

# 基于ESV-ERI-MCR评价的嘉陵江流域 景观生态格局构建与优化

杨光容, 蒋贵国, 周娟

(四川师范大学 地理与资源科学学院, 西南土地资源评价与监测教育部重点实验室, 四川 成都 610066)

**摘要:** [目的] 分析嘉陵江流域景观生态格局,旨在增强生态系统服务功能,稳固生态系统从而降低生态风险,为促进区域可持续发展提供科学依据。[方法] 以长江上游重要生态屏障嘉陵江流域为研究区,基于动态当量的生态系统服务价值(ESV)评价结果识别生态源地,基于最优空间尺度的景观生态风险(ERI)评价结果确定生态阻力面,再结合最小累积阻力模型(MCR)提取的生态廊道构建生态网络。[结果] ①2005—2020年嘉陵江流域ESV呈北高南低格局和呈波动增长趋势。生态系统服务价值总计增加 $2.10 \times 10^{10}$ 元,林地贡献率最高(50%),依次为草地(25%)、耕地(14%)。②嘉陵江流域适宜分析粒度和幅度分别为150,750 m。2005—2020年ERI呈西北部高,中南部低格局和呈逐年降低趋势。③整个生态网络呈西北—东南向分布。共识别出生态源地11个,总面积36 297.19 km<sup>2</sup>,潜在生态廊道365条,生态节点133个。其中,重要生态廊道47条,重要生态节点39个。④建设的重点生态保护区作为新增生态源地,为嘉陵江流域限制开发区域。新增道路型生态廊道6条,绿带型生态廊道3条,河流型生态廊道13条,生态节点24个。[结论] 优化后嘉陵江流域生态网络密度增加,贯穿了全方位的生态源地,整体连通度得以提升。研究成果可为流域生态格局修复、生态保护策略和可持续发展提供新思路。

**关键词:** 嘉陵江流域; 生态系统服务价值; 景观生态风险; 最小累积阻力模型; 生态网络; 生态格局优化  
**文献标识码:** B **文章编号:** 1000-288X(2024)03-0124-12 **中图分类号:** X171.1

**文献参数:** 杨光容, 蒋贵国, 周娟. 基于ESV-ERI-MCR评价的嘉陵江流域景观生态格局构建与优化[J]. 水土保持通报, 2024, 44(3): 124-135. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2024.03.014; Yang Guangrong, Jiang Guiguo, Zhou Juan. Construction and optimization of landscape ecological pattern in Jialing River basin based on ESV-ERI-MCR evaluation [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2024, 44(3): 124-135.

## Construction and Optimization of Landscape Ecological Pattern in Jialing River Basin Based on ESV-ERI-MCR Evaluation

Yang Guangrong, Jiang Guiguo, Zhou Juan

(Faculty of Geography Resource Sciences, Sichuan Normal University, Key Laboratory of Land Resources Evaluation and Monitoring in Southwest, Ministry of Education, Chengdu, Sichuan 610066, China)

**Abstract:** [Objective] The landscape ecological pattern of the Jialing River basin was analyzed to enhance ecosystem service functions and stabilize the ecosystem to reduce ecological risks, thereby providing a scientific basis for promoting regional sustainable development. [Methods] The study was conducted for the Jialing River basin, an important ecological barrier in the upper reaches of the Yangtze River. The dynamic equivalent ecological service value model (ESV) evaluation results were used to identify ecological sources based on the optimal spatial scale of the ecological risk index model (ERI) evaluation results to determine the ecological resistance surface. These results were combined with the minimal cumulative resistance model (MCR) to extract an ecological corridor construction landscape network. [Results] ① From 2005 to 2020, ESV in the Jialing River basin was high in the north and low in the south, with a fluctuating growth trend. In total, ecosystem service value increased by  $2.10 \times 10^{10}$  yuan, and the contribution rate of woodland was the highest (50%), with contribution rates of 25% for grassland and 14% for farmland. ② The particle size and amplitude for suitable analysis in the Jialing River basin were 150 m and 750 m, respectively. From 2005 to

收稿日期: 2023-12-15

修回日期: 2024-01-02

资助项目: 教育部规划基金项目“基于充分均衡发展视角下的彝汉交错深度贫困区生态稳定脱贫机制研究”(18XJA630005)

第一作者: 杨光容(2000—), 女(汉族), 四川省江安县人, 硕士研究生, 研究方向为生态安全评价。Email: 2906184155@qq.com.

通信作者: 蒋贵国(1971—), 男(汉族), 江苏省晋江市人, 博士, 教授, 主要从事土地评价等方面的研究。Email: dlxyjgg@sicnu.edu.

2020, ERI showed a pattern of higher in the northwest and lower in the central and south, with a decreasing trend over time. ③ The entire ecological network distribution presented a northwest-southeast direction. Eleven ecological sources were identified, with a total area of 36 297.19 km<sup>2</sup>, 365 potential ecological corridors, and 133 ecological nodes. Among them, there were 47 important ecological corridors and 39 important ecological nodes. ④ Key ecological protection areas should be constructed as new ecological sources, and development in the Jialing River basin should be restricted. There are six road-type ecological corridors, three green-type ecological corridors, 13 river-type ecological corridors, and 24 ecological nodes were identified. [Conclusion] After optimization, the ecological network density of the Jialing River basin increased, running through the full range of ecological sources, and the overall connectivity was improved. These results could provide new ideas for the pattern of ecological watershed restoration, and strategies for ecological protection and sustainable development.

**Keywords:** Jialing River basin; ecological service value; ecological risk index; minimal cumulative resistance model; ecological network; ecological pattern optimization

近年来,随着“西部大开发”政策的实施,长江上游地区城镇化快速推进,伴随着自然资源过度开发、生态恶化等问题,加之生态环境脆弱敏感,区域可持续发展受到极大威胁。党的“二十大”指出要“建设生态文明,建设人与自然和谐的现代化”,并作出了提升生态系统多样性、稳定性、持续性等新要求。当前区域发展逐渐挤兑生态空间,如何合理规划生态格局,以确保生态系统功能不减退,降低生态风险,对区域生态稳定持续发展具有重要意义。

20 世纪 70 年代起,各种景观生态规划模式层出不穷。Forman R. T. T.<sup>[1]</sup> 强调在生态过程中景观格局的影响,奠定了景观生态学的理论基础。俞孔坚<sup>[2]</sup> 提出生态安全格局理论,并通过“源—阻力面”来识别生态安全格局。构建生态网络进行生态格局全面评价并提出不同的生态控制策略,是当前生态格局的研究热点。目前,“源地—阻力面—廊道”范式逐渐成熟<sup>[3]</sup>。生态源地是指生态系统服务功能重要且生态系统结构稳定的斑块<sup>[4]</sup>,常从静态角度识别,如 MSPA (multi-source potential analysis) 法<sup>[5]</sup>,或直接选取林地、水源等对生态环境稳定起重要作用的区域<sup>[6]</sup>,忽视了源地长期发展状况,导致获得的源地时空稳定性较差。生态阻力是生态源地间进行物质循环、能量交换等生态过程时受到的阻碍力<sup>[4]</sup>,生态阻力面的确定是 MCR 模型的基础。阻力因子往往从自然因子<sup>[5]</sup>、社会因子<sup>[7]</sup>、某个景观指数<sup>[6]</sup> 进行选择,缺乏生态因素对阻力的影响,导致阻力面构建生态内涵不全面。生态廊道将生态源地相连通,是物种扩散和迁移、物质能量交换的主要通道。1992 年, Knaapen J. P.<sup>[8]</sup> 提出的最小累积阻力模型 (minimum cumulative resistance model, MCR) 能较好地反映景观格局过程中生态流的变化,常与重力模型<sup>[9]</sup> 结合提取生态廊道,构建生态网络,从而进行景观格局的优化<sup>[10]</sup>。

嘉陵江流域作为长江上游重要生态屏障,拥有优越的水资源供给、生物多样性等生态功能,在中国区域生态安全居于重要战略地位。本研究结合嘉陵江流域实际,依据生态重要性,基于生态系统服务价值动态评价结果,获取时空变化下稳定的生态源地,可为生态源地的识别提供更全面的测度指标。再依据景观格局的尺度效应,基于最优尺度评价获得景观生态风险指数,有效精确评估其生态脆弱性,可为生态阻力面增加生态因子,丰富阻力面生态内涵。最后,结合最小累计阻力模型和重力模型测算的生态廊道构建生态网络并进行修复研究,以为流域生态格局修复、生态保护策略和可持续发展提供新思路。

## 1 研究区概况

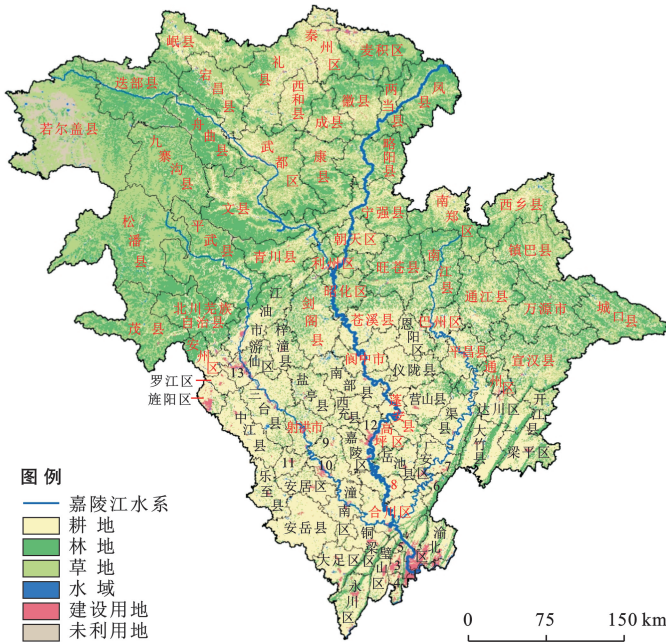
嘉陵江(29°40′—34°30′N, 102°30′—109°E, 图 1)发源于秦岭山脉南端,包括涪江、渠江、白龙江等支流,流经陕、甘、川、渝共 90 个县(市、区),干流总长约 1 345 km,流域面积约 1.60 × 10<sup>5</sup> km<sup>2</sup>,是长江流域中流域面积最大、长度与流量第二的支流。主体为亚热带湿润季风气候,年均温约 15 °C,年降水量达 1 000 mm。地势北高南低,上游为山地地貌,多林地;中游盆地平坦开阔,多耕地、建设用地;下游建设用地集中,多山地峡谷。中下游因人类活动频繁,水质污染严重;加之上下游多山地,地表径流大,水土流失严重。近年来,流域内城市化和工业化进程加快,资源短缺、环境污染等生态问题突出,生态风险渐增,限制着长江中下游的区域可持续发展。

## 2 数据与方法

### 2.1 数据来源与处理

本研究所采用的土地利用数据、归一化植被指数数据、净初级生产力栅格数据来源于中国科学院资源

环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn>)。气温和降水量数据来源于国家地球系统科学数据中心共享服务平台 (<http://www.geodata.cn/>)。ASTER-GDEM V2 的 DEM 数据来源于美国国家航空航天局 ([search.earthdata.nasa.gov](http://search.earthdata.nasa.gov))。道路数据来源于高德地图。人口、GDP 等社会经济数据来源于地区统计年鉴。稻谷、小麦和玉米种植面积和收购价格等数据来源于《全国农产品成本收益资料汇编》和《中国统计年鉴》。



注:1 为渝中区;2 为江北区;3 为沙坪坝区;4 为九龙坡区;5 为北碚区;6 为华蓥市;7 为前锋区;8 为武胜县;9 蓬溪县;10 为船山区;11 为大英县;12 为顺庆区;13 为涪城区。下同。

图 1 嘉陵江流域土地利用类型分布

Fig.1 Distribution of land use types at Jialing River basin

## 2.2 基于动态当量的生态系统服务价值评价

在 Robert Costanza 等<sup>[11]</sup> 的 ESV 估算方法、谢高地等<sup>[12]</sup> 的 ESV 修正方法的基础上,根据 2005—2020 年嘉陵江流域稻谷、小麦、玉米地均价格分别为

8 716.65, 2 006.32, 3 846.13 元/hm<sup>2</sup>, 计算出生态系统服务价值当量为 2 081.30 元/hm<sup>2</sup>。生态系统作为一个复杂的动态系统,生态系统服务功能与各生态组分密切相关<sup>[13]</sup>。因此,本研究选择降水、NPP 数据、土壤保持对生态系统服务价值基础当量表进行动态修正。计算公式为:

$$F_{nij} = \begin{cases} P_{ij} \times F_{n1} \\ R_{ij} \times F_{n2} \\ S_{ij} \times F_{n3} \end{cases} \quad (1)$$

$$P_{ij} = \frac{B_{ij}}{\bar{B}}, R_{ij} = \frac{W_{ij}}{\bar{W}}, S_{ij} = \frac{E_{ij}}{\bar{E}} \quad (2)$$

式中: $F_{nij}$  是指某类生态系统第  $i$  年在  $j$  地区第  $n$  类的生态系统服务功能的单位面积价值当量因子; $P_{ij}, R_{ij}, S_{ij}$  分别为第  $i$  年第  $j$  地区的 NPP 时空调节因子、降水时空调节因子与土壤保持时空调节因子。 $F_n$  指该类生态系统的第  $n$  种生态服务价值当量因子,其中  $n_1$  表示食物生产、原料生产、气体调节、气候调节、净化环境、维持养分循环、维持生物多样性和提供美学景观 8 项服务功能; $n_2$  表示生态服务功能水资源供给、水文调节服务功能; $n_3$  指土壤保持服务功能。 $B_{ij}$  为第  $i$  年第  $j$  地区的 NPP 值(t/hm<sup>2</sup>); $W_{ij}$  为第  $i$  年第  $j$  地区平均单位面积的降水量(mm/hm<sup>2</sup>); $E_{ij}$  为第  $i$  年第  $j$  地区的 NDVI 值; $\bar{B}, \bar{W}, \bar{E}$  分别为陕、甘、川、渝第  $i$  年的平均 NPP 值、平均降水量、平均 NDVI 值。

根据修正后的价值当量表(表 1)和各地类面积得到嘉陵江流域生态系统服务价值总量,公式为:

$$ESV = \sum_{i=1}^n V_i \times S_i \quad (3)$$

式中:ESV 为生态系统服务价值; $V_i$  为第  $i$  类生态系统的单位面积价值系数; $S_i$  为第  $i$  类土地利用类型的面积。

表 1 嘉陵江流域不同土地利用类型生态系统服务价值当量

Table 1 Ecosystem service value equivalent scale of different land use types in Jialing River basin

生态系统服务	一级分类	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地	总计
供给服务	食物生产	3 140.71	824.26	663.20	1 861.69	0.00	28.42	6 518.28
	原料生产	696.36	1 875.90	975.85	1 037.43	0.00	85.27	4 670.80
	水资源供给	-2 585.23	673.55	376.39	10 776.72	0.00	39.62	9 281.06
调节服务	气体调节	2 529.62	6 167.73	3 429.68	3 794.43	0.00	312.65	16 234.11
	气候调节	1 321.66	18 474.77	9 066.85	8 370.49	0.00	284.23	37 518.00
	净化环境	383.71	5 485.59	2 993.86	13 003.40	-6 224.58	881.10	16 523.08
	水文调节	2 961.62	9 390.01	4 628.97	125 269.51	-9 885.27	416.01	132 780.86
支持服务	土壤保持	1 174.13	5 983.56	3 319.18	3 657.87	0.00	293.53	14 428.28
	维持养分循环	440.55	568.45	322.12	355.28	0.00	28.42	1 714.84
	生物多样性	483.19	6 849.88	3 799.17	14 808.24	0.00	341.07	26 281.55
文化服务	美学景观	213.17	3 012.81	1 676.94	9 407.92	0.00	142.11	14 452.96

### 2.3 基于最优尺度的景观生态风险评价

2.3.1 最优尺度确定 景观格局特征具有尺度依赖性,景观格局指数的分析结果随空间数据粒度大小不同而变化<sup>[14]</sup>,风险小区的划分也对景观生态风险计算结果产生影响<sup>[15]</sup>。本研究使用传统空间粒度选择方法,在采用面积损失评价计算不同粒度下景观指数情况确定最优粒度的基础上,利用移动窗口法与半变异函数相结合以确定最优窗口幅度,进而得到划分风险小区最优网格,进行景观生态风险评价。

(1) 面积信息损失评价模型。景观粒度的转换会使不同尺度的研究区产生不同的面积损失,导致结果不精确。因此,遵循面积信息守恒<sup>[16]</sup>原则,对不同粒度下景观类型面积信息损失进行评价。计算公式为:

$$L_i = (A_{ai} - A_{bi}) / A_{bi} \times 100\% \quad (4)$$

$$S_i = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n L_i^2}{n}} \quad (5)$$

式中: $L_i$ 为*i*类景观面积损失的相对指数; $S_i$ 为区域景观面积信息损失指数; $A_{ai}$ 为*i*类景观粒度转换后面积; $A_{bi}$ 为*i*类景观粒度转换前面积; $n$ 为景观类型数目; $S$ 越大表明粒度转换后区域内各景观面积变化越大,面积信息损失越多且精度越差。

(2) 半变异函数。根据最优粒度确定移动窗口半径,移动窗口大小须为栅格像元大小的倍数<sup>[17]</sup>,选取不同的窗口半径,计算在不同窗口中的景观指数,得到不同的景观指数栅格图,采用半变异函数确定最优窗口半径,公式为:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i+h)]^2 \quad (6)$$

式中: $\gamma(h)$ 为半变异函数; $h$ 表示样本之间的间隔值; $z(x_i)$ 和 $z(x_i+h)$ 分别为相应的景观指数栅格值, $i=1,2,\dots,N(h)$ 。

(3) 最优尺度的确定。结合Fragstats软件,选取8个常用景观格局指数,根据嘉陵江流域景观指数在不同空间粒度上的变化情况和拐点分布情况,划分第一粒度域区间(表2),通过面积损失评价结果(图2),最终选定嘉陵江流域适宜分析粒度为150 m。设置不同窗口半径计算景观指数,并通过半变异函数模拟不同移动窗口大小下景观指数的块基比,分析景观指数对不同空间变换幅度的响应,寻找块基比稳定状态下的幅度<sup>[18]</sup>,确定研究区的适宜分析幅度为750 m。

2.3.2 景观生态风险评价模型 通过景观干扰度指数、脆弱度指数构建景观生态风险评价模型,计算公

式为:

$$ERI_k = \sum_{i=1}^n \frac{A_{ki}}{A_k} V_i E_i \quad (7)$$

式中: $ERI_k$ 表示第*k*个风险小区的景观生态风险指数; $A_{ki}$ 表示第*k*个单元中土地利用类型*i*的面积; $A_k$ 表示第*k*个风险小区的土地利用总面积; $V_i$ 为景观脆弱度指数,表示不同景观类型对外界干扰的敏感性和易损性,其大小与景观生态系统的演替阶段有关。结合研究区实际和已有研究<sup>[19]</sup>,景观脆弱度分别赋值:建设用地=1,林地=2,草地=3,耕地=4,水域=5,未利用地=6,并对相关值进行归一化处理。 $E_i$ 为景观干扰度指数,表示不同类型景观生态系统受到人类活动干扰的程度大小,由景观破碎度、景观分离度、景观优势度组成,进行多次调试,确定权重0.5,0.3,0.2。

表2 嘉陵江流域景观格局指数的粒度域  
Table 2 Granularity domain of landscape pattern index in Jialing River basin

景观指数	第一粒度域/m
斑块总面积(CA)	无
最大斑块指数(LPI)	60~150
边缘密度(ED)	60~150
斑块数量(NP)	30~200
斑块密度(PD)	30~200
景观形状指数(LSI)	30~150
聚集度指数(AI)	100~200
蔓延度指数(CONTAG)	100~300
香浓多样性指数(SHDI)	无
香浓均匀度指数(SHEI)	无

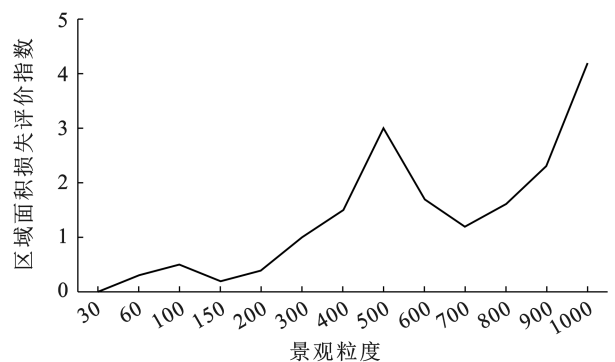


图2 不同景观粒度面积信息损失情况  
Fig.2 Information loss of different landscapes

### 2.4 基于MCR模型和重力模型的景观生态格局优化

2.4.1 最小累积阻力模型(MCR model) 借助MCR模型,识别源地间的最小成本路径,提取生态廊道。数学表达式为:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i-m} (D_{ij} \times R_i) \quad (8)$$

式中: MCR 为最小累积阻力值;  $D_{ij}$  为物种从源点  $j$  到源点  $i$  的位置距离值;  $R_i$  为景观单元  $i$  的阻力值。

2.4.2 重力模型 生态廊道的重要性是由源地间相互作用力以及构建的生态廊道阻力所共同决定的,常用重力模型来衡量,从而确定重要生态廊道,公式为:

$$G_{ab} = \frac{N_a N_b}{D_{ab}^2} \frac{[1/P_a \times \ln S_a][1/P_b \times \ln S_b]}{(L_{ab}/L_{\max})^2} \quad (9)$$

$$= \frac{L_{\max}^2 \ln S_a \ln S_b}{L_{ab}^2 P_a P_b}$$

式中:  $G_{ab}$  为源地  $a$  到源地  $b$  间的相互作用强度大小;  $N_a$  和  $N_b$  分别表示源地  $a$  和  $b$  的权重;  $D_{ab}$  是将源地  $a$  和源地  $b$  间生态廊道进行归一化的数值;  $P_a$  和  $P_b$  表示源地  $a$  和  $b$  的自身阻力值;  $S_a$  和  $S_b$  是源地  $a$  和源地  $b$  的面积;  $L_{ab}$  表示源地  $a$  与源地  $b$  路径间的累积阻力值大小;  $L_{\max}$  则是所有生态廊道的最大累积阻力值。

### 3 结果与分析

#### 3.1 基于动态当量的生态系统服务价值评价结果

2005—2020 年嘉陵江流域 ESV 呈波动增长趋势(表 3),由  $6.30 \times 10^{11}$  元增加到  $6.51 \times 10^{11}$  元,增加  $2.10 \times 10^{10}$  元,增幅约 3.34%。从土地利用类型来看,

ESV 主要来自林地,贡献率超过 50%,依次为草地、耕地,贡献率约 25%,14%,水域、未利用地和建设用地贡献极小。研究期内,水域价值呈持续增长;耕地、林地和未利用地呈现波动增加趋势,林地增量最多达 210.57 亿元,变化率 6%;建设用地和草地呈波动减少趋势,建设用地变化幅度最大达 110%,减少  $3.12 \times 10^9$  元。从各时间段来看,2005—2010 年总量逐年减少,共减少  $3.92 \times 10^{10}$  元,因城市化进程快,建设用地扩张造成;2010—2015 年其总量增加  $8.96 \times 10^{10}$  元,因“退耕还林”政策实施,高价值林地面积增多;2015—2020 年,总量减少  $2.94 \times 10^{10}$  元,低价值建设用地不断扩张,逐渐挤兑其他用地。

从时空分布上看,2005—2020 年嘉陵江流域 ESV 呈现北高南低格局,高价值区逐年增多,低价值区逐年减少趋势(图 3)。中南部都市区及周边区域,如南充市、重庆主城区,地理区位优势、城镇化率极高、建设用地多,林地和草地覆盖率低,从而 ESV 偏低;西北部位于川西高原北部,如九寨沟县、若尔盖县,位置偏僻、海拔高、人为干扰少,以林草地为主,ESV 极高;东北部山系丰富,属亚热带季风气候,植被以天然林地为主,良好的生态资源使其 ESV 较高。

表 3 2005—2020 年嘉陵江流域不同生态系统价值及变化

Table 3 Values and changes of different ecosystems in Jialing River basin from 2005 to 2020

年份	生态系统类型	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地	合计
2005	价值/亿元	881.81	3 464.33	1 634.66	344.36	-28.51	6.63	6 303.28
	贡献率/%	13.99	54.96	25.93	5.46	-0.45	0.11	100.00
2010	价值/ $10^8$ 元	786.87	3 326.66	1 473.55	353.54	-36.83	7.77	5 911.55
	贡献率/%	12.48	52.78	23.38	5.61	-0.58	0.12	100.00
2015	价值/ $10^8$ 元	949.05	3 816.52	1 696.50	384.41	-47.60	8.98	6 807.86
	贡献率/%	15.06	60.55	26.91	6.10	-0.76	0.14	100.00
2020	价值/ $10^8$ 元	883.34	3 674.90	1 604.27	402.45	-59.75	8.60	6 513.83
	贡献率/%	14.01	58.30	25.45	6.38	-0.95	0.14	100.00

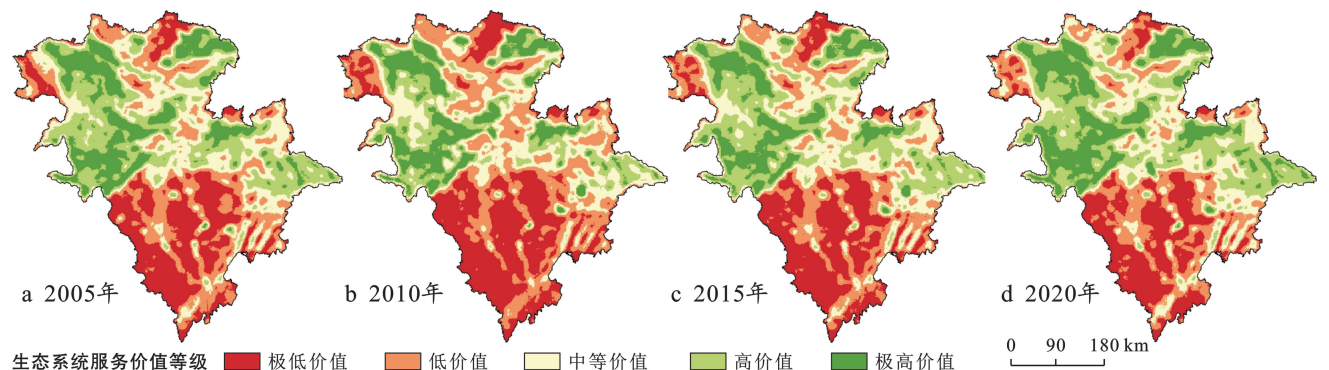


图 3 2005—2020 年嘉陵江流域生态系统服务价值空间分布

Fig.3 Spatial distribution of ecosystem service value in Jialing River basin from 2005 to 2020

### 3.2 基于最优尺度的景观生态风险评价结果

借助 ArcGIS 将土地利用数据重采样为 150 m × 150 m 分辨率。一般而言,格网大小最适宜为平均斑块面积的 2~5 倍<sup>[20]</sup>,结合嘉陵江流域实际,创建

4 km × 4 km 的格网划分为 13 321 个风险小区,利用 Fragrats 计算每个网格景观指数,以测算景观生态风险水平,再通过 Kriging 插值得到 ERI 空间分布,并通过自然断点法划分成 5 个等级(表 4)。

表 4 嘉陵江流域不同等级景观生态风险面积

Table 4 Landscape ecological risk area of different grades in Jialing River basin

生态风险等级	2005 年		2010 年		2015 年		2020 年	
	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%
极低生态风险	45 956.16	21.53	46 357.11	21.71	46 984.05	22.01	47 129.85	22.08
低生态风险	36 114.66	16.92	39 132.72	18.33	39 533.67	18.52	39 227.49	18.38
中等生态风险	52 014.15	24.36	53 559.63	25.09	52 626.51	24.65	53 122.23	24.88
高生态风险	45 769.16	21.44	46 466.46	21.77	43 900.38	20.56	44 782.47	20.98
极高生态风险	33 626.23	15.75	27 964.44	13.10	30 435.75	14.26	29 218.32	13.69

从空间分布上看,在 2005—2020 年嘉陵江流域的 ERI 呈现西北部低,中南部高格局(图 4)。极高、高风险主要分布在嘉陵江流域南部的南充市、资阳市、德阳市、绵阳市,其比例达 34%,此区域的土地利用类型主要为耕地和建设用地,植被覆盖度低,但因总体生态环境改善,风险降低;低、极低风险主要分布在西北部的阿坝藏族羌族自治州、甘南藏族自治州、

麦积区、凤县、重庆市,且分布面积最大达 40%,土地利用类型主要为林地和草地,生态良好;中等风险主要分布于中部地区,变化不明显。从时空变化上看,2005—2020 年嘉陵江流域 ERI 呈降低趋势,除中南部区域 ERI 一直处于较高水平外,其他区域的 ERI 普遍降低,这与中国近年来的生态环境保护政策密切相关。

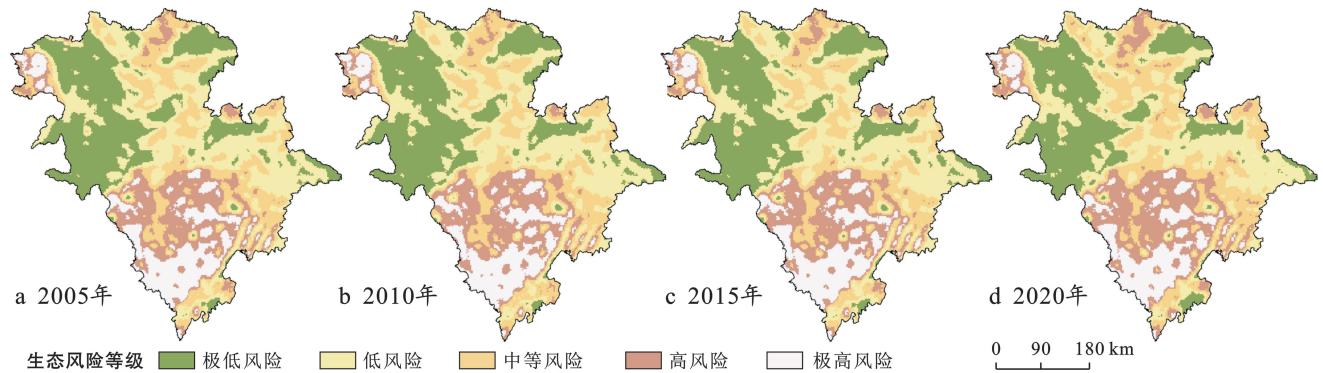


图 4 2005—2020 年嘉陵江流域景观生态风险空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of landscape ecological risk in Jialing River basin from 2005 to 2020

### 3.3 构建景观生态格局

3.3.1 识别生态源地 基于生态系统服务价值测算结果,考虑到支持服务是支持其他服务的基础,其价值更多在其他服务中得以体现<sup>[21]</sup>,筛选出供给、调节和文化服务共 8 小类生态系统服务价值前 20% 的斑块(图 5)取交集,并采用热点分析识别各类生态系统服务价值高、分布集中的斑块,剔除分布分散且面积小于 50 km<sup>2</sup> 斑块,得到 11 个生态源地,总面积 36 297.19 km<sup>2</sup>,占流域总面积的 17.8%(图 6)。嘉陵江流域生态源地空间分布差异极大,集中分布于西北部川西高原北部山区、东部秦岭—大巴山区,面积最

大且形状完整,生态意义极为重要。其他极少部分集中在东南部川东平行岭谷的华蓥山脉附近,四川盆地因内部多耕地与建设用地,人类活动干扰程度大,导致该区域生态系统服务价值较低,生态源地分布少。

3.3.2 确定生态阻力面 根据嘉陵江流域实际,从自然、社会和生态三方面分别选择归一化植被指数、高程、坡度、土地利用类型、距道路距离、距城镇距离和景观生态风险指数 7 个阻力因子进行量化(图 7)。采用自然断点法划分为 5 个等级并赋值 1,2,3,4,5,土地利用类型按林地、水域、草地、耕地、其他用地分别赋值 1,2,3,4,5。

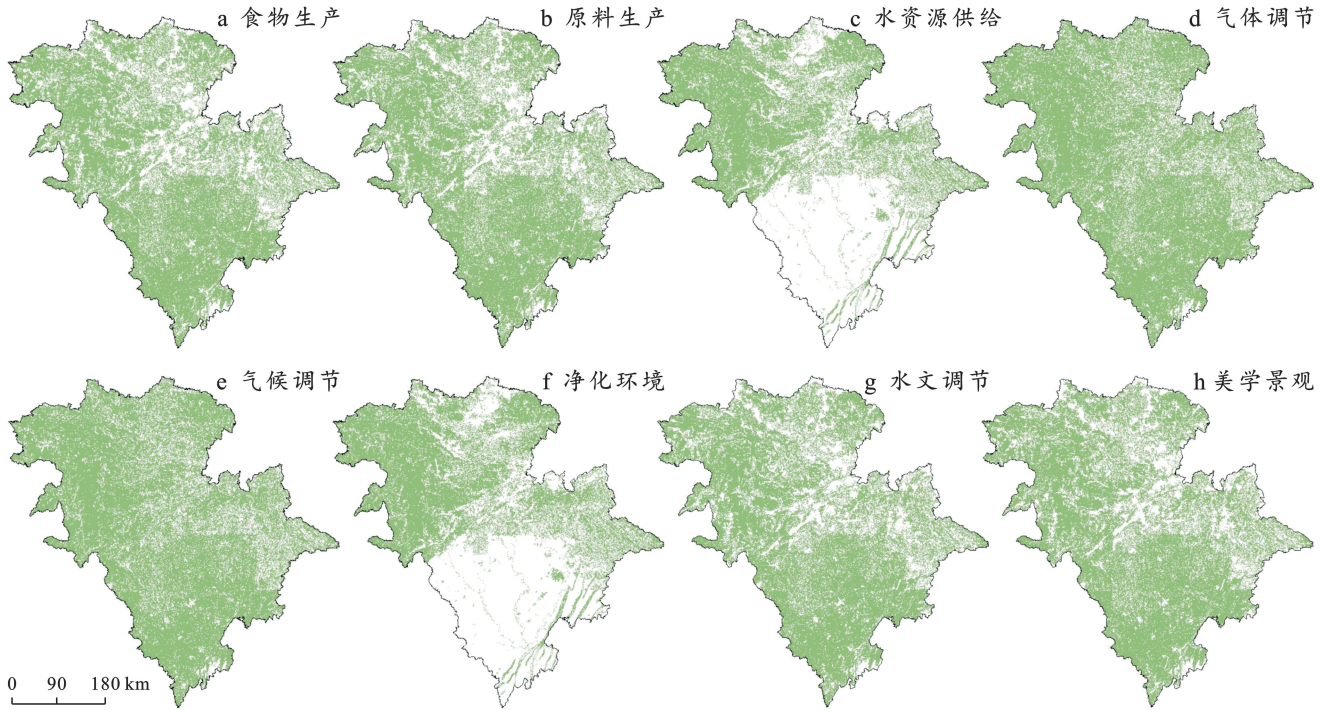


图 5 嘉陵江流域生态系统服务热点区域

Fig.5 Ecosystem service hot spot area of Jialing River basin

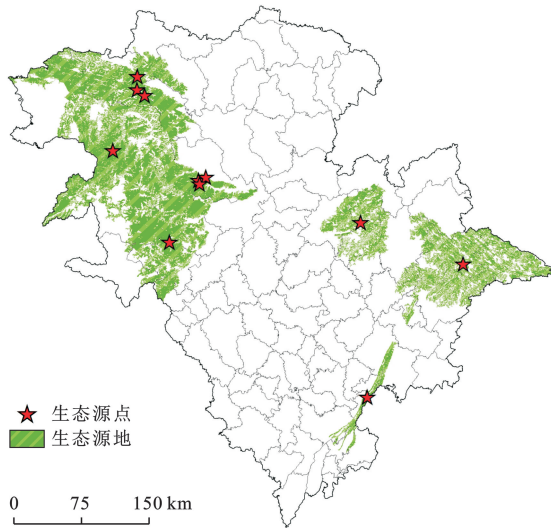


图 6 嘉陵江流域生态源地

Fig.6 Ecological source area of Jialing River basin

对单因子权重(表 5)加权生成嘉陵江流域综合阻力面(图 8a),结合 ArcGIS 成本距离工具生成嘉陵江流域最小累积阻力面(图 8b)。嘉陵江流域综合阻力面呈现出高低阻力相互交错分布;最小累积阻力面呈现西北低、东北高,东南低、西南高分布。

总的来看,嘉陵江流域阻力高值区主要分布在南部城镇化高、人口稠密地区及西北部高寒荒漠区。如若尔盖县因其海拔较高,景观类型以未利用地为主,景观生态风险高;以及西充县因其城镇化程度高,交

通体系完善,景观类型以建设用地和耕地为主,景观生态风险极高,两者均属于高阻力区。

嘉陵江流域阻力低值区主要分布在西北、东南、中部的城镇化低、植被覆盖度高、海拔坡度适中地区。如平武县因其海拔适中,景观类型以林草地为主,景观生态风险低;西乡县尽管城镇化程度高,但植被覆盖率高,海拔坡度适宜,两者均属于低阻力区。

### 3.3.3 构建景观生态网络

(1) 生态廊道。基于动态当量生态系统服务价值评价结果提取的嘉陵江流域生态源地,取其斑块几何中心作为生态源点,结合综合阻力面,基于 MCR 模型借助 ArcGIS 成本距离和成本路径工具,提取出潜在生态廊道。利用重力模型计算出源地间相互作用力强度,筛选出引力超过 1 000 的潜在生态廊道作为重要生态廊道,其余为一般生态廊道。

(2) 生态节点。本研究将重要生态廊道与潜在生态廊道相交点作为重要生态节点,一般生态廊道与一般生态廊道相交点作为一般生态节点,并删除重复值。

(3) 生态网络。通过已识别的生态源地、生态廊道、生态节点构建嘉陵江流域景观生态网络(图 9)。嘉陵江流域整个生态网络呈现西北—东南向分布,集中于西北部生态系统服务价值极高、景观生态风险极低的林草丰富地带;而南北向景观连通性极差,其生态网络密度极小。研究区现有潜在生态廊道

365 条,生态节点 133 个。其中,重要生态廊道 47 条,总长度为 1 109.53 km;一般生态廊道 318 条,总长度

为 5 241.43 km。重要生态节点 39 个,一般生态节点 94 个。

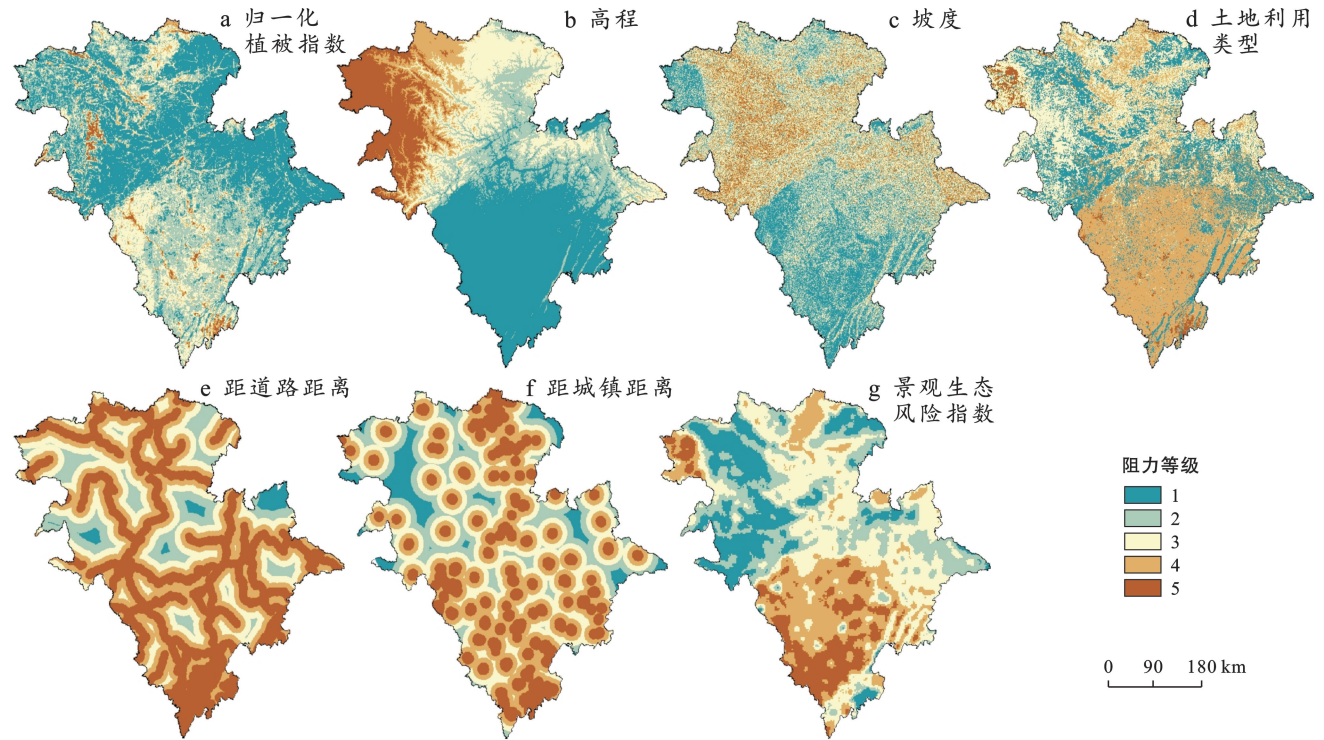


图 7 嘉陵江流域单因子阻力等级分布

Fig.7 Distribution of single-factor resistance grades in Jialing River basin

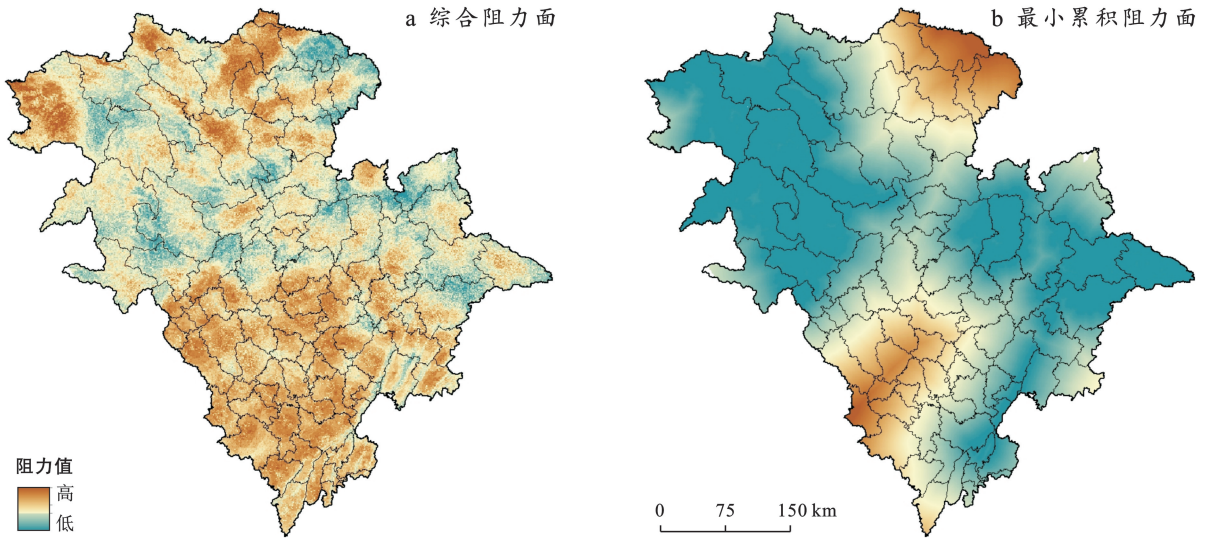


图 8 嘉陵江流域综合阻力面和最小累积阻力面县域分布

Fig.8 County distribution of comprehensive resistance surface and minimum cumulative resistance surface in Jialing River basin

3.3.4 刻画景观生态格局 叠加已提取的生态网络与最小累积阻力面,形成嘉陵江流域景观生态格局(图 10),可清晰反映嘉陵江景观连通性、生态阻力大小以及源地的重要程度,从而进行生态修复。研究区西北部 and 东南部地区如九寨沟县、迭部县、城口县、通

江县等 23 个区县生态阻力低,廊道连通性强,源地丰富,生态网络化程度高,生态安全格局良好。北部和中南部四川盆地如麦积区、凤县、西充县、射洪市等 24 个区县生态阻力高,廊道分布少,源地零星,生态网络化程度低,生态安全格局形势严峻。

表 5 嘉陵江流域单因子阻力分级赋值及其权重

Table 5 Single-factor resistance grading assignment and its weight in Jialing River basin

类型	阻力因子	阻力分级	阻力值	权重	类型	阻力因子	阻力分级	阻力值	权重
自然因子	归一化植被指数(-)	[0.03,0.5)	5	0.06	社会因子	距道路距离(-)	[0,7 843)	5	0.15
		[0.50,0.67)	4				[7 843,17 255)	4	
		[0.67,0.78)	3				[17 255,28 863)	3	
		[0.78,0.85)	2				[28 863,45 490)	2	
		[0.85,0.92]	1				[45 490,80 000]	1	
	高程(+)	[48,770)	1	0.1	距城镇距离(-)	[0,9 882)	5	0.16	
		[770,1 417)	2			[9 982,18 941)	4		
		[1 417,2 206)	3			[18 941,28 548)	3		
		[2 206,3 140)	4			[28 548,40 627)	2		
		[3 140,5 558]	5			[40 627,70 000]	1		
	坡度(+)	[0,10)	1	0.12	景观生态风险指数(+)	极低风险	1	0.21	
		[10,19)	2			低风险	2		
		[19,28)	3			中等风险	3		
		[28,39)	4			高风险	4		
		[39,87]	5			极高风险	5		
土地利用类型	林地	1	0.2						
	水域	2							
	草地	3							
	耕地	4							
	其他	5							

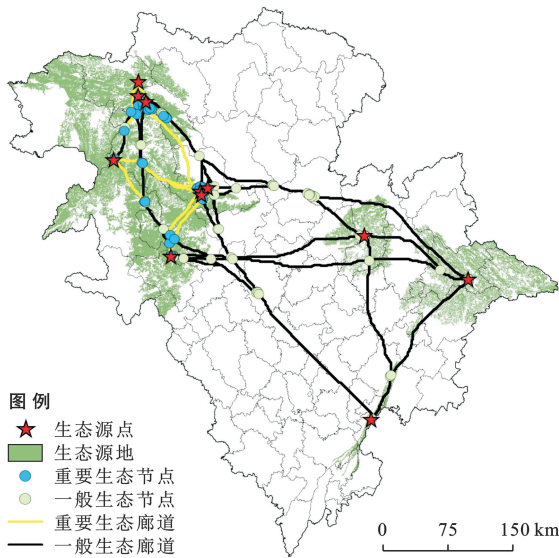


图 9 嘉陵江流域景观生态网络

Fig.9 Landscape ecological network of Jialing River basin

从流域角度来看,嘉陵江流域上游西北部川西高原北部山区和东部地区部秦岭—大巴山区,植被丰富,人类干扰较弱,生态破坏程度低,生态源地面积大且分布集中,影响各源地物质与能量交换的阻力小,景观连通性高,生态安全等级高;中游四川盆地地势平坦,人类活动频繁,建设用地不断扩张,阻碍区域间的交流,城市生态系统生态稳定性差,生态安全等级低;下游东南部川东平行岭谷地区山地丘陵丰富,植

被覆盖率极高,生态系统稳定性极强,加之华蓥山作为川渝重要的生态屏障,生态保护措施和政策完善,生态安全等级较高。

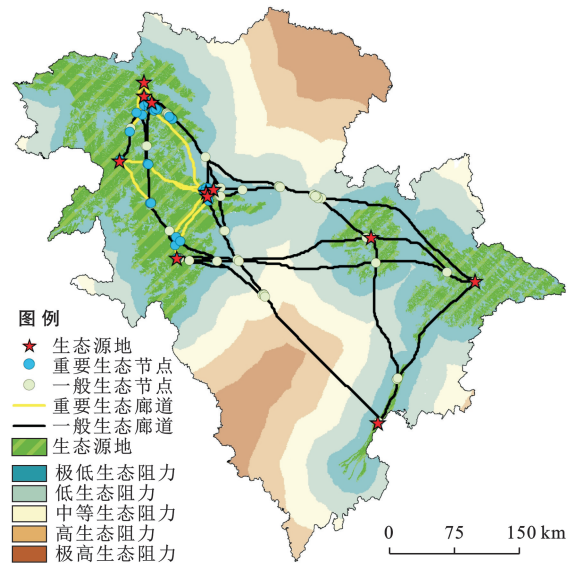


图 10 嘉陵江流域景观生态格局

Fig.10 Landscape ecological pattern of Jialing River basin

### 3.4 生态格局修复

基于 ESV-ERI-MCR 模型评价结果,构建了嘉陵江流域生态网络。整体而言,嘉陵江流域整体景观连通性差异大,南北向生态廊道和生态节点分布少,网

络化程度低,主要的修复建议如下。

(1) 在已确定的生态源地基础上建设重点生态保护区,扩大孤立、破碎的生态源地斑块范围,并通过连接进行优化。重点生态保护区的主要任务是保护区内生态景观,应作为嘉陵江流域的限制开发区域。基于上述原则,在嘉陵江流域识别出5个区域:沿秦岭山脉的秦岭生态保护区;沿东部大巴山脉的川东平行岭谷区;沿龙门山东麓林地景观的龙门山脉生态保护区;沿甘肃南部打造河岸绿地景观,通过白龙江、西汉水连通秦巴山地生态源地构建长江上游生态保护区;沿重庆北部构建丘陵谷地生态保护区。该区域的建立使生态源地的结构更完整,缩短相邻生态源地间距离,增强了该地区的景观连通性。

(2) 生态廊道能增加源地之间紧密度,从而维持生态系统稳定性。原有嘉陵江流域生态廊道网络集中分布于西北和东部植被丰富、人类干扰较少的区域,南北向廊道较少。因此,对生态廊道主要的优化路径是充分利用特殊廊道河流、绿带以及道路,新增22条生态廊道,总长度为4 718.26 km(图11),从而增加生态网络紧密度,打通各源地间的隔阂。新增生态廊道按本底可划分为:①道路型生态廊道。新增道路型廊道共6条,在嘉陵江流域内主要选取了国道5,36,42,46,75,213,248这7条线路作为道路型生态廊道建设重点。道路廊道一方面因人类的交通活动干扰频繁,原生态阻力高,另一方面也可通过扩展道路两侧绿带宽度来降低道路对周边生态环境的干扰,增加被道路分割的源地间的交流,减少生态阻力。②绿带型生态廊道。新增绿带廊道3条,在源地处进一步增加其连通性,加强嘉陵江流域西北部和东部地区林草型生态源地保护,降低生态风险。③河流型生态廊道。新增河流廊道共13条,嘉陵江流域拥有众多天然的河流和水体。5,6,7,8,9河流廊道属于涪江,涪江位于流域中南部生态阻力高处,连通平武小河沟、四川三台湿地公园、四川余家山等景观;1,2,4,10河流廊道属于嘉陵江,嘉陵江自北向南贯穿于流域中部地区,连接着河流两侧源地和上中下游,生态意义重大;11,12,13河流廊道属于渠江,将大小兰沟、驷马河流域湿地、重庆缙云山相连;3河流廊道属于白龙江。应加强河道的保护和清理措施,疏通河道,加强河流上游林地防护,最大限度保护水域生态环境,减少人类干扰,提高河流的调节和抵抗能力。

(3) 在新增生态廊道的交点处,新增24个生态节点,增加为嘉陵江流域太和鹭鸟湿地保护区、白云寨、四川三台湿地公园以及重庆缙云山等地的连通提供了可能性,成为生态源地关联的重要“踏脚石”。

经过优化后的嘉陵江流域生态网络密度得以提高,并在原有的生态廊道基础上贯穿了多方位的生态源地,填补了南北向生态廊道的空白,提升了区域的整体连通度。

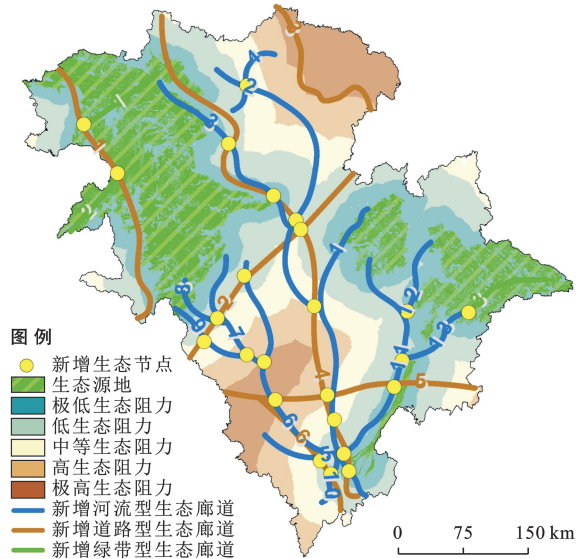


图11 嘉陵江流域景观生态格局优化  
Fig.11 Optimization of landscape ecological pattern in Jialing River basin

## 4 讨论

本研究考虑到景观格局的尺度效应,运用粒度域分析来选择景观指数的最适宜研究粒度,在确定适宜分析粒度的基础上利用移动窗口法结合半变异函数进行适宜移动窗口的选取。适宜粒度与幅度的选取能够最大程度上保留景观格局的完整性,一定程度上又能减小数据的冗余信息。在景观生态格局优化的研究中,将动态当量法计算生态系统服务价值引入到生态格局构建中,采用可为生态源地识别提供更全面的测度指标,基于供给服务、调节服务、文化服务的动态评价结果,获取了时空变化下更为稳定的生态源地。将景观生态风险评价结果作为生态因子,一定程度上提高了阻力面的科学性,丰富了其生态学意义。研究以提升景观连通性、降低流域内景观生态风险为目标,识别区域内的生态廊道和生态节点并提出相应的优化方案,为景观生态风险管控及相关的景观格局优化提供了一定参考。需要指出的是,本研究仍存在一定局限性。

(1) 样本研究构建的景观生态风险评价体系主要是以景观格局指数、景观脆弱性调整因子进行评价,未能选取更多的评价因子综合评价区域的景观生态风险,不同的景观指标可能存在共线性,构建出的综合评价体系不全面,可能缺乏对部分特殊区域考虑

的情况。在今后的研究中将进一步完善景观生态风险评价指标体系,增强生态风险评价的精确度。

(2) 本研究对生态源地的识别仅选取经测算的生态系统服务价值较高的林草地集中区,而忽略了自身具有良好生态涵养功能的自然保护区,比如武都区的白水江自然保护区、嘉陵区的太和白鹭湿地保护区等8个保护区,总面积约2 200 km<sup>2</sup>;部分现代化农业片区、生态水产区也具备观光休闲、生态康养等生态功能,比如南充的晚熟柑橘产业基地、嘉陵江生态水产基地等<sup>[22]</sup>。未来在景观生态网络构建中,也应重点加强这些区域生态管理与景观连通性,使得原本分散的生态斑块更好的发挥其生态功能。

## 5 结论

(1) 2005—2020年,嘉陵江流域生态系统服务价值呈波动增长趋势,由 $6.30 \times 10^{11}$ 元增加到 $6.51 \times 10^{11}$ 元,共计增加了 $2.10 \times 10^{10}$ 元,增幅约3.34%。林地贡献率超过50%,依次为草地25%,耕地14%。时空分布上,呈现北高南低格局,且高价值区逐年增多,低价值区逐年减少趋势。

(2) 嘉陵江流域适宜分析粒度150 m和适宜分析幅度为750 m。2005—2020年,嘉陵江流域景观生态风险呈现西北部高,中南部低格局。时空变化上,呈逐年降低趋势,除中南部区域一直处于较高水平外,其他区域普遍降低。

(3) 整个景观生态网络呈现西北—东南向分布,南北向网络化程度几乎为零,亟待修复。识别生态源地11个,总面积36 297.19 km<sup>2</sup>,集中分布于西北部青藏高原东缘、东部秦岭—大巴山区和东南部川东平行岭谷的华蓥山山脉。潜在生态廊道365条,生态节点133个。其中,重要生态廊道47条,总长度为1 109.53 km;一般生态廊道318条,总长度为5 241.43 km。重要生态节点39个,一般生态节点94个。

(4) 在原有生态源地基础上建设重点生态保护区,作为嘉陵江流域限制开发区域。充分利用河流、林草地以及道路,新增22条生态廊道,包括道路型生态廊道6条,绿带型生态廊道3条,河流型生态廊道13条。在新增生态廊道的交点区域,新增24个生态节点。经过修复后嘉陵江流域生态网络密度得以提高,贯穿了多方位的生态源地,整体连通度得以提升。

## 参考文献 (References)

[1] Forman R T T, Godron M. Landscape Ecology [M]. New York: Wiley & Sons, 1986.

- [2] 俞孔坚.生物保护的景观生态安全格局[J].生态学报, 1999,19(1):8-15.  
Yu Kongjian. Landscape ecological security pattern of biological protection [J]. Acta Ecologica Sinica, 1999, 19(1): 8-15.
- [3] 易浪,孙颖,尹少华,等.生态安全格局构建:概念、框架与展望[J].生态环境学报,2022,31(4):845-856.  
Yi Lang, Sun Ying, Yin Shaohua, et al. Construction of ecological security pattern: Concept, framework and prospect [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2022,31(4):845-856.
- [4] 王媛,周长威.黔中城市群景观生态安全格局构建[J].生态与农村环境学报,2019,35(9):1111-1117.  
Wang Yuan, Zhou Changwei. Landscape Ecological Security Pattern in Central Guizhou urban agglomeration [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(9):1111-1117.
- [5] 陈竹安,况达,危小建,等.基于MSPA与MCR模型的余江县生态网络构建[J].长江流域资源与环境,2017,26(8):1199-1207.  
Chen Zhuan, Kuang Da, Wei Xiaojian, et al. Developing ecological networks based on MSPA and MCR: A case study in Yujiang County [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2017,26(8):1199-1207.
- [6] 李青圃,张正栋,万露文,等.基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化[J].地理学报,2019,74(7):1420-1437.  
Li Qingpu, Zhang Zhengdong, Wan Luwen, et al. Landscape pattern optimization in Ningjiang River basin based on landscape ecological risk assessment [J]. Acta Geographica Sinica, 2019,74(7):1420-1437.
- [7] 姚材仪,何艳梅,程建兄,等.基于MCR模型和重力模型的岷江流域生态安全格局评价与优化建议研究[J].生态学报,2023,43(17):1-14.  
Yao Caiyi, He Yanmei, Cheng Jianxiong, et al. Evaluation of ecological security pattern and optimization suggestions in Minjiang River basin based on MCR model and gravity model [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023,43(17):1-14.
- [8] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning [J]. Landscape & Urban Planning, 1992,23(1):1-16.
- [9] Anderson J E. The gravity model [J]. Annual Review of Economics, 2011,3(1):133-160.
- [10] 邵新娟,张永福,陈文倩,等.基于最小累计阻力的农村居民点整治优化研究[J].水土保持研究,2016,23(3):309-313.  
Shao Xinjuan, Zhang Yongfu, Chen Wenqian, et al. Research for regulation optimization of rural residential

- areas based on the model of least resistance [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2016,23(3): 309-313.
- [11] Robert Costanza, Ralph d'Arge, Rudolf De Groot, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Nature*, 1997,387(15):253-260.
- [12] 谢高地,甄霖,鲁春霞,等.一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J].*自然资源学报*,2008,23(5): 911-919.
- Xie Gaodi, Zhen Lin, Lu Chunxia, et al. Expert knowledge based valuation method of ecosystem services in China [J]. *Journal of Natural Resources*, 2008,23(5):911-919.
- [13] 潘洪义,张琴,李加安,等.基于动态当量的彝汉交错深度贫困区生态系统服务价值时空演变研究[J].*生态学报*,2020,40(22):8218-8229.
- Pan Hongyi, Zhang Qin, Li Jia'an, et al. Spatial and temporal evolution of ecosystem service value based on dynamic equivalent in Yi-Han severely impoverished areas [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020,40(22):8218-8229.
- [14] 马胜,梁小英,刘迪,等.生态脆弱区多尺度景观生态风险评价:以陕西省米脂县高渠乡为例[J].*生态学杂志*, 2018,37(10):3171-3178.
- Ma Sheng, Liang Xiaoying, Liu Di, et al. Multi-scale landscape ecological risk assessment in ecologically fragile regions: A case study in Gaoqu Town in Mizhi County, Shanxi Province [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2018,37(10):3171-3178.
- [15] 陈雅如,肖文发,滕明君,等.三峡库区景观格局粒度效应及其对土地利用变化过程的响应[J].*自然资源学报*, 2018,33(4):588-599.
- Chen Yaru, Xiao Wenfa, Teng Mingjun, et al. Grain size effect of landscape pattern and its response to land use change in the Three Gorges reservoir area [J]. *Journal of Natural Resources*, 2018,33(4):588-599.
- [16] 徐芝英,胡云锋,刘越,等.空间尺度转换数据精度评价的准则和方法[J].*地理科学进展*,2012,31(12): 1574-1582.
- Xu Zhiying, Hu Yunfeng, Liu Yue, et al. A review on the accuracy analysis of spatial scaling data [J]. *Progress in Geography*, 2012,31(12): 574-1582.
- [17] 李栋科,丁圣彦,梁国付,等.基于移动窗口法的豫西山丘陵区景观异质性分析[J].*生态学报*,2014,34(12):3414-3424.
- Li Dongke, Ding Shengyan, Liang Guofu, et al. Landscape heterogeneity of mountainous and hilly area in the Western Henan Province based on moving window method [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014,34(12):3414-3424.
- [18] 岳文泽,徐建华,徐丽华,等.不同尺度下城市景观综合指数的空间变异特征研究[J].*应用生态学报*,2005,16(11):49-55.
- Yue Wenzhe, Xu Jianhua, Xu Lihua, et al. Spatial variance characters of urban synthesis pattern indices at different scales [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(11):49-55.
- [19] 田雅楠,马龙,吴全.黄河流域内蒙古段土地利用演变与景观生态风险评价[J].*生态科学*,2023,42(5):103-113.
- Tian Yanan, Ma Long, Wu Quan. Landscape ecological risk assessment in Inner Mongolia reach of Yellow River based on land use evolution [J]. *Ecological Science*, 2023,42(5):103-113.
- [20] 王飞,叶长盛,华吉庆,等.南昌市城镇空间扩展与景观生态风险的耦合关系[J].*生态学报*,2019,39(4): 1248-1262.
- Wang Fei, Ye Changsheng, Hua Jiqing, et al. Coupling relationship between urban spatial expansion and landscape ecological risk in Nanchang City [J]. *Acta Ecologica Sinica*,2019,39(4):1248-1262.
- [21] 孙枫,章锦河,王培家,等.城市生态安全格局构建与评价研究:以苏州市区为例[J].*地理研究*,2021,40(9): 2476-2493.
- Sun Feng, Zhang Jinhe, Wang Peijia, et al. Construction and evaluation of urban ecological security pattern: A case study of Suzhou City [J]. *Geographical Research*, 2021,40(9):2476-2493.
- [22] 陈宇阳,彭建川,陈文宽.推进成渝地区双城经济圈嘉陵江流域现代高效特色农业产业带建设[J].*乡村振兴*, 2021(1):39-41.
- Chen Yuyang, Peng Jianchuan, Chen Wenkuan. Promote the construction of modern and efficient characteristic agricultural industrial belt in Jialing River basin of the Chengdu-Chongqing twin-city economic circle [J]. *Rural Revitalization*, 2021(1):39-41.