

DOI: 10.20103/j.stxb.202501020003

张梦瑶, 易桂花, 张廷斌, 王国严, 李景吉, 别小娟, 马祥龙. 川西高原荒野地优先保护区识别研究. 生态学报, 2025, 45(14): - .  
Zhang M Y, Yi G H, Zhang T B, Wang G Y, Li J J, Bie X J, Ma X L. Study of identifying wilderness areas for priority conservation on the Western Sichuan Plateau. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(14): - .

## 川西高原荒野地优先保护区识别研究

张梦瑶<sup>1</sup>, 易桂花<sup>1,\*</sup>, 张廷斌<sup>2,3</sup>, 王国严<sup>1</sup>, 李景吉<sup>3,4</sup>, 别小娟<sup>1</sup>, 马祥龙<sup>1</sup>

1 成都理工大学地理与规划学院, 成都 610059

2 成都理工大学地球与行星科学学院, 成都 610059

3 成都理工大学 国家环境保护水土污染协同控制与联合修复重点实验室, 成都 610059

4 成都理工大学生态环境学院, 成都 610059

**摘要:** 荒野地作为由自然主导的生态系统, 为自然界和人类社会提供了多种类型的生态系统服务。然而, 随着人类活动对荒野地的威胁逐渐加大, 全球荒野地面积正以惊人的速度缩减, 严重威胁到生物多样性保护、生态系统完整性和可持续性。由于缺乏必要的连通性, 物种迁徙和基因交流受阻, 荒野地难以维持相应的生态过程和功能。本研究集成布尔法和 MaxEnt 模型模拟川西高原的荒野化程度, 并从生态安全格局的视角出发, 识别阻碍物种迁移和扩散的关键区域, 结合 Marxan 模型进行系统性保护规划, 首次厘定了川西高原荒野地优先保护等级和生态保护关键区域。结果表明: (1) 共识别荒野地生态源 164 个, 主要分布在自然度较高的北部、中部和西部地区, 整体空间分布较为零散, 破碎化特征明显, 易受到外界干扰与环境变化的威胁; (2) 共提取 429 条生态廊道, 总长度达 9387.51km, 中部廊道网络密集, 研究区东部、西部和西北部廊道分布稀疏, 能量流动较少。综合考虑廊道建设成本和生态效益, 最终确定生态廊道面积约 51776.75km<sup>2</sup>, 生境质量较好的区域是川西高原生态廊道的核心区域, 有利于物种栖息和迁徙。受人类生产与开发活动的影响, 识别的生态夹点和生态障碍点周围阻力值相对较高, 不利于物种迁移和扩散, 需加强交通干道沿线绿色基础设施建设; (3) 川西高原荒野地优先保护区集中分布在若尔盖县、红原县和阿坝县等地区, 面积约 37.99×10<sup>3</sup>km<sup>2</sup>, 其中一级优先保护区面积为 22.89×10<sup>3</sup>km<sup>2</sup>, 占川西高原总面积的 9.84%, 二级优先保护区和三级优先保护区多分布在一级优先保护区邻近地区, 面积分别为 3.16×10<sup>3</sup>km<sup>2</sup> 和 11.94×10<sup>3</sup>km<sup>2</sup>。研究结果为进一步完善川西高原生态保护体系提供科学支撑。

**关键词:** 荒野地; 优先保护区; MaxEnt 模型; Marxan 模型; 景观连通性; 川西高原

## Study of identifying wilderness areas for priority conservation on the Western Sichuan Plateau

ZHANG Mengyao<sup>1</sup>, YI Guihua<sup>1,\*</sup>, ZHANG Tingbin<sup>2,3</sup>, WANG Guoyan<sup>1</sup>, LI Jingji<sup>3,4</sup>, BIE Xiaojuan<sup>1</sup>, MA Xianglong<sup>1</sup>

1 College of Geography and Planning, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China

2 College of Earth and Planet Science, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China

3 State Environmental Protection Key Laboratory of Synergetic Control and Joint Remediation for Soil & Water Pollution (Chengdu University of Technology), Chengdu 610059, China

4 College of Ecological Environment, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China

**Abstract:** Wilderness, as a nature-dominated ecosystem, provides a wide range of ecosystem services to both the natural environment and human society. However, as human activities increasingly threaten wilderness areas, the global extent of wilderness is shrinking at an alarming rate, severely endangering biodiversity conservation, ecosystem integrity, and sustainability. Due to a lack of necessary connectivity, species migration and gene flow are hindered, making it difficult for

**基金项目:** 第二次青藏高原综合科学考察研究 (2019ZK0307); 四川省科技计划项目 (2022YFS0491)

**收稿日期:** 2025-01-02; **网络出版日期:** 2025-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: yigh@cduet.edu.cn

wilderness areas to maintain corresponding ecological processes and functions. In this study, we integrate Boolean methods and the MaxEnt model to simulate the degree of wilderness in the Western Sichuan Plateau. From the perspective of ecological security patterns, identifies key areas that impede species migration and dispersal. Combining the Marxan model for systematic conservation planning, it delineates, for the first time, the priority protection levels and key ecological conservation areas of wilderness in the Western Sichuan Plateau. The results show: (1) A total of 164 wilderness ecological sources were identified, primarily distributed in the northern, central, and western regions with higher naturalness. The overall spatial distribution is fragmented, exhibiting clear signs of fragmentation and vulnerability to external disturbances and environmental changes. (2) A total of 429 ecological corridors were extracted, spanning 9387.51 km. The central region has a dense corridor network, while the eastern, western, and northwestern parts of the study area have sparse corridors with limited energy flow. Considering both corridor construction costs and ecological benefits, the final ecological corridor area was determined to be approximately 51776.75 km<sup>2</sup>. Areas with better habitat quality serve as the core regions of ecological corridors in the Western Sichuan Plateau, facilitating species habitation and migration. Due to human production and development activities, the identified ecological pinch points and barriers exhibit relatively high resistance values, hindering species migration and dispersal. Therefore, it is necessary to strengthen green infrastructure construction along major transportation routes. (3) The priority conservation areas for wilderness in the Western Sichuan Plateau are concentrated in regions such as Ruoergai County, Hongyuan County, and Aba County, covering an area of approximately 37.99×10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>. Among these, the primary priority conservation area spans 22.89×10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>, accounting for 9.84% of the total area of the Western Sichuan Plateau. Secondary and tertiary priority conservation areas are mostly distributed adjacent to primary priority areas, covering 3.16×10<sup>3</sup> km<sup>2</sup> and 11.94×10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>, respectively. The findings provide scientific support for further improving the ecological conservation system of the Western Sichuan Plateau.

**Key Words:** wilderness; priority conservation areas; MaxEnt model; Marxan model; landscape connectivity; circuit theory; Western Sichuan Plateau

在全球气候变化的背景下,荒野地作为一种人为干扰最小的完整自然景观和生态系统,通常是众多稀有和濒危物种的唯一栖息地,具有减缓气候变化、为物种提供避难所的独特功能<sup>[1-2]</sup>。然而,约9.6%的荒野地被人类活动侵占<sup>[3-4]</sup>,荒野地面积在全球范围内以惊人的速度缩减。荒野地正面临着潜在损失,一旦遭到破坏,其影响几乎不可逆转,这将进一步加剧未来生物多样性、气候变化和公共卫生危机<sup>[5-6]</sup>。2020年全球生物多样性框架将“保留大部分现有的完整地和荒野地”列为2030年21个行动导向目标的第一个目标,充分认识到荒野地保护在生物多样性保护的关键地位<sup>[7]</sup>。在我国,人类活动对荒野地的威胁持续加剧,荒野地范围也随之呈缩减趋势<sup>[8]</sup>。随着生态保护意识的提高,我国自然保护区的数量与类型不断增加<sup>[9]</sup>。但现存的荒野地仍有大面积区域未被划入自然保护区范围,尚未形成系统性的荒野地保护体系<sup>[10]</sup>,荒野地保护成效和管理质量亟需提升。

保护荒野地不能仅局限于优先保护现存的荒野地,还必须着力增强其物种连通性,推动更大范围内自然生态系统的恢复与稳定<sup>[10-11]</sup>。系统性保护规划(Systematic Conservation Planning, SCP)作为识别优先保护区的主流方法之一,通过综合考虑保护成本和保护目标,寻求实现保护需求的最佳解决方案,被广泛应用于不同尺度的保护区规划<sup>[12-14]</sup>。该方法尽管能够设计出具有成本效益的优先保护区,但往往缺乏对自然地域各生态要素系统性和连贯性的考虑,难以满足物种自然迁移和扩散来维持其种群动态和平衡的需求<sup>[15-17]</sup>,不可避免地忽视了物种在流通过程中需要优先保护的区域。

生态安全格局(Ecological Security Pattern, ESP)能够从整体角度进行景观尺度的空间规划,是维持生态系统连通性与完整性的重要手段<sup>[18]</sup>,也是确定优先保护区、调节经济社会发展与生态保护平衡的有效途径<sup>[19-21]</sup>。随着生态安全格局理论和方法的持续发展与完善,逐渐形成“源-廊道-节点”的研究范式<sup>[22-24]</sup>。相

关研究表明,基于电路理论识别生态廊道中的关键节点,优先保护物种迁移和物质交换的热点区域与受阻区域,能够有效改善生物流动,增强整体生态稳定性<sup>[25-27]</sup>。

川西高原属横断山区北部核心区,地貌特殊、地质环境复杂,是中国乃至世界生物基因的重要宝库,生物多样性极其丰富<sup>[28-29]</sup>。针对川西高原自然保护地众多、干旱河谷发育、自然环境与生态地理分异明显等特点,如何科学模拟川西高原荒野程度,识别荒野地生态源?如何系统构建荒野地生态安全格局?如何从整体格局的角度识别川西高原荒野地优先保护区?为此,本研究在深入探讨川西高原荒野地自然特征的基础上,1)集成布尔法和 MaxEnt 模型模拟川西高原荒野化程度,确定荒野地生态源的空间分布;2)综合宏观与细节、整体与局部,从生态安全格局角度识别阻碍物种迁移和扩散的关键区域;3)结合 Marxan 模型,厘定川西高原荒野地优先保护区,为推动川西高原生态保护和高质量发展提供科学支撑。

## 1 研究区概况与数据来源

### 1.1 研究区概况

川西高原(27°58'—34°11'N,97°21'—104°26'E)位于青藏高原东南缘,是青藏高原生态屏障区、长江和黄河重点生态区的重要枢纽,生态地位极为重要(图1)。该区域涵盖甘孜藏族自治州和阿坝藏族羌族自治州,地处中国地势一级阶梯向二级阶梯的过渡地带,总面积约 23.27 万 km<sup>2</sup>。地貌类型多样,包括山地、丘陵和高原,整体呈西高东低格局,西北部海拔 4500—4700m,东南部降至 2500—3000m。主要山脉为横断山系的沙鲁里山和大雪山,山体高耸,河谷深切,山脉与河流多呈南北走向。根据水热和光照条件,川西高原分为川西北高山高原高寒气候带和川西南山地亚热带半湿润气候带<sup>[30]</sup>。作为长江上游重要水源涵养区,区域内河流众多,主要有岷江、大渡河、雅砻江等。川西高原是全球生物多样性热点地区之一,拥有众多珍稀动植物,被誉为成都平原及长江、黄河上游的生态屏障和“珍贵生物基因宝库”<sup>[31]</sup>。区内自然保护地广布,分布有 76 个自然保护区、7 个地质公园和 9 个风景名胜区,其中包括黄龙和九寨沟风景名胜区 2 个世界自然遗产地。

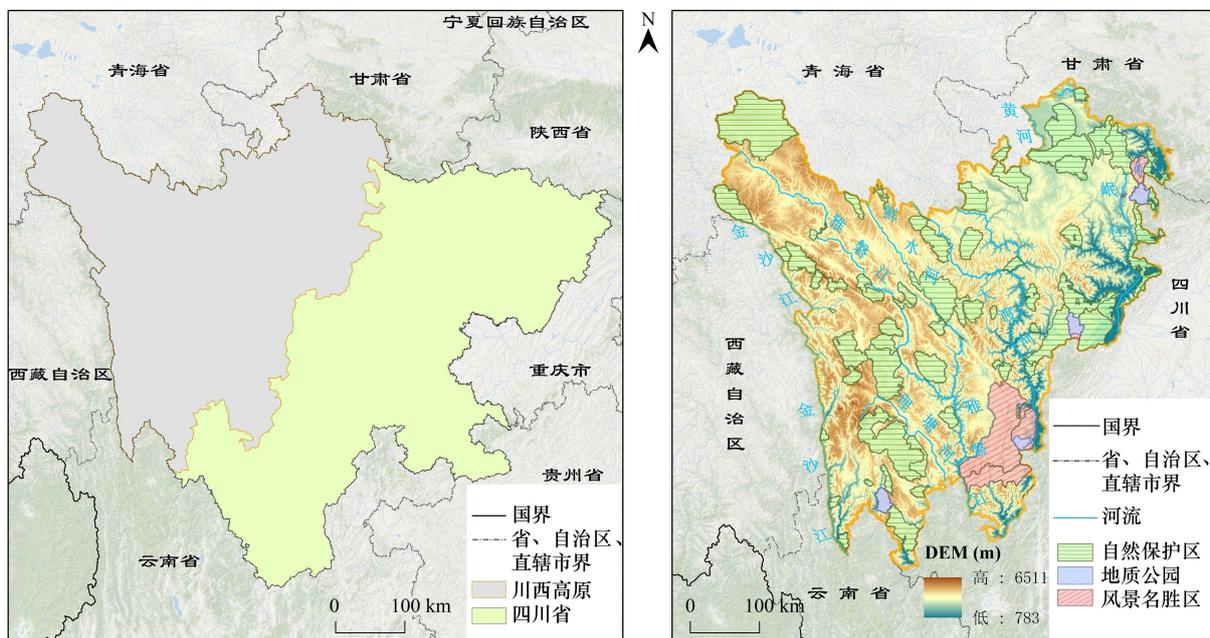


图1 研究区位图

Fig.1 Location map of the research area

### 1.2 数据来源与处理

本研究使用数据主要有土地利用类型、数字高程模型(Digital Elevation Model, DEM)、归一化植被指数

(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)、净初级生产力(Net Primary Productivity, NPP)、蒸散发(Evapotranspiration, ET)、国内生产总值(Gross domestic product, GDP)和自然保护区等数据(表 1)。其中,气温、降水数据、GDP 和人口数据经处理后采用克里金法插值为栅格数据,河流和道路数据、居民点数据、自然保护区、地质公园和风景名胜区数据均为矢量数据。相关数据来源及详细信息见表 1。本文所有数据均重采样为 500m×500m 分辨率,地理参考为 WGS\_1984\_UTM\_Zone\_47N。

表 1 数据来源  
Table 1 Data sources

数据类型 Data type	数据来源 Data sources	分辨率 Resolution
土地利用类型数据 Land use type data	中国科学院资源环境科学数据中心 ( <a href="https://www.resdc.cn/">https://www.resdc.cn/</a> )	30m
数字高程模型 Digital elevation model	美国国家航空航天局 ( <a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a> ) 提供的 SRTM V4.1 产品	90m
归一化植被指数 Normalized difference vegetation index	GEE 平台 ( <a href="https://earthengine.google.com/">https://earthengine.google.com/</a> ) 提供的 MOD13Q1.061 产品	250m
净初级生产力 Net primary productivity	GEE 平台 ( <a href="https://earthengine.google.com/">https://earthengine.google.com/</a> ) 提供的 MOD17A3HGF V6.1 产品	500m
蒸散发 Evapotranspiration	GEE 平台 ( <a href="https://earthengine.google.com/">https://earthengine.google.com/</a> ) 提供的 MOD16A2.061 产品	500m
气温、降水数据 Temperature and precipitation data	中国国家气象科学数据共享服务平台 ( <a href="http://data.cma.cn">http://data.cma.cn</a> )	—
土壤类型数据 Soil type data	联合国粮食及农业组织 ( <a href="https://gaez.fao.org/pages/hwsd">https://gaez.fao.org/pages/hwsd</a> ) 提供的世界土壤数据库 (HWSO)	1km
夜间灯光数据 Nighttime light data	国家地球系统科学数据中心 ( <a href="http://www.geodata.cn/">http://www.geodata.cn/</a> )	500m
GDP 和人口数据 GDP and population data	《四川统计年鉴》、《阿坝州统计年鉴》、《甘孜州统计年鉴》	—
河流和道路数据 River and road data	Open Street Map 平台 ( <a href="https://www.openstreetmap.org">https://www.openstreetmap.org</a> )	—
居民点数据 Settlement data	国家统计局 ( <a href="http://www.stats.gov.cn">http://www.stats.gov.cn</a> )	—
自然保护区数据 Nature reserve data	西南自然保护区图、四川省自然保护区名录	—
地质公园、风景名胜区数据 Geopark and scenic area data	国家林业和草原局 ( <a href="http://www.forestry.gov.cn">http://www.forestry.gov.cn</a> )	—

GDP:国内生产总值 Gross domestic product;GEE:谷歌地球引擎 Google earth engine

## 2 研究方法

根据荒野地自然属性特征,首先集成布尔法和 MaxEnt 模型模拟川西高原的荒野程度。然后,构建荒野地生态安全格局,识别阻碍物种迁徙的关键区域。最后,基于 Marxan 模型开展系统性保护规划,确定川西高原荒野地优先保护区。主要流程如图 2 所示。

### 2.1 荒野地生态安全格局构建

#### 2.1.1 荒野地识别

荒野地被定义为主要由自然过程主导的区域,包含原生栖息地和物种,能够维持自然过程的生态功能,大多未被大规模开发或仅有轻微改造,通常不包含侵入性或开采性人类活动、定居点和基础设施<sup>[32-34]</sup>。MaxEnt 模型基于最大熵概念模拟物种分布的最大概率<sup>[35]</sup>,具有预测精度高、解释能力强和避免模型过拟合等特点,已被广泛应用于预测物种潜在分布范围及栖息地评价<sup>[36-38]</sup>。参考前人对荒野地的界定方法<sup>[8,39-40]</sup>,集成布尔法和 MaxEnt 模型模拟川西高原的荒野程度。

本研究首先从气候适宜性和土地适宜性角度,选择温度湿度指数(Temperature-Humidity Index, THI)和土地利用适宜性因子,利用布尔法初步确定荒野地空间分布。以 5km 为间隔生成渔网,构建 1035 个初始样点,提取环境变量至点,通过相关性分析剔除相关性值小于 0.8 的样点,最终筛选出 527 个样点作为 MaxEnt 模型的输入数据。为准确模拟荒野程度,基于荒野地的高自然度、偏远性、崎岖性以及远离人类活动等特点,通过 Pearson 相关性分析确定植被覆盖度、NPP、DEM、地形起伏度、人口密度、地均 GDP、距道路距离和距居民点距

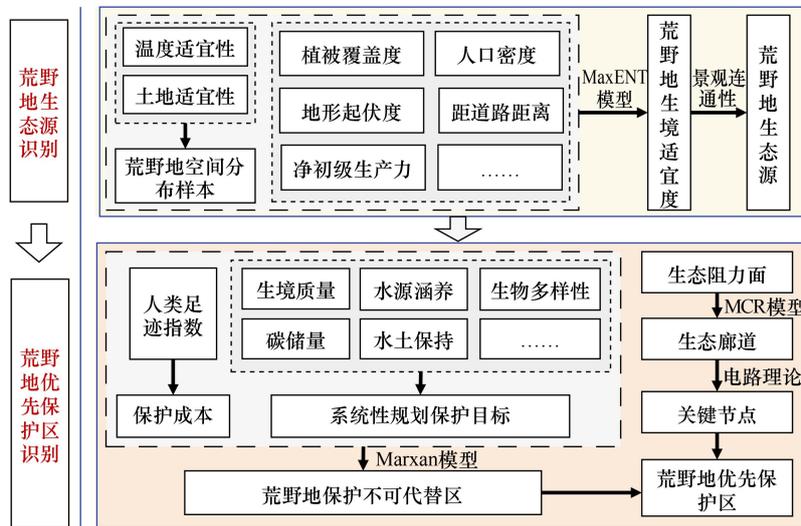


图 2 技术流程图

Fig.2 Technical flowchart

MCR:最小累积阻力模型 Minimum cumulative resistance

离等 8 个影响因子作为 MaxEnt 模型的环境变量。该模型随机选择 75% 的分布点放入训练集, 25% 用于测试集, 最大迭代次数设定为 10000 次, 并通过自举法 (Bootstrap) 重复 10 次, 模拟川西高原的荒野程度。受试者工作特征曲线 (ROC) 的 AUC 值用于评价预测精度。AUC 值越高, 模拟效果越好, AUC 值小于 0.6 表示预测失败, 0.6—0.7 表示预测效果较差, 0.7—0.8 表示效果正常, 0.8—0.9 表示效果较好, 大于 0.9 表示效果极好<sup>[41]</sup>。具体选取指标及描述见表 2。

表 2 荒野地识别指标

Table 2 Indicators for wilderness identification

因素 Factor	指标属性 Indicator attribute	选择指标/描述 Selected indicator/description
决定因素 Determining factor	气候适宜性	THI 能够考虑温度和湿度与人体舒适度的相关性 <sup>[42]</sup> , 根据 THI 的生物气象等级标准 <sup>[43]</sup> , 将 THI 小于 40 和大于 80 的区域划分为荒野区域。 $THI = T - 0.55 \times (1 - f) (T - 58)$ 式中, $T$ 表示年平均气温 (华氏度), $f$ 为年平均相对湿度 (%)。
	土地适宜性	参考相关研究 <sup>[39]</sup> , 将未利用土地和高覆盖草地、湖泊、冰川永久积雪划分为荒野地, 其他类型均为适宜区。
影响因素 Influencing factor	荒野地自然性	植被覆盖度
		NPP
		DEM
	人类活动强度	地形起伏度
		人口密度
人类可达性	地均 GDP	
		距道路距离
		距居民点距离

THI: 温度-湿度指数 Temperature-Humidity Index; NPP: 净初级生产力 Net Primary Productivity; DEM: 数字高程模型 Digital elevation model

### 2.1.2 景观连通性评价

在破碎化生境中, 加强荒野地连通性对维持整个生态系统的健康与稳定至关重要<sup>[44]</sup>。景观连通性是促进物种迁徙、保护生物多样性和维持生态过程的核心要素之一<sup>[45]</sup>。可能连通性指数 (Probability of

Connectivity, PC)通过计算两个节点之间的流通概率,评估景观中物种迁徙的能力和栖息地连通性<sup>[46]</sup>。计算公式如下:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times p_{ij}}{A_L^2}$$

式中, $n$ 是景观中生境节点的总数量; $a_i$ 和 $a_j$ 分别是斑块 $i$ 和 $j$ 的面积; $A_L$ 为研究区总面积; $p_{ij}$ 为斑块 $i$ 和 $j$ 之间的连通性概率。

斑块连通重要性可以通过计算可能连通性指数变化比例(dPC)来评价各斑块对景观连通性的重要性程度<sup>[47]</sup>。

$$dPC_i = \frac{PC - PC_{i\text{-remove}}}{PC} \times 100\%$$

式中, $PC$ 为整体景观的可能连通性指数; $PC_{i\text{-remove}}$ 为去除斑块 $i$ 后剩余景观的 $PC$ 值。dPC<sub>*i*</sub>值越高,表示该斑块对景观连通性越重要。本文以荒野地识别结果作为输入数据,利用 ArcGIS 和 Conefor 软件分析荒野地斑块景观连通性。

### 2.1.3 生态阻力面构建

自然条件和人类活动的干扰会对生态过程产生影响,生态阻力面能够有效反映近地表的水平阻力<sup>[48]</sup>。川西高原干旱河谷发育,纵向岭谷区呈南北走向,生态环境脆弱<sup>[49]</sup>。温度植被干旱指数(Temperature Vegetation Dryness Index, TVDI)因考虑植被水分状况和地表干旱程度,能有效识别干旱和湿润的极端情况<sup>[50-52]</sup>。本研究考虑自然条件与社会因素,选取土地利用类型、NDVI、DEM、坡度、距道路距离、距水域距离和距居民点距离等7个典型阻力因子,并结合川西高原干旱河谷发育特征,将 TVDI 作为补充,构建川西高原综合阻力面。本文根据研究区地理特征、社会经济状况,参考相关研究<sup>[53-55]</sup>对各阻力因子赋值,并采用层次分析法,通过建立层次结构模型、构造判断矩阵、计算权重向量,最后通过一致性检验得到各因子权重(表3)。

### 2.1.4 生态廊道提取

最小累积阻力模型(Minimum Cumulative Resistance, MCR)的基本原理是根据生态过程中的物质与能量流动的阻力,模拟一条最安全的物种迁徙通道<sup>[56]</sup>,能较好模拟不同景观对生态流动的阻力影响。本研究利用 Linkage Pathway 工具<sup>[57]</sup>,提取物种栖息地斑块间的最小累积阻力路径作为最佳生态廊道。

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

式中, $f$ 为阻力与空间距离之间的正相关关系,即在物种扩散过程中,空间距离越远,对物种扩散的阻力越大; $D_{ij}$ 为某物种从源地 $j$ 到目标源地 $i$ 之间的距离; $R_i$ 为单元 $i$ 的阻力值。

## 2.2 生态网络评价

网络鲁棒性即为网络遭受攻击或者故障时的承受能力<sup>[58]</sup>,本文基于复杂网络理论,选择连接鲁棒性、节点和边恢复鲁棒性,模拟生态安全格局在面对恶意攻击和随机攻击时的稳定性。

$$R = \frac{C}{N - N_r}$$

$$D = 1 - \frac{N_r - N_d}{N}$$

$$E = 1 - \frac{M_r - M_e}{M}$$

式中, $R$ 为网络的连接鲁棒性; $D$ 为节点恢复鲁棒性; $E$ 为边恢复鲁棒性; $C$ 为移除部分节点后网络的最大连通子图中的节点数量; $N$ 为网络初始节点数; $N_r$ 为移除的节点数; $N_d$ 为在移除节点后重新恢复的节点数, $M$ 为网络中的边数; $M_r$ 为网络中移除的边数, $M_e$ 为移除后恢复的边数。

表 3 川西高原阻力因子赋值及权重表

Table 3 Assignment and weight table of resistance factors in Western Sichuan Plateau

阻力因子 Resistance factor	分类/分级 Category/level	阻力系数 Resistance coefficient	权重 Weight	阻力因子 Resistance factor	分类/分级 Category/level	阻力系数 Resistance coefficient	权重 Weight
土地利用类型 Land use type	不透水面	1000	0.2686	距水域距离/m Distance to water body	0—500	1	0.0600
	农田	100			500—1000	100	
	冰雪	500			1000—2000	200	
	林地	1			2000—3000	300	
	水域	10			>3000	500	
	湿地	10		距道路距离/m Distance to road	0—500	800	0.0500
	灌木	1			500—1000	500	
	草地	50			1000—1500	300	
	裸地	500			1500—2000	100	
NDVI	0—0.2	800	0.1681		>2000	1	
	0.2—0.4	500		距居民点距离/m Distance to settlement	0—1000	1000	0.0678
	0.4—0.6	300			1000—2000	500	
	0.6—0.8	100			2000—3000	200	
	0.8—1	1			3000—4000	100	
DEM	783—2500	1	0.1231		>4000	1	
	2500—3500	100		TVDI	0—0.2	1	0.0993
	3500—4000	200			0.2—0.4	200	
	4000—4500	300			0.4—0.6	300	
	4500—6511	500			0.6—0.8	500	
坡度/(°) Slope	0—5	1	0.1632		0.8—1	1000	
	5—15	100					
	15—25	200					
	25—35	500					
	>35	1000					

NDVI:归一化植被指数 Normalized difference vegetation index; TVDI:温度植被干旱指数 Temperature vegetation dryness index

## 2.3 优先保护区识别

### 2.3.1 基于 Marxan 识别不可替代区

系统保护规划模型 Marxan 利用互补性原则与模拟退火算法 (Simulate Anneal Arithmetic, SAA) 开展保护优先区的空间模拟<sup>[59]</sup>。基本原理如下:

$$Tc = \sum Cost + \sum SPF \times Penalty + BLM \sum Boundary$$

式中,  $Tc$  为总保护成本;  $Cost$  为单个栅格保护成本;  $SPF$  为单个栅格未达到保护目标的惩罚值;  $Penalty$  为惩罚系数;  $BLM$  为边界长度调节因子;  $Boundary$  为考虑边界长度的成本值。

本研究基于 Marxan 模型, 选择人类足迹指数、生境质量、碳储量、水源涵养、土壤保持和生物多样性 6 个指标确定川西高原荒野地优先保护区。根据研究区尺度, 将荒野地范围设置为  $1000 \times 1000m$  网格, 共划分 27378 个规划单元。为保证模拟结果的可靠性, 需合理设置物种惩罚因子 (Species Penalty Factor, SPF) 与边界长度修正器 (Boundary Length Modifier, BLM)<sup>[60-61]</sup>。为确保各项目标都得到保护, 本研究将总规划成本和运算结果的惩罚值进行敏感性分析, 确定 SPF 为 4.2, 再通过分析确定不同情景下的 BLM 取值, 计算每个保护单元经 100 次迭代的选择频率, 将模拟得到的最优解作为川西高原荒野地优先保护区划分依据 (表 4)。

表 4 保护成本和保护目标评估方法

Table 4 Assessment methods for conservation costs and conservation targets

保护类型 Conservation type	指标 Indicator	评估模型/方法 Evaluation model/method
保护成本 Conservation cost	人类足迹指数	本文选取景观干扰度 <sup>[62]</sup> 、景观开发强度 <sup>[63]</sup> 、距道路距离、人口密度、夜间灯光 5 个指标表示川西高原人类活动强度
保护目标 Conservation targets	生境质量	InVEST 模型 Habitat Quality 模块,参数根据相关研究成果 <sup>[64-66]</sup> 确定
	碳储量	InVEST 模型的 Carbon Storage Sequestration 模块,参数根据相关研究成果 <sup>[67-69]</sup> 确定
	水源涵养	水量平衡方程 <sup>[70]</sup>
	水土保持	修正通用水土流失方程 RUSLE <sup>[71]</sup>
	生物多样性	生物多样性维护服务能力指数 <sup>[72]</sup>

RUSLE:修正通用水土流失方程 Revised universal soil loss equation

### 2.3.2 基于电路理论识别关键节点

电路理论提供了一种将复杂生态过程简化为电路分析问题的方法<sup>[73]</sup>。在这一框架下,将有效电阻、电流和电压等物理电路参数赋予生态学意义<sup>[74]</sup>。根据欧姆定律,通过计算电流的流动强度和电阻模拟生态过程的网络流动。公式如下:

$$I = \frac{V}{R}$$

式中, $I$ 为电流; $V$ 为电压; $R$ 为电阻,表示物种通过该路径的难度。

生态夹点是物种迁徙和基因流动的瓶颈区域,是维持整个生态系统稳定性的关键连通点。该区域一旦退化或损失,将极大影响荒野地之间的物种流通,是生态保护的重点对象<sup>[75]</sup>。本文基于电路理论连接模型与随机游走模型估算最小成本路径,采用 PinchPoint Mapper 工具<sup>[76]</sup>的“all to one”模式迭代计算累积电流值,将识别的生态夹点作为川西高原荒野地优先保护的重点区域。生态障碍点是指限制生物在栖息地斑块之间迁移的区域,消除或缓解生态障碍点可以提升生态重要区域之间物种迁移的效率<sup>[77]</sup>。本文借助 Barrier Mapper 工具<sup>[78]</sup>,设置半径范围的参数为 1000m,将识别的生态障碍点也作为优先保护的重点区域。

## 3 结果分析

### 3.1 荒野地生态源空间分布

利用 MaxEnt 模型对川西高原荒野化程度进行预测的结果表明,训练 AUC 值为 0.806,模型性能较好。将荒野化程度划分为高度荒野化(0.6—1)、较高荒野化(0.4—0.6)、中度荒野化(0.2—0.4)和低度荒野化(0—0.2)四个等级<sup>[8,79]</sup>(图 3)。其中,选取荒野化程度大于 0.6 的区域作为川西高原荒野地生态源,该荒野化区域面积约为 39161.12km<sup>2</sup>。为确保荒野地生态源的完整性和生态流的连通性,采用 dPC 分析各个荒野地斑块的景观连通重要性,剔除景观连通性较差的破碎斑块,筛选出 164 个荒野地生态源(图 3),总面积约为 38577.38km<sup>2</sup>,占川西高原总面积的 16.58%。从空间格局上看,川西高原荒野地生态源地分布较为零散,主要呈现为北部集中、中部偏少且分散的分布特征。红原县、若尔盖县、阿坝县和石渠县等地区集中了大面积的荒野地生态源,这些区域自然度较高,生态功能主要由自然因素驱动,受人类活动干扰少。

### 3.2 荒野地生态安全格局

#### 3.2.1 生态阻力面

根据表 2,对土地利用类型、NDVI、DEM、坡度、距水域距离、距道路距离、距居民点距离和 TVDI 等 8 个阻力因子进行加权求和处理,构建川西高原的生态阻力面(图 4)。川西高原阻力面的平均生态阻力值为 178.86,具有显著的空间异质性(图 4)。高阻力值区域主要分布在研究区西部和东南部地区,靠近人类活动聚集区,路网密集且人口密度较大;低阻力值区域主要分布在植被覆盖较为密集、自然环境受人类干扰较少和生态系统相对稳定的地区,集中于研究区的东北、西北及中部区域。总体来看,研究区阻力值的高低主要由自然因

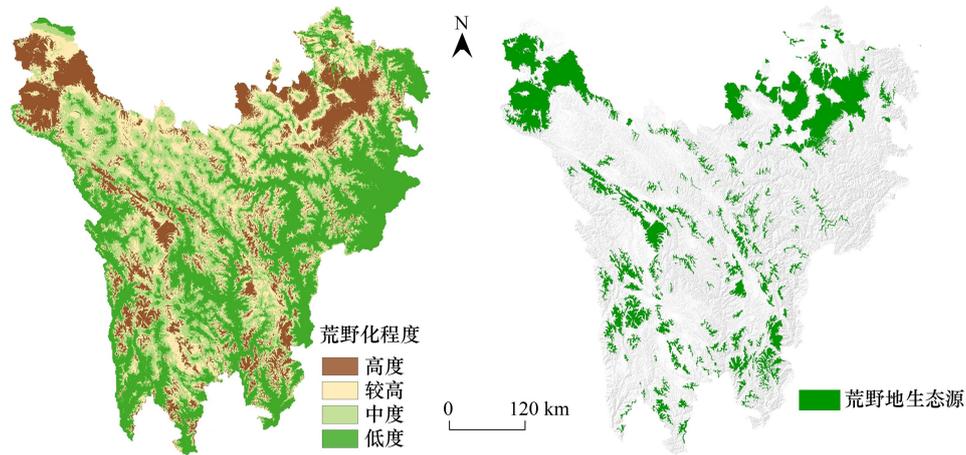


图 3 川西高原荒野化程度及荒野地生态源空间分布

Fig.3 Wilderness degradation in the Western Sichuan Plateau and spatial distribution of wilderness ecological sources

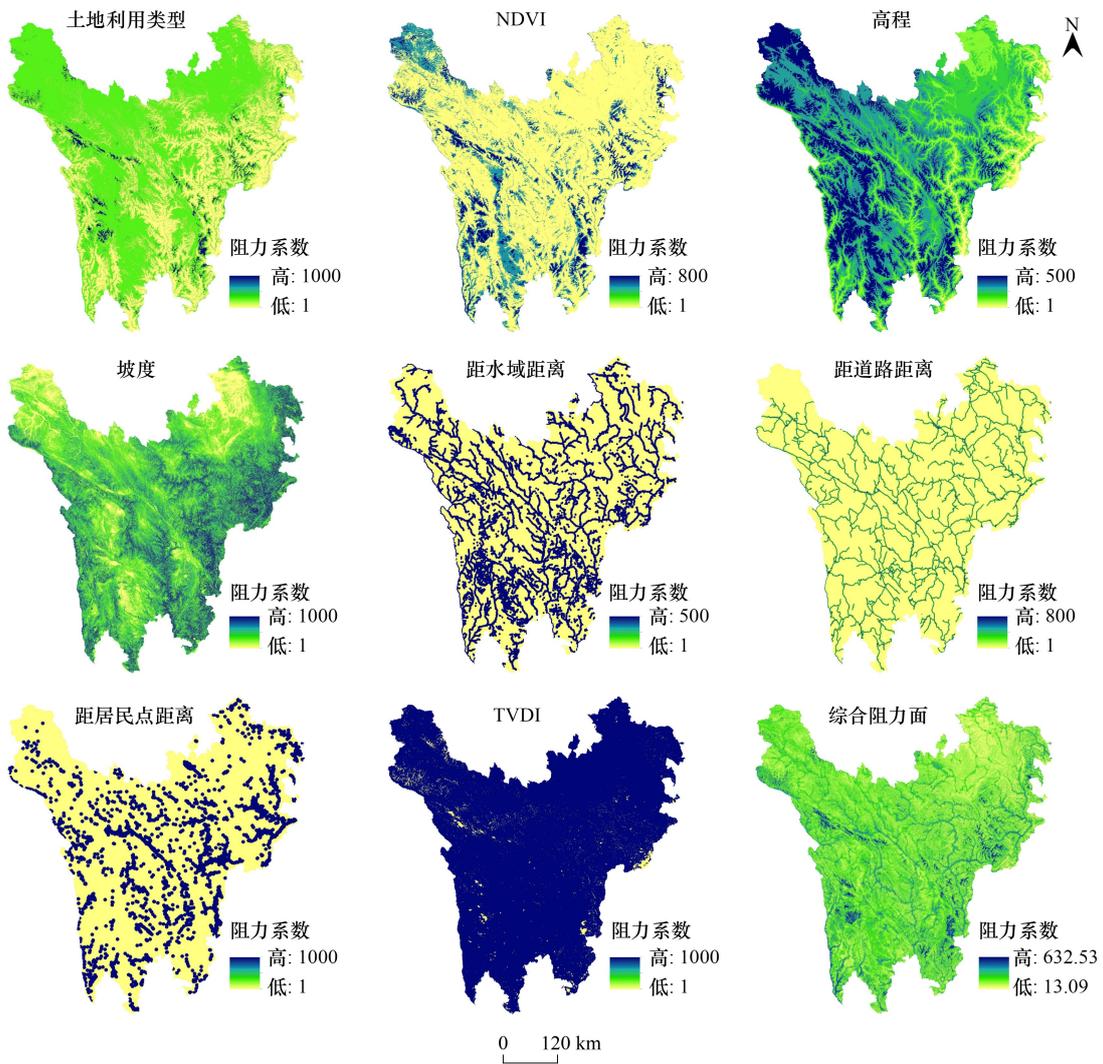


图 4 生态阻力面

Fig.4 Ecological resistance surfaces

素决定,但在基础设施建设较为完善、城市化和农业活动频繁的区域,阻力值明显上升,一定程度上阻碍了物种流通,导致生态过程中断,进而对生态系统健康与稳定性产生不利影响。

### 3.2.2 生态廊道分布

本研究基于 MCR 模型,利用 Linkage Mapper 工具生成生态廊道,通过特定阈值的累积阻力值确定生态廊道的最佳宽度。当累积阻力值由 50000 增加到 600000,生态廊道面积也随之增大,由 14908.75km<sup>2</sup>增加到 111371.25km<sup>2</sup>(表 5),分别占川西高原总面积的 6.41%和 47.86%,但生态廊道的空间分布格局基本保持一致(图 5)。综合考虑廊道建设成本和生态效益,选择生态用地面积相对较高的 200000 作为累积阻力值,最终确定生态廊道面积约 51776.75km<sup>2</sup>,其中草地占 60.24%,森林占 37.37%,湿地、水体也占生态廊道的一小部分。共提取生态廊道 429 条,总长度达 9387.51km,最长生态廊道为 187.99km。空间分布上,受川西高原地形及荒野地生态源分布特征影响,研究区中部廊道网络密集,而研究区东部、西部和西北部地形复杂,海拔梯度较大,尤其是高山、峡谷等地形特征,增加了生态过程的阻力,廊道分布稀疏,能量流动较少,物种迁移和物质交换相对受到限制(图 6)。

表 5 不同累积阻力值下的生态用地类型

Table 5 Ecological land types under different cumulative resistance values

累积阻力值 Cumulative resistance value	生态用地/km <sup>2</sup> Ecological land	非生态用地/km <sup>2</sup> Non-ecological land	生态廊道/km <sup>2</sup> Ecological corridor
50000	14880.25	28.50	14908.75
100000	26951.25	63.50	27014.75
200000	51616.25	160.50	51776.75
300000	68596.25	264.50	68860.75
400000	84976.50	377.00	85353.50
600000	110704.50	666.75	111371.25

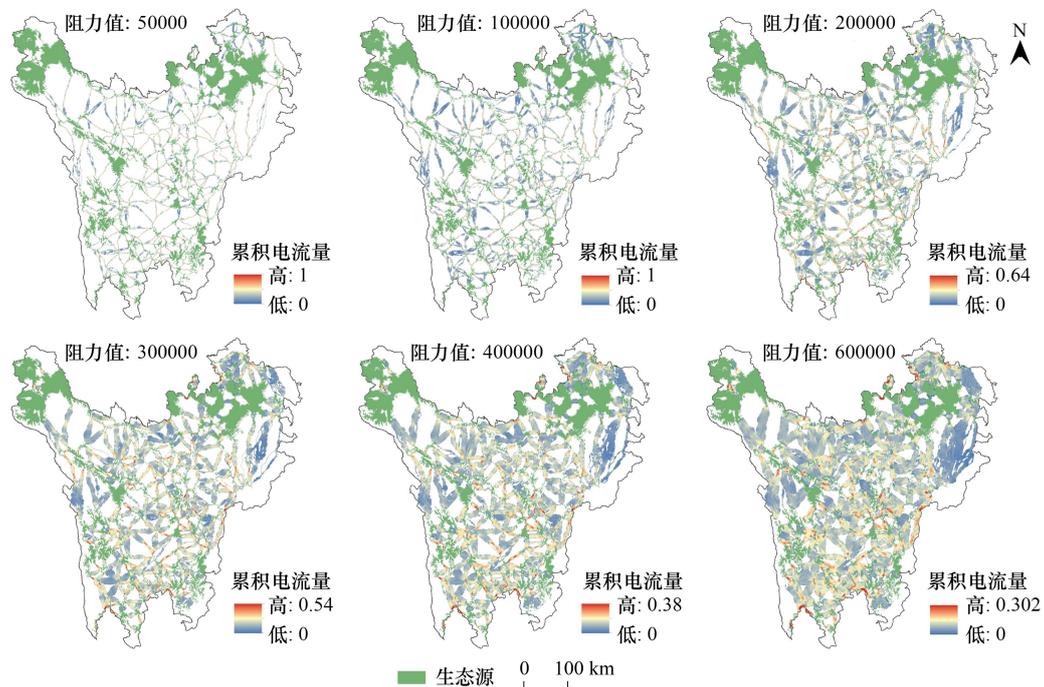


图 5 不同累积阻力值下的生态廊道空间范围变化

Fig.5 Changes in the spatial range of ecological corridors under different cumulative resistance values

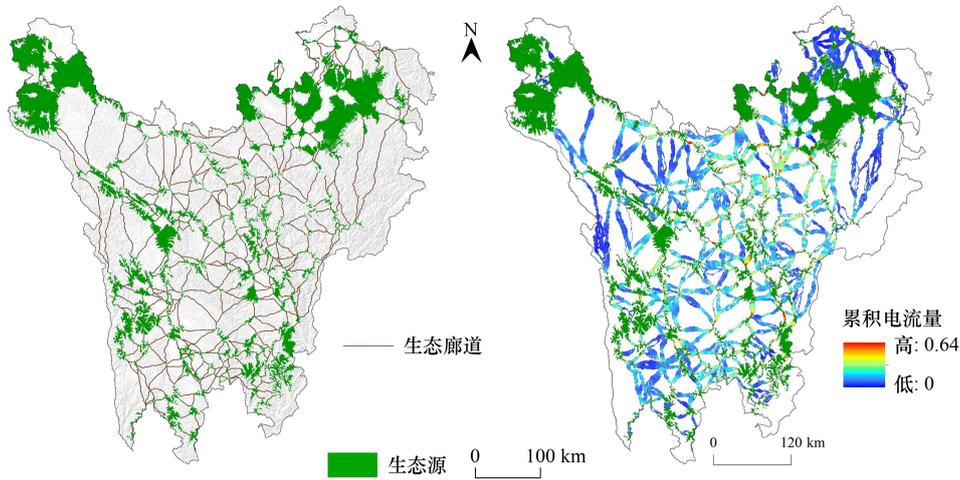


图 6 川西高原荒野地生态源物种流通生态廊道和廊道累积电流空间分布

Fig.6 Ecological corridors for species flow in wilderness ecological sources of the Western Sichuan Plateau and spatial distribution of cumulative current

3.2.3 关键节点分布

共识别川西高原 79 处生态夹点,主要集中于研究区中西部(图 7),总面积达 5460.5km<sup>2</sup>,其中草地占比最大(55.99%),其次是林地(43.44%)、未利用地(0.25%)、水体(0.17%)和农田(0.15%)。生态夹点的土地利用类型以生态用地为主,但其周围阻力值较高,难以维持生态过程的连续性,存在较大的生态退化风险。识别生态障碍点 146 个,整体空间分布较为分散,研究区中西部和南部较为密集(图 7)。生态障碍点总面积约 5151.25km<sup>2</sup>,其中草地和林地所占例较大,分别为 60.64% 和 36.78%,其次为农田(1.05%)、未利用地(0.77%)、水体(0.74%)和不透水面(0.02%)。生态障碍点主要分布在地形复杂的山区,处于铁路、高速公路等交通设施周围,对物种迁移产生了重大限制,并对生态廊道连通性产生不利影响。

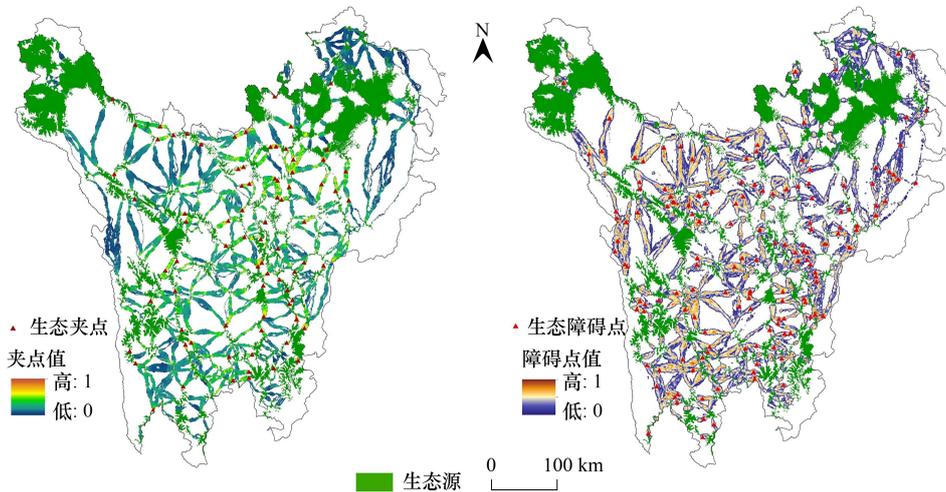


图 7 荒野地物种流动生态夹点和生态障碍点空间分布

Fig.7 Spatial distribution of ecological pinch points and ecological barriers for species movement in wilderness areas

3.3 荒野地优先保护区规划

根据保护成本和保护目标(图 8),利用 Marxan 模型计算得到实现川西高原荒野地保护目标的各个单元

重要性值,即不可替代性指数。本研究基于不可替代性指数数值,将研究区荒野地划分为一级优先保护区(不可替代性指数为 80—100)、二级优先保护区(60—80)和三级优先保护区(0—60)三个保护优先级区域。在此基础上,为增强保护区的生态连通性和功能完整性,从生态安全格局视角出发,进一步将识别的生态节点和生态障碍点区域纳入一级优先保护区,共识别川西高原荒野地优先保护区面积约 37989.76km<sup>2</sup>(图 9)。其中,一级优先保护区面积约 22.89×10<sup>3</sup>km<sup>2</sup>,占川西高原总面积的 9.84%,集中分布在研究区西北部以及若尔盖一带等生境质量较好的地区。二级优先保护区和三级优先保护区面积分别为 3.16×10<sup>3</sup>km<sup>2</sup>和 11.94×10<sup>3</sup>km<sup>2</sup>,多分布在一级优先保护区邻近地区,空间分布较为零散,占比为 1.36%和 5.13%。

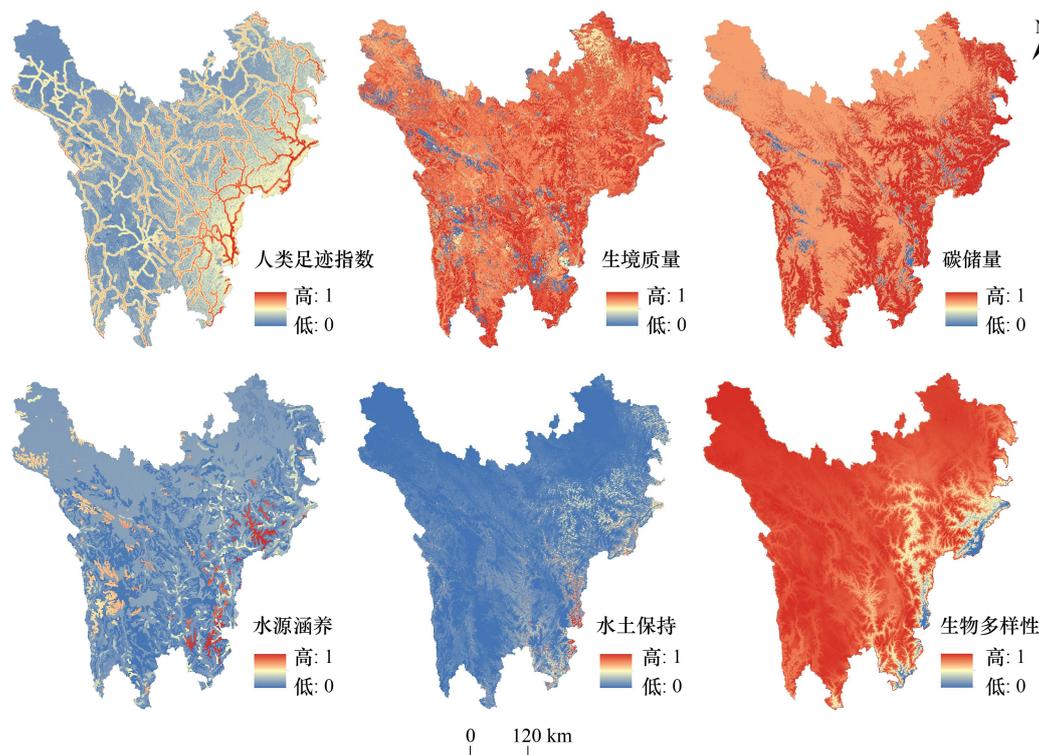


图 8 Marxan 模型保护成本和保护目标

Fig.8 Marxan model conservation costs and cconservation targets

## 4 讨论

### 4.1 考虑景观连通性的荒野地生态源识别

连通性有助于为物种提供迁移通道,增强基因流动,维持生态过程的稳定性和连续性<sup>[44]</sup>。自然栖息地斑块的隔离对物种丰富度产生负面影响<sup>[80]</sup>,为保持和增强荒野地生态源的连通性和生态系统恢复力,本文将景观连通性纳入生态源地筛选,去除连通性较低的 20% 荒野地生态源,以此构建生态安全格局。生态安全格局的网络结构和功能与生态系统的恢复力之间存在着不可分割的关系<sup>[81]</sup>,生态安全格局的稳定性依赖于生态网络的连通性和鲁棒性<sup>[82]</sup>。因此,本研究将荒野地生态源和廊道抽象为生态网络的节点和边,利用网络鲁棒性评估景观连通性纳入荒野地生态源识别的效果。

在恶意攻击和随机攻击情景下,随着攻击节点比例的上升,连接鲁棒性呈现不同程度地下降。在恶意攻击情景下,网络中的高度连接节点往往会成为优先攻击目标,因此其节点、边和连接鲁棒性通常低于随机攻击下的鲁棒性(图 10)。当恶意攻击节点比例达到 30% 时,纳入景观连通性前的连接鲁棒性为 0.22,而纳入后可达 0.46,表明纳入后的网络具有更强的韧性。在随机攻击情景下,纳入景观连通性后的连通鲁棒性随攻击

节点比例下降得更加平缓,这意味着将景观连通性纳入荒野地生态源识别后构建的生态安全格局更具有稳定性和持久性。在节点鲁棒性方面,纳入景观连通性后的网络抗外界干扰能力明显增强,恶意攻击节点比例需达到 30.3%,节点鲁棒性才降低至 1 以下(图 10)。然而,边鲁棒性前后并未发生明显的变化,在两种攻击情景下,边鲁棒性的下降趋势与速度都基本保持一致,这表明尽管景观连通性可以增强节点和连接鲁棒性,但对边的影响相对较小。

#### 4.2 生态安全格局视角下荒野地生态保护应对

近 15 年来,青藏高原的生态安全屏障功能格局总体保持稳定,但依然面临着诸多生态风险<sup>[83]</sup>。目前,我国荒野地面积呈减少趋势,人类活动对荒野地的威胁逐渐加大<sup>[11]</sup>。川西高原荒野地生态源呈现破碎化特征(图 11),这种荒野地生态源的破碎化使得物种难以通过自然迁移和扩散来维持其种群动态和平衡<sup>[84]</sup>,生物多样性面临威胁。合理的生态保护措施对脆弱生态系统的稳定和优化至关重要<sup>[85]</sup>。生态安全格局可以为生态空间管理提供基础指导,有助于提升区域生态服务功能和促进可持续发展<sup>[70]</sup>。

川西高原荒野地优先保护区与现有自然保护区的对比结果(图 11)表明,约 20.17%的荒野地优先保护区位于现有自然保护区范围内。进一步分析发现,本研究识别的荒野地优先保护区中,位于国家级自然保护区内的面积为 5946.22km<sup>2</sup>,占现有自然保护区内荒野地优先保护区总面积的 47.64%(表 6),这表明国家级自然保护区在川西高原荒野地生态保护中起到了关键作用。基于生态安全格局视角识别的阻碍物种流动的关键区域作为川西高原荒野地优先保护区的补充,面积约 10611.75km<sup>2</sup>,其中,约 8140.92km<sup>2</sup>未在保护区范围,未来需在这些地区实施适宜的生态保护措施,加强保护与管理。同时,研究还发现,生态夹点和障碍点存在重合区域,面积约 690.75km<sup>2</sup>,表明该区域的物种活动频次高,局部资源竞争加剧,物种间能量流动受到一定限制。因此,建议在这些区域实施相应的工程和生物措施,促进物种在不同栖息地之间的流动,维持区域生态系统的整体功能和稳定性。

表 6 生态安全格局构建前后优先保护区在现有自然保护区的面积变化及占比

Table 6 Changes in the area and proportion of priority conservation areas within existing nature reserves before and after the construction of the ecological security pattern

自然保护区等级 Nature reserve level	Marxan		Marxan ∪ ESP	
	面积 Area/km <sup>2</sup>	占比 Proportion/%	面积 Area/km <sup>2</sup>	占比 Proportion/%
国家级自然保护区 National nature reserve	5127.80	51.23	5946.22	47.64
省级自然保护区 Provincial nature reserve	1727.43	17.26	2063.78	16.54
地市级自然保护区 Prefectural-level nature reserve	1195.38	11.94	1350.90	10.82
县级自然保护区 County-level nature reserve	1959.15	19.57	3119.51	25.00

ESP:生态安全格局 Ecological security pattern

#### 4.3 荒野地空间分布模拟的误差与优化方向

本研究尽管基于荒野地区的高自然度、偏远性、崎岖性以及远离人类活动等特征,筛选了环境变量并构建了 MaxEnt 模型来模拟荒野程度,但仍存在一些潜在的误差来源和不确定性。利用布尔法确定荒野地样本数据,受到数据分辨率、阈值选择以及气候和土地适宜性因子精度的限制,从而产生一定的空间分布偏差<sup>[41,86]</sup>。

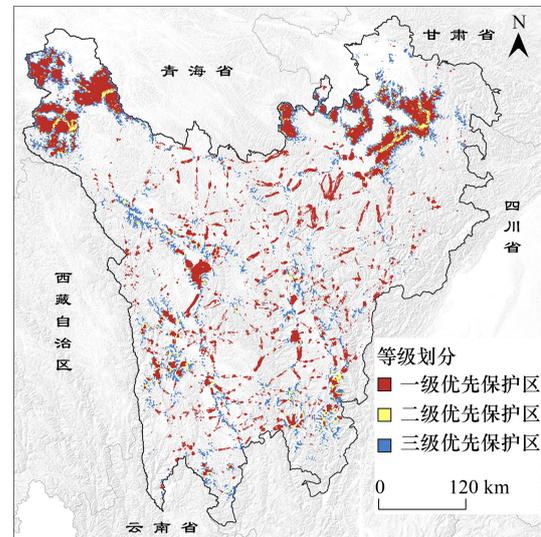


图 9 川西高原荒野地优先保护区等级划分

Fig.9 Priority classification of wilderness conservation areas in the Western Sichuan Plateau

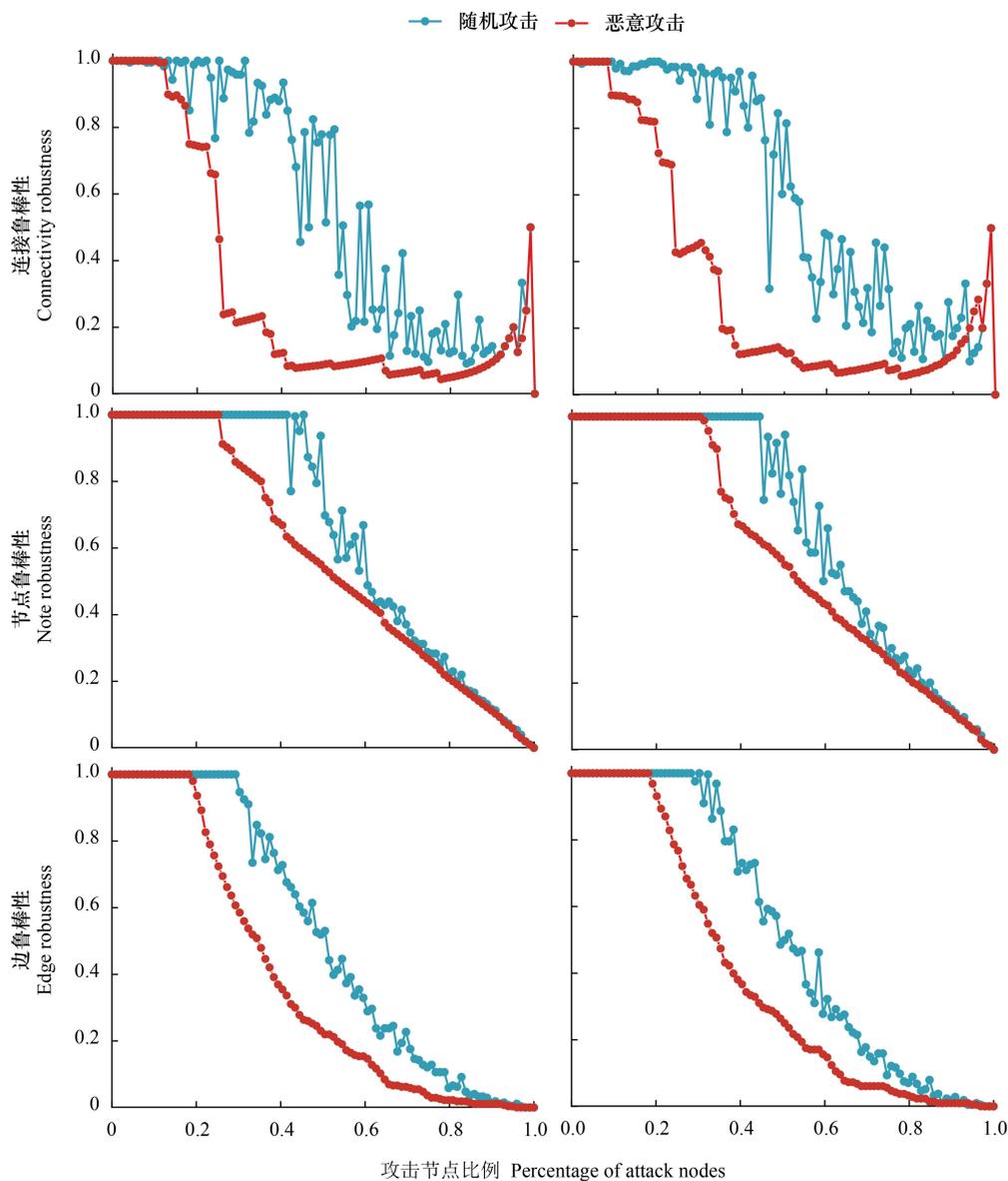


图 10 纳入景观连通性前后的生态网络鲁棒性

Fig.10 Ecological network robustness before and after incorporating landscape connectivity

尽管我们通过相关性分析确保了环境变量之间的独立性,但仍可能存在未被充分考虑的潜在影响因素,气候变化的动态性、人类活动的时空异质性以及生态系统功能的复杂性等因素可能对荒野程度的模拟结果产生系统性偏差<sup>[87-89]</sup>。此外,MaxEnt 模型对样本数据的质量和分布具有较强的依赖性<sup>[90]</sup>,初始样点的空间分布不均匀或数量不足可能导致模型预测的不稳定性。为降低这些不确定性,未来研究可考虑引入更高精度的遥感数据、动态环境变量以及多模型集成方法,同时结合实地验证数据,以进一步提高模拟结果的可靠性和适用性。

## 5 结论

本研究集成布尔法和 MaxEnt 模型模拟川西高原的荒野化程度,并从生态安全格局的视角出发,结合 Marxan 模型识别川西高原荒野地优先保护区,旨在从多个角度保护荒野地生态系统,确保区域生态安全和生态系统整体功能的最大利益。主要结论如下:

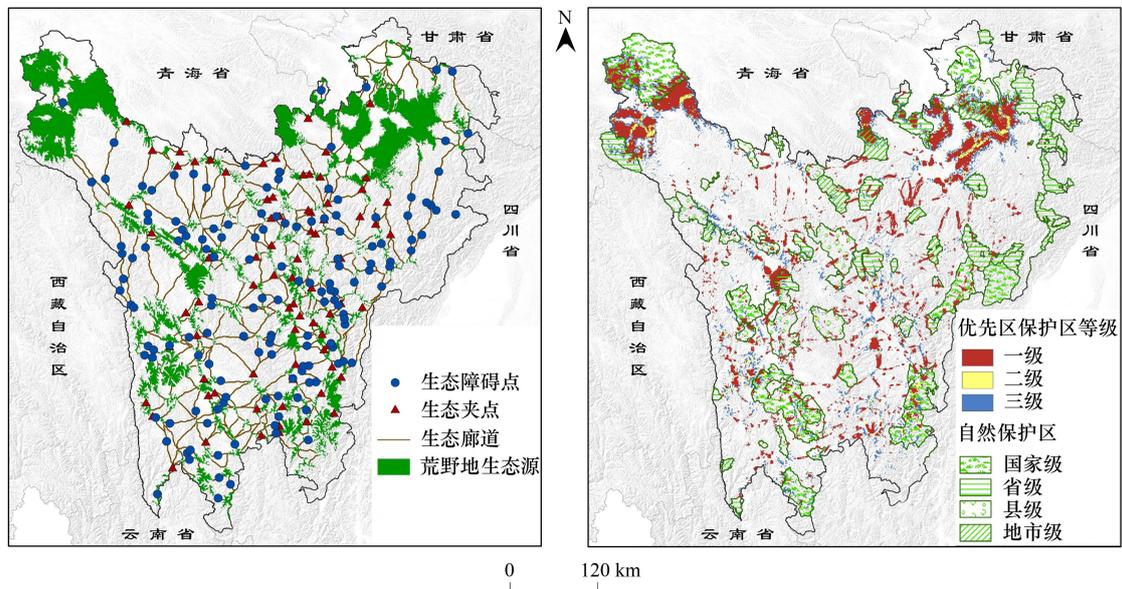


图 11 川西高原荒野地生态安全格局和自然保护区的空间分布

Fig.11 The ecological security pattern of wilderness areas on the Western Sichuan Plateau and the spatial distribution of nature reserves

(1) 川西高原荒野地生态源主要分布在自然度较高的北部、中部和西部地区,整体空间分布较为零散,破碎化特征明显,易受到外界干扰与环境变化的威胁。同时,将景观连通性纳入荒野地生态源识别后,所构建的生态安全格局更具有稳定性和持久性,有助于降低生态风险,为该地区提供稳定、优质的生态系统服务。

(2) 生境质量较好的区域是川西高原生态廊道的核心区域,有利于物种栖息和迁徙。本研究共提取 429 条生态廊道,总长度达 9387.51km。受人类生产与开发活动的影响,识别的生态夹点和障碍点周围阻力值相对较高,不利于物种迁移和扩散,需加强交通干道沿线绿色基础设施建设。

(3) 川西高原荒野地优先保护区集中分布在若尔盖县、红原县和阿坝县等地区,面积约 37989.76km<sup>2</sup>。然而,大部分荒野地优先保护区未被划分到自然保护区范围内。未来应加强对未被保护区域的重视,减少人类活动干扰,进一步完善川西高原的生态保护体系,为区域生态稳定和可持续发展提供有力保障。

#### 参考文献(References):

- [ 1 ] Di Marco M, Ferrier S, Harwood T D, Hoskins A J, Watson J E M. Wilderness areas halve the extinction risk of terrestrial biodiversity. *Nature*, 2019, 573(7775): 582-585.
- [ 2 ] Betts M G, Wolf C, Ripple W J, Phalan B, Millers K A, Duarte A, Butchart S H M, Levi T. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature*, 2017, 547(7664): 441-444.
- [ 3 ] Watson J E M, Shanahan D F, Di Marco M, Allan J, Laurance W F, Sanderson E W, MacKey B, Venter O. Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. *Current Biology*, 2016, 26(21): 2929-2934.
- [ 4 ] Allan J R, Venter O, Watson J E M. Temporally inter-comparable maps of terrestrial wilderness and the Last of the Wild. *Scientific Data*, 2017, 4: 170187.
- [ 5 ] Watson J E M, Venter O, Lee J, Jones K R, Robinson J G, Possingham H P, Allan J R. Protect the last of the wild. *Nature*, 2018, 563(7729): 27-30.
- [ 6 ] Li F Z, Li W Y, Li F Y, Long Y, Guo S Y, Li X, Lin C S, Li J. Global projections of future wilderness decline under multiple IPCC Special Report on Emissions Scenarios. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, 177: 105983.
- [ 7 ] CBD. First draft of the post-2020 global biodiversity framework, 2021.
- [ 8 ] Ma L, Pan J H. Spatial identification and priority conservation areas determination of wilderness in China. *Journal of Cleaner Production*, 2024, 451: 142069.
- [ 9 ] 曹越, 杨锐. 美国国家荒野保护体系的建立与发展. *风景园林*, 2017(7): 30-36.

- [10] 罗明, 曹越, 杨锐. 荒野保护与再野化: 现状和启示. *中国土地*, 2019(8): 4-8.
- [11] Liang J, He X Y, Zeng G M, Zhong M Z, Gao X, Li X, Li X D, Wu H P, Feng C T, Xing W L, Fang Y L, Mo D. Integrating priority areas and ecological corridors into national network for conservation planning in China. *Science of the Total Environment*, 2018, 626: 22-29.
- [12] McIntosh E J, Pressey R L, Lloyd S, Smith R J, Grenyer R. The impact of systematic conservation planning. *Annual Review of Environment and Resources*, 2017, 42(1): 677-697.
- [13] van Zinnicq Bergmann M P M, Guttridge T L, Smukall M J, Adams V M, Bond M E, Burke P J, Fuentes M M P B, Heinrich D D U, Huvneers C, Gruber S H, Papastamatiou Y P. Using movement models and systematic conservation planning to inform marine protected area design for a multi-species predator community. *Biological Conservation*, 2022, 266: 109469.
- [14] Zhang L Q, Li J X. Identifying priority areas for biodiversity conservation based on Marxan and InVEST model. *Landscape Ecology*, 2022, 37(12): 3043-3058.
- [15] Watson J E M, Dudley N, Segan D B, Hockings M. The performance and potential of protected areas. *Nature*, 2014, 515(7525): 67-73.
- [16] Hoffmann S. Challenges and opportunities of area-based conservation in reaching biodiversity and sustainability goals. *Biodiversity and Conservation*, 2022, 31(2): 325-352.
- [17] Parisi M D, Huber P R, Greco S E. Assessing conservation outcomes and maximizing habitat connectivity for multiple species in systematic conservation plans: a case study in Yolo County, California. *Landscape Ecology*, 2023, 38(7): 1621-1642.
- [18] Dong J Q, Peng J, Liu Y X, Qiu S J, Han Y N. Integrating spatial continuous wavelet transform and kernel density estimation to identify ecological corridors in megacities. *Landscape and Urban Planning*, 2020, 199: 103815.
- [19] Zhang Y L, Zhao Z Y, Fu B J, Ma R M, Yang Y Y, Lü Y H, Wu X. Identifying ecological security patterns based on the supply, demand and sensitivity of ecosystem service: a case study in the Yellow River Basin, China. *Journal of Environmental Management*, 2022, 315: 115158.
- [20] Chen X Q, Kang B Y, Li M Y, Du Z B, Zhang L, Li H Y. Identification of priority areas for territorial ecological conservation and restoration based on ecological networks: a case study of Tianjin City, China. *Ecological Indicators*, 2023, 146: 109809.
- [21] Wang J, Bai Y, Huang Z D, Ashraf A, Ali M, Fang Z, Lu X. Identifying ecological security patterns to prioritize conservation and restoration: a case study in Xishuangbanna tropical region, China. *Journal of Cleaner Production*, 2024, 444: 141222.
- [22] 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.
- [23] Jia Q Q, Jiao L M, Lian X H, Wang W L. Linking supply-demand balance of ecosystem services to identify ecological security patterns in urban agglomerations. *Sustainable Cities and Society*, 2023, 92: 104497.
- [24] Li B L, Han L, Li L Z. Construction of ecological security pattern in combination with landslide sensitivity: a case study of Yan'an City, China. *Journal of Environmental Management*, 2024, 366: 121765.
- [25] Mu H W, Li X C, Ma H J, Du X P, Huang J X, Su W, Yu Z, Xu C, Liu H L, Yin D Q, Li B G. Evaluation of the policy-driven ecological network in the Three-North Shelterbelt region of China. *Landscape and Urban Planning*, 2022, 218: 104305.
- [26] Li Y G, Liu W, Feng Q, Zhu M, Yang L S, Zhang J T, Yin X W. The role of land use change in affecting ecosystem services and the ecological security pattern of the Hexi Regions, Northwest China. *Science of the Total Environment*, 2023, 855: 158940.
- [27] Huang M, Gong D H, Zhang L, Lin H, Chen Y, Zhu D Y, Xiao C J, Altan O. Spatiotemporal dynamics and forecasting of ecological security pattern under the consideration of protecting habitat: a case study of the Poyang Lake ecoregion. *International Journal of Digital Earth*, 2024, 17(1): 2376277.
- [28] 杨兆平, 常禹, 布仁仓, 刘森, 张文广. 岷江上游干旱河谷区域空间变化的定量判定. *生态学报*, 2007, 27(8): 3250-3256.
- [29] 石春茂, 罗娅, 杨胜天, 周秋文, 余军林, 刘洋. 干旱河谷区不同坡位土壤水分对降雨的响应特征. *应用生态学报*, 2022, 33(5): 1352-1362.
- [30] 何雨枫, 丁明涛, 段钰, 郑豪, 张云轩, 周爱文. 2000—2019年四川省滑坡灾害时空分布特征及影响因素分析. *自然灾害学报*, 2024, 33(6): 17-26.
- [31] 张一平, 张昭辉, 何云玲. 岷江上游气候立体分布特征. *山地学报*, 2004, 22(2): 179-183.
- [32] Groves C, Casson S, Martin V, Watson A, Stringer A, Kormos C, Locke H, Ghosh S, Carver S, McDonald T, Sloan S, Mercurieff I, Hendee J, Dawson C, Moore S, Newsome D, McCool S, Semler R, Martin S, Dvorak R G, Armatas C, Swain R, Barr B, Krause D, Whittington-Evans N, Hamilton L, Holtrop J, Tricker J, Landres P, Mejicano E, Gilbert T, MacKey B, Aykroyd T, Zimmerman B, Thomas J. Wilderness protected areas: management guidelines for IUCN category 1b protected areas. Gland, Switzerland: IUCN, 2016, 978(8317): 1817-3713
- [33] European Wilderness Society. *European Wilderness Quality Standard and Audit*, 2019.
- [34] Radford S L, Senn J, Kienast F. Indicator-based assessment of wilderness quality in mountain landscapes. *Ecological Indicators*, 2019, 97: 438-446.
- [35] Melo-Merino S M, Reyes-Bonilla H, Lira-Noriega A. Ecological niche models and species distribution models in marine environments: a literature review and spatial analysis of evidence. *Ecological Modelling*, 2020, 415: 108837.
- [36] Phillips S J, Anderson R P, Dudík M, Schapire R E, Blair M E. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 2017, 40(7): 887-893.

- [37] Singh P B, Mainali K, Jiang Z G, Thapa A, Subedi N, Awan M N, Ilyas O, Luitel H, Zhou Z X, Hu H J. Projected distribution and climate refugia of endangered Kashmir musk Deer *Moschus cupreus* in greater Himalaya, South Asia. *Scientific Reports*, 2020, 10(1): 1511.
- [38] Chu Q S, Liu Y J, Peng C Y, Zhang Y L, Cernava T, Qiong L, Zhou Y H, Ali Siddiqui J, Ghani M I, Wang Q R, Liu Y, Chen X. Invasive alien plants in the Qinghai-Tibetan Plateau (China): current state and future predictions. *Ecological Indicators*, 2024, 166: 112488.
- [39] Cao Y, Carver S, Yang R. Mapping wilderness in China: comparing and integrating Boolean and WLC approaches. *Landscape and Urban Planning*, 2019, 192: 103636.
- [40] 李云昊, 余博洋, 吴朝宁, 李思青, 王结臣. 基于人类活动视角的中国陆域荒野地评估方法. *生态学报*, 2024, 44(9): 3844-3854.
- [41] He P, Li J Y, Li Y F, Xu N, Gao Y, Guo L F, Huo T T, Peng C, Meng F Y. Habitat protection and planning for three Ephedra using the MaxEnt and Marxan models. *Ecological Indicators*, 2021, 133: 108399.
- [42] Lin Y M, Zhu F X, Li W J, Liu X N. Assessment of climate suitability for human settlements in Tibet, China. *Journal of Resources and Ecology*, 2022, 13(5): 880-887.
- [43] 唐焰, 封志明, 杨艳昭. 基于栅格尺度的中国人居环境气候适宜性评价. *资源科学*, 2008, (5): 648-653.
- [44] 赵智聪, 王沛. 中国自然保护区连通性的重要意义与关键议题. *风景园林*, 2022, 29(7): 12-17.
- [45] Taylor P D, Fahrig L, Henein K, Merriam G. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 1993, 68(3): 571.
- [46] 徐冬梅, 彭建, 董建权. 基于空间连续小波变换和电路模型的宁夏沿黄河城市带生态安全格局构建. *生态学报*, 2024, 44(9): 3868-3879.
- [47] Soares R M V, Lira P K, Manes S, Vale M M. A methodological framework for prioritizing habitat patches in urban ecosystems based on landscape functional connectivity. *Urban Ecosystems*, 2024, 27(1): 147-157.
- [48] 安睿, 窦超, 陆砚池, 全照民. 耦合 SOM-MCR 模型的多特征生态安全格局构建——以武汉城市圈为例. *生态学报*, 2023, 43(22): 9486-9499.
- [49] 王鑫, 王明田, 冯勇, 邹雨伽, 郭斌. 2001—2020 年川西北高原归一化植被指数演变特征及其对极端气候的响应. *应用生态学报*, 2022, 33(7): 1957-1965.
- [50] Sandholt I, Rasmussen K, Andersen J. A simple interpretation of the surface temperature/vegetation index space for assessment of surface moisture status. *Remote Sensing of Environment*, 2002, 79(2/3): 213-224.
- [51] 黄静, 张运, 汪明秀, 王芳, 汤志, 何好. 近 17 年新疆干旱时空分布特征及影响因素. *生态学报*, 2020, 40(3): 1077-1088.
- [52] Wang H, Li Z S, Zhang W J, Ye X, Liu X F. A modified temperature-vegetation dryness index (MTVDI) for assessment of surface soil moisture based on MODIS data. *Chinese Geographical Science*, 2022, 32(4): 592-605.
- [53] 薛强, 路路, 牛韧, 张晓婧, 杜文强. 基于地质灾害敏感性的生态安全格局关键区识别与修复——以济南市为例. *生态学报*, 2021, 41(22): 9050-9063.
- [54] Lin L G, Wei X D, Luo P P, Wang S N, Kong D H, Yang J. Ecological security patterns at different spatial scales on the Loess Plateau. *Remote Sensing*, 2023, 15(4): 1011.
- [55] Tian H Z, Wang H, Lyu X, Li X B, Yang Y L, Zhang Y, Liu J H, Lu Y T, Zhao X L, Qu T F, Su J R, Luo D S. Construction and optimization of ecological security patterns in Dryland watersheds considering ecosystem services flows. *Ecological Indicators*, 2024, 159: 111664.
- [56] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 1992, 23(1): 1-16.
- [57] 勾容, 苏维词, 权小丫, 黄贤凤. “中国天眼”宁静区生态安全格局识别. *生态学报*, 2024, 44(21): 9636-9651.
- [58] Lu Y, Liu Y, Xing L, Liu Y. Robustness test of multiple protection strategies for ecological networks from the perspective of complex networks: Evidence from Wuhan Metropolitan Area, China. *Land Degradation & Development*, 2023, 34(1): 52-71.
- [59] Domisch S, Kakouei K, Martínez-López J, Bagstad K J, Magrach A, Balbi S, Villa F, Funk A, Hein T, Borgwardt F, Hermoso V, Jähnig S C, Langhans S D. Social equity shapes zone-selection: balancing aquatic biodiversity conservation and ecosystem services delivery in the transboundary Danube River Basin. *Science of the Total Environment*, 2019, 656: 797-807.
- [60] Stewart R R, Possingham H P. Efficiency, costs and trade-offs in marine reserve system design. *Environmental Modeling & Assessment*, 2005, 10(3): 203-213.
- [61] Zhang X, Vincent A C J. Conservation prioritization for seahorses (*Hippocampus* spp.) at broad spatial scales considering socioeconomic costs. *Biological Conservation*, 2019, 235: 79-88.
- [62] 辛亮, 苏维词. 基于景观格局的 FAST 宁静区生态风险时空演变分析. *中国环境科学*, 2023, 43(10): 5475-5487.
- [63] 卿希, 李巍, 陆中桂. 黄河流域城市群土地利用变化与生态风险评价. *中国环境科学*, 2024, 44(2): 984-991.
- [64] Xie B, Zhang M M. Spatio-temporal evolution and driving forces of habitat quality in Guizhou Province. *Scientific Reports*, 2023, 13(1): 6908.
- [65] Pei X T, Zhao X Q, Liu J M, Liu W, Zhang H X, Jiao J Z. Habitat degradation changes and disturbance factors in the Tibetan Plateau in the 21st century. *Environmental Research*, 2024, 260: 119616.
- [66] Wu J M, Hou Y J, Cui Z. Coupled InVEST-MGWR modeling to analyze the impacts of changing landscape patterns on habitat quality in the Fen River basin. *Scientific Reports*, 2024, 14(1): 13084.
- [67] Men D, Pan J H. Incorporating network topology and ecosystem services into the optimization of ecological network: a case study of the Yellow River

- Basin. *Science of The Total Environment*, 2024, 912: 169004.
- [68] Peng J, Yang Y, Liu Y X, Hu Y N, Du Y Y, Meersmans J, Qiu S J. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns. *Science of the Total Environment*, 2018, 644: 781-790.
- [69] Wang R Y, Mo X Y, Ji H, Zhu Z, Wang Y S, Bao Z L, Li T H. Comparison of the CASA and InVEST models' effects for estimating spatiotemporal differences in carbon storage of green spaces in megacities. *Scientific Reports*, 2024, 14: 5456.
- [70] 刘晓曼, 王超, 王燕, 邹长新, 侯鹏. 青海祁连山区山水林田湖草生态保护修复工程生态成效评估. *生态学报*, 2024, 44(14): 5960-5973.
- [71] Zhao M Y, Peng J, Liu Y X, Li T Y, Wang Y L. Mapping watershed-level ecosystem service bundles in the Pearl River Delta, China. *Ecological Economics*, 2018, 152: 106-117.
- [72] Porras L P, Vazquez L B, Sarmiento-Aguilar R, Douterlungne D, Valenzuela-Galván D. Influence of human activities on some medium and large-sized mammals' richness and abundance in the Lacandon Rainforest. *Journal for Nature Conservation*, 2016, 34: 75-81.
- [73] Wang Y J, Qu Z Y, Zhong Q C, Zhang Q P, Zhang L, Zhang R, Yi Y, Zhang G L, Li X C, Liu J. Delimitation of ecological corridors in a highly urbanizing region based on circuit theory and MSPA. *Ecological Indicators*, 2022, 142: 109258.
- [74] Li H, Li L, Wu G S, Zhou Y, Li W W, Mei Z W. Analysis of the landscape-level connectivity of the Yunnan snub-nosed monkey habitat based on circuit theory. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(6): 2221-2228.
- [75] Zhang Z, Hu B Q, Jiang W G, Qiu H H. Construction of ecological security pattern based on ecological carrying capacity assessment 1990—2040: a case study of the Southwest Guangxi Karst-Beibu Gulf. *Ecological Modelling*, 2023, 479: 110322.
- [76] 龚佳丽, 李红波, 杨和平. 生态安全格局与生态脆弱性视角下的武汉城市圈国土空间生态修复区识别与分类. *地理科学*, 2024, 44(10): 1809-1817.
- [77] Fang Y, Wang J, Huang L Y, Zhai T L. Determining and identifying key areas of ecosystem preservation and restoration for territorial spatial planning based on ecological security patterns; a case study of Yantai city. *Journal of Natural Resources*, 2020, 35(1): 190.
- [78] 杨艳萍, 干晓宇, 吴潇. 基于电路理论的岷江流域生态安全格局构建研究. *水土保持研究*, 2025, 32(2): 263-275.
- [79] Ji W, Han K, Lu Y Y, Wei J F. Predicting the potential distribution of the vine mealybug, *Planococcus ficus* under climate change by MaxEnt. *Crop Protection*, 2020, 137: 105268.
- [80] Fahrig L, Arroyo-Rodríguez V, Bennett J R, Boucher-Lalonde V, Cazetta E, Currie D J, Eigenbrod F, Ford A T, Harrison S P, Jaeger J A G, Koper N, Martin A E, Martin J L, Metzger J P, Morrison P, Rhodes J R, Saunders D A, Simberloff D, Smith A C, Tischendorf L, Vellend M, Watling J I. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation*, 2019, 230: 179-186.
- [81] Zhao Y X, Zhang M, Zhao D X, Duo L H, Lu C Y. Optimizing the ecological network of resource-based cities to enhance the resilience of regional ecological networks. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2024, 31(11): 17182-17205.
- [82] Jiang H, Peng J, Liu M L, Dong J Q, Ma C H. Integrating patch stability and network connectivity to optimize ecological security pattern. *Landscape Ecology*, 2024, 39(3): 54.
- [83] 傅伯杰, 欧阳志云, 施鹏, 樊杰, 王小丹, 郑华, 赵文武, 吴飞. 青藏高原生态安全屏障状况与保护对策. *中国科学院院刊*, 2021, 36(11): 1298-1306.
- [84] Peller T, Altermatt F. Invasive species drive cross-ecosystem effects worldwide. *Nature Ecology & Evolution*, 2024, 8(6): 1087-1097.
- [85] Xue J, Li Z X, Feng Q, Li Z J, Gui J, Li Y C. Ecological conservation pattern based on ecosystem services in the Qilian Mountains, northwest China. *Environmental Development*, 2023, 46: 100834.
- [86] Cao Y, Yang R, Long Y, Carver S. A preliminary study on mapping wilderness in mainland China. *International Journal of Wilderness*, 2018, 24(2): 104-116.
- [87] Fitzpatrick M C, Gotelli N J, Ellison A M. MaxEnt versus MaxLike: empirical comparisons with ant species distributions. *Ecosphere*, 2013, 4(5): 1-15.
- [88] Wu R, Gan S, Yu L, Zhu J F, Liu F. The study of predictive distribution of Pakistani sites based on maxent model. *Science of Surveying and Mapping*, 2021, 43(3): 96-103.
- [89] Dong Y X, Lin Z, Guo Q L. MaxEnt-based multi-class classification of land use in remote sensing image interpretation. *Remote Sensing for Natural Resources*, 2023, 35(2): 140-148.
- [90] Li Y L, Ding C Q. Effects of sample size, sample accuracy and environmental variables on predictive performance of MaxEnt model. *Polish Journal of Ecology*, 2016, 64(3): 303-312.