

辽东湾北部蛤蜊岗夏季大型底栖动物群落结构 与生境质量评价*

李 昂^{1,2} 徐晓玮³ 薛素燕^{1,2} 李加琦^{1,2} 刘鲁雷^{1,2}
唐玉泽^{1,2} 刘龙镇^{1,2} 朱 玲^{1,2} 毛玉泽^{1,2①}

(1. 海水养殖生物育种与可持续产出全国重点实验室(中国水产科学研究院黄海水产研究所) 山东青岛 266071; 2. 青岛海洋
科技中心海洋生态与环境科学功能实验室 山东青岛 266237; 3. 自然资源部北海海域海岛中心 山东青岛 266061)

摘要 为探究辽东湾北部蛤蜊岗大型底栖动物群落特征及其生境质量状况,于 2024 年 6 月在蛤蜊岗海域布设 12 个站点(含非采捕区、四角蛤蜊采捕区及大竹蛏采捕区),开展大型底栖动物和环境因子调查。结果显示:(1)共鉴定出大型底栖动物 35 种,以甲壳类(14 种)、软体动物(10 种)和多毛类(9 种)为主,优势种包括光滑河蓝蛤(*Potamocorbula laevis*)、四角蛤蜊(*Mactra veneriformis*)等 5 种,群落平均丰度和生物量分别为 163.67 ind./m²和 284.47 g/m²。(2)聚类分析与多维尺度分析(NMDS)表明,非采捕区与四角蛤蜊采捕区群落相似性较高,而大竹蛏采捕区群落单独归为一支。(3)丰度-生物量比较曲线(ABC)结果显示群落结构整体稳定,未受显著干扰。Mantel 检验结果显示叶绿素 *a* 和水温是影响蛤蜊岗大型底栖动物群落结构的重要环境因子。(4)基于 AMBI 与 M-AMBI 指数的生境质量评估结果表明,仅个别站点(如 3 号)受中度或重度扰动,底栖生境质量整体处于良好状态,且 M-AMBI 指数在机械化采捕扰动下的适应性优于单一指数。研究结果揭示了蛤蜊岗底栖生态现状,为平衡贝类资源开发与生境保护提供了科学依据,建议优先采用 M-AMBI 指数进行长期监测与管理评估。

关键词 蛤蜊岗;潮间带滩涂;大型底栖动物;M-AMBI;底栖生境质量评价

中图分类号 Q958.8 **doi:** 10.11693/hyhz20250300088

大型底栖动物是海洋食物链的重要一环,通过物质循环与能量传递维系着水生食物网的稳定性(李靖等, 2017; 贾胜华等, 2025)。大型底栖动物群落结构对环境变化敏感且迁移能力有限,常被用作评估生境质量与人为干扰效应的生物指标,其已成为生态系统健康评价和环境监测的重要指示生物(Birk *et al*, 2012; Rakocinski, 2012; 裴文豪等, 2023; 杨玉澍等, 2024)。近年来,基于大型底栖动物开发的多元评价方法,如丰度-生物量比较曲线(ABC 曲线)(Warwick *et al*, 1994)、AZTI 海洋生物指数(AMBI)和多变量 AMBI (M-AMBI)(Borja *et al*, 2011),已在河口与近海

生境质量评估中广泛应用(Pelletier *et al*, 2018; Marín *et al*, 2023; Han *et al*, 2025),但在高强度人类活动干扰区域的适用性仍需深入探讨。

蛤蜊岗位于辽东湾北部,是由辽河和双台子河冲击而成的典型潮间带滩涂,面积约 10 000 hm²(王金叶等, 2016),以四角蛤蜊(*Mactra veneriformis*)和大竹蛏(*Solen grandis*)等贝类资源著称,被誉为“渤海金滩”(姜娓娓等, 2024)。该区域不仅是北方重要的贝类养殖基地,还在维持滨海湿地生态功能中发挥重要作用。然而,过度捕捞与机械化采捕可能导致底栖生境退化,尽管农业农村部自 2013 年起对部分机械化采

*国家重点研发计划, 2023YFD2400800 号; 中国水产科学研究院基本科研业务费, 2023TD54 号。李 昂, 研究实习员, E-mail: lia@ysfri.ac.cn

① 通信作者: 毛玉泽, 博士生导师, 研究员, E-mail: maoyz@ysfri.ac.cn

收稿日期: 2025-03-31, 收修改稿日期: 2025-05-10

捕设备实施管控,但相关环境效应研究仍显不足,制约了资源保护与产业发展的协同优化。

目前国际上有关贝类采捕机械对生态影响的研究较多(Hall *et al*, 1997; Morello *et al*, 2005),主要包括机械化采捕对理化环境、生物的影响及生态系统的恢复时间(Barnette, 2001),而国内相关报道较少(母刚等, 2020)。此外,单一生物指数(如香农-维纳多样性指数)在复杂干扰场景下的评价稳健性存疑(王桂营等, 2021),亟需结合多指标综合评价以提升评估精度。基于此,本研究于 2024 年 6 月对蛤蜊岗布设非采捕区、四角蛤蜊采捕区及大竹蛏采捕区共 12 个站点,通过分析大型底栖动物群落结构特征,结合 ABC 曲线、AMBI 和 M-AMBI 指数综合评价生境质量,以期对贝类资源可持续发展及管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

蛤蜊岗范围为北纬 40°35′53.52″~40°48′0.00″、东经 121°48′15.25″~121°55′08.48″,底质以粉砂质黏

土为主,潮汐类型为不规则半日潮。研究区域共分为非采捕区(站点 1~2)、四角蛤蜊采捕区(站点 3~8)和大竹蛏采捕区(站点 9~12),共布设 12 个站点(图 1)。除大竹蛏采捕区外其他区域均会出现干露,四角蛤蜊采捕区和大竹蛏采捕区均使用拖曳水冲齿耙耙刺渔具进行机械化采收作业。调查取样于 2024 年 6 月大潮期间开展,确保潮汐条件一致。

1.2 样品采集与处理

各站点采用 0.025 m² 的抓斗式采泥器进行沉积物采样,每个站点重复采样 4 次,合并后采样总面积为 0.1 m²。样品经 0.5 mm 筛网冲洗后,筛选出来的大型底栖动物置于 95% 乙醇溶液固定后带回实验室进行物种鉴定和个体称重。现场采用美国维赛公司便携多参数水质测量仪 YSI ProDSS 现场测量水体盐度(Sal)、水温(Temp)、溶解氧(DO)及 pH 等环境因子;采用 SM-5A 便携式声纳测深仪测定水深(Dep);叶绿素 *a* (chl *a*) 经 0.45 μm 的醋酸纤维滤膜过滤后采用分光光度法测定;采集表层 0~5 cm 沉积物带回实验室,用 Mastersizer 3000 激光粒度分析仪测定中值粒径(MD)。

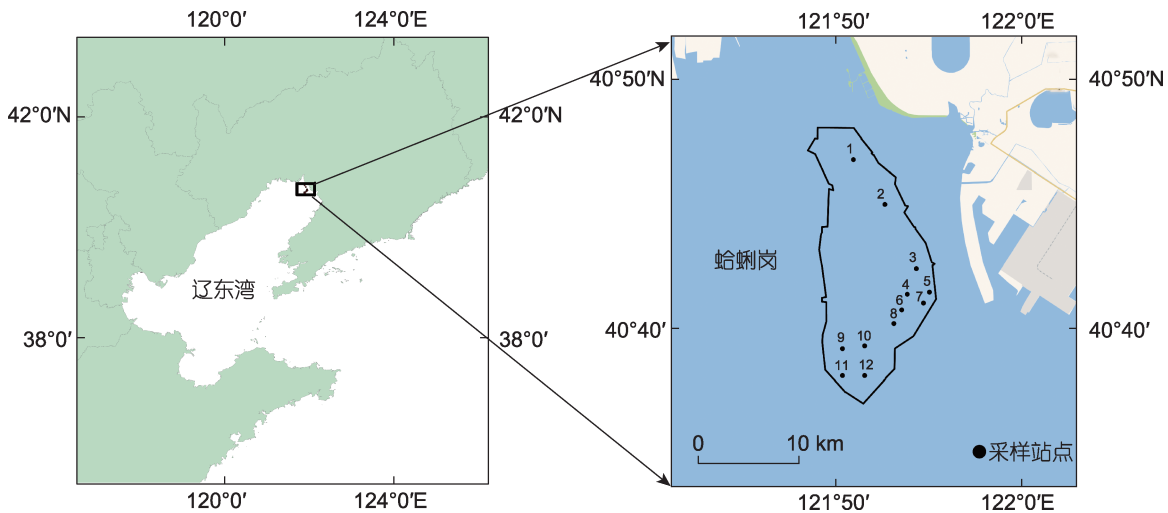


图 1 蛤蜊岗采样站点

Fig.1 Sampling sites in Geligang (an intertidal flat)

1.3 数据处理

1.3.1 优势种 优势种通过优势度指数(*Y*)筛选,计算公式如式(1)所示。

$$Y = f_i \times p_i, \quad (1)$$

式中, $p_i = n_i / N$, p_i 为第 i 种的个体数量占样品总数量的比例, n_i 为第 i 种的个体数量, N 代表所有物种的个体总数, f_i 为第 i 种在全部站点的出现频率, $Y \geq 0.02$ 的物种为优势种。

1.3.2 多样性指数 多样性指数包括香农-维纳指数(H')、辛普森指数(D)、均匀度指数(J')和丰富度指数(d),计算公式如式(2)~式(5)所示。

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \log_2 p_i), \quad (2)$$

$$D = 1 / \sum_{i=1}^S p_i^2, \quad (3)$$

$$J' = H' / \log_2 S, \quad (4)$$

$$d=(S-1)/\log_2 N, \quad (5)$$

式中, S 为总物种数。 $H' \geq 3.0$, 生境质量状况为清洁状态; $2.0 \leq H' < 3.0$, 生境质量状况为轻度污染; $1.0 \leq H' < 2.0$, 生境质量状况为中度污染; $H' < 1.0$, 生境质量状况为重度污染(蔡立哲等, 2002)。

1.3.3 聚类和非度量多维尺度分析 对大型底栖动物丰度数据进行 $\lg(x+1)$ 转换, 基于 Bray-Curtis 相似性系数进行聚类(Cluster)和非度量多维尺度(NMDS)分析, 用胁迫系数(stress)进行效果评估, stress < 0.2 时, 表示具有一定解释意义(Khalaf *et al.*, 2002)。采用相似性分析(Anosim)和相似性百分比分析(Simper)分别分析群落组间差异的显著性和物种贡献率(吴强等, 2018)。

1.3.4 ABC 曲线 用于分析大型底栖生物群落受到的干扰程度。当丰度曲线与生物量曲线出现一次或多次的相交, 表明大型底栖动物群落受到强烈干扰; 而当丰度曲线一直低于生物量曲线, 则表明其未受到明显干扰(陈晨等, 2016; 刘颖等, 2021)。

1.3.5 AMBI 和 M-AMBI 指数 AMBI 将大型底栖动物分为 5 个生态组, 包括 EG I (干扰敏感种)、EG II (干扰不敏感种)、EG III (干扰耐受种)、EG IV (二阶机会种)和 EG V (一阶机会种)(丁敬坤等, 2021)。M-AMBI 是包含 H' 指数、物种丰度和 AMBI 指数的综合指数, 评价标准参照丁敬坤等(2021)(表 1)。

表 1 AMBI 和 M-AMBI 指数分级及生境质量状况

Tab.1 AMBI and M-AMBI index classification and benthic ecological quality

AMBI 值	扰动等级	M-AMBI 值	生境质量状况
0.0 < AMBI ≤ 1.2	无扰动	0.77 < M-AMBI ≤ 1	高等
1.2 < AMBI ≤ 3.3	轻度扰动	0.53 < M-AMBI ≤ 0.77	良好
3.3 < AMBI ≤ 5.0	中度扰动	0.38 < M-AMBI ≤ 0.53	一般
5.0 < AMBI ≤ 6.0	重度扰动	0.20 < M-AMBI ≤ 0.38	较差
6.0 < AMBI ≤ 7.0	极端扰动	0 < M-AMBI ≤ 0.20	差

环境因子使用 SPSS 170 进行单因素方差分析(ANOVA), 事后检验方法选择 Tukey HSD, 以 $P < 0.05$ 为差异显著, $P < 0.01$ 为差异极显著。使用 ArcGis 10.2 完成站点图制作, 使用 origin 2024 完成其他图片制作。使用 R 3.6.2 完成优势种和多样性指数计算, 使用 Primer 6.0 完成群落结构分析, AMBI 和 M-AMBI 指数计算均使用 AMBI 6.0 (<http://ambi.azti.es/>)完成, 参

考 AMBI 软件 2024 年 10 月发布的物种目录划分大型底栖动物生态组。使用“LinkET”包完成 Mantel 检验, 以分析不同类群大型底栖动物与环境因子之间的相关性。

2 结果

2.1 环境因子

本次调查的环境因子如表 2 所示, 大竹蛏采捕区的中值粒径显著高于对照区和四角蛤蜊采捕区($P < 0.05$), 而温度显著低于对照区和四角蛤蜊采捕区($P < 0.05$); 对照区的盐度和 pH 显著低于四角蛤蜊采捕区和大竹蛏采捕区($P < 0.05$), 其他环境因子在不同区域之间无显著性差异($P > 0.05$)。

表 2 蛤蜊岗环境因子数据

Tab.2 Environmental factors in Geligang (an intertidal flat)

环境因子	对照区	四角蛤蜊采捕区	大竹蛏采捕区
中值粒径/ μm	73.055±14.701 ^b	81.515±38.114 ^b	160.435±13.866 ^a
水温/ $^{\circ}\text{C}$	24.600±0.141 ^a	24.833±0.207 ^a	23.800±0.529 ^b
盐度	27.825±0.346 ^b	28.332±0.066 ^a	28.245±0.103 ^a
pH	7.925±0.007 ^b	8.023±0.036 ^a	8.075±0.024 ^a
溶解氧/(mg/L)	6.765±0.064 ^a	6.577±0.241 ^a	6.960±0.191 ^a
水深/m	1.650±0.778 ^a	2.900±1.105 ^a	3.375±1.493 ^a
叶绿素 a /($\mu\text{g/L}$)	5.645±0.134 ^a	6.720±2.655 ^a	7.833±1.167 ^a

注: 不同小写字母表示相同环境因子在不同区域差异显著($P < 0.05$)

2.2 大型底栖动物群落物种组成及优势种

共鉴定出大型底栖动物 35 种, 主要包括甲壳类(14 种)、软体动物(10 种)和多毛类(9 种), 纽形动物和腕足动物各为 1 种, 具体物种见表 3。优势种共 5 种, 如表 4 所示。各站点大型底栖动物生态组组成情况如图 2 所示。

2.3 大型底栖动物丰度及生物量

大型底栖动物的丰度和生物量空间分布如图 3 所示。其中平均丰度为 163.67 ind./ m^2 , 丰度最高的为 3 号站点, 484 ind./ m^2 ; 丰度最低的为 11 号站点, 仅为 28 ind./ m^2 。大型底栖动物平均生物量为 284.47 g/ m^2 , 生物量最高的站点为 5 号, 达到了 1114.50 g/ m^2 ; 生物量最低的站点为 10 号站点, 仅为 0.28 g/ m^2 。

2.4 大型底栖动物群落结构分析

本文根据调查到的各站点物种丰度的 Bray-Curtis 距离进行聚类分析(图 4), 结果显示, 在 33.2% 相似度水平上, 非采捕区和四角蛤蜊采捕区归为 a 组, 大竹蛏采捕区归为 b 组。NMDS 结果显示 stress 为

表 3 蛤蜊岗大型底栖动物物种名录

Tab.3 Species checklist of macrobenthos in Geligang (an intertidal flat)

中文名	拉丁名	类群	中文名	拉丁名	类群
纽虫	<i>Nemerte</i> sp.	纽形动物	轮双眼钩虾	<i>Ampelisca cyclops</i>	甲壳类
寡节甘吻沙蚕	<i>Glycinde gurjanovae</i>	多毛类	胶州湾凹板钩虾	<i>Caviplaxus jiaozhouwanensis</i>	甲壳类
索沙蚕	<i>Lumbrinereis</i> sp.	多毛类	日本浪漂水虱	<i>Cirolana japonensis</i>	甲壳类
中蚓虫	<i>Mediomastus</i> sp.	多毛类	三叶针尾涟虫	<i>Diastylis tricineta</i>	甲壳类
寡鳃齿吻沙蚕	<i>Nephtys oligobranchia</i>	多毛类	钩虾	<i>Gammarus</i> sp.	甲壳类
多鳃齿吻沙蚕	<i>Nephtys polybranchia</i>	多毛类	刘氏拟钩虾	<i>Gammaropsis liuruiyu</i>	甲壳类
拟特须虫	<i>Paralacydonia paradoxa</i>	多毛类	滩拟猛钩虾	<i>Harpiniopsis vadicolus</i>	甲壳类
尖锥虫	<i>Scoloplos</i> sp.	多毛类	二齿半尖额涟虫	<i>Hemileucon bidentatus</i>	甲壳类
巴氏钩毛虫	<i>Sigambra bassi</i>	多毛类	细螯虾	<i>Leptochela gracilis</i>	甲壳类
不倒翁虫	<i>Sternaspis scutata</i>	多毛类	糠虾	<i>Mysidacea</i> sp.	甲壳类
双壳类幼体	<i>Bivalvia larva</i>	软体动物	东方长眼虾	<i>Ogyrides orientalis</i>	甲壳类
纵肋饰孔螺	<i>Decorifera matusimana</i>	软体动物	尖齿拳蟹	<i>Philyra acutidens</i>	甲壳类
四角蛤蜊	<i>Macra veneriformis</i>	软体动物	极地蚤钩虾	<i>Pontocrates altamarimus</i>	甲壳类
彩虹明樱蛤	<i>Moerella iridescens</i>	软体动物	霍氏三强蟹	<i>Tritodynamia horvathi</i>	甲壳类
秀丽织纹螺	<i>Nassarius festivus</i>	软体动物	舌形贝	<i>Lingula</i> sp.	腕足动物
织纹螺	<i>Nassarius</i> sp.	软体动物			
纵肋织纹螺	<i>Nassarius variciferus</i>	软体动物			
扁玉螺	<i>Neverita didyma</i>	软体动物			
光滑河篮蛤	<i>Potamocorbula laevis</i>	软体动物			
脆壳理蛤	<i>Theora fragilis</i>	软体动物			

表 4 蛤蜊岗大型底栖动物优势种生态分组及优势度

Tab.4 Ecological group and dominance of dominant species of macrobenthos in Geligang (an intertidal flat)

优势种	生态分组	优势度
光滑河篮蛤(<i>Potamocorbula laevis</i>)	EG V	0.114
四角蛤蜊(<i>Macra veneriformis</i>)	EG I	0.072
多鳃齿吻沙蚕(<i>Nephtys polybranchia</i>)	EG II	0.067
寡节甘吻沙蚕(<i>Glycinde gurjanovae</i>)	EG II	0.038
中蚓虫(<i>Mediomastus</i> sp.)	EG III	0.032

0.07, 具有一定解释度。两组间差异具有统计学意义 (ANOSIM, $R=0.838$, $P<0.01$)。Simpser 分析结果显示, a 组主要贡献种为四角蛤蜊和寡节甘吻沙蚕, 贡献率分别为 18.82% 和 17.14%, 组内平均相似性为 47.05%; b 组组内平均相似性为 39.63%, 主要贡献种为多鳃齿吻沙蚕和滩拟猛钩虾 (*Harpiniopsis vadicolus*), 贡献率分别为 40.50% 和 13.42%。

ABC 曲线结果显示, 丰度曲线一直处于生物量曲线下方(图 5), 且中间无相交现象发生, 表明蛤蜊岗大型底栖动物群落结构稳定, 环境干扰对其群落结构影响较小。

2.5 大型底栖动物群落物种多样性

蛤蜊岗大型底栖动物的 H' 、 D 、 J' 和 d 如表 5 所

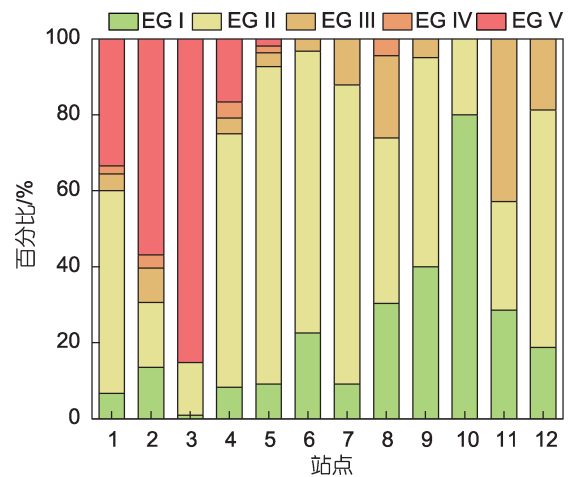


图 2 蛤蜊岗大型底栖动物生态分组

Fig.2 Ecological group of macrobenthos in Geligang (an intertidal flat)

示。 H' 平均值为 2.56, 最高值为 9 号站点, 为 3.36, 最低值为 3 号站点, 为 1.28。 D 平均值为 0.74, 最高值为 9 号站点, 为 0.88, 最低值为 3 号站点, 为 0.34。 J' 平均值为 0.80, 最高值为 11 号站点, 为 0.96, 最低值为 3 号站点, 为 0.37。 d 平均值为 1.28, 最高值为 5 号站点, 为 1.77, 最低值为 10 号站点, 为 0.73。 H' 指数结果显示有 4 个站点生境质量状况为清洁状态, 6 个

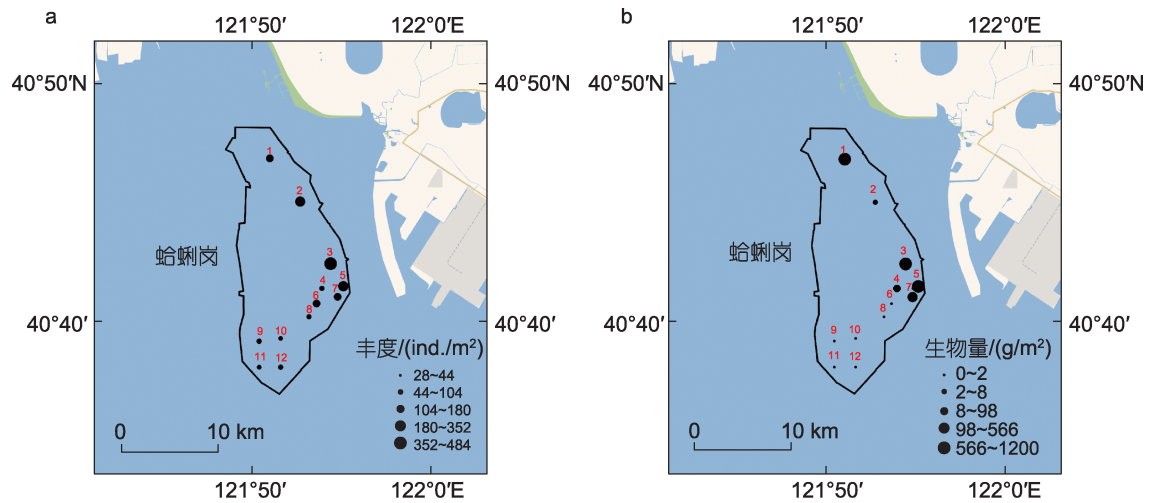


图 3 蛤蜊岗丰度(a)和生物量(b)分布图

Fig.3 The macrobenthos abundance (a) and biomass (b) in Geligang (an intertidal flat)

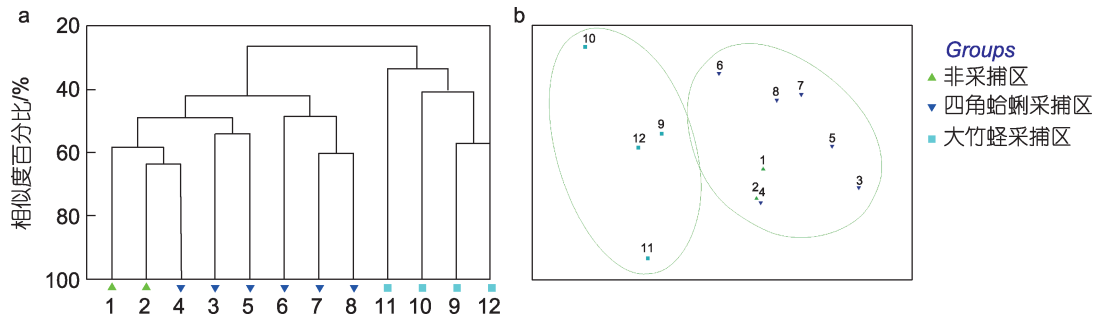


图 4 大型底栖动物聚类(a)和 NMDS 分析(b)

Fig.4 Hierarchical clustering (a) and NMDS (b) of macrobenthos in Geligang (an intertidal flat)

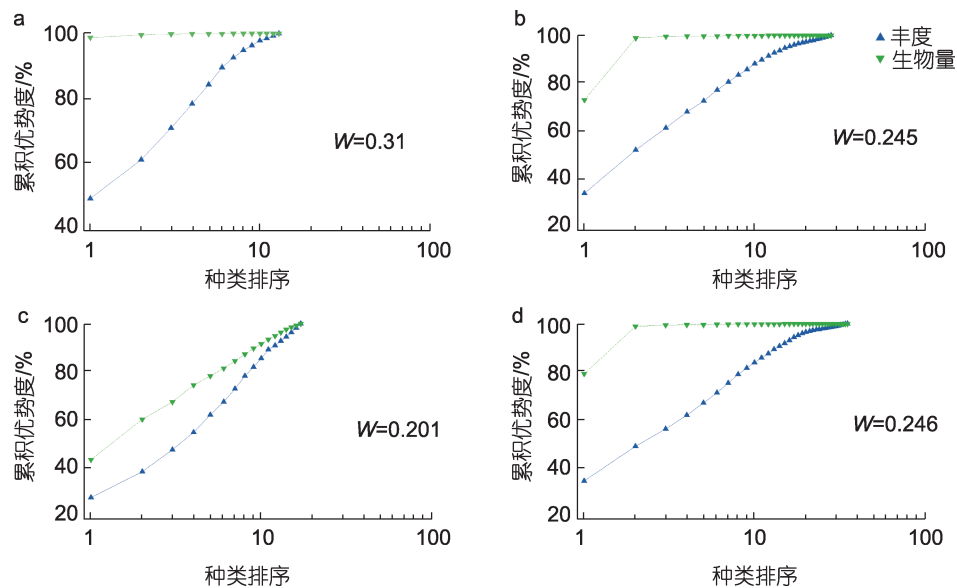


图 5 蛤蜊岗大型底栖动物 ABC 曲线

Fig.5 Abundance-biomass comparison curves of macrobenthos in Geligang (an intertidal flat)

注: a. 非采捕区 ABC 曲线; b. 四角蛤蜊采捕区 ABC 曲线; c. 大竹蛏采捕区 ABC 曲线; d. 蛤蜊岗 ABC 曲线

表 5 多样性指数
Tab.5 Species diversity indices

站点	H'	D	J'	d
1	2.439	0.746	0.734	1.201
2	2.199	0.645	0.662	1.064
3	1.278	0.339	0.370	1.121
4	3.189	0.875	0.922	1.519
5	2.955	0.794	0.756	1.765
6	3.005	0.812	0.812	1.703
7	2.363	0.745	0.788	0.966
8	3.071	0.867	0.924	1.343
9	3.363	0.884	0.938	1.721
10	1.868	0.645	0.804	0.733
11	2.236	0.776	0.963	0.832
12	2.781	0.805	0.877	1.333

站点生境质量状况为轻度污染, 2 个站点生境质量状况为中度污染。

2.6 大型底栖动物与环境因子的关系

Mantel 检验结果显示, 软体动物群落与叶绿素 a 显著相关 ($P < 0.05$); 甲壳类群落与水温显著相关 ($P < 0.05$), 纽形动物、多毛类和腕足动物等群落与环境因子无显著相关性(图 6)。

2.7 底栖生境质量评估

对 6 月的大型底栖动物进行 AMBI 和 M-AMBI 指数分析, 结果如图 7 所示。6 月 AMBI 值的范围为 0.300~5.322, 均值为 2.088, 结果显示有 2 个站点为无扰动状态, 8 个站点为轻度扰动状态, 2 号为中度扰动状态, 3 号为重度扰动状态。M-AMBI 值的范围为 0.424~0.900, 均值为 0.707, 结果显示有 5 个站点生态环境状况为高等状态, 6 个站点为良好状态, 只有 3 号为一般状态。

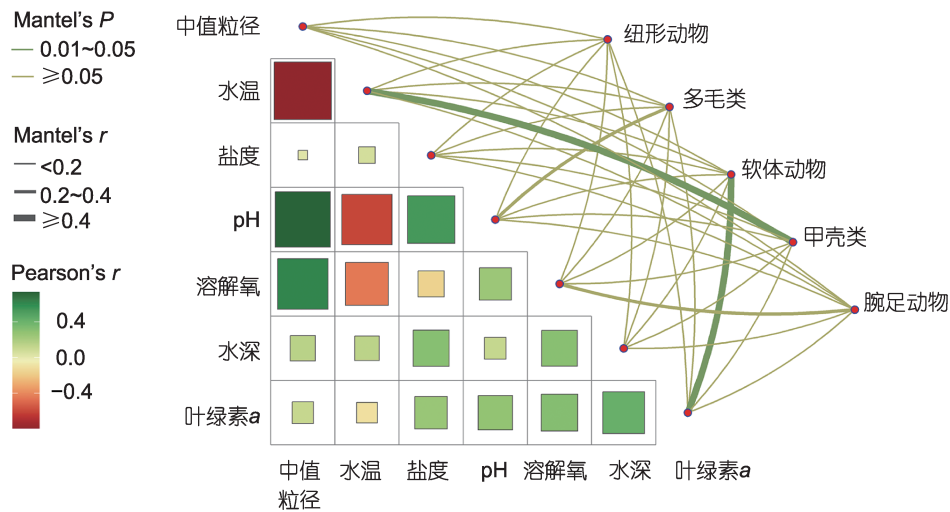


图 6 蛤蜊岗大型底栖动物与环境因子相关性分析

Fig.6 Correlation between macrobenthos and environmental factors in Geligang (an intertidal flat)

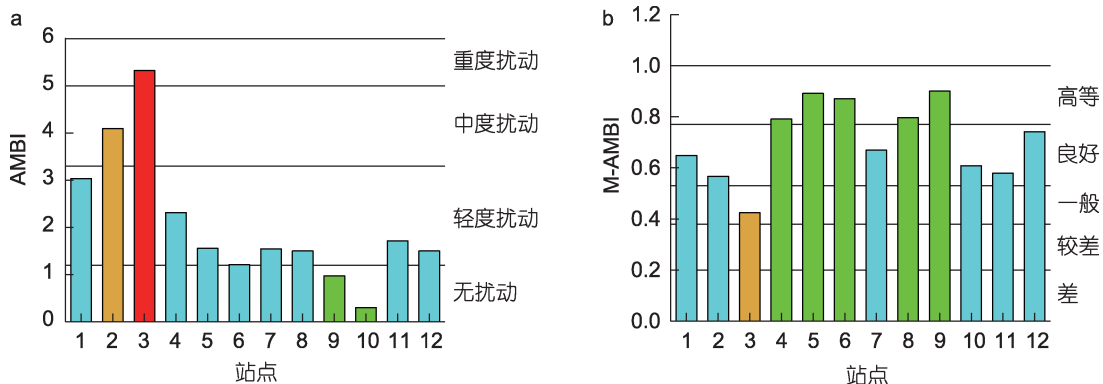


图 7 蛤蜊岗大型底栖动物 AMBI 指数(a)和 M-AMBI 指数(b)

Fig.7 AMBI values (a) and M-AMBI values (b) of macrobenthos in Geligang (an intertidal flat)

3 讨论

3.1 蛤蜊岗大型底栖动物群落物种组成及群落结构特征

本次调查共鉴定出大型底栖动物 35 种, 低于 Li 等(2024)调查的物种数(46 种), 但高于 Zhang 等(2016)调查的物种数(29 种)。Li 等(2024)和 Zhang 等(2016)等调查的物种类群以软体动物为主, 其次为甲壳类和多毛类; 而本次调查物种类群以甲壳类为主, 其次为软体动物和多毛类, 反映出该区域大型底栖动物有小型化的趋势, 即小体型的底栖动物物种类群比例增加, 山东近岸及桑沟湾等典型海域也存在这种趋势(刘旭东等, 2021; 李文豪等, 2024)。但不同海域大型底栖动物小型化趋势的形成原因并不完全相同, 如造成江苏北部近岸海域大型底栖动物小型化趋势的原因可能是周边海洋工程建设和紫菜养殖等环境扰动(于世豪等, 2025), 而本研究可能与水产养殖及环境污染有关。蛤蜊岗曾是中国北方文蛤(*Meretrix meretrix*)资源的主要分布区之一, 但受捕捞强度过大、苗种补充不足、病害等原因影响, 文蛤资源量严重衰竭, 已无法形成规模产量(柳圭泽等, 2020)。随着文蛤资源的衰退, 四角蛤蜊和光滑河蓝蛤等滩涂贝类的丰度、生物量和分布面积迅速增加, 已演变为新的优势种(王金叶等, 2016), 与本研究调查结果一致。在养殖过程中可实行轮捕轮放的生产方式, 并进行苗种人工增殖放流, 以实现贝类资源的可持续利用。

大型底栖动物群落受多种环境因素影响, 彭松耀等(2017)研究发现, 水深、底层水温和盐度是影响黄海大型底栖动物优势种分布的主要因素; 宋晨等(2022)研究发现, 与舟山海域大型底栖动物群落最相关的环境因子为水深和盐度。Mantel 检验结果显示, 叶绿素 *a* 和水温是影响蛤蜊岗大型底栖动物群落变化的重要因子。叶绿素 *a* 是浮游植物的重要组成部分, 其浓度常用于指示浮游植物生物量(孙绍庆等, 2025), 浮游植物残渣或分解产生的碎屑是软体动物的主要食物来源(李墨等, 2023)。另外, 水温是制约大型底栖动物的最主要环境因子(谭颖等, 2021), 其生长、代谢和繁殖等生理活动受水温影响较大(Dudgeon, 1985)。

3.2 蛤蜊岗底栖生境质量状况

*H'*指数、AMBI 指数和 M-AMBI 指数评价结果均显示 3 号站点受扰动较大, 该区域为陆海交界处的潮间带, 受人类活动和干扰影响严重, 河流带来大量

污染物(如过量营养盐、有机污染物和重金属等)(李文庆, 2015; Zhu *et al*, 2021; Yang *et al*, 2024)汇集于此, 导致该区域受污染状况严重。同时由于该区域贝类资源丰富, 机械化采捕作业强度大, 也可能导致底栖生境受到破坏。对东海宁波近岸海域捕捞活动的研究发现, 夏季休渔期的大型底栖动物群落未受干扰, 而休渔前和休渔后则受到了干扰(Liu *et al*, 2021)。在葡萄牙南部沿海的研究发现, 未进行捕捞作业的区域物种数量、丰度和生物多样性指数均显著高于进行捕捞作业的区域, 但进行高强度捕捞作业的区域显著高于进行中强度捕捞作业的区域(Gaspar *et al*, 2009)。这表明可能有一些耐受性强的物种在捕捞活动影响下受益, 其数量变得更多, 而敏感物种的密度则大幅下降(Sampaio *et al*, 2022)。在本研究中, 3 号站点大型底栖动物功能组主要由 EG II 和 EG V 组成, 与上述观点一致。

不同的生物指数在评估相同区域时会出现不同的结果(王桂营等, 2021), 当一个群落中分类群或个体较少时, 就会出现 *H'*对底栖生态质量的低估和 AMBI 对底栖生态环境的高估(Borja *et al*, 2005; Zhang *et al*, 2023), 进而导致生物指数稳健性降低。如 *H'*指数结果显示 10 号站点为中度污染, 而 AMBI 和 M-AMBI 的评价结果分别为无扰动和良好。因此, 生物指数的选择在一定程度上决定了底栖生境质量评价的准确性(Munari *et al*, 2010)。为解决这个问题, Muxika 等(2007)将 AMBI 指数、物种丰富度和多样性相结合, 得到了 M-AMBI 指数。相比于其他单因子指数, M-AMBI 指数更能合理有效地评估底栖生境质量(Lu *et al*, 2021; 王桂营等, 2021)。生态分组会影响 M-AMBI 指数的稳健性, 因为物种有时在不同区域对同一压力污染源表现出不同的耐受性(Gillett *et al*, 2015; Pelletier *et al*, 2018), 在单一区域应用中需要对 EG 值进行额外校准。

M-AMBI 结果显示除 3 号站点外, 四角蛤蜊采捕区和大竹蛏采捕区底栖质量均为良好和高等状态, 这表明长期机械化采捕对蛤蜊岗底栖生境质量可能影响较小, 但后续应进行长期跟踪调查, 以减少季节性变化对群落的影响, 并结合多种理化指标(水质、沉积物性质等), 以提高评估的准确性和合理性。同时在实际生产操作过程中, 应考虑轮捕轮放的增殖方式, 减少机械化采收对底栖环境的影响, 使蛤蜊岗海域生态系统健康可持续发展。

4 结论

调查共鉴定出 35 种大型底栖动物, 优势种以多毛类和软体动物为主。聚类分析将大型底栖动物群落分为两组, 群落物种组成主要受中值粒径和水温影响。ABC 曲线显示蛤蜊岗大型底栖动物群落结构整体稳定, 未受显著干扰。 H' 指数、AMBI 指数和 M-AMBI 指数评估显示, 仅个别站点显示中度或重度扰动状态, 底栖生境质量整体处于良好状态。相比于 H' 指数和 AMBI 指数, M-AMBI 指数更适合该区域的生境质量评价。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

参 考 文 献

- 丁敬坤, 李加琦, 薛素燕, 等, 2021. 莱州湾小清河口近岸海域底栖生境健康评价[J]. 生态学报, 41(12): 4806-4817.
- 于世豪, 李春秋, 孟亮, 等, 2025. 江苏北部近岸海域大型底栖动物群落结构及其时空分布特征[J/OL]. 应用海洋学学报, 1-17[2025-03-28]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/35.1319.P.20241206.1036.002.html>.
- 王金叶, 张安国, 李晓东, 等, 2016. 蛤蜊岗滩涂贝类分布及其与环境因子的关系[J]. 海洋科学, 40(4): 32-39.
- 王桂营, 李宏俊, 孙艺, 等, 2021. 利用不同生物指数评价辽河口底栖生态质量适用性[J]. 安徽农业科学, 49(18): 87-93, 104.
- 母刚, 段富海, 杨津宇, 等, 2020. 埋栖贝类采样机研究进展[J]. 大连海洋大学学报, 35(1): 19-30.
- 刘旭东, 汪进生, 孙立娥, 等, 2021. 渤海山东近岸海域大型底栖动物的群落结构及多样性分析[J]. 海洋环境科学, 40(6): 929-936, 946.
- 刘颖, 李进京, 陈晨, 等, 2021. 浙江象山港岛屿春、夏季潮间带大型底栖生物的群落结构特征[J]. 海洋与湖沼, 52(3): 685-696.
- 孙绍庆, 张晶晶, 申瑞婷, 等, 2025. 黄河调水调沙期间河口及其邻近海域浮游植物影响因素研究[J/OL]. 中国环境科学, 1-14[2025-05-07]. <https://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20250107.013>.
- 李文庆, 2015. 辽河口陆源污染物的输运、存留和分配特征研究[D]. 青岛: 中国海洋大学.
- 李文豪, 于晓清, 蒋增杰, 等, 2024. 基于 AMBI 和 M-AMBI 法的桑沟湾底栖生态环境质量评价[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 54(6): 55-67.
- 李晓静, 周政权, 陈琳琳, 等, 2017. 渤海湾曹妃甸围填海工程对大型底栖动物群落的影响[J]. 海洋与湖沼, 48(3): 617-627.
- 李盟, 丁页, 卞少伟, 等, 2023. 天津近岸海域 2015—2019 年夏季大型底栖动物的群落特征[J]. 天津师范大学学报(自然科学版), 43(1): 30-35.
- 杨玉澍, 李茵茵, 宋晨, 等, 2024. 瓯江口春秋两季大型底栖动物群落 β 多样性格局及其驱动因素分析[J]. 海洋与湖沼, 55(6): 1478-1487.
- 吴强, 李忠义, 王俊, 等, 2018. 渤海夏季甲壳类群落结构的年际变化[J]. 渔业科学进展, 39(2): 16-23.
- 宋晨, 许丽婷, 王晓波, 等, 2022. 浙江舟山海域大型底栖动物群落组成及主要影响因子分析[J]. 海洋与湖沼, 53(6): 1585-1597.
- 陈晨, 焦海峰, 王一农, 等, 2016. 象山港海洋牧场示范区大型底栖生物的时空变化[J]. 海洋与湖沼, 47(1): 130-139.
- 柳圭泽, 顾炎斌, 叶金清, 等, 2020. 蛤蜊岗夏季大型底栖动物群落结构初步研究[J]. 海洋环境科学, 39(3): 419-425, 437.
- 姜妮妮, 白永安, 袁明军, 等, 2024. 辽东湾蛤蜊岗四角蛤蜊和光滑河蓝蛤的能量收支及其养殖容量评估[J]. 渔业科学进展, 45(6): 47-56.
- 贾胜华, 熊李虎, 林良羽, 等, 2025. 贝类增殖放流对潮间带大型底栖动物群落的影响——以坎门湾为例[J]. 生态学报, 45(4): 1711-1722.
- 彭松耀, 李新正, 徐勇, 等, 2017. 十年间黄海大型底栖动物优势种的变化[J]. 海洋与湖沼, 48(3): 536-542.
- 蔡立哲, 马丽, 高阳, 等, 2002. 海洋底栖动物多样性指数污染程度评价标准的分析[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 41(5): 641-646.
- 裴文豪, 胡成业, 张秀梅, 等, 2023. 枸杞岛贻贝养殖区大型底栖动物群落结构及与环境因子的关系[J]. 海洋与湖沼, 54(2): 526-536.
- 谭颖, 郑训皓, 陈慈, 等, 2021. 流溪河大型底栖动物群落的时空分布及其影响因子[J]. 生态学报, 41(2): 747-760.
- BARNETTE M C, 2001. A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat [R]. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-449: 62.
- BIRK S, BONNE W, BORJA A, *et al*, 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the water framework directive [J]. Ecological Indicators, 18: 31-41.
- BORJA A, MUXIKA I, 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality [J]. Marine Pollution Bulletin, 50(7): 787-789.
- BORJA A, TUNBERG B G, 2011. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI [J]. Ecological Indicators, 11(2): 295-303.
- DUDGEON D, 1985. The population dynamics of some freshwater carideans (Crustacea: Decapoda) in Hong Kong, with special reference to *Neocaridina serrata* (Atyidae) [J]. Hydrobiologia, 120(2): 141-149.
- GASPAR M B, CARVALHO S, CONSTANTINO R, *et al*, 2009. Can we infer dredge fishing effort from macrobenthic community structure? [J]. ICES Journal of Marine Science, 66(10): 2121-2132.
- GILLET D J, WEISBERG S B, GRAYSON T, *et al*, 2015. Effect of ecological group classification schemes on performance of the AMBI benthic index in US coastal waters [J]. Ecological Indicators, 50: 99-107.
- HALL S J, HARDING M J C, 1997. Physical disturbance and marine benthic communities: The effects of mechanical harvesting of cockles on non-target benthic infauna [J]. The Journal of Applied Ecology, 34(2): 497-517.
- HAN W H, YAN R X, PENG S Y, *et al*, 2025. Integrated

- macrobenthic TITAN, AMBI, and M-AMBI indices for assessment of marine ecological quality in the East China Sea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 214: 117704.
- KHALAF M, KOCHZIUS M, 2002. Changes in trophic community structure of shore fishes at an industrial site in the gulf of Aqaba, Red Sea [J]. *Marine Ecology Progress*, 239(1): 287-299.
- LI A, LI J Q, LIU F, *et al*, 2024. Assessment of benthic ecological status and heavy metal contamination in an estuarine intertidal mudflat in the Northern Bohai Sea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 203: 116501.
- LIU X, WANG Y N, JIAO H F, *et al*, 2021. Temporal dynamics of fishing affect the biodiversity of macrobenthic epifaunal communities in the coastal waters of Ningbo, East China Sea [J]. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 37(1): 39-49.
- LU X, XU J, XU Z D, *et al*, 2021. Assessment of benthic ecological quality status using multi-biotic indices based on macrofaunal assemblages in a Semi-Enclosed Bay [J]. *Frontiers in Marine Science*, 8: 734710.
- MARÍN S L, PINO L, NÚÑEZ R, *et al*, 2023. Ecological status of benthic communities associated to mussel farms in South of Chile: Can it be predicted using AMBI? [J] *Regional Studies in Marine Science*, 66: 103132.
- MORELLO E B, FROGLIA C, JA ATKINSON R, *et al*, 2005. Impacts of hydraulic dredging on a macrobenthic community of the Adriatic Sea, Italy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 62(9): 2076-2087.
- MUNARI C, MISTRI M, 2010. Towards the application of the Water Framework Directive in Italy: Assessing the potential of benthic tools in Adriatic coastal transitional ecosystems [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 60(7): 1040-1050.
- MUXIKA I, BORJA Á, BALD J, 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1/2/3/4/5/6): 16-29.
- PELLETIER M C, GILLET D J, HAMILTON A, *et al*, 2018. Adaptation and application of multivariate AMBI (M-AMBI) in US coastal waters [J]. *Ecological Indicators*, 89: 818-827.
- RAKOCINSKI C F, 2012. Evaluating macrobenthic process indicators in relation to organic enrichment and hypoxia [J]. *Ecological Indicators*, 13(1): 1-12.
- SAMPAIO L, MOREIRA J, RUBAL M, *et al*, 2022. A review of coastal anthropogenic impacts on mytilid mussel beds: Effects on mussels and their associated assemblages [J]. *Diversity*, 14(5): 409.
- WARWICK R M, CLARKE K R, 1994. Relearning the ABC: Taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities [J]. *Marine Biology*, 118(4): 739-744.
- YANG Y S, SONG C, CHEN P, *et al*, 2024. Evaluation of the stock enhancement effect of *Phascolosoma esculenta* on macrobenthic communities using diversity and biotic indices in Yueqing Bay, East China Sea [J]. *Frontiers in Marine Science*, 11: 1457599.
- ZHANG A G, YUAN X T, YANG X L, *et al*, 2016. Temporal and spatial distributions of intertidal macrobenthos in the sand flats of the Shuangtaizi Estuary, Bohai Sea in China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 36(3): 172-179.
- ZHANG M W, LIU C Y, ZHANG C J, *et al*, 2023. Response of macrofaunal assemblages to different pollution pressures of two types of ports [J]. *Ecological Indicators*, 146: 109858.
- ZHU L, ZHANG H, GUO L C, *et al*, 2021. Estimation of riverine sediment fate and transport timescales in a wide estuary with multiple sources [J]. *Journal of Marine Systems*, 214: 103488.

COMMUNITY STRUCTURE OF MACROBENTHOS AND BENTHIC ECOLOGICAL QUALITY EVALUATION IN GELIGANG OF NORTHERN LIAODONG BAY IN SUMMER

LI Ang^{1,2}, XU Xiao-Wei³, XUE Su-Yan^{1,2}, LI Jia-Qi^{1,2}, LIU Lu-Lei^{1,2},
TANG Yu-Ze^{1,2}, LIU Long-Zhen^{1,2}, ZHU Ling^{1,2}, MAO Yu-Ze^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Mariculture Biobreeding and Sustainable Goods, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China; 2. Laboratory for Marine Ecology and Environmental Science, Qingdao Marine Science and Technology Center, Qingdao 266237, China; 3. North Sea Marine and Island Center, Ministry of Natural Resources, Qingdao 266061, China)

Abstract To investigate the characteristics of the macrobenthic community and its benthic ecological quality in Geligang, a typical intertidal flat in northern Liaodong Bay, 12 stations (including non-harvesting areas, *Macra veneriformis* harvesting areas, and *Solen grandis* harvesting areas) were deployed in the area in June 2024, and macrobenthic fauna and environmental factors were surveyed. Results show that (1) a total of 35 species of macrobenthos were identified, mainly Crustacea (14 species), Mollusca (10 species), and Polychaeta (9 species), of which five species

dominated, including *Potamocorbula laevis* and *M. veneriformis*; and the community mean abundance and biomass are 163.67 ind./m² and 284.47 g/m² respectively. (2) The cluster analysis and non-metric multidimensional scaling (NMDS) showed that the community similarity between non-harvesting area and *M. veneriformis* harvesting area was high, while that in the *S. grandis* harvesting area sits as a separate unit. (3) The Abundance-Biomass Curve (ABC) shows that the macrobenthic community structure in the intertidal flat was stable. The Mantel's test showed that chlorophyll *a* and water temperature were important factors on the changes in local macrobenthic community. (4) The benthic ecological quality assessment based on AMBI and M-AMBI indices showed that only a few sites (e.g., No.3) were in moderate or severe disturbance status, and the overall benthic habitat quality was in good condition. The M-AMBI index was better adapted than the single index under the disturbance of mechanized harvesting. This study revealed the benthic ecological status in the intertidal flat, provided a scientific basis for balancing shellfish resource development and habitat protection, and suggested to prioritize the use of the M-AMBI index for long-term monitoring and management assessment.

Key words Geligang; intertidal flat; macrobenthos; M-AMBI; benthic ecological quality assessment