DOI: 10.5846/stxb201903290610
李佳蕾,孙然好,熊木齐,杨国成.基于 RUSLE 模型的中国土壤水蚀时空规律研究.生态学报,2020,40(10):3473-3485.
Li J L, Sun R H, Xiong M Q, Yang G C.Estimation of soil erosion based on the RUSLE model in China.Acta Ecologica Sinica,2020,40(10):3473-3485.

基于 RUSLE 模型的中国土壤水蚀时空规律研究

李佳蕾[1,2],孙然好[1,*],熊木齐[1],杨国成[1,2]
1 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室,北京 100085
2 中国科学院大学,北京 100049

摘要:RUSLE 模型是计算土壤水蚀的经典模型,在大尺度研究时参数率定比较困难。基于气候、土地覆盖、地形特征等空间分异特征,对 RUSLE 模型的降雨侵蚀力(R)、植被覆盖与管理因子(C)、水土保持措施因子(P) 进行了率定,估算了 2000、2005、2010、2015 年的中国的土壤侵蚀量。结果表明:(1)土壤侵蚀强度较大的地区集中在中国长江中下游平原区、云贵高原、黄土高原区、昆仑山山麓区域,占统计总面积的 9.65%。(2)土壤侵蚀明显增大的区域面积达 $10.36\times10^4 km^2$,分布于新疆农田区、四川盆地、云贵高原东南部、长江中下游平原和东北平原。(3)土壤侵蚀显著改善的区域分布于黄土高原南部、秦岭地区和东南沿海地区,面积约 $13.6\times10^4 km^2$。通过对 RUSLE 模型参数的率定,阐明了全国尺度土壤水蚀的时空分异规律,可对不同地区制定相应的土壤修复措施提供依据。

关键词:土壤侵蚀;RUSLE;降雨侵蚀力;水土保持

Estimation of soil erosion based on the RUSLE model in China

LI Jialei[1,2], SUN Ranhao[1,*], XIONG Muqi[1], YANG Guocheng[1,2]
1 *State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100085, *China*
2 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *China*

Abstract: The revised universal soil loss equation (RUSLE) is an empirical model to predict water erosion (soil erosion); however, the model calculation has limitations at large scale. We calibrated the rainfall erosivity factor (R factor) based on climate zones and the cover-management factor (C factor) based on land-cover types and agricultural crops. The support practice factor (P factor) was also revised based on crop types and land slope. Using the RUSLE, we estimated the annual soil erosion reference values in China in 2000, 2005, 2010 and 2015. The results indicate that: (1) in 2015, the hotspots with major erosion rates are predicted to occur in downstream Yangtze River, Yunnan-Guizhou Plateau, Loess Plateau, and the foothill area of Kunlun Mountains, accounting for 9.65% of the statistical area. (2) The hotspots with a rapid increase of erosion during the study period are located in the arable area of Xinjiang, Sichuan Basin, southeastern Yunnan-Guizhou Plateau, Yangtze Plain and Northeast Plain, which cover $10.36\times10^4 km^2$. (3) The erosion areas with a significant decrease are distributed in the southern and eastern Loess Plateau, Qinling Mountains and Southeast coast of China. These regions cover an area of $13.60\times10^4 km^2$. By calibrating the parameters of RUSLE model, this study obtained the spatial and temporal differentiation rules of soil water erosion at a national scale, which could provide a basis for formulating soil restoration measures in different regions.

Key Words: soil erosion; RUSLE; rainfall erosivity; soil and water conservation

基金项目:国家重点研发计划 (2017YFA0604704)
收稿日期:2019-03-29; **网络出版日期**:2020-04-03
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: rhsun@rcees.ac.cn

土壤侵蚀由于对经济和环境带来严重的影响而成为了一个全球性的难题[1]。全球受水蚀影响的土地面积为 10.94 亿 hm^2,其中 751 万 hm^2受侵蚀严重[2]。世界上大部分农业用地的土壤正在以每年 13 t/hm^2到 40 t/hm^2的速度流失,每年约有 1000 万 hm^2的农田因水土流失而退化[3]。我国是土壤侵蚀最严重国家之一,根据第 3 次水土流失普查,我国年土壤流失量约 50 亿 t[4],水蚀区平均侵蚀强度约为 3800 $t\ km^{-2}\ a^{-1}$[5]。根据《第一次全国水利普查水土保持情况公报》,2011 年,全国水力侵蚀面积达 129.32 万 km^2。水土流失已经成为制约我国经济社会可持续发展的重要因素之一[4]。

多数土壤侵蚀研究集中在小尺度区域,如坡地、坡面和小流域。这些研究多基于小区实验[6],也有的研究利用模型计算,Karydas 整理归纳了 8 类、82 个水蚀模型[7]。大尺度土壤侵蚀定量研究主要是通过尺度上推和宏观因子评价的方法进行[8]。定量评估土壤侵蚀的经验模型中,最常用的是美国农业部(United States Department of Agriculture, USDA) 提出的通用土壤流失方程(universal soil loss equation, USLE)和修正版的通用土壤流失方程 (revised universal soil loss equation, RUSLE)[9]。它以降雨侵蚀力、土壤可蚀性、地形、植被管理和保护措施为输入,采用基于因子计算的方法估计每年因侵蚀造成的土壤损失[10]。自中国引入 USLE 和 RUSLE 模型以来,基于此模型的土壤侵蚀的研究在小区域和小流域上有着很多的研究应用,而大流域和大尺度的研究相对较少。比如,傅伯杰等[11]利用 USLE 模型计算了我国黄土高原的水蚀,得出黄土高原每年水土流失量从 2000 年的 3362 t/km^2降低到了 2008 年的 2405 t/km^2;还有其他学者利用 USLE 或 RUSLE 模型估算了中国南方丘陵山区[12]、广东省[13]、江西省[14]和全中国[15]的年平均土壤侵蚀率。虽然这些也是较大尺度上的研究,但是大部分研究将中国的各个地区的土壤侵蚀计算方法归一化,整个研究区用同种算法计算各个因子,忽略了各个因子因人类活动和地理分异带来的区域差异。

本研究基于国际上较新发表的 RUSLE 模型中的 C 因子、R 因子和 P 因子的计算方法,结合中国的实际情况对各因子进行修正,并应用在中国土壤侵蚀的估算中。与以往的研究相比,利用大尺度高精度(30 m 分辨率)数据、按区域性质对中国不同地域进行分区运算,提高了土壤侵蚀计算结果的空间异质性与精准度,并对 2000 年至 2015 年的中国土壤侵蚀量进行时空动态分析,探究中国土壤侵蚀强度变化的原因,为中国水土流失的治理与水土保持服务功能的保护提供理论基础。

1 基础数据与研究方法

1.1 基础数据

本研究所使用的主要基础数据及其来源见表 1。各个数据的中国分布情况见图 1。

表 1 基础数据

Table 1 Basic data

数据名称 Data	精度 Resolution	格式 Format	来源 Source
DEM:数字高程模型 Digital Elevation Model	30 m	grid	美国地质勘探局
1981—2015 年国家级站点降雨日数据 Rainfall data		txt	中国气象数据网(https://data.cma.cn)
NDVI:中国年度植被指数 Normalized Vegetation Index	1 km	tiff	中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn)
1992—2015 年土地覆盖类型 Landcover	300 m	tiff	欧洲航天局
土壤成分数据 Soli type	250 m	tiff	国际土壤参比信息中心
中国农作物数据 (农作物种类、播种面积等) Agricultural data		csv	国家数据
中国行政区矢量边界 National administrative boundary	1:1800 万	shp	中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn)

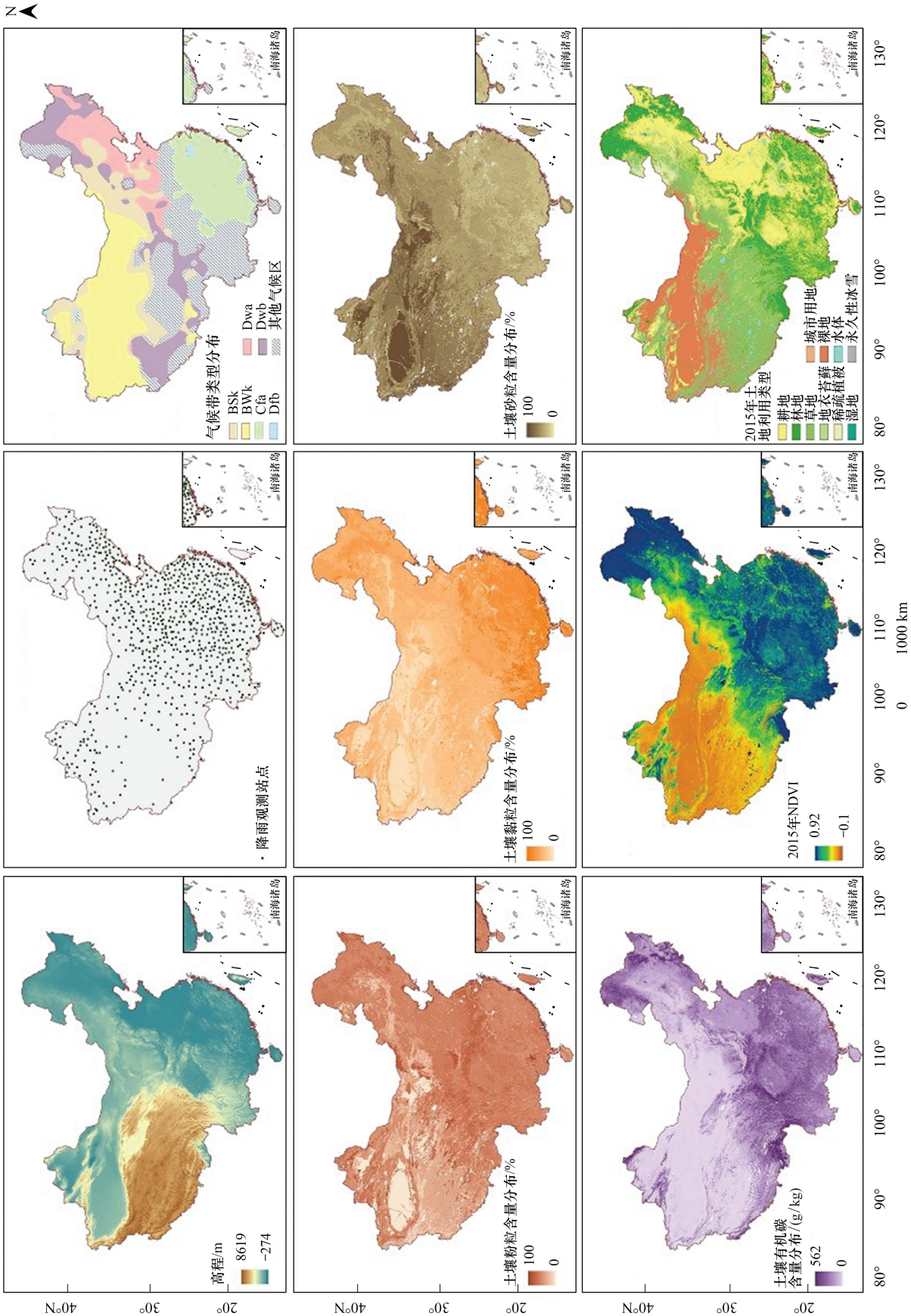


图1　本研究采用的原始数据

Fig. 1　Distribution of basic data

其中降雨数据是全国 839 个国家级站点的日数据经 SPSS 软件统计得出年的各个站点的年降水量,以及各气象站点的经纬度坐标和海拔高度。DEM 数据的原始数据是 USGS 下载的中国分区数据,再合成整个中国的 30 m 分辨率数据。中国年度植被指数(NDVI)空间分布数据是基于连续时间序列的 SPOT/VEGETATION NDVI 卫星遥感数据,采用最大值合成法生成的。土壤成分数据是在 ISRIC 中下载的 2017 年全球土壤的黏粒、粉粒、砂粒和有机碳的含量数据,再提取中国的土壤成分数据。降水数据、NDVI、土地利用类型数据都选取了 2000、2005、2010、2015 年的数据。

1.2 研究方法

1.2.1 通用土壤流失方程(RUSLE)

RUSLE 表达式为[16]:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \tag{1}$$

式中,A 是模型预测的年土壤侵蚀量,单位为 t km^{-2} a^{-1}。R 是降雨侵蚀力因子,单位为 MJ mm hm^2 h^{-1} a^{-1},是降水产生的径流对土壤造成侵蚀的动力指标[17],降雨的强度和持续时间对侵蚀有重要影响。LS 为地形因子,无量纲;L 即坡长因子,是指标准化到 22.13 m 坡长上的土壤侵蚀量;S 即坡度因子,是指标准化到 5.14°坡度下的土壤侵蚀量[18];一般的小尺度研究直接利用实测地形数据,大尺度研究会利用 DEM 数据提取信息来计算 LS 因子。K 是土壤可蚀性因子,单位为 t hm^2 h $hm^{-2}MJ^{-1}mm^{-1}$,其反映了土壤对侵蚀营力分离和搬运作用的敏感性[19-20]。C 是植被覆盖与管理因子,无量纲,表示植被覆盖和管理措施对土壤侵蚀的作用[21]。P 因子即水土保持措施因子,无量纲,指在特定水土保持措施的土壤流失与起伏地耕作的相应土壤流失之比[16]。C 和 P 因子可反映人为控制土壤侵蚀的作用。

1.2.2 基于气候分区的 R 因子修正

Naipal 等[22]基于美国降雨站点监测值,拟合降雨侵蚀力因子 R 值和年降水量(P)、高程(Z)、日降水强度(SDII)的回归方程,得出修正的不同气候区降雨侵蚀力 R 计算方法:

$$R = f(P, Z, \mathrm{SDII}) \tag{2}$$

式中,日降水强度 SDII 等于每日降水量≥1 mm 的总降雨量与天数的比值。不同的气候区有不同的计算公式,其气候区的划分标准为 Koppen-Geiger 气候分区法[23]。

本研究将利用 Naipal 的方法,将中国不同的气候区 R 值分别进行计算。对于精度较差的地区,以及无 SDII 数据的气候区,则利用 Renard and Freimund 指数[16](表 2)。

首先利用全国 800 多个站点的日降水数据计算出各个站点的年平均降雨侵蚀力,再根据李璐等基于地统计学的降雨侵蚀力插值方法的研究,选用模拟精确度较好的普通克里金插值方法来进行空间插值[24]推测全国的 R 值。

表 2 各个气候区的 R 因子的计算方法

Table 2 R factor in various climate regions

气候分区 Climate zone(1)	计算公式 Formula
BWk	$R = 0.809 \times P^{0.957} + 0.000189 \times \mathrm{SDII}^{6.285}$
BSk	$\log R = 0.0793 + 0.887 \times \log P + 1.892 \times \log\mathrm{SDII} - 0.429 \times \log Z$
	$\log R = 5.52 + 1.33 \times \log P - 0.977 \times \log Z$
Cfa	$\log R = 0.524 + 0.462 \times \log P + 1.97 \times \log\mathrm{SDII} - 0.106 \times \log Z$
Dwa	$\log R = -0.572 + 1.238 \times \log P$
Dwb	$\log R = -1.7 + 0.788 \times \log P + 1.824 \times \log\mathrm{SDII}$
	$\log R = 1.882 + 0.819 \times \log P$
Dfb	$\log R = -0.5 + 0.266 \times \log P + 3.1 \times \log\mathrm{SDII} - 0.131 \times \log Z$
	$\log R = 5.267 + 0.839 \times \log P - 0.635 \times \log Z$
其他气候分区	$R = 0.0483 \times P^{1.61} (P \leqslant 850\mathrm{mm})$
	$R = 587.8 - 1.219 \times P + 0.004105 \times P^2 (P > 850\mathrm{mm})$

(1)气候分区的命名方式为字母缩写组合,字母缩写意义为 B:干旱区 Arid,C:温和区 Temperate,D:寒冷区 Cold,W:沙漠区 Desert,S:干旱草原 Steppe,k:Cold,f:Without dry season,w:Dry Winter,a:Hot Summer,b:Warm Summer

1.2.3　基于土地覆被的 C 因子修正方法

利用 Borrelli 计算 C 因子的方法[25],并结合中国实际土地覆盖类型和农作物种类对中国的耕地和非耕地的 C 因子分别进行调整与计算(C 因子的取值见表 3)。

表 3　不同土地覆盖类型的 C 值

Table 3　C factor per land-cover type

耕地 Arable land			非耕地 Nonarable land	
农作物种类 Crop type		C_{cropn}	土地利用类型 Landuse	C_{NA}
谷物 Cereal grains	稻谷	0.15	常绿阔叶林	0.0001—0.003
	玉米	0.38	落叶阔叶林	0.0001—0.003
	其他谷物	0.20	常绿针叶林	0.0001—0.003
根茎作物 Root and tuber crops	薯类	0.34	落叶针叶林	0.0001—0.003
	糖料	0.34	混合林	0.0001—0.003
纤维作物 Fibre crops	麻类	0.28	开放林	0.01—0.15
	棉花	0.40	灌木林	0.01—0.15
烟叶 Tobacco		0.50	草原	0.01—0.15
蔬菜 Leafy vegetables		0.25	稀树草原	0.01—0.15
药材 Shrubs herbs		0.15	稀疏植被	0.1—0.5
青饲料 Green fodder		0.10	空地	0.1—0.5
油料 Oilseed group		0.25	其他	无数据
豆类 Legumes		0.32		
其他农作物 Other crops		0.15		

植被覆盖因子 C 和农作物种类紧密相关[26-27],所以本研究中耕地采用国家统计局发布的各省耕地主要作物种类和播种面积,将已发布的作物归为 10 类,通过以下公式计算过去全国耕地的 C 值:

$$C_{crop} = \sum_{n=1}^{10} C_{cropn} \times \%\ \mathrm{Region}_{Cropn} \tag{3}$$

式中, C_{cropn} 是作物 n 的 C 值, $\%\ \mathrm{Region}_{Cropn}$ 是作物 n 的播种面积占各省总面积的比例。

植被覆盖因子 C 取决于植被覆盖度,本研究结合已有文献中非耕地的各种植被覆盖类型的 C 值[25, 28],利用土地利用数据和 NDVI 数据,计算非耕地的 C 值。

$$C_{NonArable} = \mathrm{Min}(C_{NA}) + \mathrm{Range}(C_{NA}) \times (1 - F_{cover}) \tag{4}$$

$$F_{cover} = \mathrm{VFC} = (\mathrm{NDVI} - \mathrm{NDVI}_{min})/(\mathrm{NDVI}_{max} - \mathrm{NDVI}_{min}) \tag{5}$$

式中,$\mathrm{Min}(C_{NA})$是 C_{NA}取值范围的最小值,$\mathrm{Range}(C_{NA})$是 C_{NA}的最大值与最小值的差,F_{cover}是植被覆盖度。

1.2.4　基于地形特征的 P 因子修正方法

在 USLE/RUSLE 支持下的 P 因子在大尺度的土壤侵蚀风险建模中很少被考虑,因为很难对大面积进行估算[29]。Xiong 等依据大量文献总结[10, 30-31],归纳不同坡度耕地及不同的水土保持措施的 P 值差异。针对本研究,将 Xiong 的 P 因子赋值方法结合历年土地利用类型,将水平稻田区域赋值为 0.2,其他农田区域根据坡度为 P 因子赋值。其中坡度小于等于 10°的农田 P 取值为 0.5,坡度大于 10°小于等于 25° 的 P 取值为0.6,坡度大于 25°小于等于 45°的 P 取值为 0.8,坡度大于 45°的 P 取值为 1。

1.2.5　其他因子的计算方法

DEM 的单个栅格大小会影响计算精确度,栅格越大坡度减小,估算的土壤侵蚀量随之减小[32-33]。基于数据可靠性和计算可行性,本研究利用 30 m 分辨率的中国 DEM 数据,选择如下公式[34-36]计算 L 因子:

$$L = (\gamma/22.3)^{m} \tag{6}$$

$$m = \beta(1 + \beta) \tag{7}$$

$$\beta = \left(\sin\frac{\theta}{0.0896}\right) / [3.0 \times (\sin\theta)^{0.8} + 0.56] \tag{8}$$

式中，γ 为坡面的水平投影长度，为方便计算直接用栅格长度（30 m）代替；m 为坡长因子指数，β 为细沟侵蚀和面蚀的比值[37]，θ 为坡度。

对于 S 因子，则利用刘宝元提出的 CSLE 模型中计算 S 因子的方法[38]，对不同坡度段分别进行计算：

$$S = \begin{cases} 10.8\sin\theta + 0.03 & \theta \leqslant 5° \\ 16.8\sin\theta - 0.5 & 5° < \theta < 10° \\ 21.97\sin\theta - 0.96 & \theta \geqslant 10° \end{cases} \tag{9}$$

RUSLE 中的 K 值是对具体土壤的由试验确定的定量数值，刘宝元提出了适用于我国的土壤可蚀性测定方法，即在 15°坡度、20 m 坡长、清耕休闲地上，单位降雨侵蚀力所引起的土壤流失量[20]。但本研究尺度较大，因此土壤可蚀性因子 K 利用 EPIC 模型[39]计算。其公式为：

$$K = \left\{0.2 + 0.3 \times \exp\left[-0.0256 \times \mathrm{SAN}\left(1 - \frac{\mathrm{SIL}}{100}\right)\right]\right\} \times \left(\frac{\mathrm{SIL}}{\mathrm{CLA} + \mathrm{SIL}}\right)^{0.3} \times \left(1 - \frac{0.25 \times C}{C + \exp(3.72 - 2.95 \times C)}\right) \times \left(1 - \frac{0.7 \times SN1}{SN1 + \exp(-5.51 + 22.9 \times SN1)}\right) \tag{10}$$

$$SN1 = 1 - \frac{\mathrm{SAN}}{100} \tag{11}$$

式中，SAN 为砂粒含量百分数，SIL 为粉粒含量百分数，CLA 为黏粒含量百分数，C 为有机碳含量百分数。

1.3 中国土壤侵蚀年际变化分析

将年均土壤侵蚀量的栅格图层按照时间序列进行一元线性回归分析，采用最小二乘法计算 2000—2015 年土壤侵蚀变化斜率，以得出 2000—2015 年中国土壤侵蚀强度的时间变化趋势，斜率为正则表示土壤侵蚀有增加的趋势，斜率为负则表示土壤侵蚀有减小的趋势。斜率的计算公式如下：

$$\theta_{\mathrm{slope}} = \frac{n \times \sum_{i=1}^{n} i \times A_i - \sum_{i=1}^{n} i \sum_{i=1}^{n} A_i}{n \times \sum_{i=1}^{n} i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} i\right)^2} \tag{12}$$

式中，θ_{slope} 是回归方程的斜率，n 为所计算的年数，A_i 为第 i 年的平均土壤侵蚀量。变化趋势的显著性采取 F 检验，以检验中国土壤侵蚀的时间变化规律是否显著。该统计量的计算构造为：

$$F = \frac{\mathrm{SSR}/1}{\mathrm{SSE}/(n-2)} \tag{13}$$

式中，SSR 为回归平方和，值等于 $\sum_{i=1}^{n} (\hat{A}_i - \bar{A})^2$；SSE 为残差平方和，值等于 $\sum_{i=1}^{n} (A_i - \hat{A}_i)^2$。其中 $\hat{A}_i$ 为第 i 年的土壤侵蚀量的回归值，$\bar{A}$ 为所有计算年份的土壤侵蚀量平均值。根据所计算的 F 值和对应的显著性水平 α 为 0.01 和 0.05 下的 F 值对比，将中国土壤侵蚀强度变化趋势分级为极显著减小（$\theta_{\mathrm{slope}}<0, \alpha<0.01$）、显著减小（$\theta_{\mathrm{slope}}<0, 0.01 \leqslant \alpha<0.05$）、无明显变化（$\alpha \geqslant 0.05$）、显著增大（$\theta_{\mathrm{slope}}>0, 0.01 \leqslant \alpha<0.05$）和极显著增大（$\theta_{\mathrm{slope}}>0, \alpha<0.01$）5 个类型。

2 结果

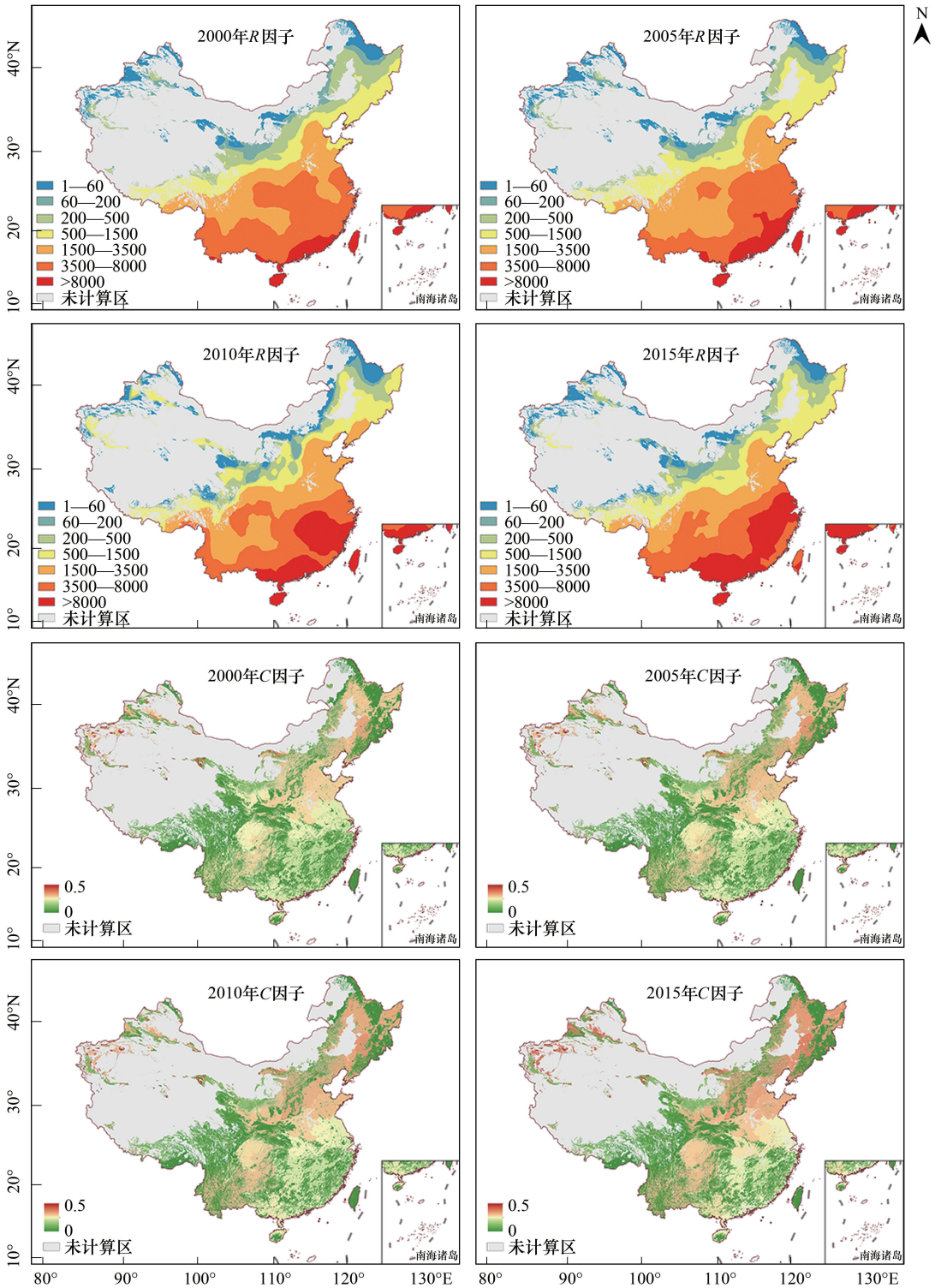
2.1 RUSLE 各因子的空间分异

利用上述计算各因子的方法得出的各因子的空间分布图如图 2。其中，C 因子和 R 因子的年际变化较明显，历年的土壤侵蚀的变化即体现在降雨、植被覆盖及土地利用中。由于本研究所计算的 R 因子、C 因子和 P 因子利用了较新的算法，较之前的国内 RUSLE 模型的应用研究有了一定程度的细化。

2000 年、2005 年、2010 年和 2015 年中国水蚀区 C 因子的年平均计算结果为 0.1464、0.1482、0.1498 和 0.1538,2015 年较 2000 年提高了 5.05%。而计算后的 2000 年、2005 年、2010 年和 2015 年中国水蚀区年平均 R 因子分别为 2903.79、3034.62、3515.44、3444.77 MJ mm hm^2 h^{-1} a^{-1},2015 年比 2000 年增加了 18.63%,说明中国降水带来的侵蚀潜力有增强的趋势。

2.2　中国土壤侵蚀的空间热点区域

在将所有的 RUSLE 模型中的因子利用重采样统一为 100 m 分辨率后,将各因子相乘计算出各年土壤侵蚀量。其中,2000 年、2005 年、2010 年、2015 年中国的年平均土壤侵蚀量分别为 38.63、37.35、49.03、47.84 t km^{-2} a^{-1}。根据



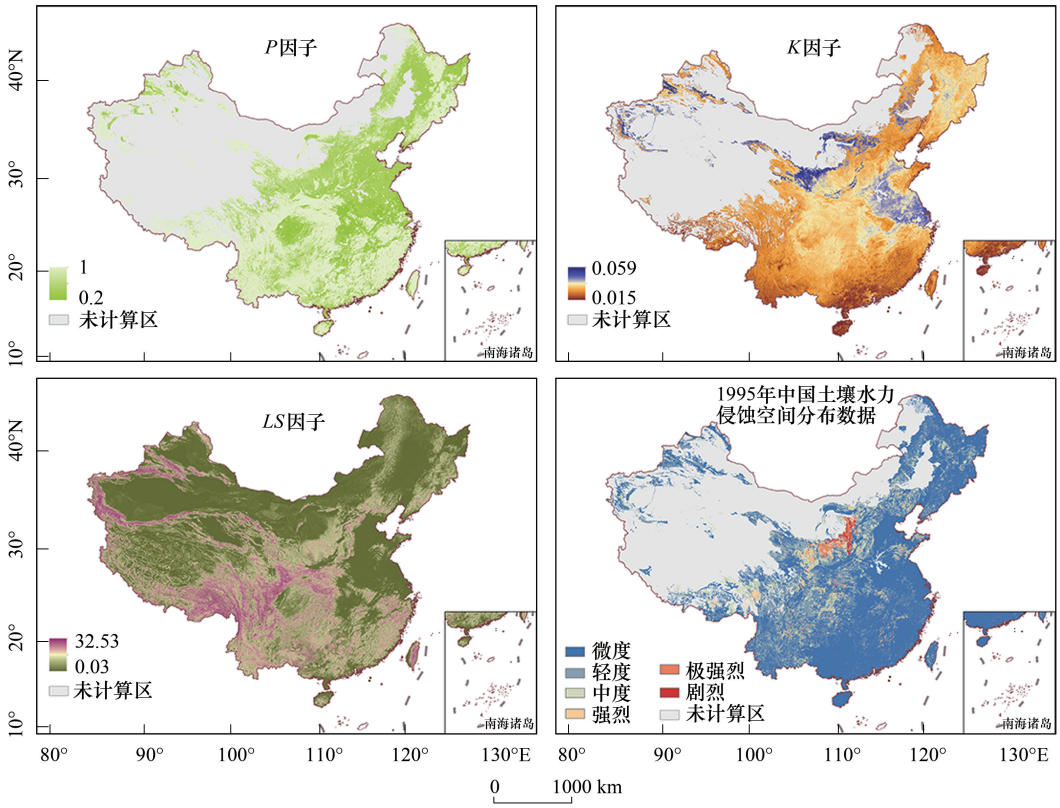


图 2 中国 RUSLE(1) 模型各因子空间分布(2)

Fig.2 Distribution of RUSLE factors in China

(1)RUSLE:修正版的通用土壤流失方程,revised universal soil loss equation。(2)图例中,降雨侵蚀力因子单位为 MJ mm hm^2 h^{-1} a^{-1},土壤可蚀性因子单位为 t hm^2 h $hm^{-2}MJ^{-1}mm^{-1}$

中华人民共和国水利部发布的《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190—2007)[40],将计算后的中国土壤侵蚀度分成 6 个等级,即微度、轻度、中度、强烈、极强烈和剧烈,其空间分布见图 3,分级统计情况如表 4。

表 4 中国 2000—2015 年土壤侵蚀强度统计

Table 4 Statistics of soil erosion intensity in China of 2000—2015

年份 Year		微度 Micro	轻度 Slight	中度 Moderate	强烈 Intense	极强烈 Extremely strong	剧烈 Sever	总面积 Sum
2000	%	63.35	16.05	5.52	3.32	3.54	8.22	100.00
	有效面积/10^4km^2	301.12	76.29	26.24	15.77	16.83	39.05	475.3
2005	%	62.24	17.03	5.79	3.23	3.52	8.17	100.00
	有效面积/10^4km^2	294.20	80.50	27.39	15.28	16.66	38.64	472.67
2010	%	60.23	15.64	6.47	3.56	3.88	10.22	100.00
	有效面积/10^4km^2	275.40	71.51	29.58	16.28	17.74	46.73	457.24
2015	%	62.14	16.31	5.58	2.95	3.36	9.65	100.00
	有效面积/10^4km^2	286.36	75.17	25.71	13.61	15.50	44.49	460.84

从表 4 可以看出,中国水蚀区大多(60%以上)的空间为微度侵蚀,微度侵蚀的变化幅度不大,但 2010 年的微度侵蚀的面积占比是 4 年中最小的;剧烈侵蚀的空间占比在 2005 年后有所增加,其中 2010 年剧烈侵蚀的面积比最高,比 2000 年增加了 2.00%。2000 年以来,全国土壤侵蚀总面积在减少。具体来讲,侵蚀轻微区在增加、侵蚀剧烈区也在增加,说明了生态修复的效果体现在了侵蚀总面积和侵蚀改善区的面积增加;而由于

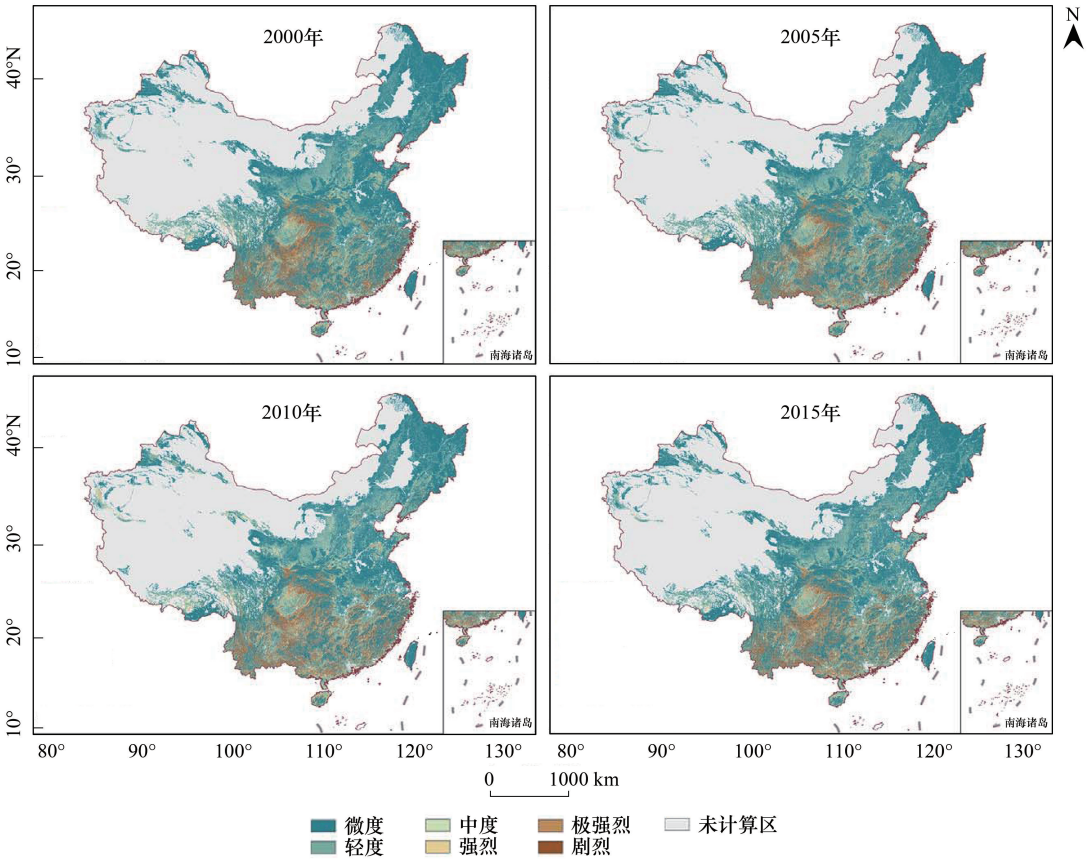


图 3　中国 2000—2015 年土壤水力侵蚀程度空间分布

Fig.3　Distribution map of water erosion in China

部分区域的耕地增加及降水增加,也会导致个别区域的侵蚀强度增加,是后续需要进一步加强侵蚀管理和控制的区域。

中国水蚀热点分布在中国南方,呈点状分布分散于南方各地;北方虽有水蚀较强的区域,但水蚀剧烈的地方相对较少。在南方,云贵高原与四川盆地之间的区域水蚀剧烈,尤其分布于贵州省。通过研究其地形和土地覆被,分析其原因可能是其处于喀斯特地貌区,海拔较高(1000 m 以上)、坡度较大,土地覆被类型大多为耕地,人口密集、人为干扰较多,土壤保持力较为低下[41]。中国东南部的丘陵区土壤侵蚀剧烈的分布也比较广,但大多为点状分布,一般分布于坡耕地上,这类地区降水丰沛、坡度较大、人为干扰较多,水土流失极易发生。

北方土壤侵蚀热点集中于黄土高原、山东丘陵区、东北大兴安岭和西北的昆仑山与塔里木盆地的交界处。黄土高原由于其特殊的地貌一直受到很多学者的关注[42],其不稳定的土壤特性和稀少的植被覆盖一直是其成为水土流失热点的原因。大兴安岭和山东丘陵的海拔都较周围高,土壤侵蚀的敏感性也较强。而中国西北部的昆仑山与塔里木盆地之间的区域,其坡度较大,有较多的冰雪消融和降雨带来的径流,植被以草地为主且较为稀疏,城市分布较多人为影响较大,其水蚀也比较剧烈。

2.3　中国土壤侵蚀的时间变化趋势

将年均土壤侵蚀量按照时间序列进行一元线性回归分析后,得出 2000 年到 2015 年中国土壤侵蚀强度的时空变化格局(图 4),其中有 28.72%的区域基本稳定;37.22%的区域土壤侵蚀有增加趋势,34.04%的区域为有减小的趋势。根据 1.3 的方法将中国年均土壤侵蚀演变显著程度分为 5 类(图 4)并进行统计,其中土壤侵蚀有极显著减小趋势的区域面积为 3417 km^2,占总有效统计面积的 0.74%;有显著减小趋势的区域面积为 132593 km^2,占 2.88%;有极显著增加趋势的区域面积为 20823 km^2,占 0.45%;有显著增加趋势的区域面积为

82783 km^2,占 1.80%。土壤侵蚀显著增加的区域分布在中国长江中下游平原、江南丘陵、云贵高原、四川盆地、东北平原和黄土高原的西北部;显著改善的区域有黄土高原南部、秦岭地区和东南沿海地区。

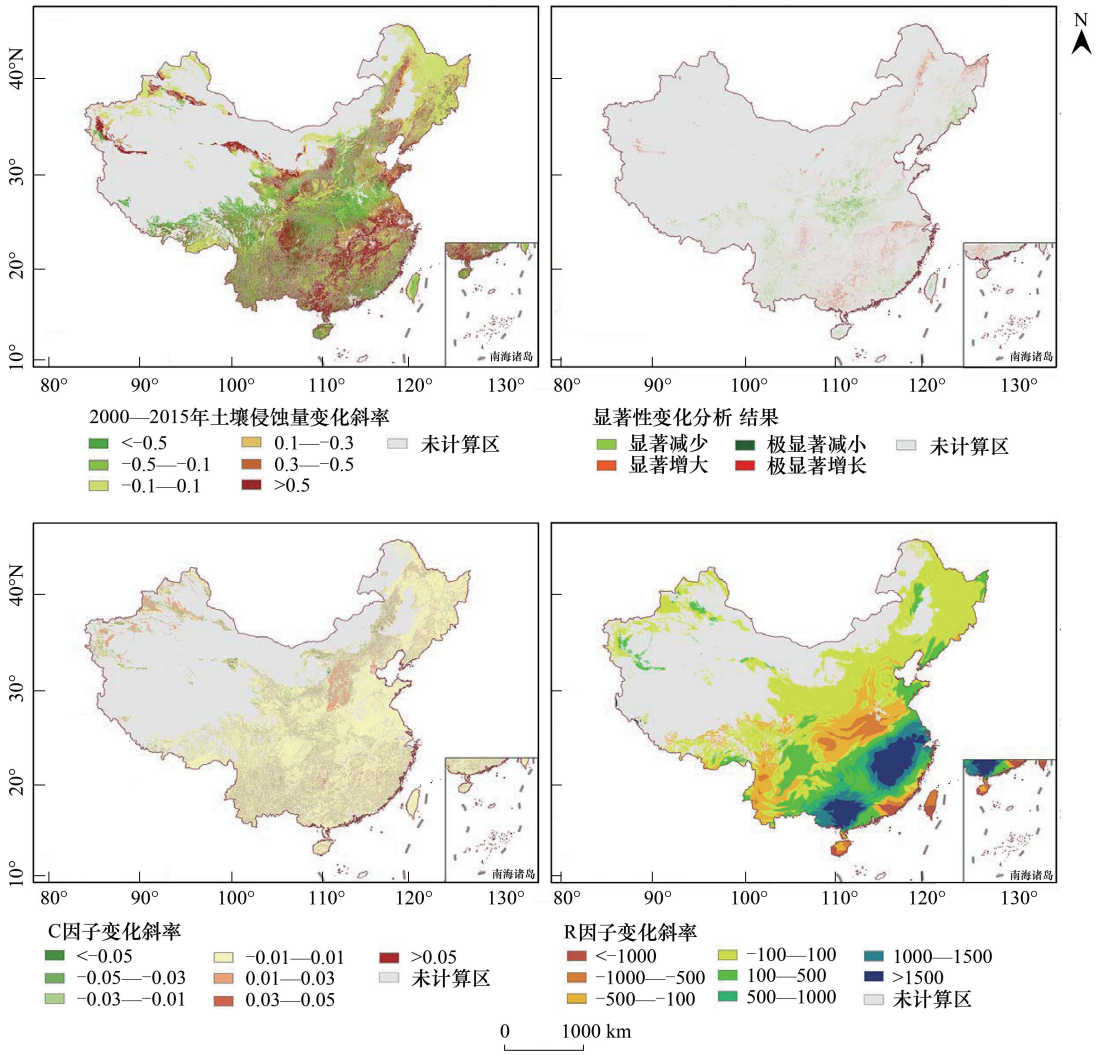


图 4 2000—2015 年中国土壤侵蚀的时空变化格局

Fig.4 Spatio-temporal variation pattern of soil erosion in China, 2000—2015

由于年际土壤侵蚀的变化体现在 *C* 因子和 *R* 因子中,可在通过对 *C* 因子和 *R* 因子进行一元线性回归分析后得出变化斜率(图 4),分析出有明显土壤侵蚀强度变化区域的变化因素。通过图 4,可以看出中国 *C* 因子有明显增大的区域有东北平原、新疆的准噶尔盆地和吐鲁番盆地、南方丘陵区,以及黄土高原东部。分析其原因,东北和西北地区,主要是自然植被的退化和农业逐渐发达。随着南方经济的发展,我国农业逐渐向新疆和东北地区转移[43],天然植被被耕地取代,耕地面积逐渐扩大,粮食作物种类与耕种面积变化,植被因子也随之增大,土壤侵蚀也逐渐增强。而部分地区,如黄土高原南部、秦岭一带,其土壤侵蚀显著改善,原因是陕西省、山西省、河南省实施了退耕还林和修建梯田等水土保持措施,其植被覆盖增加、*C* 因子减小,土壤侵蚀的情况有所好转;并且部分区域伴随着 *R* 因子的减少,土壤侵蚀力也有所下降。南方东南沿海区散状分布的 *C* 因子的改变,推测与部分农田的荒废或退耕还林的措施有关。而 *R* 因子明显增大的区域则在中国长江中下游平原和两广丘陵与云贵高原之间,这些地区年降水量在逐渐增大,这也是其水蚀强度增大的主要原因。

3　讨论

本研究计算的 2000 年、2005 年、2010 年、2015 年中国的平均土壤侵蚀率分别为 38.63、37.35、49.03、47.84 t km^{-2} a^{-1},其中有 2.25%的土地土壤侵蚀情况明显恶化。整体上中国的平均土壤侵蚀量有所增加,但全国土壤侵蚀总面积在减少,其原因主要为 *C* 因子和 *R* 因子的变动,其表现是部分地区降水量的增减、植被覆盖的变化和耕地粮食作物种类和播种面积的变化。中国社会在 2000 年到 2015 年处于快速发展的时期,人口增多、城市化加速,一方面对建筑用地的需求增多,另一方面对粮食的需求也在不断增多,面临着粮食安全的问题[44]。为了达到供求平衡,我国的粮食生产中心逐渐北移[43],农田的开垦和土壤肥力的消耗使得东北和西北地区的土壤侵蚀强度增大。为了改善中国的水土流失,我国实施了一系列修复措施,有 34.04%的土地的土壤侵蚀强度有所减小。比如我国水土流失最严重的黄土高原区,在 1999 年启动退耕还林还草工程后[45],土壤侵蚀现象有了一定的改善。

大尺度土壤侵蚀的定量计算与分析在实现空间准确性和真实性上有一定的困难。虽然 RUSLE 模型设计的初衷是用于坡面土壤侵蚀的计算,但由于其简洁性和参数的可获得性在大尺度土壤侵蚀估算中有了较为广泛的应用。然而大尺度的计算会提高数据粗糙度,对算法进行合理的修正可以弥补数据不足带来的误差。本研究所利用的 *C* 因子、*R* 因子和 *P* 因子的算法,将不同土地覆盖类型和气候带的参数进行区分,提高了计算结果的空间异质性与区域准确度。对于 *R* 因子,本研究所用的 Naipal 法对不同气候区进行了分异,并针对不同的气候区利用了不同的算法,同时也结合了海拔和降雨集中性的指标,使得计算结果在中国这个大尺度研究区中更能体现出异质性。目前在国内广泛应用的方法是章文波利用日降水量计算 *R* 因子的方法[46]。将易玲[47]利用章文波法计算的中国年平均 *R* 因子,与本研究应用的 Naipal 法的计算结果相比,章文波法计算出的中国平均年降雨侵蚀量比本研究的结果偏大。其原因可理解为丘陵地区的 R 因子在调整后比未调整的 *R* 因子有所降低[22]。而目前国内广泛应用的 *C* 因子的计算方法一般是两种:一种是利用 NDVI 确定 *C* 因子,而另一种是根据土地覆盖类型数据,对不同的土地覆盖类型赋予不同的 *C* 值。而本研究利用 Panagos 计算欧洲 *C* 因子的算法,区分耕地和非耕地并将土地利用类型、NDVI 和土地覆盖度数据融合,得出更加精准的中国 *C* 因子分布。*P* 因子则根据农田类型和坡度赋值,体现了人类土壤保持措施的作用。高分辨率的地形因子(30m 分辨率)使得坡度因子的精确度达到提升。

虽然数据的空间分辨率的提升和算法的改进使得结果有了更高的准确度,但由于空间尺度大,土壤侵蚀具有空间尺度效应[6],大尺度模型估算与小尺度的土壤调查数据会一定程度的偏差。大尺度的模型计算的原数据精度与计算方法的不同也会导致不同研究的结果不同。例如江西省的年土壤侵蚀率,本研究计算的 2015 年平均土壤侵蚀率为 9060 t/km^2,而周夏飞等[14]利用 USLE 模型在江西省尺度下定量评估的结果为 6375 t/km^2,Teng 等[15]利用 RUSLE 模型在全国尺度下计算结果为 92 t/km^2,陈思旭等[12]基于 RUSLE 模型在南方丘陵的尺度下计算的结果为 354 t/km^2。不同研究的研究尺度不同、计算方法不同、数据来源不同,结果差异较大,但分布规律与变化规律大致相似。

中国土壤侵蚀研究应进一步优化各个因子的计算方法、提高数据精度,同时修正风力侵蚀和冻融侵蚀区的土壤侵蚀估算方法,提高其他类型土壤侵蚀量估算的空间准确性。这将为土壤侵蚀的大尺度估算提供更准确的地域信息,也可以为中国不同区域制定针对性的水土保持措施提供理论依据。

4　结论

(1)2000 年、2005 年、2010 年、2015 年中国的平均土壤侵蚀率为 38.63、37.35、49.03、47.84,总体上中国的土壤侵蚀量有所增加,但近期国家对水土保持的重视以及实施了一系列保护措施,土壤侵蚀的强度有所缓解。

(2)土壤侵蚀量较高的地区集中在中国南方长江中下游平原区、云贵高原、黄土高原区、昆仑山山麓,占统计总面积的 9.65%。而土壤侵蚀量明显增大的区域有西北农田区、四川盆地、两广丘陵西部、长江中下游平

原和东北平原,面积达 10.36×10^4 km^2。其原因有自然的降雨增多,也有开垦农田、农作物更替等人为行为干扰。

(3)农业活动增强了西北地区和东北地区的土壤侵蚀;南方城镇化破坏了天然植被,导致土壤侵蚀呈现分散状的增加;但黄土高原南部和东部的水土修复工程的实施使其土壤侵蚀有所缓解。

参考文献(References):

[1] Lal R. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. Critical Reviews in Plant Sciences, 1998, 17(4): 319-464.

[2] Lal R. Soil erosion and the global carbon budget. Environment International, 2003, 29(4): 437-450.

[3] Pimentel D, Burgess M. Soil erosion threatens food production. Agriculture, 2013, 3(3): 443-463.

[4] 陈雷. 中国的水土保持. 中国水利, 2002, (6): 9-11.

[5] 李智广, 曹炜, 刘秉正, 罗志东. 我国水土流失状况与发展趋势研究. 中国水土保持科学, 2008, 6(1): 57-62.

[6] 倪九派, 魏朝富, 谢德体. 土壤侵蚀定量评价的空间尺度效应. 生态学报, 2005, 25(8): 2061-2067.

[7] Karydas C G, Panagos P, Gitas I Z. A classification of water erosion models according to their geospatial characteristics. International Journal of Digital Earth, 2014, 7(3): 229-250.

[8] 赵文武, 傅伯杰, 吕一河, 陈利顶. 多尺度土地利用与土壤侵蚀. 地理科学进展, 2006, 25(1): 24-33.

[9] 周来, 李艳洁, 孙玉军. 修正的通用土壤流失方程中各因子单位的确定. 水土保持通报, 2018, 38(1): 169-174.

[10] Teng H F, Rossel R A V, Shi Z, Behrens T, Chappell A, Bui E. Assimilating satellite imagery and visible-near infrared spectroscopy to model and map soil loss by water erosion in Australia. Environmental Modelling & Software, 2016, 77: 156-167.

[11] Fu B J, Zhao W W, Chen L D, Zhang Q J, Lü Y H, Gulinck H, Poesen J. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: a case study in the Loess Plateau of China. Land Degradation & Development, 2005, 16(1): 73-85.

[12] 陈思旭, 杨小唤, 肖林林, 蔡红艳. 基于 RUSLE 模型的南方丘陵山区土壤侵蚀研究. 资源科学, 2014, 36(6): 1288-1297.

[13] Gao F, Wang Y P, Yang J X. Assessing soil erosion using USLE model and MODIS data in the Guangdong, China. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2017, 74(1): 012007.

[14] 周夏飞, 马国霞, 曹国志, 於方, 周颖, 贾倩, 张宇航. 基于 USLE 模型的 2001—2015 年江西省土壤侵蚀变化研究. 水土保持通报, 2018, 38(1): 8-11, 17-17.

[15] Teng H F, Hu J, Zhou Y, Zhou L Q, Shi Z. Modelling and mapping soil erosion potential in China. Journal of Integrative Agriculture, 2019, 18(2): 251-264.

[16] Renard K G, Foster G R, Weesies G A, McCool D K, Yoder D C. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture, Agric Handbook, 1997, No. 703: 404.

[17] 查良松, 邓国徽, 谷家川. 1992—2013 年巢湖流域土壤侵蚀动态变化. 地理学报, 2015, 70(11): 1708-1719.

[18] 孔亚平, 张科利, 曹龙熹. 土壤侵蚀研究中的坡长因子评价问题. 水土保持研究, 2008, 15(4): 43-47, 52-52.

[19] Bouyoucos G J. The clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion. Journal of the American Society of Agronomy, 1935, 27(9): 738-741.

[20] 刘宝元, 张科利, 焦菊英. 土壤可蚀性及其在侵蚀预报中的应用. 自然资源学报, 1999, 14(4): 345-350.

[21] 冯强, 赵文武. USLE/RUSLE 中植被覆盖与管理因子研究进展. 生态学报, 2014, 34(16): 4461-4472.

[22] Naipal V, Reick C, Pongratz J, van Oost K. Improving the global applicability of the RUSLE model - adjustment of the topographical and rainfall erosivity factors. Geoscientific Model Development, 2015, 8(9): 2893-2913.

[23] Rubel F, Kottek M. Observed and projected climate shifts 1901—2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification. Meteorologische Zeitschrift, 2010, 19(2): 135-141.

[24] 李璐, 姜小三, 孙永远. 基于地统计学的降雨侵蚀力插值方法研究——以江苏省为例. 生态与农村环境学报, 2011, 27(1): 88-92.

[25] Borrelli P, Robinson D A, Fleischer L R, Lugato E, Ballabio C, Alewell C, Meusburger K, Modugno S, Schütt B, Ferro V, Bagarello V, van Oost K, Montanarella L, Panagos P. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. Nature Communications, 2017, 8: 2013.

[26] Panagos P, Borrelli P, Poesen J, Ballabio C, Lugato E, Meusburger K, Montanarella L, Alewell C. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. Environmental Science & Policy, 2015, 54: 438-447.

[27] Borrelli P, Panagos P, Märker M, Modugno S, Schütt B. Assessment of the impacts of clear-cutting on soil loss by water erosion in Italian forests: first comprehensive monitoring and modelling approach. CATENA, 2017, 149: 770-781.

[28] Panagos P, Borrelli P, Meusburger K, Alewell C, Lugato E, Montanarella L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European

scale. Land Use Policy, 2015, 48: 38-50.

[29] Panagos P, Borrelli P, Meusburger K, van der Zanden E H, Poesen J, Alewell C. Modelling the effect of support practices (*P*-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. Environmental Science & Policy, 2015, 51: 23-34.

[30] Xiong M Q, Sun R H, Chen L D. Effects of soil conservation techniques on water erosion control: a global analysis. Science of the Total Environment, 2018, 645: 753-760.

[31] Xiong M Q, Sun R H, Chen L D. Global analysis of support practices in USLE-based soil erosion modeling. Progress in Physical Geography: Earth and Environment, 2019, 43(3): 391-409.

[32] Yang D W, Kanae S, Oki T, Koike T, Musiake K. Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. Hydrological Processes, 2003, 17(14): 2913-2928.

[33] Molnár D K, Julien P Y. Estimation of upland erosion using GIS. Computers & Geosciences, 1998, 24(2): 183-192.

[34] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting Rainfall Erosion Losses —A Guide to Conservation Planning. Washington: United States Department of Agriculture, 1978: 537-537.

[35] McCool D K, Brown L C, Foster G R, Mutchler C K, Meyer L D. Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation. Transactions of the ASAE, 1987, 30(5): 1387-1396.

[36] Desmet P J J, Govers G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. Journal of Soil and Water Conservation, 1996, 51(5): 427-433.

[37] Panagos P, Borrelli P, Meusburger K. A new european slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for modeling soil erosion by water. Geosciences, 2015, 5(2): 117-126.

[38] Liu B Y, Zhang K L, Xie Y. An empirical soil loss equation//Sustainable Utilization of Global Soil and Water Resources vol.2: Process of Soil Erosion and Its Environment Effect. In Proc. of 12th ISCO, Beijing: Tsinghua Press, 2002.

[39] Sharpley A N, Williams J R. EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation. Washington: U. S. Department of Agriculture, 1990.

[40] 中华人民共和国水利部. SL 190—2007 土壤侵蚀分类分级标准. 北京: 中国水利水电出版社, 2008.

[41] 杨广斌, 李亦秋, 安裕伦. 基于网格数据的贵州土壤侵蚀敏感性评价及其空间分异. 中国岩溶, 2006, 25(1): 73-78.

[42] Zhuang Y H, Du C, Zhang L, Du Y, Li S S. Research trends and hotspots in soil erosion from 1932 to 2013: a literature review. Scientometrics, 2015, 105(2): 743-758.

[43] 杨宗辉, 蔡鸿毅, 覃诚, 刘合光. 我国粮食生产的时空格局及其影响因素分析. 中国农业科技导报, 2018, 20(9): 1-11.

[44] 龚子同, 陈鸿昭, 张甘霖, 赵玉国. 中国土壤资源特点与粮食安全问题. 生态环境, 2005, 14(5): 783-788.

[45] Fu B J, Liu Y, Lü Y H, He C S, Zeng Y, Wu B F. Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. Ecological Complexity, 2011, 8(4): 284-293.

[46] 章文波, 谢云, 刘宝元. 利用日雨量计算降雨侵蚀力的方法研究. 地理科学, 2002, 22(6): 705-711.

[47] 易玲. 中国水力侵蚀风险研究[D]. 北京: 中国科学院大学(中国科学院遥感与数字地球研究所), 2017.