酮酸盐或甲酸盐底物下厌氧培养也能活跃地使 γ -六六六脱氯。它们对 α - β -和 δ -HCH异构体的脱氯较慢, 其速度 $\gamma > \alpha > \beta \geq \delta$ -HCH。全部试验菌株对 γ -HCH的厌氧降解相当活跃, 降解生成 γ -四氯环己烯(TCH)作为主要中间产物, 也会产生少量的三氯苯或四氯苯, 但不产生 γ -五氯环己烯及四氯环己烯(TCH)或五氯环己烯的异构体。

DDT的厌氧或好氧降解作用已受到很大的注意, 其降解的途径没有完全确定。DDT在土壤中被微生物代谢大体上发生三种生化反应: 1) 还原脱氯生成DDD、DDM等; 2) 脱氯化氢生成DDE等; 3) 羟基化。DDT在微生物作用下生成一系列产物。

Johnsen^[1]根据许多研究结果提出微生物代谢DDT的途径为: $\text{DDT} \rightarrow \text{DDE}$ 和 $\text{DDT} \rightarrow \text{TDE} \rightarrow \text{DDMU} \rightarrow \text{DDMS} \rightarrow \text{DDNU} \rightarrow \text{DDNS} \rightarrow \text{DDOH} \rightarrow \text{DDHO} \rightarrow \text{DDA} \rightarrow \text{DDM} \rightarrow \text{DDBH} \rightarrow \text{DBP}$ 。这途径也可能变为包含 $\text{DDA} \rightarrow$ 与氨基结合, $\text{DDM} \rightarrow \text{PCPA} \rightarrow$ 对-氯苯基乙醇醛(*p*-chlorophenylglycolaldehyde), $\text{DBP} \rightarrow \text{CO}_2$ 、 H_2O 和 HCl 。

近来有两篇报导, 有一种新的代谢产物DDCN出现, 这是一种含氮的代谢产物, 还不知如何配入降解图式, 它是否广泛地存在于环境中仍不清楚。

为了研究DDT在微生物中的代谢, 许多科研工作利用微生物培养的无细胞制剂研究DDT降解中的酶系及其特性和作用条件等。

Wedemeyer用脱氯效果最好的产气杆菌(*Aerobacter aerogenes*)的培养物获得的无细胞制剂试验表明, 分别用氰化物、亚硝酸盐、铁氰酸盐、丙二酸盐和抗霉素A能抑制DDT

代谢形成DDD, 这一抑制作用能部分地被抗坏血酸的加入所清除, 在抗坏血酸和细胞色素C共存条件下则完全被消除, 但单一的应用细胞色素C无效。由此看来, 在DDT还原脱氯形成DDD的反应中, 细胞色素氧化酶的还原型起着主导的作用。

French等用大肠杆菌无细胞制剂不同组分作试验得出结论, DDT的还原脱氯作用只有 $\text{FAD}\cdot\text{H}_2$ 存在条件下于细胞膜上进行, DDT不能直接利用krebs循环氧化产物细胞色素系统的电子。

Engst等从1967年起报导了数篇有关DDT降解酶的研究, 为DDT降解酶的概念提供了依据。1971年他用尖孢镰刀霉(*Fusarium oxysporum*)的培养滤液通过葡聚糖凝胶G100、G200过滤和DEAE-纤维素交换层析作组分分析研究。结果表明, 用凝胶过滤法所得的结果与超离心沉淀试验一样, 只获得一个含有全部DDT降解酶的组分。用交换层析技术获得五种代谢产物均无活性, 组分II和III同样均含有只代谢DDMU使变为DDA、DDOH及DBF; 使DBA变为DDOH及DBP; 使DDOH变为DDA及DBP的酶。组分II比组分III效率较小。与DDT代谢有关的酶存在于组分IV及组分V。虽然组分IV活性最强, 但这两个组分均代谢DDT变成DDE和DDMU, 也能降解TDE、DDE、DDA和DDOH, 从所得的结果表明, 要鉴别出起主要作用的酶是困难的。他们认为DDT的降解酶是一个以上, 这些酶的分子量和电荷都十分相似。这些作者在前一报导(1967)中仅谈到DDT脱氯化氢酶, 为进一步研究DDT酶解特性打开了新的境界^[11]。

在六六六的降解方面虽然有许多关于昆虫酶制剂降解 γ -HCH的报告, 但是用细菌酶制剂来研究 γ -HCH较少。七十年代末Heritage(1977)^[13]曾成功地获得能降解 γ -HCH的楔形梭菌(*clostridium sphenoides*)酶制剂, 在细胞膜碎片及还原的谷胱甘酞存在时能使林丹降解为四氯环己烯。

关于DDT、六六六与其他几种有机氯杀虫剂之间降解酶的关系问题, Matsumura及其他作者根据20个能分解狄氏剂的菌株对异狄氏剂、艾氏剂、DDT、六六六等作了转化试验, 结果有趣地表明, 所有转化狄氏剂的菌株都能降解DDT和异狄氏剂, 能转化艾氏剂的有13株, 但没有一株能对 γ -六六六起任何改变。为此, Matsumura及其他一些作者倾向于认为 γ -六六六的降解是由不同于狄氏剂、异狄氏剂和DDT分解酶的特异性酶实现的。

三、有机氯结构与微生物降解关系

关于有机氯的化学结构与微生物降解作用的关系问题, 近两年来德国学者Reineke及Knackmuss^[14,15]进行了一些开拓性的工作。

考虑到现代工农业的发展有大量卤代芳烃物质散发到生物圈中去。微生物中虽有能够彻底降解芳香族化合物, 甚至是结构复杂的化合物, 具有此性能的菌并不稀罕。但是, 卤代芳香族化合物仍然顽固地残留。虽然苯、酚、联苯、二苯基乙烷等容易为细菌所代谢, 而它们相应的氯化物则是最顽固的化学物质。这类同系物之所以对生物降解难易差距那么大, 虽然没有牵涉到分子的几何结构问题。很可能由于卤芳烯键合, 即作为取代基的卤原子, 障碍了该化合物的代谢作用。

芳基卤之亲核性取代, 它与芳核之间惰性很大, 因而在生物对该类物质的降解过程中不可能以脱卤作为水解的起步。就少数已知的卤芳族化合物的代谢径路看来, 要到非芳代谢物阶段后才能把卤素释放出来。

(一) 取代基对于苯甲酸1,2-二氧合作用的效应

根据 Dagley^[16] 等的报导, 芳烃降解起步的二氧合作用 (Dioxygenation) 是以亲电子反应方式进行的。卤素之取代, 使苯核某些部位电子密度降低, 障碍了苯环的氧合作用。为了解决氯代芳族为什么在生物圈中顽固残留的问题, Reineke 与 Knackmuss^[17] 的工作首先致力于了解氧合作用反应, 即芳烯烃的二氧合作用和儿茶酚的二氧合作用。在研究非酚的芳族化物的双羟基化作用时, 利用卤苯甲酸盐易溶于水的特点, 选它作为模型。而且苯甲酸盐及其各种取代的同形物均为芳族化物代谢的中间产物, 其中如 2,3,6-三氯苯甲酸盐常用作除草剂而大量散布于环境中。

他们选用了 *Pseudomonas* sp. B13, *Alcaligenes eutrophus* B9, *Pseudomonas putida* mt-2 等三种菌株进行工作, 取得如下的论证:

(1) 三种菌株对于具有不同取代基的苯甲酸盐底物的降解有着部位特点和取代基的特点。凡是吸收电子的取代基, 如卤素之类, 它减弱芳核被加氧酶的破解, 减弱程度随取代的位置有所不同。原因是微生物对芳族物质的氧合作用是嗜电子性的化学反应。

(2) 三种菌中 *Pseudomonas putida* mt-2 对芳环的氧合作用受苯甲酸取代基立体变化的影响不大。而 *Pseudomonas* sp. B13 和 *Alcaligenes eutrophus* 则受取代基立体变化的影响很大。

(3) *Pseudomonas* sp. B13 菌株对于苯甲酸在邻位或对位具有取代基的物质的 1,2-二氧合作用受立体专性的影响特别大。而 *Pseudomonas putida* mt-2 菌株则只有邻位取代基的受影响。

(4) 根据各项数据, 总结了上述两种菌对苯甲酸各种位置取代基的衍生物两菌之间具有显然不同的降解作用性能 (参见附图)。

(二) 取代基对二羟基苯甲酸 (简称 DHB)* 脱氢作用的效应

用 DHB 及其各种不同取代的同形物作为底物, 以 *Pseudomonas* sp. B13 及 *Alcaligenes eutrophus* 两菌株提取作用于该底物的脱氢酶进行试验。试验结果所得出的论证有:

(1) 酶对 3-或 5-位的各种取代物质的结合效应无显著差异, 只有各种 4-位取代物的 k_m 值明显增加, 其增加值 4-苯甲酸比 4-氟甲酸大。但鉴于该酶对 4-甲基苯甲酸的结合力比对 4-氯苯甲酸的结合力强, 因而判断酶与它们的结合力的差异不仅是体积问题 (范德瓦半径氯比氟大, 甲基比氯更大), 而取代基的极性也关系很大。

(2) 值得注意的是, 对于苯甲酸起氧化作用的两类酶系, 加氧酶及脱氢酶均对羧基对位取代的物质如 4-氯苯甲酸, 4-氟苯甲酸等, 亲和力都很低。

(3) 反应速度随范德瓦半径的增大而降低, 意味着底物取代基体积的增大, 发生与酶活中心之间配套的干扰。

(三) 组建能利用氯化芳烃的细菌

有少数菌株如 *Pseudomonas* sp. B13, 具

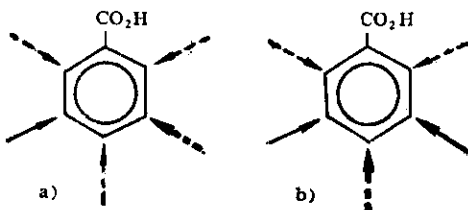


图 1 两类菌对各位置具有取代基的降解性能

—— 不破解; --- 低;
——· 中; ---· 高破解
a) 代表 *Pseudomonas* sp. BB₃;
b) 代表 *Ps. putida* mt-2

* DHB, dihydrodihydroxybenzoic acid [(—)-3,5-cyclohexadiene-1,2-diol-1-carboxylic acid].

有能利用某些卤代芳族物质作为碳源及能源,但该菌株氧化苯环的酶系受立体专一性的影响,除了一氯苯甲酸可供利用外,对于2-或4-氯苯甲酸则发生障碍。另一类菌株如*Pseudomonas putida* mt-2带有编码苯甲酸1,2二加氧酶基因的TOL质粒。此酶专一性不那么严格,可对氯苯甲酸类起辅氧化作用,包括4-氯苯甲酸在内。但同前一种菌不一样,此菌不能彻底降解卤儿茶酚,不能利用这类底物,只从间位破解,残留若干含卤代谢物。Reineke、Knackmuss^[17]用前一菌株作受体,接受后一菌株的TOL质粒,组建兼有两种性能的新菌株,它可彻底降解和利用3-氯苯甲酸,4-氯苯甲酸以及3,5二氯苯甲酸。

通过这一成就,人们可希望发展此方法组建成对氯化苯、酚、苯胺、萘等残毒具有高效降解能力的菌种。

四、展 望

本文综述了微生物降解 DDT、六六六杀虫剂的一些动态。从上述资料可以看出,虽然 DDT、六六六在环境中化学性质比较顽固,但微生物通过一系列酶反应所进行的降解作用在这些杀虫剂的转化中起着重要的作用。许多事实表明,DDT、六六六的原始形态的化合物在环境中的消失,并不意味着它们对环境污染的消除。为了消除污染,保护环境,筛选高效降解菌,研究其降解、转化途径及其中间产物的性质,了解其在自然界转化、迁移、归宿中的意义,已日益引起人们的重视。针对当前存在的问题,应用降解质粒转移的遗传学技术,组建新的多质粒的高效降解菌已成为定向培育的一个方向。近年来以*Pseudomonas* 属的mt-2和B13,两个菌株组建的新菌株的成功已为此提出了良好的借鉴。研究DDT、六六六的化学结构与微生物降解之间的关系,从生物降解的角度提出合理的建议,为人工合成降解易残毒小的杀虫剂提供科学依据,亦是今后工作的一个趋向。

附录 1 DDT、六六六及其降解产物
的简写和名称

简 写	化 学 名 称
P,P'-DDT	1,1'-双(对-氯苯基)-2,2,2-三氯乙烷
P,P'-DDD (TDE)	1,1'-双(对-氯苯基)-2,2-二氯乙烷
P,P'-DDE	1,1'-双(对-氯苯基)-2,2-二氯乙烯
P,P'-DDMU	1,1'-双(对-氯苯基)-2-氯乙烯
P,P'-DDMS	1,1'-双(对-氯苯基)-2-氯乙烷
P,P'-DDNU	1,1'-双(对-氯苯基)-乙烯
P,P'-DDNS	1,1'-双(对-氯苯基)乙烷
P,P'-DDOH	1,1'-双(对-氯苯基)2-乙醇
P,P'-DDA	2,2'-双(对-氯苯基)乙酸
P,P'-DBP	4,4'-二氯二苯甲酮
P,P'-DDM	双-(对-氯苯基)甲烷
P,P'-dicofol	1,1'-双(对-氯苯基)-2,2,2-三氯乙醇
O,P'-DDT	1-(邻-氯苯基)-1-(对-氯苯基)- 2,2,2-三氯乙烷
HCH	六氯环己烷
BHC	六氯化苯

参 考 文 献

[1] Johnsen, R.E., *Residue Reviews*, 61, 1~28, (1976).

[2] 转引自Ротмнотров, М.Н.и ДР, *Микробиология очистки воды*, стр. 259~260, «Наука Думка», (1978).

[3] Menzie, C.M. *Metabolism of Pesticides an Update*, Special Scientific Report-Wildlife No.184, pp. 54, 141~145. Washington, D. C. (1974).

[4] Tu, C.M. *Arch Microbiol.* 108, (3) 259~263, (1976).

[5] Jagnow, G.K. et al., *Arch Microbiol.* 115, (3), 285~292, (1977).

[6] Bollag, Jean-Marc., *Advance in Applied Microbiology*, 18, 75~130, (1974).

[7] Macrae, I. C. et al., *Nature (London)*, 221, (5183), 859~860, (1969).

[8] Horvath, R.S., *Bacteriol Rev.* 35, (2), 146~155, (1972).

(下转第54页)

- [9] Ohisa, N. et al., *Arch. Biol. Chem.*, **42**, (10), 1819~1823, (1978).
- [10] 转引自 Ротмиотров, М.Н. и ДР., *Микробная деструкция синтетических органических веществ*, стр. 128~129, « Науква думка », (1975).
- [11] Ohisa, N. et al., *Agric. Biol. Chem.*, **42**, (11), 1983~1987, (1978).
- [12] Kaufman, D. D., Degradation of Pesticides by Soil Microorganisms, P.133~202, In *Pesticides in Soil and water* by W. D. Guenzi (ed). Madison, Wisconsin, (1974).
- [13] Heritage, A. D. et al., *Appl. Envir. Microbiol.*, **34**, (2), 222~224, (1977).
- [14] Reineke, W., H. J. Knackmuss., *Biochimica et Biophysica Acta*, **542**, 412~423, (1978).
- [15] Reineke, W., H. J. Knackmuss., *Biochimica et Biophysica Acta*, **542**, 424~429, (1978).
- [16] Dagley, S., *Essay Biochem*, **11**, 81~138, (1975).
- [17] Reineke, W., H. J. Knackmuss., *Nature (London)*, **277**, (5695), 285~386, (1979).