

**《建设用地砷污染土壤修复目标值确定技术指南》  
(征求意见稿) 编制说明**

《建设用地砷污染土壤修复目标值确定技术指南》编制组

二〇二三年九月

# 目 录

一、工作概况 .....	1
二、编制背景 .....	2
三、国内外研究现状 .....	6
四、编制原则 .....	13
五、主要技术内容及说明 .....	14
六、与现行相关法律、法规、规章及相关标准的协调性 .....	30
七、对实施本标准的建议 .....	31

# 《建设用地砷污染土壤修复目标值确定技术指南》 (征求意见稿) 编制说明

## 一、工作概况

### (一) 任务来源

依托国家重点研发计划场地土壤污染成因与治理技术专项《国家生态环境保护与风险防控标准体系与关键标准研制》项目，标准编制组承担了课题四《土壤污染修复与固体废物利用处置风险管控关键标准研究》的研究，建立污染物砷的精细化风险评估、修复目标值制定与修正方法，形成建设用地砷污染土壤修复目标值制定指南，进一步规范和指导砷污染土壤修复目标值的确定。

### (二) 工作过程

根据研制计划，编制组从2021年7月开始组织编写本标准。经过编制组内部多次研讨和专家论证，形成了目前的技术指南（征求意见稿）及其编制说明。

2021年7月至2022年2月，编制组调研了美国、加拿大、英国、荷兰等发达国家砷污染土壤修复目标值制定的相关标准规范，以及国内2007至2021年间砷污染地块调查评估案例，确定了砷污染土壤修复目标值制定的方法和框架；梳理、总结第二次全国土壤普查和全国土壤污染详细调查的工作成果，构建了基于土壤类型和行政区划、利用土壤环境背景值进行修复目标值修正的方法。

2022年3月至2022年7月，编制组充分梳理前期研究成果，形成了《建设用地砷污染土壤修复目标值制定指南》（草稿）。

2022年8月至10月，根据《关于开展中国环境科学学会团体标准申报工作的通知》的相关要求，编制组起草了本标准初稿并经中国环境科学学会审议正式立项。

2022年10月至2023年8月，编制组编制形成技术指南（修改稿）并在北京组织召开技术指南（修改稿）技术审查会，按照技术审查会的专家意见，通过内部讨论和修改完善，形成了技术指南（征求意见稿）。

## 二、编制背景

在我国建设用地土壤污染修复实践中，修复目标值制定的一般做法是：在风险评估阶段，首先依据 HJ 25.3 计算土壤风险控制值，再将土壤风险控制值、土壤污染风险筛选值和土壤环境背景值进行比较，选择较大者作为修复目标值。编制组对 2012 至 2021 年间 221 个砷污染地块风险评估报告进行案例分析，据统计，我国大部分（84.2%）砷污染地块套用国家或地方土壤污染筛选值作为修复目标值开展土壤污染修复活动（见图 2-1），这种基于现有单一土壤污染风险管控标准的做法不能有效满足差异化土壤污染防治需求，同时可能导致过度修复和经济的极大浪费。

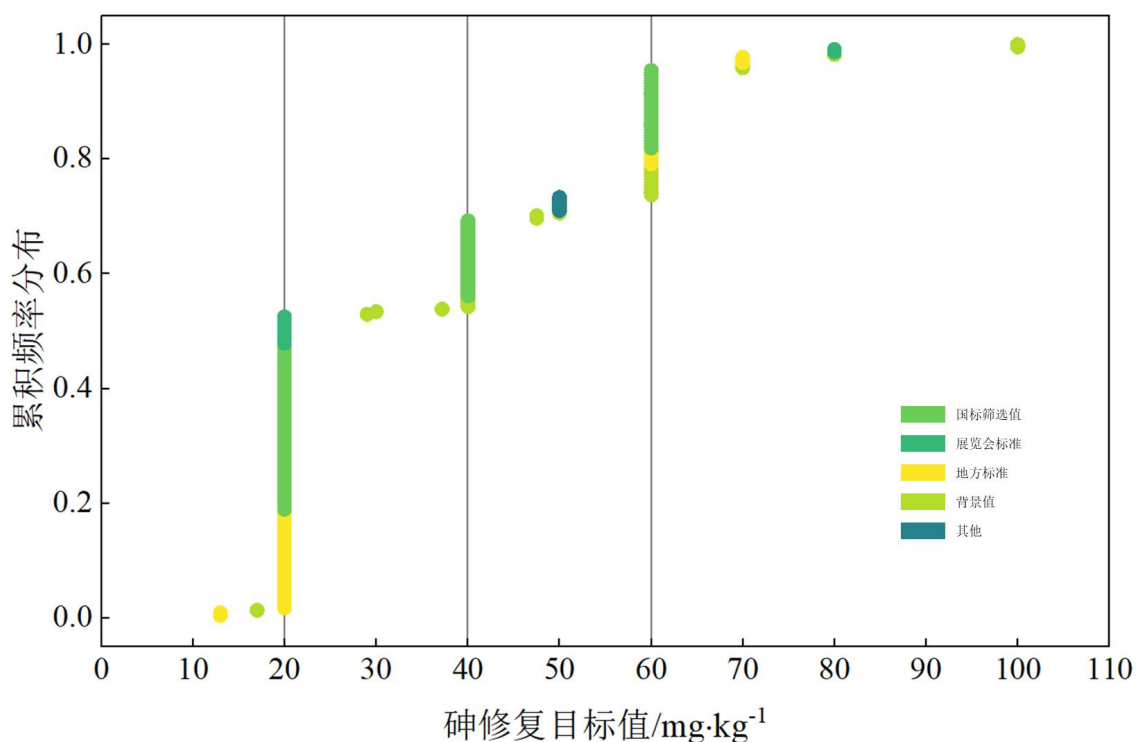


图 2-1 砷修复目标值来源分布

导致这一现象的主要原因，一是由于评估模型的限制，使用 HJ 25.3 推荐参数计算的土壤风险控制值远低于筛选值或土壤环境背景值，基本无参考意义。依据 HJ 25.3—2019 模型推荐值，选择经口摄入、皮肤接触和呼吸吸入三种暴露途径，推导得到土壤风险值为 0.45 mg/kg。调整儿童每日摄入土壤量、儿童/成人体重、致癌平均时间等相关参数，推导得出的土壤风险控制值在数量级上无显著变化（详见表 2-1）。该值往往低于砷的土壤环境背景值，导致现有风险评估在砷修复目标值的制定中无法发挥作用。

表 2-1 不同参数取值计算的内土壤风险控制值

参数	取值范围	推导的土壤风险控制值 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
儿童每日摄入土壤量 ( $\text{OSIR}_c$ , mg)	20.62~274.5 <sup>①</sup>	0.862~0.376
成人体重 ( $\text{BW}_a$ , kg)	45.1~82.7 <sup>②</sup>	0.400~0.491
儿童体重 ( $\text{BW}_c$ , kg)	6.4~54.8 <sup>③</sup>	0.212~0.720
致癌平均时间 ( $\text{AT}_{ca}$ , d)	25915~28251 <sup>④</sup>	0.421~0.459

注：①刘程成.环境健康风险评估中土壤摄入、呼吸和皮肤暴露参数研究[D].常州大学, 2021.②《中国人群暴露参数手册（成人卷）》附表 10-1 中城乡成人体重 P5 和 P95 值；③《中国人群暴露参数手册（儿童卷：0~5 岁）》表 11-1 中 0~<3 月推荐值和《中国人群暴露参数手册（儿童卷：6~17 岁）》表 11-1 中 15~<18 岁推荐值；④世界卫生组织 2005 至 2021 年《World Health Statistics》最小值和最大值。

二是使用土壤环境背景值修正修复目标值的过程缺失。一般地，确定修复目标值应依据特定地块的土壤环境背景值进行修正，土壤修复目标值不应低于特定地块土壤环境背景值。编制组对 2012 至 2021 年间 221 个内污染地块风险评估报告进行案例分析，发现近三分之二的地块在确定修复目标值时未使用土壤环境背景值进行修正。用于修复目标值制定的土壤环境背景值精度需要达到区域或地块尺度，我国 2021 年发布了《区域性土壤环境背景含量统计技术导则（试行）》（HJ 1185—2021），由于发布日期较晚，且需要大量资金的投入，国内仅韶关、广州等少数城市开展了市域级别的土壤环境背景调查工作并颁

布土壤环境背景标准，这就导致我国在砷土壤污染修复目标值制定中鲜有区域土壤环境背景值标准参考的局面。国内尚未发布地块尺度土壤环境背景值调查、统计的行业标准，HJ 25.2 虽然要求在进行土壤环境调查时设置土壤对照监测点，但由于目标不一致，布点方法、点位数量设置、数据统计等往往无法满足土壤环境背景调查的要求。在未使用土壤环境背景值修正的 159 个案例中，简单套用已有国家或地方土壤环境标准的占比高达 94%，许多地块分布在重庆、广西、广东、贵州、云南等地质高背景区域（详见图 2-2），若进行土壤背景值修正，可进一步提高修复目标值，在保障人体健康的同时降低修复成本。

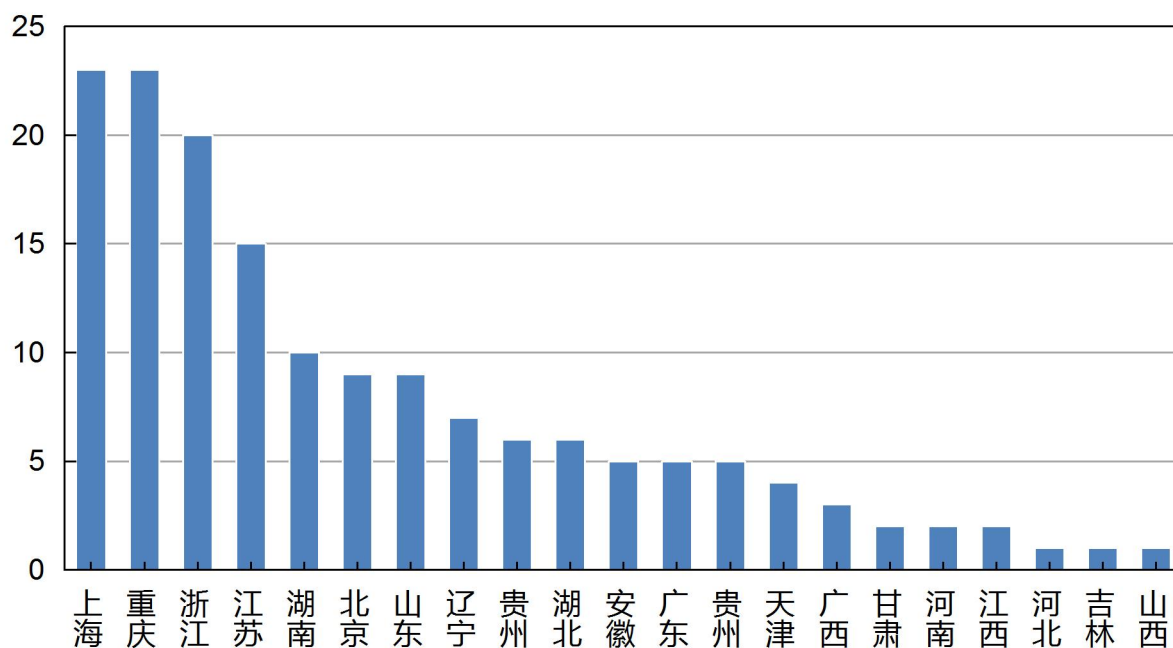


图 2-2 未使用土壤环境背景值修正的案例中修复目标值区域分布情况

2022 年 12 月，生态环境部发布的《建设用地土壤污染修复目标值

制定指南（试行）》（以下简称《指南》）提出了三种修复目标值确定方式：一是依据 GB 36600 或地方相关标准，将土壤污染风险筛选值或地块所在区域土壤中目标污染物的背景值作为修复目标值；二是依据 HJ 25.3，选用土壤污染状况调查确定的具体地块的相关参数，开展风险评估，推导土壤风险控制值，作为土壤修复目标值；三是根据污染物的迁移转化规律以及有效暴露剂量，开展风险评估，推导土壤风险控制值，作为土壤修复目标值。但对于砷，即使按照《指南》开展人体可给性测试推导土壤风险控制值作为土壤修复目标值，仍无法解决风险评估失效的问题。同时目前国内尚未有技术文件对 GB 36600 中土壤类型的选择进行有效规范。

为进一步规范和指导砷污染土壤修复目标值的确定，有必要制定相关标准规范。

### 三、国内外研究现状

砷在自然界普遍存在，主要以化合态为主，少量以单质形态存在。化合态的砷最常见的价态为-3、+3 或+5。砷可以不同价态、多种无机或有机化合物形式存在，但大多数砷类物质的毒性与无机砷有关。无机砷对人体具有强烈的致癌作用。长期接触会通过呼吸吸入途径引发肺癌，通过经口摄入途径引发皮肤癌、膀胱癌等。有机砷的毒性较小，国际上在制定土壤环境标准或进行风险评估时只考虑无机砷。

各国土壤污染防治遵循风险管控的原则，通常采取层次化的风险评估策略制定修复目标值。对于砷等自然存在于土壤中的元素，一般



要求修复水平不低于土壤环境背景。同时随着精细化风险评估的发展和完善，发达国家引入人体可给性，评估经口摄入途径人体对重金属的吸收度，进而提高修复目标值，降低修复成本。

## （一）国外标准现状

### 1. 美国

美国联邦污染场地管理框架下土壤修复（soil remediation）泛指一切修复和风险管控活动，土壤修复目标值均是基于风险制定的。美国环保署制定的《超级基金风险评估指南第一卷—人体健康评估手册》（Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I - Human Health Evaluation Manual），规范了土壤人体健康风险评估和修复目标值的制定。土壤污染修复目标值的制定贯穿土壤调查评估始终，涉及前期调查、修复调查、可行性研究等3个阶段。它是一个不断优化的过程，即先建立初步修复目标，然后在修复调查和可行性研究过程中逐步优化及筛选，得到最终修复目标值。前期调查的主要任务是制定采样方案、收集地块调查数据等信息，在该阶段已经建立初步修复目标。修复调查阶段主要进行风险评估，在此阶段采用特定地块的暴露途径等参数对初步修复目标进行优化，然后根据优化的初步修复目标，制定可行性修复方案。可行性研究阶段包括初步修复目标的优化和多个修复方案的制定及筛选，最终修复目标值的确定与最佳修复方案相对应。在可行性研究过程中，需综合成本、修复效果、公众意见、可行性等因素，在可接受风险水平范围（致癌风险水平  $10^{-6}$ ~ $10^{-4}$ ）内，对初步修复目标值进行调整。

前期调查阶段，筛选值可作初步修复目标值，用于支撑修复方案的编制。美国 EPA 住宅用地土壤砷的区域筛选值为  $0.68 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。该值基于  $1\text{E}-06$  的可接受致癌风险，使用 EPA 风险评估标准模型计算所得。美国各州土壤砷筛选值的制定一般有三种方法，一是直接取值于 EPA 区域筛选值，或与之计算非常类似，如阿拉巴马州、科罗拉多州、特拉华州、爱荷华州等；二是调整可接受致癌水平或暴露参数，使用 EPA 或本地化的风险评估模型推导所得，如迈阿密州、新墨西哥州、印第安纳州等；三是使用土壤环境背景值，如亚利桑那州、堪萨斯州、肯塔基州等。

修复调查阶段，可使用土壤环境背景修正、人体可给性测试等方法对修复目标值进行优化。美国环保署《超级基金清理项目中关于背景的角色》（*Role of Background in the CERCLA Cleanup Program*）文件阐述，超级基金地块的清理水平通常不要求设置在土壤背景水平之下。根据《超级基金场地土壤背景和化学浓度比较指南》（*Guidance for Comparing Background and Chemical Concentrations in Soil for CERCLA Sites*），CERCLA 地块在风险评估过程中应考虑污染物的土壤环境背景，土壤砷含量超过筛选值可能归因于土壤环境高背景时，通常需要启动土壤环境背景评估。最终确定的土壤修复目标值不低于土壤环境背景。

在 EPA 风险评估模型的默认假设中，土壤中重金属经口摄入后能 100% 被人体胃肠吸收，因此在计算暴露量时经口摄入吸收效率因子（ $ABS_o$ ）设置为 1。而实际上重金属随土壤被人体摄入后依次经历胃

液和肠液的提取，只有溶解于胃肠液中的重金属才能被人体吸收，进而对人体健康产生危害。因此经口摄入 100% 被人体吸收的假设是非常保守的。为解决上述问题，美国引入了人体可给性这一概念，以提高风险评估的精准性。基于美国本土人体可给性研究成果，2012 年 EPA 将  $ABS_o$  推荐值调整为 0.6。人体可给性的应用降低了评估保守性，减少了修复成本。目前已出台《人体健康风险评估中土壤金属经口人体可给性评价指南》（Guidance for Evaluating the Oral Bioavailability of Metals in Soils for Use in Human Health Risk Assessment）和《砷体外人体可给性测试操作规程》（Standard Operating Procedure In Vitro Bioaccessibility (IVBA) Procedure for Arsenic）指导人体可给性的监测和应用。

## 2. 英国

英国土壤修复的概念和美国类似，包括修复和风险管控。英国场地污染风险管理（Land Contamination Risk Management, LCRM）过程分为风险评估、方案评估（Options appraisal）和修复验收（Remediation and verification）。方案评估阶段需要对可行的修复措施进行详细评估，根据最终确定的修复措施设置修复目标（Remediation objectives）和修复目标值（Remediation criteria）。修复目标指的是针对特定地块减少、控制或消除污染物相关风险的污染修复终点，修复标准值指的是用于监管决策、针对特定地块实现修复目标的定量标准。

针对无机砷，在 LCRM 中英国提出基于“不同介质健康风险或允许摄入量等效”原则来确定砷等污染物的修复目标。在英国环境管理

实践中，无机砷的土壤环境标准（Soil Guideline Value, SGV）就是根据这一原则制定的。

SGV 是使用 CLEA 模型推导的。CLEA 模型估计了在长期受污染影响的土地上生活或工作的成年人和儿童接触土壤源化学品的量，并将该估计值与既定的健康标准值（Health Criteria Value, HCV）进行比较。HCV 是一种化学品暴露的基准水平，表示人类长期暴露于土壤中的化学品是可容忍的或风险最小的水平。《受污染土地法律定义指南》（Guidance on the Legal Definition of Contaminated Land）规定，根据立法统一性原则，英国司法管辖区的不同监管制度下制定的指导值在法律效力上应是一致的。砷的 HCV 用指示剂量（Index Dose, ID）表示。根据《无机砷土壤指导值》（Soil Guideline Values for Inorganic Arsenic in Soil），使用 CLEA 模型推导 SGV 的吸入途径指示剂量（Inhalation Index Dose,  $ID_{inh}$ ）为  $0.002 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{体重}\cdot\text{day}^{-1}$ ，数据源于世界卫生组织《欧洲空气质量标准》（World Health Organization Air Quality Guidelines for Europe）；而基于英国饮用水砷标准（ $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ）推导的经口摄入指示剂量（oral Index Dose,  $ID_{oral}$ ）则为  $0.03 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{体重}\cdot\text{day}^{-1}$ 。显然  $ID_{inh}$  严于  $ID_{oral}$ ，如果使用  $ID_{inh}$  推导 SGV，意味着相较于饮用水环境管理，受污染土地管理将受到更严格的限制。在这种情况下，推导 SGV 的 ID 可基于现有标准（饮用水标准、空气质量标准等）等效设置。

### 3.加拿大

加拿大联邦框架下土壤环境管理政策对修复和风险管控进行了区分，但在制定指南时未对两者进行分类说明。加拿大联邦土壤污染风

险管理流程见图 3-1。第 7 步“制定修复或风险管控方案”规定了修复目标值的制定。加拿大于 1996 年发布《特定场地的土壤质量指南制定手册》（Guidance Manual for Developing Site-Specific Soil Quality），用于指导特定地块修复目标值的制定。地块 R/RM 目标值是和最佳 R/RM 方案相对应的，一般使用指南方法或风险评估方法确定。指南方法分为两种，一种是当地块条件、土地利用、受体或暴露途径与通用指南的规定相同时，直接采用已发布的指南（如 CCME Canadian Environmental Quality Guidelines）作为修复目标值，此种方法相对保守；二是当地块条件、土地利用、受体或暴露途径与通用指南的规定略有不同时，且司法管辖区允许通用指南的计算公式、暴露途径中的某些参数的调整，可对指南进行有限修改制定修复目标值。当环境质量指南不可达，或者场地条件独特或特别敏感限制通用标准的有效实施时，则可以使用风险评估方法来制定修复目标值。对于砷，制定的修复目标值不应低于土壤环境背景值。

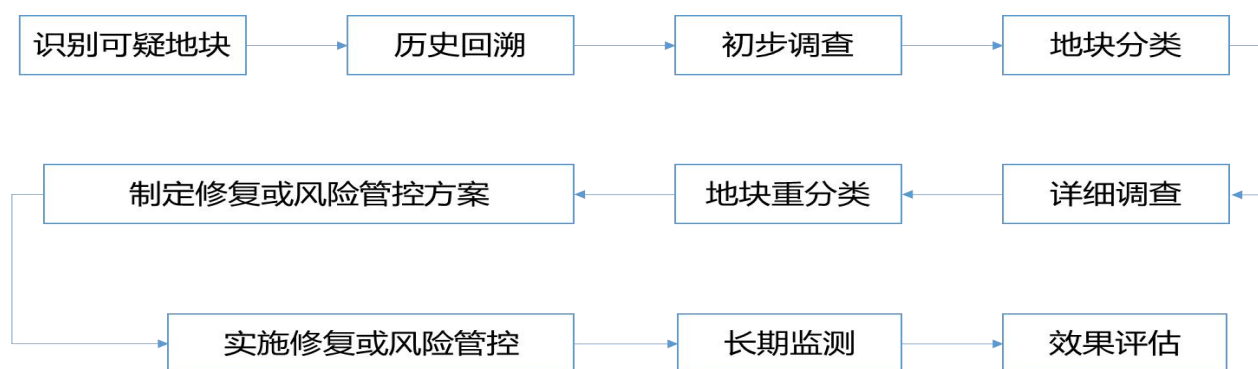


图 3-1 加拿大联邦地块土壤污染风险管理流程

## （二）国内标准现状

我国对土壤治理修复活动进行了区分，依据《建设用地土壤修复

技术导则》（HJ 25.4—2019），土壤修复指的是采用物理、化学或生物的方法固定、转移、吸收、降解或转化地块土壤中的污染物，使其含量降低到可接受水平，或将有毒有害的污染物转化为无害物质的过程。风险管控尚无文件对其明确定义，管理实践中，一般指的是采取阻断污染源、切断暴露途径管控建设用地土壤污染对人体健康风险的活动。

国内土壤污染修复目标值内涵是指与保护人体健康相对应的土壤污染物含量阈值，与此对应的土壤治理修复活动是“土壤修复”。2022年12月之前，我国无相关标准规范明确如何合理确定修复目标值。《建设用地土壤修复技术导则》（HJ 25.4—2019）仅规定：分析比较按照《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3—2019）计算的土壤风险控制值、《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 36600—2018）规定的筛选值和管制值、地块所在区域土壤中目标污染物的背景含量以及国家和地方有关标准中规定的限值，结合目标污染物形态与迁移转化规律等，合理提出土壤目标污染物的修复目标值。

我国部分地区探索深层次风险评估方法确定修复目标值，如北京市出台了《建设用地土壤污染状况调查与风险评估技术导则》（DB 11/T656—2019）、《污染场地挥发性有机物调查与风险评估技术导则》（DB11/T 1278—2015），推荐了基于土壤气/挥发通量、人体可给性等评估方法制定修复目标值。早期的部分案例借鉴英国立法一致性原则，基于饮用水卫生标准等效风险推导砷的修复目标值。

2022年12月,《指南》发布。这成为我国修复标准体系第一部技术性规范文件。《指南》本着突出重点,有限目标的原则,明确适用于采用修复方式管控建设用地土壤污染对人体健康的风险,保障人居环境安全的土壤污染修复目标值的确定。《指南》给出了三种不同层次的修复目标值确定方式,并配套制定了人体可给性测试方法、基于土壤气和挥发通量的土壤污染修复目标值计算方法和基于人体可给性的土壤污染修复目标值计算方法。

#### 四、编制原则

**重点突出原则:**我国在土壤治理修复实践中,多采用修复措施管控土壤污染风险。修复目标值一般指的是基于保护人体健康这一目标的土壤中污染物的定量阈值,因此本指南制定本着重点突出的原则,适用于采用修复方式管控建设用地土壤污染土壤风险活动的修复目标值的确定,采用阻断污染传输途径、受体暴露途径等措施管控土壤污染土壤风险的活动不适用于本指南。

**相容性原则:**基于相容性原则,本指南主动与现有土壤环境管理术语、土壤环境质量标准,及调查评估、治理修复、效果评估、土壤背景调查等过程技术规范相衔接,实现与现有土壤环境管理技术体系协调配套的同时,合理规范土壤污染土壤修复目标值的制定。

**保守进步原则:**在有效保护人体健康的前提下借鉴发达国家深层次风险评估经验,引入风险等效、人体可给性测试推导土壤风险控制值,不在精细化评估上急功冒进。

## 五、主要技术内容及说明

### （一）层次框架

本文件由 5 部分组成，包括：

- （1）范围
- （2）规范性引用文件
- （3）术语和定义
- （4）修复目标值确定方法
- （5）附录

### （二）范围

建设用地土壤污染风险管控根据保护目标或受体的不同，可以采取不同的治理修复方式。针对不同保护目标和不同的治理修复措施，土壤污染修复目标值不同。本文件适用于采用修复方式管控建设用地土壤污染对人体健康的风险，保障人居环境安全的土壤污染修复目标值的确定。采用阻断污染传输途径、受体暴露途径等措施管控土壤污染风险的活动不适用于本指南。

### （三）规范性引用文件

下列文件中的内容通过文中的规范性引用而构成本标准必不可少的条款。其中，注日期的引用文件，仅该日期对应的版本适用于本标准；不注日期的引用文件，其最新版本（包括所有的修改单）适用于本标准。

GB 5749 生活饮用水卫生标准

GB 15618 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）



GB 36600 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）

GB/T 22105.2 土壤质量 总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法 第2部分：土壤中总砷的测定

HJ 25.2 建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则

HJ 25.3 建设用地土壤污染风险评估技术导则

HJ 680 土壤和沉积物 汞、砷、硒、铋、锑的测定 微波消解/原子荧光法

HJ 803 土壤和沉积物 12种金属元素的测定 王水提取-电感耦合等离子体质谱法

HJ 1185 区域性土壤环境背景含量统计技术导则（试行）

HJ/T 166 土壤环境监测技术规范

《建设用地土壤污染修复目标值制定指南（试行）》（环办土壤函〔2022〕488号）

#### （四）术语和定义

##### 1. 土壤修复 **soil remediation**

依据《建设用地土壤修复技术导则》（HJ 25.4—2019），本文件将其定义为“采用物理、化学或生物的方法固定、转移、吸收、降解或转化地块土壤中的污染物，使其含量降低到可接受水平，或将有毒有害的污染物转化为无害物质的过程”。

##### 2. 建设用地砷污染土壤修复目标值 **cleanup level of arsenic contaminated soil of land for construction**

参考《指南》，本文件将其定义为“在采取修复方式管控建设用

地土壤污染风险时，用于表征对保护目标实现有效保护（不产生直接或潜在危害、或不具有环境风险），所允许的建设用地土壤砷含量阈值”。

### **3.致癌风险 carcinogenic risk**

依据 HJ 25.3，本文件将其定义为“人群暴露于致癌效应污染物，诱发致癌性疾病或损伤的概率”。

### **4.危害商 hazard quotient**

依据 HJ 25.3，本文件将其定义为“污染物每日摄入量与参考剂量的比值，用于表征人体经单一途径暴露于非致癌污染物而受到危害的水平”。

### **5.可接受风险水平 acceptable risk level**

依据 HJ 25.3，本文件将其定义“对暴露人群不会产生不良或有害健康效应的风险水平，包括致癌物的可接受致癌风险水平和非致癌物的可接受危害商”。

### **6.人体可给性 bioaccessibility**

参照《指南》，本文件将其定义为“污染物随土壤经口摄入后，可解吸至人体胃液中的质量与其在摄入土壤中总质量的比值，又称为生物可给性”。

### **7.土壤环境背景值 environmental background values of soil**

依据 GB36600，本文件将其定义为“基于土壤环境背景含量的统计值，通常以土壤环境背景含量的某一分位值表示。其中土壤环境背景含量是指在一定时间条件下，仅受地球化学过程和非点源输入影响

的土壤中元素或化合物的含量”。

## （五）砷修复目标值确定方法

### 1.总体要求

建设用地砷污染土壤修复目标值可采用基于筛选值、人体可给性测试或生活饮用水卫生标准风险等效等三种方法之一确定修复目标值。一般地，修复目标值不应高于土壤风险管制值。对于高背景地区，可选择地块所在区域或地块土壤砷环境背景值作为修复目标值。

本标准对我国土壤环境背景值地方标准进行了系统梳理，有关省区市可选用对应标准中的砷土壤环境背景值对修复目标值进行修正（见表 5-1）。对于未颁布地方标准的地区，可参照附录开展地块尺度砷土壤环境背景值调查，对修复目标值进行修正。同时，为节约调查成本，本标准结合第二次全国土壤普查结果和 GB 36600，对不同土壤类型和省区市开展地块土壤环境背景值调查的必要性进行分级（见表 5-2）。必要性等级共分为 L、M 和 H 三个等级，划分方法如下：首先，根据第二次全国土壤普查数据累积分布特征，获取每个省区市土壤砷浓度的 95% 顺位值和最大值，其次依据 GB 36600 获取不同土壤类型砷的筛选值，最后根据筛选值与 95% 顺位值、最大值的大小关系确定必要性等级。筛选值大于最大值的，判定等级为 L；筛选值介于 95% 顺位值、最大值之间的，判定等级为 M；筛选值小于 95% 分位值的，判定等级为 H。等级为 L 表示开展地块土壤环境背景值调查的必要性低，调查结果提高修复目标值的可能性小；等级为 M，表示开展地块土壤环境背景值调查的必要性中等，调查结果提高修复目标值的可能性中

等；等级为 H 表示，开展地块土壤环境背景值调查的必要性高，调查结果提高修复目标值的可能性大。

表 5-1 我国已发布的土壤环境背景值地方标准

序号	省区市	标准名称	标准编号
1	甘肃省	土壤环境背景值	DB62/T 4524
2	浙江省	建设用地土壤污染风险评估 技术导则	DB33/T 892
3	珠江三角洲	土壤重金属风险评价筛选值 珠江三角洲	DB44/T 1415
4	柳州市	土壤环境背景值	DB4502/T 0052
5	韶关市	土壤环境背景值	DB4402/T 08
6	深圳市	土壤环境背景值	DB4403/T 68

表 5-2 不同土壤类型和省区市开展地块土壤环境背景值调查的必要性分级

土壤 类型	省区市	第二次土壤普查数据 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )		筛选值 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	必要性 等级
		95%分位值	最大值		
绵土、篓土、 黑垆土、黑 土、白浆土、 黑钙土、潮 土、绿洲土、	上海	11.5	13.3	20	L
	北京	13.6	14.1	20	L
	天津	13.9	15.2	20	L
	山东	14.8	18.6	20	L
	江苏	15.3	20.3	20	L

土壤 类型	省区市	第二次土壤普查数据 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )		筛选值 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	必要性 等级
		95%分位值	最大值		
砖红壤、褐 土、灰褐土、 暗棕壤、棕色 针叶林土、灰 色森林土、棕 钙土、灰钙 土、灰漠土、 灰棕漠土、棕 漠土、草甸 土、磷质石灰 土、紫色土、 风沙土、碱土	宁夏	15.4	18.4	20	L
	吉林	15.9	18.3	20	L
	黑龙江	14.1	27	20	M
	山西	14.2	25.8	20	M
	福建	14.5	35.6	20	M
	辽宁	15.1	57.8	20	M
	陕西	15.2	21	20	M
	内蒙古	15.3	77.6	20	M
	安徽	15.3	89.5	20	M
	河南	17.3	28.2	20	M
	甘肃	18.2	36.2	20	M
	四川	19.4	25.3	20	M
	新疆	20.7	39.5	20	H
	河北	22.2	31.7	20	H
	浙江	22.3	46.2	20	H
	青海	26	68.3	20	H
湖北	27.3	40	20	H	
江西	27.7	77.2	20	H	
广东	28.3	309.2	20	H	

土壤 类型	省区市	第二次土壤普查数据 (mg·kg <sup>-1</sup> )		筛选值 (mg·kg <sup>-1</sup> )	必要性 等级
		95%分位值	最大值		
	西藏	39.4	68.9	20	H
	湖南	40.2	118	20	H
	贵州	47.5	75.5	20	H
	广西	58.2	153.1	20	H
	云南	69.1	133.8	20	H
水稻土、红壤、黄壤、黄棕壤、棕壤、栗钙土、沼泽土、盐土、黑毡土、草毡土、巴嘎土、莎嘎土、高山漠土、寒漠土	上海	11.5	13.3	40	L
	北京	13.6	14.1	40	L
	天津	13.9	15.2	40	L
	黑龙江	14.1	27	40	L
	山西	14.2	25.8	40	L
	福建	14.5	35.6	40	L
	山东	14.8	18.6	40	L
	陕西	15.2	21	40	L
	江苏	15.3	20.3	40	L
	宁夏	15.4	18.4	40	L
	吉林	15.9	18.3	40	L
	河南	17.3	28.2	40	L
	甘肃	18.2	36.2	40	L
四川	19.4	25.3	40	L	

土壤 类型	省区市	第二次土壤普查数据 (mg·kg <sup>-1</sup> )		筛选值 (mg·kg <sup>-1</sup> )	必要性 等级
		95%分位值	最大值		
	新疆	20.7	39.5	40	L
	河北	22.2	31.7	40	L
	湖北	27.3	40	40	L
	辽宁	15.1	57.8	40	M
	内蒙古	15.3	77.6	40	M
	安徽	15.3	89.5	40	M
	浙江	22.3	46.2	40	M
	青海	26	68.3	40	M
	江西	27.7	77.2	40	M
	广东	28.3	309.2	40	M
	西藏	39.4	68.9	40	H
	湖南	40.2	118	40	H
	贵州	47.5	75.5	40	H
	广西	58.2	153.1	40	H
云南	69.1	133.8	40	H	
赤红壤、燥红 土、石灰(岩) 土	上海	11.5	13.3	60	L
	北京	13.6	14.1	60	L
	天津	13.9	15.2	60	L
	黑龙江	14.1	27	60	L

土壤 类型	省区市	第二次土壤普查数据 (mg·kg <sup>-1</sup> )		筛选值 (mg·kg <sup>-1</sup> )	必要性 等级
		95%分位值	最大值		
	山西	14.2	25.8	60	L
	福建	14.5	35.6	60	L
	山东	14.8	18.6	60	L
	辽宁	15.1	57.8	60	L
	陕西	15.2	21	60	L
	江苏	15.3	20.3	60	L
	宁夏	15.4	18.4	60	L
	吉林	15.9	18.3	60	L
	河南	17.3	28.2	60	L
	甘肃	18.2	36.2	60	L
	四川	19.4	25.3	60	L
	新疆	20.7	39.5	60	L
	河北	22.2	31.7	60	L
	浙江	22.3	46.2	60	L
	湖北	27.3	40	60	L
	内蒙古	15.3	77.6	60	M
	安徽	15.3	89.5	60	M
	青海	26	68.3	60	M
	江西	27.7	77.2	60	M



土壤类型	省区市	第二次土壤普查数据 (mg·kg <sup>-1</sup> )		筛选值 (mg·kg <sup>-1</sup> )	必要性等级
		95%分位值	最大值		
	广东	28.3	309.2	60	M
	西藏	39.4	68.9	60	M
	湖南	40.2	118	60	M
	贵州	47.5	75.5	60	M
	广西	58.2	153.1	60	M
	云南	69.1	133.8	60	H

## 2. 基于筛选值确定修复目标值

根据 GB 36600，将砷的土壤筛选值确定为修复目标值。GB 36600 根据土壤类型给出了砷的土壤环境背景值（具体如表 5-3 所示），并规定具体地块土壤中砷的检测含量超过筛选值，但等于或低于土壤环境背景值水平的，不纳入污染地块管理。但相关标准规范未明确如何确定地块所属土壤类型。本文件提供了一种根据地块所处地理位置查询土壤发生类型的方法。全国第二次土壤普查从 1975 年持续到 1994 年，第一次全面查清了我国土壤资源的类型、数量、分布、基本性状等，建立了中国土壤分类系统，是确定地块土壤发生类型最权威的参考资料。中国科学院南京土壤研究所基于全国第二次土壤普查资料绘制了全国土壤发生类型分布图，可登录网站国家科技基础条件平台国家地球系统科学数据中心土壤分中心 (<http://soil.geodata.cn/>) 查询。全国土壤类型分布图存在 1: 1400 万、1: 1000 万、1: 100 万等 3 种比例尺，

原则上比例尺越大越优，因此比例尺不应低于 1: 100 万。地块可能存在多种土壤类型，应根据保守性原则，取所有土壤类型对应背景值的较低者。

表 5-3 GB 36600 中各土壤类型砷的土壤环境背景值

土壤类型	背景值 (mg·kg <sup>-1</sup> )
绵土、篓土、黑垆土、黑土、白浆土、黑钙土、潮土、绿洲土、砖红壤、褐土、灰褐土、暗棕壤、棕色针叶林土、灰色森林土、棕钙土、灰钙土、灰漠土、灰棕漠土、棕漠土、草甸土、磷质石灰土、紫色土、风沙土、碱土	20
水稻土、红壤、黄壤、黄棕壤、棕壤、栗钙土、沼泽土、盐土、黑毡土、草毡土、巴嘎土、莎嘎土、高山漠土、寒漠土	40
赤红壤、燥红土、石灰(岩)土	60

### 3.基于生活饮用水卫生标准风险等效确定修复目标值

英国砷的土壤环境质量标准基于立法一致性、风险等效原则，使用饮用水标准等效推导而得。借鉴英国砷土壤环境质量标准值的制定方法，针对第一类用地，以 GB 5749 中砷的生活饮用水卫生标准作为地下水风险控制值反推砷的可接受致癌风险水平和危害商；根据反推结果调整可接受致癌风险水平和危害商，推导砷的土壤风险控制值，作为修复目标值。

### (1) ABS<sub>0</sub> 参数推荐值的设置

对于砷污染土壤，暴露途径包括经口摄入土壤、皮肤接触土壤和吸入土壤颗粒物等 3 种。根据 HJ 25.3 推荐参数，经口摄入土壤、皮肤接触土壤和吸入颗粒物等 3 种暴露途径对致癌风险的贡献率分别为 86.34%、8.29%和 5.37%，对非致癌风险的贡献率分别为 77.38%、6.61%和 16.01%。砷污染土壤的健康风险主要受经口摄入土壤途径影响。经口摄入土壤途径的致癌风险或非致癌风险 ABS<sub>0</sub> 参数呈正相关。ABS<sub>0</sub> 的推荐值为 1，其假设经口摄入土壤的污染物 100%被人体吸收。该假设过于保守，实际上经口摄入土壤途径中砷被胃肠吸收的比例在 2%~100%的较大范围内浮动，对结果的影响可能相差几十倍。因此基于人体可给性测试调整 ABS<sub>0</sub>，可进一步提高评估的精准性。ABS<sub>0</sub> 也影响土壤控制值的计算，保守取值会导致计算的土壤风险控值偏低。因此编制组基于中国本土土壤人体可给性研究成果对 ABS<sub>0</sub> 推荐值进行了修订。

研究数据从中国知网和 Web of Science 数据库有关文献数据中提取。数据采集时间为 2023 年 4 月，时间跨度为 1997 至 2023 年。在中国知网上以“生物可给性 AND 砷”或“人体可给性 AND 砷”，在 Web of Science 上以 ( bioavailability or bioaccessibility or availability or accessibility ) AND ( arsenic or As ) 为检索词，逐条整理、筛选出实验土壤来源于中国的砷人体可给性研究文献共 26 篇。从文献中提取 DIN、IVG、PBET、SBRC 和 UBM 等 5 种体外测试方法的人体可给性数据，然后采用蒙特卡罗模拟方法拟合累积频率分布，选择 95%顺序分位值

作为 ABS<sub>0</sub> 推荐值。

由表 5-4 可知，不同测试方法 95% 顺序分位值的最大值为 75.01%，因此将 ABS<sub>0</sub> 推荐值修订为 0.75。

表 5-4 人体可给性累积频率分布拟合结果

百分位	人体可给性 (%)					
	DIN	IVG	PBET	SBRC	UBM	合计
P2.5	2.49	2.88	1.63	3.18	4.07	2.05
P5	3.72	3.92	2.37	5.11	5.55	3.21
P25	11.11	10.97	7.66	15.74	12.86	10.16
P50	19.60	20.33	15.59	27.86	21.67	19.75
P75	31.80	34.46	27.79	44.55	33.99	33.88
P90	46.71	50.41	42.95	63.49	47.89	50.47
<b>P95</b>	<b>56.83</b>	<b>61.98</b>	<b>55.02</b>	<b>75.01</b>	<b>57.73</b>	<b>61.15</b>
P97.5	66.36	73.14	65.87	84.54	68.38	70.87

## (2) 等效风险的计算

依据 HJ 25.3 以 GB 5749 中砷的生活饮用水卫生标准( $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 作为地下水风险控制值反推砷的可接受致癌风险水平和危害商。

HJ 25.3 中，基于致癌风险的地下水风险控制值采用公式 (1) 计算，基于非致癌风险的地下水风险控制值采用公式 (2) 计算。

$$RCVG_{cgw} = \frac{ACR}{CGWER_{ca} \times SF_o} \quad (1)$$

公式中，

$RCVG_{cgw}$  - 基于饮用地下水途径致癌效应的地下水风险控制值， $mg \cdot L^{-1}$ ；

$ACR$  - 可接受致癌风险水平，无量纲；

$CGWER_{ca}$  - 饮用受影响地下水对应的地下水的暴露量(致癌效应)， $L$  地下水· $kg^{-1}$  体重· $d^{-1}$ ；

$SF_o$  - 经口摄入致癌斜率因子， $(mg \text{ 污染物} \cdot kg^{-1} \text{ 体重} \cdot d^{-1})^{-1}$ 。

$$HCVG_{cgw} = \frac{RfD_o \times WAF \times AHQ}{CGWER_{nc}} \quad (2)$$

公式中，

$HCVG_{cgw}$  - 基于饮用地下水途径非致癌效应的地下水风险控制值， $mg \cdot L^{-1}$ ；

$CGWER_{na}$  - 饮用受影响地下水对应的地下水的暴露量（非致癌效应）， $L$  地下水· $kg^{-1}$  体重· $d^{-1}$ ；计算公式参见附录 C；

$RfD_o$  - 经口摄入参考剂量， $mg \text{ 污染物} \cdot kg^{-1} \text{ 体重} \cdot d^{-1}$ ；取值为  $3.00E-04$ ；

$WAF$  - 暴露于地下水的参考剂量分配比例，无量纲。

反推等效可接受风险水平时，公式（1）和公式（2）中  $RCVG_{cgw}$  和  $HCVG_{cgw}$  为已知条件，即生活饮用水卫生标准，统一用  $HS_{dw}$  表示。

砷的等效可接受致癌风险水平采用公式（3）计算，等效可接受危害商采用公式（4）计算。

$$ACR = HS_{dw} \times CGWER_{ca} \times SF_o \quad (3)$$

$$AHQ = \frac{CGWER_{nc} \times HS_{dw}}{RfD_o \times WAF} \quad (4)$$

公式中CGWER<sub>ca</sub>根据用地类型采用附录C公式（C.3）和（C.5）计算，CGWER<sub>nc</sub>采用附录C公式（C.4）和（C.6）计算。

在风险表征阶段，可接受致癌水平（ACR）和可接受危害商（AHQ）根据计算的等效风险设置，计算土壤风险控制值作为修复目标值。计算时，ABSo推荐值为0.75，其他参数推荐值参照HJ 25.3 设置。

#### 4.基于人体可给性测试确定修复目标值

开展土壤砷人体可给性测试，根据地块和背景土壤砷人体可给性，推导砷的修复目标值。

##### （1）基于人体可给性测试确定修复目标值

为提高风险评估的精准性，美国引入了人体可给性这一概念。目前已出台《人体健康风险评估中土壤金属经口人体可给性评价指南》（Guidance for Evaluating the Oral Bioavailability of Metals in Soils for Use in Human Health Risk Assessment）和《砷体外人体可给性测试操作规程》（Standard Operating Procedure In Vitro Bioaccessibility (IVBA) Procedure for Arsenic）指导人体可给性的监测和应用。美国加州环境署进一步提出根据地块及其背景土壤的人体可给性对修复目标值进行优化。本标准依据此方法计算砷的修复目标值，计算公式如下：

$$CS = \frac{C_{sb} \times IVBA_{sb}}{IVBA_s} \quad (5)$$

公式中，

$CS$  - 基于人体可给性的土壤砷修复目标值， $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ；

$C_{sb}$  - 背景土壤中的砷浓度， $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ；

$IVBA_{sb}$  - 背景土壤人体可给性 IVBA，无量纲；

$IVBA_s$  - 地块土壤人体可给性 IVBA，无量纲。

## (2) 人体可给性测试方法

重金属人体可给性测试可采用动物等活体实验 (*in vivo*) 测试，其周期长、成本高、重复性差，难以在实际工程中使用。国际上一般使用模拟人体胃肠消化特性 (*in vitro*) 的体外方法进行测试，其周期短、成本低、结果重现性好。体外测试方法中，根据模拟场景的不同，实验方法有所不同。如美国《砷体外人体可给性测试操作规程》(Standard Operating Procedure In Vitro Bioaccessibility (IVBA) Procedure for Arsenic) 利用甘氨酸萃取液模拟胃部对重金属的吸收，而英国《英国土壤砷人体可给性的测定》(Measurement of the Bioaccessibility of Arsenic in UK Soils) 利用 PBET 方法同时模拟胃部和肠道对重金属的吸收。北京市《建设用地土壤污染状况调查与风险评估技术导则》(DB11/T 656—2019) 以及《建设用地土壤污染修复目标值制定指南(试行)》(环办土壤函〔2022〕488号) 借鉴美国人体可给性测试操作规程，提供了砷和铅的人体可给性测试方法，在实际调查评估中得到应用。对于土壤中砷的人体可给性，本标准推荐选用《建设用地土壤污染修复目标值制定指南(试行)》(环办土壤函〔2022〕488号) 中附录 C 方法进行测定。

### （3）地块尺度土壤环境背景值确定方法

我国尚未制定有关区域尺度土壤环境背景调查统计的国家或行业标准。本标准借鉴国内相关标准制定了地块尺度土壤环境背景调查方法。针对对照区域选择、最低样本量和土壤环境背景值确定进行了明确的规定。

依据《深圳市建设用土壤污染状况调查与风险评估工作指引》，明确应在地块内或周边至少选择 1 个未受工业企业或其他来源污染的区域作为对照布点区域，最低取样测试样本量为 6 个。

依据《区域性土壤环境背景含量统计技术导则（试行）》（HJ 1185—2021）对背景数据进行处理分析。土壤环境背景含量数据的分布类型大致分为正态分布、对数正态分布和其他分布。数据的正态性检验按照 GB/T 4882 的规定执行。非正态分布的数据，进行适当的正态转换后再进行正态性检验。可采用格拉布斯（Grubbs）检验法、狄克逊（Dixon）检验法、T（Thompson）检验法、箱线图法和富集系数法等方法对检测数据进行异常值判别。识别出的异常值，应参照 HJ 1185 中相关规定分析其原因，确定是否剔除。

实践中，可依据土壤环境背景含量统计量，选择某个统计量或一组统计量作为背景值。本标准规定对样点数量、最小值、最大值、分位值（2.5%、5%、10%、25%、50%、75%、90%、95%、97.5%）、算术平均值 $\bar{x}$ 、算术标准差 $S$ 等进行统计，并以土壤环境背景含量顺序统计量的 95%分位值作为土壤环境背景值。

## 六、与现行相关法律、法规、规章及相关标准的协调性



截至目前，我国已颁布了污染地块土壤环境管理办法、建设用地土壤污染风险管控标准、建设用地土壤污染状况调查和风险评估技术导则、建设用地土壤环境调查评估技术指南、建设用地土壤修复技术导则、建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则、中国土壤分类标准、区域性土壤环境背景含量统计技术导则、生活饮用水卫生标准。《建设用地砷污染土壤修复目标值确定技术指南》的制定将填补上述标准、规范未涉及的砷污染土壤修复目标值制定的内容，成为上述标准、规范的重要补充，实现与现有标准的协调配套，发挥标准体系的效益。

## 七、对实施本标准的建议

本文件为现阶段指导性标准，建议标准发布实施后，加强相关基础科学研究，并根据标准实施情况适时对本文件进行完善、修订与补充。