

氟乐灵对淡水生物的毒性特征及水生生物基准研究

王香兰^{1,2}, 周军英^{2*}, 王 蕾², 单正军², 葛 峰², 张国祥^{1,2}

(1.南京信息工程大学环境科学与工程学院, 南京 210044; 2.环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要:通过毒性试验,得出氟乐灵对15种代表性水生生物的毒性数据,分别采用目前国际上常用的三种基准推导方法,推导氟乐灵的水生生物基准值。结果显示:评价因子法、物种敏感度分布法和毒性百分数排序法得出的基准值分别为0.007 5、0.075、0.071 mg·L⁻¹。评价因子法得出的基准值较低,原因在于该方法主要依赖敏感物种的毒性值推导基准值,有时会造成过保护。物种敏感度分布法和毒性百分数排序法得到的基准值比较接近,大于评价因子法得到的基准值,而且这两种方法基准值的推导都需要较多的水生生物毒性数据,得出的基准值可以保护绝大多数水生生物。研究得到的氟乐灵水生生物基准值将为农药水质标准的制订及农药水生生态风险评价提供科学依据。

关键词:氟乐灵;水生生物;基准

中图分类号:X171.5 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2013)07-1315-06 **doi:**10.11654/jaes.2013.07.005

Toxicity Characteristic of Trifluralin to Freshwater Biota and Its Aquatic Organism Criteria

WANG Xiang-lan^{1,2}, ZHOU Jun-ying^{2*}, WANG Lei², SHAN Zheng-jun², GE Feng², ZHANG Guo-xiang^{1,2}

(1.College of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 2.Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing 210042, China)

Abstract: The toxicity data of 15 representative aquatic organisms was obtained through the toxicity tests. The aquatic organism criteria of trifluralin derived by assessment factor, species sensitivity distributions and toxicity percentile rank were 0.007 5 mg·L⁻¹, 0.075 mg·L⁻¹ and 0.071 mg·L⁻¹ respectively. The criterion derived by assessment factor was lower, because it mainly based on toxicity data of the most sensitive species, which might result in over protection for aquatic organism. The criteria derived by species sensitivity distributions and toxicity percentile rank were close to each other, both of them were greater than the criterion derived by assessment factor. The latter two methodologies required more toxicity data to derive the criteria, which could protect majority of aquatic organisms. The results of this study will provide scientific basis for pesticide water quality standard development and aquatic ecological risk assessment.

Keywords: trifluralin; aquatic organism; criteria

水生生物基准是指水环境中的污染物对水生生物及其用途不产生短期和长期不良或有害效应的最大允许浓度^[1],水生生物基准是制订水质标准的基础和科学依据^[2],水质标准是实施水环境管理的依据。我

国是农药生产大国,农药在生产过程中废水排放量大,废水中有机物浓度高、毒性大,农药的长期大量使用势必会对水环境产生不利影响。我国针对农药的水质标准非常缺乏,《地表水环境质量标准(GB 3838—2002)》中“地表水环境质量标准基本项目标准限值”和“集中式生活饮用水地表水源地特定项目标准限值”中没有相关农药指标,仅在“集中式生活引用水地表水源地特定项目标准限值”中列入了DDT、林丹等15种农药品种,而且其中有些农药早已淘汰。因此,迫切要求加强农药水生生物基准研究,从而为我国制

收稿日期:2012-12-19

基金项目:环保公益项目“地表水环境质量农药生态基准预研究”(201009033);中央级公益性科研院所基本科研业务专项:化学品水生态基准体系研究

作者简介:王香兰(1986—),女,江苏省丰县人,硕士研究生,主要从事农药水环境基准研究。E-mail:yu2010jian@126.com

*通信作者:周军英 E-mail:zjy@nies.org

订农药水质标准提供科学依据。

氟乐灵是一种广泛应用的选择性芽前二硝基苯胺类除草剂,对人畜和鸟类低毒,但对鱼类等水生生物高毒。氟乐灵施用于农田后,通过地表径流进入地表水,威胁地表水生态环境。因此,氟乐灵对水环境的影响也越来越引起人们的注意。

目前,我国农药水生生物基准的研究基本处于空白,农药水生生物基准具有区域性^[3]。我国地域辽阔,水生生物分布广泛,不同地区分布的水生生物种类不同。长三角地区水系发达,世界第三长河、亚洲第一大河的长江流经此地,著名五大淡水湖之一的太湖也位于此,长三角地区也是代表性水生生物集中的地区。此外,长三角地区是主要农药生产厂家的聚集地,也是我国农业的主产区,农药在生产、运输和使用过程中必然会对长三角地区水环境构成威胁。

综上所述,针对我国实际情况,我们开展长三角地区氟乐灵对淡水生物的毒性特征及水生生物基准研究,从而为我国农药水质标准制订提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 农药品种

48%氟乐乳油由河北天威生物科技有限公司提供。

1.1.2 试验物种

根据美国 EPA 推导水生生物基准的要求,选择了 15 种代表性水生生物^[4]。各试验生物具体信息见表 1。

1.2 方法

1.2.1 毒性试验方法

(1)大型蚤、长江华溪蟹和中华绒螯蟹等 10 种水生生物的急性毒性试验

大型蚤、长江华溪蟹、中华绒螯蟹、日本沼虾、泽陆蛙、中华大蟾蜍、银鲫、黄颡鱼、淀粉核小球藻和平列藻 10 种水生生物急性毒性试验,参照《化学农药环境安全评价试验准则》^[4]。

预试验:按正式试验的条件,以较大的间距设若干浓度组和一个空白对照组,每个处理组和空白对照组放入一定数目的试验生物,不设重复,确定正式试验的浓度范围。

正式试验:在预试验确定的浓度范围内以一定比例间距设置 5~7 个浓度组,并设空白对照组。每个处理组和空白对照组均设置重复(银鲫和黄颡鱼可不设重复),每个重复放一定数目的试验生物。试验开始后定时观察并记录试验生物中毒或受抑制情况及死亡数,用 Trimmed Spearman-Kärber 法计算受试生物在试验截止期的 EC_{50} 值或 LC_{50} 值。

(2)大乳头水螅、中华圆田螺和狭萝卜螺的急性毒性试验

大乳头水螅、中华圆田螺和狭萝卜螺急性毒性试验方法,参照文献《微囊藻毒素-LR 对大乳头水螅的急性毒性研究》和《阿维菌素对几种淡水生物毒性及在银鲫体内药物代谢动力学》^[5-6]。

预试验:按正式试验的条件,以较大的间距设若

表 1 15 种水生生物及其特征

Table 1 15 species of aquatic organisms and its characteristics

门	科	物种	拉丁名	物种特征
刺胞动物门	水螅科	大乳头水螅	<i>Hydra magnipapillata</i>	没有出水螅单体
软体动物门	田螺科	中华圆田螺	<i>Cipangopaludina cathayensis</i>	龄期 21 d,平均体重 0.1 g,平均壳高 0.67 cm
	椎实螺科	狭萝卜螺	<i>Radix lagotis</i> Schrank	平均体重 0.053 g,平均壳高 0.7 cm
节肢动物门	蚤科	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	实验室条件下培养 3 代以上,出生 6~24 h 的幼蚤
	溪蟹科	长江华溪蟹	<i>Sinopotamon yangtsekiense</i> Bott	平均体重 19.00 g,平均体长 3.02 cm
	弓蟹科	中华绒螯蟹	<i>Eriocheir japonica sinensis</i>	平均体重 4.29 g,平均体长 2.02 cm
	长臂虾科	日本沼虾	<i>Macrobrachium nipponense</i>	平均体重 0.24 g,平均体长 2.70 cm
脊椎动物门	鲤科	银鲫	<i>Carassius auratus</i> Gibelio	平均体重 5.43 g,平均体长 7.6 cm
	鲮科	黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i> Richardson	平均体重 1.59 g,平均体长 5.18 cm
	蟾蜍科	中华大蟾蜍	<i>Bufo bufo</i> garzizans Cantor	平均体重 0.1 g
	蛙科	泽陆蛙	<i>Fejervarya limnocharis</i> Gravenhorst	平均体重 0.034 g
绿藻门	小球藻科	淀粉核小球藻	<i>Chlorella pyrenoidosa</i> Chick	处于对数生长期
蓝藻门	色球藻科	平列藻	<i>Merismopedia</i> sp.	处于对数生长期
被子植物门	浮萍科	紫背萍	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	三叶或四叶紫背萍
		浮萍	<i>Lemna minor</i>	三叶或四叶浮萍

干浓度组和一个空白对照组,每个处理组放入5只试验生物,不设重复,确定正式试验的浓度范围。

正式试验:在预试验确定的浓度范围内以一定比例间距设置5~7个浓度组,并设空白对照组。每个处理组和空白对照组均设置重复,每个重复放5只试验生物,于试验开始后24、48、72、96 h定时观察和记录试验生物中毒情况和死亡数,将死亡个体及时移出。大乳头水螅对刺激无反应或已消亡被定为死亡,中华圆田螺和狭萝卜螺用解剖针刺刺激2 s内无反应被定为死亡。用Trimmed Spearman-Kärber法计算试验生物96 h的 LC_{50} 值。

(3)浮萍和紫背萍的急性毒性试验

浮萍和紫背萍急性毒性试验方法,参照美国农药和有毒物质预防办公室于1996年发布的《浮萍生长繁殖毒性试验导则》^[7]。

预试验:按正式试验的条件,以较大的间距设若干浓度组和一个空白对照组,每个处理组放入5株试验生物,每个处理组设置三个重复,确定正式试验的浓度范围。

正式试验:在预试验确定的浓度范围内以一定比例间距设置5~7个浓度组,并设空白对照组。每个处理组和空白对照组均设置重复,每个重复放5株浮萍或紫背萍,每株浮萍或紫背萍需要三个或四个叶片,置于光照培养箱内培养,于0、3、5、7 d定时观察和记录叶片的数目和死亡情况。用Trimmed Spearman-Kärber法计算浮萍7 d的 EC_{50} 值。

1.2.2 水生生物基准的推导方法

采用以下三种方法推导水生生物基准值。

(1)评价因子法

评价因子法是在所有试验生物的毒性数据中选择最敏感生物的毒性数据作为基准推导的依据,具体推导公式如下:

$$\text{水生生物基准} = EC_{50}/AF$$

式中:AF为评价因子,对于非持久性物质,AF取值为20;对于持久性物质,AF取值为100^[8]。

(2)物种敏感度分布法

首先,计算各物种的种内平均毒性值及其对数值,将种内平均毒性值的对数值从高到低排序,序号为1,最小值的序号为1,最大值的序号为N,计算累积概率: $P=I/(N+1)$;然后,将种内平均毒性值的对数值和它们的累积概率进行检验,判断其是否符合对数正态分布;最后,选择适当模型拟合物种敏感度分布曲线,根据拟合出的物种敏感度分布函数计算第5百

分位的危害浓度 HC_5 (HC_5 , hazardous concentration of 5th percentile), HC_5 除以2即为水生生物基准值^[9-12]。

(3)毒性百分数排序法

首先,计算属内平均急性值,属内平均急性值取种内平均急性值的几何平均值;然后,将属内平均急性值从高到低排序,并且给其分配序号R,最小值的序号为1,最大值的序号是N,计算累积概率: $P=R/(N+1)$;最后,选择四个累积概率最接近0.05的属内平均急性值,根据以下公式计算最终急性值^[12-5]。

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

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

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

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

式中:S, L, A为计算过程中采用的符号,没有特殊含义;GMAV (Genus Mean Acute Value)为属内平均急性值;FAV (Final Acute Value)为最终急性值。

将得到的最终急性值除以2,即得到水生生物基准值,公式如下:

$$\text{水生生物基准值} = FAV/2$$

2 结果与分析

2.1 水生生物的急性毒性试验结果

根据水生生物的毒性试验方法进行毒性试验,得到15种代表性水生生物的毒性终点值,结果见表2。不同水生生物试验终点差别较大。氟乐灵对有些生物非常敏感,浮萍7 d的 EC_{50} 值仅为 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;氟乐灵对有些生物毒性较低,长江华溪蟹48 h LC_{50} 为 $67.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。由表2可见,泽陆蛙48 h LC_{50} 没有统计学意义,舍弃。

2.2 不同方法推导的水生生物基准值

2.2.1 评价因子法

由表2可以看出,在所有受试生物中,浮萍对氟乐灵最敏感,其(7 d) EC_{50} 为 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,氟乐灵属于非持久性污染物,因此选择20作为评价因子。

$$\text{氟乐灵水生生物基准} = \text{浮萍 } EC_{50}/AF =$$

$$0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}/20 = 0.0075 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

因此,采用评价因子法推导的氟乐灵水生生物基准值为 $0.0075 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

2.2.2 物种敏感度分布法

根据物种敏感度分布的推导方法:首先依据水生生物的毒性数据,计算各物种的毒性数据的对数值和

表 2 氟乐灵对淡水生物的急性毒性

Table 2 Acute toxicity of trifluralin to freshwater animals

物种		试验浓度设置/mg·L ⁻¹					试验周期	毒性终点	毒性值/mg·L ⁻¹	95%置信区间/mg·L ⁻¹
大乳头水螅	0	0.12	0.24	0.48	0.96	1.92	96 h	LC ₅₀	0.25	0.12~0.54
中华圆田螺	0	1.20	3.00	6.00	12.0	24.0	96 h	LC ₅₀	8.30	5.88~11.70
狭萝卜螺	0	2.4	4.8	9.6	19.2	38.4	96 h	LC ₅₀	7.80	5.27~11.54
大型溞	0	0.06	0.12	0.24	0.48	0.96	48 h	EC ₅₀	0.22	0.15~0.33
长江华溪蟹	0	16.0	32.0	64.0	128.0	256.0	48 h	LC ₅₀	67.32	51.02~88.82
中华绒螯蟹	0	12.0	24.0	48.0	96.0	192.0	48 h	LC ₅₀	50.27	42.78~59.07
日本沼虾	0	2.4	4.8	9.6	19.2	38.4	48 h	LC ₅₀	15.84	10.76~23.32
银鲫	0	0.05	0.10	0.20	0.40	0.80	96 h	LC ₅₀	0.16	0.11~0.24
黄颡鱼	0	0.30	0.60	1.20	2.40	4.80	96 h	LC ₅₀	0.91	0.67~1.24
中华大蟾蜍	0	0.10	0.20	0.40	0.80	1.60	48 h	LC ₅₀	2.30	1.79~2.96
泽陆蛙	0	1.44	3.00	6.00	12.0	24.0	48 h	LC ₅₀	16.97	—
淀粉核小球藻	0	4.80	9.60	19.2	38.4	76.8	72 h	EC ₅₀	26.03	13.88~48.81
平列藻	0	4.80	9.60	19.2	38.4	76.8	72 h	EC ₅₀	38.93	35.15~43.11
紫背萍	0	0.48	0.96	1.92	3.84	7.68	7 d	EC ₅₀	0.84	0.36~1.95
浮萍	0	6.00	12.0	24.0	48.0	96.0	7 d	EC ₅₀	0.15	0.13~0.16

对应的累积概率(表 3);然后对物种毒性数据的对数值进行对数正态分布检验(Shapiro-Wilk 检验),所得的显著性水平 $P=0.055$,在 0.05 和 0.95 之间,显示数据符合对数正态分布;最后选择适当的模型进行拟合,拟合效果最好的是 Gaussian 模型,其相关系数为 0.985 1,拟合结果见图 1 和公式 5。

水生生物对氟乐灵的敏感度分布函数:

$$f=a*\exp\{-0.5[-(x-x_0)/b]^2\}$$
 (5)

式中:参数 a 为 2.193 9, b 为 6.343 8, x_0 为 12.566 2。

表 3 氟乐灵对水生生物毒性效应值的对数值及对应的累积概率
Table 3 The toxicity effect value and cumulative probability of trifluralin to aquatic organisms

序号(I)	物种	毒性值/mg·L ⁻¹	对数值(ln)	累积概率 $P=I/15$
1	浮萍	0.15	-1.897 1	0.066 7
2	银鲫	0.16	-1.832 6	0.133 3
3	大型溞	0.22	-1.514 1	0.200 0
4	大乳头水螅	0.25	-1.386 3	0.266 7
5	紫背萍	0.84	-0.174 4	0.333 3
6	黄颡鱼	0.91	-0.094 3	0.400 0
7	中华大蟾蜍	2.3	0.832 9	0.466 7
8	狭萝卜螺	7.8	2.054 1	0.533 3
9	中华圆田螺	8.3	2.116 3	0.600 0
10	日本沼虾	15.84	2.762 5	0.666 7
11	蛋白核小球藻	26.03	3.259 2	0.733 3
12	平列藻	38.93	3.661 8	0.800 0
13	中华绒螯蟹	50.27	3.917 4	0.866 7
14	长江华溪蟹	67.32	4.209 5	0.933 3

根据公式(5)可以推导出危害浓度 HC_5 为 0.15 $mg \cdot L^{-1}$, HC_5 再除以 2 得 0.075 $mg \cdot L^{-1}$ 。因此,采用物种敏感度分布法推导的氟乐灵水生生物基准值为 0.075 $mg \cdot L^{-1}$ 。

2.2.3 毒性百分数排序法

根据氟乐灵对水生生物的毒性效应数据,计算各物种的属内平均急性值及其对应的累积概率(表 4),然后选择四个累积概率最接近 0.05 的属内平均急性值(表 5),计算最终急性值。

将所需数据代入公式(1)~公式(4),得

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

$$[8.674\ 8 - (-5.782\ 8)^2 / 4] / (0.666\ 7 - 1.586\ 92 / 4) =$$

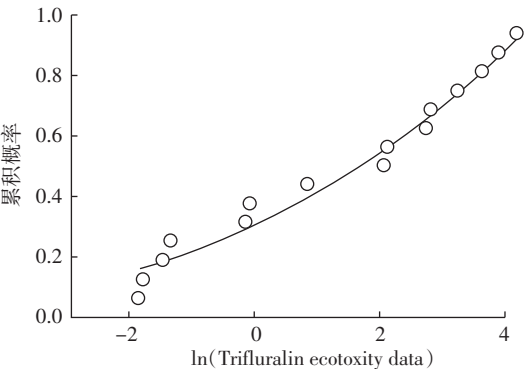


图 1 水生生物对氟乐灵的敏感度分布曲线

Figure 1 The species sensitivity distributions of aquatic organisms to trifluralin

$$8.479\ 8$$

$$S=2.912\ 0$$

$$L=(\sum \ln GMAV - S \sum \sqrt{P})/4 =$$

$$(-5.782\ 8 - 2.912\ 0 \times 1.586\ 9)/4 = -2.601\ 0$$

$$A = S \sqrt{0.05} + L = 2.9120 \times \sqrt{0.05} - 2.601\ 0 =$$

$$-1.949\ 9$$

$$FAV = e^A = e^{-1.949\ 9} = 0.142\ 3\ (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$$

水生生物基准是最终急性值的一半,所以氟乐灵水生生物基准计算方法如下:

$$\text{氟乐灵水生生物基准} = FAV/2 = 0.142\ 3/2 =$$

$$0.071\ (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$$

因此,采用毒性百分数排序法推导的氟乐灵水生生物基准值为 $0.071\ \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

3 讨论

选择 15 种代表性水生生物进行毒性试验,分别采用评价因子法、物种敏感度分布法和毒性百分数排序法推导了氟乐灵水生生物的基准值,三种方法得到

表 4 氟乐灵对水生生物毒性效应值的对数值及对应的累积概率

Table 4 The toxicity effect value and cumulative probabilities of trifluralin to aquatic organisms

序号(I)	物种	毒性值/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	对数值(ln)	累积概率 $P=i/14$
1	鲫属	0.16	-1.832 6	0.066 7
2	蚤属	0.22	-1.514 1	0.133 3
3	水螅属	0.25	-1.386 3	0.200 0
4	浮萍属	0.35	-1.049 8	0.266 7
5	黄颡鱼属	0.91	-0.094 3	0.333 3
6	蟾蜍属	2.3	0.832 9	0.400 0
7	萝卜螺属	7.8	2.054 1	0.466 7
8	圆田螺属	8.3	2.116 3	0.533 3
9	沼虾属	15.84	2.762 5	0.600 0
10	小球藻属	26.03	3.259 2	0.733 3
11	平列藻属	38.93	3.661 8	0.800 0
12	绒螯蟹属	50.27	3.917 4	0.866 7
13	华溪蟹属	67.32	4.209 5	0.933 3

表 5 累积概率最接近 0.05 的四个属的基本信息

Table 5 The cumulative probabilities closest to 0.05 of the genus

序号(R)	属(G)	属内平均急性值(GMAV)	$\ln GMAV$	$(\ln GMAV)^2$	累积概率(P)	$\sqrt{P}$
4	浮萍属	0.35	-1.049 8	1.102 08	0.266 7	0.516 4
3	水螅属	0.25	-1.386 3	1.921 828	0.200 0	0.447 2
2	蚤属	0.22	-1.514 1	2.292 499	0.133 3	0.365 1
1	鲫属	0.16	-1.832 6	3.358 423	0.066 7	0.258 2
	求和(Σ)		-5.782 8	8.674 8	0.666 7	1.586 9

的基准值分别是 $0.007\ 5$ 、 0.075 、 $0.071\ \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

可以看出,三种方法得出的基准值有差别,评价因子法与物种敏感度分布法和毒性百分数排序法得出的基准值差别较大,但物种敏感度分布法和毒性百分数排序法得出的基准值差别较小。

评价因子法由于过分依赖敏感水生生物的毒性值,得出的基准值可能对水生生物造成过保护,但是在毒性数据较少的情况下,通过该方法推导水生生物基准值仍非常重要^[6]。毒性百分数排序法在推导水生生物基准时,最终采用四个最敏感的属内平均急性值差别较小,可能是毒性百分数排序法和物种敏感度分布法得出的基准值差别较小的主要原因,此外,可以看出毒性百分数法得出的基准值保护水平与物种敏感度分布法相比更严格。因此,我国在农药水生生物基准研究中,在最敏感的 4 个属内平均毒性值差别不大时,可以推荐同时采用毒性百分数排序法和物种敏感度分布法。

上述三种方法得到的基准值与其他国家比较见表 6。可以看出,本研究采用物种敏感度分布法得出的氟乐灵水生生物基准值和国外相比差别较大,主要原因可能是我国与加拿大、澳大利亚和新西兰等国家的水生态系统和生物区系特征不同。可见,水生生物基准具有明显的区域性,水生态系统和生物的区域特征直接影响水生生物基准,进而影响水质标准。因此,在制订农药水生生物基准时,需要对本土水生生物进行

表 6 本研究和其他国家采用不同方法得出的水生生物基准值对比

Table 6 The aquatic organism criteria of this study and other countries used different methods

国家	年份	方法	毒死蜱的水生生物基准/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
本研究	2012	评价因子法	0.007 5
		物种敏感度分布法	0.075
		毒性百分数排序法	0.071
澳大利亚和新西兰	2000	物种敏感度分布法	0.004 4 ^[17]
加拿大	1993	物种敏感度分布法	0.000 2 ^[18]

广泛的区系调查,在此基础上选择具有代表性的本土水生生物。

4 结论

本文在大量毒性试验的基础上,采用评价因子法、物种敏感度分布法和毒性百分数排序法推导了氟乐灵的淡水水生生物基准值,基准值分别为0.007 5、0.075、0.071 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。评价因子法由于过分依赖最敏感水生生物的毒性值,得出的基准值最低,物种敏感度分布法和毒性百分数排序法充分考虑了所有试验物种的毒性数据,两种方法推导的水生物基准值差别不大。因此,今后我国进行农药水生生物基准推导时,推荐采用物种敏感度分布法和毒性百分数排序法。

参考文献:

- [1] Stephen C E, Mount D I, Hansen D J, et al. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses[R]. USEPA: Office of Research and Development Environment, 1985.
- [2] 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 Feng-chang, MENG Wei, SONG Yong-hui, et al. Research progress in lake water quality criteria in China[J]. *Acta Scientiae Circum Stantiae*, 2008, 28(12): 2385-2393.
- [3] 王香兰, 周军英, 单正军, 等. 国内外农药水生生物基准研究概况[J]. 农药, 2012, 51(11): 785-788, 813.
WANG Xiang-lan, ZHOU Jun-ying, SHAN Zheng-jun, et al. The profile of pesticide aquatic organism criteria at home & abroad[J]. *Agro-chemicals*, 2012, 51(11): 785-788, 813.
- [4] 农业部农药检定所. 化学农药环境安全评价试验准则[Z]. 成都: 农业部农药检定所和环境保护部南京环境科学研究所, 2010.
ICAMA. Test criteria for environmental safety evaluation of chemical pesticide[Z]. Chengdu, Sichuan: ICAMA and Nanjing Institute of Environmental Sciences, 2010.
- [5] 胡正宏, 李玉成, 郝家胜. 微囊藻毒素-LR 对大乳头水螅的急性毒性研究[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(29): 17937-17938, 17941.
HU Zheng-hong, LI Yu-cheng, HAO Jia-sheng. Study on the acute toxicity of Microcystin-LR on *Hydra magnipapillata*[J]. *Journal of Anhui Agri Sci*, 2011, 39(29): 17937-17938, 17941.
- [6] 王锡珍. 阿维菌素对几种淡水生物毒性及在异育银鲫体内药物代谢动力学[D]. 上海: 上海海洋大学, 2009.
WANG Xi-zhen. Toxicity of abamectin on several fresh water organisms and pharmacokinetics in allogynogenetic crucian carp (*Carassius auratus gibelio*)[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2009.
- [7] The Office of Prevention Pesticides and Toxic Substances. Ecological effects test guidelines OPPTS 850. 4400 aquatic plant toxicity test using *Lemna* spp. Tiers I and II[S]. US OPPTS, 1996.
- [8] Canadian Council of Ministers of the Environment. Protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life[R]. Winnipeg, Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999: 1-10.
- [9] Patti L T B, RonaldOnald S T, PAUL H, et al. Methods for deriving pesticide aquatic life criteria[M]. Springer-Verlag, 2008.
- [10] Leo P, Glen W S II, Theo P T. Species sensitivity distributions in ecotoxicology[M]. USA: Lexis Publishersm, 2002.
- [11] 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, 24(2): 367-382.
WU Feng-chang, FENG Cheng-lian, CAO Yu-jing, et al. Toxicity characteristic of zinc to freshwater biota and its water quality criteria[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2011, 24(2): 367-382.
- [12] 刘征涛. 水环境质量基准方法与应用[M]. 北京: 科学出版社, 2012.
LIU Zheng-tao. The method and application of water environment quality criteria[M]. Beijing: Science Press, 2010.
- [13] US EPA. Quality criteria for water[R]. Washington DC: Office of Water Regulation and Standards, 1986.
- [14] 孟 伟, 吴丰昌. 水质基准的理论与方法学导论[M]. 北京: 科学出版社, 2010.
MENG Wei, WU Feng-chang. Introduction to theory and methodology of water quality criteria[M]. Beijing: Science Press, 2010.
- [15] 吴丰昌, 孟 伟, 曹宇静, 等. 镉的淡水水生生物水质基准研究[J]. 环境科学研究, 2011, 24(2): 172-184.
WU Feng-chang, MENG Wei, CAO Yu-jing, et al. Derivation of aquatic life water quality criteria for cadmium in freshwater in China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(2): 172-184.
- [16] WU Feng-chang, FENG Cheng-lian, ZHANG Rui-qing, et al. Derivation of water quality criteria for representative water-body pollutants in China[J]. *Science China*, 2012, 55(6): 900-906.
- [17] 吴丰昌, 孟 伟, 张瑞卿, 等. 保护淡水水生生物硝基苯水质基准研究[J]. 环境科学研究, 2011, 24(1): 1-10.
WU Feng-chang, MENG Wei, ZHANG Rui-qing, et al. Aquatic life water quality criteria for nitrobenzene in freshwater[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(1): 1-10.
- [18] Australian and New Zealand Water Association. An introduction to the Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality[R]. Australian and New Zealand: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2000.
- [19] Canadian Council of Ministers of the Environment. A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life 2007[R]. Winnipeg Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007.