

十溴二苯乙烷的环境分布及其毒性效应研究进展

张月¹, 张崇海², 朱玉鹏¹, 李向阳¹, 周显青¹

1. 首都医科大学公共卫生学院, 北京 100069

2. 淄博市第七人民医院内科, 山东 淄博 255000

摘要:

十溴二苯乙烷 (DBDPE) 是一种新型溴系阻燃剂, 是十溴联苯醚的主要替代品, 广泛应用于电子电器、塑料制品及纺织品等工业制品中, 其在生产、使用及产品废弃过程中均容易通过挥发或渗溢等方式进入周围环境, 并产生生物富集、生物放大现象。中国作为电子产品制造大国, 对 DBDPE 的需求及其产量迅速增长, DBDPE 的广泛应用所带来的环境污染与毒性效应也备受关注。目前, 涉及 DBDPE 环境分布的研究数据较多, 其广泛存在于大气、土壤、沉积物、污泥、室内外粉尘中; 然而 DBDPE 毒性效应相关的研究较少, 毒作用机理尚不清楚。本文综述了 DBDPE 的环境分布和毒性效应研究进展, 首先总结了 DBDPE 在环境和生物体的分布; 然后介绍了 DBDPE 的毒性效应, 如生殖发育毒性、甲状腺激素干扰毒性、肝肾毒性、神经毒性、心血管毒性等, 特别是对生殖发育毒性和甲状腺激素干扰毒性进行详细阐述; 最后分析了其可能的毒作用机制, 为后续研究提供参考依据。

关键词: 十溴二苯乙烷; 分布; 毒性效应; 生殖发育毒性; 甲状腺激素毒性

Research progress on environmental distribution and toxicity effects of decabromodiphenyl ethane ZHANG Yue¹, ZHANG Chong-hai², ZHU Yu-peng¹, LI Xiang-yang¹, ZHOU Xian-qing¹ (1.School of Public Health, Capital Medical University, Beijing 100069, China; 2.Department of Internal Medicine, The Seventh People's Hospital of Zibo, Zibo, Shandong 255000, China)

Abstract:

Decabromodiphenyl ethane (DBDPE) is a new brominated flame retardant and the main substitute of decabromodiphenyl ether, widely used in electronic appliances, plastic products, textiles, and other industrial products. It can enter the surrounding environment through volatilization or effusion in the process of production, use, and disposal, and result in biological enrichment and amplification. China as a large manufacturer of electronic products has rapidly increased its production capacity for DBDPE to meet the steeply climbing demand, and also pay attention to the environmental pollution and toxic effects brought by its extensive application. At present, much research has been conducted to describe the environmental distribution of DBDPE, as it widely exists in atmosphere, soil, sediment, sludge, and outdoor dust. However, there are few studies on the toxic effects of DBDPE, and the relevant mechanisms remain unclear. This review focused on the research progress on the environmental distribution and toxic effects of DBDPE. It started with the distribution of DBDPE in the environment and organisms; then summarized the toxic effects of DBDPE, such as reproductive and developmental toxicity, thyroid hormone disruption toxicity, liver and kidney toxicity, neurotoxicity, and cardiovascular toxicity, with detailed information about the first two; and finally compiled the possible mechanisms of its toxicity, aiming to provide new ideas and insights for further research.

Keywords: decabromodiphenyl ethane; distribution; toxic effect; reproductive and developmental toxicity; thyroid hormone toxicity

DOI 10.13213/j.cnki.jeom.2020.19424

基金项目

国家自然科学基金 (31770441)

作者简介

张月 (1996—), 女, 硕士生;
E-mail: zbzy17@sina.com

通信作者

周显青, E-mail: xianqingzhou@aliyun.com

利益冲突 无申报

收稿日期 2019-06-19

录用日期 2019-09-25

文章编号 2095-9982(2020)01-0087-07

中图分类号 R114

文献标志码 A

► 引用

张月, 张崇海, 朱玉鹏, 等. 十溴二苯乙烷的环境分布及其毒性效应研究进展 [J]. 环境与职业医学, 2020, 37 (1): 87-93.

► 本文链接

www.jeom.org/article/cn/10.13213/j.cnki.jeom.2020.19424

Funding

This study was funded.

Correspondence to

ZHOU Xian-qing, E-mail: xianqingzhou@aliyun.com

Competing interests None declared

Received 2019-06-19

Accepted 2019-09-25

► To cite

ZHANG Yue, ZHANG Chong-hai, ZHU Yu-peng, et al. Research progress on environmental distribution and toxicity effects of decabromodiphenyl ethane[J]. Journal of Environmental and Occupational Medicine, 2020, 37(1): 87-93.

► Link to this article

www.jeom.org/article/en/10.13213/j.cnki.jeom.2020.19424

十溴二苯乙烷 (decabromodiphenyl ethane, DBDPE), 是一种开发于 20 世纪 90 年代初的新型溴系阻燃剂, 具有热稳定性好、抗紫外线能力强和渗出率低等优点, 是十溴联苯醚 (decabromodiphenyl ether, DecaBDE) 较为理想的一种替代品^[1]。它被广泛应用于高聚合物合成材料、塑料、纤维、树脂等, 包括消费

类电子产品、电线电缆涂料、绝缘泡沫以及家具、儿童玩具等产品。中国作为世界上重要的电子产品制造国,于2006年开始将DBDPE批量投入市场,初始产量约12000t,产量以每年85%的速度增长^[2]。随着DecaBDE于2017年被《斯德哥尔摩公约》列为持久性有机污染物以及各项禁令的出台,DBDPE的需求量持续增加^[3]。

随着DBDPE的生产和使用量增加,室内外大气环境均发现了DBDPE的存在,而且其在室内、电子垃圾拆解区和工业园区大气环境中的水平均高于普通室外大气环境中的水平^[4]。在电子垃圾回收地区及DBDPE生产地区,DBDPE的人体污染负荷明显高于普通地区^[5]。近几年的研究发现,DBDPE在环境介质中的浓度呈不断上升的趋势^[6],而DecaBDE的浓度趋于稳定,根据时间趋势预测DBDPE未来可能超过DecaBDE成为主要的阻燃剂^[7]。由于DBDPE能在组织中积累,并产生生物富集、生物放大现象^[8],因而对环境和人体健康具有潜在的威胁。本文就DBDPE在环境和生物体中的分布及毒理学研究进展进行综述,旨在引起人们对于此种阻燃剂的关注与重视。

1 DBDPE在环境和生物体内的分布

2003年,Kierkegaard等^[9]首次在空气中检测出DBDPE。目前DBDPE广泛存在于大气^[4, 10-11]、土壤^[4, 12-13]、水体沉积物^[14-16]、污泥^[17-18]、室内外粉尘^[19]等环境介质和生物体内^[3],并且浓度呈现逐年升高的趋势。表1总结了各种环境介质中DBDPE的含量,可以发现不同地区以及不同环境介质中DBDPE的含量具有较大差异。

DBDPE具有强疏水性,污泥是监测环境中疏水性污染物释放情况的重要介质。Ricklund等^[17]分析了来源于12个国家的42个污水处理厂污泥中DBDPE浓度,发现澳大利亚、新西兰等国家的污泥中DBDPE质量分数(5.1~31 ng/g,以干重计)较低,瑞士和中国污泥中DBDPE质量分数(分别为160和140 ng/g,以干重计)较高,而德国鲁尔地区的污泥样本中DBDPE质量分数最高,达到220 ng/g(以干重计)。在广东省东莞市收集的灰尘样本经检测后结果显示,室内和室外粉尘样本中DBDPE的质量分数分别为2441、1350 ng/g(以干重计)^[20]。从中国23个省份的住宅^[21]、办公室^[22]等场所收集81份室内粉尘,经分析发现各采样区域中均检测出DBDPE。此外,比利时以及中国北京的数

据显示,办公室灰尘的含量明显高于家庭灰尘,可能是由于办公区电子设备密集导致较高浓度的DBDPE释放进入环境中^[23-24]。这些研究表明,DBDPE在环境介质中普遍存在。

表1 不同地区以及不同环境介质中DBDPE的含量

环境介质	国家及地区	DBDPE含量 中位数和(或)浓度范围	采样时间	参考文献
大气	中国华北地区	10.2 (1.7~270) ng (每份样品)	2011	[11]
	中国广州	402~3578 pg/m ³	2007	[4]
	瑞典南部	0.077~7.9 pg/m ³	2005—2006	[10]
土壤	印尼苏腊巴亚地区	ND~7.6 ng/g*	2008	[13]
	中国珠三角农田	18~60 ng/g*	2007	[4]
	巴西垃圾填埋场	19 (1.1~83) ng/g*	2015	[12]
	越南电子废物处理车间	990 (12~4900) ng/g*	2004	[12]
沉积物	中国广东东江	200 ng/g*	2009	[16]
	中国南方九龙江口	15 (5.1~32) ng/g*	2013	[15]
	中国黄海和东海	1700 ng/g*	2017	[14]
	瑞典斯德哥尔摩	24.00 ng/g*	2004	[16]
污泥	德国	120 (ND~220) ng/g*	2004	[17]
	瑞士	150 (73~160) ng/g*	2003	[17]
	新西兰	17 (5.1~31) ng/g*	2003—2005	[17]
	澳大利亚	31 (7.7~31) ng/g*	2004	[17]
	中国住宅区	140 (39~140) ng/g*	2005	[17]
	中国广州	680~27400 ng/g*	2013—2014	[18]
室内外粉尘	比利时			
	办公室	721 (170~1846) ng/g*	2008	[23]
	居室	153 (55~2126) ng/g*	2008	[23]
	新西兰			
	居室地板	23 ng/g*	2012	[23]
	居室床垫	9 ng/g*	2012	[23]
	中国			
	东莞居室	2441 ng/g*	2013	[20]
	东莞室外	1350 ng/g*	2013	[20]
	北京居室	564 ng/g*	2014	[24]
北京办公室	997 ng/g*	2014	[24]	

[注] ND:未检出。*:以干重计。DBDPE:十溴二苯乙烷。

目前的研究表明,DBDPE在生物体内也广泛存在。沉积物^[25]、水禽^[26]、鸟类^[16]、熊猫^[27]以及人体^[28]中均已发现DBDPE的存在。对浙江省台州市东南部一电子废物拆解区的草鸡进行DBDPE污染水平分析,结果显示DBDPE在草鸡肾脏和卵组织中普遍检出^[29]。Shi等^[4]在鸟类(董鸡)的肌肉、肝脏和肾脏中均检测到DBDPE,并且肾脏中DBDPE浓度高于肌肉和肝脏。2010—2011年韩国大田鸟类肝脏样本中DBDPE的检出率为35%,其质量分数为(23.4±60.0) ng/g(以脂重计)^[30]。研究人员对2013年从中国南方九龙江口红树林湿地收集的4种生物样本进行检测分析后发现,

89%的样品可检测出DBDPE,质量分数范围为未检出~20 ng/g(以脂重计)^[15]。此外,DBDPE可以在生物体的亲代和子代之间转移。Wu等^[31]研究发现,在成年鳄组织、鳄卵和新生鳄中均检出DBDPE,Zheng等^[32]对母鸡肌肉、鸡蛋和新生小鸡组织(肌肉和肝脏)的研究也发现了类似的现象,DBDPE在小鸡肌肉中含量最高。DBDPE可以在生物体内蓄积并沿食物链放大,生物体中DBDPE的含量与生物的栖息环境和食物结构有密切联系^[33]。此外,Law等^[34]研究发现高营养级的生物体内DBDPE含量更高,因此DBDPE对环境和人体健康具有潜在的威胁。猫狗与人类有着共同的室内居住环境,因此被视为人体暴露于室内污染物的指示生物,研究者对巴基斯坦猫和狗的毛发进行DBDPE检测,其含量分别为5.90、3.85 ng/g^[35]。

表2总结了DBDPE在人群样本中的含量,结果显示在电子垃圾回收地区及DBDPE生产地区,人体内的DBDPE含量明显高于其他地区的普通人群。Liang等^[5]收集浙江省温岭市电子垃圾回收区拆解工人和该地区未参与相关工作的居民以及城市地区居民的头发和血清样本,检测后发现,拆解工人、电子垃圾回收区居民以及城区居民头发中DBDPE质量分数分别为82.5、29.4、10.9 ng/g(以干重计),血清中DBDPE的质量分数分别为125.2、56.1、13.8 ng/g(以脂重计),电子垃圾拆解工人头发和血清中的DBDPE含量明显高于电子垃圾回收地区其他未参与相关工作的居民,而电子垃圾回收地区居民头发和血清中的DBDPE浓度高于城市居民。这表明,电子垃圾处理过程中可能产生大量DBDPE,导致暴露人群头发和血清样本中

DBDPE检出量较高。Wang等^[36]收集山东省DBDPE生产厂工人的血清和尿液样品,进行检测分析后发现,血清样品中DBDPE的检出率为100%,质量分数范围为0.087~54.4 μg/g(以脂重计);尿液样品中DBDPE的检出率为96%,质量浓度范围为未检出~142 μg/L。2014年在北京收集的人乳样本中,DBDPE的检出率为88%,质量分数范围为未检出~35.3 ng/g(以脂重计),在被检测的6种新型溴系阻燃剂中DBDPE含量最高^[37]。环境介质和生物体中DBDPE的污染问题有日益加重的趋势,中国是各类阻燃剂生产和使用的大国,DBDPE的污染问题值得关注。

2 DBDPE的生殖发育毒性

研究表明,DBDPE可以对动物的生殖发育产生一定的影响。Nakari和Huhtala^[38]对斑马鱼卵的研究发现,25×10³ μg/L DBDPE染毒可导致鱼卵孵化率明显降低,引起孵化幼仔死亡率明显升高。在亲代小鼠围生期暴露DBDPE(100 μg/kg,以体重计)可导致子代小鼠代谢功能障碍,促进子代小鼠的生长发育,导致其体重增加,从而增加子代小鼠肥胖的风险^[39]。但也有一些研究结果与上述不一致,如Hardy等^[40]发现鱼类、水藻以及蚤类等暴露于110 mg/L DBDPE时,并未产生相应毒性效应。Jin等^[41]研究还发现,短期暴露于DBDPE污染的沉积物(1000.0 μg/kg,以干沉积物计),对斑马鱼胚胎或幼鱼的死亡率和畸形率均没有明显影响。郑雯等^[42]对雄性大鼠经口灌胃染毒DBDPE[染毒剂量分别为0、100、300、600 mg/(kg·d)] 20 d,其双侧睾丸、前列腺、精囊重量没有明显变化。目前关于DBDPE生殖发育毒性的研究较少,从现有的研究来看,关于DBDPE对生殖发育毒性的研究结论并不一致,这可能与其染毒剂量、染毒时间不同以及不同物种对DBDPE的敏感性不同有关。

3 DBDPE的甲状腺激素干扰毒性

甲状腺激素(thyroid hormone, TH)可以促进组织分化、生长和成熟,TH对动物的糖代谢、脂质代谢等起着重要作用^[43]。研究表明,DBDPE可以通过干扰TH的水平引起内分泌紊乱。Sun等^[44]通过灌胃法对小鼠染毒DBDPE 30 d,当染毒剂量为200 mg/(kg·d)时,小鼠三碘甲状腺原氨酸(triiodothyronine, T3)和促甲状腺素(thyroid stimulating hormone, TSH)水平降低,甲状腺素(tetraiodothyronine, T4)有下降趋势,这可能与

表2 各地人群样本中DBDPE的含量

样本	来源	DBDPE含量 中位数(浓度范围)	检出 率(%)	参考 文献
头发	浙江省电子垃圾回收区			
	拆解工人	82.5 (21.2~238.5) ng/g ^a	100	[5]
	电子垃圾回收区居民	29.4 (ND~197.0) ng/g ^a	—	[5]
	城区居民	10.9 (ND~36.6) ng/g ^a	—	[5]
血清	浙江省电子垃圾回收区			
	拆解工人	125.2 (26.7~439.5) ng/g ^b	100	[5]
	电子垃圾回收区居民	56.1 (4.2~127.2) ng/g ^b	100	[5]
	城区居民	13.8 (ND~33.2) ng/g ^b	—	[5]
	山东省DBDPE生产厂工人	3.91 (0.087~54.4) μg/g ^b	100	[36]
尿液	山东省DBDPE生产厂工人	8.6 (ND~142) μg/L	96	[36]
人乳	北京市健康母亲	5.96 (ND~35.3) ng/g ^b	88	[37]

[注] —:表示文献中无相应指标。a:以干重计;b:以脂重计。
DBDPE:十溴二苯乙烷。

DBDPE 诱导肝微粒体酶细胞色素 P450 酶 (cytochrome P450 enzymes, CYP) 和葡萄糖醛酸转移酶 (uridine diphosphate-glucuronosyltransferase, UDPGT) 的活性升高有关。此外, Wang 等^[45] 使用 100 mg/ (kg·d) DBDPE 对大鼠经口染毒 90 d 后测定其血清生化指标, 发现大鼠 T3 水平升高, 表明 DBDPE 会影响甲状腺激素平衡。研究人员通过灌胃法对雄性大鼠染毒 DBDPE 28 d, 当染毒剂量为 500 mg/ (kg·d) 时, 大鼠血清中游离三碘甲状腺原氨酸 (free triiodothyronine, FT3) 水平降低, TSH 水平升高, 甲状腺球蛋白 (thyroglobulin, TG)、甲状腺过氧化酶 (thyroid Peroxidase, TPO) 等下丘脑-垂体-甲状腺轴相关基因的表达下调, 这表明 DBDPE 可能通过干扰下丘脑-垂体-甲状腺轴导致甲状腺功能减退^[46]。Smythe 等^[47] 对人体甲状腺细胞进行 DBDPE 染毒, 在染毒浓度为 260 nmol/L 时, DBDPE 能够抑制内环甲状腺激素脱碘酶 (deiodinase, DIO) 和外环硫转移酶 (sulfotransferases, SULT) 的活性, 从而抑制 T4 向 T3 转化, 由此认为 DBDPE 是第一个抑制 DIO 活性的非羟基化污染物。这些表明, DBDPE 暴露会破坏甲状腺激素信号, 导致甲状腺分泌机能紊乱, 但关于 DBDPE 对其他内分泌激素的影响尚未见报道。

4 DBDPE 的其他毒性

除了具有生殖发育毒性和可引发甲状腺机能紊乱外, DBDPE 还具有肝肾毒性、神经行为毒性、细胞膜毒性以及心血管毒性等。肝脏是 DBDPE 作用的靶器官之一, 研究发现小鼠暴露于 200 mg/ (kg·d) DBDPE 时, 可出现一定程度的肝脏损伤和功能不全, 并由此导致其血糖水平升高^[48]。Feng 等^[49] 通过腹腔注射 100 mg/kg DBDPE 对鲫鱼染毒, 发现 DBDPE 暴露 30 d 可致鱼肝脏抗氧化物质改变, 脂质过氧化水平升高。将体外培养的棕鲮和虹鲮肝细胞进行 DBDPE 染毒, 肝功能指标 UDPGT 活性增强, 且随着 DBDPE 暴露浓度的升高, UDPGT 活性增强更为显著, 这说明 DBDPE 引起了肝细胞损伤^[50]。最近的研究表明, 草鱼经口暴露 DBDPE 8 周后肾脏微小 RNA (microRNAs, miRNAs) 表达谱发生改变, miR-155、miR-205 和大多数 miR-10 家族成员均上调^[51]。Jin 等^[41] 以斑马鱼为模型通过两种行为试验 (触摸逃逸反应和自由游泳活动) 评价 DBDPE 对斑马鱼幼鱼运动行为的影响, 发现只有在高浓度 (1000.0 μg/kg, 以干沉积物计) DBDPE 暴露时, 受精 120 h 后的斑马鱼幼鱼自由泳距离明显缩

短, 表明 DBDPE 对斑马鱼幼鱼有较低的神行为毒性。DBDPE 暴露可以导致明显细胞毒性, 可引起细胞膜损伤, 高质量浓度 (100 mg/L) DBDPE 能降低细胞膜的流动性^[52]。此外, 研究人员通过灌胃法对雄性大鼠染毒 DBDPE 28 d, 当染毒剂量为 500 mg/ (kg·d) 时, 大鼠心脏和腹主动脉的形态和超微结构受损, 血清中的乳酸脱氢酶 (lactate dehydrogenase, LDH) 活性增加; 诱导炎症反应, 炎性介质白细胞介素-1β (interleukin-1 beta, IL-1β)、IL-6 和肿瘤坏死因子 α (tumor necrosis factor alpha, TNFα) 上调; 导致血管内皮功能障碍, 血清中内皮素-1 (endothelin-1, ET-1) 和细胞间黏附分子-1 (intercellular adhesion molecule-1, ICAM-1) 上调, 这说明 DBDPE 可能会对心血管系统产生有害影响^[53]。上述这些研究表明, DBDPE 可引起多方面的毒性效应。

5 可能的毒性机制

目前, 关于 DBDPE 的毒作用机制尚不明确。有研究表明 DBDPE 可能是通过诱导氧化应激产生毒性作用。研究发现, 饲料中添加 DBDPE 可导致草鱼幼鱼肝脏组织中抗氧化酶包括超氧化物歧化酶 (superoxide dismutase, SOD)、过氧化氢酶 (catalase, CAT)、谷胱甘肽过氧化物酶 (glutathion peroxidase, GPX) 和抗氧化物质谷胱甘肽 (glutathione, GSH) 活性等均表现出低浓度时升高及高浓度时抑制的效应^[54]。Feng 等^[55] 也发现了类似的变化, 并发现随着暴露时间的延长, 鲫鱼肝脏活性氧自由基 (reactive oxygen species, ROS) 和丙二醛 (malondialdehyde, MDA) 的浓度升高。这可能是生物体受到轻度环境污染时, 鱼体内产生 ROS, 刺激抗氧化酶活性升高, 以抵御和适应氧化应激对机体的不利影响; 而当机体受到环境重度污染时, 机体产生大量 ROS, 超过了机体抗氧化酶的清除能力, 抗氧化酶活性受到抑制, 导致组织损伤, 使生物体内积累过量的 ROS, 从而使生物体受到损害。DBDPE 可以诱导大鼠氧化应激, 增加血糖水平, 通过组成型甾烷受体 (constitutive androstane receptor, CAR) / 孕烷受体 (pregnane X receptor, PXR) 信号通路增加细胞色素酶 CYP2B2 mRNA、CYP2B1/2 蛋白表达, 改变葡萄糖代谢, 从而导致肝脏毒性^[48]。王小娇等^[56] 开展了 DBDPE 对斑马鱼成鱼的急性毒性和慢性毒性试验, 发现 DBDPE 对斑马鱼成鱼没有急性毒性, 但可通过改变抗氧化酶的活性破坏斑马鱼的抗氧化防御系统, DBDPE 长期暴露可致斑马鱼内脏氧化损伤; 且雌鱼和

雄鱼的内脏中抗氧化酶活性表现不一致,雌鱼和雄鱼内脏中的SOD、CAT活性差异有统计学意义,而MDA和GSH差异则没有统计学意义。Wang等^[46]研究发现,雄性大鼠染毒DBDPE可导致其甲状腺SOD活性呈剂量依赖性下降,引起MDA水平升高;Jing等^[53]研究发现DBDPE可通过改变抗氧化酶的活性,诱导心肌组织和腹主动脉氧化应激,从而导致内皮功能障碍和心血管损伤。这些研究说明,DBDPE可能通过诱发氧化应激导致心血管等毒性,但具体机制有待进一步探讨。

6 展望

目前关于DBDPE的毒理学研究工作处于起步阶段,关于其毒性的研究报道相对较少,其毒作用机理尚不清楚,有待于进一步探讨。由于DecaBDE的禁用,DBDPE等新型溴系阻燃剂使用量增加,其在环境及生物体中累积量逐渐增大,并有可能成为一种新型污染物。我们需不断提高环境监测水平,完善我国环境中DBDPE的污染水平数据;深入研究DBDPE的环境转归、与生物大分子间的相互作用以及DBDPE的代谢动力学,并应从其环境暴露的毒性阈值、在体内的代谢以及毒作用机理等方面进行深入探讨,为DBDPE环境管理和健康安全提供理论依据。

参考文献

- [1] 金美青,陈紫涵,陈雯,等.十溴二苯乙烷在环境中的分布及毒理学研究进展[J].环境化学,2016,35(12):2482-2490.
- [2] WANG J, CHEN S, NIE X, et al. Photolytic degradation of decabromodiphenyl ethane (DBDPE) [J]. *Chemosphere*, 2012, 89 (7) : 844-849.
- [3] 余旸帆,白易,陈田.十溴二苯乙烷污染水平及毒性研究进展[J].中华预防医学杂志,2018,52(8):855-861.
- [4] SHI T, CHEN SJ, LUO XJ, et al. Occurrence of brominated flame retardants other than polybrominated diphenyl ethers in environmental and biota samples from southern China [J]. *Chemosphere*, 2009, 74 (7) : 910-916.
- [5] LIANG S, XU F, TANG W, et al. Brominated flame retardants in the hair and serum samples from an e-waste recycling area in southeastern China : the possibility of using hair for biomonitoring [J]. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2016, 23 (15) : 14889-14897.
- [6] 唐量.多溴联苯醚及十溴二苯乙烷在上海市典型环境介质中的分布及生态风险评估[D].上海:上海大学,2012.
- [7] WU Q, LIU X, LIANG C, et al. Historical trends and ecological risks of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and alternative halogenated flame retardants (AHFRs) in a mangrove in South China [J]. *Sci Total Environ*, 2017, 599-600 : 181-187.
- [8] 任子贺,曾艳红,唐斌,等.水生和陆生生物体中卤系阻燃剂的差异性富集研究:以鲢鱼和家鸽为例[J].生态毒理学报,2018(1):163-168.
- [9] KIERKEGAARD A, BJORKLUND J, FRIDEN U. Identification of the flame retardant decabromodiphenyl ethane in the environment [J]. *Environ Sci Technol*, 2004, 38 (12) : 3247-3253.
- [10] EGEBACK AL, SELLSTROM U, MCLACHLAN MS. Decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in Swedish background air [J]. *Chemosphere*, 2012, 86 (3) : 264-269.
- [11] ZHAO Y, MA J, QIU X, et al. Gridded field observations of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in the atmosphere of north China [J]. *Environ Sci Technol*, 2013, 47 (15) : 8123-8129.
- [12] CRISTALE J, ARAGAO BT, LACORTE S, et al. Occurrence of flame retardants in landfills : A case study in Brazil [J]. *Environ Res*, 2019, 168 : 420-427.
- [13] ILYAS M, SUDARYANTO A, SETIAWAN IE, et al. Characterization of polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants in sludge, sediment and fish from municipal dumpsite at Surabaya, Indonesia [J]. *Chemosphere*, 2013, 93 (8) : 1500-1510.
- [14] LI Y, ZHEN X, LIU L, et al. Halogenated flame retardants in the sediments of the Chinese Yellow Sea and East China Sea [J]. *Chemosphere*, 2019, 234 : 365-372.
- [15] ZHANG Z, PEI N, SUN Y, et al. Halogenated organic pollutants in sediments and organisms from mangrove wetlands of the Jiulong River Estuary, South China [J]. *Environ Res*, 2019, 171 : 145-152.
- [16] HE M, LUO X, CHEN M, et al. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in fish from a river system in a highly industrialized area, South China [J]. *Sci Total Environ*, 2012, 419 : 109-115.
- [17] RICKLUND N, KIERKEGAARD A, MCLACHLAN MS. An international survey of decabromodiphenyl ethane

- (deBDethane) and decabromodiphenyl ether (decaBDE) in sewage sludge samples [J]. *Chemosphere*, 2008, 73 (11) : 1799-1804.
- [18] WU Q, LI H, KUO D, et al. Occurrence of PBDEs and alternative halogenated flame retardants in sewage sludge from the industrial city of Guangzhou, China [J]. *Environ Pollut*, 2017, 220 (Pt A) : 63-71.
- [19] ALI N, HARRAD S, GOOSEY E, et al. "Novel" brominated flame retardants in Belgian and UK indoor dust : implications for human exposure [J]. *Chemosphere*, 2011, 83 (10) : 1360-1365.
- [20] CHEN S, DING N, ZHU Z, et al. Sources of halogenated brominated retardants in house dust in an industrial city in southern China and associated human exposure [J]. *Environ Res*, 2014, 135 : 190-195.
- [21] CAO Z, XU F, COVACI A, et al. Differences in the seasonal variation of brominated and phosphorus flame retardants in office dust [J]. *Environ Int*, 2014, 65 : 100-106.
- [22] QI H, LI WL, LIU LY, et al. Levels, distribution and human exposure of new non-BDE brominated flame retardants in the indoor dust of China [J]. *Environ Pollut*, 2014, 195 : 1-8.
- [23] HARRAD S, IBARRA C, DIAMOND M, et al. Polybrominated diphenyl ethers in domestic indoor dust from Canada, New Zealand, United Kingdom and United States [J]. *Environ Int*, 2008, 34 (2) : 232-238.
- [24] WANG J, WANG Y, SHI Z, et al. Legacy and novel brominated flame retardants in indoor dust from Beijing, China : Occurrence, human exposure assessment and evidence for PBDEs replacement [J]. *Sci Total Environ*, 2018, 618 : 48-59.
- [25] YIN W, ZHANG Y, WANG P, et al. Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in feather and muscle of the birds of prey from Beijing, China [J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2018, 165 : 343-348.
- [26] LUO XJ, ZHANG XL, LIU J, et al. Persistent halogenated compounds in waterbirds from an e-waste recycling region in South China [J]. *Environ Sci Technol*, 2009, 43 (2) : 306-311.
- [27] HU G, XU Z, DAI J, et al. Distribution of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenylethane in surface sediments from Fuhe River and Baiyangdian Lake, North China [J]. *J of Environ Sci*, 2010, 22 (12) : 1833-1839.
- [28] EGLOFF C, CRUMP D, CHIU S, et al. *In vitro* and in ovo effects of four brominated flame retardants on toxicity and hepatic mRNA expression in chicken embryos [J]. *Toxicol Lett*, 2011, 207 (1) : 25-33.
- [29] 顾海东, 王俊霞, 高仕谦, 等. 电子拆解区家禽中溴代阻燃剂的污染特征 [J]. *环境科学学报*, 2016, 36 (9) : 3472-3479.
- [30] JIN X, LEE S, JEONG Y, et al. Species-specific accumulation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and other emerging flame retardants in several species of birds from Korea [J]. *Environ Pollut*, 2016, 219 : 191-200.
- [31] WU T, HONG B, WU X, et al. Persistent halogenated compounds in captive Chinese alligators (*Alligator sinensis*) from China [J]. *Chemosphere*, 2014, 110 : 23-30.
- [32] ZHENG XB, LUO XJ, ZENG YH, et al. Halogenated flame retardants during egg formation and chicken embryo development : maternal transfer, possible biotransformation, and tissue distribution [J]. *Environ Toxicol & Chem*, 2014, 33 (8) : 1712-1719.
- [33] SUN YX, LUO XJ, MO L, et al. Brominated flame retardants in three terrestrial passerine birds from South China : geographical pattern and implication for potential sources [J]. *Environ Pollut*, 2012, 162 : 381-388.
- [34] LAW K, HALLDORSON T, DANELL R, et al. Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web [J]. *Environ Toxicol & Chem*, 2006, 25 (8) : 2177-2186.
- [35] ALI N, MALIK RN, MEHDI T, et al. Organohalogenated contaminants (OHCS) in the serum and hair of pet cats and dogs : biosentinels of indoor pollution [J]. *Sci Total Environ*, 2013, 449 : 29-36.
- [36] WANG D, CHEN T, FU Z, et al. Occupational exposure to polybrominated diphenyl ethers or decabromodiphenyl ethane during chemical manufacturing : Occurrence and health risk assessment [J]. *Chemosphere*, 2019, 231 : 385-392.
- [37] CHEN T, HUANG M, LI J, et al. Polybrominated diphenyl ethers and novel brominated flame retardants in human milk from the general population in Beijing, China : Occurrence, temporal trends, nursing infants' exposure and risk assessment [J]. *Sci Total Environ*, 2019, 689 : 278-

- 286.
- [38] NAKARI T, HUHTALA S. *In vivo* and *in vitro* toxicity of decabromodiphenyl ethane, a flame retardant [J]. *Environ Toxicol*, 2010, 25 (4) : 333-338.
- [39] YAN S, WANG D, TENG M, et al. Perinatal exposure to low-dose decabromodiphenyl ethane increased the risk of obesity in male mice offspring [J]. *Environ Pollut*, 2018, 243 : 553-562.
- [40] HARDY M L, KRUEGER H O, BLANKINSHIP A S, et al. Studies and evaluation of the potential toxicity of decabromodiphenyl ethane to five aquatic and sediment organisms [J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2012, 75 (1) : 73-79.
- [41] JIN M Q, ZHANG D, ZHANG Y, et al. Neurological responses of embryo-larval zebrafish to short-term sediment exposure to decabromodiphenylethane [J]. *J Zhejiang Univ Sci B*, 2018, 19 (5) : 400-408.
- [42] 郑雯, 林治卿, 房彦军, 等. 十溴二苯乙烷对雄性大鼠青春发育的干扰效应 [J]. *解放军预防医学杂志*, 2013, 31 (1) : 42-43.
- [43] 徐奔拓, 吴明红, 徐刚. 生物体中多溴联苯醚 (PBDEs) 的分布及毒性效应 [J]. *上海大学学报 (自然科学版)*, 2017, 23 (2) : 235-243.
- [44] SUN R B, SHANG S, ZHANG W, et al. Endocrine disruption activity of 30-day dietary exposure to decabromodiphenyl ethane in Balb/C mouse [J]. *Biomed and Environ Sci*, 2018, 31 (1) : 12-22.
- [45] WANG F, WANG J, DAI J, et al. Comparative tissue distribution, biotransformation and associated biological effects by decabromodiphenyl ethane and decabrominated diphenyl ether in male rats after a 90-day oral exposure study [J]. *Environ Sci Technol*, 2010, 44 (14) : 5655-5660.
- [46] WANG Y, CHEN T, SUN Y, et al. A comparison of the thyroid disruption induced by decabrominated diphenyl ethers (BDE-209) and decabromodiphenyl ethane (DBDPE) in rats [J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2019, 174 : 224-235.
- [47] SMYTHE T A, BUTT C M, STAPLETON H M, et al. Impacts of unregulated novel brominated flame retardants on human liver thyroid deiodination and sulfotransferation [J]. *Environ Sci Technol*, 2017, 51 (12) : 7245-7253.
- [48] SUN R B, XI Z G, ZHANG H S, et al. Subacute effect of decabromodiphenyl ethane on hepatotoxicity and hepatic enzyme activity in rats [J]. *Biomed Environ Sci*, 2014, 27 (2) : 122-125.
- [49] FENG M, QU R, WANG C, et al. Comparative antioxidant status in freshwater fish *Carassius auratus* exposed to six current-use brominated flame retardants : a combined experimental and theoretical study [J]. *Aquat Toxicol*, 2013, 140-141 : 314-323.
- [50] MODESTO K A, MARTINEZ C B. Effects of Roundup Transorb on fish : hematology, antioxidant defenses and acetylcholinesterase activity [J]. *Chemosphere*, 2010, 81 (6) : 781-787.
- [51] GAN L, XIONG Y, DONG F, et al. Profiling kidney microRNAs from juvenile grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) after 56 days of oral exposure to decabromodiphenyl ethane [J]. *J Environ Sci*, 2016, 44 : 69-75.
- [52] LIU Y, PANG X, SONG J, et al. Exploring the membrane toxicity of decabromodiphenyl ethane (DBDPE) : based on cell membranes and lipid membranes model [J]. *Chemosphere*, 2019, 216 : 524-532.
- [53] JING L, SUN Y, WANG Y, et al. Cardiovascular toxicity of decabrominated diphenyl ethers (BDE-209) and decabromodiphenyl ethane (DBDPE) in rats [J]. *Chemosphere*, 2019, 223 : 675-685.
- [54] 韩倩, 张丽娟, 胡国成, 等. 十溴二苯乙烷对草鱼幼鱼肝脏和肌肉组织氧化应激效应的影响 [J]. *生态毒理学报*, 2016, 11 (2) : 680-686.
- [55] FENG M, LI Y, QU R, et al. Oxidative stress biomarkers in freshwater fish *Carassius auratus* exposed to decabromodiphenyl ether and ethane, or their mixture [J]. *Ecotoxicol*, 2013, 22 (7) : 1101-1110.
- [56] 王小娇, 胡国成, 于云江, 等. 十溴二苯乙烷 (DBDPE) 胁迫对斑马鱼 (*Danio rerio*) 抗氧化酶的影响 [C] //2015年中国环境科学学会年会论文集. 深圳 : 中国环境科学学会, 2015 : 4746-4753.

(英文编辑 : 汪源 ; 编辑 : 龚士洋, 陈姣 ; 校对 : 韩凤禅)