

我国双酚类化合物在环境介质中的来源与分布及其健康风险综述

王永峰¹, 于靖元², 张浩³

(1.泉州南京大学环保产业研究院,福建 泉州 362000;2.海德威科技集团(青岛)有限公司,山东 青岛 266100;
3.齐鲁工业大学(山东省科学院)山东省分析测试中心,山东 济南 250014)

摘要:双酚 A (BPA)被认为是一种内分泌干扰物,广泛应用于环氧树脂以及聚碳酸酯塑料生产,因其对人体潜在的危害,在很多人体接触的材料中被限制使用,其他双酚类化合物作为其替代品不断涌现,但其结构和特性相似,双酚类化合物均不同程度地存在雌激素活性和毒性。伴随我国经济快速发展,对双酚类化合物的需求不断增加。作为重点关注的新污染物之一,双酚类污染物在我国居民人体暴露以及不同环境介质中的来源和分布情况值得深入研究。调研了近10年(2014—2024)发表的文献,系统总结了双酚类污染物在我国多种环境介质(地表水、沉积物、土壤)中的来源和分布规律、居民人体暴露情况和健康风险,并提出了双酚类污染防治方案与政策建议,以期为我国双酚类污染物的环境风险管控与环境治理提供参考依据。

关键词:双酚类化合物;内分泌干扰物;污染分布;人体暴露;污染防治策略

中图分类号:X171 文献标志码:A 文章编号:1002-4026(2025)02-0013-15

开放科学(资源服务)标志码(OSID):



Review of the sources, distribution, and health risks of bisphenol compounds in environmental media in China

WANG Yongfeng¹, YU Jingyuan², ZHANG Hao³

(1. Quanzhou Institute for Environment Protection Industry, Nanjing University, Quanzhou 362000, China;
2. Headway Technology Group (Qingdao) Co., Ltd., Qingdao 266100, China; 3. Shandong Analysis and Test Center, Qilu University of Technology (Shandong Academy of Science), Jinan 250014, China)

Abstract: Bisphenol A (BPA) is an endocrine-disrupting chemical that is widely used in the production of epoxy resins and polycarbonate plastics. Due to its potential harm to human health, its use has been restricted in many materials that come into contact with the human body. Other bisphenol compounds have emerged as alternatives, but they have similar structures and characteristics, with varying degrees of estrogenic activity and toxicity. With the rapid economic

收稿日期:2024-08-26

基金项目:福建省自然科学基金(2021J05107)

作者简介:王永峰(1987—),男,博士,副研究员,研究方向为污染生态学。E-mail:361603997@qq.com

development in China, the demand for bisphenol compounds has been increasing, and so has the production capacity. The sources and distribution of bisphenol pollutants are emerging pollutants in various environmental media and human exposure to them in China deserve in-depth research. In this study, we reviewed the literature published in the past ten years (2014—2024), systematically summarized the sources and distribution patterns, human exposure levels, and health risks of bisphenol pollutants in various environmental media (surface water, sediments, and soil), and proposed various control measures and policy recommendations for bisphenol pollutants in China, aiming to provide a reference for the environmental risk control and environmental governance of bisphenol pollutants in China.

Key words : bisphenols;endocrine-disrupting chemical;contamination distribution;human exposure;pollution control measures

随着工业化进程的加速和科技的不断发展,新污染物已成为全球关注的生态环境问题。国家对于新污染物管控提出了更高的要求,内分泌干扰类污染物被日益关注,其中双酚类物质近年来关注度也日益提升。尽管双酚类污染物已成为环保领域的研究热点,但是,针对我国双酚类污染物在不同环境介质中来源与分布规律、人体暴露与健康风险等方面的信息还缺乏系统梳理和汇总。本文综述了近十年(2014—2024)关于我国双酚化合物环境污染方面的文献,旨在阐明双酚类污染物在我国不同环境介质(地表水、沉积物、土壤)中的来源与分布情况、居民的人体暴露途径以及健康风险、治理方案和政策建议,明确我国双酚类污染物环境污染现状和居民健康风险,为该类污染物风险管控与环境治理提供参考依据,推动我国新污染物管控与治理体系现代化建设。

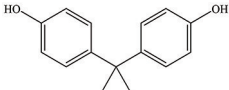
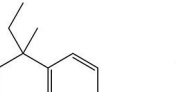
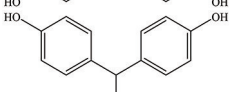
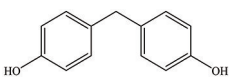
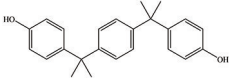
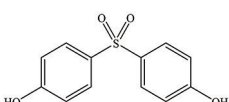
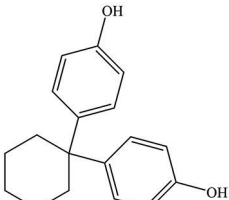
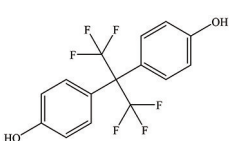
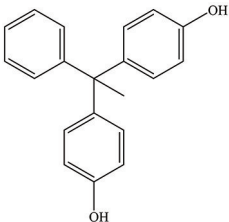
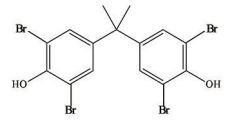
1 双酚类污染物简介

双酚 A(bisphenol A,BPA)是世界范围内工业应用中最常用的双酚化合物,也是产量最高的化学品之一。1891 年被俄罗斯化学家 Alexander Dianin 首次合成,之后被应用于制造聚碳酸酯塑料和环氧树脂。BPA 类似雌激素,可引发人体荷尔蒙反应,导致内分泌失调,许多国家出台不同规范禁止和限制对 BPA 的使用。2008 年,加拿大成为世界上第一个将 BPA 视为有毒化学物质的国家,并宣布禁止在婴儿奶瓶中使用。根据长期的毒理学研究和摄入风险评估,有充分的证据表明,除了雌激素效应问题,BPA 暴露与生殖疾病、癌症、心血管疾病和异常发育等问题有关^[1-2]。各国对于 BPA 人体暴露标准日益严格。欧洲食品安全局在 2015 年将 BPA 的每日容许摄入量安全水平从 50 mg/kg 降低到 4 mg/kg,之后在 2023 年进一步降低为 0.2 ng/kg^[1-2]。

由于对 BPA 生产和使用的限制,双酚 S(bisphenol S,BPS)、双酚 F(bisphenol F,BPF)、双酚 AF(bisphenol AF,BPAF)等成为 BPA 的主要替代品之一。它们普遍用于制造聚碳酸酯塑料、环氧树脂和某些聚氨酯产品,广泛用于食品和饮料包装、家用电器、医疗设备等。由于结构相似,这些代替品的物理化学性质与 BPA 具有相似性,如表 1 所示。与 BPA 相比,这些代替品被发现具有相似的甚至更强的内分泌干扰活性和毒理学特征^[3]。也有科学家对代替品安全性提出质疑,被认为是“用一种有害化学物质代替另一种有害化学物质”^[4]。近年来,越来越多的科学研究开始关注到包括 BPA 在内的各类双酚类化合物的环境分布以及毒性情况。

表 1 典型双酚类化合物结构和特征

Table 1 Structures and characteristics of typical bisphenol compounds

中文名	英文缩写	CAS 号	分子式	分子结构	log <i>K</i> _{ow}	溶解度/(mg · L ⁻¹)	主要用途
双酚 A	BPA	80-05-7	C ₁₅ H ₁₆ O ₂		3.32	71	制造聚碳酸酯塑料和环氧树脂
双酚 B	BPB	77-40-7	C ₁₆ H ₁₈ O ₂		4.13	44	生产某些塑料和树脂
双酚 E	BPE	2081-08-5	C ₁₄ H ₁₄ O ₂		3.19	99	生产某些特殊树脂和涂料
双酚 F	BPF	620-92-8	C ₁₃ H ₁₂ O ₂		2.91	200	环氧树脂和其他热固性树脂的硬化剂
双酚 P	BPP	2167-51-3	C ₂₄ H ₂₆ O ₂		6.25	0.59	生产某些塑料和树脂
双酚 S	BPS	80-09-1	C ₁₂ H ₁₀ O ₄ S		1.65	350	生产聚碳酸酯塑料和环氧树脂
双酚 Z	BPZ	843-55-0	C ₁₈ H ₂₀ O ₂		5.00	14	生产某些高性能树脂和塑料
双酚 AF	BPAF	1478-61-1	C ₁₅ H ₁₀ F ₆ O ₂		4.47	21	生产高性能聚合物和特种涂料
双酚 AP	BPAP	1571-75-1	C ₂₀ H ₁₈ O ₂		4.86	13	生产某些特种塑料和树脂
四溴双酚 A	TBBPA	79-94-7	C ₁₅ H ₁₂ Br ₄ O ₂		4.50	1.26	提高材料的阻燃性能

注:log *K*_{ow} 表示辛醇水分配系数。

2 国内双酚类污染物在环境介质中的来源与分布

2.1 双酚类污染物主要来源

双酚类化合物可用于塑料和树脂生产,广泛存在于生活日用品,如收银单据、塑料水瓶、眼镜镜片等。在生产和使用过程中,双酚类化合物会从产品中滤出并释放到土壤、沉积物、地表水、污水污泥、废水、空气等不

同环境介质中。这些环境介质中的污染主要是由人为活动造成,存在与迁移受到化合物性质以及环境条件等方面影响^[5]。一般来说,双酚类污染物进入环境介质主要来源包括工厂、城市生活废水和废物、生物固体或污水污泥、堆填渗滤液,还可以通过大气沉降、降雨径流和其他途径在不同环境介质间迁移^[6]。双酚类污染物来源以及环境介质间迁移如图 1 所示。

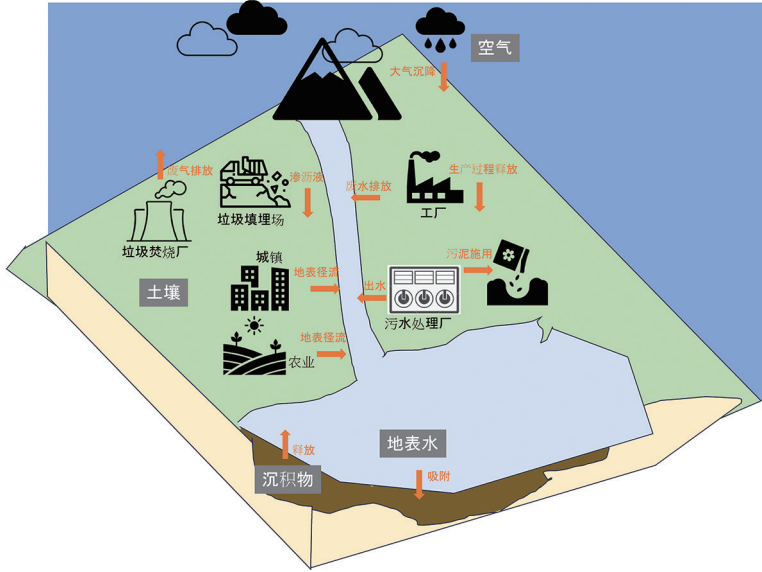


图 1 环境介质中双酚类污染物主要来源与转移途径

Fig.1 Main sources and transfer routes of bisphenol pollutants

工业废水排放以及污水处理厂出水通常被认为是地表水中双酚类污染物的主要来源。很多污水处理厂出水中均检出双酚类污染物。例如在针对厦门 7 个污水处理厂调研中,出水均检出 BPA、BPAF、BPE,平均质量浓度为 177、0.714、3.64 ng/L^[7]。另一项研究表明在广东 10 个污水处理厂中,出水检测出 9 种双酚类污染物,其中 BPA 质量浓度最高,检出最高质量浓度高达 2 810 ng/L^[8]。此外,双酚类化学品广泛应用于城市基础设施、家具以及日常生活用品,这些物质通过城市雨水径流排放到接纳水体,这也是造成城市地表水双酚类污染物浓度较高的原因之一^[8]。沉积物中双酚类污染主要来源于地表水体,同时在水利条件变化情况下,水流对沉积物产生扰动,沉积物中的污染物也可能重新释放到地表水体中。

工业生产过程如果产生的废水和废物未经处理或处理不当,可能通过排放或泄漏直接进入土壤,这是造成土壤场地污染的主要来源。其中电子垃圾拆解和回收过程能造成显著的场地污染。其次,垃圾填埋场的渗滤液也是土壤双酚类污染物的重要来源。垃圾填埋场中生活垃圾和工业废弃物均含有大量含双酚类物质的产品和材料,如塑料制品、食品罐头涂层、电子产品等,这些废弃物在降解过程中释放双酚类物质,通过渗滤液进入土壤。在农田土壤中,污泥施用是最大来源之一。对来自中国 30 个城市的 52 份城市污泥样品中的 13 种双酚类物质的存在及其分布进行研究,结果表明四溴双酚 A (tetrabromobisphenol A, TBBPA) 最为常见,平均质量分数为 20.5 ng/g,其次是 BPA (4.69 ng/g)、BPS (3.02 ng/g) 和 BPF (3.84 ng/g) 的检出频率相似,其他双酚类化合物如 BPAF、BPE 等在污泥中均被检出^[9]。在广东 10 个污水处理厂中,从污泥中检测出 8 种双酚类污染物,其中 BPA 质量分数最高,高达 1 730 ng/g^[8]。在河南 30 个污泥样品中双酚类污染物质量分数为 15.1~2 237 ng/g^[10],BPA 质量分数最高 (140 ng/g),其次为 BPS (43.4 ng/g),其他双酚类物质,如 BPF、BPAF、BPAP、BPB、BPZ 平均质量分数分别为 7.98、1.04、0.88、0.38、0.33 ng/g。据估算,通过污泥施用,双酚类污染物每年向土壤中输入量为 62.7 kg。此外,一些农用化学品 (如除草剂、杀虫剂) 在生产过程中可能含有双酚类物质,这些化学品的使用也会将双酚类物质引入土壤。大气沉降也是土壤中双酚类污染物重要来源之一。农业生产工程中废弃的废旧塑料,如包装袋、农膜、塑料容器和瓶子也可能老化分解渗滤进入土

壤^[11]。工业排放的废气中可能含有双酚类物质,这些废气在扩散过程中,会通过气溶胶或颗粒物的形式沉降到地表土壤。而土壤中的双酚类污染物还可以通过地表径流进入地表水、通过垂直运动淋溶到地下水^[12]。

2.2 双酚类污染物在地表水中分布

地表水是环境污染物最重要的储存库之一,在水环境中,双酚类污染物可能导致水生生物的雌激素活性和毒性风险,包括鱼类^[13]、浮游植物^[14]、浮游动物^[15]。此前已有对水蚤研究表明^[16],一些双酚类化合物,如BPB、BPC、BPE、BPF、BPP、BPAF等,不仅具有与BPA相似的促雌激素效力,而且具有更高的抗雄激素效力,同时,由于环境中复杂混合物污染引起的联合效应相较于单个污染物更大,环境风险明显增加。根据近10年(2014—2024)的文献分析,国内对于地表水中双酚类污染物浓度调查对象主要集中于长江三角洲以及珠江三角洲区域的河流与湖泊样品。十余种双酚类污染物已在地表水环境样品中被检出,主要包括BPA、BPS、BPF、BPAF、BPB、BPAP、BPZ、BPP、BPE、TBBPA,其中最主要的是BPA、BPS、BPF、BPAF。结果如表2所示。

长江三角洲区域地表水污染研究大多数集中于太湖及其支流。太湖靠近常州、无锡、宜兴等工业城市,周边有大量化工以及印染等高污染企业,造成大量工业废水排入太湖。因为取样时间以及位置差异,双酚类污染物质量浓度也差异巨大。在大多数研究中,BPA为最主要污染物,平均质量浓度为26~97 ng/L^[17-18]。Yan等^[17]研究发现BPS和BPF质量浓度很高,分别高达120和140 ng/L。而Liu等^[18]发现BPAF(110 ng/L)是主要污染物,其次是BPF(78 ng/L)和BPA(26 ng/L)。对比太湖,江苏北部骆马湖周边没有工业园区,双酚类污染物浓度相对更低,BPA是其中首要污染物^[17]。

珠江三角洲区域周边经济发达,珠江流域存在诸多工业园区,也是污染关注重点区域。该区域BPA也是主要双酚类污染物,平均质量浓度为36.9~471 ng/L^[19-20]。Wang等^[19]研究发现BPA浓度明显低于珠江流域之前的研究,但BPS和BPAF质量浓度相对更高,这可能与国家对于BPA管理规定相关,BPS和BPAF作为替代品则更多地被检出。此外,在珠江口采集海水样品,BPF(35 ng/L)在双酚类污染物中占主导地位,其次是BPA(24.6 ng/L)和BPS(10.3 ng/L)。然而,除BPF外,这些值均低于河水(淡水)样品^[20]。南海北部湾表层海水中BPA(5.26~12.04 ng/L)为主要污染物,其次是BPAF(0.44~0.60 ng/L)和BPS(0.07~0.63 ng/L),均明显低于陆地地表水污染质量浓度^[21]。

城市内部河流中双酚类污染物质量浓度存在明显更高的情况。广州流溪河支流水样品检测发现BPA平均质量浓度高达922 ng/L(75.6~7 480 ng/L)、BPS平均质量浓度高达3 720 ng/L(19.9~65 600 ng/L)、BPF平均质量浓度高达82.8 ng/L(0~474 ng/L)^[22]。南京秦淮河的流溪河支流水样品检测发现BPA平均质量浓度高达253 ng/L(120~554 ng/L)、BPS平均质量浓度高达39.2 ng/L(2.24~73.3 ng/L)、BPF平均质量浓度高达2.2 ng/L(0~4.76 ng/L)、BPAF平均质量浓度高达5.1 ng/L(1.5~16.2 ng/L)^[23]。因此,城市人为活动来源的双酚类污染物是地表水中的重要污染来源,包括未经处理的生活污水、污水处理厂排水、雨水汇入、工业废水排放等。

我国双酚类污染物在地表水中浓度存在季节性差异,特别是在雨季和旱季不同区域呈现不同分布情况。在珠江流域,通过比较雨季与旱季地表水中双酚类污染物质量浓度,结果显示雨季质量浓度相对更高。雨季特别是在洪水期间,水流可能会重新分配悬浮颗粒和扰动沉积物中污染物,使其重新进入地表水,增加水体中污染物质量浓度^[24]。地表径流因污染物冲刷进入地表水体,这也是雨季污染物质量浓度较高的原因之一^[25]。此外,长江流域研究发现,由于雨季水量的稀释作用,双酚类污染物在雨季质量浓度明显低于旱季质量浓度^[26]。

表 2 典型双酚类污染物在地表水中的质量浓度

Table 2 Concentrations of typical bisphenol pollutants in surface water

取样地点	污染物质量浓度 ^a /(ng·L ⁻¹)										数据来源
	BPA	BPS	BPF	BPAF	BPB	BPAP	BPZ	BPP	BPE	TBBPA	
长江三角洲	太湖	28~560 (97)	4.5~1 600 (120)	N.D.~1 600 (140)	0.7~23 (8.2)	N.D.~28 (5.8)	1.0~15 (4.8)	N.D.~17 (3.9)			[17]
	太湖	19~68 (26)	4.1~160 (16)	26~720 (78)	110~140 (110)	18~46 (20)	1.6~2.9 (1.9)	~17 (17)			[18]
	骆马湖	49~110 (86)	N.D.~94 (21)	3.5~14 (6.8)	12~84 (17)	6.4~23 (8.8)	4.3~56 (11)	2.7~45 (7.7)			[17]
	长江		0.18~14.9 (1.39)								[26]
	秦淮河	120~554 (253)	2.24~73.3 (39.2)	N.D.~4.76 (2.2)	1.5~16.2 (5.1)			N.D.			[23]
	珠江 (旱季)	45.8~1 840 (200)	2.16~56.9 (14)	6.54~34.4 (12.2)	N.D.~1.95 (0.31)			N.D.~0.53 (<0.3)	N.D.~0.89 (<0.25)		[8]
	珠江 (雨季)	118~1 770 (471)	16.6~103 (44.5)	2.16~16.2 (8.94)	N.D.~0.96 (0.35)			N.D.~0.97 (<0.3)	N.D.~0.89 (<0.25)		[8]
	东江 (旱季)	19~712 (165)	0.07~31 (1.7)	0.98~255 (25.2)	0.62~6.59 (4.2)			N.D.~0.44 (<0.3)	N.D.~0.52 (<0.25)		[8]
珠江三角洲	东江 (雨季)	23.7~2 180 (406)	0.07~133 (12.7)	0.24~19 (6.22)	N.D.~2.58 (1.01)			N.D.~1.09 (<0.3)	N.D.~1.93 (<0.25)		[8]
	流溪河	75.6~7 480 (922)	19.9~65 600 (3 720)	N.D.~474 (82.8)							[22]
	珠江口	9.48~173 (24.6)	1.6~59.8 (10.3)	2.37~282 (35)	0.4~3.59 (0.7)	0.17~13.1 (1.51)		0.27~1.53 (0.41)			[20]
	珠江	13.9~126 (36.9)	N.D.~124.4 (38.7)	N.D.~13.1 (8.3)	N.D.~123.1 (18.3)	N.D.~8.8 (4.6)	N.D.~8.9 (0.65)	N.D.~8 (0.5)	N.D.~2.8 (0.2)	N.D.~2.7 (1.5)	[19]

注:a 代表质量浓度范围(平均值),N.D.代表未检出,空白代表未检测。

2.3 双酚类污染物在沉积物中分布

除地表水外,水体沉积物也是环境污染物最重要的储存库,沉积物中的双酚类污染物可以通过多种方式对水生生物,特别是底栖动物产生不利影响^[6]。根据近 10 年(2014—2024)文献分析,国内对于沉积物中双酚类污染物浓度调查主要集中于长江三角洲、珠江三角洲区域的河流与湖泊样品,以及近海样品。与地表水相似,十余种双酚类污染物已在沉积物环境样品中被检出,主要包括 BPA、BPS、BPF、BPAF、BPB、BPAP、BPZ、BPP、BPE、TBBPA,其中最主要的是 BPA、BPS、BPF、BPAF。结果如表 3 所示。

由于双酚类污染物的辛醇水分配系数(log K_{ow})在 1.65 到 6.25 之间(表 1),这些物质表现出一定的疏水性。地表水中双酚类污染物通常会与颗粒物质结合并沉降到河底,在沉积物中富集^[27]。沉积物主要是缺氧环境,双酚类污染物很难通过生物降解方式降解,但可以通过矿物介导降解转化^[28]。在沉积物中双酚类污染物持久性更长,例如,BPA 和 BPAF 在沉积物中的半衰期约为 337.5 和 1 620.8 d,而 BPA 和 BPAF 在水环

境中的半衰期约为 37.5 和 180.0 d^[3]。在一定条件下,沉积物中的双酚类污染物可以通过再悬浮、溶解或解吸等方式重新进入水体,对水体造成二次污染。因此,沉积物也被认为是评估水环境中双酚类污染水平的重要环境指标。

表 3 典型双酚类污染物在沉积物中的质量分数
Table 3 Concentrations of typical bisphenol pollutants in sediments

取样地点		污染物质量分数 ^a /(ng·g ⁻¹)									数据来源
		BPA	BPS	BPF	BPAF	BPB	BPAP	BPZ	BPP	BPE	
长三角区域	太湖	1.1~200 (20)	0.31~31 (4.1)	0.54~20 (4.7)	N.D.~0.27 (0.03)	1.1~6.6 (2.2)	0.68~1.2 (0.76)	0.61~1.1 (0.69)			[17]
	太湖	3.6~270 (32)	0.22~47 (3.1)	3.0~9.5 (12)	11~19 (12)	1.8~4.0 (2.1)	0.16~0.68 (0.29)	1.7~2.6 (2.0)			[18]
	骆马湖	6.2~9.3 (8.0)	N.D.~0.25 (0.12)	0.68~1.4 (1.0)	N.D.~1.5 (0.94)	N.D.~0.83 (0.36)	0.43~0.62 (0.49)	0.26~0.38 (0.33)			[17]
	秦淮河 (非汛期)	3.17~137 (14.6)	N.D.~1.05 (0.805)	N.D.~14.9 (3.0)	N.D.	N.D.~3.41 (0.177)	N.D.~0.672 (0.129)				[6]
	秦淮河 (汛期)	1.80~54.5 (12.2)	N.D.~0.144 (0.007)	N.D.~11.8 (2.88)	N.D.	N.D.~3.39 (0.44)	N.D.~1.42 (0.252)				[6]
珠三角区域	珠江(旱季)	118~689 (406)	N.D.~5.6 (1.14)	26.7~341 (123)	N.D.~4.4 (2.19)			N.D.	N.D.~1.81 (<0.34)		[8]
	珠江(雨季)	145~723 (388)	N.D.~2.35 (<0.55)	16~194 (85.7)	N.D.~3.51 (1.34)			N.D.	N.D.~2.78 (0.43)		[8]
	东江(旱季)	26.6~1 860 (217)	0.27~0.59 (0.33)	51.4~1 390 (389)	0.25~1.77 (0.59)			N.D.~2.32 (<0.95)	N.D.~1.16 (<0.34)		[8]
	东江(雨季)	29.8~1 970 (346)	0.27~0.78 (<0.55)	40.9~1 040 (345)	0.25~1.42 (0.82)			N.D.~1.49 (<0.95)	N.D.~1.52 (<0.34)		[8]
	流溪河	0.11~359 (98.3)	0.06~45.4 (7.25)	0.02~36.4 (11.1)							[22]
近海区域	北部沿海 (渤海和黄海)	N.D.~116 (1.87)	N.D.~0.389 (0.144)	N.D.~4.37 (1.06)			N.D.~1.89 (0.153)				[29]
	辽河口	N.D.~68.2 (16.7)									[30]
	北部湾	0.56~5.22 (1.58)	N.D.~0.19 (0.05)	N.D.	0.08~0.66 (0.21)	N.D.~0.06 (0.01)					[21]

注:a 代表质量分数范围(平均值),N.D.代表未检出,空白表示未检测。

长江三角洲区域沉积物污染研究同样大多数集中于太湖及其支流。BPA 是最为主要的污染物,平均质量分数变化 8.0~32 ng/g。尽管在太湖水环境中,Yan 等^[17]研究发现 BPS 和 BPF 质量分数比 BPA 更高,而 Liu 等^[18]发现 BPAF 和 BPF 质量分数比 BPA 更高,但是在相同位置的沉积物中,BPA 质量分数明显高于 BPS、BPF、BPAF 质量分数。对比太湖,江苏北部骆马湖沉积物中双酚类污染物质量分数相对更低,BPA 是首要污染物^[17]。

珠江三角洲区域沉积物中双酚类污染物浓度明显高于长江三角洲区域^[8]。珠江和东江中 BPA 质量分数最低 26.6 ng/g 最高 1 970 ng/g。BPF 质量分数也相对较高,在珠江质量分数变化范围为 16~341 ng/g,而在东江质量分数明显更高,变化范围为 40.9~1 390 ng/g。这可能与东江流经东莞工业区有关。在人口密度高、靠近工业区的地区,沉积物中双酚类污染物含量明显高于人口密度低和非工业地区^[29]。

近海岸沉积物样品分析结果显示,双酚类污染物浓度明显低于陆地水域沉积物,同时均以 BPA 为主。辽河口 BPA 平均质量分数为 16.7 ng/g,范围为 0~68.2 ng/g^[30];珠江口 BPA 平均质量分数为 7.46 ng/g,范围为 2.31~13.16 ng/g^[20]。北方沿海,包括渤海和黄海沉积物中 BPA 平均质量分数为 1.87 ng/g,范围为 0~116 ng/g^[29]。南海北部湾沉积物 BPA 平均质量分数为 1.58 ng/g,范围为 0.56~5.22 ng/g^[21]。

河流沉积物中的总有机碳浓度(TOC)通常促进疏水性有机污染物在沉积物中的积累。双酚类污染物浓度与 TOC 呈显著正相关,表明 TOC 含量越高,越有利于双酚类污染物在沉积物中的积累^[6,18]。此外,悬浮颗粒物的浓度、自然和人为输入、河道特征和流速等其他因素也可能影响双酚类污染物在沉积物中积累^[6]。双酚类污染物进入水环境后,会经历一系列的物理、化学和生物过程,如颗粒物和沉积物吸附、光降解或化学氧化、微生物降解等,这些过程也影响着污染物在水环境和沉积物中的持久性。

2.4 双酚类污染物在土壤中分布

除了地表水和沉积物,土壤也是双酚类污染物存在的重要环境介质,而且持久性较长。土壤作为植物生长的基质,对污染物生物放大起着重要作用。双酚类污染物已经被证实对土壤动物和植物均存在毒性风险。Staples 等^[31]证实了 BPA 对 2 种土壤动物(线蚓和跳虫)和 6 种植物(玉米、燕麦、小麦、甘蓝、大豆和番茄)的毒性。BPA 对土壤中蚯蚓也存在明显毒性影响,特别是赤子爱胜蚓对该毒物更为敏感^[32]。此外,双酚类污染物被证实对绿豆生长存在抑制影响^[33]。因此,全面了解我国土壤环境中双酚类化合物污染现状和分布规律,对于环境风险管控极为重要。结果如表 4 所示。

我国农村和城市未受污染土壤中,双酚类污染物浓度调查方面研究较少。根据近 10 年(2014—2024)文献分析,BPA 是首要污染物,其次是 BPS 和 BPF。全国不同区域农田的调查 BPA 平均质量分数 11.48 ng/g,最高检出质量分数高达 166 ng/g;而城市土壤中 BPA 平均质量分数为 4.51 ng/g,最高检出质量分数高达 38.7 ng/g^[34]。在张家港采集 71 个农田土壤样品,BPA 平均质量分数为 14.79 ng/g,检出最高质量分数为 173.75 ng/g;BPS 平均质量分数为 7.92 ng/g,检出最高质量分数为 151.53 ng/g;BPF 平均质量分数为 4.89 ng/g,检出最高质量分数为 68.49 ng/g^[27]。在成都不同土地利用类型土壤中,11 种双酚类污染物被检出,总双酚类污染物平均质量分数为 32.3~570 ng/g^[11]。溯源分析发现大气颗粒物沉降和持续的人为活动排放也是土壤中双酚类污染物的主要来源。这些结果也表明,双酚类污染物在土壤中分布存在空间异质性,不同区域以及不同土地利用类型的土壤中,其质量分数存在显著差异。

表 4 典型双酚类污染物在土壤中的质量分数

Table 4 Concentrations of typical bisphenol pollutants in soil

取样地点	污染物质量分数 ^a / (ng · g ⁻¹)										数据来源
	BPA	BPS	BPF	BPAF	BPB	BPAP	BPZ	BPP	BPE	TBBPA	
城镇区域	农田(全国 14 个不同区域)	0.2~166 (11.48)	N.D.~0.6 (0.11) ^b	N.D.~212.9 (14.45)	N.D.	N.D.~0.5 (0.14)	N.D.~3 (0.51)	N.D.~0.2 (0.01)	N.D.~78.2 (5.32)	N.D.~1.1 (0.24)	[34]
	城市(全国 15 个不同区域)	N.D.~38.7 (4.51)	N.D.~0.3 (0.05)	N.D.~3.7 (0.84)	N.D.~0.2 (0.07)	N.D.~0.3 (0.05)	N.D.~0.5 (0.29)	N.D.	N.D.~6.1 (0.62)	0.4~0.7 (0.53)	[34]
	农田(张家港)	N.D.~173.75 (14.79)	N.D.~151.53 (7.92)	N.D.~68.49 (4.89)	N.D.~21.63 (1.05)	N.D.~0.76 (0.08)		N.D.~0.7 (0.02)		N.D.~31.56 (0.44)	[27]
	成都	26.3~553 (113)	0.308~6.67 (1.27)	N.D.~26.5 (2.29)	0.227~7.01 (1.39)	N.D.~13.1 (1.08)	N.D.~18.4 (2.18)	N.D.	N.D.~3.5 (0.37)	N.D.	[11]
	电子垃圾拆解区域(台州)	N.D.~12.3 (4.59)	0.03~8.35 (2.04)							0.08~8.81 (2.63)	[35]
	电子垃圾拆解工业园(贵屿)	366~108 000 (2 350)								82.6~98 300 (10 800)	[36]
	电子垃圾拆解工业园周边(贵屿)	N.D.~4 060 (491)								N.D.~8 490 (293)	[36]
	电线回收工业园(清远)	N.D.~25 900 (4 820)								25.2~1 230 (270)	[36]
	电线回收工业园周边(清远)	N.D.~2 400 (396)								1.02~766 (131)	[36]
	化工园区(寿光)	N.D.~35.30 (3.83)								N.D.~387 (44.60)	[36]
污染场地周边	小清河(寿光)	0.19~18.70 (4.61)								0.26~83.70 (17.90)	[36]

注:a 代表质量分数范围(平均值),N.D.代表未检出,空白代表未检测。

对污染场地双酚类污染物浓度分析发现,在电子垃圾拆解和回收场地,污染物浓度极高^[35]。在广东贵屿电子垃圾拆解工业园区土壤中 BPA 平均质量分数为 2 350 ng/g,最高检出质量分数高达 108 000 ng/g;TBBPA 平均质量分数为 10 800 ng/g,最高检出质量分数高达 98 300 ng/g。在广东清远电线回收工业园区土壤中 BPA 平均质量分数为 4 820 ng/g,最高检出质量分数高达 25 900 ng/g;TBBPA 平均质量分数为 270 ng/g,最高检出质量分数高达 1 230 ng/g。在工业园区周边土壤中,双酚类污染物浓度低于园区内土壤,但浓度仍然较高。在广东贵屿电子垃圾拆解工业园区周边土壤中 BPA 平均质量分数为 491 ng/g,最高检出质量分数高达 4 060 ng/g;TBBPA 平均质量分数为 293 ng/g,最高检出质量分数高达 8 490 ng/g。在广东清远电线回收工业园区周边土壤中 BPA 平均质量分数为 396 ng/g,最高检出质量分数高达 2 400 ng/g;TBBPA 平均质量分数为 131 ng/g,最高检出质量分数高达 766 ng/g。以上结果表明在电子垃圾拆解和回收场地以及化工工业园区内 BPA 和 TBBPA 存在严重污染问题,但对于其他双酚类化合物缺少监测数据。

土壤中作为复杂的环境介质,双酚类化合物在其中具有持久性特点。除了对土壤中动植物产生危害,以及通过植物富集对人体也产生潜在危害,还可以通过地表径流和地下渗透等方式进入地表水和地下水等其

他环境介质,存在明显的环境风险。因此,需要关注土壤中双酚类污染物的长效环境影响及其在生态系统中的综合效应。针对潜在污染场地,需要关注不同双酚类污染物污染浓度,制定检测与控制标准,加强污染物源头控制。同时开发相关土壤修复技术,对现有污染场地进行有效修复,预防其扩散转移。

3 我国双酚类化合物人体暴露与健康风险

3.1 双酚类污染物在我国居民人体暴露情况

自然环境中双酚类污染物可以通过多种途径进入人体,威胁人体健康。此外,日常生活中,双酚类化合物在各类工业产品中均普遍存在,人体可以通过饮食摄入、皮肤接触、呼吸吸入等过程接触到这些污染物,产生人体暴露情况。

食物和瓶装饮用水是人体摄入双酚类化合物的主要来源。由于环氧树脂被用作食品罐头和容器的内涂层材料,双酚类化合物可能会从这些包装材料中浸出,在储存过程中污染特定的食品。通过中国主要城市收集的 151 个罐头产品样本,研究结果表明在罐头产品中 BPA、BPF 和 BPS 的检出率分别为 92.1%、45.0%和49.5%, BPA、BPF 和 BPS 检出最高质量分数分别为 837、75.4、1.6 ng/g^[37]。据估计,中国消费者每天从罐头产品中对 BPA、BPF 和 BPS 的摄入量分别为 32.9、5.1 和 0.2 ng/kg;从餐饮产品(包括罐装和非罐装)食品中对 BPA、BPF 和 BPS 的摄入量分别为 55.2、12.0 和 5.4 ng/kg。我国 11 个品牌的聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)瓶装水中检测到 BPA、BPE 和 BPAF 的平均质量浓度分别为 20.8、1.8 和 2.2 ng/L;10 个品牌的在聚碳酸酯(PC)瓶装水中检测到 BPA、BPS、BPAP 和 BPAF 的平均质量浓度分别为 1 394.3、1.9、1.4 和 1.0 ng/L^[38]。

通过皮肤接触摄入也是双酚类化合物重要暴露途径,据评估,我国普通人群每天通过接触热敏纸经皮肤吸附而摄入的 BPA 及其替代品为 0.025 ng/kg^[39]。对经常接触的学生用品中双酚类化合物调查,发现笔记本等纸张样品、尺子和笔等塑料样品、书包等纺织用品、橡皮等橡胶用品中 BPA、BPF 和 BPS 大多被检出, TBBPA 也在纺织和塑料用品中广泛检出^[40]。另外一项研究中,据估算,女性每天通过连裤袜接触到 BPS 的皮肤剂量高达 45.9 ng/kg^[41]。这些结果表明,纸制品、学生用品和连裤袜均是双酚类污染物重要来源,通过皮肤接触含双酚类化合物的日用品导致的人体暴露风险值得关注。此外,室内灰尘因为吸附各类污染物,也被认为是人体摄入双酚类污染物的途径之一^[42]。

由于双酚类化合物在日常生活中存在广泛的暴露途径,因此,在人体内暴露浓度评估尤为重要。目前,针对我国居民人体暴露研究中,已在人体尿液、血液、母乳中检出多种双酚类化合物。通过对高淳地区学龄前儿童尿液中 BPA、BPF、BPS 和 BPAF 的检测,BPA 和 BPS 是其主要检出污染物,4 种双酚类化合物的总质量浓度范围为 2~3 113.1 ng/L,平均质量浓度为 648.6 ng/L^[43]。深圳宝安工业区非职业暴露性的白领人群血液样品中也发现了双酚类物质,除 BPB 检出率为 27.5%外,其余 8 种双酚类化合物的检出率均大于 72%,其中 BPA、BPP、BPB、BPF 检出的平均质量浓度最高,分别为 42.062、2.083、0.765、0.578 ng/mL^[44]。另一项调查研究中,杭州哺乳期妇女的母乳样本中 BPA、BPS、BPAF 均有检出,平均质量浓度分别为 2.5、0.19、0.092 ng/mL^[45]。以上研究均表明,BPA 通常具有明显最高的人体暴露浓度,其他多种双酚类化合物也不同程度的存在。

3.2 双酚类污染物对我国居民健康风险

BPA 最早被发现具有明显的内分泌干扰作用,之后作为其代替品的其他双酚类化合物也被证明存在内分泌干扰作用。暴露于这些内分泌干扰物可以影响人类生殖健康。在浙江大学医学院附属妇产医院生殖中心的一项调查发现,体内高浓度 BPA 将影响女性卵子数目以及受孕率^[46]。在另一项研究中也发现了相同结果,体内高浓度 BPA 增加了女性不孕不育的风险,特别是对于 30 岁以上女性^[47]。此外,在国外的报道中,BPA 暴露也显著影响了男性精子数量和活性^[48]。

随着研究推进,双酚类化合物被发现能够诱发癌症、糖尿病、心血管疾病、肥胖和儿童哮喘^[49]。据报道,BPA 可以增强卵巢癌细胞的迁移和侵袭,并通过激活典型的信号通路诱导癌细胞的转移^[50]。BPS、BPF、

BPAF 等双酚类化合物也可以促进乳腺癌细胞增殖^[51-52]。双酚类化合物可以影响葡萄糖代谢,进而增加糖尿病风险^[53]。也有研究发现 BPA、BPF、BPS 体内浓度与青少年肥胖问题密切相关^[54]。刘惠楠等^[55]综述了双酚类化合物对脂肪生成和代谢、肝组织脂代谢的影响以及致肥胖作用,并分析了内在毒理机制。

此外,近期发现双酚类化合物还可以增加神经性疾病风险。2024 年,Xu 等^[56]综述了双酚类化合物增加神经退行性疾病的风险方面的研究,可以诱发帕金森病、阿尔茨海默病和肌萎缩侧索硬化症等,导致认知异常和行为障碍。

4 双酚类污染物治理方案与政策建议

双酚类污染物的防治需要综合运用多种技术和政策手段,从源头控制、污染治理、监测评估、政策法规、公众教育等方面入手。新污染物治理方案与政策在我国已得到了高度重视和积极推进,双酚类污染物作为内分泌干扰物也属于新污染物管控范畴。根据国务院办公厅于 2022 年 5 月印发的《新污染物治理行动方案》,明确了“筛、评、控”和“禁、减、治”的总体工作思路。双酚类污染物治理要遵循新污染物治理思路,还需要制定专门的行动方案,有效防范环境与健康风险。

首先,需要进一步加强源头控制,通过改进生产工艺、使用替代材料等方式,减少双酚类物质的排放和使用。在相关产品端,国家卫生健康委员会与国家市场监督管理总局以 2023 年第 6 号公告的形式发布了《食品安全国家标准 食品接触用塑料材料及制品》(GB 4806.7—2023)^[57],明确了 BPA 和 BPS 在某些食品接触用塑料中质量分数限制标准 0.05 mg/kg。这也意味着我国对于 BPA 和 BPS 的管控日益重视。但对于其他双酚类化合物质量分数还缺乏相关要求,相关标准未来值得进一步关注。

其次,结合不同技术手段,强化污染治理。目前针对水环境中双酚类污染物去除,已开发多种手段,包括微生物、酶等生物技术以及活性炭、壳聚糖等物理化学吸附技术^[49]。但对于污染土壤场地等环境中污染去除还缺乏研究。针对污水处理厂、污染场地等重要环境介质,未来应该结合高级氧化、膜分离等不同技术开发污染去除手段。同时完善标准建设,制定双酚类污染物在污水处理厂排放标准以及污染场地治理标准等。

最后,将双酚类污染物纳入检测体系,加强环境检测与评估,系统掌握污染现状与变化趋势,为污染防治提供更加系统的数据支撑。特别是在水源地、近海岸、发达区域、城市内部流域、化工生产企业周边、电子产品拆解区域等进行重点检测。

针对双酚类化合物污染现状和潜在健康风险,未来应综合考虑其多种进入途径以及迁移规律,采取系统性和综合性的防治措施进行环境治理和污染控制,建议对不同的双酚类化合物制定分类管理策略和合理的限制使用要求、对潜在污染源进行长期监测、对污染场地进行有效修复。

5 总结与展望

围绕双酚类化合物环境污染和危害,系统梳理了双酚类化合物在我国自然环境介质中来源与分布现状、人体暴露与健康风险方面的研究进展。总结与展望如下:

双酚类物质通过多种途径进入环境介质,包括工业排放废水和废物、污水处理厂出水、垃圾填埋场渗沥、污泥的土壤施用、农业化肥农药的应用、地表径流、大气沉降等。同时在不同环境介质中,双酚类污染物存在相互转移的情况。

在我国地表水、沉积物以及土壤样品调查过程中,BPA 通常是主要污染物,但在地表水环境中,BPS、BPF、BPAF 在某些区域浓度分布更高。在地表水和沉积物中分布存在明显时空异质性。经济发达地区,如长江三角洲和珠江三角洲,环境浓度明显更高。同时城市内部河流地表水中浓度也相对较高。季节变化也会造成地表水浓度差异,特别是雨季通过地表径流对陆地污染物的冲刷,带来更大污染物进入地表水体,值得特别关注。近海岸沉积物中也不同程度的检测到双酚类污染物,尽管浓度明显低于内陆湖泊和河流中沉积物,但对海洋生物也会带来潜在危害。土壤中,电子废物拆解和回收的过程,明显带来该区域及周边双酚

类化合物污染,但目前只检测了 BPA 和 TBBPA 两种污染物,缺少对于其他双酚类污染物监测数据。同时这些污染场地必须进行有效治理,防止对于其他环境介质的进一步污染。环境介质中高浓度的双酚类化合物势必对生态系统和人类健康产生潜在威胁。

双酚类化合物可以通过多种途径从自然环境进入人体,同时日常生活用品也包含各类双酚类化合物,可以通过饮食摄入、皮肤接触、呼吸吸收等作用进入人体。BPA 是在我国居民人体暴露过程中最主要的污染物,其他双酚类化合物也有不同程度检出。在我国某些地区人体尿液、血液、母乳样品中均有检出双酚类化合物,但研究样本还较为有限。双酚类化合物被发现能够影响生殖健康、诱发癌症、糖尿病、心血管疾病、肥胖、神经退行性疾病,对人类健康产生巨大风险。

目前,在我国水环境和沉积物中双酚类污染物分布方面研究较多,但在土壤环境中分布研究还研究不足,此外更是缺乏对于地下水中的分布情况调查。因此,土壤和地下水等介质中双酚类污染物分布情况值得深入调查研究。我国人体暴露方面的研究,主要关注 BPA,但对于其他双酚类污染物的关注有限。未来有必要加强其他双酚类化合物的研究,以及双酚类污染物联合毒性作用方面研究,同时对人体不同器官中暴露情况进行全面调查。

参考文献:

- [1]EFSA CEF Panel. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs[J]. EFSA Journal, 2015, 13(1): 3978. DOI:10.2903/j.efsa.2015.3978.
- [2]EFSA CEP Panel, LAMBRÉ C, BARAT BAVIERA J M, et al. Re-evaluation of the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs[J]. EFSA Journal, 2023, 21(4): e06857. DOI:10.2903/j.efsa.2023.6857.
- [3]CHEN D, KANNAN K, TAN H L, et al. Bisphenol analogues other than BPA: Environmental occurrence, human exposure, and toxicity: A review[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(11): 5438-5453. DOI:10.1021/acs.est.5b05387.
- [4]QADEER A, KIRSTEN K L, AJMAL Z, et al. Alternative plasticizers as emerging global environmental and health threat; Another regrettable substitution? [J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(3): 1482-1488. DOI:10.1021/acs.est.1c08365.
- [5]DUEÑAS-MORENO J, MORA A, CERVANTES-AVILÉS P, et al. Groundwater contamination pathways of phthalates and bisphenol A: Origin, characteristics, transport, and fate - A review[J]. Environment International, 2022, 170: 107550. DOI:10.1016/j.envint.2022.107550.
- [6]ZHANG S, FAN Y F, QIAN X, et al. Occurrence, source apportionment and ecological risk of bisphenol analogues in river sediments in areas with different land use patterns[J]. Journal of Environmental Management, 2024, 359: 121041. DOI:10.1016/j.jenvman.2024.121041.
- [7]SUN Q, WANG Y W, LI Y, et al. Fate and mass balance of bisphenol analogues in wastewater treatment plants in Xiamen City, China[J]. Environmental Pollution, 2017, 225: 542-549. DOI:10.1016/j.envpol.2017.03.018.
- [8]HUANG Z, ZHAO J L, YANG Y Y, et al. Occurrence, mass loads and risks of bisphenol analogues in the Pearl River Delta region, South China: Urban rainfall runoff as a potential source for receiving rivers[J]. Environmental Pollution, 2020, 263: 114361. DOI:10.1016/j.envpol.2020.114361.
- [9]SONG S J, SONG M Y, ZENG L Z, et al. Occurrence and profiles of bisphenol analogues in municipal sewage sludge in China [J]. Environmental Pollution, 2014, 186: 14-19. DOI:10.1016/j.envpol.2013.11.023.
- [10]PANG L, YANG H Q, LV L N, et al. Occurrence and estrogenic potency of bisphenol analogs in sewage sludge from wastewater treatment plants in Central China[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2019, 77(3): 461-470. DOI: 10.1007/s00244-019-00663-4.
- [11]LIAO M X, GAN Z W, SUN W Y, et al. Spatial distribution, source identification, and potential risks of 14 bisphenol analogues in soil under different land uses in the megacity of Chengdu, China[J]. Environmental Pollution, 2024, 352: 124064. DOI:10.1016/j.envpol.2024.124064.

- [12] CHEN W P, XU J, LU S D, et al. Fates and transport of PPCPs in soil receiving reclaimed water irrigation[J]. Chemosphere, 2013, 93(10): 2621-2630. DOI:10.1016/j.chemosphere.2013.09.088.
- [13] AKRAM R, IQBAL R, HUSSAIN R, et al. Evaluation of Oxidative stress, antioxidant enzymes and genotoxic potential of bisphenol A in fresh water bighead carp (*Aristichthys nobilis*) fish at low concentrations[J]. Environmental Pollution, 2021, 268: 115896. DOI:10.1016/j.envpol.2020.115896.
- [14] SANTOS J D S, PONTES M D S, DE SOUZA M B, et al. Toxicity of bisphenol A (BPA) and its analogues BPF and BPS on the free-floating macrophyte *Salvinia biloba*[J]. Chemosphere, 2023, 343: 140235. DOI:10.1016/j.chemosphere.2023.140235.
- [15] STANISZEWSKA M, NEHRING I, MUDRAK-CEGIOŁKA S. Changes of concentrations and possibility of accumulation of bisphenol A and alkylphenols, depending on biomass and composition, in zooplankton of the Southern Baltic (Gulf of Gdansk) [J]. Environmental Pollution, 2016, 213: 489-501. DOI:10.1016/j.envpol.2016.03.004.
- [16] LI D, CHEN H X, BI R, et al. Individual and binary mixture effects of bisphenol A and lignin-derived bisphenol in *Daphnia magna* under chronic exposure[J]. Chemosphere, 2018, 191: 779-786. DOI:10.1016/j.chemosphere.2017.10.022.
- [17] YAN Z Y, LIU Y H, YAN K, et al. Bisphenol analogues in surface water and sediment from the shallow Chinese freshwater lakes: Occurrence, distribution, source apportionment, and ecological and human health risk[J]. Chemosphere, 2017, 184: 318-328. DOI:10.1016/j.chemosphere.2017.06.010.
- [18] LIU Y H, ZHANG S H, SONG N H, et al. Occurrence, distribution and sources of bisphenol analogues in a shallow Chinese freshwater lake (Taihu Lake): Implications for ecological and human health risk[J]. Science of the Total Environment, 2017, 599: 1090-1098. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.05.069.
- [19] WANG H, TANG Z, LIU Z H, et al. Occurrence, spatial distribution, and main source identification of ten bisphenol analogues in the dry season of the Pearl River, South China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29(18): 27352-27365. DOI:10.1007/s11356-021-17647-4.
- [20] ZHAO X, QIU W H, ZHENG Y, et al. Occurrence, distribution, bioaccumulation, and ecological risk of bisphenol analogues, parabens and their metabolites in the Pearl River Estuary, South China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 180: 43-52. DOI:10.1016/j.ecoenv.2019.04.083.
- [21] GAO Y, XIAO S K, WU Q, et al. Bisphenol analogues in water and sediment from the Beibu Gulf, South China Sea: Occurrence, partitioning and risk assessment[J]. Science of the Total Environment, 2023, 857: 159445. DOI:10.1016/j.scitotenv.2022.159445.
- [22] HUANG C, WU L H, LIU G Q, et al. Occurrence and ecological risk assessment of eight endocrine-disrupting chemicals in urban river water and sediments of South China[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2018, 75(2): 224-235. DOI:10.1007/s00244-018-0527-9.
- [23] ZHENG C Y, LIU J C, REN J H, et al. Occurrence, distribution and ecological risk of bisphenol analogues in the surface water from a water diversion project in Nanjing, China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019, 16(18): 3296. DOI:10.3390/ijerph16183296.
- [24] GONG J, DUAN D D, YANG Y, et al. Seasonal variation and partitioning of endocrine disrupting chemicals in waters and sediments of the Pearl River system, South China[J]. Environmental Pollution, 2016, 219: 735-741. DOI:10.1016/j.envpol.2016.07.015.
- [25] WANG Y L, ZHANG X T, GUO F, et al. Estimating the temporal and spatial distribution and threats of bisphenol A in temperate lakes using machine learning models[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2024, 269: 115750. DOI:10.1016/j.ecoenv.2023.115750.
- [26] WAN Y J, XIA W, YANG S Y, et al. Spatial distribution of bisphenol S in surface water and human serum from Yangtze River watershed, China: Implications for exposure through drinking water[J]. Chemosphere, 2018, 199: 595-602. DOI:10.1016/j.chemosphere.2018.02.040.
- [27] QIN Y H, LIU J C, HAN L, et al. Medium distribution, source characteristics and ecological risk of bisphenol compounds in agricultural environment[J]. Emerging Contaminants, 2024, 10(2): 100292. DOI:10.1016/j.emcon.2023.100292.
- [28] IM J, LÖFFLER F E. Fate of bisphenol A in terrestrial and aquatic environments[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(1): 1-11. DOI:10.1021/acs.est.3c08888.

- 2016, 50(16): 8403-8416. DOI:10.1021/acs.est.6b00877.
- [29] LIAO C Y, SHI J B, WANG X Y, et al. Occurrence and distribution of parabens and bisphenols in sediment from northern Chinese coastal areas[J]. Environmental Pollution, 2019, 253: 759-767. DOI:10.1016/j.envpol.2019.07.076.
- [30] YUAN X T, YANG X L, ZHANG A G, et al. Distribution, potential sources and ecological risks of two persistent organic pollutants in the intertidal sediment at the Shuangtaizi Estuary, Bohai Sea of China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 114(1): 419-427. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.09.058.
- [31] STAPLES C, FRIEDERICH U, HALL T, et al. Estimating potential risks to terrestrial invertebrates and plants exposed to bisphenol A in soil amended with activated sludge biosolids[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2010, 29(2): 467-475. DOI:10.1002/etc.49.
- [32] VERDÚ I, TRIGO D, MARTÍNEZ-GUITARTE J L, et al. Bisphenol A in artificial soil: Effects on growth, reproduction and immunity in earthworms[J]. Chemosphere, 2018, 190: 287-295. DOI:10.1016/j.chemosphere.2017.09.122.
- [33] KIM D, KWAK J I, AN Y J. Effects of bisphenol A in soil on growth, photosynthesis activity, and genistein levels in crop plants (*Vigna radiata*)[J]. Chemosphere, 2018, 209: 875-882. DOI:10.1016/j.chemosphere.2018.06.146.
- [34] XU Y W, HU A L, LI Y R, et al. Determination and occurrence of bisphenol A and thirteen structural analogs in soil[J]. Chemosphere, 2021, 277: 130232. DOI:10.1016/j.chemosphere.2021.130232.
- [35] WEI D L, YUAN K J, AI F X, et al. Occurrence, spatial distributions, and temporal trends of bisphenol analogues in an E-waste dismantling area: Implications for risk assessment[J]. Science of the Total Environment, 2023, 867: 161498. DOI:10.1016/j.scitotenv.2023.161498.
- [36] GE X, MA S T, HUO Y P, et al. Mixed bromine/chlorine transformation products of tetrabromobisphenol A: Potential specific molecular markers in e-waste dismantling areas[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 423: 127126. DOI:10.1016/j.jhazmat.2021.127126.
- [37] CAO P, ZHONG H N, QIU K, et al. Exposure to bisphenol A and its substitutes, bisphenol F and bisphenol S from canned foods and beverages on Chinese market[J]. Food Control, 2021, 120: 107502. DOI:10.1016/j.foodcont.2020.107502.
- [38] WANG H, LIU Z H, TANG Z, et al. Bisphenol analogues in Chinese bottled water: Quantification and potential risk analysis[J]. Science of the Total Environment, 2020, 713: 136583. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.136583.
- [39] YANG Y J, YANG Y, ZHANG J, et al. Assessment of bisphenol A alternatives in paper products from the Chinese market and their dermal exposure in the general population[J]. Environmental Pollution, 2019, 244: 238-246. DOI:10.1016/j.envpol.2018.10.049.
- [40] DING T D, CAI M, WU C C, et al. Distribution profiles of bisphenols in school supplies and implications for human exposure[J]. Science of the Total Environment, 2022, 849: 157938. DOI:10.1016/j.scitotenv.2022.157938.
- [41] LI A J, KANNAN K. Elevated concentrations of bisphenols, benzophenones, and antimicrobials in pantyhose collected from six countries[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(18): 10812-10819. DOI:10.1021/acs.est.8b03129.
- [42] ZHANG H, QUAN Q, ZHANG M Y, et al. Occurrence of bisphenol A and its alternatives in paired urine and indoor dust from Chinese university students: Implications for human exposure[J]. Chemosphere, 2020, 247: 125987. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.125987.
- [43] LIU Y H, YAN Z Y, ZHANG Q, et al. Urinary levels, composition profile and cumulative risk of bisphenols in preschool-aged children from Nanjing suburb, China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 172: 444-450. DOI:10.1016/j.ecoenv.2019.02.002.
- [44] GAO C Z, HE H H, QIU W H, et al. Oxidative stress, endocrine disturbance, and immune interference in humans showed relationships to serum bisphenol concentrations in a dense industrial area[J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(3): 1953-1963. DOI:10.1021/acs.est.0c07587.
- [45] JIN H B, XIE J H, MAO L L, et al. Bisphenol analogue concentrations in human breast milk and their associations with postnatal infant growth[J]. Environmental Pollution, 2020, 259: 113779. DOI:10.1016/j.envpol.2019.113779.
- [46] SHEN J, KANG Q M, MAO Y C, et al. Urinary bisphenol A concentration is correlated with poorer oocyte retrieval and embryo implantation outcomes in patients with tubal factor infertility undergoing *in vitro* fertilisation[J]. Ecotoxicology and Environmental

- Safety, 2020, 187: 109816. DOI:10.1016/j.ecoenv.2019.109816.
- [47] WANG B, ZHOU W, ZHU W T, et al. Associations of female exposure to bisphenol A with fecundability: Evidence from a preconception cohort study[J]. Environment International, 2018, 117: 139-145. DOI:10.1016/j.envint.2018.05.003.
- [48] RADWAN M, WIELGOMAS B, DZIEWIRSKA E, et al. Urinary bisphenol A levels and male fertility[J]. American Journal of Men's Health, 2018, 12(6): 2144-2151. DOI:10.1177/1557988318799163.
- [49] CATENZA C J, FAROOQ A, SHUBEAR N S, et al. A targeted review on fate, occurrence, risk and health implications of bisphenol analogues[J]. Chemosphere, 2021, 268: 129273. DOI:10.1016/j.chemosphere.2020.129273.
- [50] HUI L, LI H Y, LU G, et al. Low dose of bisphenol A modulates ovarian cancer gene expression profile and promotes epithelial to mesenchymal transition *via* canonical Wnt pathway[J]. Toxicological Sciences, 2018, 164(2): 527-538. DOI:10.1093/toxsci/kfy107.
- [51] HUANG W, ZHAO C, ZHONG H, et al. Bisphenol S induced epigenetic and transcriptional changes in human breast cancer cell line MCF-7[J]. Environmental Pollution, 2019, 246: 697-703. DOI:10.1016/j.envpol.2018.12.084.
- [52] LEI B L, SUN S, XU J, et al. Low-concentration BPAF- and BPF-induced cell biological effects are mediated by ROS in MCF-7 breast cancer cells[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25(4): 3200-3208. DOI:10.1007/s11356-017-9709-7.
- [53] DUAN Y S, YAO Y M, WANG B, et al. Association of urinary concentrations of bisphenols with type 2 diabetes mellitus: A case-control study[J]. Environmental Pollution, 2018, 243: 1719-1726. DOI:10.1016/j.envpol.2018.09.093.
- [54] LIU B Y, LEHMLER H J, SUN Y B, et al. Association of bisphenol A and its substitutes, bisphenol F and bisphenol S, with obesity in United States children and adolescents[J]. Diabetes & Metabolism Journal, 2019, 43(1): 59-75. DOI:10.4093/dmj.2018.0045.
- [55] 刘惠楠, 孙振东, 刘倩, 等. 合成酚类化合物的脂代谢干扰效应与致肥胖作用[J]. 色谱, 2024, 42(2): 131-141. DOI:10.3724/SP.J.1123.2023.12018
- [56] XU Y Q, NIE J, LU C H, et al. Effects and mechanisms of bisphenols exposure on neurodegenerative diseases risk: A systemic review[J]. Science of the Total Environment, 2024, 919: 170670. DOI:10.1016/j.scitotenv.2024.170670.
- [57] 中华人民共和国国家卫生健康委员会. GB 4806.7—2023 食品安全国家标准 食品接触用塑料材料及制品[S]. 北京: 中国标准出版社, 2024.

