

海岛城市生态安全格局构建与优化策略研究——以舟山本岛为例¹

吴一洲¹ 姚申益^{1*} 吴思琴¹ 吴婕¹ 蒋清清²

(1. 浙江工业大学设计与建筑学院, 浙江 杭州 310012;

2. 杭州市居住区投资建设集团有限公司, 浙江 杭州 310000)

【摘要】: 在当前全国开展国土空间规划时期, 针对海岛城市的生态脆弱性和地理独特性, 开展基于生态安全格局的精细化评估, 对于规划编制具有重要的实践意义。以浙江省舟山市本岛为例, 采用遥感生态指数(RSEI)评价整体生境质量; 结合海岛地理特征和生态过程, 运用最小积累阻力(MCR)模型, 构建生态安全格局; 基于要素叠置, 研判空间冲突, 提出国土空间的结构优化和分区管控策略。结果表明: (1) 舟山本岛生态环境质量总体较好, 但空间差异显著。RSEI 高值比例达 60.94%, 由海岸向内陆呈三层递增趋势。(2) 由“源地-廊道-缓冲区”构成的生态网络体系是全岛生态安全格局的关键。生态源地占比达 43.32%, 占据核心腹地; 生态廊道 67 条, 总长 276.5 km, 多位于南部源地斑块破碎区。(3) 空间冲突集中于本岛中南部, 主要与新城扩张和产业发展相关。在此基础上, 研究提炼海岛城市“内源外廊周缓、集聚间有离析”的空间结构概念模型, 并针对舟山本岛提出了“一轴四廊、五片九岬”的结构优化和“核心保育、缓冲修复、优化协调”的分区管控策略, 旨在为海岛城市生态安全与科学编制国土空间规划提供借鉴。

【关键词】: 生态安全格局; 海岛城市; 遥感生态指数; 空间冲突; 生态修复; 舟山市

【中图分类号】: X171.1; F124.5 **【文献标识码】**: A **【文章编号】**: 1004-8227(2022)12-2693-13

【DOI】: 10.11870/cjlyzyyhj202212013

全球约 1.5 亿 km² 的陆地面积中, 海岛仅占约 7.37%^[1], 但在维管植物和脊椎动物等为代表的物种丰度上, 相比陆域高约 7~10 倍^[2], 拥有超面积比例的生物多样性贡献度。受全球气候变化影响, 海岛城市不仅人居空间具有高风险和高脆弱性, 生态安全同样面临着植被退化、海岸侵蚀、淡水污染、风暴潮侵袭和生物栖息地破碎等诸多风险^[3,4]。党的十八大将生态文明建设纳入“五位一体”总体布局, 并首次将优化国土空间开发格局提到战略高度, 其中生态安全格局是三大战略格局方向之一^[5,6]。十九大报告更明确提出“优化生态安全屏障体系, 构建生态廊道和生物多样性保护网络, 提升生态系统质量和稳定性”等具体措施和目标。

¹ **【收稿日期】**: 2021-12-19; **【修回日期】**: 2022-02-21

【基金项目】: 国家社会科学基金重点项目(21FGLA002); 国家自然科学基金项目(51578507, 51978617); 浙江省自然科学基金项目(LQ20E080023)

【作者简介】: 吴一洲(1981~), 男, 教授, 主要研究方向为国土空间规划与设计、区域与城乡可持续发展. E-mail: zjuwyz@126.com

* **通讯作者** E-mail: 366539379@qq.com

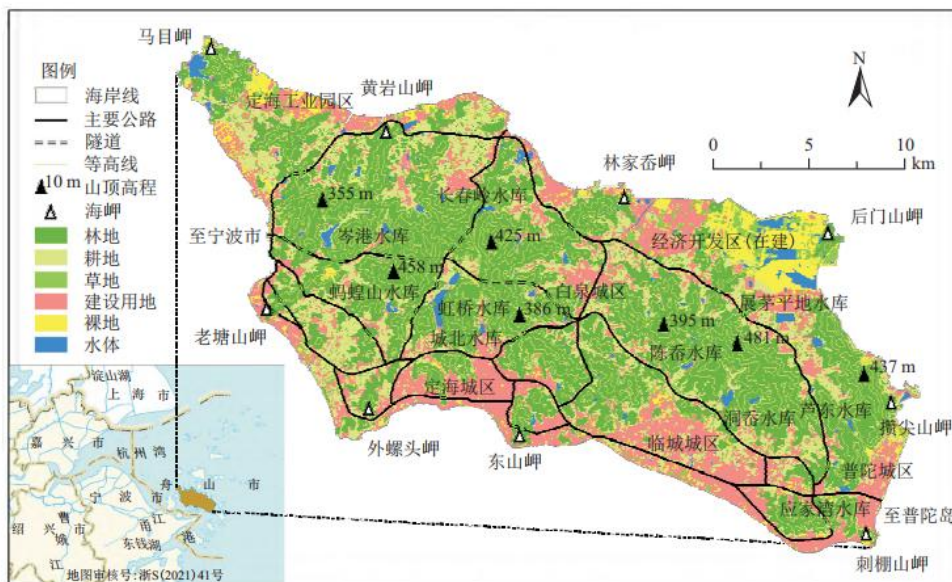
目前,国内外关于海岛生态的研究视角与侧重各有不同。国外研究对象以大洋群岛为主,聚焦于特定物种,多关注生物多样性^[7]、气候变化^[8]和物种入侵^[9]等自然生态领域。国内则主要为近岸岛屿,侧重生态系统服务价值^[10]、承载力或脆弱性^[11]和生态安全^[12]等国土开发适宜性视角。其中,生态安全格局方法能通过不同要素和指标设定,兼顾自然保护和土地开发两大要求,已形成“源-阻-廊”的常规分析范式,研究进展主要聚焦于区域选择、阻力修正和源地识别等关键步骤^[13]。区域选择上,不仅有国土、省域和市县等尺度^[5],还有针对流域^[14]、山地^[15]、工矿区^[16]以及农牧交错带^[17]等特定地理空间的专门研究,实现不同导向的价值评判和目标优化。阻力修正上,从最早仅对单一地类赋值^[18],到采用辅助因子修正^[16],再到综合指标体系构建^[14,15],经历了由单一指标到多维集成的转变,深化对阻力因素的探索。而源地识别也经历了类似由直接选取到综合识别的逐步量化过程^[13]。可见,利用多维多源数据,构建生态源阻综合指标体系,已经成为当前生态安全格局研究的主流方法。

我国共有 11 000 余个海岛^[19],在城市级别的 12 个大陆海岛县(市、区)和香港、金门、澎湖等岛屿中,舟山本岛单体规模较大,地理空间和用地结构相对完整,同时承载了市域 1/3 以上的人口和最大规模的经济活动,存在显著的人地矛盾和生态安全风险,对我国海岛城市的空间结构及其发展具有代表性。本文融合自然保护和土地开发两个视角,从海岛独特的地理特征和生态过程出发,结合海岛型生态评价指标和空间结构要素,运用最小累积阻力(Minimum Cumulative Resistance, MCR)模型,构建舟山本岛生态安全格局,并对空间冲突进行研判,进而提出其生态安全格局保护与国土空间规划编制的策略建议。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

舟山本岛位于中国杭州湾外缘东南海域、浙江省东北部,是舟山群岛的主岛。本岛面积约 518 km²,区域范围 121° 55' E~122° 20' E,29° 56' N~30° 11' N,东西长 39.25 km,南北宽 27.27 km。岛屿东西被普陀、定海两区分辖,拥有定海、临城、普陀、白泉 4 个城区以及若干产业功能区(图 1)。舟山在《浙江省海岛大花园建设规划(2019-2025)》和《舟山市生态文明建设规划(2019-2025)》中提出到 2030 年建成“海上花园城市”的目标,当前的关键是精准分析城市生态本底,从海岛生态脆弱性出发,实行分区保育和修复,让生态空间与生活、生产空间互促共进^[20]。



注:区位图采用标准地图服务(<http://bzdt.ch.mnr.gov.cn/>)在线绘制后修改,土地利用和海岸线为遥感提取。

图 1 舟山本岛区位和 2020 年土地利用现状图

Fig. 1 Location and land use(2020) of Zhoushan Island

1.2 数据来源与预处理

本文采用的基础数据包括(表1):(1)Landsat-8 遥感影像, 2020年8月16日, 条带号118-39; (2)ASTGTM2 高程数据, 共N29E121-N30E122 四幅; (3)《舟山市土地利用总体规划(2006-2020)》和《浙江舟山群岛新区(城市)总体规划(2012-2030年)》(下文简称“总规”)等政府官方规划文本中的各类矢量数据。其中, 遥感数据均来自中科院地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>)。地类数据由 ENVI5.3 平台经过辐射定标、大气校正等预处理后, 综合监督解译、目视修正分成林地、耕地、草地、水体、裸地和建设用地六类(图1), 借助 Google Earth 影像比对验证和混淆矩阵精度检验, 总体精度达 88.65%, kappa 系数超过 0.85, 符合研究要求。

表 1 基础数据来源

数据类型	精度	数据来源	用途
土地利用类型	30 m	Landsat-8 OLI_TIRS 遥感影像	源地识别、阻力构建
高程	30 m	ASTER GDEM V2	阻力构建
坡度	30 m	ASTER GDEM V2	阻力构建
永农、海岸、水源	1:1 万	《舟山市土地利用总体规划(2006-2020)》生态专题	阻力构建
规划建设用地	1:1 万	《浙江舟山群岛新区(城市)总体规划(2012-2030年)》	规划预期比较
公路干道	1:1 万	《浙江舟山群岛新区(城市)总体规划(2012-2030年)》	空间冲突分析

2 研究思路与方法

2.1 生态安全格局分析框架

生态安全格局的构建, 需对节点、斑块和廊道等关键要素进行空间识别, 并分析其生境恢复与重建的过程, 通过空间优化达到对特定生态过程的有效调控, 保障生态系统服务功能的充分发挥^[13]。本文先利用 ArcGIS10.6、ENVI5.3、Fragstats4.2 等软件, 将多维数据赋值叠加并分级, 实现生态源地识别和阻力构建; 其次, 采用 MCR 模型识别生态廊道和缓冲区; 最后, 基于对建设用地、道路交通与生态要素的叠置分析, 判定空间冲突, 进而提出国土空间结构优化和分区分管策略(图2)。

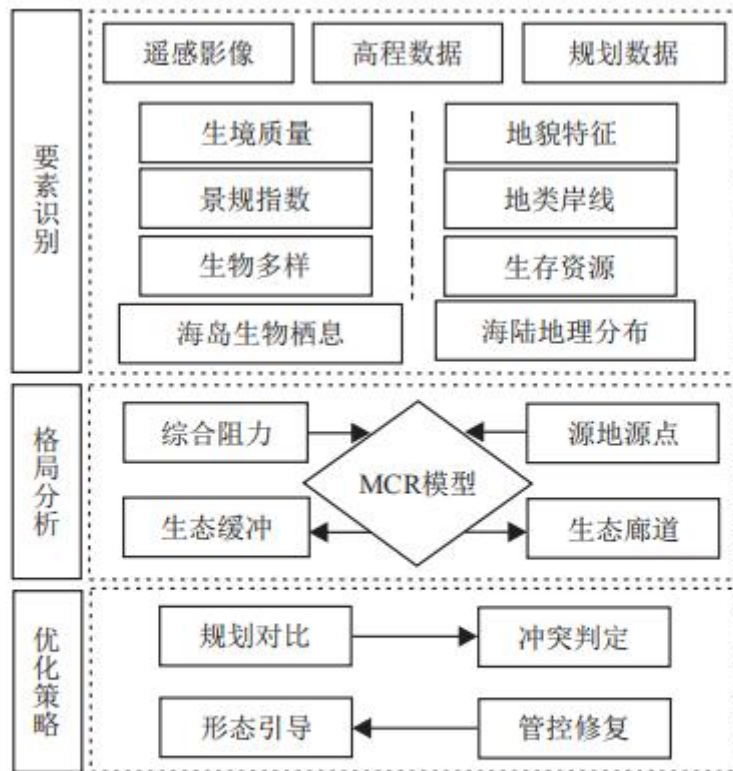


图 2 技术路线图

Fig. 2 Research framework

2.2 生态源地分析方法

生态源地是域内具备一定生物规模量和生物多样性的优质生态环境区域，不仅能实现生态自持和生态韧性，也能对外进行生态扩散和辐射，其整体完整性和连通性对生态过程至关重要。本文参考吴健生等(2013)和赵文祯等(2020)的相关研究^[21,22]，采用生境质量、景观连通度和生物多样性服务 3 项指标，等权赋值叠加后，利用自然间断法划分成 5 级，再筛选最高一级面域在 100 hm² 以上的斑块作为生态源地。最后依据单体面积差异划分为两级源地。另外，生态源点是源地内部的生物集聚点和地理特征点，本文从岛屿生物的栖息、拓殖过程与海陆地理关系出发，选取海岬端点、山峰顶点和几何中心点作为生态源点，为廊道构建提供基础。

2.2.1 生境质量评价

研究选取的遥感生态指数(Remote Sensing Based Ecological Index, RSEI),集成了绿、湿、热和干四维指标，是一种以主成分分析法确定客观权重的综合性生态指数[23], 能实现对区域生态环境质量的精细化表征和内部差异比较。此外，结合改进的归一化差异水体指数(Modified Normalized Difference Water Index, MNDWI), 对岛屿进行岸线提取和大规模水体掩膜，既实现准确海陆分离，又基本消除岛内小规模散布水体对土壤湿度的影响^[24], 使 RSEI 更适于海岛城市在排除水体干扰情况下，对整体生境做出客观表征和评价。研究对 RSEI 第一主成分结果(PC1)进行等距 5 级划分后赋值 1~5, 参与源地识别。公式如下：

$$MNDWI = (Green - MIR) / (Green + MIR) \quad (1)$$

$$RSEI_0 = 1 - \{ PC_1 [Greeness, Wetness, Heat, Dryness] \} \quad (2)$$

$$RSEI = (RSEI_0 - RSEI_{0_min}) / (RSEI_{0_max} - RSEI_{0_min}) \quad (3)$$

式(1)中，Green 是绿光波段，MIR 是中红外波段。式(2)中，Greeness、Wetness、Heat 分别代表绿度、湿度和热度，并具体采用缨帽转换后的归一化植被指数、湿度分量和地表温度计算生成。干度(Dryness)采用新型建筑用地指数和裸土指数的平均值计算得到。式(3)中，RSEI₀ 为初始遥感生态指数，由 4 个归一化分量经主成分分析，取贡献度超过 90%的第一主成分结果(PC1)经正负转置得到，使其值符合“高优低劣”的识别惯例；RSEI_{0_max} 是 RSEI₀ 的最大值，RSEI_{0_min} 是最小值；RSEI 是归一化处理后的最终遥感生态指数。

2.2.2 景观连通度测算

研究从空间异质性角度，针对林地、耕地、水体、草地等生态用地，选取景观连接度指数(COHESION)作为生态用地的斑块连通度表征指标^[25]，并应用自然间断法进行 5 级重分类后赋值 1~5。指数选取平衡精细度和差异度的 300 m×300 m 单元以“网格分析法”计算获取，公式如下：

$$COHESION = \left(1 - \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij}}{\sum_{j=1}^n P_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right) \times \left(1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right)^{-1} \times 100 \quad (4)$$

式中：n 为 i 类斑块的个数；ij 为 i 类第 j 个斑块；P_{ij} 为斑块 ij 的周长；a_{ij} 为斑块 ij 的面积；Z 为斑块总数。

2.2.3 生物多样性服务排序

参考已有生态服务价值当量表和相关学者对不同地类生物多样性的估计^[21,26]，研究按照价值量排序重要性：林地>水域>耕地>草地，依次赋值 5、4、2、1，建设用地和裸地为非生态用地，赋值为 0。

2.3 生态阻力指标划分

生态阻力是各生态源地自身生态正外部性扩散所需要克服的阻碍，具体表现在物质能量交换和生物迁移跨越等方面^[27]。具体指标构建方法如下(表 2)：(1)地貌特征因子以水土保持、洪涝潮汐抵御为目的划分数值。高程参考同类型沿海城市的风暴潮淹

没水深和极端高潮位^[4],将最大阻力值设置为高风险的3 m淹没水位^[18,28],坡度则参考同样用地受限的近似山地城市进行划分^[29]; (2)生存资源因子以底线自持、缓冲保护为目标设定阻力。针对永久农田和水源水体进行低阻缓冲保护,其中水源目录参照总规,选取3 hm²以上斑块设定分级缓冲区^[30]; (3)地类岸线因子结合现状用地与“三生空间”概念,对全域地类辨识赋值,并参照群岛岸线退让距离^[20,31],以500 m宽度进行海岸类型划分; (4)生境质量因子依照前述的RSEI划分标准处理。

各子项指标重分类赋值为1、3、5、7、9不同系数,值越大代表阻力越大。单因子阻力按照0.1进行等权叠加,其中RSEI由4个分量构成,赋权0.4,加权得到综合生态阻力值。

表2 生态评价指标及阻力值设置

评价维度	评价指标	分级参考文献	阻力值					权重
			1	3	5	7	9	
生境质量	遥感生态指数	徐涵秋[23]	1.0~0.8	0.8~0.6	0.6~0.4	0.4~0.2	0.2~0	0.4
地类岸线	土地利用类型	翟端强等[30]	林地	草地、水体	耕地	/	裸地、建设用地	0.1
	海岸类型	李荷等[20]、林俊强等[31]	生态型	/	生活型	/	生产型	0.1
生存资源	永久农田	/	永久农田	其它	/	/	/	0.1
	距水源(m)	翟端强等[30]	水源	0~200	>200	/	/	0.1
地貌特征	高程(m)	王晓玉等[18]、陈君[28]	>100	100~50	50~10	10~3	<3	0.1
	坡度(°)	袁艳华等[29]	>25	25~15	15~8	8~5	5~0	0.1

2.4 最小积累阻力模型

根据海岛生物地理学,岛屿生物多样性在很大程度上取决于动植物拓殖到达速度,同样也与岛屿生境面积高度相关^[32]。研究利用MCR模型,通过廊道与缓冲区的识别,作为生境优化的关键空间要素,实现生物多样性保护。首先,通过生态阻力、生态源地和源点的设定,采用MCR模型计算出积累阻力面和线性源间廊道,公式如下:

$$MCR = f_{min} \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (5)$$

式(5)中, MCR 是从生态源地 i 迁移至 j 所要克服的最小积累阻力值; D_{ij} 为物种从 i 至 j 的空间距离; R_i 为生态源地 i 对于物种迁徙的阻力; $D_{ij} \times R_i$ 的累积值是生态源地 i 至 j 按某一路径所要克服的总阻力。

其次, 以生物多样性维护和能量流动保障为目的, 生态廊道模拟出生物迁徙的线性路径, 并根据源地等级和重合路径数, 对连接不同源点的生态廊道设定 200 m 和 100 m 两级宽度^[33]。

最后, 为减弱城市扩张和人类干扰对源地的影响, 生态缓冲区按照实际积累阻力的数值特征, 参考近似地理区的海鸟和鹤类惊飞警戒阈值, 综合划定源外缓冲距离至 300~500 m 区间^[34]。

2.5 空间冲突分析方法

为提升整体生态安全水平, 本文集中研判用地和交通的空间冲突类型和规模。研究将被建设用地侵占的生态缓冲区设定为“缓冲冲突区”, 并先后将 2020 年遥感解译后的现状城镇建设用地、2030 年总规目标期城镇建设用地与生态缓冲区及生态源地叠置。同时, 研究针对被干线道路(高速、国道、省道等)分割的生态廊道, 将与地面公路交汇点定为“生态断裂点”[35], 而与山岭隧道、桥梁高架交汇点定为“生态平行点”, 分别对生物迁徙起阻断和避让效果。

3 结果与分析

3.1 舟山本岛土地利用与生境质量评价

3.1.1 土地利用情况

全岛土地利用构成中(图 1), 林地规模最大, 达 24 795.7 hm²(47.85%), 多位于海岛内陆核心空间, 同时包含向海岸延伸的海岬地形。建设用地和耕地次之, 分别为 11 096.8 hm²(21.41%)和 10 155.4 hm²(19.6%), 耕地多位于岬间谷地和低丘缓坡, 建设用地则以南部低平沿海开发为主。裸地、草地和水体规模最小, 分别为 2 767.68 hm²(5.34%)、1 893.24 hm²(3.65%)和 1 114.11 hm²(2.15%)。其中, 裸地成片集中于经济开发区和定海工业园区, 呈现强扰动、低覆被、非稳定的大规模开发建设特征。水体则多以水库形式出现在浅山谷地, 趋向于小型均衡化分布。

研究将林地、耕地、水体、草地四类归为生态用地, 而裸地与建设用地划分为非生态用地。当前, 海岛建设空间有限与发展需求的矛盾加剧, 形成类似于海岛物种对抗平衡[32]的博弈态势, 耕地后备区与建设拓展的适宜区高度重叠, 导致近年来经开区出现“填海造地”现象。

3.1.2 生态环境质量

依据对舟山本岛 RSEI 四分量的主成分分析(表 3), 生态环境质量采用特征值贡献率高达 91.11%的第一主成分(PC1)结果经转置后表征。其中, 绿度和干度的特征向量绝对值位列第一第二位, 分别高达 0.759 和 0.582。绿、湿为负, 热、干为正, 贡献度恰好呈互为相反状态, 证明 RSEI 能较好地表达植被和建设对生态的影响程度。

表 3 RSEI 指标主成分分析

指标	PC1	PC2	PC3	PC4
绿度	-0.759	-0.564	-0.185	0.267
湿度	-0.135	0.425	0.408	0.797
干度	0.582	-0.368	-0.483	0.542
热度	0.259	-0.605	0.752	-0.019
特征值	0.0520	0.0035	0.0015	0.0001
特征值贡献率(%)	91.11%	6.07%	2.67%	0.15%

基于土地利用的海陆空间分布特征,由海岸向内陆划分7级间隔1 km的多环缓冲区作为分析单元,进一步探索生境质量与海陆空间的关系(图3、图4):(1)舟山本岛总体生态环境质量较好。RSEI值较优以上占比高达60.94%。(2)全岛呈现“环海岸低值圈”和“内陆高值核”两种空间分异特征。由外向内的圈层中,低值(0~0.4)占比递减,高值(0.6~1)占比递增,与生态用地结构和地形地势分布一致。(3)整体由滨海向内陆形成海岸海滨区域(第一圈层)、城镇发展区域(第二、三圈层)、自然生态区域(第四至七圈层)三层级结构。其中,海岸圈层因容纳大量港口仓储设施、建设用地和裸地(在建用地),导致高值占比不到35%,低值占比高于38%;城镇圈层既有大量林地和耕地间隔存在,也有建设用地集中分布,高低值占比分别为56%和18%左右;生态圈层则基本由林地和耕地等生态用地和少量乡村居民点构成,高值占比70%以上,低值占比小于10%。

3.2 舟山本岛生态安全格局构建

3.2.1 生态源地识别与生态阻力设置

生态源地的分析结果显示(图5、图6):(1)生态源地共由13个独立斑块组成,总面积约22 448.43 hm²(43.32%),其中林地覆盖率达99.98%;(2)一级源地含4个大面积斑块,占总源地的89.49%,二级含9个小面积斑块,占10.51%;(3)空间结构方面,一级生态源地斑块贯穿“东南-西北”长轴,位于岛屿“生态”内圈层的核心腹地,二级斑块散布于“海岸”和“城镇”两圈层的一级源地周围。另外,综合生态阻力呈现“生境高质-生态源地、生境低质-生态高阻”的空间关系(图3、图7和图8),并实现生存资源和生态型海岸的低阻化调整,能有效引导廊道和缓冲区对关键资源和生态过程的保护。

3.2.2 生态廊道识别与生态缓冲区划分

生态廊道识别结果显示(图9):(1)舟山本岛拥有生态廊道共67条,长度约276.5 km,总面积4 054.9 hm²(7.82%)。其中,一级廊道29条,长度约148 km,二级廊道38条,长度约128.5 km;(2)廊道占地多位于源地内部,以林地为主(86.17%),起关键连通作用。而源外廊道的用地构成较复杂,耕地和建设用地比例最大,分别为43.06%和23.89%;(3)南部的生态源地较为破碎化,造成沟通不同源点的廊道也相对密集。总体来看,生态廊道有效沟通了海陆腹地与边界,既顺应岸线和山体结构,也实现对海岸拓殖条件的优化和城市破碎边缘区的“织补”。此外,基于五级自然间断确定的最高一级生态缓冲区宽度,与海鸟惊飞距离吻合(图9),较好填补了源地斑块间的空隙,予以保护可显著提高生境稳定性和景观连通性。

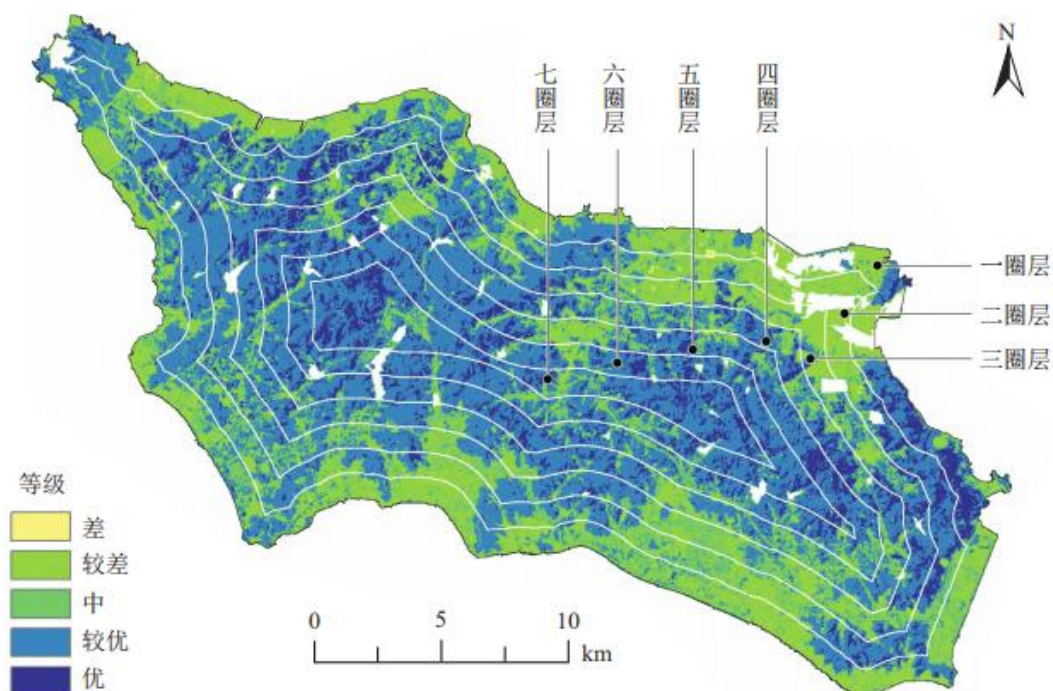
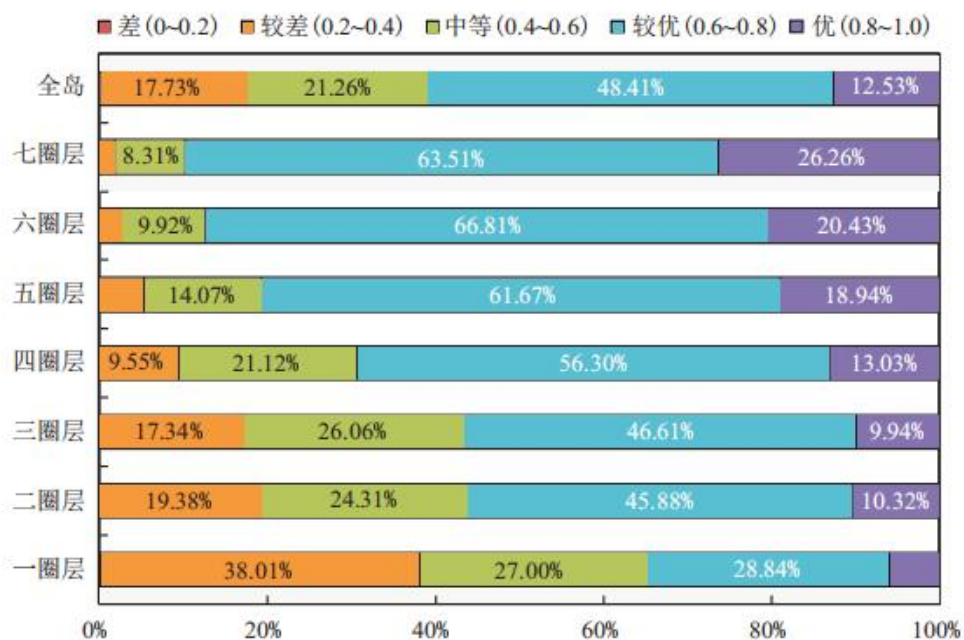


图 3 舟山本岛 RSEI 分级分布

Fig. 3 RSEI multi-ring classification distribution of Zhoushan Island



注：面积统计不含舟山本岛内大面积掩膜水体。

图 4 舟山本岛 RSEI 多环分级占比统计

Fig. 4 RSEI multi-ring classification statistics of Zhoushan Island (%)

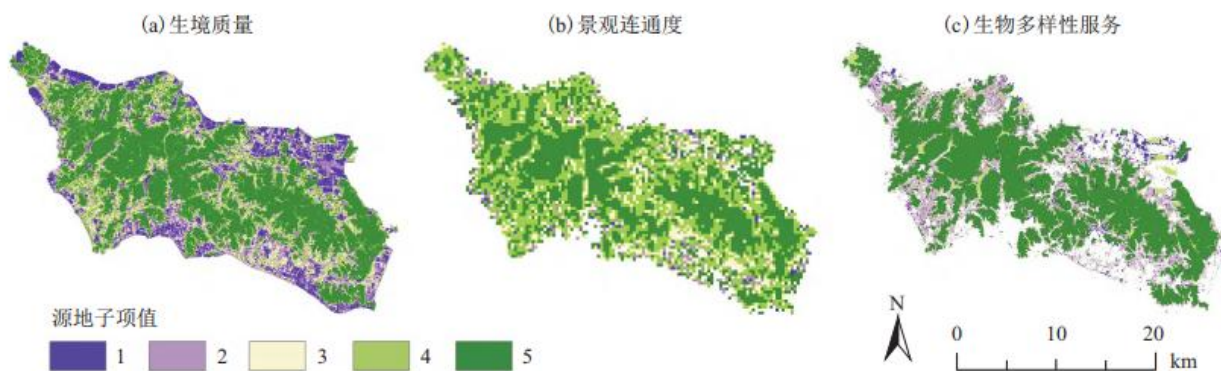


图 5 源地识别的分项因子
Fig. 5 Sub-factors of source identification

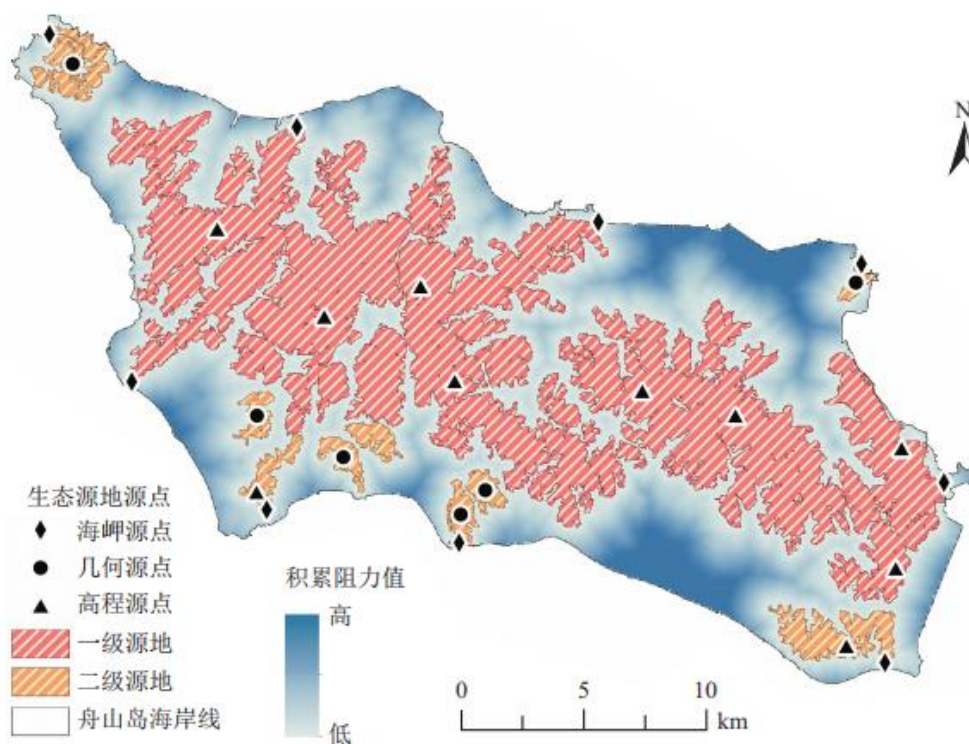


图 6 生态源地源点
Fig. 6 Ecological source

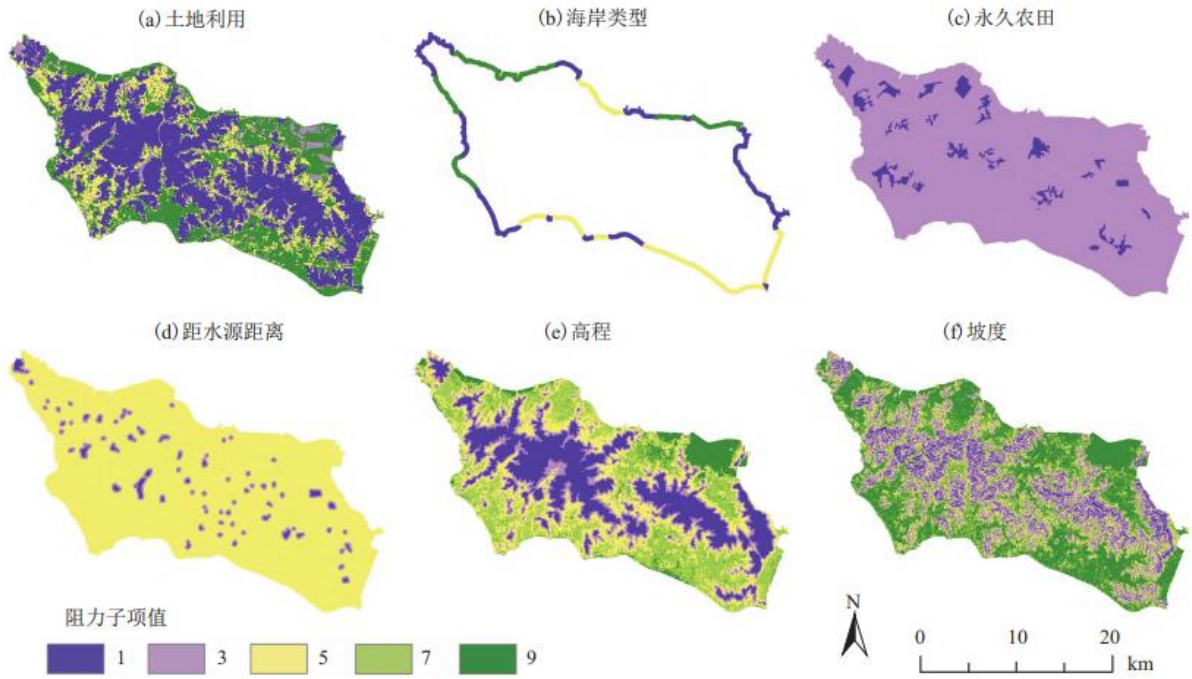


图 7 阻力构建的分项因子

Fig. 7 Sub-factors of resistance construction

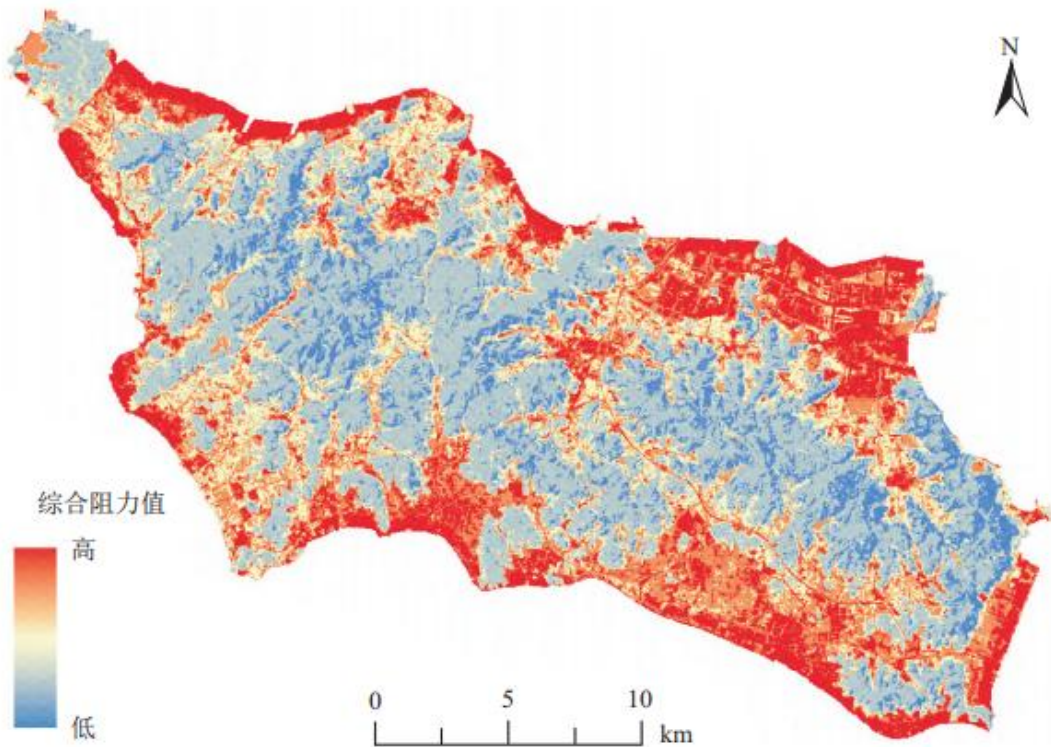


图 8 综合阻力面

Fig. 8 Combined resistance surface

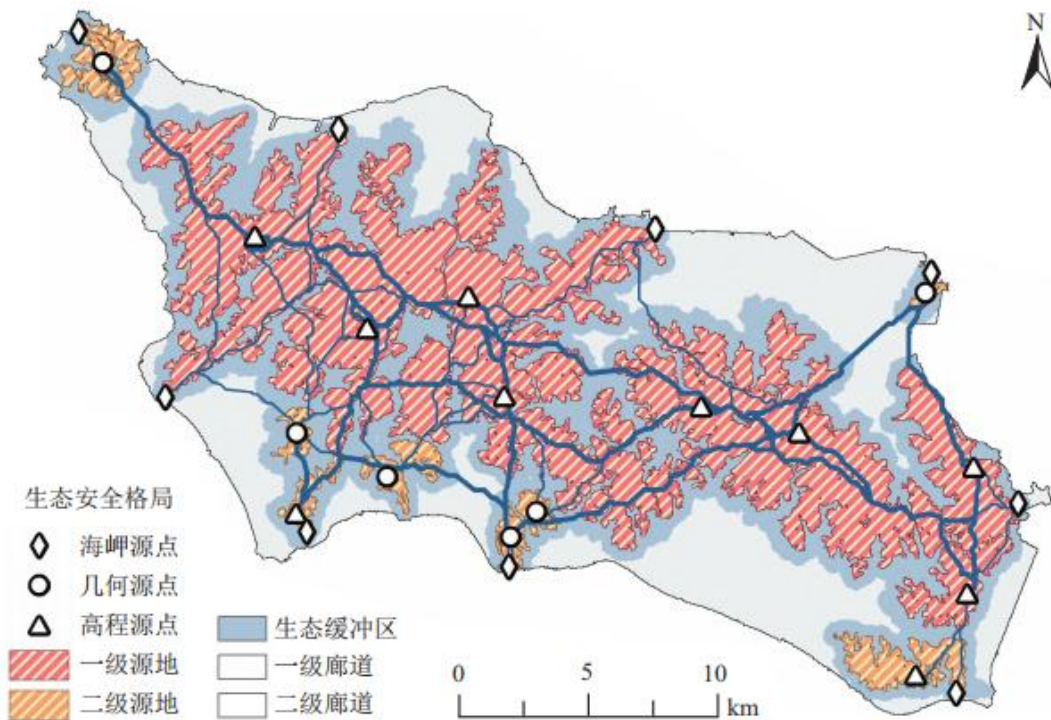


图 9 生态安全格局

Fig. 9 Ecological security pattern

3.3 要素叠置与空间冲突研判

3.3.1 城镇用地扩张加剧生态安全风险

总规用地边界已威胁到生态缓冲区的完整性，且随着新城扩张和产业发展会进一步加剧该趋势。虽然生态源地与建设用地基本无冲突(图 10)，但生态缓冲区遭侵占情况较为严重，与 2020 年现状建设用地重叠部分占总生态缓冲区的 30.73%，集中在定海老城和普陀新城外围。并且，2030 年总规划城镇建设用地侵占面积有所增加，新增 30.02%至合计 60.75%的生态缓冲区被侵占，其中以临城、白泉等新城和经济开发区为主。

3.3.2 道路系统影响生态廊道连通性

城市边缘区的道路建设对岛屿南侧的生物栖息和迁徙空间造成较大扰动。舟山本岛“生态断裂点”共 18 处(图 10)，多位于岛屿中南部的定海老城周边和临城至白泉一带，集中于源间斑外位置；“生态平行点”共 20 处，全部在山体坡度大于 15° 的源地斑块内部，以隧道形式极大保持了北部廊道的通畅。整体而言，随着定海老城的人口和用地扩张，其边缘区道路和跨区公路的建设造成了部分源地破碎和廊道阻断。

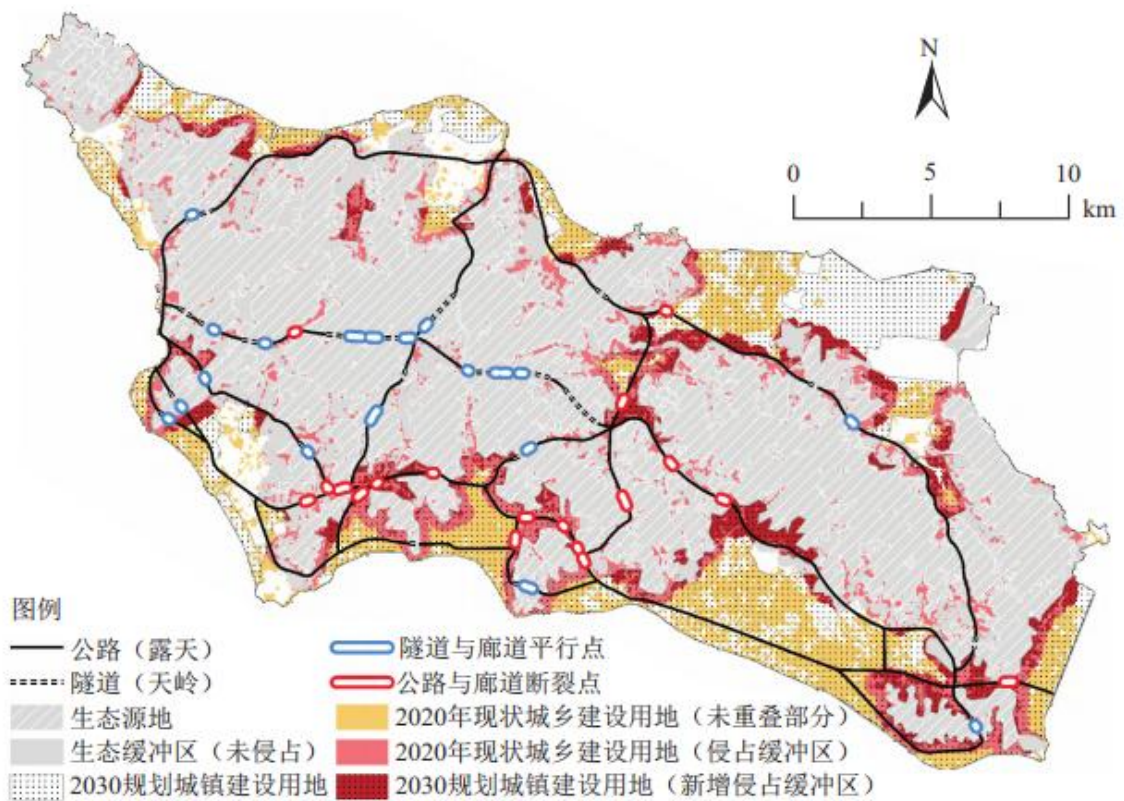


图 10 要素叠置与空间冲突

Fig. 10 Factors overlapping and spatial conflict

4 生态安全格局优化策略

基于舟山本岛在地理特征、用地规模和空间结构上的典型性，将本例与内陆城市进行对比(图 11)，提炼了海岛城市空间结构的“斑块-廊道-基质”概念模型，以进一步明晰优化方向。海岛城市较陆域的“斑块-廊道-基质”结构具有显著差异。在生态保护上，宜构建“内源外廊周缓”的生态安全格局，稳固核心源地、建立海陆廊道、划定周界缓冲；在城市建设上，宜遵循“集聚间有离析”的空间结构形态，组团集约开发、整合破碎空间、聚焦冲突修复。具体优化策略需从空间结构和分区管控两方面进一步深化制定。

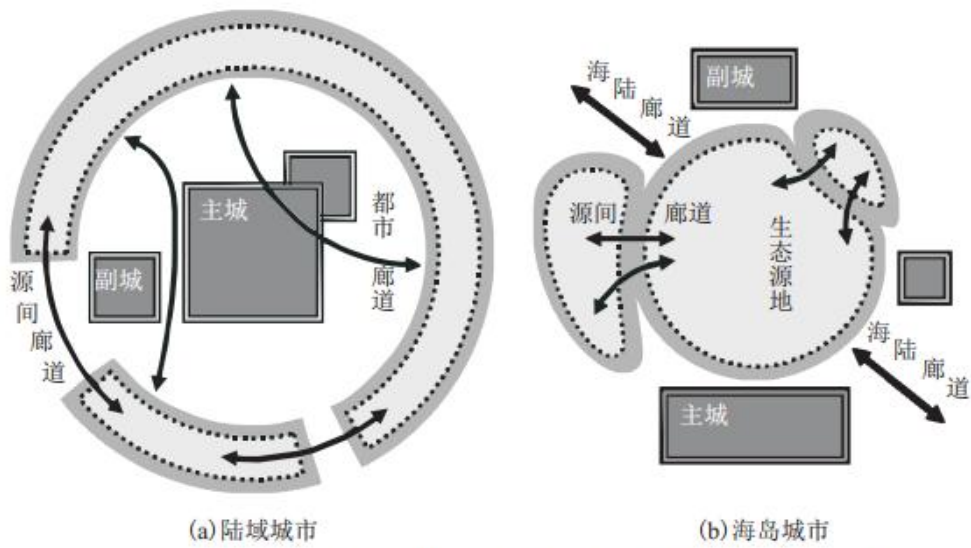


图 11 陆域与海岛城市生态安全格局的空间结构概念模型

Fig. 11 Spatial structure conceptual model of ecological security pattern of land and island cities

4.1 生态安全格局的空间结构优化

依据格局构建和冲突研判，综合考虑舟山总规“北部产城融合、中部生态保育、南部花园城市”的城市发展战略，研究构建了“一轴四廊、五片九岬”的生态安全空间结构(图 12)：

(1) “一轴四廊”：依据“源-廊”分布特征，贯穿岛屿中部的“一轴”包含主要山脊线和水源水库，对生境维持和生态保育至关重要，起锚固生态安全的作用；依据源地形态和源点分布，“四廊”采用连通南北岸线的走廊策略，契合指状绿楔形态，实现为生物拓路径、为生境搭骨架的作用，满足物种对外拓殖需求。

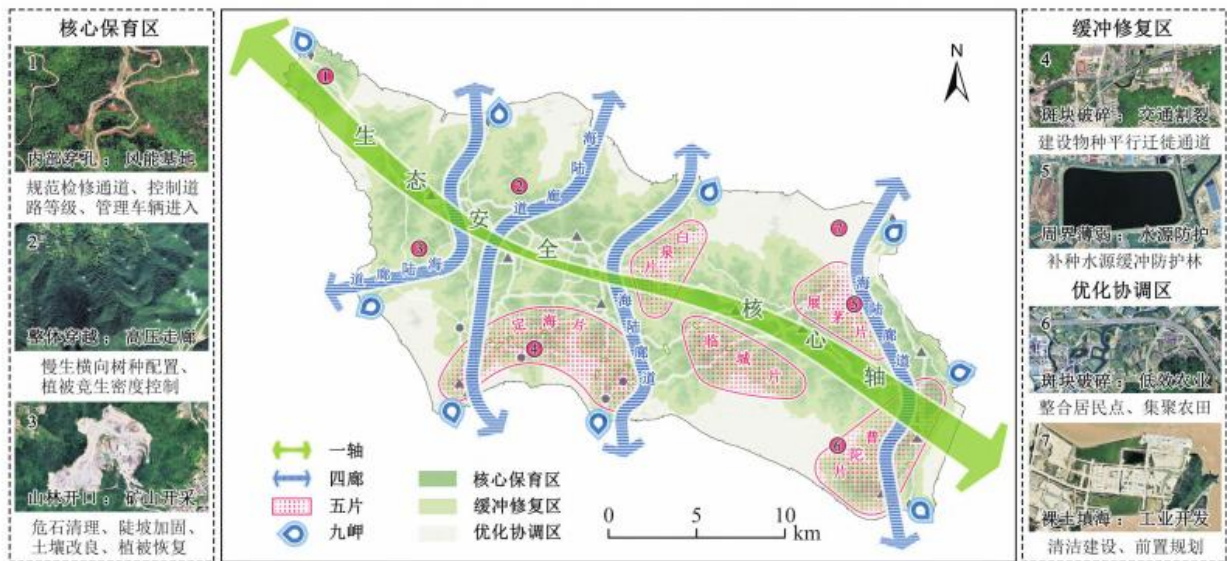


图 12 格局优化与策略示例

Fig. 12 Pattern optimization and policy examples

(2) “五片九岬”:依据缓冲冲突区和生态断裂点的分布特征,将建设侵占、交通断裂和斑块破碎的集中区域规划为“五片”,普遍受城镇、道路、耕地分割和侵占,需集中进行规划评估和生境管控;依据山海交汇的地理特征,“九岬”将海岬作为入海绿楔,承担群岛中主要生态跳板的跃点功能,提高物种在岛间的拓殖率。

4.2 生态安全格局的分区管控策略

在空间结构优化基础上,进一步划分“核心保育、缓冲修复、优化协调”三类管控分区,并提出相应的管控策略(图 12):

(1)核心保育区即生态源地所在范围,承担水土保持、水源涵养、物种保护和生境质量维持等重要作用,是全岛可持续发展的生态基底。该区域应改善斑块破碎、源间割裂和内部穿孔等问题,实施矿山复绿、违建清退和公路等级控制等措施。此外,对风能基地、高压走廊、气象站和信号塔等基础设施采取分级准入模式,严格控制扰动。

(2)缓冲修复区主要指源地周界区域,承担生境保护、干扰缓冲等过渡作用。缓冲冲突集中于“五片”所在的定海、临城、普陀、白泉和展茅等近源缓坡处,应精准识别规划冲突,综合权衡开发与保护的关系,优先进行耕地整备、水源防护和绿地公园布置。另外,由交通冲突引发的生态断裂点,可采用管状涵洞、桥下通道和树冠天桥等形式[35]建设生物迁徙通道。

(3)优化协调区以城镇建成区和建设中的裸地为主,亦包含部分耕地和主要海岸线。对于定海老城,应积极推进城市更新与生态修复,补偿绿化缺失;对于新城区和经开区,合理规划绿廊、绿楔和绿带,形成完整的生态网络;对于耕地,系统推进农地综合治理和田园综合体建设,实现产业、景观和生态协调发展;海岸带则依据主导功能,以软硬质组合、人工自然结合的形式分段修复,实现生态安全与经济建设协同发展。

5 结论与讨论

生态安全格局研究源自岛屿生物地理学的“斑块-廊道-基质空间镶嵌体理论”和景观生态学的“格局-过程相互作用原理”[36]。从基础理论出发,辨析海岛城市不同于一般陆域城市的共性特征,能更好解释本文的创新出发点和结论可迁移性。一方

面,海岛最广泛的基质不再是常见的耕地或林地,而以海洋为底,对岛屿呈现出空间拓展的高约束、生物拓殖的高阻力和生存御灾的高风险,因此需关注海岛城市更为脆弱,也更为敏感的“人地关系”;另一方面,地形起伏是岛屿生态系统安全的决定性因素,海岸成为对外联系的密集区[32],因而在格局识别时,需重视地形结构和海陆关系,且在过程判别中,不仅强调生物的一般迁徙和多样性保护,更加关注其拓殖过程的条件优化和有限空间的冲突预判,以提高生物的岛间扩散几率、强化规划的“人地协调”[36]。

本文针对海岛生物地理特征,着重拓展阻力构建和源点识取方法。区别于主流的修正地类阻力和几何中心源点,海岛型阻力指标强化了对物种生存、御灾、拓殖等安全方面的考虑,参照海鸟惊飞距离作缓冲,有效维护了人类与其他物种的共同安全;海岬源点配合山峰顶点和几何中心,全面反映海岛生物的栖息、迁徙和拓殖等“生物过程”,扩充了对源地生物聚集空间的内涵认识。另外,本文也融合了自然保护和土地开发两个视角,在冲突研判上,突破单一要素的静态对比,纳入规划预期边界,通过用地和交通双要素的叠置分析,为优化生态安全格局提供参考;在优化策略上,提炼了海岛城市“内源外廊周缓、集聚间有离析”的空间结构概念模型(图 11b),从结构和分区两方面关注海岛城市的“人地协调”,既深化了格局研究的应用性,也实现对规划编制的科学指导。

未来研究中,可依据不同海岛城市的非典型自然地理和经济发展特征,补充一手资料依据,进一步完善指标维度和修正数值。此外,增加前后多期格局模拟,既能实现历史回溯验证,掌握演变机制,又能对未来的演化趋势进行事前评估,以期对中长期国土空间规划编制进行多情境“人地协调”优化,实现自然保护和土地开发互促发展。

参考文献

- [1] SAYRE R, NOBLE S, HAMANN S, et al. A new 30 meter resolution global shoreline vector and associated global islands database for the development of standardized ecological coastal units[J]. *Journal of Operational Oceanography*, 2019, 12(sup2):S47-S56.
- [2] KIER G, KREFT H, LEE T M, et al. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106(23):9322-9327.
- [3] 王丽丽, 魏正波, 徐一剑, 等. 我国沿海地区应对气候变化的空间管控方法研究[J]. *规划师*, 2021, 37(4):11-16. WANG L L, WEI Z B, XU Y J, et al. Spatial control of coastal area in response to climate change[J]. *Planners*, 2021, 37(4):11-16.
- [4] 2020 年中国海平面公报[R]. 北京: 自然资源部海洋预警监测司, 2021:19-39. *China Sea Level Bulletin 2020*[R]. Beijing: Marine Early Warning and Monitoring Department, Ministry of Natural Resources, 2021:19-39.
- [5] 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.
- [6] 樊杰. 我国国土空间开发保护格局优化配置理论创新与“十三五”规划的应对策略[J]. *中国科学院院刊*, 2016, 31(1):1-12. FAN J. Theoretical innovation in optimization of protection and development of China's territorial space and coping strategy of 13th Five-Year Plan[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2016, 31(1):1-12.
- [7] WINTLE B A, KUJALA H, WHITEHEAD A, et al. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of*

America, 2019, 116(3):909-914.

[8] HARTER D E V, IRL S D H, SEO B, et al. Impacts of global climate change on the floras of oceanic islands - Projections, implications and current knowledge[J]. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 2015, 17(2):160-183.

[9] JONES H P, HOLMES N D, BUTCHART S H M, et al. Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2016, 113(15):4033-4038.

[10] XIE Z L, LI X Z, CHI Y, et al. Ecosystem service value decreases more rapidly under the dual pressures of land use change and ecological vulnerability: A case study in Zhujiajian Island[J]. Ocean and Coastal Management, 2021, 201:105493.

[11] MA X, DE JONG M, SUN B Q, et al. Nouveauté or Cliché? Assessment on island ecological vulnerability to Tourism: Application to Zhoushan, China[J]. Ecological Indicators, 2020, 113:106247.

[12] 戴文远, 黄华富, 黄万里, 等. 海岛生态脆弱区景观生态安全时空分异特征——以福建海坛岛为例[J]. 生态科学, 2017, 36(4):152-159. DAI W Y, HUANG H F, HUANG W L, et al. Features of spatiotemporal differentiation of landscape ecological security in island ecologically fragile zones in Haitan Island[J]. Ecological Science, 2017, 36(4):152-159.

[13] 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.

[14] 朱军, 李益敏, 余艳红. 基于 GIS 的高原湖泊流域生态安全格局构建及优化研究——以星云湖流域为例[J]. 长江流域资源与环境, 2017, 26(8):1237-1250. ZHU J, LI Y M, YU Y H. Study of construction and optimization of ecological security pattern of lake basin in plateau based on GIS: A case study of Xingyun Lake Basin[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2017, 26(8):1237-1250.

[15] 杜腾飞, 齐伟, 朱西存, 等. 基于生态安全格局的山地丘陵区自然资源空间精准识别与管制方法[J]. 自然资源学报, 2020, 35(5):1190-1200. DU T F, QI W, ZHU X C, et al. Precise identification and control method of natural resources space based on ecological security pattern in mountainous hilly area[J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(5):1190-1200.

[16] 王回茴, 李汉廷, 谢苗苗, 等. 资源型城市工矿用地系统修复的生态安全格局构建[J]. 自然资源学报, 2020, 35(1):162-173. WANG H H, LI H T, XIE M M, et al. Construction of ecological security pattern for systematic restoration of industrial and mining land in resource-based cities[J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(1):162-173.

[17] 彭建, 贾靖雷, 胡熠娜, 等. 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[J]. 应用生态学报, 2018, 29(6):1990-1998. PENG J, JIA J L, HU Y N, et al. Construction of ecological security pattern in the agro-pastoral ecotone based on surface humid index: A case study of Hangjin Banner, Inner Mongolia Autonomous Region, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(6):1990-1998.

-
- [18] 王晓玉,陈甜倩,冯喆,等.基于地类边界分析的江苏省生态安全格局构建[J].生态学报,2020,40(10):3375-3384. WANG X Y, CHEN T Q, FENG Z, et al. Construction of ecological security pattern based on boundary analysis: A case study on Jiangsu Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(10):3375-3384.
- [19] 2017年海岛统计调查公报[R].北京:自然资源部,2018:2-18. Bulletin of 2017 Island Statistical Survey[R]. Beijing: Ministry of Natural Resources, 2018:2-18.
- [20] 李荷,杨培峰,田乃鲁,等.舟山“海上花园城市”规划设计及生态化建设策略[J].规划师,2021,37(3):44-50. LI H, YANG P F, TIAN N L, et al. Ecological planning and construction of marine garden city, Zhoushan[J]. Planners, 2021, 37(3):44-50.
- [21] 吴健生,张理卿,彭建,等.深圳市景观生态安全格局源地综合识别[J].生态学报,2013,33(13):4125-4133. WU J S, ZHANG L Q, PENG J, et al. The integrated recognition of the source area of the urban ecological security pattern in Shenzhen[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(13):4125-4133.
- [22] 赵文祯,韩增林,闫晓露,等.基于生态系统服务多情景权衡的生态安全格局构建——以大连市瓦房店为例[J].自然资源学报,2020,35(3):546-562. ZHAO W Z, HAN Z L, YAN X L, et al. Ecological security pattern construction based on multi-scenario trade-off of ecosystem services: A case study of Wafangdian, Dalian[J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(3):546-562.
- [23] 徐涵秋.城市遥感生态指数的创建及其应用[J].生态学报,2013,33(24):7853-7862. XU H Q. A remote sensing urban ecological index and its application[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(24):7853-7862.
- [24] 徐涵秋.利用改进的归一化差异水体指数(MNDWI)提取水体信息的研究[J].遥感学报,2005(5):589-595. XU H Q. A study on information extraction of water body with the Modified Normalized Difference Water Index(MNDWI)[J]. Journal of Remote Sensing, 2005(5):589-595.
- [25] 徐昔保,马晓武,杨桂山.基于生态系统完整性与连通性的生态保护红线优化探讨——以长三角为例[J].中国土地科学,2020,34(5):94-103. XU X B, MA X W, YANG G S. Optimizing ecological red line based on ecosystem integrity and connectivity: A case study of Yangtze River Delta[J]. China Land Science, 2020, 34(5):94-103.
- [26] 谢高地,甄霖,鲁春霞,等.一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J].自然资源学报,2008,23(5):911-919. XIE G D, ZHEN L, LU C X, et al. Expert knowledge based valuation method of ecosystem services in China[J]. Journal of Natural Resources, 2008, 23(5):911-919.
- [27] 杨彦昆,王勇,程先,等.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[J].生态学报,2020,40(15):5124-5136. YANG Y K, WANG Y, CHENG X, et al. Establishment of an ecological security pattern based on connectivity index: A case study of the Three Gorges Reservoir Area in Chongqing[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(15):5124-5136.
- [28] 陈君.生态安全约束下的城乡生态格局优化方法——以海南省文昌市木兰湾地区概念规划为例[J].规划师,2018,34(7):65-70. CHEN J. Improving urban rural ecological safety pattern with constraints: Conceptual planning of Mulan Bay area, Wenchang, Hainan Province[J]. Planners, 2018, 34(7):65-70.

-
- [29] 袁艳华, 徐建刚. 山地城市景观生态网络构建研究[J]. 城市规划, 2015, 39(5):105-112. YUAN Y H, XU J G. Research on landscape ecological network construction of mountainous cities[J]. City Planning Review, 2015, 39(5):105-112.
- [30] 翟端强, 叶强, 何玮琪. 湖南丘陵城市土地生态敏感性评价及景观生态格局优化研究[J]. 中国园林, 2019, 35(1):133-138. ZHAI D Q, YE Q, HE W Q. Research on ecological sensitivity evaluation and landscape ecological pattern optimization of hilly city in Hunan[J]. Chinese Landscape Architecture, 2019, 35(1):133-138.
- [31] 林俊强, 龚岳, 李贵才. 精明增长视角下的生态控制线研究——以珠海生态控制线规划为例[J]. 规划师, 2018, 34(2):67-72. LIN J Q, GONG Y, LI G C. A study on ecological line based on smart growth theory:Zhuhai case[J]. Planners, 2018, 34(2):67-72.
- [32] 殷秀琴, 侯威岭, 李贞. 生物地理学[M]. 2版. 北京: 高等教育出版社, 2014:226-250. YIN X Q, HOU W L, LI Z. Biogeography[M]. 2nd ed. Beijing:Higher Education Press, 2014:226-250.
- [33] 何子张, 施艳琦, 林云萍, 等. 面向规划统筹的厦门国土空间生态修复规划探索[J]. 规划师, 2020, 36(17):13-19. HE Z Z, SHI Y Q, LIN Y P, et al. Planning integration oriented Xiamen land and space ecological restoration planning[J]. Planners, 2020, 36(17):13-19.
- [34] 张佰莲, 田秀华, 刘群秀, 等. 崇明东滩自然保护区越冬白头鹤警戒行为的观察[J]. 东北林业大学学报, 2009, 37(7):93-95. ZHANG B L, TIAN X H, LIU Q X, et al. Vigilance behavior of grus monacha in Dongtan Nature Reserve of Chongming, Shanghai[J]. Journal of Northeast Forestry University, 2009, 37(7):93-95.
- [35] 方莹, 王静, 黄隆杨, 等. 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[J]. 自然资源学报, 2020, 35(1):190-203. FANG Y, WANG J, HUANG L Y, et al. Determining and identifying key areas of ecosystem preservation and restoration for territorial spatial planning based on ecological security patterns:A case study of Yantai City[J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(1):190-203.
- [36] 欧定华, 夏建国, 姚兴柱. 景观生态安全格局规划理论、方法与应用[M]. 北京: 科学出版社, 2019:7-12. OU D H, XIA J G, YAO X Z. Theories, methods and applications of landscape ecological security pattern planning[M]. Beijing:Science Press, 2019:7-12.