

土壤可蚀性 K 值最优估算方法遴选 ——以陕北安塞集水区为例

魏慧^{1,2}, 赵文武^{1,2†}

(1. 北京师范大学地理科学学部 地表过程与资源生态国家重点实验室, 100875, 北京;
2. 北京师范大学地理科学学部 陆地表层系统科学与可持续发展研究院, 100875, 北京)

摘要: 基于 EPIC 公式、诺谟方程、修正诺谟方程、Torri 模型和 Shirazi 模型 5 种土壤可蚀性 (K 值) 估算方法, 以降水、土壤、遥感影像和社会经济数据为基础数据, 运用 GIS 技术, 结合 CSLE 模型, 计算安塞集水区 2006—2014 年土壤侵蚀量, 对比相应年份输沙量监测值, 遴选集水区尺度 K 值最优估算方法。结果表明: 基于 5 种模型的集水区 2006—2014 年平均土壤侵蚀量分别为 65.59、106.00、108.47、76.69 和 47.68 t/hm²。相较于安塞水文站相应年份的平均输沙量监测值 17.73 t/hm², 按照平均绝对误差 (MAE)、平均相对误差 (MRE) 和均方根误差 (RMSE) 越趋近于 0, 精度因子 (A_f) 越接近于 1, 模型区域适用性越高的原则可知, Shirazi 模型的适用性最高, 其 MAE、MRE 和 RMSE 值依次为 30.93、3.25 和 43.66, A_f 值为 4.41; EPIC 法次之, A_f 值为 5.80; Torri 模型的适用性处于中间水平; 修正诺谟方程和诺谟方程的适用性最低, 与实际情况相差最大, A_f 值分别为 7.99 和 7.88。因此, 相对于其他 4 种方法而言, Shirazi 模型在研究区具有最佳的适用性, 在未来集水区尺度土壤可蚀性 K 值估算乃至土壤侵蚀评价工作中, 应优先选用基于几何平均粒径的 Shirazi 模型。

关键词: 土壤可蚀性 K 值; 中国土壤流失方程; 模型优选; 安塞集水区

中图分类号: S157.1 文献标志码: A 文章编号: 2096-2673(2017)06-0052-14

DOI: 10.16843/j.sswc.2017.06.007

The optimal estimation method for K value of soil erodibility:

A case study in Ansai Watershed

WEI Hui^{1,2}, ZHAO Wenwu^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resources Ecology, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, 100875, Beijing, China; 2. Institute of Land Surface System and Sustainable Development, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, 100875, Beijing, China)

Abstract [Background] Soil erosion has become a global ecological and environmental problem. It is now being recognized as a severe threat to socio-ecological security and stability, and it is relative with the food security, resilience to climate change and geosocial stability. Soil erosion is particularly acute in the Loess Plateau. In order to control soil erosion, the quantitative study of soil erosion must be strengthened. Soil erosion is affected by many factors such as climate, vegetation, and land use and soil properties. Among those factors, soil erodibility has been qualitatively evaluated as a key indicator for estimating soil loss and usually being measured by K value. The research of soil erodibility is significant to understand the principle of soil erosion, to estimate soil erosion modulus quantitatively and to control

收稿日期: 2017-05-25 修回日期: 2017-11-20

项目名称: 国家重点研发计划子课题“生态修复的流域侵蚀产沙调控与尺度效应”(2016YFC0501604)

第一作者简介: 魏慧(1993—),女,硕士研究生。主要研究方向:土地利用与生态过程。E-mail: irene1993weihui@163.com

†通信作者简介: 赵文武(1976—),男,教授,博士生导师。主要研究方向:土地利用与生态过程。E-mail: zhaoww@bnu.edu.cn

soil and water loss reasonable. The estimation method of soil erodibility is numerous, but the regional applicability of different models remains to be discussed. [Methods] We conducted a study to select the optimal estimation method of soil erodibility (K value) based on the basic data of precipitation, soil, remote sensing images and socioeconomic data in Ansai Watershed. We used GIS technology and CSLE model to calculate soil erosion modulus in 2006–2014 and compared it with the corresponding monitoring value of sediment. The K value was calculated by EPIC, NOMO, M-NOMO, Torri and Shirazi model. The comparison between the simulated value of soil erosion modulus and the monitoring value of sediments is based on the principle that the mean absolute error (MAE), the mean relative error (MRE) and the root-mean-square error (RMSE) are closer to 0, the accuracy factor (A_f) is closer to 1, the regional applicability of model is higher. [Results] The mean soil erosion modulus of Ansai watershed in 2006–2014 based on the five models of EPIC, NOMO, MNOMO, Torri, and Shirazi was 65.59, 106.00, 108.47, 76.69 and 47.68 t/hm² respectively. The mean monitoring value of sediment in corresponding year was 17.73 t/hm². Based on the above evaluation indexes, we knew that the Shirazi model's regional applicability was the highest, the value of MAE, MRE and RMSE was 30.93, 3.25 and 43.66 respectively, the A_f value was 4.41, The regional applicability of EPIC model took second place, the value of A_f was 5.80, The regional applicability of Torri model was in the middle level. The regional applicability of NOMO model and M-NOMO model was lowest, it had the biggest difference with the actual situation, the A_f value was 7.99 and 7.88 respectively. [Conclusions] Based on the above analysis, we concluded that the Shirazi model had the best applicability in study area comparing to the other four K value estimation methods. We should be preferred to choose the Shirazi model in the future watershed scale soil erodibility (K value) estimation and soil erosion evaluation.

Keywords: soil erodibility (K value); China soil loss equation; model optimization; Ansai Watershed

20世纪初以来,水土流失日益严重,侵蚀问题已成为全球性的生态与环境问题^[1-3],严重威胁着社会-生态的安全与稳定,关系着粮食安全、气候变化弹性以及地理社会的稳定性^[4]。土壤侵蚀危害在黄土高原地区表现的尤为突出^[5],其水土流失面积高达45万km²,占总面积的71%,多年平均输沙量达16亿t,其水土流失面积之广,强度之大,流失量之多堪称世界之最^[6-7]。为了针对性地防治土壤侵蚀,必须加强土壤侵蚀的定量评价研究^[8]。

由降雨导致的土壤侵蚀受气候、物理、水文、化学、矿物质及生物因素的综合影响,如降雨强度、径流速率、土壤可蚀性等^[9]。在这些因素中,土壤可蚀性(soil erodibility)被认为是定量计算土壤流失的关键指标^[10],是反映土壤性能和土壤侵蚀预报的必要参数,通常用 K 值来衡量其大小^[11-12]。土壤可蚀性研究对认识土壤侵蚀原理、定量估算土壤侵蚀量、合理进行水土流失防治有重要意义^[13]。

确定土壤可蚀性大小的最好方法是通过自然径流小区直接测定^[14];然而由于径流小区研究必须具有足够大且观测历时较长的数据库资料^[15],因此,国内外学者通常采用数学模型法估算 K 值。其中,

应用广泛的代表性模型有美国学者 Wischmeier 等^[16-17]建立的诺谟图方程和修正诺谟图方程、Williams 等^[18]开发的侵蚀-生产力影响模型(EPIC)、Torri 等^[19]建立的非线性最佳拟合公式、Shirazi 等^[20]基于土壤几何平均粒径建立的估算模型等。上述估算方法自建立起,在我国不同区域土壤侵蚀敏感性评价、土壤流失量预测等方面均得到了广泛应用^[21-24];但是由于土壤实际情况有所不同,上述经验公式在应用前,应对其预测结果进行必要的 uncertainty 评价。对此,我国学者在不同地区进行了相应的研究。如史东梅等^[23]和张文太等^[24]先后对我国亚热带和紫色丘陵区不同 K 值估算方法的模拟精度进行研究,然而,黄土丘陵沟壑区不同 K 值估算方法的区域适用性仍尚待讨论。

安塞集水区地处水土流失十分严重的黄土丘陵沟壑区安塞县境内。安塞水文站输沙量监测值是指站点出口所控制的整个集水区的实测输沙量;泥沙输移比是实测输沙量与流域总侵蚀量的比值,是研究流域侵蚀产沙关系的重要依据,可用于推求流域的土壤侵蚀量^[25]。龚时旻等^[26]、牟金泽等^[27]和景可^[28]在黄土丘陵沟壑区的研究均证实黄土地区输

沙量与流域产沙量基本一致,泥沙输移比约为1,即可直接用输沙量代替土壤侵蚀量。本研究选择安塞集水区作为黄土丘陵沟壑区典型集水区,基于5种K值估算方法,结合CSLE模型计算集水区2006—2014年平均土壤侵蚀量,对比相应年份输沙量监测值,探讨适用于黄土丘陵沟壑区集水区尺度的K值最优估算方法,以期服务于未来黄土丘陵沟壑区土壤侵蚀预报和水土流失的综合治理。

1 研究区概况

安塞集水区(E 108°5'44" - 109°26'18", N 36°30'45" - 37°19'3")地处延河流域上游,西北内陆黄

土高原腹地,属典型的黄土丘陵沟壑区。集水区总面积1334 km²,属中温带大陆性半干旱季风气候区。年均降水505.3 mm,且74%发生在6—9月份。年均温8.8℃, >10℃积温2876~3270℃,年均日照时间2397.3 h。地貌类型主要包括黄土梁涧、梁峁状黄土丘陵和沟谷阶地,地形起伏、沟壑纵横,地表支离破碎,地势西北高、东南低,海拔在997~1731 m之间。土壤肥力低,以黄土母质上发育而来的黄绵土为主,土质疏松,土壤抗冲抗蚀性较差,水土流失严重,水土流失面积约占土地总面积的97%,属于强度水土流失区,也是西北典型的生态环境脆弱区^[29]。

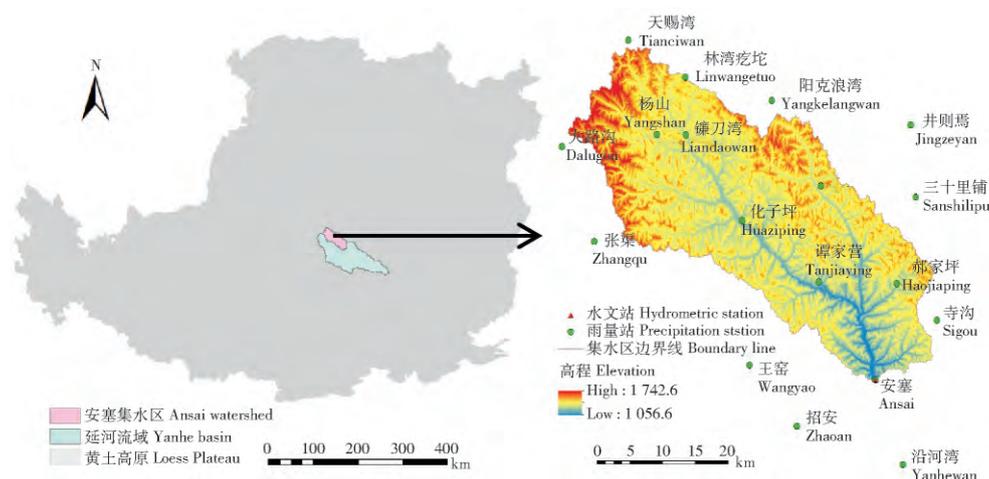


图1 研究区位置图

Fig. 1 Location of the study area

2 材料与方法

2.1 数据来源

笔者采用的基础数据包括:空间分辨率为25 m×25 m的研究区数字高程模型(DEM),来源于国家基础地理信息中心1:50 000数据库;2005和2015年2期土地覆被矢量数据,来源于中国科学院资源环境科学数据中心;降水数据来源于《中华人民共和国水文年鉴》黄河流域水文资料黄河中游区上段(河口镇至龙门);研究区2006—2014年生长季遥感影像,来源于地理空间数据云网站;梯田、淤地坝等工程措施数据来源于《安塞县统计年鉴》;土壤理化性质来源于2014年7—8月土壤调查获取的151个典型样点数据集。

本次野外调查涵盖研究区主要分布的8种典型植被类型(天然草地、人工苜蓿草地、农田、苹果园、沙棘、柠条、刺槐、野山桃)。各植被类型的取样间距>2 km,样地选择具有代表性(每种植被类型典型

植被面积大于30 m×30 m,具有一定的主导作用),且在研究区均匀分布。其中,农田和草地的样方大小为2 m×2 m,灌木样方大小为5 m×5 m,林地样方大小为10 m×10 m,手持GPS精确定位样地位置。

2.2 研究方法

中国土壤流失方程(China Soil Loss Equation)是在USLE模型和RUSLE模型的基础上,结合中国土壤侵蚀实际提出来的适用于中国土壤侵蚀特征的土壤流失预报模型^[30],模型表达式为

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot B \cdot E \cdot T \quad (1)$$

式中:A为年均土壤侵蚀量,t/(hm²·a);R为降雨侵蚀力因子,MJ·mm/(hm²·h·a);K为土壤可蚀性因子,t·hm²·h/(hm²·MJ·mm);L为坡长因子;S为坡度因子;B为植被覆盖与生物措施因子;E为工程措施因子;T为耕作措施因子。

2.2.1 土壤可蚀性因子K 本研究采用诺谟方程^[16](NOMO)、修正诺谟方程^[17](M-NOMO)、EPIC

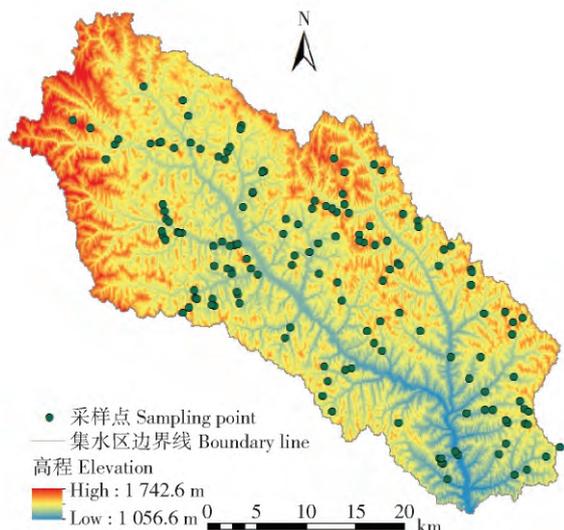


图 2 研究区采样点分布示意图

Fig. 2 Distribution of sampling points the study area

公式^[18]、Torri 模型^[19]和 Shirazi 模型^[20]5 种方法估算 K 值^[16-20]。考虑到不同方法间的可比性,对于 K 值笔者统一采用国际单位制单位。

2.2.2 降雨侵蚀力因子 R 降雨侵蚀力因子反映降雨对土壤侵蚀的影响,是侵蚀预报的重要因子^[31]。鉴于日降雨与次降雨不是一一对应的关系,笔者将日降雨资料以半月为时段进行合并,利用章文波等^[32]提出的半月侵蚀力简易算法模型计算降雨侵蚀力。

2.2.3 坡度坡长因子 LS 坡长因子和坡度因子反映土壤侵蚀对地形的响应特征。小区和坡面尺度土壤侵蚀评价中, LS 因子一般通过野外实测获得,而在流域和区域尺度上,通常是基于 DEM 提取的;但是由于黄土丘陵沟壑区地形破碎,基于 DEM 提取的 LS 因子不能反映当地的真实情况^[33-34],且相关研究发现,相较于坡长而言,坡度是影响黄土区 LS 因子

的主导因素^[35],因此,本研究以 25 m DEM 为基础数据,采用刘宝元等^[36]在黄土高原地区建立的方法计算坡度和坡长。在此基础上,采用汤国安等^[33]提出的坡度转化图谱法对所提取的坡度进行修正。该转换图谱是基于典型的黄土丘陵沟壑区地貌类型区获得的,平均纠正率在 90% 以上,适用于研究区坡度数据的修正^[33]。

2.2.4 植被覆盖与生物措施因子 B 植被覆盖与生物措施因子反映地表覆盖对土壤侵蚀的作用,是指一定条件下有植被覆盖或实施田间管理的土地土壤流失总量与同等条件下实施清耕的连续休闲地土壤流失总量的比值^[37],介于 0~1 之间。笔者基于研究区生长季遥感影像,提取 NDVI 值,计算植被盖度。根据 B 因子与土地利用类型和植被盖度的关系,对 B 因子赋值^[38]。

2.2.5 工程措施因子 E 工程措施因子代表实施某种水土保持工程措施的土壤流失量与同等条件下无工程措施的土壤流失量之比^[36]。考虑到工程措施资料收集的困难性,本研究参考谢红霞等^[38]计算延河流域工程措施因子的方法计算 E 值。

2.2.6 耕作措施因子 T 耕作措施因子是指采取专门措施后的土壤流失量与顺坡种植时的土壤流失量之比^[31, 39],介于 0~1 之间。笔者基于 T 因子与不同坡度条件的关系对 T 因子赋值^[38]。

3 结果与分析

3.1 CSLE 模型各因子计算结果

3.1.1 土壤可蚀性因子 K

1) 描述性统计特征。基于 K 值估算结果,运用数理统计分析得到集水区 K 值的描述性统计特征(表 1)。

表 1 土壤可蚀性 K 值统计特征

Tab. 1 Statistics characteristics of soil erodibility factor value (K)

| 方法 Method | 样本数 Samples | 平均值 Mean | 最大值 Max | 最小值 Min | 中位数 Median | 标准差 ± SD | 偏度 Skew | 峰度 Kurt | 变异系数 C_v | K -SP |
|--------------|----------------|-------------|------------|------------|---------------|-------------|------------|------------|---------------|---------|
| EPIC | | 0.046 | 0.060 | 0.032 | 0.045 | 0.005 | 0.408 | 0.946 | 0.109 | 1.102 |
| NOMO | | 0.073 | 0.092 | 0.046 | 0.074 | 0.008 | -0.447 | 0.956 | 0.110 | 0.775 |
| M-NOMO | 151 | 0.075 | 0.088 | 0.047 | 0.075 | 0.005 | -1.079 | 4.353 | 0.067 | 0.910 |
| Torri | | 0.053 | 0.066 | 0.009 | 0.053 | 0.006 | -2.639 | 16.872 | 0.113 | 1.871 |
| Shirazi | | 0.033 | 0.044 | 0.018 | 0.033 | 0.006 | 0.059 | 0.009 | 0.182 | 1.017 |

由表 1 可知, K_{EPIC} 、 K_{NOMO} 、 K_{M-NOMO} 、 K_{Torri} 和 $K_{Shirazi}$ 的变化范围分别为 0.032~0.060、0.046~0.092、

0.047~0.088、0.009~0.066 和 0.018~0.044,最大值分别是相应最小值的 1.875、2.000、1.872、

7.333 和 2.444 倍,可见 K 值的变动幅度较大。 K 值均值与中值之差十分接近于 0,表明 K 值在集水区内分布较为均匀,未受到 K 值特异值的影响。 K_{M-NOMO} 的 C_v 值为 $0.067 < 10\%$,表明 K_{M-NOMO} 在研究区内存在较弱强度的空间变异性;除此之外, K_{EPIC} 、 K_{NOMO} 、 K_{Torri} 和 $K_{Shirazi}$ 的 C_v 值分别为 0.109、0.110、0.113 和 0.182,介于 $10\% \sim 100\%$ 之间,表明四者在集水区内存在中等强度的空间变异性。由于可蚀性受地

形、气候、植被和土地利用等多种因素的综合影响,其空间变异性的存在是采样点土壤特性、植被生长状况、地形、气候和土地利用等多种因素综合作用的结果。

2) 正态分布检验。利用 SPSS 20.0 得到 K 值频数统计图(图 3)。可知,基于 5 种方法所得 K 值均呈倒钟形频数分布,与正态分布基本吻合^[40]。而非参数 K-S 检验的结果表明 K-SP 值均 > 0.05 ,进一步证实 K 值在研究区内呈正态分布。

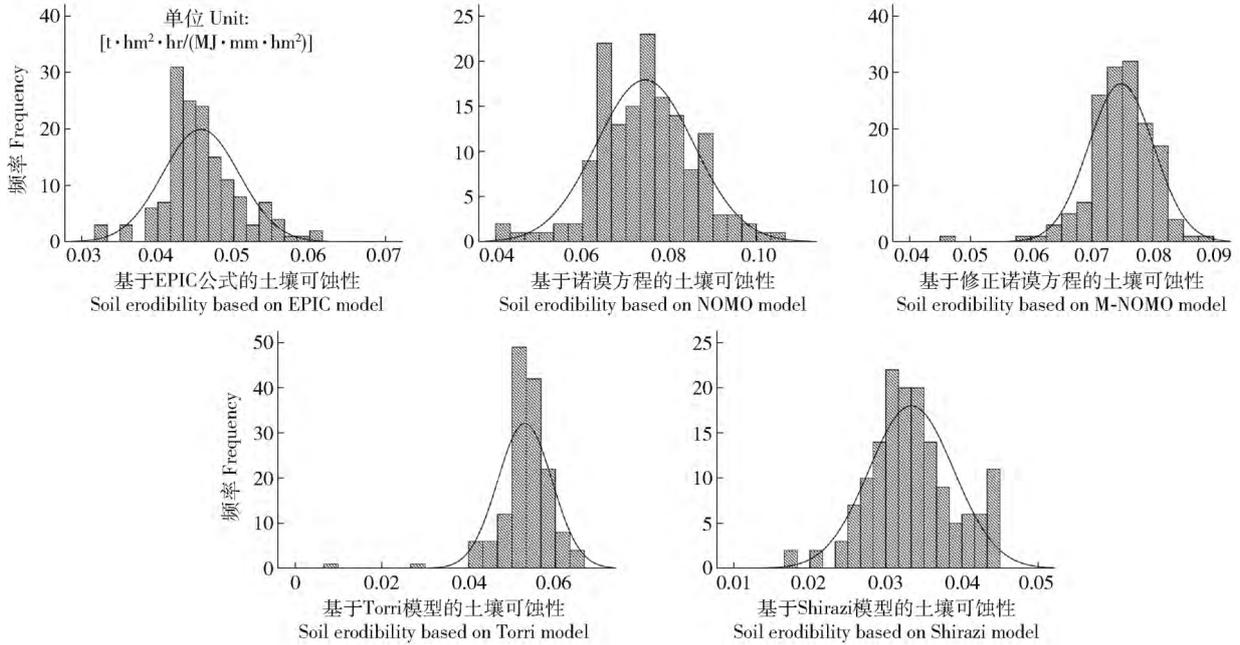


图 3 土壤可蚀性 K 值频数统计图

Fig. 3 Frequency distribution of soil erodibility factor value (K)

3) 半方差函数分析。半方差函数是地统计学解释土壤可蚀性空间变异结构的理论基础,包括块金值、变程和基台值 3 个重要参数^[40]。变程反映 K 值的空间变异特性,在变程范围内 K 值成空间相关;块金值反映的是最小取样间距内下 K 值的变异性及测量误差;而基台值则反映 K 值受土壤性质、地形、气候等结构性因子影响的程度。笔者基于 ArcGIS 10.1 地统计分析模块选择最佳半方差函数理论模型(表 2)。

由表 2 可知,基于不同方法得到的 K 值,其最适半方差函数理论模型不同。 K_{EPIC} 的最适理论模型为指数模型, $C_0 / (C_0 + C)$ 值为 $11\% < 25\%$,表明 K_{EPIC} 在变程内的空间相关性较为强烈; K_{NOMO} 、 K_{M-NOMO} 、 K_{Torri} 和 $K_{Shirazi}$ 的最适理论模型为高斯模型, $C_0 / (C_0 + C)$ 值分别为 52% 、 49% 、 54% 和 42% ,介于 $25\% \sim 75\%$ 之间,表明在变程内具有中等的空间相关性。步长为 61.09 m,变程为 733.06 m,步长小

于变程,说明 K 值在集水区尺度下具有较好的空间相关性,通过 Kriging 插值能够得到较为准确的插值结果^[40]。

基于遴选出的最适半方差函数理论模型,经 Kriging 插值得到 K 因子空间分布图(图 4)。

由图 4 可知, K_{EPIC} 、 K_{NOMO} 、 K_{Torri} 和 $K_{Shirazi}$ 的空间分布大致相同,表现为集水区东南部和中部 K 值较高而西北部较低的分佈态势。东南部和中部地形较为破碎,土壤颗粒稳定性差,土壤结构等级系数和渗透等级系数相对较高是产生这一态势的主要原因。除东南部和中部地区以外, K_{M-NOMO} 高值区域还分布于集水区的中北部、西南部和东部的局部地区,主要原因在于这些地区地势较高,地形坡度起伏较大,破碎度较高,植被生长较差,土壤结构松散。

3.1.2 降雨侵蚀力因子 R 基于集水区周边 20 个雨量站点的日降雨数据,计算降雨侵蚀力,经 Kriging 插值得到 R 因子空间分布图(图 5)。

表 2 土壤可蚀性 K 值的半方差函数分析结果

Tab.2 Semivariance function analysis results of soil erodibility factor value (K)

| 方法 Method | 模型 Model | 块金值 Nugget $\times 10^{-6}$ | 偏基台值 Partial sill $\times 10^{-6}$ | 基台值 Sill $\times 10^{-6}$ | 块金值/基台值 $C_0 / (C_0 + C)$ | 步长 Lag/m | 变程 Range/m |
|--------------|-------------|--------------------------------|---------------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------------|---------------|
| EPIC | Spherical | 8.06 | 18.54 | 26.61 | 0.30 | 61.09 | 733.06 |
| | Exponential | 2.91 | 24.08 | 27.00 | 0.11 | 61.09 | 733.06 |
| | Gaussian | 12.78 | 14.78 | 27.55 | 0.46 | 61.09 | 733.06 |
| NOMO | Spherical | 72.89 | 53.82 | 126.71 | 0.58 | 61.09 | 733.06 |
| | Exponential | 80.32 | 42.05 | 122.37 | 0.66 | 61.09 | 733.06 |
| | Gaussian | 72.24 | 65.97 | 138.22 | 0.52 | 61.09 | 733.06 |
| M-NOMO | Spherical | 30.39 | 16.90 | 47.29 | 0.64 | 61.09 | 733.06 |
| | Exponential | 31.79 | 0 | 31.79 | 1.00 | 61.09 | 733.06 |
| | Gaussian | 29.44 | 30.89 | 60.33 | 0.49 | 61.09 | 733.06 |
| Torri | Spherical | 26.49 | 20.80 | 47.29 | 0.56 | 61.09 | 733.06 |
| | Exponential | 32.17 | 14.32 | 46.49 | 0.69 | 61.09 | 733.06 |
| | Gaussian | 26.40 | 22.29 | 48.69 | 0.54 | 61.09 | 733.06 |
| Shirazi | Spherical | 13.12 | 14.92 | 28.05 | 0.47 | 61.09 | 733.06 |
| | Exponential | 20.60 | 4.96 | 25.56 | 0.81 | 61.09 | 733.06 |
| | Gaussian | 12.78 | 17.57 | 30.35 | 0.42 | 61.09 | 733.06 |



图 4 研究区 K 因子空间分布图

Fig.4 Spatial distribution of soil erodibility factor K in the study area

2006—2014 年 R 值均值分别为 1 365.06、1 811.11、4 416.59 和 1 765.42 $\text{MJ} \cdot \text{mm} / (\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})$ 。由图 5 可知,除 2008 和 2014 年外,研究区 R

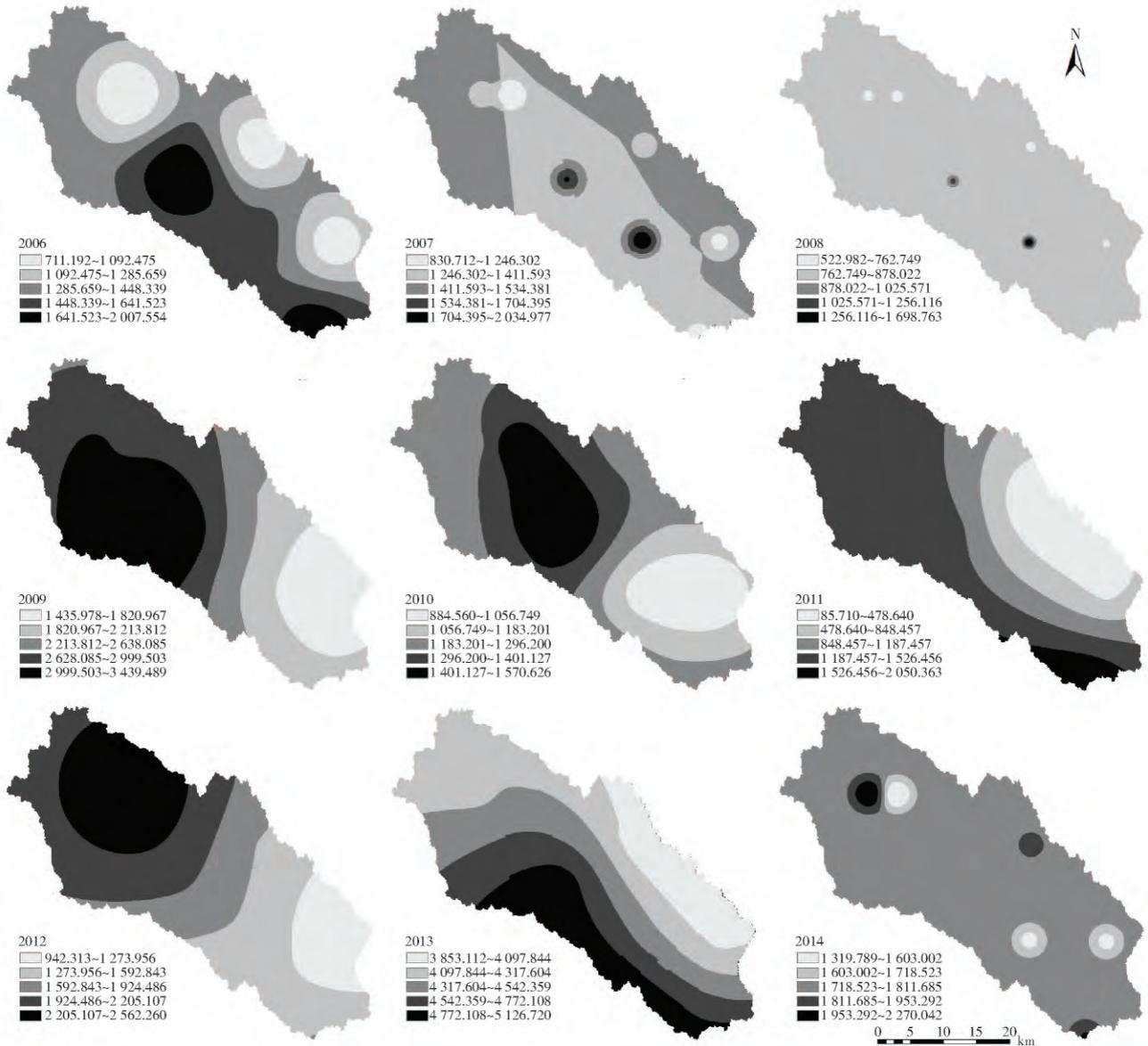


图 5 研究区 R 因子空间分布图

Fig. 5 Spatial distribution of rainfall erosivity factor R in the study area

因子空间分异十分显著且不同年份的空间分异特征不同。如 2009 和 2012 年集水区 R 值大致呈现由东南向西北逐渐增大的态势; 2011 和 2013 年 R 值则表现为自西南向东北逐渐减小的分布特征; 2008 和 2014 年 R 值空间分异不明显, 是由于相应年份降雨较为均匀所致; 其余年份 R 值空间分异特征的出现, 主要是由于集水区降水时空分布不均引起的。

3.1.3 坡度坡长因子 LS 基于前文所述方法计算坡度和坡长因子, 经坡度因子修正后, 得到研究区坡度坡长因子 LS (图 6)。

由图 6 可知, LS 因子最小值为 0.02, 最大值为 78.12, 平均值为 11.76。集水区内部, LS 值小于 5

的土地面积约占集水区总面积的 20%; LS 值小于平均值的土地面积约占总面积的 60%; 此外, 大约 95% 的土地 LS 值低于 27, 这与谢红霞等^[38]在延河流域计算 LS 因子的结果基本一致。

3.1.4 植被覆盖与生物措施因子 B 基于赋值法计算不同土地利用类型和不同植被盖度下的 B 值, 利用 ArcGIS 10.1 得到集水区 B 因子空间分布图 (图 7)。

由图 7 可知, B 值在集水区内部呈现一定的空间分异特征。如 2006—2011 年 B 值大致呈集水区东南部较低而西北部较高的分异特征; 2012 和 2013 年 B 值空间分布较为均匀, 分异特征不明显; 2014 年集水区东北部植被盖度明显降低, B 值呈减小的

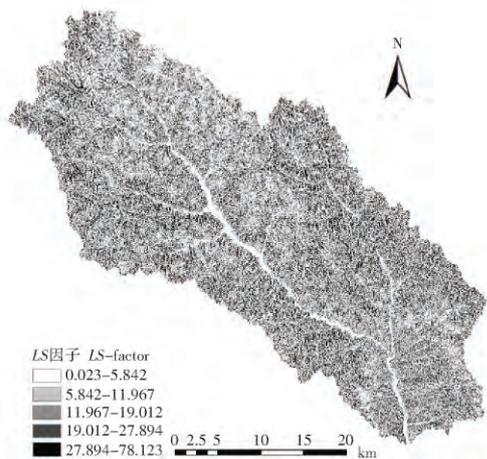


图 6 研究区 LS 因子空间分布图

Fig. 6 Spatial distribution of slope steepness factor LS in study area

变化趋势,而西南部 B 值有所增加。此外, B 值的年际变化较为明显,2006 和 2014 年 B 值均值分别为 0.11 和 0.15。集水区退耕还林(草)政策的实施使得坡耕地向林地和草地转化,是导致 B 值年际变化的主要原因。研究时段内,集水区耕地面积由 2006 年的 139.14 km² 减少至 2014 年的 115.18 km²,草地面积由 975.80 km² 增加至 1 041.53 km²。

3.1.5 工程措施因子 E 基于研究区统计年鉴查找梯田、淤地坝数据,计算研究区 2006—2014 年 E 值(表 3)。

由表 3 可知,集水区 E 值的年际变化不大,介于 0.84 ~ 0.88 之间。其中,2011 年 E 值最小,为 0.84,2013 和 2014 年的 E 值最大,为 0.88。

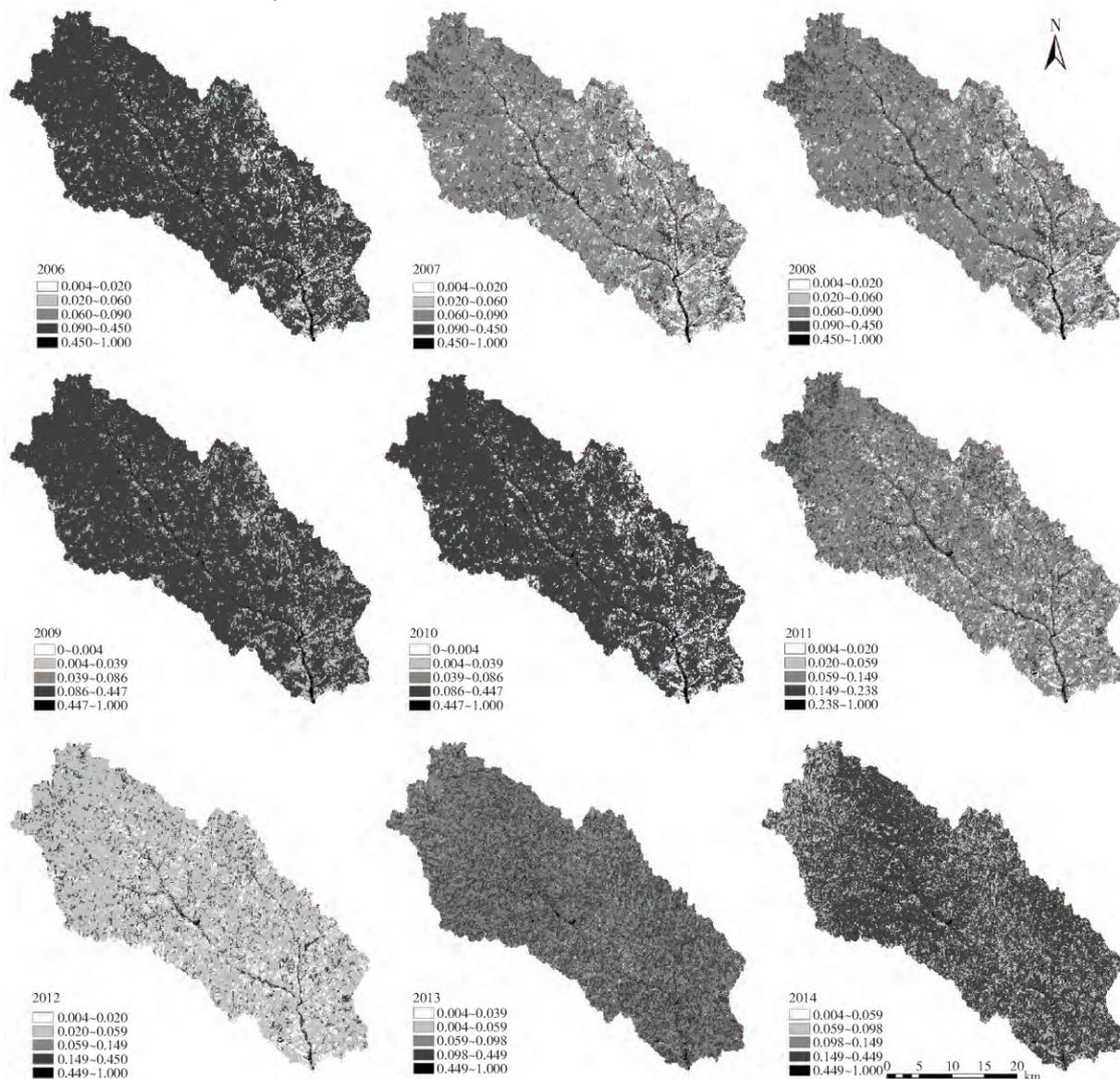


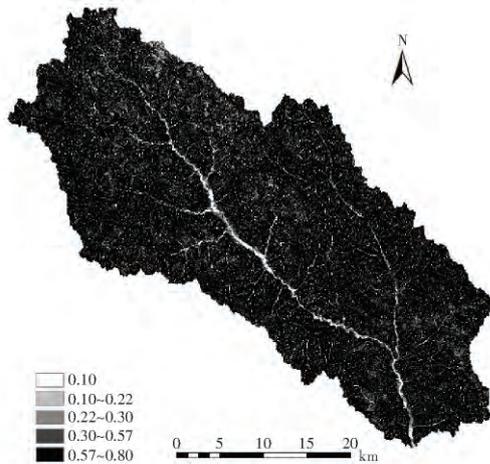
图 7 研究区 B 因子空间分布图

Fig. 7 Spatial distribution of B -factor in study area

表3 研究时段内的工程措施因子值(E)Tab. 3 Engineering measure factor value in the study period (E)

| 年份 Year | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 |
|-----------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| E 值 E value | 0.85 | 0.85 | 0.85 | 0.85 | 0.85 | 0.84 | 0.85 | 0.88 | 0.88 |

3.1.6 耕作措施因子 T 基于研究区 DEM 提取坡度 根据坡度赋值法计算耕作措施因子,得到 T 因子空间分布图(图 8)。

图8 研究区 T 因子空间分布图Fig. 8 Spatial distribution of tillage factor (T) in the study area

由图 8 可知,集水区 T 因子最小值为 0.10,最大值为 0.80,均值为 0.64。且 T 值在集水区内空间分异不明显,除主要道路区域 T 值较低外,其余区域 T 值均较高。

3.2 基于不同 K 值的土壤侵蚀量计算

将基于 5 种方法得到的 K 因子及 CSLE 模型其他各因子的栅格图层加载到 ArcGIS 10.1 中,计算各因子的乘积得到集水区土壤侵蚀量。按照土壤侵蚀强度分级标准 SL190—2007^[41],将研究区土壤侵蚀划分为微度(≤ 500)、轻度(500~2500)、中度(2500~5000)、强度(5000~8000)、极强度(8000~15000)和剧烈(> 15000) 6 个等级,重分类后得到集水区土壤侵蚀空间分布图(图 9)。

由图 9 可知,基于不同 K 值得出的土壤侵蚀量在同一年内,大致呈现相同的空间分布态势。例如:2006 年大致呈集水区北部较低而南部和西北部较高的分布态势;2008 年土壤侵蚀空间分异不明显,总体侵蚀程度较轻;2011 年集水区东部侵蚀较轻而北部侵蚀有所加重。另外,从图中可以明显看出,2009、2013 和 2014 年的土壤侵蚀量明显高于其他年份,且 2013 年侵蚀的空间分异程度相对较弱。其原因主要因为 2009 和 2013 年高强度降水事件的影

响。此外,2013 年极端降水不仅导致当年土壤侵蚀明显加重,而且造成了植被、梯田等水土保持措施的大面积损坏,也因此减弱了 2014 年的水土保持能力。

3.3 集水区 K 值最优估算方法遴选

利用 ArcGIS 10.1 计算集水区 2006—2014 年历年平均土壤侵蚀量,对比相应年份输沙量监测值,采用平均绝对误差(MAE)、平均相对误差(MRE)、均方根误差(RMSE)和精度因子(A_f)多指标相结合的方法,评价 5 种 K 值估算方法的区域适用性。MAE、MRE 和 RMSE 越趋近于 0, A_f 越接近于 1,则 K 值预测的不确定性越小,模型适用性越高^[23-42]。各评价指标的具体计算方法见文献[24],评价结果如表 4 所示。

由表 5 可知,基于 5 种 K 值估算方法的集水区土壤侵蚀模数模拟值差异显著。研究时段内,年均土壤侵蚀模数依次为 65.59、106.00、108.47、76.69 和 47.68 t/hm²。相较于安塞水文站实际年均输沙模数 17.73 t/hm²,由 MAE、MRE 和 RMSE 越趋近于 0, A_f 越接近于 1,模型区域适用性越高的原则可知,Shirazi 模型的适用性最高,MAE、MRE 和 RMSE 值依次为 30.93、3.25 和 43.66, A_f 值为 4.41,EPIC 法次之, A_f 值为 5.80, Torri 模型的适用性处于中间水平,修正诺谟方程和诺谟方程的适用性最低,与实际情况相差最大, A_f 值分别为 7.99 和 7.88。由此可知,相对于其他方法而言,Shirazi 模型和 EPIC 公式更加适用于黄土丘陵沟壑区集水区尺度的 K 值模拟。目前,在黄土高原土壤侵蚀评价中,研究者大多采用 EPIC 方法计算 K 值^[12, 21, 38, 43],因此,在未来该区域 K 值模拟乃至土壤侵蚀评价研究中,应考虑采用 Shirazi 模型,以期提高 K 值预测精度。另外,史东梅等^[23]在紫色丘陵区的研究中发现,EPIC 法和诺谟法更加适用于紫色丘陵区的 K 值模拟;张文太等^[24]在我国亚热带地区的研究发现, Torri 模型 K 值预测的不确定性最小,预测效果最佳。这也说明,由于不同地区土壤性质差异的存在,致使不同 K 值估算方法在不同地区的适用性不同,因此在某一特定区域的 K 值估算和侵蚀预报过程中,优先遴选适用于研究区的 K 值计算方法是十分必要的。

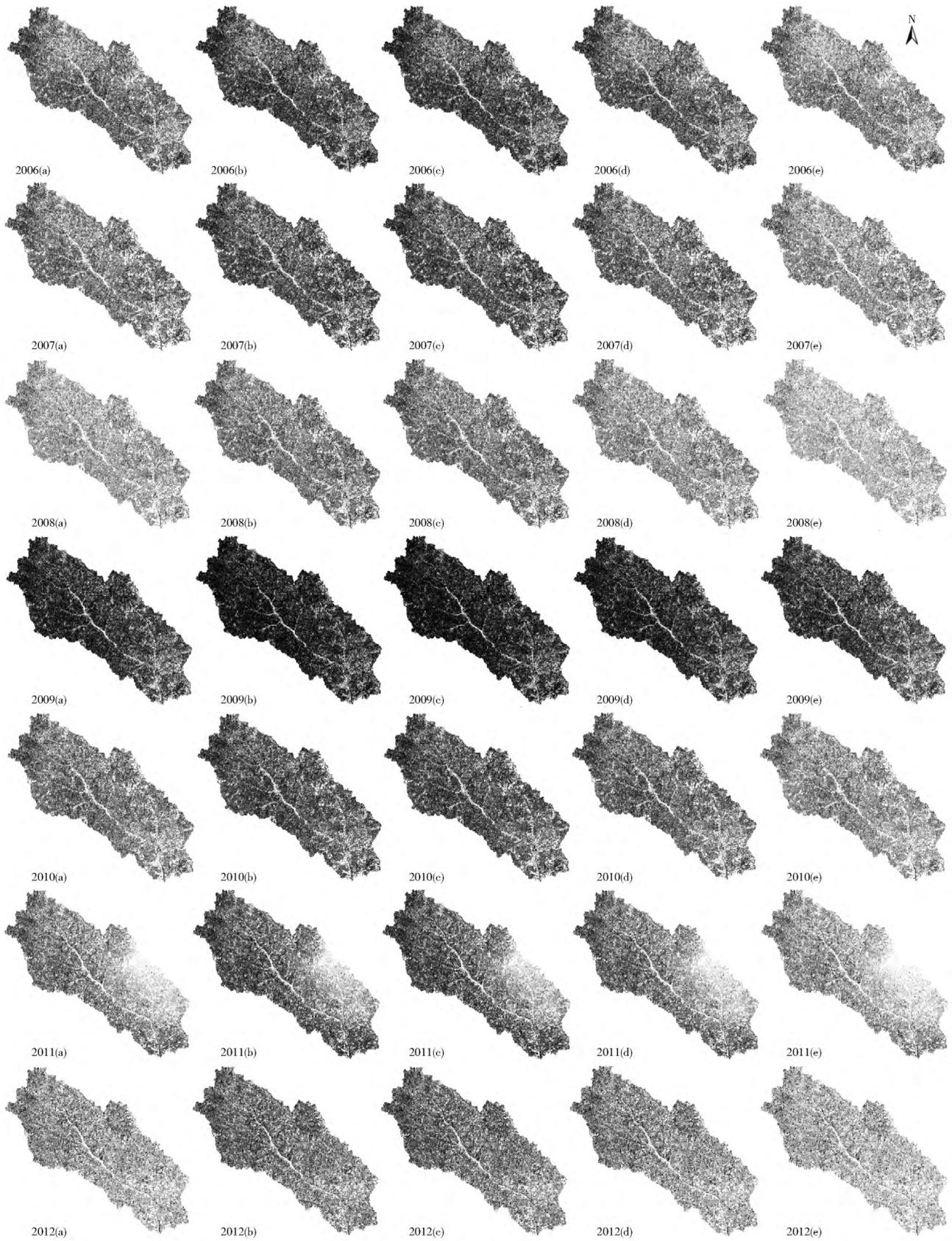
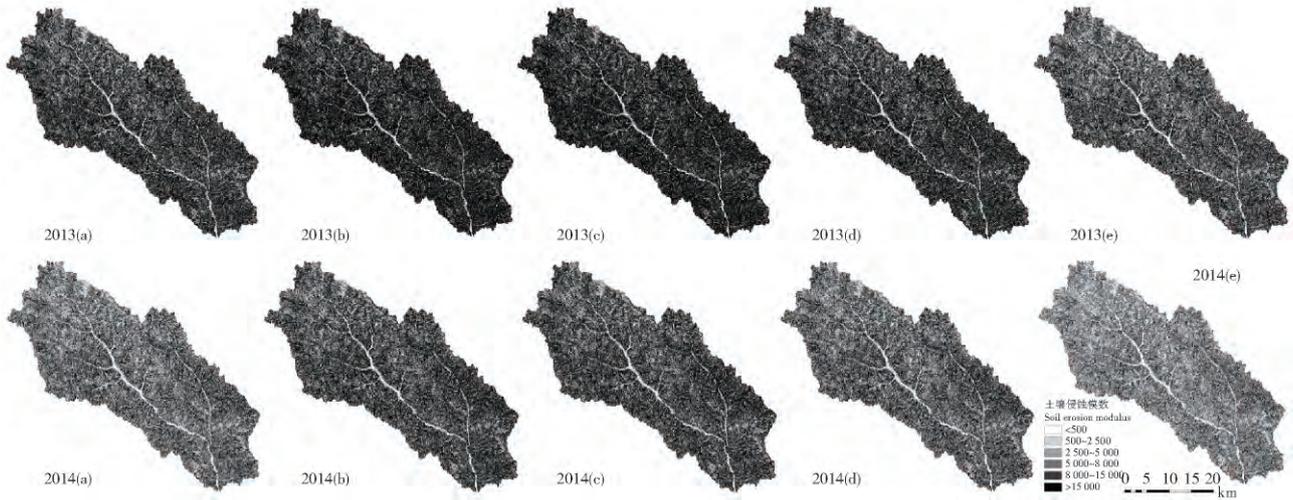


图 9 研究区土壤侵蚀空间分布
Fig. 9 Spatial distribution of soil erosion in the study area



a b c d e 分别代表基于 EPIC、诺谟方程、修正诺谟方程、Torri 模型和 Shirazi 模型所得结果
a b c d e refer to the results based on EPIC, NOMO, M-NOMO, Torri, Shirazi model respectively.

图 9(续) 研究区土壤侵蚀空间分布

Fig. 9(Continued) Spatial distribution of soil erosion in the study area

表 4 集水区不同 K 值估算方法的区域适用性评价

Tab. 4 Regional suitability evaluation of different K value models in watershed area

| 年份 Year | 输沙量监测值 Monitoring value of sediment/($t \cdot hm^{-2}$) | 土壤侵蚀模数模拟值 Simulation value of soil erosion modulus/($t \cdot hm^{-2}$) | | | | |
|------------|--|--|--------|--------|--------|---------|
| | | EPIC | NOMO | M-NOMO | Torri | Shirazi |
| 2006 | 19.90 | 44.47 | 71.83 | 73.60 | 51.97 | 32.32 |
| 2007 | 37.26 | 39.11 | 63.12 | 64.71 | 45.73 | 28.42 |
| 2008 | 9.00 | 24.13 | 38.96 | 39.90 | 28.20 | 17.54 |
| 2009 | 12.10 | 106.29 | 171.53 | 176.38 | 124.59 | 77.07 |
| 2010 | 18.80 | 39.85 | 64.34 | 65.99 | 46.63 | 28.94 |
| 2011 | 6.84 | 32.40 | 52.35 | 53.72 | 37.96 | 23.56 |
| 2012 | 11.70 | 33.91 | 54.72 | 56.19 | 39.72 | 24.61 |
| 2013 | 40.00 | 179.74 | 290.90 | 296.68 | 209.87 | 130.86 |
| 2014 | 3.94 | 90.37 | 146.24 | 149.08 | 105.52 | 65.79 |
| 均值 Average | 17.73 | 65.59 | 106.00 | 108.47 | 76.69 | 47.68 |
| MAE | 47.86 | 88.27 | 90.75 | 58.96 | 30.93 | |
| MRE | 4.77 | 8.33 | 8.54 | 5.75 | 3.25 | |
| RMSE | 65.23 | 114.93 | 117.82 | 78.76 | 43.66 | |
| A_f | 5.80 | 7.88 | 7.99 | 6.48 | 4.41 | |

4 结论

1) 基于 5 种方法所得 K 值均值的大小关系为 $K_{M-NOMO} > K_{NOMO} > K_{Torri} > K_{EPIC} > K_{Shirazi}$ 。从空间分布情况来看, K_{EPIC} 、 K_{NOMO} 、 K_{Torri} 和 $K_{Shirazi}$ 的分布状况大致相同, 表现为集水区东南部和中部 K 值较高而西北部较低的分布态势。东南部和中部地形较为破碎, 土壤颗粒稳定性差, 土壤结构等级系数和土壤渗透等级系数均相对较高是产生这一态势的主要原

因。除东南部和中部地区以外, K_{M-NOMO} 高值区域还分布于集水区的中北部、西南部和东部的部分地区, 主要原因在于这些地区地势较高, 地形坡度起伏较大, 破碎度较高, 植被生长较差, 土壤结构松散。

2) 基于 5 种 K 值的集水区土壤侵蚀模数模拟值差异显著。基于 EPIC、诺谟方程、修正诺谟方程、Torri 模型和 Shirazi 模型的 2006—2014 年平均土壤侵蚀模数依次为 65.59、106.00、108.47、76.69 和 47.68 t/hm^2 。对比安塞水文站相应年份实际年均

输沙模数 17.73 t/hm^2 可知, Shirazi 模型的区域适用性最高, EPIC 法次之, Torri 模型的适用性处于 5 种模型的中间水平, 而诺谟方程和修正诺谟方程的适用性较低, 与实际情况相差最大; 因此, 本研究认为相对于其他 4 种 K 值估算方法而言, Shirazi 模型的估算结果更贴近实际情况, 更加适用于集水区的 K 值模拟, 在未来黄土丘陵沟壑区土壤可蚀性 K 值估算乃至土壤侵蚀评价工作中, 应优先选用基于几何平均粒径的 Shirazi 模型。

5 参考文献

- [1] TRIMBLE S W, CROSSON P. Soil erosion rates—myth and reality [J]. *Science*, 2000, 289: 248.
- [2] ZHU Mingyong. Soil erosion assessment using USLE in the GIS environment: a case study in the Danjiangkou Reservoir Region, China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 73(12): 7899.
- [3] PIMENTEL D, HARVEY C, RESOSUDARMO P, et al. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits [J]. *Science*, 1995, 267(5201): 1117.
- [4] MARZEN M, ISERLOH T, LIMA J L M P D, et al. Impact of severe rain storms on soil erosion: experimental evaluation of wind-driven rain and its implications for natural hazard management [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 590/591: 502.
- [5] 傅伯杰, 陈利顶, 邱扬, 等. 黄土丘陵沟壑区土地利用结构与生态过程 [M]. 北京: 商务印书馆, 2002: 185.
FU Bojie, CHEN Liding, QIU Yang, et al. Land use structure and ecological processes in the Loess Hillyarea [M]. Beijing: The Commercial Press, 2002: 185.
- [6] 山仑. 水土保持与可持续发展 [J]. 中国科学院院刊, 2012, 27(3): 346.
SHAN Lun. Soil and water conservation and sustainable development [J]. *Bulletin of Chinese Academy of Science*, 2012, 27(3): 346.
- [7] 李永红, 高照良. 黄土高原地区水土流失的特点、危害及治理 [J]. *生态经济*, 2011(8): 148.
LI Yonghong, GAO Zhaoliang. The Loess Plateau area the characteristics of soil and water loss, damages and management [J]. *Ecological Economy*, 2011(8): 148.
- [8] 王彬, 郑粉莉, Romkens M J M. 水蚀过程的土壤可蚀性研究述评 [J]. *水土保持研究*, 2013, 20(1): 277.
WANG Bin, ZHENG Fenli, Romkens M J M. Soil erodibility for water erosion: a review [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2013, 20(1): 277.
- [9] RODRIGUEZ-ITURBE I, D'ODORICO P, LAIO F, et al. Challenges in humid land ecohydrology: interactions of water table and unsaturated zone with climate, soil, and vegetation [J]. *Water Resources Research*, 2007, 43(9): W09301.
- [10] WANG Bin, ZHENG Fenli, ROMKENS M J M, et al. Soil erodibility for water erosion: a perspective and Chinese experiences [J]. *Geomorphology*, 2013, 187(187): 1.
- [11] 张科利, 彭文英, 杨红丽. 中国土壤可蚀性值及其估算 [J]. *土壤学报*, 2007, 44(1): 7.
ZHANG Keli, PENG Wenyong, YANG Hongli. Soil erodibility and its estimation for agricultural soil in China [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(1): 7.
- [12] 高丽倩, 赵允格, 秦宁强, 等. 黄土丘陵区生物结皮对土壤可蚀性的影响 [J]. *应用生态学报*, 2013, 24(1): 105.
GAO Liqian, ZHAO Yubge, QIN Ningqiang, et al. Effects of biological soil crust on soil erodibility in Hilly Loess Plateau region of northwest China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(1): 105.
- [13] 曹祥会, 龙怀玉, 雷秋良, 等. 河北省表土层土壤可蚀性 K 值评估与分析 [J]. *土壤*, 2015(6): 1192.
CAO Xianghui, LONG Huaiyu, LEI Qiuliang, et al. Assessment and analysis of the topsoil erodibility K values in Hebei province [J]. *Soils*, 2015(6): 1192.
- [14] BONILLA C A, JOHNSON O I. Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile [J]. *Geoderma*, 2012, s 189/190(2): 116.
- [15] 辜世贤, 王小丹, 刘淑珍. 青藏高原东部矮西沟流域土壤可蚀性研究 [J]. *水土保持研究*, 2011, 18(1): 77.
GU Shixian, WANG Xiaodan, LIU Shuzhen. The preliminary research on the model method of soil erodibility in the Aixigou Watershed of Jinsha River [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2011, 18(1): 77.
- [16] WISCHMEIER W H, JOHNSON C B, CROSS B V. soil erodibility nomograph for farmland and construction sites [J]. *Journal of Soil & Water Conservation*, 1971, 26(5): 189.
- [17] WISCHMEIER W H, SMITH D D. Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning [J]. United States. Dept. of Agriculture. Agriculture Handbook, 1978, 537.
- [18] WILLIAMS J R. The Erosion-Productivity Impact Calculator (EPIC) model: a case history [J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 1990, 329(1255): 421.

- [19] TORRI D, POESEN J, BORSELLI L. Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset [J]. *Catena*, 1997, 31(1/2): 1.
- [20] SHIRAZI M A, HART J W, BOERSMA L. A unifying quantitative analysis of soil texture: improvement of precision and extension of scale [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1988, 52(1): 181.
- [21] 朱冰冰, 李占斌, 李鹏, 等. 土地退化/恢复中土壤可蚀性动态变化 [J]. *农业工程学报*, 2009, 25(2): 56. ZHU Bingbing, LI Zhanbin, LI Peng, et al. Dynamic changes of soil erodibility during process of landdegradation and restoration [J]. *Transactions of the CSAE*, 2009, 25(1): 181.
- [22] 曾全超, 李娅芸, 刘雷, 等. 黄土高原草地植被土壤团聚体特征与可蚀性分析 [J]. *草地学报*, 2014, 22(4): 743. ZENG Quanchao, LI Yaru, LIU Lei, et al. Study on soil aggregate stability and soil erodibility in the grassland vegetation of the Loess Plateau Region [J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2014, 22(4): 743.
- [23] 史东梅, 陈正发, 蒋光毅, 等. 紫色丘陵区几种土壤可蚀性 K 值估算方法的比较 [J]. *北京林业大学学报*, 2012, 34(1): 33. SHI Dongmei, CHEN Zhengfa, JIANG Guangyi, et al. Estimation methods for soil erodibility K in purple area [J]. *Journal of Beijing Forest University*, 2012, 34(1): 32.
- [24] 张文太, 于东升, 史学正, 等. 中国亚热带土壤可蚀性 K 值预测的不确定性研究 [J]. *土壤学报*, 2009, 46(2): 185. ZHANG Wentai, YU Dongsheng, SHI Xuezheng, et al. Uncertainty in prediction of soil erodibility K -factor in subtropical China [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46(2): 185.
- [25] 李林育, 焦菊英, 陈杨. 泥沙输移比的研究方法及成果分析 [J]. *中国水土保持科学*, 2009, 7(6): 113. LI Linyu, JIAO Juying, CHEN Yang. Research methods and results analysis of sediment delivery ratio [J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2009, 7(6): 113.
- [26] 龚时扬, 熊贵枢. 黄河泥沙来源和地区分布 [J]. *人民黄河*, 1979(1): 9. GONG Shiyang, XIONG Guishu. The source and distribution of sediment in the Yellow River [J]. 1979(1): 9.
- [27] 牟金泽, 孟庆枚. 论流域产沙量计算中的泥沙输移比 [J]. *泥沙研究*, 1982(2): 62. MOU Jinze, MENG Qingmei. The sediment transport ratio of a basin in the calculation of sediment yield [J]. *Journal of Sediment Research*, 1982(2): 62.
- [28] 景可. 长江上游泥沙输移比初探 [J]. *泥沙研究*, 2002(1): 53. JING Ke. Sediment delivery ratio in the upper Yangtze River [J]. *Journal of Sediment Research*, 2002(1): 53.
- [29] 赵明月, 赵文武, 钟莉娜. 土地利用和环境因子对表层土壤有机碳影响的尺度效应: 以陕北黄土丘陵沟壑区为例 [J]. *生态学报*, 2014, 34(5): 1105. ZHAO Mingyue, ZHAO Wenwu, ZHONG Lina. Scale effect analysis of the influence of land use and environment factors on surface soil organic carbon: a case study in the hilly and gully area of Northern Shanxi Province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(5): 1105.
- [30] LIU Baoyuan, ZHANG Keli, XIE Yun. An empirical soil loss equation [C]//Proceedings-Process of soil erosion and its environment effect, 12th international soil conservation organization conference, Tsinghua University Press, Beijing, 2002, 21.
- [31] 怡凯, 王诗阳, 王雪, 等. 基于 RUSLE 模型的土壤侵蚀时空分异特征分析: 以辽宁省朝阳市为例 [J]. *地理科学*, 2015, 35(3): 365. YI Kai, WANG Shiyang, WANG Xue, et al. The characteristics of spatial-temporal differentiation of soil erosion based on RUSLE model: a case study of Chaoyang city, Liaoning province [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2015, 35(3): 365.
- [32] 章文波, 付金生. 不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力 [J]. *资源科学*, 2003, 25(1): 35. ZHANG Wenbo, FU Jinsheng. Rainfall erodibility estimation under different rainfall amount [J]. *Resources Science*, 2003, 25(1): 35.
- [33] 汤国安, 杨勤科, 张勇, 等. 不同比例尺 DEM 提取地面坡度的精度研究: 以在黄土丘陵沟壑区的试验为例 [J]. *水土保持通报*, 2001, 21(1): 53. TANG Guoan, YANG Qinke, ZHANG Yong, et al. Research on accuracy of slope derived from DEMs of different map scales [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2001, 21(1): 53.
- [34] 丁婧祎, 赵文武, 王军, 等. 降水和植被变化对径流影响的尺度效应: 以陕北黄土丘陵沟壑区为例 [J]. *地理科学进展*, 2015, 34(8): 1039. DING Jingyi, ZHAO Wenwu, WANG Jun, et al. Scale effect of the impact on runoff of variations in precipitation and vegetation: taking northern Shanxi loess hilly-gully region as an example [J]. *Progress in Geography*, 2015,

- 34(8):1039.
- [35] 李蒙蒙,赵媛媛,高广磊等. DEM分辨率对地形因子提取精度的影响[J]. 中国水土保持科学,2016,14(5):15.
LI Mengmeng,ZHAO Yuanyuan,GAO Guanglei,et al. Effects of DEM resolution on the accuracy of topographic factor derived from DEM[J]. Science of Soil and Water Conservation,2016,14(5):15.
- [36] LIU Baoyuan,NEARING M A,SHI Peijun,et al. Slope length effects on soil loss for steep slopes[J]. Soil Science Society of America Journal,2000,64(5):1759.
- [37] 张岩,袁建平,刘宝元. 土壤侵蚀预报模型中的植被覆盖与管理因子研究进展[J]. 应用生态学报,2002,13(8):1033.
ZHANG Yan,YUAN Jianping,LIU Baoyuan. Advance in researches on vegetation cover and management factor in the soil erosion prediction model[J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2002,13(8):1033.
- [38] 谢红霞,李锐,杨勤科等. 退耕还林(草)和降雨变化对延河流域土壤侵蚀的影响[J]. 中国农业科学,2009,42(2):569.
XIE Hongxia,LI Rui,YANG Qinke,et al. Effect of returning farmland to forest(pasture)and changes of precipitation on soil erosion in the Yanhe Basin[J]. Scientia Agricultura Sinica,2009,42(2):569.
- [39] XU Lifan,XU Xuegong,MENG Xiangwei. Risk assessment of soil erosion in different rainfall scenarios by RUSLE model coupled with information diffusion model: a case study of Bohai Rim,China[J]. Catena,2012,100:74.
- [40] 张金池,李海东,林杰等. 基于小流域尺度的土壤可蚀性 K 值空间变异[J]. 生态学报,2008,28(5):2199.
ZHANG Jincheng,LI Haidong,LIN Jie,et al. Spatial variability of soil erodibility(K -factor)at a catchment scale in China[J]. Acta Ecologica Sinica,2008,28(5):2199.
- [41] 中华人民共和国水利部. 土壤侵蚀分类分级标准:SL190—2007[S]. 北京:中国水利水电出版社,2007.
The Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. Standards for classification and gradation of soil erosion:SL190—2007[S]. Beijing:China Water & Power Press,2007.
- [42] DONG Qingli,TU Kang,GUO Liyang,et al. Response surface model for prediction of growth parameters from spores of *Clostridium sporogenes* under different experimental conditions[J]. Food Microbiology,2007,24(6):624.
- [43] 赵文启,刘宇,罗明良等. 黄土高原小流域植被恢复的土壤侵蚀效应评估[J]. 水土保持学报,2016,30(5):89.
ZHAO Wenqi,LIU Yu,LUO Mingliang,et al. Effect of re-vegetation on soil erosion in small watershed of the Loess Plateau[J]. Journal of Soil and Water Conservation,2016,30(5):89.