

引用格式: 马昇鑫, 周玲玲, 王晋, 等. 基于遥感的湛江红树林保护区生态系统时空变化特征[J]. 资源科学, 2022, 44(12): 2580–2593. [Ma S X, Zhou L L, Wang J, et al. Spatiotemporal characteristics of Zhanjiang Mangrove Nature Reserve ecosystem based on remote sensing[J]. Resources Science, 2022, 44(12): 2580–2593.] DOI: 10.18402/resci.2022.12.15

# 基于遥感的湛江红树林保护区生态系统 时空变化特征

马昇鑫<sup>1</sup>, 周玲玲<sup>1</sup>, 王晋<sup>2</sup>, 余静<sup>1</sup>

(1. 中国海洋大学海洋与大气学院, 青岛 266100; 2. 山东建筑大学资源与环境创新研究院, 济南 250101)

**摘要:**红树林是中国重要的蓝色碳汇之一, 由于人为破坏导致其面积骤减, 对中国蓝碳储量造成重大损失。本文使用监督分类的方法, 解译了湛江红树林国家级自然保护区在1990年、2000年、2010年以及2020年4个时间节点的Landsat卫星遥感影像数据, 分析了保护区红树林面积与生境破碎度等参数的动态变化及分布特征。研究发现: ①湛江红树林自然保护区面积整体呈先减少后增加的变化趋势, 建立保护区对红树林面积恢复有重要意义; ②本文划分的4个核心区面积变化与保护区整体有所不同, 其中, 高桥核心区、营仔核心区和雷州市东岸核心区红树林修复取得了较好的效果, 面积增长显著且破碎化程度有明显降低; 而通明湾核心区由于受到水产养殖的影响, 修复效果欠佳。同时, 本文结合当地历史资料和文献资料分析了影响湛江红树林面积变化的主要因素, 为保护区未来发展提出了相应的对策建议。

**关键词:** 遥感; 监督分类; 动态变化; 分布特征; 生境破碎度; 湛江红树林保护区

DOI: 10.18402/resci.2022.12.15

## 1 引言

红树林是指生长在热带和亚热带海岸潮间带, 以红树植物为主的常绿灌木或乔木组成的木本生物群落, 具有稳固海岸线、防风护堤、净化水质等功能<sup>[1]</sup>。1956—1997年间, 中国红树林海岸曾遭受大面积破坏, 面积一度减少了2/3<sup>[2]</sup>。红树林植被面积是评估红树林现状的一个重要指标, 传统的调查方法获取信息周期长, 需要大量人力、物力, 且存在一定的危险性。相比传统调查方法, 遥感方法具有覆盖范围广以及可重复访问的特征<sup>[3]</sup>, 在调查与监测红树林生态系统方面具有准确、快速、成本低等优势<sup>[4]</sup>。

与其他遥感数据相比, Landsat系列遥感数据具

有较长的时间尺度特征, 满足宏观尺度红树林面积监测与分析的需求, 因此得以广泛应用<sup>[5]</sup>。例如, Roy等<sup>[6]</sup>借助Landsat遥感影像绘制和监测印度奥里萨邦海岸30年来的红树林变化, 分析了该地区红树林保护的有效性; Elmahdy等<sup>[7]</sup>使用Landsat遥感影像分析了阿联酋1990—2019年红树林动态变化情况。在这些研究中, 红树林地图的绘制为沿海管理组织的红树林保护与修复提供了技术支撑。近10年来, 国内学者也多次使用Landsat数据对中国红树林进行监测与分析。虽然不同学者采用不同核算方法得出的红树林面积存在一定差异, 但总体来说均认为中国红树林面积呈先减小后增加的趋势<sup>[8–10]</sup>。

已有研究表明, 建立自然保护区是保护和管理

收稿日期: 2022-07-31; 修订日期: 2022-11-03

基金项目: 国家自然科学基金青年项目(42107496); 海南省院士创新平台科研专项(YSPTZX202149); 山东建筑大学博士科研基金项目(X20192Z)。

作者简介: 马昇鑫, 男, 河南镇平人, 硕士研究生, 研究方向为海域资源评估与海岸带管理。E-mail: shengxin1220@163.com

通讯作者: 周玲玲, 女, 浙江临海人, 副教授, 主要研究方向为海岸带生态修复。E-mail: linglingzhou@126.com

2022年12月

红树林生态系统的有效措施之一<sup>[11-13]</sup>。但也有相关研究发现,无序地建立保护区并不能有效保护红树林,其管理有效性可能随时间逐渐下降,这一问题在发展中国家更为突出<sup>[14]</sup>。因此,如何科学地建立保护区来保护红树林这一珍贵的生态系统值得探讨。

湛江红树林国家级自然保护区(后文简称保护区)是中国6个国家级红树林自然保护区中面积最大的,面积占比高达35.7%<sup>[15]</sup>。其红树林沿着雷州半岛边缘分布,且分块较多。目前已有不少基于不同遥感技术或相关算法对湛江红树林自然保护区面积变化的监测分析研究,为保护区红树林修复与管理提供了参考,并且丰富了红树林遥感分析的方法,但监测分析的对象大多是保护区中红树林分布较为集中的核心区域<sup>[16-18]</sup>;同时,也缺乏对湛江红树林自然保护区的时空变化特征分析<sup>[8]</sup>。

综上,本文基于Landsat遥感影像,选取1990年、2000年、2010年、2020年共4个时间点,对湛江红树林自然保护区成立近30年来的红树林面积变化情况进行分析,同时对保护区内红树林斑块数量进行统计,分析保护区内红树林破碎化程度。本文在前人绘制的中国红树林分布地图的基础上,采用波段组合和监督分类相结合的方法,实现对湛江红树林自然保护区面积准确、可靠的监测,分析影响其面积变化的主要因素,为湛江红树林自然保护区管理以及修复提供建议。

## 2 研究区域概况

湛江红树林自然保护区位于中国大陆最南端的广东省湛江市,与海南岛隔海相望。广东省红树林面积长期位居全国第一<sup>[19]</sup>,湛江红树林占广东省红树林面积的60%以上,为6500 hm<sup>2</sup>左右<sup>[20]</sup>。保护区气候为亚热带季风气候,年平均气温为23℃,年平均降雨量1417~1802 mm<sup>[21]</sup>。保护区始建于1990年,成立之初保护区保护范围仅限于廉江高桥地区的红树林,在1997年获批成为国家级自然保护区后,其管辖区域扩展到整个雷州半岛红树林区域。保护区地理位置见图1。

## 3 数据和方法

### 3.1 数据来源

本文所用遥感影像数据均来自美国地质勘探

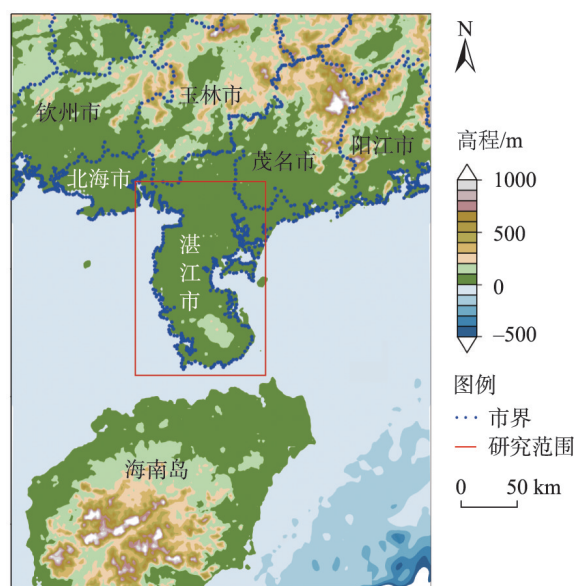


图1 保护区位置示意图

Figure 1 Location of the Zhanjiang Mangrove Nature Reserve

局官网(<https://earthexplorer.usgs.gov/>),选取了1990年、2000年、2010年、2020年共4个时间点的Landsat level 1级数据,该数据经过了精准的地形校正,几何畸变较小<sup>[22]</sup>。其中,1990年和2010年遥感数据来源为Landsat 5,2000年为Landsat 7,2020年为Landsat 8。为满足红树林监测需求,每一景选取的遥感影像的云覆盖率均<10%。同时,本文收集了湛江市最新岸线数据和有关学者在2015年绘制的中国红树林分布数据<sup>[23]</sup>。

### 3.2 数据处理方法

首先,对遥感影像进行大气校正和辐射定标,减小因大气和传感器本身造成的误差。然后,对处理后的影像进行镶嵌和裁剪,获得整个湛江市遥感影像。为消除陆地植被对结果的影响,根据红树林生长区域和湛江市的岸线数据,本文以岸线为基准将向陆一侧1.5 km范围划定缓冲区<sup>[16]</sup>,并对河流密集区域出现的缓冲区重叠部分进行删除。

使用遥感技术分析红树林分布情况的关键在于对红树林的识别,目前常用的方法有监督分类法、非监督分类法、面向对象分类法等<sup>[24-27]</sup>。其中,监督分类是一种较为常用的分类方法,它适用于对识别物位置有先验知识的情况,虽然在处理时工作量较大,但其分类结果精度高且与实际吻合度高<sup>[5]</sup>。

本文在前人研究的基础上,将波段组合和监督分类相结合,根据区分红树林和其他地物的最佳组合波段,并结合 Google Earth 平台高清卫星影像,在红树林分布区划分训练样本,使用最大似然判别法对湛江红树林自然保护区进行分类。将研究区域划分为6类,包括红树林、水体、其他植被、养殖用地、建设用地和滩涂。

图2从左至右依次是近红外波段、红波段和绿波段组合,红波段、绿波段和蓝波段组合,近红外波段、短波红外和蓝波段组合时,卫星影像显示效果图。对比可知图2c的波段组合效果最佳,红树林呈现深红色,而陆地植被显示为橙黄色。因此,选择近红外波段、短波红外和蓝波段组合的遥感影像可以将红树林和陆地植被有效分离,减小陆地植被对红树林识别的影响。

### 3.3 生境破碎度计算

本文使用平均斑块面积表示红树林生境破碎程度,计算公式如下<sup>[28]</sup>:

$$MPS = S/N$$

式中: $MPS$ 表示红树林平均斑块面积,反映了红树林破碎化程度; $S$ 为红树林的面积; $N$ 为红树林的斑块数量。 $MPS$ 越大表示红树林生境破碎程度越低,红树林生态系统越稳定。

## 4 结果与分析

本文通过解译湛江红树林自然保护区4个时期的遥感影像,计算得到保护区整体红树林面积,分

析其在1990—2020年的空间分布与动态变化。

### 4.1 湛江红树林自然保护区整体变化分析

通过对遥感影像的分类后处理,得到湛江红树林自然保护区的面积在1990年、2000年、2010年和2020年分别为5152.4、4333.5、5310.2和6878.6  $\text{hm}^2$ ,保护区红树林面积变化的整体趋势呈先减少后增加,并在不同历史时期其面积变化速率和空间位置变化特征也有一定差异。在保护区成立之初的10年间,红树林总面积并没有立即增加,而是出现减少的现象,面积变化率为-15.9%。就具体的红树林空间位置变化而言(图3),高桥镇和雷州市东侧海岸红树林(图中绿色方框内)斑块增大,而保护区西南侧和通明湾附近红树林斑块减小。这是因为保护区成立之初,保护范围仅限于高桥核心区,其他地区在7年后纳入其管辖范围。这一现象说明人为干预对红树林生态系统的影响程度较为明显。2000—2020年,红树林面积总体呈现增长的趋势。其中,2000—2010年红树林面积变化率为22.5%,2010—2020年红树林面积变化率为29.5%。保护区成立30年来,红树林面积增长了33.5%,年均增长率为1.4%。保护区年均增长速率变化趋势同样为先减少后增加,2010—2020年的年均增长速率最大,为156.8  $\text{hm}^2/\text{a}$ 。这一现象表明,保护区在红树林面积恢复方面取得了较好的效果;同时,侧面反映了在红树林保护力度的加大和红树林修复技术的提高促进下,红树林修复成效将会更为显著。

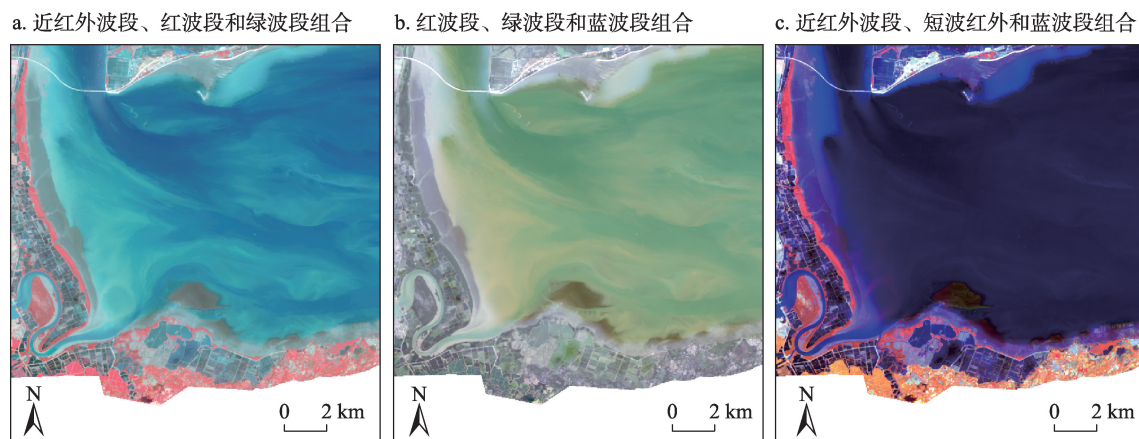


图2 不同波段组合效果对比图

Figure 2 Effect of different band combinations



2022年12月

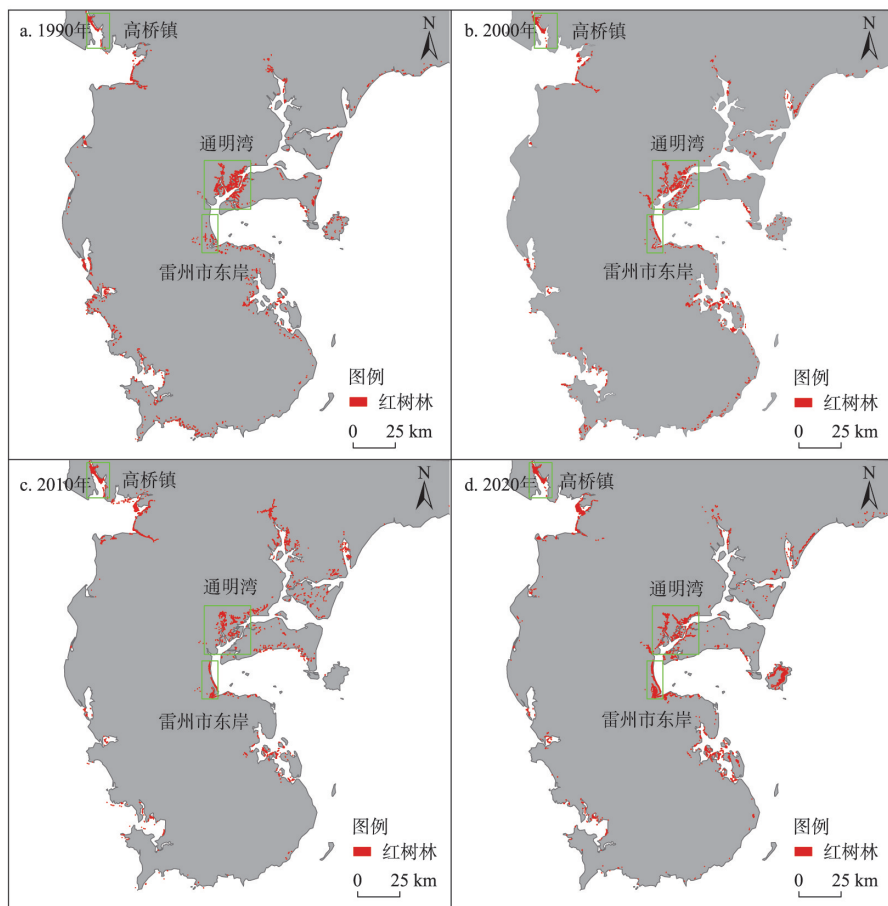


图3 1990年、2000年、2010年和2020年保护区红树林分布

Figure 3 Distribution of mangroves in the Zhanjiang Mangrove Nature Reserve in 1990, 2000, 2010, and 2020

#### 4.2 核心区红树林面积变化分析

为进一步分析研究保护区红树林的分布与变化特征,本文划分了4个红树林较为集中的区域进行分析,分别为:高桥核心区、营仔核心区、通明湾核心区和雷州市东岸核心区(此核心区为本文研究区域,不同于自然保护区的“核心区”概念)。各核心区相对位置如图4所示,下面将分别介绍4个核心区红树林面积的时空变化特征。

高桥核心区位于廉江市,图5为高桥核心区红树林在1990—2020年间的分布变化情况。从图5中可以看出在保护区成立的30年间,高桥核心区红树林面积不断增加,并且其红树林分布更加密集,核心区中部和南部红树林逐渐连接成片,使得该区域拥有湛江红树林面积最大的红树林斑块。从具体数值来看,高桥核心区红树林面积由1990年的 $296.6 \text{ hm}^2$ 增长至2000年的 $457.7 \text{ hm}^2$ ,2010年红树

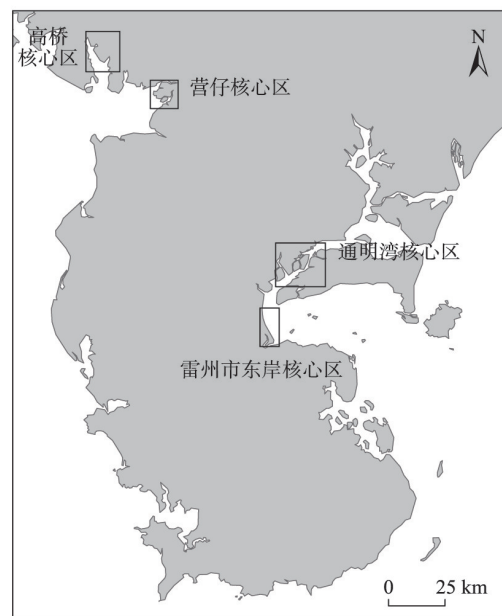


图4 核心区位置分布图

Figure 4 Location of the core areas



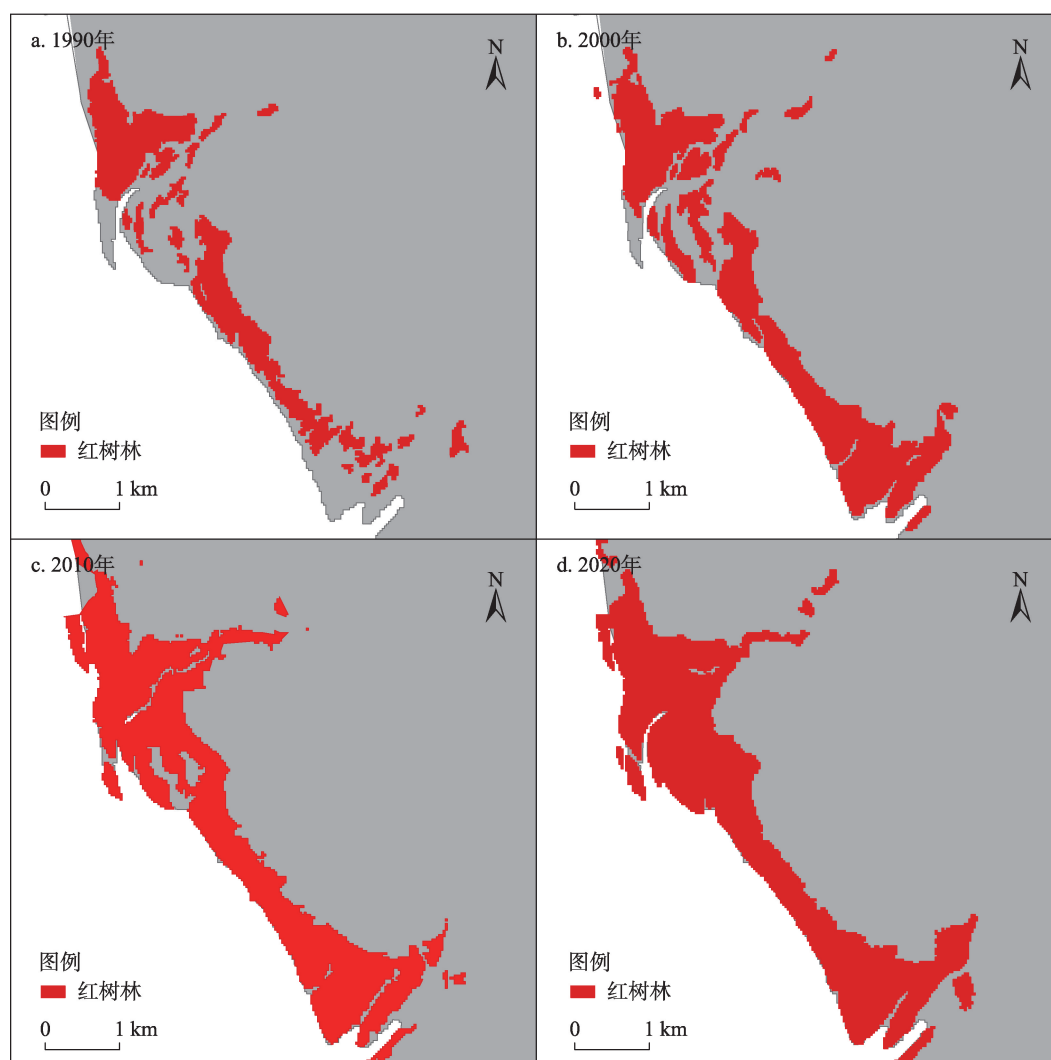


图5 1990年、2000年、2010年和2020年高桥核心区红树林面积变化

Figure 5 Change of mangrove area in Gaoqiao core area in 1990, 2000, 2010, and 2020

林面积增长至  $623.2 \text{ hm}^2$ , 至2020年红树林面积为  $671.9 \text{ hm}^2$ 。从增长速率看, 高桥核心区红树林面积在1990—2000年和2000—2010年间增长速率均较大且几乎一致, 10年间均有  $160 \text{ hm}^2$  左右的面积增幅。在2010—2020年红树林恢复速率有所减缓, 10年间面积增幅不到  $50 \text{ hm}^2$ , 这一现象说明高桥核心区已取得了较好的生态修复效果, 其主要目标从红树林种植转向对红树林生态系统的稳定维护。

结果如图6所示, 在廉江市营仔核心区, 红树林覆盖区域在这30年间增加明显, 2020年红树林面积约为1990年的8.9倍。从红树林空间分布变化来看, 南北两侧红树林逐渐向中部聚集, 并呈现出向

四周扩张的趋势。营仔核心区红树林面积在4个核心区中初始值最低, 1990年红树林面积仅有  $56.0 \text{ hm}^2$ , 在1990—2000年红树林面积翻倍, 2000年达到  $122.2 \text{ hm}^2$ ; 之后的2000—2010年红树林面积增长加速(年均增长速率约为  $21.8 \text{ hm}^2/\text{a}$ ), 2010年达到  $340.4 \text{ hm}^2$ ; 2010—2020年红树林面积增长相对上个10年有所放缓, 2020年红树林面积为  $496.6 \text{ hm}^2$ 。由此推测, 在未来10年营仔核心区将会实施以保护为主、红树林种植修复为辅的目标。

结果如图7所示, 在通明湾红树林核心区, 其面积变化情况与高桥核心区有较大差异。首先, 空间分布上, 通明湾核心区中部红树林斑块逐渐减少,

2022年12月

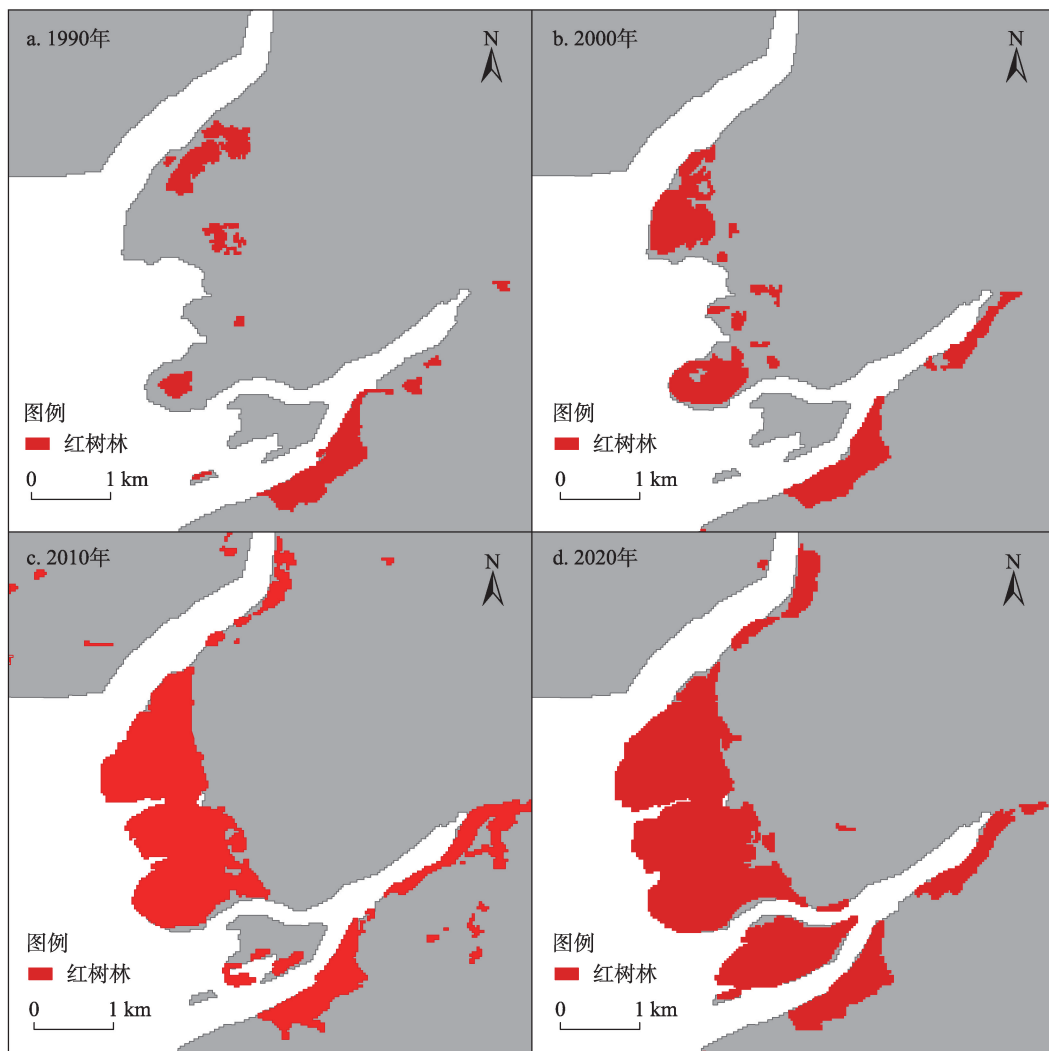


图6 1990年、2000年、2010年和2020年营仔核心区红树林面积变化

Figure 6 Change of mangrove area in Yingzi core area in 1990, 2000, 2010, and 2020

但并不像高桥核心区逐渐集中;其次,面积变化上,30年间通明湾红树林面积变化率为负。其在1990—2000年间红树林面积减少近1/3,由1990年的1507.1 hm<sup>2</sup>减少至2000年的1003.4 hm<sup>2</sup>;在2000—2010年间红树林减少速率虽得以抑制,但仍缩减至2010年的928.6 hm<sup>2</sup>;直到2010—2020年红树林下降趋势才得到改善,2020年红树林面积增加至1196.0 hm<sup>2</sup>,却仍未达到1990年时的水平。这一变化趋势可能是由于,通明湾红树林地理位置特殊,受人类活动影响问题尤为突出。因此,需要重点控制好人类活动对这一地区红树林保护与修复的影响。从图8通明湾历史遥感卫星影像中可以看出,通明湾核心区拥有大量的养殖塘。1990—2000

年,通明湾沿岸养殖池面积有明显增加,红树林面积在这一时期下降较为显著;2000—2020年,遥感影像显示养殖池面积较为稳定,没有明显增加或减少的区域,虽在这一时期通明湾已纳入保护区管理范围,但养殖池的存在导致红树林面积波动幅度不大,表明养殖池是该区域红树林保护与恢复的限制因素之一。因此,如何平衡保护红树林与渔业发展是通明湾目前急需解决的问题。

图9为雷州市东岸核心区红树林面积变化情况。从图9可以看出,在1990年该区域红树林生长较为稀疏,而至2020年已形成较为密集的红树林分布区,面积约为1990年的6.1倍。从具体数值看,雷州市东岸核心区红树林面积从1990年的119.8 hm<sup>2</sup>

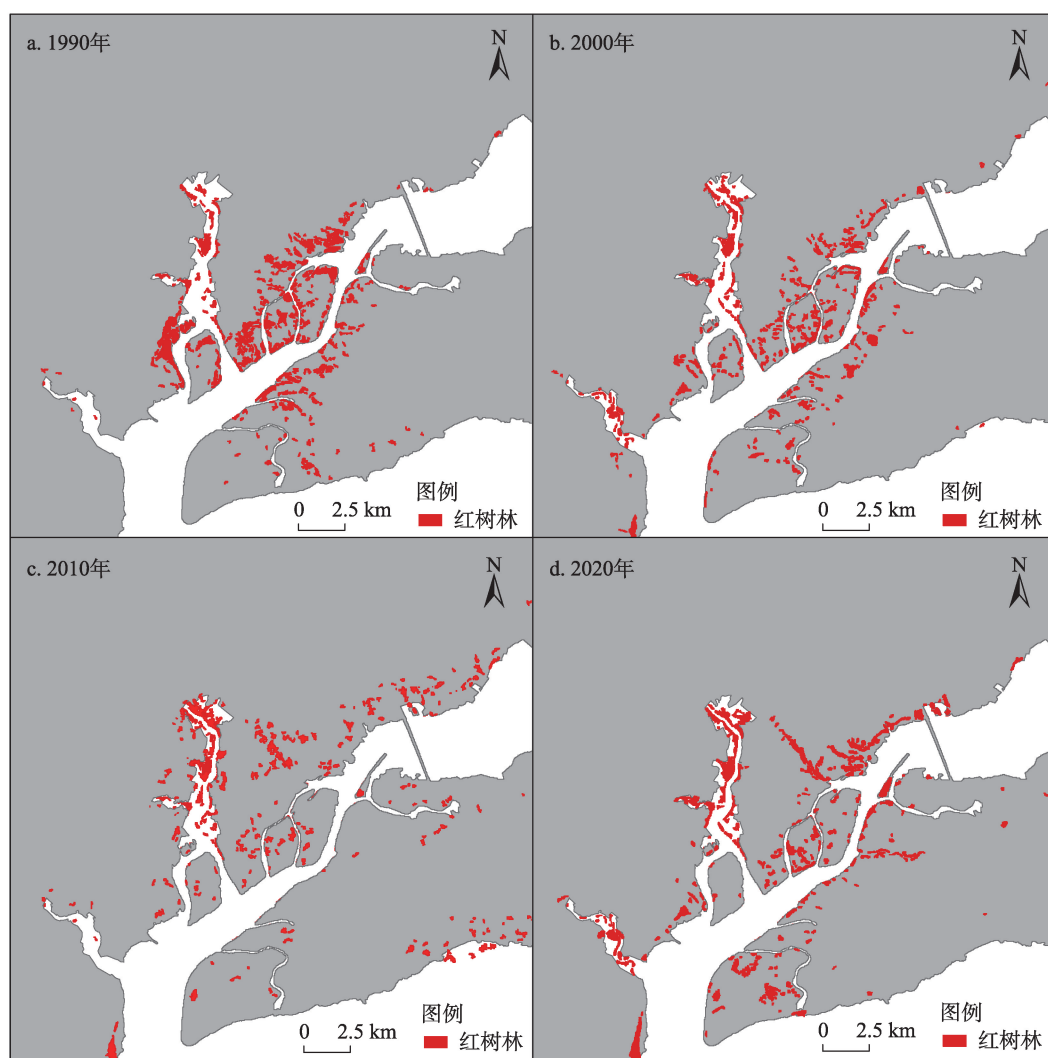


图7 1990年、2000年、2010年和2020年通明湾核心区红树林面积变化

Figure 7 Change of mangrove area in the Tongming Bay core area in 1990, 2000, 2010, and 2020

增加至2000年的238.8 hm<sup>2</sup>; 2010年增加至330.6 hm<sup>2</sup>; 在2010—2020年更是大幅提升, 增加至729.1 hm<sup>2</sup>。这一现象表明, 在2010年之后雷州市东岸核心区红树林恢复效果更明显, 通过增大对红树林的保护力度, 可以进一步挖掘红树林恢复潜力。

图10为湛江红树林4个核心区1990—2020年红树林面积变化情况。可以看出, 通明湾核心区红树林面积虽经历了两轮下降, 但每个阶段的数值均为4个核心区中最高; 营仔核心区红树林面积在1990年为4个核心区中最低值, 但到2020年时已经赶超高桥核心区和雷州市东岸核心区, 跃居第二。高桥核心区和雷州市东岸核心区红树林面积变化趋势类似, 均为不断增长, 但增长速率低于营仔核

心区。而从增长量上看, 雷州市东岸核心区红树林面积增长最多, 30年间增加609.6 hm<sup>2</sup>; 通明湾核心区为负增长, 减少311.1 hm<sup>2</sup>。通明湾核心区在2010—2020年红树林面积年均增长速率仅次于雷州市东岸核心区, 为26.7 hm<sup>2</sup>/a, 表明该区域这一时期修复效果较好。同时, 这一现象反映出通明湾核心区红树林有较大的恢复潜力, 在未来红树林保护恢复中可将其作为重点修复目标。

#### 4.3 保护区生境破碎度分析

红树林生境破碎度的增加可能导致红树林生态系统稳定性减弱、服务能力下降、生物多样性减少等一系列负面影响<sup>[29,30]</sup>, 即生境破碎度可以在一定程度上反映保护区红树林生态系统的时空变化



2022年12月

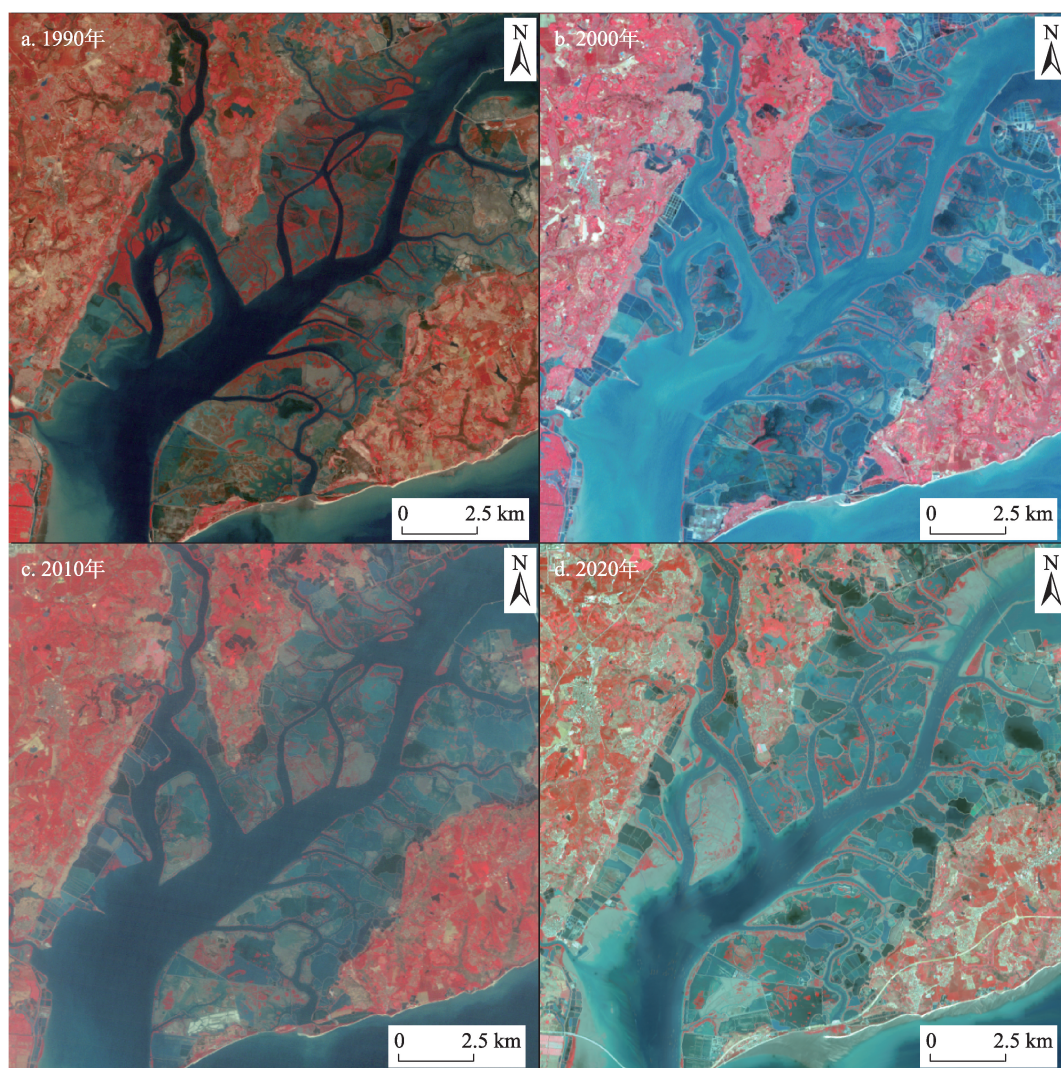


图8 1990年、2000年、2010年和2020年通明湾核心区历史遥感卫星影像

Figure 8 Historical satellite remote sensing imagerys of the Tongming Bay core area in 1990, 2000, 2010, and 2020

特征。本文将分别对保护区整体和其4个核心区的生境破碎度进行变化趋势的评价分析。

$MPS$ 值越大表示红树林破碎化程度越低,红树林生态系统越稳定,生态修复措施也就取得了越好的效果。本文通过统计汇总得到保护区红树林斑块数量如表1所示,计算获得保护区单个斑块的红树林面积均值如表2所示。

通过对表1数据进行分析可知,湛江红树林各核心区斑块数量整体呈现下降趋势,而保护区整体的斑块数量则呈“减少—增加—减少”的波动状态。斑块数量的减少并不代表红树林破碎化程度的降低,因为斑块总面积减小同样也会对斑块数量产生影响,因此仅从斑块数量无法较准确对保护区

生境破碎度进行评价分析。通过分析表2数据可知,营仔核心区红树林  $MPS$  值在2010年和2020年均均为4个核心区中最高,表明其生境破碎度相比于其他区域更低;而通明湾核心区红树林除1990年以外  $MPS$  值均为最低,2000—2020年间,  $MPS$  值甚至低于保护区整体,反映了这一地区红树林破碎化较为严重。高桥核心区和雷州市东侧海岸核心区  $MPS$  值均显著增加,高桥核心区增大了4.7倍,雷州市东岸核心区增大了11.9倍,雷州市东岸核心区  $MPS$  值虽低于高桥核心区,但其破碎化程度的改善效果好于高桥核心区。湛江红树林保护区整体的破碎化程度在1990—2000年较为稳定,而在2000年之后则呈现下降的趋势,表明保护区不仅在面积

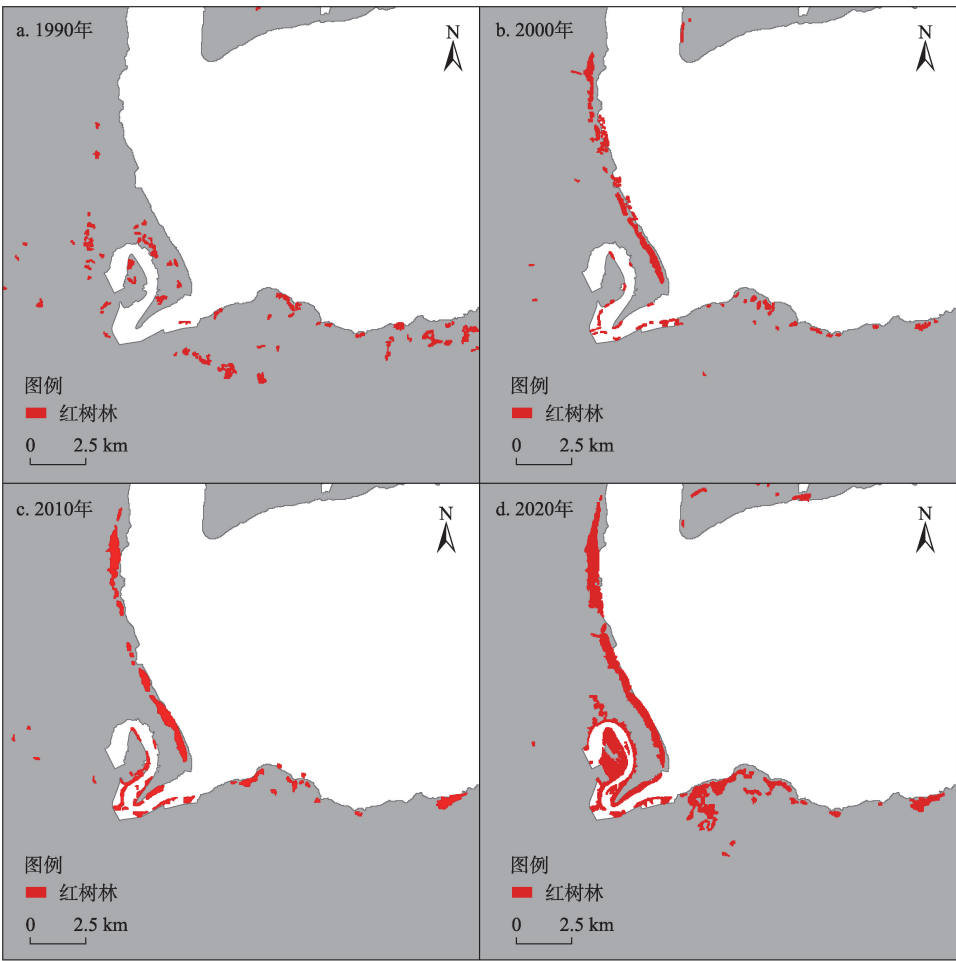


图9 1990年、2000年、2010年和2020年雷州市东岸核心区红树林面积变化

Figure 9 Change of mangrove area along the Eastern Coast of Leizhou City core area in 1990, 2000, 2010, and 2020

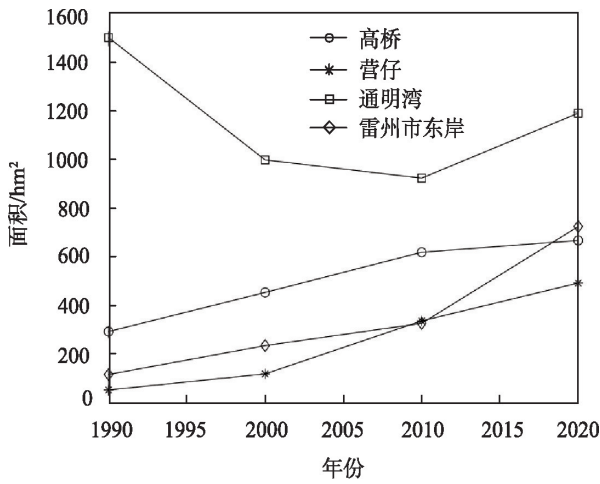


图10 1990—2020年保护区核心区红树林面积变化曲线

Figure 10 Change of mangrove area in the core areas of Zhanjiang Mangrove Nature Reserve, 1990-2020

表1 1990—2020年核心区红树林斑块数量统计

Table 1 Statistical results of mangrove patch number in the core areas, 1990-2020

年份	高桥	营仔	通明湾	雷州市东岸	保护区整体
1990	20	6	228	36	972
2000	14	9	231	38	809
2010	11	4	202	29	834
2020	8	4	176	17	771

表2 1990—2020年红树林平均斑块面积 ( $\text{hm}^2$ )

Table 2 Mean area of individual patches in the mangrove forests, 1990-2020 ( $\text{hm}^2$ )

年份	高桥	营仔	通明湾	雷州市东岸	保护区整体
1990	14.83	9.33	6.61	3.33	5.30
2000	32.69	13.58	4.34	6.28	5.36
2010	56.65	85.10	4.60	11.40	6.37
2020	83.99	124.15	6.80	42.89	8.92



2022年12月

上有所提升,而且恢复质量也取得了较好的效果。在1990年,对比本文的4个核心区,MPS值并没有很大差距;而到了2020年,MPS值有了数倍甚至数十倍的差距,究其原因是通明湾核心区红树林较为分散,养殖池的存在使其难以形成集中连片的红树林。

综合上述结果,分析保护区的成立对红树林恢复速率的影响。对比1990—2000年和2000—2010年这两个时间段红树林面积变化情况可知,高桥核心区红树林面积增长速率在前后两阶段较为接近,雷州市东岸核心区在后一阶段的增长速率低于前一阶段,营仔核心区和通明湾核心区在后一阶段的增长速率高于前一阶段。高桥核心区在1990年已纳入保护区范围,因此修复效果在前后两阶段较为接近;雷州市东岸核心区在前一阶段增长速率更高,结合红树林空间变化特征来看,可能是由于沿岸红树林易于种植,更易取得显著的修复效果;营仔核心区和通明湾核心区增长速率的变化说明,保护区在1997年扩大到整个雷州半岛对其红树林修复产生了积极的影响。

## 5 影响因素分析

影响湛江红树林面积变化的因素可以划分为两类:一类为自然因素,另一类为人为因素。本文根据当地历史资料和相关文献,结合以上研究结果分析影响保护区红树林面积变化的主要因素。

### 5.1 自然因素

自然因素是影响红树林生存生长的重要因素,不利的生存环境会导致红树林种苗难以成活,延缓红树林的恢复速度,同时也会增大红树林保护修复的成本。本文结合湛江红树林的实际情况,从病虫害、外来生物入侵和海平面上升3个方面分析影响红树林的自然因素。

#### 5.1.1 病虫害影响

随着人类活动对红树林影响程度不断加大,红树林生态系统遭到破坏,一些害虫天敌缺乏适宜的生长环境,从而导致红树林病虫害问题频发。例如,徐家雄等<sup>[31]</sup>通过对高桥镇的白骨壤群落进行调查发现,遭受广州小斑螟的危害会使白骨壤表现出不同程度枯死现象。此外,还有其他害虫对不同类

型红树林植被造成影响,如秋茄牡蛎盾蚧、栗黄枯叶蛾和海桑毛虫分别会对秋茄、无瓣海桑和海桑造成局部受害<sup>[32]</sup>。

#### 5.1.2 外来生物入侵

互花米草是中国湿地生态系统中常见的外来入侵物种,由于其过快的生长速度会对红树林生境造成侵占。郭欣等<sup>[33]</sup>在雷州半岛调查研究时发现,互花米草分布相对广泛,与保护区现有红树林生态位重叠,抑制保护区内红树林的生长。

#### 5.1.3 海平面上升

由于全球气候不断变暖导致全球海平面有一定程度上升,上升的海平面会压缩红树林的生长范围。根据自然资源部发布的《2021年中国海平面公报》,1980—2021年,中国沿海海平面上升速率为每年3.4 mm<sup>[34]</sup>。从本文分析的湛江红树林整体面积变化情况可以看出,保护区南部沿海红树林呈现减少趋势,这一现象可能是海平面上升导致红树林适宜生境减少所致。

### 5.2 人为因素

人类活动是对红树林面积影响最大的因素。本文将从水产养殖与近岸污染两个方面分析人为因素对湛江红树林保护区的影响。

#### 5.2.1 水产养殖

红树林生长区域与水产养殖区域存在一定重叠,因此渔业发展必然会与红树林保护产生矛盾。在1997年以前,湛江红树林自然保护区及其周边区域水产养殖区域不断增大,红树林遭到砍伐破坏。在成立国家级保护区以后,养殖活动受到一定的限制,需严守已划定的生态红线<sup>[35]</sup>。

#### 5.2.2 近岸污染

随着湛江经济的不断发展,农业、工业以及生活污水的排放量不断增大,而相应的环境保护制度和生态补偿机制不够完善,导致湛江的近海污染日益严重<sup>[36]</sup>,在超出红树林湿地生态系统的环境承载力后,会影响红树林幼苗及成体生长。

#### 5.2.3 保护区管理机制

上述自然和人为因素都会对保护区红树林面积变化产生影响,分析1990—2020年这30年间红树林面积变化情况可见:在1990—2020年这第一个



10年间,保护区红树林整体面积有所下降。这期间保护区虽已成立,但并未覆盖整个雷州半岛,人类活动仍是造成红树林面积下降的主要因素。在2000—2010年这第二个10年间,保护区于2002年被《拉姆萨公约》列入国际重要湿地,保护力度进一步加大,因此红树林的面积得到一定恢复,并超出1990年时的保有量。但这一时期林业、水产、国土等部门对沿海湿地的管理权属划分不够清晰,导致雷州湾红树林相较于其他区域保护效果欠佳<sup>[37]</sup>。在2010—2020年这第三个10年间,保护区红树林面积增长显著。在这一时期,保护区出台了《广东湛江红树林国家级自然保护区建设全国示范自然保护区实施方案》(2010—2014),对保护区的规范管理提出了更高更细致的要求;同时随着中国对生态环境重视程度的不断提高,不断加大了对自然保护区生态资金的投入。这些因素都对保护区红树林面积的迅速增加有重要的促进作用。

## 6 结论与政策建议

### 6.1 结论

本文通过使用 Landsat 遥感影像解译了湛江红树林自然保护区保护区不同时期的空间分布特征,同时选取红树林分布较为集中的区域作为本文研究的核心区进行分析,得到结论如下:

(1)湛江红树林自然保护区整体面积呈现先减少后增加的趋势,1990—2000年红树林面积变化率为-15.9%,2000—2010年红树林面积变化率为22.5%,2010—2020年红树林面积变化率为29.5%,2010—2020年这一时期是保护区红树林面积增长最快的阶段。

(2)保护区内各核心区面积变化各有不同,其中高桥核心区在1990年被列入保护范围,在1990—2000年这一时期相较于其他核心区取得了更好的修复效果,表明保护区的建立对红树林面积增长有较高促进作用。

(3)通明湾核心区红树林由于其特殊的地理位置,直到2010年之后红树林修复成效才有所体现,平衡水产养殖和红树林修复是通明湾核心区红树林目前需要解决的关键问题。

(4)营仔核心区和雷州市东岸核心区是保护区

内红树林面积增长速度较快的区域,经过30年的保护修复,其红树林面积分别为1990年的8.9倍和6.1倍。该区域红树林的保护修复经验可为其他地区提供借鉴。

(5)红树林破碎化程度反映了红树林生态系统的稳定性,保护区整体破碎化程度在30年间有下降趋势,但变化幅度较小;通明湾核心区红树林破碎化程度明显高于其他核心区;减小红树林破碎化程度将会是保护区未来的修复目标之一。

### 6.2 政策建议

在对湛江红树林自然保护区面积变化分析后可知,保护区的建立对红树林保护修复有积极的促进作用,根据本文对湛江红树林时空变化特征和影响因素的分析,为今后湛江红树林保护修复提供以下政策建议:

(1)通过对湛江红树林自然保护区整体时空分布特征分析可知,保护区西南侧沿岸红树林还未恢复至1990年时红树林分布的分布范围,因此保护区西南侧海岸这一区域可作为红树林未来10年的重点修复地区。

(2)保护区整体需进一步加强对红树林斑块较多、但分布相对集中的区域开展修复工作,以增强红树林防灾减灾能力。对现有较为集中的区域开展定期监测,及时处理保护区面临的威胁因素。

(3)提升红树林周边海洋生态环境,为害虫的天敌生物如鸟类、蜘蛛等营造适宜的生存环境,使红树林生态系统能够自行应对病虫害问题,减少喷洒农药带来的负面影响。

(4)在一些废弃的养殖池开展“退养还滩”行动,借鉴红树林修复较为成功的核心区的保护经验,并根据当地环境要素进行红树林种植,提高保护区红树林的现存量。

### 参考文献(References):

- [1] 赵晟,洪华生,张珞平,等. 中国红树林生态系统服务的能值价值[J]. 资源科学, 2007, (1): 147-154. [Zhao S, Hong H S, Zhang L P, et al. Emergy value of mangrove ecosystem services in China[J]. Resources Science, 2007, (1): 147-154.]
- [2] Fu X M, Tang H Y, Liu Y, et al. Resource status and protection

2022年12月

- strategies of mangroves in China[J]. *Journal of Coastal Conservation*, 2021, 25(4): 1–16.
- [3] 黄翀. 基于时序遥感的柬埔寨水稻种植时空格局监测[J]. *资源科学*, 2021, 43(12): 2393–2402. [Huang C. Monitoring rice cropping system in Cambodia and its influencing factors using time series MODIS images[J]. *Resources Science*, 2021, 43(12): 2393–2402.]
- [4] Wang L, Jia M M, Yin D M, et al. A review of remote sensing for mangrove forests: 1956–2018[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2019, DOI: 10.1016/j.rse.2019.111223.
- [5] Maurya K, Mahajan S, Chaube N. Remote sensing techniques: Mapping and monitoring of mangrove ecosystem: A review[J]. *Complex and Intelligent Systems*, 2021, 7(6): 2797–2818.
- [6] Roy S, Mahapatra M, Chakraborty A. Mapping and monitoring of mangrove along the Odisha coast based on remote sensing and GIS techniques[J]. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2019, DOI: 10.1007/s40808-018-0529-7.
- [7] Elmahdy S I, Ali T A, Mohamed M M, et al. Spatiotemporal mapping and monitoring of mangrove forests changes from 1990 to 2019 in the Northern Emirates, UAE using random forest, kernel logistic regression and naive Bayes tree models[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2020, DOI: 10.3389/fenvs.2020.00102.
- [8] Zheng Y H, Takeuchi W. Quantitative assessment and driving force analysis of mangrove forest changes in China from 1985 to 2018 by integrating optical and radar imagery[J]. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 2020, DOI: 10.3390/IJGI9090513.
- [9] Liu X L, Yang X M, Zhang T, et al. Remote sensing based conservation effectiveness evaluation of mangrove reserves in China[J]. *Remote Sensing*, 2022, DOI: 10.3390/rs14061386.
- [10] 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.]
- [11] Sannigrahi S, Chakraborti S, Banerjee A, et al. Ecosystem service valuation of a natural reserve region for sustainable management of natural resources[J]. *Environmental and Sustainability Indicators*, 2020, DOI: 10.1016/j.indic.2019.100014.
- [12] 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, DOI: 10.1016/j.ecss.2020.107128.
- [13] Miteva D A, Murray B C, Pattanayak S K. Do protected areas reduce blue carbon emissions? A quasi-experimental evaluation of mangroves in Indonesia[J]. *Ecological Economics*, 2015, 119: 127–135.
- [14] De Almeida L T, Olímpio J L S, Pantaleón A F, et al. Evaluating ten years of management effectiveness in a mangrove protected area[J]. *Ocean and Coastal Management*, 2016, 125: 29–37.
- [15] Zhang R, Jia M M, Wang Z M, et al. Tracking annual dynamics of mangrove forests in mangrove national nature reserves of China based on time series Sentinel-2 imagery during 2016–2020[J]. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2022, DOI: 10.1016/j.jag.2022.102918.
- [16] 刘大召, 韩泽文, 沈春燕. 1991–2011 年湛江红树林分布及变化的遥感分析[J]. *海洋科学*, 2019, 43(4): 22–28. [Liu D Z, Han Z W, Shen C Y. Remote sensing analysis of the distribution and change of mangrove forest in Lianjiang from 1991 to 2011[J]. *Marine Sciences*, 2019, 43(4): 22–28.]
- [17] 高常军, 蒋侠朋, 甄佳宁, 等. 耦合 WorldView-2 和珠海一号影像的红树林物种分布[J]. *遥感学报*, 2022, 26(6): 1155–1168. [Gao C J, Jiang X P, Zhen J N, et al. Mangrove species classification with combination of WorldView-2 and Zhuhai-1 satellite images[J]. *National Remote Sensing Bulletin*, 2022, 26(6): 1155–1168.]
- [18] Durango-Cordero J, Satyanarayana B, Chan J C W, et al. Distinguishing original and non-original stands at the Zhanjiang Mangrove National Nature Reserve (P.R.China): Remote sensing and GIS for conservation and ecological research[J]. *Remote Sensing*, 2021, DOI: 10.3390/rs13142781.
- [19] 向爱, 揣小伟, 李家胜. 中国沿海省份蓝碳现状与能力评估[J]. *资源科学*, 2022, 44(6): 1138–1154. [Xiang A, Chuai X W, Li J S. Assessment of the status and capacity of blue carbon in China's coastal provinces[J]. *Resources Science*, 2022, 44(6): 1138–1154.]
- [20] 王子予, 刘凯, 彭力恒, 等. 基于 Google Earth Engine 的 1986–2018 年广东红树林年际变化遥感分析[J]. *热带地理*, 2020, 40(5): 881–892. [Wang Z Y, Liu K, Peng L H, et al. Analysis of mangrove annual changes in Guangdong Province during 1986–2018 based on Google Earth Engine[J]. *Tropical Geography*, 2020, 40(5): 881–892.]
- [21] 湛江市人民政府. 气候特征[R/OL]. (2020–12–30) [2022–06–25]. [https://www.zhanjiang.gov.cn/qhtz/content/post\\_1202574.html](https://www.zhanjiang.gov.cn/qhtz/content/post_1202574.html). [The people's Government of Zhanjiang Municipality. Climatic Characteristics[R/OL]. (2020–12–30) [2022–06–25]. [https://www.zhanjiang.gov.cn/qhtz/content/post\\_1202574.html](https://www.zhanjiang.gov.cn/qhtz/content/post_1202574.html).]
- [22] 李贺, 何志杰, 黄翀, 等. 2000–2019 年缅甸南部橡胶林时空演变[J]. *资源科学*, 2021, 43(12): 2403–2415. [Li H, He Z J, Huang C, et al. Spatiotemporal evolution of rubber forests in southern Myanmar during 2000–2019[J]. *Resources Science*, 2021, 43(12): 2403–2415.]

- [23] Chen B Q, Xiao X M, Li X P, et al. A mangrove forest map of China in 2015: Analysis of time series Landsat 7/8 and Sentinel-1A imagery in Google Earth Engine Cloud Computing Platform[J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2017, 131: 104–120.
- [24] Phan M H, Stive M J F. Managing mangroves and coastal land cover in the Mekong Delta[J]. Ocean and Coastal Management, 2022, DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2021.106013.
- [25] Lombard F, Andrieu J. Mapping mangrove zonation changes in Senegal with Landsat imagery using an OBIA approach combined with linear spectral unmixing[J]. Remote Sensing, 2021, DOI: 10.3390/rs13101961.
- [26] Lu C Y, Li L, Wang Z L, et al. The national nature reserves in China: Are they effective in conserving mangroves?[J]. Ecological Indicators, 2022, DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.109265.
- [27] 谢亮亮. 基于遥感的广西北部湾红树林演变研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2020. [Xie L L. Study on Mangrove Evolution in Guangxi Beibu Gulf Based on Remote Sensing[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2020.]
- [28] 郭晋平. 森林景观生态研究[M]. 北京: 北京大学出版社, 2001. [Guo J P. Study on Forest Landscape Ecology[M]. Beijing: Peking University Press, 2001.]
- [29] Bryan-Brown D N, Connolly R M, Richards D R, et al. Global trends in mangrove forest fragmentation[J]. Scientific Reports, 2020, 10: 1–8.
- [30] Turschwell M P, Tulloch V J D, Sievers M, et al. Multi-scale estimation of the effects of pressures and drivers on mangrove forest loss globally[J]. Biological Conservation, 2020, DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108637.
- [31] 徐家雄, 林广旋, 邱焕秀, 等. 广东白骨壤群落上的广州小斑螟生物学特性及种群数量消长规律研究[J]. 广东林业科技, 2008, (3): 8–16. [Xu J X, Lin G X, Qiu H X, et al. Study on biology and population of *Oligochroa cantonella* in community of *Avicennia marina* in Guangdong[J]. Guangdong Forestry Science and Technology, 2008, (3): 8–16.]
- [32] 庄鑫龙, 林晶, 李裕红. 我国东南沿海红树林虫害状况及防治[J]. 海峡科学, 2011, (7): 19–22. [Zhuang X L, Lin J, Li Y H. Infestation and control of mangrove pests in southeast coastal areas of China[J]. Straits Science, 2011, (7): 19–22.]
- [33] 郭欣, 潘伟生, 陈粤超, 等. 广东湛江红树林自然保护区及附近海岸互花米草入侵与红树林保护[J]. 林业与环境科学, 2018, 34(4): 58–63. [Guo X, Pan W S, Chen Y C, et al. Invasion of *Spartina alterniflora* and protection of mangroves in Guangdong Zhanjiang Mangrove National Nature Reserve and adjacent coastal area[J]. Forestry and Environmental Science, 2018, 34(4): 58–63.]
- [34] 中华人民共和国自然资源部. 2021年中国海平面公报[R/OL]. (2022-04-08) [2022-06-25]. [http://gi.mnr.gov.cn/202205/t20220507\\_2735509.html](http://gi.mnr.gov.cn/202205/t20220507_2735509.html). [Ministry of Natural Resources of the People's Republic of China. China Sea Level Bulletin 2021 [R/OL]. (2022-04-08) [2022-06-25]. [http://gi.mnr.gov.cn/202205/t20220507\\_2735509.html](http://gi.mnr.gov.cn/202205/t20220507_2735509.html).]
- [35] 陈粤超. 湛江红树林保护区现状、存在问题与策略[J]. 林业科技管理, 2004, (2): 35–36. [Chen Y C. Current situation, problems and strategies of mangrove reserve in Zhanjiang[J]. Forestry Science and Technology Management, 2004, (2): 35–36.]
- [36] 王超. 湛江市海洋污染防治管理策略研究[D]. 南昌: 江西财经大学, 2019. [Wang C. The Management Strategy of Marine Environmental Pollution in Zhanjiang[D]. Nanchang: Jiangxi University of Finance and Economics, 2019.]
- [37] 曹林, 韩维栋, 李凤凤, 等. 雷州湾红树湿地景观格局演变及驱动力分析[J]. 林业科技开发, 2010, 24(4): 18–23. [Cao L, Han W D, Li F F, et al. Change of mangrove wetland landscape pattern and its driving forces in Leizhou Bay[J]. China Forestry Science and Technology, 2010, 24(4): 18–23.]



# Spatiotemporal characteristics of Zhanjiang Mangrove Nature Reserve ecosystem based on remote sensing

MA Shengxin<sup>1</sup>, ZHOU Lingling<sup>1</sup>, WANG Jin<sup>2</sup>, YU Jing<sup>1</sup>

(1. College of Oceanic and Atmospheric Sciences, Ocean University of China, Qingdao 266100, China;

2. Institute of Resources and Environment Innovation, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101, China)

**Abstract:** Mangrove forests are one of the most important blue carbon sinks in China. The rapid decline of mangrove forests due to human destruction has caused a significant loss of China's blue carbon reserves. In this study, we used the supervised classification method to interpret the Landsat satellite remote sensing image data of Zhanjiang Mangrove Nature Reserve in 1990, 2000, 2010, and 2020, and analyzed the dynamic changes and distribution characteristics of mangrove area and habitat fragmentation. The results show that: (1) The total area of the Zhanjiang Mangrove Nature Reserve decreased first and then increased, and the establishment of the reserve is of great significance for the restoration of mangrove area; (2) The four core areas experienced different changes in area than the overall areal change of the reserve. Among these areas, mangrove restoration of Gaoqiao core area, Yingzi core area, and Eastern Coast of Leizhou City core area achieved good results, with significant areal growth and significantly reduced degree of fragmentation, while the Tongming Bay core area was affected by aquaculture and the restoration effect was less satisfactory. The main factors affecting the change of mangrove area in Zhanjiang were analyzed based on the local historical and documentary data, and the corresponding countermeasures and recommendations were put forward for the future development of the reserve.

**Key words:** remote sensing; supervised classification; dynamic change; distribution characteristics; habitat fragmentation; Zhanjiang Mangrove Nature Reserve