

综述评价

土壤中农用化合物随地表径流迁移研究述评

沈 冰 王全九 李怀恩 王文焰 沈 晋

(西安理工大学水资源研究所·西安市·710048)

摘 要 该文简要评述了土壤中农用化合物随地表径流迁移研究的进程。在概述实验和数学模拟主要研究成果的同时,也分析了其存在问题。

关键词 土壤 农用化合物 地表径流

Review on the Research of Agro-chemical Compound in Soil Moving With Surface Runoff

Shen Bing Wang Quanjia Li Huaien Wang Wenyan Shen Jin

(Xian College of Science and Engineering, Institute of Water Resources, Xian, 710048)

Abstract In this paper, we reviewed briefly the course of research of agro-chemical compound in soil moving with surface runoff. It discussed main research achievements of experiment and mathematical simulation and also analyzed existing problems.

Key words soil agro-chemical compound surface runoff

土壤中的农用化合物(氮、磷、钾等养分和农药)在雨滴打击和径流冲刷作用下,会向地表径流迁移并随之流出田块汇入河流、湖泊、水库等水体,引起水体的富营养化或污染。这一问题,从农业角度讲,属养分流失及土壤生产力减退;从环境角度讲,属水环境非点源污染。我们拟对这方面的研究作一简要回顾,指出某些可以肯定的结论,同时又分析了研究中存在的问题。由于我国这方面的研究刚刚起步,故评述的重点在国外的研究上。

1 研究进程的简要回顾

30年前人们已认识到农田土壤中养分及农药随径流迁移,既是经济上的损失,又是对水体水质的威胁。但有关这一课题的大部分研究始于70年代初。在美国,1972年通过的联邦水污染控制法案推动了研究的前进。同年进行了全美水体富营养化调查,分析土地利用—营养负荷(氮磷负荷)—水体富营养化间的关系,以估计养分流失和水体营养水平。美国与加拿大联合研究土地利用与五大湖水质污染关系,分析了各类土地利用条件下的单位面积污染负荷,探讨了地形、土地利用程度、养分、农药、气候等对污染负荷的影响。结果表明:农业活动对各种水体的富营养化都有重要影响,从小湖到五大湖以至海湾水域都不例外。

观测及实验数据表明:不同土地利用状况、耕作方式、管理措施对农用化合物随地表径流的流失都有影响。大部分流失发生在少数几次大暴雨中,暴雨径流中化合物浓度也比平时高得多,施用化合物到发生暴雨的间隔时间越短,流失量越大。据观测,N及农药的流失量可高达施用量的15%。大部分N(8%~80%)、P(7%~30%)及农药(90%)是以液态形式随坡面流迁移的。由于农田表土下有一阻水犁底层,溶解化合物也会经土壤中再流向地表径流迁移。若干研究表明:雨前表土层化合物浓度与径流浓度存在一定关系。例如,文献[1]指出,田块径流中溶质浓度与0~0.25cm土层中浓度有密切关系,但与0~3cm土层的关系不佳。这意味着,与雨水及径流相互作用的土层甚薄。

观测每一田块化物流失量是不现实的,因而研究人员也致力于建立相应的数学模型,将农用化合物的流失与土壤性质、水文条件相关联,以便识别发生问题的区域并设计最佳控制方式。一般而言,土壤中农用化合物随地表径流迁移过程的模拟,需要以降雨径流模型为基础,并与侵蚀及泥沙输移模型结合。70年代末的代表性成果是Hydrocomp公司为美国环境保护署(EPA)研制的ARM(农业径流管理)模型和美国农业部研制的CREAMS(农用化合物、径流和泥沙管理系统)模型。这两个模型都包括养分及农药子模型,尽可能综合了相应过程的物理描述。然而,由于缺乏必要的资料,对某些机理作了简化。有限的田间观测数据检验表明,用ARM或CREAMS预测液态或部分液态化合物迁移的结果并不满意,次径流过程中的迁移模拟更差。因此,需要检验土壤中农用化合物随地表径流迁移模拟中的概念和方法。

2 影响因素和基本概念的实验检验

1980年以前,实验研究集中于分析各类影响因素间相互关系;80年代初集中于模拟计算中有关假定与概念的室内实验检验;1986年以来,通过野外实验流域及小区观测全面检验模型(包括确定性及随机性)结构及适用性的研究逐步深入。主要结论概述如下:

2.1 影响因素的实验与分析

雨水与土壤溶质的相互作用属于紊动混合过程,受到降雨、径流、土壤特性和地表状况的影响。Foster等提出以类似于土壤流失方程的关系描述主要影响因素^[2]:

$$M = (aS + b)E + cL^m S^n q^n \quad (1)$$

式中, M ——迁移到径流中的化合物质量; S ——坡度; E ——单位降雨的动能; L ——坡长; q ——单位面积上的径流率;对于特定土壤, a, b, e, m, n 为常数。式(1)右侧第一项描述雨滴打击的作用,第二项描述径流的影响。此式中各项的相对重要性以及参数的量值都需要通过试验确定。

实验表明:农药^[3]、 CaSO_4 、液态P^[4]等的迁移量随地表坡度及降雨动能的增大而增大;在坡长为33~100cm条件下,液态P的迁移量也随坡长增加而增大^[5];表层土壤的导水率也会影响化合物的迁移。因为它影响混合深度和程度,特别在底层土导水率低时影响大^[6];地表有土块时,Br随径流迁移量比表层为细粉状土壤时大1~2个量级^[7]。

Flanagan和Foster通过野外小区人工降雨实验研究了雨型对氮磷流失的影响^[12]。研究中采用6种雨型,即雨峰分别出现在0, 20, 40, 60min处,峰值3种分别为250mm/h, 125mm/h及64mm/h;各次实验降雨历时均为1h。雨前在地表喷洒液态化肥。结果表明:雨前土壤干燥而雨峰出现于60min的实验,氮磷流失量最大。但在统计上(置信度0.10)雨型影响没有显著性,主要原因在于径流量小而观测值变化大。

2.2 混合层概念的实验检验

降雨过程中,由于雨水与土壤溶液的混合,某些固态化合物的溶解,土壤颗粒、作物残茬及侵蚀泥沙所吸附化合物的解吸,土壤表层溶解化合物将向地表径流迁移。根据观察分析,人们认为混合及解吸是在很薄的表土层中进行的,在此基础上提出了混合层的概念,如图1所示。若干模型中假定,混合层中雨水与土壤溶液完全混合,从而径流化合物浓度等于混合层土壤溶液化合物浓度。因此,混合层厚度在模拟结果有较大影响。然而,以计算与实测径流浓度相等为目标函数,反推的混合层厚度有较大变化。例如,ARM模型的最佳混合层厚度为0.2~0.6cm^[8]。CREAMS模型中混合层厚度为常数1.0cm,但假定此土层中仅一定比例的化合物与径流相互作用,称之为浸出系数。反推的最佳浸出系数值(相当于混合层厚度)为0.01~0.4cm^[9]。因而有必要进一步分析混合层的概念及确定方法。Ahuja等用稳定同位素³²P作示踪剂研究了降雨—径流—土壤相互作用深度以及不同深度时的作用程度。实验采用预先湿润且底层透水的土盒,将数量已知的³²P置于土表及土表以下0.5,1.0,1.5,2.0cm处。模拟降雨期间观测径流量及³²P浓度。其结果表明:即使置于土表下2.0cm处,径流中仍有³²P,但相互作用在土表处最大,且随深度增加而递减,如图2所示^[10]。假设存在一有效混合层(EDI),其中混合均匀且等于地表状况,即图2中曲线包围的面积除以³²P置于土表时的径流平均浓度所得的深度。研究表明:在一次降雨过程中,特别是降雨初期,EDI在某种程度上随时间延续而加大。

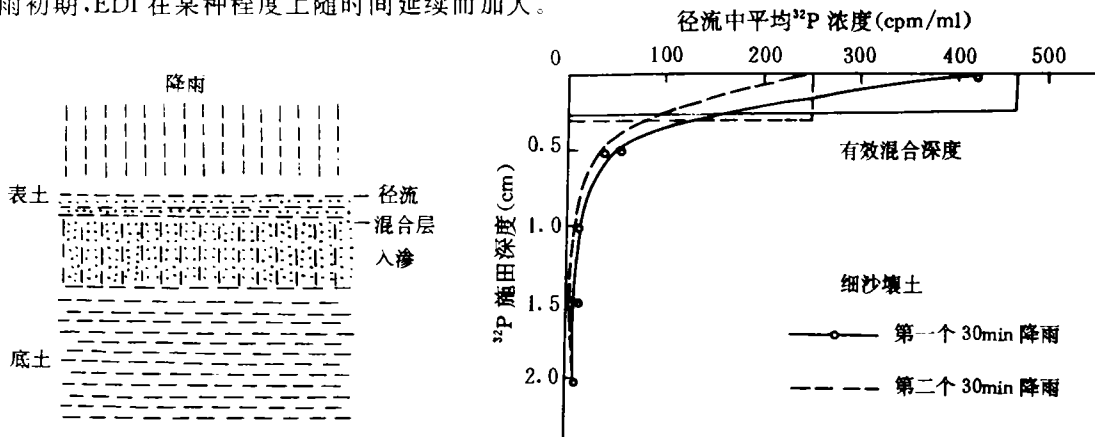


图1 混合层示意图

图2 ³²P 放置深度与径流浓度关系

随后,Ahuja进行的非吸附溶解溴(Br)由土壤向径流迁移实验研究^[10],Snyder和Woolhiser进行的染料由沙土向坡面流迁移实验研究^[7],都表明径流与土壤水之间混合随深度增加而递减,并非在表层均匀混合,见图3。在入渗率低条件下,完全混合及EDI的概念都不恰当;只有在入渗率很高时,这些概念才可能作为土壤溶质向地表径流迁移的近似描述,见图4。

3 农用化合物迁移转化数学模型

由于物理实验费用昂贵,且短期观测资料也难以满足预测及控制农用化物流失的需要,因此数学模型已成为一种必要的研究手段。实验与数值模型相结合是1986年以来研究工作普遍采用的途径,本节在概述基本结论的基础上重点评述机理模型的进展,以供参考。

3.1 数学模型的基本结构

农业降雨径流污染数学模型一般由四个不同层次的子模型构成^[13],如图5所示。降雨径流子模型描述由降雨形成径流的过程,包括产流、汇流两个阶段,它是整个模型的基础,属第一层

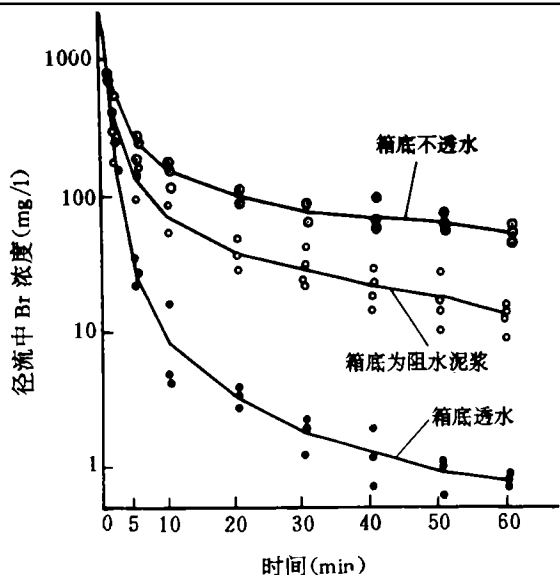


图 3 降雨中不同时刻径流 Br 浓度

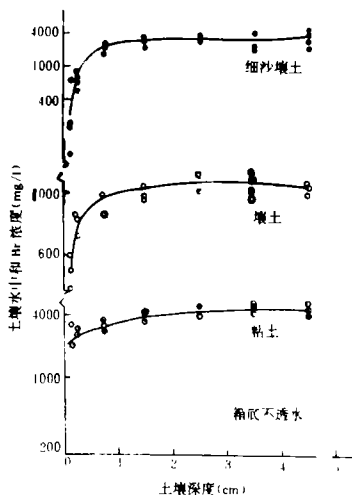


图 4 土壤水中 Br 浓度随深度的变化

次。侵蚀和泥沙输移子模型描述坡面侵蚀及泥沙随径流输移的过程,包括坡面产沙及河网输沙两个阶段。该子模型属第二层次。因为泥沙随降雨而形成随径流而输移,又会携带或吸附 P,N,农药以及重金属等污染物。化合物迁移转化子模型描述农用化合物在径流形成过程中的转化与输移,涉及化合物的物理、化学及生物化学变化,是目前研究的核心内容,其难度最大。接纳水体水质子模型描述农业污染物在该水体中的传播及其对水质的影响。各子模型的误差会向下一层次转移,因而建立模型的合理次序是:降雨径流→侵蚀和泥沙输移→化合物迁移转化→接纳水体水质。

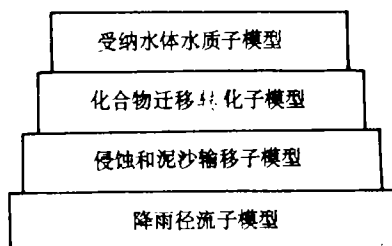


图 5 农业降雨径流污染模型结构

3.2 数学模型的可靠性

模型是对原形的简化描述。任何数学模型都只能近似模拟实际发生的复杂物理、化学及生物化学过程,模型的准确性和可靠性都是受到限制的。文献[14]绘制了降雨径流污染模型可靠性及可能误差的示意图(见图 6),它表明目前降雨径流子模型可靠性最好,可能误差最小;侵蚀和泥沙子模型次之;化合物迁移转化子模型最差,误差可达一个数量级以上。

3.3 数学模型分类

根据数学模型的用途可分为两大类,即:机理模型和实用模型。前者致力于描述主要影响因素及各因素间的相互联系,用于与实验相配合,以揭示所模拟过程的机理为目标。这种机理模型采用的数学方

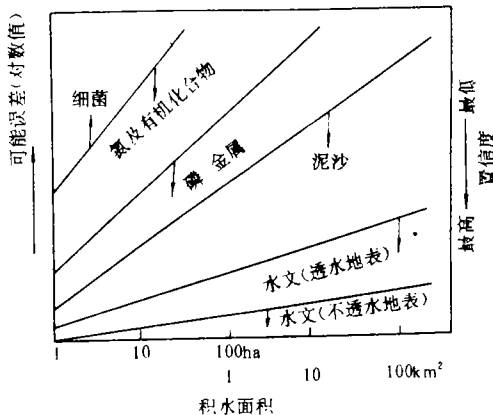


图 6 模型可靠性与可能误差示意图

法较复杂,对资料条件也要求较高,具备预测功能。后者的特点是结构简单,尽可能采用已有方法,从而便于推广。实用模型的目的是为农业管理提供参考信息,以便有效控制土壤养分或农药的流失。当然,这两类模型并没有明确的界线,他们的发展是相辅相成的。文献[15]认为,只要具有长期可靠的观测资料,任一方法都能达到技术上的精度要求。

此外,还有依据模型复杂程度、数学性质的参数处理方式分类的方法。

3.4 数学模型的率定和检验

任何一种数学模型在实际应用前都需要率定以便确定参数值,需要检验以便确定适用性。美国对模型率定及检验较为严格,也有充分的小流域观测或实验资料可供利用。例如,Sharpley 和 Smith 分析溶解磷预测的动力解吸及有效混合深度模型时,利用了 20 个小流域(包括 9 个农区及 11 个牧区流域)的观测资料,并应用方差分析对模拟结果作了显著性检验^[16]。我国的数学模型研究从基础层次的降雨径流模型就缺乏这种必要的检验,这也是若干水文模型难于推广的原因之一。化合物迁移转化模型由于资料极少,率定已很困难,更不必说充分的检验了。开展野外实验及观测是研究工作的基础,今后必须重视。

3.5 机理模型的进展

机理模型的进展表现在物理化学基础逐步增强。1986 年以来,下述模型的思路值得借鉴。

3.5.1 非均匀混合模型^[17] 这一模型是 Ahuja(1986 年)依据实验研究对有效混合深度模型的改进。其主导思想是假定雨水与土壤溶液的混合程度随土层深度呈指数递减,吸附与解吸成比例,即:

$$\beta = \exp(-bz) \quad (2)$$

$$C_i = aC \quad (3)$$

式中, β ——混合程度系数; z ——土层深度; C_i ——吸附于土壤颗粒上的化合物浓度; C ——土壤溶液的化合物浓度; a, b ——常数。当 $z = 0$ 时, $\beta = 1$, 即土表处雨水与土壤溶液完全混合。取相互作用深度为 2.0cm, 分 20 层, 每层 1mm, 逐层计算平均 β 值。依据单位面积上的质量平衡方程计算第 i 层中化合物浓度变化:

$$C_i^2(\theta_i + aS_i) = C_i^1(\theta_i + aS_i + \beta_i \Delta t) \quad (4)$$

其中, C_i^1, C_i^2 分别表示第 i 土层混合前、后的化合物浓度; θ_i 为第 i 土层含水量; S_i 及 β_i 为第 i 土层的土壤溶液质量和混合程度。混合后的浓度 C_i^2 由下式确定:

$$C_i^2 = \left[\sum_{i=1}^{20} \beta_i C_i^1 R \Delta t \right] / R \Delta t = \sum_{i=1}^{20} \beta_i C_i^1 \quad (5)$$

此时,浓度为 C_i^2 的水或成为径流或渗入底层土壤。这里的要求是 Δt 足够小,从而时段入渗水量小于 $\theta_i/2$ 。Heathman 等应用野外小区实验除草剂流失资料检验了此模型,效果良好^[18]。

3.5.2 时间标定模型 在研究分子扩散、对流质量迁移和有效迁移深度模型(这 3 种模型文献[19]已作介绍,此处不再赘述)的基础上,Wallach(1991 年)提出了时间标定模型^[20]。其特点在于用两个质量平衡方程分别描述化合物随地表径流的迁移和在土壤剖面中的运移。二者可通过对流质量迁移方程相关联。由于两个质量方程的时间尺度不同,土壤水分运移慢而坡面流快。用慢速时间尺度标定两个方程,得一量值很小的参数。设所研究现象为奇异扰动问题,则用此参数与坡面流质量平衡方程的时间导数相乘。借助匹配对称渐近法,可构成相应数学问题,依近似程度求解。Wallach 解析推导证明了,这种方法在整个解域内单值渐近均匀有效。在半无限土壤剖面内化合物初始分布均匀条件下有解析解。最近,他还提出了修正边界条件下的近似解析

解^[21]。

3.5.3 线性串联模型^[22] 这个模型也由 Wallach 提出,采用若干串联单元模拟地表径流层土壤水的混合过程。每个单元由相互连接的两部分构成:上部描述径流水体,下部描述土体。两部分间化合物迁移由对流质量迁移方程描述。各单元通过上部与地表水流相联结。下部起完全混合反应器作用,相当于有效迁移深度(EDT)。简化的 EDT 内浓度分布表达式与一维扩散方程解析解所确定的土表浓度吻合良好,串联体中单元数目是径流混合程度的一种测度,其极限条件为:一个单元描述的完全混合系统;无数个单元描述的 0 混合系统。此模型类似于水文中的概念性模型的思路,较现有实用模型的理化基础强,又具有一定实用性。

3.5.4 质量响应函数^[23] Rinaldo 等将简化物理化学非平衡动力特性综合到输移过程的传播时间分布公式中的方法称为质量响应函数(MRF_s)。MRF_s 是迁移体积内溶质质点的概率密度函数。这一理论引自溶质在地下水中迁移研究的新进展。Rinaldo 等分析了 MRF_s 与含线性吸附的对流扩散差分方程之间的关系,指出:溶质迁移函数不仅与对流扩散三维方程相符,而且在特定条件下是溶质载体传播时间与某一有界函数的乘积。带吸附项的三维对流扩散方程构成初值问题,该乘积为此初值问题的解。故可认为这种随机途径具有一定物理意义。此方法已用于野外模拟研究,表明可得到溶质输移的可靠模型。

与此同时,实用模型完善了参数确定方法及有关图表,并考虑了农业管理措施的影响。由于方便并可为农田管理提供信息,实用模型在农业径流污染防治中逐步发挥作用。例如,美国的 ANSWERS(区域非点源流域环境响应模拟模型)、AGNPS(农业非点源模型)以及前述 CREAMS 模型目前都在不同程度上得到应用^[24-27]。

1985 年以来,我国对农用化合物污染水体问题已开始重视,进行了若干研究^[28-32]。但化合物迁移转化子模型处理的比较简单,属实用类方法。这方面的研究仍较落后不能满足实际需要,有待今后努力。

4 结 语

土壤养分流失和水环境污染是当前世界各国面临的普遍问题,其严重性已逐步受到重视。我国黄河流域水土流失严重,大量养分随径流及泥沙流失,导致土壤生产力逐年下降。据有关资料报导,黄河上中游地区氮、磷、钾年均流失量约相当于 1983 年全国化肥总产量。因而该地区农业生态系统物质循环处于恶性状态,土地资源质量变劣。虽然施用有机肥可恢复土壤生产力,但代价甚高。对农业而言,控制土壤养分流失至关重要。另一方面,养分随地表径流汇入河流、湖泊、水库,会使这些水体富营养化,导致水生生态系统失衡,水质恶化。农药更将直接污染水体。这类降雨径流污染的治理也比集中排放的工业废污水污染更为困难。因此,预测和控制农用化合物向地表径流的迁移对黄土地区的经济发展具有重要现实意义。我国农用化合物在土壤中的输移研究起步较早,污染物在水体中的传播与扩散的模拟进展迅速,而农用化合物由土壤向地表径流的迁移的研究则相对落后。这是因为农用化合物由土壤向地表径流迁移是一复杂的物理化学过程,不仅受到土壤及化合物理化性质和降雨径流特性的影响,而且受到坡面糙率、坡度、植被度等下垫面条件的影响,从而涉及水文、土壤、环境工程等诸多学科,从微观机理到宏观预测控制都需要多学科协作研究。对黄土地区来说,不仅下垫面性质独特,水文条件也很特殊,因而这一研究在学术上也有重要价值。

参 考 文 献

- [1] Ponce S L. Examination of a nonpoint source loading function for marcos shale wildlands of the prince river basin, Utah. Ph. D. Dissertaion. Utah State Univ. Logan. 1975
- [2] Foster G R *et al.* An erosion equation derived from basic erosion principles. Trans. ASAE 20; 678—682, 1977
- [3] Wiese A F *et al.* Loss of fluometuron in runoff water. J. Environ. Qual. 9; 1—5, 1980
- [4] Ingram J J and Woolhiser D A. Chemical transfer into overland flow. In: proc. Symp. Watershed management, Boise ID, July 21—23. ASCE New York, pp. 40—53, 1980
- [5] Ahuja L R *et al.* Effect of soilslope and rainfall characteristics on phosphorus in runoff, J. Environ. Qual. 11; 9—13. 1982
- [6] Sharpley A N *et al.* The release of soil phosphorus to runoff in relation to the kinetics of desorption. J. Environ. Qual. 10; 386—391. 1981
- [7] Ahuja L R *et al.* Bromide and phosphate in runoff water from shaped and cloddy soil surface. Soil Sci. Soc. Am. J. 47; 746—748. 1983
- [8] Donigan A S *et al.* Agricultural runoff management (ARM) model. Version 2; Refinement and testing. EPA600/3—77—098. Environmental Research Laboratory, U. S. EPA, Athens, GA, 293pp. 1977
- [9] Frere M H *et al.* The nutrient submodel. Chapter 4. In: Knisel W. G. (ed.), CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. U. S. Dept. Agr. Conservation Rept. No. 26, PP. 65—87, Washington, D. C., 1980
- [10] Ahuja L R *et al.* The depth of rainfall-runoff/soil interactions as determined by P. Water Resour. Res. 17; 65—72, 1981
- [11] Snyder J K and Woolhiser D A. Effects of infiltration on chemical transport into overland flow. Trans. ASAE 23; 615—620, 628. 1985
- [12] Flanagan D C and Foster G R. Storm pattern effect on nitrogen and phosphorus losses in surface runoff. Trans. ASAE, 32(2); 535—543, 1989
- [13] Jorgensen S E. Application of ecological modeling in enviromental management. part A. Elsevier Scientific publishing Company, 1983
- [14] Novotny V and Chesters G. Handbook of nonpoint pollution: sources and management. van Nostrand Reinhold Company, 1981. (中译本: 面源污染管理与控制手册, 科学普及出版社广州分社, 1987)
- [15] Zingalws F *et al.* A conceptual model of unit-mass response function for nonpoint source pollution runoff. Ecological Modeling, Vol. 26, 1984
- [16] Sharpley A N and Smith S J. Prediction of soluble phosphorus transport in agricultural runoff. J. Environ. Qual. , 18; 313—316, 1989
- [17] Ahuja L R. Characterization and modeling of chemical transfer to runoff, Advance in soil science, 4; 149—188, 1986
- [18] Heathman G C *et al.* Test of a non-uniform mixing model for transfer of herbicides to surface runoff. Trans. of ASAE. 29(2); 450—461. 1986
- [19] 王全九. 国外土壤溶质随地表径流迁移研究. 水文科技情报, 1990年, 第4期
- [20] Wallach R. Runoff contamination by soil chemicals: Time scale approach. Water Resour. Res. , 27(2); 215—223, 1991
- [21] Wallach R. Approximate analytical solution for soil chemical transfer to runoff: A modified boundary condition. Water Resour. Res. , 29(5); 1467—1474. 1993

(下转第60页)

(1)多年平均农业生产费用,计算结果如下:

年份	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1984	合计	平均
农业生产 费(千元)	543	618	809	700	780	929	1029	907	998	1342	1351	1450	1436	1565	14457	1032.643

(2)平均每公顷农作物的生产费用:

$$\frac{\text{多年平均农业生产费用}}{\text{农作物种植面积}} = \frac{1032643}{3865.5} = 267.1(\text{元}/\text{hm}^2)$$

4)灌溉扩产效益:

每公顷农作物的产值—农业生产费用(元/hm²)=0.452×270.6×15—267.1=1567.6(元/hm²)折合成每立方米水产生的效益为: $\frac{1567.6}{2460}=0.637(\text{元}/\text{m}^3)$

7 灌溉效益计算

由前已知,按每立方米水产生的效益计算,灌溉增产效益为0.208元/m³,灌溉扩产效益为0.637元/m³,我们分别以开灌前多年平均种植面积和开灌后平均增加的种植面积为权,计算平均每立方米的水产生的灌溉效益:

$$\frac{0.208 \times (1608.7 + 523.1 + 39.4) + 0.637 \times 1169.8}{2171.1 + 1169.8} = 0.358(\text{元}/\text{m}^3)$$

需要说明的是,以上所计算的灌溉效益为毛效益。如果要求灌溉净效益,尚需扣除水的成本。

本文在写作过程中,承蒙张英普同志悉心指导,谨此深表谢意。

参 考 文 献

- [1] 许志方主编. 灌排工程经济. 武汉水利电力学院, 1983年
- [2] 许志方等编著. 水利工程经济学. 北京: 水利电力出版社, 1987年
- ~~~~~
- (上接第7页)
- [22] Wallsch R. A linear cascade model for predicting soluble chemical transfer to surface runoff. J. Hydrol., 126: 207—224, 1991
- [23] Rinaldo A *et al.* On mass function, Water Resour. Res., 25(7):1603—1617, 1989
- [24] Jamieson C A and Clausen J C. Test of the CREAMS model on agricultural fields in Vermont, Water Resour. Bulletin, 25(4), 1989
- [25] Roka F M *et al.* Economic effects of soil conditions on farm strategies to reduce agricultural pollution. Water Resour. Bulletin, 24(6), 1989
- [26] Prato T and Shi H. A comparison of erosion and water pollution control strategies for an agricultural watershed. Water Resour. Res., 26(2), 1990
- [27] Prato T and Dauten K. Economic feasibility of agricultural management practices for reducing sedimentation in a water supply lake. Agricultural Management, Vol. 19, 1991
- [28] 朱萱等. 农田径流非点源污染特征及负荷量化方法探讨. 环境科学, 1985年, 第5期
- [29] 刘枫等. 流域非源污染的量化识别方法及其在于桥水库的应用. 地理学报, 1988年, 第4期
- [30] 陈西平, 黄时达. 涪陵地区农田径流污染输出负荷量化研究. 环境科学, 1991年, 第3期
- [31] 陈西平. 计算降雨农田径流污染负荷的三峡库区模型. 中国环境科学, 1992年, 第1期
- [32] 辜来章, 郝淑英. 滇池流域农田非点源负荷量化研究. 水资源保护, 1992年, 第1期