

农药对健康及环境影响药迹模型的构建与应用

张志恒^{*1}, 胡秀卿¹, 汪雯¹, 潘灿平², 刘琳¹

(1. 浙江省农业科学院 农产品质量标准研究所/省部共建国家重点实验室培育基地“浙江省植物有害生物防控重点实验室”/农业部农产品质量安全风险评估实验室(杭州)/农业部农药残留检测重点实验室, 杭州 310021; 2. 中国农业大学 理学院, 北京 100193)

摘要:为了更好地评估农药使用对人类健康和生态环境的综合影响, 利用可方便获取的农药有效成分特性数据资源, 在综合考虑健康及环境影响评估的定量化、参数的代表性、测试方法的标准化、现有可获取数据的权威性和完整性, 以及评估核算过程的便利性等要求基础上, 构建了药迹模型及其指标体系。采用所建立的药迹模型可计算得到表征各种农药对健康和环境影响力的药迹指数, 再结合农药用量数据, 即可对不同时空尺度下农药使用产生的健康和环境影响进行定量化的核算和比较。通过该模型对 70 种代表性农药进行核算, 结果表明, 药迹指数为 0.002~111.348 PTU/kg, 单次用量药迹为 0.001~41.412 PTU/hm², 不同农药品种间差距很大。该药迹模型具有广泛的应用前景, 如药迹指数可用于农药危害性分类, 药迹核算可用于农药减施成效评估, 药迹限量可用于农药施用限量标准制定等。

关键词: 农药减施; 健康风险; 环境风险; 风险评估; 药迹模型; 药迹核算

中图分类号: TQ450.26; TP274 文献标志码: A 文章编号: 1008-7303(2018)06-0765-11

Construction and application of pesticide trace model on human health and environmental impacts

ZHANG Zhiheng^{*1}, HU Xiuqing¹, WANG Wen¹, PAN Canping², LIU Lin¹

(1. State Key Lab Breeding Base for Zhejiang Sustainable Plant Pest Control/Lab of Quality & Safety Risk Assessment for Agro-products (Hangzhou), MOA/Key Lab for Pesticide Residue Detection, MOA/Institute of Quality and Standard for Agro-products, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou 310021, China; 2. College of Science, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: In order to better assess the comprehensive effect of pesticide use on human health and ecological environment, a pesticide trace model and its index system were constructed by utilizing compound properties data resource on pesticide active ingredient, considering comprehensively the quantification of health and environmental impact, the representativeness of parameters, the standardization of test methods, the authority and integrity of available data, and the convenience of the calculation/validation process. The pesticide trace index, reflecting the human health and environmental impact of pesticides, could be calculated by means of the pesticide trace model. Combined with the data of pesticide application dose, the pesticide trace could be calculated and compared quantitatively in different time and space scales. The theoretical result from the model for 70 representative pesticides

收稿日期: 2018-07-29; 录用日期: 2018-11-08.

基金项目: 国家重点研发计划课题(2016YFD0200803; 2016YFD0201203).

作者简介: *张志恒, 通信作者 (Author for correspondence), 男, 硕士, 研究员, 主要研究方向为农产品质量安全, E-mail: zhihengest@126.com

show that pesticide trace indexes were in range of 0.002-111.348 PTU/kg. Pesticide traces produced by once dose were in range of 0.001-41.412 PTU/hm², with significant difference between pesticide varieties. The pesticide trace model could be applied in a wide range, such as pesticide trace index use for classification of integrated pesticide hazards, pesticide trace accounting use for pesticide reduction evaluation, pesticide trace limit use for establishment of pesticide application limit standard and so on.

Keywords: pesticide reduction; health risk; environmental risk; risk assessment; pesticide trace model; pesticide trace accounting

自 20 世纪中叶化学农药推广使用以来, 世界农药使用量保持着半个多世纪的快速增长。农药在控制有害生物危害和提高作物产量等方面作出了重要贡献, 同时也给生态环境和人类健康带来了许多负面的影响^[1-2]。20 世纪后期, 国际上控制农药用量的共识逐渐形成并付诸行动。20 世纪 90 年代以来, 很多欧洲国家及美日韩等国的农药使用量都相继出现了下降的趋势^[3]。中国 2012—2014 年的农作物病虫害防治农药年均使用量(按有效成分计)与 2009—2011 年相比仍有 9.2% 的增长^[4], 直到 2015 年才比 2014 年减少了 1.45%^[5]。2015 年, 农业农村部(原农业部)发布了“到 2020 年农药使用量零增长行动方案”^[4], 2016 年, 科技部启动了“化学肥料和农药减施增效综合技术研发”试点专项。

控制农药使用的根本目的是减少其负面影响, 但目前国内外在核算农药使用量的变化时, 通常会直接采用所使用各种农药有效成分总质量的增减^[3-4]。由于不同农药其单位质量可能产生的健康和环境影响存在很大差异^[6-7], 因此仅用这种粗糙的核算方法并不能真正反映农药对人类健康和生态环境实际影响的变化情况^[8]。

鉴于农药负面影响的复杂性和变异性, 对其进行量化评估是一项非常困难的工作。自 20 世纪 90 年代以来, 已有学者从不同角度提出了多种关于农药有害影响评估的方法^[2, 8-11]。这些评估方法各有特点: 有的基础数据获取和核算比较方便, 但对输入参数采用分级赋值方法, 不同农药品种间的差异被严重压缩, 导致对部分农药的评估结果与专业人员的普遍认识存在很大差异, 如环境影响商 (EIQ) 法^[9]; 有的评估方法考虑比较全面, 参数较多, 但数据获取和核算过程难度大, 实际应用缺少可行性, 如 SYNOPSIS 法^[2]; 有的仅针对特定类型的不良影响进行评估, 如地表水衰减模

型 (SWAT) 等^[8]。尽管 EIQ 方法存在定量化不到位等方面的明显问题, 但因其数据获取方便, 仍是目前采用相对较多的方法^[2, 8-11]。本文拟以更合理、准确地评估农药使用对人类健康和生态环境的综合影响为目标, 构建一个定量更合理、使用更方便的核算方法。

1 健康和环境影响药迹模型及指标体系构建

1.1 农药对健康和环境的影响因素分析

农药通过农业和非农业活动中有目的地使用及其他局部性和偶发性的污染事件进入环境。进入环境的农药通过农药分子的溶解和沉积、蒸发和凝结、扩散和吸附, 水介质的径流和渗流, 大气介质的环流和沉降, 生物的吸收、富集和传导, 动物的取食、移动和排泄, 人类的采集、加工、输送、饮食和排泄等过程, 在整个地球环境中全方位迁移。虽然农药已经到达了地球表面的每一个角落, 但其残留的主要介质还是植物组织、土壤和水体^[1]。在残留和迁移的全过程中, 农药分子也时刻发生着代谢(包括减毒和增毒)、生物降解、水解和光解等化学变化^[12]。所有这些因素都显著影响着各类生物接触农药的几率和剂量(图 1)。

进入环境的农药会通过食物链、体表接触和呼吸系统进入人和环境生物的体内(图 1), 当农药暴露达到一定水平之后, 人和环境生物的健康可能会受到各种不利的影 响, 甚至失去生命。而针对不同的农药品种、生物种类、发育阶段、健康状况和环境条件等情况, 出现健康危害的阈值各异。即使是同一种生物或个体, 其产生不同毒理学反应的剂量也不具有线性关系, 如急性毒性高的农药不一定慢性毒性就高^[6-7]。因此, 在评估农药对人类健康和生态环境的综合影响时需要采用多种农药卫生毒理学和环境毒理学参数。

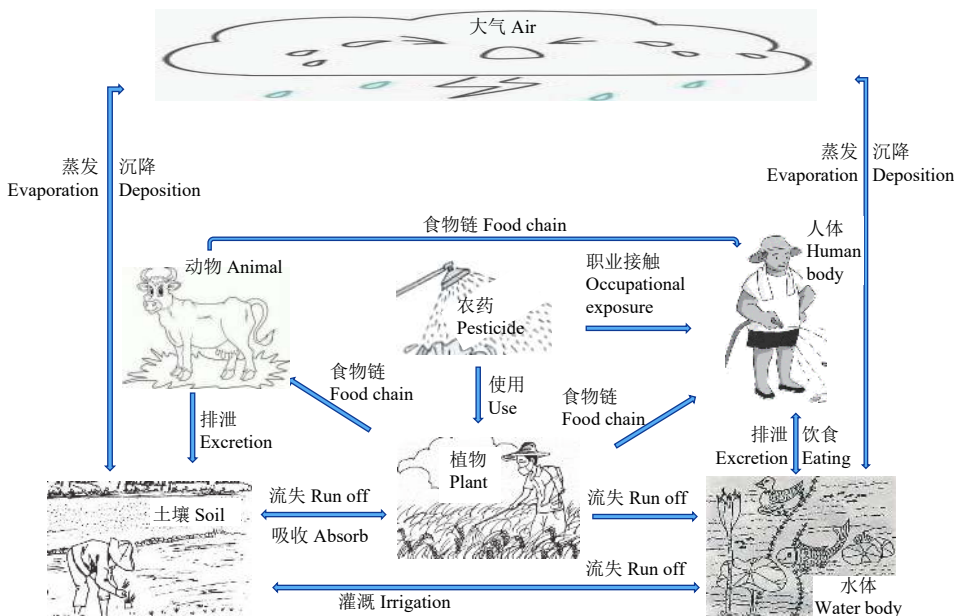


图 1 农药在自然环境中的迁移

Fig. 1 Migration of pesticides in the natural environment

1.2 药迹模型构建原则

构建药迹模型的目的是提供一个可行的评估农药使用所产生负面影响的定量方法。迄今为止,在已经建立的农药负面影响评估方法中,相对比较可行并有所应用的是美国康乃尔大学 Kovach 等提出的 EIQ 模型^[2, 8-11]。该模型由 3 部分组成,分别为职业健康影响、食品安全影响和生态环境影响,每一部分本质上都是相关代表性毒理类指标和归趋类指标的乘积,总影响商为 3 部分影响商的平均值^[9]。笔者在尝试采用 EIQ 模型进行评估的过程中,发现该模型存在以下主要问题:一是由于各项指标采用分级赋值的方法,不同农药之间的差异被不平衡压缩,造成部分农药的评估结果与一般经验明显不符;二是部分指标在 3 个部分中重复出现,增加了模型的复杂性。实际上,农药对健康和环境的影响存在相互交集,并没有明确的界线;部分农药特性指标也同时与健康 and 环境影响有密切的关系;对负面影响的综合评估结果更便于直接指导农药的安全使用。

鉴于上述认识,在药迹模型的构建中重点考虑了如下原则:

1) 可行性:秉持 EIQ 模型的优点,确保所采用的指标数据可方便获取,且模型尽量简洁和通用。

2) 量化:指标数据采用适当的方法进行指数化,不进行分级赋值,避免不平衡的压缩,提高评估的量化水平。

3) 综合性:以综合的农药负面影响为目标,不刻意区分职业健康、食品安全和生态环境等不同方面的影响。

1.3 指标体系

根据上述分析,构建药迹模型的指标体系应包括毒性类因子及暴露类因子。原则上应选择这 2 类因子中具有标准化测试方法、绝大多数农药已经有权威部门认可的测试结果、并对人体和生态环境具有全局性和代表性意义的指标来构建农药健康和环境影响指标体系。大多数农药能够获取到的毒性类指标大致可以分为卫生毒理指标和环境毒理指标,但环境毒理方面目前能获取到的主要是急性毒性数据,很多慢性毒性试验方法仍有待标准化,因此可用的慢性环境毒理数据很少^[6-7]。如中国已经制定 13 种环境生物毒性试验标准方法,但其中仅大型甲壳类生物提供了亚慢性试验方法,其他均仅有急性毒性试验方法^[13]。

因此,本研究中毒理指标拟由 3 个一级毒性因子组成,分别为人和哺乳动物慢性毒性、人和哺乳动物急性毒性及环境生物急性毒性。人和哺乳动物慢性毒性因子直接采用每日允许摄入量 (ADI) 的指数化值,因为 ADI 本身就是一个基于一系列慢性毒性研究结果的综合指标。人和哺乳动物急性毒性部分则有 2 个层次的研究数据可供利用,即影响水平和致死水平^[6-7]。影响水平有一个基于一系列急性毒性研究结果的综合指标——

急性参考剂量 (ARfD), 可指数化后直接采用; 致死水平有 3 个比较好的代表性指标, 且数据比较齐全, 即经口致死中量、经皮致死中量和吸入致死中浓度。将这 3 个致死水平的指标经指数化后进行几何平均, 再与指数化后的 ARfD 进行几何平均, 以其均值作为人和哺乳动物急性毒性因子。

环境生物急性毒性部分涉及的生物种类繁多, 国际上已经建立环境毒理标准化测试方法的代表性环境生物约有 30 多种, 其中蜜蜂、鸟、鱼和蚯蚓测试结果数据比较全, 代表性也比较好^[6-7, 13-14], 因此将这 4 种代表性环境生物的致死中量 (或中浓度) 经指数化后进行几何平均, 以其均值作为环境生物急性毒性因子。

与影响各种农药的人体和环境生物暴露量相关的归趋类指标中, 已经建立标准化测试方法的有 20 多项, 其中植物中半衰期、土壤中半衰期、水中半衰期和生物富集系数具有代表性好和数据全的优点^[6-7, 13-14], 因此将这 4 个指标作为暴露类因子的代表, 经指数化后直接用于药迹模型中。农药对健康和环境影响的药迹模型指标体系结构如

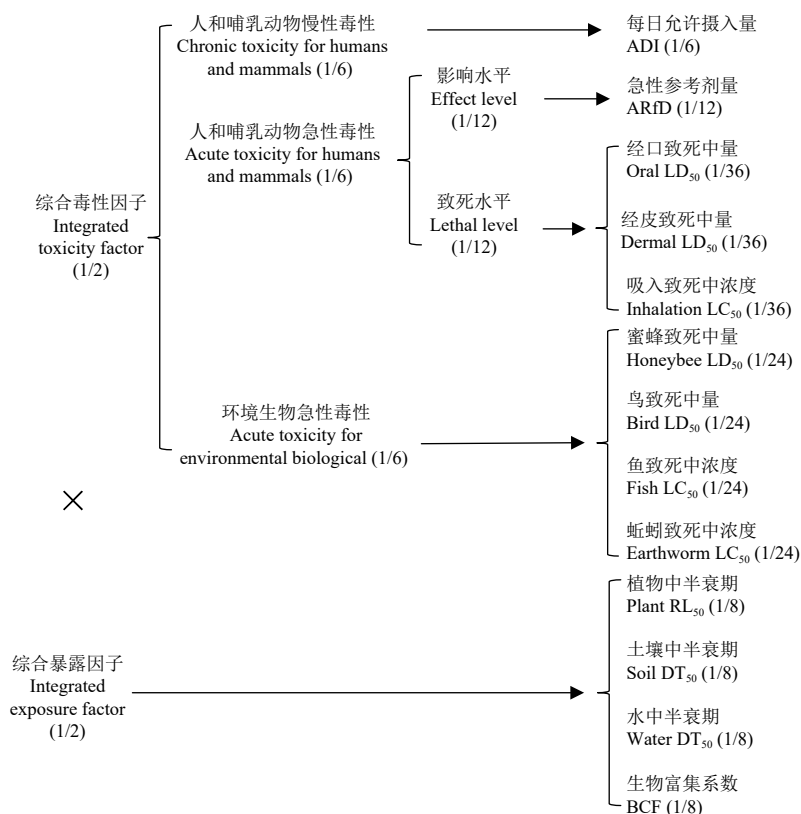
图 2 所示。

1.4 指标数据来源及其指数化

药迹模型所用的指标数据原则上优先采用国际权威机构推荐或认可的数据, 这些机构主要包括联合国粮农组织/世界卫生组织 (FAO/WHO) 联合农药残留专家委员会 (JMPR)^[15]、国际理论与应用化学联合会 (IUPAC)^[17]、欧洲食品安全局 (EFSA)^[16]、美国环保局 (EPA)^[17] 以及中国农业农村部农药检定所^[18] 等。少部分缺少权威机构数据的, 可采用文献数据。在权威性类似的机构有不同数据时, 采用几何平均方法进行综合。

为了实现指标数据的指数化, 首先构建了一套虚拟的模式农药指标值, 每一项指标值原则上设定在常用农药该项指标值的几何平均值附近, 并取整。模式农药 13 项指标的设定值 (SVMP) 如表 1 所示。

表 1 中前 9 项为毒性方面的指标, 都是数值越小危害性越大, 这类指标指数化时采用模式农药设定值与相应农药该指标值的比值; 后 4 项指标都是数据越大则暴露量越大, 或暴露的时间越



注: 各项指标后标注的分数相当于该项指标所占的权重。

Note: The score marked after each indicator equal to its weight.

图 2 农药对健康和环境影响药迹模型指标体系

Fig. 2 Index system of pesticide trace model on health and environmental effects of pesticides indicator system

表 1 模式农药 13 项指标设定值

Table 1 Setting value of 13 indexes for model pesticide

| 序号 No | 名称 Name | 符号 Code | 单位 Unit | SVMP* |
|-------|---|-------------------|--------------------|-------|
| 1 | 每日允许摄入量 Acceptable daily intake | ADI | mg/kg | 0.02 |
| 2 | 急性参考剂量 Acute reference dose | ARfD | mg/kg | 0.1 |
| 3 | 哺乳动物急性经口致死中量 Mammals acute oral LD ₅₀ | OLD ₅₀ | mg/kg | 800 |
| 4 | 哺乳动物急性经皮致死中量 Mammals acute dermal LD ₅₀ | DLD ₅₀ | mg/kg | 2 000 |
| 5 | 哺乳动物急性吸入致死中浓度 Mammals acute inhalation LC ₅₀ | ILC ₅₀ | mg/m ³ | 1 500 |
| 6 | 蜜蜂半致死剂量 (48 h, 经口和接触) Honeybees LD ₅₀ (48 h, oral and contact) | HLD ₅₀ | μg/蜂 μg/bee | 10 |
| 7 | 鸟半致死剂量 Birds acute LD ₅₀ | BLD ₅₀ | mg/(kg bw·d) | 800 |
| 8 | 鱼半致死浓度 Fish acute LC ₅₀ (96 h) | FLC ₅₀ | mg/L | 2 |
| 9 | 蚯蚓半致死浓度 Earthworms acute LC ₅₀ (14 d) | ELC ₅₀ | mg/kg(干土 dry soil) | 300 |
| 10 | 植物基质中半衰期 Dissipation rate on/in plant matrix | PRL ₅₀ | d | 4 |
| 11 | 土壤半衰期 DT ₅₀ in soil (typical, lab at 20°C and field) | SDT ₅₀ | d | 20 |
| 12 | 水中半衰期 DT ₅₀ in water (water phase and water-sediment) | WDT ₅₀ | d | 10 |
| 13 | 生物富集系数 Bio-concentration factor | BCF | — | 30 |

* SVMP=模式农药设定值。

* Setting value of model pesticide.

久, 这类指标指数化时采用相应农药该指标值与模式农药设定值的比值。

1.5 药迹模型构建

药迹模型评估的对象本质上是农药使用对人类健康和生态环境等可能产生的负面影响, 这与风险的概念有很大的相似性。因此, 参考风险的构成要素, 农药的健康和环境影响药迹指数 (简称药迹指数) 采用其综合毒性因子与综合暴露因子的乘积, 可用式 (1) 表示。

$$I_{T_p} = n_1 \sqrt{\prod_{i=1}^{n_1} X_i} \times n_2 \sqrt{\prod_{j=1}^{n_2} Y_j} \quad (1)$$

式中: I_{T_p} (pesticide trace index) 为药迹指数, 表示 1 kg 农药 (以有效成分计) 在使用过程及进入农业环境后对人类健康和生态环境可能带来的不利影响程度; X_i 为第 i 个毒性因子指数; n_1 为列入指标体系的毒性因子数量 (在图 2 的指标体系中是 3 个一级毒性因子); Y_j 为第 j 个暴露因子指数; n_2 为列入指标体系的暴露因子数量 (在图 2 的指标体系中为 4 个暴露因子)。各项毒性因子由相应的毒理学指标指数化后得到, 各项暴露因子由相应的归趋类指标指数化后得到。当各项毒性类因子和暴露类因子在没有可供直接采用的综合性指标时, 可分别选择该方面的数个主要的代表性指标, 指数化后通过几何平均的方法进行整合。

根据各种农药的药迹指数和使用量, 可对农药使用造成的药迹进行核算。药迹核算的基本公式见式 (2)。

$$T_p = \sum_{k=1}^{n_3} (D_k \times I_{T_p(k)}) \quad (2)$$

式中: T_p 为药迹 (pesticide trace), 是一个反映农药使用对人类健康和生态环境可能产生的有害影响程度的相对数值, 单位为“药迹单位 (PTU, pesticide trace unit)”; D_k 是第 k 种农药的使用剂量 (application dosage), 以有效成分计, 单位为 kg; $I_{T_p(k)}$ 是第 k 种农药的药迹指数 (pesticide trace index), 单位为 PTU/kg; n_3 为纳入核算的农药种类数。

2 代表性农药的药迹指数及单次使用量产生的药迹

根据上述的健康和环境影响药迹模型及其指标体系, 采用式 (1) 计算得到 70 种代表性农药的药迹指数。结果表明: 这些农药药迹指数的几何平均值为 1.100 PTU/kg, 不同农药品种间药迹指数存在非常大的差异, 最大接近 5 个数量级。其中苏云金芽孢杆菌 (*Bacillus thuringiensis*) 最低, 为 0.002 PTU/kg, 波尔多液 (bordeaux mixture)、氢氧化铜 (copper hydroxide) 和春雷霉素 (kasugamycin) 等生物源和矿物源农药及少数化学合成农药的药迹指数在 0.1 PTU/kg 以下; 而滴滴涕 (DDT)、毒死蜱 (chlorpyrifos)、对硫磷 (parathion) 和克百威 (carbofuran) 均在 30 PTU/kg 以上, 其中滴滴涕高达 111.348 PTU/kg; 涕灭威 (aldicarb)、三唑磷 (triazophos)、三氯杀螨醇 (dicofol)、溴氰菊酯 (deltamethrin)、杀扑磷

(methidathion)、三唑锡 (azocyclotin)、丁硫克百威 (carbosulfan)、甲胺磷 (methamidophos) 和倍硫磷 (fenthion) 等农药的药迹指数也在 10 PTU/kg 以上。

此外, 不同农药为实现防治目的所需的合理用量也存在很大差异, 这种差异与药迹指数的差异叠加, 就形成了选用不同农药所产生的药迹差异。按照农药登记推荐的每公顷农药使用量上限, 通过式 (2) 计算获得这些农药单次用量所产生的药迹。其中春雷霉素、苄氨基嘌呤 (6-benzylamimopurine)、苄嘧磺隆 (bensulfuron-methyl)、氯吡脞

(forchlorfenuron)、酰胺磺隆 (amidosulfuron)、甲氨基阿维菌素苯甲酸盐 (emamectin benzoate)、苏云金芽孢杆菌、波尔多液、氯虫苯甲酰胺 (chlorantraniliprole)、五氟磺草胺 (penoxsulam)、氰氟草酯 (cyhalofop-butyl) 和双草醚 (bispyribac-sodium) 的每公顷单次用量产生的药迹均在 0.01 PTU/hm² 以下, 春雷霉素和苄氨基嘌呤最低, 为 0.001 PTU/hm²; 而克百威、毒死蜱、涕灭威和三唑磷均在 10 PTU/hm² 以上, 克百威最高, 达 41.412 PTU/hm², 与春雷霉素和苄氨基嘌呤相差已达 4 个数量级以上 (表 2)。

表 2 代表性农药的药迹指数和单次用量产生的药迹

Table 2 The pesticide trace index and pesticide trace produced by once dose for representative pesticides

| 序号 No. | 农药通用名称 Common name of pesticide | 综合毒性指数 ^[6-7, 15-18] Integrated toxicity index ^[6-7, 15-18] | 综合暴露指数 ^[6-7, 15-17] Integrated exposure index ^[6-7, 15-17] | 药迹指数 Pesticide trace index/(PTU/kg) | 单次用量 ^[19] Once dose ^[19] / (g/hm ²) | 单次施用药迹 Pesticide trace each application/(PTU/hm ²) |
|-----------|--|--|--|---|---|--|
| 1 | 苏云金芽孢杆菌 <i>B. thuringiensis</i> ²⁾ | 0.012 | 0.203 | 0.002 | 1 920 | 0.005 |
| 2 | 波尔多液 bordeaux mixture | 0.093 | 0.080 | 0.007 | 900 | 0.007 |
| 3 | 氢氧化铜 copper hydroxide | 0.171 | 0.080 | 0.014 | 2 310 | 0.032 |
| 4 | 春雷霉素 kasugamycin | 0.184 | 0.165 | 0.030 | 45 | 0.001 |
| 5 | 苄嘧磺隆 bensulfuron-methyl | 0.113 | 0.546 | 0.061 | 30 | 0.002 |
| 6 | 氰氟草酯 cyhalofop-butyl | 1.332 | 0.053 | 0.071 | 113 | 0.008 |
| 7 | 酰胺磺隆 amidosulfuron | 0.085 | 0.985 | 0.084 | 30 | 0.003 |
| 8 | 苄氨基嘌呤 6-benzylamimopurine | 0.338 | 0.303 | 0.102 | 8 | 0.001 |
| 9 | 啶菌酯 azoxystrobin | 0.214 | 0.484 | 0.104 | 180 | 0.019 |
| 10 | 矮壮素 chlormequat chloride | 0.519 | 0.236 | 0.122 | 500 | 0.061 |
| 11 | 杀虫双 thiosultap-disodium | 0.943 | 0.171 | 0.161 | 750 | 0.121 |
| 12 | 烯酰吗啉 dimethomorph | 0.265 | 0.668 | 0.177 | 350 | 0.062 |
| 13 | 氯虫苯甲酰胺 chlorantraniliprole | 0.058 | 3.085 | 0.179 | 40 | 0.007 |
| 14 | 五氟磺草胺 penoxsulam | 0.186 | 1.011 | 0.188 | 38 | 0.007 |
| 15 | 吡蚜酮 pymetrozine | 0.597 | 0.320 | 0.191 | 90 | 0.017 |
| 16 | 克菌丹 captan | 0.441 | 0.447 | 0.197 | 1 406 | 0.277 |
| 17 | 双草醚 bispyribac-sodium | 0.529 | 0.384 | 0.203 | 45 | 0.009 |
| 18 | 肟菌酯 trifloxystrobin | 0.347 | 0.635 | 0.220 | 169 | 0.037 |
| 19 | 呋虫胺 dinotefuran | 0.584 | 0.441 | 0.257 | 150 | 0.039 |
| 20 | 啶虫脒 acetamiprid | 0.740 | 0.361 | 0.267 | 42 | 0.011 |
| 21 | 灭蝇胺 cyromazine | 0.284 | 1.044 | 0.296 | 150 | 0.044 |
| 22 | 醚菊酯 etofenprox | 1.126 | 0.315 | 0.355 | 150 | 0.053 |
| 23 | 丁草胺 butachlor | 1.571 | 0.272 | 0.427 | 1 200 | 0.513 |
| 24 | 乙草胺 acetochlor | 0.588 | 0.795 | 0.468 | 1 620 | 0.758 |
| 25 | 甲基硫菌灵 thiophanate-methyl | 0.411 | 1.167 | 0.479 | 1 125 | 0.539 |
| 26 | 2,4-滴 2,4-D | 0.761 | 0.674 | 0.513 | 1 594 | 0.817 |
| 27 | 氯吡脞 forchlorfenuron | 0.269 | 2.232 | 0.599 | 4 | 0.002 |
| 28 | 百菌清 chlorothalonil | 0.891 | 0.748 | 0.667 | 1 026 | 0.684 |
| 29 | 甲氨基阿维菌素苯甲酸盐 emamectin benzoate | 4.092 | 0.180 | 0.735 | 4 | 0.003 |
| 30 | 丙草胺 pretilachlor | 0.665 | 1.125 | 0.749 | 675 | 0.505 |
| 31 | 莠去津 atrazine | 0.674 | 1.135 | 0.765 | 1 755 | 1.343 |

续表 2

Table 2 (Continued)

| 序号 No. | 农药通用名称 Common name of pesticide | 综合毒性指数 ^[6-7, 15-18] Integrated toxicity index ^[6-7, 15-18] | 综合暴露指数 ^[6-7, 15-17] Integrated exposure index ^[6-7, 15-17] | 药迹指数 Pesticide trace index/(PTU/kg) | 单次用量 ¹⁾ [19] Once dose ¹⁾ [19]/ (g/hm ²) | 单次施用药迹 Pesticide trace each application/(PTU/hm ²) |
|-----------|------------------------------------|--|--|---|--|--|
| 32 | 噻呋酰胺 thifluzamide | 0.590 | 1.432 | 0.844 | 90 | 0.076 |
| 33 | 稻瘟酰胺 fenoxanil | 1.277 | 0.734 | 0.938 | 200 | 0.188 |
| 34 | 乙基多杀菌素 spinetoram | 0.837 | 1.194 | 0.999 | 27 | 0.027 |
| 35 | 丙环唑 propiconazole | 0.343 | 3.088 | 1.059 | 180 | 0.191 |
| 36 | 敌敌畏 dichlorvos | 21.392 | 0.051 | 1.093 | 600 | 0.656 |
| 37 | 螺螨酯 spiroticlofen | 1.102 | 1.013 | 1.117 | 36 | 0.040 |
| 38 | 多菌灵 carbendazim | 0.979 | 1.445 | 1.415 | 900 | 1.273 |
| 39 | 吡虫啉 imidacloprid | 1.482 | 1.004 | 1.488 | 37 | 0.055 |
| 40 | 双甲脒 amitraz | 1.839 | 0.830 | 1.527 | 150 | 0.229 |
| 41 | 阿维菌素 abamectin | 11.560 | 0.160 | 1.846 | 14 | 0.025 |
| 42 | 三环唑 tricyclazole | 0.584 | 3.189 | 1.861 | 338 | 0.628 |
| 43 | 丙炔噁草酮 oxadiargyl | 1.069 | 1.820 | 1.945 | 96 | 0.187 |
| 44 | 戊唑醇 tebuconazole | 0.572 | 3.538 | 2.025 | 115 | 0.233 |
| 45 | 杀螟硫磷 fenitrothion | 4.190 | 0.506 | 2.121 | 563 | 1.193 |
| 46 | 甲萘威 carbaryl | 2.680 | 0.976 | 2.617 | 1 275 | 3.336 |
| 47 | 茚虫威 indoxacarb | 2.292 | 1.252 | 2.869 | 45 | 0.129 |
| 48 | 稻瘟灵 isoprothiolane | 0.350 | 9.807 | 3.432 | 675 | 2.316 |
| 49 | 噻嗪酮 buprofezin | 0.715 | 4.851 | 3.469 | 113 | 0.390 |
| 50 | 氯氰菊酯 cypermethrin | 2.043 | 1.801 | 3.679 | 90 | 0.331 |
| 51 | 苯醚甲环唑 difenoconazole | 0.794 | 4.792 | 3.803 | 125 | 0.475 |
| 52 | 乐果 dimethoate | 7.103 | 0.545 | 3.869 | 600 | 2.321 |
| 53 | 咪鲜胺 prochloraz | 1.132 | 3.663 | 4.146 | 375 | 1.555 |
| 54 | 吡螨灵 pyridaben | 3.840 | 1.326 | 5.094 | 135 | 0.688 |
| 55 | 己唑醇 hexaconazole | 0.851 | 6.473 | 5.508 | 72 | 0.397 |
| 56 | 氟氯氰菊酯 cyfluthrin | 4.065 | 1.709 | 6.946 | 29 | 0.204 |
| 57 | 丙溴磷 profenofos | 3.779 | 2.157 | 8.151 | 600 | 4.890 |
| 58 | 倍硫磷 fenthion | 4.704 | 2.400 | 11.286 | 750 | 8.465 |
| 59 | 甲胺磷 methamidophos ³⁾ | 15.559 | 0.844 | 13.132 | 450 | 5.909 |
| 60 | 丁硫克百威 carbosulfan | 7.948 | 1.686 | 13.399 | 180 | 2.412 |
| 61 | 三唑锡 azocyclotin | 4.746 | 3.232 | 15.339 | 100 | 1.534 |
| 62 | 杀扑磷 methidathion | 26.476 | 0.616 | 16.299 | 300 | 4.890 |
| 63 | 溴氰菊酯 deltamethrin | 6.046 | 3.637 | 21.989 | 15 | 0.330 |
| 64 | 三氯杀螨醇 dicofol ³⁾ | 3.384 | 6.940 | 23.488 | 300 | 7.046 |
| 65 | 三唑磷 triazophos | 13.599 | 1.857 | 25.257 | 480 | 12.124 |
| 66 | 涕灭威 aldicarb | 26.468 | 1.123 | 29.713 | 900 | 26.741 |
| 67 | 克百威 carbofuran | 32.278 | 0.950 | 30.676 | 1 350 | 41.412 |
| 68 | 对硫磷 parathion ³⁾ | 36.947 | 0.901 | 33.274 | — | — |
| 69 | 毒死蜱 chlorpyrifos | 12.181 | 3.633 | 44.253 | 720 | 31.862 |
| 70 | 滴滴涕 DDT ³⁾ | 2.999 | 37.134 | 111.348 | — | — |
| | 几何平均 Geometric average | 1.192 | 0.926 | 1.100 | 190 | 0.186 |

¹⁾ 采用中国农药登记推荐使用量的上限。²⁾ 苏云金芽孢杆菌的有效成分含量以毒力效价表示, 原粉一等品要求的毒力效价为 50 000 IU/mg^[20], 在药迹核算中, 按“50 000 IU 的毒力效价=1 mg 有效成分”进行换算。³⁾ 已不再登记使用的农药品种。

¹⁾ According to the upper limit of recommended once application dose in China's pesticide registration. ²⁾ The active ingredient content of *Bacillus thuringiensis* (Bt) is expressed as toxicity titer. The toxicity titer required is 50 000 IU/mg for its first grade technical. Therefore, “50 000 IU for toxicity titer equal to 1 mg active ingredient” is adopted in the course accounting pesticide trace. ³⁾ The pesticides no longer registered for use.

3 药迹指数的应用

3.1 农药危害性分类

目前,世界主要国家以及 WHO 对农药危害性的分类主要基于其对哺乳动物的急性毒性,包括急性经口 LD₅₀、急性经皮 LD₅₀ 和急性吸入 LC₅₀ 等^[16-17,21]。但是,农药对人类健康和生态环境产生的危害不仅与其急性毒性相关,也与其慢性

毒性密切相关;不仅与对哺乳动物的毒性相关,也与其对其他环境生物的毒性存在广泛的关联;不仅与其生物毒性相关,也与其在生物体内的代谢、残留和在环境中的降解、归趋有很大的关系。而农药药迹指数是全面考虑以上因素后的一个综合性指标,因此将其用于农药危害性分类具有显著的优势。通过对主要农药药迹指数的分析,提出的农药危害性分类建议标准如表 3 所示。

表 3 基于药迹指数的农药危害性分类建议标准

Table 3 Recommended criteria for pesticide harmful classification based on pesticide trace index

| 代号 Code | 分类等级名称 Classification name | 药迹指数 Pesticide trace index/(PTU/kg) | 代表性农药 Representative pesticide |
|------------|-------------------------------------|--|---|
| A | 极低危害性 Slightly harmful | <0.1 | 苏云金芽孢杆菌、波尔多液、春雷霉素 <i>B. thuringiensis</i> , bordeaux mixture, kasugamycin |
| B | 低危害性 Lowly harmful | 0.1~0.3 | 啞菌酯、矮壮素、五氟磺草胺 azoxystrobin, chlormequat chloride, penoxsulam |
| C | 中低危害性 Medially to lowly harmful | 0.3~1 | 甲基硫菌灵、丙草胺、甲氨基阿维菌素苯甲酸盐 thiophanate-methyl, pretilachlor, emamectin benzoate |
| D | 中危害性 Medially harmful | 1~3 | 吡虫啉、阿维菌素、三环唑 imidacloprid, abamectin, tricyclazole |
| E | 中高危害性 Medially to highly harmful | 3~10 | 乐果、哒螨灵、己唑醇 dimethoate, pyridaben, hexaconazole |
| F | 高危害性 Highly harmful | 10~30 | 溴氰菊酯、三唑磷、三氯杀螨醇 deltamethrin, triazophos, dicofol |
| G | 极高危害性 Extremely harmful | >30 | 滴滴涕、克百威、对硫磷 DDT, carbofuran, parathion |

3.2 药迹核算

药迹是反映农药使用对人类健康和生态环境产生不利影响程度的一个相对指标。药迹可以采用所建立的药迹模型在任何时间和空间尺度上进行核算,也可以对为实现某一目的所使用农药的药迹进行核算和比较;可以对特定范围内的全部农药进行核算,也可以按照不同的分类方法进行核算;可以根据实际的使用数据进行核算,也可以对用药方案进行核算。

例如:在中国湖南省益阳市赫山区八字哨镇关王坪村某水稻基地 2017 年单季晚稻的农药使用情况进行统计的基础上,结合表 2 中给出的药迹指数,采用式 (2) 进行核算。核算结果表明,单季晚稻生产全过程共使用农药 5 次,每次用 3 种农药,每公顷稻田共投入 1 635 g 农药有效成分,带来 1.843 PTU 的健康和环境影响(表 4)。

3.3 药迹对比

有了药迹核算的方法,就可以对不同年份、不同区域、不同作物、不同生产方式、不同防治模式及不同用药方案等的农药使用带来的药迹进行比较,明确其对健康和环境影响的差异,并发现其中的变化规律。

例如:中国已有多种农药登记用于水稻稻瘟病的防治,对其中 10 种主要的单剂产品按照推荐使用剂量^[19](统一按上限计)进行单次用量的药迹核算,发现不同农药之间药迹存在非常大的差异(最大差异达 1 696 倍),其中药迹较小的是春雷霉素、啞菌酯(azoxystrobin)、稻瘟酰胺(fenoxanil)和丙环唑(propiconazole)等,药迹较大的是稻瘟灵(isoprothiolane)、咪鲜胺(prochloraz)和多菌灵(carbendazim)(表 5)。因此,为了减少农药的负面影响,在选择用药方案时应将药迹核算和比较结果作为一个重要的考虑因素之一,尽量选择药迹比较小的用药方案。

3.4 农药减施成效评估

提倡农药减施的目的是减少农药使用对人类健康和生态环境的不良影响,而药迹模型就是核算农药使用对人类健康和生态环境影响的一种有效方法。因此,通过药迹核算进行农药减施成效评估与实现减施的目的之间具有高度的契合性。评估时只需对不同年份的药迹进行核算和比较,计算药迹减少的幅度,就能比较方便和有效地得出农药使用对人类健康和生态环境不良影响的减少程度。

表 4 2017 年湖南省益阳市某水稻基地的农药使用情况及药迹核算

Table 4 Pesticide application and pesticide trace accounting in a rice base of Yiyang, Hunan Province in 2017

| 日期 Date (m-d) | 生育期 Growth stage | 农药 Pesticide | 用量 Dose/(g/hm ²) | 药迹指数 Pesticide trace index/(PTU/kg) | 药迹 Pesticide trace/(PTU/hm ²) |
|------------------|----------------------------|----------------------------|---------------------------------|--|--|
| 06-15 | 苗期 Seedling stage | 苄嘧磺隆 bensulfuron-methyl | 36 | 0.061 | 0.002 |
| | | 丙草胺 pretilachlor | 324 | 0.749 | 0.243 |
| | | 吡虫啉 imidacloprid | 75 | 1.488 | 0.112 |
| 07-18 | 分蘖期 Tillering stage | 氰氟草酯 cyhalofop-butyl | 300 | 0.071 | 0.021 |
| | | 双草醚 bispyribac-sodium | 60 | 0.203 | 0.012 |
| | | 吡虫啉 imidacloprid | 75 | 1.488 | 0.112 |
| 07-29 | 分蘖末期 Late tillering stage | 氯虫苯甲酰胺 chlorantraniliprole | 30 | 0.179 | 0.005 |
| | | 吡蚜酮 pymetrozine | 150 | 0.191 | 0.029 |
| | | 己唑醇 hexaconazole | 75 | 5.508 | 0.413 |
| 08-20 | 幼穗分化期 Ear primordial stage | 氯虫苯甲酰胺 chlorantraniliprole | 30 | 0.179 | 0.005 |
| | | 吡蚜酮 pymetrozine | 150 | 0.191 | 0.029 |
| | | 己唑醇 hexaconazole | 75 | 5.508 | 0.413 |
| 09-10 | 齐穗期 Full heading stage | 氯虫苯甲酰胺 chlorantraniliprole | 30 | 0.179 | 0.005 |
| | | 吡蚜酮 pymetrozine | 150 | 0.191 | 0.029 |
| | | 己唑醇 hexaconazole | 75 | 5.508 | 0.413 |
| | | 合计 Sun | 1 635 | — | 1.843 |

表 5 稻瘟病防治主要农药单次施药的药迹比较

Table 5 Single application pesticide trace comparison of main pesticides to control rice blast

| 农药 Pesticide | 药迹指数 Pesticide trace index/(PTU/kg) | 每次使用量 ^[19] Dose once/(g/hm ²) | 单次用量药迹 Pesticide trace each application/(PTU/hm ²) |
|--------------------------|--|---|---|
| 春雷霉素 kasugamycin | 0.030 | 45 | 0.001 |
| 嘧菌酯 azoxystrobin | 0.104 | 180 | 0.019 |
| 稻瘟酰胺 fenoxanil | 0.938 | 200 | 0.188 |
| 丙环唑 propiconazole | 1.059 | 180 | 0.191 |
| 甲基硫菌灵 thiophanate-methyl | 0.479 | 1 125 | 0.539 |
| 三环唑 tricyclazole | 1.861 | 338 | 0.628 |
| 百菌清 chlorothalonil | 0.667 | 1 026 | 0.684 |
| 多菌灵 carbendazim | 1.415 | 900 | 1.273 |
| 咪鲜胺 prochloraz | 4.146 | 375 | 1.555 |
| 稻瘟灵 isoprothiolane | 3.432 | 675 | 2.316 |

例如: 根据 2000—2002 年浙江省嵊州市晚稻上杀虫剂类农药的使用情况统计^[22], 分别对 3 个年份晚稻上杀虫剂药迹进行核算。从 2000 年到 2002 年, 平均每公顷晚稻上杀虫剂使用量(以有效成分计)分别为 2 348、2 550 和 2 076 g; 药迹核算结果分别为 23.239、17.531 和 14.836 PTU。2001 年比前一年杀虫剂用量增加 8.60%, 其中三唑磷等高危害性农药用量明显减少, 杀虫双(thiosultapdisodium)等相对安全的农药使用量显著增加, 核算结果杀虫剂总药迹减少了 24.56%; 2002 年比前一年杀虫剂用量减少 18.59%, 其中杀虫双、三唑

磷等主流杀虫剂显著减少, 非主流杀虫剂用量有所增加, 核算结果杀虫剂总药迹减少了 15.38%(表 6)。如果将 2017 年湖南省益阳市某水稻基地的杀虫剂使用情况(表 4)与 2002 年浙江省嵊州市晚稻上杀虫剂的使用情况(表 6)进行比较, 可见在 15 年后杀虫剂品种已经彻底更新换代, 有效成分用量也减少了 66.76%, 杀虫剂总药迹更是显著减少了 97.81%。

4 结论与讨论

1) 本文中构建的药迹模型及其指标体系兼顾

表 6 2000—2002 年浙江省嵊州市晚稻上杀虫剂使用情况及药迹比较

Table 6 Insecticide application and pesticide trace comparison for late rice in Shengzhou, Zhejiang Province in 2000—2002

| 杀虫剂 Insecticide | 使用量 ^[2] Application dose ^[2] /(g/hm ²) | | | 药迹指数 Pesticide trace index/(PTU/kg) | 药迹 Pesticide trace/(PTU/hm ²) | | |
|-------------------------|--|-------|-------|--|---|--------|---------|
| | 2000 | 2001 | 2002 | | 2000 | 2001 | 2002 |
| 杀虫双 thiosultap-disodium | 924 | 1 218 | 773 | 0.161 | 0.149 | 0.196 | 0.124 |
| 三唑磷 triazophos | 752 | 518 | 422 | 25.257 | 18.993 | 13.083 | 10.658 |
| 乐果 dimethoate | 195 | 191 | 183 | 3.869 | 0.754 | 0.739 | 0.708 |
| 甲胺磷 methamidophos | 216 | 206 | 178 | 13.132 | 2.837 | 2.705 | 2.337 4 |
| 其他 Other | 261 | 417 | 520 | 1.937 | 0.506 | 0.808 | 1.007 |
| 合计 Sum | 2 348 | 2 550 | 2 076 | — | 23.239 | 17.531 | 14.836 |

了健康和环境影响核算的定量化要求、参数的代表性、测试方法的标准化程度、现有可获取数据的权威性和完整性以及评估核算过程的便利性等因素，对于核算及比较农药使用带来的健康和环境影响具有比较普遍的适用性。所建立的药迹模型与国际上现有采用相对较多的 EIQ 模型^[9]相比，具有 4 个方面的显著优势：一是指标数量从 11 个 (其中 6 个为定性指标) 增加到了 13 个，并全部改用定量化数据，代表性和合理性显著提升；二是各项指标的基础数据采用指数化的方法先进行处理，避免了 EIQ 模型采用分级赋值方法带来的不平衡压缩和结果畸变；三是模型的构建直接以核算综合影响为目标，避免了为区分不同类型影响而导致的模型的复杂化；四是本模型具备很好的通用性，即使针对一些特殊场景和特殊目的的核算评估，或随着其他指标基础数据的积累因而有必要补充或修改某些指标时，也可以仅对指标体系做适当调整，而无需改变模型。

2) 本文表 2 中给出了 70 种代表性农药的药迹指数和单次用量的药迹核算结果。在相关农药的药迹核算和比较中可直接采用这些药迹指数，对于在表 2 中未给出药迹指数的农药，可按照上文提供的药迹模型、指标体系和数据收集整理原则另行进行计算。

3) 药迹指数能够比较好地反映农药有效成分在一般使用场景下对人类健康和生态环境的影响程度，特别适用于农药危害性分类、不同时空尺度的药迹核算、不同用药方案的药迹比较及农药减施成效评估等。在农药减施评估中用药迹核算代替剂量核算，在农药施用限量标准制定时用药迹限定代替剂量限定，将有利于在实现农药施用剂量减少的同时，推动安全绿色农药替代高风险农药的进程，加速减缓农药对人类健康和生态环

境的不利影响。

4) 从现有的农药药迹核算结果 (表 2) 看，不同农药品种间的药迹指数及单次使用产生的药迹可达几个数量级的差异。这从新的视角揭示了合理选用农药品种对控制农药负面影响的重要性，也再次证明了使用克百威、毒死蜱、涕灭威和三唑磷对健康和环境的巨大负面影响。对指标体系中各因子数据的进一步分析显示，克百威主要是对哺乳动物、蜜蜂和鸟类的急性毒性高；毒死蜱主要是对蜜蜂和鱼的急性毒性高，并有生物富集问题；涕灭威和三唑磷则主要是对哺乳动物和鸟类的急性毒性高。因此，建议我国应加速推进这 4 种高风险农药的禁用进程。

5) 本文目前所建立的模型及其指标体系是仅针对农药有效成分而言的，但实际上，除了农药有效成分的特性和使用剂量等因素外，农药使用对健康和环境的危害还受到农药剂型、施药时期、使用方法、作物种类、土壤类型、地形地貌、生物群落、天气条件以及接触人群等多方面因素的影响。因此后续还应对这些非农药有效成分因素广泛开展研究，并补充到药迹模型及其指标体系中来。

参考文献 (Reference):

- [1] RATHORE H S, NOLLET L M L. Pesticides: evaluation of environmental pollution[M]. Boca Raton: CRC Press, 2012.
- [2] PIERLOT F, MARKS-PERREAU J, RÉAL B, et al. Predictive quality of 26 pesticide risk indicators and one flow model: a multisite assessment for water contamination[J]. *Sci Total Environ*, 2017, 605-606: 655-665.
- [3] FAO. Pesticides use[DB/OL]. (2017-09-05)[2018-05-24]. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>.
- [4] 农业部. 到 2020 年农药使用量零增长行动方案[DB/OL]. (2015-03-18)[2018-05-24]. <http://jiuban.moa.gov.cn/zwl/m/tzgg/tz/201503/>

- t20150318_4444765.htm.
- Ministry of Agriculture. Action plan for zero growth in pesticide use by 2020[DB/OL]. (2015-03-18)[2018-05-24]. http://jiuban.moa.gov.cn/zwlmm/tzgg/tz/201503/t20150318_4444765.htm.
- [5] 束放, 熊延坤, 韩梅. 2015 年我国农药生产与使用概况[J]. *农药科学与管理*, 2016, 37(7): 1-6.
- SHU F, XIONG Y K, HAN M. General situation of pesticide production and use in China in 2015[J]. *Pest Sci Administrat*, 2016, 37(7): 1-6.
- [6] 马克比恩 C. 农药手册[M]. 胡笑彤, 译. 北京: 化学工业出版社, 2015:
- MACBEAN C. The pesticide manual: a world compendium[M]. HU X X, trans. Beijing: Chemical Industry Press, 2015.
- [7] IUPAC. Pesticide properties database[DB/OL]. (2018-06-10)[2018-07-10]. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/atoz.htm>.
- [8] STENRØD M, HEGGEN H E, BOLLI R I, et al. Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions: a case study in the Skuterud and Heiabekken catchments[J]. *Agric Ecosyst Environ*, 2008, 123(1-3): 15-29.
- [9] KOVACH J, PETZOLDT C, DEGNI J, et al. A method to measure the environmental impact of pesticides[J]. *N Y Food Life Sci Bull*, 1992(139): 1-8.
- [10] CROSS P, EDWARDS-JONES G. Variation in pesticide hazard from arable crop production in Great Britain from 1992 to 2008: an extended time-series analysis[J]. *Crop Prot*, 2011, 30(12): 1579-1585.
- [11] LEVITAN L. “How to” and “why”: assessing the enviro-social impacts of pesticides[J]. *Crop Prot*, 2000, 19(8-10): 629-636.
- [12] VRYZAS Z. Pesticide fate in soil-sediment-water environment in relation to contamination preventing actions[J]. *Curr Opin Environ Sci Health*, 2018, 4: 5-9.
- [13] 化学农药环境安全评价试验准则(所有部分): GB/T 31270-2014[S]. 北京: 中国标准出版社, 2015.
- Test guidelines on environmental safety assessment for chemical pesticides (all parts): GB/T 31270-2014[S]. Beijing: China Standards Press, 2015.
- [14] OECD. OECD test guidelines for the chemicals[DB/OL].[2018-09-20]. <http://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/oecdguidelinesforthe-testing-of-chemicals.htm>.
- [15] FAO. List of pesticides evaluated by JMPR and JMPS-c[DB/OL]. [2018-07-10]. <http://www.fao.org/agriculture/crops/thematic-sitemap/theme/pests/lpe/lpe-c/en/>.
- [16] European Commission. EU-pesticides database[DB/OL].[2018-07-10]. <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=homepage&language=EN>.
- [17] USEPA. Pesticide reregistration status[DB/OL].[2018-07-10]. <https://archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/html/status.html>.
- [18] 食品安全国家标准食品中农药最大残留限量: GB 2763-2016[S/OL]. 北京: 中国标准出版社, 2017.[2018-04-10].<http://down.foodmate.net/standard/sort/3/50617.html>
- National food safety standard: maximum residue limits for pesticides in food: GB 2763-2016[S/OL]. Beijing: China Standards Publishing House, 2017.[2018-04-10]. <http://down.foodmate.net/standard/sort/3/50617.html>.
- [19] 中国农药信息网. 农药登记数据[DB/OL].[2018-07-10]. <http://www.chinapesticide.org.cn/hysj/index.jhtml>.
- China Pesticide Information Network. Pesticide registration data[DB/OL].[2018-07-10]. <http://www.chinapesticide.org.cn/hysj/index.jhtml>.
- [20] 苏云金杆菌原粉: HG 3616-1999[S/OL]. 北京: 化学工业出版社, 1999.[2018-07-10]. <http://down.foodmate.net/standard/sort/17/5850.html>
- Bacillus thuringiensis technical: HG 3616-1999[S/OL]. Beijing: Chemical Industry Press, 1999.[2018-07-10]. <http://down.foodmate.net/standard/sort/17/5850.html>
- [21] WHO. The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification: 2009[M]. Geneva: WHO Press, 2010: 3-5.
- [22] 王济良, 王为松. 晚稻田农药使用量发展趋势分析与对策[J]. *浙江农业科学*, 2005(6): 488-490.
- WANG J L, WANG W S. Development trend of application rates of pesticides in late rice paddy and countermeasures[J]. *J Zhejiang Agric Sci*, 2005(6): 488-490.

(责任编辑: 唐静)