

DOI:10.7524/AJE.1673-5897.20181120001

魏海峰, 赵肖依, 王闯, 等. 鲍鱼对2种多环芳烃的富集动力学研究[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(1): 128-134

Wei H F, Zhao X Y, Wang C, et al. Enrichment kinetics of two kinds of polycyclic aromatic hydrocarbons in abalone *Haliotis discus hannai* [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2019, 14(1): 128-134 (in Chinese)

鲍鱼对2种多环芳烃的富集动力学研究

魏海峰¹, 赵肖依^{1,2}, 王闯^{1,2}, 刘潘^{1,2}, 刘长发^{1,2,*}, 黄欣^{1,2}, 霍玉洁^{1,2}, 赵雨朦^{1,2}, 夏宁^{1,2}

1. 大连海洋大学, 辽宁省海洋近岸海洋环境科学与技术重点实验室, 大连 116023

2. 大连海洋大学, 海洋科技与环境学院, 大连 116023

收稿日期: 2018-11-20 录用日期: 2019-01-28

摘要: 为探究多环芳烃(PAHs)在海洋生物体内富集过程, 选择皱纹盘鲍(*Haliotis discus hannai*)作为受试生物, 应用半静态双箱动力学模型, 分别考察了3-甲基菲和9,10-甲基蒽2种多环芳烃在皱纹盘鲍体内的富集动力学过程, 通过非线性拟合获得鲍鱼对2种多环芳烃的吸收速率常数(K_1)、释放速率常数(K_2)、生物富集因子(BCF), 以及平衡状态下鲍鱼体内2种多环芳烃的含量(C_{\max})、生物学半衰期($t_{1/2}$)等动力学参数。结果表明, 鲍鱼对9,10-甲基蒽富集动力学参数 K_1 、 K_2 、BCF、 C_{\max} 、 $t_{1/2}$ 的平均值分别为4.9437、0.406、13.59、790.03 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、3.78 d。鲍鱼对3-甲基菲富集动力学参数 K_1 、 K_2 、BCF、 C_{\max} 、 $t_{1/2}$ 的平均值分别为2.3023、0.367、5.97、354.37 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、3.13 d。鲍鱼在不同浓度下对3-甲基菲和9,10-甲基蒽的生物富集过程均符合双箱动力学模型。

关键词: 3-甲基菲; 9,10-甲基蒽; 多环芳烃; 鲍鱼; 富集动力学

文章编号: 1673-5897(2019)1-128-07 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Enrichment Kinetics of Two Kinds of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Abalone *Haliotis discus hannai*

Wei Haifeng¹, Zhao Xiaoyi^{1,2}, Wang Chuang^{1,2}, Liu Pan^{1,2}, Liu Changfa^{1,2,*}, Huang Xin^{1,2}, Huo Yujie^{1,2}, Zhao Yumeng^{1,2}, Xia Ning^{1,2}

1. Liaoning Key Laboratory of Marine Offshore Marine Environment Science and Technology, Dalian Ocean University, Dalian 116023, China

2. Ocean Technology and Environment Institute, Dalian Ocean University, Dalian 116023, China

Received 20 November 2018 accepted 28 January 2019

Abstract: In order to explore the enrichment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in abalone (*Haliotis discus hannai*), the semi-static two-compartment kinetic model was used to investigate the bioaccumulation kinetics of 3-methylphenanthrene and 9,10-dimethylanthracene. The enrichment kinetics parameters of two kinds of PAHs in abalone, including the absorption rate constant (K_1), release rate constant (K_2), bioconcentration factor (BCF), content (C_{\max}) and biological half-life ($t_{1/2}$), were obtained by nonlinear fitting. The results showed that the average val-

基金项目: 海洋公益性行业科研专项(201305002); 国家海洋局海洋溢油鉴别与损害评估技术重点实验室基金(201309, 201809); 国家海洋局近岸海域生态环境重点实验室基金(201013); 辽宁省教育厅服务地方项目(2017)

作者简介: 魏海峰(1978-), 男, 副教授, 研究方向为海洋生态毒理学, E-mail: weihai Feng@dloou.edu.cn

* 通讯作者(Corresponding author), E-mail: liucf@dloou.edu.cn

ues of kinetic parameters K_1 , K_2 , BCF, C_{\max} and $t_{1/2}$ of abalone for 9,10-dimethylanthracene were 4.9437, 0.406, 13.59, 790.03 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and 3.78 d, respectively. The average values of kinetic parameters K_1 , K_2 , BCF, C_{\max} and $t_{1/2}$ of abalone for 3-methylphenanthrene were 2.3023, 0.367, 5.97, 354.37 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and 3.13 d, respectively. The bioaccumulation process of 3-methylphenanthrene and 9,10-dimethylanthracene in different concentrations of abalone conform to the two-compartment kinetic model.

Keywords: 3-methylphenanthrene; 9,10-dimethylanthracene; PAHs; *Haliotis discus hannai*; bioaccumulation kinetics

多环芳烃化合物(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是指由2个或2个以上苯环以线状、角状或簇状排列的中性或非极性碳氢化合物,是一类典型持久性有机污染物,具有强致癌和致突变性^[1]。多环芳烃因其化学性质稳定、生物富集量高、难降解等特点,被列为海洋环境监测的指标之一^[2-3]。

海洋环境中PAHs污染主要来源于海洋溢油事故以及沿海石油化工企业的废水排放^[4]。2008年我国进口石油2亿吨的90%经海洋运输。2010年大连“7.16溢油”和2011年蓬莱“19-3溢油”事故中,多环芳烃是一类重要的污染因子^[5-6]。近年来,国内外学者对海洋中多环芳烃开展了相关研究,取得了一定的研究进展。高颖等^[7]研究了海水和海洋沉积物中多环芳烃的分布情况,发现我国南黄海海水中PAHs溶解态和颗粒态中PAHs的总浓度为15.8~233.4 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$;大辽河口、黄河口中海洋沉积物中的PAHs含量均较高,其中大辽河口海洋沉积物中PAHs的含量范围为276.3~1606.9 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$;河口区域海洋沉积物中PAHs略高于近岸海域沉积物中PAHs。叶志波等^[8]研究了消油剂对海洋溢油中PAHs环境行为的影响,发现消油剂能增大溢油中PAHs在海水中的溶解度,促进形成粒径更小的化学分散油滴,而较小的油滴更容易和海洋中悬浮颗粒物(suspended particulate matter, SPM)作用形成油-颗粒物聚集体(oil-SPM aggregates, OSAs)。此外,消油剂还会对溢油的迁移及PAHs的生物降解产生影响。郑关超等^[9]研究了环渤海地区养殖水产品中PAHs污染残留及健康风险的问题,发现该区域养殖水产品中PAHs污染状况较为普遍,尤其是菲的平均含量及检出率最高;还发现PAHs污染表现出一定的生物相关性。

菲是最具代表性的三环PAHs,其在石油中含量较高,而3-甲基菲是菲的烷基化衍生物,存在于烟气之中^[10]。蒽的9,10位比较活泼,很容易发生诸如溴化、醛化、溴甲基化等反应而与其他化合物作用形成功能材料^[11]。9,10-甲基蒽多用于有机合成、染料制备。多环芳烃的化学性质与其结构相关,针对多

环芳烃的结构特征,一些学者提出了“K区”理论和“L区”理论。具有3~4环的PAH,因分布广泛、烷基大小、组成不同构成了一系列化合物,这类化合物的持久性可以导致慢性毒性的发生,并且可以小到被水生生物富集在组织体内^[12]。3-甲基菲和9,10-甲基蒽是中国海洋溢油优先监测的16种多环芳烃(PAHs)中的2种。鲍鱼作为北方地区具有极为重要经济价值和食用价值的经济动物,然而随着海洋环境污染加重,鲍鱼对PAHs的生物富集成为影响鲍鱼生长发育和威胁人体健康的重要因素^[13-14]。但是目前国内外对于PAHs在鲍鱼体内富集过程研究较少。依据PAHs在海洋环境中的分布特征和海洋生物在海洋生态系统中的重要作用,本研究选择皱纹盘鲍作为受试生物,开展了3-甲基菲和9,10-甲基蒽2种多环芳烃对鲍鱼的毒性作用研究,以期确定我国海洋环境多环芳烃的环境基准、保护海洋生态环境提供基础数据。

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 实验材料

实验用海水为来自大连黑石礁海域的砂滤海水,盐度为30~31, pH为7.8~8.1,进行沙滤充分曝气后使用。实验用鲍鱼苗,壳长(3±0.3) cm,购买自大连太平洋海珍品有限公司,于实验室海水养殖循环系统中暂养1周后,选取健康的个体用于实验。气相色谱质谱联用仪(GC6890N/MSD5975B, Agilent Co, USA);加速溶剂提取仪(ASE350, Dionex Co, USA);Heidolph旋转蒸发仪(Hei-VAP, 德国);所有试剂(正己烷、二氯甲烷、丙酮)均为农残级,购自TEDIA公司,硅胶(0.100 mm)购自Merck公司,弗罗里硅土(Florsil, 60~100目)购自美国Floridin公司。内标(替代内标Z-014J:含菲-d10和蒽-d12;进样内标:三联苯-d14)购自Wellington公司。3-甲基菲和9,10-甲基蒽是我国海洋溢油优先监测的几种PAHs,在所有水产养殖海域监测中均有发现。因此选择此2种PAHs作为研究对象。实验用3-甲基菲和9,10-甲基蒽购买

自 Sigma 公司(Sigma-Aldrich Corporation, USA),纯度分别大于 97% 和 98%;使用丙酮(浓度为 99.5%)作为助溶剂将 2 种 PAHs 配制成一定浓度的母液。

1.2 生物蓄积实验

通过 96 h 急性毒性实验得到 2 种 PAHs 3-甲基菲和 9,10-甲基蒽对鲍鱼的半致死浓度 LC_{50} 分别为 $653.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $488.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。以此为依据设置 2 种 PAHs 的生物蓄积实验所需 PAHs 的浓度。3-甲基菲浓度分别为 5、10、100 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 9,10-甲基蒽的浓度分别为 5、10、50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。另外设置 1 组海水对照组, 1 组丙酮对照组, 丙酮浓度为所加入所有体系的最大量的 0.01%。每组设置 3 个重复, 每个 1 L 玻璃烧杯中放入鲍鱼 12 只。试验期间保持充氧, 使水中溶解氧浓度保持 $6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上, 实验水温为 $18 \sim 20 \text{ }^\circ\text{C}$, 每天定时投喂一次鲜海带, 投喂量为体质量(以第一次称重为准)的 1.5%。以此时为时间起始点, 每天换一次新鲜海水, 投加相应的污染物至所设置的浓度。取样时间, 自实验开始第 3、7、14 天取样, 每次每个处理组取鲍鱼 3 只, 用锡箔纸包裹, 放入 $-80 \text{ }^\circ\text{C}$ 冰箱保存待测。

1.3 样品处理

本文对鲍鱼体内 3-甲基菲和 9,10-甲基蒽的测定方法依据李天云等^[15]对生物体内多环芳烃测定所采用的气相色谱-质谱法。全量称取冷冻干燥后的生物样品, 加入无水硫酸钠和氘代回收率指示物(Z-014J, $10.0 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$)用来控制样品前处理的目标化合物的回收率, 用 100 mL 正己烷和丙酮混合溶液(1:1, V:V)进行加速溶剂萃取, 萃取温度 $100 \text{ }^\circ\text{C}$, 加热时间 5 min, 静态时间 10 min, 循环 3 次, 冲洗体积 60%, 吹扫时间 60 s。样品提取液过无水硫酸钠小柱, 加盐酸处理过的铜粉除硫; 生物样品提取液直接转入洁净的烧瓶中, 加入一定量(视有机相的透明度而定)的酸性硅胶, 磁力搅拌约 0.5 h。去除脂肪等大分子杂质将萃取液浓缩至 2.0 mL 左右, 浓缩液过佛罗里土(5.0 g)与硅胶(8.0 g)复合柱净化, 50 mL 正己烷预淋洗, 80 mL 正己烷/二氯甲烷(1:1, V:V)淋洗液, 接取淋洗液浓缩定容至 200 μL , 添加 1 μL 进样内标(三联苯-d14, $10.0 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$)。上机测定, 加入内标的作用为了消除系统误差及定量目标化合物。样品采用 DB-5ms 毛细管柱(30 m \times 0.25 mm \times 0.25 μm)进行气相分离, 采用 EI 源电离方式进行质谱检测。色谱柱升温程序为: $50 \text{ }^\circ\text{C}$ 开始, 不停留; 以 $4 \text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升温到 $220 \text{ }^\circ\text{C}$, 停留 3 min; 以 $10 \text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升

温到 $300 \text{ }^\circ\text{C}$, 停留 9 min。载气(氦气)流速为 $1.0 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, 恒流, 进样口温度 $280 \text{ }^\circ\text{C}$, 无分流进样, 进样量为 1 μL ; 传输线温度 $290 \text{ }^\circ\text{C}$, 四极杆温度 $150 \text{ }^\circ\text{C}$, 离子源温度 $230 \text{ }^\circ\text{C}$, 离子扫描为 SIM 模式。

所有样品和空白中标准替代内标 3-甲基菲和 9,10-甲基蒽回收率分别 71.2% ~ 83.9% 和 65.5% ~ 88.3%, 相对标准偏差分别为 7.3% 和 6.7%, 每个样品 3 个平行测试。空白实验结果显示所有目标物低于方法检测限, 文中给出的数据均已经过回收率校准。

1.3.1 双箱动力学模型

双箱动力学模型是在近几年发展起来的一类数学模型, 主要用于重金属、有机污染物的生物富集研究, 它能较好地描述污染物在水体与生物体之间的作用过程, 并能模拟出达到生物富集平衡情况下的动力学参数(图 1)。

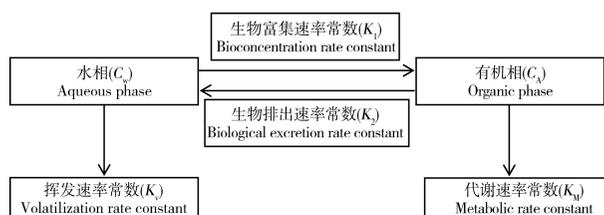


图 1 生物富集双箱动力学模型

Fig. 1 Two-compartment kinetic model of bioconcentration

双箱动力学模型生物富集公式为:

$$C_A = C_0 + C_w \times K_1 / K_2 \times (1 - e^{-K_2 t}) \quad (0 < t < t^*) \quad (1)$$

其中: C_A 为生物体中 PAHs 浓度($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$); C_0 为实验开始前生物体内 PAHs 浓度($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$); K_1 为吸收速率常数, K_2 为释放速率常数, C_w 为水体中 PAHs 浓度($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), t^* 为富集天数。由方程(1)进行非线性拟合可得到 K_1 、 K_2 。

理论平衡状态下 BCF 用公式(2)表示:

$$\text{BCF} = K_1 / K_2 = \lim C_A / C_w \quad (t \rightarrow \infty) \quad (2)$$

生物半衰期公式:

$$t_{1/2} = \ln 2 / K_2 \quad (3)$$

富集达到平衡时, 生物体内 PAHs 含量 C_{max} 用公式表示为:

$$C_{\text{max}} = \text{BCF} \times C_w \quad (4)$$

1.3.2 模型的拟合优度检验

应用 MatLab2014A 对数据进行非线性拟合, 根据 3 个实验浓度的生物富集量数据获得 3 个方程(1), 以上 3 个方程(1)联立, 可得到 K_1 、 K_2 , 结合判定系数 R^2 来评价该模型的拟合优度, 并采用 F 检验对

模型整体的显著性进行检验,以此验证双箱模型用于鲍鱼对 PAHs 的生物富集研究的可行性。采用 SPSS 13.0 软件(SPSS Inc.)对实验数据进行方差分析和回归分析。采用 ANOVA 方法分析 PAHs 暴露组与空白对照组之间的差异, $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 表示差异显著。

2 结果 (Results)

从图 2 可知,空白对照组和丙酮对照组检测出少量的 9,10-甲基蒽,由于对照组并未加入该污染物,因此可以判定对照组中的 9,10-甲基蒽来自环境本底值。随着暴露时间的延长,9,10-甲基蒽在鲍鱼体内的蓄积量也有所增长,说明鲍鱼体内没有或者有少部分代谢的途径无法通过该途径使 9,10-甲基蒽代谢出体外。如表 1 所示,随暴露时间的延长鲍鱼体内的蓄积量越来越多,浓度为 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 条件下,符合双箱动力学模型, $K_1 = 1.494$, $K_2 = 0.101$, $R^2 = 0.977$ (95% 置信区间)。9,10-甲基蒽在 $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度条件下随着暴露时间的延长,9,10-甲基蒽在鲍鱼体内的蓄积量也有所增长,符合双箱动力学模型, $K_1 = 3.906$, $K_2 = 0.584$, $R^2 = 0.760$ (95% 置信区间)。在 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度下,9,10-甲基蒽在鲍鱼体内的蓄积量随时间一直增加,使用双箱动力学模型进行拟合, $K_1 = 9.431$, $K_2 = 0.533$, $R^2 = 0.759$ (95% 置信区间)。在 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度下,3~14 d 生物蓄积量之间差异不显著($P<0.05$),认为在第 3 天达到富集平衡。

从图 3 可知,在 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度的情况下鲍鱼对于 3-甲基菲富集第 3 天富集量与第 14 天富集量之间无显著差异($P<0.05$),说明鲍鱼对 3-甲基菲富集在第 3 天达到了平衡。如表 1 所示,在 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度下,鲍鱼符合双箱动力学模型, $K_1 = 3.308$, $K_2 =$

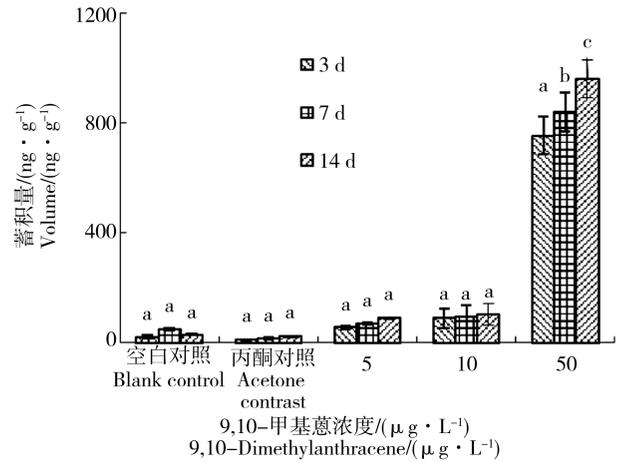


图 2 9,10-甲基蒽在鲍鱼体内富集过程

Fig. 2 Enrichment of 9,10-dimethylanthracene in abalone *Haliotis discus hannai*

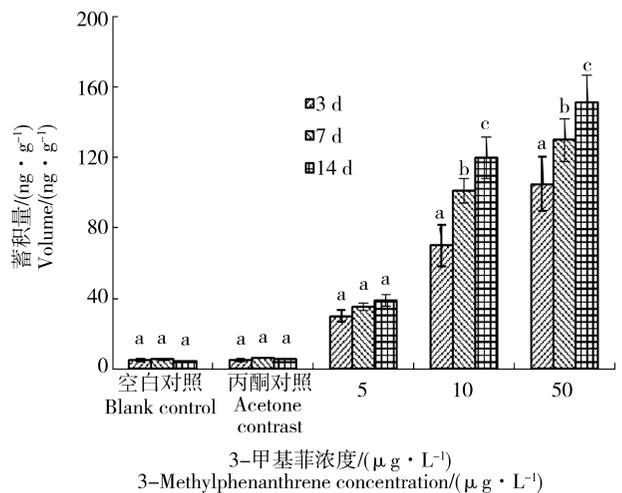


图 3 3-甲基菲在鲍鱼体内富集过程

Fig. 3 Enrichment process of 3-methylphenanthrene in abalone *Haliotis discus hannai*

表 1 鲍鱼对 2 种多环芳烃 (PAHs) 3 d、7 d 和 14 d 的生物富集动力学参数

Table 1 Bioaccumulation kinetic parameters of two polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) (3 d, 7 d and 14 d) with different concentrations of *H. discus hannai*

PAHs	浓度/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$ Concentration/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	K_1	K_2	自由度 df	R^2	3 d-BCF	7 d-BCF	14 d-BCF	C_{max} $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	$t_{1/2}$
9,10-甲基蒽 9,10-Dimethylanthracene	5	1.494	0.101	3	0.977	11.00	8.90	15.08	896.5	6.86
	10	3.906	0.584	3	0.760	13.60	9.50	16.82	513.3	1.88
	50	9.431	0.533	3	0.759	17.93	10.27	19.21	960.3	2.60
3-甲基菲 3-Methylphenanthrene	5	3.308	0.462	3	0.912	6.00	7.00	1.05	387.4	1.50
	10	3.061	0.261	3	0.994	7.00	10.10	1.30	600.0	4.21
	100	0.538	0.377	3	0.919	7.75	12.00	1.51	75.7	3.68

注:BCF 表示生物富集因子, C_{max} 表示平衡状态下鲍鱼体内 2 种多环芳烃的含量, $t_{1/2}$ 表示生物学半衰期。

Note: BCF represents biological enrichment factor; C_{max} represents the content of two polycyclic aromatic hydrocarbons in abalone at equilibrium; $t_{1/2}$ represents the biological half-life.

0.462, $R^2 = 0.912$ (95% 置信区间)。10 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度下,随着3-甲基菲浓度的升高,3-甲基菲在鲍鱼体内的蓄积量明显增加,其双箱动力学模型参数分别为 $K_1 = 3.061$, $K_2 = 0.261$, $R^2 = 0.994$ (95% 置信区间)。在100 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的浓度下,鲍鱼体内3-甲基菲随着暴露时间的延长蓄积量也有所增长。此浓度下 $K_1 = 0.538$, $K_2 = 0.377$, $R^2 = 0.919$ (95% 置信区间)。

3 讨论 (Discussion)

PAHs 一旦通过各种途径进入水生生物体内,易积累于生物脂肪中,形成生物富集,对生物体造成巨大的伤害^[6]。目前,有关 PAHs 的生态毒理学研究大部分涉及陆生动物和淡水生物^[17-20]。李磊等^[21]研究了苯并[a]芘、菲在缙蛭体内的富集情况,发现缙蛭对苯并[a]芘的富集能力高于菲;缙蛭对苯并[a]芘、菲的 K_1 平均值分别为 0.44、0.36, K_2 平均值分别为 0.0016、0.0030, BCF 平均值分别为 268.18、118.57。 K_1 、BCF 均随苯并[a]芘、菲暴露浓度的增大而减少。陈辉辉等^[22]研究了 PAHs 对唐鱼的急性毒性效应,发现菲和萘对唐鱼 96 h 的 LC_{50} 分别为 0.913 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 10.849 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 其安全质量浓度分别为 0.091 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 1.085 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。本研究表明,14 d 内鲍鱼体内吸收 9,10-甲基蒽和 3-甲基菲的浓度最大可达 960.3 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 600 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 随着 PAHs 浓度的增加,鲍鱼对 2 种 PAHs 的生物富集量逐渐增加。鲍鱼体内 PAHs 含量在前期增加迅速,随后增加趋于平衡。与高萍等^[23]对菲律宾蛤仔对石油烃的富集与释放特征的研究一致。究其原因,生物体对有机污染物的吸收主要取决于其生物体体内脂肪与水体中有机物的比例^[24-26]。实验开始时鲍鱼体内 PAHs 含量比较

低,生物体开始大量吸收 PAHs, 污染物主要由水相向有机相迁移,即生物体体内脂肪对 PAHs 的吸附起主要作用,此时吸附速率 K_1 高于释放速率 K_2 。经过一段时间富集以后,鲍鱼体内 PAHs 逐渐趋于饱和,富集增加幅度减小。

与母体多环芳烃相比,烷基多环芳烃具有种类繁多,持久性更强的特点。在受石油污染的环境中,水生生物体内的烷基多环芳烃含量远远高于非烷基多环芳烃。在瓦德兹溢油事件中,当海水青鳉 (*Oryzias melastigma*) 暴露在含有高浓度的烷基化合物中,死亡率、畸形率都明显升高,说明烷基化合物对早期幼鱼的发育影响占有主要地位^[27]。

实验由于使用了丙酮作为助溶剂提高了 2 种 PAHs 的水溶性,因此生物富集能力可能得到了进一步加强。鲍鱼较其他水生生物相比,富集系数从大到小为:三疣梭子蟹 > 圆海鲡 \approx 棱鲯 \approx 鲍鱼 > 鲈鱼 > 河蚬^[28-29]。鲍鱼富集系数在 1.05 ~ 19.21 之间,属于低富集能力,低代谢能力的生物,鲍鱼对于多环芳烃富集系数随时间和浓度呈指数增长。 C_{max} 的范围是 75.7 ~ 960.3 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 说明在不同 PAHs 浓度下生物体内达到富集平衡时的浓度是不同的。半衰期的不同也说明鲍鱼对 PAHs 的代谢程度。由此推断,在低浓度 PAHs 污染海域的鲍鱼受到的影响可能并不严重。但如果是高浓度 PAHs 污染海域,鲍鱼富集能力增强,且难以代谢,可能造成严重的后果。建议海洋环境管理部门加强对海洋环境中的 16 种优先监测 PAHs 的监测,及时对养殖环境质量状况做出评价和预警;同时应加强入海排污总量的管理,严格控制石油类污染物的排放量,保护海洋环境特别是海珍品如鲍鱼、海参、扇贝等养殖区水环境。

表 2 文献中水生生物对 PAHs 的生物富集系数

Table 2 Literature data on BCF of PAHs for various aquatic organisms

水生生物 Aquatic species	PAHs	污染物浓度 Pollutant concentration	BCF	文献 Literature
棱鲯 <i>Liza carinatus</i>	菲 Phenanthrene	0.596 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	97.16	[28]
圆海鲡 <i>Decapterus maruadsi</i>	菲 Phenanthrene	0.465 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	48.16	[28]
鲈鱼 <i>Lateolabrax japonicus</i>	苯并[a]芘 Benzo [a] pyrene	0.237 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	2.99	[29]
鲈鱼 <i>Lateolabrax japonicus</i>	蒽 Anthracene	0.017 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	3.26	[29]
河蚬 <i>Corbicula fluminea</i>	苯并[a]芘 Benzo [a] pyrene	69.5-1 071.1 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$	0.03 ~ 0.61	[15]
三疣梭子蟹 <i>Portunus trituberculatus</i>	苯并[a]芘 Benzo [a] pyrene	0.05 ~ 0.45 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	163.0 ~ 196.3	[18]
皱纹盘鲍 <i>Haliotis discus hannai</i>	9,10-甲基蒽 9,10-Dimethylanthracene	5 ~ 50 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	8.90 ~ 19.21	本文 This study
皱纹盘鲍 <i>Haliotis discus hannai</i>	3-甲基菲 3-Methylphenanthrene	5 ~ 100 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	1.05 ~ 12.00	本文 This study

通讯作者简介: 刘长发(1964—), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为海洋生态修复。

参考文献 (References):

- [1] Ciemiak A, Chrachol L. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in cereal breakfast products [J]. *Roczniki Państwowego Zakładu Higieny*, 2008, 59(3): 301-307
- [2] 王静. 栉孔扇贝对苯并[a]芘(Benzo[a]pyrene)生物标志物筛选技术的初步研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2008: 14-15
Wang J. The primary study on identificating biomarkers of B[a]P based on *Chlamys farreri* [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2008: 14-15 (in Chinese)
- [3] 周海森, 罗世滨, 张伟杰, 等. 近交对中间球海胆受精率、孵化率和幼体发育的影响[J]. *大连海洋大学学报*, 2013, 28(5): 445-449
Zhou H S, Luo S B, Zhang W J, et al. Effect of inbreeding on fertility rate, hatchability and larva development of sea urchin *Strongylocentrotus intermedius* [J]. *Journal of Dalian Ocean University*, 2013, 28(5): 445-449 (in Chinese)
- [4] Ke R, Xu Y, Huang S, et al. Comparison of the uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides by semipermeable membrane devices and caged fish (*Carassius carassius*) in Taihu Lake, China [J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2010, 26(6): 1258-1264
- [5] 宫云飞, 兰冬东, 李冕, 等. 大连市近岸海域溢油污染事故风险受体脆弱性评价研究[J]. *海洋开发与管理*, 2015, 32(10): 66-68
Gong Y F, Lan D D, Li M, et al. Vulnerability assessment of risk receptor for oil spill pollution accidents in coastal waters of Dalian [J]. *Ocean Development and Management*, 2015, 32(10): 66-68 (in Chinese)
- [6] 周政权, 李晓静, 陈琳琳, 等. 蓬莱 19-3 平台溢油事故对渤海大型底栖生物群落结构的长期影响[J]. *广西科学院学报*, 2016, 32(2): 92-100
Zhou Z Q, Li X J, Chen L L, et al. Long-term effects of Penglai 19-3 Oil Spill Event on the macrobenthic community structure in Bohai Sea [J]. *Journal of Guangxi Academy of Sciences*, 2016, 32(2): 92-100 (in Chinese)
- [7] 高颖, 高学文. 海水和海洋沉积物中多环芳烃分布的研究进展[J]. *中国水运*, 2018, 18(8): 100-104
Gao Y, Gao X W. Research progress on distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in seawater and marine sediments [J]. *China Water Transport*, 2018, 18(8): 100-104 (in Chinese)
- [8] 叶志波, 杨乐, 邓瑞杰, 等. 消油剂对海洋溢油中多环芳烃环境行为的影响[J]. *青岛理工大学学报*, 2017, 38(6): 89-94
Ye Z B, Yang L, Deng R J, et al. Influence of dispersants on the environmental behavior of polycyclic aromatic hydrocarbons derived from marine spilled oil [J]. *Journal of Qingdao University of Technology*, 2017, 38(6): 89-94 (in Chinese)
- [9] 郑关超, 郭萌萌, 赵春霞, 等. 环渤海地区养殖水产品中多环芳烃(PAHs)污染残留及健康风险评估[J]. *中国渔业质量与标准*, 2015, 5(6): 20-26
Zheng G C, Guo M M, Zhao C X, et al. Residue levels of PAHs in aquaculture products from Bohai Bay and their health risk assessment [J]. *Chinese Fishery Quality and Standards*, 2015, 5(6): 20-26 (in Chinese)
- [10] 靳非, 穆景利, 王冬婉, 等. 菲、3-甲基菲和菲醌对河鲀(*Takifugu rubripes*)幼鱼肝组织损伤的比较研究[J]. *生态毒理学报*, 2016, 11(1): 248-253
Jin F, Mu J L, Wang D W, et al. The comparative research of phenanthrene, 3-methyl phenanthrene and phenanthraquinone on the liver tissue injury of pufferfish (*Takifugu rubripes*) larvae [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2016, 11(1): 248-253 (in Chinese)
- [11] 王晓燕, 徐俊, 陈宁, 等. 2,6-及 2,7-二甲基蒽的合成与表征[J]. *青岛科技大学学报: 自然科学版*, 2008, 29(1): 1-4
Wang X Y, Xu J, Chen N, et al. Synthesis and characterization of 2,6- and 2,7-dimethylanthracene [J]. *Journal of Qingdao University of Science and Technology: Natural Science Edition*, 2008, 29(1): 1-4 (in Chinese)
- [12] 王冬婉. 菲、3-甲基菲和菲醌对暗纹东方鲀(*Takifugu fasciatus*)毒性的比较研究[D]. 大连: 大连海事大学, 2016: 11-16
- [13] Latuihamallo M, Iriana D, Apituley D. Amino acid and fatty acid of abalone *Haliotis squamata*, cultured in different aquaculture systems [J]. *Procedia Food Science*, 2015, 3: 174-181
- [14] 郭远明, 张小军, 严忠雍, 等. 皱纹盘鲍和杂色鲍肌肉主要营养成分的比较[J]. *营养学报*, 2014, 36(4): 403-405
Guo Y M, Zhang X J, Yan Z Y, et al. Comparison of nutritional components in muscle of *Haliotis discus hanai* and *Haliotis diversicolor reeve* [J]. *Acta Nutrimenta Sinica*, 2014, 36(4): 403-405 (in Chinese)
- [15] 李天云, 黄圣彪, 孙凡, 等. 河蚬对太湖梅梁湾沉积物多环芳烃的生物富集[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(11): 2354-2360
Li T Y, Huang S B, Sun F, et al. Bioaccumulation by *Cor-*

- bicula fluminea* of polycyclic aromatic hydrocarbons from sediments in Meiliang Bay, Taihu Lake [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(11): 2354-2360 (in Chinese)
- [16] 修蒙. 多环芳烃(PAHs)在栉孔扇贝体内蓄积特征与毒性效应的研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2014: 16-19
Xiu M. Study of bioaccumulation and toxicity effects of scallop *Chlamys farreri* exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2014: 16-19 (in Chinese)
- [17] 蔡立哲, 马丽, 袁东星, 等. 九龙江口红树林区底栖动物体内的多环芳烃[J]. *海洋学报(中文版)*, 2005 (5): 112-118
Cai L Z, Ma L, Yuan D X, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in zoobenthos in mangrove swamp in the Jiulong River Estuary [J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2005 (5): 112-118 (in Chinese)
- [18] 许高鹏, 蒋玫, 李磊, 等. 三疣梭子蟹体内苯并[a]芘的富集动力学[J]. *海洋渔业*, 2014, 36(4): 357-363
Xu G P, Jiang M, Li L, et al. Kinetics of benzo[a]pyrene bioconcentration in *Portunus trituberculatus* [J]. *Marine Fisheries*, 2014, 36(4): 357-363 (in Chinese)
- [19] 蒋闰兰, 肖佰财, 禹娜, 等. 多环芳烃对水生动物毒性效应的研究进展[J]. *海洋渔业*, 2014, 36(4): 372-384
Jiang R L, Xiao B C, Yu N, et al. Research advance in toxic effects of PAHs on aquatic animals [J]. *Marine Fisheries*, 2014, 36(4): 372-384 (in Chinese)
- [20] 李天云. 利用河蚬研究沉积物中有机氯农药和多环芳烃在生物体内的累积效应[D]. 重庆: 西南大学, 2008: 17-26
Li T Y. Bioaccumulation of organochlorine pesticides (OCPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for *Corbicula fluminea* from sediment in sewer channel of Tianjin [D]. Chongqing: Southwest University, 2008: 17-26 (in Chinese)
- [21] 李磊, 沈新强, 李超, 等. 苯并[a]芘、菲在缢蛏体内的生物富集与释放[J]. *水产学报*, 2015, 39(7): 998-1004
Li L, Shen X Q, Li C, et al. Bioaccumulation-depuration kinetics of benzo[a]pyrene and phenanthrene in *Sinonovacula constricta* [J]. *Journal of Fisheries of China*, 2015, 39(7): 998-1004 (in Chinese)
- [22] 陈辉辉, 覃剑晖, 刘海超, 等. 典型重金属、多环芳烃及菊酯类农药对唐鱼的急性毒性效应[J]. *华中农业大学学报*, 2011, 30(4): 511-515
Chen H H, Tan J H, Liu H C, et al. Acute toxicity of representative heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and pyrethroid pesticide to *Tanichthys albonubes* [J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2011, 30(4): 511-515 (in Chinese)
- [23] 高萍, 夏斌, 崔毅, 等. 菲律宾蛤仔对石油烃的富集与释放特征[J]. *海洋环境科学*, 2013, 32(1): 63-66
Gao P, Xia B, Cui Y, et al. Accumulation and elimination characteristic of *Ruditapes philippinarum* to petroleum hydrocarbon [J]. *Marine Environmental Science*, 2013, 32 (1): 63-66 (in Chinese)
- [24] Baussant T, Sanni S, Jonsson G, et al. Bioaccumulation of polycyclic aromatic compounds: 1. Bioconcentration in two marine species and in semipermeable membrane devices during chronic exposure to dispersed crude oil [J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2001, 20 (6): 1175-1184
- [25] Dos Santos Fogaça F H, Soares C, Oliveira M, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons bioaccessibility in seafood: Culinary practices effects on dietary exposure [J]. *Environmental Research*, 2018, 164: 165-172
- [26] 张国龙. 鲤鱼对羟基多溴联苯醚的生物富集行为研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2012: 37-40
Zhang G L. Study of bioaccumulation behavior of hydroxylated polybrominated diphenyl ethers in common carp [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2012: 37-40 (in Chinese)
- [27] Mu J L, Wang J Y, Jin F, et al. Comparative embryotoxicity of phenanthrene and alkyl-phenanthrene to marine medaka (*Oryzias melastigma*) [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 85(2): 505-515
- [28] 江锦花, 丁理法. 台州湾五种海洋生物体内多环芳烃的浓度、富集特征及环境效应[J]. *环境污染与防治*, 2007, 29(5): 394-397
Jiang J H, Ding L F. The concentration, bioaccumulation and environmental impacts of polycyclic aromatic hydrocarbons in organism in sea [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2007, 29(5): 394-397 (in Chinese)
- [29] 林建清, 王新红, 洪华生. 养殖水体中多环芳烃污染对水产品安全的影响[J]. *食品科学*, 2006(12): 41-45
Lin J Q, Wang X H, Hong H S. Effect of aquaculture PAH pollution on seafood security [J]. *Food Science*, 2006(12): 41-45 (in Chinese) ◆