

DOI: 10.20103/j.stxb.202209062546

姚材仪, 何艳梅, 程建兄, 张天翼, 潘洪义, 马红菊. 岷江流域生态安全格局评价与优化——基于最小累积阻力模型和重力模型. 生态学报, 2023, 43(17): 7083-7096.

Yao C Y, He Y M, Cheng J X, Zhang T Y, Pan H Y, Ma H J. Evaluation of ecological security pattern and optimization suggestions in Minjiang River Basin based on MCR model and gravity model. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(17): 7083-7096.

岷江流域生态安全格局评价与优化 ——基于最小累积阻力模型和重力模型

姚材仪^{1,2}, 何艳梅^{1,2}, 程建兄^{1,2}, 张天翼^{1,2}, 潘洪义^{1,2,*}, 马红菊³

1 四川师范大学西南土地资源评价与监测教育部重点实验室, 成都 610066

2 四川师范大学地理与资源科学学院, 成都 610066

3 四川省水产学校, 成都 611730

摘要:生态安全格局评价是维护生物多样性、改善环境质量的重要途径,对维持区域持续发展具有重要意义。以岷江流域为研究区,综合运用土地利用和归一化植被指数(NDVI)等数据,基于生态系统服务对岷江流域进行生态重要性分析,将生态极重要区识别为生态源地,采用最小累积阻力(MCR)模型中成本路径法提取潜在廊道,结合重力模型提取重要廊道和重要节点,从而实现研究区生态安全格局的刻画,进而对岷江流域生态安全格局评价并提出优化建议。研究表明:(1)岷江流域安全等级总体较好,较高生态安全和高生态安全的面积占研究区面积的55.02%。(2)从空间上看,研究区内重要生态源地面积为818.32km²,破碎化严重,集中分布在岷江流域上游林地区;廊道共190条,总长度为19633.96km,其中重要廊道41条,呈半环状分布于上游和下游段;生态节点共117个,集中分布在上游段南部-西南部。(3)参考生态阻力和廊道节点空间分布特征,划分岷江流域“四区两带”生态安全格局并提出分区管控措施和相关建议。以期研究结果和调控路径可对完善岷江流域生态安全格局、保护生物多样性和增强水土保持有一定的借鉴意义。

关键词:生态安全格局;岷江流域;生态重要性;最小累积阻力模型;重力模型

Evaluation of ecological security pattern and optimization suggestions in Minjiang River Basin based on MCR model and gravity model

YAO Caiyi^{1,2}, HE Yanmei^{1,2}, CHENG Jianxiong^{1,2}, ZHANG Tianyi^{1,2}, PAN Hongyi^{1,2,*}, MA Hongju³

1 Key Laboratory of Land Resources Evaluation and Monitoring in Southwest, Ministry of Education, Sichuan Normal University, Chengdu 610066, China

2 College of Geography and Resource Science, Sichuan Normal University, Chengdu 610066, China

3 Sichuan Aquatic School, Chengdu 611730, China

Abstract: Assessing ecological security pattern is an important approach to conserve biodiversity and improve environment and is of significance to maintain regionally sustainable development. This study takes the Minjiang River Basin as the study area. Based on the method of ecosystem services, the study makes a comprehensive use of such data as land use and NDVI for the purpose of analyzing the ecological importance of the Minjiang River Basin. According to the analysis results, the ecologically important area is recognized as the ecological source. It adopts the cost path method in MCR model to extract potential corridors, combined with the gravity model to extract important corridors and important nodes to evaluate and optimize the ecological security pattern of Minjiang River Basin. The results show that (1) the overall safety level of the Minjiang River Basin is relatively good, and the area of higher ecological safety and high ecological safety accounts for

基金项目:国家自然科学基金项目(42071222);教育部人文社科规划基金项目(18XJA630005)

收稿日期:2022-09-06; **网络出版日期:**2023-04-28

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: panhongyi80@163.com

55.02% of the study area. (2) Spatially, the importantly ecological source covers an area of 818.32 km² and is severely fragmented, which concentrated in the forest area in the upper reaches of the Minjiang River Basin. There are 190 corridors with a total length of 19633.96 km, including 41 important corridors, which are distributed in a semi-ring of the upper and lower reaches; there are 117 ecological nodes, which are concentrated in the south and southwest of the upper reaches. (3) Considering the spatial distribution characteristics of ecological resistance and corridor nodes, the ecological security pattern of four zones and two belts in the Minjiang River Basin is designated and the zoning control measures and restoration recommendations are proposed. The results of the study and the regulatory pathways contribute to improving the ecological security pattern, protecting biodiversity and enhancing soil and water conservation in the Minjiang River Basin.

Key Words: ecological security patterns; Minjiang River Basin; ecological importance; minimum cumulative resistance model; gravity model

生态安全格局是维护生态系统功能稳定和完整的基础,也是人类社会健康持续发展的重要前提^[1]。生态安全格局评价就是通过识别出生态过程中起到重要作用的关键要素如源地、廊道和节点等,找出生态组分里出现的环境问题,提出可落实的修复措施及保护策略,确保生态系统良性发展^[2]。当前,随着城市化进程的不断推进,生态环境质量与生态环境承载力发生改变^[3],景观碎片化、水土流失、土壤污染、林地和草地退化以及生物多样性的丧失等生态安全问题逐渐凸显^[4],直接或间接影响了生态环境安全。对区域生态安全格局评价能够揭示生态环境保护过程中出现的盲目修复和低效保护现象,为有效缓解经济发展与生态保护之间的冲突^[5-6],维持生物多样性稳定、促进区域可持续发展提供可行性实现路径^[7]。因此,以生态环境脆弱地区为研究对象,开展以生态系统服务为框架评估生态安全的研究,对区域生态文明建设具有重要意义^[8]。

开展生态安全格局评价是维护生态安全和保持生物多样性的重要手段^[9]。生态安全格局的研究最早起源于国外景观生态学规划领域,主要集中在某特定的生态要素上^[10]。而近年来,随着不断发展完善,研究主题和范式也逐渐趋向多元化及综合发展^[11],形成“生态源地识别-阻力面构建-生态廊道和节点提取”的基本研究框架^[12]。国外学者对安全格局的研究更加注重生态服务系统的过程模拟、生态系统保护、生态保护地安全政策等^[13-14]方面。国内学者俞孔坚提出以生境斑块、廊道、缓冲区为生物保护格局的思路以来,生态安全格局逐渐发展完善^[15],现相关学者主要集中在生态安全格局评价与优化方面开展了较为丰富的研究^[16]。例如王浩等^[17]采用最小累积阻力模型及生态系统服务重要性理论构建并评价了广东省生态安全格局;邬志龙等^[18]通过把脆弱性分析与最小累积阻力模型结合,完成对瑞金市生态组分提取,评价了瑞金市生态安全格局,并对低生态安全区提出优化建议;刘金花等^[19]基于生态安全格局与生态脆弱性评价将汶川县划分为不同的生态修复区,并提出关键诊断区的相关保护策略。经对文献梳理发现,最小累积阻力模型和重力模型结合能够较好地反映景观格局的变化情况对生态过程的影响,便于完成对生态脆弱区潜在廊道的提取和节点的识别,能更好的保障生态评价的客观性和可靠性。同时,文献中也体现生态安全格局在关键参数的确定上取得了颇为丰硕的成果^[20],各自有着不同优缺点与适应范围,但仍然存在一些不足。在现有的源地提取方法中过于依赖生态重要性,而对于特殊研究区域既要考虑生态的重要性同时要考虑其生态敏感性;在生态廊道中重要廊道识别中一般采用叠加法进行识别,其结果的科学性存在一定缺陷,研究中为了克服这一问题逐渐出现了应用重力模型对重要廊道识别的研究趋势;而在生态节点的界定往往采用廊道交叉点直接定义为节点,此种方法得出结果往往与实际情况产生较大差异,应该充分考虑廊道重要性程度和阻力值大小等多个因素综合确定。此外,尽管目前有关生态安全格局的理论体系较为完善,研究方法逐渐成熟^[21],但大多数研究仍仅停留在对生态安全格局的刻画与评价层面。生态安全格局在刻画与生态组分优化修复方面未能很好的结合,缺乏总体与局部的有效衔接。因此,生态安全格局研究还应重点关注:(1)如何快速有效的区分出安全格局中的重要生态组分,厘清组分之间的关系及其组分在实际中发挥的作用。(2)如何在“源地-阻力面-廊道节点”安全格局基本范式下,提出适当的生态调控和修复方案,从而实现安全格局评价及优化。

岷江作为四川盆地水循环的主体,随着流域水环境的变化,使整个流域的景观生态功能发生改变^[22]。但目前对岷江流域生态安全的研究多集中在上游区域,较少关注中下游与全流域,生态格局研究缺乏整体性。同时,受自然因素和人为因素影响,岷江流域生态环境压力大^[23],生态平稳性受到威胁,面临一系列生态安全问题,如水环境污染、植被退化、滑坡等。基于生态环境条件,对全流域的生态安全进行评估,提出积极的优化策略,能为低度生态安全提供治理思路,助力岷江流域生态保护与协同管控。因此,本文以岷江流域为研究对象,综合考虑生态系统服务功能与敏感性,使用最小累积阻力模型和重力模型等方法,对生态源地、生态廊道和生态节点进行识别,最终刻画岷江流域的生态安全格局。在此基础上,对岷江流域的生态安全格局进行空间划分,提出四个生态保护区和两个生态建设带,针对不同区域提出生态保护修复与空间优化建议。研究结果以期能为流域构建生态安全格局和生态空间布局优化提供一定的参考和借鉴。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

岷江流域介于(102°32′E—104°54′E,27°49′N—33°09′N)之间(图1),面积为4.5万km²,占四川省面积的9%,涵养区面积达23037km²^[24],涉及阿坝州、凉山州、甘孜州、成都、雅安、眉山、自贡、内江、乐山、宜宾10个市(州)的45个县(市、区)。上游段从源头至都江堰以北,为典型的高原山地气候,年平均气温在5.7—13.5℃之间,年降水量在500—850mm之间,河网密集,年总径流量达153.5亿m³,地形复杂多样,地质灾害频发,生态破坏严重,两岸的人口和耕地数量较少。中下游段从都江堰往南至宜宾汇入长江,流经盆地和丘陵地区,地势平缓,人口相对密集,交通便捷,工农业发达,经济发展状况良好。随着人类活动范围的不断扩张,流域的土地功能和水文环境发生了显著变化,导致支流断流、水体污染、径流水位下降和湿地退化等一些列生态环境问题,景观由湿润景观向干旱景观转变,生物多样性减少,生境质量下降,严重威胁了流域生态安全的稳定。因此,对岷江流域开展生态安全评价,诊断生态环境问题,找准修复方向,有利于实现岷江流域可持续发展。

1.2 数据来源与处理

本文涉及数据经投影校对和重采样处理为1km栅格数据,具体来源与处理过程如下:①岷江流域2018年

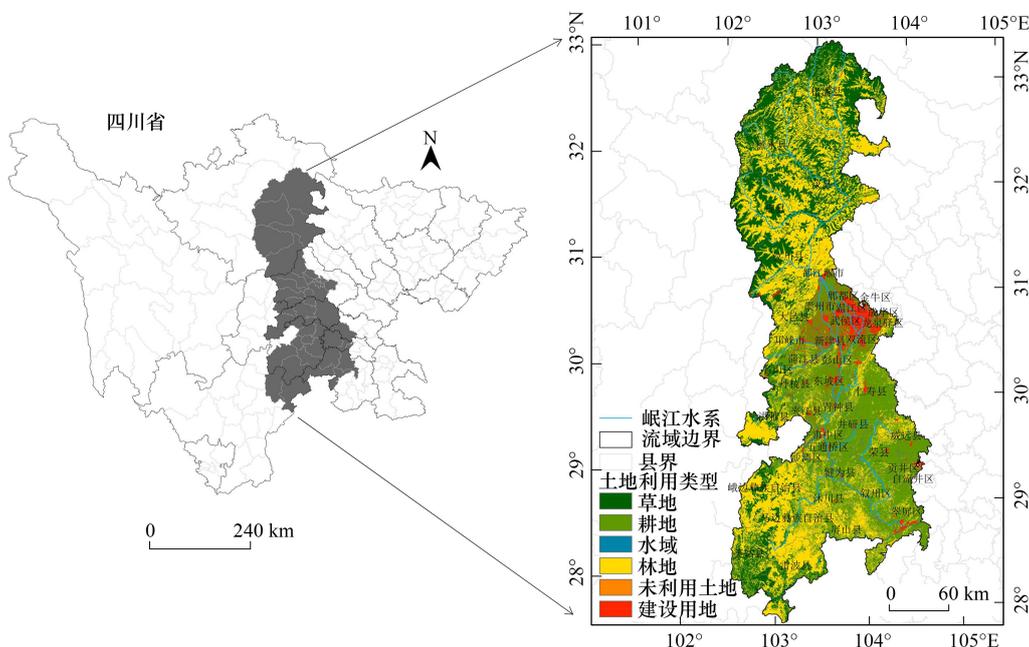


图1 岷江流域位置与土地利用现状

Fig.1 Minjiang River Basin Location and Land Use Status

土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心 (<https://www.resdc.cn/>), 将土地利用数据重分类为 6 个一级类; ②2018 年数字高程模型 (DEM) 数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心 (<https://www.resdc.cn/>); ③2015 年土壤侵蚀度来源于国家青藏高原科学数据中心 (<http://data.tpde.ac.cn>); ④2000—2018 年各月降雨量数据和道路数据来源于国家地球系统科学数据中心 (<http://www.geodata.cn>); ⑤河网数据来源于全国地理信息资源目录服务系统 (<https://www.webmap.cn/>); ⑥2018 年归一化植被指数 (NDVI) 和 2000—2018 年净初级生产力 (NPP) 数据源于美国国家航空航天局 (<https://www.nasa.gov/>), 将 16d 的月度产品合成为年度最大值产品。⑦气温数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心 (<https://www.resdc.cn/>), 将 2000—2018 年气温平均值通过空间插值法计算到栅格。

2 研究方法

2.1 研究框架

本文以生态重要性为基础刻画岷江流域生态安全格局; 选取生态重要性指标对研究区进行生态质量分析, 为识别生态源地提供数据基础; 基于生态重要性分级, 识别生态源地; 选取生态阻力因子, 利用最小累积阻力模型构建阻力面; 基于重力模型, 识别岷江流域重要生态廊道和重要生态节点; 基于以上点、线、面要素的提取结果共同构建岷江流域综合生态安全格局; 依据生态安全格局空间分布状况提出相应的优化建议 (图 2)。一定程度上增加生态安全格局刻画的客观性, 便于岷江流域生态安全格局研究。

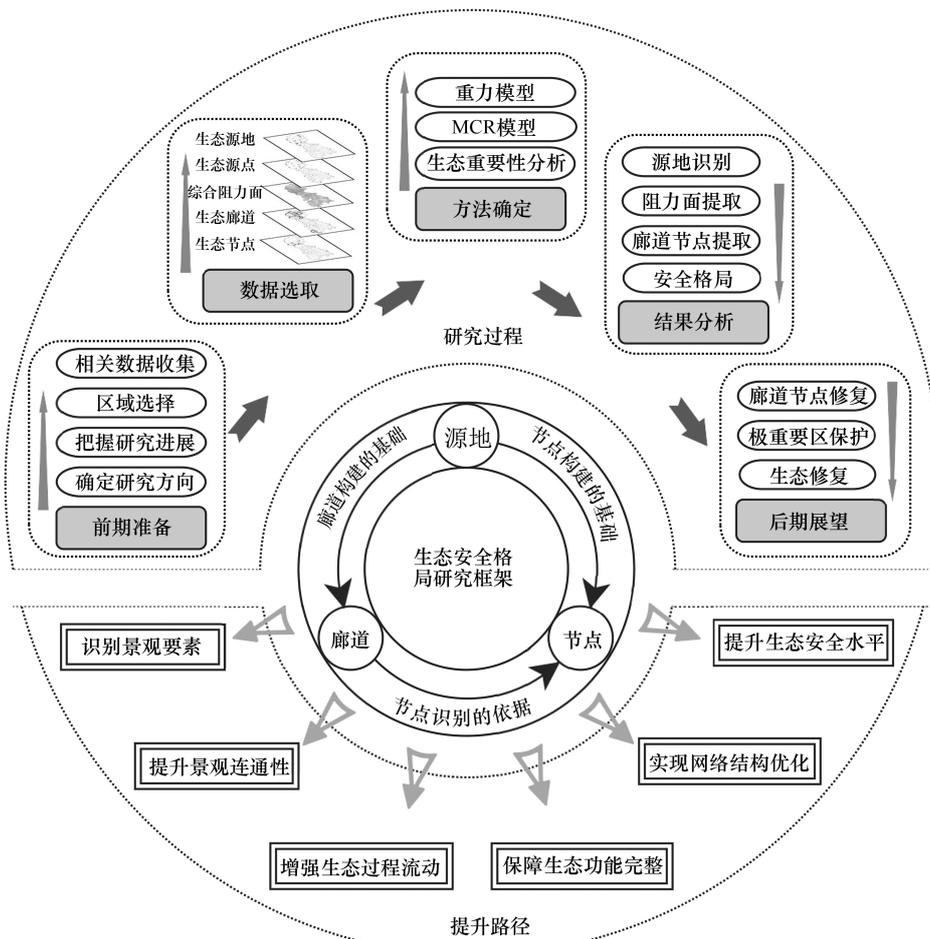


图 2 安全格局研究框架图

Fig.2 Framework diagram of the security landscape study

MCR: 最小累积阻力模型

2.2 生态源地识别

本文以生态重要性作为生态源地提取的依据,能够体现生态环境系统对自然变化和人为干扰的反映程度^[25]。由于研究区位于山地-盆地过渡带上,根据敏感性中高程和土地利用强度两因子影响较大。因此,参照环境保护部发布的《生态保护红线划定技术指南》,综合已有研究^[12,25-26]和岷江流域实际情况,把敏感性纳入生态质量评价指标中,最终选取敏感性、水源涵养、水土保持和生物多样性 4 个指标对岷江流域生态质量进行综合分析,运用 ArcGIS 10.7 对 4 个指标进行栅格叠加,通过自然断点法将生态重要性程度划分为一般重要、较重要、中等重要、高度重要、极重要五个等级,为减少生态源地的破碎化程度,剔除面积小于 1km²的图斑,选取栅格单元集中连片的生态重要性极高区域作为基础生态源地。其中敏感性通过层次分析法将高程、植被覆盖度、土地利用强度和土壤侵蚀度赋权叠加得出。各个指标计算公式如下:

水源涵养重要性:

$$WR = NPP_{\text{mean}} \times F_{\text{sic}} \times F_{\text{pre}} \times (1 - F_{\text{slo}}) \quad (1)$$

WR:水源涵养重要性指数;NPP_{mean}:多年植被净初级生产力平均值;F_{sic}:土壤渗流因子;F_{pre}:多年平均降水量因子;F_{slo}:坡度因子。

水土保持重要性:

$$S_{\text{pro}} = NPP_{\text{mean}} \times (1 - K) \times (1 - F_{\text{slo}}) \quad (2)$$

S_{pro}:水土保持重要性指数;NPP_{mean}:多年植被净初级生产力平均值;K:土壤可蚀性因子;F_{slo}:坡度因子。

生境质量能够反映物种对环境的生存能力,一般用来表示生物多样性。本文使用 InVEST 模型评估生物多样性,计算方法如下:

$$A_{xj} = H_j \left\{ 1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + K^z} \right) \right\} \quad (3)$$

A_{xj}为土地利用类型j中栅格x的生境质量;H_j为第j类土地利用的生境适宜性;D_{xj}是j类土地利用中斑块x受威胁度;K为半饱和系数,z为常数。

2.3 阻力面构建

阻力面是生态过程在空间运行时受到环境阻力所形成的空间分布^[27]。本文采用最小累积阻力模型(MCR)构建阻力面,该模型最早由 Knaapen 等^[28]提出,后经俞孔坚等^[29]学者不断改进和完善,计算公式如下:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} D_{ij} \times R_i \quad (4)$$

式中:MCR为源地某点到其他点的最小累积阻力值。f表示研究区域源地扩展能力与最小累积阻力模型正相关关系函数,D_{ij}指从源地j到别的源地某一点时受到阻力因子i影响的空间距离(单位:km)。R_i表示选取的因子i对源地的阻力值。j=n、i=m分别代表了栅格中源地经过的单元距离之和与累积阻力的总值。

2.4 生态组分的识别

本文基于已识别的生态源地和综合阻力面,采用重力模型生成生态廊道。重力模型能够定量分析源地间相互作用力的大小^[30],同时剔除源地间的重复路径,将各源地间相互作用引力值大于1的路径确定为重要廊道,其余为一般廊道。计算公式为:

$$G_{ab} = \frac{N_a N_b}{D_{ab}^2} = \frac{\left[\frac{1}{P_a} \times \ln(S_a) \right] \left[\frac{1}{P_b} \times \ln(S_b) \right]}{\left(\frac{L_{ab}}{L_{\max}} \right)^2} = \frac{L_{\max}^2 \ln(S_a) \ln(S_b)}{L_{ab}^2 P_a P_b} \quad (5)$$

式中:G_{ab}代表a和b源地之间的引力值;N_a和N_b表示a、b源地的权重值;D_{ab}是a、b源地间廊道的阻力值;P_a、P_b是源地a、b的阻力值;L_{ab}是a、b源地间成本路径值;L_{max}是研究区所有廊道累计阻力最大值。

生态节点是廊道中生态环境较为脆弱的地方^[29],需要重点关注和保护。本文中的生态节点为廊道重要

性程度与阻力等值线的交点,并分为重要节点和一般节点,其中重要节点是重要廊道和高阻力值的交点,其余为一般节点。

3 结果分析

3.1 岷江流域生态重要性分析

岷江流域复杂多样的地形和气候条件使得其内部的生态系统服务功能有不同的空间格局。本文选取水土保持服务重要性、水源涵养服务重要性、生态敏感性和生物多样性 4 个指标,等权叠加即为岷江流域整体生态系统功能重要性,利用自然断点法将全流域分为一般重要、较重要、中等重要、高度重要和极重要 5 类区域(图 3)。结果显示,水土保持极高的区域面积为 8326.65km²,占研究区面积 12.2%,主要集中在岷江上游和下游段,涉及三大海山和莫策山等重要林地;水源涵养高值区面积为 2060.75km²,占研究区面积 3%,主要集中在岷江中游盆地,该区域受夏季风影响显著,年均降雨量大,易涵养水源;高敏感性区域面积为 6284.07km²,占研究区面积 9.2%,集中在植被密集、坡度陡峭的岷江上游段,涉及松潘县、黑水县、茂县和理县;生物多样性的低值区面积为 12209.25km²,占研究区面积 17.8%,主要分布在人类干预少区域,岷江中游段城镇用地开发区生物多样性较弱。整体上看,岷江流域生态重要性极高区面积 1113.83km²,占研究区面积 1.6%,总体环境水平较好,大部分地区生态系统服务功能重要性为中等重要以上,大致呈南-北高,中部低趋势。极重要区分布在北部、西部和西南部植被密集的岷江上游段和下游段,而中游段重要性普遍较低。表明岷江上游段和下游段整体生态系统服务能力较强,可为岷江流域提供较多的生态功能。

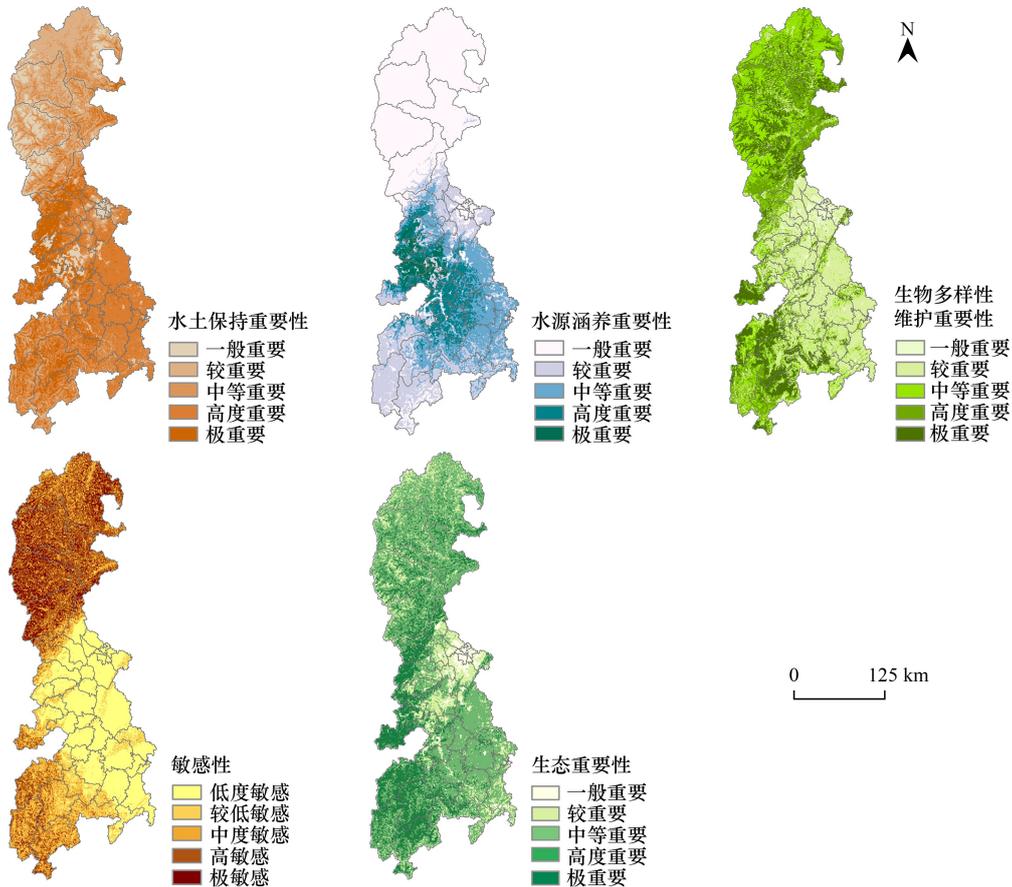


图 3 生态重要性综合评价结果

Fig.3 Results of the comprehensive evaluation of ecological importance

3.2 生态安全格局的识别

3.2.1 生态源地识别

研究区位于山地-盆地过渡带上,因此选取栅格单元集中连片的生态重要性极重要区域的同时,考虑了高敏感区作为基础生态源地。为减少生态源地的破碎化程度,剔除面积小于 1km^2 的图斑,最终确定 20 个源地(图 4)。生态源地总面积为 818.32km^2 ,占研究区总面积的 1.2%,从组成成分看,源地主要由林地、草地和水域组成,占比达 99.19%,涉及了岷江流域重要的生境资源,从空间分布看,生态极重要区与岷江流域重要林地资源存在较大重叠,如瓦侯能和山、补波洗山、海子沟、邛崃山、筛子背山等,呈条状集中分布在岷江流域上游段,是动物栖息的重要斑块。

3.2.2 阻力面识别

科学的构建岷江流域生态阻力面能较好界定生物生存的空间范围,对维护其生物多样性具有重要意义^[28]。土地利用类型决定了生物分布区域,坡度高低影响了生物的活动走向,植被覆盖度影响研究区密度,距道路和距城市距离影响生物活动范围,距河流越近生物活动越频繁。基于此,综合考虑岷江流域实际情况和数据信息的可获取性,从自然因素和人为影响两方面选取了 NDVI、坡度、土地利用类型、距主要道路距离、距城市建设用地距离和距河流距离 6 个阻力因子作为生态阻力评价指标(表 3)。参考相关研究^[18,31-32]并结合汉瑞因等^[33]研究方法对各评价因子赋值,相对阻力值拟定在 1—100 之间,采用层次分析法确定单因子权重值,将各单因子阻力面(图 5)进行加权求和计算得到综合阻力面。

由综合阻力面结果(图 6)可知,岷江流域最小综合阻力值为 1,最高阻力值为 74.22。整体呈现西北部、中部高,南和东南部较低。阻力值在城市建设区达到峰值,并由内向外呈逐渐减小趋势,原因在于建设用地高度集中区由于不透水表面面积较大,更大程度上阻碍了物种迁移和物质循环等生态过程。阻力值低值区域主要位于松潘县、黑水县和洪雅县等区域,这些区域人为干扰小,主要以林地覆盖为主且地势起伏较小。而另一个阻力值高值区域主要集中在西北部高山峡谷区,该区地形起伏度大且地质灾害频发,生境敏感性强,严重影响了生态物质的流动。

3.2.3 生态廊道与生态节点识别

研究区内提取生态廊道共 190 条(图 7),总长度约为 19633.96km ,受各源地之间引力差异较大的影响,

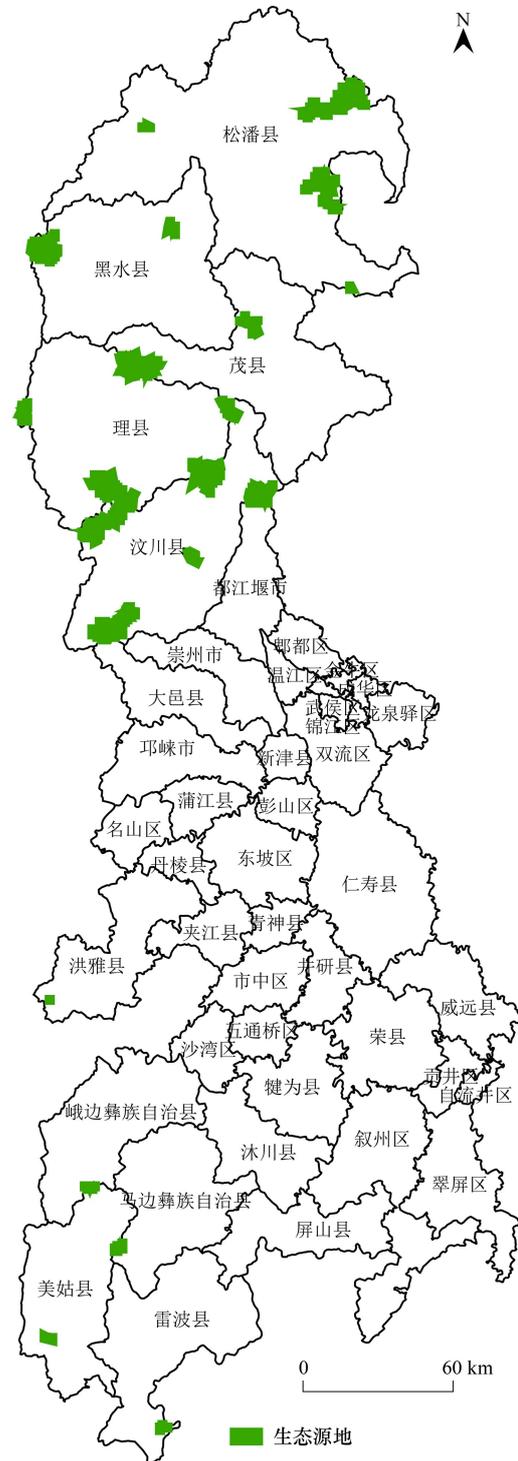


图 4 岷江流域生态源地分布图

Fig. 4 Distribution of ecological source sites in the Minjiang River Basin

表 1 岷江流域生态阻力因子等级和权重

Table 1 Ranking and weighting of ecological resistance factors in the Minjiang River Basin

	阻力因子 Resistance factor	阻力分级 Resistance grading criteria		阻力值 Resistance value	权重 Weights		阻力因子 Resistance factor	阻力分级 Resistance grading criteria		阻力值 Resistance value	权重 Weights
		标准	阻力值					标准	阻力值		
自身因子 Self-factor	NDVI	0—0.2	100	0.2533	干扰因子 Interference factors	距道路距 离/km	>15	1	0.1329		
		0.2—0.4	80				10—15	20			
		0.4—0.6	50				5—10	50			
		0.6—0.7	20				1—5	80			
		0.7—1	1				1	100			
	坡度/(°)	0—5	1	0.295		距城市建设 用地距 离/km	>15	1	0.1329		
		5—13	20				10—15	20			
		13—20	50				5—10	50			
		20—30	80				1—5	80			
		>30	100				1	100			
土地利用 类型	林地/未 利用地	1	0.0754	距河流距 离/km	0—2	1	0.1106				
	草地	20			2—5	20					
	水域	50			5—10	50					
	耕地	80			10—15	80					
	建设用地	100			>15	100					

NDVI:归一化植被指数 Normalized difference vegetation index

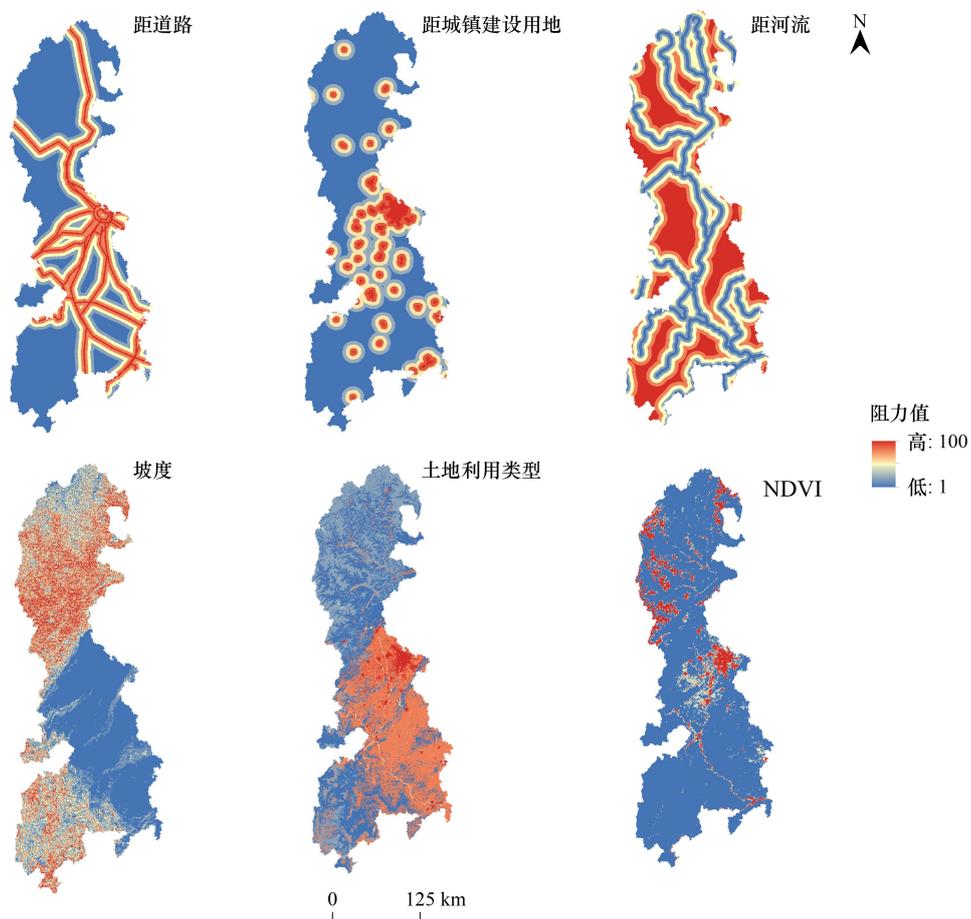


图 5 单因子阻力面

Fig.5 Single-factor resistance surface

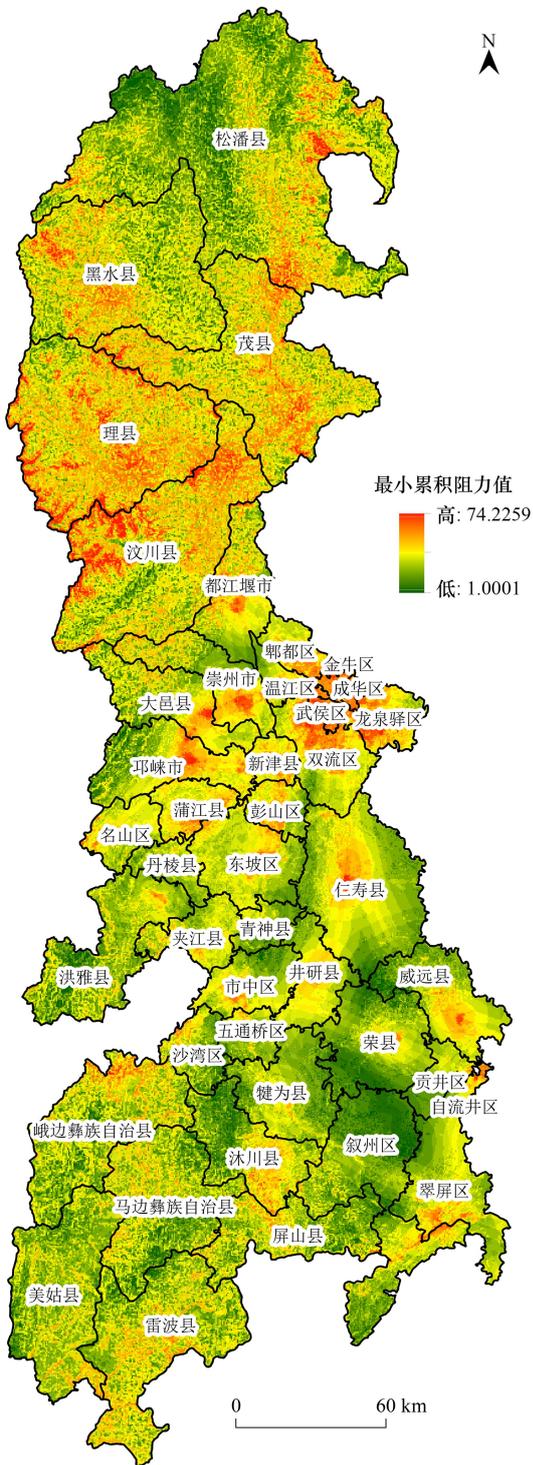


图 6 生态阻力综合评价

Fig.6 Comprehensive evaluation of ecological resistance

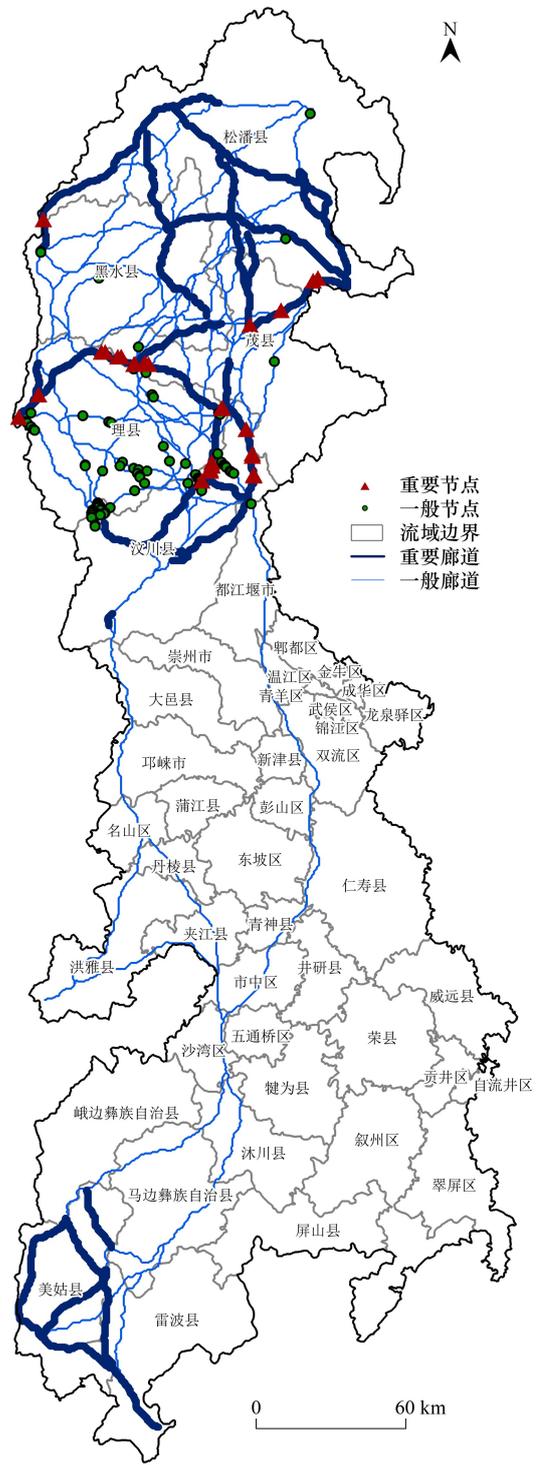


图 7 廊道和节点分布图

Fig.7 Corridor and node distribution map

在保证源地间互相贯通的原则下,按引力大小筛选出重要廊道 41 条,长度为 1641.49km,一般廊道 149 条,长度为 17992.48km,提取生态节点 117 个,利用自然断点法划分出阻力值范围,把岷江流域阻力等值线与生态廊道的交点确定为生态节点,最终得到重要节点 28 个,一般节点 89 个。从空间上看,廊道沿岷江流域的狭长走势,呈网状结构集中分布在岷江上、下游段,由于上游段和下游段涉及重要保护区、重要林地以及重要生境,

以此为基础形成了如三大海山,王朗保护区,达古冰川等以山地为主的陆生廊道以及重要的区域基础设施通道。岷江流域生态节点集中分布在岷江上游,其中重要节点沿重要廊道集中分布在岷江上游段源地间紧凑沟谷、陡坡和高海拔区域,涉及黑水县、汶川县、理县和汶川县;一般节点主要沿着一般廊道分布在地质灾害频发区,涉及松潘县、黑水县、汶川县、理县和汶川县。

3.3 生态安全格局评价

3.3.1 生态安全格局

本文采用最小累积阻力模型(MCR)生成岷江流域综合阻力面,并利用分位数法将阻力面划分为高度生态安全、较高生态安全、中等生态安全、较低生态安全、低度生态安全5个安全等级^[33]。在此基础上,结合对岷江流域生态重要性、生态源地、生态廊道、节点的提取,刻画综合生态安全格局并开展评价(图8)。

具体来看,较高生态安全和高生态安全的面积为36737.88km²,占研究区面积的55.02%,说明岷江流域总体的生态安全较好。其中高安全和较高安全区主要分布在岷江流域上游和下游段的重要林地、国家级自然保护区和重要生境周围,包括理县、茂县和汶川县等44个区(县)。高安全生态安全区域,廊道连通性强,源地生境质量高,形成了具有良好的生态安全空间网络格局。较高生态安全区多数位于山地丘陵和盆地的缓坡过渡带上,总体海拔较低,坡度较缓,植被覆盖度较高,是生态环境过渡到人类活动的边缘区域;其次,中等生态安全的面积为16067.46km²,占研究区面积的24.06%,主要分布在岷江流域山地丘陵下方的河谷和沟谷经济带,包含都江堰市、邛崃市、新津县和大邑县等43个区(县)。由于地势平坦,土壤肥沃,降水充足,人类活动更为频繁,多数为耕地区域和人工林地经济区,但总体生态安全维持在相对稳定状态;最后,较低生态安全和低度生态安全的总面积为13965.19km²,占研究区面积的20.91%,主要集中在岷江流域上游段的高海拔、坡度陡且生态环境脆弱的区域和中游段的盆地,包括崇州市、洪雅县、叙州区、青神县和沐川县等43个区(县)。上游段部分区域主要是受自然因素的影响,土层较薄,土壤质地疏松,多以砾岩为主,夏季常有滑坡泥石流的现象,生态环境质量较低,生态安全不稳定。中游盆地是建设用地集中区,人类活动频繁,林地面积少,景观破碎化严重,水体污染形势严峻,生态系统完整性受损,生态安全水平较低。

综上所述,岷江流域上游大部分区域由于人迹罕至,主要生态系统为森林和草地,总体处于较高和高度生态安全,但个别区域受地形起伏和海拔高度等自然因素影响,生态安全受到威胁,使得该区域处于较低生态安全区,总体承载力呈现西南高-东北低。此研究结果与李刚^[24]等对于岷江上游生态资源承载力进行评价,得出的上游总体承载力呈东高西低的结果有较强一致性。岷江中游由于城镇建设用地扩展,人类活动的加剧,总体的安全处于较低生态安全。岷江下游大部分属于平原丘陵区,近年来,随着河道和环境修复等相关政策的推行,生境质量有很大提升,总体处于较高和高度生态安全,生态承载力较高,该结果与李婷^[22]等基于岷江全域,开展生态质量变化特征分析,得出的下游生态质量显著提高的结论基本一致,给予了本文评价结果一定的科学性和可靠性。

3.3.2 生态修复与优化

本文基于岷江流域的生态安全格局空间特征,划分为岷江上游山林生态保护区、岷江上游重点生态修复

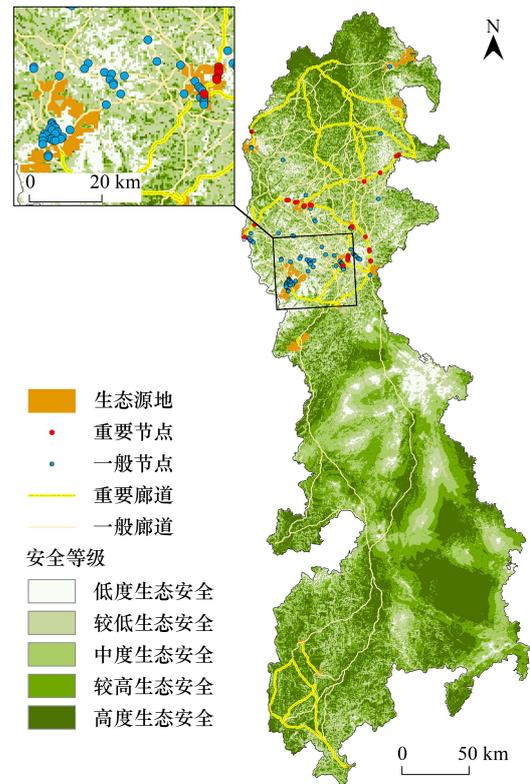


图8 岷江流域综合生态安全格局

Fig.8 Minjiang River Basin Integrated Ecological Security Pattern

区、岷江中游生态管控区、岷江下游重要生态保育区、廊道节点修复带、生态廊道建设带,形成“四区两带”的生态安全保护格局(图9)。在此基础上,针对区域内生态环境变化情况,本着问题导向的原则,重点解决了岷江上游生态环境脆弱区修复、岷江中游源地和水环境恢复以及岷江下游供水需求和航道建设等问题,提出可落实于空间地域的综合解决措施及策略(图10)。

岷江上游山林生态保护区主要位于松潘县,总体处于高度生态安全,阻力值低,目前受人为干扰程度小,总体生境质量高,对整个岷江流域起到了涵养水源的作用,但该地区深受自然环境的约束如夏季风带来的强降水影响以及泥石流等地质灾害,对生态安全质量造成了威胁。基于此,该区域应继续减少人为活动,实施林地保护与水源涵养工作,重点开展防洪工程建设,减少特大暴雨对生境资源的破坏;

岷江上游重点生态修复区主要涉及理县、汶川县、茂县和黑水县,该区域源地、廊道和节点分布密集,地形复杂多样,以高山峡谷为主且位于大地震带-南北地震带上,目前主要受到人为活动和自然灾害两大因素的威胁,其中人类活动主要是上游水利工程建设过多,导致长期湿润状况下发生地质疏松,土壤稳固能力低,对中下游水环境造成了影响,但该区不规律地震叠加滑坡、泥石流等山地灾害是造成该区域生态脆弱性加剧的主要原因。鉴于此,该区域应减少多余水利工程项目,做到改善水环境的同时缓解下游供水压力;在源地修复上,应以自然恢复为主,提升源地生态价值;对灾害频发区的居民可实施必要的易地搬迁政策,而对居民聚居点应因地制宜开展退耕还林工程,建设地质灾害多发点的预警系统,完善灾害防治应急预案。

岷江中游生态管控区内建设用地呈现出规模集聚效应,人口及交通路网分布密集,主要涉及郫都区、崇州市和新津县等19个区(县),该区总体阻力值较大,生境质量较低且处于低度生态安全区,目前,长期受人类影响,衍生出了光污染和水污染等一系列环境问题,对岷江流域的生境质量造成很大的破坏。因此,该区域应该加强人口分流工作,出台相关政治来控制建设用地扩张速度,着力改善受污染水体,建立水污染事件应急处理预案,以此来维护岷江水环境质量。

岷江下游重要生态保育区是四川省粮食主产区和供水区,主要涉及美姑县、雷波县和屏山县等15个区(县),分布着岷江流域重要源地和重要廊道,阻力值较低,总体生态环境质量维持在稳定状态且位于较高和高度生态安全区,但随着上中游段水利工程建设,下游供水压力有所增长,导致该区域耕地质量下降,水环境安全受损。因此,对于该区应抓高标准农田建设,采用科学的手段如灌溉网建设,着力改善耕地环境质量,而对供水压力应适当开发不可用水,优化配置环境需水量,缓解水环境压力。

生态源地廊道建设带是连接中下游的生态通道,以岷江中下游安全格局组分缺失为基础,并结合中下游重要水运航道而构建,但随着中下游人口密度增加以及城镇用地扩张,目前“汶川县-仁寿县-屏山县”一带

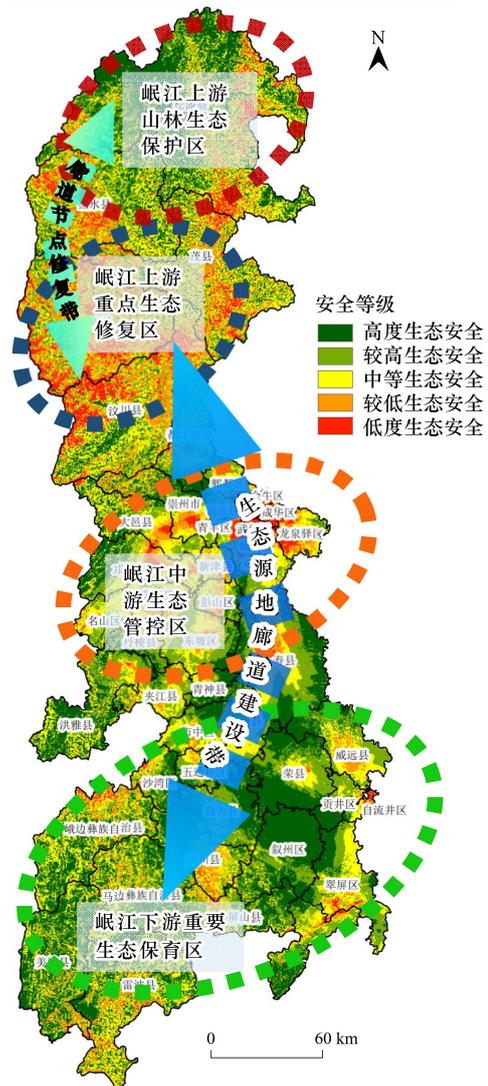


图9 生态安全保护格局与生态属性

Fig.9 Ecological Conservation Patterns and Ecological Properties

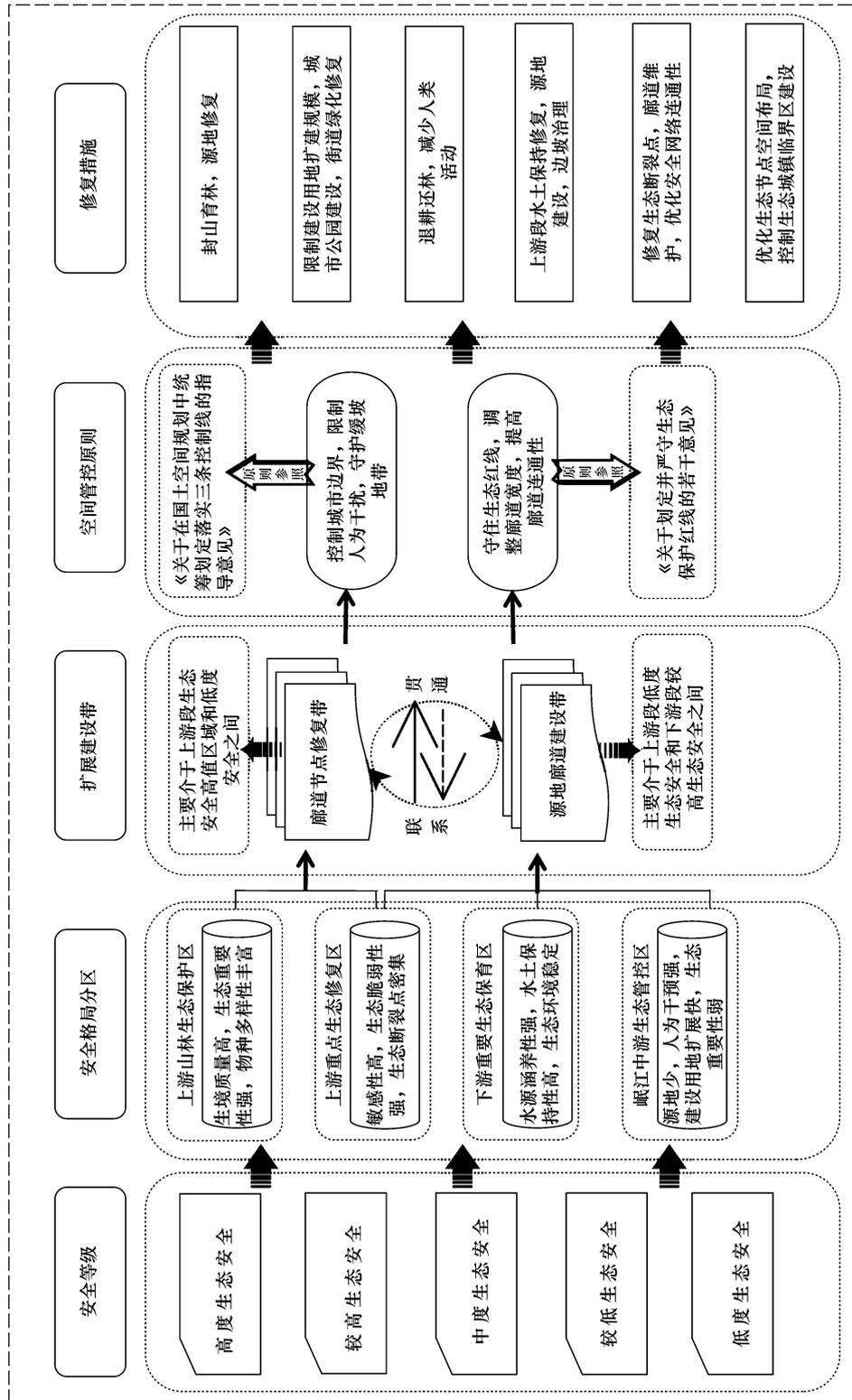


图10 岷江流域生态修复与调控方案
 Fig.10 Mingjiang river basin ecological restoration and regulation program

廊道源地缺乏,运输通道上的林地、草地等自然资源遭到破坏,造成源地和廊道破碎化的现象。鉴于此,对该区域应在尊重流域自然规律的前提下,开展以航道整治为主,源地廊道构建为辅的工作,根据航道环境状况,定时开展生态评估与源地修复工作,保证经济价值的同时提升航道的生态价值。

廊道节点修复带主要包括理县、汶川县、黑水县和茂县,位于中高山陡崖区,地势起伏大。其重要节点和重要廊道数量多且分布密集,常年受地震、滑坡等地质灾害的影响,阻力值较高且处于较低生态安全,生态敏感性和脆弱性强。因此,该区域应根据海拔和自然资源特征,因地制宜开展立体生态修复模式,加强对地质灾害频发区、生态高敏感区以及生境质量高值区的监管。

4 讨论与结论

4.1 讨论

评价流域生态安全格局对于缓解流域内人为过度干扰,增加源地面积以及提高流域整体生境质量有着重要意义。根据岷江流域生态变化的情况,在顺应流域自然规律的同时,积极开展了以生态恢复为主,人工干预为辅的生态修复工作,此举更符合生态文明建设理念。在生态安全修复方面国外学者 Sylvain^[13]等对源地修复工作展开积极探讨,着力解决人类干扰区生态系统恢复问题,得出的分区修复策略与本文相似。在流域划定分区和调控方面国内学者王雪然^[34]和潘竟虎^[35]等分别就流域分区划定和流域区域调控,得出的结论与本文区域划定和调控意见基本一致。另外,相较于岷江流域已有的研究结果,多数学者集中在岷江上游段的生态脆弱区域进行研究,从尺度上忽略了对岷江全域的探讨,从内容上看侧重于对岷江上游段单一敏感性研究,缺乏对流域整体生态重要性保护的探讨。而本文以生态重要性分析为基础,从全域视角切入,将综合成本面划分成 5 个安全等级,结合安全等级和安全格局提出了“四区两带”的生态保护格局,并根据分区提出相应的保护和修复建议,实现岷江流域总体生态环境稳定。

岷江流域位于我国第一、二级阶梯的交界地区,地势落差大。流经的地形区复杂多样,兼具山地、平原和丘陵,在受土壤侵蚀的影响同时水文因素和径流因子一定程度上也会对该区域水土流失造成影响。但本文研究范围为岷江流域全域,以县域为单元统计数据,水文和径流实际观测数据较难收集,未来应进一步分析研究水文与径流因素,探讨其变化对岷江流域生态景观和生态安全的影响。本文仅从空间尺度对流域进行安全格局构建和调控,而生态安全体系的构建和优化是一个长时段和系统性的问题,且时间应该至少维持 10 年一个间隔才能进一步分析安全格局景观变化情况,后续研究还应以时间段为依据,结合空间尺度开展流域环境变化特征分析。由于数据可获取性和方法限制,道路数据本文中只提取了高速和省道,对下一级如县道、乡道以及农村道路未进行考虑,而这些因子在不仅在现实中会影响物种迁徙,同时对阻力值细化和赋值的准确性上也存在一定的影响。后续研究应该细化阻力因子,并从多源和模拟的角度对安全格局体系进行分析,展现生态空间的时间总序列变化情况,进一步把握生态安全格局的全过程演变,明晰研究区域未来的发展方向,进而实现对岷江流域生态网络的优化管控。

4.2 结论

(1) 岷江流域生态安全空间差异显著,但总体格局处于安全范围。较高生态安全和高生态安全的面积为 36737.88km²,占研究区面积的 55.02%,;中等生态安全的面积 16067.46km²,占研究区面积的 24.06%,;较低生态安全和低度生态安全的总面积为 13965.19km²,占研究区面积的 20.91%。

(2) 本文识别生态源地 20 块,总面积为 818.32km²,呈斑块状分布在上游和下游段,涉及地区包括松潘县、黑水县和峨边彝族自治县等 11 个县,涉及地类以林地和草地为主,耕地和水域较少;提取 190 条生态廊道和 117 个生态节点。生态廊道总长度为 19633.96km,其中重要廊道 41 条,一般廊道 149 条。重要廊道主要集中在上游和下游段,一般廊道贯穿岷江流域,连接各源地,包括松潘县、黑水县、茂县和雷波县等 30 个区(县)。生态节点主要集中分布在岷江流域上游段,该区域生态脆弱性强。

(3) 评价了岷江流域“四区两带”的生态保护格局,包括岷江上游山林生态保护区、岷江上游重点生态修

复区、岷江中游生态管控区、岷江下游重要生态保育区、廊道节点修复带以及生态廊道建设带。总体来看,岷江流域的生态环境总体处于较高和高安全水平,但局部区域仍然存在安全隐患,重点需要关注黑水县、松潘县、理县、汶川县和茂县,需加强该类脆弱地区安全修复和生态保护,实现区域因地制宜维护。

参考文献(References):

- [1] Kang P, Chen W P, Hou Y, Li Y Z. Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment: a case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration. *Science of the Total Environment*, 2018, 636: 1442-1454.
- [2] 李世佳. 三峡库区县域生态安全格局构建研究——以重庆市江津区为例[D]. 重庆: 西南大学, 2018.
- [3] Reynolds J F, Smith D M S, Lambin E F, Turner B L, Mortimore M, Batterbury S P J, Downing T E, Dowlatabadi H, Ferná'ndez R J, Herrick J E, Huber-Sannwald E, Jiang H, Leemans R, Lynam T, Maestre F T, Ayarza M, Walker B. Global desertification: building a science for dryland development. *Science*, 2007, 316(5826): 847-851.
- [4] 段娟. 改革开放以来中国生态文明建设的经验启示与展望. *中州学刊*, 2018, (9): 63-70.
- [5] 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.
- [6] 刘耀彬, 李仁东, 宋学锋. 中国区域城市化与生态环境耦合的关联分析. *地理学报*, 2005, 60(2): 237-247.
- [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] 于婧, 汤昇, 陈艳红, 张蕾, 聂艳, 邓文胜. 山水资源型城市景观生态风险评价及生态安全格局构建——以张家界市为例. *生态学报*, 2022, 42(4): 1290-1299.
- [9] 张雪茂, 董廷旭, 杜华明, 廖传露, 王飞. 基于景观生态风险评价的涪江流域景观格局优化. *生态学报*, 2021, 41(10): 3940-3951.
- [10] Abd Elbasit M A M, Knight J, Liu G, Abu-Zreig M M, Hasaan R. Valuation of ecosystem services in south Africa, 2001 - 2019. *Sustainability*, 2021, 13(20): 11262.
- [11] 吴钰茹, 吴晶晶, 毕晓丽, 栗云召, 肖鲁湘. 综合最小耗费距离模型与电路理论模型方法评估黄河三角洲湿地景观连通性. *生态学报*, 2022, (4): 1-12 [2022-04-11]. <https://kns.cnki.net/KCMS/detail/detail.aspx?dbcode=CAPJ&dbname=CAPJLAST&filename=STXB20211103003>.
- [12] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 杨咏, 李贵才. 基于“重要性—敏感性—连通性”框架的云浮市生态安全格局构建. *地理研究*, 2017, 36(3): 471-484.
- [13] Sylvain Z A, Branson D H, Rand T A, West N M, Espeland E K. Decoupled recovery of ecological communities after reclamation. *PeerJ*, 2019, 7: e7038.
- [14] Neale A C, Pickard B R, Megan M, Baynes J. EnviroAtlas: a spatially explicit tool combining climate change scenarios with ecosystem services indicators//Presented at 2014 AGU Meeting. San Francisco: AGU, 2014.
- [15] 何玲, 贾启建, 李超, 张利, 许焱. 基于生态系统服务价值和生态安全格局的土地利用格局模拟. *农业工程学报*, 2016, 32(3): 275-284.
- [16] 李青圃, 张正栋, 万露文, 杨传训, 张杰, 叶晨, 陈裕婵. 基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化. *地理学报*, 2019, 74(7): 1420-1437.
- [17] 王浩, 马星, 杜勇. 基于生态系统服务重要性和生态敏感性的广东省生态安全格局构建. *生态学报*, 2021, 41(5): 1705-1715.
- [18] 邹志龙, 杨济瑜, 谢花林. 南方丘陵山区生态安全格局构建与优化修复——以瑞金市为例. *生态学报*, 2022, 42(10): 3998-4010.
- [19] 刘金花, 杨朔, 吕永强. 基于生态安全格局与生态脆弱性评价的生态修复关键区域识别与诊断——以汶上县为例. *中国环境科学*, 2022, 42(7): 3343-3352.
- [20] 易浪, 孙颖, 尹少华, 魏晓. 生态安全格局构建: 概念、框架与展望. *生态环境学报*, 2022, 31(4): 845-856.
- [21] 陈利顶, 孙然好, 孙涛, 杨磊. 城市群生态安全格局构建: 概念辨析与理论思考. *生态学报*, 2021, 41(11): 4251-4258.
- [22] 李婷, 尹军, 刘玉婷, 卫孟茹, 伊明启, 袁喆. 岷江流域植被变化特征及其成因解析. *科学技术与工程*, 2022, 22(19): 8236-8247.
- [23] 张雪芹, 徐晓明, 李想. 近40年增暖背景下岷江流域降水异常变化. *自然灾害学报*, 2022, 31(4): 44-56.
- [24] 李刚, 卢晓宁, 边金虎, 李爱农, 雷光斌, 南希, 姜琳. 岷江上游土地资源承载力评价. *水土保持研究*, 2015, 22(1): 262-268.
- [25] 李振亚, 魏伟, 周亮, 刘春芳, 郭泽呈, 庞素菲, 张静. 中国陆地生态敏感性时空演变特征. *地理学报*, 2022, 77(1): 150-163.
- [26] 周璟, 王宏卫, 谈波, 马晨, 王晓琴, 代芯妍. 开都河流域生态安全格局构建与生态修复分区识别. *生态学报*, 2022, (24): 1-11 [2022-10-04]. <https://kns.cnki.net/KCMS/detail/detail.aspx?dbcode=CAPJ&dbname=CAPJLAST&filename=STXB20220728008>.
- [27] Kang J M, Zhang X, Zhu X W, Zhang B L. Ecological security pattern: a new idea for balancing regional development and ecological protection. A case study of the Jiaodong Peninsula, China. *Global Ecology and Conservation*, 2021, 26: e01472.
- [28] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 1992, 23(1): 1-16.
- [29] 俞孔坚. 景观生态战略点识别方法与理论地理学的表面模型. *地理学报*, 1998, 53(S1): 11-18.
- [30] 韦宝婧, 苏杰, 胡希军, 徐凯恒, 朱满乐, 刘路云. 基于“HY-LM”的生态廊道与生态节点综合识别研究. *生态学报*, 2022, 42(7): 2995-3009.
- [31] 郑群明, 申明智, 钟林生. 普达措国家公园生态安全格局构建. *生态学报*, 2021, 41(3): 874-885.
- [32] 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.
- [33] 汉瑞英, 赵志平, 肖能文, 史娜娜, 孙光, 高晓奇. 基于最小累积阻力差值模型的北京市生态安全格局构建. *水土保持通报*, 2022, 42(3): 95-102.
- [34] 王雪然, 万荣荣, 潘福佩. 基于 MSPA-MCR 模型的太湖流域生态安全格局构建与调控. *生态学报*, 2022, (5): 1-13 [2022-07-21]. <https://kns.cnki.net/KCMS/detail/detail.aspx?dbcode=CAPJ&dbname=CAPJLAST&filename=STXB2021111600M>.
- [35] 潘竟虎, 王云. 基于 CVOR 和电路理论的讨赖河流域生态安全评价及生态格局优化. *生态学报*, 2021, 41(7): 2582-2595.