

DOI: 10.11779/CJGE201801001

污染场地测试评价与处理技术

刘松玉

(东南大学岩土工程研究所, 江苏 南京 210096)

摘要: 针对中国工业污染场地开发利用的岩土工程关键问题, 全面总结了笔者及其课题组多年来的研究成果。主要包括 5 个方面: ①污染场地土体工程性质变化基本规律和污染场地分类评价方法, 阐明了重金属污染土和有机污染土的基本物理力学特性, 在总结国内外已有污染场地风险评价和工程分类的基础上, 提出了基于层次分析原理的污染场地指数分类法; ②基于多功能孔压静力触探 (CPTU) 的污染场地原位测试方法, 包括污染土的电阻率基本特征, 基于电阻率 CPTU 的污染场地原位测试方法, 基于 CPTU 的污染场地水力传导参数测试评价方法; ③重金属污染场地固化/稳定化处理技术, 揭示了重金属污染土固化/稳定化机理, 阐明了水泥系固化剂固化/稳定重金属污染土的有效性与不足, 提出了磷酸盐系固化剂和碱激发矿渣固化剂固化/稳定高浓度重金属污染土的方法, 从工程与环境安全二方面提出了固化/稳定法的施工工艺; ④有机污染场地曝气法处理技术, 采用研发的一维二维曝气模拟装置, 揭示了曝气法修复有机污染场地的气相运动规律、修复机理与效果, 建立了基于集总参数的污染物去除效果评价方法, 提出了曝气法工艺设计方法; ⑤污染场地竖向隔离技术, 提出了土-膨润土系竖向隔离墙材料设计关键参数确定方法, 揭示了土-膨润土系竖向隔离墙的长期防渗防污性能和化学相容性特征, 比较了隔离施工技术的特点, 对 SMC 工法的效果进行了分析评价。研究成果对中国污染场地再开发利用和城市可持续发展具有重要意义。

关键词: 污染场地; 原位测试技术; 电阻率; CPTU; 固化稳定化; 曝气法; 竖向隔离墙

中图分类号: TU449 文献标识码: A 文章编号: 1000 - 4548(2018)01 - 0001 - 0037

作者简介: 刘松玉(1963 -), 男, 东南大学特聘教授, 主要从事特殊地基处理、环境岩土工程、原位测试技术等方面的研究工作。E-mail: liusy@sedu.edu.cn。



Geotechnical investigation and remediation for industrial contaminated sites

LIU Song-yu

(Institute of Geotechnical Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China)

Abstract: Aiming at geotechnical problems in the redevelopment of industrial contaminated sites, the research achievements from the author and his group are throughly summarized. The researches includes five aspects: (1) Changes of fundamental behaviors of contaminated soils and contaminated site classification from the perspective of engineering properties. The physical and mechanical properties of heavy metal-and organic-contaminated soils are presented. Based on the risk assessment of contaminated sites as well as methods for soil classification in the literatures, the index classification for contaminated sites is developed using the analytic hierarchy process structure. (2) Application of piezocone penetration test (CPTU) to in-situ testing in contaminated sites. The resistivity characteristics of contaminated soils, testing methods for resistivity piezocone penetration tests in contaminated sites and permeability parameter evaluation for contaminated soil layers using CPTU are stated. (3) Advanced solidification/stabilization technology. Mechanisms of solidification/stabilization of heavy metal-contaminated soils are revealed. The effects as well as limitations of cement-based solidification/stabilization are illuminated. Phosphate-based binder and alkali-activated slag for solidification/stabilization of high-level heavy metal-contaminated soils are developed. Great effort on the improvement of solidification/stabilization construction technology has been conducted to enhance the engineering properties and environmental safety. (4) Treatment of organic-contaminated sites using air sparging. The air phase motion, treatment mechanism and treatment effect are understood via 1-D and 2-D air sparging model tests, and a design method for air sparging is established based on the

基金项目: 国家自然科学基金重点项目 (41330641)

收稿日期: 2017 - 12 - 01

lumped parameter. (5) Vertical barriers applied in contaminated sites. The determination methods for the key parameters in soil-bentonite vertical barrier are proposed. The long-term performance and chemical compatibility of soil-bentonite backfill is presented. Technical characteristics of construction technologies for vertical barriers are compared, and the construction quality of soil mixing cutter (SMC) method is assessed. These research achievements are of important significance in the redevelopment of contaminated sites and sustainable urban development.

Key words: contaminated site; in-situ testing; resistivity; CPTU; solidification/stabilization; air sparging; vertical barrier

0 绪 论

自20世纪中国城市化进程快速发展以来,全国城市化平均水平已由1958年的17.9%发展到2016年的57.35%。中国城市化进程高速发展为经济持续发展提供了强劲持久的动力,但也导致城市用地紧张、交通堵塞、环境污染等城市问题日益突出,严重制约了城市化的可持续发展。

由于历史原因,中国城市往往缺少总体规划、基础设施落后、工业区和生活区并存。为此,自20世纪80年代开始在全国范围内推行、实施产业布局调整和污染企业退城进园等战略。如北京首钢集团、南京化工园区等已经实施退城进园、关停并转工作,而所置换出的场地主要用于民用和商业开发用地。这些工业企业在建设和运营期间,对污染控制不严格、环保设施缺乏或不完善,使原址场地成为严重污染的工业污染场地^[1-4]。

所谓污染场地是因堆积、储存、处理、处置或其它方式(如迁移)承载了有害物质,经过调查和风险评估后确认污染危害超过人体健康或生态环境可接受风险水平的场地,又称污染地块^[5]。污染场地一般分为重金属污染场地、有机污染场地及其复合污染场地。

2014年4月17日中国环保部和国土部联合发布的《全国土壤污染状况调查公报》表明^[6]:全国土壤总的超标率为16.1%,污染类型以无机型为主,有机型次之,复合型污染比重较小,无机污染物超标点位数占全部超标点位的82.8%。重污染企业用地、工业废弃地、工业园区等工业污染场地超标点位30%以上,主要污染物为锌、汞、铅、铬、砷和多环芳烃,主要涉及化工业、矿业、冶金业等行业。

与农业耕地表层污染不同,工业污染场地的污染深度最大可深达数十米。例如南京燕子矶化工厂有机物污染深度深达15 m,南通农药厂的氯化碱影响深度达8 m。天然土体中重金属和有机物富集,不仅污染土水体环境、直接危害人民身心健康,还会引起地基工程性质改变、造成工程损伤和破坏^[2,6-7]。

为此,2004年6月1日开始,原国家环保总局、环保部、建设部等先后制定发布了有关污染场地土壤环境保护的有关文件。2013年1月国务院印发《近期土壤

环境保护和综合治理工作安排》提出了未来5年中国污染土壤调查、治理、控制和监管等方面任务和目标;2014年环境保护部批准发布了5项污染场地系列环保标准:《场地环境调查技术导则》(HJ25.1—2014),《场地环境监测技术导则》(HJ25.2—2014),《污染场地风险评估技术导则》(HJ25.3—2014),《污染场地土壤修复技术导则》(HJ25.4—2014),《污染场地术语》(HJ682—2014)。2016年5月31日,国务院公开发布《土壤污染防治行动计划》(简称“土十条”),为中国土壤污染防治提供了政策依据,有力推动了中国污染场地处理研究的发展。另外北京市、上海市等多个省市政府也制定了有关污染场地的地方规程^[8-9]。

已有研究表明,土体受到污染后,其基本物理力学特性会发生明显改变,并引起土体工程性质的变化。对于既有建(构)筑物基础,当其使用期地基受到污染后,则会导致地基基础不同形式的破坏,影响地下工程施工和运营安全^[10-13]。

因此,对城市工业污染场地进行岩土工程研究与处理控制,使之既满足环境安全需要又达到再开发利用建设要求,是环境岩土工程学科面临的新课题^[2]。

为了解决岩土环境污染问题,20世纪80年代以来,岩土工程中一门新兴分支学科——环境岩土工程应运而生。1970—1980年间,美国颁布的几部环境法(RCRA, CERCLA, Superfund Law),标志着岩土工程师开始参与环境工程问题;总的来说,1980—2000年间,国际环境岩土工程研究的重点主要是城市垃圾卫生填埋技术相关的理论和技术问题,2000年以来污染土壤和地下水修复处理进一步拓展了环境岩土工程研究领域;与传统的岩土工程学科相比,环境岩土工程更强调大气、水、生物、化学等与岩土体相互作用,尤其强调化学和生物的作用,环境岩土工程的研究内涵也在不断丰富发展^[2-3,6]。近10年来,引入风险理论评价场地污染和处理对环境的影响成为趋势^[14-16]。

同济大学自20世纪90年代率先开始关注环境岩土工程问题,2000年以来浙江大学、河海大学等单位开始重点研究城市垃圾卫生填埋技术,取得了一系列成果,2012年颁布了《生活垃圾卫生填埋场岩土工程技术规范》^[17],有力地推动了中国环境岩土工程学科的

发展。本文针对中国工业污染场地，较系统地介绍了污染场地土体工程性质变化规律与评价方法、污染场地原位测试技术、重金属污染场地和有机污染场地的主要处理技术等。

1 污染土的工程性质与污染状态评价

1.1 污染土工程性质

污染场地的勘察调查与评价是整个污染场地管理流程的前端，是进行场地环境管理、场地利用规划与开发建设的基础。其目的是掌握场地的水文工程地质条件、污染特征和分布、提供场地特征参数，为场地风险评价提供资料支撑，为制定经济有效的场地治理修复方案和土地利用规划提供依据。为此我国近年来制定了有关导则和规范^[8, 16, 18]。

场地环境调查可分为三个阶段^[16]：第一阶段场地环境调查即污染识别阶段；第二阶段场地环境调查是以采样与分析为主的污染证实阶段；第三阶段场地环境调查以补充采样、现场测试和室内试验为主，获得满足风险评估及污染场地修复所需的参数。一般来说，场地经过第一阶段环境调查（污染识别），确认场地存在污染的可能性时，则开始进行污染场地的岩土工程勘察工作，即岩土工程勘察工作一般在环境调查工作第二阶段开始介入^[8]，勘察方法主要包括钻探取样、现场污染成分测试、地下水观察井布置与试验、地球物理方法等。

土体污染后，其工程性状会发生明显改变，根据污染土工程性质改变的程度可以对污染场地土体进行初步评价^[18]。天然地基受到污染后，其工程性状如何演变，受很多因素的制约和影响^[19-20]，首先取决于土颗粒、粒间胶结物和污染物的物质成分^[21]，其次是土的结构和粒度、孔隙液体介质、吸附阳离子的成分及污染物（液体）的浓度等^[22]，再者是土与污染物作用时间和温度。国内外诸多学者对工程性质的研究主要集中在常规的土工测试试验，同时，为了研究土体污染前后变化的机理，还进行了微观测试研究^[20]。

(1) 界限含水率

图1为不同浓度Zn、Pb、Cd污染土试样的液限、塑限和塑性指数变化曲线。由图可知，粉质黏土和黏土被重金属溶液污染后，液限、塑限均比污染前减小。对土样液塑性指标产生影响的化学作用主要有溶蚀作用、沉淀或结晶作用和阳离子交替吸附作用^[22-23]。

图2为不同含油率的柴油、煤油污染粉质黏土和黏土液限、塑限和塑性指数变化图。由图2可以看出，对于柴油和煤油污染的粉质黏土和黏土，随着含油率的增加，液限、塑限缓慢降低，塑性指数随着含油率增

加也有所降低^[24-25]。

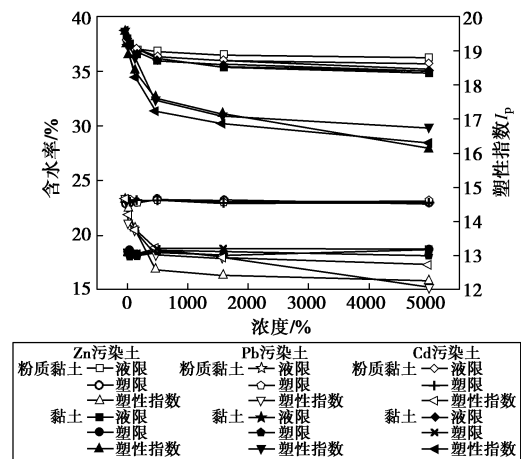


图 1 不同浓度锌、铅、镉污染土的液、塑限及塑性指数对比

Fig. 1 Liquid limits, plastic limits and plasticity indices of Zn-, Pb-, and Cd-contaminated soils

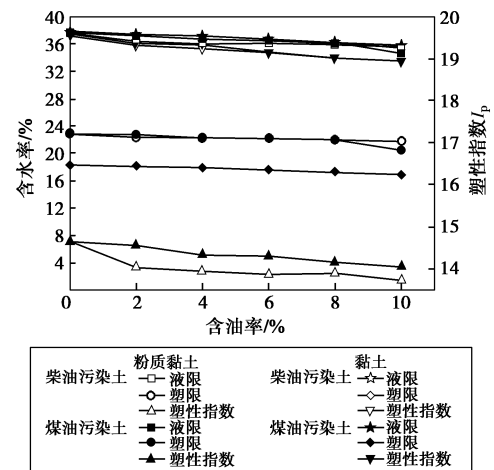


图 2 不同油污土的液、塑限及塑性指数变化

Fig. 2 Liquid limits, plastic limits and plasticity indices of oil-contaminated soils

(2) 土的粒度成分

图3为不同重金属浓度下污染土的黏粒成分变化。可以看出，随着污染浓度的增加黏粒含量有所变小，而砂粒、粉粒含量变大。引起这一变化的原因主要是受到重金属锌污染后，土中某些胶体如有机无机复合胶体、游离氧化物胶体以及可溶性盐胶体和重金属污染物结合，使得颗粒间的连接力减弱^[24-25]。

(3) pH 值

土壤的 pH 值测试采用美国 ASTM D4972—13 规范进行。不同重金属污染浓度的土壤 pH 值测试结果见图 4。随着重金属浓度的增加，土壤的 pH 值呈下降趋势。本文的污染物为硝酸盐类可溶盐，产生的硝酸盐离子使得土壤体现酸性特征，所以随着重金属污染

物的增加使得土壤的 pH 减小呈酸性变化。

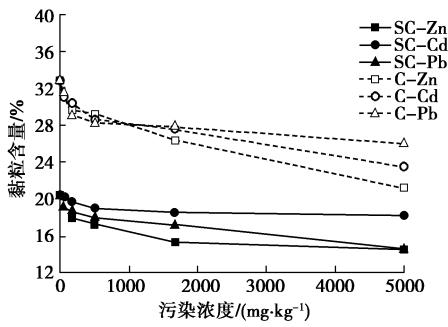


图3 不同浓度下污染土的黏粒成分变化

Fig. 3 Variation of clay content with metal concentration

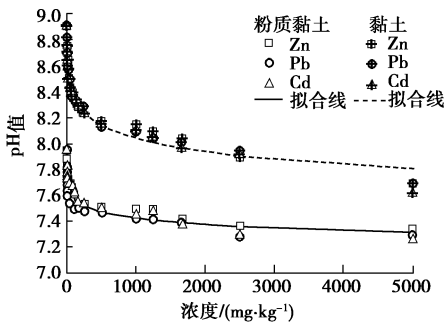


图4 不同污染浓度的土壤pH值测试结果

Fig. 4 Variation of pH with metal concentration

图5为两种油污染的南京粉质黏土和黏土pH值测试结果^[20]。柴油和煤油污染土表现为相似的变化规律，污染后的土体pH值降低，但随着含油率的增加，土体pH变化趋于平缓。

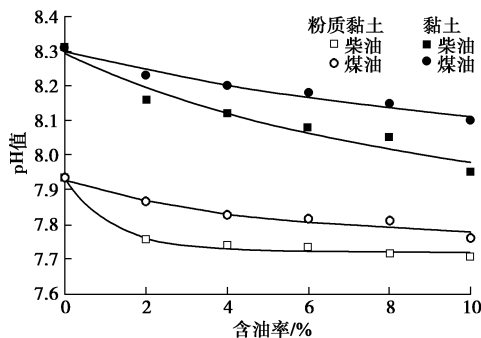


图5 不同油污染对粉质黏土和黏土 pH 的影响

Fig. 5 Variation of pH with oil concentration

(4) 抗剪强度

图6表明，3种重金属污染土壤样品（Zn、Cd、Pb）的抗剪切强度均随着污染浓度的增加而增加^[25-26]。而柴油污染土和煤油污染土的剪切强度则随着含油率的增加而减小^[20]（图7），且油污染对土体内摩擦角影响较小，对黏聚力c影响较大。

Sanad 等^[21]对不同含油率的原油污染科威特砂土，Khamehchiyan 等^[27]对原油污染的黏土，Rahman

等^[28]对受油污染的花岗岩沉积土，Nazir^[29]对埃及 Tanta 地区的机油污染的超固结黏土以及 Oluremi 等^[30]、Abousnina 等^[31]的研究得到了与本文结果相类似的结论。

但Kermani等^[32]对原油污染黏土测试结果表明，随着含油率的增加，内摩擦角、液限、塑限等指标增大，最优含水率、黏聚力、塑性指数均减小；Khosravi 等^[33]对汽油污染高岭土的测试结果则表明，随着汽油污染含量的增加黏聚力增大，内摩擦角和土体压缩性减小；塑限增大，液限减小，相应的塑性指数增大，其它学者如Akinwumi等^[34]、Nasehi等^[35]、何小红^[36]也得出了与本文结果不一致的规律。其原因可能是与各地土性成分和性质差异有关，因此需要对具体污染土的工程性质通过试验确定。

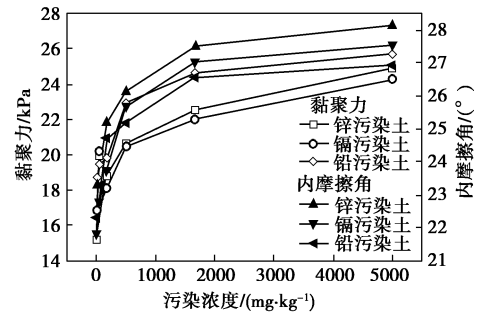


图6 重金属污染土黏聚力和内摩擦角与污染浓度关系

Fig. 6 Variation of cohesive force and frictional angle with metal concentration

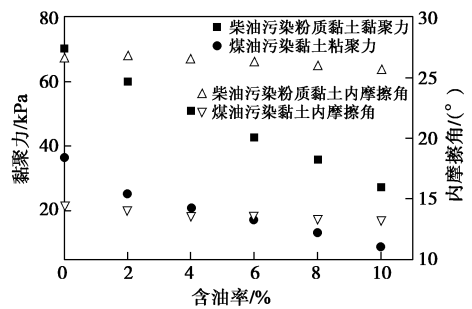


图7 油污染黏性土强度参数与含油率的关系

Fig. 7 Variation of cohesive force and frictional angle with oil concentration

(5) 孔隙结构

不同重金属污染黏土孔径分布曲线如图8所示。当溶液中的重金属浓度从0增加到5000 mg/kg时，对应于孔隙体积峰值的孔径从1增加到30 μm，污染土壤的絮凝效应导致了孔隙结构的增大，不同污染成分的孔径分布曲线也得到类似的结果，污染土体结构的变化会引起土体宏观工程性质的变化^[37]。

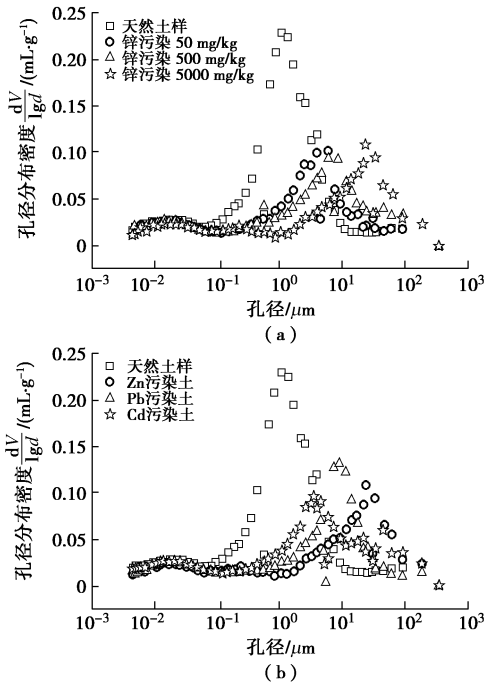


图 8 重金属污染土孔径分布

Fig. 8 Pore-size distribution of heavy metal-contaminated soils

图9为含油率为0%, 2%, 6%和10%的柴油污染黏土的孔径分布分析结果。污染土均呈“单峰结构”, 污染土体孔径有所增大。

方伟^[38]对柴油污染高岭土采用了环境扫描电镜和压汞技术对污染土孔隙结构进行了测试, 发现柴油污染高岭土的柴油含量存在一个阈值, 超过该值后污染土工程性质由水控状态转变为油控状态。

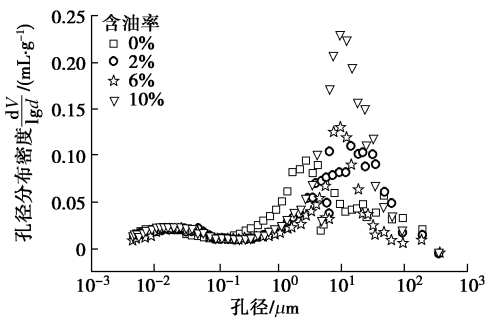


图 9 不同含油率的柴油污染土孔径分布

Fig. 9 Pore-size distribution of diesel oil-contaminated soils with various oil content

1.2 污染场地分类评价

对于污染场地, 特别是需要修复的污染场地, 在现场勘查、性质评价的基础上, 需要对污染场地进行分类及评价, 为合理规划修复后场地的未来使用功能提供依据。20 世纪 90 年代后, 欧洲一些国家相继提出了不同的污染场地分类标准。基于污染源特征、暴露途径和受体三方面对场地已有和潜在的健康及环境影响进行评估, 如加拿大国家分类系统^[39]、比利时

(Wallon 地区) 评分系统^[40]、美国废弃场地危险评级系统 (hazard ranking system, HRS)^[41]等。中国《污染场地风险评估技术导则》(HJ 25.3—2014)^[16]提出了场地风险评估的定义: 在场地环境调查的基础上, 分析污染场地土壤和地下水中污染物对人群的主要暴露途径, 评估污染物对人体健康的致癌风险或危害水平。

美国、欧洲、英国、加拿大等发达国家均制定了本国的环境风险评估模型, 其分析步骤基本类似, 不同评价模型的主要区别是暴露途径、计算算法、参数选定等^[42]。

事实上, 土体污染后其环境参数和工程性质均发生明显变化。许丽萍等^[43]提出了从地基土工程特性的指标变化程度、建筑材料的腐蚀性和对环境影响程度三项指标来评价建设场地污染程度的综合评价方法。吴育林等^[44]从人体健康及环境影响、污染土地下结构材料、污染土体三方面建立了污染土的综合风险评估体系, 并提出了相应的计算方法。

基于此, 本课题组以有机物污染场地为例, 对污染状态和分类评价方法进行了研究^[26]。通过对土性变化参数、土体物理力学参数和污染场地参数多因素综合分析得出“场地污染指数”SQ, 可综合反映污染场地的污染程度及工程特性。该方法以土性变化参数、土体物理力学参数和污染场地参数三者为准则层, 以土体塑性指数、土体电阻率、土体热阻率、污染物种类、污染物含量、用地类型等参数为指标层, 采用层次分析法构建了污染场地污染状态的评价体系如图 10。

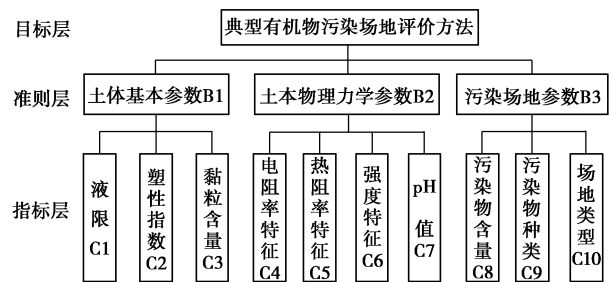


图 10 评价方法的多级递阶层次结构

Fig. 10 Multi-level hierarchical hierarchy evaluation method

参考《岩土工程勘察规范》(GB 50021—2001)(2009年版), 对污染物引起土性变化参数(C1、C2、C3)和土体物理力学参数(C4、C5、C6、C7)的变化率给出相应的评分值。如表1所列。

对于污染物含量C8的评价标准, 以《全国土壤污染状况调查公报》^[6]的评价标准为基础, 取其有影响的4个评价标准, 修改后的评分标准如表2所列。污染物

的含量以《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)^[45]中污染场地的筛选值为基准进行比较分析。

表1 影响因素评分表

Table 1 Score table of influence factors

评分	10	30	50	100
影响程度	轻微	中等	较严重	严重
指标变化率/%	< 10	10~30	30~50	> 50

注：“指标变化率”是指污染前后工程特性指标的差值与未污染指标的百分比。

表2 污染物含量评分表

Table 2 Score table of contaminant content

评分	10	30	50	100
影响程度	轻微	中等	较严重	严重
污染物含量(以筛选值为基准)	1~2倍	2~3倍	3~5倍	> 5倍

有机物种类较多,按照有机物对人体毒性的不同^[40],提出不同的评分标准,如表3所列。

表3 不同有机污染物评分

Table 3 Score table of different organic contaminants

评分	10	30	50	100
毒性大小	无毒或微毒	低毒	中毒	剧毒
污染物类别	石油烃类和酚类化合物	有机农药	多环芳烃	多氯联苯等强致癌物

根据《土壤环境质量标准》,把污染场地利用类型分为农业用地、居住用地、商业用地和工业用地四类,在污染物含量相同时,场地污染程度越严重,评分越高。对应的评分标准如表4所列。

表4 场地类型及评分

Table 4 Score table of different sites

评分	100	50	30	10
场地类型	农业用地	居住用地	商业用地	工业用地
污染程度	严重	较严重	中等	轻微

(1) 根据不同因素的评分值及各自的权重值,按照式(1)计算出污染场地指数SQ,根据SQ大小对场地的污染状态进行分类评价。

$$SQ = \sum_{i=1}^n (C_i \times W_i) \quad (1)$$

式中, C_i 为不同因素的评分值, W_i 为不同因素权重值。

对于相同场地的同一种污染物所引起的污染,污染场地指数SQ总分值范围为[0, 100],污染状态的评价分类标准如表5所示。

表5 场地污染状态分类表

Table 5 Classification of contamination site status

污染指数SQ	≤10	10~30	30~50	≥50
污染状态分类	轻微	中等	较严重	严重

通过室内人工制备污染土与污染场地现场应用结果表明,评价结果与实际污染情况相符,说明本文建立的评价体系具有推广应用前景。

2 基于 CPTU 污染场地测试评价方法

污染场地测试目前主要采用钻孔取样和室内分析测试相结合的方法。钻孔取样分析对取样技术要求较高,否则会导致污染物向更大范围扩散;另外污染土样运输保存过程中也可能产生二次污染,且室内分析时间较长、费用较高,不能满足污染场地的快速评价的要求。因此,原位测试评价技术得到了快速发展^[3, 46]。常用的原位测试方法包括电阻率孔压静力触探法、地质雷达探测、电阻率层析成像技术、时间域反射法、瞬变电磁法等地球物理探测方法。

多功能孔压静力触探(CPTU)技术具有连续、快速、精确、多参数等突出优点^[46-47],在污染场地测试评价中主要是通过电阻率和其它化学传感器等测试评价污染范围和程度,通过孔压消散试验评价场地地下水传导参数,给污染物运移分析和场地风险评估提供参数。

2.1 土的电导率模型

土的电导率实际上就是当电流垂直通过边长为1m的立方体土时所呈现的电阻大小,单位为 $\Omega \cdot m$ 。土的电导率是表征土的导电性的基本参数,是电导率的倒数,是土的固有物性参数之一。

1942年,美国物理学家Archie^[48]提出了适用于饱和和无黏性土、纯净砂岩的电导率模型。随后,Keller等^[49]拓展了Archie电导率模型的适用范围,使之可用于非饱和纯净砂岩;对于黏性土,Waxman等^[50]考虑到土颗粒表面导电性对整个土体电导率的影响,假定土的导电是通过土颗粒与孔隙水两个导体并联导体,提出了适用于非饱和黏性土的电导率模型;对于非饱和和黏性土,Mitchell等^[51]提出了土的三元导电模型。

分析表明^[52-53],土的电导率是土体颗粒、孔隙液和微结构特征的综合反映,主要取决于土颗粒的矿物组成、大小、形状、排列、孔隙结构(包括孔隙率、孔隙的分布与连通情况)、孔隙液的化学成分、饱和度以及所处的环境温度等。如膨胀土的电导率变化特征如图11所示,可以根据电导率评价膨胀土的膨胀特征和结构变化特征^[54-55]。

2.2 土电导率室内测试方法

土的电导率室内测试方法可分为二类:一类是将土样放在定制的绝缘盒中,绝缘盒有圆柱体状,也有长方体状的Miller soil box^[56];另一类是把土样安装在通过改造的固结仪器或三轴仪器中,以便在常规试验中同步观测土样电导率的变化情况。美国ASTM^[56]通常采用两电极土盒的方法来测土的电导率。该方法采用的是二相电极法,低压方波交流电,电流频率为

97 Hz。在现场土的电阻率测试中, ASTM 则通常采用 Wenner 四相电极方法。

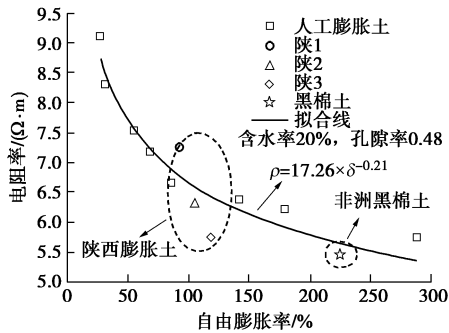


图 11 膨胀土电阻率随自由膨胀率的变化

Fig. 11 Relationship between resistivity and free swell ratio of expansive soils

根据上述分析, 笔者^[57]研制了室内土电阻率测试仪。该仪器采用交流、低频、二相电极, 交流电源频率从 20~100 Hz 细分为 9 档。并特定了具有一定强度、刚度的绝缘配件, 以及适用于土工测试的特殊电极片, 另外, 可以与常规土工测试仪器匹配, 在试验过程中测试土的电阻率的变化规律。采用该电阻率测试仪研究了膨胀土、黄土、水泥石的电阻率特征, 明确了典型土体的性质与电阻率参数的关系^[58-59]。

2.3 污染土的电阻率变化规律

污染土的电阻率主要受污染物类型与浓度的影响。采用上述研制的电阻率测试仪, 对有机污染土和重金属污染土的电阻率特征进行了测试分析。

以南京地区常见的漫滩相粉质黏土为研究对象, 采用#0 柴油和煤油作为污染物, 人工配制了不同含油率的污染试样, 对不同状态下土体的电阻率进行了测试, 总结了含油率、土体水饱和度对污染土试样电阻率的影响规律^[20, 59-60]。

柴油含油率与电阻率的关系如图 12 所示, 电阻率随含油率的增加而线性增大。

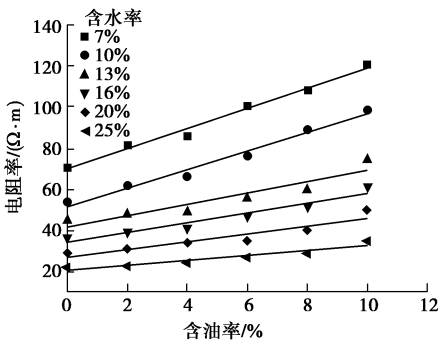


图 12 不同含水率柴油污染土电阻率与含油率的关系

Fig. 12 Relationship between resistivity and oil content of diesel oil-contaminated soils with various water contents

污染土体在不同含油率时, 含水率与电阻率间的关系如图 13 所示, 两种油污染土的电阻率均随含水率的增加而呈幂函数关系减小。

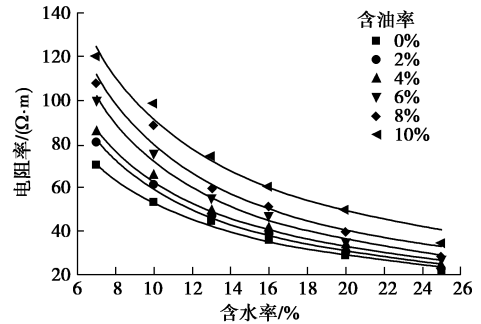


图 13 不同柴油含油率污染土电阻率与含水率的关系

Fig. 13 Relationship between resistivity and water content of diesel oil-contaminated soils with various oil contents

引入“体积含湿率”和“油水饱和度”两个指标, 对油污染土的电阻率分析如下。

体积含湿率为土中水和油体积与土总体积之比, 即

$$\beta = (V_w + V_o) / V_s \quad (2)$$

式中, V_w 为水体积, V_o 为油体积, V_s 为土总体积。

图 14 给出了油污染土的体积含湿率与电阻率之间的关系, 随着体积含湿率的增加, 土体电阻率线性增大。

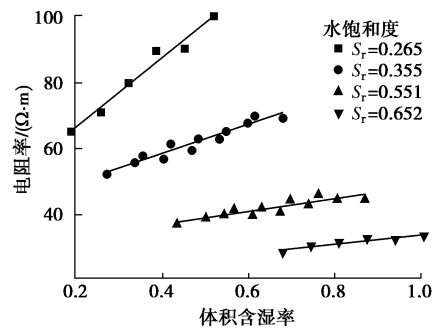


图 14 柴油污染土体积含湿率与电阻率间的关系

Fig. 14 Relationship between resistivity and oil content of diesel oil-contaminated soils with various saturations

图 15 为归一化之后的油污染土电阻率与体积含湿率之间的关系, 柴油污染土可用下式表达:

$$\rho_s / \rho_{un} = 0.729 + 0.273(\beta_s / \beta_{un}) \quad (3)$$

式中, ρ_s 为不同含油率土体的电阻率, ρ_{un} 为未污染土 (含油率为 0) 的电阻率, β_s 为不同含油率土体的体积含湿率, β_{un} 为未污染土 (含油率为 0) 的体积含湿率。

定义土中水和油体积与土中孔隙体积之比为油水饱和度, 采用 S_{ro} 表示。

$$S_{ro} = (V_w + V_o) / V_v \quad (4)$$

式中, V_w 为水体积, V_o 为油体积, V_v 为土体孔隙体积。

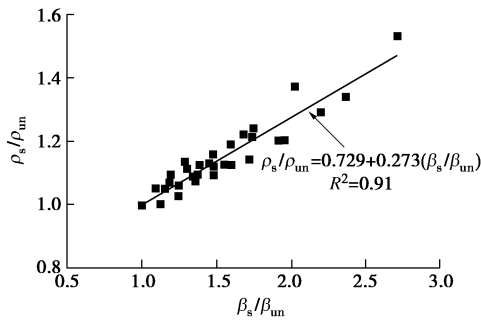


图 15 柴油污染土体积含湿率与电阻率间的关系

Fig. 15 Relationship between volumetric water content ratio and resistivity of diesel oil-contaminated soils

图 16 表明, 随着油水饱和度的增加, 电阻率呈幂函数关系减小。进一步地, 油水饱和度与油污染土电阻率的关系如图 17, 可用下式表达:

$$\rho_s / \rho_{un} = 1.01 \times (S_{ros} / S_{roun})^{0.457}, \quad (5)$$

式中, ρ_s , ρ_{un} 与前文相同, S_{ros} 为不同含油率土体的油水饱和度, S_{roun} 为未污染土的油水饱和度。

另外, 农药污染的粉质黏土与黏土电阻率测试分析结果如图 18, 电阻率变化幅度都随着农药含量的增加呈对数关系增大, 且变化幅度逐渐减小^[61]。

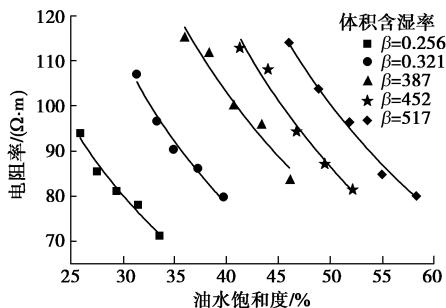


图 16 不同体积含湿率下油水饱和度与电阻率间的关系

Fig. 16 Relationship between oil-water saturation and resistivity of diesel oil-contaminated soils

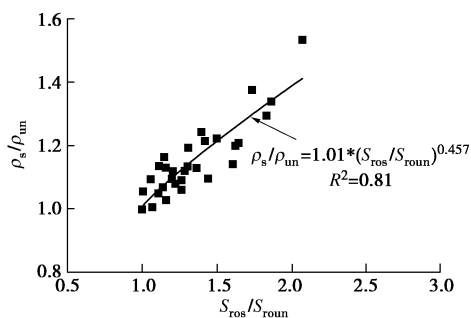


图 17 归一化后油水饱和度与电阻率间的关系

Fig. 17 Relationship between generalized oil-water saturation and resistivity of diesel oil-contaminated soils

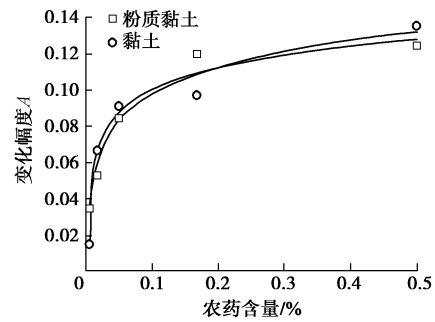


图 18 农药含量与电阻率变化幅度间相关关系

Fig. 18 Relationship between pesticide dosage and resistivity

采用硝酸盐溶液作为重金属污染源, 测试分析了重金属污染土的电阻率变化规律^[62-64]。图 19 为孔隙湿密度为 0.397 g/cm^3 下的 3 种重金属污染土的污染浓度与电阻率之间的关系图。3 种重金属污染土的电阻率基本一致, 略有不同, 主要因为 3 种重金属离子的导电性对比为 $\text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Pb}^{2+}$ 。

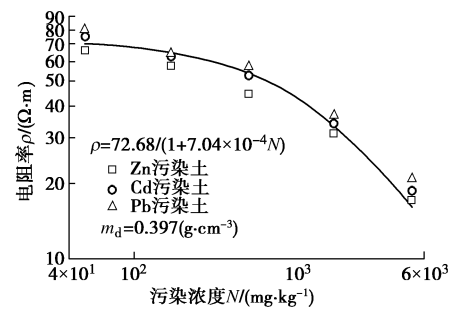


图 19 电阻率与重金属污染土污染浓度关系

Fig. 19 Relationship between metal concentration and resistivity

2.4 污染场地电阻率 CPTU 测试方法

土的电阻率原位测试方法主要包括电极法和电阻率探头法 (RCPT) 两种。RCPT 设备的核心部分是电阻率传感器, 它是在常规孔压静力触探 (CPTU) 的基础上, 增加电阻率测试模块, 形成多功能探头。国际上常用的 RCPT 探头主要有加拿大 UBC 探头^[65]、美国 Hogentogler 探头和 Furgo 探头等^[66]。

Fukue 等^[67]通过室内与现场的电阻率探头试验系统研究了电阻率法评价污染土的理论与方法。Campanella 等^[68]应用 UBC 的电阻率探头对加拿大 Richmond Fraser River 河口三角洲地区盐水入侵到砂土含水层 (新鲜水) 中的情况进行了勘测, 以体积电阻率低于 $5 \Omega \cdot \text{m}$ 确定出盐水入侵线的分布范围。

东南大学在引进美国 Hogentogler 探头基础上, 研发了四电极电阻率探头 (图 20), 并进行了测试应用。

图 21 为现场测试的土电阻率与液限和塑性指数之间的关系^[69-70], 与 Abu-Hassanein 等研究成果相类似^[71]。

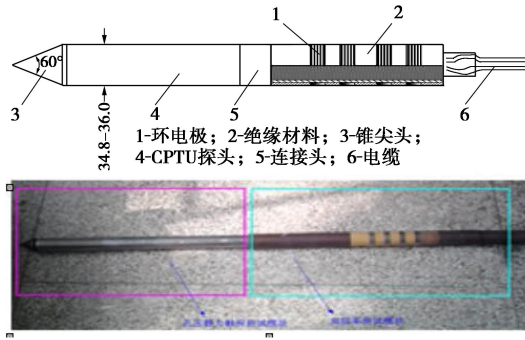


图 20 电阻率 RCPT 探头示意图

Fig. 20 Illustration of RCPT

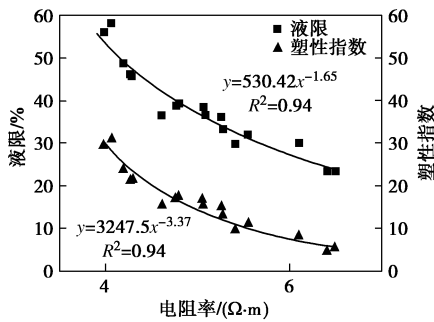


图 21 南京金陵图书馆场地电阻率与液限、塑性指数的关系

Fig. 21 Variation of liquid limit and plasticity index with resistivity at New Jinling Library site

对江苏省南通农药厂污染场地进行了测试分析。该厂1964年建成，以生产有机氯类、氨基甲酸酯类、除草剂类农药等为主，搬迁后于2005年关闭。为评价其污染状况，在场地进行了4孔RCPT测试分析与评价。场地环境调查表明，该场地污染类型以分为两大类：有机物（有机磷）污染和无机物（氯化碱和漂白粉）污染。典型RCPT试验结果和土层剖面见图22（有机物污染）。

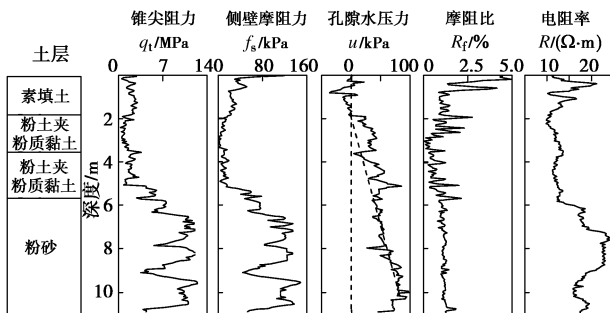


图 22 场地有机物污染典型 RCPTU 试验结果

Fig. 22 Typical results of RCPTU from organic-contaminated site

分析表明^[61]，受到有机物污染的土层其电阻率均略高于受到无机物污染的土体电阻率。采用等效电阻率偏差率 $\Delta R/R_r$ (%)，可以对污染程度进行评估：

$$\frac{\Delta R}{R_r} = \left(\frac{D_r}{D_{rr}} R - R_r \right) / R_r \times 100\% \quad (6)$$

式中， D_r 和 D_{rr} 分别为估算的相对密实度和相对密实

度参考值 (%)，取 $D_{rr} = 73\%$ ， R 和 R_r 分别为实测土体电阻率和电阻率背景值 ($\Omega \cdot m$)。

显然，当 $\Delta R/R_r$ 绝对值越大时，表明土受到污染的程度越大；当 $\Delta R/R_r < 0$ 时，表明污染物使得土体电阻率降低；反之，若 $\Delta R/R_r > 0$ ，则表明污染物使得土体电阻率增大。图23为不同试验孔下各深度处等效电阻率偏差率计算结果。

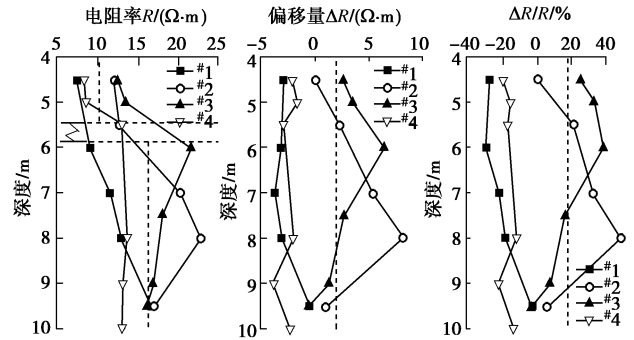


图 23 污染场地电阻率解释结果

Fig. 23 Results interpreted from contaminated sites of RCPT

2.5 基于CPTU的场地渗透性评价方法

土的渗透特性是分析污染物运移和处理技术，进行污染风险评价的关键参数，目前确定渗透系数的方法主要有常规室内渗透试验和现场抽水试验、压水试验等方法。采用孔压静力触探（CPTU）测试确定土体渗透参数，具有准确、快速、扰动小、经济的特点，并能够反映含有互层和薄夹层的渗透特点。

CPTU 贯入过程中可同时连续测锥尖阻力 q_c 、侧壁摩擦力 f_s 、超静孔隙水压力及其消散过程。根据测得的超孔隙水压力消散曲线，可以确定土层的水平渗透系数 k_h 及固结系数 c_h 。东南大学在总结国内外 CPTU 技术的基础上，研发了数字式高精度 CPTU 系统，并编制了测试技术规程^[72]。

(1) 土体排水条件判别

CPTU 探头贯入过程中土的排水条件决定土体渗透系数的评估方法。1994 年 Finnie 等^[73]利用归一化贯入速率 V ($V = vd/C_v$ ，式中， v 为贯入速度， d 为圆锥探头直径， C_v 为固结系数)来定义排水边界界限，当 $V > 30$ 时为完全不排水边界，当 $V < 0.01$ 时为完全排水边界。

2007 年 Elsworth 等^[74]根据 CPTU 的归一化锥尖阻力 Q_t 、孔压比 B_q 、摩擦比 F_r 提出了部分排水边界为 $B_q Q_t < 1.2$ ， $Q_t F_r < 0.3$ 和 $B_q / F_r < 4$ 。

2010 年 Kim 等^[75]提出 $C_v < 7.1 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ 为完全不排水边界， $C_v > 1.4 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ 为完全排水边界；处于中间的为部分排水边界。

(2) 不排水条件下黏性土渗透系数的 CPTU 评价方法

黏性土中贯入满足上述完全不排水条件，因此可以基于孔压消散试验获得其固结系数，再得到渗透系数。孔压静力触探探头贯入过程中产生的超静孔隙水压力，可采用圆柱形孔穴扩张理论进行分析，得到孔压消散理论曲线^[46, 76]。

根据消散曲线，Houlsby等^[77]考虑了刚度指数 I_r ($I_r = G/S_u$, G 为剪切模量, S_u 为不排水抗剪强度)的变化效应, 采用修正的时间因数 T^* , 利用下式计算得到水平固结系数 c_h :

$$c_h = \frac{r_0^2 \sqrt{I_r} T^*}{t} \quad (7)$$

式中, T^* 为改进时间参数, 可查表得到, $r_0 = 35.7 \text{ mm}$ 。

利用孔压消散曲线能够计算土体的固结系数, 而土体的渗透系数与固结系数存在以下的关系^[78]:

$$k_h = c_h \gamma_w / E_s \quad (8)$$

式中, E_s 为压缩模量, c_h 为土的水平固结系数, γ_w 为水的重度。压缩模量 E_s 的确定可以根据地震波CPTU测定的剪切波速按图24确定。

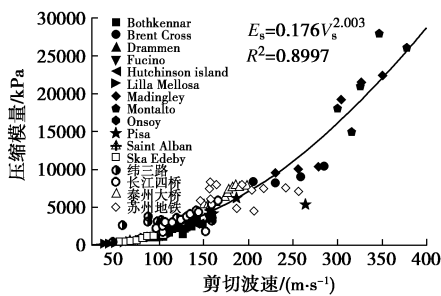


图 24 黏性土压缩模量与剪切波速的关系

Fig. 24 Relationship between constrained modulus and shear wave velocity of clayey soils

Parez等^[78]提出了直接从 t_{50} 得到渗透系数 k_h 的经验方法, 近似计算式为

$$k_h = (25t_{50})^{-1.25} \quad (9)$$

图 25 为几种方法评价场地渗透系数与实测对比图。综合比较结果显示, 对于长江三角洲沉积土, 由于粉土和黏性土的混合特性, 各种方法有一定的离散性, 总体比室内试验结果大。

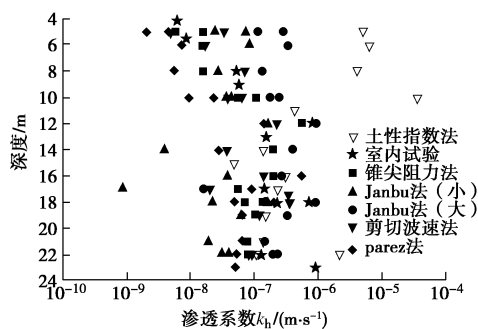


图 25 苏州地铁一号线不同渗透系数确定方法的比较
Fig. 25 Comparison among testing methods for hydraulic conductivity at Metro Line 1 in Suzhou City

(3) 部分排水条件下中间土渗透系数确定方法
Elsworth等^[74, 79]提出了采用CPTU测试指标, 按 $B_q Q_t$ 确定原位渗透系数的方法, 直接计算出土层的渗透系数。 B_q 为孔压比, Q_t 为归一化锥尖阻力:

$$B_q = (u_2 - u_0) / (q_t - \sigma_{v0}) \quad (10)$$

$$Q_t = (q_t - \sigma_{v0}) / (\sigma'_{v0}) \quad (11)$$

式中 σ_{v0} 为上覆应力 (kPa); σ'_{v0} 为有效上覆应力, (kPa); u_0 为静水压力 (kPa); u_2 为锥肩孔压 (kPa)。针对 $B_q Q_t < 1.2$, $k > 10^{-5} \text{ m/s}$ 的粉细砂类土, 给出了下列公式计算渗透系数:

$$k = \frac{r_0 r_w K_D U}{4 \sigma'_{v0}} \quad (12)$$

$$K_D = 1 / (B_q Q_t) \quad (13)$$

Chai等^[80]对Elsworth方法的修正, 提出采用半球面流的假定应当更加合理, 并据此提出渗透系数计算公式。现在国际通用CPTU孔压元件均位于锥肩位置 (u_2), 孔压分布和消散主要是水平方向, 需要对上述方法进行改进, 采用圆柱面形式, 并假定初始超孔隙水压力分布呈负指数衰减:

$$u - u_0 = (u_2 - u_0) \exp[-0.3(r/r_0 - 1)] \quad (14)$$

得到水平渗透系数修正计算公式:

$$k_h = \frac{r_0}{2h} \cdot \frac{K_D}{0.3} \cdot \frac{U r_0 r_w}{\sigma'_{v0}} \quad (15)$$

对国际标准规格的CPTU探头, $h = 5 \text{ mm}$, $r_0 = 17.85 \text{ mm}$, 本文修正方法计算的渗透系数约为Elsworth方法的20倍, 约为Chai方法的10倍。

对苏州地铁玉山公园站、星湖街站、红庄站、竹辉路站、长江四桥、长江隧道、泰州大桥等试验场地进行了测试对比分析, 以现场抽水试验和室内水平渗透试验为参考值, 共计56组数据。结果如图26, 27所示, 表明采用本文改进方法所计算的渗透系数较大, 但与实测结果相近。

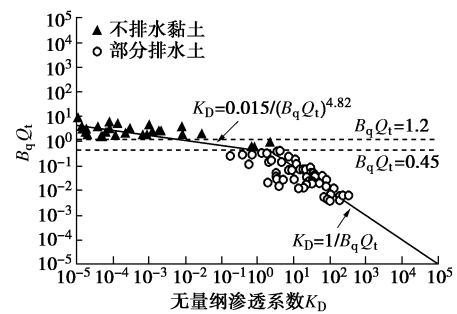


图 26 本文方法反演 K_D 与 $B_q Q_t$ 的关系
Fig. 26 Relationship between K_D and $B_q Q_t$

(4) 基于土性分类指数的渗透系数估算
Robertson等^[81]提出了土性分类指数的计算公式:

$$I_c = \sqrt{(3.47 - \lg Q_m)^2 + (\lg F_r + 1.22)^2} \quad (16)$$

$$Q_m = [(q_t - \sigma_{v0}) / p_a] (p_a / \sigma'_{v0})^n \quad (17)$$

$$F_r = [f_s / (q_t - \sigma_{v0})] \times 100\% \quad (18)$$

式中 q_t 为修正后锥尖阻力 (kPa); f_s 为侧壁摩阻力 (kPa); σ_{v0} 为上覆总应力 (kPa); σ'_{v0} 为有效上覆应力 (kPa); $(q_t - \sigma_{v0}) / p_a$ 为归一化净锥尖阻力; $(p_a / \sigma'_{v0})^n$ 为应力归一化系数; p_a 为大气压, 取 100 kPa; n 为随土性分类 (SBT) 而变化的应力指数, 对于竖向应力不大的情况下, 对粗粒土, n 取 0.5~0.9, 细粒土 $n = 1.0$, 对于竖向应力超过 1 MPa 时, $n = 1.0$ 。

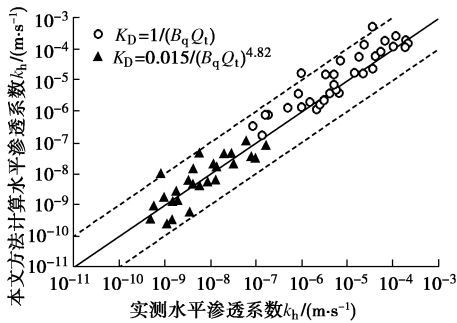


图 27 实测 k_h 与本文方法计算 k_h 对比

Fig. 27 Comparison between calculated values by proposed method and measured ones of k_h

课题组根据中国规范土分类方法创立了中国基于 CPTU 的土分类图^[82], 根据该分类图的土类指数范围可以评估相应土类的水平渗透系数^[83-84]。根据长江下游地区 7 个基坑工程的土性分类指数与测试的渗透系数统计结果如图 28 所示, 得到据此估计土的水平渗透系数修正公式:

$$k_h = 10^{-0.22 - 2.32 I_c} \quad (19)$$

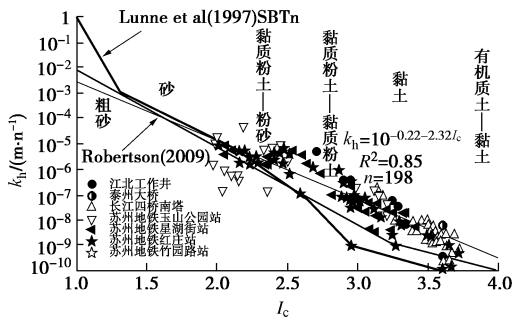


图 28 水平渗透系数 k_h 与土性指数 I_c 的拟合线

Fig. 28 Linear fitting of relationship between k_h and I_c

将上述估算土体水平渗透系数 k_h 的方法应用于上海中心大厦基坑工程, 得到的预测值与实测值对比如图 29 所示。从图 29 中可以看出, 本研究所提出的新解析方法能够给出与现场注水试验得到的结果相一致, 且比室内渗透试验高出 1, 2 个数量级^[85-86]。

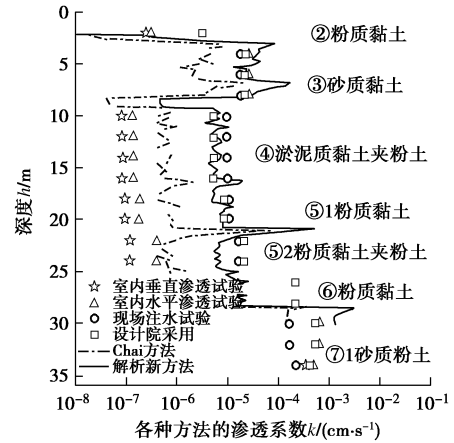


图 29 上海中心大厦不同试验得到的渗透系数与实测对比图
Fig. 29 Comparison of values of k_h evaluated using various testing methods in Shanghai Tower project

3 污染场地处理原则与方法

污染场地经过评估需要修复处理后, 其处理原则可按污染源、传播途径两个方面控制进行考虑: ①清除污染源: 在污染源位置对污染物质进行萃取、清除或者改变其成分与毒性; ②对传播途径进行控制: 通过固化稳定、隔离, 阻止其进一步扩散。具体修复处理设计时除了一般地基处理要求之外, 还需重点考虑下列因素: 场地再使用功能、场地环境风险评估、修复标准等。图 30 为现有污染场地(地基)处理方法分类图^[87]。

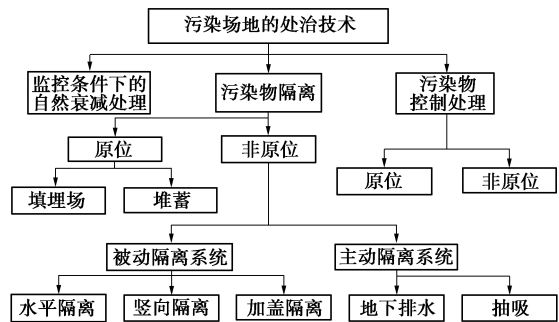


图 30 污染场地的处治技术分类

Fig. 30 Classification of treatment technologies in contaminated sites

污染场地处理方法分为三类, 即自然衰减处理、隔离和修复。

所谓自然衰减处理, 也称为内部修复, 指在适当的环境条件下, 利用自然界土体天然净化能力来去除污染物质的毒性, 通过必要的监控, 以确保去除毒性反应的进行。

隔离技术包括原位隔离和非原位隔离。非原位隔离是指将污染土开挖搬运走, 堆填至有害废弃物填埋

场或者直接在地表堆蓄,适用于污染物埋深较浅或污染成分复杂的场地。原位隔离包括被动隔离系统和主动隔离系统,被动隔离系统通过在污染场地周边进行加盖封顶或打设隔离墙等措施将污染源隔离,阻止土壤中污染物质环境影响与渗透污染的风险,该技术并没有在本质上改变污染物质的成分、毒性、内部的迁移趋势和污染土的体积,仅是限制污染物质的移动;主动隔离系统通过设置抽水井或排水沟收集被污染的地下水,该法简单易行,可防止大面积的污染物质迁移,但很难将污染物质降低到要求的浓度。

修复技术则是最积极的污染场地处治方法。污染场地的修复标准可分为两类:①基于指南或规范的修复方案:该方案将污染场地修复至未污染前的状态为修复目标;②基于风险评价的修复方案:该方案根据污染物质的种类、浓度、可能的暴露途径和潜在受害者进行场地风险评估,然后对场地的每种污染物质设定特定的浓度界限值作为修复的目标值,该方案不需完全消除污染物质。根据污染地基修复处理工程的位置可以分为原位修复技术与异位修复技术;根据修复原理可分为物理技术、化学技术、热处理技术、生物技术、自然衰减和其他技术等。常用污染物控制处理技术及其基本特点参见文献[3, 88]。

美国环保署(U.S. EPA)对超级基金项目1982至2005年间进行的977个场地修复方法进行了统计^[89]。统计表明原位修复技术462项,占总项目的47%,其中气相抽提法(SVE)是原位修复技术中最常用的方法,占原位修复项目的54%、总项目的26%;固化稳定技术(S/S技术)在原位和非原位修复技术中都得到了广泛应用,共占总项目的23%。下面重点介绍固化/稳定化、曝气法和隔离法技术。

4 固化/稳定化技术

固化/稳定化技术(solidification/stabilization,简称S/S技术)是一种控制污染物自污染体释放的技术。该技术通过搅拌等方式使固化/稳定材料与污染体发生物理化学反应,实现吸附和包裹污染物、改变污染物形态和性质、降低污染物迁移能力和毒性,最终将污染体转化为环境达标的可接受材料^[89]。该技术中的固化(solidification)指污染体经处理后形成一个具有一定强度和完整性的“结晶体”;稳定化(stabilization)则指污染物与固化剂之间的化学反应,将固化/稳定材料统称为固化剂。目前,常用固化剂包括:①无机胶结类,如水泥、石灰、粉煤灰等;②有机黏结类,如沥青等;③化学药剂,如硫酸亚铁、氢氧化钠等;④玻璃质材料。其中以水泥应用

最普遍,美国环保署场地修复报道项目中居首(占40%)^[90]。

已有工程经验和对比表明,污染体(污染土、沉积物和污泥等)经固化/稳定化技术处治环境和工程指标同时满足二次开发和再利用要求,且修复成本低、修复效率高、施工技术成熟等优势,特别适用于重金属污染场地,应用比例达80%^[89]。

4.1 水泥系固化/稳定化重金属污染土

(1) 作用机理

硅酸盐水泥及其与粉煤灰、膨润土等衍生形式对重金属污染物的固化/稳定化作用可归结为4种机理:①水化产物(例如水化硅酸钙、水化铝酸钙、氢氧化钙等)与重金属的相互作用,以生成新结晶相的形式实现化学固定(即稳定化作用);②pH和氧化还原条件引起的重金属沉淀;③水化产物和黏土矿物表面对重金属的物理吸附;④水化产物对重金属形成的物理包裹。Chen等^[91]总结了各个水化阶段中水化产物与重金属相互作用的化学反应。Yousuf等^[92]则专门从水化产物的表面化学性质角度阐述了重金属污染对水化产物生成效率的作用规律。杜延军等^[88]和Halim等^[93]综合分析了重金属类型引起的固化/稳定化作用机理差异,并阐述了环境pH对固化/稳定化效果的控制机制;陈蕾^[87]通过铝/钙比(Al/Ca)和硅/钙比(Si/Ca)评价了重金属类型、污染程度、水泥掺量和龄期对硅酸盐水泥固化/稳定化重金属污染土水化反应程度的作用规律(图31)。

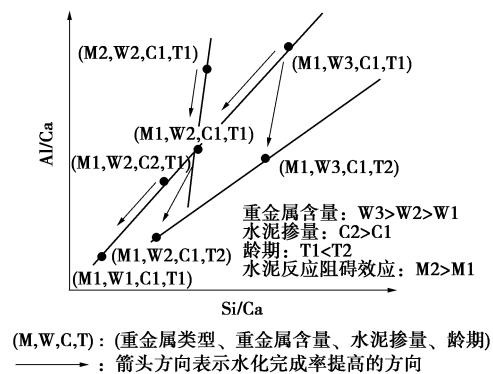


图31 Al/Ca-Si/Ca对水化完成率作用关系示意图

Fig. 31 Illustration of hydration rate using Al/Ca and Si/Ca

(2) 重金属固化土工程特性

硅酸盐水泥系固化/稳定化重金属污染土(CHMS)的工程特性指标主要是强度和渗透系数。美国EPA^[94-95]认为填埋场处理固化/稳定化废弃物需要其无侧限抗压强度(UCS)高于0.350 MPa,并建议渗透系数 k 小于 10^{-9} m/s或低于周边土渗透系数两个数量级;而其他国家和地区如荷兰、法国则要求

UCS 应不小于 1 MPa^[96-97]。

影响 CHMS 强度和渗透系数的影响因素主要包括污染类型和程度、养护条件(龄期、碳化条件等)、水泥掺量、干密度、水灰比和污染土的类型等^[98]。目前,国内外学者针对特定污染条件下 CHMS 无侧限抗压强度及渗透系数开展了大量研究,明确了养护条件、水泥掺量、水灰比和干密度的作用规律^[99-102]。重金属类型对 CHMS 工程特性的认识尚不全面,其具体涉及到 pH-Eh 环境、重金属赋存形态、水泥水化-重金属相互作用下新化学产物的溶解度及其与水泥水化产物尺寸相对大小等多种因素。

a) 强度特性

一般认为重金属对水泥水化有延缓和抑制作用,相同试验条件下 CHMS 的强度较未污染固化土呈不同程度地降低;另一方面,也有文献报道了 CHMS 强度高于未污染固化土的案例^[103-104]。已有试验研究结果显示,28 d 标准养护条件下水泥掺量达 5%,污染浓度小于 1% (1×10^4 mg/kg) CHMS 的无侧限抗压强度均满足大于 0.35 MPa 要求,普遍可达 1 MPa^[95, 103-106]。

近年来,东南大学课题组^[37, 107-113]系统性地研究了污染程度和类型、龄期 and 水泥掺量对水泥固化/稳定化铅、锌、铜、镉、镍污染土的强度特性。研究结果显示,污染程度对 CHMS 早期强度具有显著影响,并存在一临界浓度 $w(Mc)$ (100~500 mg/kg),该临界浓度前后,强度增长模式不同(图 32)。当重金属浓度小于 $w(Mc)$,重金属阳离子通过与钙离子的阳离子交换一定程度上促使了钙离子参与水泥水化,提升了 CHMS 早期强度, q_u 较未污染固化土高出 20%~40%;随着重金属浓度增大,重金属氢氧化物沉淀不断在水泥土颗粒周围形成致密不透水层,重金属离子消耗钙离子并形成重金属-钙形式复盐沉淀,导致 CHMS 长期强度增长相对缓慢,并出现了强度随龄期延长反而降低的现象。CHMS 本构关系研究结果显示,CHMS 达到极限强度后的破坏形式随污染程度增大由脆性破坏逐渐转变为塑性破坏,破坏应变范围则集中于 1%~2.5%之间。综合各种影响因素分析,分别提出系列无侧限抗压强度和变形模量 E_{50} 的预测评价方法。需要指出的是,就长期强度而言,水泥对铅污染土的固化/稳定化效果远优于锌、铜污染土试验结果,例如 7.5%水泥掺量的水泥固化/稳定化的高浓度锌污染土 (>1%) 90 d 龄期时无侧限抗压强度仅为 73.3 kPa。冻融循环作用下 CHMS 强度破坏严重,相同试验条件下 4~12 次冻融循环导致 CHMS 无侧限抗压强度降低 50%~85%。

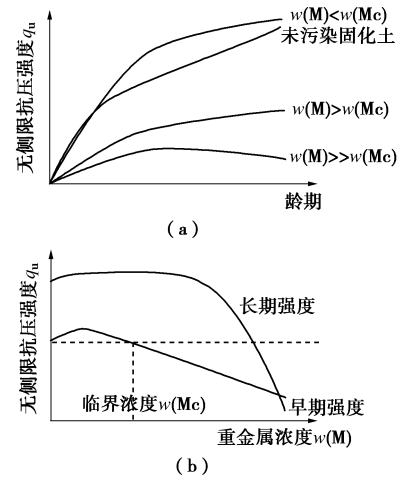


图 32 水泥固化/稳定化重金属污染土强度特性示意图

Fig. 32 Illustration of strength characteristics of portland cement stabilized/solidified heavy metal-contaminated soils

本课题组还研究了水泥固化 Pb、Zn 等污染土的电阻率等电学特性与重金属污染物浓度的相关性,提出了采用电学特性指标(胶结系数)定量评价污染物浓度对水泥固化污染土的胶结性强弱方法。

b) 渗透特性

综合已有 CHMS 渗透特性试验研究,CHMS 渗透系数介于 10^{-10} ~ 10^{-6} m/s (表 6)。通常,水泥掺量越高,龄期越长,浓度越低,则 CHMS 渗透系数越小。近期, Du 等^[114]通过柔性壁渗透试验发现,模拟酸雨 (pH4.5) 渗透作用下水泥固化/稳定化铅污染土渗透系数增大 3 倍,并超出 10^{-9} m/s 的建议值。

表 6 硅酸盐水泥系固化/稳定化污染土渗透系数

Table 6 Hydraulic conductivities of portland cement stabilized/solidified heavy metal-contaminated soils

污染源 (浓度)	水泥掺量/%	龄期	渗透系数 $k/(m \cdot s^{-1})$	参考 文献
铅 (1%, 5%)	5, 7.5	1 d, 7 d	10^{-7} ~ 10^{-6}	[87]
铅 (1000 mg/kg)	20	7 d	1.2×10^{-9} ~ 1.8×10^{-8}	[99]
英国某工业污染 场地	10*, 20*	28~84 d	3×10^{-9} ~ 2×10^{-8}	[115]
英国某工业污染 场地	5, 10, 20	28 d~ 1 a	2×10^{-9} ~ 6×10^{-8}	[102]
英国某工业污染 场地	7.5%	3 a	3×10^{-11}	[116]

注: *水泥与矿渣总掺量。

4.2 重金属固化土毒性浸出特征

固化/稳定化修复效果评价的另一个重要指标是污染土经固化/稳定化后的固化体的毒性浸出特征,所谓环境安全性评价。

国际上尚未对固化/稳定化污染土形成统一的浸出试验方法和浸出量标准。目前,主要沿用固体废弃物相关浸出试验方法,主要包括以浸出毒性 (TCLP) 试验为代表的萃取试验、半动态试验 (Tank 浸出试

验)和动态试验(土柱淋滤试验)三大类^[117-118]。谷庆宝等^[119]详细介绍了各国污染场地固化/稳定化修复的评价方法与标准。

已有试验研究均表明浸提液 pH 是硅酸盐水泥系固化/稳定化重金属污染土浸出量的控制因素。浸提液 pH 呈碱性时基本不出现重金属浸出;相反,浸提液 pH 降至 pH6 后重金属浸出量呈不同程度的增大;其中,铅、锌、镉、钴、砷(五价)和铬(六价)的浸出量可达污染土中重金属总量的 60%以上^[93, 120]。基于此,美国环保署所提出 TCLP 试验方法^[117]的浸提液 pH 最低,因此被用于评价固化/稳定化土最不利环境的浸出特性。中国针对不同工况分别提供了 3 种固体废物浸出毒性浸出方法^[121-123]。当试验测定浸出浓度超过评价标准所规定的浓度限值,则判定固化/稳定化处治效果不达标。目前,中国污染场地固化/稳定化修复的环境安全评价标准主要采用《危险废物鉴别标准浸出毒性鉴别》(GB 5085.3—2007)或 IV 类水质标准;为便于统一评价和比较,采用标准养护下 7, 28 d 龄期试样。中、美固体废物浸出毒性试验方法中浸提液和适用条件比较见表 7。

表 8 汇总了已有国内外学者通过 TCLP 试验对 CHMS 环境安全性的评价。总体上,对于低浓度的重金属污染土,水泥系固化剂能满足浸出浓度的环境要求。主要风险在于:①高浓度(如铅浓度 > 1000 mg/L)

条件下浸出浓度超标;②固化/稳定化污染土 pH 呈强碱性(pH),对周边土水造成二次污染。导致重金属浸出的机制包括:①稳定化所形成水合氧化物、氢氧化物、重金属-钙形式复盐沉淀物发生逆转反应;②重金属自水化产物和黏土矿物表面的解吸附;③物理包裹作用失效;④水化产物中钙与重金属的竞争浸出。提高水泥掺量无法从本质上消除上述浸出机制,因此对降低浸出浓度作用有限^[87, 124-126]。Wang 等^[127]针对水泥固化重金属 Cu、Ni、Zn、Pb 和 Cd 污染土的长期淋滤特性及形态分布展开了试验研究,发现场地污染土壤在固化稳定化 17 a 后仍具有极好的环境安全性,其大部分试样 TCLP 浸出毒性满足饮用水标准。

与固化/稳定化固废的填埋处治不同,原位固化/稳定化重金属污染土通常将作为场地二次开发的地基土。TCLP 试验等加速浸出试验难以合理评价敏感水体环境作用下 CHMS 的长期浸出风险。目前国内外学者正积极开展这方面研究。主要研究方法基于美国材料与试验协会(ASTM)和欧盟标准(CEN)的半动态浸出试验和土柱淋滤试验;模拟工况涉及了酸雨侵蚀,硫酸盐和氯盐侵蚀,干湿循环和碳化作用等^[128-129]。

4.3 新型固化/稳定化材料

上述固化体毒性浸出特征研究表明,对于高浓度

表 7 中、美固体废物浸出毒性试验方法中浸提液和适用条件比较

Table 7 Comparison of leaching solution and application condition between methods from China and USA

试验方法	浸提液	适用条件
醋酸缓冲溶液法(HJ/T 300—2007)	对碱性固废*, 取冰醋酸稀释液(pH2.64); 对非碱性固废, 取冰醋酸-氢氧化钠混合水溶液(pH4.93)	固废及其再利用产物中有机物和无机物的浸出毒性鉴别
硫酸硝酸法(HJ/T299—2007)	对重金属和 SVOC, 取质量比为 2:1 的硫酸-硝酸混合液水溶液(pH3.2); 对氧化物和 VOC, 取水	固废及其再利用产物、以及土壤样品中有机物和无机物的浸出毒性鉴别
水平振荡法(HJ 557—2010)	二级水	受地表水或地下水侵袭时, 固废中无机污染物的浸出风险
毒性特征浸出试验(TCLP)	对碱性固废*, 取 0.1 mol/L 醋酸(pH2.8); 对非碱性固废, 取 0.1 mol/L 醋酸钠缓冲液(pH4.93)	模拟填埋场内城市垃圾分解产生的酸液对所填埋的固化/稳定化工业废弃物(5%)与城市垃圾(95%)的浸出风险
合成沉淀浸出试验(SPLP)	以密西西比河为界, 以西地区土, 取质量比为 1:1.5 硝酸-硫酸混合水溶液(pH5.0); 以东地区土, 该浸提液稀释至 pH4.2	模拟酸雨作用下, 土中无机和有机污染成分的浸出风险

注: *碱性和非碱性固废定义由规范^[117]具体中给出。

表 8 基于 TCLP 试验的硅酸盐水泥固化/稳定化重金属污染土(CHMS)环境安全性评价

Table 8 Environmental safety assessment of cement stabilized/solidified heavy metal-contaminated soils using TCLP method

重金属	水泥掺量/%	龄期/d	污染程度/(mg·kg ⁻¹)	浸出结果	参考文献
铅	4~15	7, 28	10 ² ~2×10 ⁴	污染浓度达 1000 mg/kg 时出现浸出浓度超标(> 5 mg/L)	[87, 99, 130]
锌	4~18	7, 28	2×10 ² ~2×10 ⁴	污染浓度达 1.5×10 ⁴ mg/kg 时出现浸出浓度超标(100 mg/L)	[87, 130]
镉	2~20	28	0.12~344	水泥掺量增至 5%时浸出浓度满足浸出限值(1 mg/L)	[131-132]
铜	7~20	28	37~59490	浸出浓度均达标(100 mg/L)	[132]
镍	7~20	28	23~253	浸出浓度均达标(5 mg/L), 与未处治浸出结果差异小	[132]
砷	9~20	7, 28	81~1000	浸出浓度均达标(< 5 mg/L), 较未处治时降低约 90%	[133]
铬(六价)	5~15	7~84	3000~7000	无法满足浸出限值(5 mg/L)	[105, 134]
硒(四价、六价)	5~15	7, 28	1000	无法满足浸出限值(1 mg/L)	[135]

注: 浸出限值标准采用《危险废物鉴别标准浸出毒性鉴别》(GB 5085.3—2007)。

的重金属污染土，水泥系固化剂不能满足环境安全要求。因此，需要研发新型固化剂来满足高浓度污染土固化/稳定的需要。通常是在水泥固化剂中添加粉煤灰、沸石、膨润土等来实现提高固化体对重金属的吸附性能和强度。近年来，东南大学^[136-143]以改变固化/稳定化机理和工业废弃物再利用的研究思路出发，分别提出了新型磷酸盐固化剂和碱激发矿渣固化剂。

(1) 磷酸盐固化剂

含磷稳定剂（例如羟磷灰石、磷矿石）固定重金属的机理包括有吸附、络合作、沉淀和共沉等多种形式；其沉淀物最大的特点是在较大的 pH 范围内稳定，极难溶解^[144]。对含磷矿物的酸化或活化改性释放磷是提高固定效果的关键。基于此，东南大学提出了以酸化磷矿粉、磷酸二氢钾等含磷稳定剂为主要成分的磷酸盐固化剂，并结合磷酸盐和氧化镁（MgO）的基本特性，确立了磷酸盐+MgO 体系固化剂，最终形成了磷酸二氢钾+氧化镁+酸化磷矿粉的新型磷酸盐固化剂（简称 KMP）。

试验结果表明，KMP 可以有效固定高浓度重金属污染土，有效提高其酸雨侵蚀和冻融循环作用下的固化/稳定化效果与耐久性能，KMP 固化/稳定化污染土浸出浓度降为 CHMS 试验结果的 2‰~15%（图 33）。

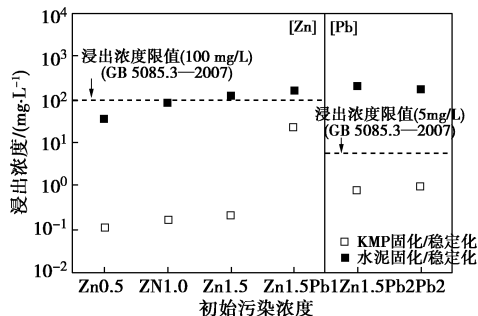


图 33 水泥和 KMP 固化/稳定化重金属污染土 TCLP 浸出试验结果对比 (28 d 养护)

Fig. 33 Concentrations of Zn and Pb leached from PC-and KMP-stabilized soils after 28 d curing

冻融循环作用下，KMP 固化/稳定化污染量损失率和体积变化率均小于 CHMS 试样，强度则较 CHMS 试样普遍提高 1~2 倍，最大达 6 倍（图 34）。半动态浸出试验研究结果表明，KMP 固化/稳定化污染土扩散系数为 $2.1 \times 10^{-13} \sim 3.6 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$ ，较 CHMS 试样试验结果降低了 1, 2 个数量级。此外，通过 SEM 面扫描和 EDS 分析（表面元素分析结果）表明：KMP 固化/稳定化过程中与重金属发生系列化学反应，并形成了水合磷酸锌、锌-钙-磷复盐以及氟磷铅矿沉淀；强酸环境和冻融循环作用下，这些新产物没有明显减少；而水泥固化体在强酸环境和冻融

循环作用下，Si/Ca 比较标准养护条件下分别增大了 5 倍和 1.7~5.7 倍，结合图 31 可知，Si/Ca 比越大，其固化/稳定化效果越差。

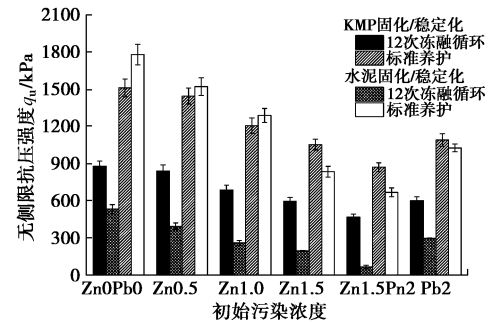


图 34 标准养护和 12 次冻融循环作用下水泥和 KMP 固化/稳定化重金属污染土强度对比

Fig. 34 Unconfined compressive strengths of stabilized soils under 12 freeze-thaw cycles and standard curing condition

(2) 碱激发矿渣固化剂

已有基于工业废弃物粒化高炉矿渣粉-氧化镁（GGBS+MgO）处理地基的研究发现，GGBS+MgO 固化土较水泥固化土在抗硫酸盐侵蚀和抗干湿循环的耐久性上具有显著优势^[145-147]。剑桥大学和东南大学分别拓展了其在固化/稳定化重金属污染土中的应用，Wang 等^[148]和 Jin 等^[116]对 GGBS+MgO 固化/稳定化修复 3 a 后的工业污染场地进行取样分析，发现试样中铬、镉、铅、锌的浸出浓度均低于英国饮用水标准，无侧限抗压强度可达 3.5 MPa 以上，渗透系数则小于 10^{-10} m/s 。薄煜琳等^[141]则明确了酸雨侵蚀作用下 GGBS+MgO 掺量和 pH 环境对固化/稳定化铅污染土浸出浓度、有效扩散系数和强度的作用规律，并建立了基于掺量、pH 和污染程度的强度预测公式。

4.4 施工工艺

固化/稳定化修复按施工位置可分为原地异位和原地原位施工两种。原地异位施工主要用于小规模污染土修复，包括污染土开挖移出、固化/稳定化混合搅拌、回填碾压和设置顶部覆盖层等施工步骤；原地原位施工则借助于深层搅拌设备直接在土层中形成固化/稳定化桩体，也发展了整体搅拌技术固化/稳定化浅层污染土（< 5 m）^[149]。

搅拌工艺和搅拌实际效果是施工阶段影响固化/稳定化效果的控制因素。Wang 等^[148]和 Jin 等^[116]分别报道了采用 GI ALLU 筛分斗搅拌和深层搅拌技术施工水泥和 GGBS+MgO 固化/稳定化污染土的无侧限抗压强度，发现后者强度较前者高出数十倍；Day 等^[150]对采用高压旋喷技术施工的水泥固化/稳定化镉污染场地进行取样检测发现，未充分均匀搅拌的部分试样的浸出浓度均未达标，说明搅拌均匀性是原地固化技术控制的关键。

东南大学为克服中国原有搅拌技术的固有缺陷，发明了双向搅拌桩、钉形搅拌桩等系列搅拌桩创新技术，从根本上提高了搅拌技术的均匀性，实现了中国搅拌桩技术的变革，已在内地地基处理工程领域得到了广泛推广应用^[151-152]。在此基础上，又发明了应用于工业污染场地固化/稳定化修复的双向搅拌注入技术（图 35）。该技术不仅有效保证搅拌均匀性，同时通过水泥—化学药剂（例如芬顿药剂）的联合使用实现重金属—有机物复合污染场地的固化/稳定化与化学氧化/还原联合修复。该技术已经在南京污染场地修复工程中得到成功应用^[153-154]。

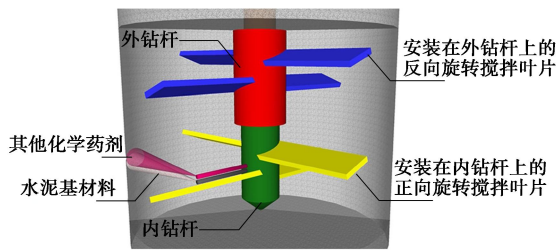


图 35 双向搅拌注入法原理示意图

Fig. 35 Illustration of bi-directional mixing-injection technique

5 污染场地曝气法修复技术

5.1 曝气法原理

曝气法 (AS) 是一种经济有效的修复污染场地中挥发性有机物 (volatile organic compounds, VOCs) 的技术，多被应用于有机污染场地。该方法通过将一定压力的空气注入含水层，空气向上通过饱和区形成独立气泡或连续通道，使污染物挥发并被带到包气带，然后被气相抽提系统清除。另外，AS 过程中带入的氧气还能强化好氧生物降解过程^[155]。曝气法在实际工程中已经得到成功应用，2009—2011 年间美国“超级基金”土壤和地下水治理项目中曝气法的应用比例比较高，达到了 9%^[156]。

AS 法源于美国新泽西技术研究所 (NJIT) 的有害物质管理研究中心 (HSMRC) 提出的气压劈裂原理^[157]，其目的是通过向岩土体中注入高压气体形成裂隙，增加流体的流动通道，提高低渗透性土体的渗透系数，进而联合其它的污染物处置方法，以提高清除污染物的清除效率。刘松玉等^[158-161]将气压劈裂方法与真空预压结合，发明了劈裂真空预压法，并系统研究了土体中产生劈裂的准则和渗透性增大的基本规律，该方法在软土地基处理工程领域得到了推广应用^[162]。曝气法是一个复杂的多相传质过程，影响其处理效果的因素主要有场地条件、曝气压力、曝气流量、曝气井深度、污染物特性、影响区域的大小等^[163]。为此开

展了模型试验和理论研究。

5.2 AS 气相运动规律的室内模型试验研究

曝气过程中气相运动规律是 AS 设计施工的一个关键问题，需要确定曝气影响半径 (ROI)、形态和气相饱和度分布规律。目前，确定 ROI 的常用方法有四种：根据水位变化、地下水溶解氧变化、地下水气相压力变化以及污染物气相浓度变化来确定^[164-166]。Ji 等^[167]通过模型试验研究，认为曝气形态主要取决于各土层渗透性、土颗粒尺寸以及曝气压力等参数；胡黎明等^[168]基于离心机试验发现，AS 影响区圆锥角一般为 15°~56°，且砂土较砾石的影响范围更大。

(1) 曝气室内模拟试验装置

自行研制了一维和二维室内模型试验装置及测试系统（图 36, 37），重点研究曝气试验中加入表面活性剂后气相运动规律，包括压力流量关系、气相饱和度、气流形态、影响半径、通道数等，同时探讨了不同表面活性剂加入方式的影响^[38, 169]。试验选用十二烷基苯磺酸钠 (SDBS) 作为表面活性剂，采用分析纯级试剂。

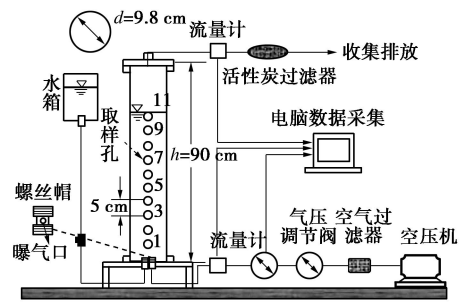


图 36 一维试验模型试验测试系统示意图

Fig. 36 Schematic diagram of one-dimensional model test system

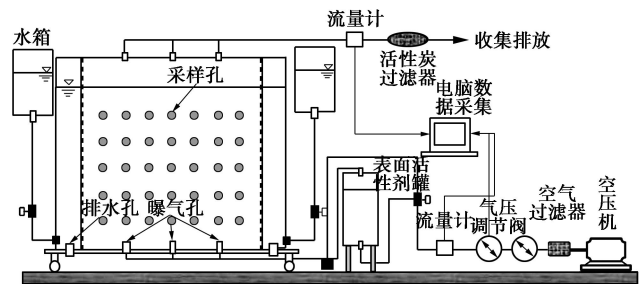


图 37 二维模型试验装置与测试系统示意图

Fig. 37 Schematic diagram of two-dimensional model test system

(2) 一维曝气试验成果分析

采用一维试验装置，开展了如表 9 所示的曝气试验，包括两种粒径砂土、常规曝气、表面活性剂溶液预饱和曝气和泡沫化表面活性剂曝气 3 种情况。为保证试验中砂土介质的干密度一致，试样采用砂雨法装填^[168]。

表 9 SDBS 强化曝气修复气相运动规律模型试验方案

Table 9 Testing program of study on air flow model of SDBS enhanced AS

试验类型	砂土粒径/mm	表面活性剂	表面活性剂注入方式
一维	0.5~1.0	否	—
		是	100 mg/L SDBS 溶液饱和和砂土气体带动 1000 mg/L SDBS 产生泡沫进入砂土
	2.0~4.0	否	—
		是	100 mg/L SDBS 溶液饱和和砂土气体带动 1000 mg/L SDBS 产生泡沫进入砂土
二维	0.5~1.0	否	—
		是	100 mg/L SDBS 溶液饱和和砂土气体带动 1000 mg/L SDBS 产生泡沫进入砂土
	2.0~4.0	否	—
		是	100 mg/L SDBS 溶液饱和和砂土气体带动 1000 mg/L SDBS 产生泡沫进入砂土

a) 压力与流量关系

图 38 所示为各曝气条件下压力与流量的关系, 各种情况下压力与流量均呈较好的线性关系, 其线性拟合汇总如表 10 所示。由于泡沫进入砂土孔隙中后一定程度上影响了气体的通过, 泡沫化表面活性剂曝气的流量随曝气压力的增加而增大的速度较慢。而其中又以 0.5~1.0 mm 砂土泡沫化表面活性剂曝气时, 流量随压力的增加而增大的速度最慢。

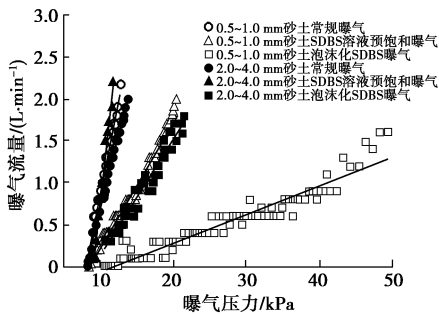


图 38 各曝气条件下压力与流量关系

Fig. 38 Relationship between AS pressure and air flow rate under different AS conditions

一般认为最小曝气压力 (进气压力) 取决于曝气点附近所需克服的静水压力和毛细压力, 其计算公式如下:

$$p_{\min} = \rho_w g h_w + \frac{4\sigma \cos \theta}{D} \quad (19)$$

式中 p_{\min} 为最小理论曝气压力; ρ_w 为孔隙流体密度; h_w 为曝气点以上的液面高度; σ 为气-水两相的表面张力, 自来水的水-气表面张力为 0.072 N/m, 而 100 mg/L SDBS 溶液的水-气表面张力为 0.036 N/m; θ 为水和固体颗粒之间的接触角; D 为孔隙的平均直径, 可取砂土的有效粒径值。

通过式 (19) 可计算得出理论最小曝气压力值, 其与最小曝气压力实测值对比如表 10 所示。由于曝气系统存在压力损失, 最小曝气压力的理论值比实测值偏小。因此, Kim 等^[17]提出应该对最小曝气压力公式进行修正, 公式中还应加上气流通过曝气管, 曝气口和气体通道的压力损失。

表 10 不同条件下曝气压力与流量间关系及进气压力实测与理论值比较

Table 10 Comparisons of relationship between AS pressure and flow rate and between measured and theoretical values

曝气条件	Q 线性表达式	相关系数 R ²	实测 P/kPa	理论 P/kPa
0.5~1.0 mm 砂土常规曝气	0.443P-3.526	0.986	8.0	7.44
0.5~1.0 mm 砂土 SDBS 溶液预饱和和曝气	0.152P-1.305	0.980	7.8	7.25
0.5~1.0 mm 砂土泡沫化 SDBS 曝气	0.034P-0.402	0.915	10.8	9.74
2.0~4.0 mm 砂土常规曝气	0.347P-2.759	0.992	7.8	7.20
2.0~4.0 mm 砂土 SDBS 溶液预饱和和曝气	0.826P-7.481	0.980	7.5	7.10
2.0~4.0 mm 砂土泡沫化 SDBS 曝气	0.139P-1.247	0.961	10.5	9.50

从最小曝气压力理论值和实测值的相对大小关系来看, 其规律基本保持一致, 2.0~4.0 mm 砂土的进气压力普遍小于 0.5~1.0 mm 砂土的进气压力, SDBS 溶液预饱和和曝气的进气压力又小于相同情况下常规曝气的进气压力, 而泡沫化 SDBS 曝气的进气压力最大。

b) 气相饱和度

图 39 所示为各曝气条件下气相饱和度与流量间关系, 除了 2.0~4.0 mm 砂土泡沫化表面活性剂曝气, 各曝气条件下气相饱和度随流量的变化均为先上升后基本保持不变的趋势。从气相饱和度的大小来看, 表面活性剂溶液预饱和和曝气的气相饱和度最高, 泡沫化表面活性剂曝气的气相饱和度次之, 而常规曝气的气相饱和度最低。

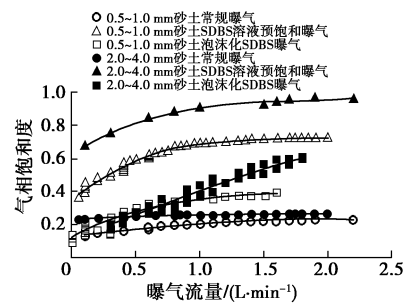


图 39 各曝气条件下气相饱和度与流量关系

Fig. 39 Relationship between air saturation and air flow rate under different AS conditions

c) 通道数

从各曝气条件下通道数与流量间关系(图40)可以看出,在0.5~1.0 mm 砂土中进行常规曝气时,随着流量的增大,后期的通道数会明显减少至较小值并趋于稳定状态,而以表面活性剂溶液预饱和则可以显著改善这一状况。

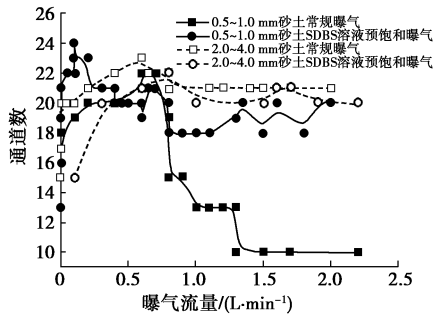


图40 各曝气条件下通道数与流量关系

Fig. 40 Relationship between number of airflow channels and air flow rate under different AS conditions

d) 气体流动形态

试验发现,在0.5~1.0 mm 砂土中曝气时,气体的流动形态为微通道流;在2.0~4.0 mm 砂土中曝气时,气体的流动形态为气泡流,即气体在土壤介质中以离散、不连续的气泡运动。其典型流动形态见图41。

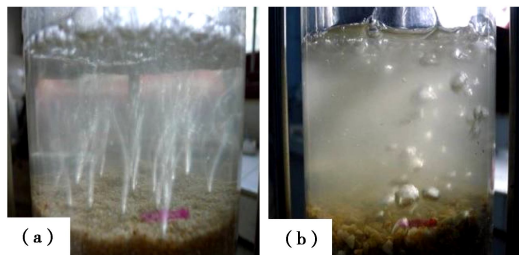


图41 两种典型气体流动形态

Fig. 41 Two typical types of air flow

加入表面活性剂后,对气体的流动形态没有较大的影响。二维曝气试验结果与一维试验成果基本一致,在此不再赘述。

5.3 曝气法去除有机污染物效果的模型试验研究

开展了十二烷基苯磺酸钠(SDBS)强化曝气去除甲基叔丁基醚(MTBE)为代表的有机污染物的模型试验,试验方案如表11。

(1) 一维曝气去除 MTBE 浓度变化

a) 0.5~1.0 mm 砂土

为了对0.5~1.0 mm 砂土中常规曝气和泡沫化表面活性剂曝气两种条件时不同初始 MTBE 浓度条件下数据进行平行比较,并能直观反映上中下各点浓度差,对 MTBE 以取样点1(底部)的初始浓度进行归一化后见图42(a)。将总的时间换算成空气连续注入的时间后见图42(b)。从图中可以看出,以曝气修复

试验开始后累计时间为横坐标时,泡沫化表面活性剂曝气时,相同时间下的浓度均高于常规曝气。

表11 SDBS 强化曝气去除 MTBE 试验方案

Table 11 Testing program of study on removing MTBE by SDBS

enhanced AS tests			
试验类型	砂土粒径/mm	表面活性剂	表面活性剂注入方式
一维	0.5~1.0	否	—
		是	气体带动 1000 mg/L SDBS 产生泡沫进入砂土
	2.0~4.0	否	—
		是	气体带动 1000 mg/L SDBS 产生泡沫进入砂土
二维	0.5~1.0	否	—
		是	气体带动 1000 mg/L SDBS 产生泡沫进入砂土
	2.0~4.0	否	—
		是	气体带动 1000 mg/L SDBS 产生泡沫进入砂土

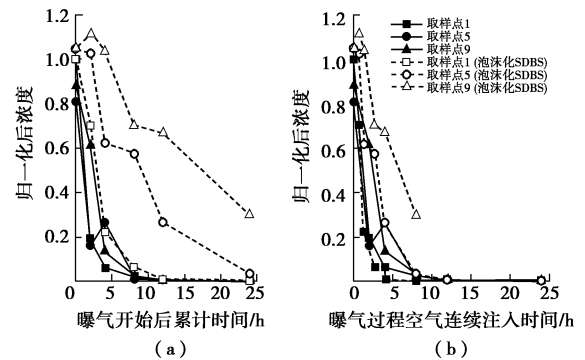


图42 0.5~1.0 mm 砂土中各取样点 MTBE 归一化浓度随时间变化

Fig. 42 Variation of normalized concentration of MTBE with time in sand of 0.5~1.0 mm

b) 2.0~4.0 mm 砂土

将浓度进行归一化处理后的如图43所示,从图中可以看出,以曝气开始后累计时间为横坐标时,泡沫化表面活性剂曝气时仅有取样点1(底部)的去除效果

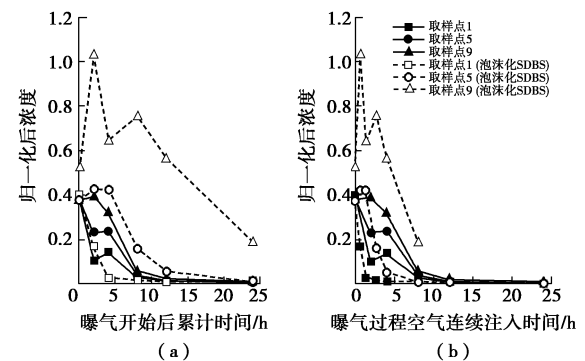


图43 2.0~4.0 mm 砂土中各取样点 MTBE 归一化浓度随时间变化

Fig. 43 Variation of normalized concentration of MTBE with time in sand of 2.0~4.0 mm

好于常规曝气。而以曝气过程空气连续注入时间为横坐标时，泡沫化表面活性剂曝气时仅有取样点 1 和取样点 5 的去除效果均好于常规曝气。取样点 9（顶部）的 MTBE 浓度虽然高于常规曝气，但浓度降低的速率高于常规曝气，因此可以推断再曝气一段时间后其浓度也将低于常规曝气。

(2) 曝气去除 MTBE 效果分析

曝气修复的去除效果可以通过挥发性有机污染物的去除率和去除时间进行评价。定义去除率为曝气修复某时刻，水中挥发出来的污染物质量与初始污染物质量的比值，实际中以浓度进行计算：

$$R_{MTBE} = (C_0 - C_w) / C_0 \times 100\% \quad (20)$$

式中， R_{MTBE} 为去除率（%）， C_0 为初始浓度（mg/L）， C_w 为某一时刻浓度（mg/L）。

从 MTBE 去除率与曝气开始后累计时间的关系（图 44 (a)）可以看出，MTBE 在砂土中的去除效果从好到坏依次为 0.5~1.0 mm 砂土，2.0~4.0 mm 砂土，0.5~1.0 mm 砂土（泡沫化 SDBS）以及 2.0~4.0 mm 砂土（泡沫化 SDBS）。而如果从 MTBE 去除率与曝气过程空气连续注入时间的关系（图 44 (b)）看，则泡沫化 SDBS 曝气的效果有显著的提升，2.0~4.0 mm 砂土中泡沫化 SDBS 曝气在后期要优于相同情况下常规曝气。总体来看，表面活性剂的强化效果在 2.0~4.0 mm 砂土中体现得更明显。

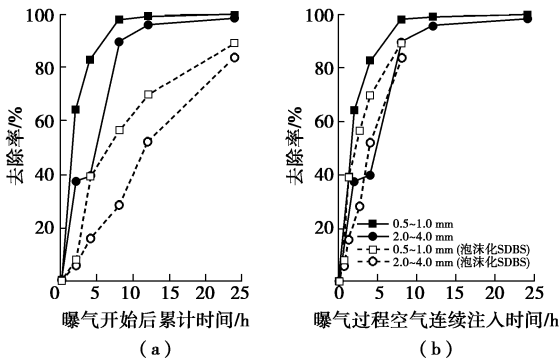


图 44 MTBE 去除率随时间变化

Fig. 44 Variation of removal efficiency of MTBE with time

(3) 曝气法去除 MTBE 的集总参数分析方法

a) 传质过程集总参数

地下水曝气过程中，主要的传质过程发生在水和气两种流体之间，即气液两相间的传质。为了确定曝气过程中气液两相间的传质系数，采用双区模型^[172-175]，如图 45 所示，模型假定多孔介质中气体以通道方式运动，不考虑气体的压缩性以及滞留，且在气体通道和土壤颗粒间有一层连续的薄膜。曝气过程中，在气体通道附近的 VOCs 通过在气液界面处的挥发被空气带走，而离气体通道较远的 VOCs 则通过浓度差扩散至

气液界面处。由于 VOCs 在水中扩散系数较低，因此不考虑气体通道对离其较远土体的影响，假设质量传递只发生在离气体通道较近的一定区域内。定义受到单个气体通道影响的饱和多孔介质区域为质量传质区（MTZ），而离气体通道相对较远的假设不受气体通道影响的区域为主体介质区（BMZ），质量传递只发生在气体通道和传质区间。

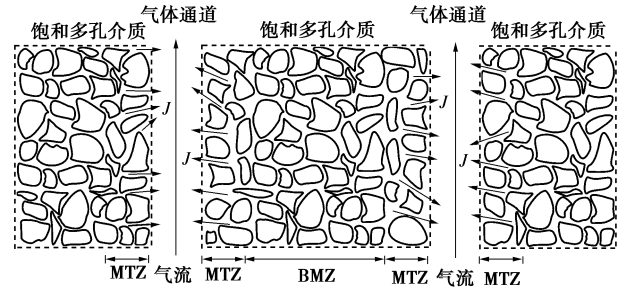


图 45 双区理论模型概念图

Fig. 45 Conceptual maps of two-zone model

定义参数 F ，以表示质量传质区的体积与土体总体积间比值。参数 F 与气体通道的尺寸及两个气体通道间距离密切相关，两个气体通道间距离越大， F 值越小，受气体通道影响的区域也就越小。

在质量传质区内，VOCs 在气-液两相间的传质速率 (J) 可以用一阶动力学方程描述如下：

$$J = K_G A (H C_w - C_a) \quad (21)$$

式中 J 为气液间的传质速率 ($M \cdot T^{-1}$)； $K_G A$ 为气相传质系数 ($L^3 \cdot T^{-1}$)； H 为无量纲亨利常数； C_w 为水中 VOCs 的平均浓度 ($M \cdot L^{-3}$)； C_a 为气相中 VOCs 的平均浓度 ($M \cdot L^{-3}$)。

在稳定气流条件下，曝气系统内气相对流的总质量守恒方程如下：

$$V_a \frac{dC_a}{dt} = K_G A (H C_w - C_a) - Q C_a \quad (22)$$

式中， V_a 为土体中气体的总体积 (L^3)， Q 为空气注入流量 ($L^3 \cdot T^{-1}$)。

由于砂土具有极低的有机碳含量及低分配系数，因此模型中不考虑砂土对 VOCs 的吸附作用，则曝气系统内液相对流的总质量守恒方程如下：

$$F \cdot V_w \frac{dC_a}{dt} = K_L A \left(\frac{C_a}{H} - C_w \right) \quad (23)$$

式中， V_w 为土体中水的总体积 (L^3)， F 为传质区与土体的体积比。

在实际工程案例中，常用到气相传质系数，即 K_{Ga} (T^{-1})，为气-水传质系数和单位体积内气液总接触面积的乘积，其表达式如下：

$$K_{Ga} = K_G A / V_a \quad (24)$$

由于实际条件下气液总接触面积难以确定，因此

K_{Ga} 一般合并表示集总气-水质系数,称之为集总传质系数(或集总参数) K_{La} 。

b) 模型简化求解

为了使计算简化,本文作如下假设:

(1) VOCs 在气液界面处挥发出来后迅速被空气带走,因此气液界面处气相中 VOCs 的浓度 C_a 则可以忽略不计,即 $C_a = 0$ 。

(2) 在实际一维模型试验条件下,当曝气流量足够大时,土层中气体通道密度较大,假定全部砂土层都处于传质区内,则有 $F = 1$ 。

(3) 由于试验过程中采集的为水样,研究曝气过程中孔隙水 MTBE 浓度的变化,故采用液相传质系数,即集总参数 K_{La} (T^{-1}),其定义为

$$K_{La} = K_L A / V_w \quad (25)$$

则液相中的对流传质方程(22)可简化为

$$\frac{dC_w}{dt} = -K_{La} C_w \quad (26)$$

对式(26)进行变化后得到

$$\frac{dC_w}{C_w} = -K_{La} dt \quad (27)$$

根据 VOCs 液相浓度的初始条件($t = 0$ 时, $C_w = C_0$),对式(27)两边进行积分,得到任意时刻水中 VOCs 的浓度 C_w 的解析解为

$$C_w = C_0 \exp(-K_{La} t) \quad (28)$$

式中, C_w 为水中 VOCs 任意时刻的浓度 ($M \cdot L^{-3}$), C_0 为水中 VOCs 的初始浓度 ($M \cdot L^{-3}$)。

c) 集总参数分析结果

基于方程(28),结合饱和砂土中 MTBE 曝气修复室内试验测试结果^[176],可确定集总参数 K_{La} ,如表 12 和图 46。

表 12 曝气去除 MTBE 试验中集总参数 K_{La} 值

Table 12 Lumped parameters (K_{La}) in removing MTBE by AS			
曝气条件	取样点	MTBE 浓度随曝气时间变化拟合公式	K_{La} / (h^{-1})
0.5~1.0 mm	#1	$C_w = 948e^{-0.798t}$	0.798
	#5	$C_w = 767e^{-0.532t}$	0.532
	#9	$C_w = 835e^{-0.320t}$	0.320
0.5~1.0 mm (SDBS 泡沫)	#1	$C_w = 1040e^{-0.864t}$	0.864
	#5	$C_w = 1090e^{-0.291t}$	0.291
	#9	$C_w = 1090e^{-0.125t}$	0.125
2.0~4.0 mm	#1	$C_w = 338e^{-0.431t}$	0.431
	#5	$C_w = 319e^{-0.199t}$	0.199
	#9	$C_w = 322e^{-0.131t}$	0.131
2.0~4.0 mm (SDBS 泡沫)	#1	$C_w = 550e^{-1.465t}$	1.465
	#5	$C_w = 519e^{-0.254t}$	0.254
	#9	$C_w = 722e^{-0.028t}$	0.028

表 12 所示为各曝气条件下各个取样点的集总参数 K_{La} 值,其变化规律如图 46 所示,从图中可以看出各曝气条件下取样点 #1, #5, #9 的 K_{La} 逐渐减小,即

模型柱从底部到顶部的传质速率逐渐减小;在 2.0~4.0 mm 砂土中受到表面活性剂泡沫强化修复的范围大于 0.5~1.0 mm 砂土;受到表面活性剂泡沫强化修复的范围内,集总参数 K_{La} 值得到了显著提升,表面活性剂加入后加快了 MTBE 的传质速率。

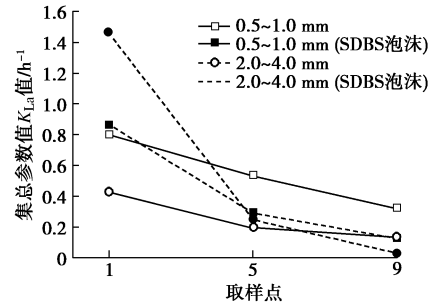


图 46 各曝气条件下不同取样点的集总参数 K_{La} 值

Fig. 46 Values of lumped parameters (K_{La}) at each sampling point under different AS conditions

d) 基于集总参数的污染物去除效率简化评估方法

在评价污染物去除效果时,针对地下水中溶解相 VOCs 污染物,可采用基于集总参数的简化理论。地下水中 VOCs 任意时刻的浓度值 C_w 的计算公式为

$$C_w = C_0 \exp(-K_{La} t) \quad (29)$$

式中, C_w 为水中 VOCs 任意时刻的浓度 ($M \cdot L^{-3}$), C_0 为水中 VOCs 的初始浓度 ($M \cdot L^{-3}$)。其中 K_{La} 为反映传质效率的液相集总参数,其数值受土体性质、污染物性质及曝气流量综合决定,可通过室内简单一维模型土柱试验基于测试数据计算获得。以 MTBE 为例,0.10~0.25 mm 粒径砂土中的 K_{La} 值为 0.226~0.356 h^{-1} ,0.50~1.00 mm 粒径砂土中 K_{La} 值为 0.189~0.608 h^{-1} ,而 2.00~4.75 mm 粒径砂土中的 K_{La} 值为 0.740~0.926 h^{-1} 。

5.4 曝气法设计方法

曝气法设计包括曝气井的位置选择与间距,曝气深度确定,曝气压力和流量,曝气方式选择,表面活性剂强化工艺等^[177-178]。目前,曝气法修复技术在美国等国家已经得到广泛应用,在国内工程应用还处于起步阶段。Leeson 等^[177]对美国加利福尼亚州怀尼米港基地东侧的 NEX 汽油站污染场地进行原位曝气修复。该污染场地的主要污染物为苯系物 BTEX: 苯 (benzene)、甲苯 (toluene)、乙苯 (ethylbenzene)、混合二甲苯 (total xylenes) 等。曝气前污染物主要分布在地下 7~12 ft (2.1~3.7 m),受污染较严重的区域为地下 10~12 ft (3~3.7 m),分布区域面积约 529 m^2 。通过中试,确定曝气井间距为 15 ft (4.6 m),共设置了 17 个曝气井,曝气流量为 20 立方英尺/分 (566 L/min)。经过 15 个月原位曝气,土中污染物的浓度明显降低,80%的取样点浓度低满足要求。

6 竖向隔离屏障技术

6.1 概 述

竖向隔离屏障技术是控制地下水和土中污染物迁移、提高风险管控能力的原位被动隔离措施。竖向隔离屏障技术既能够作为工业污染场地、填埋场和矿渣堆场的永久性处治措施，也能够作为临时性处治措施与地下水曝气等原位修复技术联合应用^[179]。

污染场地的竖向隔离屏障按材料可分为五类：土-膨润土系、水泥系（水泥-膨润土、土-水泥-膨润土）、钢板桩、土工膜复合式和人工冻土屏障^[17, 180]。各类竖向隔离屏障的主要技术特点见表 13。采用开挖-回填、开挖-灌浆技术施工的土-膨润土、水泥-膨润土和土-水泥-膨润土竖向隔离屏障又可统称为泥浆墙（slurry-trench wall），这类竖向隔离屏障因施工便利、就地取材、可处治范围大的优势，在欧洲、北美和日本等发达国家和地区的应用最广泛^[181]。中国目前主要采用水泥系灌浆帷幕作为生活垃圾填埋场和工业污染场地竖向隔离屏障^[182]。本文重点介绍土-膨润土系和水泥系竖向隔离技术。

6.2 竖向隔离屏障材料工作性能

(1) 竖向隔离屏障材料施工和易性

开挖-回填、开挖-灌浆施工技术中对竖向隔离屏障材料的施工和易性有明确要求，以确保开挖阶段槽体的稳定性，以及回填（灌浆）阶段的施工效率和施工质量。Filz 等^[183]指出开挖槽体稳定性的安全系数（ F_s ）主要取决于膨润土浆液重度（ γ_s ），当 $\gamma_s > 10.9 \text{ kN/m}^3$ 时， $F_s > 1.0$ ；Fox^[184]通过 2D 和 3D 极限平衡理论分析了开挖槽体深度和纵深长度对其稳定性的影响；Li 等^[185]则在 Fox^[184]研究的基础上进一步明确了膨润土浆液重度、灌浆高度等施工参数和场地平整度对施工过程中开挖槽体稳定性的作用规律，并建立了安全系数分析计算方法。范日东等^[186]综合已有试验研究结果，明确了膨润土液限（ w_L ）对膨润土浆液施

工和易性参数的作用规律，并提出了采用膨润土 w_L 预测满足膨润土浆液施工和易性要求的合理膨润土掺量 BC_S 的方法：

$$BC_S = \begin{cases} -3.5w_L + 19.5 & (250\% < w_L < 420\%) \\ 5\% & (420\% \leq w_L < 600\%) \\ 3\% \sim 4\% & (w_L > 600\%) \end{cases}, \quad (30)$$

式中， BC_S 为满足膨润土浆液施工和易性要求的膨润土掺量， w_L 为膨润土液限。

美国《统一设施建设指导》（UFGS）^[187]建议土-膨润土系竖向隔离屏障材料的标准坍落度为 100~150 mm。已有试验结果均显示，土-膨润土系竖向隔离屏障材料的坍落度主要取决于材料的总膨润土掺量和液限，并与其呈线性正相关^[188]。土-膨润土系竖向隔离屏障材料标准坍落度为 125 mm 时所对应总体上为材料液限的 1.0~1.6 倍。在此基础上，范日东等^[186]提出了模拟液限概念，并以此给出满足坍落度要求的砂-膨润土、砂-黏性土-膨润土竖向隔离屏障材料确定方法：

$$\left. \begin{aligned} w_B &= 0.85LL^* + 15, \\ LL^* &= w_L \times BC + w_{L,C} \times NCC \times CF_C. \end{aligned} \right\} \quad (31)$$

式中 LL^* 为模拟液限； w_L 和 $w_{L,C}$ 分别为屏障材料中膨润土和黏土的液限； BC 为屏障材料总膨润土掺量； NCC 为屏障材料中天然黏土掺量； CF_C 为天然黏土的黏粒含量。

(2) 竖向隔离屏障材料力学性质

a) 屏障材料渗透特性研究

竖向隔离屏障材料的渗透特性是材料配比和屏障厚度设计的重要依据。目前，国内外技术规范均将渗透系数小于 10^{-9} m/s 作为其防渗控制标准。

对于土-膨润土系竖向隔离屏障材料，膨润土掺量和膨润土品质是渗透系数控制因素；改良材料（例如沸石粉、活性炭等）则基本不改变材料渗透系数^[189-192]。已有试验研究结果表明，采用天然钠基膨润土（例如

表 13 不同类型竖向隔离屏障技术特点

Table 13 Basic information for construction technology of vertical barriers

类型	常规施工方法	常规深度/m	常规厚度	成形周期	施工控制要点
土-膨润土系	开挖-回填双阶段技术	8~24	0.6~1.0 m	3~5 d 屏障完成主固结	膨润土浆液密度、滤失量、黏度，回填料坍落度、渗透系数
水泥系	开挖-回填双阶段模式、原位搅拌/旋喷等非开挖单阶段技术	15~24	0.6~1.5 m	初凝：1 d，充分水化反应：90 d	膨润土浆液密度、滤失量、黏度，渗透系数、强度
钢板桩	冲击沉桩、振动沉桩、静力压桩	9~15	5~12 mm	—	钢板桩搭接
土工膜复合式	开挖-嵌入-回填三阶段模式、振动嵌入法、预制嵌入法	< 10	1.0 m	—	土工膜搭接，膨润土浆液密度、滤失量、黏度，回填材料渗透系数
人工冻土屏障	循环制冷、一次性制冷剂系统	< 10	1.5~4.8 m	10~120 d	温度、渗透系数

怀俄明膨润土)和钠化改性钙基膨润土时,满足土-膨润土系竖向隔离屏障材料防渗要求的膨润土掺量分别须达到5%和10%以上^[188, 193];而天然钙基膨润土则不适用于制备土-膨润土系竖向隔离屏障材料,其渗透系数(膨润土掺量为15%~25%)可达 10^{-8} m/s以上^[194]。已有试验研究所报道土-膨润土系竖向隔离屏障材料渗透系数与膨润土掺量关系汇总于图47。此外,范日东^[195]以膨润土孔隙比概念为基础,提出基于黏粒组的改进孔隙比(e_c^*)的砂-膨润土和砂-黏性土-膨润土竖向隔离屏障材料渗透系数的统一预测公式(式(32)),预测结果介于1/3~3倍实测结果(图48)。

$$\left. \begin{aligned} \lg k &= 0.083e_c^* - 11.06, \\ e_c^* &= \frac{w}{\text{LLR} \cdot 1 - \text{BC} \cdot \text{CF}_1 / G_{s,1} + \text{BC} \cdot \text{CF}_2 / G_{s,2}} \end{aligned} \right\} \quad (32)$$

式中 e_c^* 为基于黏粒组的改进孔隙比; w 为竖向隔离屏障材料; BC 为膨润土掺量; CF_1 和 CF_2 分别为主土(砂或砂-黏性土混合土)和膨润土的黏粒含量; $G_{s,1}$ 和 $G_{s,2}$ 分别为主土和膨润土比重; LLR 为黏性土与膨润土液限的比值。

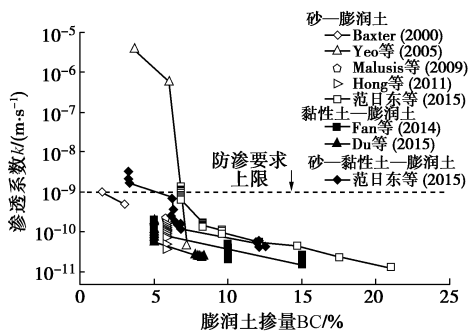


图 47 土-膨润土系竖向隔离屏障材料渗透系数与膨润土掺量关系

Fig. 47 Relationship between bentonite content and hydraulic conductivity of soil-bentonite backfill for cutoff wall

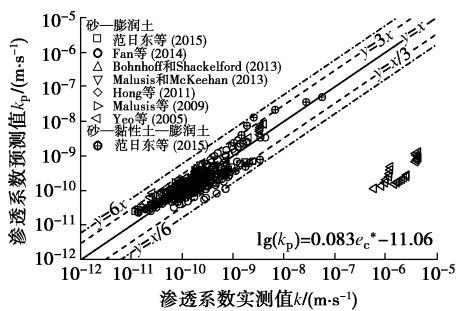


图 48 基于改进孔隙比的砂-膨润土和砂-黏性土-膨润土竖向隔离屏障材料渗透系数预测

Fig. 48 Predicting of hydraulic conductivity of sand-bentonite and sand-clayey soil-bentonite backfill for cutoff wall

对于水泥系竖向隔离屏障材料,渗透系数取决于胶结材料(水泥、矿渣)和膨润土的共同作用,并由于火山灰反应的进行随龄期延长而持续减小^[196]。已有室内和原位试验研究表明,膨润土与胶结材料质量之和与水的质量比值达到20%~30%时,其渗透系数可达 10^{-10} ~ 10^{-8} m/s^[197-200](图49);其中,矿渣对水泥的置换比例建议为80%^[226]。但目前也有文献指出该掺量范围条件下水泥-膨润土竖向隔离屏障材料渗透系数仅为 10^{-6} ~ 10^{-8} m/s(28~84 d龄期)^[201]。

近年来,干湿循环、冻融循环等敏感环境下竖向隔离屏障材料的防渗性能失效逐渐引起国内外学者重视。Malusis等^[202]研究发现干湿循环作用下砂-膨润土竖向隔离屏障材料渗透系数可增大500倍~10000倍;Joshi等^[203]通过原位取样发现地下水位变动和施工缺陷是导致水泥-膨润土竖向隔离屏障长期防渗性能衰退的重要原因。因此,通过新工艺和新材料研发以提高竖向隔离屏障的长期耐久性能是现阶段关键技术问题之一。

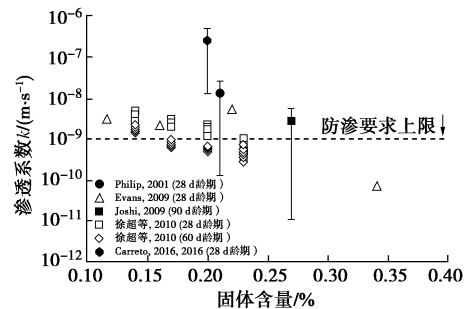


图 49 水泥系竖向隔离屏障材料渗透系数与固体含量关系

Fig. 49 Relationship between solid content and hydraulic conductivity of cement-based slurry cutoff wall

b) 屏障材料压缩特性研究

土-膨润土系竖向隔离屏障的压缩特性是屏障工后变形的重要因素,而由压缩变形所引起的孔隙比减小将有效提高隔离屏障的防渗截污性能。已有试验结果显示,土-膨润土系竖向隔离屏障材料压缩指数随膨润土掺量和初始增加而增大;而沸石粉、活性炭等外掺吸附材料对其无影响^[189-191]。土-膨润土竖向隔离屏障材料的压缩指数与有效竖向应力为1 kPa时的孔隙比 e_1 关系总体上存在唯一性(图50);其中,特征参数 e_1 为液限和初始时孔隙比的函数,并综合反映了初始、膨润土掺量和膨润土品质对压缩特性的影响^[203]。在此基础上,Du^[191]提出了基于液限状态下孔隙比和初始孔隙比的土-膨润土系竖向隔离屏障材料压缩指数统一预测方法:

$$C_c = 0.135e_L + 0.246e_0 - 0.118, \quad (33)$$

式中, e_L 为液限状态下孔隙比, e_0 初始孔隙比。

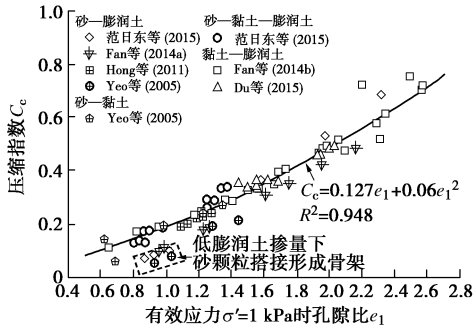


图 50 土-膨润土竖向隔离屏障材料 e_1 与 C_c 关系

Fig. 50 Relationship between e_1 and C_c of soil-bentonite backfill for cutoff wall

(3) 竖向隔离屏障材料化学相容性

环境岩土工程领域中将化学相容性 (chemical compatibility) 泛指各类工程屏障材料抵抗污染作用对其工程性质造成不利影响的能力。已有试验研究中也采用污染前后工程特性指标的比值作为化学相容性评价依据^[204-206]。竖向隔离屏障材料的化学相容性研究重点是污染前后渗透特性变化规律, 以及渗透系数是否能够满足防渗要求 ($k < 10^{-9}$ m/s); 研究手段则主要包括膨润土自由膨胀指数试验、膨润土和竖向隔离屏障材料渗透试验和浸泡试验等。

氯化钠、氯化钙等无机盐溶液作用对膨润土的膨胀特性具有显著影响, 离子强度大于 10 mmol/L 时将导致自由膨胀指数减小 30%以上 (图 51)^[204, 207-212]。进一步综合分析无机盐溶液作用下膨润土渗透系数与自由膨胀指数关系可知, 渗透系数随自由膨胀指数减小具有统一变化趋势^[204, 207-211] (图 52)。Liu 等^[213]针对重金属铅、锌和镉作用下膨润土的渗透和膨胀特性试验得出了一致的变化规律。另一方面, 重金属铬对膨润土渗透系数的作用则取决于其存在形式。当铬以六价阴离子络合的形式存在时将不影响膨润土的分散状态, 渗透系数与未污染状态基本一致。

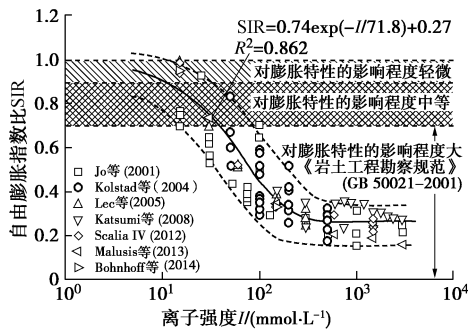


图 51 无机盐溶液作用下膨润土自由膨胀指数比与离子强度关系总体趋势

Fig. 51 Relationship between ionic strength and swell index of bentonite exposed to inorganic salt solution

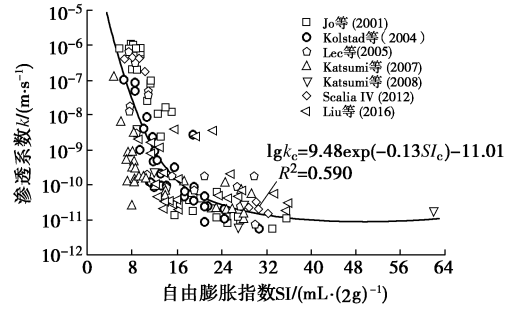


图 52 无机盐溶液作用下膨润土渗透系数与自由膨胀指数关系总体趋势

Fig. 52 Relationship between swell index and hydraulic conductivity of bentonite exposed to inorganic salt solution

图 53 总结了课题组和国内外学者^[206, 212, 214-215]所报道污染作用下土-膨润土系竖向隔离屏障材料渗透系数变化规律。分析结果表明, 采用天然钠基膨润土和钠化改性钙基膨润土制备土-膨润土竖向隔离屏障材料时, 膨润土掺量可分别取为 6%和 10%。离子强度为 0~3000 mmol/L 范围内氯化钙和铅-锌复合污染作用下土-膨润土竖向隔离屏障材料的渗透系数总体介于 $10^{-10} \sim 10^{-9}$ m/s 数量级, 且增幅小于 20。另一方面, 东南大学试验研究结果显示六价铬(铬酸钾溶液)作用下土-膨润土竖向隔离屏障材料渗透系数基本不发生改变(增幅小于 2.5 倍)。进一步分析可知, 相同孔隙比范围条件下各类土-膨润土系竖向隔离屏障材料渗透系数随离子强度升高呈先增大后趋于稳定的变化趋势, 拐点所对应离子强度为 150~400 mmol/L。针对天然钙基膨润土防渗性能差的缺陷, Du 等^[216]、Yang 等^[217]、杨玉玲等^[218]提出了无机磷酸盐材料改良钙基膨润土以增强土-膨润土系竖向隔离屏障材料防渗和化学相容性。钙、铅和六价铬溶液作用下土-磷酸盐改良膨润土系竖向隔离屏障材料渗透系数均小于 3.0×10^{-10} m/s; 其与未污染状态下试验结果相比的增幅则均小于 1 倍。此外, 综合自由膨胀指数和基于黏粒组的改进孔隙比 (e_c^*) 对膨润土和土-膨润土竖向隔离屏障材料渗透系数的作用规律, 东南大学提出了未污染和无机盐溶液作用下砂-膨润土竖向隔离屏障材料渗透系数的统一预测方法(式(34)), 所预测渗透系数和渗透系数比的预测值总体上介于 1/3 至 3 倍的实测结果范围。

$$\lg k = 0.083e_c^* \times SIR^{-0.25} - 11.06 \quad (34)$$

式中, e_c^* 为基于黏粒组的改进孔隙比, SIR 为自由膨胀指数比, 指污染作用下膨润土自由膨胀指数与其未污染状态试验结果的比值。

6.3 竖向隔离屏障防渗截污性能

竖向隔离屏障阻滞污染物运移通过属于一维运移

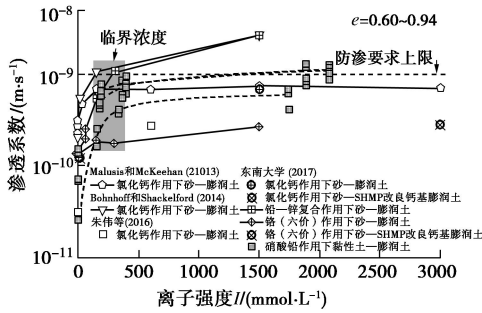


图 53 无机盐溶液作用下土-膨润土系竖向隔离屏障材料渗透系数随离子强度变化规律

Fig. 53 Relationship between ionic strength and hydraulic conductivity of soil-bentonite backfill exposed to inorganic salt solution

问题。陈云敏^[2]指出该问题中主要包括对流、分子扩散、机械弥散和吸附 4 个过程，并分别由材料的渗透系数 k 、有效扩散系数 D^* 、机械弥散系数 D_m 和阻滞因子 R_d 进行表征。通过确定上述污染物运移控制参数，即可明确目标污染作用下屏障的防渗截污性能，确定满足设计服役年限的屏障厚度。

杨玉玲^[194]、梅丹兵^[221]通过土柱试验系统地研究了重金属铅、锌、铬(六价)运移通过砂-钠化改性膨润土和砂-磷酸盐改良钙基膨润土竖向隔离屏障材料的运移特性。研究发现，离子浓度为 15~180 mmol/L 条件下重金属铅、锌和铬(六价)运移通过两种土-膨润土系竖向隔离屏障材料的水动力弥散系数 (D_h) 介于 $2.0 \times 10^{-10} \sim 4.8 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (图 54)，阻滞因子则为 1.0~5.0。击穿曲线和累积质量率结果均表明，相同时间和离子强度条件下 3 种重金属在土-膨润土系竖向隔离屏障中的运移速率依次为铬(六价) > 锌 > 铅。

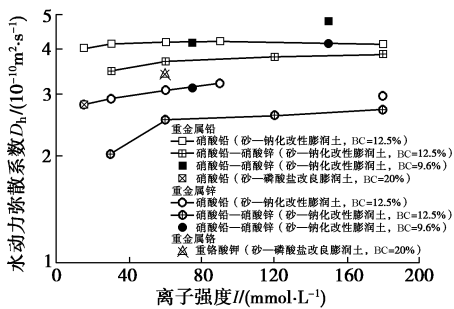


图 54 重金属运移通过土-膨润土系竖向隔离屏障材料的水动力弥散系数与离子强度关系

Fig. 54 Relationship between ionic strength and hydrodynamic diffusion coefficient of soil-bentonite backfill

6.4 竖向隔离屏障设计方法

竖向隔离屏障设计包括竖向隔离屏障材料的类型、配比设计以及屏障施工技术。竖向隔离屏障材料

设计以满足其化学相容性和防渗截污性能为前提，其关键是明确其布置形式、屏障深度、嵌入相对弱透水层深度和屏障厚度。

竖向隔离屏障的布置形式可根据不同水文地质条件设计为完全围封、逆地下水流向半封闭以及顺地下水流向半封闭 3 种形式^[181]。竖向隔离屏障深度通常要求达到相对不透水层 ($k < 10^{-9} \text{ m/s}$)。针对轻非水相流体 (LNAPL) 污染，竖向隔离屏障深度设计可采用悬臂式，即屏障深度至污染羽下方。美国 UFGS^[187]对于阻滞污染物运移的土-膨润土竖向隔离屏障的嵌入相对不透水层深度的建议为 0.6 m。统计实际案例发现，实际嵌入深度设计值普遍介于 0.61~1.52 m，占总数的 85%^[181]。梅丹兵^[221]通过模型试验和数值模拟分析明确了嵌入深度和嵌入缺陷对污染物运移的影响规律，建议嵌入深度宜大于 1.3 m。

竖向隔离屏障厚度取决于材料性能、服役设计年限以及污染物击穿控制标准。美国 UFGS^[187]要求屏障厚度不应小于 0.9 m。实际工程案例中，各类竖向隔离屏障实际厚度则普遍为 0.7~1.0 m。

屏障厚度设计以污染物在有限距离 ($x = L$) 内运移的 van Genuchten 和 Parker 解^[222]为基础。根据所测定运移控制参数和该解析解即可通过 MATLAB 确定满足服役年限及其所对应击穿控制标准的屏障厚度。

结合前述竖向隔离屏障化学相容性和防渗截污性能研究，采用表 14 的计算参数，则各击穿控制标准条件下满足服役年限要求的屏障厚度取值建议于表 15。计算结果说明：①对于城市工业污染场地综合修复的临时性隔离措施，1.0 m 的屏障厚度能够控制服役年限内重金属污染物迁移；②对于中长期的阻隔措施，为便于施工，建议通过提高隔离材料吸附性能 (阻滞因子) 以减小屏障厚度。

表 14 重金属污染物运移通过土-膨润土系竖向隔离屏障分析计算参数取值

Table 14 Parameters used for analysis of heavy metal contaminant transport through vertical barriers

重金属 污染物	C_0 /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	k /($10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$)	i	n	D_h /($10^{-10} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)	R_d
铅	0.5	5.5	0.3	0.5	4	4
锌	100	5.5	0.3	0.5	3	3
铬(六价)	100	1.8	0.3	0.5	2	1

6.5 竖向隔离屏障施工技术

竖向隔离屏障的施工质量是影响其工后防渗截污性能的重要因素。现有竖向隔离墙施工技术特点见表 16。

近年来，等厚度水泥土地下连续墙 (TRD) 工法和双轮铣水泥土搅拌墙 (SMC) 工法逐渐被应用于竖向隔离屏障施工。Evans 等^[224]对 TRD 工法施工的竖

表 15 服役年限设计要求下土-膨润土系竖向隔离屏障厚度取值

Table 15 Barrier thicknesses under various service life requirements

设计服役年限 污染类型	1 a			5 a			50 a			100 a		
	Pb	Zn	Cr	Pb	Zn	Cr	Pb	Zn	Cr	Pb	Zn	Cr
$C/C_0 = 10\%$	0.13	0.13	0.19	0.30	0.30	0.42	1.02	1.06	1.43	1.51	1.58	2.10
IV 类地下水限值	0.10	0.21	0.37	0.23	0.47	0.84	0.81	1.6	2.77	1.2	2.35	4.00
III 类地下水限值	0.19	0.16	0.40	0.42	0.36	0.89	1.42	1.24	2.92	2.07	1.84	4.22
美国环保署修复目标	0.19	0.16	0.37	0.39	0.36	0.84	1.33	1.24	2.77	1.94	1.84	4.00

注: 1.屏障厚度计算结果精确至 0.01 m, 向上取整; 2.计算参数见表 14, 其中, 初始浓度 C_0 取为可见报道的最大浓度范围。

表 16 土-膨润土系和水泥系竖向隔离屏障施工技术

Table 16 Construction technology for soil-bentonite and cement-based cutoff wall

施工技术	屏障类型	施工深度 /m	施工厚度 /m	施工技术优势	施工技术局限性
开挖一回填	SB	8~16	0.6~1.0	施工装备简便, 施工效率高	施工占地大, 对泥浆护壁、材料拌和等施工质量要求严格, 开挖过程易造成二次污染
开挖一灌浆	CB	8~16	0.6~1.5	施工装备简便, 施工效率高	施工占地大, 对泥浆护壁等施工质量要求严格, 开挖过程易造成二次污染
深层搅拌	SCB	5~25	0.5~1.0 (单桩)	技术相对成熟, 非开挖施工, 可避免二次污染, 屏障厚度不受制于施工设备	传统技术下搅拌均匀性沿深度方向差异大
高压旋喷	SCB	45~60	0.8~2.0	施工深度大, 非开挖施工, 屏障厚度不受制于施工设备; 缺陷修补技术成熟	施工成本高
TRD 工法	SCB	15~60	0.55~0.85	搅拌均匀, 施工效率高, 土层适用性强	施工装备和运行成本高, 难以入岩
SMC 工法	SCB	15~60	0.55~1.2	搅拌均匀, 施工效率高, 场地和土层适用性强成本优于 TRD 工法	施工装备价格和运行成本高

注: SB 为土-膨润土系竖向隔离屏障; CB 为膨润土-水泥竖向隔离屏障; SCB 为土-膨润土-水泥竖向隔离屏障。

向隔离屏障工后监测结果显示, 屏障渗透系数和强度沿深度的离散程度小, 均满足设计要求。SMC 工法将液结合, 它利用两个铣轮旋转切削地层, 并通过注浆系统注入浆液, 与原位土体搅拌混合, 形成水泥土搅拌墙。

SMC 工法具有切削能力强、地层适用性广、所成墙体质量均匀、操作灵活、质量管理体系先进以及施工精度高等特点, 所成墙体可在淤泥质填土、卵石层、强风化粉砂岩、中风化粉砂岩等特殊地层中作为基坑工程围护结构、止水帷幕, 水利工程防渗墙等。目前其在国内最大施工深度可达 60 m, 墙体厚度可达 960 mm^[224]。

该技术已在国内基坑和隔离防渗工程中得到了成功推广应用, 形成了施工工法^[225]。已有工程实践表明采用 SMC 工法施工的防渗墙强度和防渗性能均满足实际要求^[226], 在工业污染场地竖向隔离屏障施工领域具有广泛的应用前景。

7 结 论

随着中国城市功能提升和可持续发展的需要, 城市工业污染场地的处理控制与再开发利用是我国岩土工程面临的重大课题。本文针对中国污染场地测试评价技术和处理控制技术, 系统总结介绍了笔者及其课题组所开展的研究工作与成果。

(1) 污染场地可分为重金属污染场地、有机污染场地和复合污染场地。天然土体受污染后, 其物理力

学性质会发生明显改变, 不同污染场地土体工程性质改变的规律呈现不同的特点。

(2) 污染场地岩土工程分类需要针对不同的用地类型, 考虑污染土体工程性质的变化和污染对环境的影响程度综合评价, 提出了一个基于层次分析原理的污染场地指数分类法。

(3) 污染场地的原位测试评价是污染场地调查评价的发展趋势, 阐明了重金属污染和有机污染土的电阻率特性, 提出了电阻率 CPTU 评价污染场地的原理方法。

(4) 提出了基于 CPTU 测试确定部分排水条件下场地原位渗透系数的方法。给出了适合中国规范土类名称的基于土类指数确定场地渗透系数的方法。

(5) 对重金属污染场地采用水泥固化/稳定化处理技术进行了系统研究, 揭示了重金属污染土固化/稳定化机理, 阐明了固化土工程性质特征和固化/稳定重金属污染土的有效性。

(6) 对高浓度重金属污染土, 提出了磷酸盐系固化剂和碱激发矿渣固化剂, 论证了其有效性和环境安全性。建立了基于工程与环境安全双控的重金属污染场地固化/稳定法的施工工艺。在双向搅拌技术的基础上, 研发了双向搅拌注入法固化污染场地的施工技术。

(7) 对有机污染场地采用曝气法处理技术, 明确了曝气法处理机制, 采用研发的一维二维曝气模拟装置, 揭示了曝气法的气相运动规律、修复机理与效果,

建立了基于集总参数的污染物去除效果评价方法,并提出了曝气法工艺设计方法。

(8) 对污染场地竖向隔离技术,提出了土-膨润土系竖向隔离墙材料设计关键参数确定方法,揭示了土-膨润土系和水泥系竖向阻隔技术的工作原理、长期防渗防污性能和化学相容性特征。

(9) 建立了竖向隔离屏障设计分析方法,对竖向隔离屏障施工技术进行了比较分析,论证了双轮铣搅拌墙技术的技术先进性。

2016年,国务院颁布的《土壤污染防治行动计划》,为中国污染场地防治指明了方向,也为中国环境岩土工程理论和技术发展提供了契机,相信在国内同行的共同努力下,中国污染场地处理技术水平一定能得到跨越式发展,实现中国城市绿色和可持续发展。

致谢: 本文研究和撰写过程中,得到了东南大学环境岩土工程课题组杜延军教授、蔡国军教授、刘志彬副教授、章定文教授、邓永锋教授、朱志铎教授、童立元副教授、杜广印副教授、王菲副教授等的大力帮助,也部分反映了课题组的研究成果。

作者的相关研究生论文成果是本文的主要基础,这些研究生包括于小军、陈蕾、查甫生、韩立华、王强、吴燕开、易耀林、韩文君、曾玲玲、蒋宁俊、唐昊凌、方伟、陈志龙、张帆、范日东、毛柏杨、边汉亮、储亚、徐向春、邹海锋、张孟怀、魏启炳等,在此对课题组老师和研究生一并表示衷心感谢!

参考文献:

- [1] 陈云敏, 施建勇, 朱伟, 等. 环境岩土工程研究综述[J]. 土木工程学报, 2012, 45(4): 165 - 182. (CHEN Yun-min, SHI Jian-yong, ZHU Wei, et al. A review of geoenvironmental engineering[J]. China Civil Engineering Journal, 2012, 45(4): 165 - 182. (in Chinese))
- [2] 陈云敏. 环境土工基本理论及工程应用[J]. 岩土工程学报, 2014, 36(1): 1 - 46. (CHEN Yun-min. A fundamental theory of environmental geotechnics and its application[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2014, 36(1): 1 - 46. (in Chinese))
- [3] 刘松玉, 詹良通, 胡黎明, 等. 环境岩土工程研究进展[J]. 土木工程学报, 2016, 49(3): 6 - 30. (LIU Song-yu, ZHAN Liang-tong, HU Li-ming, et al. Environmental geotechnics: state-of-the art of theory, testing and application to practice[J]. China Civil Engineering Journal, 2016, 49(3): 6 - 30. (in Chinese))
- [4] 廖晓勇, 崇忠义, 阎秀兰, 等. 城市工业污染场地: 中国环境修复领域的新课题[J]. 环境科学, 2011, 32(3): 784 - 794. (LIAO Xiao-yong, CHONG Zhong-yi, YAN Xiu-lan, et al. Urban industrial contaminated sites: a new issue in the field of environmental remediation in China[J]. Environmental Science, 2011, 32(3): 784 - 794. (in Chinese))
- [5] HJ 682—2014 污染场地术语[S]. 2014. (HJ 682—2014 Terms of contaminated sites[S]. 2014. (in Chinese))
- [6] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 北京: 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国土资源部, 2014. (Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, Ministry of Land and Resources of the People's Republic of China. Report on the national general survey of soil contamination[R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, Ministry of Land and Resources of the People's Republic of China, 2014. (in Chinese))
- [7] 缪林昌, 刘松玉. 环境岩土工程学概论[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2005. (MIAO Lin-chang, LIU Song-yu. An introduction of geoenvironmental engineering[M]. Beijing: China Building Materials Press, 2005. (in Chinese))
- [8] DB11/T 1311—2015 污染场地勘察规范[S]. 2015. (DB11/T 1311—2015 Code for investigation of contaminated sites[S]. 2015. (in Chinese))
- [9] DG/TJ 08—2233—2017 建设场地污染土勘察规范[S]. 2017. (DG/TJ 08—2233—2017 Code for investigation of contaminated construction site[S]. 2017. (in Chinese))
- [10] 傅世法, 林颂恩. 污染土的岩土工程问题[J]. 工程勘察, 1989(3): 6 - 10. (FU Shi-fa, LIN Song-en. Geotechnical problems of contaminated soil[J]. Geotechnical Investigation and Surveying, 1989(3): 6 - 10. (in Chinese))
- [11] 孙重初. 酸液对红黏土物理力学性质的影响[J]. 岩土工程学报, 1989, 11(4): 89 - 93. (SUN Chong-chu. Impact of acid liquid on physical and mechanical properties of red clay[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 1989, 11(4): 89 - 93. (in Chinese))
- [12] 顾季威. 酸碱废液侵蚀地基土对工程质量的影响[J]. 岩土工程学报, 1988, 10(4): 72 - 78. (GU Ji-wei. Impact of acid and alkali waste liquid eroded foundation on project quality[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 1988, 10(4): 72 - 78. (in Chinese))
- [13] 杨志勇, 江玉生, 安宏斌, 等. 污染地层盾构选型研究[J]. 铁道标准设计, 2014, 58(11): 113 - 115. (YANG Zhi-yong, JIANG Yu-sheng, AN Hong-bin, et al. Research on selection of shield in pollution stratum[J]. Railway Standard Design, 2014, 58(11): 113 - 115. (in Chinese))

- [14] US Environmental Protection Agency. Guidelines for reproductive toxicity risk assessment[R]. Washington D C: US Environmental Protection Agency, 1996.
- [15] JEFFRIES J, MARTIN I. Updated technical background to the CLEA model[R]. Bristol: UK Environment Agency, 2009.
- [16] HJ 25.3—2014 污染场地风险评估技术导则[S]. 2014. (HJ 25.3—2014 Technical guidelines for risk assessment of contaminated sites[S]. 2014. (in Chinese))
- [17] CJJ 176—2012 生活垃圾卫生填埋场岩土工程技术规范[S]. 2012. (CJJ 176—2012 Technical code for geotechnical engineering of municipal solid waste sanitary landfill[S]. 2012. (in Chinese))
- [18] GB 50021—2001 岩土工程勘察规范[S]. 2009. (GB 50021—2001 Code for investigation of geotechnical engineering[S]. 2009. (in Chinese))
- [19] 朱春鹏, 刘汉龙. 污染土的工程性质研究进展[J]. 岩土力学, 2007, **28**(3): 625 - 630. (ZHU Chun-peng, LIU Han-long. Study on engineering properties of polluted soil[J]. Rock and Soil Mechanics, 2007, **28**(3): 625 - 630. (in Chinese))
- [20] 边汉亮. 基于电学热学参数的有机物污染场地工程特性评价方法研究[D]. 南京: 东南大学, 2017. (BIAN Han-liang. Study of the engineering property evaluation method for organic contaminated sites based on the thermal and electrical parameters[D]. Nanjing: Southeast University, 2017. (in Chinese))
- [21] AL-SANAD H A, EID W K, ISMAEL N F. Geotechnical properties of oil-contaminated Kuwaiti sand[J]. Journal of Geotechnical Engineering, 1995, **121**(5): 407 - 412.
- [22] 储亚, 刘松玉, 蔡国军, 等. 锌污染土物理与电学特性试验研究[J]. 岩土力学, 2015, **36**(10): 2862 - 2868. (CHU Ya, LIU-Song-yu, CAI Guo-jun, et al. An experimental study of physical and electrical characteristics of zinc contaminated silty clay[J]. Rock and Soil Mechanics, 2015, **36**(10): 2862 - 2868. (in Chinese))
- [23] 储亚, 刘松玉, 蔡国军, 等. 重金属锌污染淤泥质粉质黏土物理特性试验研究[J]. 地下空间与工程学报, 2014, **10**(6): 1312 - 1316. (CHU Ya, LIU-Song-yu, CAI Guo-jun, et al. Study on the physical and electrical properties of silty clay contaminated by heavy metal zinc[J]. Chinese Journal of Underground Space and Engineering, 2014, **10**(6): 1312 - 1316. (in Chinese))
- [24] BIAN H L, LIU S Y, CAI G J, et al. Effects of LNAPLs contamination on the basic properties of silty clay[M]// Geo-Chicago 2016: Sustainable Materials and Resource Conservation. Reston, VA: ASCE, 2016: 345 - 354.
- [25] CHU Y, LIU S Y, CAI G J, et al. Physical and microscopic characteristics experiments with heavy metal polluted cohesive soil[C]// Geo-Chicago 2016, ASCE. Chicago, 2016: 42 - 52.
- [26] 边汉亮, 蔡国军, 刘松玉, 等. 有机氯农药污染土强度特性及微观机理分析研究[J]. 地下空间与工程学报, 2014, **10**(6): 1317 - 1323. (BIAN Han-liang, CAI Guo-jun, LIU Song-yu, et al. Strength properties and microscopic mechanism of organochlorine pesticide contaminated soil[J]. Chinese Journal of Underground Space and Engineering, 2014, **10**(6): 1317 - 1323. (in Chinese))
- [27] KHAMEHCHIYAN M, CHARKHABI H A, TAJIK M. Effects of crude oil contamination on geotechnical properties of clayey and sandy soils[J]. Engineering Geology, 2007, **89**(3): 220 - 229.
- [28] RAHMAN Z A, HAMZAH U, TAHA M R, et al. Influence of oil contamination on geotechnical properties of basaltic residual soil[J]. American Journal of Applied Sciences, 2010, **7**(7): 954 - 961.
- [29] NAZIR A K. Effect of motor oil contamination on geotechnical properties of over consolidated clay[J]. Alexandria Engineering Journal, 2011, **50**(4): 331 - 335.
- [30] OLUREMI J R, ADEWUYI A P, SANNA A A. Compaction characteristics of oil contaminated residual soil[J]. Journal of Engineering and Technology, 2015, **6**(2): 75 - 87.
- [31] ABOUSNINA R M, MANALO A, SHIAU J, et al. Effects of light crude oil contamination on the physical and mechanical properties of fine sand[J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2015, **24**(8): 833 - 845.
- [32] KERMANI M, EBADI T. The effect of oil contamination on the geotechnical properties of fine-grained soils[J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2012, **21**(5): 655 - 671.
- [33] KHOSRAVI E, GHASEMZADEH H, SABOUR M R, et al. Geotechnical properties of gas oil-contaminated kaolinite[J]. Engineering Geology, 2013, **166**: 11 - 16.
- [34] AKINWUMI I I, DIWA D, OBIANIGWE N. Effects of crude oil contamination on the index properties, strength and permeability of lateritic clay[J]. International Journal of Applied Sciences and Engineering Research, 2014, **3**(4): 816 - 824.
- [35] NASEHI S A, UROMEIHY A, NIKUDEL M R, et al. Influence of gas oil contamination on geotechnical properties

- of fine and coarse-grained soils[J]. *Geotechnical and Geological Engineering*, 2016, **34**(1): 333 - 345.
- [36] 何小红. 长春地区柴油污染土性质及水泥固化效果研究[D]. 长春: 吉林大学, 2015. (HE Xiao-hong. A study on diesel contaminated soil properties and cement solidification effect of Changchun area[D]. Changchun: Jilin University, 2015. (in Chinese))
- [37] DU Y J, JIANG N J, LIU S Y, et al. Engineering properties and microstructural characteristics of cement-stabilized zinc-contaminated kaolin[J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 2014, **51**(3): 289 - 302.
- [38] 方伟. 表面活性剂强化曝气修复MTBE污染饱和砂土室内试验研究[D]. 南京: 东南大学, 2015. (FANG Wei. Laboratory experimental research on remediation of mtbe-contaminated saturated sand by surfactant-enhanced air sparging[D]. Nanjing: Southeast University, 2015. (in Chinese))
- [39] Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). National classification system for contaminated sites[R]. Winnipeg, Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2008.
- [40] European Environment Agency. Management of contaminated sites in Western Europe[R]. Kongens Nytorv: European Environment Agency, 2000.
- [41] US Environmental Protection Agency. Hazard ranking system guidance manual[R]. Washington D C: US Environmental Protection Agency, 1992.
- [42] 陈梦舫, 骆永明, 宋静, 等. 中、英、美污染场地风险评估导则异同与启示[J]. *环境监测管理与技术*, 2011, **23**(3): 14 - 18. (CHEN Meng-fang, LUO Yong-ming, SONG Jing, et al. Comparison of USA, UK and Chinese risk assessment guidelines and the implications for China[J]. *Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2011, **23**(3): 14 - 18. (in Chinese))
- [43] 许丽萍, 李韬. 建设场地污染土综合评价方法探讨[J]. *上海国土资源*, 2012, **33**(2): 29 - 33. (XU Li-Ping, LI Tao. A comprehensive approach to the evaluation of contaminated building sites[J]. *Shanghai Land and Resources*, 2012, **33**(2): 29 - 33. (in Chinese))
- [44] 吴育林, 冯世进, 许丽萍, 等. 污染场地综合风险评估体系的建立及应用[J]. *地下空间与工程学报*, 2014, **10**(增刊2): 1986 - 1991. (WU Yu-lin, FENG Shi-jin, XU Li-ping, et al. Establishment and application of comprehensive risk assessment system in contaminated sites[J]. *Chinese Journal of Underground Space and Engineering*, 2014, **10**(S2): 1986 - 1991. (in Chinese))
- [45] GB 15618—1995 土壤环境质量标准[S]. 1995. (GB 15618—1995 Environmental quality standard for soils[S]. 1995. (in Chinese))
- [46] 刘松玉, 蔡国军, 童立元. 现代多功能 CPTU 技术理论与工程应用[M]. 北京: 科学出版社, 2013. (LIU Song-yu, CAI Guo-jun, TONG Li-yuan. Research and engineering application of the digital multifunctional piezocone penetration test system (CPTU)[M]. Beijing: Science Press, 2013. (in Chinese))
- [47] 刘松玉, 蔡正银. 土工测试技术发展综述[J]. *土木工程学报*, 2012, **45**(3): 151 - 165. (LIU Song-yu, CAI Zheng-ying. Review of the geotechnical testing[J]. *China Civil Engineering Journal*, 2012, **45**(3): 151 - 165. (in Chinese))
- [48] ARCHIE G E. The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics[J]. *Technical Publication*, 1942, **146**(1): 54 - 62.
- [49] KELLER G V, FRISCHKNECHT F C. Electrical methods in geophysical prospecting[M]. New York: Pergamon Press, 1966.
- [50] WAXMAN M H, SMITS L J M. Electrical conductivities in oil-bearing shaly sands[J]. *Society of Petroleum Engineers Journal*, 1968, **8**(2): 107 - 122.
- [51] MITCHELL J K, SOGA K. Fundamentals of soil behavior[M]. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc, 2005.
- [52] 查甫生. 结构性非饱和土的电阻率特性及应用[D]. 南京: 东南大学, 2007. (ZHA Fu-sheng. Study on electrical resistivity feature of structural unsaturated soil and its application[D]. Nanjing: Southeast University, 2007. (in Chinese))
- [53] 韩立华, 刘松玉, 杜延军. 温度对污染土电阻率影响的试验研究[J]. *岩土力学*, 2007, **28**(6): 1151 - 1155. (HAN Li-hua, LIU Song-yu, DU Yan-jun. Experiment study on effect of temperature on electrical resistivity of contaminated soils[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2007, **28**(6): 1151 - 1155. (in Chinese))
- [54] LIU S Y, CHU Y, WANG F, et al. The expansibility prediction of expansive soil with electrical resistivity method[C]// *Proceedings of the 19th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering*. Seoul, 2017: 1055 - 1058.
- [55] 查甫生, 刘松玉, 杜延军, 等. 基于电阻率法的膨胀土吸

- 水膨胀过程中结构变化定量研究[J]. 岩土工程学报, 2008, **30**(12): 1832 - 1839. (ZHA Fu-sheng, LIU Song-yu, DU Yan-jun, et al. Quantitative research on microstructures of expansive soils during swelling using electrical resistivity measurements[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2008, **30**(12): 1832 - 1839. (in Chinese))
- [56] ASTM G57-06 Standard test method for field measurement of soil resistivity using the wenner four-electrode method[S]. West Conshohocken, PA: ASTM, 2012.
- [57] 刘松玉, 查甫生, 于小军. 土的电阻率室内测试技术研究[J]. 工程地质学报, 2006, **14**(2): 216 - 222. (LIU Song-yu, ZHA Fu-sheng, YU Xiao-jun. Laboratory measurement techniques of the electrical resistivity of soils[J]. Journal of Engineering Geology, 2006, **14**(2): 216 - 222. (in Chinese))
- [58] 刘松玉, 韩立华, 杜延军. 水泥土的电阻率特性与应用探讨[J]. 岩土工程学报, 2006, **28**(11): 1921 - 1926. (LIU Song-yu, HAN Li-hua, DU Yan-jun. Experimental study on electrical resistivity of soil-cement[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2006, **28**(11): 1921 - 1926. (in Chinese))
- [59] 韩立华, 刘松玉, 杜延军. 一种检测污染土的新方法——电阻率法[J]. 岩土工程学报, 2006, **28**(8): 1028 - 1032. (HAN Li-hua LIU Song-yu DU Yan-jun. New method for testing contaminated soil - electrical resistivity method[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2006, **28**(8): 1028 - 1032. (in Chinese))
- [60] 刘松玉, 边汉亮, 蔡国军, 等. 油水二相体对油污染土电阻率特性的影响[J]. 岩土工程学报, 2017, **39**(1): 170 - 177. (LIU Song-yu, BIAN Han-liang, CAI Guo-jun, et al. Influences of water and oil two-phase on electrical resistivity of oil-contaminated soils[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2017, **39**(1): 170 - 177. (in Chinese))
- [61] LIU S Y, CAI G J, DU Y J. Site investigation of a pesticide contaminated factory based on in-situ resistivity piezocone tests in Southeastern China[C]// Proceedings of the Fourth International Conference on Site Characterization. Pernambuco, 2012: 1757 - 1764.
- [62] LIU S Y, CHEN L, HAN L H. Study on electrical resistivity related parameters of contaminated soils[M]// Geotechnical Engineering for Disaster Mitigation and Rehabilitation. Berlin: Springer, 2008: 695 - 701.
- [63] LIU S Y, CHEN L, HAN L H. Experimental study on electrical resistivity characteristics of contaminated soils[C]// Transportation Research Board 87th Annual Meeting. Washington D C, 2008.
- [64] 储亚, 刘松玉, 蔡国军, 等. 重金属污染黏性土电阻率影响因素分析及其预测模型[J]. 东南大学学报(自然科学版), 2016, **46**(4): 866 - 871. (CHU Ya, LIU Song-yu, CAI Guo-jun, et al. Impact factor analysis of resistivity of heavy metal polluted cohesive soil and its prediction model[J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2016, **46**(4): 866 - 871. (in Chinese))
- [65] CAMPANELLA R, WEEMEES I. Development and use of an electrical resistivity cone for groundwater contamination studies[J]. Canadian Geotechnical Journal, 1990, **27**(5): 557 - 567.
- [66] LUNNE T, ROBERTSON P K, POWELL J J M. Cone Penetration Testing in Geotechnical Practice[M]. London: Blackie Academic & Professional, 1997.
- [67] FUKUE M, MINATO T, MATSUMOTO M, et al. Use of a resistivity cone for detecting contaminated soil layers[J]. Engineering Geology, 2001, **60**(1-4): 361 - 369.
- [68] CAMPANELLA D R G, KRISTIANSEN H, DANIEL C, et al. Site characterization of soil deposits using recent advances in piezocone technology[C]// Geotechnical Site Characterization. Atlanta, GA: CRC Press, 1998: 995 - 1000.
- [69] 蔡国军, 刘松玉, 邵光辉, 等. 基于电阻率静力触探的海相黏土成因特性分析[J]. 岩土工程学报, 2008, **30**(4): 529 - 535. (CAI Guo-jun, LIU Song-yu, SHAO Guang-hui, et al. Analysis of formation characteristics of marine clay based on resistivity cone penetration test (RCPT)[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2008, **30**(4): 529 - 535. (in Chinese))
- [70] 蔡国军, 张涛, 刘松玉, 等. 江苏海相黏土电阻率与岩土特性参数间相关性研究[J]. 岩土工程学报, 2013, **35**(8): 1470 - 1477. (CAI Guo-jun, ZHANG Tao, LIU Song-yu, et al. Relationship between electrical resistivity and geotechnical characteristic parameters for Jiangsu marine clay[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2013, **35**(8): 1470 - 1477. (in Chinese))
- [71] ABU-HASSANEIN Z S, BENSON C H, BLOTZ L R. Electrical resistivity of compacted clays[J]. Journal of Geotechnical Engineering, 1996, **122**: 397 - 406.
- [72] T/CCES 1—2017 孔压静力触探测试技术规程[S]. 2017. (T/CCES 1—2017 Technical specification for CPTU[S]. 2017. (in Chinese))
- [73] FINNIE I M S, RANDOLPH M. Punch-through and liquefaction induced failure of shallow foundations on

- calcareous sediments[C]// Proceedings of International Conference on Behaviour of Offshore Structures. Boston, 1994: 217 - 230.
- [74] ELSWORTH D, LEE D S. Limits in determining permeability from on-the-fly UCPT sounding[J]. Géotechnique, 2007, **57**(8): 679 - 686.
- [75] KIM K, PREZZI M, SALGADO R, et al. Penetration rate effects on cone penetration resistance by calibration chamber tests[C]// Proceedings of 2nd International Symposium on Cone Penetration Testing. Huntington Beach, 2010.
- [76] 余海岁. 岩土介质小孔扩张理论[M]. 北京: 科学出版社, 2013. (YU Hai-sui. Theory of spherical cavity expansion for rock and soil[M]. Beijing: Science Press, 2013. (in Chinese))
- [77] HOULSBY G T, TEH C I. Analysis of the piezocone in clay[C]// Proceedings of the First International Symposium on Penetration Testing. Orlando: Balkema, 1988: 777 - 783.
- [78] PAREZ L, FAURIEL R. The piezocone improvement in the soil investigation[J]. Journal of Geotechnical Engineering, 1988, **44**: 13 - 27.
- [79] ELSWORTH D, LEE D S. Permeability determination from on-the-fly piezocone sounding[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2005, **131**(5): 643 - 653.
- [80] CHAI J C, AGUNG P M A, HINO T, et al. Estimating hydraulic conductivity from piezocone soundings[J]. Géotechnique, 2011, **61**(8): 699 - 708.
- [81] ROBERTSON P K, WRIDE C E. Evaluating cyclic liquefaction potential using the cone penetration test[J]. Canadian Geotechnical Journal, 1998, **35**(3): 442 - 459.
- [82] 刘松玉, 蔡国军, 邹海峰. 基于 CPTU 的中国实用土分类方法研究[J]. 岩土工程学报, 2013, **35**(10): 1765 - 1776. (LIU Song-yu, CAI Guo-jun, ZOU Hai-feng. Practical soil classification methods in China based on piezocone penetration tests[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2013, **35**(10): 1765 - 1776. (in Chinese))
- [83] ZOU H F, CAI G J, BHEEMASETTI T V, et al. Assessment of measurement errors of piezocone penetration test in soft clay[J]. Geotechnical Testing Journal, 2016, **39**(5): 721 - 741.
- [84] WANG Q, TONG L Y, LIU S Y. Determination of hydraulic conductivity from piezocone tests[M]// Geotechnical and Geophysical Site Characterization. London: Taylor & Francis Group, 2012: 475 - 480.
- [85] 邹海峰, 蔡国军, 刘松玉. 基于位错理论的饱和土渗流特性 CPTU 评价研究[J]. 岩土工程学报, 2014, **36**(3): 519 - 528. (ZOU Hai-feng, CAI Guo-jun, LIU Song-yu. Evaluation of coefficient of permeability of saturated soils based on CPTU dislocation theory[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2014, **36**(3): 519 - 528. (in Chinese))
- [86] CAI G J, LIU S Y, PUPPALA A J. Predictions of coefficient of consolidation from CPTU dissipation tests in Quaternary clays[J]. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 2012, **71**(2): 337 - 350.
- [87] 陈 蕾. 水泥固化稳定重金属污染土机理与工程特性研究[D]. 南京: 东南大学, 2010. (CHEN Lei. Research of mechanism and properties of cement stabilized/ solidified heavy metal contaminated soils[D]. Nanjing: Southeast University, 2010. (in Chinese))
- [88] 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): 117 - 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): 117 - 124. (in Chinese))
- [89] US Environmental Protection Agency. Treatment technologies for site cleanup: annual status report[R]. 12th ed. Washington D C: US Environmental Protection Agency, 2007.
- [90] US Environmental Protection Agency. Solidification/stabilization use at superfund sites[R]. Washington D C: US Environmental Protection Agency, 2000.
- [91] CHEN Q Y, TYRER M, HILLS C D, et al. Immobilisation of heavy metal in cement-based solidification/stabilisation: a review[J]. Waste Management, 2009, **29**(1): 390 - 403.
- [92] YOUSUF M, MOLLAH A, VEMPATI R K, et al. The interfacial chemistry of solidification/stabilization of metals in cement and pozzolanic material systems[J]. Waste Management, 1995, **15**(2): 137 - 148.
- [93] HALIM C E, AMAL R, BEYDOUN D, et al. Implications of the structure of cementitious wastes containing Pb(II), Cd(II), As(V), and Cr(VI) on the leaching of metals[J]. Cement and Concrete Research, 2004, **34**(7): 1093 - 1102.
- [94] US Environmental Protection Agency. Prohibition on the placement of bulk liquid hazardous waste in landfills-Statutory interpretive guidance, 530-SW-86-016[R]. Washington D C: US Environmental Protection Agency, 1986.
- [95] Center for Environmental Research Information, US Environmental Protection Agency. Stabilization/solidification of CERCLA and RCRA wastes: physical tests, chemical

- testing procedures, technology screening, and field activities[R]. Cincinnati, Center for Environmental Research Information, US Environmental Protection Agency, 1989.
- [96] UK Environment Agency. Review of scientific literature on the use of stabilisation/solidification for the treatment of contaminated soil, solid waste and sludges[R]. Aztec West, Bristol: UK Environment Agency, 2004.
- [97] PERERA A S R, ALTABBAA A, REID J M, et al. State of practice reports UK stabilisation/solidification treatment and remediation Part IV: Testing and performance criteria[C]// Proceedings of the international conference on stabilisation/solidification treatment and remediation. University of Cambridge, United Kingdom: Taylor & Francis Group, 2005: 415 - 435.
- [98] 张帆. 水泥系材料固化 Pb/Zn 重金属污染黏土的力学特性研究[D]. 南京: 东南大学, 2011. (ZHANG Fan. Study on mechanical properties of stabilized/solidified Pb/Zn heavy metal contaminated clay by cement material[D]. Nanjing: Southeast University, 2011. (in Chinese))
- [99] XUE Q, LI J S, LIU L. Effect of compaction degree on solidification characteristics of Pb-contaminated soil treated by cement[J]. Clean-Soil, Air, Water, 2014, **42**(8): 1126 - 1132.
- [100] LIN C, ZHU W, HAN J. Strength and leachability of solidified sewage sludge with different additives[J]. Journal of Materials in Civil Engineering, 2012, **25**(11): 1594 - 1601.
- [101] KOGBARA R B, ALTABBAA A, YI Y L, et al. pH-dependent leaching behaviour and other performance properties of cement-treated mixed contaminated soil[J]. Journal of Environmental Sciences, 2012, **24**(9): 1630 - 1638.
- [102] KOGBARA R B, ALTABBAA 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**(Supplement C): 64 - 75.
- [103] YIN C Y, MAHMUD H B, SHAABAN M G. Stabilization/solidification of lead-contaminated soil using cement and rice husk ash[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, **137**(3): 1758 - 1764.
- [104] LEE D, WAITE T D, SWARBRICK G, et al. Comparison of solidification/stabilization effects of calcite between Australian and South Korean cements[J]. Cement and Concrete Research, 2005, **35**(11): 2143 - 2157.
- [105] 李喜林, 张佳雯, 陈冬琴, 等. 水泥固化铬污染土强度及浸出试验研究[J]. 硅酸盐通报, 2017, **36**(3): 979 - 990. (LI Xi-lin, ZHANG Jia-wen, CHEN Dong-qin, et al. Strength and leaching for remediation of chromium contaminated soil using cement[J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 2017, **36**(3): 979 - 990. (in Chinese))
- [106] VOGLAR G E, LEŠTAN D. Solidification/stabilisation of metals contaminated industrial soil from former Zn smelter in Celje, Slovenia, using cement as a hydraulic binder[J]. Journal of hazardous materials, 2010, **178**(1): 926 - 933.
- [107] 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))
- [108] 陈蕾, 杜延军, 刘松玉, 等. 水泥固化铅污染土的基本应力 - 应变特性研究[J]. 岩土力学, 2011, **32**(3): 715 - 721. (CHEN Lei, DU Yan-jun, LIU Song-yu, et al. Experimental study of stress-strain properties of cement treated lead-contaminated soils[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2011, **32**(3): 715 - 721. (in Chinese))
- [109] 陈蕾, 刘松玉, 杜延军, 等. 水泥固化含铅污染土无侧限抗压强度预测方法[J]. 东南大学学报: 自然科学版, 2011, **40**(3): 609 - 613. (CHEN Lei, LIU Song-yu, DU Yan-jun, et al. Unconfined compressive strength prediction of cement solidified/stabilized lead-contaminated soils[J]. Journal of Southeast University(Natural Science Edition), 2011, **40**(3): 609 - 613. (in Chinese))
- [110] LIU S Y, CHEN L, DU Y J, et al. Strength property and water content variation of cement treated lead-contaminated soils[C]// Proceedings of the 6th International Congress on Environmental Geotechnics. New Delhi, India: Tata McGraw Hill, 2010: 1433 - 1438.
- [111] DU Y J, WEI M L, JIN F, et al. Stress-strain relation and strength characteristics of cement treated zinc-contaminated clay[J]. Engineering Geology, 2013, **167**: 20 - 26.
- [112] 曹智国, 章定文, 刘松玉. 固化铅污染土的干湿循环耐久性试验研究[J]. 岩土力学, 2013, **34**(12): 3485 - 3490. (CAO Zhi-guo, ZHANG Ding-wen, LIU Song-yu. Experimental research on durability of solidified lead-contaminated soils under wetting-drying cycles [J]. Rock and Soil Mechanics, 2013, **34**(12): 3485 - 3490. (in

- Chinese))
- [113] 章定文, 曹智国, 张涛, 等. 碳化对水泥固化铅污染土的电阻率特性影响规律[J]. 岩石力学与工程学报, 2014, **33**(12): 2563-2572. (ZHANG Ding-wen, CAO Zhi-guo, ZHANG Tao, et al. Effect of carbonation on electrical resistivity of cement solidified lead-contaminated soils[J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 2014, **33**(12): 2563 - 2572. (in Chinese))
- [114] DU Y J, JIANG N J, SHEN S L, et al. Experimental investigation of influence of acid rain on leaching and hydraulic characteristics of cement-based solidified/stabilized lead contaminated clay[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, **225**: 195 - 201.
- [115] KOGBARA R B, AL-TABBAA A. Mechanical and leaching behaviour of slag-cement and lime-activated slag stabilised/solidified contaminated soil[J]. Science of The Total Environment, 2011, **409**(11): 2325 - 2335.
- [116] JIN F, WANG F, AL-TABBAA A. Three-year performance of in-situ solidified/stabilised soil using novel MgO-bearing binders[J]. Chemosphere, 2016, **144**(Supplement C): 681 - 688.
- [117] USEPA Method 1311. Test methods for evaluation of solid wastes, physical chemical methods: Toxicity characteristic leaching procedure[S]. Washington DC: US Environmental Protection Agency, 1992.
- [118] ASTM D4874—95 Standard test method for leaching solid material in a column apparatus[S]. West Conshohocken, PA: ASTM, 2014.
- [119] 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 Science, 2017, **30**(5): 755 - 764. (in Chinese))
- [120] 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, **199-200**(Supplement C): 119 - 127.
- [121] HJ557—2010 固体废物浸出毒性浸出方法水平振荡法[S]. 2010. (HJ557—2010 Solid waste-extraction procedure for leaching toxicity-horizontal vibration method[S]. 2010. (in Chinese))
- [122] HJ/T 300—2007 固体废物浸出毒性浸出方法醋酸缓冲溶液法[S]. 2007. (HJ/T 300—2007 Solid waste-Extraction procedure for leaching toxicity-Acetic acid buffer solution method[S]. 2007. (in Chinese))
- [123] HJ/T 299—2007 固体废物浸出毒性浸出方法硫酸硝酸法[S]. 2007. (HJ/T 299 — 2007 Solid waste-Extraction procedure for leaching toxicity- Sulphuric acid & nitric acid method[S]. 2007. (in Chinese))
- [124] 刘兆鹏, 杜延军, 蒋宁俊, 等. 基于半动态淋滤试验的水泥固化铅污染黏土溶出特性研究[J]. 岩土工程学报, 2013, **35**(12): 2212-2218. (LIU Zhao-peng, DU Yan-jun, JIANG Ning-jun, et al. Leaching properties of cement-solidified lead-contaminated clay via semi-dynamic leaching tests[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2013, **35**(12): 2212 - 2218. (in Chinese))
- [125] MALVIYA R, CHAUDHARY R. Leaching behavior and immobilization of heavy metals in solidified/stabilized products[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, **137**(1): 207 - 217.
- [126] 蒋宁俊, 杜延军, 刘松玉, 等. 酸雨入渗对水泥固化铅污染土淋滤特性的影响研究[J]. 岩土工程学报, 2013, **35**(4): 739 - 744. (JIANG Ning-jun, DU Yan-jun, LIU Song-yu, et al. Leaching behaviors of cement-based solidification/stabilization treated lead contaminated soils under effects of acid rain [J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2013, **35**(4): 739 - 744. (in Chinese))
- [127] WANG F, WANG H, AL-TABBAA A. Leachability and heavy metal speciation of 17-year old stabilised/solidified contaminated site soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, **278**: 144 - 151.
- [128] 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**(1): 67 - 74.
- [129] DU Y J, WEI M L, REDDY K R, et al. Effect of acid rain pH on leaching behavior of cement stabilized lead-contaminated soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, **271**: 131 - 140.
- [130] 查甫生, 郝爱玲, 许龙, 等. 水泥固化重金属污染土的淋滤特性试验研究[J]. 工业建筑, 2014, **44**(1): 65-70. (ZHA Fu-sheng, HAO Ai-lin, 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))
- [131] 董伟掣, 陆海军, 李继祥. 水泥固封镉污染土离子释放规律与微观结构[J]. 环境工程学报, 2015, **9**(9): 4578 - 4584.

- (DONG Yi-zhi, LU Hai-jun, LI Ji-xiang. Ion release and microstructure of Cd polluted clay solidified by cement[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, **9**(9): 4578 - 4584. (in Chinese))
- [132] VOGLAR G E, LEŠTAN D. Equilibrium leaching of toxic elements from cement stabilized soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, **246-247**(Supplement C): 18 - 25.
- [133] MILLER J, AKHTER H, CARTLEDGE F K, et al. Treatment of arsenic-contaminated soils. II: Treatability study and remediation[J]. Journal of Environmental Engineering, 2000, **126**(11): 1004 - 1012.
- [134] WANG S, VIPULANANDAN C. Solidification/stabilization of Fe (II)-treated Cr (VI)-contaminated soil[J]. Environmental Engineering Science, 2001, **18**(5): 301 - 308.
- [135] MOON D H, GRUBB D G, REILLY T L. Stabilization/solidification of selenium-impacted soils using Portland cement and cement kiln dust[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, **168**(2): 944 - 951.
- [136] WU H L, DU Y J, WANG F, et al. Study on the semi-dynamic leaching characteristics of Cd contaminated soils solidified/stabilized with phosphate under the condition of acid rain[M]// BRANDON T L, VALENTINE R J. Geotechnical Frontiers 2017: Waste Containment, Barriers, Remediation, and Sustainable Geoengineering. Reston, VA: ASCE, 2017: 414 - 422.
- [137] DU Y J, WEI M L, REDDY K R, et al. New phosphate-based binder for stabilization of soils contaminated with heavy metals: leaching, strength and microstructure characterization[J]. Journal of Environmental Management, 2014, **146**(0): 179 - 188.
- [138] 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, 2015, **22**(24): 19473 - 19484.
- [139] 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.
- [140] WU H L, DU Y J, YANG Y Y, et al. Performance of tailing contaminated soils solidified by phosphate-based binder[J]. Applied Mechanics & Materials, 2017, **858**: 104 - 110.
- [141] 薄煜琳, 于博伟, 杜延军, 等. 淋滤条件下 GGBS-MgO 固化铅污染黏土强度与溶出特性研究[J]. 岩土力学, 2015, **36**(10): 2877 - 2891. (BO Yu-lin, YU Bo-wei, DU Yan-jun, et al. Strength and leachability of lead contaminated clay stabilized by GGBS-MgO[J]. Rock and Soil Mechanics, 2015, **36**(10): 2877 - 2891. (in Chinese))
- [142] 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))
- [143] 刘松玉, 夏威夷, 魏明俐, 等. MC 固化高浓度锌铅镉污染土的浸出和强度特性[J]. 东南大学学报 (自然科学版), 2016, **46**(增刊): 51 - 56. (LIU Song-yu, XIA Wei-yi, WEI Ming-li, et al. Leaching and strength properties of Zn, Pb and Cd contaminated soils stabilized by MC[J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2016, **46**(S0): 51 - 56. (in Chinese))
- [144] 梁媛, 王晓春, 曹心德. 基于磷酸盐、碳酸盐和硅酸盐材料化学钝化修复重金属污染土壤的研究进展[J]. 环境化学, 2012, **31**(1): 16 - 25. (LIANG Yuan, WANG Xiao-chun, CAO Xin-de. Research progress on remediation of heavy metal contaminated soils based on chemical passivation of phosphate, carbonate and silicate materials[J]. Environmental Chemistry, 2012, **31**(1): 16 - 25. (in Chinese))
- [145] YI Y L, LI C, LIU S Y, et al. Resistance of MgO-GGBS and CS-GGBS stabilised marine soft clays to sodium sulfate attack[J]. Géotechnique, 2014, **64**(8): 673 - 679.
- [146] YU B W, DU Y J, JIN F, et al. Multiscale study of sodium sulfate soaking durability of low plastic clay stabilized by reactive magnesia-activated ground granulated blast-furnace slag[J]. Journal of Materials in Civil Engineering 2016, **28**(6): 04016016.
- [147] DU Y J, BO Y L, JIN F, et al. Durability of reactive magnesia-activated slag-stabilized low plasticity clay subjected to drying-wetting cycle[J]. European Journal of Environmental and Civil Engineering, 2016, **20**(2): 215 - 230.
- [148] WANG F, JIN F, SHEN Z, et al. Three-year performance of in-situ mass stabilised contaminated site soils using MgO-bearing binders[J]. Journal of Hazardous Materials, 2016, **318**(Supplement C): 302 - 307.
- [149] 刘松玉. 新型搅拌桩复合地基理论与技术[M]. 南京: 东南大学出版社, 2014. (LIU Song-yu. Theory and technology of a new mixing pile composite foundation[J]. Nanjing:

- Southeast University Press, 2014. (in Chinese))
- [150] DAY S R, ZARLINSKI S J, JACOBSON P. Stabilization of cadmium-impacted soils using jet-grouting techniques[C]// In Situ Remediation of the Geoenvironment. ASCE. Minneapolis, 1997: 388 - 402.
- [151] 刘松玉, 易耀林, 朱志铎. 双向搅拌桩加固高速公路软土地基现场对比试验研究[J]. 岩石力学与工程学报, 2008, **27**(11): 2272 - 2280. (LIU Song-yu, YI Yao-lin, ZHU Zhi-duo. Comparison tests on field bidirectional mixing column for soft ground improvement in expressway[J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 2008, **27**(11): 2272 - 2280. (in Chinese))
- [152] LIU S Y, DU Y J, YI Y L, et al. Field investigations on performance of T-shaped deep mixed soil cement column-supported embankments over soft ground[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2011, **138**(6): 718 - 727.
- [153] 夏威夷, 魏明俐, 杜延军, 等. 有机物污染场地浅层异位固化稳定化试验研究[J]. 岩土工程学报, 2016, **38**(3): 510 - 517. (XIA Wei-yi, WEI Ming-li, DU Yan-jun, et al. Experimental study on ex-situ S/S for shallow soil of organically contaminated site[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2016, **38**(3): 510 - 517. (in Chinese))
- [154] 夏威夷, 杜延军, 魏明俐, 等. 挥发性有机物污染泥浆固化稳定化试验研究[J]. 岩土力学, 2016, **37**(5): 1281 - 1290. (XIA Wei-yi, DU Yan-jun, WEI Ming-li, et al. Experimental study of solidification/stabilization of VOCs contaminated slurry[J]. Rock and Soil Mechanics, 2016, **37**(5): 1281 - 1290. (in Chinese)).
- [155] US Environmental Protection Agency. Green remediation best management practices: Soil vapor extraction and air sparging[R]. Washington D C: US Environmental Protection Agency, 2010.
- [156] US Environmental Protection Agency. Superfund Remedy Report[R]. 14th ed. Washington D C: U S Environmental Protection Agency, 2013.
- [157] KING T C. Mechanism of pneumatic fracturing[D]. Newark: New Jersey Institute of Technology, 1993.
- [158] LIU S Y, ZHANG D W, DU G Y, et al. A new combined vacuum preloading with pneumatic fracturing method for soft ground improvement[J]. Procedia Engineering, 2016, **143**: 454 - 461.
- [159] LIU S Y, ZHANG D W, HAN W J, et al. On the combined vacuum preloading with pneumatic fracturing method for soft ground improvement[C]// Proceeding of the 18th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering. Paris, 2013: 75 - 78.
- [160] 刘松玉, 韩文君, 章定文, 等. 劈裂真空法加固软土地基试验研究[J]. 岩土工程学报, 2012, **34**(4): 591 - 599. (LIU Song-yu, HAN Wen-jun, ZHANG Ding-wen, et al. Field pilot tests on combined method of vacuum preloading and pneumatic fracturing for soft ground improvement[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2012, **34**(4): 591 - 599. (in Chinese))
- [161] LIU S Y, HAN J, ZHANG D W, et al. A combined DJM-PVD method for soft ground improvement[J]. Geosynthetics International, 2008, **15**(1): 43 - 54.
- [162] 章定文, 刘松玉, 韩文君. 土体气压劈裂原理与工程应用[M]. 北京: 科学出版社, 2014. (ZHANG Ding-wen, LIU Song-yu, HAN Wen-jun. Principle and engineering application of soil pressure splitting[M]. Beijing: Science Press, 2014. (in Chinese))
- [163] JOHNSON R L, JOHNSON P C, MCWHORTER D B, et al. An overview of in situ air sparging[J]. Ground Water Monitoring & Remediation, 1993, **13**(4): 127 - 135.
- [164] MCCRAY J E, FALTA R W. Defining the air sparging radius of influence for groundwater remediation[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 1996, **24**(1): 25 - 52.
- [165] SEMER R, ADAMS J A, REDDY K R. An experimental investigation of air flow patterns in saturated soils during air sparging[J]. Geotechnical and Geological Engineering, 1998, **16**(1): 59 - 75.
- [166] 刘志彬, 陈志龙, 杜延军, 等. 地下水曝气空气流动形态影响因素数值模拟[J]. 东南大学学报: 自然科学版, 2013, **43**(2): 375 - 379. (LIU Zhi-bin, LIU Song-yu, DU Yan-jun, et al. Theory and technology of a new mixing pile composite foundation [J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2013, **43**(2): 375 - 379. (in Chinese)).
- [167] JI W, DAHMANI A, AHLFELD D P, et al. Laboratory study of air sparging: air flow visualization[J]. Ground Water Monitoring & Remediation, 1993, **13**(4): 115 - 126.
- [168] 胡黎明, 刘燕, 杜建廷, 等. 地下水曝气修复过程离心模型试验研究[J]. 岩土工程学报, 2011, **38**(2): 297 - 301. (HU Li-ming, LIU Yan, DU Jian-ting, et al. Centrifuge modeling of air-sparging technique for groundwater remediation [J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2011, **38**(2): 297 - 301. (in Chinese))

- [169] 刘松玉, 刘志彬, 毛柏杨. 表面活性剂强化曝气二维模型试验系统研制及应用[J]. 东南大学学报: 自然科学版, 2016, **46**(增刊): 82 - 87. (LIU Song-yu, LIU Zhi-bin, MAO Bai-yang. Theory and technology of a new mixing pile composite foundation [J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2016, **46**(S0): 82 - 87. (in Chinese))
- [170] LIU Z B, DU Y J, LIU S J, et al. Laboratory investigation of air flow patterns in saturated sands during air sparging[C]// Geo-Shanghai 2014, ASCE. Shanghai, 2014.
- [171] KIM H, YANG S, YANG H. Surfactant-enhanced ozone sparging for removal of organic compounds from sand[J]. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 2013, **48**(5): 526 - 533.
- [172] CHAO K P, ONG S K, PROTOPAPAS A. Water-to-air mass transfer of VOCs: Laboratory-scale air sparging system[J]. Journal of environmental engineering, 1998, **124**(11): 1054 - 1060.
- [173] BRAIDA W J, ONG S K. Modeling of air sparging of VOC-contaminated soil columns[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2000, **41**(3/4): 385 - 402.
- [174] CHAO K P, ONG S K, HUANG M C. Mass transfer of VOCs in laboratory-scale air sparging tank[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, **152**(3): 1098 - 1107.
- [175] BRAIDA W J, ONG S K. Air sparging effectiveness: laboratory characterization of air-channel mass transfer zone for VOC volatilization[J]. Journal of Hazardous Materials, 2001, **87**(1-3): 241 - 258.
- [176] 刘志彬, 刘松玉, 杜延军, 等. 地下水曝气修复一维土柱试验集总参数分析[J]. 地下空间与工程学报, 2014, **10**(6): 1348 - 1352. (LIU Zhi-bin, LIU Song-yu, DU Yan-jun, et al. Theory and technology of a new mixing pile composite foundation[J]. Journal of Underground Space and Engineering, 2014, **10**(6): 1348 - 1352. (in Chinese)).
- [177] LEESON A, JOHNSON P C, JOHNSON R L, et al. Air Sparging Design Paradigm[M]. Columbus: Battelle, 2002.
- [178] 方 伟, 刘松玉, 刘志彬, 等. 地下水曝气修复技术现场试验与应用研究进展[J]. 环境污染与防治, 2014, **36**(10): 73 - 78. (FANG Wei, LIU Song-yu, LIU Zhi-bin, et al. Experiment and application of in situ groundwater remediation by air sparging: a review[J]. Environmental Pollution & Control, 2014, **36**(10): 73 - 78. (in Chinese))
- [179] SHARMA H D, REDDY K R. Geoenvironmental engineering: site remediation, waste containment, and emerging waste management technologies[M]. New York: John Wiley & Sons, Inc, 2004.
- [180] EVANS J C, COSTA M J, COOLEY B. The state-of-stress in soil-bentonite slurry trench cutoff walls[C]// Geoenvironment 2000: Characterization, Containment, Remediation, and Performance in Environmental Geotechnics. ASCE. New Orleans, 1995: 1173 - 1191.
- [181] US Environmental Protection Agency. Evaluation of subsurface engineered barriers at waste sites[R]. Washington D C: US Environmental Protection Agency, 1998.
- [182] 任红娟, 单华伦, 张建平. 垂直防渗技术在苏州市七子山垃圾填埋场扩建工程中的应用[J]. 环境卫生工程, 2009, **17**(4): 34 - 36. (REN Hong-juan, SHAN Hua-lun, ZHANG Jian-pin. Application of vertical anti-seepage technology in extension project of Qizi Hill waste landfill site in Suzhou city[J]. Environmental Sanitation Engineering, 2009, **17**(4): 34 - 36. (in Chinese))
- [183] FILZ G M, ADAMS T, DAVIDSON R R. Stability of long trenches in sand supported by bentonite-water slurry[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2004, **130**(9): 915 - 921.
- [184] FOX P. Analytical solutions for stability of slurry trench[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2004, **130**(7): 749 - 758.
- [185] LI Y C, PAN Q, CHEN Y M. Stability of slurry trenches with inclined ground surface[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2012, **139**(9): 1617 - 1619.
- [186] 范日东, 杜延军, 刘松玉, 等. 土-膨润土系竖向隔离墙的施工和易性分析[J]. 东南大学学报(自然科学版), 2016, **46**(增刊): 99 - 104. (FAN Ri-dong, DU Yan-jun, LIU Song-yu, et al. Assessment of workability for soil-bentonite slurry-trench cutoff walls[J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2016, **46**(S0): 99 - 104. (in Chinese))
- [187] UFGS-02 35 27. Guide specification for construction soil-bentonite (S-B) slurry trench[S]. Washington DC: Unified Facilities Guide Specifications, 2010.
- [188] YEO S S, SHACKELFORD C D, EVANS J C. Consolidation and hydraulic conductivity of nine model soil-bentonite backfills[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2005, **131**(10): 1189 - 1198.
- [189] MALUSIS M A, BARBEN E J, EVANS J C. Hydraulic conductivity and compressibility of soil-bentonite backfill amended with activated carbon[J]. Journal of Geotechnical

- and Geoenvironmental Engineering, 2009, **135**(5): 664 - 672.
- [190] HONG C S, SHACKELFORD C D, MALUSIS M A. Consolidation and hydraulic conductivity of zeolite amended soil-bentonite backfills[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2011, **138**(1): 15 - 25.
- [191] DU Y J, FAN R D, LIU S Y, et al. Workability, compressibility and hydraulic conductivity of zeolite-amended clayey soil/calcium-bentonite backfills for slurry-trench cutoff walls[J]. Engineering Geology, 2015, **195**: 258 - 268.
- [192] 范日东, 杜延军, 刘松玉, 等. 添加沸石对黏性土-膨润土竖向隔离墙材料压缩和渗透特性的影响[J]. 岩土力学, 2014, **35**(增刊 2): 173 - 179. (FAN Ri-dong, DU Yan-jun, LIU Song-yu, et al. Effects of addition of zeolite on compressibility and hydraulic conductivity of clayey soil-bentonite backfills for slurry-trench walls[J]. Rock and Soil Mechanics, 2014, **35**(S2): 173 - 179. (in Chinese)).
- [193] 范日东, 杜延军, 刘松玉, 等. 钙基膨润土系竖向隔离墙材料压缩及渗透特性试验研究[J]. 水利学报, 2015, **46**(增刊 1): 255 - 262. (FAN Ri-dong, DU Yan-jun, LIU Song-yu, et al. Compressibility and hydraulic conductivity of soil/Ca-bentonite backfills for vertical slurry cutoff wall [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2015, **46**(S1): 255 - 262. (in Chinese))
- [194] 杨玉玲. 磷酸盐改良膨润土系竖向隔离墙材料的防渗控污研究[D]. 南京: 东南大学, 2017. (YANG Yu-ling. Contaminant performances of soil-phosphate phosphate amended calcium bentonite vertical cutoff walls[D]. Nanjing: Southeast University, 2017. (in Chinese))
- [195] 范日东. 重金属作用下土-膨润土竖向隔离屏障化学相容性和防渗截污性能研究[D]. 南京: 东南大学, 2017. (FAN Ri-dong. Study on chemical compatibility and containment performance of soil-bentonite cutoff wall exposed to heavy metal contaminants[D]. Nanjing: Southeast University, 2017. (in Chinese))
- [196] 徐超, 黄亮, 邢皓枫. 水泥-膨润土泥浆配比对防渗墙渗透性能的影响[J]. 岩土力学, 2010, **31**(2): 422 - 426. (XU Chao, HUANG Liang, XING Hao-feng. Influence of cement-bentonite slurry mixing ratio on permeability of cutoff wall[J]. Rock and Soil Mechanics, 2010, **31**(2): 422 - 426. (in Chinese))
- [197] PHILIP L K. An investigation into contaminant transport processes through single-phase cement-bentonite slurry walls[J]. Engineering Geology, 2001, **60**: 209 - 221.
- [198] JOSHI K, KECHAVARZI C, SUTHERLAND K, et al. Laboratory and in situ tests for long-term hydraulic conductivity of a cement-bentonite cutoff wall[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2010, **136**(4): 562 - 572.
- [199] OPDYKE S M, EVANS J C. Slag-cement-bentonite slurry walls[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2005, **131**(6): 673 - 681.
- [200] EVANS J C. The TRD method: Slag-cement materials for in situ mixed vertical barriers[C]// Geo-Denver 2007, ASCE. Denver, 2007: 1 - 11.
- [201] CARRETO J M R, CALDEIRA L M M S, NEVES E J L M D. Hydromechanical characterization of cement-bentonite slurries in the context of cutoff wall applications[J]. Journal of Materials in Civil Engineering, 2015, **28**(2): 04015093.
- [202] MALUSIS M A, YEOM S, EVANS J C. Hydraulic conductivity of model soil-bentonite backfills subjected to wet-dry cycling[J]. Canadian Geotechnical Journal, 2011, **48**(8): 1198 - 1211.
- [203] FAN R D, DU Y J, REDDY K R, et al. Compressibility and hydraulic conductivity of clayey soil mixed with calcium bentonite for slurry wall backfill: Initial assessment[J]. Applied Clay Science, 2014, **101**: 119 - 127.
- [204] LEE J M, SHACKELFORD C D, BENSON C H, et al. Correlating index properties and hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2005, **131**(11): 1319 - 1329.
- [205] YUKSELEN-AKSOY Y, KAYA A, ÖREN A H. Seawater effect on consistency limits and compressibility characteristics of clays[J]. Engineering Geology, 2008, **102**(1/2): 54 - 61.
- [206] MALUSIS M A, MCKEEHAN M D. Chemical compatibility of model soil-bentonite backfill containing multiswellable bentonite[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2013, **139**(2): 189 - 198.
- [207] JO H Y, KATSUMI T, BENSON C H, et al. Hydraulic conductivity and swelling of nonprehydrated GCLs permeated with single-species salt solutions[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2001, **127**(7): 557 - 567.
- [208] KOLSTAD D C, BENSON C H, EDIL T B. Hydraulic conductivity and swell of nonprehydrated geosynthetic clay liners permeated with multispecies inorganic solutions[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2004, **130**(12): 1236 - 1249.
- [209] KATSUMI T, ISHIMORI H, ONIKATA M, et al. Long-term

- barrier performance of modified bentonite materials against sodium and calcium permeant solutions[J]. *Geotextiles and Geomembranes*, 2008, **26**(1): 14 - 30.
- [210] SCALIA IV J. Bentonite-polymer composites for containment applications[D]. Madison: University of Wisconsin-Madison, 2012.
- [211] KATSUMI T, ISHIMORI H, OGAWA A, et al. Hydraulic conductivity of nonprehydrated geosynthetic clay liners permeated with inorganic solutions and waste leachates[J]. *Soils and Foundations*, 2007, **47**(1): 79 - 96.
- [212] BOHNHOFF G L, SHACKELFORD C D. Hydraulic conductivity of polymerized bentonite-amended Backfills[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2014, **140**(3): 04013028.
- [213] LIU S Y, FAN R D, DU Y J, et al. Modified fluid loss test to measure the hydraulic conductivity of heavy metal-contaminated bentonite filter cakes[C]// *Geo-Chicago 2016*, ASCE. Chicago, 2016: 568 - 577.
- [214] DU Y J, FAN R D, REDDY K R, et al. Impacts of presence of lead contamination in clayey soil-calcium bentonite cutoff wall backfills[J]. *Applied Clay Science*, 2015, **108**: 111 - 122.
- [215] 朱伟, 徐浩青, 王升位, 等. CaCl_2 溶液对不同黏土基防渗墙渗透性的影响[J]. *岩土力学*, 2016, **37**(5): 1224 - 1230. (ZHU Wei, XU Hao-qing, WANG Sheng-wei, et al. Influence of CaCl_2 solution on the permeability of different clay-based cutoff walls[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2016, **37**(5): 1224 - 1230. (in Chinese))
- [216] DU Y J, YANG Y L, FAN R D, et al. Effects of phosphate dispersants on the liquid limit, sediment volume and apparent viscosity of clayey soil/calcium-bentonite slurry wall backfills[J]. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 2016, **20**(2): 670 - 678.
- [217] YANG Y L, DU Y J, REDDY K R, et al. Hydraulic conductivity of phosphate-amended soil-bentonite backfills[C]// *Geo-Chicago 2016*, ASCE. Chicago, 2016: 537 - 547.
- [218] 杨玉玲, 杜延军, 任伟伟, 等. 磷酸盐对铅污染土-膨润土竖向隔离墙材料沉降特性影响的试验研究[J]. *岩土工程学报*, 2015, **37**(10): 1856 - 1864. (YANG Yu-ling, DU Yan-jun, REN Wei-wei, et al. Experimental study on effect of phosphates on sedimentation behavior of lead-contaminated soil-bentonite slurry wall backfills[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2015, **37**(10): 1856 - 1864. (in Chinese))
- [219] EMIDIO G D, FLORES R D V. Monitoring the impact of sulfate attack on a cement-clay mix[C]// *GeoCongress 2012*, ASCE. Oakland, 2012: 910 - 919.
- [220] FRATALOCCHI E, PASQUALINI E, BALBONI P. Performance of a cement-bentonite cut-off wall in an acidic sulphate environment[C]// *5th ICEG Environmental Geotechnics: Opportunities, Challenges and Responsibilities for Environmental Geotechnics*. Cardiff: ICE Publishing 2006: 133 - 139.
- [221] 梅丹兵. 土-膨润土系竖向隔离工程屏障阻滞重金属污染物运移的模型试验研究[D]. 南京: 东南大学, 2017. (MEI Dan-bing. Model test study of limiting migration of heavy metal of soil-bentonite vertical cutoff wall[D]. Nanjing: Southeast University, 2017. (in Chinese))
- [222] VAN GENUCHITEN M T, PARKER J C. Boundary conditions for displacement experiments through short laboratory soil columns[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1984, **48**(4): 703 - 708.
- [223] EVANS J C, GARBIN E J. The TRD method for in situ mixed vertical barriers[C]// *Geo-Florida 2009*, ASCE. Orlando, 2009: 271 - 280.
- [224] 沈国勤, 林坚, 刘松玉. 双轮铣水泥土搅拌墙 (SMC) 施工技术研究与工程应用[R]. 南京: 江苏建基集团, 上海金泰工程机械有限公司, 东南大学, 2015. (SHEN Guo-qin, LIN Jian, LIU Song-yu. Study on construction technology and engineering application of soil mixing cutter method[R]. Nanjing: Jiangsu Infrastructure Construction Group Company, Shanghai Jintai Engineering Machinery Co, Ltd, Southeast University, 2015. (in Chinese))
- [225] 双轮铣水泥土搅拌墙 (SMC) [S]. 2016. (Cement-soil wall constructed using soil mixing cutter method (SMC)[S]. 2016. (in Chinese))
- [226] 唐昊陵. 双轮铣水泥土搅拌墙工程特性研究与应用[D]. 南京: 东南大学, 2017. (TANG Hao-ling. Study on engineering properties of cement-soil wall constructed using soil mixing cutter method and its application[D]. Nanjing: Southeast University, 2017. (in Chinese))