

DOI: 10.5846/stxb202210082856

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.

Li T, Jia B Q, Liu W R, Zhang Q M, Jiang S S. Spatio-temporal dynamics and influencing factors of ecological security network elements in Yichang, Hubei Province. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(15): 6154-6169.

宜昌市生态安全网络要素时空动态及其影响因素

李彤^{1,2,3}, 贾宝全^{1,2,3,*}, 刘文瑞^{1,2,3}, 张秋梦^{1,2,3}, 姜莎莎^{1,2,3}

1 中国林业科学研究院林业研究所, 北京 100091

2 国家林业和草原局林木培育重点实验室, 北京 100091

3 国家林业局城市森林研究中心, 北京 100091

摘要:生态安全网络是维持城市生态系统结构完整性与功能多样性的重要框架,连接其中的生态要素对协调城市建设与生态系统可持续发展具有导向性意义。以三峡大坝所在地宜昌市为研究对象,基于“源地识别-阻力面构建-廊道提取-节点分析”的网络范式,对 2000—2020 年不同生态安全网络要素的时空动态特征及其影响因素进行分析。研究结果显示:(1)基于核心区筛选、生境质量热点提取、景观连通性判断以及自然保护区检验等步骤综合识别的宜昌市生态源地在三个时期分别为 43.41、49.03 万 hm^2 和 47.76 万 hm^2 ,集中分布在三峡库区水土保持区;生态廊道数量、里程及覆盖面积逐渐减少,其中廊道数量与里程集中在平原浅丘生态建设区,而廊道覆盖面积聚集在三峡库区水土保持区,生态夹点数量与面积先增后减,均集中在三峡库区水土保持区,生态障碍点集中在三峡库区水土保持区和平原浅丘生态建设区;(2)生态阻力结构自西向东逐渐增加,不同时期阻力值分别为 38.90、42.19 和 40.66,平原浅丘生态建设区内生态阻力强度显著高于其他分区;(3)以降水量为代表的气候要素对生态源地空间分布驱动效果最为显著,土壤类型影响最为薄弱,不同影响因子之间以降水与其它因素的交互作用更加强烈。围绕宜昌市生态安全网络要素的时空异质性及其影响机制所展开的系统性论述一定程度上解释了地区生态安全现状的发展趋势与潜在挑战,为以三峡屏障构筑工程为代表的生态安全建设与管理提供了科学支撑。

关键词:生态安全网络;生态源地;生态廊道;生态夹点;生态障碍点;地理探测器

Spatio-temporal dynamics and influencing factors of ecological security network elements in Yichang, Hubei Province

LI Tong^{1,2,3}, JIA Baoquan^{1,2,3,*}, LIU Wenrui^{1,2,3}, ZHANG Qiumeng^{1,2,3}, JIANG Shasha^{1,2,3}

1 Research Institute of Forestry, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China

2 Key Laboratory of Tree Breeding and Cultivation, National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100091, China

3 Urban Forest Research Center, National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100091, China

Abstract: Ecological security network is an important framework for maintaining the structural integrity and functional diversity of the urban ecosystem. The interconnected ecological elements are of great significance for balancing construction and sustainable development of the urban ecosystem. Taking Yichang City, where the Three Gorges Dam is located, as the object, the ecological security network was constructed based on the paradigm of “ecological source, ecological resistance, ecological corridors, ecological pinch points, and ecological barriers”. We analyzed the spatio-temporal dynamics of different ecological security network elements in 2000, 2010, and 2020 and explored the influencing mechanism. The results showed that: (1) the ecological source was identified based on the MSPA (Morphological spatial pattern analysis), habitat quality aggregation analysis, landscape connectivity analysis, and natural reserve area analysis. In 2000, 2010, and

基金项目:中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目(CAFYBB2020ZB008)

收稿日期:2022-10-08; 采用日期:2023-06-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jiabaoquan2006@163.com

2020, the area of the ecological source was 43.41×10^4 , 49.03×10^4 , and 47.76×10^4 hm^2 , respectively. They were concentrated in the Three Gorges Dam water and soil conservation zone. The number, length, and area of the ecological corridor decreased gradually from 2000 to 2020. The number and length of the ecological corridor were mainly concentrated in the plain shallow mound ecological construction zone, while the area was mainly concentrated in the Three Gorges Dam water and soil conservation zone. The number and area of the ecological pinch point first increased and then decreased from 2000 to 2020. They were concentrated in the Three Gorges Dam water and soil conservation zone. The number and area of the ecological barrier were concentrated in the Three Gorges Dam water and soil conservation zone and the plain shallow mound ecological construction zone. (2) The value of the ecological resistance was 38.90, 42.19, and 40.66, respectively. They increased gradually from west to east. The resistance value of the plain shallow mound ecological construction zone was significantly higher than that in other zones; (3) The influencing mechanism of the ecological source showed that the precipitation had the strongest explanatory effect, while the soil type had the weakest effect. The interaction between different influencing factors showed that the precipitation and other factors had more intense interaction. The systematic discussion on the spatio-temporal heterogeneity of the ecological security network elements and its impact mechanism in Yichang explained the development trend and the potential challenge of the current situation of ecological security network. It could provide scientific support for the construction and management of related projects of ecological security network, such as the Three Gorges Barrier Construction Project.

Key Words: ecological security network; ecological source; ecological corridor; ecological pinch point; ecological barrier; Geographic Detector

聚焦生态安全网络要素的结构机制研究是协调生态系统保护和经济发展,保障生态安全机制的基础环节。城市化进程的持续发展加速了土地覆盖的动态转换^[1],由此导致的生态空间退化直接影响了区域生态安全和可持续发展^[2-4],维持自然生态系统的结构稳定和功能安全成为探索实现城市可持续发展的焦点问题^[5-6],联接生态系统的完整性和稳定性的生态安全网络框架在这一过程中逐渐获得关注,被视为保障和监管城市生态安全的直接桥梁^[7-9],并直接服务于构建生态安全格局,其在促进维护生态系统完整性和生物多样性、维持高质量生态系统服务、提升人类福祉和实现城市可持续发展等方面具有重要意义^[10-11]。

生态安全格局的概念在 20 世纪 80 年代由世界环境发展委员会 (WECD, World Commission on Environment and Development) 与国际应用系统分析研究所 (IIASA, International Institute for Applied Systems Analysis) 正式提出,通过正视生态安全问题并建立生态安全监测系统,生态保障机制逐渐从单纯的物种保护层面向生态、环境和人类活动等多维度保护层转移^[12-16]。作为整合景观结构和质量的实用途径,构建生态安全格局的结构框架已形成了“源地识别-阻力面构建-廊道提取-节点分析”的研究范式^[17-18],并在交叉学科理论与新技术应用的引入影响下逐渐演化成多样化的构建体系^[19-21]。包括生态源地、廊道和节点等要素在内的生态安全网络构成及其空间配置是生态安全格局的战略基础^[20]。生态源地作为维持生态系统稳定的核心斑块,被视为生态安全网络骨架的核心^[17-19],一直以来源地空间筛选被视为生态网络体系的重点环节,并逐渐形成了包括直接识别(斑块结构尺度)^[20-22]或功能评估(生态服务功能和敏感性等)^[23-25]等源地提取手段;生态廊道在生态安全网络体系中承担联系物质、能量和信息流的生态职能^[26],同样存在多元的廊道提取机制,其中以电路理论^[27-28]和最低成本路径(LCP)模型应用广泛^[29];生态节点要素相对于上述基础性生态安全网络要素而言,其发展机制相对不确定^[30-33]。随着生态安全研究工作的广泛开展,丰富而多元的生态安全要素的筛选方式得以衍生,以生态系统服务^[23-24],植被质量及其生产力^[25],土地斑块空间结构及其景观格局水平^[21-22]为代表的多学科参数被相继纳入到生态安全网络的构建体系之中。

日益综合化的生态安全网络现状在为生态系统研究工作提供更为丰富的技术选择的同时,也不可避免地存在不完全统一的指标体系之间往往难以同步量化比较的难题。在具体构建过程中,相关生态安全要素的选

择依据及连接机制需结合区域生态本底情况特定考量^[34-36]。同时作为生态安全研究的热点关注,具体的体系构建机制仍存在不尽完善的地方,一方面,生态安全网络是基于景观生态学理论空间要素的组织脉络^[22],不同于传统城市空间规划的边界约束,其摆脱了固有模式下对某一生态元素的孤立管控,意在强调生态空间体系的整体优化^[33-34],目前生态安全研究往往对于某一独立要素在指导城市空间建设的过程中的独立趋向性更多关注,一定程度上忽视了对生态网络体系的综合指导^[22,26-27]。与此同时,大量研究对生态廊道与节点要素的分析仍停留在线级与点级拓扑单元的几何描述^[35-36],对于更符合实际的生态流通服务面级单元的表述涉及甚少,这在很大程度上不能满足高质量维持与保障生态系统多样性与生境完整性的空间可视化需求^[30];另一方面,生态安全格局是持续、动态的特征变量^[22],作为反映区域地理、气候和社会经济等因素综合干预的空间基础信息^[14],城市生态政策的拟定与实施往往需要建立在生态安全长期监测的基础上完成,然而聚集其变化规律的综合研究尚未取得应有的重视,这对于后续景观要素及结构的现状评价在区域城市规划、生态保护红线划定以及城市绿色基础设施建设等长期可持续性建设工作中的生态贡献有所削弱^[19,37-39]。

面向上述生态安全网络要素发展过程中的重难点,本文聚焦含括三峡库坝地的宜昌市生态安全空间展开思考。宜昌市位于长江流域生态敏感区,特殊的生态定位赋予其保障长江生态安全的国家重任。同时随着三峡城市群战略的推进实施,宜昌市作为兼备地理位置、经济实力,城市影响力、文化包容性等优势元素的中心城市,区域生态安全建设在直观对接长江经济带战略,打造长江中上游重要战略支点以及加快推进长江生态文明建设等方面具有重要意义。据此,本文在传统生态安全框架体系的基础上通过综合景观生态理论,生态系统服务效益以及区域保护地决策多项指标依据,系统分析 2000—2020 年宜昌市生态安全网络要素的时空动态特征,研究过程中重点关注:(1)在引入电路理论提取生态廊道与节点要素背景下实现对生态安全网络框架的比较刻画;(2)探究生态安全网络要素时空动态变化的敏感性与可调控性;(3)探索核心生态安全网络要素时空异质性的影响机制。

1 材料与方法

1.1 研究区域

宜昌市地处湖北省西南,东邻荆州市和荆门市,南抵湖南省石门县,西接恩施土家族苗族自治州,北靠神农架林区和襄樊市,跨东经 110°15′—112°04′、北纬 29°56′—31°34′,内部地形复杂,整体地势自西向东逐级下降,境内有山地、丘陵和平原 3 类地形,分别覆盖研究区域总面积的 69%、21%和 10%。根据中国生态环境区划,宜昌市域涵盖了武陵山区生态保育区、三峡库区水土保持区、山地丘陵生态发展区、平原浅丘生态建设区和沿清江生态发展区 5 个分区(图 1),气候上位于中亚热带与北亚热带的过渡地带,属亚热带季风性湿润气候,多年平均气温 16.9℃,平均降水量 1215.6mm。宜昌市现辖 5 区、3 市、5 县和 1 个国家级高新区,占地面积共 21084km²。2020 年第七次全国人口普查结果显示宜昌市总人口 401.76 万人,人口密度约为 190 人/km²,在湖北省人口排名中居第六。截止 2020 年,宜昌市国民经济总产值 4261.42 亿元,在湖北省 GDP 排名中居第三。

1.2 数据来源与处理

依循“生态阻力面构建-生态源地,廊道,节点识别与提取-影响机制分析”的研究框架分别汇总 3 个环节的数据集应用信息。(1)生态阻力面数据源包括地形数据集(30m 分辨率的 NASA 数字高程模型产品)(<https://lpdaac.usgs.gov>),本文以此为基础利用 ArcGis 水文分析工具获取坡度、坡向与地形起伏度信息);植被质量指数 NDVI 和植被净初级生产力 NPP 数据集(取自 250m 分辨率的全球 MODIS MOD13Q1 植被质量指数数据集和 500m 分辨率的 MODIS MOD17A3 净初级生产力数据集)(<https://lpdaac.usgs.gov/products/mod13q1v006>)(<https://lpdaac.usgs.gov/products/mod17a3hv006/>);(2)生态安全网络要素数据源包括土地利用数据集(来自 30m 分辨率的国际基础地理信息中心生产的 GlobeLand30 全球地表覆盖数据集(<http://muli.tianditu.gov.cn>),该数据在宜昌市域包含耕地、林地、草地、灌木地、湿地、水体、人造地表、裸地共 8 个地表覆盖

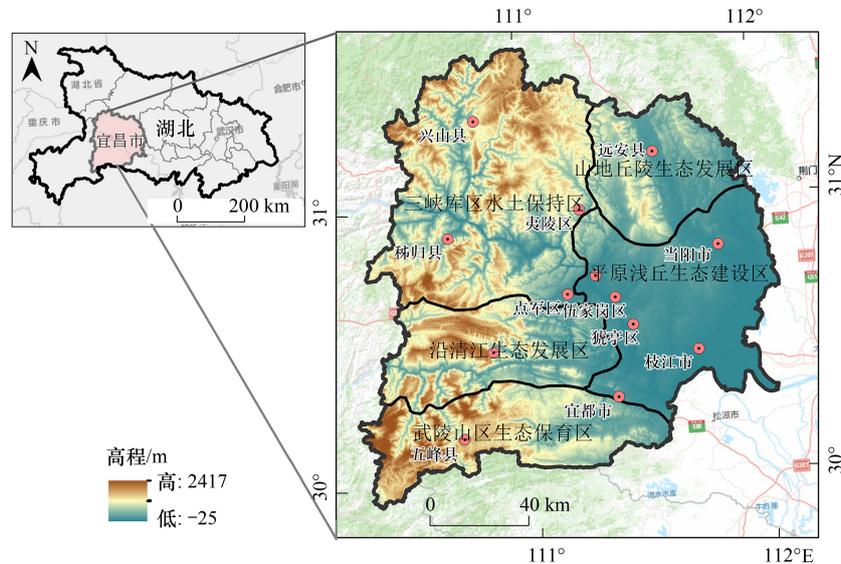


图1 研究区概况

Fig.1 Overview of study area

类型,基于宜昌市空间抽样与混淆矩阵建立进行数据分类精度验证,结果显示该产品分类精度达 80% 以上,具备较好的数据质量);自然保护区数据(中国自然保护区标本资源共享平台的地理信息库栏目)(<http://www.papc.cn/html/folder/946895-1.htm>);(3)影响因素分析数据源包括气象数据集(2000—2020 年全国气象站点的平均气温以及降雨量年度数据,基于 ANUSPLIN 气候插值软件平台提取 30m 分辨率气候栅格);土壤数据集(世界土壤数据库(Harmonized World Soil Database, HWSO));道路、水系及居民点数据集(OpenStreetMap(OSM)网站下载)(<https://www.openstreetmap.org>);人口和 GDP 数据集(来自研究区各行政单位统计年鉴以及中国科学院资源与环境科学数据中心提供的 1000m 空间分布栅格数据)。为保证数据可度量性,上述栅格数据需统一转换为覆盖研究区域同一坐标系,相同空间分辨率(30m)的空间栅格数据集。

1.3 生态阻力面构建

生态阻力面是建立生态安全网络体系的前提。在既有研究基础上,高程、坡度、地形起伏度和植被指数以及土地覆盖类型被视为生态阻力的核心干扰因素^[40]。参考了生态安全研究的阻力值判断经验^[40-41],本文通过对区域生境质量水平进行分级,并按照不同层级序赋值,即生境质量水平越高的区域对物种迁移的阻碍越小,对应阻力值即越小^[38](表 1)。最后通过加权求和构建综合阻力面,各要素权重系数通过熵权法获得^[42]。

1.4 生态安全网络要素的识别与提取

1.4.1 生态源地识别

生态源地是代表城市生态系统完整性、连续性以及生物多样性最高水平的核心斑块^[13],本文基于“景观形态空间格局分析(MSPA, Morphological spatial pattern analysis) — 生境质量分析 — 景观连通性分析 — 自然保护地提取”模式进行源地识别(图 2)。首先,基于 MSPA 分析筛选土地利用核心区斑块作为源地初级筛选区^[41];其次,提取宜昌市生境质量水平热点区斑块^[42-45],景观连通性较佳(即连通性指数>1)的土地斑块^[46]和自然保护地斑块^[47](包括自然保护区、国家公园、森林公园、湿地公园和地质公园)三类空间斑块相互叠加的空间覆盖范围作为生态源地二级筛选区;在此基础上,将 MSPA 分析得到的生态源地初级筛选区与生态源地二级筛选区进行空间交叠并提取其重叠空间作为生态源地三级筛选区;最后,考虑到生态源地在发挥生态效益和阻隔外界干扰等生态过程中的规模性需求^[48],筛选出符合生态效益发挥需求的源地空间,即剔除掉规模小于 1000hm²斑块^[48],最终筛选斑块为生态源地空间。

表 1 生态阻力因子分级赋值及权重
Table 1 Assignment and weight of ecological resistance factor

阻力因子 Resistance factor	指标分级 Class	阻力值 Resistance value	权重 Weight	阻力因子 Resistance factor	指标分级 Class	阻力值 Resistance value	权重 Weight
高程 DEM/m Digital elevation model	<300	90	0.30	植被质量指数 NDVI Normalized difference vegetation index	<0.65	57	0.17
	300—700	30			0.65—0.75	90	
	700—1000	10			0.75—0.8	63	
	1000—1400	50			0.8—0.85	30	
坡度/(°) Slope	>1400	70	0.05	土地利用类型 Land type	>0.85	10	0.25
	<10	50			耕地	77	
	10—20	10			林地	5	
	20—30	30			草地	30	
	30—40	70			灌木地	120	
地形起伏度 TUD/(°) Terrain Undulation Degree	>40	90	0.23	湿地	50		
	<15	90		水体	30		
	15—35	70		人造地表	93		
	35—55	50		裸地	70		
	55—90	30					
	>90	10					

(1) 形态学空间格局分析 MSPA

形态学空间格局分析 MSPA 是在数学形态学原理基础上对栅格图像进行空间度量、识别与分割的一种图像处理办法^[27,41],具体成果包括核心区、支线、边缘区、孔隙、孤岛、连接桥和环线区 7 类空间信息。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^[41]。据此,本文基于 30m 分辨率水平用地数据支撑(其中林地、草地、灌木地、湿地和水体要素为前景象元,人造地表,耕地和裸地要素为背景象元),利用 Guidos 软件提取宜昌市核心区斑块类型并以此作为生态源地的初始备选数据。

(2) 生境质量评估

生态系统服务功能逐步得到重视并被广泛纳入生态源地识别范畴中,生境质量作为反映生态系统健康程度的重要生态服务^[38],极大程度代表了区域内部生物多样性的综合质量,是区域生态源地的核心提取依据之一^[43]。以往对生境质量的考量多通过等级划分择优提取^[44],考虑到生境质量等级结构的主导趋势、分级方法的主观性以及生境质量的极端聚集效应,本文试图从生境质量空间分异特征着手进行筛选。首先利用 InVEST 模型进行生境质量评估^[43-45],其次在符合空间自相关性的基础上,通过 Arcgis 软件 Getis OrdGi * 热点分析工具析提取 90%显著性水平以上的生境质量高值区(热点区)作为提取生态源地的基础数据之一。生境质量的具体计算公式为:

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

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} H_j \quad (2)$$

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 j 中的栅格 x 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(参考广泛研究,本文提取耕地与人造地表土地类型并将其设为干扰胁迫因子); y 为胁迫因子 r 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(指数或线性); β_x 为生境抗干扰水平; S_{jr} 为不同生境对每种胁迫因子的相对敏感性^[43]。

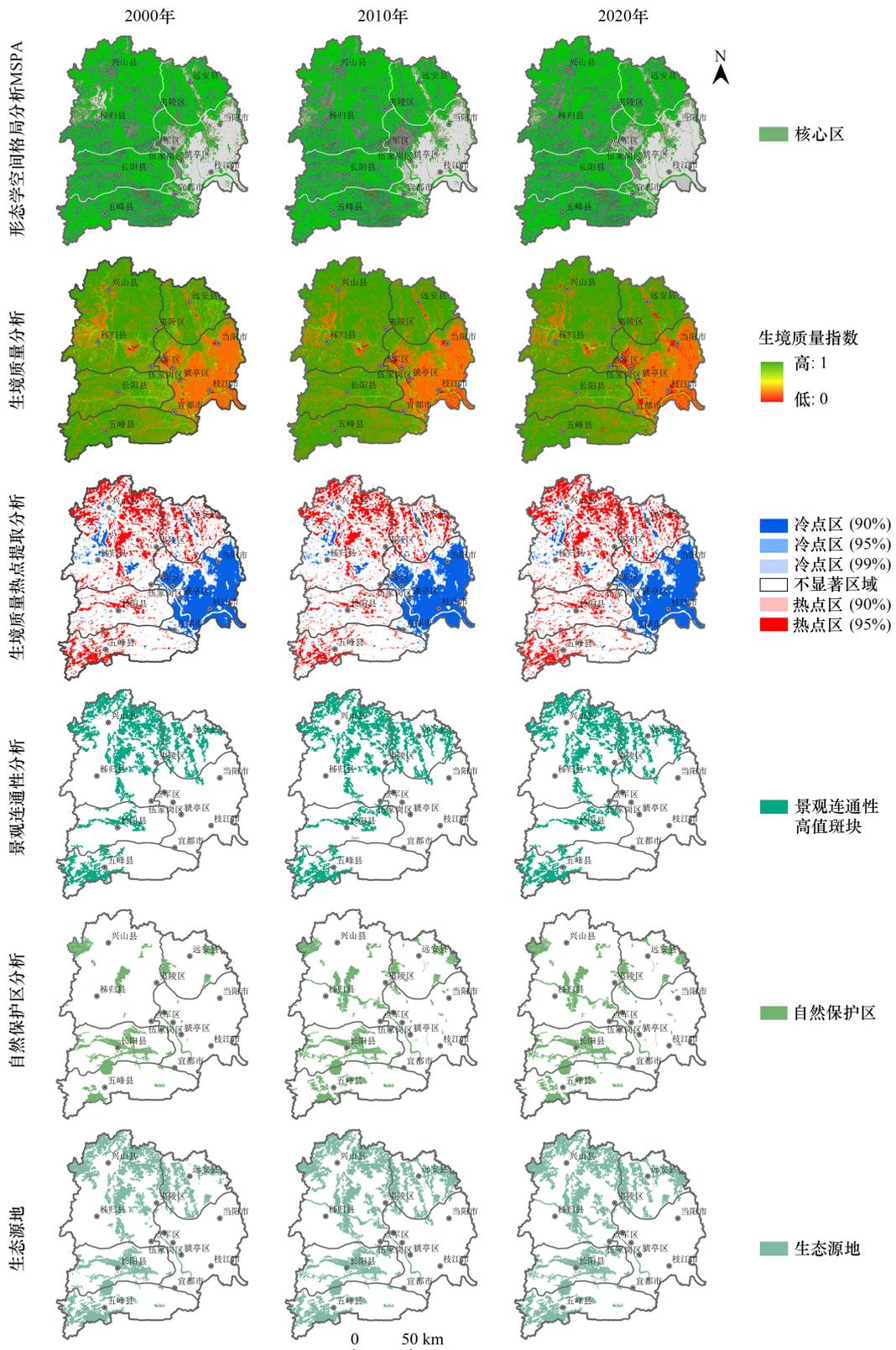


图 2 生态源地提取过程

Fig.2 Extraction process of ecological source

MSPA:形态学空间格局分析 Morphological spatial pattern analysis

(3) 景观连通性评估

景观连通性代表了景观应对生态流动的适宜性,是提升生态系统稳定性以及维持生物多样性的关键因素^[49-50]。斑块重要性指数(dPC)是景观连通性的直接指标,广泛适用于斑块重要性识别。在广泛研究的参考基础上提取斑块重要性指数大于 1 的空间作为生态源地备选区^[50]。具体计算公式如下:

$$PC = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m a_i \times a_j \times \frac{P_{ij}^*}{A_L^2} \quad (3)$$

$$dPC(\%) = 100 \times \frac{(PC - PC_{\text{remove}})}{PC} \quad (4)$$

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。

1.4.2 生态廊道、夹点、障碍点识别

生态廊道与节点要素在源地与阻力面基础上引入电路理论进行提取,通过计算相邻电路节点(即生态源地)之间的累积电流获取廊道信息(包括廊道数量、里程和覆盖面积)^[27],在廊道提取基础上,将累积电流高值区段和恢复区段分别定义为生态夹点和生态障碍点,分别代表生态廊道能量流动的开发建设重点和恢复建设重点,节点要素信息(包括数量和覆盖面积)可通过 Arcgis 平台下 Linkage Mapper 工具中 Circuitscape 插件的 Pinchpoint Mapper 模块和 Barrier Mapper 模块进行提取^[46,49]。

1.5 地理探测器

地理探测器模型是一种基于空间异质性理论的分析模型,可以定量检测和识别空间属性及其解释因素间的相互作用,由风险探测器、因素探测器、生态探测器和交互式探测器组成^[51]。本研究基于因子检测和交互探测模块探索生态源地影响机制,因子探测模块计算如下:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} \quad (5)$$

式中, $h \dots L$ 表示为影响因素类型分层; N_h 和 N 分别为层 h 和全区的样本单元数; σ_h^2 和 σ^2 分别为层 h 和全区的离散方差; q 为探测因子的探测力值, $q \in [0, 1]$, q 值越大,表示自变量 x 对属性 y 的解释力越强,反之则越弱。

交互探测模块用于评估不同因子共同作用时因变量影响作用的解释力,可以划分为双因素增强 $q(X1 \cap X2) > \text{Max}q(X1)$ 、非线性减弱 $q(X1 \cap X2) < \text{Min}(q(X1), q(X2))$ 、非线性增强 $q(X1 \cap X2) > q(X1) + q(X2)$ 、单因子非线性减弱 $\text{Min}(q(X1), q(X2)) < q(X1 \cap X2) < \text{Max}(q(X1), q(X2))$ 和独立 $q(X1 \cap X2) = q(X1) + q(X2)$ ^[51]。

生态廊道、夹点和障碍点基于生态源地识别的前提指导与强烈干预进行提取,并与其共同构成生态安全格局主干脉络。生态源地是反映生态安全格局特征的核心要素^[52],因而本文中对生态安全格局的影响机制分析围绕生态源地这一要素空间分布的影响因素展开。参考既往研究^[40,53]以及宜昌自身生态现状,基于地理探测模型就高程 DEM、坡度 SLOPE、地形起伏度 TUD、植被质量指数 NDVI、人口密度 POP、国内生产总值 GDP、温度 TEM、降水量 PREP 以及居民点密度 SETTLE 共 10 项因子对 2000—2020 年生态源地空间分布解释力及其之间的相互作用展开测算^[51],全面探索生态安全格局形成与演化的驱动机制。

2 研究结果

2.1 宜昌市生态源地提取过程动态分析

2.1.1 宜昌市景观核心区时空动态变化

2000—2020 年宜昌市土地覆盖核心区斑块整体占比分别为 60.80%、60.12% 和 59.93%,各时期年际差异

较小,呈现出中西部山地带集中,东部平原带碎片化的分布趋势(图 2)。不同时期各生态环境分区内部核心区斑块面积比重显示以三峡库区水土保持区最大,占宜昌市全域面积 70% 以上,武陵山区生态保育区、沿清江生态发展区和山地丘陵生态发展区次之,平原浅丘生态建设区最小(表 2)。

表 2 核心区分区统计表

Table 2 Core area in different zones

分区 Zone	2000		2010		2020	
	面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%	面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%	面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%
武陵山区生态保育区 Wuling mountain ecological conservation zone	233049.87	69.38	232237.53	69.14	231507.9	68.92
三峡库区水土保持区 Three Gorges Dam water and soil conservation zone	513425.16	71.39	512161.74	71.22	511844.31	71.17
山地丘陵生态发展区 Mountainous and hilly ecological development zone	199851.57	76.08	196161.93	74.67	194023.53	73.86
平原浅丘生态建设区 Plain shallow mound ecological construction zone	120348.27	24.46	115057.08	23.38	114615	23.29
沿清江生态发展区 Qingjiang ecological development zone	223167.87	71.63	219777.12	70.54	219340.62	70.40
合计 Total	1289842.74	60.80	1275395.4	60.12	1271331.36	59.93

2.1.2 宜昌市生境质量时空动态变化

2000—2020 年宜昌市整体生境质量指数分别为 0.761、0.770 和 0.765。生境质量的空间分布显示自西向东逐渐减小(表 3)。考虑到生境质量指数的聚集效应,本文对其进行 Getis OrdGi * 热点分析,不同时期生境质量全局莫兰指数分别为 0.793、0.795 和 0.799,且显著性较高(表 4)。热点分析结果显示冷点区与热点区面积趋于均衡,前者多集中在平原浅丘生态建设区,后者主要分布于除平原浅丘生态建设区之外的其他分区,整体分布较为零散(图 2),冷点区和热点区总体均呈减少的变化趋势(表 5)。

表 3 生境质量分区统计

Table 3 Habitat quality in different zones

分区 Zone	2000	2010	2020
武陵山区生态保育区 Wuling mountain ecological conservation zone	0.853	0.865	0.863
三峡库区水土保持区 Three Gorges Dam water and soil conservation zone	0.843	0.854	0.852
山地丘陵生态发展区 Mountainous and hilly ecological development zone	0.857	0.872	0.864
平原浅丘生态建设区 Plain shallow mound ecological construction zone	0.477	0.473	0.461
沿清江生态发展区 Qingjiang ecological development zone	0.842	0.858	0.856
合计 Total	0.761	0.770	0.765

表 4 生境质量空间自相关分析

Table 4 Spatial autocorrelation analysis of habitat quality

参数 Coefficients	2000	2010	2020
莫兰指数 Global Moran's I	0.793	0.795	0.799
Z	327.98	328.75	330.57
P	0	0	0

2.2 宜昌市综合阻力面时空动态变化

2000—2020 年宜昌市全域阻力值分别为 38.90、42.19 和 40.66,阻力值空间分布自西向东逐渐增加,不同分区生态阻力强度显示平原浅丘生态建设区显著高于其他分区(表 6)。为进一步刻画研究区阻力值的空间异质性,本文基于自然断点法进行阻力分级,其等级结构显示中低阻力区较高阻力区范围更大,整体变化表现

为低阻力区的先减后增以及高阻力区的先增后降。不同分区阻力等级构成显示武陵山区生态保育区、山地丘陵生态发展区和沿清江生态发展区以低阻力区和中阻力区占主导,面积比重超 90%,平原浅丘生态建设区完全相反,高阻力区占比最高(图 3)。

表 5 生境质量空间格局冷热点分析

Table 5 Cold/hot spot analysis of spatial pattern of habitat quality

类型 Type	2000		2010		2020	
	面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%	面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%	面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%
不显著 Non-Significant	1209950	56.24	1222225	56.81	1224175	56.90
冷点(99%置信度) Hot spots(99%)	343750	15.98	344875	16.03	346375	16.10
冷点(95%置信度) Hot spots(95%)	64700	3.01	60625	2.82	60975	2.83
冷点(90%置信度) Hot spots(90%)	37625	1.75	35025	1.63	33250	1.55
冷点区面积和 Total	446075	20.73	440525	20.48	440600	20.48
热点(90%置信度) Cold spots(90%)	211625	9.84	234800	10.91	233675	10.86
热点(95%置信度) Cold spots(95%)	283800	13.19	253900	11.80	253000	11.76
热点(99%置信度) Cold spots(99%)	495425	23.03	488700	22.71	486675	22.62

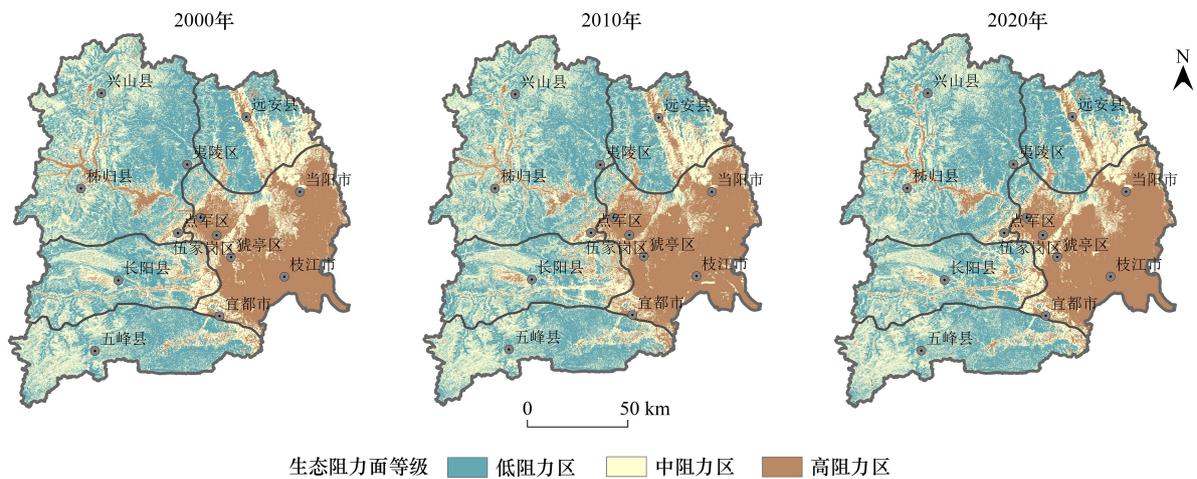


图 3 生态阻力面等级结构空间分布

Fig.3 Spatial distribution of ecological resistance surface classification

表 6 生态阻力面等级结构分区统计

Table 6 Classification of ecological resistance surface in different zones

分区 Zone	分级 Class	2000		2010		2020	
		面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%	面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%	面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%
武陵山区生态保育区 Wuling mountain ecological conservation zone	低阻力区	176211.36	52.46	173781.27	51.73	171930.69	51.18
	中阻力区	147929.13	44.04	148587.21	44.23	151414.2	45.08
	高阻力区	11768.22	3.50	13540.23	4.03	12563.82	3.74
	平均阻力值	30.85		34.16		32.49	
三峡库区水土保持区 Three Gorges Dam water and soil conservation zone	低阻力区	368336.97	51.22	358751.16	49.89	386738.82	53.78
	中阻力区	305434.44	42.47	316733.85	44.04	291582.99	40.55
	高阻力区	45366.93	6.31	43653.33	6.07	40816.53	5.68
	平均阻力值	32.74		35.36		32.64	

续表

分区 Zone	分级 Class	2000		2010		2020	
		面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%	面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%	面积 Area/hm ²	比例 Ratio/%
山地丘陵生态发展区 Mountainous and hilly ecological development zone	低阻力区	127688.04	48.61	119423.07	45.46	130122.36	49.53
	中阻力区	107801.73	41.04	109838.7	41.81	100185.39	38.14
	高阻力区	27198.9	10.35	31873.86	12.13	30827.88	11.74
	平均阻力值	34.22		36.84		34.54	
平原浅丘生态建设区 Plain shallow mound ecological construction zone	低阻力区	16448.94	3.34	14587.65	2.96	17583.21	3.57
	中阻力区	106596.63	21.66	84387.33	17.15	92972.52	18.89
	高阻力区	369060.12	75.00	393130.71	79.89	381549.96	77.53
	平均阻力值	59.38		63.55		64.80	
沿清江生态发展区 Qingjiang ecological development zone	低阻力区	146894.22	47.15	132276.69	42.46	142177.77	45.63
	中阻力区	142101.54	45.61	152114.31	48.82	145867.5	46.82
	高阻力区	22568.58	7.24	27173.34	8.72	23519.07	7.55
	平均阻力值	33.28		37.27		34.99	
合计 Total	低阻力区	835579.53	39.39	798819.84	37.66	848552.85	40.00
	中阻力区	809863.47	38.18	811661.4	38.26	782022.6	36.86
	高阻力区	475962.75	22.44	506400.93	23.87	486306.72	22.92
	平均阻力值	38.90		42.19		40.66	

2.3 宜昌市生态源地-廊道-夹点-障碍点网络要素时空动态变化

2000—2020年宜昌市生态源地斑块面积分别为43.41、49.03万hm²和47.76万hm²,斑块数量分别为34、26和26,主要集中分布于三峡库区水土保持区(图4)。不同时期生态廊道数量分别为78、59和56,廊道里程为552.27、486.32km和473.75km,基于linkage mapper模块下的生态流通道信息可以获取带有宽度信息的生态廊道覆盖面积,不同时期生态廊道总面积分别为8.42、7.56万hm²和7.37万hm²,廊道面积与里程分布产生背离,廊道数量和里程集中在平原浅丘生态建设区,但廊道覆盖面积分布并未占据优势,可见该区域廊道生境营建潜力较大;生态夹点基于生态廊道电流强度高值空间提取,不同时期宜昌市生态夹点数量分别为120、155和109,覆盖面积分别为1.62、2.03万hm²和1.71万hm²,均以三峡库区水土保持区空间分布最为集中;不同时期生态障碍

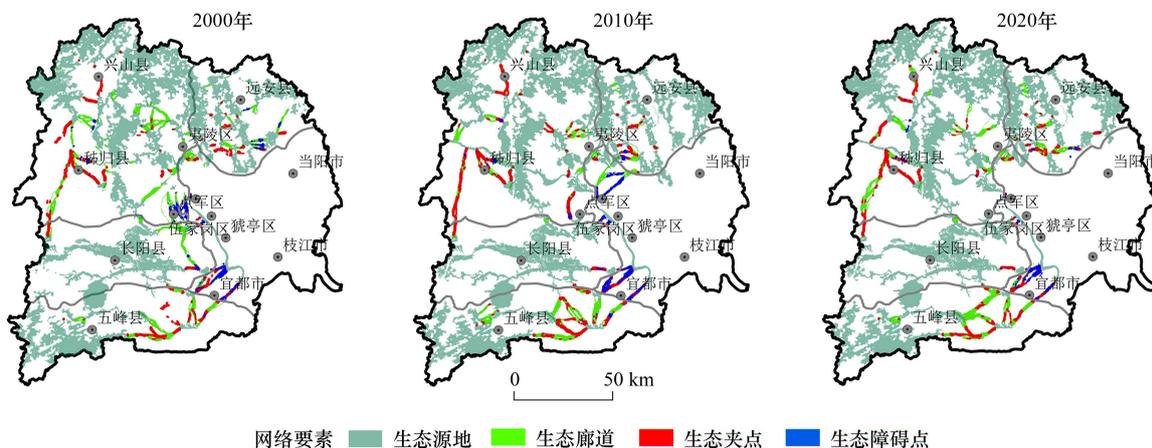


图4 生态源地-廊道-夹点-障碍点网络要素空间分布

Fig.4 Spatial distribution of ecological source-ecological corridors-ecological pinch points-ecological barriers

点分别为 125、115 和 71 处,覆盖面积分别为 2.22、1.68 万 hm^2 和 1.15 万 hm^2 ,在三峡库区水土保持区呈现“数量多且面积小”,在平原浅丘生态建设区生态障碍点呈现“数量少而面积大”(图 5)。

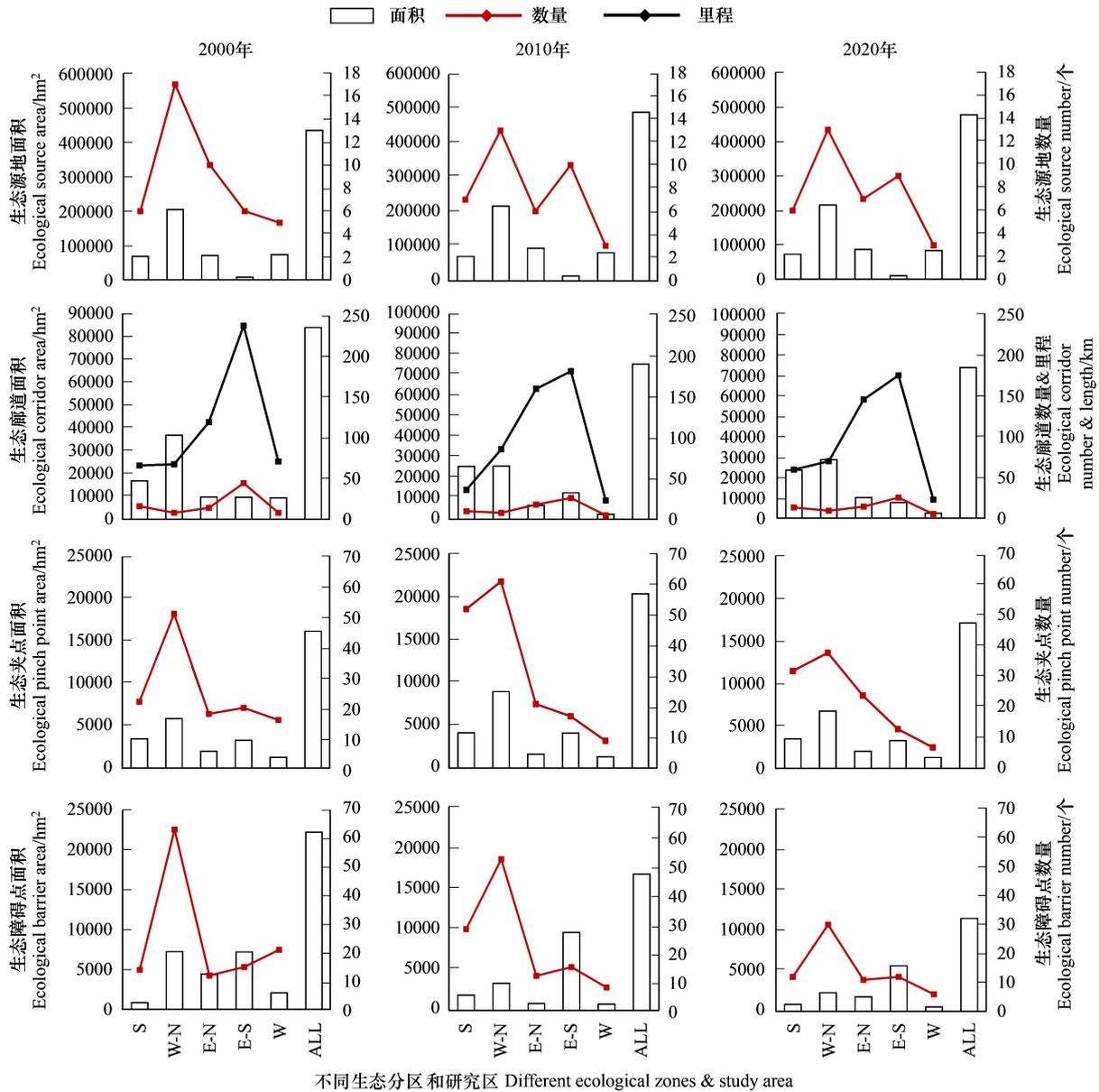


图 5 生态源地-廊道-夹点-障碍点要素分区统计

Fig.5 Ecological corridors-ecological pinchpoints-ecological barriers in different zones

S:武陵山区生态保育区;W-N:三峡库区水土保持区;E-N:山地丘陵生态发展区;E-S:平原浅丘生态建设区;W:沿清江生态发展区

2.4 宜昌市生态源地时空分布影响因素分析

本文通过探索生态源地分布影响因素的规律以反映生态安全格局驱动机制,通过筛选因子相关性验证剔除掉不符合显著性检验(显著性小于 95%)的影响因子,即人口密度。因子探测结果显示,生态源地空间分布影响机制整体趋势一致,降水量干预性最强,足见气候要素对区域生态安全质量评估的强烈干预,土壤类型对生态源地的作用强度最为薄弱,不同时期考察因素以植被质量指数 NDVI 和国内生产总值 GDP 是影响强度差异较明显。影响因素交互探测结果表现为双因子增强和非线性增强两种形式,以降水量因子与其他影响因素的交互作用表现最突出,总体变化差异较小,其中 NDVI & SOIL 的交互作用强度存在显著增强(图 6)。

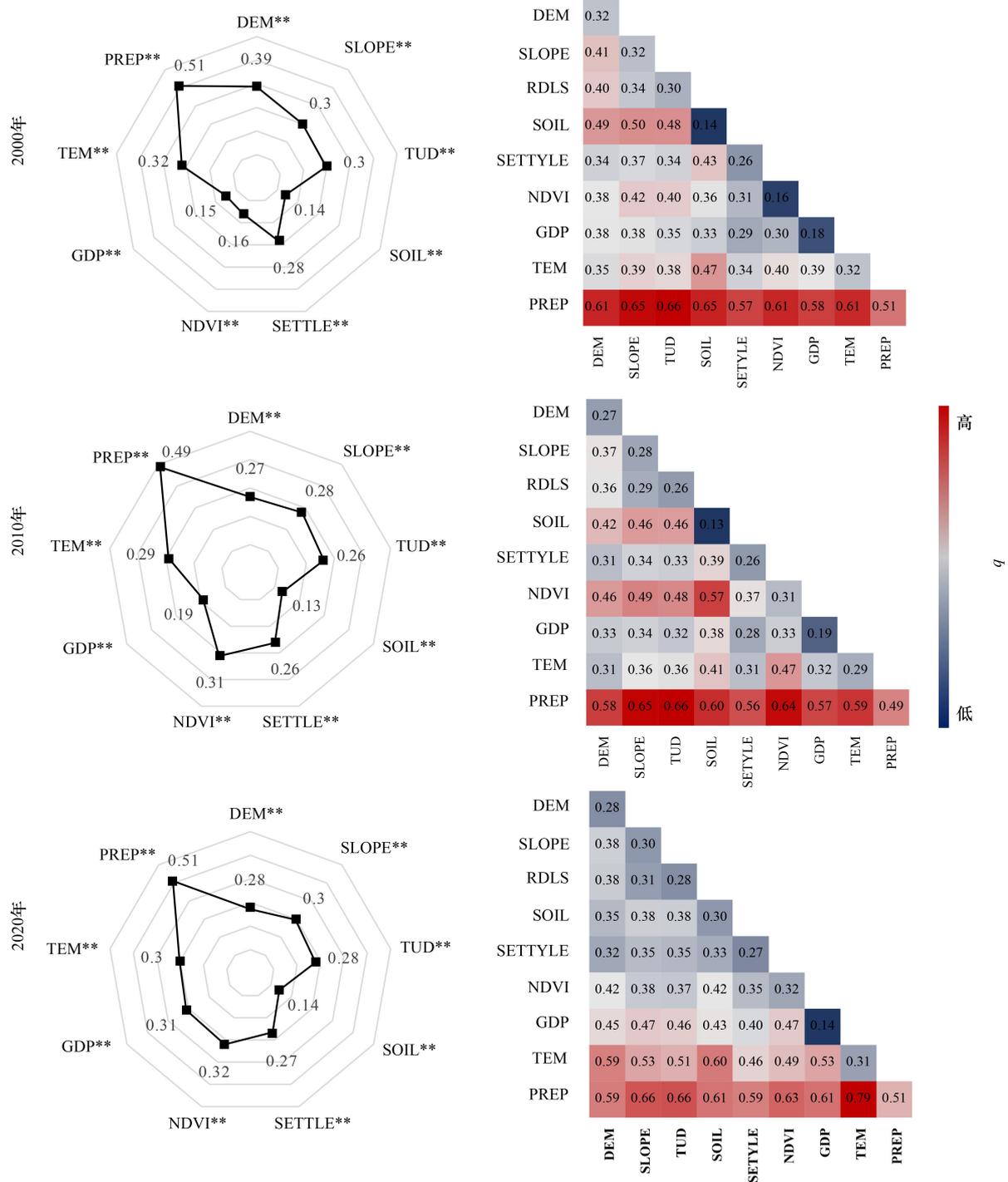


图 6 生态源地时空分布影响因素因子探测和交互探测结果

Fig.6 Influence and interaction influence of ecological source influencing factor

DEM: 高程; SLOPE: 坡度; TUD: 地形起伏度; SOIL: 土壤类型; SETTLE: 居民点密度; NDVI: 植被质量指数; GDP: 国内生产总值; TEM: 温度; PREP: 降水量; * *: $P < 0.05$

3 讨论

3.1 生态安全网络要素动态分析是实施国土空间规划的必要环节

生态安全网络结构及其空间分异机制深受土地规划和生态政策的干预, 同样其自身波动也引导、辐射并

带动区域生态建设工程乃至国土空间规划的优化管控^[39]。近年来,加剧的人口压力、有限的空间资源、脆弱的生态系统以及大规模展开的城市建设活动制约生态系统可持续发展并直接威胁国土空间生态安全,在研究中表现为显著的阻力效应(图3),而不同生态网络要素的结构差异是区域生态安全内核质量的真实反馈^[40]。与广泛的关注生态安全格局构建的文献不同,聚焦于生态安全网络结构及其组成要素的研究内容立足于基础生态系统单元的时空异质性,既关注生态系统的空间分布和相互联系的总体形态表征^[20-22,31],又重视基于空间规划层面对生态系统稳定和健康的保障^[36]。与之对应,生态安全格局构建体系则将讨论重点凝聚在基于现状提出的生态规划方案解读^[32,36],在此过程中对生态安全结构要素的动态趋势考量往往未能得到全面的重视^[40],本研究在这一层面上可以从“添加不同要素动态因子”的视角对后续生态安全格局构建体系进行优化。随着生态安全格局研究体系的逐步完善,集成多模型、多方法和多技术应用的生态安全结构体系逐步取代了传统以数量结构为重点的生态资源指标调整^[53],相关研究通过引入并应用元胞自动机(CA)模型、神经网络和系统动力学^[54-57]等城市空间模拟模型促进实现生态安全建设评估和优化。

3.2 源地质量提升建设承担着有序保障生态安全的重要角色

生态源地作为生态系统物种扩散和维持的源点^[58],担负着生态网络安全的要素连接与辐射功能,其质量提升工作是保障区域生态安全稳定的基础。大量研究通过生态源地功能评价^[22-23],管理修复^[13],开发强度^[46]等分析方式证实了生态源地质量提升对生态系统具有重要价值^[58]。宜昌市头顶“三峡库坝区生态屏障区”、“长江流域生态敏感区”和“国家重要珍稀濒危物种栖息地”等生态标签,区域生态源地是构建三峡生态屏障的核心地带,其生态功能质量提升工作往往面临更高标准的建设需求。本文研究过程发现不同时期生态源地空间的生境和植被质量等参数呈现出源地空间生态功能的微弱上涨趋势,且在山地丘陵生态发展区最为突出。综合2020年宜昌市森林资源二类调查统计结果可以发现天然林占比近80%,这一森林结构赋予生态源地空间在森林管护和抚育的巨大经营潜力,一方面,建立健全森林管护体系及完善管护模式是全面提升森林资源质量的重要措施;另一方面,加强森林抚育也有助于促进森林群落结构完善,林分质量精准提升以及生态系统功能稳定。

3.3 电路理论模型引入在廊道提取工作中具有空间适宜性优势

生态廊道是生态安全格局的脉络基础,其提取过程已逐渐演化为生态安全格局构建过程中一大热点。近年来,生态廊道主要依附于累积阻力模型(MCR)的最小成本路径、累积耗费距离的山谷线、水系流域图论提取、动物迁徙追踪以及电流密度值提取等方式^[27-28],其中电路理论模型的引入应用创新地解决了传统廊道与水系、山脊线等生态阻力线空间不匹配的矛盾冲突,并相较传统线级路径能够有效描述生态廊道宽度信息,廊道覆盖面积是综合地形、土地利用、走廊功能、保护目标以及生态过程和功能的综合指标,对于区域生态安全调控具有重要价值。同时廊道提取过程中通过综合考虑区域规模的局限性、电流密度的稳定性和后续节点的精准性以及建设成本的现实需求等因素探索最佳阈值,有效避免了目前广泛存在的临界阈值主观性等问题^[28]。因此本文权衡宜昌市环境要素现状需求,通过电流表面类比景观,有效电阻、电流流动和电压值类比生态系统物质交换与能量流动过程实现廊道路径及其范围可视化。

3.4 研究的局限性

生态安全网络特征本质上反映了生态系统要素的系统统筹与合理调控,因而趋于完整精细的空间异质化信息一定程度上能够为生态安全结构的分析工作带来更加科学合理的发展机遇,本研究基于Globeland30土地利用数据展开,30m的中尺度分辨率可能存在尺度局限性。同时,参考地形和植被等自然要素的空间异质化信息并不能完全覆盖城市生态系统流动机制,以人类干扰为导向的社会活动数据的不完全覆盖一定程度制约了生态安全研究的全面性。随着后续数据收集工作的逐步完善,可考虑采用阈值控制等方式^[46],探索出最适宜体现人文干扰因素的指标,以实现生态安全格局构建模式的补充与优化。此外,多功能有序稳定的植被生态系统在区域生态安全工作中具有重要贡献,特别是以植被演替信息为代表的生态系统空间要素,直接干预甚至决定了区域生态安全的发展水平,将植被演替阶段等区域植被系统质量水平的指标纳入生态安全网

络要素提取过程是后续研究的重点。

4 结论

本研究基于生境质量与电路理论等概念指导,对 2000—2020 年宜昌市包括生态源地、生态廊道、生态夹点以及障碍点等生态网络要素的时空动态特征及其影响机制展开探索。(1)不同时期宜昌市生态阻力值分别为 38.90、42.19 和 40.66,空间分布呈自西向东增加。(2)生态源地基于 MSPA 分析、生境质量热点分析、景观连通性以及自然保护区筛选综合提取,不同时期生态源地面积分别为 43.41、49.03 万 hm^2 和 47.76 万 hm^2 ,以三峡库区水土保持区生态源地面积比重最高;生态廊道数量分别为 78、59 个和 56 个,廊道里程分别为 552.27、486.32 km 和 473.75 km,廊道面积分别为 8.42、7.56 万 hm^2 和 7.37 万 hm^2 ,生态廊道数量及里程多聚集在平原浅丘生态建设区,廊道面积以三峡库区水土保持区居多;生态夹点数量分别为 120、155 个和 109 个,覆盖面积分别为 1.62、2.03 万 hm^2 和 1.71 万 hm^2 ,均集中在三峡库区水土保持区;生态障碍点数量与面积集中在三峡库区水土保持区和平原浅丘生态建设区。(3)基于地理探测模型对生态源地影响因素进行模拟,降雨量对生态源地的解释强度最高,土壤类型最为薄弱,各因子交互作用均为双因子增强和非线性增强形式,以降水量与其他因子的交互影响最突出。聚焦生态安全网络要素的动态研究过程在表征区域生态现状的同时,更有助于探索后续生态工作的空间潜力,对同步推进生态保护管理与经济建设实施具有重要意义。

参考文献(References):

- [1] Sirakaya A, Cliquet A, Harris J. Ecosystem services in cities: towards the international legal protection of ecosystem services in urban environments. *Ecosystem Services*, 2018, 29: 205-212.
- [2] Liu D, Chang Q. Ecological security research progress in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(5): 111-121.
- [3] Liu Y S. Introduction to land use and rural sustainability in China. *Land Use Policy*, 2018, 74: 1-4.
- [4] Peng J, Wang A, Luo L W, Liu Y X, Li H L, Hu Y N, Meersmans J, Wu J S. Spatial identification of conservation priority areas for urban ecological land: an approach based on water ecosystem services. *Land Degradation & Development*, 2019, 30(6): 683-694.
- [5] Zhu Y H, Chen Y N, Ren L L, Lü H S, Zhao W Z, Yuan F, Xu M. Ecosystem restoration and conservation in the arid inland river basins of Northwest China: problems and strategies. *Ecological Engineering*, 2016, 94: 629-637.
- [6] Larson K L, Nelson K C, Samples S R, Hall S J, Bettez N, Cavender-Bares J, Groffman P M, Grove M, Heffernan J B, Hobbie S E, Learned J, Morse J L, Neill C, Ogden L A, O'Neil-Dunne J, Pataki D E, Polsky C, Chowdhury R R, Steele M, Trammell T L E. Ecosystem services in managing residential landscapes: priorities, value dimensions, and cross-regional patterns. *Urban Ecosystems*, 2016, 19(1): 95-113.
- [7] Yin H W, Kong F H, Hu Y M, James P, Xu F, Yu L J. Assessing growth scenarios for their landscape ecological security impact using the SLEUTH urban growth model. *Journal of Urban Planning and Development*, 2016, 142(2): 05015006.
- [8] Zhao S M, Ma Y F, Wang J L, You X Y. Landscape pattern analysis and ecological network planning of Tianjin City. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2019, 46: 126479.
- [9] Mao D H, Wang Z M, Wu J G, Wu B F, Zeng Y, Song K S, Yi K P, Luo L. China's wetlands loss to urban expansion. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(8): 2644-2657.
- [10] Opdam P, Steingröver E, van Rooij S. Ecological networks: a spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2006, 75(3/4): 322-332.
- [11] Su Y X, Chen X Z, Liao J S, Zhang H O, Wang C J, Ye Y Y, Wang Y. Modeling the optimal ecological security pattern for guiding the urban constructed land expansions. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2016, 19: 35-46.
- [12] Zhang Y J, Yu B Y, Ashraf M A. Ecological security pattern for the landscape of mesoscale and microscale land: a case study of the Harbin City center. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 2015, 23(3): 192-201.
- [13] 方莹,王静,黄隆杨,翟天林. 基于生态安全格局的国土空间生态保护修复关键区域诊断与识别--以烟台市为例. *自然资源学报*, 2020, 35(1): 190-203.
- [14] 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.
- [15] Li L, Huang X J, Wu D F, Wang Z L, Yang H. Optimization of ecological security patterns considering both natural and social disturbances in China's largest urban agglomeration. *Ecological Engineering*, 2022, 180: 106647.
- [16] Wu J G. Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology*, 2013, 28

- (1): 1-11.
- [17] Peng J, Yang Y, Liu Y X, Hu Y N, Du Y Y, Meersmans J, Qiu S J. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns. *Science of the Total Environment*, 2018, 644: 781-790.
- [18] Peng J, Zhao S Q, Dong J Q, Liu Y X, Meersmans J, Li H L, Wu J S. Applying ant colony algorithm to identify ecological security patterns in megacities. *Environmental Modelling & Software*, 2019, 117(C): 214-222.
- [19] Xu X B, Yang G S, Tan Y. Identifying ecological red lines in China's Yangtze River Economic Belt: a regional approach. *Ecological Indicators*, 2019, 96: 635-646.
- [20] 张美丽, 李智, 张益琛, 郑建乐, 林常威, 王树涛. 基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别--以河北省阜平县为例. *水土保持研究*, 2021, 28(3): 299-307, 3.
- [21] 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.
- [22] 于倩茹. 基于生态系统服务评估的生态安全格局构建研究--以鄂西北地区为例[D]. 北京: 中央民族大学, 2021.
- [23] 王正伟, 王宏卫, 杨胜天, 刘勤, 高一薄, 衡嘉尧, 张惠婷. 基于生态系统服务功能的新疆绿洲生态安全格局识别及优化策略--以拜城县为例. *生态学报*, 2022, 42(1): 91-104.
- [24] Wang Y, Pan J H. Building ecological security patterns based on ecosystem services value reconstruction in an arid inland basin: a case study in Ganzhou District, NW China. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 241: 118337.
- [25] 王正安, 邸利, 王彦辉, 刘宇, 李振华, 韩新生, 左海军. 六盘山叠叠沟小流域 4 种植被土壤层水文调节功能的综合评价. *干旱区资源与环境*, 2017, 31(11): 181-187.
- [26] Hepcan Ç C, Özkan M B. Establishing ecological networks for habitat conservation in the case of Çeşme-Urfa Peninsula, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, 174(1): 157-170.
- [27] 宁琦, 朱梓铭, 覃盟琳, 史倩倩, 宋苑震. 基于 MSPA 和电路理论的南宁市国土空间生态网络优化研究. *广西大学学报: 自然科学版*, 2021, 46(2): 306-318.
- [28] McRae B H, Dickson B G, Keitt T H, Shah V B. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 2008, 89(10): 2712-2724.
- [29] 洪步庭, 任平. 基于最小累积阻力模型的农村居民点用地生态适宜性评价--以都江堰市为例. *长江流域资源与环境*, 2019, 28(6): 1386-1396.
- [30] Feng Y, Liu Y, Liu Y. Spatially explicit assessment of land ecological security with spatial variables and logistic regression modeling in Shanghai, China[J]. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 2017, 31: 2235-2249.
- [31] 袁轶男, 金云峰, 聂晓嘉, 凌瑞, 吴沙沙, 兰思仁. 基于生态安全格局的城市森林生态网络优化. *中国城市林业*, 2020, 18(6): 78-83.
- [32] 廖旒睿. 北京市景观生态安全格局研究与规划[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2016.
- [33] Blazquez-Cabrera S, Ciudad C, Gastón A, Simón M Á, Saura S. Identification of strategic corridors for restoring landscape connectivity: application to the Iberian lynx. *Animal Conservation*, 2019, 22(3): 210-219.
- [34] Pascual-Hortal L, Saura S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 2006, 21(7): 959-967.
- [35] Xiao S C, Wu W J, Guo J, Ou M H, Pueppke S G, Ou W X, Tao Y. An evaluation framework for designing ecological security patterns and prioritizing ecological corridors: application in Jiangsu Province, China. *Landscape Ecology*, 2020, 35(11): 2517-2534.
- [36] 黄隆杨, 刘胜华, 方莹, 邹磊. 基于“质量-风险-需求”框架的武汉市生态安全格局构建. *应用生态学报*, 2019, 30(2): 615-626.
- [37] 卢慧婷, 严岩, 赵春黎, 吴钢. 雄安新区多尺度生态安全格局构建框架. *生态学报*, 2020, 40(20): 7105-7112.
- [38] Terrado M, Sabater S, Chaplin-Kramer B, Mandle L, Ziv G, Acuña V. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment*, 2016, 540: 63-70.
- [39] 马琪. 基于生态保护红线划分的农牧交错带生态安全格局构建研究--以榆林市为例[D]. 西安: 西北大学, 2018..
- [40] Jiao M Y, Wang Y F, Hu M M, Xia B C. Spatial deconstruction and differentiation analysis of early warning for ecological security in the Pearl River Delta, China. *Sustainable Cities and Society*, 2021, 64: 102557.
- [41] 孔阳, 王思元. 基于 MSPA 模型的北京市延庆区城乡生态网络构建. *北京林业大学学报*, 2020, 42(7): 113-121.
- [42] Newbold T, Hudson L N, Hill S L L, Contu S, Lysenko I, Senior R A, Börger L, Bennett D J, Choimes A, Collen B, Day J, De Palma A, Díaz S, Echeverria-Londoño S, Edgar M J, Feldman A, Garon M, Harrison M L K, Alhusseni T, Ingram D J, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia D L P, Martin C D, Shai M R, Novosolov M, Yuan P, Phillips H R P, Purves D W, Robinson A, Simpson J, Tuck S L, Weiher E, White H J, Ewers R M, Mace G M, Scharlemann J P W, Purvis A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 2015, 520(7545): 45-50.
- [43] Sun X Y, Jiang Z, Liu F, Zhang D Z. Monitoring spatio-temporal dynamics of habitat quality in Nansihu Lake Basin, Eastern China, from 1980 to

2015. *Ecological Indicators*, 2019, 102: 716-723.
- [44] 于超月, 王晨旭, 冯喆, 吴克宁, 赵华甫. 北京市生态安全格局保护紧迫性分级. *北京大学学报: 自然科学版*, 2020, 56(6): 1047-1055.
- [45] InVEST User's Guide(online) (<https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>)
- [46] 张美丽, 齐跃普, 张利, 陈影, 周亚鹏, 陈亚恒, 王树涛. 基于 Linkage Mapper 与粒度反推法的太行山中北段生态节点识别与分析: 以河北省阜平县为例. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(12): 1569-1578.
- [47] Fan F F, Liu Y X, Chen J X, Dong J Q. Scenario-based ecological security patterns to indicate landscape sustainability: a case study on the Qinghai-Tibet Plateau. *Landscape Ecology*, 2021, 36(7): 2175-2188.
- [48] Gao J B, Du F J, Zuo L Y, Jiang Y. Integrating ecosystem services and rocky desertification into identification of Karst ecological security pattern. *Landscape Ecology*, 2021, 36(7): 2113-2133.
- [49] 邓金杰, 陈柳新, 杨成韫, 徐志博. 高度城市化地区生态廊道重要性评价探索--以深圳为例. *地理研究*, 2017, 36(3): 573-582.
- [50] 韩宗伟, 焦胜, 胡亮, 杨宇民, 蔡青, 黎贝, 周敏. 廊道与源地协调的国土空间生态安全格局构建. *自然资源学报*, 2019, 34(10): 2244-2256.
- [51] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. *地理学报*, 2017, 72(1): 116-134.
- [52] 赵方博. 锡林郭勒盟植被覆盖时空变化及关键区生态安全格局研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2019.
- [53] Peng J, Liu Y X, Wu J S, Lv H L, Hu X X. Linking ecosystem services and landscape patterns to assess urban ecosystem health: a case study in Shenzhen City, China. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 143: 56-68.
- [54] Li S C, Xiao W, Zhao Y L, Lv X J. Incorporating ecological risk index in the multi-process MCRE model to optimize the ecological security pattern in a semi-arid area with intensive coal mining: a case study in Northern China. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 247: 119143.
- [55] Gantumur B, Wu F L, Vandansambuu B, Tsegmid B, Dalaibaatar E, Zhao Y. Spatiotemporal dynamics of urban expansion and its simulation using CA-ANN model in Ulaanbaatar, Mongolia. *Geocarto International*, 2022, 37(2): 494-509
- [56] Ribeiro J W, Silveira dos Santos J, Dodonov P, Martello F, Brandão Niebuhr B, Ribeiro M C. LandScape Corridors (lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. *Methods in Ecology and Evolution*, 2017, 8(11): 1425-1432.
- [57] Ke X L, Mougharbel A, Guo H X, Wang D Y, Wang Y, Min F. Early warning simulation of urban ecological security in the Yangtze River Economic Belt: a case study of Chongqing, Wuhan, and Shanghai. *Journal of Environmental Planning and Management*, 2020, 63(10): 1811-1833.
- [58] Wang C X, Yu C Y, Chen T Q, Feng Z, Hu Y C, Wu K N. Can the establishment of ecological security patterns improve ecological protection? An example of Nanchang, China. *Science of the Total Environment*, 2020, 740: 140051.