

粉煤灰粘土膨润土等对 Cd^{2+} 吸附性能的比较研究

席永慧¹, 胡中雄²

(1. 同济大学建筑工程系, 上海 200092; 2. 同济大学地下建筑与工程系, 上海 200092)

摘要:采用室内试验方法,研究了粉煤灰、粘土、膨润土等从溶液中去除恶毒金属离子 Cd^{2+} 的吸附过程。结果表明,粉煤灰、膨润土对 Cd^{2+} 的吸附能力远大于粘土、粉质粘土,且粉煤灰大于膨润土。平衡吸附模型充分说明在高浓度下, Cd^{2+} 在粘土、粉质粘土上的吸附最符合 Langmuir 等温线。试验结果还表明,随着吸附剂中 Cd^{2+} 浓度的增加,粉煤灰等吸附剂对 Cd^{2+} 吸附的百分率均呈减小的趋势。

关键词:粉煤灰; Cd^{2+} ; 吸附; 等温线

中图分类号:X705 **文献标识码:**A **文章编号:**1672 - 2043(2004)05 - 0930 - 05

Effects of Fly Ash, Clay and Bentonite on the Sorption of Cd^{2+}

XI Yong-hui¹, HU Zhong-xiong²

(1. Department of Building Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Department of Geotechnical Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: Sorption of heavy metal Cd^{2+} from aqueous solutions by fly ash, clay and bentonite was investigated. The results of kinetic experiments at $20 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ showed that the sorption process of Cd^{2+} was rapid. The time of reaching sorption equilibrium of Cd^{2+} on clay, silty clay and bentonite was about 2 h, while that on fly ash was about 24 h. The equilibrium uptake of Cd^{2+} on clay, silty clay, fly ash and bentonite at an initial concentration was obtained through the hyperbola regression of $(C_0 - C)/C_0 \sim t$ curves. Sorption capacity of Cd^{2+} on fly ash and bentonite was much larger than those of clay and silty clay (about 10 ~ 20 times), and that on fly ash was larger than that on bentonite. At high concentration, the sorption of Cd^{2+} on clay, silty clay was fitted to a Langmuir isotherm, and the Cd^{2+} saturation sorption capacity on clay and silty clay were $8.81 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ and $14.04 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ respectively. Although the Cd^{2+} sorption on fly ash were not fitted to a Linear isotherm, Langmuir isotherm or Freundlich isotherm, the Cd^{2+} sorption capacity on fly ash was about $50 \sim 70 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ under $100 \sim 1100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ equilibrium concentration. The larger sorption capacity of Cd^{2+} on fly ash could attribute to the high pH of fly ash (11.8) and major oxides constituents that were ideal adsorbents for metals. When Cd^{2+} loading in adsorbents such as clay, silty clay, fly ash increased, the percentage of Cd^{2+} sorption by these adsorbents decreased, which indicated that the metal loading was an important factor that can significantly affect the Cd^{2+} sorption results on soil and fly ash. Fly ash was demonstrated an effective adsorbent for Cd^{2+} in environmental administering.

Keywords: fly ash; Cd^{2+} ; sorption; isotherm

金属离子是废弃物填埋场中常见的有毒有害物质。由于目前大多数国家对固体废弃物的处置仍然以填埋为主,而固体废弃物通过自身分解和接受大气降水产生大量渗出液,有毒有害物质随渗出液下渗,以间接和直接的方式污染土壤和地下水系统,从而危害动物和人类的健康^[1]。 Cd 及其化合物均具有毒性,能

在人体细胞中蓄积引起慢性中毒。我国地下水质量标准(GB/T14848—93)规定饮水中 Cd^{2+} 的最高允许浓度为 $0.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。 Cd^{2+} 污染来源主要是 Pb 、 Zn 、 Cu 的矿山和冶炼厂的废水、尘埃、和废渣。

为防止废弃物对周边环境的污染,不少国家已广泛采用岩土工程技术,即在填埋场或污染源周围设置人工屏障(barrier System)来阻止有害物质的迁移。有关对天然屏障材料(一般为粘土)进行改性,增强屏障材料对污染物的吸附能力的研究已广泛开展。对目前研究得较多的改性剂是膨润土、有机膨润土和活性炭

收稿日期:2004 - 02 - 12

基金项目:上海市科技发展基金(022312202)

作者简介:席永慧(1965—),女,副教授,工学博士,主要从事环境岩土工程方面的研究。E-mail:xiyonghui@sohu.com

等^[2-5]。已有的研究表明,膨润土对金属阳离子的吸附能力较强,关于粉煤灰的吸附研究报道很少,Bradio^[6]报道过粉煤灰对金属 Pb、有机物的吸附研究,未见粉煤灰对 Cd²⁺ 的吸附报道。

粉煤灰是燃煤电厂常年不断的排出物,数量很大,侵占农田,并且严重污染环境。我国燃煤电厂每年排出的粉煤灰在数千万 t 以上。我国对粉煤灰的综合利用率还很低,主要用作作为工程材料或废水处理中的吸附剂。本文研究了上海地区粉煤灰、粘土及膨润土对金属 Cd²⁺ 吸附的动力学特征、吸附等温线型式,一方面探讨上海地区土壤对 Cd²⁺ 的吸附能力,另一方面探讨粉煤灰代替膨润土用于废弃物屏障的可能性,具有较大的经济效益和社会意义。

1 试验材料和方法

1.1 试验材料

粉煤灰:上海宝钢发电厂的普通粉煤灰。电镜扫描照片图 1 显示,粉煤灰的颗粒大都呈圆形;其化学组成由 X 射线荧光光谱仪测得,其化学组成见表 1;

表 1 粘土、粉质粘土和粉煤灰的化学成分 (%)

Table 1 Chemical compositions of fly ash, clay and silty clay (%)

样品名称	SiO ₂	Al ₂ O ₃	CaO	Fe ₂ O ₃	MgO	TiO ₂	K ₂ O	SO ₃	Na ₂ O	P ₂ O ₅	Sr O	BaO	MnO	ZrO ₂	CuO	Cl
普通粉煤灰	52.7	30.5	6.38	4.32	1.46	1.26	0.96	0.72	0.56	0.3	0.16	0.13	0.06	0.06	0.02	—
粘土	65.6	16.0	3.34	5.55	2.81	0.862	2.90	0.31	1.96	0.106	—	—	0.122	0.0287	—	0.379
粉质粘土	71.4	13.40	3.49	4.24	2.20	0.797	2.40	0.112	1.78	0.073 1	0.017 3	—	0.067 9	0.032 8	—	—

粘土、粉质粘土是上海地区具有代表性的 2 种土壤,它们的化学组成列在表 1 中,其他物理性质指标为:液限 43.3、37.36;塑限 23.7、24;塑性指数 19.6、13.36; pH 值 7.0、7.5; 阳离子交换容量 0.02、0.045 mmol · 100 g⁻¹, 颗粒粒径(过 0.2 mm 筛)平均值 14.15、19.13 μm; 颗粒粒径中间值 11.14、16.35 μm (粒径尺寸分布曲线略)。

膨润土:由上海试剂四厂生产,化学纯,阳离子交换容量由氯化铵-无水乙醇法^[8]测得为 0.98 mmol · 100 g⁻¹。

粘土和粉质粘土土样风干后,去掉 2 mm 以上的大颗粒,试验前将土样在 110 °C 温度下烘干 2 h,碾压过 0.2 mm 筛。由于粉煤灰和膨润土已呈粉末状态,所以不用过筛。

1.2 试剂和仪器

主要试剂:硫酸镉(3CdSO₄ · 8H₂O),上海试剂总厂第二分厂。

仪器:SB5280 超声波,上海 Brason 生产;

比表面积为 0.98 m² · g⁻¹; 粒径尺寸分布曲线见图 2; pH 值在水/土 = 2.5/1 (质量比) 溶液中测得为 11.6。

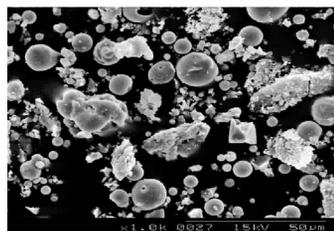


图 1 粉煤灰电镜扫描照片

Figure 1 Scanning electron micrograph of fly ash

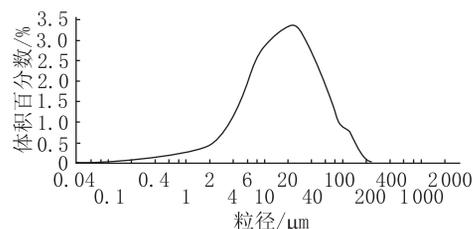


图 2 粉煤灰的粒径尺寸分布图

Figure 2 Particle size distribution of fly ash

AA-650 原子吸收仪,日本岛津公司生产。

1.3 试验方法

1.3.1 动态吸附试验

试验配制了浓度为 400 和 800 mg · L⁻¹ 的 Cd²⁺ 溶液(以 3CdSO₄ · 8H₂O 配制),粘土、粉质粘土分别称 2 g,各 5 份置于 10 个 100 mL 锥形瓶中,每个瓶中加入 400 mg · L⁻¹ 的 Cd²⁺ 溶液 50 mL,然后用超声波使其充分混合均匀,试样保持恒温(20 °C ± 2 °C),在吸附阶段分别于 2、48、72、144 和 192 h 取上部清液离心(4 000 r · min⁻¹),测定清液中 Cd²⁺ 的浓度。粉煤灰、膨润土分别称 0.5 g,各 5 份置于 10 个 100 mL 锥形瓶中,每个瓶中加入 800 mg · L⁻¹ 的 Cd²⁺ 溶液 50 mL,在吸附阶段分别于 2、24、72、144 和 288 h 测定清液中 Cd²⁺ 的浓度。

Cd²⁺ 的浓度由同济大学污染控制与资源化研究国家重点实验室用原子吸收仪测得。

1.3.2 吸附等温线

粉质粘土、粘土各称 2 g,粉煤灰称 0.5 g,置于一

系列锥形瓶中,加入已知浓度的 Cd²⁺溶液 50 mL,充分混合均匀,恒温(20℃±2℃)平衡一定时间(粉质粘土、粘土 8 d,粉煤灰 12 d),取上部清液离心(4 000 r·min⁻¹),测定清液中的 Cd²⁺浓度,再根据式(1)计算被固体颗粒吸附的 Cd²⁺量

$$S = (C_0 - C) \cdot V / m \quad (1)$$

式中: S 为平衡时吸附量, $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$; C_0 为 Cd²⁺的初始浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; C 为吸附平衡时 Cd²⁺在水溶液中的浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; V 为水溶液体积, L ; m 为固体颗粒质量, g 。

2 试验结果

2.1 粘土、粉质粘土、粉煤灰和膨润土对 Cd²⁺吸附的动力学特征

试验对粉质粘土、粘土、粉煤灰和膨润土各测定 5 个吸附时间点溶液中 Cd²⁺的浓度,百分吸附率与时间曲线见图 3。从图 3 可看出,几种吸附剂对 Cd²⁺的吸附过程是很快的,在 0~2 h 内,溶液中 Cd²⁺浓度降低较快,降幅达 60%~70% (对粉煤灰和膨润土)和 40%~60% (对粉质粘土和粘土),此后速度减慢。粉质粘土、粘土和膨润土 2 h 就基本上达平衡状态,粉煤灰要 24 h 才基本达到吸附平衡状态。从图 3 还可看出,粉煤灰和膨润土对 Cd²⁺的吸附能力远大于一般的粘土,且粉煤灰要大于膨润土。

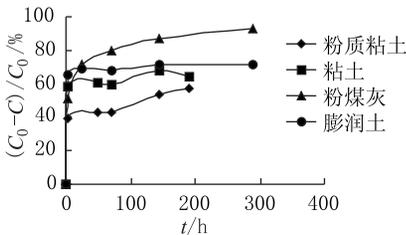


图 3 粘土、粉质粘土、粉煤灰和膨润土吸附 Cd²⁺的 $(C_0 - C) / C_0 \sim t$ 曲线

Figure 3 Percentage uptake of Cd²⁺ in clay, silty clay, fly ash and bentonite

2.2 粘土、粉质粘土、粉煤灰和膨润土对 Cd²⁺的最终平衡吸附率的计算与分析

为了求出最终平衡吸附率(即 $t \rightarrow \infty$ 时的 $(C_0 - C) / C_0$ 值),用双曲线公式拟合 $(C_0 - C) / C_0 \sim t$ 曲线^[9]:

$$\frac{C_0 - C}{C_0} = \frac{t}{a + bt} \quad (2)$$

式中: a 、 b 是常数。将式(2)改写成式(3):

$$\frac{C_0 - C}{C_0} = \frac{1}{\frac{a}{t} + b} \quad (3)$$

在式(3)中,当 $t \rightarrow \infty$ 时, $(C_0 - C) / C_0 = 1 / b$, 所以

$1 / b$ 代表最终平衡吸附率。

为了求 a 、 b , 将式(3)写成:

$$\frac{t}{\frac{C_0 - C}{C_0}} = a + bt \quad (4)$$

以 t 为横坐标, $t / ((C_0 - C) / C_0)$ 为纵坐标, 绘制曲线, 见图 4, 图中直线的斜率即为 b 。从图 4 中可看出, $t / ((C_0 - C) / C_0)$ 与 t 呈良好的线性关系, 线性回归的结果是: 粉煤灰、膨润土对 Cd²⁺的平衡吸附率在 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的初始浓度下分别为 94.22%, 71.53%, 粘土、粉质粘土分别为 66.01%, 58.95%, 也反映出粉煤灰对 Cd²⁺的吸附能力比膨润土大。

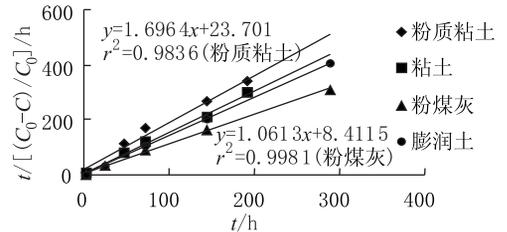


图 4 粘土、粉质粘土、粉煤灰和膨润土吸附 Cd²⁺的 $t / [(C_0 - C) / C_0] \sim t$ 曲线

Figure 4 Equilibrium uptake of Cd²⁺ in clay, silty clay, fly ash and bentonite

2.3 吸附等温线型式的确定及吸附常数的计算

根据试验数据,以 C 为横坐标, S 为纵坐标, 绘制出粘土、粉质粘土、粉煤灰对 Cd²⁺吸附的吸附等温线, 见图 5、图 6。

吸附等温线最常用的型式为线性等温线、Lang-

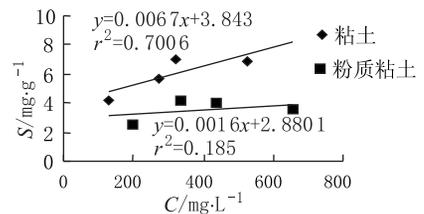


图 5 Cd²⁺在粘土、粉质粘土上的线性吸附等温线

Figure 5 Linear sorption isotherm of Cd²⁺ in clay and silty clay soils

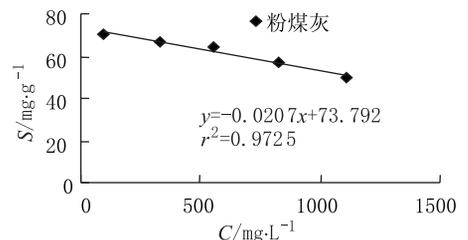


图 6 Cd²⁺在粉煤灰上的线性吸附等温线

Figure 6 Linear sorption isotherm of Cd²⁺ in fly ash and bentonite

muir 吸附等温线(式 5)及 Freundlich 等温线(式 6):

对数得出的线性形式求得, 图 8。其它符号同前。

$$\frac{C}{S} = \frac{1}{K_L B} + \frac{C}{B} \quad (5)$$

式中: B 为最大吸附量; K_L 为 Langmuir 常数, 可通过方程 5 的线性形式求得, 见图 7。其它符号同前。

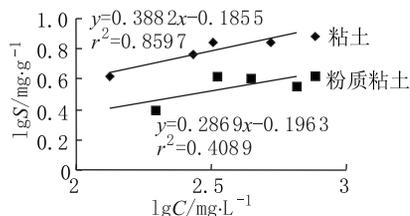


图 8 Cd^{2+} 在粘土、粉质粘土上的 Freundlich 吸附等温线

Figure 8 Freundlich sorption isotherm of Cd^{2+} in clay and silty clay soils

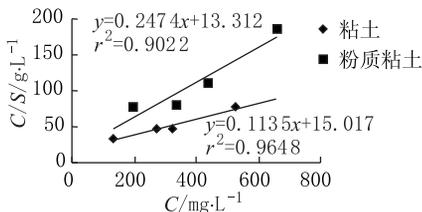


图 7 Cd^{2+} 在粘土、粉质粘土上的 Langmuir 吸附等温线

Figure 7 Langmuir sorption isotherm of Cd^{2+} in clay and silty clay soils

为了比较线性等温线、Langmuir 等温线、Freundlich 等温线对 Cd^{2+} 吸附行为的符合情况, 求出了图 5、6 的线性回归值、图 7 的 Langmuir 常数 (B 、 K_L) 及回归值 (r^2)、图 8 的 Freundlich 常数 (K_f 、 n) 及回归值, 结果见表 2。

$$S = K_f C^n \quad (6)$$

式中: K_f 、 n 为 Freundlich 常数, 可通过对方程两边取

表 2 Cd^{2+} 的等温线参数和回归分析

Table 2 Isotherm parameters and regression parameters of Cd^{2+}

吸附剂种类	吸附等温线型式							
	线性等温线	Langmuir 吸附等温线			Freundlich 吸附等温线			
	r^2	$1/K_L B$	$1/B/g \cdot mg^{-1}$	$B/mg \cdot g^{-1}$	r^2	K_f	n	r^2
粉质粘土	0.185	13.312	0.2474	4.042	0.9022	0.6524	0.3882	0.8597
粘土	0.7006	15.017	0.1135	8.8106	0.9648	0.6364	0.2869	0.4089

2.4 Cd^{2+} 被吸附的百分率与 Cd^{2+} 含量之间的关系

以吸附剂中 Cd^{2+} 的含量为横坐标, 以 Cd^{2+} 被吸附的百分率为纵坐标, 得到 Cd^{2+} 吸附的百分率与

Cd^{2+} 含量之间的关系图, 见图 9。图 9 显示随着吸附剂中 Cd^{2+} 含量的增加, 粘土、粉质粘土、粉煤灰对 Cd^{2+} 吸附的百分率减小。

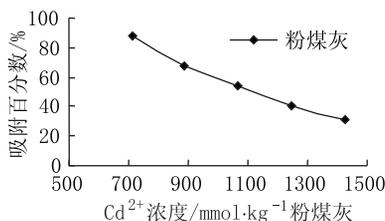
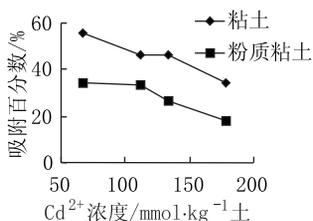


图 9 Cd^{2+} 吸附百分数与吸附剂中 Cd^{2+} 含量的关系

Figure 9 Relationship between the sorption percentages of Cd^{2+} with the content of Cd^{2+} in sorbents

3 讨论

(1) 从图 3 可看出, Cd^{2+} 在粉煤灰、粘土、粉质粘土和膨润土的吸附过程是快速的。粉质粘土、粘土和膨润土 2 h 就基本上达平衡状态, 粉煤灰 24 h 才基本达到吸附平衡状态, 且此后一直呈缓慢下降趋势。这个快速的吸附特征和张增强等^[10]对 Cd^{2+} 在黄绵土、黄褐土、砂土中的动力学研究结果相吻合。张增强等的研究表明, 在低浓度 ($0.5 \sim 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 下, 黄绵土、黄褐土等 6 种土壤在 0 ~ 4 h 内溶液中 Cd^{2+} 浓度

降幅最高达 70% 以上。这说明不管是在低浓度下还是在高浓度下, Cd^{2+} 在土壤中的吸附过程都是极快的。图 3 另一方面还表明粉煤灰对 Cd^{2+} 的动力学吸附特征基本上是和土壤一样的, 只是达到吸附平衡的时间要长一些。

(2) 由图 3、4、5、6 可看出, 粉煤灰和膨润土对 Cd^{2+} 的吸附能力远高于一般的粘土和粉质粘土, 达到 10 ~ 30 倍的程度, 且粉煤灰稍大于膨润土。粉煤灰较强的吸附能力主要应该归功于它极高的 pH 值 (11.6)。Weng^[7] 在研究一种物理化学性质类似粉煤灰的污泥

灰对金属 Ni^{2+} 的吸附时,发现在众多影响因素 (pH 值、温度等)中,pH 值是影响 Ni^{2+} 吸附的主要因素,随混合液 pH 值的增大,被吸附的 Ni^{2+} 量也随之增大,变化相当明显。本试验使用的粉煤灰的主要成分是氧化物(金属离子的理想吸附剂),pH 值高达 11.6,所以加入粉煤灰的混合液的 pH 值相应提高,对金属 Cd^{2+} 的吸附能力也随之增强。从下面的讨论 3 也可看出混合液的 pH 值对 Cd^{2+} 吸附的影响。

(3)图 5,6 显示,在几百 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的浓度范围内,随着 Cd^{2+} 浓度的增大, Cd^{2+} 在粘土和粉质粘土上的吸附量是增大的,但在粉煤灰上的吸附量却呈减小的趋势。这个结果说明当 Cd^{2+} 浓度达到一定值后,粉煤灰对 Cd^{2+} 的吸附能力下降。这个现象可用 pH 值的变化来解释,吸附平衡时粉煤灰/ Cd^{2+} 溶液混合液的 pH 值随着加入的 Cd^{2+} 浓度的增大(从 600~1 400 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$),pH 由 8.0 逐渐降为 6.5(从碱性变为酸性),所以导致粉煤灰对 Cd^{2+} 的吸附能力降低。

(4)由图 5,7,8 看出, Cd^{2+} 在粘土、粉质粘土上的吸附是非线性的,符合 Langmuir 等温线,不符合 Freundlich 吸附等温线。这个结果和国内外学者的研究结果相吻合。Berket 等^[12]对 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 等在膨润土(Bentonite)上的吸附等温线(吸附平衡浓度为 200~1 000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)符合 Langmuir 等温线;Shackelford 和 Daniel^[13]发现阳离子 K^{+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 在 lufkin 粘土(天然层状土,CEC = 0.25 $\text{mmol} \cdot 100 \text{g}^{-1}$)和高岭土(CEC = 0.05 $\text{mmol} \cdot 100 \text{g}^{-1}$)在高浓度下($\times 10^2 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时)的吸附等温线也是非线性的。

(5)图 9 显示,随着吸附剂中 Cd^{2+} 含量的增加,粘土、粉质粘土、粉煤灰对 Cd^{2+} 的吸附百分率均呈下降的趋势。这和 Lim 等^[11]的研究结果是一致的,即金属浓度是影响吸附效果的一个重要因素,一般随着吸附剂中金属浓度的增大,吸附百分率是下降的,也和我们所得到的 Ni^{2+} 、 Zn^{2+} 的结果一致。

(6)图 6 显示,虽然 Cd^{2+} 在粉煤灰的吸附等温线没有一定的规律,随浓度的增大,吸附能力有所下降,但对 Cd^{2+} 的吸附量仍高达 50~70 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

4 结论

(1)粘土、粉质粘土、粉煤灰和膨润土从水溶液中吸附 Cd^{2+} 的过程是快速的。

(2)某一初始浓度下, Cd^{2+} 被吸附的最终平衡吸附量可通过用双曲线方程去拟合 $(\text{Co} - \text{C})/\text{Co} \sim t$ 曲

线得到。

(3)粉煤灰和膨润土对 Cd^{2+} 的吸附能力远远大于一般的粘土和粉质粘土,且粉煤灰大于膨润土,说明粉煤灰完全可以代替膨润土用于废弃物污染防治(如屏障系统)。

(4) Cd^{2+} 在粘土、粉质粘土上的吸附是非线性的,符合 Langmuir 等温线。

(5)随着吸附剂中 Cd^{2+} 离子浓度的增大, Cd^{2+} 在粘土、粉质粘土、粉煤灰上的相对百分吸附率均呈下降的趋势。

参考文献:

- [1] 俞调梅,朱百里编译. 废弃物填埋场设计[M]. 上海: 同济大学出版社, 1999. 8-9.
- [2] Cloutier G, Herraoui E. A comparative study on the physico-chemical performance of MSWL liners at the MRC of Lotbiniere, Quebec: Environmental Geotechnics[M]. Rotterdam; Balkema A A Publishers, 1998. 301-306.
- [3] Mott H V, Weber W J. Factors Influencing Organic Contaminant Diffusivities in Soil - Bentonite Cutoff Barriers[J]. *Environmental Science and Technology*, 1991, 25: 1707 - 1715.
- [4] Khandelwal A, Rabideau A J, Shen peiliang. Analysis of diffusion and Sorption of Organic Solutes in Soil - Bentonite Barrier Materials[J]. *Environmental Science and Technology*, 1998, 32: 1333 - 1339.
- [5] Smith J A, Jaffe P R. Benzene Transport through Landfill Liners Containing Organophilic Bentonite[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1994, 120(6): 1559 - 1577.
- [6] Bradio H H. Vertical Barriers with increased Sorption Capacities[A]. International Contaminant Technology Conference[C]. Florida: [sn], 1997. 645 - 651.
- [7] Weng C H. Removal of Nickel (II) from Dilute Aqueous Solution by Sludge - Ash[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2002, 128(8): 716 - 722.
- [8] 张乃娴,李幼琴,赵慧敏,等. 粘土矿物研究方法[M]. 北京: 科学出版社,1990. 180 - 186.
- [9] 席永慧,赵红,刘建航. 粉煤灰及膨润土对 Ni^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 的吸附研究[J]. 建筑材料学报, 2003, 6(3): 291 - 295.
- [10] 张增强,张一平,朱兆华. 镉在土壤中吸持的动力学特征研究[J]. 环境科学学报, 2000, 20(3): 370 - 375.
- [11] Lim T T, Tay J H, Teh C I. Influence of Metal Loading on the Mode of Metal Retention in a natural Clay [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2001, 127(6): 539 - 545.
- [12] Bereket G, Aroguz A Z, Ozel M Z. Removal of Pb(II), Cd(II), Cu(II), and Zn(II) from Aqueous Solutions by Adsorption on Bentonite [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 1997, 187, 338 - 343.
- [13] Shackelford C D, daniel D E. Diffusion in Saturated Soil. II: Results for Compacted Clay[J]. *Journal of Geotechnical Engineering*, 1992, 117(3): 485 - 506.