

基于生态系统服务和生态敏感性评价的 云中山-系舟山生态网络构建

崔君¹, 梅傲雪¹, 董秀丽¹, 李红霞², 王晓军²

(1.山西沃成生态环境研究所, 山西太原 030000; 2.山西大学 环境与资源学院, 山西太原 030006)

摘要: [目的] 构建云中山-系舟山生态网络, 精准识别生态廊道内部的生态脆弱区, 为生态保护和修复策略的制定提供科学依据, 提升生态系统的连通性和稳定性。[方法] 以山西省云中山-系舟山区大尺度生态廊道为研究对象, 采用“源地-阻力面-生态网络”研究框架, 开展生态系统服务功能和生态敏感性评估, 通过形态学空间格局分析方法(MSPA)识别生态源地; 借助最小累积阻力模型(MCR)构建生态阻力面, 结合电路理论提取小型生态廊道并识别生态节点, 最终构建研究区生态网络。[结果] ① 共识别生态源地 14 个, 总面积 1 192.53 km², 总体呈现西南部相对集中、东部分散的空间分布格局。② 提取生态廊道 27 条, 总长度 260.73 km; 生态夹点 35 个, 总面积 2.71 km²; 生态障碍点 23 个, 总面积 31.82 km²; 生态廊道分布呈现中西部集中、东北部分散的特征; 生态夹点和生态障碍点分散分布于连接各生态源地的生态廊道上。③ 生态网络闭合度为 0.71, 线点率为 2.08, 网络连接度为 0.82, 结构复杂、连通性好、稳定性强。[结论] 基于生态系统服务和生态敏感性评价构建的生态网络准确可行, 能有效识别生态修复的重点区域。应将“保护生态源地、修复生态夹点和打通生态障碍点”作为局地尺度下生态廊道的生态修复总体策略。

关键词: 云中山-系舟山生态廊道; 生态系统服务功能; 生态敏感性; 生态网络

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2026)02-0202-12

中图分类号: X171.1, X826

文献参数: 崔君, 梅傲雪, 董秀丽, 等. 基于生态系统服务和生态敏感性评价的云中山-系舟山生态网络构建[J]. 水土保持通报, 2026, 46(2): 202-213. Cui Jun, Mei Aoxue, Dong Xiuli, et al. Construction of Yunzhong-Xizhou mountains ecological network based on sensitivity evaluation of ecosystem services and ecology [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2026, 46(2): 202-213.

DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2026.02.029

CSTR: 32312.14.stbctb.2026.02.029

Construction of Yunzhong-Xizhou mountains ecological network based on sensitivity evaluation of ecosystem services and ecology

Cui Jun¹, Mei Aoxue¹, Dong Xiuli¹, Li Hongxia², Wang Xiaojun²

(1. Shanxi Wocheng Ecological Environment Research Institute, Taiyuan, Shanxi 030000, China;

2. School of Environmental and Resource Sciences of Shanxi University, Taiyuan, Shanxi 030006, China)

Abstract: [Objective] The Yunzhong-Xizhou mountains ecological network was constructed, and ecologically vulnerable areas within the ecological corridors were accurately identified, in order to provide a scientific basis for formulating ecological conservation and restoration strategies and enhance ecosystem connectivity and stability. [Methods] Taking the large-scale ecological corridor in the Yunzhong-Xizhou mountains region of Shanxi Province as a case study, the “ecological source-resistance surface-ecological network” framework was adopted to evaluate ecosystem service functions and ecological sensitivity. Morphological spatial pattern analysis (MSPA) was then employed to identify ecological sources. The minimum cumulative resistance (MCR) model was used to construct an ecological resistance surface. Subsequently, circuit theory was applied to extract ecological corridors and identify ecological nodes, ultimately constructing the ecological network for the study area. [Results] ① A

收稿日期: 2025-05-29

修回日期: 2025-11-19

采用日期: 2025-11-26

资助项目: 忻州市科技计划项目“忻州市黄河流域国土空间生态修复关键区域识别技术研究”(20240302)

第一作者: 崔君(1993—), 女(汉族), 山西省太原市人, 硕士, 工程师, 主要从事国土空间生态修复规划和水土保持等方面的研究。Email: cuijun@wiece.org。

通信作者: 王晓军(1968—), 男(汉族), 山西省太原市人, 博士, 副教授, 主要从事国土空间规划与生态规划等方面的研究。Email: xjwang@sxu.edu.cn。

total of 14 ecological sources were identified, with a total area of 1 192.53 km², showing a spatial distribution pattern of relative concentration in the southwest and dispersion in the east. ② A total of 27 ecological corridors were extracted, with a total length of 260.73 km. Additionally, 35 ecological pinch points were extracted, covering 2.71 km². 23 ecological barrier points were identified, occupying 31.82 km². The ecological corridors were concentrated in the central and western regions but dispersed in the northeast. The ecological pinch points and barrier points were scattered along the corridors connecting the ecological sources. ③ The constructed ecological network had an alpha index (circuitry) of 0.71, a beta index (line-point ratio) of 2.08, and a gamma index (connectivity) of 0.82, indicating that the ecological network possessed a complex structure, good connectivity, and strong stability. [Conclusion] The ecological network constructed based on the evaluation of ecosystem services and ecological sensitivity is accurate and feasible, and it can effectively identify key areas for ecological restoration. The overall strategy for ecological restoration of ecological corridors at the local scale should be ‘protecting ecological sources, restoring ecological pinch points, and removing ecological barriers.’

Keywords: Yunzhong-Xizhou mountains ecological corridor; ecosystem service functions; ecological sensitivity; ecological network

近年来,随着经济社会的高速发展和人类活动干扰强度的持续增加,生物栖息地斑块化程度加剧,生境孤岛化、破碎化现象日趋严重,生态连通性显著降低,严重制约生物多样性维护和可持续发展^[1]。生态网络^[2]是由具有优质生态功能的核心斑块及与之相连的生态廊道组成的网络,通过恢复并持续维护生态网络中的生态要素^[3],能够有效保护因环境破碎化而面临威胁的生物多样性,显著改善区域生态空间的碎片化现象并提升栖息地的整体质量。因此,构建生态网络对于促进生态系统中物质循环、能量流动和信息传递等过程的顺畅进行具有重要意义,可以有效增强生态系统的稳定性。

生态廊道作为生态网络中的关键生态要素和重要通道,通常可分为局地、景观、区域3种尺度^[4]。目前相关研究大多聚集在区域尺度上的生态廊道提取或以特定单一物种进行生态廊道设计和修复,其中最为广泛使用的是源地-阻力面-廊道的研究方法^[5],即结合生态系统服务价值、形态学空间格局分析(MSPA)^[6]和Invest模型等^[7]识别生态源地,借助“电路理论”^[8]提取生态廊道。然而,生态廊道提取完成后,如何在局地尺度上对其内部分类制定并实施差异化的生态修复策略,目前仍缺乏系统性的指导方法。因此,本研究基于生态系统服务功能和生态敏感性评价结果进行MSPA分析,综合多方影响因素识别生态源地,提取生态廊道并构建生态网络,精确识别生态廊道内部需要重点关注的生态脆弱区域,并为分类制定生态修复策略提供依据,提升生态廊道的修复可操作性和有效性。

云中山-系舟山生态廊道^[9]是山西省生态网络中连接太行山与吕梁山两大纵向生态屏障之间的关键

纽带,内部生态环境错综复杂,在生物多样性维护、水源涵养等方面发挥重要作用,同时也存在人类活动干扰频繁、生境破碎化加剧等问题。本研究以云中山-系舟山生态廊道为研究对象,通过生态系统服务功能和生态敏感性评价,结合形态学空间格局分析方法,模拟构建生态网络并对其结构进行评价,为制定局地尺度下生态廊道的生态修复策略提供空间指引和科学指导。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

云中山-系舟山生态廊道位于山西省北部(111°59′—113°09′E, 37°56′—38°29′N),由西部的云中山和东部的系舟山相连而成,总面积4 253.66 km²,行政区划上涉及太原市阳曲县、古交市北部、娄烦县东北部和忻州市定襄县西南部、忻府区南部和静乐县南部等地(图1)。研究区地势整体呈东西两侧高耸、中部低洼的特点,起伏明显,沟壑交错;土地利用类型以林地、草地、耕地为主;野生动植物资源丰富,生态系统多样。云中山-系舟山生态廊道是山西省构建的“两纵五横”生态廊道建设布局中连接太行山和吕梁山两大生态屏障的关键纽带,对于增强生态系统的连通性和促进生物多样性保护具有重要意义,已被列入山西省国土空间生态修复重点任务与工程。

1.2 数据来源

本研究采用的数据主要包括土地利用、数字高程、年降水量、蒸散发、土壤、植被净初级生产力、自然保护区、河流、道路和居民点等相关数据,数据来源见表1。



图1 云中山-系舟山概况

Fig.1 Overview in Yunzhong-Xizhou mountains area

2 研究方法

采用源地-阻力面-廊道研究框架,首先开展研究区生态系统服务和生态敏感性评价,对评价结果进行形态学空间格局(MSPA模型)分析后识别生态源地;综合考虑高程、坡度、土地利用类型、

NDVI、距河流距离、距道路距离和距居民点距离、距采矿业距离等因素构建生态阻力面;通过电路理论模拟分析后提取生态廊道,识别生态节点,构建研究区生态网络并对其结构进行评价,提出分类生态修复策略。

2.1 生态源地识别

对研究区生态系统服务功能进行评估,采用自然断点法对评估结果划分等级,将其分为极重要区域、重要区域和一般重要区域,再将4项生态系统服务功能评价结果叠加后归一化处理得到综合评价结果。

2.1.1 生态系统服务功能评价

基于研究区自然地理环境和以往研究成果^[10-11],选取生境质量、水源涵养、水土保持和生物多样性4类生态系统服务功能建立评价体系,并采用多因子加权法对生态系统综合服务功能重要性进行分析和评估。

表1 数据来源

Table 1 Data sources

数据类型	精度	年份	数据来源
土地利用数据	矢量数据	2023	第三次全国国土调查数据库
数字高程数据	栅格数据(30 m)	—	地理空间数据云(http://www.gscloud.cn)
气象数据(降水、气温)	栅格数据(30 m)	2023	国家地球系统科学数据中心(http://www.geodata.cn/)
蒸散发数据	栅格数据(500 m)	2023	国家地球系统科学数据中心(http://www.geodata.cn/)
土壤数据	栅格数据(1 000 m)	2023	世界土壤数据库(HWSD)的数据集(http://bdc.casnw.net)
归一化植被指数(NDVI)	栅格数据(30 m)	2023	Google Earth Engine(https://earthengine.google.com/)
净初级生产力(NPP)	栅格数据(500 m)	2023	中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn)
自然保护区数据	矢量数据	2023	山西省自然保护地整合优化方案
河流水系数据	矢量数据	—	中国国家地质科学数据中心平台(http://www.ngcc.cn)
道路交通数据	矢量数据	2023	Open Street Map平台(http://www.openstreetmap.org)
居民点数据	栅格数据(1 000 m)	2020	中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn)

(1) 生境质量重要性评价。生境是生物繁衍生存的必要先决条件,生境质量则反映了环境为生物提供适宜生存条件的能力,其优劣直接影响生物多样性水平^[12]。本研究基于研究区土地利用情况,选取人为干扰较为严重的耕地和建设用地作为生态系统威胁源^[13-14],采用InVEST模型的生境质量模块进行评价。计算公式如下:

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

式中: Q_{xj} 是j类土地x栅格单元所代表的生境质量; H_j 是j类土地的生境适宜度; D_{xj} 是栅格单元x在j中的威胁级别; K 是半饱和参数,设为0.5; z 是归一化常数,一般取固定值2.5。

(2) 水源涵养重要性评价。水源涵养是生态系统通过其自身特殊结构对降水进行截流、渗透和蓄积等作用来实现对水循环的调控^[15]。本研究采用InVEST模型中年产水量模块,利用水量平衡原理估算产水量并以此来表征研究区水源涵养功能。计算公式如下:

$$Y_{xj} = \left(1 - \frac{A_{xj}}{P_x} \right) \times P_x \quad (2)$$

式中: Y_{xj} 是栅格单元x中j类土地的年产水量; A_{xj} 表示的是栅格单元x中j类土地的年实际蒸散量; P_x 是栅格单元x的年降水量;以上单位均为mm。

(3) 水土保持重要性评价。水土流失是流水造成的土壤侵蚀而导致的生态系统结构和过程的减

少^[16]。本研究采用 InVEST 模型中的泥沙输移比模块对土壤侵蚀量进行量化,再将土壤潜在侵蚀量与土壤实际侵蚀量作差得到水土保持量^[17-18]。

土壤潜在侵蚀量计算公式如下:

$$RKLS_x = R_x \times K_x \times LS_x \quad (3)$$

式中:RKLS_x是栅格 x 的土壤侵蚀量;R_x是栅格 x 的降雨侵蚀力因子;K_x是栅格 x 的土壤可蚀性因子,LS_x是坡度-坡长因子。

土壤实际侵蚀量计算公式如下:

$$USLE_x = R_x \times K_x \times LS_x \times C_x \times P_x \quad (4)$$

式中:USLE_x是栅格 x 的土壤实际侵蚀量;R_x,K_x,LS_x含义同(3)式;C_x是栅格 x 的植被经营管理因子;P_x是栅格 x 的土壤保持措施因子。

(4)生物多样性重要性评价。目前国内外对生物多样性的评价普遍分为模型法和 NPP 定量指标评价法^[19]两种,其中 NPP 评价法因其所需参数因子较少且获取简单,计算公式也相对容易从而得到了广泛应用,具体计算公式如下:

$$S_{bio} = NPP_{mean} \times F_{pre} \times F_{tem} \times (1 - F_{alt}) \quad (5)$$

式中:S_{bio}为生物多样性维护功能指数;NPP_{mean}为多年植被净初级生产力平均值(g/m²·a,以 C 计);F_{pre}为年平均降水量(mm);F_{tem}为年平均气温(°C);F_{alt}为海拔(m)。

2.1.2 生态敏感性评价

生态敏感性是自然环境受到生态系统自身内部结构的变动或受到外界干扰后所能够做出的反应程度,体现了生态系统的稳定性与抗风险能力。本研究基于研究区生态环境特征和人类活动影响,参考已有研究成果,选择土地利用类型、土壤侵蚀强度、植被覆盖度、水域缓冲区、自然保护区 5 个敏感因子(表 2)进行生态敏感性评价。根据相关研究成果,将生态敏感性分为极低敏感、低敏感、中敏感、高敏感和极高敏感 5 个等级^[20],并根据评价因子的重要程度合理确定权重。采用 ArcGIS 的重分类工具将各类评价因子分级后利用 ArcGIS 中空间分析和加权叠加工具得到生态敏感性的空间分布。

2.1.3 形态学空间格局分析

形态学空间格局分析方法(MSPA)是一种基于数学方法的操作序列,把栅格图像分为核心区、孤岛、孔隙、边缘区、桥接区、环岛和支线 7 类景观^[21]。本研究基于生态系统服务功能和生态敏感性评估结果,将极重要、重要区域和极高敏感、高敏感区域作为 MSPA 模型的前景分析数据,将一般重要区域和中度敏感区域作为其背景分析数据,利用 Guidos 软件进行 MSPA 分析后得到 7 类景观,并将生态环境良好的核心区作为备选生态源,剔除掉面积小且零散分布的斑块后得到最终源地。

表 2 生态敏感性评价因子的分类与权重

Table 2 Classification and weights of ecological sensitivity evaluation factors

评价因子	生态敏感性分级					权重
	极低敏感	低敏感	中敏感	高敏感	极高敏感	
土地利用类型	建设用地、未利用地	耕地	园地	草地、水域	林地	0.447
土壤侵蚀强度	≤0.006	0.006~0.012	0.006~0.012	0.015~0.017	≥0.017	0.090
植被覆盖度	≤0.4	0.4~0.5	0.5~0.6	0.6~0.7	≥0.7	0.253
水域缓冲区	≥4 500	2 000~4 500	1 000~2 000	500~1 000	≤500	0.056
自然保护区	≥8 000	5 000~8 000	2 000~5 000	500~2 000	≤500	0.154
分值	1	2	3	4	5	

2.2 生态阻力面构建

物种在生态斑块间迁移过程中受到的空间阻力是不同的。最小累积阻力模型(MCR)可以通过模拟构建的生态阻力面来提取物种在克服阻力条件下的移动路径^[22],实现对物种迁移难易程度的量化。根据相关文献研究成果和研究区的自然地理特征,本研究选取高程、坡度、土地利用类型、NDVI、距河流距离、距道路距离、距居民点距离和距采矿区距离共 8 类生态阻力因子构成阻力体系,高程、坡度和 NDVI 采用自然断点法分类,土地利用类型参考相关研究成果

分类,其余因子则是采用多环缓冲区工具进行分类。采用熵权法对各类指标赋值,并根据阻力因子的相对重要程度确定权重(表 3),再使用 ArcGIS 空间分析方法进行多因子加权叠加,得到综合阻力面。

2.3 生态网络构建

2.3.1 生态廊道提取

生物在迁移过程中的路径选择呈现一定的随机性,这与电路中电荷的随机游走行为相似;而生物在迁移过程中会遇到不同类型的景观并对迁移构成不同程度的阻力,这些阻力类似电路中的电阻,对电流的流动

起到了一定的阻碍作用。因此可以将电路理论引入生物迁移通道的计算,将不同景观类型概化为电阻^[23]。本研究采用 Linkage Mapper 中的 Linkage Pathways Tool 工具对研究区内的生态廊道进行提取。

表 3 生态阻力因子分级赋值标准及权重

Table 3 Grading assignment standards and weights of ecological resistance factors

生态阻力因子	分级	阻力赋值	权重
高程/m	700~1 000	1	0.052 8
	1 000~1 200	2	
	1 200~1 400	3	
	1 400~1 600	4	
	1 600~2 076	5	
坡度/(°)	0~7	1	0.035 1
	7~14	2	
	14~22	3	
	22~32	4	
	>32	5	
土地利用类型	林地、水域	1	0.221 1
	草地	2	
	耕地	3	
	建设用地 未利用地	4 5	
NDVI	>0.72	1	0.313 7
	0.64~0.72	2	
	0.57~0.64	3	
	0.49~0.57	4	
距河流距离/m	<0.49	5	0.024 2
	<500	1	
	500~1 000	2	
	1 000~2 000	3	
距道路距离/m	2 000~4 500	4	0.078 8
	>4 500	5	
	>2 500	1	
	1 500~2 500	2	
距居民点距离/m	1 000~1 500	3	0.114 7
	500~1 000	4	
	<500	5	
	>2 000	1	
距采矿区距离/m	1 000~2 000	2	0.159 6
	500~1 000	3	
	250~500	4	
	<250	5	

2.3.2 生态夹点识别

生态夹点是生态廊道中物质和信息流动的关键位置^[24],具有不可替代性和重要性,一旦这些区域生态环境出现退化很有可能会导致整个生态系统连通度降低。本研究采用 LinkageMapper 工具中 PinchpointMapper 模块,并选用多对一分析模式来识别生态夹点。

2.3.3 生态障碍点识别

生态障碍点是阻碍生态系统中重要生境斑块间生态流动的关键区域^[25]。在某些情况下,生态障碍点可以通过适当的修复和改造转变为生态夹点,因此对生态障碍点的识别和修复对于生态系统的连通性至关重要。本研究采用 LinkageMapper 工具中 Barrier Mapper 模块设置多个不同的搜索半径^[26],通过移动窗口法识别障碍点,并计算去除障碍区域后的电流值,以累积电流恢复值的大小来反映物种在流动中受到的空间阻力;累积恢复值越大,代表物种在此区域迁移受到的空间阻力越大;反之,说明受到的空间阻力越小。

2.4 生态网络结构评价

本研究采用网络分析法,通过计算网络闭合度 α 指数、线点率 β 指数以及网络连接度 γ 指数对生态网络结构的连接性与复杂性进行评估^[27]。其中, α 指数代表网络中回路出现的程度,其数值越大,意味着该网络中的物质循环与流通更为顺畅,体现了网络结构的优化与高效。 β 指数代表聚焦于每个节点所对应的连线数量,当 $\beta < 1$ 时,表明网络结构呈现树状形态,节点间的连接相对简单; $\beta = 1$ 时,网络呈现单一回路的结构,节点间的连接关系较为固定;当 $\beta > 1$ 时,显示网络连接具有复杂性,每个节点连接的线更多,网络结构也更为复杂。 γ 指数用于衡量网络中节点的连接程度, γ 值越大,说明节点间的连接程度越高,网络的整体连通性越强^[28]。计算公式如下:

$$\alpha = \frac{l - v + 1}{2v - 5} \quad (6)$$

$$\beta = \frac{l}{v} \quad (7)$$

$$\gamma = \frac{l}{3(v - 2)} \quad (8)$$

式中: l 为廊道数; v 为节点数。

3 结果与分析

3.1 生态源地识别

研究结果(图 2)表明,研究区生态系统服务功能空间分布整体呈现中西部高东部低的趋势,极重要

区域面积占总面积的 26.83%,呈块状广泛分布于中西部地区,综合生态系统服务功能最强;重要区域面积占比为 45.31%,分散分布于东、西两侧的山地区域;一般重要区域面积占比为 27.85%,集中分布于中部偏东地区。

由图 3 可以看出,生态敏感性总体呈现空间异质性特征,极高敏感区域面积占研究区总面积的

1.68%,大部分集中分布在研究区的中部偏西南地区;高度敏感区域面积占比为 40.1%,呈中部和东部集中、西部零散分布;中度敏感区面积占比 33.47%,呈东、西局部集中、总体零散分布;低度敏感区和极低敏感区面积占比分别为 24.05% 和 0.7%,大多数集中分布于研究区东北部,中、西部也有零散分布。

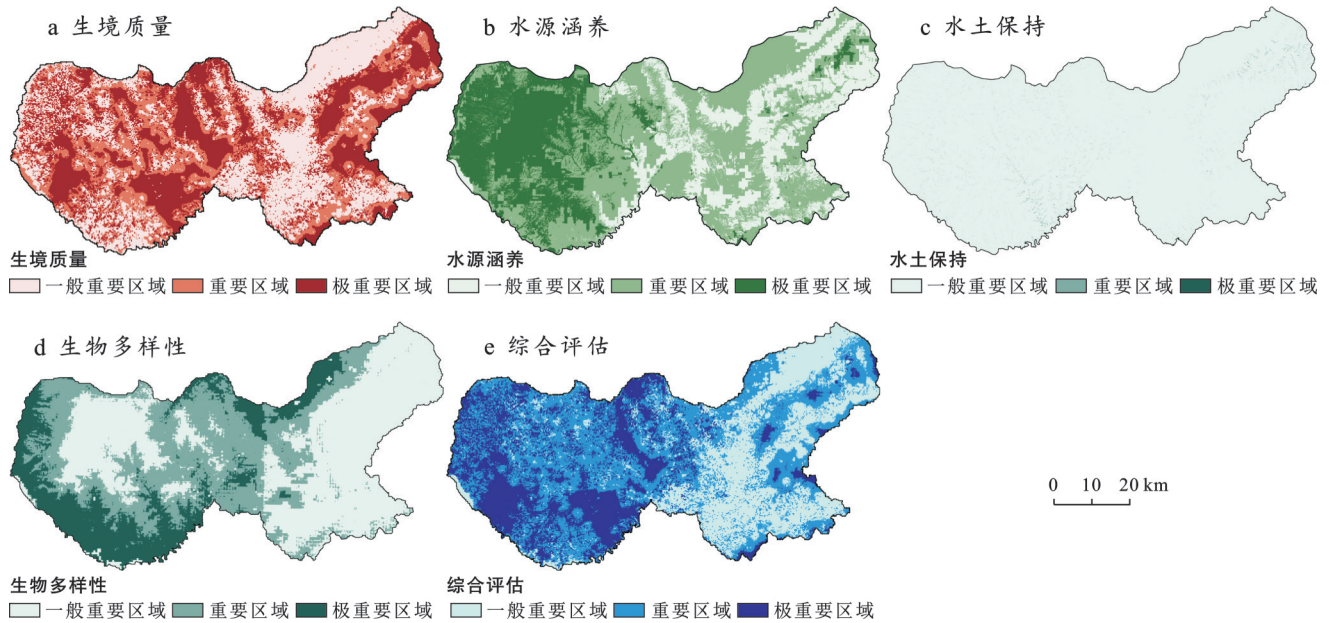


图 2 云中山-系中山单项及综合生态系统服务功能重要性

Fig.2 Importance of individual and integrated ecosystem service functions in Yunzhong-Xizhou mountains area

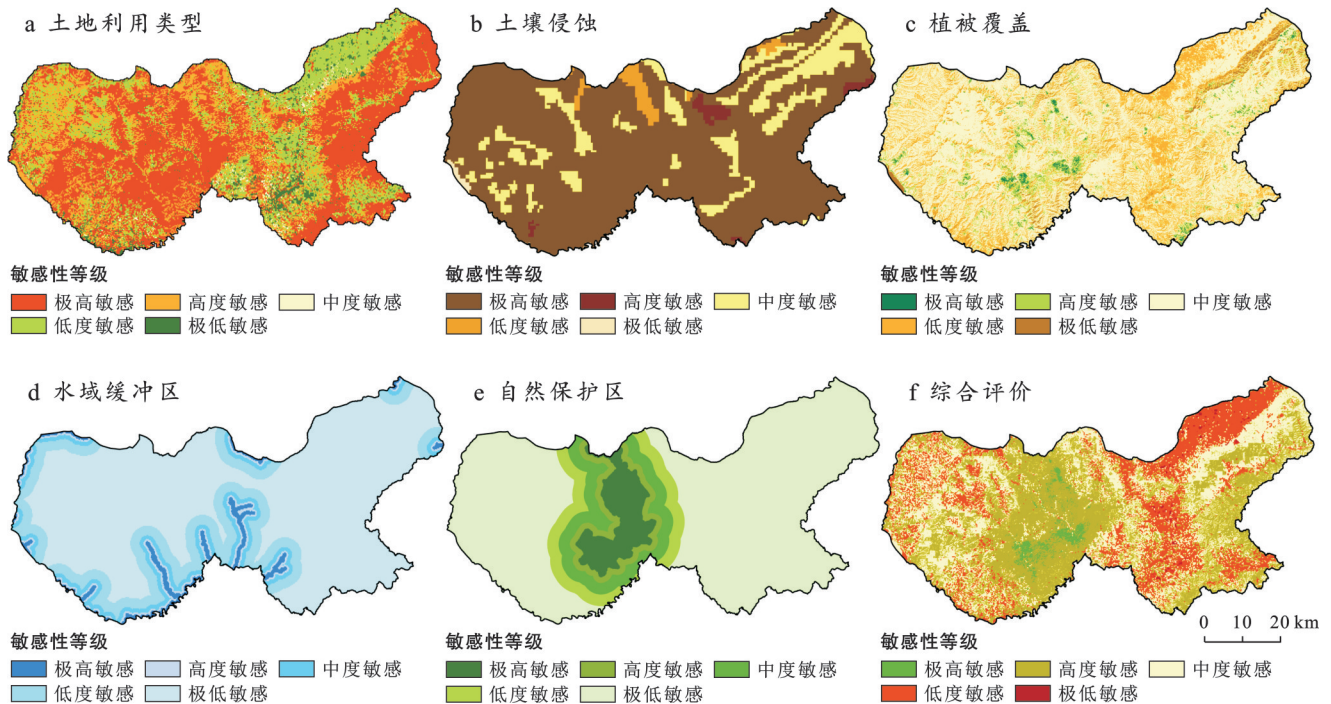


图 3 云中山-系中山单因子及综合生态敏感性评价

Fig.3 Evaluation of single factors and comprehensive ecological sensitivity in Yunzhong-Xizhou mountains area

基于上述评价结果,通过MSPA分析后选择景观连通性好、生态系统结构稳定的核心斑块作为备选生态源地,通过设置最小面积阈值(10 km²),剔除碎小分散斑块,最终共识别到14个生态源地,面积为1 192.53 km²,占研究区总面积的28.04%,总体呈现西南部相对集中、东部分散的分布格局(图4)。

由图4可以看出,研究区源地主要分布于古交市北部、娄烦县东北部、静乐县南部以及阳曲县。其中,古交市北部和娄烦县东北部源地数量少但斑块面积较大,连通性较好,生态功能也较为完整;静乐县南部和阳曲县生态源地数量多但斑块面积小,连通性较差。整体看,生态源地东西斑块之间距离较远,不利于物种迁徙及能量和物质交换,容易受到威胁,是需要重点加强保护的地区。

3.2 生态阻力面构建

研究结果表明,研究区平均阻力为1.875,生态阻力面大,多呈碎片化分布,与研究区土地利用现状较为相似(图5)。阻力高的区域主要集中于研究区中

部和东北部地势平坦区域,土地利用方式以耕地和城镇建设用地为主,林地、草地分布占比较少,区域内交通条件良好,是人类生存和活动的主要空间。阻力低的区域集中分布于研究区西部和东部地区,区域内土地利用方式以林地、草地为主,主要交通干线和人类活动较少,生境质量良好,是适宜动植物生存的主要区域。

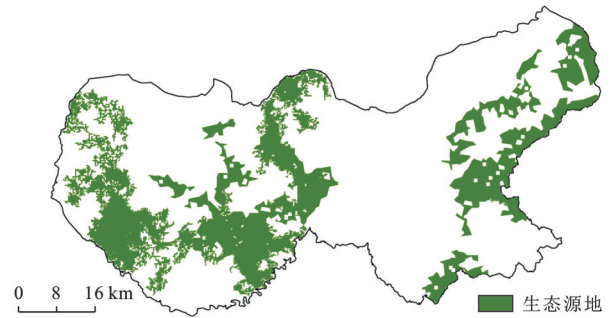


图4 云中山-系中山生态源地分布
Fig.4 Distribution of ecological sources in Yunzhong-Xizhou mountains

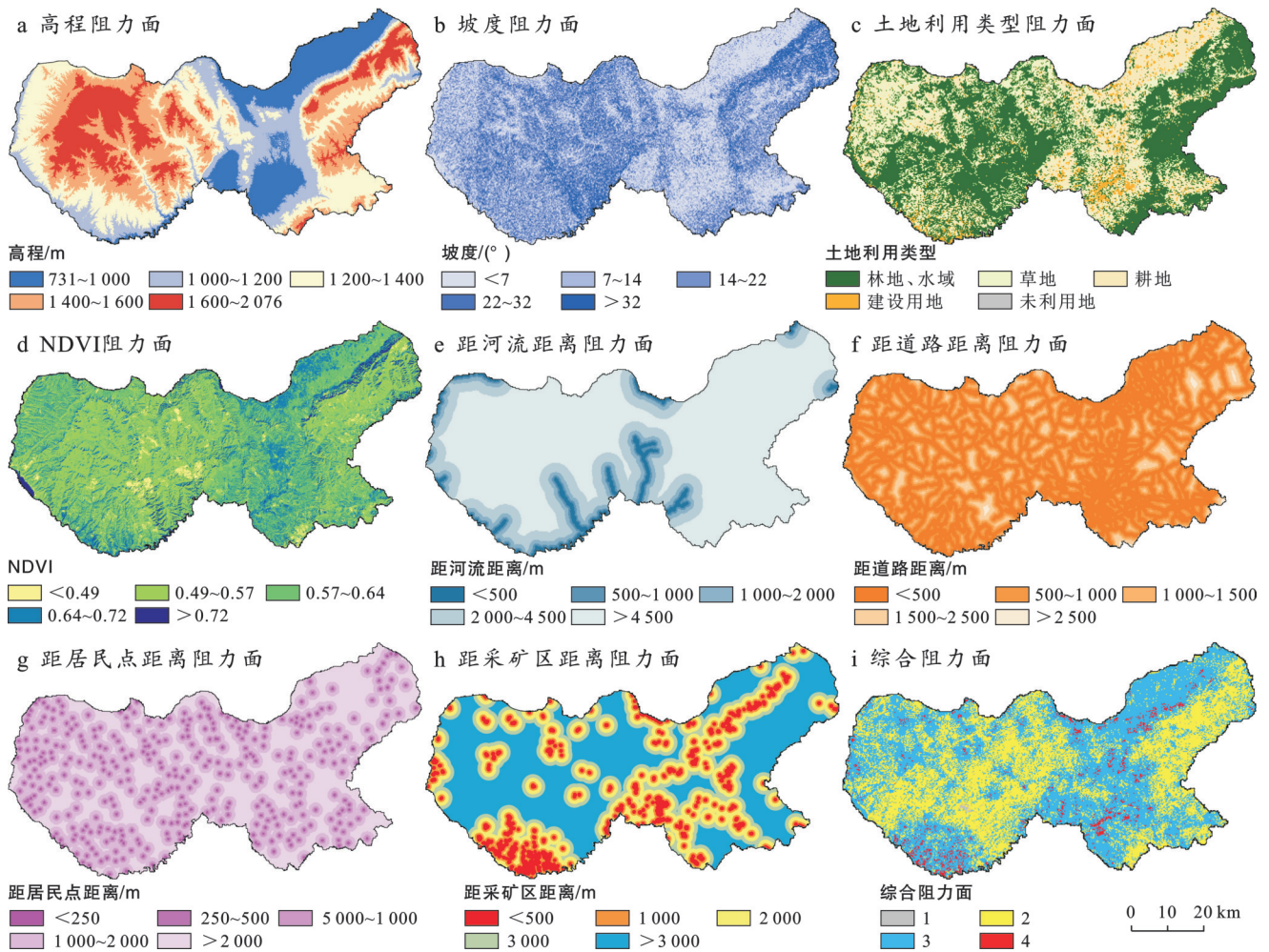


图5 云中山-系中山生态阻力面

Fig.5 Ecological resistance surfaces in Yunzhong-Xizhou mountains

3.3 生态网络构建

3.3.1 生态廊道提取

采用电路理论提取生态廊道能,实现对物种迁徙流动的多种路径的模拟。通过成本加权距离与最小耗费路径长度之比对廊道的重要等级进行划分,该比值越大,说明物种通过此路径受到的阻力越大,即该廊道连通性越差^[29]。基于MCR模型并借助Linkage Mapper工具共提取到27条潜在生态廊道(图6),总长度260.73 km。其中,关键廊道6条,总长度29.09 km,占11.16%;重要廊道8条,总长度69.36 km,占比26.60%;一般廊道13条,总长度162.28 km,占比62.24%。这些廊道在地理分布上呈现一定的聚集特征,主要集中分布在研究区的西部云中山和中部区域,是生态网络的关键组成部分;同时,在研究区东北部有少量但重要廊道的分布,这也体现了生态廊道在局地尺度上广泛覆盖又相互关联的特征。值得注意的是,在研究区中部提取的廊道基本沿乡镇边界延伸,既避免了过度的人类活动干扰,又确保了生态流动的连续性和有效性。

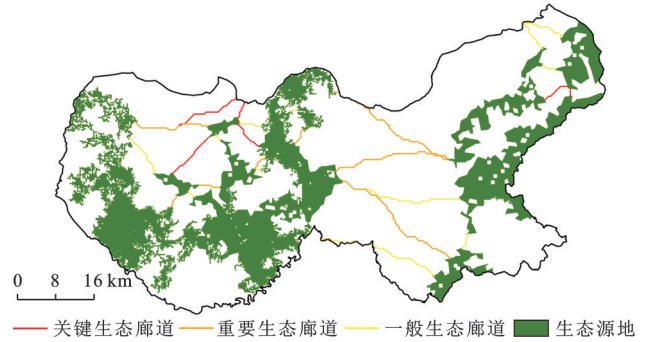


图6 云中山-系中山生态廊道

Fig.6 Ecological corridors in Yunzhong-Xizhou mountains

3.3.2 生态夹点识别

采用PinchpointMapper模块得到研究区的电流密度分布,成功识别出35个生态夹点(图7)。生态夹点所覆盖的总面积为2.71 km²,主要集中在研究区两侧的山地区域,并且紧邻牧马河、杨兴河等大型河流,林地、草地景观类型分布较多,生态源地面积较大,物种迁徙通过时受到的生态阻力相对较小,在生态保护中应视为优先保护区域。

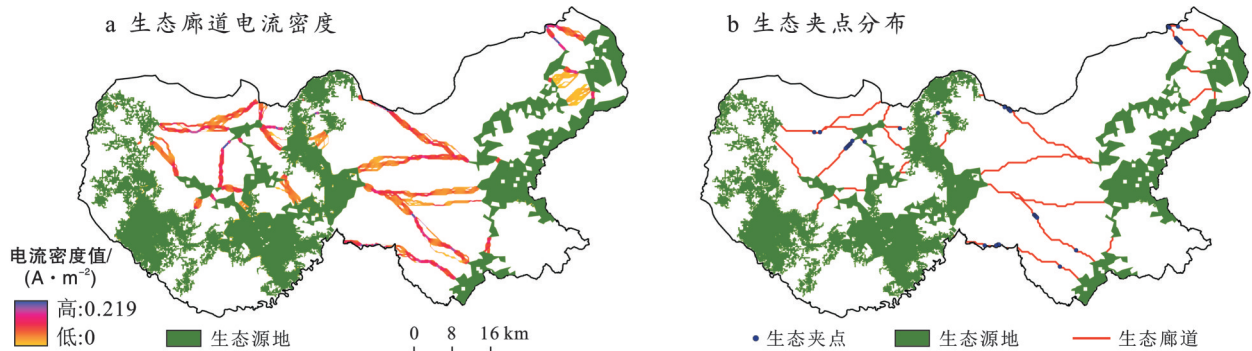


图7 云中山-系中山生态廊道电流密度及生态夹点分布

Fig.7 Current density and pinch point distribution in ecological corridors in Yunzhong-Xizhou mountains

3.3.3 生态障碍点识别

本研究借助Barrier Mapper工具设置了50, 100, 150, 200, 250和300 m 6个搜索半径(图8),识别出23个生态障碍点,覆盖总面积为31.82 km²。从图9可以看出,生态障碍点集中分布在研究区中部平原区,土地利用类型以耕地为主,人类活动干扰大,水土流失问题严重,生态环境敏感,对物种的生存环境构成威胁并阻碍了物种在源地之间的流通。重点提升该区的生态环境质量,能够有效降低生态阻力,改善生态源地之间的景观流通性。

3.4 生态网络结构评价

研究区27条生态廊道连接14个生态源地,并识别出35个生态夹点和23个生态障碍点,共同构建了生态网络。经计算,生态网络闭合度 α 为0.71,表明该网络中存在较多环路,整体结构相对复杂,有利于

物种的迁移和生态过程的进行,反映了研究区在维持生态系统连通性和稳定性方面的潜力;线点率 β 为2.08,说明该网络具有相对较高的连通性和复杂性,生态系统的抗风险能力和恢复力较好;网络连接度为 γ 为0.82,表明该网络结构较为完善,有利于物种在网络中的迁移和扩散,在促进基因交流和保护生物多样性方面发挥重要作用。总体而言,本研究模拟构建的生态网络结构复杂、连通性较好、稳定性较强,但东西向网络化程度低,需要进一步优化。

3.5 生态网络优化

研究区由于长期受到采矿、农业等人为活动的干扰,内部栖息地逐渐碎片化,而且在分析时发现,部分生态夹点与生态障碍点相互重叠,一方面证明了这些区域对生物流通非常重要,另一方面也说明此处的连通性有待加强。因此,基于生态保护与修

复的原则,在生态网络优化中,应“保护生态源地,修

型,实施综合生态修复策略,提升生态系统的连通性和稳定性。

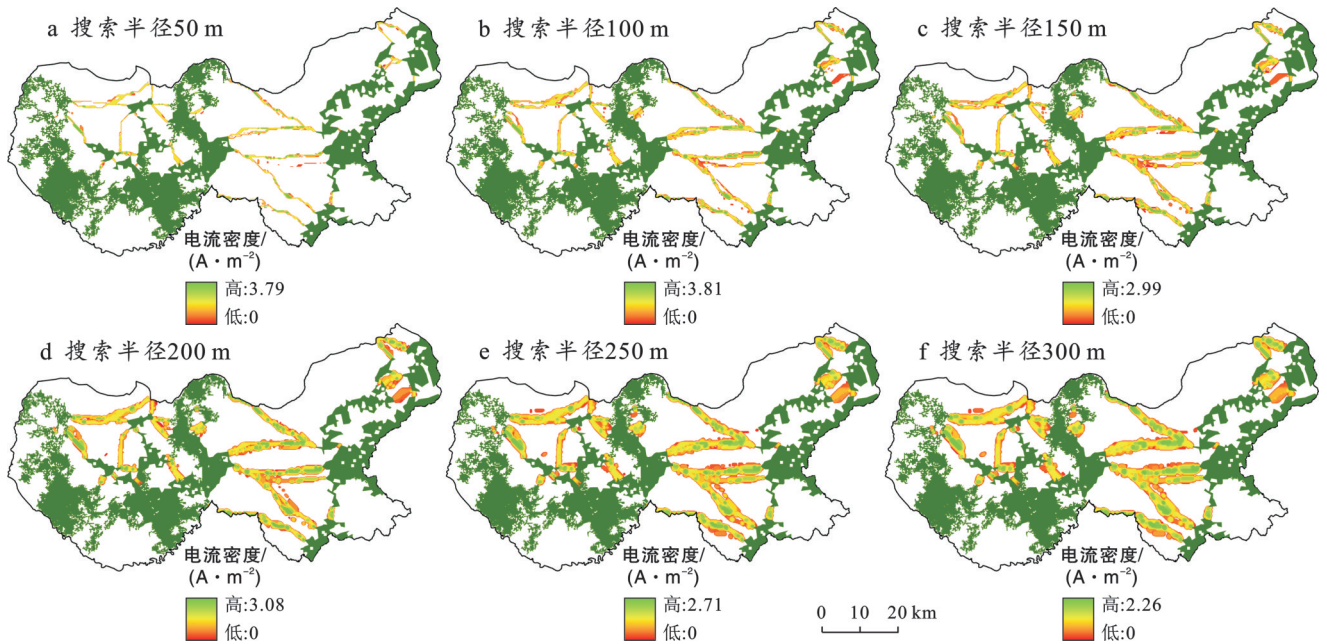


图 8 云中山-系中山不同搜索半径下的累积电流恢复值及生态障碍点分布
Fig.8 Cumulative current recovery values under different search radii and distribution of ecological barrier points in Yunzhong-Xizhou mountains

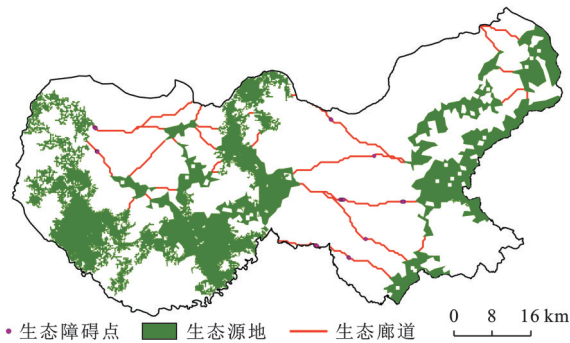


图 9 生态障碍点分布
Fig.9 Ecological barrier point distribution

3.5.1 保护生态源地

生态源地作为研究区内生态质量优越、连通性强且破碎程度低的重要地带,具有丰富的生物多样性和生态系统服务功能,总体状况较好且需要生态修复面积相对较小,故采取“保护为主”的修复策略,侧重保持其自然状态,通过实施定期的监测和管理,尽量避免因人为干扰或环境变化而导致的生态功能退化。在古交市北部、娄烦县东北部、静乐县南部以及阳曲县东西部地区,开展生态修复的首要任务是保护天然林,严禁任何形式的开发与开垦活动;在非天然林和退化林区域,优选乡土树种进行补植,扩大林地面积,种植模式优选混交林。通过以上措施,为生物群落提供更多生存栖息的空间,增加林分结构

的层次与物种多样性,提升森林生态系统的稳定性和抗病虫害能力。

3.5.2 修复生态夹点

生态夹点宜采取保护为主、修复为辅的修复策略。研究区两侧山地以及紧邻牧马河、杨兴河等大型河流的区域,现状为林地和草地的要持续加强保护,改善区域生态环境,为物种的畅通流动提供良好的空间;现状为耕地的应通过农林混作模式或建设缓冲林带等措施,减少该地区的生态阻力,提高区域景观连通性;水域用地要注意水环境的生态治理和污染防治,维护水域功能整体的稳定性,打造优质的绿色空间。

3.5.3 打通生态障碍点

生态障碍点以耕地和建设用地等人类活动频繁的区域为主,宜采用修复为主,保护并重的建设策略。研究区中部平原地带以耕地为主,要注重山水林田的综合治理,合理选择植被、耕作方式和治理工程。永久基本农田以外的耕地,应建设生态走廊以提供物种迁移缓冲带。同时,需综合防治土壤污染,推广环境友好型农业,实施化肥和农药减量增效行动,最大限度地降低对土壤、水源及生物多样性的不利影响。采矿用地要采取植被恢复、土地复垦和水土保持等措施,同时加强生态环境监测与评估。人类活动聚集区可通过建设小型公园、绿化带或生态湿地以及在道路交会处等关键阻隔点建设生态隧

道、涵洞或天桥,从而为物种的迁移与基因流提供连续的物理通道。

4 结论与讨论

4.1 结论

(1) 研究区生态系统服务功能极重要区呈块状广泛分布于中西部地区;重要区零散分布于东、西两侧的山地区域;一般重要区集中分布于中部偏东地区。空间分布整体呈现中西部高,东部低的格局。

(2) 研究区生态敏感性具有空间异质性特征。极高敏感区集中分布在中部偏西南地区,高度敏感区集中分布在中部和东部、零散分布于西部,中度敏感区呈整体分散而东、西局部较为集中的分布格局,低度敏感区和极低敏感区大多集中分布于东北部,中、西部也有零散分布。

(3) 研究区共识别出生态源地 14 个,生态廊道 27 条,生态夹点 35 个,生态障碍点 23 个。其中,关键廊道 6 条,总长为 29.09 km;重要廊道 8 条,总长为 69.36 km;一般廊道 13 条,总长为 162.28 km;生态廊道多分布于西部云中山和中部区域,东北部也有少量分布。

(4) 构建的生态网络呈现西南部相对集中、东部分散的格局,闭合度为 0.71,线点率为 2.08,网络连接度为 0.82。生态网络整体结构复杂,连通性较好,稳定性强,但东西向之间网络连通性较低,亟待优化。

(5) 保护生态源地、修复生态夹点与打通生态障碍点可作为局地尺度下生态廊道的生态修复总体策略。对研究区实施分区分类治理,修复后的云中山-系舟山生态廊道结构与功能得到明显改善,整体连通性有效提升。

4.2 讨论

本研究通过对研究区的生态系统服务功能和生态敏感性进行评估,并采用形态空间学分析方法识别生态源地,弥补了以往识别方法单一的不足;通过评估和识别结果的相互印证,提升了源地识别的可靠性;对生态网络进行结构性评价,用量化结果验证了构建网络的合理性和有效性。研究以提升生态系统连通性和稳定性为目标构建生态网络,有效识别出需要进一步加强生态保护修复的脆弱地区,并提出相应的优化方案,为局地尺度下生态廊道开展生态保护和修复提供了一定参考。

需要指出的是,本研究仍存在一定的局限性。

①为确保评价体系的系统性与代表性,本研究在生态系统服务功能和生态敏感性评价中纳入了多项评价因子,但是部分因子间可能存在共线性问题,从而

导致评价体系在信息覆盖上存在局限。在后续研究中应进一步完善评价因子的选取和确定,提高评价的全面性和准确性。②在生态阻力面构建过程中,阻力因子选取、阻力赋值以及各阻力因子权重分配,均对最终生态网络的精度产生影响。目前,国内外尚未形成统一的生态阻力评价标准体系,阻力因子的选择仍多依赖于专家经验或已有科学研究成果,阻力赋值与权重分配也缺乏充分的环境适应性验证与空间异质性考量,导致该方法具有一定的主观性和不确定性。未来研究应更充分考虑区域自然地理环境的差异性,因地制宜地选择阻力因子,科学确定阻力因子的赋值方案与权重配置,并持续对生态阻力面进行区域化校准与优化,提高生态网络的准确性与可靠性。

参考文献(References)

- [1] 应凌霄,孔令桥,肖燧,等.生态安全及其评价方法研究进展[J].生态学报,2022,42(5):1679-1692.
Ying Lingxiao, Kong Lingqiao, Xiao Yi, et al. The research progress and prospect of ecological security and its assessing approaches [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022,42(5):1679-1692.
- [2] 孔凡斌,段淑慧,徐彩瑶.基于生态系统服务和生态敏感性的生态安全格局构建:以钱塘江流域为例[J].生态学报,2024,44(24):11359-11374.
Kong Fanbin, Duan Shuhui, Xu Caiyao. The construction of ecological security pattern based on ecosystem services and ecological sensitivity: A case study of the Qiantang River basin [J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44 (24):11359-11374.
- [3] 李振亚,魏伟,周亮,等.中国陆地生态敏感性时空演变特征[J].地理学报,2022,77(1):150-163.
Li Zhenya, Wei Wei, Zhou Liang, et al. Spatio-temporal evolution characteristics of terrestrial ecological sensitivity in China [J]. Acta Geographica Sinica, 2022, 77 (1) : 150-163.
- [4] Jongman R H G, Bouwma I M, Griffioen A, et al. The pan European ecological network: PEEN [J]. Landscape Ecology, 2011,26(3):311-326.
- [5] 薛强,路路,牛韧,等.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[J].生态学报,2021,41(22):9050-9063.
Xue Qiang, Lu Lu, Niu Ren, et al. Identification and restoration of key areas of ecological security pattern based on sensitivity to geological disasters: A case study of Jinan City [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021,41(22) : 9050-9063.
- [6] 李倩瑜,唐立娜,邱全毅,等.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[J].生态学报,2024,44(6):2284-2294.
- Li Qianyu, Tang Lina, Qiu Quanyi, et al. Construction of urban ecological security pattern based on MSPA and MCR Model: A case study of Xiamen [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2024,44(6):2284-2294.
- [7] 李治明,张国飞,邢捷,等.基于MSPA-InVEST模型的陇南市生态安全格局时空演变[J].干旱区研究,2025,42(6):1103-1113.
- Li Zhiming, Zhang Guofei, Xing Jie, et al. Spatiotemporal evolution of the ecological security pattern in Longnan City based on the MSPA-InVEST model [J]. *Arid Zone Research*, 2025,42(6):1103-1113.
- [8] 赵隆莲,曹广超,闫欣,等.基于InVEST模型和电路理论的生态安全格局识别:以青海省海南藏族自治州为例[J].水土保持通报,2025,45(1):137-146.
- Zhao Longlian, Cao Guangchao, Yan Xin, et al. Ecological security pattern identification based on InVEST model and circuit theory: A case study at Hainan Zang Autonomous Prefecture, Qinghai Province [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2025,45(1):137-146.
- [9] 孟晋芝.“双碳”背景下山西省国土空间优化策略探索[J].华北自然资源,2024(1):70-73.
- Meng Jinzhi. Exploration of land spatial optimization strategy in Shanxi Province under the background of “double carbon” [J]. *Huabei Ziran Ziyuan*, 2024(1):70-73.
- [10] Yang Shengnan, Wang Xiaoyi, Hu Junhua. Mountain frog species losing out to climate change around the Sichuan basin [J]. *Science of the Total Environment*, 2022,806:150605.
- [11] 付扬军,师学义.基于小流域尺度的县域国土空间生态修复分区:以山西汾河上游为例[J].自然资源学报,2023,38(5):1225-1239.
- Fu Yangjun, Shi Xueyi. Ecological restoration zoning of county-level territorial space based on small watershed scale: A case study of the upper Fenhe River in Shanxi [J]. *Journal of Natural Resources*, 2023,38(5):1225-1239.
- [12] 张锦鑫,付航,傅宇钟,等.基于InVEST模型的西柳沟流域生境质量现状[J].水土保持学报,2025,39(4):331-341.
- Zhang Jinxin, Fu Hang, Fu Yuzhong, et al. Current status of habitat quality in Xiliugou basin based on InVEST model [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2025,39(4):331-341.
- [13] 刘孟竹,张红娟,王彦芳,等.基于土地利用的北方农牧交错带生境质量研究[J].水土保持研究,2021,28(3):156-162.
- Liu Mengzhu, Zhang Hongjuan, Wang Yanfang, et al. Characteristics of habitat quality in the agro-pastoral ecotone of northern China based on land uses [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2021,28(3):156-162.
- [14] 王晶,胡一,李鹏,等.治沟造地背景下延安市生境质量时空演变特征[J].生态学报,2022,42(23):9808-9819.
- Wang Jing, Hu Yi, Li Peng, et al. Spatial and temporal variations of habitat quality under the background of gully control and land consolidation in Yan'an, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022,42(23):9808-9819.
- [15] 吕彦莹,王晓婷,于新洋,等.山东省自然生态空间系统化识别与差异化管理研究[J].生态学报,2022,42(7):3010-3019.
- Lü Yanying, Wang Xiaoting, Yu Xinyang, et al. Systematic identification and differential control of natural ecological space in Shandong Province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022,42(7):3010-3019.
- [16] 张纹嘉,付勇勇,王晓军.基于生态系统服务价值评价的忻州市生态安全格局构建[J].水土保持研究,2023,30(4):355-364.
- Zhang Wenjia, Fu Yongyong, Wang Xiaojun. Construction of ecological security pattern in Xinzhou City based on evaluation of ecosystem service value [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2023,30(4):355-364.
- [17] 张薇,王凤春,万虹麟,等.基于InVEST模型的土壤保持服务时空变化及其影响因素分析:以密云水库上游流域河北张承地区为例[J].地球物理学进展,2022,37(6):2339-2350.
- Zhang Wei, Wang Fengchun, Wan Honglin, et al. Spatiotemporal variations and influencing factors of soil conservation service based on inVEST model: A case study of Miyun Reservoir upstream basin of Zhangcheng area in Hebei [J]. *Progress in Geophysics*, 2022,37(6):2339-2350.
- [18] 孙应龙,李娜,黄斌斌,等.2000—2019年黄土高原地区土壤保持时空变化及影响因素分析[J].水土保持研究,2022,29(6):290-297.
- Sun Yinglong, Li Na, Huang Binbin, et al. Analysis of temporal and spatial changes and influencing factors of soil conservation in the Loess Plateau from 2000 to 2019 [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2022,29(6):290-297.
- [19] 何颖,马松梅,张林,等.玛纳斯河流域NPP时空变化及其生物多样性维护功能重要性评价[J].生态学报,2023,43(11):4664-4673.
- He Ying, Ma Songmei, Zhang Lin, et al. Spatio-temporal change of net primary productivity and the evaluation of the importance of biodiversity maintenance functions in Manas River basin [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2023,43(11):4664-4673.
- [20] Wang Wei, Wang Haofei, Qian Xiaojin. Pattern evolution and spatial structure of ecological and construction security network of the Yangtze River economic belt in China [J]. *Environment, Development and Sustainability*

- ity, 2024:4664-4673.
- [21] 方云皓,赵丽元,窦碧莹,等.基于MSPA-CIRCUIT的长江中游城市群热环境网络识别与评价研究[J].生态环境学报,2023,32(7):1237-1248.
Fang Yunhao, Zhao Liyuan, Dou Biying, et al. Research on the identification and evaluation of thermal environment networks in urban agglomerations of the middle reaches of the Yangtze River based on MSPA-CIRCUIT [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2023,32(7):1237-1248.
- [22] 陈南南,康帅直,赵永华,等.基于MSPA和MCR模型的秦岭(陕西段)山地生态网络构建[J].应用生态学报,2021,32(5):1545-1553.
Chen Nannan, Kang Shuaizhi, Zhao Yonghua, et al. Construction of ecological network in Qinling Mountains of Shaanxi, China based on MSPA and MCR model [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2021, 32(5):1545-1553.
- [23] 李豪,吴明豪,詹芳芷,等.耦合Graphab-PLUS模型的生态网络动态评估框架:以北京市中心城区为例[J].北京林业大学学报,2025,47(1):95-105.
Li Hao, Wu Minghao, Zhan Fangzhi, et al. A dynamic assessment framework of ecological networks coupled with Graphab-PLUS model: A case study in the central area of Beijing [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2025,47(1):95-105.
- [24] 李权荃,金晓斌,张晓琳,等.基于景观生态学原理的生态网络构建方法比较与评价[J].生态学报,2023,43(4):1461-1473.
Li Quanquan, Jin Xiaobin, Zhang Xiaolin, et al. Comparison and evaluation of the ecological network construction method based on principles of landscape ecology [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(4):1461-1473.
- [25] 李航鹤,马腾辉,王坤,等.基于最小累积阻力模型(MCR)和空间主成分分析法(SPCA)的沛县北部生态安全格局构建研究[J].生态与农村环境学报,2020,36(8):1036-1045.
Li Hanghe, Ma Tenghui, Wang Kun, et al. Construction of ecological security pattern in northern Peixian based on MCR and SPCA [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020,36(8):1036-1045.
- [26] 李可璇,张蕾,李豪,等.基于MSPA模型和电路理论的晋西北国土空间生态修复关键区域识别[J].干旱区研究,2024,41(9):1593-1604.
Li Kexuan, Zhang Lei, Li Hao, et al. Identification of the key regions of spatial ecological restoration in the Northwest Shanxi based on the MSPA model and circuit theory [J]. Arid Zone Research, 2024,41(9):1593-1604.
- [27] 侯兰功,马澈,刘涛,等.川西农牧交错带生态网络构建与优化策略研究[J/OL].(2025-01-06).西安理工大学学报,2025:1-10. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/61.1294.N.20250103.1703.002.html>.
Hou Langong, Ma Che, Liu Tao, et al. Research on the construction of ecological network and optimisation strategy of the agricultural and pastoral intertwined zone in western Sichuan Province [J/OL]. (2025-01-06). Journal of Xi'an University of Technology, 2025:1-10. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/61.1294.N.20250103.1703.002.html>.
- [28] 张丽,王晨旭,徐建英,等.面向连通性提升的旱区城市生态网络优化情景:以巴彦淖尔市及其周边地区为例[J].生态学报,2022,42(21):8675-8689.
Zhang Li, Wang Chenxu, Xu Jianying, et al. Scenario analysis of urban ecological network optimization for connectivity improvement in arid area: A case study of Bayannur City and its surrounding areas [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022,42(21):8675-8689.
- [29] 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.
- [30] 王彦芳,代庭继,刘孟竹,等.“两区”建设背景下坝上生态安全格局构建与优化研究[J].林业资源管理,2021(4):104-113.
Wang Yanfang, Dai Tingji, Liu Mengzhu, et al. Establishment and optimization of ecological security pattern in Bashang area under the background of “two-district” construction [J]. Forest Resources Management, 2021(4):104-113.
- (上接第201页)
- [28] Sylvain Z A, Branson D H, Rand T A, et al. Decoupled recovery of ecological communities after reclamation [J]. Peer J., 2019,7:e7038.
- [29] 姚材仪,何艳梅,程建兄,等.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[J].生态学报,2023,43(17):7083-7096.
Yao Caiyi, He Yanmei, Cheng Jianxiong, et al. Evaluation of ecological security pattern and optimization suggestions in Minjiang River basin based on MCR model