第 22 卷第 4 期
2002 年 7 月

环 境 科 学 学 报
ACTA SCIENTIAE CIRCUMSTANTIAE

Vol. 22 ,No. 4
Jul. ,2002

文章编号:0253-2468(2002)-04-0473-05　　中图分类号:X522　　文献标识码:A

基于 GIS 的汉江中下游农业面源氮磷负荷研究

史志华[1] ,蔡崇法[1] ,丁树文[1] ,李朝霞[1] ,王天巍[1] ,张　斌[2] ,沈晓鲤[2]　(1. 华中农业大学资源与环境系 ,武汉　430070 ;2. 湖北省环境科学研究院)

摘要:根据汉江中下游农业面源污染治理决策的需求 ,在大量实地观测资料及区域地理与农业环境数据基础上 ,开发并建立了汉江中下游农业面源动态监测信息系统. 以此为技术支持 ,运用数学模型及其与 GIS 相结合的技术 ,研究了汉江中下游农业面源污染的负荷及分布规律.

关键词:农业面源污染;氮磷负荷;地理信息系统.

Research on nitrogen and phosphorus load of agricultural non-point sources in middle and lower reaches of Hanjiang River besed on GIS

SHI Zhihua[1] , CAI Chongfa[1] , DING Shuwen[1] , LI Zhaoxia[1] , WANG Tianwei[1] ,ZHANG Bin[2] , SHENG Xiaoli[2]
(1. Depatment of Resource and Environment Huazhong Agricultural University , Wuhan , 430070 ;2. Hubei Research Academy of Environmental Science)

Abstract:According the requirements of agricultural non-point source (AGNPS) pollution in middle and lower reaches of Han River , the agricultural non-point source pollution information system was designed and developed based on observing data in the field and the basic geographical and agricultural environmental data. By this system , the load and spatial distribution of agricultural non-point source pollution with integrating GIS and mathematical model in middle and lower reaches of Hanjing River were researched.

Key words:agricultural non-point source pollution; load of nitrogen and phosphorus; geographic information system

近年来 ,汉江水质污染加剧 ,不到 10 年内先后 3 次大面积出现 "水华"现象 ,为此湖北省已颁布了《湖北省汉江流域水污染防治条例》. 南水北调中线工程的实施 ,不可避免地对汉江中下游的水生态环境和水质造成负面影响. 因此对汉江中下游地区的污染源定位、定量研究 ,为有效地保护汉江流域水资源环境 ,对区域环境综合治理的合理决策具有十分重要的意义.

由于汉江流域农业活动的广泛性和普遍性 ,因此农业面源是最主要同时又最易构成汉江水体环境隐患的污染源. 农业面源污染是一种间歇发生的 ,随机性、不确定性很强的复杂过程 ,估算其发生负荷的难度大[1]. 地理信息系统(GIS)具有强大的空间数据管理、分析和制图能力 ,已被广泛应用于具有空间特征的农业面源污染研究 ,尤其是将 GIS 与数学模型研究相结合的实用价值及重要意义日益显现[1 ,2]. 本文介绍应用地理信息系统进行的汉江中下游农业面源氮磷负荷研究 ,把各种环境因子图及其属性输入计算机 ,形成环境要素空间数据库 ,通过建立基于 GIS 的计算模型 ,决策者很快就能得到中下游农业面源负荷的情况 ,有助于提高对农业面源的规划和管理决策水平.

收稿日期:2001-07-30 ;**修订日期**:2001-09-12
基金项目:国家 973(G1999011801)项目资助
作者简介:史志华(1970 —) ,男 ,博士 ,讲师

1 研究区域概况及其环境数据库的建立

1.1 区域概况

汉江是长江最大支流,干流流经陕西、湖北两省,全长 1570 km,总落差 1964 m,流域面积 15.9 万 km^2,位于北纬 30 到 34°,东经 100 至 114°之间. 湖北丹江口以下为中下游,河长 616 km,流经 24 个县(市),该省境内流域面积达 6.24 万 km^2. 中下游的地貌类型复杂,土壤以黄棕壤、水稻土及石灰土为常见. 气候具亚热带季风气候的特征,年均温 15—17 ℃,降雨量 800—1250 mm,但时空分配极不均匀,5—10 月占全年的 70 %—80 %. 汉江及其支流的年流量变化与降雨密切相关,7—10 月径流量占全年径流量的 40 %以上.

1.2 环境数据库的建立

在 IDRISI32 地理信息系统软件和 ACCESS 数据库管理系统支持下建立了研究区的环境数据库,数据库内容见表 2. 输入输出设备采用 Calcomp A_0 幅面数字化仪、扫描仪和绘图仪. 空间与属性数据通过统一设计的地理编码实现相互连结.

表 1 研究区环境数据库及结构

Table 1 Environmental database and its structure in studied area

数据层名称	数据类型	数据层内容	说明
行政区划图	多边形	十堰、襄樊、荆门、孝感、武汉市等所属的 24 个县(市)	衍生坡度、坡向图
土地利用图	多边形	旱地、水田、菜地、园地、林地、灌木地、草地、荒地、城镇用地、水体	
土壤图	多边形	研究区内所涉及的土壤类型	
气象站点位图	离散点	研究区内的气象站点位	
DEM	网格	由数字化等高线内插得到,网格中记录该点高程	
水系道路图	线	区域内的水系与道路线状图	
土壤属性数据	DBF 数据库	记录多项土壤性质,如养分,有机质	
社会经济数据	DBF 数据库	按行政区纪录从 1990 至 1999 年的人口、畜牧业、农业种植制度、肥料使用量、作物面积、产量等	
降雨	DBF 数据库	记录从 1990 至 1999 年的日降雨量	

2 模型及其参数选择

2.1 年径流量——SCS 曲线方程

美国土壤保持局(SCS)根据 3000 多份试验资料制定了计算降雨过程径流深度 Q 的经验公式,全年日径流深的和就是年径流深[3,4]. 公式为:

$$\begin{cases} Q = \dfrac{(P - 0.2S)^2}{(P + 0.8S)} & P > 0.2S \\ Q = 0 & P \leq 0.2S \end{cases} \tag{1}$$

表 2 研究区土地利用方式的 CN 值

Table 2 The CN value of different land use in studied area

利用类型	A	B	C	D	利用类型	A	B	C	D
村镇	74	84	90	92	园地	66	75	83	89
荒地	72	82	87	91	林地	36	60	73	79
旱地	69	79	85	89	灌木地	41	57	68	77
水田	77	88	91	93	苗圃	62	76	83	88
菜地	61	74	82	85	草地	49	69	79	84

式中:Q 为地表日径流深(mm);P 为降雨量(mm);S 为滞留参数,可由一个无量纲参数 CN 求得,即:

$$S = 25400/(CN - 254) \tag{2}$$

CN 是土壤性质、植被覆盖以及土壤湿度等参数的函数. 根据区域土壤和土地覆盖类型,参照 SCS 曲线计算方法提供的取值条件,

确定了不同土地利用方式的 CN 值(表 1),其中 A、B、C、D 分别代表透水、较透水、较不透水和接近不透水等 4 种土壤类型. 表 2 的数值是中等含水量时的 CN 值,当土壤处于干旱或饱和含水量时,则需按式(3)和式(4)进行校正.

干:
$$CN(\text{Ⅰ}) = \frac{4.2CN(\text{Ⅱ})}{[10 - 0.058CN(\text{Ⅱ})]} \tag{3}$$

湿:
$$CN(\text{Ⅲ}) = \frac{23CN(\text{Ⅱ})}{[10 + 0.13CN(\text{Ⅱ})]} \tag{4}$$

土壤湿度由前 5 日累计降水量确定,水田蓄水期均视为"湿".

2.2　泥沙流失模型 ——通用土壤流失方程(USLE)

方程结构为:
$$X = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \tag{5}$$

式中:X 为年土壤流失量;R 为降雨侵蚀力因子;K 为土壤可蚀性因子;LS 为坡度坡长因子;C 为植被与经营管理因子;P 为水土保持措施因子. 模型中参数取值和确定见文献[5].

2.3　污染物输出模型

2.3.1　泥沙结合态污染物的负荷模型　负荷模型为:
$$L_s = S_d \sum E_{ni} C_{si} X_i \tag{6}$$

式中 L_s 为泥沙结合态污染物负荷量(t/a);S_d 为流域泥沙输移比;E_{ni} 为 i 种土壤污染物富集比;C_{si} 为 i 种土壤污染物含量;X_i 为流域第 i 种土壤流失量(t/a).

(1) S_d 值的计算　长江水利委员会在长江流域的长期定位研究结果表明长江流域的 S_d 大约在 0.1 —0.4 间,因此我们采用 Roehl 在经验和统计基础上给出的 S_d 统计方程,即公式 7 计算:
$$\log S_d = 3.59253 - 0.23043 \log W + 0.51022 \log(P/L) - 2.78594 \log R_B \tag{7}$$

将各次级流域的面积(W)、起伏长度比(P/L)和分枝比(R_B)代入经验公式(7)求得各次级流域的 S_d 值.

(2) E_n 的计算
$$E_n = (\text{粘土 \%})\, e/(\text{粘土 \%})\, m \tag{8}$$

式中:(粘土 %) m 为地表土壤粘粒含量;(粘粒 %) e 为受侵蚀进入径流的土壤粘粒含量. 土壤 e 和 m 的比表面(S_S)和粘土比(R_C)有一定的相关关系(ACTMO 模型):
$$S_{S,e} = 14.6 + 0.84 S_{s,m} \tag{9}$$
$$R_{C,e} = 0.021 + 1.08 R_{c,m} \tag{10}$$

通过解方程,可以求得 E_n 值. C_{si} 根据汉江流域内的第二次土壤普查结果;X_i 由 2.2 得到.

2.3.2　溶解态污染物负荷模型　模型为:
$$L_d = C_d QA \tag{11}$$

式中:L_d 为溶解态污染物负荷量(kg);C_d 为相应时段径流中溶解态污染物浓度(mg/L);Q 为该区域相应时段径流深(mm);A 为计算区域面积(km^2). C_d 值范围见表 3.

式中 Q 由公式(1)得到;C_d 与利用及施肥水平相关,根据我们在本地区径流小区的不同施肥水平与径流中氮磷浓度关系的研究结果基础上[6],按湖北农业统计数据确定的各县 1990 —1999 年的肥料使用量,得到各县不同利用情况下径流中氮磷浓度值.

表 3 溶解态污染物浓度 C_d 值范围

Table 3 Dissolved pollutant concentration in runoff

利用类型	总氮,mg/L	总磷,mg/L	利用类型	总氮,mg/L	总磷,mg/L
村镇	1.10—1.35	0.040—0.070	园地	2.00—4.50	0.200—0.300
荒地	0.25—0.45	0.020—0.025	林地	1.00—1.50	0.040—0.085
旱地	2.80—3.80	0.150—0.250	灌木地	0.80—1.20	0.040—0.080
水田	3.50—6.50	0.300—0.400	苗圃	3.00—4.00	0.150—0.250
菜地	4.00—5.00	0.250—0.350	草地	2.60—3.50	0.200—0.300

3 计算结果

上述模型在 Visual Basic 环境中遵循 Microsoft 的 COM/ActiveX 规范进行开发并与 IDRISI32 集成,建立了汉江中下游农业面源动态监测信息系统[7]. 在系统支持下通过对典型年的计算得到以下结果.

3.1 不同流域农业面源污染的氮磷负荷

由表 4 可见,除直接入江的区域外,唐白河是汉江氮、磷的主要贡献者,它的总量都很高. 其次是汉北河的溶解态氮磷和南河的固态氮磷. 从单位负荷看竹皮河的溶解态氮(1.82 kg/hm^2)、唐白河的溶解态磷(0.13 kg/hm^2)、北河的泥沙结合态氮(1.23 kg/hm^2)和磷(0.64 kg/hm^2)都是较高的.

表 4 汉江中下游不同流域氮磷负荷情况表

Table 4 Load of nitrogen and phosphorus in different watersheds

流域名称	氮负荷				磷负荷			
	泥沙结合态,t	分担率,%	溶解态,t	分担率,%	泥沙结合态,t	分担率,%	溶解态,t	分担率,%
直接入江	7414.2	34.48	19194.9	29.23	3335.7	37.51	1365.4	30.83
小清河	140.4	0.65	1293.8	1.97	64.1	0.72	93.4	2.11
唐白河	5224.6	24.30	24625.8	37.49	2207.3	24.82	1548.3	34.96
北河	1919.6	8.93	957.9	1.46	736.8	8.28	62.7	1.42
南河	4878.1	22.69	2997.2	4.56	1726.6	19.41	179.0	4.04
蛮河	1069.6	4.97	3970.1	6.04	457.6	5.15	273.2	6.17
竹皮河	174.9	0.81	1422.1	2.17	74.0	0.83	102.3	2.31
汉北河	679.6	3.16	11216.4	17.08	291.3	3.28	804.0	18.16
总计	21501.0	100	65678.2	100	8893.4	100	4428.3	100

3.2 不同土地利用类型的氮磷负荷

由表 5 可以看出,水田是汉江的氮磷农业面源污染的最大贡献者,一是它的单位负荷大,二是面积大,在中下游地区就有 12034 km^2;其次是旱地,它的单位面积负荷虽然比水田低,但

表 5 汉江中下游不同土地利用类型氮磷负荷

Table 5 Load of nitrogen and phosphorus in different land use ages

利用类型	单位面积负荷量,kg/(hm^2·a)				利用类型	单位面积负荷量,kg/(hm^2·a)			
	泥沙结合态氮	溶解氮	泥沙结合态磷	溶解磷		泥沙结合态氮	溶解氮	泥沙结合态磷	溶解磷
村镇	0.05	6.76	0.02	0.14	园地	1.71	10.21	1.38	1.08
荒地	12.26	0.88	5.68	0.01	林地	3.74	3.05	1.37	0.16
旱地	7.64	11.21	3.29	0.79	灌木地	10.08	2.65	5.35	0.15
水田	0.22	26.15	0.10	1.90	苗圃	3.47	6.01	1.49	0.48
菜地	4.13	15.23	2.46	1.28	草地	2.88	8.62	1.13	0.42

它的分布有特点,南河、北河等流域的泥沙结合态负荷较大,而在汉北河、东荆河等流域的溶解态的负荷较大;总的看来,林地的氮磷负荷是比较小的;由于流域内其它利用面积与水田、旱地和林地相比要小得多,因此,它们的贡献率也要小得多.

3.3　各县市氮磷负荷

表 6　汉江中下游不同县市氮磷单位面积负荷情况表(kg/(hm^2·a))

Table 6　Load of nitrogen and phosphorus in unit area in different counties

县市	氮负荷		磷负荷		县市	氮负荷		磷负荷	
	泥沙结合态	溶解态	泥沙结合态	溶解态		泥沙结合态	溶解态	泥沙结合态	溶解态
武汉	1.47	19.55	0.81	1.38	老河口	2.32	10.45	1.19	0.76
襄阳	1.42	11.08	0.67	0.80	宜城	5.98	15.63	2.36	1.13
保康	8.26	4.69	3.05	0.28	仙桃	1.04	17.87	0.56	1.23
南漳	3.33	9.60	1.44	0.64	天门	1.83	17.11	1.02	1.23
枣阳	1.53	13.64	0.90	0.95	潜江	2.14	15.08	1.04	1.15
谷城	6.40	7.70	2.46	0.50	汉川	1.87	20.05	1.02	1.50
荆门	4.63	13.93	1.96	1.00	房县	9.68	4.82	4.64	0.29
钟祥	2.32	14.30	2.66	1.01	丹江口	6.41	12.36	3.29	0.32
京山	2.71	16.61	1.09	0.67	神农架	4.35	3.46	2.25	0.19

从表 6 中可以看出,在空间上沿汉江的县市,尤其是下游平原地区的县市氮、磷负荷都是比较高的,如汉川、钟祥、天门、枣阳等,氮的负荷大多在 15—20kg/(hm^2·a).而在山区和丘陵地区,如房县、保康,它们的泥沙结合态负荷相对较高,主要是这些地区的土壤侵蚀严重所造成.因此,在下游平原箕区重点应在施肥技术的改进及水田的回水管理,对于水土流失严重的山区和丘陵区应加强水土保持工作.

4　结语

在进行大面积农业面源污染负荷的研究时,本研究采用的方法可以较好地估算径流带入的污染物的负荷,结果是比较可靠的.就汉江中下游而言,氮磷的负荷以水田最高,旱地次之,林地较低,特别是汉江流域的中下游水田面积大,施肥水平高,因此,应重视农化物质投入最小化的技术研究,重点应该是改进施肥技术,提高肥料利用率.对一些水土流失较严重的支流应加强坡耕地的改造、管理,减少水土与肥料的流失.从长远看,在现代农业的中长期规划中,应强调农业自身的生态环境效应.

参考文献:

[1] Thum P G, Pickett S R, Niemann B J, *et al*. Integrating non - point pollution assessment with land development using a GIS: proceedings on remote sensing and GIS applications to non-point source planning [M], U. S. EPA and Northeastern Illinois Planning Commission, Chicago, Illinois, 1990. 93—102

[2] Hamlett J M, Miller D A, Day R L. Statewide GIS-based ranking of watersheds for agricultural pollution prevention [J]. Journal of Soil and Water Conversation. 1992, 47(5):399—404

[3] Boughton W C. A review of the USDA SCS curve number method [J]. Australian Journal of Soil Research. 1989, 27:511—523

[4] SCS, Hydrology, section 4. In: Soil Conservation Service National Engineering Handbook [M]. U. S. Department of Agriculture, Washington, D. C., 1985

[5] Renard K G, Foster G R, *et al*. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE) [M]. Agricultural Handbook No. 703, ARS, USDA, Washington D. C. 1997

[6] 蔡崇法. GIS 支持下流域土壤侵蚀与养分流失预测[D]. [博士学位论文]. 武汉:华中农业大学,1998

[7] 史志华,张　斌,蔡崇法,等. 汉江中下游农业面源污染动态监测信息系统的建立与初步应用[J]. 遥感学报,2002,待发表