

灵昆岛围垦滩涂潮沟大型底栖动物群落生态学研究

葛宝明, 鲍毅新*, 郑祥

(浙江师范大学生态研究所, 浙江 金华 321004)

摘要: 于 2003 年秋季在浙江温州灵昆岛进行了不同围垦年份的潮沟大型底栖动物群落的研究, 通过以空间替换代替时间替换的方法, 研究了不同围垦年份滩涂潮沟大型底栖动物群落的差异, 并探讨了差异产生的原因。主要研究结果如下: (1) 调查共发现大型底栖动物 33 种, 隶属于 6 门 8 纲 20 科。主要是软体动物、节肢动物和环节动物多毛类。在潮沟的不同位置即草滩(GF)、边滩(BaC)和潮沟底(BoC), 物种的组成和数量有所不同, 草滩发现的大型底栖动物为 18 种, 边滩 23 种, 潮沟底 13 种。草滩上的种类主要是节肢动物和软体动物, 环节动物多毛类种类较少, 软体动物的种数多于节肢动物的种数, 以底上运动迟缓型的面上生活类群(GS)为主。边滩底栖动物群落主要是由软体动物、节肢动物和环节动物多毛类组成, 底内型和穴居型的下面生活类群(GSB)为主。潮沟底发现种类大多为甲壳动物, 以底内型和游泳型种类为主。草滩、边滩和潮沟底的种类 GS/GSB 分别为 1.43、0.44 和 0.44。(2) 3 条潮沟草滩、边滩和潮沟底的密度 GS/GSB 平均值分别为 3.86、1.14 和 0.21。(3) 3 条潮沟同一站位生物量的平均值分别为: 草滩 58.81g/m², 边滩 67.07 g/m², 潮沟底 14.38 g/m², 按照大小排序为: 边滩> 草滩> 潮沟底。潮沟 3 个站位的生物量的平均值分别为: 1987 年潮沟 30.15g/m², 1992 年潮沟 47.65g/m², 1997 年潮沟 57.56g/m², 按照大小排序为: 1997 年潮沟> 1992 年潮沟> 1987 年潮沟。(4) 不同围垦年份潮沟不同站位大型底栖动物群落的 Margalef 种类丰度, Shannon-Wiener 指数, Pielou 的均匀度指数, Simpson 优势度指数, 各有不同的表现。不考虑围垦年份因素, 潮沟的 3 个站位 Margalef 指数和 Shannon-Wiener 指数均为边滩> 潮沟底> 草滩; Pielou 均匀度指数潮沟底> 边滩> 草滩; Simpson 优势度指数草滩> 边滩> 潮沟底。(5) 以不同站位大型底栖动物群落结构物种密度的 4 次方根为基础所进行的系统聚类分析结果显示, 3 条潮沟共 9 个站位的大型底栖动物群落可以分为 3 组, 即潮沟底、边滩、草滩, 以聚类时得到的距离矩阵为基础的 2 维的非度量多维标度排序结果更为直观的显示了潮沟站位大型底栖动物群落的距离和相似情况, 并支持聚类所得结果。讨论了围垦后潮沟大型底栖动物群落特点以及差异产生的原因。

关键词: 大型底栖动物; 群落; 潮沟; 围垦滩涂; 生物多样性

Macrobenthic community ecology of a tidal flat in different habitats and creeks dyked in different years

GE Bao-Ming, BAO Yi-Xin, ZHENG Xiang (Institute of Ecology, Zhejiang Normal University, Jinhua 321004, China). Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(3): 446~453

Abstract In the autumn of 2003, the authors studied the macrobenthic community ecology in various habitats of different creeks dyked in different years on a tidal flat at Lingkun Island, Wenzhou City, Zhejiang Province, China. There were the following major conclusions:

(1) We found a total of 33 species belonging to 20 families, 8 classes and 6 phyla, most of them being arthropods and the mollusks. In the different habitats of the creeks (the grass flat, the bank of creek and the bottom of the creek), the composition and quantity of the macrobenthos were different from one another. There were 18 species in the grass flat, 23 species in the bank of the creek and 13 species at the bottom of creek. Most of the grass flat species were arthropods and mollusks,

基金项目: 浙江省自然科学基金资助项目(ZE0204)

收稿日期: 2004-07-23; **修订日期:** 2004-12-24

作者简介: 葛宝明(1981~), 男, 安徽绩溪人, 硕士生, 主要从事动物生态学研究。E-mail: gebaoming@etang.com

* **通讯作者** Author for correspondence, E-mail: sky90@zjnu.cn

Foundation item: Natural Science Foundation of Zhejiang Province (No. ZE0204)

Received date: 2004-07-23; **Accepted date:** 2004-12-24

Biography: GE Bao-Ming, Master candidate, mainly engaged in animal ecology. E-mail: gebaoming@etang.com

with more mollusk species than arthropods. Most of the species were slow moving types belonging to the surface species (GS) group. Most of the bank species were arthropods, mollusks and polychaetes, mostly burrowing infaunal species belonging to the below surface (GSB) group. Most of the bottom species were crustaceans and arthropods, belonging to the swimming and infaunal groups. The ratio of GS to GSB for the grass flat, the bank of the creek and the bottom of the creek was 1.43, 0.44 and 0.44 respectively.

(2) The average ratio of the density GS/GSB in different habitats of the 3 creeks was grass flat 3.86, bank of creek 1.14, and bottom of creek 0.21.

(3) The average of biomass in each habitat of the 3 creeks was grass flat $58.81\text{g}/\text{m}^2$, bank of creek $67.07\text{g}/\text{m}^2$ and bottom of creek $14.38\text{g}/\text{m}^2$. The average biomass in the same creek of the 3 sites dyked in different years was 1987 $30.15\text{g}/\text{m}^2$, 1992 $47.65\text{g}/\text{m}^2$ and 1997 $57.56\text{g}/\text{m}^2$, showing a trend of decreasing biomass with increasing length of time that the site had been dyked.

(4) Four species diversity indices (Margalef's species richness index, the Shannon-Wiener index, Pielou's evenness index, Simpson index) of the macrobenthos communities in the various habitats showed clear differences. Without regarding the year that the site was dyked, the different biodiversity indices for the three habitats of the creek had the sequence for the Margalef and Shannon-Wiener indices: bank of creek > bottom of creek > grass flat; for Pielou's index: bottom of creek > bank of creek > grass flat; and Simpson's index: grass flat > bank of creek > bottom of the creek.

(5) Based on the data of the four sampling times, hierarchical cluster analysis using group average linkage showed that there were three groups of samples, the bottom of creek group, the bank of the creek group and the grass flat group. Using Non-metric Multidimensional Scaling, the 9 macrobenthic communities were displayed in a 2-dimensional ordination configuration, the results of which agreed with the results of the cluster dendrogram. Finally, the authors discuss the reasons of the distinctness of the macrobenthic communities.

Key words: macrobenthos; community; creek; dyked tidal flat; biodiversity

文章编号: 1000-0933(2005)03-0446-08 中图分类号: Q958.15 文献标识码: A

淤泥质滩涂常常被许多分支的潮沟所切割, 这些潮沟形成的动力来源主要是流水的冲刷。在自然状态下的滩涂上, 潮沟是淤泥质滩涂最为显著的一级地貌单元, 主要分布于潮间带上部。潮沟系统呈树枝状, 有 2~3 级分支。高潮滩的潮沟是由锥形潮沟向上溯源侵蚀, 向下侵蚀扩展, 逐渐形成各自独立的树枝状的潮沟系。在小潮高潮位以上的高潮滩滩地上, 潮沟可以有良好的河曲发育, 而在小潮高潮位以下的低潮滩的顶界附近, 潮沟的沟形就逐渐消失于光滩^[1,2]。在本研究地点滩涂围垦后形成的土地中, 水产养殖场是一种主要的利用方式, 其中就要保留潮沟, 潮沟是养殖场换水时的重要通道。养殖场一般利用天文大潮的时候通过潮沟进行换水, 一个月两次, 潮沟的水每天也有潮涨潮落的现象。

潮沟就像小型的河流, 一般情况下发育有边滩, 因此从外部形态可以很明显的分辨出“潮沟底(bottom of creek, BoC)—潮沟边滩(bank of creek, BaC)—植被覆盖的草滩(grass flat, GF)”这样的有梯度变化的典型不同生态环境连接, 也就是存在了生态交错区, 生态交错区是联系 2 种不同类型生境的纽带, 在生态交错区内, 环境梯度变异对生物分布产生直接影响, 如水深、盐度、基质、温度和营养水平等^[3,4]。

国外有关滩涂潮沟的研究重点是潮沟底、挖蚀岸及堆积岸的特征性动物, 以及大潮沟内的底栖动物群落序列^[5]; 也进行过潮沟边滩与光滩的底栖动物的比较研究^[6]。国内关于潮沟的研究主要是长江口潮沟大型底栖动物群落的初步研究^[7], 关于滩涂围垦后潮沟底栖动物的研究, 目前还未见报道。2003 年秋季在浙江温州灵昆岛围垦滩涂进行了潮沟大型底栖动物群落的研究, 并对潮沟大型底栖动物群落差异以及围垦所导致的生境变化对底栖动物群落的影响进行了探讨, 可以为滩涂围垦生态变化研究、评估滩涂围垦的生态影响、滩涂的保护以及合理利用等提供参考。

1 研究方法

1.1 研究地点概况与取样

研究地点选在浙江温州灵昆岛, 位于瓯江入海口, 亚热带气候, 潮汐为非正规半日浅海潮, 平均盐度 10~30。灵昆围垦滩涂中的潮沟规模大约类似长江口崇明岛东滩潮沟中的二级潮沟(creek)^[7,8], 沟宽可达 10m, 沟深可达 2~3m, 但沟长可达 3~6km, 比崇明岛二级潮沟(2~4km)要长。

在灵昆东部的围垦滩涂中所选取的 3 条潮沟, 位于地理坐标 $27^{\circ}51'N$, $120^{\circ}50'E$ 附近, 均大致呈东北-西南走向, 为滩涂围垦后所保留的潮沟, 无淡水源。滩涂的围垦年份分别为 1987 年, 1992 年和 1997 年, 3 条潮沟的间隔约为 1km 左右, 其中 1987 年

围垦潮沟长约 3km, 宽约 35m, 1992 年围垦潮沟长约 4km, 宽约 40m, 1997 年围垦滩涂潮沟长约 5.5km, 宽度约 45m, 3 条潮沟的两侧边滩均为无植物生长的光泥滩, 边滩均充分发育, 潮沟两侧以外是布满互花米草 (*Spartin alterniflora*) 的平台 (即本研究中所称的草滩)。

在 3 条潮沟距离潮水出口 (同样也是进口) 约 500~700m 左右的位置, 各设置 1 条穿越潮沟的样带, 在样带上按潮沟底、潮沟边滩、草滩等不同位置确定采集样地。9 个站位分别是: a, 1987 草滩 (GF1987); b, 1987 边滩 (BaC1987); c, 1987 潮沟底 (BoC1987); d, 1992 草滩 (GF1992); e, 1992 边滩 (BaC1992); f, 1992 潮沟底 (BoC1992); g, 1997 草滩 (GF1997); h, 1997 边滩 (BaC1997); i, 1997 潮沟底 (BoC1997)。1987 年围垦滩涂潮沟, 边滩宽约 4~5m, 有少量互花米草生长, 草滩宽约 4m, 植被茂密, 1992 年围垦滩涂潮沟, 边滩约宽 4.5~5.5m, 几乎无植被, 草滩宽约 5~6m, 植被比较茂密, 1997 年围垦滩涂潮沟, 边滩宽约 5~6m, 基本无植被, 草滩宽约 6~8m, 有部分裸露的光滩, 3 条潮沟的深均约 3m, 但是潮沟底的宽度不同, 1997 年的最宽, 1992 年的次之, 1987 年的最小。

在最低潮时, 用自制 33cm × 30cm × 20cm 的铁质 0.1m² 采样器采集泥样, 采样深度为 20cm。每个样地采集 5 个样方, 所采泥样用 1mm 孔径的分样筛进行淘洗, 获取大型底栖动物标本。动物标本临时用 10% 福尔马林固定, 带回室内后, 分类计数。然后用吸水纸吸干表面固定液称重。把动物标本保存于 70% 的酒精中。除采集定量样品外, 调查期间还在草滩、边滩和潮沟底采集定性样品。

1.2 底栖动物生活型划分

底栖动物生活型按底上型和底内型划分^[9-11]。底上型包括底上附着型 (包括软体动物腹足纲的所有种类)、底上匍匐-漫游型 (如等足目的种类) 和游泳底栖型 (如虾类、鱼类)。底内型包括底内潜穴型 (包括环节动物门和软体动物门瓣鳃纲种类) 和穴居型 (甲壳纲蟹类)。因为附着型的并不是静止不动, 而是运动缓慢, 本文建议将底上附着型和底上匍匐-漫游型合并为一起可称为底上运动迟缓型。根据底栖动物相对于底表面的栖息位置^[7], 将上述生活型分为 2 个生活类群: 面上生活类群 (group of surface, GS), 即生活于潮滩底质表面上的动物类群, 包括底上运动迟缓型, 以及游泳底栖型; 面下生活类群 (group of surface below, GSB), 即生活在底质内的类群, 包括底内潜穴型 (以下简称底内型) 和穴居型。其 GS/GSB 比值反映了潮沟分布对 2 类生活类群底栖动物的数量指标影响。

1.3 计算公式

根据潮沟底栖动物群落的特点及取样数据, 选择以下计算公式^[12-14], 进行数据及结果分析:

M argalef 种类丰度 $S = (S - 1) / \ln N$

Shannon-W iener 指数 $H = - \sum P_i \ln P_i$

Pielou 的均匀度指数 $J = (- \sum P_i \ln P_i) / \ln S$

Simpson 优势度指数 $D = [n_i(n_i - 1) / N(N - 1)]$

Euclidean distance 欧氏距离 $ED = \sqrt{\sum_{i=1}^s (X_{ij} - X_{ik})^2}$

式中, S 为总种数; P_i 为种 i 的个体数占总个体数的比例, 用小数表示; n_i 为第 i 种的个体数; N 为所有种的个体总数; 群落欧氏距离本文采用密度数据 4 次开方压缩处理, X_{ij} 为第 i 物种在第 j 样方中的密度 Y_{ij} 的 4 次方根。

2 结果

2.1 种类组成

共发现大型底栖动物 33 种, 隶属于 6 门 8 纲 20 科。其中草滩 18 种, 边滩 23 种, 潮沟底 13 种 (图 1)。软体动物、节肢动物和环节动物占物种组成的绝大部分 (87.88%), 其中节肢动物中爬行亚目有 9 种, 软体动物中的中腹足亚目有 8 种, 两者占到了潮沟大型底栖动物种类的一半。草滩上种类主要是节肢动物和软体动物, 软体动物的种数多于节肢动物的种数。边滩上的底栖动物群落主要是由软体动物、节肢动物和环节动物多毛类组成, 多毛类的种类数达到 5 种。潮沟底的群落组成种类比较少, 节肢动物占优势。

不同生境的不同生活型物种数见表 1。草滩大型底栖动物以底上运动迟缓型的软体动物为主, 包括短拟沼螺 (*A ssin inea brevicula*)、排拟沼螺 (*A ssin inea latericera*)、尖锥拟蟹守螺

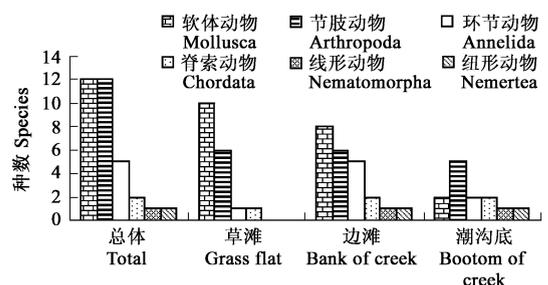


图 1 潮沟大型底栖动物群落物种组成图
Fig 1 The species composition of macrobenthic communities

(*Cerithidea largillierti*) 等腹足类软体动物和穴居的蟹类, 如伍氏厚蟹 (*Helice wuana*)、红螯相手蟹 (*Sesama haematocheira*)、弧边招潮 (*Uca arcuata*) 等。边滩出现了焦河蓝蛤 (*Potamoecorbula ustulata*)、彩虹明樱蛤 (*Merella iridescens*) 等瓣鳃纲种类, 几种多毛类以及线虫和纽虫, 使得面下群的种类大增, 同时腹足类种类却有较大的减少, 导致种数 GS/GSB 值明显下降。潮沟底大型底栖动物群落组成数较少, 穴居型种类主要是大型的穴居蟹类, 包括中华绒螯蟹 (*Eriocheir sinensis*)、日本大眼蟹 (*Macrophthalmus japonicus*) 等, 但是种类数量还是底内型的较多, 潮沟底游泳型的种类也有一定比例, 主要有游泳亚目的秀丽白虾 (*Exopalaemon modestus*)、日本鼓虾 (*Alpheus japonicus*) 以及鱼类中的青弹涂鱼 (*Scartelaos viridis*)、海鳗 (*Muraenesox cinereus*) 幼体, 在调查中, 沟底没有发现运动迟缓型的种类。

2.2 密度及生物量

2.2.1 密度比较 对 3 条不同潮沟间大型底栖动物密度的比较 (表 2), 可以得到以下结果: (1) 3 条潮沟大型底栖动物密度, 均表现为边滩 > 草滩 > 潮沟底; (2) 相同站位的数据均为 1997 年潮沟 > 1992 年潮沟 > 1987 年潮沟, 表现为随围垦时间的增加, 大型底栖动物密度下降。

从表 2 还可以看出: (1) 在草滩上的大型底栖动物, 底上生活型在数量上远大于底下生活型, 3 条潮沟的 GS/GSB 平均值达到 3.86。 (2) 在边滩上, 底上生活型在数量上稍大于底下生活型, 密度 GS/GSB 平均值为 1.14。 (3) 潮沟底的总体密度相对较低, 特点也较明显, 没有出现底上运动缓慢型物种, 由游泳型物种和穴居型物种构成, 穴居型的物种占多数, 密度 GS/GSB 平均值为 0.21。

表 2 各站位大型底栖动物群落生活类群和生活型的密度分析表

Table 2 Life groups and life forms on density for the macrobenthic community at different sites

生活群 Life groups	生活类型 Life forms	密度 Density (ind/m ²)								
		草滩 Grass flat			边滩 Bank of creek			潮沟底 Bottom of creek		
		a	d	g	b	e	h	c	f	i
面上群 GS	底上运动迟缓型 Slowly moving	80	94	120	72	84	80	0	0	0
	游泳型 Swimming	0	0	6	2	8	8	4	8	6
小计 Subtotal		80	94	126	74	92	88	4	8	6
面下群 GSB	穴居型 Caving	20	22	38	34	44	44	0	4	6
	底内型 Infauna	0	0	0	30	30	44	22	24	30
小计 Subtotal		20	22	38	64	74	88	22	28	36
总计 Total		100	116	164	138	166	176	26	36	42
GS/GSB		4.00	4.27	3.32	1.16	1.27	1.00	0.18	0.29	0.17

2.2.2 生物量比较 从表 3 可以看出, 同一类型站位间生物量比较, 3 条不同围垦年份的潮沟的大型底栖动物生物量均为: 边滩 > 草滩 > 潮沟底, 且潮沟底生物量与草滩以及边滩的生物量比较相差较大。3 条潮沟同一站位生物量的平均值分别为: 草滩 58.81g/m², 边滩 67.07 g/m², 潮沟底 14.48 g/m²。同一潮沟 3 个站位的生物量的平均值分别为: 1987 年潮沟 30.15g/m², 1992 年潮沟 47.65g/m², 1997 年潮沟 56.57g/m²。潮沟底的生物量 GS/GSB 大于 1, 边滩草滩的均小于 1。

2.3 多样性指数

将每个站位取得的 5 个样方合并为一个大样方, 以所得到的数据 (种类数, 密度等) 进行多样性的计算, 得到结果见表 4。

将表 4 中的数据与 3 条潮沟结合起来分析, 按照不同年份同一站位的多样性指数取平均值可以得到图 2 结果, 即: Margalef 指数和 Shannon-Wiener 指数均为边滩 > 潮沟底 > 草滩; Pielou 均匀度指数潮沟底 > 边滩 > 草滩; Simpson 优势度指数草滩 > 边滩 > 潮沟底。

2.4 群落系统聚类 and 排序

许多研究者认为, 单单依靠多样性指数来评价群落结构的相似性是不可靠的, 应该用多元分析的手段或者采用聚类分析的方法来进行^[15]。用群落中物种密度数据进行列表, 进行 4 次开方得到的数据, 用 SPSS 10.0 软件包对 3 条潮沟共 9 个站位的大

表 1 潮沟不同生境大型底栖动物群落生活类群和生活型物种数
Table 1 Life groups and life forms on species for the macrobenthic community in various habitats

生活群 Life groups	生活类型 Life forms	物种数量 Numbers of species		
		草滩 Grass flat	边滩 Bank of creek	潮沟底 Bottom of creek
面上群 GS	底上运动迟缓型 Slowly moving	9	5	0
	游泳型 Swimming	1	2	4
小计 Subtotal		10	7	4
面下群 GSB	穴居型 Caving	6	6	3
	底内型 Infauna	1	10	6
小计 Subtotal		7	16	9
总计 Total		17	23	13
GS/GSB		1.43	0.44	0.44

型底栖动物群落进行组间平均聚类法的系统聚类分析(Hierarchical Cluster)、群落的非量度多维标度(Nonmetric Multidimensional Scaling, MDS)的2维分析,得到系统聚类树枝图(图3)和2维非度量多位标度图(图4,其Stress值为0.03600, $S < 0.05$ 说明图形吻合极好)。

表3 各站位大型底栖动物群落生活类群和生活型的生物量分析表

Table 3 Life groups and life forms on biomass for the macrobenthic community at different sites

生活群 Life groups	生活类型 Life forms	生物量 Biomass (g/m ²)								
		草滩 Grass flat			边滩 Bank of creek			潮沟底 Bottom of creek		
		a	d	g	b	e	h	c	f	i
面上群 GS	底上运动迟缓型 Slow motion	6.67	15.07	17.17	1.52	3.55	4.36	0	0	0
	游泳型 Swimming	0	0	13.05	3.22	12.60	19.40	6.28	13.86	14.55
小计 Subtotal		6.67	15.07	30.22	4.74	16.15	23.76	6.28	13.86	14.55
面下群 GSB	穴居型 Caving	30.72	39.06	38.71	41.81	53.93	58.75	0	3.26	1.83
	底内型 Infauna	0	0	0	0.14	0.09	1.85	0.09	1.54	2.03
小计 Subtotal		30.72	39.06	38.71	41.94	54.02	60.60	0.09	4.80	3.86
总计 Total		37.39	54.13	66.93	46.68	70.17	84.36	6.37	18.66	18.41
GS/GSB		0.22	0.46	0.78	0.11	0.30	0.39	69.78	2.89	3.77

表4 各站位大型底栖动物4种多样性指数分析表

Table 4 Four indexes of the macrobenthic community at different sites

项目 Case	Margalef			Shannon-Wiener			Pielou			Simpson		
	1987	1992	1997	1987	1992	1997	1987	1992	1997	1987	1992	1997
草滩 Grass flat	1.09	1.47	1.37	1.27	1.62	1.57	0.71	0.78	0.76	0.39	0.26	0.31
边滩 Bank of creek	1.42	1.96	1.54	1.61	1.86	1.82	0.78	0.77	0.83	0.27	0.22	0.21
潮沟底 Bottom of creek	0.92	1.95	1.61	1.27	1.95	1.75	0.92	0.94	0.90	0.29	0.14	0.18

图3可以看出,通过以不同站位大型底栖动物群落结构物种密度四次方根数据为基础的系统聚类分析,可以将9个站位划分为3大类,潮沟底类、草滩类、边滩类,且草滩和边滩之间的差异比它们与潮沟底的差异要小。从图4可以看出,MDS排序图也支持聚类分析的结果,而且,更直观地显示了这3组之间的距离关系即相似程度情况。

3 讨论

3.1 群落结构

通过研究发现,围垦后潮沟从草滩到潮沟底大型底栖动物群落变化规律如下:腹足类主导的“腹足类、蟹类”群落 蟹类主导的“蟹类、腹足类、双壳类、多毛类”群落 “虾类、鱼类、多毛类”群落,其中主要优势物种生活型的变化情况是“运动缓慢型” “底下或穴居型” “游泳型、底下或穴居型”。种类和生活型组成和生活型类群比例的变化情况反映了围垦后潮沟大型底栖动物生态系列,这一生态系列反映了潮沟系列环境因子的梯度变化,因为种类和生活型组成和生活型类群比例的变化是大型底栖动物对潮沟生境适应的结果。

有研究表明^[7],潮沟断面中出现明显的动物群落分带现象,主要是由于水动力作用的差异,以及由此造成的沉积物特征和植被状况的不同所引起的。本研究中国垦后的潮沟由于潮水涌入和退却,从潮沟底到边滩上部,水动力强度逐渐减弱,沉积物颗粒大小由粗变细。草滩上由于经常不被水淹没,但能保持湿润,同时有互花米草的生长,所以草滩的环境比较稳定,使得运动缓慢型的腹足类能大量生存繁殖,蟹类有多种分布,同时由于沉积物底质较板结,不适宜多毛类的生存。潮沟底水动力强度大,较高的水流速度和改造作用使扰动增大,因而种类较少;同时潮沟底始终有水,其生活条件与时常露出水面的部分——边滩和草滩有较大的差别,所以底栖动物群落中游泳型种类占优势,另外常见种类是多毛类。边滩的水动力因素和沉积物特征介于两者之间,规律性的被水淹没和裸露,互花米草没有或者少有扩展到边滩,沉积物细小,表面常有一层泥浆,随裸露时间的延长而

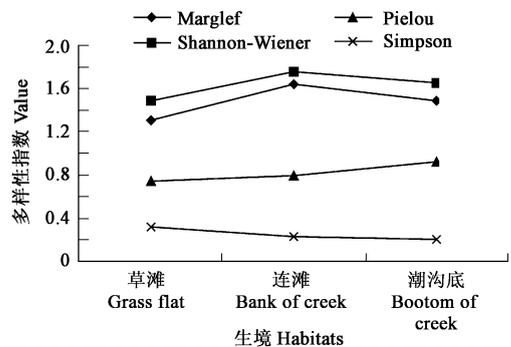


图2 不考虑围垦年份影响下潮沟不同生境大型底栖动物群落4种多样性指数

Fig 2 Four indexes of the macrobenthic communities in various habitats without regarding to the diked year

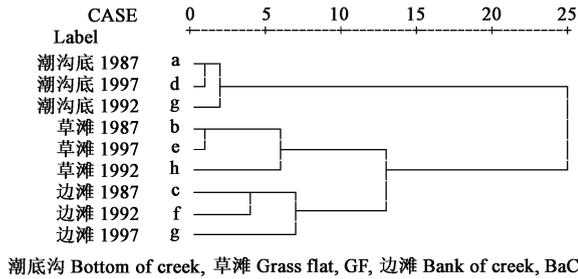


图 3 潮沟大型底栖动物群落系统聚类图

Fig 3 The hierarchical cluster dendrogram of macrobenthic communities

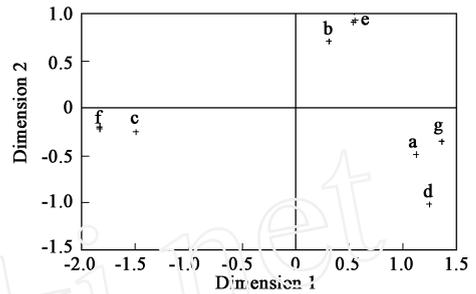


图 4 潮沟 9 个站位的大型底栖动物群落的二维非度量标度排序图

Fig 4 The 2-dimensional MDS ordinal configuration of the macrobenthic communities at 9 sites (Stress = 0.03600)

逐渐失水, 在表面以下 15cm 左右 (1997 年围垦潮沟例外, 泥浆

厚度可达 30cm 左右), 底质开始变硬, 但是比草滩上的硬度要小; 腹足类所占比例减少, 越靠近潮沟底部种类越少, 而且大多为个体小的种类, 因为大型种类更不容易在泥浆表面长时间停留以维持呼吸和取食; 瓣鳃纲种类比腹足类更适应这样的条件, 但是调查中只发现 3 种瓣鳃纲动物, 即缢蛏 (*S inovacula constricta*)、彩虹明樱蛤和焦河蓝蛤, 且密度均不是很大, 这情况与瓣鳃纲活动能力不强, 不容易通过养殖场阀门口的养殖场换水通道有关, 另外可能和蟹类的种类较多、密度较大, 给瓣鳃纲动物造成较大的生存压力有一定关系, 因为蟹类活动能力较强可以通过换水通道, 蟹类的优势物种是弧边沼潮和泥蟹, 密度均为 10 ind/m²左右。

3.2 密度和生物量

3 条潮沟大型底栖动物各站位 (草滩, 边滩和潮沟底) 密度, 以潮沟底密度最小, 这个结果与环境条件不稳定, 生物种类少有关, 特别是在 1987 年潮沟底, 定量研究中的物种数和密度数都是所有站位中最小的。3 条潮沟密度均表现为: 边滩 > 草滩 > 潮沟底。

3 条潮沟的生物量表现与密度相似: 边滩 > 草滩 > 潮沟底。主要原因是边滩上蟹类的密度比较高, 因为边滩生境中有少量的植被 (或者无), 比较适宜蟹类的生存, 且蟹类的生物量比较大; 草滩上的蟹类种类要少, 且密度也低, 尽管草滩上腹足类密度较边滩高, 但是腹足类生物 (大部分是短拟沼螺、尖锥拟蟹守螺等) 生物量和蟹类 (大部分是弧边沼潮) 的生物量相差很多, 所以草滩的生物量比边滩的小。

从表 3 可以看出, 随着围垦时间的增加, 同类站位的生物量的变化趋势大多是下降, 1992 年潮沟底的数据例外, 是与 1992 年潮沟底和 1997 年潮沟底的差别不是很大所引起的。1987 年潮沟的数据和其他 2 条潮沟的数据的差别更为明显, 而 1992 年潮沟和 1997 年潮沟数据是比较接近的。可以推断围垦后潮沟大型底栖动物的密度和生物量在大的时间尺度上是下降的, 且随着潮水影响的不断减弱以及植被的不断扩展, 大型底栖动物群落的结构也会发生较大的改变, 潮水影响的消失以及植被扩展的可能结果是使其向陆生化演变。这点与袁兴中等人的研究^[16]中滩涂围垦后的情况相类似, 但是, 他们研究的是围垦后滩涂, 围垦后潮水的影响就大大减少或消亡, 他们研究发现围垦 1~ 2a 后滩涂大型底栖动物群落就有了很大的差异。而本文研究的对象是围垦后还能规律性受潮水影响的潮沟, 发现其大型底栖动物群落的特征还是明显的滩涂水生特征, 且每条潮沟的相同站位的大型底栖动物群落在聚类分析时在比较小的距离就能合并为一组。由此也可以看出水文条件对滩涂湿地的重要作用。

3.3 生物多样性

M argalef 指数, 除了在 1987 年的潮沟有不同, 其他的两条潮沟表现均为, 潮沟底 > 边滩 > 草滩, 其原因是 1997 和 1992 年围垦潮沟中潮沟底取样获得的种类比较多, 分别为 8 种和 7 种, 而在 1987 年潮沟只获得了 4 种; 草滩的获得物种数分别是 8 种, 8 种和 6 种; 边滩获得的物种数分别是 9 种, 11 种和 8 种。

Shannon-W iener 指数的变化情况反映了生物多样性的变化情况是和环境的异质性密切相关的, 因为有理由相信生境的异质性所带来了生态位的分化。Shannon-W iener 指数在生态学上的意义可以这样理解: 种数一定的总体, 各种间数量越均匀, 多样性越高; 个体数均匀的总体, 种数越多多样性越高; 多样性可以分离成不同的部分, 即具有可加性, 为生物群落等级特征的多样性的测度提供可能^[13, 17, 18]。在本研究中, 3 条潮沟的 2 条 (1987 和 1997 年潮沟) 的 Shannon-W iener 指数草滩的最大, 草滩上生境的复杂化, 给大型的底栖动物提供了大量的生活空间, 使生态位多样化而引起的^[19, 20]。1992 潮沟的 Shannon-W iener 指数是潮沟底最高, 原因是定量取样时所采集的种类比较多 (达到 8 种), 且每种的数量都是比较少, 造成了潮沟底的 Shannon-W iener 指数比边滩的要高, 但是潮沟底的 Shannon-W iener 指数普遍比草滩高, 与围垦后草滩得到了很大的发展有关, 同时, 围垦年份也比较长, 由于植物根系发展等原因, 底质变得板结, 不适宜一些瓣鳃纲以及多毛纲物种生活, 如彩虹明樱

蛤、沙蚕等,而在潮沟底的生态位也是分化较多的,适宜游泳型生物,也有一些瓣鳃纲以及多毛纲物种,另外与采样的季节也有一定关系。不过,从定性采样获得种类数来说,草滩还是要比潮沟底的多。

另外,从 Pielou 均匀度和 Simpson 优势度来看,潮沟底的大型底栖动物群落结构最均匀,优势度指数也最小,草滩则是另一端,边滩居中。原因是潮沟底物种密度均很小,草滩腹足类密度上占优势,边滩腹足类和蟹类种类 4~5 种密度占优势。

3.4 生境分化以及群落聚类和排序分析

目前,聚类分析方法在群落生态研究中常被采用。本文采用的是将密度原始数据 4 次开方,减少其中个别优势物种对整个群落影响的权重,然后利用欧氏距离来进行组间平均聚类,这样的方法很适合利用软件分析,也符合统计运算的一般要求,对于差异较大的样本群尤其适宜。MDS 也被认为是最好的排序技术之一,它用于分析不同样方群落结构的距离关系(即相似性)十分适宜,直观地将群落标于多维坐标中,特别适合连续梯度变化的群落关系分析。

聚类的结果表明,潮沟的 3 个站位生境有明显的分化,大型底栖动物群落又可以分为三大类:即潮沟底类、边滩类、草滩类,这样的结果比较符合潮沟生境分层的现象。造成生境分化的原因主要是水文条件、植被条件以及底质等因素。

但是,从 MDS 排序图来看,潮沟各站点的大型底栖动物群落距离表现各有不同。原因是:1987 年潮沟由于多年的利用以及泥沙淤积,潮沟的深度和宽度比其他 2 条潮沟小,草滩上的植被最为茂盛,且草滩上能被潮水覆盖的时间不多,只有在天文大潮的几天能被潮水淹没,边滩较窄且比较陡,潮沟底窄,水动力作用强,沟底沉积物的颗粒较粗大;1997 年潮沟由于围垦年份不长,潮沟两边草滩发育不充分,有裸露的光滩,而且比较容易被潮水淹没,潮沟的深度和宽度均较大,边滩坡度较小,潮沟底宽,水动力作用相对较小,沉积物的颗粒细小;1992 年潮沟条件介于 1987 年潮沟和 1997 年潮沟之间。

通过以上分析可以推测:在刚被围垦的潮沟的草滩上,由于有部分光滩,又有草地,植株地下部分的存在及根丛结构复杂,增加了表层环境结构异质性^[21,22],形成了比较复杂的生境结构以及多种生态位的分化,同时潮水的影响还是很大,加上底质的原因,甲壳类动物在草滩上的生活条件还不是很好,所以,运动缓慢型种类的密度是最大的;随着围垦年份的延长,潮沟草滩上甲壳类动物得到发展,使得腹足类动物种类、数量有所下降,在围垦 10a 左右潮沟(1992 年潮沟)的草滩上定量取样得到的物种数量最多,这也暗示了前面推测可能是成立的。围垦 15a 潮沟上(1987 年潮沟)的草滩发育很完全,而且开始向边滩发展,使得边滩和草滩之间的差异更加缩小,且植被稳定后动物种群的种类数量也下降了,这时生态位分化已不如植被扩张时丰富。

1987、1992、1997 年围垦潮沟的 3 个草滩大型底栖动物群落(a, d, g)的距离较大,而且 1987 年潮沟的草滩(a)和边滩(b)的距离也比较小,1992 年草滩(d)的植被发展程度在 1987 年潮沟和 1992 年潮沟之间,生境类型多,生态位分化程度高,所以其大型底栖动物群落在排序的一个端点上。1997 和 1992 潮沟的边滩(e, h)因为环境条件相似程度很高,取得的群落物种种类以及数量十分相似,所以距离很小,在另一个端点上。潮沟底的 3 个站点(c, f, i),尽管群落的物种组成上存在一定差异,但是,3 个站点的大部分种类是相同的,且共有物种的密度在各群落均占优势,所以这 3 个站点的群落距离还是很小,且与草滩和边滩的差异都是很大,这些都在 MDS 排序图上表现出来。

3.5 围垦对潮沟大型底栖动物的影响

通过研究分析,可以发现围垦后潮沟大型底栖动物群落的物种组成、分布、生物量、多样性以及群落结构变化方面的一些规律。围垦对潮沟大型底栖动物的影响,有以下几个方面:

(1) 围垦后,使得泥沙沉积加快,潮水水位的降低又促使地势抬高,使得潮水水位相对来说更加的低,形成一个自加速过程,这样就改变了沉积物的性质,也就对底栖动物的群落结构等造成影响。在研究中围垦 5a、10a、15a 后的 3 条潮沟的宽度深度都有差别,且表现为随围垦年份的增加,潮沟的规模逐渐缩小,这样也改变了水文条件,从而影响了物种的分布、密度、多样性,引起群落结构的变化。

(2) 围垦后,由于水文环境的变化以及沉积物特征的变化,使得植被(本研究中主要是互花米草)得到很大的发展,植物具有很强大的改造环境的能力,它们增加了环境的异质性,分化了很多生态位,改变了景观,使得大型底栖动物群落的结构也随之发生了变化^[24]。本研究中,随着围垦年份的增加,互花米草逐渐扩展到了边滩,逐步的缩小了边滩和草滩的环境差异,从而使得草滩和边滩的群落结构的差异也缩小了。

(3) 围垦后,人为的干扰开始发挥越来越大的作用。特别是水产养殖场投入使用后,潮沟两侧的进出水通道水流的侵蚀以及人工开挖,将潮沟平台切开,形成了一个斑块。因为潮沟是重要的生态过渡带,是某些物种的景观通道,起到维持滩涂湿地生物多样性的作用^[7],所以养殖场的进出水通道会影响大型底栖动物的迁移,特别是有可能破坏从潮沟口外的滩涂和潮沟边滩、草滩的大型底栖动物迁移的景观通道,瓣鳃纲等运动能力弱的底栖动物受到的影响相对更大。

References

[1] Baretla J, Ruardij P. *Tidal Flat Estuaries*. New York: Springer verlag, 1988. 9~38

- [2] Keuerhas P, Murray JW. Tidal flat at boundary bay, Fraser River Delta, British Columbia. *Bull. Can. Petrol. Geol.*, 1969, **17**: 67~91.
- [3] Likens G E, Bomann F H. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystem. *Bio Science*, 1974, **24**: 447~ 456
- [4] Naiman R J, Decamps H. *The Ecology and management of Aquaticterrestrial Ecotones*. Paris: UNESCO (Paris) and The Parthenon Publishing Group, 1990. 316
- [5] Nailek J H E. *Tidal Flat-sedimentary and Biotic District*. Translated by Wang S S, Chen C M. Beijing: Science Press, 1988. 97~ 137.
- [6] Levin L A, Hewitt J. Macrobenthos of *Spartina foliosa* (Pacific Cordgrass) salt marshes in Southern California: community structure and comparison to a *Pacific mudflat* and a *Spartina Alterniflora* (Atlantic Smooth Cordgrass). *Estuaries*, 1998, **21**: 129~ 144
- [7] Yuan X Z, Lu J J. Preliminary Study on macrobenthic community of the creek in the tidal flat of the Changjiang estuary. *Zoological Research*, 2001, **22**(3): 211~ 215
- [8] Xu Z M. Sedimentation in eastern beach of Chongming Island. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 1985, **16**(3): 232~ 238
- [9] Day J W, Hall C A S, Kemp W M, et al. *Estuarine Ecology*. New York: Wiley Interscience, 1989. 339~ 376
- [10] Fan H Q, He B Y, Wei S Q. Influences of sand dune movement within the coastal mangrove stands on the macrobenthos *in situ*. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, **20**(5): 722~ 727.
- [11] Yang D J, Wang Y L, Ma X T. *Oceanic Invertebrates in North China*. Beijing: Higher Educational Press, 1996. 503~ 506
- [12] Ma K P, Liu Y M. Methods of measure the bio-communities biodiversity I. α diversity (II). *Chinese Biodiversity*, 1994, **2**(4): 231~ 239
- [13] Ma K P. Measurement of biodiversity. In: Qian Y Q, Ma K Q. *Principle and Methods of Biodiversity Studies*. Beijing: Chinese Scientific & Technological Press, 1994. 141~ 165
- [14] Pielou E C. *Ecological Diversity*. New York: John Wiley, 1975. 16~ 51.
- [15] Ma Z Y, Liu H, Wang H Q, et al. Multivariate analysis of community structure on macrobenthos. *China Environmental Science*, 1997, **17**(4): 297~ 230
- [16] Yuan X Z, Lu J J. Influence of diking on the benthic macro-invertebrate community structure and diversity in the south bank of the Changjiang Estuary. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(10): 1642~ 1647.
- [17] Kvalseth T O. Note on biological diversity, evenness, and homogeneity measures. *Oikos*, 1991, **62**(1): 123~ 127.
- [18] Magurran A E. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Sydney: Croom Helm, 1988. 7~ 46
- [19] Bell S S, Watzin M C, Coull B C. Sogenic structure and its effect on the spatial heterogeneity of macrofauna in a salt marsh. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 1978, **35**: 99~ 107.
- [20] Webster P J, Rowden A A, Attrill M J. Effect of shoot density on the infaunal macroinvertebrate community within a *Zostera Marina* seagrass bed. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1998, **47**: 351~ 357.
- [21] Capehart A A, Hackney C. The potential role of roots and rhizomes in structuring salt marsh benthic communities. *Estuaries*, 1989, **12**: 119~ 122
- [22] Heck K L Jr, Westone G S. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *Journal of Biogeography*, 1977, **4**: 135~ 142
- [23] Li H M, Cai L Z, Lin L Z, et al. Using Hierarchical Clustering and Non-metric MDS to Explore Spatio-temporal Variation of Benthic Community at Intertidal in Shenzhen Bay. *Journal of Xiamen University (Natural Science)*, 2001, **40**(3): 735~ 740
- [24] Lu J J. *Estuary ecology*. Beijing: Ocean Press, 2003. 195

参考文献:

- [5] 赖内克 J H E, 汪寿松, 陈昌明, 译. 潮坪——沉积区和生物区. 北京: 科学出版社, 1998. 97~ 137.
- [7] 袁兴中, 陆健健. 长江口潮沟大型底栖动物群落的初步研究. *动物学研究*, 2001, **22**(3): 211~ 215
- [8] 徐志明. 崇明岛东部潮滩沉积. *海洋与湖沼*, 1985, **16**(3): 232~ 238
- [10] 范航清, 何斌源, 韦受庆. 海岸红树林地沙丘移动对林内大型底栖动物的影响. *生态学报*, 2000, **20**(5): 722~ 727.
- [11] 杨德渐, 王永良, 马绣同. *中国北部海洋无脊椎动物*. 北京: 高等教育出版社, 1996. 503~ 506
- [12] 马克平, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法 I. α 多样性的测度方法(下). *生物多样性*, 1994, **2**(4): 231~ 239
- [13] 马克平. 生物多样性的测度方法. 见: 钱迎倩, 马克平. *生物多样性研究的原理与方法*. 北京: 中国科学技术出版社, 1994. 141~ 165
- [15] 马藏允, 刘海, 王惠卿, 等. 底栖生物群落结构变化多元变量统计分析. *中国环境科学*, 1997, **17**(4): 297~ 230
- [16] 袁兴中, 陆健健. 围垦对长江口南岸底栖动物群落结构及多样性的影响. *生态学报*, 2001, **21**(10): 1642~ 1647.
- [23] 厉红梅, 蔡立哲, 林丽珠, 等. 深圳湾潮间带底栖动物群落结构的等级聚类与非度量多维标度排序. *厦门大学学报(自然科学版)*, 2001, **40**(3): 735~ 740
- [24] 陆健健. *河口生态学*. 北京: 海洋出版社, 2003. 195