李嘉程,李 晟,郑卫民,等.基于 MSPA-InVEST 模型的长株潭城市群生态网络演变研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5769-5783.
Li J C, Li S, Zheng W M, et al. Evolution of ecologicalnetworks in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration: An MSPA-InVESTmodel-based approach [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5769-5783.

基于 MSPA-InVEST 模型的长株潭城市群生态网络演变研究

李嘉程[1],李 晟[1,2],郑卫民[1,2*],吴 博[1,2],康春吉[1] (1.南华大学松霖建筑与设计艺术学院,湖南 衡阳 421001；2.湖南省健康城市工程技术研究中心,湖南 衡阳 421001)

摘要：以长株潭城市群为研究区域,融合 MSPA 的景观空间结构解析优势与 InVEST 的生态系统服务功能量化评估能力开展城市群生态网络演变分析,对于保护区域生态安全具有重要价值.首先,基于 2000 年、2010 年和 2020 年 3 期时序数据,在测算产水服务、固碳存储、土壤保持和生境质量这 4 项生态系统服务功能水平的基础上,结合形态学空间格局分析识别长株潭城市群生态源地;进而,借助电路理论提取生态廊道,构建长株潭城市群区域生态网络,分析其时空演变特征.结果表明:生态源地在 2000~2020 年呈现规模持续扩展的动态特征,覆盖面积从 5855.53km²增长至 5898.43km²,其空间分布密度呈现“东-南部高集聚、中部低密度”的显著异质性特征;生态廊道由 2000 年的 119 条减少到 2020 年的 114 条,长度由 1604.16km 上升至 1689.22km 后波动下降至 1573.28km,空间上呈现出中疏外密的特征;生态夹点及屏障修复区在空间分布上高度集中于廊道邻近区域,其中,生态夹点呈先增后降的趋势,而生态障碍点呈持续扩张的趋势.

关键词：生态系统服务；形态学空间格局分析(MSPA)；电路理论；生态网络；长株潭城市群
中图分类号：X171.1 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)10-5769-15

Evolution of ecologicalnetworks in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration: An MSPA-InVESTmodel-based approach. LI Jia-cheng[1], LI Sheng[1,2], ZHENG Wei-min[1,2*], WU Bo[1,2], KANG Chun-ji[1] (1.Solux College of Architecture and Design,University of South China, Hengyang 421001, China；2.Hunan Healthy City Construction Engineering Technology Research Center, Hengyang 421001, China). *China Environmental Science*, 2025,45(10)：5769~5783

Abstract：This study focuses on the Chang-Zhu-Tanurban agglomeration as the research area. It integrates the analytical strengths of Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA) in landscape spatial structure with the quantitative assessment capabilities of the Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST) model for ecosystem service functions to analyze the evolution of the urban agglomeration's ecological network, which holds significant value for safeguarding regional ecological security. Firstly, based on time-series data from three periods (2000, 2010, and 2020), ecological sources within the Chang-Zhu-Tan urban agglomeration were identified. This involved calculating the levels of four key ecosystem service functions-water yield, carbonstorage, soil retention, and habitat quality-and combining these results with MSPA.Subsequently,ecological corridors were extracted using circuit theory to construct the regional ecological network of the Chang-Zhu-Tan urban agglomeration,and its spatiotemporal evolution characteristics were analyzed.The results indicate that:Ecological sources exhibited a continuous expansion trend in scale from 2000 to 2020, with their coverage area increasing from 5855.53km^2 to 5898.43km^2. Their spatial distribution density displayed significant heterogeneity, characterized by "high aggregation in the eastern and southern regions and low density in the central region". The number of ecological corridors decreased from 119 in 2000 to 114 in 2020. The total corridor length initially increased from 1604.16km to 1689.22km, then fluctuated and decreased to 1573.28km.Spatially, the corridors exhibited a pattern of "sparser in the center and denser on the periphery". Ecological pinch points (critical areas) and barrier restoration areas were highly concentrated spatially near the corridors. Among these,the number of ecological pinch points showed a trend of initial increase followed by decrease,while ecological barrier points exhibited a continuous expansion trend.

Key words：ecosystem services；morphological spatial pattern analysis；circuit theory；ecological network；Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration

城市群作为经济社会活动高度集聚的区域,通过资源共享和要素流动形成了规模化发展优势,但是,高强度的土地开发也带来了生态系统服务功能减弱,景观连通性降低、生境斑块破碎化等生态环境

收稿日期：2025-03-18
基金项目：湖南省自然科学基金资助项目(2023JJ50126);湖南省社会科学基金重点委托项目(24WTB33);湖南省教育厅重点科研项目(22A0309)
* 责任作者, 教授, 2021000028@usc.edu.cn

问题[1-2],危及区域生态安全[3],影响经济社会可持续发展[4].基于此背景,我国出台多项生态安全政策,其中,《“十四五”生态环境保护目标、任务与实现路径》强调,要以城市群作为主体空间形态,强化城市群生态网络建设,推动跨区域生态廊道和绿地系统的连通性,以提升生态系统的完整性和稳定性.此外,《长江经济带发展规划纲要》强调,长株潭城市群作为长江中游城市群的重要组成部分,应以山水林田湖草生命共同体理念为指导,协同推进生态功能区划分与生态保护红线管理,促进区域生态安全格局的优化.生态网络作为连接各生态斑块的空间组织体系,可以增强生态系统物质循环和能量流动,有效缓解景观破碎化对生态斑块的不利影响[5],因而成为城市群区域生态保护及修复的研究热点[6-7].

自 20 世纪 40 年代 Tansley 提出生态网络概念以来,该理论在生态学、景观学和地理学领域形成多维度研究范式[8],建立了“源地识别-阻力面构建-廊道提取”的经典框架[9].其中,传统的生态网络研究基于固定时间点的生态格局分析.如最小成本路径分析(MCR)通过计算生态源地之间的最短路径确定生态廊道[10];图论模型(Graph Theory)通过分析生态节点的连通性,优化生态网络布局[11];形态学空间格局分析(MSPA)基于形态学原理,识别关键景观斑块作为生态源地[12].随着研究的不断深入,生态网络优化研究引入多时序数据和动态仿真建模,增强了生态网络的适应性和可持续性[13];例如:利用遥感影像和 GIS 技术监测生态网络的变化,预测未来发展趋势[14];基于电路理论(Circuit Theory)模拟生态流的扩散,识别关键生态屏障和夹点[15];结合 InVEST 模型,优化生境质量和固碳存储等生态系统服务,提升生态网络的功能[16];近年来,生态网络构建已从生态资源的静态空间配置转向动态过程的优化.在空间结构分析层面,发展了基于自然保护区筛选[17]、MSPA 形态学分析[18-19]、InVEST 功能评估[20]等多种源地识别方法;在动态优化层面,聚焦土地利用优化、生态红线调整[21]等.然而,MSPA 模型在识别高生态价值区域时,对生境质量的定量评估存在局限;而 InVEST 模型虽能精准量化生态系统服务功能,却难以表征景观空间的连通性特征[22].

本研究基于土地利用动态数据及其他多源空间数据,针对既有研究的不足,创新性地整合 InVEST 模型、形态学空间格局分析(MSPA)与电路理论,通过多方法协同应用,突破单一方法的局限性,系统揭示城市群尺度下生态网络的动态演化规律.首先,利用 InVEST 模型量化评估四类核心生态系统服务(产水服务、固碳存储、土壤保持和生境质量),并对其量化结果进行归一化处理,以构建综合生态系统服务图层;综合归一化结果与形态学空间格局分析(MSPA)方法识别生态源地,进而,借助电路理论提取生态廊道,构建区域生态网络.此外,采用层次分析法(AHP)计算生态阻力因子权重,构建综合生态阻力面,反映区域迁移阻力分布.最后,分析长株潭城市群生态源地、廊道、夹点及障碍点的动态演化规律.通过系统分析与综合评估,为长株潭城市群生态网络优化、生态调控及生态安全保障提供参考.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

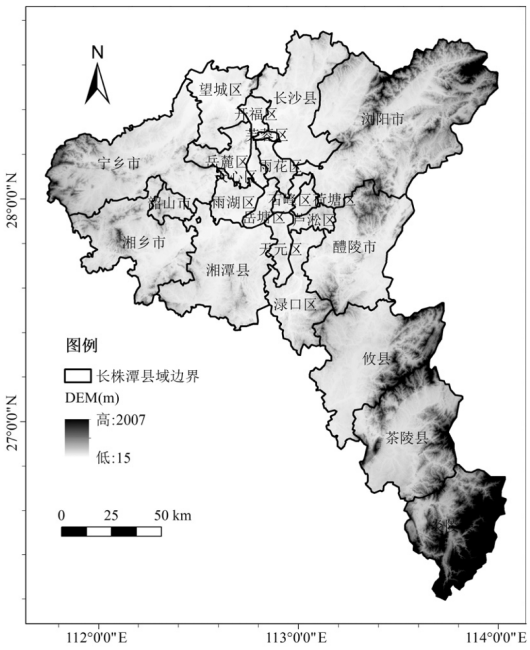


图 1 长株潭城市群区位

Fig.1 Location map of the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration

长株潭城市群(111°58′~114°15′E,27°51′~28°01′N)下辖长沙、株洲、湘潭三市,总面积约 28081.31km^2(图 1).城市群属亚热带季风气候,年均气温 16~18℃.2021 年末,区域常住人口规模约 2200 万,经济总量达到 15796.31 亿元.近年来,长株

潭城市群一体化政策推进,“三市一体”发展格局逐步完善.在一体化进程中,城市建设用地不断侵占生态空间,导致湿地、林地等自然地表减少,绿色生态空间破碎化,生态安全压力加剧.如何在推进城市群一体化发展的同时,实现生态环境保护与经济高质量发展的协同共进,成为当前面临的紧迫现实问题.

1.2　数据来源

本研究涉及的数据主要包括 2000 年、2010 年和 2020 年的土地利用数据、气象数据、土壤质地数据、植被指数和社会经济数据.其中,土地利用数据与气象数据(年降水量、逐月潜在蒸散发)来自国家地球系统科学数据中心(https://www.geodata.cn/),数字高程模型数据(DEM)来自中国科学院地理空间数据云平台(https://www.gscloud.cn),土壤质地数据来自 FAO、IIASA 世界土壤数据库(https://www.fao.org/),长株潭城市群行政区划数据来自国家地理信息公告服务平台(https://www.tianditu.gov.cn/),为使空间分辨率一致,上述数据经镶嵌、掩膜处理后在 Arcmap10.5 软件中通过重采样统一为 30m 分辨率,并统一采用 Albers_Conic_Equal_Area 投影坐标系,经济数据来自长沙、株洲、湘潭三市的统计年鉴.

1.3　研究方法

1.3.1　生态系统服务功能　测算结合现有研究框架[23]与长株潭城市群的生态现状,研究选取产水服务、生境质量、固碳存储和土壤保持四类生态系统服务功能.采用 InVEST 模型进行量化评估,评估结果经标准化处理后,通过等权重叠加构建综合生态系统服务功能图层.

(1)产水服务产水服务指生态系统通过自然过程提供水资源、调节水循环和净化功能,以支持人类需求和生态健康.研究基于水量平衡原理,综合气候、植被、土壤和地形因素,利用 InVEST 模型的产水量(Water Yield)模块量化评估研究区产水量.计算式为:

$$S_{\mathrm{w}}=(1-\frac{\mathrm{AET}_x}{P_x})\cdot P_x \tag{1}$$

$$\frac{\mathrm{AET}_x}{P_x}=1+\frac{\mathrm{PET}_x}{P_x}-\left[1+\left(\frac{\mathrm{PET}_x}{P_x}\right)^{\omega_x}\right]^{1/\omega_x} \tag{2}$$

$$\mathrm{PET}_x=kc_x\cdot \mathrm{ET}_{0x} \tag{3}$$

$$\omega_x=\frac{\mathrm{AWC}_x\cdot Z}{P_x}+1.25 \tag{4}$$

式中:S_{w}为栅格 x 的产水量,mm;AET_x为栅格 x 的实际蒸散发量,mm;P_x 为栅格 x 的年降水量,mm;PET_x为潜在蒸散量;ω_x为非物理参数;kc_x为作物蒸散发系数;ET_{0x} 为参考作物蒸散量;AWC_x 为植物可利用含水量;Z 为 Zhang 系数.

(2)生境质量生境质量整体反映生态环境的适宜性[24].研究利用 InVEST 模型中生境质量模块(Habitat Quality)对长株潭城市群生境质量服务进行量化评估[25],计算式[26]为:

$$Q_{xj}=H_{xj}\cdot\left(1-\frac{D_{xj}^2}{D_{xj}^2+k^2}\right) \tag{5}$$

式中:Q_{xj}、D_{xj}、H_{xj} 分别表示土地利用类型 j 中栅格 x 的生境质量指数、退化度及适应性;k 为半饱和常数.

表 1　长株潭城市群胁迫因子

Table 1　Stress factors in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration

最大胁迫距离	权重	胁迫因子	衰减性
4	0.7	耕地(cultivatedland)	Linear(线性)
6	1	建设用地(Construction)	Exponential(指数)
2	0.6	道路(road)	Exponential(指数)

表 2　长株潭城市群各地类对各胁迫因子的敏感度

Table 2　The sensitivity of different land types to various stress factors in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration

地类名称	生境适宜度	耕地	建设用地	道路
耕地	0.4	0.2	0.2	0.65
林地	1	0.8	0.5	0.8
草地	0.8	0.7	0.4	0.75
湿地	0.6	0.5	0.25	0.65
水体	0.75	0.55	0.3	0.75
建设用地	0	0	0	0
裸地	0.2	0.1	0	0.2

(3)固碳储存固碳存储服务是指绿色植物通过光合作用固定二氧化碳并释放氧气的过程[27].研究基于土地利用数据和各土地利用类型的碳密度数据[28-30],利用 InVEST 模型固碳存储模块(Carbon Storage)对不同碳库的碳储量进行求和,计算式为:

$$C_t=C_{\mathrm{above}}+C_{\mathrm{below}}+C_{\mathrm{soil}}+C_{\mathrm{dead}} \tag{6}$$

式中:C_t表示研究区总碳储量;C_{above}表示地上部分碳

储量;C_{below} 表示地下部分碳储量;C_{soil} 表示土壤碳储量;C_{dead} 表示死亡有机碳储量,参考已有研究[31-33]和研究区地理特征确定相关参数(表 3).

表 3 长株潭城市群土地利用 4 类碳库测度参数(t/hm^2)

Table 3 Measurement parameters of four types of carbon pools in land use in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration(t/hm^2)

土地类型	C_{above}	C_{below}	C_{soil}	C_{dead}
耕地	9.9	5.63	72.76	1.58
林地	34.81	12.83	91.1	3.27
草地	6.76	11.6	62.69	5.99
湿地	37	11.84	55.5	3
水体	1.09	0	16.13	1
建设用地	4.02	0.78	28.09	0
裸地	0.15	0.14	0	0

(4)土壤保持土壤保持能力是指生态系统防止土壤流失和泥沙储存的能力[34].本研究根据潜在的土壤流失方程,利用 InVEST 模型中的 SDR 模块,以潜在土壤侵蚀量(RKLS)减实际土壤侵蚀量(USLE)得到研究区土壤保持量(SD)[35],计算式[36]为:

$$RKLS = R \cdot K \cdot L \cdot S \quad (7)$$

$$USLE = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot P \cdot C \quad (8)$$

$$SD = RKLS - USLE \quad (9)$$

式中:R、K、L、S、P、C 分别为降雨侵蚀力因子、土壤可蚀性因子、坡长因子、坡度因子、植被覆盖因子和人为管理措施因子.

1.3.2 形态学空间格局分析 MSPA 模型是基于数学形态学原理对栅格像元进行分类,识别在空间形态和连通性上具有重要作用的斑块,通过分析处理获得互不重叠的景观类型[37].本研究将林地、草地和水域作为前景,将耕地和建设用地等人为干扰较强的土地利用类型作为背景,通过 GuidosToolbox 平台的空间格局分析模块(MSPA)进行分析,设置 300m 生态过渡带宽度参数,提取核心区、桥接区、孤岛、边缘、孔隙、支线和环道区七类景观要素,有效揭示斑块在长株潭城市群生态系统流中的不同作用.

1.3.3 生态源地综合确定 生态源地是指在生态网络中起核心作用的重要生境斑块[38].本研究采用自然断点法将综合生态系统服务评估结果划分为高、中、低三个生态服务等级.通过空间叠置分析,将高生态服务价值区与 MSPA 核心景观斑块的交集区域确定为生态源地候选斑块,并依据景观生态学最小可行斑块理论,筛选出面积超过 10km^2 的斑块作为最终生态源地.该筛选机制确保所选斑块同时具备高生态系统服务供给能力与较高的空间连通性特征.

1.3.4 生态阻力面构建 合理选择影响生态系统连通性的阻力因子,并构建综合阻力面指标体系,可有效量化区域生态要素循环受阻程度[23].其中,高阻力值通常意味着较低的迁移能力,而低阻力值则有助于物种扩散[39].在参考已有研究[40]的基础上,结合长株潭城市群的具体情况及数据可获取性,选取土地利用类型、高程、坡度、生态系统服务及 MSPA 景观类型作为阻力因子,并设定阻力值范围为[1,5].其中,土地利用类型及 MSPA 景观类型的阻力值参照已有研究[41-42],而高程、坡度及生态系统服务阻力值则依据自然断点法分为五级.研究基于层次决策分析模型(AHP)框架,量化评估各生态阻力因子的权重分配(表 4),通过构建判断矩阵完成一致性检验.继而依托 ArcGIS 平台的空间分析模块,采用加权叠加栅格数据进行融合计算,最终生成表征长株潭城市群区域生态阻力的综合曲面.

1.3.5 生态廊道及关键节点 提取作为生物迁徙与生态系统能量流动的关键载体,生态廊道在破碎化景观整合过程中发挥着结构性支撑作用.其通过重构景观要素间的拓扑连接关系,显著提升生态网络的层级稳定性与功能协同性.在生态系统物质能量流动的过程中,传输路径具有随机性,而电路理论可有效模拟这一过程[43].基于 Linkage Mapper 工具的网络构建模块,本研究通过整合生态源地的累积阻力数据,结合多源验证数据确定 10000 成本加权距离为最优参数阈值,系统生成生态廊道网络.生态网络中,夹点是生态要素流动的关键节点,代表着路径选择概率较高的区域,在提高景观连通性方面发挥着核心作用[44].基于提取的生态廊道,进一步采用 Pinchpoint Mapper 工具识别电流密度峰值区,定位所有电流必经的交汇节点,以此确定生态夹点.此外,障碍点是生态系统连通性受阻的区域,通常具有较高阻力值.本研究通过 Barrier Mapper 工具开展空间探测,经过多次实验最终确定 100~500m 动态搜索半径(步长 100m)为最优解.实验表明,生态障碍点修复可提升景观连通,显著优化生态网络结构稳定性.

表 4　长株潭城市群阻力因子赋值及其权重

Table 4　Assignment and weighting of resistance factors

阻力因子	分级标准	阻力值	权重
土地利用类型	林地	1	0.4625
	草地和水域	2	
	耕地	3	
	未利用地	4	
	建设用地	5	
高程	<171m	1	0.1079
	171~369m	2	
	369~659m	3	
	659~1092m	4	
	>1092m	5	
坡度	<5°	1	0.0343
	5°~11°	2	
	11°~18°	3	
	18°~27°	4	
	>27°	5	
生态系统服务	0.12~0.25	5	0.255
	0.25~0.40	4	
	0.40~0.54	3	
	0.54~0.62	2	
	0.62~0.94	1	
MSPA 景观类型	核心区	1	0.1403
	桥接和环线	2	
	支线和孤岛	3	
	边缘和孔隙	4	
	背景	5	

2　结果与分析

2.1　基于 MSPA-InVEST 模型的生态源地识别及演变分析

2.1.1　基于 InVEST 模型的生态系统服务功能测算　本研究系统描绘了长株潭城市群 2000~2020 年间产水服务、固碳存储、生境质量及土壤保持四大生态服务功能的时空演变特征.通过空间加权叠加算法对多源数据进行综合分析,生成区域综合生态服务水平的空间格局(图 2).研究表明,各生态服务功能在时空维度上均呈现显著的空间分异性,其演变规律与区域土地利用转型存在密切关联.

长株潭城市群在 2000 年、2010 年和 2020 年的产水总量分别为 30.16×10^9,37.61×10^9,$30.53\times10^9 m^3$,整体表现为先上升后下降的趋势.其中, 2000~2010 年产水量增加 $7.45\times10^9 m^3$,增幅显著,而 2010~2020 年产水总量减少 $7.08\times10^9 m^3$,呈现明显下降趋势.从逐年降水量数据上显示,产水量的变化主要受区域降水量的影响.2000~2010 年产水量增幅显著,是由于 2010 年降水量偏多,高于其它年份的平均水平(年均 1500~2500mm),加上生态恢复政策和森林湿地面积增加,促成了 2010 年这一峰值.其次,区域产水量除受降水因素影响以外,还与生态保护、水土保持措施及土地利用变化等保持密切联系. 2000~2010 年,生态修复和植被恢复有效提升了产水和土壤保持的能力,而 2010~2020 年,长株潭城市群一体化进程加快,城市建设用地扩张,导致森林、湿地等具有较高植被覆盖与持水能力的生态系统面积减少,在一定程度上削弱了区域的产水能力.从空间分布来看,2000 年和 2020 年长株潭城市群的产水服务整体呈现东南向西北递减的空间分布特征,而 2010 年则表现为外围高、中部低的空间格局;分析逐年产水量结果发现,南部区域始终持续保持高值区的集中分布,而这些区域通常具有较高的植被覆盖度,同时森林和草地的分布也较广泛,人为干扰相对较小,因此产水服务水平较高.

2000~2020 年,长株潭城市群的固碳存储总量经历了显著的持续下降.具体上看,2000 年碳储量为 3.38 亿 t,2010 年下降至 3.37 亿 t,2020 年进一步减少至 3.25 亿 t,分别减少 0.01 亿 t 和 0.13 亿 t.同时,区域平均碳储量也呈下降态势,分别为 11.35t/hm^2(2000 年)、11.35t/hm^2(2010 年)和 10.92t/hm^2(2020 年).固碳存储受生态用地结构和规模影响显著[45].长株潭城市群的土地利用结构以林地和耕地为主,其中林地因其高植被覆盖率和生物量而展现出较强的固碳能力.并且在地形、气候及生态保护政策的协同作用下,研究区的固碳存储能力整体较高.然而,建设用地的持续扩张会导致林地和耕地等高固碳能力土地类型的减少,会直接造成固碳存储能力的下降.因此,长株潭城市群一体化过程当中的土地结构的转变直接导致了区域固碳存储能力的减弱.从空间分布特征来看,长株潭城市群的固碳存储能力呈现出一定的区域差异,整体呈现“中部低、外围高”的分布特征.长沙东部、株洲南部、湘潭西部等区域碳储量较高,而长沙、株洲和湘潭三市的主要建成区及城市群中部地区碳储量较低.总的来说,研究区生态系统固碳存储功能在空间分布上的变化趋势维持了较高的稳定性,但受三市建设用地扩张的影响,中部低值区范围不断扩大,整体碳储量呈下降态势.对比

固碳存储能力以及土地利用变化情况可以看出,固碳存储量的变化在一定程度上反映了区域内植被覆盖状况及其稳定性.

2000~2020年,长株潭城市群生境质量整体呈下降趋势,均值由 2000 年的 0.64 降至 2010 年的 0.62,并在 2020 年进一步降至 0.51,降幅分别为 0.02 和 0.11.从市域尺度来看,2000~2010 年,长沙、株洲、湘潭三市的生境质量指数均有所下降,幅度分别为 0.02、0.02 和 0.01.2010~2020 年,全域生境质量进一步下降,其中长沙市下降幅度最大,降幅达 0.13(表 5).从区域生境质量的空间分布特征可以看出,生境质量的持续下降主要受植被覆盖率变化、土地利用结构调整及人类活动干扰增强的影响,并且在长株潭协同发展背景下,三市主城区外围区域生境质量下降尤为显著,反映出城市扩张过程中建设用地的增加对生态系统的影响不断加剧.空间分布上,生境质量呈现“外围高,中心低”的空间格局,其中高质量区域主要分布于城市群外围的森林和草地,这些地区往往植被覆盖率高,人为干预较少;中等水平区域主要位于城镇用地与林地交界处,涵盖部分农田及受城市扩张影响的林草地,植被稀疏,人类活动干扰较大;低质量区域集中于长沙、株洲、湘潭三市核心建成区及周边居民聚集区,这些区域土地硬质化程度高,路网密集,生态系统受损严重.比较分析三市的生境质量情况可以发现,株洲市的生境质量明显高于长沙市与湘潭市,主要归因于其较大面积的林地覆盖,使得整体生态环境优于其他两市,这与三市的土地利用空间格局分析结果相一致.

表 5 长株潭城市群各市平均生境质量指数变化

Table 5 Changes in the average habitat quality index of each city in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration

地级市	2000 年	2010 年	2020 年
长沙市	0.61	0.59	0.46
株洲市	0.67	0.65	0.58
湘潭市	0.62	0.61	0.50

2000~2020年,长株潭城市群土壤保持总量呈现先增长后下降的趋势.2000 年土壤保持总量为 10.45 亿 t,2010 年增至 13.79 亿 t,2020 年则降至 10.67 亿 t,整体波动幅度接近 3 亿 t,变化显著.从市域角度看,2000~2010 年,长沙、株洲、湘潭三市的土壤保持量均有所提升,增幅分别为 1.63 亿 t、1.46 亿 t 和 0.26 亿 t,平均增幅达 1.12 亿 t;而 2010~2020 年,三市土壤保持量则呈下降趋势,降幅分别为 1.26 亿 t、1.60 亿 t 和 0.27 亿 t,平均降幅达 1.04 亿 t(表 6).其中,2010~2020 年土壤保持量下降主要由城市化导致的植被覆盖率降低引起,同时,2010 年区域的高降水量通过增加土壤侵蚀间接影响了 2020 年的土壤保持总量,侧面验证了降水量对土壤保持总量的影响.从空间分布格局来看,土壤保持功能整体呈“东南高、西北低”的分布特征.土壤保持功能较强的区域主要集中于地形起伏明显的山地丘陵区域(长沙东部、株洲南部和湘潭西部等地),这些区域植被覆盖较好,土壤侵蚀程度较低;而中部地区以农田和城乡建设用地为主,土壤保持能力较弱,这种空间格局与地形和土地利用密切相关.总的来说,建设用地扩张及土地利用结构调整等人类活动增加了土壤侵蚀的风险,是导致土壤保持能力下降的主要因素.

表 6 长株潭城市群土壤保持量(亿 t)

Table 6 Soil retention in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration($\times10^8$t)

地级市	2000 年	2010 年	2020 年
长沙市	3.91	5.54	4.28
株洲市	5.30	6.76	5.16
湘潭市	1.24	1.50	1.23

表 7 长株潭城市群各市综合生态系统服务指数变化

Table 7 Changes in the comprehensive ecosystem service index of each City in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration

地级市	2000 年	2010 年	2020 年
长沙市	0.49	0.49	0.46
株洲市	0.54	0.53	0.51
湘潭市	0.50	0.48	0.45

2000~2020年,长株潭城市群的综合生态系统服务水平表现出持续下降的趋势(表 7).2000 年,其综合生态系统服务水平均值为 0.51,2010 年下降至 0.50,2020 年进一步降至 0.47,降幅分别为 0.01 和 0.03.从空间分布特征来看,生态系统服务水平在东部和南部区域相对较高,而中部、西部和北部区域则较低.2000~2010 年,长株潭三市的生态系统服务水平下降幅度较小,最大降幅不超过 0.02;2010~2020 年,受长

株潭一体化推进、土地利用变化加剧的影响,综合生态系统服务下降趋势加快,长沙、株洲、湘潭三市降幅分别为 0.03、0.02 和 0.03,反映出城市扩张对生态系统服务的显著影响(图 2).

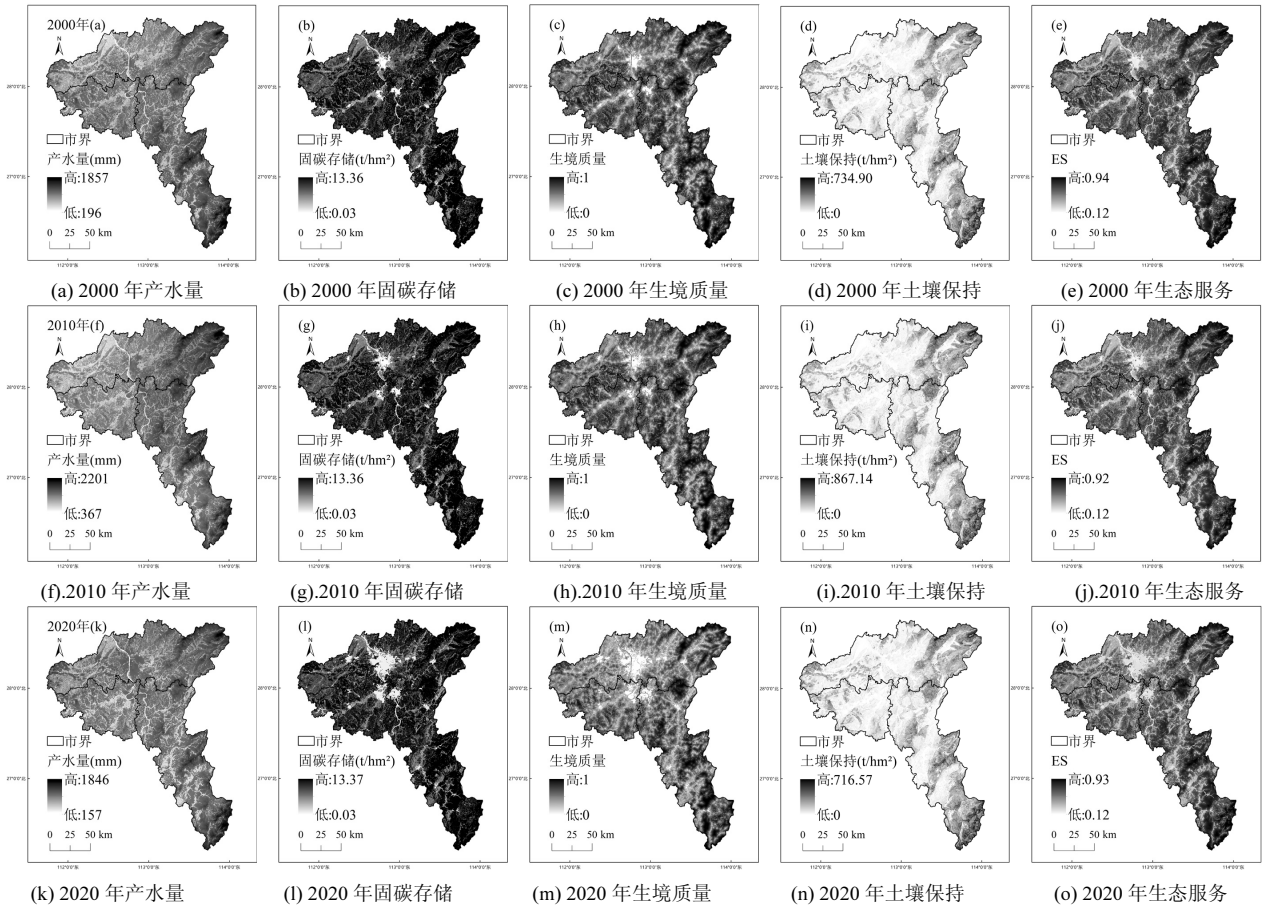


图 2　2000~2020 年长株潭城市群生态系统服务空间分布

Fig.2　Spatial distribution of ecosystem services in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration from 2000 to 2020

2.1.2　基于 MSPA 方法的长株潭城市群景观要素　识别基于 GTB 软件和 MSPA 方法,本研究对景观类型进行了系统识别与分类(图 3).研究结果显示,2000 年、2010 年和 2020 年的前景面积分别为 21246.35, 21341.84 和 20203.90km².其中,核心区在前景面积中的占比分别为 34.30%、35.42%和 35.78%,面积保持相对稳定,反映了生态保护与修复政策的有效性,同时也显示核心生态区的结构与功能得到了较好的保护.从空间分布来看,核心区的空间分布格局与研究区固碳储存、土壤保持及生境质量结果相一致,呈现“外围密集,中部稀疏”的空间特征,主要分布于长沙东部、株洲南部和湘潭西部.三期桥接区面积分别为 10009.74, 9753.97 和 8884.02km^2,占前景面积的比例分别为 47.11%、45.70%和 43.90%,结果表明,核心斑块之间的生态连接较为紧密.边缘区作为核心区与背景区域的过渡带,三期时间内面积变化较小,占比稳定在 5%左右,表现出显著的边缘效应.环线区作为核心区内部物质与能量流动的重要通道,三期时间面积浮动较小,占比约为 4%,功能稳定.孤岛斑块面积较小,占比均为 4.5%左右,呈现波动变化趋势,主要分布于核心区内部,可作为生物迁徙的临时栖息地,发挥“踏脚石”功能.孔隙区域作为核心区内部边缘的重要组成部分,三期时间内的面积呈现先小幅增加后略有下降的趋势,表明景观连通性有所提升,同时内部边缘效应逐渐增强.分支区作为生态连接的关键通道,与核心区、桥接区及环线区紧密相连,其三期时间内,面积稳步增加,整体变化幅度较小,反映出区域生态连通性保持相对稳定(表 8).

表 8 2000~2020 年长株潭 MSPA 分析结果统计

Table 8 Statistical of MSPA analysis results of the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration from 2000 to 2020

年份	景观类型	核心区	桥接区	环线区	分支	孤岛	孔隙	边缘区
2000	面积(km²)	7288.01	10009.74	878.50	700.90	962.07	273.25	1094.46
	占前景面积(%)	34.30	47.11	4.13	3.30	4.53	1.29	5.15
2010	面积(km²)	7559.11	9753.97	896.08	716.30	961.03	274.78	1161.99
	占前景面积(%)	35.42	45.70	4.20	3.36	4.50	1.29	5.44
2020	面积(km²)	7239.35	8884.02	944.50	773.95	876.88	266.82	1239.75
	占前景面积(%)	35.78	43.90	4.67	3.83	4.33	1.32	6.13
2000~2010	面积(km²)	271.10	−255.77	17.58	15.40	−1.05	1.53	67.54
2010~2020	面积(km²)	−319.75	−869.95	48.42	57.65	−84.15	−7.96	77.75
2000~2020	面积(km²)	−48.66	−1125.72	66.00	73.05	−85.20	−6.43	145.30

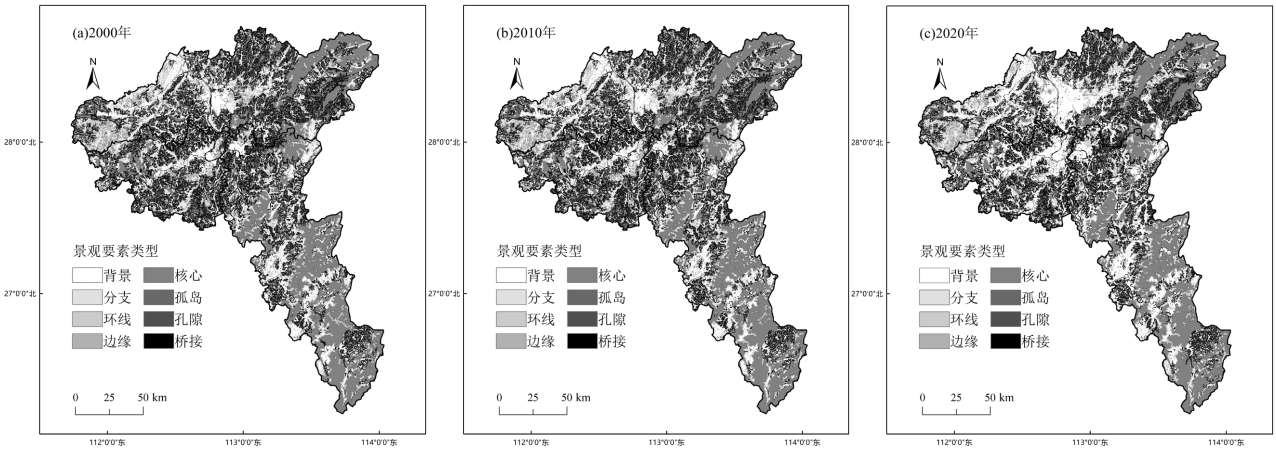


图 3 2000~2020 年长株潭城市群 MSPA 景观类型空间分布

Fig.3 Spatial Distribution of MSPA Landscape Types in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration from 2000 to 2020

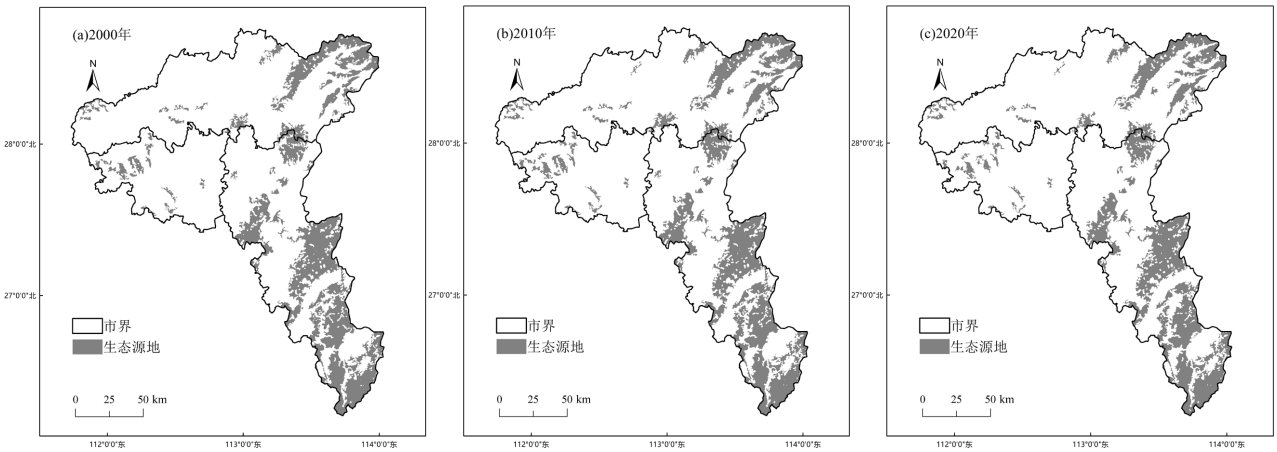


图 4 2000~2020 年长株潭城市群生态源地空间分布

Fig.4 Spatial distribution of ecological sources in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration from 2000 to 2020

2.1.3 生态源地时空演变 结合 InVEST 模型的生态系统服务评估结果与 MSPA 分析数据分析,其生态源地的识别结果如图所示(图 4).从时间维度来看, 2000 年研究区共识别出 61 个生态源地,总面积达到 5855.53km^2;至 2010 年,生态源地数量增加至 63 个,其面积扩展至 6116.74km^2,较 2000 年增加 261.21km^2;至 2020 年,研究区生态源地数量下降至 55 个,面积为 5898.43km^2,较 2010 年减少 218.31km^2.整体而言,2000~2020 年间研究区生态源地的数量和面积呈现较为稳定的特征.原因是在“绿水青山

就是金山银山”理念的倡导下,国家陆续设立各类自然保护区,并推行退耕还林、还草等生态修复政策,这些政策促进林地和水域面积的增长,使生态保护成效显著,进而推动生态源地规模的小幅增长并趋于稳定.从空间分布来看,生态源地主要分布于研究区东部和南部,中部区域相对稀疏,原因是受城市群区域范围的地形条件影响,长沙东部和株洲南部以大面积的林草地为主,具有比较完整的生态系统结构与功能,而中部区域主要以农田和建设用地为主,受人类活动干扰较大,其整体连续的面积较少,因此生态功能较弱.尽管 2000~2020 年间生态源地的空间分布基本保持稳定,但受城镇化扩张及土地利用变化等因素影响,中部区域生态系统的脆弱性仍需关注.

2.2　综合阻力面构建及时空演变

研究综合考量自然与人为因素,筛选出关键阻力因子,并通过层次分析法确定各因子的权重(表 4).基于加权叠加方法,结合自然断点法,将阻力值划分为 5 个等级,以此构建了长株潭城市群三个时期的综合阻力面(图 5).

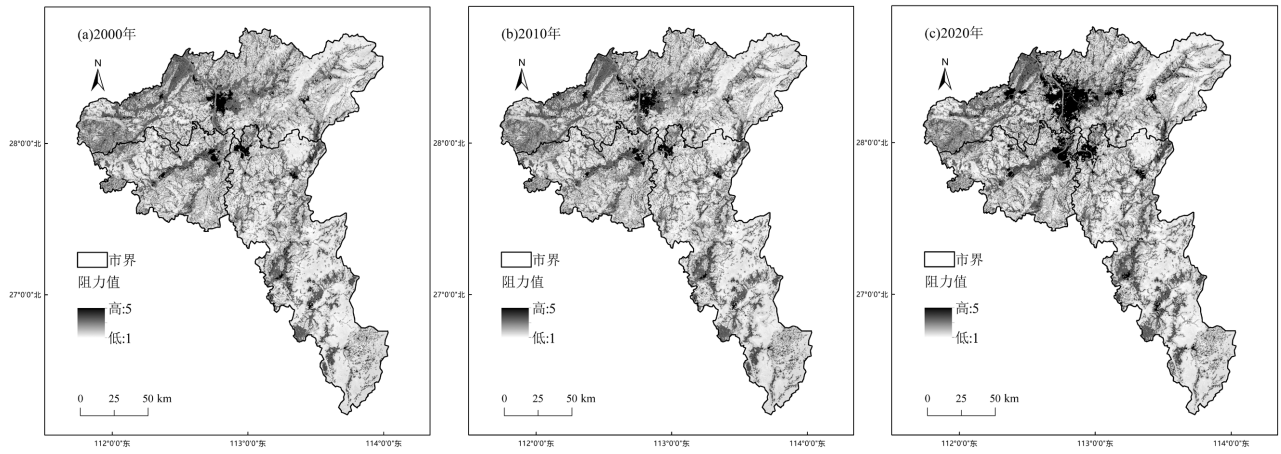


图 5　2000~2020 年长株潭城市群综合阻力面空间分布

Fig.5　Spatial distribution of comprehensive resistance surface in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration from 2000 to 2020

分析结果表明,研究区东北部及南部部分区域的阻力值较低,这些区域通常具有较高的植被覆盖率和较为充沛的降水条件,为物种迁移与繁衍提供了有利环境.相比之下,高阻力值区域主要集中于城镇建设用地和交通路网等人为干扰显著的区域,这些区域对物种迁移、种群扩散及生态能量流动构成显著阻碍.从时间动态来看,2000~2020 年间,低阻力区域的面积从 18308.4km²缩减至 17154.39km²,而高阻力区域的面积则从 10545.51km²增至 11700.79km².这一变化趋势揭示了快速城市化进程对生态用地的侵占效应,显著加剧了物种迁移过程中的阻力.尽管综合阻力面的空间格局总体保持相对稳定,但在 2000~2020 年间,高阻力区域的扩张主要集中于长沙、株洲、湘潭等核心城市建成区,而低阻力区域的空间变化相对有限,这一阶段性特征进一步凸显了城市扩张对生态阻力分布的驱动作用.

2.3　生态廊道时空演变

基于生态廊道的时间变化特征分析(图 6),2000 年长株潭城市群共识别出 119 条生态廊道,总长度为 1604.16km.2010 年,生态廊道数量增至 139 条,总长度达到 1689.22km,较 2000 年增加 85.06km;至 2020 年,生态廊道数量减少至 114 条,总长度缩减至 1573.28km,较 2010 年减少 115.94km.2000~2020 年,生态廊道的总长度呈现“先上升后下降”的动态演变特征.这一趋势表明,区域生态保护措施在一定程度上缓解了生态廊道的衰减趋势,但城市化进程的持续推进仍对生态连通性构成显著压力.从空间格局来看,2000~2020 年间,长株潭城市群生态廊道呈现“中疏外密”的整体格局,空间分布保持相对稳定,东部和南部的生态源地呈现连片分布特征,其生态廊道长度较短且连通性较高,体现出较强的生态网络稳定性.相比之下,西部和北部的生态源地分布较为分散,源地面积较小且数量较多,导致长距离生态廊道主要集中于研究区的西北部区域.此类空间分布特征可能与

区域地形条件、植被覆盖度及人类活动强度的空间异质性密切相关.分阶段分析显示,2000~2010 年间,北部生态廊道密度有所下降,而南部生态廊道密度相对增加.例如,长沙至株洲之间的南北向生态廊道数量减少,长度缩短,反映出该区域生态阻力的增强.2010~2020 年,生态廊道的整体空间变化幅度较小,但局部区域的演变仍较为显著,例如长沙市中北部地区的东西向生态廊道减少一条,表明该区域生态阻力进一步上升.总体而言, 2000~2020 年间,长株潭城市群生态廊道的数量与长度虽经历小幅波动,但整体连通性保持相对稳定,反映了区域生态网络在城市化压力下的韧性与脆弱性并存.

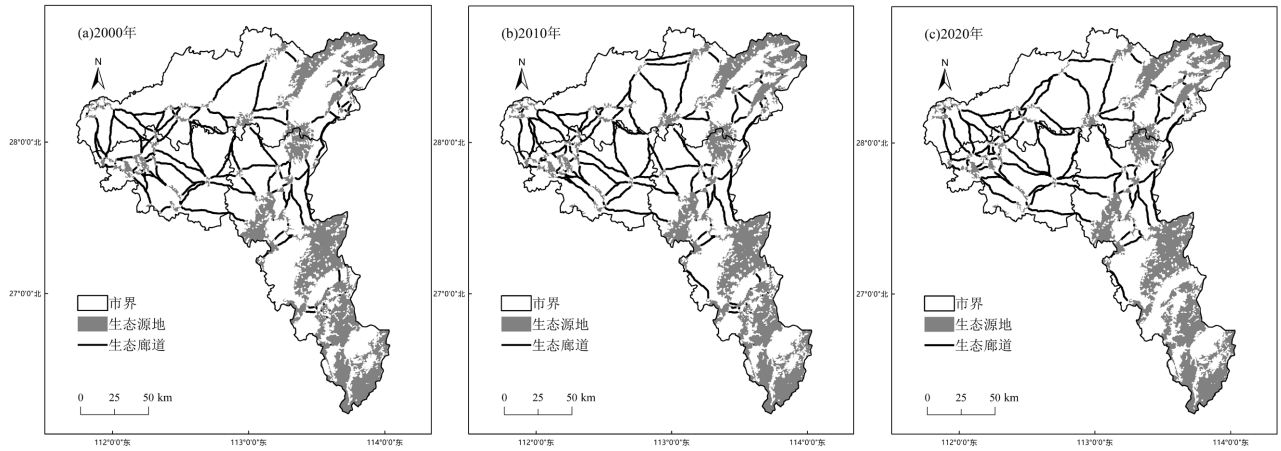


图 6 2000~2020 年长株潭城市群生态廊道空间分布

Fig.6 Spatial distribution of ecological corridors in the Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration from 2000 to 2020

2.4 生态夹点及障碍点时空演变

本研究基于电路理论,运用 Pinchpoint Mapper 和 Barrier Mapper 工具,对长株潭城市群生态网络中的生态夹点与生态障碍点进行了系统识别.通过自然断点法(Natural Breaks Classification),根据生态夹点对景观连通性的贡献程度,将其划分为 3 个等级,贡献度越高,等级越高;同时,根据生态障碍点对物种迁移的阻碍程度,将其分为 3 级,阻碍程度越高,等级越高.本研究重点聚焦于一级生态障碍点的时空变化特征(图 7).从时间维度看,2000~2020 年间,生态夹点总面积呈现“先上升后小幅下降”的动态演变趋势,而生态障碍点面积持续增加.具体而言,2000 年生态夹点总面积为 3825.69km^2,其中一级、二级和三级夹点面积分别为 113.90,1219.04 和 2492.75km^2;生态障碍点总面积为 3733.23km^2.至 2010 年,生态夹点总面积增至 3867.43km^2,较 2000 年增加 41.74km^2,其中一级和二级夹点面积分别减少 6.36 和 50.76km^2,降至 107.54 和 1168.28km^2,而三级夹点面积则增加 98.86km^2,达到 2591.61km^2.这一变化表明,重要生态夹点区域遭受侵蚀,关键迁徙通道的连通性下降,可能与人为活动(如城市扩张和基础设施建设)对生态路径的破坏密切相关.同时,生态障碍点面积增至 3827.63km^2,较 2000 年增加 94.4km^2,反映出生态源地间物种迁徙的阻滞效应增强,区域生态连通性显著削弱.至 2020 年,生态夹点总面积下降至 3546.62km^2,较 2010 年减少 320.81km^2.其中,一级和二级夹点面积有所回升,分别增至 231.47 和 1281.72km^2,增幅分别为 123.93 和 113.44km^2,而三级夹点面积大幅减少至 2033.43km^2,降幅达 558.18km^2.这一趋势表明,在政策调控下,自然保护区的设立和生态修复措施有效促进了关键夹点区域的恢复,但土地开发和城市化进程的持续推进导致部分次级夹点面积缩减.与此同时,生态障碍点面积持续上升,至 2020 年达到 3918.94km^2,较 2010 年增加 91.02km^2,进一步凸显了源地间生物迁移阻滞效应的加剧,区域生态连通性呈现持续衰减的特征.

从空间分布来看,2000~2020 年间,生态夹点在长株潭城市群整体呈现较为均匀的空间格局,分布范围相对稳定,主要集中于生态廊道周边区域.相比之下,生态障碍点呈现“中西部聚集、东南部稀疏”的分布特征,并表现出逐年扩展趋势.具体而言,2000 年一级生态夹点主要分布于长沙市西部、湘潭市西部及

株洲市北部,二级夹点区域围绕一级夹点呈半扩展态势,广泛分布于长沙、株洲、湘潭三市,而生态障碍点则集中于三市中部区域,反映了城市化高强度区域对生态连通性的显著制约.随着时间推移,生态障碍点的空间扩展进一步加剧,特别是在中西部地区,表明人为干扰对区域生态网络的破坏作用持续增强.

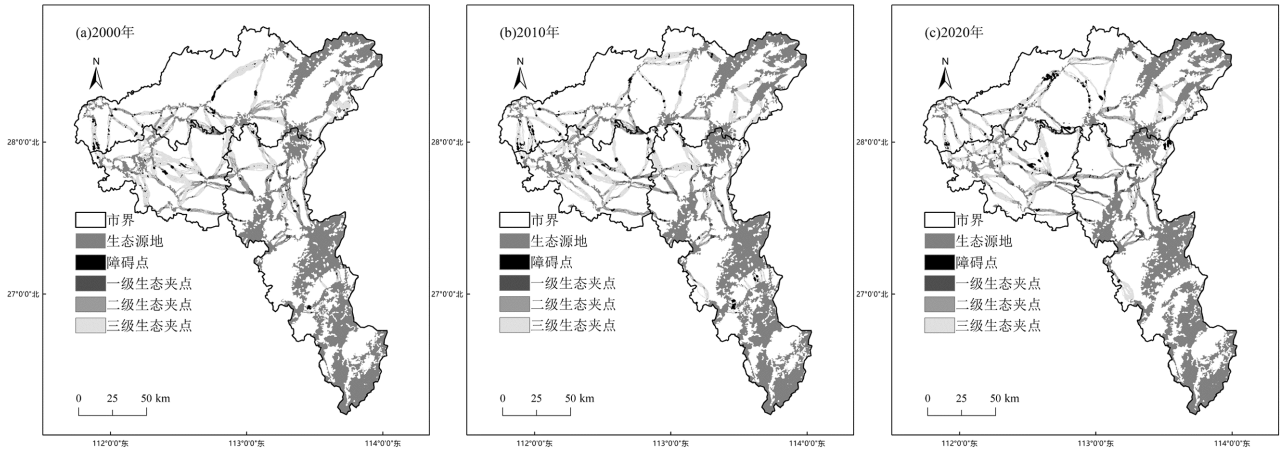


图 7　2000~2020 年长株潭城市群生态夹点及障碍点空间分布

Fig.7　Spatial distribution of ecological pinch points and barrier points in the Chang−Zhu−Tan Urban Agglomeration from 2000 to 2020

3　讨论

形态学空间格局分析(MSPA)方面,本研究将林地、草地和水域作为前景要素,建设用地和耕地作为背景要素,并分析其时空演变特征.2000、2010 年和 2020 年,研究区前景面积分别为 21246.35,21341.84 和 20233.90km^2;背景面积分别为 8547.91,8438.96 和 9523.30km^2.具体来说,2000~2010 年,研究区前景面积增加 95.49km^2 而背景面积减少 108.95km^2,表明林地、草地和水域总体面积略有增长,而耕地和建设用地面积有所下降.导致这一现象主要有两方面的原因:一方面,国家实施的“退耕还林”“退耕还草”等生态修复政策促进了林地和草地的恢复并降低了耕地的总体面积,并且 2010 年区域降水量偏高,为植被生长提供了有利条件,促进了草地和水域面积的扩展.另一方面,2010 年长株潭城市群一体化进程尚未达到高峰,建设用地扩张对生态用地的侵占相对有限,允许林地和草地面积小幅增长,虽然建设用地有所增加,但其增量不足以抵消耕地向林地、草地的转化,导致背景面积总体减少.而 2010~2020 年,研究区前景面积减少 1137.94km^2 但背景面积增加 975.39km^2,这一结果表明,在 2010~2020 年间,研究区的林地、草地和水域面积大幅减少而建设用地和耕地等的面积显著增加,导致这一结果的主要原因是长株潭城市群一体化进程加快,城市建设用地快速扩张侵占了林地、草地和湿地等生态用地.研究区前景面积(林地、草地和水域)和背景面积(耕地、建设用地)的变化直接影响生态源地的规模、廊道的连通性、夹点的稳定性以及障碍点的分布.2000~2010 年前景面积的增加增强了生态网络的连通性和服务功能,而 2010~2020 年前景面积的减少导致网络功能衰退,尤其在中部城市化区域.这种变化凸显了城市化对生态网络的威胁,也反映了生态保护政策的阶段性成效.这一特征与研究区生态源地的面积和数量、生态廊道的数量和长度呈现“先上升后下降”的动态趋势相一致.

生态安全格局构建方面,现有研究大多采用静态分析方法,聚焦单一时间节点的生态网络构建,未能充分考虑生态系统要素的复杂性及其动态演变特征[46].与以往相关研究相比,本文基于 MSPA 的形态学空间分析和 InVEST 模型的生态系统服务量化评估来构建 2000~2020 年长株潭城市群的生态网络,并分析其时空演化的特征.具体而言,本研究综合考虑了景观结构的完整性和生态系统服务功能,同时,本研究基于对生态系统服务的定量分析结果,构建了生态阻力面,避免了传统主观赋分法的局限性,增强了结果的科学性和客观性[47].此外,相较于 MCR 模型,本研究采用电路理论模型来识别生态廊道,能

够更精确地模拟生物迁徙的实际路径,增强了生态网络分析的真实性和可靠性[48].结果表明,2000~2020 年长株潭城市群生态源地的空间位置相对稳定,这与长株潭城市群的生态空间分布格局基本一致;生态廊道整体呈现“中疏外密”的空间格局;生态夹点面积呈现“先上升后小幅下降”的动态演变趋势;生态障碍点的面积呈增加趋势,这一趋势表明,随着时间的推移,人为干扰对区域生态网络的破环作用持续增强.因此,本研究针对分析结果,提出具体的保护与修复建议.

3.1 生态源地的保护与检测

根据研究结果,研究区生态源地的数量和面积呈现较为稳定的时空特征,呈东部和南部聚集,中部相对稀疏的空间格局,生态源地集中分布于长沙市东部、株洲市南部以及湘潭市西部等地.生态源地作为区域内景观结构和功能较为完整的斑块,应着力进行保护,并逐步提高生态源地的质量[49].并且重点保护整体性较好且连通性较高的斑块,此类斑块对于维持生态系统的稳定性,增强区域整体景观连通性具有重要作用.

3.2 生态廊道的保护与修复

生态廊道是指物种可进行迁徙的狭窄通道,连接不同栖息地,减少物种隔离风险,维持种群最小存续规模,并促进生物多样性的保护与恢复[50].2000、2010 年和 2020 年三期时间,受生态源地数量和面积“先上升后下降”的动态演变趋势的影响,研究区内生态廊道的数量和长度也呈现“先上升后下降”的动态趋势,廊道的阻力值较大且物种迁徙的路径较长.对于长沙市东部和株洲市南部等区域的短距离生态廊道,今后应以生态维护为主,以确保区域景观生态过程的连通性.研究区中部以阻力值较大的农田和建设用地为主,且该区域是城市扩张的主要区域,建设用地不断侵占耕地,导致区域阻力值增大.因此,今后应在建设用地扩张的过程中注重该区域生态廊道的保护与维护.在保护自然生态廊道的基础上,进一步推动廊道的规划与建设.例如,在建筑物周边及关键生态区域种植本土植被,以促进物种的迁徙和扩散效率[51].对于生态空间已被侵占、仅依靠现有生态空间保护难以维持正常生态功能的廊道,应实施生态廊道的修复与重建[52].

3.3 生态夹点及生态障碍点修复措施

生态夹点是反映景观连通性的核心节点,其功能退化可能导致源地间连通性的中断,因此需优先采取保护措施[53].2000、2010 年和 2020 年三期时间,研究区内生态夹点面积呈现“先上升后小幅下降”的动态演变趋势.生态夹点面积上升的主要原因是受退耕还林还草等的影响,导致经过该区域的物种迁徙路径增多.而生态夹点面积小幅下降可能与人为活动(如城市扩张和基础设施建设)对生态路径的破坏密切相关.研究区内生态障碍点呈现“中西部聚集、东南部稀疏”的空间格局,并表现出逐年扩展的动态演变特征.这一演变特征的主要原因是受“三市一体”的政策影响,城市扩张加速,导致物种原有迁徙路径变窄.针对识别出的生态夹点和障碍点,应针对特定区域的生态问题,应用生态工程措施加以修复,保障生态系统的健康发展.

3.4 研究局限性与未来发展方向

当前研究仅是理论方法的探讨,对结果缺乏实地调研和勘察认证,未来可以结合特定物种的栖息活动,对研究区的生物过程做长期、动态的监测评估.此外,本研究聚焦于生态廊道的长度与空间分布,未能深入探讨廊道宽度的优化设计,后续将针对廊道宽度开展系统研究,以科学支撑长株潭城市群生态廊道网络的规划与建设.最后,本研究仅分析了 2000~2020 年长株潭城市群生态网络的时空演变特征,尚缺乏对未来生态安全网络格局的模拟演变研究,这也是后续研究的主要方向.

4 结论

4.1 研究区生态源地在 2000~2020 年呈现规模扩展的动态特征,覆盖面积从 5855.53km^2 增长至 5898.43km^2,其空间分布呈现较为稳定的特征.密度呈现“东-南部高集聚、中部低密度”的显著异质性特征.因此,研究区中部区域生态系统的脆弱性需重点关注.

4.2 研究区生态廊道数量从 2000 年的 119 条缩减至 2020 年的 114 条,并且,总长度在 2000~2020 年表现出先增后降的动态演变趋势,由 1604.16km 上升至 1689.22km 后波动下降至 1573.28km,空间上,东部和南部生态廊道长度较短且连通性较高,长距离生态廊道主要集中于研究区的西北部区域.因此,需根据不同廊道的特征制定不同的保护与修复措施.

4.3　生态夹点与障碍点呈现出围绕生态廊道的环状分布特征.2000~2020 年间累计识别生态夹点超3500km^2,其动态特征呈现“局部扩张-局部收缩”的非线性特征;生态障碍点识别面积突破 3000km^2 并保持持续增长态势,表明人为干扰对区域生态网络的破坏作用持续增强.

参考文献：

[1] 应凌霄,孔令桥,肖　燚,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 L X, Kong L Q, Xiao Y, et al. The research progress and prospect of ecological security and its assessing approaches [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022,42(5):1679-1692.

[2] 陈利顶,周伟奇,韩立建,等.京津冀城市群地区生态安全格局构建与保障对策 [J]. 生态学报, 2016,36(22):7125-7129.
Chen L D, Zhou W Q, Han L J, et al. Developing key technologies for establishing ecological security patterns at the Beijing-Tianjin-Hebei urbanmegaregion [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016,36(22):7125-7129.

[3] 叶　鑫,邹长新,刘国华,等.生态安全格局研究的主要内容与进展 [J]. 生态学报, 2018,38(10):3382-3392.
Ye X, Zou C X, Liu G H, et al. Main research contents and advances in the ecological security pattern [J]. Acta Ecologica Sinica, 2018,38(10): 3382-3392.

[4] 汪翡翠,汪东川,张利辉,等.京津冀城市群土地利用生态风险的时空变化分析 [J]. 生态学报, 2018,38(12):4307-4316.
Wang F C, Wang D C, Zhang L H, et al. Spatiotemporal analysis of the dynamic changes in land use ecological risks in the urban agglomeration of Beijing-Tianjin-Hebei vegion [J]. Acta Ecologica Sinica, 2018,38(12):4307-4316.

[5] Huang K X, Li P, Wang X H, et al. Incorporating circuit theory, complex networks, and carbon offsets into the multi-objective optimization of ecological networks: a case study on karst regions in China [J]. Journal of Cleaner Production, 2023,383:135512.

[6] Ma J, Yu Q, Wang H Y, et al. Construction and optimization of wetland landscape ecological network in Dongying City, China [J]. Land, 2022, 11(8):1126.

[7] Men D, Pan J H. Incorporating network topology and ecosystem services into the optimization of ecological network: a case study of the Yellow River Basin [J]. Science of the Total Environment, 2024, 912.

[8] Yang L J, Zhang F N, Qin L S. Construction and stability evaluation of ecological networks in the Loess Plateau [J]. Ecological Indicators, 2024,159.

[9] 彭　建,赵会娟,刘焱序,等.区域生态安全格局构建研究进展与展望 [J]. 地理研究, 2017,36(3):407-419.
Peng J, Zhao H J, Liu Y X, et al. Research progress and prospect on regional ecological security pattern construction [J]. Geographical Research, 2017,36(3):407-419.

[10] Zhou S, Hai W Y, Fan H K, et al. Enhancing ecological network establishment with explicit species information and spatially coordinated optimization for supporting urban landscape planning and management [J]. Landscape and Urban Planning, 2024,248:105079.

[11] Hou Q, Li, Q, Yang, Y, et al. Evaluation and optimization of ecological spatial resilience of Yanhe River Basin based on complex network theory [J]. Scientific Reports, 2024,14:1361.

[12] Ji K Z, Qiang Y, Cheng L X, et al. Integrated approach for ecological restoration and ecological spatial network optimization with multiple ecosystem functions in mining areas [J]. Ecological Indicators, 2023, 156:111141.

[13] Yan Z, Ming L, Wen D M, et al. Urban multi-scale ecological network sequence and spatial structure optimization: A case study in Nanjing city, China [J]. Ecological Indicators, 2024,167:112622.

[14] Shi Q, Min Z F, Qiang Y, et al. Study of spatialtemporal changes in Chinese forest eco-space and optimization strategies for enhancing carbon sequestration capacity through ecological spatial network theory [J]. Science of The Total Environment, 2023,859:160035.

[15] Bin W, Yu B, Zhi T W, et al. Multi-temporal evaluation and optimization of ecological network in multi-mountainous city [J]. Ecological Indicators, 2023,146:109794.

[16] Liu H, Niu T, Yu Q, et al. Evaluation of the spatiotemporal evolution of China's ecological spatial network function–structure and its pattern optimization [J]. Remote Sensing, 2022,14(18):4593.

[17] Xie J, Xie B G, Zhou K C, et al. Factors impacting ecological network in Changsha-Zhuzhou-Xiangtan urban agglomeration, China-Based on the perspective of functional performance [J]. Ecological Indicators, 2023,154:110771.

[18] 李　华,郑育桃,黄　荷,等.基于MSPA和MCR模型的庐山市生态网络构建 [J]. 中南林业科技大学学报, 2024,44(2):98-107.
Li H, Zheng Y T, Huang H, et al. Construction of Lushan ecological network based on MSPA and MCR model [J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2024,44(2):98-107.

[19] 俞金凤,杜怀玉,王家亮,等.基于 Zonation-MSPA 耦合模型的甘肃沿黄地区生态安全格局构建与评估 [J]. 环境科学, 2025,46(5):3085-3097.
Yu J F, Du H Y, Wang J L, et al. Construction and assessment of ecological security pattern in Gansu along the yellow River based on Zonation-MSPA Coupling Model [J]. Environmental Science, 2025, 46(5):3085-3097.

[20] 康　澳,周欣颖,干晓宇.基于生态系统服务的川南经济区生态网络构建 [J]. 四川大学学报(自然科学版), 2024,61(1):200-209.
Kang A, Zhou X Y, Gan X Y.Construction of ecological network of Southern Sichuaneconomic zone based on ecosystem services theory [J]. Journal of Sichuan University (Natural Science Edition), 2024,61 (1):200-209.

[21] Zhang S J, Zhuang Y B. Relationship between ecological space and ecological conservation redline from the perspective of management requirements [J]. Biodiversity Science, 2022,30(4):21441.

[22] Chen H, Yan W T, Li Z H, et al. A framework for integrating ecosystem service provision and connectivity in ecological spatial networks:a case study of the Shanghai metropolitan area [J]. Sustainable Citiesand Society, 2024,100:105018.

[23] 陈　瑶,张长春,胡　丰,等.基于 MSPA-InVEST 模型分析太行山生态网络演变 [J/OL]. 环境科学.https://doi.org/10.13227/j.hjkx.202410020.

Chen Y, Zhang C C, Hu F, et al. Analysis of Ecological Network Evolution in Taihang Mountains Based on MSPA-InVESTModel [J/OL]. Environmental Science.https://doi.org/10.13227/j.hjkx.202410020.

[24] 张 廷,胡玉柱,胡海辉,等.基于 PLUS-InVEST 模型的哈尔滨市土地利用及生境质量预测 [J]. 环境科学, 2024,45(8):4709-4721.
Zhang T, Hu Y Z, Hu H H, et al. Prediction of land use and habitat quality in Harbin City based on the PLUS-InVEST Model [J]. Environmental Science, 2024,45(8):4709-4721.

[25] 安文举,鱼亦凡,郝姗姗,等.基于土地利用变化的陕北多沙粗沙区生境质量演变及响应分析 [J]. 干旱区地理, 2024,47(3):474-484.
An W J, Yu Y F, Hao S S, et al. Evolution and response analysis of habitat quality in more sediments and coarse sediments region of northern Shaanxi based on land use change [J]. Arid Land Geography, 2024,47(3):474-484.

[26] 魏雷晗冰,时 鹏,魏 勇,等.窟野河流域生态系统服务功能变化及其驱动因素分析 [J]. 水土保持学报, 2024,38(4):222-235.
Wei L H B, Shi P, Wei Y, et al. Analysis of ecosystem service function changes and their driving factors in the Kuye River Basin [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2024,38(4):222-235.

[27] 秦耀伟,闫 语,东嘉琪,等.燕山-太行山固碳量及经济生态指数分析 [J]. 环境科学, 2025,46(6):3797-3805.
Qin Y W, Yan Y, Dong J Q, et al. Analysis of carbon neutrality and economic and ecological indices in the Yanshan-Taihang Mountains [J]. Environmental Science, 2025,46(6):3797-3805.

[28] 于芝琳,赵明松,高迎风,等.基于 InVEST-PLUS 模型的淮北市碳储量时空演变及预测 [J]. 环境科学, 2024,45(6):3270-3283.
Yu Z L, Zhao M S, Gao Y F, et al. Spatio-temporal evolution and prediction of carbon storage in Huaibei City based on InVEST- PLUS Model [J]. Environmental Science, 2024,45(6):3270-3283.

[29] 胡佶熹,勒先文,王卫林,等.基于 PLUS-InVEST 模型的江西省生态系统碳储量时空演变与预测 [J]. 环境科学, 2024,45(6):3284-3296.
Hu J X, Le X W, Wang E L, et al. Temporal and spatial evolution and prediction of ecosystem carbon storage in Jiangxi Province based on PLUS-InVEST Model [J]. Environmental Science, 2024,45(6):3284-3296.

[30] 傅楷翔,贾国栋,余新晓,等.耦合 PLUS-InVEST-Geodector 模型的新疆地区碳储量时空变化及驱动机制分析 [J]. 环境科学, 2024,45(9):5416-5430.
Fu K X, Jia G D, Yu X X, et al. Analysis of temporal and spatial carbon stock changes and driving mechanism in Xinjiang Region by Coupled PLUS-InVEST-Geodector Model [J].Environmental Science, 2024,45(9):5416-5430.

[31] 武爱彬,陈辅国,赵艳霞,等.京津冀城市群建设用地扩张多情景模拟及其对生态系统碳储量的影响 [J]. 环境科学, 2024,45(5):2828-2839.
Wu A B, Chen F G, Zhao Y X, et al. Multi-scenario simulation of construction land expansion and its impact on ecosystem carbon storage in Beijing-Tianjin-Hebei Urban Agglomeration [J]. Environmental Science, 2024,45(5):2828-2839.

[32] 林一诚,郑景明,周怡宁,等.基于 InVEST 模型的围场县小滦河流域碳储量空间分布及热点区域分析 [J]. 生态学杂志, 2023,42(10):2536-2544.
Lin Y C, Zheng J M, Zhou Y N,et al.Analyzing spatial distribution of carbon storage and hot spots in Xiaoluan River basin in Weichang County based on InVEST model [J]. Chinese Journal of Ecology, 2023,42(10):2536-2544.

[33] 巩晟萱,张玉虎,李宇航.基于 PLUS-InVEST 模型的京津冀碳储量变化及预测 [J]. 干旱区资源与环境, 2023,37(6):20-28.
Gong S X, Zhang Y H, Li Y H. Spatio-temporal variation and prediction of carbon storage in Beijing-Tianiin-Hebei region-A PLUS-InVEST model approach [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2023,37(6):20-28.

[34] Kang J M, Qing Y X, Lu W. Construction and optimization of the Saihanba ecological net work [J]. Ecological Indicators, 2023,153:110401.

[35] 杨 君,周鹏全,袁淑君,等.基于 InVEST 模型的洞庭湖生态经济区生态系统服务功能研究 [J]. 水土保持通报, 2022,42(1):267-272,282.
Yang J, Zhou P Q, Yuan S J, et al. Land ecosystem service functions for Dongting Lake ecological economic zone based on InVEST Model [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022,42(1):267-272,282.

[36] 贾芳芳.基于 InVEST 模型的赣江流域生态系统服务功能评估 [D]. 北京:中国地质大学, 2014.
Jia F F. Assessment of ecosystem services in the Ganjiang River Basin using the InVEST Model [D]. Beijing: China University of Geosciences, 2014.

[37] Chen X Q, Kang B Y, Li M Y, et al. Identification of priority areas for territorial ecological conservation and restoration based on ecological networks: a case study of Tianjin City, China [J]. Ecological Indicators, 2023,146.

[38] Guan H Y, Bai Y P, Tang Y Y, et al. Spatial identification and optimization of ecological network in desert-oasis area of Yellow River Basin, China [J]. Ecological Indicators, 2023,147.

[39] 杨帅琦,何 文,王金叶,等.基于MCR模型的漓江流域生态安全格局构建 [J]. 中国环境科学, 2023,43(4):1824-1833.
Yang S Q, He W, Wang J Y, et al. Ecological security pattern construction in Lijiang River basin based on MCR model [J]. China Environmental Science, 2023,43(4):1824-1833.

[40] Men D, Pan J H. Ecological net work identification and connectivity robustness sevaluation in the Yellow River Basinunderamulti-scenariosimulation [J]. Ecological Modelling, 2023,482.

[41] 陈月娇,李 祥,王月健,等.尺度整合视角下伊犁河谷地区生态安全格局构建——以昭苏县为例 [J]. 生态学报, 2023,43(19):8181-8192.
Chen Y J, Li X, Wang Y J, et al. Construction of ecological security pattern in Ili River Valley from the perspective of scaleintegration: A case study of Zhaosu County [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023,43(19):8181-8192.

[42] Xu X L, Wang S Y, Rong W Z. Construction of ecological network in Suzhou based on the PLUS and MSPA models [J]. Ecological Indicators, 2023,154.

[43] 冯琰玮,甄江红,田桐羽.基于生态安全格局的国土空间保护修复优化——以内蒙古呼包鄂地区为例 [J]. 自然资源学报, 2022,37(11):2915-2929.

Feng Y W, Zhen J H, Tian T Y. Optimization of land protection and restoration based on ecological security pattern: A case study of Hohhot-Baotou-Ordos Region in Inner Mongolia [J]. Journal of Natural Resources, 2022,37(11):2915-2929.

[44] 董毓伊,冯秀丽,黄俊杰,等.国土空间生态保护修复重点区域识别研究——以宁波市为例 [J]. 中国土地科学, 2023,37(6):96-105.
Dong Y Y, Feng X L, Huang J J, et al. Research on the Identification of key areas for ecological protection and restoration: A case study on Ningbo City [J]. China Land Science, 2023,37(6):96-105.

[45] 马勇洁,仲俊涛,米文宝,等.基于青海湖流域土地利用多情景模拟预测的碳储量评估及其脆弱性分析 [J]. 干旱区资源与环境, 2023, 37(10):46-55.
Ma Y J, Zhong J T, Mi W B, et al. Assessment and vulnerability analysis on carbon storage based on multi-scenarios simulation and prediction ofland use in Qinghai Lake basin [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2023,37(10):46-55.

[46] 李　彤,贾宝全,刘文瑞,等.宜昌市生态安全网络要素时空动态及其影响因素 [J]. 生态学报, 2023,43(15):6154-6169.
Li T, Jia B Q, Liu W R, et al. Spatio-temporal dynamics and influencing factors of ecological security network elements in Yichang, Hubei Province [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023,43(15):6154-6169.

[47] 潘竟虎,李　磊.利用 OWA 和电路模型优化黄河流域甘肃段生态安全格局 [J]. 农业工程学报, 2021,37(3):259-268.
Pan J H, Li L. Optimization of ecological security pattern in Gansu section of the Yellow River Basin using OWA and circuit model [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021, 37(3):259-268.

[48] 杨文越,叶泓妤.基于生境质量的粤港澳大湾区生态网络识别 [J]. 生态学报, 2023,43(24):10430-10442.
Yang W Y, Ye H Y. Identification of ecological networks in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area based on habitat quality assessment [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023,43(24):10430-10442.

[49] Li Q, Zhou Y, Yi S Q, et al. An integrated approach to constructing ecological security patterns and identifying ecological restoration and protection areas: a case study of Jingmen, China [J]. Ecological Indicators, 2022,137:108723.

[50] Wei Q Q, Halike A, Yao K X, et al. Construction and optimization of ecological security pattern in Ebinur Lake Basin based on MSPA-MCR models [J]. Ecological Indicators, 2022,138:108857.

[51] Fan F F, Wen X J, Feng Z M, et al. Optimizing urban ecological space based on the scenario of ecological security patterns: The case of central Wuhan, China [J]. Applied Geography, 2022,138:102619.

[52] Li Y G, Liu W, Feng Q, et al. The role of land use change in affecting ecosystem services and the ecological security pattern of the Hexi Regions, Northwest China [J]. Science of The Total Environment, 2022,158940.

[53] 周　璟,王宏卫,谈　波,等.开都河流域生态安全格局构建与生态修复分区识别 [J]. 生态学报, 2022,42(24):10127-10137.
Zhou J, Wang H W, Tan B, et al. Construction of ecological security pattern and identification of ecological rehabilitation zones in Kaidu River Basin [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022,42(24):10127-10137.

作者简介：李嘉程(1999-),男,湖南长沙人,南华大学硕士研究生,主要从事人居环境与规划设计研究.发表论文 2 篇.15399794143@163.com.