

水质安全性评价方法中阳性参照物的 筛选及预测无效应浓度值的确定

李启元, 马晓妍, 王晓昌, 王永坤

(西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 国家城市非传统水资源开发利用国际科技合作基地,
西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 陕西省污水处理与资源化工程技术研究中心, 陕西 西安 710055)

摘要: 利用物种敏感性分布 SSD (species sensitivity distribution) 确定应用于发光细菌毒性试验、微藻生长抑制试验、水蚤抑制运动试验及鱼类致死试验的 4 种典型水生生物毒性检测的最优阳性参照物, 并计算获得它们的 PNEC 值。结果表明: 发光细菌毒性试验、微藻生长抑制试验、水蚤抑制运动试验及鱼类致死试验的最优阳性参照物分别为: 硫酸锌、氯化铜、重铬酸钾、氯化汞, 基于全物种的 PNEC 值分别为 114、11.0、16.0、7.30 $\mu\text{g/L}$ 。此研究将为采用成组生态毒性的水质安全分级评价的研究者提供可靠的毒性得分标准, 使该评价方法的使用更为便捷、有效。

关键词: 水质安全性评价; 阳性参照物; 预测无效应浓度; 物种敏感性分布; 生态毒性检测

中图分类号: X824

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2018)04-0074-07

The positive reference selection and their predicted no effect concentration estimation for water safety assessment

LI Qiyuan, MA Xiaoyan, WANG Xiaochang, WANG Yongkun

(International Science & Technology Cooperation Center for Urban Alternative Water Resources Development,
Key Lab of Northwest Water Resource, Environment and Ecology, MOE, Engineering Technology Research
Center for Wastewater Treatment and Reuse, Shaanxi Province, Colleges of Environmental and Municipal
Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract: The species sensitivity distribution (SSD) method was used to identify the optimal positive references of the typical four aquatic biological toxicity tests, including luminescent bacteria toxicity test, algal growth inhibition test, daphnia immobilization test and fish mortality test, and their PNECs were estimated. The results showed that the best positive references for the four biological toxicity tests were zinc sulfate, copper chloride, potassium dichromate, and mercuric chloride, respectively. Their PNECs for the whole species are 114.0, 11.0, 16.0 and 7.30 $\mu\text{g/L}$, respectively. This research will provide reliable toxicity score standards for researchers who use group ecotoxicity for water quality safety assessment, which would make the assessment method more convenient and effective.

Key words: water safety assessment; positive reference; predicted no effect concentration (PNEC); species sensitivity distribution; ecotoxicity assay

1 研究背景

生态毒性检测作为反映水体污染程度和评价水处理技术有效性的方法, 能够通过生物指标更直观、全面地反映水体中的污染物对水生态环境中的水生生物的不利影响。生态毒性检测主要采用水生生物作为

受试体, 体现的是综合的生态毒性效应。传统的生态毒性检测按照受试生物营养级的不同可分为细菌类(发光细菌、硝化细菌等)、藻类(普通小球藻、羊角月牙藻、斜生栅藻等)、蚤类(大型蚤、剑水蚤等)、鱼类(斑马鱼、青鳉鱼等)等毒性检测^[1-2]。

基于生态毒性试验的水质评价方法有很多, 主

收稿日期: 2017-11-13; 修回日期: 2018-02-06

基金项目: 国家自然科学基金青年项目(51508449); 国家自然科学基金项目(51778522)

作者简介: 李启元(1991-), 男, 陕西商洛人, 在读硕士研究生, 主要从事水污染防治及生态毒性研究。

通讯作者: 马晓妍(1984-), 女, 山东烟台人, 博士, 副教授, 硕士生导师, 主要从事水质生态安全性评价及毒性预测研究。

要包括潜在毒性法、毒性单位分级评价法、潜在生态毒性效应指数法和水质安全分级法等^[3-4]。其中,基于成组生态毒性检测的水质安全分级方法是 Wei 等^[5]在 2006 年建立的更为全面、可靠的评价体系,弥补了其它方法的不足^[6]。它是选择处于不同营养级的 3 种敏感物种进行毒性测试,提出 3 种毒性的得分标准,并据此进行水质分级。将水样的毒性测试结果转化为毒性得分,以 3 种毒性测试中最差的毒性得分作为水样的最终得分,以获得该水样的水质安全等级^[7]。该方法中最重要的步骤是选择合适的阳性参照物并确定其预测无效应浓度(PNEC),据此建立毒性得分标准。

SSD 方法可获得不同物种对某一胁迫因素敏感度,可用于分析化合物引起的生态风险^[8]。最早由 Kooijman (1987)^[9]提出,该方法因其简明、生态意义明确等优点,在国外被广泛应用。相较而言,国内在 SSD 的研究方面较少。乔敏(2007)等^[10]首次使用 SSD 方法分析多环芳香烃的生态风险。因为该方法可将所有的生物都纳入考察范围,在分析化合物对生物的胁迫方面更为全面,近年来亦被广泛应用于化合物 PNEC 值的估计^[11-12]。

通过查阅文献、资料及国内外标准,发光细菌毒性检测的阳性参照物常选择苯酚和硫酸锌^[13];微藻生长抑制试验常选择重铬酸钾^[14]和氯化铜^[15-16];水蚤抑制运动试验常选择重铬酸钾^[17]和五氯酚^[18];鱼类致死试验常选择 3,4 二氯苯胺和氯化汞^[18]。本文利用物种敏感性分布(SSD)方法拟合并计算出这几种化合物对这 4 个营养级物种的 PNEC 值,比较 4 个物种对其对应两种阳性参照物的敏感度,选择出最适合这 4 个毒性试验的阳性参照物,为研究者在利用成组生态毒性检测的水质安

全分级评价中毒性得分标准的制定提供依据。

2 数据与方法

2.1 毒性数据获得与筛选

SSD 的基本假设即物种敏感性能被某分布所描述,而获得的毒理数据来自这个分布,因此可用所查阅到的毒理数据估算这个分布的参数^[19]。毒性数据主要来自国内外发表的文献以及 USEPA ECOTOX 数据库(<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>)。根据该数据库提供的数据分类确定以下标准:(1) 毒性终点:除藻类选择半最大效应浓度(EC₅₀)作为毒性终点外,其它物种选择半数致死浓度(LC₅₀)作为毒性终点;(2) 暴露介质:介质选择淡水;(3) 试验环境:选择实验室环境;(4) 暴露时间的选择:为保证所有参与拟合的数据都有较高的一致性,选择暴露时间为 2~4 d。由于苯酚和 3,4 二氯苯胺关于藻类的毒性数据过少,因此将苯酚和 3,4 二氯苯胺关于藻类毒性数据的暴露时间放宽到 1~5 d。

2.2 物种分类与数据处理

经从数据库查询,筛选并剔除异常值后,苯酚共得 543 个毒性数据,硫酸锌 883 个,氯化铜 602 个,重铬酸钾 497 个,五氯酚 657 个,3,4 二氯苯胺 110 个,氯化汞 481 个。对各数据进行分组合并,同一物种具有多个数据来源的取其算术平均数^[4]。为了分别分析化合物对不同营养级生物的胁迫能力,将全部物种细分为藻类、两栖类、鱼类、甲壳类、昆虫和蜘蛛类、蠕虫类、软体类、其它无脊椎类^[20],并将水蚤从甲壳类中分离出来单独分析。经过物种分组后 7 种化合物对应各物种的毒性数据量如表 1 所示。

考虑到在样本估算整体这一过程中太少样本量带来的误差问题,OECD 及澳大利亚水质标准推荐

表 1 筛选的 7 种化合物对应各物种的毒理数据个数

物种类别	苯酚	硫酸锌	氯化铜	重铬酸钾	五氯酚	3,4 二氯苯胺	氯化汞
全部物种	157	168	74	108	118	24	152
藻类	8	11	9	18	9	11	12
两栖动物	0	7	2	4	7	0	15
鱼类	36	65	24	32	49	6	41
甲壳类	8	9	6	10	6	0	8
其它	9	33	12	17	17	2	18
昆虫/蜘蛛类	61	13	13	6	12	3	21
蠕虫类	17	13	5	5	6	1	21
软体动物	16	17	3	13	11	1	14
其它无脊椎	2	0		3	1	0	2

的最小数据量为 5 个^[21],还有一些政府指导性文件推荐值为 8~10 个^[22]。本文将着重分析的藻类、鱼类、蚤类的拟合数据的最小数量选为 5 个,其它物种拟合数据的最小数量选为 10 个,毒性数据小于 10 个的不进行拟合分析。

2.3 SSD 曲线拟合

应用 BurrIioz 2.0 软件,采用澳大利亚及新西兰的环境风险评价和环境质量标准中均被推荐的 Burr III 模型对 SSD 曲线进行拟合^[21]。Burr III 型函数如公式(1)所示,其它变形如公式(2)和公式(3)所示。

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

式中: x 为污染物的质量浓度, $\mu\text{g/L}$; b 、 c 、 k 分别为函数的尺度、位置、形状参数。

当 c 趋于无穷大时,BurrIII 分布可变化为 RePareto 分布:

$$F(x) = \begin{cases} \left(\frac{x}{x_0}\right)^\theta, & \{x \leq x_0\}, (x_0, \theta > 0) \\ 1, & \{x > x_0\} \end{cases} \quad (2)$$

当 k 趋于无穷大时,BurrIII 分布可变化为 ReWeibull 分布:

$$F(x) = \exp\left(-\frac{a}{x^b}\right) \quad (3)$$

实际应用中, k 值 > 100 时,即可应用 ReWeibull 分布函数进行拟合; c 值 > 80 时,采用 RePareto 分布进行拟合。

2.4 PNEC 值以及 PAF 的计算

在拟合曲线上对应于 5% 积累概率的浓度称为 HC_5 ,亦或者称为 95% 保护浓度,即当污染物环境浓度小于该值时,95% 的生物都不会受到影响。以 HC_5 值作为化合物的 PNEC 值^[16,23]。可能受物种影响的生物比例,即 PAF 值,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,其计算公式等同 Burr III 型函数,即公式(4):

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

3 结果分析

3.1 SSD 曲线拟合结果

根据物种毒性数据参与拟合的最小数量,将表 1 中 7 种化合物所有适合拟合的各物种的毒性数据导入软件进行曲线拟合,并计算出各曲线的参数。

如表 2 所示。

由表 2 可知,Burr III 型方程的 3 种形式在以上物种对 7 种化合物的 SSD 曲线均有体现,其中大多数 SSD 曲线为 Burr III 型或 ReWeibull 型,RePareto 型曲线最少。苯酚的全物种和 6 个分物种的 SSD 曲线都适用于 ReWeibull 型。其它 6 个化合物的全物种和分物种则主要采用 Burr III 型和 ReWeibull 型两种拟合模型。只有水蚤对硫酸锌的 SSD 曲线和软体类物种对重铬酸钾的 SSD 曲线采用 RePareto 模型拟合。

3.2 化合物的 PNEC 值

7 种阳性参照物的 PNEC 值及其置信区间如表 3 所示。由表 3 可以看出,7 种化合物对全部物种的 PNEC 值大小顺序为:苯酚 $>$ 3,4 二氯苯胺 $>$ 硫酸锌 $>$ 五氯酚 $>$ 重铬酸钾 $>$ 氯化铜 $>$ 氯化汞。苯酚对全部物种的 PNEC 值最大,达到 $5.86 \times 10^3 \mu\text{g/L}$,而氯化汞的 PNEC 值最小,仅有 $7.30 \mu\text{g/L}$ 。

对苯酚而言,鱼类相较之敏感度最高(PNEC 值为 $4.46 \times 10^3 \mu\text{g/L}$),蠕虫和软体对苯酚则敏感度较低;对硫酸锌而言,藻类敏感度最高(PNEC 值为 $27.0 \mu\text{g/L}$),昆虫/蜘蛛类敏感度最低;氯化铜的 PNEC 值为 $11.0 \mu\text{g/L}$,这一数值与吴丰昌等^[15]通过毒性百分数排序法推导出短期质量浓度值($9.10 \mu\text{g/L}$)以及渔业标准值($10.0 \mu\text{g/L}$)十分接近;各类物种对于氯化汞的 PNEC 值都很低,全部物种的 PNEC 值为 $7.30 \mu\text{g/L}$,这一数值与李会仙等^[24]的研究结果相近。对重铬酸钾而言,甲壳类灵敏度最高(PNEC 值为 $4.00 \mu\text{g/L}$),鱼类敏感度最低,达 $1.32 \times 10^4 \mu\text{g/L}$,两者相差三个数量级,即鱼类对重铬酸钾耐受性很强。对五氯酚而言,全部物种 PNEC 值为 $39.0 \mu\text{g/L}$,大于雷炳莉等^[25]的估算值。鱼类的灵敏度最高(PNEC 值为 $29.0 \mu\text{g/L}$),昆虫类灵敏度最低(PNEC 值为 $490 \mu\text{g/L}$)。由于 3,4 二氯苯胺的毒性数据有限,可进行 SSD 曲线分析的只有藻类和鱼类,藻类对 3,4 二氯苯胺的灵敏度要高于鱼类。

3.3 阳性参照物的选择

生态毒性检测中阳性参照物的选择首先应保证其致毒机理明确;其次是该生物对阳性参照物的响应灵敏,并具有良好的剂量-效应关系;再次是阳性参照物应是较为常见的化合物,以方便研究者使用。为获得较为灵敏的阳性参照物,本研究选择通过全物种 SSD 方法分析各类化合物的物种敏感度,并考虑待测样品的性质进行综合分析,确定生态毒性检

测中的阳性参照物。

比较发光细菌毒性试验中常采用的阳性参照物苯酚和硫酸锌,全物种对苯酚和硫酸锌的敏感度存在明显差异,见图 1(a)。硫酸锌对全物种的 PNEC 值更小,仅为 114 $\mu\text{g/L}$ 。对于苯酚的 SSD 拟合曲线,在质量浓度小于 $2.80 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ 时,对全物种几乎没有影响,随着质量浓度的升高,其 PAF 才随着浓度增加而上升。在此后很大一个浓度范围内,两条曲线坡度相近,说明在此区间内,随着这两种化合物浓度的变化可影响的物种数量相当。在综合 PNEC 值及全部物种对苯酚和硫酸锌的敏感度后,选择硫酸锌作为发光细菌毒性检测的阳性参照物。

表 2 7 种化合物对各物种的 SSD 曲线模型及参数

化合物	物种类别	拟合曲线	函数参数			
苯酚	全部物种	ReWeibull	$a = 469$	$b = 0.583$		
	藻类	ReWeibull	$a = 6.26 \times 10^7$	$b = 1.48$		
	鱼类	ReWeibull	$a = 4.46 \times 10^4$	$b = 1.14$		
	甲壳类	ReWeibull	$a = 1.56 \times 10^5$	$b = 1.21$		
	水蚤	ReWeibull	$a = 2.70 \times 10^5$	$b = 1.30$		
硫酸锌	全部物种	Burr III	$b = 1.09 \times 10^4$	$c = 1.14$	$k = 0.575$	
	藻类	Burr III	$b = 1.64 \times 10^3$	$c = 0.852$	$k = 0.853$	
	鱼类	Burr III	$b = 3.17 \times 10^4$	$c = 1.82$	$k = 0.268$	
	甲壳类	Burr III	$b = 1.42 \times 10^3$	$c = 0.948$	$k = 1.27$	
	水蚤	RePareto	$\theta = 0.685$	$x_0 = 1.75 \times 10^3$		
氯化铜	全部物种	Burr III	$b = 268$	$c = 0.803$	$k = 1.15$	
	藻类	ReWeibull	$a = 728$	$b = 1.08$		
	鱼类	Burr III	$b = 205$	$c = 0.849$	$k = 0.931$	
	甲壳类	Burr III	$b = 21.0$	$c = 0.775$	$k = 2.76$	
	蚤类	ReWeibull	$a = 7.77$	$b = 0.633$		
重铬酸钾	全部动物	Burr III	$b = 9.89 \times 10^4$	$c = 1.67$	$k = 0.205$	
	藻类	Burr III	$b = 1.64 \times 10^3$	$c = 1.19$	$k = 0.585$	
	鱼类	ReWeibull	$a = 7.38 \times 10^4$	$b = 1.07$		
	甲壳类	Burr III	$b = 2.35 \times 10^3$	$c = 0.824$	$k = 0.571$	
	水蚤	ReWeibull	$a = 3.87$	$b = 0.480$		
五氯酚	全部物种	Burr III	$b = 2.30$	$c = 0.736$	$k = 25.7$	
	藻类	ReWeibull	$a = 31.1$	$b = 0.590$		
	鱼类	Burr III	$b = 129$	$c = 1.95$	$k = 1.00$	
	甲壳类	ReWeibull	$a = 57.5$	$b = 0.674$		
	水蚤	ReWeibull	$a = 42.4$	$b = 0.580$		
氯化汞	全部物种	Bull III	$b = 239$	$c = 0.912$	$k = 0.930$	
	藻类	ReWeibull	$a = 8.89$	$b = 0.713$		
	鱼类	Burr III	$b = 106$	$c = 1.18$	$k = 2.36$	
	甲壳类	Burr III	$b = 4.43$	$c = 0.685$	$k = 4.20$	
	水蚤	ReWeibull	$a = 7.12$	$b = 0.988$		
3,4 二氯苯胺	全部物种	Burr III	$b = 8.57 \times 103$	$c = 2.87$	$k = 0.330$	
	藻类	Burr III	$b = 5.81 \times 103$	$c = 2.83$	$k = 0.517$	
	鱼类	ReWeibull	$a = 5.72 \times 104$	$b = 1.31$		

表3 7种化合物对各物种的PNEC值及95%置信区间

物种类别	苯酚		硫酸锌		重铬酸钾	
	PNEC	95% 置信区间	PNEC	95% 置信区间	PNEC	95% 置信区间
全部物种	5.86×10^3	$4.16 \times 10^3 \sim 8.55 \times 10^3$	114.0	50.0 ~ 233	16.0	3.40 ~ 73.0
藻类	9.00×10^4	$5.68 \times 10^4 \sim 2.37 \times 10^5$	27.0	1.60 ~ 320	22.0	0.550 ~ 331
鱼类	4.46×10^3	$2.82 \times 10^3 \sim 8.70 \times 10^3$	68.0	13.0 ~ 372	1.32×10^4	$7.73 \times 10^3 \sim 2.77 \times 10^4$
甲壳类	7.86×10^3	$5.59 \times 10^3 \sim 1.80 \times 10^4$	132.0	47.0 ~ 325	4.00	0.210 ~ 52.0
水蚤	6.32×10^3	$4.47 \times 10^3 \sim 1.90 \times 10^4$	22.0	0.130 ~ 257	1.70	0.840 ~ 22.0

物种类别	氯化铜		氯化汞		五氯酚		3,4 二氯苯胺	
	PNEC	95% 置信区间	PNEC	95% 置信区间	PNEC	95% 置信区间	PNEC	95% 置信区间
全部物种	11.0	3.10 ~ 30.0	7.30	3.90 ~ 13.0	39.0	29.0 ~ 48.0	361	25 ~ 2.39×10^3
藻类	163	102 ~ 407	4.60	2.90 ~ 12.0	53.0	35.0 ~ 184	753	227 ~ 2.65×10^3
两栖动物			1.40	0.310 ~ 10.0	29.0	16.0 ~ 46.0		
鱼类	4.90	0.280 ~ 29.6	48.0	23.0 ~ 84.0	29.0	16.0 ~ 46.0	1.89×10^3	$1.51 \times 10^3 \sim 4.55 \times 10^3$
甲壳类	8.80	3.80 ~ 19.1	4.20	1.10 ~ 10.0	80.0	49.0 ~ 168		
水蚤	4.50	1.50 ~ 39.6	2.40	1.60 ~ 2.40	96.0	60.0 ~ 530		

对微藻生长抑制试验中常用的两种阳性参照物氯化铜和重铬酸钾而言,氯化铜的PNEC值($11.0 \mu\text{g/L}$)略小于重铬酸钾的PNEC值($16.0 \mu\text{g/L}$),浓度很低时全部物种对重铬酸钾的敏感度更高,见图1(b)所示。不过,当质量浓度大于 $9.90 \mu\text{g/L}$ 时,氯化铜的SSD曲线坡度较重铬酸钾的更大,即高浓度时,全部物种对氯化汞的敏感度更高。综合考虑,选择氯化铜作为微藻生长抑制试验中的阳性参照物。

水蚤抑制运动试验的阳性参照物常选取重铬酸钾和五氯酚,二者的PNEC值分别为16.0和39.0 $\mu\text{g/L}$ 。总体来看(图1(c)),生物对重铬酸钾的响应更为灵敏,并且重铬酸钾的初始响应质量浓度更低。不过重铬酸钾的SSD曲线相较于五氯酚的坡度更缓,即在高质量浓度时,生物对五氯酚更为敏感。因此,选择重铬酸钾作为水蚤抑制运动试验的阳性参照物。

鱼类致死试验常采用的两种阳性参照物为3,4二氯苯胺和氯化汞,其SSD拟合曲线如图1(d)所示。3,4二氯苯胺和氯化汞的PNEC值分别为361和7.30 $\mu\text{g/L}$ 。总体来看,生物对氯化汞的响应更为灵敏。然而,氯化汞的SSD曲线坡度比3,4二氯苯胺的更缓,即在高质量浓度段,全部物种对3,4二氯苯胺更敏感。综合比较后,选择氯化汞作为鱼类的阳性参照物。

3.4 受试物种对阳性参照物的敏感度分析

由于水环境样品的毒性试验多采用水生生物作

为受试生物,因此,阳性参照物对该物种的敏感度分析将有利于研究者更深刻理解获得的毒性数据。因此,本文着重讨论藻类对氯化铜和重铬酸钾的SSD曲线,水蚤对重铬酸钾和五氯酚的SSD曲线,以及鱼类对3,4二氯苯胺和氯化汞的SSD曲线。由于发光细菌并不属于常规的生物分类方法,并且缺乏化合物对各种发光细菌的毒性数据,尚无法分析发光细菌对苯酚和硫酸锌的SSD曲线。

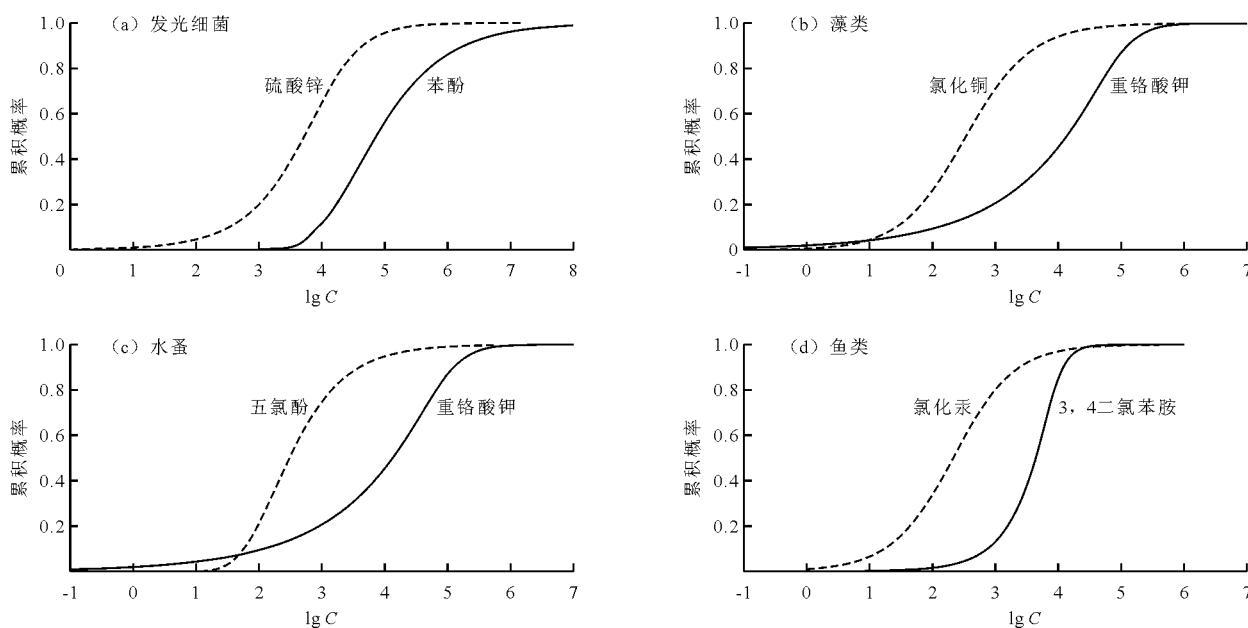
重铬酸钾和氯化铜对藻类的PNEC值分别为22.0和163 $\mu\text{g/L}$,其SSD拟合曲线如图2(a)所示。即在中低质量浓度藻类对重铬酸钾更灵敏。藻类对重铬酸钾的初始响应质量浓度较低,当浓度大于458 $\mu\text{g/L}$ 时,藻类对氯化铜的敏感度比重铬酸钾要高。从全物种和藻类两个角度考虑,氯化铜的敏感度均比较高。

重铬酸钾和五氯酚对水蚤的PNEC值分别为1.70和96.0 $\mu\text{g/L}$,其SSD拟合曲线如图2(b)所示。水蚤对重铬酸钾更为灵敏。从全物种和水蚤两个角度考虑,重铬酸钾的敏感度都是最高的。

氯化汞和3,4二氯苯胺对鱼类的PNEC值分别为48.0 $\mu\text{g/L}$ 和 $1.89 \times 10^3 \mu\text{g/L}$,其SSD拟合曲线如图2(c)所示。鱼类对氯化汞更为灵敏。由图2可看到鱼类对氯化汞的SSD曲线坡度明显小于3,4二氯苯胺,即低质量浓度时,鱼类对氯化汞更敏感,但在高浓度时,则对3,4二氯苯胺更为敏感。从全物种和鱼类两个角度考虑,氯化汞的敏感度都是最高的。有研

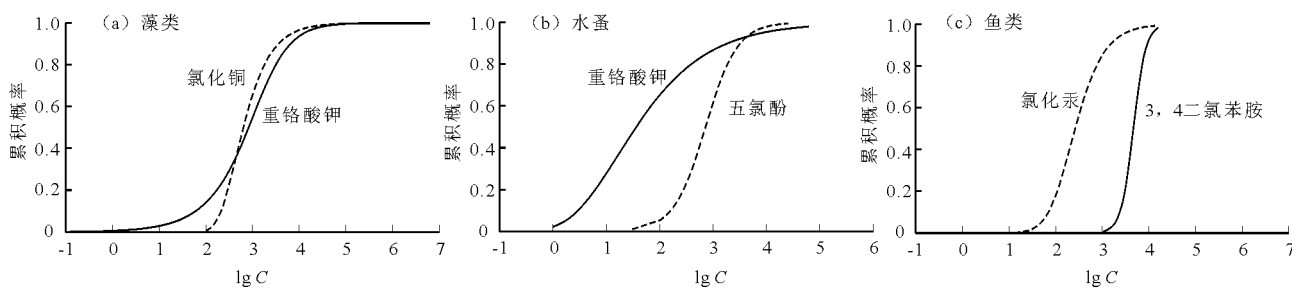
究表明,相同浓度下,重金属化合物对生物的毒性比有机物要高^[26]。这与本研究的结果相符。此外,在选择阳性参照物时也应考虑待测样品的性质进行阳

性参照物的选择,当水样中以重金属为主要污染物时,可选用氯化汞作为阳性参照物;有机污染的水样则可采用3,4二氯苯胺作为阳性参照物。



注:图中 C 的单位为 $\mu\text{g/L}$ 。

图1 全部物种对发光细菌、藻类、水蚤、鱼类阳性参照物的的 SSD 曲线



注:图中 C 的单位为 $\mu\text{g/L}$ 。

图2 受试物种对它们阳性参照物的 SSD 曲线

4 结 论

(1)通过对常用于生态毒性检测的7种阳性参照物的水生生物毒性数据的搜集、筛选及最终拟合,可知七类阳性参照物对于全物种和分物种的 SSD 曲线主要为 Burr III 型和 ReWeibull 型,RePareto 型曲线最少。基于全物种分析,7种化合物的 PNEC 值大小顺序为:苯酚 > 3,4二氯苯胺 > 硫酸锌 > 五氯酚 > 重铬酸钾 > 氯化铜 > 氯化汞。

(2)通过全物种 SSD 曲线分析和每种水生生物毒性检测所采用的生物种群分析,确定发光细菌毒性试验、微藻生长抑制试验、水蚤抑制运动试验及鱼类致死试验的最优阳性参照物分别为:硫酸锌、氯化铜、重铬酸钾、氯化汞,其 PNEC 值分别为 114.0、

11.0、16.0、7.30 $\mu\text{g/L}$ 。

(3)比较重铬酸钾和氯化铜对藻类的 SSD 曲线,在低浓度时藻类对重铬酸钾较为敏感,高浓度时藻类对氯化铜的敏感度较高。对于重铬酸钾和五氯酚对水蚤的 SSD 曲线,水蚤对重铬酸钾始终最为灵敏。比较氯化汞和3,4二氯苯胺对鱼类的 SSD 曲线,在低质量浓度时,鱼类对氯化汞更敏感,但是高浓度时,鱼类对3,4二氯苯胺较为敏感。

(4)生态毒性检测中阳性参照物的选择仍需考虑水质本身的特性,如待测定评价水中有机物较多,则优先选择有机物作为阳性参照物。

参考文献:

[1] 沈燕飞,张咏,厉以强. 水质生物毒性检测方法的研究

- 进展[J]. 环境科技, 2009, 22(s2): 68-72.
- [2] 高小辉, 杨峰峰, 何圣兵, 等. 水质的生物毒性检测方法[J]. 水净化技术, 2012, 31(4): 49-54.
- [3] 徐建英, 赵春桃, 魏东斌. 生物毒性检测在水质安全评价中的应用[J]. 环境科学, 2014, 35(10): 3991-3997.
- [4] 邹叶娜, 蔡焕兴, 薛银刚, 等. 成组生物毒性测试法综合评价典型工业废水毒性[J]. 生态毒理学报, 2012, 7(4): 381-388.
- [5] WEI Dongbin, KISUNO A, KAMEYA T, et al. A new method for evaluating biological safety of environmental water with algae, daphnia and fish toxicity ranks[J]. Science of the Total Environment, 2006, 371(1-3): 383-390.
- [6] HÖSS S, AHLF W, FAHNENSTICH C, et al. Variability of sediment-contact tests in freshwater sediments with low-level anthropogenic contamination-determination of toxicity thresholds[J]. Environmental Pollution, 2010, 158(9): 2999-3010.
- [7] WEI Dongbin, TAN Zhouwei, DU Yuguo. A biological safety evaluation on reclaimed water reused as scenic water using a bioassay battery[J]. Journal of Environmental Sciences, 2011, 23(10): 1611-1618.
- [8] 陈波宇, 郑斯瑞, 牛希成. 物种敏感度分布及其在生态毒理学中的应用[J]. 生态毒理学报, 2010, 5(4): 491-497.
- [9] 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.
- [10] 乔敏, 黄圣彪, 朱永官. 太湖梅梁湾沉积物中多环芳烃的生态和健康风险[J]. 生态毒理学报, 2007, 2(4): 456-463.
- [11] 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, 2009, 29(11): 2407-2414.
- [12] NEWMAN M C, OWNBY D R, MEZIN L C, 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.
- [13] European Committee for Standardization. EN-ISO11348-2008, Water quality-determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test) - Part 2: Method using liquid-dried bacteria[S]. Brussels: 2008.
- [14] Schweizerische Normen-Vereinigung. EN-ISO8692-2012, Water quality-freshwater algal growth inhibition test with unicellular green algae[S]. Geneva, 2012.
- [15] 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 我国铜的淡水生物水质基准研究[J]. 生态毒理学报, 2011, 6(6): 617-628.
- [16] 刘文娟. 淡水藻类对水体铜污染暴露毒性的响应研究[D]. 苏州: 苏州大学, 2012.
- [17] European Committee for Standardization. EN-ISO6341-2012, Water quality - determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) - Acute toxicity test[S]. Brussels: 2012.
- [18] 许静. 大型蚤急性毒性试验的优化与应用研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2014.
- [19] POSTHUMA L, SUTER G W, TRAAS T P. Species sensitivity distributions in ecotoxicology[C] // Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 2002: 3-9.
- [20] 刘良, 颜小品, 王印. 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]. 生态毒理学报, 2009, 4(5): 647-654.
- [21] 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.
- [22] WHEELER J R, GRIST E P, LEUNG K M, et al. Species sensitivity distributions: data and model choice[J]. Marine Pollution Bulletin, 2002, 45(1): 192-202.
- [23] 赵春桃. 基于生物毒性测试的水质安全评价方法及其应用研究[D]. 北京: 首都师范大学, 2014.
- [24] 李会仙, 张瑞卿, 吴丰昌. 中美淡水生物区系中汞物种敏感度分布比较[J]. 环境科学, 2012, 32(5): 1183-1191.
- [25] 雷炳莉, 文育, 王艺陪, 等. 不同评估方法得出的五氯酚的 PNEC 值的比较研究[J]. 环境科学, 2013, 34(6): 2335-2343.
- [26] MA Xiaoyan, WANG Xiaochang. Ecotoxicity comparison of organic contaminants and heavy metals using *Vibrio qinghaiensis* sp. - Q67[J]. Water Science and Technology, 2013, 67(10): 2221-2227.