DOI: 10.20103/j.stxb.202404230908

阳慧园,修晨,黎丽莉,叶有华,陈俞霖,朱文铧.面向生态协同的湾区城市群生态与城镇网络格局构建——以粤港澳大湾区为例.生态学报,2024,44(24):11049-11064.

Yang H Y, Xiu C,Li L L,Ye Y H, Chen Y L, Zhu W H.Construction of ecological and urban network pattern or a bay area urban agglomeration oriented towards ecological synergy: a case of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area.Acta Ecologica Sinica,2024,44(24):11049-11064.

面向生态协同的湾区城市群生态与城镇网络格局构建
——以粤港澳大湾区为例

阳慧园[1],修 晨[1,*],黎丽莉[2],叶有华[1],陈俞霖[1],朱文铧[1]

1 仲恺农业工程学院园艺园林学院,广州 510225

2 仲恺农业工程学院资源与环境学院,广州 510225

摘要:协调生态网络格局与城镇网络格局是实现城市群区域可持续发展的重要课题。湾区城市群因其独特的地理优势和经济活力成为区域发展的核心单元,但其生态与城镇发展的协同问题日益凸显。以粤港澳大湾区城市群为例,通过综合运用形态空间格局分析、景观格局指数、最小累积阻力模型等方法确定生态源地和经济社会源地,识别生态廊道和交通廊道,构建湾区城市群区域的生态与城镇双网络格局,探讨双网络格局空间关系与干扰情况,最后提出湾区城市群跨区域生态协同的建议。结果表明:(1)提取生态源地 30 个,总面积 21205.0 km^2,经济社会源地 422 个,总面积 7629.35 km^2,生态廊道、交通廊道总面积分别为 8506.98 km^2和 4562.11 km^2,共同构成了外环形生态屏障和城镇发展内循环网络;(2)生态关键点 1011 个、生态干扰点 7527 个,对其进行针对性修复和保护可显著改善生态连通性;(3)识别研究区具有源地协同、流域协同和滨海协同等三种生态协同类型,并提出了构建城市群跨区域生态协同模式框架。

关键词:生态网络格局;城镇网络格局;空间主成分分析;跨区域协同治理

Construction of ecological and urban network pattern or a bay area urban agglomeration oriented towards ecological synergy: a case of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area

YANG Huiyuan[1], XIU Chen[1,*], LI Lili[2], YE Youhua[1], CHEN Yulin[1], ZHU Wenhua[1]

1 *College of Horticulture and Landscape Architecture, Zhongkai University of Agriculture and Engineering, Guangzhou* 510225, *China*

2 *College of Resources and Environment, Zhongkai University of Agriculture and Engineering, Guangzhou* 510225, *China*

Abstract: Coordinating ecological network patterns with the urban network patterns is crucial for sustainable development in urban agglomerations. The bay area urban agglomerations, with their unique geographical advantages and economic vitality, have become the core unit of regional development, but the synergy between ecological and urban development is increasingly critical. Taking the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area as an example, by comprehensively applying methods such as morphological spatial pattern analysis, landscape pattern indices, and the least cumulative resistance model to determine ecological sources and economic and social sources, identify ecological corridors and traffic corridors, construct the ecological and urban dual network pattern of the bay area urban agglomeration region, explore the spatial relationship and interference of the dual network pattern, and finally propose suggestions for cross-regional ecological synergy in the bay area urban agglomeration. The results showed that (1) The study area contains 30 ecological sources spanning 21205.0 km^2 and 422 socioeconomic sources spanning 7629.35 km^2.. The total area of ecological and transportation corridors are 8506.98 $km^2$and 4562.11 km^2respectively, together forming an outer ring-shaped ecological barrier and an

基金项目:广州市科学研究计划项目(201904010099);仲恺农业工程学院研究生教育创新计划项目(KA23YY40504)

收稿日期:2024-04-23; **采用日期**:2024-09-26

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

internal cyclical network for urban development around the study area. (2) The study area features 1011 key ecological points and 7527 ecological disturbance points, offering opportunities for targeted restoration and protection to enhance ecological connectivity significantly. (3) Three types of ecological synergy in the study area were identified based on source, watershed and coastal wetland. A framework for constructing a cross-regional ecological synergy model for urban agglomerations was proposed.

Key Words: ecological network pattern; urban network pattern; SPCA; cross-regional collaborative governance

随着城市化进程不断推进,城市群逐渐成为我国推进新型城镇化与优化国土空间发展结构的重要载体,但不断扩张的城镇用地引发了一系列生态问题。根据《广东省环境质量公报(2010—2018)》,粤港澳大湾区城市群的黑臭水体数占全省黑臭水体总数的 63.2%,城市群剧烈人地交互过程导致跨界性和区域性污染问题[1]。因此,城市群要实现区域可持续发展,迫切需要从整体生态协同保护和修复的宏观角度提出措施,以保障区域生态安全和人类福祉[2]。2020 年,自然资源部印发的《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划(2021—2035 年)》的通知中指出"应实施推进粤港澳大湾区生物多样性保护,构建生态廊道和生物多样性保护网络。"因此,从面向生态协同的角度,开展湾区城市群生态网络构建及优化,对于协调湾区国土空间生态保护和城镇化发展之间的关系具有重要作用。

生态网络是以景观生态学为基础,围绕生态空间开展生态源地、廊道、节点识别与网络格局的构建过程[3]。合理的生态网络有助于扩大生境面积、增加生境斑块间的功能联系[4],提升区域生态系统服务,是保障城市与区域生态安全的有效途径[5]。近年来,国内外学者围绕生态网络格局构建开展了大量的理论和实践研究,研究内容和方法日趋成熟,研究空间范围涉及市域、省域、流域和城市群区域尺度[6—11]。构建区域性生态网络格局,系统识别生态源地、构建生态阻力面、提取生态廊道和节点,探讨人类活动和土地利用变化对区域生态格局的影响,逐渐成为当前生态网络研究热点[12]。围绕这一领域相关学者开展诸多研究,如运用 MSPA 方法[13]、景观格局指数、景观连通性评估[14]、生态敏感性和生态重要性[15]共同识别生态源地;MCR 模型综合考虑多种因素利用主观赋值法构成的阻力面生成生态廊道[16]等。然而,目前多数研究停留于对生态网络格局的现状识别层面,鲜有学者从跨区域角度开展生态网络构建过程中生态协同问题的探讨,较少通过构建生态与城镇双网络格局,综合考虑分析双网络的空间关系角度,探讨城市群区域中究竟存在哪些生态协同需求,以及不同城市、区域间应该采取怎样的生态协同策略等。

综上所述,如何构建湾区生态和城镇双网络格局,以及如何进一步考虑湾区城市群中不同城市间的生态协同策略?是构建湾区国土空间生态保护修复优化需解决的重要科学问题。基于此,本文以粤港澳大湾区城市群为例,通过综合运用形态空间格局分析(MSPA)、景观格局指数、最小累积阻力(MCR)模型等方法确定生态源地和经济社会源地,结合生态廊道、交通廊道、生态节点等识别,构建湾区城市群区域的生态网络格局与城镇网络格局。研究双网络格局的空间关系与干扰,探讨湾区城市群跨区域生态协同的建议,为广东省和其他湾区城市群区域的国土空间生态保护修复优化提供依据与技术支撑。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区域概况

粤港澳大湾区位于北纬 21°—25°,东经 111°—116°之间(图 1),包括珠江三角洲 9 个城市、香港和澳门的城市群区域,总面积达 5.6 万 km^2。全区以亚热带季风气候为主,水热资源丰富,平均气温约为 21.9℃,多年平均降水量达到 1929.8 mm。地形地貌主要包括低山、丘陵和三角洲平原,同时还拥有河岸、海滨、森林和农田等多样的生态景观。截至 2023 年底,总人口约为 8630.11 万人,GDP 突破 14 万亿元人民币(约合 1.97 万亿美元),是中国经济活力最强、人口最密集的区域之一,在国家经济发展大局中拥有重要的战略地位。但是,湾区经济的快速腾飞,也让生态本底面临破碎化,城市生态压力剧增[17]。因此,为了实现湾区绿色可持续发展,

协调经济发展与生态保护之间的关系变得尤为迫切。

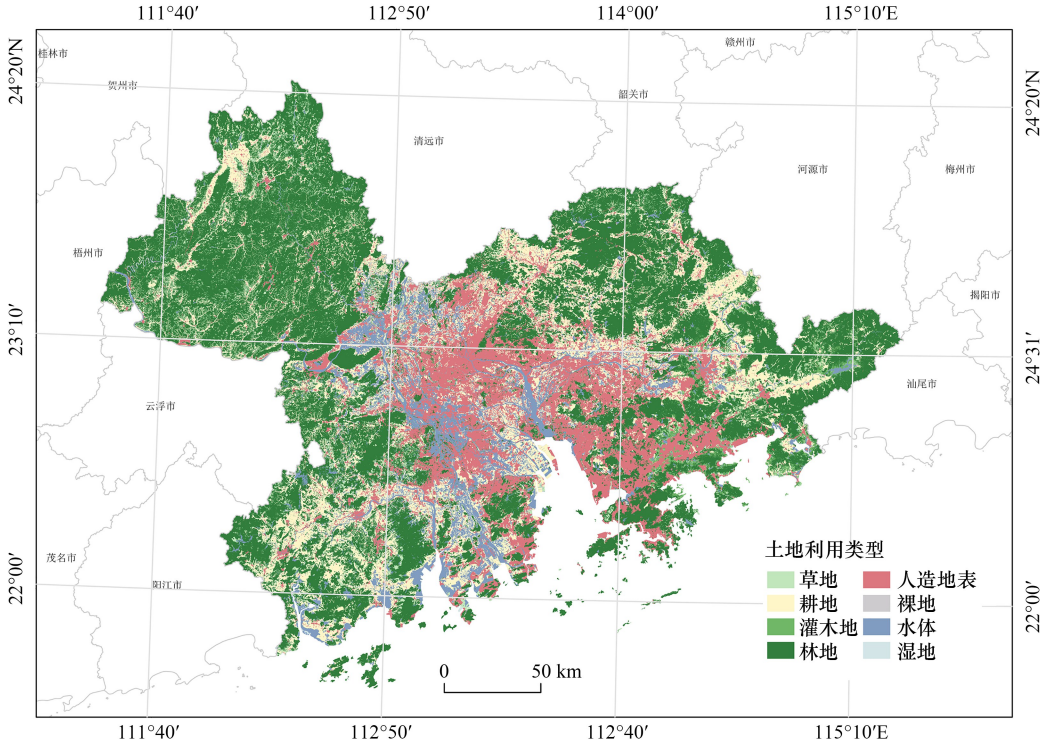

图 1　研究区位置及其土地利用类型分布特征

Fig.1　The location of the study area and the distribution characteristics of land use types

1.2　数据来源

本研究涉及到的数据包括土地利用数据、数字高程模型(DEM)、交通网络数据、全国 1—5 级河流空间分布数据等。数据来源和相关说明参见表 1。以上数据是在 ArcGIS 10.8 平台进行合并和裁剪后得到的,选择 30 m×30 m 作为栅格数据文件的像元大小,投影方式统一为 WGS_1984_UTM_Zone_50N。

表 1　数据来源及相关说明

Table 1　Data Sources and Related Notes

数据名称 Data name	数据产品 Data product	来源 Source	格式 Format	分辨率 Resolution
粤港澳大湾区县级行政区划 County-level administrative divisions of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area	广东、香港、澳门县界数据集(2020 年)	全国地理信息资源目录服务系统(https://www.webmap.cn/)	shp	1∶100 万
土地利用栅格数据 Land use raster data	2000、2010、2020 年地表数据	Globeland30(http://www.globallandcover.com/)	tif	30m
交通网络 Transport network	2020 年全国道路交通数据	Open Street Map(https://www.openstreetmap.org/)	shp	—
全国 1—5 级河流数据 River data	全国 1—5 级河流空间分布数据集	国家基础地理信息中心(https://www.webmap.cn/commres.do? method=result100W)	shp	1∶100 万
DEM 数据 DEM data	ASTER GDEM 30M 数字高程模型	地理空间数据云(https://www.gscloud.cn/search)	tif	30m
广东省自然保护地数据 Guangdong Province′s Nature Protected Area data	2020 年广东省自然保护地边界数据	广东省林业局	shp	—

DEM: 数字高程模型 Digtal elevation model

2 研究方法

2.1 生态网络格局构建

构建生态网络遵循“识别源地-构建阻力面-提取廊道”的研究范式[18]。利用形态学空间格局分析方法(MSPA)、景观格局指数、景观连通性等方法识别源地;再通过空间主成分分析构建阻力面;最后使用 MCR 模型和重力模型方法提取生态廊道、叠加生态要素得到生态节点等共同构建生态网络。

2.1.1 生态源地识别

生态源地是构建生态网络的重要基础,是生物多样性维持和生态系统功能的关键区域[19],选取面积较大、景观优势度高和景观连通性良好的生态斑块作为研究区的生态源地。

首先,运用 MSPA 方法识别生态斑块,选取土地利用数据中的耕地、林地、草地、灌木地、湿地作为前景文件,赋值为 2,其他值则作为背景,赋值为 1,导出 30 m×30 m 的二值栅格图。使用 Guidos Toolbox 2.8 的八邻域分析方法进行 MSPA 分析,边缘宽度设置为 90 m,对核心区、孤岛等 7 类景观类型要素的运算结果进行统计(表 2)[20],其中核心区类型作为面积较大、完整性较高的斑块,适合作为生态斑块进一步分析[21]。

表 2 形态学空间格局分析方法景观类型的生态学含义

Table 2 Ecological implications of morphological spatial pattern analysis for landscape types

景观类型 Landscape type	生态学意义 Ecological implications
核心区 Core	指生态效益良好、面积较大的生境区域。
孤岛 Islet	指相互之间没有连接且面积较小,功能单一的岛状斑块,能反映研究区斑块的破碎情况。
桥接区 Bridge	指连通前景区绿地斑块的桥梁,起到促进绿地斑块中物质流动的作用。
环道区 Loop	指帮助各景观要素相互进行生态活动,对物种的较长距离迁移起到一定的缓冲作用。
边缘区 Edge	指核心区与非生境斑块的过渡区域,具有边缘效应,防止核心区受到其他外界因素影响。
孔隙区 Perforation	指核心区内部的非生境斑块,是核心区与非核心区之间的过渡区域,无生态效益,却能阻碍核心区的发展。
支线 Branch	只有一端与其他景观要素相连。

其次,景观格局指数作为分析区域内景观变化的重要指标,可以分析区域内景观格局的空间演变。选取景观破碎度指数、形状指数、优势度指数等(表 3),使用 Fragstats 4 软件,将提取得到的生态斑块栅格数据导入[22],筛选出景观优势度高、稳定性好的斑块作为核心生态斑块进一步分析。

表 3 景观格局指数及说明

Table 3 Landscape pattern index and description

分类 Classification	景观指数 Landscape index	说明 Description
破碎度指数 Fragmentation metrics	斑块密度(*PD*)	单位面积斑块数。
	边缘密度(*ED*)	单位面积上边界长度。
形状指数 Shape metrics	景观形状指数(LSI)	将景观的总边界长度除以景观面积的平方根,然后乘以校正系数。
优势度指数 Dominance metrics	最大斑块指数(LPI)	景观中最大斑块的面积占景观总面积的比例。
聚散性指数 Aggregation and dispersion metrics	蔓延度(CONTAG)	用于衡量景观中不同斑块类型的空间分布是否呈现出非随机性或聚集性。较高的聚散性指数表明某些斑块类型在景观中具有良好的空间连接性,而较低的值则可能暗示景观的破碎程度较高。
多样性指数 Diversity metrics	多样性指数(SHDI)	揭示景观的异质性,对不同斑块类型在景观中的非均衡分布敏感度较高。

最终,景观连通性可以有效判断景观斑块之间的连通性,识别重要的生态源地。选取斑块重要性指数(dPC)用于评价景观连通性,基于 Conefor Sensinonde 2.6 软件进行景观连通性评估,选择面积大于 10 km^2的

核心生态斑块进行详细分析[23],边缘宽度设置为 30 m,考虑研究区内的包含有多个省级自然保护区、近海与海岸湿地及国家保护动植物。选取焦点物种辅助选择距离阈值,根据已有研究中黑脸琵鹭和白鹭等水鸟的觅食半径不超过 5 km[24—25],一些中小型哺乳动物和两栖爬行动物的平均扩散范围在 0.5—1 km[26—27],分别设置扩散距离阈值为 0.5、1.0、1.5、2.0、3.0、4.0、5.0、6.0 km 共 8 种情景,连通概率设为 0.5,观察不同距离阈值下单个生态斑块面积及其重要性值的变化情况[28—29]。通过对比分析,最终确定 5 km 作为距离阈值。根据斑块重要指数(dPC)计算结果,筛选出 dPC 值排名前 30 的核心生态斑块,在 ArcGIS 10.8 中结合自然保护区边界数据进行检验与叠合,识别出研究区生态源地。公式如下:

$$dPC_i = 100 \times \frac{PC - PC_{i-remove}}{PC} \quad (1)$$

式中,PC 值代表了在所有斑块都存在时,景观整体可能的连通性指数,$PC_{i-remove}$ 指在缺少斑块 i 后,剩余斑块组成的景观可能的连通性指数。因此,当 dPC_i 值越高时,就说明缺少该斑块时,整体的可能连通性指数变化量大,表示该斑块在景观连通中的重要性越大。

2.1.2　生态廊道提取

阻力因子的权重分配是准确表示区域整体阻力的重要环节。为了提高权重的客观性,选取空间主成分分析(SPCA)来确定阻力因子的权重。该方法结合了主成分分析和空间分析的优点,可以消除由于因子间存在的潜在相关性而导致的信息冗余,并能综合分析数据的空间特征[30]。阻力因子选取土地利用类型、坡度、海拔、距水源距离(选>1km^2 面积的)、距道路距离等指标,参考相关文献[31—32],将指标划分为 1—5 级,阻力因子值越小,抵抗外界干扰能力越强,生态安全水平越高(表 4,图 2)。在 ArcGIS 10.8 中对各阻力因子的栅格数据进行 SPCA,得到主成分特征值、贡献率及主成分载荷矩阵,用每个主成分的方差贡献率表示每个因子的权重(表 5、表 6)。最终,将各因素的加权总和作为 MCR 模型的成本数据得到生态阻力面。

表 4　生态阻力评价因子

Table 4　Ecological resistance evaluation factors

评价因子 Evaluation factor	单位 Unit	阻力值 Resistance value				
		1	2	3	4	5
土地利用类型 Land use type	—	耕地、林地	草地	灌木地	湿地、水体	人造地表
坡度 Slope	(°)	<5	5—10	10—15	15—25	≥25
高程 Elevation	m	< 50	50—100	100—200	200 —500	≥ 500
距水源距离 Distance from water	km	<0.5	0.5—1	1—1.5	1.5—2	≥2
距铁路距离 Distance from railway	km	> 10	5—10	2—5	1—2	< 1
距高速距离 Distance from express way	km	> 10	5—10	2—5	1—2	< 1
距国道距离 Distance from national highway	km	> 5	2—5	1—2	0.5—1	<0.5
距省道距离 Distance from provincial highway	km	> 5	2—5	1—2	0.5—1	<0.5

表 5　主成分的特征值及其贡献率

Table 5　Eigenvalue of principal component and its contribution rate

序号 Serial number	特征值 Eigenvalues	贡献率/% Contribution rate	累积贡献率/% Cumulative contribution rate	序号 Serial number	特征值 Eigenvalues	贡献率/% Contribution rate	累积贡献率/% Cumulative contribution rate
1	2.86229	43.6901	43.6901	5	0.53491	8.1648	84.7398
2	0.91275	13.9322	57.6223	6	0.41715	6.3675	91.1072
3	0.62972	9.6121	67.2344	7	0.35249	5.3804	96.4876
4	0.61194	9.3406	76.5750	8	0.23011	3.5124	100.00

表 6 主成分载荷矩阵

Table 6 Principal component load matrix

评价指标 Evaluation index	主成分 Main ingredient								权重 Weight
	1	2	3	4	5	6	7	8	
土地利用类型 Land use type	0.45463	0.08714	0.80108	0.19058	−0.14776	0.19224	−0.21704	−0.04199	0.44
坡度 Slope	−0.40451	0.19396	0.1012	0.5492	0.39771	0.1734	0.07392	−0.54146	0.09
高程 Elevation	−0.41317	0.08776	0.19512	0.30951	0.14963	0.05711	−0.04672	0.81233	0.04
距水源距离 Distance from water	−0.3551	0.7601	0.144	−0.4086	−0.31661	0.00403	−0.03028	−0.08534	0.14
距铁路距离 Distance from railway	0.30845	0.3969	−0.11551	0.26205	0.21554	−0.75550	−0.21501	0.04296	0.06
距高速距离 Distance from express way	0.32058	0.34342	−0.51934	0.26942	−0.11044	0.55227	−0.32793	0.1107	0.10
距国道距离 Distance from national highway	0.29427	0.2398	0.06682	−0.40008	0.73387	0.23136	0.28907	0.12533	0.08
距省道距离 Distance from provincial highway	0.2199	0.19068	−0.04114	0.31303	−0.31645	−0.01965	0.84083	0.08989	0.05

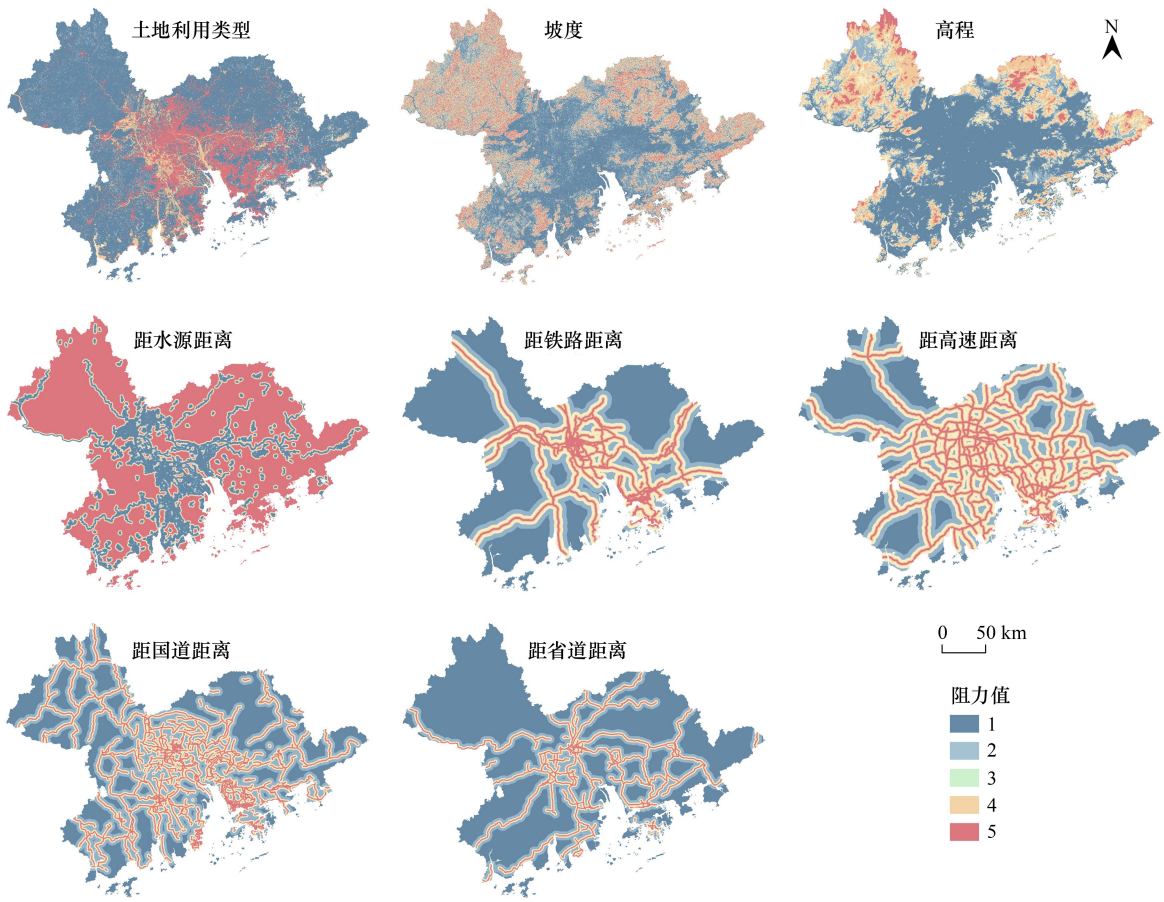

图 2 2020 年单因子阻力面空间分布

Fig.2 Spatial distribution of single-factor resistance surfaces in 2020

生态廊道包括生物迁徙廊道和河流廊道。河流廊道从全国 1—5 级河流空间分布数据集中提取,在 ArcGIS 10.8 中提取水系中心线,划分一、二级水系廊道,根据《粤港澳大湾区水鸟生态廊道建设规划(2020—2025 年)》提出的对于廊道的选择原则以及水系实际情况,宽度分别设置为 1000 m、500 m。MCR 模型用于描述和预测物体或个体在空间中运动的模型,常用于研究动物迁徙。可以根据其提取生物迁徙廊道,公式如下:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} R_i) \quad (2)$$

式中,MCR 是指生态源 j 通过所有单元的最小累积阻力值;f 表示 MCR 与 D_{ij} 和 R_i 之间的正相关关系,D_{ij} 为生态源从 j 穿过景观表面 i 的空间距离;R_i 为景观表面 i 对物种迁徙产生的阻力。

重力模型能够定量评估生态源地之间的相互作用强度,可以描述生态廊道的有效性和连接斑块的重要性。通过重力模型[32],筛选斑块引力强度≥800 的一级重要廊道、以及引力强度在 0—800 之间的二级一般廊道,按自然断点法分为宽度 600 m、100 m[33—34]。

2.2　城镇网络格局构建

城镇网络格局主要由经济社会源地、交通廊道和生态干扰点组成。粤港澳大湾区城市群城市建成区经济活动集中、人口集聚、对周边地区的经济辐射带动作用,构成了充满活力的社会经济源地。首先,基于对粤港澳大湾区城市建成区特点的分析,以及对区域内重要经济活动的地理分布的匹配考量,选取土地利用类型中的人造地表,识别面积大于 1km^2 的斑块作为经济社会源地,确保每一地市、区县都有相应的经济社会源地[35]。其次,交通廊道从研究区的道路系统中提取,参照《城市道路工程设计规范》标准和相关文献,将铁路、高速、国道设为一级交通廊道,宽度设置为 150m,省道设为二级交通廊道,宽度设置为 120m[36]。交通廊道作为城市间经济要素流通的载体外,还阻隔了生态源地连通性及生态系统的稳定性。最后,选取交通廊道与生态廊道的交汇处作为生态干扰点,共同构建形成城镇网络格局。

2.3　生态节点提取和双网络格局空间关系识别

生态节点包括生态关键点和生态干扰点。生态关键点是源地连接的重要“踏脚石”,在生物迁徙、扩散过程中起到关键作用[37]。选取生态廊道中生物迁徙廊道与河流廊道、生物迁徙廊道与核心生态源点的交汇处作为生态关键点[35],使用 ArcGIS 10.8 软件中 Intersect 和 Kernel Density 工具进行提取和可视化,并统计生态关键点的数量。生态干扰点通常指由于人为因素导致生态过程、生态功能受到负面影响的特定节点。选取生态廊道与交通廊道的交汇处作为生态干扰点,使用相同的工具包进行提取和可视化,并统计其数量。选取生态廊道占经济社会源地面积比和交通廊道占生态源地面积比,用于识别交通廊道对生态源地的干扰及经济社会源地占用生态廊道等状况等。

3　结果与分析

3.1　生态源地与经济社会源地的识别

根据 MSPA 分析结果显示,在核心区要素内,林地、耕地和草地在网络结构要素占比上更为突出,占各自总面积的比例分别为 92.20%、68.12%和 80.98%。在孤岛要素内,它们的孤岛总面积占比不到 2%,表明林地、耕地和草地具有较好的完整性,适合作为生态斑块进行进一步的分析。

其次,核心区景观指数结果显示(表 7),林地和耕地的 LPI 指数较高,表明林地和耕地具有较高的景观优势度。相反,草地的 *PD* 和 LSI 指数均高于耕地和林地,表明草地斑块更为破碎化,斑块边缘更为复杂,容易受到人类活动的干扰的影响。因此,将耕地和林地选定为进一步分析的核心生态斑块。

表 7　2020 年景观格局指数结果统计

Table 7　Summary of the area of economic and social source areas in 2020

类别 Type	面 Area/km^2	*PD*(个/km^2)	*ED*(m/km^2)	LPI/%	LSI
耕地 Cropland	1081662.84	0.20	8.40	0.31	277.64
林地 Forest	2711875.41	0.51	14.72	5.74	307.13
草地 Grassland	306469.17	1.95	9.96	0.01	618.07

最后,根据斑块重要指数 dPC 计算结果,叠合自然保护区边界数,整理得到 30 个生态源地,总面积为 21205.0 km^2。其中,最大的斑块面积为 7742.93 km^2,是西北部的鼎湖山自然保护区,最小的斑块面积为 29.54

km^2,是肇庆燕岩地质地貌省级自然保护区(表 8)。生态源地分布格局表明,中部核心地带生态源地分布稀少,包括广州南部、佛山和东莞;而西北部的肇庆、广州北部、惠州东部北部和江门的生态源地分布较多。

表 8 2020 年生态斑块排序

Table 8 Ranking of ecological patches in 2020

序号 No.	斑块面积 Patch area/km^2	不同等级的自然保护地和生境质量高的斑块 Names of protected areas and high quality patches	斑块重要指数 dPC
1	7742.93	鼎湖山国家级自然保护区、封开山国家地质公园、竹海国家森林公园、肇庆大稠顶省级自然保护区、肇庆黑石顶省级自然保护区	64.76
2	2372.78	惠州南昆山省级自然保护区、龙门杨坑洞市级自然保护区、石门国家森林公园、流溪河国家森林公园、从化陈禾洞省级自然保护区	14.25
3	2128.53	惠东白马山县级自然保护区、莲花山白盆珠省级自然保护区、惠州惠东坪天嶂市级自然保护区、广东梁化国家森林公园、惠州古田省级自然保护区	13.43
4	1050.83	象头山国家级自然保护区、罗浮山省级自然保护区、增城区蕉石岭森林公园	6.42
5	879.73	广东恩平七星坑省级自然保护区、广东恩平锦江源市级自然保护区、广东恩平君子山县级自然保护区、广东开平孔雀湖国家湿地公园	6.84
6	650.29	台山大隆洞湿地公园、广东响水龙潭森林公园	5.41
7	550.70	佛山云勇省级森林公园、广东云乡森林公园、鹤山皂幕山森林公园	14.20
8	544.83	香港大帽山郊野公园、马鞍山郊野公园、西贡东郊野公园、广东梧桐山国家风景名胜区	2.36
9	512.43	广东江门古兜山省级自然保护区、北峰山国家森林公园	4.10
10	402.68	广东开平孔雀湖国家湿地公园	3.05
11	398.80	佛山高明香山区级森林公园	3.18
12	376.84	肇庆三岳省级自然保护区	2.87
13	363.32	桂冲顶、腾四顶、园珠顶、山顶寨、果芒冲、万花顶	2.76
14	299.75	广东象头山国家级自然保护区	1.91
15	295.66	龟头岭、大古岭、尖峰顶	1.84
16	293.03	金宝山、牧人山、挂灯山	2.27
17	276.78	广州市白水山森林公园	1.77
18	257.51	广东王子山森林公园、广州市高百丈森林公园、广州市九龙潭森林公园、广州从化风云岭区级森林公园	23.39
19	255.86	长旗岭、百足山、马山	2.40
20	219.87	东莞银瓶山市级自然保护区、广东观音山国家森林公园、惠州惠阳白云嶂县级自然保护区	5.44
21	211.06	惠州惠阳亚公顶市级森林公园	1.41
22	209.45	中山长江库区水源林市级自然保护区、广东中山国家森林公园	1.29
23	181.72	广州帽峰山省级森林公园、广州黄埔天鹿湖省级森林公园、广州黄埔金坑市级森林公园	1.22
24	171.87	惠州惠阳黄巢嶂县级自然保护区、惠州惠阳叶挺市级森林公园	3.78
25	163.93	广东江门中华白海豚省级自然保护区	1.23
26	148.16	肇庆西江烂柯山省级自然保护区	1.13
27	29.54	肇庆燕岩地质地貌省级自然保护区	0.23
28	49.47	佛山三水大南山县级森林公园	3.98
29	106.86	肇庆四会皇帝岭县级森林公园	5.55
30	59.78	东莞宝山省级森林公园	4.11
合计 Total	21204.99	—	—

经济社会源地共识别出 422 个,总面积 7629.35 km^2。其中人类生产生活较为频繁的城镇区域分别是广州、佛山、东莞、深圳等;面积均大于 900 km^2(表 9)。经济社会源地的空间分布呈现中心集聚特征,主要集中在广州南部、佛山、深圳、东莞、中山北部,少数分布于惠州西北部、广州东部、佛山与肇庆交接区域、江门中部、珠海、香港特别行政区、澳门特别行政区等(图 4)。

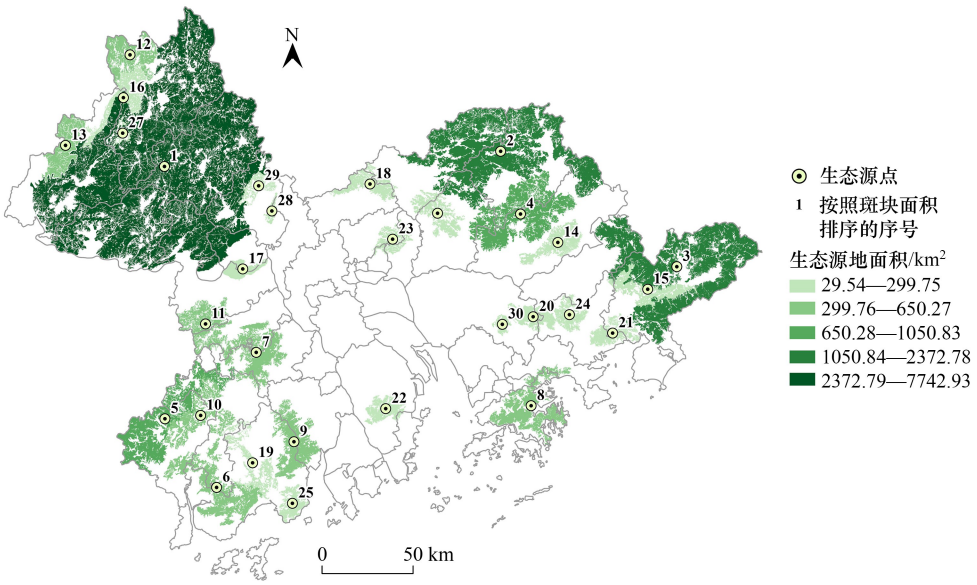

图 3　2020 年生态源地空间分布图

Fig.3　Spatial distribution maps of ecological source areas in 2020

表 9　2020 年研究区经济社会源地面积

Table 9　Spatial distribution maps of ecological source areas in 2020

序号 No.	城市 City	面积 Area/km²	区县 County	面积 Area/km²	序号 No.	城市 City	面积 Area/km²	区县 County	面积 Area/km²
1	广州市	1562.50	白云区	277.70	5	惠州市	756.80	博罗县	254.30
			从化区	231.30				惠城区	229.80
			番禺区	222.40				惠东县	178.70
			海珠区	191.60				惠阳区	69.00
			花都区	174.60				龙门县	25.00
			黄浦区	152.10	6	东莞市	1144.98	东莞市	1144.98
			荔湾区	96.09	7	中山市	599.80	中山市	599.80
			南沙区	71.70	8	江门市	534.50	恩平市	117.70
			天河区	62.90				鹤山市	117.00
			越秀区	54.80				江海区	101.40
			增城区	27.34				开平市	67.00
2	深圳市	935.22	宝安区	423.50				蓬江区	47.60
			福田区	314.50				台山市	44.30
			龙岗区	98.80				新会区	39.50
			罗湖区	48.98	9	肇庆市	304.62	德庆县	77.90
			南山区	30.84				鼎湖区	72.90
			盐田区	18.60				端州区	53.02
3	珠海市	293.10	斗门区	135.30				封开县	40.40
			香洲区	98.90				高要区	20.20
			金湾区	58.90				广宁县	16.00
4	佛山市	1287.50	禅城区	546.80				怀集县	15.30
			高明区	403.60				四会市	8.90
			南海区	143.30	10	香港特区	190.30	香港特区	190.30
			三水区	116.60	11	澳门特区	20.00	澳门特区	20.00
			顺德区	77.20		总计 Total	7629.35		

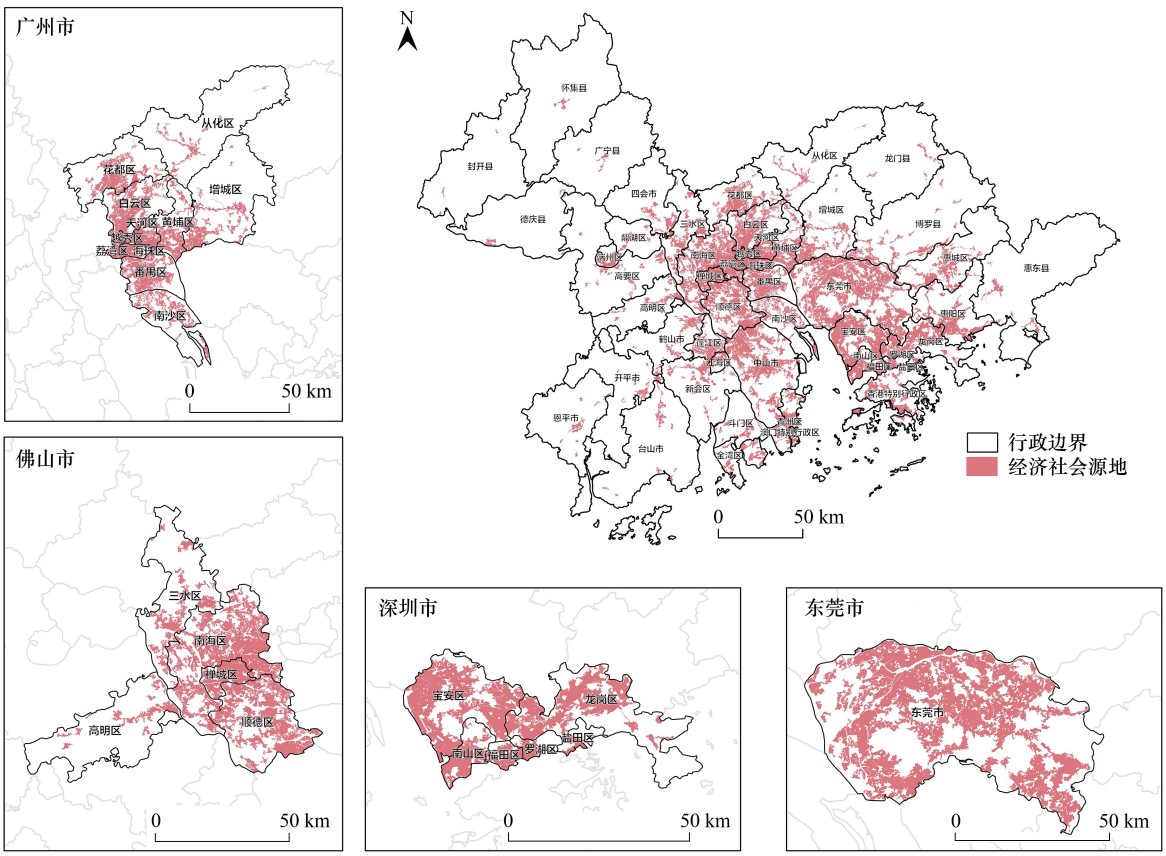

图 4 2020 年经济社会源地空间分布图

Fig.4 Spatial distribution maps of economic and social source areas in 2020

3.2 生态廊道与交通廊道的提取

生态廊道包括生物迁徙廊道和河流廊道。2020 年生物迁徙廊道中,通过引力强度分段提取、去除重叠和经过 2 个以上生态源点(生态源地的斑块中心点)的路径等过程,得到引力强度>800 的一级廊道共有 57 条,引力强度在 0—800 之间的二级廊道共有 348 条,生物迁徙廊道共计 405 条,总面积 4310.56 km^2,长度 21458.85 km(图 5)。一级廊道形成的生态环线分布于研究区外围,起到连接主要生态源地的作用;而研究区中部缺少重要生态源地和一级廊道。2020 年河流廊道的总面积为 4196.42 km^2,长度为 3224 km(表 10,图 5)。其中,一级河流廊道位于珠江流域,包括东江、西江、北江等,是重要的水源涵养地,拥有国家级重点保护的动植物,如黑脸琵鹭、白鹭等,承担着维持生物多样性的重要功能;二级河流廊道主要为西江支流贺江、新兴江;东江支流秋香江、西枝江;北江支流绥江等,具有辅助一级廊道减少沉积物、联通城市内河功能。

表 10 2020 年三种廊道不同等级的面积及长度表

Table 10 Area and length of different grades of the three types of corridors in 2000

廊道类型 Corridor type	等级 Grade	面积 Area/km^2	长度 Length/km	廊道类型 Corridor type	等级 Grade	面积 Area/km^2	长度 Length/km
生态廊道(河流)	一级	2220.51	1208.25	交通廊道	一级	3833.10	25240.55
Ecological corridor (River)	二级	1975.91	2015.75	Transportation corridor	二级	729.01	5439.26
	合计	4196.42	3224.00		合计	4562.11	30679.81
生态廊道(生物迁徙)	一级	2810.98	2659.59	三种廊道合计		13069.09	55362.66
Ecological corridor	二级	1499.58	18799.26	Total of three corridors			
(Biological migration)	合计	4310.56	21458.85				

交通廊道总面积为 4562.11 km^2,长度达到 30679.81 km(图 5)。空间分布以广州、佛山、深圳、澳门、香港等城市为核心,点状式向外辐射,联动粤西、粤东两翼道路发展。将生态廊道和交通廊道叠加得到综合廊道(图 5),交通廊道的长度和面积大于生物迁徙廊道和河流廊道,并有较多的重叠区域,反映出研究区在快速城市化的过程中,导致核心生态源地受到人类活动干扰频繁,生境斑块破碎化严重,阻碍生态要素的流动。

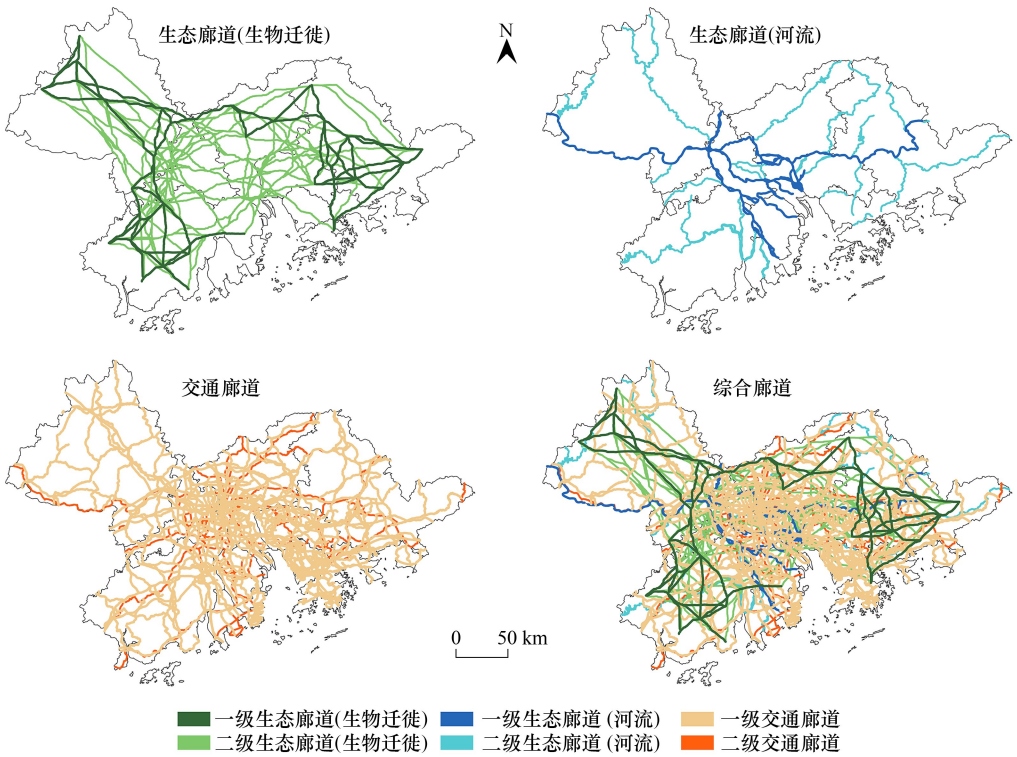

图 5　2020 年生态廊道、交通廊道和综合廊道空间分布图

Fig.5　Spatial distribution maps of the three types of corridors in 2020

3.3　两类生态节点的数量及空间分布特征

两类节点的数量在数量和空间分布上呈现明显差异性。2020 年,生态关键点共有 1011 个,其中二级生物迁徙廊道与一、二级河流廊道、核心生态源点形成的生态关键点数量较多,数量分别为 331、389、174 个;生态关键点分布则集中在珠江下游入海口、西江流域上下游区域(图 6)。生态干扰点共有 7527 个,其中二级生物迁徙廊道与一级交通廊道形成的生态干扰点较多,数量为 4883 个;而生态干扰点则广泛分布于北部和珠江东岸,表明此区域生态网络受到的人类活动干扰更明显(图 6)。生态干扰点是生态关键点的 7 倍,反映出表明研究区受人类活动干扰较大,影响生态空间整体稳定性。

3.4　生态与城镇网络格局的空间关系与干扰识别

2020 年,研究区生态网络格局与城镇网络格局空间特征不同,其中生态网络格局呈外环形屏障分布,城镇网络格局呈现向内核区域聚集,核心城市的生态破碎度较高(图 7)。不同城市的生态网络格局特征差异性明显。其中,深圳、珠海、佛山、东莞、中山、香港和澳门的生态源地面积占区域生态源地总面积的比例较低,均低于 5%,视为生态源地强需求区;广州、江门的生态源地占比均不超过 20%,视为生态源地中需求区;肇庆、惠州城市生态源地占比较高,分别为 44.26%和 25.55%,城市生态空间本底、生态产品和服务供给能力较好,视为生态源地弱需求区。此外,广州、佛山、东莞、深圳四个城市的经济社会源地面积占区域经济社会源地总面积的比例较高,分别为 20.50%,16.90%、15.00%和 12.30%,表明城市建设用地面积较大,生态源地和生态格局受到人工设施的影响可能性较高(图 8)。

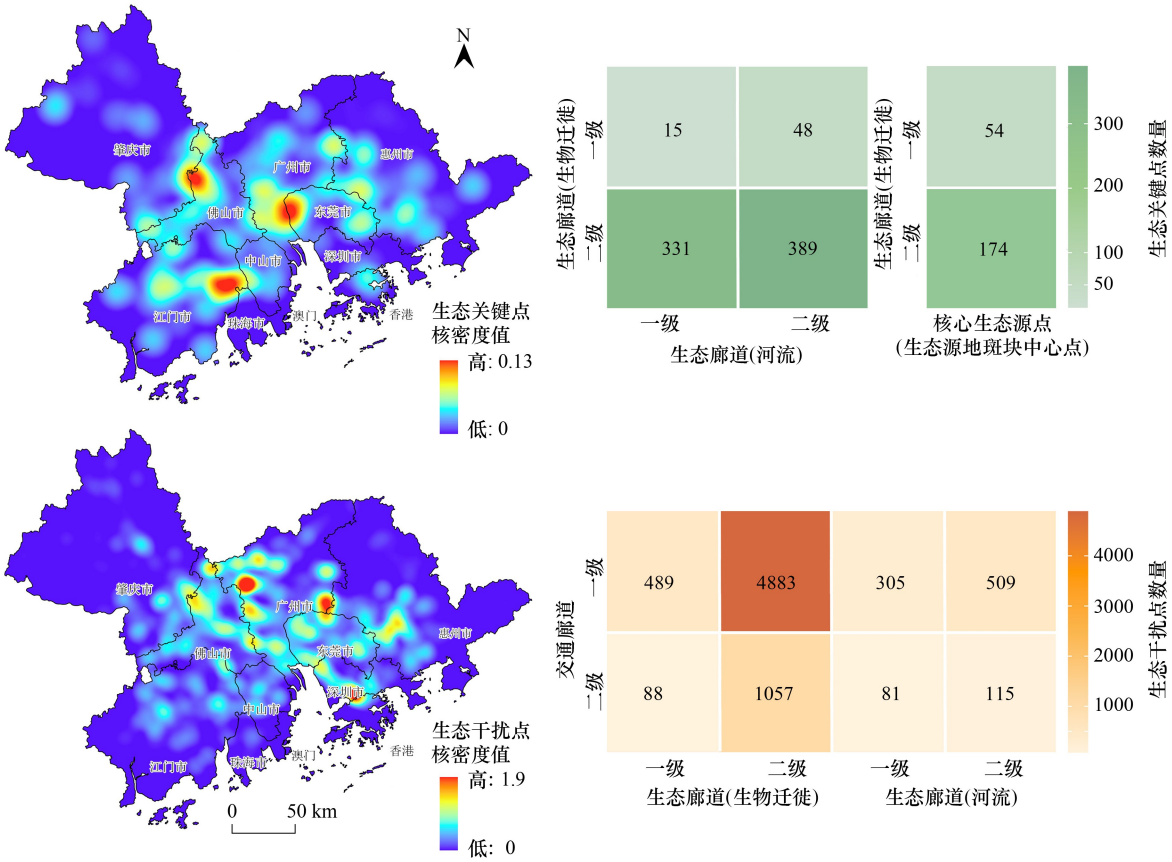

图 6 2020 年两种生态节点的核密度图和数量热力图

Fig.6 Spatial distribution map and heatmap of two types of eco-points in 2020

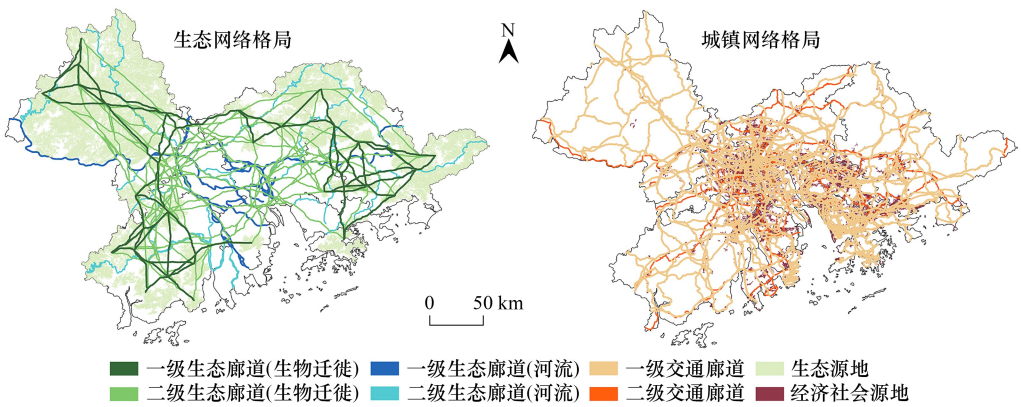

图 7 2020 年生态网络格局和城镇网络格局

Fig.7 Ecological network pattern and urban development network pattern of the study area in 2020

选取生态廊道相交部分占社会经济源地面积的比例、交通廊道相交部分占生态源地面积的比例分别反映对生态网络格局的干扰程度。结果显示,香港、东莞、深圳等城市的生态源地受交通廊道的干扰较大,比例分别为 18.4%、18.2%和 15.7%,说明城市内部破碎化严重,需要控制城市内部交通网络的无序扩散。广州、肇庆、江门、佛山、惠州、东莞等城市的经济社会源地与生态廊道相交部分面积比例较大,均超过 14%,需要增强对生态廊道的保护(图 8)。综上,生态源地与生态廊道均受到城镇发展过程中不同程度的干扰,影响生态与

城镇发展之间的协同平衡发展。

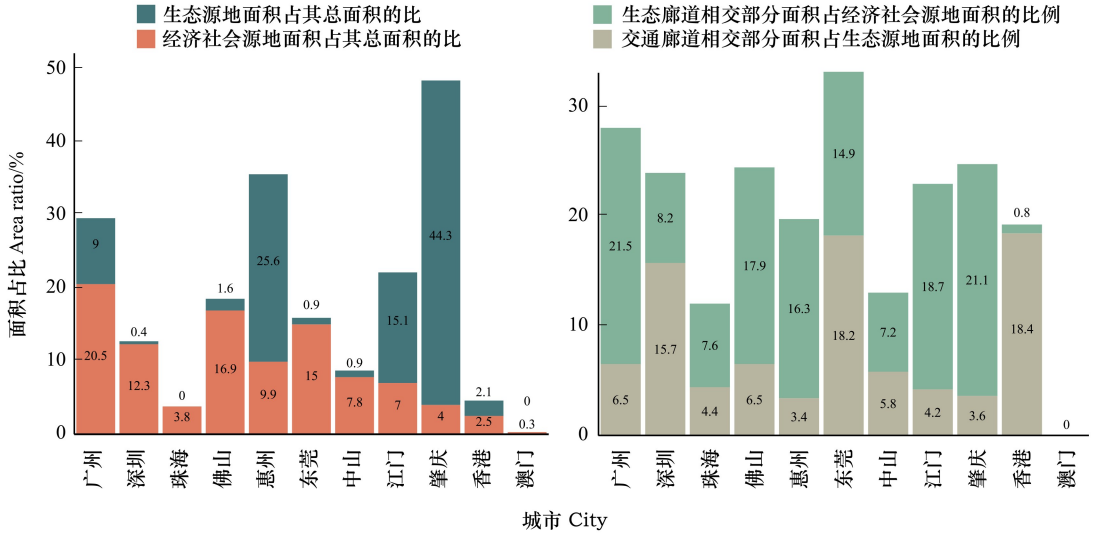

图 8　2020 年生态与城镇网络格局的空间关系与干扰识别

Fig.8　Spatial relationships and disturbance identification in the ecological and urban network pattern in 2020

3.5　生态协同模式构建

基于双网络格局空间特征和干扰状况,依据区域不同的生态用地类型,将研究区的生态协同划分为源地、流域和滨海生态协同三种类型。其中,源地生态协同带依托外围生态源地的环状区域森林连接而成。不仅为粤港澳大湾区城市群提供了重要的生态屏障作用,同时也作为纽带桥梁,将北部岭南国家公园生态供给输送至内核城市群,为其提供生态和物质支撑。流域生态协同带是依托西江、东江、珠江流域,统筹联动上下游生态保护和修复需求,建立流域生态收益分享机制等,形成以河流生态廊道连接形成的生态协同类型。滨海生态协同依托滨海湿地和水鸟生态廊道,推动珠三角、香港、澳门三地开展区域生态协同,包括目前已经先行先试的协同保护修复深圳湾红树林湿地,以及协同构建黑脸琵鹭珍稀水鸟迁徙廊道等。三类生态协同带是广东“一核一带一区”新发展格局体系的具体体现(图 9)。

基于三种研究区生态协同类型,构建城市群生态协同模式框架。首先,从生态系统服务和功能区角度出发,根据不同城市的生态源地需求差异,划分为高、中、低需求区。其次,针对关键点和干扰点,建立跨区域动态监测、协同保护和修复区域,提高城市内部小型斑块的生境质量,管控人类活动对生物栖息地的干扰。第三,增加生态廊道和生态网络的连通性。在交通廊道两侧增加绿色屏障,利用绿道缓解道路对于物种迁徙造成的隔离效应,在关键节点设立涵洞、高架桥等生物通道。针对已经受到干扰的廊道,通过增加线性城市绿色空间、湿地水域等方式,促进城市间的跨区域生态要素的互联互通(图 10)。

4　讨论与建议

本研究利用 MSPA、景观格局指数和景观连通性筛选粤港澳大湾区生态斑块,结合自然保护区数据,识别生态源地。相对于直接选取生态保护红线内的斑块,或仅通过 MSPA 分析、景观格局指数等单个方法识别生态源地,这种方法更科学严谨。通过空间主成分分析赋值阻力因子,提供了比主观赋值更科学的方法。建立生态网络和城镇网络格局,分析它们的空间相关性和干扰关系,有助于深入了解城镇化对生态空间的影响。基于研究结果开展讨论和提出建议如下:

(1)与粤港澳大湾区生态格局其他研究及广东省国土空间生态修复规划的对比。截至 2020 年,粤港澳大湾区的各级自然保护区面积为 28408.8km^2[38],本研究识别得到的生态源地面积为 21205.0 km^2,约占研究区面积的 38%,与相同区域生态网络构建研究相比,总体相对较少。主要原因是在源地识别方面,综合考虑

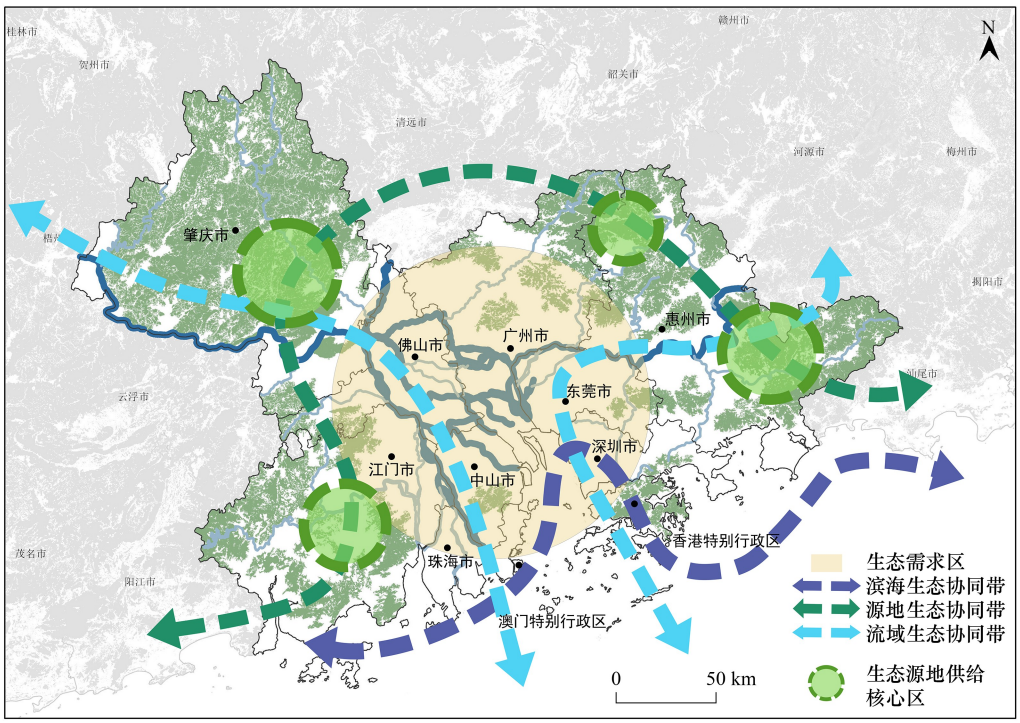

图 9 2020 年粤港澳大湾区城市群生态协同带示意图

Fig.9 Ecological collaboration zone of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area Urban Agglomeration in 2020

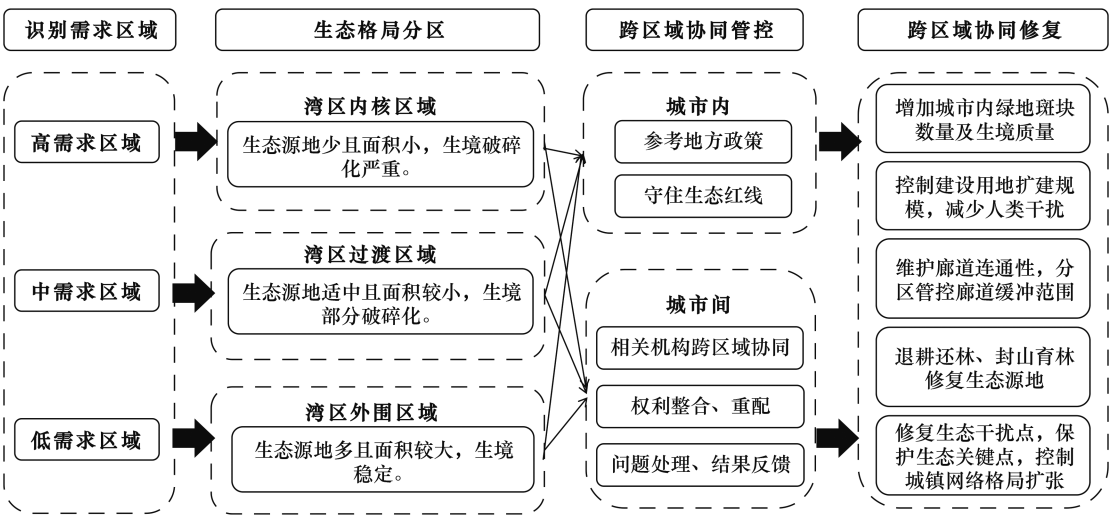

图 10 湾区城市群生态协同模式框架图

Fig.10 Framework Diagram of Ecological Collaboration Model for the Bay Area Urban Agglomeration

了自然生境破碎程度及斑块间的景观连通性,并将其纳入识别条件对生态源地进行了多重筛选,识别出具有核心价值的源地斑块。而其他研究由于构建生态网络并非主要研究目的,因此源地筛选条件较为宽泛[38—39]。与《广东省国土空间生态修复规划》[40]相比,本文构建的三种区域生态协同类型源地、流域和滨海生态协同,与规划中提出的主要修复任务相契合。源地生态协同与粤港澳大湾区外围丘陵浅山生态屏障保护和修复区域基本保持一致,覆盖了天露山、鼎湖山、三桂山-笔架山、南昆山-罗浮山、莲花山等生态保护和修复单元。流

域生态协同,与规划中提出的保护修复重点流域推进重要生态系统保护修复任务相一致,覆盖了西江、东江、珠江三角洲网河区等 3 个生态修复单元,统筹联动上下游生态保护和修复需求。滨海协同则与规划中提出的蓝色海洋生态屏障保护和修复任务相一致,覆盖了珠江河口、大亚湾-大鹏湾、雷州半岛滨海湿地等 15 个生态保护和修复单元,统筹推进河口、海湾、海岛海岸带修复。提出的三个生态协同类型与规划中的修复任务进行对比验证,提升了可靠度。

(2)湾区城市群跨区域生态协同重点区域识别。本研究构建的双网络格局中交汇所得到的生态干扰点共 7527 个,核心城市间的交汇处存在明显的空间交叉关系,主要原因是核心城市内部道路网络密集、景观破碎度高,城市间物质交流频繁,增加了行政区交界处的生态压力。应将生态干扰点密集区域作为重点修复区和地方政府调控和治理对象。其他城市群研究得到相似的结论,Dai 等[6],将城市群生态景观格局与产业格局的交叉点,设置为生态经济战略节点,作为地方政府跨区域治理重要对象;Zhai 等[41]识别生态夹点多集中于人口稠密的城市地区,替代性较弱,建议将夹点区纳入生态圈优先保护区。

(3)湾区城市群跨区域生态协同的建议。(1)机制协同。以区域资源环境承载力为基础,拓宽跨域合作渠道,推进构建跨区域生态协同机制。鼓励有条件的都市圈建立统一的湾区海岸带规划及管理委员会,推进跨区域基础设施共建共享,促进互联互通,实现生态协同治理。(2)责任协同,各地经济发展水平、产业结构不同,应以“命运共同体”思想为指导,结合各地的人口经济环境禀赋,探讨厘定“共同但有区别”的责任,实现利益责任的协同。(3)政策协同。综合运用协同优化大湾区生态环境保护协议、国土空间规划、环境标准、绿色金融税收等政策体系,培育互认互通的生态产品市场和建立跨地区生态收益分享机制等。

5　结论

本研究从湾区城市群双网络格局构建及生态协同策略等关键科学问题出发,以粤港澳大湾区为例,构建了湾区城市群区域生态与城镇双网络格局,并通过耦合“节点、廊道、源地、网络”四类空间要素,阐明了湾区城市群区域双网络格局的空间关系与干扰特征。本研究共提取生态源地 30 个,总面积 21205.0 km^2;经济社会源地 422 个,总面积 7629.35 km^2;生态廊道、交通廊道总面积分别为 8506.98 km^2和 4562.11 km^2,共同构成了外环形生态屏障和城镇发展内循环网络。识别出生态关键点 1011 个、生态干扰点 7527 个,对其进行针对性修复和保护可显著改善生态连通性。识别研究区具有源地协同、流域协同和滨海协同等三种生态协同类型,并提出了构建城市群跨区域生态协同模式框架。未来应围绕机制、责任和政策等方面,实现湾区城市群跨区域生态协同,促进人与自然协调发展。

参考文献(References):

[1] 宫清华, 张虹鸥, 叶玉瑶, 袁少雄. 人地系统耦合框架下国土空间生态修复规划策略——以粤港澳大湾区为例. 地理研究, 2020, 39(9): 2176-2188.

[2] 陈康富, 吴隽宇. 粤港澳大湾区城市群生态保护优先区识别研究. 生态学报, 2023, 43(10): 3855-3868.

[3] Ernstson H. The social production of ecosystem services: a framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. Landscape and Urban Planning, 2013, 109(1): 7-17.

[4] Biondi E, Casavecchia S, Pesaresi S, Zivkovic L. Natura 2000 and the Pan-European Ecological Network: a new methodology for data integration. Biodiversity and Conservation, 2012, 21(7): 1741-1754.

[5] Cunha N S, Magalhães M R. Methodology for mapping the national ecological network to mainland Portugal: a planning tool towards a green infrastructure. Ecological Indicators, 2019, 104: 802-818.

[6] Dai L, Liu Y B, Luo X Y. Integrating the MCR and DOI models to construct an ecological security network for the urban agglomeration around Poyang Lake, China. Science of the Total Environment, 2021, 754: 141868.

[7] Wang S, Wu M Q, Hu M M, Fan C, Wang T, Xia B C. Promoting landscape connectivity of highly urbanized area: an ecological network approach. Ecological Indicators, 2021, 125: 107487.

[8] 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.

[9] Xie J, Xie B G, Zhou K C, Li J H, Xiao J Y, Liu C C. Impacts of landscape pattern on ecological network evolution in Changsha-Zhuzhou-Xiangtan Urban Agglomeration, China. Ecological Indicators, 2022, 145: 109716.

[10] Zhang Y L, Zhao Z Y, Fu B J, Ma R M, Yang Y Y, Lü Y H, 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.
[11] 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.
[12] 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.
[13] 王崑, 马春旭, 郑伊含, 田鑫, 洪丽, 刘丹. 基于 MSPA 模型和生态保护重要性评价的市域生态空间网络构建及优化. 水土保持通报, 2023, 43(4): 220-228, 326.
[14] 刘祥平, 张贞, 李玲玉, 李明欣. 多维视角下天津市生态网络结构演变特征综合评价. 应用生态学报, 2021, 32(5): 1554-1562.
[15] 刘泓君, 牛腾, 于强, 马骏, 杨林哲, 苏凯. 基于"重要性-敏感性-景观特征"的黄土高原生态屏障带生态空间网络构建. 水土保持通报, 2022, 42(3): 103-111.
[16] 于颖, 孟京辉, 宋增明, 徐露. 基于 MCR 模型和景观连通性的县域生态网络构建. 南京林业大学学报:自然科学版, 2023, 47(4): 226-234.
[17] Wang X G, Yan F Q, Zeng Y W, Chen M, Su F Z, Cui Y K. Changes in ecosystems and ecosystem services in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area since the reform and opening up in China. Remote Sensing, 2021, 13(9): 1611.
[18] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 吴健生. 区域生态安全格局构建研究进展与展望. 地理研究, 2017, 36(3): 407-419.
[19] 王晓玉, 冯喆, 吴克宁, 林倩. 基于生态安全格局的山水林田湖草生态保护与修复. 生态学报, 2019, 39(23): 8725-8732.
[20] Soille P, Vogt P. Morphological segmentation of binary patterns. Pattern Recognition Letters, 2009, 30(4): 456-459.
[21] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. "源""汇"景观理论及其生态学意义. 生态学报, 2006, 26(5): 1444-1449.
[22] 张乐, 王观湧, 霍习良, 门明新. 基于适宜粒度的曹妃甸新区土地利用景观格局分析. 土壤, 2014, 46(6): 1149-1156.
[23] 杨彦昆, 王勇, 程先, 李维杰, 高敏, 王家录, 傅俐, 张瑞. 基于连通度指数的生态安全格局构建——以三峡库区重庆段为例. 生态学报, 2020, 40(15): 5124-5136.
[24] Gutowsky S E, Ronconi R A, Gutowsky L F G, Elderkin M F, Paquet J, Mills P M, Mallory M L. Winter habitat associations of Purple Sandpiper (*Calidris maritima*) and Harlequin Duck (*Histrionicus histrionicus*) in Atlantic Canada. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2019, 222: 214-225.
[25] Lange C J, Collins D P, Metzger K L, Ballard B M. Predicting impacts of sea level rise on wintering redhead ducks along the lower Texas Coast. Global Ecology and Conservation, 2018, 16: e00481.
[26] 刘常富, 周彬, 何兴元, 陈玮. 沈阳城市森林景观连接度距离阈值选择. 应用生态学报, 2010, 21(10): 2508-2516.
[27] 杜志博, 李洪远, 孟伟庆. 天津滨海新区湿地景观连接度距离阈值研究. 生态学报, 2019, 39(17): 6534-6544.
[28] Wei H, Zhu H, Chen J, Jiao H Y, Li P H, Xiong L Y. Construction and optimization of ecological security pattern in the Loess Plateau of China based on the minimum cumulative resistance (MCR) model. Remote Sensing, 2022, 14(22): 5906.
[29] 于亚平, 尹海伟, 孔繁花, 王晶晶, 徐文彬. 南京市绿色基础设施网络格局与连通性分析的尺度效应. 应用生态学报, 2016, 27(7): 2119-2127.
[30] Teffera Z L, Li J H, Debsu T M, Menegesha B Y. Assessing land use and land cover dynamics using composites of spectral indices and principal component analysis: a case study in middle Awash subbasin, Ethiopia. Applied Geography, 2018, 96: 109-129.
[31] 黄木易, 岳文泽, 冯少茹, 蔡接接. 基于 MCR 模型的大别山核心区生态安全格局异质性及优化. 自然资源学报, 2019, 34(4): 771-784.
[32] 谢于松, 王倩娜, 罗言云. 土地利用类型视角下重庆市主城区生态控制区区划及生态廊道构建研究. 中国园林, 2021, 37(11): 115-120.
[33] 孔繁花, 尹海伟. 济南城市绿地生态网络构建. 生态学报, 2008, 28(4): 1711-1719.
[34] 朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度. 生态学报, 2005, 25(9): 2406-2412.
[35] 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.
[36] 王倩娜, 谢梦晴, 张文萍, 庄子薛, 魏琪力, 罗言云. 成渝城市群区域生态与城镇发展双网络格局分析及时空演变. 生态学报, 2023, 43(4): 1380-1398.
[37] 毛媛媛, 徐凡, 高义轩, 黄坤, 李欣, 胡浩. 基于形态学空间格局分析的汝州市蓝绿生态网络构建与规划应用. 应用生态学报, 2023, 34(8): 2226-2236.
[38] Zhang Y L, Cao Y R, Huang Y T, Wu J Y. Integrating ecosystem services and complex network theory to construct and optimize ecological security patterns: a case study of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area, China. Environmental Science and Pollution Research International, 2023, 30(31): 76891-76910.
[39] Zhou Y S, Zheng Z H, Wu Z F, Guo C, Chen Y B. Construction and evaluation of ecological networks in highly urbanised regions: a case study of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area, China. Ecological Indicators, 2023, 152: 110336.
[40] 广东省自然资源厅.《广东省国土空间生态修复规划(2021—2035 年)》.(2023-05-10)[2024-08-03].https://nr.gd.gov.cn/zwgknew/ghjh/content/post_4210489.html
[41] Zhai T L, Huang L Y. Linking MSPA and circuit theory to identify the spatial range of ecological networks and its priority areas for conservation and restoration in urban agglomeration. Frontiers in Ecology and Evolution, 2022, 10: 828979.