DOI: 10.19812/j.cnki.jfsq11-5956/ts.20260310004
引用格式: 雷承霖, 刘潇, 孙乐源, 等. 威海市海产品中有机紫外吸收剂污染特征及其膳食暴露评估[J]. 食品安全质量检测学报, 2026, 17(14): 22–31.
Lei Chenglin, Liu Xiao, Sun Leyuan, et al. Pollution features of organic ultraviolet absorbers in seafood of Weihai and their dietary exposure risk assessment [J]. Journal of Food Safety & Quality, 2026, 17(14): 22–31. (in Chinese with English abstract).

威海市海产品中有机紫外吸收剂污染特征及其膳食暴露评估

雷承霖[1,2], 刘 潇[2], 孙乐源[3], 张 玉[1], 龚 艳[4], 闻 胜[2*]

(1. 湖北工业大学生命科学与健康工程学院, 武汉 430068; 2. 湖北省疾病预防控制中心, 国家卫生健康委食品安全风险评估与标准研制特色实验室, 武汉 430079; 3. 湖北医药学院公共卫生与健康学院, 十堰 442000; 4. 湖北省生物农药工程研究中心, 武汉 430064)

摘 要: 目的 明确威海市水产品中有机紫外吸收剂(organic ultraviolet absorbents, OUVs)的污染水平及污染特征, 并评估其膳食暴露风险。**方法** 本研究以威海市市售及近岸海域采集的养殖海产品和捕捞海产品为研究对象, 采用凝胶渗透色谱(gel permeation chromatography, GPC)净化结合气相色谱-三重四极杆-串联质谱法(gas chromatography-triple quadrupole tandem mass spectrometry, GC-MS-MS)对海产品中 19 种 OUVs 的残留水平进行分析, 并采用危害指数法评估居民的膳食暴露风险。**结果** 2-羟基-4-正辛氧基二苯甲酮(2-hydroxy-4-n-octoxybenzophenone, UV-531)、对甲氧基肉桂酸辛酯(octylmethoxycinnamate, EHMC)和胡莫柳酯(homosalate, HMS)是该区域海产品中 OUVs 的主要特征污染物, 4 类海产品 OUVs 总残留水平按降序排列为: 贝类[(35.21±16.48) ng/g 干重]>蟹类[(26.4±15.98) ng/g 干重]>海捕鱼[(14.78±7.59) ng/g 干重]>养殖鱼[(12.37±6.84) ng/g 干重]。暴露健康风险评估结果显示, 中国普通居民每日经上述 4 类海产品摄入 OUVs 的总平均暴露量和最高暴露量分别为 11.57 ng/kg bw/day 和 25.88 ng/kg bw/day, 均远小于估计的参考值。该海域海产品中 OUVs 的单一污染物危害商和累加总危害商均小于 1。**结论** 当前污染水平下, 通过食用该区域海产品摄入 OUVs 的健康风险处于可接受水平。

关键词: 海产品; 有机紫外吸收剂; 污染特征; 膳食暴露; 健康风险评估
中图分类号: TS201.6 **文献识别码:** A **文章编号:** 2095–0381(2026)14–0022–10

Pollution features of organic ultraviolet absorbers in seafood of Weihai and their dietary exposure risk assessment

LEI Cheng-Lin[1,2], LIU Xiao[2], SUN Le-Yuan[3], ZHANG Yu[1], GONG Yan[4], WEN Sheng[2*]

收稿日期: 2026-03-10
基金项目: 国家重点研发计划项目(2023YFF1104800); 楚天英才项目(S2024JY04)
第一作者: 雷承霖(1998—), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为食品安全与持久性有机污染物检测。E-mail: 2111635138@qq.com
***通信作者:** 闻胜(1977—), 男, 博士, 研究员, 主要研究方向为持久性有机污染物的精准检测技术及人体的暴露危害研究。E-mail: wenshenggy@aliyun.com

(1. *School of Life and Health Sciences*, *Hubei University of Technology*, *Wuhan* 430068, *China*; 2. *Hubei Provincial Center for Disease Control and Prevention*, *National Health Commission Specialty Laboratory of Food Safety Risk Assessment and Standard Development*, *Wuhan* 430079, *China*; 3. *School of Public Health*, *Hubei University of Medicine*, *Shiyan* 442000, *China*; 4. *Hubei Biopesticide Engineering Research Center*, *Wuhan* 430064, *China*)

ABSTRACT: Objective　To determine the contamination levels and characteristics of organic ultraviolet absorbents (OUVs) in aquatic products in Weihai, and assess the dietary exposure risks. **Methods**　This study examined farmed and wild-caught seafood products purchased in Weihai City and collected from its nearshore waters. A gel permeation chromatography (GPC) purification combined with gas chromatography-triple quadrupole tandem mass spectrometry (GC-MS/MS) was employed to determine the residual levels of 19 kinds of organic ultraviolet absorbents (OUVs) in the samples. Furthermore, the hazard index model was applied to conduct a dietary exposure assessment of OUVs in marine products. **Results**　The results showed that 2-hydroxy-4-n-octoxybenzophenone (UV-531), octyl methoxycinnamate (EHMC) and homosalate (HMS) were the predominant OUV contaminants in marine products from this region. The total residual levels of OUVs in 4 kinds of categories of marine products decreased in the order of: shellfish [(35.21±16.48) ng/g dry weight] > crabs [(26.4±15.98) ng/g dry weight] > marine fish [(14.65±7.38) ng/g dry weight] > cultured fish [(12.37±6.84) ng/g dry weight]. The results of exposure and health risk assessment showed that the total average and maximum daily exposure doses of OUVs via the 4 kinds of categories of marine products for the general Chinese population were 11.57 ng/kg bw/day and 25.88 ng/kg bw/day, respectively, both of which were much lower than the estimated reference values. The hazard quotients of individual OUVs and the cumulative total hazard quotient for seafood from this sea area were both less than 1. **Conclusion**　At the current pollution level, the health risk associated with dietary exposure to OUVs via consumption of marine products from this region is acceptable.

KEY WORDS: marine products; organic ultraviolet absorbers; pollution characteristics; dietary exposure; health risk assessment

0　引　言

有机紫外吸收剂(organic ultraviolet absorbents, OUVs)是一类具有优异热稳定性、可高效吸收 280~400 nm 波段紫外线的环境新污染物[1]。按化学结构可分为苯并三唑类(benzotriazole ultraviolet absorbents, BUVs)、二苯甲酮类(benzophenones, BPs)以及水杨酸酯、肉桂酸酯和樟脑等系列衍生物类[2], 常见 OUVs 理化信息如表 1 所示。这类化合物生产体量较大且应用场景十分广泛, 常作为光稳定剂被大规模应用于汽车工业、食品塑料包装、建筑材料及橡胶等工业领域[3]以及防晒霜、香水等个人护理产品[4–5]中。随着 OUVs 的大规模生产与广泛应用, 其不可避免地进入自然环境中, 并通过食物链在生物体内实现富集蓄积。目前已在水体[6–7]、土壤[8]、室内灰尘[9]、水生生物[10–11]、哺乳动物[12]及人体组织[13–14]等多种介质中检测到相关物质。毒理学研究表明, OUVs 的长期暴露可导致肝肾毒性[15–16], 内分泌紊乱[17–18]以及免疫抑制[19–20]和神经毒性[21]等不良反应, 对人体健康存在潜在威胁。因此, OUVs 已引起国际的广泛关注, 其中, 苯并三唑类化合物 UV-328 更是作为首个非卤代化合物于 2023 年被正式列入《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》附件 A 的管控名录[22]。

目前, 国内外关于 OUVs 的研究主要集中在环境领域污染特征分析, 对膳食来源 OUVs 的暴露研究较少。水产品作为我国居民膳食优质蛋白的重要来源, 既是人群接触有机污染物的关键膳食暴露途径, 也可反映某一区域有机污染物的污染水平。从已有报道来看, 全球范围内水产品 OUVs 普遍有检出, Nasri 等[23]在突尼斯附近海域贻贝中检测出 13 种 OUVs, 含量范围为小于 LOD~193.481 ng/g。Li 等[11]在 2010 至 2018 年间采集的中国渤海软体动物中发现 OUVs 残留水平的最大总浓度达 6.4×10^3 ng/g 干重。Lyu 等[24]在我国巢湖野生鱼类组织中检出 12 种 OUVs, 总浓度为 5.44~131 ng/g 干重。在我国, 近海海域一直是 OUVs 的重点研究区域, 在一项全国范围内沿海沉积物的研究中发现黄海沿岸沉积物中的 OUVs 浓度会显著高于其他沿岸沉积物[25]。且黄海属于半封闭边缘海, 周边环绕人口密集的工业中心, 同时也是年产量超 200 万吨的核心渔业产区[26]。但在 UV-328 被管控之前, 对于黄海海域水产品中 OUVs 的研究基本属于空白, 不利于后续对于长期污染趋势的分析。

基于此, 本研究选取黄海海域的威海市作为研究区域, 该市作为我国重要的水产品养殖与消费城市, 具有典型区域代表性。在当地采集了海捕鱼、养殖鱼、贝类和蟹类 4 类典型海产品, 系统分析 19 种主流商用 OUVs 的污染水平与分布特征, 了解威海市海产品中 OUVs 的污染水平和分布特征, 研究海捕鱼和养殖鱼中 OUVs 的污染特征差异, 并基于我国居民膳食消费数据, 评估 OUVs 的膳食暴露健康风险。本研究可为 UV-328 管控前黄海海域海产品中 OUVs 的污染水平提供基础数据, 也为该区域 OUVs 长期演变趋势研究、管控政策效果评估提供核心基线支撑。

1 材料与方法

1.1 样品采集

2022 年在山东威海采集 15 个海捕鱼、7 个贝类样品、9 个养殖鱼和 7 个蟹类样品。其中, 海捕鱼采集自当地海鲜市场及码头。贝类和蟹类均采集自当地海鲜市场, 养殖鱼均采集自当地养殖户。15 个海捕鱼包括: 采集自海鲜市场的鲅鱼、鲐鲅鱼、带鱼、鲳鱼、海鳗、白姑鱼、2 个小黄花、皇姑鱼、玉筋鱼、马面鱼, 采集自码头的牙鲆鱼、石鲽鱼、沙丁鱼和许氏黑鲷; 7 个贝类包括文蛤、白蛤、蚬、海螺、赤贝、贻贝和扇贝; 9 个养殖鱼包括 5 个大菱鲆、2 个星斑川蝶、1 个养殖东方鲀和 1 个许氏平鲉; 7 个蟹类包括 2 个赤甲红、2 个花盖蟹和 3 个梭子蟹。每个样品由同一采集地的 3 尾同一品种鱼类、蟹类或贝类混合制备而成。采集的样品立即装入预先烘烤处理的洁净铝箔袋密封, 保存在 0~4 ℃低温环境, 并通过冷链运输到湖北省疾病预防控制中心实验室, 取可食用部分均质后冷冻干燥, 收集于棕色玻璃瓶中室温下避光保存。

1.2 材料与试剂

Florisil 柱(1 g/6 mL, 上海安谱实验科技股份有限公司); 正己烷、环己烷、乙酸乙酯(色谱纯, 美国 Fisher 公司); 壬烷(色谱纯, 阿法埃莎化学有限公司)。

EHS(纯度 99.10%)、HMS(纯度 98.67%)、4-MBC(纯度 99.03%)、UV-P(纯度 99.41%)、EHMC(纯度 99.36%)、Allyl-BZT(纯度 98.1%)、UV-320(纯度 99.21%)、UV-350(纯度 94.1%)、UV-326(纯度 99.9%)、UV-329(纯度 99.63%)、OC(纯度 99.6%)、UV-328(纯度 99.6%)、UV-327(纯度 99.9%)、UV-234(纯度 99.7%)标准品(德国 DR 公司); UV-PS(纯度 99.9%)、4-OH-BP(纯度 99.3%)、BP-3(纯度 99.9%)、UV-531(纯度 99.9%)、UV-928(纯度 99.8%)、BP-3-13C6(纯度 99.9%)标准品(天津阿尔塔科技有限公司); OC-d10(纯度 98%)、EHS-d4(纯度 98%)、EHMC-d3(纯度 97%)、4-OH-BP-d4(纯度 98%)、UV-P-d3(纯度 97%)、UV-326-d3(纯度 98%)、UV-327-d20(纯度 96%)、UV-328-d12(纯度 97%)和 UV-329-13C6(纯度 95%)(加拿大 TRC 公司); HMS-d4(纯度 99.95%)、4-MBC-d4(纯度 97.3%)(美国 MCE 公司)。

表 1 常见 OUVs 基本信息

Table 1 Basic information of common OUVs

类别	中文名	英文名	简称	CAS 号
衍生物类	水杨酸辛酯	2-ethylhexyl salicylate	EHS	118–60–5
	胡莫柳酯	homosalate	HMS	118–56–9
	4-甲基苄亚基樟脑	4-methylbenzylidene camphor	4-MBC	36861–47–9
	对甲氧基肉桂酸辛酯	octylmethoxycinnamate	EHMC	5466–77–3
	奥克立林	octocrylene	OC	6197–30–4
二苯甲酮类	2-羟基-4-甲氧基二苯甲酮	2-hydroxy-4-methoxybenzophenone	BP-3	131–57–7
	4-羟基-二苯甲酮	4-hydroxybenzophenone	4-OH-BP	1137–42–4
	2-羟基-4-正辛氧基二苯甲酮	2-hydroxy-4-N-octoxybenzophenone	UV-531	1843–05–6
苯并三唑类	2-(2’-羟基-5’-甲基苯基)苯并三唑	2-(2-hydroxy-5-methylphenyl) benzotriazole	UV-P	2440–22–4
	2-(5-叔丁基-2-羟基苯基)苯并三唑	2-(5-tert-butyl-2-hydroxyphenyl) benzotriazole	UV-PS	3147–76–0
	2-(2H-苯并三唑-2-基)-4-甲基-6-(2-丙烯基)苯酚	2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-methyl-6-(2-propenyl)phenol	Allyt-bzt	2170–39–0
	2-(2’-羟基-3’,5’-二叔丁基苯基) -苯并三唑	2-(benzotriazol-2-yl)-4,6-ditert-butylphenol	UV-320	3846–71–7
	2’-(2’-羟基-3’-叔丁基-5’-甲基苯基)-5-氯苯并三唑	2-(2’-hydroxy-3’-tert-butyl-5’-methylphenyl)-5-chlorobenzotriazole	UV-326	3896–11–5
	2-(2’-羟基-3’,5’-二叔丁基苯基)-5-氯代苯并三唑	2-(2’-hydroxy-3’,5’-di-tert-butylphenyl)-5-chlorobenzotriazole	UV-327	3864–99–1
	2-(2H-苯并三唑-2-基)-4, 6-二叔戊基苯酚	2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4, 6-di-tert-pentylphenol	UV-328	25973–55–1
	2-(2-羟基-5-叔辛基苯基)苯并三唑	2-(2-hydroxy-5-tertoctylphenyl) benzotriazole	UV-329	3147–75–9
	2-(2’-羟基-3’-仲丁基-5’-叔丁基苯基)苯并三唑	2-(2’-hydroxy-3’-sec-butyl-5’-tert-butylphenyl) benzotriazoe	UV-350	36437–37–3
	2-(2H-苯并三唑-2-基)-4,6-二(1-甲基-1-苯乙基)苯酚	2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4, 6-bis(1-methy-1-phenylethyl)phenol	UV-234	70321–86–7
	2-(2H-苯并三唑-2-基)-6-(2-苯基丙-2-基)-4-(2,4,4-三甲基戊-2-基)苯酚	2-(2H-benzotriazol-2-yl)-6-(1-methyl-1-phenylethyl)-4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol	UV-928	73936–91–1

1.3　仪器与设备

7890B-7010B 气相色谱-串联三重四极杆质谱仪、J&W DB-5ms 气相色谱柱(30 mm×0.25 mm, 0.25 μm)(美国 Agilent 公司); Freestyle GPC EVA 全自动凝胶渗透色谱仪(德国 LCTech 公司); ME204/02 分析天平(感量 0.1 mg, 美国梅特勒托利多公司); M64 全自动氮吹仪(莱伯泰科有限公司); B-400 均质仪(瑞士 BUCHI 公司); D-78224 型超声仪(德国 Elma 公司)。

1.4　实验方法

样品前处理与检测方法参照本课题组之前的研究方法[27], 并经过适当修改。样品经冷冻干燥后, 称取 0.5 g 冻干样品进行超声提取, 提取液通过凝胶渗透色谱(gel permeation chromatography, GPC)净化脂肪, 采用环己烷:乙酸乙酯=1:1 (*V*:*V*)作为流动相(流速 5 mL/min), 收集 20~35 min 的洗脱液, 浓缩后以 5 mL 正己烷复溶, 经 Florisil 柱净化后收集洗脱液, 氮吹浓缩至近干, 用乙酸乙酯溶液复溶并定容至 100 μL, 采用气相色谱-串联质谱法进行检测分析。

色谱条件: 载气流速 1 mL/min; 进样口温度 290 ℃; 传输线温度 290 ℃; 采用不分流进样模式, 进样体积为 1 μL, 程序升温条件为: 80 ℃保持 1 min, 20 ℃/min 升到 200 ℃并保持 2 min, 15 ℃/min 升到 270 ℃并保持 2 min, 0.5 ℃/min 升到 273 ℃并保持 2 min, 20 ℃/min 升到 310 ℃并保持 6.5 min。

质谱条件: 电离模式为电子轰击源, 能量为 70 eV, 数据采集模式为多反应监测模式, 扫描采用正离子模式进行, 离子源温度设置为 270 ℃, 四极杆温度为 150 ℃。

1.5　质量控制与保证

实验过程中实施严格质量控制, 玻璃器皿经充分清洗烘干后使用, 每 10 个样本同步设置 1 个方法空白和 1 个基质加标质控样, 以排除前处理和实验环境的污染干扰。同位素内标定量法, 19 种 OUVs 的方法检出限范围为 0.12~1.07 ng/g 干重, 加标试验平均回收率范围为 82.11%~120.20%。

1.6　风险评估模型

采用食品安全风险评估通用的危害商(hazard quotient, HQ)与危害指数(hazard index, HI)模型, 评估通过水产品摄入 OUVs 的非致癌健康风险。该模型为领域内成熟经典方法, 原理清晰、结果直观, 可有效反映多种污染物复合暴露的综合风险水平, 具体计算如公式(1)~(3):

$$EDI=(C_i\times CR_i)/BW \quad (1)$$

$$HQ_i=EDI_i/RfD_i \quad (2)$$

$$HI=\Sigma HQ \quad (3)$$

式中: EDI 为估计的总 OUVs 每日摄入量(estimated daily intake), ng/kg bw/day。CR_i 为第 *i* 种海产品中第 *i* 类紫外吸收剂的平均检出浓度, ng/g 干重。C_i 为居民每天食用第 *i* 种海产品的消费量, g/day, 根据品种差异分别选取: 贝类与蟹类消费量参考了 Wang 等[28]针对山东省水产品分析的既往研究, 分别为 2.16 g/day 和 9.17 g/day; 鱼类样品因缺乏当地消费量数据, 则采用联合国粮农组织公布的人均水产品消费量数据作近似替代[29], 海捕鱼和养殖鱼分别为 3.54 g/day 和 43.9 g/day。BW 为普通居民平均体重(body weight), 63 kg [30]。RfD 为观察到对健康产生负面影响的平均每日暴露剂量(reference dose), ng/(kg bw•d), 其值使用 Kim 等[31]和 Liu 等[32]的数据, 已有污染物 RfD 值见表 2。HQ_i 为第 *i* 种紫外吸收剂的危险商, HI 为累计暴露危害指数, 当 HI<1 时, 表示非致癌风险可接受, 当 HI≥1 时, 表示有潜在非致癌风险[33]。

1.7　数据处理

为了便于数据统计分析, 依据世界卫生组织对食品中污染物的未检出值(not detected, ND)处理原则对样品数据进行处理[34], 检出率小于 40%的污染物值以检出限的一半代替, 检出率大于 40%的污染物值以检出限代替, 小于空白试剂值的污染物值记为未检出, 不纳入分析范围。通过 Shapiroe-Wilk 检验数据是否符合正态分布。当数据为正态分布时, 使用 *t* 检验分析数据之间差异性; 否则, 使用 Wilcoxon 符号秩检验。置信水平为 95%, 显著性水平为 0.05。使用 Excel 2016 对数据进行汇总, IBM SPSS 26 对数据进行分析, Origin 2021 pro 进行统计与绘图。

2　结果与分析

2.1　海产品中 OUVs 的含量

对 38 个样品进行检测, 结果除 UV-928 未检出之外,

表 2　OUVs 的 RfD 值[31−32] [ng/(kg bw•d)]
Table 2　RfD values of OUVs[31−32] [ng/(kg bw•d)]

OUVs	BP-3	4-OH-BP	EHMC	HMS	EHS	OC	UV-P
RfD	700000	500000	800000	900000	400000	900000	5000
OUVs	UV-234	UV-320	UV-326	UV-327	UV-328	UV-329	UV-350
RfD	12500	1000	5000000	4000	10000	9430000	4000

其余目标物均有不同程度检出。由表 3 可知, 不同类别海产品中 OUVs 含量存在显著差异(P<0.05), 4 类海产品 Σ_{19}OUVs 平均值分别为(14.78±7.59) ng/g 干重(海捕鱼)、(12.37±6.84) ng/g 干重(养殖鱼)、(35.21±16.48) ng/g 干重(贝类)和(26.4±15.98) ng/g 干重(蟹类), 呈现出不同类别间的显著差异, 整体表现为: 贝类>蟹类>海捕鱼>养殖鱼。其中, 贝类的总富集水平高于蟹类和鱼类, 这与采集自香港海岸水产品的检出情况一致[35]。

OUVs 在全球海域鱼类中普遍检出, 西班牙加那利群岛的 9 种可食用鱼中共检出 5 种 OUVs, 浓度范围为 0.067~0.683 μg/g 干重, 污染最严重的物种为细鳞鱼, 其 OUVs 总浓度达 1.201 μg/g 干重[36]。加拿大深海小红鱼中同样检出了 5 种 OUVs, BP-3 和 UV-350 是其中检出浓度最高的污染物, 二者平均污染水平分别为 9.07 g/g 干重和 7.24 ng/g 干重[37]。我国近海环境鱼类中也普遍存在这类污染物, 四大海域中 3 种典型 OUVs 的总浓度范围报道为 3.16~42.12 ng/g 湿重[38], 南海珠江河口水生生物中硬骨鱼纲 Σ_{12}OUVs 浓度为 35.57~596.31 ng/g 脂重[39]。与上述海域研究结果相比, 本研究海捕鱼采自威海近岸, 其 Σ_{19}OUVs 为(14.78±7.59) ng/g 干重, 检出浓度处于中等水平, 同一研究区域内的养殖鱼 Σ_{19}OUVs 为(12.37±6.84) ng/g 干重, 两类样品整体平均残留 OUVs 处于同一水平。但从物种差异来看, 二者种间富集特征仍存在一定差异, 海捕鱼中高富集物种的污染水平明显更高, 鲳鱼(32.53 ng/g 干重)、许氏黑鲔(22.46 ng/g 干重)和海鳗(21.56 ng/g 干重)中的 OUVs 检出含量较高; 养殖鱼中则以星川斑鲽(17.11 ng/g 干重)和大菱鲆(20.86 ng/g 干重)体内 OUVs 富集最为明显, 二者极值相差近两倍。从污染物类别来看, BUVs 类和衍生物类 OUVs 在海捕鱼和养殖鱼体内的检出含量整体趋于一致, 组间差异较小。BUVs 在海捕鱼中的平均检出含量为 (2.69±3.46) ng/g 干重, 养殖鱼中为(2.30±1.20) ng/g 干重, 二者差异幅度不足 20%; 衍生物类在海捕鱼中的平均检出含量为(6.32±4.75) ng/g 干重, 养殖鱼中为(7.16±5.25) ng/g 干重, 组间差值在 15%以内。相较之下, 两种鱼类中的 BPs 则表现出较为显著的组间差异, 是二者 OUVs 总含量差异的主要原因。

具体而言, BPs 类化合物在海捕鱼中[(5.77±3.87) ng/g 干重]占比较高, 这有可能与其生活环境和 BPs 类紫外吸收剂的性质相关。海洋生物体内 OUVs 的检出浓度与人类活动呈强正相关[35], BPs 亲水性好, 常作为防晒剂添加进防晒霜等个人护理产品中, 通过洗浴、冲浪等人类活动进入海洋, 导致海捕鱼中 BPs 的高富集。相对来说, 养殖鱼因养殖环境较为封闭, BPs 类紫外吸收剂输入途径较少, 因此其 BPs 含量可能会较低。

衍生物类有机紫外吸收剂在蟹类样品中富集尤为突出, 平均含量达(25.15±13.28) ng/g 干重。这是由于 EHMC、HMS、EHS 等衍生物类紫外吸收剂多为中等亲脂性化合物, 正辛醇-水分配系数(log Kow)在 3~6 之间, 甲壳类生物对该类污染物的生物富集因子(bioaccumulation factors, BAF)显著高于其他脂溶性范围[40], 因此更易在其体内富集与滞留。

BUVs 类则在贝类样品[(18.02±21.33) ng/g 干重]中拥有最高积累量, 贝类为滤食性生物, 可持续滤食水体中的浮游生物与吸附有 OUVs 的悬浮颗粒物[41], 从而被高效摄入并蓄积于软组织中。这一富集特征与韩国南海海域的检出情况一致, 该区域包含贻贝在内的底栖无脊椎生物(131 ng/g 脂重)体内 BUVs 含量显著高于鱼类(99 ng/g 脂重)[42]。

表 3 威海市海产品中 UV 吸收剂含量(ng/g 干重)

Table 3 UV absorbent content in marine products from the Weihai Ctiy (ng/g dry weight)

类别	名称	$\sum_5$衍生物类含量	$\sum_3$BPs 含量	$\sum_{11}$BUVs 含量	$\sum_{19}$OUVs 含量
海捕鱼	鲅鱼	5.11	6.68	2.39	14.18
	鲐鲅鱼	3.94	14.09	1.45	19.49
	带鱼	2.64	13.63	2.47	18.73
	鲳鱼	12.20	6.19	14.14	32.53
	海鳗	18.12	2.73	0.71	21.56
	白姑鱼	4.97	1.77	0.66	7.40
	小黄花	4.73	4.21	3.81	12.75
	皇姑鱼	2.63	3.00	1.77	7.40
	玉筋鱼	1.61	4.57	0.61	6.80
	马面鱼	1.24	2.25	0.15	3.64
	牙鲆鱼	6.60	5.48	3.11	15.19
	石鲽鱼	3.80	3.60	0.77	8.18
	沙丁鱼	13.22	2.85	0.56	16.63
	许氏黑鲔	7.72	9.69	5.06	22.46
	平均值	6.32±4.75[b]	5.77±3.87[a]	2.69±3.46[a]	14.78±7.59[b]

表 3(续)

类别	名称	$\sum_5$衍生物类含量	$\sum_3$BPs 含量	$\sum_{11}$BUVs 含量	$\sum_{19}$OUVs 含量
养殖鱼	星斑川鲽	10.58	3.21	3.32	17.11
	养殖东方鲀	2.30	3.43	1.60	7.33
	许氏平鲉	1.79	1.68	0.70	4.17
	大菱鲆	13.96	3.31	3.59	20.86
	平均值	7.16±5.25[b]	2.91±0.71[a]	2.30±1.20[a]	12.37±6.84[b]
贝类	文蛤	10.69	13.88	2.76	27.33
	白蛤	10.33	12.17	1.44	23.94
	蚬	7.81	3.72	47.71	59.24
	海螺	0.34	14.36	5.43	20.13
	赤贝	14.56	1.47	2.38	18.42
	贻贝	21.79	3.90	11.61	37.30
	扇贝	3.72	1.61	54.80	60.12
	平均值	9.89±6.53[b]	7.30±5.45[a]	18.02±21.33[a]	35.21±16.48[a]
蟹类	花盖蟹	19.01	1.73	2.62	23.36
	梭子蟹	7.67	0.67	0.19	8.53
	赤甲红	39.76	2.58	4.98	47.31
	平均值	22.15±13.28[a]	1.66±0.78[a]	2.60±1.95[a]	26.40±15.98[ab]

注: 同列数据后不同字母表示组间具有显著性差异(P<0.05)。

2.2　海产品中 OUVs 组成

从图 1 可见, 各类目标物在海产品中均有不同程度检出, 且组成具有明显混合暴露模式特征。整体来看, UV-531、EHS、EHMC 和 HMS 是多数海产品中的主要贡献组分, 在鲍鲅鱼、马面鱼、梭子蟹等样品中的总占比超 90%。这类物质的高检出含量可能与其良好的热稳定性和高亲脂性以及其高使用频率和低去除效率有关。例如, 中国含有 EHMC 的个人护理产品占比达 90%[43], 而污水处理厂中 EHMC 去除效率还不到 60%[44]。相较之下, UV-234、UV-327、UV-328 等苯并三唑类及 BP-3、4-OH-BP 等二苯甲酮类紫外吸收剂占比普遍较低。

鱼类样品中$\sum_{11}$BUVs 的总占比均较低, 以衍生物类和 BPs 为主, 但两种鱼类样品的目标物具体组成模式仍然存在显著差异。养殖鱼样品中目标物以 EHMC、UV-531、UV-P 和 HMS 等为主, 且组分相对较一致, 可能人工养殖环境对污染物富集较类似, 种间差异相对较小。而对于海捕鱼而言, 除海鳗中 EHMC 占目标物总占比的 57.61%以外, UV-531 是主要目标物, 在绝大多数样品中占比超 40%, 特别是在鲍鲅鱼和带鱼中占比超 70%, 这可能与海洋环境的区域污染特征以及食物链的放大富集有关。养殖鱼 OUVs 的污染主要受养殖水体、饲料等人工环境影响, 而海捕鱼的污染则与海洋环境的污染特征与长期富集相关。

在贝类中, BUVs 类目标物的占比明显, UV-329 是其占比最高的物质。蚬中 UV-329 含量占$\sum_{19}$OUVs 的 43.56%(含量为 25.80 ng/g 干重), 其次是 UV-326, 扇贝中 UV-326 含量占$\sum_{19}$OUVs 的 34.94%(含量为 21.01 ng/g 干重)。在 3 种蟹类样品中, HMS 和 EHMC 是目标污染物的主要组成部分, 二者总含量可占$\sum_{19}$OUVs 的 67.63%~88.63%。其余目标化合物虽有检出, 但整体占比都相对较低。

2.3　OUVs 的暴露水平与健康风险

因缺少部分 OUVs 的 EDI 参考值, 本研究结合我国居民膳食消费量对 14 种已有参考剂量值的 OUVs 进行 EDI 评估, 结果如表 4 所示。总体上看, 居民通过 4 类海产品摄入 OUVs 的平均每日膳食摄入量为 11.57 ng/(kg bw•d), 最高为 25.88 ng/(kg bw•d), 远低于各 OUVs 单体参考剂量, 表明通过海产品摄入的 OUVs 整体处于较低水平。

从不同类别来看, 食用养殖鱼摄入的$\sum_{14}$OUVs 平均含量最高, 为 6.51 ng/(kg bw•d); 其次是蟹类为 3.57 ng/(kg bw•d); 再次是贝类为 1.03 ng/(kg bw•d), 最后是海捕鱼为 0.51 ng/(kg bw•d)。EHMC 是养殖鱼、海捕鱼和蟹类样品的最主要贡献成分, 在养殖鱼中最大可达 4.6 ng/(kg bw•d), 而贝类中贡献最高的成分是 UV-329, 平均 EDI 为 0.27 ng/(kg bw•d), 最高值为 0.88 ng/(kg bw•d)。

通过研究威海市近岸海域不同海产品的痕量 OUVs 健康 HQ(图 2), 发现普通居民通过消费所研究的 4 类海产品带来的健康风险普遍较低。其中养殖鱼的 UV-P 的 HQ 最高(9.34×10^{-4}), 而海捕鱼的 UV-329 的 HQ 最低(5.1×10^{-9}), 所有 OUVs 的单个风险商均未超过 1 的危险阈值, 有可能认为其风险处于较低水平。

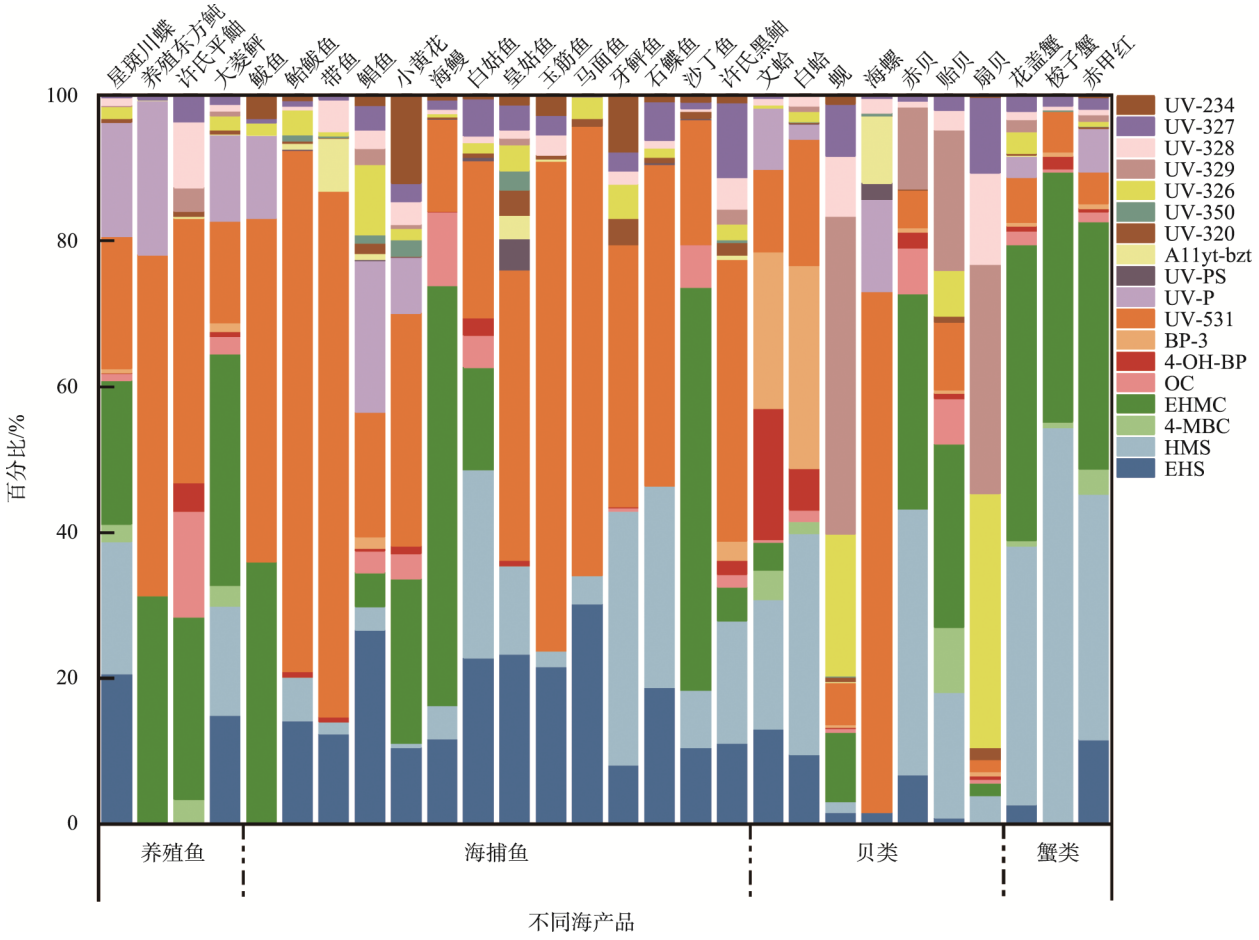


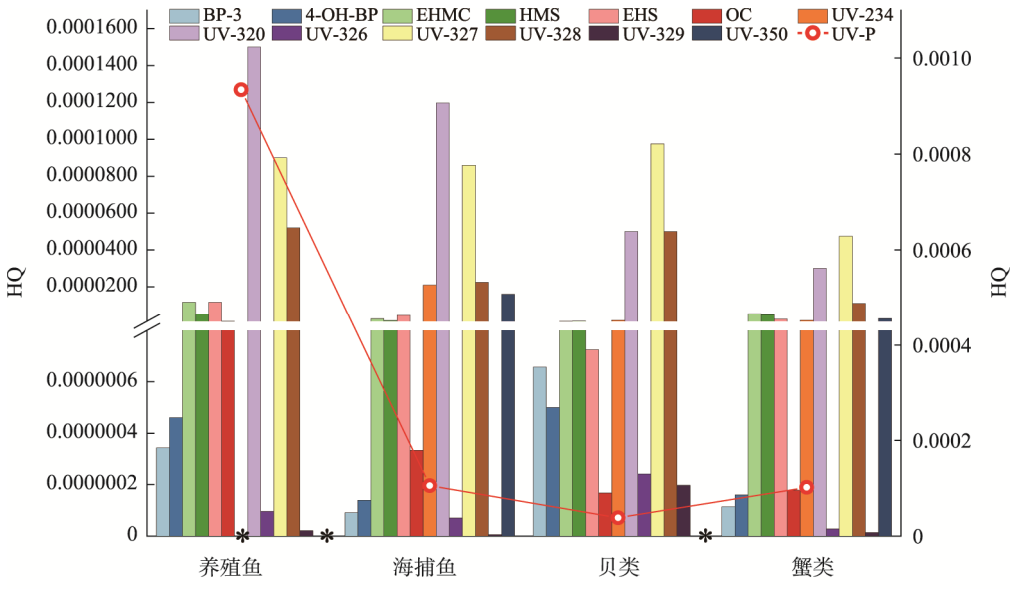
图 1 海产品中各 OUVs 暴露组成百分比

Fig.1 Percentage composition of various OUVs exposure in marine products

表 4 不同海产品中 OUVs 每日估计摄入量[ng/(kg bw•d)]

Table 4 Daily estimated intake of OUVs in different marine products [ng/(kg bw•d)]

OUVs	养殖鱼		海捕鱼		贝类		蟹类		4 类水产品	
	平均值	最大值	平均值	最大值	平均值	最大值	平均值	最大值	平均值	最大值
BP-3	0.06	0.17	0	0.03	0.07	0.23	0.03	0.05	0.16	0.48
4-OH-BP	0.06	0.11	0.01	0.02	0.04	0.17	0.03	0.03	0.13	0.33
EHMC	2.32	4.60	0.13	0.52	0.11	0.32	1.38	2.34	3.94	7.78
HMS	1.09	2.18	0.08	0.21	0.14	0.25	1.40	2.32	2.70	4.96
EHS	1.16	2.46	0.12	0.49	0.04	0.12	0.30	0.8	1.62	3.87
OC	0.22	0.42	0.02	0.12	0.02	0.08	0.05	0.09	0.32	0.71
UV-P	1.17	1.87	0.04	0.38	0.03	0.09	0.17	0.41	1.40	2.75
UV-234	0	0	0.02	0.17	0	0.02	0.01	0.02	0.03	0.21
UV-320	0.04	0.07	0.01	0.03	0.01	0.03	0.01	0.02	0.06	0.15
UV-326	0.12	0.28	0.03	0.18	0.17	0.72	0.05	0.10	0.36	1.28
UV-327	0.09	1.18	0.02	0.13	0.06	0.21	0.06	0.10	0.23	1.62
UV-328	0.13	0.26	0.02	0.05	0.07	0.26	0.04	0.06	0.25	0.63
UV-329	0.05	0.09	0.01	0.04	0.27	0.88	0.04	0.06	0.36	1.07
UV-350	0	0	0	0.03	0	0	0	0.01	0.01	0.04
总计	6.51	13.69	0.51	2.40	1.03	3.38	3.57	6.41	11.57	25.88



注: ✻代表未检出, 其 HQ 为 0。

图 2　通过摄入所研究海产品测得的 HQ

Fig.2　HQ measured through consumption of the studied marine products

同时, 采用 HI 对总 OUVs 累积健康风险进行综合评估。发现养殖鱼、海捕鱼、贝类和蟹类的 HI 分别为 1.26×10^{-3}、3.79×10^{-4}、2.42×10^{-4} 和 2.07×10^{-4}, 同样低于 1。在各类海产品中, UV-P、UV-320 和 UV-327 对鱼类 HI 的贡献最为突出, 3 种化合物在养殖鱼中的贡献率分别为 74.37%、11.94%和 7.17%, 在海捕鱼中分别为 30.03%、25.89%和 23.30%。贝类中 HI 贡献率最高的 3 种物质依次为 UV-327 (40.35%)、UV-328 (20.69%)和 UVP (15.73%); 蟹类中则以 UV-P (49.23%)、UV-327 (22.93%)和 UV-320 (14.48%)为主。值得关注的是, UV-P 在调查的海产品中均表现出较高的风险贡献占比。

有研究发现沿海地区居民的海鲜消费量会显著高于内陆地区居民。例如, 海南省沿海城市人均每日海鱼消费量估计为 84.4 g/day, 比中国平均水平高出 23.8 倍[45]。因此, 为更全面地评估威海近岸海产品中 OUVs 的膳食暴露风险, 以海南省消费量作为高暴露场景的近似替代值, 重新计算威海海捕鱼中 OUVs 的日均暴露量与危害指数, 并与前文基于平均海产品消费量的评估结果进行对比。结果显示, 采用海南地区高消费参数计算得到的威海市海捕鱼 OUVs 的 EDI 总和与最大暴露量总和分别为 19.62 ng/(kg bw•d)和 81.50 ng/(kg bw•d), 对应的危害指数 HI 为 6.49×10^{-4}, 显著均高于基于全国平均参数计算的 EDI 和 HI。尽管两种参数下的评估结果存在差异, 但所有 HI 均远小于 1。

2.4　不确定性评价

本研究基于威海近岸海产品开展了 OUVs 的污染特征分析与膳食暴露风险评估, 研究方法与数据处理均遵循领域通用标准。但受采样范围、暴露参数及毒理学数据等客观条件限制, 研究仍存在一定不确定性, 可能在一定程度上影响评估结果的适用范围。具体表现为: (1)在样品代表性上, 本研究仅采集威海近岸海域捕捞与养殖的 4 类海产品, 未能覆盖当地所有消费类海产品, 且未区分季节性与样品体型, 对区域污染特征的代表性存在一定限制; (2)在暴露参数选择上, 膳食暴露风险评估所采用的居民体重、海产品消费量等参数基于全国或区域平均水平, 未细化不同人群消费习惯与个体差异, 可能会低估或高估部分污染物的实际风险; (3)在毒理学数据与评估模型方面, 由于缺乏部分 OUVs 的 RfD 值, 且 HI/HQ 模型仅适用于非致癌风险评价, 无法表征致癌风险, 同时未充分考虑生物可及性和联合毒性差异, 可能在一定程度上影响风险评估结果的精度。因此, 在后续研究中可通过增加采样物种与数量, 开展不同季节性监测, 同时结合其他海域数据对比分析等方式, 进一步提高风险评估的准确性。

3　结　论

本研究系统研究了威海市近岸海域养殖鱼、海捕鱼、蟹类和贝类 4 类典型水产品中 19 种 OUVs 的污染特征, 并开展了居民膳食暴露健康风险评估。威海市近岸海域采集的 4 类水产品 OUVs 均检出污染, 19 种 OUVs 总残留水平(干重)从高到低依次为: 贝类[(35.21±16.48) ng/g 干重]>蟹类[(26.40±15.98) ng/g 干重]>海捕鱼[(14.78±7.59) ng/g 干重]>养殖鱼[(12.37±6.84) ng/g 干重]; UV-531、EHMC 和 HMS 是该区域水产品中 OUVs 的主要特征污染物。不同种类海产品的 OUVs 组成特征存在差异。健康风险评估结果显示, 该海域水产品中 14 种有明确 RfD 的 OUVs, 其单一污染物

HQ 与多组分 HI 均小于 1。表明当前污染水平下，我国普通居民通过食用该海域水产品摄入 OUVs 的非致癌健康风险相对较低。

鉴于 OUVs 的环境持久性、生物累积性与潜在健康危害，以及人为活动导致其向海洋环境持续输入的趋势，本研究提供了 UV-328 管控措施落实前，威海近岸海产品中 19 种 OUVs 的污染本底数据，可为区域污染历史对比、管控措施效果评估及后续环境基准研究提供基础参考。

参考文献

[1] Kahar N, Bhatt J, Purohit C A, et al. The role of UV absorbers in preventing photodegradation and increasing lifespan of pesticides [J]. Discover Environment, 2025, 3(1): 128.

[2] Akinboye A J, Kim K, Park J, et al. Contamination of ultraviolet absorbers in food: toxicity, analytical methods, occurrence and risk assessments [J]. Food Science and Biotechnology, 2024, 33(8): 1805–1824.

[3] Zhou Huimin, Hu Xialin, Liu Meichuan, et al. Benzotriazole ultraviolet stabilizers in the environment: A review of analytical methods, occurrence, and human health impacts [J]. Trends in Analytical Chemistry, 2023, 166: 117170.

[4] Ziglar J, Mohammad T F, Gilaberte Y, et al. Sunscreens: updates on sunscreen filters and formulations [J]. Photodermatology, Photoimmunology & Photomedicine, 2025, 41(3): e70026.

[5] Khare A, Jadhao P, Vaidya A N, et al. Benzotriazole UV stabilizers (BUVs) as an emerging contaminant of concern: a review [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023, 30(58): 121370–121392.

[6] Pei Jiying, Zhang Yingyuan, Zhang Ruijie, et al. Dynamic impact of different human activities on the distribution of organic ultraviolet absorbers in coastal aquatic environments: a case study in beibu gulf, South China Sea [J]. The Science of the Total Environment, 2024, 956: 177309.

[7] Hu Lixin, Cheng Yuxiao, Wu Dan, 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(9): 149299.

[8] Li Bingru, Liu Qi, Yao Zhenzhen, et al. Mulch film: an overlooked diffuse source of organic ultraviolet absorbers in agricultural soil [J]. Environmental Pollution, 2023, 318(2): 120935.

[9] Yang Fan, Yuan Tao, Ao Junjie, et al. Human exposure risk of organic UV filters: a comprehensive analysis based on primary exposure pathways [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2024, 283: 116800.

[10] 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.

[11] Li Pengyang, Su Wenyuan, Liang Wenqing, et al. Occurrence and temporal trends of benzotriazole UV stabilizers in mollusks (2010—2018) from the Chinese Bohai Sea revealed by target, suspect, and nontarget screening analysis [J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(23): 16759–16767.

[12] 李苑雯, 兰程程, 吴炜亮, 等. 超高效液相色谱-串联质谱法测定猪肉中 38 种有机紫外吸收剂含量[J]. 食品安全质量检测学报, 2026, 17(4): 281–289.
Li Yuanwen, Lan Chengcheng, Wu Weiliang, et al. Determination of 38 kinds of organic ultraviolet absorbents content in pork by ultra performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry [J]. Journal of Food Safety & Quality, 2026, 17(4): 281–289.

[13] Mao Weili, Jin Hangbiao, Guo Ruyue, et al. Presence of benzotriazole ultraviolet stabilizers in human urine [J]. Environmental Research, 2024(11): 119556.

[14] Lee S, Kim S, Park J, et al. Synthetic musk compounds and benzotriazole ultraviolet stabilizers in breast milk: occurrence, time-course variation and infant health risk [J]. Environmental Research, 2015, 140(7): 466–473.

[15] Denghel H, Hiller J, Leibold E, et al. Human metabolism and kinetics of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) after oral administration [J]. Archives of toxicology, 2021, 95(8): 2677–2690.

[16] Feng Hongru, Cao Huiming, Li Juan, et al. Estrogenic activity of benzotriazole UV stabilizers evaluated through in vitro assays and computational studies [J]. Science of the Total Environment, 2020, 727(7): 138549.

[17] Liang Shengxian, Zhang Yue, Bo Haimei, et al. Insights into the toxicities of UV-328, UV-329, UV-P in HepG2 cells and their roles in AHR-mediated pathway [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2023, 250(1): 114478.

[18] Li Siwen, Xie Jiaqi, Li Xinlian, et al. Genistein protects benzotriazole ultraviolet stabilizer UV-234-induced hepatotoxicity by modulating ROS/Nrf2 and NF-κB signaling in yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*) [J]. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C: Toxicology and Pharmacology, 2023, 271(9): 109675.

[19] Zhang Jiye, Huang Ying, Pei Youjun, et al. Biotransformation, metabolic response, and toxicity of UV-234 and UV-326 in larval zebrafish (*Danio rerio*) [J]. Environment International, 2023, 174(2): 107896.

[20] Zhang Liang, Shen Lilai, Huang Zizhou, et al. Embryonic exposure to UV-328 impairs the cell cycle in zebrafish (*Danio rerio*) by inhibiting the p38 MAPK/p53/Gadd45a signaling pathway [J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(27): 9965–9974.

[21] Eriksson A N M, Dubiel J, Zink L, et al. Embryonic exposure to benzotriazole ultraviolet stabilizer 327 alters behavior of rainbow trout alevin [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2024, 43(4): 762–771.

[22] Stockholm Convention. The new POPs under the Stockholm Convention [EB/OL]. (2023-05-12) [2026-01-21]. https: //chm. pops. int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default. Aspx.

[23] Nasri E, Bouchiba E, Brahmi B, et al. Mytilus galloprovincialis as a biomarker for personal care product (PCP) ingredients and UV filters (UVFs) in tunisian coastal waters: correlation with the chemical composition of polluted seawater [J]. Toxics, 2025, 13(10): 847.

[24] Lyu Yang, Zhong Fuyong, Tang Zhenwu, et al. Bioaccumulation and trophic transfer of organic ultraviolet absorbents in the food web of a freshwater lake: implications for risk estimation [J]. Environmental Pollution, 2022, 294: 118612.

[25] Tang Zhao, Wu Zilan, Jia Xuan, et al. Nationwide occurrence of emerging benzophenone, benzotriazole, salicylate and triazine ultraviolet filters in

coastal sediment of China: spatial distribution, source and ecological risk [J]. Environmental Research, 2025, 287: 123140.

[26] Li Wenpeng, Zhang Xiaohan, Diao Zishan, et al. Fate of ultraviolet absorbents in a marine ecosystem: bioaccumulation, tissue-specific distribution, and trophic transfer in the Yellow Sea [J]. Environmental Science & Technology, 2026, 60(13): 10221–10233.

[27] 雷承霖, 龚艳, 闻胜, 等. 固相萃取结合气相色谱-三重四极杆串联质谱法测定水产品中 11 种苯并三唑类紫外吸收剂[J]. 食品科学, 2025, 46(19): 273–280.
Lei Chenglin, Gong Yan, Wen Sheng, et al. Solid-phase extraction combined with gas chromatography-triple quadrupole tandem mass spectrometry for the determination of 11 benzotriazole ultraviolet stabilizers in aquatic products [J]. Food Science, 2025, 46(19): 273–280.

[28] Wang Qihe, Liu Sana, Wang Huijun, et al. Consumption of aquatic products and meats in Chinese residents: a nationwide survey [J]. Frontiers in Nutrition, 2022, 9: 927417.

[29] FAO/WHO. Joint FAO/WHO expert committee on food additive Eighty-third meeting. Food and Agricultural Organization/World Health Organization [R]. 2016. http://WWW.fao.org/3/abq821e.pdf.

[30] 张磊. 我国居民二噁英类物质膳食暴露及机体负荷研究[D]. 北京: 中国疾病预防控制中心, 2014: 46–47.
Zhang L. Dietary exposure and body load of dioxin-like substances in Chinese residents [D]. Beijing: China Center for Disease Control and Prevention, 2014: 46–47.

[31] Kim J W, Chang K H, Prudente M, et al. Occurrence of benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVSs) in human breast milk from three Asian countries [J]. Science of the Total Environment, 2019, 655(5): 1081–1088.

[32] Liu Yang, Gao Lirong, Qiao Lin, et al. Concentrations, compound profiles, and possible sources of organic UV filters in human milk in China [J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(22): 15930–15940.

[33] Yang Luping, Guo Mingcai, Xin Chenglong, et al. Comparison of trace element concentrations in freshwater fish and marine fish consumed in Shandong Province, China, and their potential risks to human health [J]. Marine Pollution Bulletin, 2021(165): 112114–112114.

[34] GEMS/Food-EURO. Second workshop on reliable evaluation of low-level contamination of food: report on a workshop in the frame of GEMS/Food-EURO [R]. Kulmbach: GEMS/Food-EURO, 1995.

[35] Sang Ziye, Leung K S Y. Environmental occurrence and ecological risk assessment of organic UV filters in marine organisms from Hong Kong coastal waters [J]. Science of the Total Environment, 2016(566): 489–498.

[36] Gimeno-monforte S, Montesdeoca-esponda S, Sosa-ferrera Z, et al. Multiresidue analysis of organic UV filters and UV stabilizers in fish of common consumption [J]. Foods, 2020, 9(12): 1827.

[37] Fella M, Mathieu B, Parent G J, et al. Organic UV absorbents in the deepwater redfish (*Sebastes mentella*) from the St. Lawrence Estuary and gulf: distribution and human health risk assessment [J]. Science of the Total Environment, 2024, 906(1): 167515.

[38] Mu Haichao, Sun Ye, Pei Xiaodan, et al. Occurrence and prioritization of hydrophobic pollutants in China's coastal marine biota [J]. Journal of Hazardous Materials, 2026, 503: 141110.

[39] Peng Xianzhi, Fan Jujuan, Jin Jiabin, et al. Bioaccumulation and biomagnification of ultraviolet absorbents in marine wildlife of the Pearl River Estuarine, South China Sea [J]. Environmental Pollution, 2017, 225: 55–65.

[40] Chen Shaorong, Xiong Jia, Li Zijian. Mechanistic modeling of chemical bioaccumulation in aquatic invertebrates: a shrimp-based demonstration [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2025, 304: 119101.

[41] European Chemicals Agency. Information on chemicals [EB/OL]. (2022-03-20). [2026-01-21]. https://echa.europa. eu/information-on-chemicals.

[42] Wang Wenting, Lee Inseok, Oh Jeongeun. Specific-accumulation and trophic transfer of UV filters and stabilizers in marine food web [J]. Science of the Total Environment, 2022, 825: 154079.

[43] Tsui M P, Leung H W, Kwan B K, et al. Occurrence, distribution and ecological risk assessment of multiple classes of UV filters in marine sediments in Hong Kong and Japan [J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, 292: 180–187.

[44] Tsui M P, Leung H W, Lam K S, et al. Seasonal occurrence, removal efficiencies and preliminary risk assessment of multiple classes of organic UV filters in wastewater treatment plants [J]. Water Research, 2014, 53: 58–67.

[45] Gu Yangguang, Huang Honghui, Lin Qin. Concentrations and human health implications of heavy metals in wild aquatic organisms captured from the core area of Daya Bay's fishery resource reserve, South China Sea [J]. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2016, 45: 90–94.

(责任编辑: 韩晓红　蔡世佳)