

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20120525007

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): 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 Sensitivity Distributions [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2013, 8(4): 561-570 (in Chinese)

## 应用物种敏感性分布评估重金属对海洋生物的生态风险

杜建国<sup>1</sup>, 赵佳懿<sup>2</sup>, 陈彬<sup>1,\*</sup>, 陈明茹<sup>3</sup>, 周通<sup>4</sup>, 俞炜炜<sup>1</sup>, 马志远<sup>1</sup>, 胡文佳<sup>1</sup>

1. 国家海洋局第三海洋研究所, 厦门 361005
2. 厦门大学海洋与海岸带发展研究院, 厦门 361102
3. 厦门大学海洋与地球学院, 厦门 361102
4. 福建海洋研究所, 厦门 361012

**摘要:** 应用生态风险评价中的物种敏感性分布 (species sensitivity distributions, SSD) 方法构建了 8 种常见重金属元素 (As、Cd、Cr、Cu、Hg、Mn、Pb、Zn) 对海洋生物的 SSD 曲线。在此基础上计算了 8 种重金属对海洋生物的 5% 危害浓度 (HC5) 及其不同暴露浓度对海洋生物的潜在影响比例 (PAF), 比较了海洋脊椎动物和无脊椎动物对 8 种重金属的敏感性以及不同重金属的急性生态风险。结果表明, 重金属对甲壳类的生态风险均比鱼类大。8 种重金属元素对所研究的海洋生物全部物种的 HC5 值的排序为 Pb > Mn > Zn > Cr > Cu > Hg > Cd > As。暴露浓度小于  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时, Cr 和 Hg 的生态风险差异不大。在  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  的暴露浓度下, As、Cd、Cu 和 Hg 均使全部物种中超过 10% 的生物受到影响。随着浓度升高, 不同重金属的生态风险有不同幅度的增大, 当浓度达到  $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 分别有 82.49%、87.31% 和 85.90% 的物种受到 As、Cu 和 Hg 的损害。不同生物的敏感性顺序会随重金属的浓度范围发生变化。

**关键词:** 重金属; 海洋生物; 生态风险; 物种敏感性分布

文章编号: 1673-5897(2013)4-561-10 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

## Assessing Ecological Risks of Heavy Metals to Marine Organisms by Species Sensitivity Distributions

Du Jianguo<sup>1</sup>, Zhao Jiayi<sup>2</sup>, Chen Bin<sup>1,\*</sup>, Chen Mingru<sup>3</sup>, Zhou Tong<sup>4</sup>, Yu Weiwei<sup>1</sup>, Ma Zhiyuan<sup>1</sup>, Hu Wenjia<sup>1</sup>

1. Third Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Xiamen 361005, China
2. Coastal and Ocean Management Institute, Xiamen University, Xiamen 361102, China
3. College of Ocean and Earth Sciences, Xiamen University, Xiamen 361102
4. Fujian Institute of Oceanography, Xiamen 361012, China

Received 25 May 2012      accepted 28 November 2012

**Abstract:** Species sensitivity distributions (SSD) method was used to assess the ecological risk of eight heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb, Zn) to marine organisms. The acute toxicity data ( $\text{LC}_{50}$  or  $\text{EC}_{50}$ ) were collected from ECOTOX database and SSD curves were fitted based on BurrIII function. The

收稿日期: 2012-05-25      录用日期: 2012-11-28

基金项目: 国家海洋局青年海洋科学基金资助项目 (2011143); 海洋公益性行业科研专项经费资助 (201105015); 国家自然科学基金资助项目 (31101902); 福建省自然科学基金资助项目 (2012J05074); 国家海洋局第三海洋研究所基本科研业务费专项资金资助项目 (海三科 2011006)

作者简介: 杜建国 (1981-), 男, 博士, 助理研究员, 研究方向为海洋生物与生态学, E-mail: dujianguo999@gmail.com;

\* 通讯作者 (Corresponding author), E-mail: chenbin910@yahoo.com.cn

acute ecological risks of the heavy metals and the sensitivity of different marine species (vertebrate and invertebrate) to these heavy metals were compared by the hazardous concentrations for 5% of the species (HC5) and the potential affected fractions (PAF). The ecological risk of all heavy metals to crustaceans was higher than to fishes. The HC5 values of the eight heavy metals were in the order: Pb>Mn>Zn>Cr>Cu>Hg>Cd>As. When exposure concentration was lower than  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , no significant differences in the ecological risks of Cr and Hg was observed. However, As, Cd, Cu and Hg exceeded the threshold of 10% (PAF) at the exposure level of  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ . The ecological risks of different heavy metal had different growth rate. When exposure concentration came up to  $1\ 000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 82.49%, 87.31% and 85.90% of marine species would be affected by As, Cu and Hg, respectively. The order of sensitivity of marine species to heavy metals varied with different concentration of heavy metals.

**Keywords:** heavy metals; marine organisms; ecological risks; species sensitivity distributions (SSD)

生态风险评价是由风险评价发展而来,近几十年来,其评价内容、评价范围、研究尺度等都有了很大拓展,研究尺度从单一种群扩展到生态系统,研究对象也从陆地生态系统扩展到海洋生态系统<sup>[1]</sup>。为了利用不同物种的毒理数据制定有利于整个生态系统保护的环境标准,并了解污染物在生态系统层面上的危害,基于不同物种对污染物敏感性差异的物种敏感性分布 (species sensitivity distributions, SSD)方法被广泛应用<sup>[2-3]</sup>;SSD法因其简明、生态意义明确等优点,近年来已经成为国际上风险评价的热点内容之一<sup>[4-6]</sup>。然而,国内有关SSD法的研究仅有少数报道,并且主要集中在淡水生物,如利用SSD法评估了滴滴涕 (DDT)、林丹、多环芳烃、氯酚类化合物、邻苯二甲酸二异辛酯 (DEHP)和重金属对淡水生物的生态风险<sup>[6-12]</sup>;而应用该方法评估海洋重金属污染生态风险的研究则鲜有报道。

与其他许多污染物不同,重金属污染的危害在于它不能被微生物分解,在自然界中一般不易消失;并且,重金属可以通过食物链传递而富集到生物体内。某些重金属在生物体内转化为毒性更大的金属有机化合物,并最终通过食物链的形式转移到人类的体内,直接引起人类疾病<sup>[13]</sup>。我国重金属污染最严重的海域是工矿业集中的海湾和河口区域<sup>[14]</sup>,我国部分海域受到镉、铜、铅和汞的污染,个别海域镉和砷污染严重<sup>[15-17]</sup>。我国海洋的重金属污染势必给当地的生态安全带来极大的威胁。因此,研究我国海洋重金属污染的生态风险显得非常迫切。本文旨在构建8种常见重金属元素的SSD曲线,计算不同营养层次海洋生物的5%危害浓度 (HC5),评估不同营养层次海洋生物在不同污染浓度情况下的潜在影响比例 (PAF),分析主要海洋生物对重金属的

敏感性差异及其特征,以期为我国海洋环境重金属污染生态风险评价及风险管理提供理论依据。

## 1 材料与方法 (Materials and methods)

### 1.1 SSD原理与基本步骤

SSD法是剂量-效应评价方法之一。SSD的基本假设包括2个方面:某生物对某一化学物质的敏感性可用毒性数据代表;该(组)生物对这一化学物质的敏感性 ( $\text{LC}_{50}$ 或 $\text{EC}_{50}$ 等毒理数据)为随机数据且符合某一分布,即能够被某一分布描述,如正态分布和逻辑斯蒂分布等。这样,可用的生态毒理学数据可以被看作是生态系统敏感性分布的一个样本,可以用来估算该分布的参数<sup>[3,6,18]</sup>。因此,将不同生物的毒理数据的浓度值 ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )对这组数据以大小排列的分位数做图,并选用一个分布对这些点进行参数拟合,就得到SSD曲线<sup>[7,18]</sup>。从一种生物毒性数据外推到其他生物具有很大的不确定性和误差,而多种物种毒性数据的SSD法则可以降低这一不确定性,并表现化合物影响在物种间的变化状况<sup>[19]</sup>。

SSD有正向 (forward use)和反向 (inverse use)2种用法<sup>[20-21]</sup>。正向用法一般用于风险评价,即由污染物环境浓度出发,通过SSD曲线得到可能受影响的物种的比例 (PAF),用以表征生态系统或者不同类别生物的生态风险;反向用法一般用于环境质量标准的制定,即用来确定一个可以保护生态系统中大部分物种的污染物浓度,一般使用HC5 (对研究物种的5%产生危害的污染物浓度值)表示<sup>[3,22]</sup>。SSD的构建和应用主要有以下几个步骤:1)毒理数据的获取;2)物种分布和数据处理;3)SSD曲线拟合;4)HC5和PAF计算;5)多种污染物联合生态风险 $\text{msPAF}$ 计算。

### 1.2 毒理数据获取

SSD的构建可以使用 $\text{LC}_{50}$ (或 $\text{EC}_{50}$ )或NOEC

值等急性或慢性数据。本研究使用急性数据构建 SSD。利用美国环保部 EPA ECOTOX 数据库(ht-

tp://www.epa.gov/ecotox/)搜集重金属对海洋生物的毒理数据,数据筛选条件见表 1<sup>[4]</sup>。

表 1 毒理数据筛选条件<sup>[4]</sup>  
Table 1 Criteria for selecting toxicity data<sup>[4]</sup>

数据类别	暴露终点	暴露时间	浓度单位	浓度类型	介质	实验地点	数据来源
急性	LC <sub>50</sub> (所有物种)及 EC <sub>50</sub> (藻类和水蚤)	≤10 d	μg·L <sup>-1</sup>	总浓度或溶解态	海水	实验室环境	ECOTOX 数据库

1.3 物种分组和数据处理

As、Cd、Cr、Cu、Hg、Mn、Pb、Zn 8 种重金属的数据分别包含了 11、53、23、83、35、20、24 和 44 个物种。对于同一个物种拥有多个毒理数据的情况,采用浓度的几何均值作为该物种的数据点<sup>[23]</sup>。为了分析比较不同营养层次生物受到污染物危害风险的大小,将数据分成 3 种情况考虑:全部物种不进行细分,整体分析不同重金属对所有海洋生物的影响;把全部物种细分为脊椎动物和无脊椎动物;全部物种细分为藻类、鱼类、甲壳类、软体动物、蠕虫和其他无脊椎动物等几组,分别进行处理<sup>[24]</sup>。其中,全部物种包含脊椎动物和无脊椎动物,脊椎动物中包含鱼类,无脊椎动物中包含甲壳类、软体动物、蠕虫以及其他无脊椎动物等。重金属获得数据量及包含物种数见表 2。

表 2 8 种重金属的数据(LC<sub>50</sub> 或 EC<sub>50</sub>)  
Table 2 Toxicity data (LC<sub>50</sub> or EC<sub>50</sub>) of the eight heavy metals

类别	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn
藻类(EC <sub>50</sub> )	8	9	27	63	43	7	10	34
鱼类(LC <sub>50</sub> )	—	120	26	72	38	12	4	24
甲壳类(LC <sub>50</sub> )	5	95	15	109	39	13	22	33
软体动物(LC <sub>50</sub> )	1	6	2	49	9	9	7	22
蠕虫(LC <sub>50</sub> )	—	2	—	19	1	—	—	12
其他无脊椎动物(LC <sub>50</sub> )	—	5	3	13	1	1	1	50
物种总数量/个	11	53	23	83	35	20	24	44
数据数量/个	14	237	73	325	131	42	44	175

注:LC<sub>50</sub> 或 EC<sub>50</sub> 的单位为 μg·L<sup>-1</sup>。

1.4 SSD 曲线拟合

将毒理数据浓度值对以浓度排列的分位数(rank—assigned percentile)做图(对数 x 轴),并对这些数据点进行参数拟合,就可得到 SSD 物种敏感性分布曲线。拟合形式主要有 Log—Normal、Log—triangular、Log—Logistic、ReWeibull 以及 BurrI-

II 等<sup>[18,21]</sup>。目前,还没有理论研究证明 SSD 属于某一特定曲线形式,因此可选择不同的拟合方法<sup>[7]</sup>。本研究采用 BurrIII 型分布作为 SSD 的拟合曲线。BurrIII 型分布是一种灵活的分布函数,对物种敏感性数据拟合特性较好,澳大利亚和新西兰的环境风险评价和环境质量标准制定中均推荐使用该分布<sup>[23]</sup>。

BurrIII 型函数的参数方程为:

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

其中,x 为环境浓度(μg·L<sup>-1</sup>),b、c、k 为函数的 3 个不同参数(下同)。

当 k 趋于无穷大时,BurrIII 分布可变化为 Re-Weibull 分布:

$$F(x) = \exp(-\frac{a}{x^b}) \quad (2)$$

澳大利亚联邦科学和工业研究组织(CSIRO)提供了该方法的说明以及相关的计算软件 RurrIizO(版本 1.0.14)<sup>[25]</sup>。

1.5 HC5 和 PAF 的计算

在 SSD 拟合曲线上对应 5% 累积概率的污染物浓度为 HC5。应用 BurrIII 分布计算 HC(q)的公式为:

$$HC(q) = \frac{b}{[(\frac{1}{q})^{\frac{1}{k}} - 1]^{\frac{1}{c}}} \quad (3)$$

PAF 表示环境浓度超过生物毒理终点值的物种比例,即给定的污染物浓度在 SSD 曲线上对应的累积概率。BurrIII 分布计算 PAF 的公式为:

$$PAF(x) = \frac{1}{[1 + (b/x)^c]^k} \quad (4)$$

2 结果(Results)

2.1 参数计算结果

使用 BurrIizO 计算得到的 SSD 曲线的拟合参数结果见表 3。除了 As 对全部物种和藻类、Cd 对藻类、Cr 对无脊椎动物和甲壳类、Cu 对软体动物、Hg 对无脊椎

表3 利用 BurrIIZO 计算物种敏感性分布法(SSD)参数  
Table 3 Species sensitivity distributions (SSD) parameters calculated by BurrIIZO

海洋生物	As				Cd			
	拟合曲线	b	c	k	拟合曲线	b	c	k
全部物种	ReWeibull	2.339( $\alpha$ )	0.362( $\beta$ )	BurrIII	11 975.761	1.104	0.291	
脊椎动物	—	—	—	—	BurrIII	32 540.777	77.053	0.005
无脊椎动物	—	—	—	—	BurrIII	4 842.352	1.078	0.301
藻类	ReWeibull	1.966( $\alpha$ )	0.489( $\beta$ )	ReWeibull	37.415( $\alpha$ )	0.566( $\beta$ )		
甲壳类	—	—	—	—	BurrIII	1 748.676	0.980	0.355
鱼类	—	—	—	—	BurrIII	32 540.777	77.053	0.005
海洋生物	Cr				Cu			
	拟合曲线	b	c	k	拟合曲线	b	c	k
全部物种	BurrIII	17 263.997	1.006	0.457	BurrIII	222.892	1.026	0.699
脊椎动物	—	—	—	—	BurrIII	611.152	1.310	0.838
无脊椎动物	ReWeibull	1 712.615( $\alpha$ )	0.920( $\beta$ )	BurrIII	62.763	0.861	1.196	
藻类	—	—	—	—	BurrIII	319.126	2.109	0.254
甲壳类	ReWeibull	2 650.702( $\alpha$ )	0.934( $\beta$ )		BurrIII	278.467	1.719	
鱼类	—	—	—	—	BurrIII	611.152	1.310	0.838
软体	—	—	—	—	ReWeibull	11.432( $\alpha$ )	0.579( $\beta$ )	
海洋生物	Hg				Mn			
	拟合曲线	b	c	k	拟合曲线	b	c	k
全部物种	BurrIII	42.764	0.702	1.466	BurrIII	148.319	0.500	3.900
脊椎动物	BurrIII	1 407.499	1.836	0.280	ReWeibull	71.630( $\alpha$ )	0.659( $\beta$ )	
无脊椎动物	ReWeibull	6.330( $\alpha$ )	0.516( $\beta$ )		—	—	—	—
藻类	—	—	—	—	BurrIII	20 509.279	2.171	0.239
甲壳类	ReWeibull	5.986( $\alpha$ )	0.579( $\beta$ )		—	—	—	—
鱼类	BurrIII	1 407.499	1.836	0.280	ReWeibull	71.630( $\alpha$ )	0.659( $\beta$ )	
软体	ReWeibull	11.146( $\alpha$ )	0.501( $\beta$ )		—	—	—	—
海洋生物	Pb				Zn			
	拟合曲线	b	c	k	拟合曲线	b	c	k
全部物种	BurrIII	2 511.253	1.344	0.927	BurrIII	7 715.310	1.515	0.346
脊椎动物	—	—	—	—	BurrIII	49 565.675	2.099	0.238
无脊椎动物	BurrIII	6 132.524	2.706	0.355	BurrIII	5 804.028	2.844	0.178
藻类	BurrIII	1 353.743	1.501	0.891	BurrIII	5 924.134	3.526	0.297
甲壳类	ReWeibull	3 742.712( $\alpha$ )	1.119( $\beta$ )		—	—	—	—
鱼类	—	—	—	—	BurrIII	49 565.675	2.099	0.238

动物、甲壳类和软体动物、Mn 对脊椎动物和鱼类、Pb 对甲壳类使用了 ReWeibull 分布以外,其余的曲线拟合中都选用了 BurrIII 分布。其他由于数据缺失未给出曲线拟合的参数结果,不参与比较。

## 2.2 不同重金属对海洋生物的 HC5 值及其比较与分析

由表 4 横向比较可以看出,不同重金属对全部海洋生物的 HC5 值不同,从大到小排序依次为 Pb > Mn > Zn > Cr > Cu > Hg > Cd > As,说明这 8 种重金属对海洋生物的生态风险依次升高。Pb 和 Mn

对全部物种的 HC5 值分别为 234.06 和 111.03  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,对海洋生态系统的影响相对较小。Cu、Hg、Cd 和 As 的 HC5 值均小于 10  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,可见这 4 种重金属对海洋生态系统的影响较大。同时,Cd 和 As 对海洋生物的 HC5 值均低于其他重金属,说明海洋生物对 Cd 和 As 较为敏感,反映出较高的生态风险。

另外,依表 4 进行纵向比较,不难看出,藻类对 As 较为敏感。对于 Cd、Cu、Mn,甲壳类动物最为敏感;藻类对 Cd 的耐受性较好,鱼类对 Cu 和 Mn

表 4 8 种重金属对不同物种的 HC5 值  
Table 4 HC5 values of eight heavy metals to different species

海洋生物	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn
全部物种	0.50	1.07	25.43	3.46	2.84	111.03	234.06	25.54
脊椎动物	—	15.29	—	40.79	4.14	123.39	—	122.94
无脊椎动物	—	0.47	995.05	3.77	4.26	77.57	270.28	15.55
藻类	0.42	86.54	—	1.19	0.69	63.12	147.64	339.55
甲壳类	—	0.31	1 426.10	1.15	3.30	22.07	584.71	33.96
鱼类	—	15.29	—	40.79	4.14	123.39	—	122.94
软体	—	—	—	10.10	13.78	—	—	315.17

的耐受性较好。一般来说,无脊椎动物对 Cr 的耐受性较高,特别是甲壳类动物对 Cr 的耐受性尤为突出。对于 Hg,不同种类生物对其毒性的敏感性都相对较高,其中藻类的敏感性最高,软体动物的耐受性最好。Pb 对于不同种类生物的毒性均相对较低。而 Zn 对无脊椎动物的毒性明显强于脊椎动物,其对无脊椎动物的毒性强度又以甲壳类为最,亦即甲壳类对 Zn 的敏感性最强。

2.3 不同种类海洋生物对同种重金属的敏感性

HC5 值仅限于比较低浓度时不同物种对各个重金属敏感性,而利用 SSD 拟合曲线可以方便地比较暴露于不同浓度的重金属中,生物敏感性程度的差别。

由图 1(a)可知,Hg 的浓度在  $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  以下时,鱼类的敏感性最高,随着浓度逐渐升高,甲壳类成为敏感性最高的物种,其次是无脊椎动物,软体动物的敏感程度在一定范围内超过鱼类。由以上的讨论可以发现,重金属元素在不同浓度范围时,不同生物对其的敏感性大小顺序会发生变化。

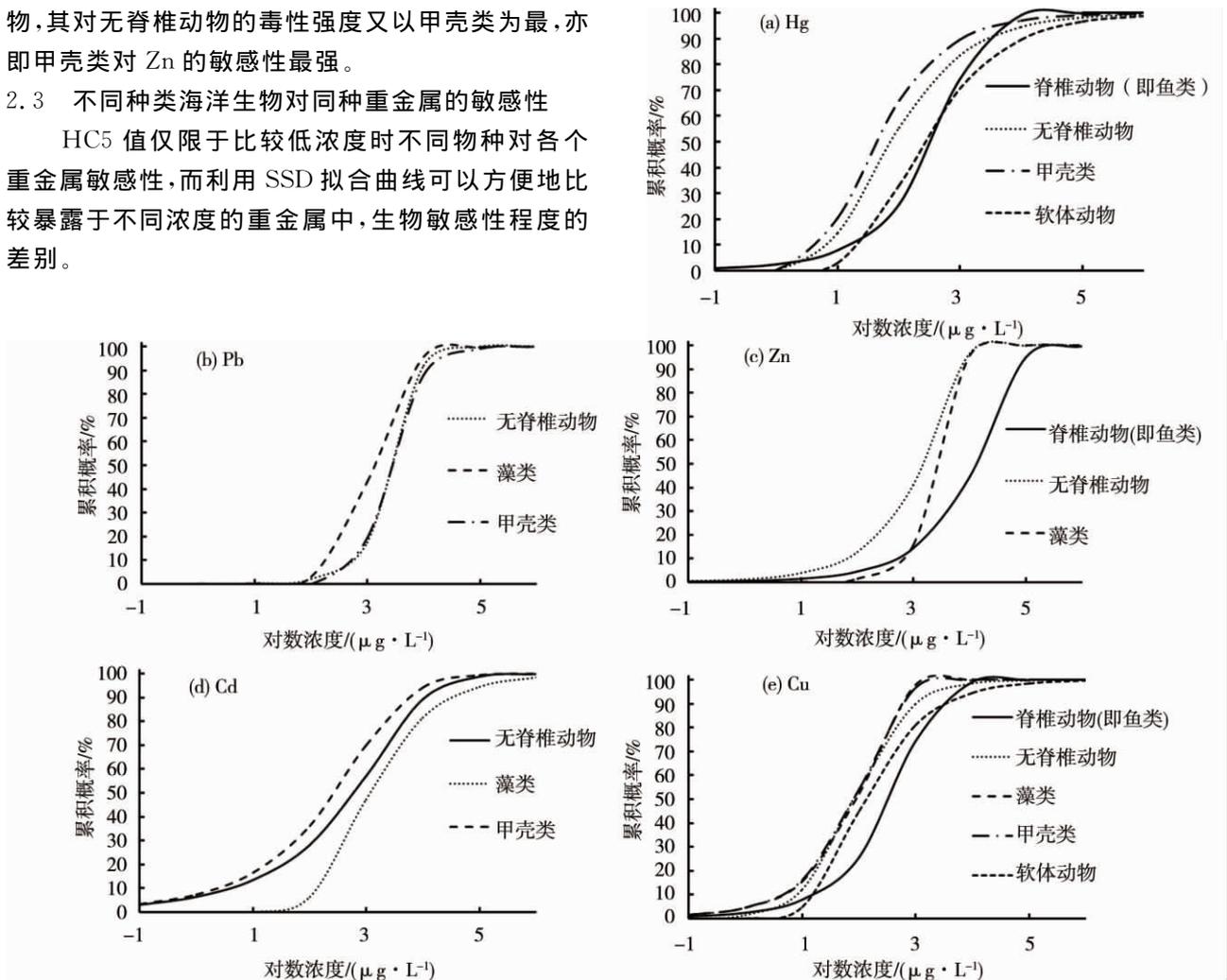


图 1 不同种类生物对同种重金属的 SSD 曲线

Fig. 1 SSD curves for different species to the same heavy metal

同样的规律可见于图 1(b),藻类对 Pb 的敏感程度一般较无脊椎动物和甲壳类高,随着浓度升高,无脊椎动物和甲壳类生物对 Pb 的敏感性大小顺序时有不同,但总体水平相差不大。

由图 1(c)可见,在图示的浓度范围内,无脊椎动物对 Zn 的敏感程度最高,高于藻类、鱼类对 Zn 的敏感性;而藻类和鱼类对 Zn 的敏感性大小顺序,随着 Zn 浓度的变化而变化;在 Zn 的较低浓度范围中,鱼类对 Zn 的敏感性较高,而随着浓度的增加,藻类对 Zn 的敏感性强度超过鱼类。

图 1(d)表明,藻类对 Cd 的耐受度较好,而甲壳类受 Cd 的毒性影响在各种浓度下都是相对较大的,综合来看,Cd 对无脊椎动物的影响程度介于其对藻类的影响程度和对甲壳类的影响程度之间。随着浓度的变化,这种顺序一直不变。

依图 1(e)可知,Cu 对藻类和甲壳类动物的毒性影响相当,且都处于较高水平。对于无脊椎动物中的软体动物,其毒性相对较小。Cu 的浓度不高(小于  $1\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )时,其对无脊椎动物的毒性大于其对脊椎动物(图中即指鱼类)的毒性。当 Cu 浓度大于  $10\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,其对脊椎动物、无脊椎动物的影响都很大,都是近乎影响 95% 以上的物种。

## 2.4 不同种类重金属对同种海洋生物的生态风险

As 和 Cu 对藻类的毒性都相对较大,Cd 和 Pb 对藻类的毒性影响随浓度变化的趋势相似,且影响程度也较为相近。在 Zn 浓度小于  $100\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时,藻类对其的敏感性不大;而当 Zn 浓度大于  $1\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  后,其毒性迅速升高(图 2(a))。

无脊椎动物对 Hg 最为敏感;当 Hg 浓度为  $10\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  左右时,就有接近 20% 的无脊椎动物会受到影响。Cu 与 Hg 对无脊椎动物的影响程度相当,二者 SSD 曲线的走势和数值在各种浓度下,都比较接近。各种重金属元素对无脊椎动物的毒性从大到小的顺序随浓度增加会有所变化。其中,Zn 在浓度达到  $100\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  后,无脊椎动物对其的敏感性迅速上升;对于 Pb,则在其浓度达到  $1\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  后,无脊椎动物的敏感性上升显著(图 2(b))。

图 2(c)显示,在浓度低于  $1\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时,Pb 与 Hg 对甲壳类的毒性影响程度很小,为 0;相比之下,同浓度的 Cu、Cd 对甲壳类的毒性较高。随着浓度升高,浓度大于  $10\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时,Hg 对甲壳类的毒性影响程度有显著提高的趋势。至  $1\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时,Pb 对甲壳类的毒性升高速率很快。

由图 2(d)可知,Cu 和 Hg 对鱼类的毒性影响程度相当,且随浓度增高,鱼类对这 2 种重金属的敏感

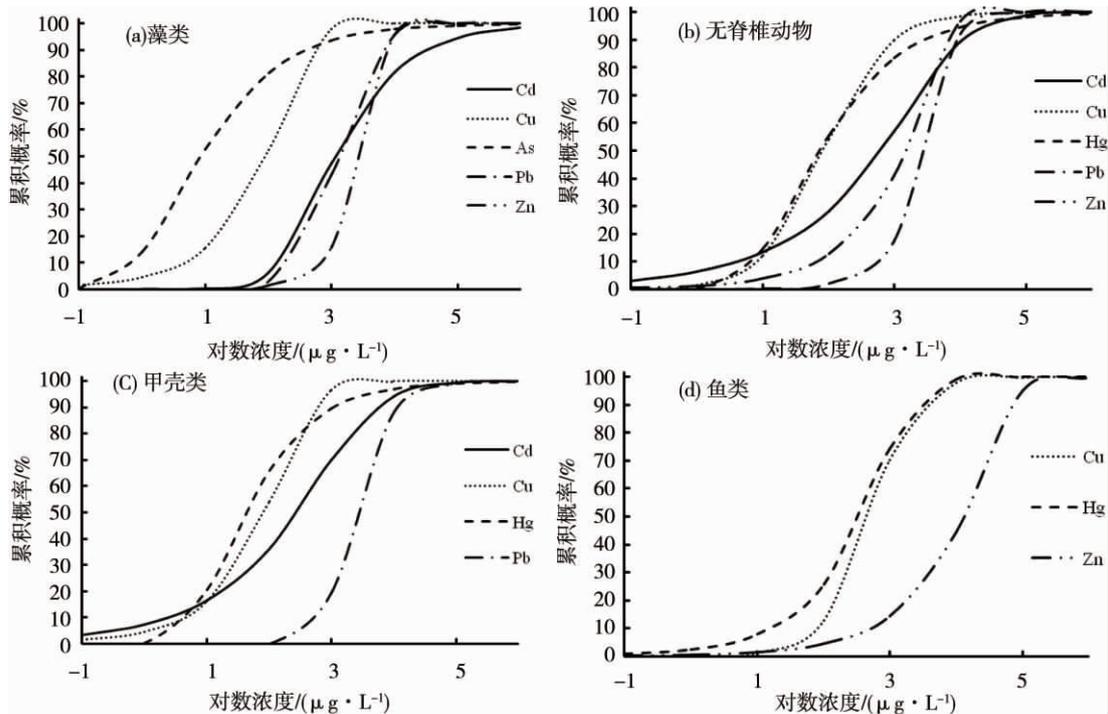


图 2 藻类、无脊椎动物、甲壳类和鱼类对不同重金属的 SSD 曲线

Fig. 2 SSD curves for algae, invertebrates, crustaceans and fishes exposed to different heavy metals

程度变化趋势也基本一致。当 Zn 的浓度低于  $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时,鱼类对其的敏感性不大;而当 Zn 浓度大于  $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  后,其毒性迅速升高。

图 3 展示了 8 种重金属对被测的全部物种的 SSD 曲线拟合对比结果。当浓度小于  $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时, Hg、Cr、Mn、Pb 和 Zn 的生态风险差异不大。随着浓度升高, Hg 的生态风险迅速增大并超过 Mn 和 Pb。而 Cu 与 Hg 的生态风险大小相当,始终处于相对较高的水平,在不同浓度下,二者的毒性排序可能稍有互换,但总的来说, Cu 的毒性在较低浓度(小于  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )和较高浓度(大于  $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )的两极浓度区间中较高, Hg 的生态风险在中间浓度取值区间较高。Zn 在低浓度时生态风险接近于 Cr 和 Mn,但是随着浓度升高,其生态风险要高于 Cr 和 Mn;而 Cr 和 Mn 的生态风险始终相对较小。浓度大于  $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  后, Pb 的生态风险迅速增大,并最终超过 Zn。

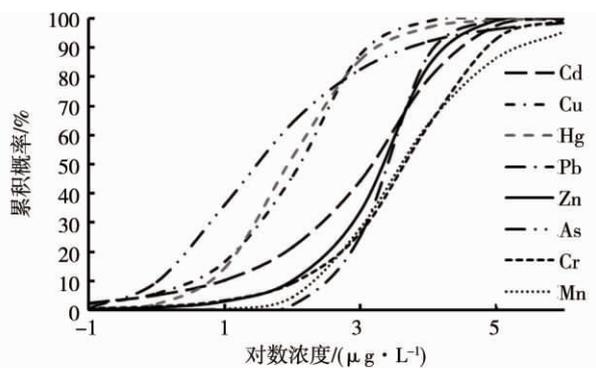


图 3 8 种重金属对所有生物的 SSD 曲线

Fig. 3 SSD curves for all the species exposed to the eight heavy metals

## 2.5 常见重金属不同暴露浓度下对不同海洋生物的 PAF 值

各重金属在不同浓度下得出的对不同营养层次海洋生物的 PAF 值,反映了它们对不同类别生物的危害程度。如表 5 所示,在  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  下,全部物种中约有 36.15% 会受到 As 的损害,14.27% 会受到 Hg 的损害,10.50% 会受到 Cu 的损害,10.26% 会受到 Cd 的损害, Cr、Mn、Pb 和 Zn 的 PAF 相对较小。在  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  下,52.87% 的藻类会受到 As 的危害,是受 As 危害较大的类群;16.36% 的甲壳类会受到 Cu 的危害,20.66% 的甲壳类会受 Hg 的危害,说明其较易受到重金属污染的危害。在浓度达

到  $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时,82.49%、87.31% 和 85.90% 的物种会分别受到 As、Cu、和 Hg 的损害,表明这 3 种重金属对海洋生物的危害程度最高;而 Cd 和 Zn 将对 44.23% 和 33.72% 的物种产生损害,毒性不可忽视; Cr、Mn 和 Pb 的 PAF 较小,分别为 26.35%、28.08% 和 25.06%,毒性相对较小。

## 3 讨论(Discussion)

### 3.1 数据选取

构建 SSD 曲线所要求物种的最小数量是 5 个<sup>[23]</sup>,对于计算软件 BurrIIZO(版本 1.0.14)<sup>[25]</sup>,最小的运行数据量也是 5 个。也有研究建议不少于 10 个数据点,一般认为控制数据量在 10~15 个随机选取量就能符合统计分析的要求<sup>[3]</sup>。物种的选取宜涵盖不同的类别和营养级,能够使 SSD 曲线更好地代表生态系统的实际情况,有研究建议至少涉及 3 门 8 科<sup>[26]</sup>。数据量太少容易产生较大偏差,故一般数据量少于 5 的物种类别不参与分析。

另外,根据上文 BurrIII 型函数的参数方程(1),式中, b、c、k 为函数的 3 个参数; c 趋于无穷大时,可变化为 RePareto 分布。为使本研究的结论更加合理,出现 RePareto 分布的数据也不参与分析。

从原理上来讲,急性数据和慢性数据均可用来构建 SSD 曲线。慢性毒理数据更接近环境中的实际情况,因为生物在大部分环境污染物中的暴露方式是以低浓度、长时间暴露为主的,因此使用慢性数据的生态意义更为明确。但是,对大部分污染物和物种来说,慢性毒理数据往往无法满足构建 SSD 数据量的要求<sup>[3,23,26]</sup>。因此,许多研究利用较易获得的急性数据<sup>[5]</sup>。也有学者提出了 ACT(acute chronic transformation)急性慢性数据转换法<sup>[4]</sup>,对这一问题进行了有价值的探索。

### 3.2 物种选取

物种的选取对 SSD 方法的评价结果也会产生影响。分类群组成上的不同将造成结果的显著不同,而地区分布等影响则不会产生显著影响<sup>[19]</sup>。对澳大利亚和非澳大利亚物种的独立数据比较研究表明,利用不同区域生物物种构建的 SSD 曲线差别不明显<sup>[23]</sup>,这说明 SSD 曲线具有普适性和通用性。另外,该研究也发现实验室获得的单物种毒性数据和野外围隔实验所获得的毒理数据没有明显差异。因此,虽然本研究中的 SSD 曲线是由实验室数据拟合的,但用来评价中国海洋重金属生态风险也具有合理性。

表5 重金属在不同暴露浓度下对各物种的潜在影响比例(PAF)预测值

Table 5 Predicted PAF values of the heavy metals under various concentrations

重金属	浓度 ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	PAF/%						
		全部物种	脊椎动物	无脊椎动物	藻类	甲壳类	鱼类	软体
As	0.1	0.46	—	—	0.23	—	—	—
	1.0	9.64	—	—	14.01	—	—	—
	10	36.15	—	—	52.87	—	—	—
	100	64.24	—	—	81.33	—	—	—
	1 000	82.49	—	—	93.52	—	—	—
Cd	0.1	2.34	0.70	3.03	0	3.36	0.70	—
	1.0	4.90	1.72	6.39	0	7.47	1.72	—
	10	10.26	4.23	13.48	0	16.59	4.23	—
	100	21.46	10.42	28.31	6.33	36.24	10.42	—
	1 000	44.23	25.63	57.03	47.25	70.05	25.63	—
Cr	0.1	0.39	—	0	—	0	—	—
	1.0	1.13	—	0	—	0	—	—
	10	3.26	—	0	—	0	—	—
	100	9.36	—	0	—	0	—	—
	1 000	26.35	—	5.07	—	1.54	—	—
Cu	0.1	0.40	0.01	0.13	1.32	1.32	0.01	0
	1.0	2.07	0.09	1.37	4.55	4.63	0.09	0
	10	10.50	1.09	12.07	15.63	16.36	1.09	4.91
	100	43.64	12.72	54.17	52.57	54.37	12.72	45.18
	1 000	87.31	70.22	89.98	97.84	96.71	70.22	81.10
Hg	0.1	0.19	0.74	0	1.78	0	0.74	0
	1.0	1.89	2.41	0.18	6.09	0.25	2.41	0
	10	14.27	7.86	14.56	20.84	20.66	7.86	2.97
	100	52.57	25.63	55.62	71.26	66.01	25.63	32.96
	1 000	85.90	74.42	86.64	100.00	89.64	74.42	70.45
Mn	0.1	0	0.79	0.35	0.18	—	0.79	—
	1.0	0	1.74	0.88	0.58	—	1.74	—
	10	0.21	3.81	2.21	1.93	—	3.81	—
	100	4.48	8.38	5.53	6.35	—	8.38	—
	1 000	28.08	18.43	13.88	20.91	—	18.43	—
Pb	0.1	0	—	0	0	0	—	—
	1.0	0.01	—	0.02	0.01	0	—	—
	10	0.10	—	0.21	0.14	0	—	—
	100	1.78	—	1.93	3.01	0	—	—
	1 000	25.06	—	17.50	43.03	19.34	—	—
Zn	0.1	0.27	0.14	0.39	0	0.13	0.14	0
	1.0	0.91	0.45	1.25	0.01	0.56	0.45	0.02
	10	3.06	1.43	4.00	0.12	2.33	1.43	0.17
	100	10.23	4.51	12.82	1.39	9.80	4.51	1.61
	1 000	33.72	14.24	41.04	15.50	41.17	14.24	15.60

### 3.3 结果分析

本研究发现,重金属对海洋生物的生态风险大小为  $\text{Pb} < \text{Mn} < \text{Zn} < \text{Cr} < \text{Cu} < \text{Hg} < \text{Cd} < \text{As}$ ,由此可见,As 对海洋生物的影响作用最大,就该元素本身的化学性质而言,三价砷为原浆毒,可以与细胞内酶的巯基结合而使其失去活性,属于烈性有毒物质。其他重金属进入生物体,会和某些酶结合,抑制必须的蛋白质的合成,影响正常生理活动等。例如铅能直接使肾小球滤过率降低,而汞可与蛋白质及酶系统中的巯基结合,导致溶血,引起肾病综合征。不同重金属的比重及毒理导致其毒性不同。

### 3.4 与重金属对淡水生态风险的比较

重金属对海洋生物的生态风险大小为:  $\text{Pb} < \text{Mn} < \text{Zn} < \text{Cr} < \text{Cu} < \text{Hg} < \text{Cd} < \text{As}$ ,而重金属对淡水生物的生态风险大小为:  $\text{Mn} < \text{Pb} < \text{Zn} < \text{Hg} < \text{Cd} < \text{Cu}^{[6]}$ ,由此可见,重金属对海洋生物和淡水生物

的影响差异显著。这可能是由以下原因造成的:1) 营淡水生活的生物种类与营海水生活的生物种类上有相当大的不同,而不同生物物种因其生活习惯、生存机制、适应能力、与生存环境相互作用的机理等一系列生物特性的不同,对同一种类重金属的耐受能力不同。2) 海水本身的环境特征与淡水的不同,包括水文特性、元素溶解量、沉降速率、沉积量及化学效应等多个方面,进而影响不同重金属在淡水和海水中存在的价态及其各种价态的存在比例有所不同。特别是海水中含有较多的  $\text{Na}^+$  和  $\text{Cl}^-$ ,这些离子有可能以催化剂、反应物等不同作用方式影响其在生物体内或水环境中发生的化学反应。

通讯作者简介:陈彬(1970—),男,环境科学博士,研究员,主要研究方向为海洋生物与生态学,发表学术论文 30 余篇。

## 参考文献:

- [1] 胡建英, 安伟, 曹红斌, 等. 化学物质的风险评价[M]. 北京: 科学出版社, 2010: 1-20
- [2] Kooijman S A L M. A safety factor for LC<sub>50</sub> values allowing for differences in sensitivity among species [J]. *Water Research*, 1987, 21(3): 269-276
- [3] 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(1-12): 192-202
- [4] Duboudin C, Ciffroy P, Magaud H. Acute to chronic species sensitivity distribution extrapolation [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2004, 23(7): 1774-1785
- [5] Wang B, Yu G, Huang J, et al. Development of species sensitivity distributions and estimation of HC5 of organochlorine pesticides with five statistical approaches [J]. *Ecotoxicology*, 2008, 17(8): 716-724
- [6] 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)
- [7] 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)
- [8] 刘良, 颜小品, 王印, 等. 应用物种敏感性分布评估多环芳烃对淡水生物的生态风险[J]. *生态毒理学学报*, 2009, 4(5): 647-654  
Liu L, Yan X P, Wang Y, et al. Assessing ecological risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to freshwater organisms by species sensitivity distributions [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(5): 647-654 (in Chinese)
- [9] 雷炳莉, 黄圣彪, 王子健. 生态风险评估理论和方法[J]. *化学进展*, 2009, 21(2): 350-358  
Lei B L, Huang S B, Wang Z J. Theories and methods of ecological risk assessment [J]. *Progress in Chemistry*, 2009, 21(2): 350-358 (in Chinese)
- [10] 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, et al. Ecological risk assessment on polycyclic aromatic hydrocarbons of sediment in Taihu Lake using species sensitivity distributions [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2011, 6(1): 60-66 (in Chinese)
- [11] 胡习邦, 王俊能, 许振成, 等. 应用物种敏感性分布评估 DEHP 对区域水生生态风险[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(6): 1082-1087  
Hu X B, Wang J N, Xu Z C, et al. Assessing aquatic ecological risk of DEHP by species sensitivity distributions [J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2012, 21(6): 1082-1087 (in Chinese)
- [12] 蒋丹烈, 岳龙, 马迪, 等. 应用物种敏感性分布法分析太湖及天目湖水体的生态风险[J]. *环境化学*, 2012, 31(3): 296-301  
Jiang D L, Yue L, Ma D, et al. Ecological risk assessment of water in Taihu Lake and Tianmu Lake using species sensitivity distribution model [J]. *Environmental Chemistry*, 2012, 31(3): 296-301 (in Chinese)
- [13] Laws E A 著, 于刚等译. 水污染导论[M]. 北京: 科学出版社, 2004: 231-252
- [14] 曲传宇. 呻吟的家园: 海洋污染[M]. 北京: 海洋出版社, 2007: 66-71
- [15] 中华人民共和国国家海洋局. 2008 年中国海洋环境质量公报[R]. 北京: 中华人民共和国国家海洋局, 2009
- [16] 中华人民共和国国家海洋局. 2009 年中国海洋环境质量公报[R]. 北京: 中华人民共和国国家海洋局, 2010
- [17] 中华人民共和国国家海洋局. 2010 年中国海洋环境质量公报[R]. 北京: 中华人民共和国国家海洋局, 2011
- [18] Posthuma L, Traas T P, Suter G W. General introduction to species sensitivity distributions [M]// Posthuma L, Traas T P, Suter G W. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis, 2002: 3-9
- [19] Maltby L, Brock T C M, Vanden Brink P J. Fungicide risk assessment for aquatic ecosystems: Importance of inter specific variation, toxic mode of action, and exposure regime [J]. *Environmental Science & Technology*, 43(19): 7556-7563
- [20] Van Straalen N M. Theory of ecological risk assessment based on species sensitivity distributions [M]// Posthuma L, Traas T P, Suter G W. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology* [M]. Boca Raton, FL, USA: Lewis, 2002: 37-48
- [21] Van Straalen N M. Threshold models for species sensitivity distributions applied to aquatic risk assessment for zinc [J]. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2002, 11(3-4): 167-172

- [22] Newman M C, Ownby D R, Mézin L C A, et al. Applying species sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2000, 19(2): 508–515
- [23] 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
- [24] Van den Brink P J, Posthuma L, Brock T C M. The value of the species sensitivity distribution concept for predicting field effects: (Non –) confirmation of the concept using semi – field experiments [M]// Posthuma L, Trass T P, Suter G W. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA; Lewis, 2002: 155–193
- [25] CSIRO (Australia's Commonwealth Scientific and Industrial – Research Organisation). A flexible approach to species protection [EB/OL]. (2002–11–07) [2012–03–09]. <http://www.cmis.csiro.au/envir/burrliz/>. 2008.
- [26] US EPA. *Guidelines for Ecological Risk Assessment (EPA/630/R–95/002F)* [S]. Washington D C: Office of Research and Development, US EPA, 1985

## 国际组织为邻苯二甲酸酯制定了新的全球标准

2013年6月25日 来源:ASTM国际组织

ASTM国际组织(ASTM International)为确定一系列被用作增塑剂,并且依据欧盟和美国的法规禁止在某些产品中使用的邻苯二甲酸酯发布了一项新的标准试验方法。

ASTM的一个分析方法小组委员会开发了该试验方法(ASTM D7823),该方法使用热解吸气相色谱–质谱分析法(GC–MS)来确定一系列的邻苯二甲酸酯,包括邻苯二甲酸二异辛酯(DEHP)和邻苯二甲酸二异壬酯(DINP)。

该小组委员会现在计划就该试验方法进行一项跨实验室研究。它还将开始在用于邻苯二甲酸酯的一种溶剂萃取气相色谱–质谱联用分析(GC–MS)法方面的工作,并计划建立一个气相色谱–质谱联用分析(MS)库。

引自《化学品安全信息周报》2013年第27期总第239期(中国检验检疫科学研究院化学品安全研究所编译)  
[http://www.chinachemicals.org.cn/reported\\_detail.aspx?contentid=255&ClassID=229](http://www.chinachemicals.org.cn/reported_detail.aspx?contentid=255&ClassID=229)(2013-07-08)