

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2013.08.006

渤海湾南排河海域脉红螺中多氯联苯的污染特征*

刘 玥^{1,2,3} 金 芬² 安立会^{3**} 郑丙辉³ 林 进¹

(1. 河北师范大学化学与材料科学学院, 石家庄, 050012; 2. 中国农业科学院农业质量标准与检测技术研究所, 北京, 100081;
3. 中国环境科学研究院国家环境保护河口与海岸带重点实验室, 北京, 100012)

摘 要 本文利用气相色谱-质谱/质谱测定了渤海湾南排河海域野生脉红螺肌肉组织中多氯联苯(PCBs)的含量,并对其污染特征进行讨论.结果表明:(1)肌肉中多氯联苯(Σ PCBs)总浓度在 $8.40\text{--}10.06\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (lw,以脂肪质量计)之间,其中 PCB-114 含量最高($0.74\text{--}1.06\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (lw));(2)五氯联苯和六氯联苯为主要检出组分,占 Σ PCBs 的 43.7%—84.8%;(3)雌性脉红螺个体中 PCBs 的平均浓度略高于雄性及性畸变脉红螺中 PCBs 的平均浓度,分别为 $(10.06\pm0.89)\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (lw)、 $(8.40\pm0.63)\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (lw)和 $(8.51\pm0.67)\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (lw),但性别间无显著性差异.

关键词 渤海湾, 脉红螺, 多氯联苯, 性别差异.

多氯联苯(PCBs)是《斯德哥尔摩公约》中首批受控的 12 种持久性有机污染物(POPs)之一,具有高毒性、持久性、迁移范围广和易于生物蓄积等特点^[1].通过食物链放大效应对生态环境和人类健康具有潜在危害^[2].对于在海洋环境中生长的软体动物,如双壳类的牡蛎、贻贝等,因其在海洋环境中分布广泛,并具有活动范围小和对污染物浓缩因子高的特点,通过测定其体内污染物的含量,能够在一定程度上说明其生长海域的污染状况^[3].Zhao 等^[4]通过测定环渤海区域 10 种软体动物样品中的 PCBs,发现腹足类水生生物比双壳类生物更易富集高氯代 PCBs,认为将软体动物作为 PCBs 污染程度的生物指示物,监测其体内 PCBs 的含量及分布,能有效反映其所处环境中 PCBs 的污染水平.

渤海是我国北方的封闭性内海,每年约有 10 亿吨废水从北京、天津、河北排入渤海,为渤海生态系统带来了风险^[5],如已有研究报道在天津南疆大桥所采集的脉红螺中已发现有性畸变现象^[6].目前针对生物体不同组织内的污染物分布特征的研究较多,但关于污染物在水生生物性别间是否存在差异的研究却非常有限.

本文通过测定渤海湾南排河海域野生脉红螺体内 PCBs 的污染水平,分析 PCBs 的污染特征,结合课题组前期调查发现南排河野生脉红螺发生较高比例的性畸变结果^[7],探讨 PCBs 污染与脉红螺性畸变之间的可能关系,以期我国的海洋环境管理和生态风险评价提供数据支撑.

1 实验部分

1.1 样品采集

本研究于 2010 年 8 月利用拖网方式以南排河(38.5694°N , 117.9268°E)为中心、以 2—3 海里为半径、以 1—2 h 为作业间隔拖网采集野生脉红螺.每次拖网结束后,将捕获的脉红螺置于大型塑料桶内在充气状态下运回码头后即刻处理.

在渤海湾南排河海域共采集到 178 个野生脉红螺样品,其中雌性脉红螺 66 只,雄性 100 只,发生性畸变的雌螺 12 个,所有样本壳高为 60.13—66.53 mm,壳宽为 45.05—50.39 mm,重量为 39.38—50.56 g.分别从雌、雄性及性畸变样本中随机各选取 5 个.破碎外壳取出软体部后.根据性腺颜色、是否具有交接器等特征判别雌雄和性畸变:雌性性腺呈杏黄色或橙黄色,无交接器;雄性性腺呈淡黄色或棕

2012 年 11 月 12 日收稿.

* 国家自然科学基金(21177117);国家科技支撑计划(2010BAC69B02)项目资助.

** 通讯联系人, E-mail: anlhui@163.com

褐色,具有明显的交接器;性畸变螺则同时具有雌雄的性特征.

1.2 主要仪器与试剂

主要仪器:Varian-300 气相色谱-质谱/质谱仪(瓦里安公司,美国),加速溶剂萃取仪 ASE 300(戴安公司,美国),旋转蒸发仪 NE-1101(EYELA 公司,日本),冷冻干燥机 FD-1A-50(博医康实验仪器有限公司,上海).

标准品:18 种 PCBs 混标(Dr. Ehrenstorfer, 德国),四氯间二甲苯(AccuStandard 公司,美国)和 ^{13}C -PCB-209(剑桥同位素实验室,美国)

试剂:正己烷、丙酮、二氯甲烷(色谱纯,美国 MREDA 公司),无水硫酸钠(分析纯,于马弗炉中 450 °C 灼烧 4 h 后,放入干燥器备用),中性氧化铝(分析纯,于马弗炉中 450 °C 灼烧 4 h;120—130 °C 灼烧 12 h,于干燥器中自然冷却),中性硅胶(试剂级,粗孔,先用甲醇索氏提取 48 h,再用二氯甲烷抽提 48 h,自然晾干,于马弗炉中 180 °C 灼烧 12 h,放于干燥器中自然冷却),将冷却的氧化铝和硅胶分别加入质量分数为 3% 的超纯水脱活.硅藻土(于马弗炉中 450 °C 灼烧 4 h,放入干燥器自然冷却备用),脱脂棉(先用甲醇索氏提取 48 h,再用二氯甲烷抽提 48 h,自然晾干待用).

1.3 实验方法

1.3.1 样品提取

将取出的脉红螺肌肉样品放置于 50 mL 烧杯中,于 -20 °C 冰箱中预冷冻 4—5 h 后,于 -50 °C 下真空冷冻干燥 24 h.将冷冻干燥后的部分样品在玛瑙研钵中研磨后准确称取 2.000 g,与 2.0 g 硅藻土混合均匀,转移到 33 mL 的不锈钢加速溶剂萃取池中,加入 $10\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 四氯间二甲苯(TCMX)和 ^{13}C -PCB-209 作为回收率指示物,进行快速溶剂萃取.提取溶剂为二氯甲烷-正己烷溶液(1:1, V/V),系统压力为 10.3 MPa,在 100 °C 下加热 6 min,稳定 5 min;清洗体积为萃取池体积的 60%,吹扫 120 s,静态循环 2 次.每个样品萃取时间为 18 min,每个样品需要溶剂的体积为 50—100 mL.

1.3.2 GPC 净化

将提取液用旋转蒸发仪旋蒸近干,残渣用适量二氯甲烷-正己烷溶液(1:1, V/V)润洗 3 次,转移至 10 mL 容量瓶定容;用 2 mL 移液管准确移取 2.00 mL 提取液于已称量的旋转蒸发瓶中,将溶剂旋干,称重,用于测定样品的脂肪含量.

GPC 柱为自装柱,填料为 Bio-Beads S-X3(Bio-Rad Laboratories, 美国),用正己烷浸泡 24 h 后采用湿法装柱.柱长为 35 cm,内径 3 cm.将剩余的 8 mL 提取液加入 GPC 柱,先用 80 mL 二氯甲烷-正己烷溶液(1:1, V/V)淋洗去除杂质,再用 200 mL 二氯甲烷-正己烷溶液(1:1, V/V)洗脱,洗脱液收集于 250 mL 圆底烧瓶中.

1.3.3 硅胶-氧化铝层析柱净化

硅胶-氧化铝层析柱采用湿法装柱填充,将洗脱液旋蒸近干,残渣用 3 mL 正己烷溶解后过硅胶-氧化铝层析柱(柱长:20 cm,内径:1 cm;柱子从下往上依次为:脱脂棉,6 cm 氧化铝,12 cm 中性硅胶和 1 cm 无水硫酸钠),分别用 15 mL 正己烷、70 mL 二氯甲烷-正己烷溶液(3:7, V/V)和 50 mL 二氯甲烷溶液洗脱,洗脱液收集于 250 mL 圆底烧瓶后旋蒸近干,用正己烷定容至 0.5 mL,待测.

1.3.4 样品分析

色谱柱为 VF-5MS 毛细管柱,30 m $\times$ 0.25 mm $\times$ 0.25 μm .采用标准不分流进样,进样口温度为 300 °C,进样量为 1 μL .升温程序为:100 °C 保持 1 min,以 15 °C $\cdot\text{min}^{-1}$ 的速度升到 180 °C,再以 3 °C $\cdot\text{min}^{-1}$ 的速度升到 240 °C,最后以 10 °C $\cdot\text{min}^{-1}$ 的速度升到 285 °C,保持 10 min.

离子源为 EI 源,能量为 70 eV,离子源温度为 280 °C,传输线的温度为 320 °C,溶剂延迟为 5 min.18 种多氯联苯及两种回收率指示物的 GC/MS/MS 参数如表 1 所示.

1.4 质量控制和质量保证

本实验采用外标法定量,以 3 倍信噪比(S/N)确定 PCBs 方法检出限(LOD)在 6.1—32.2 $\text{pg}\cdot\text{g}^{-1}$ (1w) 之间.方法回收率和方法精密度按照 1.3 实验方法,进行脉红螺样品加标回收率实验和样品平行测定,得到 PCBs 的回收率均在 70%—120% 之间,相对标准偏差小于 15%.四氯间二甲苯(TCMX)和 ^{13}C -PCB-209 的回收率在 69.3%—121.5% 范围内.样品分析过程中每批 5 个样品带 1 个实验过程空白用于检测

前处理过程中可能引入的污染,样品分析结果为扣除空白并经回收率校正后的结果.

表 1 18 种 PCBs 和 2 种回收率指示物的气相色谱-串联质谱检测条件
Table 1 GC-MS/MS parameters for the analysis of 18 PCBs and 2 recovery indicators

化合物	保留时间/ min	通道 1 (m/z)	能量/ eV	通道 2 (m/z)	能量/ eV	定量离子 (m/z)
TCMX	7.506	243—137	37	243—207	15	207
PCB-28	10.959	256—150	50	256—186	25	186
PCB-52	12.098	292—150	50	292—220	25	220
PCB-101	15.471	326—184	50	326—254	30	254
PCB-81	16.706	292—150	50	292—220	25	220
PCB-77	17.187	292—150	50	292—220	25	150
PCB-123	18.129	326—184	50	326—254	25	184
PCB-118	18.317	326—184	50	326—254	25	184
PCB-114	18.787	326—184	50	326—254	25	184
PCB-153	19.318	360—218	50	360—290	30	290
PCB-105	19.530	326—184	50	326—254	25	184
PCB-138	20.635	360—218	50	360—290	30	290
PCB-126	21.211	326—184	50	326—254	25	184
PCB-167	22.115	360—218	50	360—290	30	290
PCB-156	23.246	360—218	50	360—290	30	290
PCB-157	23.481	360—218	50	360—290	30	290
PCB-180	24.045	394—252	50	394—324	30	324
PCB-169	25.231	360—218	50	360—290	30	290
PCB-189	27.018	394—252	50	394—324	30	324
¹³ C-PCB-209	30.252	508—369	50	508—436	30	436

2 结果和讨论

2.1 南排河脉红螺中 PCBs 污染水平

天津渤海湾南排河海域脉红螺肌肉组织中 Σ PCBs 浓度为 8.40—10.06 ng·g⁻¹(lw),这与闽江口附近的牡蛎中 Σ PCBs 的浓度水平相近(0.05—0.26 ng·g⁻¹,湿重)^[8],但远低于澳大利亚(10 ng·g⁻¹,湿重)^[9]、中国香港海域(38.6—303.01 ng·g⁻¹,干重)^[10]、韩国西南海岸(5.82—98.5 ng·g⁻¹,湿重)^[11]和美国(16.0 ng·g⁻¹,湿重)^[12]贻贝中的浓度.而与美国食品与药品管理局(FDA)规定鱼与海产品中的 PCBs 最大允许浓度均为 2 mg·kg⁻¹(湿重)相比,南排河海域脉红螺中 PCBs 处于低污染水平.

2.2 南排河脉红螺中 PCBs 污染特征

图 1 给出了雌性、雄性和性畸变脉红螺个体中 PCBs 同系物平均组成百分比和浓度分布图.由图 1 可知,5 氯 PCBs(101、105、114、118、123、126)和 6 氯 PCBs(138、153、156、157、167、169)为脉红螺肌肉组织中的主要污染物,其平均浓度为 3.60—7.28 ng·g⁻¹(lw),占 Σ PCBs 的 43.7%—84.8%.这一结果与 Yang 等人^[13]对在大连、天津和上海采集的的鱼和贝类体内 PCBs 的浓度组成相类似.孙成等^[10]发现 5 氯和 6 氯 PCBs 在香港污染较重的海域中的翡翠贻贝中为优势组分,其含量占 Σ PCBs 的 25.3%—81.7%.Miao 等^[14]对北太平洋海域夏威夷群岛附近的鱼和蟹类中的 PCBs 含量进行了检测,结果显示蟹类中 5 氯及 6 氯 PCBs 百分含量为 79%—85%;鱼体中的 5 氯 PCBs 及 6 氯 PCBs 的百分含量也超过了 70%.

如表 2 所示,脉红螺肌肉中五氯 PCBs 总量为 1.82—4.34 ng·g⁻¹(lw),占 Σ PCBs 含量的 21.6%—51.0%,略高于 6 氯 PCBs(19.2%—34.5%),这与梁淑轩等^[15]所测得的渤海湾脉红螺中 PCBs 的分布相类似.这可能与 20 世纪 60 年代,天津有多家油漆厂使用五氯代 PCBs 作为添加剂有关.在 1965—1974

年间,中国共生产了 10000 吨 PCBs(9000 吨三氯代 PCBs 和 1000 吨五氯代 PCBs),而大量的五氯代 PCBs 被用作油漆的添加剂^[16],通过大气尘降、废水等方式进入水体并通过食物链最终进入水生生物体内.并且,在 5 氯 PCBs 中,PCB-114 的含量最高(0.74—1.06 ng·g⁻¹(lw)),占五氯 PCBs 总量的 18.2%—45.7%.

天津渤海湾南排河海域脉红螺中 PCBs 的 WHO-TEQ 值为 3.7—5.4 pg·g⁻¹(lw),远低于欧盟规定的限量标准((EC)No 1881/2006,8.0 pg·g⁻¹,以湿质量计).与雄性相比,雌性脉红螺中 PCBs 的 WHO-TEQ 略高,其中 PCB-77 和 PCB-114 贡献最大,分别占雌性脉红螺 Σ PCBs WHO-TEQ 值的 17.4% 和 12.2%.

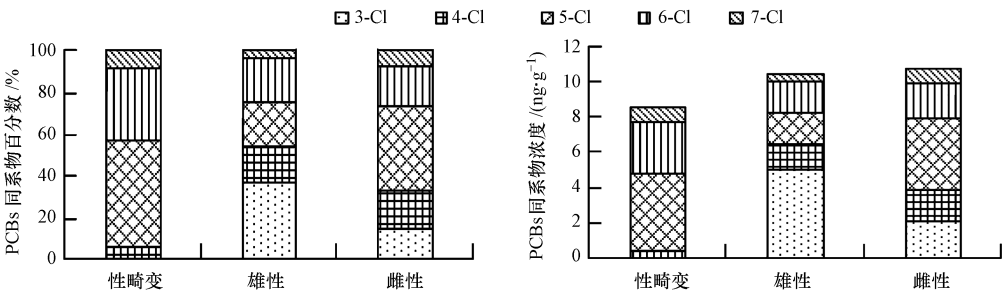


图 1 雄性、雌性和性畸变脉红螺个体中 PCBs 同系物平均组成和浓度分布图

Fig. 1 Composition profiles and concentrations of PCBs congeners in female, male and imposex *Rapana venosa* samples

表 2 脉红螺肌肉中 PCBs 的浓度(脂肪浓度)(n=5)

Table 2 Concentrations of PCBs in *Rapana venosa* muscle (lipid weight, lw) (n=5)

项目		雄性脉红螺	雌性脉红螺	性畸变脉红螺
平均脂肪含量/%		5.80	5.50	5.65
Σ(二噁英类 PCBs)/(ng·g ⁻¹)	PCB-77	0.94 ± 0.05	1.06 ± 0.08	ND
	PCB-81	0.10 ± 0.02	0.34 ± 0.04	ND
	PCB-105	0.40 ± 0.05	0.41 ± 0.05	0.90 ± 0.11
	PCB-114	0.83 ± 0.06	0.74 ± 0.04	1.06 ± 0.10
	PCB-118	0.21 ± 0.01	0.59 ± 0.04	0.48 ± 0.04
	PCB-123	0.11 ± 0.01	0.31 ± 0.02	0.25 ± 0.02
	PCB-126	0.26 ± 0.04	0.86 ± 0.13	0.15 ± 0.03
	PCB-156	0.16 ± 0.03	0.03 ± 0.01	0.72 ± 0.06
	PCB-157	0.03 ± 0.01	ND	ND
	PCB-167	0.02 ± 0.00	0.23 ± 0.03	0.02 ± 0.00
	PCB-169	0.14 ± 0.03	0.08 ± 0.01	0.07 ± 0.01
	PCB-189	ND	0.06 ± 0.01	0.75 ± 0.02
	总量	3.19 ± 0.31	4.71 ± 0.46	4.41 ± 0.39
Σ(指示性 PCBs)/(ng·g ⁻¹)	PCB-28	3.03 ± 0.18	1.44 ± 0.17	ND
	PCB-52	0.38 ± 0.03	0.40 ± 0.05	0.43 ± 0.05
	PCB-101	0.01 ± 0.00	1.18 ± 0.07	1.50 ± 0.09
	PCB-138	0.61 ± 0.03	0.62 ± 0.05	0.39 ± 0.04
	PCB-153	0.83 ± 0.04	0.98 ± 0.05	1.74 ± 0.09
	PCB-180	0.35 ± 0.04	0.72 ± 0.04	0.05 ± 0.01
	总量	5.21 ± 0.32	5.35 ± 0.43	4.10 ± 0.28
Σ PCBs/(ng·g ⁻¹)		8.40 ± 0.63	10.06 ± 0.89	8.51 ± 0.67
WHO-TEQ		3.70	5.40	3.82

注:1)结果以“平均值 ± 标准方差”(mean ± SD)表示;2)ND 表示低于检出限;3)WHO-TEQ 指二噁英类 PCBs 同系物毒性当量〔采用世界卫生组织(WTO)1998 年规定的 TEFs(毒性当量因子)计算〕,单位为 pg·g⁻¹.

2.3 性别差异

虽然目前关于水生生物体内 PCBs 浓度水平已有很多报道,但关于不同性别水生生物体中 PCBs 是否存在差异的研究却鲜有报道.本研究中雌性、性畸变和雄性脉红螺个体中 Σ PCBs 的平均浓度分别为

(10.06 ± 0.89) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}(\text{lw})$ 、(8.51 ± 0.67) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}(\text{lw})$ 和(8.40 ± 0.63) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}(\text{lw})$, ΣPCBs 在不同性别脉红螺中的浓度为雌性 > 性畸变 > 雄性. 与 ΣPCBs 在不同性别脉红螺中的浓度分布相类似, 指示性 PCBs 和二噁英类 PCBs 在雌性脉红螺中的平均浓度为 (5.35 ± 0.43) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}(\text{lw})$ 和 (4.71 ± 0.46) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}(\text{lw})$, 均高于性畸变及雄性脉红螺中指示性 PCBs 和二噁英类 PCBs 的浓度. 上述 PCBs 浓度的差异性可能与脉红螺的生长期、脂肪含量、食物结构和栖息环境等因素有关^[17-19]. 本研究采样时间为 8 月份, 这个时期脉红螺性腺发育处于休止期, 雌性脉红螺在产卵前为满足代谢储备而摄入较多食物, 这可能是雌性脉红螺 PCBs 的浓度略高于雄性和性畸变脉红螺的原因. 这与 Rypel 等^[20]对美国阿拉巴马州洛根马汀湖中条纹鲈、莓鲈和淡水石首鱼中 PCBs 性别差异的结论一致.

在同系物组成比例上, 五氯、六氯和七氯 PCBs 在性畸变脉红螺个体中的百分含量分别为 50.0%、34.5% 和 9.4%, 均高于雌性 (40.7%、19.2% 和 7.8%) 和雄性 (21.6%、21.2% 和 4.1%) 个体中的百分含量 (图 1). 这与性畸变的发生是否有关还有待于进一步的研究.

3 结论

(1) 渤海湾南排河海域的脉红螺肌肉中多氯联苯 (ΣPCBs) 浓度为 8.40—10.06 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}(\text{lw})$, 并以五氯 PCBs 含量最高.

(2) 5 氯和 6 氯 PCBs 为主要组分, 占 ΣPCBs 百分含量的 43.7%—84.8%.

(3) 雌性脉红螺中 ΣPCBs 的浓度略高于雄性和性畸变脉红螺中 ΣPCBs 的浓度.

参 考 文 献

- [1] 江艳, 金玲仁. 国内外多氯联苯处理技术综述[J]. 中国环境管理干部学院学报, 2004, 14(4): 58-59
- [2] Shunji H, Cho H S, Masatoshi M. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in shellfishes from south coast of Korea[J]. Chemosphere, 1998, 37(5): 951-959
- [3] Monirith I, Ueno D, Takahashi S, et al. Asia Pacific mussel watch: Monitoring contamination of persistent organochlorine compounds in coastal waters of Asian countries[J]. Marine Pollution Bulletin, 2003, 46(3): 281-300
- [4] Zhao X, Zheng M, Liang L, et al. Assessment of PCBs and PCDD/Fs along the chinese bohai sea coastline using mollusks as bioindicators[J]. Bulletin of Environment Contamination and Toxicology, 2005, 49(2): 178-185
- [5] Wan Y, Hu J, Yang M. Characterization of trophic transfer for polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, non-and mono-orthopolychlorinated biphenyls in the marine food web of bohai bay, North China[J]. Environmental Science and Technology, 2005, 39(8): 2417-2425
- [6] 施华宏. 中国沿海水产腹足类性畸变及有机锡污染的生物监测[D]. 广州: 暨南大学博士学位论文, 2003: 40-41
- [7] 安立会, 张艳强, 宋双双, 等. 渤海湾有机锡污染对野生脉红螺的生态风险[J]. 环境科学, 2013, 34(4): 1369-1373
- [8] 钟硕良, 蔡玉婷, 董黎明, 等. 海水养殖贝类中 TPH 和 PCBs 的分布和积累研究[J]. 海洋水产研究, 2008, 29(2): 82-89
- [9] Burt J S, Ebell G F. Organic pollutants in mussels and sediment of the coastal waters of perth, western Australia[J]. Marine Pollution Bulletin, 1995, 30(11): 723-732
- [10] 孙成, 许士奋, 姚书春, 等. 香港海域翡翠贻贝 (*Perna viridis* L.) 中多氯联苯的研究[J]. 环境化学, 2003, 22(2): 182-188
- [11] Khim J S, Villeneuve D L, Kannan K et al. Instrumental and bioanalytical measures of persistent organochlorines in blue mussel (*Mytilus edulis*) from korean coastal waters[J]. Archives of Environment Contamination and Toxicology, 2000, 39(3): 360-368
- [12] O' Connor T P. Trends in chemical concentrations in mussels and oysters collected along the US coast from 1986 to 1993[J]. Marine Environment Research, 1996, 41(2): 183-200
- [13] Yang N Q, Muneaki M, Masahide K, et al. PCBs and organochlorine pesticides (OCPs) in edible fish and shellfish from China[J]. Chemosphere, 2006, 63(8): 1342-1352
- [14] Miao X S, Chris S, Lee A W. Distribution of polychlorinated biphenyls in marine species from French Frigate Shoals, North Pacific Ocean[J]. Science of the Total Environment, 2000, 1(25): 17-28
- [15] 梁淑轩, 倪新娟, 赵兴茹, 等. 渤海湾脉红螺中多氯联苯和多溴联苯醚的测定分析[J]. 环境科学研究, 2012, 25(4): 88-93
- [16] Jiang K, Li L, Chen Y, et al. Determination of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in Chinese commercial PCBs and emission from a testing incinerator[J]. Chemosphere, 1997, 34(5/7): 941-950
- [17] Leiker, T J, Rostad, C E, Barnes, C R, et al. A reconnaissance study of halogenated organic compounds in catfish from the lower Mississippi River and its major tributaries[J]. Chemosphere, 1991(7), 23: 817-829
- [18] Niimi A J. Biological and toxicological effects of environmental contaminants in fish and their eggs[J]. Canadian Journal of Fisheries and

- Aquatic Sciences, 1983, 40(3):306-312
- [19] Zlokovitz E R. effect of habitat use on PCB body burden in Hudson River striped bass (*Morone saxatilis*) [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1999, 56(S1):86-93
- [20] Andrew L R, Robert H F, Justin B. Variations in PCB concentrations between genders of six warmwater fish species in Lake Logan Martin, Alabama, USA[J]. Chemosphere, 2007, 68(9):1707-1715

Polychlorinated biphenyls distribution pattern in *Rapana venosa* of Nanpai river coast in Bohai Bay

LIU Yue^{1,2,3} JIN Fen² AN Lihui^{3*} ZHEGN Binghui³ LIN Jin¹

(1. College of Chemistry & Material Science, Hebei Normal University, Shijiazhuang, 050012, China;

2 Institute of Quality Standards & Testing Technology for Agro-products, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing, 100081, China; 3. State Environmental Protection Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research,

Chinese Research Academy of Environment Sciences, Beijing, 100012, China)

ABSTRACT

The present study analyzed the concentrations and distribution pattern of 18 polychlorinated biphenyls (PCBs) in wild *Rapana venosa* collected from Nanpai river coast in Bohai Bay. After extraction by an accelerated solvent extraction (ASE), total PCBs were determined by gas chromatography-tandem mass spectrometry (GC-MS/MS). The concentrations of PCBs were in a range of 8.40—10.06 ng·g⁻¹ based on lipid weight, and the PCBs congeners showed a similar distribution profile in all samples. The congeners containing 5 to 6 chlorine atoms were the dominant components which accounted for 43.7%—84.8% of total PCBs, in which PCB-114 accounted for the highest percentage in all PCBs congeners. Moreover, the concentrations of PCBs were (10.06 ± 0.89) ng·g⁻¹ (lw), (8.40 ± 0.63) ng·g⁻¹ (lw) and (8.51 ± 0.67) ng·g⁻¹ (lw) in females, males and imposex, respectively. No significant difference of PCBs concentrations was observed among different genders.

Keywords: Bohai Bay, *Rapana venosa*, PCBs, sexual differences.