

以膨润土为辅助添加剂固化/稳定化污泥的试验研究

朱伟^{1,2}, 林城², 李磊³, 大木宜章⁴

(1. 河海大学水文水资源及水利工程科学国家重点实验室, 南京 210098; 2. 河海大学土木工程学院, 南京 210098; 3. 河海大学科学研究院, 南京 210098; 4. 日本大学生产工学部, 日本 千叶县习志野市 275-0006)

摘要: 针对传统以水泥固化污泥, 带来的水泥用量大与固化体的浸出液 pH 过高等问题, 提出了以膨润土为添加剂辅助水泥固化/稳定化污泥的思路. 通过开展无侧限抗压强度试验、毒性浸出试验, 测量掺入膨润土后污泥固化体的强度、重金属浸出率、浸出液 COD 及 pH 值, 研究该固化/稳定化方法的效果. 结果表明, 膨润土的掺入极大地提高了固化体的抗压强度, 将掺入量为 0.4 (相对污泥的质量比) 的水泥一半用膨润土替代时, 固化体的强度提高了 6 左右. 体积安定性也能够满足要求. 随膨润土掺入量增加, 固化体中锌、铅的浸出率与浸出液的 pH 值呈现不断减小的趋势, 锌与铅的浸出率分别由 6.9% 下降至 0.25%, 9.6% 下降至 5%, pH 值由 12.3 下降至 12.1. 在强碱条件下及烘干或风干条件下, 铜会随着有机物的分解而析出, 从而增加铜的浸出率, 而膨润土的加入能弥补水泥造成的强碱环境及风干或烘干过程对固化污泥中铜的稳定产生的不利影响.

关键词: 污泥; 膨润土; 重金属; pH 值; COD; 固化/稳定化

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)05-1020-06

Solidification/Stabilization (S/S) of Sludge Using Calcium-Bentonite as Additive

ZHU Wei^{1,2}, LIN Cheng², LI Lei³, T. Ohki⁴

(1. State Key Laboratory of Hydrology Water Resources and Hydraulic Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. College of Civil Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 3. Research Academy of Hohai University, Hohai University, Nanjing 210098, China; 4. Department of Civil Engineering, College of Industrial Technology, Nihon University, Tiba Narashino 275-0006, Japan)

Abstract: Cement-based S/S of sludge confronted the problems of consuming the large amount of cement and high pH leaching from solidified sludge. This research utilized calcium-bentonite as additive to assist cement-based S/S of sludge. Unconfined compressive strength (UCS) test and leach test were conducted to assess its effect by measuring UCS of the solidified sludge, leaching ratio of heavy metal, COD and pH of leachate from the solidified sludge. The results show that compressive strength of the solidified sludge increases remarkably after adding calcium-bentonite, and when half of cement content of 0.4 (to sludge by weight) is replaced by bentonite, strength of the solidified sludge increases nearly 6 times. Furthermore, volume of the solidified sludge after adding bentonite changes small. With calcium-bentonite adding, leaching Zn, Pb and pH from the solidified sludge appears in a declining trend, zinc and lead leaching ratios decrease from 6.9% to 0.25%, 9.6% to 5% respectively and pH decreases from 12.3 to 12.1. Copper would be leached out as organics dissolve at high pH or natural drying conditions, which increases leaching ratio of copper from sludge. However, bentonite can reduce these bad influences and improve stability of copper stable in the solidified sludge.

Key words: sludge; calcium-bentonite; heavy metal; pH; COD; solidification/stabilization

污泥是污水处理厂在污水处理过程中产生的沉淀物质, 我国每年排放干污泥约为 550 万 ~ 600 万 t, 且呈不断增加的趋势^[1]. 污泥中有机质、重金属含量很高, 而且还含有大量的病原微生物, 如果处理不好将会带来对周围环境的二次污染. 因此, 寻找污泥处理处置的新途径将是十分迫切. 固化稳定化方法是一种廉价、可行的资源化方法, 它不仅可作为污泥卫生填埋、最终处置及利用的预处理方法^[2,3], 而且可以将污泥换为填土材料或经过预处理后作为填埋场的盖层材料等进行资源化再利用^[4~6].

污泥由于高含水率、高有机物含量及各种重金属等因素会阻碍水泥水化产物的形成, 为了达到污泥固化/稳定化处理的效果就需加入大量的水泥来克服这些不利的影响. 然而掺入大量的水泥势必会

增加污泥固化处理的成本, 同时也会使污泥固化体浸出液的 pH 值过高. 而固化污泥在再利用过程中, 与地下水或地表水接触时, 污泥固化体产生的强碱会危害生态系统中的水质^[7]. 膨润土是一种无机高活性的火山灰粘土材料, 它具有强的吸水性及离子吸附能力. 膨润土由于具有这种强吸附性而被广泛应用于污水净化处理中. 有研究表明^[8], 在 10 mg/L 离子溶液中加入 0.1% 的膨润土, 重金属 Zn、Cu、Pb 的去除率达到 80% 以上. 根据膨润土的这些功能,

收稿日期: 2006-05-17; 修订日期: 2006-08-01

基金项目: 国家自然科学基金项目(50379011); 江苏省环保科技项目(2005013)

作者简介: 朱伟(1962 ~), 男, 博士, 教授, 博士生导师, 主要研究方向为固体废弃物处理与处置及城市水环境修复, E-mail: weizhu@jlonline.com

本研究提出以膨润土为添加剂辅助水泥固化处理污泥的思路,即在污泥水泥系统中掺入一定量的膨润土辅助水泥固化处理污泥,试图通过膨润土的吸附能力来弥补因减少水泥用量可能带来的污染物浸出增多的问题,同时又能达到提高污泥固化体强度及稳定污染物质的目的.通过选择价格约为水泥价格一半的钙基膨润土为添加剂,研究在低水泥掺入水平时,膨润土对污泥固化体强度、体积变化及污染物

稳定的影响,进而明确膨润土作为辅助材料进行固化/稳定化处理的可行性问题.

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验所用的污泥取自南京江心洲污水厂,污泥的性质如表 1 所示,可以看出污泥含有大量水和有机物.水泥为南京江南水泥厂 32.5[#] 普通硅酸盐水

表 1 污泥的基本性质指标
Table 1 Physical and chemical characteristics of sludge

含水率/%	密度/g·cm ⁻³	比重	pH	塑限指数/%	有机质/%	Cu/mg·kg ⁻¹	Zn/mg·kg ⁻¹	Cd/mg·kg ⁻¹	Pb/mg·kg ⁻¹
75.8	1.05	1.61	7.07	256.1	42.8	199	505	26	116

泥,其基本化学指标见表 2.膨润土为南京汤山膨润土生产的钙基膨润土,基本性质如表 3.从表 3 可以看出钙基膨润土具有高吸水率、高吸附量等特性.

1.2 试验方法

表 2 水泥的基本性质指标/%
Table 2 Chemical composition of cement/%

SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO
21.4 ~ 22.2	4.75 ~ 5.83	3.31 ~ 3.91	64.39 ~ 66.23	1.12 ~ 2.08

表 3 膨润土的基本性质指标¹⁾
Table 3 Basic characteristics of calcium-bentonite

SiO ₂ /%	Al ₂ O ₃ /%	CaO/%	MgO/%	Fe ₂ O ₃ /%	FeO/%	TiO ₂ /%	MnO/%	K ₂ O/%	Na ₂ O/%	P ₂ O ₃ /%	H ₂ O/%
70.49	16.14	2.02	2.72	1.89	0.23	0.11	0.05	0.88	0.14	0.03	5.57
膨胀度/mL·g ⁻¹			吸水率(2 h)/%			CEC/mmol·(100 g) ⁻¹			粒度(180 目)/%		
9.5			≥180			79.2			95		

1) 部分指标引自文献[9]

为了检验膨润土作为辅助添加剂固化/稳定化污泥的效果,分别改变水泥和膨润土的掺入量,研究对污泥固化效果与稳定化效果.固化效果以无侧限抗压强度为参考指标,稳定化效果则采用毒性浸出试验测浸出体的重金属与有机物(以 COD 表示)浸出能力.根据污泥中含有较高的铜、锌、铅,毒性浸出试验将主要测量这 3 种元素.参考正交试验的设计方案,采用如表 4 所示的试验方案.掺入量是指每 kg 湿污泥中掺入的水泥或膨润土质量.试验时,首先将膨润土按比例掺入污泥当中,在搅拌器中充分搅拌均匀后,再加入水泥进行搅拌,并根据土工实验规范 GBT 50123-1999 要求(试样高度和直径比为 2:1 ~ 2.5:1),试样直径 3.91 cm,高度 8 cm,分 3 层装入制样模具,每层振动 2 min 后再装入下一层.制样后置于恒温恒湿箱中养护,养护 1 d 后脱模,脱模后继续养护至试验龄期(7 d)进行无侧限抗压强度试验.根据抗压强度试验结果(具体数据没有列出),当水泥掺入量与膨润土掺入量分别为 0.2 时,针对不同

表 4 污泥与水泥、膨润土混合的试验方案/kg·kg⁻¹

Table 4 Mix design of sludge, cement and calcium-bentonite/kg·kg⁻¹

水泥掺入量		膨润土掺入量		
0.1	0	0.1	0.2	0.4
0.2	0	0.1	0.2	0.4
0.4	0	0.1	0.2	0.4

初始含水率的污泥,进行固化/稳定化得到的抗压强度都大于 100 kPa,能满足填土的强度^[10](≥100 kPa)与填埋处理的强度^[11](≥50 kPa)要求,因此,以掺入量 0.2 为参考量,取其中污泥、膨润土、水泥质量比为 1:0:0.2、1:0.1:0.2、1:0.2:0.2、1:0.4:0.2、1:0.2:0.1、1:0.2:0.4、1:0.2:0 试样,研究固化污泥的污染稳定化规律.将试样风干,然后碾碎过 2 mm 筛,根据毒性浸出试验方法 GB 5086.2-1997,将过筛的土样与去离子水按质量比为 1:10 的土水比混合,振荡 8 h 后静置 16 h,取混合液的上清液并抽真空过 0.45 μm 滤膜,将过滤后的溶液用原子吸收

分光光度计(上海精密仪器厂)测铜、锌、铅的浓度,用紫外分光光度计(美国 hach)测定 COD, pH 计(上海精密仪器厂)测定 pH 值.

2 结果与讨论

2.1 固化污泥的强度

按照上述试验方法,获得膨润土掺入量以及水泥掺入量和污泥固化强度(7 d 龄期)的关系如图 1、2 所示.由图 1 可知,当只掺入水泥时,固化污泥的强度极低,随着水泥掺入量的增加固化体的强度几乎没有增加,而是一直保持很低的水平,最大强度(水泥掺入量 0.4)仅为 18 kPa.随着膨润土的加入,固化体的强度迅速增加,膨润土掺入量与水泥掺入量分别为 0.1(两者之和为 0.2)时,固化体的强度就可达到 35 kPa;当膨润土掺入量与水泥掺入量分别为 0.2(两者之和为 0.4)时,固化体强度达到 114 kPa,约为原来只加水泥(掺入量 0.4)时固化体强度的 6 倍多.由图 2 可知,在低水泥掺入量(≤ 0.4)时,固化体强度与膨润土添加量之间呈线性的增长关系.当水泥掺入量由 0 增加到 0.4 时,固化体强度与膨润土添加量间的斜率明显提高,这说明在相对较高水泥掺入量下,膨润土对固化体强度的贡献越显著.

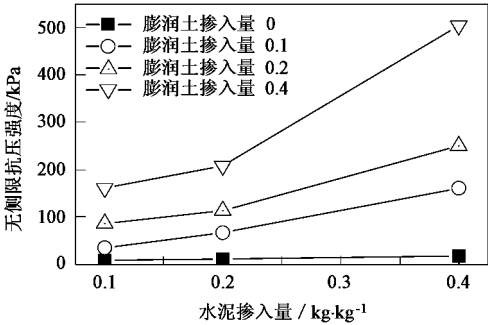


图 1 无侧限抗压强度与水泥掺入量的关系(7 d 龄期)
Fig.1 Relationship between unconfined compressive strength and cement content (curing time: 7 d)

综合以上分析,以膨润土为辅助添加剂,水泥固化污泥的强度得到了显著提高.因此,从污泥强度要求的角度考虑,加膨润土可以极大降低水泥的用量,从而降低污泥处理的成本,约可以降低为只掺入水泥时的 1/5.

膨润土的掺入,水泥与污泥固化体系效果较好主要有以下原因:污泥含水率(见表 1)过高,不利于水泥水化物的形成,因为水量过高水泥颗粒过于

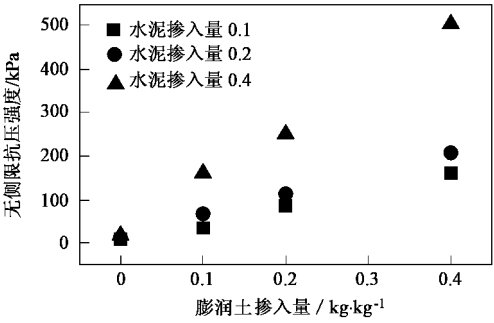


图 2 无侧限抗压强度与膨润土掺入量的关系(7 d 龄期)
Fig.2 Relationship between unconfined compressive strength and bentonite content (curing time: 7 d)

分散,颗粒水化反应后将不能连成整体,从而不能形成骨架结构,因此固化体的强度难于形成^[12,13],只有通过添加大量的水泥克服这个不利的影响.掺入膨润土,通过膨润土极强的吸水性及凝聚作用,减少水泥颗粒在孔隙水溶液中分布的距离,促进水泥颗粒在水化反应后形成整体,最终形成强度;污泥含水率、有机质含量高而无机物含量较小,研究表明无机粘土(淤泥)的掺入极大地改善了污泥的无机物含量,为污泥提供了骨架支撑^[14].而本研究选用的膨润土也为无机粘土,它的掺入为污泥提供了骨架,因此有利于在水泥水化产物通过胶结作用将这些无机骨架颗粒连成整体骨架,最终形成固化体强度;锌、铜等重金属及有机物对水泥的水化反应有阻碍作用将不利于水化产物的形成^[15,16].而掺入膨润土,利用膨润土高的吸附能力吸附这些不利于水化反应的无机物与有机物,可以促进水泥水化产物的形成,从而有利于固化体强度的形成.

2.2 固化污泥体积安定性

由于膨润土在水溶液体系中,容易分散发生体积膨胀,因此膨润土的加入是否会引起固化体体积的膨胀则需要进行考虑,同时如果固化污泥的体积增加太大,就会增加后处理的费用.因此,研究对处理前后污泥体积的变化也是一个重要的指标.由文献[14],假定固化处理前后遵守质量守恒,污泥固化的增容比 λ 可以通过下式进行计算:

$$\lambda = \frac{V_{\text{固化}}}{V_{\text{污泥}}} = \frac{m_{\text{污泥}} + m_{\text{水泥}} + m_{\text{膨润土}}}{m_{\text{污泥}}} \times \frac{\rho_{\text{污泥}}}{\rho_{\text{固化}}} \quad (1)$$

式中, V 表示体积, m 表示质量, ρ 表示密度.已知固化材料的掺入量以及污泥和固化后的密度,即可通过式求出固化的增容比.按照式(1)求出的增容比和水泥掺入以及膨润土掺入量关系如图 3、4 所示.

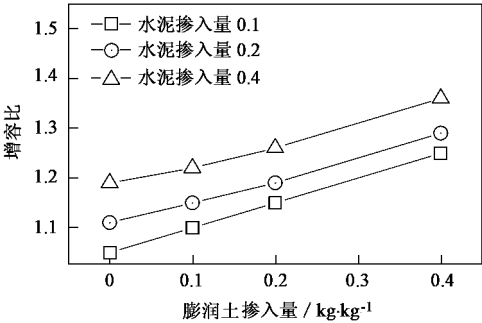


图 3 增容比与膨润土掺入量的关系(7 d 龄期)

Fig.3 Relationship between ratio of volume increase of solidified sludge and bentonite content (curing time: 7 d)

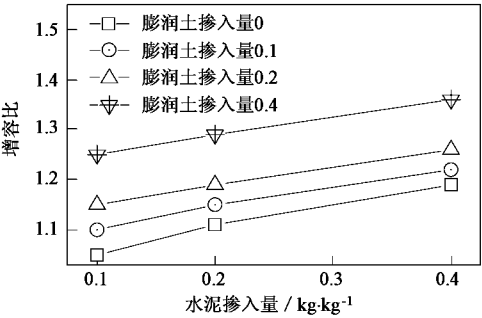


图 4 增容比与水泥掺入量的关系(7 d 龄期)

Fig.4 Relationship between ratio of volume increase of solidified sludge and cement content (curing time: 7 d)

由图 3、4 可知,膨润土的掺入对固化体体积增长无显著的影响,增长幅度在 0~20% 间,略高于水泥掺入对固化体体积增长的影响,其增长幅度在 0~15%。这可能是水泥加入下污泥中孔隙水钙离子浓度迅速提高,抑制了膨润土颗粒的分散,进而降低膨润土的膨胀,也可能是孔隙水中的憎水性物质(如油)吸附在膨润土表面起到了疏水的作用从而抑制了膨润土的膨胀。因此,可以认为以膨润土为辅助添加剂,对水泥固化污泥的体积安定性影响较小。

2.3 固化污泥重金属的稳定性

2.3.1 污泥固化体浸出液的 pH

浸出液的 pH 值变化情况如图 5 所示。从图 5 可以看出,当水泥掺入量固定(为 0.2)时,浸出液的 pH 值随膨润土添加呈现先增加后减小的趋势, pH 从 12.3(膨润土掺入量 0.1 时)降低为 12.1(膨润土掺入量为 0.4 时)。在考虑污泥的强度、重金属稳定性,又要考虑 pH 不能过高时,有色金属工业固体废物污染控制标准(CB5085-85)规定 $pH < 12.5$, 掺入膨润土对固化/稳定化污泥将变得十分有意义。当膨润

土掺入量固定(为 0.2)时,浸出液的 pH 值则随着水泥掺入量增加而不断增加,当水泥的掺入量为 0.4 时浸出液的 $pH = 12.6$,超过了规定的上限。因此,对于考虑固化污泥浸出液 pH 的要求时,水泥的掺入量则不能过高。在满足固化污泥强度要求的前提下,要尽可能减少水泥的用量。

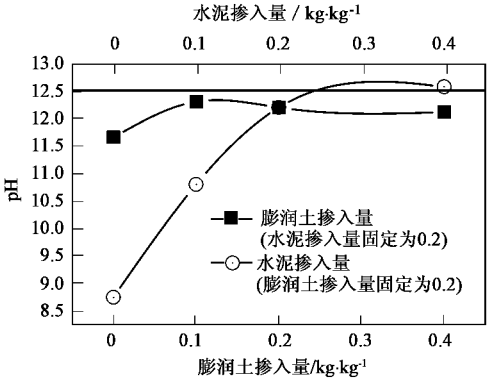


图 5 浸出液 pH 值与膨润土掺入量或水泥掺入量的关系(7 d 龄期)

Fig.5 pH of leachate from solidified sludge at various cement content or bentonite content (curing time: 7 d)

2.3.2 污泥固化体浸出液的重金属

为了反映固化污泥重金属浸出难易程度,本研究采用重金属浸出率作为衡量指标,即单位污泥浸出的重金属质量与单位污泥含有的重金属总质量的比值。结合表 5 与图 6 可以看出,污泥经固化处理后其中锌的浸出率显著降低,从原来的 6.9% 下降至 0.25%,并且随膨润土的加入(水泥的掺入量为 0.2),锌的浸出率总体上降低。当膨润土掺入量为 0.2 时,随着水泥掺入量增加,锌的浸出率呈现先减小后增加的趋势,这是因为锌是两性金属^[17],即在碱性条件下,锌以氢氧化物的形式沉淀下来,因此锌的浸出率出现先减小的趋势,当碱性增强时(水泥掺入量增加),pH 达到 12 左右,原来氢氧化锌,氧化物则部分生成可溶性的物质,因此锌的浸出率呈现增加。

表 5 原泥(未固化污泥)浸出液基本化学指标				
Table 5 Leaching characteristics of untreated sludge				
Zn/%	Cu/%	Pb/%	COD/mg·L ⁻¹	pH
6.9	5.7	9.6	3210	7.07

固化污泥中铅的浸出率随膨润土与水泥掺入的变化,如图 7 示。同原泥(见表 5)相比固化污泥铅的浸出率也是明显减少,当膨润土掺入量为 0.4 时固

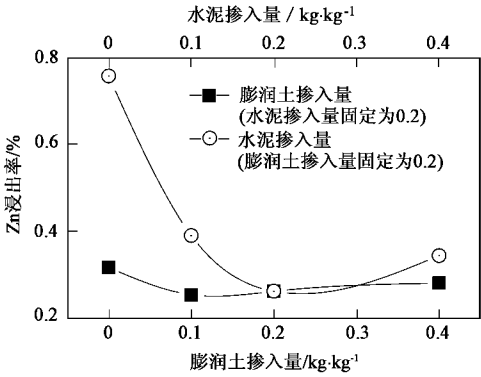


图 6 Zn 浸出率与膨润土掺入量或水泥掺入量的关系(7 d 龄期)

Fig.6 Leaching of Zn from solidified sludge at various cement content or bentonite content (curing time:7 d)

化污泥铅的浸出率约为原泥中铅的浸出率的一半. 固化污泥铅的浸出率总体上随膨润土掺入量的增加而减少,由单加水泥时的 7%下降至 5%(膨润土掺入量为 0.4 时)说明膨润土的掺入,有利于水泥稳定化污泥中的铅.而铅的浸出率随水泥掺入的变化情况与锌的浸出随水泥掺入的变化相类似,也是呈现先减小后增加的趋势.这也与铅受酸碱条件的变化而呈现出的两面性有关^[17].因此,在 pH 值为主要因素控制固化污泥中铅的稳定时,当水泥掺入过多时,固化污泥系统的 pH 过高(>12)将有利于铅的溶出.

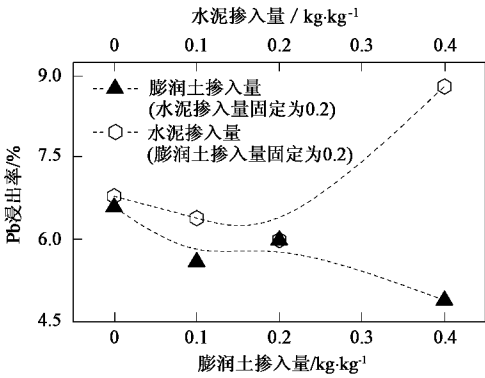


图 7 Pb 浸出率与膨润土掺入量或水泥掺入量的关系(7 d 龄期)

Fig.7 Leaching of Pb from solidified sludge at various cement content or bentonite content (curing time:7 d)

固化污泥铜的浸出能力及浸出液的 COD 如图 8、9 所示.结合表 5 可以看出,污泥固化后铜的浸出率比原泥中铜的浸出率明显增加,在水泥或膨润土掺入量为 0.1 时固化体浸出液的 COD 也比原泥(未处理污泥)浸出液的 COD 高.随着膨润土或水泥掺

入量的增加,铜的浸出率与浸出液的 COD 呈现相似的变化规律,即铜浸出率与浸出液的 COD 呈现先增加后减小的规律. Ping 等^[18]在研究石灰处理污泥中铜的浸出时,也发现相似的现象,即石灰处理污泥中铜的浸出率要明显高于原泥中铜的浸出率,且铜的浸出率和有机物的浸出呈相似的规律.这是因为铜主要以有机结合态赋存在污泥中,当碱性固化材料(水泥或石灰)加入时,污泥中的 pH 值迅速升高,在强碱条件下及烘干或风干条件下,铜会随着有机物的分解而析出,通常以酸可溶解或可交换态的等更不稳定的形式存在.但同时也观察到,在水泥掺入量固定为 0.2,当膨润土掺入量超过 0.1 时,随膨润土的增加固化污泥铜的浸出率与有机物的浸出量(COD)不断降低.这说明膨润土的加入能弥补水泥造成的强碱环境及风干或烘干过程对固化污泥中铜的稳定产生的不利影响.

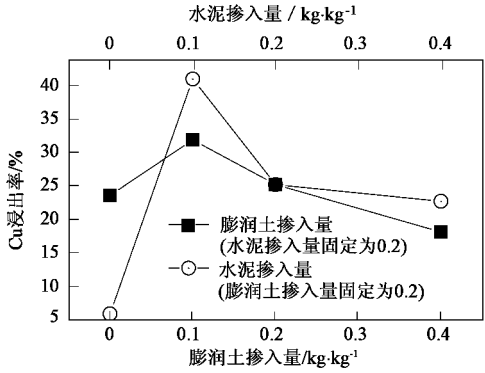


图 8 Cu 浸出率与膨润土掺入量或水泥掺入量的关系(7 d 龄期)

Fig.8 Leaching of Cu from solidified sludge at various cement content or bentonite content (curing time:7 d)

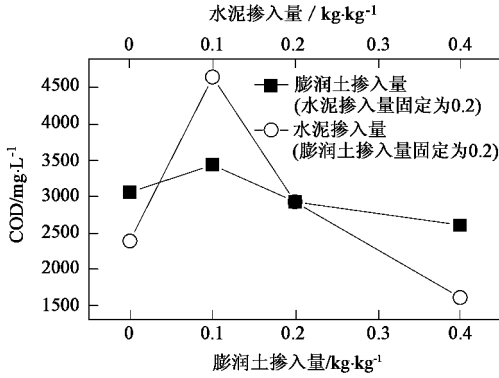


图 9 浸出液 COD 与膨润土掺入量或水泥掺入量的关系(7 d 龄期)

Fig.9 COD of leachate from solidified sludge at various cement content or bentonite content (curing time:7 d)

以上的试验结果表明,膨润土的加入对水泥固

化处理污泥的重金属稳定性发挥积极的作用,这与膨润土具有强的吸附能力有关,并且膨润土的吸附能力随 pH 的升高而增强(在重金属不产生沉淀的情况下)^[19].掺入膨润土使得固化体 pH 值降低但固化体重金属浸出率、浸出液的 COD 没有增加反而也在减少,这说明碱性条件对污泥污染物的稳定所发挥的作用减小了,而污泥固化体中膨润土却在相对较高的 pH 值下发挥了较强的吸附作用,从而总体上促进了固化污泥中重金属、有机物的稳定.

3 结论

(1)单加水泥时固化体的强度保持很低的水平,膨润土掺入显著地提高了污泥固化体的强度.

(2)膨润土掺入与水泥掺入对污泥增容比的影响相接近,因此说明在污泥水泥系统中膨润土对固化体体积安定性影响较小.

(3)膨润土的掺入促进了污泥中锌、铅的稳定.

(4)水泥的掺入显著提高了固化体浸出液的 pH,而膨润土掺入则有利地降低了固化体浸出液的 pH.为此在强度等其它条件满足的前提下,降低水泥掺入量,提高膨润土的掺入量将更为合理.

(5)固化体中铜的浸出率与浸出液的 COD 随水泥或膨润土的掺入呈现相似的变化规律,说明污泥中铜与有机物存在依附关系.在强碱条件下及烘干或风干条件下,铜会随着有机物的分解而析出,而膨润土的加入能弥补水泥造成的强碱环境及风干或烘干过程对固化污泥中铜的稳定产生的不利影响.

(6)以膨润土为辅助添加剂固化/稳定化污泥不仅有利于污泥固化体强度的形成,减少水泥用量,降低处理成本,也有利于污泥的重金属稳定,降低固化体浸出液的 pH,从而减少污泥对周围环境的影响.

参考文献:

[1] 马娜,陈玲,何培松,等.城市污泥资源化利用研究[J].生态学杂志,2004,23(1):86~89.
[2] 赵乐军,戴树桂,辜显华.污泥填埋技术应用进展[J].中国给水排水,2004,20(4):27~30.
[3] 王伟,袁光钰.我国固体废弃物处理处置现状与发展[J].环境科学,1997,18(2):87~90.

[4] Gurjar B R. Sludge Treatment and Disposal[M]. The Netherlands: A A Balkema, 2001. 97~101.
[5] 朱伟,李磊,林城.生物化学作用对污泥固化体渗透性的影响[J].岩土力学,2006,27(6):933~938.
[6] Kamon M, Inazumi S, Rajasekaran G, et al. Evaluation of waste sludge compatibility for landfill cover application[J]. Soil and Foundations, JGS, 2002, 42(4):13~27
[7] Ja Hyeung Jeoung. Solidification/stabilization of dredged sludge with low alkalinity additives and geo-environmental assessment[D]. Kyoto: Kyoto University, 2003. 1~10.
[8] Fushimi H. On the adsorption removal phenomenon and recovery technique of heavy metal ions by use of clay minerals[R]. Tokyo: Department of Physics and Chemical Science, Waseda University, 1980. 88.
[9] 于华,刘子利,张雪凤,等.硅溶胶改性膨润土的研究[J].硅酸盐通报,2005,(4):36~39.
[10] Laugesen J, Moskeland T, Kelley A, et al. Innovative technology for stabilization of contaminated sediments in Trondheim harbour [A]. In: Pellei M, Porta A. Proceedings of the Second the International Conference on Remediation of Contaminated Sediments [C]. Columbus: Battelle Press, 2003. paper K-06.
[11] Koenig A, Kay J N, Wan I M. Physical Properties of Dewatered Wastewater Sludge for Landfilling [J]. Water Science and Technology, 1996, 34(3~4):533~540.
[12] Glasser F P. Fundamental Aspects of cement solidification and stabilization[J]. Journal of Hazardous Materials, 1997, 52:151~170.
[13] Adaska W S, Tresouthick S W, West P B. Solidification and stabilization of wastes using portland cement[R]. Skokie, Illinois: Portland Cement Association, 1991. 1~16.
[14] 李磊,朱伟,林城.骨架构建法进行污泥固化处理的试验研究[J].中国给水排水,2005,21(6):41~43.
[15] Yousuf M, Mollah A. An infrared spectroscopic examination of cement-based solidification/stabilization systems—portland types V and Ip with zinc[J]. Journal of Environmental Science and Health, 1992, 27(6):1503~1519.
[16] Lin C F, Lin T T, Huang T H. Leaching processes of the dicalcium silicate and copper oxide solidification/stabilization system [J]. Toxicological and Environmental Chemistry, 1994, 44(1):88~99.
[17] 严建华,李建新,池涌.不同渗滤条件下垃圾焚烧飞灰中重金属的渗滤特性[J].环境科学,2004,25(4):139~142.
[18] Ping C H, Shang L L. Fractionation and leachability of Cu in lime-treated sewage sludge[J]. Water Research, 1998, 32(4):1103~1108.
[19] 杭瑚,胡博璐,马兵,等.膨润土吸附-凝聚法处理污水中的重金属离子[J].环境科学研究,1994,7(1):48~52.