



人工鱼礁区不同底质对底栖游泳生物群落特征的影响

于浩林¹, 方光杰¹, 周广军², 唐衍力^{1*}, 宋协法¹

(1. 中国海洋大学水产学院, 山东 青岛 266003;

2. 烟台市海洋经济研究院, 山东 烟台 264004)

摘要: 为探究人工鱼礁投放后的不同底质对底栖游泳生物群落结构特征的影响, 实验以海区中央投放的构件礁划分半径为 20、400 和 600 m 3 个样带, 采用地笼与摄像相结合的方法, 分别于 2017 年 6 月和 8 月、2018 年 6 月 (2 次)、2019 年 6 月和 7 月在小竹山岛人工鱼礁区进行了 6 个航次的调查。应用相对重要性指数 (IRI)、主坐标分析 (PCoA) 和单因素方差分析等分析群落时空组成变化, 利用广义加性模型 (GAM) 研究环境因子对单位捕捞努力量 (CPUE) 和多样性指数的影响。IRI 和 PCoA 测定结果显示, 地笼主要捕获日本蝠、海燕、大龙六线鱼、许氏平鲉及其他梭形鱼类; 摄像主要捕获海燕等棘皮类、葛氏长臂虾、纹缟虾虎鱼、六丝钝尾虾虎鱼、钟馗虾虎鱼及矛尾刺虾虎鱼。单因素方差分析显示, 两种采样方法在 200 和 400 m 样带的 CPUE 均较高, 与 600 m 样带有显著差异, 但年份间无显著差异。GAM 模型显示, CPUE 随投礁年份和底质类型的复杂度增加而增加, 与构件礁及石块礁底质呈正相关, 且受盐度及温度影响。多样性指数在样带、年际间无显著差异, GAM 模型显示, 其在地笼渔获物的多样性指数显著高于摄像, 并受盐度、透明度影响, 但与底质类型无关。本研究揭示了不同底质对底栖游泳生物的影响, 证明了地笼与摄像结合调查方法的互补性, 为多种鱼礁底质的管理提供参考依据。

关键词: 底栖游泳生物; 底质类型; 环境因素; 群落结构; 物种组成; 人工鱼礁

中图分类号: S 932.8

文献标志码: A

人工鱼礁是我国海洋牧场的主要建设内容^[1], 旨在促进海水交换、提高水域初级生产力、诱集游泳生物^[2], 并提供产卵、觅食、避敌的场所^[3-4], 从而实现礁区内的物种增殖与栖息地修复。日本和美国早期的人工鱼礁布设方式^[5]倾向于在特定的海区中单独投放人工鱼礁并与自然礁石或珊瑚礁保持一定的距离, 以消除人工鱼礁对现存生态系统的影响^[6], 但同时也限制了人工鱼礁布局的多样性和与自然礁石的连通性。有学者通过声学遥测方法, 证实了礁区物种在人工鱼礁与珊瑚礁

或石块礁之间^[7]、鱼礁与周边沙地之间的强连通性^[8], 我国相关研究表明, 恋礁型鱼类或海参、鲍等海洋经济型物种更倾向于分布在礁石型海底^[9-11], 这对传统的人工鱼礁设计和布局提出了挑战。目前我国海洋牧场与人工鱼礁区建设发展迅速, 研究领域包括了鱼礁单体结构与流体力学仿真模拟^[12]、鱼礁区选址与规划^[13]、生物资源调查与评价^[14-16]、生态系统模型建立与预测^[17]等, 但均以单种类礁体为研究对象, 对多种鱼礁或底质类型组合的评价研究鲜有报道。

收稿日期: 2021-05-09 修回日期: 2021-09-22

资助项目: 国家重点研发计划 (2019YFD0901302)

第一作者: 于浩林 (照片), 从事人工鱼礁与海洋牧场研究, E-mail: yuhaolin777@outlook.com

通信作者: 唐衍力, 从事人工鱼礁与海洋牧场研究, E-mail: tangyanli@ouc.edu.cn



由于底栖游泳生物分布模式对底质类型及结构变化易产生迅速而直接的反应^[18], 恋礁型鱼类、甲壳类、棘皮类等生物常被作为评价人工鱼礁建设的主要依据^[19-20]。本实验针对不同的底质环境, 结合地笼与水下摄像调查方法, 探究长岛海域构件礁投放形成的不同底质对底栖游泳生物群落结构特征的影响及其与环境因子的关系, 为将来人工鱼礁布局和管理提供新思路及理论依据。

1 材料与方法

1.1 数据来源

研究区域位于渤海海峡中南部小竹山岛西北部海域, 面积约 141 hm²。2017年 6 月在海区中央投放人工构件礁 24 座, 以 4 座鱼礁单体为一组单位鱼礁, 每组超过 500 空方体积, 间隔约 40 m, 共布设 6 组单位鱼礁, 周边辐射分布石块礁、小圆石、砂砾、泥等底质类型。距中央鱼礁区以半径 200、400 及 600 m 划分研究样带, 200 m 样带囊括所有构件礁及石块礁, 400 m 样带为小圆石和砂砾底质, 600 m 样带为泥底或砂砾底质。本研究于 2017 年 6 月和 8 月、2018 年 6 月 (2 次)、2019 年 6 月和 7 月共进行 6 个调查航次 (图 1), 采用分层随机取样法, 在每个样带中以地笼与摄像各设置 3 个站位。共得到地笼 37 个站位、摄像 42 个站位。各站位地笼长 30 m, 由 3 节组成, 无饵料。每个航次放置 48 h, 渔获物上岸后进行物种识别与生物学测量。水下摄像采用样带法^[21], 由潜水员手持 GoPro Hero 4 水下摄像机对该站位海底底层游泳生物进行单方向样带区间游动拍摄, 内容包括海底游泳动物、各底质类型及人工鱼礁等。每次拍摄前通过潜水员携带的 PVC 材质矩形

拍摄框 (50 cm×50 cm) 校正摄像机, 视野宽度固定约为 25 cm, 每个站位拍摄约 20 min, 对每段视频中出现的所有物种进行识别与计数。

海域温度、盐度、溶解氧 (mg/L) 及 pH 用多参数水质仪 (YSI Proplus) 测得。透明度 (m) 在现场用塞氏盘法测得。水深 (m) 由手持式水深仪 (DMT-20) 测得。叶绿素 *a* (mg/L) 于现场采样后在实验室进行检测。底质分数由水下摄像数据估算得到, 本研究将人工鱼礁、石块礁、小圆石、砂砾、泥共 5 种底质类型分别赋值 100、50、20、5、0^[22], 每段视频以 5 s 为间隔, 计算该站位的底质平均分数, 地笼站位利用 Arcgis 软件反距离加权插值法得到底质分数。

1.2 数据分析

计算地笼与摄像结果中物种的相对重要性指数 (IRI)^[23], 以 IRI>1000 及 IRI>500 分别判定地笼、摄像的优势种, 并计算各大类物种丰度比例。应用 R 语言 *vegan*、*ape* 包进行主坐标分析 (PCoA), 探究地笼与摄像调查站位之间捕获物种的组成差异, 其中地笼 IRI>500、摄像 IRI>100 的物种单列, 其他物种以物种分类集合表示。生物数据进行 Hellinger 距离转换。

计算地笼与摄像的底栖游泳动物群落的 Shannon-Wiener 多样性指数 (*H'*) 和丰度 CPUE (单位捕捞努力量。地笼: 尾/(网·d); 摄像: 尾/min)。利用单因素方差分析 (One-Way ANOVA) 检验多样性指数与 CPUE 在不同年份、区域及二者交互效应中的统计学差异, 利用 TurkeyHSD 方法探究各水平的统计学差异。数据均进行了四次方根转换。

$$\text{地笼 IRI} = (N + M) \times F$$

$$\text{摄像 IRI} = N \times F$$

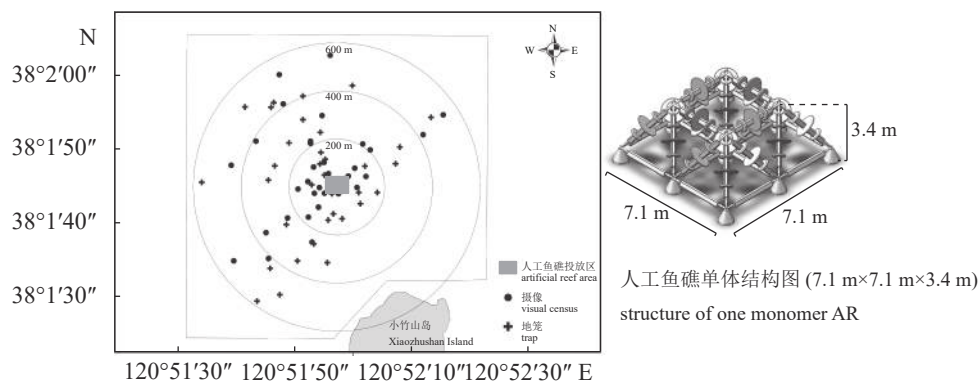


图 1 调查站位分布及人工构件礁结构示意图

Fig. 1 Distribution of sampling sites and the structure of one monomer artificial reef (AR)

式中, N 为某一种类的尾数占总尾数的百分比; M 为某一种类的重量占总重量的百分比; F 为出现频率。

$$H' = - \sum P_i \ln P_i$$

式中, P_i 为第 i 个物种的丰度占总丰度的百分比。

应用 R 语言 mgcv 程序包拟合 CPUE、多样性指数与各环境变量的最优广义加性模型 (GAM)。因两种调查方法 CPUE 度量不同, 将所有站位 CPUE 转化为 0~1 的连续分布形式。GAM 的模型表达式:

$$g(Y) = \alpha \times \sum_{i=1}^n s_i(X_i) + \varepsilon$$

式中, g 为连接函数, Y 为响应变量, α 为截距, s_i 为第 i 个自变量的样条平滑函数, X_i 为第 i 个自变量, ε 为残差; 自变量包括所有的环境变量, 并把采样方法、年份及区域纳入自变量当中。模型拟合前, 将 CPUE 进行平方根转换, 多样性指数值进行 $\lg(x+1)$ 转换, 使其响应变量均符合正态分布。采用逐步回归法筛选对响应变量具有显著影响且模型 AICc 值最低的自变量组合^[24]。

2 结果

2.1 底栖游泳动物群落优势种

6 个航次共调查到 5 大类 47 种生物, 地笼 38 种: 鱼类 18 种、甲壳类 14 种、棘皮类 2 种、腹足类 2 种、头足类 2 种。摄像 28 种: 鱼类 15 种、棘皮类 6 种、甲壳类 4 种、头足类 2 种、腹足类 1 种。二者共同出现 19 种。地笼优势种依次为日本蟳 (*Charybdis japonica*, IRI=2 891)、大泷六线鱼 (*Hexagrammos otakii*, IRI=2 351)、海燕 (*Asterina pectinifera*, IRI=2 241) 及许氏平鲈 (*Sebastes schlegelii*, IRI=1 826), 除了日本蟳未在 600 m 样带中捕获外, 4 个优势种均所有年份及区域捕获 (表 1, IRI > 500)。摄像优势种依次为海燕 (IRI=5 062)、纹缟虾虎鱼 (IRI=2 035)、葛氏长臂虾 (IRI=624) 与矛尾刺虾虎鱼 (*Chaeturichthys stigmatias*, IRI=598), 其中海燕在所有年份及区域中均存在 (表 2)。PCoA 结果显示 (图 2), 两种方法获得群落差异较大, 地笼主要包括大泷六线鱼、许氏平鲈、日本蟳及梭形鱼类, 摄像主要包括纹缟虾虎鱼、六丝钝尾虾虎鱼、钟馗虾虎鱼及矛尾

刺虾虎鱼。海燕、多棘海盘车与其他棘皮类生物在两种方法中均大量分布。甲壳类、头足类及腹足类在两种调查方法中均有捕获但无显著差异。

2.2 群落组成丰度对比

地笼调查结果显示, 2018 年各区域平均 CPUE [(6.66±1.54) 尾/(网·d)] 和生物多样性指数 (1.19±0.16) 最低 (图 3-a, b) ($P < 0.05$), 与其他年份均有显著差异 (表 3)。2018 年的 CPUE 较 2017 年初投礁时差异最大 (下降 58.22%), 而 2019 年的 CPUE 和生物多样性指数与 2017 年没有显著差异。空间分布上, 600 m 样带的平均 CPUE [(7.50±3.88) 尾/(网·d)] 显著低于 200 m 样带 [(14.59±3.12) 尾/(网·d), $P < 0.05$] 和 400 m 样带 [(14.42±1.76) 尾/(网·d), $P < 0.1$], 但多样性指数在各区域之间无显著差异。水下摄像结果显示, 2019 年 CPUE [(19.60±5.42) 尾/min] 显著高于其他年份 (图 3-c, 表 4)。空间分布上, 600 m 样带 CPUE [(6.02±2.82) 尾/min] 显著低于 200 m 样带 [(15.55±2.27) 尾/min] 和 400 m 样带 [(17.63±4.90) 尾/min]。然而生物多样性指数年际变化没有显著差异, 但 200 m 样带 (0.83±0.10) 显著高于 400 m 样带 (0.53±0.10, $P < 0.1$)。两种采样方法中区域和年份间的交互效应均不显著。

日本蟳、许氏平鲈和大泷六线鱼均为黄渤海重要经济物种^[25], 海燕为沿海敌害生物^[26], 本研究将探究 4 种地笼优势种与其他 5 大类动物共同的群落组成分布 (图 4-a-c)。地笼结果显示, 3 年中, 2018 年 (投礁 1 年后) 日本蟳的聚集程度较强, 200 m 样带中丰度比率提升至 50.77%, 海燕占比降至 7.69%, 2019 年两物种丰度占比恢复初投礁 (2017 年) 状态 (图 4-a); 400 与 600 m 样带均呈现海燕及其他棘皮类生物丰度占比逐年升高, 甲壳类占比逐年降低的趋势 (图 4-b, c), 其中棘皮类生物主要以多棘海盘车为主 (表 1, IRI=115), 甲壳类以口虾蛄为主 (IRI=710)。空间分布中, 200 m 样带在 2019 年才捕获除海燕以外的棘皮类、头足类及腹足类生物, 丰度分别仅占 0.38%、0.75% 及 0.38% (图 4-a)。400 m 样带中 5 类物种均有分布, 2017 年日本蟳与其他甲壳类生物丰度占比居高, 分别为 23.26% 和 32.09% (图 4-b), 2018 年 400 m 样带 4 大优势种丰度占比均衡, 其中许氏平鲈占比最多, 为 25%, 甲壳类达到 15.91%。2019 年海燕占比 37.98%, 日本蟳恢复 2017 年水平, 其他

表 1 地笼物种相对重要性指数分布
Tab. 1 Distribution of IRI for species from trap

学名 scientific name	拉丁名 Latin name	2017			2018			2019			IRI
		200 m	400 m	600 m	200 m	400 m	600 m	200 m	400 m	600 m	
日本蛸	<i>Charybdis japonica</i>	2 767	3 241	3 246	5 274	619	—	2 332	3 618	2 028	2 891
大泷六线鱼	<i>Hexagrammos otakii</i>	3 289	1 172	414	3 407	2 277	4 804	3 123	1 554	1 119	2 351
海燕	<i>Asterina pectinifera</i>	3 754	1 255	386	669	2 242	2 607	2 927	4 090	2 242	2 241
许氏平鲈	<i>Sebastes schlegelii</i>	2 588	1 427	1 132	1 746	2 293	4 404	1 261	975	609	1 826
口虾蛄	<i>Oratosquilla oratoria</i>	—	1 944	804	—	—	253	—	133	414	710
日本眉鲷	<i>Chirolophis japonicus</i>	—	454	332	—	1 271	—	193	662	—	582
脉红螺	<i>Rapana venosa</i>	—	917	541	—	885	—	373	112	—	565
石鲈	<i>Kareius bicoloratus</i>	399	537	—	—	—	—	—	—	—	468
黄鳍刺虾虎鱼	<i>Acanthogobius flavimanus</i>	—	—	—	—	—	—	—	181	754	467
短蛸	<i>Octopus ocellatus</i>	—	—	782	—	—	—	100	134	739	439
星康吉鳗	<i>Conger myriaster</i>	495	—	—	—	—	—	—	583	170	416
钝吻黄盖鲈	<i>Pseudopleuronectes yokohamae</i>	362	280	—	816	—	—	189	—	—	412
绿鳍马面鲀	<i>Thamnaconus modestus</i>	311	448	—	—	—	—	—	—	—	379
铠平鲈	<i>Sebastes hubbsi</i>	794	233	—	304	—	—	286	245	—	372
长蛸	<i>Octopus variabilis</i>	—	77	102	—	514	—	306	659	574	372
枯瘦突眼蟹	<i>Oregonia gracilis</i>	—	—	—	—	363	—	—	—	—	363
孔鳐	<i>Okamejei konojei</i>	—	—	276	—	—	—	—	—	—	276
褐菖鲈	<i>Sebastes marmoratus</i>	349	—	—	377	377	—	51	19	212	231
吉氏绵鳎	<i>Zoarces gillii</i>	—	—	—	—	—	—	221	191	—	206
脊腹褐虾	<i>Crangon affinis</i>	—	—	—	—	—	172	—	—	—	172
细条天竺鲷	<i>Apogonichthys lineatus</i>	—	—	—	—	—	—	—	76	266	171
寄居蟹	<i>Pagurus minutus</i>	—	107	109	—	287	—	—	—	—	168
葛氏长臂虾	<i>Palaemon gravieri</i>	—	—	280	—	—	—	—	10	—	145
六丝钝尾虾虎鱼	<i>Amblychaeturichthys hexanema</i>	—	167	123	—	—	—	—	—	—	145
日本鼓虾	<i>Alpheus japonicus</i>	—	56	41	—	—	335	—	11	269	142
仿盲蟹	<i>Typhlocarcinops</i> sp.	134	—	—	—	—	—	—	—	—	134
白姑鱼	<i>Argyrosomus argentatus</i>	—	122	—	—	—	—	—	—	—	122
多棘海盘车	<i>Asterias amurensis</i>	—	169	301	45	—	—	21	38	—	115
海阳豆蟹	<i>Pinnotheres haiyangensis</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	85	85
双斑蛸	<i>Charybdis bimaculata</i>	—	—	—	—	80	—	—	—	—	80
鲜明鼓虾	<i>Alpheus heterocarpus</i>	65	73	71	—	—	—	—	—	—	70
纹缟虾虎鱼	<i>Tridentiger trionocephalus</i>	—	—	54	—	—	—	36	—	—	45
四齿矶蟹	<i>Pugettia quadridens</i>	—	—	—	—	—	—	—	29	51	40
敖氏长臂虾	<i>Palaemon ortmanni</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	33	33
斑头六线鱼	<i>Hexagrammos agrammus</i>	—	—	—	—	—	—	—	31	—	31
扁玉螺	<i>Glossaulax didyma</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	29	29
方氏云鳎	<i>Enedrias fangi</i>	—	—	—	—	—	—	20	—	—	20
肉球近方蟹	<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	—	—	—	—	—	—	—	19	—	19

注: — 未发现, 下同。

Notes: —. not found, the same below.

表 2 水下摄像物种相对重要性指数分布

Tab. 2 Distribution of IRI for species from visual census

学名 scientific name	拉丁名 Latin name	2017			2018			2019			IRI
		200 m	400 m	600 m	200 m	400 m	600 m	200 m	400 m	600 m	
海燕	<i>Asterina pectinifera</i>	5 476	6 358	5 510	7 728	8 939	267	8 020	34	3 228	5 062
纹缟虾虎鱼	<i>Tridentiger trignocephalus</i>	668	103	77	—	—	—	49	9 459	1 860	2 036
葛氏长臂虾	<i>Palaemon gravieri</i>	—	—	—	—	—	624	—	—	—	624
矛尾刺虾虎鱼	<i>Chaeturichthys stigmatias</i>	—	—	—	—	—	2 316	1	42	34	598
六丝钝尾虾虎鱼	<i>Amblychaeturichthys hexanema</i>	194	131	152	—	—	1 501	—	—	—	494
日本蝠	<i>Charybdis japonica</i>	50	106	159	672	386	846	702	—	35	370
多棘海盘车	<i>Asterias amurensis</i>	143	232	273	751	514	—	237	—	375	361
长蛸	<i>Octopus variabilis</i>	—	—	—	—	—	267	—	—	—	267
日本枪乌贼	<i>Lololus japonica</i>	—	—	—	—	—	156	—	—	—	156
许氏平鲉	<i>Sebastes schlegelii</i>	125	—	—	183	48	—	172	—	—	132
钟馗虾虎鱼	<i>Trienopogon barbatus</i>	—	—	—	—	—	—	7	220	164	130
大泷六线鱼	<i>Hexagrammos otakii</i>	186	20	14	164	—	—	173	—	23	97
刺参	<i>Stichopus japonicus</i>	28	—	27	59	112	—	10	—	—	47
五带高鳍虾虎鱼	<i>Pterogobius zacalles</i>	107	90	19	1	—	—	1	2	—	37
方氏云鳚	<i>Enedrias fangi</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	35	35
铠平鲉	<i>Sebastes hubbsi</i>	16	15	—	20	—	—	29	—	—	20
脉红螺	<i>Rapana venosa</i>	—	—	—	18	—	—	37	2	—	19
口虾蛄	<i>Oratosquilla oratoria</i>	1	—	38	—	—	—	—	5	—	15
海刺猬	<i>Glyptocidaris crenularis</i>	1	5	—	37	—	—	—	—	—	14
光棘球海胆	<i>Strongylocentrotus nudus</i>	7	5	—	1	—	—	20	—	—	8
牙鲆	<i>Paralichthys olivaceus</i>	—	—	14	—	—	—	1	—	—	7
褐菖鲉	<i>Sebastes marmoratus</i>	2	—	—	—	—	—	—	—	—	2
钝吻黄盖鲉	<i>Pseudopleuronectes yokohamae</i>	—	5	—	1	—	—	1	—	—	2
绿鳍马面鲀	<i>Thamnaconus modestus</i>	2	—	—	—	—	—	1	—	—	2
四齿矶蟹	<i>Pugettia quadridens</i>	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
马粪海胆	<i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
石鲈	<i>Kareius bicoloratus</i>	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
日本眉鳚	<i>Chirolophis japonicus</i>	—	—	—	—	—	—	1	—	—	1

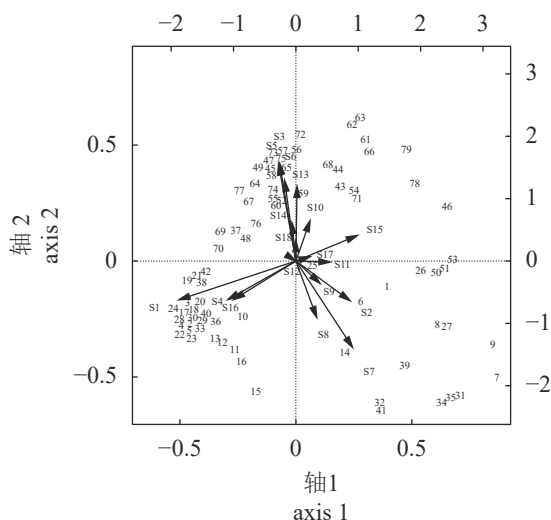


图2 常见种的主坐标分析双序图

1~42. 摄像, 43~79. 地笼。S1. 海燕, S2. 六丝钝尾虾虎鱼, S3. 日本鲷, S4. 多棘海盘车, S5. 大泷六线鱼, S6. 许氏平鲈, S7. 纹缟虾虎鱼, S8. 钟馗虾虎鱼, S9. 矛尾刺虾虎鱼, S10. 长鲎, S11. 葛氏长臂虾, S12. 日本枪乌贼, S13. 梭形鱼, S14. 平扁形鱼, S15. 甲壳类, S16. 棘皮类, S17. 头足类, S18. 腹足类。

Fig. 2 Double sequence diagram of PCoA with common species

1~42. visual census; 43~79. trap. S1. *A. pectinifera*, S2. *A. hexanema*, S3. *C. japonica*, S4. *A. amurensis*, S5. *H. otakii*, S6. *S. schlegelii*, S7. *T. tri-gonocephalus*, S8. *T. barbatus*, S9. *C. stigmatias*, S10. *O. variabilis*, S11. *P. gravieri*, S12. *L. japonica*, S13. fusiform fish, S14. flatfish, S15. Crustacea, S16. Echinodermata, S17. Cephalopoda, S18. Gastropod.

甲壳类减少至 4.65%。600 m 样带在 2017 年时, 海燕占比仅为 7.48%, 日本鲷与其他甲壳类分别为 35.51% 和 29.91% (图 4-c)。2018 年群落结构简单, 日本鲷、棘皮类、头足类和腹足类生物均未捕获, 大泷六线鱼与许氏平鲈占比分别为 37.5% 和 29.17%。2019 年各物种比例均衡, 其中海燕占比最多, 升至 25.51%。

摄像结果较地笼物种种类少, 腹足类和头足类出现频率较低 (图 4-d~f)。与地笼结果相似, 构件礁的投放对海燕和日本鲷在时空分布中也体现出了强聚集性: 在 200 m 样带中, 海燕占比逐年升高, 2017—2019 年分别为 70.41%、77.28% 和 80.2%。日本鲷趋势相同但占比较低, 2017—2019 年分别为 1.51%、6.72% 及 7.02%。大泷六线鱼与许氏平鲈也主要在 200 m 样带中捕获, 各年份占比相似但均较低, 仅为 2.5% (图 4-d)。400 与 600 m 样带, 梭形鱼类的丰度占比逐年提高 (图 4-e, f), 这种趋势主要由纹缟虾虎鱼、矛尾刺虾虎鱼和六丝钝尾虾虎鱼主导 (表 2), 其中, 2019 年 400 m

样带中梭形鱼占比达到了 99.28%。600 m 样带中, 2017 年海燕占比最多, 为 82.66%, 2018 年大幅降低为 8.01%, 而梭形鱼类从 4.01% 上升至 57.25%, 并与 2019 年持平。

2.3 各因子对 CPUE 及物种多样性指数的影响

CPUE 的最优 GAM 模型表明, 其受采样年份、采样方法、盐度、温度和底质类型分数影响显著 (表 5) ($P < 0.05$)。结果显示, CPUE 随盐度及投礁年份的增加而增加 (图 5), 当水温低于 15 °C 时, CPUE 随水温升高而升高, 17~20 °C 时 CPUE 最大, 高于 20 °C 时 CPUE 处于缓慢下降的趋势。底质分数对 CPUE 的影响呈钟形曲线趋势, 当底质分数低于 50 时 (即小圆石、砂砾或泥底质), 底质类型越复杂 CPUE 越大, 当底质为石块礁时 CPUE 为最大值, 当有人工构件礁存在时 CPUE 缓慢下降但仍高于小圆石、砂砾及泥底质。正态 Q-Q 图和 Shapiro-Wilk 检验验证了模型残差符合正态分布 (图 6-a) ($w = 0.981, P = 0.290 > 0.05$)。

多样性指数的最优 GAM 模型表明, 其受透明度、盐度及采样方法的影响显著 (表 5) ($P < 0.05$)。结果显示, 多样性指数随盐度下降而减少 (图 7)。透明度呈现倒钟形曲线趋势, 在透明度为 2.0~2.5 m 时多样性指数最低, 小于该值时变化幅度最大, 并在 0.5 m 时有最大值。与 CPUE 情况相同, 地笼的多样性指数显著高于摄像。正态 Q-Q 图及 Shapiro-Wilk 检验验证了残差符合正态分布 (图 6-b) ($w = 0.973, P = 0.09 > 0.05$)。整合地笼与摄像两种采样方法在各个年份及区域的 CPUE、物种多样性指数及各环境数据的平均值 (表 6), 进一步说明了 GAM 结果与实际数值的一致性。

3 讨论

3.1 生物群落特征

地笼优势种大泷六线鱼、许氏平鲈及日本鲷与袁小楠等^[27]在威海近岸、刘鸿雁等^[28]在青岛崂山湾、陈勇等^[29]在獐子岛人工鱼礁区中利用地笼及定置网的调查结果一致。地笼 CPUE 的空间分布结果揭示了 CPUE 在人工构件礁及石块礁区域 (200 m 样带) 比远礁区域 (600 m 样带) 增加了 1 倍 (图 3)。相反, 多样性指数在空间中无显著差异, 体现了鱼礁区对恋礁型物种的聚集性, 且其他底质中非恋礁型物种同样广泛分布的特点。通过物

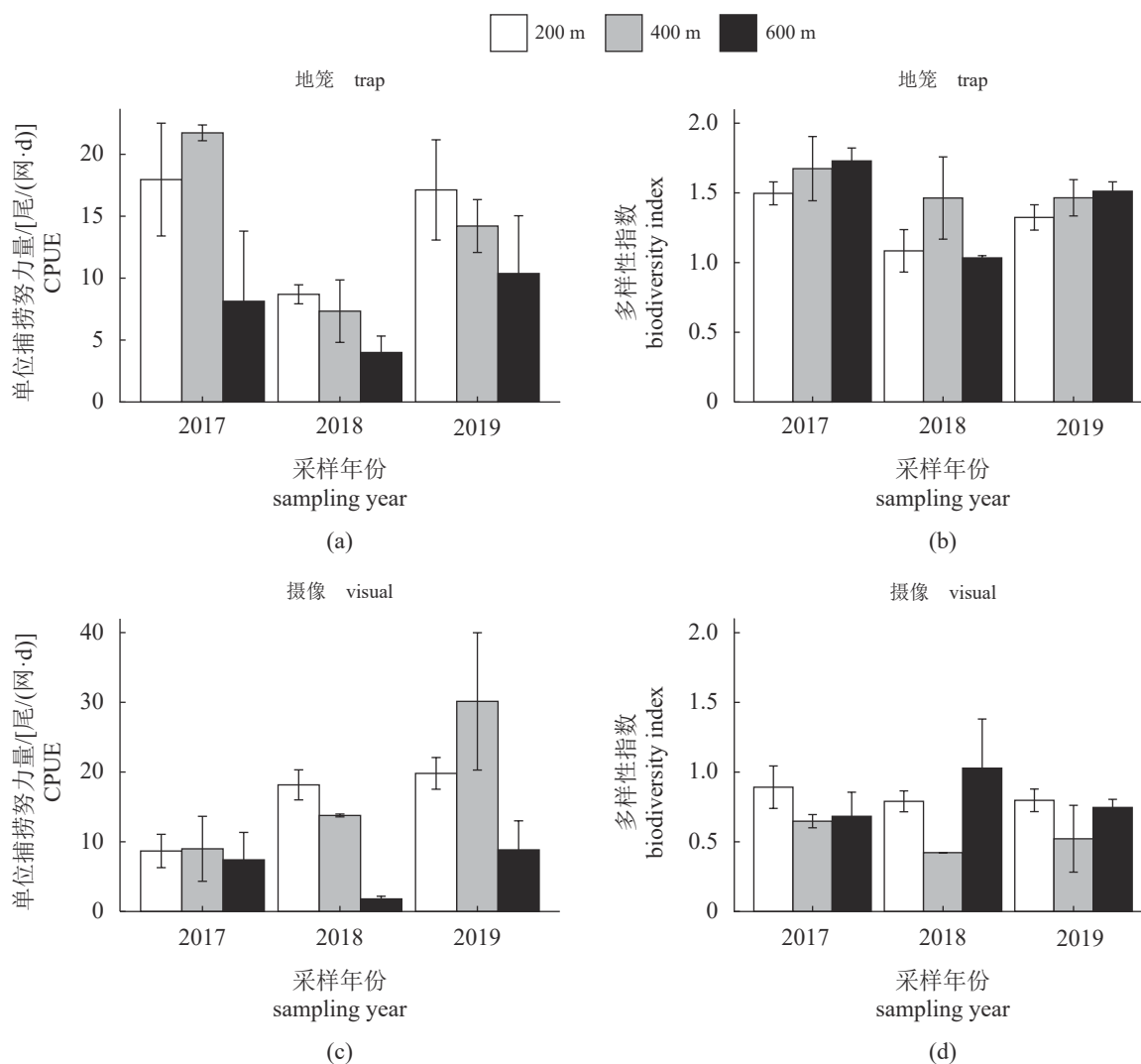


图3 CPUE及多样性指数时空趋势图

Fig. 3 Temporal and spatial tendency of CPUE and biodiversity index

种组成的对比, 2017年在200 m样带中并未捕获除海燕以外的棘皮类、头足类与腹足类, 而它们在2018和2019年的少量出现, 体现了人工构件礁的投放对底层游泳生物的吸引及礁区优势种可能侵占了其他生物生态位的情况(图4)。摄像方法进一步证明, 优势种虾虎鱼类主要分布在400与600 m样带中, 因此人工鱼礁的投放不仅要关注恋礁型物种的资源增殖, 还需要考虑为非恋礁型生物提供适宜的生态空间, 确保偏好分布于软底质的物种的生态位不被大面积侵占与破坏^[30]。

此外, 海燕极高的丰度及广泛的分布模式在其他海域的人工鱼礁区中未见报道, 本研究显示的物种组成中, 随构件礁投放年份增加, 400与600 m样带中海燕的占比逐年升高, 平扁形鱼类占比逐年降低。这可能是由于海燕在生物链中是

重要的捕食者, 属于掠食性且食性范围广, 繁殖力强, 主要摄食海洋中的双壳类^[31]、多毛类、甚至小型鱼类等^[32], 使与海燕一样以底栖生物为食的捕食性生物(如鲾类)的饵料生物大量减少^[33], 造成生态位的侵占。

3.2 环境因素的影响

底质类型是影响物种丰度CPUE分布的重要因素, 对比人工鱼礁与对照区的研究, 也均证明了人工鱼礁的存在导致生物量CPUE的成倍增加^[9, 28, 34]。本研究表明, 石块礁与人工构件礁对生物具有明显的聚集作用, 由于构件礁位置被石块礁包围, 难以区别二者之间的差异。但通过CPUE的GAM模型结果, 表明投礁年份具有显著影响, CPUE与投礁年份成正相关, 构件礁的投放对群落生物量增加具有积极效应。鉴于陈勇等^[29]在獐

表 3 地笼 CPUE 和生物多样性指数的单因素方差分析
 Tab. 3 One-Way ANOVA of biodiversity and CPUE for trap

响应变量 response variables	自变量 independent variable	自由度 df	平方和 sum of square	均方 mean square	F值 F value	P值 P value
CPUE	年份 year	2	500.285	250.142	5.752	0.007***
	区域 district	2	332.692	166.346	3.825	0.032**
	年份×区域 year×district	4	116.760	29.191	0.641	0.638
	两两比较 Tukey HSD		均差 mean deviance	低临界值 low limit	高临界值 up limit	P值 P value
	2018 vs. 2017		-8.762	-15.907	-1.616	0.014**
	2019 vs. 2017		-1.598	-8.351	5.154	0.831
	2019 vs. 2018		7.163	0.975	13.352	0.020**
	400 m vs. 200 m		-0.703	-6.980	5.573	0.959
	600 m vs. 200 m		-7.006	-13.622	-0.390	0.036**
	600 m vs. 400 m		-6.303	-13.241	0.636	0.081*
多样性指数 biodiversity	年份 year	2	1.151	0.575	6.837	0.003***
	区域 district	2	0.294	0.147	1.747	0.191
	年份×区域 year×district	4	0.253	0.063	0.726	0.581
	两两比较 Tukey HSD		均差 mean deviance	低临界值 low limit	高临界值 up limit	P值 P value
	2018 vs. 2017		-0.467	-0.781	-0.153	0.003***
	2019 vs. 2017		-0.210	-0.507	0.087	0.208
	2019 vs. 2018		0.257	-0.015	0.530	0.067*
	400 m vs. 200 m		0.205	-0.071	0.481	0.178
	600 m vs. 200 m		0.125	-0.166	0.416	0.550
	600 m vs. 400 m		-0.080	-0.386	0.225	0.795

Notes: ****. $P < 0.001$, ***. $0.001 < P < 0.01$, **. $0.01 < P < 0.05$, *. $0.05 < P < 0.1$, the same below.

子岛及刘鸿雁等^[28]在青岛崂山湾人工鱼礁海域均设定调查时间为5—7月,且刘鸿雁等^[28]报告了5—7月的生物种类较为丰富,故本研究调查时间的选取考虑到了本底调查对比,并选择种类丰富度高的月份进行采样。2018年的采样月份温度较低,虽然温度是影响底栖生物分布的重要因素之一,较低的温度会造成物种种类减少、多样性降低^[35-36],但这是基于地笼或定置网采样的结果。地笼 CPUE 在 2018 年最低,摄像 CPUE 却逐年升高,GAM 模型结果显示,CPUE 与多样性指数均

未在 2018 年处于最低值,因此采样方法的差异对结论的生成具有明显的影响,地笼与摄像结合可以更加全面地探究人工鱼礁区群落的分布特征。

3.3 采样方法的渔获性能差异

两种采样方法在 CPUE 和物种多样性指数的分布趋势上并不一致,可能是由于采样工具的渔获性能和游泳动物行为特性差异引起的^[25]。地笼是被动性捕捞渔具,渔获性能取决于渔具的网目形状和尺寸^[37-38]。由于地笼作业方式简单,并不

表 4 摄像 CPUE 和生物多样性指数的单因素方差分析

Tab. 4 One-Way ANOVA of biodiversity and CPUE for visual census

响应变量 response variables	自变量 independent variable	自由度 df	平方和 sum of square	均方 mean square	F值 F value	P值 P value
CPUE	年份 year	2	1 102.251	551.125	6.803	0.003***
	区域 district	2	788.148	394.074	4.864	0.013**
	年份×区域 year×district	4	535.890	133.970	1.796	0.153
	两两比较 Tukey HSD		均差 mean deviance	低临界值 low limit	高临界值 up limit	P值 P value
	2018 vs. 2017		4.383	-4.224	12.991	0.436
	2019 vs. 2017		11.852	3.954	19.750	0.002***
	2019 vs. 2018		7.468	-1.255	16.192	0.096*
	400 m vs. 200 m		3.031	-5.293	11.355	0.650
	600 m vs. 200 m		-9.148	-17.788	-0.508	0.036**
	600 m vs. 400 m		-12.179	-22.276	-2.082	0.015**
多样性指数 biodiversity	年份 year	2	0.057	0.028	0.252	0.779
	区域 district	2	0.569	0.285	2.536	0.093*
	年份×区域 year×district	4	0.286	0.071	0.610	0.659
	两两比较 Tukey HSD		均差 mean deviance	低临界值 low limit	高临界值 up limit	P值 P value
	2018 vs. 2017		-0.003	-0.324	0.317	1.000
	2019 vs. 2017		-0.078	-0.372	0.216	0.795
	2019 vs. 2018		-0.074	-0.399	0.250	0.842
	400 m vs. 200 m		-0.276	-0.586	0.034	0.089*
	600 m vs. 200 m		-0.014	-0.336	0.307	0.994
	600 m vs. 400 m		0.262	-0.114	0.638	0.218

受底质类型限制, 在人工鱼礁区渔业资源调查中被广泛应用^[38]。水下摄像是一种非破坏性调查方法, 近年来被澳大利亚、美国等国家的研究者广泛应用^[7,39], 但受限于海域的浑浊度、流速以及潜水员的专业技能等^[40], 调查结果与物种识别准确率有关, 受生物个体大小影响较小。地笼与摄像的采样对象均为底层或近底层游泳生物, 所以二者渔获组成拥有部分重叠, 例如优势种的捕获。许氏平鲉、大泷六线鱼和日本鳎属于底层游泳生物, 常栖息于岩石缝与礁体内侧^[41], 且游泳能力强, 易被布设在水底表面的地笼捕获。日本鼓虾、

口虾蛄及长蛸^[42-44]等生物有穴居行为, 摄像方法难以发现, 故本研究地笼渔获中甲壳类与头足类生物丰度占比显著高于摄像(图 4)。海燕由于在人工鱼礁区中丰度高、分布广, 喜好贴附于礁石表面, 游泳能力弱于其他优势种, 所以在地笼和摄像中均被大量捕获。本研究摄像渔获中发现的虾虎鱼类数量多且个体较小, 而地笼渔获中并未发现较多的虾虎鱼类, 可能是其个体较小, 易从地笼网目中逃逸所致。而如刺参等棘皮类生物因行动迟缓, 喜好贴壁蠕动及常在岩石缝隙处活动^[45], 更易被摄像方法捕获。这种根据不同采样方法得

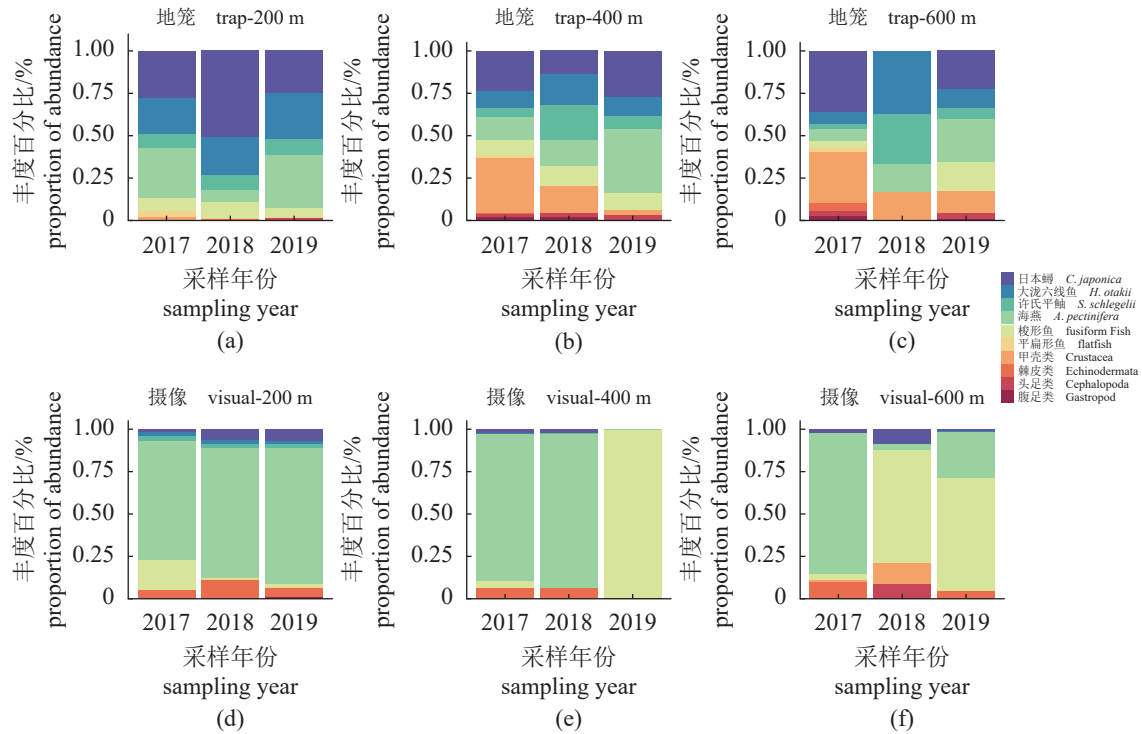


图 4 群落结构组成丰度占比

Fig. 4 Abundance ratio histogram of community structure composition

表 5 多样性指数和 CPUE 的 GAM 最优模型

Tab. 5 Optimal Generalized Additive Model (GAM) for biodiversity and CPUE

响应变量 response variables	残差解释量/% deviance explained	校正决定系数 R-sq. (adjusted)	AIC	驱动因子 driving factors	自由度 df	F值 F value	估计值 estimate	t值 t value	P值 P value
CPUE	56.000	0.499	-42.186	截距项	—	—	0.536	10.221	<0.001****
				2018	—	—	0.066	1.080	0.203
				2019	—	—	0.120	2.143	0.027**
				摄像	—	—	-0.219	-4.402	<0.001****
				区域样带400 m	—	—	0.106	1.787	0.078*
				区域样带600 m	—	—	-0.005	-0.076	0.940
				盐度(s)	1.000	8.222	—	—	0.005***
				温度(s)	1.823	11.571	—	—	<0.001**
				底质分数(s)	1.630	8.921	—	—	0.003***
				多样性指数 biodiversity	66.700	0.597	-61.280	截距项	—
2018	—	—	-0.052					-0.602	0.550
2019	—	—	-0.102					-1.739	0.087*
摄像	—	—	-0.304					-7.456	<0.001****
溶解氧(s)	1.000	3.924	—					—	0.052*
盐度(s)	1.000	10.406	—					—	0.002***
pH (s)	1.879	2.833	—					—	0.082*
透明度(s)	1.911	7.306	—					—	0.002***
叶绿素a (s)	1.887	3.104	—					—	0.064*
水深(s)	1.675	1.613	—					—	0.149
底质分数 (s)	1.175	2.817	—	—	0.122				

注: s.立方样条平滑函数。
Notes: s. cubic regression spline.

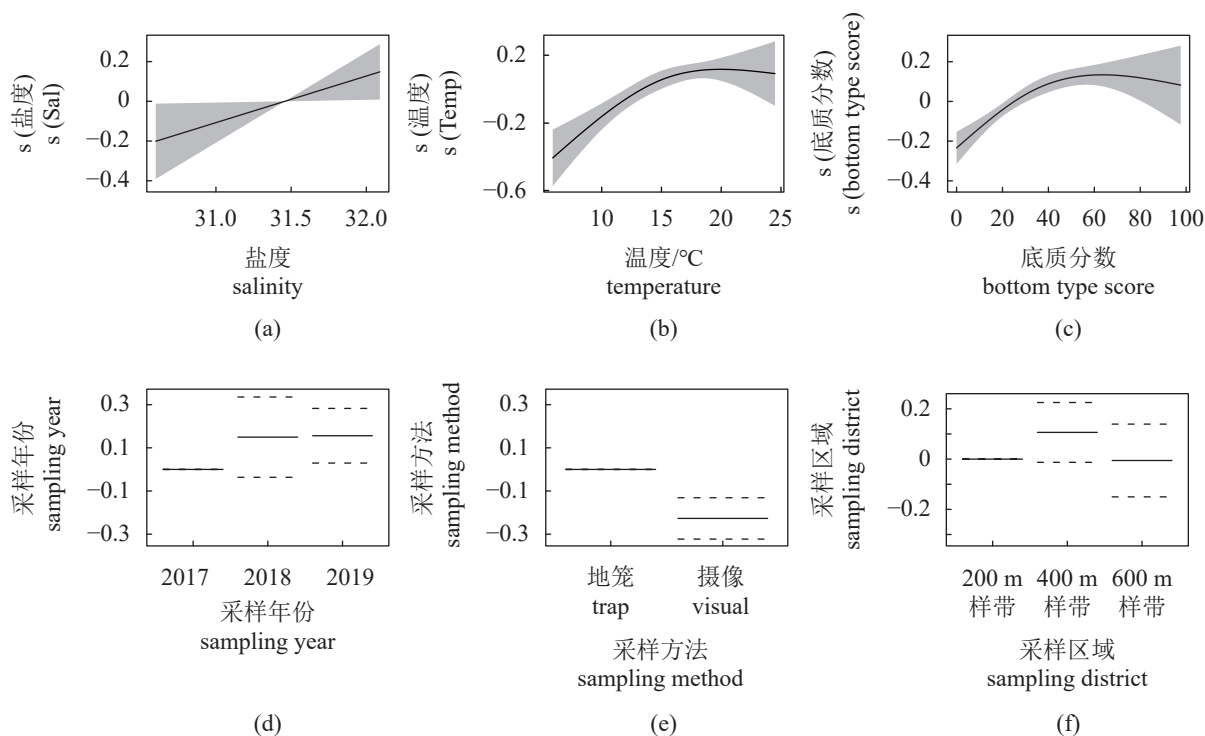


图 5 各因子对 CPUE 的影响
 Fig. 5 Influence of factors for CPUE

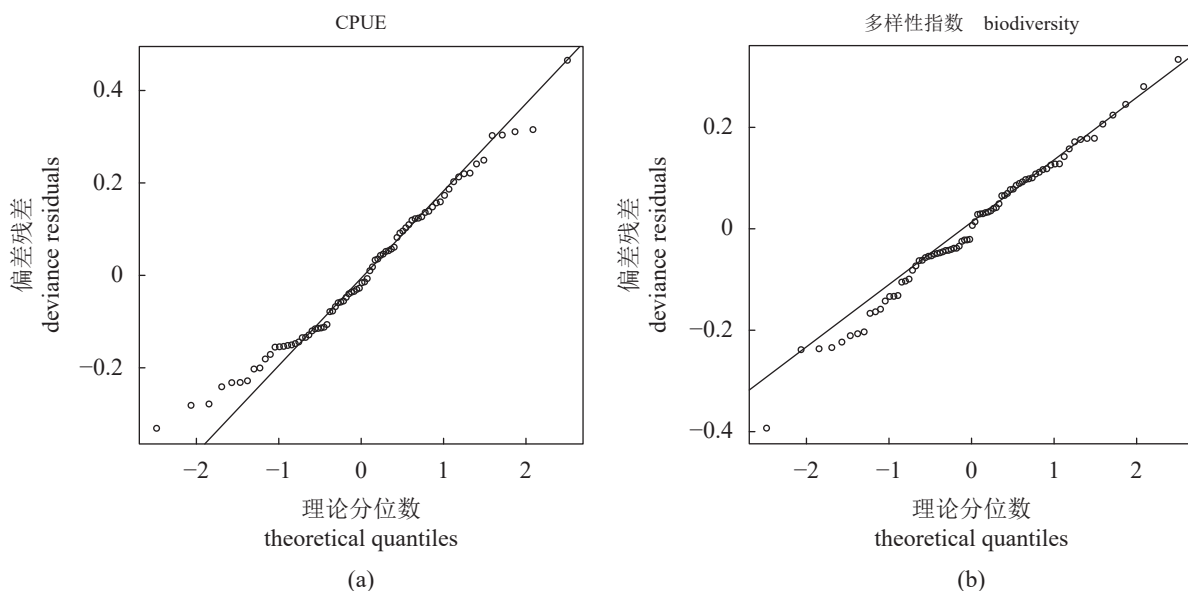


图 6 CPUE 与多样性指数 GAM 模型残差 Q-Q 图
 Fig. 6 Q-Q plot of GAM for CPUE and biodiversity index

到的群落结构差异同时也说明了两种采样方法在鱼礁区调查中呈现了优势互补的作用。

4 结论

实验探究了小竹山岛人工鱼礁区多种底质中群落结构的差异, 并分析了环境因子及不同采样

方法对 CPUE 及多样性指数变化的影响。CPUE 受底质类型、采样方法、投礁年份及环境因子影响, 构件礁及石块礁对底层游泳生物具有明显的聚集作用。多样性指数不依赖底质类型及投礁年份的变化, 主要受采样方法及环境因子的影响。地笼比摄像易获得更高的 CPUE 和多样性指数值,

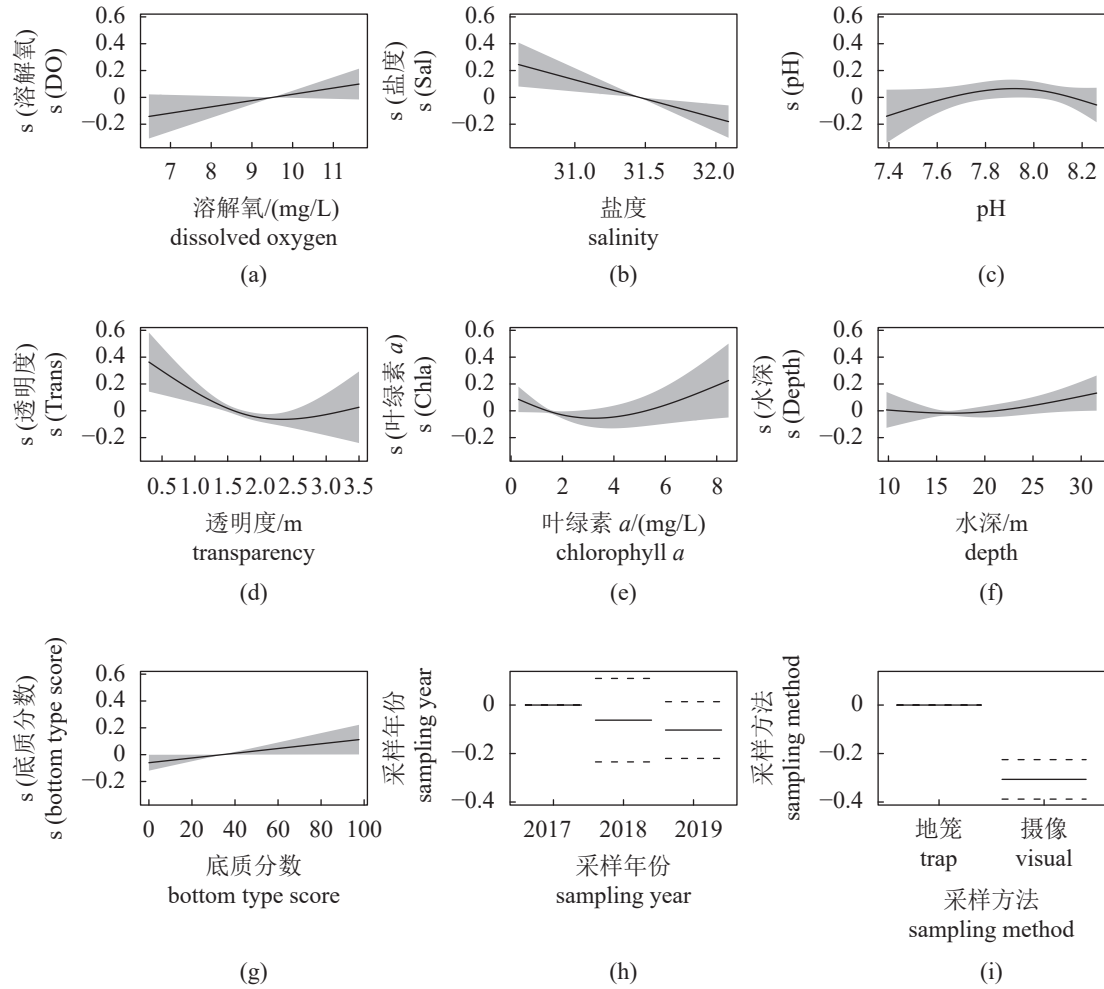


图 7 各因子对生物多样性指数的影响

Fig. 7 Influence of factors for biodiversity index

表 6 地笼与摄像在不同年份及区域间采样的 CPUE、物种多样性指数及环境变量均值

Tab. 6 Average±SD of CPUE, biodiversity index and all environmental variables among different sampling years and districts

采样方法 sampling method	年份 year	区域 district	CPUE	生物多样性指数 biodiversity	温度/°C temperature	叶绿素a/(mg/L) Chl. a	溶解氧/(mg/L) DO	pH	盐度 salinity	透明度/m transparency	水深/m depth	底质分数 bottom type score
地笼 trap	2017	200 m	17.96±7.89	1.50±0.14	19.03±0.23	1.62±0.54	9.58±0.24	8.00±0.07	31.44±0.23	1.77±0.23	15.29±1.50	41.24±38.95
		400 m	21.73±1.10	1.67±0.40	18.97±0.23	2.68±0.43	9.49±0.14	8.01±0.03	31.45±0.23	1.80±0.23	17.57±1.63	22.36±19.17
		600 m	8.13±9.81	1.73±0.16	8.73±0.07	1.79±0.55	10.37±0.91	7.63±0.40	31.79±0.07	0.70±0.07	18.25±2.98	11.66±6.56
	2018	200 m	8.69±1.88	1.08±0.37	10.65±0.07	2.02±0.98	10.66±0.90	7.51±0.04	31.63±0.07	2.22±0.07	15.98±6.63	56.71±9.89
		400 m	7.33±4.37	1.46±0.51	8.40±0.01	1.87±0.33	11.39±0.10	7.54±0.02	31.68±0.01	1.70±0.01	16.60±3.39	19.28±11.62
		600 m	4.00±2.29	1.03±0.03	8.33±0.01	3.40±2.18	11.54±0.09	7.54±0.01	31.69±0.01	2.10±0.01	25.47±9.69	7.44±6.15
	2019	200 m	17.13±9.91	1.32±0.22	14.53±0.17	1.03±0.50	8.98±1.40	8.16±0.12	31.22±0.17	1.63±0.17	16.30±1.90	51.25±10.17
		400 m	14.21±5.23	1.46±0.32	14.45±0.32	1.02±0.46	8.89±1.60	8.20±0.06	31.16±0.32	1.48±0.32	21.78±5.23	32.07±10.36
		600 m	10.38±9.33	1.51±0.13	14.55±0.19	1.09±0.74	9.01±1.50	8.18±0.08	31.23±0.19	1.50±0.19	20.68±5.56	12.26±3.89
摄像 visual	2017	200 m	8.68±7.17	0.89±0.46	18.96±3.39	2.11±0.91	9.48±0.20	8.02±0.05	31.45±0.20	2.22±0.59	15.44±1.49	45.53±34.89
		400 m	8.99±9.31	0.65±0.09	19.45±3.43	2.57±1.22	9.52±0.13	8.01±0.04	31.42±0.20	2.35±0.31	17.40±0.43	26.78±23.13
		600 m	7.41±6.81	0.68±0.30	18.90±3.98	2.84±0.66	9.48±0.16	8.03±0.06	31.45±0.23	2.23±0.31	20.60±3.14	17.30±15.51
	2018	200 m	18.16±5.28	0.79±0.18	11.88±2.70	2.35±1.75	10.46±0.74	7.51±0.03	31.58±0.07	1.45±0.36	14.61±0.25	61.09±13.00
		400 m	13.77±0.29	0.42±0	13.60±0.14	2.07±0.83	10.05±0.09	7.52±0.01	31.55±0	2.15±0.35	19.03±0.36	20.57±8.78
		600 m	1.81±0.66	1.03±0.61	24.43±0.06	4.92±3.23	6.50±0.04	7.99±0.01	30.86±0.01	1.63±0.21	24.50±6.74	0.60±0.74
	2019	200 m	19.81±6.43	0.80±0.23	17.20±1.61	0.98±0.44	8.48±1.15	8.07±0.10	31.43±0.54	1.60±0.15	14.20±1.17	54.59±10.24
		400 m	30.14±19.7	0.52±0.48	16.25±1.37	1.33±0.20	9.18±0.99	7.94±0.17	31.81±0.52	1.43±0.10	18.60±1.21	11.37±11.69
		600 m	8.84±7.20	0.75±0.10	16.40±1.57	1.09±0.88	9.40±1.21	8.05±0.11	31.72±0.60	1.53±0.06	24.53±5.95	11.78±3.99

但两种采样方法在群落组成上具有明显差异。地笼与摄像方法结合调查, 可在人工鱼礁区域形成优势互补, 从而更全面地分析人工鱼礁对海域生物群落变化的影响。

(作者声明本文无实际或潜在的利益冲突)

参考文献 (References):

- [1] Miller M W. Using ecological processes to advance artificial reef goals[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2002, 59(Suppl): S27-S31.
- [2] 林军, 章守宇. 人工鱼礁物理稳定性及其生态效应的研究进展[J]. *海洋渔业*, 2006, 28(3): 257-262.
Lin J, Zhang S Y. Research advances on physical stability and ecological effects of artificial reef[J]. *Marine Fisheries*, 2006, 28(3): 257-262 (in Chinese).
- [3] 周艳波, 蔡文贵, 陈海刚, 等. 人工鱼礁生态诱集技术的机理及研究进展[J]. *海洋渔业*, 2010, 32(2): 225-230.
Zhou Y B, Cai W G, Chen H G, *et al.* The mechanism and research progress on fish attraction technique for artificial reefs[J]. *Marine Fisheries*, 2010, 32(2): 225-230 (in Chinese).
- [4] Ault J S. Book review: the ecology of marine fishes: California and adjacent waters[J]. *The Quarterly Review of Biology*, 2007, 82(3): 293-294.
- [5] 于沛民, 张秀梅. 日本美国人工鱼礁建设对我国的启示[J]. *渔业现代化*, 2006(2): 6-7,20.
Yu P M, Zhang X M. The enlightenment of Japanese and American artificial reef construction to our our country[J]. *Fishery Modernization*, 2006(2): 6-7,20 (in Chinese).
- [6] Feary D A, Burt J A, Bartholomew A. Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: review of current use, benefits and management implications[J]. *Ocean & Coastal Management*, 2011, 54(10): 742-749.
- [7] Keller K, Smith J A, Lowry M B, *et al.* Multispecies presence and connectivity around a designed artificial reef[J]. *Marine and Freshwater Research*, 2017, 68(8): 1489-1500.
- [8] Abecasis D, Bentes L, Lino P G, *et al.* Residency, movements and habitat use of adult white seabream (*Diplodus sargus*) between natural and artificial reefs[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, 118: 80-85.
- [9] 唐衍力, 白怀宇, 盛化香, 等. 海州湾前三岛鱼礁区许氏平鲷的分布及YPUE与近礁距离的关系[J]. *中国海洋大学学报*, 2016, 46(11): 151-157.
Tang Y L, Bai H Y, Sheng H X, *et al.* Relationships between distribution of *Sebastes schlegelii*, its YPUE and distance off artificial reef around Qiansan Island of Haizhou Bay[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2016, 46(11): 151-157 (in Chinese).
- [10] 辛孝科, 张立斌, 于正林, 等. 栖息地分布与种内竞争对刺参集群特征的影响[J]. *海洋科学*, 2018, 42(5): 138-144.
Xin X K, Zhang L B, Yu Z L, *et al.* Effects of habitat distribution and intraspecific competition on aggregation features of sea cucumber *Apostichopus japonicus*[J]. *Marine Sciences*, 2018, 42(5): 138-144 (in Chinese).
- [11] 吴富村, 阙华勇, 张国范. 我国皱纹盘鲍底播增养殖历史、现状及未来发展趋势[J]. *海洋科学*, 2020, 44(8): 56-68.
Wu F C, Que H Y, Zhang G F. History, current status, and future development of the Pacific abalone seed release and sea ranching in China[J]. *Marine Sciences*, 2020, 44(8): 56-68 (in Chinese).
- [12] 马苳洋, 张瑞瑾, 席彦彬, 等. 开口比变化对人工鱼礁流场效应影响的评价[J]. *安徽农业科学*, 2018, 46(5): 105-108.
Ma Q F, Zhang R J, Xi Y B, *et al.* Evaluation on effect of artificial reef opening rate on flow field effects[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2018, 46(5): 105-108 (in Chinese).
- [13] 曾旭, 章守宇, 林军, 等. 岛礁海域保护型人工鱼礁选址适宜性评价[J]. *水产学报*, 2018, 42(5): 673-683.
Zeng X, Zhang S Y, Lin J, *et al.* Site selection suitability assessment for protective artificial reefs in island area[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2018, 42(5): 673-683 (in Chinese).
- [14] 王宇, 侯纯强, 汪笑宇, 等. 天津近岸海域人工鱼礁区渔业资源增殖效果初步评估[J]. *海洋湖沼通报*, 2018(2): 137-145.
Wang Y, Hou C Q, Wang X Y, *et al.* Preliminary evaluation on proliferation effects of artificial reefs in live oyster reef area, Tianjin, China[J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2018(2): 137-145 (in Chinese).
- [15] 张萌萌, 刘岳, 解涛, 等. 威海西霞口海洋牧场鱼礁区中许氏平鲷的生长、死亡及合理利用[J]. *水产学报*, 2023, 47(9): 099306.
Zhang M M, Liu Y, Xie T, *et al.* Growth, mortality and reasonable utilization of *Sebastes schlegelii* in the Weihai West Xiyakou Marine Ranch Fish Reef Area[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2023, 47(9): 099306 (in Chinese).

- 2019, 43(9): 1925-1936.
- Zhang M M, Liu Y, Xie T, *et al.* Growth, mortality and reasonable utilization of *Sebastes schlegelii* in the artificial reef area of Weihai, Shandong Province[J]. Journal of Fisheries of China, 2019, 43(9): 1925-1936 (in Chinese).
- [16] 唐衍力, 解涛, 于浩林, 等. 环境与摄食对山东省近海鱼礁区不同体长许氏平鲷分布的影响[J]. 水产学报, 2020, 44(6): 924-935.
- Tang Y L, Xie T, Yu H L, *et al.* Effects of environment and feeding factors on the distribution of different body lengths of *Sebastes schlegelii* in the reef areas of Shandong Province[J]. Journal of Fisheries of China, 2020, 44(6): 924-935 (in Chinese).
- [17] 刘鸿雁, 杨超杰, 张沛东, 等. 基于Ecopath模型的崂山湾人工鱼礁区生态系统结构和功能研究[J]. 生态学报, 2019, 39(11): 3926-3936.
- Liu H Y, Yang C J, Zhang P D, *et al.* An Ecopath evaluation of system structure and function for the Laoshan Bay artificial reef zone ecosystem[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(11): 3926-3936 (in Chinese).
- [18] Guidetti P, Bianchi C N, Chiantore M, *et al.* Living on the rocks: substrate mineralogy and the structure of subtidal rocky substrate communities in the Mediterranean Sea[J]. Marine Ecology Progress Series, 2004, 274: 57-68.
- [19] 吴忠鑫, 张磊, 张秀梅, 等. 荣成俚岛人工鱼礁区游泳动物群落特征及其与主要环境因子的关系[J]. 生态学报, 2012, 32(21): 6737-6746.
- Wu Z X, Zhang L, Zhang X M, *et al.* Nekton community structure and its relationship with main environmental variables in Lidao artificial reef zones of Rongcheng[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(21): 6737-6746 (in Chinese).
- [20] 唐衍力, 孙晓梅, 盛化香, 等. 威海小石岛人工鱼礁区渔获物组成特征及与环境因子的关系[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2016, 46(5): 22-31.
- Tang Y L, Sun X M, Sheng H X, *et al.* Community structure of catch and its relationship with environmental factors in Xiaoshidao artificial reef zones of Weihai city[J]. Periodical of Ocean University of China, 2016, 46(5): 22-31 (in Chinese).
- [21] Bortone S A, Hastings R W, Oglesby J L. Quantification of reef fish assemblages: a comparison of several *in situ* methods[J]. Northeast Gulf Science, 1986, 8(1): 1.
- [22] Mellin C, Andréfouët S, Ponton D. Spatial predictability of juvenile fish species richness and abundance in a coral reef environment[J]. Coral Reefs, 2007, 26(4): 895-907.
- [23] Pinkas L, Oliphant M S, Iverson I L K. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters[J]. Fish Bulletin, 1971, 152: 1-105.
- [24] 王新萌, 盛化香, 刘淑德, 等. 莱州湾芙蓉岛人工鱼礁区鲰资源分布特征及其与环境因子的相关性分析[J]. 水产学报, 2019, 43(9): 1914-1924.
- Wang X M, Sheng H X, Liu S D, *et al.* Distribution characteristics of *Liza haematocheila* and its relationship with environmental factors in Furongdao artificial reef zones, Laizhou Bay, China[J]. Journal of Fisheries of China, 2019, 43(9): 1914-1924 (in Chinese).
- [25] Yu H L, Yang W Z, Liu C D, *et al.* Relationships between community structure and environmental factors in Xixiakou artificial reef area[J]. Journal of Ocean University of China, 2020, 19(4): 883-894.
- [26] Kurihara T. Effects of sediment type and food abundance on the vertical distribution of the starfish *Asterina pectinifera*[J]. Marine Ecology Progress Series, 1999, 181: 269-277.
- [27] 袁小楠, 梁振林, 吕振波, 等. 威海近岸人工鱼礁布设对生物资源恢复效果[J]. 海洋学报, 2017, 39(10): 54-64.
- Yuan X N, Liang Z L, Lü Z B, *et al.* The effects of ecological restoration of the artificial reef in Weihai offshore[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2017, 39(10): 54-64 (in Chinese).
- [28] 刘鸿雁, 杨超杰, 张沛东, 等. 青岛崂山湾人工鱼礁区底层游泳动物群落结构特征[J]. 生物多样性, 2016, 24(8): 896-906.
- Liu H Y, Yang C J, Zhang P D, *et al.* Demersal nekton community structure of artificial reef zones in Laoshan Bay, Qingdao[J]. Biodiversity Science, 2016, 24(8): 896-906 (in Chinese).
- [29] 陈勇, 杨军, 田涛, 等. 獐子岛海洋牧场人工鱼礁区鱼类资源养护效果的初步研究[J]. 大连海洋大学学报, 2014, 29(2): 183-187.
- Chen Y, Yang J, Tian T, *et al.* The enhancement effect of fishery resources on artificial reefs in marine ranching area in Zhangzi Island[J]. Journal of Dalian Ocean University, 2014, 29(2): 183-187 (in Chinese).

- [30] Ólafsson E B, Peterson C H, Ambrose W G Jr. Does recruitment limitation structure populations and communities of macro-invertebrates in marine soft sediments: the relative significance of pre-and post-settlement processes[J]. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 1994, 32: 65-109.
- [31] Fukuyama A K, Oliver J S. Sea star and walrus predation on bivalves in Norton Sound, Bering Sea, Alaska[J]. *Ophelia*, 1985, 24(1): 17-36.
- [32] Ward R D, Andrew J. Population genetics of the northern Pacific seastar *Asterias amurensis* (Echinodermata: Asteroidea): allozyme differentiation among Japanese, Russian, and recently introduced Tasmanian populations[J]. *Marine Biology*, 1995, 124(1): 99-109.
- [33] Hatanaka M, Kosaka M. Biological studies on the population of the starfish, *Asterias amurensis*, in Sendai Bay[J]. *Tohoku Journal of Agricultural Research*, 1959, 9(3): 159-178.
- [34] Santos M N, Monteiro C C. Comparison of the catch and fishing yield from an artificial reef system and neighbouring areas off Faro (Algarve, south Portugal)[J]. *Fisheries Research*, 1998, 39(1): 55-65.
- [35] 刘长东, 易坚, 唐衍力, 等. 海州湾中时空和环境因子对桩张网捕捞小黄鱼的影响[J]. *中国海洋大学学报*, 2015, 45(9): 36-41.
- Liu C D, Yi J, Tang Y L, *et al.* Effects of stow net to the catch rates *Larimichthys polyactis* between temporal-spatial and environmental factors in the Haizhou bay[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2015, 45(9): 36-41 (in Chinese).
- [36] 邢磊, 徐宾铎, 张崇良, 等. 环境因子对海州湾及邻近海域大泷六线鱼分布影响的分析[J]. *中国海洋大学学报*, 2015, 45(6): 45-50.
- Xing L, Xu B D, Zhang C L, *et al.* Environmental influence on the distribution of *Hexagrammos otakii* inhabiting Haizhou bay and its adjacent waters[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2015, 45(6): 45-50 (in Chinese).
- [37] Bohsack J A, Sutherland D L, Harper D E, *et al.* The effects of fish trap mesh size on reef fish catch off south-eastern Florida[J]. *Marine Fisheries Review*, 1989, 51(2): 36-46.
- [38] Tang Y L, Liu Y, Liu C D, *et al.* Improving the accordion-shaped trap selectivity for black rockfish by mounting escape vents: a case study from the small-scale fishery in Shandong, China[J]. *Fisheries Research*, 2019, 219: 105317.
- [39] Jordan L K B, Gilliam D S, Spieler R E. Reef fish assemblage structure affected by small-scale spacing and size variations of artificial patch reefs[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2005, 326(2): 170-186.
- [40] Harvey E, Fletcher D, Shortis M R, *et al.* A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance[J]. *Marine and Freshwater Research*, 2004, 55(6): 573-580.
- [41] 方光杰, 孙利元, 唐衍力, 等. 基于刺网和地笼渔获物的人工鱼礁区资源丰度比较研究[J]. *中国海洋大学学报*, 2018, 48(S1): 23-33.
- Fang G J, Sun L Y, Tang Y L, *et al.* A comparative study on fishery resource of artificial reefs based on gillnet and cage catches[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2018, 48(S1): 23-33 (in Chinese).
- [42] Henmi Y, Fujiwara C, Kirihara S, *et al.* Burrow morphology of alpheid shrimps: case study of *Alpheus brevicristatus* and a review of the genus[J]. *Zoological Science*, 2017, 34(6): 498-504.
- [43] Hamano T, Matsuura S. Ecological studies on the Japanese mantis shrimp, *Oratosquilla oratoria* (DE HAAN). II. Egg laying and egg mass nursing behaviour in the Japanese mantis shrimp[J]. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 1984, 50(12): 1969-1973.
- [44] Lü Z M, Liu L Q, Li H, *et al.* Deep phylogeographic break among *Octopus variabilis* populations in China: evidence from mitochondrial and nuclear DNA analyses[J]. *Biochemical Systematics and Ecology*, 2013, 51: 224-231.
- [45] 张宏晔, 许强, 刘辉, 等. 海州湾前三岛海域底播刺参群体特征初探[J]. *海洋科学*, 2015, 39(6): 1-7.
- Zhang H Y, Xu Q, Liu H, *et al.* Preliminary study on the property of bottom mariculture sea cucumber (*Apostichopus japonicus*) group in Qiansan Islands, Haizhou Bay[J]. *Marine Sciences*, 2015, 39(6): 1-7 (in Chinese).

Effects of different substrate types on community characteristics of benthic swimming organisms in the artificial reef area

YU Haolin¹, FANG Guangjie¹, ZHOU Guangjun², TANG Yanli^{1*}, SONG Xiefa¹

(1. College of Fisheries, Ocean University of China, Qingdao 266071, China;

2. Yantai Marine Economic Research Institute, Yantai 264004, China)

Abstract: In order to explore the impact of different substrate types after the deployment of artificial reefs on the community structure characteristics of benthic swimming species, six cruises of field surveys were conducted in the artificial reef area located in the Xiaozhushan Island. The survey area was divided into three transects with a radius of 200 m, 400 m, and 600 m based on the artificial reef modules deployed in the center of the sea area. Trap and visual census methods were combined to sample benthic swimming organisms in June, August 2017, June 2018 (twice), and June, July 2019. Relative importance index (IRI), principal coordinate analysis (PCoA) and one-way analysis of variance (ANOVA) were utilized to explore the variance of spatial-temporal constitution of the community, and General additive model (GAM) was utilized analyze the effects of environmental factors to catch per unit effort (CPUE) and biodiversity index of the community. The results showed that two sampling methods totally obtained 47 species in 5 categories, including 38 species from trap, 28 species from visual census and 19 species in common. IRI and PCoA indicated that *Charybdis japonica*, *Asterina pectinifera*, *Hexagrammos otakii*, *Sebastes schlegelii*, and other fusiform fish were mainly captured by trap; Echinodermata such as *A. pectinifera*, *Palaemon graviera*, *Tridentiger trignocephalus*, *Amblychaeturichthys hexanema*, *Triaenopogon barbatus* and *Chaeturichthys stigmatias* were mainly captured by visual census. One-way ANOVA of both sampling methods indicated that the CPUE of 200 m and 400 m transects was significantly higher than 600 m transect, but there was no significant difference between years. GAM showed CPUE increased with the rising complexity of substrate types and duration of the deployment of artificial reefs, was positively correlated with substrates of artificial reef and rock, and was affected by salinity and temperature. In addition, GAM showed that biodiversity index of trap was significantly higher than visual census, and it was influenced by salinity and transparency. But there was no connection with substrate types. This study revealed the effects of different substrate types to benthic swimming organisms, proved the complementary of the combination of trap and visual census, and provided a reference for the management of reef substrate.

Key words: benthic swimming organisms; substrate type; environmental factors; community structure; species constitution; artificial reef

Corresponding author: TANG Yanli. E-mail: tangyanli@ouc.edu.cn

Funding projects: National Key R & D Program of China (2019YFD0901302)