

垃圾填埋场衬垫土壤材料对 Cr(VI) 的吸附特性研究

陆海军^{1, 2}, 栾茂田^{1, 2}, 张金利^{1, 2}, 于永鲜³

(1. 大连理工大学土木水利学院, 辽宁 大连 116085; 2. 大连理工大学海岸和近海工程国家重点实验室, 辽宁 大连 116085; 3. 大连理工大学化工学院化学系, 辽宁 大连 116085)

摘要: 通过静态平衡吸附试验对采用颗粒活性炭及酸化活化膨润土改良的垃圾填埋场衬垫土壤材料吸附重金属的特性进行了观察。试验结果表明: 研究中的所有土壤样本对 Cr(VI) 的吸附属于非线性的 Langmuir 模式。经颗粒活性炭及酸化活化膨润土改良的衬垫土壤材料与天然黏土材料相比, 对 Cr(VI) 的吸附强度有了很大的提高, 说明颗粒活性炭和酸化活化膨润土可以作为改良衬垫土壤的材料去吸附重金属。所有土壤样本对 Cr(VI) 的吸附量均随着温度的升高而增大, 随着土壤固体颗粒浓度的增大而减小。Langmuir 等温参数(q_m , b)随着土壤固体颗粒浓度的增大而呈对数性减小, 但随着土壤固体颗粒浓度进一步增大到某一临界值(例如 200 g/L), 其值基本稳定了, 另外等温参数也随着温度的升高呈线性增大的趋势。由试验结果可以得出, 采用较低的土壤固体颗粒浓度所确定的吸附参数值不适合模拟实际工程条件, 其值将引起对垃圾填埋场衬垫的迟滞因子作出过高估计。因此, 为了获得与实际工程条件比较接近的吸附参数值, 静态平衡吸附试验必须在一个充分大的固体颗粒浓度条件下进行。

关键词: 垃圾填埋场衬垫; 重金属; 吸附等温参数; 吸附量

中图分类号: TV131.2

文献标识码: A

文章编号: 1000-4548(2009)07-1002-07

作者简介: 陆海军(1979-), 男, 河北秦皇岛人, 博士, 从事渗流力学与环境岩土工程方面的研究。E-mail: luhaijun111@163.com。

Adsorption of Cr(VI) onto landfill liner-soil materials

LU Hai-jun^{1, 2}, LUAN Mao-tian^{1, 2}, ZHANG Jin-li^{1, 2}, YU Yong-xian³

(1. State Key Laboratory of Coastal and Offshore Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116085, China; 2. School of Civil and Hydraulic Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116085, China; 3. Department of Chemistry, School of Chemical Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116085, China)

Abstract: The adsorption capacity of landfill liners containing granular activated carbon (GAC), or bentonite activated by acid, for Cr(VI) is investigated by the batch tests. The results show that the Cr(VI) sorption to all soil samples is nonlinear and characterized by a Langmuir isotherm model. Both the GAC and activated bentonite can be used as sorptive amendments for trapping Cr(VI) in landfill liners. The adsorption capacity of Cr(VI) onto all the soils increases with increasing temperature, and decreases with an increase of soil-solid concentration. As the soil-solid concentration increases, the Langmuir isotherm parameters(q_m , b) first decreases logarithmically, but then stabilizes when the soil-solid concentration exceeds a critical value (e.g., 200 g/L). The isotherm parameters also increase linearly with increasing temperature. It is concluded that the values of the isotherm parameters measured under low soil-solid concentration may not properly simulate the real engineering situation. The isotherm parameters obtained with low soil-solid concentration can result in an overestimation of the retardation factor of landfill liner. Consequently, the batch tests should be conducted using a sufficiently high soil-solid concentration in order to obtain isotherm parameters close to the field situation.

Key words: landfill line; heavy metal; isotherm parameter; adsorption capacity

0 引言

在垃圾的长期填埋过程中, 由于降水入渗、微生物作用以及其他生物化学反应等, 垃圾填埋场将产生大量的污染物, 这些污染物将随着渗滤液在对流和弥散的作用下向周围的土壤和地下水中迁移, 进而对垃

圾填埋场周围的环境造成破坏^[1]。为了保护土壤与地下水免遭污染, 垃圾填埋场底部通常会建有衬垫系统。

基金项目: 国家自然科学基金项目(50639010)

收稿日期: 2008-04-13

黏土由于去污能力强、渗透系数小以及价格经济等优势,被广泛应用于垃圾填埋场衬垫中^[2]。在大多情况下,衬垫系统的设计主要集中在减小填埋场内渗滤液的渗流量。即使衬垫的渗透系数小于 1.0×10^{-7} cm/s,但是由于填埋体内渗滤液水头过高,排水系统淤堵以及污染物浓度较高等原因,许多污染物尤其是重金属在扩散的作用下仍能穿透衬垫对周围的土壤—水环境造成污染^[2]。由于垃圾填埋场衬垫不能有效的阻止污染物的扩散,所以提高衬垫土壤材料的吸附能力被认为是解决这一缺陷的有效手段。一些学者提出采用对污染物具有强吸附能力的吸附剂去改良衬垫土壤的方法以达到提高其吸附能力的目的^[3]。一些具有强吸附能力的物质诸如有机膨润土、活性炭和页岩等已经被采用,这些物质的吸附能力比黏土大 4~5 个数量级^[4-5]。采用此种方法改良后的衬垫,不仅可以有效的抑制污染物的迁移,且不需要增加衬垫的厚度,在提高衬垫使用效率的同时节约了建造成本。

为了预测污染物在垃圾填埋场衬垫系统中迁移的情况,渗流速度、污染物的水力弥散系数以及迟滞因子等参数必须被确定^[6]。在这些质量传输参数中,迟滞因子通常是通过土壤对污染物的吸附参数来估计。由于设备简单且所需时间短,静态平衡吸附试验已经广泛的被用来确定吸附参数。过去的研究表明,即使是对于同一污染物和同样的土壤样本,通过静态平衡吸附试验和土柱试验所确定的吸附参数也表现出很大的差异^[7-8]。许多研究者经研究发现,土壤固体颗粒浓度(土壤与溶液的质量比, S/L)是造成两种方法所确定的吸附参数值差异的重要原因。Voice 等在不同的土壤固体颗粒浓度条件下对吸附参数值进行了检测,结果发现吸附参数与土壤固体颗粒浓度成对数反比例关系^[9]。Kim 等也发现吸附参数随着土壤固体颗粒浓度的增加呈对数性减小^[6]。另外, Koerner 等对垃圾填埋场衬垫中的温度进行了长期的监测,结果发现在很长的一段时间里衬垫的温度保持在 293 K,但是在其后的 6 a 里突然剧增到 303 K^[10]。Southen 等也观察到随着时间的延续垃圾填埋场底部的温度变化范围为 293~333 K^[11]。许多研究者已经发现,温度对吸附剂吸附污染物有着重要的影响^[12]。为了合理确定衬垫土壤对污染物的吸附量及吸附参数,必须充分考虑土壤固体颗粒浓度和温度效应。

本研究主要是通过静态平衡吸附试验确定采用酸活化膨润土、颗粒活性炭改良的衬垫土壤对垃圾渗滤液中重金属的吸附特性。在试验中充分考虑土壤固体颗粒浓度和温度对吸附的影响,确定土壤固体颗粒浓度、温度与吸附参数之间的关系,同时确定处于临界土壤固体颗粒浓度下的吸附参数值,为合理预测污染

物在衬垫中的迁移提供可靠参数。

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

研究中所使用的土壤取自大连市毛茇子地区的天然黏土,此土壤未受到 Cr(VI)的污染,可以作为垃圾填埋场的衬垫材料。采用 X 射线荧光光谱分析法对黏土、膨润土的化学成分进行了分析。黏土的化学成分为 60.69%SiO₂、23.8%AL₂O₃、0.30%Fe₂O₃、0.23%CaO、0.08%MgO、4.03% K₂O、2.03% Na₂O 以及 0.05%TiO₂。膨润土的化学成分为 61.2%SiO₂、18.4%AL₂O₃、7.4%Fe₂O₃、2.5%CaO、2.4%MgO、1.7%K₂O、0.5%Na₂O。黏土的颗粒级配曲线如图 1 所示。为提高黏土衬垫的吸附能力,采用酸活化的钙基膨润土、颗粒活性炭(GAC)作为改良衬垫的吸附添加剂。酸活化膨润土的制备采用湿法工艺,在浓度为 10%的盐酸溶液中加入适量膨润土(固:液=1:4),活化的温度为 368 K,活化时间为 3 h,活化后用去离子水漂洗到 pH 值为 4~5,烘干粉碎后备用。研究中采用的衬垫土壤材料分别为未处理的天然黏土;基于酸活化膨润土改良的黏土(97%黏土和 3%活化膨润土);基于颗粒活性炭改良的黏土(97%黏土和 3%颗粒活性炭)。试验中所用的溶液是重铬酸钾的水溶液。

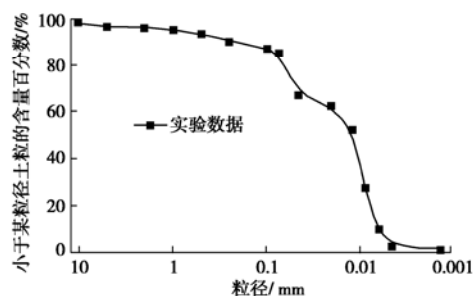


图 1 黏土级配曲线

Fig. 1 Grain size distribution of natural clay sample

1.2 试验方法

静态平衡吸附试验在一个振动的水浴中进行。在 100 ml 锥形瓶中,将干燥的不同质量(2~8 g)天然黏土、97%黏土与 3%酸活化膨润土的混合物、97%黏土与 3%颗粒活性炭的混合物分别和 25 mL 含 Cr(VI)不同初始浓度(20~300 mg/L)的重铬酸钾溶液混合。将振动的水浴分别控制在 295, 313, 323, 333 K 的温度条件下工作。采用 HNO₃ 和 NaOH 将土壤与溶液的混合物的 pH 控制在 7.00 附近。吸附时间为 24 h 以达到吸附平衡,振动的速度为 120 rpm。

当达到吸附平衡后,将混合溶液用离心机以 3500 rpm 的速度离心 10 min,将离心后的上清液用分光光度计检测 Cr(VI)的浓度。根据质量平衡,计算出土壤

对 Cr(VI) 的吸附量,

$$C_s = \frac{(C_0 - C_e)V}{M}, \quad (1)$$

式中, C_s 为吸附量, C_0 为溶液的初始浓度, C_e 为液相平衡浓度, V 为溶液的体积, M 为土壤质量。

拟合, 结果发现垃圾填埋场衬垫材料对 Cr(VI) 的吸附属于非线性的 Langmuir 吸附模式, 所有土壤样本均表现出了很高的标准偏差 ($R^2 > 0.97$),

$$C_s = \frac{q_m b C_e}{1 + b C_e}, \quad (2)$$

式中, q_m , b 为吸附等温参数。

从图 2 可以得出, 在温度为 295 K、液相平衡浓度为 100 mg/L, 随着土壤固体颗粒浓度由 80 增加到 280 g/L, 天然黏土对 Cr(VI) 的吸附量由 163.65 mg/kg 迅速减小到 123.2 mg/kg, 然而当试验中的土壤固体颗粒浓度进一步增加到 320 g/L, 此种衬垫土壤材料的吸

2 试验结果与讨论

2.1 衬垫土壤材料对重金属的吸附

对于天然黏土、添加 GAC 的黏土、添加酸活化膨润土的黏土, 在不同温度下土壤固体颗粒浓度对 Cr(VI) 吸附量的影响如图 2 所示。分别采用线性、Freundlich 以及 Langmuir 吸附模式对试验数据进行了

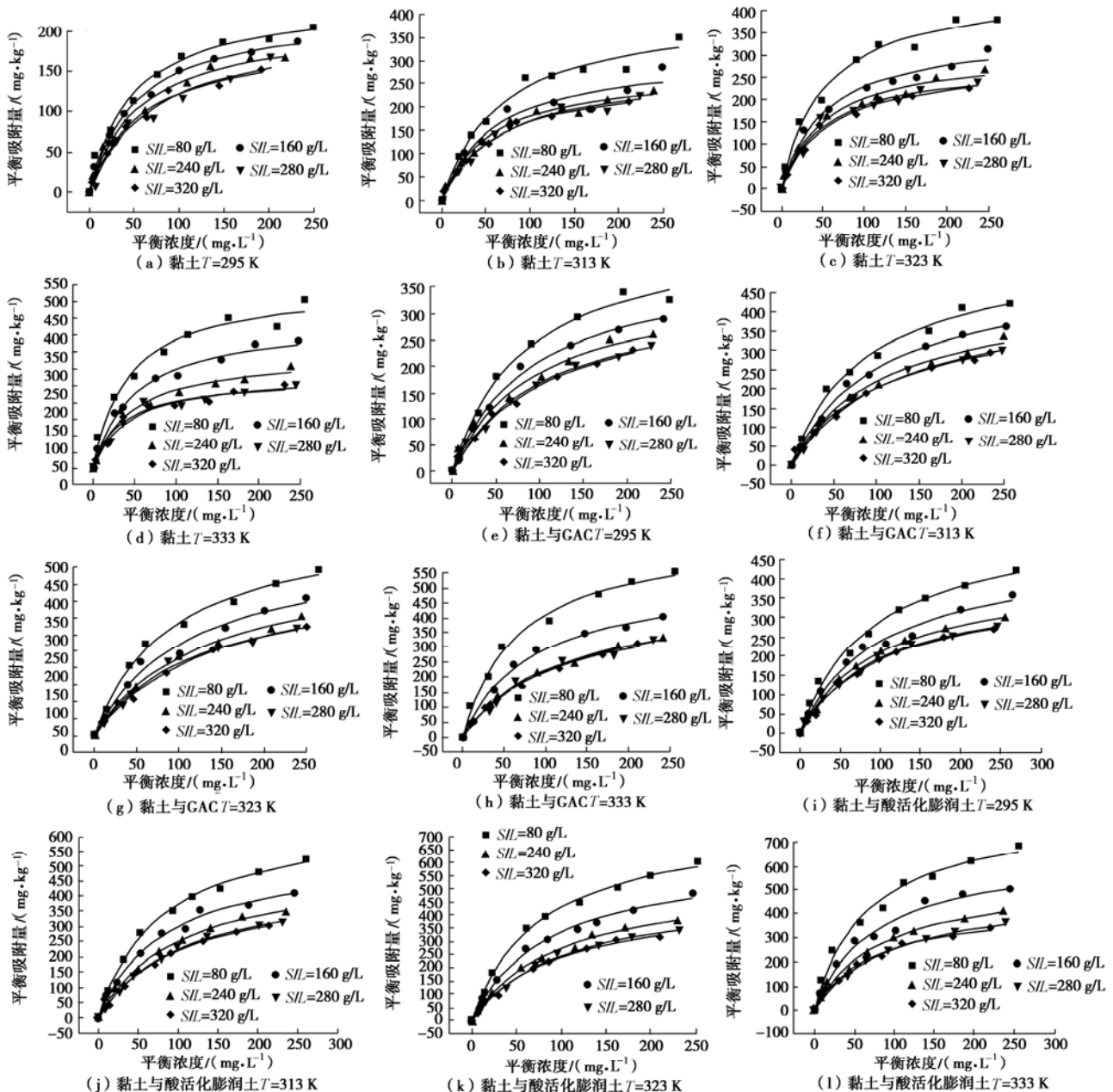


图 2 土壤固体颗粒浓度对所有土壤样本 Cr(VI) 吸附的影响

Fig. 2 Effect of soil-solid concentration on equilibrium sorbed concentration of Cr(VI) for all soil samples

附量为 123.04 mg/kg, 几乎没有继续下降的趋势; 对于添加 3%GAC 的黏土样本和添加 3%酸活化膨润土的黏土样本, 随着土壤固体颗粒浓度由 80 增加到 200 g/L, 两种土样对 Cr(VI)的吸附量分别由 252.3 mg/kg 和 289.92 mg/kg 急剧下降到 168.68 mg/kg 和 193.67 mg/kg, 随着土壤固体颗粒浓度继续增大到 240 g/L, 两种衬垫土壤材料的吸附量分别为 168.2 mg/kg 和 193.32 mg/kg。由以上分析可以得出, 所有土壤样本对 Cr(VI)的吸附表现出同一趋势: 随着土壤颗粒浓度的增大, 土壤样本对 Cr(VI)的吸附能力表现出了急剧的下降趋势, 这可能是由于随着土壤固体颗粒浓度的升高, 吸附剂的吸附效率逐渐减小, 即固体颗粒浓度的增加增大了吸附面积, 造成吸附剂达到吸附饱和的速度变慢^[13]。但随着土壤固体颗粒的进一步增加到某一特定值时, 吸附量的下降程度趋于缓和, 并吸附等温线基本稳定, 此时的土壤固体浓度值即为临界土壤固体颗粒浓度值。在温度由 295 K 升高到 333 K 时, 天然黏土对 Cr(VI)吸附的临界土壤固体颗粒浓度值均为 280 g/L; 对于添加 3%GAC 的黏土材料的土壤, 当溶液温度分别为 295, 313, 323, 333 K 时, 临界土壤固体颗粒浓度值分别为 200, 200, 200, 160 g/L; 当温度由 295 升高到 333 K 时, 包括 3%酸活化膨润土的土壤样本的临界土壤固体颗粒浓度值为 200 g/L。在临界土壤固体颗粒浓度和液相浓度为 100 mg/L 的条件下, 随着温度由 295 升高到 333 K, 黏土对 Cr(VI)的吸附量分别为 123.2, 169.55, 186.32, 200.51 mg/kg; 97%黏土和 3%GAC 的混合土壤对 Cr(VI)的吸附量由 168.68 mg/kg 增大到 220.52 mg/kg; 添加 3%酸活化膨润土黏土对 Cr(VI)的吸附量由 193.67 mg/kg 增大到 254.64 mg/kg, 说明所有土壤样本的吸附量随着温度的升高而增加。由以上数据可以得出, 添加 3%酸活化膨润土后的衬垫材料对 Cr(VI)表现出了非常强烈的吸附, 其次分别为添加 3%GAC 后的衬垫材料和天然黏土衬垫材料, 同时也说明在添加 GAC、酸活化膨润土后的衬垫系统对重金属的吸附量比天然黏土衬垫材料的吸附量有了很大的提高。天然黏土、GAC、酸活化膨润土的比表面分别为 23.5, 814.7, 275.8 m²/g。颗粒活性碳和酸活化膨润土有比较大的比表面积, 所以在其表面上有很多潜在的吸附点位, 造成了对 Cr(VI)具有较高的吸附能力^[3], 另外经酸处理的膨润土其孔道扩大、孔隙结构变得疏松, 有利于污染物分子的进入并进行有效的吸附, 且酸处理过程中 H⁺中和了黏土表面的部分负电荷而产生了正电荷位, 这使 Cr(VI)更容易被黏土所吸附^[14]。

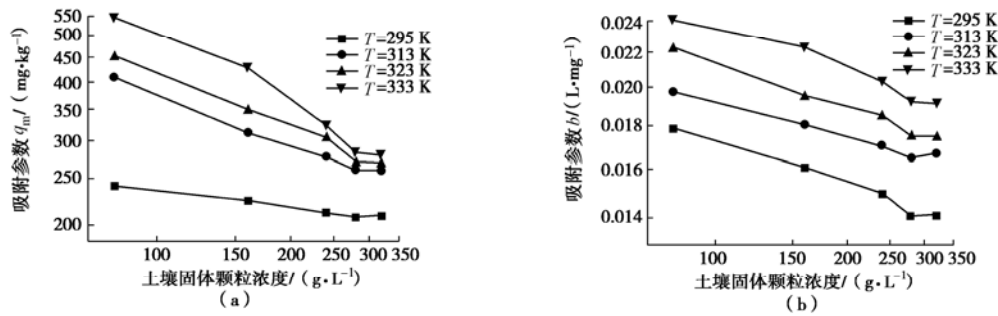
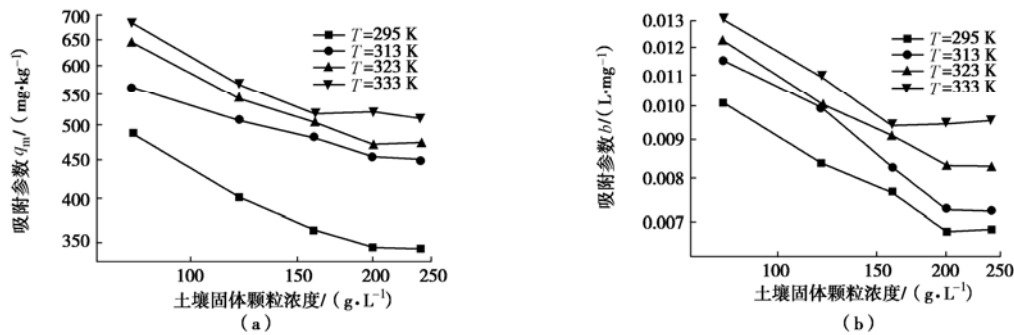
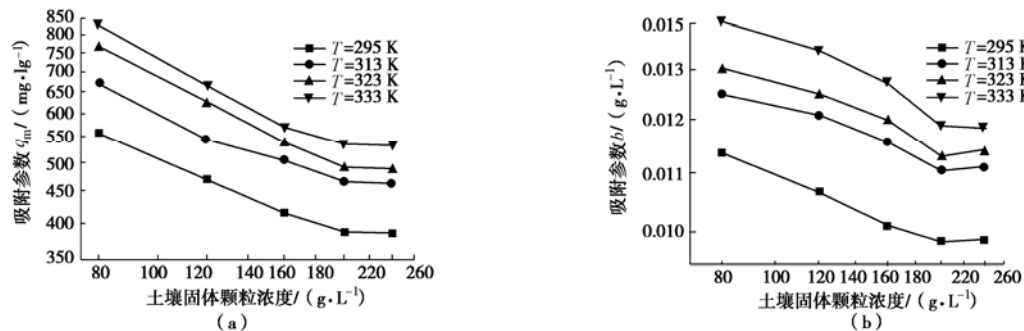
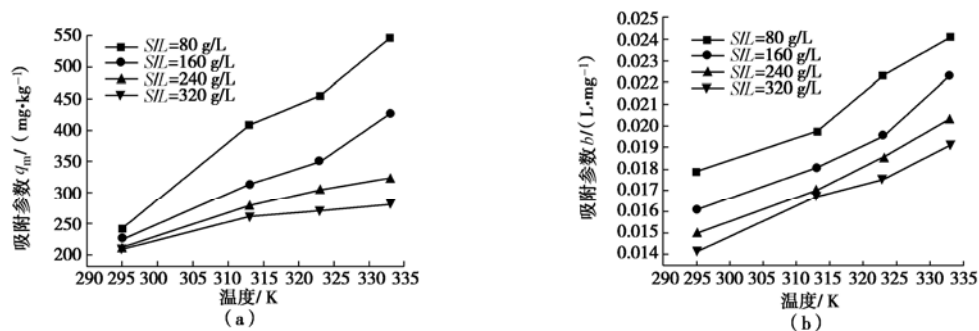
由以上分析可以得出结论, 在静态平衡吸附试验中, 当采用比较低的土壤固体颗粒浓度时, 所确定的

垃圾填埋场衬垫材料对污染物的去除率将会比实际值大很多, 这将会导致对衬垫系统的设计安全性能作出过高估计。为了合理的确定衬垫材料对污染物的吸附能力, 在试验的过程中必须充分考虑土壤固体颗粒浓度效应, 必须确定临界土壤固体颗粒浓度值。

2.2 土壤固体颗粒浓度对吸附参数的影响

对于所有的衬垫土壤材料, 土壤固体颗粒浓度与 Langmuir 吸附参数 q_m , b 的关系如图 3~5 所示。由图可以得出, 在温度为 295 K 的条件下, 随着土壤固体颗粒浓度由 80 g/L 增加到临界值 280 g/L, 黏土吸附 Cr(VI)的吸附参数 q_m , b 分别由 241.28 mg/kg 和 0.01787 L/mg 迅速减小到 207.58 mg/kg 和 0.01406 L/mg, 当土壤固体颗粒浓度继续增加到 320 g/L, q_m , b 值分别为 209.31 mg/kg 和 0.01411 L/mg, 此时与处于临界土壤浓度值处的吸附参数几乎相当; 土壤固体颗粒浓度分别为 80, 120, 160, 200 和 240 g/L, 添加 3%GAC 的黏土样本的吸附参数 q_m 分别为 488.63, 401.87, 363.65, 345.37 和 347 mg/kg, 吸附参数 b 分别为 0.0101, 0.00838, 0.00767, 0.0068 和 0.00685 L/mg; 当土壤固体颗粒浓度由 80 增加到 200 g/L, 添加 3%酸活化膨润土的黏土的吸附参数 q_m 由 557.91 L/mg 下降到 387.53 mg/kg, 同时吸附参数 b 也由 0.01136 L/mg 下降至 0.00985 L/mg, 当土壤固体颗粒浓度值继续增加直至超过临界值后, 吸附参数 q_m , b 值的下降趋势基本稳定了。在温度分别上升至 313, 323 和 333 K 时, 不同土壤样本的吸附参数 q_m , b 值表现出了与温度为 295 K 时相同的规律。由以上的分析可以得出, 试验中所有研究的衬垫土壤材料的吸附参数 q_m , b 值均随着土壤固体颗粒浓度的增加出现了急剧的减小, 此种现象与 O' Connor 等的理论一致。由图 3~5 也可以看出, 在双对数坐标系中研究中的所有土壤样本的吸附参数 q_m , b 值与土壤固体颗粒浓度成线性减小关系, 然而, 随着土壤固体颗粒浓度进一步增加到临界值后吸附参数值变得稳定了, 这种情况与 O' Connor 等的理论是矛盾的, 他们认为吸附参数应随着土壤固体颗粒浓度的无限增加而最终减小到 0^[15]。

由以上的分析可以得出如下结论: 在静态平衡吸附试验中, 在采用比较低的土壤固体颗粒浓度所确定的吸附参数值 (如: 557.91 mg/kg、0.01136 L/mg) 与实际工程的参数值 (如: 387.53 mg/kg、0.00985 L/mg) 相差比较大。因此, 为了获得合理的吸附参数值, 静态平衡吸附试验应该在一个充分大的土壤固体颗粒浓度条件下进行。如果土壤固体颗粒浓度低于临界值, 通过试验确定的吸附参数不适合用于数值计算的模拟参数去模拟实际工程条件, 此时的垃圾填埋场衬垫系统的迟滞因子将被过高估计。

图3 天然黏土的吸附参数 q_m 和 b 与土壤固体颗粒浓度的关系Fig. 3 Effect of soil-solid concentration on q_m and b for clay图4 天然黏土与 GAC 混合物的吸附参数 q_m 和 b 与土壤固体颗粒浓度的关系Fig. 4 Effect of soil-solid concentration on q_m and b for clay plus GAC图5 天然黏土与酸活化膨润土混合物的吸附参数 q_m 和 b 与土壤固体颗粒浓度的关系Fig. 5 Effect of soil-solid concentration on q_m and b for clay plus activated bentonite图6 天然黏土的吸附参数 q_m , b 与温度的关系Fig. 6 Effect of temperature on q_m and b for clay

2.3 温度对吸附参数的影响

对于所有研究中的土壤衬垫材料, 温度对吸附参数 q_m , b 的影响如图 6~8 所示。由图 6~8 可以看出, 在土壤固体颗粒浓度为 80 g/L 的条件下, 随着温度由

295 K 上升到 333 K, 天然黏土的吸附参数 q_m , b 分别由 241.28 mg/kg 和 0.01787 L/mg 增大至 547.11 mg/kg 和 0.02405 L/mg; 对于包含 3%GAC 的黏土随着温度的上升, 吸附参数 q_m 分别为 488.63, 561.98, 646.33

和 684.94 mg/kg, 吸附参数 b 分别为 0.0101, 0.01149, 0.01224 和 0.01307 L/mg; 对于包含 3% 酸活化膨润土的黏土, 随着温度由 295 K 上升至 333 K, 吸附参数 q_m 由 557.91 mg/kg 增大到 829.55 mg/kg, 吸附参数 b 也由 0.01136 L/mg 增大至 0.01405 L/mg。由上图也可以看出, 研究中的所有土壤样本的吸附参数 q_m , b 值均表现出随着试验中溶液温度的升高而基本成线性增大的趋势。

对于所有土壤样本, 在处于临界土壤固体颗粒浓度条件下温度对吸附参数的影响的拟合曲线如图 9 所示。由图 9 可以看出, 处于临界土壤固体颗粒浓度条件下, 所有土壤样本的吸附参数 q_m , b 值与温度的关系可以用线性来描述, 且拟合曲线表现出了很高的可信度。不同土壤样本的吸附参数与温度的拟合直线与标准偏差如表 1 所示。由以上分析可以得出, 垃圾填埋场衬垫土壤材料对重金属的吸附参数与温度之间基

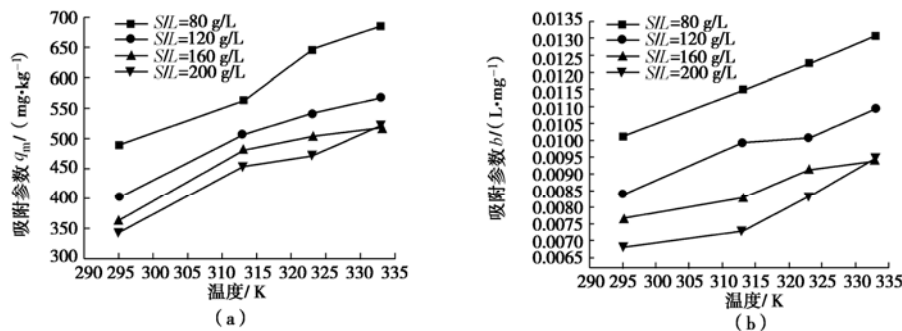


图 7 天然黏土与 GAC 的混合物的吸附参数 q_m 和 b 与温度的关系
Fig. 7 Effect of temperature on q_m and b for clay plus GAC

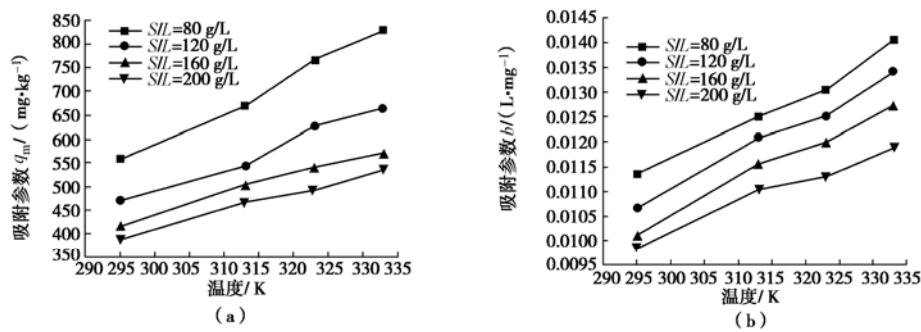


图 8 天然黏土与酸活化膨润土的混合物的吸附参数 q_m 和 b 与温度的关系
Fig. 8 Effect of temperature on q_m and b for clay plus activated bentonite

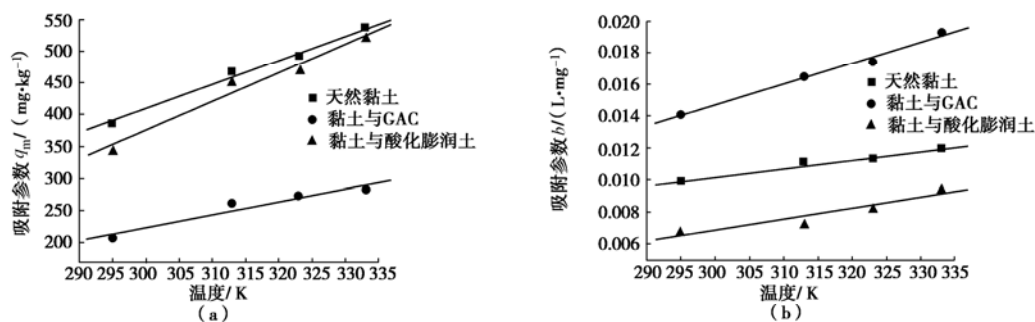


图 9 临界土壤固体颗粒浓度下温度对吸附参数 q_m , b 的影响
Fig. 9 Effect of temperature on q_m and b for all soil samples at critical soil-solid concentration

表 1 衬垫土壤材料在临界土壤固体颗粒浓度下的吸附参数与温度的关系

Table 1 Relationship between isotherm parameters and temperature at critical soil-solid concentration for landfill liner-soil materials				
衬垫土壤材料	q_m 与 T 的拟合直线	R^2	b 与 T 的拟合直线	R^2
天然黏土	$q_m = -380.99 + 2.02T$	0.970	$b = -0.025 + 1.32 \times 10^{-4}T$	0.997
97%黏土、3%GAC	$q_m = -971.5 + 4.49T$	0.984	$b = -0.014 + 6.91 \times 10^{-5}T$	0.947
97%黏土、3%酸活化膨润土	$q_m = -737.76 + 3.82T$	0.996	$b = -0.0056 + 5.24 \times 10^{-5}T$	0.990

本成线性增大的关系, 这在温度场和浓度场同时作用下衬垫中污染物迁移的数值计算提供了合理的吸附参数, 使数值计算模型与结果更接近于实际工程情况, 进而为合理的设计垃圾填埋场的衬垫系统提供依据。

3 结 论

在静态平衡吸附试验中充分考虑了土壤固体颗粒浓度和温度对衬垫土壤吸附 Cr(VI) 的影响, 在对试验的数据与结果分析之后, 可以得出如下结论:

(1) 研究中的所有衬垫土壤材料对重金属的吸附量均随着土壤固体颗粒浓度的增加而减小, 随着溶液温度的升高而增大, 但当土壤固体颗粒浓度增加到临界值时, 吸附量减小的趋势几乎停滞了。

(2) 在双对数坐标系中, 所有衬垫土壤材料的 Langmuir 吸附参数 q_m , b 值随着土壤固体颗粒浓度的增大而呈线性的减小, 但当土壤固体颗粒浓度值超过临界值后吸附参数值基本稳定了。

(3) 所有衬垫土壤材料的 Langmuir 吸附参数 q_m , b 值随着温度的升高基本呈线性增大的趋势。

(4) 在采用比较低的土壤固体颗粒浓度条件下, 通过静态平衡吸附试验确定的吸附参数值将不适合用来模拟实际工程情况, 此时衬垫系统的迟滞因子将被过高估计。为了获得与实际工况比较接近的吸附参数值, 在静态平衡吸附试验中必须采用充分大的土壤固体颗粒浓度值。

参考文献:

- [1] XI Yong-hui, REN Jie, HU Zhong-xiong. Laboratory determination of diffusion and distribution coefficients of contaminants in clay soil[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2006, **28**(3): 397 - 402.
- [2] 陈云敏, 叶肖伟, 张民强. 多场耦合作用下重金属离子在黏土中的迁移性状试验研究[J]. 岩土工程学报, 2005, **27**(12): 1371 - 1375. (CHEN Yun-min, YE Xiao-wei, ZHANG Min-qiang. Experimental study on heavy metal ion transport in clay under coupled flows[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2005, **27**(12): 1371 - 1375. (in Chinese))
- [3] BARTELT-HUNT S L, SMITH J A, BURN S E. Evaluation of granular activated carbon, shale, and two organoclays for use as sorptive amendments in clay landfill liners[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2005, **131**(7): 848 - 856.
- [4] BIERCK B R, CHANG W C. Innovative solutions for contaminated waste site management[C]// Water Enviro Fed Specialty Conf Alexandria Va, 1994: 461 - 472.
- [5] GULLICK R W, WEBER W J. Evaluation of shale and organoclays as sorbent additives for low-permeability soil containment barriers[J]. Environ Sci Technol, 2001, **35**: 1523 - 1530.
- [6] KIM J Y, SHIN M C, PARK J R, et al. Effect of soil solids concentration in batch tests on the partition coefficients of organic pollutants in landfill liner-soil materials[J]. J Mater Cycles Waste Manag, 2003(5): 55 - 62.
- [7] MYRAND D, GILLHAM R W, SUDICKY E A. Diffusion of volatile organic compounds in natural clay deposits: laboratory tests[J]. J Contam Hydrol, 1992, **10**: 159 - 177.
- [8] WAMBOLD W S. Large- and small-scale laboratory tests for VOC transport through compacted clay[D]. Madsion: University of Wisconsin at Madsion.
- [9] VOICE T C, RICE C P, WEBER W J Jr. Effect of solids concentration an the sorptive partitioning of hydrophobic pollutants in aquatic system[J]. Environ Sci Technol, 1983, **17**: 513 - 518.
- [10] KOERNER G R, KOERNER R M. Long-term temperature monitoring of geomembranes at dry and wet landfills[J]. Geotextiles and Geomembranes, 2006, **24**(1): 72 - 77.
- [11] SOUTHEN J M, ROWE R K. Thermally induced desiccation of geosynthetic clay liners in landfill basal liner applications[C]// Waste Containment and Remediation (GSP 142), Austin, 2005.
- [12] ZOU W H, HAN R P, CHEN Z Z. Kinetic study of adsorption of Cu(II) and Pb(II) from aqueous solutions using manganese oxide coated zeolite in batch mode[J]. Colloids and Surface A: Physicochem Eng Aspects, 2006, **279**: 238 - 246.
- [13] BELLIR K, et al. Study of the retention of heavy metals by natural material used as liners in landfills[J]. Desalination, 2005, **185**: 111 - 119.
- [14] SHEN Yun-hwei. Preparation of organobentonite using nonionic surfactants[J]. Chemosphere, 2001, **44**(10): 989 - 995.
- [15] O'CONNOR D J, CONNOLLY J P. The effect of concentration of adsorbing solids on the partition coefficient[J]. Water Res, 1980, **14**: 1517 - 1523.