

# 胶州湾大型底栖生物群落的变化\*

毕洪生 孙 松<sup>1)</sup> 孙道元

(中国科学院海洋研究所 青岛 266071)

**提要** 采用 1991—1995 年在胶州湾 10 个监测站季度取样的资料用聚类和主成分分析法对胶州湾大型底栖生物群落进行分析,并与 80 年代的资料进行比较。结果表明,一些优势种如菲律宾蛤仔和细雕刻肋海胆等的数量明显减少;90 年代初期与 80 年代相比,湾内的生物量和生物多样性相对较低,到 90 年代中期又有所回升,而湾内的底栖生物栖息密度却一直呈稳步上升的趋势,尤其是小型底泥食性的种类,如丝异须虫和方格独鳃虫等。主成分分析和聚类分析的结果表明,胶州湾大型底栖生物可以划分为 5 种类型,而不同于 80 年代的 6 种类型,且各群落的优势种变化较明显。导致这种变化的潜在因素可能是对菲律宾蛤仔的过度捕捞。

**关键词** 大型底栖生物,生物量,栖息密度,生物多样性

**中图分类号** Q142

掌握群落的变化和种群的动态变化对合理开发和利用海洋生物资源有重要的意义,但人们对近岸水域的底栖生物群落的变化掌握甚少。大型底栖生物的丰度通常波动较大,有时很难区分长期的变化趋势和短期的波动两者之间的差异。如果同一地区的几个种表现出相类似的变化趋势,那么应该有一个共同的因素改善或破坏栖息环境(Beukema, 1989)。因此长期的、大规模的监测计划不仅有助于确定长期的变化趋势,而且有助于发现导致这种变化的主要因子。

胶州湾是一个典型海湾,沿岸渔业发达,特别是菲律宾蛤仔,其年产量最高曾达到 10 万 t。20 世纪 80 年代初曾对湾内的大型底栖生物进行过系统的调查(刘瑞玉等, 1992a, b;孙道元, 1990)。本文对 1991—1995 年胶州湾大型底栖生物群落进行了研究,并同 80 年代的资料进行了比较,对胶州湾近十几年底栖生物群落的变化进行了总结,以期胶州湾生物资源的持续利用提供科学依据。

## 1 材料与方 法

在 80 年代初调查的基础上,1991—1995 年在胶州湾设 10 个监测取样站(图 1),对胶州湾大型底栖生物进行季度取样监测,用取样面积  $0.1\text{m}^2$  的表层取样器于 1991 年 8 月—1995 年 12 月进行季度取样(按 2、5、8、11 月进行,此外 3 号站因水深较浅,考察船有时无

\* 中国科学院“八五”重大项目, A08902081318 号。毕洪生,男,出生于 1971 年 9 月,博士,现在美国 Louisiana State University, E-mail: bihsh@excite.com

1) 通讯作者,孙 松,男,出生于 1959 年 12 月,博士,研究员,博士生导师, E-mail: sunsong@ms.qdio.ac.cn

收稿日期: 1999-01-06, 收修改稿日期: 1999-08-15

法进入)。取样和计量方法参见“全国海岸带和海涂资源综合调查简明规程 第七篇 海岸带生物调查”<sup>1)</sup>。

生物多样性指数, 计算Shannon-Weaver 指数( $H'$ )、Pielou's 均匀度指数( $J$ )、种的丰盛度指数( $B$ )。聚类分析和主成分分析(PCA) (Kautsky *et al*, 1990) 系使用 1995 年 8 月取样所获得的 39 种生物资料。这些种均在 2 个以上的测站出现。聚类分析采用 Euclidian 距离公式:  $ED_{jk} = [\sum (X_{ij} - X_{ik})^2]^{\frac{1}{2}}$  式中,  $X_{ij}$  和  $X_{ik}$  分别为第  $i$  种在取样站  $j$  和取样站  $k$  的密度。聚类分析和主成分分析均在密度进行对数转换以后进行。所有的处理均在统计软件上进行。

## 2 结果

### 2.1 环境参数

表 1 列出了各站的深度、底层盐度、底质特性、有机质含量。深度从 5m 到湾口的 30m 以上。底层盐度从 1、2 站的 31.26 到外海的 31.46。沉积类型从粘土-粉砂-粗砂。除 9 号站和 7 号站位于湾口水深流急的区域、5 号站位于中央水道附近底质为砂质外, 其它各站多为粉砂-粘土底质, 富含有机物。

表 1 各站的深度、盐度、底质组成和有机质含量

Tab. 1 Depth, salinity, sediment composition and organic content of each station

站位	深度(m)	盐度	砂(%)	粉砂(%)	粘土(%)	沉积类型	有机质含量(%)
S1	8	31.26	4.8	56.2	38.7	粉砂-粘土	1.340
S2	5	31.26	9.8	56.5	33.7	粉砂-粘土	1.300
S3	5	31.32	2.1	56.4	41.5	粉砂-粘土	1.980
S4	8	31.35	4.9	45.6	49.5	粘土-粉砂	1.510
S5	17	31.39	56.3	22.0	21.7	砂	1.780
S6	7	31.33	11.2	50.7	38.1	粉砂-粘土	1.380
S7	11	31.31	98.9	1.1	0.0	砂	0.283
S8	7	31.38	5.9	53.1	41.0	粉砂-粘土	0.202
S9	30	31.42	95.1	4.9	0.0	砂	0.000
S10	19	31.46	14.9	54.6	30.5	粉砂-粘土	0.241

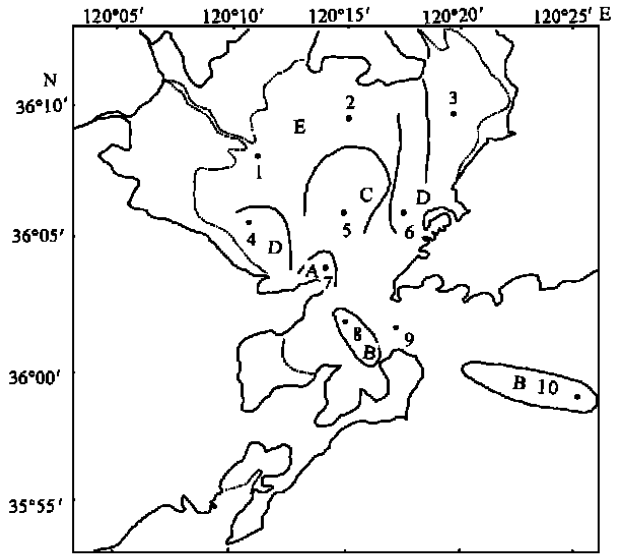


图 1 取样站的分布和 80 年代的群落分布

Fig. 1 The distribution of sampling stations and benthic communities in 1980s

1) 全国海岸带和海涂资源综合调查简明规程生物篇编写组, 1982 年 3 月

### 2.2 种类组成与群落划分

监测过程中出现的 208 种底栖生物主要属于 3 大类: 多毛类(86 种), 甲壳动物(57 种), 软体动物(40 种)。此外还有少量的棘皮动物(11 种) 和其它类别(14 种)。在组成上以温带种和广温广布种为主, 兼有少数的热带- 亚热带种, 这在多毛类上表现的尤为突出。

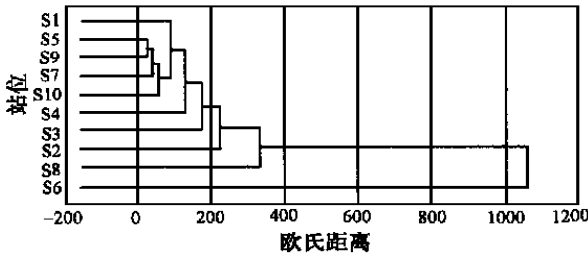


图 2 聚类分析结果

Fig. 2 The result from cluster analysis

以 1995 年 8 月调查结果进行聚类分析和主成分分析, 结果如图 2 和图 3 所示。将数值分析结果同长期监测结合, 可以将湾内大型底栖生物划分为 5 种类型:

A 组为文昌鱼 (*Branchiostoma belcheri*) 群落, 底质为粗砂, 包括 7 号站和 9 号站。过去的监测过程中只在 7 号站发现文昌鱼, 而在本次监测过程中分别于 1991 年 2 月、1992 年 2 月和 9 月、1993 年 5 月、1995 年 6 月在 9 号站记录到文昌鱼。此外在 6 号站和 8 号站都有零星的记录。由此看来, 文昌鱼在湾内的分布范围有所扩大。

B 组为海蛹 (*Ophelina aulogaster*) - 扇栉虫 (*Ampharete* sp.) 群落, 包括 8 号站和 10 号站, 底质为粉砂- 粘土。这一群落同 80 年代的调查结果基本吻合, 但优势种角海蛹很少出现, 原因尚不清楚。

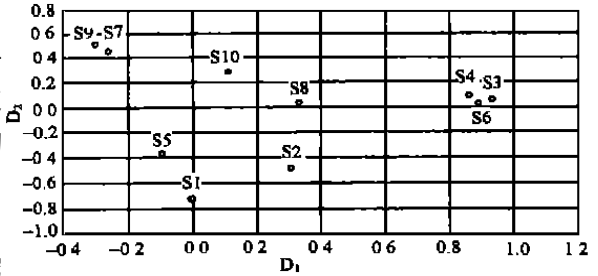


图 3 主成分分析结果

Fig. 3 The result form principal components analysis

注: D<sub>1</sub> 表示一维 (Dimension 1); D<sub>2</sub> 表示二维 (Dimension 2)

C 组为细雕刻肋海胆- 日本倍棘蛇尾 (*Amphioplus japonicus*) 在中央水道附近, 底质为砂底质。这一群落的优势种细雕刻肋海胆在调查过程中仅出现 3 次且每次只有一个个体, 这可能同湾内捕捞菲律宾蛤仔的底部拖网有关。

D 组包括 3、4、6 号站, 底质为粘土- 粉砂, 是菲律宾蛤仔的主要分布区。这一群落的变化比较大, 其中 3 号站 10 年前的调查中属于勒特蛤 (*Raeta pulchella*) - 菲律宾蛤仔群落, 但本次调查中该群落的优势种勒特蛤很少出现, 因此合并到 D 组中。这一方面可能是受取样时间的限制( 取样时间为 2、5、8、11 月, 而勒特蛤的出现高峰是在 7 月), 另一方面可能是受沿岸的污水处理工程和其它工程的影响。菲律宾蛤仔 80 年代初期在湾内有两个分布区(4 号站和 6 号站), 但调查过程中发现西侧的分布区有内移的趋势。

E 组为棘刺锚参 (*Protankyra bidentata*) - 胡桃蛤 (*Leionucula* sp.) 群落, 包括 1 号站和 2 号站, 这一区域近年大力发展了浅海养殖, 人为影响也比较大。

### 2.3 数量的长期变动

用 1991 年 5 月-1992 年 2 月、1993 年 2-11 月、1995 年 2-11 月这 3 年的资料与 1980 年 5 月-1981 年 2 月的资料进行比较。表 2 列出了各站在不同年份的生物量和栖

息密度。从表 2 可以看出, 受蛤仔渔业干扰的各站的生物量在 1991 年或 1993 年达到最低值, 之后又呈现上升的趋势, 这在 2、4 和 5 号站表现的特别明显。从表 2 又可以看出生物量的变动格局: 与 1981 年和 1995 年相比, 90 年代初期湾内多数站位生物量较低, 如 2、4、5、6 号站; 而在湾口和湾外则没有这种变化趋势, 如 9、10 两站。从表 2 还可以看出, 栖息密度有类似的变化趋势, 但与生物量相比栖息密度在 1995 年明显增加, 如 2、4、5、6 号站。

表 2 还给出了历年多毛类的密度以及占总密度的百分比, 从中很容易看出多毛类密度增加对总栖息密度的增加起了显著作用, 这在湾内表现的尤为突出, 如 1、4、5 和 6 号站。一些小型的底泥食性的多毛类对密度的增加起着重要的作用。图 4 中给出了 2 号站 3 种小型的底泥食性的多毛类: 丝异须虫 (*Heteromastus filiformis*)、中蚓虫 (*Mediomastus californiensis*) 和方格独颧虫 (*Tharyx tessellata*) 的密度变动趋势。这种变动趋势在其它站也很明显, 如 6 号站在几年前很少记录到方格独颧虫, 而在 1995 年高达 422.5 ind/m<sup>2</sup>, 方

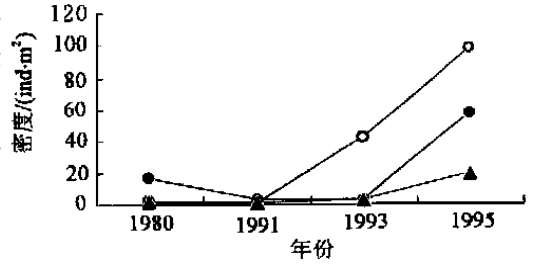


图 4 2 号站 3 种小个体底泥食性的多毛类的变动

Fig. 4 The change of density on three small benthic detritivore Polychaeta at station 2

- 丝异须虫 (*Heteromastus filiformis*); ○ 中蚓虫 (*Mediomastus californiensis*); ▲ 方格独颧虫 (*Tharyx tessellata*)

表 2 历年各站总生物量、总栖息密度、多毛类栖息密度以及多毛类栖息密度占总栖息密度的百分比

Tab. 2 The biomass, inhabit density, density of Polychaeta, and percentage of Polychaeta in total density of each station in four years

项目	年份	S1	S2	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S3
总生物量 (g/m <sup>2</sup> )	1981	38.39	230.01	42.89	36.82	110.15	9.28	13.92	—	6.23	64.46
	1991	38.39	184	22.49	22.24	171.41	62.68	20.25	24.66	12.11	104.58
	1993	55.55	41.29	16.09	11.76	11.56	36.69	45.51	32.18	5.54	—
	1995	76.06	86.33	40.09	12.78	126.04	45.03	21.38	24.65	20.21	83.11
总栖息密度 (ind/m <sup>2</sup> )	1981	304	258	184	75	135	59	113	—	93	248
	1991	128	174	119	64	135	172	100	33	106	105
	1993	344	327	59	63	71	200	94	39	56	—
	1995	211	478	185	128	958	94	261	99	126	370
多毛类 栖息密度 (ind/m <sup>2</sup> )	1981	93	60	70	40	61	7	19	—	88	140
	1991	34	29	41	21	41	37	44	6	25	28
	1993	149	242	27	27	45	9	48	13	30	—
	1995	107	264	125	95	677	8	116	19	64	228
多毛类栖息 密度占总栖 息密度的 百分比 (%)	1981	30.59	33.01	37.87	52.67	44.81	11.97	22.42	—	39.25	56.45
	1991	26.56	16.67	34.45	30.37	21.51	44	18.18	18.18	23.58	26.19
	1993	43.31	74.01	45.76	42.86	63.38	4.5	51.06	33.33	53.37	—
	1995	50.71	55.23	67.56	74.22	70.67	8.51	44.44	19.20	50.08	61.62

格独鳃虫最高的记录是 1995 年 6 月在 3 号站为  $1125 \text{ ind}/\text{m}^2$ 。应当指出的是, 7 号站的生物量和栖息密度与 80 年代相比都有较大幅度的提高, 这也说明文昌鱼群落得到发展。

## 2.4 生物多样性的变化

表 3 列出了 4 年各站生物 Shannon-Weaver 指数( $H'$ )、均匀度指数( $J$ )和种的丰盛度指数( $B$ )。从表 3 中可以看出, 在 80 年代湾内各站种的丰盛度指数较高, 90 年代初期达到最低值, 近几年又有所回升。湾口及湾外区域变化不如湾内各区变化剧烈。Shannon-Weaver 指数也表现出类似的变化趋势。多样性的这种变动趋势, 可能是由于 80 年代湾内捕捞菲律宾蛤仔破坏了各种底栖生物的栖息环境。1 号站至 6 号站是主要受捕捞行为干扰的区域, 尤其 4 号站和 6 号站位于胶州湾东西两侧菲律宾蛤仔的分布区内, 多样性与 80 年代相比明显偏低。多样性最高的记录是 1995 年 8 月 3 号站的 Shannon-Weaver 指数为 3.491, 共记录到 43 种底栖生物。多样性的这种变动趋势同生物量和栖息密度的变化趋势相一致。

表 3 历年各站生物多样性的比较

Tab. 3 The comparison of biodiversity four years at each station

站 位	1980 年			1991 年			1993 年			1995 年		
	$H'$	$J$	$B$	$H'$	$J$	$B$	$H'$	$J$	$B$	$H'$	$J$	$B$
S1	2.329	0.731	4.095	1.650	0.756	1.689	2.598	0.837	3.755	2.695	0.904	3.593
S2	2.156	0.708	2.871	1.633	0.723	2.004	2.330	0.791	3.336	2.545	0.823	3.515
S3	2.632	0.820	4.465	1.464	0.764	1.720	—	—	—	2.700	0.829	3.264
S4	2.581	0.821	4.341	2.154	0.873	2.378	2.000	0.964	1.920	2.598	0.925	2.251
S5	2.645	0.913	4.315	2.193	0.960	2.180	2.227	0.971	2.177	2.251	0.912	2.639
S6	2.000	0.738	3.226	1.700	0.873	1.763	2.088	0.937	2.252	1.976	0.766	2.915
S7	1.763	0.799	2.064	1.041	0.573	1.357	0.770	0.578	0.741	0.965	0.812	0.537
S8	2.206	0.732	4.416	2.245	0.934	2.680	2.492	0.952	0.745	2.042	0.855	2.768
S9	—	—	—	1.371	0.650	1.409	1.375	0.894	0.926	1.646	0.618	1.594
S10	2.315	0.858	3.484	2.151	0.271	1.654	1.888	0.954	1.634	2.366	0.913	2.650

## 3 讨论

菲律宾蛤仔是胶州湾重要的经济贝类, 其年产量在 1989 年达到 10 万 t, 到 1992 年降到 3—4 万 t。这种资源量的急剧下降主要是由于过度捕捞引起(吴耀泉等, 1992)。这种底部拖网不具有选择性, 不仅直接损害了目标种, 还通过破坏底栖生境间接破坏生态平衡。在受干扰的潮间带和潮下带浅水区通常是能够迅速占领某一栖息的种类或者是穴居能忍受沉积物变化的种类占优势(Maccall, 1978; Grant, 1983; Dauver, 1984; Levin, 1984)。1991—1995 年在胶州湾的监测中同样存在类似的现象: 小个体的底泥食性的种类数量明显增加, 如丝异须虫、方格独鳃虫等; 个体较大的种类则没有, 尤其是细雕刻肋海胆在 80 年代是常见种, 最高的记录是 1981 年 5 月在 5 号站密度达到  $78 \text{ ind}/\text{m}^2$ , 而在 5 年的监测过程中只记录到 3 次, 而且每次只有一个个体。这一现象也已引起其他学者的注意(崔玉珩等, 1994)。

胶州湾内的底栖生物的生物量、栖息密度和生物多样性等的变化表明, 胶州湾内的底

栖生物经历了一个不稳定的时期。这种变化趋势体现在 90 年代初期生物量、栖息密度和多样性同 1981 年和 1995 年相比, 都比较低。Beukema(1989)报道了在 Dutch Wadden 富营养化期间, 一些小型的底泥食性的种类, 如丝异须虫等占优势。本研究也发现同样的现象, 与生物量、栖息密度和多样性的变化趋势结合起来看, 导致这些变化的潜在的因素可能是湾内对菲律宾蛤仔的过度捕捞。

人为因素对底栖生物有着无法估量的影响。在监测过程中, 于 1995 年 8 月在 2 号站采到人工养殖的长牡蛎(*Crassostrea gigas*), 发现其食性与菲律宾蛤仔相似, 这其中是否存在相互影响的关系, 有待长期监测研究。

致谢 本文野外工作得到张宝琳、任先秋、吴耀泉等老师的帮助, 谨致谢忱。

### 参 考 文 献

- 刘瑞玉, 徐凤山, 崔玉珩, 1992a. 大型底栖生物生态学. 见: 刘瑞玉主编. 胶州湾生态学和生物资源. 北京: 科学出版社, 220—229
- 刘瑞玉, 崔玉珩, 徐凤山等, 1992b. 底栖生物群落. 见: 刘瑞玉主编. 胶州湾生态学和生物资源. 北京: 科学出版社, 229—237
- 孙道元, 1990. 胶州湾多毛类名录及新记录的描述. 海洋科学集刊, 31: 133—146
- 吴耀泉, 吕锡缙, 孙道元等, 1992. 菲律宾蛤仔生物学与资源. 见: 刘瑞玉主编. 胶州湾生态学和生物资源. 北京: 科学出版社, 339—352
- 崔玉珩, 孙道元, 张宝琳等, 1994. 灵山岛浅海岩礁底栖生物的群落特点. 海洋科学集刊, 35: 273—280
- Beukema J J, 1989. Long-term changes in macrozoobenthic abundance on the tidal parts of the western part of Dutch Wadden Sea. Helgolander Meeresuntersuchungen, 43: 405—415
- Dauver D M, 1984. High resilience to disturbance of an estuarine polychaete community. Bull Mar Sci, 34: 170—174
- Grant J, 1983. The relative magnitude of biological and physical sediment reworking in an intertidal community. J Mar Res, 41: 673—689
- Kautsky H, Eddy Van der Maarel, 1990. Multivariate approaches to the variation in phyto-benthic communities and environmental vectors in the Baltic Sea. Mar Ecol Prog Ser, 60: 169—184
- Levin L A, 1984. Life history and dispersal patterns in a dense infaunal polychaete assemblage: community structure and response to disturbance. Ecology, 65: 1185—1200
- McCall P L, 1978. Spatial+temporal Distributions of Long-Island Sound Infauna: the Role of Bottom Disturbance in a Nearshore Marine Habitat. Estuarine Interactions, Plenum Press, 191—219

## CHANGES OF MACROBENTHIC COMMUNITIES IN JIAOZHOU BAY

BI Hong-Sheng, SUN Song, SUN Dae-Yuan

(*Institute of Oceanology, The Chinese Academy of Sciences, Qingdao, 266071*)

**Abstract** The distribution and abundance of macrobenthos in Jiaozhou Bay during 1991—1995 was compared with that of 1981. Seasonal samples were taken at 10 stations from August 1991 to December 1995. Biomass, abundance and biodiversity index were calculated to study the changes during the past 20 years. Cluster analysis and principal component analysis were used to divide the community.

The species composition changed because some dominant species decreased drastically, such as *Ruditapes philippinarum* and *Temnopleurus toreumaticus*. Contrasting to the decrease of large size dominant species, some small size species dominated, such as *Heteromastus filiformis* and *Tharyx tessellata*. The biomass value, abundance and biodiversity were lower in the early 1990s compared to 1981 and 1995 in inner Bay, but such trend does not exist in outskirts of the Bay. Perhaps such changes indicated that the macrobenthos in Jiaozhou Bay begin to restore after deterioration of environment in the late 1980s and early 1990s. The abundance of macrobenthos increased significantly; however, the numerical proportion of polychaete, particularly for some small deposit feeders, increased. Such changes could be caused by trawling fisheries, partly because small individuals could avoid direct harms from landing seine, those species could reproduce rapidly and they could reproduce all year round.

The cluster analysis and principal component analysis indicated that the macrobenthic communities can be divided into five groups in contrast to the six communities in 1981. *Branchiostoma belcheri* is distributed in the 1990s more widely than in the 1980s. The dominant species *Ophelina aulogaser* in outskirts of the Bay occurred rarely in the 1990s compared with that of the 1980s. *Ruditapes philippinarum* was distributed in the eastern and western coastal areas in the 1980s. However, we have only recorded once with 1 individual. *Temnopleurus toreumaticus* was a dominant species in the central area of Jiaozhou Bay in the 1980s. However, we have recorded only once with one individual during the five years. The underlying factors for such changes may attribute to trawling fishery. Landing seine can not only hurt target species directly but also do harm to non-target species by destroying the habitat.

**Key words** Macrobenthic, Biomass, Inhabit density, Biodiversity