

风险污染物短期高剂量暴露下的生态风险评估方法

雷炳莉¹, 孙延枫¹, 刘倩¹, 于志强², 曾祥英²

(1. 上海大学环境与化学工程学院环境污染与健康研究所, 上海 200444; 2. 中国科学院广州地球化学研究所有机地球化学国家重点实验室, 广州 510640)

摘要: 水污染事故的短期高剂量暴露造成的急性生态危害及水生生物安全问题成为人们研究的重点, 但我国以往的水污染事故, 多采用地表水环境质量标准和生活饮用水卫生标准来判断水体是否安全, 缺乏对水生生物保护的安全效应阈值或风险值. 国外在水生生物保护方面, 虽然限定了一些风险污染物对水生生物的安全效应阈值或称为无效应阈值或风险值, 但其无效应阈值的计算是基于长期暴露下的慢性毒性值, 其生态风险值也是基于长期暴露下的风险, 缺少对水污染事件短期高剂量暴露下化学品的阈值限定及风险评估. 本研究结合常规生态风险评价的理念及美国 EPA 短期暴露情况下保护水生生物基准值的制定方法, 探讨了水污染事件的短期高剂量暴露情况下风险污染物的生态风险评价及生态效应阈值的计算方法, 并进行了实例应用, 同时对建立我国水污染事故生态风险评估方法体系提出了建议.

关键词: 水污染事故; 风险污染物; 短期高剂量暴露; 急性生态风险评估; 无效应阈值

中图分类号: X13 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)11-3240-07

Method of Ecological Risk Assessment for Risk Pollutants Under Short-term and High Dose Exposure in Water Pollution Accident

LEI Bing-li¹, SUN Yan-feng¹, LIU Qian¹, YU Zhi-qiang², ZENG Xiang-ying²

(1. Institute of Environmental Pollution and Health, College of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University, Shanghai 200444, China; 2. State Key Laboratory of Organic Geochemistry, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China)

Abstract: In recent years, water pollution accidents resulting in acute aquatic ecological risk and security issues become a research focus. However, in our country, the surface water quality standards and drinking water health standards were used to determine the safety of waters or not in pollution incidents due to lacking safety effect threshold or risk value for protection of aquatic life. In foreign countries, although predicted no effect concentration (PNEC) or risk value (R) of pollutants were provided for protection of aquatic organisms, the PNECs or risk values were derived based on long-term exposure toxicity data NOECs (no observed effect concentrations) and lack of short-term exposure risk or threshold values. For the short-term and high dose exposure in pollution incident, ecological risk assessment methods were discussed according to the procedures of the conventional ecological risk assessment and the water quality criteria establishment of the U. S. EPA for the protection of aquatic organisms in short-term exposure, and had a case study. At the same time, we provide some suggestions for the establishment of ecological risk assessment system in water pollution incidents.

Key words: water pollution accident; risk pollutant; short-term and high dose exposure; emergency ecological risk assessment; predicted no effect concentration (PNEC)

近年来我国水污染事故频发, 据统计从 2004 ~ 2006 年平均 2 ~ 3 d 就有一起水污染事故发生, 其中影响较大的如 2005 年松花江硝基苯污染事件^[1]和北江镉污染事件^[2]. 我国以往的水污染事件中, 一般采用地表水环境质量标准和生活饮用水卫生标准中规定的相关指标来判断水体是否安全, 这两类标准主要是针对保护人体健康设立的, 不能用来判断是否对水生生物也存在安全性保护, 因此由水污染事故造成的急性水生生物的安全问题成为人们关注的重点.

在水生生物保护方面, 虽然各国纷纷颁布了风险污染物的生态风险评价方法, 旨在得出不同污染

物对水生生物的效应阈值或风险值^[3,4]. 在效应阈值计算方面, 以欧盟提出的预测无效应浓度 (predicted no effect concentration, PNEC) 应用最为广泛. 但这种方法计算出的 PNEC 值是基于长期暴露下的慢性毒性值^[5,6], 因此不能体现水污染事件短期高剂量暴露下化学品的效应阈值和由此计算出的风险值. 为了保护水生生物在短期不受有毒有害

收稿日期: 2011-01-17; 修订日期: 2011-05-18

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目 (2009ZX07528-002-02); 优秀青年教师科研专项项目 (37011110001); 中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室开放基金项目 (10K06ESPCR)

作者简介: 雷炳莉 (1979 ~), 女, 博士, 助理研究员, 主要研究方向为生态毒理学与生态风险评价, E-mail: leibingli@126.com

污染物的危害,美国 EPA (Environmental Protection Agency) 开展了短期急性基准值(criteria maximum concentration, CMC) 的研究,主要是保护短期暴露情况下(一般是 <4 d) 对大多数水生生物不会造成很大危害的急性基准浓度. 虽然 CMC 的计算主要是依据短期暴露下的半致死效应浓度,体现了水污染事件的急性危害,适合水污染事件的短期高剂量暴露对水生生物提供保护的阈值浓度计算的要求. 但在计算急性基准 CMC 时,对毒性数据的收集提出了严格的要求,提出受试生物至少要分别来自 3 个门、8 个不同的科,并且对每一个科都有明确的规定^[7],限制了毒性数据的收集数量,这为毒性数据相对较少的化合物效应阈值的计算提出了难题. 相对来说在阈值计算方面,欧盟提出的 PNEC 值在实际应用上更为灵活,在毒性数据的收集和整理上也更容易实现. OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) 甚至建议 5 个可靠的毒性数据就可以用来计算 PNEC 值^[8].

因此根据欧盟提出的效应阈值的计算方法,同时结合美国 EPA 短期暴露情况下保护水生生物急性基准值的制定理念,来发展我国水污染事故风险污染物在短期高剂量暴露下,对水生态系统不产生某种效应的浓度阈值或风险值的推导方法,并通过实例演示来进行硝基苯及五氯酚的急性效应阈值的计算,以期应急性风险管理提供方法依据.

1 急性生态风险评估方法

1.1 水生态系统的短期暴露情况

我国环境污染事故频频发生,据文献[9]统计,在 1993~2004 年间全国共发生环境污染事故 21 152 起,其中特重大事故 374 起,重大事故 566 起. 环境污染事故与常规的点源、面源污染不同,突发性污染事故具有随机性和灾害性的特点,在水污染事故地段,污染物的浓度在水体中短期内会达到很高的值,因此水生生物不可避免地要面临着污染物的短期高剂量暴露情形,如 2005 年的松花江硝基苯污染事件,在事故发生段硝基苯的浓度达到了 $1.47 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[10],而以往的松花江中硝基苯历史监测值只有 $3.6 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[11],可见水污染事故的发生会在短期内让事故段水体的风险化学品浓度达到较高的值,在这种情况下,水生生物可能在短期内会面临着大面积的死亡威胁.

1.2 风险评估模型

常规的风险表征可定义为预测的环境浓度

(predicted environmental concentration, PEC) 与预测的无效应浓度(predicted no effect concentration, PNEC) 二者的商,即商值法^[12],这里的 PEC 和 PNEC 都是指在长时间暴露下的浓度或效应阈值.

商值法是一种简单的风险表征方法,针对选定的生态受体计算每一种潜在风险化学品的风险商值(risk quotients, RQ),无量纲. 针对急性水污染事件,主要考虑的是短期暴露和在这个暴露浓度下水生生物所能承受的效应阈值或风险,因此根据常规风险商计算方法,对短期风险商的计算公式如下:

$$RQ = \text{PEC}_{\text{acute}} / \text{PNEC}_{\text{acute}} \quad (1)$$

式中, $\text{PEC}_{\text{acute}}$ 是指测定或模型预测的暴露浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$),其值可是实际测量或由暴露模型预测评估的浓度; $\text{PNEC}_{\text{acute}}$ 是指急性效应阈值,建立在急性毒性数据的基础上,其单位与暴露浓度的单位一致. $RQ > 1$ 表示有风险; $RQ < 1$ 则表示没有风险或风险较小.

商值法提供了一种相对简单明了的方式来决定需要进一步详细评价的潜在化学品,可用于对筛选出的需要详细分析的潜在风险化学品进行排序. 尽管只有商值 > 1 的化合物被认为具有潜在风险,但事实上,任何商值 > 0.3 的化学品都需经过更严格的风险评价^[13].

1.3 急性效应阈值浓度的计算

1.3.1 效应终点及暴露时间

一般情况下,效应阈值浓度 PNEC 的得出是基于长期暴露下的慢性毒性 NOEC (no observed effect concentration) 值进行计算的^[14,15]. 针对水污染事件,主要是短期高剂量暴露,目前对于这种效应阈值的计算仍然没有形成统一的规范. 因此针对水污染事件对水生生物的短期影响,人们可能最关注的就是水生生物有没有死亡现象,这也是短期内最容易观测的指标,其它的生理生化指标的变化需要一定的仪器分析手段,并且需要一定的时间,不适合急性风险评估的要求. 因此针对短期高剂量暴露下的效应阈值 PNEC 的计算,分别考虑了暴露 24、48 和 96 h 的情况,并以水生生物死亡作为效应测量终点. 美国在保护水生生物短期不受污染物的影响制定的急性基准值 CMC,也是根据不同物种的 LC_{50} 值^[7,16],本研究选择的效应终点与其相符. 根据收集的不同物种在不同暴露时间的急性毒性数据以及毒性数据量的大小采用以下 2 种方法来进行急性 $\text{PNEC}_{\text{acute}}$ 的计算.

1.3.2 毒性数据的收集

(1) 数据来源 长期以来我国针对有毒物质的生态风险评价研究大多跟随发达国家的做法,而且在毒理学研究上缺少模式生物,我国现有的标准方法中只有发光菌、大型蚤、斑马鱼、栅藻的急性毒性测试方法,可供使用的本地物种的毒性数据有限,因此这就为研究中国水体收集本地水生生物物种的毒性数据构建物种敏感度分布曲线计算 PNEC 值提出了难题.针对这样的实际困难,在水污染事件进行急性 PNEC 值计算时采用的不同物种的急性毒性数据 LC_{50} 值主要是来自美国 EPA 发布的 ECOTOX 数据库^[17].但 ECOTOX 上的毒性数据主要是针对北美的水生生物物种.因此针对中国区域的水生生物物种,为了使计算结果更为适合中国水体,在毒性数据的选择上,主要是剔除国外特有种,倾向于使用普通种.同时为了体现短期暴露情况,急性毒性数据 LC_{50} 值主要是 24、48 和 96 h,对这 3 个暴露时间下的 PNEC 值分别进行计算.

(2) 数据筛选原则 在数据质量筛选上主要遵循以下 3 个原则:精确性、适当性、可靠性^[18,19].这 3 个原则主要体现在对多个毒性数据的选择方法上、对毒性效应或终点的描述是否恰当上,以及毒性测试或报道的方法是否可靠等方面来进行数据质量的筛选,当有多个可靠毒性数据可用时,选用平均值.已有人论证 ECOTOX 数据库上的毒性数据满足毒性数据的质量筛选标准,可以拿来进行分析^[20].2003 年欧盟颁布了“关于风险评价技术导则文件”中,依据“可靠性”和“相关性”的原则对生态毒理数据质量进行评价和筛选^[5].并且规定当同一物种存在多个毒性数据时,采用平均值进行计算,与上述的数据质量筛选原则存在相似之处.具体在筛选 ECOTOX 毒性数据库里的数据时主要选择具有明确的受试生物、暴露时间、测量终点、实验状态(静态或流动)和对化学品的说明以及文献来源等方面,对于说法含糊或不全的毒性数据不予采用.

1.3.3 效应阈值计算方法

(1) 评估因子法 (assessment factor, AF)

评估因子法主要适用于毒理学数据较少的化合物. Wheeler 等^[20]通过统计分析检查数据的变异性时发现随机量达 10 个数据以上时参数变异较为稳定,在 10 个数据以下,参数值变化较宽,并且可能对某个特殊效应终点产生不可靠评估.因此在毒性数据量 < 10 时主要采用该方法.

$$PNEC_{acute} = \text{Lowest } LC_{50} / AF \quad (2)$$

常规的评估因子法,是由急性毒性数据推出长

期的 PNEC 值,其评估因子选择 1 000^[21],主要包括了以下几种因素的不确定性:实验室间与实验室内的差异性、急性毒性到慢性毒性的外推、物种内与物种间的差异性、实验室数据到区域影响的外推.针对急性水污染事件,主要是考虑短期暴露下的 PNEC,不需要考虑由急性毒性到慢性毒性的外推产生的不确定性,因此在计算急性 PNEC 值时评估因子定为 100 更为合理.评估因子法的缺点是评估过于保守,并且不能充分利用所收集到的数据.

针对水污染事件,为了充分利用所收集的毒性数据,使所获得的急性效应阈值更为可靠和合理,在使用评估因子时进行了以下规定:在 5 个数据量以下时,只采用评估因子法;在 5 个数据量以上和 10 个数据量以下时,在采用评估因子法的同时再采用固定分配模式进行阈值的评估,作为评估因子评估结果的比较和补充. OECD 在进行阈值或基准值的计算时,也认为有效数据 > 5 个数据量就可以构建数据分布曲线进行统计分析^[8].

(2) 物种敏感度分布曲线 (species sensitivity distribution, SSD) 法

$HC5_{acute}$ 的定义:收集到的毒性数据量在 10 个或 10 个以上时采用物种敏感度分布曲线 (SSD) 法^[20,22].一般来说,数据量越丰富,评价结果可靠性越高.针对暴露在同样污染物中的物种以及对应的毒性数据,用物种敏感度分布 (SSD) 曲线来估计一定比例 ($x\%$) 的物种受影响时所对应的污染物浓度,即 $x\%$ 的危害浓度 (hazardous concentration, HCx ,通常取值 $HC5$), $HC5$ 表示在该浓度下产生某种效应的物种不超过总物种数的 5% (即 SSD 曲线上 5% 处所对应的效应浓度值),或达到 95% 物种不会产生某种效应时的浓度^[23,24]. SSD 考虑了由于物种间的异质性产生的不确定性,体现了一种更直观、合理的效应评价方法.

针对急性水污染事件,通过收集不同物种在不同短期暴露时间下的 LC_{50} 值,采用物种敏感度分布曲线 (SSD) 得到 95% 的置信度下保护 95% 的水生生物物种不会出现严重死亡危害时所对应的浓度值,即 $HC5_{acute}$ 值,这里的急性效应阈值浓度 $PNEC_{acute}$ 定义为:

$$PNEC_{acute} = HC5_{acute} / 2 \quad (3)$$

使用 2 作为安全系数,是因为在用毒性值构建 SSD 曲线时,表征的是影响 50% 的效应水平.这里使用 2 作为安全系数主要是借鉴美国在短期水质基准制定中也是通过对急性毒性数据 (LC_{50} 或 $EC50$)

统计结果的最终急性值除以 2 来获得 CMC^[7].

1.4 数据分布模式的检验及 SSD 曲线构建

对于筛选完的数据应该用什么样的方法来检验数据的分配模式,将直接关系到 HC5 值的可靠与否,主要使用以下 2 种方法来进行数据分布模式的检验.

(1) 参数法 主要是通过 Q-Q 图或 P-P 图对数据进行检验,这种方法要首先假定数据符合某种分配,较常见的分配模型包括 Log-normal 线性分配和 Log-logistic 分配. Log-normal 线性分配主要是基于一个正态分布的假设,它的主要优点是数学方法简单.但由于 Log-normal 分配过于简单,当物种对化合物毒性的敏感度不同时,仅仅依靠一条直线来描述不都是恰当的^[25].相对来说,Log-logistic 分布能够对数据提供一个更合适的拟合,但在置信区间的计算上比 Log-normal 线性分配复杂.

(2) 非参数法 非参数法是利用在一定的计算范围内对原始数据进行大量的重复再取样,模拟总体分布,进行统计分析来推断 HC5 的值^[26,27].这种方法的优点在于能对收集到的数据找到最佳的数据分布模式,更符合统计分析的要求.但是这个方法需要满足一定的数据量要求才能来定义 HC5 值和置信区间.

目前有很多软件包能直接对数据的分布模式进行检验,同时能根据其自动拟合的分配模式进行 HC5 值的计算.通过采用 Crystalball 自带的软件包对数据的分布模式进行自动检验(非参数法),找到数据的最佳分布模式,并直接进行 HC5 的计算输出,这种数据的检验方法要求毒性数据在 15 个或 15 个以上才能进行.作为非参数法检验补充,对于 10 个以上 15 个以下的毒性数据的分布模式主要是使用参数法进行数据的检验及 SSD 曲线的构建.

2 实例应用

2.1 硝基苯急性效应阈值的计算

首先是收集硝基苯对不同物种的 24、48 和 96 h 的急性毒性数据 LC₅₀,并对同一物种同一暴露时间的多个毒性数据取算术平均值.硝基苯的 24、48 和 96 h 的 LC₅₀值统计结果如表 1 所示.

因为所收集的毒性数据量 >5 但 <10 个,所以首先应用评估因子法来进行急性 PNEC 的计算,根据方程(2)计算可得 24、48 和 96 h 的 PNEC 值分别为 240、109 和 66.8 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

表 1 硝基苯对不同水生生物的 24、48 和 96 h LC₅₀ 毒性数据的统计结果/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 1 Statistical results of 24, 48 and 96 h LC₅₀ toxicity data for nitrobenzene on different aquatic organisms / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

毒性终点	数据量	最小值	最大值	平均值	标准偏差
24 h-LC ₅₀	7	24 000	163 000	93 343	58 666
48 h-LC ₅₀	8	40 668	156 000	88 571	50 060
96 h-LC ₅₀	7	6 680	111 183	71 838	46 888

考虑到评估因子法过于保守,同时由于 Logistic 模型是数据分布模式中很常用的一种分布形式,因此运用 Logistic 模型对 5 个以上 10 个以下的小数据量进行直接拟合,进行阈值 HC5 的计算,作为评估因子计算 PNEC 值的比较补充.根据表 2 中所列的硝基苯 24、48 和 96 h 的急性毒性数据的 Logistic 模型的分布参数,计算物种敏感分布曲线上 5% 处所对应的浓度,记作 HC5_{acute}.根据方程(3)计算得到 24 h-PNEC_{acute}、48 h-PNEC_{acute} 和 96 h-PNEC_{acute} 值分别为 8 958、8 226 和 5 141 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.这些值远大于由评估因子法计算得到的 PNEC 值,因为评估因子法是保守评估,由此得出的 PNEC 值可能会对水生生物产生过保护,在环境管理上可能会造成不必要的经济浪费,但在毒性数据非常少的情况下,提供了一种对水生生态系统提供保护的效应阈值的计算方法.

表 2 硝基苯不同暴露时间的毒性数据分布模式

Table 2 Toxicity data distribution models of nitrobenzene in different exposure time

毒性终点	数据分布模式	参数值	HC5 / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	PNEC _{acute} / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
24 h-LC ₅₀	Logistic	Location: 11.20, scale: 0.46	17 917	8 958
48 h-LC ₅₀	Logistic	Location: 11.15, scale: 0.48	16 452	8 226
96 h-LC ₅₀	Logistic	Location: 10.84, scale: 0.58	10 282	5 141

2.2 五氯酚的急性效应阈值的计算

收集的五氯酚对不同物种的 24、48 和 96 h 的急性毒性数据 LC₅₀的自然对数分别如图 1 所示.其 24 h-LC₅₀、48 h-LC₅₀和 96 h-LC₅₀毒性数据量分别为 82、86 和 112 个,远大于 15 个数据量,因此采用 Crystalball 自带软件包采用非参数法对数据分配模式进行检验及 SSD 曲线的构建,五氯酚不同急性暴露时间下对应的急性毒性数据的分配模式及 HC5 值如表 3 所示.根据方程(3)可以得出不同暴露时间下 24 h-PNEC_{acute}、48 h-PNEC_{acute} 和 96 h-PNEC_{acute} 的值分别为 33.9、23.4 和 19.6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

2.3 与现存的基准或标准的比较

目前美国 EPA 未发布关于硝基苯保护水生生物的急性基准值和慢性基准值,只发布了其保护人

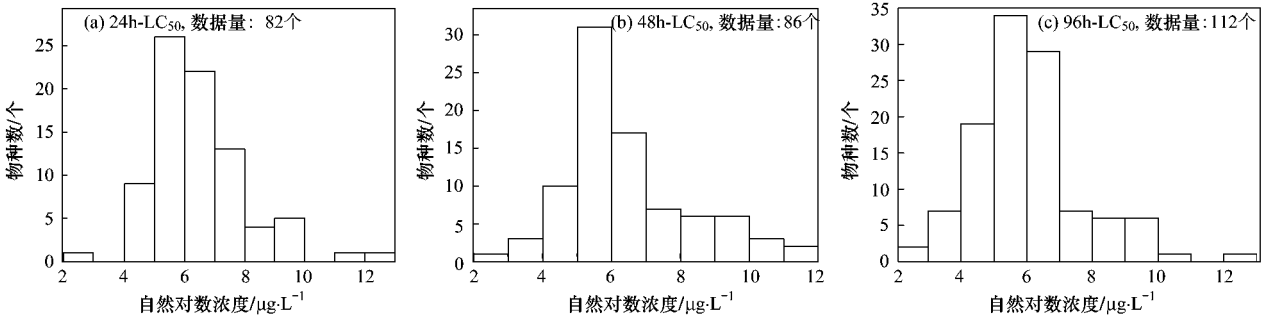


图 1 五氯酚的急性毒性数据

Fig. 1 Acute toxicity data of pentachlorophenol

表 3 五氯酚不同暴露时间下急性毒性数据的分布模式

Table 3 Distribution model of acute toxicity data for PCP under different exposure time

毒性终点	数据分布模式	参数值	HC5 / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{PNEC}_{\text{acute}} / \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
24 h-LC ₅₀	Lognormal	mean: 6.47, Std. Dev.: 1.61	67.8	33.9
48 h-LC ₅₀	Max Extreme	Likeliest: 5.53, scale: 1.53	46.9	23.4
96 h-LC ₅₀	Lognormal	mean: 5.97, Std. Dev.: 1.66	39.3	19.6

体健康的基准值为 $17 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (消费水 + 水生生物) 和 $690 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (只消费水生生物)^[28],见表 4。我国发布的关于硝基苯的水质标准限值为 $17 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 这些值都远低于上文对硝基苯阈值的计算结果。由于表 4 中所列的值主要是针对硝基苯的人体健康,并且是基于终身的效应,因此在水污染事故发生时,用此值来进行硝基苯的污染控制,可能会对水生生物造成过保护,在污染物防控方面也会造成不必要

的经济损失。美国 EPA 发布的五氯酚保护水生生物的急性基准 CMC 为 $20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (表 4),与本研究计算的 $96 \text{ h-PNEC}_{\text{acute}}$ 值 $19.6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 比较接近。

同时借鉴美国 EPA 的“频率”概念^[7],将硝基苯和五氯酚的急性效应阈值最终表述为:化合物的 1 h 平均浓度超过“急性效应阈值 PNEC”的频率不多于平均每 3 a 一次,则水生生物就不会受到不容许的影响,除非是本地某特别敏感的物种。

表 4 硝基苯和五氯酚的一些基准和标准¹⁾ / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 4 Some benchmarks and standards of nitrobenzene and pentachlorophenol / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

化合物	美国保护水生生物基准		美国保护人体健康基准在消费		我国的水质标准
	CMC	CCC	消费水 + 水生生物	只消费水生生物	
硝基苯	—	—	17	690	17
五氯酚	20	13	0.28	—	9

1) “—”表示数据不可获得

3 急性生态风险评估与常规生态风险评估的差异

(1) 毒性数据的选择终点不同 生态风险评估是在人体健康风险评估的基础上发展起来的,相对于人体健康风险评估来说,还不够成熟而且更复杂,尤其是对于区域性生态风险评估,要涉及多个评价端点、多个评价受体和多个评价因子^[29,30]。对于常规的生态风险评估中生态效应阈值 PNEC 的计算,一般是针对污染物的长期蓄积性风险,因此这种评估在毒性数据的选择上主要是长期的慢性毒性数据^[31]。而且慢性指标的选择也随着化合物性质的不

同而不同,如慢性生长、繁殖、行为变化或一些生理生化指标。而对急性水污染事件,由于具有暴露时间短、污染物浓度高等特点,因此对水生生物在短期内可能会造成大面积的中毒死亡,因此在计算急性效应阈值时,在毒性数据的终点选择上根据实际情况选择了急性致死效应 LC₅₀值。

(2) 效应阈值内涵不同 对于常规的生态风险评估效应阈值 PNEC 的计算,一般是对慢性毒性数据(如生长、繁殖等)进行统计分析计算 HC5 值,并把这个值定义为对水生生物具有长期保护性的效应阈值 PNEC。而对于水污染事件,由不同物种的 LC₅₀

值计算急性 HC5 值,由于这里的 HC5 应用的是半致死效应浓度,因此保护水生生物在短期不受污染物危害情况下急性效应阈值 PNEC 在这里定义为 HC5 值的一半。

(3) 数据统计方法不同 一般 SSD 曲线的构建多是采用参数法即用固定的数据分配模式如 Log-normal 线性分配和 Log-logistic 分配来进行,而本研究在进行 SSD 的构建时,充分考虑数据的数量选用参数法与非参数法相结合的方法,同时在数据量较小但 >5 选用 AF 法时,除了采用确定的评估因子法外,还采用固定分配模式的统计方法进行补充和印证。根据数据量的多少采用多种方法相结合的方式,能充分利用所收集的数据,使计算结果更可靠。

4 建立我国水污染事故生态风险评估方法体系的建议

我国水污染事故已进入高发期,科学评估水污染事故对水生态的影响,对于保障水生生物的安全、维持水生生态系统的良性循环具有重要作用。针对水污染事故的短期高剂量暴露情况,正确认识暴露、危害及风险之间的关系,建立水污染事故风险污染物的急性生态效应阈值及风险评估方法,对水污染事故造成的生态风险进行科学的评估。这一工作的开展,对我国水污染事件的环境应急管理具有重要的现实意义。由于我国生态风险评价起步较晚,基础薄弱,建立我国水污染事故风险污染物的急性生态风险评估方法及急性效应阈值计算方法急需开展以下 2 个方面的工作。

(1) 建立我国本地水生生物种的急性毒理数据库。筛选我国主要水体的优势物种、敏感物种及其它重要的需要特别关注的物种。同时全面总结近年来我国水污染事故污染物排放,以及我国主要水体污染源的特征,按照 PBT 原则及化合物在水体的浓度及检测率进行主要风险污染物的筛选。建立本地模式生物物种,进行风险污染物对我国本地水生物种的毒性测试,并且逐步地建立毒性数据库,目前国内已有少数研究者在从事这方面的研究工作^[32,33]。但由于毒性数据库的建立是个长期而艰巨的任务,而且我国目前模式生物物种的缺乏,因此对于毒性数据库的建立更是需要长期不断的积累。对于目前水污染事件生态风险评估的毒性数据的使用,可采用美国 EPA 发布的毒性数据库,通过采用普通种,可以作为我国水污染事故生态风险评估毒性数据的来源。

(2) 建立我国水污染事故生态风险评估方法体系。参考国外生态风险评估方法,根据急性水污染事件的短期高剂量暴露情况,建立适合水污染事件的急性生态风险评估方法,包括暴露评估方法、效应评估方法及风险表征方法等,并形成标准化文件,作为国家和地方开展水污染事故应急环境管理的依据。

致谢: 本文在撰写过程中得到了中国环境科学研究院郑丙辉研究员和秦延文研究员等老师的帮助,在此表示感谢!

参考文献:

- [1] 杨兴,郑荷花. 从松花江污染事件看我国环境保护立法的完善[J]. 生态经济, 2007, (1): 355-357, 364.
- [2] 李博. 对广东北江镉污染事件的立法评析——兼评《水污染防治法》[J]. 中国环境管理干部学院学报, 2009, 19(2): 14-18.
- [3] Natito W, Miyamoto K I, Nakanishi J, *et al.* Evaluation of an ecosystem model in ecological risk assessment of chemicals [J]. Chemosphere, 2003, 53(4): 363-375.
- [4] Pennington D W. Extrapolating ecotoxicological measures from small data sets [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2003, 56(2): 238-250.
- [5] European Chemicals Bureau. Technical guidance document on risk assessment [R]. European Communities: European Commission Joint Research Center, 2003. 93-101.
- [6] 金小伟,雷炳莉,许宜平,等. 水生态基准方法学概述及建立我国水生态基准的探讨[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(5): 609-616.
- [7] Stephan C E, Mount D I, Hansen D J, *et al.* Guideline for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organism and their uses [R]. Springfield, VA: National Technical Information Service (NTIS), 1985. 22-55.
- [8] Balk F, Okkerman P C, Dogger J W. Guidance document for aquatic effects assessment [R]. Paris: Environment Directorate of Organization for Economic Co-operation and Development, 1995. 28-30.
- [9] Russo R C. Development of marine water quality criteria for the USA [J]. Marine Pollution Bulletin, 2002, 45(1-12): 84-91.
- [10] 潘红波,王梅,高宇. 开展环境风险评价防范突发污染事件[J]. 环境保护科学, 2006, 32(4): 63-65.
- [11] Lei B L, Huang S B, Qiao M, *et al.* Prediction of the environmental fate and aquatic ecological impact of nitrobenzene in the Songhua River using modified AQUATOX model [J]. Journal of Environmental Science, 2008, 20(7): 769-777.
- [12] 郎佩珍,袁星,丁蕴铮,等. 松花江中有机物的变化及毒性[M]. 长春: 吉林科学技术出版社, 1998.
- [13] Campbell K R, Bartell S M, Shaw J L. Characterizing aquatic ecological risks from pesticides using a diquat dibromide case study. II. Approaches using quotients and distributions [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19(3): 760-

- 774.
- [14] 乔敏. 区域水环境有毒有机物生态风险评价——以太湖梅梁湾为例[D]. 北京: 中国科学院生态环境研究中心, 2007.
- [15] Maltby L, Blake N, Brock T C M, *et al.* Insecticide species sensitivity distributions: importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2005, **24**(2): 379–388.
- [16] Girling A E, Tattersfield L, Mitchell G C, *et al.* Derivation of predicted no-effect concentrations for lindane, 3, 4-dichloroaniline, atrazine, and copper [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2000, **46**(2): 148–162.
- [17] 雷炳莉, 金小伟, 黄圣彪, 等. 太湖流域三种氯酚类化合物水质基准的探讨[J]. *生态毒理学报*, 2009, **4**(1): 40–49.
- [18] USEPA. ECOTOX Database [EB/OL]. <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>.
- [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] Caldwell D J, Mastrocco F, Hutchinson T H, *et al.* Derivation of an aquatic predicted no-effect concentration for the synthetic hormone, 17 α -ethinylestradiol [J]. *Environmental Science and Technology*, 2008, **42**(19): 7046–7054.
- [21] 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.
- [22] Scheringer M, Steinbach D, Escher B, *et al.* Probabilistic approaches in the effect assessment of toxic chemicals what are the benefits and limitations? [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2002, **9**(5): 307–314.
- [23] 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**(2/3): 350–358.
- [24] De Laender F, De Schampelaere K A C, Vanrolleghem P A, *et al.* Do we have to incorporate ecological interactions in the sensitivity assessment of ecosystems? An examination of a theoretical assumption underlying species sensitivity distribution models [J]. *Environment International*, 2008, **34**(3): 390–396.
- [25] Solomon K R, Takacs P. Probabilistic risk assessment using species sensitivity distributions [A]. In: Posthuma L, Traas T, Suter G. (Eds.). *Species Sensitivity Distributions in Risk Assessment* [M]. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 2002. 564–600.
- [26] 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.
- [27] Aldenberg T, Slob W. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1993, **25**(1): 48–63.
- [28] Duboudin C, Ciffroy P, Magaud H. Acute-to-chronic species sensitivity distribution extrapolation [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2004, **23**(7): 1774–1785.
- [29] 夏青, 陈艳卿, 刘宪兵. 水质基准与水质标准[M]. 北京: 中国标准出版社, 2004.
- [30] Pojana G, Critto A, Micheletti C, *et al.* Analytical and Environmental Chemistry in the Framework of Risk Assessment and Management: The Lagoon of Venice as a Case Study [J]. *Chimia*, 2003, **57**(9): 542–549.
- [31] Semenzin E, Critto A, Carlon C, *et al.* Development of a site-specific ecological risk assessment for contaminated sites: Part II. A multi-criteria based system for the selection of bioavailability assessment tools [J]. *Science of the Total Environment*, 2007, **379**(1): 34–45.
- [32] De Laender F, De Schampelaere K A C, Vanrolleghem P A, *et al.* Comparing ecotoxicological effect concentrations of chemicals established in multi-species vs. single-species toxicity test systems [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2009, **72**(2): 310–315.
- [34] 金小伟, 查金苗, 许宜平, 等. 3 种氯酚类化合物对河蚬的毒性和氧化应激[J]. *生态毒理学报*, 2009, **4**(6): 816–822.
- [34] 金小伟, 查金苗, 许宜平, 等. 氯酚类化合物对青鱼和细鳞斜颌鲴幼鱼的毒性[J]. *环境科学学报*, 2010, **30**(6): 1235–1242.