

吡虫啉暴露及其遗传毒性研究进展

郭婧怡, 高宇, 田英

摘要:

吡虫啉是新烟碱类杀虫剂的典型代表, 具有杀虫谱广、对哺乳动物低毒的特点, 在世界范围内广泛应用。吡虫啉在环境中广泛存在且可在人体内检出, 其潜在毒性(特别是遗传毒性)已经引起了人们的关注。中国是世界上最大的吡虫啉生产与出口国, 年产量约占全球总产量的三分之二。然而我国在吡虫啉暴露方面的数据较少, 鉴于吡虫啉的广泛存在及其可能的遗传毒性影响, 未来研究应着重关注其对人群的遗传损伤及其机制探究。

关键词: 吡虫啉; 环境暴露; 农药残留; 人体暴露; 遗传毒性

引用: 郭婧怡, 高宇, 田英. 吡虫啉暴露及其遗传毒性研究进展[J]. 环境与职业医学, 2017, 34(11): 1013-1018. DOI: 10.13213/j.cnki.jeom.2017.17422

Research progress on imidacloprid exposure and genotoxicity GUO Jing-yi, GAO Yu, TIAN Ying (Department of Environmental Health, School of Public Health, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200025, China). Address correspondence to TIAN Ying, E-mail: tianmiejp@sjtu.edu.cn • The authors declare they have no actual or potential competing financial interests.

Abstract:

Imidacloprid, a typical neonicotinoid insecticide, has the characteristics of broad-spectrum insect control and low toxicity to mammals, and therefore is widely used. Now imidacloprid exists in both environment and human body, and its potential toxic effects, particularly genetic toxicity, have raised great concern. China is the largest country producing and exporting imidacloprid, and its annual output accounts for about two-thirds of the global total production. However, few data report the human exposure to imidacloprid in China. Given the widespread presence of imidacloprid and its potential genetic toxicity, future research should focus on its genetic damage to human being and relevant mechanism.

Keywords: imidacloprid; environmental exposure; pesticide residues; human exposure; genetic toxicity

Citation: GUO Jing-yi, GAO Yu, TIAN Ying. Research progress on imidacloprid exposure and genotoxicity[J]. Journal of Environmental and Occupational Medicine, 2017, 34(11): 1013-1018. DOI: 10.13213/j.cnki.jeom.2017.17422

吡虫啉(imidacloprid, IMI)是1985年德国拜耳公司与日本特殊农药株式会社共同开发出的第一个新烟碱类杀虫剂商品, 自1991年投放市场以来, 因其活性高、杀虫谱广、作用机制新颖, 且对哺乳动物低毒等特性, 成为继有机磷、氨基甲酸酯和拟除虫菊酯之后又一重要的杀虫剂。我国从2000年开始对其进行开发, 除农作物外, 吡虫啉还可用于家庭宠物卫生害虫的防治; 而在美国, 吡虫啉还用于社区、运动场、

高尔夫球场等草坪害虫防控^[1]。

随着使用量的增加, 吡虫啉对非靶标生物及人群的毒性影响得到了人们越来越多的关注。有报道指出, 吡虫啉对蜜蜂的毒性极高(LD_{50} 为 $0.030\mu\text{g}$)^[2-3]。欧洲食品安全局发现, 包括吡虫啉在内的3种烟碱类农药与蜜蜂数量大减的关系最为密切, 欧盟成员国已于2013年限制其在欧洲的应用^[4]。现有动物实验表明, 吡虫啉具有一定的生殖毒性^[5-6]、肝毒性^[7-8]、神经毒性^[9]以及遗传毒性^[10-13], 如今吡虫啉暴露水平及其遗传毒性的研究在中国已引起关注。

• 作者声明本文无实际或潜在的利益冲突。

[基金项目] 国家重大科学研究计划(编号: 2014CB943300)

[作者简介] 郭婧怡(1993—), 女, 硕士生; 研究方向: 环境与儿童健康;

E-mail: gjybutton@foxmail.com

[通信作者] 田英, E-mail: tianmiejp@sjtu.edu.cn

[作者单位] 上海交通大学公共卫生学院环境健康学系, 上海 200025

1 吡虫啉的作用机制及其使用现状

与传统杀虫剂作用机制不同, 吡虫啉通过激动突触后膜的烟碱型乙酰胆碱受体(nicotinic acetylcholine

receptors, nAChR), 阻断昆虫中枢神经系统的传导功能, 致其死亡。而在哺乳动物中, 新烟碱类杀虫剂穿透血脑屏障的能力较差, 且与中枢神经系统及外周神经系统的 nAChR 作用较弱, 因此对哺乳动物表现出低毒^[14-15]。因其独特的作用机制, 使得新烟碱类杀虫剂成为杀虫剂市场中发展最快、销售最为成功、杀虫效果最好的品种之一。

吡虫啉问世 25 年来, 其销售额不断增长, 2009 年达到 9.5 亿美元, 成为全球销售额最大的杀虫剂品种, 占新烟碱类杀虫剂市场份额的 36.9%^[14]。目前其已在全世界 120 多个国家注册生产, 作用于 140 种不同的作物^[15]。每年吡虫啉原药的世界总产量在 1.8~2.0 万吨之间, 中国作为世界最大的吡虫啉生产与出口国, 国内 36 家吡虫啉生产商年产量在 1.2~1.4 万吨之间, 其中出口量达 0.8 万吨左右^[16]。

2 吡虫啉在环境中的水平

因其使用量大、土壤中半衰期长、高滤过及易流失等理化性质, 使得吡虫啉在水体等环境介质及农作物中普遍可被检出^[17]。

2.1 水体

Morrissey 等^[18]综合 9 个国家的 29 项调查发现, 新烟碱类杀虫剂在地表水中的平均质量浓度(以下简称“浓度”)为 0.13 $\mu\text{g/L}$ ($n=19$), 最大浓度为 0.63 $\mu\text{g/L}$ ($n=27$)。荷兰农业区地表水中的吡虫啉浓度(320.00 $\mu\text{g/L}$), 是目前已知的最高检出值^[19]。吡虫啉在加拿大东部地区农田溪水中的浓度为 11.90 $\mu\text{g/L}$ ^[20], 在澳大利亚悉尼农田排水系统中的浓度为 4.60 $\mu\text{g/L}$ ^[21], 在美国加利福尼亚州农业地区地表水中的浓度为 3.29 $\mu\text{g/L}$ ^[22]。分析表明, 河流最易受到吡虫啉的污染, 这与工厂废水的直接排放和农业作物区径流的污染有关, 但近年来部分城市排水系统中也有吡虫啉检出^[21]。Geng 等^[23]采用 China-PEARL 模型对中国北方地区的 32 种常用杀虫剂及其代谢物进行风险评估, 吡虫啉是最易浸入地下水中的化学物质之一, 其在 4 种作物(棉花、烟草、小麦和玉米)种植区地下水环境中的最高预测值均大于 10 $\mu\text{g/L}$, 其中玉米种植区地下水中的预测值高达 5.32~34.99 $\mu\text{g/L}$ 。见表 1。

目前, 大多数国家仍缺乏对水环境中吡虫啉的系统性监测数据, 难以找出地表水中吡虫啉浓度与施用量之间的关联程度。但随着吡虫啉使用的持续增多及更多监测方法的应用, 吡虫啉在环境中暴露的监测频

率会增加, 其残留浓度峰值、平均值等可能会进一步上升。

表 1 水体中吡虫啉浓度

国家/地区	检出环境	检出值($\mu\text{g/L}$)
荷兰 ^[19]	农业区地表水	320.00
加拿大东部地区 ^[20]	降雨后的马铃薯田溪水	11.90
澳大利亚悉尼 ^[21]	园艺和蔬菜种植区排水系统	4.60
美国加利福尼亚州 ^[22]	农业区地表水	3.29
中国北方地区 ^[23]	棉花等 4 种作物种植区地下水	>10(模型预测值)

2.2 农作物

国际食品法典中, 谷物、蔬菜、水果 3 类作物的吡虫啉最大残留限值(maximum residue limits, MRLs)依次为 0.05、0.05~2.00、0.05~0.50 mg/kg。我国食品安全国家标准 GB 2763—2014《食品中农药最大残留限量》^[24]中, 吡虫啉每日容许摄入量(allowable daily intake, ADI)为 0.06 mg/kg(以体重计), 谷物、蔬菜、水果、茶叶中的最大残留限值依次为 0.05、0.20~5.00、0.50~1.00、0.50 mg/kg, 其中前 3 种作物的限值与国际食品法典相比均较为宽松。

有文献报道, 对美国波士顿蔬菜水果等样本的新烟碱类农药进行检测, 发现吡虫啉检出率最高, 17 种水果样本中的检出率为 82%, 其中蛇果检出值为 4.2 mg/kg(美国苹果类水果中吡虫啉最大残留限值为 0.5 mg/kg); 12 种蔬菜样本中吡虫啉检出率为 58%, 其中青椒检出值最高为 7.2 mg/kg^[25]。对南美洲苏里南科默韦讷区 20 种农作物样本的检测发现, 8 种蔬菜均检出吡虫啉, 其中豇豆、非洲茄和茄子的检出值依次为 0.062~3.691、1.908、1.779 mg/kg, 均高于欧盟对这几种蔬菜规定的吡虫啉最大残留限值(0.05、0.50、0.50 mg/kg)^[26]。印度的一项研究检测了取自印度北部勒克瑙的水果、蔬菜及谷物样品, 吡虫啉检出率分别为 22%、24% 和 33%, 其中分别有 2.0%、5.7% 和 3.0% 的样品检出值高于最大残留限值, 其中检出值较高的有葡萄 0.78 mg/kg(MRL 0.50 mg/kg)、卷心菜 0.89 mg/kg(MRL 0.50 mg/kg)、花椰菜 0.93 mg/kg(MRL 0.50 mg/kg)、马铃薯 1.32 mg/kg(MRL 0.50 mg/kg)、小麦 0.10 mg/kg(MRL 0.05 mg/kg)^[27]。

国内吡虫啉农残检出较为普遍, 有些最高检出值超过国家标准最大残留限值(0.5 mg/kg, 以下简称国标), 但大多数未超标。浙江省内蔬菜基地蔬菜样品的农药残留检测结果显示, 吡虫啉检出率达 16.7%, 检出值为 0.014~1.480 mg/kg^[28]。福建省随机采集的 55 份茶

叶样本中,有22份(40.0%)样本检出吡虫啉,最高检出值为2.30 mg/kg,是国标的4.6倍^[29]。对哈尔滨市主要农贸市场和超市的蔬菜样品进行农药检测,吡虫啉检出率为20.7%,但均未超标^[30]。对云南普洱茶市场的30份普洱茶样本进行农药残留分析,4份(13.3%)普洱生茶检测出吡虫啉,但均未超标,普洱熟茶中未检出吡虫啉^[31]。

由此可见,国内外部分农产品中均可检出吡虫啉残留,尽管国内与国外相比,大部分检出值较低且符合国家标准,但部分高检出值仍不可忽视。除蔬菜水果外,我国作为茶叶生产大国,吡虫啉在茶叶中的高残留也应引起重视。同时,随着吡虫啉在环境介质尤其是水环境中浓度增高和范围扩大,其可能通过食物残留外的其他途径被人体吸收,应引起人们的重视。

3 吡虫啉在人体内的暴露水平

吡虫啉被人体吸收后主要以原型从尿液中排出,半衰期约为1.45 d^[32]。因此,通过检测尿液中的吡虫啉原型,可以较为准确地估计人体吡虫啉摄入量。Ueyama等^[33]对日本爱知县52名普通成人(41名男性和11名女性)的尿液进行检测,吡虫啉检出率高达96%,浓度均值为1.54 μg/L,最高浓度为8.20 μg/L。Osaka等^[34]对日本爱知县223名3岁健康儿童(108名男性和115名女性)的尿液进行检测,吡虫啉检出率为15.2%,最高浓度为2.52 μg/L。Ueyama等^[35]在1994—2011年间连续5次对日本京都及其周边地区95名成年女性(45~75岁)尿液进行7种新烟碱类杀虫剂检测,吡虫啉的最高检测浓度依次为1.53、0.55、0.56、3.84、2.46 μg/g(以肌酐计)。由此可见,日本成人的吡虫啉暴露水平较儿童高,近年的吡虫啉暴露水平与上世纪90年代相比比较高。

我国关于吡虫啉人群暴露水平仅有一篇文献报道,与上述日本人群研究结果相比,检出率高,但均值较低。Wang等^[36]对山东省某农村(水果种植基地)及其周边城市的研究发现,295份尿样中(农村235人,城市60人),农村吡虫啉检出率为100%,浓度均值为0.18 μg/L;城市检出率为95%,浓度均值为0.15 μg/L。但值得注意的是,施用农药后,农村成人尿液中吡虫啉的检出均值升高为0.54 μg/L,最高检测浓度为4.69 μg/L,老人与儿童也略有升高(施药前0.13、0.26 μg/L,施药后0.29、0.58 μg/L)。

上述数据说明,与日本相比,虽然我国人群的吡

虫啉暴露水平较低,但吡虫啉在普通人群中的暴露应引起人们的重视,特别是随着其使用量的加大,人群的摄入水平也可能持续上升。

4 吡虫啉的遗传毒性

随着吡虫啉使用量的逐步增大,其对人群健康的潜在影响也引起了人们的关注,其中,吡虫啉遗传毒性的研究较多。鉴于遗传毒性的检测在鉴定潜在致癌物和揭示致癌作用机制上有重要意义,应重视长期低剂量接触吡虫啉的遗传毒性效应。已有研究表明,吡虫啉可导致DNA及染色体完整性改变,但尚未发现吡虫啉具有致突变的能力。见表2。

4.1 DNA链完整性改变

DNA链完整性改变是潜在遗传毒性损害的敏感指标。多利用彗星试验检测DNA断裂及损伤程度。

Costa等^[10]应用彗星试验检测了原药型和商品型吡虫啉对人外周血淋巴细胞的遗传毒性,结果表明,20 μmol/L吡虫啉实验组的彗星分数与对照组相比,差异有统计学意义。商品型吡虫啉对DNA的损伤程度更为严重。Calderón-Segura等^[11]的人外周血淋巴细胞彗星试验结果显示,两种商品型吡虫啉实验组的彗星拖尾率、尾长与对照组相比差异均有统计学意义。Feng等^[12]用0.05~0.50 mg/L的吡虫啉进行人外周血淋巴细胞彗星试验,DNA链断裂增加。

4.2 染色体完整性改变

多数体内和体外试验结果表明,吡虫啉可引起染色体完整性改变,包括微核和姐妹染色体交换。

相关研究显示,吡虫啉具有引起染色体损伤的能力。Costa等^[10]的人外周血淋巴细胞微核试验结果表明,20 μmol/L吡虫啉实验组的微核率与对照组相比,差异有统计学意义。Stivaktakis等^[13]对兔淋巴细胞进行了长期吡虫啉低剂量暴露,在经过4个月的暴露后,含微核的双核细胞率和微核率均有明显增加。Al-Sarar等^[37]应用中国仓鼠卵巢细胞-K1(Chinese hamster ovary-K1, CHO-K1)细胞对吡虫啉的遗传毒性进行评估,其微核试验微核率与对照组相比差异有统计学意义。Feng等^[12]用0.05~0.50 mg/L的吡虫啉进行人外周血淋巴细胞微核试验和姐妹染色单体交换(sister chromatid exchange, SCE)试验,微核率和SCE数均显著上升。

但也有部分试验表现出了与上述不同的结果,贾强等^[38]采用昆明种健康小鼠经口灌胃染毒吡虫啉原药,小鼠骨髓多染红细胞微核实验、睾丸细胞染色体

畸变实验结果均为阴性。Al-Sarar等^[37]的实验中,吡虫啉在该实验条件下能引起微核显著增多,但不能诱导染色体畸变及DNA损伤。这可能与试验生物的种类不同、染毒接触时间较短等因素有关。

4.3 致突变性

致突变性是指引起遗传物质发生突变的能力,常用细菌回复突变试验(Ames试验)检测受试物的致突变性。

吡虫啉的致突变性研究较少,李华文等^[39]运用鼠伤寒沙门菌组氨酸缺陷型突变菌株TA97、TA98、

TA100和TA102 Ames试验,分别在加与不加S9代谢活化系统条件下,吡虫啉各剂量组的回复突变数均未超过自发回变数的2倍,亦无剂量反应关系,Ames试验结果为阴性,表明吡虫啉不具备致突变性。

此外,Bhinder等^[40]以斯氏按蚊(*Anopheles stephensi*)为实验对象,采用PCR扩增其内转录间隔区2(ITS2),结果显示,与对照组相比,LC₂₀剂量染毒的吡虫啉实验组个体核苷酸序列碱基有8个缺失、29个插入、18个转换及33个颠换。该研究在核苷酸水平上证明了吡虫啉具有潜在的遗传毒性。

表2 吡虫啉遗传毒性研究结果

试验	试验材料	吡虫啉浓度	主要结果	参考文献
彗星试验	人外周血淋巴细胞	99.9%和17.8%	20 μmol/L时两种受试物实验组彗星分数与对照组相比,差异均有统计学意义	Costa等(2009) ^[10]
	人外周血淋巴细胞	商品型吡虫啉*	彗星拖尾率、尾长与对照组相比均有明显差异	Calderón-Segura等(2012) ^[11]
	人外周血淋巴细胞	>95%	0.05~0.5 mg/L的吡虫啉就能引起DNA损伤	Feng等(2005) ^[12]
微核试验	人外周血淋巴细胞	99.9%和17.8%	20 μmol/L时两种受试物实验组微核率与对照组相比,差异均有统计学意义	Costa等(2009) ^[10]
	人外周血淋巴细胞	>95%	微核率显著升高	Feng等(2005) ^[12]
	兔淋巴细胞	>95%	含微核的双核细胞率和微核率均显著性增加	Stivaktakis等(2016) ^[13]
	CHOK1细胞	98%	微核率与对照组相比有显著性差异	Al-Sarar等(2015) ^[37]
	昆明种小白鼠骨髓细胞	吡虫啉原药	阴性结果	贾强等(2008) ^[38]
SCE试验	人外周血淋巴细胞	>95%	SCE数显著升高	Feng等(2005) ^[12]
染色体畸变试验	CHOK1细胞	98%	在该实验条件下不能诱导染色体畸变	Al-Sarar等(2015) ^[37]
	昆明种小白鼠睾丸初级精母细胞	吡虫啉原药	阴性结果	贾强等(2008) ^[38]
Ames试验	TA97、TA98、TA100和TA102	—	回复突变数未超过自发回变数的2倍,结果为阴性	李华文等(2008) ^[39]

[注]*: 农药Gaucho每升中有700g活性成分,农药Jade每千克中有8g活性成分。Gaucho和Jade是两种吡虫啉农药的商品名。—: 未提及浓度。

上述结果说明,大多数体内或体外遗传毒理学试验提示吡虫啉具有潜在的遗传毒性。但关于吡虫啉遗传毒性机制的研究较少,Valko等^[41]认为新烟碱类杀虫剂可能通过升高细胞内活性氧及自由基水平来损伤细胞,进而产生遗传毒性。生产工人、农民等主要职业暴露人群的DNA断裂和染色体畸变风险更高。

5 结语

随着吡虫啉广泛、长期的应用,我国农作物中吡虫啉可被广泛检出。近年来,国外研究陆续报道了吡虫啉在水环境和人群生物样本中的暴露情况,有关遗传毒理学试验也显示吡虫啉具有一定的遗传毒性。因遗传毒性对致癌作用具有的提示意义,故应重视长期低剂量接触吡虫啉的遗传毒性效应。基于吡虫啉在农作物、环境、人体中的检出现状和遗传毒性评价结果,而目前我国相关数据积累和文献报道匮乏,我们认为有必要对国内吡虫啉的暴露情况及其对人群遗传物

质的影响进行更深入的研究,以期制定吡虫啉的浓度限值及相关政策提供理论依据。

参考文献

- [1] 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,2012,51(12): 859-862,900.
- [2] 龚瑞忠,陈锐,陈良燕.吡虫啉对环境生物的毒性与安全性评价[J].农药科学与管理,1999,20(3): 12-16.
- [3] Dively GP, Embrey MS, Kamel A, et al. Assessment of chronic sublethal effects of imidacloprid on honey bee colony health[J]. PLoS One, 2015, 10(3): e0118748.
- [4] Official Journal of the European Union. Commission implementing regulation (EU) No 485/2013 of 24 May 2013 [R/OL]. (2013-05-25) [2017-06-21]. <http://extwprlegals.fao.org/docs/pdf/eur124027.pdf>.
- [5] Kapoor U, Srivastava MK, Srivastava LP. Toxicological impact of technical imidacloprid on ovarian morphology, hormones and antioxidant enzymes in female rats[J]. Food Chem

- Toxicol, 2011, 49(12): 3086-3089.
- [6] Bal R, Naziroğlu M, Türk G, et al. Insecticide imidacloprid induces morphological and DNA damage through oxidative toxicity on the reproductive organs of developing male rats[J]. Cell Biochem Funct, 2012, 30(6): 492-499.
- [7] Toor HK, Sangha GK, Khera KS. Imidacloprid induced histological and biochemical alterations in liver of female albino rats[J]. Pestic Biochem Physiol, 2013, 105(1): 1-4.
- [8] Bhardwaj S, Srivastava MK, Kapoor U, et al. A 90 days oral toxicity of imidacloprid in female rats: morphological, biochemical and histopathological evaluations[J]. Food Chem Toxicol, 2010, 48(5): 1185-1190.
- [9] Lonare M, Kumar M, Raut S, et al. Evaluation of imidacloprid-induced neurotoxicity in male rats: a protective effect of curcumin[J]. Neurochem Int, 2014, 78: 122-129.
- [10] Costa C, Silvani V, Melchini A, et al. Genotoxicity of imidacloprid in relation to metabolic activation and composition of the commercial product[J]. Mutat Res, 2009, 672(1): 40-44.
- [11] Calderón-Segura ME, Gómez-Arroyo S, Villalobos-Pietrini R, et al. Evaluation of genotoxic and cytotoxic effects in human peripheral blood lymphocytes exposed in vitro to neonicotinoid insecticides news[J]. J Toxicol, 2012, 2012: 612647.
- [12] Feng S, Kong Z, Wang X, et al. Assessing the genotoxicity of imidacloprid and RH-5849 in human peripheral blood lymphocytes in vitro with comet assay and cytogenetic tests[J]. Ecotoxicol Environ Saf, 2005, 61(2): 239-246.
- [13] Stivaktakis PD, Kavvalakis MP, Tzatzarakis MN, et al. Long-term exposure of rabbits to imidacloprid as quantified in blood induces genotoxic effect[J]. Chemosphere, 2016, 149: 108-113.
- [14] Le Questel JY, Graton J, Cerón-Carrasco JP, et al. New insights on the molecular features and electrophysiological properties of dinotefuran, imidacloprid and acetamiprid neonicotinoid insecticides[J]. Bioorg Med Chem, 2011, 19(24): 7623-7634.
- [15] 林雨佳, 华乃震. 新烟碱类杀虫剂的市场、剂型和应用[J]. 农药市场信息, 2013(7): 4-7.
- [16] Shao X, Liu Z, Xu X, et al. Overall status of neonicotinoid insecticides in China: Production, application and innovation[J]. J Pestic Sci, 2013, 38(1): 1-9.
- [17] Simon-Delso N, Amaral-Rogers V, Belzunces LP, et al. Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites[J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2015, 22(1): 5-34.
- [18] Morrissey CA, Mineau P, Devries JH, et al. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: a review[J]. Environ Int, 2015, 74: 291-303.
- [19] Van Dijk TC, Van Staalduinen MA, Van Der Sluijs JP. Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid[J]. PLoS One, 2013, 8(5): e62374.
- [20] Canadian water quality guidelines: imidacloprid Scientific supporting document[R]. Winnipeg, Man.: CCME, 2007.
- [21] Sánchez-Bayo F, Hyne RV. Detection and analysis of neonicotinoids in river waters—development of a passive sampler for three commonly used insecticides[J]. Chemosphere, 2014, 99: 143-151.
- [22] Starnes K, Goh KS. Detections of the neonicotinoid insecticide imidacloprid in surface waters of three agricultural regions of California, USA, 2010–2011[J]. Bull Environ Contam Toxicol, 2012, 88(3): 316-321.
- [23] Geng Y, Ma J, Zhou R, et al. Assessment of insecticide risk to human health in groundwater in Northern China by using the China-PEARL model[J]. Pest Manag Sci, 2017, 73(10): 2063-2070.
- [24] 食品中农药最大残留限量: GB 2763—2014[S]. 北京: 中国标准出版社, 2014.
- [25] Chen M, Tao L, Mclean J, et al. Quantitative analysis of neonicotinoid insecticide residues in foods: implication for dietary exposures[J]. J Agric Food Chem, 2014, 62(26): 6082-6090.
- [26] Mahabali S, Spanoghe P. Risk assessment of pesticide usage by farmers in Commewijne, Suriname, South America: a pilot study for the Alkmaar and Tamanredjo regions[J]. Environ Monit Assess, 2015, 187(3): 153.
- [27] Kapoor U, Srivastava MK, Srivastava AK, et al. Analysis of imidacloprid residues in fruits, vegetables, cereals, fruit juices, and baby foods, and daily intake estimation in and around Lucknow, India[J]. Environ Toxicol Chem, 2013, 32(3): 723-727.
- [28] 叶雪珠, 赵燕申, 王强, 等. 蔬菜农药残留现状及其潜在风险分析[J]. 中国蔬菜, 2012(14): 76-80.
- [29] 林虬, 张居德, 苏德森, 等. 福建省乌龙茶、红茶中部分农

- 药残留及日摄入量评估[J]. 福建农业学报, 2013, 28(7): 718-721.
- [30] 袁超, 耿微, 杨咸枝, 等. 哈尔滨市售蔬菜中阿维菌素和吡虫啉农药残留检测[J]. 预防医学情报杂志, 2009, 25(3): 232-236.
- [31] 唐小琴, 陈喻虹, 马燕, 等. 普洱茶中吡虫啉的残留状况及浸出率[J]. 西南农业学报, 2015, 28(3): 1283-1287.
- [32] Harada KH, Tanaka K, Sakamoto H, et al. Biological monitoring of human exposure to neonicotinoids using urine samples, and neonicotinoid excretion kinetics[J]. PLoS One, 2016, 11(1): e0146335.
- [33] Ueyama J, Nomura H, Kondo T, et al. Biological monitoring method for urinary neonicotinoid insecticides using LC-MS/MS and its application to Japanese adults[J]. J Occup Health, 2014, 56(6): 461-468.
- [34] Osaka A, Ueyama J, Kondo T, et al. Exposure characterization of three major insecticide lines in urine of young children in Japan-neonicotinoids, organophosphates, and pyrethroids[J]. Environ Res, 2016, 147: 89-96.
- [35] Ueyama J, Harada KH, Koizumi A, et al. Temporal levels of urinary neonicotinoid and dialkylphosphate concentrations in Japanese women between 1994 and 2011[J]. Environ Sci Technol, 2015, 49(24): 14522-14528.
- [36] Wang L, Liu T, Liu F, et al. Occurrence and profile characteristics of the pesticide imidacloprid, preservative parabens, and their metabolites in human urine from rural and urban China[J]. Environ Sci Technol, 2015, 49(24): 14633-14640.
- [37] Al-Sarar AS, Abobakr Y, Bayoumi AE, et al. Cytotoxic and genotoxic effects of abamectin, chlorfenapyr, and imidacloprid on CHOK1 cells[J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2015, 22(21): 17041-17052.
- [38] 贾强, 郭启明, 谢琳, 等. 吡虫啉原药致突变实验研究[J]. 中国工业医学杂志, 2008, 21(2): 114-115.
- [39] 李华文, 陆丹, 吴军, 等. 吡虫啉原药的毒性研究[J]. 实用预防医学, 2008, 15(3): 901-902.
- [40] Bhinder P, Chaudhry A, Barna B, et al. Imidacloprid and thiamethoxam induced mutations in internal transcribed spacer 2(ITS2) of *Anopheles stephensi* [J]. Toxicol Int, 2012, 19(2): 201-206.
- [41] Valko M, Rhodes CJ, Moncol J, et al. Free radicals, metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer[J]. Chem Biol Interact, 2006, 160(1): 1-40.

(收稿日期: 2017-06-21; 录用日期: 2017-08-11)

(英文编辑: 汪源; 编辑: 陶黎纳; 校对: 葛宏妍)

【告知栏】

《环境与职业医学》杂志发表论文可直接使用的英文缩写名单

本刊发表论文可直接使用的英文缩写如下。

常用名词: ICR 小鼠、SD 大鼠、AIDS(获得性免疫缺陷综合征)、WHO(世界卫生组织)、HE 染色、SPF(无特定病原体)

培养基: RPMI-1640、DMEM/F12、DMEM、DEME、IMDM、MEM、OPTI

实验方法: ELISA、PCR、MTT、TUNEL、Bradford、Lowry

试剂: Tris、Tris-HCl、Triton X-100、EDTA、EDTA-2Na、EDTA-Na2、TBST、TBS、PBS、Annexin V、Annexin V-FITC、RNase、DNase