

# 制定我国污染场地土壤筛选值的建议<sup>①</sup>

贾琳<sup>1,2</sup>, 武雪芳<sup>1</sup>, 胡茂桂<sup>3</sup>

(1 中国环境科学研究院, 北京 100012; 2 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037; 3 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101)

**摘要:**通过研究发达国家(地区)土壤重金属 As、Cd、Cr<sup>6+</sup>、Pb、Hg 和 Cu 筛选值制定的法律依据及其数值的差异,发现各国(地区)土壤筛选值均是依据其污染场地的法律法规确定,主要用于决策污染场地是否需要进一步的场地调查或风险评估。各国(地区)污染场地 6 种重金属土壤筛选值存在的差异既有政策层面(可接受风险水平),也有制定方法层面(暴露途径、暴露参数、场地水文地质参数、毒性数据、背景值等)的原因。建议我国尽快建立土壤筛选值的相关法律法规,并依据土地利用方式的敏感性确定不同层次的可接受风险水平;考虑具体场地的情况确定暴露参数和暴露途径,并落实各级筛选值的制定和实施办法。

**关键词:**污染场地; 重金属; 筛选值

**中图分类号:** X323

随着工业、城市化进程的加快和农用化学物质种类和数量的增加,我国的土壤污染日益严重,污染程度在加剧,污染面积在扩大<sup>[1]</sup>。鉴于目前日益严重的土壤污染状况,我国一些大中城市如北京、上海、重庆和沈阳等开展了一些污染场地调查、风险评估和修复项目,而这些地区的场地修复行动依据的是其各自制定的污染场地标准,我国在国家层面目前尚未正式出台污染场地的相关标准。基于风险的土壤筛选值是土壤中污染物浓度的指示值或警告值,是判断场地是否需要启动风险评估的依据<sup>[2]</sup>,同时也是污染场地标准体系的重要组成部分,因此开展污染场地土壤筛选值的研究对于推动我国场地标准制定进程和场地修复活动有着积极的作用。

基于风险的土壤筛选值的制定已经成为发达国家或地区污染场地标准制定的发展趋势。目前,发达国家或地区的普遍做法是基于其法律法规框架,划分不同的土地利用方式,应用生态毒理数据库,结合健康风险评估方式来制定场地土壤筛选值。本文介绍了主要发达国家或地区场地土壤筛选值的制定方法,选择了 6 种重金属 As、Cd、Cr<sup>6+</sup>、Pb、Hg 和 Cu 比较了各国或地区在土壤重金属筛选值取值上的差异,分析了导致这种差异的政治和科学因素,并为我国污染场地重金属筛选值的制定提出了建议。

## 1 资料收集

通过文献检索,收集了美国<sup>[3]</sup>、加拿大<sup>[4]</sup>、荷兰<sup>[5]</sup>、日本<sup>[6]</sup>、英国<sup>[7]</sup>、泰国<sup>[8]</sup>、中国香港<sup>[9-10]</sup>和中国台湾<sup>[11]</sup>等国家或地区的 As、Cd、Cr<sup>6+</sup>、Pb、Hg 和 Cu 6 种重金属的土壤筛选值制定的法律依据和制定方法。

世界一些主要发达国家或地区在制定基于风险的筛选值考虑的保护对象主要有以下 3 个方面: 保护生态受体,即生态筛选值; 保护暴露于场地污染物的人群,即基于健康风险制定的筛选值; 保护地下水,即限制土壤污染物进入地下水导致的不可接受风险。为便于比较,本文主要搜集了各国(地区)制定的基于健康风险的场地土壤筛选值。

## 2 结果与分析

### 2.1 主要发达国家或地区场地土壤筛选值制定的法律依据和标准

表 1 列出了美国、加拿大、荷兰、日本、英国、泰国、中国香港和中国台湾等主要发达国家或地区场地土壤筛选值制定的法律依据和相关标准。从表中可以看出,各国(地区)污染场地法律法规均给出了土壤筛选值制定及使用的法律依据,但是筛选值具体的使用和含义不尽相同。例如,美国的区域筛选值 (Regional screening level) 主要针对的是超级基金场

基金项目: 国家环保部 2011 年国家环境保护标准计划项目和国家自然科学基金项目(41301425)资助。

作者简介: 贾琳(1980—), 女, 山东莱阳人, 博士, 助理研究员, 主要从事污染场地的研究。E-mail: jialin@cee.cn

表 1 发达国家或地区污染场地土壤筛选值制定的法律依据、标准和名称  
Table 1 Related laws, standards and names of soil screening level in the developed countries or regions

| 国家或地区                  | 国家场地法律法规                                 | 场地修复标准                                  | 场地筛选值名称                                       | 超过筛选值需采取的进一步行动   |
|------------------------|--|---|---|--|
| 美国 <sup>[3]</sup>      | 《超级基金法》                                  | 《土壤筛选导则》                                | 《区域筛选值》                                       | 进一步场地调查、风险评估或土地利用限制  |
| 加拿大 <sup>[4]</sup>     | 《加拿大环境保护法》                               | 《加拿大污染场地土壤质量修复目标值制定导则》<br>《加拿大推荐土壤质量导则》 | 《暂行土壤场地环境质量标准》<br>《推荐土壤质量指导值》                 | 超过《推荐土壤质量指导值》需进一步的调查或根据特定的土地用途进行修复   |
| 荷兰 <sup>[5]</sup>      | 《土壤质量法》<br>《土壤修复通知》                      | 《土壤修复的目标值和干预值的通知》                       | 干预值   | 表示严重污染，用于考虑不同的土地利用类型确定是否需要采取紧急行动   |
| 英国 <sup>[7]</sup>      | 《环境保护法》第 2A 部分                           | 《土壤指导值》                                 | 土壤指导值   | 进一步的调查或根据特定的土地用途进行修复   |
| 日本 <sup>[6]</sup>      | 《农业用地土壤污染防治法》<br>《土壤污染对策法》               | 《基于土壤污染对策法的调查与处置技术指南》<br>《土壤环境质量标准》     | 《农用地土壤环境质量标准 (Cd、As、Cu)》<br>土壤溶出标准<br>土壤含有量标准 | 不符合土壤溶出标准或土壤含油量标准，且产生或存在潜在人体危害的土地：需要修复的区域<br>不符合土壤溶出标准或土壤含油量标准，且不存在健康危害：待开发时必须通知主管当局区域 |
| 泰国 <sup>[8]</sup>      | 《国家环境质量保护和改善条例》<br>《污染预防和削减政策 1997-2016》 | 《土壤质量标准》                                | 《土壤质量标准》                                      | 进一步场地调查、风险评估或土地利用限制  |
| 中国香港 <sup>[9-10]</sup> | 《香港受污染土地勘察及整治实务指南》                       | 《污染场地管理修复的基于风险的修复目标的导则手册》               | 基于风险的修复目标                                     | 进一步的调查或根据特定的土地用途进行修复   |
| 中国台湾 <sup>[11]</sup>   | 《土壤及地下水污染整治规定》                           | 《土壤及地下水污染场址健康风险评估评析方法及撰写指引》             | 《土壤污染监测标准》<br>《土壤污染管制标准》                      | 监测标准：定期监测<br>管制标准：场地修复   |

地，目的是用于加速超级基金场地的调查和风险评估进程。《超级基金法》规定土壤筛选值是判断是否需要开展进一步场地调查或场地清理的工具，但筛选方法的使用并不具有法律强制性，场地管理者和技术人员(如风险评估人员等)可以决定是否采用筛选值或者采用哪一种筛选值<sup>[3]</sup>。

虽然各国(地区)对于场地土壤筛选值的定义不同，其用途却大致类似(表 1)。美国、加拿大、英国、泰国、中国香港等国家或地区规定超过土壤筛选值均要求采取进一步的调查；荷兰、日本、中国台湾的规定略有差异。荷兰场地土壤干预值用于确定场地是否遭受严重污染的指示值。如果场地受到严重污染，则需确定是否需要采取紧急行动，而紧急性的确定则需要考虑不同的土地利用类型来确定。按照中国台湾地区的相关法律规定，当场地污染物浓度达到土壤或地下水污染监测标准时，应定期进行监测，监测结果应公告，并报请有关部门备查，而管制标准是基于污染整治目的所制定的污染物浓度。在日本，所有不符合土壤环境质量标准中土壤溶出标准和土壤含有量标准的土地都称为“污染土地”，都需要采取相应措施。日本的《土壤污染对策法实施规则》中规定，不符合土壤溶出标准或土壤含有量

标准，且产生人体健康损害或存在潜在人体健康污染危害的地块划为“需要修复的区域”；而不符合土壤溶出标准或土壤含有量标准基准，但不产生人体健康危害的，不存在潜在人体健康污染危害的地块划为“待开发时必须通知主管当局区域”。同时需要特别指出的是，日本针对 Cd、As、Cu 制定了农用地中的标准，用于日本《农业用地土壤污染防治法》中“划定区域”的制定。

2.2 主要发达国家或地区场地土壤筛选值存在的差异

2.2.1 土地利用方式的差异 以 As、Cd、Cr<sup>6+</sup>、Pb、Hg 和 Cu 6 种重金属为例，分析各个国家或地区污染场地土壤筛选值制定的差异。表 2 列出了各个国家或地区制定的 6 种重金属的场地土壤筛选值。土地利用方式是各国(地区)在制定其场地土壤筛选值时考虑的首要因素。从表中可以看出，除荷兰、日本、泰国和中国台湾地区外，其他几个国家或地区均考虑不同的土地利用方式制定了 6 种重金属的筛选值，其依据土地利用方式的敏感性分别制定了居住用地、工业用地、商业用地或公园用地方式下的 6 种重金属土壤筛选值，不过各国或地区在土地利用方式的分类上存在一定的差异。

表 2 发达国家或地区污染场地土壤重金属筛选值(mg/kg)  
Table 2 Soil screening levels of heavy metals in the developed countries or regions

| 国家或地区                   | 土地利用方式 | 重金属  |      |                  |       |   |        |
|-------------------------|--------|------|------|------------------|-------|---|--------|
|                         |        | 致癌物  | 非致癌物 |                  |       |   |        |
|                         |        | As   | Cd   | Cr <sup>6+</sup> | Pb    | Hg  | Cu     |
| 美国 <sup>[12]</sup>      | 住宅用地   | 0.39 | 70   | 0.29             | 400   | 10  | 3 100  |
|                         | 工业用地   | 1.6  | 800  | 5.6              | 800   | 43  | 41 000 |
| 加拿大 <sup>[4]</sup>      | 农用地    | 12   | 1.4  | 0.4              | 70    | 6.6   | 63     |
|                         | 居住/公园  | 12   | 10   | 0.4              | 140   | 6.6   | 63     |
|                         | 商业用地   | 12   | 22   | 1.4              | 260   | 24  | 91     |
|                         | 工业用地   | 12   | 22   | 1.4              | 600   | 50  | 91     |
|                         | -      | 55   | 12   | 380              | 530   | 10  | 190    |
| 荷兰 <sup>[13]</sup>      | -      | 55   | 12   | 380              | 530   | 10  | 190    |
| 英国 <sup>[14]</sup>      | 居住用地   | 32   | 10   | -                | -     | 元素 Hg：1<br>无机 Hg <sup>2+</sup> ：170<br>甲基汞：11     | -      |
|                         | 小块菜地   | 43   | 1.8  | -                | -     | 元素 Hg：26<br>无机 Hg <sup>2+</sup> ：80<br>甲基汞：8      | -      |
|                         | 商业用地   | 640  | 230  | -                | -     | 元素 Hg：26<br>无机 Hg <sup>2+</sup> ：3 600<br>甲基汞：410 | -      |
|                         | 其他     | 0.01 | 0.01 | 0.05             | 0.01  | 0.000 5   | -      |
|                         | 农用地    | 15   | 0.4  | -                | -     | -   | 125    |
| 泰国 <sup>[8]</sup>       | -      | 3.9  | 37   | 300              | 400   | 23  | -      |
| 中国香港 <sup>[10]</sup>    | 农村居住用地 | 21.8 | 72.8 | 218              | 255   | 6.52  | 2 910  |
|                         | 城市居住用地 | 22.1 | 73.8 | 221              | 258   | 11  | 2 950  |
|                         | 公园     | 73.5 | 245  | 735              | 857   | 45.6  | 4 900  |
|                         | 工业用地   | 196  | 653  | 1 960            | 229   | 38.4  | 10 000 |
| 中国台湾 <sup>[15-16]</sup> | 监测     | 30   | 10   | 175              | 1 000 | 10  | 220    |
|                         | 管制     | 60   | 20   | 250              | 2 000 | 20  | 400    |

注：土壤溶液污染物浓度；水稻土重金属含量。“-”指的是未针对该化学物质制定相关标准。

尽管荷兰和日本在制定土壤筛选值时没有考虑土地利用方式,但荷兰规定在土壤污染物浓度超过土壤干预值采取行动时应依据土地利用类型的敏感性来确定行动的紧急性。日本针对 Cd、As、Cu 制定了农用地标准。

2.2.2 土壤重金属筛选值取值的差异 从同一国家(地区)不同的土地利用方式来看,土壤筛选值随着土地利用方式敏感性的降低其值不断升高(表 2)。美国、英国、中国香港地区住宅用地各重金属筛选值要严于其他用地,而加拿大农用地各重金属土壤筛选值要严于住宅/公园用地。此外,加拿大各土地利用方式下 As 的筛选值保持一致,其农用地和住宅/公园用地的 Cr<sup>6+</sup>、Hg 和 Cu 的筛选值一致,而商业用地和工业用地的 Cd、Cr<sup>6+</sup> 和 Cu 的筛选值一致。针对同一土地利用方式同一重金属,各国的筛选值存在的差异

较大。住宅用地下,美国的 As 和 Cr<sup>6+</sup> 的筛选值为 0.39 mg/kg 和 0.29 mg/kg,低于其他国家或地区的土壤筛选值,且有数量级之差,而各国或地区 Cd、Pb、Hg 和 Cu 的筛选值差异不大。加拿大农用地各重金属的土壤筛选值要严于其他国家,日本的土壤 Cd 的筛选值要严于其他国家。而工商业用地下,各国土壤重金属的筛选值差异也较大,比较明显的是美国的 As 的筛选值(1.6 mg/kg)和加拿大 Cd 的筛选值(22 mg/kg)最低,而英国 As 的筛选值(640 mg/kg)和中国香港地区的 Cr<sup>6+</sup> 的筛选值(1 960 mg/kg)最高。各国 Pb、Hg 的筛选值差异不大,英国分别针对元素汞、无机汞和甲基汞制定了土壤筛选值。美国和中国香港的土壤 Cu 的筛选值比加拿大要高 3 个数量级。针对荷兰的干预值、泰国的土壤质量标准和中国台湾地区的监测标准和管制标准,泰国 As 的筛选值较低,为

3.9 mg/kg，中国台湾地区的 Pb 的筛选值尤为高，其监测标准值为 1 000 mg/kg，而其他重金属筛选值基本上和其他国家相当。

2.3 各国筛选值差异存在的原因

从上面的分析可以发现，各国土壤重金属筛选值存在的差异较大，造成这种差异存在的原因有很多，既与各国的政策有关，也与其筛选值制定的方法有关。比如日本土壤 Cd 的筛选值较严，这可能与 1955—1972 年发生在日本富山县通川流域“骨痛病”有关。制定方法的差异主要体现在暴露评估、毒性评估及其参数方面。基于此，本文从筛选值制定的政策和科学因素出发，分析各国筛选值存在差异的原因。

2.3.1 可接受风险水平 可接受风险水平是基于各国或地区对于土壤污染对人体健康影响以及修复成本的考虑，确定的人体可接受风险值，分为致癌和非致癌危害指数。对于非致癌类物质，各国或地区的差异较小，基本均认定 1 作为非致癌危害指数。英国针对致癌物的可接受风险规定，除 As 外其他物质的可接受风险水平为  $10^{-5}$ ，As 的可接受风险水平为  $4 \times 10^{-3}$ ；其他各国或地区 As 的可接受风险水平范围在  $10^{-4}$  和  $10^{-6}$  之间(表 3)。从表中可以看出，美国、加拿大、日本、中国香港和中国台湾地区的 As 可接受风险最严，为  $10^{-6}$ ，泰国为  $10^{-5}$ ，荷兰为  $10^{-4}$ ，英国 As 的可接受风险最为宽松。这是导致各国或地区 As 的土壤筛选值出现较大差异的政策因素。

表 3 住宅用地方式下各国或地区污染场地土壤筛选值制定的暴露参数的比较<sup>①</sup>  
Table 3 Comparison of exposure factors of soil screening level in the residential land use of several countries or regions

| 参数                  |                         | 美国          | 加拿大         | 荷兰                  | 英国                      | 泰国 | 中国香港        |             | 日本 | 中国台湾              |
|---------------------|-------------------------|-------------|-------------|---------------------|-------------------------|----|-------------|-------------|----|-------------------|
|                     |                         |             |             |                     |                         |    | 城市          | 农村          |    |                   |
| 致癌风险                | $1 \times 10^{-4}$      |             |             | √                   |                         |    |             |             |    |                   |
|                     | $1 \times 10^{-5}$      |             |             |                     | √                       | √  |             |             |    |                   |
|                     | $1 \times 10^{-6}$      | √           | √           |                     |                         |    | √           | √           | √  | √                 |
| 暴露途径                | 土壤直接摄入                  | √           | √           | √                   | √                       | √  | √           | √           | √  | √                 |
|                     | 皮肤接触摄入                  | √           | √           | √                   | √                       | √  | √           | √           | √  | √                 |
|                     | 室外颗粒物呼吸摄入               | √           | √           | √                   | √                       | √  | √           | √           | √  | √                 |
|                     | 室内颗粒物呼吸摄入               | √           | √           | √                   | √                       | √  | √           | √           | √  | √                 |
|                     | 作物吸收摄入                  |             |             | √                   | √                       |    |             |             | √  |                   |
|                     | 迁移至地下水                  | √           |             | √                   |                         |    |             |             | √  | √                 |
|                     | 暴露                      |             |             |                     |                         |    |             |             |    |                   |
| 暴露假设<br>(成人/<br>儿童) | 体重(kg)                  | 70/15       | 71/16.5     | 70/15               | 70/5.6~19.7             | -  | 50/15       | 50/15       | -  | 61.67/17          |
|                     | 呼吸速率(m <sup>3</sup> /d) | 20/20       | 15.8/9.3    | 20/7.6              | 14.8/8.5~12.2           | -  | 20~21/10    | 20~21/10    | -  | 24/13.92          |
|                     | 摄入速率(mg/d)              | 100/200     | 20/80       | 50/100              | 50/100                  | -  | 100/200     | 100/200     | -  | 100/200           |
|                     | 体表面积(cm <sup>2</sup> )  | 5 700/2 800 | 2 500/2 600 | 900~1 700/500~2 800 | 1 610~2 200/<br>300~870 | -  | 2 300/1 200 | 2 950/1 500 | -  | 17 300/<br>11 400 |
|                     | 暴露时间(年)                 | 30/6        | 30/4        | 70/6                | 49/6                    | -  | 30/6        | 30/6        | -  | 24/6              |

注：参考文献同表 2；英国的可接受风险水平因污染物而不同。“-”相关参数未公开。

2.3.2 暴露评估 从表 3 可以看出，各国场地土壤筛选值制定涉及的暴露途径和暴露参数也存在较大的差异。这 8 个国家或地区基本均考虑了土壤直接摄入、皮肤接触摄入、颗粒物吸入这 3 个暴露途径，而差异主要体现在是否考虑作物吸收摄入和迁移至地下水的暴露。荷兰、英国、日本还考虑了作物吸收的暴露途径，同时美国、荷兰、日本和中国台湾地区还考虑土壤污染物迁移至地下水的暴露途径。总的来看，荷兰、英国、日本几乎考虑了所有的暴露途径。

从暴露参数来看，各国或地区的暴露参数也存在差异。通常来说，土壤摄入量是土壤筛选值制定较为

敏感的输入参数。此外，对于脂溶性污染物，皮肤吸收摄入也是另外一个十分重要的暴露途径。从表 3 可以看出，加拿大、荷兰、英国的土壤摄入速率要小于其他国家或地区的数值。而从体表面积来看，中国台湾地区的数值要远高于其他国家或地区。各国或地区的呼吸速率的参数差异不是十分明显，而体重和暴露时间则存在一定的差异。中国香港地区和中国台湾地区的平均体重要低于其他国家，而暴露时间各国或地区也存在一定的差异，荷兰成人暴露时间为 70 年，英国成人暴露时间为 49 年，中国台湾地区为 24 年，其他国家或地区均为 30 年；对于儿童的暴露时间，

除加拿大确定为 4 年外,其它国家均设定为 6 年。

此外,场地参数特别是水文地质参数对于场地土壤筛选值的制定也有着较大的影响。美国场地土壤筛选值制定时计算土壤饱和及极限涉及的参数有化学物质的溶解度、土壤干体积质量、土壤-水分分离系数、土壤有机碳含量、土壤孔隙度等<sup>[3]</sup>;加拿大土壤筛选值主要考虑了粗粒径(沙和砾石)和细粒径(粉砂和黏土)两种土壤类型,两种土壤类型的差异决定了筛选值制定依据的土壤水质参数如饱和导水率、水力梯度、入渗率、有机碳含量、土壤体积质量等的差异<sup>[4]</sup>;而荷兰的场地土壤筛选值的制定是基于场地土壤 10% 的有机质和 25% 的黏土含量制定的<sup>[5]</sup>;英国 6 种重金属的筛选值均是基于土壤土和土壤有机质含量为 6% 的情形下制定的筛选值<sup>[7]</sup>。而日本则分别是针对土壤溶液和水稻土重金属制定其标准<sup>[6]</sup>。各个国家(或地区)依据其实际情况确定的场地水文地质参数的差异也是导致其场地土壤筛选值存在差异的重要原因之一。

**2.3.3 毒性评估** 美国环保局针对致癌物质或者潜在致癌物质建立的毒性基准不同于其他的国际机构。针对致癌物质,美国环保局认为其属于无阈污染物<sup>[17]</sup>,而在许多其他国家或地区(加拿大<sup>[4]</sup>、英国<sup>[18]</sup>、荷兰<sup>[19]</sup>等)则认为一些致癌物质可能存在部分阈值,并且认为具有一定的科学依据,一个国家癌症评估的结果往往是该国家环境政策的体现。

各国或地区的毒理数据的差异也影响了其筛选值的差异。这反映了各个国家或地区在筛选值制定的方法学上的差异,所以针对毒性数据我们也无法简单地比较其数值的大小。

**2.3.4 场地土壤背景值** 土壤重金属的背景值在污染场地的修复过程中起着十分重要的作用。英国在场地土壤重金属指导值的制定过程中,通过 CLEA 模型去除背景暴露的部分,对场地土壤重金属进行暴露计算,得出其筛选值<sup>[7]</sup>。而其他国家或地区则基本采用与美国类似的做法,即通过比较场地重金属筛选值和背景值的大小,在场地筛选值低于背景值时,采用土壤背景值作为其筛选值或者修复值进行场地的修复活动<sup>[3]</sup>,这也是导致各国或地区场地土壤筛选值存在差异的另一因素。

### 3 结论与建议

采用场地土壤筛选值能够加速场地的修复进程并节约修复成本,特别是对于场地上较为常见的重金属类污染物,这也是各个国家或地区普遍采用场地土

壤筛选值用于场地风险评估过程的原因。然而,筛选值的错误使用可能会导致适得其反的结果,从而增加调查和风险评估的成本,延迟修复进程。

研究得出,大部分国家或地区采用场地土壤筛选值用于场地决策,确定是否需要进一步的场地调查或风险评估。然而,各国或地区在制定土壤筛选值考虑的土地利用方式存在一定的差异,但是均依据土壤敏感性的降低,土壤筛选值增大,且住宅用地方式下各重金属的筛选值最为严格。

针对住宅用地方式下各国或地区土壤重金属筛选值出现较大的差异,其原因较为复杂,既有政策层面的,如各国或地区 As 的可接受风险水平的差异;也有制定方法层面的,如各国或地区在暴露途径的考虑、各国或地区暴露参数的差异以及毒性参数的差异和土壤背景值的影响,所以在分析各国土壤筛选值的差异时要综合考虑各种因素。因此,基于我国污染场地的管理现状,建议在制定我国场地土壤筛选值时充分考虑我国的具体情况,如针对可接受风险水平,政策层面应根据不同的土地利用方式建立可接受风险,对于住宅用地方式 As 的筛选值的制定,可采用较为严格的可接受风险,而对于工商业用地,可适度放宽。由于我国目前还没有建立起适合我国国情的暴露参数和毒性参数,建议先考虑具体场地的情况确定暴露参数和暴露途径,采用其他国家或地区的毒性参数需充分论证以确定参数的适用性。

筛选值的使用是污染场地环境管理的重要组成部分。美国国家的污染场地筛选值只是一个推荐值,超级基金法对于土壤筛选值的使用并没有做强制性的规定,而其他国家都是以“标准”的形式强制推出,建议我国建立起土壤筛选值的相关法律法规,并确定各级场地土壤筛选值的制定方法和实施举措。

### 参考文献:

- [1] 李光贺,李发生,张旭,刘志全,吴龙华,陈吉宁,何江涛,赵勇胜. 污染场地环境风险评价与修复技术体系[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010: 118-121
- [2] 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
- [3] US EPA. Soil Screening Guidance: User's Guide[S]. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996: 1-49
- [4] CCME. A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines[S]. 2006: 1-215. <http://www.ec.gc.ca/?lang=En>

- [5] Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment of the Netherlands. Circular on Target Values and Intervention Values for Soil Remediation[S]. 2000: 20–28. <http://www.pbl.nl/en>
- [6] Ministry of the Environment, Government of Japan. Environmental Quality Standards for Soil Pollution[EB/OL]. 1994. <https://www.env.go.jp/en/water/soil/sp.html>
- [7] Environment Agency of England and Wales. Updated Technical Background Document to the CLEA Model[R]. 2009. <https://www.gov.uk/government/organisations/environment-agency>
- [8] Pollution Control Department of Thailand. Notification of National Environmental Board No. 25[EB/OL]. 2004. <http://www.pcd.go.th/indexEng.cfm>
- [9] 香港环境保护署. 香港受污染土地勘察实务指南[S]. 2007: 5–18. [http://www.epd.gov.hk/epd/english/envir\\_standards/esg\\_maincontent.html](http://www.epd.gov.hk/epd/english/envir_standards/esg_maincontent.html)
- [10] 香港环境保护署. 基于风险的土壤整治标准使用指南[S]. 2007: 11–20. [http://www.epd.gov.hk/epd/english/envir\\_standards/esg\\_maincontent.html](http://www.epd.gov.hk/epd/english/envir_standards/esg_maincontent.html)
- [11] 台湾行政院环境保护署. 土壤及地下水污染整治法[Z]. 1999: 4–15. <http://ivy5.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx>
- [12] US EPA. Regional Screening Levels for Chemical Contaminants at Superfund Sites[DB/OL]. 2012. <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/>
- [13] National Institute of Public Health and the Environment of the Netherlands. ANNEX A: Target Values, Soil Remediation Intervention Values And Indicative Levels For Serious Contamination[S]. 2000. <http://www.pbl.nl/en>
- [14] Environmental Agency of England and Wales. CLEA publications[S]. 2010. <https://www.gov.uk/government/organisations/environment-agency>
- [15] 台湾行政院环境保护署. 土壤污染监测标准[S]. 2011: 1–2. <http://ivy5.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx>
- [16] 台湾行政院环境保护署. 土壤污染管制标准[S]. 2011: 1–2. <http://ivy5.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx>
- [17] USEPA. Draft Final Guidelines for Carcinogen Risk assessment[S]. 9355.4-16 PB95-963531 EPA540/R-94/105, 2003: 1–60
- [18] Environmental Agency of England and Wales. Human Health Toxicological Assessment of Contaminants in Soil[R]. 2009. <https://www.gov.uk/government/organisations/environment-agency>
- [19] National Institute of Public Health and the Environment of the Netherlands. Re-evaluation of Human-toxicological Maximum Permissible Risk Levels[R]. 2001: 10–52. <http://www.pbl.nl/en>

## Proposal on Establishing Soil Screening Levels of Contaminated Sites in China

JIA Lin<sup>1,2</sup>, WU Xue-fang<sup>1</sup>, HU Mao-gui<sup>3</sup>

(1 *Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China*; 2 *Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037, China*; 3 *Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China*)

**Abstract:** Study on establishing risk-based soil screening levels of As, Cd, Cr<sup>6+</sup>, Pb, Hg and Cu in the developed countries or regions showed that soil screening levels were mainly used to make decisions for further investigation or risk assessment of the contaminate sites. Reasons for the large differences among soil screening levels of the six countries or regions originated from both regulatory aspects including acceptable risk level and scientific aspects including exposure pathways, exposure assumption, toxicity parameters, soil and hydrographic parameters and background of heavy metals etc. Finally, it was suggested to establish regulatory framework for soil screening levels, to decide acceptable risk level according to the susceptibility of land use, to determine exposure parameters and ways by considering site specific situations, and to implement the establishing and applying methods or measures for soil screening levels.

**Key words:** Contaminated site; Heavy metals; Soil screening level