

基于 PLUS 模型的雅康高速路段景观生态风险评价

刘静静¹, 李旭², 彭培好^{2,3}

(1.成都理工大学 地球科学学院, 四川 成都 610059; 2.成都理工大学

旅游与城乡规划学院, 四川 成都 610059; 3.成都理工大学 生态资源与景观研究所, 四川 成都 610059)

摘要: [目的] 评价区域景观生态风险, 揭示其时空变化规律, 为降低区域生态风险, 维护区域生态安全, 推进区域绿色发展提供支撑。[方法] 以土地利用数据为基础, 通过其变化来建立景观生态风险评价模型, 探讨 2000—2020 年雅康高速公路穿越县市景观生态风险的时空变化特征, 并利用最优参数的地理探测器模型定量分析景观生态风险变化的驱动因素, 采用 PLUS 模型模拟 2035 年雅康高速经过县市景观生态风险的空间分布特征和变化趋势。[结果] ① 2000—2020 年, 研究区主要景观类型为林地、草地、耕地, 不透水面面积增长速率最快, 林地面积增加最多; ② 研究区景观生态风险等级以低、较低和中风险等级为主, 风险等级由高到低呈向外扩散现象; ③ NDVI 值、高程、年均降水等自然因素是景观生态风险变化的主要驱动因子; ④ 2035 年两种不同情景下研究区中、较高、高风险等级的面积均有所下降, 其中生态保护情景下, 下降较为明显。[结论] 研究区内景观生态风险等级较低, 以低、较低和中风险等级为主, 生态环境呈逐渐向好趋势。生态保护情景更加符合区域可持续发展理念。

关键词: PLUS 模型; 景观生态风险; 土地利用变化; 地理探测器; 雅康高速

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2023)03-0148-11

中图分类号: X22, F301.2

文献参数: 刘静静, 李旭, 彭培好. 基于 PLUS 模型的雅康高速路段景观生态风险评价[J]. 水土保持通报, 2023, 43(3): 148-158. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2023.03.019; Liu Jingjing, Li Xu, Peng Peihao. Landscape ecological risk assessment of Ya'an-Kangding Expressway based on PLUS model [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(3): 148-158.

Landscape Ecological Risk Assessment of Ya'an-Kangding Expressway Based on PLUS Model

Liu Jingjing¹, Li Xu², Peng Peihao^{2,3}

(1. College of Earth Sciences, Chengdu University of Technology, Chengdu,

Sichuan 610059, China; 2. College of Tourism and Urban-Rural Planning, Chengdu

University of Technology, Chengdu, Sichuan 610059, China; 3. Institute of Ecological

Resources and Landscape Architecture, Chengdu University of Technology, Chengdu, Sichuan 610059, China)

Abstract: [Objective] The regional landscape ecological risks were evaluated, and their spatiotemporal variation was analyzed in order to provide important support for reducing regional ecological risks, maintaining regional ecological security, and promoting regional green development. [Methods] We constructed a landscape ecological risk assessment model based on land use change, and determined the temporal and spatial change characteristics of landscape ecological risk for the Ya'an-Kangding Expressway crossing counties and cities from 2000 to 2020. A geographic detector model with optimized parameters was used to quantitatively analyze the driving factors of landscape ecological risk change. We used the PLUS model to simulate the spatial distribution characteristics and changing trends of landscape ecological risks for the Ya'an-Kangding Expressway passing through counties and cities in 2035. [Results] ① From 2000 to 2020, the main landscape types in the study area were forest land, grassland, and cultivated land, with the fastest growth rate occurring for the impervious surface area (expressway), and the largest increase occurring in forest land area. ② Low and medium landscape

收稿日期: 2022-07-10

修回日期: 2022-09-18

资助项目: 第二次青藏高原综合考察研究子专题“人类活动对生态资产与生态系统服务的影响”(2019QZKK0307)

第一作者: 刘静静(1997—), 女(汉族), 山西省长治市人, 硕士研究生, 研究方向为 3S 技术与数字国土。Email: 2644615770@qq.com.

通信作者: 彭培好(1963—), 男(汉族), 山东省诸城市人, 博士, 教授, 主要从事生态恢复与生态遥感研究。Email: peihaop@163.com.

ecological risk grades were the main factors. The risk grades spread outward from high to low. ③ Natural factors such as NDVI, elevation, and average annual precipitation were the main driving factors for changes in landscape ecological risk. ④ In 2035, the areas of medium, high, and high risk grades in the study area will decrease under the two different scenarios. The area of significant decline will be particularly obvious under the ecological protection scenario. [Conclusion] The landscape ecological risk levels in the study area were relatively low, mainly low, lower, and medium risk levels, and the ecological environment was gradually improving. The ecological protection scenario was more consistent with the concept of regional sustainable development.

Keywords: PLUS model; landscape ecological risk; land use change; geographic detector; Ya'an-Kangding Expressway

区域生态风险评价是指人类社会活动和自然环境等对区域内生态系统结构和功能产生的负面影响和损害程度^[1]。景观是人类活动和自然变化的重要载体,且具有高度的空间异质性和一定的空间分布规律,景观类型的变化直接反应生态系统结构和功能的变化^[2]。景观生态风险这一概念起源于 20 世纪 90 年代,相对于区域生态风险评价,它更加强调景观格局对风险的定量影响,注重风险的时空异质性^[3]。早期对于景观生态风险的研究多采用基于风险“源—汇”的评价方法,“源”“汇”概念的提出最早是应用于大气污染物的研究,为更好理解格局和过程的关系,后引入“源”“汇”景观理论^[4]。但该方法有较大的局限性,多使用区域内主要生态风险因子去评估该区域生态风险^[3]。景观空间结构受自然和人为因素的影响较大,因此景观的时空异质性和尺度效应成为景观生态风险评价关注的重点^[5]。近年来,它已成为国内外研究的热点之一。从研究领域来看,国内外学者对景观生态风险的研究主要集中在流域^[6-7]、山区城镇^[8-9]、城市^[10]、海岸线^[11]、生态脆弱区^[12]、湿地等^[13]。莫贵芬等^[7]探索了 1995—2018 年中亚阿姆河跨境流域景观生态风险时空演变特征;Wang Hong 等^[14]基于 1986—2015 年甘肃白水江国家级自然保护区不同功能区的土地覆被变化,评价了其景观生态风险;Mondal 等^[15]量化了 Delhi 城市扩张造成的景观生态风险与经济活动、环境和基础设施之间的关联性;Liu Di 等^[16]通过构建景观指数模型和重心模型,基于地貌分区视角分析了陕西省 1980—2017 年生态风险的时空分异和迁移。Ai Jingwei 等^[17]研究调查了福建省海坛岛景观生态风险时空变化分析所需的最优空间尺度。这些学者的研究成果丰富了景观生态学理论,为景观生态风险防控提供了理论指导。

对于中国西部地区景观生态风险的研究,之前学者大多集中在青藏高原^[18]、川滇生态屏障区等^[19]大空间尺度区域,或者更小空间尺度^[8-9]上,而对特殊地形地貌区域缺少研究。雅康高速经过雅安市、泸定县、康定市,地势落差较大,地质条件及其复杂,随着雅康高速的开通,推动沿线城市经济发展的同时也为

其生态环境保护带来了巨大的压力。鉴于此,本文以“两市一县”2000,2005,2010,2015,2020 年 5 期土地利用数据为基础,分析了景观类型的变化特征,通过构建景观生态风险指数模型,分析了景观生态风险等级的时空变化。利用地理探测器模型和 PLUS 模型定量分析“两市一县”景观生态风险变化的驱动因素,模拟未来景观生态风险的变化趋势,旨在促进生态环境保护和区域城镇化建设协调发展,为区域的可持续发展提供科学依据。

1 材料与方法

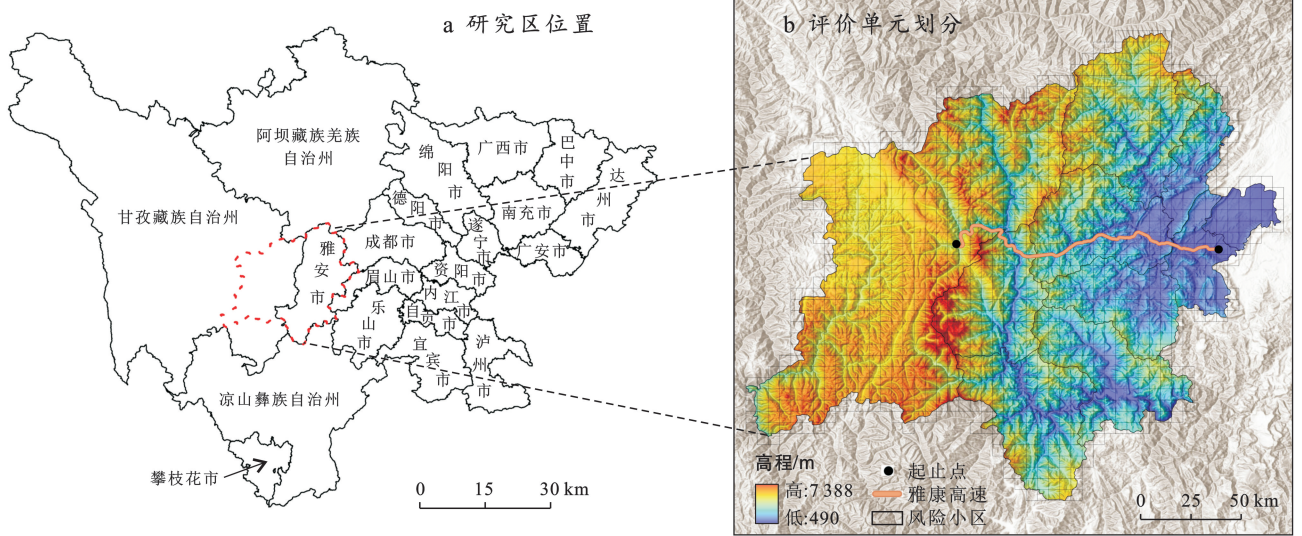
1.1 研究区概况

雅康高速位于四川省西部,东起雅安市,西至康定市,全长约 135 km,将雅康高速联通的两市一县(雅安市、泸定县、康定市)作为研究范围。

两市一县(28°51'—30°56'N,101°02'—103°23'E),东邻成都、乐山、眉山市,南与凉山彝族自治州毗邻,北与阿坝藏族羌族自治州接壤,面积 28 811.35 km²,约占四川省总面积的 5.92%(图 1)。研究区位于四川盆地西缘与青藏高原的过渡地带,地势西高东低,高程范围为 490~7 388 m;多年平均降水量 800~1 200 mm,多年平均气温为 13~17 ℃。研究区具有良好的地缘优势,植被覆盖度高达 80%以上,生态资源优势突出,水系众多,主要有大渡河、青衣江等,同时由于地貌气候的复杂多样以及各民族文化的冲突交融,使得该研究区域具有丰富的旅游资源和文化内涵。研究区域地质构造复杂,地壳活动强烈,是四川省自然灾害频发地区,生态环境破坏风险较高。

1.2 数据来源及处理

结合数据的可获得性,考虑到土地利用变化受到自然环境和社会经济等多因素的作用,并且该研究区域属于地质灾害频发地区,选取除高程、坡度、人口密度、GDP 等常规驱动因子,另加入地质灾害隐患点共 15 个驱动因子(表 1)。利用 ArcGIS 10.8 对驱动因子和限制区域数据进行裁剪、投影转换、重采样等操作,将其处理为 30×30 m 空间分辨率的栅格文件,且行列号与土地利用数据保持一致。



注:本图基于国家测绘地理信息局标准地图服务网站审图号为GS(2016)1569号标准地图校准制作。下同。

图 1 研究区位置及生态风险评价单元的划分

Fig.1 Location of research area and division of ecological risk assessment units

表 1 研究数据来源信息

Table 1 Data source information of study

数据名称	数据来源及说明
2000,2005,2010,2015,2020年5期土地利用数据	武汉大学黄昕教授团队制作的中国30m分辨率年度土地覆盖产品,产品整体精度为79.31% ^[20] (http://doi.org/10.5281/zenodo.4417810),在PIE(遥感云平台)通过感兴趣区域下载。包括林地、耕地、灌木地、不透水面、水域、冰川和永久积雪、草地、裸地、湿地9中土地利用类型
研究区边界、GDP	中国科学院资源环境与数据中心(https://www.resdc.cn/)
高程、坡度	地理空间数据云(http://www.gscloud.cn)、各区县统计年鉴
年平均气温、年平均降水量、NDVI	国家地球系统科学数据中心(https://www.geodata.cn/)
土壤类型	国家青藏高原科学数据中心(http://data.tpdc.an.cn)
邻近河流	全国地理信息资源目录服务系统(https://www.webmap.cn)
邻近地质灾害隐患点	在四川省地质灾害隐患点掌上查询系统V2.0查询并整理
人口密度	http://www.worldpop.org/
邻近政府	高德地图开放平台(https://lbs.amap.com/)
邻近主干道、邻近次要道路、邻近三级道路、邻近高速公路	OpenStreetMap
中国生态系统敏感性和功能重要性划分	中国生态系统评估与生态安全数据库(https://www.ecosystem.csdb.cn)

1.3 研究方法

1.3.1 景观生态风险指数模型

(1) 景观生态风险评价单元的划分。采用格网GIS法,以格网为评价单元,对研究区进行生态风险评价单元的划分^[21]。考虑到研究区域的实际情况和计算量,研究中利用ArcGIS 10.8对研究区土地利用数据进行5 km×5 km格网化,将研究区划分为1 210个评价单元(图1),并用Fragstat 4.2软件分别计算每个评价单元的景观生态风险指数值,将结果赋给评价单元的中心点。

(2) 景观生态风险指数模型的构建。从景观格局的角度,构建景观生态风险指数(ERI)^[6],计算公式如下:

$$ERI_k = \sum_{i=1}^n \frac{A_{ki}}{A_k} \times R_i \quad (1)$$

式中:ERI_k为第k个评价单元内的景观生态风险指数,其值越大表示该评价单元的生态风险越高,反之亦然;A_{ki}为第k个评价单元内i类景观的面积;A_k为第k个评价单元内景观类型的总面积;R_i为景观类型i的景观损失度指数。

$$R_i = E_i \times V_i \quad (2)$$

$$E_i = aP_i + bD_i + cF_i \quad (3)$$

式中:E_i为景观干扰度指数,通过景观破碎度指数(P_i)、景观分离度指数(D_i)、景观分维度指数(F_i)来构建^[2],a、b、c分别为3个景观指数的权重值,a+b+c=1。在前人研究成果的基础上^[22],结合两市一县的实际情况以及各景观指数对生态环境的贡献,分别

赋值为 0.5, 0.3, 0.2。\$V_i\$ 为景观脆弱度指数, 根据土地利用分类并结合已有研究成果^[12], 通过专家打分法对各类景观类型进行赋值如下: 不透水面 1, 林地 2, 灌木地 3, 草地 4, 耕地 5, 湿地 6, 水域 7, 裸地 8, 冰川和积雪 9, 将分配结果归一化, 以获得各种景观脆弱性指数的值, 分别为 0.02, 0.04, 0.07, 0.09, 0.11, 0.13, 0.16, 0.18, 0.2。

1.3.2 地理探测器模型 地理探测器是王劲峰提出的一种统计学方法, 它可以定量分析因变量对自变量的解释力, 包括因子检测、交互检测、生态检测和风险区域检测。本文使用前两种探测器^[22]。

因子检测主要用于检测因变量的空间分异规律以及自变量解释因变量空间分异规律的能力, 用 \$q\$ 值来度量, 其表达式为^[22]:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} = 1 - \frac{SSW}{SST} \quad (4)$$

(SSW = $\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2$, SST = $N \sigma^2$)

式中: \$h\$ 为从 1 开始的正整数; \$L\$ 为分类数; \$N_h\$ 为分区 \$h\$ 的单元数; \$N\$ 整个研究区内的单元数; \$\sigma^2\$ 为分区 \$h\$ 因变量 \$Y\$ 的方差; \$\sigma\$ 为研究区内因变量 \$Y\$ 的方差; SSW 为各分区方差之和; SST 为研究区总方差。

\$q\$ 的取值范围为 \$[0, 1]\$, \$q\$ 值越大, 说明该自变量 \$X\$ 对因变量 \$Y\$ 的解释能力越强。

交互探测用于探测两个影响因子的相互作用, 以及这些因子的相互作用是否增强、减弱或完全独立于任何影响, 可以定量分析各因子的交互作用对景观生态风险的解释力。

2 结果与分析

2.1 景观类型变化分析

研究区内景观类型分布及变化状况见图 2。区内景观类型主要为林地、草地和耕地, 分别约占研究区总面积的 59.87%, 26.57%, 7.79%。2000—2020 年, 林地、灌木地、水域、裸地和不透水面的面积总体呈增加趋势, 其中不透水面面积持续增加, 灌木地面积先增加后减少, 水域面积的变化趋势与灌木林地的变化趋势相反, 林地和裸地面积波动上升。耕地、草地、湿地和冰川积雪面积呈波动性下降趋势。不透水面面积占比较少, 但增加 25.17 km², 增长速率为 37.23%, 增长速率较快, 这与城镇化进一步加快的进程一致; 林地面积增加最多, 增加了 270.96 km², 占变化总量的 26%; 草地和耕地面积分别减少 249.88, 233.11 km², 分别占变化总量的 23.97% 和 22.36%。

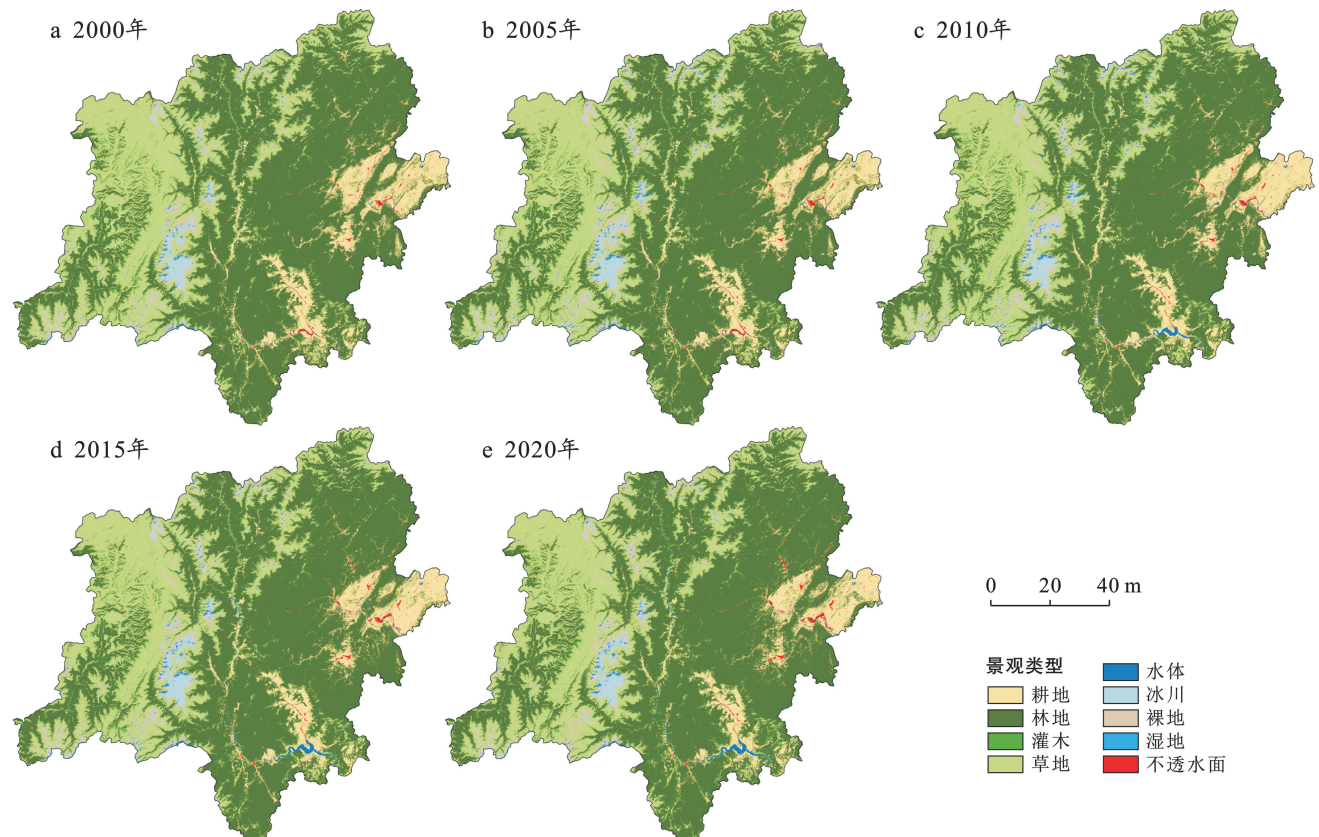


图 2 2000—2020 年研究区景观类型空间分布

Fig.2 Spatial distribution of landscape types in study area from 2000 to 2020

研究区内景观类型转移状况如图 3 所示,2000—2020 年,不透水面的增长速率最快,主要由耕地、林地、草地转移而来;林地面积增加最多,主要由草地、耕地、灌木地转入。2010—2020 年景观类型的变化比 2000—2010 年更加明显,其中 2000—2010 年景观类型面积增加最多的是水域,主要由冰川/积雪转入,面积减少最多的是草地,主要转出为林地。2010—2020 年,林地、耕地和草地主要转入和转出。

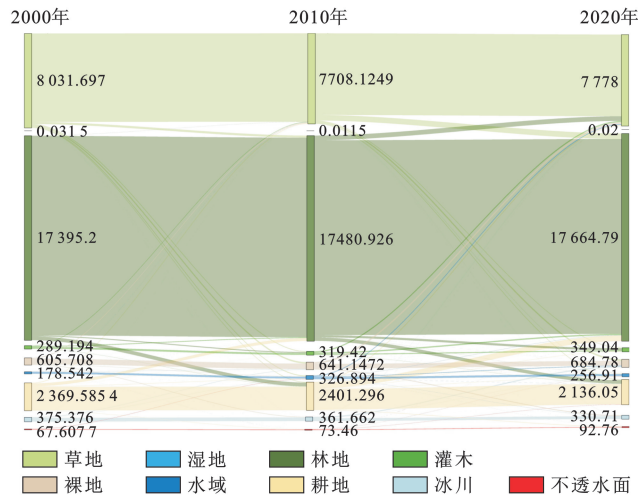


图 3 2000—2020 年研究区景观类型转移桑基图

Fig.3 Sankey diagram of landscape transfer in study area from 2000 to 2020

2.2 景观生态风险时空演变分析

根据景观生态风险指数模型求得出各风险区的生态风险指数,并将其分配到风险区的中心。利用 ArcGIS 10.8 地统计学模块对风险小区中心点数据进行半变异函数拟合,经过反复试验,使其平均误差控制在 5%,得到最佳拟合模型。利用普通克里金插值法对 2000,2005,2010,2015,2020 年 5 期数据进行空间插值,为了便于比较分析,按照统一的分类标准,将

研究区景观生态风险划分为高风险区、较高风险区、中风险区、较低风险区和低风险区 5 个等级。

从空间上看(图 4),2000—2020 年,研究区内景观生态风险等级空间分布特征整体相似,风险等级由高到低呈向外扩散现象。低风险一部分分布在康定市西部和北部的高海拔地区,景观类型以草地、林地为主,人类活动对景观干扰较少,景观干扰度指数较低。另一部分分布在雅安市西部、北部和西南部的边远高山,该区域内包括喇叭河、蜂桶寨、大相岭等多个自然保护区,受国家政策的保护,人为干扰度也较低。较低风险区围绕低风险区分布。高风险区主要分布在研究区边缘地区、县市交界地带,该区域以景观脆弱度较高的冰川和永久积雪、水域等为主,受气候条件影响较大。较高风险区一部分分布在雅安市的雨城区、名山区和汉源县,景观类型以耕地和不透水面为主,但耕地不是集中连片,而是分散分布,破碎度和分离度较大,且随着雅安市中心城区的扩张,各类基础设施建设力度不断加大,使得各类景观干扰度不断增加;另一部分分布在康定市与雅安市、泸定县的交界地带,景观类型主要以裸地为主,对抗外界干扰能力较差。中风险区位于较高风险区和较低风险区的中间地带,主要分布在雅安市雨花区、名山区、汉源县边缘以及康定市东南部。

从统计结果和转移情况来看(表 2),研究期间,研究区内以低风险区、较低风险区和中风险区为主,约占全区景观生态风险等级总面积的 84.56%。不同景观生态风险水平的区域发生了显著变化。近 20 a 来,低生态风险区面积增加 295.38 km²,增幅较小,增加 1.64%;较低生态风险区面积变化剧烈,共增加 1 842.94 km²,增加 6.29%;中、较高、高生态风险区面积分别减少 193.95,987.92,956.36 km²,比例分别下降 0.66%,3.37%,3.27%。

表 2 2000—2020 年研究区景观生态风险等级面积及比例

Table 2 Area and proportion of landscape ecology risk level in study area from 2000 to 2020

年份	风险等级	低风险区	较低风险区	中风险区	较高风险区	高风险区
2000	面积/km ²	9 646.03	7 450.12	6 927.07	3 578.79	1 698.00
	比例/%	32.29	25.43	23.64	12.21	5.80
2005	面积/km ²	10 341.62	7 676.83	6 562.28	3 071.19	1 648.12
	比例/%	35.30	26.20	22.40	10.48	5.62
2010	面积/km ²	10 517.33	7 657.04	6 635.86	2 949.43	1 523.73
	比例/%	35.92	26.15	22.66	10.07	5.20
2015	面积/km ²	9 919.76	7 913.07	6 831.62	3 154.69	1 480.89
	比例/%	33.86	27.01	23.32	10.77	5.05
2020	面积/km ²	9 941.41	9 293.06	6 733.05	2 590.87	741.64
	比例/%	33.93	31.72	22.98	8.84	2.53

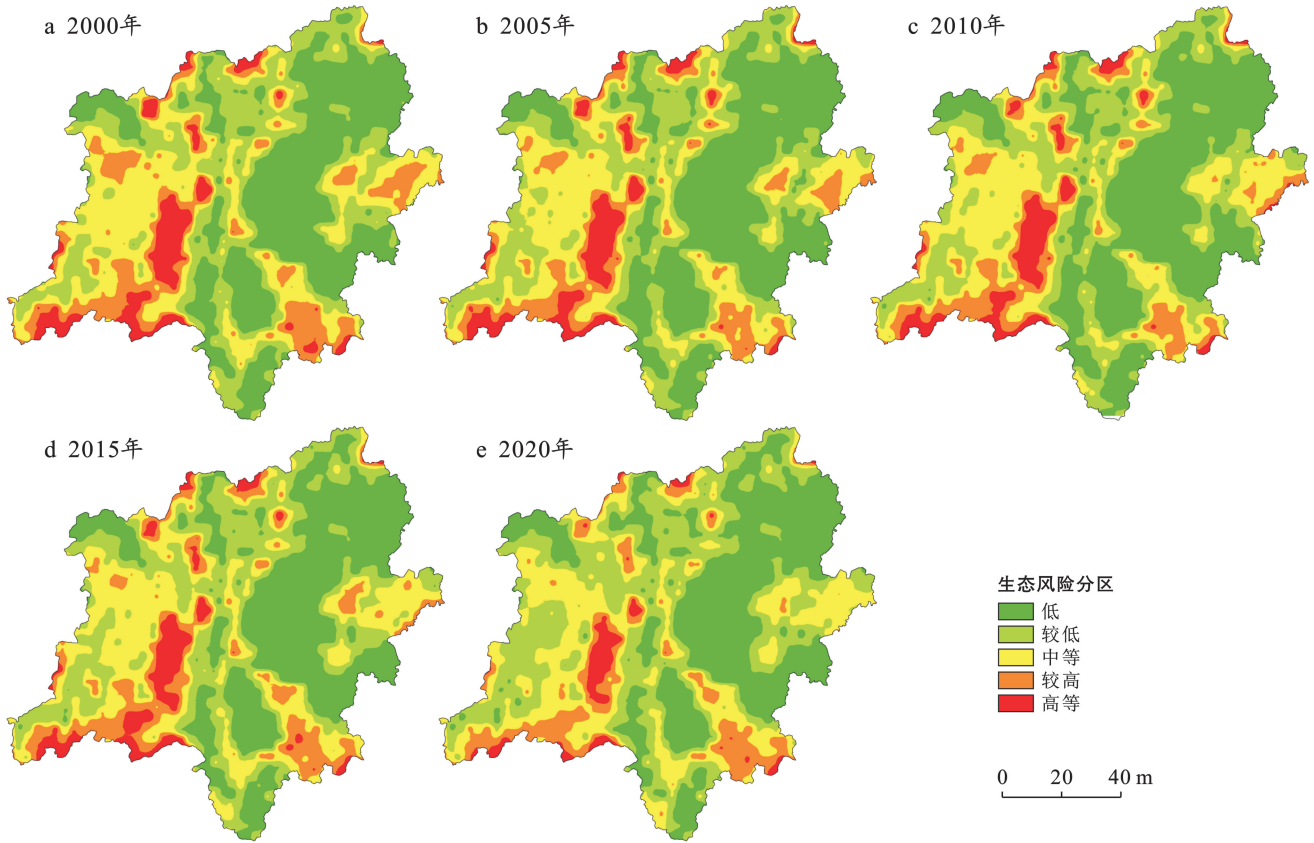


图 4 2000—2020 年研究区景观生态风险等级分布

Fig.4 Risk level distribution of landscape ecology in study area from 2000 to 2020

从图 5 可以看出,较低生态风险区向低生态风险区转移面积为 959.58 km²,中生态风险区向较低生态风险区转移面积为 2 481.23 km²,较高生态风险区向中生态风险区转移面积为 2 015.79 km²,高生态风险区向较高生态风险区转移面积为 942.84 km²,总的来说,生态风险区向低生态风险区的转移表明研究区的生态环境呈良性发展趋势。

2.3 地理探测器模型分析

本文地理探测器模型是基于 R 中的 GD 包实现。为使计算简便,结合研究区的实际情况,选取与自然、经济和区域可达性相关的 12 个影响因子,研究其对景观生态风险的驱动力。地理探测器要求自变量 x 为离散变量,因此需要对驱动因子数据进行离散化, GD 包中提供了 6 种离散化方法,通过算法确定数据离散化的最优方法和最优分类,从而得到最具有解释力的 q 值。因子探测器探测 12 个影响因子对景观生态风险解释力 q 值见表 3。各因子对景观生态风险的解释力在不同年份存在一定的差异,但总体上保持一致。2000—2020 年解释力 q 值前 5 位分别是 NDVI 值、高程、年平均气温、年平均降水、土壤有机碳含量,说明自然因素成为研究区景观生态风险变化的主要影响因素;其中 NDVI 在所有贡献量中排在首位,这与研究区主要景观类型为林地和草地的事实相一致。研究时期内 X_6, X_1, X_3, X_5 的 q 值变化趋势为先增大,到 2010 年达到峰值后减小,而 X_4 的 q 值到 2010 年增长到最大值,2015 年减小到最小值,2010—2015 年变化急剧,通过查阅资料,这主要受 2010 年西南地区持续旱灾的影响^[17]。研究期间, X_7, X_8, X_{10}, X_{11} 的 q 值整体增大,其中 X_7, X_8 增加

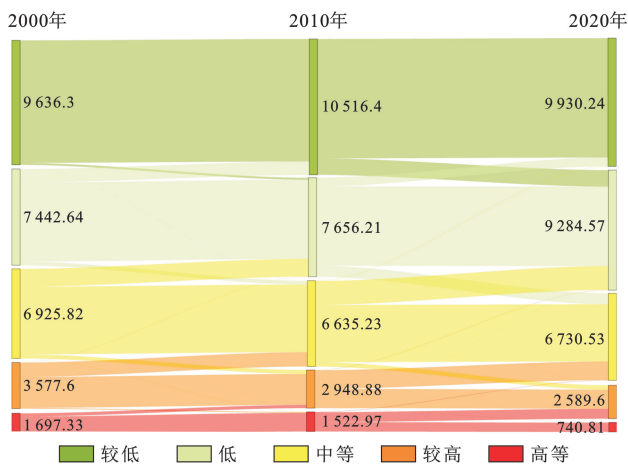


图 5 2000—2020 年研究区景观风险转移桑基图

Fig.5 Sankey diagram of landscape risk transfer in study area from 2000 to 2020

的最多,说明随着人类社会的进步和生产力的不断提高,人口密度和经济社会对景观生态风险变化的影响不断增加;由于人们对地质灾害认识的不断提高,预

测灾害发生和灾后生态修复技术手段的进步,使得地质灾害对景观生态风险变化的影响不断降低,因此, X_{12} 的 q 值在研究期间整体减小。

表 3 各影响因子对研究区景观生态风险的解释力 q 值

Table 3 The q value of explanatory power of different influencing factors on landscape ecology risk in study area

变量	变量名称	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年	2020 年
X_1	高程	0.443 6	0.468 0	0.496 4	0.450 6	0.364 1
X_2	坡度	0.021 7	0.019 0	0.018 5	0.015 5	0.015 6
X_3	年平均气温	0.437 2	0.511 1	0.527 6	0.484 4	0.380 9
X_4	年平均降水	0.172 6	0.157 9	0.216 7	0.016 6	0.163 5
X_5	土壤有机碳含量	0.156 5	0.149 2	0.156 6	0.101 3	0.125 8
X_6	NDVI	0.474 2	0.537 1	0.532 1	0.544 2	0.423 6
X_7	人口密度	0.087 6	0.160 9	0.141 2	0.1019	0.139 6
X_8	GDP	0.130 5	0.142 2	0.129 5	0.182 1	0.174 4
X_9	距河流距离	0.027 1	0.036 4	0.035 5	0.026 7	0.015 8
X_{10}	距道路距离	0.043 4	0.050 3	0.045 9	0.048 8	0.039 1
X_{11}	距行政中心距离	0.039 6	0.046 4	0.048 2	0.039 1	0.031 2
X_{12}	距地质灾害点距离	0.109 3	0.119 4	0.115 9	0.117 1	0.098 6

研究区景观生态风险空间分异的形成不是单一驱动因素造成的,而是多种驱动因素共同作用的结

果。利用交互探测计算了 12 个因子之间共 66 对交互作用,结果如图 6 所示。

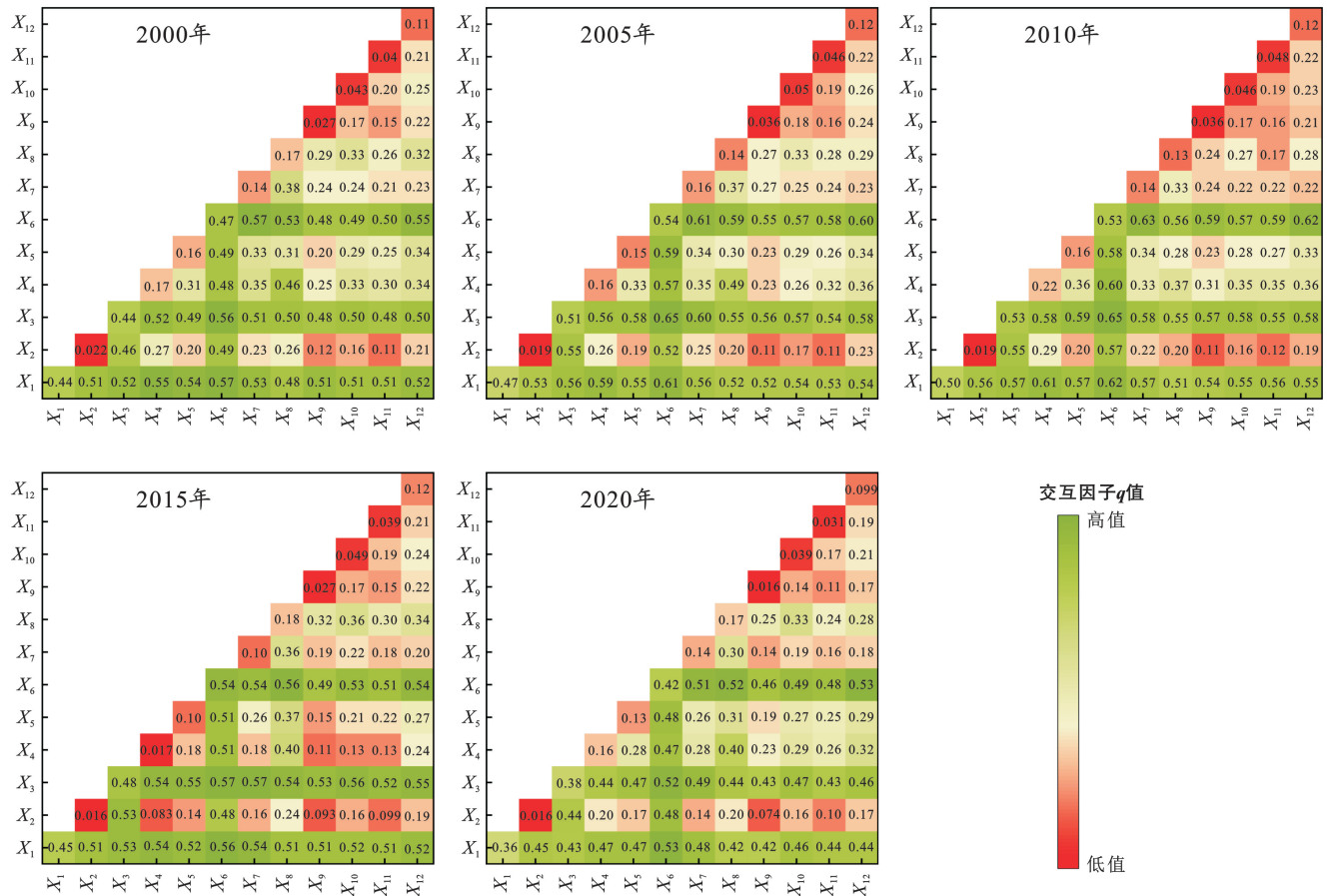


图 6 不同影响因子对研究区景观生态风险影响的交互作用

Fig.6 Interaction of different impact factors on landscape ecology risk in study area

每对相互作用因子的 q 值都超过了单个因子的 q 值,主要有双因子增强和非线性增强两种相互作用类型。研究时期内, X_1, X_3, X_6 与其余因子的交互作用明显强于其他因子的交互作用,2000 年, X_1, X_6 的交互作用值最大, q 值为 0.567 9,说明高程对研究区景观生态风险分异规律影响较大,林地、草地是研究区主要景观类型,其变化直接影响 NDVI 值,两者交互对景观生态风险影响更为显著;2005,2010 年 X_1, X_3, X_6 与其他因子交互作用的 q 值均超过了 0.5,其中 $X_1 \cap X_6, X_3 \cap X_6, X_6 \cap X_7$ 的值大于 0.6;研究期间, X_4, X_8 的交互作用值均不低于 0.37,反映出降水量影响植被生长,进而影响 NDVI 值,经济社会飞速发展,区域 GDP 不断提高,降水和 GDP 的共同作用对景观生态风险分异具有显著影响。单个经济社会因子对景观生态风险的解释力不强,但与自然因子交互时 q 值明显增大。 X_{12} 与其他因子交互作用的 q 值也不断增大,说明地质灾害发生隐患与自然因子共同作用时,也会对景观生态风险变化产生较大的影响。

2.4 景观生态风险模拟预测

现有的基于土地利用预测景观生态风险多运用 CA-Markov^[23], FLUS^[24], GeoSOS 等^[24] 模型展开的,本文采用斑块生成土地利用变化模拟模型 (PLUS) 进行预测,该模型结合了两个模块,分别为:基于土地扩展分析策略的转换规则挖掘框架 (LEAS) 和基于多类型随机斑块种子机制的 CA 模型,对比其他土地利用预测模型,该模型更高的模拟精度^[25]。本文以 2010 年土地利用数据为基础,利用 PLUS 模型得到 2020 年景观类型空间分布模拟结果,并与 2020 年实际的景观类型空间分布数据进行精度验证,计算结果显示 kappa 系数为 0.838,总体精度为 0.896,表明该模型精度较高,适用于本研究。结合区域国土空间总体规划目标,本文主要预测了区域 2035 年自然发展情景和生态保护情景下景观类型和景观生态风险的空间分布。根据地理探测器结果,选

取解释力最强的前 5 个驱动因子:NDVI、高程、年平均气温、年平均降水、土壤有机碳含量以及与人类活动关系最为密切的人口密度、GDP 共 7 个驱动因子。首先提取 2005—2020 年的土地扩张,利用用地扩张分析策略 (LEAS) 模块将土地利用扩张的部分和驱动因子一起采样,研究中将采样率设置为 0.05,得到研究区各景观类型的发展概率以及各驱动因子对 2005—2020 时段间各景观扩张的贡献。然后利用基于多类型随机斑块种子机制的 CA 模型 (CARS) 分别模拟两种不同情景下研究区景观类型空间分布,参考已有研究^[26-28]并结合研究区现状,设置各景观的邻域权重参数和景观类型转移矩阵。对于自然发展情景,直接使用 Markov 模型预测出来的 2035 年各景观类型的用地需求进行模拟。对于生态保护情景,结合已有研究^[8,29]并参考《四川省土地利用总体规划 (2006—2020 年)》以及研究区各市县土地利用总体规划,设置耕地、林地、草地、水域、裸地、冰川/积雪、裸地的面积减少,林地、草地、不透水面的面积增加。

由表 4 可知,自然发展情景下,裸地、水域、耕地和灌木地面积减少幅度最大,分别减少 4.61%, 4.39%, 3.68%, 3.49%, 不透水面增长幅度最大,相较于 2020 年增加 10.19%;与自然发展情景相比,生态保护情景下,不透水面增长幅度明显降低,耕地、灌木地、水域、冰川/积雪、裸地的面积减少幅度有所下降,湿地的面积增加,说明生态保护情景下各景观脆弱地得到有效的保护。

表 4 2035 年不同情景下研究区景观类型面积及变化度

Table 4 Area and changing degree of landscape types under different scenarios in study area in 2035

景观类型	自然发展情景			生态保护情景	
	2020 年 面积/km ²	2035 年 面积/km ²	2020—2035 年 变化度/%	2035 年 面积/km ²	2020—2035 年 变化度/%
耕地	2 136.47	2 057.95	-3.68	2 063.82	-3.40
林地	17 666.16	17 695.97	0.17	17 712.93	0.26
灌木地	349.06	336.87	-3.49	344.92	-1.19
草地	7 781.81	7 856.80	0.96	7 831.74	0.64
水域	257.36	246.05	-4.39	253.77	-1.40
冰川/积雪	330.82	330.64	-0.05	325.55	-1.60
裸地	685.72	654.14	-4.61	649.69	-5.25
不透水面	92.78	102.24	10.19	98.23	5.88
湿地	0.023	0.02	-5.5	0.025	4.45

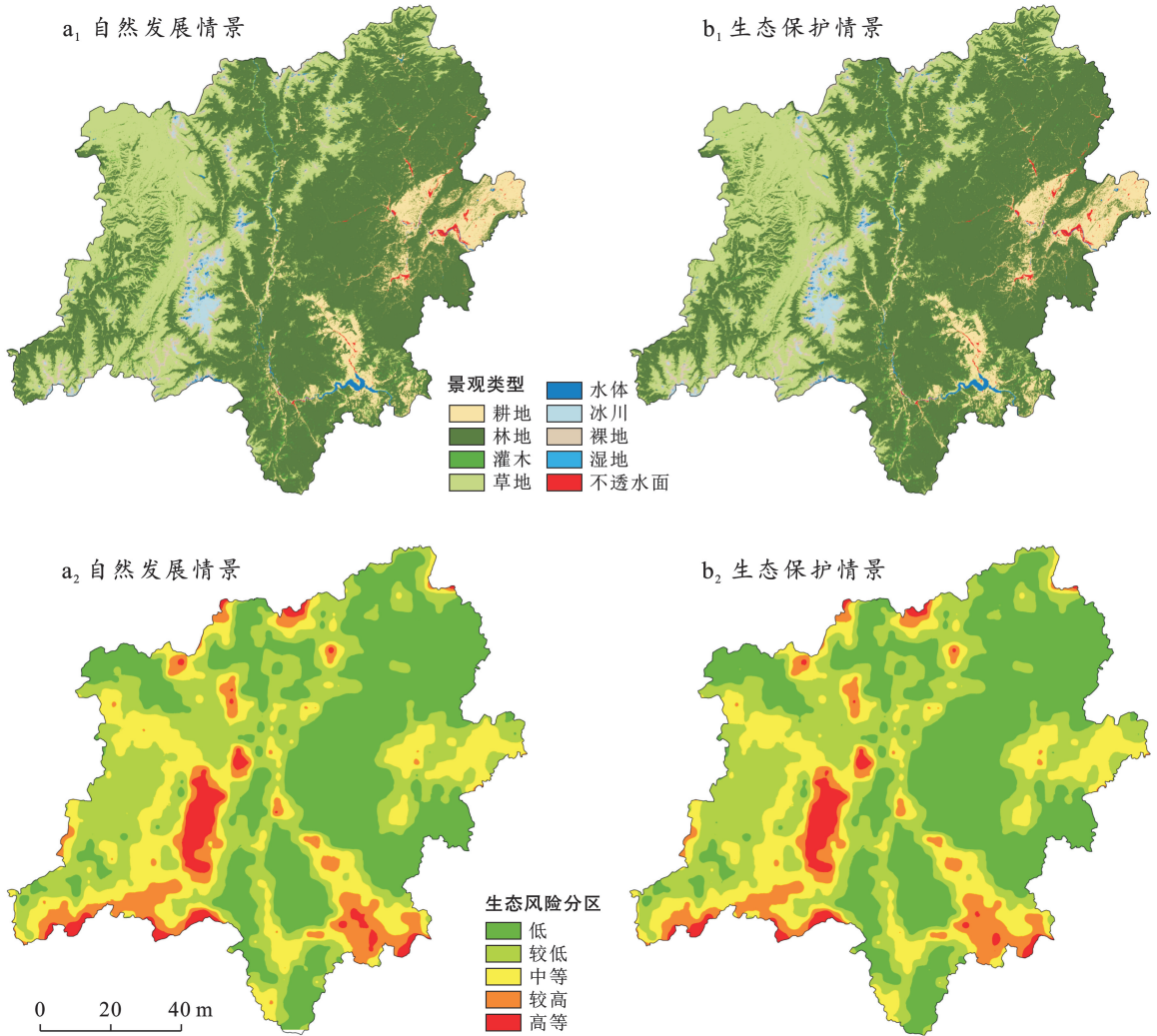


图 7 2035 年不同情景下研究区景观类型(a₁, b₁)和生态风险分布图(a₂, b₂)

Fig.7 Landscape types (a₁, b₁) and ecological risk distribution (a₂, b₂) study area under different scenarios in 2035

由图 7(a₂, b₂)可知,2035 年,两种情景下,景观生态风险等级仍以低、较低、中为主。由表 5 知,自然发展情景下,较低、中、较高风险区面积分别减少 83.9,1 186.81,580.26 km²,低风险区和高风险区面积分别增加 1 745.44,105.93 km²。相较于自然发展情景,生态保护情景下,低风险区和较低风险区面积分别增加 1 785.61,216.45 km²,中、较高和高风险区

面积分别减少 1 057.16,489.98,21.62 km²。这是由于 2035 年社会主义现代化的基本实现,城镇扩张步伐减慢以及各类基础设施的不断建成,景观类型趋于稳定,各景观之间的连通性增强,景观破碎度降低,同时在生态保护情景下,降低了各类生态用地向不透水面转移的概率,同时设置生态红线区作为限制条件,极大地保护了生态用地的稳定性。

表 5 2035 年研究区不同情景下景观生态风险等级面积及变化面积

Table 5 Landscape ecology risk levels and change of study area under different scenarios in 2035

风险等级	2020 年		自然发展情景		生态保护情景	
	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	变化面积/km ²	面积/km ²	变化面积/km ²
低	9 941.41	33.94	11 686.85	1 745.44	11 727.02	1 785.61
较低	9 293.06	31.72	9 209.16	-83.9	9 076.61	216.45
中	6 733.05	22.98	5 546.24	-1 186.81	5 675.89	-1 057.16
较高	2 590.87	8.84	2 010.61	-580.26	2 100.89	-489.98
高	741.64	2.53	847.57	105.93	720.02	-21.62

3 讨论

景观生态风险评估是区域生态环境保护的有效手段。本文通过构建景观指数模型对区域景观生态风险进行了评估。结果显示,区域景观生态风险空间分布与景观类型有较大的相关性,自然因素是景观生态风险异质性的主要因素,人类活动对景观生态风险的影响仅存在部分区域,如雅安市的中心城市(雨城区、名山区)。为促进人与自然和谐共生,推动研究区生态经济的可持续发展,针对不同等级的生态风险区提出以下建议。

(1) 低、较低生态风险区景观类型以林草地为主,对此要“抓重点,固成果”,以自然和生态保护区为重点,在稳定天然林保有面积的基础上,采取封山育林、成片造林等措施,巩固退耕还林成果。康定市西部和西南部边远高山,应因地制宜设置禁牧区、草畜平衡区,划区轮牧,实施草原生态补偿机制,合理利用草地资源。

(2) 中风险区景观类型多以耕地为主,伴有少量未利用地,对此应严守耕地红线,确保耕地面积稳定,合理规划基本农田,确保建成集中成片、高质量的基本农田,从而降低景观破碎度,提高其抵抗风险的能力。因地质灾害损毁的耕地,应积极进行灾后复垦,对适合耕种的未利用地,可开垦进行人工林的培育或人工种草。

(3) 对于较高、高风险区,一方面要严格控制城镇开发边界,合理规划建设用地,避免建设用地的过度扩张导致周围景观类型的破碎化;另一方面对于冰川、水域、湿地等脆弱度较高的景观类型分布区,应建立湿地公园、冰川保护区等,实施动态监测,构建完善的监测体系,以提高生态系统的稳定性。

(4) 走生态保护道路更加符合区域可持续发展理念,区域未来发展中,要重点关注水源涵养区、生物多样性维护区、水土保持功能区等生态功能区。积极推动湿地公园、生态涵养林的建设,采取人工造林、荒坡绿化等措施,提升区域的水源涵养和水土保持能力。构建生物多样性网络,防止外来物种的入侵,维护生物多样性。

土地利用分类的详细程度对景观生态风险空间分布影响较大,本文研究以中国 30 m 年度土地覆盖数据为基础,土地利用类型划分为耕地、林地、草地等 9 类一级地类,研究结果仅揭示了主要地类构成的景观格局风险特征,而对更精细的二级、三级地类缺少研究。因此结合研究区土地现状采用更加准确详尽

的土地利用分类体系进行区域景观生态风险评估是研究的下一步工作。

4 结论

(1) 研究区主要景观类型为林地、草地、耕地,约占总面积的 90% 以上。2000—2020 年,不透水面面积增长速率最快,主要由耕地、林地、草地转入;林地面积增加最多,主要由草地、耕地、灌木地转入。

(2) 研究区景观生态风险以低、较低和中风险等级为主,风险等级由高到低向外扩散。2000—2020 年,高、较高风险等级面积不断减少,整体生态环境质量向好。

(3) 自然因子是研究区景观生态风险空间分异的主导因子。NDVI 值、高程、年平均气温、年平均降水、土壤有机碳含量的解释力最为显著,多因子交互作用解释力均高于单因子,其中 NDVI 与各因子共同作用时部分解释力可达 0.6 以上。

(4) 2035 年研究区景观类型仍以林地、草地、耕地为主,景观生态风险等级仍以低、较低和中风险等级为主。但中、较高、高风险等级的面积均有所下降。其中生态保护情景下,面积下降最为明显,该情景更加符合区域可持续发展理念。

[参 考 文 献]

- [1] Wu Jianguo. Landscape sustainability science: Ecosystem services and human well-being in changing landscapes [J]. *Landscape Ecology*, 2013, 28(6): 999-1023.
- [2] 崔杨林, 高祥, 董斌, 等. 县域景观生态风险评价[J]. *浙江农林大学学报*, 2021, 38(3): 541-551.
- [3] 彭建, 党威雄, 刘焱序, 等. 景观生态风险评价研究进展与展望[J]. *地理学报*, 2015, 70(4): 664-677.
- [4] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. “源”“汇”景观理论及其生态学意义[J]. *生态学报*, 2006, 26(5): 1444-1449.
- [5] 曹祺文, 张曦文, 马洪坤, 等. 景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架: ESRISK[J]. *地理学报*, 2018, 73(5): 843-855.
- [6] 吕乐婷, 张杰, 孙才志, 等. 基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估[J]. *生态学报*, 2018, 38(16): 5952-5960.
- [7] 莫贵芬, 冯建中, 王中美, 等. 中亚阿姆河跨境流域景观生态风险时空演变特征分析[J]. *干旱地区农业研究*, 2022, 40(1): 123-131.
- [8] 李琛, 高彬婷, 吴映梅, 等. 基于 PLUS 模型的山区城镇景观生态风险动态模拟[J]. *浙江农林大学学报*, 2022, 39(1): 84-94.
- [9] 王敏, 胡守庚, 张绪冰, 等. 干旱区绿洲城镇景观生态风险时空变化分析: 以张掖绿洲乡镇为例[J]. *生态学报*, 2022, 42(14): 5812-5824.
- [10] 张玉娟, 曲建光, 侯建国. 哈尔滨市景观生态风险时空变

- 化驱动力及分布预测[J].测绘通报,2022(2):83-89.
- [11] 陈心怡,谢跟踪,张金萍.海口市海岸带近 30 年土地利用变化的景观生态风险评价[J].生态学报,2021,41(3):975-986.
- [12] 于航,刘学录,赵天明,等.基于景观格局的祁连山国家公园景观生态风险评价[J].生态科学,2022,41(2):99-107.
- [13] 韩振华,李建东,殷红,等.基于景观格局的辽河三角洲湿地生态安全分析[J].生态环境学报,2010,19(3):701-705.
- [14] Wang Hong, Liu Xingming, Zhao Chuanyan, et al. Spatial-temporal pattern analysis of landscape ecological risk assessment based on land use/land cover change in Baishuijiang National Nature Reserve in Gansu Province, China [J]. *Ecological Indicators*, 2021,124:107454.
- [15] Mondal B, Sharma P, Kundu D, et al. Spatio-temporal assessment of landscape ecological risk and associated drivers: A case study of Delhi [J]. *Environment and urbanization Asia*, 2021,12:S85-S106.
- [16] Liu Di, Chen Hai, Zhang Hang, et al. Spatiotemporal evolution of landscape ecological risk based on geomorphological regionalization during 1980—2017: A case study of Shaanxi Province, China [J]. *Sustainability*, 2020,12,941.
- [17] Ai Jingwen, Yu Kunyong, Zeng Zhen, et al. Assessing the dynamic landscape ecological risk and its driving forces in an island city based on optimal spatial scales: Haitan Island, China [J]. *Ecological Indicators*, 2022, 137:108771.
- [18] 王洁,摆万奇,田国行.青藏高原景观生态风险的时空特征[J].资源科学,2020,42(9):1739-1749.
- [19] 高彬斌,李琛,吴映梅,等.川滇生态屏障区景观生态风险评价及影响因素[J].应用生态学报,2021,32(5):1603-1613.
- [20] Yang Jie, Huang Xin. 30 m annual land cover and its dynamics in China from 1990 to 2019 [J]. *Earth System Science Data Discussions*, 2021,2021:1-29.
- [21] 潘竟虎,刘晓.疏勒河流域景观生态风险评价与生态安全格局优化构建[J].生态学杂志,2016,35(3):791-799.
- [22] 王劲峰,徐成东.地理探测器:原理与展望[J].地理学报,2017,72(1):116-134.
- [23] 曾一笑.基于 CA-Markov 模型和景观格局的生态保护红线评估效果分析[J].测绘通报,2021(S2):244-249.
- [24] 齐麟,许东,朱琪,等.基于 GeoSOS-FLUS 平台的东北森林屏障带生态格局优化[J].生态学杂志,2021,40(11):3448-3462.
- [25] Liang X, Guan Q, Clarke K C, et al. Understanding the drivers of sustainable land expansion using a patch-generating land use simulation (PLUS) model: A case study in Wuhan, China [J]. *Computers Environment and Urban Systems*, 2021,85:101569.
- [26] 王保盛,廖江福,祝薇,等.基于历史情景的 FLUS 模型邻域权重设置:以闽三角城市群 2030 年土地利用模拟为例[J].生态学报,2019,39(12):4284-4298.
- [27] 胡丰,张艳,郭宇,等.基于 PLUS 和 InVEST 模型的渭河流域土地利用与生境质量时空变化及预测[J].干旱区地理,2022,45(4):1125-1136.
- [28] 孙定钊,梁友嘉.基于改进 Markov-CA 模型的黄土高原土地利用多情景模拟[J].地球信息科学学报,2021,23(5):825-836.
- [29] 陈理庭,蔡海生,张婷,等.基于 Markov-FLUS 模型的饶河流域土地利用多情景模拟分析[J].生态学报,2022,42(10):3947-3958.

(上接第 147 页)

- [15] 陈正维,刘兴年,朱波.基于 SCS-CN 模型的紫色土坡地径流预测[J].农业工程学报,2014,30(7):72-81.
- [16] 徐赞,吴磊,吴永祥,等.SCS-CN 模型改进及其径流预测[J].水利水运工程学报,2018(3):32-39.
- [17] 周淑梅,雷廷武.黄土丘陵沟壑区典型小流域 SCS-CN 方法初损率取值研究[J].中国农业科学,2011,44(20):4240-4247.
- [18] 曹言,易琦,王杰,等.滇池流域雨水资源潜力与时空分布特征[J].水资源与水工程学报,2016,27(6):60-66.
- [19] Soil Conservation Service. National engineering handbook (Section 4: hydrology) [R]. Washington D C: US Department of Agriculture Soil Conservation Service, 1972.
- [20] 曹言,王杰,柴素盈,等.昆明市区地表径流影响因子分析[J].水土保持研究,2019,26(2):139-144.
- [21] 栾承梅,梁忠民,仇少鹏,等.山丘区小流域 SCS-Nash 产汇流模型应用[J].南水北调与水利科技(中英文),2021,19(2):246-254.
- [22] Mockus V. Estimation of total (and peak rates of) surface runoff for individual storms [M] // Interim Survey Report Grand (Neosho) River Watershed, Exhibit A of Appendix B.U.S. Department of Agriculture C (United States Government Printing Office: Washington, D.C.), 1949:20-25.
- [23] 邓景成,高鹏,穆兴民,等.模拟降雨条件下黄土区 SCS 模型的参数率定[J].水土保持研究,2018,25(5):205-210.
- [24] 张晓涵,桑国庆.SCS-CN 模型在小流域产流计算中的应用[J].人民黄河,2022,44(5):35-39.
- [25] 陈运强,王荣远.土地利用空间格局与坡度坡向的关系[J].测绘与空间地理信息,2015,38(10):171-174.
- [26] 符素华,王红叶,王向亮,等.北京地区径流曲线数模型中的径流曲线数[J].地理研究,2013,32(5):797-807.