

DOI: 10.11779/CJGE202210013

中国某场地污染土原地异位稳定化工程实施

周实际^{1,2}, 杜延军^{*1,2}, 袁航^{1,2}, 孙慧洋^{1,2}, 冯亚松^{1,2,3}, 杨玉玲^{1,2}

(1. 东南大学岩土工程研究所, 江苏 南京 210096; 2. 江苏省城市地下工程与环境安全重点实验室, 江苏 南京 210096;

3. 江苏省环境科学研究院, 江苏 南京 210036)

摘要: 以中国某场地污染土原地异位稳定化实体工程为例, 介绍了污染场地修复与风险管控技术实施过程中污染土开挖、污染土与稳定剂混合、稳定化效果评估、稳定化土阻隔回填等技术环节。原地异位稳定化处理采用自主研发的稳定剂, 其主要成分为过聚合硫酸铁、磷酸钙、氢氧化钙和绿泥石粉。污染土的稳定剂掺量为 2%~4%, 养护龄期 3~7 d。经稳定化处理后, 目标污染物砷、锑、铜、锌、钒、氟化物浸出浓度满足修复设计要求。施工装备采用污染土修复一体化设备, 经该设备处理后, 污染土颗粒粒径小于 20 mm, 且污染土和稳定剂的混合均匀度大于 95%。稳定化土经采样检测确认达标后, 转运至回填区进行阻隔回填。阻隔回填区从下至上依次为压实天然黏土、无纺土工布、HDPE 土工膜、无纺土工布、压实稳定化土、无纺土工布、HDPE 土工膜和压实清洁土。稳定化土的回填工艺为分层回填、分层碾压, 回填厚度为 3 m, 压实度大于 90%。工程的顺利实施, 可为同类型污染场地的修复和风险管控提供技术参考。
关键词: 重金属污染土; 原地异位稳定化; 稳定剂; 阻隔回填

中图分类号: TU432

文献标识码: A

文章编号: 1000-4548(2022)10-1873-08

作者简介: 周实际(1989—), 男, 博士研究生, 主要从事污染土固化稳定化技术研究。E-mail: shijizhou@seu.edu.cn。

Engineering practice of ex-situ stabilization for contaminated site soils

ZHOU Shi-ji^{1,2}, DU Yan-jun^{1,2}, YUAN-Hang^{1,2}, SUN Hui-yang^{1,2}, FENG Ya-song^{1,2,3}, YANG Yu-ling^{1,2}

(1. Institute of Geotechnical Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2. Jiangsu Key Laboratory of Urban Underground

Engineering and Environmental Safety, Southeast University, Nanjing 210096, China; 3. Jiangsu Provincial Academy of Environmental

Science, Nanjing 210036, China)

Abstract: A systematic study on the ex-situ stabilization of multiple heavy metals-contaminated soils at a contaminated site in China is introduced. The key construction processes including excavation of contaminated soils, mixing of contaminated soils with a proposed novel stabilizer, evaluation of soil treatment effectiveness and backfilling of stabilized soils are presented. The stabilizer is composed of polymeric ferric sulfate, superphosphate, calcium hydroxide and chlorite powder at a dry weight ratio of 4:2:1:1. The dosage of the stabilizer is 2%~4% (dry weight basis) and the treated soils are cured for 3~7 days. It is found that the leaching concentrations of arsenic (As), antimony (Sb), copper (Cu), zinc (Zn), vanadium (V) and fluoride (F) are lower than the corresponding remediation target values. The Hitachi integrated soil remediation equipment is adopted in mixing the soils with the stabilizer. With the mixing equipment, the particle size of the soils is smaller than 20 mm, and the mixing uniformity of the soil-stabilizer system is found to be higher than 95%. The stabilized soils with heavy metal leaching concentrations meeting the remediation target values are backfilled to the in-situ site, lined and covered with composite barriers for the purpose of human health and environmental risk control. The structure of the cover barrier system, from top to bottom, is composed of compacted clay liner, non-woven geotextile, and HDPE geomembrane. The structure of the bottom barrier system, from bottom to top, is composed of compacted clay liner, non-woven geotextile, HDPE geomembrane and non-woven geotextile. After compaction with layered lifts, the thickness of the stabilized soils is controlled to be 3.0 m, and the degree of compaction of the stabilized soils is higher than 90%. The construction processes and key parameters obtained from the project are useful to facilitate the ex-situ stabilization of multiple heavy metals-contaminated soils and the risk control of treated soils being reused as geomaterials.

Key words: heavy metal-contaminated soil; ex-situ stabilization; stabilizer; backfill and macro-encapsulate

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2019YFC1806000); 国家自然科学基金项目 (41877248); 岩土力学与工程国家重点实验室开放基金课题 (Z019016); 江苏省研究生科研创新计划项目 (KYCX18_0124)

收稿日期: 2021-04-15

*通信作者 (E-mail: duyanjun@seu.edu.cn)

0 引言

废旧有色金属回收、电解和线缆加工制造、机械制造等生产活动产生的“三废”易通过扬尘、废渣倾倒、地表径流等途径进入土体中，导致土体重金属累积，回收集散地及周边土体重金属污染问题突出^[1-3]。稳定化技术通过将稳定剂与污染土混合后发生化学反应，改变重金属在土中的赋存形态，能够有效降低其在环境中的迁移性和生物有效性^[4-6]。稳定化技术根据工程实施过程中是否需要将污染土挖出以及是否需要离场运输可分为原位稳定化和原地异位稳定化^[4-10]。原地异位稳定化技术具有修复周期短、使用范围广、工程实施简便等特点，广泛应用于中国现阶段的重金属污染土修复^[9-10]。

目前，国内关于重金属污染土稳定化技术的研究多集中于稳定剂研发、稳定化机理以及稳定化评估方法等方面^[9-11]。针对阳离子态重金属（铅 Pb、锌 Zn、铜 Cu 等）污染土，常用的稳定剂包括磷酸盐和硫属化合物，其主要的稳定化机制为与重金属反应生成难溶性的磷酸盐沉淀和金属硫化物^[7-8, 10, 12]。针对（含氧）阴离子（砷酸根 AsO_4^{3-} 、氟化物 F 等）污染土等，常用的稳定剂包括金属氧化物、金属氢氧化物、氧化钙/氢氧化钙等，其主要的稳定机制为金属氧化物、金属氢氧化物及其水化产物对阴离子的吸附作用和沉淀作用^[13-16]。针对阳离子或阴离子污染土的稳定剂研发及其稳定化机理的研究较为成熟，且已工程化应用^[7-8, 15]。然而，关于多种阳离子、阴离子复合污染土稳定化药剂研发及工程化应用的报道较少^[17-18]。

近年来，稳定化重金属污染土的长效安全逐渐引起人们的关注，其受到污染土性质、稳定剂类型、稳定化土的最终处置方式、当地的气候条件和水文地质条件等因素的影响^[19-22]。污染土稳定化后的处置方式包括外运处置和阻隔回填两种形式。相比于外运处置，阻隔回填具有减少运输距离、节约修复成本、便于长期监测等优势。此外，与固化相比，稳定化土没有胶凝性基质结构，渗透系数难以控制在较低范围，在雨水入渗和地下水长期浸泡下，污染物易浸出^[23]。因此，

稳定化技术与阻隔技术的联合使用逐渐引起研究者和工程师的关注。

本文依托中国某场地多离子污染土原地异位稳定化实体工程，研究自主研发稳定剂的对砷、镉、锌、铜、钒、氟化物多种无机物复合污染土的稳定化效果。介绍与讨论稳定化工程实施过程中的关键环节：污染土开挖、污染土与稳定化混合搅拌、养护、效果评估。分析稳定化土回填碾压、回填区防渗层以及覆盖层施工工艺和关键技术参数。上述关键环节和技术参数，可为保障稳定化土的长效安全提供技术支撑。

1 场地土体污染概况

通过现场采样、手持式光谱仪快速检测（Niton, XL2800）和实验室检测，调查了场地内土中污染物的种类、浓度和空间分布特征及场地范围内的水文地质和工程地质条件。场地土体为黏土，经检测，场地特征污染物为砷 As、镉 Sb、铜、锌、钒 V 和氟化物 F，污染物含量和污染范围如表 1 所示。污染土浸出毒性浸出方法参照《固体废物浸出毒性浸出方法 水平振荡法》^[24]中的规定进行。

由表 1 可知，砷和氟化物的超标率（土体中污染物的含量超过筛选值即为超标，超标率为超标点数占送检样品数的比例）较高，分别为 21.9%和 20.6%；钒少量超标，超标率为 0.4%。污染土中污染物平均含量从大到小依次为锌 19475 mg/kg、铜 1405.5 mg/kg、氟化物 1237.46 mg/kg、砷 498.82 mg/kg、镉 87.56 mg/kg、钒 74.38 mg/kg。砷的浸出浓度范围为 ND~4.71 mg/L（ND 表示未检出），最大浸出浓度超过《地下水质量标准》^[25]IV 类标准值 94.2 倍；氟化物的浸出浓度范围为 ND~4.48 mg/L，最大浸出浓度超过《地下水质量标准》（GB/T 14848）^[25]IV 类标准值 2.24 倍；锌的浸出浓度范围为 ND~104.9 mg/L，最大浸出浓度超过《地下水质量标准》（GB/T 14848）^[25]IV 类标准值 20.98 倍；镉、铜、钒的浸出浓度范围分别是 ND~0.45 mg/L、ND~13.71 mg/L、ND~0.151 mg/L。场地土体污染深度为 0~4.5 m。场地土体 pH 为 5.22~9.44，大部分区域呈碱性。场地污染土主要为粉土和粉质

表 1 场地土体中污染物超标情况及污染深度
Table 1 Pollution levels and depths of research site

污染物	筛选值 /(mg·kg ⁻¹)	送检 样品数	最小值 /(mg·kg ⁻¹)	最大值 /(mg·kg ⁻¹)	平均值 /(mg·kg ⁻¹)	浸出浓度 /(mg·L ⁻¹)	超标率 /%	污染深度 /m
砷	20	3776	6.80	18110.00	498.82	ND~4.71	21.9	0~4.5
镉	20	2715	1.20	1184.20	87.56	ND~0.45	8.3	0~3.5
铜	2000	2560	10.50	36344.00	1405.50	ND~13.71	3.9	0~2.5
锌	3500	2673	68.30	142000.00	19475.00	ND~104.9	8.4	0~2.5
钒	165	2211	4.30	186.70	74.38	ND~0.151	0.4	0~1.0
氟化物	650	3154	18.62	10241.50	1237.46	ND~4.48	20.6	0~1.5

黏土, 局部夹有薄层中砂、中粗砂。场地内代表性污染土主要物理参数见表 2, 参照《土的工程分类标准》^[26]分类并结合塑性指标判定为低液限黏土。场地范围内稳定地下水位高程为-7.1~-8.5 m。

表 2 典型污染土样的物理特性参数
Table 2 Physical properties of contaminated soils

参数	取值
天然含水率 $w/\%$	25.7
相对质量密度 G_s	2.64
塑限 $w_p/\%$	30.4
液限 $w_L/\%$	41.4
最优含水率 $w_{opt}/\%$	16.4
最大干密度 $\rho_d/(\text{g}\cdot\text{cm}^{-3})$	1.74
pH	6.36
黏粒含量/ $\%$	24.8
粉粒含量/ $\%$	66.9
砂粒含量/ $\%$	8.3

2 修复目标的确定

场地污染土的清挖边界由清理目标值确定, 即清挖后基坑侧壁和底部目标污染物浓度低于清理目标值则清挖结束, 否则需继续清挖。基于保护生态和人体健康的风险评估结果, 提出本案例的清理目标值, 见表 3。场地内污染土原地异位稳定化后, 采用浸出浓度对稳定化效果进行评估, 浸出方法参照《固体废物浸出毒性浸出方法 水平振荡法》^[24]中的规定进行。

表 3 场地清理目标值及稳定化土浸出标准

Table 3 Clean-up target of research site and leaching target of stabilized contaminated soils

污染物	清理目标值/ $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	浸出浓度限值/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
砷	22.2	0.10
镉	20.0	0.01
铜	70.0	0.50
锌	175.0	2.00
钒	96.0	0.02
氟化物	630.0	2.00

3 原地异位稳定化施工

3.1 修复技术路线

为了精确优化场地不同污染程度污染土的最终去向, 综合环境安全、场地消纳能力、修复成本等多维度考虑, 将污染土分级分类管理, 制定相应的处理处置措施。以场地主要污染因子砷的含量为划分依据, 将场地污染土划分为重度污染土、中度污染土和轻度污染土。结合工程实际情况和专家评审意见, 根据污染程度采用如下处理处置方法: ①重度污染土外运安全填埋; ②中度污染土原地异位稳定化后原地阻隔回

填; ③轻度污染土外运资源化利用。中度污染土原地异位稳定化实施包括污染土挖掘、污染土预处理、稳定剂配置与添加、污染土与稳定剂混合搅拌、养护、稳定化效果评估等工序。污染土挖出之后、运往稳定化车间处理之前, 取样分析污染物类别和污染水平, 并通过室内试验确定稳定剂掺量。稳定化土经验收合格后, 转运至回填区进行阻隔回填。

3.2 污染土清挖与稳定化室内试验

场地污染土清挖根据不同污染因子、污染浓度、污染深度的不同分区分层进行。污染土清挖后分区堆存, 并覆盖聚乙烯防水布。在挖掘过程中, 对于各区块采用快速检测设备结合实验室校准进行精准定位, 明确清挖边界, 保证场地范围内的污染土全部收集、清理。场地的清理目标值见表 3。

污染土挖出后, 以 500 m^3 为一个单元堆存, 并采集混合土样约 5 kg 送至实验室开展稳定化室内试验确定稳定剂掺量。该污染土为粉质黏土, 天然含水率为 18.6% , pH 值为 8.62 。试验污染土各污染因子的含量为砷 $(925\pm 43)\text{ mg/kg}$ 、镉 $(238\pm 21)\text{ mg/kg}$ 、铜 $(3624\pm 85)\text{ mg/kg}$ 、锌 $(6851\pm 114)\text{ mg/kg}$ 、钒 $(418\pm 13)\text{ mg/kg}$ 、氟化物 $(1426\pm 64)\text{ mg/kg}$ 。污染土送至实验室后去除杂质、石块等, 破碎、搅拌均匀, 经多次四分法获得均匀土样 500 g 若干份。添加掺量为 1% , 2% , 3% , 4% , 5% , 6% (占污染土干重) 的稳定剂, 添加去离子水调节至含水率为 20% , 在使用 NJ-160 型水泥净浆搅拌机将污染土与稳定剂搅拌均匀。使用的稳定剂为作者所在课题组自主研发专利产品, 组成成分为配比为 $4:2:1:1$ 的聚合硫酸铁、过磷酸钙 (有效 $\text{P}_2\text{O}_5\ 16\%$)、氢氧化钙和绿泥石粉。污染土与稳定剂混合均匀后, 称取一定质量的土样装入直径为 50 mm 、高度 100 mm 的不锈钢模具中, 采用千斤顶静压成型, 控制压实度为 90% 。静压成型后, 采用脱模器将试样脱模, 并装入密封袋中, 置于标准养护室 (温度 $20\pm 2^\circ\text{C}$, 相对湿度 $>95\%$) 养护 3 d 。养护结束后, 参照《固体废物浸出毒性浸出方法 水平振荡法》^[24]中的规定测定试样的浸出毒性。

图 1 为场地中污染土代表性样品稳定化前后浸出毒性的测试结果及浸出液 pH。由图 1 可知, 污染土砷、镉、铜、锌、钒、氟化物的浸出浓度分别为 $0.39, 0.035, 1.81, 5.72, 0.027, 3.42\text{ mg/L}$ 均超过修复目标值 (见表 3)。稳定化土目标污染物浸出浓度随着稳定剂掺量的提高而降低。当稳定剂掺量为 3% 时, 砷、镉、铜、锌、钒、氟化物的浸出浓度分别为 $0.084, 0.008, 0.022, 1.26, 0.088, 1.44\text{ mg/L}$, 均低于修复目标值 (见表 3)。

因此,确定施工时稳定剂的掺量为3%。稳定化土浸出液的pH随着稳定剂掺量的提高而降低,当稳定剂掺量为3%时,稳定化土浸出液的pH值为7.09。

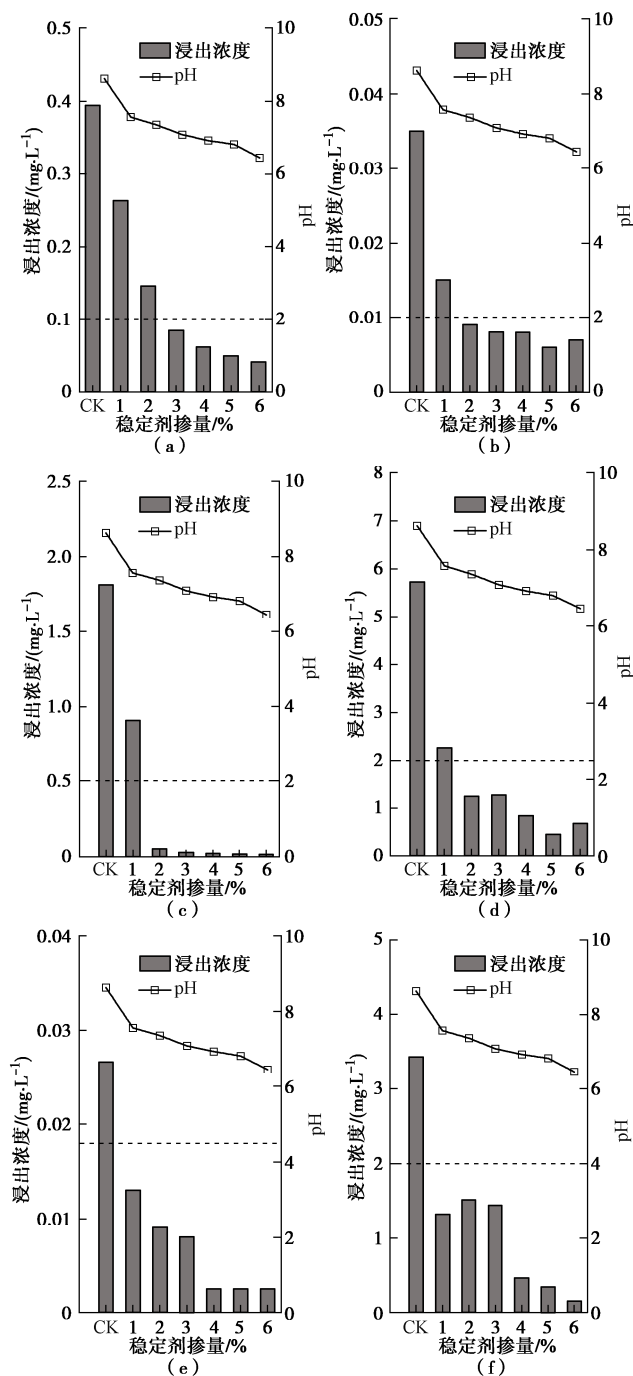


图1 污染土稳定化前后砷、锑、铜、锌、钒、氟化物浸出浓度和浸出液pH

Fig. 1 Leaching concentrations of As, Sb, Cu, Zn, V and fluoride for contaminated soils before and after stabilization and pH values of leachate

稳定化土浸出试验结果表明,采用的稳定剂对砷、锑、铜、锌、钒、氟化物具有较好的稳定化效果,适用于阳离子型、阴离子型污染物复合污染土的稳定化修复,其主要的稳定化机理包括:①磷酸根离子与 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 形成溶解度极低的磷酸盐沉淀^[7-8, 19-20];②

聚合硫酸铁溶解、氧化后形成的氧化物、氢氧化物对 AsO_4^{3-} 、 $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ 的络合作用和沉淀作用^[14-16];③氢氧化钙与氟化物形成沉淀 CaF_2 (萤石,溶度积常数 $K_{sp}=3.45 \times 10^{-11}$)^[13]。此外,绿泥石粉具有富铁、多孔、比表面积大等特点,对砷、锑、氟化物等多种无机离子具有较强的吸附作用。

3.3 污染土稳定化处置区及养护区设置

案例在场内地内修建2个稳定化车间、1个药剂车间以及1处养护区,并配置临时污水处理设施、污水池以及地磅,各功能区的相对位置如图2所示。其中,药剂车间用于稳定剂的存放;稳定化车间为污染土破碎、筛分及其与药剂拌合的作业区,为密闭式钢结构防护棚,每个稳定化车间的面积为 $50\text{ m} \times 60\text{ m}$;养护区用于稳定化土验收前的堆存、养护,面积为 $100\text{ m} \times 100\text{ m}$;污水池用于收集下雨是场地范围内的地面径流及驻场工人的生活污水并及时输送至污水处理设施进行处理。

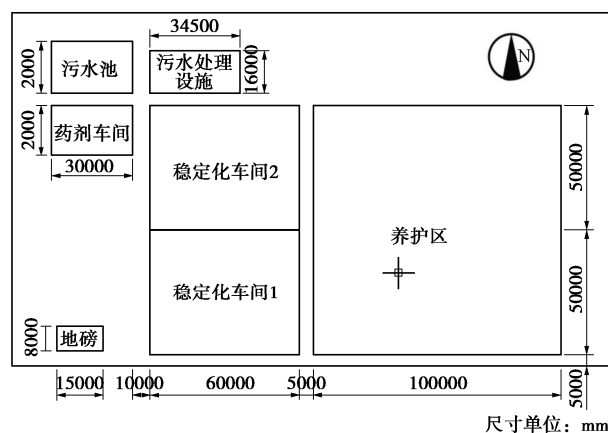


图2 污染土稳定化区域布置图

Fig. 2 Layout of areas with stabilization of contaminated soils

3.4 污染土筛分和破碎

为了增大稳定剂与污染土的接触面积、提高稳定化处理效率,同时去除土中的石块、树根等杂物,需对污染土进行破碎和筛分。案例采用的ALLU筛分斗(DH3-23/X75)进行污染土的破碎、筛分作业。ALLU筛分斗的作业原理是固定在滚轴上的上下交错的刀板朝反方向持续旋转。该设备处理效率高,斗容量为 1.7 m^3 ,运行处理能力平均 $60\text{ m}^3/\text{h}$,污染土破碎后粒径小于 30 mm ,可确保进入稳定化工序的土颗粒粒径小且均匀。

3.5 污染土与稳定剂混合

本案例采用污染土修复一体化设备(日立SR G 2000)实现污染土与稳定剂的混合搅拌,设备参数如表4所示。该设备主要由筛分破碎系统、输送和计量系统、药剂存储系统、药剂输送和计量系统、搅拌和混合系统、气动控制系统等组成。该修复修复一体化

表 4 污染土修复一体化设备性能参数

Table 4 Performance parameters for integrated soil remediation

equipment		
参数		取值
(1)	操作质量/t	18.6
(2)设备尺寸	整体长度/mm	12500
	整体宽度/mm	2990
	整体高度(运行时)/mm	4355
(3)混合机性能	最大作业量/(m ³ ·h ⁻¹)	135
	混合方式	污染土切割刀+双轴大锤
	污染土料斗容量/m ³	1.8
	稳定剂料斗容量/m ³	3
	稳定剂供应范围/(kg·m ⁻³)	20~180
	卸料输送带宽度/mm	500

设备可直接处理各种性质的沙土、粉土、黏土。经该设备处理后,土颗粒粒径分布能基本满足 90%在 20 mm 以下,60%在 10 mm 以下,有利于污染土与药剂的充分接触和反应。该修复一体化设备通过螺杆定量投加药剂,并在搅拌过程中实现污染土的再次破碎及其与稳定剂的混合。经该设备处理后,污染土中稳定剂浓度的变异系数可控制在 5%左右,稳定剂与污染土混合均匀。混合过程中,污染土的含水率控制在 20%~25%内。含水率过低会影响稳定剂与目标污染物的反应速度;含水率过高会造成土黏度过大,不易搅拌。案例污染土稳定化处理能力约为 5000 m³/d。污染土稳定化后运输至养护区进行养护,养护时间为

3~7 d。养护过程中用防水布覆盖堆体,防止水分蒸发。养护至设计龄期后,由第三方验收单位按照每 500 m³稳定化土采集 1 个代表性土样,进行浸出浓度测试,评估稳定化效果。

4 稳定化效果评估

原地异位稳定化的效果评估以稳定化土目标污染物的浸出浓度为评估标准,浸出方法参照《固体废物浸出毒性浸出方法 水平振荡法》^[24]中的规定进行。案例采用逐个对比法来评估整个场地的修复效果,即土样目标污染物浸出浓度低于或等于修复目标值时,满足修复要求;土样目标污染物浸出浓度高于修复目标值时,不满足修复要求;只有所有土样目标污染物浸出浓度均满足修复要求时,方可判定场地达到修复效果。

图 3 列举了 364 个稳定化土样品中目标污染物的浸出浓度。其中,污染物浸出浓度小于最低检测限 (LOD, limit of detection) 以 0.5 倍 LOD 统计。由图 3 可知,稳定化土铜、锌、氟化物的浸出浓度均满足修复要求;仅有少数样品砷、锑、钒的浸出浓度超过修复目标值,超标样品数分别为 1 个、4 个和 2 个。对浸出浓度超过修复目标值稳定化土进行二次稳定化,添加 2%的稳定剂,经混合搅拌、养护后,其浸出浓度均满足修复要求。一次稳定化土样品没有全部满足修复要求可归因于场地污染物的空间分布的非均

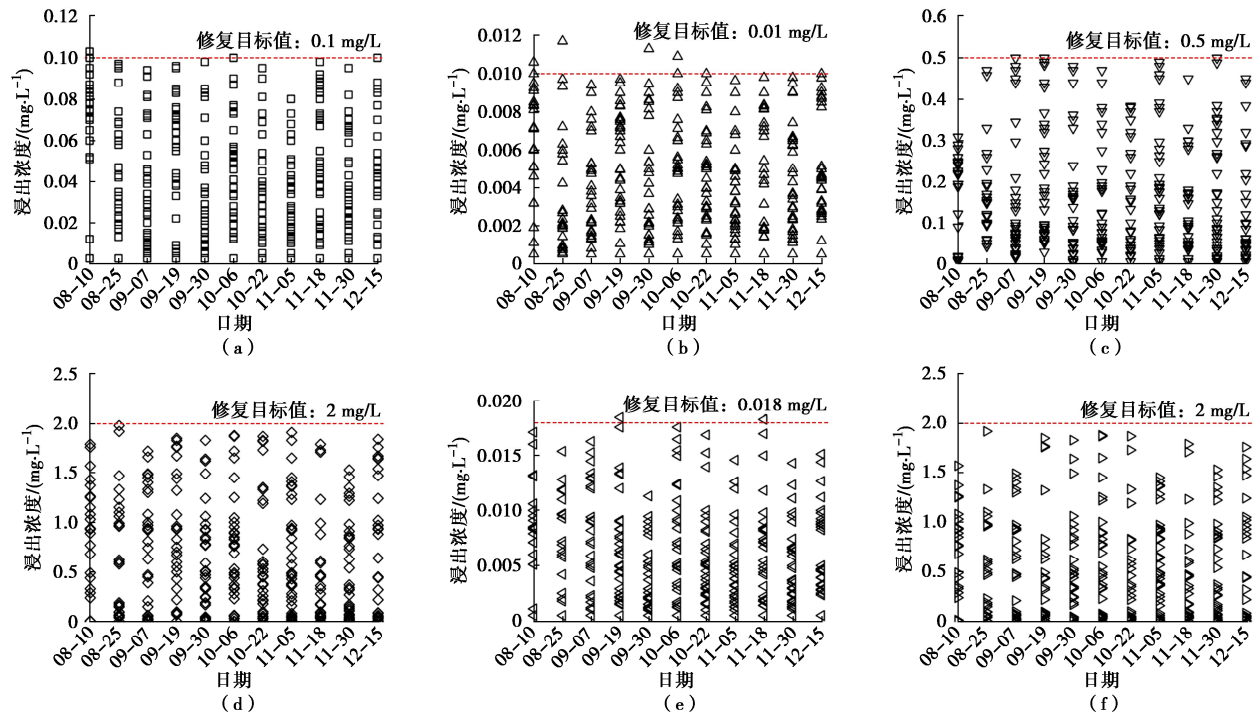


图 3 稳定化土砷、锑、铜、锌、钒和氟化物的浸出浓度

Fig. 3 Leaching concentrations of As, Sb, Cu, Zn, V and fluoride for stabilized contaminated soil

质性,且搅拌设备也无法保证污染土与稳定剂完全混匀。二次稳定化的实施,一方面提高了稳定剂的掺量;另一方面降低了稳定化土的pH值(稳定剂呈弱酸性),改变了土颗粒表面的带电特性(稳定剂掺量大于5%,稳定化土呈酸性,见图1),增强其对砷、镉、钒的吸附性能。

5 稳定化土阻隔回填

稳定化土阻隔回填参照《一般工业固体废物贮存和填埋污染控制标准》^[27]中的规定进行。阻隔回填区的结构示意图如图4所示。由图4可知,阻隔回填区从下至上可分为底部防渗层、压实稳定化土、顶部覆盖层和压实清洁土。其中,底部防渗层从下至上有压实黏土、400 g/m²无纺土工布、高密度聚乙烯(high-density polyethylene, HDPE)土工膜和无纺土工布构成;顶部覆盖层由无纺土工布和HDPE土工膜构成。

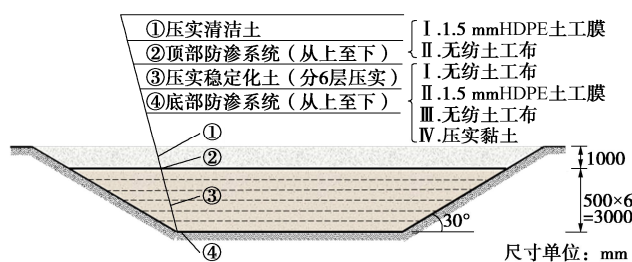


图4 阻隔回填区结构示意图

Fig. 4 Components of cover barrier and bottom barrier system

稳定化土阻隔回填的工艺流程包括阻隔回填前场地准备、铺设底部防渗层、分层摊铺稳定化土、分层碾压密实、检验压实度、铺设顶部覆盖层等过程。阻隔回填前清除场地内的树木、杂草、腐殖土、石块等杂物,并对场地及边坡进行平整。在阻隔填埋区底部由下至上铺设无纺土工布、HDPE土工膜、无纺土工布。无纺土工布与无纺土工布用150 g涤纶打包线缝合,缝合宽度>10 cm,缝合设备为双牛手提高速封包机。HDPE土工膜与HDPE土工膜采用热熔焊接的方式连接,焊接温度约为300℃,焊接宽度>10 cm,焊接设备为山东邦特810型土工膜焊接机。稳定化土采用分层摊铺、分层碾压的方式回填,每层的松铺厚度为60 cm,压实度不小于90%,总回填厚度为3 m,分6层进行。采用“两振一碾”工艺进行压实,压实设备为26 t振动压路机(柳工,CLG 6626E)。稳定化土的含水率为20%~25%。压实过程中,压实轨迹互相搭接,防止漏压。稳定化土回填、碾压完成后,由下至上铺设无纺土工布、HDPE土工膜以及1 m厚的压实清洁土。

6 结 论

工程案例以中国某场地多离子污染土为治理对象,目标污染物为砷、镉、铜、锌、钒和氟化物。采用自主研发的稳定剂对污染土进行原地异位稳定化处理。施工中采用污染土修复一体化设备和ALLU筛分斗实现污染土的破碎及其与稳定剂的混合。稳定化土经养护、验收合格后采用原地阻隔回填进行处置。可得出以下结论:

(1) 污染土原地异位稳定化修复包括污染土开挖、破碎与筛分、污染土与稳定剂混合搅拌、养护、稳定化效果评估、稳定化土原地阻隔回填等施工环节。污染土修复一体化设备对污染土具有较好的破碎效果,能够实现污染土与稳定剂的均匀混合。

(2) 东南大学自主研发的稳定剂对本案例的污染土具有较好的稳定化效果,适用于阳离子、阴离子复合污染土的稳定化修复,其主要的稳定化机理包括形成磷酸盐/CaF₂沉淀、铁(氢)氧化物的吸附作用、黏土矿物的吸附作用。

(3) 稳定化土验收合格后进行原地阻隔回填,构建包含压实黏土、土工布和土工膜的阻隔系统,能够弱化雨水淋滤、温度变化等外部环境因素对稳定体的影响,减少稳定化土中污染物向周边土体和地下水的迁移,保障稳定化修复的长效安全。

上述结论可为自主研发稳定剂的现场应用和原地异位稳定化技术——原位阻隔回填的工程实施技术支撑。后续应深入研究稳定剂各组分之间及稳定剂组分与各污染因子的相互作用机制。

参考文献:

- [1] 郭志娟,周亚龙,杨 峥,等.雄安新区土壤重金属地球化学监测关键问题探讨[J].环境科学,2020,41(9): 4169-4179. (GUO Zhi-juan, ZHOU Ya-long, YANG Zheng, et al. Discussion on key issues of geochemical monitoring of soil heavy metal in Xiongan new district[J]. Environmental Science, 2020, 41(9): 4169-4179. (in Chinese))
- [2] 尹伊梦,赵委托,黄 庭,等.电子垃圾拆解区土壤-水稻系统重金属分布特征及健康风险评价[J].环境科学,2018,39(2): 916-926. (YIN Yi-meng, ZHAO Wei-tuo, HUANG Ting, et al. Distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in a soil-rice system in an E-waste dismantling area[J]. Environmental Science, 2018, 39(2): 916-926. (in Chinese))
- [3] 高秋生,田自强,焦立新,等.白洋淀重金属污染特征与生态风险评价[J].环境工程技术学报,2019,9(1): 66-75.

- (GAO Qiu-sheng, TIAN Zi-qiang, JIAO Li-xin, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in Baiyangdian Lake[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2019, **9**(1): 66 – 75. (in Chinese))
- [4] KOGBARA R B, AL-TABBAA A, YI Y L, et al. Cement-fly ash stabilisation/solidification of contaminated soil: performance properties and initiation of operating envelopes[J]. Applied Geochemistry, 2013, **33**: 64 – 75.
- [5] LI X G, HE C, BAI Y, et al. Stabilization/solidification on chromium (III) wastes by C3A and C3A hydrated matrix[J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, **268**: 61 – 67.
- [6] NAVARRO-BLASCO I, DURAN A, SIRERA R, et al. Solidification/stabilization of toxic metals in calcium aluminate cement matrices[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, **260**: 89 – 103.
- [7] 夏威夷, 杜延军, 冯亚松, 等. 重金属污染场地原位固化稳定化修复试验研究[J]. 岩石力学与工程学报, 2017, **36**(11): 2839 – 2849. (XIA Wei-yi, DU Yan-jun, FENG Ya-song, et al. Remediation of a heavy metal contaminated site: in situ solidification and stabilization[J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 2017, **36**(11): 2839 – 2849. (in Chinese))
- [8] XIA W Y, DU Y J, LI F S, et al. In-situ solidification/stabilization of heavy metals contaminated site soil using a dry jet mixing method and new hydroxyapatite based binder[J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, **369**: 353 – 361.
- [9] PARIA S, YUET P K. Solidification–stabilization of organic and inorganic contaminants using Portland cement: a literature review[J]. Environmental Reviews, 2006, **14**(4): 217 – 255.
- [10] 杜延军, 金 飞, 刘松玉, 等. 重金属工业污染场地固化/稳定处理研究进展[J]. 岩土力学, 2011, **32**(1): 116 – 124. (DU Yan-jun, JIN Fei, LIU Song-yu, et al. Review of stabilization/solidification technique for remediation of heavy metals contaminated lands[J]. Rock and Soil Mechanics, 2011, **32**(1): 116 – 124. (in Chinese))
- [11] 谷庆宝, 马福俊, 张 倩, 等. 污染场地固化/稳定化修复的评价方法与标准[J]. 环境科学研究, 2017, **30**(5): 755 – 764. (GU Qing-bao, MA Fu-jun, ZHANG Qian, et al. Remediation of contaminated sites by solidification/stabilization: testing and performance criteria[J]. Research of Environmental Sciences, 2017, **30**(5): 755 – 764. (in Chinese))
- [12] 魏德洲, 刘文刚, 米金月, 等. Na_2S 对土壤中重金属离子的钝化性能[J]. 东北大学学报(自然科学版), 2013, **34**(9): 1339 – 1342. (WEI De-zhou, LIU Wen-gang, MI Jin-yue, et al. Passivation performance of sodium sulfide on heavy metal ions in soil[J]. Journal of Northeastern University (Natural Science), 2013, **34**(9): 1339 – 1342. (in Chinese))
- [13] JEONG S, KIM D, YOON H O. Stabilization of fluorine in soil using calcium hydroxide and its potential human health risk[J]. Environmental Engineering Research, 2019, **24**(4): 654 – 661.
- [14] NAZARI A M, RADZINSKI R, GHAREMAN A. Review of arsenic metallurgy: treatment of arsenical minerals and the immobilization of arsenic[J]. Hydrometallurgy, 2017, **174**: 258 – 281.
- [15] 姚 敏, 梁成华, 杜立宇, 等. 沈阳某冶炼厂污染土壤中砷的稳定化研究[J]. 环境科学与技术, 2008, **31**(6): 8 – 11. (YAO Min, LIANG Cheng-hua, DU Li-yu, et al. Arsenic stabilization of contaminated soil of a smelter in Shenyang[J]. Environmental Science & Technology, 2008, **31**(6): 8 – 11. (in Chinese))
- [16] OKKENHAUG G, AMSTÄTTER K, LASSEN BUE H, et al. Antimony (Sb) contaminated shooting range soil: Sb mobility and immobilization by soil amendments[J]. Environmental Science & Technology, 2013, **47**(12): 6431 – 6439.
- [17] THANGAVADIVEL K, RANGANATHAN S, SANDERSON P, et al. Case study of testing heavy-particle concentrator-aided remediation of lead-contaminated rifle shooting range soil[J]. Remediation Journal, 2018, **28**(3): 67 – 74.
- [18] 林云青, 李亚男, 王 莹. 历史遗留含砷、铅冶炼废渣污染场地修复工程案例[J]. 环境与发展, 2019, **31**(2): 52 – 54. (LIN Yun-qing, LI Ya-nan, WANG Ying. Project case of the remediation of one contaminated site polluted by As and Pb smelting waste left over by history[J]. Environment and Development, 2019, **31**(2): 52 – 54. (in Chinese))
- [19] WEI M L, DU Y J, REDDY K R, et al. Effects of freeze-thaw on characteristics of new KMP binder stabilized Zn- and Pb-contaminated soils[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2015, **22**(24): 19473 – 19484.
- [20] DU Y J, WEI M L, REDDY K R, et al. Effect of carbonation on leachability, strength and microstructural characteristics of KMP binder stabilized Zn and Pb contaminated soils[J]. Chemosphere, 2016, **144**: 1033 – 1042.

- [21] SHI C J, SPENCE R. Designing of cement-based formula for solidification/stabilization of hazardous, radioactive, and mixed wastes[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2004, 34(4): 391 - 417.
- [22] 魏明俐, 伍浩良, 杜延军, 等. 冻融循环下含磷材料固化锌铅污染土的强度及溶出特性研究[J]. 岩土力学, 2015, 36(增刊 1): 215 - 219. (WEI Ming-li, WU Hao-liang, DU Yan-jun, et al. Experimental study of zn and pb contaminated soils stabilized with new phosphate-based binder under freeze-thaw cycles[J]. Rock and Soil Mechanics, 2015, 36(S1): 215 - 219. (in Chinese))
- [23] 陆英, 肖满, 万鹏, 等. 广东某工业场地重金属污染土壤稳定化修复工程案例[J]. 环境生态学, 2019, 1(6): 50 - 56. (LU Ying, XIAO Man, WAN Peng, et al. Case project of stabilization of heavy metals contaminated soils in an industrial site in Guangdong Province[J]. Environmental Ecology, 2019, 1(6): 50-56. (in Chinese))
- [24] 固体废物浸出毒性浸出方法 水平振荡法: HJ 557—2010[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010. (Solid Waste-Extraction Procedure for Leaching Toxicity-Horizontal Vibration Method: HJ 557 — 2010[S]. Beijing: China Environment Science Press, 2010. (in Chinese))
- [25] 地下水质量标准: GB/T 14848—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017. (Standard for Groundwater Quality: GB/T 14848—2017[S]. Beijing: Standards Press of China, 2017. (in Chinese))
- [26] 土的工程分类标准: GB/T 50145—2007[S]. 北京: 中国计划出版社, 2008. (Standard for Engineering Classification of Soil: GB/T 50145—2007[S]. Beijing: China Planning Press, 2008. (in Chinese))
- [27] 一般工业固体废物贮存和填埋污染控制标准: GB 18599—2020[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2020. (Standard for Pollution Control on the Non-Hazardous Industrial Solid Waste Storage and Landfill: GB 18599—2020[S]. Beijing: China Environment Science Press, 2020. (in Chinese))

《岩土工程学报》征订启事

《岩土工程学报》创办于 1979 年, 是我国水利、土木、力学、建筑、水电、振动等六个全国性学会联合主办的学术性科技期刊。由南京水利科学研究院承办, 国内外公开发行。主要刊登土力学、岩石力学领域中能代表当今先进理论和实践水平的科学研究和工程实践成果等。报道新理论、新技术、新仪器、新材料的研究和应用。欢迎国家自然科学基金项目及其他重要项目的研究成果向本刊投稿, 倡导和鼓励有实践经验的作者撰稿, 并优先刊用这些稿件。主要栏目有黄文熙讲座、综述、论文、短文、工程实录、焦点论坛、讨论和简讯等。

本刊被《中文核心期刊要目总览》连续多年确认为核心期刊, 并在建筑类核心期刊中位于前列; 本刊被科技部“中国科技论文统计源期刊”(中国科技核心期刊)及“中国科技论文与引文数据库”收录; 本刊被中国科学院“中国科学引文数据库”收录; 本刊被“中国知网”全文收录及“中国学术期刊综合评价数据库”收录; 本刊被“工程索引 Ei Compendex 数据

库”和“日本科学技术振兴机构数据库 JST”等国际数据库收录。本刊网址(www.cgejournal.com)全文发布本刊所有刊载文章。

本刊读者对象为土木建筑、水利电力、交通运输、矿山冶金和油气资源等行业中从事岩土力学与岩土工程专业的科研、设计、施工、监理和学习人员。

本刊为月刊, A4 开本, 双栏排版, 192 页, 每月中旬出版, 每期定价 40 元, 全年定价 480 元。

本刊国际标准刊号 ISSN 1000 - 4548, 国内统一刊号 CN 32 - 1124/TU, 国内发行代号 28 - 62, 国外发行代号 MO 0520。欢迎广大读者在全国各地邮局订购, 也可在编辑部订购(不另收邮费)。编辑部订购地址: 南京虎踞关 34 号《岩土工程学报》编辑部; 邮编: 210024; 联系电话: 025-85829534, 85829543, 85829553, 85829556; 传真: 025-85829555; E-mail: ge@nhri.cn。

(本刊编辑部)