

DOI:10.7524/AJE.1673-5897.20190601001

陈锦灿, 方超, 郑榕辉, 等. 应用物种敏感性分布评估微(纳米)塑料对水生生物的生态风险[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(1): 242-255

Chen J C, Fang C, Zheng R H, et al. Assessing ecological risks of micro(nano)plastics to aquatic organisms using species sensitivity distributions [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2020, 15(1): 242-255 (in Chinese)

应用物种敏感性分布评估微(纳米)塑料对水生生物的生态风险

陈锦灿^{1,2}, 方超², 郑榕辉², 张玉生², 王克坚¹, 薄军^{2,*}

1. 近海海洋环境科学国家重点实验室, 厦门大学海洋与地球学院, 厦门 361102

2. 海洋生物与生态实验室, 自然资源部第三海洋研究所, 厦门 361005

收稿日期: 2019-06-01 录用日期: 2019-08-01

摘要: 水环境中的微(纳米)塑料对水生生物具有潜在的危害。为了评估微(纳米)塑料对水生生物的毒性效应及生态风险, 本研究在广泛查阅并分析微(纳米)塑料相关毒理学研究数据的基础上, 利用物种敏感性分布(Species Sensitivity Distributions, SSD)方法对其中5门10科11种水生生物的急性毒理学数据进行曲线拟合; 计算对应的5%危害浓度(the hazardous concentration for 5% of the species, HC_5)和潜在影响比例(potential affected fractions, PAF); 计算了相应的急性生态效应阈值(predicted no effect concentration, $PNEC_{acute}$), 并比较了各类水生生物对微(纳米)塑料的敏感性及其所受生态风险。结果表明, 目前已有数据中微(纳米)塑料对费氏弧菌(*Vibrio fischeri*)的生态风险最大, 对朱氏四角藻(*Tetraselmis chuii*)的生态风险最小; 基于Reweibull模型对水生生物数据所推导的 $PNEC_{acute}$ 为 $0.185 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 约为当前微(纳米)塑料在水体环境中浓度的30%。利用SSD来预测微(纳米)塑料不同暴露浓度下对水生生物的PAF, 发现当微(纳米)塑料暴露浓度小于 $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 水生生物所受的影响在可接受范围内; 当暴露浓度达到 $1000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 将有26%的物种受到微(纳米)塑料的危害。此外, 利用Rurlioz软件估算了世界典型淡水与海水水域表层水体中微塑料对水生生物的PAF值, 发现其PAF预测值都为0; 将各水域微塑料浓度与急性生态效应阈值 $PNEC_{acute}$ 比较后发现, 除太湖外, 其他水体环境中微塑料浓度都低于 $PNEC_{acute}$, 说明如果只考虑微塑料本身的影响, 目前世界典型水域表层水中微塑料对水生生物的危害程度大部分都在可接受的范围之内。

关键词: 微(纳米)塑料; 水生生物; 生态风险; 物种敏感性分布

文章编号: 1673-5897(2020)1-242-14 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Assessing Ecological Risks of Micro(nano) plastics to Aquatic Organisms Using Species Sensitivity Distributions

Chen Jincan^{1,2}, Fang Chao², Zheng Ronghui², Zhang Yusheng², Wang Kejian¹, Bo Jun^{2,*}

1. State Key Laboratory of Marine Environmental Science, College of Ocean and Earth Sciences, Xiamen University, Xiamen 361102, China

2. Laboratory of Marine Biology and Ecology, Third Institute of Oceanography, Ministry of Natural Resources, Xiamen 361005, China

Received 1 June 2019 accepted 1 August 2019

基金项目: 国家重点研发计划项目(2019YFD0901101); 国家海洋局极地考察办公室极地考察业务化与科研项目; 海洋三所基本科研业务费(2018019); 全球变化与海气相互作用专项(GASI-02-SCS-YDsum)

作者简介: 陈锦灿(1994—), 男, 硕士研究生, 研究方向为海洋生态毒理学, E-mail: 22320181152118@stu.xmu.edu.cn

* 通讯作者(Corresponding author), E-mail: bojun@tio.org.cn

Abstract: Micro- and nanoplastics in water environment pose a potential threat to aquatic organisms. Species Sensitivity Distributions (SSD) method was used to assess the ecological risks of micro- and nanoplastics on aquatic organisms in the present study. The acute toxicological data of 11 aquatic species from 10 families in 5 phyla were collected and fitted by SSD. The hazardous concentrations for 5% of the species (HC_5), the values of the potentially affected fraction (PAF) and acute predicted no-effect concentration ($PNEC_{acute}$) of micro- and nanoplastics were evaluated to compare the sensitivity and ecological risk for different aquatic species exposed to micro- and nanoplastics. The results showed that micro- and nanoplastics had the greatest ecological risk to *Vibrio fischeri* and the least to *Tetramis chuii*. The value of $PNEC_{acute}$ derived with Reweibull model was $0.185 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, which is almost 30% of the concentration of micro-(nano)plastics that were found in the water environment. The effects of micro- and nanoplastics on aquatic organisms are acceptable if the exposure concentration is lower than $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. If the exposure concentration reaches $1\ 000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 26% of the species are obviously affected. In addition, the PAF values of different concentration of micro-(nano)plastics in several representative waters all around the world were estimated and the value was equal to 0. However, the concentrations of micro-(nano)plastics in most representative waters selected in this study were lower than the $PNEC_{acute}$ except that in Taihu Lake. The results indicates that the effects caused by micro-(nano)plastics in most of the investigated waters are acceptable when only the effects of micro-(nano)plastics itself were considered.

Keywords: micro(nano)plastics; aquatic organisms; ecological risks; species sensitivity distributions (SSD)

塑料自 1907 年被发明以来,便因低廉的价格、较好的生物惰性、高比强度以及坚固和耐用等特点,被广泛应用于建筑、农业、军事、工业、医学、化工以及航空航天等各个领域^[1]。截至 2017 年,全球塑料制品总产量约为 3.48 亿 t,我国是全世界生产塑料制品最多的国家,占全球总量的 29.4%^[2]。此外,全球每年有大约 15% ~ 40% 的塑料垃圾会通过各种途径从陆地汇入海洋,由于其不易降解特征和人类持续排放等原因,这一数字在未来 10 年内还可能持续攀升^[3]。尽管塑料制品的广泛使用为人们日常生活带来了许多便利,但也对全球范围内生态系统的健康构成了潜在的威胁^[2,4]。

直径 <5 mm 的塑料颗粒、碎片、纤维和薄膜等都被定义为微塑料(microplastics, MPs)^[5-6],这一概念最初由英国茅利斯大学 Thompson 等^[7]于 2004 年在《Science》杂志上提出。但是由于划分标准的不同,微塑料的定义和分类又有所差别。如果以来源作为划分依据,微塑料包括原生微塑料和次生微塑料 2 种类型。原生微塑料通常是指人为制造的、具有特殊用途的微塑料,如工业磨料和塑料微珠等^[8],日常生活中常见的牙膏、洗面奶、洗发水和足浴盐等个人护理品中都含有这类微塑料^[9]。而次生微塑料指的是大型塑料垃圾在太阳辐射(如光降解、催化)、物理(海浪或河流冲刷、拍打等外力作用)、化学或生物(分解、降解作用)作用下分解而成的粒径更小的碎片、

纤维或颗粒状等小型塑料^[8,10-11];此外,化学组成成分^[12]、形状^[12-13]和尺寸大小^[14-17]也可作为分类依据从而将微塑料划分为不同类型。

大多数水生生物判断或摄食主要受食物密度、形状、大小、丰度或颜色等因素的影响^[18];而微(纳米)塑料具有尺寸小、不易降解且容易随水流动等特点,很容易被水生生物误食。越来越多的室内实验结果和野外调查数据表明,微(纳米)塑料能够被不同种类水生生物摄取^[19-27],并沿着食物链传递到更高营养级的生物体内^[15,19,28-32],对不同营养级的生物造成一定程度的物理损伤和生物学效应^[33]。其中,微塑料对水生生物的影响主要体现在以下 4 个方面:(1)微塑料被水生生物误食后,可能对生物造成物理损伤,如堵塞消化道,从而使其产生伪饱腹感,消耗其体内储存的能量等^[10,34-36];(2)由于比表面积大、疏水性强等特性,微塑料具有吸附水中有机污染物的能力,并可将其吸附的污染物释放到水生生物体内进而对生物机体产生一系列不良影响^[37-39];(3)微塑料表面不仅可以作为微生物群落的栖息场所、促进微生物的繁殖和微塑料表面生物膜的形成^[40],还可为某些浮游生物(如海龟)的繁殖提供基质^[18,41],而微塑料生物膜上的某些病原体能够随着微塑料在食物链中逐级传递,威胁水生生物健康^[18];(4)进入水体环境后,微塑料浸出物会慢慢从聚合物基质中释放出来(如壬基酚、双酚 A 等微塑料自身携带的

化学添加剂)^[18],对水生生物带来一定的毒性效应,最终威胁水生生态系统^[42]。

面对全球范围内微(纳米)塑料污染加剧所带来的挑战^[34,43],开展其对水生生态系统的风险评估显得尤为迫切^[44]。生态风险评估是用于评估特定环境压力下正在形成的(或可能形成的)某一不利生态效应的可能性,即用于预测污染物对生态系统的有害影响^[37,45-46],它是人们进行环境风险管理和制定相关环境政策时的主要依据^[47]。风险评估标准的制定以基准作为基础,而基准的推导需要对污染负荷、生态毒理临界值等环境承载能力对应的几个关键参数进行综合考量^[48]。生态风险评估的最终目的是得出浓度阈值或风险临界值,为制定相关标准或基准、采取生态风险控制措施提供相应的技术支撑^[47]。

目前,水环境中微(纳米)塑料生态风险的评估主要有 2 种,即基于微塑料中有害组分的评估技术和基于不同物种对微(纳米)塑料敏感性差异的物种敏感性分布 (Species Sensitivity Distributions, SSD)^[49-51]。前者主要是依据微(纳米)塑料中各种有害化学成分的特征及其可能造成的生态效应,从而对微(纳米)塑料有害组分的危害等级进行划分,并以此来评估微(纳米)塑料对水生生物的健康风险^[50]。然而,由于微(纳米)塑料具有化学组分复杂、危害等级划分工作量大、且有害化学成分的吸附和解析原理不清等缺点^[52],导致这种风险评估技术尚未得到广泛应用。20 世纪中后期,为了制定对生态系统保护有利的水质基准,美国环保局(US EPA)提出了基于 SSD 的生态风险评估的方法^[46],之后被多个国家和国际组织采用^[53-55]。SSD 曲线拟合法主要利用文献中收集到的生物毒理数据来分析污染物对生物的危害程度,进而评估其生态风险^[44-45,56]。由于 SSD 具有方法简明、生态意义明确等优点,且这种方法的不确定性与传统方法比相对较小,已成为生态风险评估领域常用的方法之一^[57-62]。

作为一种新型的环境污染物,水体中微(纳米)塑料的毒性或潜在的生态风险已成为当前水环境污染的研究热点之一。然而,目前国内外利用 SSD 方法来评估微(纳米)塑料对水生生物生态风险的研究却鲜有报道^[16,51]。本研究基于已报道的水生生物微(纳米)塑料毒理学研究数据,利用 SSD 方法将数据进行模型拟合,并对全球若干水环境中不同浓度微塑料对水生生物的生态风险进行评估及预测,以期开展微塑料潜在生态风险评估提供重

要的方法依据。

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 SSD 基本步骤

SSD 的构建和应用主要包括以下几个步骤^[57]: (1)微(纳米)塑料毒理学数据的获取;(2)物种分布及数据处理;(3)SSD 曲线拟合;(4) 5% 危害浓度(HC₅)及潜在影响比例(PAF)计算。其中 SSD 拟合曲线的构建采用澳大利亚联邦科学和工业研究组织(CSIRO)提供的 Burrlioz(2.0 版本)计算软件^[63]。

1.2 微塑料毒理数据的获取

利用 Web of Science 数据库,收集并整理了近 10 多年来(2007—2018 年)国内外公开发表的文献资料,共 5 门 10 科 11 种水生生物的急性毒性数据^[21,64-69](表 1)。

1.3 物种分布及数据处理

首先,将搜集、筛选后的所有水生生物毒理数据(EC₅₀ 或 LC₅₀)统一格式,即按照国际单位制将所有数据的单位统一换算成 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。其次,统计整理所有物种的中文名、拉丁名、物种所属门科分类以及参考文献等信息,具体信息如表 1 所示。

1.4 SSD 曲线拟合

SSD 曲线是通过不同生物对污染物的敏感性差异来建立生物毒性效应曲线,并采用 5% 作为保护水平(即认为损失 5% 的物种是可以接受的)来计算 HC₅^[53],即在此生态风险阈值条件下,可以保护环境中 95% 的生物不受影响^[57]。SSD 拟合的形式主要包括 Log-Normal、Log-Logistic、Reweibull 和 BurrⅢ 等^[57]。美国和欧盟推荐使用 Log-Normal 分布模型拟合 SSD 曲线,而澳大利亚和新西兰等国家则推荐使用 BurrⅢ 型分布。本研究采用 BurrⅢ 型分布(软件根据上传数据自动转化为 BurrⅢ 型的变化模型-Reweibull 分布),因为这种分布函数可灵活应用且对物种敏感性的拟合特性较好^[70-71]。SSD 曲线拟合的基本步骤如下。

(1)将整理后的数据(表 1)上传至 Rurrlioz 软件(2.0 版本),选择最适合的分布模型,对这些点进行参数拟合从而得到 SSD 曲线^[53];(2)导出 SSD 曲线和其他几个等关键参数,利用 Rurrlioz 软件计算出 HC₅ 及不同浓度暴露下的 PAF。

其中,BurrⅢ型函数的参数方程为:

$$F(x) = \frac{1}{[1 + (bx)^c]^k} \quad (1)$$

式中: x 为环境浓度($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), b 、 c 和 k 为函数的 3

个不同参数(下同)。当 k 趋于无穷大时,Burr III 型分布将变化为 Reweibull 型分布:

$$F(\chi)=\exp\left(-\frac{a}{x^b}\right)$$

(2)

澳大利亚联邦科学和工业研究组织(CSIRO)提供了 SSD 曲线拟合方法的说明(版本 2.0)^[63]。

1.5 HC₅ 和 PAF 计算

应用 Burr III 型分布计算 HC(q)的公式为:

$$HC(q)=\frac{b}{\left[\left(\frac{1}{q}\right)^{\frac{1}{k}}-1\right]^{\frac{1}{c}}}$$

(3)

PAF 表示当环境浓度超过生物毒理终点值的物种比例,即在给定污染物浓度条件下,SSD 曲线上所对应的累计概率。Burr III 型分布计算 PAF 的公式为:

$$PAF(x)=\frac{1}{\left[1+\left(\frac{b}{x}\right)^c\right]^k}$$

(4)

在确定的 SSD 曲线下,HC(q)(在本研究中为 HC₅)和 PAF 可以直接由分析软件 Rurrlloz(版本 2.0)计算出结果。

1.6 急性生态效应阈值急性预测无效应浓度(PNEC_{acute})的计算

上述步骤所求得的 HC₅ 一定程度上只能反映微(纳米)塑料对水生生物的急性(短期)影响。因此,为了使 SSD 曲线拟合得到的结果更好地评估微(纳米)塑料对水生生物的生态风险,且考虑到微(纳米)塑料相关毒理数据不足等因素,需要对求得的 HC₅ 作进一步处理,即在毒性数据满足构建 SSD 曲线数据要求的情况下,使用评价因子法(或称 SSD 模型外推法)推导其急性生态效应阈值 PNEC_{acute}^[72-74]。评价因子法采用敏感生物的毒性值除以相应的评价因子,其表达形式如下式所示:

$$PNEC_{acute}=HC_{5,acute}/AF$$

(5)

式中:AF(Assessment Factor)为评价因子,HC_{5,acute} 表

表 1 微(纳米)塑料对水生生物毒性数据(EC₅₀、LC₅₀)
Table 1 Toxicity data of micro(nano)plastic to aquatic species (EC₅₀, LC₅₀)

门	科	中文名	拉丁名	微(纳米)塑料类型及大小	半数效应、致死浓度	数据来源
Phylum	Family	Common name	Latin name	Type of micro(nano)plastic and size	/(μg·L ⁻¹) EC ₅₀ , LC ₅₀ /(μg·L ⁻¹)	Reference
节肢动物门 Arthropoda	蚤科	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	55 nm PS	7.70×10 ²	[69]
	Pulicidae	模糊网纹蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	1 ~ 4 μm PE	9.58×10 ²	[64]
	钗额虫科	海狸尾状丰年虾	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	55 nm PS	5.20×10 ³	[69]
	Thamnocephalidae					
	猛水蚤科	日本虎斑猛水蚤	<i>Tigriopus japonicus</i>	50 nm PS	2.15×10 ³	[67]
	Harpacticidae					
脊索动物门 Chordata	绿钩虾科	美洲钩虾	<i>Hyalella azteca</i>	20 μm PE	2.18×10 ⁵	[21]
	Hyalellidae					
	鲑科	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	55 nm PS-PEI	6.03×10 ⁵	[69]
绿藻门 Chlorophyta	Salmonidae					
	鰕虎鱼科	小眼长臀鰕虎鱼	<i>Pomatoschistus microps</i>	1 ~ 5 μm PE	3.05×10 ⁵	[65]
变形菌门 Proteobacteria	Gobiidae					
	小球藻科	羊角月牙藻	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	55 nm PS-PEI	5.80×10 ²	[69]
棘皮动物门 Echinodermata	Chlorodendraceae	朱氏四片藻	<i>Tetraselmis chuii</i>	1 ~ 5 μm PE+Copper	1.45×10 ²	[68]
	弧菌科	费氏弧菌	<i>Vibrio fischeri</i>	55 nm PS-PEI	1.00×10 ⁶	[69]
棘皮动物门 Echinodermata	Vibrionaceae					
	Parechinidae	紫海胆	<i>Paracentrotus lividus</i>	50 nm PS-NH ₂	2.61×10 ³	[66]

注:PE 为聚乙烯,PS-PEI 为聚苯乙烯-聚醚酰亚胺,是一种由羧酸化聚苯乙烯纳米颗粒合成的塑料,PS-NH₂ 为 NH₂ 涂层的 PS 纳米颗粒;在本研究中,单位统一换算为 μg·L⁻¹。

Note: PE, polyethylene; PS-PEI, polystyrene-polyetherimide, plastic synthesized from carboxylated polystyrene nanoparticles; PS-NH₂, polystyrene MPs coated with NH₂; by convention, all the units used to fit the model are uniformly switched to μg·L⁻¹.

示应用 SSD 法构建急性毒理数据(LC₅₀、EC₅₀)敏感性分布曲线,得到的 5% 危害浓度值。目前国际上对于评价因子的取值仍没有一个明确、统一的标准,但根据欧盟风险评估技术导则规定,当使用急性毒理数据(LC₅₀、EC₅₀)对水体环境 PNEC 进行推导时,如若收集得到的毒理数据至少包含以下 3 个不同营养级以上的水生生物时(即鱼类、蚤类和藻类),AF 应取值 1 000^[73]。评价因子主要受毒性数据质量、物种代表性以及模型拟合程度等多个因素共同影响^[46],在本研究中,所收集的急性毒理数据包括甲壳类、鱼类、节肢动物蚤科以及绿藻门藻类等 5 门 10 科 11 种水生生物,覆盖范围相对较广,因此 AF 取值 1 000。

1.7 世界典型水域微塑料丰度单位换算及其 PAF 值计算

利用 Web of Science、CNKI 等数据库,对国内外公开发表的有关当前全球各个典型淡水水域及海洋表面水体微塑料丰度的相关文献进行收集整理,并将所有微塑料丰度的单位统一换算成 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,换算后各水域内的微塑料丰度数据如表 2 所示。单位具体换算方法参考 Lusher 等^[75]的文献,即假定当微

塑料形状为圆球状(sphere)、平均粒径大小为 25 μm ,且平均密度等于 $0.92\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 的情况下,900 个微塑料颗粒可近似等于 7 μg ,即 1 个微塑料颗粒约等于 0.0078 μg 。最后在水生生物 SSD 拟合曲线基础之上,利用 Rurrlioz 软件对全球多个典型水域表层微塑料对水生生物的 PAF 值进行计算(表 2)。

2 结果(Results)

2.1 SSD 曲线拟合

图 1 是利用 Reweibull 分布模型对被测的全部物种的 SSD 曲线拟合结果:变形菌门费氏弧菌(*Vibrio fischeri*)受微(纳米)塑料影响程度最大,绿藻门朱氏四片藻(*Tetraselmis chuii*)受微(纳米)塑料的损害程度则最低,且按照大小排列依次为:细菌(费氏弧菌)>甲壳动物端足类(美洲钩虾)>鱼类(虹鳟、小眼长臀鲈虎鱼)>棘皮动物门海胆纲(紫海胆)>甲壳动物桡足类(日本虎斑猛水蚤、模糊网纹蚤以及大型蚤)>藻类(羊角月牙藻和朱氏四片藻)。当浓度>1 000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 后,水生生物受微(纳米)塑料损害的程度迅速增强,但随着浓度不断升高,微(纳米)塑料损害程度增大的趋势变缓慢,最终在浓度为 $1\times10^5\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时趋于平稳。

表 2 世界部分典型水域内表层水的常见微塑料浓度及潜在影响比例(PAF)预测值
Table 2 Predicted potential affected fractions (PAF) values of micro- and nanoplastics under various concentrations in some representative waters

区域 Area	浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) Concentration/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	潜在影响比例/% PAF/%	参考文献 References
海洋水域 Marine environment			
挪威极地水域 Arctic Waters (Norway)	2.09×10^{-5}	0.00	[75]
东海 East China Sea	2.42×10^{-6}	0.00	[77]
北太平洋副热带环流 North Pacific Subtropical Gyre	1.25×10^{-6}	0.00	[78]
格陵兰和巴伦支海 Greenland and Barents Seas	3.82×10^{-7}	0.00	[79]
南加州海岸 Southern California coast	6.24×10^{-5}	0.00	[80]
楚科奇海 Chukchi Sea	1.79×10^{-6}	0.00	[43]
韩国东南海岸 Southeastern coast of Korea	4.84×10^{-6}	0.00	[81]
北太平洋西部黑潮海区 Kuroshio Current Area, Western North Pacific Ocean	5.46×10^{-6}	0.00	[82]
渤海 Bohai Sea	2.57×10^{-6}	0.00	[83]
金斯敦港口水域(牙买加) Surface waters of Kinston Harbour (Jamaica)	$0\sim4.47\times10^{-5}$	0.00	[84]
淡水水域 Freshwater environment			
美国五大湖 Great Lakes (USA)	3.18×10^{-5}	0.00	[85]
太湖 Taihu Lake	2.01×10^{-1}	0.00	[86]
青藏高原河流 Rivers in Tibet Plateau	$3.77\times10^{-3}\sim7.54\times10^{-3}$	0.00	[87]
洛杉矶河 Los Angeles River	1.01×10^{-1}	0.00	[88]
渭河 Wei River	$2.86\times10^{-3}\sim8.35\times10^{-2}$	0.00	[89]

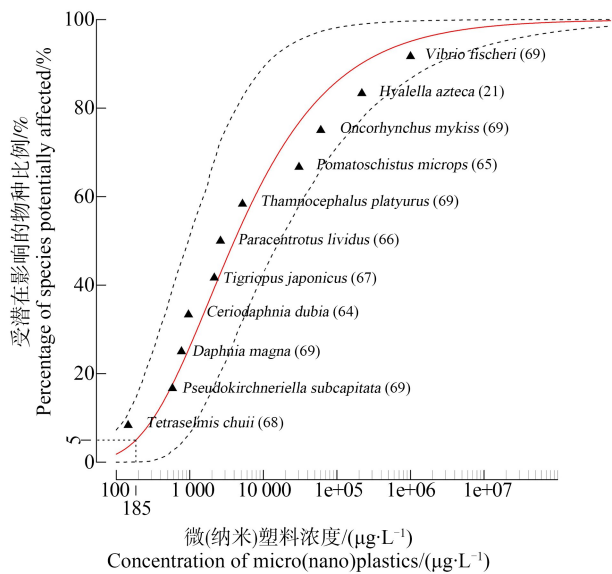


图 1 水生生物对微(纳米)塑料的物种敏感性分布(SSD)曲线

注:开展暴露实验所用物种的分类地位、微(纳米)塑料颗粒大小及类型等文献有关信息如表 1 所示;实际物种敏感性分布用红色实线表示,黑色虚线则分别表示上、下置信区间(95%),括号内数字则为对应参考文献的编号。

Fig. 1 Species Sensitivity Distributions (SSD) curve for marine organisms exposed to micro- and nanoplastics

Note: The detailed information on the effect data from literatures, i.e. aquatic organisms exposed to micro- and nanoplastics, the size of the particles and the type of micro- and nanoplastics used are available in Table 1. Solid red curve represents SSDs with micro (nano)plastics concentrations expressed in particles per volume. Black dotted lines represent the 95% confidence intervals. Numbers between brackets refer to the listed references.

2.2 SSD 曲线拟合结果及急性生态效应浓度阈值的计算

表 3 拟合曲线所采用的拟合模型为 Reweibull, 是根据 SSD 曲线拟合的相关函数值以及由软件计算得到的生态风险阈值 HC₅。HC₅ 的数值大小表示微(纳米)塑料对水生生物的影响程度,数值越大表示微(纳米)塑料对水生生物体的影响越小。本研究

计算得到的 SSD 曲线 95% 的置信区间为 78 ~ 820 µg·L⁻¹,微(纳米)塑料对水生生物的 HC₅ 为 185 µg·L⁻¹,比 Burns 和 Boxall^[76]估算的现实环境中微塑料浓度(MEC)6.63×10⁻² µg·L⁻¹高出 3 个数量级。此外,从数据筛选的结果来看,水生生物急性数据满足构建 SSD 曲线的数据要求,可以使用评价因子法计算微塑料对水生生物的急性生态效应浓度阈值 PNEC_{acute},根据欧盟风险评估技术导则规定,评价因子取值 1 000,因此 PNEC_{acute}=HC_{5,acute}/AF=185/1000=0.185 µg·L⁻¹,跟现实环境中的微塑料浓度相差不大,仅高出 3 倍左右。

2.3 世界部分典型海水水域和淡水水域常见微塑料的生态风险评估

PAF 值大小能够反映出不同浓度微塑料对水生生物的损害程度。利用 Rurrliz 软件计算得到世界典型水域(包括淡水水域和海水环境)表层水微塑料对水生生物的 PAF 值如表 2 所示。所选择的世界部分典型海水水域和淡水水域内微塑料对水生生物的潜在影响比例都为 0。此外,结合 2.2 计算得出的急性生态效应阈值 PNEC_{acute},将其与表 2 各水体中微塑料浓度进行比较后发现:除太湖外,其他水体环境中微塑料的浓度都低于 PNEC_{acute}。上述结果说明,如果仅考虑微塑料本身的影响,目前这些水域内微塑料浓度对水生生物的伤害程度大部分都在可接受范围内。

2.4 微(纳米)塑料不同暴露浓度下对水生生物的 PAF 值

微(纳米)塑料在不同浓度下得出的对不同海洋生物的 PAF 值,反映其对不同水生生物的伤害程度。如表 4 所示,当微(纳米)塑料浓度≥10 µg·L⁻¹时,所有水生生物不受影响;随着微(纳米)塑料浓度上升,受到影响的物种比例逐渐上升;在 100 µg·L⁻¹下,有 2% 的水生生物物种会受到微(纳米)塑料的损害;当浓度为 1 000 µg·L⁻¹时,受到影响的物种百分比为 26%,说明在此浓度下产生的生态风险较大。

表 3 利用 Rurrliz 软件计算 SSD 参数的结果

Table 3 SSD parameters calculated by Rurrliz software

拟合模型 Fitting model	函数参数及其数值 Parameters and values		5% 危害浓度(HC ₅)
			The hazardous concentration for 5% of the species (HC ₅)
	log(alpha)	log(beta)	
Reweibull	-0.744	-7.528	185 µg·L ⁻¹

表 4 微(纳米)塑料在不同浓度下对水生生物的 PAF 预测值

Table 4 Predicted PAF values of micro- and nanoplastics to aquatic organisms under various concentrations

浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	潜在影响比例/%
Concentration/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	PAF/%
0.1	0.00
1.0	0.00
10	0.00
100	2.00
1 000	26.00

3 讨论 (Discussion)

3.1 微(纳米)塑料急性毒性实验数据的选择

在利用 SSD 方法进行生态风险评估时,影响研究结果的一个最主要因素就是毒性数据的组成与容量大小^[55]。SSD 在实际应用中需要考虑急性和慢性毒性数据的选择。目前微(纳米)塑料生物毒性研究绝大多数是急性毒性实验,急性毒性实验通常是用半数致死浓度作为首选的实验终点^[90]。虽然慢性数据更接近实际环境中的情况^[53,55],但目前能够检索到的微(纳米)塑料对生物最大无影响浓度(NOEC)或最低有影响浓度(LOEC)的研究数据较少。此外,在构建 SSD 最小数据量的要求上,欧盟要求至少应包括敏感类群中的 8 个物种,而当受试生物为鱼类时,数据至少要包括 5 个物种^[40,91],US EPA 则要求受试生物至少包括 3 门 8 科^[41]。数据过少会造成拟合优度的下降以及不确定性的增加^[92]。然而数据并不是越多越好,数据过多会导致 HC₅ 过小,所以应将 SSD 曲线拟合的数据控制在一个合理的范围^[60]。本研究选取了 11 个物种的急性毒性试验数据,包括 5 门 10 科,满足欧盟及 US EPA 关于 SSD 构建数据容量的要求。

3.2 物种的选择及敏感性差异的原因

物种的选择对 SSD 曲线拟合的结果也会有所影响,但主要是由于分类群组成上的差别,而地区分布的差异不会对 SSD 方法造成显著影响^[70]。本研究对收集的生物毒理学数据进行分析,结果显示,不同水生生物对微(纳米)塑料的敏感性差异较大,其原因可能如下:(1)本研究中不同文献对水生生物进行毒理学实验时所用指示终点不同,而不同指示终点的敏感性差异是造成不同水生生物物种敏感性存在差异的原因之一;(2)此外,微(纳米)塑料毒性效应

机制的不同也是造成水生生物物种敏感性差异的可能原因之一。目前,微(纳米)塑料对水生生物毒性效应机制研究的相关报道仍较少,主要集中在以下几个方面,即微(纳米)塑料诱导的氧化应激损伤、免疫毒性效应、干扰分泌作用以及抑制细胞生长、破坏细胞结构等^[93-94]。如诱导氧化应激机制可通过产生活性氧引起的应激反应,导致细胞损伤,进而降低生物的生长率和繁殖力^[95-96];免疫毒性效应机制则可通过损害生物免疫系统的功能如肝脏组织损伤病理水平增加等,从而引起生物免疫力下降或诱发炎症反应等,最终导致个体死亡^[97-98]。而干扰内分泌作用机制则可严重影响生物体正常内分泌功能等^[99-100]。(3)不同水生生物的生态位存在差异,微(纳米)塑料一般漂浮在水体的表层或下沉聚集在水体沉积物中,而在附近生活的水生生物通常无法区分食物与微塑料之间的差异,比较容易误食微(纳米)塑料^[101],从而堵塞其消化道等器官或可引起假的饱腹感,导致营养物质摄入减少、摄食效率降低等一系列生理反应^[6,102-103];(4)此外,不同物种所受潜在影响的比例与微(纳米)塑料的粒径大小存在一定关系。SSD 结果显示,微(纳米)塑料对羊角月牙藻的生态风险大于朱氏四片藻,其原因可能是:羊角月牙藻和朱氏四片藻暴露实验采用的塑料分别为纳米和微米级别,而纳米级塑料被认为对生物的影响大于微米级塑料,因此对生物具有较大的生态风险^[104]。由此可见,未来需比较研究具有不同生存机制和适应能力的水生生物对不同形状、材质、颜色及粒径大小微(纳米)塑料的摄取和生物学响应的差异。

3.3 微(纳米)塑料不同材质及粒径大小的选择

目前所开展的微(纳米)塑料毒理实验大多采用聚苯乙烯(PS)^[23,25,29,65-69,105]和聚乙烯(PE)^[21-22,27,51,64-65,68-69]等材质,此外也有少数的研究人员选用聚氯乙烯(PVC)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)和聚丙烯(PP)^[65,73]等其他材质。科研人员在开展微(纳米)塑料对水生生物的暴露实验时,会选择不同材质的微塑料,其选择依据可能主要包括:(1)PS 和 PE 是容易购得的 2 类商品化微(纳米)塑料。此外,PS 和 PE 这 2 类微(纳米)塑料在大部分海域中占比较大,将其用于研究微(纳米)对水生生物的生态毒性具有代表意义;(2)不同材质的微(纳米)塑料在不同水域内的丰度不同,选择合适的微(纳米)塑料进行暴露实验能够较好地评估微(纳米)塑料对特定水域水生生物的生态风险^[106];(3)不同材质的微(纳米)塑料自身

携带的添加剂等污染物成分及其吸附其他化学污染物质和病原体的能力不同,对生物体表现出的生物毒性也不同^[18,42,107-108]。因此,今后在进行微(纳米)塑料毒理研究时,除了根据受试物种及各种微(纳米)塑料的商品化程度选择适合毒理暴露实验的材质外,还需要考虑基于实际环境中的微塑料存在形式而选择合适的微塑料种类。

3.4 微(纳米)塑料的急性效应阈值的计算

基于微(纳米)塑料相关毒理学研究数据基础上,估算出微(纳米)塑料对全部水生生物的 $PNEC_{acute}$ 为 $0.185 \mu g \cdot L^{-1}$ 。然而,全球实际环境中不同类型水域水面漂浮的微(纳米)塑料浓度平均值约为 $6.63 \times 10^{-2} \mu g \cdot L^{-1}$ ($8.5 particles \cdot L^{-1}$)^[76],约为本研究计算得出的急性生态效应阈值 $PNEC_{acute}$ 的 30%,表明如果单纯考虑微(纳米)塑料本身对水生生物的毒性,目前现实条件下不存在的大部分微(纳米)塑料对水生生物的影响在可接受范围之内。然而,如表2所示,目前少部分地区(如我国太湖)水体中微塑料的浓度已超过本研究计算得出的急性生态效应阈值,应当引起足够的重视和关注。此外,微(纳米)塑料产生毒性效应的一个重要方式是吸附环境中的其他化学污染物,进而对水生生物产生联合毒性效应。因此,实际环境中微(纳米)塑料对水生生物造成的损害可能大于单纯实验室环境中只考虑微(纳米)塑料本身对水生生物的毒性效应。而随着时间的推移,环境中微(纳米)塑料的丰度还可能持续增加,正如 Koelmans 等^[109]在文章中提到“当前实际环境中微塑料的浓度并不等于未来实际环境中微塑料的浓度”(the realistic concentration of today are not the realistic concentration of tomorrow),其生态风险也将随之增加^[110]。另外,Kooi 等^[111]认为,考虑到表面取样方法等因素,微塑料浓度被低估了,应为目前所测浓度的 30 倍以上,因而现实环境中微塑料可能会对近岸热点区域内对微塑料敏感的生物造成风险^[71]。综上分析,今后应着重开展微(纳米)塑料在现实环境浓度水平下的毒性效应及机理研究,为生态风险评估提供更为全面的数据。

3.5 SSD 方法对于微塑料等新型污染物风险评估的适用性分析

SSD 法常被用于评估包括苯胺、重金属、杀虫剂或灭鼠剂、多环芳烃以及农药等污染物的毒性阈值及其对水生生态或土壤环境的生态风险^[47,57-61]。相较于其他传统的污染物,微(纳米)塑料具有不易

降解、尺寸小以及吸附其他化学污染物和病原体的特点,对水生生物表现出不同的生物毒性和影响途径。而由于其不确定性,生态风险评估的传统方法往往无法客观、准确地评估微塑料等新型污染物的生态风险。这种不确定性主要来源于污染排放、暴露变异性和物种敏感性 3 个方面,其解决方法一般包括修正系数、统计概率和 Monte Carlo 模拟技术等几个途径^[62]。与传统方法不同,SSD 曲线拟合方法摒弃了以往单一受体(物种)和单一化学污染物的模式,通过选择某一概率分布、从生态系统的角度来描述和分析某一污染物对一系列物种的毒性,一定程度上解决了传统方法的不确定性,可以有效地评估微(纳米)塑料等新型污染物的生态风险。

3.6 建议

与其他方法相比,SSD 方法用于微塑料的生态风险评估既可以节约大量的人力和物力,又能够保证评估结果的科学性^[61]。然而,目前国内外利用 SSD 对全球范围内微(纳米)塑料生态风险评估的研究极少,这种技术仍处于起步阶段^[61]。鉴于全球水体环境中塑料及微(纳米)塑料含量的不断增加,应尽快开展微(纳米)塑料对我国水域内水生生物的生态毒理学研究与生态风险评估,以便为水生生态风险评价和管理提供参考,从而有效控制塑料及微(纳米)塑料污染。此外,建议对 SSD 研究中物种数量选择、拟合模型选择以及物种数量的选择等进行标准化评估。

通讯作者简介:薄军(1978—),男,环境科学博士,副研究员,主要研究方向为海洋生态毒理学。

参考文献(References):

- [1] Yan M, Nie H, Xu K H, et al. Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou City and Pearl River estuary, China [J]. *Chemosphere*, 2019, 217: 879-886
- [2] Plastics Europe. Plastics—The Facts 2018: An analysis of European plastics production, demand and waste data [R]. Brussels, Belgium: Plastics Europe, 2019
- [3] Chen A. Here's how much plastic enters the ocean each year [EB/OL]. (2015-02-12) [2019-06-01]. <https://www.sciencemag.org/news/2015/02/here-s-how-much-plastic-enters-ocean-each-year>
- [4] Plastics Europe. Plastics—The Facts 2015: An analysis of European plastic production, demand and waste data [R]. Brussels, Belgium: Plastics Europe, 2016
- [5] Auta H S, Emenike C U, Fauziah S H. Distribution and

- importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions [J]. *Environment International*, 2017, 102: 165-176
- [6] 薄军, 陈梦云, 方超, 等. 微塑料对海洋生物生态毒理学效应研究进展[J]. *应用海洋学学报*, 2018, 37(4): 594-600
- Bo J, Chen M Y, Fang C, et al. Research progress in the ecotoxicological effects of microplastics on marine organisms [J]. *Journal of Applied Oceanography*, 2018, 37(4): 594-600 (in Chinese)
- [7] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? [J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838
- [8] 李连祯, 周倩, 尹娜, 等. 食用蔬菜能吸收和积累微塑料[J]. *科学通报*, 2019, 64(9): 928-934
- Li L Z, Zhou Q, Yin N, et al. Uptake and accumulation of microplastics in an edible plant [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2019, 64(9): 928-934 (in Chinese)
- [9] 段以隽, 谷翔宇, 陈闻帆, 等. 个人护理品中的微塑料研究[J]. *环境与发展*, 2019, 31(3): 236-238
- Duan Y J, Gu X Y, Chen W F, et al. Microplastics in personal care products [J]. *Inner Mongolia Environmental Sciences*, 2019, 31(3): 236-238 (in Chinese)
- [10] 李道季. 海洋微塑料污染状况及其应对措施建议[J]. *环境科学研究*, 2019, 32(2): 197-202
- Li D J. Research advance and countermeasures on marine microplastic pollution [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2019, 32(2): 197-202 (in Chinese)
- [11] 周倩. 典型滨海潮滩及近海环境中微塑料污染特征及生态风险[D]. 北京: 中国科学院大学, 2016: 1-16
- Zhou Q. Occurrences and ecological risks of microplastics in the typical coastal beaches and seas [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2016: 1-16 (in Chinese)
- [12] European Commission (EU). Guidance on monitoring of marine litter in European seas. A guidance document within the common implementation strategy for the marine strategy framework directive [R]. Ispra: European Commission, Joint Research Centre, MSFD Technical Subgroup on Marine Litter, 2013
- [13] Shahabaldin R, Junboun P, Mohd F, et al. Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 133: 191-208
- [14] Bergmann M, Gutow L, Klages M, et al. Marine Anthropogenic Litter II [M]. Springer International Publishing, 2015: 325-340
- [15] 陈启晴, 杨守业, Henner H, 等. 微塑料污染的水生生态毒性与载体作用[J]. *生态毒理学报*, 2018, 13(1): 16-30
- Chen Q Q, Yang S Y, Henner H, et al. The ecotoxicity and carrier function of microplastics in the aquatic environment [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2018, 13(1): 16-30 (in Chinese)
- [16] Gigault J, Halle A T, Baudrimont M, et al. Current opinion: What is a nanoplastics? [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235: 1030-1034
- [17] Cauwenberghe L V, Deveriese L, Francois G, et al. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects [J]. *Marine Environmental Research*, 2005, 111: 5-17
- [18] 殷岑, 魏梦碧, 刘会会. 微塑料污染现状及对海洋生物影响的研究进展[J]. *环境监控与预警*, 2018, 10(6): 5-15
- Yin C, Wei M B, Liu H H. Progress on the microplastics pollution status and its effects on marine organisms [J]. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2018, 10(6): 5-15 (in Chinese)
- [19] Kaposi K L, Mos B, Kelaher B P, et al. Ingestion of microplastic has limited impact on a marine larva [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(3): 1638-1645
- [20] Ostiategui-Francia P A, Usategui-Martin L A. Microplastics Presence in Sea Turtles [M]// Gianella L G. Fate & Impact of Microplastics in Marine Ecosystems. Science-Direct, 2017: 34-35
- [21] Au S Y, Bruce T F, Bridges W C, et al. Responses of *Hyalella azteca* to acute and chronic microplastic exposures [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2015, 34(11): 2564-2572
- [22] Lithner D, Ildikó N, Dave G. Comparative acute toxicity of leachates from plastic products made of polypropylene, polyethylene, PVC, acrylonitrile-butadiene-styrene, and epoxy to *Daphnia magna* [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2012, 19(5): 1763-1772
- [23] Jin Y X, Xia J Z, Pan Z H, et al. Polystyrene microplastics induce microbiota dysbiosis and inflammation in the gut of adult zebrafish [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235: 322-329
- [24] Farrell P, Nelson K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.) [J]. *Environmental Pollution*, 2013, 177: 1-3
- [25] Bergami E, Bocci E, Vannuccini M L, et al. Nano-sized polystyrene affects feeding, behavior and physiology of brine shrimp *Artemia franciscana* larvae [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 123: 18-25
- [26] Li H X, Getzinger G J, Ferguson P L, et al. Effects of

- toxic leachate from commercial plastics on larval survival and settlement of the barnacle *Amphibalanus amphitrite* [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(2): 924-931
- [27] Mazurais D, Ernande B, Quazuguel P, et al. Evaluation of the impact of polyethylene microbeads ingestion in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae [J]. Marine Environmental Research, 2015, 112: 78-85
- [28] Browne M A, Dissanayake A, Galloway T S, et al. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.) [J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(13): 5026-5031
- [29] Yu P, Liu Z, Wu D, et al. Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile *Eriocheir sinensis* and oxidative stress effects in the liver [J]. Aquatic Toxicology, 2018, 200: 28-36
- [30] Kashiwada S. Distribution of nanoparticles in the see-through Medaka (*Oryzias latipes*) [J]. Environmental Health Perspectives, 2006, 114(11): 1697-1702
- [31] Devriese L I, De W B, Vethaak A D, et al. Bioaccumulation of PCBs from microplastics in Norway lobster (*Nephrops norvegicus*): An experimental study [J]. Chemosphere, 2017, 186: 10-16
- [32] 杨婧婧, 徐笠, 陆安祥, 等. 环境中微(纳米)塑料的来源及毒理学研究进展[J]. 环境化学, 2018, 37(3): 383-396
Yang J J, Xu L, Lu A X, et al. Research progress on the sources and toxicology of micro (nano) plastics in environment [J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(3): 383-396 (in Chinese)
- [33] 龙邹霞, 余兴光, 金翔龙, 等. 海洋微塑料污染研究进展和问题[J]. 应用海洋学学报, 2017, 36(4): 135-145
Long Z X, Yu X G, Jin X L, et al. Progress in marine microplastics pollution research [J]. Journal of Applied Oceanography, 2017, 36(4): 135-145 (in Chinese)
- [34] 孙晓霞. 海洋微塑料生态风险研究进展与展望[J]. 地球科学进展, 2016, 31(6): 560-566
Sun X X. Progress and prospect on the study of the ecological risk of microplastics in the ocean [J]. Advances in Earth Science, 2016, 31(6): 560-566 (in Chinese)
- [35] Wright S L, Thompson R C, Galloway T S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review [J]. Environmental Pollution, 2013, 178: 483-492
- [36] Wright S, Rowe D, Thompson R C, et al. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms [J]. Current Biology, 2013, 23: 1031-1033
- [37] Anbumani S, Kakkar P. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: A review [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 28(15): 14373-14396
- [38] Rillig M C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(12): 6453-6454
- [39] 徐向荣, 孙承君, 季荣, 等. 加强海洋微塑料的生态和健康危害研究提升风险管控能力[J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(10): 1003-1011
Xu X R, Sun C J, Ji R, et al. Strengthening ecological and health hazards study of marine microplastics and promoting risk regulatory and control capacities [J]. Bulletin of the Chinese Academy of Sciences, 2018, 33(10): 1003-1011 (in Chinese)
- [40] Aagaard A, Brock T C M, Capri E, et al. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters [S]. EFSA Journal, 2013, 11(7): 3290
- [41] United States Environmental Protection Agency (US EPA). PB85-227049 Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses [S]. Springfield: National Technical Information Service, 2006
- [42] Carson H S, Nerheim M S, Carroll K A, et al. The plastic-associated microorganisms of the North Pacific Gyre [J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 75 (1-2): 126-132
- [43] Mu J L, Zhang S F, Ling Q, et al. Microplastics abundance and characteristics in surface waters from the Northwest Pacific, the Bering Sea, and the Chukchi Sea [J]. Marine Pollution Bulletin, 2019, 143: 58-65
- [44] 胡习邦, 曾东, 王俊能, 等. 应用物种敏感性分布评估苯胺的水生生态风险[J]. 生态环境学报, 2016, 25(3): 471-476
Hu X B, Zeng D, Wang J N, et al. Assessing aquatic ecological risk of aniline by species sensitivity distributions [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(3): 471-476 (in Chinese)
- [45] 孔祥臻, 何伟, 秦宁, 等. 重金属对淡水生物生态风险的物种敏感性分布评估[J]. 中国环境科学, 2011, 31(9): 1555-1562
Kong X Z, He W, Qin N, et al. Assessing acute ecological risks of heavy metals to freshwater organisms by species sensitivity distributions [J]. China Environmental Science, 2011, 31(9): 1555-1562 (in Chinese)
- [46] United States Environmental Protection Agency (US EPA). EPA/630/R-95/002F Guidelines for ecological risk assessment [S]. Washington D C: Risk Assessment Forum, 1998
- [47] 陈慰双. 我国水环境中壬基酚的污染现状及生态风险

- 评估[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2013: 10-12
- Chen W S. The current pollution status and ecological risk assessment of nonylphenol in domestic water environment [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2013: 10-12 (in Chinese)
- [48] 章海波, 周倩, 周阳, 等. 重视海岸及海洋微塑料污染加强防治科技监管研究工作[J]. 中国科学院院刊, 2016, 31(10): 1182-1189
- Zhang H B, Zhou Q, Zhou Y, et al. Raising concern about microplastic pollution in coastal and marine environment and strengthening scientific researches on pollution prevention and management [J]. Bulletin of the Chinese Academy of Sciences, 2016, 31(10): 1182-1189 (in Chinese)
- [49] Hahladakis J N, Velis C A, Weber R, et al. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 344: 179-199
- [50] Lithner D, Larsson Å, Dave G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition [J]. Science of the Total Environment, 2011, 409(18): 3309-3324
- [51] Gert E, Lisbeth V C, Maarten D R, et al. Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions [J]. Environmental Pollution, 2018, 242: 1930-1938
- [52] Rochman C M, Hoh E, Kurobe T, et al. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress [J]. Scientific Reports, 2013, 3: 3263
- [53] 王印, 王军军, 秦宁, 等. 应用物种敏感性分布评估 DDT 和林丹对淡水生物的生态风险[J]. 环境科学学报, 2009, 29(11): 2407-2414
- Wang Y, Wang J J, Qin N, et al. Assessing ecological risks of DDT and lindane to freshwater organisms by species sensitivity distributions [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(11): 2407-2414 (in Chinese)
- [54] Kooijman S A L M. A safety factor for LC_{50} values allowing for differences in sensitivity among species [J]. Water Research, 1987, 21(3): 269-276
- [55] Wheeler J R, Grist E P M, Leung K M Y, et al. Species sensitivity distributions: Data and model choice [J]. Marine Pollution Bulletin, 2002, 45: 192-202
- [56] van den Brink P J, Brock T C M, Posthuma L. The Value of the Species Sensitivity Distribution Concept for Predicting Field Effects: (Non-)Confirmation of the Concept Using Semifield Experiments [M]//Posthuma L, Suter G W. Environmental and ecological risk assessment. Boca Raton: Lewis Publishers, 2002: 155-193
- [57] 杜建国, 赵佳懿, 陈彬, 等. 应用物种敏感性分布评估中国近海和福建主要海湾水体重金属生态风险[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(4): 554-560
- Du J G, Zhao J Y, Chen B, et al. Assessing ecological risks of heavy metals to marine organisms in Chinese offshore and Fujian's main bays by species sensitivity distributions [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2013, 8(4): 554-560 (in Chinese)
- [58] Jensen J, Smith S R, Krogh P H, et al. European risk assessment of LAS in agricultural soil revisited: Species sensitivity distribution and risk estimates [J]. Chemosphere, 2007, 69(6): 880-892
- [59] Raimondo S, Vivian D N, Delos C, et al. Protectiveness of species sensitivity distribution hazard concentrations for acute toxicity used in endangered species risk assessment [J]. Environmental Toxicology & Chemistry, 2008, 27(12): 2599-2607
- [60] 蒋丹烈, 胡霞林, 尹大强. 应用物种敏感性分布法对太湖沉积物中多环芳烃的生态风险分析[J]. 生态毒理学报, 2011, 6(1): 60-66
- Jiang D L, Hu X L, Yin D Q. Ecological risk assessment on polycyclic aromatic hydrocarbons of sediment in Taihu Lake using species sensitivity distributions [J]. Asian Journals of Ecotoxicology, 2011, 6(1): 60-66 (in Chinese)
- [61] 周欣欣, 曲薏薏, 陈朗, 等. 物种敏感度分布(SSD)方法在农药环境风险评估中的应用[J]. 农药, 2017, 56(11): 786-790
- Zhou X X, Qu M M, Chen L, et al. The application of species sensitivity distribution (SSD) method in environmental risk assessment of pesticide [J]. Agrochemicals, 2017, 56(11): 786-790 (in Chinese)
- [62] 湛忠宇, 车娅丽, 龚李莉, 等. 水生态风险评估方法研究[C]. 广州: 第七届全国河湖治理与水生态文明发展论坛, 2015
- [63] Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO). A flexible approach to species protection [EB/OL]. [2019-06-01]. <https://research.csiro.au/software/burrliz/>. 2008
- [64] Ziajahromi S, Kumar A, Neale P A, et al. Impact of microplastic beads and fibers on water flea (*Ceriodaphnia dubia*) survival, growth, and reproduction: Implications of single and mixture exposures [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(22): 13397-13406
- [65] Luis L G, Ferreira P, Fonte E, et al. Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium(VI)

- to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations [J]. *Aquatic Toxicology*, 2015, 164: 163-174
- [66] Della T C, Bergami E, Salvati A, et al. Accumulation and embryotoxicity of polystyrene nanoparticles at early stage of development of sea urchin embryos *Paracentrotus lividus* [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48 (20): 12302-12311
- [67] Lee K W, Shim W J, Kwon O Y, et al. Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus* [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(19): 11278-11283
- [68] Davarpanah E, Guilhermino L. Single and combined effects of microplastics and copper on the population growth of the marine microalgae *Tetraselmis chuii* [J]. *Estuarine Coastal & Shelf Science*, 2015, 167: 269-275
- [69] Casado M P, Macken A, Byrne H J. Ecotoxicological assessment of silica and polystyrene nanoparticles assessed by a multitrophic test battery [J]. *Environmental International*, 2013, 51: 97-105
- [70] 杜建国, 赵佳懿, 陈彬, 等. 应用物种敏感性分布评估重金属对海洋生物的生态风险[J]. *生态毒理学报*, 2013, 8(4): 561-570
Du J G, Zhao J Y, Chen B, et al. Assessing ecological risks of heavy metals to marine organisms by species distributions [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2013, 8(4): 561-570 (in Chinese)
- [71] Ellen B, Paula R H, Edwin M, et al. Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2019, 49 (1): 32-80
- [72] 穆景利, 王莹, 张志锋, 等. 我国近海镉的水质基准及生态风险研究[J]. *海洋学报*, 2013, 35(3): 137-146
Mu J L, Wang Y, Zhang Z F, et al. Marine water quality criteria for cadmium with a view to protecting aquatic life in China and ecological risk assessment [J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2013, 35(3): 137-146 (in Chinese)
- [73] European Commission. Technical Guidance Documents in Support of the Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and the Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances (Part II) [R]. Ispra: European Commission, 1996
- [74] 穆景利, 王菊英, 洪鸣, 等. 海水水质基准的研究方法与我国海水水质基准的构建[J]. *生态毒理学报*, 2010, 5(6): 761-768
Mu J L, Wang J Y, Hong M, et al. Methods of deriving marine water quality criterion and proposal for establishment of national marine water quality criterion in China [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2010, 5(6): 761-768 (in Chinese)
- [75] Lusher A L, Tirelli V, O'Connor I, et al. Microplastic in Arctic polar waters: The first reported values of particles in surface and sub-surface samples [J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 14947
- [76] Burns E E, Boxall B A A. Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2018, 37(11): 2776-2796
- [77] 刘涛, 孙晓霞, 朱明亮, 等. 东海表层海水中微塑料分布与组成[J]. *海洋与湖沼*, 2018, 49(1): 62-69
Liu T, Sun X X, Zhu M L, et al. Distribution and composition of microplastics in the surface waters of the East China Sea [J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2018, 49(1): 62-69 (in Chinese)
- [78] Goldstein M C, Rosenberg M, Cheng L, et al. Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect [J]. *Biology Letters*, 2012, 8(5): 817-820
- [79] Cózar A, Martí E, Duarte C M, et al. The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the Thermohaline Circulation [J]. *Science Advances*, 2017, 3(4): e1600582
- [80] Moore C J, Moore S L, Weisberg S B, et al. A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, 44: 1035-1038
- [81] Kang J H, Kwon O Y, Lee K W, et al. Marine neustonic microplastics around the southeastern coast of Korea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 96: 304-312
- [82] Yamashita R, Tanimura A. Floating plastic in the Kuroshio Current area, western North Pacific Ocean [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2007, 54(4): 485-488
- [83] Zhang W, Zhang S, Wang J, et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 231: 541-548
- [84] Deanna R, Mona W. Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 664: 753-760
- [85] Fisher E K, Paglialonga L, Czech E M, et al. Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments—A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy) [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 213: 648-657
- [86] Su L, Xue Y, Li L, et al. Microplastics in Taihu Lake,

- China [J]. Environmental Pollution, 2016, 216: 711-719
- [87] Jiang C B, Yin L S, Li Z W, et al. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau [J]. Environmental Pollution, 2019, 249: 91-98
- [88] Moore C J, Lattin G L, Zellers A F, et al. Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California [J]. Revista de Gestão Costeira Integrada, 2012, 11(1): 65-73
- [89] Ding L, Mao R F, Guo X T, et al. Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China [J]. Science of the Total Environment, 2019, 667: 427-434
- [90] 沙婧婧, 戴媛媛, 潘玉龙, 等. 轮虫在生态毒理学中的研究进展[J]. 生态毒理学报, 2018, 13(3): 56-70
Sha J J, Dai Y Y, Pan Y L, et al. Research progress in using rotifers in ecotoxicological studies [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2018, 13(3): 56-70 (in Chinese)
- [91] Hose G C, van den Brink P J. Confirming the species sensitivity distribution concept for endosulfan using laboratory, mesocosm, and field data [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2004, 47(4): 511-520
- [92] European Commission. Technical guidance document on risk assessment in support of commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances. No. 1488/94 on risk assessment for existing substances, and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market (Parts II) [S]. Ispra: European Commission, 2003
- [93] 陈梦云. 聚苯乙烯微塑料暴露对黑点青鳉毒性效应研究与机制探讨[D]. 厦门: 国家海洋局第三海洋研究所, 2018: 8-9
Chen M Y. Study on toxic effects and mechanisms of polystyrene microplastics on *Oryzias melastigma* [D]. Xiamen: Third Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, 2018: 8-9 (in Chinese)
- [94] 王素春, 刘光洲, 张欢, 等. 微塑料对微藻的毒性效应研究进展[J]. 海洋环境科学, 2019, 38(2): 192-197
Wang S C, Liu G Z, Zhang H, et al. Toxicity research progress of microplastics on microalgae [J]. Marine Environmental Science, 2019, 38(2): 192-197 (in Chinese)
- [95] Jeong C B, Won E J, Kang H M, et al. Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-P38 activation in the monogonont rotifer (*Brachionus koreanus*) [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(16): 8849-8857
- [96] Jeong C B, Kang H M, Lee M C, et al. Adverse effects of microplastics and oxidative stress-induced MAPK/Nrf2 pathway-mediated defense mechanisms in the marine copepod *Paracyclopsina nana* [J]. Scientific Reports, 2017, 7: 41323
- [97] Rochman C M, Kurobe T, Flores I, et al. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment [J]. Science of the Total Environment, 2014, 493: 656-661
- [98] Greven A C, Merk T, Karagöz F, et al. Polycarbonate and polystyrene nanoplastic particles act as stressors to the innate immune system of fathead minnow (*Pimephales promelas*) [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2016, 35(12): 3093-3100
- [99] Karami A, Romano N, Galloway T, et al. Virgin microplastics cause toxicity and modulate the impacts of phenanthrene on biomarker responses in African catfish (*Clarias gariepinus*) [J]. Environmental Research, 2016, 151: 58-70
- [100] Völker C, Gräf T, Schneider I, et al. Combined effects of silver nanoparticles and 17 α -ethinylestradiol on the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21 (18): 10661-10670
- [101] Galloway T S, Cole M, Lewis C. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem [J]. Nature Ecology & Evolution, 2017, 1(5): 116
- [102] Andrady A L. Microplastics in the marine environment [J]. Marine Pollution Bulletin, 2011, 62(8): 1596-1605
- [103] Berber A A, Yurtsever M, Berber N, et al. DNA Damage Evaluation of Polyethylene Microspheres in *Daphnia magna* [M]// Gianella L G. Fate & Impact of Microplastics in Marine Ecosystems. ScienceDirect, 2017: 106
- [104] Wang J, Liu X H, Liu G N, et al. Size effect of polystyrene microplastics on sorption of phenanthrene and nitrobenzene [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 173: 331-338
- [105] Lu Y F, Zhang Y, Deng Y F, et al. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(7): 4054-4060
- [106] Sun X, Li Q, Zhu M, et al. Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea [J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 115(1-2): 217-224
- [107] Rios L M, Moore C, Jones P R. Persistent organic pollu-

- tants carried by synthetic polymers in the ocean environment [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2007, 54(8): 1230-1237
- [108] Avio C G, Gorbi S, Milan M, et al. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels [J]. *Environmental Pollution*, 2015, 198: 211-222
- [109] Koelmans A A, Besseling E, Foekema E, et al. Risks of plastic debris: Unravelling fact, opinion, perception, and belief [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(20): 11513-11519
- [110] Lenz R, Enders K, Nielsen T G, et al. Microplastics exposure studies should be environmentally realistic [J]. *Proceeding of National Academy of Sciences*, 2016, 113(29): 4121-4122
- [111] Kooi M, Besseling E, Kroeze C, et al. Modelling the Fate and Transport of Plastic Debris in Freshwaters: Review and Guidance [M]// Wagner M, Lamber S. Eds. *Freshwater Microplastics. Emerging Environmental Contaminants?*. Cham: Springer: 125-152 ◆