

◆ 综述与进展 ◆

农药吸收运转的关键因子概述

郑伊雯^{1,2}, 任立瑞³, 高洁¹, 曹勔程^{2*}

(1. 吉林农业大学, 长春 130118; 2. 中国农业科学院植物保护研究所, 植物病虫害综合治理全国重点实验室, 北京 100193; 3. 北京农林科学院植物保护研究所, 北京 100097)

摘要: 农药施于土壤或作物种植环境中, 除沉积于作物表面外, 还有相当一部分流失进入环境水体和土壤中。作物种植后, 农药会随着作物根系吸收营养运转到作物体内。掌握农药的吸收、运转特性, 使药剂集中于靶标部位, 能够更有效地防治危害作物的靶标生物, 从而提高农药利用率。影响作物对农药吸收和运转的主要因素包括农药的 $\log K_{ow}$ 、土壤pH、土壤有机质含量、作物脂质含量等。本文综述了影响农药被作物吸收、传递、转运的主要因素, 为农药科研与使用、新剂型研究提供理论依据。

关键词: 农药; 吸收; 运转; 关键因子; 综述

中图分类号: S 481 文献标志码: A doi: 10.3969/j.issn.1671-5284.2025.04.005

Overview on the key factors of pesticide absorption and translocation in plants

ZHENG Yiwen^{1,2}, REN Lirui³, GAO Jie¹, CAO Aocheng^{2*}

(1. Jilin Agricultural University, Changchun 130118, China; 2. State Key Laboratory for Biology of Plant Diseases and Insect Pest, Institute of Plant Protection, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100193, China; 3. Institute of Plant Protection, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Science, Beijing 100097, China)

Abstract: Pesticides applied to the soil or crop planting environment, in addition to deposit on the surface of the crop, there is a considerable part of the loss in the environmental water and soil. After crop planting, pesticides will be absorbed by plant roots during nutrient uptake and translocated in the plant. Mastering the absorption and translocation characteristics of pesticides, can concentrate the agent on the target site, thereby enhance control efficacy and pesticide utilization efficiency. The main factors affecting pesticide absorption and translocation in crops include the $\log K_{ow}$ of pesticides, soil pH, soil organic matter content, and crop lipid content. This paper reviewed the main factors affecting pesticide absorption, delivery, and translocation in crops to provide a theoretical basis for pesticide scientific research, application, and developing new formulations.

Key words: pesticide; absorption; translocation; influencing factor; review

农药是重要的生产资料, 可挽回病虫害造成的损失, 但农药使用后除被植物吸收和沉积于被保护的植物表面外, 还流失到环境中。如何提高农药的利用率, 减少农药的副作用是农药科技工作者研究的课题, 也是公众关注的热点话题。

农药进入环境后, 通过径流、侵蚀、挥发等方式影响环境, 最终通过食物链危害人体健康^[1]。土壤作

为作物生长的场所, 作物在生长过程中会吸收土壤中的营养成分, 积累在土壤中的农药也会通过作物的根系进入到植物体内。不同的农药被作物吸收和运转存在很大的差别。了解和掌握影响作物吸收农药的特性, 有利于科学使用农药, 减少农药的残留。

早在20世纪50年代, 研究人员便开始关注植物对土壤中残留农药的吸收问题^[2]。Lichtenstein^[3]研究

收稿日期: 2024-11-19

基金项目: 海南省重点研发项目(ZDYF2022XDNY336)

作者简介: 郑伊雯(2000—), 女, 硕士研究生。研究方向: 植物病理学。E-mail: 1067050902@qq.com

通信作者: 曹勔程(1963—), 男, 湖北麻城人, 博士, 研究员, 主要从事土壤消毒技术研究。E-mail: caoac@vip.sina.com

发现,农作物可以从土壤中吸收杀虫剂,如萝卜对林丹具有强烈的吸收作用。Hosmani等^[4]以水稻为研究对象,通过茎叶喷洒和土壤施用2种方式研究了水稻对醚菌酯的吸收和转运。结果表明,醚菌酯可以在水稻植株内向顶或向基转运。Mattina等^[5]研究了12种作物对氯丹的吸收、转运,发现氯丹吸收的主要途径为土壤-根-地上部。近年来,关于多环芳烃、多氯联苯和卤代有机污染物等被植物吸收的问题也受到广泛关注^[6]。

掌握农药的理化性质和吸收、运转特性,改善农药在植物体内的吸收和运转性能,也是提高农药利用率的重要途径之一。目前,对农药在作物体内的传递规律研究主要集中在植物的根、茎、叶部位,尚缺乏对农药在细胞间传递的深入研究。揭示农药在植物-土壤体系中的吸收与转运规律,对于指导农药的高效利用、风险评估和环境污染治理均具有重要的意义。

1 植物对农药的吸收与转运

1.1 植物根部对农药的吸收途径

植物根部吸收农药的途径可分为:(1)质外体途径。这一路径涉及农药分子通过植物细胞间的空隙或细胞壁进行传递,而不必穿越细胞内部。这种传输方式通常是被动的,不消耗能量,具有运输阻力小且速度快等优点^[7]。(2)共质体途径。通过细胞质之间的胞间连丝进行交换,这一过程涉及细胞膜的穿透,且原生质体黏度大,从而导致此途径的运输阻力较大。共质体运输途径又包括主动运输和被动运输。主动运输需要能量和载体蛋白^[8-9];被动运输不需要能量和载体蛋白^[10]。(3)质外体-共质体交替途径。农药进入植物体内时,可能需要先通过质外体途径,然后再进入共质体途径,主要的运输路径取决于农药的物理化学特性。

Shone等^[11]对6种农药(西玛津、莠去津、2,4-滴等)在大麦中的吸收特性进行了研究比较。研究发现,大多数农药通过被动扩散的方式被大麦吸收,而2,4-滴则显示出主动吸收的特性,这一过程需要消耗能量。Hart等^[9]研究发现,百草枯在玉米根系中的吸收是一个主动过程,依赖于特定的载体蛋白。Su等^[12]研究发现,林丹在水稻中的初始吸收和转运主要通过质外体途径,而随后则主要通过共质体途径进行。目前,评估植物根部对农药吸收和积累能力的一种常用方法是通过计算植物根系生物富集系数(root bioconcentration factor, RCF)来进行判

断^[13]。RCF通过比较植物根系中农药的浓度与环境中农药浓度的比值来确定,RCF越高,意味着植物根部对农药的吸收和富集能力越强。

1.2 农药在植物体内转运方式

当农药被植物根部吸收后,部分农药会进入植物的维管束,通过木质部向上转运到植物的上部,或者通过韧皮部在植物体内进行双向转运^[14]。非离子型农药在植物组织中的分布情况与其自身的理化特性紧密相关,而离子型农药则主要通过韧皮部进行转运^[15]。通过转运系数(translocation factor, TF)来评估植物将农药由根部向茎叶转运的程度,TF为农药在茎叶部浓度与根部浓度之比。TF>1时,说明农药容易由根部向地上部分转运;TF<1时,说明农药很难被植物体转运^[16]。研究人员对黄瓜、苹果叶面吸收转运多菌灵情况进行了研究,发现有一定比例的多菌灵能过韧皮部实现双向转运^[17]。Rohilla等^[18]发现水稻体内的环丙酰亚胺可经由质外体途径从根部向地上部运输。同时有研究表明,吡虫啉能随着蒸腾流经由植物木质部向顶转运,并主要蓄积于上部叶片^[19]。

2 植物吸收农药的影响因素

2.1 农药理化性质

农药的理化特性影响植物对农药的吸收和积累能力,包括农药的疏水性(用辛醇-水分配系数 K_{ow} 表示)、酸碱解离常数(pKa)、在水中的溶解度、相对分子质量和分子结构等。这些特性共同决定了农药与植物根部相互作用的方式,从而影响其吸收和富集程度^[20]。

Briggs等^[21]将大麦种植在受农药污染的土壤和水体中,观察到大麦根部的农药浓度与其 $\log K_{ow}$ 正相关。Li等^[22]研究了黑麦草对氟乐灵和林丹的吸收情况,发现黑麦草对两者的吸收差异主要归因于它们的疏水性差异。Collins等^[14]研究发现,植物根系对非离子农药的吸收和迁移与农药 $\log K_{ow}$ 密切相关。San等^[23]以芦苇为研究对象,研究了其对有机氯类杀虫剂的吸收。研究发现,芦苇根系对农药的富集系数与农药的 $\log K_{ow}$ 显著正相关,相关系数 R^2 高达0.956。Wan等^[24]对小麦吸收8种有机磷酸盐农药的能力进行了研究,发现农药的疏水性越强,其被小麦根系吸收的可能性越大。

研究还发现,农药的相对分子质量和化学结构会影响其在植物细胞膜中的穿透能力,进而影响植物对农药的吸收^[25]。Calderon-Preciado等^[26]对莠莠和

生菜吸收6种化合物(包括苯丙酸等)的研究发现,化合物相对分子质量越小越易被植物根系吸收。然而,Li等^[27]在研究叶类蔬菜对新烟碱类杀虫剂的吸收和转运时发现,蔬菜根系对农药的吸收能力与农药相对分子质量正相关,这可能是对于某些农药,其吸收过程需要能量的参与。

此外,农药在土壤中的形态对其被植物根部吸收也有影响。研究发现,相对于离子状态,分子状态的农药更容易进入根部细胞,农药的解离程度会影响其向根部细胞迁移的速率^[28]。土壤中农药的解离状态受到其自身的酸碱解离常数和土壤pH的共同作用。通常,阳离子型农药因为能够被带有负电荷的细胞膜吸附,所以更易于被植物根系吸收;而阴离子型农药则被细胞膜排斥,难以穿透细胞膜^[29]。在植物根系中,离子型农药的迁移可能会受到离子捕获效应的影响。弱酸性化合物在细胞基质等碱性组分中解离出来的阴离子可能会被捕获并留在碱性组分中,而弱碱性化合物则可能在细胞的酸性环境中解离和被捕获^[30]。

2.2 土壤的理化性质

土壤对农药的吸附作用是一个动态平衡过程,吸附能力受土壤的多种理化特性的影响^[31]。具体来说,影响土壤对农药吸附的关键因素包括土壤中的有机质含量、pH、阳离子交换容量(CEC)以及黏土矿物的含量。这些因素共同决定了土壤对特定农药的吸附强度。

2.2.1 土壤有机质

土壤有机质通常含有大量的吸附活性位点,这些位点能够与非离子型农药的亲水性和疏水性官能团相互作用^[32]。相互作用包括氢键、共价键、离子键、配位键、范德华力以及偶极力等多种化学键合机制^[33-34]。周风帆等^[35]发现,土壤对农药的吸附量与土壤有机质的含量呈正相关。杨克武等^[36]对不同地区土壤的吸附能力进行了分析,结果显示,土壤有机质含量的增加与单甲脒农药吸附系数的提高直接关联。这些发现强调了土壤有机质在农药吸附过程中的重要性。

2.2.2 土壤pH

土壤的pH水平对农药吸附作用具有显著影响。通常情况下,随着土壤pH的降低,农药的吸附量会相应增加^[37]。在酸性环境中,有机农药更容易质子化,生成阳离子,这导致土壤通过阳离子交换机制增强了对农药的吸附能力^[38-39]。针对苄嘧磺隆和咪唑乙烟酸的吸附研究证明,农药的吸附率与土壤pH

之间呈负相关,即土壤酸性越强,其对这2种农药的吸附能力也越强。这些结果进一步证实了土壤pH在农药吸附过程中的作用^[40-41]。

2.3 植物根部物质的组成

植物体内主要成分包括水分、碳水化合物、蛋白质和脂质,其中水分占比最高,碳水化合物次之,而蛋白质和脂质则相对较少^[42]。Schwab等^[43]在研究高羊茅和紫花苜蓿对萘的吸附能力时发现,紫花苜蓿根对萘的吸附能力大约是高羊茅的2倍,这一差异可能与2种植物根部脂质含量不同有关。Huang等^[44]的研究则表明,植物根部对十溴二苯醚的吸收量与其脂质含量存在正相关性。鞠超^[32]研究发现,不同作物根部吸收吡虫啉的量与其蛋白质含量之间存在显著的正相关关系($R^2 > 0.568$)。

3 农药在植物体内转运的影响因素

3.1 农药的理化性质

Dettenmaier等^[45]对不同 $\log K_{ow}$ (-0.8~5)的有机化合物在大豆和番茄中的吸收与转运情况进行了研究,发现非离子型和低疏水性化合物的转运效率较高。这可能是因为化合物的转运效率与其 $\log K_{ow}$ 之间呈S型的关系。研究还发现,环丁砜和甲基叔丁醚等亲水性有机污染物的蒸腾流浓度因子(TSCF)与其 $\log K_{ow}$ 之间也呈S型曲线关系。这些化合物虽然疏水性较高,但仍然容易被植物转运,这可能是因为植物体内存在特异的机制来处理这些特定结构或成分的外来污染物^[30]。Ge等^[46]对吡虫啉、噻虫嗪和苯醚甲环唑在土壤中的吸收和转运情况进行了研究。结果显示,由于土壤吸附作用的影响,低疏水性的吡虫啉和噻虫嗪在水稻体内的积累量高于高疏水性的苯醚甲环唑,且吡虫啉和噻虫嗪的茎叶转运系数(TF)均大于1,而苯醚甲环唑的TF则远小于1。Wan等^[24, 47]在研究小麦对有机磷酸酯类农药的TSCF和TF时发现,这些参数与 $\log K_{ow}$ 呈显著负相关,表明高疏水性和高极性的有机磷酸酯类农药具有较强的转运能力。

3.2 植物种类

植物细胞壁是植物细胞外的一层坚固结构,作为保护植物免受外界污染的关键屏障,由胞间层、初生壁和次生壁3个主要部分组成^[48]。细胞壁的主要成分包括果胶和纤维素,对农药进入细胞内部起到了一定的限制作用。根部细胞中的脂质含量较高,这些脂质能够阻碍高疏水性农药向植物地上部分转运^[49-51]。植物的生长过程也会影响农药在其体内

的分布,这是因为植物生长时叶片面积的扩大会增强蒸腾作用,同时植物生物量的增加也会对农药浓度产生稀释效应^[52-53]。这些因素共同作用,决定了农药在植物体内的转运和积累模式。

4 结论与展望

综上所述,土壤理化性质对农药的吸收转运具有重要影响。当土壤pH改变时,土壤胶体上的电荷会发生变化,影响农药分子的吸附和解吸。在酸性土壤中,某些农药可能会形成阳离子,增加其在土壤中的吸附,减少其向下迁移的可能性;而在碱性土壤中,农药可能以阴离子或中性分子形式存在,更容易随水分迁移^[38-39]。土壤的阳离子交换容量决定了其吸附带电农药分子的能力。高CEC的土壤能够吸附更多的农药,减少其在土壤中的浓度,从而可能减少农药的淋溶和流失。土壤的孔隙度则会影响水分和空气的流通,进而影响农药的迁移和降解。在干旱条件下,农药可能不易溶解和迁移,而在湿润条件下,农药可能更容易随水分移动,增加作物根部接触和吸收的几率。而土壤温度同样会影响农药的挥发、降解速率以及作物的生长和吸收能力。温度升高可能会增加农药的挥发,减少土壤中的残留量,同时也可能加速农药的降解。

植物根系对农药的吸收与转运能力与农药的理化性质密切相关,农药在水中的溶解度影响其在土壤中的浓度,进而影响作物根部的吸收。溶解度较高的农药更容易通过植物细胞膜,从而被植物吸收和转运。水溶性良好的农药更容易在植物体内的水相中溶解和移动,因此它们可以通过植物的导管系统(木质部和韧皮部)进行有效的长距离运输。这些农药可以更容易地到达植物的各个部位,包括叶片、茎、根和果实。脂溶性农药往往在植物的非极性组织中积累,如叶片的蜡质层、果实的表皮和种子,可能导致这些农药在植物的某些部位浓度较高,而在其他部位浓度较低。研究表明:亲脂性较差的农药($\log K_{ow} < 1$)在水稻根系中的浓度系数较低,而亲脂性中等的农药($\log K_{ow}$ 约为1.5~2.0)在蒸腾流中的浓度系数最大,亲脂性良好的农药($\log K_{ow} > 3.5$)则主要滞留在根和茎的基部^[54]。然而,如果 $\log K_{ow}$ 过高,农药可能会在植物的根部累积,不易向植物上部传导。相反,亲水性农药($\log K_{ow}$ 较低)更容易通过溶解在水相中被植物吸收,但可能不会在植物体内远距离传导。农药在植物体内的传导能力也与 $\log K_{ow}$ 有关。疏水性较弱的农药主要通过蒸腾流吸收和传

导,而疏水性强的农药不易在植物中传导,而是在根系聚积。研究发现, $\log K_{ow}$ 过大或过小都会降低蒸腾流浓度因子(TSCF),不利于农药的传导。同样有研究发现,农药从植物根际水转运至叶部吐水的过程与农药的疏水性(K_{ow})存在两段式关系。水溶性较高农药($\log K_{ow} < 3$)的转运不受 K_{ow} 影响,而脂溶性较高农药($\log K_{ow} > 3$)转移至吐水中的能力随 K_{ow} 增大而减弱^[55]。温度的变化也可能会影响农药的溶解度和脂溶性,温度升高可能会增加脂溶性农药的流动性,使其更容易在植物体内分布。

未来研究需密切关注田间条件下的农药吸收和运转规律、农药代谢产物及对非靶标生物的影响,以及农药在植物茎叶中的转运规律。当下,如何在提高农药使用效率的同时减少对环境的负面影响,是农业面临的重要问题。而研究农药在植物体内的吸收和运转规律,有助于开发出更安全、更有效的农药剂型,以减少农药残留和环境污染。此外,深入了解农药在植物体内的动态行为,对于评估农药的环境风险和制定管理策略具有重要意义。

综上所述,本文提供了关于农药在植物体内行为的深入分析,旨在促进农药的科学使用和环境保护,对农业的绿色可持续发展具有重要的指导意义。

参考文献

- [1] ZUBAIRI N A, TAKAIJU DIN H, YUSOF K. A review on the mechanism removal of pesticides and heavy metal from agricultural runoff in treatment train[J]. International Journal of Environmental and Ecological Engineering, 2021, 15(2): 75-86.
- [2] 林庆祺,蔡信德,王诗忠,等. 植物吸收、迁移和代谢有机污染物的机理及影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(4): 661-667.
- [3] LICHTENSTEIN E P. Plant absorption of insecticides, absorption of some chlorinated hydrocarbon insecticides from soils into various crops[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 1959, 7(6): 430-433.
- [4] HOSMANI R S, NAYAK S P, KUMAR Y. Uptake, distribution, translocation and metabolism of kresoxim-methyl in paddy [J]. Quality Assurance and Safety of Crops & Foods, 2012, 4(4): 170-178.
- [5] MATTINA M J I, IANNUCCI-BERGER W, DYKAS L. Chlordane uptake and its translocation in food crops[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2000, 48(5): 1909-1915.
- [6] SUN J, PAN L, TSANG D C, et al. Organic contamination and remediation in the agricultural soils of China: a critical review[J]. Science of the Total Environment, 2018, 615: 724-740.
- [7] CHEN L, ZHANG S, HUANG H, et al. Partitioning of phenanthrene by root cell walls and cell wall fractions of wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43(24): 9136-9141.

- [8] KOCH U, BUSCHGES A. A high speed recoil-free piezo-drive for cell impalement[J]. Journal of Neuroscience Methods, 1990, 35(3): 261-265.
- [9] HART J J, DITOMASO J M, LINSKOTT D L, et al. Transport interactions between paraquat and polyamines in roots of intact maize seedlings[J]. Plant Physiology, 1992, 99(4): 1400-1405.
- [10] STEIN W. Facilitated diffusion[M]//DANIELLI J F, RIDDIFORD M D, ROSENBERG M D. Recent progress in surface science. New York: Academic Press, 1964: 300-337.
- [11] SHONE M, WOOD A V. A comparison of the uptake and translocation of some organic herbicides and a systemic fungicide by barley: absorption in relation to physico-chemical properties [J]. Journal of Experimental Botany, 1974(4): 390-400.
- [12] SU Y H, ZHU Y G. Transport mechanisms for the uptake of organic compounds by rice (*Oryza sativa*) roots[J]. Environmental Pollution, 2007, 148(1): 94-100.
- [13] SIJM D, KRAAIJ R, BELFROID A. Bioavailability in soil or sediment: exposure of different organisms and approaches to study it[J]. Environmental Pollution, 2000, 108(1): 113-119.
- [14] COLLINS C, FRYER M, GROSSO A. Plant uptake of non-ionic organic chemicals[J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40(1): 45-52.
- [15] BROMILOW R H, CHAMBERLAIN K. Principles governing uptake and transport of chemicals [M]// TRAPP S, MCFARLANE C. Plant contamination: modeling and simulation of organic chemical processes. Boca Raton: CRC Press, 1995: 37-68.
- [16] LI Y, SALLACH J B, ZHANG W, et al. Insight into the distribution of pharmaceuticals in soil-water-plant systems[J]. Water Research, 2019, 152: 38-46.
- [17] SOLEL Z, SCHOOLEY J M, EDGINGTON L V. Uptake and translocation of benomyl and carbendazim (methyl benzimidazol-2-yl carbamate) in the symplast[J]. Pesticide Science, 1973, 4(5): 713-718.
- [18] ROHILLA R, SINGH U S, SINGH R L. Uptake and translocation of carpropamid in rice (*Oryza sativa* L.)[J]. Pest Management Science, 2001, 57(3): 239-247.
- [19] LAURENT F M, RATHAHO E. Distribution of [¹⁴C] imidacloprid in sunflowers (*Helianthus annuus* L.) following seed treatment[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2003, 51(27): 8005-8010.
- [20] RYAN J, BELL R M, DAVIDSON J, et al. Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils[J]. Chemosphere, 1988, 17(12): 2299-2323.
- [21] BRIGGS G G, BROMILOW R H, EVANS A A. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley[J]. Pesticide Science, 1982, 13(5): 495-504.
- [22] LI H, SHENG G, SHENG W, et al. Uptake of trifluralin and lindane from water by ryegrass[J]. Chemosphere, 2002, 48(3): 335-341.
- [23] SAN M A, RAVANEL P, RAVETON M. A comparative study on the uptake and translocation of organochlorines by *Phragmites australis*[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 244: 60-69.
- [24] WAN W, HUANG H, LV J, et al. Uptake, translocation, and biotransformation of organophosphorus esters in wheat (*Triticum aestivum* L.)[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(23): 13649-13658.
- [25] KUMAR K, GUPTA S C. A framework to predict uptake of trace organic compounds by plants[J]. Journal of Environmental Quality, 2016, 45(2): 555-564.
- [26] CALDERON-PRECIADO D, RENAULT Q, MATAMOROS V, et al. Uptake of organic emergent contaminants in spath and lettuce: an in vitro experiment[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2012, 60(8): 2000-2007.
- [27] LI Y, LONG L, YAN H, et al. Comparison of uptake, translocation and accumulation of several neonicotinoids in komatsuna (*Brassica rapa* var. *perviridis*) from contaminated soils[J]. Chemosphere, 2018, 200: 603-611.
- [28] BRIGGS G G, RIGITANO R L, BROMILOW R H. Physico-chemical factors affecting uptake by roots and translocation to shoots of weak acids in barley[J]. Pesticide Science, 1987, 19(2): 101-112.
- [29] MADIKIZELA L M, NCUBE S, CHIMUKA L. Uptake of pharmaceuticals by plants grown under hydroponic conditions and natural occurring plant species: a review[J]. Science of the Total Environment, 2018, 636: 477-486.
- [30] 姚世杰. 玉米植株对土壤中六种农药的吸收和转运[D]. 杭州: 浙江大学, 2020.
- [31] WAUCHOPE R D, YE H S, LINDERS J B H J, et al. Pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitations and reliability[J]. Pest management Science, 2002, 58(5): 419-445.
- [32] 鞠超. 小麦植株对七种农药的吸收、转运及其机制[D]. 杭州: 浙江大学, 2020.
- [33] SENESI N. Binding mechanisms of pesticides to soil humic substances[J]. Science of the Total Environment, 1992, 123: 63-76.
- [34] WANG D, WANG Y, YIN Y, et al. Bioavailability-based estimation of phytotoxicity of imazaquin in soil to sorghum [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22: 5437-5443.
- [35] 周风帆, 蔡后建, 金琦, 等. 多效唑土壤吸附及在模拟生态系统分布动态的研究[J]. 南京大学学报(自然科学版), 1994(1): 55-62.
- [36] 杨克武, 安凤春, 莫汉宏. 单甲脒在土壤中的吸附[J]. 环境化学, 1995(5): 431-435.
- [37] 张洪超. 三唑酮在不同作物、不同土壤类型中的吸收、转运规律及特性[D]. 杭州: 浙江大学, 2020.
- [38] SPARK K, SWIFT R. Effect of soil composition and dissolved organic matter on pesticide sorption[J]. Science of the Total Environment, 2002, 298(1): 147-161.
- [39] GUO X, YIN Y, YANG C, et al. Remove mechanisms of sulfamethazine by goethite: the contributions of pH and ionic strength[J]. Research on Chemical Intermediates, 2016, 42: 6423-6435.
- [40] 司友斌, 岳永德, 陈怀满, 等. 苯嘧磺隆在土壤中的光解[J]. 土壤

- 学报, 2003(6): 963-966.
- [41] 郑巍, 刘维屏. 除草剂普杀特在土壤-水两相中的吸附-脱附和光解[J]. 中国环境科学, 1998(5): 92-96.
- [42] 申震. 土壤-黄瓜植株系统中十种农药的吸收转运与生物有效性[D]. 合肥: 安徽农业大学, 2022.
- [43] SCHWAB A P, AL-ASSI A A, BANKS M K. Adsorption of naphthalene onto plant roots[J]. Journal of Environmental Quality, 1998, 27(1): 220-224.
- [44] HUANG H, ZHANG S, CHRISTIE P, et al. Behavior of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in the soil-plant system: uptake, translocation, and metabolism in plants and dissipation in soil[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(2): 663-667.
- [45] DETTENMAIER E M, DOUCETTE W J, BUGBEE B. Chemical hydrophobicity and uptake by plant roots[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43(2): 324-329.
- [46] GE J, CUI K, YAN H, et al. Uptake and translocation of imidacloprid, thiamethoxam and difenoconazole in rice plants[J]. Environmental Pollution, 2017, 226: 479-485.
- [47] WAN W, ZHANG S, HUANG H, et al. Occurrence and distribution of organophosphorus esters in soils and wheat plants in a plastic waste treatment area in China[J]. Environmental Pollution, 2016, 214: 349-353.
- [48] 冀维萍. 土壤中十种农药对花生的生物有效性[D]. 合肥: 安徽农业大学, 2021.
- [49] KANG F, CHEN D, GAO Y, et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in subcellular root tissues of ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.)[J]. BMC Plant Biology, 2010, 10: 1-7.
- [50] XIANG L, CHEN L, YU L Y, et al. Genotypic variation and mechanism in uptake and translocation of perfluorooctanoic acid (PFOA) in lettuce (*Lactuca sativa* L.) cultivars grown in PFOA-polluted soils[J]. Science of the Total Environment, 2018, 636: 999-1008.
- [51] GAO Y, ZHANG Y, LIU J, et al. Metabolism and subcellular distribution of anthracene in tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.)[J]. Plant and Soil, 2013, 365: 171-182.
- [52] MCLACHLAN M S. Framework for the interpretation of measurements of SOC in plants[J]. Environmental Science & Technology, 1999, 33(11): 1799-1804.
- [53] COLLINS C D, FINNEGAN E. Modeling the plant uptake of organic chemicals, including the soil-air-plant pathway[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(3): 998-1003.
- [54] 范添乐, 宋玥颐, 陈小军, 等. 农药内吸性的研究现状与改善策略[J]. 农药学报, 2020, 22(4): 579-585.
- [55] XIA B, WANG S, LI R, et al. From Water to water: insight into the translocation of pesticides from plant rhizosphere solution to leaf guttation and the associated ecological risks[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(17): 7600-7608.

(编辑: 顾林玲)

(上接第26页)

- inhibitors[J]. Bioorganic & Medicinal Chemistry, 2020, 28: 115602.
- [15] GUO B B, SHEN S Q, JIN S H, et al. Synthesis and enzyme substrate activity of p-nitrophenyl *N,N*-diacetyl-4-thio- β -chitobioside[J]. Chinese Journal of Organic Chemistry, 2019, 39: 3490-3497.
- [16] LIANG P B, XU Q B, CHEN R Z, et al. Design, synthesis, biologically evaluation and molecular docking of C-glycosidic oximino carbamates as novel *OfHex1* inhibitors[J]. Carbohydrate Research, 2022, 520: 108629.
- [17] LIANG P B, LI J M, CHEN W, et al. Application of natural bioresources to sustainable agriculture: a C-glycoside insecticide based on *N*-acetyl-glucosamine for regulating insect molting of *Ostrinia furnacalis*[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2023, 71: 5496-5506.
- [18] AI Y, ZHANG Y J, CHEN W, et al. Glycosyl structure guided design, synthesis and biological assessment of chitin degrading enzyme inhibitors with insecticidal activity[J]. Journal of Molecular Structure, 2025, 1339: 142457.
- [19] 刘琪. 基于生物电子等排的邻甲酰胺基苯甲酰胺类化合物的分子设计、合成及生物活性研究[D]. 南京: 南京工业大学, 2017.
- [20] ZHAO Z X, XU Q B, CHEN W, et al. Rational design, synthesis, and Biological Investigations of *N*-methylcarbamoylguanidinyl azamacrolides as a novel chitinase inhibitor[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2022, 70: 4889-4898.
- [21] ZHAO Z X, LI F, CHEN W, et al. Discovery of aromatic 2-(3-(methylcarbamoyl) guanidino)-*N*-acylacetamides as highly potent chitinase inhibitors[J]. Bioorganic & Medicinal Chemistry, 2023, 80: 117172.
- [22] ZHAO Z X, CHEN W, WANG S M, et al. Rational design of *N*-methylcarbamoylguanidinyl derivatives as highly potent dual-target chitin hydrolase inhibitors for retarding growth of pest insects[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2023, 71: 2817-2826.
- [23] ZHAO Z X, CHEN W, DONG Y H, et al. Discovery of potent *N*-methylcarbamoylguanidino insect growth regulators targeting *OfChtI* and *OfChi-h*[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2023, 71: 12431-12439.
- [24] LIANG P B, LI J M, CHEN W, et al. Design of inhibitors targeting chitin-degrading enzymes by bioisostere substitutions and scaffold hopping for selective control of *Ostrinia furnacalis*[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2024, 72: 10794-10804.
- [25] LI F, ZHAO Z X, CHEN W, et al. Design, synthesis, and biological investigations of novel carbamoylguanidinyl nitrobenzoxadiazoles against chitinolytic enzymes[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2023, 71: 18333-18344.
- [26] LI F, CHEN W, AI Y, et al. Design and synthesis of novel indole-derived *N*-methylcarbamoylguanidinyl chitinase inhibitors with significantly improved insecticidal activity[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2024, 72: 21410-21418.

(编辑: 顾林玲)