

土壤中有机农药的自然降解行为^①

卢桂宁, 陶雪琴, 杨琛, 易筱筠, 党志*

(华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510640)

摘要: 有机农药是一类典型的环境污染物, 自然降解是其在土壤中消除的主要过程。本文阐述了土壤中有机农药生物降解、光解、水解和化学氧化等自然降解机制, 综述了土壤中有机农药自然降解的研究方法及研究现状, 指出了目前自然降解研究中存在的一些问题并展望了今后的研究方向。

关键词: 有机农药; 自然降解; 土壤污染

中图分类号: S19; X592

有机农药是人们主动投放于环境中数量最大、毒性最广的一类化学物质, 有的有机农药具有内分泌干扰作用, 有的还具有“三致”作用(致癌、致畸和致突变)或潜在“三致”作用^[1]。无论采用什么方式施药, 大部分有机农药都直接进入土壤, 农药的长期施用已使土壤环境受到普遍污染。进入土壤中的有机农药能够被植物吸收并在植物体内迁移、代谢和积累, 对人体健康和生态安全造成严重威胁^[2], 因此有机农药在土壤中的污染状况及其环境行为已引起各国学者的广泛关注。

自然降解包含所有在自然状态下发生的能降低污染物浓度的一系列过程, 其中生物降解、光解、水解和化学氧化是土壤中有机农药主要的降解机制。随着人们对有机农药等污染物在环境中自然降解行为的了解和关注程度的提高, 应用污染物的自然降解过程使污染区域得到净化已成为环境界关注的一个新兴领域^[3]。自然降解法治理污染具有成本低、生态恢复好、无二次污染等优点, 有的国家已将该法作为一项可行的污染治理措施应用于实际^[4]。本文就近年来国内外对土壤中有机农药自然降解行为所做的研究工作进行总结, 指出存在的问题, 并对今后的发展进行展望。

1 土壤中有机农药自然降解的机制

有机农药进入土壤后通过各种途径进行迁移转化, 如挥发、扩散、吸附、生物降解、光解、水解、

化学氧化等。挥发、扩散和吸附过程都不改变农药的化学结构, 主要起着稀释和降低急性毒性作用; 其他几种过程使农药的化学结构发生了改变, 总的趋势是简单化和无毒化, 能最终使农药从环境中消除。

1.1 生物降解

生物降解是许多有机农药在土壤中自然降解的主要过程。通过近几十年的研究工作, 已经分离得到一批能降解或转化某种农药的微生物。已报道能降解农药的微生物有细菌、真菌、放线菌、藻类等, 细菌由于生化上的多种适应能力以及容易诱发突变菌株从而占了主要地位^[5]。某种农药往往会同时有多种降解菌, 同一降解菌也会对多种农药具有降解效应, 如六六六能被芽孢菌属、无色杆菌属和假单胞菌属等菌属菌株降解, 而某一无色杆菌属菌株又同时能降解六六六和 DDT 等农药^[6]。一般来说, 在自然生态系统中, 许多因素都能对有机农药的生物降解过程产生影响, 如土壤有机质、土壤温度等都能影响微生物对有机农药的利用^[7], 有机农药浓度较高时会对土壤微生物的代谢活动和酶活性产生影响^[8]。

1.2 光解作用

土壤表面的光解作用是有机农药的另一个重要降解途径。土壤中的有机农药可能发生两种类型的光降解, 一种是有机农药直接吸收太阳光能进行转化, 即直接光降解; 另一种为非直接光解或光敏化

①基金项目: 广东省科技厅重大专项(2004A30308002)、广东省科技计划项目(2004B20501006)和有机地球化学国家重点实验室开放基金项目共同资助。

* 通讯作者(chzdang@scut.edu.cn)

作者简介: 卢桂宁(1980—), 男, 广东和平人, 博士研究生, 主要从事环境有机污染物生物降解与定量构效研究。E-mail: lutao@scut.edu.cn

降解。虽然 $<290\text{ nm}$ 的紫外光基本上不能到达地面,然而在 $>290\text{ nm}$ 太阳光的照射下,许多有机农药仍能发生一系列的光化学反应,主要的反应有氧化反应、环氧化反应、羟基化反应、脂解反应、异构化反应和脱卤素作用等^[9]。在自然条件下,一些不易发生生物降解的有机农药却可能易于发生光降解,如DDT在 $290\sim 310\text{ nm}$ 紫外光的照射下可转化为DDE和DDD,DDE还可进一步光解^[10]。在农药光解的初期阶段,农药分子分裂成不稳定的游离基,它可与其他有机农药等反应物分子发生连锁反应,因而光解对于降解土壤中的有机农药有着重要作用。

1.3 水解作用

水解作用是土壤中有有机农药降解的重要方式。有机农药中的烷基卤、磷酸酯、环氧化物、氨基等官能团都可发生水解反应。实验表明,水解速率与pH相关,Mabey等^[11]把水解速率归纳为酸性催化、碱性催化和中性过程。水解可以是生物酶引起的,也可以是纯化学的。马拉硫磷在土壤中的水解主要是化学降解,而且受到碱的催化;此外,在同一pH下其在土壤系统中的降解要比无土系统中快几十倍,说明还受到土壤其他组分的催化。一些氯化均三氯苯类农药,如阿特拉津、西玛津、扑灭津等农药的水解都是纯化学的,而且都受到土壤有机质的催化^[9]。

1.4 化学氧化

进入土壤中的农药在有氧或无氧的情况下都会发生氧化还原反应。分子氧是自然环境中广泛存在的一种氧化剂,它能缓慢氧化一些酚类和苯胺类有机农药,锰氧化物和铁氧化物等固体氧化剂也能氧化这些污染物^[12]。在工业危险废物处理场,工业上使用的氧化剂也可能参与有机化合物的氧化反应。如铬(Cr)能以高溶解性和高毒性的铬酸阴离子出现,研究表明,铬酸盐可以以相当可观速率氧化烷基取代酚和烷氧基取代酚,尤其是在低pH时^[13-14]。此外,土壤中的有机质在吸收太阳辐射后可以产生单分子氧、羟基、过氧烷基等自由基和过氧化氢、烷基过氧化物和过酸等氧化剂^[3],这些氧化剂能氧化许多有机污染物。

2 土壤中有有机农药自然降解研究现状

土壤环境是一个难以控制的开放系统,有机农药的自然降解受各种因素的影响,过程复杂,因而

大部分研究都是在实验室条件下完成的。常用的研究方法有实验室模拟试验、实地监测和数学模型3方面的结合,即首先在实验室进行模拟试验,利用所得数据建立数学模型,并通过实地考察与检测进一步验证其可行性,最后应用模型预测污染物在时间和空间上的转化与分布^[15]。土壤中有有机农药自然降解的研究较多,许多学者从不同角度探讨了各种土壤中发生的各种自然降解^[16-30],同时对各种农药自然降解规律进行数学模拟,建立了许多农药降解动态模型^[31-35]。还有学者通过建立定量构效关系模型来指导新农药的合成和评估新农药进入环境后的自然降解行为^[36]。

2.1 模拟实验

在自然降解的模拟实验中,如何有效地模拟自然环境是实验中遇到的一个难点。生物降解实验一般是在实验室的微环境中进行,除直接用污染土壤进行实验外,也有采用污染泥浆、土壤悬液或土壤浸出清液来进行降解微生物的筛选和驯化,这样可以较好地模拟微生物的实际生存环境^[37]。目前进行的大多数光解试验多采用人工光源模拟太阳光,如锡卤灯、钠灯、汞灯、氙灯、氙灯等,有些实验采用特定的过滤装置去除不符合条件的光,Matsuzawa等^[16]为了更好地模拟到达地面的光强,采用900 W氙灯作为光源时,过滤掉波长 $<290\text{ nm}$ 的短波光;而应用300 W氙灯作为光源时,过滤掉波长 $<450\text{ nm}$ 和 $750\sim 1140\text{ nm}$ 之间的光,并以20 mm直径的透镜聚光。有的试验还同时采用了多种类型的人工光源照射,Dutta等^[17]为了使光源发出的光谱和光强接近当地自然光,同时应用了锡卤灯、汞灯、氙灯3种光源。光线进入土壤是有限的($0.1\sim 0.5\text{ mm}$),并且受到波长的影响,总的化合物中实际接受暴露的部分取决于土壤的类型、土层的厚度和化合物的吸收光谱^[18]。司友斌等^[19]研究苄嘧磺隆在土壤中的光解产物和光解动态的结果显示,该农药在土壤中的光解速率与土壤质地、有机质含量有很大关系,而与土壤黏土矿物的组成关系不大,另外在人工光源和太阳光下的光解速率有较大差异。

2.2 降解机理与影响因素判别

早期的自然降解研究多数针对某种有机污染物进行降解性试验研究,考察该物质是否能在自然条件下降解;最近几年则有学者在野外条件下实地追踪污染物的降解变化,并针对如何提高难降解污染物的自然降解能力进行了大量试验^[20]。具体研究内

容也从降解速率、一般影响因素及产物的鉴别,发展到了降解机制的判定、多种降解类型之间的协同作用与主导性降解途径的辨别等内容上。

大量实验表明,不同农药在土壤中的半衰期从几天到几百天,尤其是有有机氯农药半衰期较长,同一农药的降解速率具有区域性特点,在不同气候、土壤和农业措施等条件下的半衰期不同^[21-23]。许宝泉等^[24]经室内模拟、室外盆栽和大田实验,发现氧化乐果是一种降解速率较快的低残留农药,土壤微生物对氧化乐果的降解影响较大,而光照的影响次之,土壤有机质的增加对其降解有促进作用,在自然条件下的田间土壤中其半衰期只有 2~3 天,经 17 天就可基本降解完毕。田芹等^[25]认为丁草胺在土壤中的降解主要也是土壤中的微生物降解所致,其次为光解,土壤湿度、有机质及重金属是影响丁草胺在土壤中降解的重要因素。薛南冬等^[26]研究发现丙硫克百威在施药 30 天内土壤中降解很快,化学降解作用要大于生物降解作用。

有机 P 农药是目前用量最大的一类农药。当有机 P 农药进入土壤后,土壤中的微生物会产生相应的酶打断 P-S、P-O 或 P-N 键,使有机 P 农药被降解。Mageong 等^[27]报道大肠杆菌产生的磷酸三酯酶能打开甲胺磷的 P-S 键;Bello-Ramirez 等^[28]也证实氯代过氧化物酶可以切断有机 P 农药中的 P-S 键;阮少江等^[29]推测甲胺磷的微生物降解是甲胺脱氢酶打断 P-N 键开始的。由于有机 P 农药的 P-O、P-S 和 P-N 等键的键能相对来说较低,容易吸收太阳光形成激发态分子,使得 P-O、P-S 和 P-N 键断裂而发生光解。Herrmann 等^[30]测得安定磷在辐射通量为 1.5×10^{17} p/s 时 10 min 光解率可达 98% 以上,并指出安定磷的光降解反应符合一级动力反应。方晓航等^[22]认为在光和催化剂的作用下,有机 P 农药的光解甚至比水解和微生物降解还要快。

2.3 数学模型的建立

数学模型的建立可以有效地预测有机农药在环境中的转化情况,通常的数学模型有动力学模型和定量构效模型两种。在建立模型方程时,通常有回归分析法、主成分分析和因子分析法、偏最小二乘法和人工神经网络法等手段。偏最小二乘法能较好地解决自变量之间的多重相关性问题的,人工神经网络模型则可以处理复杂的非线性组合问题,因而这两种方法越来越受到建模者的青睐^[38]。

用合适的动力学模型表达农药在土壤中的降解

过程一方面可以反映农药在土壤中的变化和降解规律,另一方面可以预测农药在土壤中可能存在的浓度,为防治农药污染提供依据。对此,前人做了许多工作,提出了不少动力学模型。早期在农药残留定量描述的研究中,多以 Hamaker^[31]提出的一级动力学模型来描述。一级动力学模型从总体上描述了农药降解的一般规律,然而在农药降解动态过程中,由于受环境等诸因素胁迫,降解曲线并非完全像一级动力学模型所描述的那样,降解速率表现为“慢—逐渐加快—逐渐减慢”的非单调变化,一级动力学模型对此无法描述和解释。为此提出了一些其他的模型,如多项式模型^[32],基于时间序列的降解动态模型^[33],还有从分析影响农药降解的诸因素出发,分解一级动力学模型中的降解速率常数,改进一级动力学模型提出的机理假定与有关参数经验拟合相互补充的模型等^[34]。刘爱国等^[35]综合考虑影响农药降解的内在客观因素和外部环境因素,借鉴 Verhulst 建立 Logistic 曲线模型的思想方法,由系统动力学原理,导出了描述农药残留动态的阻滞动力学模型,该模型实际背景直观、参数的生物学意义明确,对于评价农药在环境中的降解属性及安全性具有一定的理论价值和应用前景。由于影响土壤中农药降解的因子众多,农药在土壤中的自然降解是相当复杂的,无论那种模型都有其适用范围,因此都还不能有效地评价或量化自然条件下各种环境因子对自然降解的影响。

定量构效模型通过建立污染物活性与表征其结构特征的理化参数之间的相关性方程,以测量或计算污染物的理化参数来大体估算出污染物的相关性。定量构效模型方法可大大节省逐一测定不同污染物活性数据所需的人力和物力。目前国内外最普遍实用的定量构效建模方法有辛醇/水分配系数法、线性自由能法、线性溶剂化能相关法、分子连接性指数法、基团贡献法、分子表面积法和量子化学法等^[39]。量子化学方法有着传统方法不可比拟的优越之处,其理论参数易于获得并具有明确的物理意义,有助于深入进行结构-活性作用机制的探讨,因而越来越受到人们的重视,已成为定量构效研究的一个重要方向^[40]。国内外学者在这方面都做了大量的工作^[36],对各类农药建立了许多定量构效模型以指导新农药的设计、合成和活性评估,使合成新农药不仅高效、低毒,而且环境友好。拟除虫菊酯类农药是在研究天然除虫菊酯结构、药效基础上发展起来

的高效、安全的新型杀虫剂, 张子丰等人^[41]建立起此类化合物结构-毒性相关的定量构效模型, 用该模型对相关化合物的计算值与测量值吻合较好, 从而可为开发新型高效、低毒的拟除虫菊酯类农药提供指导。

3 问题与展望

有机农药自然降解的化学行为和生态效应非常复杂, 近几十年来一直是环境界不衰的研究课题。随着从不同角度和不同途径对自然降解研究的全面开展, 人们必将对有机农药在土壤中的归趋过程有一个更加清楚全面的了解。随着对各种优化自然降解手段的不断深入研究, 利用自然降解来修复土壤中有有机农药污染作为一项可行的污染治理措施必将进一步完善, 并将得到广泛的应用, 然而也还有许多问题有待进一步研究探讨。

3.1 自然降解影响因素研究

目前大多数研究都是针对某种单一化合物或简单相似化合物进行的, 而实际环境中可能有多种类型的污染物同时存在, 不同污染物之间的联合作用并不清楚; 同时这些实验大多数针对某种污染物的一种降解方式进行, 对多种自然降解类型之间的联合作用研究不多, 各种降解类型之间的相互作用并不十分清楚; 此外大多数的模拟试验都是研究比实际环境浓度高很多的污染物的降解, 但还不清楚低浓度下污染物的自然降解是否符合高浓度下的降解规律。自然降解研究的最终目标是走向自然环境, 环境条件对自然降解速率有着很大的影响, 土壤养分条件、土壤通气性等都影响着污染物的降解速率。因此, 需要做大量的实地试验来探索不同污染物的最优降解条件。

3.2 降解机理与中间产物研究

目前很多关于污染物降解的研究, 一般只关注其降解性、降解速率等指标, 较少考察其降解机理和中间产物的变化情况, 但农药降解的中间产物可能与原来的农药有着截然不同的性质和结构(可能更具毒性或稳定性), 且许多农药在不同条件下的转化产物并不一样^[42]。因此有必要研究污染物自然降解的途径及其中间产物毒性和稳定性的变化, 通过控制不同的降解方式抑制毒性中间产物的产生和累积。

3.3 自然降解强化技术研究

自然条件下污染物的降解都比较缓慢, 自然降

解研究要走向应用, 需要开发强化降解的技术。除可以通过翻耕等物理手段改变污染物分布和提高微生物好氧代谢及土壤表面光解作用外, 还可以通过增加合适的植被或向土壤添加化学物质来强化自然降解作用。植物以多种方式协助土壤微生物转化有机污染物, 其根际在生物降解中起着重要作用并可以加速许多有机物的降解^[43]。有的微生物降解实验加入 N、P 等营养物质和其他碳源促进微生物的生长, 提高微生物降解速率^[37]。通过向土壤表面添加化学物质, 可以作为催化剂增强土壤表面的光解与水解作用, 也可以作为表面活性物质提高土壤中难溶污染物的生物可利用性。今后的研究需要去寻找合适的自然降解强化植物与强化剂及其最优使用方案。

3.4 环境友好有机农药的开发

新有机农药的开发不仅要关注农药的药效, 也要关注其环境行为, 新有机农药的施用应尽量减小对环境的污染。随着有机农药结构和活性数据的日益积累和定量构效建模技术的不断发展和完善, 可以通过对有机农药在土壤中的行为与其结构参数之间建立定量关系, 指导高效低毒、易于自然降解的环境友好有机农药的设计和合成, 但这方面还缺少系统的研究。

参考文献:

- [1] 马承铸, 顾真荣. 环境激素类化学农药污染及其监控. 上海农业学报, 2003, 19 (4): 98-103
- [2] 董元华, 张桃林. 基于农产品质量安全的土壤资源管理与可持续利用. 土壤, 2003, 35 (3): 182-186
- [3] 张曦, 夏星辉, 杨志峰. 水体中有机污染物自然降解研究进展. 环境科学与技术, 2004, 27 (增刊): 136-139
- [4] Lendvay JM, Dean SM, Adriaens P. Temporal and spatial trends in biogeochemical conditions at a groundwater-surface water interface: Implications for natural bioattenuation. Environ. Sci. Technol., 1998, 32 (22): 3472-3478
- [5] 李顺鹏, 蒋建东. 农药污染土壤的微生物修复研究进展. 土壤, 2004, 36 (6): 577-583
- [6] 方玲. 降解有机氯农药的微生物菌株分离筛选及应用效果. 应用生态学报, 2000, 11 (2): 249-252
- [7] 张卫, 虞云龙, 吴加伦, 李少南, 樊德方. 阿维菌素在土壤中的降解和高效降解菌的筛选. 土壤学报, 2004, 41 (4): 590-596

- [8] Lv ZM, Min H, Ye YF. Short-term influence of herbicide quinclorac on enzyme activities in flooded paddy soils. *Pedosphere*, 2004, 14 (1): 71–76
- [9] Schwarzenbach RP, Gschwend PM, Imboden DM. *Environmental Organic Chemistry*. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons, 2003: 323–460
- [10] 戴树桂. 环境化学. 北京: 高等教育出版社, 1997: 220–233
- [11] Mabey W, Mill T. Critical review of hydrolysis of organic compounds in water under environmental conditions. *J. Phys. Ref. Data*, 1978, 7 (2): 383–415
- [12] Nowack B, Stone AT. Degradation of nitrilotris (methylene-phosphoric acid) and related amino (phosphonate) chelating agents in the presence of manganese and molecular oxygen. *Environ. Sci. Technol.*, 2000, 34 (22): 4759–4765
- [13] Elovitz MS, Fish W. Redox interactions of Cr (VI) and substituted phenols: Kinetic investigation. *Environ. Sci. Technol.*, 1994, 28 (12): 2161–2169
- [14] Elovitz MS, Fish W. Redox interactions of Cr (VI) and substituted phenols: Products and mechanisms. *Environ. Sci. Technol.*, 1995, 29 (8): 1933–1943
- [15] Song DL, Conrad ME, Sorenson KS, Alvarez-Cohen L. Stable carbon isotope fractionation during enhanced in situ bioremediation of trichloroethene. *Environ. Sci. Technol.*, 2002, 36 (10): 2262–2268
- [16] Matsuzawa S, Nasser-Ali L, Garrigues P. Photolytic behavior of polycyclic aromatic hydrocarbons in diesel particulate matter deposited on the ground. *Environ. Sci. Technol.*, 2001, 35 (15): 3139–3143
- [17] Dutta TK, Harayama S. Fate of crude oil by the combination of photooxidation and biodegradation. *Environ. Sci. Technol.*, 2000, 34 (8): 1500–1505
- [18] Herbert VR, Miller GC. Depth dependence of direct and indirect photolysis on soil surfaces. *J. Agric. Food Chem.*, 1990, 38: 913–918
- [19] 司友斌, 岳永德, 陈怀满, 周东美. 苄嘧磺隆在土壤中的光解. *土壤学报*, 2003, 40 (6): 963–966
- [20] Proctor LM, Toy E, Lapham L, Cherrier J, Chanton JP. Enhancement of orimulsion biodegradation through the addition of natural marine carbon substrates. *Environ. Sci. Technol.*, 2001, 35 (7): 1420–1424
- [21] 吴慧明, 朱金文, 张晶, 朱国念. 新型杀螨剂 F1050 在不同类型土壤中的降解研究. *土壤学报*, 2004, 41 (6): 978–982
- [22] 方晓航, 仇荣亮. 有机磷农药在土壤环境中的降解转化. *环境科学与技术*, 2003, 26 (2): 57–59
- [23] 朱九生, 乔雄梧, 王静, 秦曙. 乙草胺在土壤环境中的降解及其影响因子的研究. *农业环境科学学报*, 2004, 23 (5): 1025–1029
- [24] 许宝泉, 孔致祥, 张树蔚, 杨晓辉. 有机磷农药氧化乐果在土壤中降解规律的试验研究. *农业环境保护*, 2001, 20 (4): 249–251
- [25] 田芹, 周志强, 江树人, 任丽萍, 邱静. 丁草胺在环境中降解行为的研究进展. *农药*, 2004, 43 (5): 205–208
- [26] 薛南冬, 杨仁斌. 丙硫克百威在几种土壤中的迁移和降解研究. *土壤学报*, 2003, 40 (1): 130–135
- [27] Mageong YC, Joseph FP. Sererospesific enzymetic hydrolysis of phosphorus-sulfur bond in chiral organophosphate trimesters. *Biorganic. Med. Chem. Lett.*, 1994, 4 (2): 1473–1478
- [28] Bello-Ramirez AM, Carreon-Garabito BY, Nava-Ocampo AA. A theoretical approach to the mechanism of biological oxidation of organophosphorus pesticide. *Toxicology*, 2000, 149 (2/3): 63–68
- [29] 阮少江, 刘洁, 王银善, 赵永芳. 微生物酶催化甲胺磷降解机理初探. *武汉大学学报 (自然科学版)*, 2000, 46 (4): 471–474
- [30] Herrmann JM, Guillard C, Arguello M, Agüera A, Tejedor A, Piedra L, Fernández-Alba A. Photocatalytic degradation of pesticide pirimiphos-methyl determination of the reaction pathway and identification of intermediate products by various analytical methods. *Catal. Today*, 1999, 54 (2/3): 353–367
- [31] Hamaker JW. Decomposition: Quantitative aspects// Goringand CAI, Hamaker JW. *Organic Chemicals in the Soil Environment*. New York: Dekker, 1972, 253–340
- [32] 朱建, 胡庆永. 农药残留动态的多项式回归分析研究. *农业环境保护*, 1988, 7 (5): 25–27
- [33] 张庆国, 胡秉民. 时序建模及其在农药降解动态模拟中的应用. *浙江农业大学学报*, 1997, 23 (6): 635–639
- [34] Liu DS, Zhang SM. Kinetic model for degradative processes of pesticides in soil. *Ecol. Model.*, 1987, 37: 131–138
- [35] 刘爱国, 花日茂, 卢罡. 农药降解的阻滞动力学模型. *安徽农业大学学报*, 2002, 29 (4): 407–411

- [36] 李颖娇, 叶非. 定量构效关系在农药设计合成中的应用进展. 农药科学与管理, 2002, 23 (6): 20-23
- [37] 王玉军, 赵晓松, 庄国臣, 孙安娜, 李明堂. 五氯硝基苯的放线菌降解活性研究. 东北师大学报 (自然科学版), 2003, 35 (3): 56-59
- [38] 陈南祥, 黄强, 曹连海. 基于偏最小二乘回归与神经网络耦合的岩溶泉预报模型. 水利学报, 2004 (9): 68-72
- [39] 于瑞莲, 胡恭任. 环境化学中有机化合物毒性的QSAR研究方法. 环境科学与技术, 2003, 26 (1): 57-59
- [40] Thanikaivelan P, Subramanian V, Rao JR, Nair BU. Application of quantum chemical descriptor in quantitative structure activity and structure property relationship. Chem. Phys. Lett., 2000, 323 (1/2): 59-70
- [41] 张子丰, 董德建, 胡忠林, 宋桂茹, 刘兴泉, 姜言训. 拟除虫菊酯类农药结构—急性毒性的三维定量构效关系研究. 吉林农业大学学报, 1999, 21 (2): 40-42
- [42] 方晓航, 仇荣亮. 农药在土壤环境中的行为研究. 土壤与环境, 2002, 11(1): 94-97
- [43] 刘世亮, 骆永明, 丁克强, 曹志洪. 土壤中有有机污染物的植物修复研究进展. 土壤, 2003, 35(3): 187-192

Behavior of Organic Pesticides in Natural Degradation in Soils

LU Gui-ning, TAO Xue-qin, YANG Chen, YI Xiao-yun, DANG Zhi

(College of Environmental Science and Engineering, South China University of Technology, Guangzhou 510640, China)

Abstract: Organic pesticides are typical pollutants in the environment. Natural degradation is the main way of removing organic pesticides in soils. Mechanisms of natural degradation, including biodegradation, photolysis, hydrolysis, and chemical oxidation were expatiated, and methods and progresses of the research on natural degradation of organic pesticides in soils were summarized. Problems of the current study on natural degradation were pointed out. And orientation of the study was predicted in the end of this paper.

Key words: Organic pesticide, Natural degradation, Soil pollution