

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20141102002

侯俊, 赵芊渊, 王超, 等. 应用概率物种敏感度分布法研究太湖铜水生生物水质基准[J]. 生态毒理学报, 2015, 10(1): 191-203

Hou J, Zhao Q Y, Wang C, et al. Deriving aquatic water quality criteria for copper in Taihu Lake by probabilistic species sensitivity distributions [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, 10(1): 191-203 (in Chinese)

应用概率物种敏感度分布法研究太湖铜水生生物水质基准

侯俊^{1,2,*}, 赵芊渊^{1,2}, 王超^{1,2}, 王沛芳^{1,2}, 苗令占^{1,2}, 吕博文^{1,2}

1. 河海大学教育部浅水湖泊综合治理与资源开发重点实验室 南京 210098

2. 河海大学环境学院 南京 210098

收稿日期: 2014-11-02 录用日期: 2014-11-24

摘要: 运用概率物种敏感度分布法获得太湖水体中铜的急性水质基准值为 $14.57 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 慢性水质基准值为 $3.26 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; 不同类别物种敏感性存在差异, 无脊椎动物较脊椎动物更敏感, 甲壳类敏感性大于鱼类。概率物种敏感度分布法与传统的物种敏感度分布法相比, 更全面合理地考虑多种毒性效应, 曲线拟合效果好, 受数据量大小影响较小, 结果更加稳定。研究结论可为铜水质标准的修订和太湖流域水环境管理提供技术支持。

关键词: 铜; 水生生物; 急性毒性; 慢性毒性; 水质基准; 太湖; 概率物种敏感度分布

文章编号: 1673-5897(2015)1-191-13 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Deriving Aquatic Water Quality Criteria for Copper in Taihu Lake by Probabilistic Species Sensitivity Distributions

Hou Jun^{1,2,*}, Zhao Qianyu^{1,2}, Wang Chao^{1,2}, Wang Peifang^{1,2}, Miao Lingzhan^{1,2}, Lv Bowen^{1,2}

1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China

2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China

Received 2 November 2014 accepted 24 November 2014

Abstract: Acute and chronic water quality criteria of copper for Taihu are derived to be $14.57 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and $3.26 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ by the method of probabilistic species sensitivity distribution, respectively. Moreover, the results show that invertebrates are more sensitive than vertebrates, and crustaceans are more sensitive than fishes. Our method is superior to the traditional species sensitivity distribution. In our method, the toxicity effects are considered fully and reasonably, and data are fitted more efficiently. The amount of data exhibits little effect on the results. Furthermore, the method exhibits higher stability. The results can be served as reference of water quality standard of copper in Taihu. It can provide technical support for water environment management.

Keywords: copper; aquatic life; acute toxicity; chronic toxicity; water quality criteria; Taihu; probabilistic species sensitivity distribution

基金项目: 国家杰出青年基金项目 (51225901); 国家自然科学基金 (51479047; 41430751; 51209069); 国家十二五水专项课题 (2012ZX07101-008); 江苏省杰出青年基金项目 (BK2012037); 教育部创新团队发展计划 (IRT13061)

作者简介: 侯俊 (1979-) 男, 博士, 副研究员, 主要研究方向为水资源保护与生态修复, E-mail: hhuhjyhj@126.com;

* 通讯作者 (Corresponding author), E-mail: hhuhjyhj@126.com

铜是生命体必需的微量元素,同时也是水体中重金属污染的主要元素之一。水体中的铜主要来自大气沉降、农业径流、为控制藻类水华而使用的硫酸铜以及含铜工业废水的直接排放。通常情况下,铜对水生生物的毒性大于它对人类和其他陆生生物的毒性^[1]。为保护水体中水生生物,许多国家和地区都已开展了铜水生生物基准研究,如美国、欧盟、加拿大、澳大利亚、荷兰和新西兰等,采用的方法主要是评价因子法、毒性百分数排序法和物种敏感度分布法。基于水生生物基准制定和颁布了一系列环境质量标准^[1-2]。我国铜的水生生物基准的研究还比较少,水质标准主要是参照国外水质基准或者标准制定的,例如我国颁布的GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中Ⅰ类和Ⅱ类Cu水质标准限值分别为 $10\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[1],因此,我国水生生物的保护还缺乏可靠的科学依据。

目前,国际上推导水质基准的主流方法为物种敏感度分布法(species sensitivity distribution, SSD),该方法最初是由Kooijman提出,后来很多学者对其进行了改进。该理论认为:不同门类生物由于生活史、生理构造、行为特征和地理分布等不同而产生了差异性,其在毒理学上反映为不同物种对污染物有不同的剂量-效应响应关系。即在结构复杂的生态系统中,不同物种对某一胁迫因素(如有毒化学物质)的敏感性(如无观察效应浓度NOEC或半数致死浓度 LC_{50} 等毒性数据)服从一定的分布,而可获得的毒性数据被认为是来自于这个分布的样本,可用来估算该分布的参数。前提假设是这些物种的选择均具有随机性,且能够代表给定生态系统的群落结构^[3-10]。

然而,在物种敏感度分布法(SSD)的方法理论中,对于曲线的拟合,目前研究还无法表明某一特定的分布模型适用于所有情况下毒性数据集的拟合^[5],因而导致SSD法曲线拟合具有较大主观性、拟合效果差、结果不稳定等不足。为了解决上述问题,本文考虑一种新的物种敏感度曲线拟合方法,即概率物种敏感度分布法(probabilistic species sensitivity distribution, PSSD)。

太湖是我国第三大淡水湖,在区域经济和社会发展中具有举足轻重的地位,铜对太湖水生生物的毒性效应引起了人们的广泛关注^[1,11-12]。余海静等^[13]在2012年对太湖水体采样分析得到太湖水体总Cu含量为 $1.298\sim 4.485\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 $2.22\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,最小值位于东部湖区,最大值位于北部湖

区,而且Cu在太湖沉积物中也有一定的富集。本研究结合太湖生物区系特点,选取太湖水体中代表物种,应用概率物种敏感度分布法推导太湖铜的水生生物水质基准,以期为我国淡水水体中重金属基准的建立、重金属污染监测评价和防控治理提供参考。

1 研究方法(Methodology)

1.1 概率物种敏感度分布法(PSSD)曲线构建

先确定单个物种对某种污染物的敏感度,然后将这些单个物种的敏感度组合在一起得到概率物种敏感度分布(PSSD),具体构建过程见图1。使用的软件是R语言(R Development Core Team 2008)。

(1) 收集整理所有可获得的所要研究的生态系统的毒性数据。将某一单个物种的所有符合要求的毒性终点值组合,以获得该物种敏感度的概率密度函数(probability density function, PDF),这样考虑了单个物种所有毒性数据,最大限度地利用已获得的所有有效数据,而不是仅仅考虑一个确定的几何均值。

① 对于某一物种对某一污染物只有一个符合要求的毒性终点值(a)的情况,我们考虑三角形概率密度分布(triangular PDF),构建三角形概率密度分布时,使用变异系数(coefficient of variation, CV)来获得可能的最小值(a')和最大值(a'')。美国环保局技术导则(US EPA 2000)提出30%的变异系数能够大致代表实验室内部分布差异^[14],本文中,我们假定单个毒性终点以及复合分布边界值的变异系数均为30%。如图1a。

② 对于某一物种对某一污染物有2个符合要求的毒性终点值(a和b)的情况,我们考虑梯形分布(trapezoidal distribution)。这种梯形分布以均匀分布为基础,这2个毒性值作为均匀分布的区间端点,每边再补加上由变异系数确定的可能最值(a'和b')构成的三角形分布。如图1b。

③ 对于有多个毒性终点值的情况,毒性数据的最低值(a)和第二低值(b)构成第1个区间的2个端点,第二低值(b)和第三低值(c)构成第2个区间的2个端点,依此类推,有n个毒性终点值的情况,就有(n-1)个均匀分布区间,每边再补加上由变异系数确定的可能最值(a'和c')构成的三角形分布。不同长度的区间,概率是一样的。也就是说在第1个区间和在第n个区间上取值的概率是相等的。如图1c。

(2) 将这些单个的PDF转化成该物种的PDF。从这些单个的PDF中随机抽取同样数量的值(本文

中随机抽样 100 000 个值,取值过少会使得结果不稳定,取 100 000 稳定性能达到很好),即在每个小区间随机取 100 000 个值(基于均匀分布),对于只有一个毒性值的情况,在该区间随机取 100 000 个

值(基于三角形分布),对于 2 个及 2 个以上毒性值的情况中,两边的小区间随机取 3 000 个值(基于三角形分布),将这些值组合得到该物种的概率密度分布,即单一物种的概率密度分布 PDF。如图 1d。

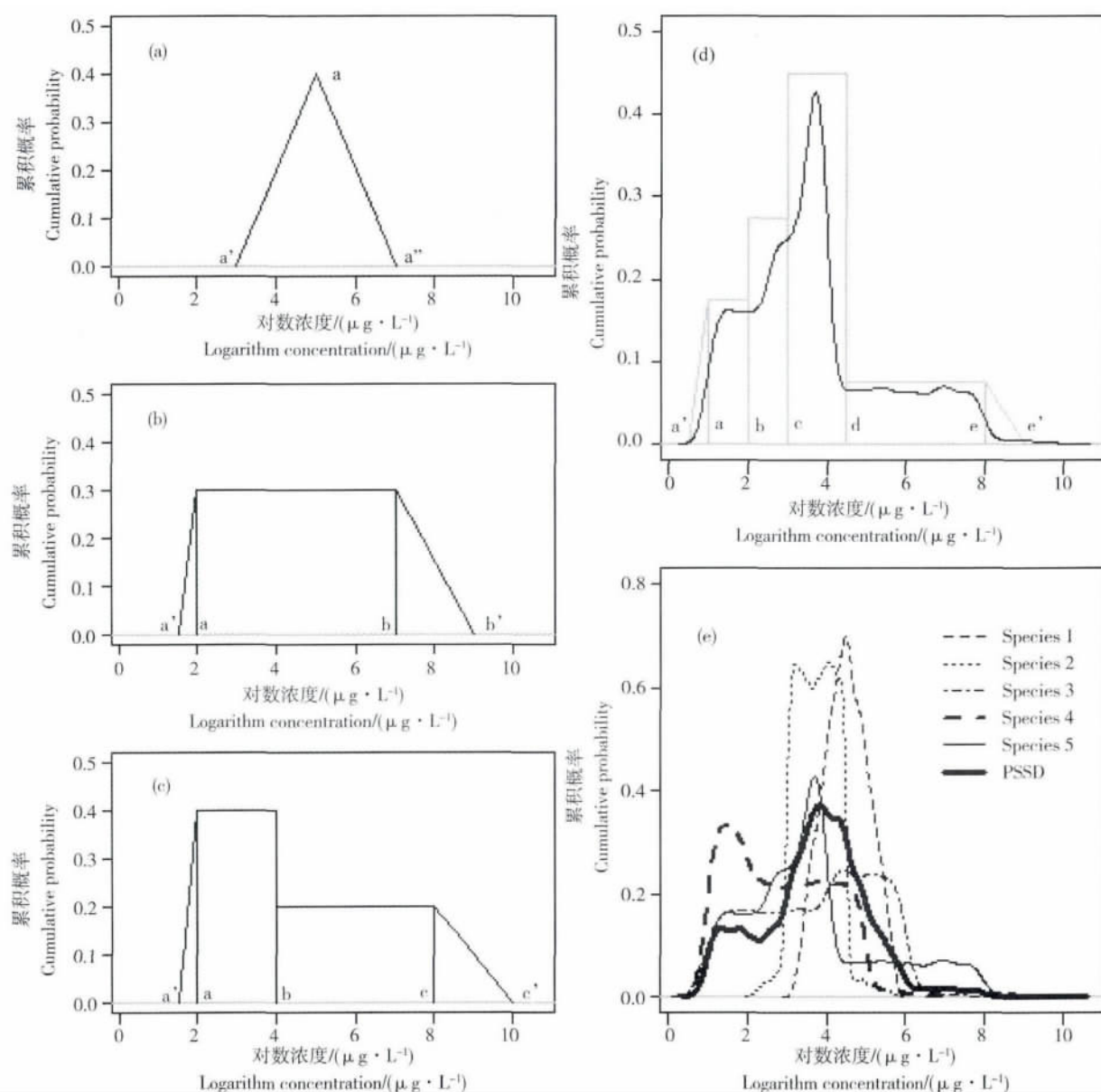


图 1 概率物种敏感度分布(PSSD)的构建过程

Fig. 1 The development procedure of probabilistic species sensitivity distribution (PSSD)

注:(a)物种只有1个毒性值的情况 a 为该物种的毒性值 a' 为可能最小值 $a' = a \times (1 - CV) = 0.7a$ a'' 为可能最大值 $a'' = a \times (1 + CV) = 1.3a$; (b)物种有2个毒性值的情况 a, b 为该物种的2个毒性值 a', b' 为可能最小值和可能最大值 $a' = 0.7a$ $b' = 1.3b$; (c)物种有3个毒性值的情况 a, b 和 c 为该物种的3个毒性值 a', c' 为可能最小值和可能最大值 $a' = 0.7a$ $c' = 1.3c$; (d)物种有5个毒性值的情况 a, b, c, d 和 e 为该物种的5个毒性值 a', e' 为可能最小值和可能最大值 $a' = 0.7a$ $e' = 1.3e$; (e) PSSD 曲线。

Note: (a) species with only one single toxic value (a), the possible minimum is a' , $a' = a \times (1 - CV) = 0.7a$, the possible maximum is a'' , $a'' = a \times (1 + CV) = 1.3a$; (b) species with two toxic values (a and b), the possible minimum and maximum are a' and b' , $a' = 0.7a$, $b' = 1.3b$; (c) species with three toxic values (a, b and c), the possible minimum and maximum are a' and c' , $a' = 0.7a$, $c' = 1.3c$; (d) species with five toxic values (a, b, c, d and e), the possible minimum and maximum are a' and e' , $a' = 0.7a$, $e' = 1.3e$; (e) PSSD curves.

(3) 将所有物种的概率密度分布组合成所要研究的环境体系的 PSSD。如图 1e 所示,从每一个物种的概率密度分布 PDF 中随机抽取同样数量的值(本文中此处随机抽取 10 000 个值),将这些值组合得到所要研究的环境体系的概率物种敏感度分布 PSSD。图 1e 中黑色粗实线 PSSD 即是由物种 1、物种 2、物种 3、物种 4 和物种 5 的 PDF 组合成的^[15-17]。

1.2 毒性数据获取

毒性数据主要来自美国环保局 ECOTOX 数据库(<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>)和中国知网(<http://www.cnki.net/>)收录的文献,以及 Elsevier、Wiley Online Library、SpringerLink、IWA (International Water Association) 等上发表的文献。

将所获得的毒性数据按照以下原则筛选:尽量选择太湖物种,江浙地区以及长江广泛分布的物种也可以视作太湖物种;毒性试验方法与相关标准测试方法一致,如经济合作与发展组织或美国材料与试验协会等发布的毒性试验方法;实验用水为淡水或自来水,而实验用水为海水和去离子/蒸馏水的数据不可用;水生生物的急性毒性试验选择 24~96 h 的 LC_{50} 或 EC_{50} ,水蚤或其他枝角类动物,选择 24 h 的 LC_{50} 或 EC_{50} ,蚊虫或其他昆虫的毒性效应终点以 48 h

的 EC_{50} 或 LC_{50} 表示,其他生物毒性效应终点以 96 h 的 EC_{50} 或 LC_{50} 表示,如未获得相应 24 h 和 48 h 的毒性值,则选择 96 h 的毒性值;水生生物慢性毒性终点使用最低可见效应浓度 LOEC 和 NOEC^[18-20]。

1.3 物种分组和数据处理

为了从生态系统不同层次研究,将毒性数据根据生物营养级水平分类考虑,将收集的数据分 3 种情况考虑:①全部物种;②全部物种分为脊椎动物和无脊椎动物;③脊椎动物分为鱼类和两栖类(甲鱼等爬行动物归为两栖类),无脊椎动物分为甲壳类、昆虫类和其他无脊椎动物。获得符合要求 Cu 的 48 个物种的急性毒性数据,隶属于 8 门 23 科 34 属,见表 1。符合 3 门 8 科的要求^[18],太湖水生生物区系中鱼类以鲤科为主,底栖动物中较多的是摇蚊科和颤蚓科,浮游动物中较多的是臂尾轮虫科和溞科,浮游植物以蓝藻门、绿藻门和硅藻门居多^[21-22],所选物种符合太湖生物区系特征,可用来推导太湖 Cu 水质基准。一般 PSSD 曲线拟合数据量控制在 10 以上^[18],甲壳类和鱼类的物种数分别为 10 和 17,可以单独绘制 PSSD 曲线。表 1 为 Cu 急性毒性数据统计汇总。获得符合要求 Cu 的 6 个物种的慢性毒性数据,见表 2。

表 1 不同物种类别的铜急性毒性数据统计汇总

Table 1 Summary of acute toxicity data of copper for different taxonomic groups

物种类别 Category of species	物种数 Number of species	毒性数据范围/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$ Range of toxicity data/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	毒性数据均值/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$ Mean of toxicity data/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	参考文献 Reference
鱼类(脊索动物) Fish (chordata)	17	21.7~10 205	384.013	[23-38]
两栖类(脊索动物) Amphibian (chordata)	8	38~16 420	402.976	[39-46]
脊椎动物 Vertebrate	25	21.7~16 420	389.982	[23-46]
甲壳类(节肢动物) Crustacea (arthropoda)	10	1.3~28 610	203.26	[23, 47-51]
昆虫类(节肢动物) Insecta (arthropoda)	3	650~4 220	1 565.813	[23]
其他无脊椎动物(轮虫动物, 环节动物,刺胞动物) Other invertebrate (rotifera, annelid, cnidaria)	3	0.16~770	9.975	[23, 52-53]
无脊椎动物 Invertebrate	16	0.16~28 610	169.372	[23, 47-53]
藻类(绿藻,蓝藻,硅藻) Alga (chlorophyta, cyanophyta, bacillariophyta)	7	38~339	121.988	[23, 54-56]
全部物种 All species	48	0.16~28 610	249.289	[23-56]

表 2 铜的慢性毒性数据
Table 2 Chronic toxicity data of copper

门 Phyla	科 Families	属 Genera	种 Species	NOEC 或 LOEC/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	参考文献 Reference
脊索动物门 Chordata	花鳉科 Poeciliidae	食蚊鱼属 Gambusia	食蚊鱼 (<i>Gambusia affinis</i>)	10, 20	[57]
脊索动物门 Chordata	花鳉科 Poeciliidae	剑尾鱼属 Xiphophorus	红剑鱼 (<i>Xiphophorus helleri</i>)	10, 20	[57]
脊索动物门 Chordata	花鳉科 Poeciliidae	花鳉属 Peocilia	孔雀鱼 (<i>Peocilia reticulata</i>)	10, 20	[57]
节肢动物门 Arthropoda	溞科 Daphniidae	溞属 Daphnia	大型溞 (<i>Daphnia magna</i>)	2, 15, 20	[23]
轮虫动物门 Rotifera	臂尾轮虫科 Brachionidae	臂尾轮虫属 Brachionus	萼花臂尾轮虫 (<i>Brachionus calyciflorus</i>)	8.2, 14.8, 31.2, 47.8, 64.5, 103, 149	[23]
绿藻门 Chlorophyta	栅藻科 Scenedesmeceae	月牙藻属 Selenastrum	月牙藻 (<i>Selenastrum bibraianum</i>)	94, 102, 118, 123, 131, 133, 157, 181, 183, 228	[23]

注: NOEC 为无观察效应浓度, LOEC 最低可见效应浓度。
Note: NOEC stands for no observed effect concentration; LOEC stands for lowest observed effect concentration.

1.4 HC₅和水质基准

PSSD 曲线上累积概率为 5% 对应的毒性值即为 HC₅ 值, 编辑 R 代码, 由 R 软件直接输出。部分代码如下:

```
C = sort(log(qq)) #浓度排序
HC5_log = C[length(C) * 0.05] #累积概率为 5% 处的对数浓度
HC5 = exp(HC5_log) #累积概率为 5% 处的浓度
用急性毒性数据推导短期危害浓度(short term hazardous concentration, STHC5) 慢性毒性数据推导长期危害浓度(long term hazardous concentration, LTHC5) 数值上等于 HC5。通常慢性毒性数据不足以构建 PSSD 曲线, 根据以下公式计算长期危害浓度:
```

$$LTHC_5 = HC_{5, \text{急性}} / FACR \quad (1)$$

式中, FACR 为最终急慢性比率, 计算 FACR 需获得至少 3 个科的水生生物急慢性比率(ACR), 其中至少有 1 种是鱼类, 至少有 1 种是无脊椎动物, 至少有 1 种是急性敏感淡水物种。由于未获得所需物种的急慢性比率, 本文采用美国环保局 1995 年水质基准报道大型溞(*Daphnia magna*)、钩虾(*Gammarus pseudolimnaeus*) 和黑头呆鱼(*Pimephales promelas*) 的 ACR 分别为 2.418、3.297 和 11.2, 得到 Cu 的 FACR 为 4.470^[58]。

2 结果(Results)

对符合要求的毒性数据用 R 软件进行数据处理, 得

到全部物种 PSSD 曲线, 如图 2 所示。图中实线为全部物种的 PSSD, 图中也绘出了原数据和几何平均值, 分别用空心和实心小圆表示。由 PSSD 曲线得到全部物种的 HC₅ 为 14.57 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 即短期危害浓度 STHC₅ 为 14.57 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。慢性毒性数据较少, 无法拟合 PSSD 曲线。根据公式 (1) 得到长期危害浓度 LTHC₅ 为 3.26 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

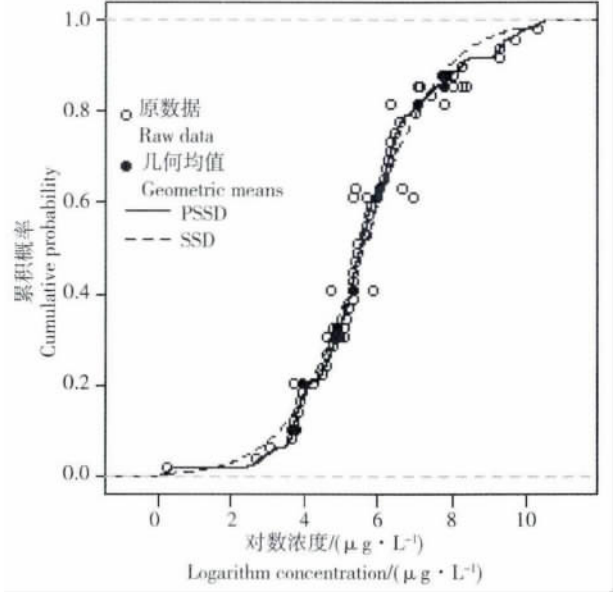


图 2 铜的全部物种的概率物种敏感度分布曲线和物种敏感度分布曲线
Fig. 2 Probabilistic species sensitivity distribution curve and species sensitivity distribution curve for total species in response to copper

3 讨论(Discussion)

3.1 概率物种敏感度分布法与传统的物种敏感度分布法比较

传统物种敏感度分布法是将筛选出的毒性数据(一个物种有多个毒性值,取几何平均值)按从小到大的顺序排列,并标出相应的序数,求出对应的累积概率 $P(P = R/(N + 1))$, R 为序数, N 为毒性数据总数。以累积概率为纵坐标,浓度值(或者浓度值的对数)为横坐标作图,选择适当的曲线拟合。由于并没有一个特定的分布模型适用于所有毒性数据集的拟合,一般可先使用各种模型拟合进行尝试,然后根据决定系数、残差平方和、 F 值和图像等选择最佳拟合曲线^[4-9]。图2中的虚线即为全部物种SSD曲线,选用quasibinomial(link = logit)拟合。

本文的PSSD与传统的SSD曲线拟合相比,用到了物种更多有效毒性数据,从而考虑了水生生物对污染物多种不同响应,因为重金属铜对水生生物毒性效应是多方面的,影响水生生物生长发育、新陈代谢、繁殖和种群数量等,不同季节、龄期等(毒性数据不充足)的水生生物对铜的敏感性也存在差异,环境中其他物质的存在也会影响水生生物对铜的响应,制定水生生物水质基准也要从多面对水生生物进行保护。曲线形式由所获得的有效毒性数据来决定,尽量考虑更多毒性效应,将这些确定的毒性数据转化为概率信息(假设这些不同毒性效应值以均等随机概率出现),基于概率来利用数据,拟合过程根据实际情况考虑三角形分布和均匀分布。图2中全部物种的曲线拟合,易见PSSD的拟合效果好于传统的SSD,几乎所有单个值以及多个值的几何平均值都在曲线上或是附近,偏离很小,较好地考虑了多种毒性效应,基于PSSD得到的水生生物水质基准能更全面合理地保护水生生物。传统的SSD对于某单一物种有多个符合要求的毒性数据时,使用单一确定的几何平均值,如果这些多个值中有某一个值(也就是某种毒性效应值)和其他值(其他各种毒性效应值)相差很大,那么最终的几何平均值(最终毒性值)则会偏向这个偏离很大的值,而PSSD通过均等的概率考虑所有值(不同的毒性效应),使得偏离很大的离异值对最终结果不再起决定作用^[15, 8, 15],得到的结果更合理。

传统的SSD法对拟合曲线的选择也存在很大的主观性,选择不同的拟合曲线,所得到的结果也不

同,在数据量较多的情况下,差别不大(图2中实线和虚线分别为全部物种的PSSD和SSD);而在数据量较少的情况下,选不同曲线拟合得到的结果差异就比较明显,大多数的情况下我们的数据量都不大,很容易出现这种情况。对甲壳类的毒性数据进行传统的SSD拟合,基于SSD(图3)选择Logistic拟合得到的 HC_5 为 $6.83 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,而基于SSD选择Gompertz拟合得到的 HC_5 为 $14.9 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,另外2个曲线由于取值范围原因没能得到 HC_5 值,基于传统的SSD得到的2个结果相差一倍多,而图3中4种模型的拟合效果综合来看是不相上下的。而我们对甲壳类的毒性数据采用PSSD拟合(图4b)得到 HC_5 为 $1.30 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。另外,PSSD曲线对于曲线两端尾部数据也都拟合得很好,这样我们所需要的处于曲线下端的 HC_5 值就更加精确;而图3采用4种不同模型分别拟合甲壳类SSD,从图中能看出SSD曲线下端有较大差异,所以选不同模型获得的 HC_5 差异较大。

PSSD较传统的SSD更加稳定,Fadri等^[15]的研究结果显示应用PSSD对三氯生(triclosan)毒性数据拟合,使用23个物种的毒性数据拟合得到的 HC_5 为 $0.63 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,增加23个新物种,对这46个物种的毒性数据进行PSSD拟合获得的 HC_5 为 $0.66 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,两者及其接近;而Capdevielle等由同样的23个物种毒性数据使用传统的SSD选择Log-logistic拟合得到的 HC_5 为 $1.55 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,Lyndall等对同样的46个物种毒性数据使用传统的SSD选用非参数的bootstrap得到 HC_5 为 $0.8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,两者相差一倍;46个物种基于传统的SSD得到的 $0.8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 与PSSD得到的 $0.63 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.66 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 都相差较少。这一研究结果表明传统的SSD更容易受到数据量大小的影响,PSSD相对而言更加稳定,尤其是对于数据量较少时也能较好地拟合数据。另外这也能说明PSSD能够随着数据量而不断更新完善,而传统的SSD增减数据量会有很大的变化。

综上所述,概率物种敏感度分布法较之传统的物种敏感度分布法有较多优势,可以替代传统的物种敏感度分布法或者作为补充。

3.2 不同物种类别物种敏感度差异比较

对铜的毒性数据进行物种分类研究,脊椎动物有25种物种,无脊椎动物16种,鱼类17种,甲壳类10种,可以单独拟合PSSD曲线;两栖类、昆虫类和其他无脊椎动物物种数均少于10,无法拟合PSSD曲线。绘出不同物种类别PSSD曲线,如图4所示,

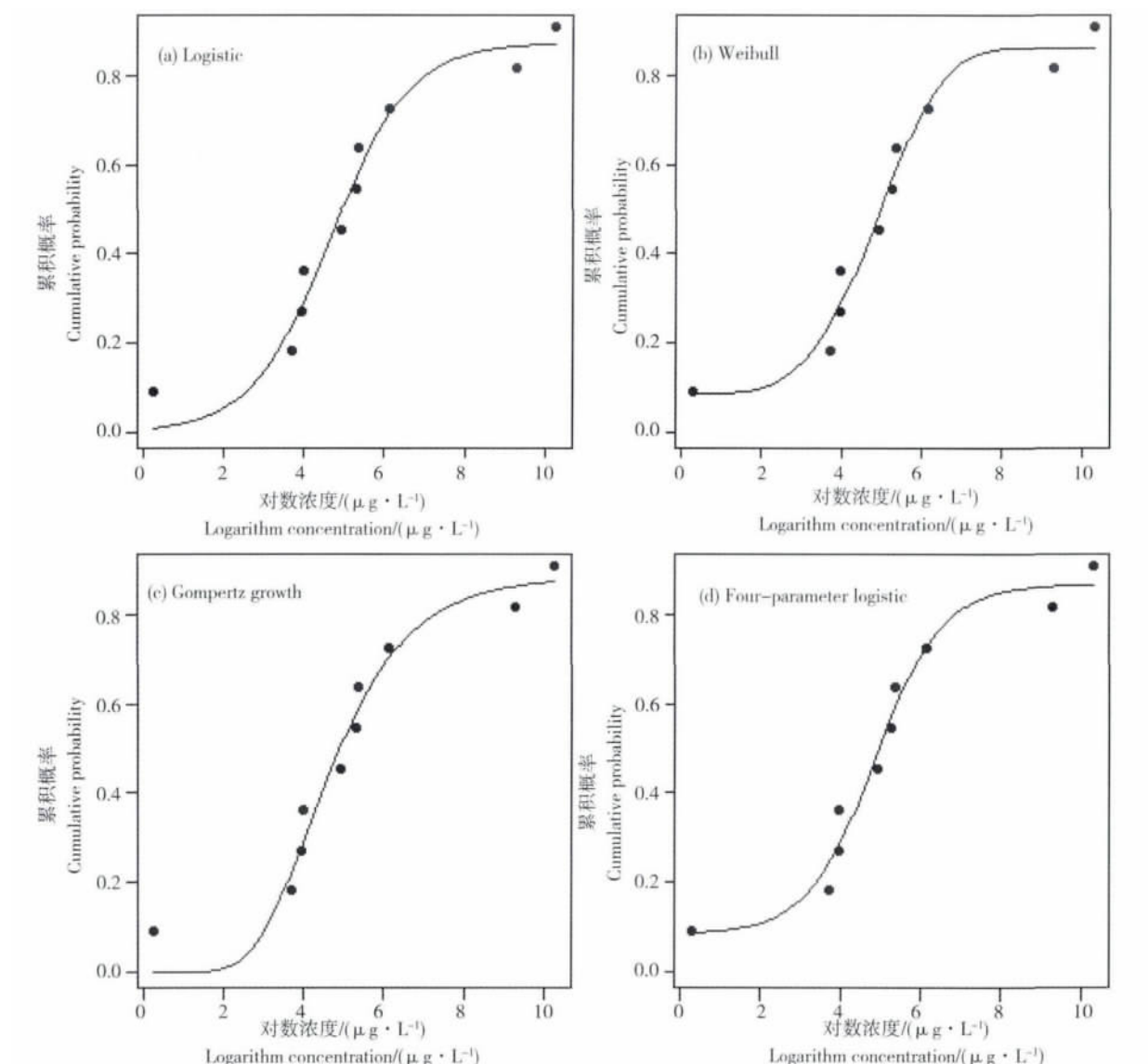


图3 不同模型拟合铜的甲壳类物种敏感度分布曲线

Fig. 3 Species sensitivity distribution curves for crustaceans in response to copper were simulated by different models

显然不同类别物种的 PSSD 曲线形状存在较大差异。根据 PSSD 曲线得到脊椎动物、无脊椎动物、鱼类和甲壳类的 HC_5 分别为 $34.75 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.18 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $24.62 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1.30 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，由表 1 得毒性均值分别为： $389.982 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $169.372 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $384.013 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $203.260 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，比较 HC_5 或毒性均值均可得水生生物不同物种类别对铜毒性敏感性大小：无脊椎动物 > 脊椎动物，甲壳类 > 鱼类。脊椎动物和无脊椎动物敏感度相差显著，脊椎动物的 HC_5 是无脊椎动物的 190 多倍；鱼类和甲壳类相比，相差近 20 倍。脊椎动物与无脊椎动物相比，所处营养等级更高，生理构造更加复杂，体内解毒机制更加完善，对铜的耐受性更强，敏感性因而较低；脊椎动物在物

种个体形体上也较无脊椎动物大，能够积累更多的铜离子，也能使得其敏感性较低。另外，铜对不同物种的致毒机理也是不同，铜所作用的酶不同、不同物种对铜的吸收速率不同以及物种所处生命阶段不同等也影响敏感性^[59]。

3.3 国内外铜水生生物水质基准比较

查阅文献获得部分国内外淡水水体中铜的水生生物水质基准^[1 60-63]，具体见表 3，将本研究所得的太湖铜水质基准与国内外相关基准进行比较分析。孔祥臻等^[60]研究得到我国重金属铜对淡水水生物的急性 HC_5 为 $4.5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，吴丰昌等^[1]根据物种敏感度分布法得到我国铜的淡水生物水质基准急性基准为 $30 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，慢性基准为 $9.44 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，本研究得

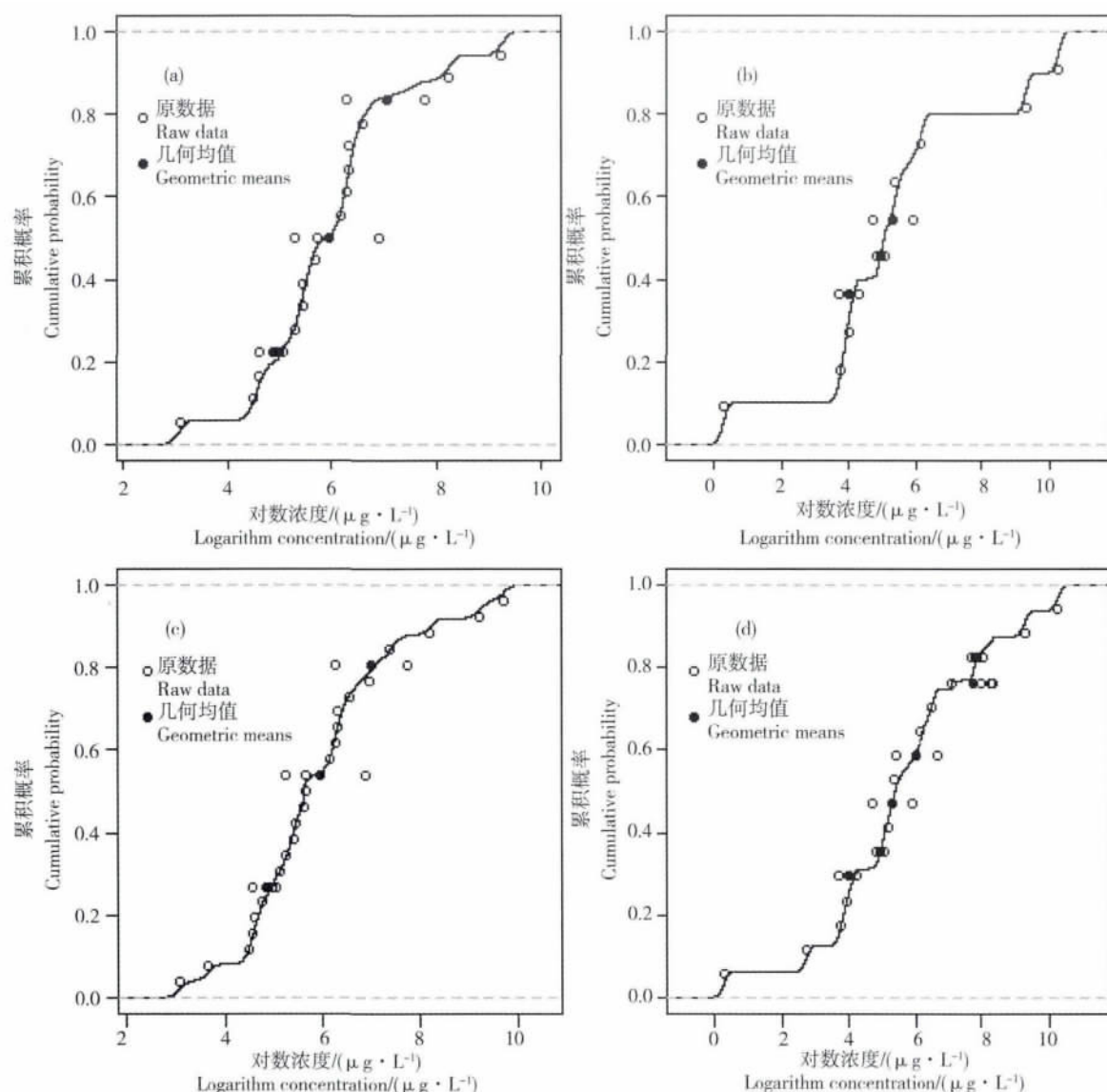


图4 铜的鱼类、甲壳类、脊椎动物和无脊椎动物的概率物种敏感度分布曲线

注: (a) 鱼类; (b) 甲壳类; (c) 脊椎动物; (d) 无脊椎动物。

Fig. 4 Probabilistic species sensitivity distribution curves for fishes ,crustaceans ,vertebrates and invertebrates in response to copper

Note: (a) Fish; (b) Crustacea; (c) Vertebrate; (d) Invertebrate.

到太湖铜对全部物种的急性 HC_5 为 $14.57 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,慢性 HC_5 为 $3.26 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,高于孔祥臻等^[60]的研究结果 ,低于吴丰昌等^[1]的研究结果 ,由于太湖是我国淡水湖泊典型代表湖泊 ,太湖水体中的物种和我国淡水湖泊中的物种极为相似 ,因此得到的结果和我国淡水水质基准相差不显著 ;由于推导过程使用的方法不同 ,我国淡水湖泊中的物种较太湖丰富 ,推导水质基准所选择的物种存在差异 ,得到的结果不同。研究结果高于澳大利亚基于物种敏感度分布法得到铜的淡水水质基准 $1.4 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[62] ,可能是水体中物种存在差异以及气候水质不同 ,另外本研究使用的

概率物种敏感度分布法与澳大利亚推导使用的物种敏感度分布法也有所区别。吴丰昌等^[1]基于毒性百分数排序法获得我国淡水水体中铜的基准最大浓度和基准连续浓度分别为 $9.10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $5.63 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,与本研究的结果较为接近 ;美国毒性百分数排序法得到的基准最大浓度和基准连续浓度分别为 $13.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $9.00 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[63] ,该结果与本研究结果也比较接近。本研究所得太湖铜水质基准与国内外同类研究结果相差不大 ,没有数量级的差异 ,产生差异的原因是多方面的 ,例如水质基准明显的区域性 ,推导基准的方法的不同等。

所获得物种毒性值中只有 2 个物种的急性毒性值小于基准值(蚤状溞 $1.3\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和颤蚓 $0.16\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),从而所得基准值能保护太湖水体中 95% 以上的物种免受铜危害。余海静等^[13] 采样分析得到太湖水体总 Cu 为 $2.22\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 总体来看,不会对水生生物造成短期和长期危害,但是北部部分湖区浓度高于 $4\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,另外,北部湖区分布着太湖的主要入湖河流,接纳无锡、宜兴等城市的工业和生活污水,这些废水中含有大量重金属,再加上重金属难以排出体外,有着生物累积效应和放大效应,长期来看会对太湖水生生物产生危害,建议有关部门应给予重视并采取相应措施。

综上所述,可以得出以下结论:1)应用概率物种敏感度分布法得到太湖铜的急性水质基准值为 $14.57\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,慢性水质基准值为 $3.26\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,并且与国内外类似研究结果相差不大,所得到的基准能够保护太湖 95% 以上的物种。根据所得到的基准值,总体来看,太湖水体中 Cu 不会对水生生物造成危害,但是北部部分湖区水生生物会受到 Cu 的长期危害,有关部门需给予重视并采取相应措施。

2)不同物种类别物种敏感性存在一定的差异,脊椎动物、无脊椎动物、鱼类和甲壳类的 HC_5 分别为 $34.75\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.18\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $24.62\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.30\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,敏感性大小顺序为:无脊椎动物>脊椎动物 甲壳类>鱼类。

表 3 太湖铜水质基准与国内外相关基准比较

Table 3 The comparison between water quality criteria of copper of Taihu and similar studies at home and abroad

来源 Sources	推导方法 Methods of derivation	水生生物基准/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) Water quality criteria for aquatic life/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	
		急性基准 Acute water quality criteria	慢性基准 Chronic water quality criteria
本文 This study	物种敏感度分布法 Species sensitivity distribution	14.57 (STHC ₅)	3.26 (LTHC ₅)
孔祥臻等 ^[60] Kong X Z et al ^[60]	物种敏感度分布法 Species sensitivity distribution	4.5 (HC ₅)	—
吴丰昌等 ^[1] Wu F C et al ^[1]	评价因子法 Assessment factor	2.00	
	毒性百分数排序法 Toxicity percentile rank	9.10 (CMC)	5.63 (CCC)
	物种敏感度分布法 Species sensitivity distribution	30.0 (STHC ₅)	9.44 (LTHC ₅)
美国 ^[63] USA ^[63]	毒性百分数排序法 Toxicity percentile rank	13.0 (CMC)	9.00 (CCC)
加拿大 ^[61] Canada ^[61]	评价因子法 Assessment factor	2~4	
澳大利亚 ^[62] Australia ^[62]	物种敏感度分布法 Species sensitivity distribution	1.4	

注:STHC₅表示短期危害浓度;LTHC₅表示长期危害浓度;CMC表示基准最大浓度;CCC表示基准连续浓度。
Note: STHC₅ stands for short term hazardous concentration; LTHC₅ stands for long term hazardous concentration; CMC stands for criteria maximum concentration; CCC stands for criteria continuous concentration.

3)将概率物种敏感度分布法与传统的物种敏感度分布法进行比较分析,概率物种敏感度分布法有诸多优越性:PSSD考虑了水生生物对铜多种不同响应,能对水生生物多方面保护;曲线拟合效果更好;SSD拟合曲线的选择有很大的主观性,选不同曲线得到的 HC_5 有一定差异,PSSD避免了这点,且得到的 HC_5 更精确;PSSD受数据量大小影响相对更小,因而结果也更为稳定。

参考文献(References):

[1] 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
Wu F C, Feng C L, Cao Y J, et al. Aquatic life ambient freshwater quality criteria for copper in China [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2011, 6 (6): 617 - 628 (in Chinese)

[2] 冯承莲,吴丰昌,赵晓丽,等.水质基准研究与进展

- [J]. 中国科学: 地球科学, 2012, 42(5): 646–656
Feng C L, Wu F C, Zhao X L, et al. Water quality criteria research and progress [J]. Science China: Earth Science, 2012, 42(5): 646–656 (in Chinese)
- [3] 王俊能, 胡习邦, 李玉炫, 等. 物种敏感性分布在钨污染淡水生物生态风险评估中的应用[J]. 安全与环境学报, 2012, 12(6): 134–139
Wang J N, Hu X B, Li Y X, et al. Assessing ecological risk of sudden thallium pollution accident to freshwater organisms by species sensitivity distributions [J]. Journal of Safety and Environment, 2012, 12(6): 134–139 (in Chinese)
- [4] 李玉爽, 吴丰昌, 崔晓勇, 等. 中国苯的淡水水质基准研究[J]. 生态学杂志, 2012, 31(4): 908–915
Li Y S, Wu F C, Cui X Y, et al. Freshwater quality criteria for benzene in China [J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(4): 908–915 (in Chinese)
- [5] 张瑞卿, 吴丰昌, 李会仙, 等. 应用物种敏感度分布法研究中国无机汞的水生生物水质基准[J]. 环境科学学报, 2012, 32(2): 440–449
Zhang R Q, Wu F C, Li H X, et al. Deriving aquatic water quality criteria for inorganic mercury in China by species sensitivity distributions [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, 32(2): 440–449 (in Chinese)
- [6] Wu F C, Meng W, Zhao X L, et al. China embarking on development of its own national water quality criteria system [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(21): 7992–7993
- [7] 吴丰昌, 孟伟, 宋永会, 等. 中国湖泊水环境基准的研究进展[J]. 环境科学学报, 2008, 28(12): 2385–2393
Wu F C, Meng W, Song Y H, et al. Research progress in lake water quality criteria in China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(12): 2385–2393 (in Chinese)
- [8] 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 锌对淡水生物的毒性特征与水质基准的研究[J]. 生态毒理学报, 2011, 6(4): 367–382
Wu F C, Feng C L, Cao Y J, et al. Toxicity characteristic of zinc to freshwater biota and its water quality criteria [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2011, 6(4): 367–382 (in Chinese)
- [9] 吴丰昌, 冯承莲, 张瑞卿, 等. 我国典型污染物水质基准研究[J]. 中国科学: 地球科学, 2012, 42(5): 665–672
Wu F C, Feng C L, Zhang R Q, et al. Derivation of water quality criteria for representative water-body pollutants in China [J]. Science China: Earth Science, 2012, 42(5): 665–672 (in Chinese)
- [10] Feng C L, Wu F C, Zheng B H, et al. Biotic ligand models for metals – A practical application in the revision of water quality standards in China [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(20): 10877–10878
- [11] 秦延文, 张雷, 郑丙辉, 等. 太湖表层沉积物重金属赋存形态分析及污染特征[J]. 环境科学, 2012, 33(12): 4291–4299
Qin Y W, Zhang L, Zheng B H, et al. Speciation and pollution characteristics of heavy metals in the sediment of Taihu Lake [J]. Environmental Science, 2012, 33(12): 4291–4299 (in Chinese)
- [12] 戴秀丽, 孙成. 太湖沉积物中重金属污染状况及分布特征探讨[J]. 上海环境科学, 2001, 20(2): 71–74
Dai X L, Sun C. The characteristics of heavy metals distribution and pollution in sediment from Lake Taihu [J]. Shanghai Environmental Sciences, 2001, 20(2): 71–74 (in Chinese)
- [13] 余海静, 张深, 邹国防, 等. 生物配体模型预测太湖水体中 Cu 的形态分布和生物有效性[J]. 环境化学, 2014, 33(7): 1107–1114
Yu H J, Zhang S, Zou G F, et al. Predicting copper speciation and bio-availability in Taihu Lake using Biotic Ligand Model (BLM) [J]. Environmental Chemistry, 2014, 33(7): 1107–1114 (in Chinese)
- [14] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Understanding and Accounting for Method Variability in Whole Effluent Toxicity Applications under the National Pollutant Discharge Elimination System Program [R]. Washington DC: US EPA, 2000
- [15] Fadri G, Bernd N. A probabilistic method for species sensitivity distributions taking into account the inherent uncertainty and variability of effects to estimate environmental risk [J]. Integrated Environmental Assessment and Management, 2012, 9(1): 79–86
- [16] Fadri G, Roland W S, Bernd N. Probabilistic material flow modeling for assessing the environmental exposure to compounds: Methodology and an application to engineered nano-TiO₂ particles [J]. Environmental Modelling & Software, 2010, 25: 320–332
- [17] Hayashi T I, Kashiwagi N. A Bayesian approach to probabilistic ecological risk assessment: Risk comparison of nine toxic substances in Tokyo surface waters [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2011, 18: 365–375
- [18] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and Their Uses [R]. (PB 85-227049). Washington DC: US EPA, NTIS, 1985
- [19] Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U. A systematic

- approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data [J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 1997, 25(1): 1–5
- [20] Organization for Economic Co-operation and Development. Report of the OECD Workshop on Extrapolation of Laboratory Aquatic Toxicity Data to the Real Environment [R]. Paris: OECD, 1992
- [21] 苏海磊, 吴丰昌, 李会仙, 等. 太湖生物区系研究及与北美五大湖的比较 [J]. *环境科学研究*, 2011, 24(12): 1346–1354
Su H L, Wu F C, Li H C, et al. Aquatic biota of Taihu Lake and comparison with those of the North American great lakes [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(12): 1346–1354 (in Chinese)
- [22] 苏海磊, 吴丰昌, 李会仙, 等. 我国水生生物水质基准推导的物种选择 [J]. *环境科学学报*, 2012, 25(5): 506–511
Su H L, Wu F C, Li H C, et al. Species selection for deriving water quality criteria for protection of aquatic organisms in China [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2012, 25(5): 506–511 (in Chinese)
- [23] United States Environmental Protection Agency. ECO-TOX Database [DB/OL]. <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- [24] 刘伟, 吴孝兵, 赵娟. 重金属 Cu^{2+} 对锦鲤和日本沼虾的急性毒性研究 [J]. *资源开发与市场*, 2008, 24(10): 868–870
Liu W, Wu X B, Zhao J. Study on acute toxicity of Cu^{2+} to crucian carp and Japan marsh shrimp [J]. *Resource Development and Market*, 2008, 24(10): 868–870 (in Chinese)
- [25] 刘晓旭, 施蔡雷, 曹慧, 等. 铜和阿特拉津对瓯江彩鲤的联合毒性研究 [J]. *杭州师范大学学报*, 2010, 9(4): 263–267
Liu X X, Shi C L, Cao H, et al. Joint toxicity of Cu^{2+} and atrazine on *C. carpio* var. *color* [J]. *Journal of Hangzhou Normal University*, 2010, 9(4): 263–267 (in Chinese)
- [26] 杨丽华, 方展强, 郑文彪. 重金属对鲫鱼生物毒性及安全浓度评价 [J]. *华南师范大学学报*, 2003(2): 101–106
Yang L H, Fang Z Q, Zheng W B. Safety assessment and acute toxicity of heavy metals to crucian *Carassius auratus* [J]. *Journal of South China Normal University*, 2003(2): 101–106 (in Chinese)
- [27] 刘大胜, 孔强, 王大榜, 等. 金属离子鱼类急性研究及对环境标准修订的启示意义 [J]. *环境科学与管理*, 2010, 35(4): 38–42
Liu D S, Kong Q, Wang D B, et al. Fish acute toxicity of metal ions and its inspiration for environmental standards revision [J]. *Environmental Science and Management*, 2010, 35(4): 38–42 (in Chinese)
- [28] 陈万光, 屈菊平, 邓平平, 等. Cu^{2+} , Pb^{2+} 对高体鳊鲢幼鱼的急性毒性试验 [J]. *江苏农业科学*, 2010(4): 243–244
Chen W G, Qu J P, Deng P P, et al. Acute toxicity test of Cu^{2+} and Pb^{2+} on juvenile *Rhodeus ocellatus* [J]. *Journal of Jiangsu Agriculture*, 2010(4): 243–244 (in Chinese)
- [29] 杨建华, 宋维彦. 3种重金属离子对中华鲮的急性毒性及安全浓度研究 [J]. *安徽农业科学*, 2010, 38(23): 12481–12482, 12485
Yang J H, Song W Y. Study on acute toxicity and safe concentration of 3 heavy metal ions to *Rhodens sinensis* gunther [J]. *Journal of Anhui Agriculture*, 2010, 38(23): 12481–12482, 12485 (in Chinese)
- [30] 何志强, 郑永华. 重金属(铜、锌和汞)对中华倒刺鲃生物毒性效应的研究 [D]. 重庆: 西南大学, 2008
He Z Q, Zheng Y H. Biototoxicity effect studies on heavy metals(copper, zinc and mercury) in *Spinibarbus sinensis* [D]. Chongqing: Southwest University, 2008 (in Chinese)
- [31] 王伟莉, 焦聪颖, 闫振广, 等. 水体硬度对铜和镉生物毒性的影响 [J]. *环境工程技术学报*, 2013, 3(3): 272–278
Wang W L, Jiao C Y, Yan Z G, et al. Effects of water hardness on ecotoxicity of cadmium and copper to aquatic organisms [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2012, 3(3): 272–278 (in Chinese)
- [32] 程霄玲, 郑永华, 唐洪玉, 等. Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} 对厚颌鲂幼鱼的联合致毒效应研究 [J]. *淡水渔业*, 2009, 39(2): 54–59
Chen X L, Zheng Y H, Tang H Y, et al. Study on the joint toxicity of Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} to the juvenile of *Megalobrama pellegrini* [J]. *Freshwater Fisheries*, 2009, 39(2): 54–59 (in Chinese)
- [33] 叶素兰, 余治平. Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{6+} 对鳙胚胎和仔鱼的急性致毒效应 [J]. *水产科学*, 2009, 28(5): 263–267
Ye S L, Yu Z P. Acute toxicity of Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} and Cr^{6+} to embryos and larvae of bighead carp *Aristichthys nobilis* [J]. *Fisheries Science*, 2009, 28(5): 263–267 (in Chinese)
- [34] 张颖. 重金属对蛇鮈的急性毒性研究 [J]. *西昌学院学报*, 2007, 21(1): 20–23
Zhang Y. Acute toxicity of heavy metals to Longnose gudgeon [J]. *Journal of Xichang College*, 2007, 21(1): 20–23 (in Chinese)
- [35] 朱国霞, 季延滨, 孙学亮. Cu^{2+} , Fe^{2+} 及铜铁合剂对血鸬鹚幼鱼的急性毒性试验 [J]. *中国水产*, 2013

- (8): 56–58
Zhu G X, Ji Y B, Sun X L. Acute toxicity test of Cu^{2+} , Fe^{2+} and copper iron mixture on juvenile blood parrotfish [J]. Journal of Fishery of China, 2013 (8): 56–58 (in Chinese)
- [36] 姚志峰, 章龙珍, 庄平, 等. 铜对中华鲟幼鱼的急性毒性及对肝脏抗氧化酶活性的影响 [J]. 中国水产科学, 2010, 17(4): 731–738
Yao Z F, Zhang L Z, Zhuang P, et al. Effects of antioxidant enzyme in liver and acute toxicity of Cu^{2+} on juvenile Chinese sturgeon [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2010, 17(4): 731–738 (in Chinese)
- [37] 杨帆, 邹容. 3种重金属对瓦氏黄颡鱼的急性毒性试验 [J]. 水产科学, 2008, 27(7): 368–369
Yang F, Zou R. Acute toxicity of three heavy metals to yellow catfish *Pelteobagrus vachelli* [J]. Fisheries Science, 2008, 27(7): 368–369 (in Chinese)
- [38] 朱旭, 陈雷, 于俊海, 等. Cu^{2+} 对泥鳅急性毒性试验 [J]. 辽宁化工, 2012, 41(9): 880–881
Zhu X, Chen L, Yu J H, et al. Acute toxicity test of Cu^{2+} for loach [J]. Liaoning Chemical Industry, 2012, 41(9): 880–881 (in Chinese)
- [39] 杨亚琴, 贾秀英. Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 对蟾蜍蝌蚪的联合毒性 [J]. 应用与环境生物学报, 2006, 12(3): 356–359
Yang Y Q, Jia X Y. Joint toxicity of Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cd^{2+} to tadpole of *Bufo bufo gargarizans* [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 2006, 12(3): 356–359 (in Chinese)
- [40] 王爱民. 四种重金属对绿蟾蜍蝌蚪的急性毒性研究 [J]. 新疆大学学报, 1990, 7(1): 60–64
Wang A M. Acute toxicity of 4 heavy metals on the tadpoles of *Bufo viridis laurenti* [J]. Journal of Xinjiang University, 1990, 7(1): 60–64 (in Chinese)
- [41] 石戈, 王健鑫, 王日昕. Cu^{2+} 对中国林蛙蝌蚪生长发育的毒性效应 [J]. 吉林师范大学学报, 2007(3): 71–73
Shi G, Wang J X, Wang R X. Toxic effects of Cu^{2+} on *Rana chensinensis* tadpole growth and development [J]. Journal of Jilin Normal University, 2007(3): 71–73 (in Chinese)
- [42] 姚丹, 万琳燕, 耿宝荣, 等. Cu^{2+} 对日本林蛙蝌蚪的急性毒性研究 [J]. 福建师范大学学报, 2004, 20(4): 117–120
Yao D, Wan L Y, Geng B R, et al. Acute toxicity of Cu^{2+} to *Rana japonica* tadpoles [J]. Journal of Fujian Normal University, 2004, 20(4): 117–120 (in Chinese)
- [43] 黄帆, 郭正元, 徐珍, 等. 霸螨灵与 Cu^{2+} 对蝌蚪的急性毒性试验研究 [J]. 云南环境科学, 2006, 25(2): 1–3
Huang F, Guo Z Y, Xu Z, et al. Study on acute toxicity of Fenpyroximate and copper to tadpole [J]. Yunnan Environmental Science, 2006, 25(2): 1–3 (in Chinese)
- [44] 汪学英, 卢祥云, 李春梅, 等. 重金属离子对黑斑蛙胚胎及蝌蚪的毒性影响 [J]. 四川动物, 2001, 20(2): 59–61
Wang X Y, Lu X Y, Li C M, et al. Toxicity of heavy metal ions to embryos and larvae of *Rana nigromaculata* [J]. Sichuan Journal of Zoology, 2001, 20(2): 59–61 (in Chinese)
- [45] 杨再福. 铜和汞对蝌蚪联合毒性的影响 [J]. 农业环境保护, 2001, 20(5): 370–371
Yang Z F. Joint-toxicity of copper and hydrargyrum on tadpole [J]. Agro-environmental Protection, 2001, 20(5): 370–371 (in Chinese)
- [46] 王志铮, 吕敢堂, 施建军, 等. 4种重金属离子对中华鳖 (*Trionyx sinensis*) 稚鳖的急性毒性效应 [J]. 海洋与湖泊, 2009, 40(6): 745–752
Wang Z Z, Lv G T, Shi J J, et al. Acute toxic effects of four heavy metals on *Trionyx sinensis* juveniles [J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2009, 40(6): 745–752 (in Chinese)
- [47] 杞桑, 吴棉国, 张弦. 三种枝角类的实验生物学和急性毒性试验 [J]. 暨南大学学报, 1991, 12(3): 73–78
Qi S, Wu J G, Zhang X. The biological characteristics of three cladocerans and acute toxic test [J]. Journal of Jinan University, 1991, 12(3): 73–78 (in Chinese)
- [48] 刘存歧, 安通伟, 张亚娟, 等. Cu^{2+} 对日本沼虾的毒性研究 [J]. 安徽农业科学, 2008, 36(28): 12285–12286
Liu C Q, An T W, Zhang Y J, et al. Toxicity study of Cu^{2+} on *Macrobrachium nipponense* [J]. Journal of Anhui Agriculture Science, 2008, 36(28): 12285–12286 (in Chinese)
- [49] 江敏, 臧维玲, 姚庆祯, 等. 四种重金属对罗氏沼虾仔虾的毒性作用 [J]. 上海水产大学学报, 2002, 11(3): 203–207
Jiang M, Zang W L, Yao Q Z, et al. The toxicity of four heavy metals on *Macrobrachium rosenbergii* postlarva [J]. Journal of Shanghai Fisheries University, 2002, 11(3): 203–207 (in Chinese)
- [50] 董学兴, 吕林兰, 王爱民, 等. Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 对克氏原螯虾幼虾的毒性效应研究 [J]. 水生态学杂志, 2010, 3(3): 90–93
Dong X X, Lv L L, Wang A M, et al. Study on the acute toxicity of Cu^{2+} and Cd^{2+} acting on *Procambarus clarkia* juvenile [J]. Journal of Hydroecology, 2010, 3(3): 90–93 (in Chinese)
- [51] 米静洁, 袁慧, 王兰. 铜、镉、铬、铅对河南华溪蟹的急性毒性作用 [J]. 安徽农业科学, 2008, 36(17): 7273–7274, 7321

- Mi J J, Yuan H, Wang L. Study on the acute toxic effects of and on *Sinopotamon henanense* [J]. *Journal of Anhui Agriculture Science*, 2008, 36 (17): 7273 - 7274, 7321 (in Chinese)
- [52] 赵含英, 杨家新, 陆正和, 等. Cu^{2+} 对萼花臂尾轮虫的毒性影响 [J]. *南京师大学报*, 2002, 25 (4): 81 - 85, 90
- Zhao H Y, Yang J X, Lu Z H, et al. The toxic effect of Cu^{2+} on rotifer *Brachionus calyciflorus* [J]. *Journal of Nanjing Normal University*, 2002, 25 (4): 81 - 85, 90 (in Chinese)
- [53] 潘林. Pb^{2+} 和 Cu^{2+} 对水螅的急性毒性作用以及对 SOD 活性的影响 [J]. *高师理科学刊*, 2010, 30 (2): 72 - 75, 85
- Pan L. Effect of Pb^{2+} and Cu^{2+} on *Hydra*. sp. acute toxicity and SOD activity [J]. *Journal of Science of Teachers' College and University*, 2010, 30 (2): 72 - 75, 85 (in Chinese)
- [54] 陈德辉, 杨剑慧, 章宗涉, 等. 藻类的接触致毒-恢复培养及其对化学物质的安全评价 [J]. *水生生物学报*, 1999, 23 (5): 455 - 459
- Chen D H, Yang J H, Zhang Z S, et al. Algal toxicity test with exposure-recovery and its application to the safety assessment of chemicals [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1999, 23 (5): 455 - 459 (in Chinese)
- [55] 刘益浩, 王超. 斜生栅藻与重金属的相互作用研究 [D]. 南京: 河海大学, 2007
- Liu Y H, Wang C. Interactions between *Scenedesmus Obliquus* and heavy metals [D]. Nanjing: Hohai University, 2007 (in Chinese)
- [56] 闫海, 潘纲, 霍润兰. 铜、锌和锰抑制月形藻生长的毒性效应 [J]. *环境科学学报*, 2001, 21 (3): 328 - 332
- Yan H, Pan G, Huo R L. Oxidative effects of copper, zinc and manganese on the inhibition of the growth of *Closterium lunula* [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2001, 21 (3): 328 - 332 (in Chinese)
- [57] 潘永全, 张云美, 韩志刚, 等. 红剑鱼、孔雀鱼、食蚊鱼亚慢性毒性试验 [J]. *四川动物*, 2007, 26 (3): 674 - 678
- Pan Y Q, Zhang Y M, Han Z G, et al. Subchronic toxicity test for *Xiphophorus helleri*, *Lebistes reticulatus* and *Gambusia affinis* [J]. *Sichuan Journal of Zoology*, 2007, 26 (3): 674 - 678 (in Chinese)
- [58] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Great lakes water quality initiative criteria documents for the protection of aquatic life in ambient water [R]. (EPA-820-B-95-004). Washington DC: US EPA, Office of Water, 2009
- [59] 易秀. 铜对生物有机体的毒性及抗性机理 [J]. *农业环境保护*, 1997, 16 (4): 187 - 189
- Yi X. Toxicity of copper on biological organisms and resistance mechanism of biological organisms [J]. *Agro-environmental Protection*, 1997, 16 (4): 187 - 189 (in Chinese)
- [60] 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)
- [61] Canadian Council of Ministers of the Environment. Protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life [R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999
- [62] Australia and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Australia and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality [R]. Canberra: ANZECC and ARMCANZ, 2000
- [63] United States Environmental Protection Agency (US EPA). National Recommended Water Quality Criteria [R]. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 2009 ◆