

DOI:10.3876/j.issn.1000-1980.2017.02.005

烟碱类农药对水生生物的毒理研究进展

梁 禄¹, 白 雪^{1,2}, 华祖林¹

(1. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098; 2. 哈佛大学应用科学与工程学院, 马萨诸塞州 剑桥 02138)

摘要: 对烟碱类农药在水体中残留情况及对水生生物产生的直接和间接影响的研究进行了综述。重点对水生脊椎类动物(鱼类、两栖类)及非脊椎类动物(蜉蝣、大型蚤)的急性和慢性毒性,及通过生物群落、食物链因素对鱼类种群层面的间接影响研究进行了总结,认为烟碱类农药对于水生脊椎类生物的急性毒性远小于非脊椎类生物,同时在低浓度下其对水生生物具有长期的慢性毒性和影响。通过对已有研究数据的分析,讨论了烟碱类农药在风险评价过程中的间接影响效应,指出通过食物链富集及传递作用,烟碱类农药对于非靶标生物的群落和种群数量具有重要的影响。

关键词: 烟碱类农药;急性毒性;慢性毒性;间接影响;风险评价;生态效应

中图分类号: X503.22 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-1980(2017)02-0122-07

Advances in research on toxicity of neonicotinoids to aquatic organisms

LIANG Lu¹, BAI Xue^{1,2}, HUA Zulin¹

(1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. School of Engineering and Applied Sciences, Harvard University, Cambridge 02138, USA)

Abstract: The research on the contents of neonicotinoid residues in water and their direct and indirect effects on aquatic organisms are reviewed. The acute and chronic toxicity of neonicotinoids to aquatic vertebrates (fish and amphibians) and invertebrates (mayfly and *Daphnia magna*) is described, as well as the indirect effects on fish through the variations of biotic communities and food chains. It is concluded that the acute toxicity of neonicotinoids to aquatic vertebrates is significantly lower than the toxicity to invertebrates. Chronic toxicity and long-term effects on aquatic organisms exist at low concentrations of neonicotinoids. The indirect effects of neonicotinoids in risk assessment are discussed. It is pointed out that neonicotinoids significantly affect the community and population of non-target organisms through the accumulation and transfer functions of food chains.

Key words: neonicotinoids; acute toxicity; chronic toxicity; indirect effect; risk assessment; ecological effect

烟碱类农药的研发起始于 20 世纪 80 年代,第 1 代烟碱类农药(吡虫啉)于 20 世纪 90 年代首次用于商业领域的害虫防治^[1-2]。噻虫胺作为第 2 代烟碱类典型杀虫剂,具有内吸性触杀和胃毒作用,可有效杀灭对有机磷类、氨基甲酸酯类杀虫剂具有高抗性的害虫^[3]。由于该类农药高效的防治效果和低抗药性,截止 2008 年,其占据了世界农药市场 24% 的份额,占据了种子处理领域 80% 的份额^[4],在业界被认为能成为有效替代有机磷农药和氨基乙酸酯类农药的重要产品^[5-6]。烟碱类农药的水溶性使它们很容易被植物的根和叶子吸收,这也意味着其组分很容易进入地表水和地下水系统。近年来,关于该类组分对水生生物的毒性威胁的研究显示,日本锦鲤、尼罗罗非鱼于吡虫啉、噻虫胺的 24 h 急性致死浓度分别为 105 mg/L 和大于 117 mg/L^[7-8],这表明在水体中的鱼类等水生生物很可能受到该类物质潜在毒性的威胁,因此,烟碱类农药对

收稿日期: 2016-08-21

基金项目: 国家自然科学基金(51308183);教育部博士点基金(20130094120009);江苏省自然科学基金(BK20130828)

作者简介: 梁禄(1990—),男,江苏南京人,硕士研究生,主要从事新兴污染物环境效应研究。E-mail: ll.0512@hotmail.com

通信作者: 白雪,教授。E-mail: baixue@hhu.edu.cn

水生生物的毒理研究尤其重要^[9]。

1 烟碱类农药在水环境中的污染现状

尽管大多数烟碱类农药不直接作用于水体,但是该类物质可以通过喷洒施用过程中的传播、地表径流或土壤渗透的方式进入水体^[10]。另外,某些新型烟碱类产品(如噻虫胺、呋虫胺)有时为了防止蛀虫危害而直接注射或者喷洒在树体上,许多研究认为其组分及代谢产物通过树叶或者其他能在水中分解的植物组织也可以进入水体^[11]。由于烟碱类农药的广泛使用和易于进入水体环境的特性,使世界范围内多国水体中均检测出该类物质^[12]。

1.1 全球水环境中污染现状

烟碱类农药在池塘、溪流、地下水、大型河网等各种水环境中均被检出^[13-14]。美国数个环境监测组织联合检测萨克拉门托和奥克兰州地表径流中吡虫啉的含量(2010 年萨克拉门托和奥克兰州共应用吡虫啉农药 500 kg),结果表明,2010 年、2011 年 2 个地区样品中有 50% 被检测出吡虫啉,使之成为研究中第 2 常见的农药^[15]。在未过滤的样本中检测出的吡虫啉质量浓度大约在 0.04 ~ 0.05 μg/L 范围,在某些样本中甚至达到 0.7 μg/L。这个数值远高于一些国家对于该类物质的质量浓度阈值。

在亚洲区域,烟碱类杀虫剂常用于水稻种植领域。2009 年,日本用于水稻农耕的噻虫嗪和吡虫啉分别约为 4 000 t 和 3 000 t^[16];2009—2010 年,大阪的河流及附近支流中采取的水样,有 91% 的样品检测出噻虫嗪,平均质量浓度为 3.2×10^{-3} μg/L,同批次样品中有 80% 和 87% 的样品中分别检出吡虫啉及噻虫胺,平均质量浓度分别为 5.5×10^{-3} μg/L 和 2.6×10^{-3} μg/L^[16]。

综上,世界范围内烟碱类农药的水体含量值得关注^[17],评估该类农药对于水环境的影响及发展前景势在必行。研究数据显示^[14,17] 目前阶段亚洲地区的污染程度低于欧美地区,原因是烟碱类农药在欧美地区应用的时间长,施用剂量高,且欧美地区的农药转型快于亚洲地区。

1.2 国内水环境中的污染现状

我国作为世界上的人口大国,农业强国,一直在世界农药市场上占据重要地位。以目前世界上用量最大的典型烟碱类杀虫剂吡虫啉为例,每年世界原药总产量在(1.8 ~ 2.0)万 t 之间,而我国的产量在(1.2 ~ 1.4)万 t 之间;吡虫啉出口在 0.8 万 t 左右,其中 0.4 万 t 用于国内制剂产品^[18]。

根据 2008 年国家环境保护局联合国家质量监督检验检疫局出台的 GB 21523—2008《杂环类农药工业水污染物排放标准》^[19],吡虫啉排放的质量浓度要低于 3 mg/L,根据其中提供的检测方法,最低检测质量浓度为 0.1 mg/L,这表明我国对于吡虫啉药剂的危险质量浓度阈值接近于 0.1 mg/L。亚洲范围内,韩国地区鉴于烟碱类农药对水生生物的毒性及人体健康影响,将之定性为中等危害农药,在整体农药及医药产品评价中属于中下评级,检测线为 10 μg/L^[20],与之相比,我国现行的排放标准还存在较大的提升空间。笔者在文献的查阅过程中发现聚焦于实际水体含量的研究偏少,这可能与现行的排放标准宽松有很大联系。

2 烟碱类农药对水生生物的直接毒性

烟碱类农药有多种进入水体的方式,一旦水体受到烟碱类农药的污染,目前还没有十分有效可靠的方法去除^[21-22]。因此,需要充分掌握其对水生生物产生毒性作用的浓度^[23],制定相关排放监督标准,以降低该类物质的毒性影响,保障水生态环境的安全。

2.1 烟碱类农药的毒性作用机理

烟碱类农药的作用机理是通过干扰中枢神经系统的神经传递。它们在触突后神经元与乙酰胆碱受体相结合,形成伪神经递质。这种干扰乙酰胆碱神经递质的行为会引起受体持续的处于激活状态,从而导致神经毒性症状^[5,24-25]。烟碱类农药对于昆虫比其他哺乳动物或者脊椎类动物的亲和度更高,与昆虫等无脊椎动物乙酰胆碱受体的结合能力也更强,因此其对昆虫的毒性远高于哺乳动物和脊椎类动物^[25-26]。尽管其对脊椎类生物比非脊椎生物的毒性要低很多,但是有丰富的证据表明其对脊椎生物仍有毒性,虽然其产生影响的浓度显著高于非脊椎类生物^[27-28]。

2.2 烟碱类农药对水生非脊椎生物的直接毒性

2.2.1 对水生非脊椎生物的急性毒性

近年来,人们在烟碱类农药对非脊椎类生物的毒性方面开展了大量研究工作。本文着重分析关于半数致死浓度(LC_{50})和半数最大效应浓度(EC_{50})的研究,摒弃带有主观色彩的低可见影响浓度(LOEC)和无可见影响浓度(NOEC)的研究。

烟碱类农药对水生无脊椎生物具备产生致死及亚致死毒性的能力^[25,27]。一般来说,节肢类生物的致死质量浓度为 $1\text{ }\mu\text{g/L}$,昆虫类生物敏感性会更高^[29]。大多数敏感的水生生物的致死质量浓度会小于 $1\text{ }\mu\text{g/L}$ 。大型蚤是工业基准非脊椎类生物,对烟碱类农药的毒性试验评估研究有许多围绕它开展^[30],其对多种烟碱类农药的平均 LC_{50} 为 $8\,865\text{ }\mu\text{g/L}$,这一浓度比其他水生非脊椎类生物高出 2 ~ 3 个数量级。Rossnik 等^[31]对大量水生甲壳类生物及昆虫进行急性毒理试验,发现蜉蝣^[32]具有良好的敏感性,其 LC_{50} 为 $0.1\sim0.3\text{ }\mu\text{g/L}$ 。目前, LC_{50} 的研究是环境危险评估的重要标准,它可以表征物种之间对特定物质的敏感性差异^[33-34]。以上分析表明水生生物中蜉蝣对于烟碱类药物的敏感性大于甲壳类生物及大型蚤,其原因在于大型蚤类的神经传输介质与昆虫类相似度高,生物摄入药物富集集中在神经系统部位。

2.2.2 对水生非脊椎生物的慢性毒性

水体中,非脊椎类生物对于烟碱类农药的亚致死浓度的阈值通常低于急性致死浓度一到数个数量级^[35]。Beketov 等^[36]研究发现,水生无脊椎类生物的生物临界浓度至少低于其 LC_{50} 浓度一个数量级。

Alexander 等^[29]研究发现蜉蝣长期暴露在 $0.1\text{ }\mu\text{g/L}$ 的吡虫啉溶液中会产生进食抑制作用,在 $0.01\text{ }\mu\text{g/L}$ 的溶液中就会影响成虫的生长能力和体型大小;烟碱类农药在水中质量浓度达到 $0.035\text{ }\mu\text{g/L}$ 时会对水体中敏感的无脊椎生物(蜉蝣等)产生慢性毒性,质量浓度达到 $0.2\text{ }\mu\text{g/L}$ 时会产生急性毒性。

慢性毒性的诸多常规毒理指标(生长速率、繁殖能力、水生生物的游泳能力、进食抑制、染色体损伤^[37]等)均在烟碱类农药的慢性毒理试验中被研究过^[33,38]。结合实际水体中的检测含量、食物链富集等因素,烟碱类农药在实际水体中易于达到产生慢性毒性的浓度阈值,其在富集过程中会缓慢地刺激非脊椎类生物的神经系统,干扰正常的生理代谢,影响正常生理活动能力,严重时甚至会致死。

2.3 烟碱类农药对水生脊椎类生物的直接毒性

2.3.1 对水生脊椎生物的急性毒性

尽管烟碱类农药的靶标生物是针对昆虫、蚜虫等非脊椎类生物,但是大量试验研究表明,其对于脊椎类非靶标生物仍具有不可忽视的重要影响^[38]。

对于水生生物的急性毒性评估,通常会采用 LC_{50} 来表示。随着对烟碱农药越来越多的关注,各国科学家开展了大量关于水生脊椎动物的研究,如日本锦鲤、蓝腮太阳鱼对吡虫啉、噻虫胺的 24 h 急性致死浓度分别为 150 mg/L 和大于 117 mg/L ^[8,39];根据美国环境保护局(US EPA)的毒性分类,多数烟碱类农药对水生脊椎类生物(鱼类、两栖类)属于轻微毒性,仅有少量如虹鳟鱼鱼苗^[40](LC_{50} 为 1.2 mg/L)属于中等毒性。表 1 为一些水生脊椎类生物在烟碱类农药环境下的 LC_{50} 数据。

不同类型的烟碱类农药对不同种群的水生生物的毒性程度亦不相同,鱼类对烟碱类农药的敏感性通常不如昆虫类生物,其平均 LC_{50} 大约在 60.8 mg/L ;部分鱼类在鱼苗期的急性毒性会比成鱼阶段有明显上升,其他的水生脊椎生物亦具有相似的敏感性^[41]。

2.3.2 对水生脊椎生物的慢性毒性

虽然烟碱类农药很难引起成熟个体的直接死亡,但是其中毒症状会降低脊椎动物个体的生长发育和生殖情况^[42]。其对生物的生殖影响在多个方面体现,比如降低精子数量,不利于受精过程,降低怀孕几率,更

表 1 部分水生脊椎类生物在吡虫啉及噻虫胺环境下的 LC_{50}

Table 1 LC_{50} of some aquatic vertebrates for imidacloprid and clothianidin			
种类	名称	$LC_{50}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	
		吡虫啉	噻虫胺
鱼类 ^[27,40]	蓝腮太阳鱼	105	>117
	日本锦鲤	150	
	虹鳟鱼	>83	>105
	虹鳟鱼(鱼苗)	1.2	
	亚洲羊头濊鱼	161	>93.6
	斑马鱼	241	
两栖类 ^[14]	黑斑池塘蛙	129 ~ 219	
	印度泽蛙	82 ~ 366	
	美国蟾蜍	234	

容易出现死胎和幼体体重过轻等问题。Stehr 等^[43]的研究发现噻虫胺对斑马鱼产生生殖、生长的影响浓度为 20 mg/L。

烟碱类农药除了产生生殖及生长毒性,其在鱼类毒性研究中还发现基因转录的变化、红细胞破坏、性腺组织的瓦解、游泳能力受损、脊椎变形等一系列问题^[44]。典型的案例是青鳉鱼暴露在高于检测水体 1.5 倍浓度的试验池中,该鱼类出现了生理压力症状(特征为厌氧代谢增加从而导致的高血糖),随后其变得容易受生物体外的寄生虫感染^[41,45]。这些非典型的毒性影响同样会对水生生物个体及种群层面产生不可忽视的重要负面效果。烟碱类农药对于多数水生脊椎类生物产生慢性毒性影响的机制:通过刺激生物体内产生过量的 ROS(活性氧簇)^[33],破坏正常抗氧化系统的应激响应,从而影响其正常生理活动能力,严重时甚至会致死。

3 烟碱类农药对水生生物的间接毒性

因为缺乏有效的大数据支持,在生物风险评估领域,间接毒性影响很少被纳入评估范畴。但是近年来,关于农药对脊椎类生物的影响焦点正逐步转向潜在的间接毒性影响研究^[46-47]。

3.1 间接毒性的作用途径

农药对脊椎类动物的间接毒性作用通常通过以下 3 种方式产生作用:(a)施用农药后,降低了作物种子产量,从而对以其为主要食物的捕食者种群产生影响^[48];(b)施用农药之后降低适宜昆虫寄生的植株数量,从而对寄生类昆虫及其捕食者产生二级影响^[49];(c)通过施用杀虫剂或者具有杀虫效果的除菌剂,降低节肢类动物的数量,从而对其捕食者产生影响^[50]。对于水生生物而言,间接影响的方式主要是通过第 3 种产生。

Mason 等^[51]的研究表明,虽然缺乏大量的证据支撑,但是烟碱类农药可能与欧洲地区的鸟类、全世界范围内的鱼类、两栖动物、蝙蝠、鸟类的减少具有密切联系。Mason 等^[51]表示,烟碱类农药通过抑制脊椎动物的免疫系统让它们更容易感染疾病和受到其他因素影响。

Hayasaka 等^[52]做了一项研究,他在试验稻田中施用了实际商业使用浓度的吡虫啉,然后探究其周边水系中青鳉鱼的数量变化情况,发现青鳉鱼的数量在使用后半年内发生了显著降低,认为这很大可能是烟碱类农药的间接作用,其原理在于吡虫啉在水体中的实际质量浓度很低(大约是 0.001 ~ 0.05 mg/L),很难对鱼体直接产生生物作用,但是对于浮游生物等青鳉鱼的食物很可能产生影响,从而降低它们的数量。

3.2 间接毒性的生态效应评价

间接毒性影响本身难以评估,而且通常会受到相关研究的局限。但是其在农药与生物体之间具有重要的桥梁作用,为此需要建立评判两者关系的标准。Boatman 等^[47]提出了 3 个重要的标准((a)与脊椎类生物食物数量及质量有关;(b)与脊椎类生物繁殖,生存条件有关;(c)伴随着脊椎动物种群数量减少而产生变化)用于判断农药与其对脊椎类动物间接影响的重要关系,该类关系证明农药产生了负面效果。

尽管使用实验室的毒理学模型进行脊椎动物的间接毒性影响研究是有可能的,但是这样的模型需要大量的数据,然而该类研究的匮乏导致所需数据量有所欠缺^[53]。众所周知,烟碱类杀虫剂对脊椎类生物的数量具有重要影响^[54],但是由于缺乏数据支撑,很难将烟碱类农药与脊椎类生物的数量变化直接联系起来,作为间接毒性影响归纳到生态毒理学的范畴中。因此,急需建立关于使用杀虫剂导致昆虫数量的减少与脊椎类生物数量降低之间的重要联系,以佐证在广泛使用烟碱类农药的生态毒性现象。

4 结论和展望

通过对现有研究的整理分析,发现烟碱类农药对水生生物领域中的非脊椎类生物具有较高的毒性,在较低的浓度范围(微克级)即可产生影响,作用机制在于其生物富集主要集中于神经部位,从而易于刺激非脊椎类生物的神经系统,干扰生物的正常代谢,严重时会产生急性致死效应。烟碱类农药对于水生脊椎类生物的毒性远小于非脊椎类生物,其作用途径主要是刺激生物体释放过量活性氧簇,破坏抗氧化系统的正常运转,进而产生诸如 DNA 损伤,基因转录变化等问题。

现有研究发现烟碱类农药对水生脊椎类及非脊椎类生物在急性毒理上存在重要的差异性(致死浓度相差 6 ~ 7 个数量级),这要求在制定相关检测、排放标准时需要兼顾考虑敏感性生物的安全浓度,制定更加安

全合理的浓度阈值。慢性毒性在低浓度下即可产生长期慢性作用,严重时甚至对生物群落的生殖繁衍产生重要损伤。该特性要求在进一步的研究中深化探究烟碱类农药对于非靶标生物的作用机理与富集特点,兼顾急性毒性威胁与慢性毒性危害,开展全面丰富的试验,为烟碱类农药全方位的毒理性评估做出贡献。

大量现有研究立足于直接影响的同时,应考虑到虽然间接影响的价值在风险评估中还处于初始阶段,但在未来的研究中应重视间接影响与种群数量上的紧密联系,努力将间接影响的作用基础、食物网中的传递作用建立成完善的理论体系,深化毒理性及安全风险评估标准研究,制定合理安全的农药使用标准,开拓毒理学研究新的道路。

参考文献:

- [1] GOULSON D. Review; an overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2013, 50(4): 977-987.
- [2] JESCHKE P, NAUEN R. Neonicotinoids: from zero to hero in insecticide chemistry[J]. *Pest Management Science*, 2008, 64(11): 1084-1098.
- [3] 吴文铸, 郭敏, 孔德洋, 等. 噻虫胺在土壤中的吸附和淋溶特性[J]. *环境化学*, 2012, 31(11): 1730-1735. (WU Wenzhu, GUO Min, KONG Deyang, et al. Adsorption and leaching of clothianidin in soil[J]. *Environmental Chemistry*, 2013, 31(11): 1730-1735. (in Chinese))
- [4] ZIMMERMANN J, STOUT J. Underestimating neonicotinoid exposure: how extent and magnitude may be affected by land-use change[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2016, 23(7): 1-5.
- [5] JESCHKE P, NAUEN R, SCHINDLER M, et al. Overview of the status and global strategy for neonicotinoids[J]. *Journal of Agricultural & Food Chemistry*, 2011, 59(7): 2897-2908.
- [6] CUI L, QI H, YANG D, et al. Cycloxaprid: a novel cis-nitromethylene neonicotinoid insecticide to control imidacloprid-resistant cotton aphid (*Aphis gossypii*) [J]. *Pesticide Biochemistry & Physiology*, 2016, 132: 96-101.
- [7] 吴若函, 丁悦, 严海娟, 等. 新烟碱类杀虫剂对几种环境生物的安全性评价[J]. *江苏农业科学*, 2016, 44(1): 295-297. (WU Ruohan, DING Yue, YAN Haijuan, et al. Evaluation of the safety of several environmental organisms by the new nicotinic insecticide[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2016, 44(1): 295-297. (in Chinese))
- [8] CLASEN B, LORO V, CATTANEO R, et al. Effects of the commercial formulation containing fipronil on the non-target organism *Cyprinus carpio*: implications for rice-fish cultivation[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2012, 77(3): 45-51.
- [9] BARBEE G C, STOUT M J. Comparative acute toxicity of neonicotinoid and pyrethroid insecticides to non-target crayfish (*Procambarus clarkii*) associated with rice-crayfish crop rotations[J]. *Pest Management Science*, 2009, 65(11): 1250-1256.
- [10] TIŠLER T, JEMEC A, MOZETIČ B, et al. Hazard identification of imidacloprid to aquatic environment[J]. *Chemosphere*, 2009, 76(7): 907-914.
- [11] KREUTZWEISER D, GOOD K, CHARTRAND D, et al. Non-target effects on aquatic decomposer organisms of imidacloprid as a systemic insecticide to control emerald ash borer in riparian trees[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2007, 68(3): 315-325.
- [12] 李晓娟, 彭涛, 陈冬东, 等. 质谱法在食品样本农药残留分析中的应用进展[J]. *农药学学报*, 2011, 13(6): 555-567. (LI Xiaojuan, PENG Tao, CHEN Dongdong, et al. Application of mass spectrometry in the analysis of pesticide residues in food samples[J]. *Chinese Journal of Pesticide Science*, 2011, 13(6): 555-567. (in Chinese))
- [13] DU G, MICHELLE L. Current-use pesticides affect development of early life stages and timing of alevin emergence in Sockeye salmon[J]. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2014, 32: 46-53.
- [14] MORRISSEY C, MINEAU P, DEVRIES J, et al. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: a review[J]. *Environment International*, 2015, 74: 291-303.
- [15] ENSMINGER M, BUDD R, KELLEY K, et al. Pesticide occurrence and aquatic benchmark exceedances in urban surface waters and sediments in three urban areas of California, USA, 2008-2011[J]. *Environmental Monitoring & Assessment*, 2013, 185(5): 3697-3710.
- [16] YAMAMOTO A, TERAOKA T, HISATOMI H, et al. Evaluation of river pollution of neonicotinoids in Osaka City (Japan) by LC/MS with dopant-assisted photoionisation[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2012, 14: 2189-2194.
- [17] 张敏恒, 赵平, 严秋旭, 等. 新烟碱类杀虫剂市场与环境影响[J]. *农药*, 2012(12): 859-862. (ZHANG Minghen, ZHAO Ping, YAN Qiuxu, et al. Market and environmental impact of the new nicotinic insecticide[J]. *Agrochemicals*, 2012(12): 859-862. (in Chinese))
- [18] van DIJK T C, van STAALDUINEN M A. Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid[J]. *Plos One*, 2012, 8(5): 623-634.

- [19] 环境保护局,国家质量监督检验检疫总局. GB 21523—2008 杂环类农药工业水污染物排放标准[S]. 北京:中国环境科学出版社,2008.
- [20] KIM Y, JUNG J, KIM M, et al. Prioritizing veterinary pharmaceuticals for aquatic environment in Korea[J]. *Environmental Toxicology & Pharmacology*, 2008, 26 (2): 167-176.
- [21] ISHII M, FEELY R A, RODGERS K B, et al. Air-sea flux in the Pacific Ocean for the period 1990 & 2009[J]. *Biogeosciences Discussions*, 2014, 11 (3): 235-240.
- [22] 戈文学,杨宝东,张志勇,等. 噻虫嗪在苹果上的残留消解动态及膳食风险评估[J]. *农药*, 2015 (2): 115-118. (GE Wenxue, YANG Baodong, ZHANG Zhiyong, et al. Dynamic and dietary risk assessment of residues in apple[J]. *Agrochemicals*, 2015 (2): 115-118. (in Chinese))
- [23] 刘芳,黄潇潇,季国荣,等. 斑马鱼在农药生态风险评估中的应用[J]. *毒理学杂志*, 2016 (3): 243-246. (LIU Fang, HUANG Xiaoxiao, JI Guorong, et al. Application of zebrafish in ecological risk assessment of pesticides[J]. *Journal of Toxicology*, 2016 (3): 243-246. (in Chinese))
- [24] CASIDA J. Unique and common metabolites of Thiamethoxam, Clothianidin, and Dinotefuran in mice[J]. *Chemical Research in Toxicology*, 2006, 19 (11): 1549-1556.
- [25] RODRIGUES K J, SANTANA M B, NASCIMENTO J. Behavioral and biochemical effects of neonicotinoid thiamethoxam on the cholinergic system in rats[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2010, 73 (1): 101-107.
- [26] TOMIZAWA M, CASIDA J. Neonicotinoid insecticide toxicology: mechanisms of selective action[J]. *Annual Review of Pharmacology & Toxicology*, 2005, 18: 45-51.
- [27] GIBBONS D, MORRISSEY C, MINEAU P. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife[J]. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2015, 22 (1): 103-118.
- [28] MINEAU P, WHITESIDE M. Pesticide acute toxicity is a better correlate of U. S. grassland bird declines than agricultural intensification[J]. *Plos One*, 2013, 8 (2): 668-676.
- [29] ALEXANDER A C, HEARD K S, CULP J M. Emergent body size of mayfly survivors[J]. *Freshwater Biology*, 2007, 53 (1): 171-180.
- [30] SÁNCHEZ-BAYO F. Comparative acute toxicity of organic pollutants and reference values for crustaceans. I. Branchiopoda, Copepoda and Ostracoda[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 139 (3): 385-420.
- [31] ROESSINK I, MERGA L B, ZWEERS H J, et al. The neonicotinoid imidacloprid shows high chronic toxicity to mayfly nymphs[J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2013, 32 (5): 1096-1100.
- [32] PROSSER R S, de SOLLA S R, HOLMAN E A, et al. Sensitivity of the early-life stages of freshwater mollusks to neonicotinoid and butenolide insecticides[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 218: 428-435.
- [33] ALEXANDER A, CULP J K, CESSNA A. Effects of insecticide exposure on feeding inhibition in mayflies and oligochaetes[J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2007, 26 (8): 1726-1732.
- [34] PEÑA A, RODRÍGUEZ-LIÉBANA J A, MINGORANCE M D. Persistence of two neonicotinoid insecticides in wastewater, and in aqueous solutions of surfactants and dissolved organic matter[J]. *Chemosphere*, 2011, 84 (4): 464-470.
- [35] BROCK T, BHATTA R, WIJNGAARDEN R, et al. Is the chronic Tier-1 effect assessment approach for insecticides protective for aquatic ecosystems? [J]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2016, 72 (4): 747-758.
- [36] BEKETOV M A, LIESS M. Potential of 11 pesticides to initiate downstream drift of stream macroinvertebrates[J]. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 2008, 55 (2): 247-253.
- [37] 孙琦,范咏梅,赖柯华,等. 呋虫胺对斑马鱼胚胎-幼鱼生长发育及细胞凋亡的影响[J]. *生态毒理学报*, 2016, 11 (3): 356-364. (SUN Qi, FAN Yongmei, LAI Kehua, et al. Dinotefuran effects on zebrafish embryo development and growth of juvenile ~ cell apoptosis[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2016, 11 (3): 356-364. (in Chinese))
- [38] ABOU-DONIA M, GOLDSTEIN L, TU T, et al. Imidacloprid induces neurobehavioral deficits and increases expression of glial fibrillary acidic protein in the motor cortex and hippocampus in offspring rats following in utero exposure[J]. *Journal of Toxicology & Environmental Health Part A*, 2008, 71 (2): 119-130.
- [39] OCAMPO P P, SAGUN V G. Gonadal changes in male tilapia (*Oreochromis niloticus* Linn.) after exposure to imidacloprid insecticide[J]. *Philippine Entomologist*, 2007, 158 (2): 133-140.
- [40] OHI M, DALSENTER P R, ANDRADE A J, et al. Reproductive adverse effects of fipronil in Wistar rats[J]. *Toxicology Letters*, 2004, 146 (2): 121-127.
- [41] SÁNCHEZ-BAYO F, GOKA K. Unexpected effects of zinc pyrethrin and imidacloprid on Japanese medaka fish (*Oryzias latipes*) [J]. *Aquatic Toxicology*, 2005, 74 (4): 285-293.
- [42] CJAM PD. Environmental risk limits for imidacloprid[J]. *Doodeman*, 2012, 234 (1): 47-49.
- [43] STEHR C M, LINBO T L, INCARDONA J P, et al. The developmental neurotoxicity of fipronil: notochord degeneration and

locomotor defects in zebrafish embryos and larvae[J]. Toxicol Sci,2006,92:270-278.

[44] WANG R,ZHENG H,QU C, et al. Lethal and sublethal effects of a novel cis-nitromethylene neonicotinoid insecticide, cycloxaprid, on Bemisia tabaci[J]. Crop Protectio,2016,83:15-19.

[45] WACKSMAN M N,MAUL J D,LYDY M J. Impact of atrazine on chlorpyrifos toxicity in four aquatic vertebrates[J]. Archives of Environmental Contamination & Toxicology,2006,51(4):681-689.

[46] KAUR B,SANDHU H,KAUR R. Toxic effects of subacute oral exposure of imidacloprid on biochemical parameters in crossbred cow calves[J]. Yoxicology International,2006,72:160-170.

[47] BOATMAN N D,BRICKLE N W,HART J D, et al. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds[J]. Ibis, 2004,146:131-143.

[48] DAVID A,BOTÍAS C,ABDUL-SADA A, et al. Widespread contamination of wildflower and bee-collected pollen with complex mixtures of neonicotinoids and fungicides commonly applied to crops[J]. Environment International,2016,88:169-178.

[49] ŠÁLEK M,MARHOUL P. Spatial movements of grey partridge Perdix perdix :male-biased spring dispersal and effect of habitat quality[J]. Journal of Ornitholog,2008,149(3):329-335.

[50] POULIN B,LEFEBVRE G,PAZ L. Red flag for green spray: adverse trophic effects of Bti on breeding birds[J]. Journal of Applied Ecology,2010,47(4):884-889.

[51] MASON R,TENNEKES H,JEPSEN P U, et al. Immune suppression by neonicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines[J]. Journal of Environmental Immunology and Toxicology,2013,1(1):3-12.

[52] HAYASAKA D,KORENAGA T,SUZUKI K, et al. Cumulative ecological impacts of two successive annual treatments of imidacloprid and fipronil on aquatic communities of paddy mesocosms[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety,2012,80(2): 355-362.

[53] ANDERSON J C,DUBETZ C,PALACE V. Neonicotinoids in the Canadian aquatic environment:a literature review on current use products with a focus on fate,exposure,and biological effects[J]. Science of the Total Environmen,2015,505:409-422.

[54] WHITEHORN P R,O’CONNOR S,WACKERS F L, et al. Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production[J]. Science,2012,336(6079):351-362.



· 简 讯 ·

“世界水日”和“中国水周”

为唤起公众的水意识,加强水资源保护,1993年1月18日第四十七届联合国大会根据联合国环境与发展大会制定的《21世纪行动议程》中提出的建议,通过了第193号决议,确定自1993年起,将每年的3月22日定为“世界水日”。中国水利部确定每年的3月22—28日为“中国水周”,从1991年起,我国还将每年5月的第二周作为城市节约用水宣传周。

2017年3月22日是第二十五届“世界水日”,3月22—28日是第三十届“中国水周”。联合国确定2017年“世界水日”的宣传主题是“废水”(wastewater)。经研究确定,我国纪念2017年“世界水日”和“中国水周”活动的宣传主题为“落实绿色发展理念,全面推行河长制”。

(本刊编辑部供稿)