

DOI: 10.20103/j.stxb.202403090480

李欣, 郑颖, 陈安宁, 周吉喆, 李青泽, 侯金华. 基于生态安全格局与风险评价的生态修复优先区识别——以神木市为例. 生态学报, 2024, 44(19): 8784-8797.

Li X, Zheng Y, Chen A N, Zhou J Z, Li Q Z, Hou Q H. Identification of ecological restoration priority areas based on ecological security patterns and risk assessment: a case study of Shenmu City. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(19): 8784-8797.

基于生态安全格局与风险评价的生态修复优先区识别 ——以神木市为例

李欣¹, 郑颖¹, 陈安宁¹, 周吉喆¹, 李青泽¹, 侯金华^{1,2,*}

1 长安大学建筑学院, 西安 710061

2 陕西省高等学校低碳城市空间与交通协同规划工程研究中心, 西安 710061

摘要:生态安全格局是我国划定生态用地, 完善和落实生态功能区、主体功能区等区域调控政策的有效工具, 可通过落实相关法律法规引导限制无序的城市扩张和人类活动, 实现国土、区域和城市等各尺度上的生态安全永久性保护。神木市煤炭资源开发产生了一系列生态问题, 虽然政府已采取了一些措施并取得了不错成效, 但是由于能源转型压力和对生态修复的认知不足, 依然存在关键生态源地忽视、煤矿塌陷影响认识不足等问题, 亟需对神木市生态修复策略进行更为科学合理的优化。基于“生态安全格局构建-生态风险评价-修复分区-管理策略优化”的基本研究框架, 将生态系统服务功能评价与电路理论方法结合, 构建神木市具备最优生态廊道宽度的生态安全格局, 并与矿区塌陷、山体滑坡、水体污染、地表破坏和土地荒漠化生态风险评价进行叠加, 采用冲突分析方法确定关键生态要素的冲突类型与等级, 识别出生态修复的重点区域。研究结果表明: 神木市生态安全格局共计识别出生态源地 37 个, 斑块面积达到 1139.2km²; 生态廊道 70 条, 总长度达 380.0km, 最优廊道宽度设定累积阻力阈值为 80000; 生态夹点大于 1km² 的有 28 个, 总面积达到 140.4km²。综合生态风险冲突评价结果: 店塔镇、西沙街道、锦界镇和孙家岔镇处于较高级冲突以上, 是神木市受采矿活动影响较为严重的区域。基于生态要素分布与生态风险评价等级, 综合确定了神木市矿山修复区、荒漠化防治区、综合服务区和水土保持区四大生态修复分区。本研究改进了传统生态修复分区划定模式, 探索集“摸清生态基底-识别修复空间-优化保护对策”于一体的县域生态修复技术体系, 将研究落实到具体的乡镇级行政区, 使理论研究能更加有针对性的指导县域生态修复与管理。同时, 可为黄河中游地区同类资源开发型城市的生态安全格局构建和生态修复策略实施提供理论依据。

关键词:生态安全格局; 生态风险评价; 神木市; 电路理论; 景观连接度

Identification of ecological restoration priority areas based on ecological security patterns and risk assessment: a case study of Shenmu City

LI Xin¹, ZHENG Ying¹, CHEN Anning¹, ZHOU Jizhe¹, LI Qingze¹, HOU Quanhua^{1,2,*}

1 School of Architecture, Chang'an University, Xi'an 710061, China

2 Engineering Research Center of Collaborative Planning of Low-Carbon Urban Space and Transportation, Universities of Shaanxi Province, Xi'an 710061, China

Abstract: The ecological security pattern is an effective tool for delineating ecological land use and improving and implementing regional control policies such as ecological function zones and main functional zones in China. It can guide and restrict the disorderly expansion of cities and human activities by implementing relevant laws and regulations, thus achieving permanent protection of ecological security at various scales, regardless of national territory, regions, and cities.

基金项目:十四五国家重点研发计划(2022YFC3802803)

收稿日期:2024-03-09; **网络出版日期:**2024-07-22

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: houquanhua@chd.edu.cn

The coal resource development in Shenmu City has resulted in a series of ecological problems. Despite the government's implementation of certain measures and their positive outcomes, there remain unresolved issues, including the neglect of crucial ecological source areas, insufficient comprehension of the consequences of coal mine subsidence caused by energy transition pressures, and a lack of awareness of ecological restoration. It is urgently needed to optimize the ecological restoration strategy of Shenmu City more scientifically and reasonably. This study was based on the basic research framework of "construction of ecological security pattern-ecological risk assessment-restoration zoning-optimization of management strategies". It combined ecosystem service function evaluation with circuit theory methods to construct an ecological security pattern with the optimal ecological corridor width for Shenmu City. This study encompassed ecological risk assessments to mine subsidence, landslide, water pollution, surface damage, and land desertification. It employed conflict analysis techniques to ascertain the nature and intensity of conflicts among crucial ecological components, thereby identifying priority zones for ecological restoration. The results showed that the ecological security pattern of Shenmu City encompassed 37 ecological sources, covering a patch area of 1139.2km². Additionally, there were 70 ecological corridors spanning a total length of 380.0 km, with an optimal corridor width determined by a cumulative resistance threshold of 80000. Furthermore, the analysis revealed the presence of 28 ecological pinch points, occupying a combined area of 140.4 km². Dianta Town, Xisha Street, Jinjie Town, and Sunjiacha Town in Shenmu City were the areas that were most affected by mining activities, as indicated by their higher or above-average level of ecological risk conflict in the comprehensive evaluation. Based on the distribution of ecological elements and the level of ecological risks, four restoration zones were identified in Shenmu City, namely mining restoration zone, desertification prevention zone, comprehensive service zone, and water and soil conservation zone. This study improved the traditional ecological restoration zoning model, explored a county-level ecological restoration technical system that integrated "understanding ecological base-identifying restoration space-optimizing protection measures", and implemented research in specific township-level administrative areas, thereby making theoretical research more targeted in guiding county-level ecological restoration and management. At the same time, it can provide reference for the construction of ecological security patterns and the implementation of ecological restoration strategies for similar resource development-oriented cities in the middle reaches of the Yellow River region.

Key Words: ecological security pattern; ecological risk assessment; Shenmu City; circuit theory; landscape connectivity

在工业化和城市化高速发展的背景下,大规模的采矿活动引发了一系列不可忽视的生态地质环境问题,给区域生态安全建设带来了许多挑战。生态安全格局作为确定优先保护区和调节社会经济发展、平衡生态保护的有效手段,已成为我国重要国家战略之一,也是实现高水平生态安全与区域可持续发展的关键^[1]。

当前,生态安全格局的研究方法已基本形成“源地识别-阻力面构建-廊道提取”的识别范式^[2]。生态源地是提供生态系统功能和确保生态系统结构完整性的关键斑块^[3],主要通过斑块形体特征与斑块生态重要性两方面去进行评价。斑块形态特征是指依据斑块的大小、分布位置和形状特征来进行评价,其代表方法有形态学空间格局分析(MSPA)^[4]、粒度反推法^[5]和景观连通性法^[6]等。斑块生态重要性是指依据斑块的功能完整、生态重要以及与社会人类供需关系中所起的作用来进行评价,以生态系统服务功能评价^[7]、生态系统服务价值法^[8]和生态系统服务供需关系法^[9]等方法为代表。一般研究中常采用两种方法进行结合识别,以便更真实地反映实际斑块的生态系统服务状况。生态阻力面是指物种在不同景观单元或栖息地之间移动时可能会遇到的困难程度或干扰程度,主要分为修正因子法与综合指标评价法进行评价^[10],但修正因子法常会产生修正过度的问题。生态廊道是指一个区域内生态流量、生态过程和生态功能的传递通道。其提取方法主要采用最小累积阻力模型(MCR)和电路理论^[11]两种方法进行提取。电路理论相比于MCR模型的优势之一在于可以识别出带有宽度的潜在生态廊道,更具备实际应用价值。

神木市地处毛乌素沙地和黄土高原的交界处,是农牧交错带和水蚀风蚀交错区,水资源时空分配不均、土

体稳定性差,整体生态环境极其脆弱敏感。神木市作为全国产煤第一大县,煤炭资源开发和利用进一步加剧了生态环境恶化,产生了地面崩塌、山体滑坡、地表破坏、水源短缺、水质污染、生物多样性锐减、水土流失加剧、土地荒漠化和动物迁徙廊道受阻等问题^[12]。虽然政府已经采取了很多措施应对这些生态问题,也取得了较大的成效,但是由于能源转型压力与生态修复认知不足^[13],依然存在关键生态源地忽视、水资源保护不成体系、煤矿塌陷问题认识不足、植树造林物种单一和土地荒漠化加速等问题,亟需构建科学合理的生态安全格局,助力于我国北方生态安全屏障建设与黄河流域的水生态安全保障。鉴于此,本研究的主要目的是:(1)将生态廊道宽度划定融入生态安全格局构建之中,确定神木市生态安全格局。(2)针对神木市现实生态问题,在生态安全格局构建基础上,叠加生态风险评价,采用冲突分析方法确定神木市生态修复分区。(3)基于“生态安全格局构建-生态风险评价-修复分区-管理策略优化”的生态修复分区划定模式,探索集“摸清生态基底-识别修复空间-优化保护对策”于一体的县域生态修复技术体系,将研究落实到具体的乡镇级行政区,使理论研究能更加有针对性的指导县域生态修复与管理。

1 研究区与数据来源

1.1 研究区概况

神木市位于陕西省榆林市,介于 $38^{\circ}23'—39^{\circ}27'N$, $109^{\circ}40'—110^{\circ}54'E$ 之间,与山西省、内蒙古自治区接壤,处于黄河中游地区,是陕西省面积最大的县级市(图 1)。神木市地貌类型丰富,地势西北高东南低,西北部为风沙草滩区,地势较平坦;东南部为黄土丘陵沟壑区,地形较破碎。作为资源型城市,神木市煤炭开采出现了一系列生态环境问题,如水资源污染、历史遗留露天矿山、闭坑和停采矿山数量过多。这些采矿活动不仅破坏了原有的地质环境,而且在水流的作用下出现了崩塌、滑坡等自然灾害。在“十四五”时期,推动神木市落实黄河流域生态保护和高质量发展战略,构建神木市生态安全格局,明确生态修复方向和重点,积极探索生态修复策略,对于坚持“生态优先,绿色发展”战略,促进黄河流域生态保护和高质量发展具有重要意义。

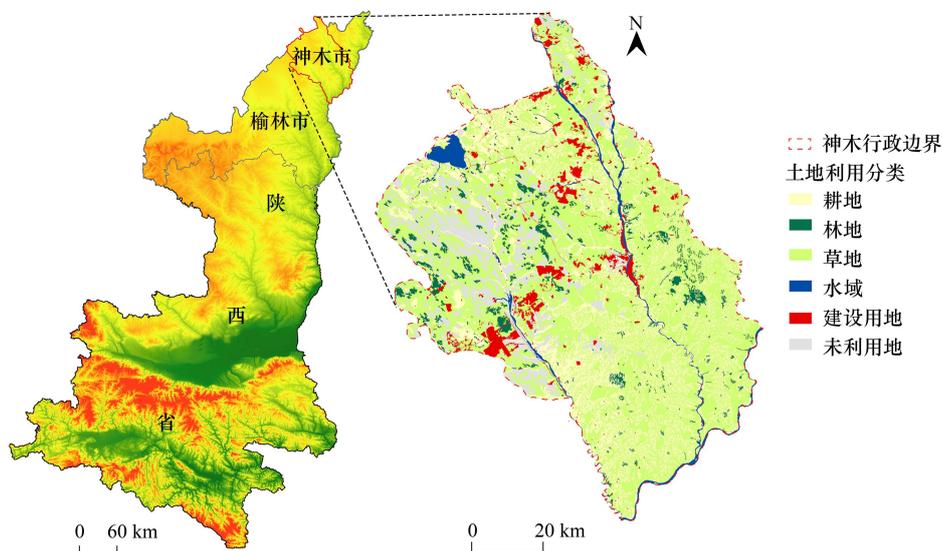


图 1 研究区示意图

Fig.1 Schematic diagram of the study area

1.2 数据来源与预处理

神木市研究数据分为遥感数据和现状调研数据两部分。遥感数据主要包括:(1)神木市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>),土地利用经 ArcGISpro 重分类为林地、草地、水域、耕地、建设用地和其他用地 6 种景观类型;(2)数字高程模型 (DEM) 来源于地理空间数据云

(<https://www.gscloud.cn/>);(3)归一化植被指数(NDVI)来源于 LANDSAT 系列遥感卫星,经地球资源数据云平台采用 Google Earth Engine 云计算平台进行处理后(包括去云、云影去除、以及条带错位的修复)获得(<http://gis5g.com>);(4)土壤数据来源于世界土壤数据集(HWSD),(https://daac.ornl.gov/cgi-bin/dsviewer.pl?ds_id=1247);(5)降水量和蒸散发数据来源于中国科学院(成都山地灾害与环境研究所);(6)道路与河流数据来源于 Open Street map 网站(<https://www.openstreetmap.org/>)。现状调研数据主要包括现状矿区塌陷点、水体污染监测点、山体滑坡监测点、地表破坏监测点数据。本研究对所有数据转换为(WGS 1984 UTM Zone 49N)投影坐标系,并将所有栅格数据重采样为 30m×30m 空间分辨率。

2 研究方法

本研究采用“生态安全格局构建-生态风险评价-修复分区-管理策略优化”的框架模式进行研究(图 2)。

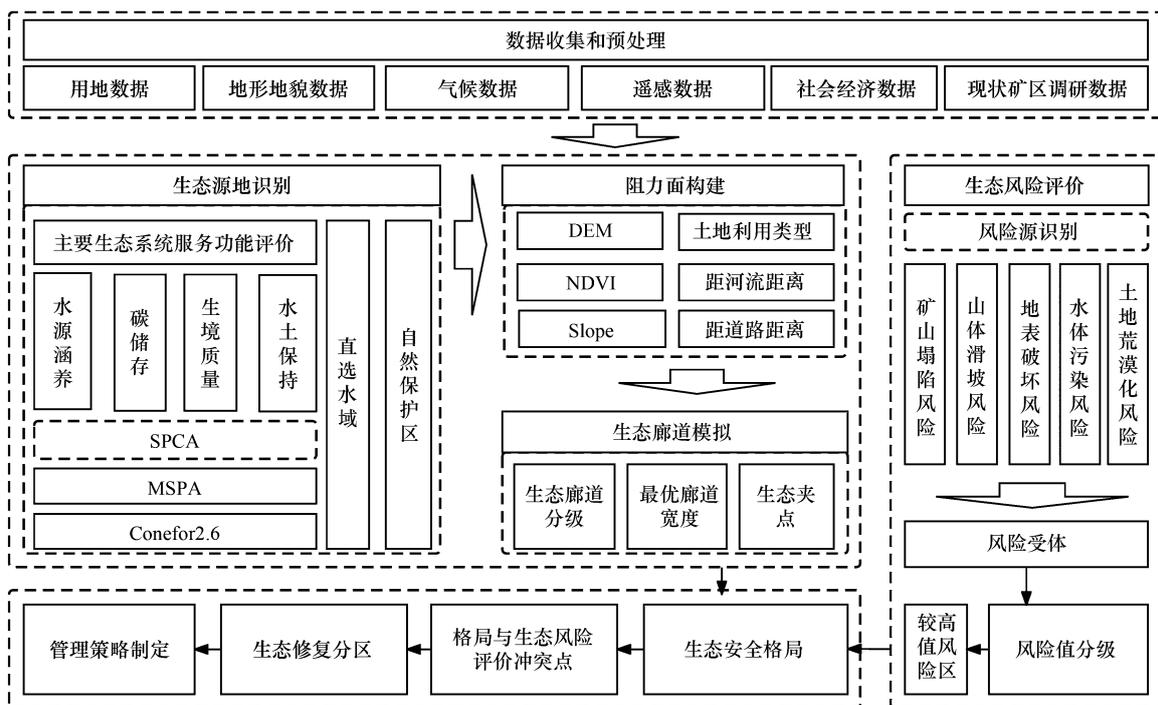


图 2 研究框架图

Fig.2 Research framework diagram

SPCA:空间主成分法;MSPA:形态空间格局分析;Conefor2.6:景观连通性计算;DEM:高程;NDVI:归一化植被指数;Slope:坡度

2.1 生态源地识别

2.1.1 生态系统服务功能评价

生态系统服务功能指人类从生态系统获得的各类服务^[14],本研究从神木市的实际生态环境问题出发,重点关注神木市中对人类生存与生活质量有贡献的生态系统功能,筛选出最能代表本研究区的四类生态系统服务功能(表 1),分别是水源涵养评价、碳储存评价、生境质量评价和水土保持评价。空间主成分法(SPCA)可提取出多种评价结果中的绝大部分信息,保障重要生态源地不受权重分配而被筛掉^[15-16]。因此,采用 SPCA 法提取四种评价结果的主要代表成分,当累积贡献率达 60%时视作有效。

2.1.2 形态空间格局分析(MSPA)

核心区是指前景像元中面积较大与周边区域具有明确界限的生境斑块,具有连续物种栖息地和安全生存保障等生态功能,在生态网络中多处于生态系统物种流动与交换的来源空间^[17]。本研究对综合生态系统服务功能评价提取结果进行归一化后,选择阈值大于 0.6 的斑块作为前景像元,并导入 Guidos 3.0 软件识别核心

区斑块。由于面积较小的生态源地服务能力有限,本研究通过设定最小斑块阈值对比生态源地总面积和生态源地斑块总数,共同确定斑块的最小面积阈值^[18]。在最小面积阈值增加到 2.5km² 时,生态源地总面积与上一级面积差值量最小(表 2),因此将面积大于 2.5km² 的 78 个生态源地斑块作为进一步进入筛选的斑块。

表 1 生态系统服务功能评估模型

Table 1 Assessment model of ecosystem service functions

生态系统服务类型 Type of ecosystem service	公式 Formula
水源涵养 Water supply	$Y_{xj} = \left(1 - \frac{AET_{xj}}{P_x}\right) \times P_x$, 其中, Y_{xj} 为土地利用类型 j 中栅格 x 的年产水量 (mm); AET_{xj} 是平均年蒸散发量; P_x 是平均年降水量。
生境质量 Habitat quality	$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k}\right)\right]$, 其中, Q_{xj} 为土地利用类型 j 中栅格 x 的生境质量; H_j 是土地利用类型 j 的栖息地适宜性; D_{xj} 为土地利用类型 j 中栅格 x 所受胁迫水平; k 是半饱和常数; z 是归一化常量。
土壤保持 Soil conservation	$SC = RKLS - USLE = R \times K \times LS - R \times K \times LS \times C \times P$, 其中, SC 是土壤保持量; R 是降雨侵蚀系数; K 是土壤可蚀性系数; L 和 S 分别是坡长和坡度系数; C 是植被覆盖系数; P 是水土保持系数。
碳储量 Carbon fixation	$C_{total} = C_{soil} + C_{above} + C_{below} + C_{dead}$ 其中, C_{total} 是总碳储量 (t/km ²); C_{above} 是地上有机碳; C_{below} 是地下有机碳; C_{soil} 是土壤有机碳; C_{dead} 是死亡有机碳密度。

表 2 生态源地斑块面积阈值设定

Table 2 Setting of threshold values for the area of ecological source patches

最小面积阈值/km ² Minimum ecological source area threshold	生态源地斑块总数/个 Total number of ecological source patches	生态源地总面积/km ² Total area of ecological sources	与上一级级别的差值/km ² Difference from the previous level
0.00	9790	1,761.90	0.00
0.50	319	1,483.90	278
1.00	173	1,384.70	99.2
1.50	115	1,313.70	71
2.00	85	1,262.50	51.2
2.50	78	1,246.40	16.1
3.00	68	1,219.00	27.4
3.50	60	1,192.60	26.4

2.1.3 景观连通性

斑块重要性指数(dPC)是景观连通性的直接指标,多适用于斑块重要性识别,在广泛研究的参考基础上提取初筛生态源地 dPC 指数大于 1 的空间作为生态源地^[19]。具体计算公式如下:

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

$$dPC(\%) = 100 \times \frac{(PC - PC_{remove})}{PC} \quad (2)$$

式中, PC 为可能连通性指数; m 为景观节点总数; a_i 和 a_j 分别为节点 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 综合阻力面构建

在既有研究基础上^[20],从生态属性和人为干扰两方面选取阻力因子,其中高程、坡度、NDVI、土地利用分类、距水系距离、距道路距离这六个指标被视为生态阻力的核心干扰因素^[21]。参考生态安全研究的阻力值判断经验,本研究基于物种迁徙的阻碍水平对各阻力因子进行阻力赋值,阻碍越小对应的阻力值越小^[22]。为消

除各因子之间多重共线性的干扰,使用 ArcGISpro 中的空间主成分分析工具划定阻力因子的权重,计算各主成分的特征值、贡献率和荷载矩阵,得到生态阻力指标因子的权重,利用加权叠加工具构建综合生态阻力面(表 3)。

表 3 神木市生态综合阻力面评价指标体系

Table 3 Evaluation index system for the comprehensive ecological resistance surface in Shenmu City

类型 Type	阻力因子 Resistance coefficient	阻力赋值 Resistance assignment					权重 Weight
		1	2	3	4	5	
生态属性 Ecological property	高程/m	0—1000	1000—1100	1100—1200	1200—1300	>1400	0.13
	坡度/(°)	0—5	5—20	20—35	35—50	>50	0.06
	归一化植被指数 NDVI	0.8—1	0.6—0.8	0.4—0.6	0.2—0.4	0—0.2	0.12
人为干扰 Human interference	土地利用	林地、水域	草地	耕地	建设用地	其他用地	0.20
	距水系距离/m	0—500	500—1000	1000—1500	1500—2000	>2000	0.08
	距道路距离/m	>2000	1500—2000	1000—1500	500—1000	0—500	0.41

2.3 生态廊道及最优宽度、夹点识别

电路理论将每个生态源地视为一个焦点,通过计算相邻电路焦点(即生态源地)之间的累积电流可获取廊道信息。生态廊道宽度对于生态功能有重要影响^[23],狭窄的生态廊道具有很强的边缘效应,不能提供稳定的物种栖息地,而宽阔的生态廊道则延长了动物跨越走廊的时间,增加了这些动物被狩猎的风险,生态廊道的宽度应取决于物种特征以及周边的环境特征。但在实际规划建设中考虑到建设成本等原因^[24],需要比对分析不同宽度下景观结构,确定较为适宜的生态廊道宽度。以往研究中关于廊道的累积阻力阈值主要是依赖于专家的经验,对于生态廊道的最优宽度探讨较少^[25-26],电路理论相对于 MCR 模型的优势之一便是可以生成带有宽度信息的廊道。本研究在参考他人研究基础上^[10],基于累积电流密度的变化与不同阈值下非生态面积的比例,确定最优的生态廊道宽度。生态夹点则是指频繁穿越廊道的累积电流高值区,是生态廊道能量流动和开发建设的关键节点,不能被移除或破坏^[27]。

2.4 生态风险评价

生态风险评价是指在区域水平上描述和评估环境污染、人为活动或自然灾害对生态系统及其组分产生不利作用的可能性和大小的过程^[28-29]。本研究基于现状调研情况,将神木市生态风险评价主要确定为矿区塌陷风险、地表破坏风险、水体污染风险、山体滑坡风险和土地荒漠化风险五种风险。前四种是矿区开采的直接影响风险,采用核密度的方法进行分析,具体方法步骤见^[30]。后一种是由于采矿导致的地下水水位下降和风力共同作用下产生的土壤加速荒漠化风险^[31],采用土壤类型、坡度分析和植被覆盖度进行综合评价,具体方法步骤见^[32]。

2.5 生态修复分区

生态修复分区是科学开展生态修复的前提^[33],生态源地、生态廊道和生态夹点是构建生态安全格局的关键要素,需要得到不同等级的维护。基于相关文献^[34],将生态风险按自然断点法分为高、较高、中、较低、低五级,与关键要素进行叠加,识别出较高值以上的生态冲突区域。并采用专家打分法,为生态源地冲突区域赋值为 10 分,生态廊道冲突区域赋值为 5 分,生态夹点冲突区域赋值为 1 分,加权叠加后得出综合冲突分级。并基于综合冲突等级和具体生态问题,确定各乡镇级行政区的主要提升方向和生态修复分区。

3 结果

3.1 神木市生态源地识别

四种生态系统服务功能评价结果如图所示(图 3),水源涵养价值较高的地方主要集中在西北地区荒漠地带,大于平均值的面积占研究区总面积的 39.00%。水土保持价值较高的地方主要集中在南部及窟尾河东北部,大于平均值的面积占研究区总面积的 19.07%。生境质量价值较高的地方主要集中在东南部沿黄河地区,

大于平均值的面积占研究区总面积的 59.90%。碳储量评价结果显示整体分布较为均衡,大于平均值的面积占研究区总面积的 28.17%。采用空间主成分法提取四种生态系统服务功能评价,结果显示第一主成分累积贡献率达 60.93%,经可视化分析后发现西北部的生态系统服务功能重要性较低,东南部与北部红碱淖湿地的生态系统服务功能重要性较高。

MSPA 分析结果显示核心区总面积仅占研究区面积的 23.47%(图 3),而桥接区作为生态安全格局中具有结构廊道特征的类型,仅占研究区面积的 1.65%,说明斑块之间缺乏联系,物种迁徙行为受阻。经最小面积阈值筛选与景观连通性筛选,在与自然保护区、直选水源叠加后共计得到重要斑块 37 个,斑块面积达到 1139.2 km²,占研究区面积的 15.17%,这些生态源地主要分布在尔林兔镇、锦界镇、西沙街道、滨河新区街道、店塔镇、永兴街道、栏杆堡镇、沙峁镇、高家堡镇等区域。

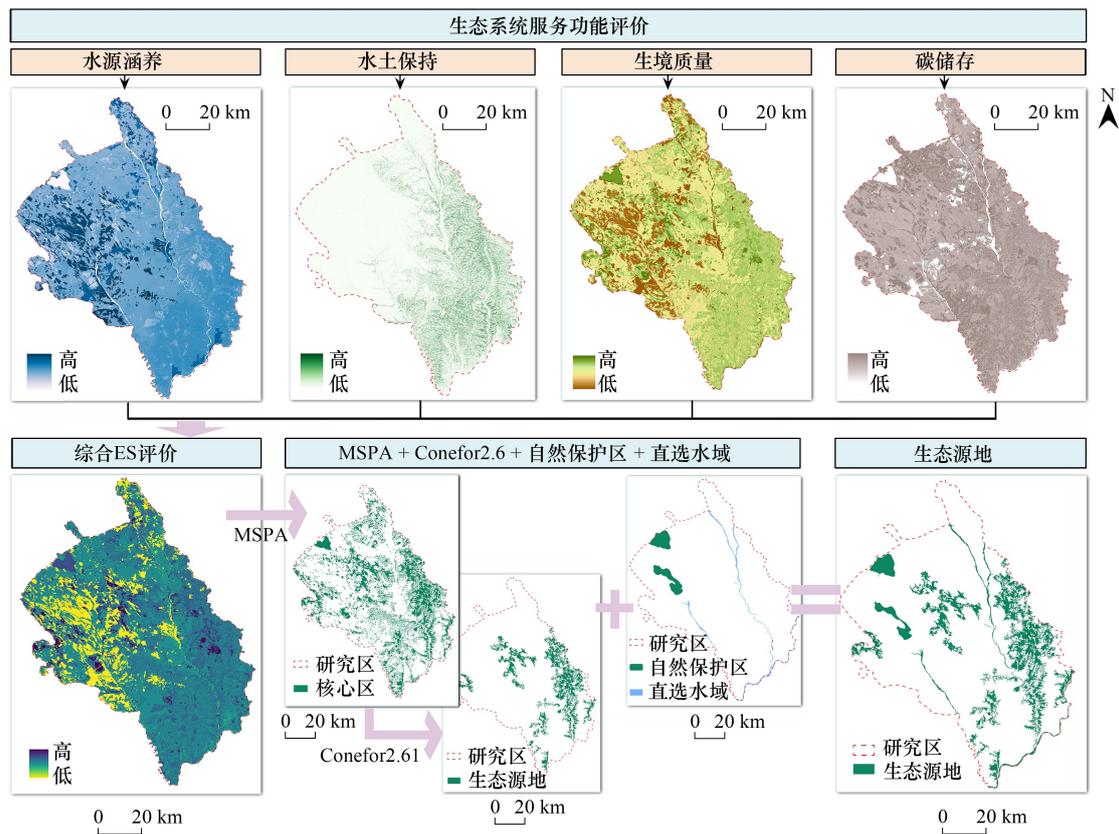


图 3 生态源地筛选

Fig.3 Screening of ecological sources

3.2 神木市生态阻力面构建

根据主成分荷载矩阵得出不同阻力因子对应的权重值(表 4),其中距道路距离的权重高达 0.25,是所有阻力因子中最大,也是最大程度影响神木市生态质量的重要指标因子。利用已经确定的 6 个生态阻力因子及权重,叠加得到生态综合阻力面(图 4)。

3.3 神木市生态廊道划定

神木市共检测到生态廊道 70 处,总长度 380.0km,平均廊道长度为 5.43km(图 4)。整体上,生态廊道在研究区域内呈网状分布,分布较为均衡。低阻力值的有 13 条、中阻力值的有 33 条、高阻力值的有 24 条。高阻力值的生态廊道主要分布在中鸡镇、孙家岔镇、锦界镇、西沟街道、迎宾路街道、高家堡镇、店塔镇等地,这些生态廊道多数与神木市中部生态源地(11 号、13 号、14 号、15 号、12 号)相连。中阻力值的生态廊道主要分布在尔林兔镇、大保当镇、高家堡镇、迎宾路街道、滨河新区街道和贺家川镇等地,这些生态廊道呈现细长的特

点,主要连接着神木市西北部生态源地(1号、8号、16号、3号)与西南部生态源地(29号、27号、26号、20号)。低阻力值的生态廊道主要分布在西南部生态源地之间(29号、30号、27号、22号、25号、31号)。

表 4 主成分荷载矩阵、累积贡献率和权重

Table 4 Principal component load matrix, cumulative contribution rate, and weights

评价因子 Evaluation factors	主成分 PC						权重 Weight
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	
高程 DEM	0.08366	0.79934	0.27867	0.20567	0.47773	0.07662	0.25
坡度 Slope	0.01607	0.38731	0.36065	0.00182	0.81987	0.21791	0.23
归一化植被覆盖指数 NDVI	0.00674	0.04189	0.05419	0.09824	0.21371	0.96951	0.13
土地利用 Land use	0.03846	0.11114	0.16812	0.96388	0.15035	0.079	0.04
距水域距离 Distance from water	0.27915	0.40674	0.84035	0.13665	0.17696	0.02152	0.14
距道路距离 Distance from road	0.95567	0.1775	0.23428	0.0176	0.00062	0.00042	0.21
特征值 Eigenvalue	0.08551	0.04731	0.01984	0.01296	0.0056	0.00278	—
累计贡献率 Accumulated contribution rate	49.1423	27.1879	11.4042	7.4509	3.2186	1.5961	—

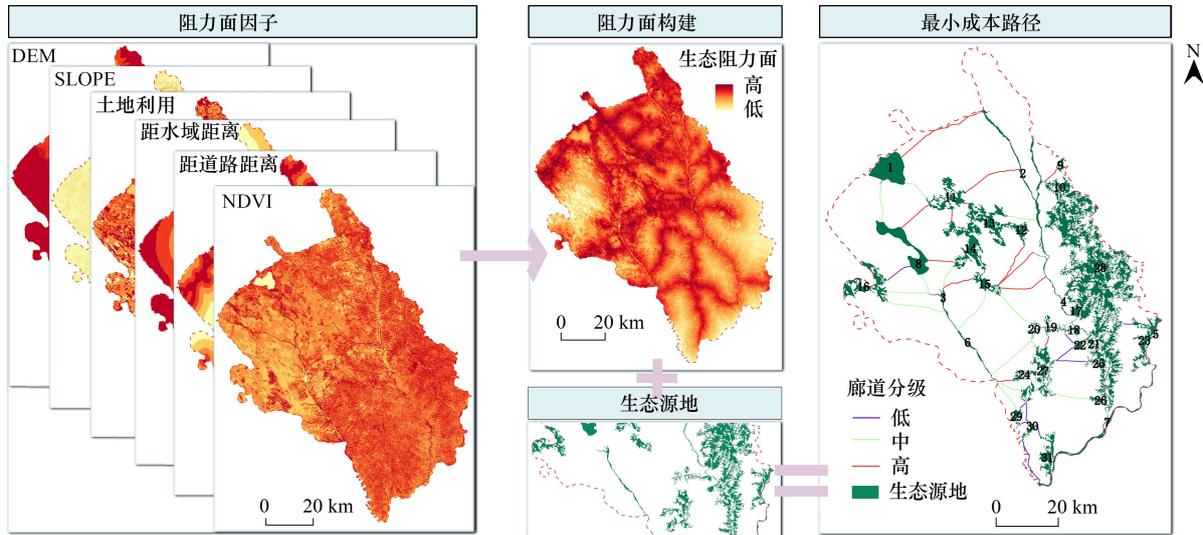


图 4 最小成本路径

Fig.4 Minimum cost path

当累积阻力从 10000 增加到 200000 时,生态廊道的平均电流密度从 0.2369A/m² 逐渐降低到 0.0670 A/m²,非生态区域比例从 38.82%逐渐增加到 40.59%,但空间分布基本不变。生态廊道中非生态区域增加会阻碍物种的迁移和能量流动,不利于生态过程的可持续发展。当阻力阈值设置为 80000 时(图 5),发现平均电流密度和非生态区域比例比值产生了明显的拐点,因此选择 80000 的累积阻力阈值作为最优生态廊道宽度。

3.4 神木市生态安全格局构建与冲突识别

经电流阈值分析共识别出生态夹点 714 个,数量以 1km² 以下为主,占比 96.08%,空间分布以各生态廊道的交接点为主;大于 1km² 的夹点有 28 个,夹点总面积为 140.4km²,其中,最大的一个生态夹点位于中鸡镇,其他生态夹点主要分布在中部生态源地附近生态廊道衔接处和西南部部分狭长生态廊道上。生态源地、生态廊道和生态夹点共同构成了神木市生态安全格局(图 6)。

神木市生态风险评价结果显示(图 6),矿区塌陷风险较为严重的地区主要有店塔镇、孙家岔镇、西沟街道;水体污染风险较为严重的地区主要有店塔镇、孙家岔镇、滨河新区街道、大柳塔镇和中鸡镇;山体滑坡风险较为严重的地区主要有孙家岔镇和高家堡镇;地表破坏较为严重的地区有店塔镇、西沙街道、孙家岔镇、西沟

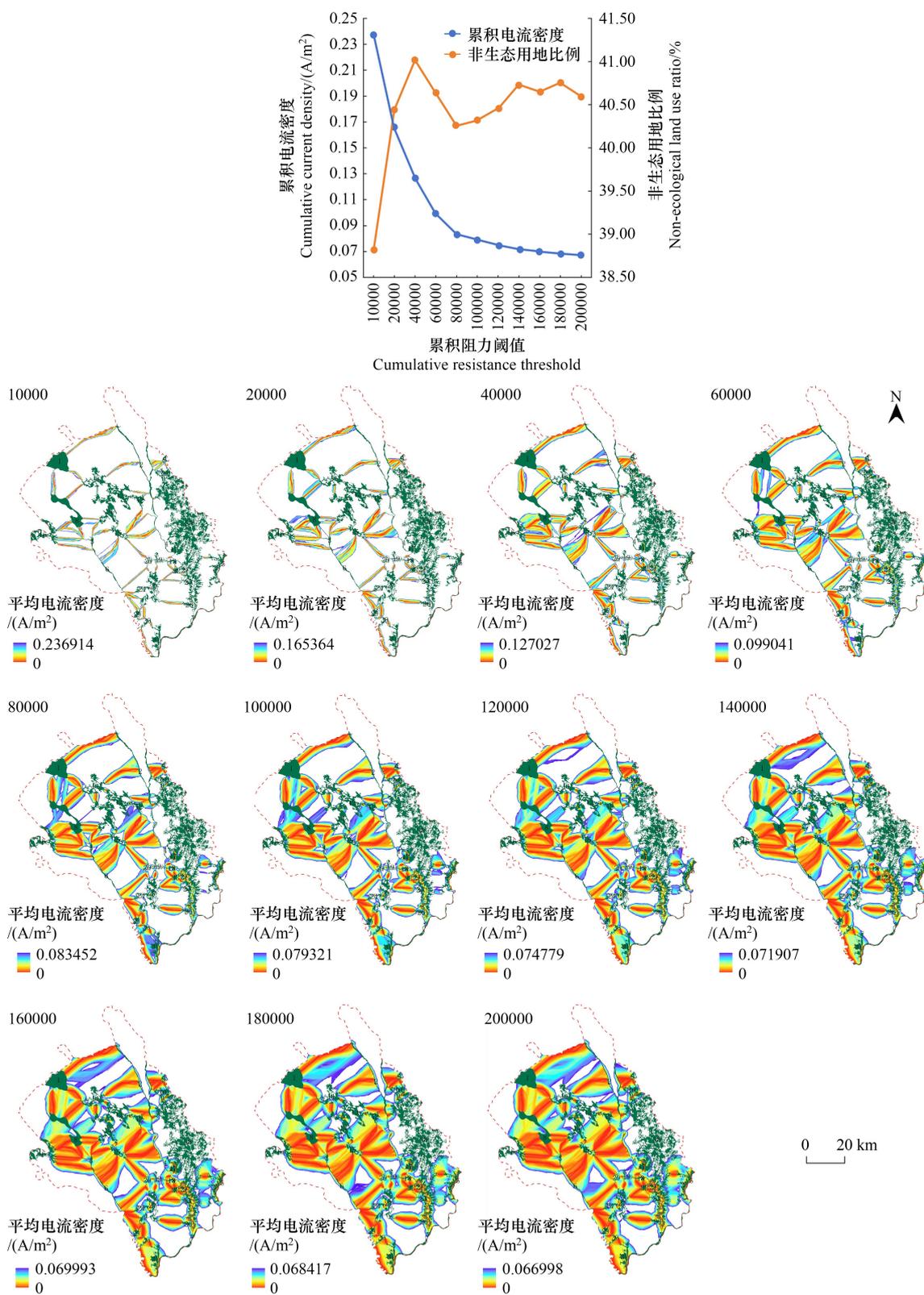


图5 最优生态廊道宽度划分

Fig.5 Optimal Division of Ecological Corridor Widths

街道、永兴街道和大柳塔镇；土地荒漠化风险较为严重的地区有锦界镇、尔林兔镇、大柳塔镇及大保当镇。整体来看，将各类风险综合叠加后分为五级，店塔镇处于高值风险区，西沙街道、锦界镇和孙家岔镇均处于较高

值风险区。对风险值较高的区域和生态源地、生态廊道、生态夹点分别进行冲突分析,得出结果如图所示(图6)。孙家岔镇、滨河新区街道、店塔镇和西沙街道应重点关注生态源地的安全管理,孙家岔镇、西沟街道、中鸡镇和店塔镇应关注生态廊道连通性维护,孙家岔镇、滨河新区街道和中鸡镇、店塔镇、锦界镇应注意保护生态廊道的关键节点。整体而言,孙家岔镇和店塔镇所处生态风险等级较高,需维护多元生态要素安全。

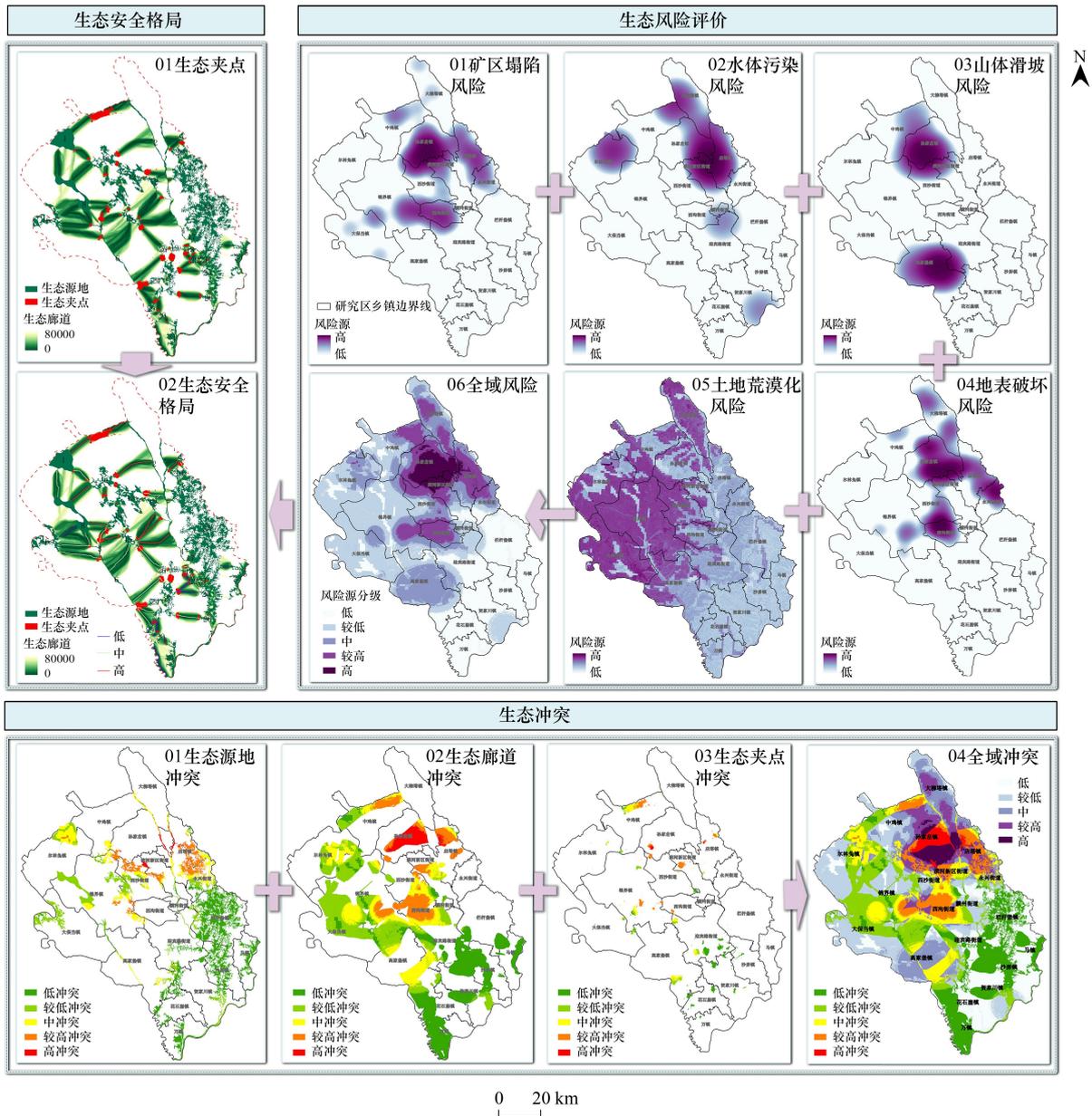


图 6 生态风险评价与冲突识别

Fig.6 Ecological risk assessment and conflict identification

3.5 神木市生态修复分区

将神木市生态风险冲突按乡镇级行政区划进行区分(表5),在生态源地方面,店塔镇和西沙街道处于较高风险等级以上,总冲突面积达 92.31km²;在生态廊道方面,店塔镇、锦界镇、孙家岔镇、西沟街道、中鸡镇处于较高风险等级以上,总冲突面积达 406.88km²;在生态夹点方面,锦界镇、孙家岔镇、滨河新区街道、中鸡镇处于较高风险等级以上,总冲突面积达到25.21km²;综合冲突分级评价后得出店塔镇、西沙街道、锦界镇、

表 5 神木市生态修复分区划定

乡镇级行政区名 Township administrative district name	生态源地 Conflict level of ecological source areas		生态廊道 Conflict classification of ecological corridors		生态夹点 Conflict level of ecological pinch points		生态冲突 The level of comprehensive conflict		生态风险分级 Ecological risk classification			生态提升方向 Ecological improvement direction	生态修复分区 Ecological restoration zoning
	冲突面积 The conflict area of	冲突等级 Conflict level	冲突面积 The conflict area of	冲突等级 Conflict level	冲突面积 The conflict area of	冲突等级 Conflict level	矿区塌陷风险 Risk assessment of mining area collapse	水体污染风险 Risk assessment of water pollution	山体滑坡风险 Risk assessment of mountain landslides	地表破坏风险 Risk assessment of surface damage	土地荒漠化风险 Risk assessment of land desertification		
店塔镇	高	57.35	较高	65.41	中	4.36	高	—	高	—	低	矿山塌陷区生态修复、水源污染控制排放	矿山修复区
西沙街道	较高	34.94	中	30.02	较低	2.59	—	低	高	—	中	荒漠化防治、预防山体滑坡	荒漠化防治区
锦界镇	中	13.83	较高	47.87	较高	6.59	—	低	中	—	高	荒漠化防治	荒漠化防治区
孙家岔镇	中	13.6	高	135.88	较高	5.93	高	高	高	—	中	矿山生态修复、水源污染控制排放、山体滑坡监测、荒漠化防治	矿山修复区
滨河新区街道	中	10.26	中	25	较高	7.48	中	低	中	—	低	矿山修复、水源污染控制排放	矿山修复区
西沟街道	较低	2	高	111.8	较低	2.26	高	低	高	—	低	矿山修复、综合防治	综合服务区
中鸡镇	低	0.28	较高	46	高	11.8	中	高	中	—	中	矿山修复、水源污染控制排放	矿山修复区
永兴街道	中	20.72	低	0	低	0	较低	较低	高	—	—	综合防治各类风险问题	综合服务区
尔林兔镇	较低	3.17	低	0.001	低	0	较低	较低	高	—	高	水源污染控制排放、荒漠化防治	荒漠化防治区
大柳塔镇	较低	1.25	较低	0.31	低	0	较低	较低	高	—	高	矿山修复	矿山修复区
麟州街道	低	0	低	0.002	低	0	低	—	—	—	—	综合防治各类风险问题	综合服务区
迎宾路街道	低	0	低	0.06	低	0	低	低	—	—	—	综合防治各类风险问题	综合服务区
栏杆堡镇	低	0	低	0	低	0	低	—	—	—	—	生态良好,保持水土	水土保持区
马镇	低	0	低	0	低	0	低	—	—	—	—	生态良好,保持水土	水土保持区
沙峁镇	低	0	低	0	低	0	低	—	—	—	—	生态良好,保持水土	水土保持区
贺家川镇	低	0	低	0	低	0	低	—	—	—	—	生态良好,保持水土	水土保持区
万镇	低	0	低	0	低	0	低	—	—	—	—	生态良好,保持水土	水土保持区
花石崖镇	低	0	低	0	低	0	低	—	—	—	—	生态良好,保持水土	水土保持区
高家堡镇	低	0	低	0	低	0	低	—	—	—	—	生态良好,保持水土	水土保持区
大寨当镇	低	0	低	0	低	0	低	—	—	—	—	综合防治、山体滑坡监测	综合服务区
												荒漠化防治	荒漠化防治区

孙家岔镇处于较高风险的区域。将各生态风险评价与乡镇级行政区边界叠加后发现,各区域面临的主要生态问题并不一致,其中综合冲突较为严重的店塔镇面临由矿山塌陷和采矿生产活动造成的塌陷问题和水体污染问题,而西沙街道和锦界镇主要面对的问题是土地荒漠化问题,孙家岔镇同时面临矿山塌陷和土地荒漠化问题。基于神木市自然本底条件与现场调研情况,综合考虑后将神木市生态修复分区划分为矿山修复区、荒漠化防治区、综合服务区和水土保持区四大区域(图 7)。

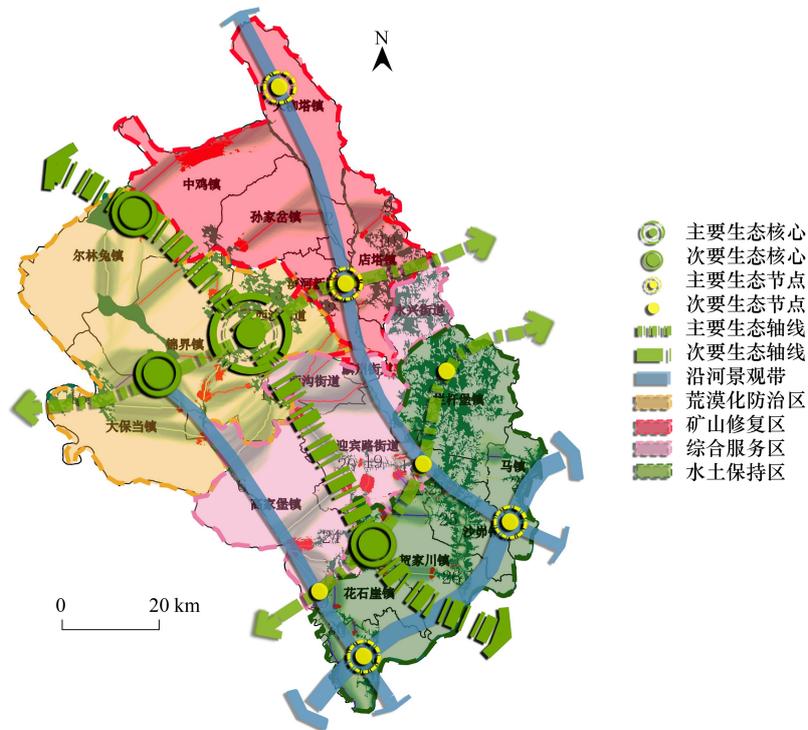


图 7 生态修复分区与结构示意图

Fig.7 Schematic diagram of ecological restoration zones and structure

4 讨论

为加快神木市矿山生态恢复,减弱风险源影响,增强生态系统稳定性^[35-36],以神木市黄河、窟野河、秃尾河、红碱淖等重要河流湿地为基础,通过轴线串联各生态源地,构建多层次镶嵌融合的生态修复网络,形成了“一心三核多节点,三轴三带四分区”的神木市生态保护修复结构体系(图 7)。其中,“一心”是指以锦界镇和滨河新区街道的中部生态源地核心生态节点,其居于神木市中北部,与东西南北四个方向的生态源地直接相连,是沟通神木市各方向连接贯通的重要核心。“三核”分别是指红碱淖、臭柏自然保护区和南部连片重要水土保持源地。“多节点”是指轴带交界处的生态源地,其生态效应价值更大。“三轴”是指一条南北贯通的主要生态轴线和两条东西向的次要生态轴线,南北向轴线历经毛乌素沙区向神木黄土丘陵区过渡区,是生态脆弱性极高和生态保护价值极高的轴线;东西向轴线有助于衔接秃尾河和窟野河两核水域,起到衔接辅助作用。三带分别是黄河生态带、秃尾河生态带和窟野河生态带,这些河带的生态保护可以防止水土流失,恢复河岸湿地生态环境。“四分区”分别是“荒漠化防治区”、“矿山修复区”、“综合服务区”和“水土保持区”,是各个镇或街道政策实施的重要倾向点。在矿山修复区应重点关注地缝发育、地表变形和地表塌陷问题,考虑采取一定工程措施和生态手段,促进采空区生态恢复。在荒漠化防治区应注意采矿导致的地下水下降情况,从而引起的河湖萎缩、植被退化后就地起沙问题。综合服务区多是神木市主要城区,自然生态系统与人类社会系统冲突较大,应注重多重风险叠加引起的整体风险问题。而水土保持区是多年黄河流域植树造林的成果,该

地区正逐渐成为神木市主要生态源地来源,发挥日益重要的生态作用。

不合理的采矿开发活动和城市建设行为是导致神木市生态系统退化的主要原因。在生态安全格局构建过程中,廊道宽度一直被认定为对生态功能有重要影响。通过增加合适的栖息地和保障生态廊道连通性,可以维持物种丰富度。一些研究通过设置特定的缓冲区划定生态廊道宽度,但总体来说关于生态廊道宽度的研究相对较少。本研究基于神木市现状考虑,假定生态投资能支持整个研究区的 64% (200000 累积阻力阈值) -7% (10000 累积阻力阈值),当累积阻力阈值达到 80000 时,研究区的平均电流密度和土地结构发生了明显的变化,说明处于该阈值时,神木市的生态投资成本-收益比相对更佳。而在神木市生态修复分区划定过程中,考虑到神木市所面临的主要生态问题大多由采矿活动导致,对神木市进行生态风险评价并与生态安全格局的三大要素进行冲突分析。这是由于生态安全格局中的生态源地是重要的生态系统服务供给端,是全域发挥生态系统服务的重要斑块,而生态廊道对于维持栖息地之间的连通维护整体生境的生物多样性发挥了重要作用,是提升全境生态结构稳定性和抗风险性的重要区域,生态夹点则是生态网络体系良性循环和维护生态格局安全的关键,应重点关注或优先保护。因此,生态风险源对这些地区造成的风险影响将远远高于其他普通区域。按生态风险源自身类型、冲突等级、冲突面积和冲突的生态要素类型分别对各乡镇级行政区进行等级划分,提出各地区的生态修复提升方向。相比其他研究只是简单构建了生态安全格局后划定的生态修复分区,本研究从神木市面临的现实风险问题出发,在生态安全格局构建的基础上叠加生态风险评价,经冲突分析后划定生态修复分区,探索了一种集“摸清生态基底-识别修复空间-优化保护对策”于一体的县域生态修复技术体系,使科研成果可以更直接的应用到区域生态修复和生态安全管理之上。

5 结论

神木市生态安全格局整体分布较为均衡,生态源地在东南部相对连片集中和生态廊道在中北部呈网状分布。共识别出重要生态源地 37 个,斑块面积达 1139.2km²;生态廊道 70 条,总长度达 380.0km,最优廊道宽度为 80000 累积阻力阈值;大于 1km² 的生态夹点 28 个,总面积达到 140.4km²。综合生态风险冲突整体呈现出东北地区风险值较高、东南地区风险值较低的特征。其中,店塔镇与孙家岔镇面临较高的矿山塌陷风险,而西沙街道和锦界镇面临较高的土地荒漠化风险。基于冲突分级评价结果,将研究落实到具体的乡镇级行政区,确定了神木市矿山修复区、荒漠化防治区、综合服务区、水土保持区四大生态修复分区。总而言之,本研究提出了一种基于“生态安全格局构建-生态风险评价-修复分区-管理策略优化”的生态安全管理优化模式,探索集“摸清生态基底-识别修复空间-优化保护对策”于一体的县域生态修复技术体系,可为当地生态修复与资源型城市高质量绿色发展转型提供借鉴参考。

参考文献 (References):

- [1] Li S, Zhao Y, Xiao W, Yue W, Wu T. Optimizing ecological security pattern in the coal resource-based city: A case study in Shuozhou City, China. *Ecological Indicators*, 2021, 130: 108026.
- [2] 付凤杰, 刘珍环, 刘海. 基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别——以贺州市为例. *生态学报*, 2021, 41(9): 3406-3414.
- [3] Tang H, Peng J, Jiang H, Lin Y, Xu D. Trade-off between comprehensive and specific ecosystem characteristics conservation in ecological security pattern construction. *Global Ecology and Conservation*, 2024, 49: e02776.
- [4] Wei Q, Halike A, Yao K, Chen L, Balati M. Construction and optimization of ecological security pattern in Ebinur Lake Basin based on MSPA-MCR models. *Ecological Indicators*, 2022, 138: 108857.
- [5] 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.
- [6] Hou Q, Li Q, Yang Y, Zhou J, Du Y, Zhang Y. Evaluation and optimization of ecological spatial resilience of Yanhe River Basin based on complex network theory. *Scientific Reports*, 2024, 14: 1361.
- [7] Wei W, Liu C, Ma L, Xie B, Zhou J, Nan S. Optimization strategies of ecological security patterns through importance of ecosystem services and ecological sensitivity—A case study in the Yellow River Basin. *Land Degradation & Development*, 2024, 35(3): 985-1001.
- [8] Zhang Z, Liu L, He X, Li Z, Wang P. Evaluation on glaciers ecological services value in the Tianshan Mountains, Northwest China. *Journal of Geographical Sciences*, 2019, 29(1): 101-114.

- [9] 刘伟,张帆,魏云浩,赵芬.珠三角城市群区域生态系统服务供需均衡关系.生态学报,2023,43(11):4461-4472.
- [10] Zhou G, Huan Y, Wang L, Lan Y, Liang T, Shi B, Zhang Q. Linking ecosystem services and circuit theory to identify priority conservation and restoration areas from an ecological network perspective. *Science of the Total Environment*, 2023, 873: 162261.
- [11] Huang L, Lu Y, Wang J. Linking G2SFCA method and circuit theory to promote spatial equity and landscape connectivity in urban ecological infrastructure. *Journal of Environmental Management*, 2023, 348: 119208.
- [12] Wang Z, Luo K, Zhao Y, Lechner A M, Wu J, Zhu Q, Sha W, Wang Y. Modelling regional ecological security pattern and restoration priorities after long-term intensive open-pit coal mining. *Science of the Total Environment*, 2022, 835: 155491.
- [13] Lan Y, Wang J, Liu Q, Liu F, Liu L, Li J, Luo M. Identification of critical ecological restoration and early warning regions in the five-lakes basin of central Yunnan. *Ecological Indicators*, 2024, 158: 111337.
- [14] Zhang Y, Zhao Z, Fu B, Ma R, Yang Y, Lü Y, Wu X. Identifying ecological security patterns based on the supply, demand and sensitivity of ecosystem service: A case study in the Yellow River Basin, China. *Journal of Environmental Management*, 2022, 315: 115158.
- [15] Bao T, Xi G. Impact of grassland storage balance management policies on ecological vulnerability: Evidence from ecological vulnerability assessments in the Selinco region of China. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 426: 139178.
- [16] Kang H, Tao W, Chang Y, Zhang Y, Xuxiang L, Chen P. A feasible method for the division of ecological vulnerability and its driving forces in Southern Shaanxi. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 205: 619-628.
- [17] Wei B, Kasimu A, Fang C, Reheman R, Zhang X, Han F, Zhao Y, Aizizi Y. Establishing and optimizing the ecological security pattern of the urban agglomeration in arid regions of China. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 427: 139301.
- [18] 吴映梅,李琛,高彬,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.
- [19] Jiang H, Peng J, Liu M, Dong J, Ma C. Integrating patch stability and network connectivity to optimize ecological security pattern. *Landscape Ecology*, 2024, 39(3): 54.
- [20] Cao C, Luo Y, Xu L, Xi Y, Zhou Y. Construction of ecological security pattern based on InVEST-Conefor-MCRM: A case study of Xinjiang, China. *Ecological Indicators*, 2024, 159: 111647.
- [21] 王回茵,李汉廷,谢苗苗,许萌,李少玲,白中科.资源型城市工矿用地系统修复的生态安全格局构建.自然资源学报,2020,35(1):162-173.
- [22] 樊影,宏卫,杨胜天,刘勤,衡嘉尧,高一薄.基于生境质量和生态安全格局的阿勒泰地区生态保护关键区域识别.生态学报,2021,41(19):7614-7626.
- [23] Li P, Cao H, Sun W, Chen X. Quantitative evaluation of the rebuilding costs of ecological corridors in a highly urbanized city: the perspective of land use adjustment. *Ecological Indicators*, 2022, 141: 109130.
- [24] Liang C, Zeng J, Zhang R C, Wang Q W. Connecting urban area with rural hinterland: a stepwise ecological security network construction approach in the urban-rural fringe. *Ecological Indicators*, 2022, 138: 108794.
- [25] Jin L, Xu Q, Yi J, Zhong X. Integrating CVOR-GWLR-Circuit model into construction of ecological security pattern in Yunnan Province, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29(54): 81520-81545.
- [26] Wang N, Zhao Y. Construction of an ecological security pattern in Jiangnan water network area based on an integrated Approach: a case study of Gaochun, Nanjing. *Ecological Indicators*, 2024, 158: 111314.
- [27] Tao Q, Gao G, Xi H, Wang F, Cheng X, Ou W, Tao Y. An integrated evaluation framework for multiscale ecological protection and restoration based on multi-scenario trade-offs of ecosystem services: case study of Nanjing City, China. *Ecological Indicators*, 2022, 140: 108962.
- [28] 薛强,路路,牛韧,张晓婧,杜文强.基于地质灾害敏感性的生态安全格局关键区识别与修复——以济南市为例.生态学报,2021,41(22):9050-9063.
- [29] 陈辉,刘劲松,曹宇,李双成,欧阳华.生态风险评价研究进展.生态学报,2006,26(5):1558-1566.
- [30] 柳建玲,李胜鹏,范胜龙,胡勇.基于生态安全格局的厦漳泉地区国土空间生态保护修复区与预警点识别.生态学报,2021,41(20):8124-8134.
- [31] 王佳雪,刘春芳,张世虎.北方防沙带典型县域生态安全格局研究.生态学报,2022,42(10):3989-3997.
- [32] 王忠杰,吴岩,刘宁京,刘小妹.我国天山北坡地区景观生态格局变迁及生态建设与保护规划对策研究——以昌吉市为例.中国园林,2014,30(6):91-100.
- [33] 苏冲,董建权,马志刚,乔娜,彭建.基于生态安全格局的山水林田湖草生态保护修复优先区识别——以四川省华蓥山区为例.生态学报,2019,39(23):8948-8956.
- [34] 倪庆琳,侯湖平,丁忠义,李艺博,李金融.基于生态安全格局识别的国土空间生态修复分区——以徐州市贾汪区为例.自然资源学报,2020,35(1):204-216.
- [35] 乔斌,曹晓云,孙玮婕,高雅月,陈奇,于红妍,王喆,王乃昂,程弘毅,王义鹏,李甫,周秉荣.基于生态系统服务价值和景观生态风险的生态分区识别与优化策略——以祁连山国家公园青海片区为例.生态学报,2023,43(3):986-1004
- [36] Zhou J, Hou Q, Li W. Spatial resilience assessment and optimization of small watershed based on complex network theory. *Ecological Indicators*, 2022, 145: 109730.