刘佳晓,王 萌,孙晓艺,等.基于不同测试终点的设施菜地土壤 Cd 与新污染物复合污染毒性阈值及预测模型 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):416-428.
Liu J X, Wang M, Sun X Y, et al. Toxicity thresholds and prediction models of combined pollution by cadmium and emerging contaminant in greenhousevegetable soils based on different test endpoints [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):416-428.

基于不同测试终点的设施菜地土壤 Cd 与新污染物复合污染毒性阈值及预测模型

刘佳晓,王 萌*,孙晓艺,俞 磊,王 静,周如烟,秦璐瑶,陈世宝 (中国农业科学院农业资源与农业区划研究所北方干旱半干旱耕地高效利用全国重点实验室,北京 100081)

摘要：采用小白菜生长、赤子爱胜蚓生长和土壤微生物基质诱导呼吸(SIR)为毒性测试终点,对我国 6 种不同性质设施菜地土壤中 Cd 与四环素和吡虫啉单一及复合污染的毒性阈值(EC_x)进行测定,并构建了污染物毒性与土壤主要影响因子间的量化关系及预测模型.结果表明:不同性质设施菜地土壤中污染物对不同测试终点的毒性剂量-效应关系呈现出明显的 S 型曲线,以小白菜为例,Cd 的毒性阈值 EC_{10} 为 0.6~8.5,EC_{50} 为 4.3~14.7mg/kg;Cd 与四环素复合污染的毒性阈值 EC_{10} 为 0.1~2.2mg/kg,EC_{50} 为 1.2~6.9mg/kg;Cd 与吡虫啉复合污染的毒性阈值 EC_{10} 为 0.1~3.7mg/kg,EC_{50} 为 1.4~10.0mg/kg;污染物毒性阈值在不同测试终点间呈较大差异,如 Cd 和四环素毒性阈值由大到小顺序依次为小白菜>蚯蚓>微生物,复合污染条件下的毒性阈值小于单一污染;小白菜生长对土壤污染物表现出低剂量刺激效应,最大刺激效应为 103%~110%;pH 值是影响和预测土壤中污染物毒性阈值的主控因子,基于土壤 pH 值、CEC、OC 含量的归趋化预测模型可有效预测设施菜地土壤中 Cd 与新污染物复合污染的生态风险毒性阈值.

关键词：Cd；复合污染；剂量-效应；低剂量毒物；刺激效应
中图分类号：X53 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)01-0416-13

Toxicity thresholds and prediction models of combined pollution by cadmium and emerging contaminant in greenhousevegetable soils based on different test endpoints. LIU Jia-xiao, WANG Meng*, SUN Xiao-yi, YU Lei, WANG Jing, ZHOU Ru-yan, QIN Lu-yao, CHEN Shi-bao (National Key Laboratory of Efficient Utilisation of Northern Arid and Semi-Arid Arable Land, Institute of Agricultural Resources and Agricultural Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：416~428

Abstract：Toxicity thresholds (EC*x*) forCd, and in combination with tetracycline and imidacloprid, were determined based onthe soils collected from six typical greenhouse vegetable farms in China. Three toxicity endpoints includingthe growth of *Brassica napus*, the growth of the red earthworm *Aedes aegypti* and the soil microbial substrate-induced respiration (SIR) were applied, and the quantitative relationships and prediction models were established between the toxicity of the pollutants and key soil properties. The results showed that the toxicity dose-effect relationships of the pollutantsacross different soils and test endpoints typically followed a distinct S-shaped curve. For example, the toxicity thresholds forCd alone on *B. napus*were 0.6~8.5mg/kg (EC_{10}) and 4.3~14.7mg/kg (EC_{50}), respectively. For the combined pollution of Cd and tetracycline, the corresponding values were 0.1~2.2mg/kg (EC_{10}) and 1.2~6.9mg/kg(EC_{50}). For the combination of Cd and imidacloprid, the values were 0.1~3.7mg/kg (EC_{10}) and 1.4~10.0mg/kg(EC_{50}). The toxicity thresholds of pollutants varied significantlydepending on the test endpoints, e.g., the sensitivity order for Cd and tetracycline was Chinese cabbage > earthworm > microorganisms, the toxicity thresholds for the combined pollutants were consistently lower than those for the single pollutants, indicating a synergistic effect. Additionally, a low-dose stimulation effect (hormesis) on the growth of *B. napus* was observed, with a maximum stimulation rate of 103% to 110%. Soil pH was identified as the primary factor controlling and predicting the toxicity thresholds. A comprehensive prediction model based on soil pH, cation exchange capacity (CEC), and organic carbon (OC) content was developed, which can effectively predict the toxicity thresholds and assess the ecological risks associated with the combined pollution of Cd and emerging contaminants in greenhouse vegetable soils.

Key words：Cadmium；emerging contaminants；toxicity thresholds；predicative modeling；hormesis

设施农业的快速发展显著提升了蔬菜周年供应能力,但集约化生产模式引发的土壤环境问题亟待关注.长期复种指数过高(年均 3~4 茬)与农用化学品过量投入(化肥施用量达 750~1200kg/(hm^2·a),农药使用强度超出露地 2.5~4.8 倍)导致我国设施菜地土壤污染问题日益突出.统计数据显示,我国设施蔬

收稿日期：2025-06-15
基金项目：国家重点研发计划课题(2024YFD1700902,2023YFC3708703);中国农业科学院科技创新工程(CAAS-CSGLCA-202302)
* 责任作者, 研究员, wangmeng@caas.cn

菜栽培面积已达 400 万 hm^2(约占世界总面积的 80%),年产量超过 1.7 亿 t.由于设施蔬菜生产复种指数高、农用投入品用量大等特点,易造成在土壤中污染物积累及生物有效性增加[1].例行监测发现,相较于大田系统,设施菜地土壤中重金属(如 Cd、Pb)和抗生素、农药等呈现显著积累趋势,其中 Cd 有效态占比提升 12%~28%,农药积累量可达大田蔬菜生产的 3~6 倍,四环素类抗生素残留量可达露地土壤的 5.3~9.8 倍,形成“假持久”现象[2].吡虫啉作为新烟碱类杀虫剂,因其在土壤环境持久性和潜在生态毒性引发广泛关注[3].我国《食品安全国家标准》(GB2763−2021)[4]中吡虫啉残留限值为 0.5mg/kg.Tao 等[5]在 2018~2020 年间采集的农业土壤中吡虫啉以 90%的检出率位居新烟碱类农药第一,最高残留量为 532.6μg/kg.蔬菜生产基地强调畜禽粪肥等有机肥的施用,较高的复种指数和施肥频率导致土壤四环素类抗生素(TCs)污染尤为严重,浓度可达 6~10 倍于周边大田土壤[6].在重金属污染方面,设施蔬菜土壤呈现明显的累积效应.据《温室蔬菜产地环境质量评价标准(HJ/T333−2006)》[7]评估显示,部分设施菜地土壤镉(Cd)含量超标达 10 倍以上.此外,即使土壤 Cd 未超标,设施土壤在高强度利用下产生的理化性质演变,包括土壤 pH 值降低、有机质累积以及盐分富集等,这种性质变化导致设施蔬菜重金属吸收量普遍高于露天栽培,叶菜类作物中 Cd、Pb 等元素含量甚至超出《食品中污染物限量》(GB2762−2022)标准[8].

当前,关于土壤 Cd 单一污染体系的环境行为研究已形成完整理论框架,其污染源解析、迁移转化规律、生态毒性效应及修复技术等已获系统阐释[9].然而,实际农田环境普遍存在多污染物复合情况,其生态风险一般具有加和效应甚至协同效应[10].相较于单一污染毒性阈值,复合污染毒性阈值的研究需要综合考虑污染物间通过氧化应激、竞争吸附等途径产生协同/拮抗效应[11].戚与珊等[12]研究发现低浓度 Cu 与环丙沙星复合时对小麦根长的抑制有毒性增强的趋势,表现为协同效应;高浓度 Cu 与环丙沙星复合后毒性有缓解的趋势,表现为拮抗效应.如甲基汞与毒死蜱复合暴露和单一暴露相比,在毒死蜱 0.049μg/L,甲基汞 32.34μg/L 即中等质量浓度水平下可显著抑制端足虫乙酰胆碱酯酶(AChE)活性,表明毒死蜱和甲基汞二者间发生了协同作用[13].与单一暴露相比,Cu^{2+}和草甘膦复合暴露显著降低了对赤子爱胜蚓的毒性,表明 Cu^{2+}和草甘膦二者间存在拮抗作用[14].目前关于土壤 Cd 与其他污染物复合的毒性效应研究还相对匮乏,这种研究空白导致环境风险评估实践面临严峻挑战,直接引用单一污染物的生态毒性阈值评估复合体系时会产生较大预测误差.因此,针对设施菜地土壤中复合污染物毒性阈值(EC_x)的研究,能够更精确地反应污染物在土壤环境中的联合毒性效应,为制定科学合理的土壤环境质量标准、评估土壤污染修复效果提供重要依据.

基于此,本文采用室内培养试验,选择我国具有代表性的 6 种不同性质设施菜地土壤,通过外源添加典型污染物 Cd、吡虫啉以及四环素,采用多营养级生物测试终点,包括白菜生物量、赤子爱胜蚓生长以及微生物功能指标(底物诱导呼吸),结合有害化学物质在环境中生物毒性测试的剂量−效应关系以及低剂量刺激效应,测定基于不同测试终点不同污染物的毒性阈值(EC_x,x=10,50),并建立设施菜地土壤主控因子和污染物毒性阈值之间的量化关系及污染物毒性的预测模型,以期为我国设施菜地土壤中 Cd 与农药和抗生素的复合污染环境风险评价和土壤环境质量标准的制修订提供科学依据.

1　材料与方法

1.1　供试土壤

表 1　试验地土壤的基本理化性质

Table 1　Basic physical and chemical properties of the test soils

土壤采集代号及地点		土壤类型	pH 值	CEC(cmol/kg)	OM(%)	黏粒含量(%)	总 Cd 含量(mg/kg)
S1 河南	34.72°N, 114.02°E	潮土	7.75±0.03	24.33±4.18	32.64±2.48	25.84±4.24	0.12±0.02
S2 广西	23.16°N, 108.27°E	赤红壤	5.17±0.14	9.96±2.26	15.25±5.02	32.39±2.58	0.23±0.10
S3 北京	39.62°N, 116.33°E	褐土	7.43±0.09	18.45±1.39	25.39±3.11	21.22±2.67	0.17±0.03
S4 长春	44.43°N, 125.18°E	黑土	6.76±0.20	17.72±2.66	20.91±2.90	28.17±3.54	0.09±0.01
S5 河北	39.32°N, 116.48°E	褐土	7.64±0.12	23.61±3.80	29.85±3.60	22.60±2.08	0.45±0.06
S6 湖南	28.35°N, 112.82°E	红壤	5.61±0.35	12.32±2.54	19.32±4.15	35.64±4.41	0.20±0.15

根据我国土壤 pH 值及有机质分布频率的地带性特征,采集全国 6 种不同性质的设施菜地土壤样品进行测试(土壤样本均具有 3 年以上设施菜地种植历史),具体取样地点及理化性质如表 1 所示.所有土样风干后均过 2mm 筛后待用.

1.2 污染土壤制备

实验中采用不同的设施菜地农田土壤,土壤样品经预处理后,加入外源污染物.外源污染物为镉与吡虫啉或四环素的单一及复合污染,根据土壤污染物毒性剂量-效应预备实验结果,试验组设置为:对照组、Cd 单一处理组、吡虫啉单一处理组(添加浓度与 Cd 浓度相同)、四环素单一处理组(添加浓度是 Cd 浓度相同 3 倍)、Cd 与吡虫啉复合 1:1 添加处理组和 Cd 与四环素复合 1:3 添加处理组.配制不同浓度的 $CdSO_4$、吡虫啉和四环素(分析纯)溶液,并按实验处理混合后一次性加入到每种土壤中,与土壤均匀混合.加入土壤的 Cd 浓度 0(CK), 0.1, 0.3, 3.0, 6.0, 12.0, 24.0mg/kg.具体添加方法:将各土壤调至 70%最大田间持水量(MWHC)后,分别添加不同浓度污染物,混匀后静置平衡 14d.

1.3 毒性实验

根据 ISO 11262-2 高等植物毒害试验标准方法:将预发芽的小白菜种子 10 粒播种到上述准备的装有不同处理土壤的实验盆中(实验盆高 15.0cm,口径 18.5cm,每盆装土 1500g,设 3 个重复),放置于温室中培养.出苗后 3d 定苗,培养期间白天为 14~16h(28~35℃),夜间为 8~10h (16~25℃),生长过程中用去离子水浇灌保持土壤含水量为 MWHC 的 60%~70%.植物培养生长 28d 后收获,用去离子水冲洗干净,在烘箱中 105℃杀青,再于 60℃烘干 24h,测定地上部分干物质重量[15].

1.4 基于蚯蚓生物量的土壤动物毒性测试

试验选择个体大小基本一致的赤子爱胜蚓,将它们放在相同试验环境条件下驯养 24h,去除蚯蚓体内物.用蒸馏水将蚯蚓冲洗干净,再用滤纸吸干蚯蚓体表水分,称取 1kg 平衡后土壤放入 PVC 筒(15cm×10cm)中,平行 3 个处理,放入 10 条驯化好且清肠后的赤子爱胜蚓,用预先扎孔的塑料薄膜封口,在温度为(25±2)℃、相对湿度为 80%的人工气候培养箱中培养 28d 后,用蒸馏水将蚯蚓冲洗干净,用滤纸吸干蚯蚓体表水分进行称重[16].

1.5 基于底物诱导呼吸(SIR)的土壤微生物毒性测试

取 5.0g 土壤样品置于 20mL 离心管中,平行 3 个处理,加入 0.125mL ^{14}C 标记葡萄糖溶液.将离心管置于装有 5mLNaOH 溶液的 Schott 蓝盖瓶中,拧紧瓶盖.在黑暗条件下培育 24h,将捕集器中的 NaOH 溶液转移到液体闪烁计数器(LSBC)中进行测量[17].

1.6 数据处理与分析

1)毒性数据利用逻辑斯蒂克分布模型(Log-logistic distribution)进行拟合[18]:

$$y = \frac{y_0}{1 + e^{b(x-M)}} \tag{1}$$

式中: y 为各处理水平的评价终点值(小白菜生物量或蚯蚓生物量或 SIR)与对照组的比值的百分数(%);x 是土壤中外源污染物的实测浓度(mg/kg);y_0、b 为拟合参数;M 为效应浓度 EC_x(x =10,50)(mg/kg).

2)当低剂量毒物刺激效应发生时,采用低剂量毒物刺激效应(hormesis)曲线拟合[13]通过 Hormesis-Tablecurve2D V 5.01 软件完成.

$$Y = \frac{a + bX}{1 + \left\{\frac{k}{100-k} + \left(\frac{100}{100-k}\right)\frac{bc}{a}\right\}\exp\left[d\ln X / c\right]} \tag{2}$$

式中:Y 为各处理水平的评价终点值与对照组的比值的百分数(%);x 是外源污染物的浓度(mg/kg);a、b、c、d 是方程参数;当 k 为 10, 50 时,参数 c 定义为 EC_{10} 及 EC_{50}.

1.7 统计分析

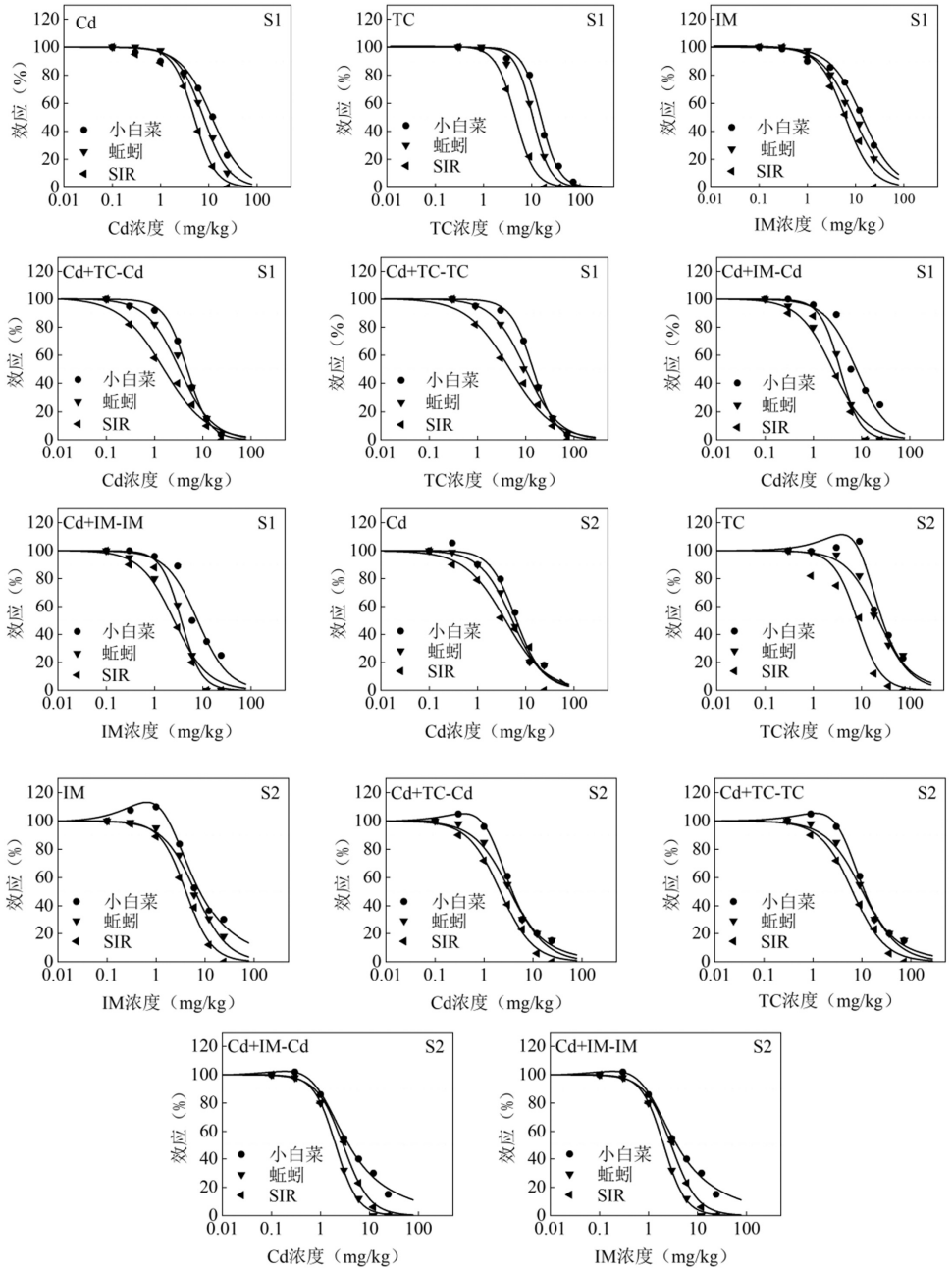
使用 Microsoft Excel 2016、Origin 2021 软件进行数据整理及图件制作,利用 SPSS26.0 软件建立污染物毒性阈值 EC_x 与土壤性质之间的单线性或多元线性回归方程.

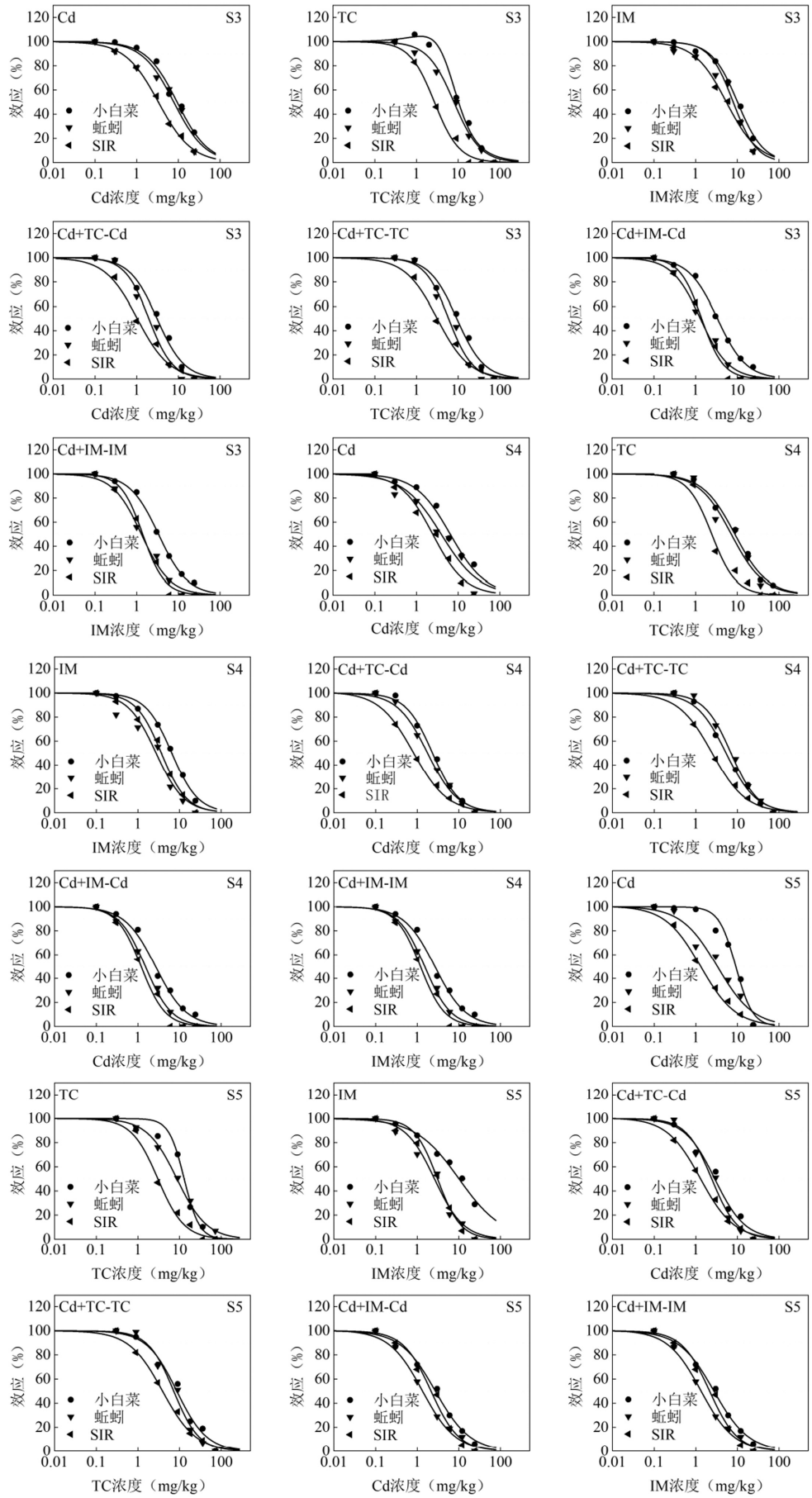
2 结果与分析

2.1 设施菜地土壤 Cd 与新污染物对不同测试终点毒性的剂量-效应关系拟合

基于 Log-logistic 模型和低剂量 Hormesis 刺激效应模型拟合不同性质设施菜地土壤在 Cd、四环素与吡虫啉单一及复合污染下对不同测试终点毒性的剂量效应(图 1).从图中可以看出,Cd、四环素和吡虫啉对 3 种不同测试物种的毒性均随着土壤中污染物浓度增加而增加,剂量-效应关系呈现出明显的 S 型曲线.在 Cd 和四环素相同污染物浓度条件下,3

种不同物种在同一性质土壤中的剂量−效应曲线从左到右均呈现出 SIR、蚯蚓和小白菜的顺序,表明上述 3 种测试物种中在 Cd 和四环素单一及复合污染条件下,SIR 对污染物毒性最为敏感(EC_x 值最小),土壤蚯蚓次之,小白菜耐性最高(EC_x 值最大).部分土壤(S4)中,蚯蚓对单一吡虫啉毒性更为敏感,随着污染物浓度的增加,剂量−效应曲线从左到右依次为蚯蚓、微生物、小白菜.部分土壤(S2、S5)中,在吡虫啉单一污染情况下,SIR 对吡虫啉毒性最为敏感,在 Cd 与吡虫啉复合污染情况下,对吡虫啉最敏感的由 SIR 变为了蚯蚓.此外,不同毒性测试方法在土壤中低浓度污染物条件下,产生一定的低剂量刺激效应(图 1 (https://www.scidb.cn/s/Q7Z3ma)).例如,在 S2、S3 和 S6 土壤中,随着污染物浓度的增加,曲线呈倒 U 型,呈现出先升高后降低的趋势.在 6 种土壤中,在吡虫啉和 Cd 浓度小于 0.5mg/kg、四环素小于 10mg/kg 情况下更易表现出低剂量刺激效应,其中以小白菜测试表现的低剂量刺激效应程度(与对照相比测试终点的百分数)最为明显,最高达 110%(S2),最低为 103%(S6).




Cd S3
TC S3
IM S3
Cd+TC-Cd S3
Cd+TC-TC S3
Cd+IM-Cd S3
Cd+IM-IM S3
Cd S4
TC S4
IM S4
Cd+TC-Cd S4
Cd+TC-TC S4
Cd+IM-Cd S4
Cd+IM-IM S4
Cd S5
TC S5
IM S5
Cd+TC-Cd S5
Cd+TC-TC S5
Cd+IM-Cd S5
Cd+IM-IM S5
效应（%）
小白菜
蚯蚓
SIR
Cd浓度（mg/kg）
TC浓度（mg/kg）
IM浓度（mg/kg）

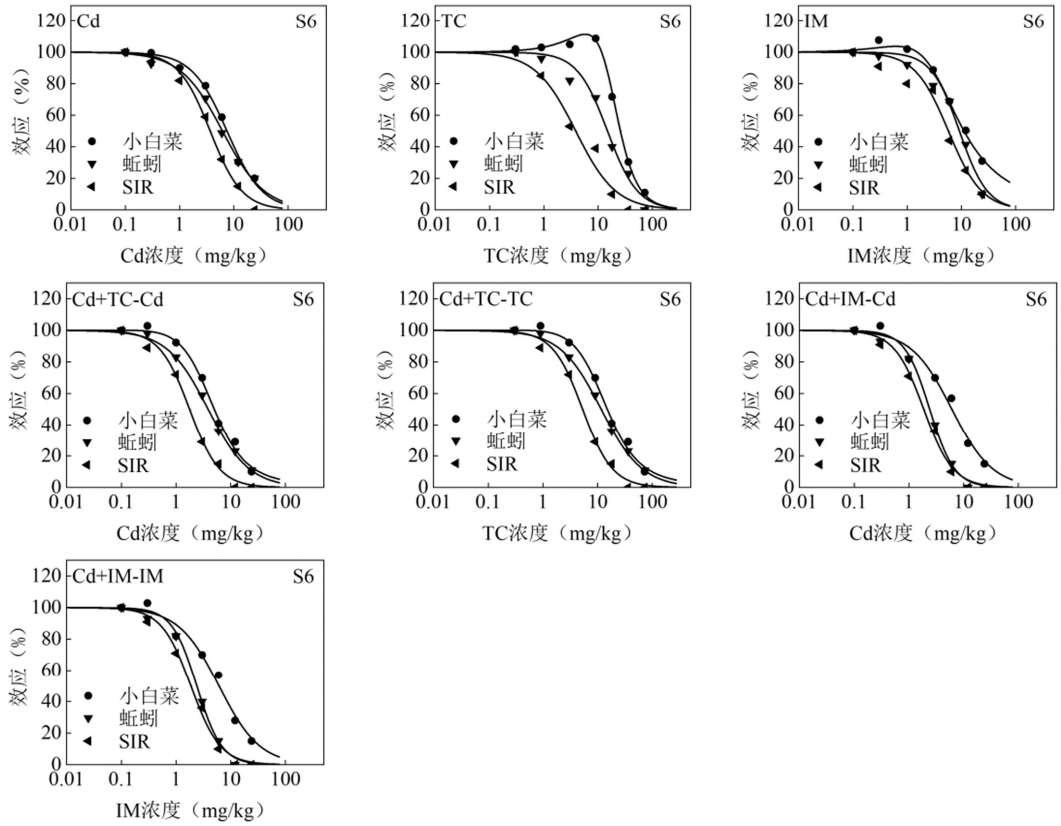


图 1　基于不同测试终点测定设施菜地土壤 Cd 与四环素、吡虫啉毒性的剂量-效应关系

Fig.1　Dose-effect relationships between Cd and tetracycline and imidacloprid in greenhouse vegetable soils based on different test endpoints

TC 为四环素,IM 为吡虫啉

2.2　设施菜地土壤 Cd 与新污染物对不同测试终点的毒性阈值(EC_x)

利用 Log-logistic 函数模型拟合得到土壤污染物对不同测试物种的毒性阈值(EC_x,x=10,50)及其 95% 的置信区间(表 2~7(https://www.scidb.cn/s/Q7Z3ma)).

表 2　基于不同测试终点的设施菜地土壤(S1)污染物的毒性阈值(EC_x)(mg/kg)

Table 2　Toxicity thresholds (EC_x) of Cd and tetracycline and imidacloprid in greenhouse vegetable soils (S1) based on different test endpoints (mg/kg)

污染物	小白菜		蚯蚓		SIR	
	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}
Cd	3.7(1.3~4.7)	11.8(9.4~14.7)	2.0(1.4~2.8)	7.7(6.8~8.8)	2.7(1.1~3.6)	5.6(4.3~6.5)
吡虫啉	2.7(1.5~5.0)	13.9(11.4~17.0)	1.8(0.9~2.6)	8.9(7.4~10.8)	1.5(0.6~4.0)	8.3(4.1~9.2)
四环素	6.0(4.0~9.1)	15.5(13.2~18.2)	4.3(2.6~7.2)	14.6(8.7~16.9)	1.6(1.1~2.3)	4.5(3.7~5.4)
Cd+吡虫啉(1:1)	0.9(0.5~2.3)	6.8(5.3~9.8)	0.7(0.4~1.7)	2.7(2.1~3.9)	1.0(0.6~1.9)	2.9(2.3~3.7)
Cd+四环素-Cd	1.5(1.2~1.9)	4.8(4.3~5.3)	0.8(0.5~1.6)	4.0(3.1~5.0)	0.1(0.1~4.7)	1.1(0.1~8.9)
Cd+四环素-四环素	4.5(3.5~5.8)	14.3(13.0~15.8)	2.5(1.4~4.7)	10.0(7.4~13.2)	0.2(0.10~14.2)	3.3(0.4~26.6)

注: Cd与吡虫啉为1:1,Cd与四环素为1:3.

从表中可以看出,不同性质土壤中污染物的毒性阈值在不同测试物种间具有较大差异.以小白菜为例,基于单一 Cd 污染的有效态 EC_{10} 范围为 0.6~8.5mg/kg,EC_{50} 范围为 4.3~14.7mg/kg;单一四环素污染的有效态 EC_{10} 范围为 0.4~21.0mg/kg,EC_{50} 范围为 5.2~25.7mg/kg;单一吡虫啉污染的有

效态 EC_{10} 和 EC_{50} 范围分别为 0.4~5.3 和 5.0~17.2mg/kg.基于 Cd-四环素复合污染条件下 Cd 污染 EC_{10} 和 EC_{50} 分别为 0.1~2.2 和 1.2~6.9mg/kg,四环素 EC_{10} 和 EC_{50} 分别为 0.3~6.7 和 3.5~20.8mg/kg;Cd-吡虫啉复合污染条件下 Cd 污染与吡虫啉 EC_{10} 和 EC_{50} 范围分别为 0.1~3.7 和 1.4~10.0mg/kg.相较于单一 Cd 污染,复合污染中 Cd 的 EC_{10} 在四环素和吡虫啉污染下分别降低了 11.3 和 17.5 倍,EC_{50} 值分别降低了 4.1 倍和 5.9 倍;相较于单一四环素污染,复合污染中的 EC_{10} 和 EC_{50} 值分别降低了 7.6 倍和 2.4 倍;相较于单一吡虫啉污染,复合污染中的 EC_{10} 和 EC_{50} 分别降低了 8.0 和 5.1 倍.总体而言,对比单一污染,复合污染时土壤中污染物的毒性阈值(EC_x)明显降低.

表 3 基于不同测试终点的设施菜地土壤(S2)污染物的毒性阈值(EC_x)(mg/kg)

Table 3 Toxicity thresholds (EC_x) of Cd and tetracycline and imidacloprid in greenhouse vegetable soils (S2) based on different test endpoints (mg/kg)

污染物	小白菜		蚯蚓		SIR	
	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}
Cd	1.7(0.6~4.5)	6.5(4.5~9.4)	1.0(0.5~2.1)	5.2(4.0~6.9)	1.1(0.3~4.8)	3.6(3.1~8.1)
吡虫啉	1.4(0.4~4.9)	8.5(5.0~14.6)	0.9(0.7~2.0)	6.2(5.1~7.7)	0.7(0.6~3.2)	6.1(4.0~9.3)
四环素	1.4(0.5~4.0)	13.3(9.0~19.8)	0.6(0.1~7.2)	9.8(3.7~26.1)	0.8(0.5~2.3)	3.7(2.8~6.1)
Cd+吡虫啉(1:1)	0.6(0.2~1.7)	4.4(2.8~6.9)	0.7(0.5~0.8)	2.0(1.8~2.3)	0.8(0.4~1.4)	2.9(2.2~3.8)
Cd+四环素-Cd	0.5(0.1~1.4)	3.2(2.0~5.2)	0.5(0.2~1.1)	3.3(2.4~4.6)	0.5(0.2~1.8)	2.6(1.6~4.4)
Cd+四环素-四环素	1.2(0.5~4.1)	9.6(5.9~15.5)	1.5(0.6~3.4)	8.9(7.1~12.8)	0.6(0.5~1.5)	2.3(0.7~5.9)

注:Cd与吡虫啉为1:1,Cd与四环素为1:3.

表 4 基于不同测试终点的设施菜地土壤(S3)污染物的毒性阈值(EC_x)(mg/kg)

Table 4 Toxicity thresholds (EC_x) of Cd and tetracycline and imidacloprid in greenhouse vegetable soils (S3) based on different test endpoints (mg/kg)

污染物	小白菜		蚯蚓		SIR	
	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}
Cd	2.2(0.6~3.1)	9.2(6.8~12.4)	1.8(0.4~7.5)	8.6(5.1~12.3)	2.5(0.1~3.8)	5.3(4.7~9.0)
吡虫啉	2.2(1.4~3.4)	10.2(8.6~12.0)	1.6(0.7~6.5)	8.3(5.6~12.3)	1.2(0.7~4.2)	7.5(5.4~10.5)
四环素	3.4(1.7~6.5)	11.0(8.1~15.1)	1.6(1.9~6.7)	12.6(6.1~15.7)	1.5(0.2~2.4)	4.2(1.6~6.1)
Cd+吡虫啉(1:1)	0.6(0.4~0.9)	3.3(2.8~3.9)	0.2(0.1~0.6)	1.2(0.7~2.1)	0.4(0.1~1.0)	1.4(0.9~2.3)
Cd+四环素-Cd	0.6(0.2~2.0)	3.1(1.8~5.2)	0.4(0.1~1.4)	1.9(1.1~3.3)	0.2(0.1~0.3)	0.8(0.5~1.5)
Cd+四环素-四环素	1.7(0.5~5.9)	9.6(5.9~15.5)	1.3(0.4~4.2)	5.8(3.4~10.0)	0.3(0.1~0.9)	2.5(1.4~4.4)

注:Cd与吡虫啉为1:1,Cd与四环素为1:3.

表 5 基于不同测试终点的设施菜地土壤(S4)污染物的毒性阈值(EC_x)(mg/kg)

Table 5 Toxicity thresholds (EC_x) of Cd and tetracycline and imidacloprid in greenhouse vegetable soils (S4) based on different test endpoints (mg/kg)

污染物	小白菜		蚯蚓		SIR	
	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}
Cd	2.1(1.2~2.4)	7.2(4.3~10.5)	1.2(0.1~9.0)	6.2(2.4~13.3)	1.4(0.4~2.2)	4.1(2.4~5.8)
吡虫啉	1.4(0.7~2.5)	9.6(5.3~10.3)	1.2(0.1~5.4)	7.6(1.4~9.8)	0.9(0.3~2.6)	7.8(2.5~10.8)
四环素	1.2(0.4~3.7)	8.5(5.2~13.9)	0.9(0.1~10.1)	12.8(2.3~20.2)	1.2(0.1~1.9)	4.0(1.2~6.1)
Cd+吡虫啉(1:1)	0.3(0.1~1.0)	2.3(1.4~4.0)	0.2(0.1~1.2)	1.2(0.4~3.0)	0.2(0.1~0.4)	1.0(0.7~1.4)
Cd+四环素-Cd	0.2(0.1~0.6)	1.7(1.2~2.4)	0.4(0.2~0.8)	2.3(1.7~3.1)	0.1(0.1~0.2)	0.5(0.3~1.0)
Cd+四环素-四环素	0.7(0.3~1.7)	5.0(3.5~7.2)	1.3(0.7~2.5)	6.8(5.1~9.2)	0.1(0.1~0.4)	1.6(0.9~2.9)

注:Cd与吡虫啉为1:1,Cd与四环素为1:3.

表 6　基于不同测试终点的设施菜地土壤(S5)污染物的毒性阈值(EC_x)(mg/kg)

Table 6　Toxicity thresholds (EC_x) of Cd and tetracycline and imidacloprid in greenhouse vegetable soils (S5) based on different test endpoints (mg/kg)

污染物	小白菜		蚯蚓		SIR	
	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}
Cd	3.6(1.5~8.5)	9.4(6.7~13.3)	2.0(0.7~5.1)	9.2(6.6~12.8)	2.3(0.1~3.5)	5.2(0.6~6.9)
吡虫啉	2.6(0.2~3.7)	10.5(6.7~15.0)	1.5(0.1~2.7)	8.7(1.4~10.5)	1.4(0.4~2.5)	8.1(2.3~10.1)
四环素	5.5(2.9~10.3)	13.2(10.5~16.7)	2.6(1.6~4.2)	13.4(11.1~16.3)	1.4(0.2~1.9)	4.7(1.8~6.1)
Cd+吡虫啉(1:1)	0.3(0.1~1.1)	2.8(1.7~4.4)	0.1(0.1~0.3)	1.1(0.7~1.8)	0.4(0.1~1.6)	1.5(1.2~3.9)
Cd+四环素-Cd	0.5(0.1~2.2)	2.9(1.5~5.5)	0.5(0.1~1.8)	2.4(1.4~4.2)	0.1(0.1~0.4)	1.1(0.7~2.0)
Cd+四环素-四环素	1.4(0.3~6.7)	8.6(4.4~16.6)	1.5(0.4~5.4)	7.2(4.1~12.6)	0.4(0.1~1.3)	2.4(2.0~6.0)

注:Cd与吡虫啉为1:1,Cd与四环素为1:3.

表 7　基于不同测试终点的设施菜地土壤(S6)污染物的毒性阈值(EC_x)(mg/kg)

Table 7　Toxicity thresholds (EC_x) of Cd and tetracycline and imidacloprid in greenhouse vegetable soils (S6) based on different test endpoints (mg/kg)

污染物	小白菜		蚯蚓		SIR	
	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}	EC_{10}	EC_{50}
Cd	1.8(0.8~5.4)	7.1(6.2~11.4)	0.9(0.5~1.6)	6.2(5.0~7.7)	0.9(0.4~1.8)	3.7(2.8~5.0)
吡虫啉	2.1(0.9~5.3)	9.3(8.7~17.2)	1.4(0.6~3.1)	7.5(5.1~13.6)	0.9(0.7~5.3)	6.5(5.8~12.5)
四环素	4.5(2.4~21.0))	16.9(10.4~25.7)	3.9(1.4~11.1)	12.3(10.2~15.8)	1.0(0.1~4.4)	3.6(1.2~10.2)
Cd+吡虫啉(1:1)	0.3(0.1~3.6)	4.2(3.8~10.0)	0.8(0.5~1.3)	2.4(2.0~3.0)	0.7(0.4~2.3)	2.9(2.2~5.4)
Cd+四环素-Cd	1.1(0.6~2.1)	5.3(4.1~6.9)	0.5(0.4~0.8)	3.8(2.3~4.3)	0.5(0.2~0.9)	1.8(1.4~2.4)
Cd+四环素-四环素	3.3(1.8~6.3)	15.9(12.2~20.8)	1.6(1.2~2.3)	11.3(9.9~12.9)	0.4(0.7~1.7)	2.4(2.1~7.2)

注:Cd与吡虫啉为1:1,Cd与四环素为1:3.

2.3　设施菜地土壤 Cd 与新污染物毒性阈值的预测模型

表 8　基于不同测试终点土壤 Cd 毒性阈值与土壤性质的回归关系

Table 8　Regression relationship between the toxicity thresholds of Cd and soil properties based on different test endpoints

物种	回归方程	R^2
小白菜	$lgEC_{10}=-0.995+1.670lgpH$	0.639*
	$lgEC_{10}=-0.099+2.435lgpH+2.022lgCEC$	0.823*
	$lgEC_{50}=-0.017+1.141lgpH$	0.695*
	$lgEC_{50}=-0.084+0.398lgpH+0.977lgOM$	0.862*
蚯蚓	$lgEC_{10}=-1.464+1.961lgpH$	0.792**
	$lgEC_{10}=-1.562+2.407lgpH+0.220lgCEC$	0.841*
	$lgEC_{50}=-0.094+1.144lgpH$	0.741*
	$lgEC_{50}=-0.243+1.830lgpH+0.338lgCEC$	0.774*
SIR	$lglgEC_{10}=-1.841+2.508lgpH$	0.762**
	$lgEC_{10}=-1.849+2.317lgpH+0.121lgOM$	0.821*
	$lgEC_{50}=-0.236+1.082lgpH$	0.843**
	$lgEC_{50}=-0.342+1.568lgpH+0.239lgCEC$	0.873*

注:* 表示$P<0.05$;** 表示$P<0.01$.

通过对土壤 Cd 与新污染物单一及复合污染的毒性阈值(EC_x,x=10,50)与土壤关键性质间的回归分析结果表明(表 8~10(https://www.scidb.cn/s/Q7Z3ma)),CEC、OC 含量(w(OC))、黏土含量(w(Clay))和 pH 值等土壤性质是影响污染物毒性阈值的主要因素.基于不同测试终点 Cd 毒性阈值与土壤性质的回归关系,对于 SIR,土壤 pH 值和 OM 共同解释了 EC_{10}82.1%($P<0.05$)的变异率,土壤 pH 值和 CEC 共同解释了 EC_{50}87.3%($P<0.05$)的变异率;对于小白菜生物量,pH 值和 CEC 共同解释了 82.3%的变异(($P<0.05$),当 EC_{50} 的线性方程继续引入 OM 因子时,R^2 增加到 0.862($P<0.05$);对于蚯蚓生物量,pH 值和 CEC 共同解释了 EC_{10}84.1%的变异($P<0.05$),土壤 pH 值和 CEC 共同解释了 EC_{50}77.4%($P<0.05$)的变异率;单一 Cd 污染环境下,基于不同测试终点的 Cd 毒性阈值与土壤性质整体呈现出正相关,pH 值是影响土壤中 Cd 污染程度的主要因素.基于不同测试终点土壤吡虫啉毒性阈值与土壤性质的回归关系,对于小白菜生物量,pH 值和 OM 共同解释了 EC_{10}82.4%的变异($P<0.05$),OM 和 CEC 共同解释了 EC_{50}66.3%的变异($P<0.05$);对于蚯蚓生物量,OM、Clay 和 CEC 共同解释了 EC_{10}89.0%的变异($P<0.05$);对于 SIR,pH

值和 CEC 共同解释了 EC_{10} 和 EC_{50}81.7%和 87.2%的变异(P<0.05).单一吡虫啉污染环境下,基于不同测试终点的吡虫啉毒性阈值与土壤性质整体呈现出正相关,pH 值、阳离子交换量和土壤有机质是影响土壤中吡虫啉的主要因素.

表 9 基于不同测试终点土壤吡虫啉毒性阈值与土壤性质的回归关系

Table 9 Regression relationship between the toxicity thresholds of imidacloprid and soil properties based on different test endpoints

物种	回归方程	R^2
小白菜	$LgEC_{10}$=−0.885+0.869LgpH	0.658*
	$LgEC_{10}$=−0.783+2.151LgpH+2.092LgOM	0.824*
	$LgEC_{50}$=0.534+0.387LgCEC	0.584*
	$LgEC_{50}$=0.197+0.818LgOM+0.247LgCEC	0.663*
蚯蚓	$LgEC_{10}$=−0.820+1.162LgpH	0.577*
	$LgEC_{10}$=−0.167+2.564LgOM+1.399LgClay+0.900LgCEC	0.890*
	$LgEC_{50}$=0.300+0.723LgpH	0.847**
	$LgEC_{50}$=0.423+0.156LgpH+0.280LgCEC	0.856*
SIR	$LgEC_{10}$=−1.285+1.593LgpH	0.795**
	$LgEC_{10}$=−1.003+0.300LgpH+0.637LgCEC	0.817*
	$LgEC_{50}$=0.293+0.683LgpH	0.870**
	$LgEC_{50}$=0.419+0.108LgpH+0.284LgCEC	0.872*

注:* 表示p<0.05;** 表示p<0.01.

表 10 基于不同测试终点土壤四环素毒性阈值与土壤性质的回归关系

Table 10 Regression relationship between the toxicity thresholds of tetracycline and soil properties based on different test endpoints

物种	回归方程	R^2
小白菜	$LgEC_{10}$=−4.910+3.614LgClay	0.544*
	$LgEC_{10}$=−4.929+1.464LgClay+6.204LgOM+4.263LgCEC	0.809*
	$LgEC_{50}$=−1.846+1.229LgCEC+2.986LgClay	0.698*
	$LgEC_{50}$=−1.277+1.696LgOM+2.074LgCEC+1.751LgClay	0.854*
蚯蚓	$LgEC_{10}$=−1.906+8.632LgpH+6.797LgOM	0.696*
	$LgEC_{10}$=4.037+13.141LgOM+7.109LgClay+13.467LgpH	0.832*
	$LgEC_{50}$=0.546+0.669LgpH	0.677*
	$LgEC_{50}$=0.517+0.010LgpH+0.431LgOM	0.718*
SIR	$LgEC_{10}$=−1.121+0.884LgOM	0.861**
	$LgEC_{10}$=−0.987+0.495LgOM+0.323LgCEC	0.880*
	$LgEC_{50}$=0.147+0.565LgpH	0.788*
	$LgEC_{50}$=0.259+0.052LgpH+0.253LgCEC	0.804*

注:* 表示P<0.05;** 表示P<0.01.

基于不同测试终点土壤四环素毒性阈值与土壤性质的回归关系,对于小白菜生物量,CEC 和 Clay 共同解释了 EC_{50}69.8%的变异(P<0.05),引入 OM 因子后,变异率增加到 85.4% (P<0.05).在复合污染环境中,由于土壤性质对污染物吸附、迁移和降解能力的影响是多方面的,且受多种环境因素的综合调控,这些复杂因素共同决定了污染物在土壤中的行为和毒性表现,从而使得毒性阈值的变化趋势难以简单预测.因此,在做基于不同测试终点土壤复合污染阈值与土壤性质的回归关系时,EC_{10} 与 EC_{50} 的值与土壤性质没有固定回归关系.上述结果表明,不同设施菜地土壤中污染物毒性阈值的变异性能够被土壤性质(pH 值、OC、CEC 及 Clay)较充分的解释,三种污染物单一及复合污染的毒性阈值均呈现出随着土壤的 pH 值升高而增大,即污染物毒性随 pH 值升高而降低的趋势,即在酸性土壤中污染物毒性大于碱性土壤.

3 讨论

3.1 不同测试终点对土壤 Cd 与新污染物毒性的敏感性与变异性

不同毒性测试终点的敏感性差异与变异性是环境中有毒物质的生态风险评价及其基准值确定的重要影响因子之一[19-21].土壤环境中不同生物类群对污染物的敏感性差异与其生理结构和代谢特征密切相关.高等植物如十字花科模式作物小白菜虽具有更完善的细胞壁屏障和抗氧化系统,但对 Cd^{2+}仍表现出生理敏感性,这可能与重金属离子竞争必需元素吸收位点及诱导氧化应激有关[22].原核微生物因其细胞膜渗透性较高且缺乏真核生物中高度分化的解毒代谢途径,对四环素类抗生素表现出显著敏感性,这主要归因于抗生素分子可穿透细胞膜并特异性结合 30S 核糖体亚基,干扰蛋白质合成过程.环节动物门代表物种蚯蚓通过体壁直接接触土壤污染物,其神经系统中烟碱型乙酰胆碱受体对吡虫啉等新烟碱类杀虫剂具有高亲和力,吡虫啉能够特异性结合蚯蚓神经系统中的烟碱型乙酰胆碱受体,而蚯蚓的神经索直接分布于体壁内侧且缺乏有效的血脑屏障保护,使其神经突触持续处于过度兴奋状态,导致神经递质传递受阻[23].相比之下,微生物凭借细胞壁屏障保护、多拷贝解毒酶基因以及抗性基因的存在,对吡虫啉表现出更强的耐受性[24].目前,关于 Cd、四环素和吡虫啉污染在土壤环境中的毒性研究大多都是以单一污染为主,且基于吡虫啉毒性的测试终点毒性研究比较单一,多仅围绕多

研究无脊椎动物和微生物,四环素毒性的测试终点毒性研究多以植物为主,如谭曜等[25]基于蚯蚓研究了吡虫啉对蚯蚓的毒性实验;刘海龙等[26]基于蚯蚓生物毒性对土壤中的 Cd 进行生态阈值研究;黄世聪等[27]基于菜心、豆角、白菜、白瓜、花叶芥菜、青瓜和玉米等 9 种植物研究了土壤中四环素的毒性阈值,毒性剂量-效应曲线表明,四环素对不同品种蔬菜毒性阈值差异较大,IC_{50} 最大值为 83.60mg/L(玉米),最小值为 2.98mg/L(青瓜),并建立了相关模型;而在设施菜地土壤中,普遍存在多污染物复合存在情形,由于污染物复杂的联合作用机制,毒性阈值也会发生显著变化.Wu 等[28]开展蚯蚓急性毒性和逃避反应试验,量化由农药(乙酰吡啶、多菌灵、毒死蜱、氯氟氰菊酯)混合物的生态毒性,发现农药混合物的生态毒性可能是单一农药的 40 倍.万玉山等[29]研究了四溴双酚 A 和 Cd 复合污染对不同生物体的安全阈值,发现 Cd 联合暴露下的安全阈值小于单一暴露,蚯蚓挺强的安全阈值 0.33mg/L;马喆等[10]研究了土壤重金属 Cd 和 Pb 复合污染毒性阈值的推导,在不同环境中土壤污染物预测无效应浓度存在明显差异.相对来说,目前国际上对于单一污染物的安全阈值不断进行更新修正,但是有关复合污染的研究仍较为缺乏.例如:四环素类抗生素在土壤中易与某些有机污染物质和一些重金属发生反应,其降解产物的毒性可能比其本身的毒性更大,因此抗生素在土壤中的降解产物及与其他污染物的复合污染及细菌的耐药性问题应进一步深入研究[30].李通等[31]研究环丙沙星与铜复合污染对玉米、萝卜和小白菜的毒性实验显示,这 3 种作物的根伸长抑制率和芽伸长抑制率均随污染物浓度增加而升高. 赵文岩[32]等研究了链霉素和铜对赤子爱胜蚓的复合急性毒性,实验表明链霉素和铜对蚯蚓的毒性是协同作用.

本研究大部分设施菜地土壤中单一及复合 Cd 和四环素污染的 EC_x 值表现为小白菜>蚯蚓>SIR(表 2~7),这一结果表明,在上述三个物种中对 Cd 和四环素毒性最敏感的试验指标是 SIR,其次是蚯蚓.陈敏杰等[33]试验也表明,在 10mg/kg 四环素作用下,土壤细菌减少率最高能达 80.67%,刘智敏等[34]在黑土中通过土壤溶液法证明 Cd 对蚯蚓产生早期伤害的阈值范围为 0.388~2.04μg/L(对应研究土壤中总 Cd 含量为 1.0~5.0mg/kg).部分单一及复合吡虫啉污染的 EC_x 值表现为小白菜>SIR>蚯蚓(表 3,表 6).单一污染较复合污染而言,EC_x 值均表现出降低的趋势,重金属离子与农药以及抗生素能够在环境中长期存在并不断积累,因而具有潜在的复合暴露风险,但他们之间的相互作用究竟会对环境造成何种影响目前尚不明确.上述不同测试终点对污染物毒性的敏感性差异研究结果表明,在制定土壤污染物环境基准时,应充分考虑不同生态物种对土壤污染物的毒性响应[35].例如,当基于高度敏感物种的毒性阈值构建环境基准,推导的基准值会偏低,导致对部分未污染土壤的过度防护;反之,若受试生物群中物种敏感性偏低,由此推导的基准值将高估环境承载力,使得实际污染风险被系统性低估,最终造成土壤环境保护效能的实质性削弱[36].因此,在确定土壤污染物的毒性阈值时,应选用多种测试物种以提高环境基准值的科学性.

低剂量毒物刺激效应(Hormesis)呈现典型的双相剂量-反应关系,表现为生物体在低剂量刺激和高剂量抑制下发生的适应性反应[37-38],拟合曲线通常为 J 型或倒 U 型[39].本研究发现,基于小白菜生物量的毒性暴露下表现出低剂量刺激效应,最高达 110%.酸性土壤中该现象尤为突出,主要与污染物生物有效性和植物应激响应的双重调控有关.是因为低 pH 值会诱导植物激活特定的应激防御通路,促进次生代谢产物的积累[40].与黄世聪等[41]的研究中当四环素浓度≤1mg/kg 时,相对根伸长可达到 153.1%,显著高于对照组结论类似,主要是由于低浓度的抗生素提高了植物的应激能力,促使植物自身蛋白质的合成以抵抗抗生素的毒害作用和促进根伸长[33].与单一污染相比,Cd 与四环素、吡虫啉复合条件下污染物在低剂量情况下也存在刺激效应且更为复杂.本研究中,土壤中单一和复合污染物毒性的剂量效应曲线拟合时将传统的剂量-反应关系拟合模型(Log-logistic 模型)与 Hormesis 相结合[42-43].

3.2　基于土壤性质的 Cd 与新污染物毒性阈值预测

目前大多数污染物毒性研究通常是直接将外源添加或者强提取剂提取的污染物的含量作为计算暴露剂量的基础数据,缺乏对土壤性质对污染物生物有效性影响的充分考虑,在进行生态风险阈值推导时可能会误判污染物的生态风险[44].土壤 pH 值、CEC、有机质(OM)和质地等通过多重机制影响污染物的生

物有效性[45].例如,土壤 pH 值直接影响 Cd^{2+}的吸附-解吸平衡,且调控四环素和吡虫啉的离子形态;CEC 通过阳离子交换作用固定Cd^{2+};OM 的羧基/酚羟基通过络合作用降低 Cd 活性,并通过疏水分配吸附有机污染物,从而影响污染物生物有效性.不同土壤性质均会影响吡虫啉和四环素的毒性或降解行为.本研究发现,在不同性质的设施菜地土壤中,土壤 pH 值是影响污染物毒性阈值的主要因子.这与宋文恩等[46]的基于水稻根伸长与不同土壤中 Cd 毒性阈值研究结论相似.复合污染条件下污染物毒性阈值与土壤性质之间的相关性源于多因素耦合作用机制[47].污染物间的交互作用(如 Cd^{2+}与四环素形成$[Cd-TET]^{+}$络合物)会重构其环境行为,使传统单一污染物的剂量-效应关系发生根本性改变.这些多尺度、多过程的耦合作用导致复合污染毒性阈值与土壤性质呈现显著的非线性响应特征,亟需发展包含交互项的机器学习模型来实现精准预测.

4 结论

4.1 基于不同测试终点不同性质设施菜地土壤中,Cd 和四环素的毒性阈值为小白菜>蚯蚓>微生物,部分土壤中吡虫啉和 Cd 复合污染条件下毒性阈值顺序为小白菜>微生物>蚯蚓,土壤微生物 SIR 毒性对 Cd 和四环素的毒性更为敏感,蚯蚓次之,小白菜耐性最高,而吡虫啉对蚯蚓最为敏感,微生物次之,小白菜耐性最高.Cd、四环素、吡虫啉复合污染条件下的毒性阈值小于单一污染.

4.2 不同性质设施菜地土壤中污染物对不同测试终点的毒性剂量-效应关系呈现出明显的 S 型曲线,以小白菜为例,Cd 的毒性阈值 EC_{10} 为 0.6~8.5mg/kg,EC_{50} 为 4.3~14.7mg/kg;Cd 与四环素复合污染的毒性阈值 EC_{10} 为 0.1~2.2mg/kg,EC_{50} 为 1.2~6.9mg/kg;Cd 与吡虫啉复合污染的毒性阈值 EC_{10} 为 0.1~3.7mg/kg,EC_{50} 为 1.4~10.0mg/kg;低浓度污染物对小白菜生长产生一定的低剂量刺激效应,小白菜在不同性质的设施菜地土壤中最大刺激效应为 103%~110%.

4.3 基于不同毒性测试终点得出的污染物毒性阈值与土壤主控因子间的多元逐步回归分析结果表明,土壤 pH 值、黏粒含量和 CEC 含量是影响土壤中 Cd、四环素和吡虫啉毒性阈值的主要因素,同样 CEC 也是影响四环素和吡虫啉毒性阈值的主要因素.它们能够较好地预测出不同性质的设施菜地土壤中污染物的毒性阈值.

参考文献:

[1] 黄 标,胡文友,虞云龙,等.我国设施蔬菜产地土壤环境质量问题及管理对策 [J]. 中国科学院院刊, 2015,30:449-457.
Huang B, Hu W Y, Yu Y L, et al. Soil environmental quality problems and management countermeasures of facility vegetable production areas in China [J]. Proceedings of the Chinese Academy of Sciences, 2015,30:449-457.

[2] Wu X W, Cheng L Y, Cao Z Y, et al. Accumulation of chlorothalo-nil successively applied to soil and its effect on microbial activity in soil [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2012,81:65-69.

[3] Han M H, Fang H J, Wang Y P, et al. Pollution, human exposure and harmful effects of neonicotinoid pesticides [J]. Shanghai Journal of Preventive Medicine, 2021,33(6):534-543.

[4] GB2763-2021 食品安全国家标准食品中农药最大残留限量 [S].
GB2763-2021 National standard for food safety maximum residue limits for pesticides in food [S].

[5] Tao Y, Jia C H, Jing J J, et al. Occurrence and dietary riskassessment of 37 pesticides in wheat fields in the suburbs of Beijing, China [J]. Food Chemistry, 2021,350:129245.

[6] Li M, Yang L, Yen H, et al. Occurrence, spatial distribution and ecological risks of antibiotics in soil in urban agglomeration [J]. Journal of Environmental Sciences, 2023,125(3):678-690.

[7] HJ/T 333-2006 温室蔬菜产地环境质量评价标准 [S].
HJ/T 333-2006 Standard for evaluating the environmental quality of greenhouse vegetable production areas [S].

[8] GB2762-2022 食品中污染物限量 [S].
GB2762-2022 Limits of contaminants in food [S].

[9] 骆永明,滕 应.中国土壤污染与修复科技研究进展和展望 [J]. 土壤学报, 2020,57(5):1137-1142.
LuoY M, Teng Y. Progress and prospects of research on soil pollution and remediation science and technology in China [J]. Journal of Soil Science, 2020,57(5):1137-1142.

[10] 马 喆,王美娥,霍彦慧,等.场地土壤重金属镉和铅复合污染毒性阈值的推导及其应用 [J]. 生态毒理学报, 2021,16(5):259-270.
Ma Z, Wang M E, Huo Y H, et al. Derivation and application of toxicity thresholds for heavy metals Cd and Pb in site soils [J]. Journal of Ecotoxicology, 2021,16(5):259-270.

[11] 赵 丹,吴畏达,孙 倩,等.场地复合污染的生态效应与风险评估研究进展和展望 [J]. 环境科学研究, 2023,36(1):30-43.
Zhan D, WuW D, Sun Q, et al. Progress and prospects of ecological effects and risk assessment of complex site pollution [J]. Environmental Science Research, 2023,36(1):30-43.

[12] 戚与珊,张 薇,刘鸣达,等.环丙沙星和铜复合污染对小麦早期生长的影响 [J]. 生态学杂志, 2014,33(9):2376-2381.
Qi Y S, Zhang W, Liu M D, et al. Effects of combined ciprofloxacin and copper contamination on early growth of wheat [J]. Journal of Ecology, 2014,33(9):2376-2381.

[13] Steevens J A, Benson W H. Toxicological interactions of chlorpyrifos and methyl mercury in the amphipod, Hyalella Azteca [J]. Toxicological Sciences, 1999,52(2):168-177.

[14] 王冰洁,姜　蕾,潘　波,等.Cu^{2+}、Pb^{2+}与 2 种除草剂单一及复合污染对蚯蚓的急性毒性 [J]. 农药, 2020,59(6):425−429.
Wang B J, Jiang L, Pan B, et al. Acute toxicity of Cu^{2+}, Pb^{2+} and 2herbicides with single and combined contamination to earthworms [J]. Pesticide, 2020,59(6):425−429.

[15] 王晓南,刘征涛,王婉华,等.重金属铬(Ⅵ)的生态毒性及其土壤环境基准 [J]. 环境科学, 2014,35(8):3155−3161.
Wang X N, Liu Z T, Wang W H, et al. Ecotoxicity of heavy metal chromium (VI) and its soil environmental benchmark [J]. Environmental Science, 2014,35(8):3155−3161.

[16] 李泽姣,崔岩山,蔡晓琳,等.土壤铬污染对赤子爱胜蚓抗氧化酶活性的影响 [J]. 中国科学院大学学报, 2020,37(1):20−26.
Li Z J, Cui Y S, Cai X L, et al. Effects of soil chromium pollution on antioxidant enzyme activities of the earthworm Eisenia fetida [J]. Journal of University of Chinese Academy of Sciences, 2020,37(1): 20−26.

[17] Zhang X, Zhang X, L L, et al. The toxicity of hexa−valent chromium to soil microbial processes concerning soil properties and aging time [J]. Environmental Research, 2021:111941.

[18] Haanstra L, Doelman P, Voshaarjh O, et al. The use of sigmoidal dose response curves in soil ecotoxicological research [J]. Plantand Soil, 1985,84(2):293−297.

[19] 冯承莲,赵晓丽,侯　红,等.中国环境基准理论与方法学研究进展及主要科学问题 [J]. 生态毒理学报, 2015,10(1):16.
Feng C L, Zhao X L, Hou H, et al. Research progress and major scientific issues of environmental benchmarking theory and methodology in China [J]. Journal of Ecotoxicology, 2015,10(1):16.

[20] 陈世宝,林　蕾,魏　威,等.基于不同测试终点的土壤锌毒性阈值及预测模型 [J]. 中国环境科学, 2013,33(5):922−930.
Chen S B, Lin L, Wei W, et al. Soil zinc toxicity thresholds and prediction models based on different test endpoints [J]. China Environmental Science, 2013,33(5):922−930.

[21] Qin L Y, Wang L F, Sun X Y, et al. Ecological toxicity (EC_x) of Pb and its prediction models in Chinese soils with different physiochemical properties [J]. The Science of the Total Environment, 2022,853: 158769.

[22] 禹明慧,孟祥怀,段昌群,等.蚯蚓介导下镉胁迫对土壤理化性质和玉米生长的影响 [J]. 环境化学, 2020,39(10):2654−2665.
Yu M H, Meng X H, Duan C Q, et al. Effects of earthworm−mediated cadmium stress on soil physicochemical properties and maize growth [J]. Environmental Chemistry, 2020,39(10):2654−2665.

[23] 肖倩倩.几个灰飞虱 P450 基因的体外表达与对吡虫啉的代谢研究 [D]. 南京:南京农业大学, 2019.
Xiao Q Q. In vitro expression of P450gene and metabolism of imidacloprid in several grey ticks [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2019.

[24] 张壬午,李治祥,白清云,等.化学农药对生态环境安全评价研究——Ⅱ.化学农药对蚯蚓的毒性与评价 [J]. 农村生态环境, 1986, 2(2):14−18.
Zhang R W, Li Z X, Bai Q Y, et al. Evaluation of chemical pesticides on ecological safety−−II. Toxicity and evaluation of chemical pesticides on earthworms [J]. Rural Ecological Environment, 1986, 2(2):14−18.

[25] 谭　曜,石守江,刘汉伟,等.吡虫啉对蚯蚓的急性毒性试验研究 [J]. 检验检疫学刊, 2014,24(5):4−8.
Tan Y, Shi S J, Liu H W, et al. Experimental study on the acute toxicity of imidacloprid to earthworms [J]. Journal of Inspection and Quarantine, 2014,24(5):4−8.

[26] 刘海龙.基于蚯蚓生物毒性的土壤 Cd 生态阈值研究 [D]. 苏州:苏州科技学院, 2015.
Liu H. L. Research on soil Cd ecological threshold based on earthworm biotoxicity [D]. Suzhou: Suzhou Institute of Science and Technology, 2015.

[27] 黄世聪,陈丽珂,张政杰,等.四环素对不同品种蔬菜毒性阈值及其敏感性分布 [J]. 生态环境学报, 2023,32(11):1988−1995.
Huang S C, Chen LK, Zhang ZJ, et al. Toxicity thresholds and sensitivity distribution of tetracycline in different vegetable species [J]. Journal of Ecology and Environment, 2023,32(11):1988−1995.

[28] Wu C A, He K B, Li H Z, et al. Transgenerational combined toxicity effects of neonicotinoids and triazole pesticides at environmentally relevant concentrations on D. magna: From individual to population level [J]. Journal of Hazardous Materials, 2025,486:137023.

[29] 万玉山,温　馨,杨　彦.四溴双酚 A 和镉复合污染对不同生物体的安全阈值 [J]. 中国环境科学, 2019,39(4):1765−1775.
Wan Y S, Wen X, Yang Y. Safety thresholds for tetrabromobisphenol A and cadmium combined contamination in different organisms [J]. China Environmental Science, 2019,39(4):1765−1775.

[30] Baguer A J, Jensen J, Krogh P H. et al. Effects of the antibiotics oxytetracycline and tylosin on soil fauna [J]. Chemosphere, 2000,40 (7):751−757.

[31] 李　通,金彩霞,朱雯斐,等.环丙沙星与 Cu 复合污染对玉米萝卜和小白菜 3 种作物生态毒性研究 [J]. 农业环境科学学报, 2013,32(1): 15−20.
Li T, Jin C X, Zhu W F, et al. Ecotoxicity of ciprofloxacin and Cu on three crops of maize, radish and cabbage [J]. Journal of Agricultural and Environmental Sciences, 2013,32(1):15−20.

[32] 赵文岩,黄卫丽,赵红梅,等.链霉素和铜单一及复合污染对蚯蚓的急性毒性研究 [C]. 中国化学会第 28 届学术年会第 2 分会场摘要集, 成都, 2012.
Zhao W Y, Huang W L, Zhao H M, et al. Acute toxicity of streptomycin and copper to earthworms by single and combined contamination [C]. Abstracts of Session 2 of the 28 th Annual Meeting of the Chinese Chemical Society, Chengdu, 2012.

[33] 陈敏杰,钱懿宏,于青燕,等.典型四环素类抗生素对土壤微生物及植物生长的影响 [J]. 生态毒理学报, 2019,14(6):276−283.
Chen M J, Qian Y H, Yu Q Y, et al. Effects of typical tetracycline antibiotics on soil microorganisms and plant growth [J]. Journal of Ecotoxicology, 2019,14(6):276−283.

[34] 刘智敏,顾雪元,王晓蓉,等.化学提取法预测土壤中镉对蚯蚓的毒性效应 [J]. 农业环境科学学报, 2013,32(10):1971−1978.
Liu Z M, Gu X Y, Wang X R, et al. Prediction of toxic effects of cadmium in soil on earthworms by chemical extraction [J]. Journal of Agricultural and Environmental Sciences, 2013,32(10):1971−1978.

[35] 王　萌,俞　磊,秦璐瑶,等.土壤环境基准的科学问题与研究方法:以 Cd 为例 [J]. 地学前缘, 2024,31(2):147−156.
Wang M, Yu L, Qin L Y, et al. Scientific issues and research methods

of soil environmental benchmarks: The case of Cd [J]. Geological Frontiers, 2024,31(2):147−156.

[36] ChenS, Meng W, LiS,etal. Overview on current criteria for heavy metals and its hint for the revision of soil environmental quality standards in China [J]. Journal of Integrative Agriculture, 2018,17(4): 765−774.

[37] Berry, Raymond, Giancarlo LM, et al.A Dose of Experimental Hormesis: When Mild Stress Protects and Improves Animal Performance. [J]. Comparative Biochemistry and Physiology Part A:Molecular and Integrative Physiology, 2020,242:110658.

[38] Belz, Regina G, Stephen O D, et al. Modelling biphasic hormetic dose responses to predict sub−NOAEL effects using plant biology as an example [J]. Current Opinion in Toxicology, 2022,29:36−42.

[39] Eze M O, Georgesc, Hoseg C, et al. Dose−response analysis of diesel fuel phytotoxicity on selected plant species [J]. Chemosphere, 2021, 263:128382.

[40] Ye J Y, Tian W T, Zhou M, et al. STOP1activates NRT1.1−mediated nitrate uptake to create a favorable rhizospheric pH for plant adaptation to acidity [J]. The Plant cell, 2021:3658−3674.

[41] 黄世聪,陈丽珂,张政杰,等.四环素对不同品种蔬菜毒性阈值及其敏感性分布 [J]. 生态环境学报, 2023,32(11):1988−1995.
Huang S C, Chen L K, Zhang Z J, et al. Toxicity thresholds and sensitivity distribution of tetracycline in different vegetable species [J]. Journal of Ecology and Environment, 2023,32(11):1988−1995.

[42] Calabrese E J, Agathokleous E, Kozumbo W J, et al. Estimating the range of the maximum hermetic stimulatory response [J]. Environmental Research, 2019,170:337−343.

[43] Zhang X, Lin Z. Hormesis−induced gap between the guidelines and reality in ecological risk assessment [J]. Chemosphere, 2019,243: 125348.

[44] 章海波,骆永明,李志博,等.土壤环境质量指导值与标准研究Ⅲ.污染土壤的生态风险评估 [J]. 土壤学报, 2007,(2):338−349.
Zhang H B, Luo Y M, Li Z B, et al. Study on guideline values and standards for soil environmental quality III. Ecological risk assessment of contaminated soils [J]. Journal of Soil Science, 2007,(2):338−349.

[45] 孙晓艺.基于生态风险的土壤中铬(Cr)环境质量基准(HC_5)研究 [D]. 北京:中国农业科学院, 2024.
Sun X Y. Research on environmental quality benchmark (HC_5) of chromium (Cr) in soil based on ecological risk [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2024.

[46] 宋文恩,陈世宝.基于水稻根伸长的不同土壤中镉(Cd)毒性阈值(EC_x)及预测模型 [J]. 中国农业科学, 2014,(17):3434−3443.
Song W E, Chen S B. Cadmium (Cd) toxicity thresholds (EC_x) and prediction models in different soils based on rice root elongation [J]. Chinese Agricultural Science, 2014,(17):3434−3443.

[47] Lin L, Zhu B, Qu X, et al. Are Ni−Cd toxicity models derived from simple bioassay applicable to natural soils? A bioassay−MSMs coupling approach [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,440: 129830.

作者简介: 刘佳晓(2000−),女,河南登封人,中国农业科学院硕士研究生,主要从事土壤污染防治研究.1480619161@qq.com.