

· 解析评价 ·

doi:10.3969/j.issn.1674-6732.2010.01.010

# 基于 SWAT 模型的圩区农业非点源污染模拟

徐爱兰<sup>1,2</sup>, 王 鹏<sup>2</sup>

(1. 南通市环境监测中心站, 江苏 南通 226006; 2. 河海大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210098)

**摘 要:**以获泽联圩为研究对象,应用 SWAT 模型模拟太湖流域典型圩区农业非点源产污规律,建立了研究区域的非点源污染基础信息库,实现了流域的空间参数化过程;将参数化过程中提取的模型参数纳入到数据库中统一管理,按照模型要求建立了数据库字段和参数内容的对应表,解决了模型运行时众多离散单元的自动赋值问题;采用虚拟水库控制技术,解决了 SWAT 模型在控制出流的圩区中的应用弊端。

**关键词:**太湖流域; 圩区; SWAT 模型; 虚拟水库

中图分类号: X52

文献标识码: A

文章编号: 1674-6732(2010)-01-0038-06

## SWAT - based Simulation of Pollution from Non - point Agricultural Sources

XU Ai-lan<sup>1,2</sup>, WANG Peng<sup>2</sup>

(1. Nantong Environmental Monitoring Central Station, Nantong, Jiangsu 226006, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Hehai University, Nanjing, Jiangsu 210098, China)

**ABSTRACT:** The SWAT model was applied to polder areas to simulate the behaviors of non - point agricultural sources in the Lake Taihu Watershed. For this purpose, a non - point source pollution information database was established and the data extracted from the parameter process was integrated into the database. A table was set up within the database to build linkage between data fields and parameters, resolving the problem of automatic assignment of numerous discrete elements. The drawbacks of SWAT model used in the polder areas were overcome with the dummy reservoir technology.

**KEY WORDS:** Taihu Lake Basin; polder areas; SWAT model; dummy reservoir

圩区的非点源污染研究特征与一般流域有类似之处。但由于圩区与外界水流交换的特殊性,其营养盐产生、迁移及转化规律具有其独特性和复杂性。以往对于圩区的研究大都局限于圩区设计、圩区建设、圩区排涝、圩区产流机制等层面上,对圩区非点源的特有规律关注较少<sup>[1-3]</sup>。分布式流域水文模型的发展为非点源污染的研究提供了新的手段,SWAT (Soil and Water Assessment Tool) 模型是一个具有物理基础的分布式水文生态评价模型。应用 SWAT 可长时间、连续模拟和预测灌区在不同土壤类型、不同土地利用和管理条件下,管理措施为灌区内水分和农业化学物质流失量的影响,从而对灌区的粮食安全、水资源最优规划与管理、生态环境的协调发展提供决策依据<sup>[4-6]</sup>。

### 1 研究背景

获泽联圩,隶属无锡市锡山区鹅湖镇鹅湖村

(120°32'14"E, 31°29'57"N),距离无锡市区 25 km,西南临太湖,东南处为漕湖,临近望虞河。地势平坦、地面高程在 2.1~3.6 m 之间,水网密布,河堤平坦,水面比降小,一般河道都有小型闸坝控制,水流流速缓慢。圩区总面积 70.43 hm<sup>2</sup>,人口 2 100 人,2001 年建圩,圩堤长度 1.96 km。圩区主要通过两个排涝站排涝:郭家里排涝站和吴埂上排涝站,与外界无其他直接的流通。其中郭家里排涝站排涝流量为 1 m<sup>3</sup>/s,吴埂上排涝站排涝流量为 0.534 m<sup>3</sup>/s。

选定 SWAT 模型,主要基于下面几方面的考虑:

(1) SWAT 模型是基于过程的物理模型,经过

收稿日期:2009-05-11;修订日期:2009-10-09

基金项目:国家自然科学基金资助项目(50239030)

作者简介:徐爱兰(1982—),女,助工,硕士,主要从事非点源污染治理、水环境影响评价方面的研究。

开发者多年的研究改进,已成为国际上成熟的流域模型,其有效性已通过多种方式、多个研究项目的验证;

(2)SWAT 模型是在美国农业部农业研究中心开发的 CREAMS、GLEAMS、SWRRB、EPIC、ROTO 等模型的基础上开发的,并经过一系列的改进,集成了这些模型的优点,无论是模型结构和适用性,还是模拟内容都相对完善,适合于流域非点源污染负荷的定量模拟;

(3)SWAT 模型已经和 GIS 软件进行了模块化集成,使用方便、运行效率高,便于研究目标的技术实现。

## 2 研究方法

SWAT 模型所需的输入数据包括大量的空间数据和属性数据<sup>[4,7,8]</sup>。空间数据主要包括数字高程模型 (DEM)、土地利用和土壤分布;属性数据包括气象、水文/水质、圩区内大型水库和湖泊的相关数据、各类污染源调查和农业管理措施等方面的数据。

AVSWAT 作为 ArcView 软件的一个扩展模块,可以用来处理 GIS 数据生成 SWAT 模型的输入文件<sup>[9,10]</sup>。地形、土壤、土地利用等 GIS 数据在 ArcView 软件中以图层的形式进行组织,且 AVSWAT 要求的 GIS 数据都是栅格数据。实测的气象数据也可以通过 AVSWAT 界面来进行处理,转化成 SWAT 模型可以利用的表格数据。AVSWAT 界面需要的 GIS 数据包括圩区 DEM (Digital Elevation Model)、土地利用图类型和土壤类型图。需要的其他数据文件以 dBase 表格 (dbf) 或 ASCII 文件 (.txt) 形式存在。这些数据包括圩区出口位置表、土地类型转换表、土壤类型转换表、气象站点位置表、以时间顺序组织的日降雨数据表、日最高和最低气温数据表、日平均风速、日相对湿度和日太阳辐射量等。

AVSWAT 界面需要的 GIS 数据通过 ArcView 和 ArcGIS 9.2 等 GIS 软件处理现有的数据得到。所有的 GIS 数据转换到同一坐标系下。

本研究所有数字化数值均采用北京五四坐标系,其参数如下:

投影:Transverse Mercator (横轴墨卡托地图投影)

分带方式:3 度分带法

椭球体:Krasovsky (克拉索夫斯基椭球)

带号:40

中央经线:120°E

原点纬线:0°N

中央经线比例因子:1.0

假东:500 km

假北:0

### 2.1 DEM 的水文分析

#### 2.1.1 DEM 数据

由 DEM 数据可以计算得到子流域的地形参数,比如坡度、坡长等信息,还可以通过汇流分析来生成河网。生成河网的疏密决定了子流域的大小和分布。河床的坡度、河道的长度等,也可以通过 DEM 分析得到<sup>[11-15]</sup>。

研究区属于平原河网圩区,其地形平坦,高程落差不大。

首先,在 MAPINFO 环境下,利用已配准的无锡锡山水利局提供的 1:5 000 北京五四坐标系和吴淞高程系地形图画出圩区边界。在配准地形图提取高程点 407 个,生成 TAB 文件。利用通用工具转换器转换成 SHP 文件。然后,在 GIS 软件 ArcView 下,利用所有高程点值的 SHP 文件先生成 TIN 模型。再将其转化成为 ArcInfo 的 GRID 形式的 DEM,共计生成网格 250×365 个,见图 1。

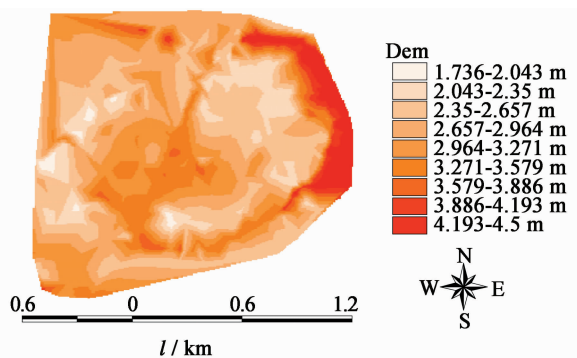


图1 数字流域高程模型

AVSWAT 中可以导入 mask 文件用来选定研究区域。将 MAPINFO 环境下生成的圩区边界的 TAB 文件利用通用工具转换器转换成 SHP 文件,在 ArcView 下导入,即在上述生成的 DEM 图上勾勒出圩区边界。

#### 2.1.2 子流域的划分

SWAT 模型应用 D8 算法的 TOPAZ 软件包

(Topographic Parameterization) 自动进行数字地形分析,并基于最陡坡原则和最小汇水面积阈值的概念,对 DEM 进行预处理、定义流域范围并划分子流域。SWAT 模型中,同一子流域应具有相同的气候因子(降雨量、气温、辐射等)、地形因素(坡度、坡长)、流域河道特征和地下水特征等。

研究区域属于平原河网区的圩区,AVSWAT - X 自动生成的河流不能代表圩区内水系,与实际情况相差太大。因此,本研究采取输入数字河流的方法,生成的河流 STREAMS 根据数字河流做适当的调整,基本符合圩区内水系的实际情况。

从计算效率和该研究区的实际出发,取河道阈值面积  $0.856 \text{ hm}^2$ ,子流域的个数为 43 个,基本能从空间细节上代表该研究区,见图 2。

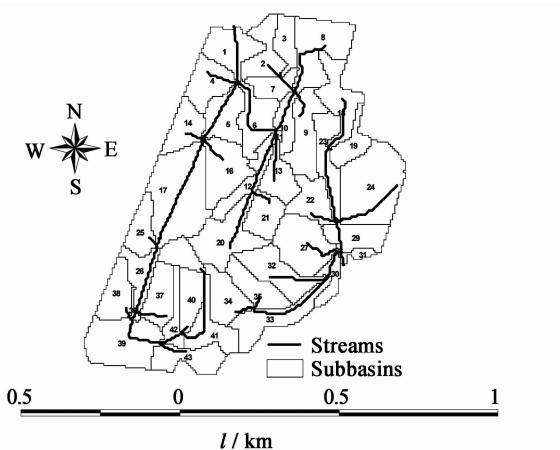


图2 圩区子流域及水系分布

## 2.2 圩区土地利用类型及土壤类型

经调查发现,圩区主要农作物为水稻,村间小路均为水泥路面。在流域内实测出水田、菜地林地、池塘、居住区共 4 种土地利用类型,将其配准至北京五四坐标系及吴淞高程系。土壤在模型中使用土壤的 GIS 图来定义不同的土壤类型。根据中国科学院南京地理湖泊研究所 1:100 万数据化土壤图和实地调查分析,圩区内土壤类型主要为水稻土和红棕壤,且与土地利用类型密切相关。因此,在土地利用类型图上归类整理可得土壤分类图。土壤是流域非点源污染贡献的主要源体,SWAT 模型进行非点源污染模拟需要的土壤属性主要包括两大类:一类是土壤物理属性数据,一类是土壤化学属性数据。土壤的物理属性数据决定了水份及空气在土壤中的运动状况,而土壤的化学属性数据

则决定了土壤中初始状态下的各种化学成分含量。将各种类型土壤的物理属性数据以及化学属性数据按照类型输入到数据库文件 Soil.dat 中。

## 2.3 HRU 分布

在 SWAT 模型的 94.2 版本中引入了水文响应单元(Hydrologic Response Unit)的概念。HRU 定义为同一个子流域内有着相同的土地利用类型和土壤类型的地区,这样的地区有着相同的水文响应特性。

子流域内划分 HRU 有两种方式,一种方式是选择一个面积最大的土地利用类型和土壤类型组合作为该子流域的代表;另一种方式是子流域划分为由多个不同土地利用类型和土壤类型组合的水文响应单元。

本模拟研究采用第二种方式划分 HRU,鉴于模拟所选择区域不是很大,且土地利用类型和土壤类型种类较少,因此在进行 HRU 划分时,选择两个阈值分别为 0(尽可能多地生成 HRU),共计生成 93 个 HRU。

## 2.4 圩区管理措施

量化土地管理措施对于环境系统的影响一直都是环境模型模拟的一个主要关注点。SWAT 模型中允许模拟复杂的作物管理方式,模型中把各种管理定义为一系列单独的管理作业,比如作物的种植、耕作、施肥、灌溉、收割等。这些管理作业的时间可以由指定的日期来确定或者由作物生长需要总热量单位的比例来确定。管理方式的输入是按照不同的水文响应单元输入的。

通过对圩区内农户的走访调查以及镇农机站的资料,掌握了该圩区主要土地利用类型的基本施肥情况。圩区内主要施用化学肥料,如复合肥、尿素、碳铵,少量为有机肥,如菜子饼和羊灰。流域内的稻田采用水旱轮作制,夏季种植水稻,秋季种植油菜和小麦。2006 年 6 月—10 月,该地区的主要农作物为水稻。按施肥时期可将稻田用肥分为基肥和追肥。基肥是指水稻移栽之前施用的基本肥料,包括底肥和面肥。追肥按施肥时期分为分蘖肥、穗肥和粒肥。把研究区内施用的化肥数据添加到肥料数据库文件 fert.dat 中。该地区只采用一种耕地方式即机耕,机耕翻深为 20 cm;混合深度在 0~3 cm。这些耕作方式数据添加在耕作方式数据库文件 till.dat 中。圩区稻田的灌溉水来自圩区高田上灌溉站,均来自圩区外蓄水河道。这些数

据添加在管理数据库文件. mgt 中。

## 2.5 虚拟“水库”控制排涝

SWAT 模型一般适用于高程变化较明显的山丘区,流域有 1 个或多个出口,自然出流,不能人为加以控制。鉴于此,目前模型在平原封闭圩区中应用较少。如何使 SWAT 模型适用于出流受人为泵站控制的圩区,是 SWAT 模型在模拟平原河网区的典型圩区中的一大难点。

利用 SWAT 模型的“水库”模拟技术(“水库”是 SWAT 模型中的一种管理措施),可以接纳流域的来水,且自动选择位于子流域河段的末端,同时可以人为地控制其出流方式。鉴于此,本研究中考考虑引入“水库”技术来解决上述问题。在圩区的两个排涝站前增加两个虚拟“水库”,相当于排涝站的蓄水体,用以接纳圩区的来水。水流汇入蓄水体——“水库”后,再通过控制措施使其达到实际排涝的效果。“水库”如图 3 所示,其中两个较大实心点代表两个水库,分别位于 SUBBASIN 1#、SUBBASIN 31# 处,分别代表郭家里排涝站及吴埂上排涝站前蓄水体。

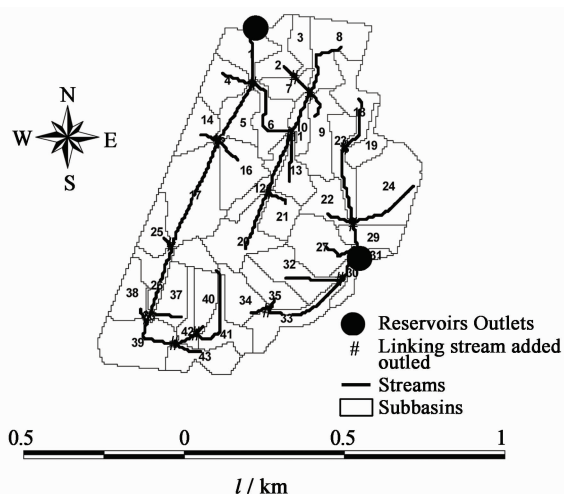


图 3 圩区排涝站位置

泵站排涝流量及时间有记录数据,且每次排涝时取其水样,监测其各项指标。将两排涝站的排涝信息作为水库的控制信息,输入到数据库文件. res 中。

## 2.6 模型率定

模型率定包括径流部分参数率定、泥沙部分参数率定以及水质参数率定。在 SWAT 模型中关注

的营养物质包括硝酸盐、有机氮、可溶性磷及有机磷等。水质部分的参数率定分为两部分:地表产流过程营养负荷及河道中各营养盐之间的转化。由于篇幅有限,此处仅简单介绍水质部分关于氮盐转化的参数率定的结果。

### 2.6.1 影响硝态氮模拟值的因素

(1) 硝态氮负荷:土壤中初始矿化氮浓度 (SOL - ORGN in. sol);肥料的使用 (FRT - LY1 in. mgt);管理文件中的管理措施,植物残渣系数 RSD - CO (in. bsn),生物混和效率 BIOMIX (in. mgt);氮的下渗系数 NPERCO。以上参数视不同的 HRU 有所差异。其中氮的下渗系数 NPERCO 表示径流中的氮含量和下渗水流中氮含量的比例,该参数对氮负荷具有重要影响。氮的下渗系数越大,径流中的氮含量越高。

(2) 河道中的硝态氮反应过程:河道中藻类含氮比例 (AI1 in. wwq) 取值为 0.08。

### 2.6.2 影响有机氮模拟值的主要因素

(1) 有机氮负荷:土壤中初始矿化氮浓度的合理水平 (SOL - NO<sub>3</sub> in. sol);肥料的使用 (FRT - LY1 in. mgt);氮的下渗系数 NPERCO。以上参数视不同的 HRU 有所差异。

(2) 河道中的有机氮反应过程:河道中藻类含氮比例 (AI1 in. wwq) 取值为 0.08。

另外,影响地表径流氮和磷负荷的参数还有活跃态有机氮的矿化速度 CMN,调整为 0.003;氮存在逐步转化关系,从有机氮到氨氮,到亚硝酸盐氮,到硝酸盐氮。BC1:在 20 °C 时氨氮生物氧化速度常数 (d<sup>-1</sup>),取值为 0.55;BC2:在 20 °C 时亚硝酸盐氮的生物氧化速度常数 (d<sup>-1</sup>),取值为 1.1;BC3:在 20 °C 时有机氮转化为氨氮的速度常数 (d<sup>-1</sup>),取值为 0.21。

模型率定时间为 2006 年 5 月 18 日—10 月 31 日。水质率定主要针对圩区两个排涝站前蓄水体的水质,即圩区的出口水质。对总氮率定结果进行了统计,计算值和实测值的统计数据见表 1。

由表 1 可以看出,模型率定结果总体上反映了圩区出口处水质的实际情况。观察总氮的 Nash - Sutcliffe 系数 E<sub>NS</sub> 可以发现其为正,可见模型总氮的模拟效果整体上较好。

## 3 结果与分析

2006年6月—10月,圩区总氮输出负荷为

表1 总氮实测值与计算值对比统计

统计方法	总氮质量浓度/(mg · L <sup>-1</sup> )			
	郭家里		吴埂上	
	实测值	计算值	实测值	计算值
平均值	4.514	4.613	2.874	2.152
标准误差	0.605	0.619	0.424	0.572
中位数	4.268	4.473	2.902	2.324
标准差	0.566	0.579	0.397	0.535
方差	0.320	0.335	0.157	0.286
极差	1.822	1.928	1.194	1.557
最小值	3.845	4.000	2.260	1.243
最大值	5.667	5.928	3.455	2.800
Nash - Sutcliffe 系数	0.886		0.725	

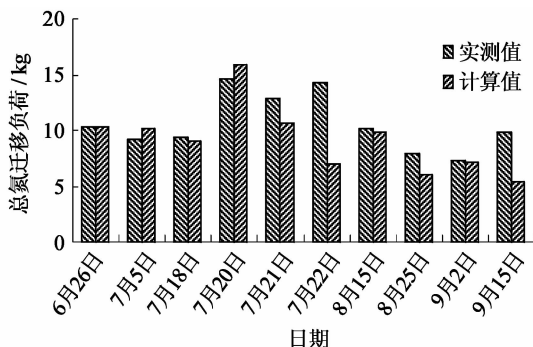


图5 2006年6月—10月吴埂上排涝站总氮输出负荷对比

339.18 kg, 模拟输出负荷为 330.13 kg; 其中通过郭家里排涝站的总氮输出负荷为 233.16 kg, 模拟值为 241 kg; 通过吴埂上排涝站的总氮迁移通量为 106.02 kg, 模拟值为 90.13 kg. 圩区郭家里排涝站总氮输出污染负荷计算值和实测值对比见图4, 吴埂上排涝站总氮输出污染负荷对比见图5.

测值对比见图6, 吴埂上排涝站总磷输出污染负荷对比见图7.

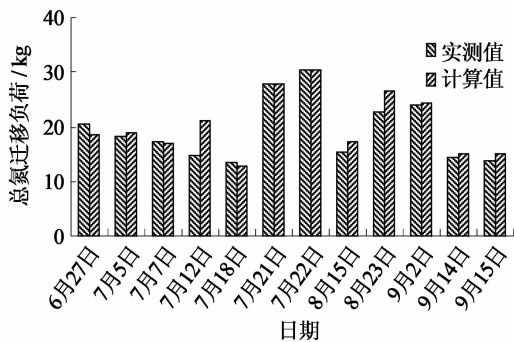


图4 2006年6月—10月郭家里排涝站总氮输出负荷对比

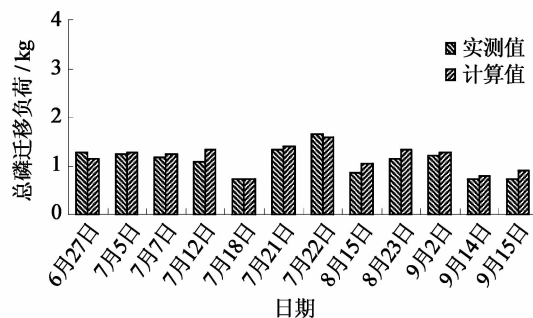


图6 2006年6月—10月郭家里排涝站总磷输出负荷对比

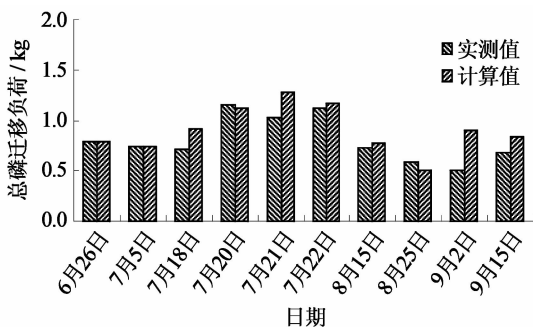


图7 2006年6月—10月吴埂上排涝站总磷输出负荷对比

由图4和图5可以看出, 两排涝站总氮输出污染负荷计算值与实测结果基本相当, 郭家里排涝站的相对误差的平均值为 8.82%, 吴埂上排涝站的相对误差的平均值为 16.4%, 可见模型具有较好的模拟效果.

由图6和图7可以看出, 两排涝站总磷输出污染负荷计算值与实测结果基本相当, 郭家里排涝站的相对误差的平均值为 10.3%, 吴埂上排涝站的相对误差的平均值为 10.9%, 可见模型具有较好的模拟效果.

2006年6月—10月, 圩区总磷输出负荷为 21.11 kg, 模型计算结果为 23.01 kg; 其中通过郭家里排涝站的总磷输出负荷为 13.10 kg, 模型计算结果为 14.01 kg; 通过吴埂上排涝站的总磷输出负荷为 8.01 kg, 模型计算结果为 9.01 kg. 圩区郭家里排涝站总磷输出污染负荷计算值和实

#### 4 结论与展望

建立了适用于 SWAT 模型完整、统一的研究

区域非点源污染基础信息库。成功地实现了流域的空间参数化过程,将参数化过程中提取的模型参数纳入到数据库中统一管理,按照模型要求建立了数据库字段和参数内容的对应表,解决了模型运行时众多离散单元的自动赋值问题。实现了 SWAT 模型在圩区中的应用,采用虚拟水库控制技术解决了 SWAT 模型在控制出流的圩区中的应用弊端。

本次研究是 SWAT 模型在太湖流域典型圩区应用中的一个尝试,其在流域非点源模拟方面相当成熟,但不可避免地在模拟圩区时有一定的局限。这有待今后对模型原程序进行改进,完善其水文子模块,建立更适合于圩区的非点源污染负荷模型。

#### [参考文献]

- [1] 王腊春,彭鹏,周寅康,等. 湿润地区平原圩区产流机制研究[J]. 南京大学学报, 1997, 33(1): 156-160.
- [2] 詹红丽. 大型圩区水环境随机模拟模型及应用研究[D]. 南京: 河海大学, 2005.
- [3] 曾德付. 基于 GIS 下太湖流域典型圩区农业非点源污染研究[D]. 南京: 河海大学, 2005.
- [4] 秦福来. 基于 SWAT 模型的非点源污染模拟研究[D]. 北京: 首都师范大学, 2006.
- [5] 代俊峰, 崔远来. SWAT 模型及其在灌区管理中的应用前景[J]. 中国农村水利水电, 2006, (06): 34-39.
- [6] 王中根, 刘昌明, 黄友波. SWAT 模型的原理结构及应用研

究[J]. 地理科学研究, 2003, 22(1): 79-87.

- [7] 万超. 潘家口水库上游流域面源污染的模拟研究[D]. 北京: 清华大学, 2002.
- [8] VIEUX B E, NEEDHAM S. Non-point pollution model sensitivity to grid-cell size[J]. Journal of Water Resources Planning and Management, 1993, 119(2): 141-157.
- [9] NEITSCH S L, ARNOLD J R, KINIRY J R, et al. Soil and water assessment tool user's manual version 2000[J]. Agriculture Research Service and Blackland Research Center, 2001: 1-400.
- [10] DANIEL E S, MICHAEL W, MICHAEL D S, et al. Modeling phosphorous loading for the lake eucha basin[D]. Biosystems and Agricultural Engineering Department of Oklahoma State University, 2001.
- [11] DI L, SRINIVASAN M R, ARNOLD J G, et al. Arc View interface for SWAT 2000 user's guide[M], 2002.
- [12] JAYAKRISHNAN R, SRINIVASAN R, SANTHI C, et al. Advances in the application of the SWAT model for water resources management[J]. Hydrological Processes, 2005, 193(3): 749-762.
- [13] 樊明兰. 基于 DEM 的分布式水文模型在中尺度径流模拟中的应用研究[D]. 成都: 四川大学, 2004.
- [14] 郭太英. 基于 DEM 的分布式水文模型的研究与应用[D]. 大连: 大连理工大学, 2005.
- [15] 张珂. 基于 DEM 栅格和地形的分布式水文模型构建及其应用[D]. 南京: 河海大学, 2005.

(上接第7页)

#### [参考文献]

- [1] National Research Council. Risk assessment in the Federal Government: managing the process[M]. Washington DC: National Academy Press, 1983.
- [2] U. S. EPA Method Compendium Method TO-15, Determination of Volatile Organic Compounds (VOCs) in Air Collected in Specially-Prepared Canisters and Analyzed by Gas Chromatography/Mass Spectrometry[S]. 1999.
- [3] LEE S C, CHIU M Y, HO K F, et al. Volatile organic compounds (VOCs) in urban atmosphere of Hong Kong[J]. Chemosphere, 2002, 48(3): 375-382.
- [4] EDGERTON S A, HOLDREN M W, SMITH D L, et al. Inter-urban comparison of ambient volatile organic compound concentrations in U. S. cities[J]. Journal of Air Pollution and Control Association, 1989, 39: 29-732.

- [5] 许川, 舒为群, 罗财红, 等. 三峡库区水环境多环芳烃和邻苯二甲酸酯类有机污染物健康风险评估[J]. 环境科学研究, 2007, 20(5): 57-60.
- [6] 马进军, 朱宏亮, 赵三平, 等. 某再生水景观瀑布的挥发性有机物健康风险评估[J]. 环境与健康杂志, 2008, 25(7): 604-608.
- [7] 何星海, 马世豪, 潘小川, 等. 再生水道路降尘化学污染物的健康风险评估研究. 环境科学, 2007, 28(6): 1290-1294.
- [8] International Agency for Research on Cancer. IARC monographs programme on the evaluation of carcinogenic risks to humans[R/OL][2009-05-03]. <http://monographs.iarc.fr/>.
- [9] Integrated Risk Information System. Database developed and maintained by the USEPA, Office of health and environmental assessment, environmental criteria and assessment office, Cincinnati, OH[R/OL][2009-05-03]. <http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>.