

# 星空地协同的多尺度宁波市滨海湿地生物量及碳储量估算

刘杨毅<sup>1</sup>, 冯添<sup>1,2</sup>, 陈滨捷<sup>1,2</sup>, 杨刚<sup>1,2</sup>, 杨晓东<sup>1,2</sup>, 王煜森<sup>1,2</sup>,  
刘静<sup>1</sup>, 方震<sup>1</sup>, 孟闫佳慧<sup>1</sup>, 牛晓萌<sup>1</sup>, 孙伟伟<sup>1,2</sup>

1. 宁波大学 地理与空间信息技术系, 宁波 315211;

2. 宁波大学 东海研究院, 宁波 315211

**摘要:** 滨海湿地盐沼植被区域碳储量的准确估算, 对掌握湿地碳库资源状况、评估湿地固碳增汇潜力具有重要意义。传统的野外清查方法成本高昂且耗时耗力, 而仅使用卫星或无人机的遥感反演方法则受限于影像空间分辨率或空间覆盖范围。本文通过分段反演建模的方法分别构建3种盐沼植被的实测地上生物量数据到无人机影像的反演估算模型, 以及无人机地上生物量数据到Sentinel-2卫星影像的反演估算模型, 并利用碳系数计算植被碳储量、土壤碳储量和总碳储量, 实现了星空地协同的地上生物量和碳储量估计和制图。研究发现, 互花米草、芦苇、其他盐沼植被的地上生物量反演模型的决定系数 $R^2$ 分别达到了0.48、0.42、0.45, 均方根误差RMSE分别为613.89 g/m<sup>2</sup>、650.6 g/m<sup>2</sup>、624.03 g/m<sup>2</sup>, 相比于直接使用Sentinel-2卫星反演模型估算精度提升明显。研究区3种盐沼植被覆盖区域的总面积为111.47 km<sup>2</sup>, 总地上生物量为 $3.09 \times 10^5$  t, 总碳储量为 $1.68 \times 10^6$  t, 碳汇价值达到1.78亿元。研究表明, 结合无人机和卫星遥感的各自优势, 能够有效弥补地面样本数据不足的缺陷, 大幅提高滨海湿地碳储量估算精度和估算范围, 实现低成本、大尺度、高精度的湿地碳储量监测。

**关键词:** 星空地协同, 滨海湿地, 遥感反演, 地上生物量, 土壤有机碳, 湿地碳储量, 哨兵2号, 无人机

**中图分类号:** P2

**引用格式:** 刘杨毅, 冯添, 陈滨捷, 杨刚, 杨晓东, 王煜森, 刘静, 方震, 孟闫佳慧, 牛晓萌, 孙伟伟. 2025. 星空地协同的多尺度宁波市滨海湿地生物量及碳储量估算. 遥感学报, 29(1): 147-166

Liu Y Y, Feng T, Chen B J, Yang G, Yang X D, Wang Y M, Liu J, Fang Z, Meng Y J H, Niu X M and Sun W W. 2025. Estimation of multi-scale biomass and carbon storage in the coastal wetlands of Ningbo City through Field-UAV-Satellite synergy. National Remote Sensing Bulletin, 29(1): 147-166 [DOI: 10.11834/jrs.20243468]

## 1 引言

蓝碳指海洋和海岸带生态系统吸收并长期存储的碳 (McLeod等, 2011)。海岸带是连接陆地和海洋的特殊区域, 虽然面积只占全球海洋面积不到0.5%, 但其碳储量却相当于全球海洋碳储量的50%, 陆地碳储量的15% (Nellemann等, 2009)。盐沼植被在滨海湿地生态系统中扮演着十分关键的角色。植被碳储量的量化估算主要依赖植被生物量和碳系数, 而后者通常基于前人的研究成果或采集样本的实验测定 (严格, 2014; 徐松浚

和徐正春, 2015)。因此, 准确估算植被生物量对于植被碳储量估计至关重要 (Zaki和Abd Latif, 2017)。

传统的野外调查方法虽然在小尺度生物量估算方面表现优异, 但受限于湿地地理环境的特殊性, 野外调查作业既费时费力且对环境有较大破坏性, 难以实现大尺度生物量估算 (Li等, 2020)。遥感技术凭借其低成本、实时性、高效性和广域覆盖等优势, 逐步成为植被生物量估算的主要方式 (Naidoo等, 2019; Zhao等, 2022)。然而, 当前基于卫星的反演模型精度仍受到云层遮

收稿日期: 2023-11-15; 预印本: 2024-08-26

基金项目: 宁波市“科技创新2025”重大专项(编号: 2022Z032, 2023Z146, 2022Z189, 2023Z139); 宁波市公益性科技计划项目(编号: 2023S045)

第一作者简介: 刘杨毅, 研究方向为植被定量遥感、生态双碳。E-mail: yangyil.zh@gmail.com

通信作者简介: 孙伟伟, 研究方向为遥感智能解译技术与海岸带监测。E-mail: sunweiwei@nbu.edu.cn

挡、数据时间差异、样方分辨率不匹配等因素的影响 (Zhao 等, 2022; Lu 等, 2022)。此外,“同物异谱”和“异物同谱”现象也限制了中低分辨率卫星影像在湿地复杂环境中的植被分类和生物量反演模型的准确性 (Chen 等, 2022; Zhao 等, 2022)。高分辨率卫星影像,如 QuickBird 和 IKONOS, 能更准确地估算地上生物量 (Proisy 等, 2007; Laba 等, 2008), 但受限于高昂的数据获取成本而难以大范围应用 (Alvarez-Vanhard 等, 2020)。无人机遥感技术具有低成本、高灵活性、超高分辨率和快速获取影像数据的优势, 还能通过低空采集来避免云层干扰, 能有效弥补传统卫星遥感在生物量反演中的不足 (Albert 等, 2009; Zhuo 等, 2022; Wehrhan 等, 2016)。卫星遥感和无人机遥感的协同应用在湿地植被生物量估算方面表现出很大的潜力, 能够有效解决植被密度饱和、气候条件、环境背景、长时序监测等问题, 提高生物量模型的反演精度。Lu 等 (2022) 利用无人机多光谱数据获取的植被冠层高度和无人机高光谱数据进行建模, 从而扩展了地上生物量的样本数据, 提高了 Sentinel-2 卫星估算芦苇湿地地上生物量的模型精度; Wang 等 (2019) 使用无人机激光雷达作为采样工具, 并使用 Sentinel-2 卫星作为辅助数据, 对海南岛的红树林高度和地上生物量进行了测量和估算。

多数研究在估算地上生物量时不区分具体植被类型, 而是采用统一的生物量反演模型 (李爽, 2009; Lu 等, 2022; 徐松浚和徐正春, 2015), 区分不同类型的盐沼植被并单独反演建模的研究则相对较少 (陆琳莹, 2018; Zhao 等, 2022)。不同盐沼植被类型的生物量存在显著差异 (严格, 2014), 单一模型的反演难以捕捉这些差异, 从而限制了估算精度的提高 (Zhao 等, 2022)。另一方面, 目前湿地研究大多集中在估算地上生物量 AGB (Above-Ground Biomass), 但草本植被的地下生物量 BGB (Below-Ground Biomass) 也是一个重要的碳汇来源。此外, 大量有机碳以枯枝落叶等凋落物生物量 LGB (Litter-Ground Biomass) 的形式进入土壤, 土壤碳储量 SOC (Soil Organic Carbon) 同样是湿地碳库的重要组成部分 (Fiala, 2010; Tripathee 和 Schäfer, 2015; Scharlemann 等, 2014; Neubauer, 2008)。尽管如此, 目前利用卫

星反演建模估算的碳储量主要关注植被地上部分, 对地下部分和土壤碳储量的研究相对较少。

本文以宁波市的3个滨海湿地为研究区, 开展样地—无人机—卫星协同反演研究, 旨在: (1) 构建针对不同盐沼植被的 AGB 反演模型; (2) 分别构建无人机和卫星尺度下的 AGB 反演模型, 并扩充卫星反演模型所需的 AGB 样本数量以提高模型估算精度; (3) 利用 AGB 反演模型绘制研究区的 AGB 分布图, 并结合根冠比、凋落物比、碳系数以及土壤碳含量等参数, 计算研究区的总生物量 TB (Total Biomass) 和总碳储量 TC (Total Carbon)。

## 2 研究区与数据源

### 2.1 研究区概况

本文选取了宁波市的杭州湾、梅山湾和蟹钳湾3个滨海湿地作为研究区, 分别位于宁波市海岸带北段、中段和南段 (图1)。根据2022年度宁波市国土变更调查结果, 宁波市沿海滩涂湿地面积为500 km<sup>2</sup> (宁波市自然资源和规划局, 2023), 本文3处研究区域湿地面积总计234 km<sup>2</sup>, 占沿海滩涂湿地总面积的46.8%。

研究区图1 (b) 位于中国浙江省宁波市慈溪市杭州湾, 地处30°16'N—30°21'N、121°04'E—121°10'E, 亚热带海洋性季风气候, 年平均气温约为16 °C, 多年平均降水量约为1344.7 mm, 潮汐类型为非正规半日潮, 主要湿地植被包括互花米草、芦苇、海三棱藨草、碱蓬等, 土壤类型主要包括滨海盐土亚类和潮土化盐土。研究区图1 (c) 位于中国浙江省宁波市北仑区梅山湾, 地处121°56'E—122°02'E, 29°45'N—29°49'N, 亚热带海洋性季风气候, 年平均气温约为17.3 °C, 多年平均降水量约为1468 mm, 潮汐类型为正规半日潮, 主要湿地植被包括互花米草、芦苇、一枝黄花等, 土壤类型主要包括泥质土和砂质土。研究区图1 (d) 位于中国浙江省宁波市象山县蟹钳湾, 地处29°27'N—29°40'N, 121°51'E—122°07'E, 亚热带海洋性季风气候, 年平均气温约为15.3—17 °C, 年平均降水量约为1372—1650 mm, 潮汐类型为正规半日潮, 主要湿地植被包括互花米草等, 土壤类型主要包括泥质土和砂质土。研究区根据无人机影像和 Sentinel-2 卫星影像的覆盖范围

被划分为两个部分：在无人机研究区域内进行野外样本采集并获取无人机影像，在 Sentinel-2 卫星

研究区域内获取相应的卫星影像。

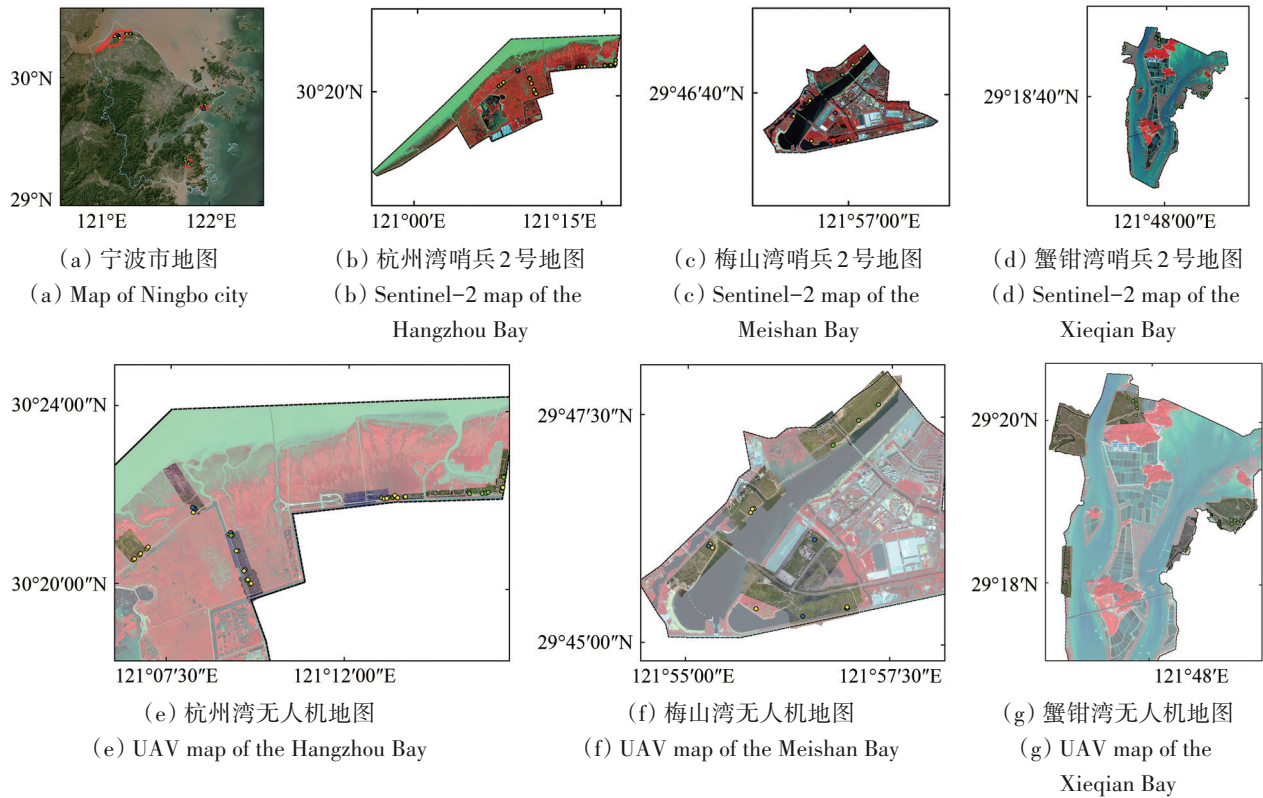


图1 研究区地图(图(a)的红色边框分别为杭州湾、蟹钳湾和梅山湾; Sentinel-2 卫星影像以假彩色表示 (R: band8, G: band4, B: band2))

Fig. 1 Maps of the study area (Panel (a) shows the Hangzhou Bay, the Xieqian Bay, and the Meishan Bay, each outlined with a red border; The Sentinel-2 satellite imagery is presented in a false-color composite (R: band8, G: band4, B: band2))

## 2.2 数据源

### 2.2.1 Sentinel-2 卫星数据

Sentinel-2 是由两颗相位差  $180^\circ$  的 Sentinel-2A、Sentinel-2B 组成的多光谱高分辨率卫星，两颗卫星的互补覆盖可将卫星重访周期缩短至 5 d，分辨率最高为 10 m，扫描幅宽达到 290 km。Sentinel-2 采集了包括可见光和近红外 (NIR)、红边和短波红外 (SWIR) 3 个红边波段的共 13 个波段，是目前唯一能提供含有 3 个红边范围内波段 (670—760 nm) 的卫星，从而为植被监测提供了

强大的支持 (Korhonen 等, 2017; Shoko 和 Mutanga, 2017)。

GEE 平台能够提供进行了辐射校正、大气校正等处理后直接可用的 L2A 级 Sentinel-2 影像数据。从平台上下载了 2 景覆盖了 3 个研究区域的 Sentinel-2 影像，空间分辨率为 10 m，包含了 B1、B8、B10 之外的 10 个波段。梅山湾和蟹钳湾的影像获取时间为 2022 年 10 月 2 日，杭州湾的影像获取时间为 2022 年 10 月 10 日。研究区 Sentinel-2 影像信息如表 1 所示。

表 1 研究区 Sentinel-2 影像信息

Table 1 Sentinel-2 image information for the study area

数据标识	获取时间	含云量/%	空间分辨率/m
S2B_MSIL2A_20221002T022529_N0400_R046_T51RUN_20221002T052834	2022-10-02	2.5	10
S2A_MSIL2A_20221010T023621_N0400_R046_T51RUN_20221010T024339	2022-10-10	0.01	10

### 2.2.2 无人机数据

无人机飞行任务于2022年9月1日—2022年10月31日，飞行时段选择在晴朗天气条件下，与现场采样工作同步。无人机多光谱影像由大疆精灵4 (Phantom 4) 多光谱无人机进行拍摄，搭载的镜头系统包括一个RGB相机和5个多光谱单色相机，分别对应蓝色、绿色、红色、红边和近红外波段。无人机的飞行参数设置为：飞行高度300 m，水平飞行速度10 m/s，垂直最大上升速度5 m/s。使用Pix4DMapper和大疆智图处理无人机航测影像，软件将自动读取包括相机型号、坐标信息、高度信息等图像信息，配置相关参数并执行图像辐射定标、正射校正以及图像镶嵌等处理流程，由镶嵌结果中各波段反射率计算并生成了空间分辨率为0.2 m的5个单波段数值 (DN) 图像以及基

于单波段图像计算的5个植被指数 (NDVI、NDRE、OSAVI、LCI、GNDVI)。为了与野外样地的大小 (1 m×1 m) 相匹配，使用ENVI软件将影像重采样至1 m空间分辨率。

### 2.2.3 样本数据

野外样本数据的采集工作选择于2022年9月1日—2022年10月31日，即秋季盐沼植被成熟期进行。3种盐沼植被共布置了85个1 m×1 m的样地，如表2所示。在样地上采集了包括植被地上部分、地下部分和凋落物在内的样本，以及0—100 cm深度土壤样本，并记录样地GPS坐标、植被类型、株高、生物量 (鲜重)、土壤 (鲜重) 等数据。从样本筛选出80个有效样本的地上生物量 (鲜重)，用于制作野外实测 AGB 样本集。

表2 3种盐沼植被的野外样品采集情况

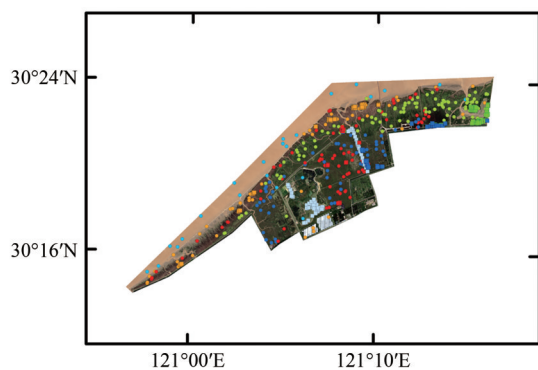
Table 2 Field collection status of samples for the three types of salt marsh vegetation

植被类型	杭州湾地上样品	蟹钳湾地上样品	梅山湾地上样品	地上样品合计	地下样品	土壤样品
芦苇	27	0	8	35	4	12
互花米草	13	26	3	42	2	6
其他盐沼植被	4	0	4	8	1	1
合计	44	26	15	85	7	19

通过野外实测、无人机遥测和Google Earth目视解译3种方法制作分类样本集，共1663个样本点如图2所示 (彭凯锋等, 2024)。在样本解译过程中，除了针对3种盐沼植被外，还考虑了裸土、水体和森林等其他地物类型的样本，以保证盐沼植被分类体系的完整性。用于模型训练的样本是从野外采集并确认地物类型区域中的纯净像素中选取的，共1187个。而用于模型测试的样本则是

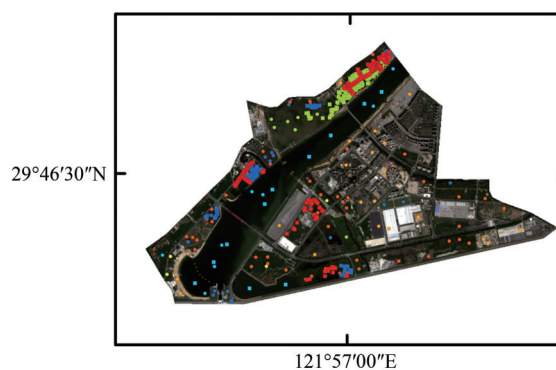
通过ArcGIS软件中的Random Points工具在整个研究区内生成的随机点中选取的476个验证点。

植被及土壤样本首先用流水冲洗并称重确定鲜重，然后在烘箱中先以105 °C加热2 h进行杀青处理，然后以70 °C烘干48 h直至达到恒重，并记录干重。采用重铬酸钾外加热法测定植物及土壤样本的碳含量系数。



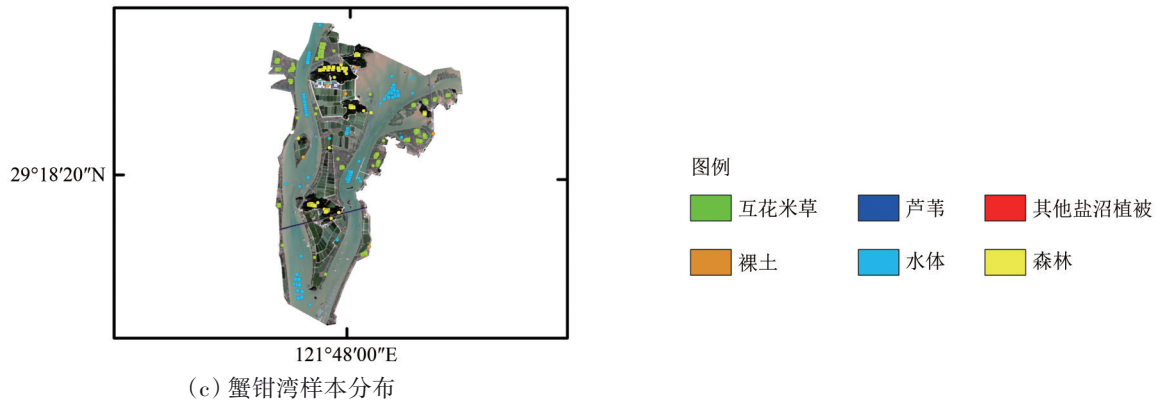
(a) 杭州湾样本分布

(a) Distribution of samples in the Hangzhou Bay



(b) 梅山湾样本分布

(b) Distribution of samples in the Meishan Bay



(c) Distribution of samples in the Xieqian Bay

图2 6种地物类型样本分布

Fig. 2 Distribution of samples for six types of land features

### 3 研究方法

本文结合野外样地数据、无人机数据和 Sentinel-2 卫星数据，利用决策树算法进行地物分类，并基于5种植被指数对互花米草、芦苇、其他盐沼植被构建反演模型估算地上生物量，最后根据相关参数计算植被和土壤碳储量。

图3展示了本文的技术流程图，主要内容包括：(1) 实测数据和影像的采集和处理；(2) 基于决策树方法的地物分类和盐沼植被区域提取；(3) 基于星空地协同方法，构建样地—无人机—卫星的多尺度反演模型，估算地上生物量并制图；(4) 实验测定根冠比和凋落比，计算凋落物生物量、地下生物量和总生物量；(5) 实验测定植被碳系数和土壤碳系数，计算总碳储量并制图。

在地上生物量反演估算上，采用星空地协同方法，以高分辨率无人机多光谱影像为桥梁，扩充卫星反演所需的 AGB 样本，以提升估算精度。根据 1 m 样方实测 AGB 数据和 1 m 无人机影像构建样地—无人机 AGB 反演模型，并绘制 1 m 空间分辨率无人机 AGB 地图。由于湿地植被分布存在聚集性，即植株连片生长，同一像元内存在多种类型的湿地植被的情况多数出现在植被生长交界区域，该类像元占比较小因而对整体估算效果影响较小。因此，本研究参考 Lu 等 (2022) 对南大港芦苇混合植被湿地进行的基于无人机和哨兵卫星的生物量估算研究中匹配无人机 AGB 地图和哨兵影像数据所采用的均值降采样方法，将无人机 AGB 地图通过均值降采样方法降低至 10 m 空间分辨率，用以和 10 m 卫星影像相匹配。之后，在 3

种盐沼植被覆盖区域内进行随机采样以扩充 AGB 样本集，利用新样本集和卫星影像构建无人机—卫星 AGB 反演模型，并绘制 10 m 空间分辨率 Sentinel-2 卫星 AGB 地图。

#### 3.1 决策树构建和分类

决策树分类是一种通过逐步添加判断条件对原始数据二分和细化，从而区分不同地物类型的方法，其中确定各类地物的分割阈值是该分类方法的关键与核心 (苏伟等, 2015)。基于研究区内土地利用特点和盐沼植被实际分布情况，并参考同研究区其他湿地分类工作的成果 (艾顺毅等, 2023)，设置水体、裸土、森林、互花米草、芦苇、其他盐沼植被共计 6 类地物类型，其中盐沼植被进一步细分为互花米草、芦苇、其他盐沼植被 (主要包括海三棱藨草、碱蓬、一枝黄花等)。通过分析不同地物类型训练样本的数理统计特征和光谱响应曲线，并借鉴其他湿地分类研究中使用的决策树模型 (艾顺毅等, 2023; Wang 等, 2020; 邓雅文等 (2023))，最终选择归一化差值植被指数 NDVI (Rouse 等, 1974)、修正归一化差异水体指数 MNDWI (徐涵秋, 2005)、优化土壤调节植被指数 CSMVI (舒敏彦, 2017)、归一化差异红边植被指数 CSMVREI 4 个指数构建决策树模型，并确定了决策树关键节点的阈值 (图 4)。

4 种遥感指数的公式如下：

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red}} \quad (1)$$

$$MNDWI = \frac{\rho_{Green} - \rho_{SWIR}}{\rho_{Green} + \rho_{SWIR}} \quad (2)$$

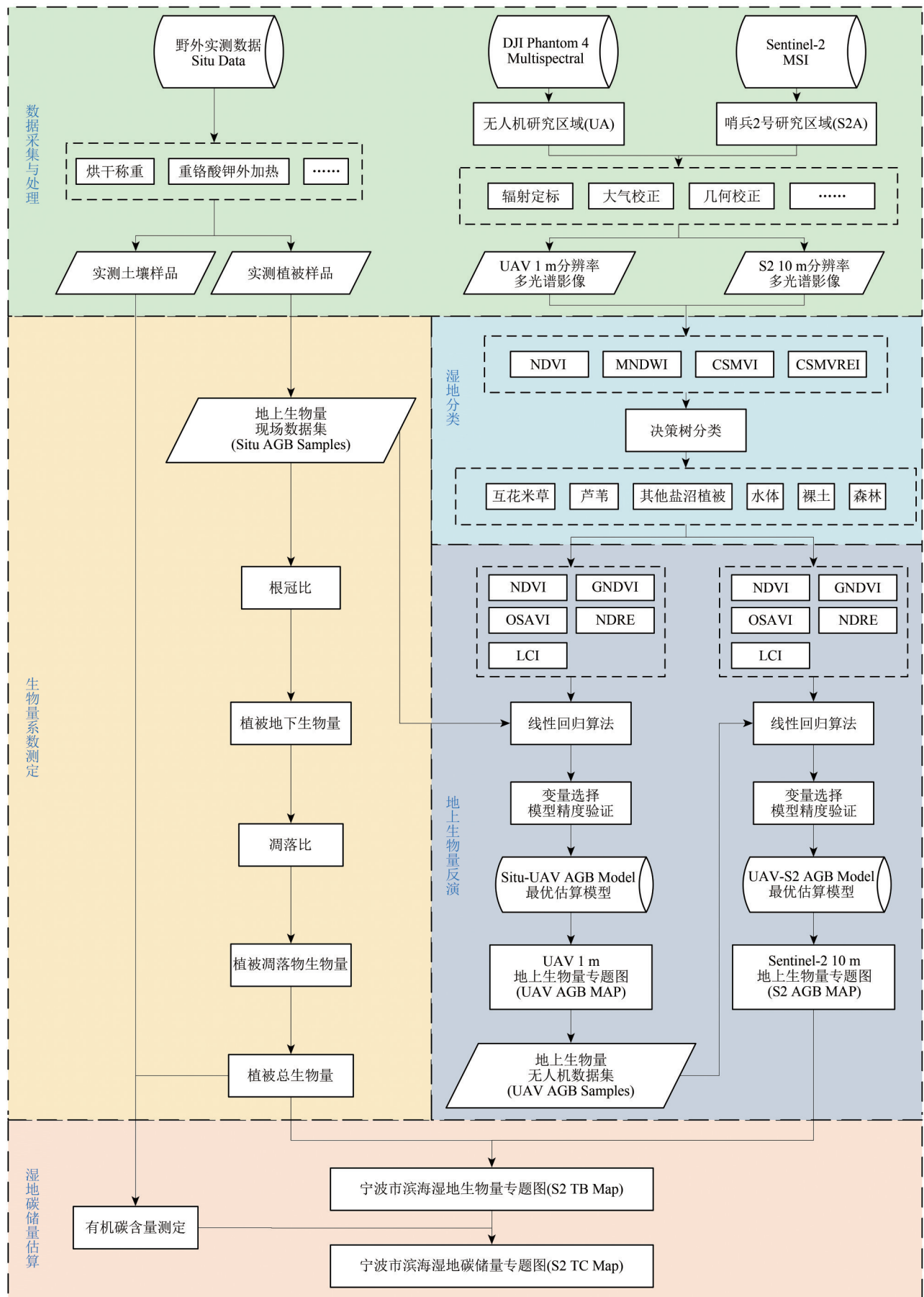


图3 工作流程图

Fig. 3 Workflow of the study

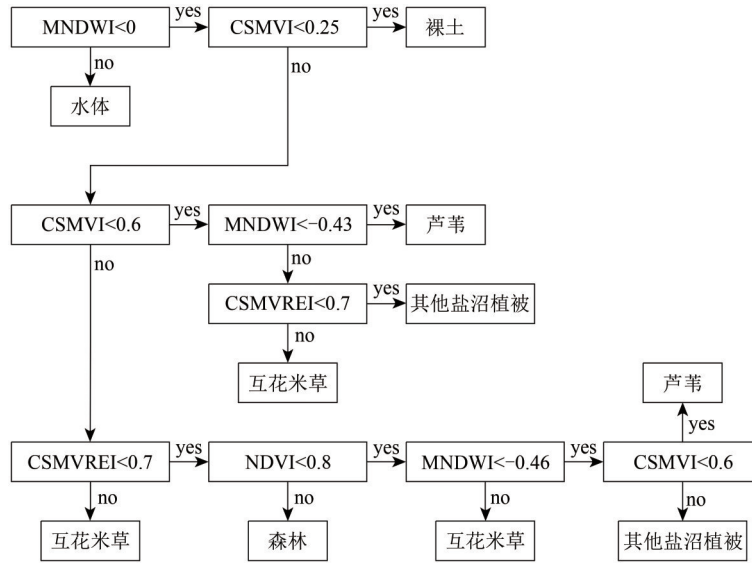


图4 决策树阈值划分

Fig. 4 Thresholds of the decision tree

$$\text{CSMVI} = \frac{\rho_{\text{NIR}} - (2\rho_{\text{Red}} - \rho_{\text{Blue}})}{\rho_{\text{NIR}} + (2\rho_{\text{Red}} - \rho_{\text{Blue}})} \times \left(1.5 + \frac{1}{2} \times \frac{\rho_{\text{Green}} - \rho_{\text{NIR}}}{\rho_{\text{Green}} + \rho_{\text{NIR}}}\right) \quad (3)$$

$$\text{CSMVREI} = \frac{\text{NDRE} + 1 + \text{MNDWI}}{1 + |\text{MNDWI}|} \quad (4)$$

$$\text{NDRE} = \frac{\rho_{\text{RE1}} - \rho_{\text{RE2}}}{\rho_{\text{RE1}} + \rho_{\text{RE2}}}$$

式中， $\rho_{\text{Blue}}$ 、 $\rho_{\text{Green}}$ 、 $\rho_{\text{Red}}$ 、 $\rho_{\text{NIR}}$ 、 $\rho_{\text{SWIR}}$ 、 $\rho_{\text{RE1}}$ 、 $\rho_{\text{RE2}}$ 分别表示Sentinel-2的蓝色、绿色、红色、近红外、短波红外、红边1和红边2波段。

### 3.2 基于无人机影像的AGB反演模型

无人机拍摄的多光谱原始影像，经过大疆智图软件处理后，能够直接输出归一化差值植被指数NDVI、绿色归一化差异植被指数GNDVI (Wang等, 2007)、优化土壤调节植被指数OSAVI (Rondeaux等, 1996)、归一化差异红边植被指数NDRE (Maccioni等, 2001)、叶面叶绿素指数LCI (李淑贞等, 2022)等5种常见植被指数。在未进行辐射定标的情况下，可以使用 $\rho_{\text{NIR}}$ 作为公因式对单波段影像进行指数计算来获得VARI、SIPI2、BNDVI等比值型指数。

相关植被指数的公式如下：

$$\text{GNDVI} = \frac{\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{Green}}}{\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{Green}}} \quad (5)$$

$$\text{OSAVI} = \frac{\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{Red}}}{\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{Red}} + 0.16} \quad (6)$$

$$\text{NDRE} = \frac{\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{RedEdge}}}{\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{RedEdge}}} \quad (7)$$

$$\text{LCI} = \frac{\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{RedEdge}}}{\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{Red}}} \quad (8)$$

式中， $\rho_{\text{Green}}$ 、 $\rho_{\text{Red}}$ 、 $\rho_{\text{RedEdge}}$ 、 $\rho_{\text{NIR}}$ 分别为无人机影像的绿色、红色、红边、近红外波段。

本文使用上述5种植被指数，通过一元线性回归模型SLR (Simple Linear Regression) 分别对互花米草、芦苇、其他盐沼植被构建样地—无人机AGB反演模型，分析不同遥感变量对模型反演效果的影响。选取实测地上生物量 (鲜重) 数据制作实测样地AGB样本集，并按7:3比例划分为训练集和验证集，用于模型的训练和验证。评价指标包括决定系数 $R^2$ 和均方根误差RMSE，其中较高的 $R^2$ 和较低的RMSE代表模型和样本数据之间拟合效果较好。最终从每种植被类型的5个模型中筛选出效果最好的模型作为无人机AGB估算模型，并绘制无人机影像范围的1 m空间分辨率无人机AGB地图。

### 3.3 基于Sentinel-2数据的AGB反演模型

与无人机影像相比，Sentinel-2卫星影像的覆盖范围更广，模型训练需要在更大范围内获取更多的AGB样本，因此本文通过无人机AGB地图来扩充现有的AGB样本集。10 m空间分辨率的卫星影像与1 m空间分辨率的无人机影像之间存在显著的空间尺度差异，每个Sentinel-2像元中包含100个无人机像元。参考Lu等 (2022) 的方法，本文采

用加和平均的均值降采样方法将1 m分辨率的无人机AGB地图降至10 m分辨率, 即对10 m大小卫星像元内包含的所有1 m无人机AGB地图像元求和计算卫星像元的AGB总值以及求均值计算卫星像元单位面积AGB均值, 并生成10 m分辨率的无人机AGB地图。在10 m分辨率无人机AGB地图上, 分别对芦苇、互花米草、其他盐沼植被覆盖区域内随机取300—400个样点, 并基于实地考察经验、无人机RGB影像和Google Earth目视判读等方法, 排除了非目标地物(水体、裸地、森林)占比过大的样点、位于多种类型湿地植被混合生长带内的样点以及位于长势不均匀植被带内的样点。最终按照7:3比例划分为训练集和验证集。这样既保证了大尺度样本采集的随机性, 又确保了样本像元内主要是特定盐沼植被类型。此外, 将无人机AGB地图的空间分辨率从1 m降至10 m以匹配卫星影像的空间分辨率, 尽管可能会导致卫星反演模型的精度相比无人机反演模型有所下降, 但中值平滑方法也减少了单个Sentinel-2像元内无人机像元AGB异常值对模型的潜在影响。

Sentinel-2影像选用和无人机影像相同的5种植被指数和一元线性回归模型, 分别对互花米草、芦苇、其他盐沼植被构建无人机—卫星AGB反演模型。扩充后的AGB样本集按7:3比例划分为训练集和验证集, 用于模型的构建和验证。评价指标包括决定系数 $R^2$ 和均方根误差RMSE。最终从每种植被的5个模型中筛选出效果最好的模型作为卫星AGB估算模型, 并绘制Sentinel-2影像范围内的10 m空间分辨率卫星AGB地图。

### 3.4 植被和土壤碳储量计算

植被的总生物量(TB)是通过地上生物量(AGB)、凋落物生物量(LGB)和地下生物量(BGB)相加计算得到的, 而后者则通过根冠比(植物根系与地上部分重量的比值RS, Root-Shoot Ratio)和凋落比(植物凋落物与地上部分重量的比值LS, Litter-Shoot Ratio)计算得到。

植被和土壤碳含量是通过重铬酸钾—浓硫酸加热法(GB 7857—87)(国家林业局, 1999)进行测定的, 该方法操作简便、快速, 并且具有足够的准确度, 适用于大批量样品的分析工作。

植被生物量及碳储量计算公式为

$$TB = AGB + LGB + BGB = AGB \times (1 + LS + RS) \quad (9)$$

$$C_{\text{vege}} = S \times (AGC + LGC + BGC) \quad (10)$$

$$AGC = AGB \times K \times W_{\text{AGB}} \quad (11)$$

$$LGC = LGB \times K \times W_{\text{LGB}} = AGB \times LS \times K \times W_{\text{LGB}} \quad (12)$$

$$BGC = BGB \times K \times W_{\text{BGB}} = AGB \times RS \times K \times W_{\text{BGB}} \quad (13)$$

式中, TB为总生物量鲜重(g), AGB为地上生物量鲜重(g), LGB为凋落物鲜重(g), BGB为地下生物量鲜重(g); LS为凋落比, RS为根冠比;  $C_{\text{vege}}$ 为研究区植被总碳储量(g),  $S$ 为研究区植被覆盖面积( $\text{m}^2$ ), AGC为植被地上部分碳储量( $\text{g}/\text{m}^2$ ), LGC为植被凋落物碳储量( $\text{g}/\text{m}^2$ ), BGC为植被地下部分碳储量( $\text{g}/\text{m}^2$ );  $K$ 为植被脱水率,  $W_{\text{AGB}}$ 为地上部分含碳率,  $W_{\text{LGB}}$ 为凋落物含碳率,  $W_{\text{BGB}}$ 为地下部分含碳率。

研究区总碳储量、土壤碳储量及碳汇价值计算公式为

$$TC = C_{\text{vege}} + C_{\text{Soil}} \quad (14)$$

$$C_{\text{Soil}} = S \times \text{SOC} \quad (15)$$

$$\text{SOC} = \sum_{i=1}^n H_i \times D_i \times W_{\text{SOC}_i} \quad (16)$$

$$D_i = W_i \times V_i \quad (17)$$

$$R = P \times TC \quad (18)$$

式中, TC为研究区植被覆盖区域总碳储量(g),  $C_{\text{Soil}}$ 为研究区植被覆盖区域土壤总碳储量(g); SOC为土壤单位面积有机碳密度( $\text{g}/\text{m}^2$ ),  $i$ 为土层编号,  $H_i$ 为第 $i$ 层的深度(cm),  $W_{\text{SOC}_i}$ 为第 $i$ 层的有机碳含量( $\text{g}/\text{kg}$ );  $D_i$ 为第 $i$ 层的土壤容重( $\text{g}/\text{cm}^3$ ),  $W_i$ 为第 $i$ 层的土壤干重(g),  $V_i$ 为第 $i$ 层的土壤容积( $\text{cm}^3$ )。R为研究区总碳储量的碳汇价值,  $P$ 为碳汇市场的交易价格, 按照106元/t计算(汪文正, 2023)。

## 4 结果与分析

### 4.1 决策树分类结果及精度验证

基于Sentinel-2影像数据, 利用决策树方法对研究区进行的分类结果如图5所示。从定性分析上看, 决策树分类结果和验证样本数据基本一致, 研究区内的互花米草、芦苇、其他盐沼植被表现出聚集性特征, 呈条带状分布, 同时不同类型盐沼植被群落交界处会出现犬牙交错的混合生长带。



杭州湾内互花米草主要分布于研究区东部和外侧沿海区域；芦苇主要分布在中部内侧区域；其他盐沼植被由于并非单一植被类型，因而存在于研究区各处，主要分布在西侧沿海区域和中部内侧区域。梅山湾地处城市边缘，湿地环境复杂且受人为活动影响显著，盐沼植被总体分布表现出

破碎化特征，但在梅山水道北岸湿地公园内，部分区域的盐沼植被仍然保持了一定的聚集性。蟹钳湾沿岸湿地因受到海水不规则半日潮侵扰，土壤含水量和盐度较高，因而互花米草占据种群优势（闫振宁等，2021），其他盐沼植被则主要分布在内陆居民聚居地区以及部分山地地区。

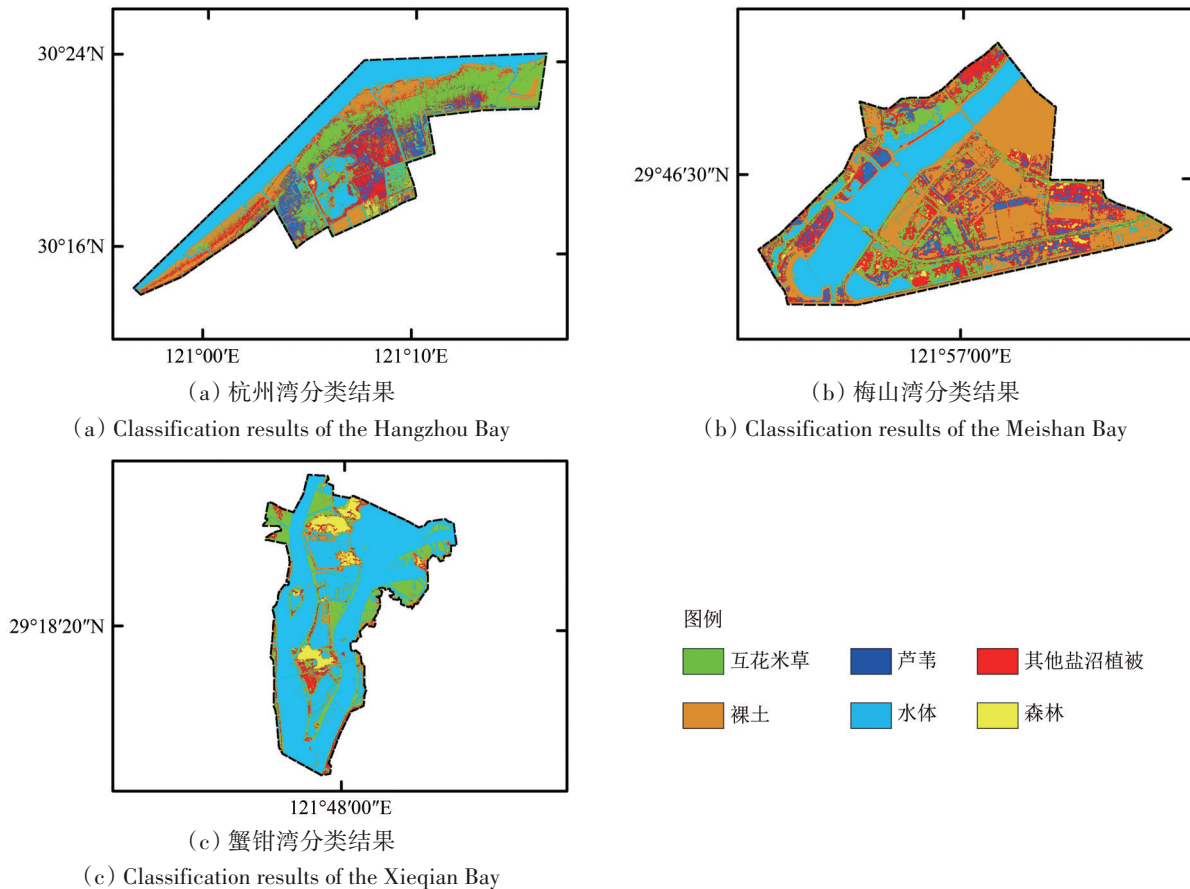


图5 基于Sentinel-2影像的决策树分类结果

Fig. 5 Classification mapping of the decision tree based on the Sentinel-2 imagery

从定量分析上看，本文采用混淆矩阵（表3）来评估决策树分类模型的精度，得出总体精度达到84.45%，Kappa系数达到0.8。其中，互花米草、芦苇、其他盐沼植被的用户精度分别为83.55%、84.61%和82.14%，制图精度分别为93.00%、73.33%和73.60%。从用户精度上看，3种盐沼植被的分类准确度较为接近；从制图精度上看，互花米草的分类准确度较高，芦苇和其他盐沼植被的分类准确度则较低。芦苇容易被错分成其他盐沼植被，而其他盐沼植被则容易被错分成互花米草。由于其他盐沼植被并非单一植被类型，而是包括海三棱藨草、碱蓬、一枝黄花、芦竹等多种植被的

混合类型，部分植被的光谱特征与互花米草和芦苇相似。此外其他盐沼植被的样本数量较少，因此决策树识别的效果不太理想（艾顺毅等，2023；Chen等，2022）。综合定性和定量分析的结果，本文采用决策树方法提取3种盐沼植被覆盖区域的效果较为理想。

图5的分类结果显示，研究区内的地物类型分布呈现出明显的海陆空间过渡特征，由近海向内陆方向依次为水体、裸土、互花米草、芦苇、其他盐沼植被和森林。表4列出了研究区内3种盐沼植被覆盖区域的面积统计数据，盐沼植被覆盖区域总面积为111.47 km<sup>2</sup>，按研究区盐沼植被覆盖

面积大小排序为：杭州湾（97.65 km<sup>2</sup>）>梅山湾（9.33 km<sup>2</sup>）>蟹钳湾（4.50 km<sup>2</sup>）；按盐沼植被类型覆盖面积大小排序为：互花米草（52.29 km<sup>2</sup>）>其他盐沼植被（40.98 km<sup>2</sup>）>芦苇（18.20 km<sup>2</sup>）。

表3 决策树分类混淆矩阵

Table 3 Confusion matrix for the classification based on the decision tree

地物类型	决策树分类结果							总和	用户精度/%
	水域	裸土	互花米草	芦苇	其他盐沼植被	森林	制图精度/%		
真实样本数据	48	4	2	0	0	1	55	87.27	
水域	0	67	0	1	4	0	72	93.05	
裸土	2	1	127	5	16	1	152	83.55	
互花米草	0	0	2	55	8	0	65	84.61	
芦苇	0	2	5	13	92	0	112	82.14	
其他盐沼植被	0	1	0	1	5	13	20	65.00	
森林	50	75	136	75	125	15			
总和	96.00	89.33	93.00	73.33	73.60	86.67	84.45	0.8028	
制图精度/%							总体精度/%	Kappa系数	

表4 研究区3种盐沼植被覆盖面积

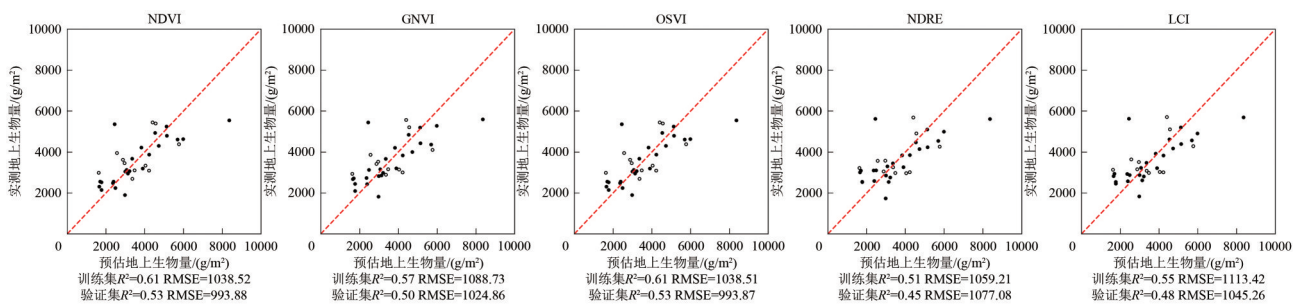
Table 4 Areas of the three types of salt-marsh vegetation in the study area

地区	互花米草	芦苇	其他盐沼植被	总面积
杭州湾	46.14	16.48	35.02	97.65
梅山湾	3.08	1.54	4.70	9.33
蟹钳湾	3.07	0.17	1.26	4.50
总面积	52.29	18.20	40.98	111.47

植被指数作为遥感变量，分别对互花米草、芦苇、其他盐沼植被构建了线性回归模型。采用决定系数  $R^2$  和均方根误差 RMSE 评价模型精度。5 种指数的 AGB 反演模型的估算效果如图 6 所示。结果表明，互花米草的回归模型中，NDVI 模型和 OSAVI 模型表现较好， $R^2$  为 0.53，RMSE 为 993.88 g/m<sup>2</sup>， $p < 0.05$ 。芦苇的回归模型中，NDVI 模型和 OSAVI 模型表现较好， $R^2$  为 0.57，RMSE 为 555.93 g/m<sup>2</sup>， $p < 0.05$ 。其他盐沼植被的回归模型中，NDVI 模型和 OSAVI 模型表现较好， $R^2$  为 0.6，RMSE 为 534.23 g/m<sup>2</sup>， $p = 0.06$ 。由于样本数量过少，回归模型在统计学上的显著性不足。

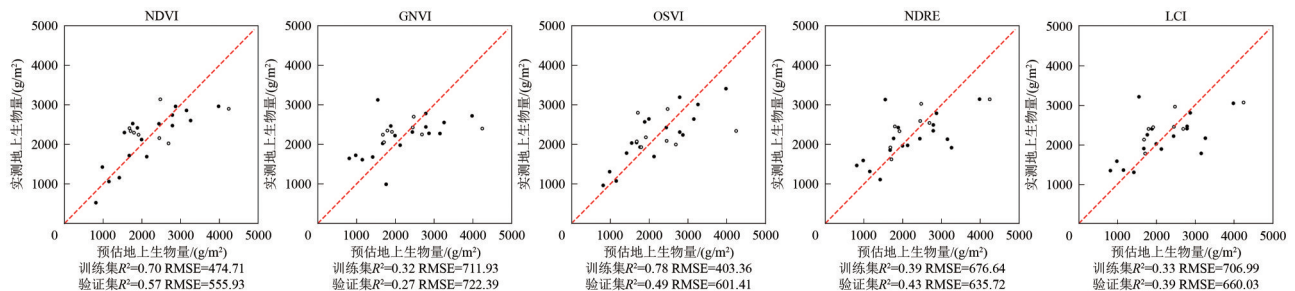
4.2 基于无人机影像的 AGB 反演和估算

基于野外实测 AGB 样本集，本文选择了包括 NDVI、OSAVI、GNDVI、NDRE 和 LCI 共 5 种常用



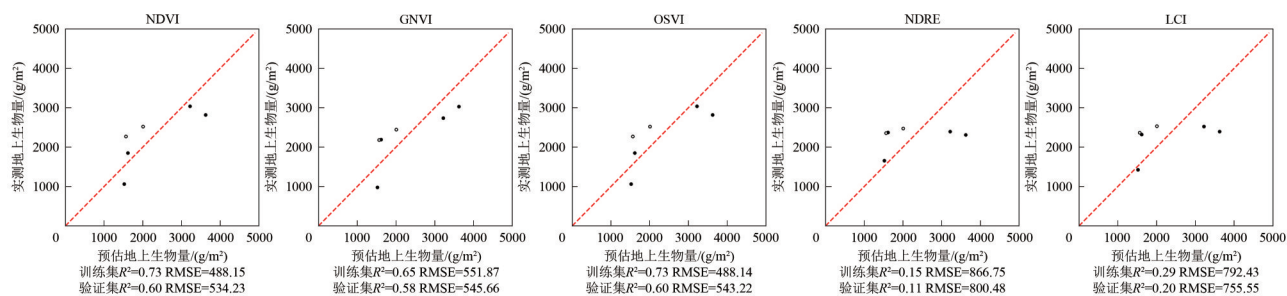
(a) 互花米草在 5 种植被指数下的样地—无人机 AGB 模型拟合效果

(a) Performance of the Field-UAV AGB models for *spartina alterniflora* under five vegetation indices



(b) 芦苇在 5 种植被指数下的样地—无人机 AGB 模型拟合效果

(b) Performance of the Field-UAV AGB models for *phragmites australis* under five vegetation indices



(c) 其他盐沼植被在5种植被指数下的样地—无人机 AGB模型拟合效果

(c) Performance of the Field-UAV AGB models for other salt-marsh vegetations under five vegetation indices

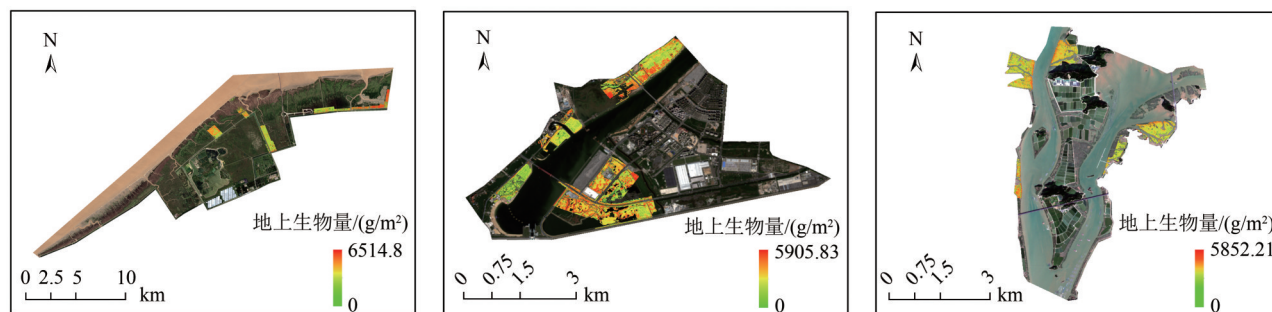
● 验证样本 ○ 验证样本 -- 1:1线

图6 互花米草、芦苇和其他盐沼植被的样地—无人机 AGB反演模型

Fig. 6 Field-UAV AGB inversion models for *spartina alterniflora*, *phragmites australis* and the other salt-marsh vegetation

根据图6的分析结果，选择表现较好的模型作为无人机范围内3种盐沼植被的样地—无人机 AGB估算模型。互花米草的估算模型为  $UAV\ AGB_{SA} = 7648.9 \times NDVI - 572.92$ ；芦苇的估算模型为  $UAV\ AGB_{P,C} = 6130.3 \times NDVI - 1184.81$ ；其他盐沼植被的估算模型为  $UAV\ AGB_{Othervege} = 9064.5 \times NDVI -$

3408.57。通过3种盐沼植被的估算模型，绘制了无人机范围内的1 m空间分辨率AGB地图，如图7所示。可以发现，研究区内植被覆盖区域的AGB密度呈现由沿海向陆地逐渐变小的趋势，互花米草覆盖区域的AGB密度最高，与芦苇及其他盐沼植被覆盖区域的AGB密度存在显著差异。



(a) 杭州湾地上生物量地图

(a) AGB map of the Hangzhou Bay

(b) 梅山湾地上生物量地图

(b) AGB map of the Meishan Bay

(c) 蟹钳湾地上生物量地图

(c) AGB map of the Xieqian Bay

图7 研究区无人机 AGB地图

Fig. 7 UAV AGB maps of the study areas

### 4.3 基于 Sentinel-2 影像的 AGB 反演和估算

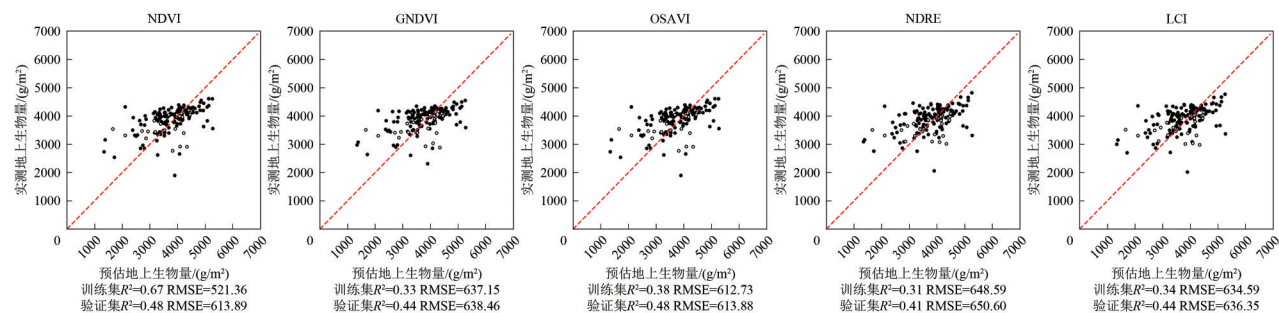
在对 10 m 空间分辨率的无人机 AGB 地图进行降采样并扩充样本集后，本文选择了和无人机 AGB 反演模型相同的 NDVI、OSAVI、GNDVI、NDRE 和 LCI 共 5 种植被指数作为遥感变量，分别对互花米草、芦苇、其他盐沼植被构建了线性回归模型，并采用决定系数  $R^2$  和均方根误差 RMSE 评价模型精度。基于不同植被指数，卫星影像 AGB 反演模型的估算效果如图 8 所示。互花米草的回归模型中，NDVI 模型和 OSAVI 模型表现较好， $R^2$  为 0.48，RMSE 为  $613.89\text{ g/m}^2$ ， $p < 0.05$ 。芦苇的回归模型中，NDVI 模型和 OSAVI 模型表现较好，

$R^2$  为 0.42，RMSE 为  $361.78\text{ g/m}^2$ ， $p < 0.05$ 。其他盐沼植被的回归模型中，NDVI 模型和 OSAVI 模型表现较好， $R^2$  为 0.45，RMSE 为  $624.03\text{ g/m}^2$ ， $p < 0.05$ 。

基于图 8 的分析结果，选择表现较好的模型作为 3 种盐沼植被在 Sentinel-2 范围内的无人机—卫星 AGB 估算模型。互花米草的卫星估算模型为  $S2\ AGB_{SA} = 4243.4 \times NDVI - 1196.72$ ；芦苇的估算模型为  $S2\ AGB_{P,C} = 4385 \times NDVI - 827$ ；其他盐沼植被的估算模型为  $S2\ AGB_{Othervege} = 4236.2 \times NDVI - 542.84$ 。通过 3 种盐沼植被的估算模型，绘制了 Sentinel-2 范围内的 10 m 空间分辨率 AGB 地图，如图 9 所示。研究区内的植被地上生物量表现出明显

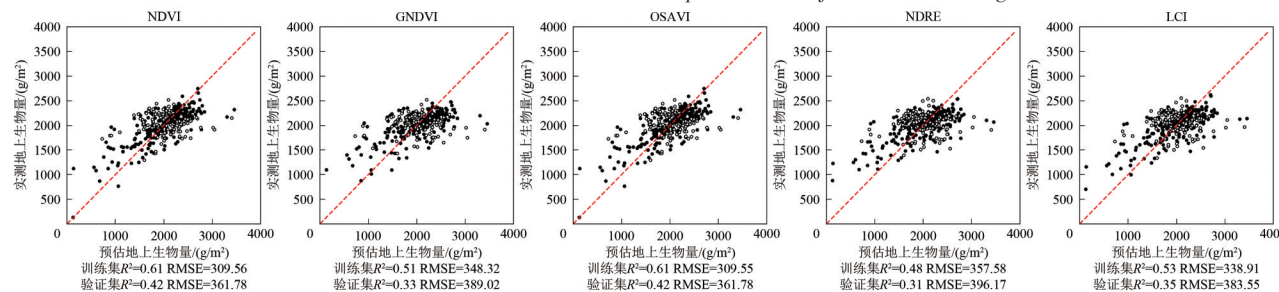
的海陆空间过渡分布特征，植被 AGB 密度呈现出由近海向陆地逐渐减小的趋势，这和盐沼植被的分类结果（图 5）相一致。从植被类型上看，互花米草覆盖区域的 AGB 密度最高，并且与芦苇和其他盐沼植被存在显著差异；从研究区上看，杭州湾的 AGB 密度呈现出由西南向东北逐渐变大的趋势，东北部的 AGB 密度最高；梅山湾的 AGB 密度分布较为零散，变化幅度较大，东北部和中南部 AGB 密度最高；蟹钳湾 AGB 密度整体分布较为均衡，沿海区域出现高 AGB 密度带。对图 9 中 3 个研究区的互花米草、芦苇、其他盐沼植被 AGB（鲜重）进行统计分析，结果如表 5 所示。研究区盐沼植被覆盖区域 AGB 总量为  $3.09 \times 10^5$  t，平均 AGB 密度为  $2775 \text{ g/m}^2$ 。按研究区盐沼植被覆盖区域 AGB 总量由大到小排序为：杭州湾 ( $2.76 \times 10^5$  t) > 梅山

湾 ( $2.16 \times 10^4$  t) > 蟹钳湾 ( $1.18 \times 10^4$  t)；平均地上生物量密度由大到小排序为：杭州湾 ( $2826 \text{ g/m}^2$ ) > 蟹钳湾 ( $2627 \text{ g/m}^2$ ) > 梅山湾 ( $2318 \text{ g/m}^2$ )；按盐沼植被类型 AGB 总量由大到小排序为：互花米草 ( $1.97 \times 10^5$  t) > 其他盐沼植被 ( $7.82 \times 10^4$  t) > 芦苇 ( $3.41 \times 10^4$  t)。盐沼植被 AGB 总量的分布规律与植被覆盖面积有较强的相关性，杭州湾南岸是宁波市盐沼植被覆盖范围最大的区域，其平均 AGB 密度也最高；而梅山湾平均 AGB 密度则显著低于杭州湾和蟹钳湾。这可能是由于梅山湾湿地频繁受到周边梅山港和城市建设区人为活动的影响，湾内盐沼植被比自然环境下长势要差。但经由地政府规划的位于梅山水道北岸东部地区和南岸中部的湿地公园区域内，盐沼植被 AGB 则显著高于其他地区。



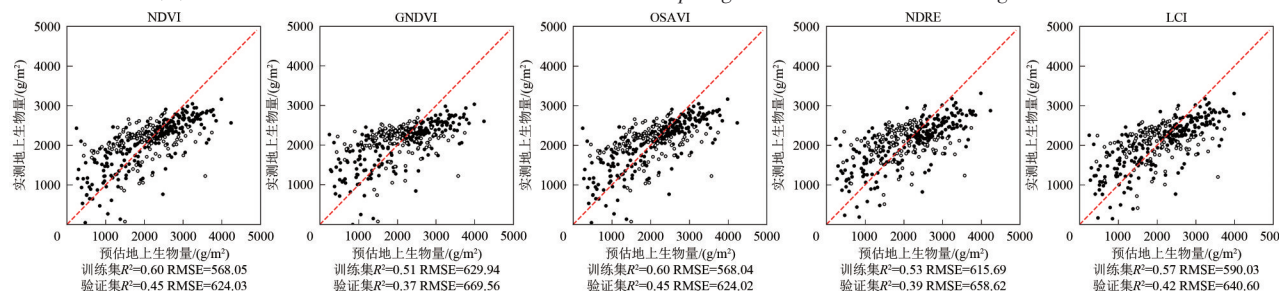
(a) 互花米草在 5 种植被指数下的无人机—卫星 AGB 模型拟合效果

(a) Performance of the UAV-Satellite AGB models for *spartina alterniflora* under five vegetation indices



(b) 芦苇在 5 种植被指数下的无人机—卫星 AGB 模型拟合效果

(b) Performance of the UAV-Satellite AGB models for *phragmites australis* under five vegetation indices



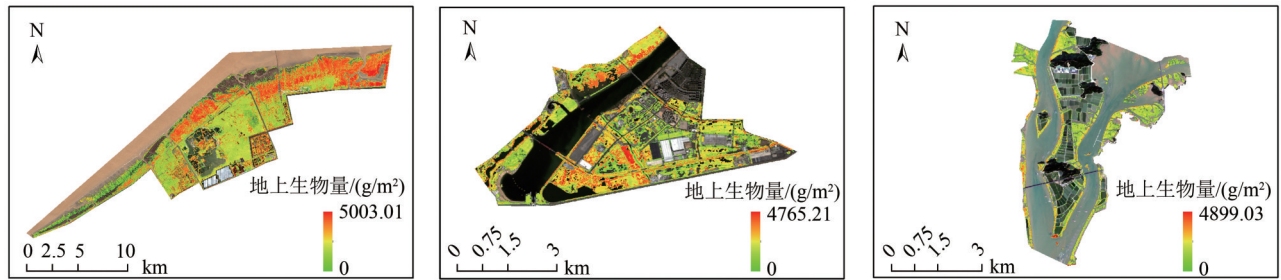
(c) 其他盐沼植被在 5 种植被指数下的无人机—卫星 AGB 模型拟合效果

(c) Performance of the UAV-Satellite AGB models for other salt-marsh vegetations under five vegetation indices

• 验证样本    ○ 验证样本    -- 1:1 线

图 8 互花米草、芦苇和其他盐沼植被的无人机—卫星 AGB 反演模型

Fig. 8 UAV-Satellite AGB inversion models for *spartina alterniflora*, *phragmites australis*, and the other salt-marsh vegetations



(a) 杭州湾地上生物量地图 (a) AGB map of the Hangzhou Bay (b) 梅山湾地上生物量地图 (b) AGB map of the Meishan Bay (c) 蟹钳湾地上生物量地图 (c) AGB map of the Xieqian Bay

图9 研究区卫星 AGB 地图

Fig. 9 Satellite AGB maps of the study area

表5 各研究区盐沼植被地上生物量

Table 5 AGB of salt marsh vegetations in each study area

研究区	互花米草 AGB	芦苇 AGB	其他盐沼 植被 AGB	总 AGB	AGB 密度
杭州湾	$1.77 \times 10^5$	$3.14 \times 10^4$	$6.74 \times 10^4$	$2.76 \times 10^5$	2826
梅山湾	$1.06 \times 10^4$	$2.42 \times 10^3$	$8.57 \times 10^3$	$2.16 \times 10^4$	2318
蟹钳湾	$9.35 \times 10^3$	$2.61 \times 10^3$	$2.21 \times 10^3$	$1.18 \times 10^4$	2627
合计	$1.97 \times 10^5$	$3.41 \times 10^4$	$7.82 \times 10^4$	$3.09 \times 10^5$	2775

注：生物量单位为 t，密度单位为  $g/m^2$ ，面积单位为  $m^2$ 。

#### 4.4 植被和土壤碳储量估算

为了估算盐沼植被覆盖区域的植被和土壤碳储量，本文测量了3种盐沼植被的凋落比、根冠比和各部位植被碳系数，结果如表6所示。

表6 盐沼植被碳储量估算相关参数

Table 6 Parameters for the estimation of carbon stocks in salt-marsh vegetations

植被类型	凋落比	根冠比	AGB	LGB	BGB
			含碳率/%	含碳率/%	含碳率/%
互花米草	0.29	1.72	40.38	37.12	35.54
芦苇	0.41	2.39	40.94	41.28	39.04
其他盐沼植被	0.50	0.78	40.34	42.46	42.07

结果显示，不同类型植被的地上部分碳含量较接近，而凋落物及地下部分碳含量依次为：互花米草 (37.12%, 35.54%) < 芦苇 (41.28%, 39.04%) < 其他盐沼植被 (42.46%, 42.07%)。即便在同一类型植被中，不同部位的碳含量也有所差异。互花米草和芦苇的地上部分碳含量高于地下部分，而其他盐沼植被则相反，其地上部分的碳含量略低于地下部分。同一类型盐沼植被在杭州湾、蟹钳湾和梅山湾3个研究区之间碳含量差异较小，并与

严格 (2014) 在崇明岛的实验数据 (互花米草 40%，芦苇 41%，海三棱藨草 38%) 相近。

表7展示了实测3种盐沼植被土壤各层有机碳含量的实测结果。土壤有机碳含量沿垂直方向上总体呈现出随深度增加先降后升的趋势，0—20 cm 深度时表层土壤有机碳含量相对较高，20—60 cm 深度时土层有机碳含量随深度增加而逐渐降低，60—100 cm 深度土层有机碳含量则有所回升。植被类型显著影响土壤有机碳含量，由高到低依次为：互花米草 (8.88 g/kg) > 芦苇 (5.97 g/kg) > 其他盐沼植被 (4.52 g/kg)。

表7 盐沼植被0—100 cm 土壤有机碳含量

Table 7 Content of soil organic carbon in 0—100 cm depth in the sampling areas for the salt marsh vegetations

土层深度/cm	互花米草/ (g/kg)	芦苇/ (g/kg)	其他盐沼植被/ (g/kg)
0—20	13.82	6.32	5.13
20—40	10.01	5.81	3.17
40—60	6.54	5.54	3.45
60—80	7.30	6.19	4.76
80—100	6.74	6.00	6.10
土壤平均有机碳含量	8.88	5.97	4.52

不同盐沼植被类型的土壤有机碳含量在垂直剖面上也呈现出各自独特的分布特征 (曹磊等, 2013; 张文敏等, 2014; 邵学新等, 2011)。互花米草覆盖区域内的土壤表现出表聚性，即表层土壤有机碳含量 (13.81 g/kg) 远高于其他土层，随着土层深度增加，这种差异逐渐减小直至基本消失。互花米草的土壤有机碳主要集中分布在0—40 cm 土层内，其他盐沼植被的土壤有机碳则较多分布

在0—20 cm土层内 (5.13 g/kg)。相比之下, 芦苇的土壤有机碳在整个土层中的分布更加均匀, 表层土壤 (6.32 g/kg) 略高于其他土层。当深度下降到80—100 cm后, 3种植被类型的有机碳含量趋于相近。

根据植被和土壤的研究结果, 绘制了研究区植被覆盖区域的总碳储量地图 (图10), 并统计了各研究区及各类型盐沼植被的植被碳储量、土壤碳储量、碳密度及碳汇价值 (表8、表9)。研究表明, 研究区盐沼植被覆盖区域的总碳储量为  $1.68 \times 10^6$  t, 平均碳密度为  $15.07 \text{ kg/m}^2$ , 总碳汇价值约为1.78亿元。各研究区盐沼植被覆盖区域总碳储量由大到小排序为: 杭州湾 ( $1.48 \times 10^6$  t) > 梅山湾 ( $1.27 \times 10^5$  t) > 蟹钳湾 ( $7.39 \times 10^4$  t), 各研究区平均碳密度由大到小排序为: 蟹钳湾 ( $16.43 \text{ kg/m}^2$ ) > 杭州湾 ( $15.14 \text{ kg/m}^2$ ) > 梅山湾 ( $13.65 \text{ kg/m}^2$ )。各类型盐沼植被总碳储量由大到小排序为: 互花米草 ( $1.02 \times 10^6$  t) > 其他盐沼植被 ( $2.50 \times 10^5$  t) >

芦苇 ( $4.08 \times 10^5$  t), 各类型盐沼植被平均碳密度由大到小排序为互花米草 ( $19.55 \text{ kg/m}^2$ ) > 芦苇 ( $13.72 \text{ kg/m}^2$ ) > 其他盐沼植被 ( $9.95 \text{ kg/m}^2$ )。3个研究区的平均碳密度和平均生物量密度的大小排序有所区别, 平均生物量密度最大的地区为杭州湾, 而平均碳储量密度最大的地区为蟹钳湾。植被和土壤固碳量的比例约为1:10, 土壤碳储量相较于植被碳储量在总碳储量中起着决定性作用 (严格, 2014)。盐沼植被类型对碳储量的影响主要体现在土壤有机碳含量方面, 互花米草的土壤碳含量高于其他两种盐沼植被, 而蟹钳湾地区互花米草覆盖面积比例更大, 因此蟹钳湾的平均碳密度最高。本文在杭州湾区域的碳储量估算结果与2022年杭州湾南岸海岸带碳汇调查、评估与价值核算项目的调查结果 (杭州湾南岸潮间带研究区面积  $189.13 \text{ km}^2$ , 总碳储量  $1.15 \times 10^6$  t) 比较接近 (浙江省自然资源厅, 2023)。

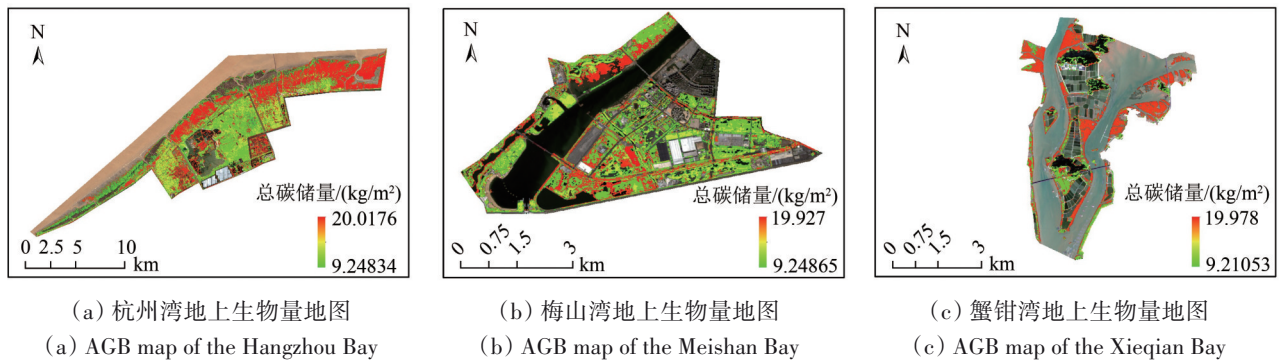


图10 研究区总碳储量分布图

Fig. 10 Distributions of total carbon stock in the study area

表8 各研究区碳储量、碳密度和碳汇价值

Table 8 Carbon stocks, carbon densities, and carbon sink values in each study area

区域	总碳储量	植被碳储量	土壤碳储量	平均碳密度	碳汇价值
杭州湾	$1.48 \times 10^6$	$1.19 \times 10^5$	$1.36 \times 10^6$	15.14	$1.57 \times 10^8$
梅山湾	$1.27 \times 10^5$	$9.34 \times 10^3$	$1.18 \times 10^5$	13.65	$1.35 \times 10^7$
蟹钳湾	$7.39 \times 10^4$	$4.63 \times 10^3$	$6.93 \times 10^4$	16.43	$7.83 \times 10^6$
合计	$1.68 \times 10^6$	$1.33 \times 10^5$	$1.55 \times 10^6$	15.07	$1.78 \times 10^8$

注: 面积单位为  $\text{m}^2$ , 碳储量单位为 t, 碳密度单位为  $\text{kg/m}^2$ , 碳汇价值单位为元。

根据2023年宁波市蓝碳市场每吨106元的交易价格 (汪文正, 2023), 可以计算出2022年宁波市滨海湿地盐沼植被区域碳汇价值为1.78亿元,

表9 各类盐沼植被碳储量、碳密度和碳汇价值

Table 9 Carbon stocks, carbon densities, and carbon sink values for various salt marsh vegetations

区域	总碳储量	植被碳储量	土壤碳储量	平均碳密度	碳汇价值
互花米草	$1.02 \times 10^6$	$7.52 \times 10^4$	$9.47 \times 10^5$	19.55	$1.08 \times 10^8$
芦苇	$2.50 \times 10^5$	$2.78 \times 10^4$	$2.22 \times 10^5$	13.72	$2.65 \times 10^7$
其他盐沼植被	$4.08 \times 10^5$	$3.02 \times 10^4$	$3.77 \times 10^5$	9.95	$4.32 \times 10^7$
合计	$1.68 \times 10^6$	$1.33 \times 10^5$	$1.55 \times 10^6$	15.07	$1.78 \times 10^8$

注: 面积单位为  $\text{m}^2$ , 碳储量单位为 t, 碳密度单位为  $\text{kg/m}^2$ , 碳汇价值单位为元。

占宁波市当年农林牧渔业总产值400.4亿元 (宁波市统计局, 2023) 的0.44%。由于所采用的基础数据、统计范围、估算方法等存在差异, 湿地碳汇

价值的估算结果可能区别较大。宁波市2020年湿地生态系统服务价值为3408.6亿元（金晶和郑剑侠，2022），包括了供给产品价值、调节服务价值和文化服务价值，其中碳汇价值属于调节服务价值中的固碳价值的一部分。鉴于本文只考虑了植被覆盖区域的植被和土壤碳汇价值，而宁波市滨海湿地的碳汇价值还包括滩涂裸地的土壤碳汇、沿海养殖区域水产品的碳汇等其他类目，因此，宁波市的滨海湿地实际碳汇价值高于本文的研究结果。

## 5 讨论

### 5.1 无人机AGB反演模型

总体而言，使用无人机影像数据建立的5种植被指数的AGB反演模型在训练集上的表现上优于验证集，NDVI模型对AGB的估算表现较好，取得了更高的 $R^2$ 和更低的RMSE。OSAVI模型在互花米草和其他盐沼植被上的表现和NDVI模型几乎一致，而在芦苇上的表现则逊色于NDVI模型。这是因为OSAVI模型除了和NDVI模型都是基于红波段和近红外波段构建以外，还引入了土壤校正参数 $L$ （通常取 $L=0.16$ ），用于校正土壤反射的影响，更好地反演植被的真实状态而不受土壤类型的干扰（Rondeaux等，1996）。在一些具有特殊的研究区域内，如植被覆盖和土壤裸露程度变化显著的地区，OSAVI更为敏感且具有更广泛的动态范围，因此在监测植被的稀疏或高密度区域时，OSAVI能够提供更为准确和灵敏的信息（Fern等，2018）。本文的采样时间为秋季，研究区内3种盐沼植被均处于成熟期，植被生长茂盛，同类型盐沼植被的生理状态和土壤特性相似，土壤因素对模型估算结果的影响较小。因此在本文中，OSAVI模型的估算效果和NDVI模型差异并不显著。

### 5.2 Sentinel-2卫星AGB反演模型

总体而言，除互花米草的4个AGB反演模型外（GNDVI、OSAVI、NDRE、LCI），基于Sentinel-2下的5种植被指数的AGB反演模型在训练集上的表现上优于验证集，NDVI模型对AGB的估算表现较好，取得了更高的 $R^2$ 和更低的RMSE。OSAVI模型在芦苇和其他盐沼植被的表现和NDVI模型几乎一致，而在互花米草的训练集上的表现较差一些，验证集上则表现一致。这表明，在卫星影像范围

内，3种盐沼植被生长情况较好，AGB密度较高，同类型植被生理状态和土壤特性较为相似，因此模型的估算结果受土壤因素的干扰相对较小。

相较于无人机AGB反演模型，卫星的AGB反演模型在训练集和验证集的估算精度均稍低一些。一方面在构建卫星AGB反演模型时，尽管采用了计算单个卫星像元范围内所有无人机像元地上生物量求和取平均值的均值降采样方法，将无人机生物量地图分辨率由1 m降为10 m以匹配卫星影像空间分辨率，但Sentinel-2影像不同波段的分辨率分别为10 m、20 m和60 m，受到混合效应的影响反演模型估算精度较低。另一方面，盐沼植被生物量存在小尺度的空间异质性，10 m空间分辨率的卫星影像无法准确反映混合生长带区域的植被状况。此外，由于无人机影像和卫星影像的拍摄时间和拍摄环境并不完全一致，系统误差的累积也会导致估算精度的下降。

本文的卫星AGB反演模型的估算精度相较于采用其他类似研究（Lu等，2022）略低，除了采样时间、采集设备和遥感特征选择上的差异外，研究区范围也是一个重要影响因素。相比于不区分植被类型在较小区域内进行生物量估算，本文3个研究区分布范围广、间隔距离远，并细分了不同盐沼植被类型建模反演，在更大区域范围内植被空间异质性增高且植被生长情况更加多变，从而对模型估算精度造成一定影响。

### 5.3 星空地协同反演与单卫星反演的比对分析

为了评估样地—无人机—卫星协同方法的估算效果，本文还基于实测样本数据和Sentinel-2卫星影像直接构建了卫星生物量反演模型（图11），统计结果表明模型效果不理想（ $R^2 < 0.1$ ），模型预测结果与实测值相关性不显著（ $p > 0.05$ ）。这表明卫星影像的5个植被指数与实测AGB之间的线性关系并不紧密，卫星反演模型的AGB估算值的变化范围远超AGB实测值的变化范围，模型预测值与实测值之间存在显著偏差，而线性模型的预测和实测比值（斜率）相较于无人机与实测AGB模型的结果异常偏高，导致5种指数计算AGB时，实测值被频繁高估或低估。尽管基于无人机和卫星影像的多尺度反演模型的估算精度稍低于仅使用无人机影像的反演模型，但要远高于仅使用卫星影像的反演模型。

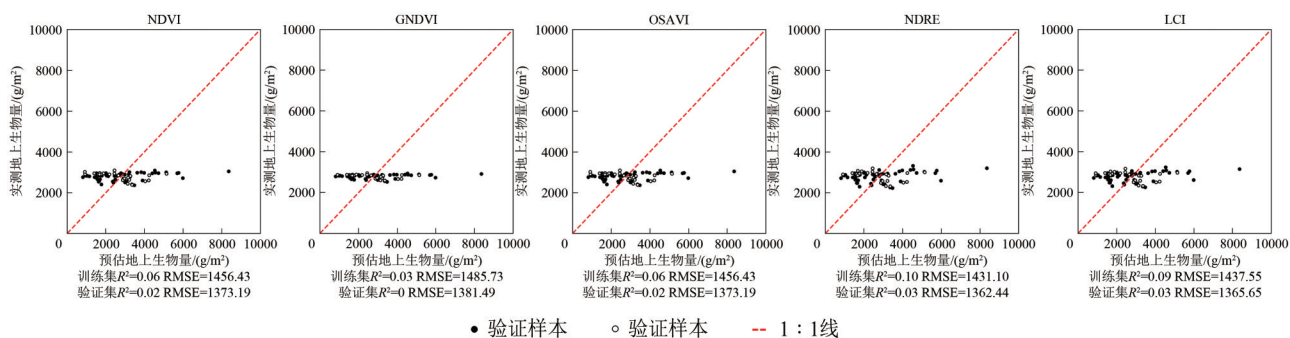


图 11 5 种植被指数下的样地—卫星 AGB 模型拟合效果

Fig. 11 Performance of the Situ-Satellite AGB models under five vegetation indices

#### 5.4 遥感碳储量反演和 InVEST 碳封存模型比较

为了对比星空地协同方法反演生物量并计算碳储量的估算效果, 本文与 InVEST 模型的碳封存模块估计的碳汇进行了比较。以决策树分类结果作为土地利用分类参照, 实测样地碳储量的平均值和碳系数作为 3 种盐沼植被对应的 4 大碳库的碳密度。InVEST 模型中, 总碳储量  $C_{i\_total}$  的计算方法为

$$C_i = C_{i\_above} + C_{i\_below} + C_{i\_dead} + C_{i\_soil} \quad (19)$$

$$C_{i\_total} = C_i \times A_i \quad (20)$$

式中,  $C_i$ 、 $C_{i\_above}$ 、 $C_{i\_below}$ 、 $C_{i\_dead}$ 、 $C_{i\_soil}$  各自代表第  $i$  种植被类型的地上碳、地下碳、死亡碳、土壤碳的碳密度值,  $A_i$  则表示各类盐沼植被面积相加的总和。

InVEST 模型的计算结果显示, 研究区的总碳储量为  $1.8 \times 10^6$  t, 其中植被碳储量  $4.1 \times 10^5$  t。因此, InVEST 模型和本文的星空地协同方法在总碳储量上差异不大, 但植被碳储量相差较大。这是由于 InVEST 模型的估算是基于每个地物类型的面积乘以输入设定的植被和土壤碳密度统计求和得到, 估算精度依赖输入的碳库碳密度参数。在对土壤碳的估算上, 二者均采用土壤碳密度均值乘以面积的方法, 但土壤碳在总碳储量的比重非常大, 因此总碳储量差距不大; 而在植被碳储量的估算上, 采用碳密度均值乘以面积方法的 InVEST 模型则明显高于本文基于遥感影像的模型估算结果, 因为样地植被大多长势较好, 测量得到的植被生物量较高, 因此植被碳储量均值相较于实际整体区域情况明显偏高。

## 6 结论

本研究旨在满足提取滨海湿地盐沼植被覆盖

范围、计算地上生物量和碳储量的实际需求, 利用研究区的 Sentinel-2 卫星数据、大疆多光谱无人机数据、样地实测地上生物量数据以及碳系数等信息, 提出了星空地协同的多尺度湿地碳储量估算方法。通过分段反演的方式, 分别构建互花米草、芦苇和其他盐沼植被的实测地上生物量数据到无人机影像的 AGB 反演模型, 以及无人机地上生物量数据到 Sentinel-2 卫星影像的 AGB 反演模型。随后利用均值降采样方法扩充 AGB 样本, 有效提升了卫星反演模型的精度。

本文使用的星空地协同反演方法以较低成本实现了宁波市滨海湿地盐沼植被的空间分布特征、面积信息的提取, 以及植被生物量、植被和土壤碳储量、区域碳汇价值的估算。该方法结合了无人机在小空间尺度上反演地上生物量的高精度表现以及云下成像等特点, 和卫星在大尺度上广域覆盖范围获取信息量大的各自优势, 不仅能够节省大量外业采集成本和人力资源, 同时可以大幅度提高生物量的反演精度和效率。

同时, 该方法也存在一定的局限性, 包括以下方面: 一是野外样本采集数量有限, 导致难以选用需要样点更多的复杂模型, 如果采用多指数综合运用以及深度学习等先进方法可能得到更好反演结果; 二是使用多光谱无人机反演的影像特征信息有限, 缺少植被高度信息和高光谱波段信息, 无人机反演模型精度不够高导致扩充的生物量样本数据相比实测生物量有所偏差, 最终导致卫星生物量反演模型的精度损失; 三是采用均值降采样方法在匹配无人机和卫星空间分辨率时, 植被分布的空间异质性可能会给处理结果带来一定的不确定性, 造成一定的估算精度损失。此外, 该方法在不同时间和环境条件下对区域尺度湿地



植被碳储量估算的适用性, 以及在长期序列监测中的有效性, 仍需在更广泛的应用场景中进行验证和评估。

本文的主要结论如下:

(1) 基于决策树分类的统计结果, 得到研究区内盐沼植被覆盖区域的总面积为 111.47 km<sup>2</sup>, 按研究区域划分: 杭州湾为 97.65 km<sup>2</sup>, 梅山湾为 9.33 km<sup>2</sup>, 蟹钳湾为 4.50 km<sup>2</sup>; 按植被类型划分: 互花米草为 52.29 km<sup>2</sup>, 其他盐沼植被为 40.98 km<sup>2</sup>, 芦苇为 18.20 km<sup>2</sup>。

(2) 基于样地—无人机—卫星协同反演方法, 得出研究区盐沼植被覆盖区域的总地上生物量为 3.09×10<sup>5</sup> t。按研究区域划分: 杭州湾为 2.76×10<sup>5</sup> t, 梅山湾为 2.16×10<sup>4</sup> t, 蟹钳湾为 1.18×10<sup>4</sup> t; 按植被类型划分: 互花米草为 1.97×10<sup>5</sup> t, 其他盐沼植被为 7.82×10<sup>4</sup> t, 芦苇为 3.41×10<sup>4</sup> t。

(3) 基于3类盐沼植被测算出的碳系数和碳汇交易市场价格, 得到研究区盐沼植被覆盖区域总碳储量为 1.68×10<sup>6</sup> t, 总碳汇价值为 1.78 亿元。按研究区域划分: 杭州湾为 1.48×10<sup>6</sup> t, 价值 1.57 亿元; 梅山湾为 1.27×10<sup>5</sup> t, 价值 0.13 亿元; 蟹钳湾为 7.39×10<sup>4</sup> t, 价值 0.07 亿元。按植被类型划分: 互花米草为 1.02×10<sup>6</sup> t, 价值 1.08 亿元; 其他盐沼植被为 4.08×10<sup>5</sup> t, 价值 0.43 亿元, 芦苇总量为 2.50×10<sup>5</sup> t, 价值 0.26 亿元。

(4) 星空地协同反演模型的结果显示, NDVI 在无人机反演模型和 Sentinel-2 反演模型中均表现出较好的效果; 多尺度协同反演方法相比直接使用卫星反演建模精度提升效果明显, 展现出较高的可靠性。

## 参考文献(References)

- Ai S Y, Li J L, Tian P, Ni M J, He X M and Zhang H T. 2023. Vegetation characteristics and habitat analysis of migratory birds in the southern Hangzhou Bay wetland based on Sentinel-2A imagery. *Marine Science Bulletin*, 42(1): 92-101 (艾顺毅, 李加林, 田鹏, 倪梦娇, 何香梅, 张海涛. 2023. 基于 Sentinel-2A 影像的杭州湾南岸湿地植被特征及其候鸟生境分析. *海洋通报*, 42(1): 92-101) [DOI: 10.11840/j.issn.1001-6392.2023.01.011]
- Albert R, Andrea L, Jeffrey E H, Craig W, Kris H, Caiti S and Dawn B. 2009. Unmanned aerial vehicle-based remote sensing for rangeland assessment, monitoring, and management. *Journal of Applied Remote Sensing*, 3(1): 033542 [DOI: 10.1117/1.3216822]
- Alvarez-Vanhard E, Houet T, Mony C, Lecoq L and Corpetti T. 2020. Can UAVs fill the gap between in situ surveys and satellites for habitat mapping? *Remote Sensing of Environment*, 243: 111780 [DOI: 10.1016/j.rse.2020.111780]
- Cao L, Song J M, Li X G, Yuan H M, Li N and Duan L Q. 2013. Research progresses in carbon budget and carbon cycle of the coastal salt marshes in China. *Acta Ecologica Sinica*, 33(17): 5141-5152 (曹磊, 宋金明, 李学刚, 袁华茂, 李宁, 段丽琴. 2013. 中国滨海盐沼湿地碳收支与碳循环过程研究进展. *生态学报*, 33(17): 5141-5152) [DOI: 10.5846/stxb201206030803]
- Chen C, Ma Y, Ren G B and Wang J B. 2022. Aboveground biomass of salt-marsh vegetation in coastal wetlands: sample expansion of in situ hyperspectral and Sentinel-2 data using a generative adversarial network. *Remote Sensing of Environment*, 270: 112885 [DOI: 10.1016/j.rse.2021.112885]
- Deng Y W, Jiang W G, Wang X Y and Peng K F. 2023. Refined wetland classification of international wetland cities based on the random forest algorithm and knowledge-driven rules: A case study of Changde city, China. *National Remote Sensing Bulletin*, 27(6): 1426-1440 (邓雅文, 蒋卫国, 王晓雅, 彭凯锋. 2023. 基于随机森林算法和知识规则的国际湿地城市精细湿地分类——以常德市为例. *遥感学报*, 27(6): 1426-1440) [DOI: 10.11834/jrs.20232293]
- Fern R R, Foxley E A, Bruno A and Morrison M L. 2018. Suitability of NDVI and OSAVI as estimators of green biomass and coverage in a semi-arid rangeland. *Ecological Indicators*, 94: 16-21 [DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.06.029]
- Fiala K. 2010. Belowground plant biomass of grassland ecosystems and its variation according to ecological factors. *Ekologia*, 29(2): 182-206 [DOI: 10.4149/eko1\_2010\_02\_182]
- Jin J and Zheng J X. 2022. Research on the value accounting of ecological products in Ningbo. *Zhejiang Land Resources*, (8): 30-32 (金晶, 郑剑侠. 2022. 宁波市生态产品价值核算研究. *浙江国土资源*, (8): 30-32) [DOI: 10.16724/j.cnki.cn33-1290/p.2022.08.032]
- Korhonen L, Hadi N, Packalen P and Rautiainen M. 2017. Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 in the estimation of boreal forest canopy cover and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 195: 259-274 [DOI: 10.1016/j.rse.2017.03.021]
- Laba M, Downs R, Smith S, Welsh S, Neider C, White S, Richmond M, Philpot W and Baveye P. 2008. Mapping invasive wetland plants in the Hudson river national estuarine research reserve using quickbird satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 112(1): 286-300 [DOI: 10.1016/j.rse.2007.05.003]
- Li B, Xu X M, Zhang L, Han J W, Bian C S, Li G C, Liu J G and Jin L P. 2020. Above-ground biomass estimation and yield prediction in potato by using UAV-based RGB and hyperspectral imaging. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 162: 161-172 [DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2020.02.013]
- Li S. 2009. The Remote Sensing Estimation and Analysis of Above-ground Biomass of Vegetation in Honghe Wetland Nature Reserve. Beijing: Capital Normal University (李爽. 2009. 洪河自然保护区湿地植被地上生物量遥感估算研究. 北京: 首都师范大学)
- Li S Z, Xu D W, Fan K K, Chen J Q, Tong X Z, Xin X P and Wang X.

2022. Research of grassland aboveground biomass inversion based on UAV and satellite remote sensing. *Remote Sensing Technology and Application*, 37(1): 272-278 (李淑贞, 徐大伟, 范凯凯, 陈金强, 佟旭泽, 辛晓平, 王旭. 2022. 基于无人机与卫星遥感的草原地上生物量反演研究. *遥感技术与应用*, 37(1): 272-278) [DOI: 10.11873/j.issn.1004-0323.2022.1.0272]
- Lu L R, Luo J H, Xin Y H, Duan H T, Sun Z, Qiu Y G and Xiao Q T. 2022. How can UAV contribute in satellite-based *Phragmites australis* aboveground biomass estimating? *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 114: 103024 [DOI: 10.1016/j.jag.2022.103024]
- Lu L Y. 2018. Spatial Distribution and Influencing Factors of the Biomass of *Spartina alterniflora* in Coastal Wetlands of Zhejiang. Beijing: Chinese Academy of Forestry (陆琳莹. 2018. 浙江滨海湿地互花米草生物量空间分布及其影响因素研究. 北京: 中国林业科学研究院)
- Maccioni A, Agati G and Mazzinghi P. 2001. New vegetation indices for remote measurement of chlorophylls based on leaf directional reflectance spectra. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 61(1/2): 52-61 [DOI: 10.1016/S1011-1344(01)00145-2]
- McLeod E, Chmura G L, Bouillon S, Salm R, Björk M, Duarte C M, Lovelock C E, Schlesinger W H and Silliman B R. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10): 552-560 [DOI: 10.1890/110004]
- Naidoo L, Van Deventer H, Ramoelo A, Mathieu R, Nondlazi B and Gangat R. 2019. Estimating above ground biomass as an indicator of carbon storage in vegetated wetlands of the grassland biome of South Africa. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 78: 118-129 [DOI: 10.1016/j.jag.2019.01.021]
- Nellemann C, Corcoran E, Duarte C M, Valdés L, De Young C, Fonseca L and Grimsditch G. 2009. Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon: a rapid response assessment. Arendal, Norway: UNEP
- Neubauer S C. 2008. Contributions of mineral and organic components to tidal freshwater marsh accretion. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(1): 78-88 [DOI: 10.1016/j.ecss.2007.11.011]
- Ningbo Municipal Bureau of Statistics, Ningbo Investigation Team of National Bureau of Statistics. 2023-02-28. Ningbo national economic and social development statistics bulletin 2022. *Ningbo Daily* (宁波市统计局, 国家统计局宁波调查队. 2023-02-28. 2022年宁波市国民经济和社会发展统计公报. *宁波日报*) [DOI: 10.28586/n.cnki.nnrb.2023.000487]
- Ningbo Municipal Natural Resources and Planning Bureau. Land use changes in Ningbo city in 2022[EB/OL]. [2023-12-15] (宁波市自然资源和规划局. 宁波市2022年土地利用变化情况[EB/OL]. [2023-12-15] [https://zgj.ningbo.gov.cn/art/2023/12/15/art\\_1229036852\\_4342843.html](https://zgj.ningbo.gov.cn/art/2023/12/15/art_1229036852_4342843.html))
- Peng K F, Jiang W G, Hou P, Ling Z Y, Niu Z G, Mao D H and Huang Z. 2024. Dense wetland sample production at large scale by combining multi-source thematic datasets and visual interpretation. *National Remote Sensing Bulletin*, 28(2): 334-345 (彭凯锋, 蒋卫国, 侯鹏, 凌子燕, 牛振国, 毛德华, 黄卓. 2024. 结合多源专题数据和目视解译的大区域密集湿地样本数据生产. *遥感学报*, 28(2): 334-345) [DOI: 10.11834/jrs.20211152]
- Proisy C, Couteron P and Fromard F. 2007. Predicting and mapping mangrove biomass from canopy grain analysis using Fourier-based textural ordination of IKONOS images. *Remote Sensing of Environment*, 109(3): 379-392 [DOI: 10.1016/j.rse.2007.01.009]
- Rondeaux G, Steven M and Baret F. 1996. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 55(2): 95-107 [DOI: 10.1016/0034-4257(95)00186-7]
- Scharlemann J P, Tanner E V, Hiederer R and Kapos V. 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5(1): 81-91 [DOI: 10.4155/CMT.13.77]
- Shao X X, Yang W Y, Wu M and Jiang K Y. 2011. Soil organic carbon content and its distribution pattern in Hangzhou Bay coastal wetlands. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 22(3): 658-664 (邵学新, 杨文英, 吴明, 蒋科毅. 2011. 杭州湾滨海湿地土壤有机碳含量及其分布格局. *应用生态学报*, 22(3): 658-664) [DOI: 10.13287/j.1001-9332.2011.0131]
- Shoko C and Mutanga O. 2017. Examining the strength of the newly-launched Sentinel 2 MSI sensor in detecting and discriminating subtle differences between C3 and C4 grass species. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 129: 32-40 [DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2017.04.016]
- Shu M Y. 2017. A New Remote Sensing Vegetation Index for Coastal Saltmarsh Wetland. Shanghai: East China Normal University (舒敏彦. 2017. 海岸带盐沼植被指数构建研究. 上海: 华东师范大学)
- State Forestry Administration. 1999. LY/T 1237-1999 Determination of organic matter in forest soil and calculation carbon-nitrogen ratio. China: Forest Soil Research Laboratory, Forestry Research Institute, China Academy of Forestry Sciences (国家林业局. 1999. LY/T 1237-1999 森林土壤有机质的测定及碳氮比的计算. 中国: 中国林业科学研究院林业研究所森林土壤研究室)
- Su W, Jiang F F, Zhu D H, Zhan J P, Ma H Y and Zhang X D. 2015. Extraction of maize planting area based on decision tree and mixed-pixel unmixing methods. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 46(9): 289-295 (苏伟, 姜方方, 朱德海, 展郡鹤, 马鸿元, 张晓东. 2015. 基于决策树和混合像元分解的玉米种植面积提取方法. *农业机械学报*, 46(9): 289-295) [DOI: 10.6041/j.issn.1000-1298.2015.09.042]
- Tripathee R and Schäfer K V R. 2015. Above- and belowground biomass allocation in four dominant salt marsh species of the eastern United States. *Wetlands*, 35(1): 21-30 [DOI: 10.1007/s13157-014-0589-z]
- Wang D Z, Wan B, Qiu P H, Zuo Z J, Wang R and Wu X C. 2019. Mapping height and aboveground biomass of mangrove forests on Hainan Island using UAV-LiDAR sampling. *Remote Sensing*, 11(18): 2156 [DOI: 10.3390/rs11182156]
- Wang F M, Huang J F, Tang Y L and Wang X Z. 2007. New vegetation index and its application in estimating leaf area index of rice. *Rice*

- Science, 14(3): 195-203 [DOI: 10.1016/S1672-6308(07)60027-4]
- Wang W Z. 2023-04-05(11). "Blue carbon" economy becomes new "blue ocean". People's Daily Overseas Edition (汪文正. 2023-04-05(11). "蓝碳"经济成为新"蓝海". 人民日报海外版) [DOI: 10.28656/n.cnki.nrmrh.2023.001025]
- 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]
- Wehrhan M, Rauneker P and Sommer M. 2016. UAV-based estimation of carbon exports from heterogeneous soil landscapes—a case study from the CarboZALF experimental area. *Sensors*, 16(2): 255 [DOI: 10.3390/s16020255]
- Xu H Q. 2005. A study on information extraction of water body with the modified normalized difference water index (MNDWI). *Journal of Remote Sensing (in Chinese)*, 9(5): 589-595 (徐涵秋. 2005. 利用改进的归一化差异水体指数(MNDWI)提取水体信息的研究. *遥感学报*, 9(5): 589-595) [DOI: 10.11834/jrs.20050586]
- Xu S J and Xu Z C. 2015. Carbon sequestration function of vegetation in wetlands in Guangzhou city. *Wetland Science*, 13(2): 190-196 (徐松浚, 徐正春. 2015. 广州市湿地植被碳汇功能研究. *湿地科学*, 13(2): 190-196) [DOI: 10.13248/j.cnki.wetlandsci.2015.02.009]
- Yan G. 2014. A study on Saltmarsh Vegetation Biomass and Carbon Distribution in Chongming Dongtan Wetlands. Shanghai: East China Normal University (严格. 2014. 崇明东滩湿地盐沼植被生物量及碳储量分布研究. 上海: 华东师范大学)
- Yan Z L, Mei B L, Zhang G P, Han G X, Xie B H, Zhang S Y, Zhou Y F and Liu Z H. 2021. Effects of elevation on the invasion and expansion of *Spartina alterniflora* in a salt marsh. *Ecology and Environmental Sciences*, 30(6): 1183-1191 (闫振宁, 梅宝玲, 张桂萍, 韩广轩, 谢宝华, 张树岩, 周英锋, 刘展航. 2021. 高程对盐沼湿地互花米草生长与扩散的影响. *生态环境学报*, 30(6): 1183-1191) [DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2021.06.009]
- Zaki N A M and Abd Latif Z. 2017. Carbon sinks and tropical forest biomass estimation: a review on role of remote sensing in above-ground-biomass modelling. *Geocarto International*, 32(7): 701-716 [DOI: 10.1080/10106049.2016.1178814]
- Zhao Y X, Mao D H, Zhang D Y, Wang Z M, Du B J, Yan H Q, Qiu Z Q, Feng K D, Wang J F and Jia M M. 2022. Mapping *Phragmites australis* aboveground biomass in the Momoge wetland Ramsar site based on Sentinel-1/2 images. *Remote Sensing*, 14(3): 694 [DOI: 10.3390/rs14030694]
- Zhang W M, Wu M, Wang M, Shao X X, Jiang X S and Zhou B. 2014. Distribution characteristics of organic carbon and its components in soils under different types of vegetation in wetland of Hangzhou Bay. *Acta Pedologica Sinica*, 51(6): 1351-1360 (张文敏, 吴明, 王蒙, 邵学新, 姜小三, 周斌. 2014. 杭州湾湿地不同植被类型下土壤有机碳及其组分分布特征. *土壤学报*, 51(6): 1351-1360) [DOI: 10.11766/trxb201310090447]
- Zhejiang Department of Natural Resources. 2023. "Providing the Ningbo Program"! Ningbo's first blue carbon pilot passes expert acceptance[EB/OL]. [2023-02-25]. [https://zrzyt.zj.gov.cn/art/2023/2/25/art\\_1070719\\_59014969.html](https://zrzyt.zj.gov.cn/art/2023/2/25/art_1070719_59014969.html) (浙江省自然资源厅. 2023. 提供“宁波方案”! 宁波首个蓝碳试点通过专家验收[EB/OL]. [2023-02-25]. [https://zrzyt.zj.gov.cn/art/2023/2/25/art\\_1070719\\_59014969.html](https://zrzyt.zj.gov.cn/art/2023/2/25/art_1070719_59014969.html))
- Zhuo W, Wu N, Shi R H and Wang Z. 2022. UAV mapping of the chlorophyll content in a tidal flat wetland using a combination of spectral and frequency indices. *Remote Sensing*, 14(4): 827 [DOI: 10.3390/rs14040827]

## Estimation of multi-scale biomass and carbon storage in the coastal wetlands of Ningbo City through Field-UAV-Satellite synergy

LIU Yangyi<sup>1</sup>, FENG Tian<sup>1,2</sup>, CHEN Binjie<sup>1,2</sup>, YANG Gang<sup>1,2</sup>, YANG Xiaodong<sup>1,2</sup>, WANG Yumiao<sup>1,2</sup>, LIU Jing<sup>1</sup>, FANG Zhen<sup>1</sup>, MENG Yanjiahui<sup>1</sup>, NIU Xiaomeng<sup>1</sup>, SUN Weiwei<sup>1,2</sup>

1. Department of Geography and Spatial Information Techniques, Ningbo University, Ningbo 315211, China;  
2. Ningbo University Donghai Academy, Ningbo 315211, China

**Abstract:** Coastal wetlands, especially salt marshes, play a vital role in global carbon sequestration due to their substantial biomass accumulation and unique ecological functions. Understanding the carbon stock in wetlands is essential for evaluating their contribution to the global carbon cycle and assessing their potential for climate change mitigation. This study aims to accurately estimate the carbon stock in coastal wetland salt marsh vegetation areas by focusing on integrating remote sensing technology with ground-based measurements. Given the challenges of traditional field inventory methods, which are labor-intensive and spatially limited, and the limitations of remote sensing inversion methods in terms of accuracy and scope, this research proposes a two-step inversion modeling approach to enhance the estimation process and to improve the precision of carbon stock assessments. The methodology developed in this study integrates both UAV (Unmanned Aerial Vehicle) imagery and Sentinel-2 satellite data to estimate the aboveground biomass (AGB) and carbon storage of salt marsh vegetation. The first step involves constructing inversion estimation models that relate the field-measured AGB data of three types of salt marsh vegetation—

*Spartina alterniflora*, *Phragmites australis*, and other species—to UAV imagery. In the second step, the UAV-based AGB data inversion estimation models are expanded to incorporate Sentinel-2 satellite imagery, allowing for extensive mapping and monitoring. Subsequently, carbon coefficients are used to calculate the vegetation carbon storage, soil carbon storage, and total carbon storage. This two-step inversion process enables the synergistic estimation of AGB and carbon storage. It overcomes the limitations of traditional methods and significantly improves accuracy over larger spatial extents. The inversion models for AGB estimation show high determination coefficients ( $R^2$ ) for three salt marsh species: 0.48 for *Spartina alterniflora*, 0.42 for *Phragmites australis*, and 0.45 for other species. The corresponding Root Mean Square Errors (RMSE) are 613.89 g/m<sup>2</sup>, 650.6 g/m<sup>2</sup>, and 624.03 g/m<sup>2</sup>, respectively. This represents a significant improvement in estimation accuracy compared to using the Sentinel-2 satellite inversion models directly. Using these models, the study estimates that the Ningbo coastal wetland has a total area of 111.47 km<sup>2</sup> of salt marsh vegetation. The total AGB for the wetland is calculated to be  $3.09 \times 10^5$  tons, with an associated carbon stock of  $1.68 \times 10^6$  tons, resulting in a carbon sequestration value of approximately 178 million RMB, highlighting the economic potential of these ecosystems for climate change mitigation. The integration of UAV and satellite remote sensing technologies has proven to be effective in overcoming the challenges of traditional ground sampling methods. This integration enables high-precision, large-scale estimation of carbon stocks in coastal wetlands. The two-step inversion modeling approach developed in this study offers a cost-effective, scalable, and accurate method for monitoring carbon storage in wetlands. This method not only enhances the estimation of carbon sequestration in coastal ecosystems but also provides valuable tools for environmental management and policymaking, especially in the development of coastal conservation strategies and sustainable carbon management. Furthermore, it demonstrates potential for broad application in various coastal wetland regions, providing a strong solution for future environmental monitoring and management.

**Key words:** Field-UAV-Satellite sampling collaborated, coastal wetland, remote sensing inversion, aboveground biomass, soil organic carbon, wetland carbon stock, Sentinel-2, UAV

**Supported by** Science and Technology Innovation 2025 Major Project of Ningbo City (No. 2022Z032, 2023Z146, 2022Z189, 2023Z139); Public Projects of Ningbo City (No. 2023S045)