

混合粉质粘土和疏浚土填埋场防渗垫层 的环境土工特性研究

Geoenvironmental properties of silty soil mixed with dredged soil applied as clay liner of landfill

唐晓武¹, 史成江¹, 林廷松¹, 罗春泳²

(1. 浙江大学 岩土工程研究所, 浙江 杭州 310027; 2. 上海交通大学 建工与力学学院, 上海 200030)

摘 要: 充分利用疏浚土有机质含量高、吸附能力强和低透水性等特点, 将其作为填埋场粘土衬垫的添加材料。等温吸附试验和扩散试验的结果表明: 粉质粘土掺入疏浚土后, 对金属离子的吸附能力得到增强, 尤其对高价 Cu^{2+} 的吸附能力显著提高, 同时可以显著地降低 Cu^{2+} 的扩散系数。研究表明, 有机质对 Cu^{2+} 的强吸附能力是 Cu^{2+} 扩散系数降低的主要原因。粉质粘土掺入疏浚土后极大地提高了粘土衬垫的环境土工特性, 非常适合作为填埋场粘土衬垫。

关键词: 粘土衬垫; 填埋场; 疏浚土; 吸附能力; 扩散系数

中图分类号: TU 411

文献标识码: A

文章编号: 1000 - 4548(2005)06 - 0626 - 06

作者简介: 唐晓武(1966 -), 男, 浙江大学岩土工程研究所教授, 从事环境岩土工程、软粘土力学方面的研究。

TANG Xiao-wu¹, SHI Cheng-jiang¹, LIN Ting-song¹, LUO Chun-yong²

(1. Institute of Geotechnical Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China; 2. School of Civil Engineering & Mechanics, Shanghai Jiaotong University, Shanghai 200030, China)

Abstract: Due to the high organic content of dredged soil, its ability to adsorb various contaminants such as heavy metals warranted an investigation of its use in clay liner of landfill. A combination of silty soil with dredged soil to enhance the geoenvironmental properties was investigated by series of laboratory tests involving adsorptivity and diffusibility which were mainly cared in clay liner of landfill. It was shown that the mixed soil (dredged soil and silty clay) had much larger adsorption capacity for Cu^{2+} than silty clay, and its strong adsorption capacity for Cu^{2+} resulted in a barrier with the mixed soil having a much less diffusion coefficient than silty clay.

Key words: clay liner; landfill; dredged soil; adsorption capacity; diffusion coefficient

0 引 言

河道和湖泊的清淤工程产生大量疏浚土,其处置方法通常有外抛法、吹填法及制砖等。如何大量、高效、乃至高附加值地利用疏浚土一直是岩土工作者追求的目标,如充分利用疏浚土含水率高、易流动等特性,经流动化处理后作为河堤、路堤等构筑物填筑材料^[1]。

欧、美、日等先进国家进行了将造纸废渣、河道及港口的疏浚土用于填埋场覆盖系统阻隔层的研究^[2-4]。造纸废渣和疏浚土的有机质含量很高,对污染物质及 CO_2 有很强的吸附能力,作为阻隔层材料不仅可以节约天然粘土,且可减少填埋场内污染物质向周围环境的渗出、抑止 CO_2 向大气中排放。

另一方面,国内外一些学者通过在土中添加改性材料,研究其阻滞性能的变化。席永慧^[5]的研究表明,在土中掺入少量水泥改善土体的活性后,可以有效地降低 Cl^- 的扩散系数。Evans^[6]采用硅镁土对膨润土屏

障墙进行改性后可有效地降低镉离子的扩散系数,击穿时间从改性前的 51 a 增加到 270 a。

天然粘土是填埋场底部衬垫、每日覆土层及最终覆盖层的主要材料,约占整个库容 5%~10%,然而天然粘土为非再生资源,许多填埋场在运营过程中特别在扩建项目中均面临粘土严重不足的问题。山谷型填埋场受雨水冲刷等影响,土壤中粘粒含量相对较少,如杭州天子岭填埋场。与此同时,为了堆放杭州西湖清淤产生的几百万立方疏浚土,又建了专用堆泥库,占用大量土地。疏浚土具有颗粒细、低透水性、有机质含量高等特点,因此如能将疏浚土与粉质粘土混合后作为填埋场衬垫及每日覆土材料,不但可以利用其吸附能力来吸收污染物、阻滞有害气体和渗滤液的渗出,而且可以节约天然粘土、减少疏浚土堆放用土地。

基金项目: 教育部优秀留学归国人员择优资助计划(教外司留[2003]406 号); 教育部优秀青年教师资助计划(教人司[2003]355 号)

收稿日期: 2004 - 10 - 27

图 1 (a) 为填埋场粘土衬垫示意图, 渗滤液在粘土衬垫中迁移时, 渗滤液中的污染物将受到各种物理、化学的作用, 通常可以概括为对流运移、分子扩散、机械弥散、吸附作用, 见图 1 (b) 所示。因此在粉质粘土中掺入疏浚土后强度增高、渗透性显著降低的前提下^[7], 本文从污染物在粘土衬垫中迁移的角度, 通过等温吸附试验、扩散试验, 研究粉质粘土掺入疏浚土后是否适合作为填埋场防渗垫层, 并与原粉质粘土做对比。

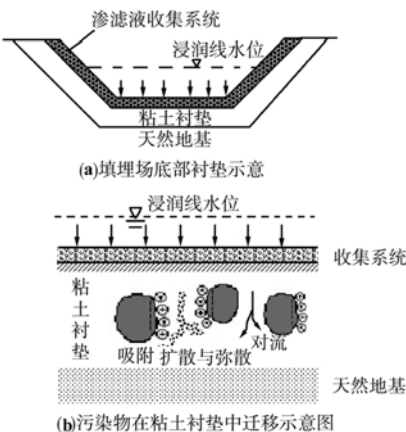


图 1 渗滤液在填埋场粘土衬垫中迁移示意图
Fig. 1 Transportation of contamination in clay liner

1 试样的基本物理化学特性

选择以杭州西湖为代表的湖泊类疏浚土, 土样取自杭州玉皇山山脚的西湖疏浚土堆泥库, 粉质粘土取自杭州天子岭填埋场山脚(已建填埋场衬垫用土), 其基本特性如表 1~2 所示。为便于区别, 在下文中称粉质粘土为天然土, 粉质粘土和疏浚土的混合称为混合

土。天然土因其击实后的渗透系数约为 10^{-8} cm/s, 小于行业标准 CJJ17-2004《生活垃圾卫生填埋技术规范》规定的 1×10^{-7} cm/s^[8], 在杭州天子岭填埋场中已将此土直接用于衬垫系统。

试验所用混合土制备过程如下: 将风干的疏浚土磨碎, 与过 2 mm 筛的风干天然土按 15%、25% 的混合率(混合率指疏浚土占混合土总量的质量百分比)混合均匀。表 3 为天然土及混合土的物理特性。

2 等温吸附试验

渗滤液在粘土衬垫中迁移时, 土对污染物具有吸附作用, 如图 1 (b)。试验采用 Batch 试验法^[9, 10]测定天然土及混合土对 K^+ 、 Cu^{2+} 的吸附性。准确称取土样 5 g, 置于 150 mL 锥形瓶中; 按水土比 20 : 1 的比例加入用去离子水配制的不同浓度 K^+ 、 Cu^{2+} 溶液 100 mL, 以维持溶液的 pH 值在试验前后不发生较大变化; 加塞密封置于 25℃ 恒温振荡器中振摇 24 h; 将混合溶液倒入试管, 在离心机上以 3500 r/min 转 15 min 使混合溶液充分分离; 取上层清液, 用原子分光光度计测定其中的 K^+ 、 Cu^{2+} 浓度, 每个样品平行测定三次, 然后取其平均值(在浙江大学测试中心完成), 该浓度即为离子吸附平衡浓度 C 。根据下式计算出土对 K^+ 、 Cu^{2+} 的吸附量 S :

$$S = \frac{(C_0 - C)V}{M_s} \quad , \quad (1)$$

式中 S 为平衡时吸附在土颗粒上的离子浓度 (mg/g); C 为平衡时溶: 液的离子浓度 (mg/L); C_0

表 1 试验土样的基本物理性质

Table 1 Physical properties of soils tested

土样	天然密度	天然含水率	比重	液限	塑限	颗粒组成/%		
	$\rho / (g \cdot cm^{-3})$	$w / \%$	G_s	$w_L / \%$	$w_p / \%$	粘粒	粉粒	砂粒
疏浚土	1.12	545.4	2.23	无法测定	无法测定	35	53	12
天然土	2.11	24.5	2.64	30.0	16.5	20	43	37

表 2 试验土样的基本化学性质和矿物组成

Table 2 Chemical properties and mineral composition of soils tested

土样	有机质含量 /%	pH (100%含水率时)	粘土矿物含量/%			初始阳离子含量/(mg·g ⁻¹)			
			蒙脱石	伊利石	高岭石	K^+	Na^+	Cu^{2+}	Zn^{2+}
疏浚土	15.6	6.6	10~15	0	8	0.044	0.0412	0.0012	0.001
天然土	0	6.9	8~10	0	5	0.1	0.01	0.007	0.01

表 3 天然土及混合土的物理性质

Table 3 Physical properties of natural soil and mixed soil

土样	液限	塑限	比重	最大干密度	最优含水率
	$w_L / \%$	$w_p / \%$	G_s	$\rho_{dmax} / (g \cdot cm^{-3})$	$w_p / \%$
天然土	30.0	16.5	2.64	1.74	17.5
15%混合土	38.2	20.9	2.59	1.63	19.6
25%混合土	41.8	21.2	2.40	1.54	22.2

为溶液的初始浓度 (mg/L); V 为溶液的体积 (L); M_s 为干土质量 (g)。

图 2 (a) 可以看出, 在浓度较低时, 混合土与天然土对 K^+ 的吸附能力相差不大; 在浓度较高时, 混合土对 K^+ 的吸附能力略高于天然土, 且吸附能力随混合率的增加有明显的增强。图 2 (b) 可以看出, 在试验浓度范围内, 混合土对 Cu^{2+} 的吸附能力明显高于天然土, 约为 3~4 倍, 但混合率为 25% 时对 Cu^{2+} 的吸附能力较混合率为 15% 时增加幅度不大。

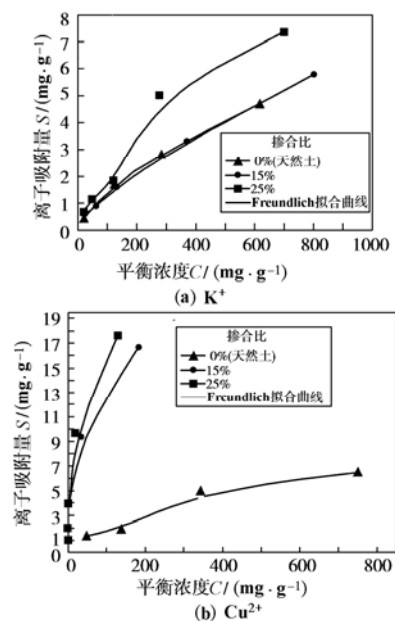


图 2 天然土及混合土的吸附特性

Fig. 2 Adsorptive properties of natural soil and mixed soil

天然土与疏浚土初始离子含量均很小 (见表 2), 可以忽略其对吸附的影响。通过颗粒分析及 X 射线衍射分析表明, 疏浚土粘粒含量较天然土高, 且蒙脱石含量也较天然土高 (表 1~2); 由蒙脱石组成的颗粒, 由于比表面积最大, 其吸附的离子总量是最大^[11], 这是混合土对 K^+ 、 Cu^{2+} 吸附能力高于天然土的一个原因。同时试验表明混合土对二价 Cu^{2+} 的吸附能力要远高于对一价 K^+ 的吸附能力, 这主要是因为疏浚土中有机质含量高达 15.6%, 有机质含有络合基, 铁、铝、铜、锌等高价阳离子与络合基形成络合物, 以离子吸附的形式表现出来, 在中性条件下会产生沉淀^[12], 本试验基本处于中性条件, 因此混合土对二价 Cu^{2+} 吸附能力高于天然土, 且远高于对一价 K^+ 的吸附能力。

本试验采用 Freundlich 等温式描述土的吸附性, 其表达式为

$$S = K_f C^n \quad (2)$$

式中 S 、 C 与式 (1) 的定义相同; K_f 、 n 为常数, 通过拟合吸附等温线而得。

天然土及混合土 Freundlich 等温式参数及其方差由表 4 所示。从表 4 的方差可以看出, 在本文试验所

选离子浓度范围内, 采用 Freundlich 等温式对试验结果拟合较好。图 2 拟合曲线及表 4 说明, 天然土中掺入疏浚土可以增强活性, 提高吸附高价阳离子的性能。

表 4 天然土及混合土吸附等温式参数及其方差

Table 4 Adsorption isotherm parameters of natural soil and mixed soils

参数	天然土		混合土(15%)		混合土(25%)	
	K^+	Cu^{2+}	K^+	Cu^{2+}	K^+	Cu^{2+}
K_f	0.074	0.146	0.051	3.517	0.078	4.668
n	0.647	0.578	0.706	0.296	0.685	0.271
方差	0.002	0.406	0.009	0.343	0.177	0.275

3 扩散试验

渗滤液中污染物质在填埋场粘土衬垫中的迁移如图 1 所示, 底部粘土衬垫面积相对于厚度而言是非常大的, 可用均质多孔介质一维对流—弥散模型描述^[13,14]:

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{q}{\theta} \frac{\partial C}{\partial z} + D_s \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (3)$$

式中 C 为单位体积孔隙溶液中的污染物浓度; q 为单位时间内通过单位面积的流量, 满足达西定律; θ 为粘土的体积含水率; D_s 为污染物通过粘土层的水动力弥散系数, 包括机械弥散与分子扩散作用; R_d 为粘土对污染物的阻滞因子, 是不小于 1.0 的值。特殊情况可用解析解求得以外, 一般采用数值法求解。

本试验扩散试验原理如图 3 (a)。土中污染物的初始浓度 C_0 可在试验开始前测定。土样上的渗滤液 C_1 为人工配制, 浓度为已知值, 本试验条件下的初始条件和边界条件为

$$C(z, 0) = C_0, \quad 0 \leq z \leq L \quad (4)$$

$$C(0, t) = C_1, \quad t > 0 \quad (5)$$

$$\left. \frac{\partial C}{\partial z} \right|_{z=L} = 0, \quad t > 0 \quad (6)$$

式中 L 为衬垫层厚度; C_0 为土中污染物的初始浓度, 实际污染物初始浓度 C_0 可在填埋场建设前测定; C_1 为衬垫上的渗滤液浓度, 实际可由填埋场现场监测数据得到。

对于底部密封情况, 此时 $q = 0$, 式 (3) 可退化为

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (7)$$

式中 $D^* = D_s / R_d$ 为离子表观扩散系数^[15]。结合式 (4)~(7), 可以求得类似于—维固结解形式的解答:

$$C = C_1 + \frac{4}{\pi} (C_0 - C_1) \sum_{m=1}^{\infty} \frac{1}{m} \sin\left(\frac{m\pi z}{2L}\right) e^{-m^2 \frac{\pi^2 D^* t}{4L^2}} \quad (8)$$

式中 m 为正奇数 (1, 3, 5, ...)。

试验所用三联式垂直扩散试验仪从日本佐贺大学低平地研究所引进, 如图 3 (b), 可同时进行三个试验并确保试验条件相同。试样筒由有机玻璃制成, 内径 6.2 cm, 由 10 cm 的溶液筒和 5 cm 的五层土样筒组成, 土样筒每 1 cm 可切取土样。

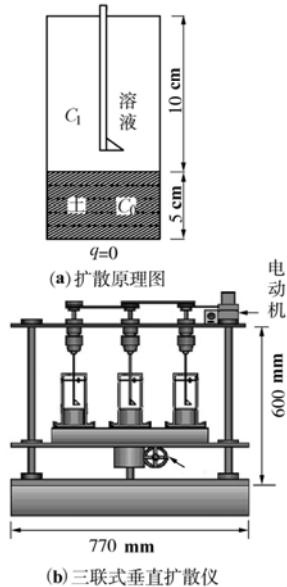


图 3 试验装置及原理图
Fig. 3 Diffusion test equipment

本扩散试验所用土样为完全重塑土, 试样的制备过程参照土工试验标准进行^[16], 其步骤如下: 按击实试验测得的最佳含水率 (见表 3) 用去离子水配置湿土样并静置 24 h; 将湿土样击实到设计干密度并用去离子水抽气饱和。表 5 为试样的基本物理性质。KCl 和 CuSO₄ 溶液为人工配制, 初始浓度均为 1000 mg/L, 为保持溶液上下浓度一致, 试验时连续以 6 r/min 缓

慢转动搅拌棒。试样底部密封, 为不透水面 (流量 $q = 0$)。

扩散试验结束后, 将土样分 5 层取出, 每层厚 1 cm, 每层分两份。一份测其含水率, 一份土样经风干、磨碎、过筛、加酸萃取后, 用原子分光光度计测定其中的离子含量。 K^+ 与 Cu^{2+} 浓度沿土样深度分布如图 4。用式 (8) 对试验结果进行拟合, 求得扩散系数 D^* , 见表 6。根据拟合求得的扩散系数 D^* , 再度用式 (8) 求得浓度沿土样深度的连续分布, 从图 4 中可以看出解析解和试验实测值基本上一致。因此, 用一维对流—弥散方程来模拟土中的离子扩散是可行的。

表 6 为 K^+ 与 Cu^{2+} 在天然土及混合土中的扩散系数。从表中可以看出, 和天然土相比, K^+ 在混合土中的扩散系数有所降低, 但降低幅度不大, K^+ 在混合率为 25% 的扩散系数较在天然土中降低 12.5%; Cu^{2+} 在混合率为 15% 和 25% 的扩散系数分别为 $0.45 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ 、 $0.25 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$, 较 Cu^{2+} 在天然土中的扩散系数 $1.77 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ 分别降低 74.6%、85.9%, 这也可以从图 4 (b) 中看出 Cu^{2+} 在混合土中的扩散距离明显比在天然土中的小, 在 3cm 深处 Cu^{2+} 含量几乎为 0, 这说明混合土对 Cu^{2+} 有良好的阻滞性能; K^+ 在天然土中的扩散系数要低于 Cu^{2+} 在天然土中的扩散系数, 这和混合土中的情况相反。现在就这些试验结果和现象进行进一步分析。

4 机理分析

图 5 表示扩散试验前后土中含水率沿深度的分

表 5 试样的物理特性

Table 5 Physical properties of soil specimen						
土样	天然土		15%混合土		25%混合土	
溶液	KCl	CuSO ₄	KCl	CuSO ₄	KCl	CuSO ₄
含水率 $w/\%$	19.95	20.38	21.65	21.89	23.2	23.66
干密度 $\rho_d/(\text{g}\cdot\text{cm}^{-3})$	1.728	1.715	1.63	1.628	1.524	1.53
孔隙率 $n/\%$	34.55	35.04	37.02	37.09	36.61	36.36
饱和度 $S_r/\%$	99.79	99.74	95.33	96.06	96.57	99.55
体积含水率 $\theta/\%$	34.47	34.94	35.29	35.63	35.36	36.19

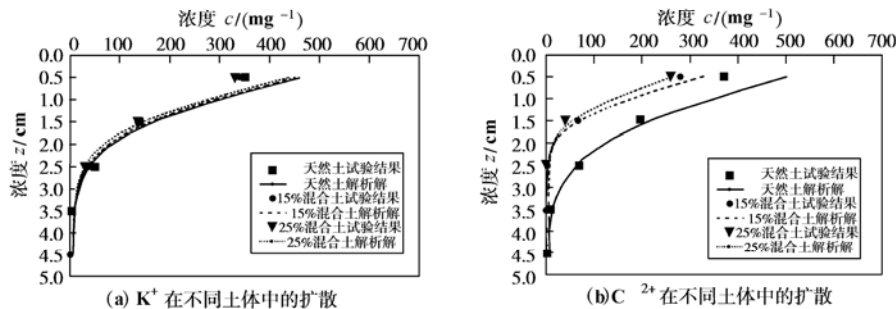


图 4 金属离子在天然土与混合土中的扩散
Fig. 4 Metal ion migration in natural soil and mixed soil

布, 试验后含水率与试验前含水率比较, 整体增加 0.5%~1%。含水率与土体的其它物理性质有直接关联, 如干密度 ρ_d 、孔隙率 n 。本试验过程中土体的含水率变化很小, 孔隙率变化也很小, 因此试验过程中含水率变化的影响可不予考虑^[17]。

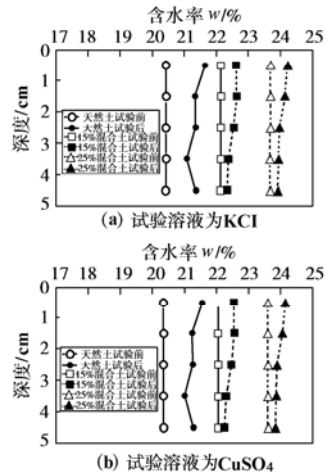


图 5 扩散试验前后土中含水率沿深度的分布

Fig. 5 Water content distribution through soil specimen after diffusion test

表 6 金属离子在天然土与混合土中的扩散系数

Table 6 Diffusion coefficient determined from test

土样	天然土		15%混合土		25%混合土	
离子类型	K ⁺	Cu ²⁺	K ⁺	Cu ²⁺	K ⁺	Cu ²⁺
D [*] (×10 ⁻⁶ m ² /s)	1.2	1.77	1.12	0.45	1.05	0.25

土体颗粒间的孔隙尺寸减小, 则增加了离子在土体中迁移的弯曲路径, 从而导致扩散系数降低^[18]。从表 1 可以看出疏松土的粘粒含率较天然土高, 因此混合土比天然土有更多的粘粒有效地充填砂粒和粉粒间的孔隙, 也相应地增加污染物离子在土体中迁移的弯曲路径。K⁺和 Cu²⁺在天然土及混合土中扩散结果也表明, 离子在混合土中的扩散系数整体要低, 但 K⁺在天然土与混合土中的扩散系数差异并不大, 因此就本试验而言, 天然土与混合土颗粒分布之间的差异, 不会造成阳离子在二者中扩散系数有较大的差异。

阳离子在土中扩散时, 同时会发生吸附反应 (通常包括离子吸附和离子交换), 因此这种吸附阻滞作用会对阳离子在土中的扩散产生影响。由于粘土颗粒表面带负电荷, 受静电引力, 阳离子主要在离粘粒表面较近的水层中扩散, 而越接近粘粒表面的水层粘度越大, 也即增加了阳离子迁移的阻力, 导致扩散系数减小^[12]。混合土中粘粒含量较天然土高一些, 即阳离子迁移的阻力要大于在天然土中。以上都是 K⁺在混合土中的扩散系数低于天然土中的原因。表 7 表明, 当溶液为 KCl 时, 三组试验溶液的 pH 最终值都要略低于

其初始值, 说明 K⁺在扩散过程中, 与粘土颗粒表面的 H⁺发生离子交换, 被交换出来的 H⁺在浓度差作用下, 发生逆扩散, 因此导致试验溶液的 pH 值降低, 这与 Shackelford & Daniel^[19]做的扩散试验现象相同。但是, 表 7 也表明, KCl 溶液时, 三者试验溶液试验前后 pH 差值基本相等, 说明天然土和混合土中能与 K⁺发生 H⁺离子交换的粘土颗粒含量差不多。K⁺在天然土及混合土中的扩散系数差异并不大, 所以就本试验而言, 天然土与混合土粘粒含量之间的差异, 也不会造成阳离子在二者中扩散系数有较大的差异。

表 7 试验溶液 pH 初始值与最终值

Table 7 Initial and final pH values of synthetic leachate

土样	天然土		15%混合土		25%混合土	
溶液	KCl	CuSO ₄	KCl	CuSO ₄	KCl	CuSO ₄
溶液 pH 初始值	7.2	4.7	7.2	4.7	7.2	4.7
溶液 pH 最终值	6.8	5.5	6.9	5.2	6.9	5.0

在不发生络合反应的正常条件下, 高价金属离子与粘土颗粒之间的静电引力会更强些, 扩散速度也会更慢些, 但本试验结果显示, K⁺在天然土中的扩散系数较 Cu²⁺的小很多, 这和席永慧^[5]的研究结果相符。据有关资料^[20], K⁺的直径约为 2.7 Å, 很适合填入层状粘土矿物的孔穴中, 因而被牢固地吸附, 所以 K⁺在天然土中的扩散系数要比 Cu²⁺小。

以上分析可知, 天然土与混合土在颗粒分布、粘粒含量之间的差异, 不会导致阳离子在二者中扩散系数有较大的差异。表 7 表明, 扩散溶液为 CuSO₄ 时, 三组试验溶液的 pH 最终值要略高于 pH 初始值, 且天然土情况下的 pH 最终值也要高于混合土情况。这主要是由于: 第一, 虽然 Cu²⁺在扩散过程中与粘土颗粒或有机质发生物理化学反应, 交换出 H⁺, 但土体中 H⁺浓度仍低于土体上部溶液的 H⁺浓度 (CuSO₄ 溶液 pH 初始值为 4.7), 因此在浓度差作用下, 溶液中的 H⁺向土体中扩散, 导致上部溶液 pH 值增高; 第二, Cu²⁺不但会交换混合土中粘粒表面的 H⁺, 还会被有机质的羟基、酚基等通过共价键或配位键进行吸附或络合作用, 从而释放出 H⁺离子^[21], 因而混合土与试验溶液间的 H⁺浓度差小于天然土与试验溶液之间的 H⁺浓度差, 即溶液中的 H⁺向混合土中扩散速度要小于天然土。对溶液 pH 的分析, 说明有机质通过对 Cu²⁺吸附或络合作用阻滞其向下迁移。文献表明, 即使在 pH = 5.0 土壤溶液中时, 有机络合铜也有很高的稳定性^[21]。因此扩散溶液为 CuSO₄ 时, 即使 H⁺扩散到土体中改变其酸度, 但对有机络合铜的稳定性影响不大。

5 结 论

本次试验研究通过等温吸附试验研究了天然土中掺入疏浚土后对 K^+ 、 Cu^{2+} 吸附能力的影响。在此基础上,通过扩散试验测定 K^+ 、 Cu^{2+} 在天然土及混合土中的扩散系数,并得出以下结论:

(1) 掺入疏浚土后,混合土因有机质含量高,表现出对高价金属阳离子吸附能力强的特性,形成的有机络合物也有较好的稳定性,即使 Cu^{2+} 在低 pH 的情况下,与有机质形成的络合物仍比较稳定;对于一价 K^+ ,在溶液浓度较高时,混合土的吸附能力也有所增加但幅度不大;混合土表现出来的吸附能力随混合率的增加而增强。

(2) 混合土对高价金属离子,尤其是 Cu^{2+} 的阻滞能力明显优于天然土,掺入疏浚土后, Cu^{2+} 在混合土中扩散系数较天然土显著降低,随混合率增加扩散系数也相应地降低,当混合率为 25% 时, Cu^{2+} 在混合土中扩散系数较天然土降低 85.9%;因多种原因, K^+ 在混合土中的扩散系数也较天然土低,但降低幅度没有高价 Cu^{2+} 明显。

(3) 研究表明,疏浚土颗粒细、有机质含量高,用作填埋场粘土衬垫的改性材料,不但可以延长高价金属离子的击穿时间,减少渗漏量,而且还可以将疏浚土再生资源化利用,变废为宝。

参考文献:

- [1] 顾欢达,陈 甦. 河道淤泥的流动化处理及其工程性质的试验研究[J]. 岩土工程学报, 2002, 24(1): 108 - 111.
- [2] Moo-Young H K, Zimmie T. Geotechnical engineering properties of paper mill sludges for use in landfill cover [J]. ASCE Journal of Geotechnical Engineering, 1996, 122 (9): 768 - 776.
- [3] Niutanen V, Korhonen J. Management of old landfills by utilizing forest and energy industry waste flows [J]. Journal of Environmental Management, 2002, 65: 39 - 47.
- [4] Mohan R K, Herbich J B. Reclamation of solid waste landfill by capping with dredged material [J]. Journal of Hazardous Materials, 1997, 53: 141 - 164.
- [5] 席永慧,任 杰,胡中雄. 污染离子在粘土介质中扩散系数的实验室测定[A]. 第一届全国环境岩土工程和土工合成材料会议论文集[C]. 杭州:浙江大学出版社, 2002. 186 - 191.
- [6] Evans J C, Adams T L, Prince M J. Metals attenuation in mineral-enhanced slurry walls [A]. International Containment Technology Conferenc, Feb 9~12, St-Petersburg, Florida, USA, 1997. 679 - 687.
- [7] 史成江,唐晓武,林廷松. 疏浚土作为填埋场粘土衬垫防渗材料的研究[J]. 岩石力学与工程学报, 2004, 23(增 1): 4418 - 4421.
- [8] CJJ17-2004, 生活垃圾卫生填埋技术规范[S]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2004.
- [9] Du Y J, Hayashi S, Hino T, Tanaka K. Contaminant adsorption characteristics of Kyushu regional soils[J]. Lowland Technology International, 2000, 2(2): 31 - 41.
- [10] Hansen A M, Maya P. Adsorption-desorption behaviour of Pb and Cd in Lake Chapala, Mexico [J]. Environment International, 1997, 23(4): 554 - 564.
- [11] 何宏平,郭九皋,朱建喜,杨 丹. 蒙脱石、高岭石、伊利石对重金属离子吸附容量的实验研究 [J]. 岩石矿物学杂志, 2001, 20(4): 573 - 578.
- [12] 于天仁. 土壤化学原理[M]. 北京: 科学出版社, 1987.
- [13] Goodall D C, Quigley R M. Pollutant migration from two sanitary landfill sites near Sarnia, Ontario [J]. Canadian Geotechnical Journal, 1997, 14(2): 223 - 236.
- [14] Rowe R K, Caers C J, Barone F. Laboratory determination of diffusion and distribution coefficients of contaminants using undisturbed clayey soil [J]. Canadian Geotechnical Journal, 1988, 25(4): 108 - 118.
- [15] Gillham R W, Robin M, Dytynshyn D, Johnston H M. Diffusion of nonreactive and reactive solutes through fine-grained barrier materials [J]. Canadian Geotechnical Journal, 1984, 21(3): 541 - 550.
- [16] GB/T 50123-1999. 土工试验方法标准[S]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1999.
- [17] Barone F S, Rowe R K, Quigley R M. A laboratory estimation of diffusion and adsorption coefficients for several volatile organics in a natural clayey soil [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 1992, 10: 225 - 251.
- [18] Rowe R K, Badv K. Advective-diffusive contaminant migration in unsaturated sand and gravel [J]. ASCE Journal of Geotechnical Engineering, 1996, 122(12): 965 - 975.
- [19] Shackelford C D, Daniel D E. Diffusion in saturated soil. II: Results for compacted clay [J]. ASCE Journal of Geotechnical Engineering, 1991, 117(3): 485 - 506.
- [20] 于天仁. 土壤的电化学性质及其研究法[M]. 北京: 科学出版社, 1976.
- [21] 何振立,周启星,谢正苗. 污染及有益元素的土壤化学平衡 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.