

DOI:10.14048/j.issn.1671-2579.2022.06.001

盾构渣土资源化再利用技术研究综述

张军辉, 李海, 杨豪, 王华磊, 韩善鹏

(长沙理工大学 交通运输工程学院, 湖南 长沙 410114)

摘要:针对盾构渣土产量巨大且无处妥善安置的问题,学者们对盾构渣土的资源化再利用技术展开了研究。该文以中国盾构渣土处理所面临的挑战为背景,形成了对盾构渣土分类、资源化再利用技术进展与典型应用的系统认识,介绍了国内外盾构渣土前处理方法,详细总结了盾构渣土应用场景和资源化再利用技术。接着分析了盾构渣土资源化再利用技术仍面临固化剂昂贵、污染严重、路基回填材料缺少污染物分析、再生砖强度低、市场效益不明显等问题。构建了“盾构渣土分类前处理—再利用可行性评价—资源化再利用场景—性能效益评估”渣土资源化再利用的标准化技术流程。着重阐述了渣土固化剂发展、污染物迁移等方面研究方向。最后,对盾构渣土资源化利用技术发展趋势进行了展望。

关键词:盾构渣土; 前处理; 资源化再利用技术; 建材; 污染物迁移

中图分类号: U416

文献标志码: A

在国家建设“交通强国”、“双碳”战略任务的时代背景下,“推进大宗固废源头减量与循环利用、加强固废循环利用管理与决策技术研究”已成为基础设施建设工程实施中的重大技术难题。2021年,国家发改委与多部门联合颁发了《关于“十四五”大宗固体废弃物综合利用的指导意见》,提出了建筑垃圾绿色、高效、高质、高值、规模化利用的发展目标。随着城市地下空间开发的高速发展,盾构法作为一种具有高效、安全、机械化程度高等优点的施工方法,已被广泛应用于轨道交通、市政公路、城市综合管廊等工程建设中。与此同时,盾构施工过程中产生的盾构渣土也逐年陡增,如图1所示。据统计,截至2021年底,中国累计有51个城市开通城市轨道交通运营线路8708 km,其中地铁共7254 km,占比83.3%^[1],中国大部分城市地铁隧道施工采用盾构掘进,按洞径6 m估计,松散系数取1.5,每公里地铁盾构施工至少产生4.5万m³的渣土,中国在建的盾构工程预计将产生2.96亿m³盾构渣土,处置费预计将需要766亿元^[2]。如果能将盾构渣土回收再利用,可以产生巨大的经济效益。然而中国对于巨大量级的盾构渣土资源化利用不足5%,远低于欧美和日韩等发达国家,带来了严重的环境污染和资源浪费等问题。在发展绿色低碳交通的时代背景下,盾构渣土资源化再利用已成为研究热点。

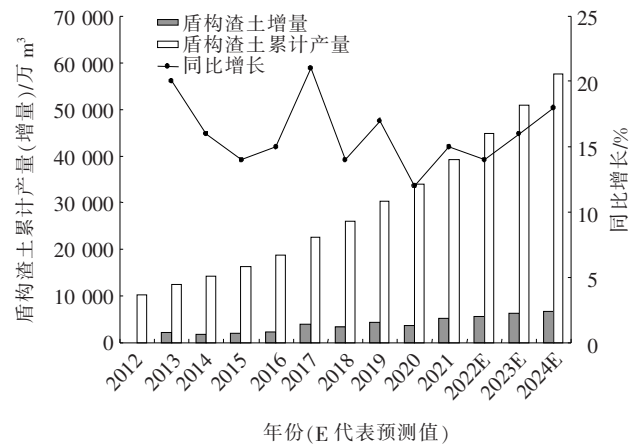


图1 近年盾构渣土产量及预测

盾构渣土成分复杂,含有的杂质较多,盾构施工时为保证正常施工,减少“结泥饼”的问题,常在施工时加入改良剂,如泡沫剂、分散剂、黏土矿物、絮凝剂等,不同程度地含有重金属、溶盐、苯类和烃类等有机物。这些改良剂的加入改变了原地层土壤的性质,这些变化往往利于盾构施工,但给盾构渣土的再生利用带来了一些问题。如土体过度蓬松,难压实;压滤处置困难;存在环境安全隐患。目前,中国大量的盾构渣土被乱堆乱放或是简易填埋,盾构渣土的资源化利用程度不高。渣土填埋堆放后,一般需经过数十年的降解才趋于稳定,其中的挥发性物质会污染大气影响空气质量。

收稿日期:2022-12-12

基金项目:国家杰出青年科学基金资助项目(编号:52025085);湖南省重点研发计划项目(编号:2022SK2083);国家重大科研仪器研制项目(编号:51927814)

作者简介:张军辉,男,博士,教授,博士生导师.E-mail:zjhseu@163.com

另外,其中的多环芳烃化合物和重金属等有害物质会逐渐渗入土壤,进入水循环,并在自然界的食物链内累积,最终污染生态环境^[3]。而且渣土的超标填埋会引发安全事故,2015年,深圳光明新区红坳垃圾填埋场发生滑坡事故,泥石流摧毁了下游工业园区的33栋建筑,造成77人伤亡^[4]。之所以产生这些问题,是因为资源化利用的技术水平相对落后,缺乏新技术、新工艺。据调查,2020年湖南省建筑垃圾产生量预计达到1.7亿t。其中,盾构渣土占比约40%、工程弃土占比约40%、拆除垃圾、工程垃圾和装修垃圾占比约20%。目前盾构渣土在分类、前处理、再生产品应用、污染物迁移等方面存在发展与完善的空间。因此,开展盾构渣土资源化再利用研究具有重要意义且伴随着巨大挑战。

该文总结梳理了盾构渣土资源化再利用技术的发展与创新,详细介绍了盾构渣土的分类、盾构渣土前处理方式、盾构渣土固化后的典型应用及其作为路基回填材料、可控低强度材料、再生砖材、陶粒、同步注浆材料的再利用技术进展,分析了目前盾构渣土资源化再利用技术仍面临压滤效率低、固化剂昂贵、不环保、路基回填材料缺少污染物分析、再生砖密度大仅适用于市政工程、陶粒制备消纳渣土能力小、同步注浆材料仅能应用砂土、市场效益不明显等问题,构建了渣土资源化再利用的标准化技术流程。重点介绍了盾构渣土污染物成分分析及污染物迁移规律,指出了污染物迁移预测方面还有待研究,提出了渣土资源化利用的挑战,建立了盾构渣土分类体系、提出了盾构渣土前处理发展方向、构建了盾构渣土资源化再利用流程、指明了污染物研究方向。研究成果对进一步提高中国盾构渣土利用率,实现“碳达峰”“碳中和”的生态文明建设具有积极意义。

1 盾构渣土分类

根据建设部2005年颁布的《城市建筑垃圾管理规定》,建筑垃圾定义为“建设单位、施工单位新建、改建、扩建和拆除各类建筑物、构筑物、管网等以及居民装饰装修房屋过程中所产生的弃土、弃料及其他废弃物”,参照这一规定,盾构过程所产生的渣土与泥浆属于建筑垃圾。但盾构渣土与建筑垃圾存在明显区别。盾构渣土是轨道交通建造过程中产生的工程渣土及工程泥浆的总称。土压平衡盾构渣土是施工过程中盾构机切削产生的工程渣土,在某些特殊情况下,渗入的地下水与产生的工程渣土混合形成工程泥浆^[5]。泥水平衡盾构渣土是泥水平衡盾构掘进施工时产生的悬浮态泥浆,经分离系统、脱水处理、筛分等预处理后,得到的不同粒径的工程渣土及工程泥浆^[6]。针对工程渣土与工程泥浆,Kiyoshi等^[7]以200kPa击实后锥度仪贯入指数与50kPa无侧限抗压强度为界定标准区分为“工程副产物”与“建设污泥”;认为大于该值的应当视为“工程副产物”,小于该值的应当视为“建设污泥”来进行处置与利用;朱伟等^[8]在此基础上分别按照渣土与泥浆的来源、渣土与泥浆的性质对其进行分类。按照盾构隧道渣土与泥浆的来源进行分类时,可将盾构渣土分为以下四类:土压盾构渣土与泥浆、泥水盾构渣土与泥浆、地下连续墙渣土与泥浆、基坑渣土与泥浆。但是,由于初始地层条件与施工方法的不同,即便是同一来源的渣土与泥浆也可能会因此在工程性质和后续处理与利用上表现出较大的差别,所以还需根据其后续处理、利用的性质进行分类。表1展示了文献[8]根据物理力学性能进行的6种分类。

表1 盾构隧道渣土与泥浆的来源分类

类别	分类标准
砂、砾	主要由粗颗粒的卵石、砾石、砂构成
砂砾土	击实后锥度仪贯入指数 $q_c > 800$ kPa, 主要由砂及砂土构成
硬黏土	击实后锥度仪贯入指数 $800 \text{ kPa} \geq q_c > 400$ kPa, 主要由砂土、粉土和部分黏土构成
黏土	击实后锥度仪贯入指数 $400 \text{ kPa} \geq q_c > 200$ kPa, 含水率为40%~80%的黏性土
渣泥	击实后锥度仪贯入指数 $q_c \leq 200$ kPa 的泥状土, 以黏土、粉土颗粒为主, 含水率 $> 80\%$; 含水率太高、无法击实的泥状土属于此类
泥浆	呈液体流动状, 难以沉淀分离, 流动度 > 300 mm, 含水率 > 3 倍液限

DBJ 43/T 515—2020《湖南省盾构渣土处理技术标准》^[9]对盾构渣土前处理方式提出了建议,指出盾构渣土宜处理为砂石集料与干化土,其中砂石集料可作

为再生建筑材料或用于回填,干化土经水泥或石灰掺拌后可用于制砖或作为道路工程原料,为盾构渣土的再利用提供了参考。

盾构渣土组分和性质存在很大差异,同时受到众多因素影响,如原地层土壤性质、施工工艺、盾构方式、外加剂等,因此上述仅将盾构渣土分为砂石集料和干化土是不合理的,为将盾构渣土充分利用和便于工业生产需要进一步细化分级处理。20世纪90年代以来,国外许多学者在实践中总结出多种分类再利用体

系,表2列举了其中最具代表性的 Claudio 等^[10]根据开挖方法和初始地层条件提出的盾构渣土分类再利用方式。盾构渣土含水率高,再利用之前,必须进行干燥或脱水处理,路基填料和回填材料对强度有一定要求,盾构渣土仅通过干燥或脱水处理不能满足性能要求,需要进一步使用固化剂来提高强度。

表2 泥水盾构渣土分类再利用方式

渣土类别	性状描述	再利用方式/处置方式			
		再生骨料	路基填料	回填材料	土壤复垦
1	粒径级配分布窄,多为砂粒、粉粒、黏粒,岩性组成均匀,高流塑性,含水率较高	不适用	可能适用 A,B,C,E	适用 A,E	适用 A,E
2	粒径、岩性、矿物成分、稠度不均匀,整体润滑,可能呈现出黏性特征,受渣土改良影响渗透率低,含表面活性剂成分	不适用	可能适用 A,B,C,D,E	适用 A,E	适用 A,E
3	性质与天然砂砾石相似,颗粒磨圆度高,渗透性良好但流动性、含水率更高,渗透性具有时变性,存在表面活性剂与聚合物成分,还可能存在膨润土	可能适用 A,B,D	可能适用 A,B,C,E	适用 A,E	适用 A,E
4	与1相似,通常黏度、稠度较高,存在表面活性剂与聚合物成分,渗透性极低	不适用	不适用	可能适用 A,E	可能适用 A,E

注:A代表干燥,B代表筛分,C代表脱水,D代表粉碎,E代表固化(添加改良剂提高强度)。

目前盾构渣土分类仅根据土壤性质,按照用途分类,未考虑盾构施工过程中外加剂对盾构渣土黏附性、压缩性、流动性、污染性等方面的影响,为了将盾构渣土合理资源化再利用,外加剂对盾构渣土的影响需要在分级处理时考虑,然而,目前国内外尚未形成有关此方面的系统分类指导。

2 盾构渣土资源化再利用

2.1 盾构渣土前处理

2.1.1 压滤

压滤是给渣土施加一定的压力从而使液体析出的一种物理固化方式,是最方便最快捷的方法。盾构渣土含水率高,针对盾构渣土物理处理方式一般使用压滤。将淤泥渣土放入泥浆压滤机中,经过液压力压滤形成泥饼,后期将泥饼与一定比例的石灰、水泥搅拌固化,成为理想的路基材料。房营光等^[11-12]进行了碱渣土的真空预压排水法和真空-电渗联合排水固结的对比试验,发现两种方法对碱渣土均具有明显的排水效果,在真空预压排水后,真空-电渗联合排水固结的排水效果依旧明显;又在动三轴仪上模拟碱渣土压滤排水条件的基础上进行振动排水固结试验,与静压排水固结试验做比较,试验结果表明振动作用可明显地提高排

水速度,增加排水量;固结压力、振幅和频率对碱渣土的振动排水效应产生明显影响。对改进渣土压滤排水固结技术具有指导意义。压滤作为一种物理固化方式,通过压缩渣土颗粒间的空隙并排出多余的水,使渣土变为初步具有一定强度的泥饼。

但是,压滤处理还存在一定的问题:①压滤机工作效率低,难以支撑高效生产、压滤出的水很难满足环境要求,需要处理后排放;②压滤之后盾构渣土含水率仍较高,强度较低,仅能满足部分工程,难以普遍应用,需要添加固化剂提高强度以此提高盾构渣土的应用场景。

2.1.2 固化

针对上述不满足工程应用条件的盾构渣土,需要采用土壤固化剂对其进行固化处理,提高理化性能。土壤固化剂是由多种无机、有机材料合成的,用以固化各类土壤的新型节能环保工程材料。根据土壤的性质,掺入一定量的固化剂,经拌匀、压实处理,可达到需要的性能指标。彭以舟等^[13]以滨海软土地区的疏浚淤泥为研究对象,将工业生产产生的大量磷石膏、碱渣、废旧轮胎等废弃物回收利用,采用磷石膏碱渣和废弃轮胎橡胶粉联合固化疏浚淤泥制作成轻质填料用来填筑路基,实践证明效果良好;白玉恒^[14]以淤泥为研究对象,通过室内试验研究掺加粉煤灰固化剂对固化

淤泥的击实特性、强度特性和水稳定性的影响,发现淤泥经掺加粉煤灰固化后强度明显提高,固化淤泥的加州承载比随粉煤灰含量的增加而增大。使用固化剂最大的优点就是固化效果显著,用量少,较为经济,降低工程造价。土壤固化剂按照组分特点可以分为无机型、有机型、离子型、生物酶型固化剂^[15]。常用的固化剂品种如表 3 所示。

表 3 固化剂类型

固化剂类型	常用品种
无机型	ATST(Aught-Set)-3000、HEC、HAS 固化剂
有机型	PAM 固化剂、BJ-G 土固化剂
离子型	中国 TG(Toogood)、美国的 EN-1、固路宝 ISS
生物酶型	Terra-zyme(泰然酶)、Perma-zyme(派酶)、Endura-zyme

(1) 无机型土壤固化

无机型固化剂一般以水泥、石灰、粉煤灰、煤矸石、沸石、各类矿渣等为主剂,主要以粉末状存在,然后掺加一定量激发剂制备产生。无机固化剂应用时间长,工艺十分成熟,并具有施工便捷、价格低廉的特点。其激发剂主要包括各种硫酸盐类、酸类和其他无机盐,也包含少量的表面活性剂等有机材料^[16]。无机类固化剂的作用机理^[17]:首先胶凝材料发生水化反应生成包围住土颗粒的胶凝状水化物,水化物硬化形成空间网状骨架结构,增强土体的强度;其次土颗粒表面因具有负电荷相排斥,固化剂加入之后发生离子交换作用,减薄土胶粒双电层的厚度,使土颗粒相互靠近产生凝聚;最后,固化剂的加入,将土颗粒中的自由水变成结晶水,体积膨胀填充了土体的孔隙,增强了土体的强度。张小芳等^[18]掺加水泥、矿渣、石膏以及粉煤灰固化淤泥,发现水泥有助于淤泥早期强度的提升,粉煤灰的加入使得矿渣与石膏反应产生更多的絮状水化物 C—A—S—H 提高了固化土强度;陈永辉等^[19]利用高炉矿渣微粉(GGBS)、水泥对高含水率碱渣进行固化处理,发现固化碱渣土压缩系数及压缩指数随龄期的延长不断降低,而结构屈服应力不断增大;李琴等^[20]研究发现水泥固化渣土是通过水泥水化物胶结渣土颗粒,水泥水化物随着水泥量和龄期的增加而增加,固化渣土的抗压强度也随之增加;渣土试样的抗压强度与外界成型压力有关,适当的外界成型压力,有利于降低试样空隙率、提高抗压强度;张清峰等^[21]采用无机型

固化剂改性建筑渣土,发现水泥改性、水泥粉煤灰或石灰粉煤灰综合改性的建筑渣土强度高,且强度随固化剂掺量增大而增大。尽管这些改良剂以合理的成本提供了高强度和耐久性,但它们对环境的污染不可忽略。主要存在下列问题:① 污染环境。以水泥为例,每产生 1 t 水泥就会产生 0.55 t 二氧化碳;② 能源和自然资源消耗严重。每生产 1 t 水泥大约需要消耗能量约 500 MJ;③ 影响植被生长。经石灰、水泥等传统胶凝材料改良后的土体,其 pH 值大幅增加,改变了土壤本身的性质,植被在碱性条件下很难生长;④ 改良后土体脆性特征明显。水泥、石灰改良后的土壤脆性特征明显,对结构稳定性带来不利影响。石灰、粉煤灰的使用使得其对环境污染严重,随着“碳达峰”“碳中和”战略决策的稳步推进,开发新型负碳胶凝材料作为无机固化剂势在必行。

(2) 有机型土壤固化

有机型固化剂目前主要分为聚合物类、树脂类和高分子材料类等,由其中的一种或多种配制而成。有机类固化剂一般通过离子交换原理或材料本身聚合加固土壤,使用时要严格控制土壤的含水量,有些有机类土壤固化剂在使用时要与水泥配合使用,才能达到固化效果。当固化剂添加到土壤中发生聚合反应,生成有机大分子链,能够渗透到被加固土体的界面内,与界面内的土粒发生化学反应并胶结土壤颗粒;或利用有机大分子的位阻屏蔽作用,减少土壤中的吸附水,增加固化土的抗渗透性,改善土的工程性质。裴向军等^[22]将钠羧甲基纤维素(CMC)水溶液、PAM 水溶液和水混合形成 M-CMC 固化剂,发现 M-CMC 固化剂能胶结土颗粒,明显改善粉砂土水稳性,提高粉砂土抗崩解性能,降低渗透性,增加土的基质吸力,提高土体水稳性;岳爱敏等^[23]使用由环氧树脂制备出的环保型 BJ-G 固化剂改性粉质黏土,发现掺入固化剂的土样在固化过程中,形成的聚合物具有很强的黏结力,土颗粒结合更加紧密,固化土的水稳定系数随龄期不断增大。树脂等高分子材料价格昂贵,是传统无机固化剂的数十倍,难以广泛应用于工程;同时,部分高分子材料有害健康,对生态环境存在潜在威胁,所以研发新型低成本、高性能、无污染的有机固化剂是推广应用的前提。

(3) 离子型土壤固化

离子型固化剂在不良土改良方面已有多年的应用,主要应用于黏土和砂土的改良,能有效提高其力学性能、抑制粉尘、提高土壤最大干密度、降低土壤渗透性。许多学者对离子型土壤固化剂的作用机理和改良

后的土壤性能进行了全面研究。杨富明等^[24]总结了离子型固化剂作用机理,主要体现在土颗粒与离子型固化剂之间发生离子交换作用,使得土颗粒表面吸附的结合水膜厚度减小,颗粒之间引力增大,排列更紧密,形成更大的团聚体,压实过程中更易压实,孔隙减少,结构更为密实,从而使得土体强度提高;张丽萍等^[25]通过直剪、渗透试验得到 EN-1 固化土的内摩擦角和黏聚力显著增大,渗透系数显著减小,表明加入固化剂后,能有效提高黄土的抗剪强度及抗渗性;石坚等^[26]通过试验发现使用路邦 EN-1 固化剂固化明显增大土体的密实度和提高土的强度,具有良好的应用前景和经济效益;王振宇等^[27]通过对废弃渣土固化物添加 ZY-1 固化剂后进行微观结构分析,发现添加了 ZY-1 固化剂后,废弃渣土固化物中细长棒结晶水化物含量随时间增长,交织起来填充在渣土固化物的空隙中,结晶产物生成的速度也要快于没有添加 ZY-1 而仅仅添加水泥的废弃渣土固化物,表明 ZY-1 固化剂作用体现在促进水泥水化反应的进行。随着金属离子的加入,促进了渣土中的离子交换。在离子交换作用下,金属离子与碳酸根反应生成碳酸钙沉淀,有利于提升压实,降低含水率,有利于增强土体的强度。离子土壤固化剂具有改良效果显著、反应迅速、用量少等优点,但其最佳用量受改良对象影响很大,因土壤的性质和离子含量分布具有离散性,所以很难确定最佳用量。用量过多造成改良剂浪费、多余的离子被水浸出可能对环境造成污染,用量过少则改良效果不佳难以满足工程需求。离子型土壤固化剂发展方向应根据土壤特征和应用场景的不同研究其最佳用量。

(4) 生物酶型土壤固化

生物酶型固化剂为液体状,是由有机质发酵而成的多酶基产品,主要有 Terra-zyme(泰然酶)、Perma-zyme(派酶)和 Endura-zyme 等产品。生物酶具有良好的固结性和稳定性,通过它的催化作用,黏土中大量的有机大分子可以结合形成中间反应酶。这种中间酶被土中离子吸附后降低了土颗粒的亲水性,土颗粒表面形成防水层,压实后土体中水分丧失,从而提高了土体的强度。并且压实后的土体仍保留这种性能。吴冠雄^[28]发现生物酶固化土具有强度高、成本低、施工工艺简单、养护简便、无污染等优点,具有广泛的推广应用价值;张心平等^[29]通过试验对比了派酶、水泥和石灰对工程渣土的固化效果,发现派酶土的抗压强度高于灰土的抗压强度,派酶土在自然状态下风干固化,而水泥固化土则需要水的养护;董辉等^[30]研究了泰然酶

和 E3 酶固化淤泥土的抗剪强度及其微观结构,泰然酶通过提高原土体内摩擦角达到增加抗剪强度,E3 酶改良土表面形成不规整团聚状结构提高颗粒间的黏聚力以达到加固的目的。生物酶固化剂虽具有低成本、高性能、无污染等优势,但其应用场景有限,硬化过程中必须保持干燥,而针对路基土或填筑土所处环境并非干燥的状态,无法发挥酶型固化剂的优势,所以目前酶型固化剂无法推广应用。

综上所述,目前不良土固化大量运用的是无机型固化剂,而其中较多的是使用水泥,而粉煤灰、高炉矿渣及钢渣等作为一种工业废弃物,将其回收利用到渣土的固化,一举两得。但是过多使用水泥、粉煤灰会对环境造成一定程度的污染。两种废弃物的结合,既实现了资源的回收利用,又具有环保效益。有机型固化剂优点是初期的固化效果较好,缺点是随着龄期的增加,分子产生老化,此类固化剂加固后渣土的性能会有所降低。土壤固化剂大多应用于黄土,膨胀土和淤泥土等特殊土的固化处理。上述 4 种固化剂中,运用较为成熟的、机理研究最深入的是无机固化剂,其他三类固化剂运用较少,市场上固化剂种类单一,新型固化剂研发需求大,研发新型固化剂必将成为新的趋势。

2.2 路用材料

2.2.1 路基填筑材料

随着中国路网规模的不断扩大,道路工程建设需求的土石材料量不断增大,盾构渣土用于路基土回填是其资源化再利用最有效的途径,一方面能够解决土石材料短缺的问题;另一方面能够解决渣土闲置、废弃处理等问题。Riviera 等^[31]对阿尔卑斯山区的典型粗颗粒盾构渣土进行了破碎处理,测试了破碎前后的粗细颗粒性能,如压实、动力学、静力学性能等。研究发现:有许多无法满足混凝土骨料的岩性、棱角、形状指标要求的粗颗粒,可以将其利用在道路面层、基层与功能层的填筑上;Mlinar 等^[32]、Tauer 等^[33]结合具体案例,对隧道施工产生的泥浆类渣土进行了固化改性,发现泥浆类盾构渣土细颗粒含量高,经过简单的压滤前处理后,含水率依旧较高,呈现出流塑状态,难以用于工程填筑。经过固化改性后,满足路基填筑的基本要求。

近年来,盾构渣土固化回填已经取得大规模实践应用,已形成了一些成熟技术,但是在应用过程中仍需注意盾构渣土的污染问题,盾构施工使用的部分改良剂会随着渣土渗入土壤,进入水循环,并在自然界的食物链内累积,最终污染生态环境。

2.2.2 可控低强度材料

可控低强度材料 CLSM (Controlled Low Strength Material) 是一种流动性好, 无需振捣和压实依靠自重和流动性可自行填充, 经历一段时间后具备一定的强度, 可以替代部分胶凝回填材料, 其强度要求大于优质土壤的无侧限抗压强度 (0.3~0.7 MPa), 但 28 d 无侧限抗压强度小于 8.3 MPa。与传统回填材料相比具有施工便捷、造价低、无需压实等优点, 主要适用于半封闭或小空间难以压实的区域, 如挡土墙、桥台、废弃管道、设施拱顶、空洞、隧道等。CLSM 由水、水泥、中砂、盾构渣土和粉煤灰按照一定的比例制备而成^[34]。郝彤等^[35]通过改变盾构渣土的含量取代部分中砂作为细骨料制备 CLSM, 通过调节水灰比和粉煤灰的掺量制备出流动性, 泌水率符合要求的 CLSM, 并且 CLSM 的抗压强度随水灰比变化, 粉煤灰的掺入可以提高其抗压强度, 试验表明在合理配比下制作的盾构渣土-CLSM 可以满足路基回填材料的要求, 并且能够解决传统材料存在回填死角、空隙大的问题; 朱伟等^[36]以基坑渣土、水泥、减水剂为原材料制备回填土, 在不同配比下研究水固比、灰砂比对回填土的流动性和强度的影响, 试验结果表明水固比越大, 流动性越大; 灰砂比对流动性有一定影响。早强型流动化回填土强度发展主要受灰砂比影响, 灰砂比越大, 早期强度和后期强度均较高, 强度发展来自水泥水化作用; 贾冬冬^[37]研究了龄期、水固比、灰砂比对流动性回填材料强度的影响, 且回填材料的加州承载比随着龄期和水泥掺量的增长而增长。

目前 CLSM 的应用还面临以下问题: ① 流动性难以控制, 若流动性过大, 则强度难满足要求, 若流动性太小, 难以填充空隙达不到回填目的; ② 硬化后收缩大, CLSM 硬化过程中会产生收缩, 导致难以完全填充空隙, 填充后强度较差。

2.3 再生建材产品

2.3.1 再生砖材

盾构渣土的化学成分中存在大量的铝和硅, 具有制作烧结砖的可能性^[38]。姜军^[39]以地铁施工产出的盾构渣土为研究对象, 将淤泥土、黏土和碎屑类渣土进行配合比设计, 制作了空心砖和实心砖两种试样, 进行了干燥性能测试、烘焙性能测试以及石灰爆裂和泛霜试验, 试验结果表明无论是制作烧结空心砖或是实心砖, 其成型性能、干燥性能、焙烧性能均较好, 烧成的试样石灰爆裂、泛霜试验结果符合要求; 卢红霞等^[40]以高石英含量的建筑渣土、无定形的建筑废玻璃和高炉

渣为原料, 在较低温度下制备出性能优良的烧结砖, 建筑渣土作为砖材骨架, 废玻璃起到助熔剂的作用, 高炉渣的掺入可以提高烧结砖的力学性能。

郭小雨等^[41]将矿渣水泥、渣土和 PVA 溶液拌和后使用液压机成型试样, 经养护得到免烧渣土砖, 发现免烧砖的抗压强度、软化系数、冻融循环稳定性及干湿循环稳定性都随着矿渣水泥掺量的提高而提高; 姚清松等^[42]选用基坑开挖产出的粉质黏土渣土、水泥、粉煤灰、细砂和秸秆纤维在不同的配比下制备免烧砖, 测试其抗压强度和软化系数, 结果表明粉质黏土地层基坑渣土进行免烧砖制作具有较高的可行性; 刘金龙等^[43]提出了一种加压成型砂浆包覆固化碱渣制备复合砖的技术。通过测试在不同种类固化剂、成型压力条件下制备的固化碱渣试块的抗压强度, 发现在一定压力和配比下可以制备出抗压强度达 22 MPa 的免烧砖。

制备再生砖可以消纳一部分盾构渣土, 有助于提高盾构渣土的利用率, 但仍有以下局限性: 采用盾构渣土制作的再生砖密度大, 仅能用于市政工程, 无法广泛应用于房屋建造, 由于其密度大, 导致其运输不便, 若用来制备空心砖, 强度不满足要求, 适用范围受到限制。

2.3.2 陶粒

陶粒是一种表面光滑坚硬, 内部呈蜂窝状的球形陶制颗粒, 常用于制备轻质混凝土, 处理工业污水^[44-45]。王征等^[46]使用粉煤灰陶粒配制轻质混凝土, 制得 28 d 抗压强度 55 MPa, 表观密度在 1 900 kg/m³ 以下的混凝土; 张腾飞^[47]通过冻融循环试验研究了渣土陶粒掺量对多孔混凝土抗冻性能的影响, 结果表明多孔混凝土的抗冻性能随着渣土陶粒掺量的增加而降低, 在 30% 掺量下拥有较高抗冻性能, 能够应用于中国大部分冬季气温不太低的地区, 作边坡维护、透水路面使用; 李海滨等^[48]以地铁渣土为主要原料, 氧化镁作为改性剂, 烧结出一种除磷陶粒, 研究发现在氧化镁掺量为 20%, 700 °C 的温度下烧结出的渣土陶粒对磷的吸附效果最优; 谢发之等^[49]以地铁盾构渣土、稻草秸秆粉末、氧化镁为主要原材料, 生产一种可以对水体中磷进行控制的盾构渣土基碳复合陶粒, 研究发现在渣土、氧化镁、秸秆粉末配比为 7 : 2 : 1, 700 °C 下烧制出的陶粒除磷效果最好, 且当 pH = 6.3 时, 除磷效果更好; 张磊等^[50]研究了粉煤灰、污泥和秸秆对渣土陶粒密度等级的影响, 研究发现渣土和粉煤灰最适合制备渣土陶粒, 并按一定配比制备出了 700~900 kg/m³ 密度等级的陶粒, 电镜扫描结果表明陶粒的密度等级越高, 内部孔径越少, 强度越高; 高瑞晓

等^[51]以渣土和粉煤灰为原料,在3:1的配比,1190℃下烧制出不同粒径的800 kg/m³密度等级的渣土陶粒,对比市场上粉煤灰陶粒的价格,发现利用渣土烧制陶粒具有较高的经济效益。同样陶粒也有自身的局限性,陶粒制备需要高温,易污染环境,需要的能源资源较多;无法大量制备,制备成本高。

2.4 同步注浆材料

盾构渣土用作同步注浆材料具有经济、高效等优点,有效避免了盾构渣土转运过程中带来的污染。地铁盾构施工在掘进过程中要向衬砌环与地层之间间隙注入同步砂浆,史庆涛等^[52]采用致密堆积设计思想,开展筛分渣土、黄砂与胶结料的紧密堆积密度试验研究,确定三者紧密堆积最密实时各自比例,并通过同步砂浆新鲜浆体试验确定最合适的胶结料和骨料比例,最终确定出较合理同步砂浆配比,并对掺减水剂后的性能进行试验研究,为具体工程施工提供依据;吴克雄等^[53]将泥水盾构施工时产生的废弃泥浆作为盾构同步注浆材料应用于同步注浆液,并研究了泥浆对同步注浆液性能的影响,研究发现用废弃泥浆配制的同步注浆液分层度、泌水率明显降低,解决了同步注浆液泵送过程中的堵管问题;槐荣国等^[54]通过室内试验对促强干粉(A料)、液体激发剂(B料)不同掺比的同步双液浆进行物理特性测定,并基于此开发出一种新型可调节初凝时间的同步双液浆,新型双液浆具有良好的充填性与泵送性,克服了单液浆和传统双液浆在全断面围岩地层同步注浆施工中的难题;吴言坤等^[55]通过室内试验测定浆液的物理力学性能,研究专用塑化剂对浆液性能的影响规律,并通过固结试验,探究了浆液在不同地层中的固结规律:专用塑化剂能够在不影响浆液强度的前提下,缩短浆液的凝结时间,并确定了专用塑化剂的最优掺量。

将盾构渣土用于同步注浆材料已经有许多学者开展了研究,并取得了丰硕成果。目前主要存在以下问题:盾构渣土用于制备同步注浆材料仅作为砂源,而砂本身在盾构渣土中的比例具有不确定性,受地层土质的影响,所以用于制备同步注浆材料仅适用于含砂量较多的盾构渣土。

3 盾构渣土资源化再利用技术展望

国家发改委与多部门联合颁布了相关指导意见,提出了固体废弃物再利用发展要求与目标,但是盾构

渣土与其他固体废弃物相比,理化性能差异大,不能按照正常固体废弃物处置流程进行再利用。针对盾构渣土,仍然存在以下几个方面的问题:①盾构渣土分类标准不明确,分类依据不统一;②盾构渣土前处理方式有待改善,设备难以支撑高效生产;③盾构渣土资源化再利用缺少系统方法,资源化再利用率低,仅能消纳部分盾构渣土;④部分盾构渣土充当填筑材料时,缺少对污染物成分和污染迁移规律的研究。

3.1 盾构渣土分类

针对盾构渣土的分类研究,许多学者考虑了盾构渣土的原有性质、原地层条件、施工方法等影响因素,并提出了相关的分类标准。值得关注的是,随着施工工艺的发展、盾构渣土应用场景的增加,在盾构渣土再利用前往往会添加一定的改良剂、外加剂来改善盾构渣土的性质,这些改良剂、外加剂,如泡沫剂、分散剂、絮凝剂、固化剂等往往会对环境造成潜在威胁,然而目前国内尚未形成相关的系统分类指导。针对以上问题,笔者提出了“盾构渣土污染物判别—分类依据—细化分类—资源化再利用场景”的盾构渣土分类体系,如图2所示。首先考虑原地层和盾构施工过程中添加的外加剂存在不可降解的污染问题,对盾构渣土进行取样检测,判别是否会造成环境污染,将不满足环境要求的盾构渣土进一步添加净化剂处理以消除污染。其次根据施工工艺、地层条件、物理力学性质,同时考虑外加剂添加的影响将盾构渣土细化分类为:①砂、砾;②砂砾土;③硬黏土;④黏土;⑤泥渣;⑥泥浆;最后根据分类情况总结了不同的资源化再利用场景:①混凝土骨料;②路基填筑材料;③可控低强度材料;④再生砖;⑤陶粒;⑥同步注浆材料;⑦植被复垦材料;⑧城市公园建造。这些资源化再利用场景包含了盾构渣土以上细化分类的6种类型,有利于打造盾构渣土100%利用模式。

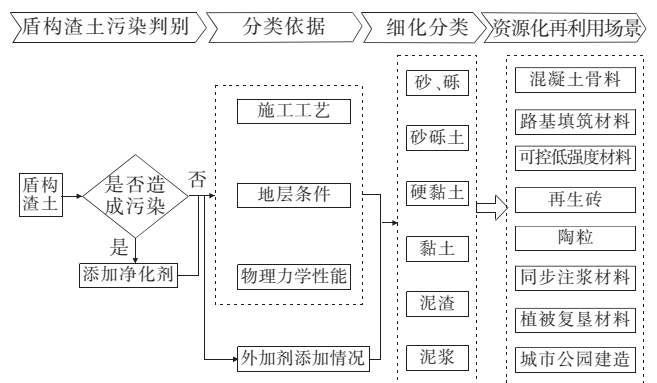


图2 盾构渣土分类体系

3.2 盾构渣土的前处理

盾构渣土前处理方式一般分为两种：压滤和固化改良。盾构渣土与一般建筑渣土相比，含水率高、流动性大、运输困难。所以，盾构渣土的前处理在现场进行。与工厂化生产相比，盾构渣土的压滤前处理需要更高的设备处理技术，而现场设备难以保证前处理的高效生产，部分盾构渣土处理前含水率在 80% 以上，即使通过压滤处置，其含水率依然在 40% 以上，仍存在压实困难、强度不满足要求等问题。经压滤产生的污水部分达不到污水排放的标准。如表 4 所示，针对这些问题，建议开展高效处置设备研发，提高盾构渣土现场压滤工作效率，可适当加入改良剂，如水泥、石灰、离子改良剂等来降低压滤后的盾构渣土含水率。针对压滤过程产生的污水排放不达标问题，可在压滤前加入污水净化剂处置。

表 4 盾构渣土压滤前处理缺点及改进方式

前处理方式	缺点	建议改进方式
	设备难以支撑高效生产	开发新型高效设备
压滤	处置后含水率高	加入改良剂
	污水排放不达标	加入污水净化剂

如图 3 所示，虽然土壤固化剂经历了漫长的发展历史，其固化机理、掺量、固化效果、拌和方式等研究已取得丰硕成果，但是仍然存在以下问题：① 无机固化剂，污染环境、自然资源与能源消耗严重、改良后土壤脆性特征明显；② 有机固化剂，成本高、对环境存在潜在威胁；③ 离子固化剂，固化时，掺量难以控制、易造成水资源污染；④ 酶型固化剂，固化过程需要保证干燥环境、酶活性不稳定，受温度、pH 值等多因素影响，固化效果不稳定。针对以上缺点，笔者提出以下改进建议：① 无机固化剂可以通过发展固废基固化剂，以此提高多种固废的利用率，达到以废治废的目的；发展地聚物固化剂可以有效减少碳排放；可参考负碳水泥的研发思路发展负碳固化剂，可有效吸收二氧化碳，达到碳固化、碳封存的目的；② 有机固化剂可以通过优化合成材料降低成本；还可以与无机固化剂复合改良，以减少有机固化剂的用量，降低成本，提高固化效果；③ 离子固化剂需要根据盾构渣土的特点来配置不同浓度的固化剂；同时根据使用场景的不同确定掺量范围；④ 酶型固化剂需要提高生物酶的活性来保证固化效果和应用场景，可加入部分金属离子来提高固化效率，还可以将其与胶凝材料复合使用，胶凝材料硬化过程中吸收水分，可为酶提供相对干燥的固化条件。

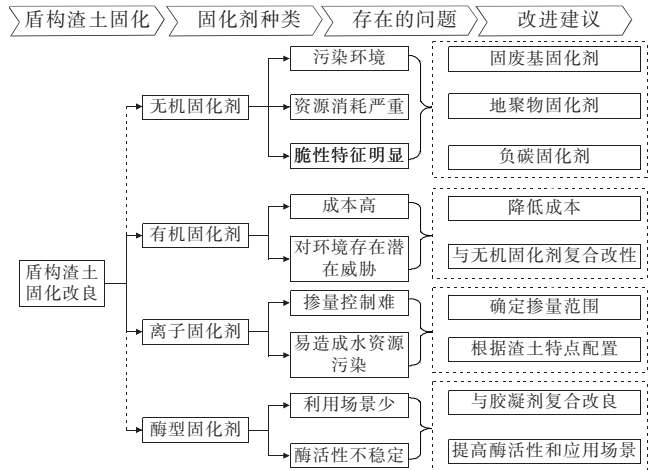


图 3 盾构渣土固化改良缺点及建议

3.3 盾构渣土的应用

针对上文所述的盾构渣土应用挑战，文中梳理了盾构渣土资源化再利用标准化技术流程，并结合上述的分类标准，提出“盾构渣土分类前处理—再利用可行性评价—资源化再利用场景—性能与效益评估”的应用体系。如图 4 所示，首先，应该考虑盾构渣土的原有性质、原地层条件、施工方法、是否产生污染、外加剂添加等因素，结合上述分类标准初步判别、前处理得到不同种类的盾构渣土；之后，对不同种类的盾构渣土根据预期的应用场景进行相关的性能测试，如：颗粒级配与形态测试、变形特性与强度测试、耐久性测试、矿物成分分析测试、水理特征测试、矿物成分分析等，部分性能测试评价不达标的盾构渣土需要进行再次改良，改良后还需对盾构渣土再利用进行可行性评价，根据可行性评价结果将分类处理后满足条件的不同盾构渣土用于不同的场景。最后，对得到的再生产品进行工作性能检验与性能优化，并根据经济成本预估其潜在的市场效益。

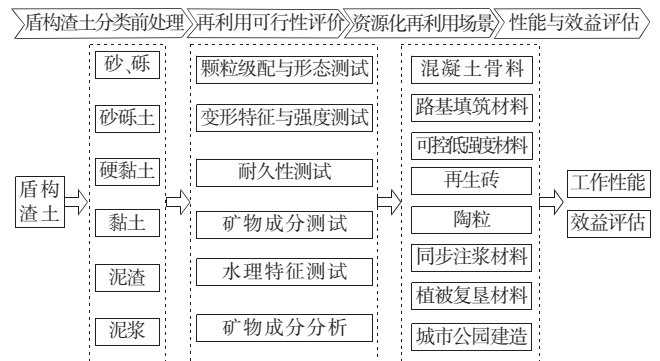


图 4 盾构渣土资源化再利用流程

3.4 污染物成分分析及污染物迁移

谢亦朋等^[6]以杭州市望江路盾构隧道淤泥质渣土作为植被复垦基质的改良试验研究,对盾构渣土、园林

土、冶炼厂废渣土进行了化学成分与污染物测试分析,其中重金属污染物分析结果如表5所示。

表5 污染物成分分析结果^[6]

测试项目	锌/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铬/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铜/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	镉/ ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	汞/ ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铅/ ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
盾构渣土	3.21	52.31	162.14	7.21	17.36	33.21
园林土	118.50	91.40	30.34	0.45	0.20	57.74
冶炼厂废弃渣土	175.00		337.00	2.40		139.00

在对盾构渣土进行的6种金属元素检测中,其中3种金属元素铜、镉、汞在盾构渣土中的含量较高,这些污染金属元素若不进行处理,会随着盾构渣土的再利用,在自然因素的影响下渗入到周边的土体和地下水中,造成环境污染,而现有的研究仍缺少相关方面的探索。

污染迁移问题是很多工程应用中无法避免的问题,少数学者针对该问题做了模型试验和数值模拟研究。Karius和Beyer等^[56-57]建立了污染物释放速率预测模型,以砖砂土为研究对象,分析了铜、镍、铬等诸多重金属元素在其中的结构迁移情况;Butera等^[58]研究了再生料道路基层六价铬的排放情况,建立了迁移模型方程,得出六价铬最远迁移距离可达到距离路面顶2m左右的深度范围;陈宇云等^[59]对西安—咸阳北环高速的建筑垃圾填料,利用Hydrus软件模拟镉和砷在路基中的迁移,得出未来5年镉和砷的最大穿透深度不会到达地下水所在的区域。

上述研究集中在室内试验和数值计算,少有依托实际工程对其进行验证。针对污染物迁移的问题,现有工程很少采取针对性的措施。盾构渣土成分复杂,含有不同程度的重金属、溶盐、苯类和烃类有机物等,在上覆压力、降雨入渗等作用下,产生的渗滤液容易渗入到周边土体中,造成地下水污染和土体污染。其环保性能研究还未引起足够的重视,针对可能存在的污染物迁移问题,笔者在此提出一种渣土污染物迁移的研究思路,如图5所示。主要分为3个阶段:初始阶段:针对不同的渣土进行污染元素检测及析出特性分析,分别采用电镜扫描的方法和土柱试验的方法得到渣土的主要污染元素,为后续的实验室研究提供基本的数据支撑;实验室研究阶段:主要采取数值模拟分析的方法,建立工程模型,分别对污染元素浓度场演变、初始浓度敏感度、特征界面污染物浓度变化规律进行分析,后续可进行实验室缩尺试验验证;现场验证:结

合工程实例进行测试,完成对整个分析理论的检验修正。

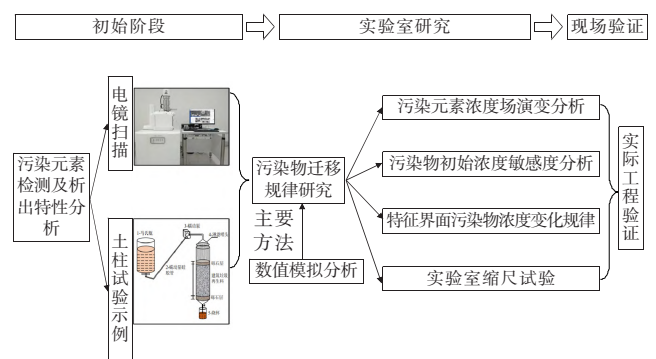


图5 污染物迁移研究思路

4 结论

总结分析了国内外学者对盾构渣土资源化再利用技术研究的成果及不足,并针对盾构渣土资源化再利用技术面临的一系列问题,提出了研究发展方向,具体如下:

(1) 分析了盾构渣土资源化再利用技术研究的发展与创新,详细介绍了盾构渣土的分类、盾构渣土前处理方式、盾构渣土固化后的典型应用技术进展,并针对性提出了目前盾构渣土资源化再利用技术面临压滤效率低、固化剂昂贵、路基回填材料缺少污染物分析、利用率低、市场效益不明显等问题。

(2) 通过分析盾构渣土资源化再利用技术研究的不足,提出了以下展望:① 提出了盾构渣土分类体系,考虑了盾构渣土污染问题,以及更广泛的资源化再利用场景,有利于打造盾构渣土100%利用;② 优化了盾构渣土前处理方式,建议研发高效生产设备,发展环保、高效、低成本复合型固化剂;③ 提出了“盾构渣土分类前处理—再利用可行性评价—资源化再利用场

景—性能效益评估”资源化再利用流程;④ 提出了污染物迁移研究思路,首先通过电镜扫描分析污染物组分,在污染物成分分析的基础上,通过土柱试验,数值模拟分析等方式进行室内试验得出污染物迁移规律,最后通过现场工程验证室内试验规律,将有助于推动盾构渣土更加安全和可靠的资源化再利用。

参考文献:

- [1] 隧道建设(中英文)编辑部.2020 年度中国城市轨道交通线路概况[J].隧道建设(中英文),2021,41(2):164.
- [2] 陈蕊,杨凯,肖为,等.工程渣土的资源化处理处置分析[J].环境工程,2020,38(3):22-26.
- [3] 肖建庄,张青天,段珍华,等.建筑废物堆山造景工程探索[J].结构工程师,2019,35(4):60-69.
- [4] XU Q, PENG D L, LI W L, et al. The Catastrophic Landfill Flowslide at Hongao Dumpsite on 20 December 2015 in Shenzhen, China [J]. Natural Hazards and Earth System Sciences, 2017, 17(2): 277-290.
- [5] 张华.大直径盾构泥水分离处理技术研究与应用[J].隧道建设(中英文),2020,40(增刊 2): 264-270.
- [6] 谢亦朋,张聪,阳军生,等.盾构隧道渣土资源化再利用技术研究及展望[J].隧道建设(中英文),2022,42(2): 188-207.
- [7] KIYOSHI O, KIYOTO M. Environmental Economic Evaluation Model for Effective Utilization of Soil and Waste from Construction[J]. Soil and Foundations, 2003, 51(5): 10-18.
- [8] 朱伟,钱勇进,王璐,等.盾构隧道渣土与泥浆的分类与处理利用技术及主要问题[J].隧道建设(中英文),2021,41(S2):1-13.
- [9] 湖南锦佳环保科技有限公司,中铁环境科技工程有限公司.湖南省盾构渣土处理技术标准: DBJ 43 / T 515—2020[S].长沙:湖南省住房和城乡建设厅,2020.
- [10] OGGERI C, FENOGLIO T M, VINAI R. Tunnel Spoil Classification and Applicability of Lime Addition in Weak Formations for Muck Reuse[J]. Tunnelling and Underground Space Technology, 2014, 44: 97-107.
- [11] 房营光,徐敏,朱忠伟.碱渣土的真空—电渗联合排水固结特性试验研究[J].华南理工大学学报(自然科学版), 2006, 34(11): 70-75.
- [12] 房营光,朱忠伟,莫海鸿,等.碱渣土的振动排水固结特性试验研究[J].岩土力学,2008,29(1): 43-47.
- [13] 彭以舟,邹胜勇,陈晓波,等.工业废渣联合固化疏浚淤泥填筑路基施工技术[J].建筑技术,2017,48(3): 332-335.
- [14] 白玉恒.粉煤灰固化淤泥路用性能及填筑技术研究[D].上海:上海交通大学,2009.
- [15] 力乙鹏,李婷.土壤固化剂的固化机理与研究进展[J].材料导报,2020,34(S2): 1 273-1 277,1 298.
- [16] 樊恒辉,高建恩,吴普特.土壤固化剂研究现状与展望[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2006,34(2): 141-146,152.
- [17] 李兵.土壤固化剂的作用机理及应用现状[J].福建建材, 2013(1):14-16.
- [18] 张小芳,陈瑞敏,简文彬.水泥—矿渣—粉煤灰固化淤泥的水分转化规律及其固化机理研究[J/OL].工程地质学报,1-11.[2020-12-30].DOI: 10.13544/j.cnki.jeg.2020-378.
- [19] 陈永辉,陈明玉,张婉璐,等.矿渣—水泥固化碱渣土的工程特性[J].建筑材料学报,2017,20(4): 582-585, 597.
- [20] 李琴,孙可伟,蒋卓吟.固化剂固化建筑渣土试验研究[J].硅酸盐通报,2012,31(5):1 247-1 251.
- [21] 张清峰,王东权,姜晨光,等.建筑渣土作为城市道路填料的路用性能研究[J].公路,2006,51(11):157-160.
- [22] 杨晴雯,裴向军,黄润秋.改性钠羧甲基纤维素加固粉砂土水稳性及稳定机理分析[J].长江科学院院报,2019,36(12): 107-112,120.
- [23] 岳爱敏,唐丽君,刘新状.环保型 BJ-G 土壤固化剂固化性能研究[J].新型建筑材料,2020,47(9): 111-114, 154.
- [24] 杨富民,何军利,孙成晓,等.TK-G 型液体土壤固化剂的研制及其固化机理[J].科学技术与工程,2019,19(5): 242-246.
- [25] 张丽萍,张兴昌,孙强.EN-1 固化剂加固黄土的工程特性及其影响因素[J].中国水土保持科学,2009,7(4): 60-65.
- [26] 石坚,李昭鹏,赵宝.路邦 EN-1 土体固化剂路用性能的试验研究[J].铁道建筑,2009,49(8):103-105.
- [27] 王振宇,阳军生,王星华.ZY-1 对盾构废弃渣土固化过程作用机理的微观试验研究[J].铁道科学与工程学报, 2020,17(8): 2 075-2 082.
- [28] 吴冠雄.生物酶土壤固化剂加固土现场试验研究[J].公路工程,2013,38(1): 70-74,81.
- [29] 张心平,苏海涛,彭红涛,等.派酶固化土壤的无侧限强度试验研究[J].公路,2008,53(6): 171-172.
- [30] 董辉,程子华,刘禹岐,等.生物酶改良淤泥质土的时效强度试验研究[J].水文地质工程地质,2020,47(2): 84-94.
- [31] RIVIERA P P, BELLOPEDE R, MARINI P, et al. Performancebased Re-Use of Tunnel Muck as Granular Material for Subgrade and Sub-Base Formation in Road Construction [J]. Tunnelling and Underground Space

- Technology, 2014, 40: 160—173.
- [32] MLINAR C, SEMPELMANN F, KOCH G, et al. Tunnel Spoil as a Source of Raw Materials for an Autobahn-sustainable Reuse of Resources through the Example of the S 10[J]. Geomechanics and Tunneling, 2014, 7(5): 428—436.
- [33] TAUER A, POSCH H, KAGER M, et al. Recycling or Landfill-Experience Based on the Example of Koralm Tunnel, Contract Kat2 from Design to Construction [J]. Geomechanics and Tunneling, 2017, 10(6): 700—710.
- [34] RUI X, PAWEL P, XI J, et al. Cementless Controlled Low-Strength Material (CLSM) Based on Waste Glass Powder and Hydrated Lime: Synthesis, Characterization and Thermodynamic Simulation [J]. Construction and Building Materials, 2021, 275: 122—157.
- [35] 郝彤, 王帅, 冷发光. 利用地铁盾构渣土制备高流态充填材料[J]. 硅酸盐通报, 2020, 39(5): 1 525—1 532.
- [36] 朱伟, 赵笛, 范惜辉, 等. 渣土改良为流动化回填土的应用[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2021, 49(2): 134—139.
- [37] 贾冬冬. 低强度流动性建筑垃圾回填材料基本性能研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2014.
- [38] 陈建强, 成方育, 栗曰峰. 利用建筑渣土制备烧结普通砖的试验研究[J]. 青岛理工大学学报, 2020, 41(2): 35—41.
- [39] 姜军. 盾构渣土综合环保循环利用路径研究[J]. 广东建材, 2020, 36(9): 28—32, 17.
- [40] 卢红霞, 张灵, 高凯, 等. 利用建筑垃圾及高炉渣制备新型烧结砖的研究[J]. 新型建筑材料, 2019, 46(2): 133—137.
- [41] 郭小雨, 陈枝东, 裴立宅, 等. 改性矿渣水泥—渣土免烧砖的制备与性能表征[J]. 新型建筑材料, 2020, 47(5): 75—79.
- [42] 姚清松, 蔡坤坤, 刘超, 等. 粉质黏土地层基坑渣土免烧砖配比及力学性能研究[J]. 隧道建设(中英文), 2020, 40(S1): 145—151.
- [43] 刘金龙, 林傲然, 潘阳, 等. 加压成型砂浆包覆固化碱渣复合砖制备技术[J]. 环境工程, 2015, 33(S1): 535—537.
- [44] 王振宇, 丁建彤, 郭玉顺. 结构轻骨料混凝土的应力—应变全曲线[J]. 混凝土, 2005(3): 39—41, 66.
- [45] 朱乐辉, 朱衷榜. 水处理滤料: 球形轻质陶粒的研制[J]. 环境保护, 2000(1): 35—36, 39.
- [46] 王征, 郭玉顺. 粉煤灰高强陶粒烧胀规律的试验研究[J]. 新型建筑材料, 2002(2): 10—14.
- [47] 张腾飞. 陶粒多孔混凝土的抗冻性能研究[J]. 河南建材, 2020(4): 33—34.
- [48] 李海斌, 谢发之, 宣寒, 等. 氧化镁/地铁渣土复合陶粒的制备及除磷性能研究[J]. 应用化工, 2015, 44(9): 1 581—1 585.
- [49] 谢发之, 李海斌, 李国莲, 等. 盾构渣土基碳复合陶粒的制备及除磷性能[J]. 应用化学, 2017, 34(2): 211—219.
- [50] 张磊, 张鸿飞, 荣辉, 等. 700~900密度等级渣土陶粒的研制及其性能[J]. 建筑材料学报, 2018, 21(5): 803—810.
- [51] 高瑞晓, 荣辉, 王海良, 等. 800密度等级的渣土陶粒制备及性能研究[J]. 硅酸盐通报, 2017, 36(5): 1 646—1 650.
- [52] 史庆涛, 武文清, 陆野. 含废弃泥浆和渣土同步砂浆配比优化及性能改善分析[J]. 三峡大学学报(自然科学版), 2020, 42(4): 101—105.
- [53] 吴克雄, 李顺凯, 杨钊, 等. 废弃泥浆改性同步注浆材料试验研究[J]. 科学技术与工程, 2017, 17(20): 277—281.
- [54] 槐荣国, 黄思远, 钟小春, 等. 盾构管片壁后新型同步双液浆开发及工程应用[J]. 隧道建设(中英文), 2022, 42(9): 1 521—1 528.
- [55] 吴言坤, 李小冬, 陈健, 等. 盾构隧道专用塑化剂对同步注浆液性质影响研究[J]. 隧道建设(中英文), 2022, 42(5): 798—806.
- [56] KARIUS V, KAY HAMER A, LAGER T. Reaction Fronts in Brick-Sand Layers: Column Experiments and Modeling [J]. Environmental Science & Technology, 2002, 36(13): 2 875—2 883.
- [57] BEYER C, KONRAD W, RÜGNER H, et al. Model-Based Prediction of Long-Term Leaching of Contaminants from Secondary Materials in Road Constructions and Noise Protection Dams [J]. Waste Management, 2009, 29(2): 839—850.
- [58] BUTERA S, TRAPP S, ASTRUP T F, et al. Soil Retention of Hexavalent Chromium Released from Construction and Demolition Waste in a Road-Base-Application Scenario [J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, 298: 361—367.
- [59] 陈宇云, 田寅, 王周峰, 等. 建筑废弃物中镉和砷在路基中迁移对地下水的影响[J]. 安徽农学通报, 2018, 24(13): 74—76.