《污染地块土壤重金属稳定化效果评估技术规范（征求意见稿）》

编制说明

《污染地块土壤重金属稳定化效果评估技术规范》编制组

二〇二三年六月

目　录

1 项目背景 1

2 标准制定的必要性分析 2

3 国内外相关标准概况 4

4 编制原则及与现行标准的关系 10

5 主要技术要点及说明 12

6 标准的预期作用与效益 18

7 重大意见分歧的处理依据及结果 18

8 作为推荐性指标或强制性指标的建议及理由 18

9 对实施本文件的建议 18

1 项目背景

1.1 任务来源

各类工业企业搬迁遗留场地、废旧电器拆解场地及其污染区土壤重金属复合污染突出，土壤污染治理修复迫在眉睫。稳定化作为一种较为成熟的土壤治理技术，被广泛用于治理重金属污染场地。然而我国目前缺少重金属稳定化效果评估相关的技术规范，难以满足环保企业及管理部门对污染场地稳定化治理和评估方面的需求。为填补我国在污染地块土壤重金属稳定化效果评估方面的空白，同时为贯彻落实《中华人民共和国环境保护法》、《土壤污染防治法》《土壤污染防治行动计划》和党中央、环保部关于加强土壤污染防治工作的指示，进而指导以保护人体健康和生态环境为目标的场地风险防控、预警与安全利用。2022 年 4 月，中华环保联合会下达了《污染地块土壤重金属稳定化效果评估技术规范》团体标准（编号：中环联字[2022] 93 号）的编制任务。清华大学承担该文件的编制工作。参编单位有上海康恒环境修复有限公司、广西博世科环保科技股份有限公司、北京首科兴业工程技术有限公司。

在重金属污染场地土壤稳定化效果评估方面，为符合我国土壤环境特征、切合土壤环境管理工作的实际需求，在大量资料收集、实地调研、实验检测、数据分析的基础上，综合国内外有关经验，提出适用于我国国情的重金属稳定化效果评估体系的研究框架与方法体系，为我国重金属污染场地治理以及稳定化评估提供技术支撑。

1.2 工作过程

项目立项后，主编单位组织参编单位召开了编制启动会，就“污染地块土壤重金属稳定化效果评估技术规范”的体例与内容，进行了充分地研讨与交流，并明确标准编制思路、拟开展的主要工作、任务分工及时间进度安排等。在广泛收集国内外稳定化后土壤进行重金属浸出评估相关的政策、法律法规、技术导则、标准等文献的基础上，选取一系列符合中国国情的相关要素指标，标准编制组开展系统深入地分析论证，并完成了《污染地块土壤重金属稳定化效果

评估技术规范（征求意见稿）》初稿的撰写。该技术规范给出了效果评估的前期准备、不同稳定化后土壤去向的效果评估方法、后期环境监管、标准的预期作用与效益等。具体编制过程如下：

前期准备阶段（2022 年 3 月-2022 年 6 月）。项目立项，成立标准编制组。编制人员深入开展研究现状调研，完成国内外相关标准指南、资料的收集和分析，编制标准大纲，确定各阶段的工作任务和目标；

框架形成阶段（2022 年 7 月-2023 年 3 月）。编制组召开多轮内部讨论交流会，讨论编制工作进展，汇总内部意见建议，编制《污染地块土壤重金属稳定化效果评估技术规范（征求意见稿）》及编制说明初稿。

修订论证阶段（2022 年 3 月-2023 年 6 月）。编制组通过线上和线下形式邀请专家召开征求意见稿与编制说明技术审查会，综合多方专家的意见，经过修改完善最终形成《污染地块土壤重金属稳定化效果评估技术规范（征求意见稿）》和《污染地块土壤重金属稳定化效果评估技术规范（征求意见稿）》编制说明。

2 标准制定的必要性分析

随着我国城市化和工业化进程的加速，土壤与地下水污染成为日益严峻的重要环境问题之一，直接影响生态环境和人体健康。据估算，目前我国存在约 100 万块的潜在污染地块，其中重金属污染地块占比达到 80%以上。污染地块修复是目前解决污染地块环境问题最直接的方法，选择适宜的污染地块修复技术对于污染地块修复工程尤为重要。常用的重金属污染场地修复技术包括化学氧化、固化、稳定化、水泥窑协同处置、植物修复等。其中稳定化修复技术由于其修复周期短、修复价格低、施工灵活、适用性强等优势，在我国实际修复工程项目中得到了较为广泛的应用。随着国内稳定化修复相关产业的不断完善，稳定化技术也越来越成熟，目前已经成为重金属污染地块修复工程的主导技术，在各类土壤修复工程中的占比达到 48.5%，超过其他各种类型的污染场地土壤修复技术。

根据《2021 年土壤环境修复行业市场分析报告》中对当前土壤修复市场的调研结果，2017-2021 年我国土壤修复行业公开招投标项目数量逐年增加，2021

年项目总金额超过了 150 亿元，市场规模巨大并且还在逐年增加。但不同类型的土壤修复相关咨询服务类项目数量和金额的统计结果显示，2021 年全年土壤调查评估类项目为 2164 个，土壤修复技术服务类项目 452 个。相比之下，土壤修复效果评估类项目仅 128 个，已完成地块调查评估项目数量远多于效果评估项目，约为效果评估项目的 16.9 倍，待效果评估项目基数庞大，未来重金属稳定化修复效果评估同样具有巨大的市场需求。

在国家政策法规层面，近年来在污染场地修复后效果评估方面不断提出更高的要求。2016 年发布的《土壤污染防治行动计划》中提出土壤污染防治目标包括污染土地的可再开发利用，提高场地安全利用率。2017 年颁布实施的《污染地块土壤环境管理办法》中规定："污染地块土地使用权人应当根据风险评估结果，并结合污染地块相关开发利用计划，有针对性地实施风险管控。"2019 年开始实施的《中华人民共和国土壤污染防治法》中规定："土壤污染责任人应当结合土地利用总体规划和城乡规划编制修复方案。"总体上，在国家相关政策法规层面，强调针对不同地块因地制宜开展污染修复治理效果评估，强调在修复活动完成后，需要实施后期管理的地块应进行长期监测。因此，《污染地块土壤重金属稳定化效果评估技术规范》的编制对于土壤修复行业从业单位更好地贯彻落实国家相关政策法规，规范整个行业健康发展具有重要意义。

稳定化作为一种适用性广泛且成本可控的重金属污染地块修复技术，近年来在我国污染地块修复行业内得到了积极的推广，但随着其被越来越广泛地应用，重金属污染地块稳定化修复结束后可能会发生的稳定化失效也成为了亟需解决的关键问题。国内外因为稳定化措施不足或失效而造成的土壤污染事故时有发生，造成了严重的负面环境和社会经济影响。污染地块稳定化修复失效主要是由于修复材料在长期自然条件下，受紫外光、雨水和碳酸侵蚀、碳化作用、微生物侵蚀、冻融循环等作用，导致材料老化失效。为克服这一难题，目前已有相关研究致力于在理解重金属稳定化材料老化失效的机理基础上，开发新的具有修复长效性的重金属稳定化材料，使得重金属污染地块在进行稳定化修复治理后能够维持更长时间的低重金属污染物浸出水平，从而大幅降低其环境风险。另一方面，受土壤异质性的影响，污染地块修复工程的差异性较大，开展

重金属污染地块稳定化修复后效果评估十分有必要。同时，重金属污染地块稳定化修复后效果评估，对于测试衡量长效稳定化修复材料性能优劣也很有必要。但现有的评估体系对重金属污染地块重金属稳定化修复后的效果评估还不够精细，难以应对复杂场地条件变化，容易导致对污染地块修复后的长期监管不足等问题。这阻碍了具有长效性的重金属稳定化修复材料在土壤修复市场的推广应用，不利于解决实际修复工程中稳定化失效的现实问题。因此，亟需建立针对性更强的污染地块重金属稳定化效果评估体系。

目前还没有针对重金属污染地块的稳定化修复专门进行效果评估的相关技术指南、导则等。2018 年颁布的《污染地块风险管控与土壤修复效果评估技术导则（试行）》（HJ 25.5）中将风险管控与土壤修复效果评估列为污染地块风险管控和土壤修复工作流程的规定动作，但导则中并未对重金属污染地块的稳定化效果评估作进一步细化，仅作为“场地风险管控”的一部分，针对性和可操作性有所欠缺。其余相关指南中提出了稳定化效果评估的方法，但适用情况和具体工作细节尚有不足，限制了稳定化技术的推广应用。因此，《污染地块土壤重金属稳定化效果评估技术规范》的编制可对污染地块风险管控与土壤修复效果评估技术体系进行补充和完善。

该技术规范是对《污染地块风险管控与土壤修复效果评估技术导则（试行）》的重要补充，也是研发制备重金属长效稳定化材料及制定污染修复后地块长期监测计划的重要依据，可为解决重金属污染地块稳定化修复失效问题提供支撑。

3 国内外相关标准概况

3.1 国内相关标准情况

稳定化修复技术是一种经济、有效、快捷的重金属污染主流修复技术，但该技术不能实质性去除污染物，而是对污染物的暴露和迁移进行阻断，污染物仍存在再活化的风险。因此其修复后效果评估方法及其标准一直是该技术关注的热点。

自 2014 年以来，我国陆续出台了关于地块修复效果评估的指南和导则，但

对于地块修复的效果评估探索和试点主要仍在地方层面。2016 年发布《土壤污染防治行动计划》后，我国开始在国家层面陆续发布了一些土壤污染防治的相关政策法规和技术标准体系。其中，对于效果评估的要求逐年提高，要求我们实施风险管控与修复工作时应针对不同地块因地制宜。直到 2018 年生态环境部出台了 HJ 25.5《污染地块风险管控与土壤修复效果评估技术导则（试行）》后，地块修复的效果评估工作有了一个比较统一的规范。2019 年的《土壤污染防治法》中也提出，修复活动完成后，需对实施后期管理的地块进行长期监测。

目前国内稳定化修复工程的评估和验收常采用浸出试验方法来评价污染物的释放能力。常用的浸出方法有两种：（1）以保护地下水为目标的 HJ/T300-2007《固体废物 浸出毒性浸出方法 醋酸缓冲溶液法》的浸出方法；（2）以保护地表水和地下水为目标的 HJ/T299-2007《固体废物 浸出毒性浸出方法 硫酸硝酸法》的浸出方法。此外，我国的 HJ 557-2010《固体废物 浸出毒性浸出方法 水平振荡法》和 GB 5086.1-1997《固体废物 浸出毒性浸出方法 翻转法》均采用了去离子水作为浸提剂，模拟了固体废物在特定场合中受到地表水或地下水的浸沥，其中的有害组分浸出而进入环境的过程。

表 3-1 国内四种常见浸出方法实验参数

测试方法	最大粒径/mm	浸提剂	液固比(L/S)	提取时长/h	模拟应用场景
HJ/T 299-2007	9.5	浓硫酸浓硝酸混合液	10:1	18	模拟酸雨沉降对修复后产物中污染物的暴露和迁移
HJ/T 300-2007	9.5	醋酸缓冲液	20:1	18±2	修复后产物进入填埋场，模拟垃圾渗滤液对污染物的影响
HJ/T 557-2010	3	去离子水	10:1	8	模拟固体废物在特定场景下受到地表水或地下水的浸沥，其中的有害组分浸出而进人环境的过程
GB 5086.1-1997	5	去离子水	10:1	18	模拟固体废物在特定场景下受到地表水或地下水的浸沥，其中的有害组分浸出而进人环境的过程

除了各种浸出测试方法外，稳定化修复效果评估还需采用国家或地方制定的验收标准以判断修复是否达标。目前，国内缺少国家级别的针对稳定化修复效果评估的浸出毒性标准，已发布的技术导则和标准中主要借助于国家现有的固废毒性鉴别与管理办法，以较为严格的《地下水环境质量标准》（GB/T 14848-2017）作为限值，或者参考生活垃圾填埋场入场标准。由于土壤与固体废物在自身特性、处置方式和利用途径等方面的差异，对污染土壤处理效果的

评价很难直接借用固废的评价标准，因此需要在借鉴固废相关标准的基础上，开展关于污染土壤稳定化效果评价方法的基础研究（尤其是针对稳定化处理后的土壤）。

湖南省的 2016 年发布的《重金属污染场地土壤修复标准》（DB43/T 1165-2016）是首个明确规定以浸出浓度作为污染土壤修复效果判断的地方性标准，并且明确要求使用 HJ 557《固体废物 浸出毒性浸出方法 水平振荡法》中的浸出方法，用去离子水浸出稳定化土壤，将浸出浓度与地表水 IV 类水标准进行比较。

生态环境部 2023 年发布的《污染土壤修复工程技术规范 固化/稳定化》中则提出了相对更全的浸出方法，对于一般情形使用 HJ/T 299-2007：模拟废物在不规范填埋处置处理后，其中的有害组分在酸性降水的影响下，从废物中浸出进入环境的过程，最终污染物浸出浓度应达到 GB/T 14848 地下水质量 IV 类及 IV 类以上的标准限值要求，并满足地下水用途要求；对于卫生填埋情形，使用 HJ/T 300-2007：模拟工业废物在进入卫生填埋场后，其中的有害组分在填埋场渗滤液的影响下，从废物中浸出的过程，最终将浸出浓度与 GB/T 14848 地下水质量标准进行比较，并满足 GB 16889 中相应限值要求；若稳定化产物进入一般工业固体废物填埋场处置，应按 GB 18599 第 I 类一般工业固体废物的规定进行浸出测试和判断。

目前，每个污染场地根据稳定化产物的最终处置方式制定了特定的修复目标值，其浸出毒性标准主要参考固体废物的浸出标准。

表 3-2 我国部分固化/稳定化修复案例评价方法、评价标准及产物去向途

工程实例	稳定化产物去向	评价方法	评价标准
上海世博园原工厂旧址	用于路基材料	醋酸缓冲溶液法	《危险废物鉴别标准—浸出毒性鉴别》(GB 5085.3—2007)
四川某铬污染场地	原地阻隔填埋绿化	硫酸硝酸法	《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中Ⅳ类水体标准值
河池市某砒霜厂	安全填埋场填埋	水平振荡法	《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)一级标准
湖北十堰市某电镀厂	安全填埋场填埋	硫酸硝酸法	《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中Ⅳ类水体标准值
河池市某选矿厂	安全填埋场填埋	水平振荡法	《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)一级标准
无锡某电镀厂	原地阻隔填埋并绿化	硫酸硝酸法	《铬渣污染治理环境保护技术规范(暂行)》(HJ/T 301—2007)
广州某金属品地块	原地阻隔填埋并绿化	硫酸硝酸法	《地下水质量标准》(GB/T 14848—2017)Ⅳ类水质标准

3.2 国外相关标准情况

3.2.1 美国

（1）传统浸出评估方法

1980 年 EPA（美国环境保护署）推出了固体废弃物毒性试验浸出程序（extraction procedure toxicity test），通常称为 EP 浸出法。该方法主要通过用醋酸溶液浸出固废中的污染物，然后与饮用水标准的 100 倍进行比较，如果浸出液浓度超过相应标准浓度，则认为是危险废物。

1990 年用美国开始使用 TCLP（the toxicity characteristic leaching procedure）毒性浸出实验方法作为浸出毒性的评价方法。TCLP 是美国《资源回收与保护法》（RCRA）中规定的浸出程序，其评价指标是 US 40CFR 261.24 中规定的浓度限值。TCLP 模拟的是无防渗层填埋场在降水时废物的浸出，作为鉴别危废的标准和作为危险废物处置效果判断规范，该方法最常用于评估重金属离子的迁移性。

1988 年，EPA 开发了另一种典型评价方法—合成沉降浸出法，即 SPLP（the synthetic precipitation leaching procedure），该方法是模拟浸出毒性的另一种污染场景，评价指标与 TCLP 的规定一致。SPLP 用模拟酸雨的硝酸或者硫酸溶液作为浸提剂来代替醋酸缓冲溶液浸提剂，可用于模拟酸雨对固体废物或土壤中重金属元素溶出的影响。

ITRC（Interstate Technology & Regulatory Council）2011 年制定了《Development of Performance Specifications for Solidification /Stabilization》。该技术规范为稳定化的指标、修复目标、材料和药剂选择、小试和中试、质量保证和控制及长期管理提供了技术指导。其中对于稳定化效果评估主要采用的是 TCLP 与 SPLP 法，他们分别模拟的是卫生填埋和酸雨淋溶过程中，污染物向地下水或地表水迁移的风险，并在 TCLP 中提出了对应的标准值。

表 3-3 国外三种常见传统浸出方法实验参数

测试方法	TCLP	SPLP	MEP
最大粒径/mm	9.5	9.5	9.5

浸取液	醋酸缓冲液 pH 值=4.93±0.05 pH 值=2.88±0.05	稀硫酸稀硝酸混合液 pH 值=4.20±0.05 pH 值=5.00±0.05	第一级用醋酸缓液，pH 值=5.00±0.20 之后各级用稀硫酸稀硝酸混合液，PH 值=3.00±0.20
液固比	20：1	20：1	20：1
浸取方式	机械翻转	机械翻转	机械翻转
震荡器转速/（r·min-1）	30±2	30±2	30±2
浸提时间/h	18±2	18±2	（18±2）×10
浸提次数	1	1	10
模拟应用场景	修复后产物进入填埋场，模拟垃圾渗滤液对污染物的影响	模拟酸雨沉降对修复后产物中污染物的暴露和迁移	模拟修复后产物进入填埋场，在多次酸雨沉降条件下其污染物的暴露和迁移
优点	可评估危险废物或污染土壤是否达到填埋场入场要求	对由降水而导致的重金属浸出可以给出更为实际的评价	可测试废物中危险组分向环境中可释放的最高污染浓度
缺点	对应评估场景过于单一和保守，偏向于某一种浸出环境	对应评估场景过于单一和保守，偏向于某一种浸出环境	浸提过程耗时长，操作繁琐，试验结果重现性不高

（2）新型浸出评估方法体系

2013 年 EPA 提出了浸出环境评估框架（leaching environmental assessment framework，LEAF），LEAF 方法包括多 pH 平行浸出试验（Method 1313）、柱淋溶测试（Method 1314）、半动态槽浸出试验（Method 1315）和不同液固比平行浸出试验（Method 1316）4 类。通常 4 类试验，可以单独或联合判断固体废物更广泛的浸出特性。与传统浸出方法相比，LEAF 方法不限于特定的处置情景，考虑的处置和污染释放情景范围更广，可满足实际管理过程中遇到的多种环境条件。

表 3-4 基于再利用情景的 LEAF 浸出方法

测试方法	Method 1313	Method 1314	Method 1315	Method 1316
模拟情景	松散状在自然环境中随 pH 值变化的情况下的浸出能力测试	自然状态下动态淋溶浸出速率和累积量	固化体通过表面释放至浸出液中的速率和累计量	用不同的液固比的平行试验，判断液固比对浸出效果的影响
固体颗粒	85%颗粒小于 0.3 mm、2 mm、5 mm	85%颗粒小于 2mm；100%颗粒小于 5 mm	块状体尺寸大于 40mm(长宽或高)	85%颗粒小于 0.3 mm、 2 mm、5 mm
样品重量	20g	300g	500g	20g
浸提液类型	HNO_3 、NaOH 调节 pH 值 2～12(10 个 pH 值)	蒸馏水	场地内的水	pH 值 4.5 缓冲乙酸；去离子水
固液比	1:10	不固定	10 mL/cm2	1:0.5；1:1；1:2；1:5；1:10

搅拌方法	翻转震荡 30 r/min	无需搅拌	无需搅拌	翻转震荡 30 r/min
测试周期	24h（0.3 mm) 48h（2 mm) 72h（5 mm)	10 d	2；23h； 5d；7d；14d；	24h（0.3 mm) 48h（2 mm) 72h（5 mm)
适用场景	可以表征所有类型固体废物在不同酸碱胁迫条件下的浸出测试	可以反应固体物质的动态浸出性能，通常更接近于实际情形的长期浸出性能模拟	可以反映块状体通过表面释放至浸出液中的速率和累计量	可以判断液固比对动态平衡和浸出率的影响

LEAF 方法体系与传统的浸出方法相比，其优点在于不限于特定的处置情景，可以覆盖大范围的处置和污染释放情景，尽可能考虑实际管理过程中遇到的各种环境条件。缺点是一方面对填埋等释放情景较少的处置情况进行评估时，采用 LEAF 方法体系会显得比较烦琐；另一方面 LEAF 方法体系虽然考虑了大范围的污染释放情景，但并没有考虑到实际过程中可能存在的碳化、冻融等长期环境因素对浸出的影响。

3.2.2 英国

欧洲国家在稳定化修复效果评价领域一直与美国方面保持长期合作研究，因此在研究和管理方面基本同步。2002 年颁布的 EN 12457-1~4 属于“入场达标”试验，是欧洲现行的固体废物浸出测试方法，用于确定废物是否符合指定的行为或参考值。这些方法主要考虑诸如液固比、浸出液的组成、颗粒大小、pH 值等因素对浸出过程的影响。

英国是应用固化/稳定化技术较早的国家，早在 2004 年 9 月就出台了一个关于固化/稳定化技术的专项技术导则《Guidance on the Use of Stabilization/Solidification for the Treatment of Contaminated Soil》，同年 11 月出台了一本研究报告《Review of scientific literature on the use of stabilization/solidification for the treatment of contaminated soil, solid waste and sludges》。该导则从固化/稳定化技术的筛选、设计、施工、环境安全保障以及后续长期监测等方面详细阐述了固化/稳定化处理过程中的要求，研究报告则从固化/稳定化的作用机理及其影响因素等方面进行了详细的阐述。2010 年 3 月发布了一项报告，主要阐述固化/稳定化技术的效果评估，侧重于评估以水泥基为主的固化/稳定化剂的长期稳定性。

3.2.3 荷兰

荷兰一直侧重于方法论的研究，从 1995 年开始，陆续出台了方法 NEN7343（1995 年）、NEN7345（1995 年）、NEN7373（2003 年）、NEN7371（2004 年）和 NEN7375（2004 年）用于评估稳定化修复场地的长期稳定性效果。

NEN7373《颗粒状废物或建材中无机组分浸出行为测试-柱状实验》为柱浸出试验方法，属于直流试验的一种，主要针对粉末及颗粒物料中无机元素的浸出特征分析。

NEN7375《块状废物或建材中无机组分扩散浸出行为测试》为一种环流试验方法（利用箱体的浸提），相对于 NEN7345 来说重现性更好，且更具普适性，是主要针对块状物料的浸出方法，与 CEN 的方法相比应用范围更广，可用于几何表面极其不规则的物料。

3.2.1 日本

日本由于污染场地面积小、污染处置类型相对简单等原因，采用了相对简单的修复效果评估方法，但在具体实施标准和程序规范等方面均做出了详细规定。同时，日本的《土壤污染对策法》专门规定了针对污染土壤的浸出评价标准，其标准与地下水标准和保护人类健康的水环境质量标准基本一致，要求十分严格。

综合目前国内外相关标准进展来看，目前国内的稳定化修复效果评估方法仅有少量振荡浸出试验的方法，该方法针对模拟应用场景单一，没有很好地与实际处置情景相结合，不能完全模拟土壤稳定后基于不同去向的可能释放情景。

同时，缺乏土壤浸出评估标准限值，目前稳定化修复效果的评价标准则主要借鉴固废毒性鉴别与管理方法，但该方法未规定污染土壤资源化再利用时的评价依据。为了规范污染土壤的稳定化修复工程，应确定相应的评估标准限值。

4 编制原则及与现行标准的关系

4.1 编制原则

（1）符合性原则

以《中华人民共和国环境保扩法》、《土壤污染防治法》和《土壤污染防治行动计划》以及我国现行的土壤环境保护法律法规、条例、标准、指南、导则的相关规定和要求为主要编制依据，了解国内污染地块土壤重金属稳定化效果评估技术的最新研究成果，确保我国污染场地的稳定化修复效果评估工作符合政策法规的相关要求和研究发展趋势，与土壤环境标准体系相互补充、相互支持。

（2）适用性原则

对国外发达国家稳定化修复效果评估的方法、体系、技术文件和研究现状等进行系统调研和深入梳理，充分借鉴国外发达国家先进经验和最新研究成果，结合我国现实国情特点进行集成创新，保证稳定化修复效果评估的科学性、合理性和可操作性。

（3）导向性原则

充分考虑我国稳定化修复场地的再利用特征和修复效果评估需求，以服务土壤环境质量的保护与改善为总体目标，建立健全稳定化修复场地的修复效果评价机制。

4.2 编制依据

GB 3838	地表水环境质量标准
GB/T 14848	地下水质量标准
GB 16889	生活垃圾填埋场污染控制标准
GB 18599	一般工业固体废物贮存和填埋污染控制标准
GB/T 50123	土工试验方法标准
HJ 25.1	建设用地土壤污染状况调查技术导则
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 25.5	污染地块风险管控与土壤修复效果评估技术导则（试行）
HJ/T 164	地下水环境监测技术规范
HJ/T 299	固体废物 浸出毒性浸出方法 硫酸硝酸法
HJ/T 300	固体废物 浸出毒性浸出方法 醋酸缓冲溶液法

HJ 557	固体废物 浸出毒性浸出方法 水平振荡法
HJ 1282	污染土壤修复工程技术规范 固化/稳定化
CJ/T 340	绿化种植土壤

4.3 与现行标准的关系

HJ 25.5 仅提到通过浸出试验对风险管控（重金属稳定化）效果进行评估，但未提供对应的浸出方法。最新的《污染土壤修复工程技术规范 固化/稳定化》（HJ 1282-2023）在检测与过程控制章节虽然提出可根据固化/稳定化后土壤的处置和利用情景选择相应的浸出方法，但仅对固化/稳定化后土壤进入工业固体废物填埋场和生活垃圾填埋场提出了各自的浸出试验方法。目前该篇幅较少，具体内容不够详细。例如，未明确原位修复、异地或原址回填、路基用土等不同土壤去向或修复方式的稳定化效果评估方法，也未明确稳定化后土壤不同去向的评估标准限值。

同时，HJ 25.5 和 HJ 1282-2023 未根据固化与稳定化技术间差异性，对相关技术规范进行有效区分。现有的其它行业技术导则，多将固化和稳定化技术归为一类，两者指标体系一致，缺少适用于稳定化效果评估的针对性文件。

本技术规范侧重于对稳定化修复效果的评估，对稳定化后土壤不同去向的评估方法和检测指标进行完善和补充，在内容和技术方法上较 HJ 25.5 和 HJ 1282-2023 更具有针对性和可操作性。

5 主要技术要点及说明

5.1 稳定化后土壤的去向

稳定化修复后的污染土壤可以根据不同程度的污染和周围环境的实际情况进行不同的处理和再利用。对于轻度污染土壤，可以用于区域生态绿化，其上层需覆盖一定深度的清洁土壤以规避对人类、动物和植物的直接影响。经过稳定化修复的中低浓度污染土壤可替代水泥窑硅质原料用于水泥生产或用于烧结砖的部分原料。中度污染土壤经过处理后可用于市政道路路基、工业用地平整

和商服用地工程填土，路基材料需将土壤颗粒压实并在其上层铺设防水层以避免地表水或侧面渗透的地下水进入土壤造成污染。高浓度污染土壤经过稳定化修复后可以安全填埋，但填埋场需要满足防渗和防淋等要求。根据地块用地规划和稳定化修复方案中规定的土壤去向，不同的土壤修复方式或去向可划分为原位修复、异地或原址回填（景观和绿化用途）、异地或原址回填（其他用途）、路基用土、填埋场处置。

5.1.1 原位修复

不移动受污染的土壤，直接在地块发生污染的位置对其进行原地稳定化治理。

原位修复后的土壤的潜在暴露情景较多，例如原位修复后土壤作为景观或城市绿化用途，土壤中的污染物对地下水、地表水、植物、土壤生物和人体健康等都可能产生影响；此外，原位修复后的土壤如果埋深较浅，例如位于地下水水位以下，地下水可直接浸泡稳定化后土壤，导致重金属污染物溶出进入地下水中。

5.1.2 异地或原址回填（景观和绿化用途）

污染土壤经过异位稳定化治理后以土壤属性作为植物生长的基质。

景观和绿化用途的场地一般无防雨防渗设施，且地表一般也无硬质覆盖层。土壤中的重金属污染物可通过降水等的淋溶作用进入地下水中；如果埋深较浅，例如位于地下水水位以下，地下水可直接浸泡污染土壤，导致重金属污染物溶出进入地下水。此外，绿化带内的植物根系会持续向下生长发育，如果根系进入污染土层区域，土壤中的重金属污染物则可被植物吸收，并可能对其他土壤生物产生影响。显然，污染土壤稳定化后作为绿化下层覆土时，土壤中的污染物对地下水、地表水、植物、土壤生物和人体健康等都可能产生影响。从环境保护监管角度出发，应严格监管将稳定化处理的土壤埋于下方（不可表层裸露），并且禁止在绿化覆土区域抽取地下水作为生活及工农业用水。

5.1.3 异地或原址回填（其他用途）

污染土壤异位稳定化处理后以土壤属性可回填到场地开发利用的非敏感区域（如广场或停车场等）底层。该种处置方式是我国目前重金属污染土壤稳定

化修复后的主要处置方式之一。

污染土壤稳定化处理后现场回填时，表层有混凝土等硬质覆盖层，可一定程度防止雨水冲刷和酸雨淋洗。但是一般情况下，底层没有敷设防渗层，土壤污染物可通过地下水长期浸泡和淋溶作用进入地下水中，影响地下水环境质量。

5.1.4 路基用土

稳定化异位修复后的土壤再利用为市政道路建设的路基用土。该种再利用渠道需要有市政开发相配合，且该种处置方式是我国目前重金属污染土壤稳定化修复后的主要处置方式之一。

污染土壤稳定化处理后用作路基材料时，表层有沥青路面或混凝土等硬质覆盖层， 可一定程度防止雨水冲刷和酸雨淋溶。但由于底层无防渗层，土壤污染物可通过地下水的长期浸泡作用进入地下水中，影响地下水环境质量。

5.1.5 填埋场处置

污染土壤经过异位稳定化处理后以固体废物属性，进入生活垃圾或工业固体废物填埋场进行卫生填埋或作为填理场封场覆土。该种处置方式需要找到可供按纳的填埋场。

填埋场尽管没有特殊的防雨设施，但是有良好的防渗措施、渗滤液收集处理设施以及污染监测设施。土壤污染物虽可通过渗滤液浸泡、降水或酸雨淋洗作用而浸出，但是浸出物随填埋场渗滤液收集而被集中处理。显然，处理后土壤进行卫生填埋或作为填埋场封场覆土时，土壤污染物对环境影响较小，因此对污染土壤稳定化处理要求相对宽松，仅需满足对应的填埋场入场要求。此外，填埋场配备有地下水监测井，因此在本技术规范中不再要求布设地下水监测井。

5.2 稳定化效果评估标准

稳定化土壤在不同去向或利用方式下的暴露情景及污染物的释放差别较大，产生的风险也不同，构建基于稳定化后土壤不同去向的评估体系，能更好地指导重金属污染土壤稳定化的推广和应用。因此，浸出浓度测试方法以及相应的评估标准限值应充分考虑稳定化后土壤的不同去向、回用方式与重金属污染类型。对于某些地质高背景区域或地下水含水层自然衰减较强区域，可以结合背

景值及地下水稀释倍数适当放宽浸出标准限值，原则上浸出标准限值不应超过背景值。

5.2.1 原位修复

原位修复是指不移动受污染的土壤，直接在地块发生污染的位置对其进行原地稳定化修复。

由于原位修复不移动受污染的土壤，因此可参照 HJ 25.5 中原位修复的布点方法，在水平方向上采用系统布点法；在垂直方向上采样，采样深度应不小于调查评估确定的污染深度以及修复可能造成污染物迁移的深度，根据土层性质设置采样点，原则上垂向采样点之间距离不大于 3 m，具体根据实际情况确定。此外应结合地块污染分布、土壤性质、稳定化药剂性质等，在高浓度污染物聚集区、修复效果薄弱区、修复范围边界处等位置增设采样点。

由于原位修复后的土壤污染物可通过地下水长期浸泡和淋溶作用进入地下水中，影响地下水环境质量。基于保护地下水的目的，采用水平振荡法（HJ 557）进行浸出测试，该方法对阳离子、阴离子污染物均适用。若原位修复后的土壤位于地下水水位以下，地下水可直接浸泡污染土壤，导致重金属污染物溶出进入地下水中。此时测试指标应包括上流式浸出测试（详见 5.3.3），两种浸出测试均需满足 GB/T 14848 地下水质量Ⅳ类的标准限值或满足地下水用途要求。若稳定化土壤位于植物根系生长的有效土层（该定义来自 CJ/T340，为满足植物根系正常生长发育所需的土壤），测试指标还应包括稳定化后土壤中重金属总量，测试方法和标准限值参照《绿化种植土壤》（CJ/T 340）。

5.2.2 异地或原址回填（景观和绿化用途、其他用途）

尽管在 5.1 定义中将异地或原址回填分为了两部分用途（景观和绿化用途、其他用途），为了避免大量重复，将景观和绿化用途以及其他用途在正文中合并论述。由于异地或原址回填涉及清挖污染土壤，因此可直接对稳定化药剂拌合养护后、再利用前的土壤开展效果评估，以 500 m^3 为一个采样单元。当修复量不超过 500 m^3 时，应同时采集一个平行样品。

5.2.2.1 异地或原址回填（景观和绿化用途）

若稳定化土壤去向为异地或原址回填（景观和绿化用途），基于保护地下水

的目的，采用水平振荡法（HJ 557）进行浸出测试，该方法对阳离子、阴离子污染物均适用。其他项目为上流式浸出测试（详见 5.3.3），两种浸出测试均需满足 GB/T 14848 地下水质量Ⅳ类的标准限值或满足地下水用途要求。若稳定化土壤位于植物根系生长的有效土层（该定义来自 CJ/T340，为满足植物根系正常生长发育所需的土壤），其他项目还应包括重金属总含量，测试方法和标准限值参照《绿化种植土壤》（CJ/T 340）。

5.2.2.2 异地或原址回填（其他用途）

若稳定化土壤去向为异地或原址回填（其他用途），基于保护地下水的目的，采用水平振荡法（HJ 557）进行浸出测试，该方法对阳离子、阴离子污染物均适用。其他项目为上流式浸出测试（详见 5.3.3），两种浸出测试均需满足 GB/T 14848 地下水质量Ⅳ类的标准限值或满足地下水用途要求。

5.2.3 路基用土

对于稳定化后去向为路基用土的土壤，此回用方式不与土壤地下水环境直接接触。由于该去向涉及清挖污染土壤，因此可直接对稳定化药剂拌合、养护后、再利用前的土壤开展效果评估，以 500 m^3 为一个采样单元。当修复量不超过 500 m^3 时，应同时采集一个平行样品。

若稳定化土壤去向为路基用土，此回用方式污染土壤长期暴露于地表环境中，需要采取更加严格的管控标准防范重金属的淋溶风险。对于含阳离子型重金属污染土壤，考虑其在酸性环境下更易浸出，对应的浸出方法参照 HJ/T 299 执行；对于含阴离子型重金属污染土壤，考虑其在中性环境下更易浸出，对应的浸出方法分别参照 HJ/T 299 和 HJ 557 执行（共进行两种重金属浸出测试）。以上两种浸出测试均需同时满足 GB/T 14848 地下水Ⅳ类和 GB3838 地表水Ⅳ类的要求。

5.2.4 填埋场处置

若稳定化土壤去向为填埋场处置，此回用方式不与土壤地下水环境直接接触。因此可直接对稳定化药剂拌合、养护后、填埋前的土壤开展效果评估，以 500 m^3 为一个采样单元。当修复量不超过 500 m^3 时，应同时采集一个平行样品。参照 HJ 1282 的相关要求，根据不同的填埋场类型选择不同的浸出方法：如稳

定化土壤进入一般工业固体废物填埋场处置，应按 GB 18599 第 I 类一般工业固体废物的规定进行浸出测试和判断，即按照 HJ 557 进行浸出测试，并满足 GB 8978 中相应限值要求；若稳定化土壤进入生活垃圾填埋场处置，则应按照 HJ/T 300 进行浸出测试，并满足 GB 16889 中相应限值要求。稳定化土壤若进行卫生填埋无其他项目测试要求。

填埋场尽管没有特殊的防雨设施，但是有良好的防渗措施、渗滤液收集处理设施以及污染监测设施。土壤污染物虽可通过渗滤液浸泡、降水或酸雨淋洗作用而浸出，但是浸出物随填埋场渗滤液收集而被集中处理。显然，处理后土壤进行卫生填埋或作为填埋场封场覆土时，土壤污染物对环境影响较小，因此对污染土壤稳定化处理要求相对宽松。此外，填埋场配备有地下水监测井，因此在本技术规范中不再要求布设地下水监测井。

5.3 相关技术方法操作说明

5.3.1 水平振荡法

水平振荡法（参照 HJ 557 执行）以纯水为浸提剂，模拟固体废物在特定场合中受到地表水或地下水的浸沥，其中的有害组分浸出而进入环境的过程。

称取干基重量为 100 g 的试样，置于 2L 提取瓶中，根据样品的含水率，按液固比为 10: 1（L/kg）计算出所需浸提剂的体积，加入浸提剂（水），盖紧瓶盖后垂直固定在水平振荡装置上，调节振荡频率为 110±10 次/min、振幅为 40 mm，在室温下振荡 8 h 后取下提取瓶，静置 16 h。

5.3.2 硫酸硝酸法

硫酸硝酸法（参照 HJ/T 299 执行）以硝酸/硫酸混合溶液为浸提剂，模拟固体废物在不规范填埋处置、堆存、或经无害化处理再利用时，其中的有害组分在酸性降水的影响下，从废物中浸出而进入环境的过程。

称取 150~200 g 样品，置于 2 L 提取瓶中，根据样品的含水率，按液固比为 10: 1（L/kg）计算出所需浸提剂的体积，加入浸提剂（pH 为 3.20 ± 0.05 的硫酸硝酸溶液），盖紧瓶盖后固定在翻转式振荡装置上，调节转速为 30 ± 2 r/min，于 23 ± 2 °C 下振荡 8 ± 2 h。

5.3.3 上流式渗滤柱浸出法

参照美国 EPA 提出的 LEAF Method 1314 方法和荷兰 NEN 7343 方法，利用柱浸出装置开展柱浸出实验。浸出柱体内径为 5 cm，壁厚为 7 mm，柱体高度为 20 cm，柱体选用透明 PVC 作为原材料。在浸出柱中填装 400 ± 1 g 的稳定化后的土壤样品，浸提剂为去离子水，设置蠕动泵的流速为 200 mL/a（保持液固比为每日 0.5（L/S））。柱浸出实验过程中在 0.4 d、1 d、2 d、3 d、4 d、9 d、10 d、19 d、20 d 收集浸出液，测定液固比在 0.2、0.5、1.0、1.5、2.0、4.5、5.0、9.5、10 不同条件下浸出液的 pH 值、电导率、氧化还原电位和重金属含量。

6 标准的预期作用与效益

本文件提供了稳定化后土壤不同去向的稳定化效果评估方法，其推广实施能够有效评估和规范重金属污染修复后土壤的稳定化效果，细化和补充了修复效果评估相关技术内容，可持续为污染修复行业提供服务。

7 重大意见分歧的处理依据及结果

目前处于征求意见阶段，尚未出现重大分析。

8 作为推荐性指标或强制性指标的建议及理由

本文件为中华环保联合会团体标准，本文件并未涉及强制内容。

9 对实施本文件的建议

本文件适用于指导重金属污染地块稳定化修复的效果评估，验证稳定化修复对人体健康和环境风险的改善效果。

本文件是重金属污染土壤稳定化修复工程实施的重要文件之一。本文件为指导性文件，建议文件发布实施后，根据文件实施情况适时对本文件进行完善、修订与补充。