

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2015.10.2015042802

孙约兵, 徐应明, 孙扬, 等. 硝磺草酮在黑土和红壤中的吸附-解吸特性[J]. 环境化学, 2015, 34(10): 1832-1838

SUN Yuebing, XU Yingming, SUN Yang, et al. Adsorption-desorption characteristics of mesotrione in phaeozem and red soils[J]. Environmental Chemistry, 2015, 34(10): 1832-1838

硝磺草酮在黑土和红壤中的吸附-解吸特性*

孙约兵^{1,2} 徐应明^{1,2**} 孙扬^{1,2} 秦旭^{1,2}

(1. 农业部环境保护科研监测所, 农业部产地环境质量重点实验室, 天津, 300191;
2. 农业部环境保护科研监测所, 中国农科院农田重金属污染修复创新团队, 天津, 300191)

摘要 采用批量平衡实验, 研究了硝磺草酮在黑土和红壤中吸附-解吸行为. 结果表明, 硝磺草酮在两种土壤中的吸附分为快速线性分配和慢速吸附两个阶段, 2 h 后, 基本达到动态平衡. 然而, 其吸附速率随着时间的延长而降低, 且初始浓度和土壤性质对硝磺草酮吸附速率的变化率没有明显影响. 硝磺草酮在红壤和黑土中吸附和解吸过程均能用 Freundlich 模型进行很好的拟合, 拟合系数 R^2 分别为 0.999 和 0.993 (黑土)、0.991 和 0.962 (红壤). 硝磺草酮在土壤中的吸附等温线呈现“L”型, 以物理性吸附为主. 硝磺草酮在两种土壤上的解吸过程存在一定的滞后现象, 且随着硝磺草酮初始浓度增加, 其解吸等温线的滞后系数也随之降低. 黑土中硝磺草酮的吸附和解吸滞后强度均大于红壤.

关键词 硝磺草酮, 吸附, 解吸, 土壤.

Adsorption-desorption characteristics of mesotrione in phaeozem and red soils

SUN Yuebing^{1,2} XU Yingming^{1,2**} SUN Yang^{1,2} QIN Xu^{1,2}

(1. Key Laboratory of Original Environmental Quality, Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin, 300191, China; 2. Innovation Team of Remediation for Heavy Metal Contaminated Farmland of Chinese Institute of Agricultural Sciences, Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin, 300191, China)

Abstract: Batch experiments were carried out to investigate the adsorption-desorption behavior of mesotrione in phaeozem and red soils. Results showed that the sorption process of mesotrione in two tested soils included an initial fast sorption phase and a second slow phase, and reached a dynamic equilibrium after 2 h. However, the rate of adsorption decreased with longer time, and it did not significantly affect by the initial content of mesotrione and soil characteristics. The sorption and desorption isotherm equations of mesotrione in phaeozem and red soils were well fitted by first-order and Freundlich equation, with correlation coefficients of R^2 0.999 and 0.993 (red soil), and 0.991 and 0.962 (phaeozem soil), respectively. The mesotrione adsorption isotherms resembled the L-type curves, and the dominant mechanism of mesotrione adsorption was physical adsorption in phaeozem soils. The apparent sorption-desorption hysteresis were found in two soils, and the hysteresis indices (HI) of mesotrione in the two tested soils decreased with the increase of initial concentration of mesotrione. The magnitude of mesotrione of sorption and desorption hysteresis in phaeozem soil was higher than that of red soil.

Keywords: mesotrione, adsorption, desorption, soil.

2015年4月28日收稿.

* 国家自然科学基金(21107056); 公益性行业(农业)科研专项(201203045); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资助.

** 通讯联系人, E-mail: ymxu1999@126.com

农药在环境中主要是通过挥发、吸附-解吸、降解以及植物的吸收与富集等途径进行迁移转化^[1],其中吸附行为是影响其在土壤介质中迁移、滞留、转化以及生物有效性的主要支配因素,是控制农药环境行为的重要过程^[2],而解吸过程能直观地反映污染物的生物可利用性,是农药在环境中安全性评价的重要指标^[3].

硝磺草酮(Mesotrione)是瑞士 Zeneca 农化公司开发的优异的玉米芽前和苗后广谱选择性新三酮类除草剂,化学名称为 2-(4-甲磺酰基-2-硝基苯甲酰基)-3-羟基环己-2-烯酮.由于具有触杀作用、持效性和后茬作物危害小的特点而受到市场的推崇.其合成工艺和产业化技术在我国已过行政保护期,并已大规模投产,伴随着大面积推广使用,其在土壤中的环境行为越发受到关注^[4].然而,有关硝磺草酮的环境行为的研究较少,前期研究发现,硝磺草酮在土壤和植株中的残留消解半衰期分别为 3.5—3.8 d,消解动态规律符合一级动力学反应模型^[4].Crouzet 等^[5]研究发现,施用 100 倍推荐剂量的硝磺草酮时,显著影响了土壤叶绿素含量以及蓝藻基因结构和多样性,蓝藻光合作用生物量和微生物群落结构在最初 7 d 表现出尤为敏感.而且在施用 10 和 100 倍推荐剂量硝磺草酮后土壤微生物活性均受到抑制,其中 100 倍推荐剂量下土壤细菌和真菌基因结构最大相异度分别达到 12% 和 28%^[6].因此,研究硝磺草酮在土壤环境中的吸附-解吸机制,不仅可为新农药的安全合理使用提供理论基础,避免对后茬作物的影响,而且可为农药的优选、合理使用以及减少对环境和地下水的污染提供科学依据.

1 材料与方 法

1.1 实验材料

供试土壤为土壤黑土和红壤,分别采自中国科学院海伦农业生态试验站和湖南郊区农田土壤,均为 0—20 cm 表层土,风干后过 2 mm 尼龙筛备用.供试土壤理化性质如表 1 所示.

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of the tested soils

特征	红壤	黑土	特征	红壤	黑土
pH	4.9	7.8	有机质/%	1.0	3.6
黏粒/%	44.9	28.8	全 N/(g·kg ⁻¹)	0.8	1.3
砂粒/%	8.6	5.2	有效 P/(mg·kg ⁻¹)	4.0	82.6
粉粒/%	46.5	66.0	有效 K/(mg·kg ⁻¹)	40.0	132.0
阳离子交换量/(cmol·kg ⁻¹)	9.2	26.4			

1.2 实验方法

(1) 吸附动力学实验:称过筛的风干土 20 g 与 500 mL 锥形瓶中,加入 200 mL 0.01 mmol·L⁻¹ CaCl₂ 的硝磺草酮溶液(硝磺草酮初始浓度为 10 mg·L⁻¹, 200 mg·L⁻¹ NaN₃,用于抑制微生物活性,防止吸附-解吸过程中可能发生的硝磺草酮微生物降解).分别于振荡 0、1、2、4、6、8、10、15、20、30、40、50、60、80、100、120、240、480、600、720、1440 min 后离心 30 min,上清液过 0.45 μm 滤膜测定硝磺草酮含量.

(2) 等温吸附实验:吸附实验参照 OECD guideline 106 批平衡方法进行^[7].根据预实验,硝磺草酮吸附实验采用的水土比为 10:1,吸附解吸采用 10:1 的水土比,吸附时间均为 2 h.硝磺草酮浓度为 2、5、10、30 mg·L⁻¹.恒温 25±0.5 °C 下完成,每一浓度 3 次重复,同时设无土对照.

(3) 解吸实验:土壤解吸实验采用一次平衡法,按照上述步骤完成吸附实验后,将平衡液从离心管中倒尽,由称重法求得残液重(W).再往离心管中加入 10 mL 0.01 mol·L⁻¹的 CaCl₂ 溶液,恒温下(25 °C)振荡 24 h 后,5000 r·min⁻¹离心 10 min,测定上清液硝磺草酮浓度.

1.3 测试条件

测定方法参照前期试验^[5],硝磺草酮在土壤中标回收率达到 75.1%—97.7%,该方法的准确度和精密度均满足农药残留测定的要求.

检测器:HPLC-DAD,色谱柱:Agilent ZORBAX SB-C18 (4.6 mm×250 mm×5 μm),流动相:甲醇:水

(含 0.1% H_3PO_4) = 45:55 (V/V), 柱温: 30 $^{\circ}C$, 流速: 0.8 $mL \cdot min^{-1}$, 保留时间: 约 13.70 min, 进样量: 20 μL .

1.4 数据处理

采用二级动力学模型来研究反应速率与反应物浓度的关系, 模型如下:

$$\frac{Q_m}{Q(Q - Q_m)} = k_2 t \quad (1)$$

其中, Q 、 Q_m 分别表示吸附前后吸附量, k 和 t 分别为表观吸附速率常数和吸附时间.

为了便于比较不同浓度处理和土壤类型间吸附速率的差异, 可用以下线形方程 (其中设硝磺草酮在土壤中的吸附速率为 v):

$$\ln v = \ln(b) - \ln(t + c) \quad (2)$$

其中, b 、 c 为一级动力学方程的常数, t 为时间 (min).

采用线性模型和 Freundlich 模型来描述土壤吸附浓度溶液平衡浓度的关系, 模型如下:

$$\text{线性模型: } C_s = K_d C_e \quad (3)$$

$$\text{Freundlich 模型: } C_s = K_f C_e^{\frac{1}{n}} \quad (4)$$

式中, C_s 为吸附平衡时土壤吸附的硝磺草酮浓度 ($mg \cdot kg^{-1}$); C_e 为平衡溶液中硝磺草酮浓度 ($mg \cdot L^{-1}$); K_d 是吸附质的线性分配系数, K_f 是 Freundlich 模型下与吸附容量和吸附强度有关的常数.

有机质吸附常数 (K_{OM})、吸附自由能 (ΔG , $kJ \cdot mol^{-1}$) 计算公式如下:

$$K_{OM} = 100K_f/OM \quad (5)$$

$$\Delta G = -RT \ln K_{OM} \quad (6)$$

式中, R 为气体摩尔常数, $8.314 J \cdot K^{-1} \cdot mol^{-1}$; T 为绝对温度, OM 为有机质含量 (%).

滞后系数 HI (hysteresis index) 公式如下:

$$HI = (q_e^D - q_e^s) / q_e^s \quad (7)$$

式中, q_e^D 和 q_e^s 分别指在吸附和解吸过程硝磺草酮在土壤中的吸附浓度.

2 结果与讨论

2.1 硝磺草酮在两种土壤中的吸附动力学特征

由图 1 中可以看出, 硝磺草酮在两种土壤中的吸附经历了 2 个较为明显的阶段, 即快速的线性分配阶段和慢速的吸附阶段. 由于溶质吸附受土壤有机质中扩散过程的影响, 不同吸附机理的吸附位点在土壤中表现为非均匀分布, 外源物的吸附行为随时间会发生相应变化, 这一过程通常表现为初始的快吸附和后续的慢吸附^[8-9].

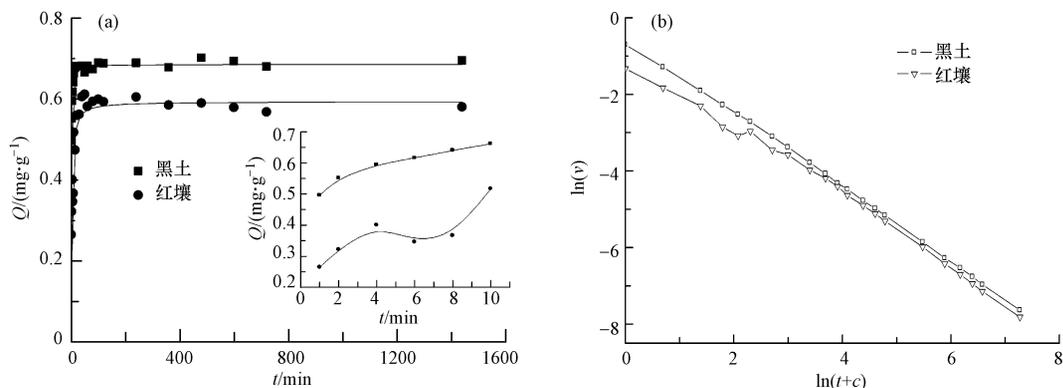


图 1 硝磺草酮在两种土壤中的吸附动力学和吸附速率

Fig.1 Adsorption kinetics and rate of mesotrione in the soils

在反应开始后 0—10 min 内, 硝磺草酮在两种土壤中吸附速率较快, 硝磺草酮快速吸附到土壤表

面,其表观吸附量明显增加,10 min 时硝磺草酮在两种黑土和红壤中的吸附量均可达到总吸附量的 96.5% 和 87.1%, 随时间延长, 由于土壤中较易吸附的结合位点逐渐被占据, 硝磺草酮开始向土壤颗粒内部迁移和扩散, 进入土壤内部不易吸附的位点, 吸附速度开始减缓, 吸附量上升不明显, 100 min 时吸附量基本上达到动态平衡, 说明吸附已经饱和. 为保证硝磺草酮在土壤中的吸附与解吸达到完全平衡, 实验统一确定硝磺草酮 2 h 作物平衡时间^[10].

土壤中硝磺草酮吸附速率在不同平衡时间和土壤类型上的变化见图 1(b), 在硝磺草酮与土壤反应的不同阶段, 硝磺草酮在土壤中的吸附速率也不相同, 呈现出随时间延长, 吸附速率逐渐下降的趋势. 图 1(b) 中的 2 条 $\ln(v)$ 对 $\ln(t+c)$ 的拟合直线呈平行状, 各条直线的斜率没有差异, 说明黑土和红壤对硝磺草酮吸附随时间的下降率相同, 初始浓度和土壤性质对吸附速率的变化率没有明显影响.

通过拟合曲线发现, 二级动力学方程能够很好地反映两种土壤对硝磺草酮的吸附量随时间的变化规律(图 1 和表 2), 在黑土和红壤中的拟合相关系数分别为 0.947 和 0.848, 均达到极显著水平 ($P < 0.05$). 从吸附速率常数 k_2 可以看出, 硝磺草酮在黑土上的吸附速率明显大于红壤, 这可能与土壤中颗粒、有机质含量等有关^[11]. 研究发现, 土壤有机质对农药的吸附行为起主要作用, 土壤颗粒内部的有机质拥有可观的位点吸附容量和较强的非线性. 有机质与农药之间作用力可归结为范德华力、疏水作用、氢键作用力、配位基交换、化学键作用等^[12-13]. 土壤中黏粒物质是土壤中最活跃的组成部分, 土壤中黏土矿物成分蒙脱矿、伊利石和高岭矿等对农药具有较强的吸附作用. 黏粒含量增加, 可吸附农药的比表面积增大, 土壤对农药的吸附量会相应增加^[14]. 土壤 pH 与阳离子代换量也是土壤吸附性能评价中应考虑的因素. 通常 pH 值降低, 农药的吸附量升高, 尤其对于离子型及有机酸农药的吸附, pH 值影响更大^[15].

表 2 硝磺草酮在土壤中吸附动力学参数

Table 2 Sorption kinetic parameters of mesotrione in the tested soils

土壤类型	二级动力学方程		
	$Q_m / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	$k_2 / (\text{mg} \cdot \text{min}^{-1})$	R^2
黑土	0.686	3.275	0.947
红壤	0.593	0.785	0.848

2.2 硝磺草酮在两种土壤中的吸附等温线

一定温度下, 土壤对硝磺草酮的吸附是一个动态平衡过程, 当吸附达到平衡时, 土壤中吸附量 C_s 与溶液中溶质平衡浓度 C_i 之间的关系可用吸附等温线来表示. 吸附等温线常用线性方程(式 3) 和 Freundlich (式 4) 方程来描述, 随着平衡溶液中硝磺草酮浓度的增加, 红壤和黑土对其吸附量均逐渐增大, 且在供试浓度范围内吸附未达到饱和. 线性方程和 Freundlich 方程拟合所得的 R^2 在黑土中分别为 0.993 和 0.999, 红壤中分别为 0.962 和 0.991, Freundlich 方程拟合度较高(图 2、表 3). Freundlich 模型中的 $1/n$ 是用来表示吸附过程的强烈程度, $1/n = 1$ 即为线性吸附等温线; $1/n < 1$ 为非线性吸附等温线, 并且 $1/n$ 值越小说明吸附过程越偏离线性吸附^[16].

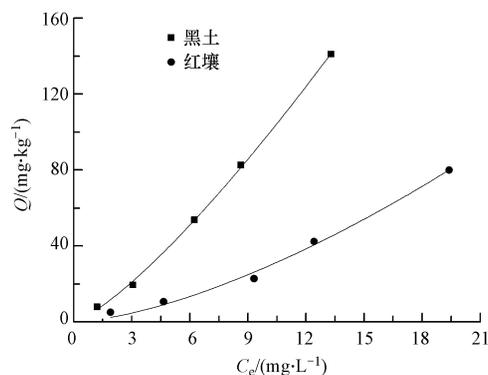


图 2 硝磺草酮在两种土壤中等温吸附曲线

Fig.2 Adsorption isotherms of mesotrione in the two tested soils

从表 3 可以看出,参数 $1/n$ 小于 1,故硝磺草酮在两种土壤吸附等温线属于“L”型,表明在等温吸附的初始阶段土壤和硝磺草酮之间有较强的亲和力,这与土壤中不同的有机质分子的疏水基团以及空间结构上暴露的结合位点有关^[17-18].而随着硝磺草酮浓度的增加,与土壤亲和力降低,吸附减弱.

农药在土壤中的移动性是评价其对地下水污染风险的重要指标^[19],吸附常数 K_f 值通常用来反映农药在土壤中的吸附能力, K_f 值越大表明土壤的吸附能力越强,污染物的迁移性越弱^[20].研究表明,有机物在土壤中的分配系数与有机质含量呈正相关,有机质对疏水性有机物的吸附起主要作用,在土壤中的分配系数与有机质含量呈正相关,其吸附机制为分配理论,表现出弱吸附、线性等温线、非竞争吸附和吸附迅速等特征^[21].两种土壤对硝磺草酮吸附的 K_f 值大小为黑土>红壤,可见黑土对硝磺草酮的吸附强度大于红壤.参照化合物在土壤中的移动性能力分类,硝磺草酮在红壤中属于可移动性,而在黑土中为中等移动性.

表 3 硝磺草酮在土壤中吸附-解吸参数和吸附自由能 (ΔG)

Table 3 Adsorption-desorption parameters and free energy change (ΔG) of mesotrione in the soils

土壤类型		Freundlich 方程			线性方程		K_{om}	$\Delta G/$ ($\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$)
		K_f	n	R^2	K_d	R^2		
黑土	吸附	5.121	1.283	0.999	11.217	0.993	142.25	-25.62
	解吸 1 次	53.213	4.296	0.983	1.390	0.892		-27.83
	解吸 2 次	2.313	0.536	0.954	2.748	0.763		-28.36
	解吸 3 次	1.474	4.637	0.947	5.746	0.705		-23.20
红壤	吸附	0.872	1.524	0.991	4.345	0.962	87.20	-6.45
	解吸 1 次	6.931	1.247	0.891	1.226	0.886		-27.95
	解吸 2 次	46.643	3.232	0.994	6.401	0.805		-27.04
	解吸 3 次	38.531	0.928	0.993	8.720	0.542		-27.74

土壤吸附自由能(ΔG)是反映土壤吸附特性的重要参数之一,根据其大小可以推断农药被土壤吸附的程度与机制^[10].当 $|\Delta G| < 40 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$ 时,为物理吸附,反之则为化学吸附.由表 3 可以看出,黑土和红壤对硝磺草酮吸附的 ΔG 均为负值,表示土壤对农药的吸附为放热反应,降低温度有利吸附作用进行.2 种土壤对硝磺草酮的吸附的 $|\Delta G|$ 均小于 $40 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$,因此属于物理吸附,即其吸附主要发生在土壤表面.

2.3 硝磺草酮在土壤中的等温解吸特性

通过对硝磺草酮的解吸行为进行初步研究(图 3),并应用上述线性方程和 Freundlich 方程对解吸行为进行模拟,解吸曲线和拟合情况见表 3.硝磺、草酮在黑土和红壤中的 Freundlich 方程拟合度介于 0.891—0.994,线性方程拟合度介于 0.542—0.892,说明与线性方程模型相比较, Freundlich 模型能更好地拟合硝磺草酮的解吸等温线,并且 n 不等于 1,表明土壤中硝磺草酮的解吸过程为非线性.

由表 3 可知,硝磺草酮在红壤中的解吸能力强于黑土,这是由于黑土有机质和黏粒等吸附质含量高于红壤,使吸附在黑土中的硝磺草酮更难被脱附. Chiou 等^[22]认为,多环芳烃在水/土壤(沉积物)体系中的行为主要取决于土壤(沉积物)中有机质对多环芳烃的分配作用,因此有机质含量对有机污染物的吸附行为及其环境归趋起着重要作用.李俊国等研究也发现,土壤中芘的解吸率明显与土壤有机质含量有关,有机质含量越高,土壤对芘的滞留能力越强,吸附的芘越不容易重新释放到水溶液中^[23].

解吸过程控制着土壤中农药吸附的向外释放过程,对其最终归宿有着决定性的作用,污染物解吸可逆性可以用解吸滞后系数(HI)描述.当解吸滞后系数 >0 时,吸附-解吸过程不完全可逆,解吸滞后系数越大,吸附-解吸可逆性越差^[9].当 $0.7 < HI \leq 1.0$ 时,意味着解吸速度和吸附速度相似,其吸附和解吸等温线重合,无滞后作用;如果 $HI < 0.7$ 时,解吸速度小于吸附速度,为正滞后作用;当 $HI > 1.0$ 时,为负滞后作用^[24].从表 4 可以看出,硝磺草酮在黑土中滞后效应高于红壤.在红壤中,当硝磺草酮初始浓度为 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,硝磺草酮的解吸滞后系数介于 0.7—1.0 之间,解吸速度几乎等于吸附速度,当硝磺草酮在红壤中浓度为 $5\text{—}30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,其解吸过程中 HI 值均低于 0.7,表现为正滞后作用;而在黑土中,硝磺草酮浓度 $\leq 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,表现为负滞后作用,当硝磺草酮在红壤中浓度为 $10\text{—}30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,呈现出无滞后作用.

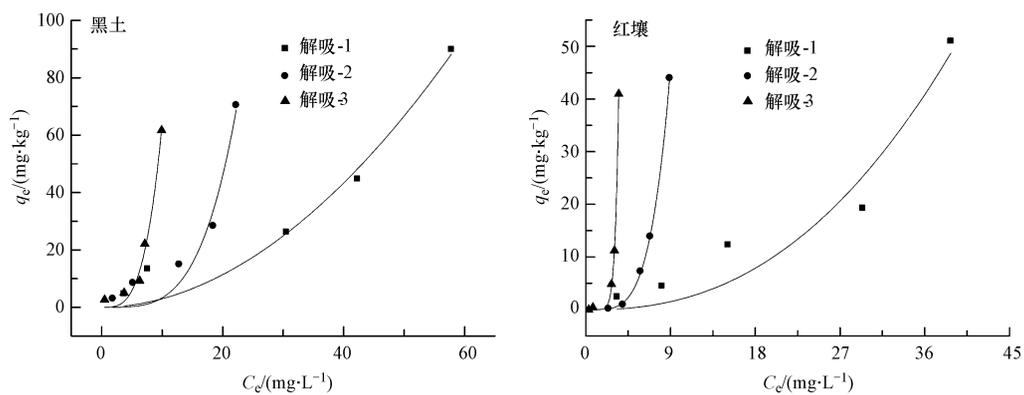


图3 硝磺草酮在两种土壤中解吸曲线

Fig.3 Desorption curved of mesotrione in the two tested soils

表4 硝磺草酮在两种土壤中解吸滞后系数(HI)

Table 4 Hysteresis indices (HI) for the desorption of mesotrione in the two test soil

	硝磺草酮浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)				平均值
	2	5	10	30	
红壤	0.91	0.67	0.40	0.32	0.57
黑土	1.19	1.15	0.91	0.81	1.01

3 结论

(1) 硝磺草酮在红壤和黑土中的吸附经历快速线性分配和慢速吸附两个阶段,随着时间的延长,吸附速率呈现逐渐下降.然而,初始浓度和土壤性质对其吸附速率的变化率没有明显影响.

(2) 硝磺草酮在两种土壤中的吸附和解吸数据均能用 Freundlich 模型进行很好的拟合,其次为线性模型.硝磺草酮在两种土壤上的吸附等温线属于“L”型,表明在等温吸附的初始阶段土壤和硝磺草酮之间有较强的亲和力,吸附机制均属于物理吸附,黑土对硝磺草酮的吸附强度大于红壤.

(3) 硝磺草酮在土壤中的解吸过程为非线性,黑土解吸滞后性强于红壤,而且随着初始浓度的不同,其吸附滞后性也存在一定的差异.

参 考 文 献

- [1] 陶波,李晓薇,韩玉军.不同吸附剂对土壤中氟磺胺草醚修复/解吸的影响[J].土壤通报, 2010, 41(4): 965-969
- [2] Wu C X, Zhang S Z, Nie G, et al. Adsorption and desorption of herbicide monosulfuron-ester in Chinese soil[J]. Journal of Environmental Sciences, 2011, 23(9): 1524-1532
- [3] MANY L, BARRIUSO E. Desorption and time-dependent sorption of herbicides in soils[J]. European Journal of Soil Science, 2007, 58, 174-187
- [4] 孙约兵,徐应明,孙扬,等.新型除草剂硝磺草酮在玉米和土壤中的残留及降解行为研究[J].环境化学, 2013, 32(1): 144-149
- [5] Crouzet O, Wisziowski J, Donnadieu F, et al. Dose-dependent effects of the herbicide mesotrione on soil cyanobacterial communities[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2013, 64 (1): 23-31
- [6] Crouzet O, Batisson I, Besse-Hoggan P, et al. Response of soil microbial communities to the herbicide mesotrione: A dose-effect microcosm approach[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2010, 42 (2): 193-202
- [7] OECD. OECD guidelines for testing of chemicals, test guideline 106: adsorption/desorption using a batch equilibrium method [M].Paris: Revised Draft Document OECD, 2000: 1-45
- [8] Tang Y L, Guan X H, Wang J M, et al. Fluoride adsorption onto granular ferric hydroxide: Effects of ionic strength, pH, surface loading, and major co-existing anions[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 171: 774-779
- [9] Bradder P, Ling S K, Wang S B, et al. Dye adsorption on layered graphite oxide[J]. Journal of Chemical &Engineering, 2011, 56: 138-141
- [10] Li X H, Zhou Q X, Wei S H. et al. Adsorption and desorption of carbendazim and cadmium in typical soils in northeastern China as

- affected by temperature[J]. *Geoderma*, 2011, 160: 347-354
- [11] 孔德洋,许静,韩志华,等.七种农药在3种不同类型土壤中的吸附及淋溶特性[J]. *农药学学报*, 2012, 14(5): 545-550
- [12] 王静,赵莲莲,刘子圣,等.丁吡吗啉在土壤中的吸附及淋溶特性[J]. *农业环境科学学报* 2010,29(11): 2128-2132
- [13] Flores C, Morgante V, González M, et al. Adsorption studies of the herbicide simazine in agricultural soils of the Aconcagua valley, central Chile[J]. *Chemosphere*, 2009, 74: 1544-1549
- [14] 张玉超,梅向东,胡继业,等.新农药呋喃虫酰肼在四种土壤中吸附行为的研究[J]. *现代农药*, 2009, 8(3): 11-14
- [15] 吴星卫,单正军,孔德洋,等.2,4-二氯苯氧基乙酸在土壤中的吸附淋溶特性[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(4): 691-695
- [16] Calvet R. Adsorption of organic chemicals in soil[J]. *Environmental Health Perspectives*, 1989,83:145-177
- [17] Pinna M V, Braschi I, Blasioli S, et al. Hydrolysis and adsorption of cyhalofop-butyl and cyhalofop-acid on soil colloids[J]. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 2008, 56: 5273-5277.
- [18] SINGH N. Sorption behavior of triazole fungicides in Indian soils and its correlation with soil properties[J]. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 2002, 50: 6434-6439
- [19] 彭炳先,李兰,陈翠,等.江西稻田红壤中丙溴磷的移动特性及其主要影响因素[J]. *环境化学*, 2014, 33(9): 1456-1461
- [20] 赖作旺,邓新平,王小天,等.啉虫脒和阿维菌素在4种不同类型土壤中的吸附及迁移[J]. *农药学学报* 2010, 12(3): 361-366
- [21] Weber W J, Leboeuf E J, Young T M, et al. Contaminant interactions with geosorbent organic matter: Insight drawn from polymer sciences [J]. *Water Research*, 2001, 35: 853- 868
- [22] Chiou C T, Kile D E, Rutheford D, et al. Sorption of selected organic compounds from water to a peat soil and its humic-acid and humin fractions: potential sources of the sorption non linearity[J]. *Environmental Science & Technology*, 2000, 34(7): 1254-1258
- [23] 李俊国,李存国,孙红文,苡在土壤中的吸附和解吸行为研究[J].*农业环境科学学报*,2005, 4(增刊): 268-272
- [24] Barriuso E, Laird D A, Koskinen W C, et al. Atrazine desorption from smectites[J]. *Soil Science Society of American Journal*, 1994, 58: 1632-1638