

復旦大學

本科畢業論文



論文題目：互花米草整治背景下長江口鹽沼濕地植被演替模擬研究

姓 名：齊冠普 學 號：19307110213

院 系：生命科學學院

專 業：生態學

指導教師：馬俊 職 稱：副研究員

單 位：復旦大學

完成日期：2023年5月16日

互花米草整治背景下长江口盐沼湿
地植被演替模拟研究

完成人

齐冠普

指导小组成员

郭海强 高级实验师

目 录

摘 要	I
Abstract.....	II
一、前 言	1
二、材料与方 法	3
2.1 研究区介绍	3
2.2 研究数据	4
2.2.1 遥感影像数据	4
2.2.2 大尺度环境数据	4
2.2.3 植被分布野外踏查数据	5
2.3 研究方法	5
2.3.1 遥感影像预处理	5
2.3.2 滨海盐沼植被分类	7
2.3.3 植被演替机理分析和未来植被演替预测	8
三、研究结果	10
3.1 长江口盐沼湿地关键扩张威胁因子	10
3.2 不同情景下植被演替的数量特征	10
3.3 不同情景下长江口盐沼湿地植被空间分布和景观格局	12
四、讨 论	15
4.1 未来长江口盐沼湿地的命运	15
4.2 长江口盐沼湿地互花米草整治工程的效益	16

4.3 互花米草整治工程后的生态风险	17
4.4 研究展望	18
参考文献	19
致 谢	24

摘要

鉴于互花米草对中国沿海滩涂的巨大危害，2022年12月中国宣布将在全国海岸带范围内开展互花米草整治工程。盐沼湿地的植被群落结构和演替动态是其提供生态系统服务的基础，能够为制定整治互花米草后海岸带养护和修复手段提供重要依据。在此背景下，尚未有研究对其进行分析和模拟。本研究以我国分布面积最大，受互花米草入侵程度最深的长江口盐沼湿地为对象，通过遥感分类、实地踏查和机器学习建模，分析了盐沼植被演替机理，预测并评估未来不同情景下植被演替动态和群落结构健康度。结果表明，盐沼植被扩张的最大限制因素来自于人类胁迫，如一级道路（11.4%）和沿海大坝（10.26%）。如不进行整治工程，至2032年长江口盐沼湿地植被面积将增加149.6 km²，空间分布多样性和均匀度分别上升16.5%和16.7，但互花米草入侵面积将增加98.9 km²。互花米草整治工程的实施将使本土植被平均面积增加289.3 km²，清除后不进行人工盐沼恢复的情景下其景观格局均匀度和多样性将分别提升16.6%和35.3%。本研究揭示了长江口盐沼湿地植被扩张的限制因素，提供了一种能够评估互花米草整治工程对植物群落结构和演替动态影响的方案，对未来全国海岸带盐沼湿地保护和互花米草整治工程的后续滩涂养护工作的开展具有重要的科学指导意义。

关键词：盐沼湿地，自然演替，互花米草，卫星遥感，生态工程

Abstract

Considering the substantial harm posed by the invasive species *Spartina alterniflora* to China's coastal mudflats, China declared in December 2022 that it would launch a national *S.alterniflora* control project along its coastlines. The structure and succession dynamics of vegetation communities in salt marsh wetlands underpin the ecosystem services they provide, rendering them essential for devising conservation and restoration strategies following the control project. Nonetheless, such an analysis and simulation remain unprecedented. Here, we pivoted around the salt marsh wetlands of the Yangtze River Estuary, the region with the most extensive salt marsh and heaviest *S.alterniflora* invasion in China. Through remote sensing classification, field surveys, and machine learning modeling, we examined the mechanism of salt marsh vegetation succession, predicted, and assessed the future dynamics of vegetation succession and community structure health under different future scenarios. Results showed that anthropogenic stressors, such as primary roads (accounting for 11.4%) and coastal dams (10.26%), serve as the primary limiting factors for the expansion of salt marsh vegetation. Without control project, by 2032, the vegetation area of the Yangtze River estuary salt marsh wetlands will increase by 149.6 km², with a concurrent rise in spatial diversity and evenness by 16.5% and 16.7%, respectively. Nevertheless, the area invaded by *S.alterniflora* is estimated to expand by 98.9 km². The implementation of the *S.alterniflora* control project will lead to an average increase of 289.3 km² in the native vegetation area. In scenarios where no artificial salt marsh restoration would be carried out, the landscape evenness and diversity will increase by 16.6% and 35.3%, respectively. Our study unveiled the limiting factors for the expansion of the Yangtze River estuary salt marsh wetland vegetation, offering a scheme capable of evaluating the impacts of *S.alterniflora* control projects on plant community structure and succession dynamics. This bears substantial scientific implications for future national endeavors in coastal wetland preservation and the execution of *S.alterniflora* control projects.

Key words: Salt marsh, Natural succession, *Spartina alterniflora*, Remote sensing, Ecological engineering

一、前言

滨海盐沼湿地位于陆海过渡带，主要指海岸沿线受海洋潮汐周期性或间歇性影响的有盐生植物覆盖的咸水或淡咸水淤泥质滩涂，与红树林、海草床并称为“蓝碳”生态系统，为地球上生态系统服务价值最高的生态系统之一^[1]。滨海盐沼湿地具有复杂的能量流动和物质循环过程，是潮间带动物的的重要栖息地，能够为人类提供如渔业资源生产^[2]、碳封存^[3]、海岸保护^[4]和休闲娱乐^[5]等诸多生态系统服务。但从全球范围来看，滨海盐沼湿地所在的河口海岸带区域既是人口密集^[6]和经济发达^[7]的区域，又是容易遭受生物入侵^[8]、气候变化和极端天气等全球变化所侵扰的生态脆弱区域^[9]。在中国，盐沼湿地主要分布于东部沿海的河口与海岸带，其中，长江河口是我国盐沼湿地面积最大分布区之一^[10]，其所处的长三角地区更是中国人口最为集中、经济最发达、城市化水平最高的区域之一。由于长三角地区的可持续发展在很大程度上依赖于长江口滨海盐沼湿地所提供的天然生态屏障与生态系统服务^[11]，保护长江河口滨海盐沼湿地生态系统功能、维持其生态系统服务已成为长三角未来高质量发展的重要途径。

然而，自 20 世纪 90 年代中后期长江口区域引种互花米草之后^[12]，由于该植物相比本土物种对光、水、氮等环境资源具有更高的资源利用效率^[13-15]，具有更加强大的繁殖能力和抗逆性^[16]，进而在长江口盐沼湿地形成了严重的入侵态势，成为该地优势种并对生态系统各方面产生了深刻影响^[17]。一方面，互花米草凭借自身庞大根系等结构特性、高净初级生产力和强促淤能力等特性，改变盐沼湿地土壤的理化性质和微生物组结构/功能^[18,19]；另一方面，互花米草入侵后大量取代本土盐沼植物，显著地改变了长江口区域原有生态系统的组成与结构^[20]，并改变其未来演替的进程与方向。不仅如此，互花米草的入侵还会直接或间接地影响依托本土盐沼植物生存的鸟类、鱼类和底栖动物^[21-23]等生物的群落结构和空间分布，压缩其栖息地面积并减少可利用的重要资源。依照目前趋势，在这些方面互花米草将带来的影响将愈发剧烈。

因此，为扭转互花米草在长江口盐沼湿地的入侵态势，早在 2006 年，上海市林业局联合多方科研机构 and 高校团队已在上海市崇明东滩鸟类国家级自然保

保护区开展了互花米草生态整治研究，迄今形成了一套集物理、化学和生物等多种手段的整治方案，在保护区内的修复实践成效显著^[24,25]。2022年12月国家林业和草原局、自然资源部等五部门关于印发《互花米草防治专项行动计划（2022—2025年）》的通知中提到中国即将启动针对全国范围的互花米草防治专项行动，计划加强对互花米草的监测、整治和防控，从而彻底扼制其在全中国的入侵态势，而受到严重入侵的长三角地区便是其中的重点攻坚地区。

虽然目前针对互花米草的整治手段多样并具有良好的整治效果，但清除正在快速演替的盐沼湿地中的优势种，对未来的整个生态系统演替进程的影响是深刻且未知的，整治后的不同的恢复手段更有可能带来不同的结果：长江口盐沼湿地盐沼面积在过去40年不断扩张，近年来盐沼植被演替十分迅速^[26]。移除互花米草后留下的大量裸露光滩成为适合其他盐沼植物生长的潜在生境，加之缺少了具有高竞争力的互花米草，长江口盐沼湿地的植被组成和分布势必将重新洗牌。而盐沼植被是滨海盐沼湿地生态系统结构组成、服务提供和胁迫响应的基本单元，其演替动态是制定后续海岸带养护和修复手段的重要依据。因此我们亟需实时准确地监测盐沼湿地植被演替动态、分析植被演替机理并评估其景观健康度。

在此，本研究首先通过结合卫星遥感数据和野外踏查数据，通过构建基于像素和植被物候的阈值判断植物分类模型，绘制了长江口盐沼湿地历史上多期盐沼植物分类图。随后通过基于机器学习的用地扩张分析模型和多类随机斑块种子的CA模型，探索长江口湿地历史植被演替规律并模拟互花米草整治工程后不同恢复手段下未来植物群落的数量动态和空间分布。最后，本研究通过随机森林回归和景观格局指数对植被演替机理和景观健康度进行了对应的评估。具体而言，本研究希望回答以下三个问题：在互花米草整治工程后，不同恢复手段下未来长江口盐沼湿地 1)盐沼植被关键扩张限制因子是什么，2)盐沼植被演替的数量变化有什么特征，3)盐沼植被将呈现何种空间分布和景观格局。

二、材料与amp;方法

2.1 研究区介绍

本研究区域覆盖长江河口的全部区域（30.819° -31.919° N，120.810° -122.190° E，图 1）。长江河口为中国四大河口之一，年均气温 17.7℃，年均降雨量 1388.8mm，属于典型的北亚热带季风性气候。长江入海有两道分支，北支沙洲密布，流速慢，深度较低；南支是长江口主航道，流速较快，水深一般 10 米以上。长江河口覆盖有超过全中国 1/4 的盐沼湿地，主要分布区有三个岛屿：崇明岛、横沙岛和长兴岛，一个沙洲：九段沙，和两片沿岸滩涂：南汇东滩和启东湿地。其中有两块重要的保护区，其一是位于崇明岛东部的东亚最大候鸟自然保护区之一：崇明东滩^[27]，另一个是同样在 2005 年被指定为国家级自然保护区的年轻沙洲，九段沙湿地。长江河口最为主要的盐沼植被类型有本土物种芦苇（*Phragmites australis*），海三棱藨草（*Bolboschoenoplectus mariqueter*），糙叶苔草（*Carex scabrifolia*）等，以及入侵植物互花米草（*Spartina alterniflora* Loisel）。盐沼湿地内动物类型丰富，是极为重要的生物资源库：目前长江河口区域记录有大型底栖无脊椎动物 133 种，鱼类 63 种，而鸟类仅崇明东滩就记录有 290 种，且包含了大量稀有的濒危鸟类。



图 1.中国长江口盐沼湿地分布图以及重要盐沼分布区（红色）

2.2 研究数据

2.2.1 遥感影像数据

遥感数据来源于 2019 年 1 月 1 日到 2022 年 12 月 31 日中覆盖研究区域（ 30.819° - 31.919° N, 120.810° - 122.190° E），的 Google Earth Engine (GEE) 云平台中储存所有的 Landsat Collection 2 Level-2 surface reflectance (SR) data 和 Sentinel-2 Level-2A-MSI(SR)数据。Landsat 数据包括来自美国地质调查局的所有可用的 Landsat 8 Operational Land Imager (OLI)图像，空间分辨率为 30m，地面重访时间为 8 天。Sentinel-2 数据包括来自欧洲航天局的所有可用 Sentinel-2A 和 Sentinel-2B 多光谱仪器 (MSI) 图像，空间分辨率为 10m，地面重访时间为 5 天。这些影像已经过大气校正，辐射定标和地形校正，属于精度最高的一类遥感数据。

2.2.2 大尺度环境数据

本研究收集了多种大尺度环境数据（表 1），具体包括有 1) 地形数据：地表高程和地表坡度；2) 气候数据：平均降雨、地表平均温度、近地面风速和地表

气压；3) 人类干扰数据：居民点，各类道路和沿海大坝；4) 自然地貌：主要潮沟和河流水道；4) 入侵生物：互花米草。数值型数据（气温和降雨等）和类别型数据（道路和入侵生物等）分别使用 ArcGIS 10.8 软件通过三次卷积为和最邻近法重采样为 30m 分辨率大小以匹配遥感影像的数据空间分辨率，并通过线性归一化保证数据量纲一致。

2.2.3 植被分布野外踏查数据

2022 年 7-10 月，我们在长江口多个典型盐沼湿地地区进行了野外踏查，包括崇明东滩、崇明北湖和南汇临港湿地。使用 GPS 软件完成了各类主要植被类型包括互花米草、海三棱藨草、芦苇、其他植物（糙叶苔草、白茅和碱蓬等）的分类和验证样本的定位，并录入到 GEE 云平台保存。

表 1.大尺度环境数据及其来源

数据类型	具体描述	数据来源
地形数据	地表高程	清华大学黄小猛团队 ^[28]
	地表坡度	高程计算
	水道潮沟	1:100 万地理信息数据
气候数据	平均降雨	Open-Land-Map 降雨数据集 ^[29]
	平均温度	Landsat 8 OLI 传感器红外波段
	近地面风速	ERA5 Daily Aggregates ^[30]
	地表气压	ERA5 Daily Aggregates
人类干扰数据	一级道路	1: 100 万公众版基础地理信息数据
	二级道路	1: 100 万公众版基础地理信息数据
	三级道路	1: 100 万公众版基础地理信息数据
	高速公路	1: 100 万公众版基础地理信息数据
	沿海大坝	1: 100 万公众版基础地理信息数据
	居民点	1: 100 万公众版基础地理信息数据
	自然保护区	1: 100 万公众版基础地理信息数据
入侵生物	互花米草空间分布	本研究遥感分类制图

注：100 万数据来自 <https://www.webmap.cn/commres.do?method=result100W>

2.3 研究方法

2.3.1 遥感影像预处理

对于 GEE 平台上的遥感影像，本研究首先线性校正方法将 Landsat-8 OLI 数据转换为和 Sentinel-2 光谱波段相匹配的数据。随后使用 QA 波段算法和

s2-cloudless 算法对遥感影像进行去云/阴影操作，并对去云后的影像计算了多个代表植物光谱特征的植被指数。经过后筛选后，保留四个关键分类指数，具体包括：

- 1) 归一化差异植被指数(NDVI)：通过植被在近红外和红外波段吸收的差异计算，可反映植被的健康情况及植被的长势。
- 2) 增强型植被指数(EVI)：修正了大气和土壤噪声的 NDVI 指数，能良好反映密集植物生长情况。
- 3) 归一化差值水体指数(NDWI)：通过水体在绿光和近红外波段的吸收差异，能够反应地表土壤湿度和植被覆盖情况。
- 4) 经过校正的红边叶绿素植被指数(M-RECI)：受氮滋养的叶子中的叶绿素含量有反应，能够显示冠层的光合活性。

以上指数计算分别见式（1）、（2）、（3）和（4），结果通过三次卷积重采样各类植被指数，使得每张影像分辨率统一。

$$NDVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED} \dots\dots\dots (式 1)$$

$$EVI = 2.5 \times \frac{NIR-RED}{NIR+6 \times RED-7.5 \times BLUE+1} \dots\dots\dots (式 2)$$

$$NDWI = \frac{GREEN-NIR}{GREEN+NIR} \dots\dots\dots (式 3)$$

$$MRECI = \left(\frac{\left(\frac{NIR}{RED} \right) - 1}{0.7} \right)^2 \dots\dots\dots (式 4)$$

注：NIR-近红外波段（845-885nm）；RED-红波段（630-688nm）；BLUE-蓝波段（450-515nm）；GREEN-绿波段（530-590nm）

最后，通过半月合成算法以及 Savitzky-Golay 滤波算法填补因为去云而丢失的像素值，并平滑植被指数时间序列，我们得到了时间分辨率 5 天，空间分辨率为 30m 的高质量年度植被指数特征分布图。通过结合野外踏查的分类样本数据，本研究绘制了不同植被的关键植物指数年度时间序列图(图 2)。

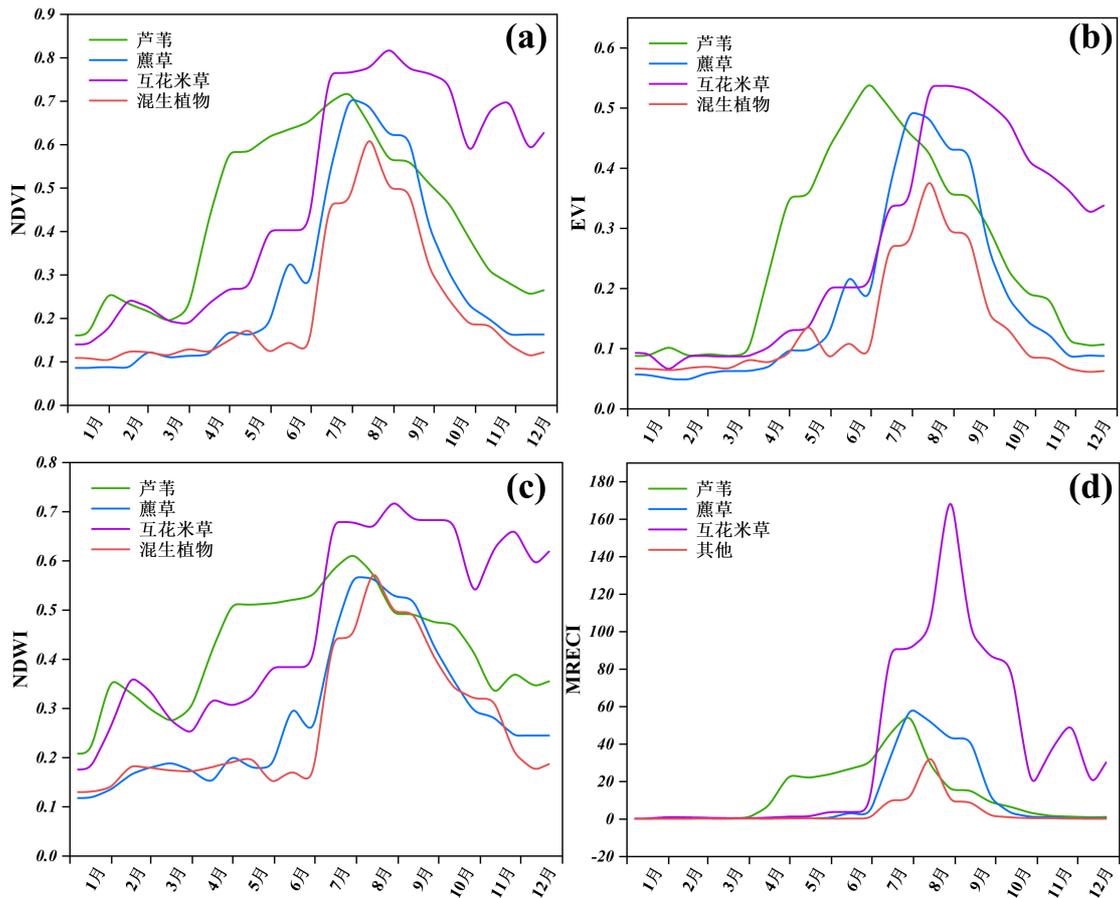


图 2.不同植被类型关键植物指数年度时间序列图

2.3.2 滨海盐沼植被分类

结合年度植被指数特征分布图(图 2)和, 本研究构建了以下基于像素和物候的阈值判断植被分类方法:

- 1) 互花米草提取: 由于 11-12 月其他植物进入凋落期, 大部分发黄并衰落, 但互花米草尚未进入衰败期, 长势良好。其 EVI 和 MRECI 相对较高。
- 2) 芦苇提取: 在 5-6 月, 除互花米草外, 芦苇先于所有其他盐沼植物进入生长期, 植被迅速拔高并绿化, EVI 上升。
- 3) 其他(混生)植物: 在 10-11 月, 蔗草已经进入枯萎期, 叶片和茎秆发黄倒伏, 而其他植物依旧处于成熟期, 具有较高生物量, NDVI 偏高。
- 4) 蔗草: 7-8 月蔗草处于生长期, NDVI 偏高。同时其生境大多位于最近海端, 时常被潮水淹没, 所以其 NDWI 同样偏高。

结合该逻辑, 本研究提取了每一类植物关键生长期内具有良好分离度的指标范围, 最终分类算法如下:

- 1) 互花米草: $EVI_{11-12mean} \geq 0.2 \cap RECI_{11-12mean} \geq 3.5$
- 2) 芦苇: $EVI_{5-6mean} \geq 0.25$
- 3) 其他植被: $NDVI_{10-11mean} \geq 0.25 \cap NDWI_{10-11mean} \leq -0.35$
- 4) 海三棱蔗草: $NDVI_{7-8mean} \geq 0.2 \cap EVI_{7-8mean} \geq 0.1$

当植被分类完成后,本研究使用已发布的东亚自然潮间带分布区对分类数据^[31]进行裁剪,从而保证分类范围内的湿地均为自然受到潮汐周期性覆盖度的盐沼湿地。并使用野外踏查得到的验证样本通过混淆矩阵和 Kappa 系数评估分类的准确性(表 2),结果表明分类效果理想。

表 2.分类结果准确性评估结果

盐沼类型	光滩	互花米草	芦苇	海三棱蔗草	其他植被
Kappa	0.95	0.91	0.92	0.91	0.89
总体准确性	0.98	0.96	0.96	0.95	0.95

2.3.3 植被演替机理分析和未来植被演替预测

根据已有的多年植被分类数据,本研究统计了历史植被数量并使用 Markov 模型设置三种情景:1)互花米草无清除自然演替;2)互花米草清除后自然演替;3)互花米草清除后人工恢复盐沼(表 3),分别模拟未来到 2032 年在不同情景下植被数量动态。

表 3.模拟情景设置

情景设置	情景描述
互花米草无清除自然演替	不清除任何互花米草,盐沼湿地进行自然演替
互花米草清除后自然演替	当年清除互花米草后,盐沼湿地进行自然演替
互花米草清除后人工恢复	当年清除互花米草后,按照本土物种比例进行盐沼恢复

基于该结果,本研究依托中国地质大学(武汉)开发的 Patch-generating Land Use Simulation(PLUS)模型^[32],首先本研究通过 LEAF 模块,提取根据盐沼的 2019-2022 年植被扩张历史,结合大尺度各类环境数据(表 1)通过多次参数调整和预测精度检测,设定了回归树分支为 20,特征树分枝为 14 的模型,胞元影响邻域为 3×3 的随机森林模型,回归得到了各类盐沼植被潜在扩张区和扩张的主要贡献因素,并分析其机理。

我们随后对多类随机斑块种子的 CA 模型(CARS)进行参数化,其中设定转换基本规则为“盐沼植物不会转变为光滩”,以过去扩张历史中植被相互转换

的数据矩阵作为用地之间相互转换的概率,完成了对未来植被空间分布动态的预测。最后通过总体精度(OA)和卡帕系数(Kappa)评估预测结果准确性,结果表明预测精度理想,较为符合实际情况。

针对不同情景下的预测结果,本研究进一步使用 FragStats 4.1 软件对全长江口盐沼湿地景观尺度的多样性和均匀度进行了评估和比较。

三、研究结果

3.1 长江口盐沼湿地关键扩张威胁因子

根据图 3，本研究结果表明人类胁迫对各类盐沼类型的扩张均具有较为负面的影响。其中主要道路对除互花米草之外的盐沼类型的负面影响均位于前三，其对光滩的影响最高（15.8%），其次为芦苇（11.8%）、混生植被（10.2%）、海三棱藨草（9.5%）；修筑大坝同样对盐沼扩张有较为显著的负面影响，分别能够解释芦苇（12.2%），海三棱藨草（12.0%）和互花米草（10.2%）的扩张总影响。

环境因子中，温度是主要盐沼类型（互花米草、芦苇和海三棱藨草）的最大扩张限制因子。其分别能够解释海三棱藨草（23.4%）、互花米草（18.1%）和芦苇（17.2%）的扩张总影响。而其对混生植被的影响则相对较小（13.6%）。

此外，地形地貌同样在塑造盐沼光滩分布中有重要的作用。地表高程和河流潮沟对光滩扩张的综合影响占总体的 27.9%。河流潮沟同样对互花米草的扩张有一定的抑制作用（10.6%），而混生植物更偏向于具有高高程值的地区扩张（13.5%）。

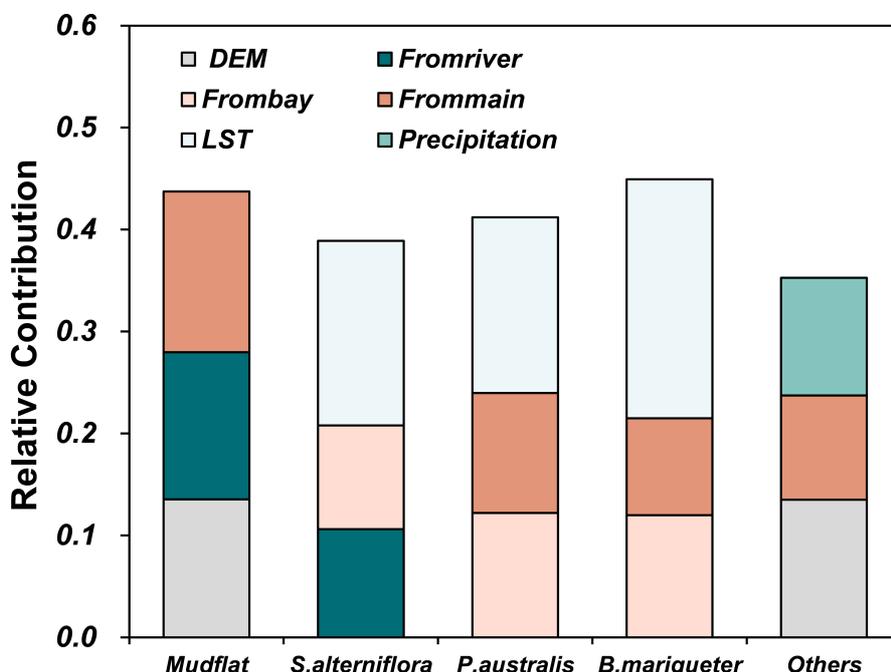


图 3. 各类盐沼植被扩张主要限制因子

3.2 不同情景下植被演替的数量特征

长江口盐沼湿地截止至 2022 年年末，总计有 388.51 km² 盐沼植被和 465.28 km² 光滩，在过去四年，盐沼植被面积增加了 69.11 km²，相比 2019 年面积增加 21.6%（图 4a）。其中，增加的植被大部分是互花米草，其贡献比例占总增长量约 50%。

如果我们不进行互花米草整治工程，到 2032 年，该地盐沼植被面积将快速增加，达到 538.12 km²，相对 2022 年面积提升 38.5%（图 4a）。在植被组成上，互花米草和芦苇将成为优势种，两者占比和将超过 85%。而另一本土物种海三棱藨草的生存空间进一步被挤压，相比 2022 年其面积占比将下降 14.8%（图 4b）。

在进行互花米草整治后逐年进行人工盐沼恢复的背景下，至 2032 年，此地盐沼总面积为 472.29 km²，能够完全恢复到之前的覆盖面积，并相对 2022 年植被扩张 84km²（18%）（图 4a）。芦苇将成为长江口最主要的盐沼植被类型，总面积占比达到 68.7%。同时，海三棱藨草和其他混生植物群落面积分别增加 46.4 km²（74.7%）和 20.2 km²（105.7%）（图 4c）。

但是，在清除互花米草后让湿地自然演替恢复的情景下，到 2032 年长江口盐沼湿地总面积将达到 512.77 km²（图 4a），不仅完全恢复到清除前的面积，且植被额外扩张 124.26 km²（32.0%）。而长江口盐沼湿地的植被组成也将发生重大变化，海三棱藨草将成为优势种之一，占总盐沼面积 42.8%。绝对面积上升为 2022 年的 354%，而混生的植物群落面积同样有显著的增加，其将从 2022 年的 19.15 km² 上升至 134.07 km²，约为 2022 年面积的 7 倍左右（图 4d）

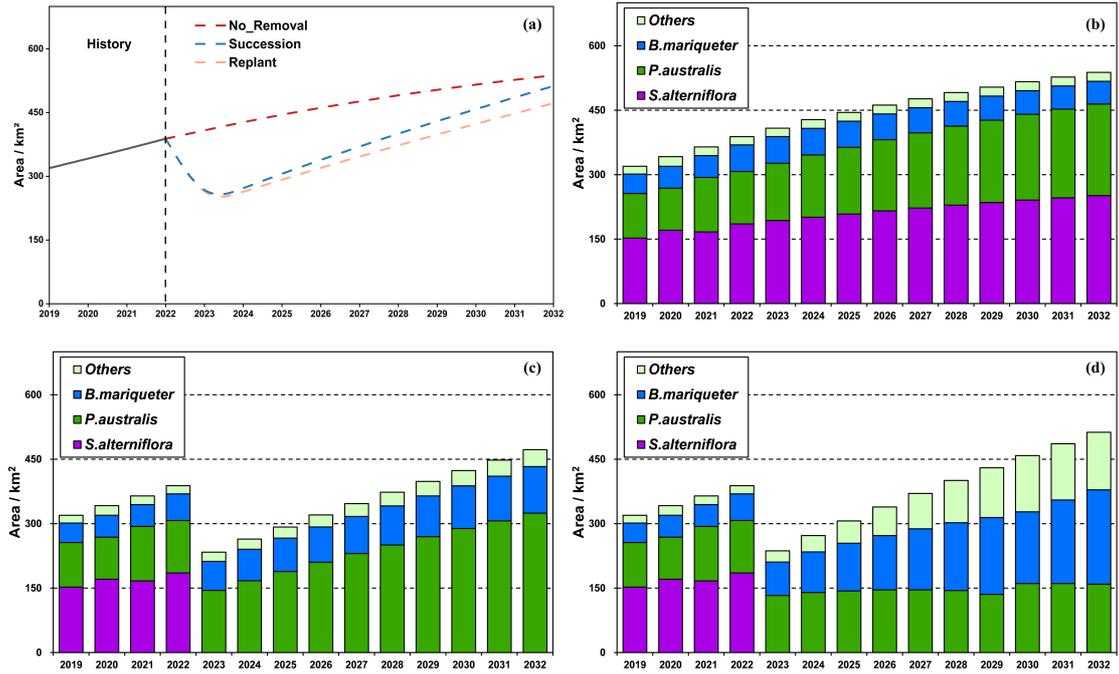


图 4.不同情景下长江口盐沼湿地植被面积和结构动态

注：不同情景盐沼植被数量动态 (a)；不进行互花米草整治工程 (b)；整治后进行人工盐沼恢复 (c)；整治后不人工干预 (d)

3.3 不同情景下长江口盐沼湿地植被空间分布和景观格局

在空间分布上,过去四年大部分盐沼植物扩张发生在上海市南汇东滩和崇明北湖两个地区,而在崇明东滩保护区和九段沙保护区内的扩张较为缓慢。整体而言,长江口盐沼湿地盐沼植被近年来演替和扩张速度较快,但扩张分布并不均匀,且受到互花米草的入侵程度不断加深(图 4a, 图 5a)。

在不进行互花米草整治情景下,到 2032 年入侵植物互花米草的入侵程度将进一步加深,其将在崇明岛东/北/西三岸持续扩张,并且在横沙岛、长兴岛和崇明西滩等在 2022 年尚未被明显入侵的区域出现扩张态势(图 5b),而本土物种的主要分布区逐渐向潮间带外缘转移。但整体而言,由于植被扩张,全长江口盐沼湿地的景观格局健康度相比 2022 将有一定上升(13.2%)(图 6)。

在进行互花米草整治工程的背景下,如果进行盐沼恢复,优势种将变为芦苇,其将广泛分布于长江口五大主要盐沼区。但在崇明北湖、南汇东滩及九段沙等原先互花米草广泛分布的地区,人工恢复无法完全使其盐沼覆盖率回复到之前的水平(图 5c)。从而整体来看,长江口植物分布将更加集中化、单一化,多个景观健康度指标均相对不进行互花米草整治工程情景较低(图 6)。

但是，如果仅对互花米草进行清除，随后由其本土物种进行自然演替，全长江口植被空间分布将彻底改变，在五大主要的盐沼植被分布区将均出现多种植物类型混生的情况（图 5d），且海三棱藨草将第一次成为广泛分布于长江口盐沼湿地的优势种。同时，在景观健康度上，该情景是未来三种情景中最理想的一种，不论在景观多样性还是均匀度上都是最高的（图 6）。

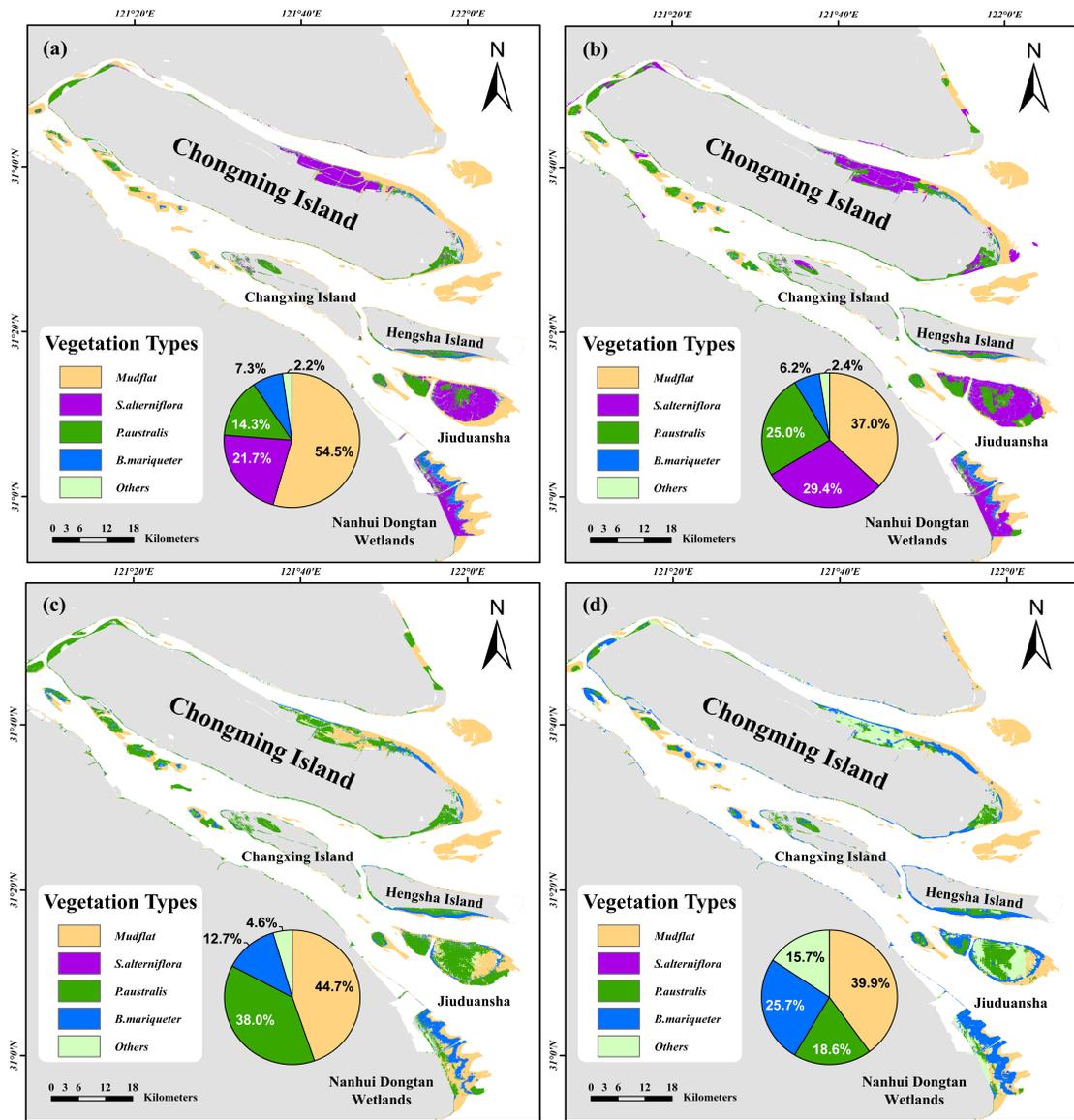


图 5.不同情景下长江口盐沼湿地植被空间分布

注：不同情景盐沼植被数量动态（a）；不进行互花米草整治工程（b）；整治后进行人工盐沼恢复（c）；整治后不人工干预（d）

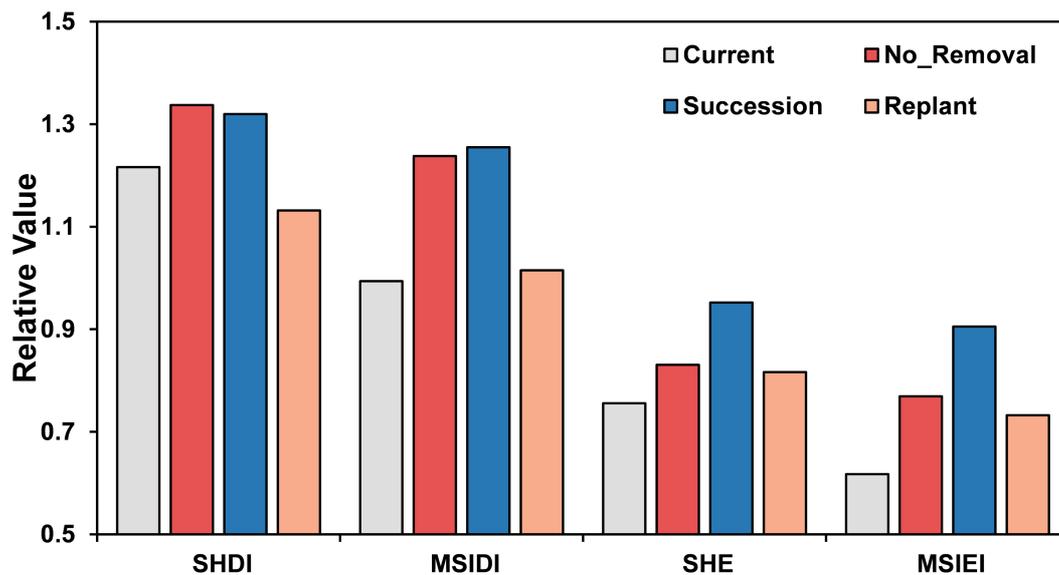


图 6.不同情景下未来长江口盐沼湿地景观格局

注：SHDI：香农多样性；MSDI：修正的辛普森多样性；SHE：香农均匀度指数；MSIDI：修正的辛普森均匀度指数；No Removal：不进行互花米草整治工程；Succession：整治后不人工干预；Replant：整治后进行人工盐沼恢复

四、讨 论

4.1 未来长江口盐沼湿地的命运

本研究结果表明，依照长江口盐沼植被群落自 2019 年以来的演替趋势，未来长江口盐沼湿地植物面积依旧会不断增加，但扩张速度将有所下降。该现象的背后是上海市大量填海工程的历史原因^[33]。由于对土地的迫切需求，上海市政府在过去 10 年完成了多个填海工程，而这些工程对滨海盐沼湿地的影响极其剧烈，例如已完成的临港新城填海工程和横沙岛填海工程^[34]。前者总计填海 133 km²，几乎完全把原本位于南汇的盐沼湿地摧毁图（图 7），但是后续大堤外形成了大量适合盐沼植物生长的光滩，在此地迅速形成了以芦苇/互花米草/海三棱藨草为主要植物的盐沼群落，甚至截止到 2023 年年初尚有大量适合盐沼植物生长的空间。而横沙岛工程虽然没有对原本的盐沼群落产生影响，但其建立在海面上提供了一块全新的适合盐沼植物生长的空间，尤其是在岛南岸凹口淤积出的大片光滩（图 8）。

这些因填海造陆而产生的地区上盐沼植被扩张的速度远超自然条件下扩张的速度。因此自 2022 到 2032 年间，扩张的区域也主要集中这些地区。而这两地适合植物生长的环境逐渐被占据后，植物扩张速度便会不断下降，并逐渐恢复到长江口盐沼湿地背后光滩形成-海三棱藨草定殖-其他植物取代的自然演替过程的速度。同时，我们也发现未来互花米草的在长江口盐沼湿地入侵程度将进一步加深，除了原本入侵地之外，原本进行过整治工程的崇明东滩区域也将会有被再次入侵的风险，其在 2022 年零星分布的互花米草斑块很有可能导致未来二次入侵发生。



图 7.2002 年上海南汇东滩填海工程前后对比（1984/2016）



图 8.2016 年上海横沙岛填海工程前后对比（1984/2020）

4.2 长江口盐沼湿地互花米草整治工程的效益

在本土物种依旧广泛分布于长江口盐沼湿地时，清除互花米草不会降低本土盐沼扩张的速度，不论是清除后进行人工盐沼恢复与否，其他本土植物都会迅速填补互花米草消失后留下的适合生长植物的光滩，并让长江口盐沼湿地恢复到自然演替的进程，最终形成更为均匀多样的空间格局（图 4，c/d）。而在整治后自然演替情景下，盐沼植物的恢复和扩张速度最快，其空间景观格局也是三者中最为健康的。

此现象的出现是因为移除草本植物群落优势种互花米草后，其他植物的竞争压力有所缓解，可以借助大量的资源迅速进行种群扩张^[35,36]。而次生演替相对于人工盐沼恢复，各类盐沼植物在自然选择和种间竞争下能够在更加适合其生存的环境中快速繁衍扩张，形成更为稳定的自然植物分布格局和多样的混生群落组成

结构，这一现象在退化森林的恢复工程中时常出现^[37,38]。而对于快速演替的盐沼湿地中生长的草本植物来说则更加明显，如在本研究中清除互花米草后自然演替的情景下，长江口盐沼原本被互花米草分布的区域便被大量的混生植物所取代，且海三棱蔗草的分布也将在长江口盐沼湿地全域性的恢复（图 4，d）。

4.3 互花米草整治工程后的生态风险

对于入侵植物互花米草，上海市政府早期的引种行为本是因其多方面优点，如在生理上对各环境资源的强利用能力使其具有显著高于本土物种的初级生产力和固碳能力，形态上粗壮根系和繁茂茎秆带来的消浪能力能够减少沿海居民面临的风险，同时还会截流上流输入的泥沙，加快滩涂淤积的速度^[39,40]，在上海定殖 40 年间其贡献了一定的生态和经济价值^[16]。尽管本研究结果表明清除互花米草能够有效提升长江口盐沼湿地的景观健康度和本土植物覆盖率，但首次大规模地清除滨海盐沼这类较为脆弱的生态系统中的优势种，依旧有不可预见的生态风险。

在互花米草清除的过程中，有单纯使用以物理方法为主、对土壤化学性质影响较小的整治手段：如在崇明东滩实验中探索出的“围、淹、割、晒、种、调”整治方案^[24,25]。但该方法耗时长，成本高，推广至大范围区域具有一定的难度，往往需要辅以较为高效且常用的化学清除手段，但据在崇明东滩捕鱼港样地实验结果表明，本土植物有可能会受到残余化学药剂的影响而难以在清除后的土壤上生长。因此，大规模清除工程使用的复合整治手段很有可能改变土壤理化性质，进而导致植被的恢复受阻。同时，由于整治工程将清除生态系统中促淤能力最强的互花米草^[41]，因此光滩扩张的速度将很有可能因此而降低，进而导致盐沼植被扩张的速度将会在可生长植物的光滩地区被完全覆盖后出现下降的趋势。两者的综合将导致盐沼植被自然恢复速度并不如本研究中预期那样理想。

同时，由于滨海盐沼湿地土壤中封存着大量的碳，整治工程的实施首先会直接对该碳库带来巨大的冲击，如整治使用的最常用物理手段需要对土壤进行翻耕以去除互花米草在土壤中以无性繁殖的根茎，但该过程往往会扰动湿地土壤这一稳定碳库，导致造成大量的二氧化碳释放。其次，由于具有强大固碳能力的互花米草被清除，加之在盐沼植被自然恢复速度可能不理想的情况下，长江口盐沼湿地固碳能力将受到极大的破坏。在碳存量和增量受到双重负面影响的情况下，

整治工程的实施可能对长江口盐沼湿地在固碳这一生态系统服务方面产生巨大的负面效益。

此外，快速清除长期存在于该生态系统的优势种将带来物种丧失，同样有可能会影响生态系统功能并使其陷入不稳定的状态^[42]。根据质量比假说，生态系统的功能是由植物物种的功能特征所驱动，物种丰度仅是其权重，而优势种在生态系统中贡献的巨大生物量起着举足轻重的作用，他们的丧失意味着最适应环境的物种特征的丧失，进而影响生态系统功能^[43]。互花米草作为长江口绝对的优势种，生物量和分布面积巨大，快速清除后将让生态系统迅速失去大量能流和物质循环的基础，更也会让一部分在长期演替后适应并依托于该植物生存的部分潮间带动物陷入灭绝的危机^[44]，进而导致整个生态系统存在失衡甚至退化的风险。

尽管我们能够进行人工盐沼恢复，但这一举措代价高昂且实施具有巨大的困难性，一方面长江口盐沼湿地的主要互花米草分布区之一——九段沙上沙位于整个上海的最东侧远离城市区域，人烟稀少，不论是清除还是补种都具有极大的挑战性；另一方面，清除大量互花米草导致海岸线抗风浪能力减弱后，本土物种的补种存活率可能并不理想。在这种情况下，我们需要更多的研究来确定移除互花米草后可能在生态系统结构和功能上带来的负面影响，并尽可能降低潜在的风险。

4.4 研究展望

本研究通过结合遥感数据和野外踏查数据，使用基于机器学习的土地利用模型分析了长江口盐沼湿地植被扩张机理，模拟出不同情景下未来植被演替动态，并对应地评估了景观健康度，提供了一种可预测互花米草整治工程对滨海盐沼湿地植被群落结构和演替动态的方法，能够为整治工程具体实施手段和后续滩涂养护工作方案的制定提供科学依据。

但是，本研究同样忽略了目前其他全球变化背景如气候变化、海平面上升和极端天气等可能对长江口盐沼湿地带来的其他影响；同时缺乏对该整治工程在生态系统服务如碳封存，栖息地，抵御风暴潮方面可能带来影响的评估。在未来，本研究拟通过进一步耦合其他成熟的生态系统服务评估模型进一步深入研究互花米草整治工程可能对中国滨海盐沼湿地带来的综合影响，从而助力我国对入侵生物互花米草的进一步防控。

参考文献

1. Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature* **387**, 253-260 (1997).
2. Jänes, H., Macreadie, P. I., Zu Ermgassen, P. S., *et al.* Quantifying fisheries enhancement from coastal vegetated ecosystems. *Ecosystem Services* **43**, 101105 (2020).
3. Macreadie, P. I., Costa, M. D., Atwood, T. B., *et al.* Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth & Environment* **2**, 826-839 (2021).
4. Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T. J., *et al.* Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature* **504**, 79-83 (2013).
5. Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., *et al.* The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs* **81**, 169-193 (2011).
6. Kirwan, M. L. and Megonigal, J. P. Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. *Nature* **504**, 53-60 (2013).
7. Ward, N. D., Megonigal, J. P., Bond-Lamberty, B., *et al.* Representing the function and sensitivity of coastal interfaces in Earth system models. *Nature communications* **11**, 2458 (2020).
8. Ju, R., Li, H., Shang, L., *et al.* Saltmarsh cordgrass *spartina alterniflora* loisel. *Biological Invasions and Its Management in China: Volume 2*, 187-198 (2017).
9. Magnan, A. K., Oppenheimer, M., Garschagen, M., *et al.* Sea level rise risks and societal adaptation benefits in low-lying coastal areas. *Scientific reports* **12**, 10677 (2022).
10. 韩广轩, 王法明, 马俊等. 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* **46**, 373-382 (2022).
11. Kintisch, E. (American Association for the Advancement of Science, 2013).
12. 王卿, 安树青, 马志军等. 入侵植物互花米草——生物学, 生态学及管理, (2006).

13. 赵广琦, 张利权, 梁霞. 芦苇与入侵植物互花米草的光合特性比较. *生态学报* **25**, 1604-1611 (2005).
14. Hester, M. W., Mendelssohn, I. A. and McKee, K. L. Species and population variation to salinity stress in *Panicum hemitomon*, *Spartina patens*, and *Spartina alterniflora*: morphological and physiological constraints. *Environmental and Experimental Botany* **46**, 277-297 (2001).
15. Davis, J. L., Currin, C. A., O'Brien, C., *et al.* Living shorelines: coastal resilience with a blue carbon benefit. *PLoS one* **10**, e0142595 (2015).
16. Liu, G. and Yang, H. Evaluation on ecological benefits of *Spartina alterniflora* introduced in Shanghai. *Marine Environmental Science* **29**, 758-761 (2010).
17. Gao, S., Du, Y., Xie, W., *et al.* Environment-ecosystem dynamic processes of *Spartina alterniflora* salt-marshes along the eastern China coastlines. *Science China Earth Sciences* **57**, 2567-2586 (2014).
18. 王丹, 张荣, 熊俊等. 互花米草入侵对滨海湿地土壤碳库的贡献——基于稳定同位素的研究. *植物生态学报* **39**, 941-949 (2015).
19. Sheng, Y., Luan, Z., Yan, D., *et al.* Effects of *Spartina alterniflora* Invasion on Soil Carbon, Nitrogen and Phosphorus in Yancheng Coastal Wetlands. *Land* **11** (2022).
20. Jones, C. G., Lawton, J. H. and Shachak, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* **78**, 1946-1957 (1997).
21. Gan, X., Choi, C., Wang, Y., *et al.* Alteration of Habitat Structure and Food Resources by Invasive Smooth Cordgrass Affects Habitat Use by Wintering Saltmarsh Birds at Chongming Dongtan, East China. *Auk* **127**, 317-327 (2010).
22. Gan, X., Cai, Y., Choi, C., *et al.* Potential impacts of invasive *Spartina alterniflora* on spring bird communities at Chongming Dongtan, a Chinese wetland of international importance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **83**, 211-218 (2009).

23. Liu, W., Wang, W. and Zhang, Y. Differences in leaf traits of *Spartina alterniflora* between native and invaded habitats: Implication for evolution of alien species competitive ability increase. *Ecological Indicators* **138**, 108799- (2022).
24. Chen, J., Wang, H., Wang, L., *et al.* Composting and Returning of *Spartina alterniflora* Straw/Goat Feces and Its Amelioration Effect on the Coastal Saline Soil : Laboratory Study. *Journal of Agro-Environment Science* **30**, 513-521 (2011).
25. Li, S. H., Ge, Z. M., Tan, L. S., *et al.* Coupling *Scirpus* recruitment with *Spartina* control guarantees recolonization of native sedges in coastal wetlands. *Ecological Engineering* **166**, 106246- (2021).
26. Zhang, X., Xiao, X., Wang, X., *et al.* Quantifying expansion and removal of *Spartina alterniflora* on Chongming island, China, using time series Landsat images during 1995–2018. *Remote sensing of environment* **247**, 111916 (2020).
27. Qiang, Zhong-Jian, Zhang, *et al.* Revegetation of a native species in a newly formed tidal marsh under varying hydrological conditions and planting densities in the Yangtze Estuary. *Ecological engineering: The Journal of Ecotechnology* **83**, 354-363 (2015).
28. Zhang, B., Xiong, W., Ma, M., *et al.* Super-resolution reconstruction of a 3 arc-second global DEM dataset. *Science Bulletin* **67**, 2526-2530 (2022).
29. Hengl, T. Monthly Precipitation in mm at 1 km Resolution Based on SM2RAIN-ASCAT 2007-2018, IMERGE, CHELSA Climate and WorldClim. *Castellon: OpenLandMap* (2018).
30. Hersbach, H. in *AGU fall meeting abstracts*. NG33D-01.
31. Zhang, Z., Xu, N., Li, Y., *et al.* Sub-continental-scale mapping of tidal wetland composition for East Asia: A novel algorithm integrating satellite tide-level and phenological features. *Remote Sensing of Environment* **269**, 112799 (2022).
32. Liang, X., Guan, Q., Clarke, K. C., *et al.* Understanding the drivers of sustainable land expansion using a patch-generating land use simulation (PLUS)

- model: A case study in Wuhan, China. *Computers, Environment and Urban Systems* **85**, 101569 (2021).
33. Qiao, G., Mi, H., Wang, W., *et al.* 55-year (1960-2015) spatiotemporal shoreline change analysis using historical DISP and Landsat time series data in Shanghai. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **68**, 238-251 (2018).
34. Shi, Y., Huang, C., Shi, S., *et al.* Tracking of Land Reclamation Activities Using Landsat Observations-An Example in Shanghai and Hangzhou Bay. *Remote Sensing* **14** (2022).
35. Hernandez, D. L., Antia, A. and McKone, M. J. The ecosystem impacts of dominant species exclusion in a prairie restoration. *Ecological Applications* **32** (2022).
36. Li, W., Knops, J., Png, G. K., *et al.* Six-year removal of co-dominant grasses alleviated competitive pressure on subdominant grasses but dominant shrub removal had neutral effects in a subalpine ecosystem. *Global Ecology and Conservation*, e01167 (2020).
37. Kamp, J., Trappe, J., Dübbers, L., *et al.* Impacts of windstorm-induced forest loss and variable reforestation on bird communities. *Forest Ecology and Management* **478**, 118504 (2020).
38. Titus, J. Salvage logging and replanting reduce understory cover and richness compared to unsalvaged-unplanted sites at Mount St. Helens, Washington. (2009).
39. Wang, J. Q., Zhang, X. D., Ming, N., *et al.* Exotic *Spartina alterniflora* provides compatible habitats for native estuarine crab *Sesarma dehaani* in the Yangtze River estuary. *Ecological Engineering* **34**, 57-64 (2008).
40. Yang, R. M. and Guo, W. Invasive *Spartina* strengthens soil resilience in wetlands of the east-central China coast. *Land Degradation and Development* **29**, 2846-2853 (2018).

41. Gao, J., Bai, F., Yang, Y., *et al.* Influence of *Spartina* Colonization on the Supply and Accumulation of Organic Carbon in Tidal Salt Marshes of Northern Jiangsu Province, China. *Journal of Coastal Research* **28**, 486-498 (2012).
42. Chaves, F. A. and Smith, M. Resources do not limit compensatory response of a tallgrass prairie plant community to the loss of a dominant species. *Journal of Ecology* (2021).
43. Avolio, M. L., Forrester, E. J., Chang, C. C., *et al.* Demystifying dominant species. *New Phytologist* **223**, 1106-1126 (2019).
44. He, S., Lin, J., Liu, X., *et al.* Cordgrass *Spartina alterniflora* acts as a key carbon source to support macrozoobenthos in the salt marsh and nearby mudflat communities. *Ecological Indicators* **148** (2023).

致 谢

本论文受复旦大学生命科学学院马俊老师指导，在师兄/师姐和复旦大学崇明东滩野外观测台站各位老师的帮助下完成，在此期间我在科学研究的各个方面都有诸多收获并取得了长足进步，在此处向各位致以最诚挚的谢意！