



## 基于空间异质性分析的曹妃甸海草床密度量化分区及其形成机制

马旺, 刘有才, 张蓓, 胡琦, 陈衍, 宋洪军

### Density zoning and formation mechanism of seagrass beds in Caofeidian based on spatial heterogeneity analysis

Ma Wang, Liu Youcai, Zhang Qian, Hu Qi, Chen Kan, Song Hongjun

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.12284/hyxb2026024>

#### 您可能感兴趣的其他文章

#### Articles you may be interested in

##### 渤海近海典型海草床育幼功能评估体系构建及其空间差异分析

Evaluation system establishment of nursery function for three seagrass beds and their spatial differences in the nearshore Bohai Sea  
海洋学报. 2025, 47(5): 64–77 <https://doi.org/10.12284/hyxb2025064>

##### 山东近海底层鱼类资源空间异质性

Spatial heterogeneity of demersal fish in the offshore waters of Shandong  
海洋学报. 2022, 44(2): 21–28 <https://doi.org/10.12284/hyxb2022072>

##### 荣成马山里海域海草床分布现状及其生态特征

Distribution and ecological characteristics of seagrass bed of Mashanli sea area in Rongcheng  
海洋学报. 2022, 44(8): 97–109 <https://doi.org/10.12284/hyxb2022160>

##### 黄河三角洲北部近岸悬浮物季节性分布及驱动因素

Seasonal distribution and driving forces of suspended particulate matter in the northern Yellow River Delta  
海洋学报. 2021, 43(12): 152–160 <https://doi.org/10.12284/hyxb2021177>

##### 舟山渔场鱼类群落的空间格局及其季节变化

Spatial patterns of the fish community and their seasonal variations in Zhoushan Fishing Ground  
海洋学报. 2025, 47(5): 78–86 <https://doi.org/10.12284/hyxb2025052>

##### 海草床微生物研究进展

The research progress of microorganisms in seagrass meadows  
海洋学报. 2021, 43(4): 1–13 <https://doi.org/10.12284/hyxb2021032>

关注微信公众号, 获得更多资讯信息

马旺, 刘有才, 张蓓, 等. 基于空间异质性分析的曹妃甸海草床密度量化分区及其形成机制[J]. 海洋学报, 2026, 48(3): 122–134, doi:10.12284/hyxb2026024

Ma Wang, Liu Youcai, Zhang Qian, et al. Density zoning and formation mechanism of seagrass beds in Caofeidian based on spatial heterogeneity analysis[J]. Haiyang Xuebao, 2026, 48(3): 122–134, doi:10.12284/hyxb2026024

# 基于空间异质性分析的曹妃甸海草床 密度量化分区及其形成机制

马旺<sup>1</sup>, 刘有才<sup>1</sup>, 张蓓<sup>1</sup>, 胡琦<sup>1</sup>, 陈衍<sup>2</sup>, 宋洪军<sup>2\*</sup>

(1. 河北省水文工程地质勘察院(河北省遥感中心), 河北 石家庄 050021; 2. 自然资源部第一海洋研究所, 山东 青岛 266061)

**摘要:** 以我国现存面积最大的曹妃甸海草床作为研究对象, 采用遥感解译、现场调查和模型解析相结合的方法, 开展了曹妃甸海草床密度量化分区及其空间异质性形成机制研究。通过高分辨率卫星遥感影像解译并结合现场实地验证, 获得了曹妃甸海草床“北密南疏”分布格局下 3 类核心分区的量化数据(密集区: 面积 11.13 km<sup>2</sup>, 占比 26.03%; 中等密集区: 面积 15.06 km<sup>2</sup>, 占比 35.23%; 稀疏区: 面积 16.56 km<sup>2</sup>, 占比 38.74%), 整体分布呈现出斑块化嵌合分布的特征。基于现场调查获取的光照、铵盐、底质密度等 10 项环境资料, 运用多层感知器-人工神经网络(MLP-ANN)模型解析发现, 底质内摩擦角(贡献率 18%)、水体温度(贡献率 15%)、底质磷酸盐(贡献率 15%)是影响海草床密度分区的核心因子, 且累计影响占比达 48%。研究表明, 曹妃甸海草床的密度分区是由自然动力因素与人为活动共同作用形成的: 南部区域由于潮汐海流较强, 导致底质遭受冲刷, 同时叠加油田勘探、航道疏浚等工程活动以及陆源污染的影响, 形成了“底质扰动-营养失衡”的退化链; 北部区域远离这些扰动源, 并且经过生态修复, 底质条件得到优化, 从而为中高密度海草床区域的形成提供了支撑。本研究填补了曹妃甸海草床密度分区量化研究及其机制研究方面的不足, 为渤海湾海草床的科学评估及有效修复提供了科学依据和技术范式。

**关键词:** 海草床; 空间异质性; 驱动因素; 生态修复; 曹妃甸

中图分类号: X22; X32

文献标志码: A

文章编号: 0253-4193(2026)03-0122-13

## 1 引言

海草床作为典型的“蓝碳”生态系统, 具有极高的生态和经济价值。它们通过光合作用高效固碳, 单位面积年固碳量可达热带雨林的 2~3 倍, 是缓解气候变化的重要自然碳库, 同时其茂密的植株和复杂根系为多种海洋生物提供产卵场、育幼所和避难所, 可维

持生物多样性和近海食物链稳定<sup>[1-2]</sup>。海草床还能固着底质、减缓波浪能量, 降低海岸侵蚀风险, 并通过吸附悬浮物和降解污染物净化水体, 维护近海生态平衡和水质健康<sup>[3-4]</sup>。经济上, 海草床支持渔业和生态旅游等产业, 提供直接的渔获资源和旅游吸引力, 其生态服务的经济价值巨大, 估算达数百万至数十亿美元<sup>[5-7]</sup>。此外, 海草床的碳储存和氮吸收功能在经济

收稿日期: 2025-12-19; 修订日期: 2026-01-26。

**基金项目:** 中央引导地方科技发展资金项目“鳗草海草床空间展布机制及固碳增汇关键技术研究”(246Z3301G); 中央引导地方科技发展资金项目“河北省海草床海洋碳汇能力核算方法研究”(226Z3301G); 河北省地矿局科研项目“河北省蓝碳碳汇时空格局及演化集成研究”(13000025P003294103533)。

**作者简介:** 马旺(1986—), 男, 河北省石家庄市人, 高级工程师, 主要研究方向为海洋环境。E-mail: skyhks@163.com

\* **通信作者:** 宋洪军, 副研究员, 博士, 主要从事海洋生态学领域研究。E-mail: songhongjun@fio.org.cn

估值中也占据重要比例,显示其在气候调节和水质改善方面的巨大潜力<sup>[1,6]</sup>。保护和恢复海草床不仅有助于生态系统健康,也为沿海社区带来持续的经济价值和社会福利<sup>[8,2]</sup>。

海草床分布主要受人类活动、水质指标(如硝酸盐、硅酸盐和溶解氧)以及地形因素(如水深和坡度)驱动,这些因素共同决定了海草床的空间异质性和适宜性区域<sup>[9]</sup>。此外,海草床的空间格局还表现出对潮汐动力、波浪能量和水流速度的敏感性,波浪能量的增加可能导致海草覆盖度和斑块大小的显著下降并形成阈值效应,影响海草床的稳定性和恢复能力<sup>[10]</sup>。海草床的生态服务如碳封存、生物多样性支持等在空间上存在明显差异,且不同服务之间可能存在协同或权衡关系,提示保护和修复工作需综合考虑多种生态功能<sup>[11-12]</sup>。遥感技术和模型模拟已被用于长期监测海草床的空间动态,并揭示了海草床因沿海工程建设、养殖扩张及陆源污染等压力导致的面积减小和斑块破碎化趋势<sup>[13]</sup>。因此,在受多重干扰影响的近海区域系统性定量分析海草床的空间分布及其驱动机制,对于制定有效的生态保护和修复策略具有重要意义<sup>[9-10,13]</sup>。

开展近海海草床密度空间异质性及驱动机制研究具有重要的理论和实践价值。在理论层面,精准刻画海草床的空间分布规律及其异质性形成机制,有助于丰富环境因子与种群分布关系的理论体系<sup>[9,14]</sup>。在实践层面,系统性研究成果能够为保护区科学划设、生态修复工程选址提供数据支持,促进差异化生态管理和人类活动管控策略的制定,推动渤海湾近海生态系统的可持续发展<sup>[9,15]</sup>。同时,结合遥感和模型技术对海草床动态的监测,有助于及时评估保护效果和修复进展,进一步提升管理的科学性和针对性<sup>[9,15]</sup>。因此,深入解析海草床空间异质性及其驱动机制,是实现海草生态保护与修复目标的关键基础。

曹妃甸海草床是我国现存面积最大的海草床,尽管已观测到呈现“北密南疏”的空间格局,但对于当前空间格局下不同密度分区空间边界,缺乏精准的量化界定<sup>[16]</sup>;另一方面,多维度因子对海草密度的相对重要性,核心驱动因子及其交互作用机制尚不清晰;同时,已知自然动力(如局部海流、潮汐)与人为活动(如油田勘探、航道挖掘等)共同影响海草分布,然而二者如何叠加改变底质结构与营养盐平衡,进而塑造密度分区的耦合机制,仍停留在定性描述层面,致使无法针对性地提出靶向修复方案。本研究拟通过高分辨率系列卫星遥感解译与现场调查,获取密度分区

数据与多维度环境因子数据;选用分类与回归树(CART)算法开展监督分类训练,输出不同海草床密度分区解译图;再借助多层感知器-人工神经网络(MLP-ANN)回归模型解析核心驱动因子;最终耦合密度分区特征与驱动机制,揭示不同分区的形成逻辑,并提出靶向性保护与恢复建议。本研究的创新在于:实现曹妃甸海草床密度分区的精准量化,明确多维度因子的定量贡献,阐明自然-人为叠加的耦合驱动机制,既填补现有研究中“量化不足、机制模糊”的不足,也为渤海湾海草床的定量化评估与针对性修复提供科学依据与技术范式。

## 2 材料与方法

### 2.1 研究区域

曹妃甸海草床坐落于渤海湾西北部,本研究区域具体分布于曹妃甸近岸浅滩—龙岛沙坝—老龙沟潮沟构成的复合体系内,其生态环境显著受潮汐作用、河流输入,以及港口建设、养殖业发展等人类活动的综合影响。该海草床主体集中在人工大堤两侧,向北延伸约6 km,外围影响区面积达90 km<sup>2</sup>;调查区水深条件整体较浅,绝大部分区域水深不足5 m,仅航道局部区域超过8 m,其中龙岛附近地势平缓且离岸较远,形成了光照充足的稳定浅水环境,为海草的生长提供了有利条件。从地形动态来看,2017年围填海工程结束后,曹妃甸海域整体处于“总体冲淤平衡、局部剧烈调整”的状态:甸头前沿海域年冲刷量约0.3 m,甸头东部年淤积0.04 m,老龙沟西支主槽年冲刷0.04~0.19 m且东槽持续扩大、西槽轻微淤积,而龙岛西南端及口门区冲刷显著,被列为稳定性差的重点防护区域。这种冲淤差异对海草生长影响显著,稳定或轻微淤积区利于鳗草克隆生长与种子留存,持续冲刷区则易导致植株连根拔起、种子流失,需人工干预防护。

### 2.2 研究方法

#### 2.2.1 遥感解译与密度分区

遥感资料采用2022年分辨率优于1 m的高分一号(GF-1)、高分二号(GF-2)、资源三号(ZY-3)及北京二号卫星影像。所选影像的时间均覆盖海草生长季(6-9月),并避开云量大于10%的时段,以保障数据质量。在数据预处理阶段,进行辐射校正、大气校正、几何校正、全色与多光谱影像融合以及镶嵌裁剪。随后,提取卫星影像的4波段(近红外波段)、3波段(红光波段)、1波段(蓝绿波段),形成标准化波段组合数据集<sup>[17]</sup>。通过ENVI 5.3软件计算归一化植被

指数 (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI), 共同构建分类特征集。

在训练样本选取环节, 依据实地调查结果, 综合运用无人机航拍(采用大疆 M300RTK 无人机)、潜水调查(借助 GPS 记录边界拐点, 以海草床覆盖度 > 5% 作为划分海草床边界的标准)以及 12 个海草区站位、9 个裸沙区站位的实测数据, 在经过预处理的影像上精准选定 5 类典型区域的样本点, 具体为: 海草床(密集区, 覆盖度 > 60%)、海草床(中等密集区, 覆盖度 30%~60%)、海草床(稀疏区, 覆盖度 < 30%)、裸沙/底质(对应实地裸沙区站位)、纯水体/深水(水深 > 5 m 且无海草分布)。

在构建分类特征时, 将 4 波段、3 波段、1 波段组合与 NDVI 作为分类器的输入变量, 从而形成复合特征集。其中, 4 波段、3 波段、1 波段组合充分利用了海草与裸沙、水体之间的光谱差异: 海草在近红外波段的反射率明显高于裸沙和水面, 在蓝绿波段的反射率低于水面, 在红光波段的吸收能力强于裸沙, 这一特征与实际影像解译中地物识别的规律相契合; NDVI 则用于增强海草植被的光谱信号, 弥补单一波段在存在悬浮颗粒物干扰的水体中区分能力不足的问题, 符合实际遥感解译中运用指数辅助分类的操作逻辑<sup>[17]</sup>。

在模型训练与分类阶段, 选用分类与回归树 (CART) 算法开展监督分类训练, 将 5 类训练样本按照 7 : 3 的比例划分为训练集(用于构建模型)和验证集(用于优化参数)。CART 模型设定最大树深度为 8~12 层、最小样本分裂数为 5, 通过验证集的分类精

度迭代调整参数, 以实现总体精度最高、Kappa 系数最大为目标来确定最优模型。经验证, CART 算法分类结果的总体精度达 92.3%, Kappa 系数为 0.89, 表明分类结果具有较高的可靠性, 能够满足海草床密度分区的精准量化需求。最终利用最优模型对整个研究区的影像进行监督分类, 输出包含“密集区、中等密集区、稀疏区”的 3 类海草床目标分类图。

## 2.2.2 现场调查与指标测定

在 2022 年 6 月和 9 月, 参照《海洋监测规范》<sup>[18]</sup>, 开展了覆盖 21 个站位(图 1)的现场调查。其中, 海草区设置了 12 个站位, 这些站位均匀覆盖了密集区、中等密集区、稀疏区这 3 类密度分区; 裸沙区设置了 9 个站位。站位选取采用系统随机抽样方法, 结合研究区地形地貌、水深条件及人类活动影响梯度进行布设, 确保了随机性; 同时, 站位全面覆盖密集区、中等密集区、稀疏区及裸沙区, 涵盖不同底质类型、水文动力环境及人类活动干扰强度, 能够充分反映研究区海草床密度分布的空间异质性, 具有良好的代表性。各站位具体坐标信息如表 1 所示。

完成了海草生物学样品、水环境样品、底质样品的采集与分析。在水环境指标测定方面, 水深采用米绳进行测量, 水温与光照利用 HOBO UA-002 记录仪获取<sup>[19]</sup>, 盐度使用 Atago 折射盐度计检测<sup>[20]</sup>, 溶解氧借助 YSI DO200 进行测定<sup>[21]</sup>, pH 值通过 HI98130 高精度微电脑 pH-EC-TDS-°C 测定仪测量, 亚硝酸盐、硝酸盐、磷酸盐、铵盐等营养盐使用 Skalar 营养盐连续流动分析仪进行测定。对于底质环境指标, 含水率采用烘干法测定<sup>[22]</sup>, 粒度通过 Beckman Coulter S13320

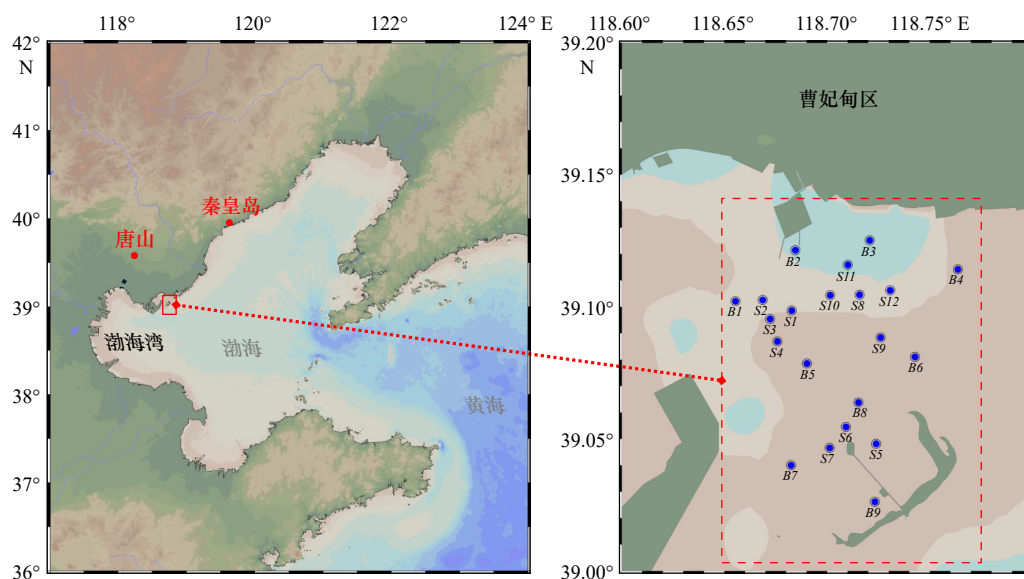


图 1 曹妃甸海草床调查区域及站位

Fig. 1 Investigation area and stations of seagrass beds in Caofeidian

表 1 调查站位信息  
Table 1 Survey station information

站位编号	纬度/°N	经度/°E	所属区域类型
B1	39.102 12	118.655 4	裸沙区
B2	39.121 45	118.684 6	
B3	39.125 17	118.720 7	
B4	39.114 16	118.763 6	
B5	39.078 51	118.690 2	
B6	39.081 05	118.742 8	
B7	39.040 03	118.682 5	
B8	39.063 8	118.715 3	
B9	39.026 18	118.723 3	
S1	39.098 62	118.682 8	海草区
S2	39.102 63	118.668 7	
S3	39.095 44	118.672 3	
S4	39.086 91	118.675 8	
S5	39.048 13	118.723 9	
S6	39.054 51	118.709 2	
S7	39.046 57	118.701 2	
S8	39.104 57	118.715 8	
S9	39.088 41	118.726 1	
S10	39.104 4	118.701 5	
S11	39.115 93	118.710 1	
S12	39.106 25	118.730 8	

激光粒度仪分析<sup>[23]</sup>, 密度与容重使用环刀法测量<sup>[24-25]</sup>, 有机质采用 550℃ 灼烧法检测, 硫化物通过元素分析仪测定, 粘聚力与内摩擦角借助贯入仪获取<sup>[26]</sup>。在海草生物学特征测定中, 植株密度通过 25 cm × 25 cm 样方框(重复 3 次)进行统计, 生物量经 60℃ 烘干至恒重后称量<sup>[19]</sup>, 同时测量株高与叶面积。

### 2.2.3 现场调查数据归一化

为消除不同环境因子之间量纲差异对后续分析结果产生的影响, 针对本研究涉及的多类环境因子数据, 均采用最大值归一化方法进行标准化处理。待归一化的因子涵盖 4 大类, 具体为: 底质环境力学因子(黏聚力、内摩擦角); 水体环境物理因子(深度、温度、光照、盐度、悬浮颗粒物); 水体环境化学因子(溶解氧、pH、NO<sub>2</sub>、NO<sub>3</sub>、NH<sub>4</sub>、PO<sub>4</sub>); 底质环境物理因子(含水率、粒度、容重、密度、孔隙度)以及底质环境化学因子(NO<sub>2</sub>、NO<sub>3</sub>、NH<sub>4</sub>、PO<sub>4</sub>、有机质、全氮、

硫化物)。具体操作方法如下: 对于每类因子中的单个指标, 首先计算该指标在所有样本中的最大值, 然后将该指标的每个原始数据分别除以其对应的最大值, 从而得到该指标的归一化数据。经过归一化处理, 所有指标数据均被缩放至 [0, 1] 区间(无量纲)。此方法能够最大程度地保留各指标的相对差异特征, 并且计算逻辑简洁直观, 可有效避免极端异常值对数据分布造成过度干扰, 适用于多类型环境因子的标准化处理需求。

### 2.2.4 海草床密度关键影响要素解析

为揭示水体环境、沉积物理化特性及力学性质等多维度因子对海草床 3 类密度分区的定量作用机制, 实现对海草床密度的高效预测, 并量化多因子协同效应, 本研究构建了多层感知器-人工神经网络(MLP-ANN)回归模型<sup>[27]</sup>。模型数据集是基于 2022 年 6 月(夏季)和 9 月(秋季)的实测数据构建的: 在海草区的 12 个站位, 这两个月份均获取到了完整的海草密度数据以及水环境、底质环境数据, 最终形成了 24 个有效样本(12 个站位 × 2 次调查)。每个样本包含 26 个数据维度, 其中 25 个为输入变量, 1 个为输出变量(海草床密度)。数据集按照 7 : 3 的比例划分为训练集和验证集, 并确保 6 月和 9 月的样本在两组中均衡分布。

结合海草生长的生理机制以及生态环境的调控规律, 模型选取 25 个关键输入变量(即预测因子), 并将其划分为 3 类。具体包括: 一是水体环境因子, 涵盖水深、温度、光照、盐度、悬浮颗粒物浓度、溶解氧浓度、pH 值、水体亚硝酸盐(NO<sub>2</sub>)、水体硝酸盐(NO<sub>3</sub>)、水体磷酸盐(PO<sub>4</sub>)、水体铵盐(NH<sub>4</sub>); 二是沉积物理化因子, 包含沉积物亚硝酸盐(NO<sub>2</sub>)、沉积物硝酸盐(NO<sub>3</sub>)、底质磷酸盐(PO<sub>4</sub>)、沉积物铵盐(NH<sub>4</sub>)、沉积物含水率、沉积物粒度、沉积物容重、沉积物密度、沉积物孔隙度、沉积物有机质含量、沉积物全氮含量、沉积物硫化物含量; 三是沉积物力学因子, 有沉积物黏聚力、沉积物内摩擦角。输出变量(响应因子)为海草床密度(株 /m<sup>2</sup>, 依据现场测定标准进行统一量化)。

采用 SPSS Modeler 构建神经网络, 具体设置如下: 输入层包含 25 个节点, 这些节点对应 25 个输入变量; 隐藏层设置 6 个神经元, 该数量是经过 1 至 15 个迭代测试后确定的; 输出层有 1 个节点, 代表海草床密度。训练过程采用反向传播算法, 隐藏层使用 Sigmoid 激活函数, 输出层使用线性激活函数, 同时设定最大迭代次数为 1 500 次, 并且以均方误差

(MSE)  $\leq 1 \times 10^{-5}$  作为提前停止的准则。精度评价选用回归模型适配指标,具体如下:①决定系数( $R^2$ ),用于反映模型对6月和9月实测数据的解释能力;②均方误差(MSE),用于量化平方偏差的均值;③平均绝对误差(MAE),用于体现绝对偏差的均值。通过这些指标协同评估模型性能,为解析3类密度分区的形成机制提供量化依据。

### 3 结果

#### 3.1 曹妃甸海草床密度分区特征

2022年曹妃甸海草床总面积42.75 km<sup>2</sup>,根据覆盖度阈值将海草床划分为密集区(覆盖度>60%)、中等密集区(覆盖度30%~60%)和稀疏区(覆盖度<30%)。2022年解译结果显示,密集区、中等密集区和稀疏区面积占比分别为26.03%、35.23%和38.74%,其中北部区域以中高密度区为主,面积约占海草床总面积的70%,呈现显著“北密南疏”格局(图2)。曹妃甸海草床的密度分区呈现出显著的空间异质性,整体以斑块化嵌合的格局分布,并无单一连片的均质密度区域,密集区、中等密集区与稀疏区相互穿插交错,形成了复杂的空间结构。其中,稀疏区占比相对突出,既集中分布在海草床的边缘地带(如区域上部外围、下部区域边缘),也在部分核心区域形成连片的稀疏斑块,是当前分布范围较广的密度类型;而密集区则以小斑块的形式分散分布,多嵌于中等密集区与稀疏区之间,主要集中在海草床中下部、中部局部区域,斑块规模普遍较小,未形成大范围的连片聚集;中等密集区作为过渡性密度类型,同样呈分散穿插

的状态,主要位于密集区与稀疏区的衔接地带,未形成明显的集中连片区域,承担着不同密度区之间的空间过渡作用。同时,各密度区的斑块尺度差异显著,小斑块仅达数百米级,大斑块则可延伸至千米级,这一特征进一步强化了整个海草床密度分布的空间异质性。结合2017年GF-1卫星影像解译数据(图2)进行对比分析,发现曹妃甸海草床总面积实现显著增长,从35.2 km<sup>2</sup>增至42.75 km<sup>2</sup>,增幅达21.4%,密集区面积变化不大,占比下降5.57%;中等密集区面积从11.42 km<sup>2</sup>增至15.06 km<sup>2</sup>,占比提升2.78%;稀疏区面积从12.65 km<sup>2</sup>增至16.56 km<sup>2</sup>,占比提升2.79%,反映出近年来生态保护与修复工程的积极成效。这一现象的核心原因可能是南部海域底质扰动(航道疏浚、油田勘探)等问题未得到根本改善,导致新增海草床以耐受胁迫能力更强的稀疏分布为主,优质密集生境仍持续退化。

局部海流与潮汐的动力作用,会加剧底质泥沙扰动,导致部分区域海草根固着困难,难以形成稳定群落,表现为稀疏状态(图2b)。航道挖掘(如曹妃甸港区航道疏浚工程)会改变局部水文动力,扰动深层底质,破坏海草定植基础;油田勘探(勘探活动会造成底质污染与结构破坏)会直接影响海草生长环境;海洋工程建设(围填海、码头建设等)则会侵占海草床生境,导致工程影响区域海草大量消失,呈现稀疏甚至裸沙状态,例如南部龙岛西北侧因邻近港口工程,海草覆盖度不足5%,成为主要稀疏区。

#### 3.2 海草床不同密度区环境要素特征

密集区的海草密度最高(图3a),其环境要素整体

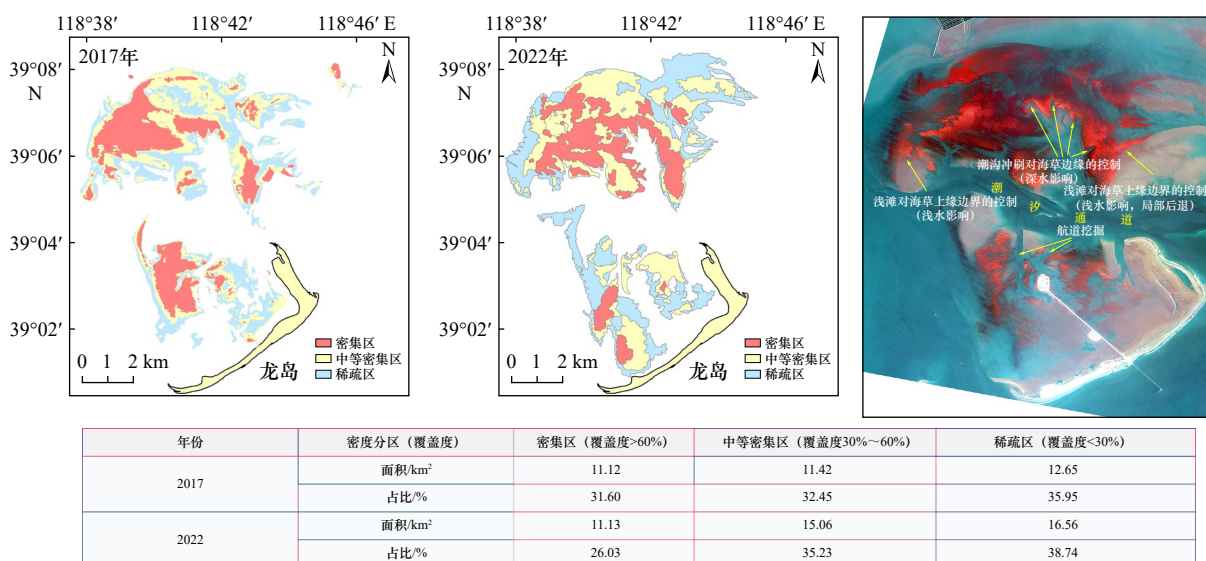


图2 海草床分布区

Fig. 2 Seagrass bed distribution area

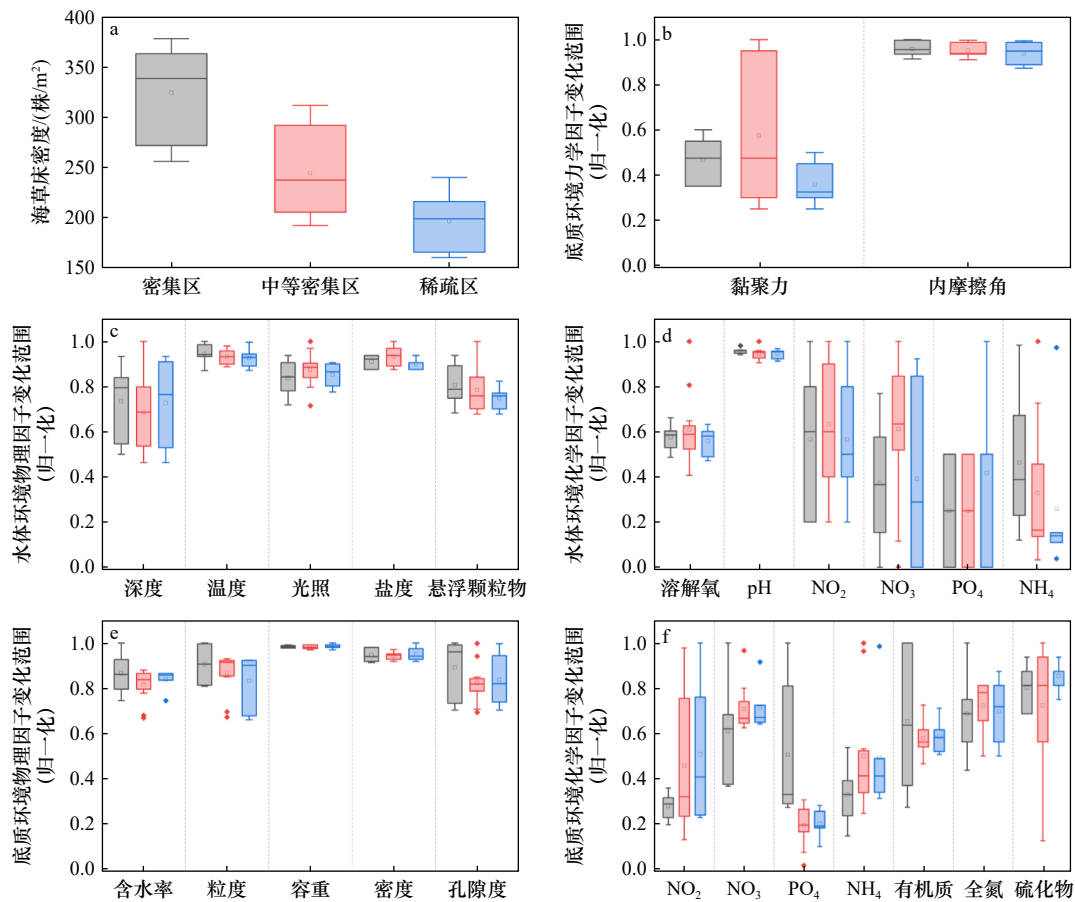


图3 海草床不同密度区环境要素归一化后的变化范围

Fig. 3 Environmental factors in different density zones of seagrass beds normalized variation range

归一化前原始指标单位: 黏聚力 (Pa)、内摩擦角 ( $^{\circ}$ )、深度 (m)、温度 ( $^{\circ}\text{C}$ )、光照 ( $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ )、盐度、悬浮颗粒物 ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )、溶解氧 ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )、pH (无量纲)、 $\text{NO}_2$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )、 $\text{NO}_3$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )、 $\text{PO}_4$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )、 $\text{NH}_4$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )、粒度 ( $\mu\text{m}$ )、密度 ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ )、含水率 (%)、容重 ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ )、孔隙度 (%)、有机质 (%)、全氮 (%)、硫化物 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

Original index units before normalization: Cohesion (Pa), Internal friction angle ( $^{\circ}$ ), Depth (m), Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), Illumination ( $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ), Salinity, Suspended particles ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), Dissolved oxygen ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), pH (Dimensionless),  $\text{NO}_2$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $\text{NO}_3$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $\text{PO}_4$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $\text{NH}_4$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ), Grain size ( $\mu\text{m}$ ), Density ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ), Moisture content (%), Bulk density ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ), Porosity (%), Organic matter (%), Total nitrogen (%), Sulfide ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

稳定性较强: 底质力学因子中黏聚力的变化范围较小, 内摩擦角波动也相对平缓 (图 3b); 水体物理因子 (深度、温度、光照等) 的变化区间普遍较窄, 环境异质性低 (图 3c); 水体化学因子里  $\text{NO}_2$ 、 $\text{NH}_4$  等营养盐的变化范围较紧凑 (图 3d); 底质物理因子中含水率等波动稳定, 仅粒度、容重的变化范围稍宽 (图 3e), 底质化学因子里  $\text{PO}_4$ 、有机质的变化区间相对较宽, 但整体环境状态的波动程度低于其他区域 (图 3f)。

中等密集区的海草密度处于中间水平 (图 3a), 环境要素呈现过渡性特征: 底质力学因子中黏聚力的变化范围是 3 个区域里最大的, 环境波动更明显 (图 3b); 水体物理、化学因子, 以及底质物理、化学因子的变化范围 (图 3c-f), 大多介于密集区与稀疏区之间, 既无密集区的高稳定性, 也无稀疏区的强波动。

稀疏区的海草密度最低 (图 3a), 环境要素的异质

性与波动程度最显著: 底质力学因子中内摩擦角的变化范围最大; 水体物理因子 (深度、温度、悬浮颗粒物等) 的变化区间最宽; 水体化学因子里  $\text{NO}_2$ 、 $\text{NH}_4$  等营养盐的变化范围极宽; 底质物理因子 (含水率、孔隙度等) 与底质化学因子 ( $\text{NO}_2$ 、 $\text{NH}_4$  等) 的变化范围也普遍最宽, 整体环境状态的稳定性最差。

### 3.3 海草床密度分区形成机制及修复策略

神经网络模型定量解析结果显示 (图 4), 海草床密度的核心驱动要素集中于底质力学特性、营养盐供给及水体物理环境 3 大维度, 其中底质内摩擦角 (18%)、水体温度 (15%)、底质磷酸盐浓度 (15%) 为关键调控因子, 三者累计贡献占比达 48%, 直接主导了不同密度分区的形成。进一步分析三者的交互作用机制发现, 其存在显著的协同与拮抗效应: 当底质内摩擦角处于适宜区间时, 水体温度稳定与底质磷酸

盐充足的组合可使海草密度提升 30% 以上, 形成“力学稳定-养分充足-温度适宜”的协同促进效应, 这也是密集区形成的核心条件; 若内摩擦角低于 25°, 底质结构松散, 即使温度和磷酸盐处于适宜范围, 海草根系固着稳定性不足, 植株易受水流扰动影响而倒伏, 密度仍难以达到密集区水平, 此时底质力学特性成为制约因子, 与营养盐、温度的正向效应形成拮抗; 而当温度超过 28°C 时, 高磷酸盐含量反而会加剧水体富营养化风险, 引发浮游藻类暴发, 遮挡光照并消耗溶解氧, 与温度胁迫叠加形成拮抗效应, 显著抑制海草生长。此外, 悬浮颗粒物、pH、硫化物、底质黏聚力等要素也通过协同作用影响海草生长, 共同构成密度分区的多因子调控网络。

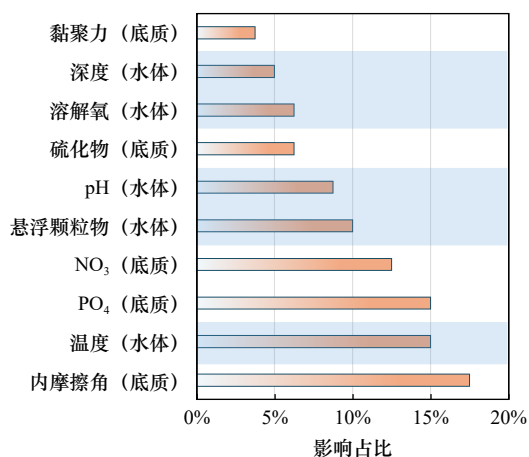


图 4 海草床密度的环境要素影响占比

Fig. 4 The proportion of environmental factors influencing seagrass bed density

从要素适配性来看, 密集区的生境优势源于多因子的协同优化: 沉积物中 PO<sub>4</sub> 含量充足, 为海草光合作用与养分合成提供关键物质基础; 底质内摩擦角处于较高区间, 显著增强了鳎草根系的固着稳定性; 形成了“养分供给-物理支撑”的良性循环, 最终支撑起高植株密度。而稀疏区则受多重负向因子叠加胁迫: 底质内摩擦角波动范围最大, 物理结构稳定性差, 根系固着困难, 温度、PO<sub>4</sub> 浓度均较低, 多要素协同抑制了海草的定植与生长。中等密集区则因各环境要素处于过渡状态, 既无密集区的多因子适配优势, 也无稀疏区的胁迫压力, 其密度水平与环境稳定性均介于两者之间。

密度分区的最终形成是自然动力与人为扰动的耦合叠加结果, 二者通过改变底质结构与营养盐平衡, 共同塑造了“北密南疏”的空间格局。自然层面, 曹妃甸海域的局部海流与非正规半日潮汐在南部区域动能更强, 加剧了底质泥沙冲刷与再悬浮, 导致海

草根系难以稳定固着, 为稀疏区的形成奠定了自然基础; 北部区域地形平缓、冲淤平衡, 底质环境稳定, 为中高密度区发育提供了有利条件。人为层面, 南部海域集中的油田勘探、航道疏浚、港口建设等工程活动, 直接破坏海草植株与底质结构, 形成“底质扰动-生境破碎”的直接影响链; 同时陆源污染输入加剧了水体营养盐失衡与硫化物富集, 放大了自然动力的负向效应, 进一步抑制海草生长, 最终使南部成为稀疏区集中分布的核心区域。而北部因远离工程扰动, 且经人工移植鳎草的生态修复干预, 底质结构与养分条件得到优化, 巩固了密集区的空间分布, 验证了人为正向干预对逆转生态退化的关键作用。

## 4 讨论

### 4.1 海草床密度分区驱动因子的生态学机制

底质内摩擦角作为曹妃甸海草床密度分区的首要驱动因子, 反映了底质的力学稳定性对海草生长的关键调控作用。内摩擦角决定了沉积物颗粒间的咬合程度和抗剪切能力, 适宜的内摩擦角能够保证底质结构稳固, 为鳎草根系提供稳定的附着点, 减少潮汐和水流引起的植株倒伏和根系拔起风险, 从而促进海草的克隆生长和空间扩展。这与已有研究中海草通过稳定沉积物减少底层剪切应力、促进沉积物积累和表面抬升的机制相呼应, 表明底质稳定性是维持海草床生态系统功能的重要基础<sup>[28-30]</sup>。此外, 海草与沉积物之间存在反馈关系, 海草通过减缓水流和波浪能量, 促进沉积物的稳定和有机质积累, 而沉积物的物理特性又反过来影响海草的生长环境和分布格局<sup>[31-33]</sup>。因此, 底质内摩擦角不仅是海草床空间异质性形成的关键物理因子, 也为生态保护和修复提供了重要的工程参数和管理依据。未来研究可进一步结合底质力学特性与水动力条件, 深化对海草床稳定性和恢复机制的理解。

底质磷酸盐和水体温度对曹妃甸海草床密度的影响与底质内摩擦角相当, 均贡献约 15%, 体现了营养供给与环境胁迫的协同调控作用。该区域氮素供应相对充足, 而磷酸盐成为关键限制因子, 作为光合作用中三磷酸腺苷 (ATP) 和叶绿素合成的关键元素, 磷酸盐的缺乏直接制约了植株的生产和繁殖效率, 显示磷酸盐在该海域的核心驱动地位不同于多数近海生态系统中氮限制的普遍认知<sup>[34-35]</sup>。本研究因曹妃甸海域独特的陆源输入特征 (工业及生活污水氮素输入量大) 与人类活动干扰 (航道疏浚导致磷素流失), 形成了“磷限制”的特殊格局, 这一差异凸显了本研究

的区域特殊性。密集区底质  $\text{PO}_4$  实测均值为  $0.06 \text{ mg/L}$ , 中等密集区与稀疏区均值均为  $0.02 \text{ mg/L}$ , 密集区磷素含量是中等、稀疏区的 3 倍, 这一显著的数值差异直接反映了磷素供给的空间失衡——密集区磷素充足, 能满足海草光合作用(叶绿素合成、ATP 生成)及根系生长的需求; 而中等、稀疏区磷素含量仅为密集区的  $1/3$ , 远低于海草生长的适宜供给水平, 磷素匮乏已成为制约后两类区域海草密度提升的关键瓶颈。结合陆源输入“氮多磷少”的特征, 氮磷输入失衡进一步加剧了中等密集区与稀疏区的磷素相对匮乏, 形成“供给不足”与“输入失衡”的双重限制; 同时, MLP-ANN 模型也量化出  $\text{PO}_4$  对海草密度的贡献率达 15%, 与底质内摩擦角、水体温度并列核心驱动因子, 从模型层面验证了其重要性。

水体温度通过影响代谢速率调节海草生长, 适宜且稳定的温度有利于酶活性和养分吸收, 而剧烈波动则可能引发热胁迫, 降低海草密度, 这与近期研究中海草生长温度阈值的发现相符<sup>[36]</sup>。但本研究进一步量化了温度波动幅度(而非绝对温度值)对海草密度的影响, 明确稀疏区温度变异系数(12.7%)显著高于密集区(5.2%), 补充了温度胁迫的作用机制, 体现了研究的创新性。多项研究表明, 营养富集与温度升高常常产生复杂的交互作用, 可能加剧海草的生理压力和生长衰退<sup>[36-38]</sup>, 本研究进一步验证了这一结论, 并明确了在底质力学特性适宜的前提下, 温度与磷酸盐的协同促进效应, 完善了多因子交互作用理论。精准量化磷酸盐和温度在多因子网络中的贡献, 有助于为渤海湾的海草床保护和管理提供科学依据, 支持制定针对性生态修复和适应气候变化的策略。未来研究应进一步探讨营养结构与环境胁迫的交互机制, 以提升海草床的恢复力和生态功能维护。

#### 4.2 自然-人为耦合作用对海草床的空间分异效应

本研究表明, 曹妃甸海草床“北密南疏”格局的形成, 主要源于自然动力梯度与人为扰动强度的空间叠加。南部海域因潮汐海流更强, 导致底质持续冲刷, 形成“动力胁迫-底质不稳定”的自然本底, 这与物理动力阈值效应理论相符<sup>[39]</sup>。然而, 人为活动如油田勘探和航道疏浚加剧了底质结构破坏, 导致内摩擦角异常波动, 进一步削弱了海草的稳定性和抗逆能力。陆源污染引起的营养盐失衡也加剧了海草的生理压力, 形成“底质扰动-营养失衡-植株衰退”的退化链条, 解释了南部区域海草稀疏的持续状态<sup>[40-41]</sup>。这种“自然本底+人为叠加”的耦合胁迫模式为理解近海生态系统退化提供了典型案例, 强调了多重压力交互作用对

海草生态系统稳定性的深远影响<sup>[41-42]</sup>。因此, 保护和恢复曹妃甸海草床需综合考虑自然动力条件与人为干扰的协同效应, 制定针对性的管理策略以提升生态系统的恢复力。

北部区域通过人工移植鳗草和生境改良, 实现了底质内摩擦角和磷酸盐含量的优化, 形成了“力学稳定-养分充足”的良性循环, 验证了人为正向干预在逆转生态退化中的关键作用。这种靶向改善生境限制因子的策略与已有研究强调的修复需聚焦关键环境因素的观点一致, 为精准设计修复工程提供了量化依据<sup>[43-44]</sup>。修复后的海草床在结构和生态功能上迅速恢复, 促进了生物多样性和生态系统服务的提升, 显示出积极的生态反馈效应<sup>[45-46]</sup>。然而, 北部中高密度区仍呈斑块化分布, 可能受微地形差异和残留扰动影响, 提示修复需兼顾宏观格局与微观生境的精细调控<sup>[47]</sup>。大规模种植和持续管理被证明是提高修复成功率的关键, 能够增强种群自我维持的正反馈机制<sup>[48]</sup>。因此, 结合多尺度、多因子干预措施, 推动生态系统的整体恢复, 是实现海草床长期稳定和功能恢复的有效路径。

#### 4.3 海草床密度分区格局的生态韧性意义

曹妃甸海草床斑块化的密度分区体现了近海生态系统对多重干扰的适应性响应, 尤其是中等密集区作为密集区与稀疏区的过渡带, 发挥了“缓冲屏障”作用, 减少了环境波动向密集区的传导, 同时可能成为海草扩散的“源-汇”廊道。该区域相对宽松的环境压力既支持植株存活, 又保留繁殖潜力, 增强了整体生态系统的抗干扰能力和恢复潜力, 这与生态服务协同与权衡理论相符, 强调非均质空间格局对生态韧性的促进作用<sup>[41, 49]</sup>。研究表明, 海草生态系统通过多重反馈机制调节自身状态, 斑块化结构有助于维持生态系统的稳定性和恢复力, 尤其在面对多重扰动时表现出较强的适应性<sup>[41, 50]</sup>。此外, 微地形差异和局部扰动痕迹等隐性因子也影响斑块分布, 提示生态修复需兼顾宏观与微观尺度的精细管理<sup>[42, 50]</sup>。海草的表型可塑性和生态反馈机制共同支持其在动态环境中的生存和恢复, 强调了多因素交互作用对生态系统韧性的关键作用<sup>[51-52]</sup>。因此, 理解和利用这种空间异质性及其生态功能, 对于提升近海海草床的保护和修复效果具有重要意义。

稀疏区虽然反映了生态系统的退化, 但部分斑块中仍保留少量存活植株, 形成了“潜在繁殖库”, 为修复提供了重要切入点。研究表明, 这些稀疏斑块的底质磷酸盐含量虽低于密集区, 但未达到限制植株生长

的阈值,且季节性温度波动存在缓和期,有利于通过局部改良底质力学特性和补充磷酸盐促进植被恢复<sup>[53-54]</sup>。针对稀疏斑块的靶向修复策略,如优化斑块大小、引入共生物种以及种子或幼苗的合理密植,已被证明能显著提升恢复成功率和生态功能的快速恢复<sup>[46,53]</sup>。此外,分区梯度恢复的思路突破了传统连片修复的局限,更符合海草自然扩散和生态系统自我调节的规律<sup>[55-56]</sup>。长期监测显示,适宜的环境条件和精细化管理是实现稀疏区向中等密集区转化的关键,促进整个海草床的稳定恢复和生态服务功能提升<sup>[57-58]</sup>。因此,结合底质改良、营养补充和生态工程措施的靶向修复,为稀疏区的生态恢复提供了科学依据和实践路径。

#### 4.4 曹妃甸海草床靶向修复策略

基于曹妃甸海草床密度分区的核心驱动因子及自然-人为耦合形成机制,针对性地提出以下靶向修复策略,为渤海湾海草床的有效恢复提供实践参考(图5):

一是底质改良工程。针对沉积物磷酸盐匮乏、内摩擦角不足的区域(主要为南部稀疏区),采用“客土

改良+缓释养分补充”的组合方案:选取颗粒级配适宜的泥沙进行客土覆盖,提升底质内摩擦角;同时添加包膜型缓释磷肥,避免短期富营养化,逐步提升底质磷素含量至适宜水平,优化“力学稳定-养分供给”的协同效应。

二是污染与扰动管控。严格控制陆源污染输入,在北部河流入海口设置宽度大于500 m的生态缓冲带,种植芦苇、碱蓬等挺水植物,削减氮素输入以降低氮磷比值;加强油田勘探与航道疏浚的环境监管,施工期避开海草生长季(6-9月),采用分层疏浚技术,减少底质扰动;限制船舶通航速度,降低水流剪切应力对海草植株的冲击。

三是生态修复与动态监测。在稀疏区优先选择月均暴露空气时间较短、水流速度较慢的区域作为修复核心区,开展鳗草植株移植与种子底播;基于多层感知器-人工神经网络模型构建动态监测体系,每季度测定底质内摩擦角、磷酸盐含量、水体温度及水流速度等核心因子,结合海草密度变化调整修复策略,推动稀疏区向中等密集区、中等密集区向密集区的逐步转化,实现海草床空间均质化与功能稳定化。

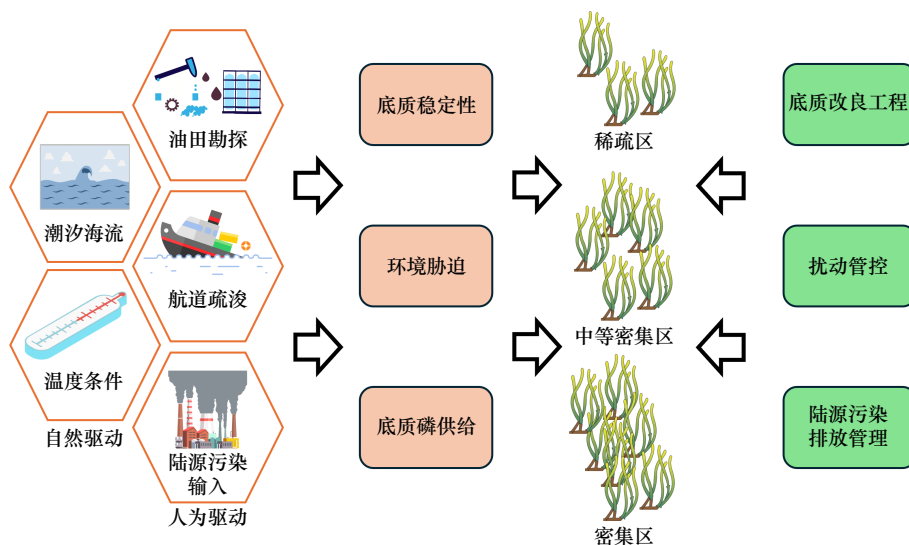


图5 曹妃甸海草床密度分区关键影响因子与保护修复策略概念图

Fig. 5 Conceptual diagram of key influencing factors and protection-restoration strategies for density zoning of Caofeidian seagrass beds

## 5 结论

本文以我国现存面积最大的曹妃甸海草床为研究对象,通过“遥感解译-现场调查-模型解析”的技术方法,系统揭示了曹妃甸海草床密度分区特征、核心驱动因子及其形成机制,主要结论如下:

曹妃甸海草床密度分区呈现显著空间异质性,2022年总面积42.75 km<sup>2</sup>,整体表现为“北密南疏”的

核心格局:北部中高密度区占比达61.26%,南部以稀疏区为主(占比38.74%);密度分区呈斑块化嵌合分布,密集区以小斑块形式分散嵌于中等密集区与稀疏区之间,中等密集区作为过渡类型衔接两类区域,无单一连片均质区域,强化了整体空间异质性。与历史数据对比,2010年后海草床面积逐步恢复,本研究采用的高分辨率遥感解译方法显著提升了稀疏区识别精度,为密度分区量化提供了可靠技术支撑。

底质力学特性、营养盐供给及水体物理环境是调控密度分区的主要环境要素,其中底质内摩擦角(18%)、底质磷酸盐(15%)、水体温度(15%)为关键驱动因子,累计贡献占比达48%。密集区凭借“适宜内摩擦角-充足磷酸盐-稳定温度”的协同优势,形成稳定优质生境;稀疏区受底质结构不稳定、磷素匮乏、温度波动、高流速等多重胁迫;中等密集区各环境要素处于过渡状态,密度与稳定性介于两者之间。同时,曹妃甸海域因独特的氮磷输入特征,形成了磷限制的特殊格局,补充了近海海草床营养限制理论的典型案例。

曹妃甸海草床密度分区的形成是自然动力与人

为活动耦合叠加的结果:自然层面,南部海域潮汐海流动能更强,加剧底质冲刷与泥沙再悬浮,为稀疏区形成奠定自然基础;人为层面,南部集中的油田勘探、航道疏浚等工程活动破坏底质结构,叠加陆源污染引发的营养盐失衡,形成“底质扰动-营养失衡-植株损伤”的退化链,进一步强化南部稀疏格局。北部因远离人为扰动且经生态修复干预,底质与养分条件优化,巩固了中高密度区分布。本研究构建的技术方法与识别的核心驱动因子,为渤海湾海草床的定量化评估与靶向修复提供了科学范式,有助于近海“蓝碳”生态系统保护与可持续发展。

### 参考文献:

- [1] Shayka B F, Hesselbarth M H K, Schill S R, et al. The natural capital of seagrass beds in the Caribbean: evaluating their ecosystem services and blue carbon trade potential[J]. *Biology Letters*, 2023, 19(6): 20230075.
- [2] Do Amaral Camara Lima M, Bergamo T F, Ward R D, et al. A review of seagrass ecosystem services: providing nature-based solutions for a changing world[J]. *Hydrobiologia*, 2023, 850(12): 2655–2670.
- [3] Buonocore E, Donnarumma L, Appolloni L, et al. Marine natural capital and ecosystem services: an environmental accounting model[J]. *Ecological Modelling*, 2020, 424: 109029.
- [4] Sjafrie N D M, Rahmadi P, Triyono T, et al. Monetary value of ecosystem services in unhealthy seagrass meadows in Indonesia[J]. *Ecosystem Services*, 2024, 70: 101668.
- [5] Inocentes J A B, Escalante K D, Ginoo A I, et al. Assessing the economic value of a seagrass ecosystem in Southern Cebu, Philippines[J]. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 2025, 26(4): 1898–1912.
- [6] Cole S G, Moksnes P O. Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2016, 2: 121.
- [7] Campagne C S, Salles J M, Boissery P, et al. The seagrass *Posidonia oceanica*: ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 97(1/2): 391–400.
- [8] Wallner-Hahn S, Dahlgren M, de la Torre-Castro M. Linking seagrass ecosystem services to food security: the example of southwestern Madagascar's small-scale fisheries[J]. *Ecosystem Services*, 2022, 53: 101381.
- [9] Wang Ming, Wang Weimin, Ding Yanmei, et al. Spatial and temporal distribution patterns and conservation status of seagrasses in the Yellow Sea and Bohai Sea[J]. *Science of the Total Environment*, 2025, 964: 178601.
- [10] Uhrin A V, Turner M G. Physical drivers of seagrass spatial configuration: the role of thresholds[J]. *Landscape Ecology*, 2018, 33(12): 2253–2272.
- [11] McHenry J, Rassweiler A, Lester S E. Seagrass ecosystem services show complex spatial patterns and associations[J]. *Ecosystem Services*, 2023, 63: 101543.
- [12] Bai Junwu, Li Yiqiong, Chen Shiquan, et al. Long-time monitoring of seagrass beds on the east coast of Hainan Island based on remote sensing images[J]. *Ecological Indicators*, 2023, 157: 111272.
- [13] Kendrick G A, Holmes K W, Van Niel K P. Multi-scale spatial patterns of three seagrass species with different growth dynamics[J]. *Ecography*, 2008, 31(2): 191–200.
- [14] Sudo K, Quiros T E A L, Prathep A, et al. Distribution, temporal change, and conservation status of tropical seagrass beds in Southeast Asia: 2000–2020[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2021, 8: 637722.
- [15] 刘有才, 徐追, 董岳, 等. 曹妃甸海草床生态特征及限制因子研究[J]. *海洋开发与管理*, 2024, 41(4): 97–105.  
Liu Youcai, Xu Zhui, Dong Yue, et al. Ecological characteristics and influencing factors of seagrass bed in caofeidian[J]. *Ocean Development and Management*, 2024, 41(4): 97–105.
- [16] Coffey M M, Graybill D D, Whitman P J, et al. Providing a framework for seagrass mapping in United States coastal ecosystems using high spatial resolution satellite imagery[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 337: 117669.
- [17] Meshram S G, Meshram C, Pourhosseini F A, et al. A Multi-Layer Perceptron (MLP)-Fire Fly Algorithm (FFA)-based model for sediment prediction[J]. *Soft Computing*, 2022, 26(2): 911–920.
- [18] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB 17378–2007, 海洋监测规范 第3部分: 样品采集、贮存与运输[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.  
General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. GB 17378–2007, The specification for marine monitoring—Part 3: Sample collection, storage

- and transportation[S]. Beijing: Standards Press of China, 2007.
- [19] Murphy H M, Jenkins G P, Hindell J S, et al. Response of fauna in seagrass to habitat edges, patch attributes and hydrodynamics[J]. *Austral Ecology*, 2010, 35(5): 535–543.
- [20] Saint-Etienne L, Paul S, Imbert D, et al. Arbuscular mycorrhizal soil infectivity in a stand of the wetland tree *Pterocarpus officinalis* along a salinity gradient[J]. *Forest Ecology and Management*, 2006, 232(1/3): 86–89.
- [21] Ding Jiao, Jiang Yuan, Fu Lan, et al. Impacts of land use on surface water quality in a subtropical river basin: a case study of the Dongjiang River Basin, southeastern China[J]. *Water*, 2015, 7(8): 4427–4445.
- [22] Huang Shan, Chen Chen, Wu Q, et al. Distribution of typical denitrifying functional genes and diversity of the *nirS*-encoding bacterial community related to environmental characteristics of river sediments[J]. *Biogeosciences Discussions*, 2011, 8(8): 5251–5280.
- [23] Derakhshandeh S, Nousiainen J, Piekkari M, et al. Characterization of the sedimentation and drying processes of complex mining tailings materials using NMR[J]. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 2026, 28(1): 52–66.
- [24] He Jie, Dai Quanhou, Xu Fengwei, et al. Variability in carbon stocks across a chronosequence of masson pine plantations and the trade-off between plant and soil systems[J]. *Forests*, 2021, 12(10): 1342.
- [25] Kan Guangming, Cao Guolin, Wang Jingqiang, et al. Shear wave speed of shallow seafloor sediments in the northern South China Sea and their correlations with physical parameters[J]. *Earth and Space Science*, 2020, 7(3): e2019EA000950.
- [26] Kotroc K, Mouazen A M, Kerényi G. Numerical simulation of soil–cone penetrometer interaction using discrete element method[J]. *Computers and Electronics in Agriculture*, 2016, 125: 63–73.
- [27] Miyajima T, Nakamura T, Watanabe A, et al. The grazing impact of megaherbivores on sediment accumulation and stabilization functions of seagrass meadows in a subtropical coral reef lagoon[J]. *Limnology and Oceanography*, 2025, 70(7): 1835–1848.
- [28] Potouroglou M, Bull J C, Krauss K W, et al. Measuring the role of seagrasses in regulating sediment surface elevation[J]. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 11917.
- [29] James R K, Christianen M J A, Van Katwijk M M, et al. Seagrass coastal protection services reduced by invasive species expansion and megaherbivore grazing[J]. *Journal of Ecology*, 2020, 108(5): 2025–2037.
- [30] Folmer E O, Van Der Geest M, Jansen E, et al. Seagrass–sediment feedback: an exploration using a non-recursive structural equation model[J]. *Ecosystems*, 2012, 15(8): 1380–1393.
- [31] Suykerbuyk W, Bouma T J, Govers L L, et al. Surviving in changing seascapes: sediment dynamics as bottleneck for long-term seagrass presence[J]. *Ecosystems*, 2016, 19(2): 296–310.
- [32] Meysick L, Infantes E, Rugiu L, et al. Coastal ecosystem engineers and their impact on sediment dynamics: eelgrass–bivalve interactions under wave exposure[J]. *Limnology and Oceanography*, 2022, 67(3): 621–633.
- [33] Ceccherelli G, Oliva S, Pinna S, et al. Seagrass collapse due to synergistic stressors is not anticipated by phenological changes[J]. *Oecologia*, 2018, 186(4): 1137–1152.
- [34] Vieira R, Martin A, Engelen A H, et al. Interactive effects of co-occurring anthropogenic stressors on the seagrass, *Zostera noltei*[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 109: 105780.
- [35] Pazzaglia J, Santillán-Sarmiento A, Helber S B, et al. Does warming enhance the effects of eutrophication in the seagrass *Posidonia oceanica*?[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2020, 7: 564805.
- [36] Beca-Carretero P, Azcárate-García T, Teichberg M, et al. Predicted warming intensifies the negative effects of nutrient increase on tropical seagrass: a physiological and fatty acid approach[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 142: 109184.
- [37] Viana I G, Moreira-Saporiti A, Teichberg M. Species-specific trait responses of three tropical seagrasses to multiple stressors: the case of increasing temperature and nutrient enrichment[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2020, 11: 571363.
- [38] Ouisse V, Marchand-Jouravleff I, Fiandrino A, et al. Swinging boat moorings: spatial heterogeneous damage to eelgrass beds in a tidal ecosystem[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2020, 235: 106581.
- [39] Holon F, Marre G, Parravicini V, et al. A predictive model based on multiple coastal anthropogenic pressures explains the degradation status of a marine ecosystem: implications for management and conservation[J]. *Biological Conservation*, 2018, 222: 125–135.
- [40] Maxwell P S, Eklöf J S, Van Katwijk M M, et al. The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems – a review[J]. *Biological Reviews*, 2017, 92(3): 1521–1538.
- [41] Ostrowski A, Connolly R M, Brown C J, et al. Stressor fluctuations alter mechanisms of seagrass community responses relative to static stressors[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 900: 165865.
- [42] Unsworth R K F, Jones B L H, Bertelli C M, et al. Ten golden rules for restoration to secure resilient and just seagrass social-ecological systems[J]. *Plants, People, Planet*, 2025, 7(1): 33–48.
- [43] Valdez S R, Zhang Y S, Van Der Heide T, et al. Positive Ecological Interactions and the Success of Seagrass Restoration[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2020, 7: 91.
- [44] Orth R J, Lefcheck J S, McGlathery K S, et al. Restoration of seagrass habitat leads to rapid recovery of coastal ecosystem services[J]. *Science Advances*, 2020, 6(41): eabc6434.
- [45] Beheshti K M, Williams S L, Boyer K E, et al. Rapid enhancement of multiple ecosystem services following the restoration of a coastal foundation species[J]. *Ecological Applications*, 2022, 32(1): e02466.

- [46] Tan Yimei, Dalby O, Kendrick G A, et al. Seagrass restoration is possible: insights and lessons from Australia and New Zealand[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2020, 7: 617.
- [47] Van Katwijk M M, Thorhaug A, Marbà N, et al. Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2016, 53(2): 567–578.
- [48] Grech A, Hanert E, McKenzie L, et al. Predicting the cumulative effect of multiple disturbances on seagrass connectivity[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(7): 3093–3104.
- [49] O'Brien K R, Waycott M, Maxwell P, et al. Seagrass ecosystem trajectory depends on the relative timescales of resistance, recovery and disturbance[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 134: 166–176.
- [50] Pazzaglia J, Reusch T B H, Terlizzi A, et al. Phenotypic plasticity under rapid global changes: the intrinsic force for future seagrasses survival[J]. *Evolutionary Applications*, 2021, 14(5): 1181–1201.
- [51] Marín-Guirao L, Bernardeau-Esteller J, Belando M D, et al. Photo-acclimatory thresholds anticipate sudden shifts in seagrass ecosystem state under reduced light conditions[J]. *Marine Environmental Research*, 2022, 177: 105636.
- [52] Cronau R J T, Lamers L P M, De Fouw J, et al. Combining co-introduction with patch-size optimization as a novel strategy to maximize seagrass restoration[J]. *Ecological Applications*, 2025, 35(4): e70055.
- [53] Boulenger A, Chapeyroux J, Fullgrabe L, et al. Assessing *Posidonia oceanica* recolonisation dynamics for effective restoration designs in degraded anchoring sites[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2025, 216: 117960.
- [54] Kendrick G A, Austin R, Ferretto G, et al. Lessons learnt from revisiting decades of seagrass restoration projects in Cockburn Sound, southwestern Australia[J]. *Restoration Ecology*, 2025, 33(4): e70040.
- [55] Sinclair E A, Sherman C D H, Statton J, et al. Advances in approaches to seagrass restoration in Australia[J]. *Ecological Management & Restoration*, 2021, 22(1): 10–21.
- [56] Zenone A, Giacalone V M, Martinez M, et al. Stitching up *Posidonia oceanica* (L.) Delile anchorage scars using beach-cast seeds: results of a six-year study[J]. *Biological Conservation*, 2025, 303: 111032.
- [57] Pansini A, Berlino M, Mangano M C, et al. Meta-analysis reveals the effectiveness and best practices for the iconic Mediterranean seagrass restoration[J]. *Science of the Total Environment*, 2025, 976: 179325.
- [58] McHenry J, Rassweiler A, Hernan G, et al. Geographic variation in organic carbon storage by seagrass beds[J]. *Limnology and Oceanography*, 2023, 68(6): 1256–1268.

## Density zoning and formation mechanism of seagrass beds in Caofeidian based on spatial heterogeneity analysis

Ma Wang<sup>1</sup>, Liu Youcai<sup>1</sup>, Zhang Qian<sup>1</sup>, Hu Qi<sup>1</sup>, Chen Kan<sup>2</sup>, Song Hongjun<sup>2</sup>

(1. Hebei Hydrological Engineering Geological Exploration Institute, Shijiazhuang 050021, China; 2. First Institute of Oceanography, Ministry of Natural Resources, Qingdao 266061, China)

**Abstract:** Taking the Caofeidian seagrass bed—the largest existing seagrass bed in China—as the research object, this study adopted a combined method of remote sensing interpretation, field investigation, and model analysis to carry out research on the quantitative zoning of density and the formation mechanism of spatial heterogeneity of the Caofeidian seagrass bed. Through the interpretation of high-resolution satellite remote sensing images and combined with on-site field verification, the quantitative data of three core zoning types under the spatial pattern of “dense in the north and sparse in the south” of the Caofeidian seagrass bed were obtained, namely the dense area (with an area of 11.13 km<sup>2</sup>, accounting for 26.03%), the moderately dense area (with an area of 15.06 km<sup>2</sup>, accounting for 35.23%), and the sparse area (with an area of 16.56 km<sup>2</sup>, accounting for 38.74%). On the whole, it shows the characteristics of patchy mosaic distribution. Based on 10 environmental data items (including illumination, ammonium, and sediment density) obtained from field investigations, an MLP-ANN (Multilayer Perceptron-Artificial Neural Network) model was used for analysis, and it was found that the internal friction angle of sediment (contribution: 18%), water temperature (contribution: 15%), and sediment phosphate (contribution: 15%) were the core driving factors affecting the density zoning of the seagrass bed, with a cumulative influence accounting for 48%. The

research results indicated that the density zoning of the Caofeidian seagrass bed is formed by the joint effect of natural dynamic factors and human activities: in the southern region, strong tidal currents cause sediment scouring, and superimposed on the impacts of engineering activities such as oilfield exploration and channel dredging, as well as land-based pollution, forming the degradation chain of “sediment disturbance - nutrient imbalance”; the northern region is far from these disturbance sources, and through ecological restoration, the sediment conditions have been optimized, thus providing support for the formation of the medium-to-high density seagrass bed areas. This study fills the gaps in the quantitative research on the density zoning of the Caofeidian seagrass bed and the research on its formation mechanism, and provides a scientific basis and technical paradigm for the scientific assessment and effective restoration of seagrass beds in the Bohai Bay.

**Key words:** seagrass beds; spatial heterogeneity; driving factors; ecological restoration; Caofeidian