

DOI: 10.20103/j.stxb.202407291790

赵文祯, 林世伟, 张正龙, 袁琳, 杨华蕾, 贾俊鹤, 纪焕红, 李秀珍. 1990 年以来长江口及邻近海岸盐沼湿地蓝碳时空格局. 生态学报, 2025, 45(7): 3111-3124.

Zhao W Z, Lin S W, Zhang Z L, Yuan L, Yang H L, Jia J H, Ji H H, Li X Z. Spatiotemporal patterns of blue carbon stocks in tidal marsh of the Yangtze Estuary and adjacent coasts since 1990. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(7): 3111-3124.

1990 年以来长江口及邻近海岸盐沼湿地蓝碳时空格局

赵文祯¹, 林世伟^{1,2}, 张正龙³, 袁琳¹, 杨华蕾¹, 贾俊鹤³, 纪焕红³, 李秀珍^{1,*}

1 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 崇明生态研究院, 上海 200241

2 扬州大学植物保护学院, 扬州 225009

3 自然资源部东海生态中心, 海洋生态监测与修复技术重点实验室, 上海 222399

摘要: 全球变暖加剧背景下, 滨海盐沼因其高效的固碳能力而备受关注。近年来我国滨海盐沼正面临物种入侵和围垦扰动的双重胁迫, 碳汇功能面临严峻挑战。以长江口盐沼湿地为研究区, 结合野外调查、室内分析和遥感反演, 定量评估了盐沼湿地不同岸段、不同群落碳密度动态和蓝碳储量时空分异特征。结果表明: (1) 1990—2022 年, 长江口盐沼面积先减少后增加, 入侵互花米草逐渐取代芦苇成为优势种, 到 2022 年其面积已占长江口盐沼总面积的 53.33%。(2) 互花米草长期入侵的岸段, 其生物量和沉积物碳密度显著高于本土芦苇和海三棱藨草群落。(3) 2022 年, 长江口盐沼湿地总碳储量为 (2794.84 ± 691.04) Gg C, 其中, 互花米草湿地贡献量超过一半 (57%)。从碳储量区域差异来看, 崇明岛、九段沙和南汇东滩是长江口蓝碳储量的热点岸段。(4) 互花米草扩张已成为 1990 年来长江口蓝碳格局演变的关键因子, 其碳储量从 27.88×10^4 t (2000 年) 增加至 160×10^4 t (2022 年), 而同期芦苇、海三棱藨草碳储量在 33 年间分别下降了 32% 和 8%。研究结果深化了对长江口盐沼蓝碳时空格局演变规律的认识, 可为评估河口区域湿地的碳汇潜力、制定外来入侵物种治理和修复策略提供科学支撑。

关键词: 滨海盐沼; 蓝碳; 互花米草; 沉积物; 长江口; 时空格局

Spatiotemporal patterns of blue carbon stocks in tidal marsh of the Yangtze Estuary and adjacent coasts since 1990

ZHAO Wenzhen¹, LIN Shiwei^{1,2}, ZHANG Zhenglong³, YUAN Lin¹, YANG Hualei¹, JIA Junhe³, JI Huanhong³, LI Xiuzhen^{1,*}

1 State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, Institute of Eco-Chongming, East China Normal University, Shanghai 200241, China

2 College of Plant Protection, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China

3 East China Sea Ecological Center, East China Sea Bureau, Key Laboratory of Marine Ecological Monitoring and Restoration Technology, Ministry of Natural Resources, Shanghai 222399, China

Abstract: Intensifying global warming has directed significant attention towards coastal tidal marshes for their efficient carbon sequestration capabilities. In recent years, tidal marshes in China have been facing the dual stresses of species invasion and reclamation disturbance, posing severe challenges to their carbon sink function. This study focused on the tidal marshes of the Yangtze Estuary. We assessed the dynamics in carbon density and the spatiotemporal heterogeneity of blue carbon stocks across different coastal sections and plant communities, employing field surveys, laboratory analyses, and remote sensing techniques. The results revealed that: (1) From 1990 to 2022, the area of tidal marshes in the Yangtze Estuary initially shrank and then expanded, with invasive *Spartina alterniflora* gradually replacing *Phragmites australis* as the

基金项目: 国家自然科学基金重点专项 (42141016); 国家重点研发计划项目 (2023YFE0113100); 上海市生态环境局科研项目 (沪环科[2022]第 10 号)

收稿日期: 2024-07-29; **网络出版日期:** 2025-01-02

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xzli@sklec.ecnu.edu.cn

dominant species, constituting 53.33% of the total tidal marsh area by 2022. (2) In coastal sections with long-term *S. alterniflora* invasion, both biomass carbon density and sediment carbon density were significantly higher than those of the native *P. australis* and *Scirpus mariqueter* communities. (3) In 2022, the total blue carbon stocks in the tidal marshes of the Yangtze Estuary reached (2794.84 ± 691.04) Gg C, with *S. alterniflora* wetlands contributing over half (57%). Regionally, Chongming Island, Jiuduansha Shoal, and Nanhui Dongtan Shoal emerged as hotspots of blue carbon stocks within the Yangtze Estuary. (4) The expansion of *S. alterniflora* has become a key driver in the evolution of blue carbon pattern in the Yangtze Estuary over the past 33 years. Its carbon stocks increased from 27.88×10^4 t in 2000 to 160×10^4 t in 2022, while during the same period, the carbon stocks of *P. australis* and *S. mariqueter* decreased by 32% and 8%, respectively. This study enhances our understanding of blue carbon dynamics in the Yangtze Estuary tidal marshes and supports the assessment of estuarine carbon sink potential and invasive species management strategies.

Key Words: coastal tidal marsh; blue carbon; *Spartina alterniflora*; sediment; Yangtze Estuary; spatiotemporal patterns

应对气候变化迫切需要开发多元化的碳汇,最大限度提升自然生态系统的固碳增汇能力^[1]。近年来,海洋生态系统因其巨大的固碳潜力备受关注。特别是红树林、盐沼和海草床等滨海湿地生态系统,通过高效的光合作用和低矿化分解速率,其初级生产力和碳埋藏速率远高于陆地森林,在全球碳循环和气候调节中发挥着重要作用^[2]。据估计,全球滨海植被生态系统的碳储存总量约为 11.7 Pg C,占海洋碳储量的近一半,被称为“蓝碳生态系统”^[3-4]。因此,保护和恢复蓝碳生态系统对于缓解全球变暖、实现碳中和目标具有重要意义。

中国拥有 18000 多千米的海岸线,滨海湿地资源丰富,在全球蓝碳格局中占有重要地位^[5]。作为我国滨海湿地分布最广的类型,盐沼湿地总面积约为 12.75×10^4 — 34.30×10^4 hm^2 ^[6-8]。初步估算,中国滨海盐沼湿地年碳埋藏量高达 0.26—0.75 Tg,远远超过红树林和海草床等其他蓝碳生态系统,在应对全球气候变化、实现碳中和目标中具有巨大的增汇潜力^[9]。特别是在长江、黄河等大型河流入海口及其周边的潮滩区域,发育了大面积的芦苇、互花米草等盐沼植被,其生物量高、沉积物碳密度大,是重要的蓝色碳汇^[10]。因此,精准量化中国盐沼湿地固碳功能,对于优化滨海湿地生态修复和保护对策具有重要意义。

长江口是我国最大的河流入海口,每年通过长江径流向河口区域输送约 3.68×10^8 t (大通站近 65 年平均观测值)泥沙,陆源泥沙携带的碳、氮、磷等生源要素不仅为盐沼湿地发育提供了丰富的物质基础,也显著影响了生态系统的碳循环^[11-12]。长江口滨海湿地发育完整,潮滩面积广阔,具有典型的潮上带、潮间带和潮下带自然演替形成的生态类型,在维持区域生态平衡和固碳增汇中发挥着关键作用。然而,近几十年来在自然和人为活动双重胁迫下,长江口盐沼湿地呈现出明显的退化趋势。特别是 1995 年互花米草 (*Spartina alterniflora*) 引种以来,其快速扩张显著改变了潮滩植被群落结构和生态系统功能^[13]。长江口盐沼陆海连续体逐渐形成芦苇 (*Phragmites australis*)、互花米草和海三棱藨草 (*Scirpus mariqueter*) 的梯度格局^[14]。此外,数次大型沿海基础设施项目 (浦东机场建设、低滩圈围、航道疏浚等) 进一步加剧了湿地流失,改变了水动力条件和沉积物输送过程,进而影响湿地的碳汇功能^[15]。尽管此前已有研究针对长江口蓝碳的时空分布规律及其环境响应进行评估,但受限于采样范围和强度,已有研究多集中在局部岸段或单一生境,缺乏对整个长江口不同岸段的系统性采样和对比分析^[16-20]。亟需开展大尺度、多生境的综合调查,全面评估长江口蓝碳的时空分布格局及其影响因素,以期制定有效的管理策略和保护政策提供科学依据。

鉴于此,本研究以长江口为研究区,结合野外调查和遥感反演,定量监测了长江口盐沼湿地当前各植被群落、各岸段和各碳库组分的蓝碳密度和储量,并模拟了 1990—2022 年长江口盐沼湿地碳储量的时空格局及其演变过程。重点分析了互花米草入侵对本土植被和储碳功能的影响,并针对盐沼湿地面临的主要威胁,提出生态系统“固碳增汇”与“保护修复”协同的对策建议,以期为长江口湿地保护和管理提供科学依据,为提升区域“蓝色碳汇”、应对气候变化贡献“基于自然的解决方案”。

1 研究区概况

长江持续稳定的泥沙供给,在河口形成了广阔的滩涂和沙洲,为盐沼的形成提供了丰富的基质。域内分布有两个国际重要湿地(崇明东滩自然保护区、长江口中华鲟鱼湿地自然保护区,现已合并),两个国家级自然保护区(上海崇明东滩鸟类国家级自然保护区、上海九段沙湿地国家级自然保护区)。长江口河道众多,具有三级分汊,四口入海的独特格局^[21]。近岸海域潮汐属不规则半日潮,平均潮差和最大潮差分别为 2.66 m 和 4.62 m^[22]。本研究以长江口及邻近海岸滩涂(121°08'—122°07'E 和 30°53'—30°41'N)为研究区,包括崇明三岛(崇明岛、长兴岛、横沙岛)周缘边滩、九段沙、南汇东滩和奉贤金山边滩(图 1)。需要说明的是,本研究区未包括崇明北支北岸(属江苏省),但考虑到该岸段的盐沼湿地面积较小,其造成的误差可以忽略不计。

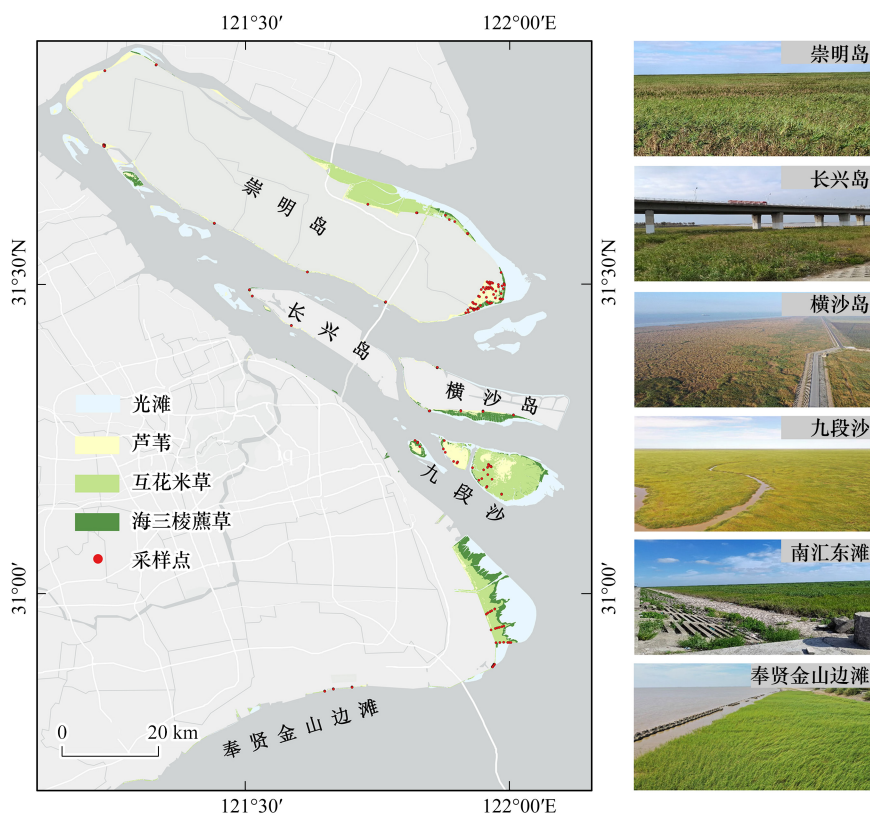


图 1 采样点分布和采样期间各岸段航拍图

Fig.1 Distribution of sampling sites and aerial photos of different coastal section during sampling period

2 研究方法

2.1 遥感数据来源与处理

本研究使用美国地质调查局(United States Geological Survey, USGS, <https://www.usgs.gov/>)的 Landsat 系列影像进行盐沼植被分类(图 2, 表 1)。为提高分类精度,利用影像光谱信息和空间信息,提取了植被的光谱指数和纹理特征,以表征不同植被类型的生物物理特性差异。植被指数选取了归一化植被指数(NDVI)、差值植被指数(DVI)和归一化水体指数(NDWI)来反映植被绿度、生物量和水分含量的变化。植被纹理特征采用灰度共生矩阵提取了对比度、相关性、均值、二阶矩、熵、非相似性、方差和协同性共 8 个纹理指标。

在此基础上,本研究基于 ENVI 5.6 中的随机森林分类算法对遥感影像进行分类。以野外实测的植被类型样点为训练样本,提取各样点对应的光谱指数和纹理特征作为分类特征变量,构建分类器。经分类处理后,获得 1990、2000、2010 和 2022 年四期的盐沼植被空间分布(空间分辨率:30 m)。采用混淆矩阵评估分类精

度。其中,对于 2022 年的分类结果,以 2022 年野外调查记录的样点植被类型信息作为参考数据;1990、2000 和 2010 年分类结果的精度验证样点则通过目视解译 Google Earth 同期高分辨率遥感影像获取。四期影像分类的总体精度均在 80%以上(表 1)。

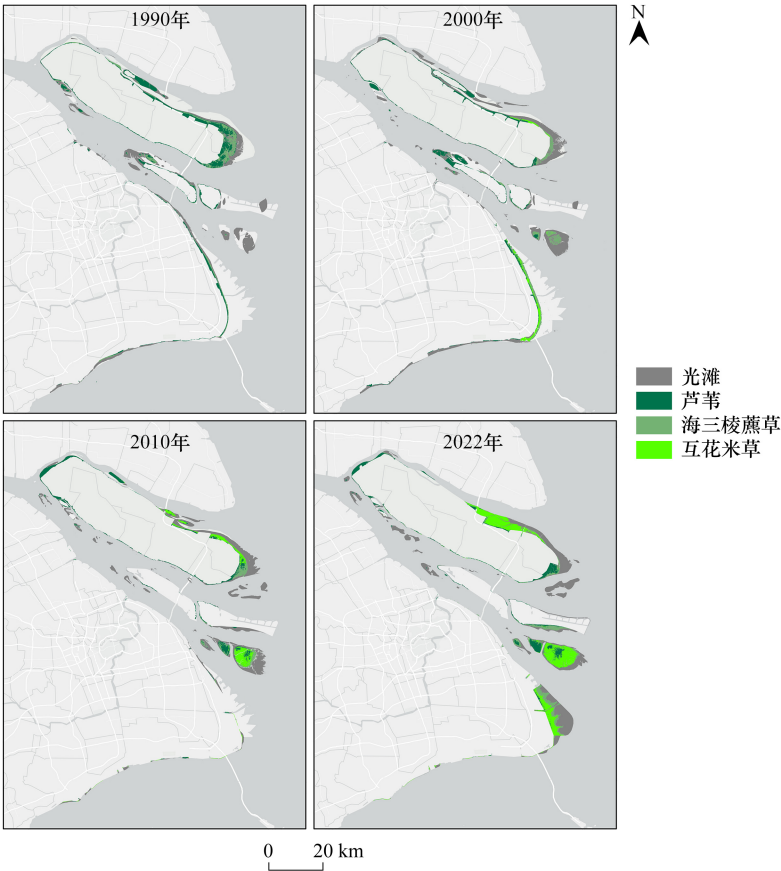


图 2 长江口 1990、2000、2010 和 2022 年盐沼植被分布

Fig.2 The distribution of tidal marshes in the Yangtze Estuary in 1990, 2000, 2010, and 2022

表 1 盐沼植被分类影像信息

Table 1 The information about the satellite images used for tidal marsh interpretation

年份 Year	卫星传感器 Satellite	云量/% Cloud cover	总体精度/% Overall accuracy	Kappa 系数 Kappa coefficient
2022	Landsat 8 OLI	2	86.95	0.79
2010	Landsat 5 TM	5	87.25	0.77
2000	Landsat 5 TM	6	86.27	0.72
1990	Landsat 5 TM	32	86	0.69

2.2 样品采集与处理

2021 年 9 月和 2022 年 9—11 月,在长江口盐沼湿地 3 种优势作物分布区进行植被调查和沉积物采集,共设置 60 个站位和 21 条断面(图 1)。每个站位设置 3 个调查样方(25 cm×25 cm,样方间距大于 5 m),记录植物种类、盖度、高度等指标。群落特征调查完成后,收割样方内植物地上和地下部分,样品带回实验室内剔除植物地上部分泥土等杂质后 60 ℃烘干至恒重,称量干重作为样方内植物地上生物量。同时,对地下根系进行冲洗、烘干后称重获得地下生物量。

使用内径 6 cm,长 100 cm 的土钻在每个样方附近采集 100 cm 深度沉积物柱样。在采集原位以 10 cm 为间隔切割 0—50 cm 处柱样,50—100 cm 深度样品单独分为一层,采用聚氟乙烯针筒状取样管(空筒前部分切

除)定量采集 30 cm³沉积物容重样品。剩余沉积物样品装入自封袋低温保存带回实验室用于测定沉积物总有机碳(SOC)。土样经自然风干、研磨、过筛(100 目)、酸化、超纯水清洗和烘干后,采用元素分析仪(Vario EL III,Elementary,德国)测定 SOC 含量。

2.3 相关指标计算方法

本研究以植被覆盖类型为评估单位,综合考虑了三个碳库:地上(直立茎)、地下(根茎和根)和沉积物来评估长江口的蓝碳格局,计算公式如下:

$$C_t = C_s + C_a + C_b \quad (1)$$

式中: C_t (Gg C)为蓝碳总储量; C_s (Gg C)为沉积物有机碳储量; C_a (Gg C)和 C_b (Gg C)分别为地上和地下生物量碳储量。调查期间枯落物生物的生物量极低且易于分解,本研究忽略不计。

沉积物碳库储量计算公式如下:

$$C_s = \sum_{i=1}^n \text{SCD}_i \times S \quad (2)$$

式中: $n=6$ (100 cm 柱样,6 层); S (hm²)为某种盐沼植被类型的面积; SCD_i (Mg C/hm²)为第 i 层沉积物有机碳密度(Sediment Carbon Density, SCD),计算公式为:

$$\text{SCD}_i = \text{SOC}_i \times \text{BD}_i \times H \quad (3)$$

式中: SOC_i (g/kg)为第 i 层沉积物 SOC 含量; BD_i (g/cm³)为第 i 层沉积物容重; H (cm)为第 i 层沉积物分样间隔厚度。

地上和地下生物量碳储量计算公式为:

$$C_a + C_b = \sum_{i=1}^n p \times S \times Q_i \quad (4)$$

式中: $n=3$ (互花米草、芦苇、海三棱藨草); p 为生物量碳转换系数,即生物量干重转换为固碳量系数,盐沼植被通用 P 值为 0.44^[23]; Q_i (Mg/hm²)为第 i 种盐沼植被的生物量干重。

2.4 数据处理与分析

使用 Origin 2023 和 R 4.4.0 进行数据统计分析和作图;通过单因素方差分析不同岸段、不同植被类型生物量、碳密度和蓝碳总储量的显著性差异($P<0.05$);蓝碳空间分布格局采用 ArcGIS 10.7 绘制。

3 结果与分析

3.1 长江口盐沼生态系统演变

1990 年以来,长江口盐沼湿地面积呈现先增加后减少的趋势(图 3)。1990—2000 年,长江口盐沼植被面积减少近 40 km²。到 2010 年,面积持续减少至 174.41 km²,较 1990—2000 年减幅略有放缓。2010—2022 年,盐沼植被在近 10 年间快速恢复至 328.67 km²,甚至超过 1990 年近 100 km²,较 2010 年增加了约 88%。

不同时期潮滩植被群落结构变化显著。1990—2010 年,芦苇是长江口盐沼湿地的优势植被,但其分布面积在 33 年间持续减少(图 3)。到 2022 年,芦苇分布面积回升至 95.85 km²,但其分布面积远低于同期互花米草。互花米草自 1995 在长江口定植成功后分布面积快速扩张,33 年来增加了超过 120 km²,到 2022 年面积达到 175.27 km²,占长江口盐沼总面积 53.33%。海三棱藨草分布面积尽管有波动,但总体呈下降趋势,由 1990 年的 72.49 km²减少至 2022 年的 57.55 km²。总体来看,1990 年以来互花米草已逐渐取代本土芦苇,成为长江口盐沼湿地的优势植被,对长江口盐沼原生植被群落结构和功能产生重要影响。

为了解不同时期长江口盐沼湿地植被种间竞争特点,本研究绘制了 1990—2000、2000—2010、2010—2022 年,和 1990—2022 年四个时期的植被转移弦图(图 4)。1990—2000 年,本土芦苇与海三棱藨草均有一定面积转为围垦用地。其中,芦苇被围垦超过 100 km²,海三棱藨草也有近 50 km²被围垦。同期,芦苇、海三棱藨草和光滩均有部分面积转为互花米草,转移面积分别为 0.7 km²、2.29 km²和 8.75 km²,互花米草开始向本土植被群落和光滩扩张。2000—2010 年,两种本土盐沼植被继续向围垦用地转出,但被围垦面积较 1990—2000 年

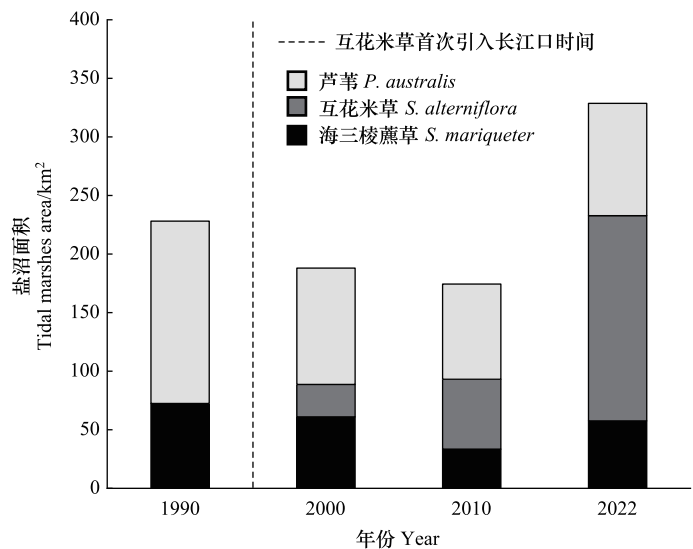


图3 1990—2022 年长江口盐沼植被面积变化

Fig.3 Changes of tidal marsh plants area in the Yangtze Estuary from 1990 to 2022

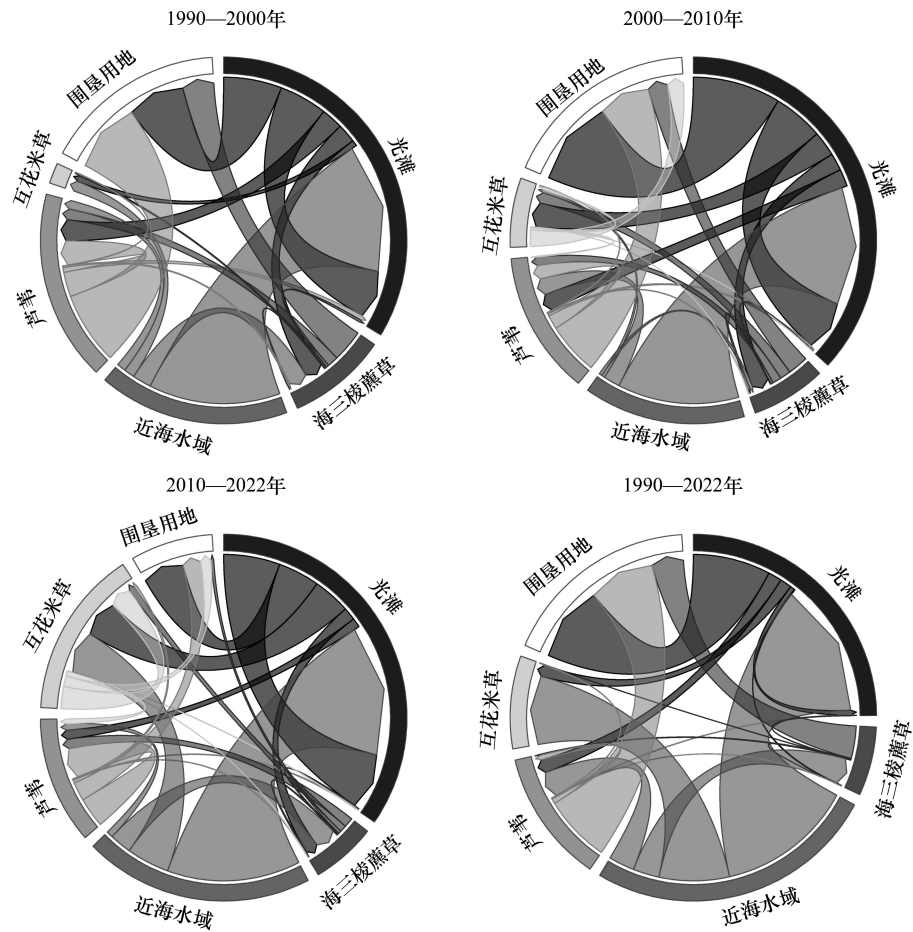


图4 1990—2022 年长江口盐沼植被类型转移弦图

Fig.4 Chord diagram of the transition of tidal marsh plant types in the Yangtze Estuary from 1990 to 2022

减少(芦苇:73.98 km²,海三棱藨草:28.92 km²)。互花米草在此期间仍以对其他盐沼植被群落和光滩入侵为主。2010—2022 年,互花米草对本土盐沼植被和光滩的扩张达到顶峰。其中,光滩转为互花米草的面积高达

60 km², 芦苇和海三棱藨草转为互花米草的面积也分别达到 4.51 km²和 10.17 km²。整个调查期间,互花米草呈现出显著的扩张趋势,主要通过侵占光滩(24.67 km²),以及由近海水域经过长期生态演替形成的区域(149.18 km²)实现扩张。同时,围垦活动对本土植被的影响持续存在,其中芦苇和海三棱藨草分别有约 178.51 km²和 81.24 km²的面积转为围垦用地。

3.2 长江口盐沼不同碳库特征

3.2.1 植被生物量碳密度特征

各岸段不同盐沼植被间生物量碳密度差异显著,但总体表现为入侵互花米草和本土优势种芦苇显著高于海三棱藨草(图 5)。奉贤、金山边滩的互花米草平均生物量碳密度最高,为(18.78±1.11) Mg C/hm²,其中 68%由地下生物量碳库贡献。芦苇的最高平均生物量碳密度出现在横沙岛((22.01±9.27) Mg C/hm²),为同

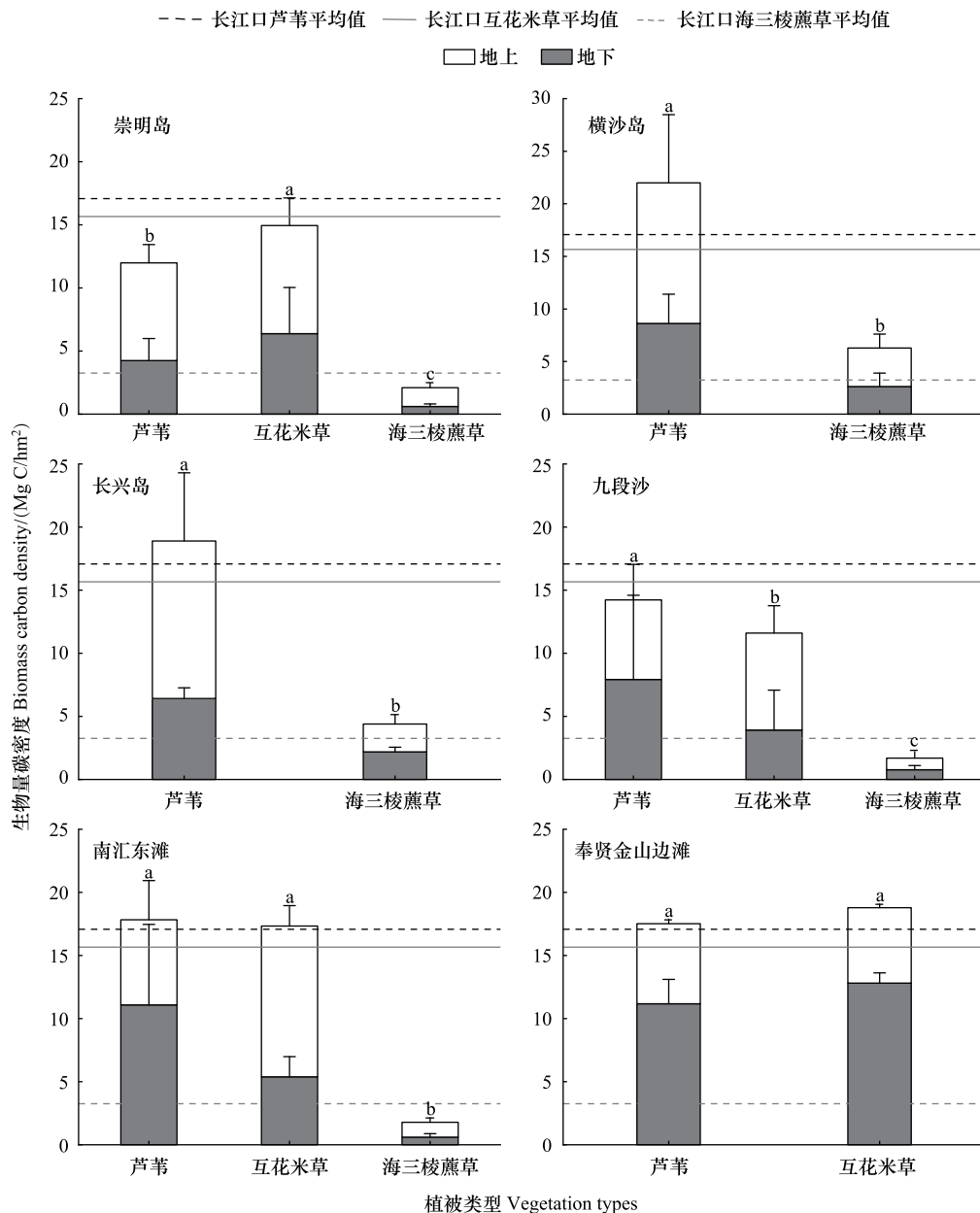


图 5 长江口各岸段不同盐沼植被生物量碳密度

Fig.5 Biomass carbon density of different tidal marsh vegetation in different sections of the Yangtze Estuary

不同小写字母表示同一岸段的的不同植被群落之间生物量碳密度的显著差异 ($P < 0.05$)

岸段海三棱藨草的 3.5 倍,其生物量碳库的 60.79%来自地上。在所有岸段,海三棱藨草的生物量碳密度普遍较低,一般不超过 7 Mg C/hm^2 ,最高值为横沙岛的 $(6.28 \pm 2.59) \text{ Mg C/hm}^2$ 。

造成这种差异的因素除了植被自身的生理生态特性和立地条件之外,互花米草入侵的干扰不容忽视。在尚未受到互花米草入侵的横沙岛和长兴岛,芦苇和海三棱藨草的生物量碳密度明显高于其他受入侵岸段(图 5)。尽管互花米草是外来种,但其已在多个岸段的碳库构成中占据重要地位,对本土植被的生长和碳积累产生抑制作用。在互花米草长期入侵的岸段(崇明岛、金山奉贤边滩),其自身的生物量碳密度通常高于同样生长繁密的本土芦苇群落。互花米草可能具有更高的初级生产力,使其能够在竞争中占据优势地位,并逐渐改变入侵地的碳库构成。

3.2.2 沉积物碳密度特征

长江口沉积物碳密度垂向和空间差异如图 6 所示。沉积物剖面显示,本土芦苇和海三棱藨草群落的碳密度随沉积物深度增加而减小,且表层到深层的碳密度差异显著。这种垂向的差异可能与植被根系分布、枯落物分解速率等因素有关。入侵互花米草群落的垂向分布规律与本土群落不同,在 0—30 cm 深度范围内,其沉积物碳密度随深度增加而下降,而后在 30—40 cm 深度出现反弹,且整个剖面中表层与深层沉积物的碳密度差异较小。

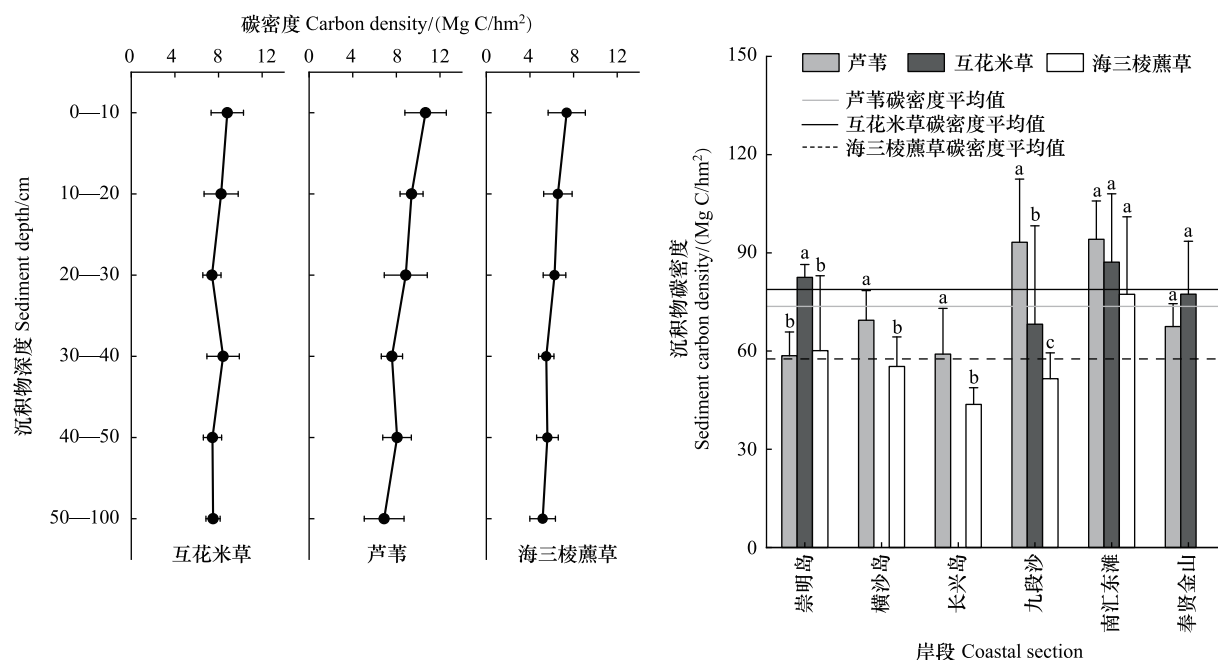


图 6 沉积物碳密度垂直分布特征和不同岸段沉积物碳密度比较

Fig.6 Vertical distribution of sediment carbon density and carbon density comparison among different coastal sections

不同小写字母表示同一岸段的不同植被群落之间沉积物碳密度的显著差异 ($P < 0.05$)

长江口盐沼群落中,互花米草平均沉积物碳密度最高 (78.81 Mg C/hm^2),芦苇次之 (73.65 Mg C/hm^2),海三棱藨草最低 (57.60 Mg C/hm^2)。南汇东滩三个盐沼群落的沉积物碳密度普遍较高,分别达到 $(94.15 \pm 11.70) \text{ Mg C/hm}^2$ (芦苇)、 $(87.14 \pm 20.89) \text{ Mg C/hm}^2$ (互花米草) 和 $(77.32 \pm 23.68) \text{ Mg C/hm}^2$ (海三棱藨草)。崇明岛和奉贤金山边滩互花米草同样拥有较高的沉积物碳密度,而同岸段的芦苇和海三棱藨草相对较低。其他各岸段芦苇沉积物碳密度普遍略高于互花米草。岸段间的空间异质性受到植被类型、生物量、水文条件和土壤理化性质等多重因素的影响。互花米草在奉贤金山边滩和崇明岛表现出高于其他群落的沉积物碳密度特征,这可能与其入侵时间长、生物量积累多有关。在岸线变化较大的岸段(九段沙和南汇东滩),受圈围和促淤工程的影响,新生大面积盐沼湿地,这种情况下,新生互花米草群落沉积物碳密度总体低于长期定植的原生芦苇。

3.2.3 长江口盐沼湿地蓝碳储量

本研究估算了长江口不同岸段、不同盐沼群落以及不同碳库的碳储量(图 7)。结果显示,2022 年,长江

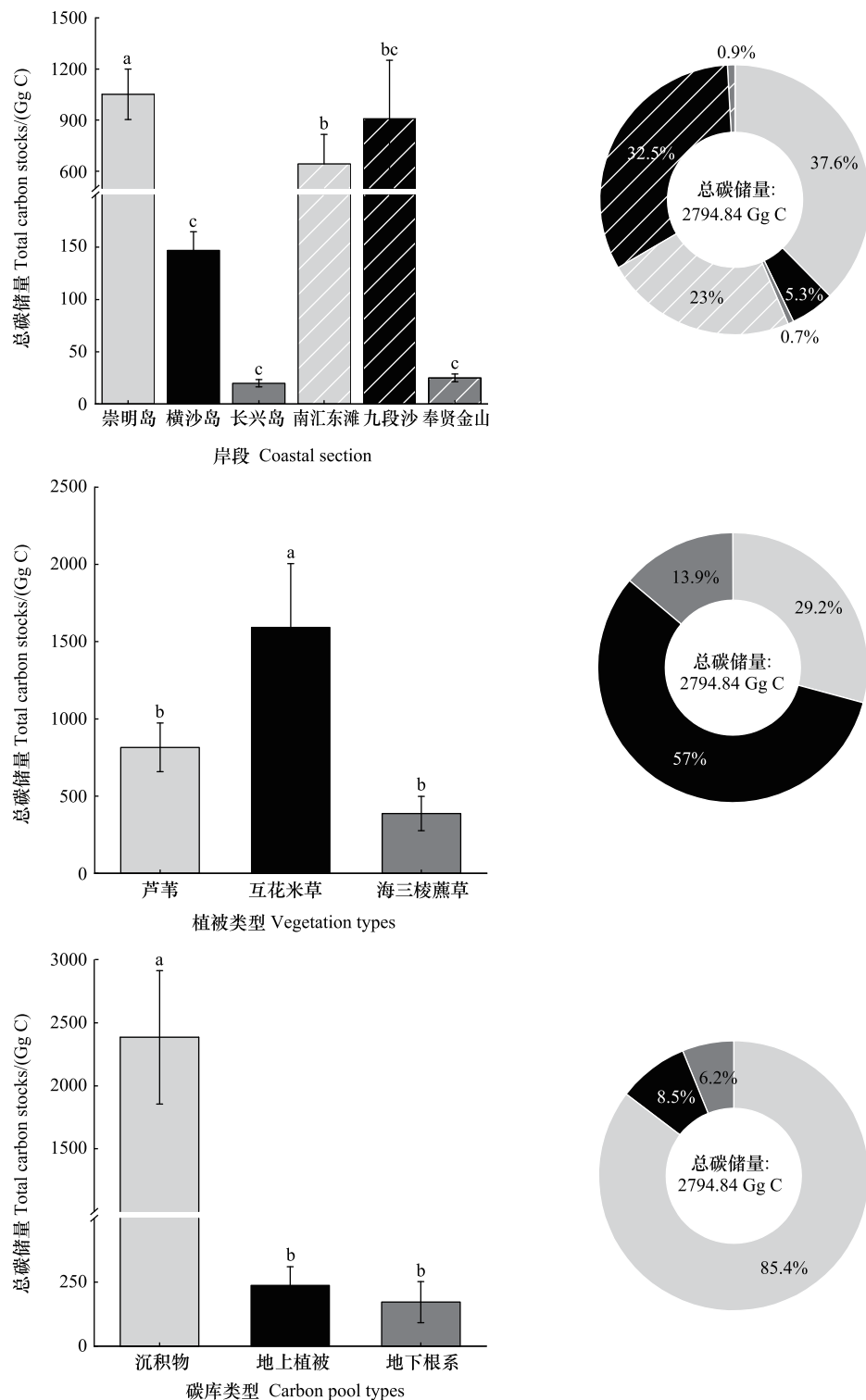


图 7 2022 年长江口不同岸段、不同盐沼群落和不同碳库组分中的蓝碳储量

Fig.7 Blue carbon stocks in different coastal sections, different tidal marsh communities and different carbon pool components in the Yangtze Estuary

不同小写字母表示不同岸段、不同植被群落和不同碳库组分中总碳储量的显著差异 ($P < 0.05$)

口盐沼湿地蓝碳总储量为 $(2794.84 \pm 691.04) \text{ Gg C}$ ($1 \text{ Gg} = 10^3 \text{ Mg}$)。其中,崇明环岛总碳储量为 $(1051.35 \pm 148.26) \text{ Gg C}$,对长江口滨海蓝碳总储量贡献近 40%,为各岸段之首。其次为九段沙和南汇东滩,总碳储量分别为 $(908.70 \pm 342.08) \text{ Gg C}$ 和 $(643.16 \pm 173.07) \text{ Gg C}$,分别占长江口盐沼总碳储量的 33%和 23%。崇明环岛、九段沙以及南汇东滩三个岸段为长江口贡献了超过 90%的滨海蓝碳。相比之下,横沙、长兴,以及金山奉贤边滩的零星带状湿地对长江口蓝碳总储量贡献不足 7%。

入侵种互花米草已成为长江口盐沼湿地碳库的重要组成部分,贡献了长江口盐沼湿地 57%的蓝碳储量 $((1592.02 \pm 413.75) \text{ Gg C})$ 。尽管芦苇区仍是重要的碳汇,但其碳储量贡献率已明显低于互花米草区,为 $(815.56 \pm 157.98) \text{ Gg C}$,占蓝碳总碳储量的 29.2%。海三棱藨草区碳储量占比仅为 13.9% $((387.27 \pm 111.51) \text{ Gg C})$,对长江口滨海蓝碳贡献较低。

就不同碳库组分来看,沉积物碳库是长江口盐沼湿地碳储量的主体,1 m 深度沉积物总碳储量为 $(2385.40 \pm 529.74) \text{ Gg C}$,占长江口盐沼生态系统总碳储量的 85.4%。植被生物量碳库贡献相对较小,其中地上部分占 8.5% $((237.17 \pm 73.06) \text{ Gg C})$,地下根系占 6.2% $((172.07 \pm 80.44) \text{ Gg C})$ 。

3.3 长江口盐沼湿地蓝碳格局演变

1990—2022 年蓝碳储量的动态变化特征如图 8、图 9 所示,1990—2022 年,长江口盐沼蓝碳总储量从 $163.40 \times 10^4 \text{ t}$ (10^4 t 为 10 Gg C) 增长至 $279.48 \times 10^4 \text{ t}$,但增量主要集中在 2010 年之后(表 2)。空间上,崇明环岛始终是蓝碳高度集聚区,碳储量贡献在各年份中均位列首位,1990 年更是占到了长江口蓝碳总储量的近 70% $(109.72 \times 10^4 \text{ t})$ 。九段沙自 1990 年植被定植以来,碳储量持续增加,得益于互花米草扩张和大量潮滩淤涨,总碳储量从 1990 年的 $0.2 \times 10^4 \text{ t}$ 增长至 2022 年的 $90.87 \times 10^4 \text{ t}$,为仅次于崇明岛的第二大蓝碳高值岸段。

表 2 1990—2022 年长江口盐沼整体区域和不同岸段蓝碳储量明细/(Gg C)

Table 2 Details of blue carbon stocks in the overall area and different coastal sections of the Yangtze Estuary tidal marsh from 1990 to 2022					
岸段 Coastal sections	植被类型 Vegetation types	1990	2000	2010	2022
崇明岛	芦苇	773.47	352.96	386.77	359.11
	互花米草	0.00	55.93	246.57	643.71
	海三棱藨草	323.76	94.26	99.37	48.54
	崇明岛总计	1097.23	503.15	732.71	1051.35
横沙岛	芦苇	52.39	27.94	23.70	62.00
	海三棱藨草	2.15	11.81	6.76	84.89
	横沙岛总计	54.54	39.75	30.46	146.89
长兴岛	芦苇	106.23	218.40	18.07	18.48
	海三棱藨草	31.91	21.59	0.03	1.33
	长兴岛总计	138.14	239.99	18.10	19.81
九段沙	芦苇	1.17	21.23	194.46	325.29
	互花米草	0.00	4.89	244.11	536.03
	海三棱藨草	1.45	95.14	84.20	47.38
	九段沙总计	2.62	121.26	522.77	908.70
南汇东滩	芦苇	234.52	131.79	14.54	44.26
	互花米草	0.00	217.96	16.96	393.74
	海三棱藨草	75.88	168.12	3.88	205.13
	南汇东滩总计	310.40	517.87	35.38	643.13
奉贤金山	芦苇	31.06	30.13	11.81	6.42
	互花米草	0.00	0.00	13.53	18.51
	奉贤金山总计	31.06	30.13	25.34	24.96
各年份总计 Total per year	—	1633.99	1452.15	1364.76	2794.84

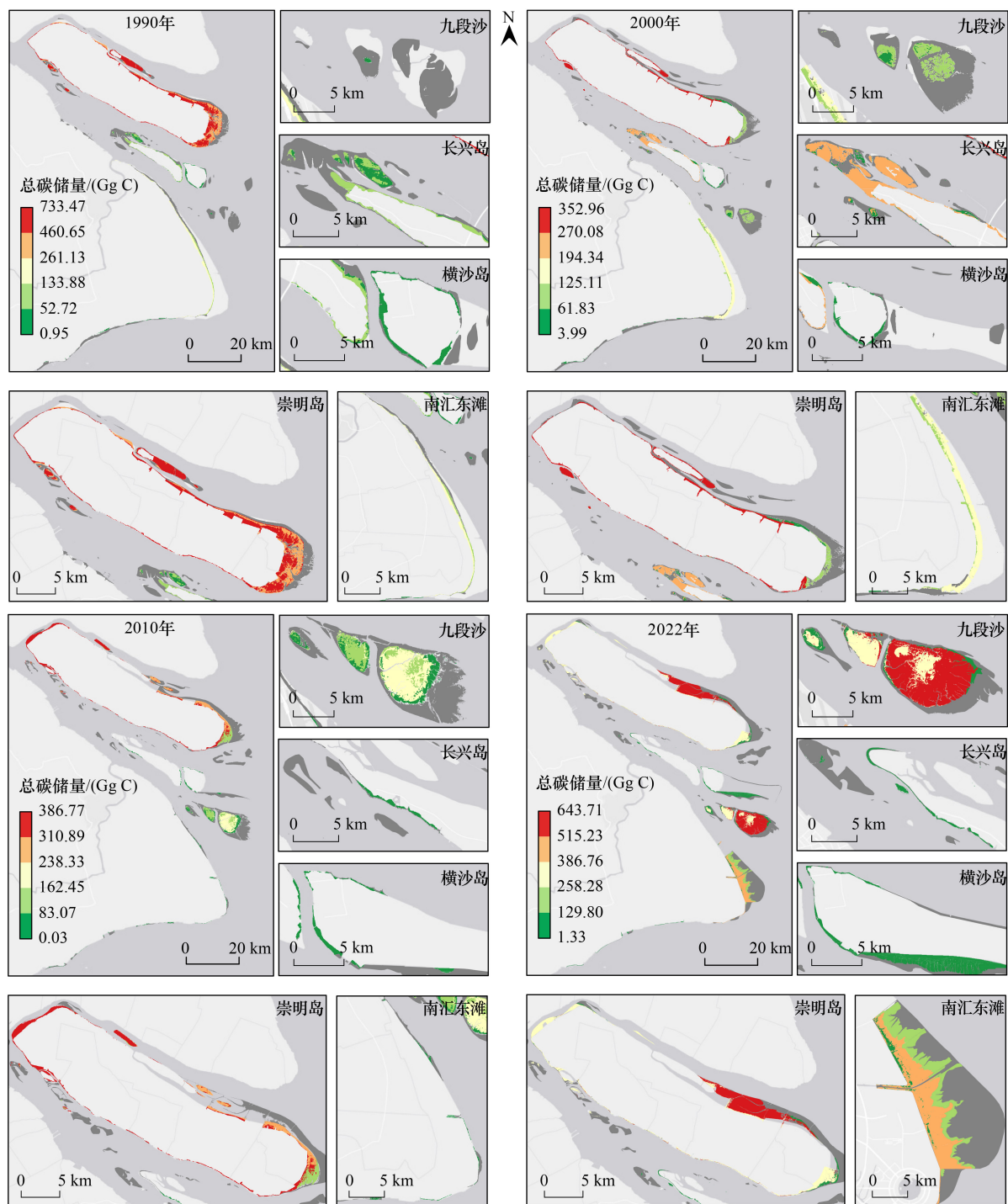


图 8 长江口 1990—2022 年盐沼蓝碳储量空间格局

Fig.8 Spatial pattern of tidal marsh blue carbon stocks in the Yangtze Estuary from 1990 to 2022

南汇东滩因多次大规模促淤圈围工程,蓝碳总储量呈明显波动,与围垦强度呈正相关。2000—2010 年处于低谷期,2010 年后随着岸线趋于稳定和新生湿地的发育而逐渐恢复,碳储量亦呈增长态势。长兴岛在 2010 年前曾是长江口蓝碳储量的重要组成部分,随着青草沙水库的建设导致大量湿地被淹没,其碳储量显著下降。横沙岛受益于东滩八期促淤圈围工程,南岸大堤外潮滩面积在 2010 后不断增加,蓝碳储量也随之上升。相比之下,奉贤金山边滩为杭州湾北岸典型侵蚀岸段,盐沼湿地零星散布,碳储量长期维持较低水平。长兴岛、横

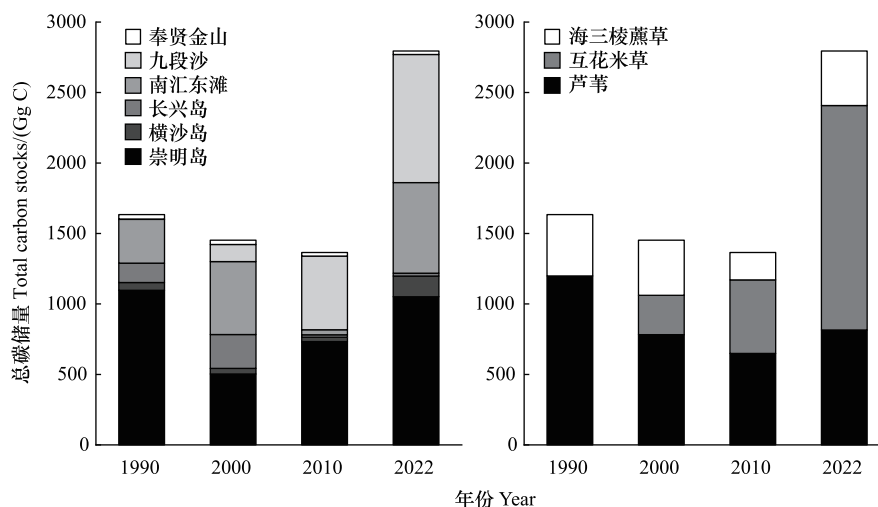


图9 长江口不同岸段、不同盐沼群落的蓝碳总储量年际变化

Fig.9 Interannual variation of total blue carbon stocks in different coastal sections and tidal marsh communities in the Yangtze Estuary

沙岛和奉贤金山边滩的碳储量贡献始终较低,三者合计占比不足7%。

分植被类型来看(图9,表2),互花米草是1990年以来长江口蓝碳格局演变的关键驱动因子。其碳储量从2000年的 27.88×10^4 t增加至2022年的近 160×10^4 t,成为当前最重要的储碳功能群落。相比之下,芦苇群落碳储量在1990—2010年间逐年下降,2010—2022年虽恢复至 81.55×10^4 t,但相较1990年峰值(119.88×10^4 t)仍减少约32%。海三棱藨草变化趋势与本土芦苇一致,1990—2010年期间呈现下降态势,近10年虽略有恢复,但占比已不足14%。

4 讨论与结论

4.1 长江口盐沼湿地碳储量时空格局

本研究基于野外调查和遥感解译,估算了长江口盐沼湿地1990—2022年植被和沉积物碳储量,结果表明2022年长江口盐沼湿地蓝碳总储量为 (2794.84 ± 691.04) Gg C (约 279×10^4 t)。这一结果与Li等^[24]的估算结果(2.65 Tg C, $1\text{Tg} = 10^3$ Gg)较为接近。在碳库组成方面,长江口沉积物碳库约占长江口总碳储量85.4%,碳储量达 (2385.40 ± 529.74) Gg C,是植被碳库的6.5倍。这一结果略低于Wang等^[25]对长江口沉积物碳储量的估算结果(3.02 — 5.53 Tg C)。造成这些差异的主要原因是研究区范围的界定不同。Wang等^[25]的研究结果涵盖了河口区更大范围的潮滩湿地,包括崇明东滩 160 km²圈围区和南汇东滩大面积堤内苇田。而本研究主要聚焦于堤外深受潮汐影响的盐沼植被分布区,因而总面积相对较小。

1990—2022年间,盐沼植被格局发生显著变化。互花米草面积从零星分布扩张至 175.27 km² (占总面积53.33%),芦苇和海三棱藨草面积分别减少至 95.85 km² 和 57.55 km²。这种变化直接影响了碳储量动态:2022年,互花米草群落贡献了57%的总碳储量,为各盐沼植被群落之首。相比之下,芦苇和海三棱藨草的碳储量分别下降了34%和14%。互花米草的入侵深刻影响着长江口盐沼的固碳格局^[14,26]。1990—2022年,其碳储量从近 28×10^4 t增至 160×10^4 t,而芦苇、海三棱藨草碳储量在种间竞争下分别下降32%和8%。互花米草已成为长江口蓝碳格局演变的主导因素。

4.2 互花米草入侵对盐沼湿地固碳格局的影响机制

互花米草入侵对长江口盐沼湿地的影响呈现“双刃剑”效应。一方面,互花米草从定植到扩张,逐渐形成了连片、高盖度的群落。作为C4植物,其高生物量和枯落物产量直接提高了湿地植被碳库容量和沉积物有机碳输入^[27—28]。其发达的植株和根系高效拦截并捕获沉积物,强化了固碳能力^[29]。特别是在新生湿地淤涨

过程中,互花米草往往凭借其独特的生物特性和环境适应优势抢先定植,逐渐形成高盖度群落,并抬高区域滩面高程,显著提高了区域整体的植被固碳能力。这一现象在南汇东滩表现得尤为突出,一定程度上弥补了南汇东滩长期围垦导致的芦苇湿地退化和碳损失(图 3,图 9)。

另一方面,互花米草的过度扩张又对本土物种形成了明显的竞争排斥。互花米草通过压缩本土植物生存空间、侵占光滩提升其碳汇功能,进而导致本土盐沼群落碳汇功能退化(图 9)。通过种间竞争排斥效应,互花米草间接影响本土植物碳汇功能^[30-31]。本研究发现,在互花米草大面积入侵的崇明环岛、九段沙、南汇东滩等区域,芦苇面积分别减少了 65%、42%、37%,其生物量和碳储量也呈下降趋势(图 3,图 9)。互花米草强大的无性繁殖能力能够使其快速占据滩面生境,并通过密集根系网络截获营养盐,从而抑制芦苇的生长^[32]。尽管从碳汇角度来看,互花米草在一定程度上弥补了本土植物碳汇功能的损失,但从生物多样性维持的角度来看,植物群落结构的单一化将削弱湿地生态系统的稳定性和抵抗力,给长江口脆弱的河口湿地生态系统带来潜在风险^[27]。

4.3 长江口盐沼湿地“蓝碳汇”提升与互花米草治理的协同管理

随着《互花米草防治专项行动计划(2022—2025 年)》的实施,以及《上海市互花米草防治专项行动实施方案(2022—2025 年)》的落实,互花米草清除工程在各岸段陆续展开,长江口的蓝碳规模和分布将发生剧烈变化^[14,33]。可以预见的是,互花米草分布区现有沉积物有机碳总量将面临不可避免的损失:部分将因机械扰动和光滩暴露分解,部分则随着潮汐涨落与泥沙运动而流失。有机碳损失的量因岸段的冲淤程度而异,侵蚀性岸段和风暴潮期间损失可能更为严重,亟需开展针对性评估。此外,互花米草治理后沉积物有机碳可能需要较长时间的累积和演替才能达到治理前水平^[34]。目前互花米草治理区的植被恢复以海三棱藨草为主,其固碳能力远不及互花米草^[35]。互花米草清除后,受中低潮滩水盐条件限制,缺乏适宜的替代植被,短时间内将造成一定宽度的生态位空缺,而自然演替到芦苇尚需时日^[36]。即便以芦苇为主要替代物种,其成活率和生态适应性仍有待进一步观察和评估^[37]。

本研究揭示了互花米草入侵对不同岸段、不同演替阶段湿地碳储量的差异化影响,为因地制宜地制定互花米草管控措施,在治理和利用中实现碳汇与生态保护的平衡提供了新的思路。因此,本研究建议:

在淤积型岸段(崇明北滩、南汇东滩),可采用刈割、翻耕等方式开展互花米草治理,并根据岸段高程和盐度条件,因地制宜栽植芦苇、海三棱藨草、碱蓬等本土植物,逐步恢复盐沼湿地的多项功能。在侵蚀性岸段(如金山奉贤边滩),应充分考虑这类岸段的护岸需求,在互花米草治理过程中避免采用对滩面扰动较大的治理方式。宜先对近岸一侧的互花米草进行芦苇替代,在确保成活、有足够防护功能后,再通过刈割、遮阴等低干扰方式,逐步清除靠海一侧的互花米草。在替代植物群落健康发育之前,建议适当保留一定宽度的互花米草,通过定期刈割控制其高度和产籽数量,最大限度地发挥其护岸固碳、维持生物多样性等综合生态效益。

长远来看,互花米草的治理与盐沼湿地修复应立足于生态系统的完整性,统筹考虑生物多样性、降氮固碳、海岸防护以及生态旅游等多元目标。在发挥互花米草生态效益的同时,适当加以利用,综合考虑互花米草治理方式、治理成本、替代物种和修复成本,加强监测和后评估,并根据互花米草治理后形成的滩面新状态,提出基于自然的管理方案。这需要自然地理学、生态学、环境科学、社会学等多学科交叉融合,在生态过程、生物地球化学循环、生态系统管理等方面深入研究。因地制宜、分类施策,才能实现外来入侵种治理与湿地修复的系统集成,从而助力区域“双碳”目标实现和沿海可持续发展。

参考文献(References):

- [1] IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2021-The Physical Science Basis. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2023.
- [2] Duarte C M, Losada I J, Hendriks I E, Mazarrasa I, Marbà N. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 2013, 3: 961-968.
- [3] Nellemann C, Corcoran E, Duarte C M, Valdes L, De Young C, Fonseca L E, Grimsditch G. Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon. A rapid response assessment. Arendal, Norway: United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, 2009.
- [4] Serrano O, Lovelock C, Atwood T B, Macreadie P, Canto R F, Phinn S, Arias-Ortiz A, Bai L, Baldock J, Bedulli C, Carnell P, Connolly R, Donaldson

- P, Esteban A, Ewers Lewis C J, Eyre B, Hayes M, Horwitz P, Hutley L, Kavazos C, Kelleway J, Kendrick G, Kilminster K, Lafratta A, Lee S Y, Lavery P, Maher D, Marbà N, Masqué P, Mateo M, Mount R, Ralph P, Roelfsema C, Rozaimi M, Ruhon R, Salinas C, Samper-Villarreal J, Sanderman J, Sanders C J, Santos I, Sharples C, Steven A, Cannard T, Trevathan-Tackett S, Duarte C. Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature communications*, 2019, 10: 4313.
- [5] Wang Y. Coastal management in China//*Ocean Management in Global Change*. London: CRC Press, 1992: 460-469.
- [6] Mao D H, Wang Z M, Du B J, Li L, Tian Y L, Jia M M, Zeng Y, Song K S, Jiang M, Wang Y Q. National wetland mapping in China: a new product resulting from object-based and hierarchical classification of landsat 8 OLI images. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2020, 164: 11-25.
- [7] Hu Y K, Tian B, Yuan L, Li X Z, Huang Y, Shi R H, Jiang X Y, Wang L H, Sun C. Mapping coastal salt marshes in China using time series of Sentinel-1 SAR. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2021, 173: 122-134.
- [8] 周金戈, 覃国铭, 张靖凡, 卢哲, 吴靖滔, 毛鹏, 张璐璐, 王法明. 中国盐沼湿地蓝碳碳汇研究进展. *热带亚热带植物学报*, 2022, 30(6): 765-781.
- [9] 周晨昊, 毛覃愉, 徐晓, 方长明, 骆永明, 李博. 中国海岸带蓝碳生态系统碳汇潜力的初步分析. *中国科学: 生命科学*, 2016, 46(4): 475-486.
- [10] 韩广轩, 王法明, 马俊, 肖雷雷, 初小静, 赵明亮. 滨海盐沼湿地蓝色碳汇功能、形成机制及其增汇潜力. *植物生态学报*, 2022, 46(4): 373-382.
- [11] 水利部长江水利委员会. 长江泥沙公报—2018. 武汉: 长江出版社, 2019.
- [12] Berhe A A, Barnes R T, Six J, Marín-Spiotta E. Role of soil erosion in biogeochemical cycling of essential elements: carbon, nitrogen, and phosphorus. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 2018, 46: 521-548.
- [13] Wang S K, He Q, Zhang Y Z, Sheng Q, Li B, Wu J H. Habitat-dependent impacts of exotic plant invasions on benthic food webs in a coastal wetland. *Limnology and Oceanography*, 2021, 66(4): 1256-1267.
- [14] Zhao W Z, Li X Z, Xue L M, Lin S W, Ma Y X, Su L, Li Z Y, Gong L, Yan Z Z, Macreadie P I. Mapping trade-offs among key ecosystem functions in tidal marsh to inform spatial management policy for exotic *Spartina alterniflora*. *Journal of Environmental Management*, 2023, 348: 119216.
- [15] Mei W X, Dong H Y, Qian L W, Yan J F, Hu Y, Wang L. Effects of anthropogenic disturbances on the carbon sink function of Yangtze River Estuary wetlands: a review of performance, process, and mechanism. *Ecological Indicators*, 2024, 159: 111643.
- [16] 李静泰, 闫丹丹, 么秀颖, 谢思炎, 刘垚, 盛显凤, 梁兆擎. 中国滨海湿地碳储量估算. *土壤学报*, 2023, 60(3): 800-814.
- [17] 王栋, 邹维娜, 杨华蕾, 李阳, 刘君恬, 田丰, 李秀珍, 袁琳. 长江口崇明岛周缘盐沼湿地土壤碳储量的空间格局. *生态学报*, 2023, 43(20): 8465-8475.
- [18] 刘钰, 李秀珍, 闫中正, 陈秀芝, 何彦龙, 郭文永, 孙培英. 长江口九段沙盐沼湿地芦苇和互花米草生物量及碳储量. *应用生态学报*, 2013, 24(8): 2129-2134.
- [19] 陈怀璞, 张天雨, 葛振鸣, 张利权. 崇明东滩盐沼湿地土壤碳氮储量分布特征. *生态与农村环境学报*, 2017, 33(3): 242-251.
- [20] 梅雪英, 张修峰. 长江口湿地海三棱藨草 (*Scirpus mariqueter*) 的储碳、固碳功能研究——以崇明东滩为例. *农业环境科学学报*, 2007, 26(1): 360-363.
- [21] Dai Z J. Changjiang Riverine and Estuarine Hydro-morphodynamic Processes; In the Context of Anthropocene Era. Singapore: Springer Singapore, 2021.
- [22] Zhang M, Townend I, Zhou Y X, Cai H Y. Seasonal variation of river and tide energy in the Yangtze estuary, China. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2016, 41(1): 98-116.
- [23] 张绪良, 张朝晖, 徐宗军, 侯雪景, 蔡庆芳. 黄河三角洲滨海湿地植被的碳储量和固碳能力. *安全与环境学报*, 2012, 12(6): 145-149.
- [24] Li J T, Yan D D, Yao X Y, Liu Y, Xie S Y, Sheng Y F, Luan Z Q. Dynamics of carbon storage in saltmarshes across China's eastern coastal wetlands from 1987 to 2020. *Frontiers in Marine Science*, 2022, 9: 915727.
- [25] Wang F M, Liu J H, Qin G M, Zhang J F, Zhou J G, Wu J T, Zhang L L, Thapa P, Sanders C J, Santos I R, Li X Z, Lin G H, Weng Q H, Tang J W, Jiao N Z, Ren H. Coastal blue carbon in China as a nature-based solution toward carbon neutrality. *Innovation: Cambridge: Mass*, 2023, 4(5): 100481.
- [26] Meng W Q, Feagin R A, Innocenti R A, Hu B B, He M X, Li H Y. Invasion and ecological effects of exotic smooth cordgrass *Spartina alterniflora* in China. *Ecological Engineering*, 2020, 143: 105670.
- [27] 刘倩, 李媛媛, 王萍, 周仲元, 王悠, 周斌. 外来种互花米草的入侵生态学研究进展. *海洋湖沼通报*, 2023, 45(3): 155-163.
- [28] Xia S P, Song Z L, Van Zwieten L, Guo L D, Yu C X, Wang W Q, Li Q, Hartley I P, Yang Y H, Liu H Y, Wang Y D, Ran X B, Liu C Q, Wang H L. Storage, patterns and influencing factors for soil organic carbon in coastal wetlands of China. *Global Change Biology*, 2022, 28(20): 6065-6085.
- [29] Yang W, Zhao H, Chen X L, Yin S L, Cheng X L, An S Q. Consequences of short-term C4 plant *Spartina alterniflora* invasions for soil organic carbon dynamics in a coastal wetland of Eastern China. *Ecological Engineering*, 2013, 61: 50-57.
- [30] Medeiros D L, White D S, Howes B L. Replacement of *Phragmites australis* by *Spartina alterniflora*: the role of competition and salinity. *Wetlands*, 2013, 33(3): 421-430.
- [31] Wang Q, Jørgensen S E, Lu J J, Nielsen S N, Zhang J R. A model of vegetation dynamics of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* in an expanding estuarine wetland: biological interactions and sedimentary effects. *Ecological Modelling*, 2013, 250: 195-204.
- [32] Qing H, Cai Y, Xiao Y, Yao Y H, An S Q. Nitrogen uptake and use efficiency of invasive *Spartina alterniflora* and native *Phragmites australis*: effect of nitrogen supply. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 2015, 43(2): 305-311.
- [33] Stokstad E. China battles alien weed at unprecedented scale. *Science*, 2023, 379(6636): 972.
- [34] Feng J X, Zhou J, Wang L M, Cui X W, Ning C X, Wu H, Zhu X S, Lin G H. Effects of short-term invasion of *Spartina alterniflora* and the subsequent restoration of native mangroves on the soil organic carbon, nitrogen and phosphorus stock. *Chemosphere*, 2017, 184: 774-783.
- [35] Chen W, Ge Z M, Fei B L, Zhang C, Liu Q X, Zhang L Q. Soil carbon and nitrogen storage in recently restored and mature native *Scirpus* marshes in the Yangtze Estuary, China: implications for restoration. *Ecological Engineering*, 2017, 104: 150-157.
- [36] 谢宝华, 韩广轩. 入侵植物互花米草防治: 理念、技术与实践. *中国科学院院刊*, 2023, 38(12): 1924-1938.
- [37] 平原, 张利权. 物理措施控制互花米草的长期效果研究. *海洋环境科学*, 2010, 29(1): 32-35.