

doi: 10.6046/zrzyg.2022209

引用格式: 石敏, 李慧颖, 贾明明. 基于 GEE 云平台与 Landsat 数据的山口自然保护区红树林时空变化分析[J]. 自然资源遥感, 2023, 35(2): 61–69. (Shi M, Li H Y, Jia M M. Spatio-temporal variations in mangrove forests in the Shankou Mangrove Nature Reserve based on the GEE cloud platform and Landsat data[J]. Remote Sensing for Natural Resources, 2023, 35(2): 61–69.)

基于 GEE 云平台与 Landsat 数据的山口自然保护区红树林时空变化分析

石敏^{1,2}, 李慧颖¹, 贾明明³

(1. 青岛理工大学环境与市政工程学院, 青岛 266520; 2. 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023; 3. 中国科学院东北地理与农业生态研究所中国科学院湿地生态与环境重点实验室, 长春 130102)

摘要: 针对传统的遥感数据处理方法处理数据速度慢、耗时长等缺点, 基于 GEE 云平台和 Landsat TM/OLI 遥感数据, 采用面向对象分类方法提取 2000 年、2010 年和 2020 年广西山口自然保护区红树林分布信息, 结合景观分析方法监测研究区红树林时空变化特征并揭示其驱动因素。结果表明: ①2000—2020 年, 山口自然保护区红树林面积增加约 63 hm², 其中 2010—2020 年间面积增幅较大, 约 40 hm²; ②相对于其他土地利用类型, 互花米草和滩涂与红树林的面积转化最剧烈, 20 a 间共有 152 hm²互花米草和滩涂转化为红树林, 有 122 hm²红树林转化为互花米草; ③2000—2020 年, 研究区红树林景观表现为破碎化程度减小、斑块聚集度增加、景观优势性不断扩大, 且红树林质心呈现向陆迁移的趋势; ④在影响保护区红树林面积变化的因素中, 入侵植被治理与适度的水产养殖能促进红树林面积增加, 而气候变化、外来植被入侵对红树林植物群落生长有消极影响。研究结果可为广西山口红树林湿地保护与管理提供方法借鉴和数据基础。

关键词: 红树林; GEE; 面向对象分类; 景观分析

中图法分类号: TP 79 **文献标志码:** A **文章编号:** 2097-034X(2023)02-0061-09

0 引言

红树林是生长在热带、亚热带海岸潮间带或河流入海口的湿地木本植物群落, 是海陆交界地带的特殊生态系统^[1]。红树林生态效益重大, 具有防风护岸、净化海水、提供生境、减缓全球变暖等生态作用^[2]。然而在过去的一个世纪, 人类干扰、气候变化、物种入侵等原因导致全球 2/3 的红树林遭受不可逆的破坏, 受威胁程度远高于其他森林生态系统^[3]。2015 年 9 月, 联合国峰会正式通过了《2030 年可持续发展议程》(sustainable development goals, SDGs)。该议程涵盖了 17 个全球可持续发展目标 (SDGs) 和 169 个具体目标 (Targets), 其中 SDG 6, SDG 14 和 SDG 15 中的 Target 6.6, Target 14.2, Target 14.5 和 Target 15.2 与红树林生态系统可持续发

展密切相关^[4]。可见, 红树林保护、管理和生态恢复问题备受关注。

快速准确获取红树林湿地空间分布信息, 解析其动态变化特征是红树林湿地研究和保育工作的基础^[5]。遥感技术具有易获取、观测范围广、时间尺度大、数据源种类丰富等优点^[6], 是国内外红树林湿地监测的重要技术手段。Landsat 系列卫星已连续服务于全球环境监测 50 a, 是目前在长时间序列红树林遥感监测研究中应用最多的数据源^[7]。Landsat 系列遥感影像数据已分别被应用于监测中国^[1]、深圳河河口^[8]及中越跨境区域^[9]等多地红树林面积和空间分布的变化情况, 上述研究充分证明了 Landsat 数据在国家及区域尺度红树林长时间序列遥感监测中的显著作用。

传统下载遥感数据进行处理的方法在面对大区域、长时序的时空分析时有着数据获取受限、处理速

收稿日期: 2022-05-24; 修订日期: 2022-11-21

基金项目: 国家自然科学基金青年基金项目“基于 GF-5 高光谱影像与 U-net 深度学习方法的互花米草遥感识别与潜在分布区预测”(编号: 42001383)、山东省自然科学基金青年基金项目“基于星-机-地多源遥感数据的互花米草入侵红树林湿地时空演进研究”(编号: ZR2020QD020)和中国科学院海岸带环境过程与生态修复重点实验室(烟台海岸带研究所)开放基金项目“基于国产高光谱影像与深度学习方法的黄河口互花米草遥感提取”(编号: 2020KFJJ05)共同资助。

第一作者: 石敏(1999-), 女, 硕士研究生, 研究方向为土地资源管理。Email: shimin9295@163.com。

通信作者: 李慧颖(1990-), 女, 博士, 副教授, 研究方向为滨海湿地遥感、互花米草遥感识别机理。Email: lihy@qut.edu.cn。

度慢、耗时长等劣势, Google Earth Engine (GEE) 平台可为用户提供海量多源遥感数据、大量空间分析函数以及超级计算能力, 为红树林时空动态遥感监测提供了新的思路和视角^[10]。GEE 云平台 and Landsat 卫星数据支持下的红树林时空动态监测研究已在诸多国家广泛开展, 如巴西^[11]、巴基斯坦^[12]、泰国^[13]和澳大利亚^[14]等, 上述实践论证了 GEE 云平台与 Landsat 系列卫星数据结合在长时间序列红树林遥感监测研究中的高效性和鲁棒性。广西山口自然保护区的红树林海岸是中国生物性海岸的典型代表, 具有重要的区域性乃至全球性的地位和价值。现有针对山口自然保护区红树林的研究多集中于红树林遥感信息提取, 对 2000 年以后山口红树林恢复成效评估的研究较少^[1,15]。鉴于此, 本文基于 GEE 云平台 and Landsat 系列卫星影像数据, 利用面向对象的分类方法, 解析 2000—2020 年广西山口自然保护区红树林景观格局时空变化及驱动因素, 以期为保护区红树林研究提供数据参考, 同时也为其他红树林保护区的保护和管理提供借鉴。

1 研究区概况与数据源

1.1 研究区概况

山口自然保护区 (E109°37' ~ 109°47', N21°28' ~ 21°36') 地处广西壮族自治区沙田半岛, 由东侧的英罗湾区域和西侧的丹兜海区域组成 (图 1)。该区属南亚热带湿润气候, 年均气温为 22.9 °C, 终年无霜, 年均降水量约为 1 600 mm, 相对湿度为 80% 以上; 保护区海岸外层为沙质淤泥, 有小范围的陆域土, 其余多为浅海区域内的沉积壤, 土层深厚但土质肥力较差, 海岸带多为沙地, 易受海水侵蚀^[16]。保护区内

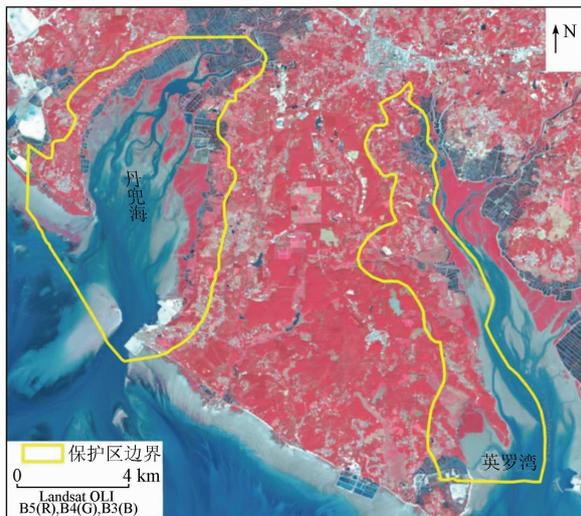


图 1 研究区示意图

Fig. 1 Location of the study area

大面积毗连的天然红树林发育良好且保存完好, 有包括红海榄、秋茄和桐花树在内的 12 种红树植物^[17]。此外, 互花米草作为一种外来入侵植被, 已在山口自然保护区内扩散并形成优势植被群落, 严重威胁本土红树林的生存。

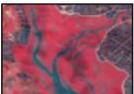
1.2 数据来源与预处理

本文采用的时间序列 Landsat TM/OLI 影像来自 GEE 数据目录。互花米草等盐沼植被在植物生长茂盛季节与红树林植被光谱相近, 对波段的吸收作用相似, 难以区分。不同的是, 红树林是常绿植物, 而以互花米草为代表的盐沼植被易受气候影响在冬季时植株叶片内的叶绿素含量降低, 导致二者光谱差别较大, 所以可以利用季节差异将两者区分开^[18]。此外, 考虑到潮汐现象会对红树林遥感影像提取结果产生影响, 本文选择成像时间为 11 月、12 月、1 月、2 月的低潮时的遥感影像。本文选取的山口自然保护区研究期内年平均气温与降水量数据均来源于 2000—2020 年广西壮族自治区统计年鉴。

在 GEE 平台上编程滤除 Landsat 影像堆栈中没有观测值的像素 (如云阴影); 基于像元级云量提取算法生成逐像元云量最小影像, 以克服研究区多云雨特征对影像分类结果的干扰; 编程进行 Landsat 影像的辐射校正和大气校正等图像预处理操作。综合考虑研究区地物类型特点及研究目的, 并参照国际 IGBP 土地利用分类系统标准 (<http://www.igbp.net/>), 制定研究区土地利用分类系统, 并根据主要地物的 Landsat 近红外、红光、绿光波段组合影像的光谱特征、纹理特征、空间分布、形状、色调等信息建立基于面向对象方法分类的解译标志 (表 1)。

表 1 研究区土地利用分类系统

Tab. 1 Land cover classification system in the study area

影像	类型	分布特征	形状	色调
红树林	海岸潮间带、河口、海湾地区	条带状或块状分布, 边界清晰, 偶有水系贯穿其中	深红色	
互花米草	海岸潮间带、河口、海湾地区	条带状或片状分布, 偶有水系贯穿其中	红褐色	
滩涂	海岸潮间带、临海分布	形状不规则	灰色系	
养殖池	沿海及河流入海口地区	矩形或网状	深蓝色或蓝色系	
人工表面	包括居住地、工业用地、海堤等	线状或块状	亮白色	

(续表)

影像	类型	分布特征	形状	色调
林地	内陆地区	连片分布	红色或深红色	
耕地	内陆地区	连片分布, 形状规则	粉色或浅褐色	
水体	包括河流、湖泊、水库、海面潮沟等	片状分布或自然弯曲	蓝色系	

2 研究方法

2.1 技术路线

本文的技术路线如图 2 所示,具体包括 4 部分:

- ①数据预处理;
- ②信息提取;
- ③动态变化分析;
- ④驱动因素分析。

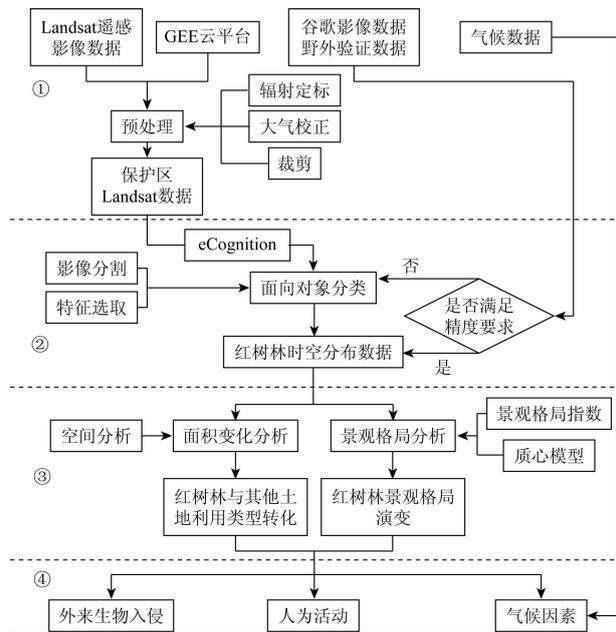


图 2 技术路线图

Fig. 2 Technology roadmap

2.2 面向对象分类

面向对象分类不同于传统的影像分类方法,它利用图像的纹理对图像进行分割,以相邻像素组成的对象作为处理单元,可以在很大程度上减少误分或漏分现象^[19]。本文以 eCognition 软件为操作平台提取研究区内各土地利用类型的空间分布信息,影像分割过程所需考虑的参数包括尺度、色调、形状、紧密度及平滑度,结合目视分析评价分割效果,确定采用的分割参数如下:影像各层占比均为 1;分割尺度为 80;形状因子为 0.7;色调为 0.3;紧密度为 0.5;平滑度为 0.5。

影像对象生成后,结合影像对象的光谱特征,创建图像信息提取规则集并确定相应阈值。红树林是常绿植物,植被光谱特征明显,表现为归一化植被指数(normalized difference vegetation index, NDVI)值远大于水面、养殖池和人工表面;与耕地、林地等其他植被类型相比,红树林的归一化差值水体指数(normalized difference water index, NDWI)值较大;此外,归一化差值池塘指数(normalized difference pond index, NDPI)、居民地指数(ratio resident - area index, RRI)和色调指数(Hue)用以区分研究区水体、养殖池、人工表面、林地和耕地^[20-21]。

2.3 质心模型

本研究用质心迁移趋势图表征红树林景观重心的空间变化情况,其中质心的移动距离可以反映出观察期内变化的红树林与原来分布位置的接近程度^[22],而红树林质心位置的变化可以反映红树林的空间生长趋势。其计算公式为:

$$X_t = \sum_{i=1}^n (C_{ij} X_{ij}) / \sum_{j=1}^n C_{ij} \quad (1)$$

$$Y_t = \sum_{i=1}^n (C_{ij} Y_{ij}) / \sum_{j=1}^n C_{ij} \quad (2)$$

式中: X_t 和 Y_t 分别为第 t 年红树林质心的经度和纬度坐标; C_{ij} 为第 t 年第 j 个红树林斑块的面积; X_{ij} 和 Y_{ij} 分别为第 t 年第 j 个红树林斑块的经度和纬度坐标; n 为年数。

2.4 景观格局指数

景观格局指数可高度浓缩景观格局信息,进而定量分析景观结构组成及空间配置特征^[23]。利用各种指标分析景观格局的动态演变情况对于揭示某种土地利用类型变化的规律和内在机制具有重要意义。本文使用 Fragstas4.2 软件进行景观指数定量计算,选取的景观格局指数包括斑块数(number of patches, NP)、斑块密度(patch density, PD)、最大斑块指数(largest patch index, LPI)、平均斑块面积(mean patch area, AREA_MN)、聚合度指数(aggregation index, AI)和斑块占景观比例(percentage of landscape, PLAND),具体如表 2 所示。

表 2 景观格局指数及其含义

Tab. 2 Landscape indices and its implications

指数	公式 ^①	含义
NP/个	$NP = N$	衡量景观的破碎程度
PD/(个·hm ⁻²)	$PD = NP/A$	衡量景观的破碎程度
LPI/%	$LPI = \max_{j=1}^m a_{ij}/A$	第 i 类景观最大斑块面积占总面积的比例
AREA_MN/hm ²	$AREA_MN = CA/NP$	表征景观的破碎程度,其值越大,斑块越完整

(续表)

指数	公式 ^①	含义
AI/%	$AI = \frac{g_{ii}}{\max g_{ii}} \times 100$	反映景观斑块之间的聚散程度,值越大,空间聚集度越高
PLAND/%	$PLAND = \frac{\sum a_{ij}}{A} \times 100$	某景观的面积占全部景观面积的比例

① N 为某类景观的斑块数; A 为景观总面积; a_{ij} 为第 i 类景观的第 j 个斑块的面积; CA 为某类景观斑块总面积; g_{ii} 为第 i 类景观的相似邻接斑块数。

3 结果与分析

3.1 遥感信息提取结果精度评价

本文采用混淆矩阵法检验分类结果精度,基于野外实测及谷歌地球高分辨率卫星数据获取 300 个验证点对提取的土地利用信息进行精度验证,通过目视解译判别样本点属性,最终得到 2000 年、2010 年和 2020 年各土地利用类型的总体分类精度及 Kappa 系数,均满足本研究对数据精度的需求,其中 2020 年的总体分类精度为 88.67%, Kappa 系数为 0.87,说明分类结果精度较高,符合应用要求。

3.2 红树林湿地时空变化特征分析

3.2.1 红树林湿地面积变化

研究区各土地利用类型空间分布信息如图 3 所示。经统计,2000 年,山口自然保护区红树林面积约为 546 hm^2 ,其中丹兜海区域红树林面积较大;互花米草面积约 115 hm^2 ,主要分布于红树林向海前缘的滩涂上;养殖池面积为 896 hm^2 ,主要分布范围在丹兜海近海地区,面积较大且分布连续。2010 年,保护区红树林面积增加至 569 hm^2 ,英罗湾区域和丹兜海区域内的红树林均向海前缘地区生长,斑块面积进一步扩大;互花米草在丹兜海区域的分布范围明显扩大,面积增长至 228 hm^2 ;养殖池面积为 1 057 hm^2 。2020 年,保护区红树林面积约为 609 hm^2 ,较 2000 年增加 63 hm^2 ,红树林有向养殖池周边扩张的趋势,其中丹兜海海域东侧红树林沿岸分布减少,英罗湾区域的红树林面积显著增加;互花米草面积为 376 hm^2 ,除滩涂外开始向上游河口泥滩处扩散,但增长速率开始减慢;养殖池面积为 1 131 hm^2 ,增加幅度较上一阶段有所减小。

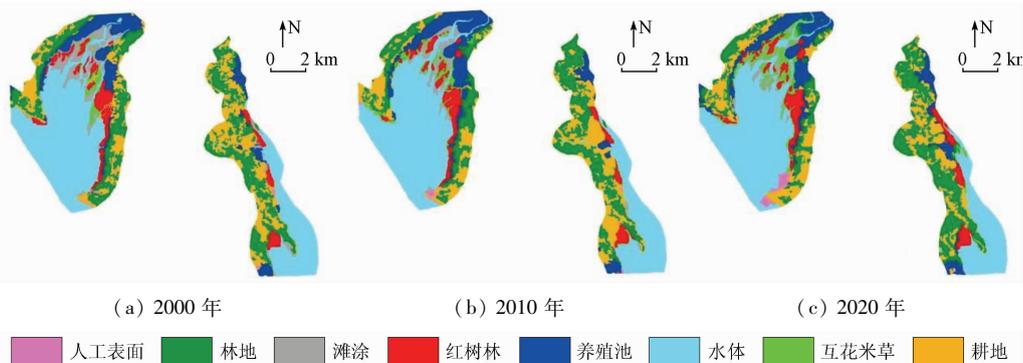


图 3 2000—2020 年研究区红树林及其他土地利用类型分布

Fig. 3 Distribution of mangrove forest and other land – cover types in the study area from 2000 to 2020

3.2.2 红树林与其他土地利用类型的转化

本文分析了不同时间段红树林与其他土地利用

类型之间的转化情况(图 4)。2000—2020 年,红树林转出面积为 171 hm^2 ,其中约有 122 hm^2 的红树林

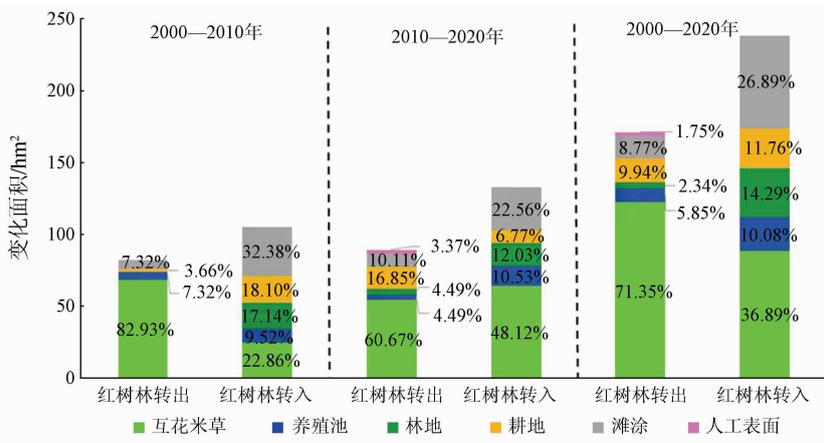


图 4 研究区红树林与其他土地利用类型间的相互转化

Fig. 4 Conversion between mangrove forest and other land cover types in the study area

转化为互花米草,占红树林减少总量的 71.35%,其次为耕地和滩涂,分别占红树林转出面积的 9.94% 和 8.77%;研究期内红树林转入面积为 238 hm²,其中互花米草占比最大,约有 88 hm²的互花米草转化为红树林,其次为滩涂,转化为红树林的面积为 64 hm²。分阶段来看,2000—2010 年,研究区内红树林转出面积为 82 hm²,其中有 68 hm²红树林转化为互花米草,占红树林减少总量的 82.93%,其次为滩涂和养殖池,面积均为 6 hm²;同期其他土地利用类型转入红树林的面积为 105 hm²,其中互花米草和滩涂占比较大,面积分别为 24 hm²和 34 hm²。2010—2020 年,研究区内红树林转出面积为 89 hm²,该期互花米草入侵红树林态势稍减,但仍有 54 hm²红树林转化为互花米草,占同期红树林转出量的 60.67%;其次为耕地和滩涂,面积分别为 15 hm²和 9 hm²;同期其他土地利用类型转入红树林面积为 133 hm²,其中互花米草转化为红树林的面积为 64 hm²,占比增加至 48.12%,滩涂转化为红树林的面积约 30 hm²,较上一阶段转化速率增快。上述结果表明,山口自然保护区红树林的消长与该区互花米草入侵红树林生态位及红树林在滩涂上的繁衍生长密切相关。

3.3 红树林湿地景观格局演变分析

3.3.1 红树林景观格局指数变化

本文分别分析保护区东西两侧区域内的红树林景观格局演变情况,并计算景观格局指数(表 3)。2000—2020 年,丹兜海区域 NP 和 PD 先增加后减小,AREA_MN 先减小后增加,表明 2000—2010 年红树林斑块破碎化程度加剧,但在 2010—2020 年斑块整体性有所提高,破碎化程度降低。20 a 间,该区域红树林 PLAND 小幅增加,表明红树林总面积在增加;红树林 LPI 不断增大,表征其景观优势性不断

扩大;AI 不断增加,说明红树林斑块之间的集聚性在增加。

表 3 2000—2020 年区域研究区红树林景观格局指数变化
Tab. 3 Landscape indices of mangrove forest in the study area from 2000 to 2020

分区	年份	NP/个	PD/(个·hm ⁻²)	AREA_MN/hm ²	PLAND/%	LPI/%	AI/%
丹兜海区域	2000 年	17	0.29	23.50	6.82	1.83	90.63
	2010 年	26	0.44	15.70	6.91	3.01	90.88
	2020 年	21	0.36	19.26	6.97	3.10	90.90
英罗湾区域	2000 年	3	0.09	48.75	4.14	1.73	94.16
	2010 年	3	0.09	53.46	4.55	2.05	94.33
	2020 年	4	0.11	51.19	5.81	2.31	94.63

英罗湾区域的红树林 NP 和 PD 在 2000—2010 年基本不变,仅在 2010—2020 年新增了 1 个斑块。AREA_MN 在 2000—2010 年显著增加,说明该时段内红树林面积增幅较大,斑块数量扩张导致 AREA_MN 在 2010—2020 年间有所减小。20 a 间,红树林 PLAND 和 LPI 显著增加,表明该区域红树林斑块面积增加且景观优势性不断增大;AI 呈现不断增加的趋势,表明该区域红树林景观集聚度有所增强。

对比来看,英罗湾区域的红树林景观斑块数量较少、集聚度较强、斑块面积增幅较大;丹兜海区域尽管红树林景观总面积及聚合度处于增加的状态,但斑块破碎化程度仍然较高。

3.3.2 红树林质心迁移趋势

本文分别对英罗湾区域、丹兜海区域以及保护区整体红树林进行质心迁移分析,结果如图 5 所示。2000—2020 年,由于英罗湾区域红树林面积和景观优势性增加显著,保护区内整体红树林的质心处于不断向东迁移的趋势。分区来看,2000—2010 年丹兜海东岸红树林斑块面积增大,2010—2020 年海域

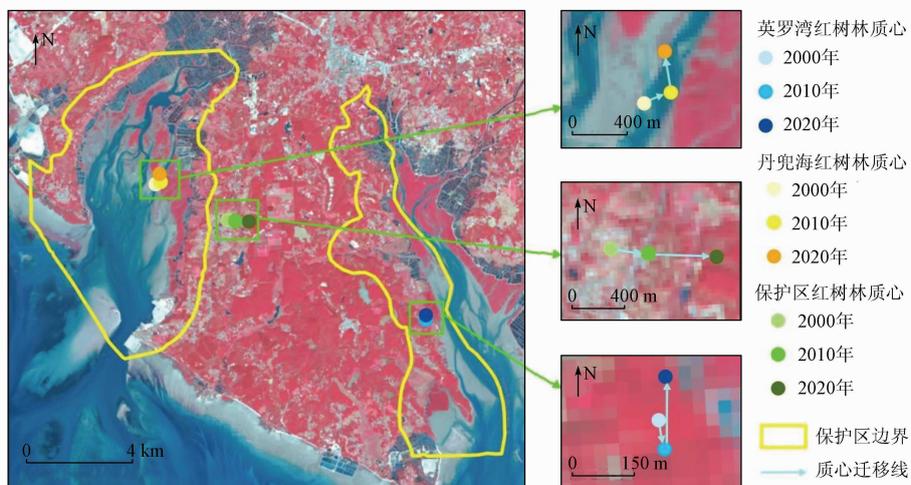


图 5 2000—2020 年红树林质心迁移空间分布

Fig. 5 Spatial distribution of mangrove centroid migration from 2000 to 2020

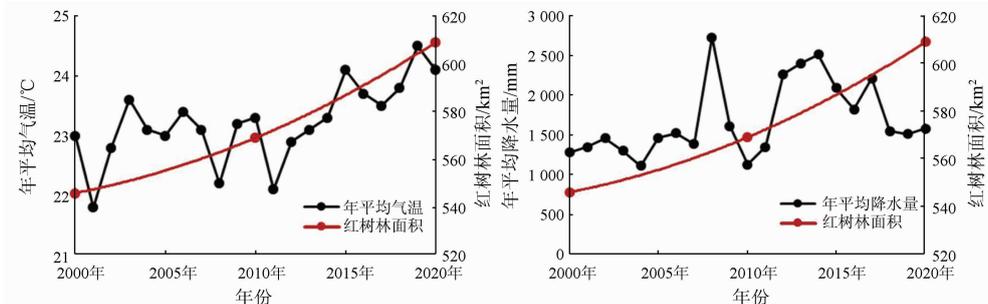
北部的红树林整体性提高并向海滩前缘和河流上游河口处扩散,使得丹兜海区域红树林景观质心经历了先向东北方向迁移再向西北方向迁移的过程,总体向北迁移。2000—2010 年英罗湾区域南部的红树林斑块面积增幅较大,2010—2020 年该区域中部和北部的红树林面积扩张明显且有向陆扩张的趋势,表现为红树林质心先向东南方向迁移后向正北方向迁移。

4 驱动因素讨论

4.1 气候因素

现有研究表明,气候变化导致的海平面上升是对红树林生存和繁衍具有最大威胁的自然因素^[1]。本文探讨了山口自然保护区所在地级市 2000—

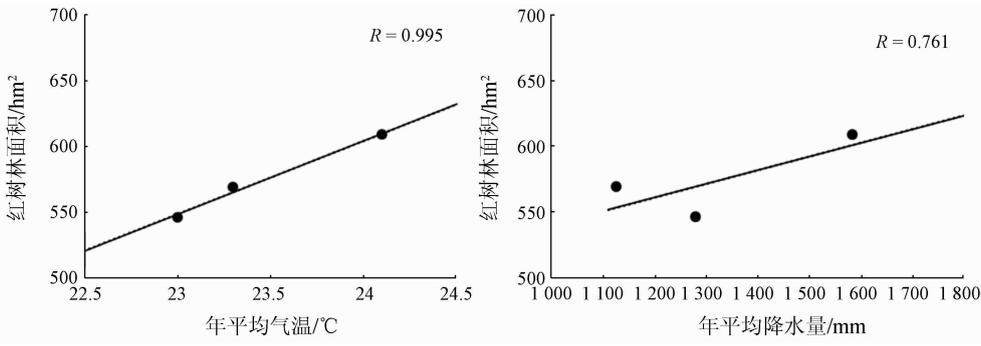
2020 年的年平均气温和降水量与红树林面积的相关关系(图 6 和图 7),结果表明,20 a 间,随着该地年平均气温和降水量的上升,红树林面积呈现增加的趋势。年平均气温与红树林面积之间的 Pearson 线性相关系数为 0.99,通过了 1% 水平的显著性检验,表明存在极显著的正相关关系;年平均降水量与红树林面积之间的 Pearson 线性相关系数为 0.76,通过了 5% 水平的显著性检验,显示正相关的线性关系,且具有显著相关性。温度的适度升高,可能会对植物生长有促进作用,但每种植物都有进行光合作用的最适温度,当温度超过一定限度时光合作用就会停止^[24]。此外,年平均气温与年降水量持续升高可能会助长海平面上升,从而淹没海滩,使得红树林生长的适宜生境减少。



(a) 年平均气温与红树林面积变化曲线 (b) 年平均降水量与红树林面积变化曲线

图 6 研究区年平均气温、降水量与红树林面积变化曲线

Fig. 6 Annual mean temperature, precipitation and mangrove changes in the study area



(a) 年平均气温与红树林面积的 Pearson 关系 (b) 年平均降水量与红树林面积的 Pearson 关系

图 7 研究区年平均气温、降水量与红树林面积之间的 Pearson 关系分析

Fig. 7 Pearson analysis between annual mean temperature, precipitation and mangrove in the study area

4.2 人为活动

红树林生态系统分布于人为干扰强度较大的沿海地区,人为活动对其分布产生直接影响。由于经济发展,广西沿海地区被大量开垦为人工湿地和人工表面,养殖业的发展使得沿海地带养殖池建设面积急剧增加。一般认为,养殖池面积增加会对红树林生存不利,一方面,养殖池的建设要占用大量滩涂,红树林的生存空间会缩减;另一方面养殖业排

放的污水、废渣会威胁到红树林的健康生长^[25]。但是本文研究结果显示,丹兜海区域养殖池外围增加了新的红树林斑块,且先前的红树林斑块面积有所扩大(图 8)。分析原因可能是水产养殖排放的污水含有丰富的营养元素,被作为营养物质吸收从而促进了红树林的生长^[1]。但当养殖池数量不断增加或养殖污水排放过多时也会威胁到红树林的生存,例如 20 世纪 90 年代初,对虾养殖技术在广西盛行,

大量的海湾和海湾被开辟为养殖塘,山口保护区周边约2 000亩^①红树林被摧毁^[26]。

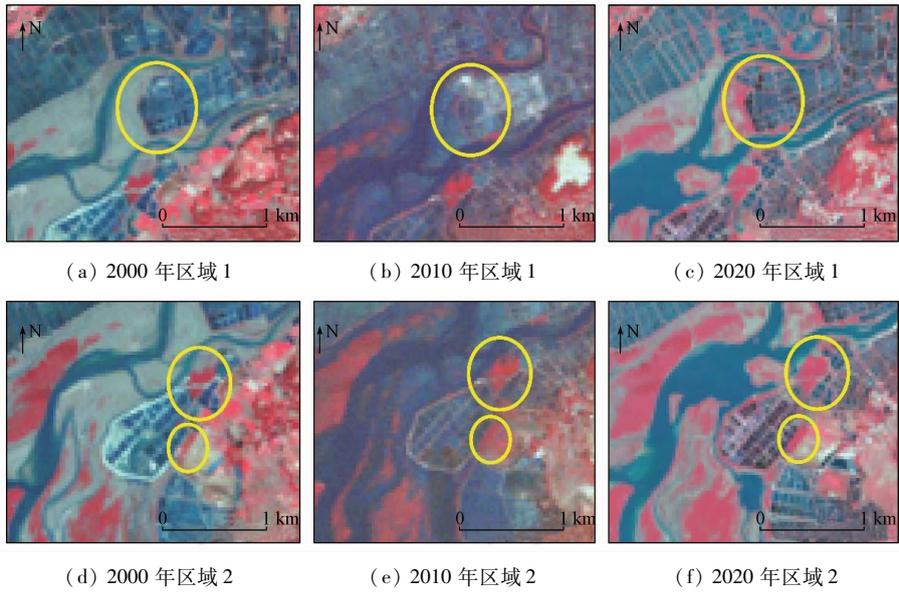


图8 研究区内养殖池周边红树林变化

Fig. 8 Changes of mangrove around aquaculture ponds in the study area

4.3 外来植被入侵

本文的研究结果表明互花米草入侵红树林生态位是红树林面积减少的重要因素之一,图9为各时期保护区内互花米草侵占红树林生长区的典型示例。从人们意识到入侵植被的危害以后,地方政府

便加大了对互花米草等外来入侵植被的治理工作,由图4可知,互花米草在保护区红树林转入面积中的贡献最大,且20 a来其入侵的速率也大幅降低,这对保障红树林的繁衍和生存是极为有利的。

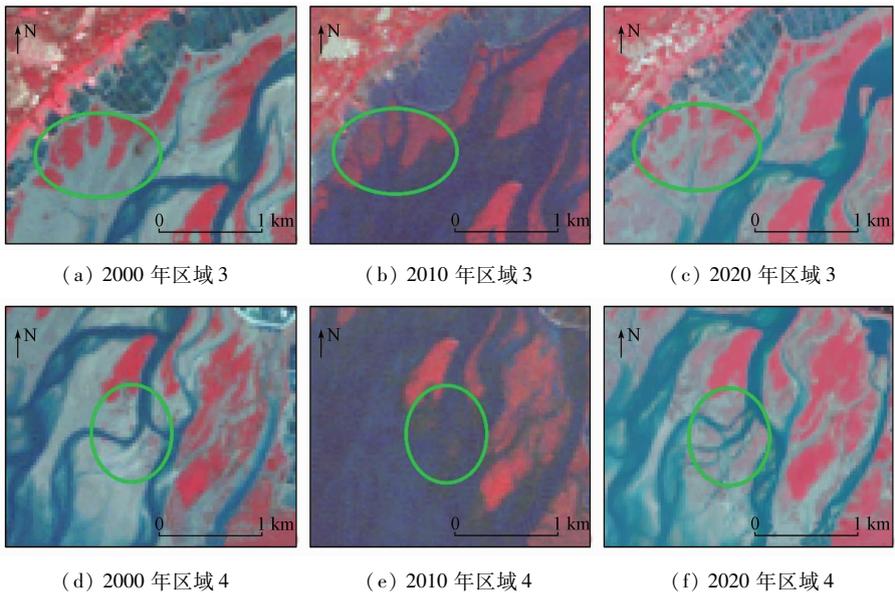


图9 互花米草扩张侵占红树林生长区

Fig. 9 Spartina expands and encroaches on mangrove growing areas

5 结论

本文利用Landsat系列卫星数据,基于GEE云

平台和面向对象分类方法,结合质心迁移、景观格局指数探究了2000—2020年山口自然保护区红树林湿地时空动态变化及驱动因素,采用混淆矩阵法验证了分类精度。

① 1亩≈666.67 m²。

20 a 间,山口自然保护区红树林湿地面积增加了 63 hm²,其中 2010—2020 年间面积增幅较大;互花米草和滩涂与红树林的相互转化对于红树林面积变化的影响最大;保护区红树林斑块之间的聚集度在增加,景观优势性不断扩大;红树林景观质心呈向陆迁移的趋势。温度和降水量变化与红树林面积变化有较强的相关性,生物入侵会对红树林的生长产生负面影响,而入侵植被治理及适度的养殖池建设对红树林生长有促进作用。

由于数据获取的局限性,本文更多地采用定性方法分析保护区红树林时空变化的驱动因素,今后将注重收集有关数据,建立影响红树林生长和分布的各个指标模型,以定量分析红树林景观变化的驱动因素。近年来山口红树林保护成效显著,但依然面临着生物多样性降低、生境紧邻人类活动地、外来物种入侵等问题,未来需进一步加强山口自然保护区红树林湿地生态系统的保护和管理工作。

参考文献 (References):

- [1] 贾明明. 1973—2013 年中国红树林动态变化遥感分析 [D]. 长春:中国科学院研究生院东北地理与农业生态研究所,2014.
Jia M M. Remote sensing analysis of China's mangrove forests dynamics during 1973 to 2013 [D]. Changchun: University of Chinese Academy of Sciences,2014.
- [2] 王浩,任广波,吴培强,等. 1990—2019 年中国红树林变迁遥感监测与景观格局变化分析 [J]. 海洋技术学报,2020,39(5): 1-12.
Wang H, Ren G B, Wu P Q, et al. Analysis on the remote sensing monitoring and landscape pattern change of mangrove in China from 1990 to 2019 [J]. Journal of Ocean Technology, 2020, 39(5): 1-12.
- [3] 杨盛昌,陆文勋,邹祯,等. 中国红树林湿地:分布、种类组成及其保护 [J]. 亚热带植物科学,2017,46(4): 301-310.
Yang S C, Lu W X, Zou Z, et al. Mangrove wetlands: Distribution, species composition and protection in China [J]. Subtropical Plant Science, 2017, 46(4): 301-310.
- [4] 贾明明,王宗明,毛德华,等. 面向可持续发展目标的中国红树林近 50 年变化分析 [J]. 科学通报,2021,66(30): 3886-3901.
Jia M M, Wang Z M, Mao D H, et al. Spatial-temporal changes of China's mangrove forests over the past 50 years: An analysis towards the sustainable development goals (SDGs) [J]. Chinese Science Bulletin, 2021, 66(30): 3886-3901.
- [5] Jia M M, Wang Z M, Li L, et al. Mapping China's mangroves based on an object-oriented classification of Landsat imagery [J]. Wetlands: The Journal of the Society of Wetland Scientists, 2014, 34(2): 277-283.
- [6] Murray N J, Keith D A, Bland L M, et al. The role of satellite remote sensing in structured ecosystem risk assessments [J]. Science of the Total Environment, 2018, 619-620: 249-257.
- [7] 李春干,谭必增. 红树林资源调查的遥感图象处理方法研究 [J]. 中南林业调查规划,2003(2): 24-27.
- [8] Li C G, Tan B Z. A study on remote sensing image processing approaches for mangrove inventory [J]. Central South Forest Inventory and Planning, 2003(2): 24-27.
- [9] 李天宏,赵智杰,韩鹏. 深圳河口红树林变化的多时相遥感分析 [J]. 遥感学报,2002(5): 364-369, 403.
Li T H, Zhao Z J, Han P. Detection and analysis of mangrove changes with multitemporal remotely sensed imagery in the Shenzhen River estuary [J]. National Remote Sensing Bulletin, 2002(5): 364-369, 403.
- [10] 王武霞,苏奋振,冯雪,等. 中越北部湾红树林差异性研究 [J]. 地球信息科学学报,2017,19(2): 264-272.
Wang W X, Su F Z, Feng X, et al. Study on the difference of mangrove in Beibu Bay between China and Vietnam [J]. Journal of Geo-Information Science, 2017, 19(2): 264-272.
- [11] 楚丽霞. 利用遥感卫星数据云平台研究人类活动对沿海环境的影响 [D]. 北京:中国地质大学(北京),2019.
Chu L X. Anthropogenic influence on coastal environment using satellite cloud-based platform [D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2019.
- [12] Diniz C, Cortinhas L, Nerino G, et al. Brazilian mangrove status: Three decades of satellite data analysis [J]. Remote Sensing, 2019, 11(7): 808.
- [13] Gilani H, Naz H I, Arshad M, et al. Evaluating mangrove conservation and sustainability through spatiotemporal (1990—2020) mangrove cover change analysis in Pakistan [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2021, 249: 107128.
- [14] Pimple U, Simonetti D, Hinks I, et al. A history of the rehabilitation of mangroves and an assessment of their diversity and structure using Landsat annual composites (1987—2019) and transect plot inventories [J]. Forest Ecology and Management, 2020, 462: 118007.
- [15] Chamberlain D A, Phinn S R, Possingham H P. Mangrove forest cover and phenology with Landsat dense time series in central Queensland, Australia [J]. Remote Sensing, 2021, 13(15): 3032.
- [16] 朱耀军,郭菊兰,武高洁,等. 近 20 年来英罗湾红树林景观过程及周边土地利用/覆盖变化 [J]. 北京林业大学学报,2013, 35(2): 22-29.
Zhu Y J, Guo J L, Wu G J, et al. Mangrove landscape changing process and land use coverage change of its surrounding areas in Yingluo Bay, southern China during the past 20 years [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2013, 35(2): 22-29.
- [17] 莫创荣,李彦,李小明,等. 英罗港红树林保护分区景观指数的粒度效应 [J]. 科学技术与工程,2012,12(26): 6725-6730, 6742.
Mo C R, Li Y, Li X M, et al. Grain size effect on landscape pattern indexes of Yingluo Mangrove Nature Reserve [J]. Science Technology and Engineering, 2012, 12(26): 6725-6730, 6742.
- [18] 陈光华,何海鲲. “红树碧绿 乌坭雪白”——山口国家级红树林生态自然保护区 [J]. 中国生物圈保护区,1995(3): 47-48.
Chen G H, He H K. “Mangrove green and unni white”: Shankou National Mangrove Ecological Nature Reserve [J]. China Biosphere Reserve, 1995(3): 47-48.
- [19] 黄冠闽. 漳江口红树林区互花米草的生长特性及其与秋茄的相对竞争力 [D]. 厦门:厦门大学,2009.

- Huang G M. The growth characteristics of *spartina alterniflora* and relative competitive ability with *kandelia obovata* in mangrove areas of Zhangjiang Estuary[D]. Xiamen: Xiamen University, 2009.
- [19] Walter V. Object – based classification of remote sensing data for change detection[J]. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2004, 58: 225 – 238.
- [20] Lacaux J P, Tourre Y M, Vignolles C, et al. Classification of ponds from high – spatial resolution remote sensing; Application to Rift Valley fever epidemics in Senegal[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2006, 106(1): 66 – 74.
- [21] 李慧颖, 李晓燕, 贾明明, 等. 2013年三江平原北部洪水对沼泽湿地景观的影响[J]. *湿地科学*, 2015, 13(3): 344 – 349.
- Li H Y, Li X Y, Jia M M, et al. Impacts of summer flood occurred in north of Sanjiang Plain in 2013 on landscape of marshes[J]. *Wetland Science*, 2015, 13(3): 344 – 349.
- [22] 崔丽娟, 李伟, 张曼胤, 等. 福建洛阳江口红树林湿地景观演变及驱动力分析[J]. *北京林业大学学报*, 2010, 32(2): 106 – 112.
- Cui L J, Li W, Zhang M Y, et al. Changes in landscape pattern of mangrove wetlands and their driving force in the Luoyang River estuary, Fujian Province[J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2010, 32(2): 106 – 112.
- [23] 刘明月. 中国滨海湿地互花米草入侵遥感监测及变化分析[D]. 北京: 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 2018.
- Liu M Y. Remote sensing analysis of *spartina alterniflora* in the coastal areas of China during 1999 to 2015[D]. Northeast Institute of Geography and Agroecology, Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2018.
- [24] 卢昌义, 林鹏, 叶勇, 等. 全球气候变化对红树林生态系统的影响与研究对策[J]. *地球科学进展*, 1995(4): 341 – 347.
- Lu C Y, Lin P, Ye Y, et al. Effects of global climate change on mangrove ecosystem and research countermeasures[J]. *Advances in Earth Science*, 1995(4): 341 – 347.
- [25] 路春燕, 高弋斌, 陈远丽, 等. 基于RS/GIS的泉州湾红树林湿地时空动态变化分析[J]. *森林与环境学报*, 2019, 39(2): 143 – 152.
- Lu C Y, Gao Y B, Chen Y L, et al. Dynamic change analysis of mangrove swamps based on RS/GIS in Quanzhou Bay[J]. *Journal of Forest and Environment*, 2019, 39(2): 143 – 152.
- [26] 林佳. 守护绿色的“海岸卫士”——广西山口红树林保护发展记[J]. *中国减灾*, 2018(16): 22 – 27.
- Lin J. The “coast guard” of protecting green: Record of mangrove protection and development in Shankou, Guangxi[J]. *Disaster Reduction in China*, 2018(16): 22 – 27.

Spatio – temporal variations in mangrove forests in the Shankou Mangrove Nature Reserve based on the GEE cloud platform and Landsat data

SHI Min^{1,2}, LI Huiying¹, JIA Mingming³

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Qingdao University of Technology, Qingdao 266520, China; 2. College of Geography, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 3. Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China)

Abstract: Conventional processing methods for remote sensing data are inefficient and time – consuming. Using the object – oriented classification method this study extracted the distribution of mangrove forests of 2000, 2010, and 2020 in the Shankou Mangrove Nature Reserve in Guangxi based on the GEE cloud platform and Landsat TM/OLI remote sensing data. Then, this study monitored the spatio – temporal variations in mangrove forests in the study area in combination with the landscape analysis method and revealed their driving factors. The results are as follows: ① During 2000—2020, the mangrove forests in the study area increased by about 63 hm², including a significant increase of about 40 hm² during 2010—2020; ② Compared with other land use types, the mangrove forests showed the most intense conversion with *spartina alterniflora* areas and mudflats, with 152 hm² of *spartina alterniflora* areas and mudflats being converted to mangrove forests and 122 hm² of mangrove forests being converted to *spartina alterniflora* areas over the 20 years; ③ During 2000—2020, the mangrove landscape in the study area showed decreased fragmentation, increased patch aggregation, continuously expanded landscape dominance, and landward migration of the mangrove forest centroid; ④ Among the factors affecting the area of mangrove forests in the nature reserve, the control of invasive vegetation and moderate aquaculture can increase the area of mangrove forests, while climate changes and invasive vegetation had adverse effects on the growth of mangrove forests. The results of this study will provide a method reference and data basis for the conservation and management of mangrove wetlands in Shankou, Guangxi.

Keywords: mangrove forest; GEE; object – oriented classification; landscape analysis

(责任编辑: 张仙)