

环境介质中防晒剂的残留与毒性研究进展

焦蒙, 杨娟

西南林业大学生态与环境学院, 云南昆明 650224

摘要: 紫外线辐射可引起短期皮肤晒伤、长期皮肤红斑和色素沉着等健康问题, 甚至导致皮肤癌等严重病变。为减弱紫外线辐射造成的伤害, 防晒剂被添加进各种产品中。综述了近10年来紫外防晒剂在水环境 (<LOD~6 969 ng/L)、沉积物 (<LOD~126.5 ng/g)、水生生物 (LOD~11 875 ng/g)、普通人群 (<LOD~525 ng/mL)、室内灰尘 (66.6~60 600 ng/g) 等环境介质中的暴露水平研究结果, 讨论了环境中防晒剂的毒性效应, 包括遗传毒性、生殖发育毒性、内分泌干扰毒性、联合暴露毒性以及降解产物毒性, 并展望了该领域未来的研究方向, 以期防晒剂的安全使用和科学管控提供参考。

关键词: 防晒剂; 污染水平; 毒性效应

中图分类号: X592 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-6002(2024)04-0019-11

DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2024.04.03

Research Progress on Residues and Toxicity of Sunscreens in Environmental Media

JIAO Meng, YANG Juan

School of Ecology and Environment, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China

Abstract: UV radiation can cause health problems such as short-term sunburn, long-term skin erythema and hyperpigmentation, and even lead to serious lesions such as skin cancer. To attenuate the damage caused by UV radiation, sunscreens are added to various products. The exposure levels of UV sunscreens in environmental media such as aqueous environments (<LOD-6969 ng/L), sediments (<LOD-126.5 ng/g), aquatic organisms (LOD-11875 ng/g), the general population (<LOD-525 ng/mL), and indoor dust (66.6-60600 ng/g) in the last 10 years were reviewed in this paper, and the toxic effects of sunscreens in the environment were discussed, including genotoxicity, reproductive developmental toxicity, endocrine disrupting effect, combined exposure toxicity and degradation product toxicity, and the future research directions in this field were envisioned, with a view to providing references for the safe use of sunscreens and the scientific control of sunscreens.

Keywords: sunscreens; pollution levels; toxic effects

近年来, 过度暴露于紫外线辐射导致的人体健康问题备受关注, 主要包括短期辐射导致的皮肤晒伤和长期辐射导致的皮肤红斑、色素沉着, 甚至还包括皮肤癌等严重病变。为了减弱紫外线对人体皮肤造成的伤害, 防晒剂被广泛添加到个人护理产品中。通常, 防晒剂分为有机紫外吸收剂和无机紫外屏蔽剂两大类。有机紫外吸收剂是利用结合羰基的芳香族化合物中的共轭体系的 π - π^* 跃迁吸收紫外线, 通过分子共振产生共振量子, 将吸收的紫外线转化为热能等其他形式的能量释放出来, 从而起到防护作用。无机紫外屏蔽剂则通过纳米二氧化钛 ($n\text{TiO}_2$) 或纳米氧化锌

($n\text{ZnO}$) 在皮肤表面形成阻挡层, 折射或反射紫外线, 从而避免光入侵皮肤。我国《化妆品安全技术规范(2015年版)》规定的可以在化妆品中使用的防晒剂有27种, 其中25种为有机紫外防晒剂, 2种为无机紫外屏蔽剂。

防晒剂的大量使用使得其在环境介质中的残留浓度逐年上升, 并产生了一系列潜在的生态环境问题。本文基于前人研究成果, 对近10年来国内外不同环境介质中的防晒剂的残留水平和生物毒性进行了综述, 并在此基础上提出了今后的研究方向, 以期防晒剂的安全使用和科学管控提供参考。

收稿日期: 2023-04-19; **修订日期:** 2024-01-10

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(22166033); 云南省科技厅重点研发计划项目(202203AC100001); 云南省科技厅基础研究专项项目(202101AT070046); 云南省科技厅农业联合专项项目(202101BD070001-112)

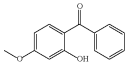
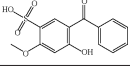
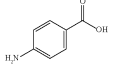
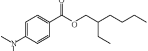
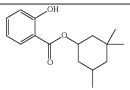
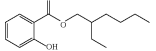
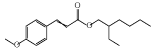
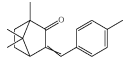
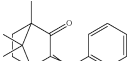
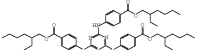
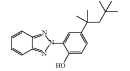
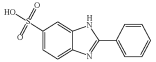
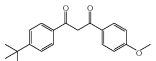
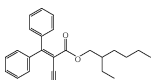
第一作者简介: 焦蒙(1999-), 女, 陕西咸阳人, 在读硕士研究生。

通讯作者: 杨娟

1 防晒剂的环境残留

表1列出了常见的有机紫外防晒剂种类。据调查,防晒剂普遍存在于水体^[1]、沉积物^[2]、水生生物^[3]、普通人群^[4-5]、室内环境^[2,6]中,且持久存在。其检测分析方法种类多样,包括气相色谱法(GC)、高效液相色谱法(HPLC)、气相色谱-质谱法(GC-MS)、气相色谱-质谱联用法(GC-MS/MS)、液相色谱-质谱法(LC-MS)、高效液相色谱-质谱联用法(HPLC-MS/MS)^[7-12]。目前,大多数研究采用气相色谱质谱联用仪和液相色谱质谱联用仪检测分析环境介质中防晒剂的浓度水平。表2对典型仪器分析方法的检出限(LOD)、定量限(LOQ)和回收率进行了对比。通过对比可知,液相色谱质谱联用法(LC-MS/MS)的检出限和定量限最低,且回收率在60%~130%之间,能够满足环境样品中多数防晒剂的定量分析需求。

表1 常见有机紫外防晒剂种类
Table 1 Common types of organic UV sunscreens

类别	中文名	INCI名称	缩写	CAS号	结构	lgK _{ow}
二苯甲酮类	二苯酮-3	Benzophenone-3	BP-3	131-57-7		3.79
	二苯酮-4	Benzophenone-4	BP-4	4065-45-6		0.37
对氨基苯甲酸及其衍生物类	对氨基苯甲酸	PABA	PABA	150-13-0		0.83
	对二甲氨基苯甲酸异辛酯	Ethylhexyl dimethyl PABA	OD-PABA	21245-02-3		5.77
水杨酸盐类	胡莫柳酯	Homosalate	HMS	118-56-9		6.16
	水杨酸乙基己酯	Ethylhexyl salicylate	EHS	118-60-5		5.97
肉桂酸类	甲氧基肉桂酸乙基己酯	Ethylhexyl methoxycinnamate	EHMC	5466-77-3		5.80
樟脑衍生物类	4-甲基苄亚基樟脑	4-Methylbenzylidene camphor	4-MBC	36861-47-9		4.95
	3-亚苄基樟脑	3-Benzylidene camphor	3-BC	15087-24-8		5.37
三嗪类	乙基己基三嗪酮	Ethylhexyltriazone	EHT	88122-99-0		—
苯并三唑类	奥克三唑	Octrizole	UV-329	3147-75-9		6.21
苯并咪唑衍生物	2-苯基苯并咪唑-5-磺酸	Phenyl benzimidazole sulfonic acid	PBSA	27503-81-7		0.16
烷烃类	丁基甲氧基二苯甲酰基甲烷(阿伏苯宗)	Butyl methoxydibenzoylmethane	BM-DBM	70356-09-1		4.51
其他	奥克立林	Octocrylene	OC	6197-30-4		6.88

注:“—”表示文献未提及。

1.1 水环境

防晒剂既可通过化工厂废水的直接排放入水环境,也可通过游泳、淋浴、冲浪等水上娱乐活动进入水环境。水环境中防晒剂的检出浓度通常可达到 ng/L 至 μg/L,且呈逐年上升趋势^[13]。

MS)、液相色谱-质谱法(LC-MS)、高效液相色谱-质谱联用法(HPLC-MS/MS)^[7-12]。目前,大多数研究采用气相色谱质谱联用仪和液相色谱质谱联用仪检测分析环境介质中防晒剂的浓度水平。表2对典型仪器分析方法的检出限(LOD)、定量限(LOQ)和回收率进行了对比。通过对比可知,液相色谱质谱联用法(LC-MS/MS)的检出限和定量限最低,且回收率在60%~130%之间,能够满足环境样品中多数防晒剂的定量分析需求。

乐活动进入水环境。水环境中防晒剂的检出浓度通常可达到 ng/L 至 μg/L,且呈逐年上升趋势^[13]。

表 2 不同检测方法的防晒剂检出限、定量限及回收率参数对比
Table 2 Comparison of limit of detection, limit of quantification and recovery of sunscreen agents by different detection methods

检测方法	检出限	定量限	回收率/%	相对标准偏差/%	参考文献
气相色谱法	0.05~0.15 mg/kg	0.17~0.5 mg/kg	91.7~100.1	1.1~3.1	[8]
高效液相色谱法	0.5~20 mg/L	—	84.96~103.68	1.75~7.63	[9]
气相色谱-质谱法	—	0.6~15 ng/L	65~109	2~9	[10]
气相色谱-三重四极杆串联质谱法	0.017~0.057 ng/L	0.057~0.191 ng/L	71~127	2~9	[11]
高效液相色谱-三重四极杆串联质谱法	0.01~0.25 ng/g	—	62~122	0.9~12.7	[12]

注:以3倍信噪比($S/N \geq 3$)时的目标物含量为检出限,以10倍信噪比($S/N \geq 10$)时的目标物含量为定量限。“—”表示文献未提及。

MA等^[14]分析了长江流域中段水体中二苯甲酮类和对羟基苯甲酸酯类防晒剂的含量,发现对羟基苯甲酸的浓度最高(中位数为510 ng/L),其次是二苯酮-1(BP-1)(中位数为2.79 ng/L)和BP-3(中位数为1.78 ng/L),三者的检出率分别为100%、100%、95.8%。HU等^[11]研究了珠江流域2条主要河流中防晒剂的赋存情况,结果显示:共有9种防晒剂被检出,分别为HMS、EHS、BP-3、EHMC、2-(2-羟基-5-苯甲基)苯并三唑(UV-P)、2-叔丁基-6-(5-氯-2H-苯并三唑基)-4-甲基苯酚(UV-326)、2-(2'-羟基-3',5'-二特丁基苯基)-5-氯苯并三唑(UV-327)、2-[2-羟基-3,5-二(1,1-二甲基丙基苯基)]-2H-苯并三唑(UV-328)、奥克三唑(UV-329);9种防晒剂的平均浓度在1.20~87.2 ng/L之间,最大浓度在3.25~413 ng/L之间,检出率在35.7%~77.1%之间。WU等^[15]研究了上海4个主要污水处理厂废水中二苯甲酮类防晒剂(BPs)的浓度水平,发现BP-3(841~1320 ng/L)含量最高,其次为二苯甲酮(BP)(321~951 ng/L)、BP-4(241~375 ng/L)、BP-1(136~322 ng/L),且4种化合物的检出率均为100%。

CHIRIAC等^[16]调查了罗马尼亚5个主要城市废水和地表水中10种防晒剂的残留水平发现:废水中含量超过1000 ng/L的化合物是BP-1和2,3,4-三羟基二苯甲酮(2,3,4-THBP),对应的最高浓度分别为2787 ng/L和1108 ng/L,检出率均在80%以上;地表水中含量超过100 ng/L的化合物是BP-1、对羟基联苯(4-HBP)、EHS、二苯酮-8(BP-8),对应的最高浓度分别为206、159、139、108 ng/L,检出率均在60%以上。TSUI等^[17]调查了4个国家(中国、美国、日本、泰国)和北极地区的8个城市/区域地表水中12种防晒剂的浓度水平(中位浓度<250 ng/L),结果显示,最主要的3

种防晒剂分别是BP-3、OC、EHMC,对应的浓度水平分别在39~5429 ng/L、36~6812 ng/L、<LOD~4043 ng/L之间,检出率均在30%以上。VIMALKUMAR等^[18]调查了印度泰米尔纳德邦3条主要河流中苯并三嗪类防晒剂的浓度水平(未检出~31.3 ng/L),发现其检出率均在25%以上,中位数浓度表现为UV-329(7.0~12.3 ng/L)>UV-327(2.9~3.9 ng/L)>UV-9(同BP-3)(1.5~4.2 ng/L)>UV-326(1.4~3.6 ng/L)>UV-328(0.6~2.9 ng/L)>UV-P(0.6~2.2 ng/L)。由上可知,全球主要流域和城市水体中均已检测到防晒剂残留,其含量随气候、地理位置、城市规模等的差异而有所不同。

此外,自来水中也有防晒剂检出。DIAZ-CRUZ等^[19]调查了巴塞罗那大都市区自来水中防晒剂的残留情况,结果显示,BP-3、4-MBC、EHMC、OC、OD-PABA被广泛检出,最大浓度分别为290、35、260、170、110 ng/L。随后,LI等^[20]在香港自来水中也检测到了BPs、EHS、EHMC等防晒剂,最高浓度为17.8 ng/L,其中BP-3、BP-4的检出率均为100%。

污水处理厂可在一定程度上降解去除污水中的防晒剂。有研究表明^[15],在上海某采用A²/O污水处理工艺的污水处理厂,经处理后,污水中BPs防晒剂的浓度从384~2360 ng/L(进水)降至125~699 ng/L(出水),去除率在61%~83%之间。西班牙大加那利岛污水处理厂采用活性污泥作二级处理后,污水中苯并三嗪类防晒剂(BUVs)的浓度水平从4.9~1933 ng/L(进水)降至0.017~57.09 ng/L(出水)^[21]。虽然污水处理厂能够在一定程度上降解去除污水中的防晒剂,但出水中仍有防晒剂残留,这也成为水环境中防晒剂的重要来源。至此,防晒剂在地表水、饮用水和

废水均有广泛检出,其中BP-1、BP-3、OC、EHMC是检出频率最高的防晒剂种类。

1.2 沉积物

目前,沉积物样本中已检测出多种防晒剂。研究显示,渤海和黄海表层沉积物中防晒剂的总浓度水平(干重)在0.06~25.7 ng/g之间,主要的防晒剂种类为OC和UV-329,其含量分别占沉积物样品中防晒剂总含量的52%和15%^[22]。日本东京湾附近的海洋沉积物中,有7种防晒剂被检出,主要的防晒剂种类为BM-DBM、EHMC和OD-PABA,三者浓度之和占沉积物样品中防晒剂总浓度的60%以上^[23]。美国某批次沉积物样品中,至少有9种防晒剂被检出,其中BP-3和OC的检出率最高,分别为56%和65%^[24]。杨静等^[12]在上海郊区15个沉积物样本中检测出了5种双酚类化合物,对应的总含量为未检出~410 ng/kg,其中主要防晒剂种类为双酚A(BP-A),检出率达到了53%。以上研究说明,沉积物是防晒剂的重要环境富集介质,其中BP-3、EHMC和OC是沉积物中常见的防晒剂种类。出现以上情况的原因可能是防晒剂进入水环境后,由于其本身具有疏水性特征,使得沉积物中出现了防晒剂残留。

1.3 水生生物

除了水和沉积物,鱼类^[10]、珊瑚^[25]、虾^[26]等多种水生生物体内也检出了防晒剂残留。由于防晒剂具有亲脂性,其进入水环境后经水生生物吸收,可在多种生物组织和器官内富集。有报道称^[26],鲑鱼肝脏内BP-3和OC的含量(干重)最高可达到1 037 ng/g和11 875 ng/g,含量水平和检出频率远远高于虾类。可见,防晒剂可在水生生物体内发生生物富集作用,并在沿水生生物食物链传递的过程中发生生物放大作用。另外,防晒剂还可以通过亲本吸收和富集,跨代传递给子代。ZHOU等^[27]将F0代斑马鱼亲本测试组分别暴露在浓度为1、10、100 $\mu\text{g/L}$ 的EHMC中,得到的斑马鱼肌肉中目标物质的浓度(湿重)分别为102.19、925.70、6 514.88 ng/g, F1子代卵中EHMC的浓度(湿重)分别为22.22、146.13、1 184.52 ng/g。ALONSO等^[28]通过对巴西海豚母胎配对本进行分析,探讨了防晒剂在鲸类动物中发生母体转移的可能性。其研究结果显示,海豚胎儿肌肉中的OC含量(活重)远比母体本身要高,可达到11 130 ng/g。综上可知,水生生物

可以吸收、浓缩、富集防晒剂,防晒剂会在水生生物中发生生物富集、生物放大及亲子代间跨代传递作用。

1.4 普通人群

除了水、沉积物和水生生物外,研究人员在尿液、血液和母乳等人体代谢物样本中也检出了防晒剂残留^[29]。尿液样本可直观体现防晒剂的人体暴露水平。LI等^[20]调查了2018年1月中国香港53名小学和幼儿园儿童的尿液样本,结果显示:EHMC、BP-3浓度水平分别在0.92~81.3 ng/mL、0.25~30.5 ng/mL、<LOD~525 ng/mL之间;EHMC和BP-3的检出率一致,均为96.2%;BP-3的检出率在58.5%~88.7%之间。可见,防晒剂穿透皮肤屏障渗入体内后,一部分可在体内累积,一部分可通过代谢排出体外,但残留积累在生物器官、组织中的防晒剂的生理毒性效应机制仍有待进一步研究。

1.5 室内环境

人们的日常生活离不开室内环境,室内环境中防晒剂的浓度水平与人体健康息息相关。AO等^[30]调查了我国东部地区室内灰尘中的防晒剂浓度水平,发现BP-3、4-MBC、HMS、OC这4种防晒剂被普遍检出,浓度水平在66.6~56 123 ng/g之间,且OC的检出浓度最高。另外,DU等^[31]在室内灰尘和室内空气样本中检测到防晒剂,其中EHT和双-乙基己氧苯酚甲氧苯基三嗪(BEMT)的浓度水平较高。防晒剂在室内环境中的降解转化速率低于室外环境,从而延长了室内环境中的防晒剂暴露时间,这可能会对免疫力低下的人群(如婴幼儿、孕妇和老人等)的身体健康产生一定影响。

2 环境中防晒剂的毒性

环境介质中残留的防晒剂的毒性效应备受关注。目前,研究人员已针对藻类、蚤类、珊瑚、海胆、贝类、虾类、鱼类等水生生物(表3)开展了大量防晒剂毒性效应研究。相关研究多针对急性短期暴露,针对长期暴露下的慢性毒性效应的研究开展较少。基于前人报道,本文分别综述了防晒剂遗传毒性、生殖发育毒性、内分泌干扰毒性、联合暴露毒性、降解产物毒性方面的研究成果。

表 3 不同防晒剂对生物的毒性影响
Table 3 Toxic effects of different sunscreen agents on organisms

生物类别	BP-1	BP-3	EHMC	4-MBC	OC	nZnO	nTiO ₂
藻类	半数效应浓度 (EC ₅₀) 为 4.23 mg/L ^[32]	EC ₅₀ 为 13.87 μg/L ^[33]	EC ₅₀ 为 74.72 μg/L ^[33]	具有生长抑制作用, EC ₅₀ 为 171.45 μg/L ^[33]	—	具有生长抑制作用, 表现出生态毒性和细胞毒性 ^[34]	具有生长抑制作用 ^[35]
蚤类	影响早期发育 ^[36]	—	—	—	—	—	光催化产生活性氧, 导致氧化应激反应 ^[37]
珊瑚	导致珊瑚白化、珊瑚虫死亡 ^[25]	EC ₅₀ 为 49 μg/L, 具有遗传毒性, 内分泌干扰毒性, 致畸、致白化、致死亡 ^[25,38]	导致珊瑚白化、珊瑚虫收缩和死亡 ^[25]	—	导致珊瑚虫收缩 ^[25]	导致珊瑚白化 ^[39]	—
海胆	—	与 nTiO ₂ 和 HMS 共同作用, 导致海胆幼虫骨骼发育异常, 胆碱酯酶活性下降 ^[40]	—	EC ₅₀ 为 853.74 μg/L, 造成海胆幼虫发育异常 (尖端交叉、尖端分离等) ^[41]	—	造成免疫细胞细胞核受损、幼虫畸形 ^[42] ; 影响囊胚阶段的有丝分裂活性, 并导致染色体异常 ^[42]	与 BP-3 和 HMS 共同作用, 导致海胆幼虫骨骼发育异常, 胆碱酯酶活性下降 ^[40]
贝类	—	—	—	具有生长抑制作用, EC ₅₀ 为 587.17 μg/L ^[33]	—	具有氧化应激、内质网应激、基因毒性 ^[43]	导致短暂的生物累积 ^[44]
虾类	—	EC ₅₀ 为 710.76 μg/L ^[33]	EC ₅₀ 为 199.43 μg/L ^[33]	EC ₅₀ 为 192.63 μg/L ^[33]	—	—	—
鱼类	导致金鱼 (<i>Carassius auratus</i>) 体内谷胱甘肽 S-转移酶 (GST) 活性和谷胱甘肽 (GSH) 含量增大 ^[45]	导致斑马鱼 (<i>Danio rerio</i>) 胚胎死亡、孵化失败和畸形 ^[46] ; 影响日本青鳉鱼 (<i>Oryzias latipes</i>) 内分泌基因转录水平和激素含量水平 ^[47]	导致斑马鱼孵化率降低, 畸形率和死亡率升高; 对斑马鱼产生抗雌激素和雄激素作用; 破坏斑马鱼子代神经和抗氧化防御系统; 引起氧化应激反应, 导致斑马鱼肝细胞 DNA 损伤和凋亡 ^[27]	影响斑马鱼肌肉和神经元发育, 导致发育缺陷 ^[48]	影响与大脑、肝脏发育过程相关的基因的转录, 影响与肝脏代谢过程相关的基因的转录 ^[49]	—	—

注: “—”表示文献中未提及。

2.1 遗传毒性

BPs 是一种有机紫外防晒剂, 会导致生物体遗传物质 DNA 结构发生变化, 如造成 DNA 氧化损伤、破坏 DNA 双螺旋结构、导致单链 DNA 键断裂, 还会破坏 DNA 与蛋白质的交联。有研究表明^[38], BP-3 对珊瑚具有遗传毒性, 会使 DNA 结构受损, 且随着暴露浓度的增加, 损伤率会升高, 损伤程度会加剧。另有研究表明^[33], 除了暴露浓度会影响遗传毒性外, 暴露时长亦是影响遗传毒性效应发生概率的重要因子。将蛤蜊暴露在吸附有 BP-3 的微塑料 (MPs) 中时, 随着暴露时间的延长, BP-3 遗传毒性效应的发生概率会增加。

除了有机紫外防晒剂会对生物体产生遗传毒性外, 无机紫外屏蔽剂也会对生物产生遗传毒性^[50]。VIGNARDI 等^[51]首次证明了二氧化钛纳米粒子 (TiO₂-NP) 可引起海洋鱼类 DNA 受损, 诱导形成微核 (MN) 和其他异常红细胞 (ENA), 进

而降低红细胞的活力。OLIVIERO 等^[52]评估了不同规格氧化锌纳米颗粒 (ZnO NPs) (块状 ZnO, 粒径 > 200 nm; 100 nm ZnO NPs, 粒径 < 100 nm; 14 nm ZnO NPs, 粒径 = 14 nm) 对海胆精子的毒性, 结果表明: 暴露 30 min 后, ZnO NPs 可诱导发生精子 DNA 损伤, 其中 14 nm ZnO NPs 对精子的损伤最严重; 虽然精子受精能力不受影响, 但可观察到后代骨骼发生改变, 精子 DNA 损伤与后代质量之间存在正相关关系。

可见, 有机紫外防晒剂和无机紫外屏蔽剂均会使得 DNA 结构受损, 对生物产生遗传毒性。暴露浓度、暴露时间、防晒剂规格是防晒剂遗传毒性的重要影响因素。

2.2 生殖发育毒性

除了遗传毒性外, 防晒剂的生殖发育毒性也十分显著。第一, 防晒剂可以影响藻类和珊瑚的生长发育。BP-1 和 BP-3 会对莱茵衣藻

(*Chlamydomonas reinhardtii*)的细胞生长和色素合成产生抑制作用,暴露浓度越高则抑制作用越强^[35]。HE等^[39]的研究表明,将珊瑚暴露在1000 $\mu\text{g/L}$ 的EHMC中,可观察到33.3%的死亡率和83.3%的白化现象。第二,防晒剂会对鱼类的生长发育产生一定影响。将斑马鱼胚胎暴露于4-MBC,会引起形态结构异常,包括脊索弯曲、卵黄囊吸收延迟和心包水肿^[53];暴露于BP-3,会影响胚胎孵化和发育能力,甚至产生各种畸形^[46,54];暴露于OC,会影响大脑和肝脏的发育,影响肝脏代谢相关功能基因的转录^[49]。第三,防晒剂还会对细菌产生影响。例如,BPs会抑制费氏弧菌的生长^[55],BP-3、EHMC、HMS会抑制革兰氏阳性菌和革兰氏阴性菌的生长^[56],EHMC和OC则会促进酵母菌的生长^[46]。

2.3 内分泌干扰毒性

防晒剂具有多种内分泌干扰效应。在基因层面,防晒剂可影响雌激素受体基因、雄激素受体基因以及孕激素受体基因的表达,进而诱导雄性个体产生卵黄蛋白原(VTG);在细胞层面,会影响生殖细胞的形成,抑制细胞酶的活性;在个体层面,会影响生殖系统发育、青春期发育、子代成活率等^[57]。研究证实,防晒剂中的二苯酮-2(BP-2)、OC、EHMC、UV-P以及BUVs等均具有内分泌干扰效应。THIA等^[58]研究发现,BP-2可抑制体外培养的蘑菇中酪氨酸酶的活性,也可抑制鱼胚胎中黑色素的形成和酪氨酸酶的活性。ZHANG等^[59]的研究表明,OC可以干扰类固醇生成基因的表达,可在成年雄性斑马鱼脑部表现出雌激素活性,同时在肝脏中表现出抗雌激素活性。ZUCCHI等^[60]研究发现,EHMC会影响斑马鱼肝脏、脑、睾丸中雌激素通路(*vtg1*)、脂质生物合成(*ptgds*)、维生素A代谢(*rbp2a*)、DNA损伤和凋亡(*gadd45b*)以及细胞生长调控(*igfbp1a*)基因的表达。FENT等^[61]的研究表明,高浓度的UV-P可抑制斑马鱼胚胎中的激素受体(*TRa*和*PPARa*)基因的表达,从而干扰甲状腺激素和脂肪酸代谢。LIANG等^[62]研究发现,BUVs可通过影响有机物的反应、RNA聚合酶II启动子的转录调控、细胞内受体的信号通路过程,导致甲状腺功能退化^[62]。

2.4 联合暴露毒性

防晒剂的联合暴露毒性与单一暴露毒性存在差异。有的研究显示,联合暴露毒性大于单一暴

露毒性,而另外一些研究的研究结果则正好相反。MUÑIZ-GONZÁLEZ等^[63]研究了BP-A、OC、OD-PABA 3种防晒剂的联合暴露毒性,结果表明,相比单一防晒剂暴露,在OC和OD-PABA混合物中添加BP-A,以及在BP-A和OC混合物中添加OD-PABA,都可以影响与DNA修复、转录活性和免疫功能相关的基因的表达。LI等^[64]研究发现,与单一暴露相比,暴露于BP-3、EHMC、OC混合物的斑马鱼胚胎的孵化率更低,可能是因为防晒剂之间的相互作用改变了其在斑马鱼体内的毒性机制。但也有研究发现,暴露于防晒剂混合物会降低防晒剂对受试生物的毒性作用。PARK等^[65]研究发现,EHMC、OC、阿伏苯酮(AVO)单一暴露时的 EC_{50} 分别为2.73、3.18、1.95 $\mu\text{g/mL}$,EHMC+OC二元混合暴露时的 EC_{50} 为5.12 $\mu\text{g/mL}$,EHMC+AVO混合暴露时的 EC_{50} 为6.45 $\mu\text{g/mL}$,OC+AVO混合暴露时的 EC_{50} 为4.05 $\mu\text{g/mL}$,EHMC+OC+AVO三元混合暴露时的 EC_{50} 为10.40 $\mu\text{g/mL}$,说明二元和三元混合暴露降低了上述化合物对水蚤的毒性作用。以上研究表明,防晒剂联合暴露会改变其毒性特征。

2.5 降解产物毒性

一般来说,防晒剂经过光化学反应过程后,最大吸收波长和吸收系数等理化指标会发生变化,导致防晒剂降解产物的毒性特征发生改变。有报告指出^[66]:2,3,4-THBP在太阳照射下会形成一些新的物质,这些新生成的物质的毒性是2,3,4-THBP的1.84倍;相反,4-二甲氨基苯甲酸乙酯(Et-PABA)经光照处理后,对海洋细菌的毒性会下降,特别是光照12 h后,毒性会消失。因此,光催化不仅会影响防晒剂自身的性质,而且会影响防晒剂降解产物的毒性特征。

氯化是目前游泳池水的主要消毒方法。防晒剂可与游泳池水中的卤族元素发生反应生成消毒副产物,如氯仿、卤乙酸(HAAs)、卤代苯醌(HBQs)、卤代乙腈(HANs)、卤代硝基甲烷(HNMs)等^[67]。LEBEDEV等^[68]的研究表明,含有BM-DBM的防晒产品经过氯化处理后,消毒副产物的毒性增加了0.60~2.07倍,超出了防晒剂本身的毒性。可见,消毒副产物具有比未经氯化处理的防晒剂更高的毒性。另外,紫外线-氯联合消毒工艺对防晒剂毒性水平的影响更大。LAI等^[69]研究发现,仅进行紫外照射处理时,4-MBC只发生了从(E)-MBC到(Z)-MBC的光异构化,

浓度并未发生改变,而在紫外线照射和氯消毒联合处理条件下,4-MBC 的降解率明显增加,毒性显著提高,但其中的具体机理还未明确。

综上,防晒剂的遗传毒性、生长发育毒性以及内分泌干扰毒性会极大地影响受试物种甚至其子代,防晒剂的联合暴露毒性和降解产物毒性同样值得关注。

3 结论与展望

综上所述,防晒剂的广泛使用导致其在环境介质中不断累积。世界各地大部分水体中均有防晒剂残留,其检出浓度范围在 ng/L 至 $\mu\text{g/L}$ 之间,且呈逐年上升趋势。另外,防晒剂已在多种水生生物中被检出,且具有生物浓缩、生物富集、生物放大和跨代传递的特点。防晒剂的毒性效应主要表现为遗传毒性、生殖发育毒性、内分泌干扰毒性。防晒剂的单一暴露毒性和联合暴露毒性存在差异。同时,需要关注防晒剂降解产物毒性增强的现象。

通过上述综述,建议未来针对防晒剂还应开展以下几个方面的研究:

1) 系统开展防晒剂环境行为示踪研究。摸清添加在各种产品中的防晒剂的种类和含量,明确防晒剂在环境中的源和汇,建立专门针对防晒剂残留动态变化的相关模型。

2) 加强室内环境介质防晒剂残留水平动态监测。室内环境污染物残留与人体健康息息相关,而目前仅有少数文献报道了室内灰尘和空气中的二苯甲酮类、苯并三唑类和三嗪类防晒剂的检出情况。因此,亟需加强对室内环境中不同防晒剂残留的动态监测。

3) 加强长期低剂量联合暴露慢性毒理研究。虽然防晒剂对生物体的急性毒性水平较低,但因其具有生物浓缩、生物富集、生物放大和跨代传递等特点,长期暴露可能会对生物的生长和繁殖产生潜在毒性效应。因此,需要加强长期低剂量联合暴露慢性毒理效应研究。另外,还需加强防晒剂降解产物毒性研究。

4) 加强防晒剂降解技术研究。传统的废水处理工艺未能有效去除废水中的防晒剂残留,因此,有必要研发可高效去除废水中的防晒剂的相关技术。

5) 开展防晒剂环境残留限量标准研究。基

于毒性数据和生态环境风险阈值研究结果,开展防晒剂环境残留限量标准研究,为生态环境安全保驾护航。

参考文献 (References):

- [1] 朱小山,黄静颖,吕小慧,等. 防晒剂的海洋环境行为与生物毒性[J]. 环境科学,2018,39(6):2 991-3 002.
ZHU Xiaoshan, HUANG Jingying, LYU Xiaohui, et al. Fate and Toxicity of UV Filters in Marine Environments[J]. Environmental Science, 2018, 39(6):2 991-3 002.
- [2] WICK A, JACOBS B, KUNKEL U, et al. Benzotriazole UV Stabilizers in Sediments, Suspended Particulate Matter and Fish of German Rivers: New Insights into Occurrence, Time Trends and Persistency [J]. Environmental Pollution, 2016, 212: 401-412.
- [3] TSUI M M P, LAM J C W, NG T Y, et al. Occurrence, Distribution, and Fate of Organic UV Filters in Coral Communities [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(8): 4 182-4 190.
- [4] KRAUSE M, FREDERIKSEN H, SUNDBERG K, et al. Presence of Benzophenones Commonly Used as UV Filters and Absorbers in Paired Maternal and Fetal Samples [J]. Environment International, 2018, 110: 51-60.
- [5] VALLE-SISTAC J, MOLINS-DELGADO D, DIAZ M, et al. Determination of Parabens and Benzophenone-Type UV Filters in Human Placenta. First Description of the Existence of Benzyl Paraben and Benzophenone-4 [J]. Environment International, 2016, 88: 243-249.
- [6] 邢向阳. 天津市街道灰尘和沉积物中有机紫外吸收剂污染特征与环境风险 [D]. 北京: 华北电力大学, 2020.
- [7] 裴继影, 刘耐, 胡俊杰, 等. 环境中有机紫外吸收剂前处理及仪器分析方法研究进展 [J]. 中国环境监测, 2023, 39(6): 157-169.
PEI Jiying, LIU Nai, HU Junjie, et al. Research Progress on Pretreatment Technique and Instrumental Analysis Method of Organic Ultraviolet Absorbers in Environment Matrices [J]. Environmental Monitoring in China, 2023, 39(6): 157-169.
- [8] 朱惠斌, 王雪平. 气相色谱法测定防晒化妆品中 14 种防晒剂的含量 [J]. 日用化学工业, 2019, 49(2): 126-131.
ZHU Huibin, WANG Xueping. Determination of 14 Sunscreen Agents in Sunscreen Cosmetics by Gas

- Chromatography [J]. *China Surfactant Detergent & Cosmetics*, 2019, 49(2): 126-131.
- [9] 张可冬. 化妆品卫生规范中紫外防晒剂检测方法的研究和改进[D]. 广州: 华南理工大学, 2014.
- [10] CASTILLOUX A D, HOUDE M, GENDRON A, et al. Distribution and Fate of Ultraviolet Absorbents and Industrial Antioxidants in the St. Lawrence River, Quebec, Canada [J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(8): 5 009-5 019.
- [11] HU L X, CHENG Y X, WU D, et al. Continuous Input of Organic Ultraviolet Filters and Benzothiazoles Threatens the Surface Water and Sediment of Two Major Rivers in the Pearl River Basin [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 798: 149299.
- [12] 杨静, 朱敏, 顾帆. 沉积物中双酚类化合物的测定 [J]. *中国环境监测*, 2023, 39(2): 195-206.
YANG Jing, ZHU Min, GU Fan. Determination of Nine Bisphenol Compounds in the Sediments [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2023, 39(2): 195-206.
- [13] 高礼, 袁涛, 王文华. 环境中有机紫外防晒剂残留及其生态毒性研究进展 [J]. *生态毒理学报*, 2013, 8(4): 465-472.
GAO Li, YUAN Tao, WANG Wenhua. A Review on the Residues and Ecotoxicity of Organic UV Filters in Environment [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2013, 8(4): 465-472.
- [14] MA X, WAN Y, WU M, et al. Occurrence of Benzophenones, Parabens and Triclosan in the Yangtze River of China, and the Implications for Human Exposure [J]. *Chemosphere*, 2018, 213: 517-525.
- [15] WU M H, LI J, XU G, et al. Pollution Patterns and Underlying Relationships of Benzophenone-Type UV-Filters in Wastewater Treatment Plants and Their Receiving Surface Water [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 152: 98-103.
- [16] CHIRIAC F L, PAUN I, PIRVU F, et al. Distribution, Removal Efficiencies and Environmental Risk Assessment of Benzophenone and Salicylate UV Filters in WWTPs and Surface Waters from Romania [J]. *New Journal of Chemistry*, 2021, 45(5): 2 478-2 487.
- [17] TSUI M M P, LEUNG H W, WAI T C, et al. Occurrence, Distribution and Ecological Risk Assessment of Multiple Classes of UV Filters in Surface Waters from Different Countries [J]. *Water Research*, 2014, 67: 55-65.
- [18] VIMALKUMAR K, ARUN E, KRISHNA-KUMAR S, et al. Occurrence of Triclocarban and Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers in Water, Sediment, and Fish from Indian Rivers [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 625: 1 351-1 360.
- [19] DIAZ-CRUZ M S, GAGO-FERRERO P, LLORCA M, et al. Analysis of UV Filters in Tap Water and Other Clean Waters in Spain [J]. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 2012, 402(7): 2 325-2 333.
- [20] LI N, HO W K, WU R S S, et al. Ultra Violet Filters in the Urine of Preschool Children and Drinking Water [J]. *Environment International*, 2019, 133: 105246.
- [21] MONTESDEOCA-ESPONDA S, TORRES-PADRON M E, SOSA-FERRERA Z, et al. Fate and Distribution of Benzotriazole UV Filters and Stabilizers in Environmental Compartments from Gran Canaria Island (Spain): A Comparison Study [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 756: 144086.
- [22] APEL C, TANG J, EBINGHAUS R. Environmental Occurrence and Distribution of Organic UV Stabilizers and UV Filters in the Sediment of Chinese Bohai and Yellow Seas [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235: 85-94.
- [23] TSUI M M P, LEUNG H W, KWAN B K Y, et al. Occurrence, Distribution and Ecological Risk Assessment of Multiple Classes of UV Filters in Marine Sediments in Chinese Hong Kong and Japan [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 292: 180-187.
- [24] MITCHELMORE C L, HE K, GONSIOR M, et al. Occurrence and Distribution of UV-Filters and Other Anthropogenic Contaminants in Coastal Surface Water, Sediment, and Coral Tissue from Hawaii [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 670: 398-410.
- [25] 裴继影, 王明威, 庞可, 等. 有机紫外吸收剂在珊瑚礁区的污染特征及生态风险评价 [J]. *中国环境监测*, 2023, 39(4): 50-59.
PEI Jiying, WANG Mingwei, PANG Ke, et al. Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Organic Ultraviolet Absorbents in Coral Reef Regions [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2023, 39(6): 157-169.
- [26] LANGFORD K H, REID M J, FJELD E, et al. Environmental Occurrence and Risk of Organic UV Filters and Stabilizers in Multiple Matrices in Norway [J]. *Environment International*, 2015, 80: 1-7.

- [27] ZHOU R, LU G, YAN Z, et al. Parental Transfer of Ethylhexyl Methoxy Cinnamate and Induced Biochemical Responses in Zebra Fish [J]. *Aquatic Toxicology*, 2019, 206: 24-32.
- [28] ALONSO M B, FEO M L, CORCELLAS C, et al. Toxic Heritage: Maternal Transfer of Pyrethroid Insecticides and Sunscreen Agents in Dolphins from Brazil [J]. *Environmental Pollution*, 2015, 207: 391-402.
- [29] RODRIGUEZ-GOMEZ R, ZAFRA-GOMEZ A, DORIVAL-GARCIA N, et al. Determination of Benzophenone-UV Filters in Human Milk Samples Using Ultrasound-Assisted Extraction and Clean-up with Dispersive Sorbents Followed by UHPLC-MS/MS Analysis [J]. *Talanta*, 2015, 134: 657-664.
- [30] AO J J, YUAN T, GU J Y, et al. Organic UV Filters in Indoor Dust and Human Urine: A Study of Characteristics, Sources, Associations and Human Exposure [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 640: 157-164.
- [31] DU B, HE Y, LIANG B, et al. Identification of Triazine UV Filters as an Emerging Class of Abundant, Ubiquitous Pollutants in Indoor Dust and Air from South China: Call for More Concerns on Their Occurrence and Human Exposure [J]. *Environmental Science Technology*, 2022, 56 (7): 4 210-4 220.
- [32] PAREDES E, PEREZ S, RODIL R, et al. Ecotoxicological Evaluation of Four UV Filters Using Marine Organisms from Different Trophic Levels *Isochrysis galbana*, *Mytilus galloprovincialis*, *Paracentrotus lividus*, and *Siriella armata* [J]. *Chemosphere*, 2014, 104: 44-50.
- [33] SPISNI E, SEO S, JOO S H, et al. Release and Toxicity Comparison between Industrial- and Sunscreen-Derived Nano-ZnO Particles [J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2016, 13(10): 2 485-2 494.
- [34] GALLETTI A, SEO S, JOO S H, et al. Effects of Titanium Dioxide Nanoparticles Derived from Consumer Products on the Marine Diatom *Thalassiosira pseudonana* [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23 (20): 21 113-21 122.
- [35] MAO F, HE Y, GIN K Y. Evaluating the Joint Toxicity of Two Benzophenone-Type UV Filters on the Green Alga *Chlamydomonas reinhardtii* with Response Surface Methodology [J]. *Toxics*, 2018, 6(1): 8.
- [36] KUSK K O, AVDOLLI M, WOLLENBERGER L. Effect of 2,4-Dihydroxybenzophenone (BP1) on Early Life-Stage Development of the Marine Copepod *Acartia tonsa* at Different Temperatures and Salinities [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2011, 30(4): 959-966.
- [37] SANCHEZ-QUILES D, TOVAR-SANCHEZ A. Sunscreens as a Source of Hydrogen Peroxide Production in Coastal Waters [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(16): 9 037-9 042.
- [38] DOWNS C A, KRAMARSKY-WINTER E, SEGAL R, et al. Toxicopathological Effects of the Sunscreen UV Filter, Oxybenzone (Benzophenone-3), on Coral Planulae and Cultured Primary Cells and Its Environmental Contamination in Hawaii and the U.S. Virgin Islands [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2016, 70 (2): 265-288.
- [39] HE T T, TSUI M M P, TAN C J, et al. Toxicological Effects of Two Organic Ultraviolet Filters and a Related Commercial Sunscreen Product in Adult Corals [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 245: 462-471.
- [40] CORINALDESI C, DAMIANI E, MARCELLINI F, et al. Sunscreen Products Impair the Early Developmental Stages of the Sea Urchin *Paracentrotus lividus* [J]. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 7815.
- [41] TORRES T, CUNHA I, MARTINS R, et al. Screening the Toxicity of Selected Personal Care Products Using Embryo Bioassays: 4-MBC, Propylparaben and Triclocarban [J]. *International Journal of Molecular Sciences*, 2016, 17(10): 1762.
- [42] MANZO S, SCHIAVO S, OLIVIERO M, et al. Immune and Reproductive System Impairment in Adult Sea Urchin Exposed to Nanosized ZnO *via* Food [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599/600: 9-13.
- [43] GAGNON C, PILOTE M, TURCOTTE P, et al. Effects of Exposure to Zinc Oxide Nanoparticles in Freshwater Mussels in the Presence of Municipal Effluents [J]. *Invertebrate Survival Journal*, 2016, 13: 140-152.
- [44] DOYLE J J, WARD J E, MASON R. Exposure of Bivalve Shellfish to Titanium Nanoparticles under an Environmental-Spill Scenario: Encounter, Ingestion and Egestion [J]. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2015, 96 (1): 137-149.

- [45] LIU H, SUN P, LIU H, et al. Hepatic Oxidative Stress Biomarker Responses in Freshwater Fish *Carassius auratus* Exposed to Four Benzophenone UV Filters [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, 119:116-122.
- [46] BALAZS A, KRIFATON C, OROSZ I, et al. Hormonal Activity, Cytotoxicity and Developmental Toxicity of UV Filters [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 131:45-53.
- [47] KIM S, JUNG D, KHO Y, et al. Effects of Benzophenone-3 Exposure on Endocrine Disruption and Reproduction of Japanese Medaka (*Oryzias latipes*)—A Two Generation Exposure Study [J]. *Aquatic Toxicology*, 2014, 155:244-252.
- [48] LI V W, TSUI M P, CHEN X, et al. Effects of 4-Methylbenzylidene Camphor (4-MBC) on Neuronal and Muscular Development in Zebrafish (*Danio rerio*) Embryos [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(9):8 275-8 285.
- [49] BLUTHGEN N, MEILI N, CHEW G, et al. Accumulation and Effects of the UV-Filter Octocrylene in Adult and Embryonic Zebrafish (*Danio rerio*) [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 476:207-217.
- [50] O'DONOVAN S, MESTRE N C, ABEL S, et al. Effects of the UV Filter, Oxybenzone, Adsorbed to Microplastics in the Clam *Scrobicularia plana* [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 733:139102.
- [51] VIGNARDI C P, HASUE F M, SARTORIO P V, et al. Genotoxicity, Potential Cytotoxicity and Cell Uptake of Titanium Dioxide Nanoparticles in the Marine Fish *Trachinotus carolinus* (Linnaeus, 1766) [J]. *Aquatic Toxicology*, 2015, 158:218-229.
- [52] OLIVIERO M, SCHIAVO S, DUMONTET S, et al. DNA Damages and Offspring Quality in Sea Urchin *Paracentrotus lividus* Sperms Exposed to ZnO Nanoparticles [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651:756-765.
- [53] QUINTANEIRO C, TEIXEIRA B, BENEDE J L, et al. Toxicity Effects of the Organic UV-Filter 4-Methylbenzylidene Camphor in Zebrafish Embryos [J]. *Chemosphere*, 2019, 218:273-281.
- [54] OZAEZ I, MARTINEZ-GUITARTE J L, MORCILLO G. The UV Filter Benzophenone 3 (BP-3) Activates Hormonal Genes Mimicking the Action of Ecdysone and Alters Embryo Development in the Insect *Chironomus riparius* (Diptera) [J]. *Environmental Pollution*, 2014, 192:19-26.
- [55] ZHANG Q Y, MA X Y, DZAKPASU M, et al. Evaluation of Ecotoxicological Effects of Benzophenone UV Filters; Luminescent Bacteria Toxicity, Genotoxicity and Hormonal Activity [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 142:338-347.
- [56] LOZANO C, MATAALLANA-SURGET S, GIVENS J, et al. Toxicity of UV Filters on Marine Bacteria: Combined Effects with Damaging Solar Radiation [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 722:137803.
- [57] 李立平, 魏东斌, 李敏, 等. 有机紫外防晒剂内分泌干扰效应研究进展 [J]. *环境化学*, 2012, 31(2):150-156.
- LI Liping, WEI Dongbin, LI Min, et al. Progress of Endocrine Disrupting Effects of Organic UV Sunscreens [J]. *Environmental Chemistry*, 2012, 31(2):150-156.
- [58] THIA E, CHOU P H, CHEN P J. *In Vitro* and *in Vivo* Screening for Environmentally Friendly Benzophenone-Type UV Filters with Beneficial Tyrosinase Inhibition Activity [J]. *Water Research*, 2020, 185:116208.
- [59] ZHANG Q Y, MA X Y, WANG X C, et al. Assessment of Multiple Hormone Activities of a UV-Filter (Octocrylene) in Zebrafish (*Danio rerio*) [J]. *Chemosphere*, 2016, 159:433-441.
- [60] ZUCCHI S, OGGIER D M, FENT K. Global Gene Expression Profile Induced by the UV-Filter 2-Ethylhexyl-4-Trimethoxycinnamate (EHMC) in Zebrafish (*Danio rerio*) [J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(10):3 086-3 096.
- [61] FENT K, CHEW G, LI J, et al. Benzotriazole UV-Stabilizers and Benzotriazole: Antiandrogenic Activity *in Vitro* and Activation of Aryl Hydrocarbon Receptor Pathway in Zebrafish Eleuthero-Embryos [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 482:125-136.
- [62] LIANG X F, LI J J, MARTYNIUK C J, et al. Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers Alter the Expression of the Thyroid Hormone Pathway in Zebrafish (*Danio rerio*) Embryos [J]. *Chemosphere*, 2017, 182:22-30.
- [63] MUÑIZ-GONZÁLEZ A B, MARTÍNEZ-GUITARTE J L. Unveiling Complex Responses at the Molecular Level: Transcriptional Alterations by Mixtures of Bisphenol A, Octocrylene, and 2'-Ethylhexyl 4-(Dimethylamino) Benzoate on *Chironomus riparius* [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 206:111199.

- [64] LI A J, LAW J C F, CHOW C H, et al. Joint Effects of Multiple UV Filters on Zebrafish Embryo Development [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(16): 9 460-9 467.
- [65] PARK C B, JANG J, KIM S, et al. Single- and Mixture Toxicity of Three Organic UV-Filters, Ethylhexyl Methoxycinnamate, Octocrylene, and Avobenzone on *Daphnia magna* [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2017, 137: 57-63.
- [66] ZHANG X Y, WEI D B, YU Q, et al. Characterization of UV and Chlorine Contributions to Transformation of 2,3,4-Trihydroxybenzophenone Under Combined UV-Chlorine Treatment [J]. Chemosphere, 2021, 263: 128310.
- [67] TEO T L L, COLEMAN H M, KHAN S J. Chemical Contaminants in Swimming Pools: Occurrence, Implications and Control [J]. Environment International, 2015, 76: 16-31.
- [68] LEBEDEV A T, KRALJ M B, POLYAKOVA O V, et al. Identification of Avobenzone By-products Formed by Various Disinfectants in Different Types of Swimming Pool Waters [J]. Environment International, 2020, 137: 105495.
- [69] LAI W W P, CHEN K L, LIN A Y C. Solar Photodegradation of the UV Filter 4-Methylbenzylidene Camphor in the Presence of Free Chlorine [J]. Science of the Total Environment, 2020, 722: 137860.

《中国环境监测》第四届编委会名单

学术总顾问:魏复盛*

学术顾问:(按姓氏笔画排序)

王子健 王自发 王 桥* 曲久辉* 朱利中* 刘文清* 刘建国
江桂斌* 张远航* 张 兵 郝吉明* 贺克斌* 骆永明 柴发合
高 翔 蔡宗苇(香港)

主 编:王业耀

副 主 编:张大伟 肖建军 王锸一 毛玉如 郭从容 李健军

执行主编:付 强

学术委员:(按姓氏笔画排序)

刀 谓 于云江 于海斌 马广文 王 帅 王 威 王 超 王 强
王圣瑞 王旭涛 王军霞 王英才 王备新 王晓彦 王跃林 方 正
左 航 厉 青 田洪海 冯 丹 邢冠华 师耀龙 吕怡兵 朱 余
乔 琦 伏晴艳 刘 京 刘 闽 刘劲松 刘录三 刘海江 刘通浩
孙宗光 李文攀 李正强 李名升 李红莉 李红梅 李国刚 李宪同
吴 劲 吴传庆 吴晓凤 汪 贇 汪 巍 张 军 张 莹 张 涛
张凤英 张波涛 张胜军 张效伟 张霖琳 陆克定 陈 威 陈吉平
陈传忠 陈春贻 金小伟 郑明辉 孟凡生 孟晓艳 赵克强 赵晓丽
胡冠九 战爱斌 钟 琪 段小丽 姜 兰 姚 波 姚志鹏 秦承华
袁 懋 袁善奎 柴文轩 徐 建 徐能斌 徐耀阳 高吉喜 郭 峰
黄业茹 曹 东 崔永德 康晓风 彭刚华 董 亮 董广霞 董贵华
嵇晓燕 鲁 玺 温香彩 谢品华 谢剑锋 解 鑫 谭 丽 翟崇治
樊占春 潘 光

注:★为中国科学院院士;*为中国工程院院士。