

应用 AnnAGNPS 模型模拟柴河上游农业非点源污染

赵倩^{1,2}, 马建¹, 问青春^{1,3}, 陈欣¹, 史奕¹

(1.中国科学院沈阳应用生态研究所陆地生态过程重点实验室, 沈阳 110016; 2.中国科学院研究生院, 北京 100049; 3.辽宁省环境监测中心站, 沈阳 110031)

摘要:运用 AnnAGNPS 模型(Annualized Agricultural Non-Point Source Model)对柴河上游小流域农业非点源污染负荷进行模拟估算,并通过实地监测对模型模拟结果进行适用性检验。结果表明,该模型能够模拟流域上下游水质污染负荷总量及浓度变化,适合在该流域使用。运行结果显示模型模拟对总氮效果较好,对总磷的模拟结果较差。同时模型能够较好地模拟该地区 8 月份农业非点源污染负荷浓度及负荷总量均达到最大值的特点,与实测值相符,但对该地区春季农业非点源污染负荷突然增高的特点在模拟值中没有得以体现。年际变化的模拟结果表明该地区农业非点源污染负荷与当地降雨量有关,这说明气象因素在模型运行过程中起着至关重要的作用。同时也发现模型自带的气象发生器不适合在该地区使用。

关键词: AnnAGNPS; 农业非点源污染; 柴河上游

中图分类号: X522 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2010)02-0344-08

Modeling Pollutant Load and Management Alternatives in Headwater of Chai River Watershed with AnnAGNPS

ZHAO Qian^{1,2}, MA Jian¹, WEN Qing-chun^{1,3}, CHEN Xin¹, SHI Yi¹

(1.Key Laboratory of Terrestrial Ecological Process, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; 2.Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3.Liaoning Environmental Monitoring Center, Shenyang 110031, China)

Abstract: In this paper the Annualized Agricultural Non-point Source Model(AnnAGNPS) was used to simulate the agricultural non-point source pollution load of Chai River's upriver watershed, in the Northeast China. The applicability of the model was tested by field survey. The result indicated the model was suitable to use in this watershed and the total nitrogen simulate results were better than the total phosphorus simulate results. The model was good at simulate the max value of total pollutant load and concentration in August but was not fit to simulate the abruptly increase of total pollutant load and concentration in spring. The simulate results of years showed the total pollutant load was related to the rainfall in this watershed which indicated the meteorologic factor played an important role in the simulation process. Meanwhile the weather generator was proved not fit to use in this watershed.

Keywords: annAGNPS; agricultural non-point source pollution; Chai River's upriver watershed

自上个世纪 70 年代以来,随着对点源污染治理力度的加大,非点源污染对水体污染的贡献比例大幅度上升^[1-2]。研究表明,非点源污染源的构成相当复杂,主要由农业活动、水土流失、分散污水、农村固废、暴雨径流和大气沉降构成。其中,农业活动是对地表水

和地下水供水的最大威胁之一^[3]。由于非点源污染具有分散性、隐蔽性、随机性、滞后性和形成机理复杂等特征,使得对其进行研究和管理的难度加大,因此模型方法逐渐成为非点源污染研究的重要手段^[4]。国外对非点源污染的研究起步于 20 世纪 60 年代,经历了经验模型、功能模型和机理模型 3 个阶段^[5]。目前非点源污染模型研究主要以流域尺度的污染负荷的估算为主,比较著名的流域尺度机理模型有美国农业部农业研究所开发的 AGNPS 模型及其改进版 AnnAGNPS 模型,美国国家环保局开发的 SWAT 模型等^[6]。

收稿日期:2009-09-09

基金项目:国家重大水专项(2008ZX07208-007)

作者简介:赵倩(1984—),女,硕士研究生,主要从事农业生态环境的研究。E-mail:zhaq922@163.com

通讯作者:陈欣 E-mail:chenxin@iae.ac.cn

国内非点源污染流域尺度模型研究起步较晚,多以引进国外模型进行验证、应用为主。AGNPS 模型及其改进版 AnnAGNPS 模型主要针对由农业生产及农村生活产生的农业非点源污染的负荷估算,已成功应用于中国南方的一些小流域,结果显示该模型在这些地区的农业非点源污染负荷估算及评价中具有很强的应用潜力^[7-8],而北方地区尤其是东北地区在这方面的研究应用较少。

辽河是我国污染严重的河流之一,柴河作为辽河上游流域的主要支流,其上游流域主要位于辽宁省抚顺市清原满族自治县境内,流域内土地利用类型主要是林地和耕地。耕地以旱田为主,多分布在河流两侧,管理方式粗放,降雨发生时农田中的残留化肥、农药等农业废弃物多随降雨直接进入水体;由于该地区基本没有大型工业企业分布,农田及农村生活产生的农业非点源污染成为该流域主要的污染来源。同时该地区地处河流上游,缺少水文站等水质观测单位,缺乏长期观测数据,致使该区域的农业非点源污染负荷估算成为难题。本文应用 AnnAGNPS 模型对柴河上游地区的农业非点源污染负荷进行模拟,通过实地监测验证该模型在我国研究区的适用性,并分析了由该模型计算出的流域农业非点源污染负荷的分布特点,研究结果将对辽河上游地区农业非点源污染负荷研究以及 AnnAGNPS 模型在我国北方小流域地区的应用提供一定的参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本文研究区域主要是柴河在清原县境内的上游河段小流域,上起源头金家水库,下至金庄村,流域全长约 23 km,地理范围为 N42°12′~N42°15′,E122°51′~E122°41′,流域面积 234 km²。该流域为温带大陆性季风气候,夏季短而炎热多雨,冬季长且寒冷、多风雪。年平均气温 5.3 ℃,年均降雨量 810 mm,多集中在 6—8 月份。该地区地形以山地丘陵为主,平均海拔 350 m,土地利用方式主要为林地及河流旁的旱作耕地,主要种植作物为玉米,间或水稻。

上游流经区域包括金家窝棚、马家店、猴石、太平沟、夏家堡等 14 个行政村,根据该镇 2006 年统计资料人口为 13 572 人。

1.2 模型介绍

AGNPS(Agricultural Non-point Source)模型主要用于研究农业非点源污染物对地表水和地下水质的

潜在影响,适用于集水面积在 200 km² 以下的流域^[9],用以定量估算由农业生产及农村生活产生的农业非点源污染负荷,并评价不同管理措施的效果。AnnAGNPS 模型是 AGNPS 模型的改进版,克服了原有模型只能模拟场次降雨,无法对流域内非点源污染进行长期预测的缺点,成为以日为基本步进单位的连续型模型。AnnAGNPS 模型能够连续模拟一个时段的径流、泥沙、养分、农药等,它根据地形水文特征进行流域集水单元的划分,模拟的流域尺度更大^[10],适宜的空间尺度可达 20 000 km²^[11],其输出结果可用于评价流域内非点源污染的长期影响。AGNPS 模型在国外已经得到了广泛的研究和应用^[12-13],在模型的校准、参数的灵敏度分析、划分网格大小的影响等方面都有了深入研究,应用中也取得了较好的效果。

1.3 模型数据库的建立

AnnAGNPS 模型的运行需要地形、气象、土地利用与管理与土壤等四项最基本的数据,这四类数据均以地理信息系统为载体进行运算。

1.3.1 地形数据

地形数据是运行 AnnAGNPS 模型的基础。通过与 ArcView 紧密结合,AnnAGNPS 的地形参数模块能够基于数字高程模型(DEM),确定流域方向,提取出汇流网络,并能通过提取出的数据计算汇水区面积、坡度、坡长等地形参数,建立地形数据库。本文中的地形数据采用辽宁基础地理信息中心 1:5 万 DEM 地形图。依据该地区的地形图利用 AnnAGNPS 模型的(TopAGNPS)模块提取出流域网络图。由于相关文献较少,参照贾宁凤等^[16]的研究结果,并依据该地区河网分布特点,比对地形图,最终确定临界源面积(the critical source area,CSA)和最小初始沟道长度(minimum source channel length,MSCL)的取值分别为 2 hm² 和 80 m,并依据此数值在确定流域范围的基础上确定了 4 267 个单元和 1 841 个沟道,见图 1~图 3。

1.3.2 气象数据

AnnAGNPS 模型自带气象发生器,可依据地理坐标及相关的气象数据产生最少 10 a 的以日为基本单位的气象数据,该气象数据主要包括温度、风速、降雨量、日照等,但在实际应用中发现,通过气象发生器产生的气象数据与当地情况不符,如当地 1 月气温多在 0 以下,而气象发生器产生的数据则在 10 ℃以上,因此本文中采用的气象数据为清原气象站 1999—2008 年的逐日历史监测数据。



图 1 基于 DEM 的沟道划分
Figure 1 The DEM reach of the study river basin

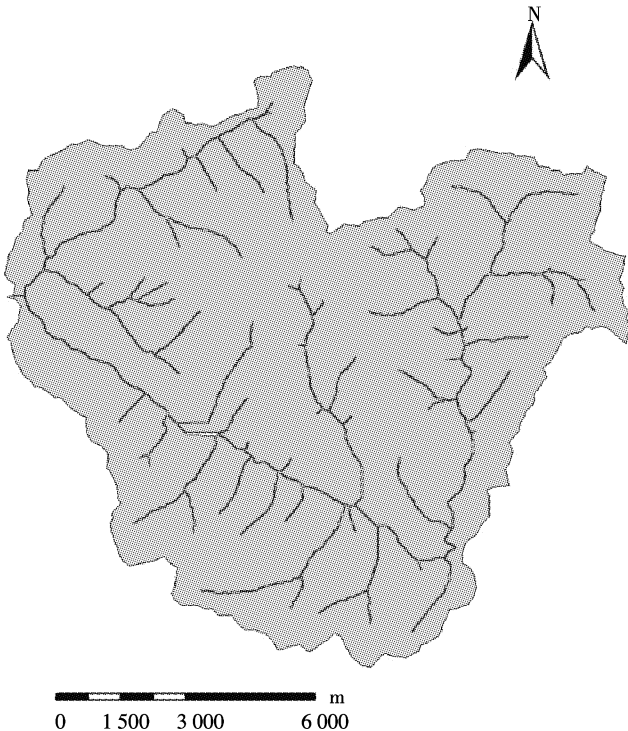


图 3 研究区流域范围
Figure 3 The river basin range of the study area

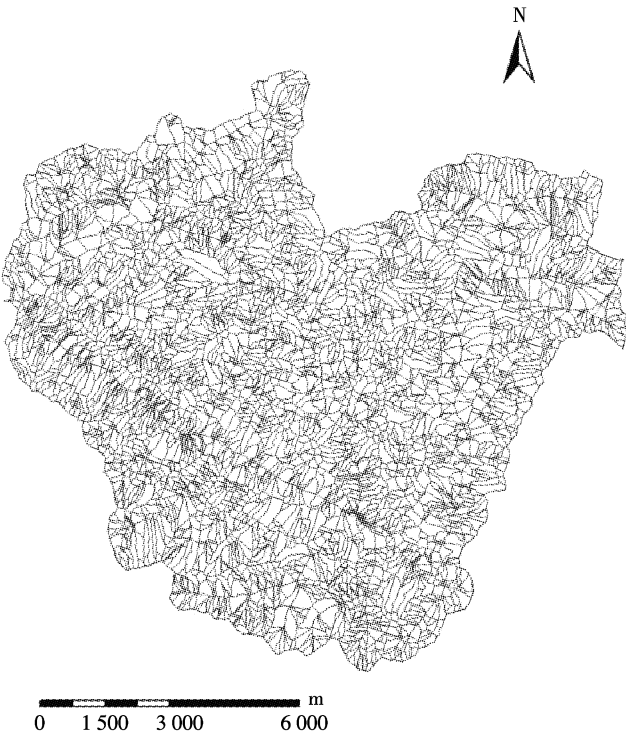


图 2 基于 DEM 的单元划分
Figure 2 The DEM cell of the study river basin

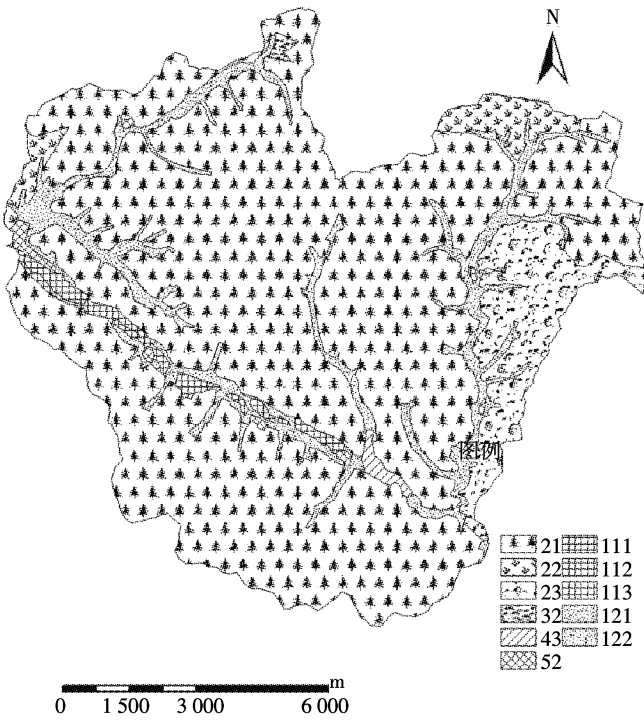


图 4 流域土地利用图
Figure 4 The landuse map of the study area

1.3.3 土地利用及管理数据

模型所需土地利用数据采用国家科技基础条件平台——地球系统科学数据共享平台的 1:10 万土地

表 1 研究区土地利用类型分类

Table 1 The landuse type code of the study area

一级类型		二级类型		含义
代码	名称	代码	名称	
1	耕地	—	—	指种植农作物的土地,包括熟耕地、新开荒地、休闲地、轮歇地、草田轮作地;以种植农作物为主的农果、农桑、农林用地;耕种 3 a 以上的滩地和滩涂
		11	水田	指有水源保证和灌溉设施,在一般年景能正常灌溉,用以种植水稻、莲藕等水生农作物的耕地,包括实行水稻和旱地作物轮种的耕地
		12	旱地	指无灌溉水源及设施,靠天然降水生长作物的耕地;有水源和浇灌设施,在一般年景下能正常灌溉的旱作物耕地;以种菜为主的耕地,正常轮作的休闲地和轮歇地
2	林地	—	—	指生长乔木、灌木、竹类、以及沿海红树林地等林业用地
		21	有林地	指郁闭度>30%的天然林和人工林,包括用材林、经济林、防护林等成片林地
		22	灌木林	指郁闭度>40%、高度在 2 m 以下的矮林地和灌丛林地
		23	疏林地	指疏林地(郁闭度为 10%~30%)
		24	其他林地	未成林造林地、迹地、苗圃及各类园地(果园、桑园、茶园、热作林园地等)
3	草地	—	—	指以生长草本植物为主,覆盖度在 5%以上的各类草地,包括以牧为主的灌丛草地和郁闭度在 10%以下的疏林草地
		31	高覆盖度草地	指覆盖度>50%的天然草地、改良草地和割草地,此类草地一般水分条件较好,草被生长茂密
		32	中覆盖度草地	指覆盖度在 20%~50%的天然草地和改良草地,此类草地一般水分不足,草被较稀疏
		33	低覆盖度草地	指覆盖度在 5%~20%的天然草地。此类草地水分缺乏,草被稀疏,牧业利用条件差
4	水域	—	—	指天然陆地水域和水利设施用地
		41	河渠	指天然形成或人工开挖的河流及主干渠常年水位以下的土地,人工渠包括堤岸
		42	湖泊	指天然形成的积水区常年水位以下的土地
		43	水库坑塘	指人工修建的蓄水区常年水位以下的土地
		44	永久性冰川雪地	指常年被冰川和积雪所覆盖的土地
		45	滩涂	指沿海大潮高潮位与低潮位之间的潮浸地带
		46	滩地	指河、湖水域平水期水位与洪水期水位之间的土地
		—	—	指城乡居民点及县镇以外的工矿、交通等用地
5	城乡、工矿、居民用地	—	—	指城乡居民点及县镇以外的工矿、交通等用地
		51	城镇用地	指大、中、小城市及县镇以上建成区用地
		52	农村居民点	指农村居民点
		53	其他建设用地	指独立于城镇以外的厂矿、大型工业区、油田、盐场、采石场等用地、交通道路、机场及特殊用地

作物、施肥等管理数据通过实地问卷调查获取。研究区域内的主要土地利用类型为林地、耕地及居民用地。其中,林地以有林地为主要组成部分,耕地以旱地为主并有少量的水田,居民用地主要为农村居民点。研究区内作物的耕作措施以旱作玉米地为主,林地及草地按无耕作措施处理。

作物数据包括基本的作物产量、残留、分解等方面的参数,主要依据模型参考文献中的作物数据库及美国农业手册 703 号,同时也通过实地调查获取了部分结果。施肥数据主要来源于实地农户调查,该地区主要使用的肥料为尿素、二胺及部分复合肥。

1.3.4 土壤数据

土壤数据的获得主要基于全国第二次土壤普查资料,并参考辽宁省土壤图和《辽宁土志》,并对部分指标进行实地取样测定获取。土壤数据的主要参数为土壤水文组(Hydrologic Soil Group);K 因子(K-fac-

tor); 反射率(Albedo); 不透水层深度(Impervious Depth); 比重(Specific Gravity); 土层深度(Layer Depth); 容重(Bulk Density); 黏土、粉沙、沙粒、石块、极细沙比率(Clay Ratio、Silt Ratio、Sand Ratio、Rock Ratio、Very Fine Sand Ratio); 碳酸钙含量(CaCO₃); 饱和传导率(Saturated Conductivity); 田间持水量(Field Capacity); 凋萎点(Wilting Point); pH; 有机质比率(Organic Matter Ratio); 有机氮比率(Organic N Ratio)、无机氮比率(Inorganic N Ratio); 有机磷比率(Organic P Ratio)、无机磷比率(Inorganic P Ratio); 土壤结构码(Soil Structure Code)等。对于其他输入数据如火山编码(Volcanic code)由于研究区域内无火山不做考虑。其中 pH 值、有机质率、有机氮比率、无机氮比率、有机磷比率、无机磷比率为实地取样的测定结果,并根据模型要求,土壤数据按土壤类型数据和土层数据两类分别输入。值得注意的是,我国两次土壤普查采用

的土壤质地体系分别是卡钦斯基制和国际制。而 AnnAGNPS 模型所采用的土壤质地体系是美国制,这就使土壤数据中诸多重要参数如饱和和传导率、田间有效持水量、土壤可蚀性系数等无法正确输入。因此,在运用 AnnAGNPS 模型前需要不同土壤质地体系间的转换。表 2 为土壤粒径的美国制与卡钦斯基制土壤粒径的对比表。

表 2 土壤粒径的美国制和卡钦斯基制比较
Table 2 The particle fraction of American soil system and Russian system

美国制		卡钦斯基制	
粒径/mm	名称	粒径/mm	名称
>2.0	石砾	>1	砾
2.0~0.05	砂砾	1~0.1	砂
0.05~0.002	粉粒	0.1~0.05	细砂
0.002~0	粘粒	0.05~0.01	粗粉砂
		0.01~0.005	中粉砂
		0.005~0.001	细粉砂
		0.001~0	粘粒

2 结果与分析

2.1 实地监测

本文采用实地监测的方法对模型在该地区的适用性进行验证。在流域出口及不同子小流域出口处等选取 3 个监测点进行取样测定(见图 5),并于 2007 年 8 月至 2008 年 7 月逐月取样,但由于 2007 年 11 月至 2008 年 3 月为当地的冬季,小流域河流结冰无法取样因此不包括以上月份的数据。主要监测指标为水体中总氮和总磷。总氮测定参照 GB 11894—1989《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》进行;总磷测定参照 GB 11893—1989《水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法》进行^[4]。取样标准参照 HJ/T 52—1999《水质 河流采样技术指导》^[15],每次取样 500 mL,24 h 内送实验室测定。

2.2 实地监测结果

柴河上游小流域 2007 年 8 月至 2008 年 7 月间的污染物浓度变化如表 3。

从表 3 可以看出,柴河上游小流域水体总氮的变化趋势为:9 月份存在一个高峰,并依时间逐渐递减,在来年 5 月份又有一个新的浓度上升。磷的变化幅度则表现出一个明显随时间逐渐减少的趋势,虽然在 2008 年 5 月份有一个浓度的上升趋势,但相对于 2007 年 8 月来说,其浓度相对较低,即 8 月是一年中磷浓度最高的时期。此外,相对于该地区不同流

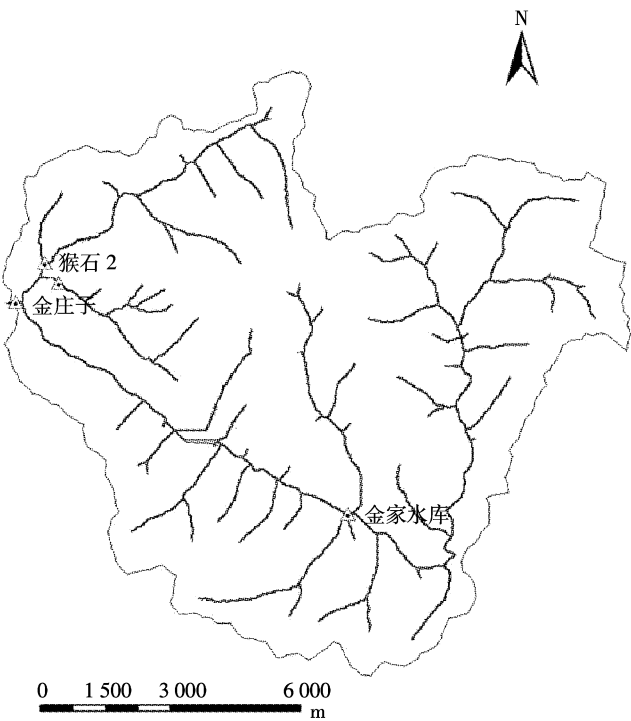


图 5 监测点分布图

Figure 5 The map of survey points

表 3 实测水质污染物(总氮、总磷)浓度

Table 3 The pollution concentration of water

时间/ 年-月	金家水库		猴石		金庄子	
	总氮/ mg·L ⁻¹	总磷/ mg·L ⁻¹	总氮/ mg·L ⁻¹	总磷/ mg·L ⁻¹	总氮/ mg·L ⁻¹	总磷/ mg·L ⁻¹
2007-08	1.21	0.026	2.66	0.024	3.69	0.022
2007-09	1.40	0.019	3.71	0.015	4.46	0.012
2007-10	1.34	0.015	3.02	0.010	3.86	0.012
2008-04	1.39	0.014	3.41	0.005	2.15	0.013
2008-05	1.75	0.016	4.25	0.011	3.56	0.012
2008-06	1.47	0.012	2.52	0.006	3.10	0.011
2008-07	1.42	0.010	2.25	0.005	3.55	0.009
平均	1.43	0.016	3.12	0.011	3.48	0.013

域的氮浓度变化规律来说,磷浓度变化在各个地区的差异不大。

2.3 模型校验

利用 2007 年 8 月至 2008 年 7 月流域出口及两个子流域出口处等 3 个监测点年污染物平均浓度数据与模型模拟所得的年污染物浓度数据进行对比验证,检验模型的准确性,其中金庄子为整个流域出口,猴石为猴石子流域出口,金家水库为金家水库子流域出口。具体数值详见表 4。

采用黄金良^[17]的检测方法验证模拟的拟合度公式如下:

表 4 金庄流域污染浓度实测值与模拟值对比

Table 4 The comparisons of simulate value and the survey value in the upriver basin of Chai River

流域	总氮			总磷		
	实测值/ mg·L ⁻¹	模拟值/ mg·L ⁻¹	拟合度/ %	实测值/ mg·L ⁻¹	模拟值/ mg·L ⁻¹	拟合度/ %
金家水库	1.43	1.85	29.37	0.013	0.019	46.15
猴 石	3.12	3.26	4.49	0.011	0.015	36.36
金庄子	3.48	3.95	13.51	0.013	0.016	23.08

$$D_v = \frac{V - V'}{V'} \times 100$$

式中: V 为模型模拟值; V' 为实测值; D_v 为模拟偏差, D_v 值越趋向于 0, 表示拟合度越好。

由表 4 可以看出, 总氮的模拟结果与实地监测的结果拟合度较好。金家水库、猴石和金庄子处总氮的拟合度分别为 29.37%、4.49% 和 13.51%, 这就说明模型模拟的总氮结果较好, 较能真实反应流域内污染物的浓度变化; 而磷的模拟结果不好, 其拟合度偏差相对较大, 虽然磷的模型模拟结果与实测结果相对偏差较大, 但它也定性地反映了该小流域的磷污染负荷从流域上游至下游逐渐增加的变化趋势, 其中猴石与金庄两处水质的变化趋势按其相对地理位置与干流两个监测点的水质变化趋势相符。另外, 金家水库处的总氮浓度小于其他两处, 这与其处于流域上游有关, 同时水库对污染物有一个吸纳作用。

综合考虑实测值与模拟值的关系及污染物浓度变化趋势间的关系, 可以看出该模型在氮负荷的估算上能够较好地拟合实际情况, 适合在该地区使用, 磷的模拟效果只能定性地预测污染物的发生趋势。

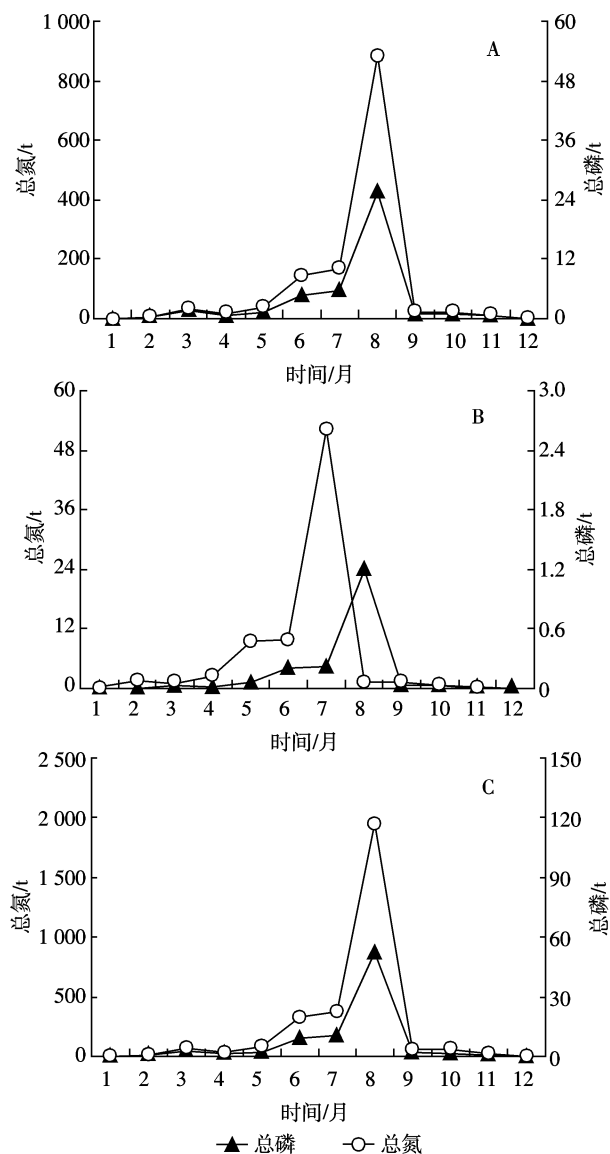
2.4 模型模拟结果

2.4.1 氮、磷污染负荷年内分布特点

依据该小流域及各子流域多年的月均污染负荷得出该地区污染负荷年内分布图, 如图 6。

从图 6 可以看出, 该小流域污染总氮、总磷污染负荷的变化趋势近似一致, 都表现出明显的时间性, 污染负荷从每年的 6 月开始增加, 8 月达到最高值, 9 月开始下降。这可能与当地降雨季节有关, 该地区每年 6 月份开始进入雨季, 随着降雨的增加, 污染物多随雨水进入水体, 污染负荷量逐渐增加, 而到了 9 月份, 降雨逐渐减少, 污染负荷也随之降低。由此可见, 降雨对当地污染负荷的变化可能具有明显影响。

模拟污染负荷量在 8 月份为最高, 这与实地监



(A 表示金家水库小流域, B 表示猴石子流域, C 表示金庄子小流域)

图 6 不同小流域污染负荷年分布

Figure 6 The contamination load of different river basin

测的浓度值比较一致, 但实测值中 5 月份浓度出现的峰值, 在污染负荷量的模拟中却没有体现, 这可能是由于该地区冬季漫长, 每年 4、5 月份土壤、河流解冻, 冬季积累的污染负荷得以释放, 河水中污染物浓度上升, 而污染负荷累积量却没有达到最大。

2.4.2 氮、磷污染负荷年际分布特点

AnnAGNPS 模型最少以 10 a 为一个单位进行模拟运算, 因此能够得到研究区域最少 10 a 的年际污染负荷分布情况。依据模拟输出文件得到 1999—2008 年该流域年际污染负荷分布情况, 见图 7。

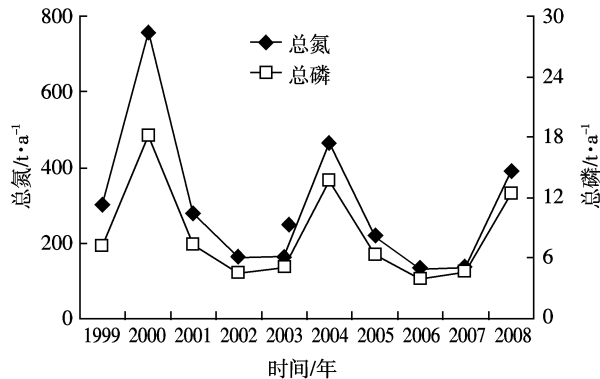


图 7 流域污染负荷年际变化

Figure 7 The contamination load of the study area in different years

由图 7 可知,该地区总氮、总磷污染负荷年际变化趋势一致,均呈年际周期变化,主要原因是污染负荷随该地区降雨的年际变化而变化,因为在模型运行时只有气象数据随时间变化,其他运行信息如地形、土地利用方式、土壤等因素并未考虑随时间的变化。并且,经 SPSS 软件进行相关性检验,年降雨量与总氮负荷的相关系数为 0.872,与总磷负荷的相关系数为 0.802,均已达到 0.01 极显著水平,这就说明年降雨量的变化直接影响着流域污染负荷的年变化,是该地区农业非点源污染负荷的主要影响因素。

3 结论与讨论

通过 AnnAGNPS 模型在柴河上游小流域的应用,对该模型在柴河上游地区进行适用性检验。结果表明该模型对总氮污染负荷输出拟合度较好,能定量地反映当地的污染负荷实际情况。而对总磷污染负荷输出的拟合值只能定性地反映出该地区总磷污染负荷的变化趋势。同时模拟结果表明,该模型对污染物的模拟精度为氮负荷输出>磷负荷输出,这与 Novotny^[18]对众多非点源污染模型的评估结果相近。

模型的运行结果表明柴河小流域农业非点源污染负荷在总氮、总磷方面表现出从上游到下游浓度逐渐增高的趋势,这与事实相符;另外,在每年的 8 月份,污染物浓度负荷以及负荷总量均呈现最高峰,这与实地监测结果相一致,这可能是由于河流两岸多是旱作玉米,每年的 8、9 月份属于农田追肥期,且夏季雨量和雨强较大,造成河流两旁农田的水土冲刷严重,从而导致大量的化肥进入水体,使水体中总氮、总磷浓度及含量增多。而对于实测值中 5 月份左右出现的峰值却没有体现,这可能是因为 5 月份河流开化结

束,冬季积累的污染物突然释放,浓度突然上升,但负荷总量还没有达到最大。在年际变化方面,总氮、总磷污染负荷量具有明显的时间性,这与当地年降雨因素有关,即气象因子是影响模型在该地区非点源污染负荷模拟结果的重要因素。同时也发现模型自带的气象发生器不适合在该地区使用,在应用气象数据时要以当地的历史气象监测数据为主。

在整个模型模拟过程中,氮的模拟结果较好于磷,这可能是因为氮循环属于气体型循环^[9],进入水体过程中主要经过硝化作用溶解于水,且溶解性较大;磷属于沉积型循环,它的溶解性不如氮的溶解性大,同时生态系统中的磷在进入水体后会有一部分沉积在水体的底泥中,不易释放。而模型只考虑了吸附态和溶解态磷,并把这两种价态的磷作为总磷的核算项,并没有将沉积部分的磷计算在内,也因此导致磷估算结果普遍偏大。

参考文献:

- [1] 丁晓雯,李 薇,陈庆伟. 农业非点源污染模型研究现状与发展趋势[J]. 现代农业科技, 2008, 14: 261-263.
DING Xiao-wen, LI Wei, CHEN Qing-wei. The actuality and development trend of agricultural non-point source pollution[J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, 2008, 14: 261-263.
- [2] Csatho P, Sisak I, Adimsky L, et al. Agriculture as a source of phosphorus causing eutrophication in central and Eastern Europe [J]. *Soil Use and Management*, 2007(23): 36-56.
- [3] 王建兵,程 磊. 农业面源污染现状分析[J]. 江西农业大学学报(社会科学版), 2008, 3(7): 35-39.
WANG Jian-bing, CHENG Lei. The actuality analysis of non-point source pollution[J]. *Journal of Jiangxi Agricultural University*, 2008, 3(7): 35-39.
- [4] 贺维生,傅伯杰,陈利顶. 非点源污染的管理及控制[J]. 环境科学, 1998, 24(5): 87-91.
HE Chan-sheng, FU Bo-jie, CHEN Li-ding. Non-point source pollution control and management[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 1998, 24(5): 87-91.
- [5] Johnes P J. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modeling approach[J]. *Journal of Hydrology*, 1996, 183: 323-349.
- [6] 王少丽,王兴奎,许 迪. 农业非点源污染预测模型研究进展[J]. 农业工程学报, 2007, 23(5): 265-271.
WANG Shao-li, WANG Xing-kui, XU Di. Advances in the prediction models of agricultural non-point source pollution[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2007, 23(5): 265-271.
- [7] 陈 欣,郭新波. 采用 AGNPS 模型预测小流域磷素流失的分析[J]. 农业工程学报, 2000, 16(5): 44-47.
CHEN Xin, GUO Xin-bo. Prediction of phosphorus losses for micro-

- watershed ecosystem by AGNPS model[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2000, 16(5):44-47.
- [8] 曹文志, 洪华生, 张玉珍. AGNPS 在我国东南亚热带地区的检验[J]. *环境科学学报*, 2002, 22(4):537-540.
- CAO Wen-zhi, HONG Hua-sheng, ZHANG Yu-zhen. Testing AGNPS for water quality modeling in agricultural catchment in Southeast of China[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2002, 22(4):537-540.
- [9] Young R A, Onstad C A, Bosch D, et al. AGNPS: A non-point source pollution model for evaluating agricultural area[J]. *Soil and Water Cons*, 1989, 44(2):168-173.
- [10] 邹桂红, 崔建勇, 孙 林. 农业非点源污染模型 AnnAGNPS 适用性检验[J]. *第四纪研究*, 2008, 28(2):371-378.
- ZOU Gui-hong, CUI Jian-yong, SUN Lin. Evaluation of simulation of AnnAGNPS model[J]. *Quaternary Sciences*, 2008, 28(2):371-378.
- [11] 张玉斌, 郑粉莉. AGNPS 模型及其应用[J]. *水土保持研究*, 2004, 11(4):124-127.
- ZHANG Yu-bin, ZHENG Fen-li. AGNPS model and its application[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2004, 11(4):124-127.
- [12] Rode M, Frede H G. Testing AGNPS for soil erosion and water quality modeling in agricultural catchment in Hesse (Germany)[J]. *Phy Chem Earth(B)*, 1999, 24(4):297-301.
- [13] Parson S C, Hamlett J M, Robillard P D, et al. Determining the decision making risk from AGNPS simulation trans[J]. *ASA E*, 1998, 41(6):1679-1688.
- [14] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- The State Environmental Protection Administratin. Water and wastewater monitoring analysis method [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [15] 国家环境保护总局. HJ/T52—1999 水质 河流采样技术指导[S]. 2000.
- The State Environmental Protection Administratin. HJ/T52—1999. Water quality—guidance on sampling techniques of rivers[S]. 2000.
- [16] 贾宁凤, 李旭霖, 陈焕伟, 等. AnnAGNPS 模型数据库的建立——以黄土丘陵沟壑区砖窑沟流域为例[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(2):436-441.
- JIA Ning-feng, LI Xu-lin, CHEN Huan-wei, et al. Database construction for AnnAGNPS Model——case study of Zhuanyaogou Watershed in hilly-gully loess plateau[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(2):436-441.
- [17] 黄金良, 洪华生. AnnAGNPS 模型在九龙江典型小流域的适用性检验[J]. *环境科学学报*, 2005, 25(8):1135-1142.
- HUANG Jin-liang, HONG Hua-sheng. Testing AnnAGNPS for water quality modelling in the typical sub-watersheds in Jiulong River watershed[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, 25(8):1135-1142.
- [18] Novotny N, Olem H. Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution[M]. Van Nostrand Reinhold, 1993.
- [19] 骆世明. 农业生态学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2006.
- LUO Shi-ming. Agriculture ecology[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2006.