

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20200630001

李勖之, 郑丽萍, 张亚, 等. 应用物种敏感分布法建立铅的生态安全土壤环境基准研究[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(1): 107-118

Li X Z, Zheng L P, Zhang Y, et al. Derivation of ecological safety based soil quality criteria for lead by species sensitivity distribution [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16(1): 107-118 (in Chinese)

应用物种敏感分布法建立铅的生态安全土壤环境基准研究

李勖之^{1,2}, 郑丽萍^{1,2}, 张亚^{1,2}, 冯艳红^{1,2}, 杜俊洋^{1,2}, 孙丽^{1,2}, 李敏^{1,2}, 姜蓉³, 王国庆^{1,2,*}

1. 生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210042
2. 国家环境保护土壤环境管理与污染控制重点实验室, 南京 210042
3. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

收稿日期: 2020-06-30 录用日期: 2020-08-03

摘要: 由于日益严重的人类活动干扰, 土壤重金属铅(Pb)污染严重。开展 Pb 生态安全的土壤环境基准研究, 合理制定铅的生态基准值, 对更好地预防与控制土壤 Pb 生态风险, 加强土壤 Pb 污染的环境管理具有重要意义。本研究通过调研国内外 Pb 的陆生生态毒性研究, 筛选并构建重金属 Pb 的有效毒性数据库(10% 效应浓度(EC₁₀)或无观察效应浓度(NOEC))。将土壤 pH 作为毒性数据划分依据, 采用 5 种物种敏感性分布模型(Burr Type III、Log-Normal、Log-Logistic、Gamma 和 Weibull)成功拟合毒性数据, 建立不同土壤 pH 范围内的重金属 Pb 物种敏感分布曲线, 推导不同土地利用方式下(自然保护地/农业用地、公园用地、住宅用地、工/商业用地)土壤 Pb 的生态基准值。结果表明, 自然保护地和农业用地土壤 Pb 的生态基准范围为 51.1 ~ 153 mg·kg⁻¹, 公园用地 Pb 的生态基准范围为 172 ~ 342 mg·kg⁻¹, 住宅用地与工/商业用地的 Pb 基准值相对较大, 分别为 342 ~ 537 mg·kg⁻¹ 和 440 ~ 634 mg·kg⁻¹。本研究可为我国污染土壤的生态风险评估框架及土壤风险管控标准的制定提供科学依据。

关键词: 铅; 物种敏感分布曲线; 土壤环境基准

文章编号: 1673-5897(2021)1-107-12 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Derivation of Ecological Safety Based Soil Quality Criteria for Lead by Species Sensitivity Distribution

Li Xuzhi^{1,2}, Zheng Liping^{1,2}, Zhang Ya^{1,2}, Feng Yanhong^{1,2}, Du Junyang^{1,2}, Sun Li^{1,2}, Li Min^{1,2}, Jiang Rong³, Wang Guoqing^{1,2,*}

1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China
2. State Environmental Protection Key Laboratory of Soil Environmental Management and Pollution Control, Nanjing 210042, China
3. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

Received 30 June 2020 accepted 3 August 2020

Abstract: Due to the increasingly intensive anthropogenic disturbance, soils are susceptible to the pollution by

基金项目: 国家重点研发计划资助项目(2016YFD0800406, 2018YFC1801100, 2018YFC1800202)

第一作者: 李勖之(1991—), 男, 博士, 助理研究员, 研究方向为土壤环境基准与生态毒理学, E-mail: rmlce40@126.com

* 通讯作者(Corresponding author), E-mail: wgq@nies.org

heavy metals, with Pb pollution becoming one of the most severe issues worldwide. It is crucial and beneficial to derive soil environmental criteria for environmental risk assessment and contaminated land management of Pb pollution in soil. In this work, the terrestrial toxicity thresholds including 10% effect concentration (EC_{10}) or no observed effect concentration (NOEC) of Pb were collected from the ecotoxicological database and the published literature. The modeling analysis were performed using species sensitivity distribution (SSD) method according to soil pH. The soil environmental criteria for Pb were derived based on the protection levels of the different land use types. The results showed that soil quality criteria for Pb were $51.1 \sim 153 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $172 \sim 342 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $342 \sim 537 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $440 \sim 634 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ for natural reserve/agricultural land, park, residential land and industry/commercial land, respectively. This study provides the scientific basis for developing the ecological risk assessment framework and soil environmental standards for Pb in China.

Keywords: lead; species sensitivity distribution; soil environmental criteria

随着经济的高速发展,工业生产和人类活动产生的污染物通过多种方式进入土壤。土壤作为主要的环境受体,因其污染引发的农产品安全和污染危害事件逐年增多,严重影响着人体健康和生态环境安全^[1-2]。人为活动是土壤铅(Pb)污染的主要来源,主要来自于冶炼、城市交通、工业固废排放、农业生产过程中化肥、农药、污泥以及污水灌溉等^[3]。由于Pb在土壤中溶解度较低,受到固定、络合和吸附等多种因素影响,重金属Pb极易在土壤表层累积,具有隐蔽性、长期性和不可逆性等特点^[4]。2018年8月1日起正式实施的《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018)^[5]和《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600—2018)^[6]中,分别规定了农用地和建设用地土壤中Pb的风险筛选值和管制值,对有效管控土壤Pb污染风险和加强土壤环境管理水平具有重要意义。

大量研究发现土壤中过量Pb会造成植物根系中毒、植株枯萎死亡和产量降低等,抑制土栖动物的生长与繁殖,并对土壤微生物种类、数量及自身代谢产生一定影响,具有较强的生物毒性^[7]。土壤Pb污染的生态风险已受到环境管理部门的长期关注,然而当前我国风险管控标准主要关注农产品质量和人居环境安全,并没有建立基于生态风险的土壤筛选值,而土壤生态筛选值的建立更为复杂^[3]。因此,为了更好地预防和控制土壤Pb污染及其生态风险,加强生态安全土壤环境基准研究,对合理制定土壤生态筛选值具有重要意义。

欧美发达国家更早开展了土壤污染物的生态基准研究,制定土壤生态筛选值。美国环境保护局(USEPA)于2003年颁布了土壤生态筛选值制定技术导则,结合《土壤筛选导则用户指南》和《超级基金场地

土壤筛选值制定补充导则》逐步形成了包括通用筛选值(generic SSLs)、生态筛选值(Eco-SSLs)、人体健康筛选值及土壤放射性核素筛选值的标准体系^[8]。荷兰住房、空间规划和环境部(VROM)基于人类严重风险浓度(SRC_{human})和生态毒理风险限值(SRC_{eco})中最低值制定土壤干预值^[9]。加拿大环境部长理事会(CCME)分别制定了保护生态和人体健康的土壤质量指导值,取两者中最小值作为土壤综合性质量指导值^[10]。此外,英国、德国、丹麦、西班牙和奥地利等国也相继建立了旨在保护生态环境的土壤指导值。

以保护生态系统安全为目标确定污染物的土壤生态基准,是合理制定土壤生态筛选值的基础。当前,国内外土壤生态基准研究方法主要包括物种敏感性分布法(SSD)、评估因子法(AF)和平衡分配法^[9]。当污染物的毒性数据足够多时(包含至少8个不同生物种类的毒性数据),SSD法是目前环境基准研究中最常用方法,用来描述生态系统内有限物种对环境特定污染物毒性响应效应差异的概率分布函数^[9-13]。当毒性数据的生物种类和营养级别单一,且数据量较少,可选择评估因子法确定土壤生态基准,评估因子根据毒性数据生物营养级和数量来确定^[13]。当该污染物的陆生毒性数据缺失时,可考虑采用平衡分配法基于污染物的水生毒性数据和水土分配系数外推得到土壤生态基准^[9,13]。

生态基准的建立依赖于污染物的生态毒性数据库。研究发现不同生物对污染物的毒害响应可能存在差异,因此建立足够数量和质量的生态毒性数据库是合理制定土壤生态基准的关键^[11]。重金属进入土壤后,其生物毒性的大小取决于重金属的生物有效性。土壤理化性质是影响重金属生物有效性的关键^[12]。由于不同土壤理化性质不同,基于不同供试

土壤的毒性实验获得的毒性数据可能存在差异^[14]。此外,由于外源污染物与背景含量的活性存在较大差异,Struijs 等^[15]提出在推导污染物生态基准时只考虑添加污染物的生物毒性。

本研究针对我国土壤 Pb 污染现状,通过调研国内外重金属 Pb 的生态毒理研究,筛选和构建重金属 Pb 陆生生态数据库,基于土壤 pH 对毒性数据进行分组,采用 SSD 法推导不同 pH 范围、不同土地利用方式下(自然保护地、农业用地、公园用地、住宅用地和工/商业用地)Pb 的土壤生态基准,为我国污染土壤的生态风险评估框架及土壤风险管控标准的制定提供科学依据。

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 毒性数据收集与筛选

本研究采用的毒性数据来自于国内外已有的毒性数据库和文献资料,筛选原则如下。

1.1.1 数据来源

不同国家在制定土壤生态基准时都会从已有的数据库或国际文献资料中获取有关污染物的理化参数和毒性数据。本研究采用的 Pb 毒性数据主要来源包括 US EPA 的 ECOTOX 毒性数据库(<https://cfpub.epa.gov/ecotox>)、Web of Science (<http://www.isiknowledge.com>)、中国知网 (<http://www.cnki.net>) 以及国外发达国家推导生态筛选值所用的原始数据^[3,14]。

1.1.2 生态受体类型

本研究优先筛选针对我国区域特征的典型模式物种(本土物种),同时也包含了经济合作与发展组织(OECD)或国际标准化组织(ISO)土壤质量评价生物学方法中涉及的一些世界广布物种,包括土壤动物(昆虫、蚯蚓和线虫)、植物和以微生物为主导的土壤生物过程(如呼吸作用、硝化作用、有机质矿化和土壤酶活等)^[3,13]。

1.1.3 生态毒理实验筛选

生态毒理实验应遵照当前公认的生态毒理实验标准方法,优先选择参照我国国家标准方法的生态毒理实验^[3,16];无相关国家标准方法的毒理实验,优先考虑采用上述 OECD 或 ISO 土壤质量评价的生物学方法^[3,13,16];毒性实验只限于单一暴露实验,避免存在复合污染体系;毒性实验应记录供试土壤理化性质,如土壤 pH、有机质和粘粒含量等,且土壤理化性质处于能够接受的测试范围之间(一般 pH 介于 4.0 ~ 9.0 之间,有机质含量 $\leq 10\%$)^[8];本研究不考虑田间实验、陆生动物和鸟类的间接暴露和二次毒性实验。

1.1.4 毒性终点筛选

本研究优先选择影响生态受体个体或种群特性的毒性指标^[13,16]。对于基于陆生植物的毒性实验,优先选择生物量和根伸长等毒性终点;对于基于土壤动物的毒性实验,优先选择繁殖率和生长率等毒性终点;对于基于土壤生态过程的毒性实验,优先选择土壤生态过程抑制率;对采用同一物种、同一供试土壤获得的不同毒性数据时取几何平均值,对获得同一物种、不同毒性终点的毒性数据时取最低值。

1.1.5 毒性数据筛选

本研究 Pb 毒性数据选择外源添加法,即基于外源添加量表示污染物的效应浓度,不包括供试土壤背景含量^[15];优先选择根据剂量-效应关系推导污染物的 10% 效应浓度(EC₁₀),同时收集该实验供试土壤的理化性质数据^[3,16];由于陆生毒性数据数量有限(尤其是土壤生态过程的毒性数据缺失),本研究同时采用无观察效应浓度(NOEC)推导生态基准,但筛选的 NOEC 只限于国际知名毒性数据库或已经用于其他国家或地区土壤基准/标准的推导,该部分毒性数据经过严格的数据筛选和质量评价,受实验自身浓度设计等因素影响较小,可确保推导生态基准值的可靠性^[8-9]。尽管作为筛选值推导广泛使用的 NOEC 或最低可观察效应浓度(LOEC)存在着相当多且合理的批判,但其在国际筛选值推导和制定中根深蒂固,使用 NOEC/LOEC 数据不仅能保持与人类健康保护的一致性,并具备和国际上其他国家的标准/基准值可比性的优点^[17]。

1.2 毒性数据分组和拟合

我国土壤 pH 区域性差异极大,而 pH 又是影响污染物尤其是重金属生物有效性和生物性的重要因子。因此,本研究基于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)^[5]中 pH 划分原则对供试土壤 pH 进行分组,并分别采用 SSD 法对不同 pH 分组下的毒性数据进行拟合,将依据 pH 分组后的毒性数据拟合为 5 种常见分布模型(Burr Type III、Log-Normal、Log-Logistic、Gamma 和 Weibull),构建 Pb 的物种敏感性曲线并采用吻合度检验(goodness-of-fit tests)评估拟合效果^[18-19]。吻合度检验是检验随机样本来源于某个特定分布的初始假设是否合理,以零假设和备择假设组成的假设检验的形式存在^[18]。常用的吻合度检验包括赤池信息量准则(Akaike's Information Criterion corrected for sample size, AICC 或 Akaike Information Criterion, AIC)、贝叶斯信息准则(Bayesian Information Criterion, BIC)、Kol-

mogorov Smirnov 检验(KS 检验)和 Anderson-Darling 检验(AD 检验)^[18-19]。本研究 SSD 模型建立和吻合度检验均使用统计软件 R 3.5.2 中 ssdtools 包完成^[19]。

1.3 土壤生态基准值确定

在物种敏感性曲线中,当污染物对生物的效应浓度小于等于危害浓度(hazardous concentration, HC_p)的概率为 p ,生境中 $(100-p)\%$ 的生物是相对安全的^[20]。在利用基于数据分布的方法构建生态安全土壤环境基准时,对土壤生态保护水平的设定是土壤生态安全基准推导过程的关键性因素。当前国内外环境基准研究对于生态安全保护水平的设定没有统一的规定,不同国家基于本国国情设置了不同的生态保护水平^[17,21]。本研究在构建土壤生态基准时充分考虑不同土地利用方式下土壤所提供的生态服务功能重要性和生态受体差异性,借鉴欧盟国家多数采用自然(95%)、农用地(90%)、公园绿地(80%)、居住(60%)和工业用地(50%)的生态保护水平,结合《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018)^[5]制定过程中农用地保护水平采用 95% 保护水平,确定不同的生态物种或生态过程保护程度^[16],具体如下:自然保护地和农业用地方式下,采用 5% 物种受危害的浓度(HC_5)表示,95% 保护水平的浓度;公园用地方式下,采用 20% 物种受危害的浓度(HC_{20})表示,80% 保护水平的浓度;住宅用地方式下,采用 40% 物种受危害的浓度(HC_{40})表示,60% 保护水平的浓度;工/商业用地方式下,采用 50% 物种受危害的浓度(HC_{50})表示,50% 保护水平的浓度^[16]。不同土地利用方式下 HC_p 的获取使用统计软件 R 3.5.2 中 ssdtools 包完成^[19]。

2 结果 (Results)

2.1 Pb 毒性数据

如表 1~表 3 所示,本研究基于数据收集和筛选原则(章节 1.1),从国际毒性数据库和发表文献等资料中共收集和筛选 Pb 毒性数据 66 个,其中,本土毒性数据 22 个,国外毒性数据 44 个,包括 18 种陆生植物数据,8 种土壤动物数据和 5 种土壤生态过程数据。由于不同生物代谢的差异,不同种属、不同品系,甚至同一种属与品系的不同个体,对污染物的敏感性往往存在较大差异。本研究中陆生植物的最小 Pb 毒性数据为萝卜(*Raphanus sativa*) $48.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,最大毒性数据为莴苣(*Lactuca sativa*) $2\ 553 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,两者相差约为 30 倍(表 1);土壤动物最小 Pb 毒性数据为线虫(*Caenorhabditis elegans*) $133 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,最大毒性为蚯蚓

(*Eisenia fetida*) $1\ 500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (表 2);土壤微生物过程最小毒性值为氮矿化 $345 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,而最大毒性数据为土壤硝化作用 $1\ 035 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (表 3)。

土壤理化性质也是影响物种敏感性差异的重要因素,同一物种在不同供试土壤下的 Pb 毒性数据存在明显差异。如表 1 所示,大麦(*Hordeum vulgare*)在 10 种不同理化性质土壤下的 EC_{10} 或 NOEC 的范围为 $121 \sim 603 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。蚯蚓(*Dendrobaena rubida*)在 pH 为 4.5、5.5 和 6.5 的人工土壤中毒性数据也各不相同,其中酸性土壤中蚯蚓对重金属 Pb 最为敏感,毒性数据仅为 $130 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (表 2)。许多研究已经证实 pH 值是影响污染物在土壤中生物有效性和生物毒性的最重要因子^[14]。

2.2 物种敏感性曲线拟合

本研究基于土壤 pH 值将原始毒性数据划分为 4 个组分,分别为强酸性土壤($\text{pH} \leq 5.5$)、酸性土壤($5.5 < \text{pH} \leq 6.5$)、中性土壤($6.5 < \text{pH} \leq 7.5$)和碱性土壤($\text{pH} > 7.5$)。如图 1 所示,分别采用 5 种常见分布模型(Burr Type III、Log-Normal、Log-Logistic、Gamma 和 Weibull),拟合了不同 pH 分组下重金属 Pb 的 SSD 曲线。

如表 4 所示,除中性土壤($6.5 < \text{pH} \leq 7.5$)Burr Type III 分布模型外,其余 4 个模型(Log-Normal、Log-Logistic、Gamma 和 Weibull)均能成功拟合不同 pH 土壤下的毒性数据(KS 和 KD 检验均 > 0.05 ,AIC 和 BIC 检验结果比较接近)。Guthery 等^[18]建议采用 AICC 选择拟合效果最好的模型,即参数 delta 为 0。因此,本研究毒性数据拟合过程中,强酸性土壤、中性土壤和碱性土壤组分采用 Weibull 分布模型拟合效果更稳定且精度较高,而 Log-Normal 模型更适合拟合酸性土壤的 Pb 毒性数据。

2.3 不同土地利用方式下 Pb 的生态基准

本研究采用拟合效果最好的 SSD 模型推导 HC_p 。如表 5 所示,自然保护地和农业用地土壤 Pb 的生态基准范围为 $51.1 \sim 153 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,公园用地 Pb 的生态基准范围为 $172 \sim 342 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,住宅用地与工/商业用地的 Pb 基准值相对较大,分别为 $342 \sim 537 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $440 \sim 634 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。不同土地利用方式下 Pb 的生态基准值均随着土壤 pH 上升而明显增大。这说明在确定土壤风险管控标准时,构建与土壤类型相关的生态基准是十分必要的,但本研究中土壤 Pb 外源生态基准值与土壤理化性质之间的定量关系有待进一步研究。

表 1 陆生植物的 Pb 毒性数据以及供试土壤理化性质

Table 1 The toxicity thresholds of Pb to soil plants and physio-chemical properties of the tested soils

生态受体 Ecological receptors	土壤理化性质 Soil parameters			毒性数据 Toxic data		
	pH	有机质/% Organic carbon/%	粘粒/% Clay/%	类型 Type	终点 Endpoints	数据/(mg·kg ⁻¹) Data/(mg·kg ⁻¹)
韭菜 <i>Allium tuberosum</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	根伸长 Root-elongation	800 ^[22]
洋葱 <i>Allium cepa</i>	5.97	4.56	36.6	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	813 ^[23]
车前 <i>Plantago lanceolata</i>	7.20	4.00	5.00	NOEC	生物量 Biomass	1 050 ^[22]
大豆 <i>Glycine max</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	根伸长 Root-elongation	500 ^[24]
三叶草 <i>Trifolium repens</i>	7.20	4.00	5.00	NOEC	生物量 Biomass	1 050 ^[22]
大麦 <i>Hordeum vulgare</i>	6.81	2.46	38.9	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	378 ^[20]
大麦 <i>Hordeum vulgare</i>	7.12	0.99	27.3	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	270 ^[25]
大麦 <i>Hordeum vulgare</i>	8.83	0.62	27.5	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	424 ^[25]
大麦 <i>Hordeum vulgare</i>	8.86	1.57	16.3	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	433 ^[25]
大麦 <i>Hordeum vulgare</i>	8.90	0.69	17.6	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	516 ^[25]
大麦 <i>Hordeum vulgare</i>	8.86	1.02	19.6	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	603 ^[25]
大麦 <i>Hordeum vulgare</i>	4.93	1.51	66.1	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	125 ^[25]
大麦 <i>Hordeum vulgare</i>	6.71	1.42	41.2	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	295 ^[25]
大麦 <i>Hordeum vulgare</i>	8.84	0.60	10.1	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	341 ^[25]
大麦 <i>Hordeum vulgare</i>	4.95	1.43	56.2	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	121 ^[25]
黑麦草 <i>Lolium perenne</i>	7.20	4.00	5.00	NOEC	生物量 Biomass	1 050 ^[22]
黑麦草 <i>Lolium perenne</i>	5.00	0.29	15.2	EC ₁₀	生物量 Biomass	74.50 ^[22]
玉米 <i>Zea mays</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	根伸长 Root-elongation	300 ^[24]
燕麦 <i>Avena sativa</i>	5.60	1.60	12.0	NOEC	生物量 Biomass	800 ^[22]
燕麦 <i>Avena sativa</i>	5.40	2.00	40.0	NOEC	生物量 Biomass	800 ^[22]
燕麦 <i>Avena sativa</i>	5.20	3.00	58.0	NOEC	生物量 Biomass	800 ^[22]
燕麦 <i>Avena sativa</i>	5.00	3.00	4.00	NOEC	生物量 Biomass	800 ^[22]
燕麦 <i>Avena sativa</i>	5.40	7.00	5.00	NOEC	生物量 Biomass	800 ^[22]
小麦 <i>Triticum aestivum</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	根伸长 Root-elongation	1 300 ^[24]
小麦 <i>Triticum aestivum</i>	6.50	1.55	32.1	EC ₁₀	粒数 Seed	156 ^[26]
黄瓜 <i>Cucumis sativus</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	根伸长 Root-elongation	800 ^[24]
黄瓜 <i>Cucumis sativus</i>	5.97	4.56	36.6	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	218 ^[23]
莴苣 <i>Lactuca sativa</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	根伸长 Root-elongation	100 ^[24]
莴苣 <i>Lactuca sativa</i>	5.70	4.89	22.0	EC ₁₀	产量 Yield	2 553 ^[27]
莴苣 <i>Lactuca sativa</i>	6.20	0.54	0.30	EC ₁₀	产量 Yield	107 ^[27]
莴苣 <i>Lactuca sativa</i>	6.80	1.66	12.0	EC ₁₀	产量 Yield	960 ^[27]
莴苣 <i>Lactuca sativa</i>	5.50	9.78	29.0	EC ₁₀	产量 Yield	1 228 ^[27]
莴苣 <i>Lactuca sativa</i>	8.50	0.95	4.10	EC ₁₀	产量 Yield	659 ^[27]
番茄 <i>Lycopersicum esculentum</i>	5.97	4.56	36.6	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	545 ^[23]
番茄 <i>Solanum lycopersicum</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	生物量 Biomass	300 ^[22]
包菜 <i>Brassica oleracea</i>	5.97	4.56	36.6	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	512 ^[23]
萝卜 <i>Raphanus sativa</i>	5.40	3.00	18.0	NOEC	生物量 Biomass	100 ^[22]
萝卜 <i>Raphanus sativa</i>	5.97	4.56	36.6	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	586 ^[23]
萝卜 <i>Raphanus sativa</i>	6.90	1.00	20.0	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	48.30 ^[7]
白菜 <i>Brassica pekinensis</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	根伸长 Root-elongation	300 ^[24]
小白菜 <i>Brassica campestris</i>	5.97	4.56	36.6	EC ₁₀	根伸长 Root-elongation	737 ^[23]

注: NOEC 表示无观察效应浓度, EC₁₀ 表示 10% 效应浓度。

Note: NOEC and EC₁₀ refer to no observed effect concentration and 10% effect concentration, respectively.

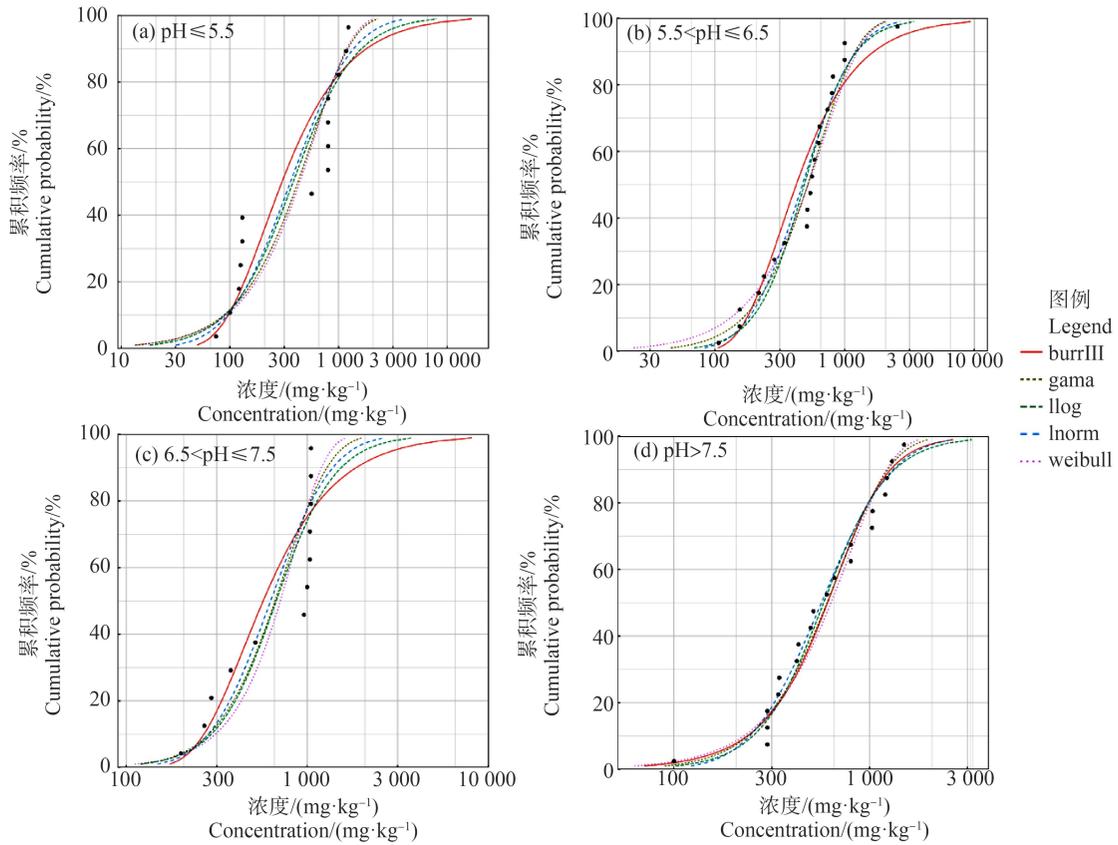


图 1 不同 pH 土壤中重金属 Pb 的物种敏感度分布 (SSD) 曲线

注: burr III、gamma、llog、lnorm 和 weibull 分别表示 Burr Type III、Gamma、Log-Logistic、Log-Normal 和 Weibull 分布模型。

Fig. 1 The species sensitivity distribution (SSD) curves for Pb according to different soil pH

Note: burr III, gamma, llog, lnorm and weibull refer to Burr Type III, Gamma, Log-Logistic, Log-Normal and Weibull models, respectively.

表 2 土壤动物的 Pb 毒性数据以及供试土壤理化性质

Table 2 The toxicity thresholds of Pb to soil invertebrates and physio-chemical properties of the tested soils

生态受体 Ecological receptors	土壤理化性质 Soil parameters			毒性数据 Toxic data		
	pH	有机质/% Organic carbon/%	粘粒/% Clay/%	类型 Type	终点 Endpoint	数据/(mg·kg ⁻¹) Data/(mg·kg ⁻¹)
跳虫 <i>Folsomia candida</i>	5.00	10.0	20.0	EC ₁₀	繁殖 Reproduction	1 170 ^[28]
跳虫 <i>Folsomia candida</i>	6.50	2.76	12.0	EC ₁₀	繁殖 Reproduction	642 ^[28]
蜗牛 <i>Achatina fulica</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	生物量 Biomass	1 200 ^[28]
蜗牛 <i>Sinella curviseta</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	繁殖 Reproduction	1 029 ^[24]
线虫 <i>Caenorhabditis elegans</i>	6.20	3.79	39.0	EC ₁₀	繁殖 Reproduction	240 ^[29]
线虫 <i>Caenorhabditis elegans</i>	6.20	2.93	16.0	EC ₁₀	繁殖 Reproduction	155 ^[30]
线虫 <i>Caenorhabditis elegans</i>	5.10	5.17	16.0	EC ₁₀	繁殖 Reproduction	130 ^[30]
线虫 <i>Caenorhabditis elegans</i>	6.10	5.86	6.10	EC ₁₀	繁殖 Reproduction	288 ^[30]
蚯蚓 <i>Dendrobaena rubida</i>	6.50	10.0	5.00	NOEC	繁殖 Reproduction	560 ^[22]
蚯蚓 <i>Dendrobaena rubida</i>	5.50	10.0	5.00	NOEC	繁殖 Reproduction	564 ^[22]
蚯蚓 <i>Dendrobaena rubida</i>	4.50	10.0	5.00	NOEC	繁殖 Reproduction	130 ^[22]
蚯蚓 <i>Eisenia fetida</i>	8.22	2.35	2.51	NOEC	繁殖 Reproduction	1 500 ^[31]
蚯蚓 <i>Eisenia fetida</i>	8.10	2.31	3.90	NOEC	繁殖 Reproduction	1 225 ^[22]
蚯蚓 <i>Eisenia fetida</i>	6.50	6.90	16.0	NOEC	繁殖 Reproduction	632 ^[22]
蚯蚓 <i>Lumbricus rubellus</i>	7.30	3.00	17.0	NOEC	生物量 Biomass	200 ^[22]

表 3 土壤生态过程的 Pb 毒性数据以及供试土壤理化性质
Table 3 The toxicity thresholds of Pb to soil ecological processes and physico-chemical properties of the tested soils

生态过程 Ecological process	土壤理化性质 Soil parameters			毒性数据 Toxic data		
	pH	有机质/% Organic carbon/%	粘粒/% Clay/%	类型 Type	测定时间/d Duration/d	数据/(mg·kg ⁻¹) Data/(mg·kg ⁻¹)
氨化作用 Ammonification	6.50	2.00	5.00	NOEC	14	1 000 ^[32]
呼吸作用 Respiration	6.80	1.50	5.00	NOEC	6	1 000 ^[33]
氮矿化 N-mineralization	5.80	4.00	23.0	NOEC	30	517 ^[22]
氮矿化 N-mineralization	7.80	6.00	30.0	NOEC	21	345 ^[34]
氮矿化 N-mineralization	7.40	9.00	34.0	NOEC	21	1 035 ^[34]
氮矿化 N-mineralization	6.60	5.00	45.0	NOEC	30	517 ^[34]
其他矿化过程 Glucose	5.00	2.00	9.00	NOEC	16	1 000 ^[35]
硝化作用 Nitrification	5.80	4.00	23.0	NOEC	10	345 ^[36]
硝化作用 Nitrification	7.80	6.00	30.0	NOEC	10	1 035 ^[37]
硝化作用 Nitrification	7.40	9.00	34.0	NOEC	10	1 035 ^[37]
硝化作用 Nitrification	6.50	2.00	5.00	NOEC	10	1 000 ^[32]

表 4 SSD 模型的拟合优度检验
Table 4 Goodness-of-fit of SSD models

pH	SSD 分布模型 SSD models	AD	KS	AIC	BIC	delta
pH ≤ 5.5	llog	1.25	0.27	213	213	3.11
	gamma	1.23	0.27	210	210	0.19
	lnorm	1.35	0.28	211	211	1.23
	burr III	1.33	0.28	215	215	5.84
	Weibull	1.27	0.28	210	210	0
5.5 < pH ≤ 6.5	llog	0.44	0.18	296	298	0.36
	gamma	0.42	0.14	297	299	1.22
	lnorm	0.45	0.19	296	297	0
	burr III	0.77	0.24	302	304	5.95
	Weibull	0.53	0.14	299	300	2.64
6.5 < pH ≤ 7.5	llog	1.02	0.27	201	201	4.43
	gamma	1.09	0.31	198	198	1.34
	lnorm	1.11	0.29	202	202	4.94
	burr III	/	/	/	/	/
	Weibull	1.22	0.31	197	197	0
pH > 7.5	llog	0.36	0.12	299	300	1.84
	gamma	0.35	0.12	297	298	0.05
	lnorm	0.37	0.12	298	300	1.46
	burr III	0.38	0.12	301	303	4.38
	Weibull	0.39	0.12	297	298	0

注:AD 表示 Anderson-Darling 检验,KS 表示 Kolmogorov Smirnov 检验,AIC 表示赤池信息量准则,BIC 表示贝叶斯信息准则,delta 表示校正的赤池信息准则(AICC)参数。

Note: AD, KS, AIC, BIC and delta refer to Anderson-Darling statistic, Kolmogorov Smirnov statistic, Akaike Information Criterion, Bayesian Information Criterion and indicator of Akaike's Information Criterion corrected for sample size (AICC).

3 讨论 (Discussion)

3.1 不同国家土壤生态基准/标准比较

由于区域特征、制定方法、保护水平及使用策略等方面的差异,国内外已有的土壤 Pb 生态基准值存在较大差异(表 6)。US EPA 采取几何平均值法推导基准值^[8]。澳大利亚、荷兰和英国等优先选择 SSD 法推导土壤生态基准值^[17, 38]。加拿大采用排序分布法综合考虑了不同土地利用方式下的多种暴露途径,取所有暴露途径推导出的最小值作为该种土地利用的土壤质量指导值^[10]。此外,部分国家试图利用标准土壤校正或土壤孔隙水校正等方法来解决污染物生物有效性的问题,也有一些国家不赞成对毒性数据进行校正,其理由是供试土壤理化性质真实反映了一定范围内现实土壤中污染物的真正毒性或暴露情景。因此,各国土壤生态筛选值的制定背景和方法体系各不相同^[39]。

相比于国外相对成熟的研究与执行体系,我国土壤重金属生态风险评估与生态基准研究目前依然处于起步阶段。郑丽萍等^[3]采取 95% 物种保护水平结合土壤背景值的方法,得到 Pb 的生态基准值范围为 80.5 ~ 106 mg·kg⁻¹。该研究结果与本研究相同条件下获得的生态基准值相似,然而该研究并未考虑土壤理化性质对物种敏感性的影响。王晓南等^[24]通过“四门十科”本土物种的毒性实验确定保定潮土 Pb 的生态基准值范围为 31.7 ~ 158 mg·kg⁻¹。和本研究结果相比,该研究结果相对保守,这可能与该研究基于保定本土生态受体数据,且该研究区域的 Pb 背景浓度相对较低有关。此外,上述国内研究均没有针对不同用地方式确定物种的保护水平。

3.2 土壤生态基准推导的不确定性

毒性数据的数量与质量、数据选择、分布函数的拟合精度以及不同保护水平的确定等多因素都可能造成 SSD 模型的不确定性,并影响最终推导的污染物生态基准的科学性与准确性^[40]。本研究以不同物种对 Pb 敏感性差异为基础(多物种毒性数据),在基准推导过程中综合考虑土壤理化性质、生物有效性以及土地利用方式和管理方式的差异,依据不同保护水平推导出不同情境下的 Pb 土壤生态基准值。

针对土壤 Pb 毒性数据数量质量问题,本研究选择国内外知名毒性数据库、国际主流文献资料筛选毒性数据,且毒性实验满足国内外标准方法要求,毒性指标与生态受体群体高度相关,确保 Pb 毒性数据的有效性;针对生物有效性,选择与重金属生物有效性/生物毒性强相关的土壤因子 pH,对筛选的毒性数据进行分组处理;针对不同土地利用方式,本研究综合考虑土壤生态服务功能、生态受体和管理方式的差异,制定多种保护水平体系,建立不同水平的 Pb 生态基准体系。特别指出,土壤生态保护水平是由国家政策决定的,是研究制订生态安全土壤环境基准的依据。本研究生态保护水平的设定主要参考国内外已有土壤筛选值保护水平,与中国生态环境部办公厅 2018 年印发《生态安全土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)》等 3 项国家环境保护标准(环办标征函[2018]33 号)中生态系统保护水平一致。同时,笔者认为在生态安全土壤环境基准研究制订的过程中可采用其他保护水平展开工作,但必须对所设置的保护水平进行充分的科学论证。

表 5 不同土地利用方式下的土壤 Pb 生态基准值

Table 5 Soil environmental criteria for Pb according to different land use

(mg·kg⁻¹)

土地利用方式 Land uses		pH ≤ 5.5	5.5 < pH ≤ 6.5	6.5 < pH ≤ 7.5	pH > 7.5
自然保护地/农业用地 Natural reserve/Agricultural land	HC ₅ (Confidence limit)	51.1 (16.3 ~ 170)	128 (72.0 ~ 230)	133 (52.1 ~ 324)	153 (83.8 ~ 302)
公园用地 Parkland	HC ₂₀ (Confidence limit)	172 (80.6 ~ 364)	253 (178 ~ 369)	315 (174 ~ 550)	342 (221 ~ 527)
住宅用地 Residential land	HC ₄₀ (Confidence limit)	342 (185 ~ 575)	392 (278 ~ 537)	512 (329 ~ 768)	537 (384 ~ 719)
工/商业用地 Commercial/industrial land	HC ₅₀ (Confidence limit)	440 (256 ~ 695)	473 (339 ~ 657)	612 (403 ~ 871)	634 (465 ~ 828)

注:HC₅、HC₂₀、HC₄₀ 和 HC₅₀ 表示 5%、20%、40% 和 50% 的物种受危害浓度。

Note: HC₅, HC₂₀, HC₄₀ and HC₅₀ refer to hazardous concentration of 5%, 20%, 40% and 50%, respectively.

我国本土物种和代表性土壤的毒性数据相对较少,本研究构建的 Pb 毒性数据也主要依赖国外毒性数据库,本土数据相对缺乏可能造成毒性数据外推过程的不确定性。我国代表性土壤的 Pb 毒性数据缺失已成为合理制定土壤风险管控标准以及有效控制土壤 Pb 污染的瓶颈。因此,在今后的研究工作中应结合我国土壤生态系统的特征和环境管理需求,确定适合我国区域特征的典型生态物种,开展基于我国典型物种、典型土壤的毒性补充实验,构建适

合我国土壤的基础毒性数据库。此外,目前我国基准研究中缺乏对污染物生物有效性的探讨,涉及毒性数据与土壤理化性质的定量关系的研究也相对较少,大部分土壤基准研究没有考虑土壤理化性质对毒性数据的影响,或是直接采用国外发达国家的归一模型进行校准,而国外归一模型的科学性和普适性依然存在质疑。因此,建立基于本土土壤性质的毒性数据归一模型,构建更针对我国区域特征的土壤环境基准体系十分紧迫。

表 6 各国家和地区的土壤 Pb 生态基准值与推导方法比较

Table 6 Comparison of soil environmental criteria of Pb of different countries and regions

国家 Country	生态受体类型 Ecological receptor	土地利用方式 Land uses	土壤基准值/(mg·kg ⁻¹) Criteria or standard/(mg·kg ⁻¹)	推导方法 Methods
美国 USA	植物 Plant	/	120	几何平均值 Geometric mean
	无脊椎动物 Invertebrate	/	1 700	
	鸟类 Bird	/	11	
	哺乳动物 Mammal	/	56	
澳大利亚 Australia	/	生态敏感区 Areas of ecological significance	110/470	SSD
	/	居住用地/公园 Urban residential/public open space	270/1 100	
	/	商业/工业用地 Commercial/industrial land	440/1 800	
荷兰 the Netherlands	/	/	530(干预值) 530 (Intervention value)	SSD
英国 UK	/	/	167.9	SSD/评估因子法 SSD/Assessment impact
加拿大 Canada	/	农业用地 Agricultural land	70	排序分布法 Ranked distribution
	/	居住用地/公园 Residential/parkland	140	
	/	商业用地 Commercial land	260	
	/	工业用地 Industrial land	600	
中国 China	/	/	31.7 ~ 158 (保定, HC ₅ +背景值 ^[24]) (Baoding, HC ₅ +background concentration)	SSD
	/	/	80.5 ~ 106 (HC ₅ +背景值 ^[31]) (HC ₅ +background concentration)	SSD
	/	/	44.8 ~ 189(HC ₅ ^[39])	SSD

3.3 研究展望

本研究筛选并构建重金属 Pb 的有效毒性数据库,采用物种敏感性分布模型(Burr Type III、Log-Normal、Log-Logistic、Gamma 和 Weibull)拟合毒性数据,推导不同土地利用方式下土壤 Pb 的生态基准值,具体结论如下:(1)共收集和筛选 Pb 毒性数据 66 个,其中本土毒性数据 22 个,国外毒性数据 44 个,包括 18 种陆生植物数据、8 种土壤动物数据和 5 种土壤生态过程数据;(2)Burr Type III 对强酸性、中性和碱性土壤毒性数据拟合效果稳定且精度较高,Log-Normal 模型更适合用于酸性土壤;(3)推导不同 pH 范围、不同土地利用方式的土壤 Pb 生态安全基准,分别为 51.1 ~ 153 mg·kg⁻¹(自然保护区/农业用地)、172 ~ 342 mg·kg⁻¹(公园用地)、342 ~ 537 mg·kg⁻¹(住宅用地)、440 ~ 634 mg·kg⁻¹(工/商业用地)。

土壤生态筛选值是进行土壤污染物初步识别与筛选的重要环境管理工具,而土壤环境基准研究是制定合理筛选值的关键。本文以重金属 Pb 为例,对当前我国土壤生态安全基准和生态筛选值构建过程中关键问题进行探讨,并提出以下几点建议:(1)生态筛选值制定需要大量土壤生态毒性数据作支撑,建议加强针对我国不同类型土壤中毒性数据的基础研究,为建立我国陆地生态系统毒理数据库奠定基础;(2)制定适合我国土壤特征的生态风险评估框架体系,建立土壤污染风险评估毒性数据筛查和质量评价技术指南,服务于基于生态风险评估的土壤环境基准研究和土壤生态筛选值的制定;(3)建议针对不同土地利用方式,综合考虑土壤生态服务功能、生态受体和管理方式的差异,制定多种保护水平体系,建立不同水平的生态基准体系,制定更加具有针对性的土壤生态筛选值,建立更加精细化、有效的土壤环境管理体系;(4)我国地域辽阔、土壤类型多样,不同污染物在不同类型土壤中的生物毒性与生物有效性差异明显,在标准制定时应充分考虑影响污染物有效性的因子,加强生态毒理归一性研究,构建以有效态为评价标准的生态安全阈值,明确污染物生物有效性在基准推导、标准执行和风险评估中的作用。

通讯作者简介:王国庆(1978—),男,博士,研究员,主要研究方向为土壤环境基准。

参考文献(References):

[1] Perrodin Y, Boillot C, Angerville R, et al. Ecological risk

assessment of urban and industrial systems: A review [J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(24): 5162-5176

[2] 王国庆, 邓绍坡, 冯艳红, 等. 国内外重金属土壤环境标准值比较: 镉[J]. *生态与农村环境学报*, 2015, 31(6): 808-821

Wang G Q, Deng S P, Feng Y H, et al. Comparative study on soil environmental standards for heavy metals in China and other countries: Cadmium [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, 31(6): 808-821 (in Chinese)

[3] 郑丽萍, 龙涛, 冯艳红, 等. 基于生态风险的铅(Pb)土壤环境基准研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(6): 1030-1035

Zheng L P, Long T, Feng Y H, et al. Environmental quality criteria for lead in soil based on ecological risk [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(6): 1030-1035 (in Chinese)

[4] 毛磊, 童仕唐, 朱小涛, 等. 含铅土壤中铅的浸出行为[J]. *有色金属(冶炼部分)*, 2015(5): 71-75

Mao L, Tong S T, Zhu X T, et al. Leaching behavior of lead in soil [J]. *Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy)*, 2015(5): 71-75 (in Chinese)

[5] 中华人民共和国生态环境部. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB15618—2018[S]. 北京: 中华人民共和国生态环境部, 2018

[6] 中华人民共和国生态环境部. 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行): GB36600—2018[S]. 北京: 中华人民共和国生态环境部, 2018

[7] Zaman M S, Zereen F. Growth responses of radish plants to soil cadmium and lead contamination [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1998, 61(1): 44-50

[8] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Guidance for developing ecological soil screening levels [R]. Washington DC: US Environmental Protection Agency, 2005

[9] Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM). Annexes circular on target values and intervention values for soil remediation [R]. The Hague: VROM, 2000

[10] Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines [R]. Winnipeg: CCME, 2006

[11] 周启星. 环境基准研究与环境标准制定进展及展望[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(1): 1-8

Zhou Q X. Advances and prospect of research on environmental criteria/benchmarks and enactment of environmen-

- tal standards [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(1): 1-8 (in Chinese)
- [12] Jensen J, Mesman M, Bierkens J, et al. *Ecological Risk Assessment of Contaminated Land-Decision Support for Site Specific Investigations* [M]. Bilthoven: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), 2006: 11-29
- [13] Traas T. *Guidance document on deriving environmental risk limits* [R]. Bilthoven: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), 2001
- [14] 王小庆, 马义兵, 黄占斌. 痕量金属元素土壤环境质量基准研究进展[J]. *土壤通报*, 2013, 44(2): 505-512
Wang X Q, Ma Y B, Huang Z B. Research and prospect on soil quality benchmark for trace elements [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2013, 44(2): 505-512 (in Chinese)
- [15] Struijs J, van de Meent D, Peijnenburg W J, et al. Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals: How to take natural background levels into account [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1997, 37(2): 112-118
- [16] 中华人民共和国生态环境部. 生态安全土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)[R]. 北京: 中华人民共和国生态环境部, 2017
- [17] United Kingdom Environment Agency (EA). *Soil screening values for use in UK ecological risk assessment* [R]. Warrington: United Kingdom Environment Agency, 2004
- [18] Guthery F S, Burnham K P, Anderson D R. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach [J]. *The Journal of Wildlife Management*, 2003, 67(3): 655
- [19] Schwarz C J, Tillmanns A R. *Improving statistical methods to derive species sensitivity distributions (WSS2019-07)* [R]. Victoria, BC: Province of British Columbia, 2019
- [20] Posthuma L, Suter G W, Traas T P. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology* [M]. CRC press, 2001: 5-7
- [21] 颜增光, 谷庆宝, 周娟, 等. 构建土壤生态筛选基准的技术关键及方法学概述[J]. *生态毒理学报*, 2008, 3(5): 417-427
Yan Z G, Gu Q B, Zhou J, et al. A synoptic review of the technical tips and methodologies for the development of ecological soil screening benchmarks[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2008, 3(5): 417-427 (in Chinese)
- [22] Janus J A. *Ecotoxicity of lead, aquatic and terrestrial data (addendum to the integrated criteria document lead)* [R]. Bilthoven: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), 2000
- [23] 张建新, 纳明亮, 徐明岗. 土壤 Cu Zn Pb 污染对蔬菜根伸长的抑制及毒性效应[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(3): 945-949
Zhang J X, Na M L, Xu M G. Inhibition and toxicity of Cu, Zn, Pb on root elongation of vegetable in contaminated soil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(3): 945-949 (in Chinese)
- [24] 王晓南, 陈丽红, 王婉华, 等. 保定潮土铅的生态毒性及其土壤环境质量基准推导[J]. *环境化学*, 2016, 35(6): 1219-1227
Wang X N, Chen L H, Wang W H, et al. Ecotoxicological effect and soil environmental quality criteria of lead in the fluvo-aquic soil of Baoding [J]. *Environmental Chemistry*, 2016, 35(6): 1219-1227 (in Chinese)
- [25] 李宁, 郭雪雁, 陈世宝, 等. 基于大麦根伸长测定土壤 Pb 毒性阈值、淋洗因子及其预测模型[J]. *应用生态学报*, 2015, 26(7): 2177-2182
Li N, Guo X Y, Chen S B, et al. Toxicity thresholds and predicted model of Pb added to soils with various properties and its leaching factors as determined by barley root-elongation test [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(7): 2177-2182 (in Chinese)
- [26] 晁雷, 周启星, 陈苏, 等. 基于小麦产品质量的土壤铅修复基准[J]. *生态科学*, 2006, 25(6): 554-557, 563
Chao L, Zhou Q X, Chen S, et al. Probabilistic remediation criteria of contaminated soil for Pb derived from quality standards in wheat [J]. *Ecologic Science*, 2006, 25(6): 554-557, 563 (in Chinese)
- [27] Stevens D P, McLaughlin M J, Heinrich T. Determining toxicity of lead and zinc runoff in soils: Salinity effects on metal partitioning and on phytotoxicity [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2003, 22(12): 3017-3024
- [28] Sandifer R D, Hopkin S P. Effects of pH on the toxicity of cadmium, copper, lead and zinc to *Folsomia candida* Willem, 1902 (Collembola) in a standard laboratory test system [J]. *Chemosphere*, 1997, 33(12): 2475-2486
- [29] Lock K, Janssen C R. Mixture toxicity of zinc, cadmium, copper, and lead to the potworm *Enchytraeus albidus* [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2002, 52(1): 1-7
- [30] Donkin S G, Dusenbery D B. Using the *Caenorhabditis elegans* soil toxicity test to identify factors affecting toxicity of four metal ions in intact soil [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1994, 78(3-4): 359-373
- [31] 王婉华, 陈丽红, 刘征涛, 等. 重金属铬(VI)和铅对南京土壤中赤子爱胜蚓生长及繁殖的影响[J]. *环境化学*, 2015, 34(10): 1839-1844
Wang W H, Chen L H, Liu Z T, et al. Effects of chromium(VI) and lead on the growth and reproduction of *Eisenia Fetida* in Nanjing soils [J]. *Environmental Chemistry*, 2015, 34(10): 1839-1844 (in Chinese)

- [32] Bhuiya M R H, Cornfield A H. Incubation study of effect of pH on nitrogen mineralisation and nitrification in soils treated with 1000 ppm lead and zinc, as oxides [J]. *Environmental Pollution* (1970), 1974, 7(3): 161-164
- [33] Mikkelsen J. Effects of lead on the microbiological activity in soil [J]. *Tidster Plant*, 1974, 78: 509-516
- [34] Liang C N, Tabatabai M A. Effects of trace elements on nitrogen mineralisation in soils [J]. *Environmental Pollution* (1970), 1977, 12(2): 141-147
- [35] Deboz K, Babich H, Stotzky G. Toxicity of lead to soil respiration: Mediation by clay minerals, humic acids, and compost [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1985, 35(1): 517-524
- [36] Tabatabai M A. Effects of trace elements on urease activity in soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1977, 9(1): 9-13
- [37] Liang C, Tabatabai M. Effects of trace elements on nitrification in soils [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1978, 7(2): 291-293
- [38] Verbruggen E M J, Posthumus R, Van Wezel A. Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground) water: Updated proposals for first series of compounds [R]. The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), 2001
- [39] 李宁. 基于不同终点测定土壤铅的生态风险阈值及其预测模型[D]. 北京: 中国农业科学院, 2016: 30-32
Li N. The toxicity thresholds (EC_x) of Pb and its predicted models based on various endpoint determination [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2016: 30-32 (in Chinese)
- [40] 周启星, 滕涌, 展思辉, 等. 土壤环境基准/标准研究需要解决的基础性问题[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(1): 1-14
Zhou Q X, Teng Y, Zhan S H, et al. Fundamental problems to be solved in research on Soil-environmental Criteria/standards [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(1): 1-14 (in Chinese) ◆