

基于风险的土壤环境质量标准国际比较与启示

张红振^{1,2}, 骆永明^{1*}, 夏家淇³, 章海波¹

(1. 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 2. 环境保护部环境规划院, 北京 100012; 3. 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要: 基于风险的土壤环境质量标准是实现污染土壤风险管理的重要手段, 已经在发达国家广泛使用。然而由于地理生物、社会文化、行政法规、标准制定的科学基础等差异, 各国推导土壤环境质量标准时在基于类似的科学思想指导下的具体风险管理实践却各有特色, 导致各国土壤环境质量标准名称和标准值之间存在较大差异。在介绍各国基于风险的土壤环境质量标准名称及推导过程的基础上, 从敏感受体、土地利用方式、暴露途径设置等方面详细分析标准值产生差异的原因, 建议将国际上众多土壤环境质量标准根据保护对象和风险水平不同分为三类, 保护土地可持续利用的目标值, 判断是否具有潜在在不可接受风险的筛选值和需要采取进一步应对措施的行动值。最后对我国污染土壤风险管理及基于风险的土壤环境质量标准制定提出建议。

关键词: 土壤环境质量标准; 风险评估; 比较; 中文译名; 风险管理

中图分类号: X820.4 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)03-0795-08

Some Thoughts of the Comparison of Risk Based Soil Environmental Standards Between Different Countries

ZHANG Hong-zhen^{1,2}, LUO Yong-ming¹, XIA Jia-qi³, ZHANG Hai-bo¹

(1. Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Chinese Academy for Environmental Planning, Ministry of Environment Protection, Beijing 100012, China; 3. Nanjing Institute of Environmental Science, Ministry of Environment Protection, Nanjing 210042, China)

Abstract: Risk-based soil environmental standard is one of the important aspects in contaminated soil management which have already been widely used in many countries. However, because of diversity in geographical, biological, social-cultural, regulatory and scientific aspects among each country, there are great distinctions on both titles and values of these soil environmental standards between different countries. Risk-based soil environmental standards and derivation process were introduced and compared in detail. The variability was analyzed and explained through the comparison of sensitivity risk receptors, land utilizations and pathways of exposure among these countries. We suggest that the risk-based soil environmental standards among the developed countries could be classified as target value, screening value and intervention value, which aim to protect soil for sustainable development in the future, to determine whether there is potential unacceptable risk to specified acceptors, and whether further counter-actions should be conducted, respectively. At last, risk assessment of contaminated soils and establishment of risk-based soil environmental standards in China was proposed.

Key words: soil environmental standard; risk assessment; compare; Chinese translations; risk management

基于风险的污染土壤修复与管理思想在发达国家发展迅速并得到广泛的认可。这是一种以保护不同土地利用方式下的人体健康和生态安全作为污染判别或污染修复最终目标的管理策略。由于其具有现实性和可操作性, 美国^[1]、英国^[2]、加拿大^[3]、荷兰^[4]、澳大利亚^[5]等发达国家都先后建立了污染土壤风险评估导则和基于风险的土壤环境质量标准。污染土壤修复在我国发展非常迅速, 早在 2001 年我国学者就提出土壤修复学的概念, 首次从一个新兴学科的角度对土壤修复学进行定义和定位^[6]。近年来我国在对各种修复方法的机制与技术进行了深入和广泛研究的同时, 也逐步引入国外较成熟的污染土壤的风险评估和基于风险的土壤环境质量标

准^[7-11], 并且针对污染土壤的人体健康风险评估、生态风险评估和我国土壤标准的修订问题进行了详细调研和系统研究^[12,13]。然而, 各国进行污染土壤的修复与管理时采用的专业名词各有差异, 容易引起混淆, 当前翻译成中文时也不统一。这可能是各国在土地利用方式、生活习惯以及法律、行政管理方式各有差异的结果, 也与土壤修复学这一学科本身尚处在发展初期有关。笔者认为, 应该对欧美各国关于土壤修复, 尤其是针对土壤环境质量标准等污

收稿日期: 2010-03-15; 修订日期: 2010-06-24

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(40432005); 中国科学院知识创新工程重要方向项目(CXTD-Z2005-4)

作者简介: 张红振(1980~), 男, 博士, 主要研究方向为环境损害评估鉴定与赔偿, E-mail: zhanghz@caep.org.cn

* 通讯联系人, E-mail: ymluo@issas.ac.cn

染土壤管理相关的概念进行明确阐述并进行比较。以方便文献检索与学术交流,促进国内该领域的研究和该学科发展。本文首先在对各国土壤环境质量标准作简要介绍的基础上,对各国土壤环境质量标准的差异进行分析,并对我国开展该项工作的方法提出建议。

1 基于风险的土壤环境质量标准体系

基于风险的土壤环境质量标准值一般由评估污染土壤上敏感受体潜在风险推导得来,用于对污染场地进行初步判别,为污染场地管理的下一步行为提供依据^[14]。污染物毒性及敏感受体的暴露途径是该推导过程的关键因素。由于不同土地利用条件下(居住用地、工业/商业用地、农业用地等)敏感受体的暴露途径有很大差异,其土壤环境质量标准一般分别进行推导。虽然早期对使用基于风险的土壤环境质量标准值的合理性有不少争议^[15],然而由于其快速便捷,具有较强实用性,现已成为发达国家污染土地管理的重要内容之一。欧盟 CARACAS 认为“初期采用基于风险的土壤环境质量标准,后期采用具体的污染场地风险评估,并将两者相结合是污染场地管理的最佳途径”^[16]。国外对基于风险的土壤环境质量标准的理论基础与实际应用已发展到较成熟阶段。下面介绍美国、加拿大、新西兰、英国、荷兰这 5 个国家土壤环境质量标准的制定。另外澳大利亚、日本、德国、法国、丹麦、芬兰等国家也制定了基于风险的土壤环境质量基准和导则,在此不再详述。

1.1 美国

美国环保署(USEPA)于 1996 年颁布用于推导保护人体健康的土壤筛选值(soil screening level, SSL)的土壤筛选导则(soil screening guidance)^[1]。在该导则中,土壤筛选值(SSL)被明确定义为污染场地用于或将来可能用于居住用地时,假设各暴露参数取值满足大多数场地状况,采用人体健康风险评估方法推导出来的各种污染物相对保守的浓度限值。SSL 主要用于污染场地管理的初期快速鉴定场地是否存在污染,当污染场地土壤污染物含量低于 SSL 时一般认为不对人体健康造成危害,当污染物含量高于 SSL 时则需进一步针对具体场地进行风险评估来确定其风险。虽然在其导则中也提出 SSL 也可用于其他非居住用地方式污染场地初步筛选,但必须明确 SSL 推导时所考虑的是通常暴露途径(直接土壤摄入、吸入挥发性污染物和灰尘、饮用污染区

地下水、皮肤吸收、摄入种植在污染区的农作物或蔬菜、污染物质挥发至地下室)的相对保守值。当污染场地存在其他暴露途径(交通污染、饲养家畜等)时则必须重新判断 SSL 的相对保守性是否存在。另外,USEPA 还颁布了推导基于生态风险的土壤筛选值(ecological-soil screening level, Eco-SSL)导则^[17],但美国大多数州的土壤环境质量标准一般都基于人体健康风险评估制定,在此暂不讨论。

另一类在美国广泛使用的污染土壤初始修复目标值(preliminary remediation goal, PRG)可定义为在对污染场地进行初步调查后开展修复方法选择时(修复行为开始前)初步设定的修复目标值^[18]。与 SSL 相似,基于 PRG 推导仍然只考虑一般场地的暴露途径。不同的是 PRG 的推导过程中暴露参数依据实际状况重新设置,SSL 则采用满足大多数污染场地的保守取值;SSL 只适用于土地利用方式为居住用地或者将来拟用作居住用地的污染场地,PRG 不仅包括居住用地还包括工业/商业用地;SSL 数值较保守,一般较低,而 PRG 有时数值很大,一般取 10^5 mg/kg 作为上限值。另外需要指明的是,PRG 只能初步判定污染场地是否需要修复或者作为修复目标的初步设定值,它的作用是在污染土壤管理前期信息并不充分的条件下为了后继工作的顺利开展而提出的初始目标值,并不能据此立即判定污染场地存在风险需要进行修复。在进一步开展风险评估或确定修复策略以后,对具体污染场地的 PRG 可根据场地具体风险评估结果或修复方法本身特点进行修正。美国环保署(USEPA)1991 年颁布基于人体健康风险评估的 PRG 导则^[18],目前美国一些州也颁布了基于污染场地人体健康风险评估制定的 PRG。

1.2 加拿大

与美国不同,加拿大的土壤环境质量标准名称较单一,标准保护的土地利用类型增加了农业用地方式,另外在标准的制定时统一考虑了人体健康风险和生态风险两类受体。加拿大国家环保机构 The Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)于 1996 年首次颁布推导污染场地土壤质量指导值(soil quality guideline, SQG)的导则^[3]。该导则将土地利用方式分为农业用地、居住/公园用地、商业用地和工业用地 4 种,各省的分类方法略有不同。SQG 分为保护人体健康的土壤质量指导值 SQG_{HH} 和保护生态环境的 SQG_{E} 两类,另外根据基础数据的充足与否对每次修订后 SQG 数值的变动作了详细的标记与比较。CCME 在确定最终土壤质量

指导值 (final soil quality guideline, $SQGF$) 时首先选择 $SQGH$ 和 $SQGE$ 数值较小者, 另外综合考虑植物对营养元素的需求、土壤元素背景值和仪器检出限等因素来确定 $SQGF$ 。 $SQGF$ 一般在加拿大三层次风险评估的第一层次风险评估时使用, 用于初步判断污染场地是否需要进一步的详细风险评估。 基于对具体污染场地第二、三层次风险评估的开展, 可对 $SQGF$ 进行修订或重新推导针对具体场地的 $SQGF$ 。 CCME 于 1996 年颁布加拿大土壤质量指导值 (Canadian soil quality guidelines, SQG) 后, 随着基础数据积累不断修订, 加拿大各省也颁布了各自的 SQG 。

1.3 新西兰

新西兰环境部 (Ministry for the Environment New Zealand) 先后颁布了一系列具有针对性的土壤指导值 (soil guideline values, SGV), 其中全国性的 SGV 包括针对木材处理污染场地的 timber treatment guidelines (TTG)、针对煤气加工场地的 gasworks guidelines (GWG)、针对石油烃污染场地的 petroleum hydrocarbons guidelines (PHG)、针对羊毛加工污染场地的 sheep-dip guidelines (SDG)、针对污泥施用场地的 biosolids guidelines 和防止垃圾渗漏污染地下水的 waste acceptance criteria (WAC) 等^[19], 另外各地区还颁布了各自的土壤指导值, 在此不再详述。 由于新西兰的土壤指导值都针对特定的污染场地, 每种 SGV 涉及的污染物种类以及暴露途径的设置都更有针对性, 方便用于具体场地污染判别。 然而, 由于各种污染场地 SGV 采用的风险评估方法不同, 包括暴露途径设置、参数赋值等差异, 必然造成同一污染物具有不同的 SGV 。

1.4 英国

与加拿大类似, 英国的土壤环境质量标准名称较统一 (soil guideline value, SGV), 不同的是英国在标准制定时仅考虑保护人体健康, 尚未涉及生态风险。 2002 年英国环境署 (Environment Agency, EA) 环境、食品与农村事务部 (Department of Environment, Food and Rural Affairs, DEFRA) 颁布了一系列污染场地报告文件 (contaminated land report, CLR)。 CLR 系列报告在收集英国污染场地上各种常见污染物的毒性^[20] 及其暴露途径进行分析的基础上, 对各种污染物及潜在风险进行评价^[21] (CLR8), 提出了英国适用的污染场地暴露评估模型^[2] (the contaminated land exposure assessment model, CLEA), 指导英国污染场地人体健康风险评

估和土壤指导值 (SGV) 推导。 另外, EA 还颁布了 TOX 和 SGV 系列文件^[22] 总结了英国常见污染物的污染分布、毒性和暴露途径, 以及常见污染物 SGV 的推导和针对具体污染场地如何使用 SGV 。

1.5 荷兰

荷兰住房、空间规划和环境部 (Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, VROM) 采用 2 种基于风险的土壤环境质量标准值来表征土壤的污染程度和据此需要采取的措施, 分别是目标值 (target value) 和行动值 (intervention value), 另外还有介于两者之间的筛选值 (intermediate value)^[23]。 目标值 (target value) 接近于土壤环境背景值, 一般指最大允许生态概率风险 $HC5$ 为 1% 时的浓度值。 行动值 (intervention value) 指土壤受到较严重污染, 存在不可接受的潜在风险, 需要立即采取修复措施的污染物浓度值。 筛选值 (intermediate value) 类似于其他国家的 soil screening level, 当污染物浓度介于目标值 (target value) 和筛选值 (intermediate value) 时不需要采取进一步的风险评估措施, 当污染物浓度介于筛选值 (intermediate value) 和行动值 (intervention value) 之间时则需要采取进一步的风险评估以确定是否需要进行修复。 另外, 荷兰还定义了全国的修复目标值 (reference value) 用于明确采取修复措施后土壤中污染物允许浓度值, 该数值根据土地利用方式不同而略有不同。

2 土壤环境质量标准的类型

根据以上介绍, 当前国际上土壤环境标准根据保护对象不同可分为三类^[24]: 一类是基于人体健康风险评估制定, 目的是保护活动在污染场地上的人体健康安全; 第二类是基于生态风险评估制定, 目的是保护土壤的生态功能; 第三类基于污染土壤的环境风险制定, 目的是保护与土壤相邻的环境介质不受污染, 如用于保护地表水、地下水等的土壤环境标准。 当前各国保护土壤相邻环境介质的标准与保护人体健康/生态风险的标准一般单独颁布, 二者在数值上往往相差很大。 而根据标准作用类型, 土壤环境质量标准可以分为三类^[14]: 一是目标值 (target value), 其数值非常保守, 据此判断其风险几乎可完全忽略, 用于保护土地自然生态环境和土地可持续发展利用; 二是筛选值 (screening value), 其数值相对保守, 用于保护人体健康或土地主要生态功能, 据此可以判断存在潜在风险, 需要进一步污染调查; 三是行动值/干涉值 (intervention value), 据此可以判

断污染场地存在不可接受的风险,需要立即采取对 应措施(表1).

表1 部分国家与地区土壤环境质量标准分类
Table 1 Classification of soil environmental standards of some countries and area

国家/地区	目标值	筛选值	行动值/干涉值	参考文献
美国		soil screening level	preliminary remediation goal	[1,5]
加拿大		soil quality guideline		[3]
英国		soil screening values	soil guideline values	[2,3]
荷兰	target value	intermediate value	intervention values	[4]
新西兰		boil guideline values		[19]
奥地利		trigger value	intervention values	[15]
比利时弗兰德省	background	further investigation	clean-up standards	[28]
比利时布鲁塞尔市	reference value	trigger values	intervention values	[28]
捷克	A.	B.	C.	[15]
西班牙		guideline value		[14]
丹麦		soil quality criteria	cut-off values	[25]
斯洛伐克	A.	B.	C.	[14]
意大利			limit values	[28]
波兰			maximum permissible concentrations	[15]
德国	trigger levels	precaution levels	action levels	[25]
芬兰	threshold value	lower guideline value	higher guideline value	[15]
中国香港		risk-based remediation goals		[26]

需要说明的是,三类标准一般都基于一般风险评估结果所得,即暴露途径和参数设置都取通常值,其数值上的差异来源为风险水平设置的不同(图1).目标值在3种土壤环境质量标准值中保守性最高,由于制定目标值必须考虑略高于土壤背景以保证可实施性,由表1可以看出,只有一些国土面积较小的国家提出了目标值(target value),污染物浓度在此水平时的潜在风险可几乎完全忽略,保证土地综合利用和可持续发展.大多数国家都制定了筛选值(screening value),该值一般都基于确定的土地利用方式和一般暴露场景推导,其保守性相对于目标值要低,污染物浓度超出该值存在潜在风险,是否存在实际风险需进行进一步污染调查,根据具体场地的土地利用方式和环境状况确定是否存在污染.行动值(intervention value)的保守性最低,污染物浓度高于此值一般认为存在不可接受的潜在风险,需采取措施降低风险水平.不同国家对行动值/干涉值中的“行动/干涉”有不同解释,包括进一步场地风险评估、采取修复措施、限制土地利用、作为场地修复目标预定值等.在污染土壤风险管理的过程中,基于风险的土壤环境质量标准用于前期风险水平的

诊断,为下一步工作提供依据,而最终的风险浓度限值应由场地风险评估结果为依据.因此,所谓的行动值/干涉值也可以根据场地风险评估给出,以进一步明确“行动值/干涉值”的具体含义.

3 土壤环境质量标准制定的基础差异

虽然基于风险的土壤环境质量标准理念得到大多数国家的认可,但不同国家和地区之间的土壤环境标准数值存在明显差异.一般认为造成这种数值差异的原因如下:地理及生物差异,如气温、土壤性质、降雨量、地下水位等不同;社会文化差异,如儿童每日室外活动时间、地形建筑物结构、花园以及自种果蔬摄入量等;行政法规差异,如环境保护与经济发展二者优先度不同;标准制定的科学基础差异,基于生态风险评估或人体健康风险评估等^[11].下面就各国在基于风险的土壤环境质量标准制定过程中的差别分类介绍.

3.1 敏感受体差异

基于风险的土壤环境质量标准是科学研究与环保政策相结合的产物,二者相结合服务于国家或地区的土壤环境保护.因此,土壤环境敏感受体即保

护目标的不同成为标准值存在差异的首要因素。从表 2 可以看出,多数国家的土壤保护政策已经将保护对象从人体健康扩展到土壤生态及野生动植物,另外一些国家正在制定中;地表水在国土面积中占

较大比例的国家已经把保护地表水作为土壤环境标准目标之一;另外,地下水作为饮用水主要来源的国家把保护地下水作为土壤环境标准的敏感受体。

基于生态风险的土壤环境标准选用的生态受体

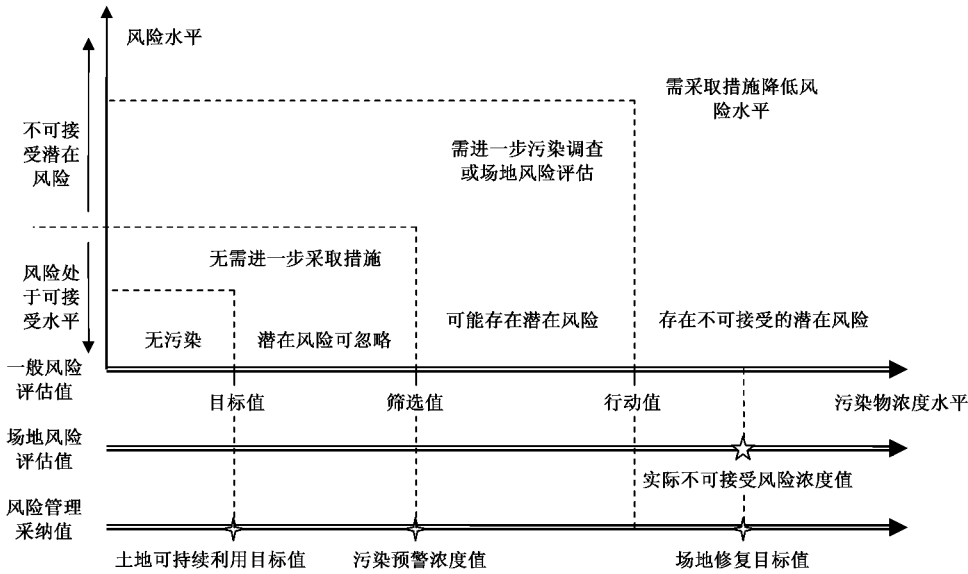


图 1 基于不同风险水平的污染土壤环境质量标准示意
Fig. 1 Scheme of derivation of screening values based on various risk levels

表 2 部分国家和地区基于风险的土壤环境基准
推导过程所考虑的敏感受体¹⁾

国家 /地区	保护目标				文献
	人体健康风险	生态风险	保护地下水	保护地表水	
美国	√	—	√	—	[1,5]
加拿大	√	√	√	—	[3]
英国	√	○	—	—	[2,3]
荷兰	√	√	—	—	[4]
奥地利	√	√	√	√	[15]
捷克	√	○	—	—	[15]
丹麦	√	○	√	—	[25]
德国	√	√	√	—	[25]
芬兰	√	√	—	—	[15]
意大利	√	—	√	—	[28]
立陶宛	√	—	—	—	[15]
波兰	√	—	√	—	[15]
西班牙	√	√	—	√	[14]
瑞典	√	○	√	√	[15]

1) “√”表示已推广使用;“○”表示正在制定中,尚未颁布;“—”表示未制定

也有差异,一般土壤微生物过程、土壤动物和植物较为常见,而仅有西班牙和瑞典将水生生态系统作为敏感生态受体(表 3)。

表 3 部分国家和地区保护土壤生态系统的
土壤环境标准敏感受体设置¹⁾

国家 /地区	生态受体					文献
	微生物过程	土壤动物	植物	地上部生态系统	水生生态系统	
加拿大	√	√	√			[3]
荷兰	√	√	√	√		[4]
奥地利			√			[15]
捷克	√		√			[15]
德国	√	√	√	√		[25]
西班牙	√	√	√	√	√	[14]
芬兰	√	√	√	√		[15]
瑞典	√	√	√	√	√	[15]

1) “√”表示考虑此生态受体

3.2 土地利用方式划分差异

大多数国家(荷兰、丹麦、芬兰除外)在制定基于风险的土壤环境标准时都考虑了土地利用方式,一般土地利用方式可分为农业、自然、娱乐、居住、工业/商业五类,各国土地利用方式的区分却显示出较大不同(表 4)由,造成土壤环境标准数值的差异。

表 4 部分国家与地区土壤环境质量标准中土地利用方式划分

Table 4 Land use applications of soil environmental standards in some countries and area

国家/地区	土地利用方式							
	农业用地		自然用地	娱乐用地	居住用地		工业/商业用地	
美国	—		—	娱乐	居住		工业/商业	
加拿大	农业		—	公园/居住			工业	商业
新西兰	农业		—	—	10% 自种果蔬	50% 自种果蔬	工业(地表覆盖)	工业(地表未覆盖)
奥地利	农业/花园			居住/运动场地			—	
荷兰	—		一般用地					
比利时弗兰德省	农业		自然	娱乐	居住		工业/商业	
比利时布鲁塞尔市	农业		自然	娱乐	居住		工业/商业	
捷克	农业		自然	娱乐	居住		工业/商业	
丹麦	—		一般用地					
英国	—	花园	自然	居住(有自种果蔬)		居住(无自种果蔬)		工业/商业
斯洛伐克	农业		一般用地					
意大利	—		居住/绿地				工业	
德国	农业		绿地	公园	运动场	居住用地	工业	
芬兰	—		居住用地					
立陶宛	农业/娱乐/居住用地						—	
波兰	农业与城市化地区		自然和保护地下水用地	农业与城市化地区			工业/矿业/交通用地	
西班牙	—		自然	城市/居住用地			工业	
瑞典	—		敏感用地				非敏感用地	
中国香港	—		—	公园	城市居住	农村居住	工业	

3.3 暴露途径设置差异

表 5 列出了部分国家和地区在土壤环境标准推导时暴露途径的设置。通常各国都考虑室外土壤暴露途径,室内源自土壤的灰尘吸入和摄入途径也被较多考虑。食物链暴露途径方面,取食自种果蔬和粘附在果蔬上的土壤摄入较为重要。较多国家考虑饮用被污染物渗入的地下水暴露途径,也有少数国家考虑污染物渗入供水管路造成的污染。

除上述差异外,污染物暴露年限及每日暴露时间设置、是否考虑非土壤来源暴露途径、毒理数据来源及评价方法、可接受风险水平高低、土壤类型差异等也会造成土壤环境质量标准值的明显变化。

综上所述,基于风险的土壤环境质量标准推导过程既有共性又各有特性,决策者正确使用上述标准的前提是对其内涵有较深入理解。鉴于各国土壤环境质量标准的复杂性,笔者建议将保护土地可持续发展的标准值,如 target value、background value 等,统一归类为“目标值”;将起污染预警作用,表征污染场地可能存在潜在风险的标准值,如 soil screening level、soil quality guideline、intermediate

value 等,统一归类为“筛选值”;将表征污染场地可能存在不可接受潜在风险的标准值,如 intervention value、cut-off value 等统一归类为“行动值”。

4 基于风险的土壤环境质量标准的国际差异对我国制定的启示

合理的土壤环境质量标准是基于风险的污染土壤管理的基础。世界各国的土壤环境质量标准一般根据该国污染土壤管理经验引伸发展出来,与其开展的污染场地风险评估实践密切相关。在制定土壤环境质量标准/进行风险评估的时候,对各种基础参数赋值、暴露途径设置、土地利用方式分类、评估受体选择等方面都作了详细的调研、分析、研究,并且规定土壤环境标准在使用前都要首先明确场地是否符合标准的暴露途径、风险受体等的默认设置^[29,30]。欧美国家已经建立各自相对完善的污染场地风险管理体系,针对不同的污染场地,从污染判别时的采样点布设、潜在污染物筛选、确定风险评估框架体系、修复技术筛选、修复后的长期监测都有详细的规范^[31,32]。

表5 部分国家和地区保护人体健康的土壤环境标准暴露途径设置¹⁾

Table 5 Exposure pathways considered in the derivation of soil environmental standards to protect human health

项目	暴露途径	美国 ^[1,5]	加拿大 ^[3]	英国 ^[2,3]	荷兰 ^[4]	芬兰 ^[14]	德国 ^[15]	瑞典 ^[25]
室外土壤 暴露途径	土壤直接摄入	√	√	√	√	√	√	√
	灰尘直接摄入	√	√	√	√	√	√	√
	皮肤接触	√	√	√	√	√	√	√
	土壤蒸气吸入	√	√	√	√	√	√	
	土壤灰尘吸入	√	√	√	√	√	√	√
室内土壤 暴露途径	土壤灰尘皮肤接触		√			√		√
	土壤灰尘直接吸入			√	√	√		√
	地下水蒸气直接吸入	√	√	√	√			
源自土壤的 饮食摄入	取食自种蔬菜	√	√			√	√	√
	自种蔬菜吸附土壤颗粒摄入					√	√	
	取食自种水果						√	√
	自种水果吸附土壤颗粒摄入						√	
	肉类食品摄入							
	日用品接触							
土壤-地 下水途径	饮用地下水	√		√	√		√	√
	管路对饮用水的污染					√		
	饮水中挥发物的吸入			√	√	√		
	淋浴(皮肤接触+吸入)			√	√	√		
土壤-地 表水途径	取水水产品							√

1)“√”表示考虑此暴露途径

我国现行的土壤环境质量标准(GB 15618-1995)颁布于1995年,污染物的标准值推导基于其生态环境效应,随着经济的高速发展和污染不断加剧,凸现出污染物种类过少和污染物标准定值不尽合理等缺陷,已经不适应新形势下的环境保护需求.引入风险评估的思想是对污染场地进行管理和制定相应土壤环境标准的基础,我国应制订符合我国国情的风险评估导则,明确开展各类风险评估的原则、方法、流程、层次等,开展符合我国土壤污染实际、暴露特征、风险评估的研究,才能充分发挥基于风险的土壤环境质量标准的效用,完善污染土壤风险管理体系.建议当前的土壤环境质量标准制定中应该重点考虑以下内容.

(1)鉴于我国当前土壤重金属污染隐患凸显,局部地区重金属污染暴发的趋势,建议重点研究污染地区重金属特定的污染来源、暴露途径,保护当地敏感受体,有针对性的制定基于风险的土壤环境质量标准 and 最佳污染应对与管理策略.

(2)鉴于有些污染地区存在不同种类重金属、重金属和有机物以及 POPs 等复合污染等现象,应

该探寻复合污染条件下的综合暴露途径、复合污染剂量效应关系,制定更加切合实际的区域土壤环境质量标准.

(3)土壤环境质量标准作为技术准则,必须有相应的土壤污染防治立法作为保障才能切实发挥实际作用,我国应尽快开展土壤污染防治立法工作,出台相关政策法规,与基于风险的土壤污染管理技术策略齐头并进,为土壤污染防治,保障人民健康和土壤生态环境提供技术和法规支持.

参考文献:

[1] USEPA. Soil Screening Guidance: User’s Guide. Office of Solid Waste and Emergency Response[R]. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996.

[2] DEFRA and Environment Agency. The Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA) Model: Technical Basis and Algorithms[R]. London: Environment Agency, 2002.

[3] SAIC. Compilation and Review of Canadian Remediation Guidelines, Standards and Regulations [R]. Ottawa: Environmental Technologies Program, 2002.

[4] Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. Annexes Circular on Target Values and Intervention Values for Soil Remediation[R]. The Hague, VROM, 2000.

- [5] National Environmental Protection Council. Schedule B (1) Guideline on the Investigation Levels for Soil and Groundwater. National Environmental Protection (Assessment of Site Contamination) [R]. Canberra: NEPC, 1999.
- [6] 骆永明, 滕应, 过园. 土壤修复——新兴的土壤科学分支学科 [J]. 土壤, 2005, **37** (3): 230-235.
- [7] 王国庆, 骆永明, 宋静, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究 I. 国际动态及中国的修订考虑 [J]. 土壤学报, 2005, **42** (4): 666-673.
- [8] 夏家淇, 骆永明. 关于土壤污染的概念和 3 类评价指标的探讨 [J]. 生态与农村环境学报, 2006, **22** (1): 87-90.
- [9] 夏家淇, 骆永明. 我国土壤环境质量研究几个值得探讨的问题 [J]. 生态与农村环境学报, 2007, **23** (1): 1-6.
- [10] 周国华, 秦绪文, 董岩. 土壤环境质量标准的制定原则与方法 [J]. 地质通报, 2005, **24** (8): 721-727.
- [11] 夏家淇, 骆永明. 关于耕地土壤污染调查与评价的若干问题探讨 [J]. 土壤, 2006, **38** (5): 667-670.
- [12] 李志博, 骆永明, 宋静, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究 II. 污染土壤的健康风险评估 [J]. 土壤学报, 2006, **43** (1): 142-151.
- [13] 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, **44** (2): 338-349.
- [14] Provoost J, Cornelis C, Swartjes F. Comparison of soil clean-up standards for trace elements between countries: Why do they differ? [J]. Journal of Soils and Sediments, 2006, **6** (3): 173-181.
- [15] Carlon C. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization [R]. Italy: European Commission, Directorate General, Joint Research Centre (EUR 22805 EN), 2007, 157-163.
- [16] Ferguson C, Darmendrail D, Freier K, *et al.* Risk assessment for contaminated sites in Europe. Volume 1: Scientific basis [M]. Nottingham: LQM Press, 1998.
- [17] USEPA. Guidance for developing ecological soil screening levels [R]. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 2003.
- [18] USEPA. Risk assessment guidance for superfund: Volume I - Human health evaluation manual (Part B, Development of risk-based Preliminary Remediation Goals) [R]. Washington, DC: Publication 9285. 7-01B, 1991.
- [19] Cavanagh L. Comparison of soil guideline values used in New Zealand and their derivations [R]. New Zealand: Landcare Research Contract Report; LC0607/025, 2006.
- [20] DEFRA and Environment Agency. CLR 10 SGV10: Soil guideline values for lead contamination [R]. Swindon: The R&D Dissemination Centre, 2002.
- [21] DEFRA and Environment Agency. CLR 8: Potential contaminants for the assessment of land [R]. Swindon: The R&D Dissemination Centre, 2002.
- [22] DEFRA and Environment Agency. Contaminants in soil: Collation of toxicological data and intake values for humans. Lead, R&D Publication TOX 6 [R]. Swindon: The R&D Dissemination Centre, 2002.
- [23] Lijzen J P A, Baars A J, Otte P F, *et al.* Technical evaluation of the Intervention Values for soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater [R]. The Netherlands: RIVM report 711701 023, 2001.
- [24] Ferguson C, Kasamas H. Risk assessment for contaminated sites in Europe, Volume 2, Policy frameworks [M]. Nottingham: LQM Press, 1999.
- [25] Aprile L D, Tatano F, Musmeci L. Development of quality objectives for contaminated sites- state of the art and new perspectives [J]. International Journal of Environment and Health, 2007, **1** (1): 120-141.
- [26] Hong Kong SAR Government. Guidance manual for use of Risk - based Remediation Goals for contaminated land management [R]. Hong Kong: Environmental Protection Department, 2007.
- [27] Swartjes F. Variation in calculated human exposure: Comparison of calculations with seven European human exposure models [R]. The Netherlands: Bilthoven, RIVM (711701030), 2002.
- [28] E. C. Towards a thematic strategy on soil protection [R]. Brussels: Commission of the European Communities, 2002.
- [29] 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 基于人体血铅指标的区域土壤环境铅基准值 [J]. 环境科学, 2009, **30** (10): 3026-3042.
- [30] 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 水稻、小麦籽粒砷、镉、铅富集系数分布特征及规律 [J]. 环境科学, 2010, **31** (2): 488-495.
- [31] Crane M, Matthiessen P, Maycock D S, *et al.* Derivation and Use of Environmental Quality and Human Health Standards for Chemical Substances in Water and Soil [M]. New York: CRC Press, 2010.
- [32] Provoost J, Reijnders L, Swartjes F, *et al.* Parameters causing variation between soil screening values and the effect of harmonization [J]. Journal of Soils and Sediments, 2008, **8** (12): 298-311.