

食物相暴露下三丁基锡(TBT)在疣荔枝螺(*Thais clavigera*)体内的吸收和代谢动力学

方超¹, 王新红^{1,*}, 王文雄^{1,2}, 李永玉¹, 穆景利¹, 吴水平¹, 洪华生¹

1. 厦门大学近海海洋环境科学国家重点实验室, 环境科学研究中心, 厦门 361005

2. 香港科技大学生物系, 香港

摘要: 将牡蛎消化腺分别暴露在 1000 ng·L⁻¹ 和 100 ng·L⁻¹ TBT 水溶液中 4 周, 然后将染毒的牡蛎消化腺分别投喂疣荔枝螺 (*Thais clavigera*)。经过 45 d 的暴露和 30 d 的净化, 我们发现雌雄疣荔枝螺的消化和生殖系统能较快地吸收 TBT (吸收速率 $ku = 0.004-0.022 \cdot d^{-1}$), 并且其代谢(生物代谢系数 $BDI = 5.59-23.30$) 和排出速率(净化速率 $ke = 0.024-0.053 \cdot d^{-1}$) 也相对较快, 各器官中 TBT 的代谢产物 MBT 占了相对较高的比例, 因此 TBT 在食物链传递过程中没有出现生物放大的现象。此外, TBT 有逐渐从雌螺消化系统向生殖系统转移的趋势, 并且雌螺生殖系统对 TBT 的吸收和富集能力 ($ku = 0.006-0.022 \cdot d^{-1}$, 生物放大系数 $BMF = 0.181-0.664$) 要显著强于雄螺 ($ku = 0.004-0.014 \cdot d^{-1}$, 生物放大系数 $BMF = 0.142-0.376$), 但其代谢和净化速率 ($BDI = 5.59-10.50$, $ke = 0.024-0.025 \cdot d^{-1}$) 却显著低于雄螺 ($BDI = 11.5-12.4$, $ke = 0.031-0.050 \cdot d^{-1}$), 雌螺的生殖系统被认为是 TBT 转移和富集的潜在靶器官, 这对我们今后开展 TBT 污染的环境监测和评价具有重要的参考价值。

关键词: 疣荔枝螺(*Thais clavigera*); 三丁基锡(TBT); 吸收; 代谢; 不同性别

文章编号: 1673 5897(2011)6 054 06 中国分类号: X171.5 文献标识码: A

Uptake and Metabolism Kinetics of TBT in Whelk(*Thais clavigera*) Exposed to Dietary

Fang Chao¹, Wang Xinhong^{1,*}, Wang Wenxiong^{1,2}, Li Yongyu¹, Mu Jingli¹, Wu Shuiping¹, Hong Huasheng¹

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

2. Department of Biology, Hong Kong University of Science and Technology, Hong Kong, China

Received 17 May 2010 accepted 23 August 2010

Abstract: Oysters were respectively exposed to 1000 ng·L⁻¹ and 100 ng·L⁻¹ tributyltin (TBT) aqueous for 4 weeks, which was as dietary to feed the female and male *Thais clavigera* whelks for 45 days. Then these *Thais clavigera* were depurated for 30 days. The results show that TBT rapidly accumulated in their digestive and reproductive organs ($ku = 0.004-0.022 \cdot d^{-1}$). Moreover, elimination and biotransformation of TBT were also rapid ($BDI = 5.6-23.30$, $ke = 0.024-0.053 \cdot d^{-1}$). MBT was the dominant metabolite in each tissue. Therefore, bio-magnification of TBT did not occur during the trophic transfer process. Additionally, to females, the mobilization of TBT from digestive to reproductive organs and bioaccumulation of TBT ($ku = 0.006-0.022 \cdot d^{-1}$, $BMF = 0.181-0.664$) were more obvious than that of the males. However, lower metabolism and elimination of TBT ($BDI = 5.6-10.5$, $ke = 0.024-0.025 \cdot d^{-1}$) in female reproductive organs, which indi-

收稿日期: 2010-05-17 录用日期: 2010-08-23

基金项目: 国家“863”项目 No. 2007AA09Z126; 国家自然科学基金项目 No. 40476048, 20777060; 海洋公益性行业科研专项经费, No. 200805090

作者简介: 方超 (1984), 男, 硕士研究生, E-mail: chaofang24@xmu.edu.cn; * 通讯作者 (Corresponding author), E-mail: xhwang@xmu.edu.cn

cated that the reproductive organs of females were the main targets of TBT accumulation. The results are important to the risk assessment of TBT contamination in coastal environments.

Keywords: *Thais clavigera*; tributyltin (TBT); uptake; metabolism; gender

1 引言(Introduction)

有机锡化合物(TBT 和 TPT)是迄今为止人为引入海洋环境中毒性最大的污染物之一。疣荔枝螺(*Thais clavigera*)不仅被公认为是用来监测 TBT 污染的敏感生物标志物,同时也是潮间带生态系统中重要的捕食者,它一般以与其生活在同一生境的牡蛎、贻贝和花蛤等为食(Lau and Leung, 2004)。因此对疣荔枝螺这类岩相海岸带的重要捕食者而言,其吸收环境中 TBT 的途径除了通过水相吸收外,通过食物相的摄取也是一条不容忽视的重要途径。但现有的研究对 TBT 通过食物链传递这条途径关注较少,并且目前的环境质量标准也只是针对水体中 TBT 的浓度对生物体制定了一系列保护措施(Coelho *et al.*, 2002)。因此,为了更好地保护海洋生物并最终达到维护我们人类健康的目的,需要进一步了解 TBT 通过食物链传递在生物体内富集转化的动力学过程,从而为进一步了解 TBT 的毒性效应机制和制定更加全面完整的环境保护标准提供理论依据。

本研究通过向雌雄疣荔枝螺分别投喂牡蛎消化腺,牡蛎消化腺先在环境浓度为 $1\ 000\ \text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $100\ \text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 TBT 水溶液中暴露 4 周后。经过 45 d 的暴露和 30 d 的净化,研究了 TBT 在雌雄疣荔枝螺各器官中富集和转化的动力学过程。

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 样品采集

具有相似壳长($26.4\pm 1.5\ \text{mm}$)和体重($5.12\pm 0.76\ \text{g}$)的成年疣荔枝螺采自厦门大澄岛($E118^{\circ}18'$, $N24^{\circ}33'$)的岩相海岸带,由于该岛远离厦门岛,并且周围没有污染源,根据我们之前的调查,该区域疣荔枝螺体内的 TBT 含量处于一个相对较低的水平($0.8\pm 0.4\ \text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 湿重)(谢卫等, 2010)。采集后的螺先在实验室所设定的条件下暂养一周,暂养期间禁止喂食,海水温度控制在 22°C , 盐度为 30‰。作为食物的牡蛎(*Saccostrea cucullata*)(壳长: $52.3\pm 4.1\ \text{mm}$; 体重: $13.4\pm 2.1\ \text{g}$)也采自相同的区域。随机取样检测后发现牡蛎消化腺中的 TBT 含量均处于检测限以下。

2.2 实验设计

暂养一周之后,牡蛎被分为 3 组:对照组,低浓度

水相暴露组($100\ \text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)和高浓度水相暴露组($1\ 000\ \text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)。在暴露期间,牡蛎每天早晚投喂在实验室饲养的干净硅藻(*Thalassiosira pseudonana*),暴露期间每隔 24 h 换一次水并添加新的 TBT 溶液。暴露 4 周之后,解剖所有的牡蛎,取其消化腺作为食物储存在 -80°C 的超低温冰箱里待用。在暴露期间,均未发现螺和牡蛎出现死亡现象。

食物相暴露组分为对照组,低浓度食物相和高浓度食物相暴露组,在每天晚上分别向两个实验组投喂 5 g(食物量约占每个螺体重的 0.5%–1%)在高低 TBT 水相暴露 4 周后的牡蛎消化腺,同时向对照组中的螺投喂相同质量的取自对照组的牡蛎消化腺。我们观察发现一旦将牡蛎消化腺投入水中,疣荔枝螺将立刻聚集到食物周围并迅速地将食物吃干净(2 h 以内),因此,在第 2 天早上我们清理水缸的时候基本看不到有剩余的食物残渣。正因为投入的牡蛎消化腺能快地被疣荔枝螺所消耗,所以那些从食物中重新释放到水体中 TBT 的量可以忽略不计。暴露 45 d 后,剩下的疣荔枝螺将被转移到干净的海水中净化 30 d。我们分别在暴露阶段的 10、30、45 d 和净化阶段的 60、75 d 在各暴露组中随机取 20 个螺进行解剖并检测各器官中有机锡的含量。在解剖之前,作为样品的螺将先被转移到干净的海水中暴露 2–3 h,以排除吸附在螺表面 TBT 的干扰。在暴露期间,疣荔枝螺均未出现死亡现象。

疣荔枝螺各器官的解剖和分类参照 Horiguchi 等(1994)所描述的方法。消化系统包括:肝脏(与卵巢或精巢相连)、吻部和胃肠道(与吻部相连位于腹腔内部)。生殖系统:雌螺主要包括:卵巢、蛋白腺、纳精腺和卵囊腺;雄螺主要包括:精巢、前列腺、输精管和阴茎。剩余组织主要包括:触须、腹足部分、外套膜和肌肉组织。解剖出来的三大系统所包含的组织器官将充分混匀并用 MQ 水冲洗再称重后置于 -80°C 超低温冰箱内储存。

2.3 分析方法

TBT 及其代谢产物的分析方法和质量控制参见谢卫等(2010)建立的方法。简单概括,即样品中的 TBT 用 10 mL 甲苯和 4 mL 冰醋酸超声萃取,将萃取液旋转蒸发浓缩至 1 mL 左右,然后加入 2 mL $3\ \text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$

L⁻¹的正戊基溴化镁乙醚溶液在 40 °C 下衍生反应 40 min。将多余的格式试剂破坏之后,将样品分别过柱、浓缩、氮吹至 100 μL,最后用 GC-FPD 进行测定。

3 结果与分析(Results and analysis)

在高低浓度的食物相(在牡蛎消化腺中 TBT 含量分别为 3 960 和 540 ng·g⁻¹湿重)暴露期间,TBT 在疣荔枝螺各器官中的含量始终处于显著上升的趋势,消化和生殖系统对 TBT 的富集量和吸收速率均显著高于剩余组织($p < 0.001$)(表 1,表 2)。这说明一方面 TBT 倾向于富集在脂肪含量相对较高的消化和生殖系统中,另一方面通过食物相吸收,污染物首先到达消化系统然后再通过血液循环向其它组织器官迁移,而剩余组织一般是污染物最后到达的部位(Coelho *et al.*, 2002)。

疣荔枝螺各器官对 TBT 的吸收速率 ku 的范围是 0.001–0.022·d⁻¹(表 2)。Coelho 等用含有 274ng·g⁻¹ TBT 的藻类投喂花蛤(*Ruditapes decussates*),经过 60 d 的食物相暴露后,我们通过计算发现花蛤对 TBT 的吸收速率 ku 大致为 0.017·d⁻¹(Coelho *et al.*, 2002)。Yamada 等(1994)通过给红色海鲤鱼(*Pagrus major*)投喂含 TBT 为 944 ng·g⁻¹湿重的食物 56 d 后,发现海鲤鱼对 TBT 的吸收速率 ku 为 0.0038 d⁻¹。Ikeda 和 Yamada 又通过给红色海鲤鱼(*Pagrus major*)投喂 TBT 含量为 1 300–2 400 ng·g⁻¹湿重的食物 60 d,结果发现红色海鲤鱼对 TBT 的吸收速率 ku 的范围是 0.0029–0.0035·d⁻¹(Ikeda and Yamada, 2003)。通过比较可知,在相似的浓度范围下,疣荔枝螺通过食物相对 TBT 具有相对较快的吸收速率,这可能和疣荔枝螺特殊的摄食习性有很大关系。研究发现,疣荔枝螺捕食时首先从吻部分泌出酸液将被捕食者的外壳腐蚀出一个小小的洞再往壳内注射消化液,慢慢地将食物消化成液体状态,然后靠长长的吻将肉汁吸干(Lau and Leung, 2004)。因此,疣荔枝螺的摄食实际上是一种吮吸液体的方式,这种摄食方式对食物的利用率更高,吸收速率也相对较快。

经过 30 d 的净化,TBT 在疣荔枝螺各器官中的含量均呈下降的趋势(表 1),说明 TBT 可被疣荔枝螺代谢并排除体外。通过食物相暴露,各器官对 TBT 的净化速率(ke)的范围是 0.024–0.053·d⁻¹。Leung 等(2006)总结发现在各类海洋软体动物体内 TBT 的半衰期范围是:11 到 180 d,换算成净化速率

表 1 经食物相暴露(0–45 d)和净化(45–75 d)后,TBT 在疣荔枝螺各组织器官中的富集量

Table 1 Concentration of TBT in each tissue of *Thais clavigera* after dietary exposure(0–45 d) and depuration(45–75 d)

实验组	组织器官	时间/d	雌螺 TBT 含量/ (ng·g ⁻¹ wet wt)	雄螺 TBT 含量/ (ng·g ⁻¹ wet wt)
低浓度食物相	消化系统	0	5.85±1.76	4.63±1.13
		10	198.87±47.36	75.34±5.59
		30	293.13±61.97	333.92±68.30**
		45	430.24±44.36	414.23±12.84**
		60	317.05±13.44	214.81±11.36
		75	143.67±24.33	155.69±42.88
	生殖系统	0	6.49±3.33	2.28±0.33
		10	153.20±24.63	63.88±0.41
		30	378.81±67.48a	191.36±31.25b
		45	544.71±35.93a**	354.58±5.12b
		60	417.52±61.22a	186.98±41.33b
		75	253.40±48.99a**	113.05±19.66b
	剩余组织	0	1.39±0.23	1.13±0.13
		10	29.29±9.02	25.82±6.51
		20	125.40±3.07	104.62±1.41
45		193.34±16.37	189.79±3.38	
60		170.84±32.22	135.29±336.54	
75		72.69±19.66	91.79±17.88	
高浓度食物相	消化系统	0	5.85±1.76	4.63±1.13
		10	407.76±14.40	375.21±55.98
		30	693.98±3.07a	737.14±14.85b**
		45	818.17±142.43a	1191.21±17.53b**
		60	564.63±65.32	463.66±66.74
		75	324.52±57.23	243.09±25.86
	生殖系统	0	6.49±3.33	2.28±0.33
		10	295.66±59.95	252.21±51.69
		30	514.92±29.86	526.44±56.42
		45	1171.33±122.68a**	839.82±17.81b
		60	759.53±45.66a**	396.62±41.23b
		75	552.58±32.33a**	158.91±16.23b
	剩余组织	0	1.39±0.23	1.13±0.13
		10	81.11±12.88	67.72±9.81
		30	141.12±23.60a	251.83±74.43b
45		247.52±26.87a	431.23±5.92b**	
60		194.21±36.32	166.16±21.36	
75		100.75±6.63	117.24±8.36	

不同字母代表 TBT 在雌雄器官之间的富集量存在着显著性差异,星号代表 TBT 在某一个器官中 TBT 的含量显著高于其他两个器官(* $p < 0.05$, ** $p < 0.001$)。

表 2 经食物相暴露后疣荔枝螺(*Thais clavigera*)对 TBT 的吸收速率(k_u)、净化速率(k_e)、生物降解系数(BDI)和生物放大系数(BMF)

Table 2 Uptake rate constant (k_u), elimination rate constant (k_e), biodegradation index (BDI) and biomagnification index (BMF) of TBT in *Thais clavigera* via dietary exposure

实验组	组织器官	k_u (雌螺)	k_u (雄螺)	k_e (雌螺)	k_e (雄螺)	BDI (雌螺)	BDI (雄螺)	BMF (雌螺)	BMF (雄螺)
低浓度食物相	消化系统	0.017 ± 0.002a	0.016 ± 0.001a	0.036 ± 0.002a	0.033 ± 0.008	8.62 ± 0.82a	11.20 ± 0.76a*	0.569 ± 0.041a	0.508 ± 0.075a
	生殖系统	0.022 ± 0.003b*	0.014 ± 0.000a	0.025 ± 0.004b	0.031 ± 0.006	5.59 ± 0.72b	11.50 ± 0.92a**	0.664 ± 0.017a**	0.376 ± 0.031a
	剩余组织	0.007 ± 0.001c	0.007 ± 0.000b	0.033 ± 0.006	0.024 ± 0.005	0.40 ± 0.05c	2.63 ± 0.25b*	0.218 ± 0.024b	0.196 ± 0.009b
高浓度食物相	消化系统	0.004 ± 0.000a	0.006 ± 0.000a*	0.034 ± 0.002a	0.053 ± 0.003	18.50 ± 1.27a	23.30 ± 0.86a**	0.161 ± 0.014a	0.194 ± 0.004a*
	生殖系统	0.006 ± 0.001b*	0.004 ± 0.001b	0.024 ± 0.001b	0.050 ± 0.006**	10.50 ± 0.34b	12.40 ± 0.351b*	0.181 ± 0.002a*	0.142 ± 0.000b
	剩余组织	0.001 ± 0.000c	0.002 ± 0.001c	0.029 ± 0.001c	0.043 ± 0.001	1.69 ± 0.16c	1.85 ± 0.16c	0.052 ± 0.003b	0.063 ± 0.007c

不同字母代表不同器官之间存在着显著性差异($p < 0.05$), 星号代表雌雄器官之间存在着显著性差异(* $p < 0.05$, ** $p < 0.001$).

k_e 的范围相当于 $0.003 - 0.063 \cdot d^{-1}$, 本实验的结果也恰好在此范围之内。和鱼类对 TBT 的净化速率 k_e ($0.032 - 0.040 \cdot d^{-1}$) 相比 (Yamada *et al.*, 1994; Ikeda and Yamada, 2003), 本实验中疣荔枝螺的净化速率略高, 这可能一方面和实验所采用的温度和盐度有关, 另一方面可能由于鱼类具有更大的体积和更高的脂肪含量, 污染物在其体内各组织器官中迁移传递的速度相对较慢, 从而减缓了污染物排除体外的速度 (Antunes *et al.*, 2008)。Landrum 等也发现生物体对 PCB 的净化速率 k_e 和生物体的体积大小呈反比, 体积小的生物相对于体积大的生物拥有更少的脂肪含量, 因此对 PCB 具有更快的净化速率 (Landrum *et al.*, 2001)。由此可见, 生物体对污染物的净化速率 k_e 和其体内的脂肪含量之间存在着一定的相关关系, 这种关系还有待进一步研究。

与其他一些污染物相比, 我们发现生物体对 TBT 的净化速率相对较快。例如在同样的实验条件下, 红色海鲤鱼对 TPT 的净化系数 k_e 为 $0.020 \cdot d^{-1}$, 对 PCB 的净化系数 k_e 为 $0.024 \cdot d^{-1}$, 均小于其对 TBT 的净化系数 ($k_e = 0.036 - 0.037 \cdot d^{-1}$) (Yamada *et al.*, 1994; Ikeda and Yamada, 2003)。曾有对疣荔枝螺进行的 TBT 注射实验也发现, 在 30 d 内组织中 TBT 浓度即可由 $221.6 - 900.8 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 湿重分别降低到 $20.3 - 116.6 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 湿重, 其净化速率约为 $0.068 - 0.079 \cdot d^{-1}$, 而相同条件下 TPT 的净化速率约为 $0.0071 - 0.0048 \cdot d^{-1}$ (Horiguchi *et al.*, 1997)。正因为 TBT 在软体动物体内具有相对较短的生物半衰期和较快的排除速率, Leung 等认为生物体器官中 TBT 的含量可有效地反映周围环境中 TBT 的近期污染状况, 这对我们今后开展环境监测和风险评估具有很大的参考价值 (Leung *et al.*, 2006)。

TBT 在生物体内可以被依次降解为 DBT, MBT 以及无机锡, 这些代谢产物都比母体化合物更易排出体外, 因此, TBT 能有效地被疣荔枝螺排出体外与 TBT 在其体内的代谢转化有很大关系。在本研究中, 我们发现随着暴露时间的延长, 在疣荔枝螺各器官中, TBT 的代谢产物 MBT 占了较大的比例 (图 1), 这说明 TBT 易被疣荔枝螺进行代谢和转化。Hu 等 (2006) 通过检测渤海湾区域各类生物体中有机锡的含量后发现, 螺对 TBT 的代谢能力 (BDI = 2.52) 要高于扇贝、螃蟹和花蛤 (BDI = 1.04 - 2.33) 等生物, 但要低于虾 (BDI = 6.38) 和鱼类 (BDI = 5.74) 等生物, 这种差异与不同生物体拥有不同的污染物代谢系统有一定关系。此外, 疣荔枝螺各器官对 TBT 的代谢能力也有所差异, 较高的 MBT 比例以及 TBT 生物代谢系数 (BDI) 主要集中在消化和生殖系统中, 说明这两个器官相对于剩余组织具有更强的代谢能力, 这和一些实验室及现场调查的研究结果相类似 (Leung *et al.*, 2006; Horiguchi *et al.*, 1997; Chan *et al.*, 2008)。同时, 在本实验中我们还发现, 经高浓度食物相暴露的疣荔枝螺对 TBT 的生物降解系数 (BDI) 要高于低浓度食物相暴露之值, 此现象在消化和生殖系统中表现的更为明显, 这可能与高浓度的 TBT 更容易激发这两个器官中代谢酶的活性有关。

此外, 我们发现疣荔枝螺各器官对 TBT 的吸收速率 k_u 随着暴露浓度的升高有下降趋势, 而净化速率 k_e 的大小与暴露浓度的高低无关, 这就造成了 TBT 在食物链传递过程中的生物放大系数 (BMF) 也随着暴露浓度的升高而发生了下降, 并且 TBT 在从牡蛎向疣荔枝螺的食物链传递过程中没有出现生物放大现象 (BMF < 1) (表 2), 类似的现象在鱼类的暴露实验中也有发现 (Ikeda and Yamada, 2003)。同时, 在现

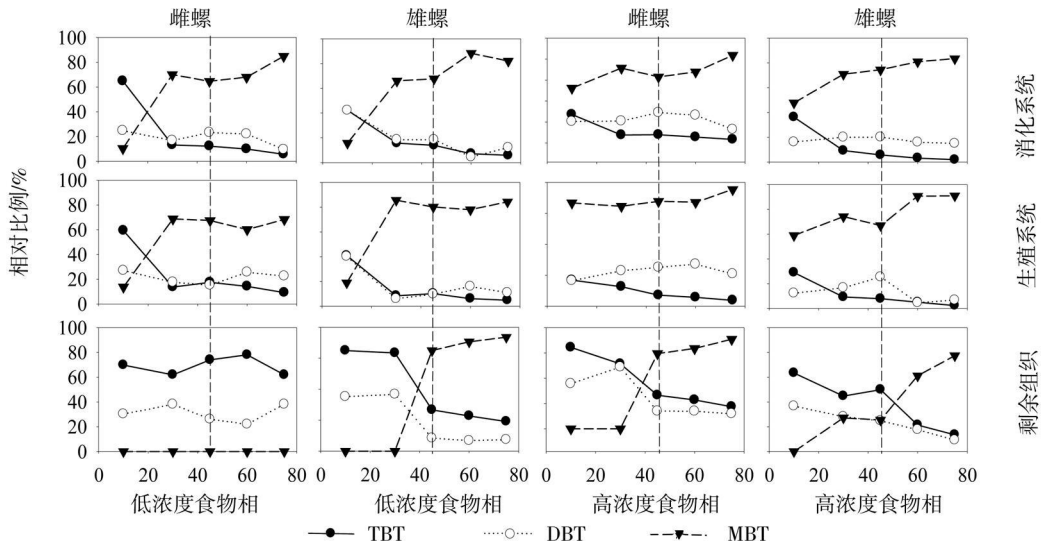


图1 经食物相暴露 TBT 及其代谢产物(DBT 和 MBT) 在疣荔枝螺各器官中的相对比例(均换算成以 Sn 为标准) 1- 45 d: 暴露阶段; 46- 75 d: 净化阶段

Fig. 1 Relative importance of TBT and its metabolites (DBT and MBT) in different tissues of *Thais clavigera* exposed to dietary TBT (based on Sn) Day 1-45: Exposure period; Day 46-75: Depuration period

场调查中也发现, TBT 在食物链(网)传递过程中没有出现生物放大的现象 ($BMF = 0.59$) (Hu *et al.*, 2006)。

同时,本研究还发现雌雄疣荔枝螺对 TBT 的富集和转化存在着差异, TBT 的含量在雄螺的消化系统和雌螺的生殖系统中相对较高, 并且随着暴露时间的延长 TBT 有逐渐从雌螺消化系统向生殖系统转移的趋势(表 1)。同时我们还发现雌螺生殖系统对 TBT 的吸收速率 ku 和生物放大系数(BMF) 要显著高于雄螺, 但其代谢作用(BDI) 和净化速率 ke 却显著低于雄螺(表 2), 这说明雌螺的生殖系统是 TBT 进行转移和富集的潜在靶器官。造成这种性别差异的原因可能和雌螺生殖系统中存在着 TBT 容易结合的各类受体(如胚胎、卵黄蛋白、脂蛋白、维甲类受体 RXR 等) 有关 (Monteverdi and Di Giulio, 2000; Nakanishi, 2007), 但这方面的深层次原因以及这种现象和 TBT 易造成雌性腹足动物发生性畸变的毒性机制之间是否存在联系还有待进一步研究。

通讯作者简介: 王新红(1969—), 女, 厦门大学海洋与环境学院教授。主要从事海洋有机污染物地球化学及其生态环境效应研究。主持并完成了国家自然科学基金“典型有机污染物对海洋经济动物的联合毒作用机制研究”和“近岸海洋环境中有机

锡的存在形态及其生物转化”, 参加过国家自然科学基金“厦门西港与香港维多利亚港沉积物污染源对比研究”、“生物标志物法研究痕量有机污染物对养殖鱼类的生态毒理效应”。

References

- Antunes P, Hendriks A J, Huijbregts M A J, *et al.* 2008. Organ specific accumulation and elimination patterns of PCBs in adult seabass (*Dicentrarchus labrax*) [J]. *Science of the Total Environment*, 407(1): 204-210
- Chan K M, Leung K M Y, Cheung K C, *et al.* 2008. Seasonal changes in imposex and tissue burden of butyltin compounds in *Thais clavigera* populations along the coastal area of Mirs Bay, China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6-12): 645-651
- Coelho M R, Bebianno M J, Langston W J. 2002. Routes of TBT uptake in the clam *Ruditapes decussatus*. II. Food as vector of TBT uptake [J]. *Marine Environmental Research*, 54(2): 193-207
- Horiguchi T, Shiraishi H, Shimizu M, *et al.* 1994. Imposax and organotin compounds in *Thais clavigera* and *T. bronni* in Japan [J]. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74: 651-669
- Horiguchi T, Shiraishi H, Shimizu M, *et al.* 1997. Effects of triphenyltin chloride and five other organotin compounds on the development of imposex in the rock shell, *Thais clavigera* [J]. *Environmental Pollution*, 95(1): 85-91
- Hu J, Zhen H, Wan Y, *et al.* 2006. Trophic magnification of triphenyltin in a marine food web of Bohai Bay, North China: Comparison to tributyltin [J]. *Environmental Science & Technology*, 40(10): 3142-3147

- Ikeda K, Yamada H. 2003. Changes in dietary bioaccumulation of tributyltin chloride (TBTCl) in red sea bream (*Pagrus major*) with the concentration in feed [J]. *Water Research*, 37(7): 1497–1504
- Landrum P, Tigue E, Driscoll S, *et al.* 2001. Bioaccumulation of PCB congeners by *Diporeia* spp.: Kinetics and factors affecting bioavailability [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 27(2): 117–133
- Lau D C P, Leung K M Y. 2004. Feeding physiology of the carnivorous gastropod *Thais clavigera* (Kuster): Do they eat "soup" [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 312(1): 43–66
- Leung K M Y, Kwong R P Y, Ng W C, *et al.* 2006. Ecological risk assessments of endocrine disrupting organotin compounds using marine neogastropods in Hong Kong [J]. *Chemosphere*, 65(6): 922–938
- Monteverdi G H, Di Giulio R T. 2000. In vitro and in vivo association of 2, 3, 7, 8 tetrachlorodibenzo-p-dioxin and benzo[a]pyrene with the yolk precursor protein vitellogenin [J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 19(10): 2502–2511
- Nakanishi T. 2007. Potential toxicity of organotin compounds via nuclear receptor signaling in mammals [J]. *Journal of Health Science*, 53(1): 1–9
- Xie W, Wang X H, Zheng J S, *et al.* 2010. Occurrence and distribution of organotin compounds in *Thais clavigera* from Xiamen Coast [J]. *Environmental Science*, 31(4): 1072–1078 (in Chinese)
- Yamada H, Tateishi M, Takayanagi K. 1994. Bioaccumulation of organotin compounds in the red sea bream (*Pagrus major*) by two uptake pathways: Dietary uptake and direct uptake from water [J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 13(9): 1415–1422

中文参考文献

- 谢卫, 王新红, 郑金树, 等. 2010. 厦门海域疣荔枝螺(*Thais clavigera*)体内有机锡化合物含量与分布特征[J]. *环境科学*, 31(4): 1072–1078 ◆