

物种敏感性分布在土壤中镍生态阈值建立中的应用研究

王小庆^{1,3}, 韦东普², 黄占斌¹, 马义兵^{2*}

(1.中国矿业大学(北京)化学与环境工程学院, 北京 100083; 2.中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 农业部作物营养与施肥重点实验室, 北京 100081; 3.洛阳理工学院环境与化学工程系, 河南 洛阳 471023)

摘要:本文利用不同累计概率分布函数拟合了基于中国土壤的 17 个物种的镍毒理学数据。结果表明,BurrⅢ在 X 轴(浓度)方向及 Y 轴的较小累计概率范围内拟合优度较佳。在构建土壤中镍物种敏感性分布曲线时,利用镍生物毒害模型归一化处理能修正土壤性质的影响且可更好地体现物种敏感性差异,相比于未归一化处理的结果更具科学性。在此基础上结合镍的生物毒害模型利用 BurrⅢ构建了中国土壤 4 种典型情景中的物种敏感性分布曲线,同时确定了不同土壤情景下的镍生态阈值,即酸性土壤、中性土壤(包括水稻土)、碱性非石灰性土壤和石灰性土壤的镍生态阈值分别为 6.5、47.5、218.8 mg·kg⁻¹ 和 120.3 mg·kg⁻¹(以土壤中外源镍为单位)。

关键词:土壤;镍;物种敏感性分布;归一化;生态阈值

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2012)01-0092-07

Application of Species Sensitivity Distribution in Deriving of Ecological Thresholds for Nickel in Soils

WANG Xiao-qing^{1,3}, WEI Dong-pu², HUANG Zhan-bin¹, MA Yi-bing^{2*}

(1.School of Chemical and Environmental Engineering, University of Mining and Technology-Beijing, Beijing 100083, China; 2.The Key Lab of Crop Nutrition and Fertilization of Ministry of Agriculture, Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 3.Department of Environmental and Chemical Engineering, Luoyang Institute of Science and Technology, Luoyang 471023, China)

Abstract: Although species sensitivity distribution has been applied widely in deriving water ecological quality criteria, its application for soils is seldom. In this paper, nickel toxicity threshold of 17 species based on Chinese soils were fitted with different cumulative probability distribution functions. The result showed that BurrⅢ fitted better than other functions in the X axis direction and Y axis with lower cumulative frequency. Utilization of nickel ecotoxicity regression models in the establishment of species sensitivity distribution curves could correct the difference of soil properties and reflect the species sensitivity difference better. It was more robust scientifically to normalize toxicity threshold with ecotoxicity regression models compared with that without normalization. On the basis of nickel ecotoxicity regression models the species sensitivity distribution curves in four representative scenarios of Chinese soils were fitted with BurrⅢ. The nickel soil ecological thresholds were derived from the species sensitivity distribution curves, they were 6.5, 47.5, 218.8 mg added Ni·kg⁻¹ soil and 120.3 mg added Ni·kg⁻¹ soil for acidic, neutral, alkaline non-calcareous and calcareous soils, respectively.

Keywords: soil; nickel; species sensitivity distribution; normalization; ecotoxicity threshold

土壤生态阈值是制定土壤生态环境质量标准的基础和科学依据。由于土壤环境介质及生态系统的复

杂性,土壤生态阈值应基于实际生物测试获得的毒理学数据通过科学的方法来建立。进入土壤中的污染物尤其是重金属污染物对生物毒性的大小决定于其生物有效性,而土壤理化性质是影响重金属生物有效性的关键因素^[1-3],且不同物种对污染物的毒害反应存在差异。因此,利用有限的毒理学数据建立旨在保护整个生态系统的土壤生态阈值时,要同时考虑土壤性质

收稿日期:2011-06-24

基金项目:国家自然科学基金(40971262);公益性行业(农业)科研专项(200903015)

作者简介:王小庆(1979—),女,安徽安庆人,博士研究生,主要从事土壤重金属生态阈值方面研究。E-mail:wangxq97@sina.com

* 通讯作者:马义兵 E-mail:ybma@caas.ac.cn

及物种敏感性存在的差异。目前,研究者们利用大量科学的毒理学数据,已经建立土壤性质和生物毒害之间的量化关系以及多个物种的生物毒害模型^[4-6],从而为校正土壤性质差异提供了依据。而物种敏感性分布(Species sensitivity distributions, SSD)是基于不同物种对于污染物敏感性差异提出的^[7],该方法假设生态系统中不同物种对于某一污染物的敏感性(一定时间间隔内引起生物体10%毒害效应的浓度 EC_{10} 或半数致死浓度 LC_{50} 等毒性阈值)能够被一个分布所描述,通过生物测试获得的有限物种的毒性阈值是来自于这个分布的样本,可用来估算该分布的参数^[8]。将某一物种的毒理学数据外推到其他物种具有很大的不确定性和误差,而多物种毒理学数据的SSD法则可以降低这一不确定性,并体现出物种间的敏感性差异^[9]。

SSD法既可从污染物环境浓度出发,计算潜在影响比例PAF(Potential affected fraction),用以表征生态系统或者不同类别生物的生态风险,亦可反向用于确定一定保护程度的污染物浓度。利用不同的分布函数,如Log-normal、Log-logistic、Burr III等^[8,10-11],拟合毒理学数据求出概率分布模型,定义危害浓度(Hazardous concentration, HC_p),即污染物对生物的效应浓度小于等于 HC_p 的概率为 p ,在此浓度下,生境中 $(100-p)\%$ 的生物是(相对)安全的,通常以 HC_5 作为危害浓度值^[12-13]。其5%危害水平的选择合理性以及对于生态系统的安全性已有研究报道^[14]。

多个国家相继应用SSD法制定了环境质量基准,欧盟在“技术指南文件”(Technical guidance document, TGD)中亦将其列为一种标准方法供各成员国采用,并被“化学品注册、评估、许可和限制”法规(Registration, evaluation, authorization and restriction of chemicals, REACH)作为化学品管理方法之一^[15]。相对而言,国内关于SSD法的研究还处在起步阶段,仅部分学者构建了水体环境中的DDT、林丹、多环芳烃等有机污染物的SSD曲线,且其毒理学数据多来自于国外的数据库^[16-19],将SSD法用于土壤污染的风险评价及生态阈值的建立还未见报道。本研究利用17个物种基于中国土壤的镍毒理学数据,构建了镍在不同类型土壤中的SSD曲线,探讨了SSD法在建立镍土壤生态阈值中的应用。

1 材料与方法

1.1 镍毒理学数据的筛选与处理

在中国知网(CNKI)数据库中以摘要中有“土壤”

和“镍”为搜索条件,搜索所有基于中国土壤的镍毒理学数据并进行筛选,同时汇总有关研究项目中获得的镍毒理学数据^[20-21]。数据首选 EC_{10} (文献中报道结果或通过有明显剂量-效应关系的原始数据计算)或NOEC(无观测效应浓度)。筛选后的数据应满足以下条件:实验程序及数据处理规范,测试终点为植物、无脊椎动物及微生物/过程的相应评价终点,实验结果以镍的总量($mg \cdot kg^{-1}$ 干重)表示,同时附有必要的土壤性质参数等。对于同一物种存在多个数据时,通过计算其几何均值形成“物种平均” EC_{10} /NOEC值作为最终值。筛选出的17个物种(14种植物、1种无脊椎动物、2种微生物)的生态毒理学数据(表1)均为基于外源添加量表示的毒性阈值 EC_{10add} ,其中不包括实验土壤本底值部分,除特别标明外,本文中的 EC_{10} 均为 EC_{10add} 。

1.2 拟合函数的选取

选用Burr III、Log-normal、Log-logistic、Weibull及Gamma 5种常用累计概率分布函数(参见表3),利用风险与决策分析软件@risk5.7(Palisade公司出品)分别对不同土壤中的镍 EC_{10} 值进行拟合,建立SSD曲线并比较其拟合精度。

1.3 镍毒理学数据的归一化处理

土壤理化性质是影响重金属生物毒害的关键因素^[1-3],研究者们利用大量科学的毒理学数据,量化了土壤性质和镍生物毒害之间的关系。Rooney等^[4]利用欧洲土壤的毒理学数据,建立了镍对西红柿生长、大麦根伸长的生物毒害模型;李波^[5]基于中国土壤建立的镍生物毒害模型,能较好地预测镍在中国及欧洲土壤中的毒性阈值,更具普遍适用性。此类模型充分体现了土壤性质对镍生物有效性的影响,可基于镍在某一土壤中的毒性阈值推算出土壤类型对应的毒性阈值。

本研究利用李波等^[5-6]建立的镍生物毒害模型(表2)将其毒理学数据归一化到不同土壤条件下,以消除土壤性质差异的影响。对于没有特定生物毒害模型的物种,采用物种间的外推法对其毒理学数据进行归一化:如利用大麦根伸长的模型归一化所有单子叶植物物种数据,小白菜的模型用于归一化双子叶植物数据,由于青椒和西红柿同属双子叶植物的茄科类,青椒的毒理学数据归一化采用西红柿的模型。如油菜在 $pH=6.7$ 、 $OC=1.4\%$ 、 $CEC=19.3 \text{ cmol} \cdot kg^{-1}$ 的土壤中 EC_{10} 为 $51.1 \text{ mg} \cdot kg^{-1}$,则设定该 EC_{10} 值是其毒害模型($\log EC_{10}=0.325 \text{ pH}+0.284 \text{ OC}-0.815$)对应此土壤性质参

表 1 基于中国土壤的 17 个物种的毒理学数据^a

Table 1 Toxicity data for 17 Chinese species

物种	评价终点	pH	OC/%	CEC/cmol·kg ⁻¹	EC ₁₀ /mg·kg ⁻¹
Q67 ^b	发光量	4.9~8.9	0.6~4.3	6.4~33.6	1 795(34~3 105)
菠菜	生物量	8.9	0.7	8.3	209(未淋洗)
赤子爱蚯蚓 ^[21]	死亡率	6.4~8.2	0.7~5.7	2.9~38.7	123.9(72.6~247.1,未淋洗)
大麦	根伸长	4.9~8.9	0.6~4.3	6.4~33.6	387.0(8.0~2 372.0)
芥菜	生物量	5.3~8.9	0.7~0.9	7.5~8.3	21.8(9.0~53.0,未淋洗)
芹菜	生物量	8.9	0.7	8.3	64.0(未淋洗)
青椒	生物量	5.3~8.9	0.7~0.9	7.5~8.3	15.2(7.0~33.0,未淋洗)
水稻 ^[22]	产量	6.7	1.6	14.9	106.0(未淋洗)
莴苣 ^[23]	生物量	5.5~8.4	—	18.1~23.6	42.5(28.0~66.0,未淋洗)
莴笋 ^[24-25]	生物量	4.0~8.4	0.3~2.4	10.7~25.5	58.6(17.2~107.1,未淋洗)
西红柿	生物量	4.9~8.9	0.6~4.3	6.4~33.6	174.0(9.2~2 102.0)
小白菜	生物量	4.9~8.9	0.6~4.3	6.4~33.6	108.4(6.4~856.0)
小麦	生物量	6.9	1.4	—	200.3(未淋洗)
雍菜 ^[26]	生物量	5	1.2	11.7	43.67(未淋洗)
油菜	生物量	6.7	1.4	19.3	51.1
玉米 ^[22]	产量	6.9	2.8	16.0	153.3(未淋洗)
微生物过程	SIN ^c	4.9~8.9	0.6~4.3	6.4~33.6	313.9(0.2~2 397.4)

a.表中土壤性质参数 pH、OC(有机碳)、CEC(阳离子交换量)为受试土壤的范围值,EC₁₀ 以几何均值(EC_{10min}-EC_{10max})形式表示,未淋洗指在生物毒害实验前未对土壤进行淋洗处理,其他未标明的 EC₁₀则基于淋洗土壤。EC₁₀ 数据除特殊标明外均来自于“亚洲金属”项目报告^[20]。
b.Q67 为利用发光菌 *Vibrio-tinghaiensis*(Q67)进行的毒理学实验。
c.SIN(Substrate induced nitrification)为基质诱导硝化作用。

表 2 用于 17 个物种/过程归一化的生物毒害回归模型

Table 2 Ecotoxicity regression models used for normalization for Chinese soils for 17 species or processes

物种	回归模型(未老化 ^a)	R ²
西红柿、青椒	lg EC ₁₀ = 0.413 pH - 0.81 ^[5]	0.710
小白菜、莴笋、莴苣、芹菜、芥菜、雍菜、菠菜、油菜	lg EC ₁₀ = 0.325 pH + 0.284 OC - 0.815 ^[5]	0.695
大麦、小麦、玉米、水稻	lg EC ₁₀ = 0.429 pH + 0.211 OC - 0.894 ^[5]	0.648
发光菌(Q67)	lg EC ₁₀ = 0.411 pH + 0.033 CEC - 0.942 ^[6]	0.870
基质诱导消化	lg EC ₁₀ = 0.565 pH + 0.283 OC - 2.247 ^b	0.347
赤子爱蚯蚓	lg EC ₁₀ = 0.132 pH + 0.011 CEC + 1.211 ^c	0.753

a. 毒理学数据未经老化因子校正。b.利用“亚洲金属”项目的原数据自拟合。c.利用欧盟报告^[27]的原数据自拟合。

数的函数值,利用该土壤与目标土壤的 pH 和 OC 的差值通过公式中的斜率将其归一化到一定土壤条件下。若某一物种有对应不同土壤条件下的多个 EC₁₀ 值时,如莴苣、莴笋等,则分别对每个 EC₁₀ 值进行归一化,取归一化后 EC₁₀ 的几何均值作为该物种的归一化 EC₁₀ 值。

1.4 中国土壤的典型情景

土壤 pH、阳离子可交换量(CEC,cmol·kg⁻¹)、粘土含量(Clay,%)及有机质含量(OM,%)对土壤中重金属元素的生物有效应/毒性有显著影响^[28-30],因此将中国 17 个代表性的农田土壤样品的 pH、CEC、粘土

含量、有机碳含量(OC,%)作为自变量,通过 SPSS17.0 软件进行 K-均值聚类分析以确定中国土壤的典型情景。

2 结果与讨论

2.1 SSD 拟合函数的优选

针对 SSD 曲线的构建,学者们提出了不同的参数拟合方法^[5,7-8],美国 EPA 风险评价推荐使用 Log-normal,澳大利亚和新西兰则采用 BurrⅢ。对于拟合方法的比较和研究也一直持续进行^[31-32]。选用 BurrⅢ、Log-normal、Log-logistic、Weibull 及 Gamma 5 种常用

函数分别拟合了酸性(图 1)、中性、碱性及石灰性土壤中的镍 SSD 曲线。从图 1 的酸性土壤 SSD 曲线可看出,在 Y 轴 40% 以下范围内,Burr III、Log-normal、Log-logistic 3 个函数拟合效果较好,在 Y 轴 60% 以上区域各函数拟合效果接近。其他三类土壤的 SSD 曲线与酸性土壤中类似,在累计概率小于 50% 范围内,Weibull、Gamma 两个分布函数的拟合效果较差。由于本研究是通过 5% 的累积概率计算对应的 HC_5 值,X 轴方向(浓度)的拟合精度更为重要,故利用归一化后的 EC_{10} 值与通过函数拟合的 EC_{10} 值计算 X 轴方向的均方根误差(Root mean standard error, RMSE)以比较其拟合优度。

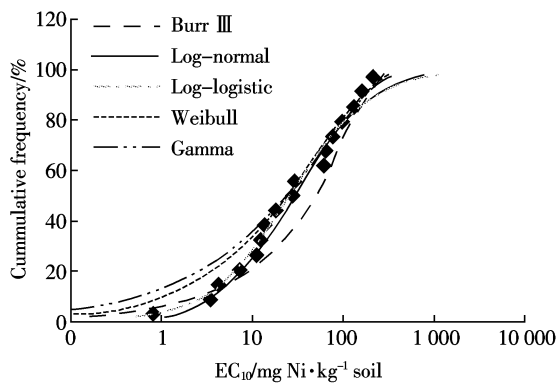


图 1 酸性土壤中不同分布函数拟合的 SSD 曲线

Figure 1 SSD curves fitted by different distribution functions in acidic soil

从表 3 可看出,在酸性和碱性土壤中通过 Burr III 拟合计算的 RMSE 值最小,其拟合效果最佳,中性和石灰性土壤中拟合效果较差;而在中性和石灰性土壤中 Weibull 拟合效果最佳,但其在酸性和碱性土壤中

拟合效果较差,与 Burr III 拟合优度相反。Log-logistic 函数在中性土壤中拟合效果较好,但其在另外 3 类土壤中拟合效果最差,Log-normal 在 4 类土壤中的拟合效果均较差。综合考虑 5 种函数在累计概率值(Y 轴)较小范围内的拟合优度(图 1)及 X 轴的 RMSE 值比较结果,选取 Burr III 作为建立镍 SSD 曲线的函数。

王印^[26]利用不同分布函数拟合滴滴涕和林丹在水体中的 SSD 曲线时亦得出 Burr III 拟合效果最佳的结果,同时有研究表明,Burr III 是一种非常灵活的三参数分布,可用于拟合符合 Log-normal 等多种分布的数据^[34]。

2.2 归一化与未归一化的 SSD 曲线比较

分别将 17 个物种的镍毒理学数据利用表 2 中的模型归一化到 pH 为 5、7、8.5 的 3 种土壤中,这 3 种土壤的 CEC 和 OC 值分别均为 $20 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 1%。利用未归一化及归一化到不同类型土壤中的镍 EC_{10} 通过 Burr III 拟合建立 SSD 曲线,结果如图 2 所示。与未归一化的 SSD 曲线相比,酸性及中性土壤的 SSD 曲线偏左,即 HC_5 值较未归一化的 HC_5 值小,而碱性土壤中 SSD 曲线向右偏移, HC_5 值较高,表明生物对镍毒害的敏感程度为酸性土壤>中性土壤>碱性土壤,这也与多数研究中报道的镍在较高 pH 土壤中的毒性阈值要比低 pH 土壤中的毒性阈值高^[29-30]的结果一致。Smolders 等^[35]利用基于欧洲土壤的生物毒害模型将镍毒理学数据分别归一化到有效阳离子交换量(eCEC)为 $5 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $35 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的土壤中建立了 SSD 曲线,结果表明,eCEC 为 $5 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $35 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的土壤 SSD 曲线分别位于未归一化 SSD 曲线的左右两侧,与本研究结果类似。从图 2 亦可看出

表 3 不同函数拟合精度对比

Table 3 Accuracy of different distribution functions

名称	函数	酸性土壤		中性土壤		碱性土壤		石灰性土壤	
		RMSE*	排序	RMSE	排序	RMSE	排序	RMSE	排序
Burr III	$F(x) = \frac{1}{[1 + (\frac{b}{x})^c]^k}$	10.7	1	937.0	3	238.0	1	1 000.0	4
Log-normal	$F(x) = \Phi(\frac{\ln x - \mu'}{\sigma'})$	64.7	4	1 898.0	5	358.0	3	994.0	3
Log-logistic	$F(x) = \frac{1}{1 + (\frac{\beta}{x - \gamma})^\alpha}$	144.8	5	427.9	2	3 291.6	5	1 384.0	5
Weibull	$F(x) = 1 - e^{-(\frac{x}{\beta})^\alpha}$	36.0	3	134.1	1	736.6	4	680.6	1
Gamma	$F(x) = \frac{\Gamma x / \beta(\alpha)}{\Gamma(\alpha)}$	22.2	2	1 177.6	4	343.9	2	863.2	2

注:* 利用物种 EC_{10} 值与拟合函数预测值计算的均方根误差。

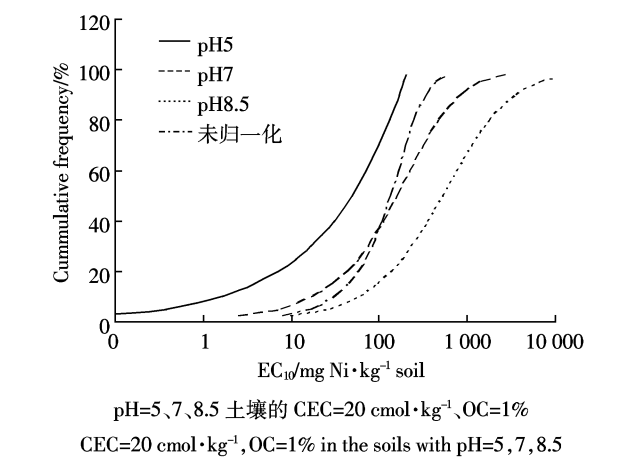


图 2 不同土壤中的 SSD 曲线
Figure 2 SSD curves in different soils

归一化后的 SSD 曲线较未归一化 SSD 曲线平缓,X 轴取值范围较宽,物种间的敏感性差异更显著。

中国土壤类型复杂多样,不同区域土壤性质差异较大,同一种污染物进入土壤后的生物毒害不同,土壤生态阈值的建立应考虑土壤性质差异。采用生物毒害模型对毒理学数据进行归一化处理能体现出土壤性质对镍毒害的影响,能更好地体现物种间的敏感性差异,更具科学性。物种敏感性分布法与镍生物毒害模型的结合为建立对应不同土壤条件下的镍生态阈值奠定了科学基础。

2.3 中国土壤典型情景中的镍 SSD 曲线

利用 K-均值聚类分析得到中国土壤的酸性土、中性土(包括水稻土)、碱性土及碱性非石灰性土 4 种典型情景(表 4)。中国土壤类型复杂多样,各地土壤性质差异较大,可依据不同分类进行划分,而土壤 pH 是影响痕量金属污染物生物有效性的最重要因子^[28-30],依据土壤酸碱性我国土壤可分为酸性土、中性土、碱性土及石灰性土^[36]。利用 BurrⅢ 函数拟合归一化到 4 种典型情景中的 EC₁₀ 值,分别建立了 SSD 曲线(图 3),结果表明双子叶植物在 4 类土壤中均较单子叶植物小麦、玉米、水稻敏感,单子叶植物中除大麦处于中等敏感程度外,其他 3 个物种在 4 类土壤中的敏感度

最低。李波^[5]研究了小白菜、西红柿、青椒、大麦、水稻等 8 个植物物种在红壤和潮土中对镍的毒害敏感性,结果也表明,在两类土壤中青椒、小白菜及芥菜均较敏感,而大麦处于中等敏感程度。由于基质诱导硝化作用(SIN)受低 pH(<5.0)的高度影响^[30],在酸性土壤中 SIN 较敏感而在其他 3 种土壤中均处于中等敏感程度。比利时鲁汶大学的研究者们在进行微生物毒理学实验时得出在 pH 为 4.1 和 5.1 的酸性土壤中,SIN 的 EC₁₀ 分别为 20 mg·kg⁻¹ 和 37 mg·kg⁻¹,均低于控制样品(无外源添加镍)中的镍含量^[38],与本研究 SIN 在酸性土壤中较为敏感的结果一致。

从图 2 中 A、B 两条 SSD 曲线可看出,西红柿和大麦均处于中等敏感程度,其 EC₁₀ 值在酸性和中性土壤中分别为 18.0 mg·kg⁻¹ 和 120.5 mg·kg⁻¹、28.9 mg·kg⁻¹ 和 266.4 mg·kg⁻¹,除中性土壤中大麦 EC₁₀ 略高外,其值均明显低于 Rooney 等^[20]基于欧洲土壤获得的西红柿、大麦在 pH 为 5.1 和 7.0 的土壤中的镍的毒性阈值(西红柿 EC₁₀ 为 42 mg·kg⁻¹ 和 250 mg·kg⁻¹、大麦 EC₁₀ 为 123 mg·kg⁻¹ 和 211 mg·kg⁻¹)。且本研究中用于推导 HC₅ 值的毒理学数据大部分来自于对镍毒害敏感的高等植物,而欧盟用于建立土壤镍 HC₅ 值的 36 个物种的毒理学数据中仅有 10 个植物物种,其他均为中度敏感的微生物/过程和无脊椎动物^[27]。因此,本研究推导出的 HC₅ 作为镍的生态阈值是较为敏感的。

酸性土壤、中性土壤(包括水稻土)、碱性非石灰性土壤和石灰性土壤的 HC₅ 值分别为 6.5、47.5、218.8、120.3 mg·kg⁻¹,不同类型土壤的 HC₅ 值差别较大,且随着土壤 pH 的增大,HC₅ 值亦明显增大,关于土壤性质与 HC₅ 值之间的影响关系有待进一步研究。土壤镍 HC₅ 值随土壤性质明显变化的结果也说明建立执行性更强的土壤类型相关的生态阈值的必要性。

3 结论

(1) 通过比较 BurrⅢ、Log-normal、Log-logistic、

表 4 中国土壤的 4 种典型情景
Table 4 Four representative scenarios of Chinese soils

土壤类型	pH	CEC/cm ^{ol} ·kg ⁻¹	OC/%	Clay/%	HC ₅ /mg·kg ⁻¹
酸性土	5.0	10	1.0	55	6.7
中性土(包括水稻土)	7.0	15	1.5	35	47.5
碱性土	7.5	25	3.0	35	218.8
石灰性土	8.5	10	1.0	20	120.3

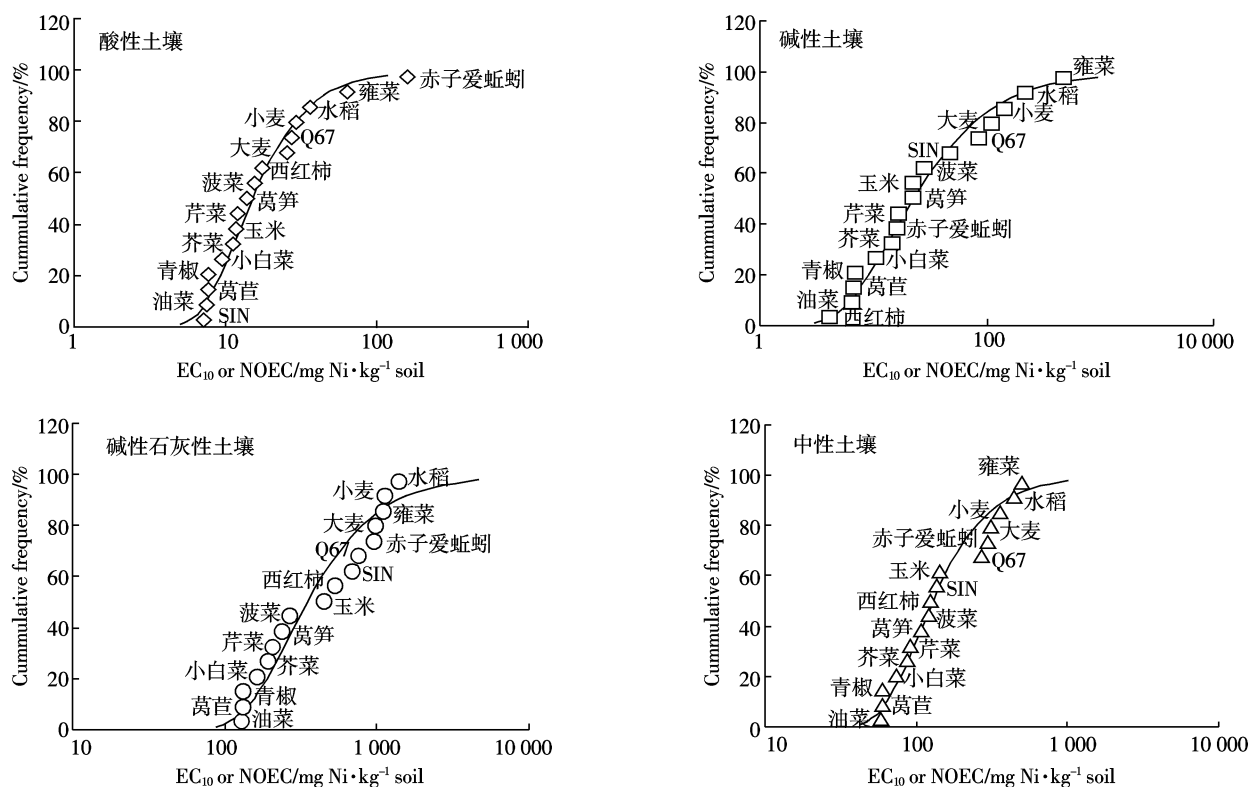


图3 中国土壤4种典型情景中的SSD曲线

Figure 3 SSD curves in four representative scenarios of Chinese soils

Weibull 及 Gamma 5 种分布函数的拟合精度, 发现其中 Burr III 拟合效果稳定且精确度较高, 可用于 SSD 构建。

(2) 在 SSD 曲线构建过程中, 对毒理学数据归一化是必要的。归一化不仅能消除土壤性质差异影响而且也能体现物种敏感性差异, 相比于未归一化更具科学性。

(3) 在中国土壤的4类典型情景中, 青椒、小白菜等双子叶植物均较单子叶植物小麦、玉米、水稻敏感, 单子叶植物中除大麦处于中等敏感程度外, 其他3个物种在4类情景中的敏感度最低。除 SIN 在酸性土壤中较为敏感外, 微生物及无脊椎动物均处于中等敏感程度。4类情景中物种敏感程度变化不明显, 基本不受土壤性质影响, 但 HC_5 值差别很大, 其值在 $6.5 \sim 218.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间。

参考文献:

- [1] Ginocchio R, Rodriguez P H, Badilla-ohlbaum R, et al. Effect of soil copper content and pH on copper uptake of selected vegetables grown under controlled conditions [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2002, 21: 1736–1744.
- [2] Weng L P, Wolthoorn A, Lexmond T M, et al. Understanding the effects

of soil characteristics on phytotoxicity and bioavailability of nickel using speciation models [J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38: 156–162.

- [3] Smolders E, Buekers J, Oliver I, et al. Soil properties affecting toxicity of zinc to soil microbial properties in laboratory-spiked and field-contaminated soils [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2004, 23: 2633–2640.
- [4] Rooney C P, Zhao F J, McGrath S P. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145: 596–605.
- [5] 李 波. 外源重金属铜、镍的植物毒害及预测模型研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2010.
- [6] LI B. The Phytotoxicity of added copper and nickel to soils and predictive models [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2010.
- [6] 韦东普. 应用发光细菌法测定我国土壤中铜、镍毒性的研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2010.
- [7] WEI D P. Application of bioluminescent bacteria bioassay on determination the toxicity of copper and nickel in Chinese soils [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2010.
- [7] Kooijman S A L M. A safety factor for LC_{50} values allowing for differences in sensitivity among species [J]. *Water Research*, 1987, 21: 269–276.
- [8] Posthuma L, Traas T P, Suter G W. General introduction to species sensitivity distributions [M] // Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton FL, USA Lewis, 2002: 3–9.
- [9] Maltby L, Brock T C M, Van den Brink P J. Fungicide risk assessment for aquatic ecosystems: Importance of inter specific variation, toxic mode

- of action, and exposure regime[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(19):7556-7563.
- [10] Van Straalen N M. Theory of ecological risk assessment based on species sensitivity distributions[M]//Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA Lewis, 2002:371-487.
- [11] Shao Q. Estimation for hazardous concentrations based on NOEC toxicity data: An alternative approach[J]. *Environmetrics*, 2000; 11:583-595.
- [12] Newman M C, Ownby D R, Mezin L C A. Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2000, 19(2):508-515.
- [13] 金小伟, 雷炳莉, 许宜平, 等. 水生态基准方法学概述及建立我国水生态基准的探讨[J]. *生态毒理学报*, 2009, 4(5):609-616.
- JIN X W, LEI B L, XU Y P, et al. Methodologies for deriving water quality criteria to protect aquatic life (ALC) and proposal for development of ALC in China: A review[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(5):609-616.
- [14] Hose G C, Van den Brink P J. Confirming the species-sensitivity distribution concept for Endosulfan using laboratory, mescom, and field data[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2004, 47:511-520.
- [15] Guerit I, Bocquene G, James A, et al. Environmental risk assessment: a critical approach of the European TGD in an in situ application [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 71(1):291-300.
- [16] 王 印, 王军军, 秦 宁, 等. 应用物种敏感性分布评估 DDT 和林丹对淡水生物的生态风险[J]. *环境科学学报*, 2009, 29(11):2407-2414.
- WANG Y, WANG J J, QIN N, et al. Assessing ecological risks of DDT and lindane to freshwater organisms by species sensitivity distributions [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(11):2407-2414.
- [17] 刘 良, 颜小品, 王 印, 等. 应用物种敏感性分布评估多环芳烃对淡水生物的生态风险[J]. *生态毒理学报*, 2009, 4(5):647-654.
- LIU L, YAN X P, WANG Y, et al. Assessing ecological risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to freshwater organisms by species sensitivity distributions[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(5):647-654.
- [18] 蒋丹烈, 胡霞林, 尹大强. 应用物种敏感性分布法对太湖沉积物中多环芳烃的生态风险分析[J]. *生态毒理学报*, 2011, 6(1):60-66.
- JIANG D L, HU X L, YIN D Q. Ecological risk assessment on polycyclic aromatic hydrocarbons of sediment in Taihu Lake using species sensitivity distributions[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2011, 6(1):60-66.
- [19] 陈波宇, 郑斯瑞, 牛希成, 等. 水生生物对三唑磷的物种敏感度分布研究[J]. *环境科学*, 2011, 32(4):1101-1107.
- CHEN B Y, ZHENG S R, NIU X C, et al. Species sensitive distribution for aquatic biota exposed to triazophos[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(4):1101-1107.
- [20] Ma Y B, McLaughlin M J, Zhu Y G, et al. Final report for metals in Asia[R]. Beijing, 2009.
- [21] Yan Z G, Xie D L, Xu M, et al. The report of bioavailability assessment of nickel in typical Chinese soils: Earthworm toxicity testing[R]. Beijing, 2011.
- [22] 康立娟, 谢雷雷. 镍对玉米和水稻污染效应及累积规律的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(6):2315-2318.
- KANG L J, XIE Z L. Pollution effects and accumulation rules of nickel in corn and rice[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(6):2315-2318.
- [23] 尹升华, 杨定清. 土壤中镍对蔬菜生长的影响及镍的临界值研究[J]. *农业环境保护*, 1992, 11(2):88-90.
- YIN S H, YANG D Q. Study on the phototoxicity of nickel to vegetable and threshold value in soil[J]. *Agro-environmental Protection*, 1992, 11(2):88-90.
- [24] 杨定清, 傅绍清, 青长乐. 镍的作物效应及临界值研究 [J]. *四川环境*, 1994, 13(1):19-23.
- YANG D Q, FU S Q, QING C L. A study on critical value and effects of nickel on crops[J]. *Sichuan Environment*, 1994, 13(1):19-23.
- [25] 涂 从. 紫色土中镍毒性的研究[J]. *中国环境科学*, 1996, 16(6):456-460.
- TU C. Characteristics of nickel toxicity to lettuce grown in different soils[J]. *China Environmental Science*, 1996, 16(6):456-460.
- [26] 罗 丹, 胡欣欣, 郑海峰, 等. 镍对蔬菜毒害临界值的研究 [J]. *生态环境学报*, 2010, 19(3):584-589.
- LUO D, HU X X, ZHENG H F, et al. Study on the threshold values of Ni toxicity to vegetables[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(3):584-589.
- [27] EU. European Union risk assessment on nickel and nickel compounds [R/OL]. http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/REPORT/nickelsulphatereport312.pdf. 2008.
- [28] Li X F, Sun J W, Huang Y Z, et al. Copper toxicity thresholds in Chinese soils based on substrate-induced nitrification assay [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2010, 29(2):294-300.
- [29] 李 波, 马义兵, 刘继芳, 等. 西红柿铜毒害的土壤主控因子和预测模型研究[J]. *土壤学报*, 2010, 47(4):665-673.
- LI B, MA Y B, LIU J F, et al. Major soil factors controlling copper toxicity to tomato in a wide range of Chinese soils and the predictable models[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(4):665-673.
- [30] 张洪涛, 李 波, 刘继芳, 等. 西红柿镍毒害的土壤主控因子和预测模型研究[J]. *生态毒理学报*, 2009, 4(4):569-576.
- ZHANG H T, LI B, LIU J F, et al. Major soil factors controlling nickel toxicity to tomato in a wide range of Chinese soils and the predictable models[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(4):569-576.
- [31] Duboudin Ciffroy P, Magaud H. Effects of data manipulation and statistical methods on species sensitivity distributions[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2004, 23(2):489-499.
- [32] Wang B, Yu G, Huang J, et al. Development of species sensitivity distributions and estimation of HC₅ of organochlorine pesticides with five statistical approaches[J]. *Ecotoxicology*, 2008, 17(8):716-724.
- [33] 王 印. 基于物种敏感性分布(SSD)的生态风险评价方法及其应用研究[D]. 北京:北京大学, 2009.
- WANG Y. Ecological risk assessment based on species sensitivity distributions: method and application[D]. Beijing: Peking University, 2009.
- [34] CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization). A flexible approach to species protection [EB/OL]. <http://www.cmis.csiro.au/envir/burrioz>. 2008.
- [35] Smolders E, Oorts K, Van Sprang P, et al. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: Calibrated bioavailability models to set ecological soil standards[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2009, 28:1633-1642.
- [36] 王文富, 席承藩. 中国土壤[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998:236-237.
- WANG W F, XI C P. China soil[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1998:236-237.
- [37] Oorts K, Ghesquiere U, Swinnen K, et al. Soil properties affecting the toxicity of CuCl₂ and NiCl₂ for soil microbial processes in freshly spiked soils[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2006, 25:836-844.
- [38] University of Leuven. NiPERA research project on the "development of a predictive model of bioavailability and toxicity of Nickel in soils: microbial toxicity"[R]. Belgium, 2005.