

吉林农业大学
硕士研究生学位论文

单位代码 10193

编 号 1998-12

吉林省玉米主产区 土壤中莠去津残留评价

**EVALUATION OF ATRAZINE RESIDUE IN SOIL OF
MAIN CORN PRODUCTIVE AREA OF JILIN PROVINCE**

研究生姓名： 谢文明

专 业： 农业环境保护

研 究 方 向： 农药环境毒理

导师姓名及职称： 范志先副教授

完 稿 时 间： 一九九八年五月

吉 林 农 业 大 学

目 录

中文摘要	I
英文摘要	II
前 言	1
第一章 引 言	4
第二章 土壤和水中的莠去津的 HPLC 分析方法的建立	7
2.1 试剂和仪器	7
2.1.1 试剂	7
2.1.2 仪器	7
2.2 SPE 柱的使用	7
2.2.1 SPE 柱负载量的测定	7
2.2.2 洗脱体积的确定	7
2.2.3 添加回收率的测定	7
2.3 试验方法	7
2.3.1 样品分析	7
2.3.1.1 土壤样品处理	7
2.3.1.2 水样的处理	8
2.3.2 高效液相色谱检测	8
2.3.3 添加回收率的测定	8
2.3.3.1 土壤添加回收率的测定	8
2.3.3.2 水样添加回收率的测定	9
2.4 结果与讨论	9
2.4.1 固相萃取的基本原理和特点	9
2.4.2 SEP—PAK C18 的负载量及最佳洗脱体积	9
2.4.3 莠去津标准曲线的建立	10
2.4.4 莠去津在土壤和水中的回收率	11
2.4.5 莠去津的色谱图	11
第三章 田间小区试验	14
3.1 试验材料	14
3.1.1 田间小区试验	14
3.1.2 样品的采集	15
3.1.2.1 莠去津的残留动态	15
3.1.2.2 莠去津淋溶动态的研究	15
3.2 结果与分析	15
3.2.1 莠去津在土壤中的残留动态分析	15
3.2.2 莠去津在土壤中的淋溶动态分析	19
第四章 玉米产区土壤中莠去津污染现状评价	23
4.1 吉林省四平长春地区土壤类型及其环境特征的调查	23
4.2 布点与采样	23
4.2.1 土壤监测布点	23
4.2.2 土壤监测采样	23

4.2.2.1 采样点的选择	23
4.2.2.2 采样深度和数量	24
4.2.2.3 采样时间	24
4.3 评价参数的选择和测定	24
4.4 结果和讨论	24
结 论	30
参考文献	31
致 谢	34

摘要 使用不含有机质的水对土壤样品进行提取, Sep Pak C₁₈反相萃取柱对土壤浸提液进行富集、浓缩和纯化后用 2ml脱气甲醇洗脱。在 5 μ m的 Nova-Pak C₁₈反相柱上以甲醇:水(55:45, V/V)为流动相进行HPLC分析, 利用HPLC法对田间小区土样中莠去津残留动态、淋溶动态进行了分析。在玉米收获时土壤中莠去津残留量介于 0.024mg kg⁻¹~0.070mg kg⁻¹之间。280d后莠去津的残留水平降为 0.012mg kg⁻¹~0.058mg kg⁻¹。在混用条件下, 半衰期为 T_{1/2}=22.5d和 23.7d, 而在单用条件下其半衰期T_{1/2}=19.1d和 18.1d。T_{0.99}混用为 149.2d和 156.8d。而单用条件下T_{0.99}为 126.6d和 120.0d。在混用条件下无论是半衰期还是T_{0.99}均大于莠去津单用。在混用和单用两种情况下, 其半衰期平均为 22.9d和 18.6d, 均与莠去津的施用浓度无关, 属于典型的一级动力学反应。在整个试验过程中, 除了 0d外, 0~30cm的土壤中均有莠去津的存在。并且随着莠去津不断降解代谢的同时, 逐渐向深层土壤中进行淋溶。在整个生长过程中决大多数莠去津被持留在表层土壤中。实验结果显示在该实验条件下, 莠去津的淋溶深度大于 30cm。施用莠去津 27d后, 可以在高浓度处理小区的 30cm土壤深度检测到莠去津, 但是在低浓度处理的小区未检测到。49d检测时, 两个处理中均检出莠去津。在施用 27d时在各深度的土壤中具有最大浓度的莠去津检出。高浓度处理的土壤剖面的各个相应深度的土壤中的莠去津浓度均大于低浓度处理的土壤的趋势表明施用高浓度莠去津对环境特别是水环境存在着更大的潜在威胁。

关键词: 莠去津, HPLC, SPE, 残留动态, 淋溶动态

莠去津(atrazine)是瑞士汽巴-嘉基(Ciba-Geigy)公司开发生产的一种均三氮苯类除草剂(Triazine herbicides)^[1], 化学名称为 2-氯-4-乙胺基-6-异丙胺基-1, 3, 5-三嗪(图 1.1), 商品名称为阿特拉津、Aatrex、Gesaprim、Griffex 4L, 可以用于防除玉米、高粱和甘蔗等作物田中各种阔叶杂草及禾本科杂草, 也可作为非选择性除草剂用于工业用地或休闲地的灭生性除草。剂型主要有水悬浮剂和可湿性粉剂。因为该除草剂选择性强, 除草活性高, 通过根系进入植物体内。因其具有良好的选择性和优异的除草效果而得到广泛应用。我国从六十年代开始引进莠去津, 并进行了药效、药害和使用技术等方面的研究。近年来, 随着化学除草技术的发展, 莠去津被广泛应用在各玉米产区, 使用量也由八十年代的 100 T(a.i.)增加到九十年代的 690 T(a.i.)^[2]。

由于莠去津具有较长的残留期(1年或几年)和较高的水溶性(30mg L⁻¹, 20℃), 至使其对环境的影响随应用量的增加和施用范围的扩大而日益突出^[31]。莠去津在土壤中残留期较长, 在连续施用后, 莠去津及其降解物在土壤中可以存留几年时间^[32]。从而造成后茬敏感作物的药害发生, 影响正常轮作的进行^[33~36]。并进一步通过渗漏、淋溶及地表径流的携带作用造成对地下水及地表水的污染。莠去津在土壤中具有较高的移动性, 尤其是在粘粒和有机质含量低的土壤中^[37]。Huang等人报导应用同位素稀释气质法发现莠去津、西玛

津、甲草胺可以通过土壤剖面而进入到地下水中。这些研究提醒我们在未来的几年中，莠去津可能会对地下水造成严重污染^[37]。莠去津污染水资源，主要有以下三个方面的有害作用：灌溉水对非靶标作物的植物毒性。处于污染状态的环境中的水生生物的毒性。井水对饮用者的有害影响。

随着近来有关莠去津等均三氮苯除草剂报道的增加，其对环境的污染已经成为目前研究的主题^[38]。由于以上各种原因，美国环境保护局(EPA)于1994年1月发表公报，决定对莠去津、西净津和西玛津进行特别审查。规定莠去津在水中的最高允许残留水平为 $3\mu\text{g kg}^{-1}$ ，并且早在1990年就采取了一些措施。如：必须有专业人员才能施用此类药剂；施药人员必须穿防护服；减少使用剂量；禁止在水井附近喷药等。1992年EPA又要求修改使用标签；进一步降低使用量；以及在地表水附近施药时应有隔离带；并禁止在非作物区使用^[39]。而世界卫生组织(WHO)则认为莠去津的最高浓度小于 $2\mu\text{g L}^{-1}$ 时是安全的（安全系数为1000）。早在1986年欧共体(EC)已经规定了莠去津在饮用水中的最高允许浓度为 $0.1\mu\text{g L}^{-1}$ ，对莠去津及其降解物的总浓度规定不得超过 $0.5\mu\text{g L}^{-1}$ 。并在1991年4月11日取消了莠去津的注册登记^[39]。与工业污染不同，农药污染更多情况下为非点源污染；加之农事活动的人为性和对象的复杂性，致使农业污染的污染源很难确定。因此监测土壤中莠去津的残留量有助于更好地指导其应用，并能了解其在环境中的归宿，找出地下水的可能污染源。

农药对环境的影响，需要一个较目标生物防治更加广泛的持久性概念，农药的生物活性及其稳定性，都会产生对非靶标生物的伤害和迁移出预期的施用范围、以及对其他环境产生危害的临界值问题。在对农药持久性评价的研究中，大多数局限于室内实验。另外农药对地下水的污染趋势的预测，主要是通过通过对农药的水溶性及正辛醇/水分配系数 K_{ow} 及农药的土壤有机碳吸附常数 K_{oc} ^[56~57]，农药在土壤中的迁移率 R_f 等参数来预测^[58]。这种利用化合物的物化特性及实验室内土壤薄层层析法或土壤淋溶柱法及数值模拟法等预测方法都有一定局限性。因为环境状况十分复杂，水文地质状况各地均有差异，农药在实际环境中的淋溶，侵蚀和挥发等转移机制是难以确定的。所以田间实地监测成为研究农药的残留动态和淋溶动态的最有效手段。本实验通过分别测定施药层及施药层下不同深度的土壤中莠去津含量的方法来确定莠去津在土壤环境中的最终归宿。并通过测定不同时期施药层中的莠去津的含量变化来确定在玉米田土壤中的残留动态及其半衰期($T_{0.5}$)和 $T_{0.99}$ ；同时分析0~30cm之间的不同深度土壤中的莠去津在整个生长期中的浓度变化来研究莠去津在土壤中的迁移性，从而研究莠去津对地下水资源的潜在威胁。

1 实验部分

1.1 试剂和仪器

1.1.1 试剂 甲醇：紫外光学纯；水：使用全玻蒸馏装置制备，用 $0.5\mu\text{m}$

聚四氟乙烯滤膜进行过滤； 莠去津标准品：含量 98.4%(自制)；

1.1.2 仪器 高效液相色谱仪(Waters)，具 510 定量输液泵，U6K进样器及自动洗脱梯度控制器；Waters 490 紫外检测器；Model 730 数据处理器；色谱柱为Waters Nova-Pak C₁₈反相柱，30×150mm，5μm；C₁₈前置保护柱；DL-1 型固相萃取器（国家色谱研究分析中心）；Sep-PakC₁₈固相萃取柱(Waters Associates USA)；SHZ-3 型循环水多用真空泵；HZS恒温水浴振荡器；CX—250 超声波清洗器；LD5—10 离心机；DGF30/14—II 型电热干燥箱。

2.1 田间小区试验

试验地点：吉林农业大学试验站；

试验土壤：草甸黑土，有机质含量为 2.69%，pH 值为 6.50，粘粒含量为 36.02%；

供试玉米品种：本育 9；

供试药剂：40%莠去津胶悬剂（河北宣化农药厂）；

50%乙草胺乳油（河北宣化农药厂）；

4%玉农乐胶悬剂（日本石原株式会社）；

播种时间：1997 年 4 月 25 日，并分别于 5 月 17 日、5 月 25 日对小区进行施药。田间小区面积为 30m²，按随机区组设计，三次重复。小区处理见表 1。

表 1 小区处理组合
Table 1 Field treatments

处 理 Treatments	施 药 量 kg a.i. ha ⁻¹	施用方式 Applied method
莠去津+烟嘧磺隆+乙草胺	0.75+0.06+0.75	苗后茎叶处理
莠去津+烟嘧磺隆	0.38+0.03	苗后茎叶处理
莠去津	1.5	播后苗前土壤处理
莠去津	3.0	播后苗前土壤处理
CK	清水	播后苗前土壤处理

莠去津以近似田间实际用量的低剂量和模拟超量情况的高剂量来施用，从而确定使用量对莠去津降解的影响。同时研究了莠去津同烟嘧磺隆及乙草胺混用的残留动态。使用工农 16 型背负式手动喷雾器进行施药，每小区药液用量为 2L。施用时喷嘴距离地面约 20cm。将药液均匀喷施到各个小区中。

1.2 样品的采集

1.2.1 莠去津的残留动态

每次施药 1h 后，采集空白及各施药小区的 0~5cm 的表层土壤，以测定其原始沉积量。以后定期采样，以测定莠去津的残留动态。每次采样时利用取样铲按“五点法”进行采样，四分法将其缩分成实验样品，并于-20℃下保存至分析。

1.2.2 莠去津淋溶动态的研究

为了研究在田间实际环境条件下莠去津的环境行为，主要是其迁移性，利用土钻对高剂量和低剂量处理小区的 0~30cm 土壤进行取样，分别测定不同深度土壤的莠去津的残留含量，从而确定莠去津在土壤中的淋溶动态。为了防止样品的交叉污染，在钻取土样之前，首先利用取样铲挖一深度为 5cm，直径为 5cm 的孔，然后利用土钻对 5 cm ~30cm 的土壤进行采样，挖取一直径为 3cm 的土芯，并将其用刀将其分割为 5cm 的土柱；每小区随即取样 5 点，并将同一深度的土样均匀混合，于-20℃下保存至分析。每次取样必须在未取样的地方采取土样，并在取样完成后将钻孔用土填好。在施药后 1h 进行第一次采样，然后定期取样。并对不同深度土样进行分析。

1.2.3 样品分析

将冷冻土样(每份约 500g)在丙酮和己烷冲洗过的铝箔上室温下放置过夜。土块用铲子铲碎，分合多次以混匀，确保均一，同时除去石块、枝条等植物残体。样品不能太干或太湿，并过 0.9mm 筛，称取 10.00g 于 105℃ 烘干过夜，称其干重计算含水量。另外称取 10.00g 土样于洗净、干燥的具塞的三角瓶中，加水 50mL，盖好并于 95℃~98℃ 水浴振荡 1 h ~2h，然后超声波震荡提取 5 min ~10min，将混合物于 3000 rpm 下离心 5 min ~10min，转移上清液。此过程重复一次。然后合并浸提液，并调节 pH 7.0，将浸提液通过 Whatman No.4 或 G₄ 砂蕊漏斗进行抽滤，以进一步除去各种机械杂质。并将各种转移和过滤器皿用不含有机质的水冲洗 3 次，与浸提液合并。然后将浸提液以 2~3mL min⁻¹ 的速度通过已经活化好的 Sep-Pak C₁₈ 固相萃取柱萃取结束后，然后用 10 mL ~20mL 不含有机质的水冲洗 2~3 次，并加少许甲醇-水溶液冲洗以除去部分杂质。然后取下萃取柱，置于一离心管中，并于 1500rpm 下离心 1min 以除去残存水分。然后用 1.5 mL ~2mL 的已脱气的甲醇(用移液管准确加入)洗脱到一干燥、洁净的刻度离心管中，然后将萃取柱和离心管于 1500rpm 下离心，以确保高的回收率。将滤液超声处理后，通过 0.5μm 的 Millipore 滤膜滤入 HPLC 进样瓶中，封口，并于 4℃ 贮存备用。整个提取过程中应避免使用塑料容器，以免邻苯二甲酸酯对分析的干扰。

2.1.3.2 高效液相色谱检测

采用甲醇：水(55：45，V/V)作为流动相，UV 检测器波长 222nm，进样量 20μL，采用外标法定量，利用 Model 730 数据处理器进行积分。利用保留时间及紫外吸收谱图对提取液中的莠去津进行确证。

2.1.3.3 添加回收率的测定

2.1.3.3.1 土壤添加回收率测定 称取制备好的风干空白土样 10.00g 于具塞三角瓶中，将 5 mL~10mL 稀释到合适浓度的莠去津标准水溶液，加入到土样中，然后于国际型振荡器上振荡平衡 1h 后，置于通风橱中风干备用。然后按上述的土

2.2 结果与分析

2.2.3 莠去津标准曲线的建立

莠去津进样量由 1ng~10ng，获得一系列对应的峰面积值，作图。其直线方程： $Y=181.24X-80.82(r=0.9996)$ 。见图 2.2。

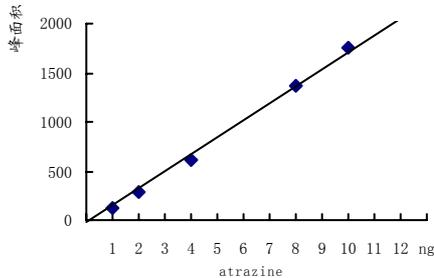


图 2.2 莠去津标准曲线，进样量 20 μ L，0.5ng ~5ng mL⁻¹标样
Fig. 2.2 Standard Curve for Injection of 20 μ L of 0.5ng-5ng mL⁻¹ atrazine solutions

2.2.4 莠去津在土壤中的回收率

用水作为提取液不但可以减少各种非极性共提取物的产生，并能最大程度的防止莠去津的降解或转化。莠去津在土壤中不同添加水平回收率分别为 87.8%~93.3% (表 2.1)，均大于 80%，符合残留分析的要求^[54]。莠去津的最小检出量 1×10^{-9} g；土壤中最低检出浓度 0.0075mg kg^{-1} 。

表 2.1 莠去津在土壤中的回收率

Table 2.1 Recovery of Atrazine in soil

样品 sample	取样量 (g)	添加浓度 (mg kg ⁻¹)	标准品添 加量(μ g)	平均回收量 (μ g)	平均回收率 (%)	变异系数 CV(%)
土壤 soil	10	0.03	0.3	0.28	93.3(n=5)	1.7
		0.3	3	2.61	94.0(n=5)	1.6
		3	30	26.23	87.7(n=5)	4.5

2.2.5 HPLC 的分离条件的选择

HPLC 的分离条件的选择基于待测成分与土壤和水中共提取物的完全分离。如图 2.3 所示，当以甲醇：水(45：55，V/V)为流动相时，

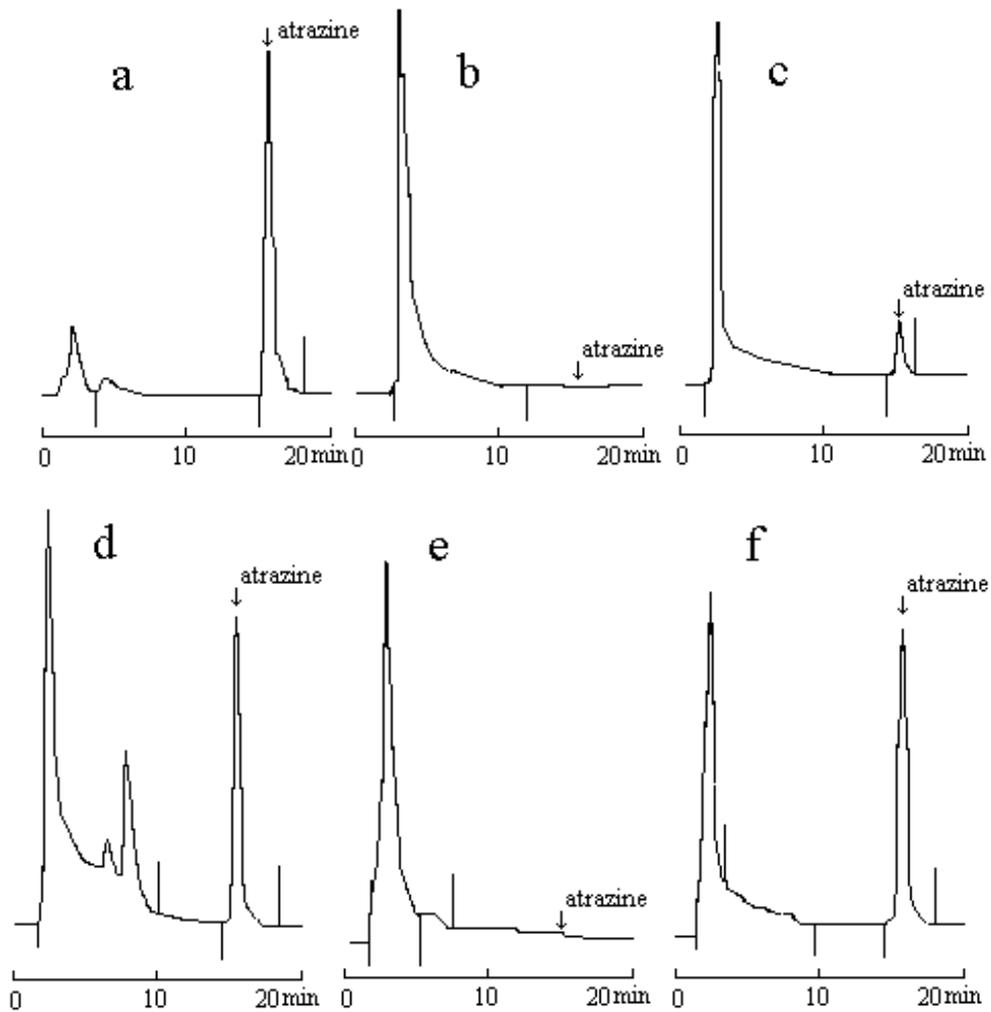


图 2.3 莠去津的高效液相色谱图

Fig.2.3 HPLC chromatograms of atrazine

- (a) 莠去津标准品(Atrazine standard) (b) 土壤空白(control soil)
 (c) 土壤添加(fortified soil) (d) 土样(soil sample)
 (e) 水空白(control water) (f) 水添加(fortified water)

2.1 莠去津在田间土壤中的残留动态分析

采用HPLC方法测定莠去津在田间土壤中残留动态。结果见表 3.2 。在高剂量单用、低剂单用、高剂量混用、低剂量混用情况下，莠去津在土壤中的原始沉积量分别为 4.276mg kg^{-1} 、 2.247mg kg^{-1} 、 1.401mg kg^{-1} 、 0.792mg kg^{-1} ，经过 280d 以后莠去津在表层土壤中的残留量分别降至 0.058mg kg^{-1} 、 0.026

mg kg⁻¹、0.020 mg kg⁻¹、0.012mg kg⁻¹。

莠去津在土壤中的降解速率表明在施药初期高浓度处理明显大于低浓度处理，可能是由于土壤颗粒对莠去津强烈的吸附导致莠去津浓度的迅速下降。收获玉米时土壤中莠去津残留量为 0.024mg kg⁻¹~0.070mg kg⁻¹之间。280d后莠去津的残留量降为 0.012mg kg⁻¹~0.058mg kg⁻¹，其原因并不是莠去津的降解消失，而是由于耕作深翻的稀释作用致使莠去津水平迅速下降。

在混用条件下，半衰期为T_{1/2}=22.5d和 23.7d，而在单用条件下其半衰期T_{1/2}=19.1d和 18.1d。在混用条件下半衰期平均为 23.1d，而单用则为 18.5d。T_{0.99}混用为 149.2d和 156.8d。而单用条件下T_{0.99}为 126.6d和 120.0d。但是在混用条件下无论是半衰期还是T_{0.99}均大于莠去津单用。说明烟嘧磺隆并不加速莠去津的降解速度。

在混用和单用两种情况下，其半衰期平均为 23.1d 和 18.6d，均与莠去津的施用浓度无关，属于典型的一级动力学反应。在上述各种情况下的降解方程见表 3。

表 3 莠去津在田间土壤中的降解动力学参数
Table 3 Kinetic parameter for degradation of atrazine in soil

样 品 Sample	处 理 Treatments kg a.i. ha ⁻¹	半衰期 T _{1/2} (d)	T _{0.99} (d)	Ct=C ₀ e ^{-Kt}		相关系数 r
				C ₀	K	
土壤 Soil	0.38(混用)	22.5	149.2	0.7056	0.0308	-0.9972
	0.75(混用)	23.7	156.8	1.1840	0.0293	-0.9947
	1.5(单用)	19.1	126.6	1.9911	0.0363	-0.9824
	3.0(单用)	18.1	120.0	3.3168	0.0383	-0.9785

根据测得的土壤中莠去津的残留量、及残留百分率对时间作图，可以得到莠去津在不同用量条件下降解的残留动态曲线（图 1、图 2）。从图中可以看出随着莠去津的使用量的不同，施药后某一时间其残留量也不相同，使用量越大其残留水平越高。另外从残留百分率

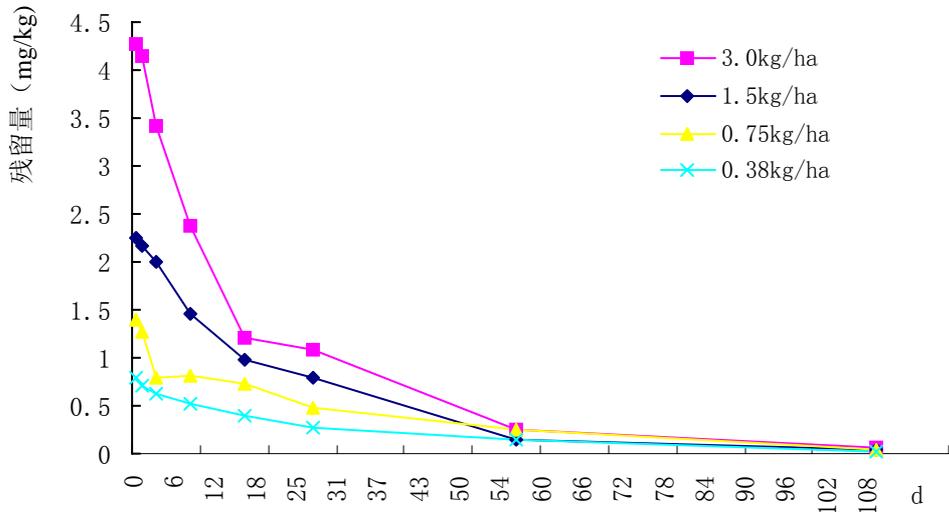


图3.1 莠去津在田间土壤中的残留动态曲线

Fig3.1 Degradation curves of atrazine in soil

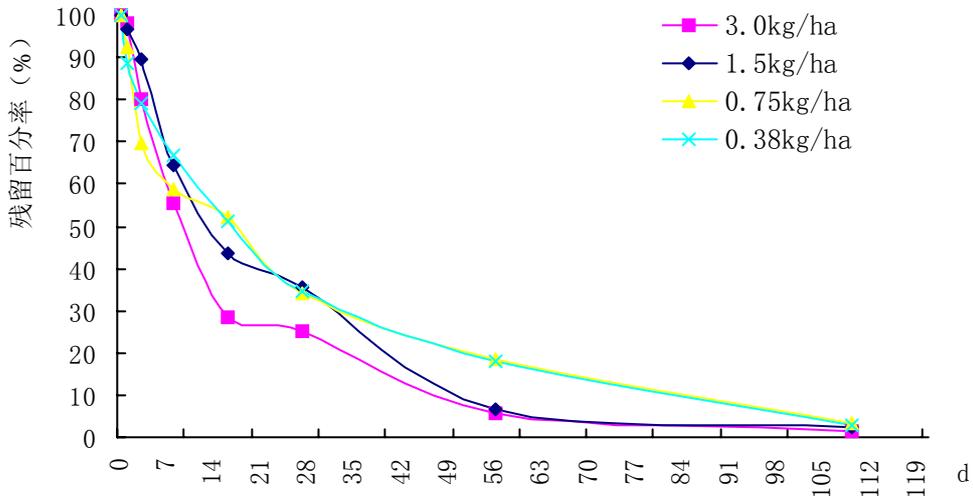


图3.2 莠去津在田间土壤中的残留动态曲线

Fig.3.2 Degradation curve of atrazine in soil

对时间的降解曲线可以看出随着使用量的减少，莠去津的降解速率变小。

2.2 莠去津在田间土壤中的淋溶动态分析

对高剂量、低剂量两个处理，对不同时间0~30cm的土壤中莠去津的残留水平分别进行测定。测定结果见表4，图3~图4。

表 4 莠去津在土壤中的淋溶动态

Table 4 Leaching dynamics of atrazine in field soil

施药 剂量 kg a.i.ha ⁻¹	施药后天 数 (d)	土壤深度 Depth(cm)					
		0~5	5~10	10~15	15~20	20~25	25~30
残留量Residual level(mg kg ⁻¹)							
3.0	0	4.2 76	ND	ND	ND	ND	ND
	8	2.3 69	0.269	0.151	0.116	0.012	ND
	27	1.0 79	0.145	0.162	0.076	0.041	0.022
	49	0.2 41	0.044	0.057	0.034	0.027	0.016
	109	0.0 70	0.024	0.035	0.015	0.010	0.007
1.5	0	2.2 47	ND	ND	ND	ND	ND
	8	1.4 52	0.179	0.069	0.017	ND	ND
	27	0.7 96	0.022	0.035	0.023	0.014	ND
	49	0.1 47	0.032	0.044	0.023	0.021	0.010
	109	0.0 51	0.019	0.028	0.010	0.009	0.006

ND: 未检出

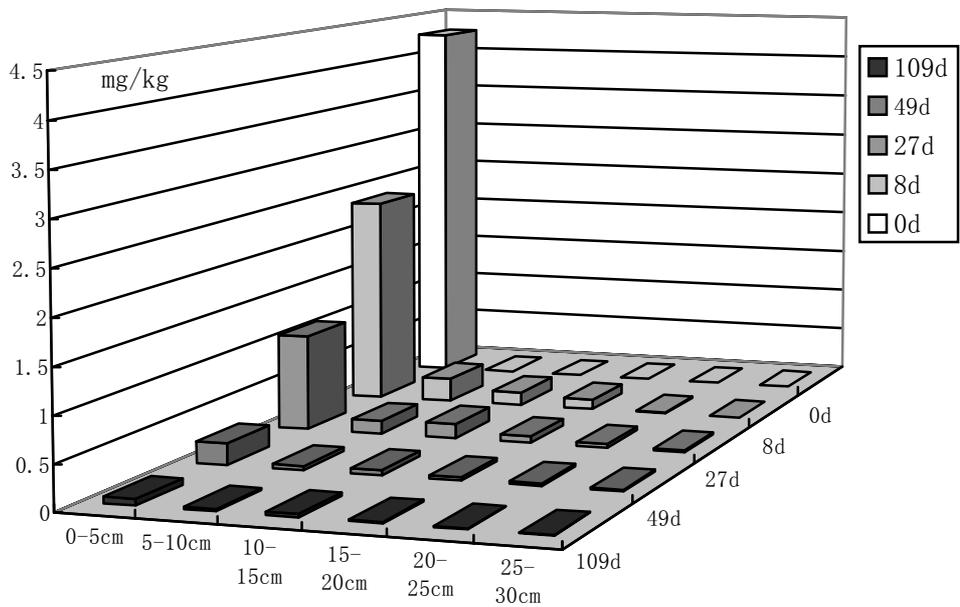


图3 施用低剂量莠去津在田间0~30cm土壤中的淋溶(0~109d)
Fig.3 Leaching of atrazine applied low rate in the field soil (0~109d)

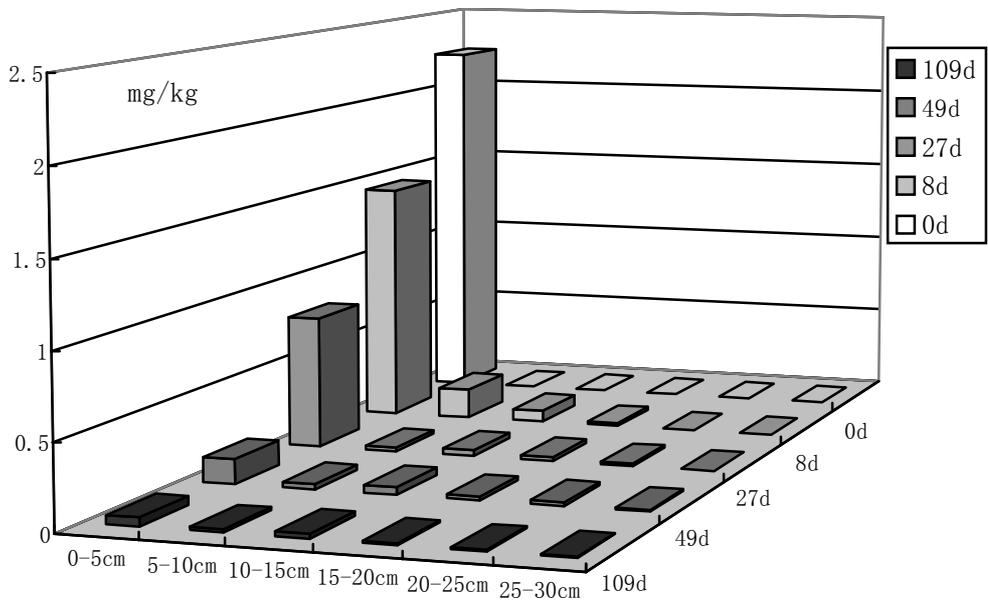


图4 施用高剂量莠去津在田间0~30cm土壤中的淋溶(0~109d)
Fig.4 Leaching of atrazine applied high rate in the field soil (0~109d)

在整个试验过程中,除了0d外,0~30cm的土壤中均有莠去津的存在。并且在莠去津不断降解代谢的同时,逐渐向深层土壤中进行淋溶。在整个生

长季节中大多数莠去津被持留在表层土壤中，主要原因是表层土壤中含量较高的有机质的吸附作用。随着土壤深度的增加，土壤有机质含量迅速下降，致使土壤对莠去津的吸附减弱，淋溶性增强。实验结果显示在上述实验条件下，莠去津的淋溶深度大于 30cm。试验小区不同深度土壤的 pH 值和有机质含量见表 5。

表 5 不同深度土壤的 pH 值和有机质含量
Table 5 pH and organic mater of different depth soil

土壤深度 Depth(cm)	有机质含量 (%)	OM	土壤 pH 值 pH-H ₂ O
0~5	2.69		6.50
5~10	2.50		6.53
10~15	2.63		6.66
15~20	2.65		6.70
20~25	2.07		6.89
25~30	1.42		7.16

可以看出随着深度的增加，土壤有机质含量降低，pH 值显著增高。有机质含量降低一方面减少了对莠去津的吸附能力，另一方面降低了土壤对莠去津的化学降解的催化能力。此外随着深度的增加、有机质的减少，土壤微生物的种类、数量、活性都显著变弱，从而使微生物的降解作用降低。农药在土壤中的淋溶和吸附在很大程度上取决与土壤的上述理化特性。模拟淋溶试验表明，土壤有机质含量的高低直接与土壤吸附相关，在土壤质地和酸碱度相近的条件下，土壤对莠去津的滞留能力与土壤有机质含量成正相关（表 3.6），这些因素都会使莠去津的淋溶趋势增大。

表 3.6 土壤特性与莠去津在土壤中的滞留特性的关系^[59]
Table 3.6 Effect of soil character on the leaching of atrazine in soil

土壤 Soil	土壤质地				pH	莠去津	
	砂粒 (%)	粉粒 (%)	粘粒 (%)	有机质(%)		土壤分配 系数	淋溶 (%)
表土 0~10cm	6.5	69.1	24.4	2.2	5.1	1.45	29.8
心土 60~90cm	1.6	61.6	37.3	0.6	6.0	0.45	90.3

在高剂量和低剂量处理下，施用后 27d 可以检测到高剂量处理小区的 30cm 深度的土壤中有莠去津出现，但是低剂量处理的小区却未检测到。在 49d 后，两个处理中均有莠去津检出。但是在该实验条件下，并没有足够的证据说明有大量的莠去津淋溶的发生，因为在大于 20cm 的深度只有相当低浓度的莠去津被检出。在施用 27d 时在各深度的土壤中具有最大浓度的莠去津检出，随后莠去津水平逐渐下降。

3 讨论

莠去津与烟嘧磺隆及乙草胺的混用，对莠去津的降解速度虽无促进作用。但是在混用的条件下可以在保证药效的前提下将莠去津的使用剂量降低到 $0.38\text{kg a.i. ha}^{-1}$ ，使之对土壤的污染程度降低。增加了对后茬作物的安全性。当前莠去津的使用准则：建议使用莠去津混剂，单用莠去津施用量应限制在 $1.5\text{kg a.i. ha}^{-1}$ 以下。避免与敏感作物进行轮作。在作物收获时莠去津在 $20\sim 30\text{cm}$ 土层中的浓度为 $6\mu\text{g kg}^{-1}\sim 10\mu\text{g kg}^{-1}$ ，均高于各个国家规定的莠去津在水中的最高允许残留水平。另外高剂量处理的土壤剖面的各个深度的土壤中的莠去津浓度均大于同期低剂量处理的土壤的趋势表明了施用高浓度莠去津对环境特别是水环境的污染存在着更大的威胁。所以对莠去津的施用浓度应该根据土壤条件、水文地质状况、气候等作以限制，以减少对地下水的威胁。建议施用季节应在初夏，避免在秋后施用；在靠近水源的地点施药时应设立缓冲带。