

厦门海域岩相海岸带疣荔枝螺 (*Thais clavigera*) 与 甲虫螺 (*Cantharus cecillei*) 性畸变

汤 丽¹, 刘青坡², 施华宏^{2,*}, 王新红^{1,*}, 洪华生¹, 吴水平¹,
赵冬梅¹, 罗 慧¹, 谢 卫¹, 方 超¹

(1. 近海海洋环境科学国家重点实验室 厦门大学, 福建 厦门 361005; 2. 华东师范大学环境科学系, 上海 210062)

摘要: 海产腹足类性畸变以其对有机锡的敏感性、特异性和不可逆性而成为海洋有机锡污染的理想指示种。调查研究了厦门海域岩相海岸带疣荔枝螺 (*Thais clavigera*) 和甲虫螺 (*Cantharus cecillei*) 的性畸变情况, 通过生物学指标 IOI (性畸变率)、RPSI (相对阴茎发展指数)、VDSI (输精管发展指数) 及 SRI (性比指数) 综合评价其性畸变发展程度, 间接指示厦门周边海域的有机锡污染程度。研究结果发现, 在采集疣荔枝螺的 17 个站点中有 5 个站点种群性畸变率为 100%, 其中宝珠屿种群性畸变程度最为严重, VDSI 达 4, 采集甲虫螺的 4 个站点的种群性畸变率均为 100%。性畸变程度较严重的种群普遍集中于厦门西港, 并且表现出由港内到港外逐渐减轻的趋势, 而白城、会展中心和大嶝岛等位于开阔的厦门东海域的种群性畸变程度最轻, 与往年厦门西海域有机锡污染监测数据相比一致, 体现出性畸变程度与有机锡污染程度及海港码头远近之间的相互关系。

关键词: 性畸变; 腹足类; 疣荔枝螺; 甲虫螺; 有机锡化合物; 厦门

文章编号: 1000-0933(2009)09-4640-09 中图分类号: Q178, Q958, X171, X5 文献标识码: A

Imposex of *Thais clavigera* and *Cantharus cecillei* in the coastal waters of Xiamen

TANG Li¹, LIU Qing-Po², SHI Hua-Hong^{2,*}, WANG Xin-Hong^{1,*}, HONG Hua-Sheng¹, WU Shui-Ping¹, ZHAO Dong-Mei¹, LUO Hui¹, XIE Wei¹, FANG Chao¹

1 State Key Laboratory of Marine Environmental Science, Xiamen University, Xiamen 361005, China

2 Environmental Science Department, East China Normal University, Shanghai 210062, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(9): 4640 ~ 4648.

Abstract: The degree of imposex, i. e. the imposition of male characteristics onto females, in neogastropods can be used as a sensitive and accurate biomarker to evaluate organotin contamination in coastal marine environment. Now, the imposex status in females of *Thais clavigera* and *Cantharus cecillei* in 17 sites was investigated to evaluate the organotin contamination along Xiamen Bay during 2006 and 2007. The four indices including incidence of imposex (IOI), relative penis size index (RPSI), vas deferens sequences index (VDSI) and sex ratio index (SRI) were used comprehensively to assess the imposex status in order to ascertain the extent of organotin bioavailability in Xiamen Bay. Based on this research, *T. clavigera* in 5 sites and *C. cecillei* in all survey sites exhibited the IOI of 100%. At Bao ZhuYu Islet, the imposex level was the most serious with maximum VDSI value of 4. In general, the imposex level decreased from the inner to the outer of Xiamen Western Harbour, and the populations in the open Xiamen Eastern Waters including Bai Cheng, Convention and Exhibiton Center and Dadeng Island showed a lower imposex level. These results were accordant with the concentrations of organotins in 2005. The imposex degree also increased with increasing organotin contamination and decreasing distance from shipping facilities.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40476048); 厦门大学近海海洋环境科学国家重点实验室开放基金资助项目; 厦门大学新世纪优秀人才计划基金资助项目

收稿日期: 2008-05-31; 修订日期: 2008-12-10

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xhwang@xmu.edu.cn; hhshi@des.ecnu.edu.cn

Key Words: imposex; gastropod; *Thais clavigera*; *Cantharus cecillei*; organotin compounds; Xiamen

有机锡化合物(organotin compounds),尤其是三丁基锡(tributyltin, TBT)由于对多种海洋污损生物具有长期有效的杀生效果而被大量用做船体、海洋建筑等涂层添加物,是迄今为止人为引入海洋环境中的毒性最大的物质之一^[1]。欧美很多发达国家从上世纪 80 年代起就立法限制有机锡防污涂料的使用,国际海事组织(IMO)也通过决议从 2003 年开始限制在船舶上使用含有机锡化合物的防污系统,2008 年 1 月完全禁止该防污系统的出现^[2],然而有机锡化合物的残留仍然随处可见,在船舶活动活跃的港口、海湾等的水体、沉积物及生物体中能检测到大量的有毒有机锡化合物种类^[3,4];由于有机锡在环境中的长距离迁移以及生物富集,有报道^[5~7]在深海环境中生长的鱼体内也监测到 TBT 的存在。

我国拥有宽阔的沿海海域,改革开放以后,我国经济快速发展,工业、农业、海洋运输业、渔业等经济产值连年增长,有机锡使用迅速增加,导致我国沿海海域污染越来越严重。近年的研究表明,我国海洋环境中有机锡化合物污染已普遍存在。在水体中,大连、天津、青岛、上海和广西北海浓度较高(平均浓度 128 ng Sn/L),沉积物中,珠江、大亚湾、海门湾和广澳湾的浓度较高(平均浓度 84 ng Sn/g 干重)^[8,9]。这些水域的有机锡浓度已经远远高出西方国家制定的有机锡残留标准,其在海洋环境中高浓度残留最直接的就是导致海产腹足类雌性个体产生不正常的雄性特征,即性畸变现象^[10,11]。性畸变以其对有机锡的敏感性、特异性和不可逆性而成为海洋有机锡污染的理想指示种。

施华宏等人在 2001 年的调查中发现,广东省汕头港内对有机锡敏感的疣荔枝螺已经绝迹,湛江港内的疣荔枝螺也普遍到了不育的程度,在福建省厦门港的疣荔枝螺的性畸变率也都在 100%^[12]。然而在对有机锡生产使用限制的相关法规方面,除了在 2003 年中国交通部发布了《不宜在船舶有害防污底系统中使用充当杀虫剂的有机锡化合物》的公告之外,到目前为止却还没有明确地限制有机锡使用的法律法规^[13],因此,迫切需要相关研究为我国颁布相应法律法规提供依据。

目前,岩相海岸带发现性畸变的螺的种类达到 150 种以上^[14],其中较为敏感和常用作指示种的为疣荔枝螺(*Thais clavigera*)和甲虫螺(*Cantharus cecillei*)。本文在以往系统研究厦门海域有机锡污染及其环境行为^[4,15]的基础上,以疣荔枝螺(*Thais clavigera*)和甲虫螺(*Cantharus cecillei*)为研究对象,分析调查厦门港周边海产腹足类种群性畸变情况,探讨因有机锡污染导致的腹足类性畸变的变化,进一步反映厦门海域有机锡污染状况。此外,根据 IMO 通过的决议,评判内地对该决议的执行情况,从而为我国制定有机锡海水水质标准或渔业水质标准及制定相关法规提供科学依据,保护我国海洋生态环境及海洋资源的可持续利用。

1 材料和方法

1.1 样品采集

2006 年 7 月和 2007 年 6~7 月分别在厦门周边海港、码头或岛屿、航道及造船厂周边海域的共 17 个站点的疣荔枝螺和甲虫螺分别进行了采样,包括火烧屿 3 个站点和鼓浪屿 6 个站点(图 1)。由于厦门西港及西南海域大型船只出入比较频繁,船舶来往较多,且石油码头和煤码头及其他货运、客轮码头皆处于厦门西港,而赵冬梅^[4]等于 2005 年对厦门岛周边海域的调查也显示厦门西港内宝珠屿附近海域表层海水 TBT 的浓度最高达 121 ng Sn/L,这大大超过了西方国家制定的海水中 TBT 的残留标准(如英国 2 ng/L^[13]),表明厦门该海域有较为严重的有机锡污染,也因此在此次研究中大部分站点集中于厦门西港(宝珠屿、镜台屿、火烧屿、大屿、大兔屿和鼓浪屿)及西南海域(白城、白石炮台)。

采样时,选择在低潮时进行采样,用手或镊子在岩石上直接采集疣荔枝螺和甲虫螺,为避免螺不同生长年限所带来的影响,尽量选择壳长接近的个体(壳长 19.86~32.98 mm),每个站点从 30 到 80 个不等,采集后活体带回实验室分析。

1.2 性畸变程度分析

样品分析带回实验室进行,根据软体动物的解剖特征^[16~18]先对采集的螺种类进行鉴定以辨别出疣荔枝

螺和甲虫螺,再对螺个体体重、壳长、壳宽进行测量记录,后用铁锤敲破螺壳,取出软体部分,用解剖剪沿腮下腺剪开外套膜对雌雄个体的性别特征、性畸变个体的阴茎长短有无、输精管发育程度、生殖孔畸变和卵囊腺受阻程度等观察记录。参照 Fioroni 等^[19]对雌性个体输精管发展程度(VDS)的划分系统,以及 Gibbs^[20]和施华宏^[21]等对以下4项指标的计算方法综合判断性畸变个体的雄性发展程度^[16]:

(1)性畸变率(IOI, incidence of imposex),指一个种群中发生性畸变的雌性个体占雌性个体总数的百分比, $IOI = (\text{性畸变个体数} / \text{雌性个体总数}) \times 100\%$ 。

(2)相对阴茎大小指数(RPSI, relative penis size index), $RPSI = (\text{雌体阴茎平均长度} / \text{雄体阴茎平均长度})^3 \times 100\%$ 。

(3)输精管发展指数(VDSI, vas deferens sequence index),即站点所有雌性个体性畸变。

发展阶段 VDS 的平均数。当 VDSI 达到 5 或 6 时,该种群中出现了多数雌体不育个体(个体 VDS 为 6),种群的生存能力出现严重问题^[21]。

(4)性比指数(SRI, sex ratio index),即雌性个体数与雄性个体数的比值。

有研究发现,由于雌雄个体阴茎长度会产生季节变动,雄螺的阴茎在生殖季节时达最大值,非生殖季节时最短,而雌螺的阴茎长度随季节的变化不显著,因而相同地点的不同月份的 RPSI 值也会出现显著的季节差异,表现为生殖季节时 RPSI 值明显低于非生殖季节, VDSI 值则基本不受季节变化的影响^[22]。因而为避免不同季节给性畸变程度调查带来的差异,在本次研究中前后两年的采样均于夏季进行。

2 结果

2.1 疣荔枝螺性畸变程度

从表 1 的调查结果表明,在前后两年总共调查的 17 个站点中,2006 年采集的 3 个站点(宝珠屿、镜台屿和火烧屿 5)和 2007 年采集的 2 个站点(火烧屿 3 和大兔屿)的疣荔枝螺性畸变率(IOI)为 100%,另有 11 个站点的性畸变率在 40%~95% 之间;其次白城、会展中心及大嶝岛海域疣荔枝螺的性畸变率较低,基本处于 30% 以下。从相对阴茎大小指数(RPSI)来看,2006 年采集的 3 个站点(宝珠屿、火烧屿 5、鼓浪屿 8)的 RPSI 值超过 1%,最高为宝珠屿 2.9%,其余站点包括 2007 年均处于较低水平,而鼓浪屿 9、鼓浪屿 11、白城、会展中心和大嶝岛的 RPSI 值低于 0.03%。

在输精管发展指数 VDSI 值上(表 1),2006 年宝珠屿的种群 VDSI 值为最高值 4,镜台屿和火烧屿 5 分别达 3.1 和 2.93,2007 年调查的火烧屿 3 和大兔屿的种群 VDSI 值也较高,分别为 3.45 和 3.68,而其余站点均低于 2.5。各个种群中不同程度地出现有生殖孔堵塞的个体,部分种群出现有雌性不育个体,其卵囊团败育(图 2, VDS = 6),VDSI 最低值同样出现在白城、会展中心及大嶝岛海域。从种群性比指数 SRI 来看,绝大多数站位的种群性比均大于 1,仅宝珠屿、火烧屿 3、白石炮台的 SRI 值较低,分别为 0.74、0.86、0.86。

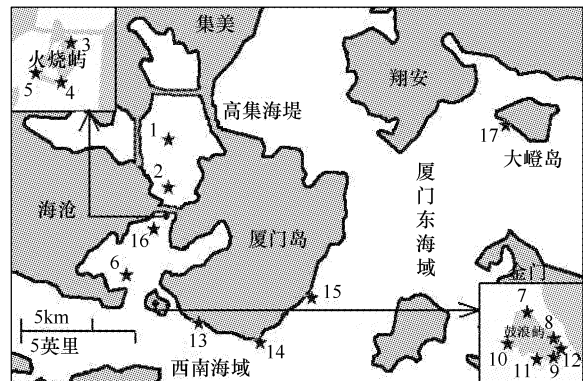


图 1 厦门海域疣荔枝螺性畸变调查站位图

Fig. 1 Sampling stations for *Thais clavigera* and *Cantharus cecillei* in Xiamen Bay

1: 宝珠屿; 2: 镜台屿; 3: 海沧大桥(火烧屿); 4: 高压线下(火烧屿); 5: 大湖边(火烧屿); 6: 大屿; 7: 燕尾山(鼓浪屿); 8: 监测站(鼓浪屿); 9: 印斗石(鼓浪屿); 10: 艺术学院(鼓浪屿); 11: 鼓声洞(鼓浪屿); 12: 皓月公园(鼓浪屿); 13: 白城; 14: 白石炮台; 15: 会展中心; 16: 大兔屿; 17: 大嶝岛 1: Baozhu Islet; 2: Jingtai Islet; 3: Haichang Bridge(Huoshao Islet); 4: High tension line(Huoshao Islet); 5: Lake Aside(Huoshao Islet); 6: Dayu Islet; 7: Yanwei Hill(Gulang Island); 8: Monitoring Station(Gulang Island); 9: Yindou Stone(Gulang Island); 10: College of Arts(Gulang Island); 11: Gusheng Hole(Gulang Island); 12: Haoyue Part(Gulang Island); 13: Baicheng; 14: Baishi Emplacement; 15: Convention Center 16: Datu Islet; 17: Dadeng Islet

表 1 厦门海域疣荔枝螺性畸变调查结果(2006,2007)
Table 1 The survey of imposex in *T. clavigera* in Xiamen Bay (2006, 2007)

站位 Site	个数 No.	雌性个体 Female (Mean ± SD)		雄性个体 Male (Mean ± SD)		IOI (%)	RPSI (%)	VDSI (Mean ± SD)	SRI
		壳长 Shell length (mm)	阴茎长度 Penis length (mm)	壳长 Shell length (mm)	阴茎长度 Penis length (mm)				
2006									
1	40	32.98 ± 2.59	2.82 ± 0.93	32.63 ± 2.31	9.19 ± 1.17	100	2.90	4.00 ± 1.17	0.74
2	35	29.15 ± 2.33	2.19 ± 0.87	28.46 ± 2.15	14.21 ± 2.46	100	0.37	3.10 ± 1.22	1.50
3	26	27.02 ± 1.75	1.87 ± 2.26	26.13 ± 2.21	16.95 ± 6.00	58.33	0.13	1.75 ± 1.86	0.86
4	70	27.26 ± 2.86	1.12 ± 0.80	26.64 ± 2.09	8.96 ± 1.95	88.89	0.20	1.76 ± 1.13	1.80
5	60	27.00 ± 3.58	1.78 ± 1.04	27.42 ± 3.34	8.27 ± 2.07	100	1.00	2.93 ± 1.20	1.00
6	60	26.97 ± 3.83	1.29 ± 0.96	27.57 ± 4.31	7.21 ± 2.21	83.87	0.57	2.03 ± 1.45	1.07
7	20	28.56 ± 4.37	1.29 ± 1.44	29.37 ± 4.36	9.00 ± 2.19	92.86	0.29	2.21 ± 1.19	2.33
8	59	26.72 ± 3.66	1.73 ± 1.21	25.78 ± 2.01	7.14 ± 2.05	91.89	1.42	2.11 ± 1.23	1.73
9	60	26.46 ± 2.56	0.62 ± 0.64	24.91 ± 1.45	9.95 ± 3.87	54.05	0.02	0.81 ± 0.91	1.6
10	60	25.24 ± 2.30	1.14 ± 0.86	25.06 ± 1.92	7.52 ± 1.20	86.49	0.34	2.05 ± 1.45	1.61
11	60	24.18 ± 2.80	0.55 ± 0.76	23.74 ± 3.54	10.14 ± 2.66	42.11	0.02	0.79 ± 1.23	1.73
13	31	19.86 ± 2.34	0.17 ± 0.59	19.10 ± 1.65	14.31 ± 2.91	23.81	0.00	0.57 ± 1.16	2.10
14	60	25.77 ± 3.03	0.74 ± 0.46	25.77 ± 3.36	7.56 ± 1.25	71.43	0.09	1.10 ± 0.96	2.33
15	60	21.66 ± 1.45	0.32 ± 0.47	21.37 ± 1.78	6.05 ± 1.73	31.58	0.01	0.45 ± 0.76	1.73
2007									
3	75	26.57 ± 1.84	0.98 ± 0.32	26.29 ± 2.83	8.17 ± 1.36	100	0.17	3.45 ± 0.77	1.27
8	50	25.28 ± 2.58	0.586 ± 0.55	24.49 ± 2.06	5.47 ± 1.13	77.14	0.12	1.54 ± 1.27	2.33
14	80	31.86 ± 3.32	0.69 ± 0.97	31.70 ± 2.95	7.53 ± 2.21	64.86	0.08	0.95 ± 1.0	0.86
16	51	28.61 ± 3.35	0.83 ± 0.46	27.51 ± 3.48	7.63 ± 1.27	100	0.13	3.68 ± 0.63	0.96
17	45	32.13 ± 2.75	0.28 ± 0.47	29.54 ± 2.50	4.55 ± 1.06	27.3	0.02	0.27 ± 0.45	0.96

2.2 甲虫螺性畸变程度

厦门周边海域仅在大屿和鼓浪屿共 4 个站点发现了数量较丰的甲虫螺。根据采样统计来看(表 2),大屿和鼓浪屿的甲虫螺种类均呈现较严重的性畸变水平,所有站点甲虫螺的畸变率均在 100%,而在大屿及鼓浪屿 8 的 RPSI 甚至达到 7.3% 和 8.16%,在 VDSI 值上所有站点均超过 4,个体性畸变程度严重,多数雌性个体生殖孔堵塞,且在所有站点均出现了为数不少的雌性不育个体,其卵囊团败育(图 3, VDS = 6),然而虽然种群整体呈现出严重的性畸变程度,但 SRI 值均在 1 之上。在 2007 年对鼓浪屿 8 的调查中,其种群性畸变率 100%,RPSI 和 VDSI 有一定程度的下降,但 SRI 值也下降,表明雌性个体数量在减少,而绝育雌性个体(VDS = 6)已经达到雌性个体总数的 50%。

表 2 厦门海域甲虫螺性畸变调查结果(2006,2007)
Table 2 The survey of imposex in *Cantharus cecillei* in Xiamen Bay (2006, 2007)

站位 Site	个数 No.	雌性个体阴茎长度 Penis length in female (Mean $\pm$ SD) (mm)	雄性个体阴茎长度 Penis length in male (Mean $\pm$ SD) (mm)	IOI (%)	RPSI (%)	VDSI (Mean $\pm$ SD)	SRI
2006							
6	80	3.93 $\pm$ 1.62	9.41 $\pm$ 0.10	100	7.3	4.90 $\pm$ 0.98	1.00
7	55	2.50 $\pm$ 1.85	9.80 $\pm$ 1.88	100	1.66	4.03 $\pm$ 0.93	1.20
8	80	4.30 $\pm$ 1.61	9.92 $\pm$ 1.14	100	8.16	4.40 $\pm$ 0.87	1.50
12	80	2.77 $\pm$ 1.50	10.29 $\pm$ 1.17	100	1.95	4.38 $\pm$ 0.83	1.63
2007							
8	51	1.25 $\pm$ 1.11	7.17 $\pm$ 2.27	100	0.53	4.21 $\pm$ 1.88	1.22

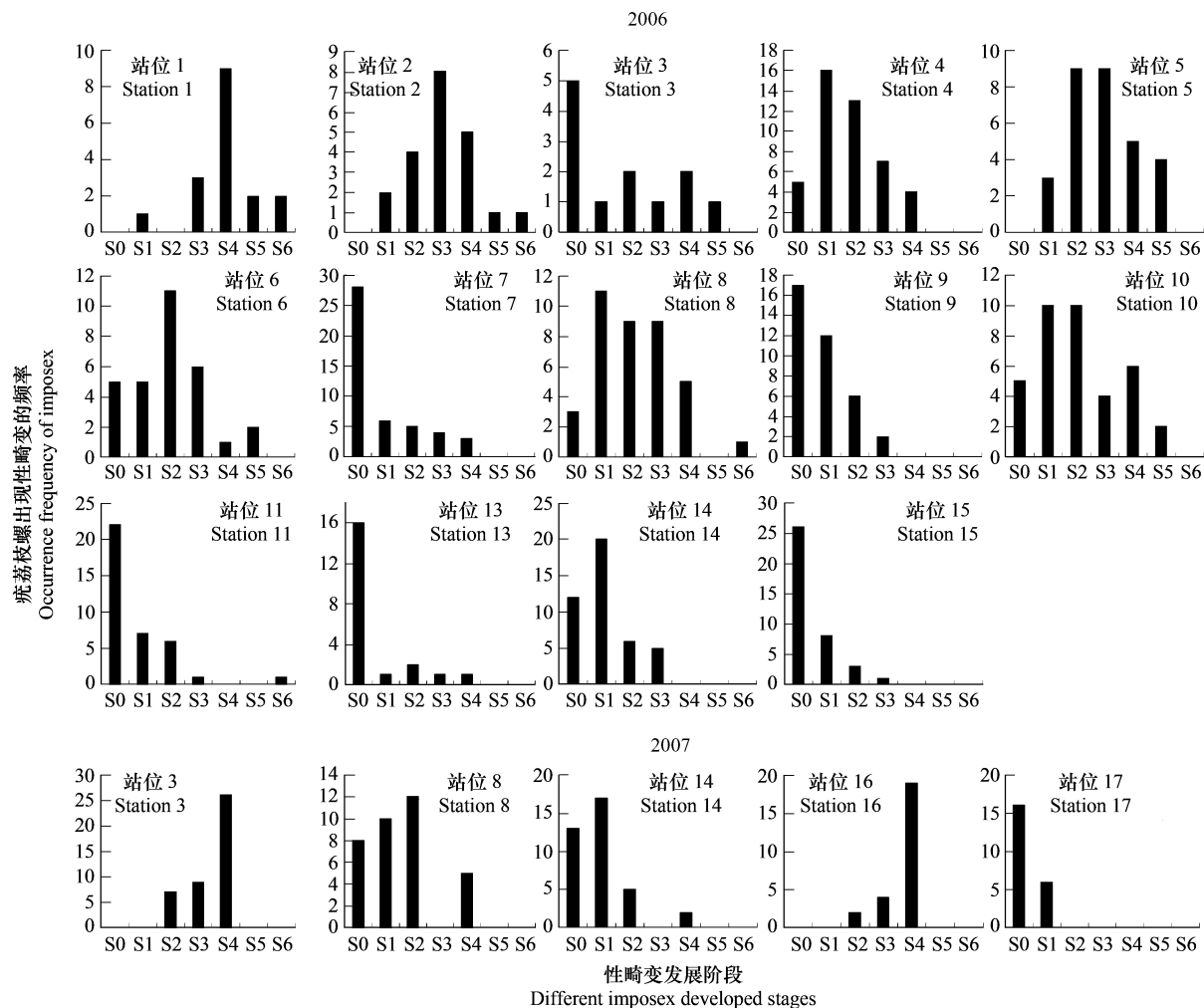


图2 厦门海域疣荔枝螺在不同发展阶段发生性畸变的频率(VDSI)分布图(2006,2007)

Fig. 2 The occurrence of imposex at the different stages in *T. clavigera* from Xiamen Bay (2006, 2007)

0: 无性畸变; 1: 性畸变第一期; 2: 第二期; 3: 第三期; 4: 第四期; 5: 第五期; 6: 第六期 0: no imposex, 1: Stage 1, 2: Stage 2, 3: Stage 3, 4: Stage 4, 5: Stage 5, 6: Stage 6

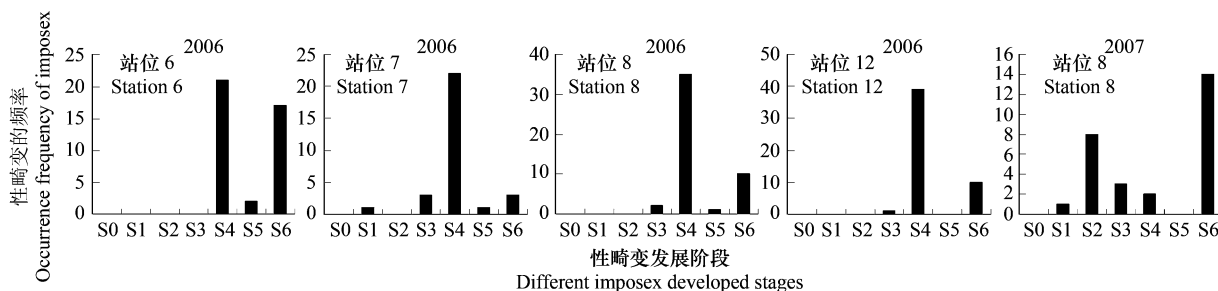


图3 厦门海域甲虫螺在不同发展阶段发生性畸变的频率(VDSI)分布图(2006,2007)

Fig. 3 The occurrence of imposex at the different stages in *Cantharus cecillei* from Xiamen Bay (2006, 2007)

0: 无性畸变; 1: 性畸变第一期; 2: 第二期; 3: 第三期; 4: 第四期; 5: 第五期; 6: 第六期 0: no imposex, 1: Stage 1, 2: Stage 2, 3: Stage 3, 4: Stage 4, 5: Stage 5, 6: Stage 6

3 讨论

3.1 厦门海域疣荔枝螺及甲虫螺性畸变程度比较

由于阴茎的有无被作为是否发生性畸变的标志,因而性畸变率 IOI 可表明种群中雌性个体发生性畸变的

普遍程度;RPSI 反映的是雌性个体阴茎的相对长短,也即雌性个体阴茎的发育程度;但是仅仅根据阴茎的有无及其长短无法判断雌体的生殖能力有否丧失,因为雌性个体生殖能力与输精管是否阻塞输卵管直接有关,而与阴茎有无和大小没有直接关系,因此只有与输精管发育程度相对应的 VDSI 值才能反映个体及种群的繁殖能力;性比 SRI 也能反映一个种群繁殖能力受影响程度,在正常种群中一般雌性个体较多,雄性个体较少, $SRI > 1$ [21]。

在此次前后两年共调查的 17 个站点中,疣荔枝螺种群性畸变程度最严重的是宝珠屿,其 IOI、RPSI、VDSI 值均为所有站点中的最大值,部分个体生殖孔堵塞,且出现最多数量的雌性不育个体,其卵囊团败育(表 1, $VDS = 6$),而 SRI 为所有站点中的最小值并小于 1,该四项指标均显示出了该站点疣荔枝螺种群性畸变程度的严重性,其种群的繁殖能力受到破坏;同样较为严重的还包括镜台屿、火烧屿和大兔屿上的疣荔枝螺种群;除此之外,所有的指标都表明在白城、会展中心及大嶝岛疣荔枝螺的种群性畸变水平较低。

在火烧屿的 3 个站点中,火烧屿 5 的疣荔枝螺种群性畸变程度要更严重于其他两站点,在鼓浪屿的五个站点中,鼓浪屿 9、11 的种群性畸变程度较轻,而另四个站点畸变程度则比较接近。此外,在种群性比指数上,绝大多数站位种群性比均大于 1,因此可以认为多数站位种群还处于一个比较正常的发展状态,种群的生殖活动没有受到很大程度干扰。

与疣荔枝螺性畸变结果相似,大屿上甲虫螺的性畸变程度稍严重于鼓浪屿,且同样出现有不同严重程度的败育雌性个体,且在个体性畸变程度上要更甚于疣荔枝螺。另外甲虫螺种群 SRI 值在 1 之上,这表明其种群生殖活动还尚未受到破坏,但如此继续恶化,雌性不育个体继续增加甚至大量死亡,性比将迅速下降,从而必将威胁整个种群的繁衍,并可能由此通过食物链影响整个种群,在 2007 年的调查也呈现这种趋势。

另外,将我们所调查的螺的畸变程度与施华宏等人于 2001 年 7 月 [23] 所调查的数据(表 3)比较,火烧屿种群畸变程度与过去大致相同,变化不大,鼓浪屿也仅稍有好转,白城海域的种群性畸变程度虽呈现出较大幅度的下降,但这很可能与现今在此海域所采集的螺所处的生长发育阶段有关,因此在评价时还应考虑个体大小等问题。总体来看,近年来厦门海域疣荔枝螺和甲虫螺性畸变程度没有显著下降($P > 0.05$)。

表 3 厦门港疣荔枝螺和甲虫螺性畸变调查结果 [21]

Table 3 The survey of imposex in *T. clavigera* and *Cantharus cecillei* in Xiamen Bay [21]

性畸变种 Species	站位 Site	雌性个体 Female (Mean $\pm$ SD)		雄性个体 Male (Mean $\pm$ SD)		IOI (%)	RPSI (%)	VDSI (Mean $\pm$ SD)	SRI
		壳长 Shell length (mm)	阴茎长度 Penis length (mm)	壳长 Shell length (mm)	阴茎长度 Penis length (mm)				
疣荔枝螺 <i>T. clavigera</i>	火烧屿 Huoshao Yu	26.7 $\pm$ 1.7	5.1 $\pm$ 1.7	26.6 $\pm$ 2.0	12.6 $\pm$ 2.8	100	6.66	4.29 $\pm$ 0.74	1.41
	鼓浪屿 Gulang Yu	25.5 $\pm$ 1.8	0.7 $\pm$ 2.4	24.7 $\pm$ 2.1	13.4 $\pm$ 2.4	100	5.51	3.49 $\pm$ 0.84	1.27
	皓月公园(鼓浪屿) Hao Yue Part(Gulang Yu Islet)	24.6 $\pm$ 2.6	5.7 $\pm$ 1.5	23.9 $\pm$ 3.9	13.4 $\pm$ 4.4	100	1.89	3.27 $\pm$ 0.68	1.15
	白城 Bai Cheng	26.6 $\pm$ 3.5	1.4 $\pm$ 0.5	26.0 $\pm$ 2.8	14.3 $\pm$ 3.3	100	0.09	2.91 $\pm$ 0.32	1.17
	黄厝 Huang Cuo	32.7 $\pm$ 2.7	0.8 $\pm$ 0.1	32.0 $\pm$ 2.6	20.9 $\pm$ 3.7	96	0.01	1.84 $\pm$ 0.20	1.49
甲虫螺 <i>Cantharus cecillei</i>	皓月公园(鼓浪屿) Hao Yue Part (Gulang Yu Islet)	32.4 $\pm$ 2.8	8.7 $\pm$ 1.3	33.1 $\pm$ 2.9	11.2 $\pm$ 2.3	100	46.87	4.48 $\pm$ 1.09	0.66

3.2 SRI 与 RPSI、VDSI 之间相互关系

根据 SRI 值及 RPSI 和 VDSI 的定义,由于 SRI 值反映的是整个种群的繁殖能力,而 RPSI 和 VDSI 更多反映的是种群内个体的性畸变平均程度,因此,理论上来说,当 RPSI 及 VDSI 越高,个体呈现的平均性畸变程度越严重,则种群内不能正常生殖甚至因卵囊腺破裂死亡的雌性个体越多,使得种群内雄性个体数量更占优势, SRI 值下降,这种因有机锡而导致的性比的变化已在对腹足类的性畸变的研究中多有报道,包括疣荔枝螺(*Thais clavigera*)、狗岩螺(*N. lapillus*)等 [3,24,25], Gibbs 也认为 TBT 可抑制雌性幼体卵子发育并导致精子的发

生^[26],从而会选择性地导致雌性个体死亡,出现 RPSI 及 VDSI 与 SR 值呈反比关系。此次调查也大致呈现上述趋势。但在此次调查中也有例外,如镜台屿、火烧屿等的疣荔枝螺种群,性比正常但 VDSI 较高,这能表明该区种群中个体性畸变程度虽然普遍较严重,但种群繁殖能力暂时还没有受到影响,大部分雌体仍然可育,再由于疣荔枝螺有 2~3 个月的浮游幼体阶段,可以从轻污染区向重污染区扩散,能对重污染区起到补充作用,因此,其种群大小和性比还未受到明显的影响^[23]。

3.3 性畸变程度与有机锡污染之间的相关关系

有研究表明,在海水环境中 TBT 浓度为 1ng/L,或者在该种生物体内 TBT 浓度积累至 20ng/g 湿重时即会发生性畸变^[27],也正因为此腹足类性畸变成为指示有机锡污染的良好生物指示物。

在此次研究中,宝珠屿呈现最严重的种群性畸变程度,这与宝珠屿所处的地理位置正好相符,宝珠屿正处于厦门西港的马銮湾海域,该海域曾是厦门主要的网箱养殖海区,基本为封闭型海域,且水交换能力较差,赵冬梅等在 2005 年的调查也表明在该海区有很严重的有机锡污染,海水表层和底层 TBT 浓度分别高达 120.64ng Sn/L 和 915.1ng Sn/L^[4]。另外,厦门西港拥有众多的大型船舶进出,并且在厦门西港分布着大大小小很多个客轮码头、煤码头及石油码头,同时还有造船厂处于厦门西港旁,因此同样处于厦门西港的镜台屿、火烧屿、大兔屿、大屿和鼓浪屿也存在着相对较为严重的种群性畸变,且大致呈现出由厦门西港港内到港外种群性畸变程度逐渐减轻的趋势,而在白城、白石炮台、会展中心及大嶝岛则呈现了很低的性畸变水平,这也与外港船只分散,水交换能力较强,有机锡污染较轻的实际情况相符,而且 2002 年黄长江等对厦门港水样、沉积物及疣荔枝螺生物样的有机锡浓度结果同样呈现由港内到港外逐渐减轻的趋势,与其结果完全吻合^[28],因此也即呈现出性畸变程度与有机锡污染程度及海港码头远近之间的相关关系。

这也与其他相关现场研究结论一致,Chan, K. M. 等^[29]对深圳大鹏湾 11 个站点的疣荔枝螺种群的调查也表明其严重的性畸变程度,绝大部分海域种群性畸变率 100%,且发现其严重程度与距离盐田港远近有关;施华宏等^[21]在 2001 年对我国东南沿海大范围的腹足类性畸变调查的 33 个站点疣荔枝螺性畸变率均为 90% 以上,并发现与水体和底泥中 TBT 含量显著相关;相似的,Tsu-Chang Hung 等^[30]发现台湾北部海域疣荔枝螺畸变程度要高于南部,北部海域种群性畸变程度为 100%,T. Horiguchi^[31]对日本 44 个站点的调查同样发现严重的种群性畸变,性畸变率均为 100%,且均证明了海产腹足类性畸变程度与有机锡污染程度之间很强的相关关系。在欧洲国家,如法国、英国、美国、加拿大、澳大利亚、新西兰等由于从 20 世纪 80 年代就开始禁用有机锡的防污涂料^[32],到 20 世纪 90 年代发现其海域腹足类已有所恢复^[33,34],香港自 1992 年开始实施相关法规,在最近一次的研究中发现在距离繁忙港口 10km 以外的海域疣荔枝螺种群性畸变程度下降^[3]。但在我国以及亚洲的其他大部分国家或地区由于仍未有相关的法律法规,从而使海洋环境仍存在有机锡污染对海洋生态造成威胁的风险。

然而,由于有机锡化合物的低水溶性,其更易吸附于颗粒物上,使得对海水有机分析过程繁琐并可能伴有大量损失,再加上有机锡化合物见光易分解,因而现今更倾向于对沉积物或者生物组织中有机锡化合物的测定,此外,据报道,TBT 在生物组织如疣荔枝螺个体中半衰期大约为 22d^[35],在花蛤 *Venerupis decussata* 中为 11~36d^[36],在双壳贝类 *Dreissena polymorpha* 中为 26d^[37],在腹足类 *Nassarius reticulatus* 中为 2~3 个月^[38],因而,测定生物组织中有机锡浓度被认为是即时监测海洋环境有机锡浓度理想手段。因此,有必要对厦门海域对应的海水、沉积物以及腹足类体内有机锡浓度进行进一步的研究,从而更深入分析 3 种介质中有机锡浓度变化,并获得腹足类性畸变程度与不同介质中有机锡浓度之间的相关关系。

4 结论

本次研究对厦门周边海域疣荔枝螺和甲虫螺种群性畸变进行了调查,从此次调查结果来看,甲虫螺比疣荔枝螺性畸变程度更为严重和明显,但是因甲虫螺生活于潮下带礁石上,较长时间处于水面以下,采集较疣荔枝螺困难,另外疣荔枝螺在中国分布较广、易采集、性畸变现象普遍且特征明显,因此适合作为中国海洋有机锡污染生物监测的理想指示种,并在这次研究中对生物监测作用加以了应用;此外,应进一步全面深入了解

海产腹足类性畸变发展,对水样、沉积物、生物样中有机锡含量进行同步监测,追踪国内对该决议的执行情况,从而尽快促成我国制定出相关法律法规。

References:

- [1] Fent K. Ecotoxicology of organotin compounds. *Critical Reviews in Toxicology*, 1996, 26: 1 — 117.
- [2] International Maritime Organisation (IMO). International convention on the control of harmful antifouling systems on ships. Available from < http://www.imo.org/home.asp?topic_id=161 >. Accessed on 15 July 2005.
- [3] Leung K M Y, Kwong R P Y, Ng W C, *et al.* Ecological risk assessments of endocrine disrupting organotin compounds using marine neogastropods in Hong Kong. *Chemosphere*, 2006, 65: 922 — 938.
- [4] Zhao D M, Wang X H, Ma J Q, *et al.* Occurrence and Distribution of Organotin in Sea Water of Xiamen Bay. *Journal of Tropical Oceanography*, 2007, 26(4): 76 — 81.
- [5] Takahashi S, Tanabe S, Kubodera T. Butyltin residues in deep sea organisms collected from Suruga Bay, Japan. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31: 3103 — 3109.
- [6] Veronica B, Cinta P. Organotin pollution in Deep-sea fish from the Northwestern Mediterranean. *Environmental Science and Technology*, 2002, 36: 4224 — 4228.
- [7] Harino H, Iwasaki N, Arai T. Accumulation of organotin compounds in the deep-sea environment of Nankai Trough, Japan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2005, 49: 497 — 503.
- [8] Jiang G B. Current status of organotin studied in China and abroad. *Journal of Hygiene Research*, 2001, 30(1): 1 — 3.
- [9] Wei A, Hu J Y. Effects of endocrine disrupting chemicals on China's rivers and coastal waters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2006, 4(7): 378 — 386.
- [10] Blaber S J M. The occurrence of penis-like outgrowth behind the right tentacle in spent females of *Nucella lapillus*. *Proc Malac Soc London*, 1970, 39: 231 — 233.
- [11] Oehlmann J, Bettin C. TBT-induced imposex and the role of steroids in marine snails. *Malacological. Review. Suppl.*, 1996, 6: 157 — 161.
- [12] Shi H H, Huang C J. Tributyltin (TBT) pollution and imposex in marine gastropod. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(10): 1711 — 1717.
- [13] Gao J M, Hu J Y, Zheng Z G. Organotin residues in marine organisms. *Marine Sciences*, 2006, 30(5): 65 — 70.
- [14] Matthiessen P, Reynoldson T, Billingham Z, Brassard D W, Cameron P, Chandler G T, Davis I M, Horiguchi T, Mount D R, Oehlmann J, Pottinger T G, Sibley P K, Thompsom H M, Vethaak A D. In: de Fur, P. L., Crane, M., Ingersoll, C., Tattersfield, L. eds. *Endocrine Disruption in Invertebrates: Endocrinology Testing and Assessment*. SETAC Press, Pensacola, FL, 1999: 199 — 270.
- [15] Xinhong Wang, Huasheng Hong, Dongmei Zhao, *et al.* Environmental behavior of organotin compounds in the coastal environment of Xiamen, China. *Marine Pollution Bulletin*, 2008, 57: 419 — 424.
- [16] Wang R C. *Unbleached Illustrated Handbook of Mollusc in China*. Hang Zhou: Zhe Jiang Science Technology Press, 1988. 84 — 88.
- [17] Cai Y Y. *Conspectus of conchology*. Shanghai: Shanghai Science Technology Press, 1979. 243.
- [18] Xu Z J. *Unbleached Illustrated Handbook of Mollusc in Hainan Island*. Beijing: Science Popularization Press, 1992. 49 — 55.
- [19] Fioroni P, Oehlmann J, Stroben, E. The pseudohermaphroditism of prosobra- morphological aspects. *Zoologischer Anzeiger*, 1991, 226: 1 — 26.
- [20] Gibbs P E, Bryan G W, Pascoe P L, Burt G R. The use of dogwhelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *Mar. Biol. Assoc. UK*, 1987, 67: 507 — 523.
- [21] Shi H H. *Imposex in gastropods from the coastal waters of China and the biomonitoring of organotin compound contamination (PhD thesis)*. Guangzhou. China: College of Life Sciences Jinan University, 2003.
- [22] Stroben E, Oehlmann J, Schulte-Oehlmann U, Fioroni P. Seasonal variations in the genital ducts of normal and imposex-affected Prosobranchs and its influences on biomonitoring indices. *Malacological Review, (Suppl. 6) (Molluscan Reproduction)*, 1996. 173 — 184.
- [23] Shi H H, Huang C J, Xie W Y. Application of imposex in *Thais clavigera* to monitoring of marine organotin compound pollution. *Marine Environment Science*, 2002, 21(4): 37 — 41.
- [24] Graham Blackmore. *Imposex in Thais Clavigera (Neogastropoda) as an indicator of TBT (tributyltin) bioavailability in coastal waters of Hong Kong*. The Malacological Society of London, 2000, 66: 1 — 8.
- [25] Li Z. The incidence of imposex in intertidal gastropods from Hong Kong. In: Shin, P. K. S. ed. *Turning the Tides, a Festschrift in Honour of Professor Brian Morton*. The Marine Biological Association of Hong Kong, 2003. 227 — 254.
- [26] Gibbs P E, Pascoe P L, Burt G R. Sex change in the female dogwhelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. *Mar. Biol. Assoc. UK*, 1988, 68: 715 — 731.

- [27] Horiguchi T. Imposex induced by organotin compounds in gastropods in Japan. (PhD Thesis). Japan: University of Tokyo, 1993.
- [28] Huang C J, Dong Q X, Lei Z, *et al.* An investigation of organotin compound contamination in three harbors along southeast coast of China. *Acta Oceanologica Sinica*, 2005, 27(1): 57–63.
- [29] Chan K M, Kenneth Mei Yee Leung, Kwai Chng Cheung, *et al.* Seasonal changes in imposex and tissue burden of butyltin compounds in *Thais clavigera* populations along the coastal area of Mirs Bay, China. *Marine Pollution. Bulletin*, 2008. 1–7.
- [30] Tsu-Chang Hung, Wen-Kuei Hsu, Pei-Jie Mang, *et al.* Organotins and imposex in the rock shell, *Thais clavigera*, from oyster mariculture areas in Taiwan. *Environmental Pollution*, 2001: 145–152.
- [31] Horiguchi T, Hyeon-Seo C, Shiraishi H, *et al.* Field studies on imposex and organotin accumulation in the rock shell, *Thais clavigera*, from the Seto Inland Sea and the Sanriku region. Japan. *The Science of the Total Environment*, 1998. 65–70.
- [32] Stewart C. The efficacy of legislation in controlling tributyltin in the marine environment. In: de Mora SJ, editor. Tributyltin: case study of an environmental contaminant; Cambridge Environmental Chemistry Series, 8. New York: Cambridge University Press, 1996. 264–297.
- [33] Evans S M, Hawkins S T, Porter J, Samosir S M. Recovery of dogwhelk populations on the Isle of Cumbrae, Scotland following legislation limiting the use of TBT as an antifoulant. *Marine Pollution Bulletin*, 1994, 28:15–17.
- [34] Gibbs P E, Bryan G W. TBT-induced imposex in niogastropod snails: masculinization to mass extinction. In: de Mora, S. J. ed. Tributyltin: Case Study of an Environmental Contaminant; Cambridge Environmental Chemistry Series, 8. New York: Cambridge University Press, 1996. 212–236.
- [35] Horiguchi T, Shiraishi H, Shimizu M, Yamazaki S, Morita, M. Imposex in Japanese gastropods (Neogastropoda and Mesogastropoda): effects of tributyltin and triphenyltin from antifouling paints. *Marine Pollution Bulletin*, 1995, 31: 402–405.
- [36] Gomez-Ariza J L, Morales E, Giraldez I. Uptake and elimination of tributyltin in clams, *Venerupis decussata*. *Marine Environmental Research.*, 1999, 47: 399–413.
- [37] Van Slooten K B, Tarradellas J. Accumulation, depuration and growth effects of tributyltin in the freshwater bivalve *Dreissena polymorpha* under field condition. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1994, 13: 755–762.
- [38] Sousa A, Mendo S, Barroso C. Imposex and organotin contamination in *Nassarius reticulatus* (L.) along the Portuguese coast. *Applied Organometallic Chemistry*, 2005, 19: 315–323.

参考文献:

- [4] 赵冬梅, 王新红, 马建强, 等. 厦门海域水体中有机锡的存在形态与含量分布. *热带海洋学报*, 2007, 26(4): 76–81.
- [8] 江桂斌. 国内外有机锡污染研究现状. *卫生研究*, 2001, 30(1): 1–3.
- [12] 施华宏, 黄长江. 有机锡污染与海产腹足类性畸变. *生态学报*, 2001, 21(10): 1711–1717.
- [13] 高俊敏, 胡建英, 郑泽根. 海洋生物的有机锡化合物污染. *海洋科学*, 2006, 30(5): 65–70.
- [16] 王如才主编. 中国水生贝类原色图鉴. 杭州: 浙江科学技术出版社, 1988. 84–88.
- [17] 蔡英亚主编. 贝类学概论. 上海: 上海科学技术出版社, 1979. 243.
- [18] 许志坚主编. 海南岛贝类原色图鉴. 北京: 科学普及出版社, 1992. 49–55.
- [21] 施华宏. 中国沿海海产腹足类性畸变及有机锡污染的生物检测博士论文. 广州: 暨南大学生命科学学院, 2003.
- [23] 施华宏, 黄长江, 谢文勇. 用疣荔枝螺性畸变监测海洋有机锡污染的方法初探. *海洋环境科学*, 2002, 21(4): 37–41.
- [28] 黄长江, 董巧香, 雷瓚, 等. 我国东南沿海 3 港口有机锡污染的调查. *海洋学报*, 2005, 27(1): 57–63.