

1992-2013年巢湖流域土壤侵蚀动态变化

查良松¹, 邓国徽¹, 谷家川²

(1. 安徽师范大学国土资源与旅游学院, 芜湖 241003; 2. 滁州学院地理信息与旅游学院, 滁州 239000)

摘要: 基于GIS和RS技术, 利用修正的通用土壤流失方程(RUSLE)模型, 结合遥感影像、DEM数据、土壤类型数据及相关统计确定了模型中参数因子, 计算出巢湖流域1992-2013年土壤侵蚀模数, 分析了土壤侵蚀强度的时空动态变化特征。结果表明: 巢湖流域土壤侵蚀区域主要呈东北至西南方向分布。微度、轻度、中度、强度、极强和剧烈侵蚀占土壤侵蚀总面积百分比分别是93.46%、6.25%、0.68%、0.19%、0.01%、0.01%。1992-2006年土壤侵蚀模数由510.70 t/(km²·a)减少到129.79 t/(km²·a), 降幅为74.59%, 同时植被覆盖率由37.0%增至47.80%, 土壤侵蚀的面积比例变化明显, 轻度、中度、强度、极强和剧烈侵蚀由8.93%、2.33%、1.32%、0.09%、0.05%分别减少为4.74%、1.39%、0.28%、0.02%、0.01%, 微度侵蚀由87.88%增加到94.16%。但2013年土壤微度侵蚀又减少为93.46%, 土壤微度侵蚀有向高一级转换趋势。2006-2013年土壤侵蚀模数也由129.79 t/(km²·a)增加到149.44 t/(km²·a), 增幅为15.14%。

关键词: 土壤侵蚀; 地理信息系统; RUSLE; 巢湖流域

DOI: 10.11821/dlxb201511002

1 引言

日益严重的土壤侵蚀对农业生产、水质、水文系统等构成威胁, 是制约人类可持续发展的严重问题^[1]。中国是世界上土壤侵蚀最严重的国家之一^[2], 据2001年第二次全国土壤侵蚀遥感调查, 全国水蚀和风蚀面积为356.9万 km², 占国土面积的约37%^[3]。无论山区、丘陵区、风沙区, 还是农村、城市, 都存在不同程度的土壤侵蚀问题^[4]。因此, 明晰土壤侵蚀的时空动态变化对评价水土治理、以及更深入指导水土保持建设有着重要意义。

运用模型的方法开展定量测度是土壤侵蚀研究的常用手段。根据模型建立的方法和模拟过程, 可以分为经验模型、物理过程模型和分布式模型^[5]。20世纪60年代, 美国学者 Wischmeier 等最早建立了通用土壤流失方程 (USLE)^[6]。随着农业开发的需要, 1985年美国学者对USLE局限性进行修正, 研发了RUSLE模型^[7]。鉴于RUSLE模型应用性及参数选择, 国内外学者进行了大量的研究, Prasannakumar V等^[8]将RUSLE模型与地理信息系统 (GIS) 技术相结合对印度的Siruvani流域进行了土壤侵蚀风险评估, De Asis等^[9]将RUSLE模型与线性光谱混合分析 (LSMA) 方法相结合对菲律宾拉梅萨流域进行了土壤侵蚀评估, 卜兆宏^[10]基于RUSLE模型的结构, 引入遥感数据开发出与RUSLE模型相媲美的水土流失定量遥感方法, 刘宝元等^[11]以USLE/RUSLE为基础, 通过研究坡面侵蚀量预报经验模型后, 建立适用于全中国土壤流失预报方程 (CSLE), 江忠善等^[12]将沟间

收稿日期: 2015-07-27; 修订日期: 2015-08-25

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41271545) [Foundation: National Natural Science Foundation of China, No.41271545]

作者简介: 查良松(1953-), 男, 安徽铜陵人, 教授, 中国地理学会会员(S110000074M), 主要研究方向为环境变化与GIS应用等。E-mail: chaliangs@sina.com

地与沟谷地区区别对待, 分别建立了侵蚀模型。20世纪90年代相继出现了很多基于土壤侵蚀过程的物理模型, 其中以美国的WEPP^[13]模型最具代表性, 分布式模型以SHE^[14]最为典型, 由于土壤侵蚀过程的物理模型和分布式模型需要众多参数, 实用性有所限制, 因此以USLE/RUSLE模型应用最为广泛。

巢湖流域总面积约13486 km², 巢湖闸以上集水面积约9130 km²。流域内以丘陵、平原为主。本文采用RUSLE模型研究巢湖流域近20年来的土壤侵蚀的时空变化特征, 旨在为巢湖流域水土保持措施的制定以及皖江城市带环境建设提供理论依据和科学参考。

2 数据来源与研究方法

2.1 研究区自然概况

巢湖流域位于安徽省中部, 116°24'30"~118°0'00"E, 30°58'40"~32°6'00"N (图1), 巢湖主要支流有杭埠河、南淝河、派河、赵河、十五里河、塘西河、白石天河、双桥河、柘皋河等, 湖泊蓄水后由裕溪河注入长江。巢湖闸下涵盖无为县、和县和含山县。巢湖流域属亚热带和暖温带过渡性的副热带季风气候, 年平均气温15~16℃, 年平均降水量约1100 mm, 局部特大暴雨基本两年发生一次。土壤类型主要是水稻土、黄褐土, 紫色土, 棕壤, 石灰土等。

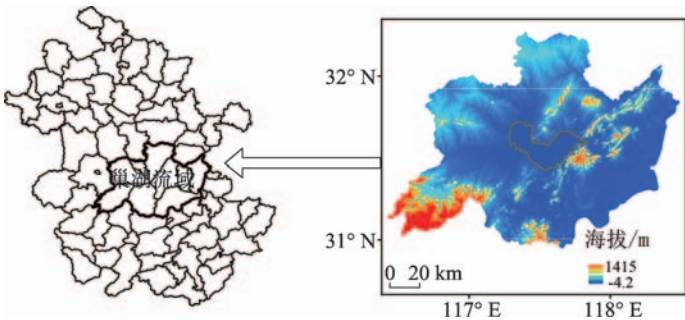


图1 巢湖流域位置分布图
Fig. 1 Location of Chaohu Watershed

2.2 数据来源及预处理

数据主要包括: 1:5万地形图; SRTM 90 m DEM数据 (来源于中国科学院计算机网络信息中心国际科学数据镜像网站 <http://www.gscloud.cn>); 1992年、2000年、2006年、2013年4期共8景TM/ETM+/Landsat8遥感影像 (来源于中国科学院对地观测与数字地球科学中心和中国科学院科学数据中心国际科学数据服务平台, 表1), 为便于数据比较, 尽量选择同一时相的影像, 对每期影像拼接, 结合1:5万地形图选择控制点进行几何精校正, 确保各个时相的遥感影像几何误差在一个像元之内。并以校正后的2006年Landsat ETM+影像为参考标准; 配合遥感影像识别的野外调查数据; 安徽省土壤类型分布图 (来源于全国第二次土壤普查的成果图); 1983-2013年流域内及周边六安、合肥、巢湖、寿县、蚌埠、滁州、霍山、桐城等13个市县气象站点年、月平均降水量数据 (来源于中国气象科学数据共享服务网 <http://cdc.nmic.cn/home.do>)。

2.3 研究方法

基于GIS平台, 采用土壤侵蚀模型计算分析土壤侵蚀量及模型各因子空间分布, 并与安徽省水土保持监测公告结果比较, 同时以转换矩阵方式分析1992-2013年的土壤侵蚀强度的空间动态变化。其修正的通用土壤侵蚀模型 (RUSLE)^[15]为:

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

式中: A为预测土壤侵蚀量[t/(hm²·a)]; R为降水侵蚀力因子[(MJ·mm)/(hm²·h·a)];

表1 卫星影像数据及其特征

Tab. 1 Satellite image data and its characteristics

影像数据	成像时间	条带号	地面分辨率 (m)
Landsat TM	1992-07-23	121/38	30
Landsat TM	1991-08-31	120/38	30, 15
Landsat ETM+	2000-07-05	121/38	30, 15
Landsat ETM+	2000-06-12	120/38	30, 15
Landsat ETM+	2006-07-30	121/38	30, 15
Landsat ETM+	2006-07-31	120/38	30, 15
Landsat 8 OLI_TIRS	2013-05-13	121/38	30, 15

K 为土壤可蚀性因子 $[(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h})/(\text{MJ} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{mm})]$; LS 为坡长坡度因子(无量纲); C 为植被覆盖与管理因子(无量纲); P 为水土保持措施因子(无量纲)。

2.4 RUSLE 土壤侵蚀模型各因子的确定

2.4.1 降水侵蚀力因子 R R 反映降水产生的径流对土壤造成侵蚀的动力指标,它受降水量、降水强度等综合影响,是降水特性的函数^[16]。为了便于资料的获取与计算,目前中国估算年 R 值的方法多数采用年降水量和月降水量因子,王万忠等^[17]在分析中国降水侵蚀力 R 值区域分布特征的基础上,进行了计算误差对比。作者根据前期分析安徽省降水侵蚀力的工作,采用 Wischmeier 提出并经 Arnoldus^[18]修正的直接利用年水量和月降水量来推求 R 值的经验公式:

$$R = \sum_{i=1}^{12} 1.735 \times 10^{(1.5 \lg \frac{P_i^2}{P} - 0.8188)} \quad (2)$$

式中: P_i 为各月平均降水量(mm); P 为年降水量(mm)。根据研究区及其周边六安、合肥、巢湖等13个气象站自1983-2013年的年、月平均降水数据,由公式(2)得到每个站点的多年平均降水侵蚀力 R ,再用kriging插值法进行空间内插,形成大小为30 m的栅格数据,得到降水侵蚀力 R 的空间分布图(图2)。

2.4.2 土壤可蚀性因子 K K 是土壤性质中的一个重要因子,它可评价土壤是否易受侵蚀营力破坏,也可反映土壤对侵蚀营力分离和搬运作用的敏感性^[19]。RUSLE模型中土壤可蚀性因子 K 值是经过试验获得的定量数值,通常以标准小区单位降水侵蚀力所造成的土壤流失量获得,因此计算 K 值的最好方法是通过天然小区直接测定。在该流域大规模布设天然小区很难做到,所以本研究利用Williams等^[20]在EPIC模型中土壤可蚀性因子 K 的计算方法,该方法由蔡崇法等^[21]在小流域进行应用研究,利用公式(3)计算 K 值与实测值基本无差异,且此方法简便。其公式:

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256 W_d \left(1 - \frac{W_i}{100} \right) \right] \right\} \times \left(\frac{W_i}{W_i + W_t} \right)^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25 W_c}{W_c + \exp(3.72 - 2.95 W_c)} \right] \times \left[1 - \frac{0.7 W_n}{W_n + \exp(-5.51 + 22.9 W_n)} \right] \quad (3)$$

式中: W_d 为砂粒含量(%); W_i 为粉粒含量(%); W_t 为黏粒含量(%); W_c 为有机碳含量(%); 其中:

$$W_n = 1 - \frac{W_d}{100} \quad (4)$$

通过公式(3)、(4)计算各土壤类型的 K 值,其单位为国际制 $(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h})/(\text{MJ} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{mm})$,如表2所示:黄褐土0.299,潮土0.253,黄棕壤0.362等,然后将 K 值赋于土壤类型图的属性值,进行数据转换成30 m栅格大小的Grid格式,得到土壤可蚀性 K 值的空间分布图(图3)

2.4.3 坡度坡长因子 LS 地形地貌对土壤侵蚀有着重要的影响,RUSLE模式中斜坡长度因子(L),坡度因子(S)在不同的区域有变化。小流域尺度上 LS 可以用实测数据得

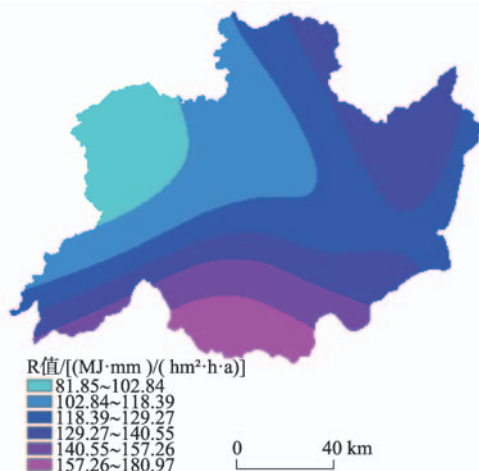


图2 巢湖流域降水侵蚀力空间分布
Fig. 2 The rainfall erosivity spatial distribution of Chaohu Watershed

表2 巢湖流域不同土壤类型的理化性质及K值

Tab. 2 Different types of soil physical and chemical properties of Chaohu Watershed and its K value

土类名称	亚类名称	土属名称	PH值	全氮(g/kg)	全磷(g/kg)	全钾(g/kg)	k 值
潮土	灰潮土	石灰性砂泥土	8.55	0.098	0.063	1.91	0.253
水稻土	潞育水稻土	马肝田	6.92	0.210	0.066	1.96	0.282
紫色土	石灰性紫色	石灰性紫色土	7.40	0.074	0.023	1.91	0.000
黄褐土	粘盘黄褐土	马肝土	6.98	0.061	0.026	1.96	0.299
水稻土	渗育水稻土	渗泥质田	6.02	0.208	0.042	2.36	0.249
水稻土	潜育水稻土	青泥田	6.07	0.085	0.022	1.86	0.248
水稻土	淹育水稻土	浅马肝田	7.35	0.057	0.020	1.67	0.249
黄棕壤	黄棕壤	铁质黄棕壤	6.89	0.071	0.323	1.44	0.362
粗骨土	酸性粗骨土	硅铁质砂砾土	5.10	0.102	0.137	2.24	0.000
水稻土	漂洗水稻土	澄白土田	7.44	0.012	0.030	1.35	0.250
石质土	酸性石质土	硅质岩砾质土	4.90	0.088	0.018	1.13	0.000
水稻土	脱潜水稻土	脱青潮砂泥田	6.32	0.083	0.019	2.02	0.254
石灰岩土	棕色石灰土	棕色石灰土	6.70	0.144	0.052	1.67	0.384
石灰岩土	黑色石灰土	黑色石灰土	7.57	0.341	0.111	1.32	0.384
紫色土	酸性紫色土	酸性紫色土	4.43	0.083	0.028	1.79	0.000
潮土	潮土	两合土	8.27	0.065	0.051	1.75	0.253
紫色土	中性紫色土	中性紫色土	6.60	0.072	0.027	2.04	0.000
黄棕壤	黄棕壤性土	黄棕壤性土	4.87	0.104	0.021	1.24	0.362
红壤	黄红壤	铁质黄红壤	4.79	0.087	0.041	1.73	0.217
棕壤	酸性棕壤	硅铝质暗棕土	5.34	0.056	0.100	1.83	0.314
黄棕壤	暗黄棕壤	硅铝质暗黄棕壤	5.19	0.150	0.030	2.56	0.362

到，在本流域尺度上LS因子以DEM进行提取，采用中低分辨率DEM进行LS的计算。已有研究表明，使用中低分辨率的DEM不能正确得到实际地的坡度坡长，且坡度减少，坡长增加^[22-23]，从而影响土壤侵蚀评价的精度。所以，本研究利用直方图匹配获得高分辨率的坡度值^[24]，方法如下：首先，将由高分辨率DEM（25 m）和低分辨率DEM（90 m）生成坡度值图，进行频率和累积频率的统计，然后对坡度进行改正（图4），即参考两种分辨率的坡度累积频率曲线，找到相同累积频率对应的坡度，将其作为坡度的改正值。如果值在两者之间不能准确对应的，则用差分的方法计算得到对应的坡度值，再将低分辨率的坡度值和坡度改正值曲线进行回归统计分析，得到拟合不同的回归函数，通过模型检验得到一个最佳回归函数（公式5）。最后将低分辨率坡度X带入公式5，利用ArcGIS地图代数功能，进行坡度的尺度变换。

$$Y=1.3561X-0.0212X^2+0.0001X^3-1.8751$$

(5)

式中：Y为改正后坡度；X为低分辨率坡度。

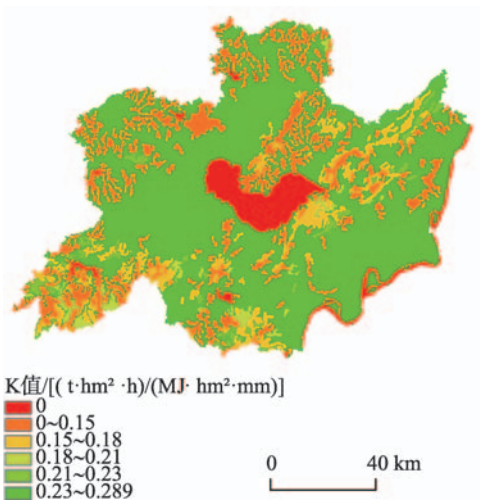


图3 巢湖流域K值分布图

Fig. 3 The K-value distribution of Chaohu Watershed

同时采用 Moore 等^[25]提出的方法进行 LS 因子计算,该方法基于水流功率理论和物理过程,充分考虑了径流和水文过程的影响,在水系发达的巢湖流域更为适用。其公式为:

$$LS = (Flow\ Accum \times Cell\ size / 22.13)^{0.4} \times (\sin slope / 0.0896)^{1.3} \quad (6)$$

式中: Flow Accum 为汇水累积量; Cell Size 为栅格像元大小; slope 为坡度。利用研究区的 DEM 和 ArcGIS 提取出汇水累积量以及坡度,结合上述公式即可得到研究区的 LS 分布图(图5)。

2.4.4 植被覆盖和管理因子 C C 为一定植被覆盖和管理措施下土壤流失量与同等条件下适时翻耕、连续休闲对照地上土壤流失量之比。它是土壤侵蚀力的抑制因子,起着水土保持的作用。对 C 值的确定,目前主要有三种方法:人工赋值法、小区实验法、基于植被覆盖度的遥感数据定量估算法。而 NDVI 是计算 C 因子的一个最普遍的数据^[26]。本文基于植被覆盖度的遥感数据定量估算法确定 C 值,该方法适用广泛,但无法反映地表枯落叶信息^[27]。根据 Van der Knijff M^[28-29]提出的利用 NDVI 确定 C 因子。C 因子与 NDVI 的关系为:

$$C = \exp \left[-\alpha \cdot \frac{NDVI}{(\beta - NDVI)} \right] \quad (7)$$

式中: α 和 β 为无量纲因子,决定 C 因子与 NDVI 关系曲线图。经 Van der Knijff M 发现 $\alpha = 2$ 和 $\beta = 1$ 是一个合理的取值,有着良好相关性。结合上述公式,得出的 C 值会出现负值或极大值,通常将负值赋值为 0,极大值赋值为 1。可求得研究区 C 值分布图(图6)。从图6看出,植被覆盖和管理因子 C 值 2013 年不及 1992 年,遥感图像虽是 5 月(2013)与 7 月(1992)造成植被遥感有微小差异,但主要与基本建设阶段使植被在减少、道路、居民点等建筑在增加有关。

2.4.5 水土保持措施因子 P 指在有一定水土保持措施的作用下,土壤流失面积与标准状况下土壤流失面积之比。水土保持措施有:等高耕作、等高带状种植、梯田、调整水流形态、斜坡坡度和表面流的汇流方向、减少径流量、降低径流速率用来减轻土壤侵蚀等方式。其值在 0~1 之间,0 值代表根本不发生土壤侵蚀,1 值表明水土保持措施完全失效。对于 P 值的确定,目前主要通过布设天然小区试验得来,考虑到物力财力等综合因素在流域尺度上更难布设大规模的天然径流小区,所以本研究结合以往作者研究成果和

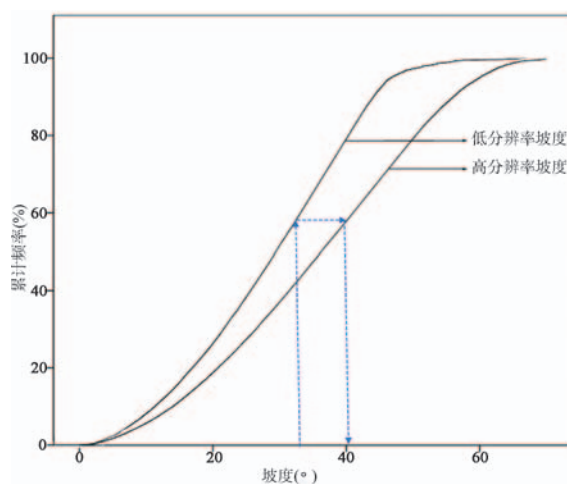


图4 坡度累积频率比较法示意图

Fig. 4 Diagram map of slope accumulation histograms matching

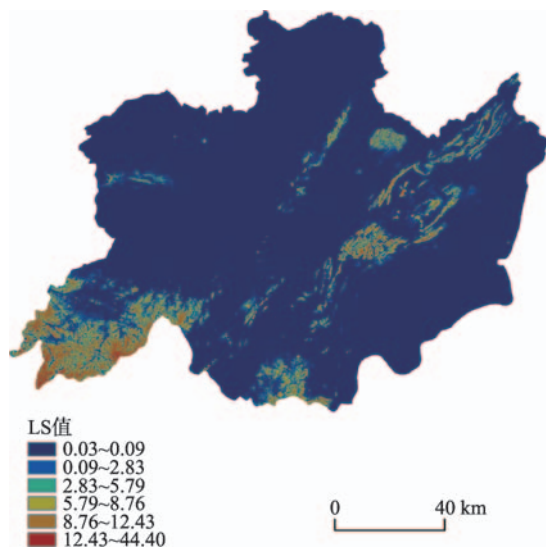


图5 巢湖流域LS值分布图

Fig. 5 The LS-value distribution of Chaohu Watershed

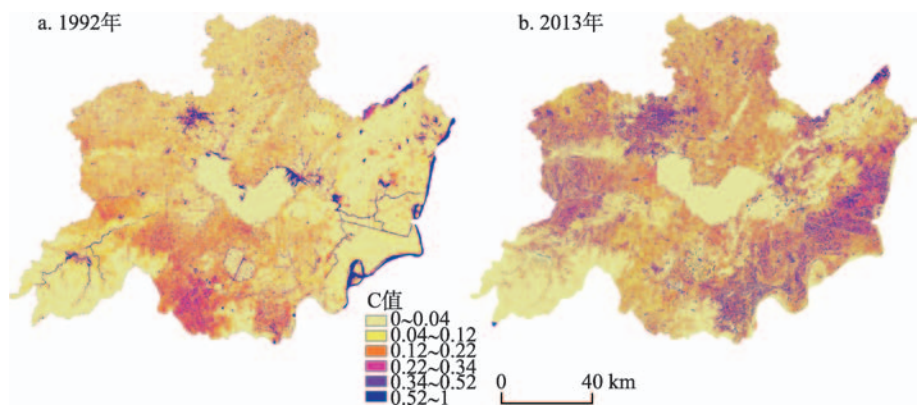


图6 1992年和2013年巢湖流域C值分布图

Fig. 6 The C-value distribution of Chaohu Watershed in 1992 and 2013

表3 不同土地利用类型的P值

Tab. 3 The P value of different land use types

土地利用类型	水田	旱地	林地	疏林地	草地	水域	居民地	裸岩
P值	0.15	0.35	1.0	1.0	1.0	0.0	0.0	0.0

安徽省土地利用及农事活动情况，依据表3^[30]中P值对安徽省土地利用现状图进行数字化处理，将P因子值赋予相应的土地利用类型中，得到安徽省P因子图层，生成水土保持因子分布图（图7）。从图看出：水土保持措施因子P值2013年比1992年小，尤其在该流域北侧，即合肥市以北地区更为突出，说明水土保持措施成效显著。

3 结果与讨论

根据安徽省水利厅提供的六安市椿树岗坡面径流观测场水土保持监测点的径流小区实测资料，2013年径流小区实测的侵蚀模数为25.71 t/（km²·a），用RUSLE模型计算的侵蚀模数为21.49 t/（km²·a），计算与实测比83.59%，并把RUSLE计算的侵蚀面积与安徽省水土保持监测公报（2005年）结果进行比较（图8）。从图8可知模型计算土壤侵蚀区域与水土保持监测公报的结果比：土壤轻度侵蚀到剧烈侵蚀的计算结果（1060.6）与监测结果（1299.2）的比是81.6%，土壤微度侵蚀的计算结果（15585.8）与监测结果

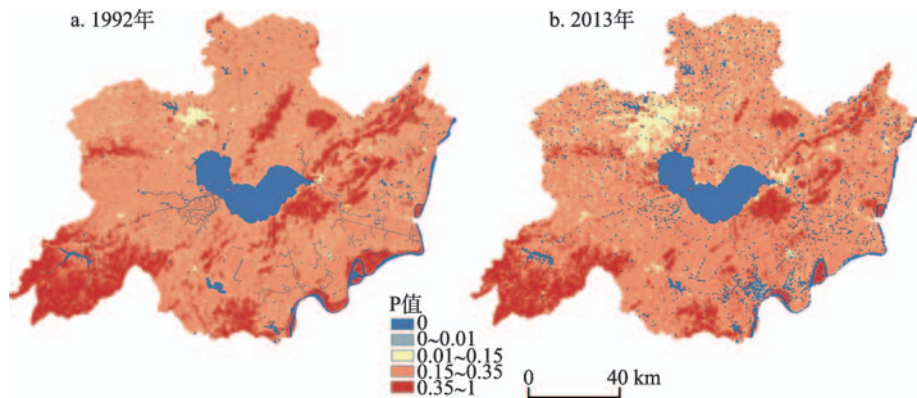


图7 1992年和2013年巢湖流域P值分布图

Fig. 7 The P-value distribution of Chaohu Watershed in 1992 and 2013

(15092.5) 比是 103%，整体的计算结果与监测结果基本一致，说明在巢湖流域用RUSLE模型计算的土壤侵蚀模数与侵蚀面积值得进一步分析。

3.1 土壤侵蚀强度的时间变化

将所得的降水侵蚀力因子图、土壤可蚀性因子图、坡度坡长因子图、植被覆盖和管理因子图与水土保持措施因子图转化统一分辨率（30 m）后，在 ArcGIS 中相乘，得到 1992-2013 年巢湖流域土壤侵蚀模数（图 9）和流域内土壤侵蚀模数平均数值（图 10a）。结果表明：1992-2013 年巢湖流域年平均土壤侵蚀模数减少趋势明显，降幅为 70.74%。1992 年土壤侵蚀模数为 510.70 t/（km²·a），2006 年为 129.79 t/（km²·a），1992-2006 年降幅为 74.59%，但 2006-2013 侵蚀模数稍有增加，增幅为 15.14%，这主要与植被覆盖率减少有关（图 10b）。

根据水利部颁布的《（SL190-2007）土壤侵蚀分类分级标准》^[31]，得到巢湖流域土壤侵蚀分级指标图，总共分为 6 个级别，微度侵蚀、轻度侵蚀、中度侵蚀、强度侵蚀、

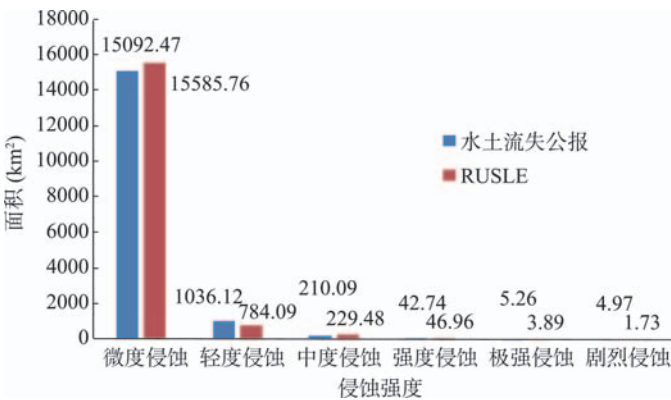


图8 RUSLE模型与安徽省水土保持监测公告结果比较
Fig. 8 Comparison of RUSLE result and Anhui bulletin about soil and water conservation

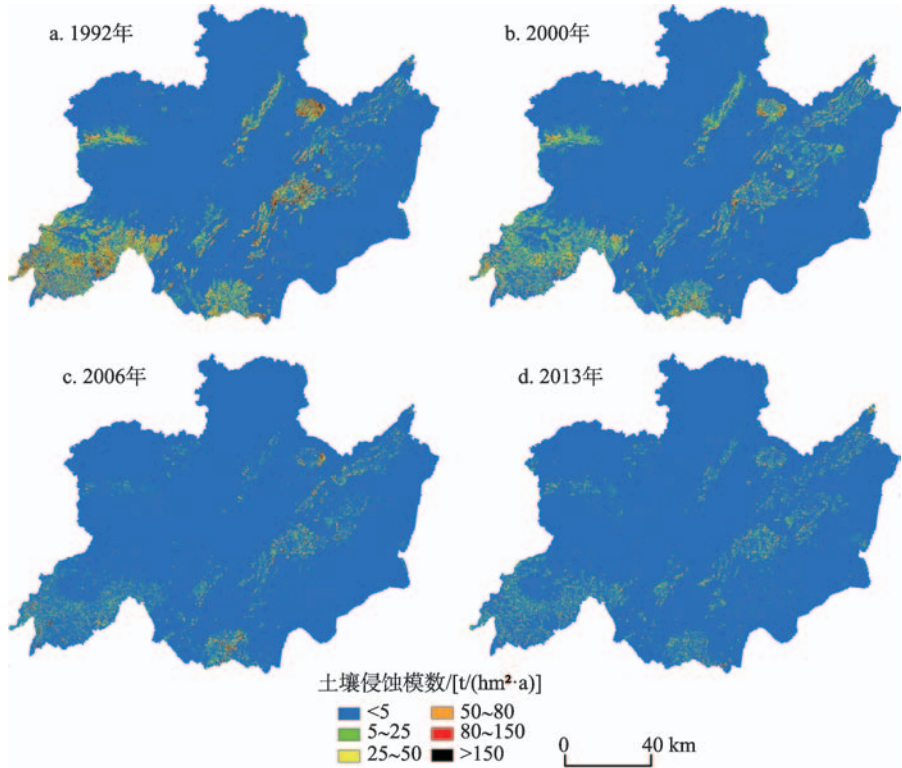


图9 1992-2013年巢湖流域土壤侵蚀模数

Fig. 9 The soil erosion modulus in Chaohu Watershed from 1992 to 2013

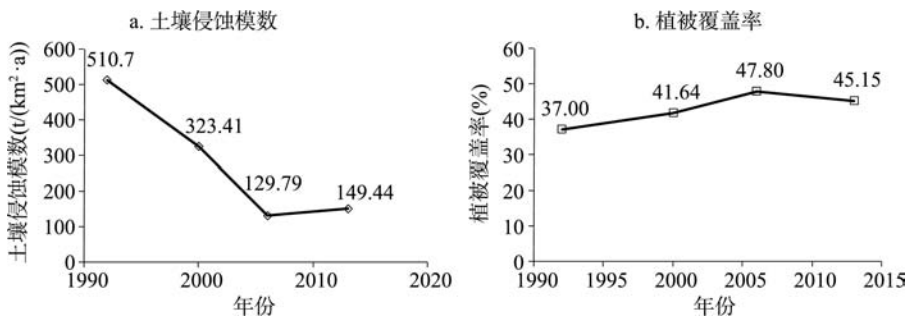


图10 1992-2013 年巢湖流域土壤侵蚀模数(a)和植被覆盖率(b)

Fig. 10 Variations of soil erosion modulus (a) and the vegetation coverage rate (b) in Chaohu Watershed from 1992 to 2013

极强侵蚀、剧烈侵蚀，各侵蚀强度所占整个流域的侵蚀面积百分比（表4）。从表中可知，1992-2013年，轻度侵蚀、中度侵蚀、强度侵蚀、极强侵蚀、剧烈侵蚀分别降幅30.0%、70.81%、85.60%、88.89%、80%；微度侵蚀增幅6.3%，总趋势轻度侵蚀到剧烈侵蚀强度所占面积向土壤侵蚀的低级别转移。但2006-2013年，土壤微度侵蚀减少了0.74%。意味着土壤微度侵蚀有向高一级别的侵蚀转移。

表4 1992-2013 年巢湖流域不同土壤侵蚀强度面积的百分比变化(%)

Tab. 4 The variation of the area ratio of each soil erosion intensity in Chaohu Watershed from 1992 to 2013

侵蚀强度	微度	轻度	中度	强度	极强	剧烈
1992年	87.88	8.93	2.33	1.32	0.09	0.05
2000年	90.63	6.84	1.75	1.24	0.09	0.05
2006年	94.16	4.74	1.39	0.28	0.02	0.01
2013年	93.46	6.25	0.68	0.19	0.01	0.01

由NDVI计算的图10b可知，尽管是通过一次TM影像数据得到，但基本都是夏季同期数据，可客观反映一些问题。1992-2006年，植被覆盖率微弱增加，这与安徽省启动退耕还林、退耕还湖等政策有关，同时，土壤侵蚀模数明显下降；2006年至2013年植被覆盖率有下降趋势，这可能与交通、居民点等基本建设时间长，不能即时恢复植被有关，同时，土壤侵蚀模数有敏感上升趋势。由统计年鉴得知，从2006-2013年巢湖流域城市化率由35.32%增加到45.86%，城市规模显著扩大，迅速城市化造成环境的压力在增加^[32]，因此，必须要科学地协调基本建设与环境保护的关系。

3.2 土壤侵蚀强度的空间动态变化

巢湖流域1992年、2000年、2006年、2013年的土壤侵蚀分布格局基本一致，流域内的侵蚀区域主要呈流域东北至西南对角线方向分布，其中，微度侵蚀区域主要分布在沿南淝河、杭埠河、天河等河流的中下游冲积平原区以及一些植被覆盖较好的低山丘陵区。轻度、中度、强度、极强和剧烈侵蚀区域主要分布在杭埠河、丰乐河、天河、黄泥河、裕溪河、滁河中上游以及流域四周的丘陵区。极强和剧烈侵蚀区域主要分布在杭埠河上游河棚镇、大别山北部以及含山县内。剧烈侵蚀主要分布在舒城县龙河口水库低山丘陵区以及郭公河、西河附近的无为县牛埠镇昆山乡附近区域。特别是中部龙河口水库四周的低山丘陵地带，由于人口密集，大量的陡坡垦荒，造成水库淤积，土壤侵蚀严重。

对不同侵蚀等级的面积数据进行统计，得到不同年份间土壤侵蚀强度的转移矩阵（表5）。由表可知：1992年向2000年土壤侵蚀在轻度、中度和强度侵蚀等级上转化明显。轻度侵蚀中38.86%转化为微度侵蚀，中度侵蚀中34.08%转化为轻度侵蚀，强度侵蚀中却有32.97%转化为中度侵蚀。2000年向2006年土壤侵蚀在轻度、中度、强度、极强侵蚀等级上转化明显。轻度侵蚀中60.77%转化为微度侵蚀，中度侵蚀中57.69%转化为轻度侵蚀，强度侵蚀中75.21%转化为中度侵蚀，极度侵蚀中60.41%转化为强度侵蚀，而剧烈

表 5 1992-2013 年巢湖流域土壤侵蚀强度转移矩阵
Tab. 5 The diverting matrix of soil erosion intensity in Chaohu Watershed from 1992 to 2013

	微度	轻度	中度	强度	极强	剧烈	总计
1992 年	→ 2000 年						
微度	14299.66	201.12	29.65	14.58	0	0	14545.01
轻度	574.24	798.62	85.17	19.63	0	0	1477.65
中度	128.27	131.68	98.67	27.02	0.60	0.09	386.33
强度	0.01	1.90	72.23	137.89	6.93	0.11	219.07
极强	0	0	2.34	2.59	5.18	5.33	15.44
剧烈	0	0	1.74	3.31	1.57	1.81	8.43
总计	15002.17	1133.32	289.79	205.02	14.27	7.35	
2000 年	→ 2006 年						
微度	14791.57	166.92	30.28	13.40	0	0	15002.17
轻度	688.68	415.51	21.26	7.87	0	0	1133.32
中度	95.46	167.18	20.99	5.67	0.39	0.11	289.79
强度	10.06	34.48	154.20	5.80	0.37	0.11	205.02
极强	0	0	2.61	8.62	2.86	0.17	14.27
剧烈	0	0	0.14	5.60	0.27	1.33	7.35
总计	15585.76	784.09	229.48	46.96	3.89	1.73	
2006 年	→ 2013 年						
微度	15246.95	279.02	43.95	15.85	0	0	15585.76
轻度	212.97	543.66	21.61	5.85	0	0	784.09
中度	8.61	205.06	10.64	4.22	0.89	0.07	229.49
强度	0.64	6.77	35.71	3.01	0.75	0.08	46.96
极强	0	0	0.63	1.88	0.62	0.76	3.89
剧烈	0	0	0.73	0.75	0.19	0.07	1.73
总计	15469.16	1034.51	113.27	31.56	2.45	0.98	

注：表中的 0 值是由于转化面积太小，可忽略不计；单位：km²。

侵蚀中只有 3.67% 转化为极强侵蚀。2006 年向 2013 年土壤侵蚀在中度和强度侵蚀等级上转化明显。中度侵蚀中 89.35% 转化成轻度侵蚀，强度侵蚀中 76.03% 转化成中度侵蚀。

3.3 不同土地利用类型的土壤侵蚀空间分布

选取 2013 年土壤侵蚀图与 2013 年土地利用图（通过目视判定并结合野外实地考察收集的实测资料进行精度评价，总体精度达 85.67%，可满足实际应用要求）进行叠加分析，可以得到不同土地利用类型的土壤侵蚀强度分布情况（图 11，表 6）。在各土地利用类型中，侵蚀面积最大的是水田，占流域侵蚀总面积 64.42%；其次是林地 20.98%、城镇及工矿用地 10.36%；旱地，水域和其他土地利用类型侵蚀面积较

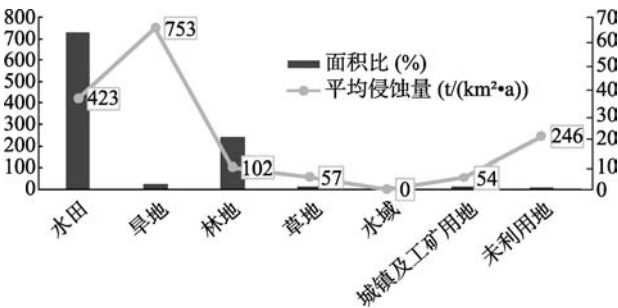


图 11 巢湖流域不同土地利用类型的土壤侵蚀面积比及平均侵蚀量

Fig. 11 The percentage of the area of soil erosion and average soil erosion modulus under different land use types in Chaohu Watershed

表6 巢湖流域不同土地利用类型的土壤侵蚀面积百分比(%)

Tab. 6 The percentage of the area of soil erosion under different land use types in Chaohu Watershed

侵蚀强度	水田	旱地	林地	草地	水域	城镇及工矿用地	未利用地
微度	63.62	1.92	20.63	0.88	1.32	10.26	0.01
轻度	0.66	0.02	0.30	0.02	0.04	0.08	0.00
中度	0.08	0.00	0.03	0.00	0.01	0.01	0.00
强度	0.03	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
极强	0.02	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
剧烈	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
合计	64.42	1.95	20.98	0.91	1.38	10.36	0.01

注：表中0值是由于取近似值，可忽略不计。

小，仅占流域侵蚀总面积的4.25%。由此可知，微度侵蚀和轻度侵蚀主要分布在水田、林地、旱地和城镇及工矿用地。水田的土壤侵蚀量最大，虽然旱地的侵蚀面积占流域总侵蚀面积很小，但侵蚀模数高达753 t/ (km² · a)，这说明巢湖流域对旱地的开发强度很大，侵蚀比较严重。

4 结论

(1) 1992-2013年巢湖流域年平均土壤侵蚀模数减少趋势明显，1992年为510.70 t/ (km² · a)，2006年减少到129.79 t/ (km² · a)，降幅为74.59%，但2006-2013年期间，由于城市规模扩大，交通、建筑施工等，不注意环境保护，使土壤侵蚀模数增加到149.44 t/ (km² · a)，增幅为15.14%，植被覆盖率下降5.5%。

(2) 土壤侵蚀主要呈巢湖流域东北—西南分布，微度侵蚀区域在巢湖沿岸以及河流的中下游的冲积平原区域，轻度、中度、强度、极度和剧烈侵蚀区域主要分布在低山丘陵和山区,极强侵蚀和剧烈侵蚀主要出现在舒城县等部分旱地和城镇及工矿用地中。

(3) 在各土地利用类型中，土壤微度侵蚀占流域侵蚀总面积96%以上，其中侵蚀面积最大的是水田，占流域侵蚀总面积64.42%，其次林地20.63%，城镇及工矿用地10.36%，旱地，水域及其他土地利用类型侵蚀面积较小，仅占流域侵蚀总面积的4.25%。虽然旱地的侵蚀面积所占流域总侵蚀面积很小，但侵蚀模数高达753 t/ (km² · a)，土壤剧烈侵蚀占自身侵蚀总面积5.1%。

(4) 1992-2013年，巢湖流域大部分地区土壤侵蚀强度向低一级转移。土壤侵蚀面积分布比例变化明显，轻度侵蚀、中度侵蚀、强度侵蚀、极度侵蚀和剧烈侵蚀由8.93%、2.33%、1.32%、0.09%、0.05%分别减少为6.25%、0.68%、0.19%、0.01%、0.01%，微度侵蚀由87.88%增加到93.46%。但土壤微度侵蚀2013年比2006年减少0.7%，轻度侵蚀面积增加1.51%，土壤侵蚀面积分布有向高一级转换趋势。同时植被覆盖率下降。

(5) 巢湖流域土地类型结构调整、退耕还林、退耕还湖等措施形成了土壤侵蚀以微度、轻度为主，使生态环境有了改善。

致谢：感谢安徽省水利厅史志刚博士的咨询帮助！

参考文献(References)

[1] Lal R. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. Critical Reviews Plant Sciences, 1998,

- 17: 319-463.
- [2] Zheng Fenli, Wang Zhanli. The retrospection and prospect on soil erosion research in China. *Chinese Journal of Nature*, 2008, 30(1): 12-16. [郑粉莉, 王占礼. 我国土壤侵蚀科学研究回顾和展望. *自然杂志*, 2008, 30(1): 12-16.]
- [3] Li Zhiguang. Current status and developing trend of soil erosion in China. *Science of Soil and Water Conservation*, 2008, 6(1): 57-62. [李智广. 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.]
- [4] Liu Zheng. From the current situation as Ecology soil erosion and water conservation and the main task of strategic layout. *Theory Discussion*, 2002(7): 31-33. [刘震. 从我国水土流失现状看水土保持生态建设战略布局及主要任务. *理论探讨*, 2002(7): 31-33.]
- [5] Zhou Zhengchao, Shangguan Zhouping. Overview on soil erosion model research. *Science of Soil and Water Conservation*, 2004(1): 52-56. [周正朝, 上官周平. 土壤侵蚀模型研究综述. *中国水土保持科学*, 2004(1): 52-56.]
- [6] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall erosion losses a guide to conservation planning *Agricultural Handbook*. US Department of Agriculture, 1978.
- [7] Renard K G, foster G R, Weesies G A. RUSLE a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation. *USDA Agricultural Handbook*, 1997: 703.
- [8] Prasannakumar V, Shiny R, Geetha N, Vijith H. Spatial prediction of soil erosion risk by remote sensing, GIS and RUSLE approach. *Environ Earth Sciences*, 2011, 64: 965-972.
- [9] De Asis A M, Omasa K. Estimation of vegetation parameter for modeling soil erosion using linear spectral mixture analysis of Landsat ETM data. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 2007, 62(4): 309-324.
- [10] Pu Zhaozhong. Research progress on quantitative remote sensing of soil loss and its application. *Acta Pedologica Sinica*, 1997, 34(3): 235-245. [卜兆宏. 水土流失定量遥感方法及其应用的研究. *土壤学报*, 1997, 34(3): 235-245.]
- [11] Liu Baoyuan. Soil erosion prediction model for Chinese studies//Twelfth Conference of the International Soil Conservation, Beijing, 2002. [刘宝元. 中国土壤侵蚀预报模型研究//北京第十二届国际水土保持大会, 2002.]
- [12] Jiang Zhongshan, Wang Zhiqiang, Liu Zhi. Quantitative study on spatial variation of soil erosion in a small watershed in the loess hilly region. *Journal of Soil Erosion and Soil Conservation*, 1996, 2(1): 1-9. [江忠善, 王志强, 刘志. 黄土丘陵区小流域土壤侵蚀空间变化定量研究. *土壤侵蚀与水土保持学报*, 1996, 2(1): 1-9.]
- [13] Laflen T M, Lwonnard T L, Foster G R. WEPP a new of erosion generation prediction technology. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1991, 46(1): 34-38.
- [14] Baffalt C, Nearing M, Nicks A. Impact of GLIGEN parameters on predicted WEPP predicted average soil loss. *Transactions of the ASAE*, 1996, 39(2): 1001-1020.
- [15] Renard K G, Ferreira V A. RUSLE model description and database sensitivity. *Journal of Environmental Quality*, 1993, 22(3): 458-466.
- [16] Hudson N W. *Soil Conservation*. London: B. T. Ratsfnrd, 1976.
- [17] Wang Wanzhong, Jiao Juying. Study on Rainfall Erosivity in China (I). *Journal of Soil and Water Conservation*, 1995 (4): 5-18. [王万中, 焦菊英. 中国降雨侵蚀力 R 值的计算与分布(I). *水土保持学报*, 1995(4): 5-18.]
- [18] Arnoldus H M J. An approximation of the rainfall factor in the universal soil loss equation//De Boodt M, Gabriels D. *Assessment of Erosion*. Chichester, UK: Wiley, 1980: 127-132.
- [19] Bouyoucos G J. The clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion. *Journal of American Society of Agronomy*, 1935, 27: 738-741.
- [20] Williams J, Nearing M, Nicks A, et al. Using soil erosion models for global change studies. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1996, 51(5): 381-385.
- [21] Cai Chongfa, Ding Shuwen, Shi Zhihua, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000(2): 19-24. [蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究. *水土保持学报*, 2000(2): 19-24.]
- [22] Wolock D M, McCabe G J. Differences in topographic characteristics computed from 100 m and 1000 m resolution digital elevation model data. *Hydrological Processes*, 2000, 14: 987-1002.
- [23] Tang Guoan, Zhao Mudan, Li Tianwen, et al. Modeling slope uncertainty derived from DEMs in Loess Plateau. *Acta Geographica Sinica*, 2003, 58(6): 824-830. [汤国安, 赵牡丹, 李天文, 等. DEM 提取黄土高原地而坡度的不确定性. *地理学报*, 2003, 58(6): 824-830.]
- [24] Yang Q K, Jupp D, Li R, et al. Rescaling lower resolution slopes by histogram matching//*Proceedings of the First International Symposium on Terrain Analysis and Digital Terrain Modelling*, Nanjing, 2006.
- [25] Moore I Burch G. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of*

- America Journal, 1986, 50: 1294-1298.
- [26] Alejandro M A, Kenji O. Estimation of vegetation parameter for modeling soil erosion using linear spectral mixture analysis of Landsat ETM data. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 2007, 62: 309-324.
- [27] Feng Qiang. The study on cover-management factor in USLE and RUSLE: a review. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 16: 4461-4472. [冯强. USLE/RUSLE 中植被覆盖与管理因子研究进展. *生态学报*, 2014, 16: 4461-4472.]
- [28] Van der Knijff M, Jones RJA, Montanarella L. Soil erosion risk in Italy. EUR19022 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 1999: 54.
- [29] Van der Knijff JM, Jones RJA, Montanarella L. Soil erosion risk assessment in Europe. EUR 19044 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2000: 34.
- [30] Cheng Xianfu, Yu Fen. Spatial distribution of soil erosion and its relationship to environment factors in Anhui Province. *Geographical Research*, 2010, 29(8): 1461-1470. [程先富, 余芬. 安徽省土壤侵蚀空间分布及其与环境因子的关系. *地理研究*, 2010, 29(8): 1461-1470.]
- [31] People's Republic of China Ministry of Water Resources. SL190-2007 Standards of Classification of Soil Erosion. Beijing: China Water Power Press, 2007. [中华人民共和国水利部. SL190-2007 土壤侵蚀分类分级标准. 北京: 中国水利水电出版社, 2007.]
- [32] Chen Mingxing, Lu Dadao, Zha Liangsong. The comprehensive evaluation of China's urbanization and effects on resources and environment. *Journal of Geographical Sciences*, 2010, 20(1): 17-30.

Dynamic changes of soil erosion in the Chaohu Watershed from 1992 to 2013

ZHA Liangsong¹, DENG Guohui¹, GU Jiachuang²

(1. College of Territorial Resources and Tourism, Anhui Normal University, Wuhu 241003, Anhui, China;

2. School of Geographical Information & Tourism, Chuzhou University, Chuzhou 239000, Anhui, China)

Abstract: With the help of GIS and RS technology, and based on remote sensing image data, DEM data, soil type data and relevant statistical data, we use the modified universal soil loss equation (RUSLE) as the evaluation model to determine the relevant parameters of the model, to calculate the soil erosion modulus in Chaohu Watershed from 1992 to 2013, and to analyze the spatial and temporal dynamic changes of soil erosion intensity in this region. The soil erosion area in Chaohu basin is mainly distributed in the NE-SW direction. Slight, mild, moderate, intense, strong and severe erosion accounted for 93.46%, 6.25%, 0.68%, 0.19%, 0.01% and 0.01% of the total watershed area respectively. The largest erosion area was paddy field, accounting for 64.42% of the total watershed, followed by woodland (20.98%) and urban and industrial land (10.36%), which was based on micro erosion and mild erosion mentioned above. From 1992 to 2006, the soil erosion modulus decreased from 510.70 t/(km²·a) to 129.79 t/(km²·a), falling by 74.59%, while the vegetation cover increased from 37% to 47.80%. The change of soil erosion area was obvious: mild (8.93%), moderate (2.33%), intense (1.32%), extreme (0.09%) and severe erosion (0.05%) were reduced to 4.74%, 1.39%, 0.28%, 0.02% and 0.01%, respectively, while slight erosion increased from 87.88% to 94.16%. However, the slight erosion reduced to 93.46%, and the slight erosion had a worsening trend in 2013. From 1992 to 2013, the soil erosion modulus increased from 129.79 t/(km²·a) to 149.44 t/(km²·a), an increase of 15.14%, meanwhile the vegetation cover rate decreased from 47.80% to 45.15%.

Keywords: soil erosion; geographic information systems (GIS); RUSLE; Chaohu Watershed