

# 潮汐和植被物候影响下的潮间带湿地遥感提取

智超, 吴文挺, 苏华

福州大学 卫星空间信息技术综合应用国家地方联合工程研究中心 空间数据挖掘与信息共享教育部重点实验室,  
福州 350108

**摘要:** 潮间带湿地具有重要的生态和经济价值, 但受到全球变化影响, 发生大面积退化甚至丧失。掌握潮间带湿地的时空分布特征, 对海岸带资源的科学管理具有重要意义。由于受到多云多雨天气和潮汐动态淹没的影响, 单时相遥感数据难以获取完整的潮间带湿地信息。因此, 本研究开发了一种基于时序遥感指数的潮间带湿地分类算法, 并以福建省亚热带海岸带为例, 基于 Google Earth Engine (GEE) 云平台, 利用 2017 年—2019 年 Landsat 8 时序影像数据, 提取潮间带光滩、高潮滩植被和低潮滩植被 3 种典型湿地类型, 分类结果总体精度 97.47%, Kappa 系数 0.96。该算法有效降低了亚热带海岸带地区多云多雨天气和潮汐动态过程对光学遥感技术应用的影响。结果显示福建省潮间带湿地主要分布在河口与海湾处, 且自北向南呈下降趋势, 高潮滩植被集中分布在南部泉州湾、九龙江口、漳江口, 闽北分布较少。将本研究结果与国内外同类数据集进行比较, 显示出一定的优势。该方法为大尺度潮间带湿地的高精度智能分类提供了可能, 为海岸带资源的可持续管理利用及区域的高质量发展提供数据基础。

**关键词:** 时序遥感数据, 潮间带湿地, GEE, 福建省, 物候, 频率算法

**引用格式:** 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(2): 373–385

Zhi C, Wu W T and Su H. 2022. Mapping the intertidal wetlands of Fujian Province based on tidal dynamics and vegetational phenology. National Remote Sensing Bulletin, 26(2): 373–385 [DOI: 10.11834/jrs.20210586]

## 1 引言

潮间带湿地是陆地生态系统和海洋生态系统之间的过渡地带, 不仅有抗风消浪 (吴威等, 2020)、维持生物多样性 (李晶等, 2018)、碳汇 (Chen等, 2017)、调节气候 (吴威等, 2020) 等生态功能, 也具有供应土地、渔业和旅游资源等经济价值 (Costanza等, 1997)。然而, 由于气候变化、海平面上升 (Nicholls 和 Cazenave, 2010) 等自然原因和海岸围垦 (吴文挺等, 2016)、旅游业过度开发 (Ren等, 2019) 等人为原因, 潮间带湿地受到严重破坏。据统计, 20 世纪末, 世界上约 35% 的红树林湿地已经丧失 (Bosire等, 2008; Wang等, 2019), 并以每年 1%—2% 的速率持续遭到破坏 (Jones等, 2016)。改革开放以来, 中国潮间带湿地面积急剧萎缩, 消失速度是全球平均水平的 2 倍 (Song等, 2020), 导致生物多样性下降,

珍稀物种栖息地丧失, 赤潮、洪涝等自然灾害频发。因此, 掌握潮间带湿地分布状况对海岸带地区的科学管理和高质量发展至关重要 (骆永明, 2016)。

由于潮间带湿地位置特殊, 对人类活动敏感, 加之中国海岸线绵长、曲折且复杂 (Wang等, 2019), 与传统的测绘手段相比, 遥感技术可以更高效地进行潮间带湿地大尺度动态监测 (梅安新等, 2001)。目前, 国内外学者已经利用遥感影像对潮间带湿地分类开展了大量研究工作。现有的全球土地覆盖数据集中, Friedl等 (2002) 生产的早期数据集年代久远, 且空间分辨率较低已经过时。随着技术的进步, Gong等 (2019) 生产了 10 m 分辨率的全球土地覆盖数据集, 但潮间带湿地仍未作为单独地类进行提取。近年来相关学者对小尺度如舟山群岛 (Cao等, 2020)、广西防城港 (Zhang等, 2017)、葡萄牙里斯本的塔霍河河口

收稿日期: 2020-12-31; 预印本: 2021-07-01

基金项目: 国家自然科学基金(编号: 41971384, 41630963)

第一作者简介: 智超, 1997年生, 女, 硕士研究生, 研究方向为海岸带遥感。E-mail: zczhichao@163.com

通信作者简介: 吴文挺, 1990年生, 男, 助理研究员, 研究方向为海岸带遥感。E-mail: wuw@fzu.edu.cn

(Bué 等, 2020; Catalao 和 Nico, 2017)、福州市(魏兰 等, 2011), 到中、大尺度浙江省沿岸(Li 等, 2020)、广东省沿岸(Ma 等, 2019)、中国南部沿岸(Zhao 等, 2020)、中国沿岸(Song 等, 2020; Wang 等, 2020; Zhang 等, 2019)开展了涉及潮间带湿地提取、分类工作。但是由于上述成果研究目的和研究区特性不同, 导致分类标准不一, 特别是针对潮间带高潮线和低潮线之间的区域, 存在如何科学提取和如何科学分类细化两大问题。

受到潮汐影响, 潮间带处于动态变化状态。因此, 如何解决潮汐动态淹没影响下的潮间带地物信息提取是目前海岸带遥感研究的热点之一。Zhang 等(2017)等用两张不同潮位的 Landsat 影像提取广西防城港红树林分布特征, 但受制于潮位信息和卫星过境时间, 获取的影像只能是相对高潮和相对低潮, 缺少潮间带地物淹没变化过程分析, 影响动态信息提取的完整性。因此, 部分学者利用时序影像减少潮位动态变化对潮间带地物信息提取的影响。Zhao 等(2020)用分位数合成的方法基于中国南方海岸带进行潮滩提取。Murray 等(2019)用随机森林的方法对全球的潮滩进行提取, 但二者都缺乏潮间带植被的分布信息的提取。Wang 等(2020)用 2018 年全年 Landsat 8 时序影像提取了 2018 年中国潮滩湿地, 分常绿植被, 落叶性植被和光滩 3 种地物类型。由于中国海岸带自南向北横跨热带、亚热带、温带, 不同气候带的植被分布存在差异, 如福建省及以南地区植被基本终年常绿(林鹏 等, 1990)。因此, 需针对特定地区气候特点建立潮间带湿地分类标准。

目前国内外学者对潮间带湿地如何细分问题进行了探究。陆健健(1996)将潮间带湿地划分为盐沼、泥沙质海岸和岩石海岸 3 类, 盐沼为主要的植被覆盖区, 泥沙质海岸和岩石海岸的植被覆盖度不足 30%。Redfield(1972)将潮间带湿地盐沼定义为低于平均大潮高潮线的植被, 高潮滩植被定义为平均大潮高潮线附近的成熟盐沼植被。Nepf(2012)研究表明植被淹没特征对水动力过程的影响存在较大差异。Elsley-Quirk 等(2019)认为高潮滩植被和低潮滩植被受到海平面上升和潮水淹没不同程度的影响, 生物多样性存在差异。基于上述学者对潮间带的研究, 结合潮滩的水动

力特征和光学遥感影像的光谱特征, 本研究将潮间带湿地分成高潮滩植被、低潮滩植被和光滩 3 类。高潮滩植被以红树林为代表的成熟盐沼植被, 根部被水淹没, 光学遥感上常年显示其植被冠层; 低潮滩植被受潮水影响较大, 在光学遥感上显示为低矮的先锋植被和泥滩的混合区。

综上所述, 本研究选择福建省海岸带作为研究区, 利用 GEE (Google Earth Engine) 平台(Gorelick 等, 2017)和 Landsat 8 时序影像数据, 结合福建省海岸带地理特征, 提出了一种基于时序遥感指数的亚热带地区潮间带湿地分类算法, 提取包括高潮滩植被、低潮滩植被和光滩 3 类主要潮间带湿地类型, 探究福建省潮间带湿地资源的空间分布特征。并将结果与国内外同类数据集对比, 探讨本研究方法的可靠性及稳定性, 以及实现潮间带湿地资源遥感的自动化智能分类, 为海岸带地区的高质量发展提供数据支撑。

## 2 研究区与数据

### 2.1 研究区概况

福建省地处中国东南部, 位于  $23^{\circ}30'N-28^{\circ}22'N$ ,  $115^{\circ}50'E-120^{\circ}40'E$  (图 1)。全省海岸线曲折复杂, 以海岸侵蚀地貌为主。地形地势总体西北高东南低, 东部沿海以丘陵, 滨海平原为主。受地质构造影响, 河流多成西北—东南走向, 主要河流自北向南有交溪、霍童溪、闽江、晋江、九龙江等。3 大主要河流闽江、晋江和九龙江入海口分别位于福州市、泉州市和漳州市。福建省属于亚热带季风性气候, 全年雨量充沛, 光照充足。泉州湾以北海区为半日潮, 南部海区潮汐较弱, 多为混合潮(江甘兴, 1992)。潮间带湿地主要以淤泥质, 砂质沉积物为主, 分布有盐沼植物群落, 还有少量红树林分布于河口和海湾的泥质滩涂上。考虑到福建省海岸带情况复杂, 本研究将研究区域限定在福建省大陆岸线向海方向 50 km 的区域内(图 1)。福建省海岸带剖面结构如图 2 所示。

### 2.2 数据

本研究基于 GEE 平台, 调用 2017-01-01—2019-12-31 研究区内所有 Landsat 8 (USGS Landsat 8 Surface Reflectance Tier 1) 影像共 439 景, 利用 QA 波段去除云、阴影等观测质量较差的像素。利用

Google Earth pro 提供的高分辨率遥感影像结合研究期内的 Sentinel-2 信息，随机生成训练及检验样本数据共 768 个（表 1），结合实测数据逐点判别样本属性。随后调取 3 a 内的所有 Sentinel-2 影像，检查每个样本点在 3 a 内地物类别属性是否保持一致。每个样本点都经过 Google Earth pro 和至少 30 次的 Sentinel-2 时序影像检查。确保每个样本点在研究期内地类没有发生变化。目视解译生成福建省人工岸线，作为养殖塘等内陆地物与潮间带的区分依据。参考马里兰大学提取的 2015 年和 2018 年常年水体数据集（Pickens 等，2020）进行永久性水体掩膜。考虑到潮间带地区地势平缓、低洼，本研究利用 30 m 分辨率 DEM 数据对研究区内高程大于 10 m，且坡度大于 10° 的区域进行掩膜。图 3 为掩膜前后的效果对比。

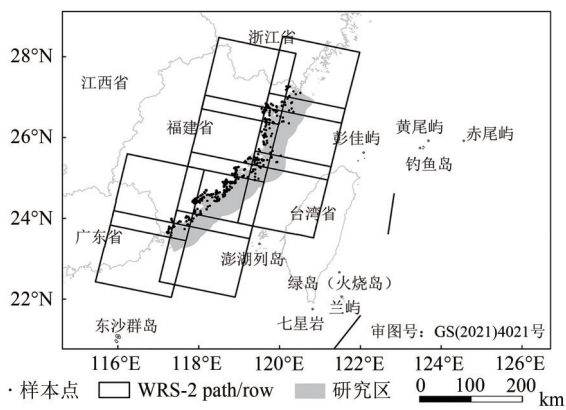


图 1 研究区概况图  
Fig. 1 Geographical setting of the study area

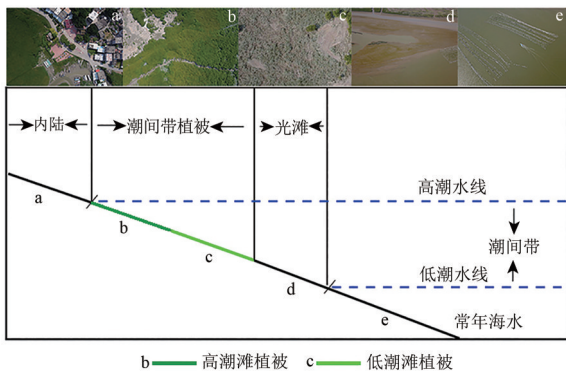


图 2 海岸带剖面结构示意图  
Fig. 2 The profile of coastal wetlands

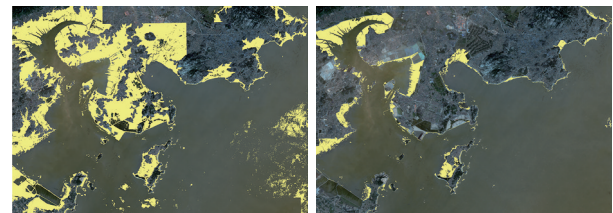
### 3 研究方法

本研究利用 2017-01-01—2019-12-31 的所有 Landsat 8 影像构建时序遥感指数，基于训练样本分析遥感指数特征并提取水体和植被信息，依据

潮间带不同植被的物候及动力特征，生成算法将潮间带湿地分高潮滩植被、低潮滩植被、潮滩 3 类。对分类结果进行精度验证，将结果与相关数据集进行比较。具体工作流程如图 4 所示。

表 1 样本数据统计  
Table 1 Statistics of sample data

地物类别	样本		总计
	训练样本	检验样本	
高潮滩植被	89	51	140
低潮滩植被	153	50	203
光滩	172	54	226
陆地	99		99
永久性水体	100		100
总计			768



(a) 掩膜前 (b) 掩膜后  
(a) Before the masking (b) After the masking  
图 3 掩膜前后对比

Fig. 3 Comparison before and after masking

#### 3.1 水体和植被遥感识别

本研究利用 6 个广泛使用的水体指数（表 2），分别是归一化差异水体指数 NDWI（Normalized Difference Water Index）（McFeeters, 1996），改进的归一化差异水体指数 mNDWI（modified Normalized Difference Water Index）（Xu, 2006），自动水体提取指数 AWEI（Automated Water Extraction Index）（Feyisa 等，2014），陆表水体指数 LSWI（Land Surface Water Index）（Xiao 等，2002），线性判别分析水体指数  $WI_{2015}$ （Fisher 等，2016），探究不同遥感水体指数对潮间带和永久水体的分类效果。

为了比较不同水体指数在潮间带湿地和永久性水体上的动态特征，本研究将 2017-01-01—2019-12-31 所有可利用的 Landsat 8 影像镶嵌拼接生成月度影像。因云层等影响造成影像缺失，实际生成 30 张影像。获取训练样本点的 6 个水体指数值。将每种指数每个月的结果作为一个单元，统计每个单元的四分之三最大值和四分之三最小



值, 中位数。结果显示, mNDWI和NDWI对海水和潮间带的分离效果相比其他4个水体指数较好(图5)。结合以往研究结果, mNDWI常适用于清澈的水体或城市水体区域, 而NDWI适用于清澈的水体、水体和泥沙、植被混合的区域(McFeeters,

1996; Xu, 2006; Zhou等, 2017)。NDWI在潮间带湿地提取的研究中表现出较好的效果(Tong等, 2020; Zhao等, 2020; Zhou等, 2017)。因此, 基于上述条件, 本研究采用NDWI>0进行水体识别。

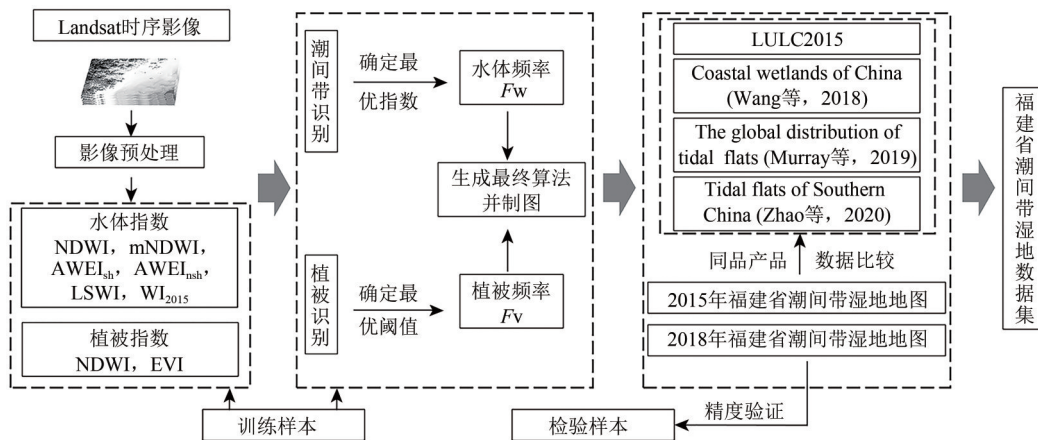


图4 福建省潮间带湿地分类工作流程图

Fig. 4 Workflow of classification of the intertidal wetlands in Fujian Province

表2 指数汇总

Table 2 Index summary

指数	算法	阈值规则	参考文献
NDWI	$NDWI = (B_{green} - B_{Nir}) / (B_{green} + B_{Nir})$	NDWI > 0	McFeeters, 1996
mNDWI	$mNDWI = (B_{green} - B_{SWIR-1}) / (B_{green} + B_{SWIR-1})$	mNDWI > 0	Xu, 2006
水体指数	$AWEI_{sh} = B_{blue} + 2.5B_{green} - 1.5(B_{Nir} + B_{SWIR-1}) - 0.2B_{SWIR-2}$	$AWEI_{sh} > 0$	Feyisa等, 2014
	$AWEI_{nsh} = 4(B_{green} - B_{SWIR-1}) - (0.25B_{Nir} + 2.75B_{SWIR-1})$	$AWEI_{nsh} > 0$	Feyisa等, 2014
	$LSWI = (B_{nir} - B_{SWIR-1}) / (B_{nir} + B_{SWIR-1})$	LSWI > 0	Xiao等, 2002
	$WI_{2015} = 1.7204 + 171B_{green} + 3B_{red} - 70B_{Nir} - 45B_{SWIR-1} - 71B_{SWIR-2}$	$WI_{2015} > 0$	Fisher等, 2016
植被指数	$NDVI = (B_{nir} - B_{red}) / (B_{nir} + B_{red})$		Tucker, 1979
	$EVI = 2.5(B_{nir} - B_{red}) / (B_{nir} + 6*B_{red} - 7.5B_{blue} + 1)$		Huete等, 2002, 1997

本研究采用3种指数识别潮间带植被: 归一化差异植被指数NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) (Tucker, 1979), 增强植被指数EVI (Enhanced Vegetation Index) (Huete等, 2002, 1997), LSWI。NDVI和EVI是遥感植被监测的常用指数, 能有效识别植被信息。LSWI对土壤湿度和植被含水量较为敏感(Xiao等, 2002), 且和NDVI有很强的相关性, 可以辅助识别植被信息。

植被训练样本在不同遥感指数(NDVI、EVI和LSWI)的分布特征结果显示, 98.76%的植被像素的NDVI ≥ 0.1, 99.59%的植被像素的EVI ≥ 0(图6)。此外, 100%的植被像素的LSWI ≥ 0.05。因此, 本研究采用EVI ≥ 0, NDVI ≥ 0.1, LSWI ≥ 0.05作为植被像元的识别规则。

### 3.2 水体和植被频率

本研究基于研究区内所有可用Landsat 8影像, 利用时序遥感指数消除潮汐、单幅影像质量、植被物候等动态过程对潮间带信息提取的影响, 分别计算每个像素在时间序列上是植被或水体的频率, 探究潮间带地类动态变化过程, 计算方法如下:

$$F_w = \frac{N_w}{N_{good}} \quad (1)$$

$$F_v = \frac{N_v}{N_{good}} \quad (2)$$

式中,  $F_w$ 为水体的频率, 值在0—1;  $N_w$ 为研究期内观测到是水的次数,  $N_{good}$ 为研究期内的有效观测次数;  $F_v$ 为植被的频率, 值在0—1;  $N_v$ 为研究期内观测到是植被的次数。



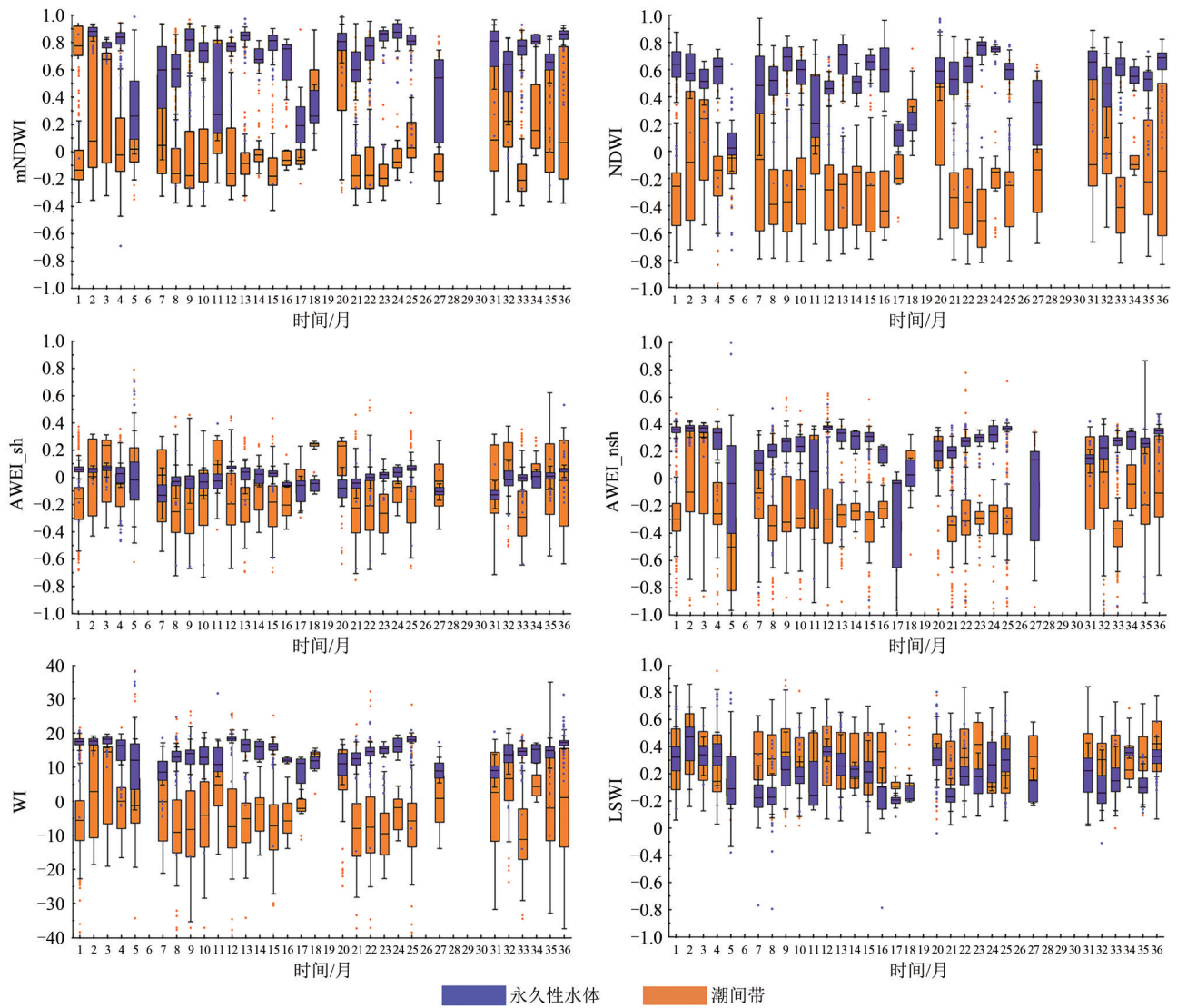


图5 潮间带和永久性水体的水体指数特征

Fig. 5 Water indices of the intertidal zone and permanent water

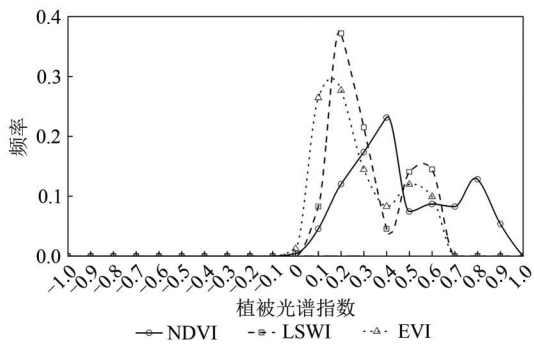


图6 植被光谱指数分布特征

Fig. 6 Spectral indices distribution of vegetation

### 3.3 潮间带湿地分类规则

潮间带水体的频率分布特征表明，99.28%的潮间带样本水体频率小于0.9，96.00%的永久性水体样本水体频率大于等于0.9（图7），因此将 $F_w <$

0.9作为潮间带的提取规则。依据潮间带植被的频率分布特征（图8），高潮滩植被样本 $F_v$ 分布范围是0.85—1，低潮滩植被样本 $F_v$ 分布范围是0.3—0.95，当 $F_v > 0.9$ 时，低潮滩植被信号减弱，高潮滩植被信号增强，因此将 $F_v = 0.9$ 作为高潮滩植被和低潮滩植被的区分规则。 $F_v$ 在0.4后，低潮滩植被信号开始增强。因此将 $0.4 \leq F_v < 0.9$ 作为低潮滩植被的提取规则。具体提取规则如下：

$$S_{HV} = F_v > 0.9, 0.9 > F_w \quad (3)$$

$$S_{LV} = 0.9 \geq F_v \geq 0.4, 0.9 > F_w \quad (4)$$

$$S_{TF} = S_{0.9 > F_w} - S_{HV} - S_{LV} \quad (5)$$

式中， $S_{HV}$ 为高潮滩植被， $S_{LV}$ 为低潮滩植被， $S_{TF}$ 为光滩。

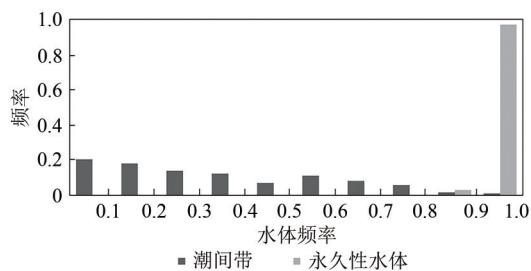


图7 潮间带和永久性水体的频率分布特征

Fig. 7 Frequency distribution of the intertidal zone and permanent water

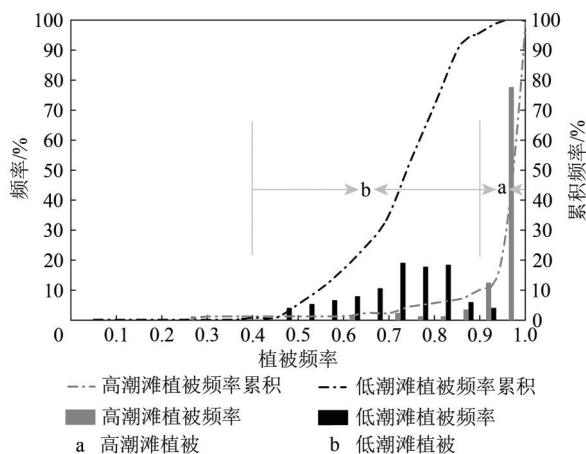


图8 潮间带植被的频率分布特征

Fig. 8 The frequency distribution of intertidal vegetation

## 4 结果与分析

### 4.1 2018年福建省潮间带湿地空间分布

精度验证采用误差矩阵法, 验证样本点基于 Google Earth Pro 提供的高分辨率影像, 结合研究期内多时相 Sentinel-2、GF-2 影像和实测点共获取 155 个, 其中光滩 54 个, 低潮滩植被 50 个, 高潮滩植被 51 个, 均匀分布在研究区内。结果显示总体分类精度为 97.47%, kappa 系数为 0.96。分类结果显示, 高潮滩植被和低潮滩植被、低潮滩植被和光滩交错带存在错分, 光滩和高潮滩植被的错分较少。

统计结果显示, 福建省潮间带湿地总面积为 1061.3 km<sup>2</sup>, 高潮滩植被面积 18.1 km<sup>2</sup>, 低潮滩植被面积 137.3 km<sup>2</sup>, 光滩面积 905.8 km<sup>2</sup>。潮间带湿地集中分布在河口海湾地区, 福建省河口海湾一般属于半封闭海湾, 河流在入海口形成缓流区, 促使泥沙运移至此沉积, 且受潮流控制, 湾口内外易形成三角洲 (许艳, 2014)。因此, 河口地区由于径流—潮流交互作用, 为潮滩的形成创造条件。福州市滨海有罗源湾, 闽江口和福清湾三处较大河口、海湾, 且岸线长度较其他省内滨海城

市较长, 因此潮间带湿地面积最大。厦门滨海的潮间带湿地面积最小, 主要分布在两个岛屿, 厦门岛由于经济发展水平较高, 对海滨交界处的人工干预力度较大, 潮间带湿地面积分布较少, 金门县岛屿整体呈“工”状, 潮间带湿地主要分布在北部向大陆一侧凹处, 南部凹处地形坡度较大, 同时受到海洋风浪侵蚀影响, 因而湿地面积较少, 这与李萌萌 (2017) 基于 RS 和 GIS 分析厦金海域海岸带时空变迁及驱动力的结果一致。

福建省潮间带湿地由北向南依次在沙埕港、三沙湾、罗源湾、闽江口、福清湾、兴化湾、湄洲湾、泉州湾、九龙江口、漳江口区域有集中分布, 总体面积呈现由北向南递减趋势。光滩由北向南面积递减, 高潮滩植被由北向南面积递增。光滩和低潮滩植被分布趋势相似, 在 26.5°N—27.0°N (三沙湾), 25.2°N—25.6°N (兴化湾) 都有大面积分布, 高潮滩植被在 24.9°N, 24.5°N 和 23.9°N (即泉州湾, 九龙江口和漳江口) 集中分布, 且泉州湾高潮滩植被跨纬度较长分布, 而漳江口较短。经向上, 光滩较多分布在 119.5°E—120.0°E 范围, 植被在 117.4°E, 117.9°E 和 118.7°E 处 (即漳江口, 九龙江口和泉州湾) 集中分布, 泉州湾高潮滩植被跨经度较短分布, 而漳江口较长 (图 9)。因此, 泉州湾高潮滩植被总体呈纵向分布, 而漳江口植被呈横向分布, 九龙江口植被南北均匀分布。

本研究选取部分典型河口、海湾进行精确度检验 (图 10), 选取研究期内不同潮位不同月份 Sentinel-2 高分辨率影像数据与分类结果进行比较。A、B、C、D、E、F 分别为三沙湾、闽江口、福清湾、湄洲湾、泉州湾和九龙江口。结果显示, 分类结果提取了高潮滩植被和低潮滩植被, 有效将潮间带湿地进行分类细化。三沙湾位于福建北部, 整体呈爪状分布, 湾口窄, 且有西洋岛等屏障, 优良的地理环境为其潮滩演化提供条件。泉州湾有晋江和洛阳江两条河流在此入海, 洛阳江入海口处分布大量植被, 而晋江较少。经调查, 洛阳江河口与 1998 年设立红树林湿地保护区, 主要红树植物有 4 科 4 属 4 种, 且互花米草入侵问题突出 (黄雅琴等, 2011)。高潮滩植被分类结果覆盖当地红树林范围, 该地年均温 20.4 °C, 极端低温低至 1 °C, 年平均降水量 1000 mm 左右, 盐度 3.5‰—28.9‰, 离入海口越近, 盐度越高, 平均潮差 4.27 m, 粉泥沙质, 加之该地河口地形平坦,

靠海处有大陆遮蔽, 流域形状蜿蜒曲折, 背风的地形使得大量有机质在此沉积且利于红树植物固定和发展 (武吉华等, 2004), 是红树林等潮间带植被生长的理想条件。晋江与洛阳江气候条件相似, 但是晋江河口流域形状规则简单, 且河口流域方向与海湾风口方向一致, 海洋与河流的交互作用强烈, 与洛阳江相比, 该入海口处仅少量成熟红树林植被分布在靠陆沿岸。九龙江入海口处地形平坦, 水深一般 2—5 m, 浅滩发育, 是典型的植被和光滩在空间上总体呈现由内陆向海水带状过渡区域。漳江口由于其纬度较低, 为潮间带

植被生长提供适宜的气候环境。兴化湾和湄洲湾位于福建省中部, 也是海峡西岸经济区中部, 具有重要战略地位。湄洲湾水深均在 10 m 以上, 最大水深 52 m, 且湾内有较多口门, 不冻不淤, 是天然的多泊位深水良港。兴化湾湾口多狭长水道 (如南日水道、兴化水道), 是福建省最大海湾, 为建设大型港口创造了良好的地理条件, 也是福建省重要港口之一。因此两湾由于港口建设, 人工干预较多, 植被分布较少, 多砂类海岸分布于此。结合福清湾拍摄的现场验证照片, 分类结果基本满足现场实际情况。

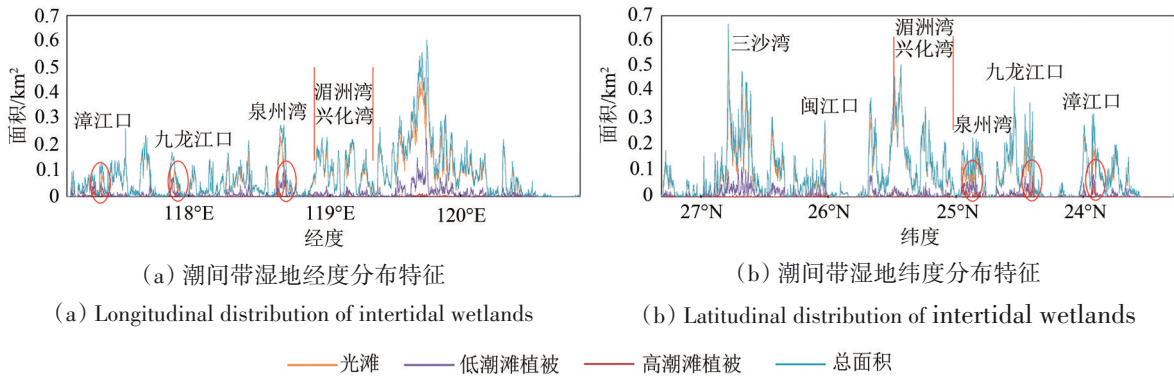
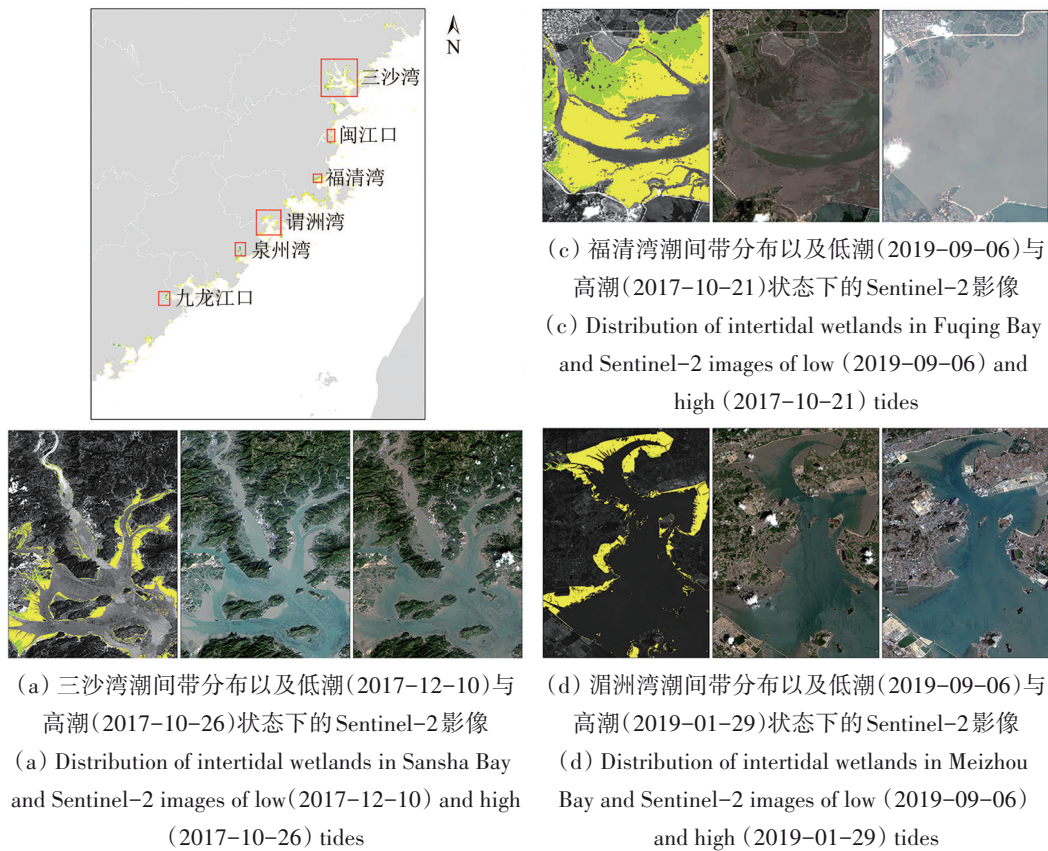


图9 2018年福建省潮间带湿地经纬度分布特征图

Fig. 9 Longitudinal and latitudinal distribution of intertidal wetlands of Fujian Province in 2018



(a) 三沙湾潮间带分布以及低潮(2017-12-10)与高潮(2017-10-26)状态下的 Sentinel-2 影像  
(a) Distribution of intertidal wetlands in Sansha Bay and Sentinel-2 images of low (2017-12-10) and high (2017-10-26) tides

(c) 福清湾潮间带分布以及低潮(2019-09-06)与高潮(2017-10-21)状态下的 Sentinel-2 影像  
(c) Distribution of intertidal wetlands in Fuqing Bay and Sentinel-2 images of low (2019-09-06) and high (2017-10-21) tides

(d) 湄洲湾潮间带分布以及低潮(2019-09-06)与高潮(2019-01-29)状态下的 Sentinel-2 影像  
(d) Distribution of intertidal wetlands in Meizhou Bay and Sentinel-2 images of low (2019-09-06) and high (2019-01-29) tides



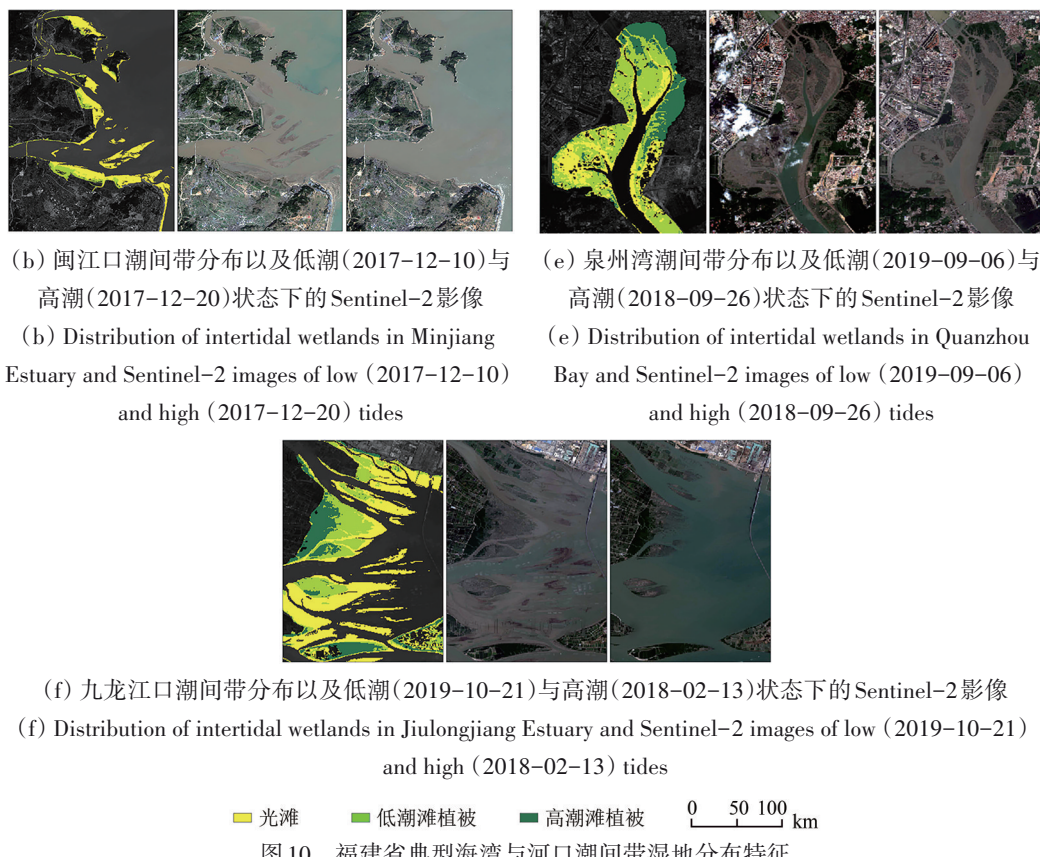


Fig. 10 Distribution characteristics of typical intertidal wetlands between bay and estuary in Fujian Province

表3 2018年同期数据集面积比较

	FUDAN/OU		FZU	
植被	常绿性植被	13.9	高潮滩植被	18.1
	落叶性植被	165.1	低潮滩植被	137.3
光滩	860.3		905.8	
总面积	1039.3		1061.3	

#### 4.2 同类数据集产品比较

表3是与FUDAN/OU 2018年同期数据集(Wang等, 2020)比较情况, 总面积结果接近。光滩的面积相比FUDAN/OU高45.5 km<sup>2</sup>, 主要是由于两者研究数据数量不同。福建省常年受云雨天气影响, 光学遥感影像较难获取大量高质量影像。本研究选择2017年—2019年Landsat 8影像数据共439张, 而FUDAN/OU仅用2018年Landsat 7, Landsat 8全年影像共275张。图11(a), 图11(c)为FUDAN/OU 2018年数据源像素统计图和统计表, 图11(b), 图11(d)为本研究影像数据像素统计图和统计表, 本研究福建省研究区内去云后像素点过境影像最高可叠置102张, 90.8%的像素点过境

影像达20张以上。而FUDAN/OU去云后像素点过境影像最高叠置66张。仅43.0%的像素点在20张以上。本研究可利用的高质量数据高于FUDAN/OU。因此本研究提取的潮间带范围比FUDAN/OU更精确。本研究植被的总面积为155.4 km<sup>2</sup>, FUDAN/OU植被总面积为179 km<sup>2</sup>, 主要是由于选取的阈值不同。FUDAN/OU结果涵盖中国海岸带, 本研究仅为福建省海岸带, 由于中国海岸带地理环境复杂, 采用统一的阈值提取潮间带湿地会造成一定程度的误分和漏分。本研究参考福建省海岸带的训练样本确定阈值, 在福建省更具适用性。此外, 在提取潮间带的算法上本研究仅利用NDWI, 而FUDAN/OU采用mNDWI, NDVI, EVI共3个指数的组合。但分类结果相似, 表明多指数综合算法不一定比单一指数算法精度高, 这与Zhou等(2017)在比较不同水体指数和指数组合在水体提取中呈现的结论一致。因此, 利用单一遥感指数提取潮间带湿地信息, 能够有效减少分类信息冗余, 提高分类效率。

由于2018年生产的同类数据集较少, 本研究利用相同的方法提取2015年福建省潮间带湿地,

并与国内外同类数据集进行对标(图12)。其中, LULC2015为科技部和科学院项目支持下基于Landsat 8影像目视解译生成的2015年中国土地利用现状数据集,包括耕地,林地,草地,水域,城乡、工矿、居民用地,未利用土地等6个一级类型和25个二级类型。滩涂为一级类型水域下指沿海大潮高潮位与低潮位之间的潮浸地带。UQD数据集为Murray等(2019)等基于GEE利用2014年—2016年Landsat影像结合随机森林算法在全球海岸带研究区生成潮滩、永久性水域和其他(包括陆地和植被覆盖的潮间带系统,红树林等),制图总体精度为82.3%。FUDAN/OU数据集为Wang等

(2020)等基于2015年全年Landsat影像结合几种指数生成的算法提取的全国潮间带湿地,并分为常绿性植被、落叶性植被和潮滩3类,制图总体精度98%。FZU为本研究结果,制图总体精度97.47%。UCAS数据集为Zhao等(2020)基于2016年—2018年Sentinel-1影像结合自适应二元分类器提取潜在潮滩区,并利用同期Landsat 8影像结合指数和随机森林方法去除潜在潮滩区内湖泊、水坑、由于河流波动等造成的假潮滩,制图总体精度92.4%。二调数据为2010年第二次全国湿地资源调查数据。

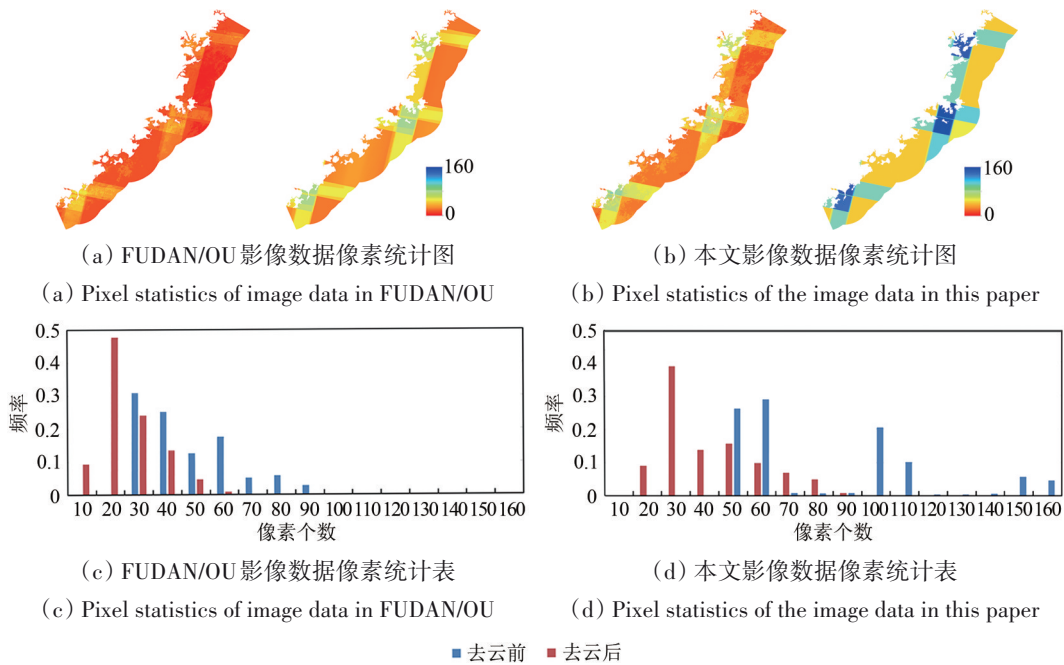


图11 FUDAN/OU 与本研究同期数据量比较

Fig. 11 Comparison between dataset of FUDAN/OU and the present study at the same period

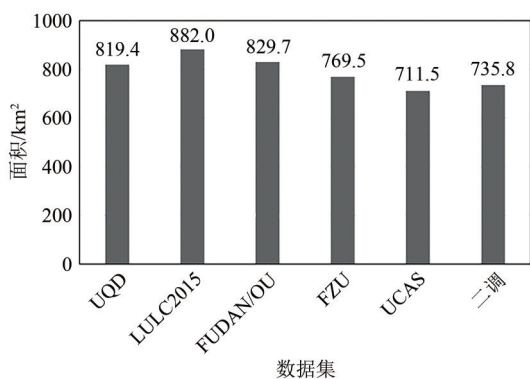


图12 不同数据集比较

Fig. 12 Comparison between different datasets

本研究的光滩面积结果稍低于前3个数据集,但与UCAS和二调结果接近。虽然二调结果在时间

上有一定的比较局限性,但是由于2010年后国家相继颁布了《中华人民共和国土地管理办法》等法律法规,海岸带保护与利用管理等相关政策限制大规模围填海活动,滨海湿地处于缓慢恢复的状态,其结果具有一定的参考价值。与UQD的全球潮滩数据集相比较,UQD数据在福建省北部沙埕湾河口存在漏分,且UQD数据集在罗源湾地区将部分低潮滩植被错分为光滩(图13)。LULC2015数据集为潮间带湿地的总面积,由于潮间带湿地中覆盖植被,该数据集并没有对潮间带湿地进行细分,因此总面积明显高于其他数据集。UCAS数据集结合多源数据集提取潮滩,并利用盐度图细化了提取潮滩的方法,但是仅提取了潮滩,提取



的潮间带湿地不完整。

综上所述, 本研究结果弥补了同类产品在福

建省潮间带湿地信息提取中的不足, 并进一步细化了潮间带湿地分类。

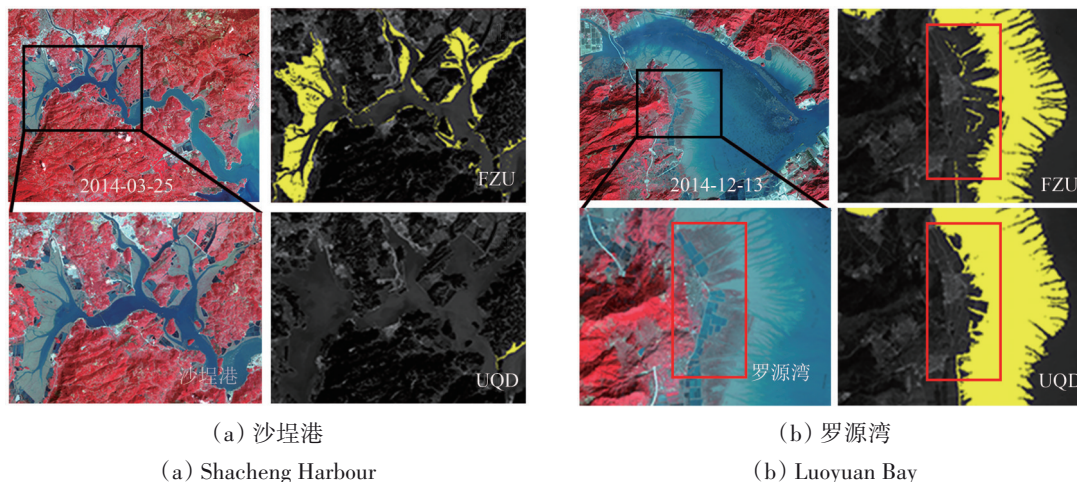


图 13 本研究结果(FZU)与UQD数据集比较

Fig. 13 The result of this study (FZU) was compared with UQD

### 4.3 误差分析

本研究在GEE上最大限度的利用某一时间段内所有的Landsat影像, 开发了一种时序遥感动态特征的潮间带湿地提取算法, 考虑潮汐淹没的动态变化过程, 具有良好的分类结果, 但是仍存在一些客观因素影响分类结果精度。首先, Landsat影像空间分辨率较为粗糙(30 m), 用NDWI和植被指数频率进行提取和分类时, 难以区分纯水和潮滩水体等各类混合像元。且难以提取面积低于 $900\text{ m}^2$ 的植被区域。其次, 由于福建省位于亚热带, 常年云覆盖, 获取多张高质量、且低潮满足潮间带提取的影像较为困难, 虽用频率的方法对Landsat影像进行有效利用, 但是本研究结合QA波段进行去云, 会造成部分“遗留”的云像素点影响结果精度。最后一些辅助数据也会对结果产生一些影响。福建省海岸带地形起伏较小, 海拔低, 坡度低。30 m分辨率DEM数据略粗糙, 存在小部分潮间带湿地像素点被掩膜, 从而影响分类精度。由于亚热带地区多云雨天气影响, 局部地区高质量影像覆盖较少, 提取结果中存在一些误提的碎状斑块。尽管本研究采用马里兰大学生产的永久性水体进行掩膜, 但仍遗留少许误提斑块, 影响结果精度。

本研究利用人工岸线将养殖塘等地物与潮间带有效分离, 半自动化提取潮间带湿地, 存在一

定局限性。如何自动化提取潮间带范围仍是遥感技术应用于海岸带研究的热点之一。目前涉及海岸带研究的遥感信息源包括航空摄影数据、中分辨率光学卫星数据、高分辨率光学数据、机载高光谱数据和雷达数据。随着多源数据协同观测的发展, 在进一步的研究中, 综合多源数据和盐度、潮位、高精度DEM等辅助数据, 改进算法, 以得到精度更高更智能的分类方法。

## 5 结论

针对单时相遥感影像在潮间带信息提取所面临的困境, 本研究基于GEE平台利用某一时期内Landsat 8时序影像, 开发了一种基于时序遥感指数的潮间带湿地分类算法, 利用水体指数和植被指数识别水体和植被, 并用水体频率指数提取潮间带范围, 用植被频率指数对潮间带湿地分类, 以福建省海岸带为研究区, 总体分类精度为97.47%, Kappa系数为0.96。结果表明: 福建省潮间带湿地多集中在河口、海湾, 全省半封闭式海湾为潮滩演化提供良好的自然地理条件。潮间带湿地面积自北向南面积下降趋势明显, 高潮滩植被面积自北向南增加, 在泉州湾、九龙江口和漳江口集中分布。该结果与同期国内外同类数据集进行对比表现出一定优越性。该算法有效降低了亚热带海岸带地区常年多云多雨天气对光学遥感技术应用的影响, 同时也消除了潮汐动态过程对



潮间带湿地分类精度的影响, 为海岸带地区的提供重要基础数据集, 也为海岸带资源的可持续管理利用及区域的高质量发展提供技术支撑。在未来, 还可结合多源数据和多种模型探索更智能化的提取算法以提升分类精度。同时可结合该算法对亚热带海岸带地区进行长时序多年动态监测, 探究景观格局变化, 分析并预测其驱动力因素。对海岸带景观变化、海平面上升等科学问题研究提供信息参考。

## 参考文献 (References)

- 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]
- Bu e I, Catal ao J and Semedo  . 2020. Intertidal bathymetry extraction with multispectral images: a logistic regression approach. *Remote Sensing*, 12(8): 1311 [DOI: 10.3390/rs12081311]
- Cao W T, Zhou Y Y, Li R and Li X C. 2020. Mapping changes in coastlines and tidal flats in developing islands using the full time series of Landsat images. *Remote Sensing of Environment*, 239: 111665 [DOI: 10.1016/j.rse.2020.111665]
- Catalao J and Nico G. 2017. Multitemporal backscattering logistic analysis for intertidal bathymetry. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 55(2): 1066-1073 [DOI: 10.1109/TGRS.2016.2619067]
- Chen B Q, Xiao X M, Li X P, Pan L H, Doughty R, Ma J, Dong J W, Qin Y W, Zhao B, Wu Z X, Sun R, Lan G Y, Xie G S, Clinton N and Giri C. 2017. 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. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 131: 104-120 [DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2017.07.011]
- Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P and Van Den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253-260 [DOI: 10.1038/387253a0]
- Elsey-Quirk T, Mariotti G, Valentine K, Raper K. 2019. Retreating marsh shoreline creates hotspots of high-marsh plant diversity. *Scientific Reports*, 9(1): 5795 [DOI: 10.1038/s41598-019-42119-8]
- Feyisa G L, Meilby H, Fensholt R and Proud S R. 2014. Automated Water Extraction Index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 140: 23-35 [DOI: 10.1016/j.rse.2013.08.029]
- Fisher A, Flood N and Danaher T. 2016. Comparing Landsat water index methods for automated water classification in eastern Australia. *Remote Sensing of Environment*, 175: 167-182 [DOI: 10.1016/j.rse.2015.12.055]
- Friedl M A, McIver D K, Hodges J C F, Zhang X Y, Muchoney D, Strahler A H, Woodcock C E, Gopal S, Schneider A, Cooper A, Baccini A, Gao F and Schaaf C. 2002. Global land cover mapping from MODIS: Algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, 83(1/2): 287-302 [DOI: 10.1016/S0034-4257(02)00078-0]
- Gong P, Liu H, Zhang M N, Li C C, Wang J, Huang H B, Clinton N, Ji L Y, Li W Y, Bai Y Q, Chen B, Xu B, Zhu Z L, Yuan C, Suen H P, Guo J, Xu N, Li W J, Zhao Y Y, Yang J, Yu C Q, Wang X, Fu H H, Yu L, Dronova I, Hui F M, Cheng X, Shi X L, Xiao F J, Liu Q F and Song L C. 2019. Stable classification with limited sample: Transferring a 30-m resolution sample set collected in 2015 to mapping 10-m resolution global land cover in 2017. *Science Bulletin*, 64(6): 370-373 [DOI: 10.1016/j.scib.2019.03.002]
- Gorelick N, Hancher M, Dixon M, Ilyushchenko S, Thau D and Moore R. 2017. Google Earth Engine: planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202: 18-27 [DOI: 10.1016/j.rse.2017.06.031]
- Huang Y Q, Li R G and Jiang J X. 2011. Biodiversity and distribution of mollusc around the Luoyangjiang River mangrove nature reserve. *Marine Sciences*, 35(10): 110-116 (黄雅琴, 李荣冠, 江锦祥. 2011. 泉州湾洛阳江红树林自然保护区潮间带软体动物多样性及分布. *海洋科学*, 35(10): 110-116)
- Huete A, Didan K, Miura T, Rodriguez E P, Gao X and Ferreira L G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1/2): 195-213 [DOI: 10.1016/S0034-4257(02)00096-2]
- 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]
- Jiang G X. 1992. Tides and tidal currents in Fujian waters. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 11(2): 89-94 (江甘兴. 1992. 福建海区的潮汐和潮流. *台湾海峡*, 11(2): 89-94)
- Jones T G, Glass L, Gandhi S, Ravaoarinorotsihoarana L, Carro A, Benson L, Ratsimba H R, Giri C, Randriamanatena D and Cripps G. 2016. Madagascar's mangroves: quantifying Nation-Wide and ecosystem specific dynamics, and detailed contemporary mapping of distinct ecosystems. *Remote Sensing*, 8(2): 106 [DOI: 10.3390/rs8020106]
- Li J, Lei Y R, Cui L J, Pan X, Zhang X D, Zhang M Y and Li W. 2018. Current status and research progress of coastal tidal flat wetlands in China. *Forest Resources Management*, (2): 24-28, 137 (李晶, 雷茵茹, 崔丽娟, 潘旭, 张骁栋, 张曼胤, 李伟. 2018. 我国滨海滩涂湿地现状及研究进展. *林业资源管理*, (2): 24-28, 137) [DOI: 10.13466/j.cnki.lyzygl.2018.02.005]
- Li M M. 2017. Spatio-temporal change and driving force analysis of

- the coastal zone in waters between Xiamen and Kinmen based on RS and GIS. Xiamen: Xiamen University (李萌萌. 2017. 基于RS和GIS的厦金海域海岸带时空变迁及驱动力分析. 厦门: 厦门大学)
- Li N, Li L W, Zhang Y L and Wu M. 2020. Monitoring of the invasion of *Spartina alterniflora* from 1985 to 2015 in Zhejiang Province, China. *BMC Ecology*, 20(1): 7 [DOI: 10.1186/s12898-020-00277-8]
- Lin P, Qiu X Z, Wu Z Q, Zhao Z B, Zheng Q F, Huang Y R and Huang S Q. 1990. *Vegetation of Fujian Province*. Fuzhou: FuJian Science and Technology Publishing House (林鹏, 丘喜昭, 吴志强, 赵昭炳, 郑清芳, 黄友儒, 黄绳全. 1990. 福建植被. 福州: 福建科学技术出版社)
- Liu J J. 1996. Classification of coastal wetlands of China. *Environment Herald*, (1): 1-2 (陆健健. 1996. 中国滨海湿地的分类. 环境导报, (1): 1-2)
- Luo Y M. 2016. Sustainability associated coastal eco-environmental problems and coastal science development in China. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 31(10): 1133-1142 (骆永明. 2016. 中国海岸带可持续发展中的生态环境问题与海岸科学发展. 中国科学院院刊, 31(10): 1133-1142) [DOI: 10.16418/j.issn.1000-3045.2016.10.001]
- 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]
- McFeeters S K. 1996. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17(7): 1425-1432 [DOI: 10.1080/01431169608948714]
- Mei A X, Peng W L, Qin Q M and Liu H P. 2001. *An Introduction to Remote Sensing*. Beijing: Higher Education Press (梅安新, 彭望球, 秦其明, 刘慧平. 2001. 遥感导论. 北京: 高等教育出版社)
- Murray N J, Phinn S R, DeWitt M, Ferrari R, Johnston R, Lyons M B, Clinton N, Thau D and Fuller R A. 2019. The global distribution and trajectory of tidal flats. *Nature*, 565(7738): 222-225 [DOI: 10.1038/s41586-018-0805-8]
- Nepf H M. 2012. Hydrodynamics of vegetated channels. *Journal of Hydraulic Research*, 50(3): 262-279 [DOI: 10.1080/00221686.2012.696559]
- Nicholls R J and Cazenave A. 2010. Sea-level rise and its impact on coastal zones. *Science*, 328(5985): 1517-1520 [DOI: 10.1126/science.1185782]
- Pickens A H, Hansen M C, Hancher M, Stehman S V, Tyukavina A, Potapov P, Marroquin B and Sherani Z. 2020. Mapping and sampling to characterize global inland water dynamics from 1999 to 2018 with full Landsat time-series. *Remote Sensing of Environment*, 243: 111792 [DOI: 10.1016/j.rse.2020.111792]
- Redfield A C. 1972. Development of a New England salt marsh. *Ecological Monographs*, 42(2): 201-237 [DOI: 10.2307/1942263]
- Ren C Y, Wang Z M, Zhang Y Z, Zhang B, Chen L, Xi Y B, Xiao X M, Doughty R B, Liu M Y, Jia M M, Mao D and Song K S. 2019. Rapid expansion of coastal aquaculture ponds in China from Landsat observations during 1984 - 2016. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 82: 101902 [DOI: 10.1016/j.jag.2019.101902]
- Song S, Wu Z F, Wang Y F, Cao Z, He Z Y and Su Y S. 2020. Mapping the rapid decline of the intertidal wetlands of China over the past half century based on remote sensing. *Frontiers in Earth Science*, 8: 16 [DOI: 10.3389/feart.2020.00016]
- Tong S S, Derooin J P and Pham T L. 2020. An optimal waterline approach for studying tidal flat morphological changes using remote sensing data: A case of the northern coast of Vietnam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 236: 106613 [DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106613]
- Tucker C J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2): 127-150
- 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 X X, Xiao X M, Zou Z H, Hou L Y, Qin Y W, Dong J W, Doughty R B, Chen B Q, Zhang X, Chen Y, Ma J, Zhao B and Li B. 2020. Mapping coastal wetlands of China using time series Landsat images in 2018 and Google Earth Engine. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 163: 312-326 [DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2020.03.014]
- Wei L, Wang X Q and Chen Y Z. 2011. Change of coastal wetlands in Fuzhou city in recent 10 years. *Wetland Science*, 9(3): 251-256 (魏兰, 汪小钦, 陈芸芝. 2011. 近10年福州市滨海湿地变化研究. 湿地科学, 9(3): 251-256) [DOI: 10.13248/j.cnki.wetlandsci.2011.03.003]
- Wu J H, Zhang S, Jiang Y, Kang M Y and Qiu Y. 2004. *Phytogeography*. Beijing: Higher Education Press (武吉华, 张绅, 江源, 康慕谊, 邱扬. 2004. 植物地理学. 北京: 高等教育出版社)
- Wu W, Li C X and Chen X C. 2020. Evaluation of the effectiveness of a coastal ecological restoration project based on ecosystem services: a case study on Yingwuzhou Wetland, China. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, (3): 98-108 (吴威, 李彩霞, 陈雪初. 2020. 基于生态系统服务的海岸带生态修复工程成效评估——以鸚鵡洲湿地为例. 华东师范大学学报(自然科学版), (3): 98-108)
- Wu W T, Tian B, Zhou Y X, Shu M Y, Qi X Y and Xu W. 2016. The trends of coastal reclamation in China in the past three decades. *Acta Ecologica Sinica*, 36(16): 5007-5016 (吴文挺, 田波, 周云轩, 舒敏彦, 戚纤云, 胥为. 2016. 中国海岸带围垦遥感分析. 生态学报, 36(16): 5007-5016) [DOI: 10.5846/stxb201501200168]
- Xiao X M, Boles S, Liu J Y, Zhuang D F and Liu M L. 2002. Charac-

- terization of forest types in Northeastern China, using multi-temporal SPOT-4 VEGETATION sensor data. *Remote Sensing of Environment*, 82(2/3): 335-348 [DOI: 10.1016/s0034-4257(02)00051-2]
- 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. 2014. The characteristics of tidal linear sands off the estuaries in Fujian, China. Xiamen: Third Institute of Oceanography, MNR (许艳. 2014. 福建近海河口潮流沉积沙体特征. 厦门: 国家海洋局第三海洋研究所)
- Zhang K Y, Dong X Y, Liu Z G, Gao W X, Hu Z W and Wu G F. 2019. Mapping tidal flats with Landsat 8 images and Google earth engine: a case study of the China's eastern coastal zone circa 2015. *Remote Sensing*, 11(8): 924 [DOI: 10.3390/rs11080924]
- Zhang X H, Treitz P M, Chen D M, Quan C, Shi L X and Li X H. 2017. Mapping mangrove forests using multi-tidal remotely-sensed data and a decision-tree-based procedure. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 62: 201-214 [DOI: 10.1016/j.jag.2017.06.010]
- Zhao C P, Qin C Z and Teng J K. 2020. Mapping large-area tidal flats without the dependence on tidal elevations: a case study of Southern China. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 159: 256-270 [DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2019.11.022]
- Zhou Y, Dong J W, Xiao X M, Xiao T, Yang Z Q, Zhao G S, Zou Z H and Qin Y W. 2017. Open surface water mapping algorithms: a comparison of Water-Related spectral indices and sensors. *Water*, 9(4): 256 [DOI: 10.3390/w9040256]

## Mapping the intertidal wetlands of Fujian Province based on tidal dynamics and vegetational phenology

ZHI Chao, WU Wenting, SU Hua

*Key Laboratory of Spatial Data Mining and Information Sharing of Ministry of Education, National & Local Joint Engineering Research Center of Satellite Geospatial Information Technology, Fuzhou University, Fuzhou 350108, China*

**Abstract:** Intertidal wetlands are the transitional zone between terrestrial and marine ecosystems, and they are of ecological and economic importance. However, intertidal wetlands are severely damaged due to natural causes (e. g., climate change and sea-level rise) and anthropogenic causes (e. g., coastal reclamation and excessive tourism development). Therefore, tracking the spatiotemporal changes of intertidal wetlands is important for scientific management and high-quality development of coastal areas. Compared with traditional surveying methods, remote sensing has better capacity in monitoring intertidal wetlands dynamically on a large scale. Acquiring complete information of intertidal wetland from a single-phase remote sensing image is difficult owing to the influences of cloudy weather and tidal periodic submergence. The problem of extracting the information of the intertidal zone under the influences of dynamic tidal submerge should be solved for the application of remote sensing in coastal areas.

In this study, we proposed a combined method using the time-series remote sensing indices and the geographic characteristics in the subtropical intertidal wetland of Fujian Province, China on the basis of the GEE platform. Three main types of intertidal wetlands including high marsh, low marsh, and tidal flat were classified by the following steps. First, water and vegetation indices were utilized to extract water bodies and vegetation from every single image. Second, the water and vegetation frequencies derived from time-series images were used to distinguish the high marsh, low marsh, and tidal flat according to the tidal dynamics and vegetational phenology. Finally, the accuracy of the results was verified by the high-resolution image on Google Earth Pro and in situ data. The results were compared with similar datasets to assess the reliability and robustness of the proposed method.

The overall classification accuracy was 97.47%, and the Kappa coefficient was 0.96. The verifications showed misclassifications in the transitional area. The total area of intertidal wetlands in Fujian Province was 1061.3 km<sup>2</sup>, and the areas of high marsh, low marsh, and tidal flat were 18.1, 137.3, and 905.8 km<sup>2</sup>, respectively. Intertidal wetlands were concentrated in estuaries and bays. The area of tidal flat decreased from north to south along the coast, but a converse trend of the area of high marsh was observed. The vegetation was mainly distributed in the southern Quanzhou Bay, Jiulongjiang Estuary, and Zhangjiang Estuary, and it was less in northern Fujian. Comparing the results of this study with similar datasets showed that our study improved classification accuracy in the Fujian Province. However, some objective factors such as mixed pixels and clouds could affect the accuracy of the classification.

This research developed a method based on the GEE platform and time-series remote sensing indices to classify intertidal wetlands for overcoming the dilemma faced by single-phase remote sensing images in the intertidal zone information extraction. The results showed certain superiority compared with similar datasets during the same period. The method reduced the impact of the year-round cloudy and rainy weather in the subtropical coastal zone and tidal dynamics effectively. The present datasets will provide important basic data and technical supports for the sustainable management and utilization of coastal resources of the region.

**Key words:** time-series remote sensing data, intertidal wetlands, GEE, Fujian Province, phenology, frequency-based algorithm

**Supported by** National Natural Science Foundation of China (No. 41971384, 41630963)