

无居民海岛保护性开发过程中生态脆弱性格局的时空演变——以珠海三角岛为例

黄心怡^{1,2}, 杨旭楠², 张翠萍³, 林海庆^{1,2},
徐晓龙¹, 许玫英²

(1.五邑大学 环境与化学工程学院, 广东 江门 529020; 2.广东省科学院微生物研究所, 华南应用微生物国家重点实验室, 广东省环境保护微生物与区域生态安全重点实验室, 广东省菌种保藏与应用重点实验室, 广东 广州 510070; 3.国家海洋局南海海洋规划与环境研究院, 广东 广州 510300)

摘要:海岛保护性开发是海洋经济可持续发展的重要环节, 开发过程对海岛的生态环境影响机制有待研究。本研究基于高分辨率的遥感数据, 构建生态脆弱性评估模型, 利用空间自相关分析法和地理探测器, 探究三角岛保护性开发过程中生态脆弱性的时空演变和影响因素。结果表明, 2011 年三角岛生态系统呈重度脆弱状态 ($EVI_{2011} = 0.912$, $WQI_{2011} = 0.034$), 且空间分布高度聚集 ($Moran's I_{2011} = 0.649$), 说明此前石料开采使三角岛的生态系统遭受了根本性损害。2017 年开始的保护性开发虽使生态脆弱性暂时提高 ($EVI_{2016} = 0.782$ v.s. $EVI_{2018} = 0.825$), 但同步进行的生态修复措施增加了生态系统景观多样性 ($Moran's I_{2022} = 0.595$), 随后显著降低了生态脆弱性 ($EVI_{2022} = 0.694$, $WQI_{2022} = 0.223$)。植被、地况和景观格局多因子耦合驱动了三角岛生态脆弱性的动态变化, 呈现“地形优化驱动—植被修复主导—景观格局形成”的时空演变机制。三角岛基于生态修复的保护性开发经验, 可为海岛保护性开发利用提供科学指导。

关键词:海岛保护性开发; 生态脆弱性; 空间自相关分析; 地理探测器; 三角岛

中图分类号: P74; X171.4

文献标识码: A

文章编号: 1007-6336(2025)01-0080-09

Spatio-temporal evolution of ecological vulnerability pattern in the protective development of uninhabited islands -- Sanjiao Island (Zhuhai, China) as an example

HUANG Xinyi^{1,2}, YANG Xunan², ZHANG Cuiping³, LIN Haiqing^{1,2},
XU Xiaolong¹, XU Meiyong²

(1.School of Environmental and Chemical Engineering, Wuyi University, Jiangmen 529020, China; 2.Guangdong Environmental Protection Key Laboratory of Microbiology and Ecological Safety, Guangdong Provincial Key Laboratory of Microbial Culture Collection and Application, State Key Laboratory of Applied Microbiology Southern China, Institute of Microbiology, Guangdong Academy of Sciences, Guangzhou 510070, China; 3.South China Sea Institute of Planning and Environmental Research, Guangzhou 510300, China)

Abstract: Protective development of uninhabited islands is an important part of the sustainable development of marine economy, however, little is known about the impact mechanism of this process on the island ecosystem. In this study, we used high-resolution remote sensing data of Sanjiao Island and

收稿日期: 2023-10-07, 修订日期: 2023-12-03

基金项目: 广东省海洋经济发展(海洋六大产业)专项(GDNRC[2023]45); 国家重点研发计划项目(2022YFF1301203)

作者简介: 黄心怡(1999—), 女, 广西来宾人, 硕士研究生, 研究方向为生态空间信息分析, E-mail: huangxinyi@gdim.cn

通信作者: 杨旭楠(1986—), 男, 广东广州人, 博士, 研究员, 研究方向为生态环境修复与风险评价, E-mail: yangxn@gdim.cn

constructed the ecological vulnerability assessment model with the spatial autocorrelation analysis (Moran's I) and GeoDetector to explore the temporal and spatial evolution of ecological vulnerability during the protective development. The results showed that the ecosystem of Sanjiao Island was extremely fragile ($EVI_{2011} = 0.912$, $WQI_{2011} = 0.034$) in 2011, and the areas with high ecological vulnerability were highly concentrated (Moran's $I_{2011} = 0.649$), indicating that the ecosystem of the Sanjiao Island had suffered fundamental damage due to the previous stone mining. Although the protective development since 2017 slightly increased the ecological vulnerability ($EVI_{2016} = 0.782$ v.s. $EVI_{2018} = 0.825$), the simultaneous ecological restoration developed the ecosystem landscape diversity (Moran's $I_{2022} = 0.595$), and significantly reduced the ecological vulnerability ($EVI_{2022} = 0.694$, $WQI_{2022} = 0.223$). Vegetation coverage, topography and landscape pattern together drove the dynamic change of ecological vulnerability, showing a spatio-temporal evolution mechanism of "terrain optimization driving-vegetation restoration leading-landscape pattern formation". The experience of protective development from Sanjiao Island can provide scientific guidance for the sustainable utilization of damaged uninhabited islands.

Key words: protective development of island; ecological vulnerability; spatial autocorrelation; GeoDetector; Sanjiao Island

海岛作为重要的国土生态空间资源和潜在的生态经济资源,其开发与保护已成为海洋经济可持续发展的重点,也是保护海洋环境、维护生态平衡的重要平台^[1]。长期以来,海岛开发具有无序性和粗放性,部分无居民海岛在缺乏管制的条件下被过度开发,生态系统已遭到了严重的破坏,如通过围土填海、炸岛、采石、采沙等方式使许多海岛形貌发生巨变甚至灭失^[2-3]。2010年《中华人民共和国海岛保护法》实施,将海岛监视监测作为海岛管理的一项重要制度,有效约束了海岛开发造成的资源浪费和生态破坏。《“十四五”海洋生态环境保护规划》进一步指出,加强海域海岛资源开发保护过程中的生态环境管理,加快海岛生态修复。但目前对受损海岛的生态安全格局了解不足,限制了海岛的监视监测和生态修复的开展。

生态脆弱性是反映生态安全格局的重要指标^[4],指示生态环境在受到外界干扰破坏时的承受和恢复能力。通过监测海岛生态脆弱性可评价其生态环境变化。随着“3S”技术的发展,多种评价模型(SRP^[5]、PSR^[6]、VSD^[7]等)和评价方法(层次分析法^[8]、主成分分析法^[9]和景观格局^[10]等)应用于多种维度生态系统的生态脆弱性评价。Chi等^[11]以庙岛群岛为研究区域建立了生态脆弱性评价模型,评价了庙岛受人类活动影响情景下海岛生态系统陆海双重特征、自然与人

为属性以及空间异质性。Ma等^[12]基于“暴露-敏感性-适应能力”框架,并通过耦合协调度模型(CCDM)来评估了舟山群岛在旅游开发过程中的生态脆弱性和旅游环境价值变迁。生态脆弱性评价中,指标体系的选择是其中的关键步骤,然而,因为海岛居民密度低,经济发展条件单一,无法直接使用大陆生态系统的指标体系。因此,探索适合海岛开发和生态修复相关的生态脆弱评价指标,具有重要意义。

三角岛位于广东省东部海域万山群岛的西北区域,经历了过度开发、生态修复和保护性开发过程,生态系统演变具有典型特征,为海岛的生态修复和保护性开发提供了有益的经验。本研究以三角岛为例,针对海岛开发的典型特征,构建水质、地形、植被覆盖度和景观格局指标评价体系,分析多因子驱动下海岛开发和修复过程的生态脆弱性时空变化,探索人类活动对海岛生态系统的影响规律,为海岛生态修复和保护性开发提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

三角岛位于珠海市万山群岛西北部,是南海诸岛中开发性无居民海岛的典型代表,地处粤港澳大湾区几何中心,区位优势突出,适宜开展生态旅游活动,连接珠港澳形成跨岛旅游的关键节

点^[13]。三角岛投影面积约为 87.2924 ha, 海岛表面积为 96.5122 ha, 岸线总长 4.903 km。三角岛属于低丘陵海岛, 地貌类型以侵蚀丘陵为主, 由花岗岩构成, 表层覆盖有黄沙土壤, 部分区域有岩石坦露, 地势西部高且宽大, 东部低缓狭窄, 呈东西走向。自 20 世纪 90 年代以来, 三角岛受采石活动影响受到严重破坏, 整岛植被覆盖率大幅降低, 约三分之二岛体裸露基本无植被覆盖, 岛体北部植被基本消失, 海岛生态系统极度脆弱。2017 年起, 三角岛作为全国首个无居民海岛使用权市场化出让的岛屿, 以“公益+旅游”的模式开展保护性开发, 建设运动休闲及科教示范项目。建设过程同步进行生态修复, 到 2021 年三角岛生态修复工程初见成效, 2022 年三角岛湖泊整治及生态修复成为第二届国土空间生态修复十大范例之一。

1.2 数据来源

1.2.1 遥感卫星数据

海岛大多远离陆地, 岛屿面积覆盖小且分散, 遥感数据还易受海水反射和散射的影响。因此, 对海岛的研究需要空间分辨率高、定位精度高、成像效果优的高分辨率遥感数据。根据三角岛的开发时间节点和卫星影像条件, 本研究选取三角岛 6 期高分辨率遥感数据, 时间跨度 11 年, 平均跨度 2 年。其中包括 2011 年、2014 年共 2 期 WorldView-2 卫星 4 波段(蓝、绿、红、红外)遥感数据, 2016 年、2018 年、2020 年、2022 年共 4 期 GF-2 卫星 4 波段(蓝、绿、红、红外)遥感数据。为表征海岛地面高程起伏形态, 本研究通过资料馆下载多影像优化后的高精度数字高程模型(digital elevation model, DEM)数据, 分辨率为 5 m。

1.2.2 数据预处理

在 ENVI 5.6 中对遥感影像数据预处理, 包括辐射定标、正射校正、QUAC、图像融合、裁剪、地理校准、重采样; 由于使用不同传感器的卫星数据, 本研究利用伪不变特征法, 以 GF-2 号卫星 2016 年的数据为基准, 对 WorldView-2 卫星影像进行辐射归一化操作。在 ENVI 5.6 中利用投影工具做投影变换, 利用波段代数中的波段运算工具计算归一化植被指数 NDVI。在

Fragstats 4.2 中利用移动窗口(5 m × 5 m)计算遥感影像的景观格局指数, 后在 ArcGIS10.8 中重采样, 标准化。

1.3 研究方法

本研究依据三角岛的历史影像信息和实地考察经验, 把三角岛地面分为陆域和岛内水域(水塘/湖泊)两部分进行生态脆弱性分析。陆域选取地形地貌、植被覆盖情况和景观格局信息共 8 个指标^[14], 利用空间主成分分析法计算生态脆弱性指数(ecological vulnerability index, *EVI*), 评估陆域生态系统脆弱性等级。岛内水域选用溶解氧(DO)、氨氮(NH₃-N)、总磷(TP)和化学需氧量(COD)等 4 个水质指标, 构建水质指数(water quality index, *WQI*)评估水体的受污染程度^[15-16]。本文出现的各年份 *WQI* 或 *EVI* 值均为各年份平均 *WQI* 值或平均 *EVI* 值。

1.3.1 构建生态脆弱性指标体系

1.3.1.1 陆域生态脆弱性指标体系

依据三角岛自然条件和开发程度^[17], 参考前期海岛生态脆弱性研究文献^[14, 18-20], 本研究选取了高程(DEM)、地形起伏度、坡度、景观蔓延度(CONTAG)、景观分离度(DIVISION)、植被覆盖度(FVC)、香农多样性指数(SHDI)和香农均匀度指数(SHEI)8 个指标建立三角岛陆域生态脆弱性指标体系(表 1)。

1.3.1.2 水域生态脆弱性指标体系

本研究选用 DO、NH₃-N、TP 和 COD 四个水质指标对三角岛水域进行水环境污染分析。四个指标均由 GF-2 号卫星和 WV-2 号卫星影像波段数据计算反演。DO 数据参考曹志勇等^[15]利用 Landsat5 TM 影像构建的遥感监测模型反演, NH₃-N、TP 和 COD 数据参考赵倩^[16]利用 GF-2 影像结合野外实验数据构建的模型反演。模型公式如下:

$$C_{DO} = 15.73229 - 30.80257 \times (b_2 + b_3) \quad (1)$$

$$C_{NH_3-N} = (b_3/b_2 - 0.661)/0.07 \quad (2)$$

$$C_{TP} = 4.9703 \times (b_3/b_2) \wedge 11.618 \quad (3)$$

$$C_{COD} = (b_3/b_2 - 0.5777)/0.007 \quad (4)$$

式中: C_{DO} 表示 DO 的浓度, 单位为 mg/L; C_{NH_3-N} 表示 NH₃-N 的浓度, 单位为 mg/L; C_{TP} 表

表 1 三角岛陆域生态脆弱性评价指标体系
Tab.1 Ecological vulnerability assessment index system of Sanjiao Island

编号	指标	生态学意义
X_1	高程(DEM)	描述地貌信息
X_2	地形起伏度	反映地面的起伏状况和切割程度
X_3	坡度	描述地形地貌并表示地表陡缓的程度
X_4	植被覆盖度(FVC)	反映生态系统变化,能评价生态系统健康和生态环境质量
X_5	景观蔓延度(CONTAG)	描述景观里不同斑块类型的团聚程度或延展趋势
X_6	景观分离度(DIVISION)	反映某一景观类型中不同斑块数个体分布的分离度
X_7	香农多样性指数(SHDI)	比较和分析景观多样性与异质性变化的一个敏感指标
X_8	香农均匀度指数(SHEI)	比较景观不同时期多样性变化的一个有力指标

示 TP 的浓度,单位为 mg/L; C_{COD} 表示 COD 的浓度,单位为 mg/L; b_2 指 GF-2 或 WV-2 的绿光波段; b_3 指 GF-2 或 WV-2 的红光波段。

1.3.2 指标标准化处理

为解决各项指标单位不一致导致的量纲差异^[21]问题,本研究对 4 个水质指标和 8 个陆地生态脆弱性评价指标进行极差标准化处理。根据评价指标对生态脆弱性影响的不同,分为正向指标和负向指标,其中,正向指标数值越大,对应的生态脆弱性等级越高,而负向指标与之相反。其中,正向指标包括 DO、坡度、地形起伏度、香农多样性指数、景观分离度和香农均匀度指数;负向指标包括 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、COD、高程、植被覆盖度和景观蔓延度。计算公式如下:

(1) 正向指标:

$$Y_i = \frac{X_i - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \quad (5)$$

(2) 负向指标:

$$Y_i = \frac{X_{\max} - X_i}{X_{\max} - X_{\min}} \quad (6)$$

式中: Y_i 表示第 i 个指标的标准化值; X_i 表示第 i 个指标标准化前的值; $X_{\max}$ 表示第 i 个指标的最大值; $X_{\min}$ 表示第 i 个指标的最小值。

1.3.3 空间主成分分析法

空间主成分分析法是在 ArcGIS 的支持下,对空间数据的原始空间轴进行旋转,进行空间上的分析,把空间多变量转换为互不相关的综合指标^[22]。把标准化处理后的评价指标进行空间主成分转换,得到各评价指标的特征值、特征向量、载荷矩阵和主成分累积贡献率,选取累计贡

献率 85% 以上的主成分替代原始指标因子,计算主成分综合指标指数,公式如下:

$$PC_j = Z_{1j}X_1 + Z_{2j}X_2 + \dots + Z_{nj}X_j \quad (7)$$

式中: PC_j 是第 j 个主成分; $Z_{1j}, Z_{2j}, \dots, Z_{nj}$ 是第 j 个主成分各项指标因子所对应的特征向量; $X_1, X_2, \dots, X_j$ 为各项指标因子的标准化值。

依据主成分分析结果,计算 EVI 和 WQI , 公式如下:

$$EVI = \sum_{i=1}^n M_i \times PC_i \quad (8)$$

$$WQI = \frac{\left(\sum_{i=1}^n M_i \times PC_i \right)_{\max} - \sum_{i=1}^n M_i \times PC_i}{\left(\sum_{i=1}^n M_i \times PC_i \right)_{\max} - \left(\sum_{i=1}^n M_i \times PC_i \right)_{\min}} \quad (9)$$

式中: EVI 是陆域生态脆弱性指数; WQI 是水域生态脆弱性指数; M_i 是第 i 个主成分所对应的贡献率; PC_i 为第 i 个主成分; n 是累计贡献率为 85% 以上的前 n 个主成分。

1.3.4 生态脆弱性等级划分

本研究将计算出的各年份 EVI 值按自然断点法(Natural Breaks, Jenks)进行分级,计算各年份分级标准的平均值作为本研究陆域生态脆弱性的分级标准^[23], EVI 值越高生态环境越脆弱,对应生态脆弱性等级越高。参考《城市黑臭水体整治工作指南》,将三角岛的 WQI 指数分为 5 个生态脆弱等级(表 2), WQI 数值越低,水环境质量越优,对应的生态脆弱性等级越低。

1.3.5 空间自相关分析法

本研究利用 ArcGIS 10.8 和 GeoDa 软件建立网格(30 m × 30 m),对三角岛的生态脆弱性等

表 2 三角岛生态脆弱性分级标准
Tab.2 Ecological vulnerability classification criteria for Sanjiao Island

生态脆弱性等级	EVI	WQI	特征
微度脆弱	≤0.522	≤0.293	生态环境的结构合理, 服务功能很好, 外界压力小, 生态脆弱性低
轻度脆弱	0.522~0.678	0.293~0.585	生态环境较稳定, 服务功能良好, 外界压力较小, 生态脆弱性较低
中度脆弱	0.678~0.824	0.585~0.704	生态环境较不稳定, 服务功能有一定的退化, 外界压力较大, 生态脆弱性较高
重度脆弱	0.824~0.949	0.704~0.852	生态环境不稳定, 服务功能退化且不全, 外界压力大, 生态脆弱性高
极度脆弱	≥0.949	≥0.852	生态环境极不稳定, 服务功能接近丧失, 外界压力很大, 生态脆弱性极高

级进行全局自相关和局部自相关分析, 计算全局 Moran' *I* 指数, 用以反映三角岛生态脆弱性区域内的自相关性、空间差异性和空间聚类情况^[24]。

全局 Moran' *I* 指数的计算公式:

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (10)$$

式中: *I* 代表 Moran' *I* 指数; *W_{ij}* 指的是空间权重矩阵; *x_i*、*x_j* 代表的是第 *i* 个、第 *j* 个格网的脆弱性等级均值; $\bar{x}$ 指的是全部格网的脆弱性等级均值。

1.3.6 地理探测器模型

地理探测器模型是一组从空间分层异质性角度判断两个变量空间分布的相似性的统计学方法^[25], 运用于探测空间分异性和揭示其背后驱动力因子^[26]。本研究利用该模型中的因子探测器与交互探测器对三角岛陆域生态脆弱性影响驱动因子进行分析, 讨论其主导因子。三角岛的陆域生态脆弱性等级作为因变量 *Y*, 重分类并通过 *K*-means 聚类算法进行离散化处理的 8 项指标作为自变量 *X*, 利用交互探测器计算统计交互 *q* 值, 揭示不同因子及其交互作用(表 3)对于生境脆弱空间分异的影响作用与力度。

表 3 交互探测器交互作用类型
Tab.3 Interaction types of GeoDetector

判断依据	交互作用
$q(X_m \cap X_n) < \text{Min}[q(X_m), q(X_n)]$	非线性减弱
$\text{Min}[q(X_m), q(X_n)] < q(X_m \cap X_n) < \text{Max}[q(X_m), q(X_n)]$	单因子
$q(X_m \cap X_n) > \text{Max}[q(X_m), q(X_n)]$	非线性减弱
$q(X_m \cap X_n) > \text{Max}[q(X_m), q(X_n)]$	双因子增强
$q(X_m \cap X_n) = q(X_m) + q(X_n)$	相互独立
$q(X_m \cap X_n) > q(X_m) + q(X_n)$	非线性增强

2 结果与讨论

2.1 三角岛生态脆弱性时间变化特征

破坏性的采石开发活动对三角岛的生态系统造成了根本性的损害。三角岛属于丘陵岛屿, 岛体北部原为低矮山地, 拥有丰富的花岗岩资源^[13]。前期开发者从 20 世纪 80 年代末开始在三角岛破坏性开采石料, 在岛东部和中部开辟了道路并建有建筑物; 至 2005 年停止开采, 原北部山体基本被铲平, 残留山体形成陡峭基岩平台和两个水塘。从遥感图像可见(图 1), 岛北部和中部大部分区域为沙石堆积的裸露采石场, 基本无植被覆盖。脆弱性分析显示(图 2), 2011 年三角岛生态系统呈现重度脆弱状态。2011—2014 年地面生态脆弱性有所降低(−2.74%), 说明人类干扰停止后, 生态系统能逐渐恢复, 但恢复速度极慢。

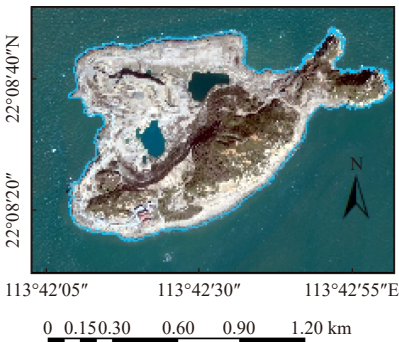


图 1 三角岛地理区位(影像图时间:2018 年 1 月)
Fig. 1 Geographical location map of Sanjiao Island (image time: January 2018)

保护性开发会导致短期的生态脆弱性提高。2017 年起, 三角岛作为全国第一个无居民海岛使用权市场化出让的岛屿, 以“公益+旅游”的模式开展保护性开发^[27], 建设道路、码

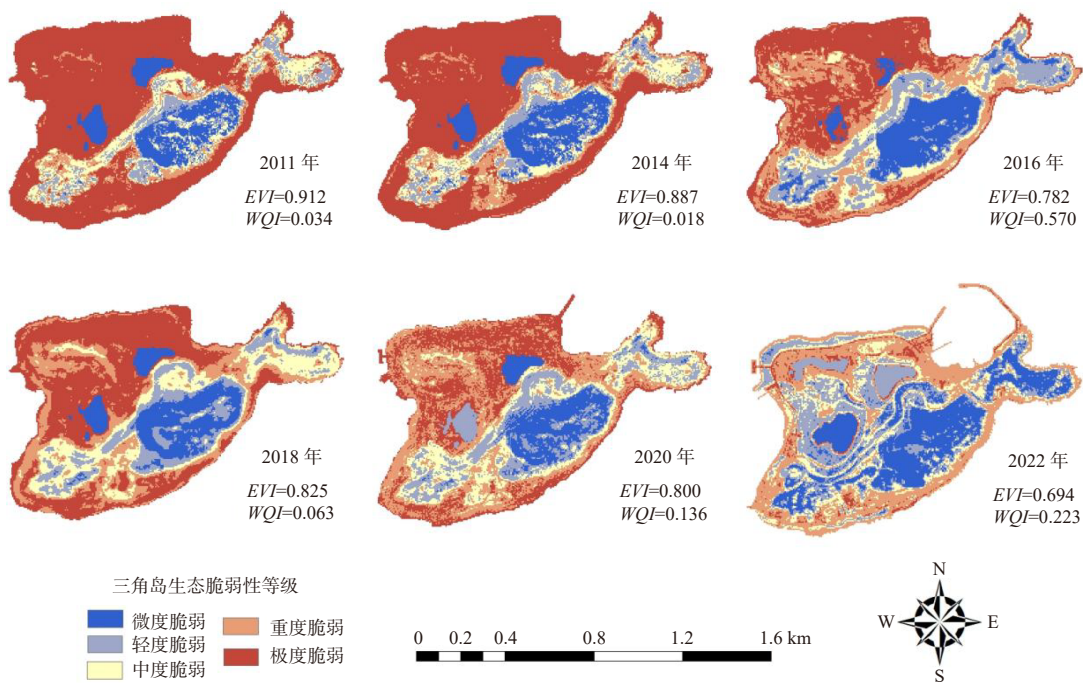


图 2 三角岛 2011—2022 年生态脆弱性等级分布

Fig. 2 Ecological vulnerability grade distribution map of Sanjiao Island from 2011 to 2022

头、水电供应、污水和垃圾处理设施等基础设施以及酒店、餐馆、音乐厅等旅游服务产业,在开发利用过程中进行生态修复。然而,与福建海坛岛的开发利用结果相似^[19],基础设施和建筑物的建设,导致生态脆弱性提高,2016—2018 年 EVI 值上升了 5.50%(图 2),部分中度、重度脆弱性区域转变成极度脆弱区域(图 3)。

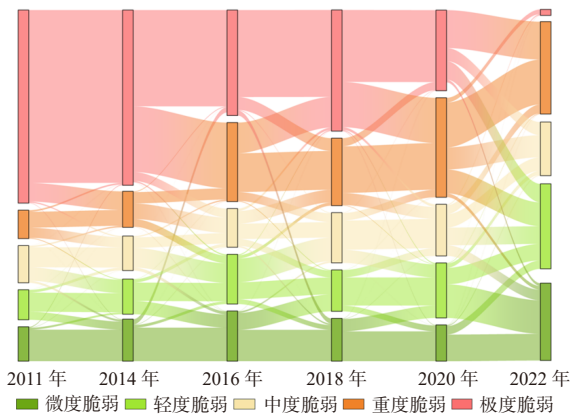


图 3 三角岛 2011—2022 年生态脆弱性等级面脆弱积变化

Fig. 3 Area changes of ecological vulnerability level in Sanjiao Island from 2011 to 2022

生态修复有效降低了生态脆弱性。2018—2020 年部分基础设施建成,同时开展了植被恢复,包括道路和建筑物周边绿化、山体周边灌丛和树林等,并取得了初步成效, EVI 值下降了 3.03%(图 2)。水塘水质也得到了显著提升, WQI 值自 2018 年起低于 0.293,达到微度脆弱性水平(图 2)。淡水资源对于海岛的生态韧性尤为关键,优良的水质为生物多样性和人类活动提供了重要的支撑作用^[28]。2020—2022 年大部分基础设施建成,南部沿岸建筑群面积扩大,局部生态脆弱性等级略有提高,但北部的植被恢复和水塘涵养林的培植,使植被覆盖率增加,大量极度脆弱区域转为重度、中度甚至轻度脆弱性(图 3), EVI 值下降到 0.7 以下,下降了 13.25%。与 2011 年相比,2022 年 EVI 值整体下降了 23.90%,说明以生态修复为前提的保护性开发取得了显著成效。

2.2 三角岛生态脆弱性空间变化特征

破坏性开发使三角岛脆弱性分区呈现空间聚集。由于前期采石活动对生态系统造成了严重的破坏,致使三角岛的生态系统多样性下降,

生态分区也较为清晰。由图2可见,2011—2016年三角岛极度脆弱性区域集中在岛体西北部,少部分围绕岛体岸线出现;重度、中度和轻度脆弱区域沿岛体的丘陵呈东西分布;微度脆弱集中在东南部地势较高、植被覆盖的丘陵上。为进一步探究三角岛生态脆弱性的空间分布差异特性,本研究利用空间自相关分析中的 Global Moran's I 指数,并绘制了局部自相关 LISA 聚类图(图4)。结果显示,2011—2022年三角岛生态脆弱性等级 Global Moran's I 值均大于 0.590,都能通过显著性检验,说明三角岛生态脆弱性存在着明显的空间尺度效应^[29]。其中,2011—2016年三角岛生态脆弱性 Global Moran's I 值逐年递增,总体空间集聚性趋势在逐年增强,三角岛生态脆弱性相似的区域在空间上集聚分布,即生态脆弱性高的区域和生态脆弱性较低的区域在空间上呈集聚分布,并且随着时间的推移,这种空间集聚有逐渐加强的趋势(图4)。一方面,说明前期破坏性开发导致了生态环境质量在空间上极度不均衡,另一方面,也说明2017年开始的基础设施和公益性建筑建设是在原破坏区域进行,未侵占和破坏生态环境质量较高的区域。

受损区域的生态修复使生态脆弱性显著降低,并使其空间集聚性降低。2018—2020年,三角岛极度、重度和中度脆弱区域分布基本保持

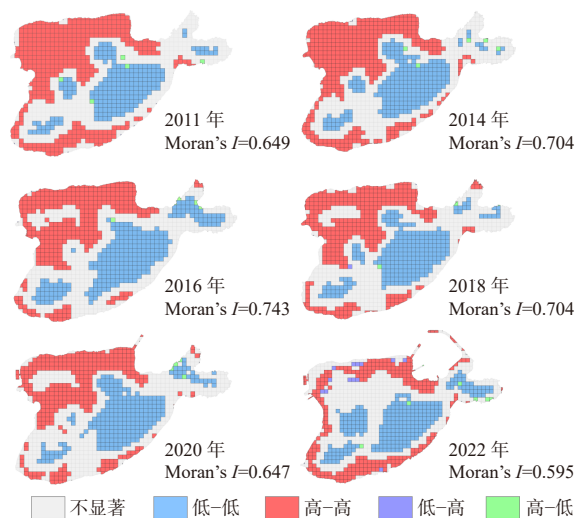


图4 2011—2022年三角岛生态脆弱性等级 LISA 聚类

Fig. 4 LISA clustering diagram of ecological vulnerability level of Sanjiao Islands from 2011 to 2022

不变,微度、轻度脆弱区域面积减少;至2022年,经过生态修复,岛体西北部的极度脆弱区大部分变为轻度或中度脆弱性;西南局部区由于建筑群区扩建,极度脆弱面积增加;岛体南部丘陵的人工林和植被覆盖率增加,微度脆弱面积增加。与2011年相比,2022年极度脆弱区域的面积下降了92.63%,仅占全岛面积的4.25%,而微度脆弱区的面积增加了124.59%,占全岛面积的24.40%(图3)。值得注意的是,2016—2022年三角岛生态脆弱性 Global Moran's I 值逐年递减,总体空间集聚性趋势在逐年减弱,且以高-高聚类的大幅减少为主(图4)。此阶段,三角岛生态脆弱性相似空间集聚随着时间的推移呈现逐渐减弱的趋势,主要是高-高聚类面积在减少,低-低聚类面积在增加,说明在高-高聚类区域进行的生态修复有效降低了三角岛的生态脆弱性。事实上,三角岛的保护性开发符合“因地制宜”和“保护优先”原则,新建设的基础设施和建筑物主要集中在岛体原来极度脆弱区域;建设过程中实现了对岛体地貌和资源环境的保护,包括西北部的植被恢复、人工湖整治、海岸线和沙滩的修复^[26],原来极度脆弱区域的生态脆弱性降低,显著提升了生态系统稳定性。

2.3 三角岛生态脆弱性驱动因子分析

植被恢复是生态脆弱性降低的主导因子。因子探测器结果(表4)显示,三角岛的生态脆弱性主要受到植被覆盖度(X_4)、高程(X_1)、地形起伏度(X_2)、坡度(X_3)四个因子的影响,其中植被覆盖度的影响最为显著。2011—2022年,植被覆盖度 q 值均超过 0.650,2022年达到最大值 0.882,主导生态脆弱性的降低。事实上,三角岛实施了多维度的生态修复工程,包括对植被破坏较严重的区域种植适生的阔叶树、灌木和草本植物,在建筑物和道路旁栽种景观性较强的树木、花草等植被,在水塘周边栽种水源涵养林等,显著提升了海岛的生态环境质量。

保护性开发和生态修复过程综合改善了地形地貌。由表4可见,三个地形因子,高程(X_1)、地形起伏度(X_2)和坡度(X_3)的 q 值仅次于植被覆盖度,同样显著影响着三角岛的生态脆弱性。2017年起,三角岛的保护性开发对岛体地貌进

表 4 因子探测器结果

Tab.4 Q value of each index calculated by factor detector

时间/年	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	X ₆	X ₇	X ₈
2011	0.621	0.499	0.516	0.847	0.053	0.025	0.053	0.033
2014	0.681	0.454	0.554	0.789	0.096	0.045	0.102	0.062
2016	0.653	0.327	0.427	0.846	0.039	0.024	0.038	0.026
2018	0.652	0.737	0.738	0.683	0.016	0.007	0.019	0.010
2020	0.638	0.622	0.622	0.720	0.078	0.083	0.116	0.085
2022	0.388	0.259	0.260	0.882	0.098	0.140	0.172	0.115

注: 加粗字体为q值大于0.5的因子

行了一定的改变, 包括清理岛上堆积的沙石, 通过土方石回填方式对海岛地形破坏较严重和地质风险较高的区域予以修复, 特别是岛西北部建设区域因采石活动形成不同高程的多个阶地, 对于坡度较大, 范围较小的阶地进行了削平处理,

对于顶宽较大的阶地, 通过平缓坡度和护坡等方式进行优化处理, 充分体现了“因地制宜”原则。保护性开发对岛体地形地貌的优化, 降低了水土流失风险, 也为植被恢复提供了前提条件。因子交互作用分析结果显示(图 5), 地形因子在

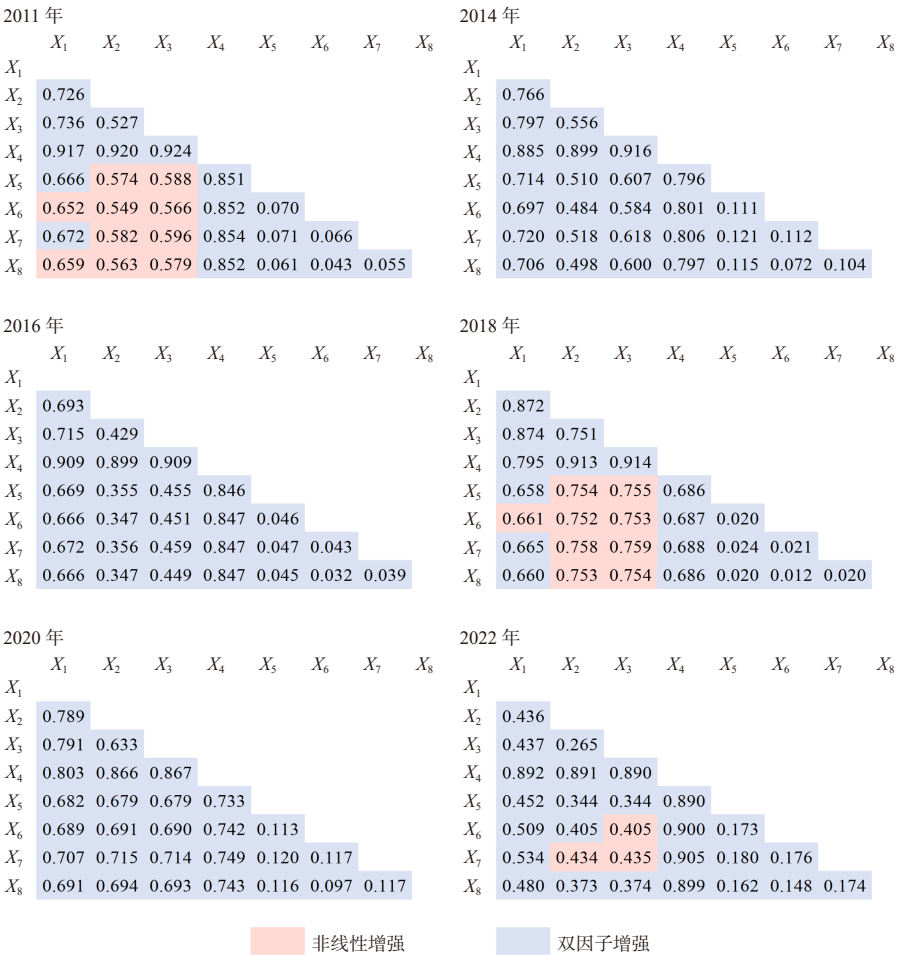


图 5 交互探测器结果

Fig. 5 Interactive effectiveness of the indices from Geodetector

2011年、2018年和2022年与景观格局因子(景观蔓延度 X_5 、景观分离度 X_6 、香浓多样性指数 X_7 和香浓均匀度指数 X_8)之间呈现强烈的非线性增强作用,说明地形地貌的优化促进了景观蔓延与分离,增加了空间异质性,景观种类丰富,为生态修复提供了良好的基础。

多因子耦合驱动了三角岛生态脆弱性的动态变化。三角岛的地貌类型有南北区别,地势东高西低窄,原始植被覆盖率也存在空间分布差异,景观格局分布不一致,区域异质性明显;而保护性开发和生态修复过程中,三角岛各生态脆弱性影响因子呈现了关联驱动机制。交互探测器结果显示,存在双因子增强及非线性增强两种交互作用(图5),说明任意一对因子交互作用对三角岛生态脆弱影响大于单因子作用。其中,植被覆盖度(X_4)与其他因子的两两交互作用都表现出强影响力,特别是大部分基础设施和建筑物基本完工后,地形地貌基本确定,2022年植被覆盖度和景观格局指数因子对三角岛的生态脆弱性驱动力增强(图5)。结合图2和图4可见,三角岛生态脆弱性的时空变化呈现“地形优化驱动-植被修复主导-景观格局形成”的多因子耦合联动机制。值得注意的是,在生态修复过程中水环境质量也得到提升。水塘坡岸得到加固,并栽种了涵养林,周边水土流失减弱,水质得到了显著改善(图2)。因此,在地形、植被、水环境和景观多方面的驱动下,三角岛的生态脆弱性下降,生态环境得到显著改善(图2和图3)。

3 结论

(1)2005年以前粗放式的采石开发活动使三角岛的生态系统受到了根本性的损害,至2011年,三角岛生态系统仍处于重度脆弱状态($EVI_{2011}=0.912$, $WQI_{2011}=0.034$)。特别是采石活动使岛体西北部山体被移平,植被消失,形成大面积的高生态脆弱性聚集区域,生态系统多样性受到严重破坏。

(2)2017年开始的保护性开发导致了短期的陆域生态脆弱性提高($EVI_{2018}=0.825$),但同步进行的生态修复措施,如平缓坡度、恢复植被、整治水塘和修复海岸线等,增加了生态系统景观多

样性,并显著降低了生态脆弱性,2018—2022年的地面生态脆弱性平均值降低了15.88%。

(3)三角岛的保护性开发和生态修复使其生态系统呈现“地形优化驱动-植被修复主导-景观格局形成”的时空演变机制。植被覆盖度、地形地貌和景观格局多因子耦合强化驱动了三角岛生态脆弱性的动态变化。

(4)通过三角岛生态脆弱性时空演变机制的分析,明晰了三角岛生态修复和保护性开发的内在规律,在受损空间开展因地制宜的原位开发与修复模式,可为受损无居民海岛保护性开发利用提供宝贵经验。

参考文献:

- [1] 张晓浩, 黄华梅, 林静柔. 市级海洋国土空间开发保护新格局的规划响应路径研究[J]. 规划师, 2022, 38(1): 85-90.
- [2] 郎 帅. 新时代大国海洋治理与海权维护: 基于中国海岛问题的分析[J]. 领导科学, 2019 (16): 121-124.
- [3] 杨大正, 陈 晨, 汤凯锋. 世上将无罗斗沙[N]. 南方日报, 2010-06-24(A10).
- [4] TURNER II B L, KASPERSON R E, MATSON P A, et al. A framework for vulnerability analysis in sustainability science[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2003, 100(14): 8074-8079.
- [5] GU H L, HUAN C Y, YANG F J. Spatiotemporal dynamics of ecological vulnerability and its influencing factors in Shenyang city of China: based on SRP model[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2023, 20(2): 1525.
- [6] LU X F, HAO X H, WANG T L, et al. The ecological fragility evaluation in Shuangtai Estuary Wetland[J]. Applied Mechanics and Materials, 2013, 295/296/297/298: 833-838.
- [7] ZHOU Y Y, ZHOU G F, HUANG Q F, et al. Evaluation of ecological vulnerability of county areas in Karst Mountain area based on VSD Model-A case study of Duyun city[J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2020, 513(1): 012026.
- [8] BOORI M S, CHOUDHARY K, PARINGER R, et al. Using RS/GIS for spatiotemporal ecological vulnerability analysis based on DPSIR framework in the Republic of Tatarstan, Russia[J]. Ecological Informatics, 2022, 67: 101490.
- [9] LI X F, SONG L N, XIE Z B, et al. Assessment of ecological vulnerability on Northern Sand Prevention Belt of China based on the ecological Pressure-Sensibility-Resilience model[J]. Sustainability, 2021, 13(11): 6078.

(下转第96页)

- [31] 钟超, 肖武鹏, 黄邦钦. 中国南海西部浮游植物对中尺度涡的响应[J]. 海洋科学进展, 2013, 31(2): 213-220.
- [32] AGAWIN N S R, DUARTE C M, AGUSTÍ S. Nutrient and temperature control of the contribution of picoplankton to phytoplankton biomass and production[J]. Limnology and Oceanography, 2000, 45(3): 591-600.
- [33] LIU H J, ZHU M L, GUO S J, et al. Effects of an anticyclonic eddy on the distribution and community structure of zooplankton in the South China Sea northern slope[J]. Journal of Marine Systems, 2020, 205: 103311.
- [34] JU P L, CHEN M R, CHEUNG W W L, et al. Modelling the structure and functioning of an upwelling ecosystem in the Southern Taiwan Strait, China[J]. Journal of Marine Systems, 2022, 226: 103666.
- [35] CHEN Y X, LIN S Q, WANG C S, et al. Response of size and trophic structure of zooplankton community to marine environmental conditions in the northern South China Sea in winter[J]. Journal of Plankton Research, 2020, 42(3): 378-393.
- [36] YUE J Q, NOMAN A M, SUN J. Kuroshio intrusion drives the *Trichodesmium* assemblage and shapes the phytoplankton community during spring in the East China Sea[J]. Journal of Oceanology and Limnology, 2021, 39(2): 536-549.
- [37] 金鑫. 黄东海浮游食物网的初步研究——基于脂肪酸标记法和碳氮稳定同位素比值法[D]. 青岛: 中国科学院研究生院(海洋研究所), 2011: 21-26.
- [38] 万祎, 胡建英, 安立会, 等. 利用稳定氮和碳同位素分析渤海湾食物网主要生物的营养层次[J]. 科学通报, 2005, 50(7): 708-712.
- [39] 张海波, 裴绍峰, 祝雅轩, 等. 初夏渤海湾初级生产力分布特征及影响因素[J]. 生态学报, 2019, 39(17): 6416-6424.

(本文编辑: 胡莹莹)

(上接第 88 页)

- [10] LI W B, FANG J P, XING Z, et al. Ecological vulnerability evaluation of Nyingchi city based on landscape pattern[J]. Bangladesh Journal of Botany, 2020, 49(3): 743-755.
- [11] CHI Y, SHI H H, WANG Y Y, et al. Evaluation on island ecological vulnerability and its spatial heterogeneity[J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 125(1/2): 216-241.
- [12] 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.
- [13] 张慈珩, 信书, 赵鹏, 等. 珠海三角岛沙滩修复工程岸滩演变数值模拟研究[J]. 中国港湾建设, 2020, 40(7): 1-5.
- [14] 田盛. 舟山岛及其附近岛屿生态脆弱性时空变化研究[D]. 杭州: 浙江海洋大学, 2021: 16-26.
- [15] 曹志勇, 郝海森, 张丽军, 等. 平原水库微污染水溶解氧含量模型反演与验证[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(10): 6023-6024.
- [16] 赵倩. 广州市黑臭水体评价模型构建及污染溯源研究[D]. 淄博: 山东理工大学, 2021: 19-28.
- [17] 叶素素, 张群眺, 逯玲燕, 等. 无居民海岛生态监视监测指标体系构建研究——以广东省三角岛为例[J]. 海洋信息, 2021, 36(3): 49-55.
- [18] 朱卫红, 苗承玉, 郑小军, 等. 基于3S技术的图们江流域湿地生态安全评价与预警研究[J]. 生态学报, 2014, 34(6): 1379-1390.
- [19] 黄华富, 戴文远, 苏木兰, 等. 海岛生态脆弱区土地利用程度空间格局演化——以福建省海坛岛为例[J]. 福建师范大学学报(自然科学版), 2016, 32(2): 92-100.
- [20] CHEN X W, LI X M, ELADAWY A, et al. A multi-dimensional vulnerability assessment of Pingtan Island (China) and Nile Delta (Egypt) using ecological Sensitivity-Resilience-Pressure (SRP) model[J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2021, 27(7): 1860-1882.
- [21] DOSSOU J F, LI X X, SADEK M, et al. Hybrid model for ecological vulnerability assessment in Benin[J]. Scientific Reports, 2021, 11(1): 2449.
- [22] SONG C W, DU H S. Spatial and temporal variations in the ecological vulnerability of Northern China[J]. Journal of Sensors, 2022: 7232830.
- [23] 雷嫦. 基于SRP模型的贵阳市生态环境脆弱性动态评价[D]. 贵阳: 贵州师范大学, 2021: 21-22.
- [24] 陈璐, 陈莉, 石梦双. 天津市郊区土壤细粒径空间分布及变异性分析[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(7): 29-34, 63.
- [25] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134.
- [26] LI X C, NIU Y, HE Q N, et al. Identifying driving factors of the runoff coefficient based on the geographic detector model in the upper reaches of Huaihe River Basin[J]. Open Geosciences, 2022, 14(1): 1421-1433.
- [27] 罗茵, 方琼玟. 三角岛推进依法依规用岛实现可持续发展——访广东省自然资源厅海岛管理工作组组长周小壮[J]. 海洋与渔业, 2019 (1): 42-45.
- [28] 徐翔宇, 李云玲, 郦建强, 等. 海岛水资源开发利用和保护研究[J]. 中国水利, 2020 (23): 44-46.
- [29] 王茜, 赵筱青, 普军伟, 等. 喀斯特山区土地利用变化对生态脆弱性的影响[J]. 山地学报, 2022, 40(2): 289-302.

(本文编辑: 曲丽梅)