

DOI: 10.11779/CJGE201803019

水泥固化/稳定化场地污染土的效果分析

王 菲^{1, 2}, 沈征涛², 王海玲³

(1. 东南大学交通学院岩土工程研究所, 江苏 南京 210096; 2. 剑桥大学岩土与环境工程系, 英国 剑桥 CB2 1PZ;
3. 南京工业大学环境学院, 江苏 南京 211800)

摘要: 针对目前原位固化/稳定化技术的长效性以及不同污染场地对固化/稳定化处理效果影响的不确定性, 通过对水泥-粉煤灰固化剂处理的污染土在不同固化剂配比下的强度、pH 和重金属的浸出随时间的变化情况, 研究对比了其在英国两个实际场地修复项目之间的处理效果。涉及的两个污染场地分别位于英国的密德萨斯地区和 Castleford, Yorkshire 地区, 均不同程度地被重金属 (Cu、Ni 等) 和有机物所污染。通过实测现场固化污染土不同时间点的无侧限抗压强度和两种标准 (TCLP 和 BSEN 12457) 下的浸出液污染物浓度, 给出了两个项目中水泥-粉煤灰固化污染土的强度和 pH 随时间变化的曲线; 计算得出了不同时间点 Cu 和 Ni 的固定效率。现场试验结果表明, 两种重金属在所有水泥-粉煤灰固化污染土 0.08~17 a 间的时间点上的固定效率均超过 99.4%; 最后, 通过比较两个项目中在不同时间点所测得的强度、浸出等数据, 验证了水泥固化污染土在工程实例中长达 17 a 的有效性。

关键词: 实际工业污染场地; 水泥-粉煤灰; 原位固化/稳定化; 无侧限抗压强度; 污染物浸出; 长期性能

中图分类号: TU441 文献标识码: A 文章编号: 1000-4548(2018)03-0540-06

作者简介: 王 菲(1987-), 女, 博士, 副教授, 主要从事岩土与环境工程等方面的教学和科研工作。E-mail: 101012020@seu.edu.cn。

Performances of cement-stabilised/solidified contaminated site soils

WANG Fei^{1, 2}, SHEN Zheng-tao², WANG Hai-ling³

(1. Institute of Geotechnical Engineering, School of Transportation, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2. Department of Engineering, University of Cambridge, Trumpington Street, Cambridge, CB2 1PZ, UK; 3. College of Environment, Nanjing University of Technology, Nanjing 211800, China)

Abstract: The effectiveness of cement-fly ash-treated contaminated soils in two remediation case studies in the UK is studied by comparing their time-related performances (e.g., strength, pH and leachate concentration of heavy metals). This is because the long-term performances of in-situ stabilisation/solidification technology and the effects of this technology on different contaminated sites are uncertain. The sites involved in this research are the West Drayton in Middlesex and the Castleford, Yorkshire, each with a different range of organic and inorganic contaminants (Cu, Ni, etc.). Field trial samples are subjected to unconfined compressive strength (UCS) and two batch leaching tests (TCLP and BSEN 12457) at different time points. The results detail the strength and pH relationship of similar mixes under different site conditions and different time scales, so as to validate the effectiveness of this remediation technique. The immobilization degrees of these two metals in different mixes under different time points (0.08~17 years) are calculated, the values of which are >99.4%. The 17 years' effectiveness of cement-fly ash-stabilised/solidified contaminated soils in these two case studies is confirmed by comparing their strengths and leachabilities at different curing time points.

Key words: real industrial contaminated site; cement-fly ash; in-situ stabilization/solidification; unconfined compressive strength, leachability; long-term performance

0 引言

在过去的几十年里, 固化/稳定化技术依靠其低成本、原位修复、二次污染小、适用范围广等优势, 被欧美国家尤其是美国、英国和荷兰广泛地应用于污染场地修复中^[1-3]。虽然采用固化/稳定化技术的工程实

践逐渐出现, 但针对其长期有效性(长效性)的研究尚处在室内研究阶段, 对于固化/稳定化处理的实际污

基金项目: 英国工程和自然科学研究委员会资助项目 (TP5/CON/6/I/H0304E); 国家自然科学基金项目 (51608113)

收稿日期: 2016-11-21

染场地超过 14 a 的监测研究鲜有报道^[3]。

固化污染土长效性的不确定性是制约固化/稳定化技术进一步发展的主要原因^[3], 因此研究固化污染土在较长时间里物理化学性质等特征的变化对于验证该修复技术的治理效果和可行性具有重要意义。国内外对于波特兰水泥固化重金属污染土的物理性质、强度和浸出等方面已做了一些研究。陈蕾等^[4]研究了水泥固化/稳定化后铅污染土的强度特性; 杜延军等^[5]对水泥固化锌污染高岭土的液塑限特性、无侧限抗压强度和变形模量特性、pH 特性, 以及微观机理进行了研究; 查甫生等^[6]对不同污染物掺量下水泥固化铅、锌污染土的浸出特性做了分析; Jing 等^[7]研究了不同浸出试验下固化污染土中的铅溶出特性; Hale 等^[8]使用水泥或石灰固化重金属污染老化土, 并研究了其短期稳定性及固化机理。以上研究发现, 固化/稳定化技术在短期内可以有效地提高土壤强度、固定重金属, 从而降低其浸出危害。

目前, 关于固化污染土的长效性的研究还局限于实验室, 主要通过实验室加速老化(加温、碳化)的方法来模拟较长龄期, 通过半动态淋滤以及干湿冻融循环等方式来评估其耐久性^[9-12], 但针对固化/稳定化技术在实际工程中应用后场地的长期现场监测还不多见^[13]。Jing 等^[14]研究了使用水泥固化污泥在水化 28 d 和 2 a 后的浸出特性; Antemir 等^[11]通过多种浸出试验研究了经过水泥和粉煤灰固化/稳定化的一个铅、砷和多氯联苯污染钢铁厂场地 11 a 和 14 a 后的稳定性能。该研究指出场地污染土具有污染物分布不均匀、所处环境非常复杂等特性, 会影响水泥基固化剂固化/稳定化污染土的处理效果。这些研究结果表明, 研究不同污染场地下固化/稳定化技术的处理效果非常有意义。

本文通过对英国 West Drayton 和 SMiRT 两个项目中的污染土在经过水泥和粉煤灰固化剂原位固化/稳定化修复之后, 其强度和浸出随时间变化的情况, 验证了该技术长达 17 a 的有效性, 提出了相应的分析方法, 为未来的类似的修复项目提供了必要的分析方法和理论指导, 也为未来相关修复项目的工程实践和理论研究提供了参考。

1 场地与材料

1.1 West Drayton 项目

West Drayton 项目于 1994 年启动。该场地位于英国希思罗机场附近的密德萨斯地区, 过去曾用作化工厂, 具体的污染场地特性(土层结构、地下水位置以及土壤的含水率等)见文献[3, 13, 15]。该项目中的填土地基由 40% 的黏粒和粉粒、15% 的沙粒以及 45% 的砾石组成。该修复项目使用单螺旋钻(见图 1)实

现水泥、粉煤灰、石灰、膨润土和污染土壤的均匀搅拌, 其形成的交叠圆柱布局图见图 2^[3, 14-15]。采样工作在该场地修复后第 28 天进行。采样过程中, 直径为 100 mm, 长约 1 m 的圆柱土体从非重叠区的表层土体到地下 1.2 m 深处被小心地取出并运回实验室测试。测试后剩下的样品被继续保存于相对湿度为 50% 的恒温实验室中($20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$), 并于修复后 2 个月、1.2 a 和 2.4 a 三个时间点再次进行相关强度和浸出特性的测试; 在修复后第 4.5 年, 工作人员重回修复场地, 同时对重叠区和非重叠区内深度在 1.3~2.3 m 区域内的修复后土壤进行现场采样(图 2), 获取各布置点 1 m 圆柱体土样, 运回实验室并测试, 剩余的样品被封存在实验室(相对湿度为 50%, 温度为 $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$), 在 17 a 后, 样品重新被取出并测试。



图 1 West Drayton 项目中使用的单螺旋钻^[15]
Fig. 1 Auger used in West Draytonfield trials^[15]

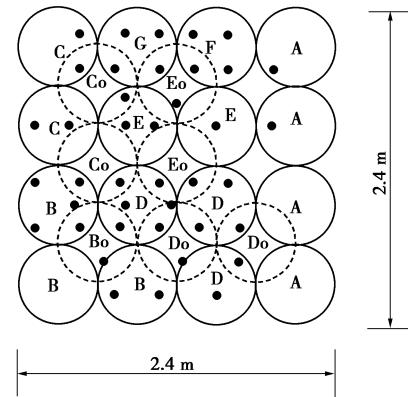


图 2 交叠圆柱及取样点布局图^[15]

Fig. 2 Plan of S/S-treated columns and coring locations^[15]

1.2 SMiRT 项目

SMiRT 项目位于英国 Castleford, Yorkshire 地区。该项目开始于 2007 年 10 月。对比两个污染场地人工填土地基中土壤的颗粒分布, 可以发现二者差别很大, SMiRT 项目中的填土地基由 5% 的黏粒和粉粒, 以及 95% 的沙粒组成。整个固化/稳定化修复部分采用三螺旋钻系统(见图 3)均匀搅拌固化剂(水泥、粉煤灰、

锅炉灰、氧化镁等)、水和污染土壤^[16]。修复 28 d 后, 在每一个采样点, 依次取出直径分别为 85, 75, 65 和 55 mm 的 1 m 柱状土样, 总深度达 4 m。该项目的总体修复平面布置图见^[16]。这些样品在取出后被送至实验室做进行相关测试, 样品测试后剩下的部分被储存于温度 20℃、相对湿度 50% 的实验室中, 在修复 1.5 a 后, 存储在实验室的样品, 被重新开封并测试。



图 3 SMiRT 项目中使用的三螺旋钻系统

Fig. 3 Auger used in SMiRT field trials

1.3 固化剂

共有 11 组固化剂应用于 West Drayton 项目, 24 组固化剂应用于 SMiRT 项目, 本文着重讨论其中使用不同配比的水泥和粉煤灰的 4 种固化剂, 以便进行不同场地间水泥和粉煤灰固化剂使用效果的对比研究。两个项目中土壤的性质、使用的固化剂及其成分配比见表 1。虽然土壤颗粒差别较大, 从表 1 中可以发现, 样品 B 和样品 SS4 中土壤、水和固化剂的配比非常接近, 因此, 最相近的样品 B 和样品 SS4 被列为该项比较研究的重点; 此外, 使用与上述两个样品不同配比的水泥和粉煤灰进行固化/稳定化的样品 A 和样品 SS12 的表现也被考虑在内。

表 1 两个污染场地的土壤颗粒和固化剂配比

Table 1 Soils and binder characteristics of S/S-treated site soils

项目	样品	水灰比	固化剂/(wt%)			
			/wt%	/wt%	PC	PFA
West Drayton	A	0.42	83.1	5.0	2.8	9.5
	B	0.42	83.1	5.0	3.2	8.6
SMiRT	SS4	1	85.0	7.5	2.5	5.0
	SS12	1	70.0	15	5.0	10.0

土壤污染程度对固化效果具有很大的影响。表 2 对比了两个污染场地土壤中的污染物及其浓度。West Drayton 场地污染土中铅和锌的浓度显著高于 SMiRT 场地, 但 SMiRT 场地含有更多的镍和有机混合物。

2 试验方案

样品的具体测试步骤见文献[3, 16]。从两个污染场地中取出的 1 m 长圆柱体样品被封存于塑料管中运

回实验室, 在实验室里被锯切机切割成高与直径比为 2 的圆柱体。依据 ASTM D4219-08 测试规范对切割后的 3 个圆柱体平行样进行无侧限抗压强度测试^[17]求平均值。另外, 浸出试验按照 TCLP 和 BSEN 12457-2 规范中的要求进行^[18-19]。该研究中, 样品经过碾压后过 1 和 4 mm 的筛, 过筛后称取 50 g 直径在 1~4 mm 的样品加入可密封玻璃瓶中, 再往瓶中加 500 mL 碳化水 (pH 5.4)。经过 24 h 的搅动后静置, 量取 500 mL 上层清液并用 0.45 μm 的滤膜过滤, 测试该滤液的 pH, 并用 ICP-OES 机器测出滤液中各重金属的浓度, 最后求算出 2 个平行样的平均值用以分析讨论。

表 2 土壤污染物及其含量表

Table 2 Concentrations of contaminants in made ground in site soils

土壤中的污染物	污染浓度/(mg·kg ⁻¹)	
	West Drayton	SMiRT
Pb	2801	95~175
Zn	1589	150~220
As	13.8	130~140
Cu	1264	1075~1600
Ni	105	1170~2200
Cr	<5	700~1150
总有机物	566	7185~9230

3 试验结果

3.1 无侧限抗压强度特性

土壤种类和性质以及污染物的种类和浓度对固化污染土强度发展影响非常大^[20]。为了了解复杂工况下, 同种固化剂处理不同种类污染土壤后强度的表现, 在本研究中, 相同以及不同比例的水泥和粉煤灰固化剂在不同污染场地上的强度随时间的变化被放在一起进行比较分析。两个项目中选取的样品在不同时间点的试验结果见图 4。图 4 展示了样品 A 和 B 在修复后第 28 天、2 个月、14 个月、28 个月以及 5 年 5 个时间点上的强度; 同时, 给出了样品 SS4 和 SS12 在修复后第 28 天和 18 个月这两个时间点上的强度。从图 4 可以看到, 随着时间的不断增加, 所有样品的强度都呈现不同程度的增长, 其中, 样品 A 和 B 的强度初期增长速度显著, 但是自修复后 1.2 a 起其强度的增长开始变得缓慢。

在修复 28 d 后, 水泥-粉煤灰固化剂固化污染土形成的强度均低于英国环境署规定的垃圾填埋需要的强度要求 1 MPa^[21]。这是因为, 粉煤灰需要碱激发, 其水化反应速率显著低于其他常用固化材料, 如水泥、石灰^[16, 22]。除此以外, West Drayton 项目中的污染土壤含有非常高浓度的锌 (见表 2) 而很多研究者发现锌会严重影响水泥的水化进程, 从而进一步降低了水泥-粉煤灰的早期强度发展^[23-24]。从图 4 可以发现,

当应用大约 15% 的水泥-粉煤灰固化剂固化污染土 2 个月中, 水泥-粉煤灰随着时间不断水化, 其固化污染土的强度依然可以达到相当高的强度 ($>1.2 \text{ MPa}$)。

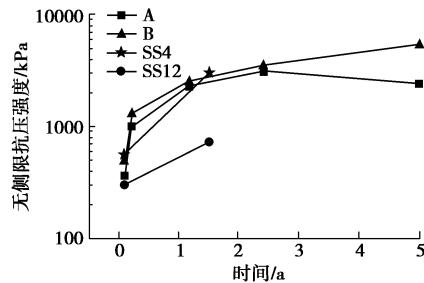


图 4 样品 A、B、SS4 和 SS12 在不同时间点的无侧限抗压强度

Fig. 4 UCS values of mixes A, B, SS4 and SS12 at different time points

样品 A、B 在修复 1.2 a 后和 SS4 在修复 1.5 a 后的强度近似, 分别为 2250, 2500 kPa 以及 3000 kPa 左右。Kogbara^[20]的研究指出 Zn, Pb 和有机物会降低固化土的强度。因为在 West Drayton 项目中的土壤主要受重金属污染, 而 SMiRT 项目中的土壤含有更多的有机污染物, 在修复 1.2 a 和 1.5 a 后测出的两组数据表明, 在使用相同固化剂、相似的土灰比下, 不同污染物对该研究中涉及到的两个项目的固化效果影响对比固化剂剂量对其的影响不显著。当然, 由于该文中选用数据的局限性, 还需要更多的项目实例数据来具体评估污染物种类与强度的关系。另外, 从图 4 中可以看出, 在 1.5 a 时间点上, SS12 的强度低于 1 MPa 也低于样品 A 和 B 在修复后 2 个月的强度, 这些现象表明, 样品强度受多种因素影响, 比如固化剂剂量、固化剂和污染物之间的反应、水灰比以及现场固化环境等。

3.2 浸出液 pH 值的变化规律

图 5 给出了样品 A、B、SS4 和 SS12 不同毒性浸出试验下浸出液的 pH 随时间变化的曲线。从图 5 中看到, TCLP 毒性浸出试验下得到的样品 A 浸出液的 pH 值从约 6.5 上升到 9.5, 而相应的样品 B 浸出液的 pH 值从约 7.6 上升到 10.1, 这是由于样品中水泥的初步水化可以中和浸出液中一部分的酸。在接下去的 5 a 时间里, 样品 A 和 B 浸出液的 pH 值不断下降。这是因为水泥与污染物质发生反应, 其水化过程也逐渐变缓慢, 同时其他化学反应如碳化开始主导整个化学反应过程。第 17 年 A 和 B 使用 TCLP 和 BSEN 12457-2 试验得到的 pH 值已在 Wang 等的研究中对比分析^[3]。另外, 通过 BSEN 12457-2 毒性浸出试验得到的数据发现: 样品 SS4 和 SS12 在修复 1.5 a 后浸出液的 pH 比样品 A 和 B 在修复 5 a 后浸出液的 pH 还低, 推断认为, 这是由于 SMiRT 项目中使用的水灰比较高, 而其土壤中存在的高浓度的有机污染物导致原始土壤

pH 低于 West Drayton 项目里的初始土壤 pH 值也可能是形成该结果的影响因素之一。

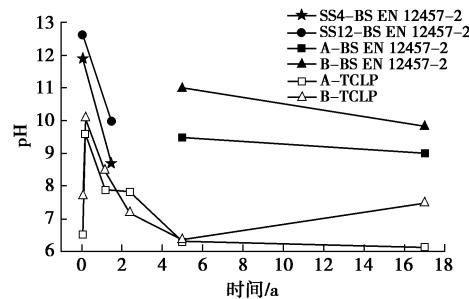


图 5 样品 A、B、SS4 和 SS12 在不同时间点的浸出液的 pH 值

Fig. 5 Leachate pH values of mixes A, B, SS4 and SS12 at different time points in two sites

3.3 浸出液 Cu、Ni 的溶出特性

虽然表 2 中给出了污染土中 6 种重金属浓度的初始范围, 图 6, 7 只给出了使用 BSEN 12457-2 毒性浸出试验得到的 Cu 和 Ni 的数据, 这是因为使用 BSEN 毒性浸出试验测出的 As、Cd 和 Pb 的浸出浓度过低 ($<0.001 \text{ mg/L}$), 而 Zn 在两个项目中的浸出浓度远低于其饮用水标准 (3 mg/L)^[3, 16], 有些甚至低于仪器的测试最低值无法进行比较分析, 因此不在本文中赘述。同理, 表 3 只给出了样品中 Cu 和 Ni 在不同时间点的被固定效率。

图 6 给出了样品 A、B、SS4 和 SS12 的 BS 12457-2 毒性浸出液中 Cu 在 0.08, 1.5, 5, 17 a^[3] 4 个固化时间点上的浓度。从图 6 中可以看出, 所有样品在其时间点上 Cu 的浸出浓度都低于其相应的饮用水标准 2 mg/L^[25]。虽然样品 A 和 B 固化的时间比 SS4 和 SS12 长很多, 但是除了样品 B 在第 5 年的浸出浓度相对较高, 其他都没有显著差异。样品 B 在第 5 年的高浸出浓度可能是由污染场地 Cu 的分布不均引起的。另外, 从图 6 可以看到, Cu 的浸出浓度与时间、污染场地的具体情况的相关性不大, 取决于沉淀/溶解动态平衡, 而该平衡主要取决于浸出液的 pH 值。这与 fatta 等在工业废气物固化的研究中的发现一致^[26]。

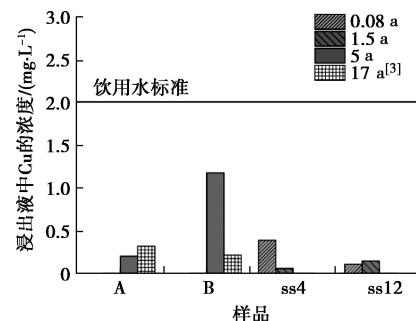


图 6 样品 A、B、SS4 和 SS12 在不同时间点的浸出液中 Cu 的浓度

Fig. 6 Cu concentrations of mixes A, B, SS4 and SS12 at different time points in two sites

图 7 给出了样品 A、B、SS4 和 SS12 的 BS 12457-2 毒性浸出液中 Ni 在 4 个时间点上的浓度。从图中可看出, 样品 A 在固化后第 5 年的浸出浓度超出了 Ni 饮用水标准 (0.02 mg/L)^[25]~0.1 mg/L, 而它在修复后 17 a 的浸出低于仪器的检测范围^[3]。样品 B 在固化后 5 a 和 17 a 都低于其相应的饮用水标准。SS4 和 SS12 样品在其时间点上 Ni 的浸出浓度都高于其相应的饮用水标准^[25]。这说明虽然水泥-粉煤灰固化土中 Ni 的浸出浓度在样品 B 中达标, 该固化剂的配比和剂量仍需要就具体情况做出调整。除此以外, 虽然 A、B 和 SS4 中 Ni 的浸出浓度都随着时间而降低, SS12 中 Ni 的浸出浓度在 1.5 a 高出 0.08 年约 0.01 mg/L。该处的浓度为深 4 m 样品中各段的平均值, 浓度随深度的分布不均可能是 SS12 中 Ni 的浸出浓度在 1.5 a 高出 0.08 a 的原因。

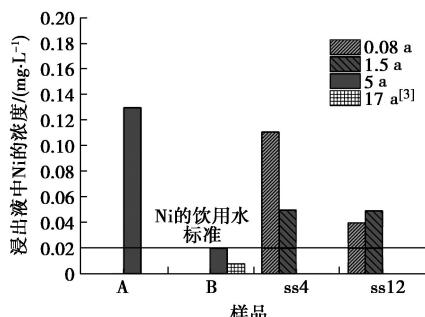


图 7 样品 A、B、SS4 和 SS12 在不同时间点的浸出液中 Ni 的浓度

Fig. 7 Ni concentrations of mixes A, B, SS4 and SS12 at different time points in two sites

固定效率通过浸出液中重金属的浓度除以土壤中所含有该重金属的总浓度计算得出。从表 3 中可以看到, 尽管两个项目中污染土壤所含的 Ni 的浓度差异性很大, 在所有样品中 Ni 的固定效率都超过了 99.9%。该高固定效率一直保持到修复 17 a 后, 这表明水泥-粉煤灰固化剂能提供很强的固定作用。Cu 的固定效率百分比在所有样品中也很高, 其数值仅次于 Ni。另外, 固定效率随时间的变化趋势不明显。从固化处理后第 0.08 a 开始, 所有样品中 Cu 和 Ni 的固定效率都达到了很高的水平 ($\geq 99.4\%$)。

表 3 样品 A、B、SS4 和 SS12 在不同时间点的固定效率

Table 3 Percentages of BSEN leachate concentrations to their total metal concentration for two sites

金属	样品	固定效率/%			
		0.08a	1.5a	5a	17a
Cu	A			99.98	99.49
	B			99.37	99.79
	SS4	99.64~99.99	99.95~99.99		
Ni	SS12	99.90~99.99	99.87~99.99		
	A			99.91	99.96
	B			99.90	99.91
Ni	SS4	99.91~99.99	99.96~99.99		
	SS12	99.97~99.99	99.96~99.99		

从表 2 中可以看到, 样品 A 和 B 中 Ni 的初始浓度为 105 mg/L 而 SS4 和 SS12 中 Ni 的初始浓度在 1170~2200 mg/L 的范围内。结合图 7 的结果, 可以发现在本次研究中, 污染物的初始浓度对污染土的固化效果影响不大。

4 结论与建议

本文通过开展无侧限抗压强度和两种毒性浸出试验 (TCLP 和 BSEN 12457) 研究了工程实例中原位固化/稳定化重金属污染土的固化效果随时间变化的规律以及不同污染场地对固化/稳定化处理效果的影响。初步结论与建议如下:

(1) 场地内的固化污染土的无侧限抗压强度都随着时间的增长而增大, A 和 B 的强度增长速度在修复 1.2 a 后开始变得缓慢。

(2) 使用相同固化剂、相似的土灰比, 不同污染物对该研究中涉及到的两个项目的固化效果影响对比固化剂剂量对其的影响不显著。

(3) 使用 TCLP 毒性浸出试验测出的浸出液的 pH 值随着时间的增长先增大后降低, 当 pH 降低到土壤背景值的 pH 时, 其随时间的变化不显著。

(4) 浸出液的 pH 值与固化污染土中重金属的溶出密切相关。

(5) 两个项目中使用 BSEN 毒性浸出试验测出的 As、Cd、Zn 和 Pb 的浓度都远低于其饮用水标准, 同时不同时间点上 Cu 和 Ni 在所有水泥-粉煤灰固化污染土的固定效率都非常高, 固定效率在 99.4% 以上。

参考文献:

- [1] 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]. 岩土工程学报, 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]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2011, 32(1): 116~124. (in Chinese))
- [2] 魏明俐, 杜延军, 张帆. 水泥固化/稳定锌污染土的强度和变形特性试验研究[J]. 岩土力学, 2011, 32(2): 306~312.
(WEI Ming-li, DU Yan-jun, ZHANG Fan. Fundamental properties of strength and deformation of cement-solidified/stabilized zinc contaminated soils[J]. Rock and Soil Mechanics, 2011, 32(2): 306~312. (in Chinese))
- [3] WANG F, WANG H, AL-TABBA A. Leachability and heavy metal speciation of 17-year old stabilised/solidified contaminated site soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, 278: 144~151.

- [4] 陈 蕾, 刘松玉, 杜延军, 等.水泥固化重金属铅污染土的强度特性研究[J]. 岩土工程学报, 2010, **32**(12): 1898 - 1903. (CHEN Lei, LIU Song-yu, DU Yan-jun, et al. Unconfined compressive strength properties of cement solidified/ stabilized lead-contaminated soils[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2010, **32**(12): 1898 - 1903. (in Chinese))
- [5] 杜延军, 蒋宁俊, 王 乐, 等. 水泥固化锌污染高岭土强度及微观特性研究[J]. 岩土工程学报, 2012, **34**(11): 2114 - 2120. (DU Yan-jun, JIANG Ning-jun, WANG Le, et al. Strength and microstructure characteristics of cement-based solidified/stabilized zinc-contaminated kaolin[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2012, **34**(11): 2114 - 2120. (in Chinese))
- [6] 查甫生, 郝爱玲, 许 龙, 等. 水泥固化重金属污染土的淋溶特性试验研究[J]. 工业建筑, 2014, **44**(1): 65 - 70. (ZHA Fu-sheng, HAO Ai-ling, XU Long, et al. Experimental study of leaching characteristics of cement solidified and stabilized heavy metal contaminated soils[J]. Industrial Construction, 2014, **44**(1): 65 - 70. (in Chinese))
- [7] JING C, MENGX, KORFIATISGP, Lead leachability in stabilized/solidified soilsamples evaluated with different leaching tests[J]. Journal of Hazardous Materials, 2004, **B114**: 101 - 110.
- [8] HALE B, EVANS L, LAMBERT R. Effects of cement or lime on Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn mobility in field-contaminated and aged soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, **199**: 119 - 127.
- [9] CHITAMBIRA B. Accelerated ageing of cement stabilised/solidified contaminated soils with elevated temperatures[D]. Cambridge: University of Cambridge, 2004.
- [10] PERERA A S R. The role of accelerated carbonation in the ageing of cement-based stabilised/solidified contaminated materials[D]. Cambridge: Cambridge University, 2005.
- [11] ANTEMIR A. Performance assessment of stabilised/solidified waste-forms[D]. Greenwich: University of Greenwich, 2010.
- [12] MOON D H, DERMATAS D. An evaluation of lead leachability from stabilized/solidified soils under modified semi-dynamic leaching conditions[J]. Engineering Geology, 2006, **85**: 67 - 74.
- [13] AL-TABBAA A, EVANS C W. Pilot in situ auger mixing treatment of a contaminated site-part 1: treatability study[J]. Geotechnical Engineering, 1998, **131**: 52 - 59.
- [14] JING C, LIU S, MENG X. Arsenic leachability and speciation in cement immobilized water treatment sludge[J]. Chemosphere, 2005, **59**: 1241 - 1247.
- [15] AL-TABBAA A, EVANS C W, WALLACE C J. Pilot in situ auger mixing treatment of a contaminated site-part 2: Site trial[J]. Geotechnical Engineering, 1998, **131**(2): 89 - 95.
- [16] WANG F, WANG H, JIN F, et al. The performance of blended conventional and novel binders in the in-situ stabilisation/solidification of a contaminated site soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, **285C**: 46 - 52.
- [17] D4219—08. Standard test method for unconfined compressive strength index of chemical-grouted soils[S]. 2008.
- [18] BS EN 12457 — 1 — 2002. Characterisation of waste-leaching-compliance test for leaching of granular waste materials and sludges[S]. 2002.
- [19] EPA Test Method 1311—1. Toxicity characteristic leaching procedure[S]. 2005.
- [20] KOGBARA R B. Process envelopes for and biodegradation within stabilised/solidified contaminated soils[D]. Cambridge: Cambridge University, 2011.
- [21] Environment Agency. Waste acceptance at landfills- Guidance on waste acceptance procedures and criteria[M]. Bristol: 2010.
- [22] WANG F, WANG H, AL-TABBAA A. Time-dependent performance of soil mix technology stabilised/ solidified contaminated site soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, **286**: 503 - 508.
- [23] BONE B D, BAMARD L H, BOARDMAN D I, et al. Review of scientific literature on the use of stabilisation/solidification for the treatment of contaminated soil, solid waste and sludges[R]. Bristol: UK Environment Agency Science Report, 2004.
- [24] CONNER J R. Chemical fixation and solidification of hazardous wastes[M]. New York: Chemical Waste Management Inc, 1990.
- [25] The Private Water Supplies Regulations, HMSO, Water England Document No.3101[EB]. Applying in England and Coming Into Force on 1st of January 2010. Available at: <http://www.legislation.gov.uk/uksi/2009/3101/introduction/m ade>.
- [26] FATTA D, PAPADOPOULOS A, STEFANAKIS N, et al. An alternative method for the treatment of waste produced at a dye and a metal-planting industry using natural and/or waste materials[J]. Waste Management & Research, 2004, **22**: 234 - 239.