

中国水产科学研究院
海洋渔业生态环境与污染监控技术重点开放实验室

KEY LABORATORY OF MARINE FISHERY ECOLOGY ENVIRONMENT
AND POLLUTION MONITORING & CONTROL TECHNIQUE, CAFS

研究论文集
A COLLECTION OF PAPERS
(1999)

主编：贾晓平
副主编：林钦 李纯厚

2000年3月
March, 2000

中国水产科学研究院
海洋渔业生态环境与污染监控技术重点开放实验室

研究论文集

(1999)

主 编：贾晓平

副 主 编：林 钦 李纯厚

该书主任指飞

林钦

2001.3.22

二〇〇〇年三月，广州

目 录

- 广东沿海近江牡蛎体砷含量水平、地理分布特点和变化趋势 贾晓平 蔡文贵 林钦等 (1)
- 香港维多利亚港疏浚淤泥对海洋底栖动物的毒性累积效应 李纯厚 林燕棠 彭 炬 (5)
- 中国沿岸染毒贝类的麻痹性毒素 林燕棠 贾晓平 杨美兰 (9)
- 红海湾底质重金属分布与背景值探讨 甘居利 林 钦 贾晓平 (16)
- 复合微生物对养殖水体生态因子的影响 张 庆 李卓佳 陈康德 (24)
- 红海湾养殖水域营养盐消长与温度、盐度、浮游植物量的关系 王小平 贾晓平 林 钦 (29)
- 海洋动物体石油烃污染评价标准参考值的探讨 贾晓平 林 钦 蔡文贵 (36)
- 广东沿海牡蛎体的麻痹性毒素与评价 杨美兰 林燕棠 全贵英 (41)
- 红海湾水质营养状况及其频率分析 甘居利 贾晓平 王小平 (46)
- 荧光分光光度法测定海洋贝类体总石油烃的方法研究 贾晓平 林 钦 吕晓瑜 (51)
- 红海湾养殖区底质水中氮、磷的分布特征 王小平 贾晓平 林 钦 (57)
- 水生动物体汞污染的生物学特征 甘居利 贾晓平 蔡文贵 (62)
- 红海湾水域溶解氧、pH 值、盐度和营养盐分布特征及相互关系研究 王小平 贾晓平 林 钦 (67)
- 大鹏湾大梅沙海域氮、磷含量及富营养化状态 杨美兰 林燕棠 钟 彦 (73)
- 红海湾叶绿素 a 空间分布特征 王增焕 贾晓平 林 钦 (78)
- 近江牡蛎对锌的累积和排出 陆超华 周国君 谢文造 (84)
- 0 号柴油在波纹巴非蛤体中积累与净化的动态研究 贾晓平 蔡文贵 林钦等 (88)
- 大亚湾核电站温排水对邻近水域鱼卵、子鱼的影响 林昭进 詹海刚 (94)
- 论我国海洋生态环境研究方向与重点任务 贾晓平 林 钦 李纯厚等 (110)
- 大珠母贝 (*Pinctada maxima*) 养殖试验 朱传华 叶 乐 林 钦等 (116)

大珠母贝的海区养殖与水域环境中细菌数量的关系.....	朱传华 林 钦 叶 乐等(121)
我国海水网箱养殖环境氮磷负荷量的评估.....林 钦 林燕棠 李纯厚等(126)	
广东沿岸海域近 10 年污染趋势分析林 钦 贾晓平 周国君等(135)	
NH 石油化工联合企业海上排污点优选分析研究.....贾晓平 林钦(143)	
大亚湾航道挖掘工程对周围海域海洋生物资源影响的预测评价	
.....贾晓平 林 钦 蔡文贵 (151)	
香港维多利亚港疏浚淤泥对海洋动物的急性毒性效应.....	
.....李纯厚 贾晓平 林燕棠等(160)	
红海湾水域营养水平及有机污染状况分析.....蔡文贵 贾晓平 林钦等(168)	
红海湾养殖区域底质溶液中氮、磷的分布特征.....王小平 贾晓平 林钦等(184)	
大珠母贝养殖生态环境研究：养殖海域底质的营养要素.....	
.....王小平 林 钦 贾晓平等(191)	
大珠母贝养殖生态环境研究：大珠母贝生长与水域生态环境的关系.....	
.....王小平 林 钦 贾晓平等(196)	
大珠母贝养殖生态环境研究：表层沉积物中硫化物.....	
.....甘居利 林 钦 周国君等(203)	
大珠母贝养殖生态环境研究：养殖海域表层沉积物和海水中的重金属.....	
.....甘居利 林 钦 周国君等(207)	
大亚湾与大鹏湾海域贝类麻痹性毒素研究.....杨美兰 林燕棠 全桂英(212)	
珠江口海域赤潮监测与评价.....李纯厚 林 钦 贾晓平等(217)	
红海湾太平洋牡蛎养殖的初步研究	
.....张汉华 梁超愉 吴进锋等(223)	
柘林湾网箱养殖海域环境因子间关系初探.....王增焕 林 钦 李纯厚等(229)	
深圳湾海域赤潮监测与研究李纯厚 林 钦 贾晓平等(234)	
柘林湾网箱养殖海域营养状况初步分析.....甘居利 林 钦 李纯厚等(239)	
红海湾水体盐度、叶绿素及其组成的季节变化和水平分布	
.....王增焕 林 钦 李纯厚等 (247)	

广东沿海近江牡蛎体砷含量水平、 地理分布特点和变化趋势

贾晓平 蔡文贵 林 钦 吕晓瑜
(中国水产科学研究院南海水产研究所, 广州 510300)

摘要 1989~1995年广东沿海近江牡蛎体砷的测定数据和有关历史资料表明, 所有牡蛎样品的砷含量在 $(0.31 \sim 2.51) \times 10^{-6}$ 之间, 总平均值为 1.30×10^{-6} , 均低于海洋生物污染评价标准值, 属正常本底水平。牡蛎体砷含量的地理分布呈粤东和粤西部高、珠江口和粤西部低的格局。1981~1991年, 牡蛎体砷的平均含量呈下降趋势, 1991年以后, 牡蛎体砷的平均含量虽有波动, 但年际间没有明显差异。

关键词 砷, 近江牡蛎, 指示生物, 广东沿海, 污染分布

近江牡蛎(*Crassostrea rivularis*)是广东沿海主要的养殖贝类之一, 具有很高的经济价值。同时, 因其对某些污染物具有较强的富集能力和耐受力, 因此又是一种用于研究和监测沿海水域污染状况的比较理想的监测生物。本文根据1989~1995年广东沿海9个采样点近江牡蛎体砷含量的测定数据和有关历史资料, 分析和阐述广东沿海牡蛎体砷含量水平、地理分布特点和变化趋势。

1 材料与方法

1.1 样品的采集与处理

牡蛎采样地点见图1。在9个采样点中, 粤东海域3个(M1~M3), 珠江口海区2个(M4和M5), 粤西海区4个(M6~M9)。1989~1995年(其中1990年和1994年未采样), 每年春季(3月)在9个点分别采样1次, 1989年除春季采样外, 还加采夏、秋、冬季样品, 采样时间分别为6月、9月和12月。每次在各采样点采集3~4龄近江牡蛎30只, 现场剥离软组织, 收集全部体液和软组织, 冰冻保存送至实验室, 打成匀浆后于-20℃条件下保存至分析。

1.2 分析

每个样品取平行样, 采用《海洋污染调查暂行规

范》规定的二乙氨基二硫代甲酸银分光光度法测定牡蛎体的砷含量^[1]。仪器: 722型分光光度计, 波长520 nm。

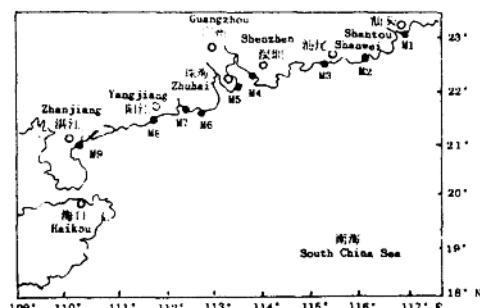


图1 采样站位

Fig. 1 Sampling sites

2 结果与讨论

2.1 牡蛎体砷含量水平的评价

广东沿海9个采样点牡蛎样品的砷含量见表1。1989~1995年广东沿海牡蛎体砷含量的范围为 $(0.31 \sim 2.51) \times 10^{-6}$ (湿重, 下同), 年度平均值范围为 $(1.23 \sim 1.50) \times 10^{-6}$, 总平均值为 $1.30 \times$

收稿日期: 1997-07-14

10^{-6} 。最高值出现在粤东海区的甲子港(M2 站, 1991 年), 最低值出现在粤西海区的镇海湾(M7 站, 1992 年), 前者为后者的 8.1 倍。

表 1 广东沿海牡蛎体的砷含量

Table 1 Concentrations of As in oysters from Guangdong provincial coast ($\times 10^{-6}$, 湿重 wet weight)

站号 station	地点 site	年份 year					平均值 average value
		1989	1991	1992	1993	1995	
M1	广澳湾 Guangao Bay	1.48	1.16	1.25	1.61	1.64	1.43
M2	甲子港 Jiazi Harbor	1.88	2.51	2.15	2.06	1.08	1.94
M3	长沙湾 Changsha Bay	1.98	1.32	1.70	1.84	1.76	1.68
M4	深圳湾 Shenzhen Bay	1.58	0.99	0.90	1.39	1.15	1.20
M5	香洲湾 Xiangzhou Bay	1.00	0.78	0.94	0.92	1.02	0.93
M6	广海湾 Guanghai Bay	1.41	1.05	1.52	0.45	0.86	1.06
M7	镇海湾 Zhenhai Bay	1.39	1.10	0.31	0.49	0.74	0.81
M8	马尾湾 Mawei Bay	1.36	1.34	0.99	0.99	1.35	1.21
M9	湛江港 Zhanjiang Harbor	1.50	1.03	1.39	1.66	1.48	1.41
粤东岸段 East Guangdong coast		1.78	1.66	1.70	1.84	1.49	1.69
珠江口岸段 Pearl River estuary		1.29	0.89	0.92	1.16	1.09	1.07
粤西岸段 West Guangdong coast		1.42	1.13	1.05	0.90	1.11	1.14
平均值 average value		1.50	1.25	1.24	1.27	1.23	1.30

我国目前尚无正式颁布的海洋生物砷污染评价标准, 本文采用广东省海岸带污染综合调查推荐使用的评价标准^[2]来评价广东沿海牡蛎体砷的污染状况, 评价标准和污染指数列于表 2。表 2 数据表明, 广东沿海牡蛎样品的单个样品指数值和平均值均远低于标准指数值限, 表明全部牡蛎样品的砷含量均在正常背景范围, 其栖息水域属清洁状态。然而, 若以食品卫生标准中砷含量的限定值来衡量, 则广东沿海部分牡蛎样品的砷含量值得进一步加以分析。世界各国对海洋生物体砷含量的限制值有很大差异, 如前苏联和日本规定海产品不得检出砷, 法国和沙特阿拉伯的限制值为 0.5×10^{-6} (湿重, 下同), 澳大利亚和波兰为 1.5×10^{-6} , 南斯拉夫为 4.0×10^{-6} , 美国和加拿大为 5.0×10^{-6} , 香港为 10.0×10^{-6} 。如果以上述标准来衡量, 则广东沿海全部牡蛎样品的砷含量均高于前苏联和日本的标准值, 绝大多数样品高于法国和沙特阿拉伯的标准值, 部分

样品(尤其是粤东海区的样品)高于澳大利亚和波兰的标准值, 但全部牡蛎样品的砷含量均低于南斯拉夫、美国、加拿大和香港的标准值。国内外有关研究结果表明^[3~5], 一般海产品中的砷含量都较高, 即使在清洁水域, 鱼、虾、贝类的总砷含量也往往达到 $(1 \sim 10) \times 10^{-6}$ 水平(湿重), 而海藻中砷的含量则更高。因此, 海洋生物体的总砷含量很难符合上述一些标准的要求。据我们判断, 这些标准很可能是针对海洋生物体中毒性较高的无机砷含量而制定的。海洋生物体中的砷主要以有机砷的形态出现, 一般占总砷含量的 65% ~ 95%, 其毒性很低, 摄食后易从体内排出, 而毒性较大的无机砷一般占总砷含量的 5% ~ 35%^[3~5], 故到目前为止尚未发现因食用海产品而引起砷中毒的报道。如果以 15% 的比率估算广东沿海牡蛎体中的无机砷含量, 则含量范围为 $(0.05 \sim 0.38) \times 10^{-6}$ (湿重), 平均值为 0.20×10^{-6} , 均低于除前苏联和日本外的其他国家的食品卫生标准值。

表 2 广东沿海牡蛎体砷污染评价参数

Table 2 Pollution assessment parameters of As for oysters from Guangdong provincial coast

岸段 coast	评价标准 (湿重) $\times 10^{-6}$		指数范围 standard index range	平均值 average value	状况 status
	海岸 coast	标准 standard			
粤东海区 East Guangdong coast	10	0.11 ~ 0.25	0.17	清洁 clean	
珠江口海区 Pearl River estuary	10	0.08 ~ 0.16	0.11	清洁 clean	
粤西海区 West Guangdong coast	10	0.03 ~ 0.17	0.11	清洁 clean	
全海区 Guangdong coast	10	0.03 ~ 0.25	0.13	清洁 clean	

2.2 牡蛎体砷含量的地理分布特点

广东沿海 9 个地点牡蛎体的砷含量存在差异, 从表 1 数据可以看出, 粤东的甲子港(M2)和长沙湾(M3)牡蛎体砷含量的平均值明显高于全部牡蛎样品砷含量的总平均值水平, 而粤东的广澳湾(M1)和粤西的湛江港(M9)砷含量的平均值则略高于总平均值水平, 其余 5 个点牡蛎体砷含量平均值均低于总平均值水平。总体上看, 9 个地点牡蛎体中的砷含量大致可分为 4 个水平, 即甲子港(M2)、长沙湾(M3) > 广澳湾(M1)、湛江港(M9) > 深圳湾(M4)、马尾湾(M8) > 广海湾(M6)、香洲湾(M5) 和镇海湾(M7), 呈现出粤东和粤西部高、珠江口和粤西部低的“两头高、中间低”的地理分布特点。若从粤

东、珠江口和粤西3个海区牡蛎体砷含量的分布格局看,牡蛎体砷含量较高的地点大多数分布在粤东海区(M1、M2和M3),少数位于粤南海区(M9),而珠江口和粤西东部沿海牡蛎体的砷含量较低。1989~1995年间,除1993年珠江口牡蛎体砷含量的平均值略高于粤南海区外,各年度各海区牡蛎体砷的平均含量的排列顺序为粤东海区>粤南海区>珠江口海区(表1)。这种分布格局与1976~1981年南海近海污染综合调查报道的贝类砷含量的地理分布特点相似^[1]。该项调查结果表明,粤东海区贝类砷的平均含量最高,为 3.05×10^{-6} ;粤南海区次之,为 2.34×10^{-6} ;珠江口海区最低,为 1.21×10^{-6} 。上述分析结果表明,自1976~1981年的调查以来,广东沿海贝类(含牡蛎)砷含量地理分布的格局没有发生明显的变化。有关污染源的调查结果表明^[2],广东沿海牡蛎体砷含量的地理分布特点与砷排放源的分布基本吻合,即粤东沿海砷的排放源主要集中在与甲子湾、长沙湾相邻的汕尾市;粤西沿海砷的排放源则集中在西端的湛江市和茂名市,而牡蛎体砷含量的最高值均出现在这些区域(M2为 1.94×10^{-6} 、M3为 1.68×10^{-6} 、M9为 1.43×10^{-6})。

2.3 牡蛎体砷含量的季节变化

不同季节牡蛎体砷含量的变化见表3。^[3]广东沿海牡蛎体砷含量总的变化趋势是春季最高,夏季次之,秋季降至最低点,冬季回升。在8个地点中(M2未采4季样品),广澳湾(M1)、长沙湾(M3)、香洲湾(M5)、广海湾(M6)和湛江港(M9)等5个地点牡蛎体砷含量均呈现这种季节变化特点,而其余3个地点牡蛎体砷含量的季节变化略有不同,夏季最高,春季或秋季次之。影响牡蛎体砷含量季节变化的主要因子有污染源强的变化,环境因子(如水温、盐度、悬浮物等)和牡蛎本身的生物学和生理学因素等,尤其在砷污染较轻的海域,牡蛎自身的内在因素比环境因素对砷积累量或残留量的影响可能性更大^[3]。Touche等^[6]曾报道了美国俄勒冈州亚奎那湾未明显受污染的紫贻贝砷含量的季节变化,发现紫贻贝的砷含量在4月和7月出现2个峰值,并与紫贻贝产卵期前性腺成熟期相吻合。我们的观察结果与Touche等的研究结果基本一致。广东沿海牡蛎的产卵期出现在4~5月和8~9月,尤以春季为主产

卵期。牡蛎产卵前成熟的性腺可占体重的30%~40%。由于海洋动物体中的砷以有机砷占绝对优势,主要存在于动物体的脂质中,因此,牡蛎产卵前富脂类卵和精子的成熟,为砷的积累创造了条件。广东沿海牡蛎体砷含量在春、夏季较高,与牡蛎的生殖循环有十分密切的关系。

表3 不同季节牡蛎体的砷含量

Table 3 Concentrations of As in oysters collected in different seasons

站号 station	地点 site	春 spring	夏 summer	秋 autumn	冬 winter
M1	广澳湾 Guangao Bay	1.84	1.67	0.94	1.47
M3	长沙湾 Changsha Bay	3.26	1.60	1.44	1.64
M4	深圳湾 Shenzhen Bay	1.74	2.18	1.27	1.14
M5	香洲湾 Xiangzhou Bay	1.40	0.94	0.70	0.94
M6	广海湾 Guanghai Bay	1.68	1.49	0.80	1.68
M7	镇海湾 Zhenhai Bay	1.41	1.68	1.28	1.18
M8	马尾湾 Mawei Bay	0.93	1.76	1.47	1.28
M9	湛江港 Zhanjiang Harbor	2.34	1.54	1.04	1.10
平均值 average value		1.60	1.40	1.00	1.12

2.4 牡蛎体砷含量的年际变化趋势

广东沿海牡蛎体砷含量的年际变化趋势见表1(1976~1981年的数据引自南海近海污染综合调查报告^[1])。

由1976~1981年的调查至1995年,广东沿海牡蛎体砷含量的变化总体上呈下降趋势,并显示出2个不同的变化时段。第1时段为70年代末至1991年,广东沿海牡蛎体砷的平均含量由 2.2×10^{-6} 降至 1.25×10^{-6} ,而在此后的第2时段,即1991~1995年,牡蛎体砷的平均含量年际间虽有波动,但没有显著的变化。在粤东、珠江口和粤西3个海区中,70年代末粤东海区和粤南海区贝类的砷平均含量较高,而珠江口贝类的砷平均含量则与1989年的相近。并且,从80年代初至1991年,粤东海区和粤南海区的砷平均含量显示出持续下降的趋势,而珠江口海区贝类的砷含量仅在1989年后才呈现下降趋势。1991~1995年,3个海区牡蛎体砷含量虽有波动,但均无显著变化。有关污染源调查数据表明^[5],70年代末以来,广东沿海砷的排放量逐年下降,1981年广东沿海砷的排放量为105 t,1989年

1)南海近海污染调查协作组.南海近海环境质量综合调查报告.1985

2)广东省环保局.广东省环境统计资料汇编.1980~1996

降至40.5 t, 1990~1992年为30~35 t, 此后, 广东沿海砷的排放量在16 t左右。图2表明, 广东沿海牡蛎体砷含量的变化趋势与砷的排放量的变化趋势是相吻合的。

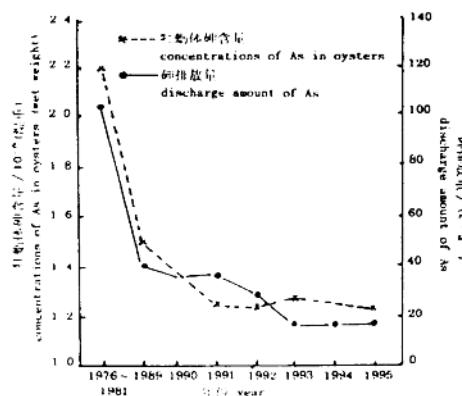


图2 广东沿海砷排放量与牡蛎体砷含量的变化趋势

Fig. 2 Discharge amount of As and concentrations of As in oysters from Guangdong provincial coast

3 小结

(1) 广东沿海牡蛎体砷含量为(0.31~2.51)×

Levels, spatial distribution and variation tendency of arsenic in oysters from the coast of Guangdong province

Jia Xiaoping Cai Wengui Lin Qin Lu Xiaoyu

(South China Sea Fishery Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300)

Abstract Based upon the data of As concentrations in oyster *Crassostrea rivularis* collected from the coast of Guangdong province from 1989 to 1995 and related historical data, this paper described base line levels, spatial distribution and variation tendency of As in the oyster. As concentrations of all samples analyzed were below the limit of Marine Organism Pollution Assessment Standard (MOPAS) and within the range of natural levels of As in marine bivalves. Spatial distribution of As concentrations showed that As concentrations in the oysters collected from the East Guangdong coast and the western West Guangdong coast were higher than those from the Pearl River estuarine coast and the eastern West Guangdong coast. The temporal variation of As concentrations showed a significant decline tendency from 1981 to 1991. After 1991 concentrations of As in the oysters along the coast of Guangdong province showed no significant difference.

Key words As, *Crassostrea rivularis*, indicator organism, Guangdong provincial coast, pollution distribution

10^{-6} , 总平均值为 1.30×10^{-6} , 属正常背景水平。

(2) 广东沿海牡蛎体砷含量的地理分布呈粤东和粤西西部高、珠江口与粤西东部低的特点, 与广东沿海砷污染源的分布特点相吻合。

(3) 广东沿海牡蛎体砷含量的季节变化特点是: 春季高, 夏季次之, 秋季降至最低点, 冬季回升。

(4) 从70年代末至1991年, 广东沿海牡蛎体的砷含量呈下降趋势。1991年以后, 牡蛎体的砷含量年际间虽有波动, 但没有明显变化。这些变化趋势与砷污染源的变化趋势相吻合。

参 考 文 献

- 1 国家海洋局. 海洋污染调查暂行规范. 北京: 海洋出版社, 1979
- 2 王化泉, 等. 珠江口海岸带和海涂资源综合调查研究文集(2). 广州: 广东科技出版社, 1984. 132~141
- 3 谭燕翔. 砷在渤海海水、底质和底栖动物中的分布. 海洋科学, 1983(4): 28~30
- 4 Maher W A. Inorganic arsenic in marine organisms. Mar Pollut Bull, 1983, 14(8): 308~310
- 5 Ashton A. "Oyster-watch" for monitoring coal ash lagoons in an environmentally sensitive area of Hong Kong. Mar Pollut Bull, 1991, 22(7): 334~339
- 6 Touche Y D L, et al. Seasonal variation of arsenic and other trace elements in bay mussels (*Mytilus edulis*). Bull Environ Contam Toxicol, 1982, 29(4): 665~670

香港维多利亚港疏浚淤泥对海洋底栖动物的毒性累积效应

李纯厚,林燕棠,彭 炬*,杨美兰,全桂英,张勤奋** (中国水产科学研究院海洋渔业生态环境与污染监控技术重点开放实验室,中国水产科学研究院南海水产研究所,广东 广州 510300)

摘要:为了评价香港维多利亚港疏浚淤泥对倾倒海区海洋底栖动物的影响,进行了两种底栖贝类和一种底栖甲壳类的生物毒性累积试验。结果表明,试验底栖贝类缢蛏(*Tegillarca nodifera*)和缢蛏(*Sinonovacula constricta*)暴露在试验淤泥中240h和480h后,随暴露时间的延长,累积率增大。暴露240h后,缢蛏对Cu、Cd、Hg、油类和Zn的累积率分别为9%、20%、97%、188%和265%,其中对Zn、Hg和油类累积效应明显。缢蛏则主要累积Hg和油类,对Cu和Pb的累积作用相对较弱,而对Zn无明显累积作用。暴露240h后,缢蛏对Pb、Cu、Hg和油类的累积率分别为0%、10%、60%和76%;暴露480h后,缢蛏对Hg和油类的累积率分别增大到155%和171%,同时对Pb累积率也达到53%,而对Cu的累积效应增大不明显,累积率仅为15%。试验底栖甲壳类近海梭子蟹(*Portunus pelagicus*)则主要富集淤泥中的Zn、Pb和油类,其累积率分别为40%、100%和205%,对Cu、Cd和Hg累积效应不明显。

关键词: 淤泥; 钻孔; 海洋底栖动物; 累积率

中图分类号: X553.22 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(1999)05-0450-04

Toxicity accumulation effect of the sludge, dredged from Victoria Port of Hong Kong, to marine benthonic animals. LI Chun-hou,LIN Yan-tang,PENG Ju,YANG Mei-lan,QUAN Gui-ying,ZHANG Qin-fen (Key Laboratory of Marine Fishery Ecology Environment and Pollution Monitoring & Control Technique,South China Sea Fisheries Institute, Chinese Academy of Fisheries Science, Guangzhou 510300, China). *China Environmental Science*. 1999,19(5): 450-453

Abstract: To evaluate the toxicity of the sludge, dredged from Victoria Port of Hong Kong , to marine benthonic animals lived in its pouring region, the toxicity test of the sludge to marine benthonic animals, including benthonic shellfish and crustacean, has been conducted. The results are reported as follows: from the contents of some pollutants in the muscle of *Tegillarca nodifera*, *Sinonovacula constricta* and *Portunus pelagicus* which lived in test sludge for 240h and 480h, *Tegillarca nodifera* accumulated mainly Hg,oil and Zn, and the accumulation levels are 97%,188% and 265%, respectively. *Sinonovacula constricta* mainly accumulated Pb, Hg and oil, their accumulation levels are 53%, 155% and 171% respectively; *Portunus pelagicus* accumulated chiefly Zn,Pb and oil, and their accumulation levels are 40%,100% and 205% respectively.

Key words: sludge; toxicity; marine benthonic animals; bioaccumulation rate

港口疏浚淤泥对倾倒海区周围水域的海洋生态环境将产生一定的影响,因此,伦敦倾废公约及我国有关环境评价标准明确规定,倾倒废物必须进行生物学检验,以评价其倾倒废物对倾倒海域生态环境影响。为评价香港维多利亚港疏浚淤泥对倾倒海区及其周围水域海洋生态环境产生的联合毒性效应影响,作者对该疏浚淤泥液相、悬浮相分别进行生物毒性试验并作了报道^[1,2]。现将疏浚淤泥对海洋底栖动物毒性累积试验结果报告如下,以便为正确评价香港维多利亚港疏浚淤泥对倾倒海域底栖动物的毒性累积效应提供

资料。

1 材料与方法

1.1 试验淤泥

试验淤泥采自香港维多利亚港,密封装入塑料桶运抵广州,储存于低温环境下备用。

1.2 试验生物

收稿日期: 1999-01-15

* 广东省惠州市第八中学工作

** 现在中山大学生命科学院昆虫研究所工作

结蚶 (*Tegillarca nodifera*)、缢蛏 (*Sinonovacula constricta*) 和远海梭子蟹 (*Portunus pelagicus*) 均购自广州市水产批发市场。试验生物从市场购回后先在室内驯养一段时间,然后挑选健康、活泼、大小基本一致的个体进行试验。

1.3 试验用水及水质条件

淤泥污染物累积试验采用人工配制海水,试验用水水质状况为 DO 8.2mg/L;pH 值 8.2;SiO₃²⁻ 6.480 μmol/L; NH₄-N 0.042 μmol/L; NO₂-N 0.300 μmol/L; NO₃-N 2.080 μmol/L; PO₄-P 0.220 μmol/L; 盐度 30.00。

1.4 试验操作

首先加淤泥于洁净塑料容器内(50cm×40cm×20cm,泥样厚约 8~10cm),然后加入 5~6L 海水,搅匀成浆,静置 30min. 最后放入试验动物,数量分别为 28 只贝/盆或 5 只蟹/盆。每个试验设 3 组平行样,另设空白对照两组,底质为清洗干净并经 1 周浸泡处理的细沙。试验过程中 24h 充气,隔天换水 1 次。试验时间为 240h 和 480h。试验过程中不另投喂饵料。

1.5 记录与计算

试验过程中每天分早、中、晚记录水温 3 次,并每天记录试验生物的死亡情况。每天定期监测 pH 值及 DO 值变化。

生物体内污染物累积率指试验生物暴露在试验淤泥中一定时间后,某污染物质在生物体内的浓度与试验前该生物体内该物质的浓度之差

与试验前浓度值的比率,根据下列公式计算:

$$\text{累积率 } A = (Ce - Cb) / Cb \quad (1)$$

式中: Ce 为累积试验后试验生物体内某元素的含量(10^{-6}); Cb 为试验前试验生物体内该元素的含量(10^{-6})。

2 结果与讨论

2.1 试验淤泥特性及污染物含量分析

经分析,试验淤泥的主要成分是粘土,占 44.02%,其次是粉砂,占 36.08%。砂含量较低,占 18.79%,砾含量最低,仅占 1.11%(表 1)。

表 1 试验淤泥的组成百分含量 (%)

Table 1 The physical properties of test sludge (%)

取样号	砾	砂	粉砂	粘土
1	2.79	18.68	33.48	45.05
2	0.00	12.84	39.72	47.44
3	0.00	20.90	37.98	41.12
4	0.00	16.00	33.98	42.77
5	0.00	23.25	33.98	41.68
6	3.85	21.09	33.38	41.68
平均	1.11	18.79	36.08	44.02

淤泥中几种主要污染物含量见表 2,与我国海岸带和海涂资源调查领导小组办公室推荐的“底质污染物质评价标准”^[3]比较,可以明显看出淤泥中的 Pb、Cd 和 Zn 的含量已经超标。Cd 含量是评价标准的 4.0 倍;Pb 为 1.8 倍;Zn 含量为 1.4 倍。

表 2 试验淤泥污染物含量 (10^{-6})

Table 2 The contents of some pollutants in test sludge (10^{-6})

取样号	ΣHg	Cu	Pb	Cd	Zn	Oil	硫化物	有机质(%)
1	0.041	27.4	47.1	1.93	120	633.66	330.12	3.04
2	/	17.5	39.4	1.97	108	39.18	266.20	3.60
3	0.036	25.3	47.9	2.09	115	704.08	307.11	3.28
4	0.012	19.3	42.8	1.78	107	77.94	46.13	3.27
5	0.038	25.0	43.7	2.24	116	331.27	106.96	3.07
6	0.053	24.0	44.9	2.01	117	271.24	172.86	3.08
平均值	0.036	23.1	44.3	2.00	114	342.90	204.90	3.22
评价标准 ^[3]	0.200	30.0	25.0	0.50	80	1000	300.00	3.40

2.2 试验水温变化趋势

水温每天监测 3 次,结果为结蚶组试验期间

的水温在 10.2~18.3℃范围内波动,平均 14.8℃。缢蛏组试验期间的水温则在 9.5~20.5℃范围内变化,平均 14.9℃。远海梭子蟹组试验期间的水温在 13.0~20.0℃范围内波动,平均 17.1℃。

2.3 贝类污染物累积试验

2.3.1 试验生物存活率 试验生物的存活率是一个重要的生物学检验指标。试验过程中试验生物的存活率见表 3。对照组与试验组生物的存活率差异不显著,缢蛏存活率稍高于结蚶,表明缢蛏较结蚶对试验淤泥的耐受性强。所有累积试验中,对照组与试验组试验生物的存活率之差均低于 10%,因此根据倾倒疏浚物固相生物学检验标准,可以初步认为该试验淤泥对受试生物的存活率无明显影响。

表 3 累积试验期间试验生物的存活率 (%)

Table 3 Survival rates of test benthonic animals during the accumulation test (%)

组别	结蚶	缢蛏*	远海梭子蟹
对照组	70	95/56	50
试验组	66	85/69	60

注: *为不同累积时间的存活率 240h/480h

2.3.2 试验生物体内污染物累积状况 结蚶和

表 4 贝类体内污染物含量分析 (10^{-6})

Table 4 The contents of some pollutants in the muscle of shell-fish exposed in test sludge before and after 240 and 480 h (10^{-6})

项目	ΣHg	Cu	Pb	Cd	Zn	Oil
<i>Tegillarca nodifera</i>						
试验前样品	0.0038	1.1	1.3	2.98	16.1	2.48
试验样品	0.0075	1.2	1.5	3.59	58.8	7.14
	0.0069~0.0080	1.2~1.2	1.5~1.5	3.53~3.64	53.7~63.9	6.20~8.07
试验样品 D'	0.0084	1.1	1.4	3.34	52.8	6.02
	0.0058~0.0110	1.3~1.5	3.09~3.59	48.3~57.3	4.92~7.12	
<i>Sinonovacula consticta</i>						
试验前样品	0.0094	2.0	1.5	0.62	79.3	4.12
240h 样品	0.0150	2.2	1.5	0.33	53.7	7.25
480h 样品	0.0240	2.3	2.3	0.28	53.7	11.18
评价标准	0.3000 ^{b1}	100.0 ^{b1}	10.0 ^{b1}	5.5 ^{b1}	250.0 ^{b1}	75.8 ^{b1}
试验泥样	0.0375	18.2	38.5	1.31	91.8	300.02

注: *为累积试验期间死亡的受试生物(168~216h)

从试验结果看,试验贝类对淤泥中几种污染 物的富集具有一定的次序。总体而言,较优先富集

缢蛏污染物累积试验结果见表 4,表 5。结果表明,暴露于试验淤泥中 240h 后,结蚶体内 Hg、Zn 和油类含量均较试验前有较大的提高;而 Cd、Cu、Pb 的含量试验前后没有多大变化。这表明结蚶能富集试验淤泥中的 Hg、Zn 和油类,其累积率分别为 97%(82%~110%)、265% (228%~298%) 和 188%(150%~225%),对 Zn 的累积率最高,其次是油类和 Hg。试验期间死亡的结蚶体内 Zn 的富集量同样最高,其次是油类和 Hg,趋势与暴露于试验淤泥中 240h 时累积试验结果一致,其平均累积率分别为 234%、143% 和 121%。

缢蛏暴露于试验淤泥 240h 和 480h 后,其体内 Hg 和油类的累积量较高。暴露 240h 的累积率分别为 60% 和 76%,同时对 Cu 亦有一定的富集,平均累积率为 10%。暴露 480h 后,缢蛏对 Hg 和油类的平均累积率达到 155% 和 171%,对 Pb 的累积率也达到 53%,对 Cu 的累积率变化不大,仅为 15%(表 5)。暴露 240h 和 480h 后,缢蛏对 Cd 和 Zn 均未显示任何富集特征。显然,缢蛏主要富集淤泥中的油类和 Hg,而对 Cd 和 Zn 则富集特征不明显。

淤泥中的 Hg 和油类,其次是 Zn 和 Pb,对 Cu 和 Cd 的富集能力相对较弱。这一试验结果与美国人 Koepp^[5]在 1980—1981 年研究的移植紫贻贝对疏浚物倾倒区内 Hg、Cd 和 Pb 生物积累结果相类似。他的研究结果表明,投放到倾倒区内的紫贻贝体内软组织中 Hg 的浓度明显增高。

表 5 贝类体内污染物累积率 (%)

Table 5 The accumulation levels of some pollutants in the muscle of test shell-fish (%)

种类	试验时间(h)	Pb	Cu	Cd	Zn	Σ Hg	Oil
结蚶	240	15	9	20	265	97	188
	168—216	8	0	12	234	121	143
缢蛏	240	0	10	47	32	60	76
	480	53	15	55	32	155	171

2.4 底栖甲壳类体内污染物累积试验

2.4.1 试验生物的存活率 试验期间试验生物的存活率变化见表 3。显然,试验组与对照组间差异不显著,与贝类累积试验相比,远海梭子蟹的存活率介于结蚶与缢蛏之间。由于对照组与试验组试验生物的存活率之差未超过 10%,因此,根据倾倒疏浚物固相生物学检验标准,可以初步认为该试验淤泥对受试生物的存活率无明显影响。

2.4.2 试验生物体内污染物累积状况 远海梭子蟹暴露在淤泥中 240h 后体内污染物累积情况见表 6。显然,远海梭子蟹体内 Pb、Zn 和油类的含量较试验前均有不同程度的增高,尤其是油含量增高明显。这表明试验底栖甲壳类能富集淤泥中的 Zn、Pb 和油类,其累积率分别为 40%、100% 和 205%。对 Cd、Hg 和 Cu 的富集特征不明显。

表 6 远海梭子蟹体内污染物含量分析 (10^{-6})

Table 6 The contents of some pollutants in the muscle of *Portunus pelagicus* expose in test sludge before and after 240h (10^{-6})

项目	Σ Hg	Cu	Pb	Cd	Zn	Oil
试验前	0.024	17.6	0.6	0.57	22.1	3.22
试验后	0.020	9.2	1.2	0.44	31.0	9.81

3 结论

3.1 试验结果表明,对照组与试验组试验生物的存活率之差均不超过 10%,根据倾倒疏浚物固相生物学检验标准,可以初步认为该试验淤泥对受试生物的存活率无明显影响。

3.2 试验底栖贝类均优先富集试验淤泥中的油和 Hg,且累积效应强;对 Zn、Pb、Cu 和 Cd 的富集累积效应,贝类不同,表征不同,结蚶对 Zn 具有很强的富集力,而缢蛏对 Zn 的富集特征不明显。

3.3 试验底栖甲壳类主要富集淤泥中的油、Pb 和 Zn,对油类累积效应最强,对 Cd、Hg 和 Cu 的富集特征则不明显。

这里必须指出,文中得到的试验底栖动物对试验淤泥污染物的累积效应仅为实验室的研究结果,与海上现场实况有一定差异,因此,应用到自然海区环境影响评价时,应根据疏浚物倾倒海区环境特征和疏浚物污染物本底特征进行具体分析。

参考文献:

- [1] 李纯厚,林燕萍,杨美兰等.南海海港疏浚淤泥悬浮物对海洋动物的急性毒性效应 [J].中国环境科学,1997,17(6):550—553.
- [2] 李纯厚,林燕萍,杨美兰等.南方某港疏浚淤泥溶出液对海洋浮游动物的毒性试验 [J].热带海洋,1998,17(1):71—77.
- [3] 全国海岸带办公室《环境质量调查报告》编写组.中国海岸带和海涂资源综合调查专业报告集,环境质量调查报告 [M].北京:海洋出版社,1989.180.
- [4] 林钦,贾晓平,吕晓瑜.珠江口海洋动物体的石油烃 [J].海洋科学,1990,(5):34—38.
- [5] Koepp S J, Santoro E D, Zimmer R, et al. 移植到疏浚物倾废区的紫贻贝对 Hg、Cd 和 Pb 的生物累积 [A].见:J M 卡普佐,D R 科斯特主编,张兰荪,王兆庆译.海洋中的生物过程和废物 [M].北京:海洋出版社,1993.52—61.

作者简介: 李纯厚(1963-),男,湖南澧县人,中国水产科学研究院南海水产研究所副研究员,近年来先后主持国家专项课题、农业部重点科研项目和中国水产科学研究院科研基金课题多项,发表研究论文 20 余篇。

中国沿岸染毒贝类的麻痹性毒素

林燕棠 贾晓平 杨美兰 钟彦 全桂英 范平

(中国水产科学研究院南海水产研究所 广州 510300)

摘要 1996年11—12月对中国渤海、黄海、东海和南海沿岸海域的24个采样点,1997年6—7月对舟山群岛、大亚湾、大鹏湾3个重点海域的23种经济贝类体中的麻痹性毒素进行了检测。分析结果表明,中国沿岸贝类的麻痹性毒素(PSP)含量从未检出到每百克肉含PSP403MU。在4个海区中,以南海海区贝类麻痹性毒素的检出率为最高,上述2个采样期的检出率分别为42.1%和28.6%。黄海海区贝类抽提液的毒性试验均未引起实验小鼠死亡。各海区的主要染毒贝的种类亦有不同:渤海的染毒种类主要有长牡蛎 *Crassostrea gigas*、毛蚶 *Scapharca subcrenata*等;东海的主要染毒种类有织纹螺 *Nassarius* sp.、菲律宾蛤仔 *Ruditapes philippinenrum*、杂色蛤 *R. variegata*等;南海的染毒种类主要有文蛤 *Meretrix meretrix*、翡翠贻贝 *Perna viridis*、合浦珠母贝 *Pinctada martensii*等。

关键词 贝类 中国沿岸 麻痹性毒素(PSP)

分类号 X55

随着我国对赤潮、有毒单细胞藻类和贝、藻类毒素等研究工作的开展和深入,藻类毒素对海洋环境和养殖业的影响以及藻类毒素通过食物链传递对人类生命造成的危害已越来越为人们所共识和重视,并进一步推动该研究领域的工作向纵深发展。在几种不同类型的藻类毒素中,以贝体麻痹性毒素(paralytic shellfish poisoning,简称PSP)的影响最为严重,发生的频率相对较高。截至1994年止,在亚太地区由海洋藻类造成的水产养殖危害事件中,PSP就占了41.7%。在我国的东海和南海海域,尤其在东海海域曾报道过多起食用了染毒贝类引起的中毒事件。零星的藻类毒素研究工作的开展进一步证实了在我国东海的台湾海域、南海的大鹏湾、大亚湾和香港等海域存在着可产生PSP的几种有毒藻类的营养细胞或孢囊。藻类毒素影响着海洋环境、沿海养殖业以及人类的生命安全,因此开展主要养殖贝类中PSP的调查研究,了解和掌握我国沿海主要经济贝类中PSP的含量水平及其数量变动,不仅对保证海产品的食用质量和出口贸易等有重要的现实意义和直接的经济效益,而且可为我国有毒藻类和有毒赤潮的研究提供一些科学依据。

1 调查海区和实验方法

1996年11—12月对中国的渤海、黄海、东海和南海海域共24个采样点(图1),1997年

1997-07-02收稿,1997-10-28收修改稿

第一作者简介:林燕棠,女,1940年生,研究员,从事海洋藻类毒素和赤潮研究

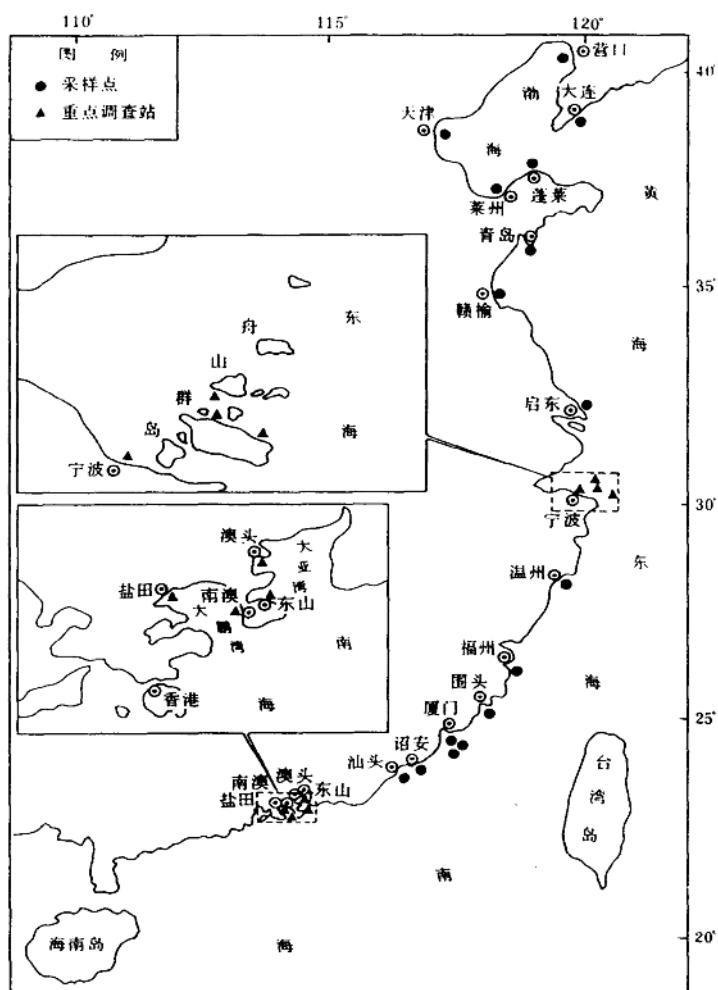


图1 中国沿岸检测PSP贝类采样站示意图

Fig.1 Sampling sites for shellfish PSP detection along the coast of China

6—7月对东海的长江口的舟山群岛海域、南海的大亚湾和大鹏湾海域3个重点海域的主要养殖贝类和主要食用贝类进行PSP检测。

实验贝类从调查海域采集和由市场购买当地的主要食用贝类。

采用美国分析化学家协会(Association of Official Analytical Chemists, 简称AOAC)推荐的“麻痹性贝类毒素的小白鼠生物测定法”^[1]和由Yuji Nagashima等^[2]改进的抽提法相结合, 进行贝体的麻痹性毒素分析测定。试验用昆明小鼠购自中山医科大学实验动物中心。每份样品用实验小鼠5只, 每只重19—22g。

2 结 果

2.1 我国四大海区贝体中的 PSP

对调查海区的 23 种食用贝类进行 PSP 分析,结果(表 1)表明,我国沿海主要养殖贝类的 PSP 含量水平从未检出至 403MU·(100g 肉)⁻¹。在 4 个海区中,黄海海区所有检测贝类的抽提液(13 份样品)均未引起实验小白鼠死亡,贝体中 PSP 的检出率为零。在其他 3 个海区中以南海海区贝体的 PSP 含量和检出率为最高,冬、夏季最高含量分别为 286MU·(100g 肉)⁻¹ 和 403MU·(100g 肉)⁻¹,检出率分别为 42.1% 和 28.6%。同一调查时间,渤海海区贝体的 PSP 含量和检出率稍高于东海海区。

表1 中国沿岸四大海区经济贝类个体中的PSP含量

Tab.1 PSP toxicity in commercial shellfish from the coast of China

时间	项目	渤海	黄海	东海	南海
1996-11-12	含量 MU·(100g肉) ⁻¹	nd—244	nd	nd—187	nd—286
1997-6-7		—	—	nd—232	nd—403
1996-11-12	检出率/%	18.8	0	11.5	42.1
1997-6-7		—	—	5.0	28.6

注:nd 表示未检出,下表同。

2.2 各海区的主要染毒种类

我国海域南北跨度大,有热带、亚热带和温带海域,为不同温度习性的生物种类提供了生存条件。理论上从南至北各个海域,统一用几个相同种类的生物体进行 PSP 的比较和分析,其结果最为理想,但由于在生物采样方面(除毛蚶外)存在不少困难而难于实现。因此,在不同海区除均采有毛蚶样外,只好分别取同一属或同一科的不同种类进行 PSP 的测定和分析比较。如北部海域取太平洋牡蛎 *Crassostrea gigas*、紫贻贝 *Mytilus galloprovincialis* 和海湾扇贝 *Argopocen irradians* 等,南部海域取各自相应同属的贝类如近江牡蛎 *Crassostrea rivularis*、翡翠贻贝 *Perna viridis* 和华贵栉孔扇贝 *Chlamys nobilis*

表2 中国沿岸四大海区检测PSP的生物种类

Tab.2 Species for PSP detection from different sea areas of China

渤海	太平洋牡蛎,紫贻贝、海湾扇贝、毛蚶 <i>Scapharca subcrenata</i> 镜蛤 <i>Doxima</i> sp.
黄海	太平洋牡蛎,紫贻贝、海湾扇贝、毛蚶、江户布目蛤 <i>Protothaca jadoensis</i>
东海	近江牡蛎,僧帽牡蛎 <i>Saccostrea cucullata</i> ,紫贻贝、翡翠贻贝、缢蛏 <i>Simonovacula constricta</i> 、波纹巴非蛤 <i>Paphia (Paphia) undulata</i> 、镜蛤、毛蚶。 菲律宾蛤仔 <i>Ruditapes philippinarum</i> 、杂色蛤仔 <i>R. variegata</i> 、青蛤 <i>Cyprina sinensis</i> 、红带织纹螺 <i>Nassarius (Zeuxis) succinctus</i>
南海	僧帽牡蛎、翡翠贻贝、华贵栉孔扇贝、毛蚶、联珠螺 <i>Mabellaria consociata</i> 菲律宾蛤仔、栉江珧 <i>Atrina (Servatrina) pectinata</i> 、文蛤 <i>Meretrix meretrix</i> 、波纹巴非蛤、棕带仙女蛤 <i>Callista erycina</i> 、合浦珠母贝 <i>Pinctada martensii</i> 、习见蚌螺 <i>Bursa rana</i>

等。各海区检测 PSP 的生物种类,黄海、渤海各有 5 种,东海和南海分别有 12 种。检测 PSP 的其他生物种类见表 2。

不同海区贝类的 PSP 分析结果显示,我国四大海区染毒的生物种类各有不同。渤海的主要染毒种类有牡蛎、毛蚶等,东海的主要染毒种类有织纹螺、菲律宾蛤仔、杂色蛤等,南海的主要染毒种类有文蛤、华贵栉孔扇贝、翡翠贻贝、毛蚶、珍珠贝等。表 2 列出了各海区所有分析 PSP 的生物种类。某些种类如缢蛏、江户布目蛤、波纹巴非蛤、镜蛤、青蛤、棕带仙女蛤、习见蛙螺等均未检出 PSP。

表 3 中国沿岸四大海区生物种类的 PSP 含量¹⁾ [MU·(100g 肉)⁻¹]

Tab.3 PSP toxicity in shellfish from different sea areas of China

[MU·(100g shellfish)⁻¹]

海区	牡蛎	蚶	扇贝	贻贝	织纹螺	菲律宾蛤仔	文蛤	马氏珠母贝
渤海	nd—192	<175—244	nd	nd				
黄海	nd	nd	nd	nd				
东海	nd	nd	nd	nd	nd—232	nd—<175		
南海	nd—<175	nd—224	nd—286	nd—205		nd—<175	nd—403	nd—215

注:未检出PSP的贝类不列入此表。

织纹螺 *Nassarius* sp. 是我国东海海区尤其是长江口海域的主要染毒贝类。该海域报道的食用织纹螺引起的中毒事件有几十起^[3—5]。赵瑞生报道^[6]舟山群岛海域同一年份的 2 次调查结果表明,织纹螺体内 PSP 含量均较高,分别为 18 500 MU·(100g 肉)⁻¹ 和 13 200 MU·(100g 肉)⁻¹,但同一时间同一地点不同种类如虹彩樱蛤 *Tellina indesccus* 和泥螺 *Bullacta exarata* 则未检出 PSP。因此,在该海域织纹螺充分体现出对 PSP 独特的积累能力。织纹螺是否亦是我国其他海区的主要染毒贝类?为此,我们于 1990—1992 年对大亚湾海域织纹螺(红带织纹螺和西格织纹螺 *N. (Zeuxis) siguijorensis*)的 PSP 进行了调查。大亚湾双壳类软体动物和腹足类 PSP 的含量幅度分别为小于 175—3 510 MU·(100g 肉)⁻¹ 和 200—1 466 MU·(100g 肉)⁻¹,织纹螺的 PSP 含量为 200—630 MU·(100g 肉)⁻¹,均值为 370 MU·(100g 肉)⁻¹。织纹螺的 PSP 含量明显低于同一海湾双壳类软体动物,在腹足类中其 PSP 含量亦非最高[大亚湾海域斑玉螺 *Natica tigrina* PSP 含量为 1 466 MU·(100g 肉)⁻¹]。大亚湾(该湾共设 10 个调查点)A 站资料同样表明,3 种生物体即织纹螺、东风螺和鸟蛤的 PSP 含量相近。在南海海域,织纹螺并未显示出对 PSP 的特殊积累能力。鉴于 1996 年 5 月 27 日广东淡水镇有 1 家 4 口误食了染毒的织纹螺引起中毒,其中 2 个小孩身亡^[1],因此有必要对南海海域的织纹螺的 PSP 水平状况进行深入的调查和了解。此外,1990—1992 年调查结果显示,检测的其他贝类如扇贝、贻贝的 PSP 含量范围分别为 298—5 038 MU·(100g 肉)⁻¹ 和 小于 175—2 988 MU·(100g 肉)⁻¹,均值分别为 1 018 MU·(100g 肉)⁻¹ 和 477 MU·(100g 肉)⁻¹,超标(FAO 推荐的最高限定值)率分别为 66.7% 和 23.1%。综合历年我们的调查结果,笔者认为南海海域的主要染毒贝类是扇贝和贻贝。由于这 2 种贝类尤其是贻贝对 PSP 的积累速度快,净化的速度亦相对较快,因此,除食用了有毒赤潮区的

1) 邹仁林. 麻痹性毒素(PSP)在食物链中的传递. 南海研究与开发, 1997, (2): 1—8.

染毒贻贝引起 1 宗中毒事件外, 这 2 种贝类在南海海区并未对人类的生命安全造成大的威胁。

表 4 东海长江口海域几种软体动物的 PSP 含量
Tab.4 PSP toxicity in mollusc from Changjiang River Estuary [MU·(100g 肉)⁻¹]

时间	地点	种类	PSP 含量
1978-08	镇海新港	织纹螺	18 500
		虹彩樱蛤	0
		泥螺	0
1978-10	定海金塘	织纹螺	13 200
		虹彩樱蛤	0

表 5 1990—1992 年大亚湾海域软体动物的 PSP 含量
Tab.5 PSP toxicity in mollusc from Daya Bay [MU·(100g 肉)⁻¹]

地点	双壳类	腹足类	织纹螺	东风螺	鸟蛤	扇贝	斑玉螺	贻贝
大亚湾海域	~175—3 510	200—1 466	200—630 (370)	<175	<175		1 466	
大亚湾 A 站			<175	<175	<175			
广东沿海	<175—5 038	200—1 466				298—5 038		<175—2 988

注: 括号内数字表示均值。

3 讨 论

在中国渤海某些海域、东海的长江口、南海的大鹏湾和大亚湾海域的一些养殖贝类中检出了 PSP。PSP 来源于有毒甲藻已为人们所共识。我国染毒贝类的毒性来源于哪些有毒甲藻? 有关学者曾对我国的有毒藻类进行过报道。齐雨藻等^[7]报道了大亚湾海域存在着塔玛亚历山大藻 *Alexandrium tamarense*、链状亚历山大藻 *A. catenella* 和 *Gymnodinium* sp. 等藻类。郑磊等^[8]报道了大鹏湾海域存在链状裸甲藻 *Gymnodinium catenatum*、巴哈马梨甲藻 *Pyrodinium bahamense* 等藻类的孢囊(cyst)。Ho K C^[9]报道了香港海域由 *A. catenella* 形成的多起有毒赤潮。Lam Catherine W Y 等^[10]报道了香港海域由 *Gymnodinium nagaesakii* 和 *Gymnodinium sanguineum* 等藻类形成的赤潮。林元烧^[11]报道了 1994 年 7 月厦门地区及其附近养殖场发生了塔玛亚历山大藻赤潮, 陈治宇和周宏农^[12]报道了台湾海域的微小亚历山大藻 *Alexandrium minutum* 使养殖的西施贝染毒。对毒藻成分研究的有苏惠美^[1], 报道了台湾塔玛亚历山大藻的 PSP 的成分以 GTX₁、GTX₂、GTX₃、GTX₄ 为主, 其中 GTX₁ 含量最高, 不含石房蛤毒素(saxitoxin), GTX₂、epiGTX₂、B₁ 和 B₂ 等藻毒成分。萧嘉裕等^[13]报道了在香港海域的链状亚历山大藻中存在有 STX、neoGTX 和 C₁—C₅ 成分。Anderson 等^[14]报道了大亚湾海域塔玛亚历山大藻的 PSP 成分, 该营养细胞是由孢囊萌发而来, PSP 的成分有 C₁—C₅, 约占总毒素摩尔百分比的 90%, 其他成分如

1) 苏惠美, 台湾塔玛亚历山大藻的生物学特征, 博士论文, 1989, 88—91。