

土壤保持功能对土地利用变化的敏感性研究

王勇^{1,2}, 杨彦昆¹, 程先³, 李维杰¹, 高敏¹, 王家录¹

(1.西南大学地理科学学院, 重庆 400715;

2.三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400715; 3.西南大学资源环境学院, 重庆 400715)

摘要: 土地利用/覆被变化作为人类活动的直观反映, 深刻改变着地表植被覆盖和地表径流, 进而导致土壤保持功能的变化。采用趋势分析法对重庆市 2000—2015 年土壤保持功能的变化趋势进行研究, 采用交叉敏感系数法研究各地类转换对土壤保持功能的敏感性。结果表明: (1) 研究区地类以林地和旱地为主, 2000—2015 年间林地、裸地、水体和建设用地的面积有所增加, 旱地、草地和水田的面积有所减少。其中, 建设用地增幅最大, 达 0.93%, 主要来源于旱地和水田的转换; 旱地降幅最大, 达 0.85%, 主要流向建设用地和林地。(2) 研究区 2000—2015 年间土壤保持量总体呈波动上升趋势。其中, 基本不变的区域占比 77.22%, 增加和显著增加区域占比 21.85%, 减少和显著减少的区域占比 0.10%。增加和显著增加的区域主要集中在 500~1 000 m 的旱地和林地, 减少和显著减少的区域主要为海拔 500 m 以下的旱地。(3) 旱地与草地、水田与林地之间的转换对土壤保持功能的变化敏感性最高(敏感性系数分别为 11.01 和 6.73), 其次是旱地与裸地、水田、水体之间, 草地与水体、裸地、林地之间以及林地与水体、裸地之间的转换, 其敏感性系数均大于 1。

关键词: 土壤保持; 土地利用变化; 交叉敏感性; 趋势分析

中图分类号: S157

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2020)06-0022-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.06.004

Sensitivity of Soil Conservation Function to Land Use Change

WANG Yong^{1,2}, YANG Yankun¹, CHENG Xian³, LI Weijie¹, GAO Min¹, WANG Jialu¹

(1.College of Geographic Sciences, Southwest University, Chongqing 400715;

2.Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education,

Chongqing 400715; 3.College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715)

Abstract: As a direct reflection of human activities, land use cover deeply influences the surface vegetation and surface runoff, which leads to the change of soil conservation. Taking Chongqing as a case study, the soil conservation change trend was studied by the trend analysis method and the sensitivity of soil conservation to land use transition was analyzed by the cross-sensitivity coefficient method. The results showed that: (1) The land types in Chongqing were mainly forest land and dry land. From 2000 to 2015, the area of forest land, bare land, construction land, and water increased, while the area of dry land, grassland, and paddy field decreased. The construction land had the largest increase, mainly from dry land and paddy fields. The dry land had the largest decline, mainly converted into construction land and forest land. (2) From 2000 to 2015, the amount of soil conservation in Chongqing increased, but the growth trend was not linear. The soil conservation with extremely significant and significant increase accounted for 21.85% of the total increase area, respectively, while those with extremely significant and significant decrease were 0.10%, and the rest was not changed basically. The increased and significantly increased areas were mainly concentrated in the dry land and forest land with an altitude of 500~1 000 m, while the decrease and significant decrease areas were mainly in the dry land below 500 m above sea level. (3) The transitions of dry land to grassland and paddy fields to forest land were the most sensitive land conversion types with sensitivity coefficients of 11.01 and 6.73. The transitions of dry land to bare land, paddy fields, and water, forest land to water and bare land, and grassland to water, bare land, and forest land was sensitive, and their sensitivity coefficients were higher than 1.

Keywords: soil conservation; land use change; cross-sensitivity; trend analysis

收稿日期: 2020-03-23

资助项目: 重庆市第四次全国经济普查项目“渝东南武陵山区城镇生态安全格局构建与建设用地开发模式研究”(sjpktzd11)

第一作者: 王勇(1975—), 男, 博士, 副教授, 主要从事自然地理与资源环境、生态安全方面的研究。E-mail: 190966549@qq.com

通信作者: 杨彦昆(1995—), 男, 硕士研究生, 主要从事资源与环境演变、生态安全方面的研究。E-mail: yangjiaer1@gmail.com

土壤保持功能作为一种重要的生态系统调节服务,对区域生态安全具有重要意义,是人类活动和自然环境对土壤侵蚀所起到的削减或抑制作用的总称^[1]。人类活动深刻改变着地表植被覆盖和地表径流,进而导致土壤保持功能的变化^[2]。近年来,人类活动对土壤保持功能的影响正逐渐成为生态学领域的研究热点^[3]。

土地利用变化作为人类活动的直观反映,对土壤保持功能有决定性影响^[4]。土地利用变化引起地表植被覆盖、坡面产流、土壤抗蚀性和水保措施等因素的改变^[2],是土壤保持功能时空分布差异的主要驱动因素^[5]。研究土地利用变化对土壤保持功能的影响,有助于揭示土壤保持功能的机理,为土壤保持评价、水土保持措施配置及其效益评估提供科学依据^[6]。饶恩明等^[7]通过对四川省土壤保持功能的影响因素进行回归分析发现,经济发展、人口增长等人类活动对当地的土壤保持功能有重要影响;刘金巍等^[8]对黑河中上游的土壤保持功能研究发现,土地利用变化对土壤保持功能的影响不容忽视;李婷等^[9]对秦岭丹江流域的研究也得出类似结论。为进一步分析不同土地利用类型中土壤保持功能的差异,学者们^[7-8]对比分析了不同地类土壤保持量和土壤保持能力的高低。然而,仅通过对比分析各地类土壤保持量的多少和单位面积土壤保持能力的强弱来衡量不同地类土壤保持功能的差异^[10],忽略了地类转换过程在土壤保持功能变化中所起到的作用。

综上,前人研究考虑到了土地利用变化在土壤保持功能中的重要作用,但地类转化过程对土壤保持功能有何影响,不同地类转换对土壤保持功能的影响程度有何差异均有待解决;其次,前人对多年土壤保持功能的变化趋势研究大多采用期年和末年的变化差值进行分析,所用研究方法未能有效揭示研究区土壤保持功能在时间维度的真实变化规律。基于此,本文以重庆市 38 个区县为研究区,基于欧洲航天局(European Space Agency,ESA)2000—2015 年的土地覆盖数据,采用趋势分析法揭示研究区多年土壤保持功能的变化趋势,并识别显著变化区域;采用交叉敏感系数法区分地类显性转移方向,以土壤保持量的年际变化率与地类净转型率的比值来表征土壤保持功能对土地利用变化的敏感性,以期为土壤保持功能与土地利用变化的研究提供新思路,为研究区的水土保持和生态建设提供科学依据。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

重庆市地处中国内陆西南部($105^{\circ}11'-110^{\circ}11'E$, $28^{\circ}10'-32^{\circ}13'N$),属于青藏高原与长江中下游平

原的过渡地带,东临湖北、湖南,西接四川,南靠贵州,北连陕西,下辖 38 个区县,市域总面积 8.24 万 km^2 。重庆市属于亚热带湿润季风气候,年平均气温 $16\sim 18^{\circ}\text{C}$,降水丰富,各地区年均降水量为 $940\sim 1\,375 \text{ mm}$,主要集中在夏季,约占全年降水量的 $40.2\%\sim 53.0\%$,降水季节差异明显。研究区土壤类型多样,有红壤、黄壤、黄棕壤、棕壤、新积土、石灰(岩)土、紫色土、粗骨土、山地草甸土、水稻土等 11 个土类。市内土壤肥沃,但地形崎岖,可利用耕地资源较少,人口总数 3 124 万,人口对土地资源的需求量大。集中的降水,崎岖地形是市内水土流失的自然基础,人地矛盾突出加剧了区域内的水土流失程度。

1.2 数据来源与处理

研究使用的土地利用数据来源于欧洲航天局气候变化项目(climate change initiative, CCI)2000—2015 年的土地覆盖产品,数据包含 23 种土地类型,空间分辨率 300 m (<https://www.esa-landcover-cci.org>)。相关研究^[11-12]表明,CCI 土地覆盖产品数据质量较高,总体精度达到 74.4% 。参考阮宏威等^[13]的分类方法,考虑到旱地和水田的土壤保持能力差异较大,将研究区的地类重新合并划分为旱地、水田、林地、草地、建设用地、水体和裸地 7 种地类(表 1)。降水数据来源于重庆市气象局,采用 ArcGIS 克里金插值工具得到对应的栅格数据。土壤数据来源于中国科学院资源环境数据中心,空间分辨率 1 km (<http://www.resdc.cn/>)。数字高程模型(DEM)来源于地理空间数据云,空间分辨率 30 m (<http://www.gscloud.cn/>)。植被覆盖数据来源于美国地质调查局地球资源观察和科学中心 MOD13Q1 产品,空间分辨率 250 m (<http://www.gscloud.cn/>)。为方便计算,所有数据均转化为 WGS-1984-UTM-zone-48 坐标,并重采样为 300 m 像元大小。

2 研究方法

本文首先采用趋势分析法揭示研究区 2000—2015 年土壤保持功能的增减变化趋势,并通过显著性检验识别显著变化区域,以求明晰研究区土壤保持功能变化的具体时空分布;其次,尝试从“是否敏感?”“敏感性程度如何?”“不同地类转化时,敏感性有何差异?”3 个方面回答土壤保持功能对土地利用变化的敏感性。根据前述思路,文章首先从土地利用变化与土壤保持功能的相关性进行分析,明确研究区土壤保持功能与土地利用变化的关联程度;其次,借助交叉敏感系数法对研究区土壤保持功能变化与土地利用转型的敏感性进行评价,以此分析土壤保持功能对土地利用变化的敏感程度及其不同地类转化时的敏感性差异。

表 1 土地利用重分类

序号	土地利用	CCI 土地覆盖类型代码	CCI 土地覆盖类型
1	旱地	10,11,12	雨养耕地
		30	混合耕地(耕地≥50%,天然植被≤50%)
2	水田	20	灌溉农田
		40	天然植被≥50%,耕地≤50%
		50	常绿阔叶林,郁闭或敞开>15%
		60,61,62	落叶阔叶林,郁闭或敞开>15%
		70,71,72	常绿针叶林,郁闭或敞开>15%
		80,81	落叶针叶林,郁闭或敞开>15%
		90	针阔混交林
		100	混合树木≥50%,草地<50%
		120,121,122	灌木、常绿灌木、落叶灌木
		150,152	稀疏林地/灌木
3	林地	160	淡水或咸水水淹林地
		170	咸水水淹林地
		110	草地≥50%,林地和灌木<50%
		130	草地
		140	地衣和苔藓
		153	稀疏草地
		200,201,202	裸地
		180	水淹草地
		210	水体
		220	永久冰雪
7	建设用地	190	城镇建设用地

2.1 土壤保持量的计算

土壤保持功能采用土壤保持量表示,土壤保持量(A_c)由潜在土壤侵蚀量和实际土壤侵蚀量之差表示。潜在土壤侵蚀量(A_p)为不考虑植被覆盖因素和水土保持措施情境下的土壤侵蚀量;实际土壤侵蚀量(A_r)为考虑植被覆盖和水土保持措施等因素下的土壤侵蚀量。二者均采用美国修正通用土壤流失方程(RUSLE)计算得到,具体公式为:

$$A_p=R\times K\times LS\tag{1}$$

$$A_r=R\times K\times LS\times C\times P\tag{2}$$

$$A_c=A_p-A_r\tag{3}$$

式中: A_p 为潜在土壤侵蚀量($t/(hm^2\cdot a)$); A_r 为实际土壤侵蚀量($t/(hm^2\cdot a)$); A_c 为土壤保持量($t/(hm^2\cdot a)$); R 为降雨侵蚀力($(MJ\cdot mm)/(hm^2\cdot h\cdot a)$); K 为土壤可蚀性因子($(t\cdot hm^2\cdot h)/(hm^2\cdot MJ\cdot mm)$); LS 为坡长坡度因子,无量纲; C 为植被覆盖因子,无量纲; P 为水土保持措施因子,无量纲。

2.1.1 降雨侵蚀力(R) 降雨侵蚀力表征的是降雨所能引起的潜在土壤侵蚀能力,是土壤侵蚀的驱动因子^[14]。本文采用史东梅等^[15]建立的重庆地区年降雨侵蚀力雨量模型进行计算。考虑到降雨量的年际差异较大,为控制变量,便于对比分析土地利用变化对土壤保持功能的影响,本文采用 2000—2015 年的年降雨均值计算研究区的降雨侵蚀力。

2.1.2 土壤可蚀性因子(K) 土壤可蚀性因子表征

的是土壤性状对土壤侵蚀的影响,主要受土壤粒度和土壤有机碳含量的影响。本文采用 Sharpley 等^[16]建立的土壤可蚀性因子计算公式,并借助 ArcGIS 的栅格计算功能进行计算和空间可视化表达。

2.1.3 坡长坡度因子(LS) 坡长坡度因子表征的是地形地貌特征对土壤侵蚀的影响,可以通过数字高程数据(DEM)进行计算^[17]。本文基于 Van Remortel 等^[18]的方法从 DEM 数据中计算 LS 因子。

2.1.4 植被覆盖因子(C) 植被覆盖因子表征的是植被对土壤侵蚀的削减或抑制作用,主要受植被覆盖度和植被种类的影响。由于研究区详细的植被类型数据难以获取,本文采用蔡崇法等^[19]提出的方法,用植被覆盖度计算 C 值。

2.1.5 水土保持措施因子(P) 水土保持措施因子表征的是土壤保持措施对土壤侵蚀的削减作用^[17],是指采取水保措施的土壤侵蚀量与未采取水保措施的侵蚀量的比值。本文参考前人^[20]对相关地区的研究,根据不同地类对水土保持措施因子进行赋值。具体为:林地、草地、裸地视为未采取水土保持措施,赋值为 1;水体、建设用地一般不会产生水土流失,赋值为 0;旱地赋值为 0.35,水田赋值为 0.1。

2.2 土壤保持量年际变化趋势的计算

趋势分析可以对随时间变化的数据进行回归分析并预测其长期的变化趋势^[21]。采用一元线性回归分析,在像元的基础上对 2000—2015 年间研究区土

壤保持量的变化趋势进行预测。计算公式为:

$$\theta_{\text{solpe}} = \frac{\sum_{i=1}^n i \times A_i - \sum_{i=1}^n i \sum_{i=1}^n A_i}{n \times \sum_{i=1}^n i^2 - (\sum_{i=1}^n i)^2}$$

(4)

式中: θ_{solpe} 为回归斜率,若 $\theta_{\text{solpe}} > 0$ 说明土壤保持量在研究时段呈增加趋势;反之,则呈减少趋势; n 为研究时段的年数; i 为 1~16 的年序号; A_i 为第 i 年的土壤保持量。显著性能反映趋势变化的可信程度^[22],采用 F 检验来检验斜率的显著性。统计量 F 的计算公式为:

$$F = U \times \frac{n-2}{Q}$$

(5)

式中: $U = \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2$ 为回归平方和; $Q = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y})^2$ 为残差平方和; y_i 为第 i 年土壤保持量的实际值; $\hat{y}$ 为第 i 年土壤保持量的回归值; $\bar{y}$ 为研究时段内年土壤保持量的平均值; n 为研究时段的年数。根据检验结果将变化趋势划分为:显著增加($\theta_{\text{solpe}} > 0, P < 0.01$)、增加($\theta_{\text{solpe}} > 0, 0.01 < P < 0.05$)、基本不变($P > 0.05$)、减少($\theta_{\text{solpe}} < 0, 0.01 < P < 0.05$)、显著减少($\theta_{\text{solpe}} < 0, P < 0.01$)。

2.3 土地利用强度计算

不同的土地利用类型受人类的影响程度不同,对土壤保持量变化的敏感性也有差异。本文借鉴庄大方等^[23]提出的土地利用强度指数计算方法进行计算,具体公式为:

$$L_a = \sum_{i=1}^n (G_i \times C_i) \times 100\%$$

(6)

式中: L_a 为土地利用强度指数; n 为土地利用类型的数量; G_i 为第 i 种土地类型的强度值; C_i 为第 i 种土地类型占研究区总面积的百分比。各土地利用类型的强度值为:林地、草地、水域、裸地为 2;农业用地为 3;建设用地为 4;值越高代表受人类干扰程度越大。

2.4 交叉敏感系数计算

交叉敏感系数(coefficient of cross-sensitivity, CCS)是指一种土地类型向另一种土地类型转换时的面积变化对土壤保持功能变化的影响程度^[24]。交叉敏感性系数能考虑到地类转换时的双向转换问题,克服了传统地类转换分析的弊端,以 2 个地类之间的净转换面积作为敏感性分析的对象,能够更好地反映不同地类转换过程对土壤保持功能影响的差异^[25]。其次,本文将 2 个相互转换的地类基期面积的平均值作为地类转换率的基数,用土壤保持量的变化率与地类之间的净转换率的比值表征土壤保持功能对土地利用变化的敏感程度。具体计算公式为:

$$CCS_{kl} = \frac{\Delta A \div A_i}{\Delta C \div (C_k + C_l) \div 2}$$

(7)

式中: CCS_{kl} 为土地类型 k 和土地类型 l 相互转换时的交

叉敏感系数; ΔA 为土壤保持量的变化; A_i 为基期的土壤保持量; ΔC 为土地类型 k 和土地类型 l 之间的净转换面积; C_k 和 C_l 为土地类型 k 和土地类型 l 的基期面积; $CCS_{kl} > 0$ 表示土地类型的净转换与土壤保持量的变化同向; $CCS_{kl} < 0$ 表示土地类型的净转换与土壤保持量的变化方向相反; $|CCS_{kl}|$ 越大,表示土壤保持功能对土地类型净转换越敏感,反之则越不敏感。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化分析

据统计(表 2),研究区 2000—2015 年间土地利用类型均以林地和旱地为主,在 2000 年和 2015 年二者的合计比例分别达到当年地类总面积的 91.36%和 90.74%。2000—2015 年间旱地、草地和水田的面积均有所减少,其中旱地的下降幅度最大,达到 0.85%;林地、裸地、水体和建设用地有所增加,其中建设用地的增幅最大,达到 0.93%。

表 2 重庆市 2000—2015 年土地利用转移矩阵

单位:万 hm^2

2000 年	2015 年						
	旱地	草地	水田	林地	裸地	建设用地	水体
旱地	401.74	8.24	3.55	28.95	0.14	4.28	0.89
草地	8.19	28.17	0.46	1.60	0.05	1.04	0.14
水田	3.34	0.63	11.95	0.66	0.05	1.83	0.37
林地	26.83	1.26	0.61	27.14	0.22	0.57	0.12
裸地	0.02	0.01	0.01	0.05	0.19	0.03	0.03
建设用地	0.11	0.05	0.04	0.03	0.003	3.63	0.08
水体	0.61	0.16	0.28	0.24	0.09	0.17	6.56

从地类之间相互转换的总面积(图 1)来看,旱地与林地之间的转换最为活跃,正向和逆向转换面积均超过 25 万 hm^2 ,其次是旱地与草地之间相互转换,正向和逆向转换面积均超过 8 万 hm^2 。从地类之间转换的净面积来看,旱地与建设用地之间的相互转换最高,净转换面积达 4.17 万 hm^2 ;其次是旱地与林地之间的相互转换,净转换面积达 2.11 万 hm^2 ;旱地与草地之间虽然转换频繁,但二者之间正逆向转换总量接近平衡,故净转换面积不大。从净转换面积占比来看,排名前 5 位的分别是旱地与建设用地、旱地与林地、水田与建设用地、草地与建设用地和林地与建设用地,其累加百分比占地类净转换总面积的 83.83%。由此可见,研究区建设用地的增长主要来源于旱地、水田、草地和林地,林地的增长主要来源于旱地。

3.2 土壤保持功能的变化趋势分析

3.2.1 土壤保持功能的空间分布 研究区 2000 年、2008 年和 2015 年的单位面积土壤保持量分别为 747.28,754.37,763.93 $\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,土壤保持总量分别为 61.26,61.84,62.62 亿 t 。从 2000—2015 年土壤保持量的空间分布(图 2)可以看出,研究区的土壤保

持量总体呈东高西低、由东南和东北部向西部递减的特征。从研究区下属的行政区县(图 3)来看,2015 年单位面积土壤保持量最高的是东北部的开州区为 $950.14 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,最低是西部的渝中区,为 $30.06 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$;土壤保持总量最高是东南部的酉阳县,为 4.13 亿 t,最低是渝中区为 6.98 万 t。西部的渝中区作为重庆市主城区的核心区,面积小且全域皆为城镇用地,故土壤保持总量和均值均较低。

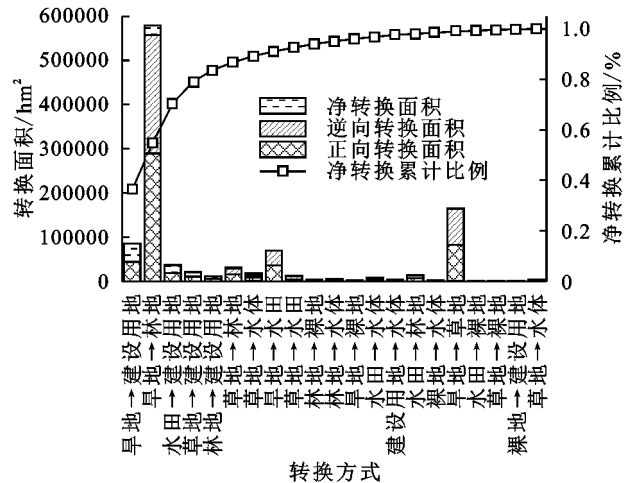


图 1 研究区 2000—2015 年土地利用转换类型统计

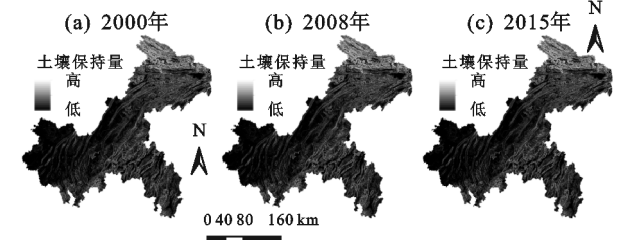


图 2 研究区 2000—2015 年土壤保持量的空间分布

3.2.2 土壤保持功能的年际变化及趋势分析 对研究区土壤保持总量与时间进行相关性分析(图 4)显示,土壤保持量与时间呈显著正相关($R^2=0.48, P<0.01$),回归直线方程为: $y=0.01x-17.04$ 。研究区 2000—2015 年土壤保持量总体上随着时间的增加而呈增长态势,土壤保持量由 2000 年的 61.26 亿 t 增加至 2015 年的 62.62 亿 t,16 年间土壤保持总量增加 1.36 亿 t。需要指出的是,在研究时段内研究区土壤保持量并非直线增长而是随着时间的增长而波动上升。

为进一步分析研究区土壤保持功能的年际变化趋势,对研究区 2000—2015 年的土壤保持量进行趋势分析和显著性检验。从图 5 可以看出,2000 年来,重庆市土壤保持功能以基本不变类型为主,占研究区总面积的 77.22%;有 13.86%的地区土壤保持功能呈增加趋势,7.99%的区域为显著增加趋势,二者之和远大于土壤保持功能减少和显著减少的区域之和(0.06%和 0.04%)。

从空间分布特征来看,土壤保持功能增加区域主要分布在显著增加区域外围,减少区主要分布在显著

减少区域外围;从具体位置来看,增加和显著增加的区域主要沿境内的山脊分布,且在研究区的东北部比较集中;减少和显著减少的区域主要分布在城镇周边,尤以西部的城市核心区分布最为广泛。重庆市自 2000 年以来大力实行退耕还林政策,对 25° 以上的坡耕地大量退耕有效改善了研究区陡坡地区的植被覆盖条件,减缓了降雨对土壤的侵蚀作用。其次,研究区的东北部是三峡库区的重要保护地段,随着退耕还林政策和库区防护林措施的实施,库区的生态环境尤其植被覆盖度的提升相比其他地区更加明显,土壤保持功能也随之得到改善。

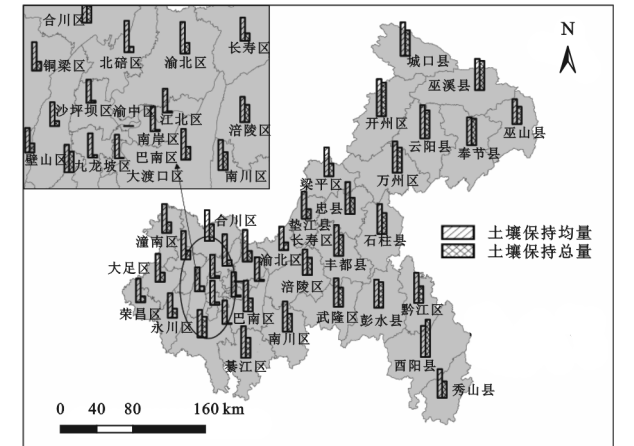


图 3 研究区 2000—2015 年土壤保持区县分布

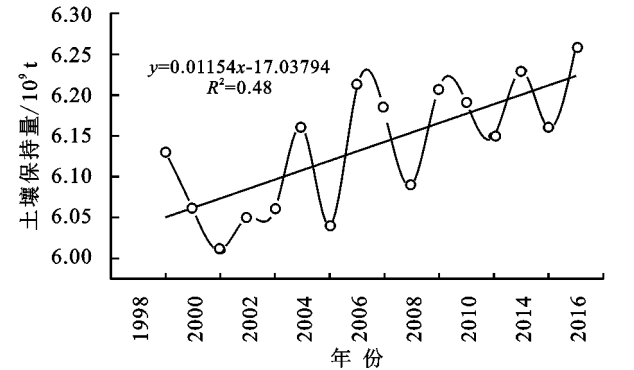


图 4 研究区 2000—2015 年土壤保持量与时间的变化关系

从变化区域的海拔分布来看,减少和显著减少的海拔主要集中在 500 m 及以下,分别占二者总量的 68.66%和 82.25%。增加和显著增加的海拔则主要集中在 500~1 000 m,分别占二者总量的 39.17%和 38.11%。从变化区域的地类分布来看,减少和显著减少的主要地类为旱地,分别占二者总面积的 49.62%和 69.73%;增加主要地类是旱地和林地,分别占该类型总面积的 56.44%和 38.58%;显著增加的地类主要是林地,占该类型总面积的 47.95%(表 3)。

3.3 交叉敏感性分析

3.3.1 土壤保持功能与土地利用变化的相关性研究 由公式(6)计算得到研究区近 16 年的土地利用强度指数,通过统计可以看出,研究区土地利用强度总体

呈先波动下降后直线上升的趋势,2000—2005 年期间波动下降,由 2.577 9 降到 2.576 5;2005—2015 年间直线上升,由 2.576 5 增长到 2.585 4。整体来看,旱地、草地和水田因面积的减少导致土地利用强度降低,三者共计导致土地利用强度降低 0.035 2。林地、裸地、建设用地和水体因面积的增加导致土地利用强度增加,四者共计导致土地利用强度增加 0.042 9,其中建设用地导致的 增长占比最大,占总增加幅度的 86%。为进一步分析土地利用变化与土壤保持功能的关系,借助 SPSS 分析软件对二者进行相关性分析(图 6)。结果显示,研究区土壤保持量与土地利用强度呈极显著正相关($R^2=0.47,P<0.01$)。

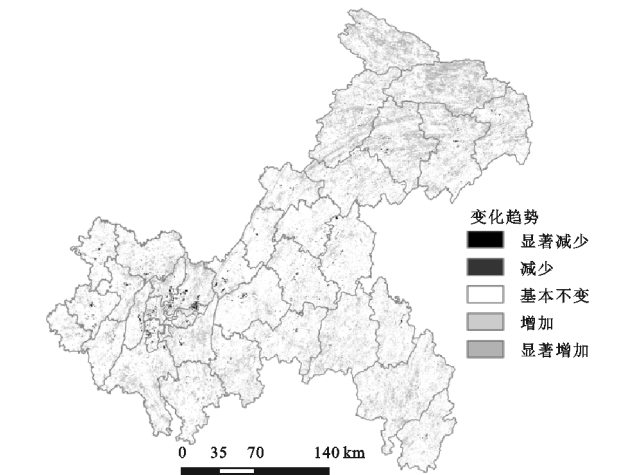


图 5 研究区 2000—2015 年土壤保持功能变化趋势

表 3 土壤保持变化区域的海拔和地类分布

项目	分布区域	变化类型/%				
		显著减少	减少	基本不变	增加	显著增加
海拔	≤500m	82.25	68.66	42.95	33.83	28.50
	500~1000 m	12.43	20.98	36.14	39.17	38.11
	1000~1500 m	3.59	7.05	14.23	19.12	25.52
	1500~2000 m	1.73	3.24	5.27	6.10	6.20
	≥2000 m	0	0.08	1.41	1.77	1.67
地类	林地	14.54	29.27	35.45	38.58	47.95
	旱地	69.73	49.62	54.35	56.44	45.55
	草地	10.29	15.22	5.36	2.15	1.56
	水田	5.44	4.94	2.29	1.24	1.04
	裸地	0	0.02	0.07	0.08	0.24
	建设用地	0	0.92	1.25	1.29	3.43
	水体	0	0.02	1.24	0.22	0.23

3.3.2 土壤保持功能与土地利用变化的敏感性评价

由公式(7)计算得到,研究区 2000—2015 年地类转换对土壤保持功能变化的交叉敏感系数(图 7)(纵轴的敏感系数为指定地类与横轴地类相互转换时计算得到)。通过统计分析可知,旱地与草地、水田与林地之间的转换对土壤保持功能的变化最具敏感性,其次为旱地与裸地、水田、水体之间,草地与水体、裸地、林地之间以及林地与水体、裸地之间的相互转换。为便

于分析,本文将敏感系数值<1 定义为缺乏敏感。

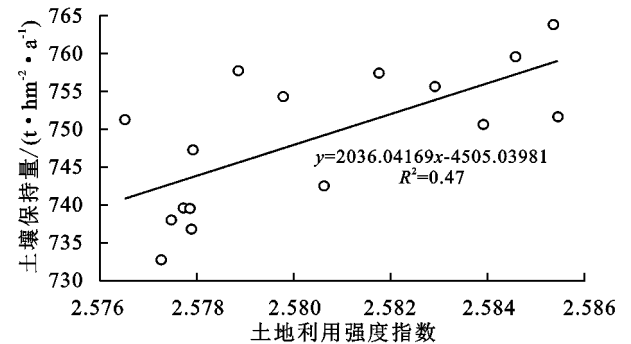


图 6 土地利用强度指数与土壤保持量的拟合

(1)旱地与其他地类之间的转换:旱地与其他地类之间的转换均导致旱地减少、其他地类增加,土壤保持功能也随之增加。其中,土壤保持功能对旱地与草地、裸地、水田和水体之间的转换较为敏感,二者之间每转换 1%,引起土壤保持功能的增加量分别为 11.01%,4.30%,2.44%和 1.83%;对旱地与建设用地和林地之间的转换缺乏敏感,二者之间的转换所引起的土壤保持功能的增量均<0.40%。

(2)草地与其他地类之间的转换:草地与水田、水体之间的转换导致草地增加,水田、水体面积减少,土壤保持功能随之减少;与林地、裸地和建设用地之间的转换导致草地减少,林地、裸地和建设用地增加,土壤保持功能随之增加。其中,土壤保持功能对草地与水体、裸地、林地之间的转换较为敏感,水体每向草地转换 1%,引起土壤保持功能减少 3.35%;草地每向裸地和林地转换 1%,所引起的土壤保持功能的增加量分别为 1.19%和 1.11%;对草地与水田、建设用地之间的转换缺乏敏感。

(3)水田与其他地类之间的转换:水田与林地、裸地、水体和建设用地之间的转换均导致水田减少,其他地类增加,土壤保持功能也随之增加。其中,土壤保持功能对水田与林地之间的转换最为敏感,水田每向林地转换 1%引起土壤保持功能增加 6.73%;对水田与裸地、水体和建设用地之间的转换均缺乏敏感,二者之间转化所引起的土壤保持功能的增量<0.60%。

(4)林地与其他地类之间的转换:林地与裸地和建设用地之间的转换导致林地减少,裸地和建设用地增加,土壤保持功能随之增加;林地与水体之间的转换导致林地增加,水体减少,土壤保持功能减少。其中,土壤保持功能对林地与裸地和水体之间的转换较为敏感,水体每向林地转换 1%引起土壤保持功能减少 2.91%,林地每向裸地之间转换 1%引起土壤保持功能增加 2.00%;对林地与建设用地之间的转换缺乏敏感。

(5)裸地与其他地类及其建设用地与水体之间的转换:土壤保持功能对裸地与建设用地、水体及其建设用

地与水体之间的转换均缺乏敏感。其中,裸地与建设用地之间的转换导致裸地减少,建设用地增加,裸地每向建设用地转换 1%,土壤保持功能增加 0.18%;裸地与水体及建设用地与水体之间的转换均导致水体减少,建设用地和裸地增加,水体每向建设用地或裸地转化 1%,土壤保持功能的减少幅度分别为 0.16%和 0.18%。

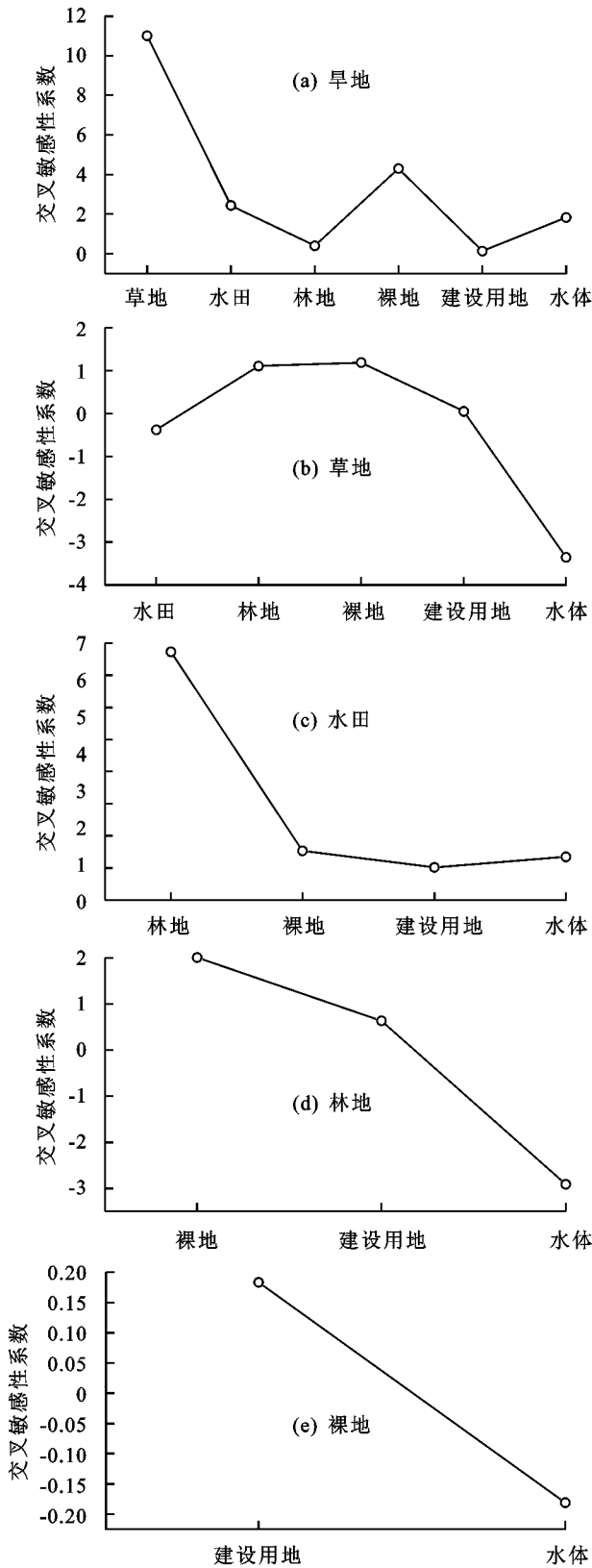


图 7 研究区土壤保持对土地利用转换的交叉敏感性

4 讨论

土壤保持功能变化的空间可视化研究对精确实施水保措施和提高生态系统土壤保持功能具有重要意义。因此,土壤保持功能的年际变化规律不仅应该包括整体的总量变化,还应包括具体空间位置的增减趋势。此前,许多学者已对土壤保持功能的年际变化规律进行探讨^[8,26],但大多缺少具体过程和具体区域的刻画。本文通过土壤保持量与时间的线性拟合发现,土壤保持量的年际变化并非简单的直线增减。其次,本文还通过一元线性回归分析和显著性检验识别了研究区 2000—2015 年的土壤保持功能显著增加区域主要位于研究区东北部的山脊附近,显著减少区域主要集中于西部的城市核心区周围,这说明研究区水保措施防侵蚀效果具有明显的时空差异性,对今后研究区精准实施水土保持措施有较强的借鉴意义。

土地利用变化对土壤保持功能的影响显著,人类活动强烈的区域土壤保持功能下降趋势明显^[27];相关研究^[6]表明,土地利用变化已成为区域土壤保持功能变化的主导因子,且远高于地形、土壤等自然因子;降水作为土壤保持功能变化的主要影响因素与土地利用等因子并无显著差异^[26],但现有研究对土地利用变化因子的考虑不足;由于降水不具有可控性,降低人类活动的干扰是提高研究区土壤保持功能最可行的办法^[26]。本研究通过控制降水变量,从人类活动的角度出发,探讨研究区土地利用变化与土壤保持功能变化的作用机制,对前人研究的不足之处作了有效补充。研究区土壤保持功能减少和显著减少的区域主要集中在海拔 500 m 以下的旱地,增加和显著增加的区域主要集中分布在海拔 500~1 000 m 的林地,这反映出人类活动对土壤保持功能的增减变化有着显著的影响。

前人^[7-8]研究人类活动对土壤保持功能的影响时,主要从人类活动对地表环境改变的角度出发,分析不同地类土壤保持总量和土壤保持均值的差异,这种方法缺少对地类转换过程的刻画,难以反映土地利用变化过程对土壤保持功能的影响。本文利用土地利用变化与土壤保持功能的交叉敏感系数来度量不同地类转换时土壤保持功能的变化情况,定量分析不同地类相互转换时土壤保持功能的增减差异。从研究结果来看,旱地转为草地、水田转为林地的敏感系数最高,且均导致土壤保持量的增加,这体现了草地与林地对土壤保持功能的重要作用,也证实了退耕还林还草对研究区土壤保持功能的生长效果^[10]。此外,不同地类之间的转换过程对土壤保持功能变化的影响程度不同,这种不同既体现在完全不同的 2 种地类转换过程之间,也体现在不同地类向同一地类的转

化之间(如其他地类向林地的转换)。旱地、水田、林地和草地与建设用地之间的净转换量较大,但土壤保持功能的变化对此并不敏感,这可能是因为建设用地不产生土壤侵蚀,故各地类转化为建设用地时土壤保持总量基本不发生变化。

土壤侵蚀一直是重庆地区重要的生态环境问题,根据《重庆市 2016 年水土保持公报》^[28],2016 年重庆市水土流失面积为 28 707.71 km²,占国土面积的 34.84%,辖区内有 3 个区县属于三峡库区国家重点治理区监测范围,水土流失形式严峻。考虑到土壤保持功能对重庆地区的突出作用,本文仅从土壤保持功能这一单一生态系统服务的角度出发,探讨了土地利用转换过程对生态系统土壤保持功能的作用机制和影响差异。然而,不同的生态系统服务之间存在着明显的相互作用^[29],一种生态系统服务的增减变化可能会导致其他服务产生相同或相反的变化,土地利用变化下,不同生态系统服务之间的权衡与协同将是下一步工作的研究重点。

5 结论

(1)研究区地类以林地和旱地为主,2000—2015 年间林地、裸地、水体和建设用地有所增加,主要来源于旱地、水田、草地和林地;旱地、草地和水田的面积有所减少,主要流向建设用地和林地。其中,建设用地增幅最大,达 0.93%,主要来源于旱地和水田;旱地降幅最大,达 0.85%,主要流向建设用地和林地。

(2)研究区 2000—2015 年间土壤保持总量总体呈波动上升的变化趋势。其中,基本不变的区域占比 77.22%,增加和显著增加区域占比 21.85%,减少和显著减少的区域占比 0.10%,减少和显著减少的区域主要集中在海拔 500 m 以下的旱地,增加和显著增加的区域则主要集中在 500~1 000 m 的旱地和林地。

(3)交叉敏感性评价结果表明,旱地与草地、水田与林地之间的转换对土壤保持功能的变化最具敏感性(敏感性系数分别为 11.01 和 6.73),其次为旱地与裸地、水田、水体之间,草地与水体、裸地、林地之间以及林地与水体、裸地之间的相互转换,其敏感性系数值均>1。

参考文献:

[1] 谢高地,肖玉,鲁春霞.生态系统服务研究:进展、局限和基本范式[J].植物生态学报,2006,30(2):191-199.

[2] 杜轶,郭青霞,郭汉清,等.汾河上游不同土地利用方式对坡地水土流失的影响[J].水土保持学报,2019,33(4):44-51.

[3] 刘绿怡,刘慧敏,任嘉衍,等.生态系统服务形成机制研究进展[J].应用生态学报,2017,28(8):2731-2738.

[4] 闫胜军,郭青霞,闫瑞,等.不同土地利用类型下水土流

失特征及雨强关系分析[J].水土保持学报,2015,29(2):45-49.

[5] Zare M, Mohammady M, Pradhan B. Modeling the effect of land use and climate change scenarios on future soil loss rate in Kasilian watershed of northern Iran[J]. Environmental Earth Sciences,2017,76(8):305.

[6] 史志华,宋长青.土壤水蚀过程研究回顾[J].水土保持学报,2016,30(5):1-10.

[7] 饶恩明,肖燚.四川省生态系统土壤保持功能空间特征及其影响因素[J].生态学报,2018,38(24):8741-8749.

[8] 刘金巍,靳甜甜,刘国华,等.黑河中上游地区 2000—2010 年土地利用变化及水土保持服务功能[J].生态学报,2014,34(23):7013-7025.

[9] 李婷,刘康,马力阳,等.秦岭山地丹江流域土地利用变化的土壤侵蚀效应评价[J].自然资源学报,2016,31(4):583-595.

[10] 杨波,王全九,董莉丽.榆林市还林还草后土壤保持功能和经济价值评价[J].干旱区研究,2017,34(6):1313-1322.

[11] Li W, MacBean N, Ciais P, et al. Gross and net land cover changes in the main plant functional types derived from the annual ESA CCI land covermaps (1992—2015)[J].Earth System Science Data,2018,10(1):119-234.

[12] Yang Y K, Xiao P F, Feng X Z, et al. Accuracy assessment of seven global land cover datasets over China [J].Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2017,125:156-173.

[13] 阮宏威,于静洁.1992—2015 年中亚五国土地覆盖与蒸散发变化[J].地理学报,2019,74(7):1292-1304.

[14] Angulo-Martinez M, Begueria S. Estimating rainfall erosivity from daily precipitation records: A comparison among methods using data from the Ebro Basin (NE Spain)[J].Journal of Hydrology,2009,379(1/2):111-121.

[15] 史东梅,江东,卢喜平,等.重庆涪陵区降雨侵蚀力时间分布特征[J].农业工程学报,2008,24(9):16-21.

[16] Sharpley A N, Williams J R. EPIC-erosion/productivity impact calculator; 1. Model documentation[A]. US Department of Agriculture Technical Bulletin No. 1768 [C]. Temple, TX: US Department of Agriculture, 1990.

[17] 张雪峰,牛建明,张庆,等.内蒙古锡林河流域草地生态系统土壤保持功能及其空间分布[J].草业学报,2015,24(1):12-20.

[18] Van Remortel R D, Hamilton M E, Hickey R J. Estimating the LS factor for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data within ArcInfo Grid[J].Cartography,2001,30(1):27-35.

[19] 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[J].水土保持学报,2000,14(2):19-24.

- 水土保持学报, 2018, 32(1): 17-24, 31.
- [13] 李帅, 魏虹, 刘媛, 等. 气候与土地利用变化下宁夏清水河流域径流模拟[J]. 生态学报, 2017, 37(4): 1252-1260.
- [14] He Y, Song J X, Hu Y Y, et al. Impacts of different weather conditions and landuse change on runoff variations in the Beiluo River Watershed, China[J]. Sustainable Cities and Society, 2019, 50: 101674.
- [15] 程学宁, 汤云, 卢毅敏. 基于多元统计分析的闽江水质时空变化特征[J]. 水资源与水工程学报, 2016, 27(6): 89-94.
- [16] 王跃峰. 闽江流域降水径流时序变化特征与洪旱事件识别[D]. 福建: 福建师范大学, 2014.
- [17] 郭晓英, 陈兴伟, 陈莹, 等. 气候变化与人类活动对闽江流域径流变化的影响[J]. 中国水土保持科学, 2016, 14(2): 88-94.
- [18] 陈莹, 陈兴伟, 尹义星. 1960—2006 年闽江流域径流演变特征[J]. 自然资源学报, 2011, 26(8): 1401-1411.
- [19] 王跃峰, 陈莹, 陈兴伟. 基于 TFPW-MK 法的闽江流域径流趋势研究[J]. 中国水土保持科学, 2013, 11(5): 96-102.
- [20] Gong P, Li X C, Zhang W. 40-Year (1978—2017) human settlement changes in China reflected by impervious surfaces from satellite remote sensing[J]. Science Bulletin, 2019, 64(11): 756-763.
- [21] 姜晓峰, 王立, 马放, 等. SWAT 模型土壤数据库的本土化构建方法研究[J]. 中国给水排水, 2014, 30(11): 135-138.
- [22] 孙帅, 师春香, 潘畅, 等. CLDAS 长序列融合降水在中国区域的适应性评估[A]. 中国气象学会. 第 34 届中国气象学会年会 S20 气象数据: 深度应用和标准化论文集[C]. 中国气象学会, 2017: 101.
- [23] Jeff A, Daniel M, Philip G, et al. SWAT: Model use, calibration, and validation[J]. Transactions of the Asabe, 2012, 55(4): 1491-1508.
- [24] 季学武, 王俊. 水文分析计算与水资源评价[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2008.
- [25] 林怡彤. 基于 SWAT 模型的土地利用变化对流域径流的影响研究[D]. 南宁: 广西大学, 2018.
- [26] Abbaspour K C, Rouholahnejad E, Vaghefi S, et al. A continental scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model[J]. Journal of Hydrology, 2015, 524: 733-752.
- [27] White K, Chaubey I. Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model[J]. Journal of the American Water Resources Association, 2005, 41(5): 1077-1089.
- [28] 罗巧, 王克林, 王勤学. 基于 SWAT 模型的湘江流域土地利用变化情景的径流模拟研究[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(6): 1431-1436.
- [29] Moriasi D, Arnold J, VanLiew M, et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations[J]. Transactions of the Asabe, 2007, 50(3): 885-900.
- [30] 张章新. 闽江流域水文特性分析[J]. 水文, 2000, 20(6): 55-58.
- [31] 郝芳华, 陈利群, 刘昌明, 等. 土地利用变化对产流和产沙的影响分析[J]. 水土保持学报, 2004, 18(3): 5-8.
- [32] 林炳青. 流域景观格局变化对不同时间尺度径流影响的 SWAT 模型分析[D]. 福建: 福建师范大学, 2014.
- (上接第 29 页)
- [20] 黄凯旋, 刘扬, 董晓健, 等. 基于土地利用变化的三峡库区(湖北段)土壤侵蚀消长研究[J]. 水土保持研究, 2020, 27(1): 1-6, 20.
- [21] 朱林富, 谢世友, 杨华, 等. 基于 MODIS EVI 的重庆植被覆盖变化的地形效应[J]. 自然资源学报, 2017, 32(12): 2023-2033.
- [22] 张园, 袁凤辉, 王安志, 等. 2001—2018 年长白山自然保护区生长季 NDVI 变化特征及其对气候变化的响应[J]. 应用生态学报, 2020, 31(4): 1213-1222.
- [23] 庄大方, 刘纪远. 中国土地利用程度的区域分异模型研究[J]. 自然资源学报, 1997, 12(2): 10-16.
- [24] 普拉提·莫合塔尔, 海米提·依米提. 土地利用变化下的生态系统服务敏感性研究: 以克里雅绿洲为例[J]. 自然资源学报, 2014, 29(11): 1849-1858.
- [25] 刘永强, 龙花楼, 李加林. 长江中游经济带土地利用转型及其生态服务功能交叉敏感性研究[J]. 地理研究, 2018, 37(5): 1009-1022.
- [26] 柳冬青, 巩杰, 张金茜, 等. 甘肃白龙江流域生态系统土壤保持功能时空变异及其影响因子[J]. 水土保持研究, 2018, 25(4): 98-103.
- [27] 方广玲, 香宝, 赵卫, 等. 基于 GIS 和 RUSLE 的拉萨河流域土壤侵蚀研究[J]. 水土保持学报, 2015, 29(3): 6-12.
- [28] 吴盛海. 2016 年重庆市水土保持公报[M]. 重庆: 重庆市水利局, 2016: 2-3.
- [29] 冉凤维, 罗志军, 吴佳平, 等. 鄱阳湖地区生态系统服务权衡与协同关系的时空格局[J]. 应用生态学报, 2019, 30(3): 995-1004.