

# 中国苯的淡水水质基准研究\*

李玉爽<sup>1,2,3</sup> 吴丰昌<sup>2,3,\*\*</sup> 崔晓勇<sup>1</sup> 张瑞卿<sup>2,3,4</sup> 郭广慧<sup>2,3,4</sup> 李会仙<sup>2,3</sup> 冯承莲<sup>2,3</sup> 杜东阳<sup>2,3,5</sup>

(<sup>1</sup>中国科学院研究生院资源与环境学院,北京 100049; <sup>2</sup>中国环境科学研究院,国家环境保护湖泊污染控制重点实验室,北京 100021; <sup>3</sup>中国环境科学研究院,环境基准与风险评估国家重点实验室,北京 100021; <sup>4</sup>中国科学院广州地球化学研究所,广州 510640; <sup>5</sup>中国地质大学,北京 100083)

**摘要** 基于中国的水生生物区系特征,筛选出了 33 种水生生物的 37 个急性毒性数据和 1 个慢性毒性数据,涵盖了浮游植物类、鱼类、昆虫类、软体类和甲壳类。应用物种敏感度分布曲线法推导了适合中国淡水水体的苯的淡水水质基准,并对各类别生物的敏感性进行了分析。结果表明,中国淡水中苯的基准最大浓度为  $3.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,基准连续浓度为  $0.618 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,水中五大类生物对苯的敏感性顺序为:鱼类>甲壳类>昆虫类>软体类>浮游植物类。将中国各大水体中的苯浓度与推导出的基准值进行比较,结果发现,苯浓度尚未对中国水生生态系统构成威胁,对水生生物的潜在风险不大。

**关键词** 物种敏感度分布法; 苯; 水生生物; 水质基准

中图分类号 X820 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2012)4-0908-08

**Freshwater quality criteria for benzene in China.** LI Yu-shuang<sup>1,2,3</sup>, WU Feng-chang<sup>2,3,\*\*</sup>, CUI Xiao-yong<sup>1</sup>, ZHANG Rui-qing<sup>2,3,4</sup>, GUO Guang-hui<sup>2,3,4</sup>, LI Hui-xian<sup>2,3</sup>, FENG Cheng-lian<sup>2,3</sup>, DU Dong-yang<sup>2,3,5</sup> (<sup>1</sup>College of Resources and Environment, Graduate University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; <sup>2</sup>State Environmental Protection Key Laboratory for Lake Pollution Control, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; <sup>3</sup>State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; <sup>4</sup>Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China; <sup>5</sup>University of Geosciences, Beijing 100083, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(4): 908-915.

**Abstract:** Based on the characteristics of aquatic biota in China, 37 acute toxic data and 1 chronic toxic data for 33 species of aquatic organisms, covering phytoplankton, fish, insect, crustacean, and mollusk, were screened. Benzene water criteria applying to Chinese fresh waters was derived using the species sensitivity distribution method. The derived criteria maximum concentration and criteria continuous concentration for benzene in China fresh water were  $3.09$  and  $0.618 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectively, and the species sensitivity to the benzene followed the order of fish > crustacean > insect > mollusk > phytoplankton. A comparison of the benzene concentrations in China main water bodies and our derived criteria showed that the benzene concentration in China fresh water didn't threaten the China aquatic ecosystems yet, and had little potential risk to China aquatic organisms.

**Key words:** species sensitivity distribution method; benzene; aquatic organism; water quality criteria.

苯是原油和石油的重要组成成分,常用于合成其他化学物质或用作有机溶剂,已成为生态系统中

广泛存在的污染物(Medinsky *et al.*, 1994; ATSDR, 1997)。由于苯的代谢产物可以与谷胱甘肽、蛋白质、DNA 和 RNA 发生共价结合(Bollati *et al.*, 2007),抑制细胞复制和酶的活性,扰乱造血微环境,导致造血反应失常或肿瘤的发生(Smith, 1996),

\* 国家重点基础研究发展规划项目(2008CB418200)资助。

\*\* 通讯作者 E-mail: wufengchang@vip.skleg.cn

收稿日期: 2011-09-09 接受日期: 2012-01-19

所以,苯已被视为一种明确的动物和人类致癌物(Ross *et al.*, 1996),也被美国、中国、欧盟等国家和组织先后列为优先污染物。

现阶段,中国对苯的研究主要集中在人体的职业暴露,而对水生生物中苯的毒性效应关注较少。但是,苯对浮游植物类、鱼类、昆虫类、软体类和甲壳类水生生物都会产生不可忽视的毒性作用。Sallal (1995) 研究表明,苯对植物的生长、光合作用和酶的活性都有抑制性; Moles 等(1979)、Slooff (1982, 1983)、Brooke (1987) 等也证实了水体中的苯对鱼类、昆虫类、软体类和甲壳类生物会产生不同程度的急性致死或亚致死效应,如: 身体收缩、体壳膨胀、心率降低等。

近年来,石油泄漏问题引起了人们对苯污染的重视。2005年吉林石化的双苯厂爆炸后,曾检测到松花江水体中苯浓度超标108倍(李巍等, 2008),约为 $1080 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。另外,我国的各大水体,如珠江、海河、长江、黄河、巢湖等也都检测出了不同浓度的苯(李东和吴慧琴, 2002; 王宏等, 2003; 刘征涛等, 2006; 姜福欣等, 2006; 邹爱红, 2009)。但我国苯的污染控制与环境监测标准是按照2002年颁布的《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)执行 $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的地表饮用水标准限值。此值是根据水环境区域功能,参照欧盟的地表水标准中苯的年平均值制定(Anonymous, 2008),并没有依据保护对象的不同展开针对我国水生生物区系的相关水质基准研究。而美国(USEPA, 1980)、加拿大(Government of Canada *et al.*, 1993)、澳大利亚和新西兰(ANZEPA, 2003)都分别应用毒性百分数排序法、评价因子法和物种敏感度分布曲线法在各自生物区系特征的基础上推导了本国的水质基准。

水质基准因区域环境特征、污染特征和保护对象的不同而产生一定的差异(吴丰昌等, 2008)。且从生态学观点看,不同的生态系统有不同的生物区系,对一个生物区系无害的毒物浓度也许会对其他区系的生物产生不可扭转的毒性效应(Maltby *et al.*, 2005)。所以,仅用国外引进的地表饮用水标准限值保护我国的水生生物,不仅对生物区系不具有针对性,而且保护目标也存在混淆,也很难为我国生物提供全面的保护(金小伟等, 2009; 雷炳莉等, 2009)。并且在此种情况下,并不能明确我国水体中的苯浓度是否会对水生生物产生潜在危害。所以,为确保苯的中国水质标准的科学性与可靠性,需

针对生物区系特征和保护目标展开相应的水质基准研究,以期对环境监测和污染控制等标准或指标的制定提供有力的支撑。

由于不同物种对同一污染物的敏感性不同,分类别考虑生物的物种敏感性有重要意义(Maltby *et al.*, 2002; Posthuma *et al.*, 2002),且苯的致癌性和血毒性也存在较大的种属差异(Klaassen, 2001),因此,本研究采用国际上广泛应用于水质基准推导的物种敏感度分布曲线法(ANZECC & ARMCANZ, 2002; CCME, 2007; van Vlaardingen & Verbruggen, 2007),用物种的累计概率和毒性效应数据分别构建浮游植物类、鱼类、昆虫类、软体类、甲壳类和所有物种的分布曲线,以确定最敏感物种类别和保护95%物种的苯浓度(即5%物种受到危险的浓度值,  $\text{HC}_5$ ),进而制定苯的中国淡水水质基准和水生生物基准。

## 1 材料与方法

### 1.1 数据来源

数据来自美国环保署的生态毒理学数据库(<http://www.epa.gov/ecotox/>)和中国知网(<http://www.cnki.net/>)的相关文献。所选数据的实验方法要求与标准实验方法一致(如经济合作与发展组织或美国材料与实验协会等发布的毒性试验方法、中国国标方法等)(吴丰昌等, 2011),所选物种为中国物种(包括中国本土物种和已经在中国广泛繁殖和存在的引进物种),染毒方式为淡水水体中自然暴露,急性毒性效应终点选取48 h或96 h的 $\text{LC}_{50}$ 或 $\text{EC}_{50}$ (孟伟和吴丰昌, 2010)。如果一个物种有多个符合要求的数据,在剔除异常值(与其他实验值相差一个数量级以上的值)之后,采用这些值的几何平均值作为最终毒性值(Wheeler *et al.*, 2002; Hose & van den Brink, 2004)。收集到的数据按照浮游植物类、鱼类、昆虫类、甲壳类和软体类分为5个数据集,使用Shapiro-Wilk和Kolmogorov-Smirnov两种方法分别检验其正态性,正态性不显著时需作对数转换。

### 1.2 物种敏感度分布曲线法推导过程

物种敏感度分布曲线法是基于“不同物种对同一污染物具有不同敏感性”理论而提出的,并假定整个生态系统中随机选取的物种对某种污染物的毒性数据符合一定的概率分布(Newman *et al.*, 2000)。

表1 苯的急性毒性数据汇总  
Table 1 Collection of acute toxicity of benzene

属	物种	拉丁名	毒性浓度值( mg · L <sup>-1</sup> )	参考文献
大麻哈鱼属	驼背大麻哈鱼	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	5.28	Moles <i>et al.</i> ,1979
鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	5.3	DeGraeve <i>et al.</i> ,1982
鲑属	虹鳟		5.9	Galassi <i>et al.</i> ,1988
鲑属	虹鳟		9.2	Mayer & Ekkersieck ,1986
异痣螽属	长叶异痣螽	<i>Ischnura elegans</i>	10	Slooff ,1983
鲑属	花羔红点鲑	<i>Salvelinus malma</i>	11.96	Moles <i>et al.</i> ,1979
钩虾属	片脚钩虾	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	12.1	Brooke ,1987
鲱鱼属	北极鲱鱼	<i>Thymallus arcticus</i>	14.71	Moles <i>et al.</i> ,1979
杜父鱼属	粘杜父鱼	<i>Cottus cognatus</i>	15.41	Moles <i>et al.</i> ,1979
胎鳉属	孔雀鱼	<i>Poecilia reticulata</i>	28.6	Galassi <i>et al.</i> ,1988
胎鳉属	孔雀鱼		36.6	Pickering & Henderson ,1966
鲑属	鲤鱼	<i>Leuciscus idus ssp. melanotus</i>	33	Juhnke & Luedemann ,1978
二翅蜉属	蜉蝣	<i>Cloeon dipterum</i>	34	Slooff ,1983
水螅属	褐水螅	<i>Hydra oligactis</i>	34	Slooff ,1983
溞属	蚤状溞	<i>Daphnia pulex</i>	39.81	景体淞和徐镜波 ,2000
钩虾属	蚤状钩虾	<i>Gammarus pulex</i>	42	Slooff ,1983
青鳉属	青鳉	<i>Oryzias latipes</i>	54	Tsuji <i>et al.</i> ,1986
扁形涡虫属	扁形涡虫	<i>Dugesia lugubris</i>	74	Slooff ,1983
鲫鱼属	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	250	中国医学科学院卫生研究所环境卫生研究室 ,1974
鲫鱼属	鲫鱼		34.42	Pickering & Henderson ,1966
摇蚊属	摇蚊	<i>Chironomus riparius</i>	100	Slooff ,1983
太阳鱼属	蓝腮太阳鱼	<i>Lepomis macrochirus</i>	102	Mayer & Ellersieck ,1986
栉水虱属	栉水虱	<i>Asellus aquaticus</i>	120	Slooff ,1983
剑尾鱼属	剑尾鱼	<i>Xiphophorus helleri</i>	123	王宏和许永香 ,2003
石蝇属	石蝇	<i>Nemoura cinerea</i>	130	Slooff ,1983
副泥鳅属	大鳞副泥鳅	<i>paramisgurnus dabryanus sauvage</i>	156.7	尹伊伟和林嘉 ,1994
椎实螺属	静水椎实螺	<i>Lymnaea stagnalis</i>	230	Slooff ,1982
水蛭属	水蛭	<i>Erpobdella octoculata</i>	320	Slooff ,1983
蚯蚓属	水蚯蚓	<i>Tubificidae</i>	320	Slooff ,1983
鲱鱼属	斑点叉尾鲷	<i>Ictalurus punctatus</i>	425	Mayer & Ellersieck ,1986
小球藻属	小球藻	<i>Chlorella zofingiensis</i>	523.3	Weber <i>et al.</i> ,1984
栅藻属	斜生栅藻	<i>Scenedesmus obliquus</i>	532	王宏和许永香 ,2003
镖水蚤属	镖水蚤	<i>Diaptomus forbesi</i>	710	Pickering & Henderson ,1966
溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	770	王宏和许永香 ,2003
螺螄属	田螺	<i>Viviparus bengalensis</i>	970	Das & Konar ,1988
栅藻属	圆头栅藻	<i>Scenedesmus abundans</i>	1360	Geyer <i>et al.</i> ,1985
月牙藻属	月牙藻	<i>Selenastrum sp.</i>	1600	Slooff ,1982

此方法是将筛选出的毒性数据按从小到大的顺序排列,并标出相应的序数,求出对应的累计概率  $P(P = R/(N+1))$  ( $R$  为序数,  $N$  为毒性数据总数)。由于并没有一个特定的分布模型适应于所有毒性数据集的拟合,所以本研究使用 Origin 8.0 软件,借用其中的各种模型拟合毒性浓度和累计概率,使用决定系数、残差平方和、 $F$  值和图像综合判别拟合优度。选用最佳模型找出累计概率为 5% 对应的转换数据,并计算相应的毒性值,即  $HC_5$  值,取其一半作为基准最大浓度 (criteria maximum concentration, CMC) (van Sprang *et al.* ,2004; CCME 2007)。

用急性毒性数据推导基准最大浓度,用慢性毒性数据推导基准连续浓度。但通常状况下,慢性毒性数据不足以构建物种敏感度分布曲线,需借助评价因子对急性数据加以修正,按照如下公式推导基准连续浓度:

$$\text{基准连续浓度} = HC_5(\text{急性}) / AF$$

式中,  $AF$  为评价因子,无量纲;有时也认为是急慢性比率,即所获各物种急慢性比率的几何均值,要求最少有鱼类、无脊椎动物类和敏感淡水类各类别生物中的一种,并且实验是在同一实验室、同一水质条件下完成的 (USEPA ,1995; Mstj ,2002)。若慢性数据

量仍然不足以满足要求,则采用美国环保局(USEPA, 1986)、经济合作与发展组织(OECD, 1992)和澳大利亚(ANZECC & ARMCANZ, 2002)推荐使用的数值 10 作为急慢性比率的默认值。

用全部物种的全部毒性数据推导中国水生生态系统中的苯的淡水水质基准,用各类别的生物毒性数据推导对应类别的水生生物基准。

## 2 结果与分析

### 2.1 毒性数据

收集筛选后共得到 33 个物种的 37 个急性毒性数据和 1 个植物慢性毒性数据(表 1),涵盖浮游植物类、鱼类、昆虫类、软体类和甲壳类 5 大类,组成结构合理,符合 3 门 8 科的要求(USEPA, 1985)。急性毒性数据量充足,数值经 log 转换后,符合正态分布(K-S 检验  $P=0.200$ , S-W 检验  $P=0.422$ ),能够用于推导中国淡水中苯的急性水质基准(表 2)。但慢性数据不足,不能直接推导苯的慢性水质基准值。对于苯的 5 大类水生生物,推导生物学基准所用的数据量均大于(含等于)4 个,可以用于拟合相应生物类别的物种敏感度曲线(Okkerman *et al.*, 1991)。

表 2 苯的急性毒性数据分类

Table 2 Classification of acute toxicity of benzene

生物类别	样本数	所占比例 (%)	毒性范围 (mg · L <sup>-1</sup> )	log 转换后正态分布检验结果	
				$P_{s-w}$	$P_{k-s}$
浮游植物类	4	12.1	523 ~ 1600	0.100	-
鱼类	14	39.4	5.28 ~ 425	0.689	0.2
昆虫类	4	12.1	10 ~ 130	0.534	-
软体类	6	18.2	34 ~ 970	0.747	0.2
甲壳类	6	18.2	12.1 ~ 770	0.415	0.2
全部物种	33	100	5.28 ~ 1600	0.422	0.2

表 3 苯的急性毒性数据物种敏感度分布拟合结果

Table 3 Results of benzene's acute species sensitivity distribution curves fitted by different models

模型	公式	参数	$R^2$	F 值	残差平方和	HC <sub>5</sub> (mg · L <sup>-1</sup> )	CMC (mg · L <sup>-1</sup> )
Exponential	$y=y_0+Ae^{-\frac{x}{r}}$	$y_0=-95.2543$ $A=94.96243$ $R_0=0.00422$	0.99	4089	0.026	7.12	3.56
Logistic	$y=\frac{A_1-A_2}{1+(X/X_0)^p}+A_2$	$A_1=-0.01931$ $A_2=1.44337$ $X_0=2.44556$ $P=2.65961$	0.99	4310	0.018	6.18	3.09
Gauss Amp	$y=y_0+Ae^{-\frac{(x-x_c)^2}{2w^2}}$	$Y_0=-0.25332$ $A=3.69205$ $X_c=1.70209$ $W=1.26191$	0.99	4081	0.019	6.58	3.29
Polynomial Line	$y=A+BX$	$A=-0.29482$ $B=0.40392$	0.99	6355	0.026	7.14	3.57

### 2.2 物种敏感度分布曲线法推导结果

全部物种毒性数据经转换后与对应的累计概率拟合敏感度分布曲线,拟合效果较好的模型有 Exponential 模型、Logistic 模型、Gauss Amp 模型和 Polynomial Line 模型。综合比较后,选用 Logistic 模型为苯的水质基准的最终推导模型(表 3 和图 1)。得到 HC<sub>5</sub> 值为 6.18 mg · L<sup>-1</sup>,基准最大浓度为 3.09 mg · L<sup>-1</sup>。基准连续浓度借助急慢性比率值 10 作为评价因子对急性暴露的 5% 风险浓度进行修正,得到基准连续浓度 0.618 mg · L<sup>-1</sup>。

用各类别物种转换后的毒性数据推导对应水生生物基准值,其最佳模型和基准最大浓度值见表 4。最佳模型中除浮游植物类生物的拟合曲线决定系数为 0.58,其余均高于 0.90,因此,鱼类、昆虫类、软体类和甲壳类动物的拟合模型能够反映毒性数据的统计结果,推导出的基准最大值可以保护对应类别生物的 95% 物种免受短期不利影响。虽然浮游植物类生物的模型拟合效果较差,但从浮游植物类生物的毒性数据范围可知,其对苯的敏感性较差。综合分析可得,各类生物对苯的敏感度排序为:鱼类>甲壳类>昆虫类>软体类>浮游植物类。

## 3 讨论

### 3.1 水质基准方法学的比较

国际上通用的推导水质基准的 2 种方法为物种敏感度分布曲线法和毒性百分数排序法。毒性百分数排序法是将收集到的数据按属排列,用最敏感的 4 个属的毒性值和其对应的累计概率(表 5)经如下公式计算 HC<sub>5</sub> 值(USEPA, 1985),取其 1/2 作为最终急性毒性值,即基准最大浓度结果为 3.42 mg · L<sup>-1</sup>。

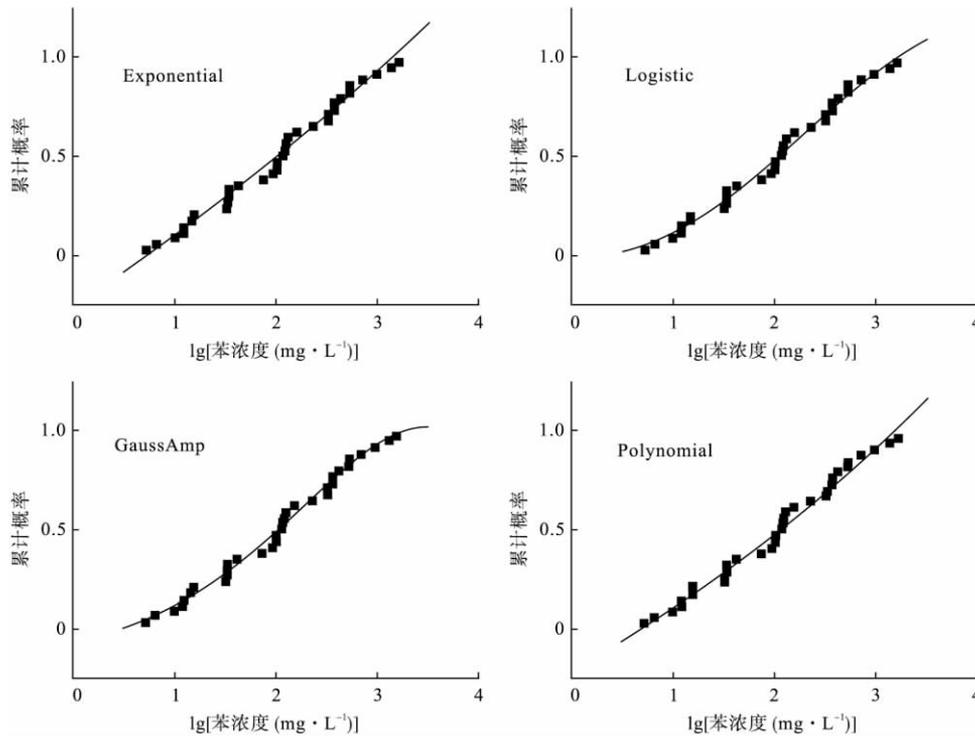


图1 不同模型拟合苯的急性物种敏感度分布曲线  
Fig.1 Acute species sensitivity distribution curves of different models

表4 各别水生生物急性数据拟合结果  
Table 4 Results fitted by acute toxicity of different sets of aquatic organisms

生物类别	模型	最佳模型公式	R <sup>2</sup>	参数	Y=0.05 对应的 X 值	CMC (mg · L <sup>-1</sup> )
浮游植物类	ExpDec1	$y = y_0 + Ae^{-\frac{x}{t}}$	0.58	$y_0 = 160.58$ $A = -162.82$ $t = 173.43$	2.46	143.06
鱼类	Logistic	$y = \frac{A_1 - A_2}{1 + (X/X_0)^p} + A_2$	0.98	$A_1 = -0.033$ $A_2 = 1.48$ $X_0 = 2.02$ $P = 2.38$	0.61	2.04
昆虫类	Polynomial Line	$y = A + BX$	0.91	$A = -0.32$ $B = 0.49$	0.76	2.84
软体类	Polynomial Line	$y = A + BX$	0.91	$A = -0.64$ $B = 0.5$	1.38	11.99
甲壳类	Polynomial Line	$y = A + BX$	0.93	$A = -0.22$ $B = 0.36$	0.75	2.81

$$S = \sqrt{\frac{\sum (\ln GMAV)^2 - [\sum \ln(GMAV)]^2 / 4}{\sum P - (\sum \sqrt{P}) / 4}} \quad (1)$$

$$L = \frac{\sum (\ln GMAV) - S \times (\sum \sqrt{P})}{4} \quad (2)$$

$$A = S \times \sqrt{0.05} + L \quad (3)$$

$$HC_5 = e^A \quad (4)$$

基准连续浓度是取最终慢性毒性值、最终植物

值和最终残留值的最小值(USEPA,1985)。最终慢性值因数据量不足,借助评价因子10对HC<sub>5</sub>值加以修正,结果为0.685 mg · L<sup>-1</sup>;最终植物值选用水生植物毒性实验(通常为藻类96 h毒性实验或水生维管束植物的慢性实验)结果中的最小值,本研究采用小球藻96 h的慢性实验结果195.3 mg · L<sup>-1</sup>;因我国没有制定苯在水产品中的标准限值且其富集系数较小,所以残留值予以忽略。基准连续浓度的结果为0.685 mg · L<sup>-1</sup>。

表5 4个敏感属的毒性值及累计概率

Table 5 Mean acute values and cumulative probabilities of four most sensitive genus

属	物种	拉丁名	毒性值 ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	累计概率	参考文献
大麻哈鱼属	驼背大麻哈鱼	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	5.28	0.032	Moles <i>et al.</i> , 1979
鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	8.9	0.064	Moles <i>et al.</i> , 1979; DeGraeve <i>et al.</i> , 1982; Galassi <i>et al.</i> , 1988;
	花羔红点鲑	<i>Salvelinus malma</i>			Mayer & Ellersieck, 1986
异痣螭属	长叶异痣螭	<i>Ischnura elegans</i>	10	0.097	Slooff, 1983
钩虾属	片脚钩虾	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	12.1	0.129	Brooke, 1987

此方法推导出的基准值与物种敏感度分布曲线法的结果比较,都在一个数量级,且数值相差不大。从方法学上讲,推导出的基准值是可靠的。

### 3.2 与其他国家基准值或标准值的比较

由表6数据可以看出,基准最大浓度与美国的急性基准值在同一个数量级,但低于其浓度值;基准连续浓度介于澳大利亚和新西兰的保护95%物种的触发值与加拿大的标准值之间,可能是由于物种差异性造成的。

### 3.3 与我国水体中的暴露浓度的比较

中国几大水体中,苯的含量均较低。珠江广州段苯浓度相对较高,为 $7.6 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (李东和吴慧琴, 2002),海河干流浓度 $0.046 \sim 0.14 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (王宏等, 2003),长江河口区平均浓度 $0.157 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (刘征涛等, 2006),黄河河口区平均浓度 $0.891 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (姜福欣等, 2006),巢湖 $0.3 \sim 0.7 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (邹爱红, 2009),均远未达到所推导出来的基准浓度值。所以,就现阶段的污染状况而言,若不是泄露事故或集中排放,苯对水生生物的潜在风险较小,一般也不会对中国水生生态系统造成危害。

### 3.4 敏感性分析

水中的5大类生物鱼类敏感性最强,甲壳类、昆虫类和软体类次之,浮游植物类敏感性最差。分析原因可能是由于苯的致毒机为肝脏中CYP2E1的催

化氧化产生了有毒的代谢产物(Klaassen, 2001),而鱼类为脊椎动物,各器官分化显著,酶活性较高,对苯的代谢活动较强,致使敏感性最强;甲壳类、昆虫类和软体类生物的器官分化程度和酶活性作用都较弱,不能将苯快速代谢为有毒的代谢产物,因此,敏感性较差;浮游植物类生物对苯的吸收速度较动物类慢,且代谢途径可能不一致,对其代谢产物的抗性也较强,所以敏感性最差。

甲壳类和昆虫类敏感性相差不大,可能是由于苯在其体内的代谢速率和代谢过程相似。此推测有待毒性机理的进一步研究。软体类动物敏感性在水生动物中最差,可能与代谢速率有关。

## 4 结论

物种敏感度分布曲线法推导水质基准的最佳模型为Logistic模型,保护中国水生生物免受苯的长期和短期不利影响的基准最大浓度和基准连续浓度分别为 $3.09$ 和 $0.618 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。5大类水生生物对苯的敏感性顺序为:鱼类>甲壳类>昆虫类>软体类>浮游植物类。中国各大水体中的苯浓度尚未对水生生态系统构成威胁,对水生生物的潜在风险不大。

水质基准会受到水的硬度、温度和pH等因素的影响,但尚无相关文献明确这些因素与苯毒性的线性或非线性关系,所以本研究未将这些因素加以考虑。在制定具体区域的水质标准时,应对区域环境进行实地调查,将所有影响苯毒性的因素考虑在内,对基准值进行修正,以确保标准的准确性。

### 参考文献

- 姜福欣,刘征涛,冯流,等. 2006. 黄河河口区域有机污染物的特征分析. 环境科学研究, 19(2): 6-10.
- 金小伟,雷炳莉,许宜平,等. 2009. 水生态基准方法学概述及建立我国水生态基准的探讨. 生态毒理学报, 4(5): 609-616.
- 景体淞,徐镜波. 2000. 酚、苯、重金属离子对溞类的毒性作

表6 苯的相关水质基准或标准值

Table 6 Water quality criteria or water quality standard for benzene

国家	项目	浓度值 ( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	参考文献
美国	急性基准值	5300	USEPA, 1985
澳大利亚和新西兰	保护95%物种的触发值	950	ANZECC & ARM-CANZ, 2000
加拿大	标准值	370	CCME, 2007
中国	基准最大浓度	3090	本研究
	基准连续浓度	618	本研究

- 用. 松辽学刊(自然科学版), (3): 18-22.
- 雷炳莉, 金小伟, 黄圣彪, 等. 2009. 太湖流域3中氯酚类化合物水质基准的探讨. 生态毒理学报, 4(1): 40-49.
- 李东, 吴慧琴. 2002. 珠江广州河段水中有机污染物的GC-MS分析. 分析测试学报, 21(3): 86-88.
- 李巍, 郝立波, 陆继龙, 等. 2008. 第二松花江中下游水体中苯系物含量及分布特征. 环境保护科学, (2): 18-20.
- 孟伟, 吴丰昌. 2010. 水质基准的理论与方法学导论. 北京: 科学出版社.
- 刘征涛, 姜福欣, 王婉华, 等. 2006. 长江河口区域有机污染物的特征分析. 环境科学研究, 19(2): 1-5.
- 王宏, 许永香. 2003. 几种典型的有害化学品对水生生物的急性毒性. 应用与环境生物学报, 9(1): 49-52.
- 王宏, 杨露云, 沈英娃, 等. 2003. 海河流域几种典型有机污染物环境安全性评价. 环境科学研究, 16(6): 35-36.
- 吴丰昌, 孟伟, 宋永会, 等. 2008. 中国湖泊水环境基准的研究进展. 环境科学学报, 28(12): 2385-2393.
- 吴丰昌, 孟伟, 张瑞卿, 等. 2011. 保护淡水水生生物硝基苯水质基准研究. 环境科学研究, 24(1): 1-10.
- 尹伊伟, 林嘉. 1994. 苯, 氯苯及酚, 氯酚对大鳞副泥鳅鱼苗的急性毒性效应. 暨南大学学报(自然科学与医学版), 15(3): 106-109.
- 中国医学科学院卫生研究所环境卫生研究室. 1974. 乙苯、二甲苯、苯、甲苯对金鱼的毒性试验. 卫生研究, (6): 474-479.
- 邹爱红. 2009. 巢湖西半湖水体中有机污染物监测及污染现状的研究(硕士学位论文). 合肥: 合肥工业大学.
- Anonymous. 2008. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. Official Journal of the European Union, L348: 84-97 [EB/OL]. [2011-08-24] (2008-12-24). <http://faolex.fao.org/docs/pdf/eur84568.pdf>.
- ANZECC and ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand). 2002. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Australia: ZNZECC and ARMCANZ.
- ANZEPA (Australian and New Zealand Environment Protection Authority). 2003. Aquaculture Management and the Environment Protection (water quality) Policy [EB/OL]. [2011-08-24]. [http://www.epa.sa.gov.au/xstd\\_files/Air/Information%20sheet/aquaculture\\_mgmt.pdf](http://www.epa.sa.gov.au/xstd_files/Air/Information%20sheet/aquaculture_mgmt.pdf)
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1997. Toxicological Profile for Benzene. Atlanta, GA: Public Health Service.
- Bollati V, Baccarelli A, Hou LF, et al. 2007. Changes in DNA methylation patterns in subjects exposed to low-dose benzene. *Cancer Research*, 67: 874-876.
- Brooke L. 1987. Report of the flow-through and static acute test comparisons with Fathead Minnows and Acute Tests with an Amphipod and a Cladoceran. Centre for Lake Superior Environmental Study.
- CCME. 2007. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Winnipeg, Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Das PKMK, Konar SK. 1988. Acute toxicity of petroleum products, crude oil and oil refinery effluent on plankton, benthic invertebrates and fish. *Environment and Ecology*, 6: 885-891.
- DeGraeve GM, Elder RG, Woods DC, et al. 1982. Effects of naphthalene and benzene on fathead minnows and rainbow trout. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 11: 487-490.
- Galassi S, Mingazzini M, Vigano L, et al. 1988. Approaches to modeling toxic responses of aquatic organisms to aromatic hydrocarbons. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 16: 158-169.
- Geyer H, Scheumert I, Korte F. 1985. The effects of organic environmental chemicals on the growth of the alga *Scenedesmus subspicatus*: A contribution to environmental biology. *Chemosphere*, 14: 1355-1369.
- Government of Canada, Environment Canada, Health and Welfare Canada. 1993. Canadian Environmental Protection Act: Priority substances list assessment report [EB/OL]. [2011-08-24]. [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/dioctylphthalate\\_phtalatedi-octyle/index-eng.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/dioctylphthalate_phtalatedi-octyle/index-eng.php)
- Hose GC, van den Brink PJ. 2004. Conforming the species-sensitivity distribution concept for endosulfan using laboratory. *Earth and Environmental Science*, 47: 511-520.
- Juhnke I, Luedemann D. 1978. Results of the investigation of 200 chemical compounds for acute fish toxicity with the golden orfe test. *Zeitschrift Für Wasser und Abwasserforschung*, 11: 161-164.
- Klaassen CD. 2001. Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poison. New York: The McGraw-Hill Companies.
- Maltby L, Blake N, Brock TCM, et al. 2002. Addressing inter-specific variation in sensitivity and the potential to reduce this source of uncertainty in ecotoxicological assessments. DEFRA project code PN0932. London (UK): UK Department for Environment, Food and Rural Affairs. 22 p.
- Maltby L, Blake N, Brock TCM, et al. 2005. Insecticide species sensitivity distributions: Importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24: 379-388.
- Mayer FL, Ellersieck MR. 1986. Manual of Acute Toxicity: Interpretation and Data Base for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals. Washington, DC: US Dept. of

- the Interior, Fish and Wildlife Service.
- Medinsky MA, Schlosser PM, Bond JA. 1994. Critical issues in benzene toxicity and metabolism: The effect of interactions with other organic chemicals on risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, **102** ( suppl. 9 ): 119 – 124.
- Moles A, Rice SD, Korn S. 1979. Sensitivity of Alaskan freshwater and anadromous fishes to prudhoe bay crude oil and benzene. *Transactions of the American Fisheries Society*, **108**: 408–413.
- Mstj W. 2002. Derivation of the Australian and New Zealand water quality guidelines for toxicants. *Australian Journal of Ecotoxicology*, **7**: 123–136.
- Newman MC, Ownby DR, Mézin LCA, et al. 2000. Applying species-sensitivity distribution in ecological risk assessment: Assumption of distribution type and sufficient numbers of species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**: 508–515.
- OECD. 1992. Report of the OECD Workshop on Extrapolation of Laboratory Aquatic Toxicity Data to the Real Environment. Environment Monograph No. 59. Paris: OECD.
- Okkerman PC, Plassche EJ, Sloof W, et al. 1991. Ecotoxicological effects assessment: A comparison of several extrapolation procedures. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **21**: 182–193.
- Pickering QH, Henderson C. 1966. Acute toxicity of some important petrochemicals to fish. *Water Pollution Control Federation*, **38**: 1419–1429.
- Posthuma L, Suter II GW, Traas TP. 2002. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers, CRC Press.
- Ross D, Siegel D, Schattenberg DG, et al. 1996. Cell-specific activation and detoxification of benzene metabolites in mouse and human bone marrow: identification of target cells and a potential role for modulation of apoptosis in benzene toxicity. *Environmental Health Perspectives*, **104** ( suppl. 6 ): 1177–1182.
- Sallal AKJ. 1995. Effect of crude oil and benzene on growth, photosynthesis and glycolate dehydrogenase of *Anacystis nidulans*. *Journal of Scientific Research*, **13**: 357–367.
- Slooff W. 1982. A Comparative Study on the Short-Term Effects of 15 Chemicals on Fresh Water Organisms of Different Tropic Levels. National Technical Information Service Springfield.
- Slooff W. 1983. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: Some toxicological considerations. *Aquatic Toxicology*, **4**: 73–82.
- Smith MT. 1996. The mechanism of benzene-induced leukemia: A hypothesis and speculations on the causes of leukemia. *Environmental Health Perspectives*, **104** ( suppl. 6 ): 1219–1225.
- Tsuji S, Tonogai Y, Ito Y, et al. 1986. The influence of rearing temperatures on the toxicity of various environmental pollutants to killifish (*Oryzias latipes*). *Eisei Kagaku*, **32**: 46–53.
- USEPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Benzene. Washington DC: Office of Water Regulations and Standards Criteria and Standards Division.
- USEPA. 1985. Guideline for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and their Uses. Washington DC: Office of Research and Development.
- USEPA. 1986. Quality Criteria for Water. Springfield, Virginia: US Department of Commerce, National Technical Information Service, US Environmental Protection Agency. PB87-226759, EPA440/5 86-001.
- USEPA. 1995. Updates: Water Quality Criteria Documents for the Protection of Aquatic Life in Ambient Water. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, Office of Water.
- van Sprang PA, Verdonck FAM, Vanrolleghem PA, et al. 2004. Probabilistic environmental risk assessment of zinc in dutch surface waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **23**: 2993–3002.
- van Vlaardingen PLA, Verbruggen EMJ. 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of ‘International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands (INS)’. Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment.
- Weber AT, Christlieb T, Irmer U. 1984. Die Kombination eines unkomplizierten chemikaliengtoxizitätstests mit einem multi-spezies-testsystem zur erfassung synergistischer und sublethaler effekte in aquatischen okosystemen// Bundesminister für Forschung und Technologie, Forschungsbericht. Karlsruhe: Eggenstein-Leopoldshafen Fachinformationszentrum Energie, Physik, **72–83**.
- Wheeler JR, Grist EPM, Leung KMY, et al. 2002. Species sensitivity distributions: Data and model choice. *Marine Pollution Bulletin*, **45**: 192–202.

---

作者简介 李玉爽,女,1987年生,硕士研究生。主要从事水质基准研究。E-mail: liyushuang0631@126.com  
责任编辑 魏中青

---