

引用格式:王茜,赵筱青,普军伟,石小倩.喀斯特山区土地利用变化对生态脆弱性的影响[J].山地学报,2022,40(2):289-302.

WANG Qian, ZHAO Xiaqing, PU Junwei, SHI Xiaoqian. Impact of land use changes in Karst Mountain Area on the ecological vulnerability [J]. Mountain Research, 2022, 40(2): 289-302.

喀斯特山区土地利用变化对生态脆弱性的影响

王茜,赵筱青*,普军伟,石小倩

(云南大学 地球科学学院,昆明 650500)

摘 要:喀斯特山区作为我国四大脆弱区之一,经济发展相对落后,不合理的土地利用极易诱发和加强喀斯特山区的水土流失和生态恶化,加剧生态脆弱性。目前仍缺乏针对喀斯特地区的较为系统与完善的生态脆弱性评价指标体系,且土地利用变化对生态脆弱性影响的研究也相对较少。本文以云南省文山市为例,构建喀斯特山区生态脆弱性指标体系,运用空间主成分反演生态脆弱性,并采用重心模型和空间自相关分析探讨其空间演变规律,同时使用交叉敏感性系数探讨不同土地利用类型的转移对生态脆弱性的影响。结果表明:(1)2000—2017年文山市土地利用类型以耕地和林地为主,除未利用地、草地、林地面积减少外,其他用地面积增加;(2)2000—2017年文山市生态脆弱性以轻度、中度、重度脆弱为主,整体脆弱性变化较小,但脆弱程度加剧;(3)文山市北部生态脆弱性较高,西部脆弱性较低;且脆弱性重心整体向西北移动,成为脆弱性高-高集聚区,而西部与西南部因生态工程的实施,脆弱性高-高集聚区面积不断减小,生态状况得以改善,成为脆弱性低-低集聚区;(4)文山市未利用地与建设用地的脆弱性较高;对生态脆弱性最敏感的土地利用变化是水域和草地、水域和未利用地的相互转移,且水域、林地、未利用地等用地类型面积变化对生态脆弱性较敏感。本研究可为进一步识别喀斯特山区不同生态脆弱区及针对不同生态脆弱区采取生态修复模式的研究提供科学依据。

关键词:喀斯特山区;生态脆弱性;重心模型;空间自相关;交叉敏感性系数;文山市

中图分类号: X22

文献标志码: A

随着生态系统的变化与发展,生态脆弱性研究已成为国内外学者的研究热点。喀斯特山区景观异质性较强,特殊的地质背景条件促使其本底生态环境非常脆弱^[1]。人口增长与人类活动强度的增大,使建设用地与林地、水域等生态用地的争地矛盾突出,严重影响了土地系统的生态功能,产生了生态系统承载力下降、破碎化程度加剧、土地利用结构失调、社会经济发展滞后等一系列问题^[2-3],加剧了区

域生态脆弱性^[4-5]。因此,分析喀斯特山区生态脆弱性,从土地利用角度研究用地类型变化对生态脆弱性的影响,有利于探究土地开发强度、土地流向及其对生态脆弱性的影响程度,进而维护生态脆弱区的协调发展。

喀斯特山区生态脆弱性特征是在其独特的地质背景与人类活动的相互作用下形成的,当前已有研究大多通过构建指标体系对喀斯特山区生态脆弱性

收稿日期 (Received date): 2020-08-17; **改回日期** (Accepted date): 2022-04-20

基金项目 (Foundation item): 云南省科技厅-云南大学“双一流”建设联合基金项目(2018FY001(-017)); 云南大学研究生创新人才培养项目(C176230200); 国家自然科学基金(41361020) [Joint Fund of Yunnan Provincial Science and Technology Department and Yunnan University (2018FY001(-017)); Project of Innovative Talents Cultivation for Graduate Students of Yunnan University (C176230200); National Natural Science Foundation of China (41361020)]

作者简介 (Biography): 王茜(1994-),女,硕士,主要研究方向:生态脆弱区生态修复。[WANG Qian (1994-), female, M. Sc., research on ecological restoration in ecologically fragile areas] E-mail: wangqian_ynu@foxmail.com

* **通讯作者** (Corresponding author): 赵筱青(1969-),女,博士,教授,主要研究方向:土地生态学、资源环境承载力及国土空间优化。[ZHAO Xiaqing (1969-), female, Ph. D., professor, research on land ecology, resource and environmental carrying capacity and land space optimization research] E-mail: xqzhao@ynu.edu.cn

进行评价^[1],如从地下水^[6-7]、农业生态^[5,8-9]、农户生计^[10]、景观类型^[11-12]、土地利用类型等方面探讨喀斯特山区生态脆弱性。其中不同的土地利用类型是人类活动对生态系统最为直观的影响方式,用地类型改变会对生态产生影响,因此研究者们从土地利用角度出发评价区域生态脆弱性,有研究通过分析土地利用变化对生态脆弱性的影响来解释二者的关系^[13-14];有研究利用景观格局指数探讨生态脆弱性,或构建土地利用类型相关指数,形成土地利用生态脆弱性综合指数模型,探讨土地利用对生态脆弱性的影响^[15-16];还有研究发现生态系统服务价值会随着土地利用变化而变化,故将其作为探讨生态系统脆弱性的影响因子^[16-17]。以往研究多从土地利用角度构建指标体系,但却未充分考虑喀斯特区域的地质条件特征,缺乏对喀斯特地区较为系统与完善的生态脆弱性评价指标体系,同时较少探讨土地利用对生态脆弱性的影响程度,特别是在喀斯特生态脆弱区开展土地利用对生态脆弱性的影响研究较少。因此需要分析用地类型变化对生态脆弱性的影响,提出更有针对性的措施。

本研究以典型喀斯特山区文山市为案例区,构建生态脆弱性评价指标体系,利用空间主成分进行反演,通过重心转移轨迹以及空间自相关方法分析生态脆弱性的空间规律,并计算土地利用变化对生

态脆弱性的影响程度,探究在自然与人为活动干扰下喀斯特山区的生态脆弱性,研究结果有利于区域土地资源的合理配置,促进土地利用的开发与管控,为喀斯特区协调发展提供参考依据。

1 数据来源与研究方法

1.1 研究区概况

文山市(103°43'~104°27'E,23°05'~23°43'N)位于滇东南,是云南省文山壮族苗族自治州政府所在地,区域总面积 2965 km²^[18]。地形复杂,属于滇东南喀斯特山区,西部较高、东南部较低,相对高差 2355 m^[18](图 1)。属中亚热带季风气候,年平均气温 18.4℃,年平均降雨量 1187.8 mm,降雨量季节分配不均,雨季占全年降雨量的 80%,当植被遭受破坏时,易导致水土流失,加剧生态脆弱性。社会经济方面,2017 年文山市总人口为 50.5 万人,人均 GDP 为 45 303.21 元^[18]。据 2017 年土地利用结果显示,文山市耕地面积占区域总面积的 43.21%,人口的增加导致人地矛盾问题突出。加之文山市处于西南喀斯特山地石漠化生态脆弱区,区域地质结构复杂,石漠化等生态问题突出,区域内石漠化土地面积占总面积的 19.24%,生态脆弱特征明显。自 2002 年开始逐步实施退耕还林等重点项目以来,全

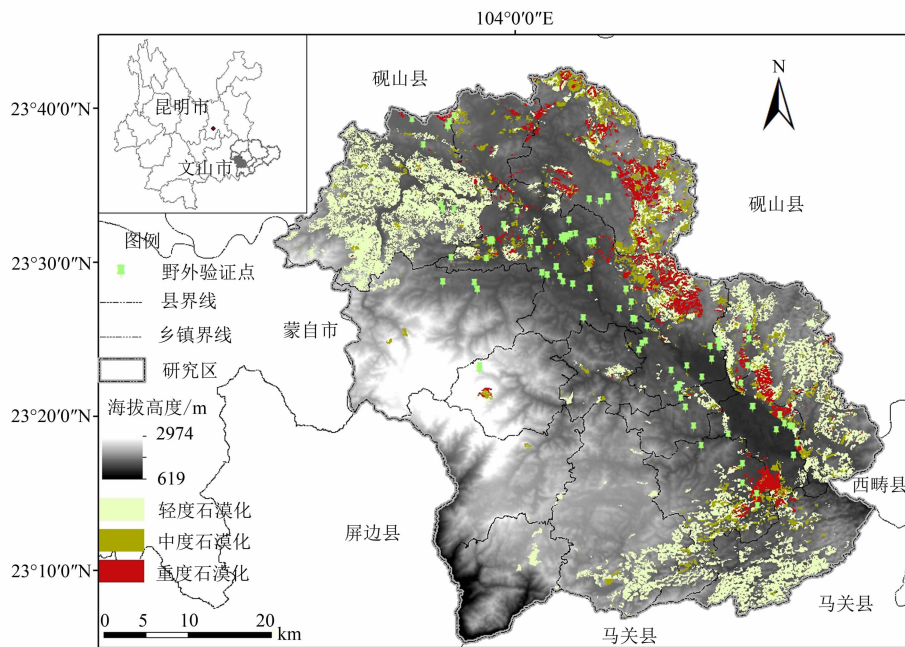


图 1 研究区区位图

Fig. 1 Location of study area

市森林覆盖率不断增加,但2010年旱灾对文山市造成较大影响,影响区域生态保护。文山市作为典型喀斯特山区县,在自然环境以及人类活动的双重作用下,各土地利用类型表现出不同的生态脆弱性,且不同用地类型之间的转化对区域脆弱性的敏感性亦不同。因此,探究文山市在实施生态保护重点项目之前(2000年)、旱灾(2010年)和近期(2017年)土地利用变化对生态脆弱性的影响具有重要意义。

1.2 数据来源

本研究中2017年10 m空间分辨率的2017年Sentinel-2A数据源于欧空局网站(<https://scihub.copernicus.eu/>),2010年和2000年的30 m空间分辨率的Landsat5影像数据源于美国地质勘探局(United States Geological Survey, USGS),30 m分辨率的DEM数据源于地理空间数据云^[19]。对2000年、2010年、2017年三期影像数据采用人机交互式解译,得到文山市土地利用类型与石漠化分布数据^[19]。2000年土地利用与石漠化数据的kappa系数分别为0.85与0.82,2010年分别为0.86与0.83^[19],均大于0.8,解译结果具有可行性^[19]。2017年选取195个样本点进行土地利用与石漠化解译结果验证,解译精度分别为88.18%和81.54%,结果满足要求(图1)。

此外,本研究水体数据源于文山市水务局;气象数据源于文山市气象局;地形地质数据源于文山市自然资源局,土壤数据源于世界土壤数据库(HWSD)的中国土壤数据集(v1.1)(<http://westdc.westgis.ac.cn/>),分辨率为1 km;社会经济数据主要源于文山市统计局。根据文山市的面积,试验300 m×300 m,100 m×100 m,50 m×50 m,30 m×30 m栅格大小^[19],最终选择100 m×100 m栅格大小,既能保证较好的输出效果,也能保证运行速度。所有空间数据均统一坐标系为WGS_1984_UTM_48N。

1.3 研究方法

1.3.1 生态脆弱性计算

(1) 指标体系

喀斯特生态脆弱性包括自然脆弱性和人为影响脆弱性。水体因子为水网密度指数^[19],喀斯特区域水资源总量丰富,石灰岩溶蚀作用^[20]使得地表水缺乏,旱涝灾害频发,导致水体环境脆弱,水资源问题一直威胁着喀斯特山区的生存与发展;气候因子包

括年总降雨量和年平均气温,对研究区而言湿热的气候条件利于植被覆盖物的生长;在喀斯特区碳酸盐岩是导致石漠化这一重大生态问题的关键,因此在地形地质因子中突出岩性因子;植被因子包括生境质量指数和植被覆盖度指数。植被覆盖度指数可以反映区域生态环境,生境质量是生态系统运转的基础^[19,21-22];土壤流失、岩石裸露导致石漠化的产生,土壤因子包括土壤侵蚀量、石漠化面积比重,以此反映土壤覆被情况(表1)。

人为影响脆弱性是人类活动的干扰强度^[19]。从社会经济和景观角度反映喀斯特山区生态脆弱性(表1)^[8,19]。

(2) 生态脆弱性评价模型

空间主成分分析(Spatial Principle Component Analysis, SPCA)可以以少数综合变量替代原始的多维变量^[19,23-24]。当累计方差贡献率大于或等于85%时,即可满足要求^[24]。计算公式为^[22-23]:

$$EVI = \sum_{i=1}^n r_i PC_i \quad (1)$$

式中, EVI (Eco-environment Vulnerability Index)为生态脆弱性指数; PC_i 为第*i*个主成分; r_i 为第*i*个主成分的贡献率^[24]。

根据生态脆弱性空间主成分运算结果(表2),分别建立2000年、2010年和2017年生态脆弱性反演模型^[24]:

$$\begin{aligned} EVI_{2000} &= 0.25PC_1 + 0.16PC_2 + 0.13PC_3 + \\ &\quad 0.13PC_4 + 0.11PC_5 + 0.04PC_6 + \\ &\quad 0.04PC_7 \\ EVI_{2010} &= 0.33PC_1 + 0.17PC_2 + 0.11PC_3 + \\ &\quad 0.08PC_4 + 0.08PC_5 + 0.06PC_6 + \\ &\quad 0.05PC_7 \\ EVI_{2017} &= 0.31PC_1 + 0.19PC_2 + 0.11PC_3 + \\ &\quad 0.08PC_4 + 0.07PC_5 + 0.07PC_6 + \\ &\quad 0.06PC_7 \end{aligned} \quad (2)$$

(3) 生态脆弱性等级划分及生态脆弱性整体指数

目前生态脆弱性等级阈值的划分没有统一标准,论文采用自然断点法^[19,24-25],划分微度、轻度、中度、重度和极度脆弱^[19]。运用生态脆弱性整体指数(Ecological Vulnerability Body Index, EVBI)分析生态脆弱性的整体变化规律,公式为^[23-24]:

表 1 生态脆弱性指标体系^[19]
Tab. 1 Indicator system of eco-environment vulnerability^[19]

维度	因素	具体指标	指标性质	计算方法与数据
自然脆弱性	水体	水网密度指数	-	密度分析
	气候	年平均气温	-	气象数据
		年总降雨量	-	
	地形地质	坡度	+	DEM 提取
		地表切割度	+	
		地质灾害易发区	+	地质灾害数据
		岩性	+	岩性数据
	植被	植被覆盖度	-	像元二分模型
		生境质量指数	-	INVEST 模型
	土壤	土壤侵蚀量	+	RUSLE 模型
石漠化面积比重		+	石漠化公里格网数据	
人为影响脆弱性	社会经济	GDP 密度	+	GDP 公里格网数据
		农业人口密度	+	农业人口密度公里格网数据
		道路水平	+	密度分析
	景观	景观破碎度	+	土地利用公里格网数据

注：+ 为正向指标、- 为负向指标。

表 2 生态脆弱性空间主成分结果
Tab. 2 Result of spatial principle component analysis of ecological vulnerability

主成分 因子	特征值			贡献率/%			累计贡献率/%		
	2000 年	2010 年	2017 年	2000 年	2010 年	2017 年	2000 年	2010 年	2017 年
PC1	0.09	0.18	0.18	25.38	33.17	30.47	25.38	33.17	30.47
PC2	0.06	0.09	0.11	16.29	17.02	19.25	41.66	50.20	49.72
PC3	0.05	0.06	0.07	13.42	11.44	10.98	55.08	61.63	60.70
PC4	0.05	0.05	0.05	12.99	8.41	7.88	68.07	70.04	68.58
PC5	0.04	0.04	0.04	11.09	7.81	6.84	79.16	77.85	75.42
PC6	0.02	0.03	0.04	4.41	6.16	6.49	83.56	84.00	81.91
PC7	0.01	0.03	0.04	4.11	4.76	6.20	87.68	88.76	88.11

$$EVBI = \sum_{i=1}^n P_i \frac{A_i}{S} \tag{3}$$

式中, P_i 为 i 类生态脆弱等级值; A_i 为 i 类脆弱等级面积 (km²); S 为总面积 (km²)^[19,24]。

1.3.2 生态脆弱性重心分析

采用重心模型分析在空间上的移动轨迹, 探讨生态脆弱性的空间转移规律^[26]。公式如下^[26]：

$$X_t = \frac{\sum_{j=1}^m EVI_{ij} X_j}{\sum_{j=1}^m EVI_{ij}}, Y_t = \frac{\sum_{j=1}^m EVI_{ij} Y_j}{\sum_{j=1}^m EVI_{ij}} \tag{4}$$

式中, EVI_{ij} 为 j 单元 t 时生态脆弱性指数; X_j 和 Y_j 为 j 单元的地理中心坐标; X_t 和 Y_t 为 t 时中国的生态脆弱性的重心坐标^[26]。

1.3.3 空间自相关

空间自相关表明事物与事物之间具有相关性, 但临近事物之间关联性更强^[27], 通过空间统计分析可以表示其空间相关性。全局自相关表征脆弱性是否存在空间集聚现象, 而局部自相关是为了说明脆弱性的特定集聚区, 分为高-高集聚、低-低集聚、低-高集聚以及高-低集聚四种集聚类型^[28]。试

验 100、200、300、500、700、1000、1500 m 网络的 Moran's I 值^[19],在 500 m 网格有明显拐点^[19],因此选择 500 m 网格为评价空间尺度^[29]。

(1) 全局空间自相关公式^[30]为:

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (5)$$

式中, n 为空间单元个数; x_i, x_j 为区域 i 和 j 的观测值; w_{ij} 为 i 和 j 的空间权重矩阵^[30]。

(2) 局部空间自相关公式^[30]为:

$$I_i = \frac{x_i - \bar{x}}{S^2} \sum_j w_{ij} (x_j - \bar{x}) \quad (6)$$

1.3.4 交叉敏感性系数

交叉敏感性系数 (CCS) 常用于探究土地利用转型对生态系统服务价值的敏感性^[31],本研究利用该方法分析土地利用转型对生态脆弱性的敏感程度。其值可正可负,甚至可能大于 1^[32],值越大,表明生态脆弱性对于某两种土地利用类型之间的净转移越敏感。公式如下^[31]:

$$CCS(j)_{ab} = \left| \frac{\frac{EVI_j - EVI_{j-1}}{EVI_{j-1}}}{\frac{S_{(a,b)} - T_{(a,b)}}{(A_a + A_b)}} \right| \quad (7)$$

式中, $CCS(j)_{ab}$ 为第 j 年土地利用类型相互转型的交叉敏感性系数; EVI_{j-1} 为基期年生态脆弱性指数; $S_{(a,b)}$ 为 a 土地利用类型转为 b 土地利用类型的面积 (km^2)^[31]; $T_{(a,b)}$ 为 b 土地利用类型转为 a 土地利用

类型的面积 (km^2)^[31]; A_a, A_b 为基期面积 (km^2)^[31]。

2 结果分析

2.1 土地利用时空变化分析

文山市以耕地和林地为主,2000 年、2010 年和 2017 年分别占文山市土地总面积的 87.98%、88.16% 和 87.24% (表 3)。2000—2017 年,建设用地与水域面积持续增加,其中建设用地数量变化最大,从 2000 年的 45.12 km^2 ,增加至 2017 年的 133.75 km^2 ,增长率为 196.43%,由耕地与林地转入;其次为水域,面积增长率为 37.14%;草地面积先减后增,但总体面积不断减少,从 2000 年的 113.80 km^2 减少至 2017 年的 84.64 km^2 ;耕地面积有所增加,而林地与未利用地面积持续减少,其中未利用地主要转出为耕地以及林地,土地利用程度提高。退耕还林还草等生态工程的实施有利于生态保护与重建。因此,今后需继续实施退耕还林还草等生态工程,提高区域植被覆盖度,实现生态文山建设。

土地利用类型空间分布较为稳定,耕地集中分布在研究区东北部和东南部,该区域地势较低,地形相对平坦,为农业活动的开展提供基础;建设用地主要分布在文山市主城区周围,面积不断增加;林地主要分布在西部老君山国家级自然保护区和南部区域;未利用地主要分布在东北沿东南一线,是研究区石漠化分布的主要用地类型 (图 2)。

表 3 文山市 2000—2017 年土地利用类型面积变化表

Tab. 3 Changes in area of land use types in Wenshan city from 2000 to 2017

土地利用类型	2000 年		2010 年		2017 年	
	面积/ km^2	占比/%	面积/ km^2	占比/%	面积/ km^2	占比/%
草地	113.80	3.84	77.42	2.61	84.64	2.85
耕地	1227.97	41.41	1281.85	43.23	1281.18	43.21
建设用地	45.12	1.52	86.22	2.91	133.75	4.51
林地	1381.01	46.57	1332.21	44.93	1305.52	44.03
水域	12.95	0.44	13.14	0.44	17.76	0.60
未利用地	184.34	6.22	174.34	5.88	142.33	4.80

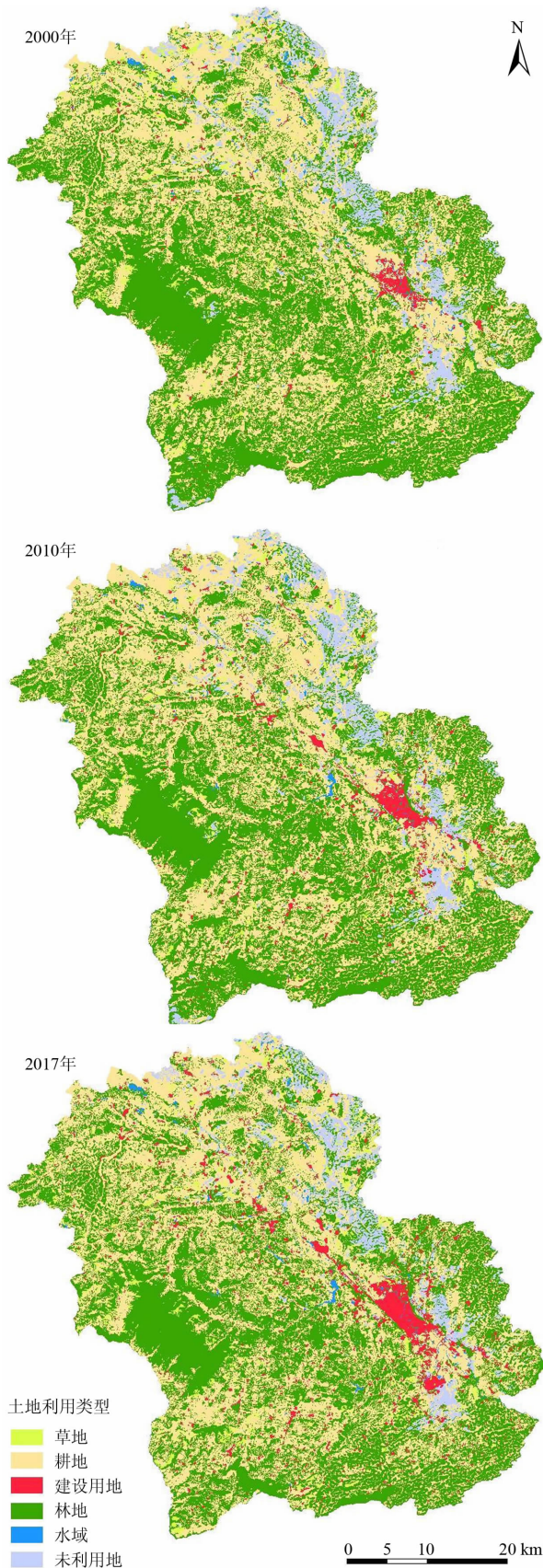


图 2 文山市 2000—2017 年土地利用类型图

Fig. 2 Land use types in Wenshan city from 2000 to 2017

2.2 喀斯特山区生态脆弱性变化特征

2.2.1 时间变化特征

文山市生态脆弱性整体指数从 2.28 略增至 2.29,脆弱程度加剧。脆弱性以轻度、中度和重度脆弱为主,2000 年、2010 年和 2017 三年占比分别为 71.94%、75.52% 和 74.33%。不同年份各脆弱性等级之间变化相对较大,微度与中度脆弱面积逐渐减少,轻度脆弱面积先增后减,重度脆弱面积不断增加,极度脆弱面积先减后增。

2000—2010 年,文山市生态脆弱性有一定程度改善,其中轻度脆弱面积增加 57.14 km²,极度脆弱面积减少 60.78 km²,期间文山市针对老君山国家级自然保护区、盘龙河流域、公路沿线和城镇周边开展生态保护,生态状况得到好转;2010—2017 年,文山市生态脆弱性有恶化趋势,脆弱等级较高的中度、重度以及极度脆弱面积在增加。虽然文山市一直致力生态保护与治理,且具有明显的治理效果,但作为农业较为发达的喀斯特山区,耕地翻种极易造成水土流失,导致石漠化的发生。在 2017 年文山市西北部因石漠化主要是轻度石漠化的扩张,导致其脆弱性的进一步恶化。因此,石漠化是文山市主要生态问题,也是今后生态治理的重点(表 4)。

2.2.2 空间分布规律

(1) 空间变化特征

从空间分布来看(图 3),文山市北部与东部生态较为脆弱,以重度和极度脆弱为主。该区域碳酸盐岩发育,成土速率慢,土层较薄且易流失;土地利用类型以耕地为主,农业为主的生产活动对地表覆盖物的干扰强度较大,易产生石漠化,使其生态比较脆弱;西部区域生态脆弱性相对较低,以微度、轻度脆弱为主。该区分布着文山市老君山国家级自然保护区,以原始森林自然景观为主,生态系统压力较小^[19]。同时,近年来文山市生态治理项目主要围绕老君山进行开展,生态好转,脆弱性较低。

2000—2010 年,文山市生态脆弱性总体有一定程度的改善,主要表现在南部地区的中度、重度与极度脆弱面积不断减小,但西北部区域重度脆弱面积有一定程度的增加,由于南部区域林地面积广布,生态工程的实施使林地面积增加,生态脆弱性得到改善。而西北部区域因人口密度的增加和人类活动的扰动,使脆弱性有一定程度的加重;2010—2017 年,西南部生态脆弱性逐步改善,表明文山市生态治理

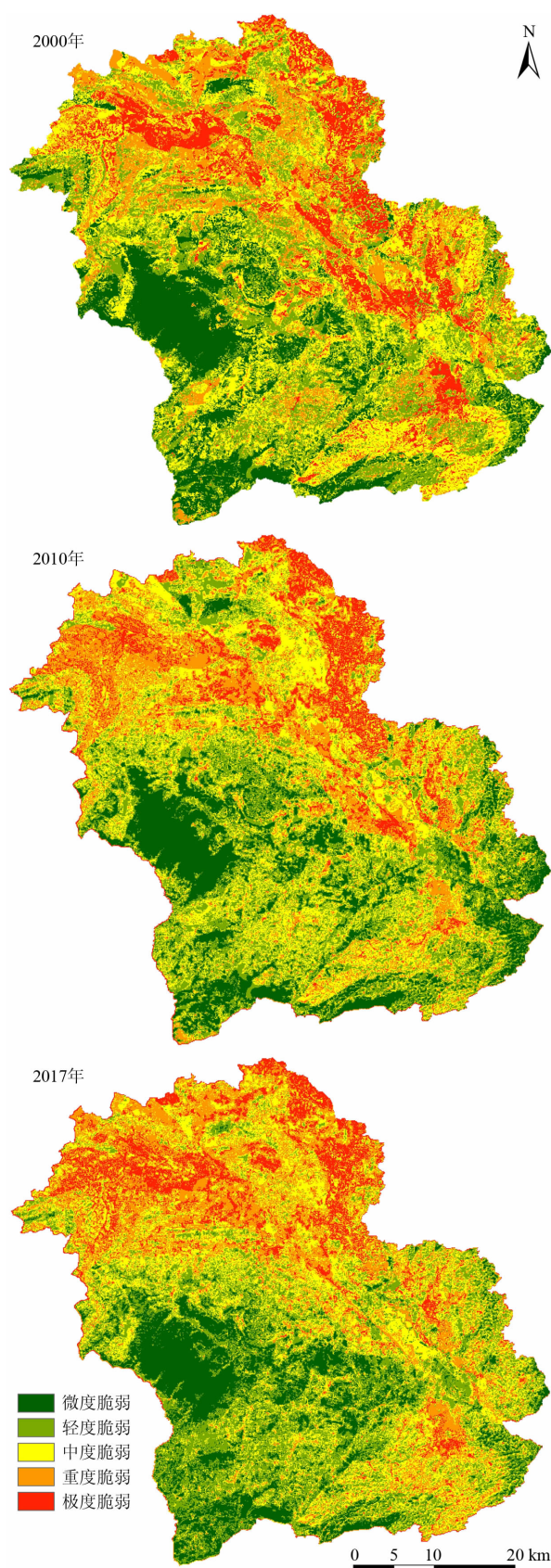


图3 文山市 2000—2017 年生态脆弱性空间分布图

Fig. 3 Spatial distribution of ecological vulnerability in Wenshan city from 2000 to 2017

工程取得一定效果,但西北部区域因石漠化的影响,导致文山市生态脆弱性在整体上有所加剧^[19]。因此加大对喀斯特区域石漠化的治理与生态系统的恢复,是改善喀斯特山区生态脆弱性的关键。

(2) 空间移动规律

根据公式(4)计算文山市生态脆弱性重心移动轨迹,分析文山市生态脆弱性空间移动规律。2000—2017 年间文山市生态脆弱性重心变化不大,位于喜古乡和马塘镇交界处,但持续向西北方向移动了 2.39 km。其中,中度、重度脆弱重心较为稳定,微度、轻度、极度脆弱重心变化较大。微度与轻度脆弱重心整体向南部移动,极度脆弱主要向西北移动,且在 2000—2017 年间向西北移动了 8.87 km (图 4),表明现有生态治理工程具有一定效益,南部生态脆弱性在逐步改善。因此,需要继续加大生态治理力度,针对石漠化治理和水土保持,加大生态修复、坡耕地改造与退耕还林工程的实施力度;通过转变种植业结构,利用当地资源,促进退耕还林还草等工程的进一步实施,通过选育针对生态效益以及经济效益相统一的经果林,并在林下套种中草药等,在恢复植被的同时,保证农户的经济收入,以此实现生态脆弱区生态与经济的协调发展。

(3) 空间自相关性

空间依赖性 is 地理现象的内在属性,2000—2017 年文山市生态脆弱性 Moran's I 先减后增,空间上呈正相关关系且相关性较强,说明研究区生态脆弱性在空间上集聚效果明显^[29-30] (图 5)。

2000—2017 年,文山市生态脆弱性的空间集聚发生了变化,西部和东南部的低-低集聚区和北部的高-高集聚区域在不断扩大。2000 年文山市生态脆弱性高-高集聚区占总区域面积的 26.15%,集中分布在北部,零星分布在西南部区域;2010 年高-高集聚区占区域总面积的 26.27%,相比 2000 年面积略微增加,分布区域变化不大,但西部区域面积在不断减少,西北部高-高集聚区面积在增加;2017 年与前两年相比,生态脆弱性的空间集聚效应增强,高-高集聚区面积占总区域面积比例为 28.51%,集中于文山北部地区。总体而言,北部是文山市生态脆弱性高-高集聚区,也是生态脆弱性发生的热点区域,而西部与东南部是生态脆弱性的低-低集聚区(图 6)。

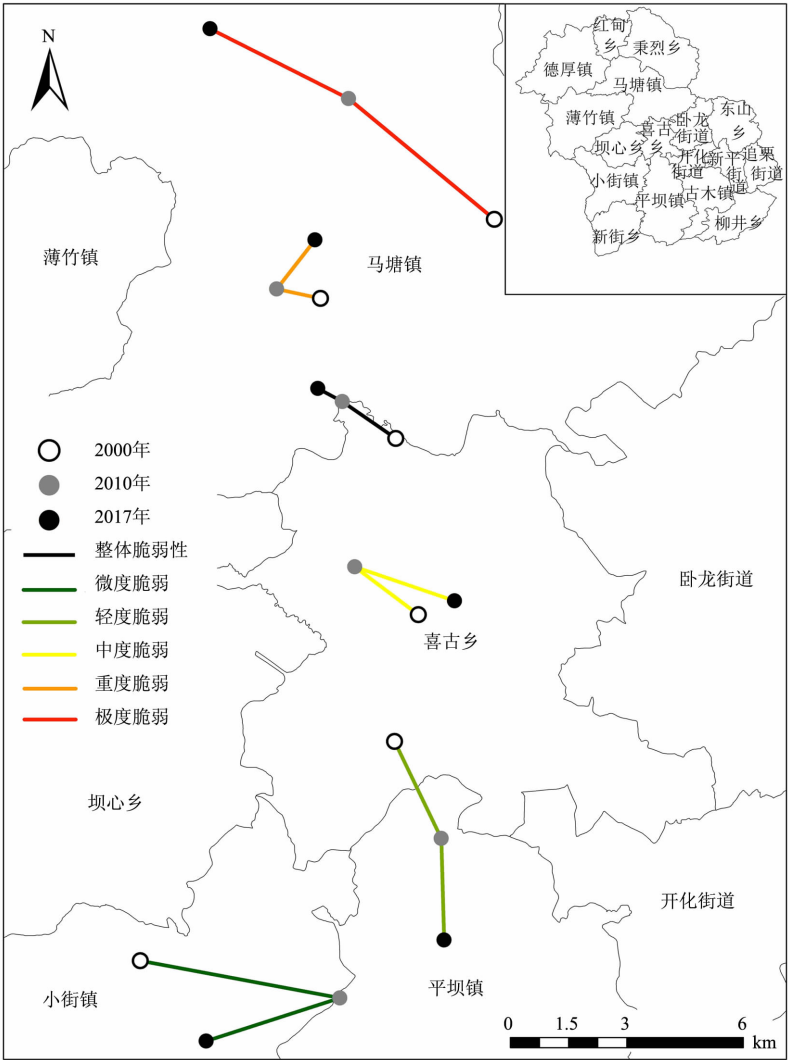


图 4 生态脆弱性重心移动轨迹图

Fig. 4 Shift of the center of ecological vulnerability

表 4 文山市 2000—2017 年生态脆弱性时间变化

Tab. 4 Temporal changes of ecological vulnerability in Wenshan city from 2000 to 2017

脆弱等级	2000 年		2010 年		2017 年	
	面积/km ²	占比/%	面积/km ²	占比/%	面积/km ²	占比/%
微度脆弱	496.26	16.74	450.97	15.21	427.41	14.41
轻度脆弱	673.60	22.72	730.74	24.64	707.88	23.87
中度脆弱	884.85	29.84	867.90	29.27	795.36	26.82
重度脆弱	574.74	19.38	640.62	21.60	700.71	23.63
极度脆弱	335.72	11.32	274.94	9.27	333.81	11.26
整体脆弱性指数	2.28		2.28		2.29	

文山市空间集聚范围不断发生变化,其中西北部区域以及西部区域变化最为剧烈,北部一直是生态脆弱性热点区域,生态脆弱性冷点区域也逐渐在

西部集聚。高-低集聚区以及低-高集聚区在空间上分布分散,没有规律性。随着时间的推移,盘龙江流域、城市面山等生态的好转,使高-高集聚面积在

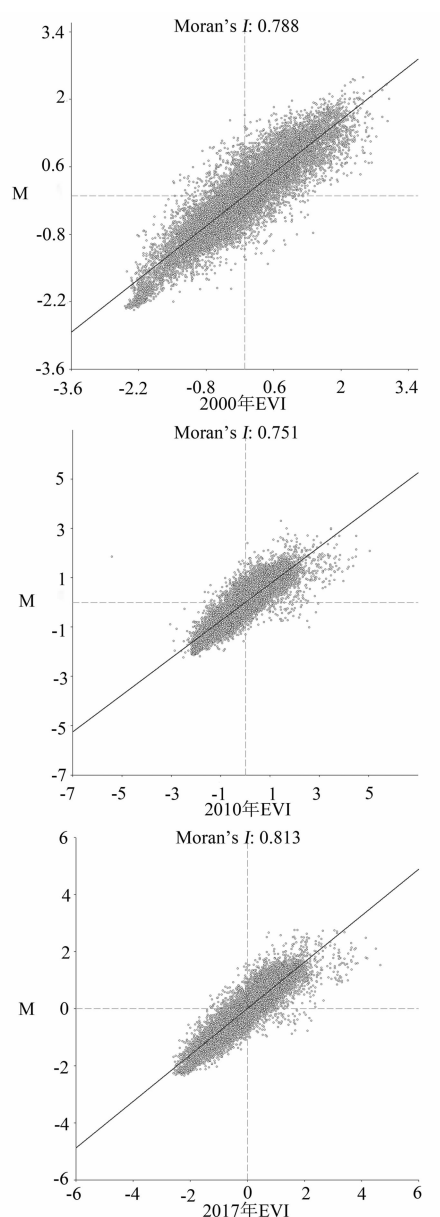


图5 文山市 2000—2017 年生态脆弱性莫兰指数
(M:相邻单元属性值的平均值)

Fig. 5 Moran index of ecological vulnerability in Wenshan city from 2000 to 2017 (M: Average value of adjacent cell attribute)

西北部集聚。因此,需要加大北部区域石漠化治理力度,从而实现生态修复。

2.3 土地利用变化对生态脆弱性的影响

2.3.1 不同土地利用类型的生态脆弱性

2000—2017 年文山市不同用地类型生态脆弱性具有一定差异,为 0.30 ~ 0.73 (表 5)。2000 年各用地类型生态脆弱性表现为:建设用地 > 未利用地 > 耕地 > 水域 > 草地 > 林地;2010 年生态脆弱性表现为:未利用地 > 建设用地 > 水域 > 耕地 > 草地 >

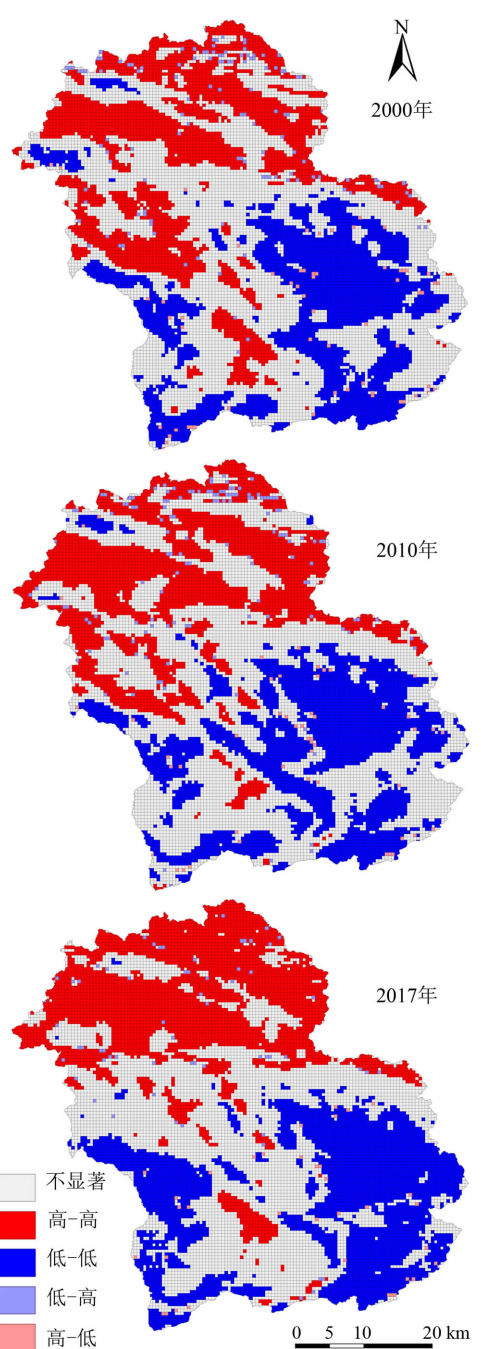


图6 文山市 2000—2017 年生态脆弱性空间集聚图

Fig. 6 Spatial agglomeration of ecological vulnerability in Wenshan city from 2000 to 2017

林地;2017 年生态脆弱性表现出:未利用地 > 建设用地 > 水域 > 草地 > 耕地 > 林地。未利用地、建设用地生态脆弱性指数较大,这是由于未利用地是石漠化发育的主要用地类型,其生态脆弱性指数较高,处于极度脆弱水平,而建设用地的扩张,对区域生态脆弱性产生一定影响。林地因人类活动干扰相对较少,其脆弱性指数相对较低。但在其他用地类型中,

种植业和畜牧业的发展,对耕地、草地的扰动相对较大,因此耕地与草地生态脆弱性指数大于林地。

表 5 2000—2017 年土地利用类型的生态脆弱性指数

Tab. 5 Eco-environmental vulnerability index of land use types from 2000 to 2017

年份	草地	耕地	建设用地	林地	水域	未利用地
2000 年	0.38	0.53	0.73	0.31	0.45	0.68
2010 年	0.39	0.41	0.50	0.30	0.43	0.56
2017 年	0.42	0.40	0.44	0.34	0.43	0.61

2.3.2 土地利用转移对生态脆弱性的影响

根据公式(7)探讨研究区 2000—2017 年土地利用净转化的生态脆弱性交叉敏感性系数。结果显示,土地利用转移的交叉敏感性系数不断发生变化,生态脆弱性最敏感的地类转移是草地向水域、未利用地向水域,其次是耕地向水域、草地向林地、林地向水域、水域向建设用地、未利用地向林地、耕地向未利用地(表 6)。其中草地向水域、未利用地向水域转换的交叉敏感性系数远大于 1,水域向其他地类转移的交叉敏感性系数绝对值也在 1 之上,表明水域向其他用地类型的转移,会引起生态脆弱性较大的变化;生态脆弱性对林地向未利用地、林地向草地的转移比较敏感,说明此类转化加剧区域生态脆弱性。耕地向未利用地转移比较敏感,敏感性系数为 1.18,说明耕地向未利用地转移 1%,导致生态脆弱性 1.18% 的增加。建设用地除向水域以及草地的转移相对敏感外,与其他用地类型的转移不敏感。

表 6 2000—2017 年文山市土地利用转移对生态脆弱性的交叉敏感性

Fig. 6 Cross - sensitivity coefficient of land use transition to ecological vulnerability

土地利用类型	耕地	未利用地	林地	水域	建设用地
草地	0.38	0.34	3.33	21.45	0.90
耕地	-	1.18	0.64	3.90	0.31
未利用地	-	-	1.85	17.11	0.46
林地	-	-	-	2.91	0.6
水域	-	-	-	-	1.86

在喀斯特山区,土地利用类型之间的转移会对生态脆弱性产生影响,林地、水域以及未利用地面积的变化,对生态脆弱性非常敏感,对生态的意义较

大,当其他用地类型转向未利用地时,会加剧区域的生态脆弱性。因此,关注喀斯特山区水域、林地以及未利用地等用地类型面积变化情况,维持水域、林地等生态用地的现有面积,减少人类活动的开发与利用,是实现了对生态系统有效保护的必要条件。

3 结果与讨论

3.1 结果

本研究在考虑喀斯特山区生态特征的基础上,基于自然和人为干扰角度构建指标体系,对喀斯特山区生态脆弱性时空变化特征进行分析,利用交互敏感性系数探讨土地利用转移对生态脆弱性的影响。结论如下:

(1)土地利用类型来看,耕地和林地是文山市主要土地利用类型,林地、草地、未利用地面积在减少,其他用地面积在增加,其中建设用地面积增加最明显,其次为耕地。

(2)从时间变化来看,2000—2017 年文山市生态脆弱性先改善后恶化,以轻度、中度和重度脆弱为主,重度脆弱面积在扩大。

(3)从空间分布格局来看,2000—2017 年文山市生态脆弱性呈现北部较重、西部较轻的分布格局。脆弱性重心逐渐向西北方向转移,北方地区成为生态脆弱性的高 - 高集聚区,而西部与东南部成为生态脆弱性的低 - 低集聚区。

(4)各用地类型中,未利用地因碳酸盐岩出露,石漠化较为突出,其生态最为脆弱,其次为建设用地;水域与草地、水域与未利用地的相互转移对生态脆弱性最为敏感,其中生态脆弱性对水域、林地、未利用地等用地类型的面积变化比较敏感,因此在喀斯特山区应注意对水域与林地的保护,关注水域、林地等用地类型的面积变化情况。

3.2 讨论

3.2.1 喀斯特山区生态脆弱性指标体系构建

生态脆弱性即生态系统脆弱性,目前生态环境脆弱性在国内较为普遍,但生态环境一词存在较大争议^[33],本研究认为生态已包含环境的内容,且生态系统作为复杂大系统,指标体系的构建对评价生态脆弱性极为关键。论文根据研究区特征,从喀斯特自然和人为环境干扰维度选取指标构建喀斯特区生态脆弱指标体系。喀斯特生态系统是多层次、多

因子的复杂系统,构建指标体系是进行脆弱性评价的有效方法,目前多从自然地理环境和社会人为影响环境出发构建指标体系对喀斯特区脆弱性进行评价^[34]。自然地理环境方面,由于喀斯特山区域岩性不同,石漠化的发生率也不同^[35],岩性指标可以很好地反映喀斯特区域的地质条件;同时地质灾害的发生会加剧喀斯特生态系统脆弱性,因此本研究突出了喀斯特山区岩性以及地质灾害特征;在人为影响因素方面,研究者的认识较为统一,大多从社会和经济两个方面选取指标体系。论文根据喀斯特区石漠化发育机理,以土地利用类型为基础,用景观破碎度体现喀斯特山区的人为活动干扰特征。当然,其他学者对生态脆弱性的理解不同,还从响应、适应能力等构建指标体系。论文认为生态脆弱性是在自然环境和人为干扰的相互作用下,对喀斯特生态系统产生影响,所以未从响应或适应能力建立指标体系。

3.2.2 土地利用变化对生态脆弱性的影响

文山市水域与草地、水域与未利用地相互转移的交叉敏感性系数分别为 21.45 和 17.11,对生态脆弱性最为敏感。以往研究通过构建土地利用类型相关指数,探讨对生态脆弱性的影响,形成生态脆弱性综合指数模型^[36],但其只计算了土地利用类型间的影响程度,或将土地利用变化和生态脆弱性等级变化进行叠加分析^[37],以此探讨二者之间的关系,较少用数值形式表示其关系。虽然土地利用对生态脆弱性的影响很难用确切数值表示,但交叉敏感性系数可以计算土地利用转型引起的脆弱性变化率,在一定程度上对其进行量化,突出对生态脆弱性最敏感的用地类型面积变化^[31,38],可以为区域生态的治理与保护提供依据。

参考文献 (References)

- [1] 郭兵,姜琳,罗巍,等. 极端气候胁迫下西南喀斯特山区生态系统脆弱性遥感评价[J]. 生态学报, 2017, **37**(21): 7219 – 7231. [GUO Bing, JIANG Lin, LUO Wei, et al. Study of an evaluation method of ecosystem vulnerability based on remote sensing in a southwestern karst mountain area under extreme climatic conditions [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, **37**(21): 7219 – 7231] DOI: 10.5846/stxb201608111651
- [2] BOURGOIN C, OSZWALD J, BOURGOIN J, et al. Assessing the ecological vulnerability of forest landscape to agricultural frontier expansion in the Central Highlands of Vietnam [J]. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2020, **84**: 101958. DOI: 10.1016/j.jag.2019.101958
- [3] MA X, DE JONG M, SUN B, et al. Nouveauté or Cliché? Assessment on island ecological vulnerability to tourism: Application to Zhoushan, China [J]. *Ecological Indicators*, 2020, **113**: 106247. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106247
- [4] ZANG Zheng, ZOU Xinqing, ZUO Ping, et al. Impact of landscape patterns on ecological vulnerability and ecosystem service values: An empirical analysis of Yancheng Nature Reserve in China [J]. *Ecological Indicators*, 2017, **72**: 142 – 152. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.08.019
- [5] 杨庆媛,毕国华,陈展图,等. 喀斯特生态脆弱区休耕地的空间配置研究——以贵州省晴隆县为例[J]. 地理学报, 2018, **73**(11): 2250 – 2266. [YANG Qingyuan, BI Guohua, CHEN Zhantu, et al. Spatial allocation of fallow land in karst rocky desertification areas: A case study in Qinglong county, Guizhou province [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2018, **73**(11): 2250 – 2266] DOI: 10.11821/dlxb201811015
- [6] 魏兴萍,蒲俊兵,赵纯勇. 基于修正 RISKE 模型的重庆岩溶地区地下水脆弱性评价[J]. 生态学报, 2014, **34**(3): 589 – 596. [WEI Xingping, PU Junbing, ZHAO Chunyong. Assessment of karst groundwater vulnerability in Chongqing based on revised RISKE model [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, **34**(3): 589 – 596] DOI: 10.5846/stxb201210301504
- [7] 都莎莎,王红旗,刘姝媛. 北方典型岩溶地下水脆弱性评价方法研究[J]. 环境科学与技术, 2014, **37**(6N): 471 – 475. [DU Shasha, WANG Hongqi, LIU Shuyuan. A groundwater vulnerability assessment method based on typical karst region in north China [J]. *Environmental Science and Technology*, 2014, **37**(6N): 471 – 475] DOI: 10.3969/j.issn.1003-6504.2014.6N.100
- [8] 舒英格,彭文君,周鹏鹏. 基于灰色三角白化权集对分析模型的喀斯特山区农业生态环境脆弱性评价[J]. 应用生态学报, 2020, **31**(8): 2680 – 2686. [SHU Yingge, PENG Wenjun, ZHOU Pengpeng. Vulnerability assessment of agro-ecological environment in karst mountain based on set pair analysis model of grey trigonometrically whitening weight [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, **31**(8): 2680 – 2686] DOI: 10.13287/j.1001-9332.202008.014
- [9] 郑文武,曾永年,吴桂平,等. 遥感和 GIS 支持下的湘西北喀斯特山区县域农业生态环境脆弱度评价[J]. 地理与地理信息科学, 2010, **26**(2): 93 – 96. [ZHENG Wenwu, ZENG Yongnian, WU Guiping, et al. Evaluation of vulnerability of agriculture eco-environment in karst mountain areas in northwestern Hunan based on GIS and RS [J]. *Geography and Geo-Information Science*, 2010, **26**(2): 93 – 96]
- [10] 任威,熊康宁,盈斌,等. 喀斯特地区不同地貌下农户生计脆弱性影响因子评估:以贵州花江、撒拉溪研究区为例[J]. 生态与农村环境学报, 2020, **36**(4): 442 – 449. [REN Wei, XIONG Kangning, YING Bin, et al. Assessment of the impact

- factors of farmers' livelihood vulnerability under different landforms in karst areas: A case study of Huajiang and Salaxi [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, **36**(4): 442–449] DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2019.0713
- [11] 张笑楠, 王克林, 张伟, 等. 桂西北喀斯特区域生态环境脆弱性[J]. *生态学报*, 2009, **29**(2): 749–757. [ZHANG Xiaonan, WANG Kelin, ZHANG Wei, et al. The quantitative assessment of eco-environment vulnerability in karst regions of northwest Guangxi [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, **29**(2): 749–757]
- [12] 郭宾, 周忠发, 苏维词, 等. 基于格网 GIS 的喀斯特山区草地生态脆弱性评价[J]. *水土保持通报*, 2014, **34**(2): 204–207. [GUO Bin, ZHOU Zhongfa, SU Weici, et al. Evaluation of ecological vulnerability of karst grassland based on grid GIS [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2014, **34**(2): 204–207] DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2014.02.043
- [13] 廖伟, 李璐, 吴宜进, 等. 丹江口库区土地利用变化与生态环境脆弱性评价[J]. *自然资源学报*, 2011, **26**(11): 1879–1889. [LIAO Wei, LI Lu, WU Yijin, et al. Land use change and eco-environmental vulnerability evaluation in the Danjiangkou reservoir area [J]. *Journal of Natural Resources*, 2011, **26**(11): 1879–1889] DOI: 10.11849/zrxyxb.2011.11.007
- [14] 任志远, 张晗. 银川盆地土地利用变化对景观格局脆弱性的影响[J]. *应用生态学报*, 2016, **27**(1): 243–249. [REN Zhiyuan, ZHAN Han. Effects of land use change on landscape pattern vulnerability in Yinchuan basin, northwest China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, **27**(1): 243–249] DOI: 10.13287/j.1001-9332.201601.013
- [15] 周岩, 张艳红, 翟羽娟. 基于土地利用变化的辉南县生态脆弱性时空变化分析[J]. *国土与自然资源研究*, 2013(6): 29–32. [ZHOU Yan, ZHANG Yanhong, QU Yujuan. Analysis of ecological vulnerability based on land-use changes in mountain plain transition zones [J]. *Territory and Natural Resources Study*, 2013(6): 29–32] DOI: 10.16202/j.cnki.tnrs.2013.06.017
- [16] 窦玥, 戴尔阜, 吴绍洪. 区域土地利用变化对生态系统脆弱性影响评估——以广州市花都区为例[J]. *地理研究*, 2012, **31**(2): 311–322. [DOU Yue, DAI Erfu, WU Shaohong. Assessment on vulnerability of ecosystem to land use change: A case study of Huadu district, Guanzhou city [J]. *Geographical Research*, 2012, **31**(2): 311–322] DOI: 10.11821/yj2012020011
- [17] WANG Ying, LI Xiangmei, ZHANG Fan, et al. Effects of rapid urbanization on ecological functional vulnerability of the land system in Wuhan, China: A flow and stock perspective [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, **248**: 119284. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.119284
- [18] 谭琨, 严直慧, 赵祖军, 等. 基于模糊评价的喀斯特山区文山市资源环境承载力评价[J]. *水土保持研究*, 2021, **28**(1): 218–227. [TAN Kun, YAN Zhihui, ZHAO Zujun, et al. Evaluation of resource and environmental carrying capacity of Wenshan city in karst area based on fuzzy model [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2021, **28**(1): 218–227] DOI: 10.13869/j.cnki.rswc.2021.01.028
- [19] 王茜, 赵筱青, 普军伟, 等. 滇东南喀斯特区域生态脆弱性的时空演变及其影响因素[J]. *应用生态学报*, 2021, **32**(6): 2180–2190. [WANG Qian, ZHAO Xiaoqing, PU Junwei, et al. Spatial-temporal variations and influencing factors of eco-environment vulnerability in the karst region of southeast Yunnan, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, **32**(6): 2180–2190] DOI: 10.13287/j.1001-9332.202106.018
- [20] 甘露, 陈刚才, 万国江. 贵州喀斯特山区农业生态环境的脆弱性及可持续发展对策[J]. *山地学报*, 2001, **19**(2): 130–134. [GAN Lu, CHEN Gangcai, WAN Guojiang. Fragile character of agro-ecological environment in karst mountain area of Guizhou and it's countermeasures of sustainable development [J]. *Mountain Research*, 2001, **19**(2): 130–134] DOI: 10.16089/j.cnki.1008-2786.2001.02.007
- [21] 吴哲, 陈歆, 刘贝贝, 等. InVEST 模型及其应用的研究进展[J]. *热带农业科学*, 2013, **33**(4): 58–62. [WU Zhe, CHEN Xin, LIU Beibei, et al. Research progress and application of InVEST model [J]. *Chinese Journal of Tropical Agriculture*, 2013, **33**(4): 58–62] DOI: 10.12008/j.issn.1009-2196.2013.4.012
- [22] 唐尧, 祝炜平, 张慧, 等. InVEST 模型原理及其应用研究进展[J]. *生态科学*, 2015, **34**(3): 204–208. [TANG Yao, ZHU Weiping, ZHANG Hui, et al. A review on principle and application of the InVEST model [J]. *Ecological Science*, 2015, **34**(3): 204–208] DOI: 10.14108/j.cnki.1008-8873.2015.03.032
- [23] 王志杰, 苏嫒. 南水北调中线汉中市水源地生态脆弱性评价与特征分析[J]. *生态学报*, 2018, **38**(2): 432–442. [WANG Zhijie, SU Yuan. Analysis of eco-environmental vulnerability characteristics of Hanzhong city, near the water source midway along the route of the south-to-north water transfer project, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, **38**(2): 432–442] DOI: 10.5846/stxb201609261944
- [24] 郭泽呈, 魏伟, 庞素菲, 等. 基于 SPCA 和遥感指数的干旱内陆河流域生态脆弱性时空演变及动因分析——以石羊河流域为例[J]. *生态学报*, 2019, **39**(7): 2558–2572. [GUO Zecheng, WEI Wei, PANG Sufei, et al. Spatio-temporal evolution and motivation analysis of ecological vulnerability in arid inland river basin based on SPCA and remote sensing index: A case study on the Shiyang River Basin [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(7): 2558–2572] DOI: 10.5846/stxb201805211114
- [25] 何敏, 王鹤松, 孙建新. 基于植被生产力的西南地区生态系统脆弱性特征[J]. *应用生态学报*, 2019, **30**(2): 429–438. [HE Min, WANG Hesong, SUN Jianxin. Characters of ecosystem vulnerability in southwestern China based on vegetation productivity

- [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, **30**(2): 429 – 438] DOI: 10.13287/j.1001-9332.201902.006
- [26] 陈万旭, 李江风, 曾杰, 等. 中国土地利用变化生态环境效应的空间分异性与形成机理[J]. 地理研究, 2019, **38**(9): 2173 – 2187. [CHEN Wanxu, LI Jiangfeng, ZENG Jie, et al. Spatial heterogeneity and formation mechanism of eco-environmental effect of land use change in China [J]. Geographical Research, 2019, **38**(9): 2173 – 2187] DOI: 10.11821/dlyj020180659
- [27] 吕韬, 曹有挥. “时空接近”空间自相关模型构建及其应用——以长三角区域经差异分析为例[J]. 地理研究, 2010, **29**(2): 351 – 360. [LYU Tao, CAO Youhui. Construction of spatial autocorrelation method of spatial-temporal proximity and its application: Taking regional economic disparity in the Yangtze River Delta as a case study [J]. Geographical Research, 2010, **29**(2): 351 – 360] DOI: 10.1017/S0004972710001772
- [28] DING Qian, WANG Li, FU Meichen, et al. An integrated system for rapid assessment of ecological quality based on remote sensing data [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, **27**(2): 32779 – 32795. DOI: 10.1007/s11356-020-09424-6
- [29] 张金茜, 巩杰, 马学成, 等. 基于 GeoDA 的甘肃白龙江流域景观破碎化空间关联性[J]. 生态学杂志, 2018, **37**(5): 1476 – 1483. [ZHANG Jinxi, GONG Jie, MA Xuecheng, et al. GeoDA-based spatial correlation analysis of landscape fragmentation in Bailongjiang Watershed of Gansu [J]. Chinese Journal of Ecology, 2018, **37**(5): 1476 – 1483] DOI: 10.13292/j.1000-4890.201805.017
- [30] 张金茜, 李红瑛, 曹二佳, 等. 多尺度流域生态脆弱性评价及其空间关联性——以甘肃白龙江流域为例[J]. 应用生态学报, 2018, **29**(9): 2897 – 2906. [ZHANG Jinxi, LI Hongying, CAO Erjia, et al. Assessment of ecological vulnerability in multi-scale and its spatial correlation: A case study of Bailongjiang Watershed in Gansu province [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, **29**(9): 2897 – 2906] DOI: 10.13287/j.1001-9332.201809.008
- [31] 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. [LIU Yongqiang, LONG Hualou, LI Jialin. Study on the land use transition and its cross-sensitivity of ecological service function in the middle of Yangtze River Economic Belt [J]. Geographical Research, 2018, **37**(5): 1009 – 1022] DOI: 10.11821/dlyj201805012
- [32] 朱昌丽, 张继飞, 赵宇鸾, 等. 岷江上游土地利用变化下的生态系统敏感性研究[J]. 人民长江, 2018, **49**(11): 35 – 42. [ZHU Changli, ZHANG Jifei, ZHAO Yuluan, et al. Land-use change related ecosystem sensitivity study in upper reaches of Minjiang River [J]. Yangtze River, 2018, **49**(11): 35 – 42] DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.2018.11.008
- [33] 张林波, 舒俭民, 王维, 等. “生态环境”一词的合理性与科学性辨析[J]. 生态学杂志, 2006, **25**(10): 1296 – 1300. [ZHANG Linbo, SHU Jianmin, WANG Wei, et al. Analysis on the rationality and scientificity of “ecological environment” [J]. Chinese Journal of Ecology, 2006, **25**(10): 1296 – 1300] DOI: 10.13292/j.1000-4890.2006.0247
- [34] 覃小群, 蒋忠诚. 广西岩溶县的生态环境脆弱性评价[J]. 地球与环境, 2005, **33**(2): 45 – 51. [QIN Xiaoqun, JIANG Zhongcheng. An assessment of eco-environmental vulnerability in karst counties of Guangxi [J]. Earth and Environment, 2005, **33**(2): 45 – 51] DOI: 10.3969/j.issn.1672-9250.2005.02.007
- [35] 党宇宁, 赵春永, 南亲江. 基于“3S”技术的岩性与喀斯特石漠化的关系研究[J]. 资源信息与工程, 2016, **31**(4): 58 – 59 + 61. [DANG Yuning, ZHAO Chunyong, NAN Qinjiang. Research on the relationship between lithology and karst rocky desertification based on “3S” technology [J]. Resource Information and Engineering, 2016, **31**(4): 58 – 59 + 61] DOI: 10.19534/j.cnki.zyxyge.2016.04.033
- [36] 王瑞燕, 赵庚星, 周伟, 等. 土地利用对生态环境脆弱性的影响评价[J]. 农业工程学报, 2008, **24**(12): 215 – 220. [WANG Ruiyan, ZHAO Gengxing, ZHOU Wei, et al. Assessment of the impacts of land use on regional ecological environmental vulnerability [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2008, **24**(12): 215 – 220] DOI: 10.3321/j.issn:1002-6819.2008.12.045
- [37] 魏明欢, 胡波洋, 杨鸿雁, 等. 山区县域土地利用变化对生态脆弱性的影响——以青龙满族自治县为例[J]. 水土保持研究, 2018, **25**(6): 322 – 328. [WEI Minghuan, HU Boyang, YANG Hongyan, et al. Effects of land use transformation on ecological vulnerability in mountainous counties: Taking Qinglong Manchu autonomous county as an example [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2018, **25**(6): 322 – 328] DOI: 10.13869/j.cnki.rswc.2018.06.046
- [38] HU Zeyin, WANG Shijie, BAI Xiaoyong, et al. Changes in ecosystem service values in karst areas of China [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2020, **301**: 107026. DOI: 10.1016/j.agee.2020.107026

Impact of Land Use Changes in Karst Mountain Area on Ecological Vulnerability

WANG Qian, ZHAO Xiaoqing^{*}, PU Juwei, SHI Xiaoqian

(*College of Earth Science, Yunnan University, Kunming 650500, China*)

Abstract: Karst Mountain Areas, as one of the four most vulnerable regions in China, is relatively backward in economic development. Unreasonable land use can induce and strengthen soil erosion and ecological deterioration, which intensifies ecological vulnerability. At present, there is no systematic and perfect evaluation index system in assessing ecological vulnerability in Karst Mountain Areas, and also there are few studies focus on the impact of land use change on ecosystem balance. Taking Wenshan city, a typical Karst Mountain Area in southeast Yunnan, China as an example, this study introduced an integrated evaluation index system of ecological vulnerability based on the local geo-environmental and humanistic features in Karst Mountain Areas. A model of Spatial Principle Comment Analysis (SPCA) was used to retrieve and reverse ecological fragility; Gravity Center Analysis method and Spatial Autocorrelation method were used to investigate its spatial evolution law; Cross-sensitivity Coefficient (CCS) was referred to describe the impacts of different land use types on ecological fragility. Results show that: (1) From 2000 to 2017 the land use types in Wenshan city were mainly comprised of cultivated land and forest land. Except for the decrease of forest land, grass land and unused land, the area of other land types were increasing. (2) From 2000 to 2017 Wenshan city mainly consisted of ecological vulnerability in mild, moderate and severe level, with less overall change, but the degree of vulnerability had increased to some extent. (3) The ecological vulnerability of Wenshan city was higher in the north and lower in the west. The center of its vulnerability moved to the northwest as a whole in the period of 2000 to 2017, forming high vulnerability-high agglomeration area mostly in the northwest whereas low high vulnerability-high agglomeration in the west. Due to the implementation of ecological projects in the west and southwest for years, the remained area of high vulnerability-high agglomeration had been continuously reduced. With a noticeably improved ecological situation, it finally turned the areas into low vulnerability-low agglomeration. (4) The vulnerability of unused land and construction land was relatively high; Reciprocal transformation between water area and grassland, water area and unused land in Wenshan city were the most sensitive to ecological vulnerability. Moreover, changes in the area of water, woodland, unused land and other land types were sensitive to ecological vulnerability. This study can provide a scientific basis for the further identification of different ecological fragile areas and the study of ecological restoration models in karst mountain areas.

Key words: Karst Mountain Area; ecological vulnerability; center of gravity model; spatial autocorrelation; cross sensitivity coefficient; Wenshan city