

doi: 10. 6046/zrzyyg. 2022471

引用格式: 闫柏琨,甘甫平,印萍,等. 1989—2021 年中国大陆海岸带潮滩、海岸线、养殖水体遥感观测[J]. 自然资源遥感, 2023,35(3):53–63. (Yan B K, Gan F P, Yin P, et al. Remote sensing observations of tidal flats, shorelines, and aquacultural water bodies along coastal zones in China mainland during 1989—2021[J]. Remote Sensing for Natural Resources, 2023,35(3):53–63.)

1989—2021 年中国大陆海岸带潮滩、 海岸线、养殖水体遥感观测

闫柏琨^{1,2}, 甘甫平^{1,2}, 印萍³, 葛晓立^{1,2}, 郭艺^{1,2}, 白娟^{1,2}

(1. 中国自然资源航空物探遥感中心, 北京 100083; 2. 自然资源部航空地球物理与遥感地质重点实验室, 北京 100083; 3. 青岛海洋地质研究所, 青岛 266237)

摘要: 海岸带是世界上容纳人口最多的区域,其生态系统受到人类活动的强烈影响。潮滩、海岸线、养殖水体变化是海岸带生态系统健康监测的重要要素。由于潮汐作用,海陆水边线处于动态变化状态,是应用遥感技术进行潮滩、海岸线检测的主要难点,故通过综合 Landsat4/5/7/8 和 Sentinel-2A/B 卫星遥感数据对 1989—2021 年间中国大陆海岸带潮滩、海岸线、养殖水体进行了 7 期监测,发挥了多源卫星观测频次高的优势,通过检测不同潮位的水边线实现潮滩、海岸线、养殖水体的识别。结果表明:针对不同水色的海水应选用不同的水体指数组合,对于清澈或低浑浊度的海水,应分别采用修正的水体指数(modified normalized difference water index, mNDWI)与归一化差值水体指数(normalized difference water index, NDWI)检测高潮位、低潮位水边线,有效提高潮滩检测的可靠性,检测的潮滩面积比通常仅用 mNDWI 指数检测的潮滩面积大 122%;对于高浑浊度海水(浙江省、江苏省和上海市),应采用 mNDWI 进行高潮位、低潮位水边线的检测,以避免 NDWI 将高浑浊度海水误识别为潮滩,对养殖水体应采用 NDWI 检测。1989—2021 年,中国大陆海岸带发生了巨大变化,潮滩快速消失,养殖水体面积和海岸线长度增加,整个中国大陆海岸带的潮滩减少率、海岸线长度和养殖水体增加率平均分别为 46.2%, 34.4% 和 149.3%,潮滩面积减少了 7 173.2 km²,海岸线长度增加 5 320.5 km,养殖水体面积增加了 9 046.5 km²。北方省份或城市遭受的潮滩损失比南方省份或城市更严重。以 1989—2021 年潮滩平均减少率计算,辽宁省、河北省和天津市、山东省的潮滩将分别在 27 a, 10 a 和 22 a 内完全消失。潮滩和养殖水体的面积变化高度负相关,表明养殖水体的扩展是潮滩减少的重要驱动因素。

关键词: 海岸带; 潮滩; 海岸线; 河口

中图法分类号: TP 79 **文献标志码:** A **文章编号:** 2097-034X(2023)03-0053-11

0 引言

全球海岸带容纳了约 60% 的人口^[1],中国 70% 以上的中等以上城市位于沿海地区,占国内生产总值的 60% 以上,水产养殖产出占世界的 61.5%^[2]。随着人口和经济增长,海岸带生态系统受人类活动的影响愈发明显^[3]。潮滩、海岸线和养殖水体是诊断海岸带生态系统健康状况和制定利用保护策略的 3 个关键指标。水产养殖是中国沿海地区海岸带变化的重要驱动因素之一,在保障高质量蛋白质供应、促进经济发展以及缓解海水侵蚀等方面发挥着重要

作用^[4]。近几十年来,中国沿海地区的养殖水体急剧增加^[2],已成为中国最重要的渔业产品供应源,约占中国国内鱼类产品的 72%^[5]。此外,水产养殖是全球增长最快的渔业方式。从 1990—2015 年,全球水产养殖产量增长了近 5 倍^[6]。潮滩是野生动物的重要栖息地,具有抵抗风暴侵袭,维持海岸线,过滤污染物的作用。中国拥有世界面积第二大的潮滩^[7],并经历了巨大变化^[8],变化的主要驱动因素之一是沿海地区围填海^[9]。海岸线变化是波浪侵蚀、风暴潮、河流泥沙负荷和人类影响共同作用的结果。因此,准确监测潮滩、海岸线和养殖水体的变化极其重要,可为生态系统保护提供不可或缺的信息。

收稿日期: 2022-12-05; 修订日期: 2023-06-08

基金项目: 国家重点研发计划项目“河口三角洲生态环境地球观测应用研究”(编号: 2019YFE0127200)资助。

第一作者: 闫柏琨(1977-),男,博士,教授级高级工程师,主要从事遥感水文研究。Email: 55561161@qq.com。

然而,由于海岸带的快速变化和极大的空间跨度,获取潮滩、海岸线和养殖水体变化信息仍面临巨大挑战。

地球观测技术是获取此类信息的有效方法。海岸线是海水和陆地之间的边界,即海水高潮位水边线,其高程等于高潮位海拔与海水向陆地运动波浪的爬高之和^[10]。潮滩是介于高、低潮位水边线之间的区域^[11]。由于海水水位的动态变化,卫星的瞬时过境难以观测到最高潮位时的水边线这一海岸线指示标志^[12]。基于图像分类^[13]和光谱指数^[14],可通过识别干/湿线(旱地和因波浪爬高而湿润的陆地之间的边界)来检测海岸线,甚至计算亚像素尺度的干/湿区面积^[14]。基于物候特征谐波建模法可实现沿海湿地制图^[15]。上述方法已开展试验,仍需进一步提高鲁棒性以满足大空间尺度应用的要求。

随机森林分类算法^[7]和水体出现频数法^[16-19]已应用于大区域潮滩识别。研究表明中国大陆海岸带 1986—2016 年间养殖水体的面积急剧增加了 4 倍^[2],潮滩面积略有下降^[20]。随机森林分类算法需要大量训练样本数据集,推广应用受限。此外,由于潮滩、永久水体和其他这 3 种土地覆盖类别的光谱特征的显著变化,很难确保分类的准确性。上述研究获得了潮滩变化信息,然而不同研究获得的潮滩面积差异很大,甚至超出一倍^[18],对比养殖水体与潮滩^[2,18]可知一些被识别为潮滩的区域^[7,20]实则是海岸线附近的养殖水体。

尽管已利用地球观测数据获得了海岸带变化的

信息,但长期、准确和全面的信息仍有待获取,需进一步改进方法以提高信息提取的准确性和效率,除潮滩外,还需要提取养殖水体和海岸线。基于 GEE (Google Earth Engine) 等云平台^[7,18,20-21],综合多源遥感卫星 (Landsat4/5/7/8 和 Sentinel-2A/B) 可显著缩短重复观测周期,通过观测不同潮位时的水边线,可实现潮滩、海岸线与养殖水体的检测。因此,本文旨在利用 Landsat4/5/7/8 和 Sentinel-2A/B 时间序列图像,实现潮滩、海岸线和养殖水体的高效准确检测;并通过获取 1989—2021 年中国大陆海岸带潮滩、海岸线和养殖水体的分布和变化信息,为海岸管理提供准确信息。

1 研究区与数据源

研究区覆盖中国大陆整个海岸带,从南至北延伸约 4 400 km,包括广西、海南、广东、福建、浙江、江苏、山东、河北、辽宁等 9 个省(自治区),上海、天津 2 个直辖市以及香港和澳门特别行政区。综合运用 2 种数据,可提高观测频次,增加在高潮位和低潮位时获得观测数据的可能性。

2 研究方法

2.1 数据处理流程

整个工作流如图 1 所示,包括 2 大部分 6 个步

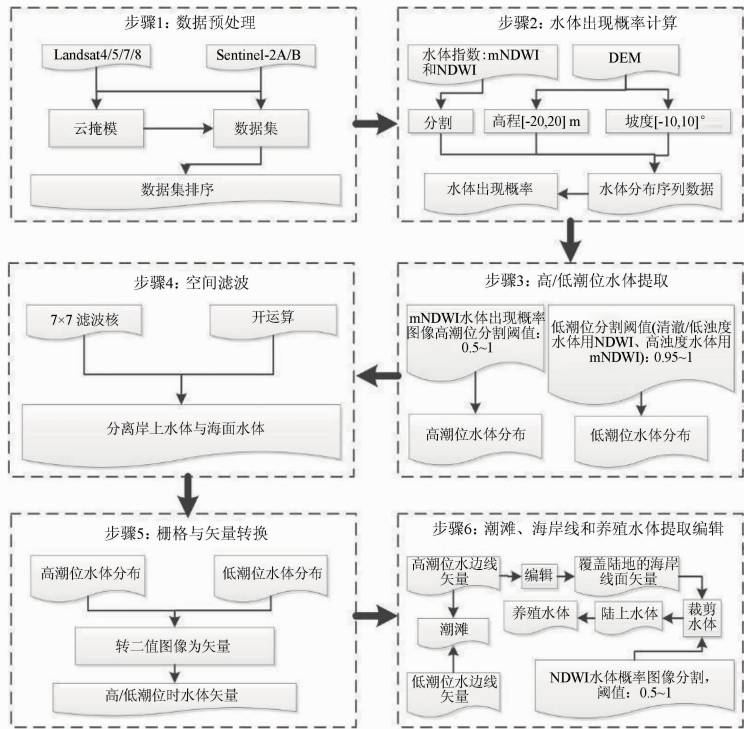


图 1 潮滩、海岸线和养殖水体检测流程

Fig. 1 Workflow of the integrated method to detect tidal flats, shorelines, and aquaculture water bodies

骤:获得水体出现概率数据(步骤1和2);通过高、低潮位水边线获得潮滩、海岸线和养殖水体(步骤3—6)。在GEE云平台中,筛选云覆盖率小于80%的Landsat4/5/7/8和Sentinel-2A/B地表反射率数据,经云检测、云掩模、重采样、观测日期排序等预处理,获得多时序数据(每年无云有效观测频次为数十至上百次),其中云检测的标准为“蓝光波段反射率大于0.25”(图1步骤1)。Sentinel-2A/B数据用于计算归一化差值水体指数(normalized difference water index,NDWI)的波段空间分辨率为10 m,用于计算修正的水体指数(modified normalized difference water index,mNDWI)的短波红外(SWIR1)空间分辨率为20 m,Landsat4/5/7/8数据的对应波段空间分辨率为30 m,为综合运用2种数据,提高观测频次,Sentinel-2A/B数据空间分辨率均被重采样至30 m,重采样方式为双线性内插法。

2.2 水体分布提取

在以往的研究^[18,20]中,mNDWI与NDWI均已用于水体的检测,包括单个水体指数^[2,22-25],及将水体指数与植被指数结合以减少当像素被植被和水部分覆盖时植被对水体识别的影响,水体判别的标准为,NDWI/mNDWI>EVI和EVI<0.1^[20,26]。阴影对水体识别影响较大,云阴影只对单次观测造成影

响,但对时间序列观测不会产生影响,原因是云阴影在空间分布上不断变化,作为空间随机分布的噪声不影响水体出现概率图像特征。为了克服地形阴影效应,引入了空间分辨率为30 m的数字高程模型(digital elevation model,DEM)数据,设置高程范围[-20,20] m和地形坡度范围[-10,10]°为有效范围(图1步骤2)。

值得注意的是,应该为不同水色的海水选择不同的水体指数。mNDWI指数适用于检测含有大量悬浮砂和淤泥的高浑浊黄色水体,以及清澈与低浑浊海水的干/湿边界,而NDWI适用于检测清澈与低浑浊海水的水体分布(图2)。如果海水清澈或浑浊度较低(图2(a)),NDWI比mNDWI能更好地区分开放水域和潮滩(图2(b)),而mNDWI可更好地地区分潮滩以及陆地(图2(c))。因此,应使用NDWI检测低潮位水边线,并使用mNDWI检测清澈或浑浊程度较低海水的高潮位水边线。如果海水高度浑浊且呈黄色水色,含有大量悬浮泥沙(图2(d)),由于NDWI无法区分潮滩和水域(图2(e)),只有mNDWI可用于检测水边线(图2(f))。水体分割阈值也是水体识别的关键参数,分割测试表明,NDWI或mNDWI图像直方图的2个峰值之间的中间值可以设置为分割阈值。

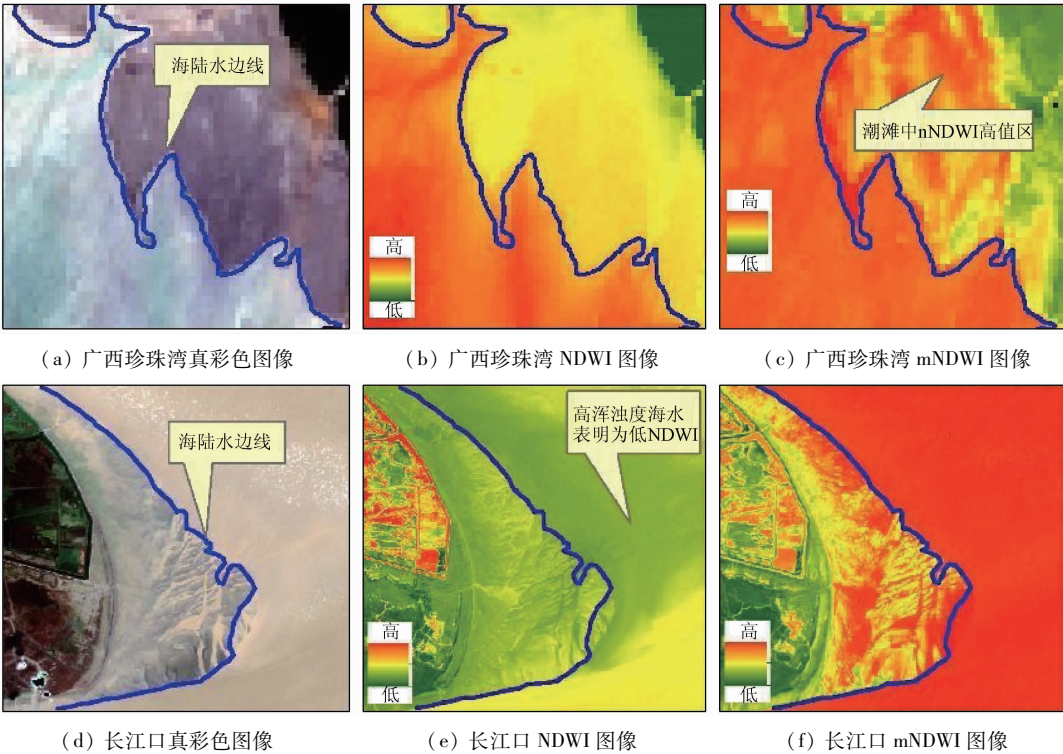


图2 不同水色 NDWI 与 mNDWI 水体指数对比

Fig. 2 Comparison of NDWI and mNDWI at two sites with different water colors

2.3 水体出现概率计算

水体出现概率 WOR 计算公式为:

$$WOR = NoW / NoO, \tag{1}$$

式中 NoW 和 NoO 分别为卫星过境形成有效观测

(无云覆盖)时出现水体的次数和卫星过境形成有效观测的次数。

海洋开放水域的 *WOR* 接近 1, 而潮坪的 *WOR* 介于 0~1 之间。因此, 可通过设置水体出现概率的下限和上限阈值来检测高潮和低潮位的水边线, 并用高潮位水边线代表海岸线。对于清澈或低浑浊度的海水, 根据 *mNDWI* 计算的 *WOR* 图像用于检测高潮水边线, 因为该指数比 *NDWI* 更适于检测潮滩的干/湿边界, 根据 *NDWI* 计算的 *WOR* 图像用于检测低潮水边线, 因为该指数比 *mNDWI* 更适合检测海水范围; 对于高浑浊度的海水, 利用 *mNDWI* 计算的 *WOR* 图像用于检测高、低潮水边线。

2.4 海岸线提取

高潮位海岸线通过分割 *mNDWI* 指数计算的水体出现概率图像获得, 理论上分割阈值为 0, 但由于数据噪声等各种影响, 实际值大于 0 (图 1 中的步骤 3), 通过实验发现最佳分割阈值为 0.05, 通过阈值分割获得高潮位的水体分布, 再应用形态学的开运算使海水开放水域与养殖水体等陆上水体区分开来 (图 1 中的步骤 4 和 5), 最终运用栅格转换矢量, 来获取高潮位海岸线。

低潮位海岸线通过分割 *mNDWI* 或 *NDWI* 指数计算的水体出现概率图像获得, *mNDWI* 对应高浑浊度海水, *NDWI* 对应清澈或低浑浊度海水。低潮位海岸线理论分割阈值为 1, 但由于数据噪声等各种影响, 实际值小于 1, 通过实验发现最佳分割阈值为 0.95。

2.5 潮滩与养殖水体提取

对潮滩和水体光谱特征的分析表明, *NDWI* 在区分潮滩和水体的效果明显优于 *mNDWI*, 原因是湿的潮滩的光谱特征受其土壤和/或沙子中的水的影响很大。因此, *NDWI* 是检测低潮位水边线的最佳指标。图 3 中比较表明, *mNDWI* 在检测高潮位水边线方面优于 *NDWI*, 而在检测低潮位水边线方面则相反。与 *mNDWI* (图 3(a)) 检测到的水位线相比, *NDWI* 检测到的低潮位水边线更靠近大海 (图 3(b))。这是因为 *mNDWI* 将一些湿潮滩误识别为水体。广西珍珠湾基于 *mNDWI* 检测 (应用 *mNDWI* 检测高、低潮位水边线) 的潮滩面积为 13.5 km², 而基于 *mNDWI* 与 *NDWI* 检测 (分别应用 *mNDWI* 和 *NDWI* 检测高、低潮位水边线) 的潮滩面积为 30 km², 该面积比仅使用 *mNDWI* 检测的潮滩面积大 122% (图 3(b))。

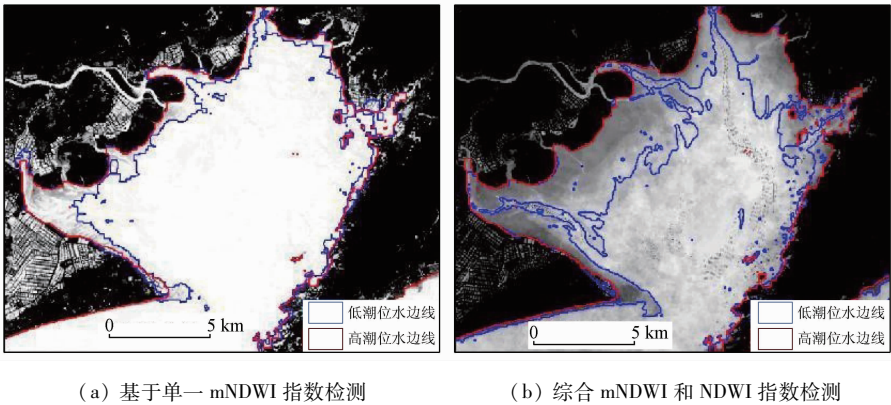


图 3 使用不同水体指数检测潮滩对比
Fig. 3 Comparison of multiple *mNDWI* and *NDWI* indices and a single *NDWI* index

3 结果与分析

3.1 典型海岸带潮滩、海岸线、养殖水体分布特征及结果可靠性

通过图像目视判读检查了潮滩、海岸线和养殖水体分布, 以及初步结果的可靠性 (图 4)。潮滩位于海岸线的向海一侧, 养殖水体以不同于天然池塘和水体的规则形状为主, 在陆地一侧; 海岸线与陆地和水之间的边界相匹配 (图 4), 仅有少量河流被误识别为养殖水体 (图 4(g)–(h))。以广西珍珠湾为试验区, 对比了潮滩、海岸线、养殖水体的检测

结果与资源 3 号全色与多光谱融合遥感影像 (空间分辨率为 2 m) 解译结果, 二者吻合度很高, 解译结果由于采用的遥感数据空间分辨率高, 边界更圆滑清晰, 检测与解译的海岸线长度分别为 88.1 km 和 96.8 km (相差为 9.0%), 检测的潮滩、养殖水体面积分别为 29.1 km² 和 15.7 km², 解译的潮滩、养殖水体面积分别为 33.3 km² 和 16.4 km², 二者相差分别为 12.6% 和 4.4% (图 5)。辽宁省、山东省、浙江省和福建省的潮滩面积最大, 广东省、江苏省、福建省和山东省的海岸线最长, 山东省和广东省的养殖池塘面积最大 (图 6)。

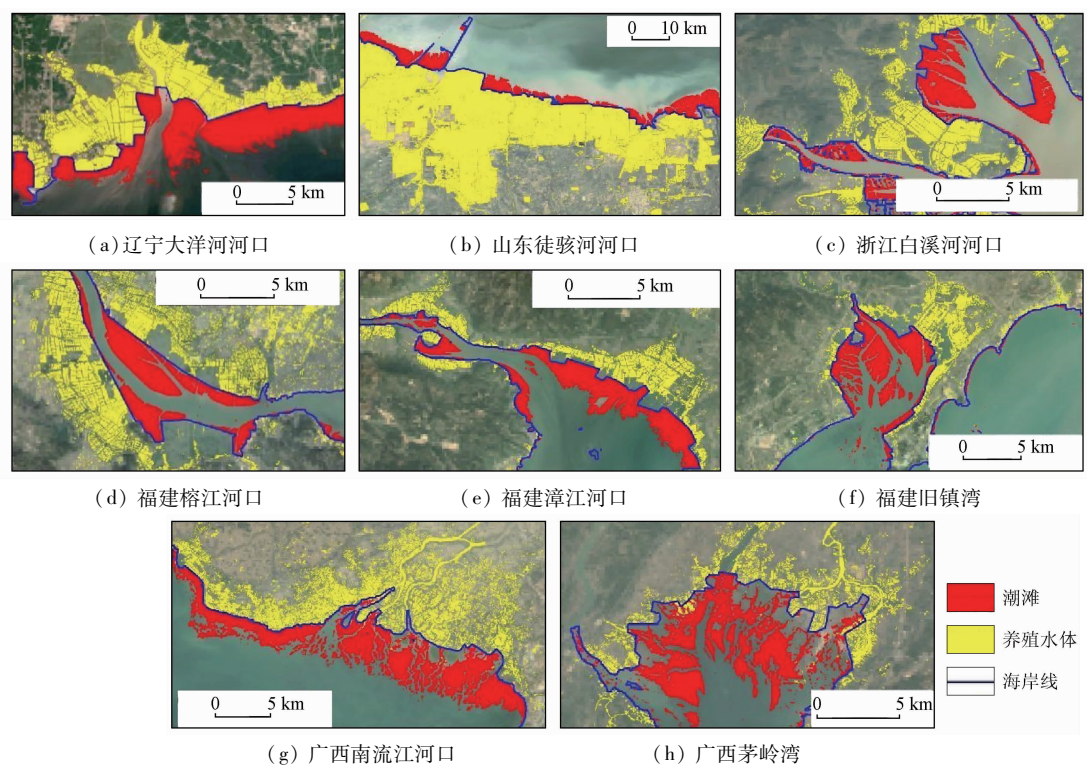


图 4 典型区 2021 年潮滩、海岸线和养殖水体分布

Fig. 4 Distribution of tidal flats, shorelines, and aquaculture water bodies in some sub – regions in 2021

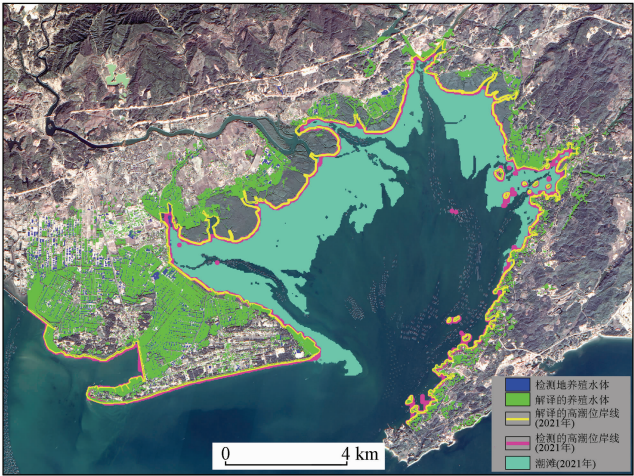


图 5 广西珍珠湾 2021 年潮滩、海岸线和养殖水体检测结果与高分影像目视解译结果对比

Fig. 5 Comparison of detection results of tidal flats, shorelines, and aquaculture water bodies and high – resolution image visual interpretation results in Pearl Bay, Guangxi, in 2021

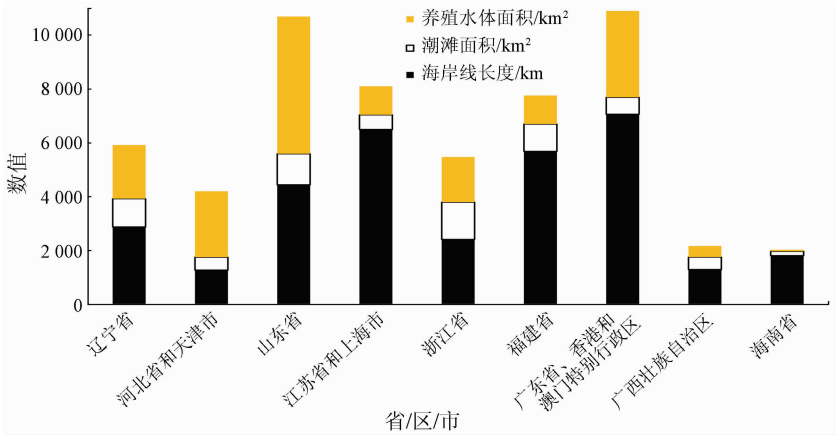


图 6 中国大陆海岸带 2021 年潮滩、海岸线和养殖水体统计

Fig. 6 Statistics of tidal flats, shorelines and aquaculture water brodies along the coastal zone of mainland China in 2021

3.2 潮滩、海岸线和养殖水体年际变化

总体而言,所有省(区市)的潮滩面积均有所减少,养殖水体面积和海岸线长度均有所增加(图 7)。造成这些现象的主要原因是各种人类活动,如潮滩开垦、水产养殖池塘以及天然海岸线的建设和改建为人造海岸线。1989—2021 年,中国大陆沿海潮滩的减少率、海岸线长度和养殖水体的增加率平均分别为 46.2% ,34.4% 和 149.3% ,三者变化值分别为 7 173.2 km² ,5 320.5 km 和 9 046.5 km²。

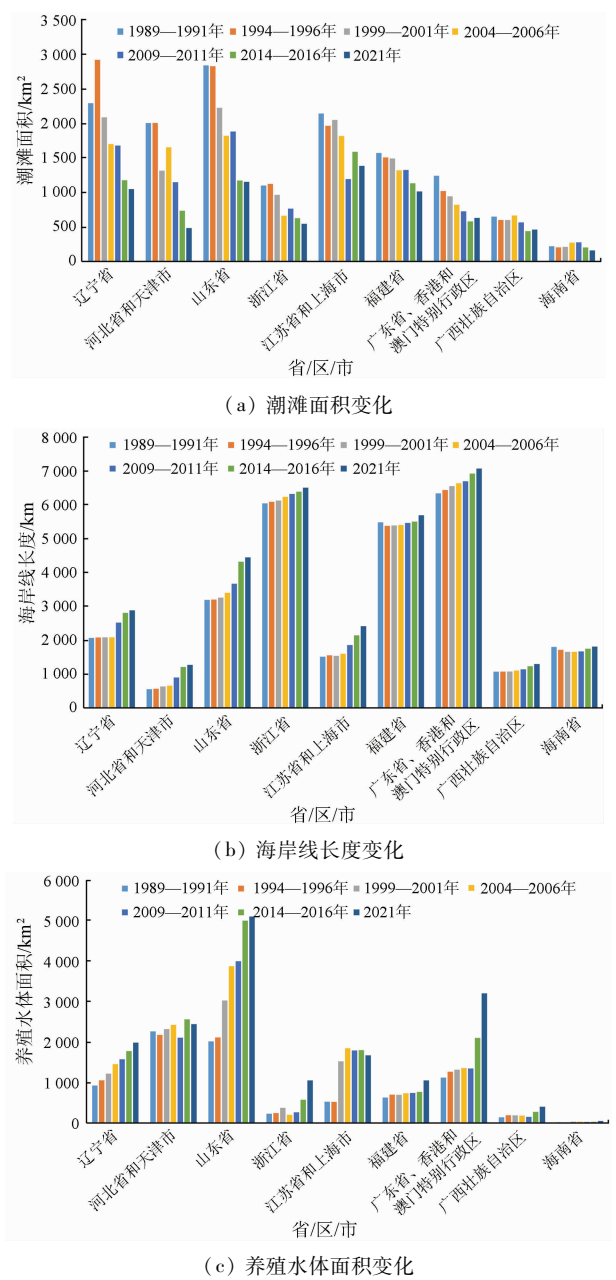


图 7 潮滩、海岸线和养殖水体变化统计
Fig. 7 Changes of tidal flats, shorelines and aquaculture water bodies

北方省市的潮滩减少比南方省市更严重,包括辽宁省、河北省和天津市、山东省,其平均减少率为 63.1% ,远高于整个海岸带的平均值(46.2%),占整

个减少面积的 62%。如果以 1989—2021 年的减少率在未来继续下去,预计辽宁省、河北省和天津市、山东省的潮滩将分别在 27 a,10 a 和 22 a 内完全消失。辽宁省、河北省和天津市、山东省的平均潮滩宽度,即用平均海岸线长度划分的潮滩面积,分别从 1989 年的 0.97 km,2.41 km 和 0.78 km 降至 2021 年的 0.44 km,0.58 km 和 0.32 km。3 个地区的平均损失宽度为 0.94 km,远大于整个海岸带的平均值(0.42 km)。

养殖水体扩张最快的 4 个省市分别是山东省,广东省、香港和澳门特别行政区,江苏省和上海市,辽宁省,增加值分别是 3 069.86 km² ,2 073.02 km² ,1 140.96 km² 和 1 054.64 km² ,占总增加值的 81.1%。山东省、江苏省和上海市、辽宁省的平均水产养殖宽度,即水产养殖面积除以平均海岸线长度,从 1989—1991 年的 0.56 km,0.3 km 和 0.4 km 增加到 2021 年的 1.37 km,1.0 km 和 0.75 km,宽度增值分别为 0.84 km,0.63 km 和 0.45 km,大于整个海岸带的的平均值(0.32 km)。

除海南省外,其他地区的海岸线长度都略有增加。海南省的海岸线长度稳定,略有波动。广西壮族自治区和海南省的潮滩、养殖水体和海岸线的变化率在所有地区中最慢。

1989—2021 年,潮滩和养殖水体面积的变化呈现出相反的趋势(图 7(a)和 7(b))。通过进一步评估了它们之间的定量关系(图 8)发现,所有省份二者均呈现负相关趋势,表明养殖水体的扩张是潮滩面积减少的重要驱动因素。山东省、浙江省、江苏省和上海市、广东省、广西壮族自治区等省区市的线性变化方程的乘性系数绝对值小于 1,表明养殖水体的扩张占据了除潮滩外的其他土地覆盖类型的很大一部分。相反,辽宁省、河北省和天津市、福建省、海南省等省市线性变化方程的乘性系数绝对值大于 1,表明潮滩是由包括养殖水体扩张在内的人类活动共同作用而减少。所有省区市养殖水体面积与海岸线长度呈正相关,辽宁省,河北省和天津市,山东省,浙江省,江苏省和上海市,福建省,广东省、香港和澳门特别行政区,广西壮族自治区,海南省等省区市决定系数分别为 0.82,0.33,0.84,0.63,0.28,0.74,0.81,0.82,0.05,线性拟合线乘性系数分别为 0.87,1.10,0.39,0.45,0.32,0.68,0.31,0.89,1.45,除河北省和天津市、江苏省和上海市以及海南省外,其他省市决定系数大于 0.6,养殖水体面积与海岸线长度呈强正相关,表面这些省市养殖水体是海岸线变化的重要驱动因子。

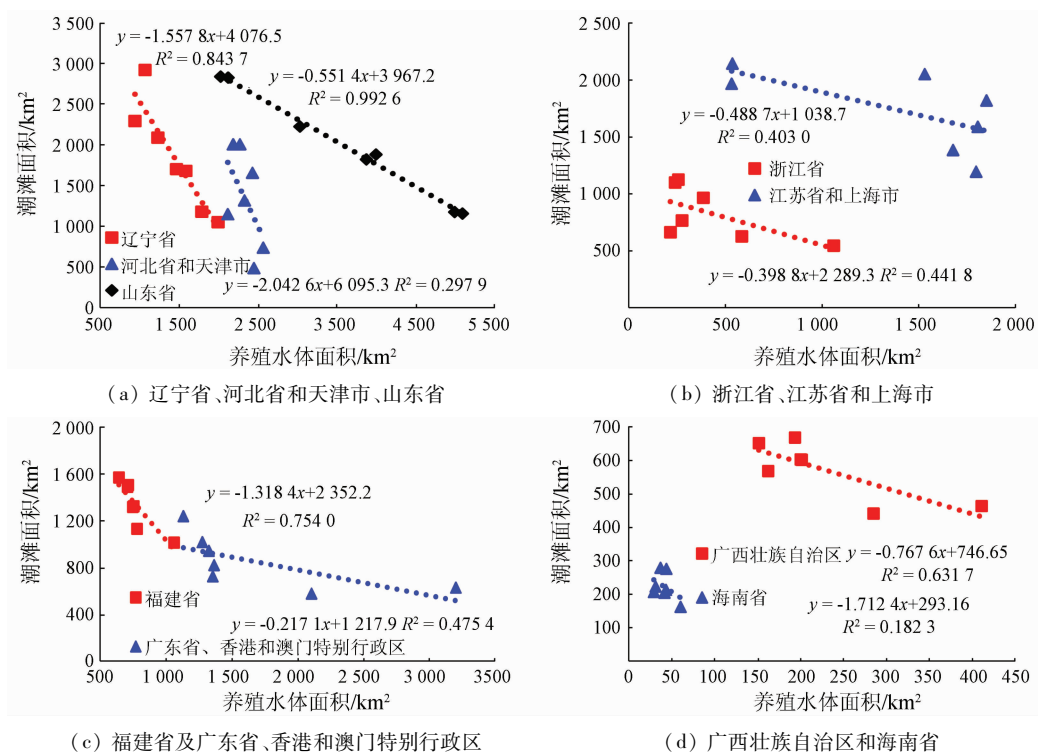


图 8 潮滩与养殖水体面积相关关系

Fig. 8 Scatter plots and linear relationships between the areas of tidal flats and aquaculture water bodies

4 讨论

4.1 与其他结果对比及差异原因分析

比较和分析不同方法的结果(图 9—10)有助于方法改进,提高结果可靠性。与 UQD^[7], IG-SNRR^[17], CTF^[18], FUDAN/OU^[20]等方法对比可知,本文中的潮滩和养殖水体提取结果更准确可靠。通过整合 Landsat4/5/7/8 和 Sentinel-2A/B 卫星数据,增加观测频次,提高高、低潮位时的观测概率;对于高、低潮位水边线的观测分别采用 mNDWI 与 NDWI 指数(双指数),最大程度发挥 mNDWI 指数对土壤湿度敏感利于检测高潮位干/湿水边线的优

势,以及 NDWI 指数对土壤湿度不敏感利于检测低潮位海水潮滩水边线的优势,解决应用单一指数检测潮滩范围过窄的问题;根据不同的海水浑浊度选择适用的水体指数,避免 NDWI 指数将高浑浊度海水识别为潮滩,致使识别的潮滩面积偏大。除浙江省、江苏省和上海市 2 区域外,本文结果(AGRS)与 CTF 结果^[18]相近(二者相差为 4.8%),但比 FUDAN/OU 结果^[20]明显偏大(二者相差为 41.3%),原因是本文与 CTF^[18]均采用了双指数法,而 FUDAN/OU^[20]采用了 mNDWI 单一指数进行水体的识别,由于开阔水域和含水量高的潮滩之间的 mNDWI 值相似,导致检测的低潮位水边线比真实低潮位水边线更靠近陆地一侧(图 3)。对于浙江省、江苏省

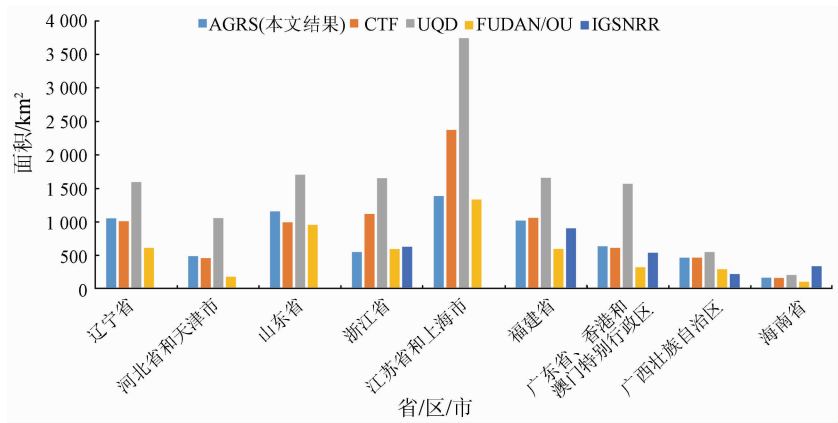


图 9 潮滩面积分省/区/市统计及与其他结果对比

Fig. 9 Provincial statistics of tidal flats and its comparison with other results

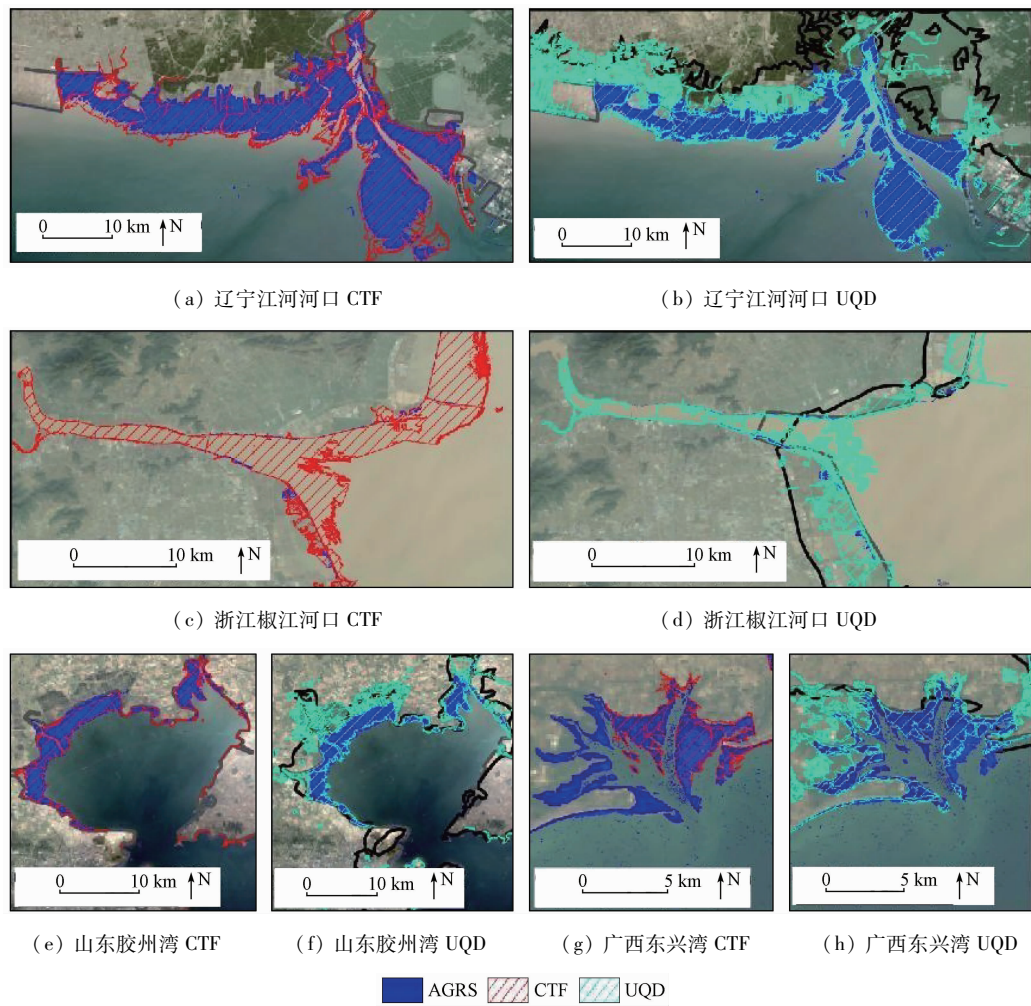


图 10 典型区潮滩分布对比

Fig. 10 Subset views and comparison of tidal flats from different results

和上海市,本文与 FUDAN/OU 结果^[20]接近(二者相差为 5.9%),而明显小于 CTF 结果^[18](二者相差为 87.7%),原因是该区域内海水浑浊度很高,CTF^[18]采用 NDWI 检测低潮位水边线时误将高浊度海水识别成了潮滩(图 10(c))。所有地区的 UQD^[7]的面积都大于 AGRS, CTF^[18]和 FUDAN/OU^[20]的面积(图 9),根据数据对比(图 10)显示原因是其将陆地

水体(如养殖水体)误识别为潮滩。UQD 滩涂基于光谱特征通过分类算法来识别,由于光谱特征的相似性,难以完全区分陆地水体和滩涂。除山东省和广东省外,本文的养殖水体面积与 Ren 等^[2]的结果接近,平均相对误差为 17%(图 11),差异可能是由于某些类型的陆地水体误判为养殖水体造成的,例如盐池和稻田。根据山东省政府出版的年度统计

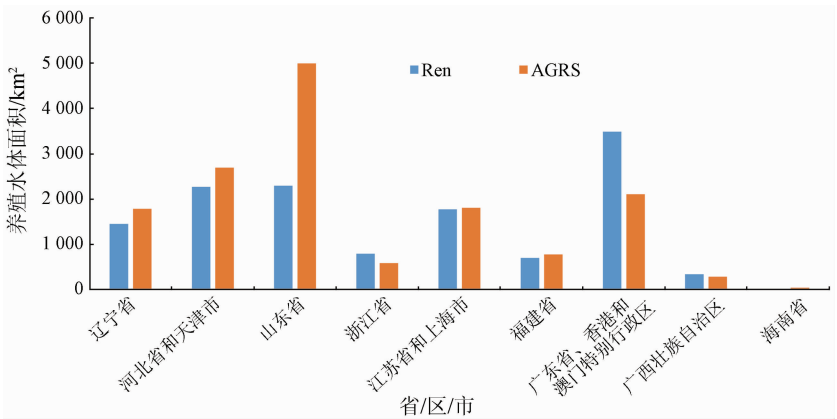


图 11 养殖水体面积统计及与其他结果对比

Fig. 11 Statistics of aquaculture water bodies and its comparison with other results

书,沿海地区的水产养殖池塘平均面积为 5 577.45 km²,相对于 Ren 等^[2]的结果(2 291 km²),更接近本文 AGRS 结果(4 991.37 km²)。

4.2 卫星过境观测时潮位变化范围

综合应用不同的卫星数据有助于增加观测频率,提高潮滩检测的精度,明确 Landsat 与 Sentinel - 2 系列卫星综合过境观测时的潮位变化范围,是潮滩检测不确定性分析与方法改进的基础。为此对比了东营潮汐监测站全年潮位变化与卫星观测时的潮位变化(图 12)。结果表明,利用了包括 Landsat8 与 Sentinel - 2A/B 在内的 3 颗陆地卫星,尽管每年可对海岸带进行多达 97 次的观测,仍只能观测到部分潮位变化范围,约为全年潮位范围的 56%,特别是无法观测最低潮位时的水边线(最低潮位为 8 m)意味着,尽管卫星数据检测的潮滩变化率和趋势是可靠的,但实际潮滩的面积大于卫星数据检测的潮滩面积。

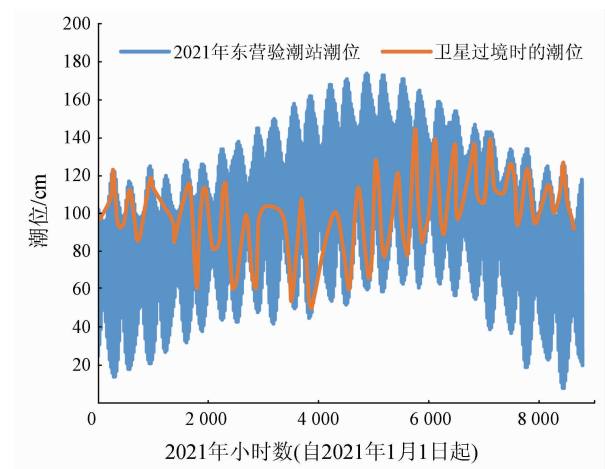


图 12 东营潮位年内变化与卫星有效观测时的潮位变化对比

Fig. 12 Tidal level changes in one year and at the satellite observation time, without any cloud cover, at the Dongying tide monitoring gauge

5 结论

综合应用 Landsat4/5/7/8 和 Sentinel - 2A/B 光学遥感数据较好地解决了潮位引起的水边线动态变化与卫星瞬时观测的矛盾,增加低潮位观测的概率,提高潮滩检测的可靠性。针对不同的海水类型应选用不同的水体检测指数,发挥 NDWI 对水陆分界敏感及 mNDWI 对陆上干/湿边界敏感的优势,提高检测准度。养殖水体的检测应采用 NDWI,可去除水田的干扰;清澈或低浑浊度海水低潮位水边线的检测应采用 NDWI,高潮位水边线的检测应采用 mNDWI;高浑浊度海水低潮位水边线的检测应采用

mNDWI。

1989—2021 年间,中国大陆海岸带发生了巨大变化,潮滩快速消失,养殖水体面积和海岸线长度增加。整个中国大陆的潮滩减少率、海岸线长度和养殖水体增加率平均分别为 46.2% ,34.4% 和 149.3% ,潮滩减少与养殖水体增加面积分别为 7 173.2 km²和 9 046.5 km²,海岸线长度增加 5 320.5 km。潮滩的减少与养殖水体的增加高度负相关,表明养殖水体的扩张是潮滩减少的重要驱动因素。

北方省市的潮滩损失比南方省区市更严重(包括辽宁省、河北省和天津市、山东省),区内潮滩的平均减少率为 63.1% ,远大于整个海岸带的平均值(46.2%),占整个大陆海岸带潮滩损失面积的 62%。以 1989—2021 年潮滩平均减少率计算,辽宁省、河北省和天津市、山东省的潮滩将分别在 27 a, 10 a 和 22 a 内完全消失。

参考文献 (References) :

[1] Primavera J H. Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone[J]. Ocean and Coastal Management,2006,49(9 - 10):531 - 545.

[2] Ren C,Wang Z,Zhang Y,et al. Rapid expansion of coastal aquaculture ponds in China from Landsat observations during 1984—2016[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation,2019,82:101902.

[3] Wu T,Hou X,Xu X. Spatio - temporal characteristics of the mainland coastline utilization degree over the last 70 years in China [J]. Ocean and Coastal Management,2014,98:150 - 157.

[4] Sun Z,Luo J,Yang J,et al. Nation - scale mapping of coastal aquaculture ponds with Sentinel - 1 SAR data using Google Earth Engine[J]. Remote Sensing,2020,12(18):3086.

[5] Cao L,Naylor R,Henriksson P,et al. China's aquaculture and the world's wild fisheries[J]. Science,2015,347(6218):133 - 135.

[6] Ottinger M,Clauss K,Kuenzer C. Large - scale assessment of coastal aquaculture ponds with Sentinel - 1 time series data[J]. Remote Sensing,2017,9(5):440.

[7] Murray N J,Phinn S R,Dewitt M,et al. The global distribution and trajectory of tidal flats[J]. Nature,2019,565(7738):222 - 225.

[8] Murray N J,Clemens R S,Phinn S R,et al. Tracking the rapid loss of tidal wetlands in the Yellow Sea[J]. Frontiers in Ecology and the Environment,2014,12(5):267 - 272.

[9] Wang X,Xiao X,Zou Z,et al. Mapping coastal wetlands of China using time series Landsat images in 2018 and Google Earth Engine [J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing,2020,163:312 - 326.

[10] Moore L J,Ruggiero P,List J H. Comparing mean high water and high water line shorelines:Should proxy - datum offsets be incorporated into shoreline change analysis?[J]. Journal of Coastal Research,2006,224:894 - 905.

[11] Dyer K R,Christie M C,Wright E W. The classification of intertidal mudflats[J]. Continental Shelf Research,2000,20(10 - 11):

- 1039 – 1060.
- [12] Pajak M J, Leatherman S P. The high water line as shoreline indicator[J]. *Journal of Coastal Research*, 2002, 18(2): 329 – 337.
- [13] García – Rubio G, Huntley D, Russell P. Evaluating shoreline identification using optical satellite images[J]. *Marine Geology*, 2015, 359: 96 – 105.
- [14] Li W, Gong P. Continuous monitoring of coastline dynamics in western Florida with a 30 – year time series of Landsat imagery[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2016, 179: 196 – 209.
- [15] Yang X, Zhu Z, Qiu S, et al. Detection and characterization of coastal tidal wetland change in the northeastern US using Landsat time series[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2022, 276: 113047.
- [16] Sagar S, Roberts D, Bala B, et al. Extracting the intertidal extent and topography of the Australian coastline from a 28 year time series of Landsat observations[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2017, 195: 153 – 169.
- [17] Zhao C, Qin C Z, Teng J. Mapping large – area tidal flats without the dependence on tidal elevations: A case study of Southern China[J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2020, 159: 256 – 270.
- [18] Jia M, Wang Z, Mao D, et al. Rapid, robust, and automated mapping of tidal flats in China using time series Sentinel – 2 images and Google Earth Engine[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2021, 255: 112285.
- [19] Chang M, Li P, Li Z, et al. Mapping tidal flats of the Bohai and Yellow Seas using time series Sentinel – 2 images and Google Earth Engine[J]. *Remote Sensing*, 2022, 14(8): 1789.
- [20] Wang X, Xiao X, Zou Z, et al. Tracking annual changes of coastal tidal flats in China during 1986—2016 through analyses of Landsat images with Google Earth Engine[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2020, 238: 110987.
- [21] Gorelick N, Hancher M, Dixon M, et al. Google Earth Engine: Planetary – scale geospatial analysis for everyone[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2017, 202: 18 – 27.
- [22] Davranche A, Lefebvre G, Poulin B. Wetland monitoring using classification trees and SPOT – 5 seasonal time series[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2010, 114(3): 552 – 562.
- [23] Feng L, Hu C, Chen X, et al. Assessment of inundation changes of Poyang Lake using MODIS observations between 2000 and 2010[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2012, 121: 80 – 92.
- [24] Feyisa G L, Meilby H, Fensholt R, et al. Automated water extraction index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2014, 140: 23 – 35.
- [25] Xu H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2006, 27(14): 3025 – 3033.
- [26] Zhou Y, Dong J, Xiao X, et al. Continuous monitoring of lake dynamics on the Mongolian Plateau using all available Landsat imagery and Google Earth Engine[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 689: 366 – 380.

Remote sensing observations of tidal flats, shorelines, and aquacultural water bodies along coastal zones in China mainland during 1989—2021

YAN Bokun^{1,2}, GAN Fuping^{1,2}, YIN Ping³, GE Xiaoli^{1,2}, GUO Yi^{1,2}, BAI Juan^{1,2}

(1. *China Aero Geophysical Survey and Remote Sensing Center for Natural Resources, Beijing 100083, China;*

2. Key Laboratory of Airborne Geophysics and Remote Sensing Geology, Ministry of Natural Resources,

Beijing 100083, China; 3. Qingdao Institute of Marine Geology, Qingdao 266237, China)

Abstract: Coastal zones are the world's most populated areas, with their ecosystems being strongly influenced by human activities. Tidal flats, shorelines, and aquacultural water bodies are critical elements in monitoring the health of coastal zone ecosystems. However, the dynamic changes in the waterlines between land and sea areas caused by tidal effects make it challenging to detect tidal flats and shorelines using the remote sensing technology. By integrating Landsat4/5/7/8 and Sentinel – 2A/B satellite remote sensing images, this study conducted seven phases (1989—2021) of monitoring of tidal flats, shorelines, and aquacultural water bodies along coastal zones in China mainland. By taking advantage of the high frequency of multi – source satellite observations, this study identified tidal flats, shorelines, and aquacultural water bodies by detecting the waterlines at different tidal levels. The results are as follows: ① Seawater of different colors requires different combinations of water body indices. For clear or low – turbidity seawater, this study selected the modified normalized difference water index (mNDWI) and the normalized difference water index (NDWI) to detect the waterlines at high and low tidal levels, respectively. This improved the reliability of tidal flat detection, with the detected tidal flat area being 122% larger than that detected only using the mNDWI. For high – turbidity seawater (in Zhejiang, Jiangsu, and Shanghai), this study selected mNDWI to detect the waterlines at high and low tidal levels, avoiding misidentifying high – turbidity

seawater as tidal flats using NDWI. Besides, this study selected NDWI to detect aquacultural water bodies.

② During 1989—2021, coastal zones in China mainland changed significantly, as evidenced by rapidly decreased tidal flats and increased aquacultural water bodies and shorelines. The decreased rate of tidal flats and the increased rates of shorelines and aquacultural water bodies along the coastal zones averaged 46.2%, 34.4%, and 149.3%, respectively. Correspondingly, the tidal flat area decreased by 7 173.2 km², while the the shoreline length and aquacultural water body area increased by 5 320.5 km and 9 046.5 km², respectively. Provinces or cities in northern China suffered more tidal flat losses than those in southern China. Based on the average decrease rate of tidal flats during 1989—2021, tidal flats in Liaoning, Hebei and Tianjin, and Shandong will disappear within 27 a, 10 a, and 22 a, respectively.

③ The area changes between tidal flats and aquacultural water bodies are highly negatively correlated, indicating that the expansion of aquacultural water bodies is a critical driving factor for the decrease in tidal flats.

Keywords: coastal zone; tidal flat; shoreline; estuary

(责任编辑: 陈 理)