

基于分布式非点源有毒污染物模型的农药输移研究

刘瑞娟¹, 张艳红²

(1.中国石油大学(华东)地球科学与技术学院, 山东 青岛 266555; 2.吉林大学地球探测科学与技术学院, 长春 130026)

摘要:以山东省临沂流域为研究区, 基于分布式非点源有毒污染物模型 ESSI-2 对当地的农药输移过程进行研究。选取甲基异柳磷为模拟农药种类, 基于合理的农药假设数据, 对分布式有毒污染物模型 ESSI-2 进行参数率定, 并基于模拟结果, 对临沂流域的甲基异柳磷负荷及其输移的空间分布特征进行了分析。结果表明, 分布式非点源有毒污染物模型是研究农药输移过程的首选工具。临沂流域在农药施用初期, 其空间分布主要与农药的施用相关, 随着时间的推移, 在水流的作用下, 农药逐渐向河道汇聚, 从而流向下游流域, 在这一阶段中, 地表径流是影响农药输移的主要因素。

关键词:分布式非点源有毒污染物模型; 甲基异柳磷; 输移; 临沂流域

中图分类号:X171.5 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2013)12-2480-08 doi:10.11654/jaes.2013.12.022

Simulation of Pesticide Transportation with a Distributed Non-point Pesticide Pollution Model

LIU Rui-juan¹, ZHANG Yan-hong²

(1. School of Geosciences, China University of Petroleum, Qingdao 266555, China; 2. College of Geo Exploration Science and Technology Jilin University, Changchun 130026, China)

Abstract: An increasing number of researchers have been studying pesticide pollution remained in the cultivated fields using the distributed non-point source pesticide model. On the basis of a distributed non-point source pesticide pollution model ESSI-2, this paper studied the process of pesticide transportation in Linyi catchment. Taking Isofenphos methyl as a simulated pesticide, and a reasonable pesticide concentration as an assumption, the ESSI-2 model was calibrated based on the acceptance level of the simulation results. The spatial distribution of pesticide transportation was analyzed by making use of the output of pesticide loading capacity. Study results are drawn as follows: (1) The distributed non-point source pollution model is a preferred tool to simulate the process of pesticide transportation in term of simulation precision and operational practicality. (2) The spatial distribution of pesticide was highly related to the different stages of its transportation. In the initial stage of pesticide spray in the cultivated fields, the spatial distribution of pesticides is primarily determined by the amount of pesticide usage in various locations. As time elapses, surface water flow plays a more important role in the spatial distribution and transportation of pesticide, resulting in the pesticides conflux to the stream course gradually and then to the downstream watershed. This simulated result provides an important basis for not only studies on water resource management in general, but also further research on pesticide transportation in particular.

Keywords: distributed non-point source pollution model; isofenphos methyl; transportation; Linyi catchment

随着农业的发展, 农业非点源污染越来越成为一个日趋严重的问题。农业非点源污染主要是指由于从事农业活动而导致土壤侵蚀, N、P 和农药等污染物进

入水体, 引起水体污染。其中, 农药污染是很重要的一种农业非点源污染。很多农药难以降解, 因此农药污染具有污染范围广、存留时间长等特点。国外对农药污染有很多研究^[1-4], 但是我国对于农药污染的研究相对较少。农药输移是一个时空过程, 具有时空分异的特征。已有的报道多侧重于农药输移过程的时间特征研究^[5-7], 缺少农药输移过程空间特征的研究。究其原

收稿日期:2013-01-04

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07010-010)

作者简介:刘瑞娟(1976—),女,山东鄄城人,讲师,博士,主要从事遥感与地理信息系统应用研究。E-mail:liu761011@126.com

因大致有两点:缺少实测的有毒污染物观测数据;缺少有效的进行有毒污染物转移转化过程模拟的工具。分布式非点源污染模型由于能够充分地反映模拟要素的时空分布特征,因此成为研究农药转移过程时空分布特征的首选工具。

为此,本文利用分布式非点源有毒污染物模型ESSI-2,在合理的农药使用假设数据下,对山东临沂流域的甲基异柳磷的转移转化过程进行了研究。本次研究是对基于分布式非点源污染模型的农药转移过程研究的初步尝试。

1 分布式非点源污染模型 ESSI-2 简介

分布式非点源污染模型 ESSI-2^[8]是南京大学与中国科学院大气物理研究所联合开发的分布式非点源污染模型。该模型由3个模块组成:水文模块、土壤侵蚀转移模块、农药转移模块。其中,水文模块是核心模块,其他两个模块是在水文模块的基础上建立的。ESSI-2 模型以DEM栅格单元为基本模拟单元,以日为时间单元,可以进行长期的连续非点源污染模拟。

模型的水文模块采用分布式水文模型 ESSI^[9],该模型以栅格单元为水文模拟单元,在栅格尺度上完成降水、蒸散发、冠层截流、地表水下渗等水文过程的模拟。整个产流过程包括降水、冠层截留、潜在蒸散发、实际蒸散发、下渗、土壤水再分配、产流等。林冠截留量采用改进的概念性 Aston 指数模型^[9]来模拟,潜在蒸散发可以由实测数据求得,地下水下渗采用霍顿模型,地表水下渗到土壤中后,根据土壤分层参数,动态计算每一土壤分层对入渗水的调节状态,从而完成土壤水的再分配过程。经过降水、冠层截留、潜在蒸散发、实际蒸散发、下渗、土壤水再分配等过程,栅格单元完成了水量在垂直方向上的输入和输出。根据降雨量和土壤包气带缺水量或土壤含水量变化的对比,以及降雨强度与下渗率的对比,动态选取每个栅格单元的产流方式,从而合理地模拟出栅格单元产流。汇流方案采用模块搭配的方式来解决。栅格尺度上,有基于栅格水系的马斯京根-康吉运动波模拟法、滞时演算法;流域尺度上,采用基于河道的马斯京根分段汇流演算法。根据径流类型和模拟的时段长度来选择不同的汇流演算算法,得到适合的汇流方案组合。具体水文过程计算见文献[9]。ESSI 模型在湿润、半湿润区的江口流域和干旱、半干旱区的黑河山区流域进行了验证^[9]。验证结果表明,ESSI 模型可以模拟不同气候、不同下垫面特征下的、从次洪过程到长时段的日、月、

年尺度的降雨-径流过程模拟。

ESSI-2 模型采用修正的土壤侵蚀方程 RUSLE^[10]计算每个栅格单元的坡面侵蚀产沙量。每个栅格单元的泥沙输出量等于上一级栅格单元的泥沙输入量与该栅格单元坡面剥蚀产沙量之和,而且泥沙输出总量不得超过降雨径流的泥沙输移能力。降雨径流的泥沙输移能力采用 Beasley 等^[11]推导出的公式计算,降雨径流由水文模块 ESSI 模型得到。然后,采用马斯京根法汇沙,得到流域出口处的泥沙输出量。由泥沙输出量可以进一步计算吸附在泥沙颗粒上的农药输移量。具体的土壤侵蚀-泥沙输移过程见文献[12]。

有毒污染物转移子模块考虑了农药的施用、分解、下渗、输移等过程。农药的输移过程主要包括植被的截留、降解、蒸发、部分农药被雨水冲刷到地表,一部分会随着地表径流进入到下游流域,还有一部分会吸附在径流剥蚀掉的泥沙颗粒上随着泥沙向下游迁移或者在迁移的途中沉积。另外,还有一部分随着水流的运动渗入土壤中。渗入土壤中的农药随着土壤水的再分配而发生垂向上和水平方向上的迁移。在垂向上,有一部分农药颗粒会进一步下渗,进入地下径流,并随着地下径流流向下游;在水平方向上,会有一部分农药颗粒随着壤中流流向下游。农药在以上迁移转化的过程中,随着时间的推移农药不断地在发生着微生物降解、光学降解或者化学降解反应。在 ESSI-2 模型中,除了植被截留过程外,其余过程均进行了描述和计算。具体模型计算过程见文献[8]。ESSI-2 体系结构见图 1。

2 应用实例

2.1 研究区概况

临沂流域是沂沭河流域的一部分,集水面积为 10 040 km²(据 DEM 提取流域边界所得流域面积)。该流域属于半湿润半干旱地区,土层较薄,植被稀疏,有部分陡峭的山区。流域年降水量 849 mm,极端最高气温 36.5 ℃,最低气温 -11.1 ℃,平均气温 14.1 ℃。流域内水库较多,大小水库 90 座,受人类活动干扰较强。研究区流域人口较为密集,农业发达,非点源污染日益严重。

2.2 数据来源及处理

模型需要的主要数据有:①土壤数据来自于 1:100 万的中国土壤数据库,该数据库的原数据是《1:100 万中华人民共和国土壤图》和《中国土种志》,采用了传统的“土壤发生分类系统”,该数据库由中国科

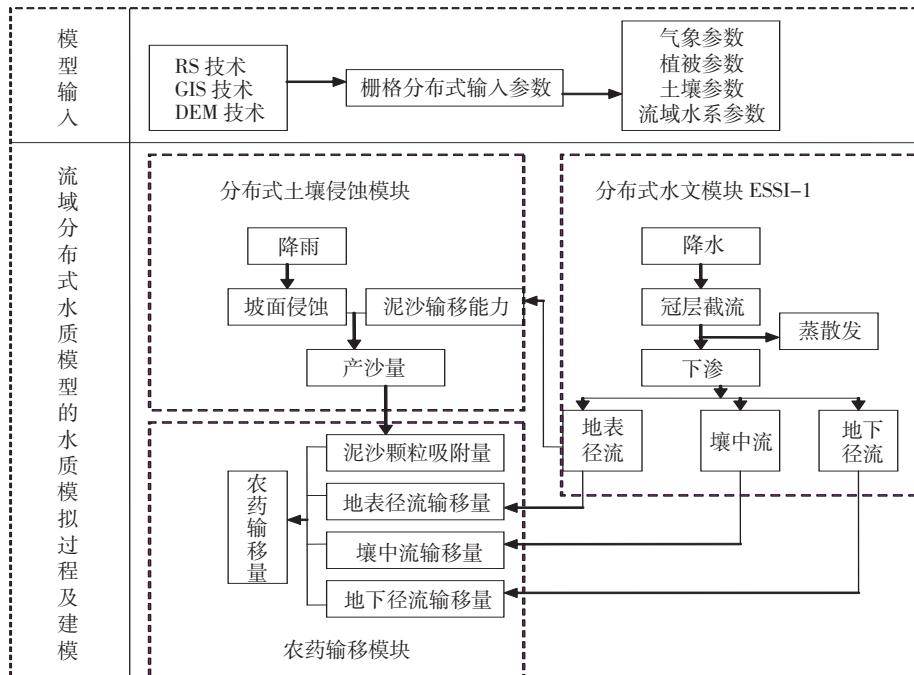


图1 分布式非点源污染模型 ESSI-2 体系结构图

Figure 1 The structure of distributed non-point pollution model ESSI-2

学院南京土壤研究所完成。②土地利用数据采用来自 USGS 分辨率为 1 km 的亚洲土地利用/覆盖图，并重采样到 240 m。③DEM 数据采用来自 USGS 分辨率为 1 km 的 DEM 数据，并重采样到 240 m。④2001 年至 2007 年气象数据，即日最高温度、日最低温度、相对湿度、日降雨量和日平均风速等由研究区内及周围 6 个气象站点的实测数据得到。⑤水文站点选用临沂站点，经度为 118.42°，纬度为 35.03°。径流实测数据来自于临沂市水文局径流观测数据。未能获取逐日泥沙观测数据，在本研究中使用年泥沙数据进行参数率定及验证。年泥沙负荷数据来自水利部发布的《中国河流泥沙公报》。农药使用情况及有关数据来自于临沂市农业局。⑥分辨率为 1 km 归一化植被指数(NDVI)，数据来自于 USGS 网站，其时间分辨率为 15 日。在本次研究中，植被覆盖度使用月均覆盖度，相应地，NDVI 指数的时间分辨率也应该为月。将时间上连续的两期时间分辨率为 15 日的 NDVI 指数进行合成，取其最大值做为该月的 NDVI 值^[13]，并重采样到 240 m。NDVI 数据由植被指数转换模型^[14](公式 1)得到 2001 年至 2007 年(1—12 月)的植被覆盖度。

$$f_{ndvi} = \frac{NDVI - NDVI_{min}}{NDVI_{max} - NDVI_{min}} \quad (1)$$

式中： f_{ndvi} 为植被覆盖度； $NDVI_{min}$ 和 $NDVI_{max}$ 分别为最

小、最大归一化植被指数。

在本文中，采用李苗苗^[15]、Gutman^[16]提出的估算 $NDVI_{min}$ 和 $NDVI_{max}$ 的方法，即根据整幅影像上灰度的分布，以 5% 的置信度截取 NDVI，其上、下限阈值分别代表 $NDVI_{min}$ 和 $NDVI_{max}$ 。

2.3 模型初始化农药施用情景

2.3.1 模拟农药种类选取

临沂地区主要农作物为小麦，其种植面积大，故针对小麦病虫害的农药施用对流域水质的影响相比其他作物的影响要大。本次研究中，选用防治小麦地下虫害的农药 40% 甲基异柳磷乳油作为农药研究对象。甲基异柳磷乳油英文名称 Isofenphos-methyl，化学名称：N-异丙基-O-甲基-O-[(2-异丙氧基羰基)苯基]硫代磷酰胺酯。纯品为淡黄色油状液体，折射率 1.522 1。原油为棕色油状液体，易溶于苯、甲苯、二甲苯、乙醚等有机溶剂，难溶于水，常温下贮存较稳定，遇强酸和碱易分解，光和热也能加速其分解。甲基异柳磷是一种新型土壤杀虫剂，杀虫谱广、残效期长，一般为 7~10 d。对地下害虫的防治效果与辛硫磷相近，主要用于小麦、花生、大豆、玉米、地瓜、甜菜、苹果等作物的防治蛴螬、蝼蛄、金针虫等地下害虫。据农业部门统计，全国农药需求量中杀虫剂略有下降，但甲基异柳磷属于上升幅度较大的品种类型。该农药的大量

使用对土壤及下游水质会造成比较大的污染,因此对该种农药输移的研究有重要意义。

2.3.2 农药施用数量和方式

在使用40%甲基异柳磷乳油时,按种子量的0.2%拌种,堆闷2~3 h播种。按照每667 m²需要播种15 kg种子量计算,则每667 m²需要40%的甲基异柳磷乳油0.03 kg。为了求取分辨率为240 m的栅格单元上的40%甲基异柳磷乳油施用量,将其单位换算成米,求得其值为2.62 kg,则栅格单元上甲基异柳磷乳油的施用量为1.047 kg。令所有的耕地在播种季节均播种小麦,则可得临沂流域40%甲基异柳磷乳油施用的栅格数据(图2),将其做为农药的输入初始数据输入模型。

2.3.3 农药施用时间

本次研究中,农药施用的初始时间选为2001年10月,这也是研究区小麦开始播种的时间。在播种小麦时,施用40%甲基异柳磷乳油。在长时间序列模拟时,每循环一年,模型会自动在初始农药施用的基础上追加新的农药施用量。在本次研究中,假定每年施用相同数量的农药,则模型会根据模拟的日期,每到10月份,会在原来施用农药的基础上追加一次新的农药施用量。

2.4 模型参数率定

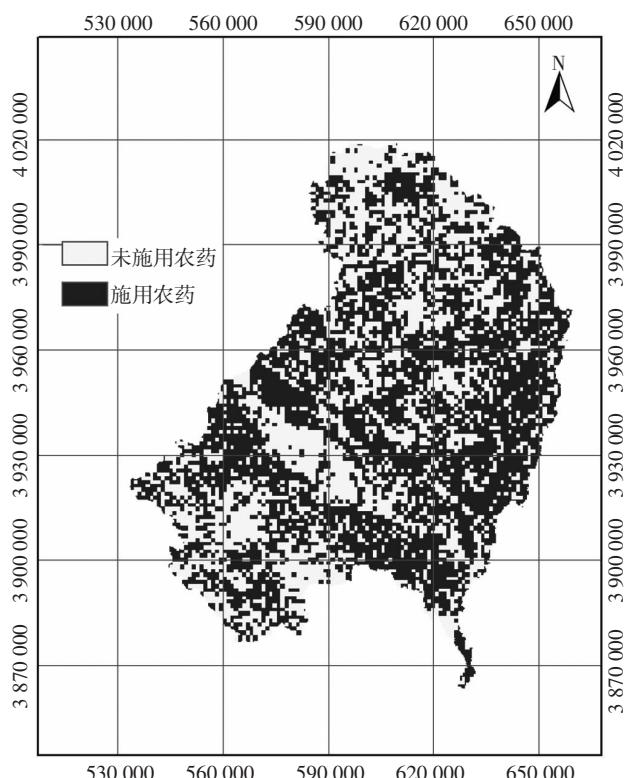


图2 农药施用初始数据

Figure 2 Data of pesticides at the initial stage of application

本次研究中,选用2001—2005年为模拟的时间段,以2001—2003年为模型率定期,2004—2005年为模型验证期。首先对模型水文参数进行率定,然后进行泥沙输移参数率定,最后进行农药输移参数的率定。

采用Nash-Sutcliffe效率系数(NASH)、线性回归系数和水文过程线来评估模型在校准和验证过程中的模拟效果。率定期和验证期水文过程线见图3,由水文过程线可以看出无论在验证期还是在率定期,模拟值和实测值的流量过程线比较吻合,峰值出现的时间段也吻合。水文过程模拟效率率定期和验证期分别为:率定期NASH系数为0.53,相关系数为0.57;验证期NASH系数为0.52,相关系数为0.65。研究区流域内水库众多,农业发达,环境受到人为影响很大。从农作耕作引起地表覆盖和土壤特性的变化到修缮河道和建坝截流,都给该地区水文过程和径流模拟和预测带来困难。气象观测站点分布不均,这些因素都会影响模拟结果。综合考虑以上产生误差的因素,水文过程模拟结果基本合理。

因为没有逐日和逐月的泥沙观测数据,所以无法对模型进行泥沙模拟的逐日验证。我国水利部2006年发布的《中国河流泥沙公报》显示,2001—2005年,临沂流域的平均年输沙量为20.9万t,2005年的年输沙量为62.4万t。根据以上数据,对工泥沙输移参数进行了率定。

ESSI-2模型需要率定的农药输移参数为:土壤有机碳标准化吸附系数,(mg·kg⁻¹)/(mg·L⁻¹);农药在水中的溶解度,mg·L⁻¹;半衰期,d;农药下渗系数,无单位。参考有关文献^[17-19],并根据本次研究中模拟的农药40%的甲基异柳磷乳油的理化性质,确定本次模拟中农药输移参数的率定值。模型参数率定值见表1。农药负荷模拟结果见图4。

从图4可以看出,农药负荷模拟结果基本合理。每年施用农药的时间为10月初,所以,每年10月初,农药负荷值达到峰值。次年2月中旬左右,农药降解完成,所以在2月中旬一直到再次施用农药的时间(即10月)期间,农药负荷基本为零。与相关研究结果^[17-20]相比较,农药负荷值也基本合理。

3 结果分析

假设临沂流域所有耕地都播种小麦,且按照甲基异柳磷的施用标准,每亩地需要40%的甲基异柳磷乳油的数量为0.03 kg,则整个临沂流域在小麦播种季节施用40%甲基异柳磷乳油的数量为262 634.04 kg,

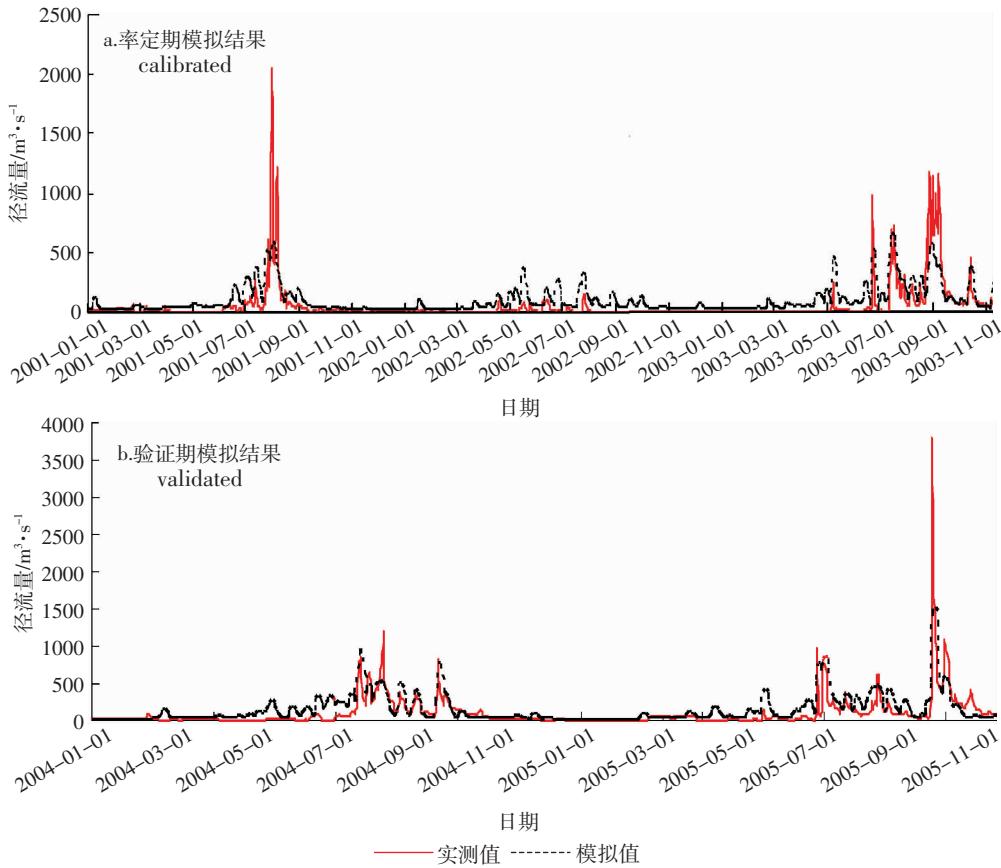


图3 临沂流域径流率定期(2001—2003)和验证期(2004—2005)逐日模拟结果

Figure 3 Comparison between the simulated and observed stream flow

表1 ESSI-2 模型参数率定值

Table 1 Calibration values for ESSI-2

参数	率定值	参数	率定值
栅格河道断面类型	2	壤中径流出流系数	0.01
栅格河道断面宽度/m	20	日平均降雨时间长度/h	0.02
坡面河道断面类型	4	降雪临界温度	2
坡面河道断面宽度/m	240	度-日系数/mm·°C⁻¹·h⁻¹	0.4
地表汇流时间差分权重	-70	深层地下基流调节量	10
地表汇流传播时间/min	10	泥沙汇聚差分权重	-0.001
壤中汇流时间差分权重	-20	泥沙汇聚时间/min	120 000
壤中汇流传播时间/min	60	土壤有机碳标准化吸附系数/(mg·kg⁻¹)/(mg·L⁻¹)	500
地下汇流时间差分权重	-70	农药在水中的溶解度/mg·L⁻¹	33
地下汇流传播时间/min	60	半衰期/d	10
地表径流线性调节因子	0.2	农药下渗系数	0.1
地表径流出流系数	1		

换算成甲基异柳磷乳油为 105 053.61 kg, 即每年 10 月, 临沂流域会施用甲基异柳磷 105 053.61 kg。根据图 4 可知, 如果 2001 年 10 月为初始时间, 则在 2001 年 10 月之前, 临沂流域没有农药输出。自 2001 年 10 月至 2002 年的 2 月底, 临沂流域一直对下游有农药

输出, 输出的甲基异柳磷量为 53.62 kg。2002 年 10 月又一次施用农药, 所以 10 月份农药输出量出现峰值, 至 2003 年 3 月止。2002、2003、2004 年临沂流域向下游输出的甲基异柳磷数量分别为 46.18、135.65、65.75 kg, 2001—2005 年间, 临沂流域向下游输送的总的甲

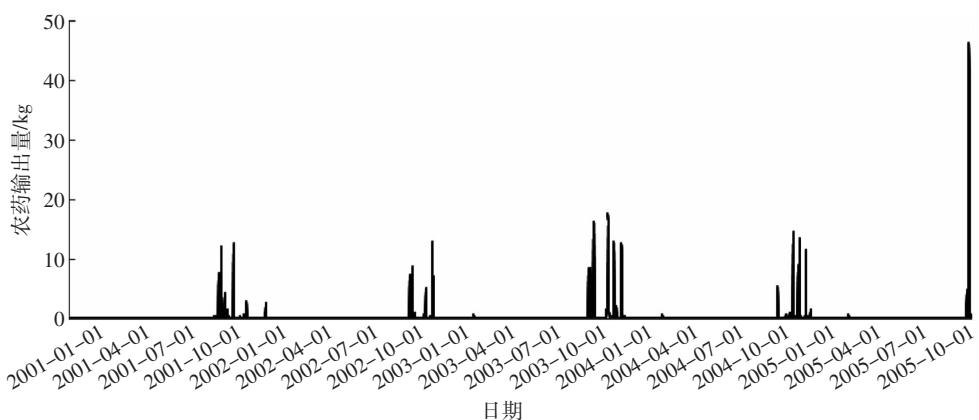


图4 2001—2005年临沂流域农药负荷模拟

Figure 4 Daily simulation of the pesticide in Linyi watershed between 2001 and 2005

基异柳磷量为301.2 kg。

为了进一步研究甲基异柳磷的输移过程,本次研究选取了几次较为典型的时间的农药输移,并对这几次农药输移过程的空间分布特征进行了分析。本次研究中,选取了2001年10月至次年2月的几次降雨事件中的农药输出结果(图5)。选取的模拟时间为2001年10月9日、2001年11月13日、2002年1月13日和2002年2月21日。

从图5可以看出,农药在施用初期(即10月至11月),农药的空间分布形态受到农药施用空间分布形态的影响。从2001年10月9日及2001年11月13日农药的空间分布来看,大部分农药分布在农田中。随着时间的推移,农药逐渐随着地表径流向河道汇聚,自2002年1月13日至2月21日,农田中所剩余的农药量已经很少,残余的农药主要集聚在河道中。

在这几次主要的降雨事件中,农药输出的空间分布形态与地表径流的分布形态非常相似,可以看出影响农药输移的主要因素是地表径流。在河道附近,农药输出量较大,河道两侧,农药输出量逐渐减少。从数量上,农药输移量也主要受到地表径流量大小的影响。在2001年10月至12月间的几次农药输出模拟结果中,10月9日地表径流量较小,因此农药输出量也较小,11月13日有一次较强的降雨过程,地表径流量较大,农药输出量也较大。由于农药的降解和衰减,在次年1月至2月农药输出量已经很小,2月末农药输出几乎为零(见图5中2002年2月21日模拟结果)。

从农药输出模拟结果的空间分布形态来看,模拟结果符合客观规律,进一步说明了分布式非点源污染模型ESSI-2农药输移模拟结果的可靠性。

4 结论与讨论

(1)在农药施用初期,农药的空间分布主要与农药的施用有关。随着降雨的出现,农药发生下渗、输移等运动,并在水流的作用下,农药逐渐向河道汇聚,从而流向下游流域,在这一阶段中,地表径流是影响农药输移的主要因素。

(2)农药输移过程具有时间和空间分异的特征,其时空分异特征受到农药施用、农药理化性质及地表径流等多种因素的影响。研究结果表明,分布式非点源污染模型能够很好地模拟和分析农药输移过程时空分异特征,是研究影响农药输移的关键因素。因此,分布式非点源是进行农药输移研究的首选工具,对于流域水资源管理者,具有重要的参考价值。

(3)由于缺乏逐日的泥沙数据和农药负荷实测数据,本次研究采用假设的农药施用数据。模拟结果及结果的空间分布符合客观规律,研究结果能够说明农药输移过程时空分异特征,并进一步说明分布式有毒污染物模型ESSI-2在研究区适用。下一步的研究工作将基于分布式有毒污染物模型ESSI-2,使用实际的农药施用数据,进一步研究农药输移过程的空间分异特征。

参考文献:

- [1] Posen P, Lovett A, Hiscock K, et al. Incorporating variations in pesticide catabolic activity into a GIS-based groundwater risk assessment [J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 367: 518–526.
- [2] Holvoet K, van Griensven A, Gevaert V, et al. Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses[J]. *Environmental Modelling & Software*, 2008, 23(1): 72–81.

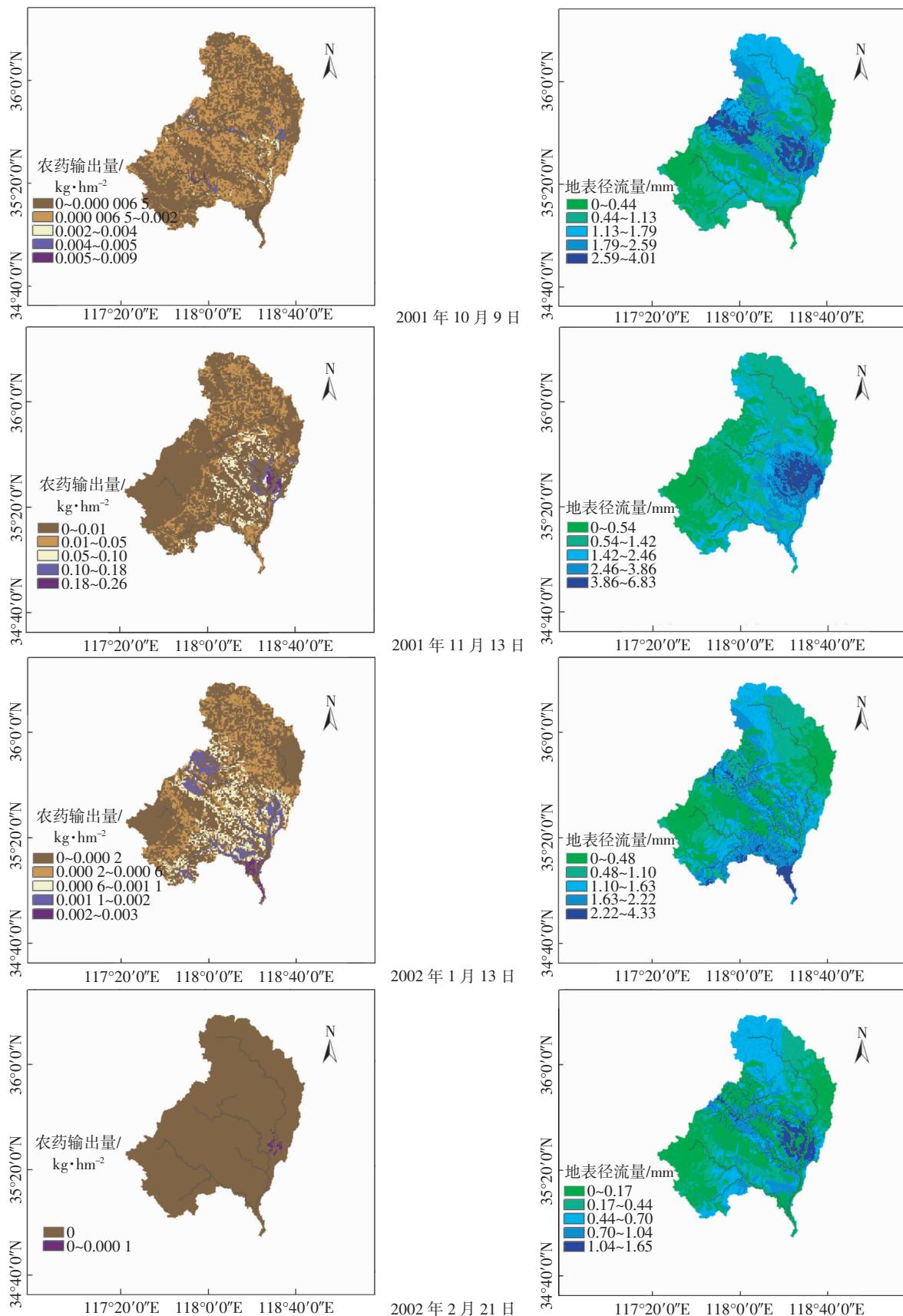


图 5 临沂流域 2001—2002 年农药输出及地表径流模拟结果空间分布

Figure 5 Spatial distribution of the pesticide and surface runoff in Linyi watershed

- [3] Bjorn Ropke, Martin Bach, Hans-Georg Frede. DRIPS; A DSS for estimating the input quantity of pesticides for German river basins[J]. *Environmental Modelling & Software*, 2004, 19: 1021–1028.
- [4] Jaepil Cho, Saeid Mostaghimi. Evaluating cell-based components of DANSAT for predicting surface and subsurface transport of pesticides[J]. *Biosystems Engineering*, 2009, 102: 473–485.
- [5] 薛强, 梁冰, 刘晓丽, 等. 土壤水环境中有机污染物运移环境预测模型的研究[J]. 水利学报, 2003, 34(6): 48–55.
XUE Qiang, LIANG Bing, LIU Xiao-li, et al. Study on environmental prediction model of organic contaminants transport in soil–water environment[J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2003, 34(6): 48–55.
- [6] 申满斌, 陈永灿, 刘昭伟. 岸边排放污染物浓度场三维浑水水质模型研究[J]. 水力发电学报, 2005, 24(3): 93–98.
SHEN Man-bin, CHEN Yong-can, LIU Zhao-wei. A 3-D water quality model of sediment-laden flow for side discharge[J]. *Journal of Hydropower Engineering*, 2005, 24(3): 93–98.
- [7] 李勇, 王超, 汤红亮. 土壤中不动水体对溶质运移影响模拟研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(1): 104–108.
LI Yong, WANG Chao, TANG Hong-liang. Experimental and model simulation of influence of immobile water on solute transportation in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(1): 104–108.
- [8] 刘瑞娟, 张万昌. 分布式非点源污染模型研究与应用[D]. 北京: 中科院大气物理研究所, 2011.
LIU Rui-juan, ZHANG Wan-chang. Research and application of distributed non-point source pollution model[D]. Beijing: Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, 2011.
- [9] 张东, 张万昌. 基于渗蓄一体化动态产流机制的分布式水文模型研究[D]. 南京: 南京大学, 2006.
ZHANG Dong, ZHANG Wan-chang. Study of distributed hydrological model with the dynamic integration of infiltration excess and saturated excess water yielding mechanism[D]. Nanjing: Nanjing University, 2006.
- [10] Renard K G, Foster G R, Weesies G A, et al. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation(RUSLE)[M]. Washington: US Department of Agriculture, 1997: 404–407.
- [11] Beasley D B, Huggins L F, Monke E J. Answers: A model for watershed planning[J]. *Transaction of the ASCE*, 1981, 23(4): 938–944.
- [12] 刘瑞娟, 张万昌. 基于动态产流机制的分布式土壤侵蚀模型研究[J]. 水土保持通报, 2010, 30(6): 139–144.
LIU Rui-juan, ZHANG Wan-chang. A distributed model of soil erosion based on dynamic runoff mechanisms[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2010, 30(6): 139–144.
- [13] Kobayashi H, Dennis G. Atmospheric conditions for monitoring the long-term vegetation dynamics in the Amazon using normalized difference vegetation index[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2005, 97(4): 519–525.
- [14] 赵英时. 遥感应用分析原理与方法[D]. 北京: 科学出版社, 2003.
ZHAO Ying-shi. The principle and method of analysis of remote sensing application[D]. Beijing: Science Press, 2003.
- [15] 李苗苗. 植被覆盖度的遥感估算方法研究[D]. 北京: 中国科学院遥感应用研究所, 2003.
LI Miao-miao. Study on remote sensing estimation method of vegetation coverage[D]. Beijing: Remote Sensing Application Research Institute of Chinese Academy of Sciences, 2003.
- [16] Gutman G. Vegetation indices from AVHRR: An update and future prospects[J]. *Remote Sensing of Environment*, 1991, 35(2–3): 121–136.
- [17] Holvoet K, A van Griensven, P Seuntjens P A. Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT[J]. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2005, 30: 518–526.
- [18] Huber A, Bach M, Frede H G. Pollution of surface waters with pesticides in Germany: Modeling non-point source inputs[J]. *Agriculture, Ecosystems & environment*, 2000, 80: 191–204.
- [19] Colin D, Brown, M John, et al. SWAT-A semi-empirical model to predict concentrations of pesticides entering surface waters from agricultural land[J]. *Pestic Sci*, 1996, 47: 41–50.
- [20] 程燕, 周军英, 单正军, 等. 运用SCI-GROW模型预测农药对地下水的污染风险[J]. 生态与农村环境学报, 2007, 23(4): 78–82.
CHENG Yan, ZHOU Jun-ying, SHAN Zheng-jun, et al. SCI-GROW model for groundwater risk assessment of pesticides[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2007, 23(4): 78–82.