

DOI: 10.20103/j.stxb.202406301521

赵祖伦, 周杰, 孙小琼, 苏维词, 袁光碧, 廖浩东, 李威. 基于源地综合识别的山地城市生态安全格局构建. 生态学报, 2025, 45(12): 5783-5797.

Zhao Z L, Zhou J, Sun X Q, Su W C, Yuan G B, Liao H D, Li W. Constructing urban ecological security pattern in mountainous cities based on comprehensive sources identification. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(12): 5783-5797.

基于源地综合识别的山地城市生态安全格局构建

赵祖伦^{1,2}, 周杰³, 孙小琼², 苏维词², 袁光碧⁴, 廖浩东⁵, 李威^{2,*}

1 贵州师范大学喀斯特研究院, 贵阳 550001

2 贵州科学院贵州省山地资源研究所, 贵阳 550001

3 中国交通信息科技集团有限公司, 北京 101300

4 贵州省第二测绘院, 贵阳 550004

5 宁波诺丁汉大学理工学院, 宁波 315100

摘要:城市生态安全格局是保障生态系统健康运行与实现可持续发展的重要空间途径。以脆弱型山地城市贵阳市为例, 综合“遥感生态指数-生境质量-生态保护重要性-形态学空间格局分析-生态保护区-自然保护地”等方法识别生态源地, 并采用最小累积阻力模型和电路理论构建贵阳市生态安全格局。结果表明: (1) 贵阳市共识别生态源地 33 处, 总面积 2448.20 km², 主要分布于北部地区, 其中一级源地 16 处, 二级源地 17 处; (2) 构建生态廊道 84 条, 包括一级廊道 30 条、二级廊道 50 条和潜在廊道 4 条, 整体呈现沿纵向中轴线分布的空间特征; (3) 识别重要生态夹点 52 处、障碍点 57 处和断裂点 53 处, 明确生态空间的关键保护与修复区域; (4) 构建“一轴、两带和多节点”的生态安全格局, 为贵阳市生态空间优化与生态修复提供了科学依据。研究成果可为山地城市生态安全格局优化提供参考。

关键词:生态安全格局; 生态网络; 生态源地; 生态廊道; 阻力面; 贵阳市

Constructing urban ecological security pattern in mountainous cities based on comprehensive sources identification

ZHAO Zulun^{1,2}, ZHOU Jie³, SUN Xiaoqiong², SU Weici², YUAN Guangbi⁴, LIAO Haodong⁵, LI Wei^{2,*}

1 School of Karst Science, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China

2 Institute of Mountain Resource of Guizhou Province, Guizhou Academy of Science, Guiyang 550001, China

3 China Communications Information and Technology Group Company Limited, Beijing 101300, China

4 The Second Surveying and Mapping Institute of Guizhou Province, Guiyang 550004, China

5 Faculty of Science and Engineering, University of Nottingham Ningbo China, Ningbo 315100, China

Abstract: The urban ecological security pattern is a vital spatial framework for maintaining ecosystem health and achieving sustainable development. Using Guiyang, a vulnerable mountainous city, as a case study, this research integrated multiple methods, including the remote sensing ecological index (RSEI), habitat quality assessment, ecological importance evaluation, morphological spatial pattern analysis (MSPA), and data on ecological protection zones and natural protected areas, to identify ecological sources. The minimum cumulative resistance (MCR) model and circuit theory were utilized to construct the ecological security pattern. The findings are as follows: 1) A total of 33 ecological sources were identified in Guiyang, covering 2,448.20 km², primarily located in the northern region, including 16 primary and 17 secondary sources; 2) 84 ecological corridors were delineated, comprising 30 primary corridors, 50 secondary corridors, and 4 potential

基金项目:贵州省基础研究计划(黔科合基础-ZK[2022]一般 277); 贵州省科技支撑项目(黔科合支撑[2023]一般 199, 黔科合支撑[2023]一般 198); 贵州科学院省级科研专项(黔科院科专合字[2022]03)

收稿日期: 2024-06-30; 采用日期: 2025-04-26

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liwei_N70@126.com

corridors, forming a spatial distribution along the central longitudinal axis; 3) Key ecological pinch points (52), barriers (57), and fracture points (53) were identified, emphasizing critical areas for ecological protection and restoration; 4) A “one axis, two belts, and multiple nodes” ecological security framework was developed, providing a scientific foundation for optimizing Guiyang’s ecological space and guiding ecological restoration. This study offers valuable insights for the optimization of ecological security patterns in mountainous cities.

Key Words: ecological security patterns; ecological network; ecological source; ecological corridor; resistance surface; Guiyang City

快速城市化过程使脆弱城市生态环境面临巨大的生态灾害风险,造成生境斑块破碎和岛屿化和生物迁徙廊道受阻等生态系统问题,生态安全格局作为沟通生态系统服务和人类社会发展的桥梁,被视为区域生态安全保障和人类福祉提升的关键环节,也是缓解生态保护与经济发展矛盾的重要空间途径^[1-2]。合理构建区域生态格局来实施管理对策抵御生态风险是目前区域生态环境保护研究的新需求,也是生态系统管理能否成功的关键步骤^[3]。

区域生态安全格局构建与优化研究经历了定性到定量、静态到动态、刚性条件约束到弹性条件最优、数量配置到空间演变、单一目标到多目标耦合、单一尺度到多尺度镶嵌的发展过程,研究方法逐步趋于多方法集成和先进化^[4-5]。国内外学者基于生态安全格局理论和方法基础,从土地利用优化、生态系统服务功能提升和社会公平等视角,采用生态系统健康评价、生态重要性评价、景观格局指数、综合指标体系和生态安全评价等方法,对城市群、省域、流域、采矿区、重大工程地区、绿洲、自然保护区和生态脆弱区等不同空间尺度进行生态安全格局研究^[6-8],并构建了较为成熟的“源地-阻力面-廊道-节点”的生态安全格局研究框架^[1,7],节点、斑块、廊道和整体生态网络的空间识别及生境恢复与重建是当前研究热点^[9]。在“源地-阻力面-廊道-节点”研究框架中,生态源地是具有决定性影响的重要斑块^[7],源地识别方法主要通过自然保护区、风景名胜区、森林公园、生态红线、大面积林地和水域中提取,或从生态敏感性、景观连通性、生境重要性、生物多样性、生态系统服务和斑块重要性等方面进行综合评价,并提取生态价值最高区域作为生态源地^[10]。阻力面构建方面,多数研究选择土地利用、不透水表面、夜间灯光数据、高程、坡度、人口密度、距离主要道路距离、地形起伏度、植被覆盖度和石漠化敏感性等指标进行分级叠加,或基于动物迁移特性进行综合考虑^[6,8-9]。生态安全格局构建方面,主要有生境适宜性模型、最小成本路径、图论方法、电路理论、形态学空间格局分析(morphological spatial pattern analysis, MSPA)和粒度反推法、最小累计阻力模型(minimum cumulative resistance model, MCR)、重力模型和景观生态风险等方法^[4,6,11]。

生态安全格局在关键参数确定方面取得了颇为丰硕的成果,但不同研究方法有着各自优缺点与适用范围并存在一定不足。例如,分析过程中多种指标阈值的设定仍然具有主观随意性,多种优化方案间的优选难以实现^[4]。生态源地选取方面,源地面积阈值选择存在主观性,缺乏明确判别标准,如果仅基于单一要素评价,而不考虑法定边界,将不利于实际生态系统管理与生态保护工作,而直接使用自然保护区或者生态保护红线作为生态源地,则会容易忽略生态环境质量较好的潜在生态功能区,以及忽略相同地类的内部差异与外部影响。此外,生态服务功能具有供给和接受的区域差异特征,仅选择生态服务的高值区构建生态安全格局易于忽略供给源头区的生态价值^[4,6],因此多要素融合评价并考虑生态保护区和自然保护地整合优化成果的生态源地提取方法研究是必要的^[12-13]。生态廊道构建方面,MCR方法可以直接寻找源与目标之间消耗最小的路径,但忽视了生物的随机游走性,无法判定廊道重要性^[14];图论方法系统地反映源地和廊道重要性,但因其抽象性,不利于实际规划;电路理论可以较好模拟生物可能迁移路线,快速识别潜在生态廊道、夹点和障碍点等关键区域,有效解决廊道与水系、山脊线等生态阻力线空间不匹配的矛盾冲突,且有效描述生态廊道宽度信息,可以提高生态网络安全等级^[15-18]。总之,当前研究取得了诸多进展,但仍存在一些尚未有效解决的问题。如生态源地识别容易忽视源地在景观中的空间结构及其与周围环境的联系,缺乏对生态系统健康和生物多样

性的全面评估,识别方法的科学性和精确性尚需提高;生态阻力面构建方法主观性较强,缺乏对不同土地利用类型内部自然属性的差异考虑;廊道宽度的确定缺乏科学统一标准,指标选择存在主观性,空间精度较低;生态网络构建方法缺乏多尺度协同和动态监测分析的系统性研究,这些问题是未来需要重点关注的领域^[8,10,17-18]。

贵阳市作为典型的喀斯特山地城市,其特殊的喀斯特地貌使其自然环境具有“地貌破碎、生态脆弱和恢复能力较弱”的显著特点。且区域内地形起伏较大,生态系统类型多样,生物多样性丰富,但同时由于地形和人类活动的双重影响,其生态系统稳定性和抗干扰能力较弱,对全球气候变化和人类活动的响应尤为敏感。此外,贵阳市作为西南地区的重要城市,其城市扩张速度快,土地开发压力大,生态保护与经济发展之间的矛盾日益突出。因此,喀斯特地区关键生态过程的生态安全格局构建研究急需深入研究,构建生态安全格局对贵阳市实现区域可持续发展和维护生态系统服务功能至关重要^[1]。虽然已有学者对贵阳市生态安全格局开展过一些研究^[11,19-21],具有一定的借鉴意义,但是通过比较发现各研究结果差异较大,主要原因在于源地提取方法的差异。生态源地提取是生态廊道构建的重要前提,影响生态廊道的数量和走向,因此,有必要对生态源地提取方法进行优化。

基于以上背景,本研究以贵阳市为研究对象,围绕其“自然特点、生态特性和区位特征”,从以下几个科学问题出发开展研究:如何在喀斯特山地城市复杂的自然条件下综合识别生态源地?如何构建适应喀斯特地区特征的生态阻力面?如何系统识别生态廊道及关键区域并形成整体生态网络?研究方法上,首先基于“生态源地识别—阻力面构建—生态廊道提取”的研究框架,利用谷歌地球引擎平台(google earth engine, GEE)反演区域遥感生态指数,InVEST(integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs)模型测算区域生境质量, MSPA 提取核心区,并结合生态保护区、自然保护地范围和生态重要性评价结果,经过面积阈值法和景观连通性评估,综合筛选和识别生态源地;然后基于土地利用类型、坡度、植被指数、与水体距离、与主要道路距离和石漠化程度等阻力因子构建综合阻力面;最后利用 MCR 和电路理论模型识别贵阳市不同等级生态廊道、生态夹点和障碍点等关键区域,构建贵阳市生态安全格局并提出优化建议,为区域生态系统管理提供理论依据和技术参考。

1 区域概况与数据来源

1.1 区域概况

贵阳市位于黔中岩溶区腹地(106°07'—107°17'E, 26°11'—26°55'N),是中国西南重要的中心城市,是连接丝绸之路经济纽带和 21 世纪海上丝绸之路的重要门户,也是典型喀斯特山区以及长江珠江上游的重要生态屏障(图 1)。区域地处云贵高原黔中山原丘陵中部,长江与珠江分水岭地带,以喀斯特孤峰和峰林为主的岩溶丘原盆地地区,平均海拔约 1100 m,为亚热带湿润温和型气候,夏季雨水充沛(约 500 mm)。全市总面积 8043 km²,2023 年末常住人口为 640.29 万人,城市化率超过 80%。根据《贵阳市生物多样性调查与评价》结果,贵阳市生物多样性维持在较高水平,植物类 199 科、716 属、1630 种;大型真菌类 64 科、121 属、241 种;昆虫类 10 目、71 科、283 种;动物类 141 科、250 属、741 种,并有保护种有 45 种,珍稀种有 7 种,贵州特有种有多斑金线鲃、宽头林氏鲃 2 种,部分类群的物种数量在全国或

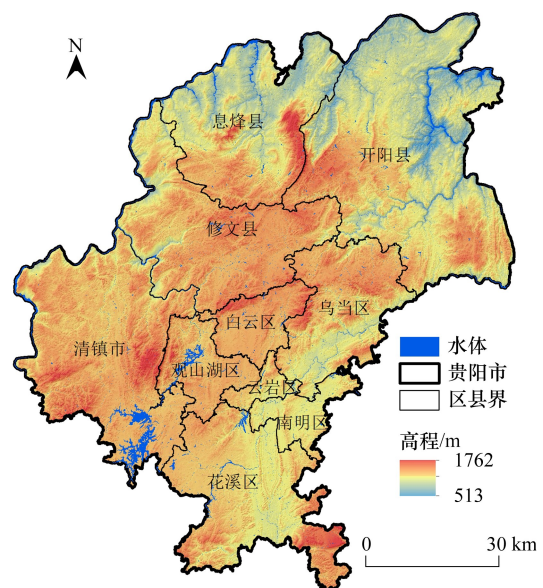


图 1 研究区域

Fig.1 Location of Guiyang City

省内都占有较大比重,保有较高的物种特有性。贵阳是 2023 年唯一获评国家生态文明建设示范区的省会城市,然而作为典型的生态脆弱区,贵阳喀斯特地貌广泛发育,坡陡土薄,水土流失严重,石漠化较为普遍,生态系统变异敏感度较高,环境容量较低,生态环境污染及破坏后自然恢复能力差,加之人类活动频繁,生物多样性保护与区域生态安全受到威胁。因此,针对贵阳市生态安全网络构建与优化研究,对于区域生态环境保护和维持生物多样性具有重要的现实意义。

1.2 数据来源

本研究数据包括土地利用、数字高程模型(digital elevation model, DEM)、Landsat 影像、路网、NDVI、自然保护区和生态保护红线等,数据来源详见表 1,将数据坐标和投影信息做统一处理,栅格数据分辨率为 30 m。

表 1 数据来源

Table 1 Overview of research data

数据类型 Data type	数据来源 Data sources	说明 Data description
土地利用 Land use	Globe Land 30	2020 年 30 m, InVEST 输入因子
数字高程模型(DEM)	地理空间数据云	30 m, 高程与坡度分析
Landsat 8 影像 Landsat 8 OLI	GEE 平台	30 m, 计算 RSEI
路网数据 Road	91 卫图企业版	提取阻力因子
行政区划 Administrative division	全国地理信息资源目录服务系统	2020 年
自然保护区 Protected areas	贵阳市相关规划资料	提取生态源地
生态保护红线 Ecological red line		

2 研究方法

2.1 生态源地综合识别

生态源地是物种栖息或扩散源地,通常具有较高的生态环境质量和稳定的生态系统结构功能,在区域生态安全中具有重要辐射效应和决定性影响,对于生物多样性保护和生态服务功能维持具有重要的作用,因此生态源地准确识别是生态安全格局构建的基础^[22-23]。基于综合识别思路,考虑生境质量、遥感生态指数、MSPA 和生态保护红线等成果作为备选斑块。然后采用面积阈值法计算不同面积间隔下的源地面积占总面积的比例,选择累计面积不小于 95%的斑块面积作为选取阈值(6 km²),最后利用 Conefor 2.6 计算源地斑块连通重要性(dPC),依据斑块连通性对生态源地进行重要性划分,得到不同等级生态源地。

2.1.1 生境质量评价

生境质量作为反映生态系统健康程度的重要生态服务,极大程度代表区域生物多样性的综合质量,是生态源地的核心提取依据之一^[17]。本研究利用 InVEST 模型生境质量模块进行生境质量评估,生境威胁源相关参数和权重设置主要参考 InVEST 模型指导手册及肖红燕等研究成果^[24],基于评估结果筛选出生境质量极高区域(生态质量指数大于 0.9)作为备选生态源地。生境质量计算公式如下:

$$Q_{xj}=H_j\left[1-\left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z+K^z}\right)\right]$$
 (1)

$$D_{xj}=\sum_{r=1}^R\sum_{y=1}^{Y_r}\left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^Rw_r}\right)r_yi_{rxy}\beta_xS_{jr}H_j$$
 (2)

式中, Q_{xj} 表示土地利用类型j中的栅格x的生境质量; H_j 表示土地利用类型J的生境适合性; D_{xj}^z 表示土地利用类型中j的栅格所受胁迫水平; K 为半饱和和常数; Z 表示归一化常量,一般默认取 2.5; R 为胁迫因子数量; r 为胁迫因子; y 为胁迫因子的栅格数; Y_r 为胁迫因子所占栅格数; w_r 为胁迫因子权重,取值范围为 0—1; i_{rxy} 为胁迫因子 r 对生境的每个栅格产生的影响; β_x 为生境抗干扰水平; S_{jr} 为不同生境对各胁迫因子的相对敏感性。

2.1.2 遥感生态指数

遥感生态指数(RSEI)是基于 GEE 云平台,利用遥感影像计算绿度(NDVI)、湿度(WET)、干度(NDBSI)和热度(LST)等4个指标,再通过主成分分析耦合4个指标计算得出,该指数计算过程具有一定的客观性,可以较为客观地反映地表生态环境质量。本研究最终选取 RSEI 指数大于 0.9 的区域作为备选生态源地,RSEI 的各指标计算公式如下所示^[25-26]。

$$RSEI = (RSEI_0 - RSEI_{0min}) / (RSEI_{0max} - RSEI_{0min}) \quad (3)$$

$$RSEI_0 = 1 - PC1 [f(NDVI, WET, NDBSI, LST)] \quad (4)$$

式中,NDVI 为绿度指标,WET 为湿度指标,NDBSI 为干度指标,LST 为热度指标,为遥感生态指数,RSEI₀、RSEI_{0max}和 RSEI_{0min}分别为经过正负值转置和主成分分析后的遥感生态指数初始值、最大值和最小值。

$$NDVI = (\rho_{NIR} - \rho_R) / (\rho_{NIR} + \rho_R) \quad (5)$$

式中, ρ_{NIR} 和 ρ_R 分别为近红外和红波段反射率数值。

$$WET = c_1 B_1 + c_2 B_2 + c_3 B_3 + c_4 B_4 + c_5 B_5 + c_6 B_6 \quad (6)$$

式中,WET 为湿度指标, B_1 — B_6 分别为蓝、绿、红、近红、中红外 1 和中红外 2 波段的反射率数值, c_1 — c_6 为 Landsat8 OLI 传感器参数,湿度指标计算公式转换为:

$$WET = 0.1509 B_1 + 0.1973 B_2 + 0.3279 B_3 + 0.3406 B_4 - 0.7112 B_5 - 0.4572 B_6 \quad (7)$$

$$NDBSI = (IBI + SI) / 2 \quad (8)$$

$$IBI = \frac{\frac{2\rho_{SWIR1}}{\rho_{SWIR1} + \rho_{NIR}} - \frac{\rho_{NIR}}{\rho_{NIR} + \rho_R} - \frac{\rho_G}{\rho_G + \rho_{SWIR1}}}{\frac{2\rho_{SWIR1}}{\rho_{SWIR1} + \rho_{NIR}} + \frac{\rho_{NIR}}{\rho_{NIR} + \rho_R} + \frac{\rho_G}{\rho_G + \rho_{SWIR1}}} \quad (9)$$

$$SI = \frac{(\rho_{NIR} + \rho_R) - (\rho_{NIR} + \rho_B)}{(\rho_{NIR} + \rho_R) + (\rho_{NIR} + \rho_B)} \quad (10)$$

式中, ρ_{SWIR1} 、 ρ_{NIR} 、 ρ_G 、 ρ_B 和 ρ_R 分别为短波红外 1 波段、近红外、绿、蓝和红波段,NDBSI、IBI 和 SI 分别为干度指数、建筑指数和裸土指数。

$$T = K_2 / \ln \left(\frac{K_1}{L_6} + 1 \right) \quad (11)$$

$$LST = \frac{T}{1 + \ln \varepsilon \left(\frac{\lambda T}{\rho} \right)} - 273.15 \quad (12)$$

式中, T 为传感器处温度(K), ρ 是常数($\rho = 1.438 \times 10^{-2} \text{ m} \cdot \text{K}$), ε 为地表比辐射率, K_1 和 K_2 分别为卫星发射时预定的定标参数, λ 为热红外波段中心波长(μm), L_6 为遥感影像热红外辐射定标后的反射率(%)。

2.1.3 形态学空间格局分析

形态学空间格局分析是基于数学形态学原理,对二值化栅格图像进行空间格局分析的方法,该方法不受尺度影响,能高效地分辨景观类型和结构,识别出对提高景观连通性有重要作用的斑块^[27-28]。本研究利用 Guidos Toolbox 软件完成 MSPA 分析,其中将林地、草地和水体作为前景,其它类型用地作为背景,基于默认的八邻域参数,边缘宽度设置为 4,将生态斑块划分为核心区(core)、孤岛(islet)、边缘区(edge)、孔隙(perforation)、桥接区(bridge)、环道区(loop)以及支线(branch)等7种互不重叠的景观类型,提取核心区作为备选源地。

2.1.4 景观连通性

景观连通性能够定量测度源地之间的联系程度,对于保护生物多样性与维持生态系统服务具有重要意义^[17,27]。基于 RSEI 指数、生境质量指数与 MSPA 等筛选出的备选源地,利用 Conefor 2.6 计算斑块连通重要性指数(dPC),其中连通距离阈值设置为 2000 m,连通概率设为 0.5,提取 dPC 指数大于 0.5 的斑块作为一级

生态源地, dPC 指数小于 0.5 的斑块为二级生态源地^[10,18]。斑块连通可能连通性指数和重要性指数计算公式如下:

$$PC = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m a_i \times a_j \times \frac{P_{ij}^*}{A_L^2} \tag{13}$$

$$dPC(\%) = \frac{(PC - PC_{\text{remove}})}{PC} \times 100\% \tag{14}$$

式中, PC 为斑块可能连通性指数, m 为景观节点总数, a_i 和 a_j 分别为 i 和 j 的属性, A_L 为最大景观属性, P_{ij}^* 为斑块 i 和 j 之间所有路径的最大乘积概率。

2.2 生态阻力面构建

阻力面是生态流动趋势的反映, 侧向体现物种的迁移选择, 旨在量化物种扩散过程的受阻程度, 以往研究表明迁移过程主要受地形地貌、景观空间分布和人类活动等因素的影响^[29]。本研究从土地利用类型、坡度、石漠化程度、NDVI、与水体距离和与道路距离等 6 个方面进行考虑, 结合研究区地理特征和社会经济状况, 并参考已有研究结果进行阻力因子赋值^[20,30]。利用层次分析法经一致性检验, 得到各阻力因子权重(表 2)。

表 2 阻力因子和赋值
Table 2 Assignment of evaluation factors

阻力类型 Resistance types	阻力系数 Resistance value					权重 Weight
	1	3	5	7	9	
土地利用 Land use	林地和草地	耕地	水域	未利用地	建设用地	0.3403
石漠化程度 Rocky desertification	无	潜在和轻度	中度	重度	极重度	0.2495
坡度 Slope	平坦地	缓坡	斜坡	陡坡	急险坡	0.1645
归一化植被指数 NDVI	极高覆盖	高覆盖	中覆盖	低覆盖	极低覆盖	0.1086
距水体距离 Distance from water	<500 m	500—1000 m	1000—1500 m	1500—2000 m	>2000 m	0.0820
距道路距离 Distance from road	>2000 m	1500—2000 m	1000—1500 m	500—1000 m	<500 m	0.0550

2.3 生态安全网络构建

2.3.1 生态廊道提取

生态廊道是生态源地之间物质、能量和信息流动, 以及物种迁徙的低阻力生态通道或关键路径, 对于增强生态系统连通性和生态网络的完整性具有重要的意义, 在生态网络中起承上启下的作用^[31]。最小累计阻力模型用于计算非均质空间对生物迁移、物种扩散和其他现象的抵抗力, 累积阻力值最小则消耗成本最低。然而现实中物种迁移并不完全是按照“物种知道哪条路最优”的假设进行, 而是存在一定的随机性, 因此需要利用电路理论识别潜在生态廊道、生态夹点和生态障碍点等关键信息, 两者的优势互补可以丰富生态网络信息表达。本研究利用 MCR 模型提取源地之间最短路径作为一级生态廊道, 电路理论提取生态廊道作为二级生态廊道以及潜在生态廊道。最小累积阻力模型的计算公式如下^[5,32]:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} D_{ij} \times R_i \tag{15}$$

式中, MCR 为最小累计阻力值, f 表示生态源地扩展能力与最小累计阻力模型正相关关系函数, D_{ij} 指从 j 源地到其它源地受到阻力因子 i 影响的空间距离 (km), R_i 表示选取的因子 i 对源地的阻力值。 $j=n$ 和 $i=m$ 分别代表栅格中源地经过的单元距离之和与累积阻力的总值。

电路理论将生态景观视为导电表面并赋予其相应的电阻值, 将个体生物流或基因流类比为电荷, 通过电荷的随机游走特性对异质景观中的生态流动过程进行动态模拟, 景观中的电流密度越高, 物种穿过此处的概率就越大, 因此可根据电流密度分布提取潜在生态廊道, 从而有效识别空间中多种生态元素的布局^[18,33—35]。基于综合生态阻力面, 利用 Linkage Mapper 工具进行潜在生态廊道提取, 本研究中用于截断生态走廊的成本

加权距离阈值设置为 20 km。

2.3.2 生态夹点和障碍点识别

生态夹点是生态源地之间物质能量流通的频繁区域,物种的通过概率较高,这些关键节点即使出现小规模破坏也会对区域连通性产生极大影响,因此是构建生态安全格局的关键节点,在电路理论中将电流密度较大的节点判定为生态夹点。本研究基于 Pinchpoint Mapper 模块的“All to one”和“Pairwise”两种模式分别迭代运算,采用并自然断点法将累计电流值分为 5 类,将最高等级电流密度区域作为生态夹点,并剔除其中破碎细小生态夹点^[8,36]。

生态障碍点是阻碍物种迁移的区域,修复障碍点对于生态系统的连通性改善具有重要作用^[14,37]。利用 Barrier Mapper 工具,通过移动窗口法迭代运算,搜索每个像素的最大改进得分,然后利用自然断点法分为 5 类,将最高一级划分为障碍点区域,Barrier Mapper 工具最小搜索半径设置为 60 m,步长为 60 m,最大搜索半径设置为 600 m。

3 结果分析

3.1 生态源地空间分布

生态源地主要分布在北部区域(图 2),总面积为 2448.20 km²,占贵阳市面积的 30.44%,用地类型主要为乔木林地(1289.81 km²)和灌木林地(478.39 km²)。生态源地斑块数量为 33 个,其中一级生态源地 16 个,面积为 2137.84 km²,二级生态源地 17 个,面积为 31.36 km²。一级生态源地主要集中于红枫湖、百花湖、阳明风景名胜区至息烽风景名胜区一带,呈南北向带状分布,以及分布于云雾山、香纸沟、相思河、黄连森林公园、暗流河和南江大峡谷,往东至云顶山森林公园;二级生态源地空间上较为分散,主要在南部与中部区域,如白云山风景名胜区、花溪风景名胜区、黔陶乡偏坡和霸王山周边、贵阳市森林公园、阿哈湖湿地公园、清镇市观音山至环坡一带、黔中竹海森林公园、长坡岭国家森林公园、云关山森林公园、鹿冲关森林公园、贵阳景阳森林公园和息烽温泉森林公园等区域。根据景观连通性结果显示(表 3),景观连通指数大于 1 的源地有 12 个,景观连通性指数在 0.5 至 1 之间的源地有 4 个,景观连通性小于 0.5 的源地有 17 个,其中 8 号、26 号、31 号和 7 号源地景观连通性指数和面积较大,对于维持较高的景观连通性发挥了重要作用。

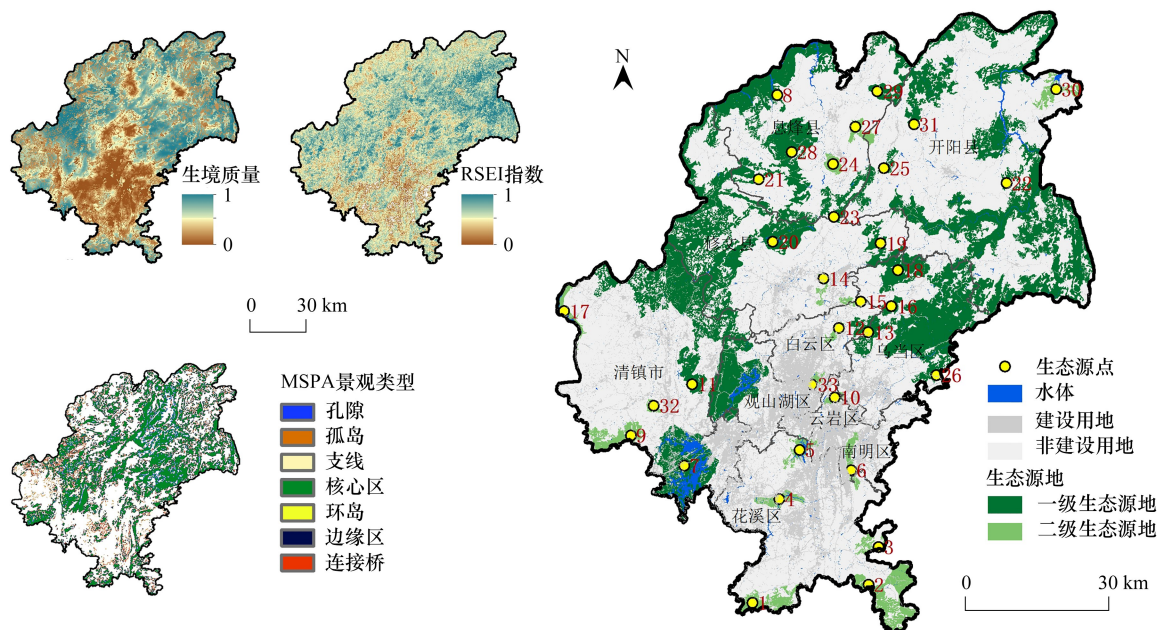


图 2 生态源地空间分布图

Fig.2 Spatial distribution of ecological sources

表 3 生态源地景观连通性指数

Table 3 Landscape connectivity index of the ecological sources

斑块编号 Patch number	dPC	斑块面积 Patch area/km ²	斑块编号 Patch number	dPC	斑块面积 Patch area/km ²	斑块编号 Patch number	dPC	斑块面积 Patch area/km ²
1	0.05	32.84	12	0.38	6.37	23	3.69	42.50
2	0.24	73.36	13	3.44	34.34	24	0.006	11.17
3	0.01	12.22	14	0.002	7.02	25	0.51	7.07
4	0.02	19.46	15	0.002	6.00	26	42.65	624.71
5	0.02	18.42	16	0.70	9.71	27	0.01	14.19
6	0.02	12.22	17	0.01	17.49	28	7.84	90.75
7	13.24	148.23	18	5.57	63.96	29	1.77	19.72
8	50.17	721.51	19	1.26	15.56	30	0.03	24.29
9	0.06	35.35	20	9.45	66.13	31	21.20	248.95
10	0.002	6.16	21	0.68	7.22	32	0.001	4.77
11	2.66	30.62	22	0.73	8.42	33	0.01	9.23

3.2 生态阻力面空间分布

由土地利用、石漠化程度、坡度、NDVI、与水体距离和与道路距离等因子所构建的生态综合阻力面(图3),呈

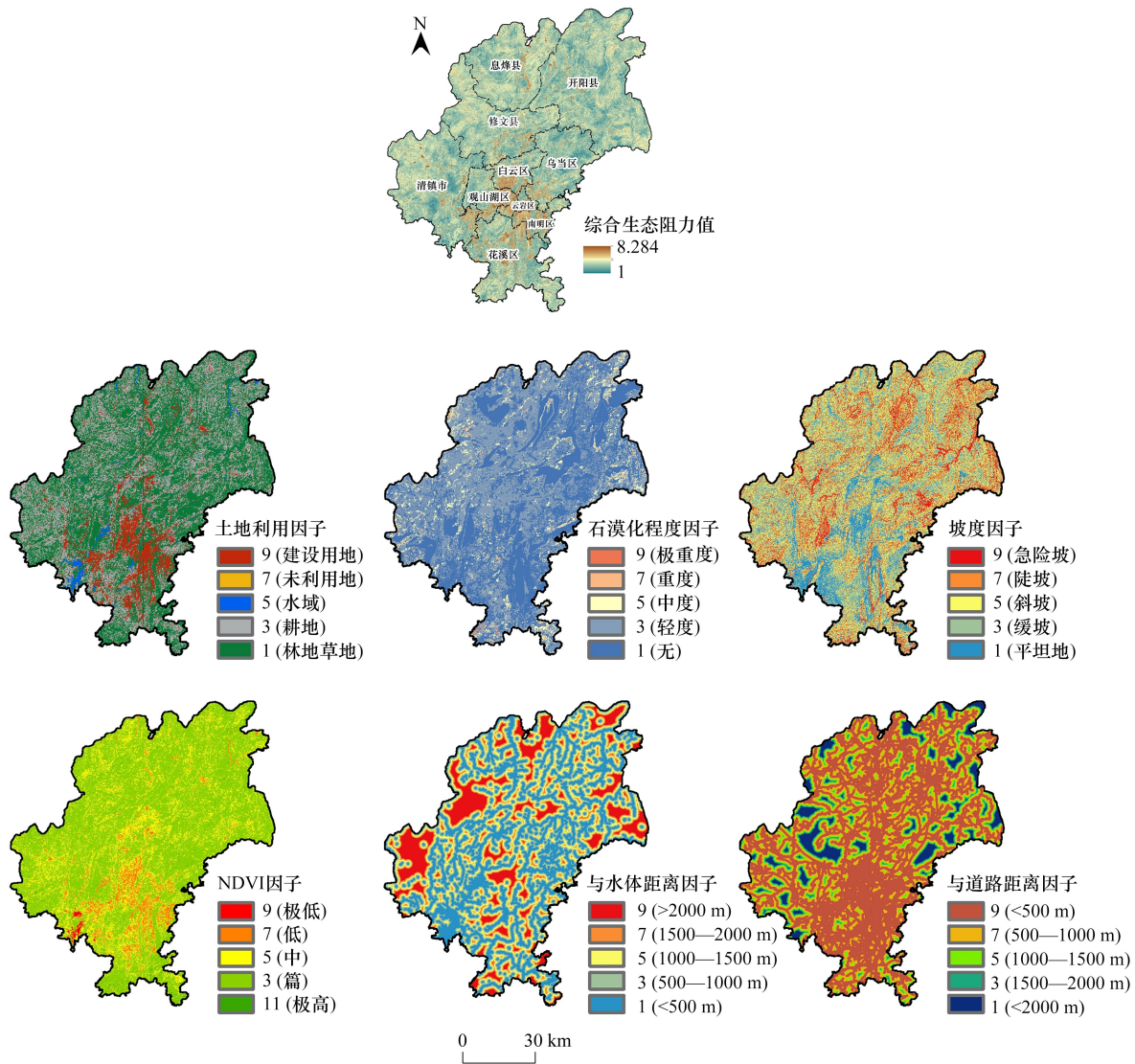


图 3 阻力因子与综合生态阻力面空间分布

Fig.3 Spatial characteristics of resistance factors and comprehensive ecological resistance

现明显的空间异质性特征。综合生态阻力值范围在 1—8.284 之间,阻力值较大的区域集中分布于云岩区、南明区、观山湖区东部、花溪区中北部、清镇市东部以及受交通等因素影响的周边地区,贵阳市中部和南部人类活动密集区域的阻力值高于西部和北部区域,贵阳市中心城区开发时间较早,城市化水平高,人类活动高度聚集,对生态要素流动与传递的干扰明显,越往建城区内部其生态阻力值越大,生态需求度越高,越需要采取相应的生态环境改善措施。阻力值较小区域主要分布在生态环境质量较好和人类活动影响小的区域,与遥感生态指数和生境质量指数高质量分布区具有空间相似性。

3.3 生态廊道分布

利用 MCR 提取一级生态廊道,电路理论提取二级生态廊道以及潜在生态廊道。共识别生态廊道 84 条,总长度共计 673.71 km,其中一级生态廊道 30 条,总长度 97.39 km,二级生态廊道 50 条,总长度 496.50 km,潜在生态廊道 4 条,总长度 79.82 km(图 4)。

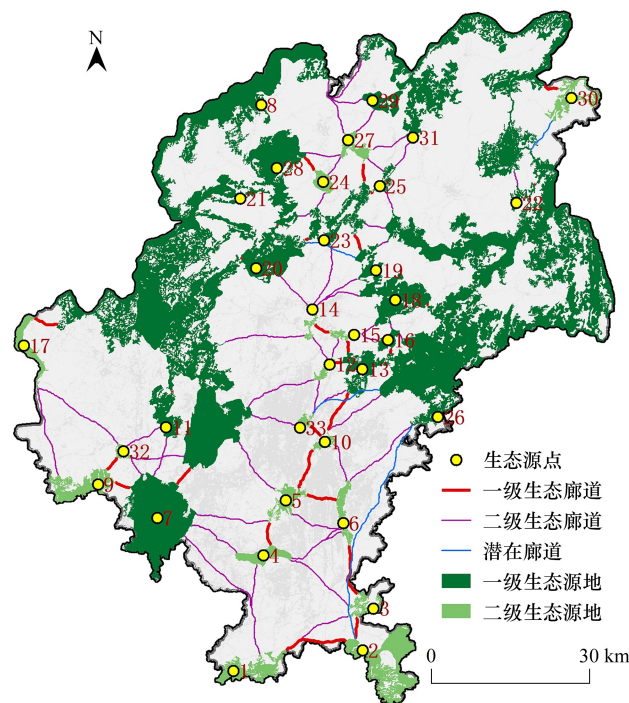


图 4 不同等级生态廊道空间分布

Fig.4 Spatial distributions of different levels of ecological corridors

生态廊道空间分布和长度与生态源地的分布和数量密切相关,因大面积源地主要分布在北部,且呈现东西分割的空间分布格局,导致一级生态廊道主要分布于研究区纵向中轴线上,南北向连接小面积生态源地,东西向连接集中连片的大面积源地,廊道加强了生态源地与周围基质的物质能量交流,缓解生态源地空间分布不均问题,是生态源地之间物质和要素的最优关键路径。二级生态廊道主要分布于研究区纵向中轴线上,是一级廊道的补充,丰富生态网络的稳定性与完整性,是保障生态网络连通性的重要路径。潜在生态廊道共 4 条,主要为连接 2 号、3 号、6 号和 26 号源地,33 号、13 号和 26 号源地,20 号、23 号和 19 号源地,以及为 22 号和 30 号源地提供廊道补充,为物种迁移提供潜在选择,增加生态网络稳定性。

3.4 生态夹点和障碍点空间分布

基于电路理论的“all to one”和“Pairwise”两种模式,共识别出生态夹点 52 处(图 5),面积为 31.61 km²,生态夹点主要集中分布于纵向中轴线,呈南北走向,东西两侧分布较少。从区县分布情况来看,花溪区生态夹点最多(12 个),息烽(8 个)和开阳(7 个)次之,云岩区(3 个)和南明区(2 个)最少。夹点的现状用地类型以乔

木林地、旱地和灌木林地为主,最大夹点面积为 5.23 km^2 ,位于息烽县北部后头坡至龙岗坡一带,最小夹点面积为 0.03 km^2 ,位于修文县大兴村浪潮水库附近。多数生态夹点空间位置靠近生态源地,尤其是密集分布源地之间的廊道两端,说明生态源地分布密集的周边区域,需要加强生态夹点保护,进一步降低阻力值,促进生态网络连通性。

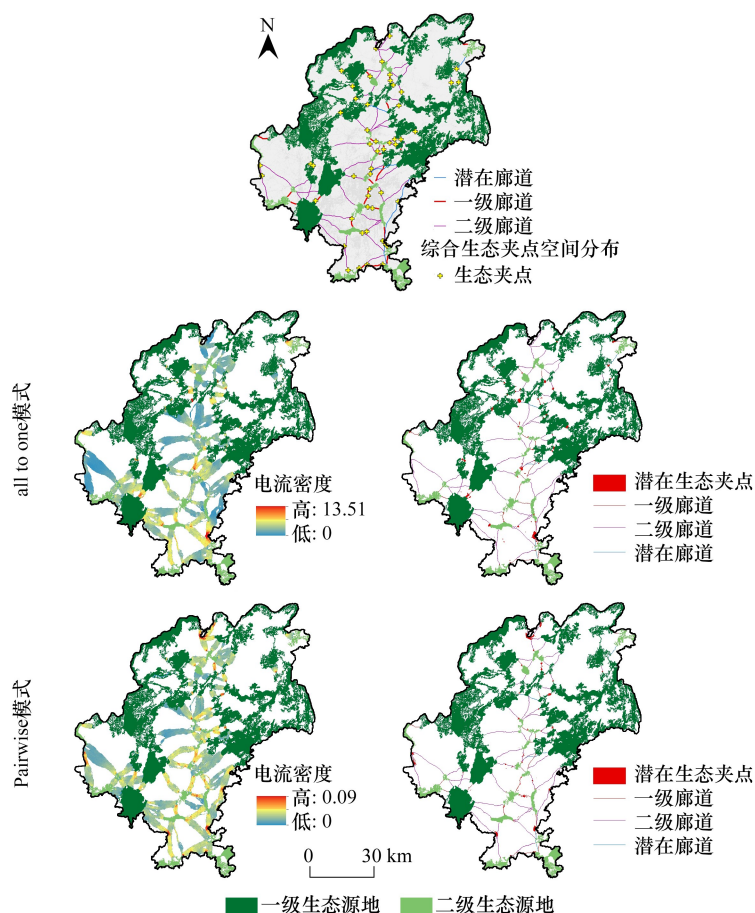


图 5 生态夹点空间分布

Fig.5 Spatial distribution of ecological pinch points

运用 Barrier Mapper 模块迭代运算,并基于自然断点法分等定级得到研究区生态障碍点(图 6)。识别出的生态障碍点共 57 处,总面积为 64.73 km^2 ,整体呈现北多南少的空间分布特征,集中分布于贵阳森林公园、相思河风景名胜区和香纸沟风景名胜区等生态源地斑块之间的连接处,以及阳明风景名胜区、息烽风景名胜区、息烽温泉森林公园和高峰山等生态源地斑块之间的连接处,因该区域生态源地斑块集中连片分布,但是斑块之间被地形、交通或居民点隔离,导致连通性较差。生态障碍点最大斑块面积为 5.47 km^2 ,分布于乌当区新堡乡厚德庄园至小寨一带,该障碍点主要位于香纸沟风景名胜区和云雾山之间,阻碍因素主要为交通以及沿线居民聚居点。生态障碍点最小斑块面积为 0.01 km^2 ,位于花溪风景名胜区之间,高坡至黔陶乡的一级生态廊道上,阻碍因素主要为道路与河流。

3.5 生态安全格局与保护修复

由于高速公路和铁路围合性较强,导致景观破碎化,对动物迁徙造成较大阻力,因此将生态廊道与高速公路、环城高速、内环快速路和铁路作叠加分析,得到的 53 个交点即为生态断裂点。生态断裂点是生态建设中需要考虑的部分,通过结合人工环境与自然要素,对部分生态断裂点进行修复优化,可以有效提高生态网络连通性^[33]。还可根据实际情况修建涵洞、隧道等生物通道,以保障物种迁徙的顺利进行^[38]。在统筹考虑研究

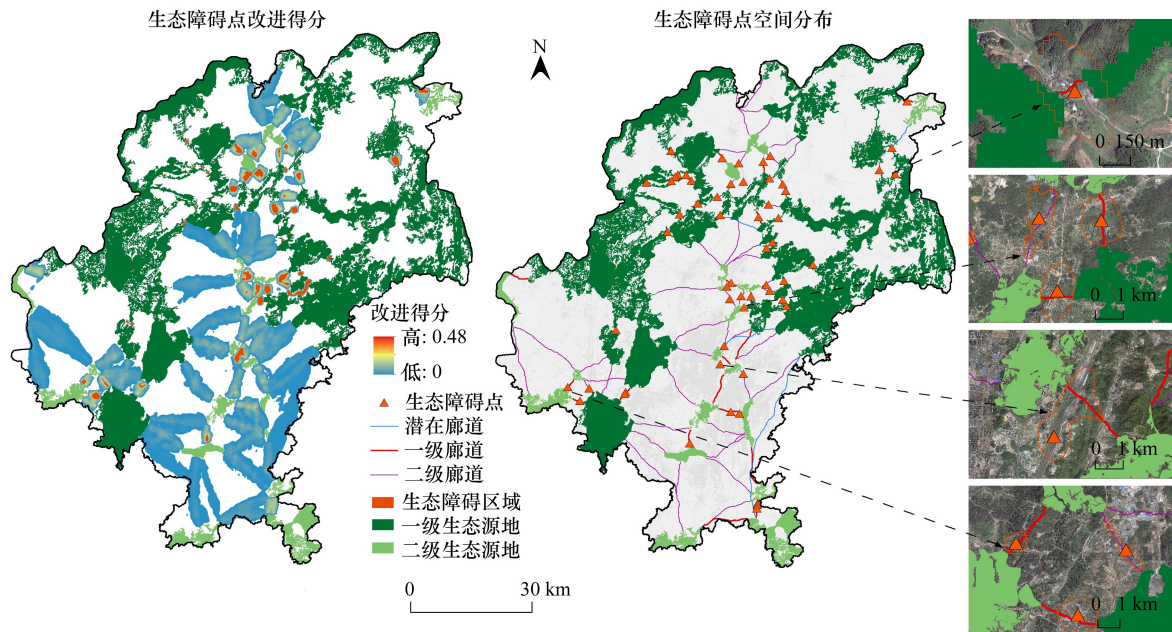


图 6 生态障碍点空间分布

Fig.6 Spatial distribution of ecological barrier points

区自然地理及社会经济发展前提下,在生态源地、廊道、夹点、障碍点和断裂点识别的基础上,结合《贵阳市国土空间总体规划(2021—2035 年)》、《贵阳贵安安顺都市圈发展规划》和《贵阳市“十四五”林业发展专项规划》,构建“一轴、两带、和多点”的贵阳市综合生态安全格局(图 7)。

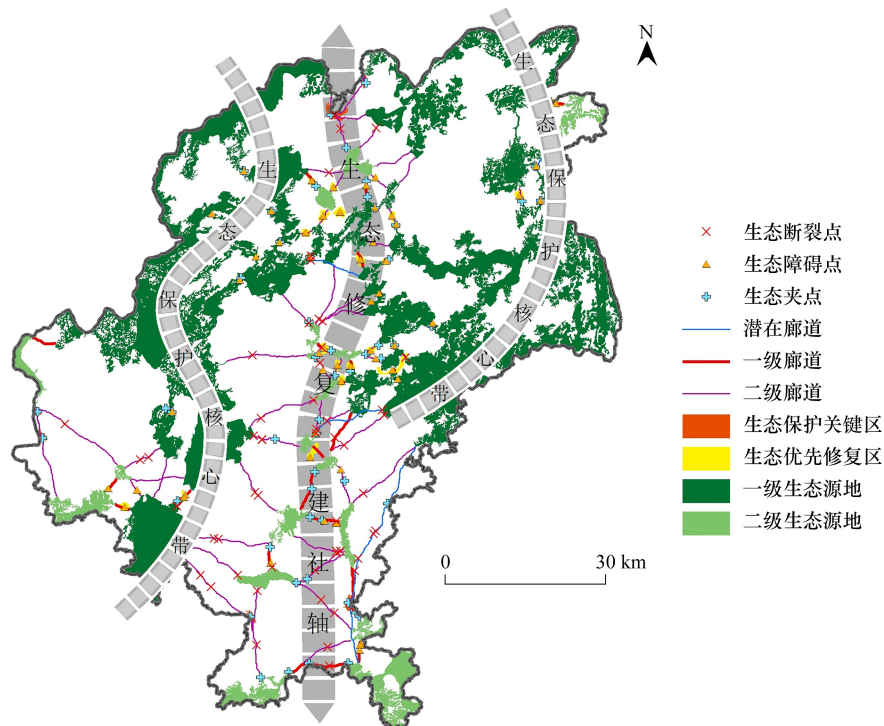


图 7 贵阳市生态安全格局

Fig.7 Ecological security pattern of Guiyang City

“一轴”是指生态修复与建设轴。该区域位于贵阳市地理中央轴线,呈南北走向分布特征,于百花山脉和黔灵山脉之间,是城市发展的核心地带。该区域路网发达,人类活动强度较大,景观斑块较为破碎,生态保护与社会经济发展矛盾突出。该区域分布有 67% 的生态廊道,67% 的生态夹点,60% 的生态障碍点,以及 87% 的生态断裂点,担负着连接东西两侧生态源地、维持生态网络稳定与连通的重要作用,需要对该区域的生态源地、生态廊道和生态夹点进行重点保护,对生态障碍点与断裂点进行生态建设与修复,适当增加景观异质性,建立物种运动的“跳板”以连接破碎生境斑块,降低生物穿越边界的阻力。

“两带”是指两个生态保护核心带。分别位于贵阳市西部和东部区域,该区域生态环境质量最好,生态系统服务功能较为完善,分布有最大面积的生态源地,且源地之间的连通性较好,也是生态保护红线大面积覆盖区,是需要重点保护的核心区域。其中西侧保护带位于猫跳河流域、高峰山绿带、乌江生态景观带、暗流河风景名胜、息烽风景名胜区和阳明风景名胜区等连片区域,东侧保护带主要分布于南岳山脉及清水河水系一带,从云雾山、香纸沟、相思河、盘龙山森林公园、黄连森林公园、暗流河、南江大峡谷往东至云顶山森林公园,是重点核心保护区域。因此,“两带”区域包含贵阳市最为集中的生物多样性保护重点区域和核心地带,需要严格落实生态保护措施,加强山地、丘陵和森林生态系统保护,对于不在生态保护红线范围内的生态优质区域,可考虑增设自然保护地,增强区域内生态源地的连续性和完整性。

“多点”是指除了“一轴、两带”以外,零散分布于其它区域的重要生态保护区。如贵阳市南边的高坡乡,相对海拔较高且生态质量优良,但是具有一定的生态脆弱性,该区域划定了 21.56 km² 的生态保护红线作为严格保护区域。与长顺杜鹃湖至白云山风景名胜区接壤的斗篷山一带,也属生态保护红线中大面积聚集的区域。以及花溪青岩油杉自然保护区、黔中竹海森林公园、清镇西南部生态保护重要与生境质量评估等级较高的区域。该区域一般与其它生态源地距离较远,分布零散,景观连通性不强,受人类活动影响有限,但因生境质量较好,物种多样性丰富或保存有珍惜物种,因此作为重要生态保护区。

生态安全格局优化本质是调整景观空间结构,增强生态系统的整体性和连通性,关键在于构建维护或控制区域生态过程的空间格局^[12]。电路理论中累积电流高值区段提取的生态夹点是生态保护重点区域,累积电流值恢复区段提取的生态障碍点是优先修复和重点建设区域,生态夹点和生态障碍点具有特殊的生态学意义,因此可以在生态网络构建的基础上,将生态夹点和障碍点以及两种节点的重叠区域作为生态修复的关键区域,可以提高生态源地的连通性,构建更加稳定的生态网络,用以指导国土空间生态修复与保护的实践^[38,39-41]。

4 讨论

4.1 多要素融合的源地综合识别优势分析

与该区域其它研究案例和方法进行对比(表 4),发现其它研究中生态源地选择主要从 MSPA 与景观连通性指数结果,或重要生态系统服务功能区,或从生态重要性评价、景观连接析和生态需求分析视角进行提取,单一方法因受到评价参数设置主观性影响,评估结果本身具有不确定性。而 RSEI 指数综合绿度、湿度、热度及干度指标,通过主成分分解解决因子权重主观性问题,并具有较强的鲁棒性,与 InVEST 模型源地分析机制及识别过程互补,提高了源地识别的精准性,并且其它研究未将生态保护红线范围有效纳入生态源地范围,结果不利于生态空间规划与管控的现实。本研究将生态保护红线、自然保护地等政策约束性区域纳入生态源地,将 GEE 平台计算 RSEI 结果、InVEST 模型计算的生境质量、MSPA 计算出的核心斑块和双评价中的生态保护重要性结果,一起纳入到生态源地的识别当中,将已有的生态重要保护区与潜在高生境质量区相结合,多方法融合形成机制互补,克服了主观性和单一性的问题,更能精准识别重要生态源地和潜在生态源地,具有更好的准确性、全面性和实用性。除此以外,与其它研究不同的是,本研究中识别出生态断裂点,并将生态廊道、生态夹点和障碍点等关键信息,一起纳入到生态安全格局的空间规划之中,对不同区域的生态保护与修复策略提供了理论支持。

与其它研究案例的结果进行对比(表4),发现不同研究方法得出的结果差异较大。在生态网络构建框架中,生态源地是计算生态廊道和其它生态节点的基石,因此基于不同生态源地结果得出的生态廊道数量、分级和长度,以及生态夹点数量和面积的差异性较大。如肖杨等^[21]计算出的生态廊道为37条,长度为1658.14 km,生态节点16个;范春苗等^[20]计算出的行政区生态廊道为105条,行政区生态节点总计63个。本研究考虑多要素多方法的源地综合识别方法,为生态安全格局构建提供精准的源地基础,并融合MCR和电路理论,更全面且系统性地识别了生态源地及其空间分布特征,以及更为详细和全面的生态廊道和重要节点信息,比如生态源地数量、面积和等级信息,生态廊道的数量、长度和等级,并且识别出的生态断裂点和生态夹点,更有助于明确生态网络中薄弱环节,并为后续的生态修复和保护策略提供空间指导。

综合来看,本研究提出的多要素和多方法融合的生态源地识别方法,突破了传统方法在主观性强、评估结果不稳定等方面的限制,不仅提升了生态源地识别的精准性,还有效支撑了生态廊道、生态夹点与障碍点等关键要素的构建,为山地城市生态安全格局的优化提供了科学依据。研究成果具有良好的理论创新性和实践适用性,可为其他区域的生态保护与空间规划提供参考。

表4 与其它相关研究成果对比分析统计

Table 4 Comparative analysis between this study and other related studies

序号 Number	作者 Authors	区域 Areas	时间 Time	方法 Methods	研究结论 Research conclusion
1	孟吉军 ^[11]	贵阳市	2012年	生态重要性、景观连通性和生态需求分析,最小累积阻力模型。	最重要和重要生态斑块总面积5393.43 km ² ,生态源地面积1490.34 km ² ,占总面积的18.56%,生态廊道总长为933.58 km,其中关键廊道长287.6 km。
2	肖杨 ^[21]	贵阳市	2018年	生态系统服务功能重要性评价、最小累积阻力模型和重力模型。	20个源地,总面积为1078.02 km ² ,37条廊道,长度为1658.14 km,生态节点16个,“两环三轴四带”生态网络格局。
3	范春苗 ^[20]	贵阳市中心城区	2018年	形态学空间格局分析法和景观连通性评价、主成分分析法、最小累积阻力模型、重力模型和水文分析。	行政区重要、重要和一般廊道数分别为15、21和69条,建成区极重要、重要和一般廊道数分别为37、113和227条,行政区和建成区一类生态节点分别为29和25个,二类生态节点33和17个。
4	本研究	贵阳市	2020年	集成“RSEI-InVEST-生态保护重要性-MSPA-生态保护区-自然保护区”以及面积阈值法和景观连通性评估进行源地综合识别, MCR和电路理论方法实现廊道、夹点、障碍点和断裂点提取并构建生态网络。	生态源地33个,面积为2448.20 km ² ,一级源地16个,二级源地17个,生态廊道84条,一级生态廊道30条,二级生态廊道50条,潜在生态廊道4条,全长673.71 km,生态节点52处,面积为31.61 km ² ,生态障碍点57处,面积为64.73 km ² ,生态断裂点53个,构建“一轴、两带和多点”的生态安全格局。

4.2 局限性与未来展望

关于生态阻力面中未考虑海拔和夜间灯光指数的思考。关于海拔的影响,目前学界对其在生态阻力面中的作用尚存争议,一些研究认为随着海拔的升高,生物群落呈现出明显的垂直地带性分布规律,物种多样性与海拔高度呈负相关关系。然而,一些研究发现植物多样性或物种丰富度在中间海拔达到峰值,部分植被与海拔,呈倒U型或波形关系,不是简单的正相关或者负相关^[42]。王俊伟等^[43]研究则发现高山生态过渡带物种多样性和系统发育多样性与海拔关系不显著。范春苗等研究认为海拔越高阻力值越小^[20],而李倩瑜和韩萌薇等认为海拔越高阻力值越大,且同一区域的划分标准不一样^[28,44]。鉴于研究区海拔与生物多样性的相关关系尚不明确,且缺乏精细化的相关数据,因此本研究暂未将高程作为阻力因子考虑。未来研究应通过更多实地调查数据,探索海拔与生物多样性的具体关系,并进一步验证海拔在生态阻力面构建中的适用性。关于夜间灯光数据,一些学者认为人口密度与夜间灯光指数可以表征人类活动影响,使用该数据可以对修正阻力面的精度^[8,10]。但因本研究区域范围较小,而现有夜间灯光数据的空间分辨率较低(1 km),与本研究所用数据存在分辨率差异,这可能导致阻力面构建结果的精度下降,因此未在本研究中使用该数据。未来研究可通

过高分辨率的夜间灯光数据与人口密度数据,改进阻力面的构建方法,进一步提升模型的精度和实用性。

综上,本研究在生态阻力面构建中未考虑海拔、人口密度和夜间灯光指数等因子,主要是基于研究区特点和数据限制。然而,未来可通过实地调查获取更多精细化数据,并引入高分辨率夜间灯光与人口密度数据,进一步提升模型的精度与适用性。同时,研究对象仅限于贵阳市,且从单尺度视角构建生态安全格局,未能考虑多尺度嵌套协调的复杂性,研究目标也相对单一,未来研究可探索更广区域的生态安全格局构建,结合多重生态保护目标,提升模型在政策实践中的适用性^[14,45]。最后,生态网络评价指标体系及最优生态安全格局的构建方法也需进一步优化,复杂网络理论在生态格局构建中的潜力有待进一步挖掘。本研究为山地城市生态安全格局的构建提供了初步探索,但在模型精度、方法体系和目标整合方面仍有进一步提升的空间。

5 结论

(1) 识别出生态源地 33 个,提取生态廊道 84 条,明确生态夹点 52 处、生态障碍点 57 处和生态断裂点 53 处;

(2) 多方法融合的生态源地综合识别提升了生态安全格局构建的精准性、完整性和实用性;

(3) 构建“一轴、两带和多点”的生态安全格局,为贵阳市生态保护与空间开发提供科学依据。

参考文献 (References):

- [1] 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.
- [2] 刘瑞宽, 杨林朋, 李同昇, 朱炳臣, 李炬霖. 基于 ERA 和 MCR 模型的陕西沿黄地区生态安全格局构建——以陕西沿黄地区为例. 中国环境科学, 2024, 44(2): 1053-1063.
- [3] 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.
- [4] 岳德鹏, 于强, 张启斌, 苏凯, 黄元, 马欢. 区域生态安全格局优化研究进展. 农业机械学报, 2017, 48(2): 1-10.
- [5] 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.
- [6] 马晓琳, 郭莎莎, 徐扬, 魏子谦, 高子婷, 于力, 侯建丽. 生态脆弱区生态安全格局构建研究. 生态学报, 2023, 43(22): 9500-9513.
- [7] 孙枫, 章锦河, 王培家, 魏国恩, 储光, 曹禹. 城市生态安全格局构建与评价研究: 以苏州市区为例. 地理研究, 2021, 40(9): 2476-2493.
- [8] 吴映梅, 李琛, 高彬斌, 王梦娇, 武燕, 郑可君. 高原湖泊城市生态安全格局构建——以大理市为例. 生态学报, 2023, 43(19): 8153-8166.
- [9] 余瑞, 鲁珊, 郑志元, 张雅婧. 城市扩张对区域生态安全格局影响研究——以合肥市为例. 科学技术与工程, 2023, 23(26): 11327-11337.
- [10] 卢洁, 焦胜, 胡加琦, 蔡勇, 欧林之. 基于多尺度协同的长沙市生态网络构建与层级优化. 生态学报, 2023, 43(15): 6332-6344.
- [11] 蒙古军, 王雅, 王晓东, 周朕, 孙宁. 基于最小累积阻力模型的贵阳市景观生态安全格局构建. 长江流域资源与环境, 2016, 25(7): 1052-1061.
- [12] 叶鑫, 邹长新, 刘国华, 林乃峰, 徐梦佳. 生态安全格局研究的主要内容与进展. 生态学报, 2018, 38(10): 3382-3392.
- [13] 安睿, 窦超, 陆砚池, 全照民, 王楠楠, 刘艳芳, 庞惠心, 刘耀林. 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.
- [14] 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.
- [15] 朱捷, 苏杰, 尹海伟, 孔繁花. 基于源地综合识别与多尺度嵌套的徐州生态网络构建. 自然资源学报, 2020, 35(8): 1986-2001.
- [16] 沈舟, 尹海伟, 孔繁花, 苏杰, 孙辉, 李久林. 基于生境组团化分析与景观廊道模拟的南京市白鹭生境网络构建与优化. 生态学报, 2024, 44(8): 3303-3316.
- [17] 李彤, 贾宝全, 刘文瑞, 张秋梦, 姜莎莎. 宜昌市生态安全网络要素时空动态及其影响因素. 生态学报, 2023, 43(15): 6154-6169.
- [18] 李权荃, 金晓斌, 张晓琳, 韩博, 李寒冰, 周寅康. 基于景观生态学原理的生态网络构建方法比较与评价. 生态学报, 2023, 43(4): 1461-1473.
- [19] 李怡欣, 李菁, 陈辉, 王志杰. 基于 MSPA 和 MCR 模型的贵阳市 2008—2017 年景观连通性评价与时空特征. 生态学杂志, 2022, 41(6): 1240-1248.
- [20] 范春苗, 王志泰, 汤娜, 邓国平. 基于形态学空间格局和空间主成分的贵阳市中心城区生态网络构建. 生态学报, 2022, 42(16): 6620-6632.

- [21] 肖杨,周旭,蒋啸,张继,李洪广. 基于生态系统服务功能评价的贵阳市生态安全格局维护研究. 生态科学, 2020, 39(4): 244-251.
- [22] 许静,廖星凯,甘崎旭,周茅先. 基于 MSPA 与电路理论的黄河流域甘肃段生态安全格局构建. 生态环境学报, 2023, 32(4): 805-813.
- [23] 陈艳,马月伟,潘健峰,冯小鹤. 顾及石漠化敏感性的山地型城市生态网络构建——以云南省曲靖市为例. 生态学报, 2023, 43(17): 7060-7071.
- [24] 肖红燕. 基于土地利用变化的贵阳市生境质量时空演变研究[D]. 贵阳:贵州大学, 2022.
- [25] 赵祖伦,赵卫权,苏印,黄亮,李威,罗军华. 1991—2020 年贵阳市生态质量演变及空间分异定量归因. 环境科学, 2025, 46(1): 367-377.
- [26] Shi F, Yang B X, Li M S. An improved framework for assessing the impact of different urban development strategies on land cover and ecological quality changes—a case study from Nanjing Jiangbei New Area, China. *Ecological Indicators*, 2023, 147: 109998.
- [27] 刘秀萍,李新宇,李延明,赵松婷,戴子云,段敏杰. 快速城市化地区生态网络构建与优化——以北京市大兴区为例. 生态学报, 2023, 43(20): 8321-8331.
- [28] 李倩瑜,唐立娜,邱全毅,李寿跳,徐烨. 基于形态学空间格局分析和最小累积阻力模型的城市生态安全格局构建——以厦门市为例. 生态学报, 2024, 44(6): 2284-2294.
- [29] 陈瑾,赵超超,赵青,徐崇敏,林森,邱荣祖,胡喜生. 基于 MSPA 分析的福建省生态网络构建. 生态学报, 2023, 43(2): 603-614.
- [30] 刘学,杨春艳,高艳妮,孙倩莹,王世曦,冯朝阳,刘鑫. 厦门市生态安全格局识别与生态管控区分级管控. 生态学报, 2023, 43(13): 5357-5369.
- [31] 刘前媛,代鑫,徐本营. 基于遥感生态指数的生态安全格局识别及优化. 城乡规划, 2023(1): 42-51.
- [32] 邹珮雯,徐昉. 生态安全格局构建及景观生态风险预测——以赛罕乌拉国家级自然保护区为例. 生态学报, 2023, 43(23): 9981-9993.
- [33] 杨鸿辉,余娇,耿建伟,吴钺,付琳,丁铮. 基于遥感生态指数和电路理论的生态安全格局构建——以广州市为例. 北京林业大学学报, 2023, 45(10): 127-139.
- [34] 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.
- [35] Li C, Wu Y M, Gao B P, Zheng K J, Wu Y, Wang M J. Construction of ecological security pattern of national ecological barriers for ecosystem health maintenance. *Ecological Indicators*, 2023, 146: 109801.
- [36] 闫玉玉,孙彦伟,刘敏. 基于生态安全格局的上海国土空间生态修复关键区域识别与修复策略. 应用生态学报, 2022, 33(12): 3369-3378.
- [37] McRae B H, Hall S A, Beier P, Theobald D M. Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. *PLoS One*, 2012, 7(12): e52604.
- [38] Wang Z C, Shi Z Q, Huo J G, Zhu W B, Yan Y H, Ding N. Construction and optimization of an ecological network in Funiu mountain area based on MSPA and MCR models, China. *Land*, 2023, 12(8): 1529.
- [39] 曹秀凤,刘兆顺,李淑杰,高振君,孙贝雯,李莹雪. 基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别——以吉林省松原市为例. 中国环境科学, 2022, 42(6): 2779-2787.
- [40] 杨文越,叶泓好. 基于生境质量的粤港澳大湾区生态网络识别. 生态学报, 2023, 43(24): 10430-10442.
- [41] 梁晨. 基于生态适应性的城市边缘区多尺度空间格局优化——以厦门市为例[D]. 天津:天津大学, 2021.
- [42] 曾珍,容丽,杨文松,李璇,林朝平. 梵净山自然保护区植物物种多样性沿海拔分布格局. 贵州师范大学学报:自然科学版, 2024, 42(1): 27-35.
- [43] 王俊伟,明升平,许敏,拉琼. 高山生态关键带植物群落多样性格局与系统发育结构. 草地学报, 2023, 31(9): 2777-2786.
- [44] 韩萌薇,张帅普,徐勤学,代俊峰,黄光灵. 基于碳汇和景观连通性的跨流域生态安全格局构建. 环境科学, 2024, 45(10): 5844-5852.
- [45] 姜虹,张子墨,徐子涵,丹宇卓,叶玉瑶,李家志,彭建. 整合多重生态保护目标的广东省生态安全格局构建. 生态学报, 2022, 42(5): 1981-1992.