Ma F T, Cao Y K, Liu J X, *et al*. Marine ranching construction on biomass size spectra and trophic niches of meiofauna in the Bohai Sea [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2026, 50(7): 072610. [马福堂, 曹英昆, 刘建霞, 等. 渤海海洋牧场建设对小型底栖动物生物量谱与营养生态位的影响 [J]. 水生生物学报, 2026, 50(7): 072610.]

渤海海洋牧场建设对小型底栖动物生物量谱与营养生态位的影响

马福堂[1, 2] 曹英昆[1, 2*] 刘建霞[1, 2] 徐少春[3] 刘大鹏[4] 刘会欣[5, 6]
李 倩[5, 6] 潘 哲[1, 2*]

(1. 河北农业大学海洋学院, 秦皇岛 066003; 2. 河北省水产营养调控与疾病防控重点实验室, 秦皇岛 066003; 3. 中国科学院海洋研究所, 青岛 266071; 4. 中国海洋大学水产学院, 青岛 266100; 5. 河北省海洋生态修复与智慧海洋监测工程研究中心, 秦皇岛 066000; 6. 河北省地质矿产勘查开发局第八地质大队, 秦皇岛 066001)

摘要: 本文结合生物量谱(Biomass size spectra, BSS)与稳定同位素分析, 探讨海洋牧场建设对渤海小型底栖动物体型结构特征及营养生态位的影响。结果表明, 海洋牧场区小型底栖动物平均生物量[(138.8±66.3) μg dwt./10 cm^2]极显著高于对照区[(39.1±14.8) μg dwt./10 cm^2; P<0.01], 两区域整体生物量谱分布模式相近。沉积物有机碳(SOC)与部分粒级生物量呈显著正相关, 而氨氮与部分粒级生物量呈显著负相关(P<0.05)。与对照区相比, 海洋牧场区小型底栖动物δ^{13}C与δ^{15}N值均显著降低(P<0.05), 提示其可利用有机质库的组成、再加工程度以及群落有效营养级可能发生变化。此外, 牧场区小型底栖动物同位素生态位宽度(SEA=0.343‰^{2})高于对照区(0.265‰^{2}), 表明其资源利用范围更广, 潜在食物来源更为多样。研究表明: 海洋牧场建设可能通过改变底栖生境条件并重塑底端能量通路结构, 促进小型底栖动物生物量提升与资源利用多样化。本研究可为海洋牧场生态效应评估、生态管理与可持续发展提供科学依据。

关键词: 小型底栖动物; 海洋牧场; 营养生态位; 生物量谱; 稳定同位素

中图分类号: S953.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2026)07-072610-10

doi: 10.3724/1000-3207.2025.2025.0398 CSTR: 32229.14.SSSWXB.2025.0398

近几十年来, 由于过度捕捞、环境污染及海岸基础设施建设等人类活动, 沿海生态系统受到持续干扰, 呈现不同程度的退化[1]。为改善自然栖息地条件, 修复受损海洋生态系统, 相关领域已采取了一系列措施, 其中海洋牧场建设是重要的举措之一[2]。通过投放人工鱼礁、构建结构化栖息地, 海洋牧场有助于改善局部生境条件, 为海洋生物提供栖息、索饵和繁殖空间, 从而促进生物多样性恢复和渔业资源增殖[3]。例如, 北部湾研究表明, 海洋牧场能显著提升优势物种的生态承载力, 其食物链长度与系统复杂性均优于非牧场区域[4]。目前, 关于海洋牧场生态效应的研究主要集中于游泳生物[5]、大型底栖动物[6]及微生物[7]等类群, 对作为生态系统变化与发展关键指示生物的小型底栖动物关注不足。尽管研究证实小型底栖动物在调节沉积物氧化、有机物分解及能量流动中具有重要作用[8], 但其对海洋牧场中生境改变的敏感性问题仍鲜有探讨, 导致海洋牧场的生态效益评估存在缺失。因此, 厘清海洋牧场建设背景下小型底栖动物群落及其生态功能变化对衡量海洋牧场修复生态系统完整性的

收稿日期: 2025-11-11; **修订日期:** 2025-12-30

基金项目: 国家自然科学基金(32503188); 河北省自然科学基金优秀青年基金(C2023204161); 河北省现代农业产业技术体系(HBCT2024290201); 河北省海洋生态修复与智慧海洋工程研究中心开放基金(HBMESO2303); 河北省教育厅科研课程建设项目(YKCSZ2024033)资助 [Supported by the National Natural Science Foundation of China (32503188); Hebei Province Natural Science Foundation Outstanding Youth Fund Project (C2023204161); Hebei Agriculture Research System (HBCT2024290201); Marine Ecological Restoration and Smart Ocean Engineering Research Center of Hebei Open Fund (HBMESO2303); Hebei Provincial Department of Education Research Course Construction Project (YKCSZ2024033)]

作者简介: 马福堂(2001—), 男, 硕士研究生; 主要研究方向为养殖生态学。E-mail: futang_m@126.com

通信作者: 曹英昆(1986—), E-mail: yingkun-cao@163.com 潘哲(1990—), E-mail: lfpanzhe@163.com *共同通信作者

©The Author(s) 2026. This is an open access article under the CC-BY 4.0 License (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

成效具有重要意义。

小型底栖动物是底栖生态系统的重要组成部分, 通过影响营养级间的营养动态和能量传递发挥作用[9]。它们还是生态系统健康的敏感指示生物, 基于其生物量与多样性特征, 能够对缺氧和污染等环境胁迫作出响应[10]。渤海研究表明, 小型底栖动物活动使缺氧沉积物的氧气渗透深度增加85%, 从而降低硫化物通量并提升沉积物微生物多样性[8]。其在碳流传递中亦发挥关键作用——软底质系统中超过30%的碳通量通过小型底栖植物−小型底栖动物传递途径, 以维持鱼类和甲壳类等更高营养级的需求[11]。此外, 该类群在维持生态系统韧性方面具有重要的价值。研究显示, 在低浓度微塑料(10^3 particles/mL)胁迫下, 小型底栖动物个体丰度虽降低50%, 但物种更替过程促进了群落多样性的提升[12]。因此, 鉴于小型底栖动物在维系沉积物稳定性和营养联结中不可替代的作用, 从群落结构与营养结构两个方面开展研究, 对评估海洋牧场建设成效尤为关键。

这些关键功能直接体现在小型底栖动物群落的体型结构中。生物量谱(Biomass size spectra, BSS)提供了一种量化表征该结构并推断生态系统状态的方法[13]。通过测量生物量在不同粒级中的分布, BSS能够揭示生态系统的关键属性, 包括其营养结构和对干扰的恢复力[13]。已有研究表明, 环境扰动往往会改变底栖动物群落体型结构, 从而引起BSS的可检测变化[14]。因此, 应用BSS评估小型底栖动物, 为探究海洋牧场建设对群落体型结构特征和功能完整性的影响提供了直接有效的途径。

此外, 稳定同位素分析(δ^{13}C和δ^{15}N)已广泛应用于海洋鱼类食源追溯研究, 成为解析海洋生态系统营养关系的重要工具[15]。δ^{13}C在食物网中变化较小, 主要反映初级消费者的食物来源[16]; 而δ^{15}N则主要体现海洋生物的营养级位置[17], 较高营养级生物通常显示更高的δ^{15}N值[18]。Oleszczuk等[19]通过稳定同位素技术对北冰洋小型底栖动物的分析发现, 该类群主要依赖沉积物中的再加工有机物。该方法能将生境改造与营养变化相关联, 成为评估海洋牧场对小型底栖动物营养结构影响的重要工具。

本研究旨在探究海洋牧场建设对小型底栖动物群落及营养结构的影响。选取海之都国家级海洋牧场作为研究区域, 该牧场位于渤海中部, 建于2017年, 海域面积667公顷[20]。场内共布设147700 m^3的各类人工鱼礁, 其中石礁75400 m^3, 是研究海洋牧场建设对小型底栖动物影响的理想场所。本研究通过构建小型底栖动物生物量谱, 揭示海洋牧场建设对其群落体型结构特征的影响; 同时利用稳定同位素技术解析海之都海洋牧场小型底栖动物的摄食生态, 阐明牧场影响下其营养结构的变化。研究成果可为海洋生态系统管理保护策略的制定提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域与采样

海之都国家级海洋牧场底质以细砂为主, 局部含少量泥质沉积[21]。牧场内布设了人工鱼礁类型包括块石礁、混凝土立体礁和框架式礁等, 不同类型礁体在高度、孔隙率和单位体积复杂度上存在差异, 从而形成了多样化的微生境[22]。靠近块石礁和立体礁的站位沉积物通常呈现较高的沉积有机碳含量和更复杂的微地形结构, 而远离礁体的站位则以相对平坦、细粒底质为主[22]。对照区位于牧场西侧, 无大型人工构筑物。对照区与牧场区在水深范围上保持一致, 两区域处于同一近岸环境梯度内, 具有良好的可比性。因此, 该区域可作为未受人工构筑物影响的背景参照。

2023年7月, 在渤海海之都海洋牧场及邻近海域的12个采样站点(图 1)采集了沉积物样品。本研究采用不对称站位设计, 牧场区设9个站位, 对照区

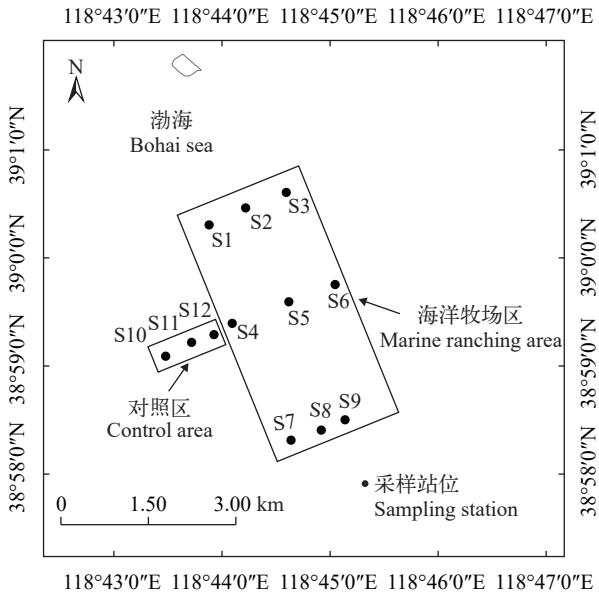


图 1 海之都海洋牧场区及对照区采样站

Fig. 1 Map of sampling stations in the Haizhidu marine ranching and control area

黑色圆点表示采样站位, 其中S1—S9为海洋牧场区站位, S10—S12为对照区站位

Black dots represent sampling stations, among which S1—S9 are located in the marine ranching area and S10—S12 are located in the control area

设3个站位。该设计的出发点在于: 多类型人工鱼礁的布设导致牧场区底栖生境在小尺度上高度异质, 需要更高的空间分辨率以捕捉其内部变异[22, 23]; 而对照区底质与地形相对均一, 少量站位即可表征区域背景状况。站点布设参考了Wang等[24]的研究方案。后续统计分析均以区域类型作为分类变量, 站位样本的差异主要用于刻画区域内部变异, 因此站位数的不对称不会改变两区域均值比较的方向性。该布设方式亦符合《海洋牧场调查规范》[25]和《人工鱼礁资源养护效果评价技术规范》[26]的技术要求。

每个站位采用箱式采样器(0.1 m^2)获得相对完整的表层沉积物样品[27], 使用内径3.0 cm、管长5 cm的改良采样管随机获取6个沉积物样本, 并将其中3个合并用于生物量谱构建, 另3个合并用于同位素分析, 所有样本于–20℃冷冻保存。合并重复样的做法可在一定程度上降低小尺度空间异质性对分析结果的干扰, 类似策略已在多项小型底栖动物的研究中采用[28, 29]。

1.2　样品处理

为进行同位素分析和生物量谱构建, 从保存的沉积物样品中分离出小型底栖动物样本。将提取的样本解冻后, 先通过 500 μm的筛网, 随后在42 μm筛网上冲洗[30], 并采用二氧化硅LUDOX®TM-40溶液(Sigma-Aldrich, USA)进行离心提纯, 以实现小型底栖动物的有效分离[19]。通过解剖镜将样本中所有小型底栖动物挑出。随后, 对单个小型底栖动物的体长(L)和最大体宽(W)进行测量, 并计算其个体干重。线虫和介形类的干重根据以下公式计算[28]:

$$dwt_1 = C \times L \times W^2 \times 1.13 \times 0.25 \quad (1)$$

式中, dwt_1为单个线虫干重, L为体长, W为最大体宽, C为体积换算系数(线虫C=530; 介形类C=523), 1.13为密度值, 0.25为干湿重比率。

桡足类干重采用类似公式计算:

$$dwt_2 = C \times L \times W^2 \times 1.13 \times 0.225 \quad (2)$$

式中, dwt_2为单个桡足类干重, L为体长, W为最大体宽, C为体积换算系数(半圆柱形C=560; 梨形C=400), 1.13为密度值, 0.225为干湿重比率。

1.3　小型底栖动物生物量谱绘制

每个站位的小型底栖动物总生物量通过将该站位所有个体的干重累加后, 折算为单位面积(μg dwt./10 cm^2); 个体干重采用公式(1)、(2)换算。基于个体干重(μg)的对数将小型底栖动物个体划分为不同粒级。以$\log_2$转换的个体干重生物量(μg dwt./m^2)划分的粒级作为横坐标, 以$\log_2$转换的各粒级总生物量(μg dwt./m^2)为纵坐标, 绘制BSS[29]。每个等级对应特定的质量范围(μg)。例如, 0粒级(Class 0)指个体干重满足2^0 μg<干重<2^1 μg的生物。本研究将粒级−12至粒级−7归为小体型段, 粒级−6至粒级−4归为中体型(峰段)范围, 粒级−3至粒级1归为大体型段(谱尾段)。

1.4　稳定同位素测定

选取海洋牧场区1—6号站位及对照区10—12号站位样品测定碳、氮稳定同位素。将在解剖镜下挑选的小型底栖动物抽滤到500℃预烧后的Whatman GF/F滤膜上, –50℃冷冻干燥24h, 经过12 mol/L盐酸蒸24h后, 再次–50℃冷冻干燥24h, 用锡纸包裹起来放到聚乙烯袋中, 以备检测碳、氮稳定同位素[19]。对于沉积物样品, 首先在60℃下烘干, 然后粉碎研磨成粉末, 通过100目标准筛过滤。在干燥器中用12 mol/L盐酸进行熏蒸, 在60℃的烘箱中干燥, 再次粉碎, 过100目标准筛后装入离心管中, 以备碳、氮稳定同位素的测定[16]。所有样品的碳、氮稳定同位素测定在厦门大学环境与生态学院稳定同位素实验室完成。样品的^{13}C和^{15}N稳定同位素比值由同位素质谱仪(EA-IRMS, thermo Fisher delta V advantage)测定。为确保仪器的稳定和结果的准确性, 每10个待测样品插同位素标准样品3个。其结果采用标准单位δ符号来表示, 定义如下:

$$\delta X = [(R_{sample}/R_{standard}) - 1] \times 1000‰ \quad [31]$$

式中, X=^{13}C或者^{15}N, R=$^{13}C/^{12}C$或者$^{15}N/^{14}N$比值。

在本研究中, 海洋牧场区与对照区的小型底栖动物及沉积物样品均采集于2023年7月同一航次, 采样时间窗口一致, 能够在较大程度上降低季节性变化对稳定同位素信号的影响。考虑到不同区域水动力条件、沉积过程及有机质来源差异可能导致同位素基线存在空间变异, 本研究采用沉积物同位素信号作为底端有机质库的综合表征, 用于辅助解释小型底栖动物营养结构的变化。

1.5　理化环境分析

海水中亚硝酸盐(NO_2^-)、氨氮(NH_3)与磷酸盐(PO_4^{3-})用连续流动分析仪(AutoAnalyzer 3, 德国)测定; 沉积物有机碳(Sediment organic carbon, SOC)用总有机碳分析仪(Elementar, 德国)测定。

1.6　数据处理

为了检验海洋牧场区与对照区在小型底栖动物体型粒级生物量结构上的差异, 本研究基于Bray-Curtis距离构建群落距离矩阵, 并采用基于置换的多元方差分析(PERMANOVA, adonis2, 999次置换)进行组间差异检验。考虑到本研究采用了不

平衡设计(牧场区9个站位, 对照区3个站位), 且PERMANOVA对组内离散度差异较为敏感, 本文进一步采用多元离散度同质性检验(PERMDISP, betadisper+permutest, 999次置换)评估不同区域间组内离散度是否存在显著性差异, 从而判定PERMANOVA结果的稳健性。

独立样本*t*检验、基于距离的冗余分析(Distance-based redundancy analysis, db-RDA)、主坐标分析(Principal coordinate analysis, PCoA)、PERMANOVA、同位素双变量图、标准椭圆面积(Standard ellipse area, SEA)、相关性分析与箱线图等在R 4.3.3中完成, 使用“vegan”“ggplot2”“psych”“SIBER”等包。

2 结果

2.1 海洋牧场区与对照区环境差异

海洋牧场区(S1—S9)与对照区(S10—S12)的环境因子比较显示(图 2): SOC在牧场区极显著升高, 牧场区为(3.10±1.54) mg/g, 对照区仅为(0.947±0.398) mg/g (P<0.01)。磷酸盐(PO_4^{3-})在牧场区显著高于对照区, 牧场区为(0.0120±0.00200) mg/L, 对照区为(0.00400±0.00500) mg/L (P<0.05)。NH_3在牧场区显著低于对照区, 牧场区为(0.0450±0.0140) mg/L, 对照区为(0.0680±0.0110) mg/L (P<0.05)。

相比之下, DO、水深、NO_2^-与温度在两区域间差异均不显著(P>0.05): DO [(5.80±0.308) *vs*. (5.50±0.440)mg/L]、Depth[(10.2±2.52)*vs*.(10.7±1.290)m]、NO_2^-[(0.00400±0.00100)*vs*.(0.00400±0.00100)mg/L]、Temp. [(27.9±1.84) *vs*. (27.9±0.484)℃]。

2.2 小型底栖动物生物量

海洋牧场区域平均生物量达到(139±66.3) μg dwt./10 cm^2, 其中S1和S2站位的生物量较高, 而其他站位则相对较低(图 3; 表S2)。在对照区域, 平均生物量为(39.1±14.8) μg dwt./10 cm^2。整体来看, 海洋牧场区域的生物量极显著高于对照区域(图 3; P<0.01)。群落组成方面, 两区域小型底栖动物均以自由生活海洋线虫为优势类群(占比>93%), 其余类群主要包括桡足类与介形类等。与对照区相比, 牧场区在总丰度与总生物量上均呈升高趋势, 表明海洋牧场效应主要表现为优势类群数量与生物量的整体放大, 而非优势类群替代。

2.3 小型底栖动物生物量谱

图 4a展示了海洋牧场区与对照区的BSS结构差异。海洋牧场区的生物量随着粒级增大呈显著递增趋势, 小体型段(粒级−12至粒级−7)的生物量较低, 而从中体型段(粒级−6至粒级−4)开始迅速升高, 在大体型段(粒级−3至粒级1)达到最高值。相比之下, 对照区整体生物量水平较低, 其生物量谱随粒级增大亦呈增长趋势, 但增幅明显小于牧场区, 在中等粒级之后趋于平缓。海洋牧场区小型底栖动物在小体型段(粒级−12至粒级−7)、中体型段(粒

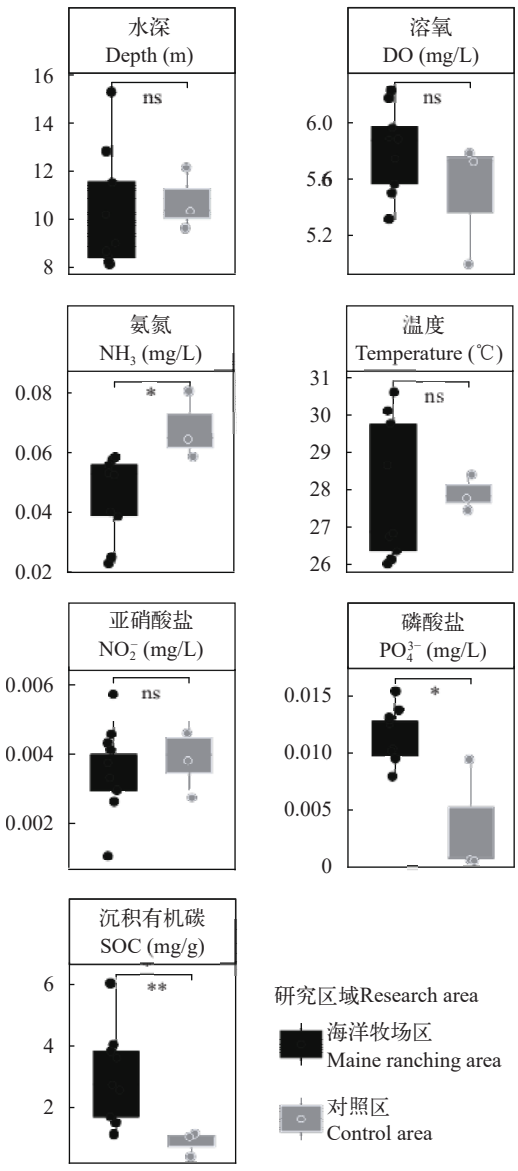


图 2 海洋牧场区与对照区环境因子的比较

Fig. 2 Comparison of environmental variables between the marine ranching and the control area

图示海洋牧场区与对照区在水深、DO、NH_3、温度、NO_2^-、PO_4^{3-}及SOC等环境因子上的差异。箱线图表示中位数、四分位数范围及极值, 散点为各站位实测数据; 显著性标记: “ns”为差异不显著, “*”“**”分别表示P<0.05和P<0.01

Boxplots show differences in environmental parameters between the marine ranching area and the control area, including depth, DO, NH_3, temperature, NO_2^-, PO_4^{3-}, and SOC. Dots represent measurements at each station. Significance levels are indicated as ns (not significant), *P<0.05, and **P<0.01

级−6至粒级−4)及大体型段(粒级−3至粒级1)的生物量均高于对照区。其中中体型段平均生物量提高了98.2%, 而大体型段提高了约543%。

基于不同粒径等级生物量进行的主坐标分析(PCoA)结果显示于图 4b, 表明海洋牧场区与对照区的小型底栖动物体型结构存在显著差异。PC1与PC2两个坐标轴共同解释了54.4%的变异量, 表明这两个主坐标能有效反映体型结构的主要变化。PERMANOVA分析结果验证了两区域间的差异具有显著性, 表明存在明显的生态分化。同时, PC2轴上的分布差异通过箱线图展示。进一步的PERMDISP检验显示, 两区域组内离散度差异不显著(平均距离: 牧场区 0.383, 对照区 0.221; F=3.14, P=0.109), 说明PERMANOVA的显著性主要反映的是两区域群落体型结构的差异, 而非由组内离散度差异所驱动。

2.4　环境因子与各粒级小型底栖动物生物量的相关性分析和db-RDA

本研究对BSS中各粒级的生物量与环境因子进行了相关性分析(图 5a)。研究结果表明: SOC与粒级−4呈显著正相关(R=0.622, P<0.05, n=12), 并且SOC与粒级−5呈极显著正相关(R=0.797, P<0.01, n=12)。温度与粒级0呈显著正相关(R=0.640, P<0.05, n=12)。亚硝酸盐与粒级−11呈显著正相关(R=0.586, P<0.05, n=12), 并与粒级−1呈极显著正相关(R=0.717, P<0.01, n=12)。NH_3与粒级−4呈显著负相关(R=−0.642, P<0.05, n=12)。DO、水深及

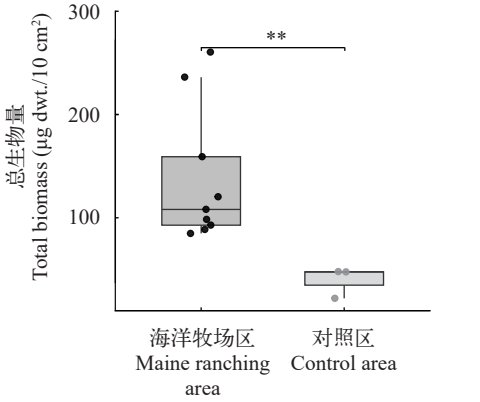


图 3　海洋牧场区与对照区小型底栖动物总生物量差异

Fig. 3　Differences in total meiofaunal biomass between the marine ranching and the control area

图 3 显示渤海海之都海洋牧场区(S1—S9)与对照区(S10—S12)小型底栖动物总生物量的区域差异, 生物量由各粒级生物量累加得到, 并统一换算为μg dwt./10 cm^2; 箱线图表示中位数、四分位距及数据范围, 散点为各采样站位的实测值; 两区域差异采用独立样本t检验, “**”表示P<0.01

Fig. 3 compares total meiofaunal biomass between the marine ranching area (stations S1—S9) and the control area (stations S10—S12) in the Haizhidu system, Bohai Sea; Total biomass is obtained by summing biomass across all size classes and converted to μg dwt./10 cm^2; Boxplots show the median, interquartile range, and overall spread, while dots represent values from individual stations; Differences between the two areas are tested using an independent-samples t test, with significance indicated by **P<0.01

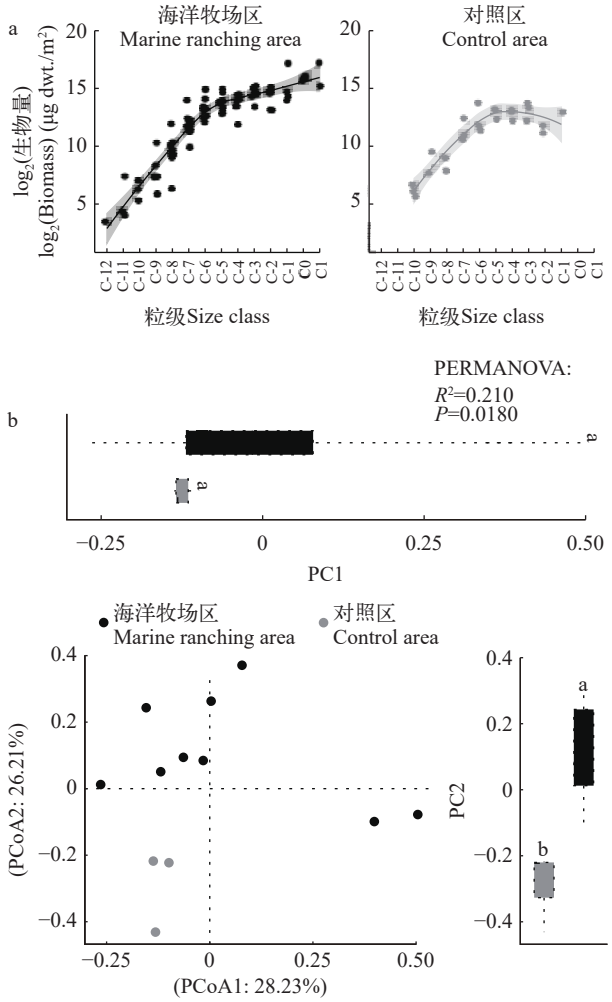


图 4　小型底栖动物生物量谱(BSS)及基于粒级生物量的主坐标分析(Principal coordinate analysis, PCoA)

Fig. 4　Biomass size spectra (BSS) of meiofauna and principal coordinate analysis (PCoA) based on size-class biomass

a. 显示海洋牧场区与对照区在不同粒级(C-12至C1)上的$\log_2$转换生物量(μg dwt./m^2)及其置信区间, 用以表征生物量谱结构; b. 为基于Bray-Curtis距离的PCoA排序结果, 颜色区分两区域站位; 右侧箱线图显示PC2轴上两区域得分的差异; PERMANOVA结果(R^2=0.210, P=0.018)表明两区域体型结构存在显著差异

a. show $\log_2$-transformed biomass (μg dwt./m^2) for each size class (C-12 to C1) in the marine ranching and control areas, illustrating differences in biomass size spectra; b. present the PCoA ordination based on Bray–Curtis distances, with colors distinguishing the two areas; The boxplot on the right shows differences in PC2scores; The PERMANOVA result (R^2=0.20988, P=0.018) indicates a significant difference in size-structured biomass between the two areas

PO_4^{3-}与任何粒级的小型底栖动物均无显著相关性。

基于各粒级生物量构建Bray-Curtis距离矩阵并进行db-RDA分析(图 5b), 结果显示整体模型未达显著水平(df=7, F=1.37, P=0.197), 轴向检验亦不显著(CAP1: F=4.56, P=0.194; CAP2: F=2.13, P=0.812), 说明在本研究样点尺度下, 多个环境因子的线性组合对体型粒级生物量结构的整体约束作用较弱。

约束轴(Constrained axis, CAP)解释率显示, 第一约束轴(constrained axis 1, CAP1)与第二约束轴(constrained axis 2, CAP2)累计解释49.2%的约束变异, 其中CAP1为主要的环境-群落协变梯度。

逐项置换检验显示温度在原模型中呈边缘显著(SumOfSqs=0.1577, F=2.44, P=0.049), envfit亦显示温度为唯一显著向量(R^2=0.562, P=0.025), 其余环境因子均不显著(P>0.05)。但进一步的敏感性分析显示, 原模型中温度的边缘显著性稳健性不足; 控制和移除温度后, 环境因子与体型粒级结构之间的整体线性耦合仍较弱。

2.5 小型底栖动物生态位

本研究中, 来自两个区域的小型底栖动物的δ^{13}C范围为−23.6‰至−22.9‰, δ^{15}N同位素范围为2.12‰至2.95‰ (图 6a)。沉积物的δ^{13}C范围为−22.4‰至−20.6‰, δ^{15}N同位素范围为9.17‰至12.65‰ (图 6a)。

实验数据表明, 两个区域沉积物的δ^{13}C存在显著差异(t_4=−2.98, P<0.05), 海洋牧场区的δ^{13}C值低于对照区, 表明其占据了更广的生态位。同时, 两区域沉积物的δ^{15}N差异不显著。然而, 在小型底栖动物中, 海洋牧场区与对照区的δ^{13}C和δ^{15}N均存在极显著差异(δ^{13}C: t_4=−9.33, P<0.01; δ^{15}N: t_4=−9.58, P<0.01), 且海洋牧场区的δ^{13}C和δ^{15}N均低于对照区。

如图 6b所示, 海洋牧场区小型底栖动物的生态位宽度(标准椭圆面积SEA=0.343‰^{2})大于对照区的小型底栖动物(SEA=0.265‰^{2})。此外, 海洋牧场区沉积物的生态位宽度(SEA=0.480‰^{2})也明显大于对照区沉积物的生态位宽度(SEA=0.0120‰^{2})。

3 讨论

3.1 海洋牧场建设对小型底栖动物生物量及生物量谱的影响

本研究显示, 海洋牧场区小型底栖动物总生物量显著高于对照区, 且丰度亦提高约3倍。两区小型底栖动物均以自由生活海洋线虫占优势(>93%), 说明牧场建设并未改变沉积物中的优势类群, 而是主要通过提高优势功能群的数量与生物量来放大群落响应。类似现象在海洋牧场背景下的底栖生态研究中较为常见, 被认为与礁体提升局地资源供给和微生境适宜性有关[22, 23, 32]。

BSS进一步揭示了这种响应在体型结构上的具体表现: 两区域BSS均在粒级−6至粒级−4形成主要峰值, 随后进入谱尾段。牧场区BSS在全粒级范围内整体抬升, 且粒级覆盖更宽(粒级−12至粒级1), 大体型段的生物量显著增强(图 3)。这一结果表明海洋牧场不仅增加了中等体型优势粒级的生物量,

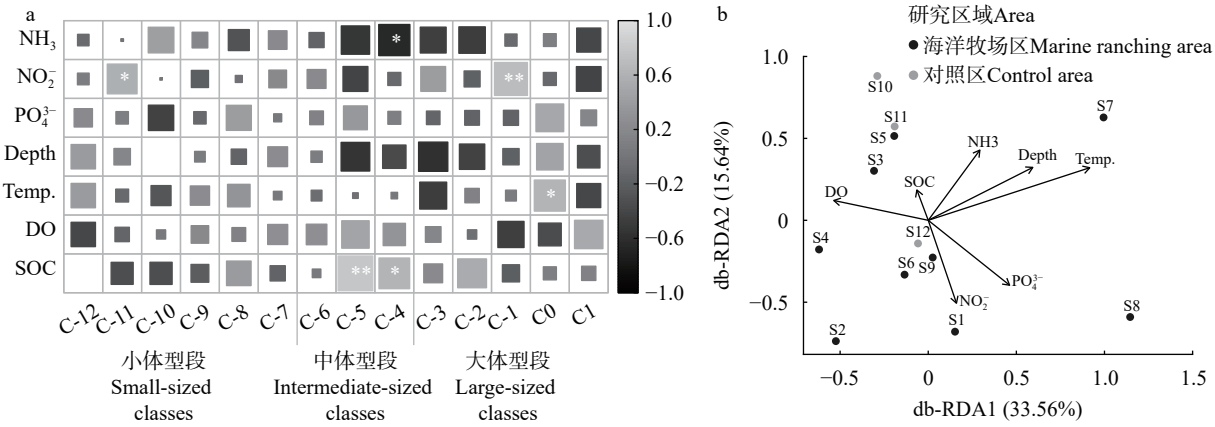


图 5 小型底栖动物体型粒级生物量与环境因子的相关性及db-RDA排序图

Fig. 5 Correlations between biomass in each size class and environmental factors, and db-RDA ordination

a为不同粒级生物量(从C−12到C1体型递增)与环境因子(NH_3、NO_2^-、PO_4^{3-}、水深、温度、DO和SOC)的相关性热图, 其中"*"和"**"分别表示P<0.05和P<0.01; b为基于Bray-Curtis距离的db-RDA排序结果, 箭头表示环境因子的方向及贡献, 点表示各站位并按区域区分颜色

a. The heatmap illustrates correlations between biomass in size classes (size class increases from C−12 to C1) and environmental factors (NH_3, NO_2^-, PO_4^{3-}, depth, temperature, DO, SOC). Asterisks indicate significant correlations (*P<0.05, **P<0.01);l b shows the distance-based redundancy analysis (db-RDA), where arrows indicate the direction and relative influence of environmental variables, and points represent stations coloured by area

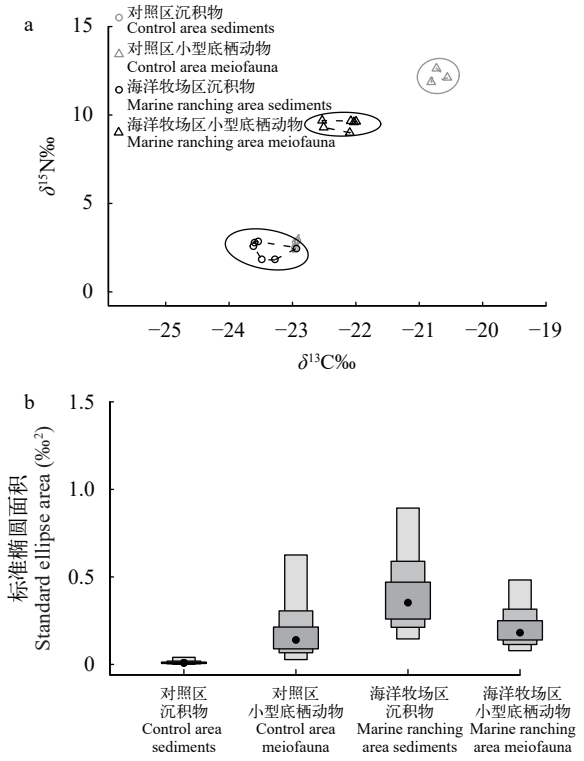


图 6　海洋牧场区与对照区沉积物和小型底栖动物的同位素分布与生态位宽度

Fig. 6　Isotopic distributions (δ^{13}C and δ^{15}N) and standard ellipse areas (SEA) of sediments and meiofauna

a显示沉积物与小型底栖动物在δ^{13}C—δ^{15}N坐标系中的分布, 椭圆表示各组的同位素生态位范围95%置信区间; b为标准椭圆面积(SEA)的比较, 用于量化同位素生态位宽度, 箱图的箱体表示第25—75百分位数(IQR), 箱内实心点为中位数

a shows δ^{13}C—δ^{15}N bi-plots of sediments and meiofauna. The ellipses represent the 95% confidence intervals of the isotopic niche for each group; b compares standard ellipse areas (SEA), reflecting differences in isotopic niche width among groups. In the box plot, the box represents the 25th—75th percentiles (IQR), and the solid dot inside the box indicates the median

还促进了较大体型个体的出现。牧场区在部分站位检测到较多桡足类, 在BSS中形成“跳跃点”, 这反映出牧场区在小尺度上具有更复杂的微生境, 能够为大型个体提供适宜栖位与充足资源[33]。

牧场区与对照区的BSS峰值位置相似(粒级−6至粒级−4), 说明礁体建设并未改变生物量谱的基本结构, 而是提高了峰段和尾段粒级生物的生物量。这与BSS峰位相对稳定的理论认识相符[13, 14, 33], 表明海洋牧场的作用更偏向于增强底栖资源支撑与体型多样性扩展, 而非彻底改变群落的体型结构。

3.2　环境因子对体型粒级结构差异的驱动机制

相关性分析表明环境因子对粒级具有选择性, SOC与部分中体型段粒级(粒级−5、−4)呈显著正相关, 而NH_3与粒级−4呈显著负相关(图 5)。中体型段对应线虫这一优势类群的主体体型段[28], 因此SOC的升高可能通过提高沉积有机质的数量或质量, 直接促进了优势粒级的增殖; NO_2^-在一定浓度下对小型底栖动物具有潜在毒性, 其毒性敏感范围常出现在代谢率较高的线虫[34]。然而, 在本研究中, NO_2^-与个别粒级(粒级−11和粒级−1)呈显著正相关。这一结果可能反映NO_2^-所表征的环境过程(如氧化还原状态或氮转化阶段)与相应粒级变化的同步性。而NH_3降低则缓解了沉积环境毒性压力, 促进了优势类群的生长[34, 35]。这也解释了牧场区BSS的主要抬升集中于粒级−6至粒级−3的峰段, 而非全粒级平均增强。

db-RDA (Bray-Curtis)排序进一步从多变量层面验证了这一格局: 整体模型与约束轴均不显著, 说明在12个站位尺度上, 环境因子的线性组合对粒级结构的总约束较弱。该结果与相关分析一致, 表明环境驱动更多体现在对关键粒级的局部强化, 而非对整体谱型的统一线性约束。同时, 牧场区在排序图上显著离散, 沿CAP1与CAP2多方向展开, 而对照区聚集于原点附近, 体现了牧场区更强的内部异质性。人工鱼礁通过改变底质粗糙度、水动力与颗粒物沉降过程, 往往在极小尺度上形成资源与氧化还原条件的空间斑块[22, 23], 使得不同站位受到不同环境梯度的联合调控, 从而表现为区域内部离散、整体模型弱显著的典型格局。

3.3　海洋牧场对摄食生态与同位素生态位的影响

稳定同位素结果显示, 牧场区小型底栖动物的δ^{13}C与δ^{15}N均显著低于对照区, 且生态位宽度(SEA)更大。δ^{13}C的降低往往与可利用有机质库的组成差异或有机质再加工程度增强有关[31, 36]; δ^{15}N的降低在群落加权意义上可能反映有效营养级下降, 或底端能量通路对群落平均信号的相对贡献提高[17, 18]。

沉积物端同样表现为δ^{13}C略低且生态位更宽的特征。这表明海洋牧场区与对照区在沉积有机质的同位素基线、供给过程或沉积—再悬浮动力学上可能存在差异[37, 38]。人工鱼礁作为增加底层粗糙度与地形起伏的工程结构, 可在局地尺度同时产生流速减弱促进细颗粒沉降与再悬浮的双重效应[39—41]。这一过程有利于细颗粒有机质在礁区富集, 并促进其在微生物作用下反复加工[42]。在多种近海环境中, 较强的再加工过程与更^{13}C亏损的有机质信号常呈一致性变化[42, 43]。因此, 牧场区沉积物及小型底栖动物整体δ^{13}C偏低, 可能反映有机质库组成与再加工程度的综合变化结果。

在δ^{15}N方面, 礁区颗粒物通量与氧化还原微环境的变化还可能影响沉积有机氮的埋藏、再矿化

及无机氮再生循环, 进而改变底端氮同位素信号并向上传递[44, 45]。另一方面, 牧场区SOC的显著升高与颗粒有机质通量增强, 为以沉积物有机质为主要食物的自由生活线虫等低营养级功能群提供了更丰富的资源。这使牧场区群落的能量流更多地经由“微生物−碎屑−小型底栖动物”这一短路径传递, 而不依赖较长的捕食链条[45]。同时, 本研究中牧场区SOC升高且低营养级类群贡献增强的结果, 与底端资源更充足、短通路占比提高的解释一致。考虑到营养级传递通常伴随δ^{15}N富集[46], 当系统能量结构中低营养级通路占比升高时, 群落尺度平均δ^{15}N下降则会表现为有效营养级降低。

综合δ^{13}C、δ^{15}N与SEA的变化, 本研究的同位素差异可能反映海洋牧场通过改变近底水动力与沉积物过程, 影响有机质库的组成及其利用方式的现象。这种影响推动底栖食物网在相对意义上向低营养级贡献更高、资源谱更宽的结构转变[47]。该推断与生物量谱结果相互印证: 牧场区BSS在中高粒级段整体抬升、谱宽增大, 而SEA显著拓宽, 提示牧场区资源利用谱更为多样、潜在能量通路更为丰富[46]。值得注意的是, 北冰洋陆坡区的研究中小型底栖动物δ^{15}N显著高于边缘海[19]。这表明营养级下降并非普遍现象, 而可能与海洋牧场特有的低营养级路径增强有关[20, 48]。结合本研究BSS与生态位宽度结果, 推测海洋牧场通过碎屑路径短、低营养级功能群主导的能量流动模式, 驱动了底栖食物网向更低、更宽的营养结构转变。

综合而言, 人工鱼礁引入的微生境异质性与颗粒有机质沉降−再悬浮过程改变, 可能导致沉积有机质库组成及再加工程度发生变化。这一过程使小型底栖动物δ^{13}C与δ^{15}N信号整体偏移, 并最终表现为群落尺度营养结构向“底端通路贡献增加、资源利用更宽”的方向调整。

3.4 研究局限与展望

本研究仍存在两方面限制: 其一, 牧场区与对照区站位数不对称虽有助于捕捉牧场区异质性, 但也可能增加区域均值估计的不确定性; 其二, 目前类群鉴定深度主要停留在优势大类群尺度, 同位素结果亦未能在摄食功能群层面进行拆分。未来研究可在扩大样点与对照范围的基础上, 结合功能群/物种层面的生物量谱、同位素食源端测定与多变量建模, 以更精确地揭示海洋牧场驱动底栖体型结构与营养生态位变化的机制路径。

4 结论

本研究表明, 渤海海洋牧场区小型底栖动物平均生物量显著高于对照区, 整体生物量谱形态相近但不同粒级对环境因子的响应存在差异。稳定同位素结果显示, 牧场区δ^{13}C、δ^{15}N显著降低且生态位宽度增大, 提示海洋牧场可能通过改善底栖生境条件并影响底端资源利用与能量通路结构, 促进小型底栖动物资源利用多样化与群落功能提升。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

参考文献:

[1] Zhu W, Qin C, Ma H, *et al*. Response of protist community dynamics and co-occurrence patterns to the construction of artificial reefs: a case study in Daya Bay, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2020(742): 140575.

[2] Yu J, Zhang L. Evolution of marine ranching policies in China: Review, performance and prospects [J]. *Science of the Total Environment*, 2020(737): 139782.

[3] Osinga R, Danovaro R, Debney A, *et al*. Editorial: Restoration of coastal marine ecosystems [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2024(11): 1485162.

[4] Feng J, Yu H, Wu L, *et al*. Evaluating ecosystem characteristics and ecological carrying capacity for marine fauna stock enhancement within a marine ranching system [J]. *Animals*, 2025, **15**(2): 165.

[5] Jin J, Quan Y. Assessment of marine ranching ecological development using DPSIR-TOPSIS and obstacle degree analysis: A case study of Zhoushan [J]. *Ocean & Coastal Management*, 2023(244): 106821.

[6] Zhang X, Zhang C, Liu Y, *et al*. Non-negligible roles of Archaea in coastal carbon biogeochemical cycling [J]. *Trends in Microbiology*, 2023, **31**(6): 586-600.

[7] Chen C Z, Li P, Liu L, *et al*. Seasonal variations of microbial communities and viral diversity in fishery-enhanced marine ranching sediments: insights into metabolic potentials and ecological interactions [J]. *Microbiome*, 2024, **12**(1): 209.

[8] Bonaglia S, Hedberg J, Marzocchi U, *et al*. Meiofauna improve oxygenation and accelerate sulfide removal in the seasonally hypoxic seabed [J]. *Marine Environmental Research*, 2020(159): 104968.

[9] Crespo D, Pardal M Â. Ecological and Economic Importance of Benthic Communities [M]. Life Below Water. Cham: Springer International Publishing, 2020: 1-11.

[10] Ni D, Zhang Z, Liu X. Benthic ecological quality assessment of the Bohai Sea, China using marine biotic indices [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019(142): 457-464.

[11] van der Heijden L H, Niquil N, Haraldsson M, *et al*. Quantitative food web modeling unravels the importance of the microphytobenthos-meiofauna pathway for a high trophic transfer by meiofauna in soft-bottom intertidal food webs [J]. *Ecological Modelling*, 2020(430): 109129.

[12] de França F J L, Moens T, da Silva R B, *et al*. Short-term microplastic effects on marine meiofauna abundance, diversity and community composition [J]. *PeerJ*, 2024(12): e17641.

[13] Mehner T, Lischke B, Scharnweber K, *et al*. Empirical

correspondence between trophic transfer efficiency in freshwater food webs and the slope of their size spectra [J]. *Ecology*, 2018, **99**(6): 1463-1472.

[14] Sabeel R A O, Vanreusel A. Potential impact of mangrove clearance on biomass and biomass size spectra of nematode along the Sudanese Red Sea coast [J]. *Marine Environmental Research*, 2015(103): 46-55.

[15] Yin H, Chen Y, Ma W, *et al*. δ^{13}C and δ^{15}N stable isotopes demonstrate seasonal changes in the food web of coral reefs at the Wuzhizhou Island of the South China Sea [J]. *Ecological Indicators*, 2023(146): 109852.

[16] Dung L V, Tue N T, Lam P V, *et al*. Stable isotopes (δ^{13}C and δ^{15}N) and trace elements of invertebrates and fish from the coastal waters of ha tinh province, central Vietnam [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2023, **85**(3): 229-244.

[17] Yurkowski D J, Mcculloch E, Ogloff W R, *et al*. Mercury accumulation, biomagnification, and relationships to δ^{13}C, δ^{15}N and δ^{34}S of fishes and marine mammals in a coastal Arctic marine food web [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2023(193): 115233.

[18] Díaz-Delgado E, Girolametti F, Annibaldi A, *et al*. Mercury bioaccumulation and its relationship with trophic biomarkers in a Mediterranean elasmobranch mesopredator [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2024(201): 116218.

[19] Oleszczuk B, Silberberger M J, Grzelak K, *et al*. Macrofauna and meiofauna food-web structure from Arctic fjords to deep Arctic Ocean during spring: a stable isotope approach [J]. *Ecological Indicators*, 2023(154): 110487.

[20] Yan J, Chen Y, Cao Y, *et al*. Marine ranching enhances ecosystem stability and biological carbon sequestration potential: insights from Ecopath with Ecosim model simulation of 30-year ecological path of a national marine ranching in China [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2025(12): 1583896.

[21] Yang C H, Gao W B, Zang H P, *et al*. Survey and assessment of fishery resources in Tangshan Hai Zhi Du marine ranching [J]. *Hebei Fisheries*, 2025(8): 40-48. [杨春晖, 高文斌, 张海鹏, 等. 唐山海之都海洋牧场渔业资源调查与评价 [J]. 河北渔业, 2025(8): 40-48.]

[22] Yang X, Lin C, Song X, *et al*. Effects of artificial reefs on the meiofaunal community and benthic environment-A case study in Bohai Sea, China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019(140): 179-187.

[23] Pan Y, Tong H, Wei D, *et al*. Review of structure types and new development prospects of artificial reefs in China [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2022(9): 853452.

[24] Wang Z, Yao L, Yu J, *et al*. Evaluation of the ecological carrying capacity of Wailingding marine ranching in Zhuhai, China by high-resolution remote sensing [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2024(11): 1354407.

[25] Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. Technical Specification for Monitoring of Marine Ranching: SC/T 9112—2023 [S]. Beijing: China Agriculture Press, 2023. [中华人民共和国农业农村部. 海洋牧场年度监测技术规范: SC/T 9112—2023 [S]. 北京: 中国农业出版社, 2023.]

[26] Ministry of Agriculture of the People's Republic of China. Technical Specification for Evaluation of the Effects of Artificial Fish Reef: SC/T 9417—2015 [S]. Beijing: China Agriculture Press, 2015. [中华人民共和国农业部. 人工鱼礁资源养护效果评价技术规范: SC/T 9417—2015 [S]. 北京: 中国农业出版社, 2015.]

[27] Giere O. Meiofauna Sampling and Processing [M]. Meiobenthology. Berlin, Heidelberg: Springer, 1993: 44-63.

[28] Guo J Y, He L, Liu X S, *et al*. Body shape features and biomass size spectra of free living marine nematodes in the Bohai Sea [J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2022, **52**(10): 86-97. [郭嘉宇, 何蕾, 刘晓收, 等. 渤海自由生活海洋线虫体型特征及生物量谱 [J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2022, **52**(10): 86-97.]

[29] Hua E, Zhang Z, Warwick R M, *et al*. Pattern of benthic biomass size spectra from shallow waters in the East China Seas [J]. *Marine Biology*, 2013, **160**(7): 1723-1736.

[30] Zhao M, Liu Q, Zhang D, *et al*. Deep-sea meiofauna assemblages with special reference to marine nematodes in the Caiwei Guyot and a Polymetallic Nodule Field in the Pacific Ocean [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020(160): 111564.

[31] Carneiro L M, do Rosário Zucchi M, de Jesus T B, *et al*. δ^{13}C, δ^{15}N and TOC/TN as indicators of the origin of organic matter in sediment samples from the estuary of a tropical river [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021(172): 112857.

[32] Landi P, Minoarivelo H O, Brännström Å, *et al*. Complexity and stability of ecological networks: a review of the theory [J]. *Population Ecology*, 2018, **60**(4): 319-345.

[33] Mazurkiewicz M, Górska B, Renaud P E, *et al*. Latitudinal consistency of biomass size spectra-benthic resilience despite environmental, taxonomic and functional trait variability [J]. *Scientific Reports*, 2020, **10**(1): 4164.

[34] Ke X, Bao Q, Qi Y, *et al*. Toxicity assessment of sediments from the Liaohe River Protected Area (China) under the influence of ammonia nitrogen, heavy metals and organic contaminants [J]. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2018(59): 34-42.

[35] Bonaglia S, Nascimento F J A, Bartoli M, *et al*. Meiofauna increases bacterial denitrification in marine sediments [J]. *Nature Communications*, 2014(5): 5133.

[36] Arndt S, Jørgensen B B, LaRowe D E, *et al*. Quantifying the degradation of organic matter in marine sediments: a review and synthesis [J]. *Earth-Science Reviews*, 2013(123): 53-86.

[37] Xia B, Cui Y, Chen B, *et al*. Carbon and nitrogen isotopes analysis and sources of organic matter in surface sediments from the Sanggou Bay and its adjacent areas, China [J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2014, **33**(12): 48-57.

[38] González-De Zayas R, Rossi S, Hernández-Fernández L, *et al*. Stable isotopes used to assess pollution impacts on coastal and marine ecosystems of Cuba and México [J]. *Regional Studies in Marine Science*, 2020(39): 101413.

[39] Vieira da Silva G, Hamilton D, Strauss D, *et al*. Sediment pathways and morphodynamic response to a multi-

purpose artificial reef–New insights [J]. *Coastal Engineering*, 2022(171): 104027.
[40] Zheng Y, Kuang C, Gu J, *et al*. Experimental Investigation on Flow Patterns Induced by a Twin-Block Perforated Artificial Reef [C]. Proceedings of the 30th International Ocean and Polar Engineering Conference. Virtual, 2020-10.
[41] Nguyen T N, Nguyen H H D, Kim Y T. Experimental investigation of wave-induced scour patterns around a cube-type artificial reef [J]. *Ocean Engineering*, 2026(343): 123561.
[42] Tieszen L L, Boutton T W. Stable Carbon Isotopes in Terrestrial Ecosystem Research [M]. Stable Isotopes in Ecological Research. Ecological Studies, 68. New York, NY: Springer New York, 1989: 167-195.
[43] Li Y, Li Y, Zhang Y, *et al*. Conversion of natural soil to paddy promotes soil organic matter degradation in small-particle fractions: δ^{13}C and lipid biomarker evidence [J]. *Agronomy*, 2024, **14**(4): 818.
[44] Kanaya G, Yurlova N I, Yadrenkina E N, *et al*. Interannual changes in δ^{15}N baseline in a lake–swamp–river food web: effects of summer precipitation in West Siberian forest steppe [J]. *Biogeochemistry*, 2020, **150**(2): 217-233.
[45] Grego M, Malej A, De Troch M. The depleted carbon isotopic signature of nematodes and harpacticoids and their place in carbon processing in fish farm sediments [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2020(7): 572.
[46] Post D M. Using Stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions [J]. *Ecology*, 2002, **83**(3): 703-718.
[47] Macko S A, Estep M L F. Microbial alteration of stable nitrogen and carbon isotopic compositions of organic matter [J]. *Organic Geochemistry*, 1984(6): 787-790.
[48] Li Z, Chen Y, Wang G, *et al*. Ecological carrying capacity and carbon sequestration potential of bivalve shellfish in marine ranching: a case study in Bohai Bay, China [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2023(10): 1174235.

MARINE RANCHING CONSTRUCTION ON BIOMASS SIZE SPECTRA AND TROPHIC NICHES OF MEIOFAUNA IN THE BOHAI SEA

MA Fu-Tang[1, 2], CAO Ying-Kun[1, 2], LIU Jian-Xia[1, 2], XU Shao-Chun[3], LIU Da-Peng[4], LIU Hui-Xin[5, 6], LI Qian[5, 6] and PAN Zhe[1, 2]

(1. *Ocean College of Hebei Agricultural University*, *Qinhuangdao* 066003, *China*; 2. *Hebei Key Laboratory of Nutritional Regulation and Disease Control for Aquaculture*, *Qinhuangdao* 066003, *China*; 3. *The Institute of Oceanology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Qingdao* 266071, *China*; 4. *Fisheries College*, *Ocean University of China*, *Qingdao* 266100, *China*; 5. *Marine Ecological Restoration and Smart Ocean Engineering Research Center of Hebei Province*, *Qinhuangdao* 066000, *China*; 6. *The Eighth Geological Brigade*, *Hebei Geological and Mineral Exploration Development Bureau*, *Qinhuangdao* 066001, *China*)

Abstract: In recent decades, coastal ecosystems have been severely degraded due to overfishing, pollution, and habitat destruction. Marine ranching, as an important ecological restoration strategy, aims to enhance biodiversity and rebuild ecosystem functions. However, its effects on meiobenthic communities and their trophic dynamics remain insufficiently understood. Here, we combined biomass size spectra (BSS) and stable isotope analysis to investigate how marine ranching reshapes BSS and trophic niches of meiofauna in the Bohai Sea. Results showed that the mean biomass of meiofauna in the marine ranching area [(138.8±66.3) μg dwt./10 cm^2] was markedly higher than that in the control area [(39.1±14.8) μg dwt./10 cm^2; P<0.01)], while the overall shapes of the BSS were similar between the two areas. Sediment organic carbon (SOC) was significantly positively correlated with the biomass of several size classes, whereas ammonium nitrogen was negatively correlated with the biomass of several size classes (P<0.05). Compared with the control area, meiofauna in the marine ranching area exhibited significantly lower δ^{13}C and δ^{15}N values (P<0.05), suggesting potential changes in the composition/degree of reworking of the available organic matter pool and in the community-level effective trophic position. In addition, the isotopic niche width of meiofauna was significantly larger in the marine ranching area (SEA=0.343 ‰^{2}) than that in the control area (0.265 ‰^{2}), indicating a broader resource-use breadth and more diverse potential food sources. Overall, marine ranching may enhance meiobenthic biomass and promote resource-use diversification by improving benthic habitat conditions and reshaping basal energy pathways. This study provides scientific support for evaluating ecological effects and guiding the management and sustainable development of marine ranching.

Key words: Meiofauna; Marine ranching; Trophic structure; Biomass size spectra; Stable isotope

附录 S1　每个采样站位的环境特征

Appendix S1　Environmental parameters from each sampling station

Site	氨氮 NH_3 (mg/L)	亚硝氮 NO_2 (mg/L)	硝氮 NO_3^- (mg/L)	深度 Depth (m)	温度 Temperature (℃)	溶解氧 DO (mg/L)	沉积有机碳 SOC (mg/g)
S1	0.0580	0.005	0.011	8.10	26.2	5.96	1.21
S2	0.0400	0.003	0.010	8.30	26.7	6.22	2.81
S3	0.0560	0.004	0.013	8.60	26.1	5.87	3.90
S4	0.0390	0.003	0.014	8.90	26.4	5.88	2.64
S5	0.0230	0.001	0.013	10.1	28.7	6.17	6.12
S6	0.0250	0.004	0.008	8.10	29.8	5.49	4.13
S7	0.0590	0.003	0.016	11.5	30.7	5.74	3.69
S8	0.0530	0.004	0.013	12.7	30.1	5.30	1.79
S9	0.0530	0.006	0.010	15.3	26.9	5.56	1.59
S10	0.0810	0.004	0.001	12.1	27.5	5.78	0.490
S11	0.0590	0.003	0.001	10.3	28.5	5.72	1.22
S12	0.0650	0.005	0.010	9.60	27.9	4.99	1.13

注: Temp.表示温度, DO表示溶解氧, SOC表示沉积有机碳

Note: Temp. represent temperature, DO represent dissolved oxygen, and SOC represent sedimentary organic carbon

附录 S2　海洋牧场区与对照区各站位小型底栖动物的生物量

Appendix S2　Biomass of meiofauna in stations of marine ranching area and control area

类型 Type	采样站位 Sampling station	生物量Biomass (μg dwt./10 cm^2)
海洋牧场区 Marine ranching area	S1	261
	S2	236
	S3	88.8
	S4	84.9
	S5	108
	S6	159
	S7	98.5
	S8	120
	S9	92.8
对照区 Control area	S10	47.5
	S11	22.0
	S12	47.9

附录 S3　海洋牧场区和对照区分布在不同粒级的小型底栖动物生物量(单位: 10^3 μg dwt./m^2)

Appendix S3　The biomass of meiofauna in different size classes of marine ranching area and control area (Unit: 10^3μg dwt./m^2)

粒级 Size class	海洋牧场区 Marine ranching area									对照区 Control area		
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
C-12	0	0	0	0	0	0	0	0.0110	0	0	0	0
C-11	0.169	0	0	0	0	0	0	0.0197	0.0162	0	0	0
C-10	0	0.131	0.0759	0	0	0	0	0.0394	0	0.101	0.0495	0.0682
C-9	1.25	0	0	0.0577	0.318	0.161	0.165	0.170	0	0.731	0.201	0
C-8	3.85	0.623	0.508	0.0791	0.812	0.683	0.128	1.08	0.617	0	0.498	0.232
C-7	15.9	3.37	2.66	0.966	4.55	2.45	5.38	3.56	4.93	53.9	1.98	1.56
C-6	30.5	5.49	9.69	4.33	17.2	8.76	6.22	10.6	9.70	13.6	2.63	3.43
C-5	9.46	14.1	15.1	10.7	3.09	25.2	14.3	7.24	7.41	9.29	5.12	8.91
C-4	15.6	21.3	11.0	11.4	22.1	22.9	16.8	3.70	22.0	7.99	4.64	8.91
C-3	35.1	10.8	26.0	20.2	23.4	37.4	0	0	32.4	10.4	4.62	1.35
C-2	0	26.6	23.7	0	8.82	35.1	0	8.99	0	0	2.22	3.46
C-1	149	0	0	0	0	26.4	0	19.7	15.7	0	0	7.82
C0	0	0	0	0	0	0	54.3	65.3	0	0	0	0
C1	0	154	0	37.2	0	0	0	0	0	0	0	0

注: C-12至C1表示小型底栖动物的不同粒级

Note: C-12 to C1 represent different size classes of meiofauna

附录 S4　海洋牧场区与对照区不同体型段生物量的效应量比较(单位: 10^3μg dwt./m^2)

Appendix S4　Effect sizes of meiofaunal biomass across different size segments between the marine ranching area and the control area (Unit: 10^3 μg dwt./m^2)

体型段 Size segment	粒级范围 Size class range	海洋牧场区 Marine ranching area (mean±SD)	对照区 Control area (mean±SD)	生物量增幅 Increase (%)
小体型段Small-size segment	粒级−12至粒级−7	6.20±5.85	3.61±2.31	72.0
中体型段Medium-size segment	粒级−6至粒级−4	42.6±15.5	21.5±9.26	98.2
大体型段Large-size segment	粒级−3至粒级1	90.0±59.4	14.0±9.48	543.4

注: 表中生物量为按站位汇总的体型段内总生物量的区域平均值(均值±标准差)。计算方法为: 对每个站位, 将对应体型段内各粒级生物量求和得到站位层面的体型段生物量, 再分别对海洋牧场区(S1—S9)与对照区(S10—S12)计算均值与标准差

Note: Biomass values are expressed as mean±standard deviation of size-segment–integrated biomass at the station level. For each station, biomass of all size classes within a given segment is summed to obtain segment-level biomass, and means and standard deviations are calculated for the marine ranching area (S1—S9) and the control area (S10—S12)

附录 S5　海洋牧场区与对照区各采样站位小型底栖动物主要类群丰度及总丰度(ind./10 cm^2)

Appendix S5　Abundances of major meiobenthic taxa and total abundance at each sampling station in the marine ranching area and the control area (ind./10 cm^2)

区域 Area	站位 Sampling station	线虫 Nematodes	桡足类 Copepods	介形类 Ostracods	总丰度 Total abundance
海洋牧场区 Marine ranching area	S1	590	11.8	2.95	605
	S2	494	16.3	6.70	517
	S3	199	0	8.63	208
	S4	171	18.6	3.55	193
	S5	242	0	1.00	243
	S6	289	0	3.95	293
	S7	237	13.1	4.67	255
	S8	273	12.2	6.56	291
	S9	193	0	3.93	197
对照区 Control area	S10	117	0	5.28	122
	S11	77	0	2.91	80
	S12	102	6.29	5.39	114