

基于GIS/RS的不同土地利用类型重金属面源污染比较^{*}

张天蛟¹ 刘刚^{1,2} 王圣伟²

(1. 中国农业大学现代精细农业系统集成研究教育部重点实验室, 北京 100083;
2. 中国农业大学农业部农业信息获取技术重点实验室, 北京 100083)

摘要: 针对不同土地利用类型, 采样测定土壤重金属质量比背景值; 基于 DEM 数据和遥感影像数据, 结合空间信息技术 (GIS/RS), 利用 RUSLE 模型和 SCS - CN 模型分别核算流域内不同土地利用类型的土壤流失量和地表径流量, 在验证模型准确性的基础上, 估算重金属非点源污染负荷。研究表明: 研究区域不同土地利用类型的重金属质量比背景值差异较大, 重金属 Cu 和 Pb 在工矿用地、草地和住宅用地的背景值较高, 在有林地的背景值较低。综合估算随 2 种主要迁移途径输出的重金属面源污染负荷, 重金属 Cu 总污染负荷量大约为 6 519.13 kg/a, 重金属 Pb 总污染负荷量大约为 2 680.04 kg/a。不同土地利用类型中, 随土壤侵蚀输出的重金属污染负荷, 以疏林地和草地的贡献率最大, 有林地和水浇地最小; 随地表径流输出的重金属污染负荷, 以草地和疏林地的贡献率最大, 有林地和旱地最小。

关键词: 重金属 面源污染 污染负荷 地表径流 土壤侵蚀
中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-1298(2014)S0-0124-09

引言

随着中国经济的快速发展, 重金属面源污染给环境带来前所未有的压力。土地利用方式综合反映人类活动和自然环境作用对土壤、径流和植被等的影响, 不同土地利用类型输出的面源污染负荷差异巨大^[1]。因此, 结合重金属面源污染特征和迁移途径, 分析不同土地利用类型的重金属面源污染负荷, 将有利于调整水土保持措施的空间格局, 从而有效控制面源污染。

目前国内外大部分研究已逐渐以土地利用类型为研究单元, 分布式估算面源污染负荷^[2-8]。但大部分研究侧重开展氮、磷等土壤养分面源污染负荷估算, 而针对重金属面源污染负荷估算的报道较少。国外已展开基于物理过程的定量模拟, 但要求有足够的水文、面源污染实测资料, 参数众多, 率定困难, 如 WARMF 模型、TRES 模型等。国内关于重金属面源污染负荷的定量研究为数尚少, 茆峰等结合矿山地区重金属污染的来源和特点, 基于改进的输出系数模型计算了重金属面源污染负荷, 但由于矿区的环境差异, 该模型的应用具有一定的局限性^[9]。林钟荣等考虑了重金属的 3 种迁移途径, 结合

SWAT 模型与简化的输出系数模型建立了流域重金属面源污染负荷模型, 并指出土壤侵蚀过程对研究区的面源污染过程起控制作用, 但对模型参数的取值具有较大的不确定性^[10]。

本文选取黄河下游滨州市滨城区小流域, 以重金属铜 (Cu)、铅 (Pb) 为估算对象, 结合不同土地利用类型采样并测定土壤重金属污染物质量比背景值。利用空间信息技术 (GIS/RS), 研究通用土壤流失方程 (RUSLE) 与统计流域降雨径流的 SCS - CN 模型, 计算不同土地利用类型的土壤侵蚀量与地表径流量, 进而估算小流域重金属在不同土地利用方式下的面源污染负荷。为进一步研究小流域重金属面源污染的迁移规律和合理规划土地利用结构提供参考依据。

1 研究区域概况

滨州市滨城区, 位于华北平原, 黄河下游。境内有黄河和徒骇河自西南向东北流经全境, 如图 1 所示。土壤主要类型为潮土和盐土, 如图 2 所示。流域平均年降水量为 583.2 mm, 年降水量变幅较小。区内各类土地总面积 72 270.28 hm², 其中农用地 (包括耕地、林地、草地和其他农用地等) 面积约

收稿日期: 2014-06-29 修回日期: 2014-08-24
^{*} 高等学校博士学科点专项科研基金资助项目 (20120008110033)
作者简介: 张天蛟, 博士生, 主要从事农业信息化技术研究, E-mail: zhangtianjiao000@126.com
通讯作者: 刘刚, 教授, 博士生导师, 主要从事精细农业研究, E-mail: pac@cau.edu.cn

48 935.78 hm², 建设用地(包括居民点、工矿用地及交通用地等)约 19 400.97 hm², 如图 3 所示。辖区西南部的工业园区有较多具有一定规模的工业企业, 排放的重金属污染物多为 Cu 和 Pb, 对滨州市的灌溉安全造成较大的环境风险。因此, 本文主要针对重金属 Cu 和 Pb, 估算滨城区的重金属面源污染负荷量。

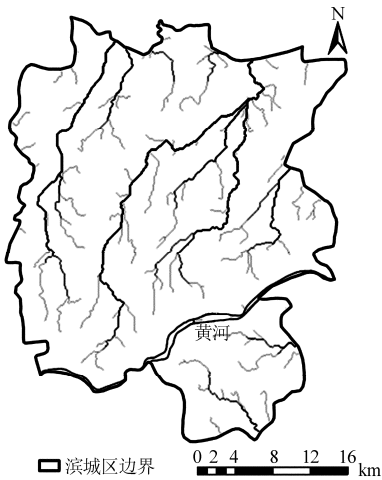


图 1 滨城区流域水系
Fig.1 Bincheng river basin

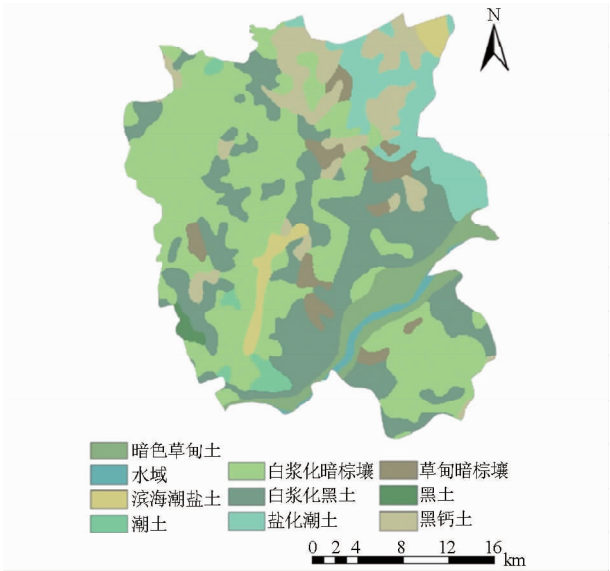


图 2 滨城区土壤类型
Fig.2 Bincheng soil types

2 研究方法

2.1 模型建立

大量文献表明, 污染物主要以吸附态和溶解态 2 种形式通过土壤侵蚀和地表径流等过程运移进入水体, 从而造成面源污染^[11]。本文依据研究区域的实际情况, 结合这 2 种主要的迁移方式, 估算流域的重金属面源污染总负荷

$$L = L_s + L_w \tag{1}$$

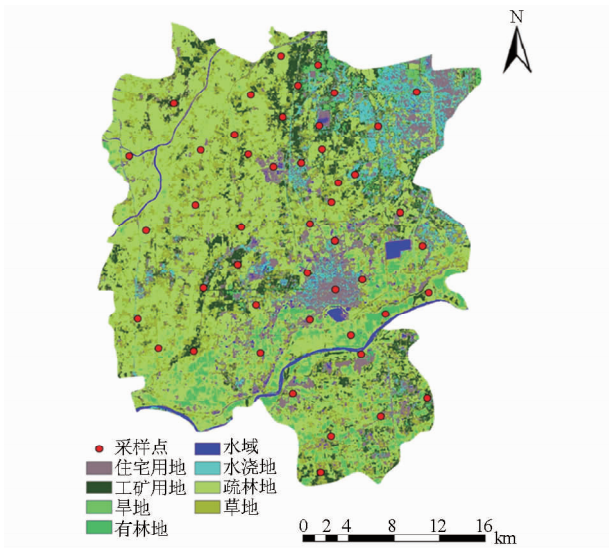


图 3 滨城区土地利用类型及采样点分布
Fig.3 Bincheng land cover and sampling points

式中 L ——重金属面源污染负荷总量, kg/a
 L_s ——随土壤侵蚀迁移的重金属面源污染负荷量, kg/a
 L_w ——随地表径流溶解迁移的重金属面源污染负荷量, kg/a

2.1.1 随土壤侵蚀迁移的重金属污染负荷估算

随土壤侵蚀迁移的重金属污染负荷量采用固态污染物负荷方程^[12]估算

$$L_s = \lambda \sum_{i=1}^N (H_i X_i A_i) \times 10^{-3} \tag{2}$$

式中 λ ——泥沙输移比^[13]
 i ——土地利用类型
 H_i ——土壤中重金属污染物质量比背景值, mg/kg
 X_i ——第 i 类土地利用类型的土壤年侵蚀模数, t/(hm²·a)
 A_i ——第 i 类土地利用类型面积, hm²

2.1.2 随地表径流迁移的重金属污染负荷估算

随地表径流溶解迁移的重金属面源负荷量估算为

$$L_w = \vartheta \sum_{i=1}^N (H_i Q_i A_i) \times 10^{-4} \tag{3}$$

式中 ϑ ——提取系数^[14]
 Q_i ——第 i 类土地利用类型流域年地表径流量, mm

2.2 模型主要参数的确定

2.2.1 重金属污染物采样与测定

获取滨城区 2012 年 5 月的 Landsat 7 遥感影像, 通过影像的 ETM432 组合进行几何校正并增强处理后, 利用 ArcGIS 10.1 的 Image classification 工具, 配合野外实地调查等方法, 并结合土地利用现状

分类标准 (GB/T 21010—2007),解译、提取滨城区土地利用类型图,共划分 8 种不同的土地利用类型,分别是旱地、水浇地、有林地、疏林地、草地、水域、住宅用地和工矿用地,如图 3 所示。

基于土壤重金属元素的空间变异性^[15],综合考虑研究区域土地利用类型分布特征与采样测定成本,针对除水域外的 7 种土地利用类型,各选择 6 个有代表性的标准小区域采样,共 42 个采样点,分布如图 3 所示。采样点平均间距为 2 km。观测时间是 2012 年 5 月,用手持式 GPS 记录采样位置。以各小区域中心为采样基准点,在周边 100 m 范围内采集 0~20 cm 深层土壤,四分法混合后作为该区域的混合样本。土样经风干、磨碎及过筛后,按 GB/T 15337—2008《原子吸收光谱分析法通则》,进行有关土壤重金属的质量比检测。Pb 采用石墨炉原子吸收光谱法测定,Cu 采用火焰原子吸收光谱法测定。

研究区域的 42 个样本测试结果统计如表 1 所示,土壤中 Cu、Pb 的质量比范围分别为 3.53~20.3 mg/kg、4.27~7.24 mg/kg。

表 1 滨城区样本测试结果统计
Tab.1 Sample test statistic

元素名称	样本数	最大值/ (mg·kg ⁻¹)	最小值/ (mg·kg ⁻¹)	平均值/ (mg·kg ⁻¹)	标准差/ (mg·kg ⁻¹)
Cu	42	20.3	3.53	12.4	5.57
Pb	42	7.24	4.27	5.18	0.98

2.2.2 土壤侵蚀模型因子确定

土壤年侵蚀模数通过通用土壤流失方程 (RUSLE)计算。本文表达为

$$X_i = RK_iL_{Si}P_iC_i \tag{4}$$

式中 R ——降雨侵蚀力因子,对面积较小的流域取值唯一, $\text{MJ}\cdot\text{mm}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$

K_i ——土壤可蚀性因子, $\text{t}\cdot\text{hm}^2/(\text{MJ}\cdot\text{mm})$

L_{Si} ——坡度坡长因子,无量纲

P_i ——水土保持措施因子,无量纲

C_i ——植被与作物管理因子,无量纲

(1)降雨侵蚀力因子 R

结合山东省降雨侵蚀力空间分布特征^[16],参考惠民县 (滨城临县)年均降雨侵蚀力,将研究区域 R

值确定为惟一值 $307.31 \text{ MJ}\cdot\text{mm}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 。惠民县降雨强度一般高于滨城区, R 值可能偏大。

(2)土壤可蚀性因子 K

结合文献[17~18]对土壤可蚀性的研究结果,将全国第二次土壤调查的山东省 1:1 000 000 土壤类型矢量数据,利用 ArcGIS 10.1 按照滨城区行政区划边界进行裁剪,得到滨城区的 9 种土壤类型分布图,如图 2 所示。滨城区土壤类型与土壤可蚀性因子 K 值的对应关系,如表 2 所示。土壤可蚀性因子 K 的大小与土壤类型、土壤质地、土壤有机质质量比有较高的相关性,本文主要借鉴三江平原及长江以南南部丘陵山区等土壤侵蚀力强的地区,因此 K 值可能偏大。

表 2 滨城区土壤可蚀性因子 K 值
Tab.2 Soil erodibility factor K value

土壤类型	土壤可蚀性因子 K 值 $/(\text{t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1})$
滨海潮盐土	0.037 81
暗色草甸土	0.032 07
白浆化暗棕壤	0.028 45
白浆化黑土	0.032 67
潮土	0.044 79
盐化潮土	0.032 93
黑土	0.025 42
黑钙土	0.030 43

(3)坡度坡长因子 L_s

利用滨城集水区 DEM 数据,结合 van Remortel 改进的 L_s 因子计算方法^[19],基于 ArcInfo 的 AML 计算程序提取了坡度坡长因子,按照土地利用类型图斑进行统计,得到 L_s 取值范围为 5~179。

(4)植被与作物管理因子 C

C 值主要与土地利用类型相关^[20],本文综合文献中不同研究区域有关 C 因子的取值^[21~24],取平均数得到滨城区各种土地利用类型的 C 值,如表 3 所示。

(5)水土保持措施因子 P

在对水土保持现状调查的基础上,结合滨城区 DEM 数据计算出百分比坡度,再将土地利用类型和坡度进行叠置分析,确定滨城区水土保持措施因子 P 值,如表 3 所示。

表 3 滨城区流域 C 、 P 值

Tab.3 Vegetation and crop management factor C value and soil and water conservation factor P value

因子	有林地	疏林地	旱地	水浇地	草地	住宅用地	水域
C	0.018	0.150	0.327	0.187	0.122	0.001	0.000
P	1.000	1.000	0.498	0.010	1.000	0.300	0.000

2.2.3 SCS - CN 模型因子

流域年地表径流量的估算采用 SCS - CN 模型^[25]

$$Q = \begin{cases} \frac{(p - 0.2S)^2}{p + 0.8S} & (p > 0.2S) \\ 0 & (p \leq 0.2S) \end{cases} \quad (5)$$

式中 Q ——地表径流量,mm
 p ——降雨量,mm
 S ——径流开始前的潜在最大滞留量,无量纲
$$S = \frac{25\,400}{C_N} - 254 \quad (6)$$

式中 C_N ——径流曲线数,无量纲

表 4 滨城区不同土壤类型的水文土壤组 (HSG) 类型

Tab.4 Soil hydrologic group (HSG) type of different soil types

水文土壤组 (HSG) 类型及特征			土壤类型
水文土壤组 (HSG) 类型	最小入渗率 ^[27] / (mm·h ⁻¹)	土壤质地	
A (极透水)	7.28 ~ 11.43	砂土、壤质砂土、砂质壤土	滨海盐土、潮土、黑钙土 棕壤、黑土、草甸土
B (较透水)	3.81 ~ 7.28	壤土、粉砂壤土	
C (较不透水)	1.27 ~ 3.81	砂黏壤土	
D (极不透水)	0.00 ~ 1.27	黏壤土、砂黏土	

表 5 滨城区不同土地利用类型的 C_N 值

Tab.5 C_N values of different land use types

土地利用类型	不同水文土壤组 (HSG) 类型 C_N 值			
	A	B	C	D
水浇地	74	80	85	91
旱地	68	77	83	89
有林地	38	58	70	77
疏林地	41	56	68	77
草地	46	67	79	84
水域	100	100	100	100
工矿用地	72	83	90	92
住宅用地	64	75	81	85

2.2.4 泥沙输移比

计算土壤侵蚀量时,需要考虑土壤颗粒被分离以后,只有一部分被地表径流带入沟道系统,另一部分在搬运过程中沉积下来。泥沙输移比是决定流域出口吸附态非点源污染物负荷的关键因子,其取值区间为 0.1 ~ 0.4^[28]。滨城区地势较为平坦,流域面积较小,植被覆盖度不高,因此把流域的泥沙输移比 (SDR) 定为 0.3。

2.2.5 污染物质量比提取系数

土壤中污染物的质量比上万倍地高于径流中污染物的质量比,径流作为一种载体,使土壤中某些高质量比的元素随径流迁移。因此,可假设地表径流中溶解态污染物的质量比与原土壤中的污染物质量比呈正比,其比例系数称为提取系数。本文结合

根据山东省滨州市 2012 年的年降水量,将年降雨量参数 p 值确定为唯一值 528.5 mm。

径流曲线数 C_N 值的大小取决于流域的土地利用现状、土壤类型及前期土壤湿润程度^[26]。按照土壤类型划分 C_N 类别,可得到 4 类水文土壤组 (不含水体),如表 4 所示。滨城区土壤类型以 B (较透水)、C (较不透水) 类为主。参照美国水土保持局 TR - 55 手册,中等湿润状态下的不同土地利用类型的 C_N 值,如表 5 所示。结合流域多年汛期平均降雨量及土壤含水量,本文将土壤类型图与土地利用类型图叠加,提取中等湿润状态下的 C_N 值。

Cu、Pb 在农田的径流迁移,将 Cu 的提取系数确定为 0.000 178, Pd 的提取系数确定为 0.000 098^[29]。

2.3 模型验证

按照 2.2.2 节中土壤侵蚀模型因子确定方法,利用 GIS 工具分别生成基于土壤类型的 K 因子图、基于子流域 DEM 的 L_s 因子图和基于土地利用类型的 C 因子图和 P 因子图。在 ArcGIS 10.1 的 Map Algebra 功能辅助下,得到不同土地利用类型下土壤侵蚀量分布,如图 4 所示,各土地利用类型面积加权平均得到年平均土壤侵蚀量为 2.98 t/(a·hm²)。

通过中国水利部中国河流泥沙公报^[30],获取研



图 4 滨城区土壤侵蚀量
Fig.4 Bincheng soil erosion

究区域上游艾山水文站和紧邻的下游利津水文站 2012 年土壤侵蚀模数,与模型计算结果分析对比,如表 6 所示。相对误差为正值,表明模拟结果偏大,原因在于本模型中各因子均参考其他土壤侵蚀较强的地区,取值偏大。但说明所确定的土壤侵蚀模型参数基本适用于土壤侵蚀量估算。

表 6 土壤侵蚀模数模拟结果分析

Tab. 6 Analysis of soil erosion simulation results

项目	土壤侵蚀模数/ ($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$)	绝对误差/ ($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$)	相对误差/ %
模型计算值	2.98		
艾山实测值	2.66	0.32	12.04
利津实测值	2.43	0.55	22.64

按照 2.2.3 中 SCS - CN 模型因子的确定方法,将土地利用类型图与土壤类型图叠加,根据表 4 和表 5 为叠加后的栅格进行 C_N 赋值,结合滨州流域的汛期平均降雨量参数确定 p 值,得到流域范围内不同土地利用类型的地表径流量分布,如图 5 所示,模型计算出不同土地利用类型下地表径流量的变化范围在 384.1 ~ 568.5 mm 之间,按照土地利用类型面积加权得到平均地表径流量为 486.3 mm。与 2012 年滨州市汛期(6—9 月)的平均地表径流量 528 mm 对比得到相对误差为 7.89%。说明本文 SCS - CN 模型的模拟效果基本符合实际情况。

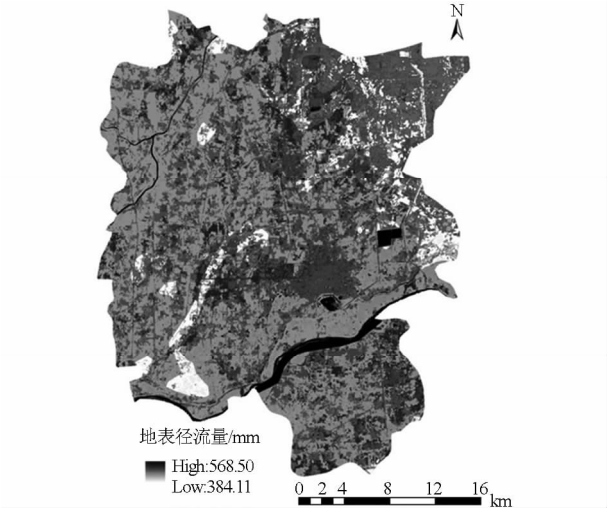


图 5 滨城区地表径流量
Fig. 5 Bincheng surface runoff

本文中泥沙输移比 SDR 和污染物质量比提取系数的选取不确定性较大,但在计算重金属污染负荷量的过程中,不同土地利用类型 SDR 和提取系数取值一致,因此同等比例的增大或减少各土地利用类型的重金属面源污染负荷,不会影响对结果的对比分析。

3 结果与分析

3.1 不同土地利用类型的重金属质量比背景值分析

研究区域的土地利用类型以疏林地、草地居多,占整个流域面积的 59.53%;水浇地、旱地等农业用地占整个流域面积的 18.8%;工矿用地和住宅用地比例大致占整个流域的 10.35%,如图 3 所示。统计不同土地利用类型的土壤重金属质量比背景值,总体表现为,Cu、Pb 2 种土壤重金属含量背景值在工矿用地、草地和住宅用地较高,在水浇地和旱地中等偏高,在有林地较低,如表 7 所示。

表 7 土壤重金属质量比背景值比较

Tab. 7 Comparison of soil heavy metal concentration in different land use

土地利用类型	mg/kg	
	土壤重金属 Cu 质量比	土壤重金属 Pb 质量比
疏林地	10.60	5.52
草地	18.10	7.24
住宅用地	17.10	5.44
工矿用地	20.30	7.13
水浇地	8.05	5.14
有林地	3.53	4.27
旱地	11.70	5.93

这些数据表明,在滨城区小流域的各种土地利用类型中,工矿用地和住宅用地对于 2 种重金属的排放贡献较大。除此之外,从空间分布的角度看,在草地及疏林地周边,分布有大量的工矿用地,使得草地及疏林地的重金属质量比受到较大程度的影响。

3.2 土壤侵蚀输出的重金属污染负荷

利用模型计算得出的土壤侵蚀量,结合不同土地利用类型的土壤重金属质量比背景值,估算出随土壤侵蚀输出的重金属污染负荷量,结果如表 8 所示。

从表 8 可以看出,重金属 Cu 随土壤侵蚀输出的污染负荷略高于 Pb。不同土地利用类型对于重金属 Pb 和 Cu 随土壤侵蚀的输出贡献顺序基本一致。单位面积输出的 2 种重金属污染负荷量,以草地最高,其次为疏林地和旱地,水浇地输出最小。但由于流域内疏林地面积比例较大,2 种重金属污染物年负荷量均为疏林地输出最高,分别达到了 2 493.40 kg/a 和 1 298.45 kg/a。可见疏林地在加剧土壤侵蚀的同时,也加剧了重金属面源污染的输出。相比之下,有林地和水浇地对于重金属的输出模数和负荷贡献率较小。因此,一方面有必要减少疏林地不同土地利用类型中的面积比例,以达到减沙、减污的作用;另一方面增加对面源污染起到截流和

表 8 随土壤侵蚀输出的重金属污染负荷量
Tab.8 Heavy metal pollution loads from soil erosion

土地利用 类型	面积/ hm ²	土壤侵蚀模数/ (t·hm ⁻² ·a ⁻¹)	Cu		Pb	
			流失模数/ (kg·hm ⁻² ·a ⁻¹)	负荷量/ (kg·a ⁻¹)	流失模数/ (kg·hm ⁻² ·a ⁻¹)	负荷量/ (kg·a ⁻¹)
疏林地	39 957	5.88	0.062	2 493.40	0.032	1 298.45
草地	22 075	4.55	0.083	1 821.34	0.033	728.53
住宅用地	19 192	1.64	0.028	540.64	0.008	171.99
工矿用地	10 788	1.40	0.028	306.63	0.009	107.70
水浇地	4 928	0.51	0.004	20.52	0.002	13.10
有林地	4 218	1.90	0.006	28.39	0.008	34.35
旱地	1 337	4.94	0.057	77.34	0.029	39.20

净化作用的有林地和水浇地面积,将有助于减少随土壤侵蚀输出的重金属污染负荷量。

3.3 地表径流输出的重金属污染负荷

根据不同土地利用类型的地表径流量分布,结合各土壤重金属质量比背景值与提取系数,估算出流域不同土地利用类型随年地表径流输出的重金属污染负荷量,如表 9 所示。对于随地表径流产生的 Cu 污染负荷量,不同土地利用类型按照其输出量的大小排序为:草地>疏林地>住宅用地>工矿用地>水浇地>旱地>有林地。Pb 随地表径流产生的负

荷量与 Cu 基本相似,排序为:疏林地>草地>住宅用地>工矿用地>水浇地>有林地>旱地。由此看出,在目前滨城区小流域的各种土地利用类型中,随地表径流输出的重金属 Cu 和 Pb 污染负荷量以疏林地和草地的贡献最大,有林地和旱地的贡献最小。原因在于本研究区域的疏林地和草地 2 种类型的土地面积比例较大,且疏林地与草地的空间分布靠近工矿用地,土壤重金属背景值高,从而增加了疏林地和草地随地表径流输出的重金属污染负荷量。

表 9 随地表径流输出的重金属污染负荷量
Tab.9 Heavy metal pollution loads from surface runoff

土地利用 类型	面积/ hm ²	地表径流量/ (m ³ ·a ⁻¹)	Cu		Pb	
			流失模数/ (kg·hm ⁻² ·a ⁻¹)	负荷量/ (kg·a ⁻¹)	流失模数/ (kg·hm ⁻² ·a ⁻¹)	负荷量/ (kg·a ⁻¹)
疏林地	39 957	1.76×10 ⁸	0.008 3	330.52	0.002 4	95.21
草地	22 075	1.08×10 ⁸	0.015 7	345.67	0.003 5	76.48
住宅用地	19 192	0.95×10 ⁸	0.015 0	288.36	0.002 6	50.74
工矿用地	10 788	0.57×10 ⁸	0.019 0	204.95	0.003 7	39.82
水浇地	4 928	0.25×10 ⁸	0.007 2	35.65	0.002 6	12.59
有林地	4 218	0.19×10 ⁸	0.002 8	11.99	0.001 9	8.02
旱地	1 337	0.07×10 ⁸	0.010 2	13.69	0.002 9	3.84

3.4 重金属污染负荷空间分布

综合分析随 2 种途径流失的重金属污染总负荷,如表 10 所示。滨城区 2012 年 Cu 总污染负荷量大约为 6 519.13 kg/a, Pb 总污染负荷量大约为 2 680.04 kg/a。不同的土地利用类型中,疏林地和草地对流域总的重金属输出贡献较大,2 种土地利用类型输出的重金属总污染负荷所占比例均靠近 80%;相比之下,水浇地和有林地输出的总重金属污染负荷量较小,所占比例不到 5%。主要原因在于水浇地和有林地的重金属质量比背景值较低,且土壤侵蚀量和地表径流强度弱,面积比例小。因此,通过减少土层瘠薄的疏林地和草地面积比例,增加保水、保土能力强的有林地面积,将有利于有效控制单位面积输出的重金属污染总负荷量。

表 10 重金属污染总负荷
Tab.10 Total heavy metal pollution loads

土地利用 类型	重金属 Cu 污染总负荷		重金属 Pb 污染总负荷	
	污染 负荷量/ (kg·a ⁻¹)	各类型污 染负荷所 占比例/%	污染 负荷量/ (kg·a ⁻¹)	各类型污 染负荷所 占比例/%
疏林地	2 823.92	43	1 393.66	52
草地	2 167.018	33	805.01	30
住宅用地	829.01	13	222.73	8
工矿用地	511.53	7	147.52	5.5
水浇地	56.17	0.8	25.69	0.9
有林地	40.39	0.6	42.37	1.6
旱地	91.03	1.3	43.04	1.6

4 结论

(1) Pb、Cu 2 种土壤重金属质量比背景值在不

同土地利用类型中差异较大。总体表现为,在工矿用地、草地和住宅用地较高,在水浇地和旱地中等偏高,在有林地较低。

(2)流域平均土壤侵蚀量为 $2.98\text{ t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 。与上游艾山水文站和紧邻的下游利津水文站实测值的相对误差分别为 12.04% 和 22.64% 。流域土壤侵蚀以疏林地、草地和旱地为主。单位面积输出的重金属 Pb 和 Cu 污染负荷量均为草地最高,但 2 种重金属污染年总负荷量均为疏林地输出最高。相比之下,有林地和水浇地对于重金属污染的输出模数

和污染负荷贡献较小。

(3)不同土地利用类型的地表径流量变化范围在 $440.47\sim 528.22\text{ mm}$ 之间,与汛期平均降水量的相对误差为 7.89% 。地表径流产生的 Cu、Pb 的输出量以草地、疏林地最大,有林地贡献最小。

(4)综合分析随 2 种途径输出的重金属污染总负荷,滨城区 Cu 总污染负荷量约为 $6\,519.13\text{ kg/a}$, Pb 总污染负荷量约为 $2\,680.04\text{ kg/a}$ 。不同的土地利用类型中,对流域重金属污染输出贡献较大的主要为疏林地和草地,水浇地和有林地输出较少。

参 考 文 献

1 张燕,张志强,张俊卿,等. 密云水库土门西沟流域非点源污染负荷估算[J]. 农业工程学报,2009,25(5):183-191.
Zhang Yan, Zhang Zhiqiang, Zhang Junqing, et al. Estimation of non-point source pollution load in Tumenxigou watershed of Miyun Reservoir[J]. Transactions of the CSAE,2009,25(5):183-191. (in Chinese)

2 刘亚琼,杨玉林,李法虎. 基于输出系数模型的北京地区农业面源污染负荷估算[J]. 农业工程学报,2011,27(7):7-12.
Liu Yaqiong, Yang Yulin, Li Fahu. Estimation of pollution loads from agricultural nonpoint sources in Beijing region based on export coefficient modeling approach[J]. Transactions of the CSAE,2011,27(7):7-12. (in Chinese)

3 李家科,李怀恩,董雯,等. 西安市城区非点源污染特性与负荷估算[J]. 水力发电学报,2012,31(4):131-138.
Li Jiake, Li Huaen, Dong Wen, et al. Estimation of non-point source pollution characteristics and loading in Xi'an urban areas[J]. Journal of Hydroelectric Engineering, 2012,31(4):131-138. (in Chinese)

4 陈海洋,滕彦国,王金生,等. 晋江流域非点源氮磷负荷及污染源解析[J]. 农业工程学报,2012,28(5):213-219.
Chen Haiyang, Teng Yanguo, Wang Jinsheng, et al. Pollution load and source apportionment of non-point source nitrogen and phosphorus in Jinjiang River watershed[J]. Transactions of the CSAE,2012,28(5):213-219. (in Chinese)

5 马广文,王业耀,香宝,等. 松花江流域非点源氮磷负荷及其差异特征[J]. 农业工程学报,2011,27(增刊2):163-169.

6 Wu L, Long T Y, Cooper W J. Temporal and spatial simulation of a dsorbed nitrogen and phosphorus non-point source pollution load in Xiao Jiang Water shed of Three Gorges Reservoir Area, China [J]. Environmental Engineering Science,2012,29(4):238-247.

7 林青. 土壤中重金属 Cu、Cd、Zn、Pb 吸附及迁移的实验研究[D]. 青岛:青岛大学,2008.

8 龙天渝,曹怀亮,安强,等. 三峡库区紫色土坡耕地吸附态磷可迁移污染负荷空间分布[J]. 农业工程学报,2013,29(4):157-164.
Long Tianyu, Cao Huailiang, An Qiang, et al. Spatial distribution of transfer pollution absorbed phosphorus load in slope farmland of purple soil in Three Gorges Reservoir Region[J]. Transactions of the CSAE,2013,29(4):157-164. (in Chinese)

9 茆峰,苏馈足,康加廷,等. 基于改进输出系数法的矿区重金属面源污染负荷核算模型[J]. 环境科学研究,2012,25(2):207-211.
Mao Feng, Su Kuizu, Kang Jiating, et al. Research on heavy metal load accounting in mining areas using improved export coefficient method[J]. Research of Environmental Sciences,2012,25(2):207-211. (in Chinese)

10 林钟荣,郑一,向仁军,等. 重金属面源污染模拟及其不确定性分析——以湘江株洲段镉污染为例[J]. 长江流域资源与环境,2012,21(9):1112-1118.

11 沈涛,刘良云,马金峰,等. 基于 L-THIA 模型的密云水库地区非点源污染空间分布特征[J]. 农业工程学报,2007,23(5):62-68.
Shen Tao, Liu Liangyun, Ma Jinfeng, et al. Spatial distribution characteristics of non-point pollution of Miyun reservoir areas based on L-THIA model[J]. Transactions of the CSAE,2007,23(5):62-68. (in Chinese)

12 薛利红,杨林章. 面源污染物输出系数模型的研究进展[J]. 生态学杂志,2009,28(4):755-761.
Xue Lihong, Yang Linzhang. Research advances of export coefficient model for non point source pollution[J]. Chinese Journal of Ecology,2009,28(4):755-761. (in Chinese)

13 龙天渝,刘腊美,李崇明,等. GIS 的嘉陵江流域吸附态氮磷污染负荷研究[J]. 重庆建筑大学学报,2008,30(3):87-91.
Long Tianyu, Liu Lamei, Li Chongming, et al. A GIS-based study of the pollution load of adsorbed nitrogen and phosphorus in Jialing River Basin, P. R. China[J]. Journal of Chongqing Jianzhu University,2008,30(3):87-91 (in Chinese)

14 杨育红,阎百兴. 土壤磷向地表径流迁移的提取系数研究[J]. 水土保持学报,2010,24(1):61-64.
Yang Yuhong, Yan Baixing. A single extraction coefficient for phosphorus from soil to runoff[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2010,24(1):61-64. (in Chinese)

15 王圣伟,冯娟,刘刚,等. 农田土壤重金属季节性变化周期研究[J]. 农业机械学报,2013,44(9):56-61.

Wang Shengwei, Feng Juan, Liu Gang, et al. Periodic analysis of seasonal variation in soil heavy metals[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery,2013,44(9):56 – 61. (in Chinese)

16 马良,左长清,孙勣,等. 山东省降雨侵蚀力空间分布特征及简易方程的研究[J]. 水土保持研究,2010,17(2):28 – 31.
Ma Liang, Zuo Changqing, Sun Meng, et al. Spatial characteristics and simplified empirical models of annual rainfall erosivity in Shandong province[J]. Research of Soil and Water Conservation,2010,17(2):28 – 31. (in Chinese)

17 王文娟,张树文,李颖,等. 基于 GIS 和 USLE 的三江平原土壤侵蚀定量评价[J]. 干旱区资源与环境,2008,22(9):112 – 117.
Wang Wenjuan, Zhang Shuwen, Li Ying, et al. Quantitative assessment of soil erosion in sanjiang plain based on GIS and USLE[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment,2008,22(9):112 – 117. (in Chinese)

18 梁音,史学正. 长江以南东部丘陵山区土壤可蚀性 K 值研究[J]. 水土保持研究,1999,6(2):47 – 52.
Liang Yin, Shi Xuezheng. Soil erodible K in east hillyfields of the southern Yangtze River[J]. Research of Soil and Water Conservation,1999, 6(2): 47 – 52. (in Chinese)

19 van Remortel R D, Maichle R W, Hickey R J. Computing the LS factor for the Revised Universal Soil Loss Equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C + + executable[J]. Computers & Geosciences, 2004, 30(9 – 10): 1043 – 1053 .

20 马超飞,马建文,布和敖斯尔,等. USLE 模型中植被覆盖因子的遥感数据定量估算[J]. 水土保持通报,2001,21(4):6 – 9.
Ma Chaofei, Ma Jianwen, Buhe-Aosaier, et al. Quantitative assessment of vegetation coverage factor in USLE model using remote sensing data[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2001,21(4):6 – 9. (in Chinese)

21 游松财,李文卿. GIS 支持下的土壤侵蚀量估算——以江西省泰和县灌溪乡为例[J]. 自然资源学报,1999,14(1):62 – 68.
You Songcai, Li Wenqing. Estimation of soil erosion supported by GIS—a case study in Guanxi Town ship, Taihe, Jiangxi[J]. Journal of Natural Resources, 1999,14(1):62 – 68. (in Chinese)

22 井光花,于兴修,李振炜. 土壤可蚀性研究进展综述[J]. 中国水土保持,2011(10):44 – 47.
Jing Guanghua, Yu Xingxiu, Li Zhenwei. Summary of study progress on soil erodibility[J]. Soil and Water Conservation in China,2011(10):44 – 47. (in Chinese)

23 井光花,于兴修,刘前进,等. 沂蒙山区不同强降雨下土壤的氮素流失特征分析[J]. 农业工程学报,2012,28(6):120 – 125.
Jing Guanghua, Yu Xingxiu, Liu Qianjin, et al. Characteristics of soil nitrogen loss under different intense rainfalls in Yimeng mountainous area[J]. Transactions of the CSAE,2012,28(6):120 – 125. (in Chinese)

24 Wu C G, Li S, Yao X H,et al. Quantitative estimation of vegetation cover and management factor in USLE and RUSLE models by using remote sensing data; a review[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012,23(6):1728 – 1732.

25 Mishra S K, Singh V P, Sansalone J J, et al. A modified SCS – CN method: characterization and testing[J]. Water Resources Management,2003,17(1):37 – 68.

26 Bosznay M. Generalization of SCS curve number methods[J]. Journal of Irrigation and Drainage Engineering,1989,115(1):139 – 144.

27 Mishra S K, Singh V P. Validity and extension of the SCS – CN method for computing infiltration and rainfall-excess rates [J]. Hydrological Processes,2004,18(17): 3323 – 3345.

28 许炯心,孙季. 水土保持措施对流域泥沙输移比的影响[J]. 水科学进展,2004,15(1):29 – 34.
Xu Jiongxin, Sun Ji. Effect of erosion control measures on sediment delivery ratio[J]. Advances in Water Science, 2004, 15(1):29 – 34. (in Chinese)

29 李英伦,蒲富永. 铜铅镉砷在紫色丘陵农田中的径流迁移[J]. 农业环境保护,1992,11(2):66 – 71.

30 中国河流泥沙公报[R]. 中国水利水电出版社,2012:21 – 22.

Estimation of Heavy Metal Pollution Loads from Non-point Sources Based on GIS/RS

Zhang Tianjiao¹ Liu Gang^{1,2} Wang Shengwei²

(1. Key Laboratory of Modern Precision Agriculture System Integration Research, Ministry of Education, China Agricultural University, Beijing 100083, China

2. Key Laboratory of Agricultural Information Acquisition Technology, Ministry of Agriculture, China Agricultural University, Beijing 100083, China)

Abstract: Heavy metal pollution caused enormous risks to human health and ecosystem. In this paper, soil heavy metal concentration was determined through sampling from different land use types in the

watershed of Binzhou. With DEM data and remote sensing image, the main routes of pollution from non-point sources, i. e. , surface runoff and soil erosion of different land use types were estimated based on SCS – CN model and RUSLE model. The precision of the model was validated and analyzed and heavy metal copper (Cu), lead (Pb) pollution loads from non-point sources in the watershed of Yellow River were estimated. The results showed that big differences existed among the soil heavy metal concentration background values from different land use types in the study area: in industrial land, mining land and grassland, the background value of Cu and Pb was high; in woodland, the value was low. The total loads of Cu and Pb was about 6 519. 13 kg/a and 2 680. 04 kg/a. The variation ranges of heavy metal pollution loads from soil erosion were large as well: the values in sparse woodland and grassland were the highest; in woodland and irrigable land were the lowest. The value of heavy metal pollution loads from surface runoff also differed greatly: the value in grassland and sparse woodland was much higher than in woodland and dry land. The research could be used for further analyzing the characteristics of the transfer of heavy metals, studying the heavy metal loads from non-point source, and adjusting the land use structure reasonably.

Key words: Heavy metal Non-point sources pollution Pollution load Surface runoff Soil erosion



(上接第 167 页)

Evaluation of Regulated Deficit Irrigation Performance with Saline Water Based on Principal Component Analysis

He Xin¹ Yang Peiling¹ Ren Shumei¹ Cheng Manjin² Zhang Yiqiang³ Jiang Guangyu¹
(1. College of Water Resources and Civil Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China
2. Institute of Water Conservancy Science Research of Inner Mongolia, Huhhot 010020, China
3. Water Conservancy Research Institute of Bayannaoer, Linhe 015000, China)

Abstract: In order to find optimal regulated deficit irrigation scheduling with saline water for better oil quality, higher yield and safer management of high oleic oil sunflower, a pot experiment was conducted and the principle component analysis method was used to establish a comprehensive irrigation quality index of saline water by the weighted sum of different evaluation indices. Then, this index was applied to evaluate and analyze the performance of saline water deficit irrigation effect. The results showed that comprehensive irrigation quality principle component obeyed normal distribution significantly, and included 93.29% primordial quality attribute variation information with better representation and objectivity, and thus it could be used as the overall oil sunflower regulated deficit irrigation with saline water evaluation index. The critical concentration of saline water for oil sunflower in Hetao Irrigation District is 3.5 g/L, and the most suitable period of water deficit is the floral initiation stage. When the concentration of saline water is low (less than 3.5 g/L), the regulated deficit irrigation with saline water has less effect on the yield and quality of oil sunflower. When the concentration is 3.5 g/L, irrigation scheduling with mild deficit (80% I) in floral initiation stage and 278.28 mm water amount during the total growth period should be the optimal irrigation pattern for saline water of regulated deficit irrigation with the coordinated yield and quality of oil sunflower.

Key words: Saline water Regulated deficit irrigation Principal component analysis Oil sunflower Irrigation performance Quality control