

主要环境内分泌干扰物疾病负担的研究进展

王航, 张李一, 张蕴晖

复旦大学公共卫生学院/公共卫生安全教育部重点实验室, 上海 200032

摘要:

全球范围内, 环境因素导致的疾病负担较为沉重。欧盟和美国开展的相关研究中, 主要研究物质为多溴联苯醚、有机磷酸酯类、邻苯二甲酸酯类、双酚A、滴滴涕、铅、镉、汞, 关注的疾病为智力残疾、注意缺陷多动障碍、睾丸癌、隐睾症、不孕症、子宫内膜异位症、子宫肌瘤、低睾酮、儿童超重、成人肥胖、糖尿病、慢性肾病等。目前中国疾病负担研究评估的物质主要有邻苯二甲酸酯类、铅、镉、汞等, 未来的研究可增加对多溴联苯醚、有机磷酸酯类、双酚A、滴滴涕所致疾病负担的关注, 以完善中国环境内分泌干扰物相关的疾病负担评估。

关键词: 环境内分泌干扰物; 疾病负担; 多溴联苯醚; 有机磷酸酯类; 邻苯二甲酸酯类; 双酚A

Research progress on disease burdens of major environmental endocrine disruptors WANG Hang, ZHANG Liyi, ZHANG Yunhui (School of Public Health/Key Laboratory of Public Health Safety of Ministry of Education, Fudan University, Shanghai 200032, China)

Abstract:

Globally, the burdens of disease attributable to environmental factors are high. The studies conducted in European Union and the United States mainly focus on environmental factors such as polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), organophosphates (OPEs), phthalates (PAEs), bisphenol A (BPA), dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT), lead, cadmium, and mercury, and health outcomes such as mental disabilities, attention deficit/hyperactivity disorder, testicular cancer, cryptorchidism, infertility, endometriosis, uterine fibroids, low testosterone, childhood overweight, adulthood obesity, diabetes, and chronic kidney disease. Currently, the burdens of disease attributable to PAEs, lead, cadmium, mercury have been assessed in studies in China. The roles of PBDEs, OPEs, BPA, and DDT in disease burden deserve more concern, aiming to improve the assessment of the burdens of disease associated with environmental endocrine disruptors in China.

Keywords: environmental endocrine disruptor; burden of disease; polybrominated diphenyl ethers; organophosphates; phthalates; bisphenol A

疾病负担是指由于疾病带来的损失, 包括经济上的损失、生命质量的恶化和生命年的损失^[1]。疾病负担包括疾病的流行病学负担和经济负担。流行病学负担主要包括发病率、患病率、死亡率、门诊和住院率、药品利用情况、健康调整寿命年、伤残调整寿命年 (disability-adjusted life years, DALYs)、减寿年限等。疾病的经济负担则包括医疗保健的成本, 社会、工作单位、雇主、家庭、个人支出的疾病成本^[2]。

据世界卫生组织统计, 在全球范围内, 22%的疾病负担和23%的死亡可归因于环境因素^[3]。环境危害因素主要分为有机磷/有机氯农药、环境内分泌干扰物 (endocrine disrupting chemicals, EDCs)、空气污染、气候变化、重金属污染、水污染、职业危害因素等。然而, 目前全球疾病负担研究所关注的环境危害因素有限, 主要为空气污染、饮用水卫生和职业危险因素等, 极大地低估了其他环境危害因素的疾病负担^[4]。

中国主要的EDCs是人为源EDCs, 各种环境介质中存在的EDCs主要有以下

DOI 10.13213/j.cnki.jeom.2021.20565

基金项目

上海市第五轮公共卫生体系建设三年行动计划重点学科项目 (GWV-10.1-XK08)

作者简介

王航 (1997—), 女, 硕士生;
E-mail: 20111020036@fudan.edu.cn

通信作者

张蕴晖, E-mail: yhzhang@shmu.edu.cn

伦理审批 不需要

利益冲突 无申报

收稿日期 2020-12-03

录用日期 2021-06-22

文章编号 2095-9982(2021)09-1033-11

中图分类号 R12

文献标志码 A

补充材料

www.jeom.org/article/cn/10.13213/j.cnki.jeom.2021.20565

引用

王航, 张李一, 张蕴晖. 主要环境内分泌干扰物疾病负担的研究进展 [J]. 环境与职业医学, 2021, 38 (9): 1033-1043.

本文链接

www.jeom.org/article/cn/10.13213/j.cnki.jeom.2021.20565

Funding

This study was funded.

Correspondence to

ZHANG Yunhui, E-mail: yhzhang@shmu.edu.cn

Ethics approval Not required

Competing interests None declared

Received 2020-12-03

Accepted 2021-06-22

Supplemental material

www.jeom.org/article/en/10.13213/j.cnki.jeom.2021.20565

To cite

WANG Hang, ZHANG Liyi, ZHANG Yunhui. Research progress on disease burdens of major environmental endocrine disruptors [J]. Journal of Environmental and Occupational Medicine, 2021, 38(9): 1033-1043.

Link to this article

www.jeom.org/article/en/10.13213/j.cnki.jeom.2021.20565

几种：水体中主要存在有机氯农药、重金属（铅、汞等）及双酚A (bisphenol A, BPA)；土壤及沉积物内主要为多溴联苯醚 (polybrominated diphenyl ethers, PBDEs)、滴滴涕 (dichlorodiphenyl trichloroethane, DDT)、邻苯二甲酸酯类 (phthalate esters, PAEs)、重金属（铅、汞、镉）、多氯联苯等；大气中主要有PAEs及有机磷酸酯类 (organophosphate esters, OPEs) [5]。从全球范围来看，关于EDCs疾病负担的研究主要集中在八类物质：PBDEs、OPEs、PAEs、BPA、DDT、铅、镉、汞。

目前环境危害因素疾病负担评估主要是基于比较风险评估方法：以DALYs为核心指标建立的方法，为公共卫生政策制定提供了国际公认的标准化并且有可比性的疾病负担评价指标。该方法首先需要明确环境危害因素，如采用Copeland计分排序法和证据权重法，对不同的污染物危害特性进行排序，从而明确环境中可能对人体健康造成危害的因素；且此危害因素与相应的健康结局之间要存在有统计学意义的因果关系，并满足暴露资料容易获取的条件。其次，根据明确的环境危害因素，查阅文献，寻找相应的健康结局。随后通过系统综述、meta分析、敏感性分析及专家咨询法来量化环境危害因素的相关危险度以及人群归因分值。最后进行环境危害因素所致流行病学负担和经济损失的评估。但是由于疾病负担评价的复杂性，绝大多数其他环境危害因素，特别是化学污染物，所导致的疾病负担和社会经济影响仍然没有得到充分认识和解释。因此本文对关键环境危害因素疾病负担的研究进展进行梳理，以期对未来研究提供参考，指明方向。

1 PBDEs

1.1 PBDEs的危害

由于PBDEs具有优良的阻燃性能而被广泛地运用于生产生活中。人类接触PBDEs的主要途径为饮食摄入、呼吸等。环境中PBDEs的污染源主要有污水、底泥、室内空气、食物（蛋类、鱼类、肉类、大米、蔬菜等）。Harrad等[6]测得英国西米兰德郡的城乡交界处土壤中总PBDEs的质量分数范围为 $0.07\sim 3.9\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ （以干重计）。广东省清远市是中国电子废弃物拆卸地之一，其农村土壤中PBDEs的平均质量分数为 $(19.0\pm 20.1)\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ （以干重计）[7]，远高于英国研究的结果。Shao等[8]报道，北京市周边地区地表水中PBDEs的质量浓度在 $0.0797\sim 2.80\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间，平均值为 $(1.44\pm 0.57)\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ，高于珠江水域（平均值： $0.388\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ）、

海南（ $0.315\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ）和香港（ $0.089\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ）；和其他国家相比，也明显高于美国（ $0.001\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ）、欧洲（范围： $0.005\sim 0.64\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ）或英国（ $0.062\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ）。2015年中国巢湖的一项研究测定了沉积物中9种PBDEs的质量分数，其范围为 $0.001\sim 2.75\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均值为 $1.15\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ [9]。研究发现，欧洲和北美沉积物中PBDEs的浓度总体高于亚洲，且在污水排放区和电子垃圾拆卸区更为明显[10-12]。美国密歇根的一项研究测定了室内尘土中PBDEs的含量，结果显示其质量浓度中位数为 $8754\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ [13]，较加拿大渥太华的研究结果高（质量浓度中位数为 $1800\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ）[14]。中国广东省清远市家庭住宅尘埃中的PBDEs质量分数最大值达 $157.5\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，主要受室外电子垃圾处理活动的影响，后随大气颗粒物进入室内[15]。PBDEs进入人体后，主要蓄积在血液、脂肪、母乳中，且可通过胎盘屏障进入脐血，具有肝脏毒性、生殖毒性、免疫毒性、神经毒性，会干扰甲状腺激素和性激素[16]。

1.2 PBDEs的疾病负担研究进展

目前关于PBDEs的疾病负担研究较多，主要关注的健康影响为神经毒性和生殖毒性。欧盟及美国的多项研究显示PBDEs对智力发育以及男性生殖系统有较大的损害[17-21]（表1）。但目前很少有研究关注其在肝脏毒性和免疫毒性等方面的疾病负担，因此开展这类疾病负担研究很有必要。另外，目前关于PBDEs疾病负担的研究主要集中在美国和欧盟，其他国家和地区缺乏此类研究。因此，开展不同国家或地区的研究并进行区域比较，可发现不同国家或地区之间的差异，对于有针对性的全球卫生治理具有重要的参考价值。

2 OPEs

2.1 OPEs的危害

OPEs由于其阻燃性能良好、价格低廉且易于制得，被大量生产和应用到各行各业，目前在环境中广泛存在。土耳其布尔萨市的土壤中总OPEs的质量分数范围是 $38\sim 648\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ （以干重计）[22]。中国广东省广州市67份土壤样本中OPEs质量分数范围在 $41\sim 1370\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ （以干重计）[23]，可以发现广州市和布尔萨市的土壤污染程度较为严重。2014年韩国饮用水中OPEs的质量浓度范围为未检出 $\sim 1660\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ [24]，与2012年中国的结果相比（ $85.1\sim 325\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ）[25]，其上限更高。研究者对尼泊尔加德满都谷地的巴格马蒂

表 1 PBDEs 疾病负担代表性研究

Table 1 Representative studies on the burden of disease attributable to PBDEs

第一作者	年份	结局	国家/地区	研究人群	疾病例数	经济损失
Gaylord ^[17]	2001-2016	智商点下降	美国	1~74 岁公民	16218 万	36114.7 亿美元
	2001	智力残疾	美国	1~74 岁公民	78525	—
	2003	智力残疾	美国	1~74 岁公民	80288	—
	2005	智力残疾	美国	1~74 岁公民	35938	—
	2007	智力残疾	美国	1~74 岁公民	50047	—
	2009	智力残疾	美国	1~74 岁公民	43238	—
	2011	智力残疾	美国	1~74 岁公民	27532	—
	2013	智力残疾	美国	1~74 岁公民	29480	—
	2015	智力残疾	美国	1~74 岁公民	24386	—
	2001	智力残疾 + 智商点下降	美国	1~74 岁公民	—	4598.4 亿美元
	2003	智力残疾 + 智商点下降	美国	1~74 岁公民	—	4701.7 亿美元
	2005	智力残疾 + 智商点下降	美国	1~74 岁公民	—	2263.2 亿美元
	2007	智力残疾 + 智商点下降	美国	1~74 岁公民	—	3090 亿美元
	2009	智力残疾 + 智商点下降	美国	1~74 岁公民	—	2735.1 亿美元
	2011	智力残疾 + 智商点下降	美国	1~74 岁公民	—	1815.9 亿美元
	2013	智力残疾 + 智商点下降	美国	1~74 岁公民	—	1933.6 亿美元
	2015	智力残疾 + 智商点下降	美国	1~74 岁公民	—	1620.2 亿美元
2001-2016	智力残疾 + 智商点下降	美国	1~74 岁公民	—	45516.5 亿美元	
Attina ^[18]	2007-2010	智商点下降	美国	非西裔白人 (1~74 岁)	510 万	—
				非西裔黑人 (1~74 岁)	160 万	—
				墨西哥裔美国人 (1~74 岁)	140 万	—
				其他种族人 (1~74 岁)	140 万	—
			智力残疾	美国	非西裔白人	22400
		非西裔黑人	7300	—		
		墨西哥裔美国人	5800	—		
		其他种族人	7200	—		
	智力残疾 + 智商点下降	美国	非西裔白人	—	1275 亿美元	
			非西裔黑人	—	415 亿美元	
			墨西哥裔美国人	—	338 亿美元	
			其他种族人	—	409 亿美元	
Attina ^[18]	2007-2010	睾丸癌	美国	非西裔白人	2320	529 亿美元
				非西裔黑人	445	101 亿美元
				墨西哥裔美国人	546	124 亿美元
				其他种族人	274	62 亿美元
Attina ^[18]	2007-2010	隐睾症	美国	非西裔白人	2750	230 亿美元
				非西裔黑人	217	18 亿美元
				墨西哥裔美国人	194	16 亿美元
				其他种族人	990	83 亿美元
Attina ^[19]	2010	智商点下降	美国	所有新生儿	1100 万	2080 亿美元
		智力残疾数	美国	所有新生儿	43000	582 亿美元
		睾丸癌	美国	所有男性	3600	815 (95%CI : 248~1093) 亿美元
		隐睾症	美国	男性新生儿	4300	357 亿美元
Trasande ^[20]	2010	智商点下降 + 智力残疾	欧盟	新生儿	—	95.9 (95%CI : 15.8~223.6) 亿欧元
		睾丸癌	欧盟	20~44 岁男性	—	8.5 (95%CI : 3.1~8.5) 亿欧元
		隐睾症	欧盟	20~44 岁男性	—	1.3 (95%CI : 1.2~1.3) 亿欧元
		多动症	欧盟	儿童	—	17.4 (95%CI : 14.1~20.7) 亿欧元

[注] —: 无相关数据。

河中的沉积物进行检测,发现 8 种 OPEs 的总质量浓度范围为 983~7460 ng·L⁻¹ (以干重计)^[26],明显高于欧洲 3 条河流 [0.31~549 ng·L⁻¹ (以干重计)] 沉积物中 OPEs 的质量浓度^[27]。Kim 等^[28] 报道,2018 年美国纽约奥尔尼巴地区空气中 15 种 OPEs 的总质量浓度范围为 2.96~635 ng·m⁻³,其中汽车零件商店的空气浓度最高。刘琴等^[29] 在 2016 年测定了成都市高校和住宅室内环境灰尘中的总 OPEs 质量浓度,其范围为 317.44~2566.97 ng·L⁻¹,较发达国家低,且停车场的浓度较低,但体育馆、寝室、教室的浓度较高,说明室内灰尘中 OPEs 的浓度与经济状况以及人群活动存在相关性。OPEs 可以通过呼吸道、手-口途径、皮肤接触以及直接摄入等方式进入人体,在乳汁、尿液和血清中均可检测到 OPEs。过量的 OPEs 暴露可造成神经毒性,导致认知功能障碍,引起生殖障碍,影响人体的激素水平等^[30]。

2.2 OPEs 的疾病负担研究进展

目前关于环境 OPEs 暴露的疾病负担研究主要关注的健康效应为智商点下降和智力残疾^[17-21] (表 2)。而生殖功能障碍作为 OPEs 一个重要的健康结局,却很少有研究关注,未来的研究可多关注此方面,以完善对 OPEs 暴露致疾病负担的研究。

表 2 OPEs 疾病负担代表性研究

Table 2 Representative studies on the burden of disease attributable to OPEs

第一作者	年份	结局	国家/地区	研究人群	疾病例数	经济损失
Gaylord ^[17]	2001-2016	智商点下降	美国	1~74 岁公民	2666 万	5936.7 亿美元
	2001	智力残疾	美国	1~74 岁公民	8937	—
	2003	智力残疾	美国	1~74 岁公民	4655	—
	2001	智商点下降 + 智力残疾	美国	1~74 岁公民	—	572.9 亿美元
	2003	智商点下降 + 智力残疾	美国	1~74 岁公民	—	312.8 亿美元
	2005	智商点下降 + 智力残疾	美国	1~74 岁公民	5793	390.6 亿美元
	2007	智商点下降 + 智力残疾	美国	1~74 岁公民	6601	436.4 亿美元
	2009	智商点下降 + 智力残疾	美国	1~74 岁公民	7535	495.2 亿美元
	2011	智商点下降 + 智力残疾	美国	1~74 岁公民	7448	489.5 亿美元
	2013	智商点下降 + 智力残疾	美国	1~74 岁公民	7515	493.8 亿美元
2015	智商点下降 + 智力残疾	美国	1~74 岁公民	7435	486.6 亿美元	
2001-2016	智商点下降 + 智力残疾	美国	1~74 岁公民	—	7359.7 亿美元	
Attina ^[18]	2007-2010	智商点下降	美国	非西裔白人 (1~74 岁)	834 300	—
				非西裔黑人 (1~74 岁)	281 200	—
				墨西哥裔美国人 (1~74 岁)	262 200	—

续表 2

第一作者	年份	结局	国家/地区	研究人群	疾病例数	经济损失		
Attina ^[18]	2007—2010	智商点下降	美国	其他拉美裔 (1~74岁)	232500	—		
				其他种族人 (1~74岁)	277500	—		
				智力残疾	美国	非西语裔白人	3470	—
				非西语裔黑人	1200	—		
				墨西哥裔美国人	1100	—		
		其他拉美裔	1000	—				
		其他种族人	1340	—				
		智商点下降+智力残疾	美国	非西语裔白人	—	207亿美元		
				非西语裔黑人	—	70亿美元		
				墨西哥裔美国人	—	65亿美元		
其他拉美裔	—			58亿美元				
其他种族人	—			72亿美元				
Attina ^[19]	2010	智商点下降	美国	所有新生儿	—	346 (95%CI: 113~455) 亿美元		
		智力残疾	美国	所有新生儿	—	101 (95%CI: 30~140) 亿美元		
Trasande ^[20]	2010	智商点下降+智力残疾	欧盟	新生儿	—	1461.8 (95%CI: 467.6~1948.5) 亿欧元		
Bellanger ^[21]	2010	多动症	欧盟	儿童	—	24 (95%CI: 12.2~28.6) 亿欧元		

[注] —: 无相关数据。

3 PAEs

3.1 PAEs的危害

PAEs是一种典型的EDCs,主要用作塑料的增塑剂,故在食品包装材料、办公学习用品中有大量的应用。Kim等^[31]报道,广州市土壤中邻苯二甲酸二异辛酯(di-2-ethyl hexyl phthalate, DEHP)质量分数的上限为264000 ng·g⁻¹(以干重计),远高于土耳其^[22],其分量分数范围分别为25~1600 ng·g⁻¹(以干重计)和12~1900 ng·g⁻¹(以干重计)。单晓梅等^[32]选取了合肥两个水厂不同水期的水样,测出其中PAEs的质量浓度分别为2.73~8.14 μg·L⁻¹(水源水)、1.91~5.06 μg·L⁻¹(出厂水)和1.12~6.59 μg·L⁻¹(管网末梢水)。一项印度的研究发现,科钦河口沉积物中的PAEs质量分数在季风前为44~1723 ng·g⁻¹(以干重计),季风时为331~1747 ng·g⁻¹(以干重计),季风后为1402~3121 ng·g⁻¹(以干重计)^[33]。中国钦州湾入海口沉积物中的PAEs检出率为100%,质量分数在4158~8455 ng·g⁻¹(以干重计)之间,平均值为7011 ng·g⁻¹(以干重计),且主要是DEHP^[34]。关于PAEs的大气污染状况,Tran等^[35]在越南北部收集了97个室内样本,结果显示10种PAEs的质量浓度范围为106~16000 ng·m⁻³,并且理发店的浓度最高。2014年在美国纽约奥尔尼巴地区开展的研究发现美发场所的PAEs质量浓度中位数最高,为2600 ng·m⁻³^[36]。由此可见,美发场所空气PAEs污染较重,需要引起重视。在中国,秦晓雷等^[37]发现室内

灰尘中PAEs质量分数均值为599 μg·g⁻¹(以干重计)。PAEs可以通过呼吸道、皮肤接触及消化道等途径进入人体,在人体的尿液、血液和汗液等样本中均有其代谢物检出^[36]。研究显示,过量的PAEs暴露会导致过敏性疾病(如儿童哮喘)、甲状腺功能异常、成人肥胖、糖尿病、生殖发育异常等^[38]。

3.2 PAEs的疾病负担研究进展

目前PAEs暴露的疾病负担研究主要关注的健康效应为生殖发育异常、糖尿病及成人肥胖等^[18-20, 39-40],故采取相应的措施来限制PAEs的使用具有重大的公共卫生意义(表3)。

表3 PAEs疾病负担代表性研究

Table 3 Representative studies on the burden of disease attributable to PAEs

第一作者	年份	结局	国家/地区	研究人群	疾病例数	经济损失
Cao ^[39]	2010	男性不育	中国	男性	1043200	246.2亿元
				成人肥胖	中国	男性
		糖尿病	中国	男性	676100	44.8亿元(直接) 24.2亿元(间接) 40.2亿元(无形)
					—	—
Attina ^[18]	2007—2010	低睾酮	美国	非西语裔白人 (1~74岁)	15540	69亿美元
				非西语裔黑人 (1~74岁)	1310	5.9亿美元
				墨西哥裔美国人 (1~74岁)	1740	7.9亿美元
				其他拉美裔 (1~74岁)	105	4.8亿美元
				其他种族人 (1~74岁)	1415	6.3亿美元
		成人肥胖 (DEHP)	美国	非西语裔白人	4180	12亿美元
				非西语裔黑人	1280	3.6亿美元
				墨西哥裔美国人	604	1.7亿美元
				其他拉美裔	59	0.2亿美元
				其他种族人	0	0
Attina ^[18]	2007—2010	成人糖尿病 (DEHP)	美国	非西语裔白人	468	0.3亿美元
				非西语裔黑人	2850	2亿美元
				其他拉美裔	47	0.03亿美元
				其他种族人	0	0
		子宫内膜异位症 (DEHP)	美国	非西语裔白人	46890	266亿美元
				非西语裔黑人	12900	73亿美元
				墨西哥裔美国人	14530	82亿美元
其他拉美裔	1790	10亿美元				
其他种族人	6640	38亿美元				
Attina ^[19]	2010	低睾酮	美国	55~64岁男性	10700	88亿美元
		男性不育	美国	20~39岁男性	240100	25亿美元
		成人肥胖	美国	50~64岁女性	5900	17亿美元
		成人糖尿病	美国	50~64岁女性	1300	914亿美元
Hunt ^[40]	2010	子宫内膜异位症	美国	20~44岁女性	86000	470亿美元
				—	—	
Trasande ^[20]	2010	低睾酮	欧盟	55~64岁男性	24280	79.6亿欧元
		男性不育	欧盟	20~39岁男性	—	47.1亿欧元
		成人肥胖	欧盟	50~64岁女性	53900	156.1亿欧元
		糖尿病	欧盟	50~64岁女性	20500	6.1亿欧元

[注] —: 无相关数据。

4 BPA

4.1 BPA的危害

BPA广泛应用于工业生产中,可通过多种途径进入水环境并造成污染。宋善军^[41]报道中国浙江省某工厂周边土壤中BPA的质量分数范围为ND~331 ng·g⁻¹(以干重计),且该值随到工厂距离呈指数下降。欧洲土壤基质中BPA质量分数最大值达140 ng·g⁻¹(以干重计),较美国(14 ng·g⁻¹)高^[6]。Staniszewska等^[42]在格但斯克海湾沿岸地区的地表水中检测出BPA的质量浓度范围为<5.0~277.9 ng·L⁻¹。而刘畅伶等^[43]在珠江口的典型河段内测得BPA的平均质量浓度为23.54~2189.88 ng·L⁻¹。单晓梅等^[32]选取了合肥两个水厂不同水期的水样,测出其中BPA的质量浓度分别为9.57~15.70 ng·L⁻¹(水源水)、2.74 ng·L⁻¹(出厂水)、1.03~3.01 ng·L⁻¹(管网末梢水)。2012年在美、日、韩三国的工业区的沉积物中发现了多种BPA,其平均检出质量分数为117 ng·g⁻¹(以干重计)^[44]。2017年报道中国太湖的沉积物中BPA质量分数范围为3.94~33.2 ng·g⁻¹(以干重计)^[45]。2014年美国奥尼巴尔地区室内空气样本中BPA的平均质量浓度为0.43 ng·m⁻³^[46]。早前有研究者报道日本和美国室内空气中BPA的平均质量浓度为0.70 ng·m⁻³和0.73 ng·m⁻³^[47-48]。BPA可通过皮肤接触、呼吸摄入及经口摄入途径进入人体,在人类母乳、血液、尿液、头发中均能检测出BPA^[49]。研究表明,过量的BPA暴露可以干扰雄性生殖器官的发育,致肥胖症和糖尿病,具有神经毒性、免疫毒性、致癌性和致畸性等^[50-51]。

4.2 BPA的疾病负担研究进展

目前关于环境中BPA暴露致疾病负担的研究较少。当前主要在欧盟及美国开展了BPA暴露的疾病负担研究,且主要关注的健康效应为儿童肥胖问题^[19-20](表4)。儿童肥胖对于儿童后期的生长发育和成年后的健康状况具有不利影响,故世界各国应积极采取相关措施,减少环境中BPA的含量,以促进儿童健康的身心发育和减少成年后相关疾病负担。未来的研究也可多关注其他健康效应,以充分了解BPA暴露的疾病负担。

表4 BPA疾病负担代表性研究

Table 4 Representative studies on the burden of disease attributable to BPA

第一作者	年份	结局	国家/地区	研究人群	疾病例数	经济损失
Attina ^[19]	2010	儿童肥胖	美国	4岁儿童	33000	24亿美元
Trasande ^[20]	2010	儿童肥胖	欧盟	4岁儿童	—	15.4亿欧元

[注] —: 无相关数据。

5 DDT

5.1 DDT的危害

DDT为有机氯农药中使用最早、应用最广的一种,其化学结构稳定,易溶于有机溶剂中,容易蓄积在脂肪组织中^[52]。陈卫平等^[53]发现北京市地下水DDT的质量浓度为78.40~158.00 ng·L⁻¹,太湖水中DDT的质量浓度为24.27~154.07 ng·L⁻¹^[54],该浓度高于我国地表水环境质量标准(见补充材料表S1)。崔琬琪等^[55]评估中国沉积物中DDT的质量分数为未检出~457 ng·g⁻¹(以干重计)。Umulisa等^[56]评估卢旺达土壤中DDT的残留状况,发现其质量分数为未检出~120 ng·g⁻¹(以干重计),平均值为(3.93±10.17) ng·g⁻¹(以干重计)。DDT可通过生物富集及食物链进入人体,并在肝、肾、心脏等组织中蓄积。研究发现,过量的DDT暴露会导致生殖系统毒性、糖尿病、肥胖,引起多种恶性肿瘤,如乳腺癌、胆囊癌、前列腺癌等^[49]。

5.2 DDT的疾病负担研究进展

目前DDT暴露的疾病负担研究主要关注的健康效应是儿童超重、成人糖尿病及女性子宫肌瘤^[18-20, 40](表5)。但是,关于DDT暴露引起癌症的疾病负担研究很少,而癌症作为疾病谱中的重要疾病,其导致的疾病负担不容小觑,所以增加DDT相关癌症疾病负担的研究对于危险因素控制策略的实施具有重要的指导意义。

表5 DDT的疾病负担代表性研究
Table 5 Representative studies on the burden of disease attributable to DDT

第一作者	年份	结局	国家/地区	研究人群	疾病例数	经济损失
Attina ^[18]	2007—2010	儿童超重	美国	非西语裔白人(1~74岁)	108	0.04亿美元
				非西语裔黑人(1~74岁)	61	0.02亿美元
				墨西哥裔美国人(1~74岁)	1600	0.6亿万美元
				其他种族人(1~74岁)	255	0.08亿万美元
		成人糖尿病	美国	非西语裔白人	0	0
				非西语裔黑人	10400	7.37亿美元
墨西哥裔美国人	16980			12亿美元		
女性子宫肌瘤	美国	其他种族人	11900	8.41亿美元		
		非西语裔白人	17700	2.03亿美元		
		非西语裔黑人	9460	1.09亿美元		
Trasande ^[20]	2010	儿童肥胖	欧盟	墨西哥裔美国人	16270	1.87亿美元
				其他种族人	77701	0.90亿美元
				10岁儿童	857	0.3亿美元
Attina ^[19]	2010	儿童肥胖	美国	50~64岁女性	243900	18亿美元
				15~54岁女性	37000	2.6亿美元
				子宫肌瘤	56700	1.63亿欧元
Hunt ^[40]	2010	子宫肌瘤	欧盟	15~54岁女性	56700	1.63亿欧元
				10岁儿童	—	0.2 (95%CI: 0.2~0.8) 亿欧元
Trasande ^[20]	2010	成人糖尿病	欧盟	50~64岁女性	—	8.3 (95%CI: 8.3~16.7) 亿欧元
				10岁儿童	—	0.2 (95%CI: 0.2~0.8) 亿欧元

[注] —: 无相关数据。

6 铅

6.1 铅的健康危害

铅暴露广泛存在于世界各地。人类接触铅的主要途径有呼吸含铅尘埃，饮用铅污染的饮水以及食用蓄积铅的蔬菜^[57]。环境中铅的污染源主要有含铅汽油、含铅农药、采矿、烟草、食品包装、油漆涂料等^[57]。邹天森等^[58]发现中国大气中铅质量浓度为37.0~960.0 ng·m⁻³，最大值超过中国《环境空气质量标准》(GB 3095—2012)、欧盟《空气质量标准》和世界卫生组织《欧洲空气质量指南》中相应的参考限值(见补充材料表S2)。中国大气铅污染主要分布在北方的京津冀地区、环渤海地区和南方的珠江三角洲地区。中国土壤中铅质量分数最高达1245 μg·g⁻¹，最低为0.77 μg·g⁻¹，平均值达到27 μg·g⁻¹^[59]。研究表明，过量的铅暴露可损伤消化系统、肾脏、神经，引发贫血、不孕不育，影响儿童智能发育^[57, 60]。

6.2 环境铅暴露疾病负担研究进展

关于环境铅暴露疾病负担的研究较多，主要关注的健康影响为儿童智力残疾和心血管疾病^[60-66](表6)。但是，很少有研究关注铅所致其他健康效应的疾病负担，未来研究可多关注这些方面，以完善铅暴露所致疾病负担研究。

7 镉

7.1 镉的健康危害

由于采矿、金属冶炼、工业排放以及其他的人为活动，镉长期而广泛地存在于环境中^[67]。大气中镉平均质量浓度为1~50 ng·m⁻³^[68]，我国超过11个省和25个区都存在土壤中镉富集，主要农业地区土壤中镉质量分数背景值在0.01~1.34 mg·kg⁻¹之间，平均为0.12 mg·kg⁻¹^[69-70]；部分地区水质严重恶化，镉含量通常大于中国相关标准(见补充材料表S3)。比利时的一项研究报道土壤中镉质量分数为0.8~17 mg·kg⁻¹^[71]。人类接触镉的途径主要有饮食摄入、呼吸以及皮肤接触^[72]。有研究发现欧洲居民每日膳食镉的摄入量入为10~30 μg^[73]。丹麦一项队列研究表明，丹麦男性膳食镉平均摄入量约为16 μg·d⁻¹^[74]。过量的镉暴露会损伤肾脏、骨骼系统，影响生殖和生长发育，引起心血管系统障碍，增加癌症风险等^[75]。

7.2 环境镉暴露疾病负担研究进展

关于环境镉暴露所致疾病负担的研究较少^[75-77](表7)，并且多聚焦于慢性肾病，对于镉相关癌症的疾

表6 铅的疾病负担代表性研究

Table 6 Representative studies on the burden of disease attributable to lead

第一作者	年份	结局	国家/地区	研究对象	DALYs (95%CI)
Ericson ^[60]	2016	轻度精神发育迟滞	全球铅酸电池热点地区	0~4岁儿童；0~14岁儿童	104540 (49009~160070) (基于发病率) ^a ； 124016 (65883~182149) (基于患病率) ^b
		智商下降	全球铅酸电池热点地区	0~4岁儿童；0~14岁儿童	862323 (463448~1261198) (基于发病率) ^a ； 57005 (25896~88114) (基于患病率) ^b
		心血管疾病	—	—	113113 (35017~191208) (基于发病率) ^a ； 113113 (35017~191208) (基于患病率) ^b
		总和	全球铅酸电池热点地区	—	869862 (547474~1612476) (基于发病率) ^a ； 294359 (127248~461470) (基于患病率) ^b
Yan ^[61]	2020	轻度智力残疾	中国	0~6岁儿童	4220657 ^a
Rojas-Rueda ^[62]	2019	轻度精神发育迟滞	欧盟	5岁以下儿童	6216 (2699~11414) ^a
		智力残疾	欧盟	5岁以下儿童	5243184 (0~30790070) ^b
Carrington ^[63]	2019	轻度	全球	5岁儿童	4882296 (0~28005953) ^b
		中度	全球	5岁儿童	356676 (0~2648051) ^b
		重度	全球	5岁儿童	10888 (0~102481) ^b
Ericson ^[64]	2018	心血管疾病	印度9个邦	成人(18岁以上)	2725400 (2341444~3011723) ^b
Ericson ^[64]	2018	智力残疾	印度6个邦	0~6岁儿童	2197418 (1650500~2601233) ^b
Caravanos ^[65]	2016	接触铅导致的所有疾病	墨西哥	全人群	23241 ^a
			乌拉圭	全人群	942 ^a
			合计	全人群	24363 ^a
			墨西哥、阿根廷、乌拉圭	全人群	27069 ^a
Chatham-Stephens ^[66]	2014	轻度精神发育迟滞	中低收入国家	3岁以下儿童	4703 ^b

[注] a：年龄标化；b：伤残权重。—：无相关数据。

表7 镉的疾病负担代表性研究

Table 7 Representative studies on the burden of disease attributable to cadmium

第一作者	年份	结局	国家/地区	研究对象	DALYs
Zang ^[75]	2015	第4期慢性肾病	全球	35~94岁人群	15787 (95%CI: 3574~150918) ^a
		第5期慢性肾病	全球	35~94岁人群	53728 (95%CI: 12046~604382) ^a
		第4期慢性肾病	欧盟	35~94岁人群	3253 (95%CI: 325~64077) ^a
Zang ^[75]	2015	第5期慢性肾病	欧盟	35~94岁人群	53728 (95%CI: 12046~604832) ^a
Gibb ^[76]	2015	晚期慢性肾病	全球	—	70513 (95%CI: 19113~742340) ^a
Songprasert ^[77]	2015	肾病/肾炎(尿镉)	泰国	≥15岁居民	43(男性)；10(女性) ^a
		心血管疾病	泰国	≥15岁居民	37(女性) ^a
		脑血管疾病	泰国	≥15岁居民	55 ^a
		骨质疏松(股骨颈)	泰国	≥15岁居民	71 ^a
		骨质疏松(髋关节/脊柱)	泰国	≥15岁居民	76 ^a
		肾病/肾炎(β ₂ -微球蛋白)	泰国	≥15岁居民	82(男性)；86(女性) ^a
		心脏病	泰国	≥15岁居民	36(男性)；43(女性) ^a
		脑梗死	泰国	≥15岁居民	67(男性)；46(女性) ^a
		前列腺癌	泰国	≥15岁居民	12(男性) ^a
绝经后乳腺癌	泰国	≥15岁居民	21 ^a		
绝经后子宫内膜癌	泰国	≥15岁居民	28 ^a		

[注] a：伤残权重。—：无相关数据。

病负担研究正在增加。镉暴露对于生殖和生长发育的影响不容小觑，然而该类疾病负担研究缺乏，所以增加对生殖和生长发育影响方面的关注具有重要意义。

8 汞

8.1 汞的健康危害

环境中汞的来源主要为含汞废水，其次为农药、机械废料、炸药等^[78]。中国汞污染状况较为严重，天津市污灌区土壤中汞含量高达0.292 mg·kg⁻¹，有效态达0.153 mg·kg⁻¹^[79]。中国松花江流域水样中汞质量浓度的平均值为0.016 μg·L⁻¹，并未超过相关标准（见补充材料表S4）。人类接触汞的途径有很多，可通过呼吸道、皮肤或消化道侵入人体，但主要是通过食用被汞污染的鱼类和海洋哺乳类动物。研究发现，汞进入人体后会蓄积于肝、肾、大脑、心脏和骨髓等部位，造成神经性中毒和深部组织病变^[78]。

8.2 环境汞暴露疾病负担研究

关于环境汞暴露所致疾病负担研究较少^[76, 80-81]（表8），且主要关注慢性汞中毒及汞致智力残疾。汞进入人体的主要途径是通过被汞污染的鱼类和海洋哺乳类动物，但目前研究多关注于职业性汞暴露带来的危害，因此开展更多的食源性汞暴露疾病负担的相关研究对于评价环境汞暴露对人类健康的危害具有重大意义。

表8 汞的疾病负担代表性研究

Table 8 Representative studies on the burden of disease attributable to mercury

第一作者	年份	结局	国家/地区	研究对象	DALYs
Gibb ^[76]	2015	智力残疾	全球	—	1963869 (95%CI : 780769~5272964) ^a
Steckling ^[80]	2017	中度慢性金属汞蒸气中毒	全球	所有年龄的手工小规模金矿工	1224458~2385352 ^a
			中国	所有年龄的手工小规模金矿工	239450~346167
Steckling ^[81]	2004	慢性汞中毒	津巴布韦	2004年在津巴布韦矿区工作的矿工	78400(男性);17000(女性); 95400(总和) ^a
		慢性汞中毒	津巴布韦	15~24岁矿工	38200(男性);6700(女性); 44900(总和) ^a

[注] a : 伤残权重。— : 无相关数据。

9 总结与展望

本文综述了当前国内外部分环境危害因素疾病负担的研究进展。其中，美国及欧盟开展了大量EDCs所致疾病负担的研究，评估的物质主要为PBDEs、OPEs、PAEs、BPA、DDT等。研究发现，PBDEs及OPEs造成的疾病负担较为严重，其暴露引起的儿童智商下

降及智力残疾造成了较大的经济损失，提示需严格监管此类物质的使用。具有内分泌干扰效应的金属所致疾病负担研究已在全球多国开展，评估的主要金属为铅、镉、汞等。其中，环境铅暴露疾病负担研究较多，主要引起人类智力残疾，造成的经济负担较重。环境汞暴露致疾病负担的研究较少，但仅有的几项研究证据均表明其造成的疾病负担较重，故仍需增加对环境汞暴露的关注。

目前中国的环境危害因素疾病负担研究评估的物质主要包括PAEs、铅、镉、汞等，这些物质暴露可引起多种不良健康结局，但已有研究仅选择性评估了少数疾病终点的疾病负担。对于环境中广泛存在的EDCs类新化学物质，近年来的痕量检测技术进展较快，内外暴露数据及相关的人群流行病学研究证据日益增多，后续可关注研究证据充分的典型EDCs，对其进行全面的疾病负担评估，以全面了解我国新型环境污染物的健康风险及相关的疾病负担状况，为环境质量标准制定及健康政策的实施提供科学依据，以切实保障人民健康。

参考文献

- [1] 李茜瑶, 周莹, 黄辉, 等. 疾病负担研究进展 [J]. 中国公共卫生, 2018, 34 (5) : 777-780.
LI QY, ZHOU Y, HUANG H, et al. Progress in disease burden researches [J]. Chin J Public Health, 2018, 34 (5) : 777-780.
- [2] 胡善联. 疾病负担的研究(上) [J]. 卫生经济研究, 2005 (5) : 22-27.
HU S L. Research on disease burden [J]. Health Econom Res, 2005 (5) : 22-27.
- [3] NEIRA M, PRÜSS-USTÜN A. Preventing disease through healthy environments : A global assessment of the environmental burden of disease [J]. Toxicology Letters, 2016, 259 Suppl : S1.
- [4] SHAFFER R M, SELLERS S P, BAKER M G, et al. Improving and expanding estimates of the global burden of disease due to environmental health risk factors [J]. Environ Health Perspect, 2019, 127 (10) : 105001.
- [5] 王杉霖, 张剑波. 中国环境内分泌干扰物的污染现状分析 [J]. 环境污染与防治, 2005, 27 (3) : 228-231.
WANG S L, ZHANG J B. Review on the current contaminative status analysis on environmental endocrine disrupting chemicals in China [J]. Environ Pollut Control, 2005, 27 (3) : 228-231.

- [6] HARRAD S, HUNTER S. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers in air and soil on a rural-urban transect across a major UK conurbation [J]. *Environ Sci Technol*, 2006, 40 (15) : 4548-4553.
- [7] 焦杏春, 陈舒, 邓雅佳, 等. 我国典型电子废弃物拆解地农田土壤中的多溴联苯醚 [J]. *环境科学学报*, 2016, 36 (12) : 4472-4481.
- JIAO X C, CHEN S, DENG S J, et al. PBDEs dynamic in farmland soils from an E-waste dismantling area in China [J]. *Acta Sci Circumstantiae*, 2016, 36 (12) : 4472-4481.
- [8] SHAO Y, HAN S, MA L, et al. Polybrominated diphenyl ethers in surface waters around Beijing : Occurrence, distribution and sources [J]. *Appl Geochem*, 2018, 98 : 58-64.
- [9] 笪春年, 王儒威, 夏潇潇, 等. 巢湖表层沉积物中多溴联苯醚的分布和污染源解析 [J]. *湖泊科学*, 2018, 30 (1) : 150-156.
- DA C N, WANG R W, XIAO X X, et al. Distribution and sources of polybrominated diphenyl ethers in surface sediments of Lake Chaohu [J]. *J Lake Sci*, 2018, 30 (1) : 150-156.
- [10] LUO Q, CAI Z W, WONG M H, et al. Polybrominated diphenyl ethers in fish and sediment from river polluted by electronic waste [J]. *Sci Total Environ*, 2017, 383 (1/2/3) : 115-127.
- [11] WANG Y, JIANG G, LAM P K, et al. Polybrominated diphenyl ether in the East Asian environment : a critical review [J]. *Environ Int*, 2007, 33 (7) : 963-973.
- [12] MOON H B, KANNAN K, CHOI M, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in marine sediments from industrialized bays of Korea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2007, 54 (9) : 1402-1412.
- [13] BATTERMAN S, GODWIN C, CHERNYAK S, et al. Brominated flame retardants in offices in Michigan, U.S.A. [J]. *Environ Int*, 2010, 36 (6) : 548-556.
- [14] WILFORD B H, SHOEIB M, HARNER T, et al. Polybrominated diphenyl ethers in indoor dust in Ottawa, Canada : implications for sources and exposure [J]. *Environ Sci Technol*, 2005, 39 (18) : 7027-7035.
- [15] 王璟, 陈社军, 田密, 等. 电子废弃物处理地室内外灰尘中多溴联苯醚的污染及其人群暴露水平 [J]. *环境科学*, 2010, 31 (1) : 173-178.
- WANG J, CHEN S J, TIAN M, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in indoor and outdoor dust from an electronic waste (E-Waste) recycling area in South China : contamination and Human exposure [J]. *Environ Sci*, 2010, 31 (1) : 173-178.
- [16] 张慧慧, 于国伟, 牛静萍. 多溴联苯醚健康效应的研究进展 [J]. *环境与健康杂志*, 2011, 28 (12) : 1124-1127.
- ZHANG H H, YU G W, NIU J P. Health Effects of Polybrominated Diphenyl Ethers : a review of recent studies [J]. *J Environ Health*, 2011, 28 (12) : 1124-1127.
- [17] GAYLORD A, OSBORNE G, GHASSABIAN A, et al. Trends in neurodevelopmental disability burden due to early life chemical exposure in the USA from 2001 to 2016 : a population-based disease burden and cost analysis [J]. *Mol Cell Endocrinol*, 2020, 502 : 110666.
- [18] ATTINA T M, MALITS J, NAIDU M, et al. Racial/ethnic disparities in disease burden and costs related to exposure to endocrine-disrupting chemicals in the United States : an exploratory analysis [J]. *J Clin Epidemiol*, 2019, 108 : 34-43.
- [19] ATTINA T M, HAUSER R, SATHYANARAYANA S, et al. Exposure to endocrine-disrupting chemicals in the USA : a population-based disease burden and cost analysis [J]. *Lancet Diabetes Endocrinol*, 2016, 4 (12) : 996-1003.
- [20] TRASANDE L, ZOELLER R T, HASS U, et al. Estimating burden and disease costs of exposure to endocrine-disrupting chemicals in the European union [J]. *J Clin Endocrinol Metab*, 2015, 100 (4) : 1245-1255.
- [21] BELLANGER M, DEMENEIX B, GRANDJEAN P, et al. Neurobehavioral deficits, diseases, and associated costs of exposure to endocrine-disrupting chemicals in the European Union [J]. *J Clin Endocrinol Metab*, 2015, 100 (4) : 1256-1266.
- [22] KURT-KARAKUS P, ALEGRIA H, BIRGUL A, et al. Organophosphate ester (OPEs) flame retardants and plasticizers in air and soil from a highly industrialized city in Turkey [J]. *Sci Total Environ*, 2018, 625 : 555-565.
- [23] CUI K Y, WEN J X, ZENG F, et al. Occurrence and distribution of organophosphate esters in urban soils of the subtropical city, Guangzhou, China [J]. *Chemosphere*, 2017, 175 : 514-520.
- [24] LEE S, JEONG W, KANNAN K, et al. Occurrence and exposure assessment of organophosphate flame retardants (OPFRs) through the consumption of drinking water in Korea [J]. *Water Res*, 2016, 103 : 182-188.

- [25] LI J, YU N, ZHANG B, et al. Occurrence of organophosphate flame retardants in drinking water from China [J]. *Water Res*, 2014, 54 : 53-61.
- [26] YADAV IC, DEVI NL, LI J, et al. Concentration and spatial distribution of organophosphate esters in the soil-sediment profile of Kathmandu Valley, Nepal : implication for risk assessment [J]. *Sci Total Environ*, 2018, 613-614 : 502-512.
- [27] GIULIVO M, CAPRI E, KALOGIANNI E, et al. Occurrence of halogenated and organophosphate flame retardants in sediment and fish samples from three European river basins [J]. *Sci Total Environ*, 2017, 586 : 782-791.
- [28] KIM UJ, WANG Y, LI W, et al. Occurrence of and human exposure to organophosphate flame retardants/plasticizers in indoor air and dust from various microenvironments in the United States [J]. *Environ Int*, 2019, 125 : 342-349.
- [29] 刘琴, 印红玲, 李蝶, 等. 室内灰尘中有机磷酸酯的分布及其健康风险 [J]. *中国环境科学*, 2017, 37 (8) : 2831-2839.
- LIU Q, YIN HL, LI D, et al. Distribution characteristic of OPEs in indoor dust and its health risk [J]. *China Environ Sci*, 2017, 37 (8) : 2831-2839.
- [30] 单岳, 王诗雨, 谷雷严, 等. 有机磷酸酯暴露水平与毒性效应的研究进展 [J]. *环境科学与管理*, 2019, 44 (6) : 15-18.
- SHAN Y, WANG SY, GU LY, et al. Research progress on exposure levels and toxic effects of organophosphates [J]. *Environ Sci Manage*, 2019, 44 (6) : 15-18.
- [31] KIM D, CUI R, MOON J, et al. Soil ecotoxicity study of DEHP with respect to multiple soil species [J]. *Chemosphere*, 2019, 216 : 387-395.
- [32] 单晓梅, 王冰霜, 陆蓓蓓, 等. 合肥市水源水与饮用水中邻苯二甲酸酯类和双酚类化合物的污染现状 [J]. *环境与职业医学*, 2016, 33 (4) : 350-355.
- SHAN XM, WANG BS, LU BB, et al. Investigation of pollution of phthalate esters and bisphenols in source water and drinking water in Hefei City, China [J]. *J Environ Occup Med*, 2016, 33 (4) : 350-355.
- [33] RAMZI A, GIREESHKUMAR TR, RAHMAN KH, et al. Distribution and contamination status of phthalic acid esters in the sediments of a tropical monsoonal estuary, Cochin - India [J]. *Chemosphere*, 2018, 210 : 232-238.
- [34] 廖日权, 张艳军, 钟书明, 等. 钦州湾入海口邻苯二甲酸酯分布特征及生态风险评价 [J]. *环境污染与防治*, 2019, 41 (4) : 458-462, 467.
- LIAO RQ, ZHANG YJ, ZHONG SM, et al. Distribution characteristics and ecological risk evaluation of phthalic acid esters in sediments of Qinzhou Bay estuary [J]. *Environ Pollut Control*, 2019, 41 (4) : 458-462, 467.
- [35] TRAN TM, LE HT, MINH TB, et al. Occurrence of phthalate diesters in indoor air from several Northern cities in Vietnam, and its implication for human exposure [J]. *Sci Total Environ*, 2017, 601-602 : 1695-1701.
- [36] TRAN TM, KANNAN K. Occurrence of phthalate diesters in particulate and vapor phases in indoor air and implications for human exposure in Albany, New York, USA [J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2015, 68 (3) : 489-499.
- [37] 秦晓雷, 章涛, 孙红文. 中国室内和室外灰尘中邻苯二甲酸酯的分布和健康风险评价 [J]. *生态毒理学报*, 2016, 11 (2) : 231-237.
- QIN XL, ZHANG T, SUN HW. Occurrence of phthalate esters in indoor and outdoor dust in China : distribution and risk assessment [J]. *Asian J Ecotoxicol*, 2016, 11 (2) : 231-237.
- [38] 赵岩, 薛丽君, 黄婧, 等. 邻苯二甲酸酯健康影响流行病学研究进展 [J]. *首都公共卫生*, 2020, 14 (1) : 9-12.
- ZHAO Y, XUE LJ, HUANG J, et al. Progress in epidemiology researches on the health effects of phthalate esters [J]. *Capital J Public Health*, 2020, 14 (1) : 9-12.
- [39] CAO Y, LI L, SHEN K, et al. Disease burden attributable to endocrine-disrupting chemicals exposure in China : a case study of phthalates [J]. *Sci Total Environ*, 2019, 662 : 615-621.
- [40] HUNT PA, SATHYANARAYANA S, FOWLER PA, et al. Female reproductive disorders, diseases, and costs of exposure to endocrine disrupting chemicals in the European Union [J]. *J Clin Endocrinol Metab*, 2016, 101 (4) : 1562-1570.
- [41] 宋善军. 新型酚类污染物及其环境行为研究 [D]. 北京 : 中国科学院大学, 2014.
- SONG SJ. Study on occurrence and behaviors of emerging phenolic environmental pollutants [D]. Beijing : University of Chinese Academy of Sciences, 2014.
- [42] STANISZEWSKA M, KONIECKO I, FALKOWSKA L, et al. Occurrence and distribution of bisphenol A and alkylphenols in the water of the Gulf of Gdansk (Southern Baltic) [J]. *Mar Pollut Bull*, 2015, 91 (1) : 372-379.
- [43] 刘畅伶, 张文强, 单保庆. 珠江口典型河段内分泌干扰物的空间分布及风险评价 [J]. *环境科学学报*, 2018, 38 (1) : 115-124.
- LIU CL, ZHANG WQ, SHAN BQ. Spatial distribution and risk

- assessment of endocrine disrupting chemicals in the typical station of Pearl River [J]. *Acta Sci Circumstantiae*, 2018, 38 (1) : 115-124.
- [44] LIAO C, LIU F, MOON H B, et al. Bisphenol analogues in sediments from industrialized areas in the United States, Japan, and Korea : spatial and temporal distributions [J]. *Environ Sci Technol*, 2012, 46 (21) : 11558-11565.
- [45] WANG Q, ZHU L, CHEN M, et al. Simultaneously determination of bisphenol A and its alternatives in sediment by ultrasound-assisted and solid phase extractions followed by derivatization using GC-MS [J]. *Chemosphere*, 2017, 169 : 709-715.
- [46] XUE J, WAN Y, KANNAN K. Occurrence of bisphenols, bisphenol A diglycidyl ethers (BADGEs), and novolac glycidyl ethers (NOGEs) in indoor air from Albany, New York, USA, and its implications for inhalation exposure [J]. *Chemosphere*, 2016, 151 : 1-8.
- [47] INOUE K, YOSHIDA S, NAKAYAMA S, et al. Development of stable isotope dilution quantification liquid chromatography-mass spectrometry method for estimation of exposure levels of bisphenol A, 4-tert-octylphenol, 4-nonylphenol, tetrabromobisphenol A, and pentachlorophenol in indoor air [J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2006, 51 (4) : 503-508.
- [48] WILSON NK, CHUANG JC, MORGAN MK, et al. An observational study of the potential exposures of preschool children to pentachlorophenol, bisphenol-A, and nonylphenol at home and daycare [J]. *Environ Res*, 2007, 103 (1) : 9-20.
- [49] KWAK JI, MOON J, KIM D, et al. Determination of the soil hazardous concentrations of bisphenol A using the species sensitivity approach [J]. *J Hazard Mater*, 2018, 344 : 390-397.
- [50] 吴皓, 孙东, 蔡卓平, 等. 双酚A的内分泌干扰效应研究进展 [J]. *生态科学*, 2017, 36 (3) : 200-206.
- WU H, SUN D, CAI Z P, et al. Advances in endocrine disrupting effects of bisphenol A [J]. *Ecol Sci*, 2017, 36 (3) : 200-206.
- [51] 王硕, 庄太凤. 双酚A对新生儿的健康危害 [J]. *环境化学*, 2020, 39 (9) : 2404-2412.
- WANG S, ZHUANG T F. Health effects of bisphenol A on newborns [J]. *Environ Chem*, 2020, 39 (9) : 2404-2412.
- [52] 常娜, 袁聚祥. 有机氯农药对人体健康的危害及其研究进展 [J]. *华北煤炭医学院学报*, 2008, 10 (2) : 174-176.
- CHANG N, YUAN J X. The harm of organochlorine pesticides on human health and its research progression [J]. *J North China Coal Med Univ*, 2008, 10 (2) : 174-176.
- [53] 陈卫平, 彭程伟, 杨阳, 等. 北京市地下水有机氯和有机磷农药健康风险评估 [J]. *环境科学*, 2018, 39 (1) : 117-122.
- CHEN W P, PENG C W, YANG Y, et al. Health risk evaluation of Organochlorine and Organophosphorous Pesticides in groundwater in Beijing [J]. *Environ Sci*, 2018, 39 (1) : 117-122.
- [54] 谢许情, 孔令岩, 饶裕莲, 等. 国内水环境中有机农药残留的文献分析 [J]. *现代预防医学*, 2019, 46 (23) : 4251-4255.
- XIE X Q, KONG L Y, RAO Y L, et al. Organic pesticide residues in water environment, China [J]. *Mod Prev Med*, 2019, 46 (23) : 4251-4255.
- [55] 崔琬琪, 邹红艳, 王中良. 中国沉积物中有机氯农药滴滴涕和六六六的分布特征 [J]. *中国环境科学*, 2020, 40 (8) : 3595-3604.
- CUI W Q, ZHOU H Y, WANG Z L. Review of the historical records of organochlorine pesticides DDTs and HCHs in China [J]. *China Environ Sci*, 2020, 40 (8) : 3595-3604.
- [56] UMULISA V, KALISA D, SKUTLAREK D, et al. First evaluation of DDT (dichlorodiphenyltrichloroethane) residues and other Persistence Organic Pollutants in soils of Rwanda : Nyabarongo urban versus rural wetlands [J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2020, 197 : 110574.
- [57] 韦友欢, 黄秋婵. 铅对人体健康的危害效应及其防治途径 [J]. *微量元素与健康研究*, 2008, 25 (4) : 62-64.
- WEI Y H, HUANG Q C. The toxicological effect of lead on the human health and its measures of preventing [J]. *Stud Trace Elem Health*, 2008, 25 (4) : 62-64.
- [58] 邹天森, 康文婷, 张金良, 等. 我国主要城市大气重金属的污染水平及分布特征 [J]. *环境科学研究*, 2015, 28 (7) : 1053-1061.
- ZOU T S, KANG W T, ZHANG J L, et al. Concentrations and distribution characteristics of atmospheric heavy metals in urban areas of China [J]. *Res Environ Sci*, 2015, 28 (7) : 1053-1061.
- [59] 罗阳. 铅污染地下水土壤状况及具修复技术的探讨 [J]. *云南化工*, 2020, 47 (8) : 151-153.
- LUO Y. Discussion on lead pollution of groundwater and soil remediation technology [J]. *Yunnan Chem Technol*, 2020, 47 (8) : 151-153.
- [60] ERICSON B, LANDRIGAN P, TAYLOR M P, et al. The global burden of lead toxicity attributable to informal used lead-acid battery sites [J]. *Ann Glob Health*, 2016, 82 (5) :

- 686-699.
- [61] YAN Y, YANG S, ZHOU Y, et al. Estimating the national burden of mild intellectual disability in children exposed to dietary lead in China [J]. *Environ Int*, 2020, 137 : 105553.
- [62] ROJAS-RUEDA D, VRIJHEID M, ROBINSON O, et al. Environmental burden of childhood disease in Europe [J]. *Int J Environ Res Public Health*, 2019, 16 (6) : 1084.
- [63] CARRINGTON C, DEVLEESSCHAUWER B, GIBB HJ, et al. Global burden of intellectual disability resulting from dietary exposure to lead, 2015 [J]. *Environ Res*, 2019, 172 : 420-429.
- [64] ERICSON B, DOWLING R, DEY S, et al. A meta-analysis of blood lead levels in India and the attributable burden of disease [J]. *Environ Int*, 2018, 121 : 461-470.
- [65] CARAVANOS J, CARRELLI J, DOWLING R, et al. Burden of disease resulting from lead exposure at toxic waste sites in Argentina, Mexico and Uruguay [J]. *Environ Health*, 2016, 15 (1) : 72.
- [66] CHATHAM-STEPHENS K, CARAVANOS J, ERICSON B, et al. The pediatric burden of disease from lead exposure at toxic waste sites in low and middle income countries [J]. *Environ Res*, 2014, 132 : 379-383.
- [67] 蔡嘉旖, 张文丽. 人群暴露环境镉污染与健康危害的流行病学研究进展 [J]. *环境卫生学杂志*, 2019, 9 (6) : 621-627.
CAI JY, ZHANG WL. Advances of epidemiological study on population exposure and health hazard of environmental cadmium pollution [J]. *J Environ Hyg*, 2019, 9 (6) : 621-627.
- [68] 王菱. 生命科学中的微量元素 [M]. 2版. 北京: 中国计量出版社, 1996 : 850-858.
WANG L. Trace elements in life sciences [M]. 2nd ed. Beijing : China Metrology Publishing House, 1996 : 850-858.
- [69] TANG X, LI Q, WU M, et al. Review of remediation practices regarding cadmium-enriched farmland soil with particular reference to China [J]. *J Environ Manage*, 2016, 181 : 646-662.
- [70] 柏世军. 水环境镉对罗非鱼的毒性作用和机理探讨 [D]. 杭州: 浙江大学, 2006.
BAI S J. Effects of waterborne cadmium on tilapia (*Oreochromis niloticus*) and approach to mechanism of the effects [D]. Hangzhou : Zhejiang University, 2006.
- [71] NAWROTT T, PLUSQUIN M, HOGERVORST J, et al. Environmental exposure to cadmium and risk of cancer : a prospective population-based study [J]. *Lancet Oncol*, 2006, 7 (2) : 119-126.
- [72] QING Y, YANG J, ZHU Y, et al. Cancer risk and disease burden of dietary cadmium exposure changes in Shanghai residents from 1988 to 2018 [J]. *Sci Total Environ*, 2020, 734 : 139411.
- [73] ALEXANDER J, BENFORD D, COCKBURN A, et al. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food [J]. 2009.
- [74] ERIKSEN KT, HALKJÆR J, MELIKER JR, et al. Dietary cadmium intake and risk of prostate cancer : a Danish prospective cohort study [J]. *BMC Cancer*, 2015, 15 : 177.
- [75] ZANG Y, DEVLEESSCHAUWER B, BOLGER PM, et al. Global burden of late-stage chronic kidney disease resulting from dietary exposure to cadmium, 2015 [J]. *Environ Res*, 2019, 169 : 72-78.
- [76] GIBB HJ, BARCHOWSKY A, BELLINGER D, et al. Estimates of the 2015 global and regional disease burden from four foodborne metals-arsenic, cadmium, lead and methylmercury [J]. *Environ Res*, 2019, 174 : 188-194.
- [77] SONGPRASERT N, SUKAEW T, KUSREESAKUL K, et al. Additional burden of diseases associated with cadmium exposure : a case study of cadmium contaminated rice fields in Mae sot district, Tak Province, Thailand [J]. *Int J Environ Res Public Health*, 2015, 12 (8) : 9199-9217.
- [78] 孙淑兰. 汞的来源、特性、用途及对环境的污染和对人类健康的危害 [J]. *上海计量测试*, 2006, 33 (5) : 6-9.
SUN SL. The source, characteristic, use of the mercury and the pollution of the environment and the mankind's healthy bane [J]. *Shanghai Meas Test*, 2006, 33 (5) : 6-9.
- [79] 方凤满, 王起超. 土壤汞污染研究进展 [J]. *土壤与环境*, 2000, 9 (4) : 326-329.
FANG FM, WANG QC. A review on the studies on mercury pollution of soil [J]. *Soil Environ Sci*, 2000, 9 (4) : 326-329.
- [80] STECKLING N, TOBOLLIK M, PLASS D, et al. Global burden of disease of mercury used in artisanal small-scale gold mining [J]. *Ann Glob Health*, 2017, 83 (2) : 234-247.
- [81] STECKLING N, BOSE-O'REILLY S, PINHEIRO P, et al. The burden of chronic mercury intoxication in artisanal small-scale gold mining in Zimbabwe : data availability and preliminary estimates [J]. *Environ Health*, 2014, 13 : 111.

(英文编辑: 汪源; 责任编辑: 汪源)