

多氯联苯(PCB₁₅₃与PCB₂₈)对大型溞的毒性效应研究

李娜¹, 聂湘平¹, 黎华寿², 刘振乾^{1*}, 杨扬^{1,3}

(1.暨南大学水生生物研究所, 广州 510632; 2.农业部生态农业重点开放实验室, 广州 510632; 3.热带亚热带水生态工程教育部研究中心, 广州 510632)

摘要: 选用大型溞作为受试生物, 探讨多氯联苯(PCB₁₅₃与PCB₂₈)对浮游动物的急性和慢性毒性反应, 初步评价多氯联苯(PCBs)对浮游动物的毒害效应。急性毒性试验中, PCB₂₈和PCB₁₅₃对大型溞的48 h-LC₅₀分别为27.08 μg·L⁻¹和579.16 μg·L⁻¹。实验表明, 大型溞对PCB₂₈的敏感性高于对PCB₁₅₃的敏感性。慢性毒性试验显示, PCB₂₈和PCB₁₅₃对大型溞的生长、生殖均有不利影响, PCB₂₈的影响表现为随浓度的升高, 生长和生殖抑制效应加强; PCB₁₅₃对大型溞生长的影响表现为随浓度升高而抑制效应增强, 但其对大型溞的繁殖则表现为低浓度抑制而高浓度促进的现象。因此, 低浓度多氯联苯(PCB₁₅₃、PCB₂₈)长期暴露的潜在毒性和高浓度多氯联苯的急性毒性在环境生态安全研究中值得高度关注。

关键词: 多氯联苯(PCB₁₅₃与PCB₂₈); 大型溞; LC₅₀; 内禀增长率

中图分类号: X503.225 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2012)05-0891-07

Toxicity Effects of PCB₁₅₃ and PCB₂₈ on *Daphnia magna*

LI Na¹, NIE Xiang-ping¹, LI Hua-shou², LIU Zhen-qian^{1*}, YANG Yang^{1,3}

(1. Institute of Hydrobiology, Jinan University, Guangzhou 510632, China; 2. Key Opening Laboratory of Ecological Agriculture, Ministry of Agriculture, Guangzhou 510632, China; 3. Ministry of Education Engineering Research Center of Tropical and Subtropical Aquatic Ecological Engineering, Guangzhou 510632, China)

Abstract: In order to evaluate the toxic effects of PCBs on zooplankton, the acute and chronic toxicities of PCB₁₅₃ and PCB₂₈ were assessed by using *Daphnia magna* as a tested organism in our study. The results showed that the 48 h-LC₅₀ values of PCB₂₈ and PCB₁₅₃ were 27.08 μg·L⁻¹ and 579.16 μg·L⁻¹, respectively, which indicated that PCB₂₈ was more toxic than PCB₁₅₃. In the chronic toxic experiment, adverse effects were found both in the growth and reproduction of *D. magna* when exposed to PCB₂₈ and PCB₁₅₃. The inhibition effects of PCB₂₈ on growth and reproduction were enhanced with increasing concentration. The inhibition effect of PCB₁₅₃ on growth was enhanced with increasing concentration. However, different performance upon the reproduction of *D. magna* was exhibited, with inhibition effect at low concentration and promotion effect at high concentration. In the environmental and ecological security study, high attention to PCBs (PCB₁₅₃, PCB₂₈) should be paid in their potential toxicity of low concentrations of long-term exposure and the acute toxicity of high concentrations.

Keywords: PCBs (PCB₁₅₃, PCB₂₈); *Daphnia magna*; LC₅₀; intrinsic rate of natural increase

多氯联苯是由一系列氯化联苯的异构体组成的一大类有机含氯化合物, 同分异构体和同系物多达209种, 通常简称为PCBs^[1-3]。在20世纪50到70年代, 我国生产PCBs及进口含有PCBs产品累积量近万吨^[4], 在境内已造成大范围污染, 尤其我国境内水体

受PCBs污染严重。据调查, 海河表层水体中PCBs的含量为0.31~3.11 μg·L⁻¹, 闽江口PCBs含量为0.204~247 μg·L⁻¹, 九龙江其含量为0.036~0.169 μg·L⁻¹, 其次珠江、青岛近海和厦门西港等PCBs含量也相对较高。由于我国地表水环境标准中没有PCBs的相关规定, 参考美国环保局的相关标准(PCBs在水体中的标准为0.014 μg·L⁻¹), 我国境内部分水体PCBs含量远远超过美国环保局的标准^[5-8], 污染严重。

尽管PCBs已被禁用, 但环境中残留的PCBs仍对生物产生毒害作用。大量动物实验及流行病学资料

收稿日期: 2011-11-28

基金项目: 农业部生态农业重点实验室开放课题

作者简介: 李娜(1987—), 女, 山东人, 硕士研究生, 从事生态毒理研究。E-mail: lina0634@126.com

* 通讯作者: 刘振乾 E-mail: tliuzq@jnu.edu.cn

表明^[9-11],多氯联苯能对哺乳动物细胞造成不利影响,其中包括诱导I相和II相酶,导致胸腺萎缩和免疫毒性、神经和发育毒性、肝脏毒性和致癌性,以及受试动物行为学的改变和认知功能的变化等。许多疾病如乳腺癌、前列腺癌和睾丸癌的发病率与PCBs暴露浓度具有相关性^[12-16]。人类如果长时间暴露在低剂量PCBs环境中就可能导致氯痤疮、其他缺乏或增生反应、内分泌紊乱、肝中毒、生殖系统中毒以及致癌^[17-18]。

近年来,国内外专家对环境中多氯联苯污染开展了大量研究,重点是多氯联苯在水体、底泥、土壤、鱼类等环境和生物体中的赋存状态调查、底泥-水体界面迁移及其转化行为,以及多氯联苯的生态毒性效应及污染消除方法等^[19-21]。其中多氯联苯生态毒理学研究对象主要集中于高等动物和浮游植物,对浮游动物的毒性研究^[22-23]相对薄弱,人们在多氯联苯生态毒理机制、生态风险预测和生态修复的探索研究中,都难以深入和延续,更无法保证研究结论的全面性、正确性及客观性。因此,本实验选用大型溞做为实验对象,通过系统研究多氯联苯(PCB₁₅₃与PCB₂₈)对大型溞的急性及慢性毒性效应,进一步了解多氯联苯的毒害效应、毒害机理,探索多氯联苯影响生态环境的作用规律,并为评估多氯联苯对水生生态系统造成的生态风险积累基础数据。

1 材料与方法

1.1 试验生物

大型溞(*Daphnia magna*)由香港科技大学提供。实验用水为M₄培养液^[24],其pH为(8.3±0.2),溶解氧保持60%以上,培养温度为(21±1)℃,光强为1500~2500 lx,光暗比为16:8。每日喂养斜生栅藻(*Scenedesmus obliquus*),培养方法参考文献[25]。挑选个体大、怀卵多、游泳能力强的水溞在实验室条件下培养3代以上,实验时选用出生6~24 h,敏感性测定符合ISO标准(ISO 6341)^[26]的幼溞进行毒性实验。

1.2 化学试剂与仪器

1.2.1 受试药剂

多氯联苯(PCB₂₈与PCB₁₅₃)购于上海安谱科技有限公司,纯度为99.5%。实验时添加少量丙酮为助溶剂,浓度控制在0.1%左右。

1.2.2 仪器设备

pH计(PB-21,德国赛多利斯/Sartorius);电子分析天平(BS224S,德国赛多利斯/Sartorius);光照培养箱(FPG3,宁波莱福科技有限公司);溶解氧测定仪

(Pro2030 美国 YSI);高压灭菌锅(D-1 北京发恩科贸有限公司);超净工作台(2HJH-C1112B,上海智成公司);倒置显微镜(Eclipse TE2000-U 日本 NIKON);艾科浦超纯水系统(AWL-2001-P,上海仪先仪器有限公司)。

1.3 实验方法

1.3.1 急性毒性实验(48 h)

参照美国环保局标准方法(OECD,1998)进行48 h急性毒性实验。通过预实验,得出最高耐受浓度及最低全致死浓度。根据预实验得出的浓度范围,PCB₁₅₃设定浓度梯度为0、420、490、650、750、810 μg·L⁻¹,PCB₂₈设定浓度梯度为0、18、32、56、100、180 μg·L⁻¹。添加丙酮对照组(试验中所用丙酮最大浓度),每个浓度3个平行对照,实验容器为250 mL烧杯,内装200 mL实验溶液。实验前选取符合实验要求的幼溞在实验溶液中冲洗5 min。每个烧杯中放10只个体均匀的6~24 h的幼溞。实验期间不投放饵料,不更换实验溶液,48 h后观察大型溞存活状况并记录结果。

1.3.2 慢性毒性实验(21 d)

参考OECD标准方法进行。试验浓度范围约为48 h-LC₅₀的1/120~1/6。本研究中,PCB₁₅₃设定5个浓度梯度为5、27、49、71、93 μg·L⁻¹,PCB₂₈设定5个浓度梯度为0.25、0.5、1、2、4 μg·L⁻¹。同时设定空白和丙酮(最大浓度0.1%)对照组。每个浓度梯度设定10个平行对照组,实验容器为100 mL烧杯,内装50 mL实验溶液。每个烧杯中放一只6~24 h符合实验要求的幼溞。实验期间采用半静置实验系统,24 h更换1次试验溶液。每隔24 h定期观察大型溞生存以及繁殖情况。记录大型溞死亡数、蜕皮数、母溞繁殖情况(第一次怀卵时间,第一次产卵时间,第一次产卵数,产卵总数,产卵次数),实验期间将幼溞及时吸出。计算净生殖率(R_0),平均世代历期(T),内禀增长率(r)。实验结束时将21 d的大型溞取出,在显微镜下测量其体长(从头盔到壳刺部的长度)。

$$T = \frac{\sum x l_x m_x}{\sum l_x m_x}; R_0 = \sum l_x m_x; r_m = \frac{\ln R_0}{T}$$

其中: x 为日龄, l_x 为 x 龄的存活率(存活个数/总个体数×100%), m_x 为 x 龄的生殖数, r_m 为内禀增长率(即种群在特定实验条件下的最大增长率)。

1.4 数据分析

1.4.1 48 h急性实验

利用概率单位法,以浓度对数为自变量(X),相应浓度下大型溞死亡率的几率值为因变量(Y),建立

浓度对数-死亡几率值之间的线性关系,求得相应 48 h-LC₅₀ 值以及 LC₅₀ 的可信限。

1.4.2 21 d 慢性实验

应用 SPSS 18.0 软件对实验数据进行单因素方差分析,分析空白对照组及丙酮对照组与 PCBs 处理组之间差异是否显著,结果用平均值±标准误表示,显著性分析, $P<0.05$ (nie and Hull, 1981)。

2 结果与讨论

2.1 PCB₂₈ 与 PCB₁₅₃ 的急性毒性

本实验研究了 PCBs 的两种同分异构体 PCB₂₈ 与 PCB₁₅₃ 进入水体后对大型溞的毒性效应。PCBs 的两种同分异构体对大型溞的抑制能力各不相同,按标准的概率单位法,可计算得到两种同分异构体(PCB₂₈ 与 PCB₁₅₃)对大型溞半致死浓度(LC₅₀ 值)和置信区间,结果见表 1。

表 1 PCBs(PCB₂₈, PCB₁₅₃)对大型溞的 48 h-LC₅₀
Table 1 LC₅₀ of PCBs(PCB₂₈, PCB₁₅₃)on *D.magna* at 48 h

污染物	剂量效应关系	复相关系数	LC ₅₀ / μg·L ⁻¹	95%置信区间/ μg·L ⁻¹
PCB ₂₈	$Y=1.857\ 2X+2.354\ 5$	$R^2=0.970$	27.08	15.73~46.62
PCB ₁₅₃	$Y=10.595X-24.275$	$R^2=0.996$	579.16	531.14~631.53

表 1 结果显示,PCBs 的两种同分异构体对大型溞表现出明显的不同毒性效应,PCB₂₈ 的 LC₅₀ 值仅为 27.08 μg·L⁻¹,PCB₁₅₃ 的 LC₅₀ 值为 579.16 μg·L⁻¹。该两种 PCBs 同分异构体对大型溞的毒性比较为 PCB₂₈> PCB₁₅₃。

本研究结果可能与大型溞自身的生理构造和功能有关,同时也与 PCBs 本身的性质有关。大型溞是滤食性生物,能滤食水中碎屑和藻液,不可避免摄入 PCBs,同时又由于大型溞体表的疏水性,使得大型溞

表面也吸附大量 PCBs,从而导致大型溞受到抑制或死亡。PCBs 的同分异构体数目繁多,结构上的差别可造成它们环境行为的巨大差异,联苯分子上氯代程度和位置的不同,同族体的物理、化学、生物和毒物学的性质也可能不同。共平面是多氯联苯同族体毒性的典型结构,对于具有邻位取代的 PCBs 形成共平面构象的几率很低,因而它们的毒性效力也较低。PCB₂₈ 为 2,4,4-三氯联苯,PCB₁₅₃ 为 2,2',4,4',5,5'-六氯联苯,从分子结构构相分析,PCB₂₈ 的毒性高于 PCB₁₅₃^[27],此理论分析结果与本实验结果一致,本研究从实验的角度印证了 PCB₂₈ 的毒性高于 PCB₁₅₃。

此外,多氯联苯的异构体在水中溶解度随氯化程度的增加而递减,即相同质量情况下,PCB₂₈ 溶解性强于 PCB₁₅₃。不同的溶解性影响了 PCBs 溶剂对大型溞的毒性效应,致使实验显示 PCB₂₈ 的毒性高于 PCB₁₅₃。

2.2 PCBs 对大型溞的慢性毒性实验

2.2.1 PCB₁₅₃ 和 PCB₂₈ 对大型溞生长和生殖的影响

PCB₁₅₃ 对大型溞的慢性毒性实验结果见表 2。结果显示,PCB₁₅₃ 使大型溞的生殖周期滞后,高浓度(93 μg·L⁻¹)时第一次怀卵时间受到极显著滞后($P<0.01$)。当 PCB₁₅₃ 浓度为 27~93 μg·L⁻¹ 时,第一次产卵时间在 7.88~9.58 d 之间,而对照组的首次产卵时间为 7.29 d,延迟 0.59~2.29 d,经方差分析可知,各暴露组与对照组之间差异显著($P<0.05$)。PCB₁₅₃ 对大型溞的第一次产卵数有轻微影响,随着浓度增加,产卵数略有下降,但各浓度之间差异不显著($P>0.05$)。各暴露组中母溞产卵总数与对照组比较,整体处于抑制状态,浓度为 27~71 μg·L⁻¹ 时,呈现显著抑制($P<0.05$),其中浓度为 27 μg·L⁻¹ 时,母溞产卵总数最低,平均 35.5 只,浓度为 49、71、93 μg·L⁻¹ 时,母溞产卵数分别为 40、41.3、42.3 只,即浓度大于 27 μg·L⁻¹ 时,母溞产卵数呈上升趋势。随 PCB₁₅₃ 浓度增加,大型溞产卵胎次

表 2 不同浓度(PCB₁₅₃)对大型溞生长和生殖的影响

Table 2 The growth and reproductive effects of different concentrations of PCB₁₅₃ to *D.magna*

浓度/μg·L ⁻¹	第一次怀卵时间/d	第一次产卵时间/d	第一次怀卵数/n	幼溞数/母溞数	胎数/母溞数	体长/0.1 mm
空白	5.1±0.13	7.3±0.18	11.4±1.60	49.4±4.19	5.5±0.39	32.7±1.06
丙酮空白	5.1±0.14	7.3±0.18	12.4±0.68	49.1±0.93	5.4±0.26	31.2±0.85
5	5.1±0.13	7.8±0.16	11.5±0.80	42.5±1.91	5.3±0.49	30.1±0.74
27	5.3±0.16	7.9±0.13*	11.9±0.44	35.5±1.63**	4.5±0.38*	30.7±0.70
49	5.3±0.16	7.9±0.23*	11.6±0.43	40.0±1.84*	4.3±0.37*	29.5±0.54*
71	5.6±0.26	8.2±0.16**	11.3±0.64	41.3±1.41*	5.5±0.33	28.9±0.50**
93	6.9±0.29**	9.4±0.18**	10.9±0.51	42.3±2.78	5.3±0.25	25.6±0.41**

注:* 显著性差异($P<0.05$),** 极显著性差异($P<0.01$);数值:平均数±标准差($n=10$)。下同。

数由显著抑制($P<0.05$)转为诱导,当浓度为 $49\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,产卵胎次数最少,为 4.3 次。同时 PCB₁₅₃ 对大型溞体长(自顶端至壳刺基部的长度)出现明显抑制现象。尤其当浓度为 $71\sim 93\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,暴露组大型溞体长与对照组相比,呈现极显著差异($P<0.01$)。

由表 2 可知,不同毒性指标对 PCB₁₅₃ 的敏感性是不同的,第一次产卵时间在浓度为 $27\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 出现显著滞后,第一次怀卵时间在浓度为 $93\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时才检测到显著滞后,说明第一次产卵时间比第一次怀卵时间敏感。本实验中,由于 PCB₁₅₃ 作用,大型溞的生殖周期滞后,蜕皮减少,龄期间隔变大,限制大型溞生长,因而体长受到抑制,繁殖也受到影响。繁殖指标(总产卵数、产卵胎数)表现为低浓度抑制而高浓度促进,这可能是因为低浓度时,大型溞体内的能量主要分配到维持自身生存,用于生长和繁殖的能量下降,致使大型溞的生长繁殖受到影响,但随着 PCB₁₅₃ 浓度升高,PCB₁₅₃ 为类雌性激素,干扰大型溞体内激素水平,使其能量用于繁殖^[28]。近年来,关于有毒物质对溞类生长、繁殖的毒性效应研究结果,有的表明水溞类的繁殖率随着毒物浓度的升高先增大后降低^[29-30];有的显示溞的产溞率是随着毒物浓度的增加而下降^[30-32];还有研究表明,溞的产幼量在低浓度时略有下降,而在中间浓度时有所上升,高浓度时明显下降,即溞总生殖量的影响表现为双效应曲线关系^[33]。研究结果的不同可能与不同物质有不同的作用模式或作用途径有关。

PCB₂₈ 对大型溞的慢性毒性实验结果见表 3。由表 3 可知,随 PCB₂₈ 浓度增加,生殖期逐渐滞后,第一次产卵时间在浓度 $2\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时检测到显著滞后($P<0.05$),最高浓度组($4\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)第 9~10 d 开始繁殖第一胎幼溞,与对照组相比,延迟了 1~3 d。与对照组相比,第一次怀卵时间在浓度 $4\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时检测出极显著滞后($P<0.01$)。当 PCB₂₈ 浓度为 $4\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,第一次产卵

数(5 n)及母溞产溞数(20 n)达到最低值,经方差分析可知,与对照组差异显著($P<0.05$),受到明显抑制。PCB₂₈ 各暴露组及对照组中,母溞的平均胎数为 3~5 次,各浓度组间差异性不显著($P>0.05$)。随 PCB₂₈ 浓度的递增,其对大型溞体长产生明显抑制,此现象与 PCB₁₅₃ 对大型溞体长的影响类似。尤其在低浓度($4\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)时,暴露组大型溞的体长与对照组相比呈现显著差异($P<0.05$)。

表 3 数据分析显示,各毒性指标都受到 PCB₂₈ 影响,其中母溞第一次产卵数和第一次产卵时间最为敏感,可见繁殖指标比生存和体长指标更敏感,这与 Nebeker, Mac, Nakari 等^[34-38]研究结果一致。PCB₂₈ 对大型溞的慢性试验结果还说明,高浓度($4\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)PCB₂₈ 严重影响了大型溞第一次怀卵及第一次产卵时间。第一次怀卵及第一次产卵时间与对照组相比,延长 1~3 d。受高浓度 PCB₂₈ 的影响,大型溞蜕皮次数减少,即龄期减少,龄期间隔延长,导致大型溞生长缓慢,体长明显缩短。21 d 产卵总数也减少,可见水溞生物学参数之间是相互关联。这与谭亚军等^[32]的研究结果一致。

2.2.2 PCB₁₅₃ 和 PCB₂₈ 对大型溞生活史的影响

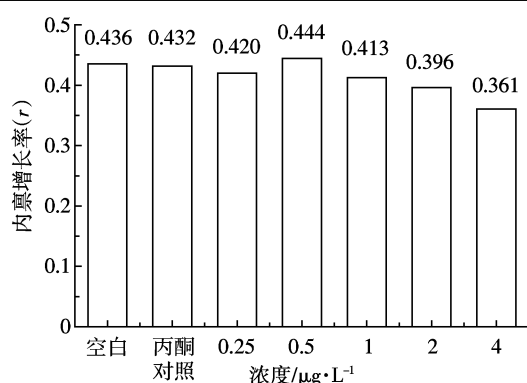
种群内禀增长率是种群在最适条件下的最大瞬时增长率,是反映种群增殖能力的一个综合指标^[39]。在 21 d 慢性毒性试验中,内禀增长率是必不可少的参数,可以提供污染物对种群影响的重要信息。

图 1 为 PCB₂₈ 对大型溞内禀增长率影响结果。与空白组相比,丙酮对照组的内禀增长率无显著差异。内禀增长率随着 PCB₂₈ 浓度增加呈现低浓度上升,高浓度下降趋势,PCB₂₈ 浓度为 $0.5\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,内禀增长率最大(0.444),其次浓度为 $0.25\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,内禀增长率为 0.420。本研究中,与对照组相比,PCB₂₈ 浓度为 $0.5\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,第一次和第二次所产幼溞数最多,而在此浓度下大型溞具有最高的种群内禀增长率,此现象

表 3 不同浓度(PCB₂₈)对大型溞生长和生殖的影响

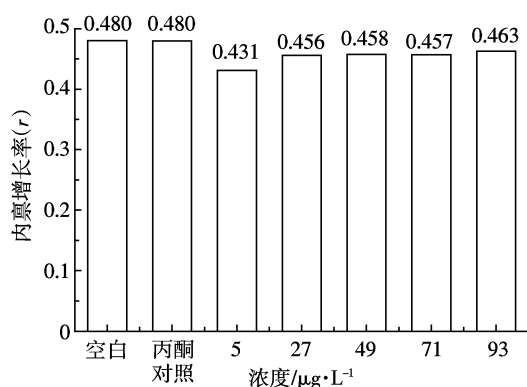
Table 3 The growth and reproductuve effects of different concentrations of PCB₂₈ to *D. magna*

浓度/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	第一次怀卵时间/d	第一次产卵时间/d	第一次怀卵数/n	幼溞数/母溞数	胎数/母溞数	体长/0.1 mm
空白	5.1±0.33	7.1±0.33	8.7±2.31	32.2±9.75	5.0±1.23	29.9±3.23
丙酮对照	5.2±0.44	7.2±0.46	8.4±2.93	32.1±3.76	5.0±0.71	29.6±1.12
0.25	5.2±0.46	7.2±0.71	8.2±2.21	29.8±5.73	4.8±1.62	29.3±1.24
0.5	5.5±0.76	7.6±1.00	7.6±2.31	29.2±9.54	4.7±1.56	28.6±1.77
1	5.6±0.74	8.0±1.31	7.1±1.25*	29.7±7.14	4.7±1.56	28.5±1.69
2	5.6±0.92	8.1±1.95*	6.4±1.81*	29.4±2.86	4.2±2.16	28.3±1.79
4	6.4±1.27**	9.0±1.62*	5.0±0.71**	20.5±6.78*	3.7±1.78	27.4±1.49*

图1 PCB_{28} 对大型溞的内禀增长率Figure 1 The effect of PCB_{28} on intrinsic rate of natural increase of *Daphnia magna*

印证了 Bertr 和 Hart^[40]的研究结果,内禀增长率大小受第一次和第二次繁殖量影响。

图2是 PCB_{153} 对大型溞内禀增长率影响结果。在 PCB_{153} 对大型溞内禀增长率影响试验中,各暴露组的内禀增长率整体处于抑制状态。 PCB_{153} 浓度为 $93\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,内禀增长率最高(0.463)。浓度为 $5\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,内禀增长率最低(0.431)。这可能由于大型溞受到低浓度 PCB_{153} 毒性刺激时,将能量集中维持自身生存,影响了其生长和繁殖,致使内禀增长率降低。在高浓度时开始诱导大型溞生长繁殖,可能因为 PCB_{153} 为类雌性激素^[41],致使内禀增长率有升高趋势。至于其原因是否与 PCB_{153} 所具有的类雌性激素效应有关,有待于进一步研究。

图2 PCB_{153} 对大型溞的内禀增长率Figure 2 The effect of PCB_{153} on intrinsic rate of natural increase of *Daphnia magna*

内禀增长率(r)是阐述枝角类种群动态机制的关键参数,内禀增长率的大小关键是受第一胎产卵时间和第一胎繁殖量的影响^[42]。本实验中,暴露于 PCB_{153} 溶液中的大型溞内禀增长率大于 PCB_{28} 溶液中的大

型溞内禀增长率。由表3和表4可知,第一胎的生殖量,暴露于 PCB_{153} 溶液中的大型溞比暴露于 PCB_{28} 溶液中的大型溞多3~5个。第一胎产卵时间,暴露于 PCB_{28} 溶液中的大型溞略晚于暴露于 PCB_{153} 溶液中的大型溞,但差异不明显。综合这两个因素,致使暴露于 PCB_{28} 溶液中的大型溞内禀增长率低于暴露于 PCB_{153} 溶液中的大型溞内禀增长率。

3 结论

(1) PCB_{153} 和 PCB_{28} 对水生生物(大型溞)属于高毒性物质,大型溞对它们具有较强的敏感性。大型溞对 PCB_{28} 的敏感性高于 PCB_{153} 。

(2) PCB_{153} 对大型溞的繁殖指标(总产卵数,产卵胎数)表现为低浓度抑制而高浓度促进的现象,可能由于 PCB_{153} 为类激素物质,干扰大型溞体内激素水平,影响其生殖,但还需进一步研究。

(3) PCB_{28} 对大型溞繁殖指标的影响表现为随浓度增加,生长与生殖抑制加强。母溞第一次产卵数和第一次产卵时间受 PCB_{28} 毒性影响最为明显。

(4) 受 PCB_{153} 与 PCB_{28} 影响,大型溞的蜕皮次数减少,生殖周期延迟,即龄期减少,龄期间隔延长,导致大型溞生长缓慢,体长出现明显缩短,生殖受到不同程度影响。可见水溞生物学参数之间相互关联。

(5) PCB_{28} 对大型溞内禀增长率的影响高于 PCB_{153} 对大型溞内禀增长率的影响。

参考文献:

- [1] Letcher R J. Methyl sulfone and hydroxylated metabolites of polychlorinated biphenyls[A]//Paasivirta, J(Ed.), New Types of Persistent Halogenated Compounds, Springer, Berlin, 2000:315-359.
- [2] Campfens J, Mackay D. Fugacity-based model of PCB bioaccumulation in complex aquatic food webs [J]. *Environ Sci Technol*, 1997, 31(3): 577-583.
- [3] Skoglund R S, Stange K, Swackhamer D L. A kinetics model for predicting the accumulation of PCBs in phytoplankton[J]. *Environ Sci Technol*, 1996, 30(7):2113-2120.
- [4] 梁想坤. 多氯联苯对水生生物的生态毒性研究进展[J]. 山东省农业管理干部学院学报, 2009, 23(4):155-156.
LIANG Shu-kun. The ecological toxicity effects of PCBs on aquatic organisms[J]. *Shandong Agricultural Management Cadre Institute Journal*, 2009, 23(4):155-156.
- [5] 陈满荣, 俞立中, 许世远, 等. 长江口 PCBs 污染及水环境 PCBs 研究趋势[J]. 环境科学与技术, 2004, 27(5):24-25.
CHEN Man-rong, YU Li-zhong, XU Shi-yuan, et al. Research of PCBs pollution in tidal flat sediments of Yangtze River estuary[J]. *Environmental Science and Technology*, 2004, 27(5):24-25.

- [6] 陈伟琪, 洪华生, 张路平, 等. 珠江口表层沉积物和悬浮颗粒物中的持久性有机氯污染物[J]. 厦门大学学报: 自然科学版, 2004, 43(B08): 230-236.
CHEN Wei-qi, HONG Hua-sheng, ZHANG Luo-ping, et al. Persistent organochlorine pollutants in surface Sediments and suspended particulate matter of Zhujiang River estuary[J]. *Journal of Xiamen University(Natural Science)*, 2004, 43(B08): 230-236.
- [7] 王泰, 张祖麟, 黄俊, 等. 海河与渤海湾水体中溶解态多氯联苯和有机氯农药污染状况调查[J]. 环境科学, 2007, 28(4): 730-735.
WANG Tai, ZHANG Zu-lin, HUANG Jun, et al. Occurrence of dissolved polychlorinated biphenyls and organic chlorinated pesticides in the surface water of Haihe River and Bohai, China [J]. *Environmental Science*, 2007, 28(4): 730-735.
- [8] 杨毅, 刘敏, 许世远, 等. 长江口滩涂表层沉积物中 PCBs 和 OCPs 的分布[J]. 中国环境科学, 2003, 23(2): 215-219.
YANG Yi, LIU Min, XU Shi-yuan, et al. Distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in the tidal beach surface sediments of Yangtze estuary[J]. *China Environmental Science*, 2003, 23(2): 215-219.
- [9] Kohn M C, Sewall C H, Lucier G W, et al. A mechanistic model of effects of dioxin on thyroid hormone in the rat[J]. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 1996, 136: 29-48.
- [10] Safe S H. Polychlorinated biphenyls (PCBs): Environmental impact biochemical and toxic responses and implications for risk assessment [J]. *Critical Reviews in Toxicology*, 1994, 24: 87.
- [11] Norrgren L, Andersson T, Biork M. Liver morphology and cytochrome P450 activity in fry of rainbow trout after microinjection of lipid-soluble xenobiotics in the yolk-sac embryos[J]. *Aquatic Toxicology*, 1993, 26: 307-316.
- [12] Schultz T W, Cronin M T. Essential and desirable characteristics of ecotoxicity quantitative structure-activity relationships[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2003, 22(3): 599-607.
- [13] Kramer V J, Giesy J P. Specific binding of hydroxylated polychlorinated biphenyl metabolites and other substances to bovine calf uterine estrogen receptor: Structure-binding relationships[J]. *Sci Total Environ*, 1999, 233(1/2/3): 141-161.
- [14] Frigo D E, Burow M E, Mitchell K A, et al. DDT and its metabolites alter gene expression in human uterine cell lines through estrogen receptor-independent mechanisms[J]. *Environ Health Perspect*, 2002, 110(12): 1239-1245.
- [15] Sonne C, Wolkers H, Leifsson P S, et al. Organochlorine-induced histopathology in kidney and liver tissue from arctic fox (*Vulpes lagopus*) [J]. *Chemosphere*, 2008, 71: 1214-1224.
- [16] Wlostowski T, Krasowska A, Bonda E. Joint effects of dietary cadmium and polychlorinated biphenyls on metallothionein induction, lipid peroxidation and histopathology in the kidneys and liver of bank voles[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 69: 403-410.
- [17] Hertz-picciotto I, Jusko T A, Willman E J, et al. A cohort study of in utero polychlorinated biphenyl (PCB) exposures in relation to secondary sex ratio[J]. *Environ Health*, 2008, 7: 37.
- [18] Tsai P C, Ko Y C, Huang W Y, et al. Increased liver and lung mortalities in 24-year follow-up of the taiwanese people highly exposed to polychlorinated biphenyls and dibenzofurans[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 374: 216-222.
- [19] Wu T X, Cruz V, Mezyk S, et al. Gamma radiolysis of methyl t-butyl ether: A study of hydroxyl radical mediated reaction pathways[J]. *Radiation Physics and Chemistry*, 2002, 65(4-5): 335-341.
- [20] Chevreuil M, Blanchard M, Teil M J, et al. Polychlorobiphenyl behavior in the water/sediment system of the seine river, France[J]. *Water Research*, 1998, 32(4): 1204-1212.
- [21] Archman D R, Brownawell B J, Zhang L. Exchange of polychlorinated biphenyls between sediment and water in Hudson River estuary[J]. *Estuaries and Coasts*, 1996, 19(4): 950-965.
- [22] Piotr B, Joanna P. Daphnia response to biotic stress is modified by PCBs[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2011, 74: 711-718.
- [23] Tarja N, Sami H. Comparison of toxicity of congener-153 of PCB, PBB, and PBDE to *Daphnia magna* [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 71: 514-518.
- [24] OECD. Standard number No. TG 211. *Daphnia magna* reproduction test [S]. 1998. OECD. M Kim, Sakai S. Leaching of brominated flame retardants in leachate from landfills in Japan[J]. *Chemosphere*, 2004(57): 1571-1579.
- [25] 华汝成. 单细胞藻类培养与利用[M]. 北京: 农业出版社, 1987: 286.
HUA Ru-cheng. Single-celled algae cultivating and utilization [M]. Beijing: Agriculture Press, 1987: 286.
- [26] ISO. Standard number No. 6341. Water quality: Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea)—acute toxicity test [S]. 1996.
- [27] 鄂有幸, 王覃, 李蕾. 多氯联苯化合物分子结构的理论研究[J]. 北京化工大学学报, 2006, 33(3): 81-82.
E You-xing, WANG Tan, LI Lei. A theoretical study of the molecular structure of polychlorinated biphenyls[J]. *Journal of Beijing University of Chemical Technology*, 2006, 33(3): 81-82.
- [28] Barata C, Barid D J, Soares A M, et al. Biochemical factors contributing to toxicity difference among resistant and sensitive clones of *Daphnia magna* to ethyl parathion[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2001, 49(2): 155-163.
- [29] Calabrese E J. Paradigm lost, paradigm found: The reemergence of hormesis as a fundamental dose response model in the toxicological sciences[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 138: 378-411.
- [30] 邵蕾, 黄建国, 袁玲. 重金属镉对三种水蚤繁殖能力的影响[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2010, 32(3): 102-105.
SHAO Lei, HUANG Jian-guo, YUAN Ling. The effect of cadmium on reproductive ability of three species of *Daphnia* [J]. *Journal of Southwest University(Natural Science Edition)*, 2010, 32(3): 102-105.
- [31] Gama-Flores J L, Castellanos-Paez M E, Sarma S, et al. Life table demography of *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera) exposed to copper at different levels and periods[J]. *Journal of Environmental Biology*, 2007, 28(3): 691-696.
- [32] 谭亚军. 四种杀虫剂对大型溞 (*D. magna*) 的慢性毒性 [D]. 杭州: 浙江大学, 2004.
TAN Ya-jun. The chronic toxicity of four kinds of insecticides to

- Daphnia magna*[M]. Hangzhou: Zhejiang University, 2004.
- [33] 郭匿春, 谢 平. 双酚 A 和壬基酚对隆线溞和微型裸腹溞的毒性[J]. 水生生物学报, 2009, 33(3):492-495.
GUO Ni-chun, XIE Ping. Toxic effects of BPA and NP on *D. carinata* and *M. micrura*[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2009, 33(3):492-495.
- [34] Nebeker A V, Puglisi F A, DeFoe D L. Effects of polychlorinated biphenyl compounds on survival and reproduction of the fathead *Minnow* and *Flagfish*[J]. *Trans Am Fish Soc*, 1974, 3:562-568.
- [35] Hansen P D, Rosenthal H. Chlorinated hydrocarbons and hatching success in baltic herring spring spawners[J]. *Marine Environ Res*, 1985, 15:59-76.
- [36] Monod G. Egg mortality of Lake Geneva charr(*Salvelinus alpinus* L.) contaminated by PCB and DDT derivates[J]. *Bull Environ Contam Toxicol*, 1985, 35:531-536.
- [37] Hahn M E, Lamb T M, Schultz M E, et al. Cytochrome P4501A induction and inhibition by 3,3,4,4,-tetrachlorobiphenyl in an ah receptor-containing fish hepatoma cell line(PLHC-1)[J]. *Aquat Toxicol*, 1993, 26:185-208.
- [38] Nakari T, Pessala P. In vitro estrogenicity of polybrominated flame retardants[J]. *Aquat Toxicol*, 2005, 74:272-279.
- [39] Barry M J. Endosulfan-enhanced crest induction in *Daphnia longicephala*; Evidence for cholinergic innervation of kairomone receptors[J]. *Journal of Lankton Research*, 1998, 120:1219-1231.
- [40] Bertram P E, Hart B A. Longevity and reproduction of *Daphnia pulex* (degeer) exposed to cadmium-contaminated food or water[J]. *Environmental Pollution*, 1979, 19:295-305.
- [41] 苗秀生, 储少岗, 徐晓白. 全球性环境污染物多氯联苯的结构-活性相关性研究进展[J]. 化学进展, 1996, 8(4):293-298.
MIAO Xiu-sheng, CHU Shao-gang, XU Xiao-bai. Advances in the research of structure activity relationships for polychlorinated biphenyls[J]. *Progress in Chemistry*, 1996, 8(4):293-298.
- [42] Wang D L, Li M Y, Wang H B, et al. The effects of temperature on the innate increase capacity (rm) of *Simocephalus vetulus* muller and *Daphnia pulex* leydig[J]. *Journal of Ningbo University*, 1996, 9(1):36-43.