

# 中华人民共和国农业行业标准

NY/T xxxx. 2—xxxx

## 农药登记 环境风险评估指南

### 第2部分：水生生态系统

Guidance of environmental risk assessment for pesticide registration

Part 2: Aquatic ecosystem

(征求意见稿)

在提交反馈意见时，请将您知道的相关专利连同支持性文件一并附上。

××××-××-××发布

××××-××-××实施

中华人民共和国农业部 发布

## 前 言

NY/T ×××××《农药登记 环境风险评估指南》分为7部分：

- 第1部分：总则；
- 第2部分：水生生态系统；
- 第3部分：鸟类；
- 第4部分：蜜蜂；
- 第5部分：家蚕；
- 第6部分：地下水；
- 第7部分：非靶标节肢动物

本部分是NY/T ×××××标准的第2部分。

本部分按照GB/T 1.1-2009给出的规则起草。

请注意本文件的某些内容可能涉及专利，本文件的发布机构不承担识别这些专利的责任。

本部分由中华人民共和国农业部种植业管理司提出并归口。

本部分负责起草单位：农业部农药检定所

本部分主要起草人：

# 农药登记 环境风险评估指南

## 第 2 部分：水生生态系统

### 1 范围

本部分规定了化学农药对水生生态系统影响的风险评估程序和方法。

本部分适用于为化学农药登记而进行的对水生生态系统影响的风险评估。

### 2 规范性引用文件

下列文件对于本文件的应用是必不可少的。凡是注日期的引用文件，仅注日期的版本适用于本文件。凡是不注日期的引用文件，其最新版本（包括所有的修改单）适用于本文件。

GB/T 31270.1 化学农药环境安全评价试验准则 第 1 部分：土壤降解试验

GB/T 31270.2 化学农药环境安全评价试验准则 第 2 部分：水解试验

GB/T 31270.4 化学农药环境安全评价试验准则 第 4 部分：土壤吸附/解吸试验

GB/T 27860-2011 化学品 高效液相色谱法估算土壤和污泥的吸附系数

GB/T 31270.7 化学农药环境安全评价试验准则 第 7 部分：生物富集试验

GB/T 31270.12 化学农药环境安全评价试验准则 第 12 部分：鱼类急性毒性试验

GB/T 21854-2008 化学品 鱼类早期生活阶段毒性试验

GB/T 31270.13 化学农药环境安全评价试验准则 第 13 部分：溞类急性活动抑制试验

GB/T 21828-2008 化学品 大型溞繁殖试验

GB/T 31270.14 化学农药环境安全评价试验准则 第 14 部分：藻类生长抑制试验

GB/T 31270.17 化学农药环境安全评价试验准则 第 17 部分：天敌两栖类急性毒性试验

GB/T 31270.21 化学农药环境安全评价试验准则 第 21 部分：大型甲壳类生物毒性试验

GB/T 21852-2008 化学品 分配系数(正辛醇-水) 高效液相色谱法试验

GB/T 21853-2008 化学品 分配系数（正辛醇-水）摇瓶法试验

OECD 化学品测试导则 No.104 蒸汽压 (Vapour Pressure)

OECD 化学品测试导则 No.105 水中溶解度 (Water Solubility)

### 3 术语和定义

本标准第 1 部分中界定的以及下列术语和定义适用于本文件。

#### 3.1

**半数抑制浓度** median effective concentration ( $EC_{50}$ )

在溞类急性活动抑制试验中，引起 50% 供试生物活动受抑制时的供试物浓度；或在藻类生长抑制试验中，使供试生物生物量增长或者生长率比对照下降 50% 时的供试物浓度。

注：单位为 mg a. i./L。

#### 3.2

**物种敏感性分布** species sensitivity distribution (SSD)

使用统计学或经验分布函数描述物种对农药敏感性差异的方法，一般用  $HC_5$  表示。

#### 3.3

**5%物种危害浓度** hazardous concentration for 5% of the species ( $HC_5$ )

通过物种敏感性分布得出的对 5% 物种存在危害的浓度。

注：单位为 mg a. i./L。

#### 3.4

**中/微宇宙** mesocosm/microcosm

人工模拟的多物种试验系统，用来评估农药的生态毒性影响。该系统一般为陆地系统或水生生态系统，可包括植物、动物以及微生物。

#### 3.5

**无可见生态不良效应浓度** no observed ecologically adverse effect concentration (NOEAEC)

等于或低于该浓度不会在某项高级试验研究（比如：中宇宙）中观测到持久不良效应。

注：单位为 mg a. i./L。

### 4 基本原则

本部分是以保护地表水中的生态系统为目标的风险评估，目的是确保水生生态系统中淡水资源的可持续性，即最敏感水生生物的生存和繁殖不应当受到影响，或者只能受到短暂影响。本部分要保护的生态系统是指农田之外的，常年有水生物生存的水生生态系统。

以风险商值（RQ）作为农药水生生态系统的风险特征描述，采用分级方法评估农药使用对水生生态系统的急性和慢性影响。

农药对水生生态系统环境风险评估流程遵照附录 A 中的图 A.1、A.2、A.3、A.4。

## 5 评估程序和方法

### 5.1 问题阐述

根据农药使用方法确定对水生生态系统暴露的可能性，当根据使用方法不能排除水生生态系统受到农药的暴露时，应进行风险评估。

用于多种作物或多种防治对象的农药，当针对每种作物或防治对象的施药方法、施药量或频率、施药时间等不同时，应分别进行风险评估。

#### 5.1.1 评估目标

应根据现实的政策管理和技术要求给出明确的评估目标，包括水生生态系统生物物种、评估范围、保护程度的选择，并说明评估过程的生态学水平（个体的、种群的、群落或系统的）。

#### 5.1.2 潜在风险说明

应根据已获得相关信息和数据，对可能的农药环境暴露途径和生态效应危害所产生的潜在风险进行预评估分析与说明。

#### 5.1.3 评估终点

应根据可获取的有效数据和信息汇总分析结果，确定风险评估所要使用的数据终点值，并就其可能的不确定性做出说明。

#### 5.1.4 评估内容与步骤

应简要说明所进行风险评估的内容、方法和步骤。

### 5.2 暴露分析

#### 5.2.1 暴露分析的一般方法

暴露分析采用分级方法，通常采用适当的环境暴露模型进行暴露分析，也可使用田间实际监测数据。

初级暴露分析一般采用模型预测地表水暴露量的方法。

高级暴露分析可采用优化环境暴露模型参数、半田间试验数据，对于已广泛使用的农药也可采取实际监测数据获得地表水中的暴露量。

使用模型进行暴露分析时，应当依据不同的农药使用技术和方法、不同场景和模型参数进行。当农药用于水稻田时，应选择 TOP-RICE 模型。

在暴露分析中，需考虑初级暴露分析和高级暴露分析，以及用于急性和慢性风险评估的 PEC。

#### 5.2.2 暴露分析模型运用

##### 5.2.2.1 场景点的选择

根据需评估农药的登记作物和防治对象选择具有代表性的场景点。应选择所有具有该作物生长期信息的场景点，当有资料表明该防治对象局限在某些特定场景的情况除外。

#### 5.2.2.2 环境归趋终点数值选择

在选择环境归趋终点数值时，土壤降解半衰期选择现有半衰期数据的几何平均值；土壤吸附系数选择现有吸附系数数据的几何平均值；水解半衰期选择该有效成分在 3 种 pH 值条件下水解半衰期的最大值。

#### 5.2.2.3 模型输入参数

本部分 TOP-RICE 模型的输入参数遵照附录 C。

#### 5.2.2.4 施药方法

施药方法（包括施药方式、施药时间、施药次数、施药间隔、施药剂量等）根据待评估农药推荐的使用技术和使用方法确定。选择最大施药剂量、最多施药次数和最短施药间隔。

### 5.2.3 初级暴露分析

#### 5.2.3.1 初级暴露分析的一般方法

在对水生生态系统的初级暴露分析中采用初级暴露模型，或在模型模拟过程中选择较保守的输入参数或模型默认参数以获得初级 PEC。

#### 5.2.3.2 初级急性暴露分析

使用模型预测浓度的峰值（ $PEC_{max}$ ）作为预测环境浓度。

#### 5.2.3.3 初级慢性暴露分析

可以使用模型预测浓度的峰值（ $PEC_{max}$ ）作为预测环境浓度，也可以使用时间加权平均浓度（ $PEC_{twa}$ ），但在下列情况下只能使用  $PEC_{max}$  作为预测环境浓度：

- 所采用的生态毒性试验终点以设计浓度或初始浓度表示；
- 所采用的生态毒性试验终点是基于农药对供试生物生命周期中某一短期特定阶段的影响（如变态期的畸形），且有证据表明，这一时期可能发生农药的暴露；
- 所采用的生态毒性试验终点是基于试验前期（如前96小时）供试生物出现的死亡，或基于活动抑制或死亡的急性毒性与慢性毒性终点比值（急性 $LC_{50}$ 或 $EC_{50}$ /慢性NOEC） $<10$ ；
- 在慢性毒性试验中，暴露结束后或将供试生物与农药隔离后仍观察到延迟效应，或其他证据表明农药存在这种作用方式。

### 5.2.4 高级暴露分析

#### 5.2.4.1 高级暴露分析的一般方法

在水生生态系统的高级暴露分析中采用高级暴露模型，或在模型模拟过程中根据农药的理化性质、使用方式等选择接近实际情况的输入参数以获得高级 PEC。当有试验资料说明作物拦截系数、冲刷系数等参数时，可使用试验数据。在高级评估中，也可以使用田间消散研究结果和监测数据等。

#### 5.2.4.2 田间消散研究

使用田间消散研究结果时，需要确认相关研究数据是否能够用于暴露分析。可使用按照 OECD 化学品测试导则 田间消散试验（草案）中的降解半衰期模块（DegT<sub>50</sub> Module）得出的 DegT<sub>50</sub> 作为土壤降解半衰期（好氧）。

#### 5.2.4.3 实际监测数据

在高级暴露分析中，对于已有的、有代表性的监测数据，应在进行暴露分析时优先考虑，但需要确认监测数据的合理性和有效性。

使用实际监测数据时，所监测的地点应能代表该农药的典型使用地区，所使用的分析方法其灵敏度应满足风险评估的要求。

#### 5.2.4.4 高级急性暴露分析

同 4.2.3.2

#### 5.2.4.5 高级慢性暴露分析

同 4.2.3.3

### 5.3 效应分析

#### 5.3.1 效应分析的一般方法

采用生态毒理学研究得出的终点及相应的不确定性因子，按照以下公式计算 PNEC 值：

$$PNEC = \frac{Endpoint}{UF} \dots\dots\dots (1)$$

式中：

PNEC —— 预测无效应浓度；

Endpoint —— 试验终点，如：LC<sub>50</sub>、HC<sub>5</sub>、NOEAEC 等）；

UF—— 不确定性因子。

#### 5.3.2 确定毒性终点

在初级评估中，选择急性和慢性毒性试验的毒性终点；当同一物种具有多个毒性终点数据时选择数据最小值（即毒性最高值）；当有多个物种的数据但不足以进行 SSD 分析时，选择每个物种毒性终点数据的最小值后取几何平均值。

在高级评估中，可以使用多个物种的毒性终点数据进行 SSD 分析，以求出 HC<sub>5</sub>。对于无脊椎动物（如溞类）和初级生产者（如藻类），也可以使用中/微宇宙（mesocosm/microcosm）研究的结果。

#### 5.3.3 不确定性因子

评估中采用的不确定性因子遵照附录 B 中的表 B.1~B.4。

## 5.4 风险表征

风险商值（RQ）按公式（2）计算：

$$RQ = \frac{PEC}{PNEC} \dots\dots\dots (2)$$

式中：

RQ ——风险商值

PEC——预测环境浓度

PNEC——预测无作用浓度

如果  $RQ \leq 1$  风险可接受。如果  $RQ > 1$ ，则表明风险不可接受，可进行高级风险评估。

## 5.5 对高富集性农药的评估方法

农药的最大生物富集因子（BCF）不应大于 100，即使在有充分数据证明该农药易生物降解的情况下，BCF 也不应大于 1000。否则，因生物富集带来的风险不可接受，但有数据证明在田间条件下按照推荐使用方法使用农药后，不会对受暴露物种的生存能力造成直接或间接不可接受的影响的情况除外。

高富集性农药对水生生态系统的环境风险评估流程图遵照附录A中的图A. 4。

## 5.6 对代谢物的评估方法

当环境归趋资料表明农药存在主要代谢物时，应逐个分析主要代谢物对鱼、溞的急性毒性和对藻的毒性。当某一主要代谢物对鱼和溞的急性毒性、对藻的毒性高于农药母体时，在效应分析过程中还需进一步分析该主要代谢物对其他水生生物的生态毒性（包括慢性毒性）。当某一主要代谢物对鱼和溞的急性毒性、对藻的毒性低于农药母体或与母体相当时，在效应分析过程中可以使用母体的慢性生态毒性代替该主要代谢物的慢性生态毒性，也可以使用该主要代谢物的慢性生态毒性端点的数据。当农药的某一主要代谢物为CO<sub>2</sub>、腐殖酸等环境中广泛存在的物质（但主要代谢物为重金属的情况除外）时，则认为该主要代谢物对水生生态系统的风险可忽略不计。

## 6 风险降低措施

当风险评估结果表明农药对水生生态系统的风险不可接受时，应采取适当的风险降低措施以使风险可接受，且应农药标签上注明相应的风险降低措施。通常所采取的风险降低措施不应显著降低农药的使用效果，且应具有可行性。农药对水生生态系统风险降低措施信息参见附录 D 中的表 D.1。



## 附录 A

### (规范性附录)

#### 对水生生态系统环境风险评估的流程图

对水生生态系统的环境风险评估流程见图 A.1、图 A.2、图 A.3、图 A.4。

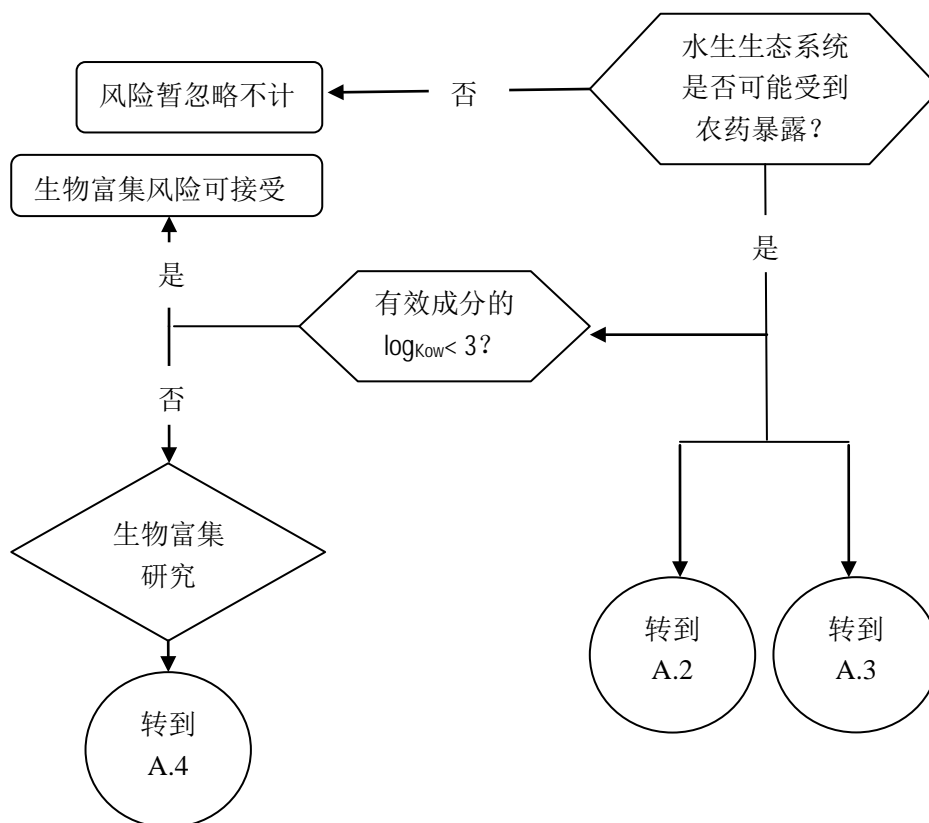


图 A.1 对水生生态系统的环境风险评估总体流程

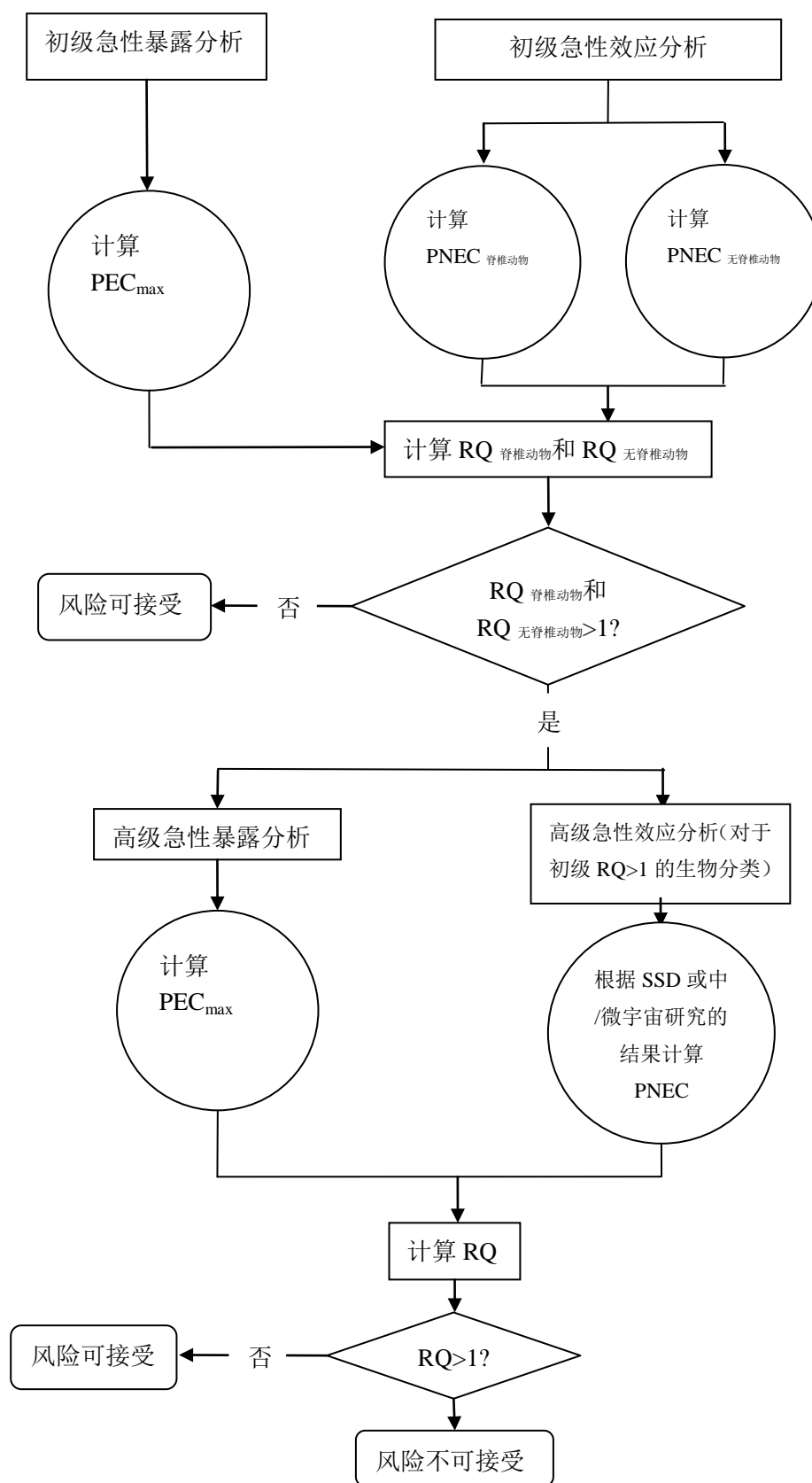


图 A.2 对水生生态系统的急性环境风险评估流程

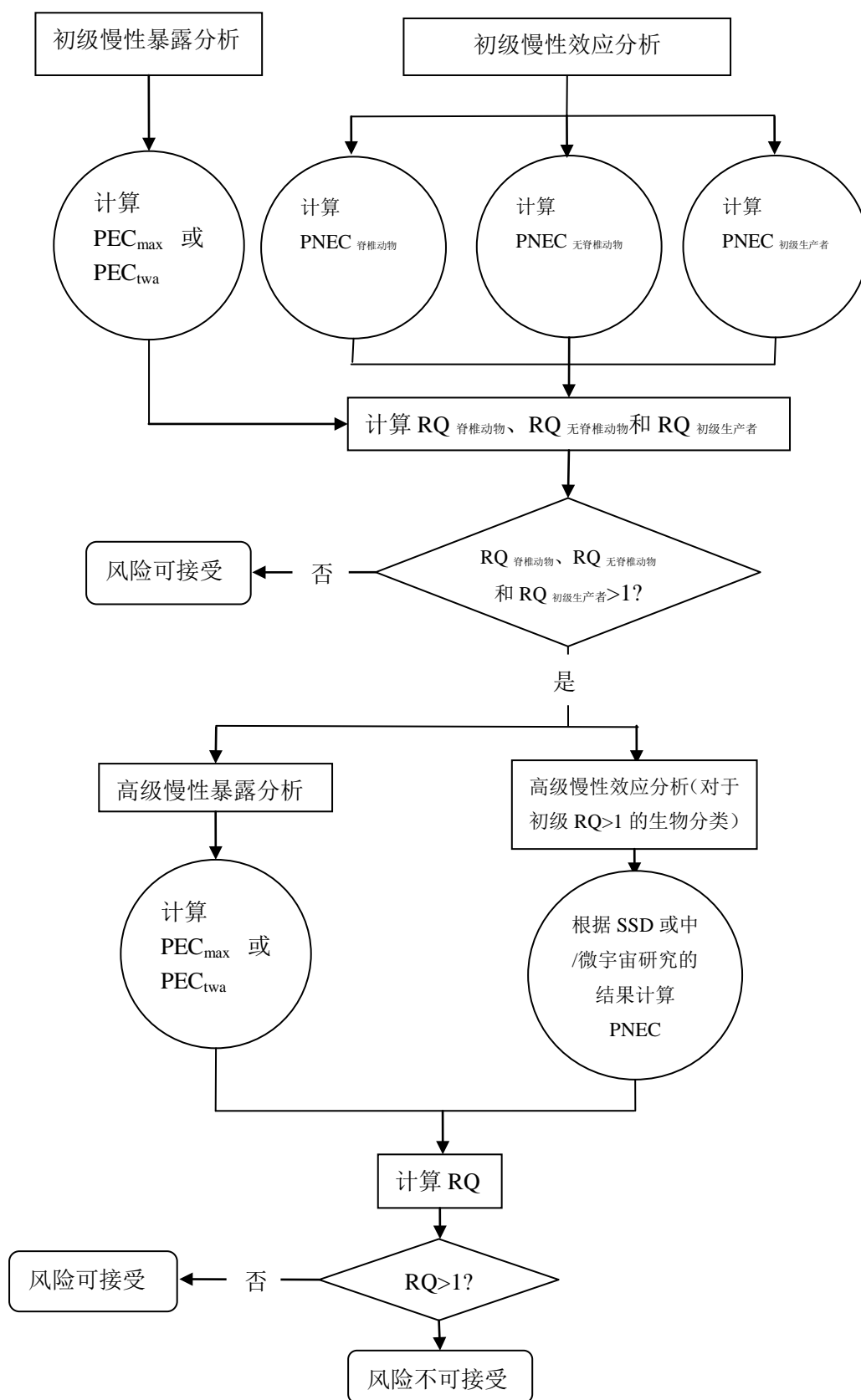


图 A.3 对水生生态系统的慢性环境风险评估流程

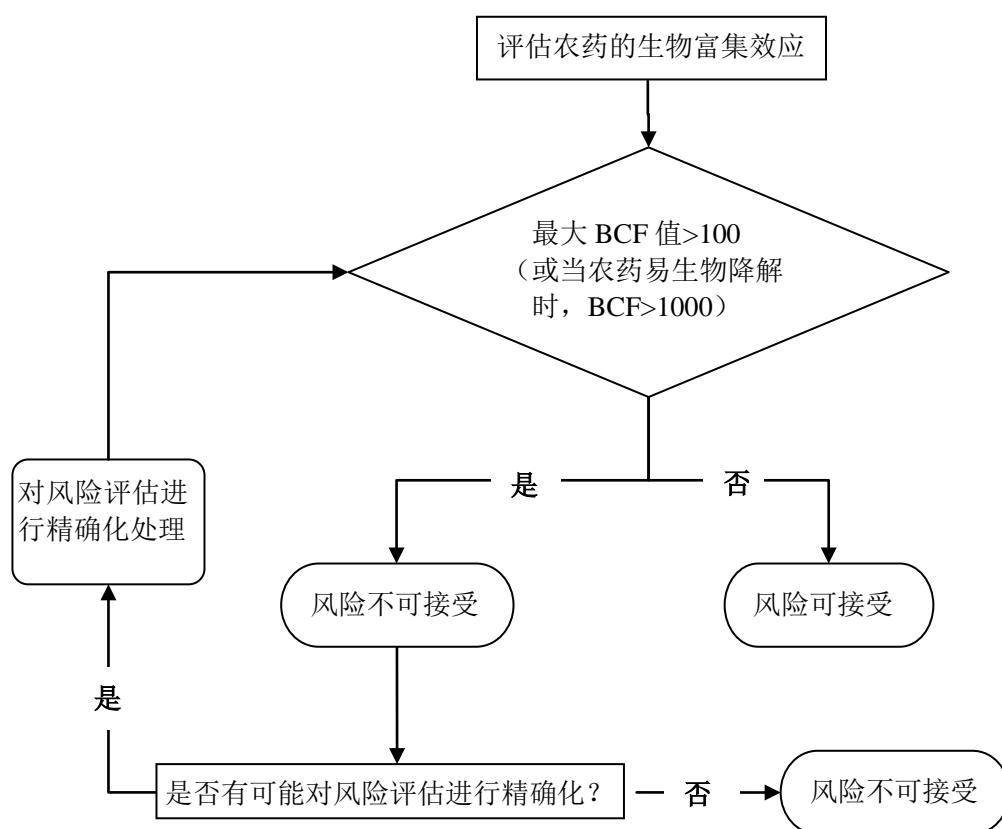


图 A.4 对高富集性农药的评估流程

## 附录 B

### (规范性附录)

#### 效应分析的毒性数据终点值和不确定因子

效应分析中采用的毒性数据终点和不确定性因子见表 B.1、B.2、B.3 和 B.4。

表 B.1 初级评估采用的毒性数据终点和不确定性因子

风险类型	生物分类	不同物种生态毒性数据数量	毒性终点选择	不确定性因子	相关的 PEC
急性风险	脊椎动物 <sup>a</sup>	<5 急性 LC <sub>50</sub>	几何平均值 <sup>d</sup>	100	PEC <sub>max</sub>
	无脊椎动物 <sup>b</sup>	<8 急性 EC <sub>50</sub>	几何平均值	100	
慢性风险	脊椎动物	<5 慢性 NOEC	几何平均值	10	PEC <sub>max</sub> 或 PEC <sub>tw</sub>
	无脊椎动物	<8 慢性 NOEC	几何平均值	10	
	初级生产者 <sup>c</sup>	<8 EC <sub>50</sub>	几何平均值	10	

a: 例如鱼和两栖类等；

b: 例如甲壳纲节肢动物、水生昆虫等；

c: 例如绿藻、蓝绿藻、硅藻、大型水生植物等；

d: 同一物种毒性数据取数值最小值（即毒性最高值）后再取几何平均值，对于不同生物分类的数据，取几何平均值的最低值（例如，对于杀虫剂，常常取水生昆虫或甲壳纲节肢动物的几何平均值最低值；对于除草剂，常常取绿藻、蓝绿藻、硅藻或大型水生植物的几何平均值的最低值）

表 B.2 无脊椎动物和初级生产者物种敏感性分布研究采用的毒性数据终点和不确定性因子

风险类型	毒性终点	不确定性因子	相关的 PEC
对无脊椎动物的急性风险及单次暴露或重复脉冲暴露的慢性风险	无延迟效应时，基于急性 LC <sub>50</sub> 或 EC <sub>50</sub> 的 HC <sub>5</sub>	3-6 <sup>a</sup>	PEC <sub>max</sub>
	有延迟效应（如昆虫生长调节剂）时，采用慢性 SSD（见本表格下一列）	-	-
对无脊椎动物长期暴露的慢性风险 <sup>b</sup>	基于慢性 NOEC（或 EC <sub>10</sub> ）的慢性 HC <sub>5</sub>	3	PEC <sub>max</sub> 或 PEC <sub>twa</sub>
对初级生产者的风险评估	基于 EC <sub>50</sub> 的 HC <sub>5</sub>	3	PEC <sub>max</sub> ，或 PEC <sub>twa</sub> （仅对于大型水生植物）

a: 当物种较多时，采用较低的不确定性因子；

b: 时间窗口中的浓度大于初始峰值浓度的 10%。

表 B. 3 脊椎动物物种敏感性分布研究采用的毒性数据终点和不确定性因子

风险类型	毒性终点	不确定性因子	相关的 PEC
急性风险	不存在延迟效应时，基于 96 小时 NOEC 或急性 LC <sub>10</sub> 的 HC <sub>5</sub>	3	PEC <sub>max</sub>
	不存在延迟效应时，基于 96 小时 LC <sub>50</sub> 的 HC <sub>5</sub>	9	PEC <sub>max</sub>
	可能存在延迟效应时，进行慢性效应分析（见本表格下一列）	-	-
慢性风险	基于慢性 NOEC 或 EC <sub>10</sub> 的慢性 HC <sub>5</sub>	3	PEC <sub>max</sub> 或 PEC <sub>twa</sub>

表 B. 4 中/微宇宙试验研究采用的毒性数据终点和不确定性因子

毒性终点 分级	对微宇宙或中宇宙系统的影响程度	不确定性因子	相关的 PEC
Class 1	无影响	1-2 <sup>a</sup>	PEC <sub>max</sub> 或 PEC <sub>twa</sub> (见 4.1.2)
Class 2	轻微影响	2-3	
Class 3A	显著的短期影响，总影响时间<8 周	3-4	
Class 3B	显著的短期影响，恢复时间小于最后一次施药后 8 周	(N/A) <sup>b</sup>	(N/A)
Class 4	显著影响，恢复时间未知	(N/A)	(N/A)
Class 5	显著的长期影响，恢复时间大于最后一次施药后 8 周	(N/A)	(N/A)

a: 当有更多中/微宇宙研究结果时，可使用较低的不确定性因子；

b: 当中/微宇宙研究的毒性终点分级为“Class3B”、“Class4”、“Class5”时，该项研究结果不能用于风险评估。

## 附录 C

## (规范性附录)

## TOP-RICE 模型输入参数

参数项 (英文)	参数项 (中文)	单位	默认值	备注
Molar mass	摩尔分子量	(g mol <sup>-1</sup> )	-	范围: 10-1.0×10 <sup>4</sup> 。
Saturated vapor pressure	饱和蒸气压	(Pa, °C)	-	范围: 0-10。如果测量温度未指定, 默认为 20 °C。如果存在多个数值, 取算术平均数; 如果没有数据, 取 0 Pa, 20 °C
Solubility in water	水中溶解度	(mg L <sup>-1</sup> , °C)	10000	范围: 0.001-1.0×10 <sup>6</sup> 。如果测量温度未指定, 默认为 20 °C。如果存在多个数值, 取算术平均数
Molar enthalpy of vaporization	摩尔蒸发焓	(kJ mol <sup>-1</sup> )	95	范围: -200-200
Molar enthalpy of dissolution	摩尔溶解焓	(kJ mol <sup>-1</sup> )	27	范围: -200-200
Reference diffusion coefficient in water	水中参照扩散系数	(m <sup>2</sup> d <sup>-1</sup> , °C)	4.3 × 10 <sup>-5</sup> , 20°C	范围: 0-200
Reference diffusion coefficient in air	空气中参照扩散系数	(m <sup>2</sup> d <sup>-1</sup> , °C)	0.43, 20°C	范围: 0.1-3
平衡吸附 Equilibrium sorption				
Option	类型		Kom, pH-independent	现阶段唯一可用选项
Kom	土壤有机质吸附常数	(L kg <sup>-1</sup> , °C)	-	范围: 0-1.0×10 <sup>7</sup> 。如果测量温度未指定, 默认为 20 °C。如果存在多个数值, 取几何平均值。Kom=Koc/1.724
Reference concentration in liquid phase	水相中的参考浓度	(mg L <sup>-1</sup> )	1	范围: 0.001-100
Molar enthalpy of sorption	摩尔吸附焓	(kJ mol <sup>-1</sup> )	0	范围: -100-100
Freundlich sorption exponent in soil	Freundlich 吸附指数	(--)	0.9	范围: 0.1-1.5



非平衡吸附 Non-equilibrium sorption				
Desorption rate coefficient	解吸附速率系数	(day <sup>-1</sup> )	0	范围：0-0.5
Factor relating Freundlich coefficient for non-equilibrium sorption and equilibrium sorption	平衡吸附与非平衡吸附的比例	(--)	0	范围：0-100
悬浮颗粒物中的平衡吸附 Equilibrium sorption in suspended solid				
Kom	有机质吸附常数	(L kg <sup>-1</sup> , °C)	土壤中的 Kom	范围：0-1.0×10 <sup>7</sup> 。如果测量温度未指定，默认为 20 °C。如果存在多个数值，取几何平均数。Kom= Koc /1.724
Reference concentration	参考浓度	(mg L <sup>-1</sup> )	1	范围：0.001-100
Freundlich sorption exponent	Freundlich 吸附指数	(--)	0.9	范围：0.1-2
水生植物中的平衡吸附 Equilibrium sorption in macrophytes				
Coefficient for linear sorption on macrophytes	水生植物对农药的线性吸附系数	(L kg <sup>-1</sup> )	0	范围：0-1.0×10 <sup>7</sup>
降解选项卡 Transformation				
土壤好氧降解 Soil Aerobic transformation				
Half life	土壤好氧降解半衰期	(days, °C)	1000 天，20°C	范围：0.1-1.0×10 <sup>6</sup> 。如果存在多个数值，取几何平均数。如果测量温度未指定，默认为 20 °C。
Optimum moisture conditions	最佳湿度条件	-	勾选	-
Exponent for the effect of liquid	液体影响指数	(--)	0.7	范围：0-5
Molar activation energy	摩尔活化能	(kJ mol <sup>-1</sup> )	65.4	范围：0-200
厌氧降解 Anaerobic transformation				
Half life	土壤厌氧降解半衰期	(days, °C)	1000 天，20°C	范围：0.1-1.0×10 <sup>6</sup> 。如果存在多个数值，取几何平均值。如果测量温度未指定，默认为 20 °C。
Molar activation energy	摩尔活化能	(kJ mol <sup>-1</sup> )	65.4	范围：0-200
在池塘水中降解 Water layer of water body				

Half life	半衰期	(days, °C)	1000, 20°C	范围: 1-1.0×10 <sup>6</sup> 。如果存在多个数值, 取几何平均数。如果测量温度未指定, 默认为 20 °C。选择三个 pH 条件下水解半衰期的最大值
Molar activation energy	摩尔活化能	(kJ mol <sup>-1</sup> )	75	范围: 0-200
在稻田水中降解 Water layer of paddy field				
Half life	半衰期	(days, °C)	1000days, 20°C	范围: 1-1.0×10 <sup>6</sup> 。如果存在多个数值, 取几何平均数。如果测量温度未指定, 默认为 20 °C。选择三个 pH 条件下水解半衰期的最大值
作物选项卡 Crop processes				
Wash-off factor	冲刷因子	(m <sup>-1</sup> )	100	范围: 1.0×10 <sup>-6</sup> - 100
Canopy process option	叶面选项	Lumped(视为等同的)	10	
		Specified (需要分别指定在叶面渗透、降解和挥发的半衰期)	10 (降解半衰期)	取值范围: 1-1.0×10 <sup>6</sup>
		Calculated(需要分别指定在叶面渗透和降解的半衰期)	10 (降解半衰期)	取值范围: 1-1.0×10 <sup>6</sup>
Coefficient for uptake by plant	农药从根系被水稻吸收的系数	(--)	0	取值范围: 0-10
代谢物选项卡 Metabolites in soil compartment				
Fraction	转化率	(--)	-	-
农药施药界面 Application Scheme				
Application type	施药方式	-	喷雾 (spraying)	-
Application date	施药日期	-	-	根据农药标签和作物生产期表确定施药时间
Dosage	施药剂量	(kg a.i. ha <sup>-1</sup> )	-	根据农药标签确定施药剂量, 取推荐剂量的最大值
Spray Drift	施药飘移率	(%)	3.73	当施药时, 若水稻株高=5cm 时, 则设定为 3.73; 当水稻株高=50cm 时, 设定为 1.16

## 附录 D

### (资料性附录)

#### 水生生态系统风险降低措施

水生生态系统风险降低措施信息见表 D.1。

表 D.1 水生生态系统风险降低措施

风险降低措施	措施的有效性 (暴露量相对降低)	使用条件	可行性
采用减少飘移的技术	视具体技术而定，减少 25-99%	不显著增加农民成本	有限
不批准飞机喷雾施药方式	有效性不确定	可以地面喷雾施用	良好
采用低环境释放的使用方式 (例如：温室内使用，种子处理等)	完全有效	措施应对防治对象有效； 具有替代药剂或其它防治手段	良好/有限
减少施用量	效果与施用量减少成线性正比关系	农药的药效不应显著降低	良好
采用减少飘移/径流的剂型	不确定	应对防治对象有效	良好
限于在不养殖鱼/虾/蟹的稻田中施用	部分有效	仅与水稻田相关的水生态系统； 具备替代药剂剂或其它防治手段	有限
喷施后不立即从稻田排水	部分有效/有效性不确定	仅与水稻田相关的水生态系统 农业生产允许	良好
仅限于在附近没有水产区的农田施用	部分有效	具备替代药剂剂或其它防治手段	有限
拒绝登记	完全有效	具备替代药剂剂或其它防治手段	良好

## 参考文献

- [1] Maltby, L; Blake, N; Brock, TCM, Van den Brink, PJ (2005), Insecticide SSDs: importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Env. Toxicol. Chem*, 24, 379-338.
- [2] Kwok, K.W.H., K.M.Y. Leung, V.K.H. Chu, P.K.S. Lam, D. Morritt, L. Maltby, T.C.M. Brock, P.J. Van den Brink, M.St.J. Warne and M. Crane. (2007). Comparison of tropical and temperate freshwater species sensitivities to chemicals: implications for deriving safe extrapolation factors. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3: 49-67.
- [3] Van den Brink, P.J., N. Blake, T. C.M. Brock and L. Maltby (2006). Predictive value of Species Sensitivity Distributions for effects of herbicides in freshwater ecosystems. *Journal of Human and Ecological Risk Assessment* 12: 645-674.
- [4] Brock, T.C.M., G.H.P. Arts, L. Maltby and P.J. Van den Brink. (2006). Aquatic risks of pesticides, ecological protection goals and common aims in EU Legislation. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2: e20-e46.
- [5] Guidance for summarizing and evaluating aquatic micro-and mesocosm studies. RIVM Report 601506009/2008
- [6] Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology in the context of the Directive 91/414/EEC, Sanco/3268/2001 rev.4 (final), Oct 17th, 2002
- [7] EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA Journal* 2013;11(7):3290
- [8] OECD(2002)Guideline 307: Aerobic and Anaerobic Transformation in soil, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals
- [9] OECD(2004)Guideline 111: Hydrolysis as a Function of pH, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals
- [10] OECD (2000) Guideline 106: Adsorption - Desorption Using a Batch Equilibrium Method, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals
- [11] OECD (2001) Guideline 121: Estimation of the Adsorption Coefficient ( $K_{oc}$ ) on Soil and on Sewage Sludge using High Performance Liquid Chromatography (HPLC), OECD Guidelines for the Testing of Chemicals
- [12] OECD (2012) Guideline 305: Bioconcentration: Flow-through Fish Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals
- [13] OECD (1992) Guideline 203: Fish, Acute Toxicity Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals
- [14] OECD (1992) Guideline 210: Fish, Early-Life Stage Toxicity Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals
- [15] OECD (2008)Detailed review papers:OECD No. 95 – Fish Life-Cycle Tests
- [16] OECD (2004) Guideline 202: *Daphnia* sp. Acute Immobilisation Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals
- [17] OECD (2012) Guideline 211: *Daphnia magna* Reproduction Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals
- [18] OECD (2011) Guideline 201: Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals
- [19] OECD (2014) drift Guideline: Guidance for Conducting Pesticide Terrestrial Field Dissipation Studies
- [20] OECD (2006) Simulated Freshwater Lentic Field Tests (Outdoor Microcosms and Mesocosms)

---