

DOI: 10.5846/stxb202005071133

高梦雯, 胡业翠, 李向, 宋荣. 基于生态系统服务重要性和环境敏感性的喀斯特山区生态安全格局构建——以广西河池为例. 生态学报, 2021, 41(7): 2596-2608.

Gao M W, Hu Y C, Li X, Song R. Construction of ecological security pattern based on the importance of ecosystem services and environmental sensitivity in karst mountainous areas: a case study in Hechi, Guangxi. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(7): 2596-2608.

基于生态系统服务重要性和环境敏感性的喀斯特山区生态安全格局构建 ——以广西河池为例

高梦雯¹, 胡业翠^{1,2,*}, 李 向¹, 宋 荣¹

¹ 中国地质大学(北京)土地科学技术学院, 北京 100083

² 自然资源部土地整治重点实验室, 北京 100035

摘要:生态安全格局对保障区域生态安全、推动城市空间高质量发展及提升人类福祉具有重要意义。聚焦喀斯特山区基本自然地理特征与生态环境问题,探究生态脆弱的喀斯特山区的生态安全格局构建与优化。以河池市为例,根据生态系统服务重要性识别选取生态源地,基于生态环境敏感性评估结果修正基本阻力面,并利用最小累积阻力模型(Minimum Cumulative Resistance, 简称 MCR 模型)提取生态廊道,构建出河池市生态安全格局。结果表明:河池市生态源地总面积为 5706.63 km², 占全市总面积的 17.07%。生态廊道分为潜在廊道和关键廊道,分别为 456.82 km 和 325.44 km。对所识别的源地和生态廊道进行总体规划,宏观上可以形成“四屏两区三带”的蛛网式辐射分布的生态安全格局。基于生态系统服务重要性的源地识别,以及利用生态敏感性结果修正基本阻力面的方法,综合考虑了生态安全格局构建中生态过程的重要性,研究结果为解决喀斯特山区的城市空间扩张和生态安全保障问题提供了现实路径和科学指引。

关键词:生态安全格局;生态系统服务重要性;生态环境敏感性;最小累积阻力模型;河池市

Construction of ecological security pattern based on the importance of ecosystem services and environmental sensitivity in karst mountainous areas: a case study in Hechi, Guangxi

GAO Mengwen¹, HU Yecui^{1,2,*}, LI Xiang¹, SONG Rong¹

¹ School of Land Science and Technology, China University of Geosciences, Beijing 100083, China

² Key Laboratory of Land Consolidation and Rehabilitation, Ministry of Natural Resources, Beijing 100035, China

Abstract: The ecological security pattern is of great significance for ensuring regional ecological security, promoting high-quality development of urban space, and enhance human welfare. This paper focuses on the basic naturally geographical features and ecological environment issues of the karst mountain areas, and explores the construction and optimization of the ecological security pattern in the ecologically fragile karst mountain areas. Taking the city of Hechi as an example, we identified and selected ecological sources according to the importance of ecosystem services, modified the basic resistance surface based on the results of ecological and environmental sensitivity assessment, and extracted the ecological corridor with the Minimum Cumulative Resistance model (MCR model) to construct the ecological security pattern of Hechi. The results show that the total area of ecological source area in Hechi is 5706.63 km², accounting for 17.07% of the city's total area.

基金项目:国家自然科学基金(41877034)

收稿日期:2020-05-07; 网络出版日期:2021-01-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: huyecui@163.com

The ecological corridor is divided into potential corridor and key corridor, which are 456.82 km and 325.44 km, respectively. The overall planning of the identified source areas and ecological corridors can form a spider web pattern of ecological security of radiation distribution of “four screens, two areas and three belts”. Based on the identification of the importance of ecosystem service function and the method of modifying the basic resistance surface by using the results of ecological sensitivity, the importance of ecological process in the construction of ecological security pattern is taken into consideration. The results provide the practical path and scientific guidance for solving the problems of urban space expansion and ecological security in karst mountain areas.

Key Words: ecological security pattern; importance of ecosystem services; eco-environmental sensitivity; minimum cumulative resistance model; Hechi City

新型城镇化的蓬勃发展是 21 世纪以来人类社会共同面对的课题之一,也是社会进步的必然结果和未来趋势^[1]。在实现经济现代化与城乡一体化的同时,土地资源的高度开发与浪费、土地利用方式的转变^[2]、三生空间的结构性矛盾冲突日益加剧,使原本脆弱的生态环境加速恶化,生态系统功能明显减弱^[3-4],严重威胁了经济全球化背景下国家安全与人类可持续发展^[5]。随着国内外各界对生态环境问题的广泛关注与持续研究,生态安全格局(Ecological Security Patterns, ESP)构建理念应运而生,开展生态安全格局理论研究不仅是解决国土开发空间规模无限扩张的必然选择,也是优化国土景观格局^[6],保障生态安全,实现城市高质量发展,促进人类文明福祉的关键一步。生态安全作为人类发展的战略性问题,逐步成为全球可持续发展的热点议题之一^[7]。如今,构建生态安全格局的研究已经从基础理论分析层面发展到多尺度、多区域的实践层次^[8],成为国土空间规划、景观生态学、资源环境学等跨学科领域交叉性的研究热点。

国外对生态安全课题的关注最初起源于 1941 年的土地健康研究^[9],早期的生态安全格局大多围绕着对生物多样性的保护^[10],后在此基础上开展生态系统服务价值评估方面^[11]的研究。随着社会对生态保护意识的增强,以及经济发展与生态环境保护愈发日益紧密,生态安全格局由构建逐渐变为自然生态与社会经济的系统耦合分析^[12-13]。而国内有关生态安全的研究起步较晚,从早期的关于概念、理论的研究阶段,逐步过渡到对生态系统的评价体系研究^[14],生态风险研究^[15],以及至今对生态安全景观格局构建的研究^[16]。生态安全格局概念最早源于 20 世纪 90 年代由俞孔坚提出的景观生态安全格局^[17],随后马克明等在此基础上提出以协调社会与自然关系、改善生态环境问题的区域生态安全格局^[7]。目前,生态安全格局可被认为是在区域生态空间中进行国土空间优化配置的良性方案,对维护区域生态安全,促进景观格局的连通性和整体性具有关键意义^[2]。伴随学者们不断丰富的科学研究与实践,生态安全格局的理论研究逐渐向构建方法与实证研究转变,研究热潮多围绕景观格局优化^[18]、生态系统敏感性^[19]、生态系统承载力^[20]、生态系统服务价值^[21]等展开激励讨论与研究,实证研究区域涵盖了城市化区域^[22]、湿地^[23]、农牧交错带^[24]、地质灾害易发区^[25]、以及其他生态脆弱敏感区^[26-27]。最小累积阻力模型(Minimal Cumulative Resistance, MCR)作为构建生态安全格局基本方法之一,最早由荷兰生态学家 Knaape 提出^[28],后被广泛应用,目前的主流范式为“识别重要源地-构建基本阻力面-提取生态廊道-构建生态安全格局”^[2],其优越性在于综合考量景观生态单元之间存在的内在联系,在此基础上进行统一规划,能够较为直观的反映生态系统整体性、系统性、有机性的特征^[29],适用于喀斯特生态脆弱敏感区的生态安全格局构建。源地作为构建生态安全格局的基础,是指提供生态服务功能的重要斑块^[30]。其主要的识别方法为直接选取风景林和自然保护区等生境质量良好、生态服务性功能较强的斑块^[31],此方法带有较强的主观性,难以真实反映生境系统之间的协调联动关系。生态阻力面的构建作为生态安全格局的关键一步,其构建方法大多是根据植被覆盖度,坡度和高程等要素在地类图斑上依权重赋值阻力系数,或利用夜间灯光数据^[32]和不透水表面指数^[33],进一步修正阻力面。但对于聚焦研究区典型生态问题,依据生态过程反映生态环境脆弱区受干扰程度,从而修正基本阻力面的方法鲜有研究。

喀斯特山区地形地貌复杂,生态系统服务功能较好但生态基底脆弱敏感,生态环境具有特殊性。水土流

失和石漠化是该地区典型的生态问题,制约了河池市的城市发展。本文以典型的喀斯特山区——河池市为例,选取生态系统服务重要性评价指标,定量评估生态系统的服务价值,识别生态源地,再通过生态环境敏感性评价结果修正基本阻力面,并利用最小累积阻力模型来提取生态源地之间的廊道,实现生态安全格局的构建。文章最后探究了喀斯特山区的生态安全格局优化建议与实施的现实路径,以期推动喀斯特地区生态保护修复工程,改善土地利用结构,为区域经济发展、国土空间格局优化与生态红线的划定提供科学参考,对保障生态安全具有现实意义。

1 研究方法数据来源

1.1 研究区概况

河池市地处低纬,位于广西西北边陲、云贵高原南麓,地跨 $106^{\circ}34'E-109^{\circ}09'E$, $23^{\circ}41'N-25^{\circ}37'N$ 。东连柳州,南界南宁,西接百色,北邻贵州省黔南布依族苗族自治州,下辖 2 区 9 县,总面积 $3.35 \times 10^4 \text{ km}^2$,区域内土地利用类型以林地、耕地为主(图 1)。该区属亚热带季风气候区,热量丰富,光照充足,自然环境适宜,生态本底状况良好,物种要素资源丰富,但随着城市化进程的不断加快,生物数量急剧下降,生物多样性保护问题刻不容缓。河池境内河网密布,水系发达,河流总长度达 5130 km,水源涵养成为该市重大生态问题之一,影响着河池市水资源的持续利用与用水安全。该区地形地貌多样,结构复杂,岩溶广布,地势西北高东南低,喀斯特地貌面积为 21795 km^2 ,占广西喀斯特地貌总面积的 24.34%,是主要的喀斯特地貌资源分布区。研究区雨量充沛,年平均降雨量一般在 1200—1600 mm 之间,常年的水土流失和石漠化问题给喀斯特山区的生态环境带来了极大危害,也使河池社会经济损失严重。

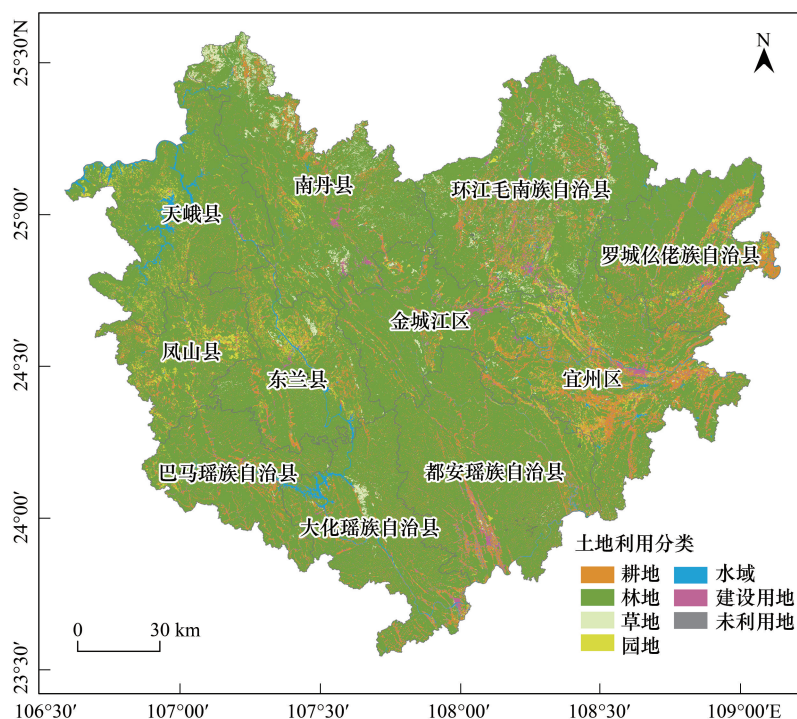


图 1 研究区概况

Fig.1 Research area

1.2 数据来源

本文所采用的土地利用现状数据以及县级行政区划图,来源于 2019 年河池市第三次国土调查,从河池市自然资源局获取;DEM 数字高程模型来源于地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn/>),分辨率为 $30 \text{ m} \times$

30 m,用于获取及处理坡度和高程;NDVI 植被指数数据来源于资源环境数据云平台 (<http://www.resdc.cn>);其他基础地理数据包括:地理国情监测数据、河流水系分布图、土壤侵蚀分布图、自然保护区分布图等,均源于河池市自然资源部门。

1.3 研究方法

本文聚焦河池市典型的喀斯特山区地貌特征、生态环境问题以及其人文经济背景,围绕水源涵养、水土保持、生物多样性保护因子进行生态系统服务重要性评价,定量识别其重点区域,以确定生态源地;考虑生态系统受自然或人为干扰的敏感程度,围绕水土流失、石漠化等典型生态过程进行生态环境敏感性评价,基于综合评价结果,以修正依据不同土地利用类型赋值的基本阻力面;最后,通过 MCR 方法提取生态廊道,构建河池市的生态安全格局。

1.3.1 源地识别

生态源地是物种扩散和维持的源点,具有提供生态服务、维持景观格局形态的完整性、保障生态安全等功能^[34]。为了使源地的识别更加准确,本文在生态系统服务重要性评价结果的基础上,将生态重要区域作为生态源地。

(1) 生态系统服务重要性评价

本文聚焦喀斯特地区典型生态问题和研究区自然地理特征,遵循生态系统服务功能的空间异质规律,筛选出生态系统服务价值良好的重要斑块,予以重点保护修复。选取生物多样性维护、水源涵养、水土保持重要性 3 个评价指标,分析生态过程与生态系统服务的内在联系,采用层次分析法,确定各因子权重值:生物多样性维护为 0.25、水源涵养为 0.45、水土保持为 0.30。生态系统服务重要性综合结果由以上各维度分级值加权进行空间叠加分析,采用的分级方法均为 ArcGIS 的自然断点法,此类方法利用统计学的 Jenk 最优化法得出的分界点,能够使各级的内部方差之和最小。评价结果分成重要、较重要、一般重要、较不重要、不重要 5 个等级,生态系统服务重要性评价指标及分级见表 1。

表 1 生态系统服务重要性评价指标及量化分级

Table 1 Evaluation index and quantitative classification of ecosystem service importance

评价因素 Evaluation factors	权重 Weight	划分依据 Division	指标 Indicators	重要 Very important	较重要 Important	一般重要 Relatively important	较不重要 Low important	不重要 Not important
生物多样性 Biodiversity	0.25	评价因子	坡度/(°)	0—2	2—6	6—15	15—30	>30
			植被覆盖度/%	>70	50—70	30—50	10—30	<10
水源涵养 Water conservation	0.45	累积水源涵养量	降雨量 地表径流量 蒸散发量	前 30%	30%—50%	50%—70%	70%—85%	85%—100%
水土保持 Soil and water conservation	0.30	累积水土保持量	降雨侵蚀力 土壤可蚀性 坡度 植被覆盖度	前 30%	30%—50%	50%—70%	70%—85%	85%—100%

① 生物多样性维护功能重要性评价

参照谢高地^[35]等对生态系统服务价值当量因子法的研究,先将各类保护区直接划分为生物多样性维护功能重要性一级区域,再结合地理、土壤、植被等要素,根据各项因子特征差异对生物多样性的重要程度进行综合评价。

② 水源涵养功能重要性

水源涵养是生态系统通过其特有的结构与水相互作用,对降水进行截留、渗透、蓄积,并通过蒸散发实现水循环的调控^[36]。评价方法常采用水量平衡方程,用总降水量与森林蒸散量及其他消耗的差作为水源涵养总量,公式如下:

$$\text{水源涵养量} = \sum_j^i (P_i - R_i - ET_i) \times A_i \times 10^3$$

式中, P_i 为降雨量 (mm), R_i 为地表径流量 (mm), ET_i 为蒸散发量 (mm), A_i 为 i 类生态系统面积 (km^2), i 为研究区第 i 类生态系统类型, j 为研究区生态系统类型数。

③ 水土保持功能重要性

水土保持功能主要与土壤、地形和植被有关。水土保持重要性采用修正土壤流失方程, 潜在土壤侵蚀量与实际土壤侵蚀量之差即为生态系统的水土保持量^[37], 公式如下:

$$A = R \times K \times L \times S \times (1 - C)$$

式中, A 为水土保持量, R 为降雨侵蚀力因子, K 为土壤可蚀性因子, L 表示坡长因子, S 表示坡度因子, C 为植被因子。

1.3.2 阻力面构建

在生态系统中, 物质和能量的流动传递以及物种的迁徙流通会受到土地覆被类型以及生态环境因素的影响, 从而对生态连通过程产生一定阻力^[25]。本文根据不同土地覆被类型赋值阻力系数, 构建基本阻力面。聚焦喀斯特地区典型的生态过程对阻力面系数的影响, 选定水土流失敏感性和石漠化敏感性两个指标, 对生态环境敏感性进行定量综合评价。根据生态环境敏感综合性评价结果修正各栅格的阻力系数, 构建最小累积阻力面。

(1) 土地覆被类型赋值阻力系数

土地覆被类型对生态空间流通过程产生了主要影响, 因此根据不同景观类型的植被覆盖程度对阻力系数进行赋值。参考相关文献^[30], 本文将河池市各土地利用类型对物种和生态系统的阻力系数拟定在 1—500 之间 (表 2)。

表 2 基于土地覆被类型的生态阻力系数

Table 2 Ecological resistance coefficient based on land cover type

地类 Land types	林地 Forest land	草地 Grassland	园地 Orchard land	耕地 Cultivated land	水体 Water body	未利用地 Unused land	建设用地 Construction land
阻力系数 Resistance value	1	10	20	30	50	300	500

(2) 生态环境敏感性评价

生态敏感性是指生态系统受人类活动干扰的敏感程度, 用来表征生态失衡与生态环境问题的可能性大小^[38]。喀斯特山区地貌复杂, 地质灾害频发, 石漠化分布广泛, 水土流失严重, 加剧了生态环境的脆弱性和敏感性。本文选取水土流失敏感性和石漠化敏感性两项评价指标, 等权叠加生成生态环境敏感性综合评价结果, 分为高敏感、较高敏感、中度敏感、较低敏感、低敏感 5 个等级, 生态环境敏感性评价指标及分级见表 3。

① 水土流失敏感性

本文采用降雨侵蚀力、土壤可蚀性、地形起伏度和植被覆盖等因子开展评价, 评价公式为:

$$\text{水土流失敏感性} = \sqrt[4]{R \times K \times LS \times C}$$

式中, R 、 K 、 LS 和 C 分别为降雨侵蚀力因子、土壤可蚀性因子、地形起伏度因子和植被覆盖因子的敏感性分级值。具体分级如下表:

② 石漠化敏感性

采用生态系统类型、地形坡度和植被覆盖等因子开展评价, 评价公式为:

$$\text{石漠化敏感性} = \sqrt[3]{D \times P \times C}$$

式中, D 、 P 和 C 分别为生态系统类型、地形坡度和植被覆盖的敏感性分级值。

表 3 生态环境敏感性评价指标及量化分级

Table 3 Evaluation index and quantitative classification of ecosystem environmental sensitivity

评价因素 Evaluation factors	指标 Indicators	高敏感 High sensitivity	较高敏感 Relatively high sensitivity	中等敏感 Moderate sensitivity	较低敏感 Relatively low sensitivity	低敏感 Low sensitivity
		9	7	5	3	1
水土流失 Soil and water loss	降雨侵蚀力	大于 600	400—600	100—400	25—100	小于 25
	土壤可蚀性	砂粉土	砂壤、粉粘土、壤粘土	面砂土、壤土	粗砂土、细砂土、粘土	石砾、沙
	地形起伏度	大于 300	100—300	50—100	20—50	小于 25
石漠化 Desertification	植被覆盖生态	小于 0.2	0.2—0.4	0.4—0.6	0.6—0.8	大于 0.8
	系统类型	裸地、旱地	草地	灌丛	森林	湿地、建设用地、水田
	地形坡度	大于 25 度	15—25 度	6—15 度	2—6 度	小于 2 度
	植被覆盖	小于 0.2	0.2—0.4	0.4—0.6	0.6—0.8	大于 0.8
分级标准 Classification	大于 7.0 分	6.1—7.0 分	5.1—6.0 分	3.1—5.0 分	1.0—3.0 分	

最后,根据生态环境敏感性评估结果对各栅格的阻力系数进行修正,并利用 ArcGIS 10.3 中的 cost distance 功能构建出最小累积阻力面。公式如下:

$$R_i = \frac{SL_i}{SL_a} \times R$$

式中, R_i 为基于生态敏感性修正的栅格 i 生态阻力系数; SL_i 为栅格 i 的生态敏感性; SL_a 为栅格 i 对应土地利用类型 a 的平均生态敏感性; R 为栅格 i 对应土地利用类型的基本阻力系数。

1.3 廊道提取及生态安全格局构建

生态廊道是指线性的、连接网络中心和重要节点斑块资源的廊道,为动植物的迁徙、繁殖等过程提供了通道和场所^[17]。本文采用 MCR 模型来提取生态源地之间的廊道,最小累积阻力模型考虑了源、距离和景观界面特征,计算物种从源地到目的地运动过程中所需要耗费的最小代价。基本公式如下:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} D_{ij} \times R_i$$

式中,MCR 为最小累积阻力值, D_{ij} 为物种从源地 j 到目标地 i 的空间距离, R_i 为景观单元 i 对于物种移动的阻力系数, f 表示最小累积阻力和生态过程的正相关关系。

具体方法为:在识别生态源地的基础上,以主要生态源地的中心点作为生态节点,基于生态节点和阻力面,通过 ArcGIS 10.3 的 cost path 工具得到每一个节点到其他 $n-1$ 个节点最小耗费路径,随后,将所有两点之间的最小耗费路径进行叠加,生成所有源地节点之间的生态廊道,将其作为关键廊道。为了使生态源地之间形成连通性更加完整的生态安全网络,充分发挥生态源地的功能,需要再构建出基于图层的潜在廊道,和关键生态廊道一起构成更高水平的、完整的河池市生态安全格局。

2 结果分析

2.1 基于生态服务重要性的源地识别

将生物多样性维护重要性、水源涵养重要性、水土保持重要性评价结果的图层依权重叠加后得到生态系统服务综合性评价结果(图 2、表 4),研究区划分为重要、较重要、一般重要、较不重要、不重要共 5 个等级,分别对应一至五级。结果显示:河池市生态重要区面积为 7308.82 km²,占全市总面积的 21.86%。生态系统服务重要性高值区分布集中,经过打狗江、红水河、澄江等重要水系沿岸。生态较重要区面积为 13413.11 km²,占总面积的 40.11%,沿生态服务价值极重要区边缘延伸,广泛分布于全市各县区,为城市健康稳定发展提供了重要的生态服务。生态一般重要区面积为 6673.71 km²,占比 19.96%,主要分布在河池市西北部及东部地区,经过龙江及其支流沿岸,为城市用水安全、营养物质保持提供了有力保障,该区域大多为人口分布密集的城市建设区,对生态价值需求较高。生态较不重要区以及不重要区分布零散,大致分布在其他各区的边缘地

带,面积分别为 3700.78 km²、2342.84 km²,各占总面积比重 11.07%、7.00%。

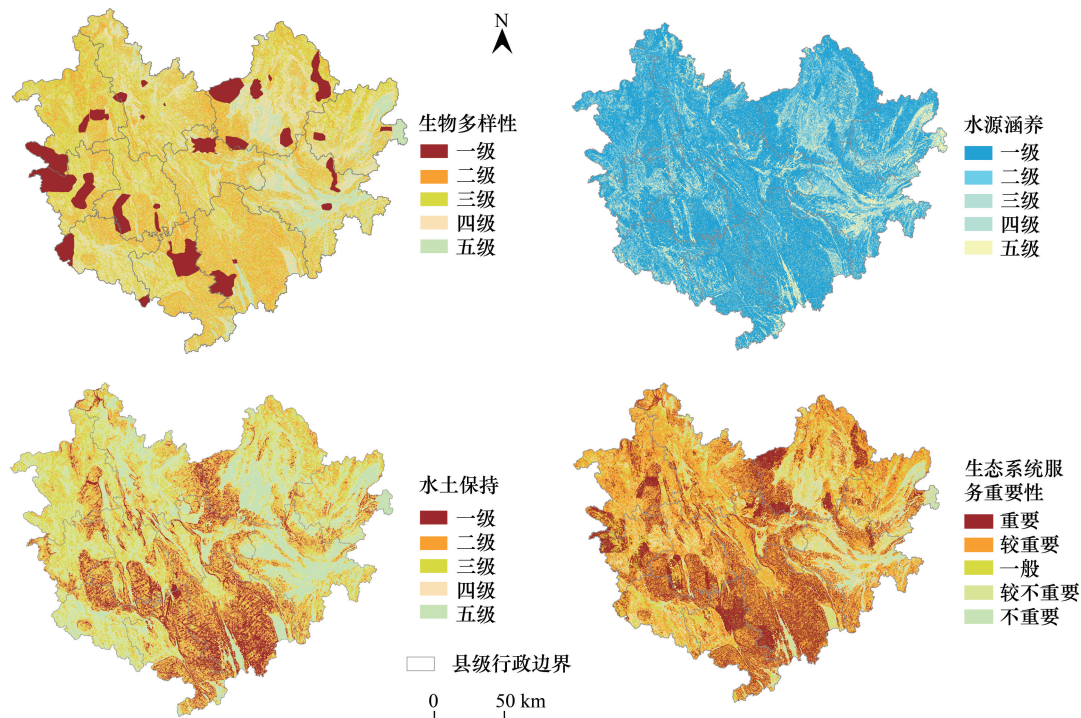


图 2 河池市生态系统服务重要性评价结果

Fig.2 Evaluation results of ecosystem service function importance in Hechi City

表 4 生态系统服务功能重要性等级面积及占比

Table 4 Ecosystem service function importance level area and proportion

	评价等级 Level	面积/km ² Area	比例/% Proportion
生态服务重要性 Importance of ecosystem services	重要	7308.82	21.86
	较重要	13413.11	40.11
	一般重要	6673.71	19.96
	较不重要	3700.78	11.07
	不重要	2342.84	7.00

选取生态系统服务重要区,剔除散碎和生态服务价值功能相对较低斑块,筛选后作为生态源地(图 3),经统计,河池市生态源地面积为 5706.63 km²,占全市面积的 17.07%,比重大致与河池市生态本底状况和生态保护修复规划要求相吻合。从空间上看,这些生态源地主要分布在河池市西部和南部,少量分布在东北部,主要包括天峨县东部、凤山县、东兰县、巴马县北部、大化县、都安县、金城江东部,经过打狗江、刁江、澄江和红水河等重要水系沿岸,或分布在南部地区海拔坡度较高的山区地带,生境质量高,生态系统服务功能良好。

从景观分布来看(图 4),林地、园地是生态源地主要的土地类型,占全市生态源地面积的 51.29%和 22.37%,其次是耕地、草地和水域,各占比 9.80%、7.43%和 7.96%,建设用地和未利用地生态服务价值较低,大部分为非源地。但因部分建设用地和未利用地临河流水系、自然保护区和地质公园,为生态保护区起到了一定的缓冲作用,可以在水土流失防治以及城市排水防洪方面发挥服务功能,因而成为源地的一部分,共占比 1.14%,但其中也反映了生态保护修复与城市建设发展之间的矛盾冲突。

从区域特征来看(图 4),都安县生态源地面积最多,占比全市生态源地面积的 29.72%,其次为大化、东兰等,南丹和宜州生态源地面积最少,各占 0.27%和 1.26%,反映了南丹县和宜州区城市发展较快,生态需求迫

切,生态保护修复与经济建设之间存在矛盾。金城江区河流水系发达,水网密布,水域占该区生态源地总面积的 85.33%,为城市水资源安全提供了保障。其他各县区源地组成比例大致相近,在东兰、巴马、凤山和都安县中,林地在生态源地组成中占绝对优势,其中巴马、凤山和都安林地占比 90%以上;大化县以园地为主,占比该区生态源地的 87.99%;天峨县的生态源地中耕地和园地比例接近,各占 52.57%和 45.17%;罗城和环江的源地以草地为主。

2.2 阻力面构建

基于水土流失敏感性和石漠化敏感性评价结果,将两者等权叠加得到生态环境敏感性综合评价结果(图 5、表 5),分为高敏感、较高敏感、中度敏感、较低敏感、低敏感共 5 个等级。研究表明:生态高敏感区面积为 212.50 km²,占全市面积的 0.63%,大多分布在河池市环江县、罗城县东南部、巴马县以及大化县和都安县南部地区,该地区地质地貌复杂,属地质灾害频发区,生态环境脆弱。较高敏感区面积为 493.74 km²,占全市面积的 1.48%,大多分布在敏感区边缘地带,对敏感区起到了一定的缓冲作用。中等敏感区多分布于环江县中部和南部,面积共为 895.40 km²,占比 2.68%。较低敏感区分布最为广泛,在各县区范围内均有分布,占全市面积的 78.78%。而低敏感区大多分布在天峨县、南丹县、罗城县、金城江区以及宜州区,该区域大多为城市建设区,人口密集,生态环境质量较为稳定,面积为 2342.84 km²,占比 16.44%。

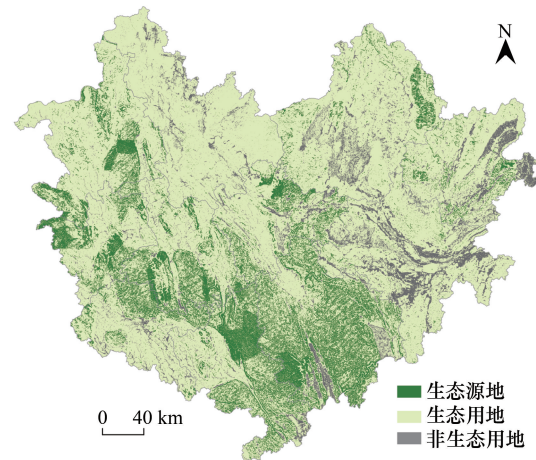


图 3 河池市生态源地

Fig.3 Ecological sources in Hechi City

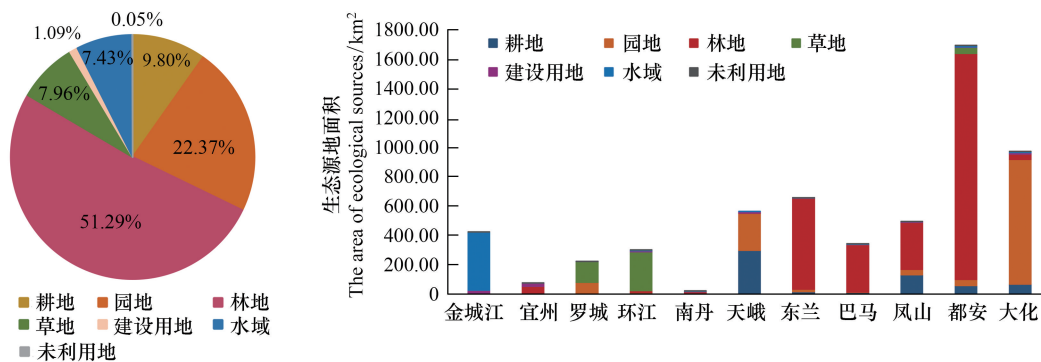


图 4 河池市生态源地景观类型及区域分布特征

Fig.4 Landscape types and regional distribution characteristics of ecological sources in Hechi City

表 5 生态环境敏感性等级面积及占比

Table 5 Area and proportion of ecological environmental sensitivity grade

	评价等级 Level	面积/km ² Area	比例/% Proportion
生态环境敏感性 Eco-environmental sensitivity	高敏感	212.50	0.63
	较高敏感	493.74	1.48
	中度敏感	895.40	2.68
	较低敏感	26281.65	78.78
	低敏感	2342.84	16.44

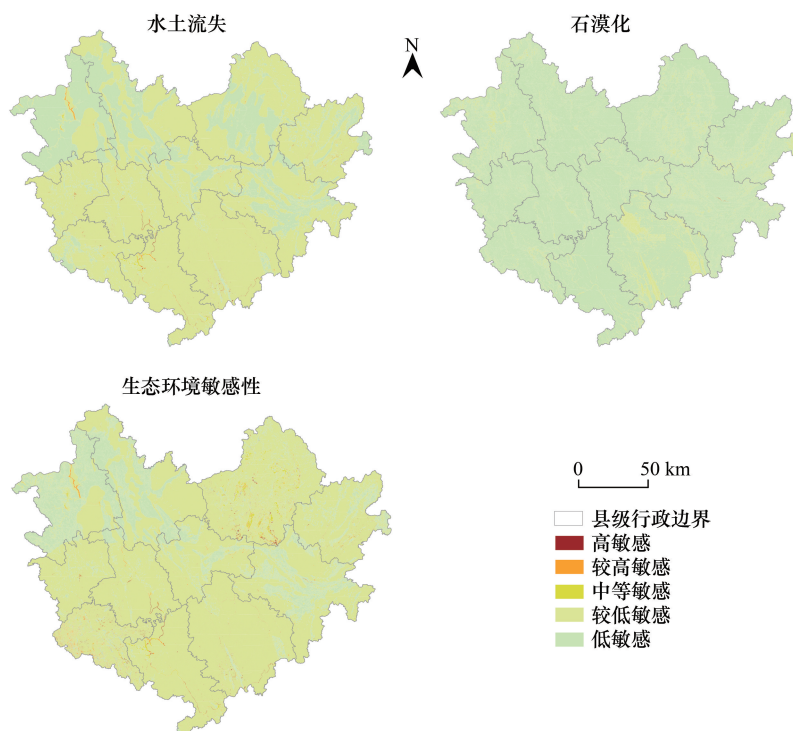


图5 生态环境敏感性评价结果

Fig.5 Ecological environment sensitivity assessment results

综合以上水土流失、石漠化单因子敏感性、综合敏感性分布空间布局以及土地覆被类型对物质能量交换的影响,利用 ArcGIS 的 cost distance 工具,构建出最小累积阻力面(图 6)。从图中可明显看出阻力值的分布状况:南丹县和金城江区的西部等区域,在空间上呈现出集聚成片的高阻力值格局,阻力水平最高。该区域土地利用类型以建设用地为主,且金城江区水系发达,河网密布,城市从事生产建设活动氛围活跃,经济水平较发达,人口密集,活动频率较高,对周围区域的物种迁徙与物质信息交换扩散产生一定的抗性效应。环江县、宜州区以及罗城县东部等区域处于生态阻力中值区,该区域地势平坦,城市建设区域分布较为集中,人类活动强度一般,对物质信息流的传递交换起到了一定的负向作用。天峨县、东巴凤地区以及大化县、都安县等区域,在空间上形成集聚成片的低阻力值格局,对物种的迁移所产生的阻力干扰较小,主要原因是该区土地利用类型多以林地、耕地为主,地貌复杂,地势较高,生境质量良好,且受人类活动行为干扰较少,因此生态源的扩散阻力值在该区域处于低水平状态,对周围物种的迁移扩散可产生正向推动效应。

2.3 廊道识别

生态廊道对促进生态过程的流动、保障生态功能服务和维持生物多样性等具有关键作用^[13]。本研究将源地中心点作为生态节点,通过构建出的最小累积阻力面,利用 MCR 模型和 ArcGIS 10.3 的 cost path 分析工具,得到最小耗费路径廊道,作为关键廊道,进一步寻求基于图层的次最小耗费路径廊道,作为潜在廊道。关键廊道和潜在廊道共同构成河池市生态廊道(图 7)。结果表明:河池市共有 11 条关键廊道,呈蛛网式辐射分布,总长度约为 325.44 km,15 条潜在廊道,总长约为 456.82 km,共计 782.26 km。河池市生态廊道保障了生态源地之间的连通,主要沿林地和河流水系分布,并经过大部分的自然保护区和湿地,基本避开了非生态用地区。其中,潜在廊道更大意义上是为了保障格局的完整性和连通性,在阻力上受到的影响相较于关键廊道略高,受到人为活动影响和威胁较大,为保证河池市生态安全格局的整体性和连通性,需要对潜在廊道加以更多的保护修复。

2.4 生态安全格局构建

河池市生态源地主要集中在西部和南部的生境质量高值区,东部和北部地势较平坦,人口密集,多为非生

态区。生态廊道沿源地和河流水系呈蛛网式辐射分布,贯通了河池市大部分的生态源地,保障了生态格局的整体性。因此,本文从生态保护视角出发,依托河池市自然生态本底、生态源地和廊道的空间分布特征,构建出河池市生态安全格局(图 8)。在宏观上,对源生态要素进行整体规划布局,提出“四屏两区三带”的生态安全格局优化方案,以期为河池市生态保护修复工作提供借鉴(图 9)。

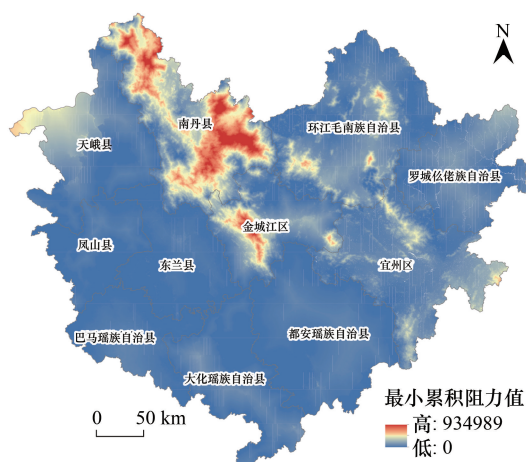


图 6 最小累积阻力面

Fig.6 Minimum cumulative resistance surface

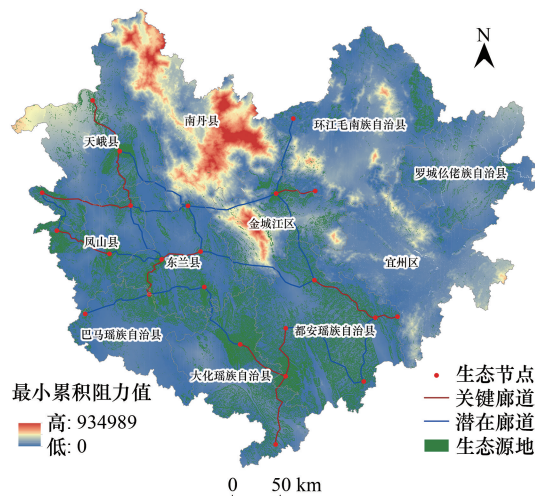


图 7 生态廊道

Fig.7 The ecological corridors

“四屏”指东巴凤生态旅游屏障、七百弄湿地保育屏障、都安林地保护屏障、龙江水源涵养屏障;东巴凤生态旅游屏障生态服务功能重要性等级高,生态源地较为集中,多条生态廊道交叉穿过,物种丰富且自然基底良好,集凤山岩溶国家地质公园、东兰国家地质公园、颇豪湖国家湿地公园等多个重要自然生态斑块,提供了较高的生态系统服务价值,同时也是河池市生态旅游产业重点发展区域,可带动区域经济发展;七百弄湿地保育屏障属湖泊湿地汇水集中区,红水河、澄江穿区而过,水源丰富,水土保持功能性强,喀斯特地貌遍布,植被覆盖以林地为主,栖息地生境质量高,是区域发展的自然山水基底,具有营养物质保持、调节径流、降解污染等多重生态功能。都安林地保护屏障是重要林地保护区域,也是喀斯特地貌分布最为典型的地带,岩溶广布,地貌复杂,有丰富的天然林和生态防护林带,林地占该区生态源地 95%以上,植被覆盖率高,生物资源丰富,为地区的水土保持、生物多样性维护和固碳释氧提供了较高的服务价值;龙江水源涵养屏障是区域发展的重要生态屏障,也是河池市主要的流域生态单元,承担着龙江、刁江、澄江等主要干支流的水源涵养和土壤保持功能,流域水环境质量关系着河池市的用水安全。

“两区”指龙滩生态功能建设区、石漠化生态安全提升区。龙滩生态功能建设区水土流失问题严重,生态敏感性较强,崩塌、滑坡等地质灾害多发,给当地人民造成了生命财产威胁;九万山石漠化生态安全提升区处于河池市生态敏感高值区域,石漠化是区域典型且长期存在的生态安全问题,且该区人口密集,长期进行城市建设开发活动,对地质环境破坏严重,灾害频发,“两区”作为生态环境敏感的关键地带,应划为生态修复提升

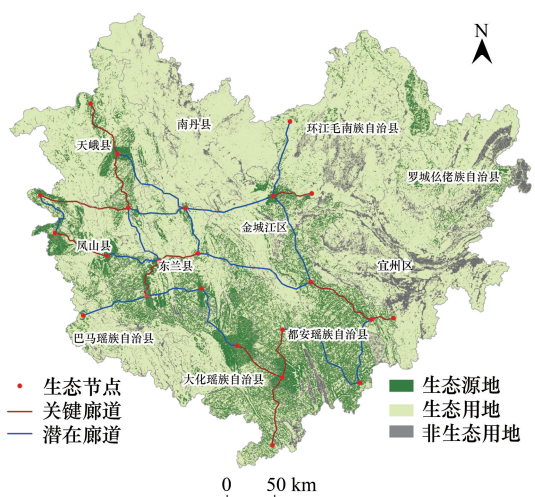


图 8 河池市生态安全格局

Fig.8 Ecological security pattern of Hechi City

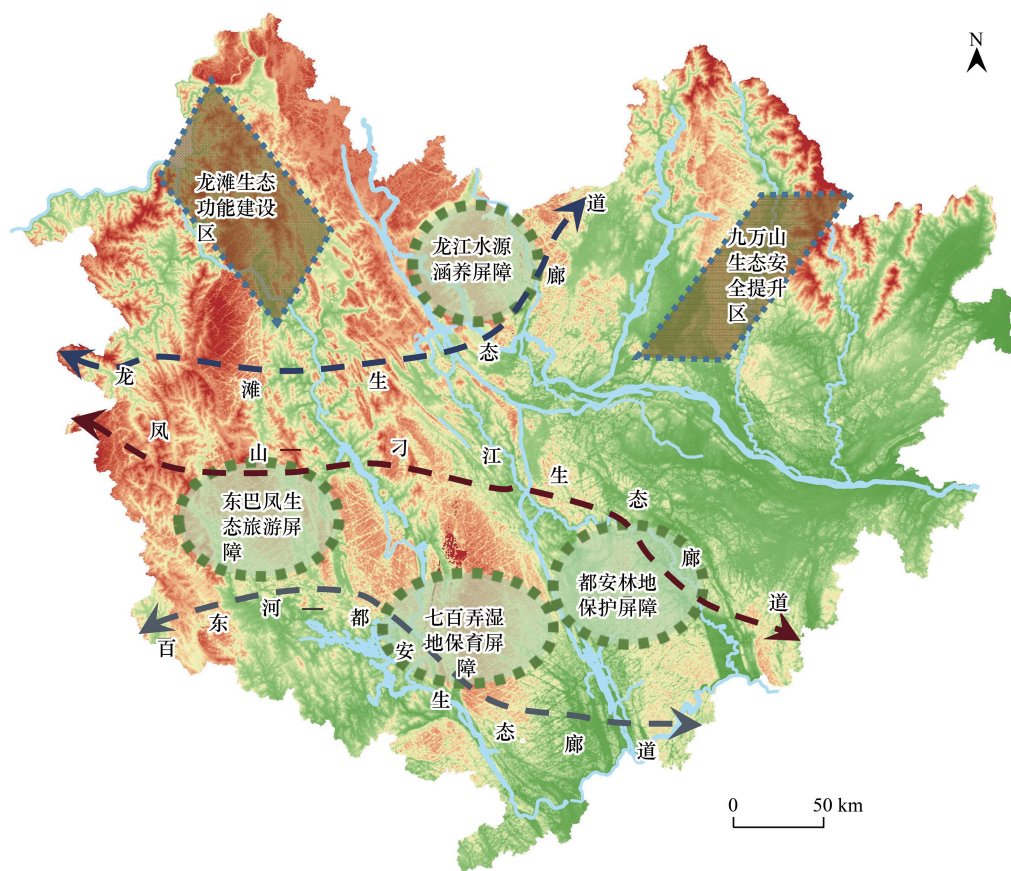


图9 河池市生态安全格局优化

Fig.9 Optimization of ecological security pattern in Hechi City

区予以重点保护。

“三带”分别由龙滩廊道带、凤山-刁江带、百东河-都安带三条关键生态廊道的轴线组成。龙滩廊道带连通了北部的生态源地,横穿了红水河、龙江、刁江三条主要河流,保障了河池市水源涵养功能。凤山-刁江带作为三条廊道长度之首,连通了大部分生态源地,实现源地之间的互通,对控制城镇蔓延式扩张和开发边界的划定,推进山水林田湖草整体保护修复,保障河池市产业经济长期稳定发展具有关键意义。百东河-都安带连通了大面积的湿地与林地,承担着土壤保持、生物多样性维护等重要生态功能,应加强生态绿化林带建设。

3 结论

河池市作为喀斯特地貌的典型地区,生境质量高,但生态环境脆弱敏感,亟待重点保护修复。本文聚焦河池市典型生态问题及生态过程,基于生态系统服务重要性识别生态源地,依据生态敏感性修正基本阻力面,利用最小累积模型识别生态廊道,构建出河池市基本的生态安全格局并进行优化,以期提升河池市生态安全保障,实现城市可持续发展与生态安全保护。研究结果如下:

(1)河池市生态源地面积共计 5706.63 km²,占全市面积的 17.07%,主要分布在天峨县东部、凤山县、东兰县、巴马县北部、大化县、都安县、金城江东部等生态需求高值区。生态廊道包含 11 条关键廊道和 15 条潜在廊道,分别为 325.44 km 和 456.82 km,呈蛛网式辐射分布于河池境内,保障了生态源地之间的连通。通过对河池市生态要素的空间布局优化,构建了“四屏两区三带”的绿色生态安全格局,作为河池市可持续发展的底线格局。

(2)本文结合喀斯特地区生态本底,产业发展以及资源开发利用现状,对河池市生态保护提出切实有效

的现实路径:生态安全格局在河池市城乡建设用地扩张与布局调整中应起到刚性约束作用,其中,生态源地和廊道应设为禁止开发区,施以最严格的生态管制措施。首先,针对东巴凤生态屏障、七百弄湿地保育屏障、都安林地保护屏障区等源地和喀斯特地貌集中分布地区,尤其是自然保护区与国家公园范围内,可大力推进封山育林工程、湿地恢复重建工程、湿地绿化工程等生态恢复项目,加大生态屏障的生态林带保护力度以巩固水土保持功能,构建湿地生态效应,形成重要的生态保育区;针对生态环境敏感脆弱的龙滩生态功能建设区、九万山石漠化生态安全提升区应进一步提高生态安全品质,加大林草植被恢复和退耕还林力度,加强防护林的培育治理工作以及污染综合防治工作,采取矿山地质环境修复、植被恢复等措施,积极推行绿色产业经济循环发展,提高自然灾害防御能力,改善生态安全格局;其次,对于龙江水源涵养生态屏障以及河池市三大重要生态廊道,应全面截污清污,加强入河排污口的治理与定点监测,实施疏浚河道、水源涵养林建设工程、江河湖库与水源地保护修复工程、生态护岸工程多措并举,加大对生态廊道沿线绿化建设。同时,加强野生动物迁徙通道的保护,改善森林结构,严格保护天然林,防控环境污染以维护生物多样性,杜绝破坏自然资源和污染环境的建设活动。最后,河池市应建立生态保护修复信息分享平台,对生态安全问题进行动态监测,完善生态补偿制度,综合提升喀斯特地区生态安全可持续发展水平。

(3) 本文定量分析河池市生态系统服务重要性、生态环境敏感性以及土地利用类型对生态环境的影响,由此科学识别了生态源地及廊道,构建出的生态安全格局系统完整,结构布局更加优化,为河池市生态安全建设提供了切实可行的依据。但本文并未对喀斯特地区生态格局的景观斑块连通性与廊道宽度的设定做进一步研究,另外,针对生态环境复杂敏感的喀斯特地区,生态系统服务重要性评价中多侧重于自然评价因子,在后续研究中,应考虑人文社会因素,结合地区产业发展与人文背景,进一步研究社会经济发展与区域生态安全的耦合分析。

参考文献(References):

- [1] 陈明星. 城市化领域的研究进展和科学问题. 地理研究, 2015, 34(4): 614-630.
- [2] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 吴健生. 区域生态安全格局构建研究进展与展望. 地理研究, 2017, 36(3): 407-419.
- [3] Naveh Z. From biodiversity to ecodiversity: a landscape-ecology approach to conservation and restoration. *Restoration Ecology*, 1994, 2(3): 180-189.
- [4] 高吉喜, 徐德琳, 乔青, 邹长新, 王燕, 田美荣, 王玥. 自然生态空间格局构建与规划理论研究. 生态学报, 2020, 40(3): 749-755.
- [5] Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell S E, Fetzer I, Bennett E M, Biggs R, Carpenter S R, De Vries W, De Wit C A, Folke C, Gerten D, Heinke J, Mace G M, Persson L M, Ramanathan V, Meyers B, Sorlin S. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, 2015, 347(6223): 1259855.
- [6] 俞孔坚, 李海龙, 李迪华, 乔青, 奚雪松. 国土尺度生态安全格局. 生态学报, 2009, 29(10): 5163-5175.
- [7] 马克明, 傅伯杰, 黎晓亚, 关文彬. 区域生态安全格局: 概念与理论基础. 生态学报, 2004, 24(4): 761-768.
- [8] 叶鑫, 邹长新, 刘国华, 林乃峰, 徐梦佳. 生态安全格局研究的主要内容与进展. 生态学报, 2018, 38(10): 3382-3392.
- [9] Rapport D J. Ecosystems not optimized: a reply. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1993, 2(1): 57-57.
- [10] Hess G R, Fischer R A. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, 2001, 55(3): 195-208.
- [11] Kenchington R A, Day J C. Zoning, a fundamental cornerstone of effective Marine Spatial Planning: lessons learnt from the Great Barrier Reef, Australia. *Journal of Coastal Conservation*, 2011, 15(2): 271-278.
- [12] Liu J G, Mooney H, Hull V, Davis S J, Gaskell J, Hertel T, Lubchenco J, Seto K C, Gleick P, Kremen C, Li S X. Systems integration for global sustainability. *Science*, 2015, 347(6225): 1258832.
- [13] Dong S K, Kassam K A S, Tourrand J F, Boone R B. Building Resilience of Human-Natural Systems of Pastoralism in the Developing World: Interdisciplinary Perspectives. Cham: Springer, 2016.
- [14] 杨庆媛. 西南丘陵区土地整理与区域生态安全研究. 地理研究, 2003, 22(6): 698-708.
- [15] 付在毅, 许学工. 区域生态风险评价. 地球科学进展, 2001, 16(2): 267-271.
- [16] 方莹, 王静, 黄隆杨, 翟天林. 基于生态安全格局的国土空间生态保护修复关键区域诊断与识别——以烟台市为例. 自然资源学报, 2020, 35(1): 190-203.
- [17] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局. 生态学报, 1999, 19(1): 8-15.

- [18] 俞孔坚, 乔青, 李迪华, 袁弘, 王思思. 基于景观安全格局分析的生态用地研究——以北京市东三乡为例. 应用生态学报, 2009, 20(8): 1932-1939.
- [19] 尤南山, 蒙吉军. 基于生态敏感性和生态系统服务的黑河中游生态功能区划与生态系统管理. 中国沙漠, 2017, 37(1): 186-197.
- [20] 向芸芸, 蒙吉军. 生态承载力研究和应用进展. 生态学杂志, 2012, 31(11): 2958-2965.
- [21] 吴健生, 岳新欣, 秦维. 基于生态系统服务价值重构的生态安全格局构建——以重庆两江新区为例. 地理研究, 2017, 36(3): 429-440.
- [22] 李宗尧, 杨桂山, 董雅文. 经济快速发展地区生态安全格局的构建——以安徽沿江地区为例. 自然资源学报, 2007, 22(1): 106-113.
- [23] 刘吉平, 吕宪国, 杨青, 王海霞. 三江平原东北部湿地生态安全格局设计. 生态学报, 2009, 29(3): 1083-1090.
- [24] 王让虎, 李晓燕, 张树文, 李艳博, 曹琛. 东北农牧交错带景观生态安全格局构建及预警研究——以吉林省通榆县为例. 地理与地理信息科学, 2014, 30(2): 111-115.
- [25] 彭建, 郭小楠, 胡熠娜, 刘焱序. 基于地质灾害敏感性的山地生态安全格局构建——以云南省玉溪市为例. 应用生态学报, 2017, 28(02): 627-635.
- [26] 赵筱青, 谭琨, 易琦, 李思楠, 苗培培, 普军伟. 典型高原湖泊流域生态安全格局构建——以杞麓湖流域为例. 中国环境科学, 2019, 39(2): 768-777.
- [27] 杜悦悦, 胡熠娜, 杨旸, 彭建. 基于生态重要性和敏感性的西南山地生态安全格局构建——以云南省大理白族自治州为例. 生态学报, 2017, 37(24): 8241-8253.
- [28] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning. Landscape and Urban Planning, 1992, 23(1): 1-16.
- [29] Budd W W. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions Richard t.t. Forman, Cambridge university press, 1995, 632 pp. Landscape and Urban Planning, 1996, 36(3): 229-231.
- [30] 彭建, 李慧蕾, 刘焱序, 胡熠娜, 杨旸. 雄安新区生态安全格局识别与优化策略. 地理学报, 2018, 73(4): 701-710.
- [31] 李晖, 易娜, 姚文璟, 王思琪, 李志英, 杨树华. 基于景观安全格局的香格里拉县生态用地规划. 生态学报, 2011, 31(20): 5928-5936.
- [32] 祝玲, 林爱文, 陈飞燕. 基于生态敏感性和生态系统服务价值的生态安全格局构建与优化. 国土与自然资源研究, 2019(3): 58-63.
- [33] 刘珍环, 王仰麟, 彭建, 谢苗苗, 李猷. 基于不透水表面指数的城市地表覆被格局特征——以深圳市为例. 地理学报, 2011, 66(7): 961-971.
- [34] 吴健生, 张理卿, 彭建, 冯喆, 刘洪萌, 赫胜彬. 深圳市景观生态安全格局源地综合识别. 生态学报, 2013, 33(13): 4125-4133.
- [35] 谢高地, 鲁春霞, 肖玉, 郑度. 青藏高原高寒草地生态系统服务价值评估. 山地学报, 2003, 21(1): 50-55.
- [36] 丁晓欣, 朱韬, 朱佳, 邢诒, 常晓颖. 基于水量平衡方程的深圳市生态系统水源涵养功能分析. 环境保护与循环经济, 2019, 39(1): 26-30.
- [37] 蒋春丽, 张丽娟, 张宏文, 姜春艳, 于洋, 潘涛. 基于 RUSLE 模型的黑龙省 2000—2010 年土壤保持量评价. 中国生态农业学报, 2015, 23(5): 642-649.
- [38] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国生态环境敏感性及其区域差异规律研究. 生态学报, 2000, 20(1): 9-12.