

DOI: 10.20103/j.stxb.202304140767

李倩瑜, 唐立娜, 邱全毅, 李寿跳, 徐烨. 基于形态学空间格局分析和最小累积阻力模型的城市生态安全格局构建——以厦门市为例. 生态学报, 2024, 44(6): 2284-2294.

Li Q Y, Tang L N, Qiu Q Y, Li S T, Xu Y. Construction of urban ecological security pattern based on MSPA and MCR Model: a case study of Xiamen. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(6): 2284-2294.

基于形态学空间格局分析和最小累积阻力模型的城市生态安全格局构建 ——以厦门市为例

李倩瑜^{1,2,3}, 唐立娜^{1,*}, 邱全毅¹, 李寿跳^{1,2,3}, 徐 烨^{1,2}

1 中国科学院城市环境研究所城市环境与健康重点实验室, 厦门 361021

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 福建农林大学, 福州 350002

摘要: 城市化进程的快速发展加剧了生态系统的退化。如何扭转生态系统的退化, 同时满足人类日益增长的生态系统服务需求, 成为当前的一个研究热点。生态安全格局的构建在一定程度上可平衡城市发展与生态环境保护之间的关系, 对于保障区域生态安全、提升生态系统功能具有重大意义。以厦门市为例, 基于“生态源地识别—阻力面构建—生态廊道提取”的基本框架构建陆域生态安全格局。结合生态系统服务重要性评价和形态学空间格局分析识别生态源地, 该方法兼顾了生态结构和功能, 使得所识别的生态源地更具全面性。选取土地利用类型、高程和坡度构建生态综合阻力面, 并用人类居住合成指数修正生态综合阻力面, 以减少主观赋值的影响, 识别各土地利用类型内部的差异, 使生态阻力面的构建更加合理。在此基础上通过最小累积阻力模型提取生态廊道, 利用重力模型量化潜在生态廊道的相对重要性, 并根据重力模型结果划分重要性等级。研究结果表明, 厦门市的生态安全格局由 14 个生态源地、21 条生态廊道、15 个生态节点及若干个踏脚石所组成。生态源地主要集中在研究区的西部和北部, 以林地和草地为主, 面积合计为 558.64 km²。生态廊道长约 159.40 km, 其中, 关键生态廊道 9 条, 一般生态廊道 12 条。生态廊道呈现出东西方向联系较为密切, 南北方向联系不足的特点。根据对区域生态安全的贡献度, 将生态安全格局划分为 3 个管控区进行分级管控。将研究结果与厦门市当前的实施计划进行对比分析, 虽然结果有所差别, 但总体上相对一致, 造成差异的主要原因在于两者所采用的研究数据及方法不同。因此, 研究认为将生态系统服务重要性评价和形态学空间格局分析、最小累积阻力模型和重力模型结合, 可为生态安全格局的构建提供科学依据。

关键词: 生态安全格局; 生态源地; 生态阻力面; 生态廊道

Construction of urban ecological security pattern based on MSPA and MCR Model: a case study of Xiamen

LI Qianyu^{1,2,3}, TANG Lina^{1,*}, QIU Quanyi¹, LI Shoutiao^{1,2,3}, XU Ye^{1,2}

1 Key Laboratory of Urban Environment and Health, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China

Abstract: The rapid development of urbanization aggravates the degradation of ecosystem. How to reverse the degradation of ecosystem and meet the increasing demand for ecosystem services has become a hot research topic. To some extent, the construction of ecological security pattern can balance the relationship between urban development and eco-environmental

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2022YFF1301300)

收稿日期: 2023-04-14; 网络出版日期: 2023-12-22

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lntang@iue.ac.cn

protection, which is of great significance for ensuring regional ecological security and promoting ecosystem function. In this study, we used Xiamen as an example, and the framework of “ecological source identification-construction of ecological resistance surface-extraction of ecological corridors” was adopted to construct the ecological security pattern of land area. The assessment of the ecosystem services importance and morphological spatial pattern analysis were combined to identify the ecological source. This method took both ecological structures and functions into account, making the identified ecological source more comprehensive. The ecological comprehensive resistance surface was constructed by land use type, elevation and slope, and corrected by human settlement index to reduce the influence of subjective assignments, identify the differences within each land use type, and make the construction of ecological resistance surface more reasonable. On this basis, the minimum cumulative resistance model was used to extract ecological corridors, and the gravity model was used to quantify the relative importance of potential ecological corridors, and then to classify the importance of ecological corridors. The results showed that the ecological safety pattern of Xiamen city consisted of 14 ecological sources, 21 ecological corridors, 15 ecological nodes, and several stepping stones. The distribution of ecological sources mainly concentrated in the west and north of the study area, dominated by woodland and grassland, and the total area was 558.64 km². The length of the ecological corridor were about 159.40 km, of which 9 were key ecological corridors and 12 were general ecological corridors, which had the characteristics of close connection between east and west and insufficient connection in north-south direction. According to the contribution to the regional ecological security, the ecological security pattern was divided into three control zones for hierarchical control. Comparing the findings with the current implementation plan of Xiamen, although the results were different, they were relatively consistent overall, and the main reason for the difference was the different research data and methods used in the two studies. Therefore, this study concluded that the combination of ecosystem service importance assessment with morphological spatial pattern analysis, minimum cumulative resistance model, and gravity model could provide a scientific basis for the construction of ecological security pattern.

Key Words: ecological security pattern; ecological sources; ecological resistance surface; ecological corridor

随着城市化的快速发展,高强度的人类活动以及不合理的土地利用使得生态系统日益遭受损坏,生态系统退化越来越呈现出大面积、成片蔓延的特点^[1],既造成了生态系统质量下降、水土流失等一系列严峻的生态环境问题,也威胁了生态安全和人类的可持续发展^[2]。生态安全格局是以一个相对完整的生态系统作为研究区域,针对区域内的生态环境问题,通过识别并保护潜在的生态关键要素,实现生态环境问题的有效控制和持续改善^[3],被视为保障区域生态安全和实现可持续发展的重要途径^[4-5]。当前,生态安全格局构建已成为研究热点。

生态安全格局的构建方法具有多元化,最为常见的是由俞孔坚提出的“生态源地识别—阻力面构建—廊道提取”的生态安全格局构建方式。然而,在生态源地识别和阻力面构建方面仍存在一定的局限性。具体表现为:(1)现有研究在生态源地的选取中侧重考虑生境斑块的内在功能属性,对斑块在景观中的空间结构较少关注,忽视了其与周围环境之间的联系^[6],个别研究则直接将自然保护区等特定的生态功能区视为生态源地,该方法带有一定的政策性和主观性,缺乏定量分析。(2)构建生态阻力面选取的阻力因子大多带有较强的主观性,且同一土地利用类型无差别的赋值方式疏忽了其内部自然属性的差异,也无法体现同一土地利用类型下人类活动有差别的干扰^[4]。生态源地提取、生态阻力面构建作为生态廊道构建的两个重要前提,影响了生态廊道的数量和走向,进而影响了生态安全格局的构建。因此,本研究拟针对上述两个问题,进一步优化和完善生态源地识别和生态阻力面构建,从而使生态安全格局的构建更具有合理性。

厦门市作为经济特区,历经多年高强度的开发建设,围海造地与城市新区发展、旧区改造并行,建成区由岛内向岛外逐渐蔓延扩张,导致大量耕地、林地、湿地、滩涂等生态空间转变为城市用地。近年来由于气候变化和城市化发展影响叠加,部分区域生态功能退化,生态安全受到威胁。为实现高质量发展,厦门市已开展了生态修复项目。本研究拟优化和完善生态安全格局构建方法,为厦门市的生态修复工作提供科学依据。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

厦门市(24.23°—24.25°N、117.53°—118.26°E)位于福建省东南沿海,由思明、湖里、集美、海沧、同安和翔安 6 个行政区组成,陆地总面积 1700.61 km²(图 1)。北邻泉州,南接漳州,东临台湾海峡,是闽南“金三角”的中心,“一带一路”的海陆交通枢纽。属亚热带海洋性季风气候,年均气温 21℃ 左右,年均降雨量为 1200 mm 左右,常年气候温暖,雨热同期,雨量充沛。地势西北高、东南低,以滨海平原、山地和丘陵为主。

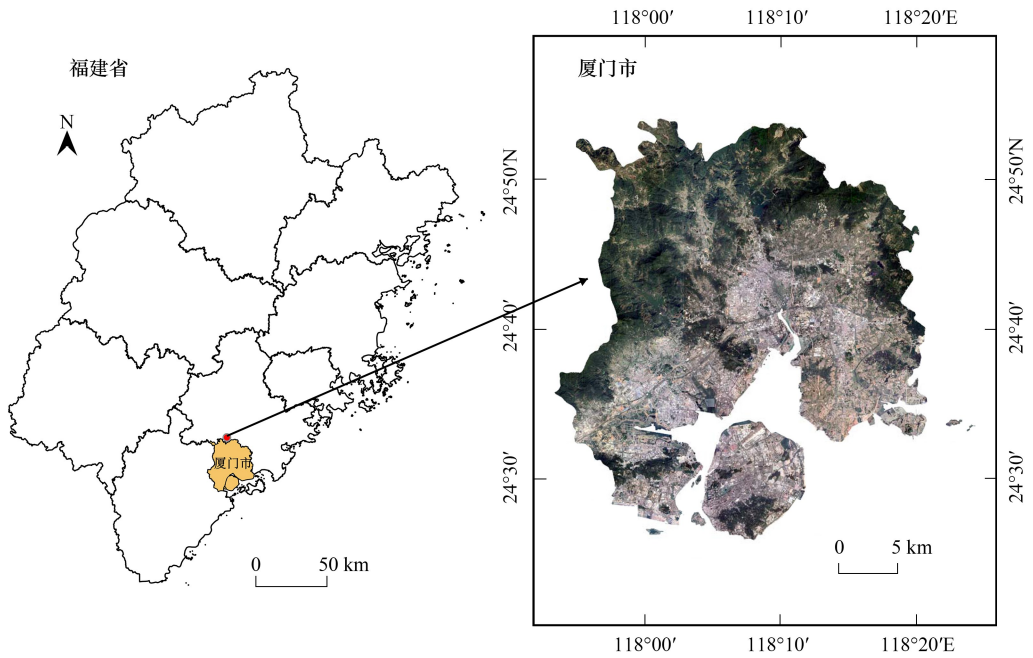


图 1 厦门市区位图

Fig.1 Location of the Xiamen

1.2 数据来源

本研究使用的数据包括植被净初级生产力、数字高程模型、月平均气温、月平均降水量、土壤质地、土地利用数据、夜间灯光数据以及归一化植被指数,数据来源详见表 1。为减小数据误差,保障空间参考的一致性,将坐标统一为 GCS_WGS_1984,并将栅格数据重采样为 30 m 的分辨率。

表 1 数据来源

Table 1 Data source

数据类型 Data types	数据来源 Data sources	数据精度 Data accuracy
植被净初级生产力 NPP	资源环境科学与数据中心	2001—2020 年 500 m
数字高程模型 DEM	地理空间数据云	30 m
月平均气温 Monthly mean temperature	国家地球系统科学数据中心	2001—2020 年 1 km
月平均降水 Monthly mean precipitation	国家地球系统科学数据中心	2001—2020 年 1 km
土壤质地 Soil texture	世界土壤数据库(HWSD)的中国土壤数据集(v1.1)	1 km
土地利用 Land use	GlobeLand30	30 m
夜间灯光 Night light	科罗拉多矿业大学 https://eogdata.mines.edu/products/vnl/	2020 年 500 m
归一化植被指数 NDVI	地理空间数据云	2020 年 30 m

NPP:植被净初级生产力 Net primary productivity;DEM:数字高程模型 Digital elevation model;NDVI:归一化植被指数 Normalized difference vegetation index

2 研究方法

2.1 生态源地识别

作为生态安全格局构建的第一环节,生态源地能否准确识别至关重要,直接影响了生态廊道构建和生态修复空间识别的结果^[7]。本研究拟从生态系统结构和功能两个方面识别生态源地,提高生态源地识别的准确性。

2.1.1 生态系统服务重要性评价

生态系统服务是指人类从生态系统中所获得的效益,包括人类赖以生存的自然环境条件与效用^[8]。生态系统服务能力反映了生态环境的状况,根据研究区特点,选择水源涵养、水土保持以及生物多样性保护这 3 个生态系统服务作为厦门市生态系统服务重要性的评价指标,并根据《生态保护红线划定技术指南》(2015)提供的 NPP 定量指标法进行评价。为避免主观赋值导致研究结果有所偏倚,默认 3 种服务同等重要,即权重一致^[9]。运用分位数法(Quantiles)进行分级再等权叠加,得到研究区域的生态系统综合服务能力指数,并将其划分为 5 个等级。

2.1.2 MSPA 分析

形态学空间格局分析(Morphological Spatial Pattern Analysis, MSPA)是 2007 年由 Vogt 等提出的一种基于数学形态学原理对二值化的栅格图像进行分类的方法^[10-11]。该方法简单高效,可快速地识别景观类型,且不受研究尺度的限制。本研究选取受人类干扰较大的耕地、建设用地作为背景,选取林地、草地、灌木地、湿地、水体等自然生态要素作为前景。基于 GuidosToolbox 软件,采用默认的八领域分析法进行计算,得到厦门市的 7 类景观类型,即核心区(core)、孤岛(islet)、边缘区(edge)、孔隙(perforation)、桥接区(bridge)、环道区(loop)以及支线(branch),进而提取生境斑块最大的核心区作为潜在的生态源地^[6]。

2.1.3 生态源地提取

将生态系统服务中度及以上重要性区域与潜在的生态源地进行叠加分析,提取面积大于 1 km²的重叠的核心区斑块作为生态源地。进而基于 Conefor 和 Conefor Inputs for ArcGIS 10.x 插件对其进行景观连通性计算。根据输出结果,斑块重要性指数(the delta values for probability of connectivity, dPC)的值越大,说明该斑块对维持较高的景观连通性发挥的作用越大。

2.2 生态阻力面构建

物种在生态源地之间的迁移和扩散在一定程度上会受到土地覆被状态和人类活动的阻扰^[12]。作为生态廊道能否准确识别的关键,构建生态阻力面模拟生态要素流动和传递的难易程度,对于生态安全格局的构建至关重要。本研究选取土地利用类型、高程和坡度这 3 个影响较大且较常使用的自然因子构建生态综合阻力面,参考相关文献进行分级和赋值^[13-14](表 2)。为弱化主观赋值的影响,以人类居住合成指数(Human Settlement Index, HSI)表征人类活动对生态要素流动和传递的干扰,对生态综合阻力面进行修正^[15-16](公式 1—3)。

$$NTL_{nor} = \frac{NTL - NTL_{min}}{NTL_{max} - NTL_{min}} \quad (1)$$

$$HSI = \frac{(1 - NDVI_{max}) + NTL_{nor}}{(1 - NTL_{nor}) + NDVI_{max} \times NTL_{nor} \times NDVI_{max}} \quad (2)$$

式中,NTL、NTL_{max}、NTL_{min}分别为原始的夜间灯光数据及其最大值和最小值;NTL_{nor}为归一化的夜间灯光数据;NDVI_{max}为归一化植被指数的最大值;HSI 为人类居住合成指数。

$$R_i = \frac{HSI_i}{HSI_a} \times R \quad (3)$$

式中, R_i 为基于人类居住合成指数修正的生态阻力系数; HSI_i 为栅格 i 的人类居住合成指数; HSI_a 为栅格 i 对

应的景观类型 a 的平均人类居住合成指数; R 为栅格 i 的景观类型的综合生态阻力系数。

表 2 生态阻力系数
Table 2 Basic ecological resistance factors

阻力因子 Resistance factors	分级 Classifications	阻力系数 Resistance value	权重 Weights	阻力因子 Resistance factors	分级 Classifications	阻力系数 Resistance value	权重 Weights
土地利用类型 Land use type	林地	1	0.5	坡度	<5	1	0.25
	灌木地	10		Slope/(°)	5—10	10	
	草地	30			10—20	50	
	湿地	50			20—30	75	
	水体	70		高程 Elevation/m	>30	100	0.25
	耕地	90			<100	1	
	建设用地	100			100—300	10	
					300—500	50	
					500—800	75	
					>800	100	

2.3 生态廊道提取

2.3.1 MCR 模型

生态廊道作为生态要素在生态源地之间流动和传递的重要途径^[17],具有维持生态系统运转、维护区域生态安全的重要功能^[18],也是生态修复中最有可能改善和提高连通性的关键区域^[19]。生态廊道构建的方法包括最小累积阻力模型(Minimum Cumulative Resistance, MCR)^[20—21]、蚁群算法^[22]、电路理论^[23—24]、小波变换^[25]等。其中,MCR 模型是俞孔坚在 Knaapen 等提出的模型的基础上改进得到的^[5]。相较于其他模型,该模型可更好地模拟和量化物种、能量和信息在生态源地之间流动的最小成本路径,已被广为采用^[26—27]。因此,本研究采用 MCR 模型,基于 ArcGIS 提取每一个生态源地的中心点为生态源点,以修正后的生态阻力面为成本,通过成本路径工具,模拟每一个生态源点到其他 $n-1$ 个生态源点的最小成本路径,构建两两之间的潜在生态廊道,共计 C_n^2 条。计算方法^[17]如公式 4:

$$MCR = fmin \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \tag{4}$$

式中,MCR 为物种从生态源地扩散到其他生态源地的最小累积阻力值; D_{ij} 为物种从生态源地 j 到景观单元 i 的空间距离; R_i 为景观单元 i 对应的生态阻力系数,即前文所述的基于人类居住合成指数修正后的生态阻力系数。

2.3.2 重力模型

基于重力模型构建生态源地之间的相互作用矩阵,以此量化潜在生态廊道的相对重要性。相互作用力越大说明生态源地之间的联系越紧密,生态要素流动和传递越频繁,生态源地之间的生态廊道重要性等级越高,计算方法^[28]如公式 5:

$$G_{ij} = \frac{L_{max}^2 \ln(S_i) \ln(S_j)}{L_{ij}^2 P_i P_j} \tag{5}$$

式中, G_{ij} 为斑块 i 和斑块 j 之间的相互作用力; P_i 和 P_j 分别为斑块 i 和斑块 j 的阻力值; S_i 和 S_j 分别为斑块 i 和斑块 j 的面积; L_{ij} 为斑块 i 和斑块 j 之间潜在生态廊道的累积阻力值; L_{max} 为研究区所有潜在生态廊道的最大累积阻力值。

3 结果与分析

3.1 生态源地识别

3.1.1 生态系统服务重要性评价

水源涵养、水土保持和生物多样性保护重要性等级大体上呈现出西北高东南低的特征(图 2)。由这三者

等权叠加得到的生态系统综合服务重要性等级也呈现出相同的空间分布特征。中度及以上重要区主要位于研究区的西部和北部,面积合计为 753.25 km²,约占研究区总面积的 47.71%。中部和南部耕地和建成区较为密集,受人类活动影响较大,生态系统综合服务重要性等级较低,主要为不重要区和轻度重要区,面积分别为 406.84 km²和 418.68 km²。

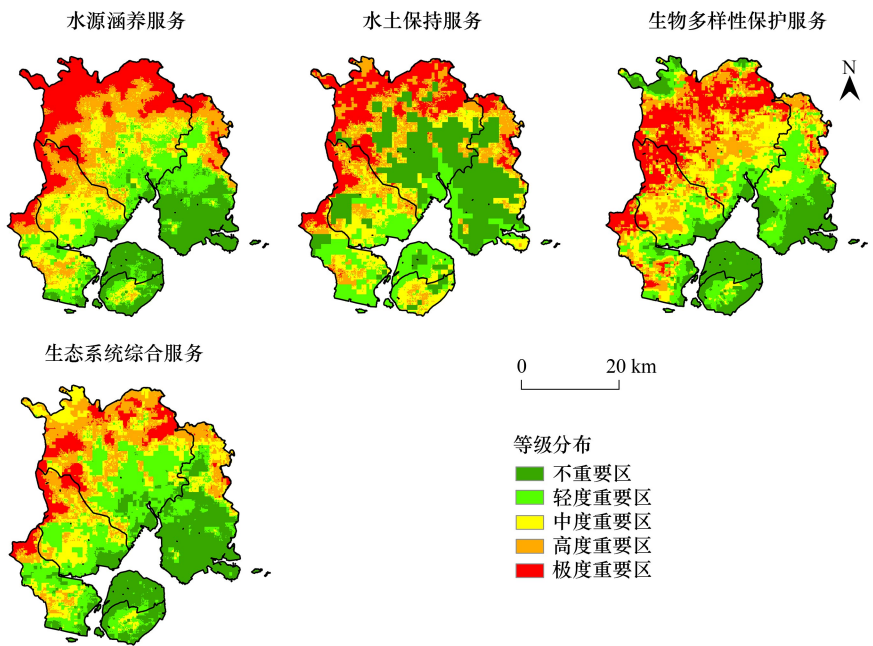


图 2 生态系统服务重要性评价结果空间分布

Fig.2 Spatial distribution of importance assessment results of ecosystem services

3.1.2 MSPA 分析

基于 MSPA 分析得到 7 类生态景观的面积和占比(表 3)。7 类生态景观的总面积约为 692.60 km²。核心区的面积最大,约为 635.19 km²,占生态景观总面积的 91.71%。边缘区为核心区的外部边界,是核心区与其外部的非生态景观类型之间的过渡区域;孔隙为核心区与其内部存在的非生态景观类型之间的过渡区域。两者分别占生态景观总面积的 5.82%和 1.45%。孤岛零星散布在研究区域中,约占生态景观总面积的 0.17%。支线、桥接区和环道区均具有连通作用,数量越少意味着连通性越差,生态要素流动和传递的阻扰越大,越不利于生物多样性^[29]。其中,支线作为连通核心区与其他生态景观之间的条带状区域,占生态景观总面积的 0.65%,说明生态要素在核心区与其他生态景观之间流动和传递受到较大的阻扰,连通性较差;桥接区是连通各核心区之间的条带状区域,约占生态景观总面积的 0.15%;环道区为核心区内物种迁徙的捷径,面积最小,仅为 0.33 km²,占比为 0.05%。

表 4 景观类型分类统计

Table 4 Statistics of landscape type classification

景观类型 Landscape type	面积/km ² Area	占生态景观面积比例/% Proportion	景观类型 Landscape type	面积/km ² Area	占生态景观面积比例/% Proportion
核心区 Core	635.19	91.71	环道区 Loop	0.33	0.05
孤岛 Islet	1.15	0.17	桥接区 Bridge	1.04	0.15
孔隙 Perforation	10.07	1.45	支线 Branch	4.49	0.65
边缘区 Edge	40.33	5.82	合计 Total	692.60	100.00

由图 3 可知,核心区在西北部连片聚集,整体性较好,而在其他地区则呈零散分布,破碎化较为严重。在

研究区西北部的核心区,虽然面积大且连片分布,但其间也具有多个孔隙,孔隙的范围越大,表明非生态景观类型占据的面积越多,或者意味着核心区生态系统退化的范围扩大,从而使生态要素在流动和传递的过程中受到一定程度的阻碍。孤岛在一定程度上可作为物种迁徙的踏脚石,既减小生境斑块之间的成本距离,又可间接提高生境斑块之间的连通性^[29-30]。例如,位于同安区南部的核心区,其右侧间隔分布着多个孤岛,呈弧形处于该核心区与其他两个较小的核心区之间,可使生态要素在流动和传递的过程中能够短暂栖息。

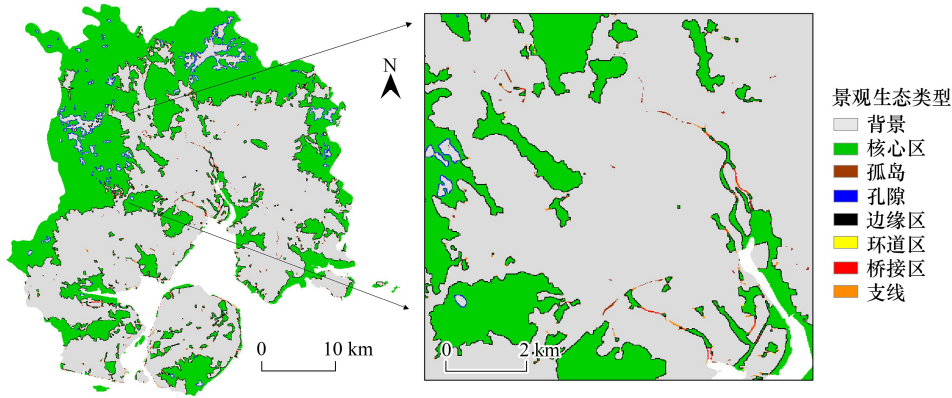


图3 基于形态学空间格局分析的景观类型空间分布

Fig.3 Spatial distribution of the landscape types based on morphological spatial pattern analysis

3.1.3 生态源地提取

基于生态系统服务重要性和 MSPA 的分析结果,共有 14 个面积大于 1 km²的核心区斑块与中度及以上生态系统综合服务重要性区域重叠,面积合计为 558.64 km²,约占核心区总面积的 87.95%。表明多数核心区拥有较好的生态系统服务能力,可为生物生存提供较好的栖息条件。因此,选取这 14 个重叠的核心区斑块作为生态源地(图 4)。生态源地主要位于研究区西部、北部和东北部地区,涵盖国家级和省级森林公园、水源保护区等重要区域。中部和南部地区以建设用地和耕地为主,人类活动强度较大,生态源地数量较少且较为分散。

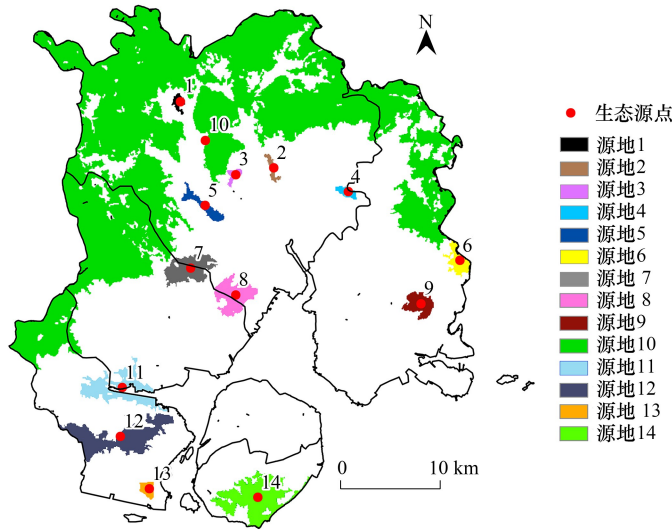


图4 生态源地空间分布

Fig.4 Spatial distribution of ecological sources

根据景观连通性分析结果(表 5)可知,14 个生态源地的斑块重要性(dPC)差距较大,仅有 3 个生态源地

的斑块重要性大于1,分别为10号、7号和6号生态源地,其余的11个生态源地的斑块重要性均小于1。其中,10号生态源地面积最大,约占14个生态源地总面积的82.71%,其斑块重要性也最大,说明该生态源地对于维持较高的景观连通性发挥了重要作用。

表5 景观连通性计算结果
Table 5 Results of landscape connectivity

编号 Number	面积/% Area	斑块重要性 the delta values for probability of connectivity (dPC)	编号 Number	面积/% Area	斑块重要性 the delta values for probability of connectivity (dPC)
10	462.03	99.22	2	1.35	0.33
7	10.24	3.53	11	14.10	0.28
6	4.23	1.22	14	22.35	0.22
5	3.58	0.99	8	9.74	0.04
3	1.26	0.47	9	5.26	0.01
1	1.35	0.41	13	1.81	0.00
12	19.70	0.36	4	1.64	0.00

3.2 生态阻力面构建

由土地利用类型、高程和坡度这三个自然环境因子所构建的生态综合阻力面(图5),空间分布上呈现出明显的南北异质性。东南部人类活动密集的区域阻力系数明显高于西北部,但高阻力系数零星分布在西北部。主要原因在于这些地区单因子阻力系数为“两高”或“三高”,从而使得其综合阻力系数相对于周边地区呈现出较高的趋势。经HSI修正后的生态综合阻力面,各土地利用类型内部的阻力系数发生了显著变化。高阻力值由西北部转移至中部和南部,且高阻力区域具备一定的规模。尤其是湖里区和思明区,因开发建设早城市化水平较高,且受区域面积的限制,人类活动区域高度聚集,对生态要素流动和传递的干扰明显增强。

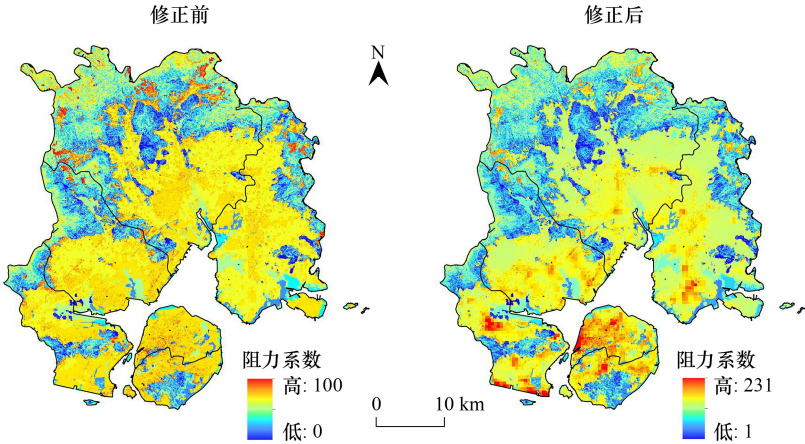


图5 生态阻力面空间分布
Fig.5 Spatial distribution of the ecological resistance surface

3.3 生态廊道构建

通过MCR模型提取研究区潜在的生态廊道。剔除重复路径和经过生态源地内部的有效路径,最终得到21条生态廊道,总长度为159.40 km。其中,生态源地14在地理位置上与其他生态源地存在海域的阻隔,彼此之间未能构筑起生态廊道。因本研究的生态阻力系数设置比较大,由此计算得到的各生态源地之间的相互作用力也较大(表6)。参考相关文献^[6],以10为临界值对生态廊道的重要性进行等级划分,大于10的视为关键生态廊道,小于10的则为一般生态廊道,共得到关键生态廊道9条,长度为83.11 km,一般生态廊道

12 条,长度为 76.29 km(图 6)。

表 6 基于重力模型的生态源地相互作用矩阵

Table 6 Ecological sources interaction matrix based on Gravity Model

源地 Source	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1		66.50	19.31	43.58	2.62	12.18	0.84	3.56	3.48	1.16	1.19	0.72	0.60	—
2			79.29	88.08	14.16	17.58	2.27	4.98	5.30	2.84	1.47	0.91	0.77	—
3				1365.27	8.83	91.45	2.11	11.64	10.46	2.92	2.50	1.47	1.22	—
4					5.06	3.32	5.29	2.05	3.57	4.56	0.85	0.56	0.49	—
5						41.54	0.90	14.72	11.08	1.51	1.83	1.02	0.82	—
6							1.03	0.73	1.17	36.82	0.40	0.28	0.26	—
7								6.01	50.25	1.50	3.54	1.70	1.24	—
8									5.29	1.87	2.81	1.38	1.05	—
9										2.06	0.73	0.50	0.45	—
10											1.91	1.13	0.94	—
11												19.18	7.34	—
12													31.01	—
13														—

结合景观连通性与重力模型分析结果(表 5 与表 6)可知,对景观连通性具有重大贡献的 10 号和 6 号生态源地,两者之间距离较远,但相互作用力较大,表明其间的生态廊道是生态要素流动和传递可能性较大的路径,相对重要性较高。7 号生态源地对景观连通性的贡献程度也较高,与 9 号生态源地之间的相互作用力最大,其次为 8 号生态源地,与南北方向的生态源地之间的相互作用力总体偏弱,表明 7 号生态源地对景观连通性的贡献主要在于连通东西方向的生态源地,特别是与之距离较远的 9 号生态源地。由此本研究认为,生态源地之间距离越近并不意味着彼此之间的联系更紧密,远距离的生态源地之间也存在频繁的生态要素流动和传递。2 号、3 号和 4 号生态源地面积均较小,斑块重要性(dPC)也较差,特别是 4 号生态源地,其 dPC 值几乎为 0,但三者之间的相互作用力较强,表明对景观连通性贡献度不高的生态源地之间生态要素的流动和传递也具有较大的可能性,其生态源地和生态廊道也具有重要的生态保护和修复意义。综合上述分析,本研究认为以往研究根据斑块重要性(dPC)的大小筛选生态源地,可能导致部分具有重要生态功能的斑块被排除在外,从而影响生态廊道的提取。因此,本研究保留斑块重要性较差的生态源地,可使生态安全格局更具有完整性。

3.4 生态安全格局构建与分区分管

基于上述分析可知,研究区共有生态源地 14 个,面积约占研究区总面积的 35.39%,呈现出西北多东南少的分布特征,基本涵盖了多个国家级或省级森林公园、水源保护区等。其中,西北部连片的生态源地为研究区筑起了天然的生态保护屏障,有利于维护研究区的生态安全。研究区的生态廊道共 21 条,总长为 159.40 km。关键生态廊道和一般生态廊道纵横交错,将各个生态源地串联起来,是研究区生态安全网络至关重要的组成

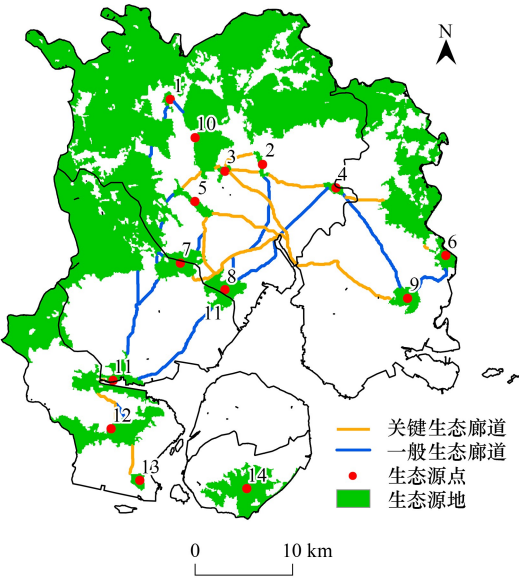


图 6 生态廊道空间分布
Fig.6 Spatial distribution of ecological corridors

部分,保障了水源涵养、水体保持、生物多样性保护等生态功能的发挥。叠加 MSPA 分析结果发现,在不属于生态源地的核心区中,有 15 个处于生态廊道与生态源地之间、生态廊道与生态廊道之间的交汇处,是生态要素流动和传递的重要节点;有 23 个处于生态廊道的沿线,可与孤岛共同发挥踏脚石的作用。

基于对维护区域生态安全的重要性程度,对生态安全格局进行分区管控(图 7)。将生态源地划为一级管控区;将关键生态廊道及其沿线的一般核心区和孤岛列为二级管控区,关键生态廊道长度为 83.11 km,一般核心区面积为 11.29 km²,孤岛面积为 0.16 km²;将一般生态廊道及其沿线的一般核心区和孤岛列为三级管控区,一般生态廊道长度为 76.29 km,一般核心区面积为 10.98 km²,孤岛面积为 0.06 km²。

4 讨论

本研究基于生态源地识别—阻力面构建—生态廊道构建的基本框架,构建了厦门市的陆域生态安全格局。《厦门市国土空间生态修复三年行动计划(2020—2022 年)》(以下简称《计划》)中的生态修复项目分布图也是在生态安全格局构建的基础上进行识别的。何子张等对《计划》所采用的生态安全格局构建方法和结果进行了介绍^[31]。通过对比可知本研究与《计划》所识别的生态源地较为一致,但也存在些许不同:(1)《计划》所识别的生态源地面积明显大于本研究的识别结果,特别是西北部的生态源地,《计划》的识别结果范围更广,斑块整体性更好。主要原因在于《计划》所采用的基础数据为“三调”数据,数据更加真实可信。此外,《计划》将耕地纳入生态源地,而本研究则将耕地视为背景未进行分析。前景分析的目的在于识别出适宜生物栖息和活动的区域,多数学者在进行前景分析时也大多选择生态功能较好且受人类影响较小的自然景观^[32—33],耕地受人类活动影响较大,一般不作考虑。(2)《计划》兼顾了陆域和海域,本研究因数据获取有限,且海域与陆域评价方法不同,因此未考虑海域范围。(3)《计划》将风景名胜、自然保护区、生态红线区等直接识别为生态源地,而根据本研究的分析,鼓浪屿不属于生态系统服务中度及以上重要区域,因此未列为生态源地。

在生态阻力面构建过程中,《计划》所构建的生态阻力面同一土地利用类型的生态阻力系数较为均等。本研究为进一步识别同一土地利用类型各生态阻力系数的差异,以 HSI 修正生态阻力面。相比单一使用夜间灯光数据进行修正,HSI 综合考虑了夜间灯光数据和 NDVI 数据,可弥补夜间灯光指数过度饱和的缺陷,更能精细地刻画人类活动干扰强度的空间分布特征,修正效果更好^[34—35]。因生态源地和生态阻力面有所差异,从而导致本研究和《计划》基于 MCR 模型构建的生态廊道也有所不同,但生态廊道的走向大致相同,且本研究所识别的生态廊道既包含了《计划》基于 MCR 模型所构建的潜在生态廊道,也包括部分山脊廊道,说明本研究所构建的生态廊道具有一定的合理性。

本研究虽然构建了生态廊道,但因各生态要素对生态廊道的宽度要求不同,目前尚未形成统一的划定标准。因此,本研究未对生态廊道的宽度做进一步分析,今后将针对这一问题进行深入探究。厦门市作为一个滨海城市,海域也占据一定的面积,本研究仅考虑陆域生态安全格局,具有一定的局限性,今后将统筹考虑陆域和海域,更加全面地构建全域的生态安全格局。

5 结论

本研究采用生态系统服务重要性评价和 MSPA 分析识别生态源地,兼顾了生态功能和结构,定量分析的

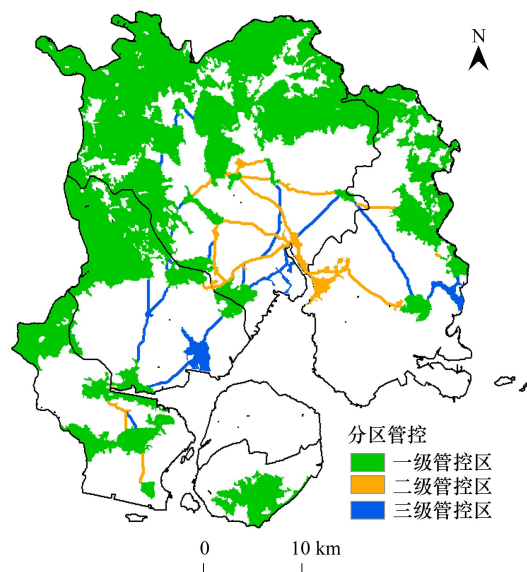


图 7 生态安全格局分区管控

Fig.7 Ecological security pattern zoning control

方法也更具有客观性,且该方法高效便捷,适用各尺度的研究区域,识别结果与《计划》较为一致,具有一定的可信度。以 HSI 修正生态综合阻力面,可弱化主观赋值的影响,以此为成本距离构建的生态廊道在一定程度上也符合实际情况。因此,本研究认为生态系统服务重要性评价和 MSPA、MCR 和重力模型可以有效结合,为生态安全格局的构建提供科学依据,也可使基于生态安全格局识别的生态修复空间更具有准确性。

参考文献 (References):

- [1] 李果,王百田. 区域生态修复的空间规划方法探讨. 水土保持研究, 2007, 14(6): 284-288.
- [2] Tang L N, Wang L, Li Q Y, Zhao J Z. A framework designation for the assessment of urban ecological risks. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 2018, 25(5): 387-395.
- [3] 马克明,傅伯杰,黎晓亚,关文彬. 区域生态安全格局: 概念与理论基础. 生态学报, 2004, 24(4): 761-768.
- [4] 陈昕,彭建,刘焱序,杨畅,李贵才. 基于“重要性—敏感性—连通性”框架的云浮市生态安全格局构建. 地理研究, 2017, 36(3): 471-484.
- [5] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局. 生态学报, 1999, 19(1): 8-15.
- [6] 柳建玲,李胜鹏,范胜龙,胡勇. 基于生态安全格局的厦漳泉地区国土空间生态保护修复区与预警点识别. 生态学报, 2021, 41(20): 8124-8134.
- [7] Zhang L Q, Peng J, Liu Y X, Wu J S. Coupling ecosystem services supply and human ecological demand to identify landscape ecological security pattern: a case study in Beijing-Tianjin-Hebei region, China. *Urban Ecosystems*, 2017, 20(3): 701-714.
- [8] 赵景柱. 关于生态文明建设与评价的理论思考. 生态学报, 2013, 33(15): 4552-4555.
- [9] 朱立晨,王豪伟,唐立娜. 闽三角区域生态系统服务重要性评价及其空间分布. 生态学报, 2018, 38(20): 7254-7268.
- [10] Vogt P, Riitters K H, Iwanowski M, Estreguil C, Kozak J, Soille P. Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators*, 2007, 7(2): 481-488.
- [11] 哈力木拉提·阿布来提,阿里木江·卡斯木,祖拜旦·阿克木. 基于形态学空间格局分析法和 MCR 模型的乌鲁木齐市生态网络构建. 中国水土保持科学: 中英文, 2021, 19(5): 106-114.
- [12] 刘晓阳,魏铭,曾坚,张森. 闽三角城市群生态网络分析与构建. 资源科学, 2021, 43(2): 357-367.
- [13] 徐伟振,黄思颖,耿建伟,王心怡,傅伟聪,林双毅,董建文. 基于 MCR 和重力模型下的厦门市生态空间网络构建. 西北林学院学报, 2022, 37(2): 264-272.
- [14] 王海云,匡耀求,文薪荐,宋兆璞,刘德华. 粤港澳大湾区生态网络构建及廊道优化. 中国环境科学, 2022, 42(5): 2289-2298.
- [15] 周璟,王宏卫,谈波,马晨,王晓琴,代芯妍. 开都河流域生态安全格局构建与生态修复分区识别. 生态学报, 2022, 42(24): 10127-10137.
- [16] Lu D S, Tian H Q, Zhou G M, Ge H L. Regional mapping of human settlements in southeastern China with multisensor remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 2008, 112(9): 3668-3679.
- [17] 毛诚瑞,代力民,齐麟,王炎,周旺明,周莉,于大炮,赵福强. 基于生态系统服务的流域生态安全格局构建——以辽宁省辽河流域为例. 生态学报, 2020, 40(18): 6486-6494.
- [18] 彭建,贾靖雷,胡熠娜,田璐,李慧蕾. 基于地表湿润指数的农牧交错带地区生态安全格局构建——以内蒙古自治区杭锦旗为例. 应用生态学报, 2018, 29(6): 1990-1998.
- [19] 倪庆琳,侯湖平,丁忠义,李艺博,李金融. 基于生态安全格局识别的国土空间生态修复分区——以徐州市贾汪区为例. 自然资源学报, 2020, 35(1): 204-216.
- [20] 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.
- [21] 王雪然,万荣荣,潘佩佩. 太湖流域生态安全格局构建与调控——基于空间形态学-最小累积阻力模型. 生态学报, 2022, 42(5): 1968-1980.
- [22] 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: 214-222.
- [23] Wang Y, Zhang L, Song Y H. Study on the construction of the ecological security pattern of the Lancang River Basin (Yunnan section) based on InVEST-MSPA-circuit theory. *Sustainability*, 2023, 15(1): 477.
- [24] Jiang H, Peng J, Zhao Y N, Xu D M, Dong J Q. Zoning for ecosystem restoration based on ecological network in mountainous region. *Ecological Indicators*, 2022, 142: 109138.
- [25] Dong J Q, Peng J, Liu Y X, Qiu S J, Han Y N. Integrating spatial continuous wavelet transform and kernel density estimation to identify ecological corridors in megacities. *Landscape and Urban Planning*, 2020, 199: 103815.
- [26] 韦家怡,李铨,吴志峰,张莉,吉冬青,程炯. 粤港澳大湾区生态安全格局及重要生态廊道识别. 生态环境学报, 2022, 31(4): 652-662.
- [27] 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(10): 781-790.
- [28] 徐嘉,许大为,曲琛. 基于生态系统服务重要性的国土空间生态安全格局研究——以哈尔滨市域为例. 西北林学院学报, 2023, 38(4): 304-312.
- [29] 陈竹安,马彬彬,危小建,曾令权,姜晓桦. 基于 MSPA 和 MCR 模型的南昌市生态网络构建与优化. 水土保持通报, 2021, 41(6): 139-147.
- [30] 林倩,邹婕羽. 基于生态安全格局的国土空间生态修复关键位置识别——以宁波市镇海区为例. 国土与自然资源研究, 2022(4): 27-32.
- [31] 何子张,施艳琦,林云萍,王温鑫. 面向规划统筹的厦门国土空间生态修复规划探索. 规划师, 2020, 36(17): 13-19.
- [32] 曹秀凤,刘兆顺,李淑杰,高振君,孙贝雯,李莹雪. 基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别——以吉林省松原市为例. 中国环境科学, 2022, 42(6): 2779-2787.
- [33] 林美玲,莫惠萍,黄宇斌,陆东芳. 基于 Linkage Mapper 的漳州市生态网络构建研究. 林业调查规划, 2022, 47(3): 85-94.
- [34] 陈颖彪,郑子豪,吴志峰,千庆兰. 夜间灯光遥感数据应用综述和展望. 地理科学进展, 2019, 38(2): 205-223.
- [35] 刘权毅,詹庆明,李建松,杨晨,刘稳. 珞珈一号夜间灯光影像在建设用地图像提取中的应用: 以武汉市为例. 武汉大学学报: 信息科学版, 2021, 46(1): 30-39.