

牡蛎壳人工礁对多毛纲底栖动物 群落结构的影响*

徐勤增^{1,2} 许强¹ 张立斌¹ 张涛¹ 杨红生¹

(1. 中国科学院海洋研究所 青岛 266071; 2. 中国科学院大学 北京 100049)

摘要 采用功能群及多元统计方法,对山东荣成俚岛湾牡蛎壳人工增殖礁礁区与毗连非礁区底质中多毛纲动物群落结构进行对比研究,评估了牡蛎壳人工礁对多毛纲底栖动物群落结构的影响。结果表明,人工礁区与非礁区共采集19科39种多毛纲动物,按食性分为植食性、沉积食性和肉食性三大功能群。礁区肉食性多毛纲动物栖息密度高于非礁区,可能与人工礁礁体底栖多毛纲动物引起的边缘效应有关。多维尺度分析MDS、相似度分析ANOSIM以及多因素方差分析(PERMANOVA)结果表明,礁区同非礁区多毛纲动物群落结构差异不显著,这可能与牡蛎壳人工礁单体体积较小,对近底层水体及底质理化环境的影响较小有关。综上所述,牡蛎壳人工礁在较小时间尺度内(1—2年)对底栖环境无显著影响。

关键词 牡蛎壳人工礁;多毛纲动物;功能群;群落结构

中图分类号 Q958

多毛纲底栖生物在海洋大型底栖生物中出现频率最高,数量最多,多样性也较高,是海洋食物链中不可或缺的重要一环(类彦立等,2008),同时也是重要的环境指示生物之一,如小头虫科、丝鳃虫科等种类对环境变化反应敏感,常作为环境变化的指示种(Dean,2008)。多毛纲环节动物已经较广泛的应用于近海海洋环境健康评价等工作(Giangrande *et al.*,2005;纪莹璐等,2011)。

刺参因其营养价值和保健作用极高,名列“海产八珍”之一,也是我国目前海水养殖产业中单一产值最大的物种。近海底播增养殖是刺参重要的养殖模式。在该增养殖模式中常投放石块、水泥预制材料等人工礁体为刺参营造适宜的栖息生境(Chen,2003;王吉桥等,2008;Zhang *et al.*,2011)。近年来,利用废旧牡蛎壳装包造礁增殖刺参的工作刚刚兴起,该类型礁体内部空间丰富,附着天然饵料量大,能够为刺

参提供充足的栖息场所和饵料来源,且能实现废物利用(张立斌,2010)¹⁾,但礁体对邻近底质底栖生物和底栖生态系统的影响尚缺少科学评估。

本文以多毛纲底栖生物群落为研究对象,通过对比分析山东威海荣成海域牡蛎壳人工礁礁区未被礁体覆盖的软泥底质与邻近非礁区软泥底质中多毛类不同科生物量及栖息密度的异同,分析两区域多毛类不同食性功能群栖息密度的差异,同时通过多元统计软件分析两区域多毛类群落结构的差异,揭示牡蛎壳人工礁对多毛纲底栖生物群落的影响,以期评估牡蛎壳人工礁对底栖生态环境的影响。

1 材料与方法

1.1 采样时间及地点

牡蛎壳人工礁区位于山东荣成俚岛湾,礁体于2009年7—9月间投放,牡蛎壳经装包后利用专门投

* 国家海洋公益性行业科研专项,201305043号,201205023号;国家自然科学基金项目,40906071号;南通市科技计划项目,HL2011018号;中国科学院院地合作项目,Y12319101L号。徐勤增,博士研究生,E-mail:xqz08@163.com

1) 张立斌,2010.几种典型海域生境增养殖设施研制与应用.北京(青岛):中国科学院研究生院(海洋研究所)博士学位论文,1—98

通讯作者:杨红生,研究员,E-mail:hshyang@qdio.ac.cn

收稿日期:2012-08-27,收修改稿日期:2012-11-16

放船只投放到目标海区(图 1)。旁扫声纳图像显示, 牡蛎壳包堆放形成单体礁, 单体礁布局规则, 间距为 2m 左右。

采样时间选为礁体投放 1 年后的 2010 年 9 月—2011 年 5 月。由于实验区为海带养殖筏架区域, 海带养殖后期(6 月)碎屑释放量高, 7—8 月份海带收割后海底脱落的海带腐烂也会大量释放有机碎屑。为避免海带有机碎屑沉积对人工礁体效应的干扰, 采样时间避开 6—8 月份。在牡蛎壳人工礁区单体礁间未被礁体覆盖的软泥底质区域及邻近非礁区共设置 6 个站位, 每两个月采集一次大型底栖生物。

底泥样品用 0.025m^2 Lenz 采泥器采集, 每个站位连续采集三次, 用孔径为 0.5mm 的筛网对样品进行筛选。筛网截留物全部置于光口塑料瓶, 现场用 5% 福尔马林溶液进行固定, 1% 虎红试剂染色。样品带回实验室后对混合样品进行分选、分类鉴定, 尽量鉴定到种, 按照种类分别计数并称量湿重。

1.2 数据处理

每种个体数和湿重分别换算为单位面积的栖息密度(ind/m²)和生物量(g/m²)。根据物种名录及分类系统, 统计礁区及非礁区多毛纲环节动物科级分类阶层的平均栖息密度及生物量。

1.2.1 区域群落结构差异分析

全年每种栖息密度数据经平方根转化后计算采样站位间 Bray-Curtis 相似性指数, 在此基础上进行非度量多维尺度分析(multidimensional scale analysis, MDS)及单因素相似性分析(analysis of similarities multivariate analyses, ANOSIM), 分析礁区及非礁区多毛类群落差异。MDS 结果的可信程度通常通过压力系数 stress 确定, 当 stress<0.05 时, 表明对数据的分析程度非常好, 结果具有较高的代表性; stress<0.1 时, 表明分析程度较好, 其结果良好; stress<0.2 为分析程度一般, 其结果具有一定参考价值; stress>0.3 为分析程度较差, 其结果不具备参考价值(Clarke *et al.*, 2001)。

采用多因素方差分析(PERMANOVA)方法分析礁区及非礁区多毛纲群落结构差异。由于数据不呈标

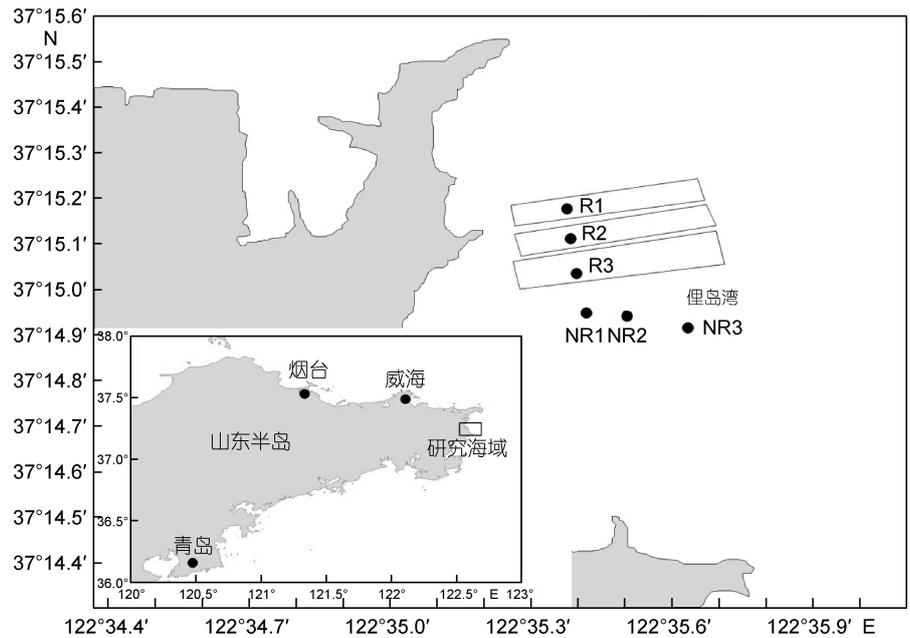


图 1 牡蛎壳海珍礁礁区(实心框区域, R1, R2, R3)及毗连非礁区(NR1, NR2, NR3) 采样站位图

Fig.1 The sampling stations of reef (R1, R2, R3) and non-reef (NR1, NR2, NR3) in the artificial oyster shell reef and nearby area

准正态分布, 所以采用 Mante Carlo 检验计算 P 值。因子分别为: 区域(area, 礁区及非礁区 2 个水平), 时间(time, 采样时间, 5 个水平)及站位(station, 采样站位, 与区域因子嵌套, 6 个水平)。

使用 PRIMER v6.0 及 PERMANOVA package 软件进行上述分析。

1.2.2 区域功能群差异分析

多毛纲按食性可分为肉食性(carnivore)、沉积食性(deposit feeding, 包括表层沉积物及穴居底层沉积食性)、滤食性(filter feeding)、植食性(herbivore)及杂食性(omnivory); 按摄食运动方式可分为: 运动型、间歇运动型及固着性, 按口腔结构及食物摄取方式可分为: 大顎型、触须型及其它类型(如口咽型)(Fauchald *et al.*, 1979; Domínguez Castanedo *et al.*, 2012)。本研究按照食性进行功能群划分。由于实验海域不存在滤食性多毛纲动物, 样品整体划分为植食性、肉食性及沉积食性, 比较其在礁区及非礁区的栖息密度差异。

2 结果

2.1 礁区及非礁区多毛纲各科平均栖息密度及生物量变动

实验期间礁区及非礁区共采集到 19 科 39 种多毛纲, 其中锥头虫科 5 种、丝鳃虫科 4 种、叶须虫科 4

种、裂虫科 3 种及索沙蚕科 3 种, 其它科种类均小于 3 种。仅在礁区出现的种类有鳞沙蚕科、异毛虫科及花索沙蚕科等(表 1)。

礁区及非礁区优势种相同, 均为索沙蚕科长叶尖索沙蚕(*Scoletoma longifolia*)、丝鳃虫科刚鳃虫(*Chaetozone setosa*)、细丝鳃虫(*Cirratulus filiformis*)。小头虫科背蚓虫(*Notomastus latericeus*)、沙蚕科长须沙蚕(*Nereis longior*)以及锥头虫科长锥虫(*Haploscoloplos elongatus*)在两区域出现率也较高。

多毛类栖息密度两区域相近, 索沙蚕科、丝鳃虫科、小头虫科及锥头虫科栖息密度较大。肉食性多毛类除白毛虫科外, 其它科栖息密度礁区均大于非礁区(表 1), 其中沙蚕科(长须沙蚕)礁区栖息密度明显大于非礁区。

礁区多毛类生物量大于非礁区, 其中沉积食性及肉食性多毛类礁区生物量大于非礁区。索沙蚕科生物量最大, 礁区同非礁区平均为 9.34g/m^2 及 12.39g/m^2 。由于在 5 月份采集到个体较重的澳洲磷沙

蚕, 导致鳞沙蚕科生物量较大(1.99g/m^2)。礁区丝鳃虫科生物量稍大于非礁区, 其它科多毛类两区域生物量均较低, 采样期间总体平均值均小于 1g/m^2 (表 1)。

2.2 不同食性功能群时间变化

沉积食性多毛纲动物栖息密度均低于 800ind/m^2 , 9 月至 3 月期间礁区平均栖息密度大于非礁区(图 2)。

采样期间植食性多毛纲动物栖息密度变动较小, 各月份均处于 2000ind/m^2 左右, 礁区平均栖息密度均大于非礁区。

相对其它功能群, 肉食性多毛类栖息密度较低, 采样期间礁区平均栖息密度均大于非礁区。长须沙蚕(沙蚕科)为引起差异的主要种类, 礁区平均为 26.17ind/m^2 , 非礁区为 6.42ind/m^2 (表 1)。

总体来看, 礁区三类功能群栖息密度要高于非礁区, 但该差异在统计学上未达显著水平。

2.3 礁区及非礁区群落结构差异

多因素方差分析(PERMANOVA)结果显示, 礁区及非礁区多毛纲群落结构差异显著($P=0.0323$), 但 F

表 1 多毛纲礁区及非礁区各科栖息密度及生物量
Tab.1 The abundance and biomass of Polychaeta in reef and non-reef areas in each family

| 科名 | 拉丁名 | 种数 | 食性 | 栖息密度(ind/m ²) | | 生物量(g/m ²) | |
|-------|------------------|----|-----|---------------------------|---------|------------------------|-------|
| | | | | 礁区 | 非礁区 | 礁区 | 非礁区 |
| 双带虫科 | Ampharetidae | 2 | 沉积物 | 5.93 | 0.99 | 0.15 | 0.02 |
| 鳞沙蚕科 | Aphroditidae | 1 | 沉积物 | 1.48 | 0.00 | 1.99 | 0.00 |
| 小头虫科 | Capitellidae | 2 | 沉积物 | 69.63 | 50.62 | 0.33 | 0.25 |
| 丝鳃虫科 | Cirratulidae | 4 | 沉积物 | 488.40 | 407.65 | 1.42 | 0.90 |
| 竹节虫科 | Maldanidae | 2 | 沉积物 | 0.99 | 5.19 | 0.00 | 0.06 |
| 锥头虫科 | Orbiniidae | 5 | 沉积物 | 74.57 | 40.49 | 0.08 | 0.17 |
| 异毛虫科 | Paraonidae | 1 | 沉积物 | 0.99 | 0.00 | 0.02 | 0.00 |
| 蛭龙介科 | Terebellidae | 1 | 沉积物 | 6.91 | 5.19 | 0.53 | 0.19 |
| 毛鳃虫科 | Trichobranchidae | 1 | 沉积物 | 15.80 | 0.00 | 0.25 | 0.00 |
| 花索沙蚕科 | Arabellidae | 1 | 肉食性 | 1.48 | 0.00 | 0.22 | 0.00 |
| 吻沙蚕科 | Glyceridae | 2 | 肉食性 | 11.36 | 1.48 | 0.17 | 0.09 |
| 齿吻沙蚕科 | Nephtyidae | 2 | 肉食性 | 2.96 | 1.48 | 0.03 | 0.00 |
| 沙蚕科 | Nereididae | 1 | 肉食性 | 26.17 | 6.42 | 0.70 | 0.75 |
| 叶须虫科 | Phyllodocidae | 4 | 肉食性 | 7.41 | 2.22 | 0.08 | 0.09 |
| 白毛虫科 | Pilargidae | 1 | 肉食性 | 2.47 | 6.91 | 0.01 | 0.02 |
| 多鳞虫科 | Polynoidae | 1 | 肉食性 | 8.89 | 7.41 | 0.08 | 0.02 |
| 裂虫科 | Syllidae | 3 | 肉食性 | 4.44 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 索沙蚕科 | Lumbrineridae | 3 | 植食性 | 2056.79 | 1855.80 | 9.34 | 12.39 |
| 欧努菲虫科 | Onuphidae | 2 | 植食性 | 7.41 | 5.68 | 0.32 | 1.36 |
| 汇总 | | | | 2794.07 | 2397.53 | 15.73 | 16.32 |
| 沉积食性 | | | | 664.69 | 510.12 | 4.78 | 1.60 |
| 肉食性 | | | | 65.19 | 25.93 | 1.29 | 0.98 |
| 植食性 | | | | 2064.20 | 1861.48 | 9.66 | 13.74 |

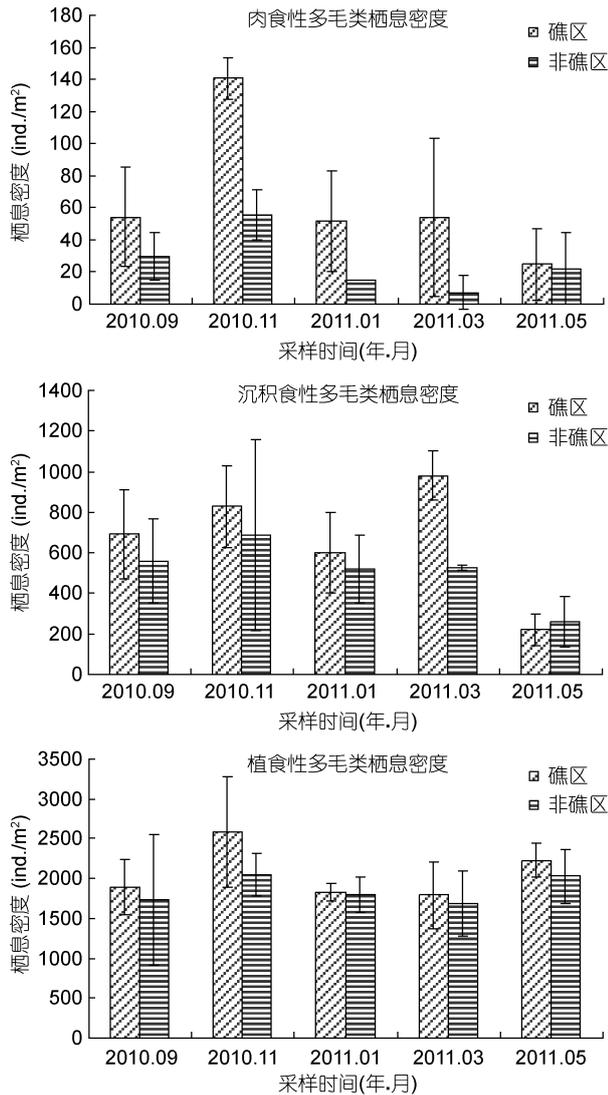


图2 礁区及非礁区植食性、肉食性及沉积食性多毛纲环节动物栖息密度

Fig.2 The abundance of herbivore, carnivore and deposit-feeders polychaeta in reef and non-reef area

值较低($Pseudo-F=2.8455$)。多毛纲在采样站位与时间交互上群落结构差异显著($P=0.0003$, 表 2)。多毛纲动

物群落在时间因素上差异显著, 表明两区域多毛纲群落结构具有明显的季节变化($P=0.0001$)。

三维 MDS 图压力系数 stress 为 0.14(图 3), 表明结果具有一定的参考价值, 其结果显示两区域多毛类群落结构差异不显著。ANOSIM 分析结果显示, 礁区同非礁区差异不显著(Global $R=0.041$, $P=0.043$), 这与 MDS 结果吻合。

虽然 PREMANOVA 结果显示礁区及非礁区多毛类群落结构差异显著, 但综合 MDS 排序及 ANOSIM 分析结果, 两区域多毛类群落结构虽有差异, 但未达到显著水平。

3 讨论

3.1 多毛类动物食性与饵料来源的关系

本研究结果显示, 礁区与非礁区多毛类动物以沉积食性和植食性种类为主, 主要原因为实验海域处于传统的海带筏式养殖区。海带养殖产生的有机质沉降为底栖多毛类动物提供了丰富的饵料来源。据研究, 筏式养殖海带可通过藻体脱落、断裂以及末梢组织腐烂释放有机碎屑, 三种方式释放的碳量分别占 4.2%、4.3%及 91.5% (Zhang *et al*, 2012), 海带碎屑输入决定了礁区和非礁区底泥中多毛纲动物的主要分布种类。沉积食性多毛类群落优势种有丝鳃虫科刚鳃虫(*C. setosa*)、丝鳃虫(*C. cirratus*), 两者均为为典型的机会物种(opportunistic species), 该类生物可在短期内利用适宜环境快速繁殖并形成优势种群, 具有个体小, 繁殖能力强, 世代更新快的特点(蔡立哲, 2003; 张莹等, 2012)。刚鳃虫、丝鳃虫属于丝鳃虫科, 与小头虫科、海稚虫科同属于机会种类, 大量存在于有机质丰富的环境中 (Olgard *et al*, 1995)。以上几类机会种的存在表明实验区域底质有机质含量较为丰富。

植食性多毛类主要种类为索沙蚕科长叶尖索沙蚕(*S. longifolia*), 该种为中国、日本近岸常见的优势

表 2 采样期间多毛纲多因素方差分析结果
Tab.2 The results of PERMANOVA based on the abundance Polychaeta in reef and non-reef areas

| 源数据 | 自由度 <i>df</i> | 平方和 <i>SS</i> | 均方和 <i>MS</i> | <i>Pseudo-F</i> | <i>P</i> (<i>MC</i>) | Unique perms |
|-------|---------------|---------------|---------------|-----------------|------------------------|--------------|
| 区域 | 1 | 1165.2 | 1165.2 | 2.8455 | 0.0323 | 2468 |
| 时间 | 4 | 22536 | 5634.1 | 4.8974 | 0.0001 | 9945 |
| 站位 | 5 | 1913.2 | 382.63 | 0.68775 | 0.8581 | 9900 |
| 区域×时间 | 4 | 5273.6 | 1318.4 | 1.1539 | 0.3292 | 9924 |
| 站位×时间 | 11 | 12415 | 1128.7 | 2.0287 | 0.0003 | 9876 |
| 残差 | 41 | 22810 | 556.35 | | | |
| 总数 | 66 | 73182 | | | | |

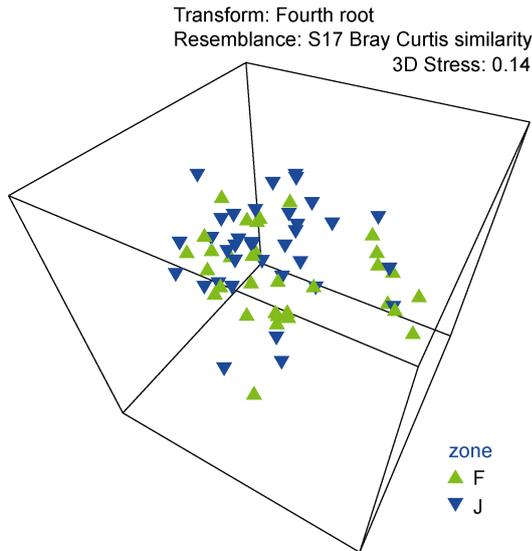


图3 礁区(J)及非礁区(F)多毛纲动物 MDS 标序图

Fig.3 The MDS plot of Polychaeta in reef (J) and non-reef (F) areas

种(蔡文倩, 2010¹⁾; Kodama *et al.*, 2012), 在青岛近海及桑沟湾分布较多(Zhang *et al.*, 2009; 王洪法等, 2011)。据研究资料表明, 索沙蚕科主要以海藻碎片为食(Fauchald *et al.*, 1979; Domínguez Castanedo *et al.*, 2012), 本研究区域海带养殖脱落的藻体碎片丰富, 造成了该种类栖息密度在礁区及非礁区所占比重均较大。

3.2 礁区与毗连非礁区多毛类动物群落结构的差异

对比分析礁区与非礁区多毛类动物群落结构特征发现, 二者存在差异, 但未达到统计学显著水平, 表明牡蛎壳人工礁总体上对邻近底栖多毛纲生物群落影响较小。人工礁体投放后首先会影响底层水流、底质粒径、有机质含量等理化因素, 进而影响邻近底栖生物群落。牡蛎壳人工礁体主要以增殖刺参为主要目的, 在海底的高度较低, 因此对近底层水体及底质理化环境的影响较小, 笔者同时对礁区及非礁区底质有机质含量、有机碳及有机氮含量指标的监测结果也未见显著差异, 这也许能在一定程度上揭示两区域多毛纲生物群落结构无显著差异的原因。

针对不同食性功能群的分析结果显示, 礁区底质中具有相对独特的多毛类物种组成。沉积食性的鳞沙蚕科、异毛虫科和肉食性的花索沙蚕科是仅存在于牡蛎壳人工礁区的独特种类, 礁区同时具有较多的

肉食性种类。该现象可能与栖息于礁体上的底栖生物引起的边缘效应有关。边缘效应又称光晕效应(haloes), 是指自然礁体或者人工礁体上栖息的生物群落影响礁周小范围底质区域底栖生物群落结构的现象(Barros, 2005; Langlois *et al.*, 2006)。礁体投放海底后, 礁体上逐步形成的底栖生物群落会明显区别于邻近软泥底质底栖生物群落, 加之礁体诱集鱼类等游泳生物的摄食活动同时也会对周围软泥底质底栖生物群落结构施加影响。大部分研究表明边缘效应能够增加邻近底栖生物(infauna)的栖息密度(Davis *et al.*, 1982; Ambrose *et al.*, 1990; Posey *et al.*, 1994; Barros *et al.*, 2001; Langlois *et al.*, 2005)。上述仅在礁区出现的几类多毛纲动物可能来源于牡蛎壳礁体上生活的底栖生物群落, 如磷沙蚕科个体较大, 活动性较强, 其活动范围很可能延伸至礁体邻近海底区域。

综上所述, 本研究表明牡蛎壳人工礁区同非礁区底质多毛纲群落结构差异不显著, 这可能与牡蛎壳单体礁体体积较小, 在海底高度较低, 对沉积物有机质、底层流影响较弱有关。礁区底质中具有相对独特的多毛类物种组成。沉积食性的鳞沙蚕科、异毛虫科和肉食性的花索沙蚕科是仅存在于牡蛎壳人工礁区的独特种类, 礁区同时具有较多的肉食性种类。该现象可能与栖息于礁体上的底栖生物引起的边缘效应有关。通过多毛纲环境指示生物研究综合分析结果表明, 牡蛎壳人工礁牡蛎壳人工礁在实验期间对底栖环境影响不显著, 该礁体在较小时间尺度内(1—2年)对底栖环境无显著影响。

参 考 文 献

- 王吉桥, 张俊涛, 姜玉声等, 2008. 礁石堆密度对仿刺参幼参生长和存活的影响. 渔业现代化, 35(06): 40—43
- 王洪法, 李新正, 王金宝等, 2011. 青岛近海浒苔暴发期大型底栖动物群落的生态研究. 海洋科学, 35(5): 10—18
- 纪莹璐, 拓宁, 刘志强等, 2011. 我国沿海多毛类研究的现状. 水产科学, 31(5): 306—310
- 张莹, 刘元进, 张英等, 2012. 莱州湾多毛类底栖动物生态特征及其对环境变化的响应. 生态学杂志, 31(4): 888—895
- 类彦立, 孙瑞平, 2008. 黄海多毛环节动物多样性及区系的初步研究. 海洋科学, 43(04): 40—51
- 蔡立哲, 2003. 大型底栖动物污染指数(MPI). 环境科学学报, 23(5): 625—629

1) 蔡文倩, 2010. 中国海索沙蚕科分类学和动物地理学研究. 北京(青岛): 中国科学院研究生院(海洋研究所)硕士学位论文, 1—85

- Ambrose R, Anderson T, 1990. Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine Biology*, 107(1): 41—52
- Barros F, Underwood A, Lindegarth M, 2001. The influence of rocky reefs on structure of benthic macrofauna in nearby soft-sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(2): 191—199
- Barros F, 2005. Evaluating the importance of predation on subtidal benthic assemblages in sandy habitats around rocky reefs. *Acta Oecologica*, 27(3): 211—223
- Chen J, 2003. Overview of sea cucumber farming and sea ranching practices in China. *SPC beche-de-mer Information Bulletin*, 18: 18—23
- Clarke K R, Warwick R M, 2001. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation 2nd edition. *PRIMER-E*: Plymouth, 1—172
- Davis N, VanBlaricom G, Dayton P, 1982. Man-made structures on marine sediments: effects on adjacent benthic communities. *Marine Biology*, 70(3): 295—303
- Dean H K, 2008. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biología Tropical*, 56(S4): 11—38
- Domínguez Castanedo N, Hernández Alcántara P, Solís-Weiss V *et al*, 2012. Distribution of polychaete feeding guilds in sedimentary environments of the Campeche Bank, Southern Gulf of Mexico. *Helgoland Marine Research*, 66(4): 469—478
- Fauchald K, Jumars P A, 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, (17): 193—284
- Giangrande A, Licciano M, Musco L, 2005. Polychaetes as environmental indicators revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 50(11): 1153—1162
- Kodama K, Lee J-H, Oyama M *et al*, 2012. Disturbance of benthic macrofauna in relation to hypoxia and organic enrichment in a eutrophic coastal bay. *Marine Environmental Research*, 76(S1): 80—89
- Langlois T J, Anderson M J, Babcock R C, 2005. Reef-associated predators influence adjacent soft-sediment communities. *Ecology*, 86(6): 1508—1519
- Langlois T J, Anderson M J, Babcock R C, 2006. Inconsistent effects of reefs on different size classes of macrofauna in adjacent sand habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 334(2): 269—282
- Olsgard F, Gray J, 1995. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 122(1): 277—306
- Posey M, Ambrose W, 1994. Effects of proximity to an offshore hard-bottom reef on infaunal abundances. *Marine Biology*, 118(4): 745—753
- Zhang J, Fang J, Wang W *et al*, 2012. Growth and loss of mariculture kelp *Saccharina japonica* in Sungo Bay, China. *Journal of Applied Phycology*, 24(5): 1—8
- Zhang J, Hansen P K, Fang J *et al*, 2009. Assessment of the local environmental impact of intensive marine shellfish and seaweed farming——Application of the MOM system in the Sungo Bay, China. *Aquaculture*, 287(3—4): 304—310
- Zhang L, Yang H, Xu Q *et al*, 2011. A new system for the culture and stock enhancement of sea cucumber, *Apostichopus japonicus* (Selenka), in cofferdams. *Aquaculture Research*, 42(10): 1431—1439

EFFECT OF ARTIFICIAL OYSTER SHELL REEF ON BENTHIC POLYCHAETA COMMUNITY STRUCTURE IN RONGCHENG BAY, CHINA

XU Qin-Zeng^{1,2}, XU Qiang¹, ZHANG Li-Bin¹, ZHANG Tao¹, YANG Hong-Sheng¹

(1. *Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, 266071;*

2. *University of Chinese Academy of Science, Beijing, 100049*)

Abstract Polychaeta have been shown a good indicator to environmental changes. We investigated the functional group and community structure of Polychaeta in reef and non-reef area to study the ecological effects of artificial oyster shell reef. 19 families and 39 species of Polychaeta were sampled in two areas. The dominant species of Polychaeta communities were herbivore and deposit-feeders. The most abundance species in the two areas were *Scoletoma longifolia*, *Chaetozone setosa*, and *Cirratulus filiformis*. The abundance of carnivore species in reef area was higher than that in non-reef area, which might be resulted from the halo effects of oyster shell reef. The statistic results using multi-dimensional scaling (MDS), similarities multivariate analyses (ANOSIM), and PERMANOVA showed that the difference of Polychaeta communities in reef and non-reef areas was not significant, because the shell reef size was relatively small and slightly affected near-bottom water flow and sediment environment. The oyster shell reef had no significant effects on local benthic environment in a short time (1—2 year).

Key words artificial oyster shell reef; Polychaeta; functional group; community structure