

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

刘兆鹏, 杜延军*, 蒋宁俊, 朱晶晶

(东南大学交通学院岩土工程研究所, 江苏 南京 210096)

摘要: 通过半动态淋滤试验, 研究淋滤液 pH 分别为 2, 4, 7 时水泥固化铅污染土的溶出特性, 以定量评价水泥固化铅污染土的环境安全特性。结果表明, 当淋滤液初始 pH 为 2 时, 试样中累积铅溶出质量约为 pH 为 4 和 7 时的 47~106 倍; 而 pH 为 4 和 7 时累积铅溶出质量差别不明显。试样水泥掺量由 12% 提高到 18% 时, 试样累积铅溶出质量降低了 28%~68%, 表明增大水泥掺量有利于铅的固定。通过对试验结果的理论分析, 求得得出了铅扩散系数 D_e ; 淋滤液初始 pH=4, 7 时 D_e 很接近; 而淋滤液初始 pH=2 时, D_e 比 pH=4 或 7 时的 D_e 高约 3, 4 个数量级; 当水泥掺量由 12% 提高到 18% 时, 试样 D_e 降低了约 17%~99%。上述研究结果表明, 强酸性淋滤液和水泥掺量明显影响固化污染土中铅溶出量和扩散系数。

关键词: 固化/稳定化; 铅污染黏土; 高岭土; 半动态淋滤; 有效扩散系数

中图分类号: TU441.2

文献标识码: A

文章编号: 1000-4548(2013)12-2212-07

作者简介: 刘兆鹏(1989-), 男, 硕士研究生, 主要从事环境岩土工程研究工作。E-mail: liuzhp90@163.com。

Leaching properties of cement-solidified lead-contaminated clay via semi-dynamic leaching tests

LIU Zhao-peng, DU Yan-jun, JIANG Ning-jun, ZHU Jing-jing

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

Abstract: The leaching characteristics of cement solidified/stabilized Pb-contaminated kaolin under different pH of leachant are investigated via a series of semi-dynamic leaching tests as well as quantitative evaluation of the effectiveness of solidification/stabilization treatment in remediating Pb-contaminated kaolin. The designed initial pH of leachant is 2, 4, and 7. The results show that the accumulated leached Pb mass at leachant pH of 2 is 47 to 106 times that at leachant pH of 4 and 7. Nevertheless, the difference of the accumulated leached Pb mass between leachant pH of 4 and 7 is marginal. When cement content increases from 12% to 18%, accumulated leached Pb mass decreases by 28% to 68%, indicating that the increasing cement content will enhance the immobilization of Pb. The diffusion coefficient (D_e) of Pb is back-calculated by conducting a theoretical analysis of the relationship between the leaching time and the leached mass ratio. It is found that the values of D_e of Pb at leachant pH of 4 and 7 are very close; and those of Pb at leachant pH of 2 are 3 or 4 orders of magnitude greater than those at the leachant pH of 4 or 7. In addition, an increase of the cement content from 12% to 18% results in a decrease of D_e by 17% to 99%. The present results indicate that the strong acidic leachant (pH<4) and the increase in cement content have significant influence on the leached mass as well as diffusion coefficient of Pb for the cement-stabilized soils.

Key words: solidification/stabilization; lead contaminated clay; kaolin; semi-dynamic leaching; effective diffusion coefficient

0 引言

随着大中城市老工业区的逐步外迁, 其原有工业污染场地的再次开发利用, 成为现代城市可持续发展的重要内容。而固化/稳定化(S/S)技术是重金属污染场地修复最有效的方法之一^[1]。目前, 国内关于固化重金属污染土的研究, 主要集中在固化污染土短期物理力学和溶出特性等方面。复杂条件下固化污染土

的耐久特性的相关研究则较少^[2]。其中酸雨对于固化重金属污染土的耐久特性影响尤为显著^[3]。中国长江

基金项目: 国家自然科学基金项目(51278100, 41330641); 江苏省自然科学基金项目(BK2012022, BK2010060); 国家高新技术研究发展计划(863计划)项目(2013AA06A206)

收稿日期: 2013-03-20

*通讯作者

以南地区是全球强酸雨中心, 2011 年南京市全市降雨平均 pH 为 5.02, 酸雨频率达到 30% 以上^[4]。Du 等^[3]研究表明, 酸雨入渗将抑制水泥固化铅污染土的水化反应, 从而降低其防渗性能。反映污染物在固化污染土中运移的另一重要参数则是固化污染土的扩散系数 (D_e)。因此, 为了定量评价固化/稳定化重金属污染土的环境安全特性, 有必要研究固化/稳定化重金属污染土在酸雨作用下的扩散特性和再溶出特性。

半动态淋滤试验 (semi-dynamic leaching test) 可以模拟固化/稳定化污染土中重金属扩散过程和溶出机理。de Groot 等^[5]和 Moon 等^[6]指出大部分水泥固化/稳定化重金属污染土中重金属的溶出过程是扩散控制。Moon 等^[7]对生石灰和硫酸盐固化砷、铅污染土进行了半动态淋滤试验研究。结果表明, 砷、铅的溶出机理均为扩散。然而, 上述研究中对于淋滤液 pH、固化剂掺量对重金属扩散系数的影响规律尚不明确。

本文通过半动态淋滤试验, 研究淋滤液 pH 对水泥固化重金属铅污染土溶出特性的影响规律; 对铅浓度 ([Pb]) 随淋滤液 pH 和淋滤时间的变化特征进行了分析; 并讨论了淋滤液 pH 及水泥掺量对固化土中铅扩散系数的影响。

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

试验所用土样为徐州矿务局夹河高岭土厂生产的高岭土 (325 目以上颗粒含量 $\leq 0.5\%$)。其主要物理化学性质为: 比重 G_s 为 2.66, 液限 w_L 为 34.5, 塑限 w_P 为 23.0, pH(水土比 1:1) 为 8.77, 黏粒含量为 33.0%, 粉粒含量为 63.3%, 砂粒含量为 3.7%。其矿物成分中, 高岭石含量大于 96%; 各元素含量通过 X 射线荧光光谱仪测定为氧化钙 (CaO) 0.41%, 二氧化硅 (SiO_2) 42.73%、氧化铝 (Al_2O_3) 33.76%。水泥为南京海螺水泥有限公司生产的海螺牌 PC325 复合硅酸盐水泥。其主要化学成分为 CaO 44.37%, SiO_2 27.41%, Al_2O_3 13.09%。重金属污染物由化学分析级的硝酸铅 ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$) 配制, 原因是硝酸根对水泥水化反应干扰较小^[8]。淋滤液均由化学分析用浓硝酸 (HNO_3) 稀释配制而成。

1.2 试样制备

根据文献[9]调研结果, 中国城市工业场地土壤表层铅平均浓度可以达到 10605 mg/kg, 甚至更高。本试验设计铅浓度为 20000 mg/kg; 参照文献[10], 本研究水泥掺量设计为 12% 和 18%。试验制备 2 种试样: C12Pb2 (水泥掺量 12%, 铅浓度 2%)、C18Pb2 (水

泥掺量 18%, 铅浓度 2%)。其中, 水泥掺量和铅浓度均相对于干土质量; 试样含水率均为 45% (相对于干土与水泥质量之和)。

试验制样首先将一定质量的高岭土与设计含水率相同的某一浓度 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 溶液混合, 搅拌均匀。然后将一定质量的水泥粉末加入拌匀的污染土中, 搅拌均匀。随后将土样分 5 层填入外径为 50 mm, 高度为 100 mm 的 PVC 管模具中。每层填完后需均匀地振动将土样中的气泡排出。土样填完后, 用 PVC 管盖将土样盖好, 外面再用一层塑料薄膜将土样密封。最后将土样分组装入塑封袋中, 放入温度为 20℃, 相对湿度为 95% 的标准养护室中养护 28 d。取养护 28 d 土样脱模, 将两端削平, 测其三相指标, 列于表 1。

表 1 试样基本物理特性

试样类型	试验条件	含水率 w/%	干密度 $\rho_d/(\text{g}\cdot\text{cm}^{-3})$
C12Pb0	标准养护 28 d	38.9	1.27
	标准养护 39 d	41.2	1.25
	pH2*	43.8	1.23
	pH4*	42.5	1.25
	pH7*	42.3	1.24
C12Pb2	标准养护 28 d	40.3	1.29
	标准养护 39 d	40.7	1.29
	pH2*	45.1	1.24
	pH4*	42.8	1.27
	pH7*	42.9	1.26
C18Pb0	标准养护 28 d	39.3	1.27
	标准养护 39 d	41.0	1.26
	pH2*	42.0	1.26
	pH4*	41.3	1.27
	pH7*	40.9	1.27
C18Pb2	标准养护 28 d	41.0	1.27
	标准养护 39 d	40.3	1.28
	pH2*	42.4	1.26
	pH4*	41.6	1.27
	pH7*	41.2	1.27

注: *表示标准养护 28 d 后进行半动态淋滤试验时, 淋滤液的初始 pH 值。

1.3 试验方法

半动态淋滤试验参照 ASTM C1308-08^[11], 增加了淋滤液为 pH=2, 4 的硝酸溶液和 pH=7 的去离子水。不同初始 pH 条件下, 分别进行 4 组平行试验 (下述试验数据均为 4 个平行样的平均值)。试验采用 9.5:1 淋滤液体积与土样表面积比 (mL/cm^2), 其中淋滤液体积为 1660 mL, 固化土样的表面积约 175 cm^2 。试验步骤为 (如图 1 所示): ①测烧杯(2000 mL)中初始淋滤液 pH、温度; 将养护 28 d 土样放在烧杯底部的两块透水石 ($\Phi 50$ mm) 上; 开始计时并将烧杯密封。②2 h 后, 取另一杯相同初始 pH 的新淋滤液, 测其 pH、温度; 取出前一次淋滤液中的土样放入新淋滤液, 然后

密封; 测滤出液 pH、温度, 并取样以浓 HNO₃ 酸化至 pH<2 以测量 [Pb]。③按时间间隔 5, 17 h 重复②操作; 之后每隔 24 h 重复一次。试验共持续 11 d, 取样 13 次。

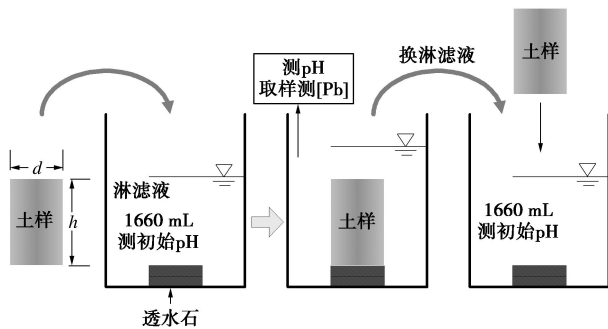


图 1 固化铅污染高岭土的半动态淋滤试验示意图

Fig. 1 Schematic diagram for semi-dynamic leaching tests

淋滤试验结束后, 取淋滤样及对照样 (20°C、相对湿度 95% 条件下养护 39 d 试样) 测三相指标, 见表 1。试验结束时累积铅溶出质量计算公式为

$$A_{\max} = \sum c_i \times V_{L,i} \quad (1)$$

式中, A_{\max} 为累积铅溶出质量 (mg), c_i 为第 i 次淋滤后滤出液 [Pb] (mg/L), $V_{L,i}$ 为淋滤液体积 (L, 本次研究为 1.66 L)。

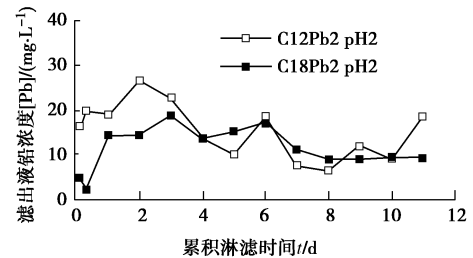
试验中 pH 测试采用 HORIBA pH/COND METER D-54pH 计。[Pb] 采用 Thermo Scientific ICE 3000 Series Atomic Absorption Spectrometers 进行测试。[Pb] 测试前, 用 0.45 μm 滤膜对样液 (约 10 mL) 进行过滤^[3], 并用浓 HNO₃ 酸化至其 pH<2, 以阻止金属氢氧化物沉淀的产生^[3]。

2 试验结果

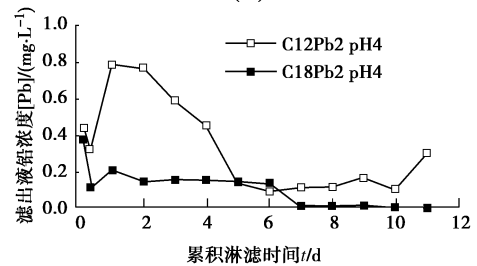
图 2 表示 [Pb] 与淋滤时间关系。由图 2 可知, C12Pb2 试样滤出液 [Pb] 随时间呈先上升后下降趋势, 最后保持相对稳定; 而 C18Pb2 试样滤出液 [Pb] 随时间变化较平稳, 且在淋滤液初始 pH=4, 7 时, 从第 7 d 淋滤时间起, [Pb] 已接近零, 表明此时 Pb 已经很难溶出。淋滤液初始 pH=2 时, 初始淋滤阶段 (前 5 次) 试样 C12Pb2 滤出液 [Pb] 明显高于 C18Pb2, 随后二者较接近; C12Pb2 和 C18Pb2 两组试样滤出液 [Pb] 分别在 6~27, 2~18 mg/L 范围内。淋滤液初始 pH=4, 7 时, C12Pb2 土样滤出液 [Pb] 明显高于 C18Pb2, 2 组试样滤出液 [Pb] 分别在 0.1~0.8, 0~0.4 mg/L 范围内。

图 3 表示累积铅溶出质量与淋滤液初始 pH 关系。由图 3 可见, 当淋滤液初始 pH 为 2 时试样累积铅溶出质量显著大于 pH=4 或 7: 对 C12Pb2 而言, pH=2

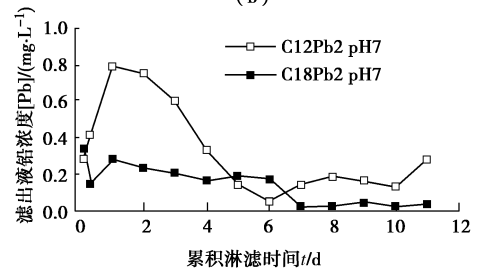
时累积铅溶出质量分别为 pH=4, 7 的 47 倍、49 倍; 对 C18Pb2, pH=2 时累积铅溶出质量分别为 pH=4, 7 的 106 倍、79 倍。而 pH=4 和 7 时试样累积铅溶出质量差别不明显。此外, 当水泥掺量由 12% 提高到 18% 时, 累积铅溶出质量降低: 在 pH=2, 4 和 7 时分别降低了 28%, 68% 和 55%。



(a)



(b)



(c)

图 2 滤出液 [Pb] 与淋滤时间关系

Fig. 2 Relationship between concentration of lead and time

上述现象可以解释为: ①水泥固化土中重金属形成的氢氧化物沉淀是其主要固化机理之一^[12], Bonen 等^[13]认为水泥固化过程中高 pH 环境下形成的金属氢氧化物、水合氧化物或者碳酸盐沉淀在低 pH 环境下容易发生逆转反应。此外, C-S-H 等水化产物对铅的吸附、包裹和化学结合作用都是铅固化的重要机理^[12]。因此, 固化土中铅的溶出可能包括铅相关沉淀的溶解、铅解吸附、C-S-H 及 Pb-C-S-H 的溶解导致的铅释放, 这些铅溶出过程都会消耗淋滤液中的 H⁺, 在淋滤液初始 pH=2 时, 淋滤液中 H⁺ 数量显著大于 pH=4, 7, 而 pH=4, 7 的淋滤液中 H⁺ 在数量上差别不明显。因此, pH=2 时溶出的 [Pb] 和累积铅溶出质量明显高于 pH=4 或 7, 而 pH=4 或 7 时, 二者接近。②铅溶出主要受控于试样的碱性/酸性缓冲能力^[14], 增大水泥掺量可提高固化

土缓冲能力^[15], 且有利于固定重金属的水化产物也增多^[16], 因此溶出[Pb]和累积铅溶出质量减小。

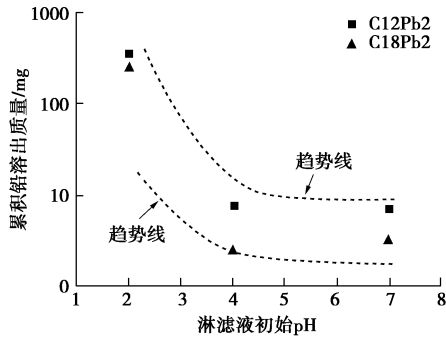


图 3 累积铅溶出质量与淋滤液初始 pH 关系

Fig. 3 Relationship between cumulative mass of leached lead and initial pH of leachant

3 讨论分析

3.1 铅扩散系数求算

文献[5~7]研究指出, 水泥固化/稳定化重金属污染土中重金属的溶出过程为扩散所控制。因此, 为定量描述铅溶出特性, 可对其扩散系数进行求算分析, 利用 D_e 可对比不同情况下物质的迁移性^[17]。本文采用 ASTM C1308—08^[11]确定 D_e , 具体方法如下。

不同淋滤时间下铅累积溶出率 CFR 的计算式为

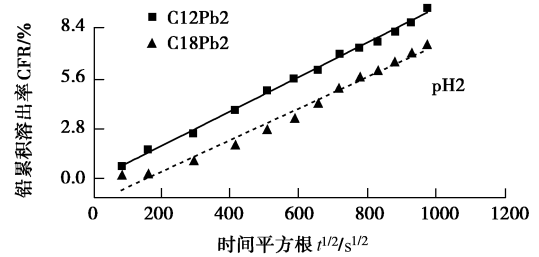
$$CFR = \frac{A_t}{A_0} = 2 \frac{S}{V} \left(\frac{D_e t}{\pi} \right)^{1/2}, \quad (2)$$

通过 CFR - $t^{1/2}$ 拟合直线斜率 r_c 求得 D_e :

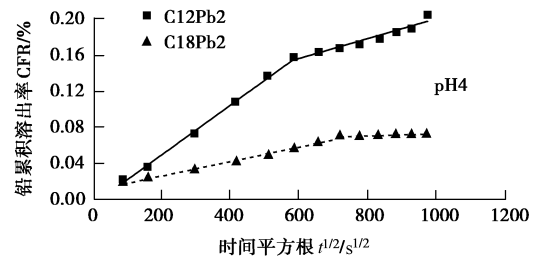
$$D_e = \frac{\pi}{4} \left(\frac{r_c V}{S} \right)^2. \quad (3)$$

式 (2)、(3) 中: A_t 为时间 t 时铅溶出量 (mg); A_0 为土样中初始铅质量 (mg); S 为土样表面积 (cm^2); V 为土样体积 (cm^3)。ASTM C1308-08^[11]称 D_e 为有效扩散系数 (effective diffusion coefficient), Rowe 等^[18]称之为阻滞的扩散系数 (retarded diffusion coefficient)。

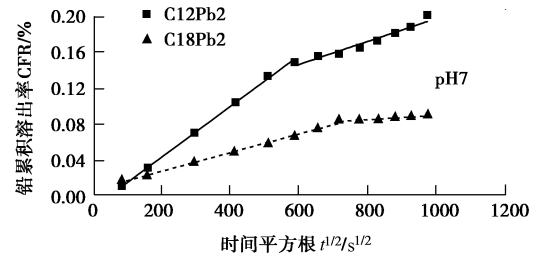
图 4 给出了铅累积溶出率 CFR 与 $t^{1/2}$ 关系。由图 4 可见: 当淋滤液初始 pH=2 时, CFR 与 $t^{1/2}$ 线性关系很好, 表明铅溶出的控制方式为扩散^[17, 19-22]; 当淋滤液初始 pH=4 或 7 时, CFR - $t^{1/2}$ 关系图明显分成两段直线, 计算其 D_e 时分为两段来计算。通过拟合直线的斜率求得 D_e , 见表 2; 标准养护 28 d 时各配比土样的干密度 ρ_d 和含水率 w 见表 1。由表 1 可见, 淋滤前后土样的干密度基本不变, 因此干密度对 D_e 的影响并不明显, 影响 D_e 的主要因素是淋滤液初始 pH 值和固化剂掺量。



(a)



(b)



(c)

图 4 铅 CFR 与 $t^{1/2}$ 关系

Fig. 4 Relationship between CFR of lead and $t^{1/2}$

表 2 各土样铅有效扩散系数

Table 2 Effective diffusion coefficients of lead

淋滤液 pH	C12Pb2		C18Pb2	
	$D_e/(\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1})$	CFR 变化范围*	$D_e/(\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1})$	CFR 变化范围
2	6.06×10^{-13}	1~13	5.04×10^{-13}	1~13
4	5.19×10^{-16}	1~6	4.14×10^{-17}	1~8
	8.36×10^{-17}	6~13	5.60×10^{-19}	8~13
7	5.23×10^{-16}	1~6	7.31×10^{-17}	1~8
	1.09×10^{-16}	6~13	3.96×10^{-18}	8~13

注: *表示线性拟合和计算 D_e 所采用的 CFR 变化范围。

3.2 铅扩散系数的影响因素分析

结合其他学者关于固化铅污染土的已有研究成果, 分别作 D_e 与淋滤液初始 pH 值、固化剂掺量、干土中初始铅浓度的关系图, 如图 5~7 所示。

由表 2 可见, 铅的 D_e 范围为 $5.60 \times 10^{-19} \sim 6.06 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$, 与国外许多学者的研究成果 (固化土中铅的 D_e 数量级在 $10^{-19} \sim 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ 范围内^[6-7, 17, 19, 23-26]) 一致。而当 $D_e < 3 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$ 时, 污染物迁移性低; $3 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s} < D_e < 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ 时, 污染物迁移性中等;

当 $D_e > 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ 时, 污染物迁移性高^[26]。对于本次研究, 当淋滤液初始 pH=2 时, 对 C12Pb2, C18Pb2, D_e 分别为 6.06×10^{-13} , $5.04 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$ (D_e 为 $3 \times 10^{-13} \sim 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ 范围), 此时水泥土中铅的迁移性为中等程度 (或铅固化/稳定化程度为中等); 当淋滤液初始 pH=4, 7 时, D_e 范围为 $5.60 \times 10^{-19} \sim 5.23 \times 10^{-16} \text{ m}^2/\text{s}$ (均 $< 3 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$), 此时水泥土中铅的迁移性低 (或铅固化/稳定化程度高)。

由表 2, 图 5 可见, 淋滤液初始 pH=2 时 D_e 显著大于 pH=4 或 7 时, 水泥掺量 12% 试样中高 3 个数量级, 水泥掺量 18% 试样中高 4 个数量级。比较 pH=4 与 pH=7 时的 D_e , 不论第 1 段还是第 2 段, 两种情况下的 D_e 很接近。

结合其他学者研究成果 (固化剂为水泥基材料或复合固化剂), 由图 5 可见, 当淋滤液初始 pH 小于 4 时, 随 pH 增大, D_e 有明显减小趋势; 当 pH 大于 4 时, D_e 随 pH 值变化不明显。由此可以推测, 酸性较强液体 (如 pH<4 的酸雨等) 对固化/稳定化铅污染土的扩散系数影响显著; 而弱酸性和中性液体 (如 pH 为 4~7 的降雨等) 对其扩散系数影响不显著。

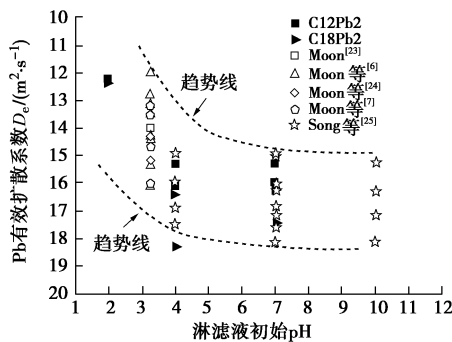


图 5 铅 D_e 与淋滤液初始 pH 关系

Fig. 5 Relationship between D_e of lead and pH of leachant

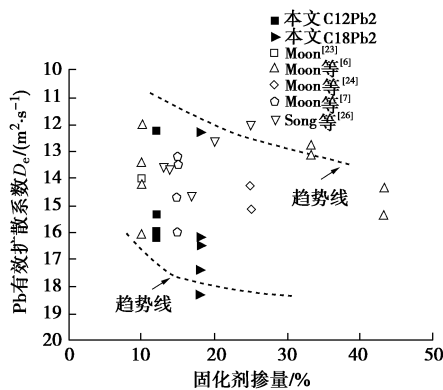


图 6 铅 D_e 与固化剂掺量关系

Fig. 6 Relationship between D_e of lead and binder content

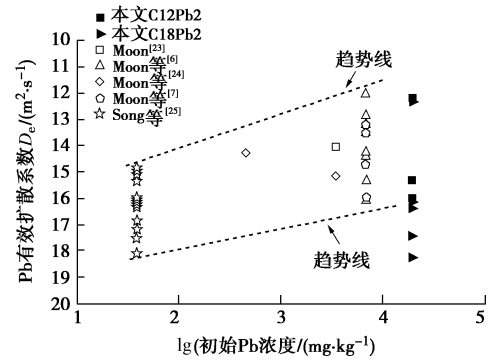


图 7 铅 D_e 与初始铅浓度关系

Fig. 7 Relationship between D_e of lead and initial lead concentration

由表 2 和图 6 可见, D_e 随固化剂掺量增加而减小。例如, 当水泥掺量由 12% 增加到 18% 时, D_e 降低了 17% (淋滤液初始 pH=2), 86%~99% (淋滤液初始 pH=4, 7)。这与图 6 中其他学者的研究结果一致。这一现象的产生主要在于: 固化土的碱性/酸缓冲能力能够限制重金属的溶出^[21], 而增大水泥掺量有利于增强试样的酸缓冲能力^[15], D_e 减小; 同时, 增大水泥掺量使有利于重金属固定的水化产物增多^[16], 使 D_e 减小。

此外, 增大水泥掺量对 pH=2 时的 D_e 降低幅度影响较小 (17%), 而对 pH=4 或 7 时的 D_e 降低幅度影响明显 (86%~89%)。这可能是由于在强酸作用下, 水泥掺量的增加更多地为固化土试样用以中和淋滤液强酸性, 因此对 D_e 影响较小; 而在弱酸或中性条件下, 不需要试样提供过多碱性/酸缓冲能力来中和淋滤液酸性, 故水泥掺量增加可明显降低 D_e 。

图 7 表明了固化/稳定化铅污染土中铅 D_e 与初始铅浓度的关系。由图 7 可知, 随初始铅浓度的增加, 铅的 D_e 有增大的趋势。根据杜延军等^[10]的研究, 随着固化土中重金属浓度的增加, 水化产物 C-S-H、钙矾石 (AFt)、氢氧化钙 (CH) 等数量明显减少, 导致固化土胶结性变弱和结构不致密。这样的结构变化导致 D_e 随铅浓度增加而增大。另一方面, 由于 C-S-H 和 CH 等水化产物的减少, 使固化土的碱性/酸缓冲能力降低^[14], 而固化土的碱性/酸缓冲能力能够限制重金属的溶出^[21]。因此 D_e 随铅浓度增加而增大。

4 结 论

为定量评价水泥固化铅污染土的环境安全特性, 通过半动态淋滤试验, 研究了淋滤液 pH 分别为 2, 4, 7 时水泥固化铅污染土的溶出特性。主要得到以下 3 点结论。

(1) 对铅溶出量研究发现: 当淋滤液初始 pH 为 2 时, 试样中累积铅溶出质量约为 pH 为 4 和 7 时的 47~106 倍; 而 pH 为 4 和 7 时累积铅溶出质量差别不明显。同时, 试样水泥掺量由 12% 提高到 18% 时, 试样累积铅溶出质量降低了 28%~68%。

(2) 对铅有效扩散系数 D_e 研究发现: 淋滤液初始 pH=4 与 pH=7 时 D_e 很接近, 此时 12% 和 18% 水泥掺量对铅的固化/稳定化效果很好; 而淋滤液初始 pH=2 时 D_e 比 pH=4 或 7 的 D_e 高约 3, 4 个数量级。同时, 试样水泥掺量由 12% 提高到 18% 时, 试样 D_e 降低了 17%~99%。

(3) 研究结果表明, 强酸性溶液作用下, 水泥固化铅污染土中铅溶出特性和扩散特性受到明显影响; 同时, 水泥掺量的提高, 使固化铅污染土中铅溶出量和扩散系数减小, 增强了铅的固化/稳定化效果。

参考文献:

- [1] YUKSELEN M A, ALPASLAN B. Leaching of metals from soil contaminated by mining activities[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2001, **87**(1-3): 289 - 300.
- [2] 杜延军, 金 飞, 刘松玉, 等. 重金属工业污染场地固化/稳定处理研究进展[J]. *岩土力学*, 2011, **32**(1): 116 - 124. (DU Yan-Jun, JIN Fei, LIU Song-Yu, et al. Review of stabilization/solidification technique for remediation of heavy metals contaminated lands[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2011, **32**(1): 116 - 124. (in Chinese))
- [3] 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 - 226**: 195 - 201.
- [4] 南京市环境保护局. 2011 年南京市环境状况公报[R]. 南京: 南京市环境保护局, 2012. (Nanjing Environment Protection Administration. Report on the state of environment in Nanjing (2011)[R]. Nanjing: Nanjing Environment Protection Administration, 2012. (in Chinese))
- [5] DE GROOT G J, VAN DER SLOOT H A. Determination of leaching characteristics of waste materials leading to environmental product certification[C]// GILLIAM T M, WILES C C, ed. *Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive and Mixed Wastes*. Philadelphia: American Society for Testing Materials, 1992, **2**: 149 - 170.
- [6] 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**(1/2): 67 - 74.
- [7] MOON D H, DERMATAS D, GRUBB D G. Release of arsenic (As) and lead (Pb) from quicklime-sulfate stabilized/solidified soils under diffusion-controlled conditions[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, **169**(1/2/3/4): 259 - 265.
- [8] CUISINIER O, BORGNE T L, DENELEE D, et al. Quantification of the effects of nitrates, phosphates and chlorides on soil stabilization[J]. *Engineering Geology*, 2011, **117**(3/4): 229 - 235.
- [9] 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**(2): 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**(2): 784 - 794. (in Chinese))
- [10] 杜延军, 蒋宁俊, 王 乐, 等. 水泥固化锌污染高岭土强度及微观特性研究[J]. *岩土工程学报*, 2012, **34**(11): 2114 - 2120. (DU Yan-Jun, JIANG Ning-Jun, WANG Le, et al. Strength and microstructure characteristics of cement-based solidified/stabilized zinc-contaminated kaolin[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2012, **34**(11): 2114 - 2120. (in Chinese))
- [11] ASTM C1308—08 Standard method for accelerated leach test for diffusive release from solidified waste and a computer program to model diffusive, fractional leaching from cylindrical waste forms[S]. 2009.
- [12] 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))
- [13] BONEN D, SARKER S L. The present state of the art of immobilization of hazardous heavy metals in cement-based materials[M]// GRUTZECK M W, SARKER S L, eds. *Advances in Cement and Concrete*. New York: American Society of Civil Engineers, 1994: 481 - 498.
- [14] LI X D, POON C S, SUN H, et al. Heavy metal speciation and leaching behaviors in cement based solidified/stabilized waste materials[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2001, **82**(3): 215 - 230.
- [15] KNOP A, VANGULCK J, HEINECK K S, et al. Compacted artificially cemented soil-acid leachate contaminant

- interactions: Breakthrough curves and transport parameters[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, **155**(1/2): 269 - 276.
- [16] RICOU-HOEFFER P, LECUYER I, LE C P. Experimental design methodology applied to adsorption of metallic ions onto fly ash[J]. Water Research, 2001, **35**(4): 965 - 976.
- [17] DUTRÉ V, VANDECASTEELE C. An evaluation of the solidification/stabilisation of industrial arsenic containing waste using extraction and semi-dynamic leach tests[J]. Waste Management, 1996, **16**(7): 625 - 631.
- [18] ROWE R K, QUIGLEY R M, BRACHMAN R W I, et al. Barrier systems for waste disposal facilities[M]. London: Spon Press, 2004.
- [19] DELL'ORSO M, MANGIALARDI T, PAOLINI A E, et al. Evaluation of the leachability of heavy metals from cement-based materials[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, **227**: 1 - 8.
- [20] SOPHIA A C, SWAMINATHAN K. Assessment of the mechanical stability and chemical leachability of immobilized electroplating waste[J]. Chemosphere, 2005, **58**(1): 75 - 82.
- [21] SINGH T S, PANT K K. Solidification/stabilization of arsenic containing solid wastes using portland cement, fly ash and polymeric materials[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, **131**(1): 29 - 36.
- [22] VANDECASTEELE C, BROECK K V D, DUTRÉ V. ICP-MS, hydride generation-ICP-MS, and CZE for the study (analysis and speciation) of solidification/stabilisation of industrial waste containing arsenic[J]. Waste Management, 2000, **20**(2): 211 - 216.
- [23] MOON D H. Lead leachability from quicklime treated soils in a diffusion controlled environment[J]. Environmental Engineering Research, 2005, **10**(3): 112 - 121.
- [24] MOON D H, DERMATAS D. Arsenic and lead release from fly ash stabilized/solidified soils under modified semi-dynamic leaching conditions[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, **141**(2): 388 - 394.
- [25] SONG F Y, GU L, ZHU N W, et al. Leaching behavior of heavy metals from sewage sludge solidified by cement-based binders[J]. Chemosphere, 2013, **92**(4): 344 - 350.
- [26] MALVIYA R, CHAUDHRY R. Leaching behavior and immobilization of heavy metals in solidified/stabilized products[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, **137**(1): 207 - 217.

勘 误 1

本刊 2013 年第 35 卷增刊 2 “中国博览会会展综合体室外展场地基处理设计”（作者：谈永卫，吴江滨，陈 畅）一文中，结论前 4 段与结论重复，应删去。图 6 有误，应更正为

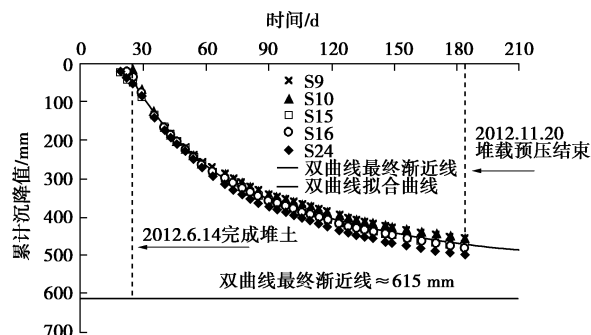


图 6 50 kPa 使用荷载区域堆载预压沉降 - 时间关系图

Fig. 6 Settlement-time curves loading area of 50 kPa

特此更正，并向广大读者致歉。

（本刊编辑部）