粤港澳大湾区红树林长时间序列遥感监测

贾凯¹,陈水森^{1,3},蒋卫国²

1. 广东省科学院广州地理研究所, 广州 510070;
 2. 北京师范大学 地理科学学部, 北京 100875;
 3. 南方海洋科学与工程广东省实验室(广州), 广州 511458

摘 要:随着遥感数据量的爆发式增长,对变化过程分析的精细化要求与本地算力不足之间的矛盾日益突出。 GEE(Google Earth Engine)地理云平台的出现,解决了用户算力紧张的行业痛点。本文以粤港澳大湾区为研究 区,在GEE的支持下,构建1987年—2020年年度湿地分类数据集,分析大湾区红树林的时间阶段性特征和空间 扩张过程,结合连续长历时分析对变化时间点的准确识别,揭示了保护区设立与滩涂造林等工程在红树林保护 与修复中的积极成效。主要结论有:(1)截止到2020年,大湾区共有红树林2174 ha,81%的红树林集中在深圳 湾、淇澳岛和镇海湾;(2)大湾区的红树林经历了由平稳发展(1987年—2003年)到快速增长(2003年—2020年) 的变化过程,其主要增量来源于镇海湾(40%)和淇澳岛(28%);(3)淇澳岛和镇海湾的红树林仍处于快速增 长期,但淇澳岛增速最快,从2002年至今面积翻了30倍,深圳湾则在早期的快速增长(1987年—2009年)后进 入平稳期(2009年—2020年);(4)由于保护区设立时间较早,深圳湾成为大湾区唯一一个形成稳定核心区的红 树林分布区,镇海湾虽然拥有最大的红树林面积,但林道狭窄,景观破碎,生态系统反而更加脆弱;(5)设立 自然保护区和滩涂造林都对红树林面积增长起到了积极作用。本研究为大湾区海岸带湿地生态系统保护与修复 提供科学的证据支持,对沿海生态屏障建设具有一定的指导作用。

关键词: 遥感,红树林,连续长历时,Google Earth Engine,粤港澳大湾区,时空信息挖掘,空间扩张过程
 引用格式:贾凯,陈水森,蒋卫国.2022.粤港澳大湾区红树林长时间序列遥感监测.遥感学报,26(6):1096-1111
 Jia K, Chen S S and Jiang W G. 2022. Long time-series remote sensing monitoring of mangrove forests in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. National Remote Sensing Bulletin, 26(6):1096-1111[DOI:10.11834/jrs.20221451]

1 引 言

红树林是热带亚热带地区特有的海岸潮间带 湿地群落,以乔木或灌木红树植物为主体,具有 净化水体(黎夏等,2006)、促淤消浪(徐逸等, 2021)、固碳储碳(戴子熠等,2022)、固岸护堤 (沈小雪等,2022)等功能,是生态系统服务功能 最高的自然生态系统之一。它为鸟类、鱼虾等生 物提供重要的栖息与繁殖场所,在维持生物多样 性方面发挥着重要作用。2020年6月8日,世界海 洋日主题也被设定为"保护红树林,保护海洋 生态"。

海岸潮间带拥有广阔的滩涂和浅海区域,不

仅是红树林理想的宜林地,也为城市发展提供可 观的后备土地资源。然而,截止到20世纪末,世 界上约35%的红树林已经丧失,并在以每年1%— 2%速度持续减少(智超等,2022;Wang等, 2019;Bosire等,2008)。2020年,宝尔森基金会、 老牛基金会、深圳红树林湿地保护基金会在深圳 联合发布中国首份全面评估红树林保护的研究报 告《中国红树林保护及恢复战略研究报告》,报告 指出经过六七十年代的围海造田、八九十年代的 围塘养殖和九十年代的港口码头建设,到2000年 中国红树林总面积仅为20世纪50年代初的45% (王文卿等,2021)。以上研究表明,经济的快速 发展对红树林生态安全构成巨大威胁,并导致红

第一作者简介: 贾凯,研究方向为湿地遥感、遥感长时序变化分析。E-mail: jiakai@mail.bnu.edu.cn 通信作者简介: 陈水森,研究方向为河口海岸遥感、精准农业。E-mail: css@gdas.ac.cn

收稿日期: 2021-07-01; 预印本: 2021-12-24

基金项目:国家自然科学基金一广东联合基金重点支持项目(编号:U1901219);广东省科学院发展专项资金项目(编号:2021GDASYL-20210103003);南方海洋科学与工程广东省实验室(广州)人才团队引进重大专项(编号:GML2019ZD0301)

树林遭到大面积破坏,甚至消失。

2000年11月中国首次从国家层面提出维护国 家生态安全的目标(黄克亮,2020)。随着中国对 生态安全的日益重视,各级政府部门与科研院所 合作,实施了一系列的红树林保护与修复工程, 在21世纪初扭转了红树林面积急剧下降的趋势。 粤港澳大湾区是中国经济发展最为迅速的地区之 一,也曾是华南地区红树林的重要分布区(王树 功等,2005),红树林与城市间的距离十分接近, 使得人地矛盾尤为突出。结合红树林长期动态监 测与演变过程分析,开展红树林保护与修复效益 评估,对粤港澳大湾区海岸带湿地生态系统保护 和沿海生态安全屏障建设具有重要的现实意义。

红树林与其他海岸湿地都具有可达性差的特 点(闻馨等, 2020), 传统的人工地面调查手段难 以实现全域监测,不连续、可对比性差的历史数 据也难以满足长期监测的需求(艾金泉, 2020)。 遥感技术的发展,为红树林快速监测和历史回溯 提供了高效且低廉的观测手段。早期的红树林变 化研究采用二时相遥感数据,对比分析起始年和 终止年遥感图像之间的差异。这种方法虽然简单 高效,但忽略了地表特征由量变到质变的渐变过 程,只能回答是否发生变化、变化了多少等问题, 却无法解释如何变化、变化何时发生、持续性 或趋势如何,尤其当时间跨度较长时,变化过程 趋于复杂化和多元化,这种分析方法不再适用 (Woodcock等, 2020)。为了细化中间过程, 更多 时相的遥感数据被采用。但随着数据量增加,对 用户本地计算机的存储与算力要求也大幅提高。 为了权衡过程分析的精细化要求与本地算力不足 之间的矛盾,研究者引入稀疏时间序列分析方法, 即在时间轴上按一定间隔选取遥感数据,然后多 次采用转移矩阵、变化矢量分析等方法来简化描 述中间过程(闫文文等, 2012; 孙楠等, 2017; 宫萌等, 2019; 李婧贤等, 2019)。如张蓉等 (2019) 以10年为间隔,选择1980年、1990年、 2000年、2010年和2015年的Landsat卫星图像构成 5个时期的稀疏时间序列,分析了大珠三角地区红 树林的动态变化过程。考虑到长时间跨度、成像 质量等因素,有时也非等间隔采样,如刘凯等 (2016) 联合 KH-9、SPOT-2、ALOS、ZY-3 等多 源高分辨率遥感数据构成非等间隔的稀疏时间序 列,研究广东镇海湾红树林的长期演变过程。通

过缩短采样周期,构造更加密集的时间序列,能 够揭示更为详细的变化过程,有利于长期过程、 趋势及驱动因素分析(艾金泉,2018)。如Feng等 (2020)收集1988年、1991年、1995年、1998年、 2001年、2004年、2006年、2009年、2013年、 2017年等Landsat数据,构造10期相对密集的非等 间隔稀疏时间序列,揭示了不同时期深圳湾红树 林的扩张细节及驱动因素。

2010年,谷歌公司推出 Google Earth Engine 云 计算平台,从而解决了用户算力不足的行业痛点。 研究人员不再局限于稀疏时间序列的简化手段, 而是有能力构建中高分辨率的连续时间序列。本 文中连续时间序列是指在研究时间尺度上(年、 月、日等)能够提供连续不间断观测的时间序列。 近些年,随着遥感数据可获取性的提高,数据对 遥感应用的限制越来越小,基于遥感数据的时间 序列分析及应用也成为遥感领域的热点之一,尤 其是以Landsat等30m或更高空间分辨率遥感图像 为基础的长历时分析,代表了遥感监测从传统的 特定时间点 (point-in-time) 制图和变化检测向任意 时间点对地连续监测 (continuous monitoring of changes at any point)的范式转变(Woodcock 等, 2020),丰富了遥感长期变化过程监测的细节呈现。 如王子予等(2020)基于GEE平台,构建1986年 一2018年共计33期的连续时间序列,揭示了30年 间广东红树林面积变化趋势在不同时间段的差异 特征。Lymburner等(2020)收集1987年—2016年 间覆盖澳大利亚海岸 Landsat 数据,以年为尺度重 建了红树林的连续长时间序列,探索国家尺度上 红树林的扩张与收缩过程,及对热带气旋的响应。

近几年,越来越多的文献研究开始重视基于 Landsat的连续长历时分析(Dwyer等,2018; Jaafar 等,2020; Wang等,2020; Zhu等,2020)。相较 于 AVHRR 或 MODIS, Landsat 能够提供更长的监 测周期、更高的空间分辨率、更多的相近光谱波 段。然而,长历时遥感监测还处在由稀疏时间序 列非连续探测向连续时间序列不间断监测的过渡 阶段,对长周期时空信息挖掘的精细化程度不够 (Ma等,2019)。本文在Google Earth Engine 云平台 的支持下,基于 Landsat 系列卫星数据,精细化挖 掘粤港澳大湾区红树林的长期演变信息,重建红 树林空间扩张在时间上的阶段性发展过程,利用 连续时间序列提供的精确的变化时间点信息,揭 示了以设立保护区和滩涂造林为代表的红树林保 护与修复工程取得的积极成效,为粤港澳大湾区 海岸带生态屏障建设提供科学依据。

2 研究区概况与数据源

2.1 研究区

本文的研究区为粤港澳大湾区,包括香港和 澳门两个特别行政区,广州、深圳、珠海、佛山、 东莞、中山、江门、惠东、肇庆等9个地级市,总 面积5.6万km²。平原面积占20%,主要分布在珠 江三角洲冲积平原,四周被100-500m的低山丘 陵包围,形成大湾区外围陆地生态安全屏障带。 大湾区南面临海,地处海陆交互作用地带,海岸 线长达3200 km (含陆地和岛屿),滩涂、红树林、 浅海等湿地资源丰富,共同构成南部沿海生态防 护带。其中,红树林湿地是大湾区最为典型的湿 地生态系统之一,具有防风抗浪、水质净化、提 供生物栖息地等多种生态服务功能,在大湾区生 态安全屏障建设中具有重要意义。改革开放以来, 大湾区城市发展迅速,成为中国经济活力最为强 劲的地区之一。由于大湾区红树林距离城市较近, 经济发展的同时也面临着巨大的生态考验,是研 究红树林保护与修复成效的理想研究区。

2.2 数据源

Landsat系列卫星自20世纪70年代发射以来, 提供了目前为止世界上最长的连续天基观测记录, 是地表长时间尺度变化研究的重要数据源。考虑 到早期的Landsat卫星在光谱数量和空间分辨率 上较后续卫星差异较大,本研究选择传感器性 能相近的Landsat 5 TM、Landsat 7 ETM+、Landsat 8 OLI/TIRS作为数据源,时间跨度为1987年— 2020年。在研究区内,共收集到6402景遥感影 像,平均云覆盖率为39.2%±1.7%。如图2所示, 在大湾区范围内每年大约可获取188景遥感图像。



为了提高分类精度,本文引入高程数据作为 遥感分类的辅助数据。本文采用的高程数据为 SRTM (Shuttle Radar Topography Mission)第3版,空 间分辨率为30m,反映2000年的地表起伏状态。



3 研究方法

由于研究区位于热带亚热带多云多雨地区, 大大降低了光学影像的成像质量,这为遥感技术 (尤其是光学遥感)在该地区的应用带来巨大挑战 (林珲和张鸿生,2021)。为了利用卫星遥感多时 相特征对云/阴影的有效剔除手段,本文收集时间 段内所有 Landsat 图像,构成密集时间序列,借助 Google Earth Engine 云平台以满足大数据量对算力 的要求,最终合成 1987年—2020年的湿地分类 数据集,并在此基础上挖掘红树林长历时变化 特征。

3.1 年度长时序湿地遥感分类数据集构建方法

本文采用的分类算法为随机森林算法,它采 用分类树的概念,以多个弱分类器进行投票的方 式,根据每个类别得票数多少得到最优决策分类。 该方法对数据缺失和变量间的多重共线性不敏感, 尤其擅长应对高维样本,而无需降维操作。随机 森林算法在不增加运算量的同时,大大提高了分 类精度,被誉为当前最好的算法之一(Iverson等, 2008)。主要的分类步骤为:(1)利用卫星多时相 特征,合成年度无云多光谱产品;(2)制定本地 化湿地分类系统;(3)构建训练样本集;(4)选 择特征变量。

(1) 年度无云多光谱产品合成。GEE 可以高 效创建用户自定义的 Landsat 合成图像, 它以 Landsat 大气层顶反射率产品为基础,提供一种基本 云评分算法(Rudimentary Cloud Scoring Algorithm) (Li等, 2019),通过获取多个云量经验指标的最 小值为每个像元分配一个云似然得分值(Simple Cloud Likelihood Score) (Müller 等, 2016)。该值 介于 [0, 100], 值越接近于 100, 表示可能的云 量越多,但没有考虑到云层阴影及积雪覆盖的影 响(Li等, 2019)。本研究区位于低纬度地区,不 存在积雪问题。而在多次实验中发现,当云得分 接近于0时,阴影的出现频率会快速增加,从而影 响合成图像的质量。为了去除阴影的污染,本文 分两步进行多时相合成。首先,将云得分小于50 作为无云像元,从而在时间序列上完成粗略的高 质量像元筛选;其次,在被筛选出的像元中,按 波段计算反射率在时间上的频率直方图, 取第7百 分位处的反射率作为该像元在该波段的反射率值。 经过多年多次不同阈值的试验和目视判读发现, 当阈值T=40时,能够保证时间序列上合成图像质 量的基本稳定。这种合成方法集成了多时相信息, 不仅有效去除云、阴影的影响,也避免了拼接过 程中产生的缝隙或色差。

(2)制定本地化湿地遥感分类系统。参考 Ramsar《湿地公约》(Ramsar Convention Secretariat, 2006)和中国湿地分类标准(GB/T 24708-2009) (中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局和中 国国家标准化管理委员会,2009),制定了适应于 海岸带遥感监测的湿地分类系统。如表1所示,共 分成8个湿地和非湿地类别。

Table 1 Coastal wetland classification system of remote sensing			
一级分类	二级分类		
	水域		
自然湿地	红树林		
	滩涂		
人工湿地	水产养殖		
	陆地植被		
	裸地		

建设用地

耕地

表1 海岸带湿地遥感分类系统

(3)构建训练样本集。考虑到时间跨度较长和地表环境的变化,本文针对每一年单独构造训练集。每年有3100—3500个样本点,34年共计约11万个样本点,并保证最小类别样本量不低于30个。

(4)选择特征变量。随机森林分类算法所需的特征变量包括以下3部分:1)Landsat多光谱波段;2)NDVI、mMNDWI等特征指数,以突出植被、水体等地物信息;3)DEM等高程信息,反映下垫面起伏及粗糙度差异。特征变量和计算法方法如表2所示。

3.2 分类精度评估方法

非湿地

本文分别从总类别精度和红树林识别精度两 个方面对分类质量进行评估。总类别精度采用随 机森林自带的袋外误差进行评估。随机森林在构 造每一颗树时,采用随机有放回抽样方式选择训 练样本,大概有三分之一的样本并未参与树的构 建,它们被称为OOB(Out-Of-Bag)样本。假设 OOB样本数为O,将这O个样本代入分类器中,由 于OOB样本的真实类别是已知的,可以得到错 分样本数E,由式(1)可得随机森林的袋外误 差(E_{00B}):

$$E_{\rm OOB} = \frac{E}{Q} \tag{1}$$

袋外误差是有关误差的无偏估计,避免了使 用交叉验证的方法。在本文中,袋外误差反映的 是所有分类类别整体的误差率。需要注意的是, 根据 Breiman (2001)和 Mitchell (2011)的研究, 随机森林的袋外误差是有条件的无偏估计,它更 倾向于高估当前误差率(当变量个数远远大于目 标个数时)。

		,	
特征变量	公式	说明	
NDVI(Tucker, 1979)	$\frac{\text{NIR} - \text{Red}}{\text{NIR} + \text{Red}}$	归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index),反映植被绿度	
EVI(Huete等,1997)	$2.5 \times \frac{\text{NIR} - \text{Red}}{\text{NIR} + 6 \times \text{Red} - 7.5 \times \text{Blue} + 1}$	增强型植被指数(Enhanced Vegetation Index), 反映植被绿度	
mNDWI(Xu,2006)	$\frac{\text{Green} - \text{SWIR1}}{\text{Green} + \text{SWIR1}}$	改进的归一化水体指数(Modified Normalized Difference Water Index),反映水体分布	
NDBI(Zhao等,2019)	$\frac{\text{SWIR1} - \text{NIR}}{\text{SWIR1} + \text{NIR}}$	归一化建筑指数(Normalized Difference Built-up Index),突出建设用地特征	
IR(Ruan等,2007)	SWIR1 – SWIR2 SWIR1 + SWIR2	红外指数(Infrared Ratio index),对湿地较敏感	
SBL (Richardson和Wiegand,1977)	NIR – $2.4 \times \text{Red}$	土壤背景线指数(Soil Background Line),突出土壤背景	
TCB(Kauth和Thomas,1976)	$\begin{array}{l} 0.3037\times {\rm Blue}+0.2793\times {\rm Green}+0.4743\times {\rm Red}+\\ 0.5585\times {\rm NIR}+0.5082\times {\rm SWIR1}+0.1863\times {\rm SWIR2} \end{array}$	缨帽变换亮度分量(Tasseled Cap Brightness)	
TCG(Kauth和Thomas,1976)	$\begin{array}{l} -0.2848 \times {\rm Blue} \ -0.2435 \times {\rm Green} \ -0.5436 \times {\rm Red} \ + \\ 0.7243 \times {\rm NIR} \ + \ 0.0840 \times {\rm SWIR1} \ - \ 0.1800 \times {\rm SWIR2} \end{array}$	缨帽变换绿度分量(Tasseled Cap Greenness)	
TCW(Kauth和Thomas,1976)	$\begin{array}{l} 0.1509 \times {\rm Blue} + 0.1973 \times {\rm Green} + 0.3279 \times {\rm Red} +\\ 0.3406 \times {\rm NIR} - 0.7112 \times {\rm SWIR1} - 0.4572 \times {\rm SWIR2} \end{array}$	缨帽变换湿度分量(Tasseled Cap Wetness)	
DEM(Farr等,2007)		数字高程模型(Digital Elevation Model),SRTM第3版	
DEM STD	$\frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n} (\text{DEM}_{i} - \overline{\text{DEM}})^{2}$	3×3窗口范围内DEM的标准差(DEM Standard Deviation)	

	表 2	特征变量列表(没有罗列Landsat多光谱波段)
Table 2	The list of fea	ture variables (The multispectral bands of Landsat are not listed

注:表中的Blue、Green、Red、NIR、SWIR1和SWIR2分别表示Landsat卫星的蓝、绿、红、近红外、短波红外1和短波红外2波段,DEM 表示数字高程模型。DEM 表示DEM 的平均值。

为了专门体现红树林的识别精度,本文针对 红树林进行了独立验证。在红树林分布区,每年 选择大约220个样本点,34年共计7000多个点。 红树林识别精度可由式(2)计算:

$$A_m = \frac{n_s}{N_m} \tag{2}$$

式中, A_m 为每年的红树林识别精度, n_e 为每年的错 分样本数, N_m 为每年的样本总数,m表示年份, ε 表示错分样本。

3.3 时空信息挖掘方法

相较于二时相或稀疏时间序列分析方法,连 续时间序列分析能够提供更加精准的时间信息, 以及更加清晰的空间演变过程,在长期趋势、过 程与机制研究中具有重要作用。

时间变化具有明显的阶段性特征,本文将其 分为平稳期、增长期和下降期。平稳期即线性估 计趋势的斜率最小的时间段,同时决定系数也很 低(比如*R*²<0.4)。增长期即线性估计趋势的斜率 远大于0,且决定系数很高(如*R*²>0.8),下降期 即线性估计趋势的斜率远小于0,且决定系数 很高。

空间信息由红树林出现频率和平稳期空间分 布描述。其中,红树林出现频率由式(3)计算:

$$F = \frac{n}{N} \tag{3}$$

式中, F表示红树林出现频率, n表示时间序列中 红树林出现的次数, N表示时间跨度(34年)。

平稳期不仅可以表达某一时间段内红树林的基本状态,而且代表着增长期或下降期的最终结果。 在本文中,平稳期红树林空间分布被定义为平稳期 内,出现次数最多的红树林空间分布状态,即:

$$D = MODE([c_1, c_2, \cdots, c_n])$$
(4)

式中, *D*表示平稳期地表类型, *MODE*()为求众数 函数, *n*表示平稳期时间序列长度, *c_i*为平稳期内 第*i*年的地表类型。

4 结果与分析

4.1 遥感分类数据集精度评估

湿地分类数据集的平均袋外误差有 6.6%± 0.1%,具有时间分布不均衡的特征。高误差年份 集中于 2002年—2012年,平均袋外误差有 7.3%± 0.0%,低误差年份集中于 1992年—2001年,平均 袋外误差有 5.8%±0.00%。

在红树林的识别能力方面,红树林分类数据

集的平均分类精度为89.6%±0.1%,在时间分布上 较为平稳。其中,大部分年份(62%)的分类精度 稳定在90%以上,仅有个别年份精度稍差,如 2017年—2018年、2011年—2012年、2004年,平 均精度仅有73.5%、78.45%、79.5%。

经湿地分类总体评估和红树林分类评估双重评估论证,本研究构建的湿地分类数据集(1987年—2020年)将总体分类误差控制在7%以内,红树林识别精度控制在89%以上,能够满足项目研究需求。



4.2 红树林空间分布现状(2020年)

2020年,粤港澳大湾区现有红树林共计2174 ha, 主要分布在深圳湾(23%)、淇澳岛(22%)和镇 海湾(36%)3个区域,占大湾区红树林总面积的 81%。其中,深圳湾主要分布在深圳湾东部的深圳 河入海口浅滩地带,以深圳河为界分为南北两部 分;淇澳岛红树林主要分布在该岛北部和西部; 镇海湾红树林则沿湾内河道两侧分布,是大湾区 连片面积最大的红树林分布区。

4.3 红树林长期演变的阶段性特征

根据红树林面积变化率特征,大湾区和重点 区红树林可以划分为两个发展阶段。整个大湾区 的红树林以2003年为界,先后经历了平稳期和快 速增长期两个阶段。在平稳期内,红树林面积基 本保持在596±46 ha的规模;之后经过17年的快速 增长,红树林面积扩大了2倍。淇澳岛红树林变化 特征与之类似,只不过是以2002年为界,且增长速 度十分显著。淇澳岛红树林在平稳期内(1987年— 2002年)面积仅有 18±6 ha,2002年以后,以 21 ha/a 的速度由 15 ha,迅速增加至 2020年的 476 ha, 18年间增长了30倍。

深圳湾红树林面积转折点在2009年,由增长 期逐渐过渡到平稳期。经过前22年的积累,红树 林增加了近2倍,2009年以后逐渐维持在455±17 ha 的规模。

镇海湾红树林的一个显著特点是在2002年以前处于下降期,15年间损失了17%。2002年以后,经18年的发展,红树林面积增长了5倍。

从整个大湾区来看,2003年—2020年,大湾 区共增加红树林1474 ha,3个红树林重点分布区 总共贡献了增量的76%,其中又以镇海湾红树林 贡献最多,贡献量达40%。淇澳岛和深圳湾的贡 献分别为28%和8%。因此,大湾区近20年来的红 树林增长主要来源于镇海湾和淇澳岛红树林的保 护与修复,深圳湾则在2009年以后便基本保持稳 定,对整个大湾区红树林面积的变化不再有显著 影响。

4.4 红树林空间扩张过程

红树林的空间变化,与时间维特征密切相关。 平稳期被看作是增长期红树林扩张结果的巩固阶 段,而红树林面积的时间变化曲线为精确定位平 稳期所处时间段提供了有效方法(表3)。从表3 可以看出,红树林的平稳期在不同区域具有不同 的时间节点和稳定周期,揭示了发展过程的时空 异质性。





图 5 粤港澳大湾区及重点区域红树林面积随时间的变化(K表示趋势线的斜率) Fig. 5 Variations of mangrove area in time for GHM Greater Bay Area and key regions (*K* means the trend slope)

表 3 红树林面积平稳期划分 Table 3 Stationary phases of mangrove area

分类	深圳湾/年	淇澳岛/年	镇海湾/年
平稳期 I	1987—1990	1987—2002	1987—1994
平稳期Ⅱ	1996—2000	2005—2009	1995—2004
平稳期Ⅲ	2009—2020	2015—2020	2012-2020

深圳湾早在80年代(1987年—1990年)就已 经形成了一片红树林核心区,规模在170 ha左右。 最显著的两次扩张过程发生在90年代山贝河入海 口西侧的扩张和2000年以后深圳河入海口南侧的 扩张。前者红树林从无到有向海推进了243 m,后 者借助滨海浅滩的优势向海推进达451 m。

淇澳岛红树林从2002年开始扩张以来,基本 上经历了从无到有的发展过程,两次明显的扩张 发生在2009年以前的西北海岸和近10年的西部海岸。前者在7年间向海平均推进103m,后者沿西部长条形海岸向海推进107m,同时西北部海岸红树林破碎斑块逐渐连成一体,结构趋于稳定。

镇海湾红树林呈现出完全不同于以上两个地区的空间发展模式。1987年—1994年形成的红树林分布区,却表现出较低的出现频率(图8),产生这一现象的原因是这些低频区的红树林在随后的发展中被破坏了。如图8所示,1987年—2004年 该区域经历了红树林被养殖池侵占后又在养殖池外围种植新红树林的过程,直到2004年,镇海湾重新形成相对稳定的红树林海(河)岸基线,并在此基础上开始8年的空间扩张(2004年—2012年)。 其中,西侧河岸向河道中心推进111m,东侧河岸推进113m,两岸红树林种植进度基本同步。









除了面积和扩张方向之外,林道宽度也是红 树林空间分布的重要特征之一,对红树林系统的 结构稳定性和抗风险能力都具有重要作用。根据 红树林的空间扩张分析,平稳期Ⅲ可看作是近40年 间红树林恢复的最终状态。在这个时期,深圳湾是 林道宽度最大的片区,平均林道宽度达309±27 m。 其次是淇澳岛,平均林道宽度为258±42 m。而镇 海湾虽然拥有大湾区面积最大的一片红树林,但 因沿河岸两侧生长,有限的河道宽度限制了红树 林的空间扩张,平均林宽仅有82±6 m,生态系统 反而更加脆弱。



Fig. 8 Frequencies of mangrove occurrence and spatial expansion in Zhenhai Bay





4.5 红树林保护成效分析

由图 10 可以看出,在自然保护区设立前后, 红树林面积增长率具有显著差异。保护区设立前, 红树林面积变化不显著 (*p*>0.05);保护区成立后, 红树林面积呈显著增加趋势 (*p*<0.01)。另外,本 研究还发现,保护区成立时间与红树林面积变化 转折点存在较强的对应关系,基本上集中在转折 点前后 (图 10)。这说明,自然保护区的成立对红 树林面积增加具有积极作用。

深圳湾拥有米埔和福田两个保护区,是大湾 区成立时间最早的红树林保护区。这使得生长于 深圳湾的红树林较早的处于被保护状态,也是3个 重点分布区中唯一一个形成红树林稳定核心区的 地区。根据深圳湾红树林面积变化特征来看,从 保护区成立,经快速扩张到稳定期,大概需要30年 时间。而淇澳岛和镇海湾还处在面积高速增长期,

仍需5-10年达到稳定的空间格局。



图 10 自然保护区(表4)的建立与红树林面积变化之间的 关系(*表示红树林面积增长率通过0.1的显著性检验, **表示通过0.05的显著性检验,***表示通过0.01的显著性 检验:-表示未通过显著性检验(p 值超过0.1)) Fig. 10 The relationship between the establishments of the nature reserves (in Table 4) and the changes of mangrove areas (* indicates it passed the significance test of p = 0.1 for the increasing rates of mangrove areas, ** indicates it passed p =0.05 and *** indicates it passed p = 0.01; - indicates it didn't

pass the significance test (p > 0.1))

滩涂造林是红树林保护与修复的另一有效手段。以保护区为依托,当地政府在沿海滩涂宜林 地实施了一系列红树林引种工程。其中,淇澳岛 红树林引种工程最具有代表性。90年代以来,淇 澳岛遭受互花米草等外来物种入侵(图11),并占 据大面积外围滩涂,天然红树林难以向海扩展 (于凌云等,2019)。从图11中也可以看出,淇澳 岛的红树林在八九十年代仅仅保留了西北部(大

围湾)的很小一部分(约13 ha),到1996年互花 米草已经覆盖整个西北部的海湾区域,而红树林 依然被限制在1990年时的空间状态。珠海市政府 从1999年开始,与中国林业科学院热带林业研究 所合作,引种大量海桑、无瓣海桑、木榄等速生 树种(彭辉武等, 2011), 通过生物演替的方法成 功抑制互花米草的蔓延(彭辉武等, 2011)。根据 本文的监测结果, 淇澳岛红树林面积由 2000年的 29 ha, 增加到2020年的476 ha, 20年增长了15 倍。 如图11所示,到2020年,淇澳岛已经形成一片连接 西部、西北部和北部海湾的大面积红树林连续分布 带,而原互花米草生长区则被红树植被完全占据。

表 4 粤港澳大湾区主要的红树林保护区

Table 4The main mangrove reserves in GHM Greater Bay Area				
保护区名称	所属行政区	成立时间/年	说明	
米埔红树林鸟类自然保护区	香港特别行政区	1975		
内伶仃岛一福田国家级自然保护区	深圳市	1984		
淇澳岛红树林市级自然保护区	珠海市	2000	2004年与担杆岛省级自然保护区合并为	
惠东红树林市级自然保护区	惠州市	2000	"淇澳一担杆岛省级自然保护区"	
台山红树林县级自然保护区	江门市	2000		
澳门路氹城生态保护区	澳门特别行政区	2003		
恩平镇海湾红树林县级自然保护区	江门市	2005		
大鹏半岛市级自然保护区	深圳市	2010		



(a) 1990年红树林分布 (a) Mangrove forests in 1990



(b) 1996年互花米草分布 (c) 2020年红树林分布 (b) Spartina alterniflora in 1990 (c) Mangrove forests in 2020 RGB通道组合:SWIR 2(R), NIR(G), Blue(B)

图 11 淇澳岛红树林与互花米草的消长变化

Fig. 11 The variations of increase and decrease for mangrove and spartina alterniflora in Qi'ao Island

5 讨论

5.1 不确定性分析

年度多光谱数据的合成方法没有考虑时间因 素和潮位信息,潮位变化不仅体现在季节差异上, 而且不同日期同一时刻的潮位也是不同的,潮位 的变化对红树林的识别会造成一定影响。在浅海 滩涂的自然海岸, 部分红树林易被潮水淹没, 在 遥感分类时产生椒盐现象(张蓉等, 2019)。在年 度多光谱数据合成中,融入时间或潮位信息,是 提高红树林分类精度的有效途径之一。

图 12 展示了忽略时间因素和潮位信息对分析

结果的影响,这种光谱差异造成某些年份的红树 林被错分为水体。与2014年相比,2017年被漏分 的红树林的 NDVI 下降, 而体现水体特征的 MNDWI增加, 使得2014年—2017年红树林面积被 低估。这种误差在精度评估中也能体现出现,红 树林分类精度在2017年—2018年形成一个低值区 (图3),平均精度仅有73.5%。

本文选择的时间段开始于20世纪80年代末, 红树林已经进入增长期。伴随着城市发展破坏大 面积红树林带来的生态压力,本文并未给出充分 证据。因此,有必要将监测时间扩大到70年代甚 至更早。然而,早期的Landsat卫星只有80m分辨 率的 MSS 数据, 难以满足红树林识别的需求, 应



图 12 红树林被错分为水体的典型区域((a)—(d)为多光谱数据,RGB通道分别为短波红外1、近红外和绿波段) Fig. 12 Representative area where mangroves are misclassified as water ((a)—(d) are the multispectral images, RGB channels are the composition of SWIR 1, NIR and Red)

国际上,遥感长时序连续动态监测方面已 经有了巨大进步,2020年3月,Remote Sensing of Environment 期刊出版专刊"Time series analysis imagery special issue"(Woodcock等,2020),收录 Landsat 相关的遥感长时序研究论文20余篇。但研 究者大部分精力都集中在数据集的构建上,对连 续长时序信息挖掘方法的探索不足,在方法论和 可视化等方面依然是薄弱环节。

借助于其他高分辨率卫星的综合观测。如刘凯等

(2016) 引入1970年的美国间谍卫星 DISP 拍摄的

5.2 红树林保护面临的风险

通过设立保护区和滩涂造林,红树林保护与 修复方面取得显著进步,但仍面临着许多不可忽 视的挑战。深圳湾虽然较早的开展红树林保护工 作,但由于其位于大城市腹地,红树林集中于深 圳河入海口附近,红树林面临着严重的水环境污 染问题。福田红树林湿地水质指标大部分都超过V 类水质标准(于凌云等,2019),汞、镉等重金属 污染风险较大(Li等,2015),米埔红树林沉积物 中农药含量超标(Morton,2016),锌、铅等重金 属浓度甚至超过福田(Che,1999)。为了抑制互 花米草的生长,淇澳岛引入海桑、无瓣海桑等外 来品种。它们生长快速、对环境的适应能力强, 在红树林面积快速增长的同时,也让本地红树物 种面临潜在的入侵威胁。另外,淇澳岛位于横门、 金星门等水道出口附近,同样存在重金属富集的

KH-9影像获取镇海湾红树林的早期分布。

问题,尤其以镉污染最为严重(Wu等,2014)。 镇海湾自建立保护区以来,退塘还林,同样引种 大量无瓣海桑。可见,近些年红树林面积的增加 多为人工林的贡献,相较于原生红树林群落,人 工林物种单一,生物多样性降低,在抵抗病虫害、 寒害等自然灾害时较为脆弱。以上问题,难以通 过面积监测的手段反映出来,但却对红树林生境 影响十分巨大,有必要将卫星、无人机、地面监 测等综合监测纳入红树林保护与修复评估工作之 中。如徐逸等(2021)结合无人机高光谱与激光 雷达点云数据实现红树林种间分类,对物种多样 性监测具有重要的指导作用。

6 结 论

本文借助 Google Earth Engine 云平台的强大计 算能力,重构 1987年—2020年年尺度的红树林分 布连续长时间序列,精细化挖掘红树林时空变化 特征,揭示了红树林的空间扩张过程及阶段性发 展特征,体现了设立自然保护区和滩涂造林在红 树林保护与修复中的积极作用。

(1)从袋外误差(总体分类误差)和红树林 精度两方面对长时序湿地分类数据集进行评价, 该数据集的多年平均袋外误差为6.6%±0.1%,多年 平均红树林识别精度为89.6%±0.1%,能够满足本 研究的数据精度需求。

(2) 截止到2020年,大湾区现有红树林2174 ha, 但空间分布不均,其中有81%的红树林集中分布 在深圳湾、淇澳岛和镇海湾,各占红树林总面积 的23%、22%和36%。

(3)大湾区的红树林经历了由平稳发展
(1987年—2003年)到快速增长(2003年—2020年)的变化过程,增长期内面积翻了2倍,淇澳岛与之类似,只是转折点在2002年,增长期内面积翻了30倍;而深圳湾的红树林经早期的快速增长(1987年—2009年)逐渐趋向于近些年(2009年—2020年)的平稳波动,镇海湾在早期(1987年—2002年)因滩涂养殖损失了17%的红树林,之后(2002年—2020年)快速增长,面积翻了5倍。

(4) 2003年—2020年大湾区红树林的增加主要来源于镇海湾和淇澳岛红树林的快速增长,各占大湾区红树林增量的40%和28%,而深圳湾在2009年以后保持稳定,对大湾区红树林的增量贡献不大(8%)。

(5) 深圳湾由于保护区设立时间较早,成为 唯一一个形成稳定核心区的红树林分布区,拥有 最大的平均林道宽度,镇海湾虽然拥有最大的红 树林面积,但林道狭窄,景观破碎,生态系统反 而更加脆弱。

(6)设立自然保护区和滩涂造林都对红树林 面积增长发挥了积极作用。

今后的研究中,将对连续长时序信息挖掘方 法进行更深入的探讨,突出变化的过程性、阶段 性和时空联系,争取在可视化方面有所突破。随 着遥感技术的快速发展,新一代遥感卫星平台将 组建更为强大的对地观测网络,实现更高频次时 间特征的监测。如联合 Landsat 8 和 Sentinel 2A/B 构成虚拟观测星座,可实现全球地表 2—4 d 的高 频观测 (Li和 Roy, 2017)。在可预见的将来,遥 感连续动态监测将成为常态,而相对应的信息挖 掘方法将面临巨大挑战。

参考文献(References)

- Ai J Q. 2018. Long-term Evolution Process and Mechanisms of Wetland Ecosystem in the Yangtze River Estuary Using Time-series Multi-sensor Remote Sensing Data. Shanghai: East China Normal University (艾金泉. 2018. 基于时间序列多源遥感数据的长江 河口湿地生态系统长期演变过程与机制研究. 上海:华东师范 大学)
- Bosire J O, Dahdouh-Guebas F, Walton M, Crona B I, Lewis III R R, Field C, Kairo J G and Koedam N. 2008. Functionality of restored mangroves: a review. Aquatic Botany, 89(2): 251-259 [DOI: 10. 1016/j.aquabot.2008.03.010]
- Breiman L. 2001. Random forests. Machine Learning, 45(1): 5-32 [DOI: 10.1023/A:1010933404324]
- Che R G O. 1999. Concentration of 7 heavy metals in sediments and mangrove root samples from Mai Po, Hong Kong. Marine Pollution Bulletin, 39(1/12): 269-279 [DOI: 10.1016/S0025-326X(99) 00056-9]
- Dai Z Y, Liao L R, Liang J H, Wu M Y and Zuo P. 2022. Blue carbon stocks of mangrove from 1988 to 2018 in Beihai, Guangxi. Marine environmental science, 41(01): 8-15, 23 (戴子熠, 廖丽蓉, 梁 嘉慧, 武明月, 左平. 2022. 1988-2018年广西北海红树林蓝碳储 量变化分析.海洋环境科学, 41(01): 8-15+23) [DOI:10.13634/j. cnki.mes.2022.01.018]
- Dwyer, J L, Roy D P, Sauer B, Jenkerson C B, Zhang H K and Lymburner L. 2018. Analysis ready data: enabling analysis of the landsat archive. Remote Sensing, 10(9): 1363 [DOI: 10.3390/rs10091363] https://doi.org/10.3390/rs10091363.
- Farr T G, Rosen P A, Caro E, Crippen R, Duren R, Hensley S, Kobrick M, Paller M, Rodriguez E, Roth L, Seal D, Shaffer S, Shimada J,

Umland J, Werner M, Oskin M, Burbank D and Alsdorf D. 2007. The shuttle radar topography mission. Reviews of Geophysics, 45(2): RG2004 [DOI: 10.1029/2005RG000183]

- Feng Z Y, Tan G M, Xia J Q, Shu C W, Chen P, Wu M W and Wu X M. 2020. Dynamics of mangrove forests in Shenzhen Bay in response to natural and anthropogenic factors from 1988 to 2017. Journal of Hydrology, 591: 125271 [DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020. 125271]
- General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China and Standardization Administration of the People's Republic of China. 2009. Wetland classification: GB/T 24708—2009. Beijing: Standards Press of China (中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局和中国国 家标准化管理委员会. 2009. 湿地分类: GB/T 24708—2009. 北 京:中国标准出版社)
- Gong M, Wu X Q and Yu L. 2019. Reclamation dynamics along the mainland coast of Shandong Province during 1974-2017. Journal of Geo-information Science, 21(12):1911-1922 (宫萌, 吴晓青, 于 璐. 2019. 1974-2017 年山东省大陆海岸围填海动态变化分析. 地球信息科学学报, 21(12): 1911-1922) [DOI: 10.12082/dqxxkx. 2019.190175]
- Huang K L. 2020. Research on the construction of ecological security barrier in Guangdong-Hong Kong-macao greater bay area from the perspective of ecological security. Academic Search for Truth and Reality, (4): 60-68, 116 (黄克亮 . 2020. 生态安全视域下粤港 澳大湾区生态安全屏障建设探究 . 探求, (4): 60-68, 116) [DOI: 10.13996/j.cnki.taqu.2020.04.008]
- Huete A R, Liu H Q, Batchily K and van Leeuwen W. 1997. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. Remote Sensing of Environment, 59(3): 440-451 [DOI: 10.1016/S0034-4257(96)00112-5]
- Iverson L R, Prasad A M, Matthews S N and Peters M. 2008. Estimating potential habitat for 134 eastern US tree species under six climate scenarios. Forest Ecology and Management, 254(3): 390-406 [DOI: 10.1016/j.foreco.2007.07.023]
- Jaafar H H and Ahmad F A. 2020. Time series trends of Landsat-based ET using automated calibration in METRIC and SEBAL: The Bekaa Valley, Lebanon. Remote Sensing of Environment, 238: 111034 [DOI: 10.1016/j.rse.2018.12.033]
- Kauth R J and Thomas G S. 1976. The tasselled cap -- A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by landsat//Proceedings of the LARS 1976 Symposium on Machine Processing of Remotely-Sensed Data. West Lafayette: Purdue University: 41-51
- Li H, Wan W, Fang Y, Zhu S Y, Chen X, Liu B J and Hong Y. 2019. A Google Earth Engine-enabled software for efficiently generating high-quality user-ready Landsat mosaic images. Environmental Modelling and Software, 112: 16-22 [DOI: 10.1016/j.envsoft. 2018.11.004]
- Li J and Roy D P. 2017. A global analysis of sentinel-2A, sentinel-2B and landsat-8 data revisit intervals and implications for terrestrial monitoring. Remote Sensing, 9(9): 902 [DOI: 10.3390/rs9090902]

- Li J X, Wang J, Du Y H and Cai A L. 2019. Change Characteristics of CoastalWetlands in the Pearl River Delta under Rapid Urbanization. Wetland Science, 17(3): 267-276 (李婧贤, 王钧, 杜依杭, 蔡 爱玲. 2019. 快速城市化背景下珠江三角洲滨海湿地变化特征. 湿地科学, 17(3): 267-276) [DOI: 10.13248/j.cnki.wetlandsci.2019. 03.002]
- Li R Y, Li R L, Chai M W, Shen X X, Xu H L and Qiu G Y. 2015. Heavy metal contamination and ecological risk in Futian mangrove forest sediment in Shenzhen Bay, South China. Marine Pollution Bulletin, 101(1): 448-456 [DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015. 09.048]
- Lin H and Zhang H S. 2021. Tropical and subtropical remote sensing: needs, challenges, and opportunities. National Remote Sensing Bulletin, 25(1): 276-291 (林珲, 张鸿生. 2021. 热带与亚热带遥 感: 需求、挑战与机遇. 遥感学报, 25(1): 276-291) [DOI: 10. 11834/jrs.20210237]
- Liu K, Zhu Y H, Li Q, Li Y N, Xiao W H and Meng L. 2016. Analysis on mangrove resources changes of Zhenhai bay in Guangdong based on multi source remote sensing images. Tropical Geography, 36(5): 850-859 (刘凯, 朱远辉, 李骞, 李越男, 肖望吴, 蒙琳. 2016. 基于多源遥感的广东镇海湾红树林演变分析. 热带地理, 36(5): 850-859) [DOI: 10.13284/j.cnki.rddl.002874]
- Lymburner L, Bunting P, Lucas R, Scarth P, Alam I, Phillips C, Ticehurst C and Held A. 2020. Mapping the multi-decadal mangrove dynamics of the Australian coastline. Remote Sensing of Environment, 238: 111185 [DOI: 10.1016/j.rse.2019.05.004]
- Ma C L, Ai B, Zhao J, Xu X P and Huang W. 2019. Change detection of mangrove forests in coastal guangdong during the past three decades based on remote sensing data. Remote Sensing, 11(8): 921 [DOI: 10.3390/rs11080921]
- Mitchell M W. 2011. Bias of the random forest out-of-bag (OOB) error for certain input parameters. Open Journal of Statistics, 1(3): 205-211 [DOI: 10.4236/ojs.2011.13024]
- Morton B. 2016. Hong Kong's mangrove biodiversity and its conservation within the context of a southern Chinese megalopolis. A review and a proposal for Lai Chi Wo to be designated as a World Heritage Site. Regional Studies in Marine Science, 8: 382-399 [DOI: 10.1016/j.rsma.2016.05.001]
- Müller M F, Yoon J, Gorelick S M, Avisse N and Tilmant A. 2016. Impact of the Syrian refugee crisis on land use and transboundary freshwater resources. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 113(52): 14932-14937 [DOI: 10.1073/pnas.1614342113]
- Peng H Y, Zheng S F and Zhu H W. 2011. The practice of mangrove restoration in Qi'ao Island, Zhuhai. Wetland Science, 9(1): 97-100 (彭辉武, 郑松发, 朱宏伟. 2011. 珠海市淇澳岛红树林恢复的实 践. 湿地科学, 9(1): 97-100) [DOI: 10.13248/j.cnki.wetlandsci. 2011.01.007]

Ramsar Convention Secretariat. 2006. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 4th edition. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat: 6-10

Richardson A J and Wiegand C L. 1977. Distinguishing vegetation

from soil background information. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 43(12): 1541-1552.

- Ruan R Z, Feng X Z and She Y J. 2007. Fusion of radarsat SAR and ETM+ imagery for identification of fresh water wetland//Proceedings of SPIE 6752, Geoinformatics 2007: Remotely Sensed Data and Information. Nanjing, China: SPIE [DOI: 10.1117/12.760748]
- Shen X X, Zhang Z, Zhai C Y and Li R L. 2022. A Meta-Analysis of the Overall Accuracy of Extent and Species of the Coastal Mangroves. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 58(01):135-146 (沈小雪, 张志, 翟朝阳, 李瑞利. 2022. 海岸带红 树林范围与种类识别精度的荟萃分析. 北京大学学报(自然科 学版), 58(01):135-146) [DOI:10.13209/j.0479-8023.2021.096]
- Sun N, Zhu W N and Cheng Q. 2017. Remote sensing time-series analysis of wetland variations and driving factors in estuarine and coastal regions of Yangtze River. Acta Scientiae Circumstantiae, 37(11): 4366-4373 (孙楠,朱渭宁,程乾. 2017. 基于多年遥感数 据分析长江河口海岸带湿地变化及其驱动因子. 环境科学学 报, 37(11): 4366-4373) [DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2017.0283]
- Tucker C J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. Remote Sensing of Environment, 8(2): 127-150 [DOI: 10.1016/0034-4257(79)90013-0]
- Wang L, Jia M M, Yin D M and Tian J Y. 2019. A review of remote sensing for mangrove forests: 1956—2018. Remote Sensing of Environment, 231: 111223 [DOI: 10.1016/j.rse.2019.111223]
- Wang S G, Li X, Zhou Y Z, Liu K and Chen G Z. 2005. The change of mangrove wetland ecosystem and controlling countermeasures in the Qi'ao Island. Wetland Science, 3(1): 13-20 (王树功, 黎夏, 周 永章, 刘凯, 陈桂珠. 2005. 珠江口淇澳岛红树林湿地变化及调 控对策研究. 湿地科学, 3(1): 13-20) [DOI: 10.3969/j.issn.1672-5948.2005.01.003]
- Wang W Q, Shi J B and Chen L Z. 2021. Research of Conservation and Restoration Strategy of Mangrove Wetlands in China. Beijing: China Environment Publishing Group (王文卿, 石建斌, 陈 鹭真. 2021. 中国红树林湿地保护与恢复战略研究. 北京:中国 环境出版集团)
- Wang X X, Xiao X M, Zou Z H, Chen B Q, Ma J, Dong J W, Doughty R B, Zhong Q Y, Qin Y W, Dai S Q, Li X P, Zhao B and Li B. 2020. Tracking annual changes of coastal tidal flats in China during 1986—2016 through analyses of Landsat images with Google Earth Engine. Remote Sensing of Environment, 238: 110987 [DOI: 10.1016/j.rse.2018.11.030]
- Wang Z Y, Liu K, Peng L H, Cao J J, Sun Y X, Qian Y X and Shi S Y. 2020. Analysis of mangrove annual changes in guangdong province during 1986-2018 based on google earth engine. Tropical Geography, 40(5): 881-892 (王子予, 刘凯, 彭力恒, 曹晶晶, 孙映 雪, 钱雨昕, 史舒悦. 2020. 基于 Google Earth Engine 的 1986-2018 年广东红树林年际变化遥感分析. 热带地理, 40(5): 881-892) [DOI: 10.13284/j.cnki.rddl.003268]
- Wen X, Jia M M, Li X Y, Wang Z M, Zhong C R and Feng E H. 2020. Identification of mangrove canopy species based on visible unmanned aerial vehicle images. Journal of Forest and Environment, 40(05): 486-496 (闻馨, 贾明明, 李晓燕, 王宗明, 钟才荣, 冯尔

辉. 2020. 基于无人机可见光影像的红树林冠层群落识别.森林 与环境学报, 40(05): 486-496) [DOI: 10.13324/j.cnki.jfcf.2020. 05.005]

- Woodcock C E, Loveland T R and Herold M. 2020. Preface: time series analysis imagery special issue. Remote Sensing of Environment, 238: 111613 [DOI: 10.1016/j.rse.2019.111613]
- Wu Q H, Tam N F Y, Leung J Y S, Zhou X Z, Fu J, Yao B, Huang X X and Xia L H. 2014. Ecological risk and pollution history of heavy metals in Nansha mangrove, South China. Ecotoxicology and Environmental Safety, 104: 143-151 [DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.02.017]
- Xu H Q. 2006. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. International Journal of Remote Sensing, 27(14): 3025-3033 [DOI: 10.1080/01431160600589179]
- Xu Y, Zhen J N, Jiang X P and Wang J J. 2021. Mangrove species classification with UAV-based remote sensing data and XGBoost. National Remote Sensing Bulletin, 25(3): 737-752 (徐逸, 甄佳宁, 蒋 侠朋, 王俊杰. 2021. 无人机遥感与XGBoost 的红树林物种分 类. 遥感学报, 25(3): 737-752) [DOI: 10.11834/jrs.20210281]
- Yan W W, Gu D Q, Wang Y Z, Wu S Y, Feng A P and Ming J. 2012. Study of evolution of Yancheng coastal wetlands. Periodical of Ocean University of China, 42(12):130-317 (闫文文, 谷东起, 王 勇智, 吴桑云, 丰爱平, 明洁. 2012. 盐城海岸带湿地景观演变分 析.中国海洋大学学报(自然科学版), 42(12): 130-137) [DOI:10. 16441/j.cnki.hdxb.2012.12.020]
- Ye J A, Wang S G, Liu K, Liu X P, Qian J P, Chen X Y, He Z J and Qin C F. 2006. Estimating mangrove wetland Biomass Using radar Remote sensing. Journal of remote sensing, 10(03): 387-396 (黎夏, 叶嘉安, 王树功, 刘凯, 刘小平, 钱峻屏, 陈晓越, 何执兼, 覃朝 锋. 2006. 红树林湿地植被生物量的雷达遥感估算. 遥感学报, 10(03): 387-396) [DOI: 1007-4619(2006)03-0387-10]
- Yu L Y, Lin S H, Jiao X Y, Shen X X and Li R L. 2019. Ecological problems and protection countermeasures of mangrove wetland in Guangdong-Hong Kong-macao greater bay area. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 55(4): 782-790 (于凌 云,林绅辉, 焦学尧, 沈小雪, 李瑞利. 2019. 粵港澳大湾区红树 林湿地面临的生态问题与保护对策. 北京大学学报(自然科学 版), 55(4): 782-790) [DOI: 10.13209/j.0479-8023.2019.051]
- Zhang R, Xia C L, Jia M M, Wang Z M, Yu X and Zhou Y M. 2019. Remote sensing analysis of greater pearl river delta's mangrove forests dynamics based on object-oriented classification method. Geomatics and Spatial Information Technology, 42(12): 22-26 (张 蓉, 夏春林, 贾明明, 王宗明, 于欣, 周亚明. 2019. 基于面向对象 的大珠三角红树林动态变化分析. 测绘与空间地理信息, 42(12): 22-26) [DOI: 10.3969/j.issn.1672-5867.2019.12.007]
- Zhao J Y, Yu L, Xu Y D, Ren H Z, Huang X M and Gong P. 2019. Exploring the addition of Landsat 8 thermal band in land-cover mapping. International Journal of Remote Sensing, 40(12): 4544-4559 [DOI: 10.1080/01431161.2019.1569281]
- Zhi C, Wu W T and Su H. 2022. Mapping the intertidal wetlands of Fujian Province based on tidal dynamics and vegetational phonology. National Remote Sensing Bulletin, 26(02): 373-385 (智超, 吴

文挺, 苏华. 2022. 潮汐和植被物候影响下的潮间带湿地遥感提取. 遥感学报, 26(02): 373-385) [DOI: 10.11834/jrs.20210586] Zhu Z, Zhang J X, Yang Z Q, Aljaddani A H, Cohen W B, Qiu S and Zhou C L. 2020. Continuous monitoring of land disturbance based on Landsat time series. Remote Sensing of Environment, 238: 111116 [DOI: 10.1016/j.rse.2019.03.009]

Long time-series remote sensing monitoring of mangrove forests in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area

JIA Kai¹, CHEN Shuisen^{1,3}, JIANG Weiguo²

Guangzhou Institute of Geography, Guangdong Academy of Sciences, Guangzhou 510070, China;
 Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China;
 Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Guangzhou), Guangzhou 511458, China

Abstract: With the explosive growth of remote sensing images, the contradiction between the refined requirements of the change processing analysis and the lack of local computing power has become increasingly prominent. The emergence of Google Earth Engine (GEE) geographic cloud platform has solved the pain points of the industry, where users are strained with computing power.

The Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area (GHM) is considered the study area, and an annual wetland classification data set from 1987 to 2020 is constructed with the support of GEE. It is analyzed for the temporal phase characteristics and spatial expansion process of mangroves, and the result reveals the positive effects of the establishment of protected areas and tidal flat afforestation on the mangrove protection and restoration by combining the accurate time point of change identified by the continuous long time series analysis.

The imaging quality of optical images is greatly reduced because the study area is located in a tropical and subtropical cloudy and rainy area. To fully use the satellite remote sensing multitemporal features to effectively eliminate clouds/shadows, all Landsat images during the time period are collected to form a continuous time series. With the support of the GEE cloud platform to satisfy the requirements of computing power for the large amounts of data, the random forest algorithm is applied to obtain the annual wetland classification data set from 1987 to 2020. On this basis, the spatio-temporal characteristics of mangrove over long time are mined.

According to the accuracy assessment, the averaged out-of-bag error of wetland data set is $6.61\%\pm0.08\%$, and the average identification accuracy for mangroves is $89.64\%\pm0.13\%$. In 2020, the Greater Bay Area has 2,174 ha of mangrove forests, and 81% of the mangrove forests is concentrated in Shenzhen Bay, Qi'ao Island, and Zhenhai Bay. The mangrove forests in the GHM experience steady development (1987—2003) and then rapid growth (2003—2020), the main increase is observed in Zhenhai Bay (40%) and Qi'ao Island (28%). The mangrove forests in Qi'ao Island and Zhenhai Bay are still in a period of rapid growth. However, Qi'ao Island has the fastest growth rate; it has doubled its area by 30 times since 2002. Shenzhen Bay has entered a stable period (2009—2020) after its early rapid growth (1987—2009). Shenzhen Bay became the only mangrove distribution area that formed a stable core area in the GHM due to the early establishment of the reserve. Although Zhenhai Bay has the largest area of mangrove forests, the ecosystem is more fragile because of the narrow width and the fragmented landscape.

The establishment of nature reserves and tidal flat afforestation has played an important role in the growth of mangrove area. Integrated monitoring, such as satellites, drones, and ground monitoring, should be incorporated into the mangrove protection and restoration assessment. This study provides scientific evidence support for the implementation of the sustainable development strategy goals of the GHM and has a certain guiding role in the construction of coastal ecological barriers.

Key words: remote sensing, mangrove forests, continuous long time series, Google Earth Engine, Guangzhou-Hong Kong-Macao Greater Bay Area, spatio-temporal information mining, spatial expansion processing

Supported by National Natural Science Foundation of China (No. U1901219); GDAS' Project of Science and Technology Development (No. 2021GDASYL-20210103003); Key Special Project for Introduced Talents Team of Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Guangzhou) (No. GML2019ZD0301)