

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*

刘颖¹ 李进京¹ 陈晨¹ 刘懂^{1,2} 焦海峰^{1,3} 韩庆喜¹
王一农^{1①} 尤仲杰¹

(1. 宁波大学海洋学院 宁波 315211; 2. 中国科学院城市环境研究所 厦门 361021; 3. 浙江万里学院 宁波 315100)

摘要 基于 2015 年 4 月(春季)和 6 月(夏季)象山港主要岛屿潮间带大型底栖生物的生态调查数据,采用优势度、生物多样性指数、次级生产力、聚类、多维尺度排序及丰度/生物量比较曲线等方法,分析了主要岛屿潮间带大型底栖生物的群落特征和季节变化。结果表明: (1) 春、夏季共鉴定出大型底栖生物 52 种,其中底栖动物与底栖藻类各有 45 和 7 种,春、夏季共有物种数为 34 种,短滨螺、中间拟滨螺、齿纹蜆螺、青蚶等 11 种为春、夏季共有优势种; (2) 夏季平均丰度(2074.85 g/m^2)高于春季(1505.01 g/m^2),春季平均生物量和次级生产力(2373.75 ind./m^2 , $16.31 \text{ g/(m}^2\cdot\text{a)}$)高于夏季(2210.17 ind./m^2 , $12.17 \text{ g/(m}^2\cdot\text{a)}$); (3) 春季 Shannon-Weiner 多样性指数和 Pielou's evenness 均匀度指数(2.742, 1.679)高于夏季(2.580, 1.623),夏季 Margalef 丰富度指数(0.716)高于春季(0.667); (4) 熊本牡蛎、黑芥麦蛤、日本菊花螺等是引起春、夏季港口区(外干门岛、野龙山岛、大列山岛和小列山岛)和港中区(缸山岛、双德山岛、悬山岛、白石山岛和中央山岛)岛屿潮间带底栖生物群落结构差异的主要贡献种;春、夏季大型底栖生物群落结构受到人类活动和自然环境变化所引起的中度扰动,且港口区岛屿所受的扰动程度高于港中区。本研究可为象山港潮间带生物资源的保护和可持续利用以及港中区白石山人工渔礁区海洋牧场建设提供重要参考依据。

关键词 象山港; 潮间带; 大型底栖生物; 群落结构特征

中图分类号 Q958.1 doi: 10.11693/hyhz20201000283

象山港是位于浙江省北部沿海的半封闭式海湾,港内地形复杂、岛礁众多、水产资源丰富(江志兵等, 2013),是浙江省重要的渔业资源利用区、海水养殖区、海洋牧场示范区等多功能水域。近年来陆源污染(童晨等, 2018)、重金属污染(卢明龙等, 2015)、水产养殖污染(Han *et al.*, 2013; 吴燕妮等, 2017)、电厂温排水污染(余晶等, 2017)等人为活动的干扰给原本较为脆弱的海湾生态系统造成巨大压力(毛硕乾等, 2016),又有港内水体交换能力较弱、自净能力有限等原因(黄简易等, 2014),象山港海域的生态环境问题日益突出。

潮间带作为陆地生态系统到海洋生态系统的过渡地带,是人类活动和干扰最为严重的区域(金文等, 2017),大型底栖生物作为潮间带生态系统中的重要组成部分(Weis *et al.*, 2003),其物种组成、生物多样性、次级生产力等数值能准确地反映潮间带长期、宏观的变化(李新正, 2011),作为物质循环与能量流动的载体也在潮间带生态系统中发挥着重要的作用(Rhoads *et al.*, 1970)。因此可用于渔业资源增殖和养护(李亚芳等, 2018)、生态环境监测(Zhang *et al.*, 2016)、海水质量及污染状况监测(刘迅等, 2017)等技术,大型底栖生物群落结构的演变亦可反映潮间带

* 国家自然科学基金项目, 31671097 号, 41676139 号, 42076156 号; 公益性行业(农业)科研专项, 201303047 号。刘颖, 硕士研究生, E-mail: 1247378467@qq.com

① 通信作者: 王一农, 硕士生导师, 教授, E-mail: wangyinong@nbu.edu.cn

收稿日期: 2020-10-12, 收修改稿日期: 2020-12-23

的生态环境问题。

迄今为止,未见象山港岛屿潮间带大型底栖生物群落结构、空间分布的详细报道。本文根据 2015 年 4 月(春季)及 6 月(夏季)在象山港主要岛屿潮间带调查获得的样本数据,分析潮间带大型底栖生物群落结构特征,探讨象山港岛屿潮间带大型底栖生物物种分布格局、季节动态变化以及空间分布特征,以期后续合理开发利用岛屿潮间带生物资源、环境修复和保护提供珍贵的历史资料和科学依据。

1 材料与方法

1.1 断面设置与采样时间

分别于 2015 年 4 月(春季)和 6 月(夏季)对象山港主要岛屿进行潮间带生态调查,包括港口区 4 个岛屿:外干门岛(S1)、野龙山岛(S2)、大列山岛(S3)、小列山岛(S4)以及港中区 5 个岛屿:缸山岛(S5)、双德山岛(S6)、悬山岛(S7)、白石山岛(S8)、中央山岛(S9)(图 1),每个岛屿设置 1 个采样断面。

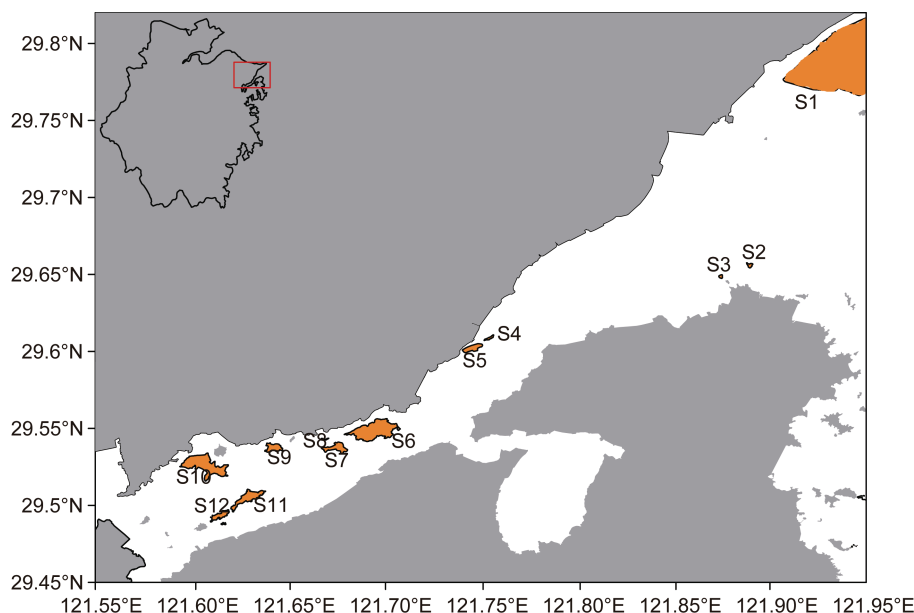


图 1 2015 年象山港采样断面分布图

Fig.1 Location of sampling section in Xiangshan Bay in 2015

注:红色表示采样岛屿

1.2 样本采集与处理

于大潮汛期间在每个断面按照潮汐参数设置 7 个采样站点(分别为高潮带 2 个、中潮带 3 个、低潮带 2 个),每个采样站点设置 2 个样方进行大型底栖生物的采集,采样框内所有生物刮净置于标本瓶内带回实验室分析,样本的采集、处理以及室内分析均按照《GB/T12763.6-2008 海洋调查规范》执行(中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局等, 2008)。物种鉴定参考相关书籍(黄宗国等, 2012),所有物种鉴定到种。

1.3 数据计算

1.3.1 种类更替率与优势度 运用种类更替率(R)计算春、夏季种类更替情况,根据物种优势度(Y)筛选优势种(Pinkas *et al.*, 1971; 刘迅等, 2017)。

种类更替率(R):

$$R(\%) = [(a+b-2c)/(a+b-c)] \times 100\%, \quad (1)$$

物种优势度(Y):

$$Y = (n_i/N) \times f_i, \quad (2)$$

其中, a 、 b 分别为相邻 2 季种类数, c 为相邻 2 季共有种类数; n_i 为第 i 个物种的个体数, N 为各断面的总个体数, f_i 为该种在各断面出现的频率,物种优势度($Y \geq 0.02$)的物种作为优势种。

1.3.2 物种多样性指数 使用 Shannon-Weiner 多样性指数(H')、Margalef 丰富度指数(d)与 Pielou's evenness 均匀度指数(J')对潮间带大型底栖生物多样性进行分析(Carlander, 1952; Pielou, 1975; Ulanowicz, 2001)。

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i, \quad (3)$$

$$d = (S-1)/\log_2 N, \quad (4)$$

$$J' = H'/\log_2 S, \quad (5)$$

式中, P_i 为样本中第 i 种物种的个体数与样本中总个数的比值, N 为样本中个体总数, S 为样本中的种类

总数。

1.3.3 次级生产力 根据 Brey 经验公式计算次级生产力(Brey, 1990; Pielou, 1994; Mistri *et al.*, 2001)。

$$\lg P = 0.4 + 0.07 \times \lg B^{0.27} \times \lg W, \quad (6)$$

式中, P 为每站大型底栖生物次级生产力[单位: $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$], B 为每站大型底栖生物年平均去灰干重生物量[单位: g/m^2], W 为每站大型底栖生物个体年平均去灰干重[单位: $\text{g}/\text{ind.}$], A 为每站大型底栖生物年平均栖息丰度[单位: $\text{ind.}/\text{m}^2$], 由于 $W=B/A$, 转换后:

$$P = (A^{0.27} \times B^{0.737}) / 10^{0.4}. \quad (7)$$

P/B 值是生产力与去灰干重生物量的比值, 被认为是种群最大可生产量的指示值, 该值指示了生物量的年度周转次数。

1.4 数据处理与分析

利用 Surfer 11 软件对调查海域站位经纬度数据进行可视化标注处理; 使用 Microsoft Excel 2013 计算物种多样性指数。利用 Past 3 软件中的 Bray-Curtis 相似性系数聚类和非度量多维排序(Non-metric Multi-Dimensional Scaling, nMDS)进行聚类分析。为平衡优势种和非优势种的差异, 数据经二次方根转化后构建相似性矩阵, 并进行组间聚类分析(Group average cluster)和 nMDS 分析。在群落结构多变量分析中联合使用排序和聚类分析以相互验证分析结果是否可信(Schiel *et al.*, 2004; 刘迅等, 2017)。根据各断面大型底栖生物丰度矩阵, 采用相似性百分比(SIMPER)分析每个聚类组

内贡献率超过 3% 的主要贡献种。

采用丰度/生物量比较曲线(ABC 曲线)分析大型底栖生物群落扰动状况。当生物量曲线位于丰度曲线上方时表明群落结构近似平衡, 基本未受到人类活动或自然环境变化所引起的扰动; 当生物量曲线与丰度曲线之间出现相互交叉, 或者 2 曲线部分重叠在一起时, 群落受到中度扰动; 当丰度曲线整条位于生物量曲线上方时, 群落受到重度扰动(Warwick, 1986), 据此来判断象山港港内岛屿潮间带大型底栖生物群落的结构稳定性。

2 结果与分析

2.1 种类组成与时空分布

2.1.1 种类组成 春、夏季共鉴定潮间带大型底栖生物 52 种, 隶属于 9 门 35 科, 包括大型底栖动物 45 种, 大型底栖藻类 7 种, 其中软体动物最多, 有 28 种(52.8%); 节肢动物次之, 有 12 种(23.1%)。

4 月(春季)共采集到大型底栖生物 42 种, 其中软体动物最多, 有 21 种(50.0%); 节肢动物次之, 有 11 种(26.2%)。种类数最多的断面出现在缸山岛(22 种); 最少的出现在白石山岛(8 种)和中央山岛(8 种)(图 2)。港中区物种数(33 种)>港口区(30 种), 其中港中区软体动物、腔肠动物均多于港口区, 港口区各有 1 种脊索动物和棘皮动物, 港中区无此 2 类, 而港中区有 2 种环节动物, 港口区没有环节动物。

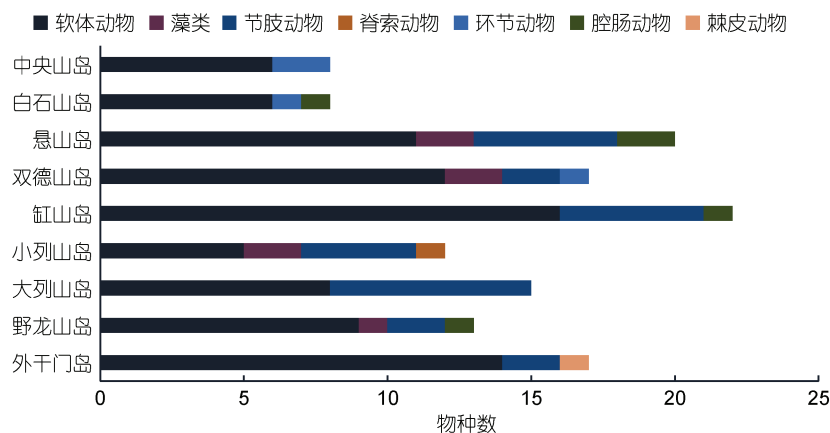


图 2 春季各断面大型底栖生物种类数

Fig.2 The species number of macrobenthos collected from all sampling sections in spring

6 月(夏季)共采集大型底栖生物 44 种, 其中软体动物最多有 25 种(52.8%); 节肢动物次之, 有 9 种(20.9%); 没有采集到脊索动物和棘皮动物。种类数最多的断面出现在外干门岛(24 种), 最少的出现在白石

山岛(6 种)和中央山岛(6 种)(图 3)。港中区物种数(38 种)>港口区(30 种), 其中软体动物港口区物种数(22 种)多于港中区(19 种), 港中区环节动物 1 种, 港口区没有环节动物。

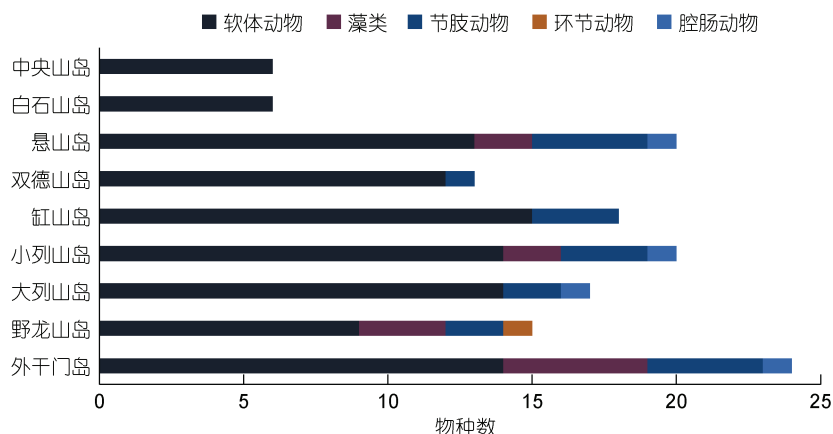


图3 夏季各断面大型底栖生物种类数

Fig.3 The species number of macrobenthos collected from all sampling sections in summer

季节变化: 6月(夏季)物种数(44种)多于4月(春季)(42种), 其中软体动物所占比例最大, 棘皮动物所占比例最小。区域变化: 港中区物种数(46种)多于

港口区(40种), 其中软体动物所占比例最大, 高于50%, 其次为藻类和节肢动物, 港口区没有脊索动物和棘皮动物(图4)。

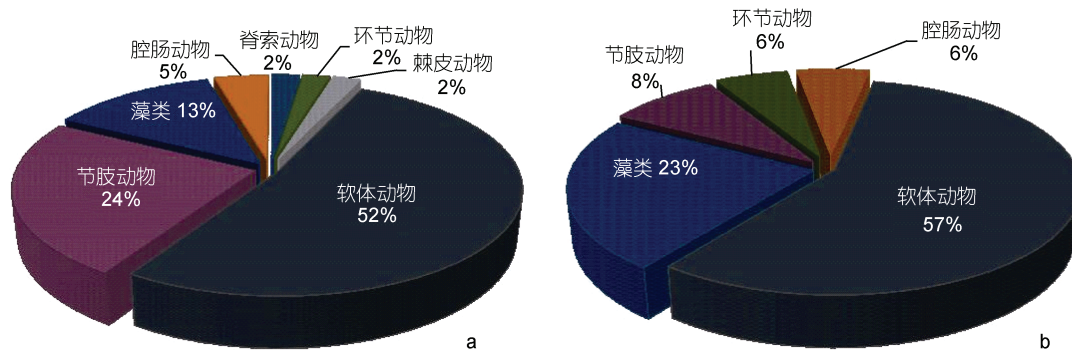


图4 港口区和港中区大型底栖生物类群分布

Fig.4 The species number and distribution of macrobenthos in Xiangshan port area and central area
注: a. 港口区; b. 港中区

2.1.2 优势种 大型底栖生物优势种共16种, 6月(夏季)15种多于4月(春季)12种, 其中短滨螺、中间拟滨螺、青蚶、齿纹蛳螺、熊本牡蛎、史氏背尖贝、疣荔枝螺、黑荞麦蛤、日本菊花螺、石莼、单齿螺为春、夏2季共有优势种(表1)。春、夏季共有物种数34种, 季节间种类更替率为33.3%。

2.2 次级生产力

2.2.1 丰度 4月(春季)软体动物平均丰度最高 744.01 ind./m^2 (54.60%); 藻类次之 463.37 ind./m^2 (32.69%)。丰度最高的断面出现在小列山岛(2972.40 ind./m^2), 占总丰度的14.94%; 最低的出现在外干门岛(1258.67 ind./m^2), 占总丰度的6.33%。

6月(夏季)软体动物丰度最高 783.57 ind./m^2

(74.03%); 藻类次之 150.02 ind./m^2 (14.17%)。丰度最高的断面出现在大列山岛(7001.60 ind./m^2), 占总丰度的32.77%。最低的出现在白石山岛(960 ind./m^2), 占总丰度的4.49%, 该断面只有软体动物一个生物类群。

季节变化: 6月(夏季)平均丰度(2378.26 ind./m^2)高于4月(春季)(2210.17 ind./m^2)。其中软体动物所占丰度均为最高, 环节动物所占丰度均为最低。区域变化: 港口区平均丰度(2702.73 ind./m^2)高于港中区(1963.35 ind./m^2)。4月(春季)优势种中的日本菊花螺、黑荞麦蛤、疣荔枝螺、石莼、海蟑螂丰度高于6月(夏季); 6月(夏季)优势种中的短滨螺、短角双眼钩虾、鳞笠藤壶、嫁蛾丰度高于4月(春季)(图5)。

表 1 春、夏季优势种及其优势度(Y)
Tab.1 The dominant species and its dominance in spring and summer

种中文名	种拉丁名	优势度(Y)	
		4 月(春季)	6 月(夏季)
短滨螺	<i>Littorina brevicula</i>	0.143	0.086
中间拟滨螺	<i>Littorinopsis intermedia</i>	0.100	0.096
齿纹蜆螺	<i>Nerita yoldi</i>	0.096	0.134
青蚶	<i>Barbatia virescens</i>	0.096	0.080
熊本牡蛎	<i>Crassostrea sikamea</i>	0.092	0.070
史氏背尖贝	<i>Notoacmea schrencki</i>	0.062	0.083
疣荔枝螺	<i>Thais clavigera</i>	0.050	0.047
黑荞麦蛤	<i>Xenostrobus atratus</i>	0.032	0.044
日本菊花螺	<i>Siphonaria japonica</i>	0.030	0.029
石莼	<i>Ulva lactuca</i>	0.027	0.022
海蟑螂	<i>Ligia oceanica</i>	0.027	—
单齿螺	<i>Monodonta labio</i>	0.026	0.037
长眼寄居蟹	<i>Paguristes pusillus</i>	—	0.031
短角双眼钩虾	<i>Ampelisca brevicornis</i>	—	0.024
鳞笠藤壶	<i>Tetraclita squamosa</i>	—	0.023
嫁蛾	<i>Cellana toreuma</i>	—	0.021

注: “—”表示该物种 $Y<0.02$

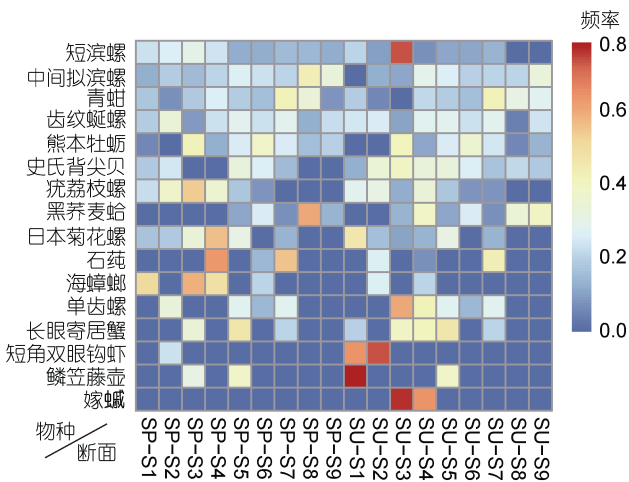


图 5 春、夏季各断面优势种的丰度分布

Fig.5 The abundance distribution of dominant species collected from all sampling sections in spring and summer
注: SP. 4 月(春季), SU. 6 月(夏季); S1. 外干门岛, S2. 野龙山岛, S3. 大列山岛, S4. 小列山岛, S5. 缸山岛, S6. 双德山岛, S7. 悬山岛, S8. 白石山岛, S9. 中央山岛

2.2.2 生物量 4 月(春季)软体动物平均生物量最高 748.32 g/m^2 (59.31%); 藻类次之 253.20 g/m^2 (20.07%)。生物量最高的断面出现在大列山岛 (4607.78 g/m^2), 占总生物量的 21.78%。最低的出现在

外干门岛(816.80 g/m^2)。
6 月(夏季)软体动物平均生物量最高 458.98 g/m^2 (63.92%); 节肢动物次之 147.46 g/m^2 (20.54%)。生物量最高的断面出现在悬山岛(3193.07 g/m^2), 占总生物量的 23.57%。最低的出现在白石山岛(410.56 g/m^2), 占总生物量的 13.74%, 该断面只有软体动物一个生物类群。

季节变化: 4 月(春季)平均生物量(2074.85 g/m^2) 高于 6 月(夏季)(1505.23 g/m^2), 其中软体动物所占生物量均为最高, 环节动物所占生物量均为最低。区域变化: 港中区平均生物量(2048.66 g/m^2)高于港口区 (1466.52 g/m^2)。4 月(春季)优势种中的短滨螺、疣荔枝螺、石莼、海蟑螂生物量高于 6 月(夏季); 6 月(夏季)优势种中的黑荞麦蛤、日本菊花螺、短角双眼钩虾、鳞笠藤壶、嫁蛾生物量高于 4 月(春季)(图 6)。

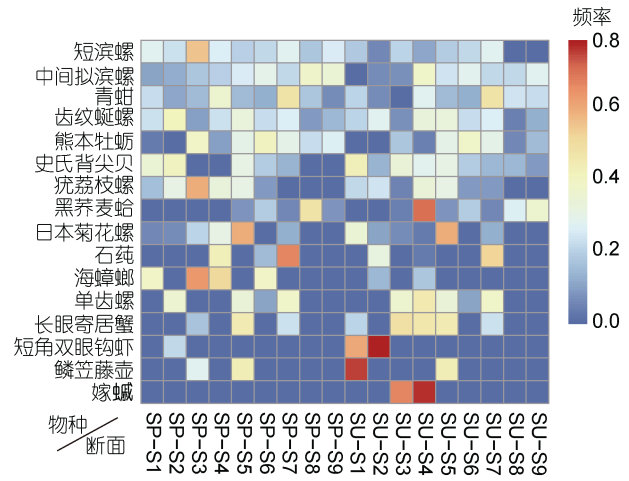


图 6 春、夏季各断面优势种的生物量分布

Fig.6 The biomass distribution of dominant species collected from all sampling sections in spring and summer
注: SP. 4 月(春季), SU. 6 月(夏季); S1. 外干门岛, S2. 野龙山岛, S3. 大列山岛, S4. 小列山岛, S5. 缸山岛, S6. 双德山岛, S7. 悬山岛, S8. 白石山岛, S9. 中央山岛

2.2.3 次级生产力与 P/B 值 4 月(春季)次级生产力 P 值最大的断面出现在大列山岛(27.79 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$); 最小的出现在外干门岛(6.24 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$)。6 月(夏季)次级生产力 P 值最大的断面出现在双德山岛(17.91 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$); 最小的出现在野龙山岛(5.24 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$)。

4 月(春季) P/B 值最大的断面出现在白石山岛 (0.84/a); 最小的出现在大列山岛(0.57/a)。6 月(夏季) P/B 值最大的断面出现在大列山岛(1.22/a); 最小的出现在双德山岛(0.54/a)(表 2)。

季节变化: 4 月(春季)次级生产力(16.31 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$)

大于 6 月(夏季)(12.17 g/(m²·a)); 6 月(夏季)*P/B* 值 (0.76/a)大于 4 月(春季)(0.68/a)。区域变化: 春、夏季 次级生产力均是港中区大于港口区; *P/B* 值均是港口区大于港中区。

表 2 春、夏季各断面的次级生产力和 *P/B* 值
Tab.2 The secondary productions of macrobenthos and the *P/B* values in various sections in spring and summer

断面	4 月(春季)		6 月(夏季)		平均值	
	次级生产力 (g/(m ² ·a))	<i>P/B</i> (/a)	次级生产力 (g/(m ² ·a))	<i>P/B</i> (/a)	次级生产力 (g/(m ² ·a))	<i>P/B</i> (/a)
外干门岛	6.24	0.72	8.70	0.67	7.47	0.68
野龙山岛	11.33	0.79	5.24	0.86	8.29	0.81
大列山岛	27.79	0.57	8.35	1.22	18.07	0.79
小列山岛	15.53	0.77	8.87	0.73	12.20	0.75
缸山岛	13.22	0.60	15.53	0.60	14.37	0.60
双德山岛	13.65	0.57	17.91	0.54	15.78	0.57
悬山岛	19.82	0.62	17.48	0.61	18.65	0.61
白石山岛	20.41	0.84	9.97	0.81	15.19	0.83
中央山岛	18.81	0.68	17.49	0.83	18.15	0.73

2.3 群落结构稳定性

2.3.1 多样性指数 Shannon-Weiner 多样性指数 (*H'*)4 月(春季)(2.742)>6 月(夏季)(2.580)。4 月(春季)*H'* 最大的断面出现在缸山岛(3.396), 最小的出现在中央山岛(1.873)。6 月(夏季)*H'*最大的断面出现在外干门岛(3.544), 最小的出现在中央山岛(1.000)(图 7)。*H'* 春、夏季均是港口区高于港中区。

Margalef 丰富度指数(*d*)6 月(夏季)(1.678)>4 月(春季)(1.623)。4 月(春季)*d* 最大的断面出现在缸山岛(2.442), 最小的出现在白石山岛(0.844)。6 月(夏季)*d* 最大的断面出现在外干门岛(2.660), 最小的出现在中央山岛(0.618)(图 7)。*d* 春、夏季均是港口区高于港

中区。

Pielou's evenness 均匀度指数(*J'*)4 月(春季)(0.716)>6 月(夏季)(0.667)。4 月(春季)*J'*最大的断面出现在小列山岛(0.814), 最小的出现在中央山岛(0.624)。6 月(夏季)*J'*最大的断面出现在缸山岛(0.783), 最小的出现在大列山岛(0.309)(图 7)。4 月(春季)*J'*港口区高于港中区, 而 6 月(夏季)港中区略高于港口区。

季节变化: *H'*和 *J'*均是 4 月(春季)大于 6 月(夏季), 而 *d* 是 6 月(夏季)大于 4 月(春季), 且中央山岛和白石山岛 3 种多样性指数均较低。区域变化: *H'*和 *d* 均是港口区高于港中区, 而 *J'*均匀度指数是港中区高于港口区。

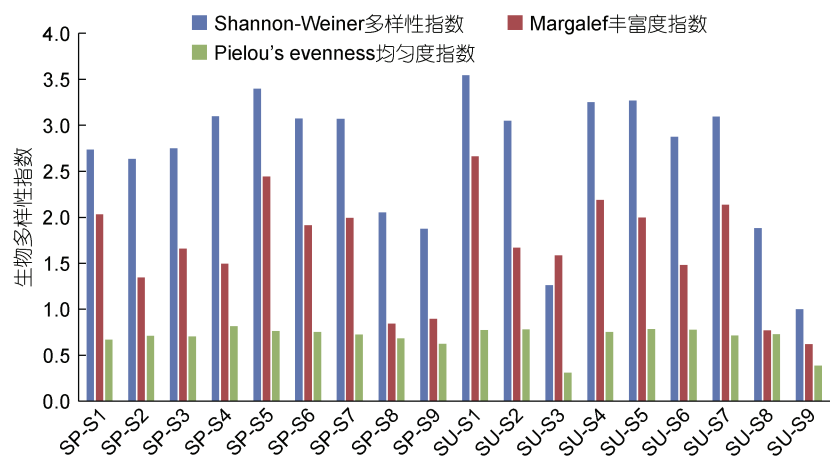


图 7 春、夏季各断面大型底栖生物多样性指数、丰富度指数和均匀度指数

Fig.7 The diversity index, richness index, and evenness index of macrobenthos collected from all sampling sections in spring and summer
注: SP. 4 月(春季), SU. 6 月(夏季); S1. 外干门岛, S2. 野龙山岛, S3. 大列山岛, S4. 小列山岛, S5. 缸山岛, S6. 双德山岛, S7. 悬山岛, S8. 白石山岛, S9. 中央山岛

2.3.2 聚类分析 4 月(春季)和 6 月(夏季)Stress 值分别为 0.1165 和 0.022, 根据排序图中 Stress 参数值小于 0.2 判断分析结果可信(Warwick *et al*, 1994), 且认为聚类分析和 nMDS 分析相互印证, 图形具有解释意义。

根据聚类结果, 4 月(春季)潮间带大型底栖生物在 45%—52.5%之间的 Bray-Curtis 相似性水平上, 可划分为 2 个类群, 类群 I 是包括 4 个断面(外干门

岛、野龙山岛、大列山岛和小列山岛)的群落, 组内平均非相似性 54.73%; 类群 II 是包括 5 个断面(缸山岛、双德山岛、悬山岛、白石山岛和中央山岛)的群落, 组内平均非相似性 57.70%(图 8)。其中类群 I 为港口区岛屿, 类群 II 为港中区岛屿, 港口区岛屿和港中区岛屿的平均非相似性为 51.38%, 主要贡献种为黑芥麦蛤、疣荔枝螺、日本菊花螺、熊本牡蛎等(表 3)。

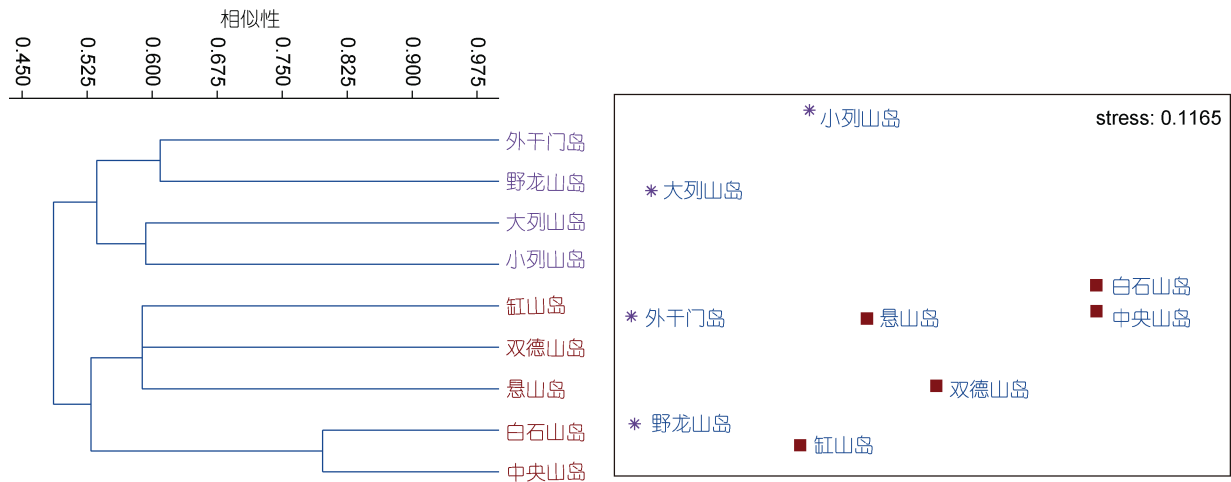


图 8 春季大型底栖生物聚类分析(Bray-Curtis)与非度量多位排序尺度分析(NMDS)
Fig.8 The cluster analysis and non-metric multi-dimensional scaling analysis of macrobenthos in spring
注: 星形. 类群 I; 实心正方形. 类群 II

表 3 春季维持群落间非相似性的主要贡献种及其贡献率 Tab.3 Important species and their contribution rate that maintain SIMPER dissimilarity among communities in spring				
中文名	拉丁名	贡献率 (%)	累计贡献率 (%)	平均非相似性
黑芥麦蛤	<i>Xenostrobus atratus</i>	7.09	7.09	3.64
疣荔枝螺	<i>Thais clavigera</i>	6.07	13.17	3.12
日本菊花螺	<i>Siphonaria japonica</i>	4.61	17.77	2.37
熊本牡蛎	<i>Crassostrea sikamea</i>	4.57	23.35	2.35
石莼	<i>Ulva lactuca</i>	4.47	26.82	2.30
海蟑螂	<i>Ligia oceanica</i>	3.86	30.68	1.98
粗腿厚纹蟹	<i>Pachygrapsus crassipes</i>	3.52	34.20	1.81
短滨螺	<i>Littorina brevicula</i>	3.51	37.71	1.80
史氏背尖贝	<i>Notoacmea schrencki</i>	3.37	41.08	1.73
中间拟滨螺	<i>Littorinopsis intermedia</i>	3.01	44.09	1.55

注: 仅列出贡献率高于 3%的主要贡献种

6 月(夏季)潮间带大型底栖生物在 37.5%—45%

之间的 Bray-Curtis 相似性水平上, 可划分为 2 个类群, 类群 I 是包括 2 个断面(外干门岛、野龙山岛)的群落, 组内平均非相似性 47.02%; 类群 II 是包括 7 个断面(大列山岛、小列山岛, 缸山岛、双德山岛、悬山岛、白石山岛和中央山岛)的群落, 组内平均非相似性 45.15%(图 9)。其中类群 I 为港口区的岛屿, 类群 II 中大列山岛和小列山岛为港口区岛屿; 其余为港中区岛屿。类群 I 和类群 II 的平均非相似性为 61.97%, 主要贡献种为熊本牡蛎、黑芥麦蛤、小结节滨螺、蛎菜等(表 4)。

2.3.3 丰度/生物量比较曲线 4 月(春季)生物量/丰度比较曲线(ABC 曲线)在种序 10 左右短暂相交后生物量曲线重新位于丰度曲线之上, 表明 4 月(春季)象山港岛屿潮间带大型底栖生物群落受到人类活动或自然环境变化所引起的轻度扰动(图 10a); 6 月(夏季)生物量曲线在种序 11 之后与丰度曲线部分重叠在一起, 表明 6 月(夏季)象山港岛屿大型底栖生物群落受到轻度扰动(图 10b)。将春、夏季各岛屿大型底栖生物群落整合, 分析港口区和港中区岛屿受扰动状

态; 港口区在种序为 6 前出现丰度曲线在生物量曲线之上, 而后生物量与丰度两曲线重合, 在种序为 10 之后生物量曲线位于丰度曲线之上, 表明港口区岛屿受到重度扰动(图 10c); 港中区在种序为 9 左右短暂相交后生物量曲线位于丰度曲线之上, 表明港中区岛屿受到轻度扰动(图 10d)。

岛受到重度扰动(图 10c); 港中区在种序为 9 左右短暂相交后生物量曲线位于丰度曲线之上, 表明港中区岛屿受到轻度扰动(图 10d)。

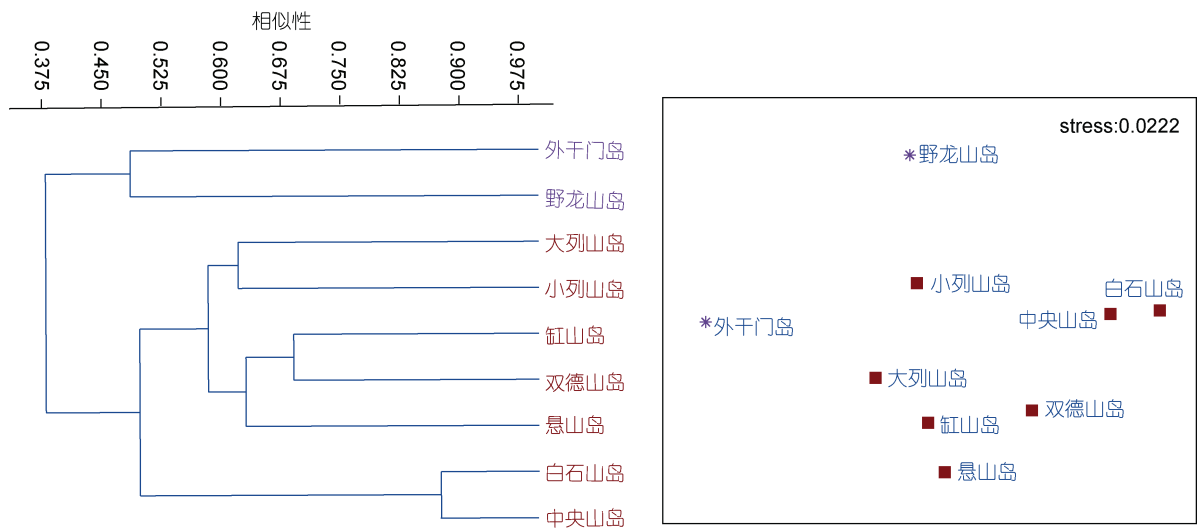


图 9 夏季大型底栖生物聚类分析(Bray-Curtis)与非度量多位排序尺度分析(NMDS)
Fig.9 The cluster analysis and non-metric multi-dimensional scaling analysis of macrobenthos in summer
注: 星形. 类群 I; 实心正方形. 类群 II

表 4 夏季维持群落间非相似性的主要贡献种及其贡献率
Tab.4 Important species and their contribution rate that maintain SIMPER dissimilarity among communities in summer

中文名	拉丁名	贡献率 (%)	累计贡献率 (%)	平均非相似性
熊本牡蛎	<i>Crassostrea sikamea</i>	6.03	6.03	3.74
黑荞麦蛤	<i>Xenostrobus atratus</i>	5.78	11.81	3.58
小结节滨螺	<i>Nodilittorina exigua</i>	5.61	17.43	3.48
蜆菜	<i>Ulvu conglobata</i>	4.72	22.14	2.92
中间拟滨螺	<i>Littorinopsis intermedia</i>	4.68	26.82	2.90
短角双眼钩虾	<i>Ampelisca brevicornis</i>	4.59	31.41	2.85
粒结节滨螺	<i>Nodilittorina exigua</i>	4.56	35.98	2.83
小石花菜	<i>Gelidium divaricatum</i>	4.41	40.39	2.74
短滨螺	<i>Littorina brevicula</i>	4.31	44.70	2.67
石莼	<i>Ulva lactuca</i>	3.53	48.23	2.19
单齿螺	<i>Monodonta labio</i>	3.10	51.33	1.92
疣荔枝螺	<i>Thais clavigera</i>	3.07	54.4	1.90
日本菊花螺	<i>Siphonaria japonica</i>	3.00	57.39	1.86

注: 仅列出贡献率高于 3% 的主要贡献种

3 讨论

3.1 大型底栖生物种类组成的季节与区域变化

种类组成是群落结构最基本的特征, 可反映群落与生态环境的关系。象山港主要岛屿潮间带调查共获得大型底栖生物 52 种, 其中软体动物、节肢动物、藻类合计占比 88.68%, 占有绝对的优势地位。象山港不同区域物种数表现为港中区多于港口区, 造成这一现象的原因可能是: 港口区填海造地、船厂建设、轮渡码头等海洋开发利用活动以及其他人类活动, 直接或者间接的影响了潮间带大型底栖生物的生活环境, 导致潮间带大型底栖生物种类数较少(毛硕乾等, 2016); 港中区悬山岛、白石山岛、中央山岛附近海洋牧场示范区的建设形成了保护区域, 人工鱼礁的投放致使周围海域浮游植物以及浮游动物的增加(王云龙等, 2019), 为大型底栖生物提供了丰富的饵料, 使得港中区潮间带大型底栖生物种类数较多。

象山港岛屿潮间带大型底栖生物相关研究未见报道, 没有历史数据进行直接对比, 与临近岛屿潮间带调查相比, 本次调查的物种数少于韭山保护区 2016 年调查的 78 种(徐开达等, 2018); 渔山列岛 2014 年调查的 98 种(金文育等, 2017); 洞头无居民列岛 2011 年调查的 102 种(彭茂潇等, 2013), 远少于南麂

列岛 2010 年(张华伟等, 2018)调查所获的 125 种。主要原因是韭山列岛、渔山列岛和南麂列岛均为海洋自然保护区, 岛屿远离大陆海岸, 受到内陆影响较小, 生态环境保护较好。而象山港随着经济的快速发展, 多种形式的综合开发围绕港湾展开, 致使港内生态

环境十分敏感; 且象山港海水交换能力较弱, 自净能力有限, 这些因素的持续影响引起象山港局部水域环境物理、化学环境参数的改变(陈涛等, 2014), 致使象山港岛屿潮间带大型底栖生物种类数较少、群落结构简单。

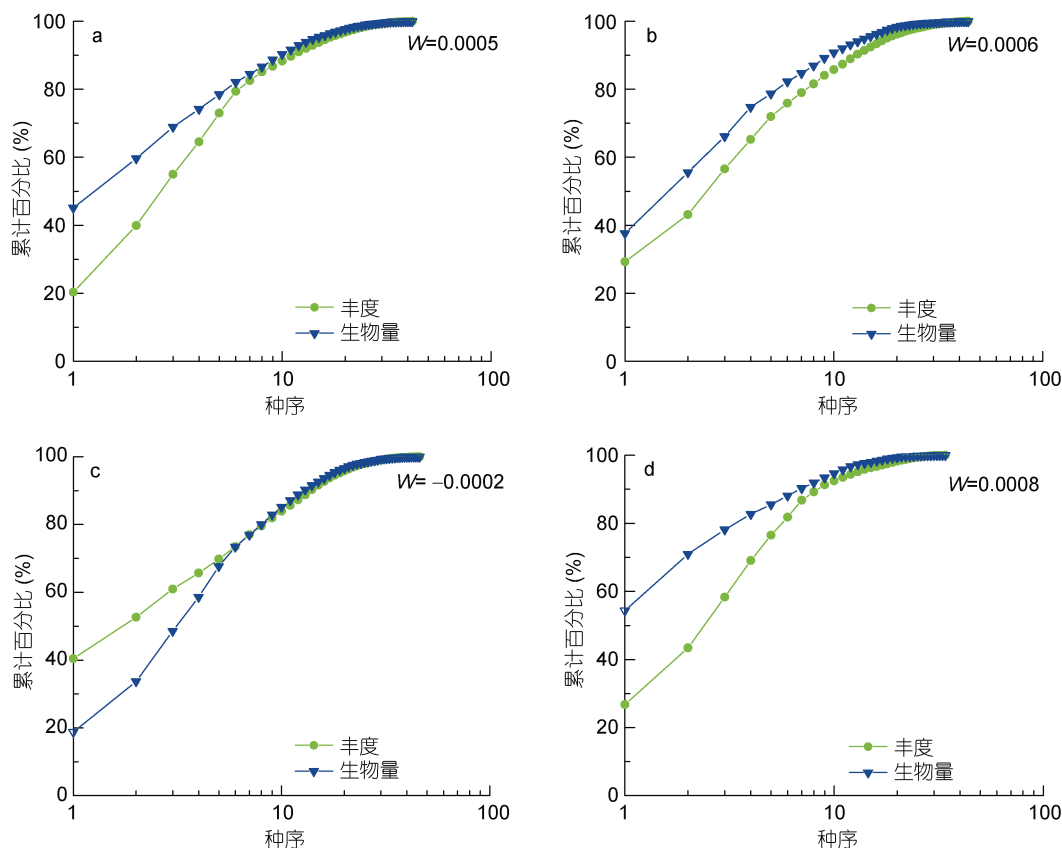


图 10 象山港岛屿潮间带大型底栖生物的丰度/生物量比较曲线

Fig.10 The comparison curve of abundance/biomass of macrobenthos in the intertidal zone of islands in the Xiangshan Bay
注: a. 4 月(春季)各断面; b. 6 月(夏季)各断面; c. 春、夏季港口区各断面; d. 春、夏季港中区各断面

3.2 大型底栖生物次级生产力分析

潮间带大型底栖生物次级生产力受到生物量、丰度、温度、盐度等多种环境因子的影响, 也受生物自身的影响(Brey *et al*, 1998; 储忞江等, 2016)。象山港岛屿潮间带大型底栖生物次级生产力与生物量显著相关($P=0.003<0.01$), 与丰度相关性不显著($P>0.05$)。次级生产力 4 月(春季)高于 6 月(夏季), 平均生物量也是 4 月(春季)高于 6 月(夏季), 主要原因是每年的 6 月和 7 月软体动物门中的疣荔枝螺、熊本牡蛎大量出现补充群体, 因此 6 月(夏季)生物量较小, 同时这一结果也与渔山列岛调查结果次级生产力与生物量相关性极显著($P<0.01$), 与栖息密度相关程度不高的结论一致(焦海峰等, 2011)。象山港不同岛屿潮间带生态

环境、地貌特征具有差异性, 同时由于港口区和港中区水域的陆源营养盐浓度以及人为活动影响等的不同, 岛屿潮间带大型底栖生物次级生产力的空间分布也存在差异。

种群最大可生产量的指示值即为 P/B 值, 该数值反映了种群的年龄结构和特异性群落组成, 其数值大小与生物的生命周期或发育速度密切相关(焦海峰等, 2011); 也反映了一个群落内物种的新陈代谢率的高低及世代更替的快慢(Tumbiolo *et al*, 1994); 个体小、生命周期短、对环境变化适应能力强的种类 P/B 值较高, 反之, 该值较低(Ceccherelli *et al*, 1991)。本文中 P/B 值(0.74/a)系数较低, 基本符合象山港岛屿潮间带以软体动物和节肢动物为主的群落分布特征,

大型底栖生物平均时代更替速度大约为每年 0.74 代(即平均每 1.5 年更替一代),象山港岛屿潮间带大型底栖生物的新陈代谢率较低,大型底栖生物群落更替时间较长,群落结构相对稳定。

3.3 大型底栖生物群落结构稳定性分析

大型底栖生物的群落结构稳定性由多种因素决定(刘迅等, 2017), 通常情况下可用聚类分析、ABC 曲线、生物多样性指数来判断大型底栖生物群落稳定性和受扰动状况(Chainho *et al.*, 2007; Specchiulli *et al.*, 2010)。4 月(春季)和 6 月(夏季)象山港岛屿潮间带大型底栖生物群落结构的聚类分析和 nMDS 分析结果表明, 4 月(春季)可将各断面聚类为港口区岛屿和港中区岛屿 2 个类群; 6 月(夏季)将外干门岛和野龙山岛聚类为一个类群; 其余岛屿聚类为一个类群。主要原因是 4 月(春季)差异性贡献率最大的黑芥麦蛤在港口区的 4 个岛屿中没有出现, 而 6 月(夏季)差异性贡献率较大的熊本牡蛎和黑芥麦蛤在外干门岛和野龙山岛没有出现, 且这些贡献率较大的物种均为两季节的优势种。利用 Shannon-Weiner 多样性指数(H')评价群落的稳定性状况, 根据 4 月(春季) H' (2.74)和 6 月(夏季)(2.58), 表明象山港岛屿潮间带大型底栖生物群落均受到轻度扰动, 这一结果与 ABC 曲线分析得出的结果一致。

4 结论

象山港主要岛屿 4 月(春季)和 6 月(夏季)潮间带调查共采集大型底栖生物 52 种, 以软体动物、节肢动物、藻类为主; 夏季物种数多于春季, 港口区物种数多于港中区; 优势种以软体动物为主, 季节更替不明显; 平均丰度夏季高于春季, 平均生物量春季高于夏季; 春季和夏季生物多样性没有显著差异($P>0.05$); 大型底栖生物 P/B 值(0.74/a), 群落更替时间较长(平均每 1.5 年更替一代); ABC 曲线则表明春季和夏季象山港岛屿潮间带大型底栖生物群落受到人类活动和自然环境变化所引起的轻度扰动; 综上所述, 相较于浙江沿海其他岛屿, 象山港主要岛屿潮间带大型底栖生物的物种数、生物多样性、丰度、生物量以及群落稳定性均较低。

参 考 文 献

- 王云龙, 李圣法, 姜亚洲等, 2019. 象山港海洋牧场建设与生物资源的增殖养护技术. 水产学报, 43(9): 1972—1980
- 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会, 2008. GB/T 12763.6-2007 海洋调查规范 第 6 部分: 海洋生物调查. 北京: 中国标准出版社
- 毛硕乾, 林 霞, 罗 杨等, 2016. 象山港小型底栖动物群落结构及其与环境因子的相关性. 生态学报, 36(5): 1442—1452
- 卢明龙, 毛硕乾, 林 霞等, 2015. 象山港表层沉积物 6 种重金属的污染特征及生态风险分析. 生物学杂志, 32(4): 30—34
- 刘 迅, 王 莉, 顾晓英等, 2017. 浙江檀头山岛周围海域夏、秋季大型底栖动物群落结构特征. 海洋与湖沼, 48(3): 553—567
- 江志兵, 朱旭宇, 高 瑜等, 2013. 象山港春季网采浮游植物的分布特征及其影响因素. 生态学报, 33(11): 3340—3350
- 李亚芳, 杜飞雁, 王亮根等, 2018. 粤西海陵湾养殖区邻近海域大型底栖动物生态学特征. 海洋与湖沼, 49(6): 1294—1307
- 李新正, 2011. 我国海洋大型底栖生物多样性研究及展望: 以黄海为例. 生物多样性, 19(6): 676—684
- 吴燕妮, 李冬玲, 叶林安等, 2017. 象山港海域水质与沉积物主要污染因子及污染源分析. 海洋环境科学, 36(3): 328—335
- 余 晶, 朱艺峰, 戴美霞等, 2017. 电厂温排水增温对浮游动物粒径谱的影响. 应用生态学报, 28(5): 1687—1698
- 张华伟, 彭 欣, 刘俊峰等, 2018. 南麂列岛冬夏季潮间带大型底栖生物群落结构. 上海海洋大学学报, 27(1): 133—140
- 陈 涛, 王云龙, 廖 勇, 2014. 象山港人工鱼礁区浮游动物种类组成及群落结构特征. 海洋科学, 38(7): 41—46
- 金文育, 彭 欣, 王 宁等, 2017. 渔山列岛夏季潮间带大型底栖生物群落结构研究. 海洋科学, 41(3): 17—25
- 徐开达, 戴 乾, 卢衍尔等, 2018. 韭山保护区潮间带底栖生物种类组成与数量分布. 安徽农业科学, 46(26): 77—79
- 黄宗国, 林 茂, 2012. 中国海洋物种和图集 上卷: 中国海洋物种多样性. 北京: 海洋出版社
- 黄简易, 朱艺峰, 王 银等, 2014. 象山港浮游动物群落结构时空变化的定量驱动分析. 生态科学, 33(4): 713—722
- 彭茂潇, 钱培力, 张永普等, 2013. 洞头无居民海岛岩相潮间带夏季大型底栖动物群落格局. 生态学杂志, 32(9): 2469—2479
- 焦海峰, 施慧雄, 尤仲杰等, 2011. 浙江渔山列岛岩礁潮间带大型底栖动物次级生产力. 应用生态学报, 22(8): 2173—2178
- 储忝江, 盛 强, 王思凯等, 2016. 沿潮沟级别大型底栖动物群落的次级生产力空间变异. 复旦学报(自然科学版), 55(4): 460—470
- 童 晨, 李加林, 黄日鹏等, 2018. 陆源污染生态损害评估及其补偿标准研究——以象山港为例. 海洋通报, 37(6): 685—694
- Brey T, 1990. Estimating productivity of macrobenthic invertebrates from biomass and mean individual weight. Archive of Fishery and Marine Research, 32: 329—343
- Brey T, Gerdes D, 1998. High Antarctic macrobenthic community production. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 231(2): 191—200
- Carlander K D, 1952. Farm fish pond research in Iowa. The Journal of Wildlife Management, 16(3): 258—261
- Ceccherelli V U, Mistri M, 1991. Production of the macrobenthic

- harpacticoid copepod *Canuella perplexa*. Marine Ecology Progress Series, 68: 225—234
- Chainho P, Costa J L, Chaves M L *et al*, 2007. Influence of seasonal variability in benthic invertebrate community structure on the use of biotic indices to assess the ecological status of a Portuguese estuary. Marine Pollution Bulletin, 54(10): 1586—1597
- Han Q X, Wang Y Q, Zhang Y *et al*, 2013. Effects of intensive scallop mariculture on macrobenthic assemblages in Sishili Bay, the northern Yellow Sea of China. Hydrobiologia, 718(1): 1—15
- Mistri M, Rossi R, Fano E A, 2001. Structure and secondary production of a soft bottom macrobenthic community in a Brackish Lagoon (Sacca di Goro, north-eastern Italy). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 52(5): 605—616
- Pielou E C, 1975. Ecological Diversity. New York: Wiley, 1—16
- Pielou E C, 1994. Into the ecology breach. (book reviews: an introduction to mathematical ecology). An introduction to the mathematical theory of the Navier-Stokes equations. Springer-Verlag, 169—174
- Pinkas L, Oliphant M S, Iverson I L K, 1971. Food habits of albacore, Bluefin tuna, and bonito in California waters. California Department of Fish and Game Fish Bulletin, 152: 1—105
- Rhoads D C, Young D K, 1970. The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. Journal of Marine Research, 28: 150—178
- Schiel D R, Steinbeck J R, Foster M S, 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. Ecology, 85(7): 1833—1839
- Specchiulli A, Renzi M, Scirocco T *et al*, 2010. Comparative study based on sediment characteristics and macrobenthic communities in two Italian lagoons. Environmental Monitoring and Assessment, 160(1—4): 237—256
- Tumbiolo M L, Downing J A, 1994. An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. Marine Ecology Progress Series, 114: 165—174
- Ulanowicz R E, 2001. Information theory in ecology. Computers & Chemistry, 25(4): 393—399
- Warwick R M, 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology, 92(4): 557—562
- Warwick R M, Clarke K R, 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. Marine Biology, 118(4): 739—744
- Weis J S, Weis P, 2003. Is the invasion of the common reed, *Phragmites australis*, into tidal marshes of the eastern US an ecological disaster? Marine Pollution Bulletin, 46(7): 816—820
- Zhang J L, Zhang S P, Zhang S Q *et al*, 2016. What has happened to the benthic mollusks of the Yellow Sea in the near half century? Comparison on molluscan biodiversity between 1959 and 2007. Continental Shelf Research, 113: 21—29

CHARACTERISTICS OF THE INTERTIDAL MACROBENTHIC COMMUNITY STRUCTURE FROM NINE ISLANDS IN XIANGSHAN BAY, ZHEJIANG PROVINCE, IN SPRING AND SUMMER

LIU Ying¹, LI Jin-Jing¹, CHEN Chen¹, LIU Dong^{1,2}, JIAO Hai-Feng^{1,3}, HAN Qing-Xi¹,
WANG Yi-Nong¹, YOU Zhong-Jie¹

(1. School of Marine Science, Ningbo University, Ningbo 315211, China; 2. The Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Science, Xiamen 361021, China; 3. Zhejiang Wanli University, Ningbo 315100, China)

Abstract Based on the ecological survey data of macrobenthic in the intertidal zone of main islands of the Xiangshan Bay, Zhejiang, China in April (spring) and June (summer) of 2015. To understand the ecological characteristics and seasonal variation of the macrobenthic community, several indices and analytical methods were adopted, including dominance index, biodiversity index, secondary productivity, clustering, and non-metric multi-dimensional scaling and abundance/biomass comparison curve analysis. The results show that there were 52 macrobenthic species identified, among which 45 species were macrobenthos and 7 were macroalgae. Thirty-four species were common in spring and summer, of which 11 including *Littorina brevicula*, *Littorina scabra*, *Nerita yoldi*, and *Barbatia virescens* etc. were common dominant species in the two seasons. The average abundance in summer (2373.75 g/m²) was higher than that in spring (2210.17 g/m²), and the average biomass and secondary productivity (2074.85 ind./m², 16.31 g/(m²·a)) in spring were higher than those in summer (1505.01 ind./m², 12.17 g/(m²·a)). The Shannon-Weiner diversity index and Pielou's evenness index (2.742, 1.679) in spring were higher than summer (2.580, 1.623), and Margalef richness index (0.716) in summer was higher than spring (0.667). *Crassostrea sikamea*, *Xenostrobus atratus*, *Siphonaria japonica*, etc. were the main contributors to the differences in benthic community structure in the intertidal zone between the port area (the islands of Waiganmen, Yelongshan, Dalieshan, and Xiaolieshan) and the central area of the bay (the islands of Gangshan, Shuangdeshan, Xuanshan, Baishishan, and Zhongyangshan) in spring and summer. The large benthic communities in the intertidal zone of Xiangshan Bay in spring and summer were moderately disturbed by human or natural activities, and the degree of disturbance on islands in the port area was higher than that in the center area of the bay. The results of the research provide an important reference for the sustainable use of biological resources in the intertidal zone of Xiangshan Bay and the construction of marine pastures in the artificial fishing reef area of Baishishan Islands in the central area of the bay.

Key words Xiangshan Bay; intertidal zone; macrobenthos; characteristics of the community structure