

文章编号: 0254-5357(2009)02-0119-06

不同粒级土壤中镉铅汞的吸附特性

王 岚, 王亚平*, 许春雪, 李艳艳, 安子怡, 王苏明
(国家地质实验测试中心, 北京 100037)

摘要: 将3种不同质地的土壤样品分为3种不同的粒级:自然状态、砂粒和粉黏粒,分别研究了这3种不同土壤在3种不同粒级时对镉、铅、汞的吸附特点。结果表明,镉、铅在粉黏粒土壤中的吸附大于在自然土壤和砂粒土壤中的吸附,而汞却表现出相反的结果,其在砂粒土壤中的吸附远远大于在粉黏粒土壤和自然土壤中的吸附。3种不同质地的土壤对镉、铅、汞的吸附与分粒级土壤的吸附表现出了相似的吸附特性。同时,镉在3种不同土壤不同粒级中的吸附符合Langmuir方程,铅在3种不同土壤不同粒级中的吸附符合Henry方程,而汞在3种不同土壤不同粒级中的吸附符合Freundlich方程。

关键词: 吸附; 土壤质地; 土壤粒级; 镉; 铅; 汞

中图分类号: S151.93; O6-331 **文献标识码:** A

Adsorption Characteristics of Cadmium, Lead and Mercury in Different Sized Soils

WANG Lan, WANG Ya-ping*, XU Chun-xue, LI Yan-yan, AN Zi-yi, WANG Su-ming
(National Research Center for Geoanalysis, Beijing 100037, China)

Abstract: Three kinds of soil samples with different texture were sieved into nature fraction, sand-sized fraction and silt- and clay-sized fraction. Adsorption characteristics of these three different sized fractions of three different soils for Cd, Pb and Hg were studied. The results showed that adsorption capacity of Cd and Pb by silt- and clay-sized fraction was higher than that by two other fractions. However, adsorption capacity of Hg showed opposite result to Cd and Pb, which was far higher by sand fraction than that by nature and silt- and clay-fraction. And the adsorption for Cd, Pb and Hg by three kinds of soils with three different sizes showed the similar characteristics. Furthermore, the Langmuir equation was proved to be the best description for Cd adsorption by different soils, the Henry equation was suitable for the description of Pb adsorption by different soils and the Freundlich equation could better fit the experimental data of Hg adsorption by three different soils.

Key words: adsorption; soil texture; sized soil; cadmium; lead; mercury

重金属元素通过工业排放和一系列的农业处理如施肥、灌水和堆肥等进入耕种土壤中,它们在耕种土壤中的累积可导致土壤的退化和生产力的降低^[1]。吸附是重金属元素在土壤中最基本的过程之一,是重金属元素具有一定的自净能力和环境容量

的根本原因^[2];土壤对重金属的吸附依赖于土壤的类型、物理和化学性质,如土壤的矿物特性、土壤的粉碎度、有机组成、土壤溶液的组成和酸碱度(pH),也与重金属离子本身的特性,外加阴、阳离子,人工有机和无机络合剂有关;各种不同的因素如pH、有

收稿日期: 2008-06-16; 修订日期: 2008-08-13

基金项目: 中国地质调查局专项——长江流域区域生态地球化学评价项目资助(GZTR20060201)

作者简介: 王岚(1977-),女,甘肃天水人,在读博士研究生,环境地球化学专业。E-mail: wanglan437@163.com。

通讯作者: 王亚平(1956-),男,山西定襄人,研究员,从事环境地球化学和分析测试工作。

E-mail: wangyaping@cags.net.cn。

机质等对重金属元素在土壤中吸附性能的影响已有相关的报道^[3-7],而土壤的不同粉碎度对土壤吸附性能的影响却未见专门报道。土壤的粉碎度对重金属在土壤中吸附的影响主要在于如果土壤样品研磨太细,容易破坏土壤矿物晶体,矿物晶粒遭破坏后,暴露出新的表面,使土壤颗粒的总表面积增大,因而就会改变土壤对金属离子的吸附性能。

本文选择具有代表性和普遍性的重金属元素 Cd、Pb 和 Hg 进行吸附特性研究。选取山西省的 3 种典型土壤,按照土壤自身的不同性质,将土壤样品分为自然状态、砂粒和粉黏粒 3 种不同的粒级,分别研究 Cd、Pb 和 Hg 在这 3 种不同粒级土壤中的吸附行为,为该地区 Cd、Pb 和 Hg 的污染治理提供理论依据。

1 材料和实验方法

1.1 供试土壤

土壤样品分别采集于山西省大同、太原、临汾 3 个地区,取样深度为 0~20 cm,代表山西省的 3 种典型土壤。山西大同采样点的土壤类型为栗褐土,土壤中重金属含量偏高主要是由于自然原因造成的;太原采样点的土壤类型为潮土,土壤受废水污染,污灌时间约为 20 年;临汾采样点的土壤类型为褐土,由于采样点位于煤焦冶炼工业区附近,土壤的污染类型以大气沉降为主。3 个地区土壤的基本性质见表 1 和表 2。

样品加工:土壤风干后,用橡皮锤粉碎,过 2 mm 土筛,混合均匀,然后将土样进一步过 0.05 mm 筛,通过 0.05 mm 筛的为粉黏粒,在 2~0.05 mm 的为砂粒。

表 1 山西 3 个地区土壤的基本理化性质^①

Table 1 Basic physical-chemical properties of soils from three areas of Shanxi province

土样	$w_B/(\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1})$			TOC/%	CEC/ ($\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	pH
	Hg	Cd	Pb			
大同自然态	0.241	0.410	40.09	0.62	147	8.38
大同砂粒	0.333	0.289	33.30	-	-	-
大同粉黏粒	0.101	0.536	48.24	-	-	-
太原自然态	0.132	0.53	20.02	1.87	223	7.84
太原砂粒	0.333	0.407	23.03	-	-	-
太原粉黏粒	0.087	0.573	19.26	-	-	-
临汾自然态	0.160	0.819	22.13	1.39	193	8.01
临汾砂粒	0.264	0.688	18.54	-	-	-
临汾粉黏粒	0.119	0.858	22.73	-	-	-

① TOC 为总有机碳, CEC 为阳离子交换量。“-”表示

表 2 山西 3 个地区典型土壤的粒级配分

Table 2 Particle size distribution of three kinds of typical soil from three areas of Shanxi province

土样	砂粒/mm	粉粒/mm	黏粒/mm
	2~0.05	0.05~0.002	<0.002
大同砂壤土	47.829%	50.046%	2.125%
太原粉壤土	22.050%	74.249%	3.701%
临汾粉土	16.566%	79.152%	4.291%

1.2 实验方法

分别称取过 0.84 mm(20 目)筛的自然土样、砂粒土样和粉黏粒土样 5.000 g 于 10 个 100 mL 塑料离心杯中,加 50 mL 配制好的不同质量浓度的重金属溶液,其中 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Hg^{2+} 的浓度梯度分别为 0、0.1、1、5、10、20、50、100、200、300 mg/L。恒温(25 ± 1)℃振荡 2 h,在(25 ± 1)℃恒温箱内静置 24 h 后取出,以 4500 r/min 离心 15 min,取上清液测定重金属离子的浓度。

根据所测得土壤溶液中 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Hg^{2+} 的浓度,采用下式计算土壤对重金属离子的平衡吸附量^[8]:

$$S = V(C - C_0)/m$$

式中,S—土壤对重金属离子的平衡吸附量($\mu\text{g}/\text{g}$ 或 mg/kg);C—土壤溶液中 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 或 Hg^{2+} 的平衡浓度(mg/L); C_0 —加入土壤中 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 或 Hg^{2+} 溶液的浓度(mg/L);V—倒入土壤中溶液的体积(mL);m—供试土样的干土质量(g)。

1.3 测定方法

土壤酸碱度用 pH 计测定;阳离子交换量(CEC)用批处理平衡法测定;机械组成用密度法测定^[9];土壤中 Cd、Pb 含量用 HNO_3 、 HClO_4 湿法消解,等离子体发射光谱(ICP-AES)或质谱(ICP-MS)测定;土壤中 Hg 含量用 $\varphi = 50\%$ (体积分数)的王水消解,原子荧光光谱法(AFS)测定;吸附平衡液中的 Cd、Pb 含量用 ICP-AES 或 ICP-MS 法测定;Hg 含量用 AFS 法测定。

2 结果与讨论

2.1 土壤中重金属吸附的定量描述

2.1.1 锡在不同粒级和不同土壤中的吸附特点

3 个地点自然土样、砂粒土样和粉黏粒土样对 Cd 的吸附等温线见图 1(插图为原图放大 4 倍)。从图 1 可以看出,3 个不同土壤在不同粒级时的吸附实验中,当加入重金属离子浓度的 C_0 为 0,吸附达到平衡时,C 均大于 0,而 S 均小于 0,说明用去离子水浸入土壤至静态饱和状态时,土壤中原有的重金

属发生了解吸过程。同时3个不同地区土壤在3种不同粒级中的吸附量都随着加入 Cd^{2+} 溶液浓度的增加而增加,而平衡时溶液浓度(即土壤吸附外源 Cd^{2+} 残余量浓度)也随着加入 Cd^{2+} 溶液浓度增加而增加。相同质量自然状态的土壤和砂粒土壤比较,

吸附能力相差不大。当外源 Cd^{2+} 浓度在0~100 mg/L时,3种土样几乎将 Cd^{2+} 完全吸附。相比3个不同地区土样在自然态和砂粒土壤中Cd的吸附,太原和临汾土样相差不明显,但Cd在大同砂粒土壤中的吸附明显小于其在自然土壤中的吸附。

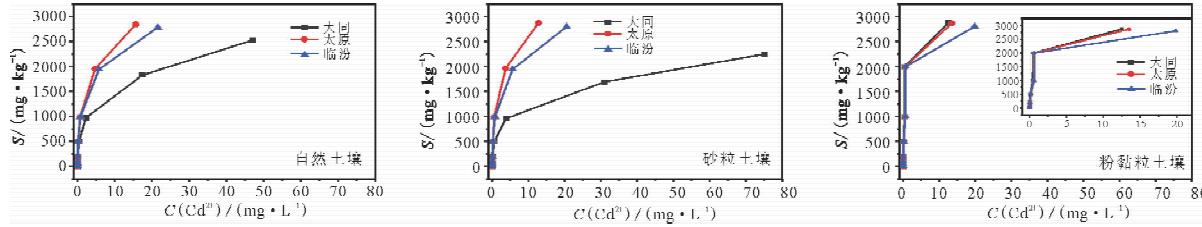


图1 土壤对 Cd^{2+} 吸附的S-C关系曲线

Fig. 1 S-C curves for adsorption of Cd^{2+} by soils

当加入 Cd^{2+} 浓度在0~200 mg/L时,粉黏粒土壤中的吸附量迅速增高,吸附平衡时溶液中 Cd^{2+} 的最大浓度仅为0.624 mg/L,直到加入 Cd^{2+} 浓度300 mg/L时,平衡时溶液的最大浓度才达到19.84 mg/L。说明粉黏粒土壤对Cd有很强的吸附能力,而且粉黏粒土壤对Cd的吸附明显大于自然土壤和砂粒土壤。

2.1.2 铅在不同粒级和不同土壤中的吸附特点

3种不同土壤在不同粒级下对Pb的吸附实验中(见图2),当 C_0 为0时,土壤中原有的Pb同样发生了解吸过程。3个地区的土壤在3种不同粒级时的吸附趋势基本相同,随着加入 Pb^{2+} 浓度的增加,吸附量也增大。当加入 Pb^{2+} 浓度在0~300

mg/L,不同粒级土样对加入 Pb^{2+} 的吸附率均达到99%以上,加入土样中的 Pb^{2+} 几乎被完全吸附,可见土壤对Pb的吸附能力较强。从图2吸附曲线的总体趋势来看,不同粒级的土壤对Pb的吸附性能表现为粉黏粒土壤>自然土壤>砂粒土壤。

2.1.3 汞在不同粒级和不同土壤中的吸附特点

图3(中间插图为原图放大100倍)表示Hg在3种不同粒级的土壤样品中的等温吸附曲线。从图3可以看出,当 C_0 为0时,土壤中原有的Hg也发生了解吸过程。在Hg实验浓度1~100 mg/L内,3种自然土壤对Hg的吸附率均达到95%以上。

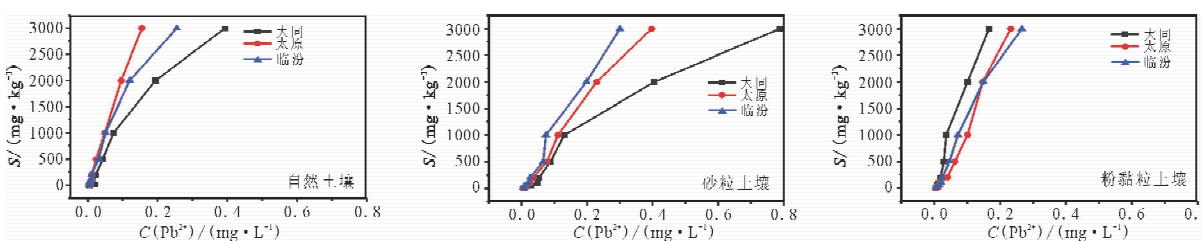


图2 土壤对 Pb^{2+} 吸附的S-C关系曲线

Fig. 2 S-C curves for adsorption of Pb^{2+} by soils

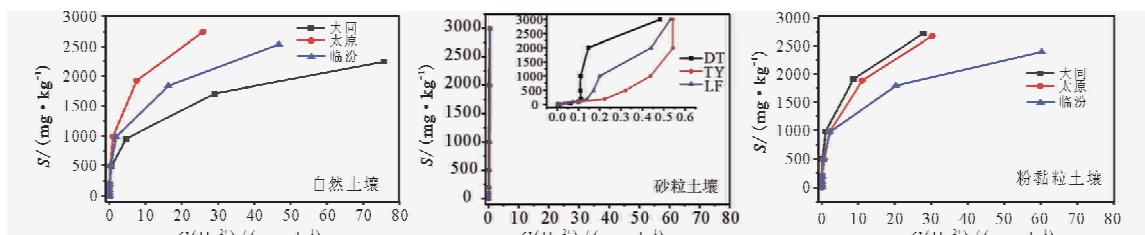


图3 土壤对 Hg^{2+} 吸附的S-C关系曲线

Fig. 3 S-C curves for adsorption of Hg^{2+} by soils

砂粒土样对 Hg 的吸附曲线与自然土样和粉黏粒土样相比,3 个地区土壤的吸附曲线几乎为一垂直于平衡浓度轴的直线;与自然状态土壤和粉黏粒土壤相比,在相同浓度水平下,砂粒土壤的吸附量反而增大,在加入 Hg^{2+} 溶液浓度在 0~300 mg/L 内,3 种砂粒土壤对 Hg 的吸附率均达到 99% 以上,粉黏粒土壤和自然态土壤明显小于砂粒土壤对 Hg 的吸附。

2.1.4 不同质地土壤对镉铅汞吸附的影响

3 个不同土壤的粒级配分见表 2, 大同土壤为沙壤土, 太原土壤为粉壤土, 临汾土壤为粉土。从 Cd、Pb、Hg 的吸附图来看, 相同质量的土壤在相同浓度水平下, 大同沙壤土在自然状态和砂粒状态中的吸附性能与太原土壤和临汾土壤相比, 吸附平衡时土壤吸附量数值较小, 而平衡溶液的浓度较大, 说明大同土壤在这两种粒级中的吸附性能小于太原土壤和临汾土壤, 这与配分粒级土样表现的性能相似; 但在粉黏粒土壤中却不明显, 尤其对 Pb 和 Hg 的吸附, 表现出相反的结果。这说明除了土壤粒级组成外, 还可能有其他因素影响土壤对 Pb 和 Hg 在粉黏粒土壤中的吸附。

一般认为, 土壤中 Cd 等微量元素的含量随土壤黏粒含量增加而增加, 这是由于黏粒可以富集微量元素并阻止它们的淋失^[10~11], 本研究在对重金属 Cd 和 Pb 的吸附上也验证了这一点。

在 Pb 的吸附研究中, 当 Pb^{2+} 浓度在 0~300 mg/L 时, 3 种不同粒级的 3 种土壤对 Pb 的吸附能力都很强, 吸附率均达到了 99%, 说明无论是自然土壤, 还是砂粒土壤和粉黏粒土壤对 Pb 的吸附能力都很强。洪春来等^[12]对菜园土壤的吸附研究表明, 当添加 Pb^{2+} 浓度 < 5000 mg/kg 时, 菜园土壤对 Pb 的吸附率达到或接近 100%, 在 Pb 最高添加浓度为 20 000 mg/kg 时, 其对 Pb 的吸附率为 71.33%。他们通过 Langmuir 方程计算出 Pb 的最大吸附量为 14 285 mg/kg, 这表明本研究选择的 Pb^{2+} 浓度范围较小, Pb 吸附远未达到饱和。

对于 Hg, 本研究结果却表明, 砂粒土壤对 Hg 的吸附量反而明显高于粉黏粒土壤和自然土壤对 Hg 的吸附量。土壤中 Hg 含量与土壤黏粒含量呈负相关, 相反却与土壤砂粒含量呈正相关。李永华等^[10]研究表明, 矿区土壤中 Hg 含量与土壤中砂粒含量呈显著的正相关。他们认为这种现象是由于矿区土壤中 Hg 元素是人为因素输入

的, 外源输入的富 Hg 矿石/矿渣是矿区土壤 Hg 的主要组成部分, 它们同土壤本体相比, 粒径较粗、硬度较大, 难于黏化, 进入土壤后以类似于土壤砂粒的形式存在, 这是导致矿区土壤 Hg 含量与黏粒含量负相关的原因。但本实验研究表明, 土壤砂性与 Hg 吸附呈正相关和 Hg 颗粒大小没有相关关系, 出现这种结果可能是土壤基本性质如砂粒、黏粒、有机质含量及不同质地土壤所含矿物的差异等都影响土壤中 Hg 的含量; Hg 在不同质地土壤中挥发性的差异也是造成这种结果重要的因素。曾有研究表明, 土壤中不同的矿物对 Hg 的吸附容量与吸附强度均不同^[13]; 同时, 土壤对 Hg 的作用具有二重性——吸附固定还原与挥发同时存在, 且 Hg 在砂土中的挥发明显高于在黏土中的挥发^[14]。砂粒土壤与自然土壤和粉黏粒土壤相比, 其矿物组成不同, 土粒间的空隙较大, Hg 很容易挥发。这可能就是导致 Hg 在砂粒土壤吸附中平衡溶液浓度很小、吸附量高的原因。

2.2 土壤中重金属的吸附模式

土壤对离子吸持机理的描述, 最基本的手段是建立平衡模型。本文采用 Langmuir 方程、Freundlich 方程、Temkin 方程和 Henry 方程等吸附方程来分别拟合 Cd、Pb、Hg 在 3 种不同粒级的 3 个不同土壤中的吸附模式, 结果见表 3~表 5。

从表 3 可以看出, Freundlich、Langmuir 和 Temkin 模式都能较好地拟合自然状态和砂粒状态的土壤对 Cd^{2+} 的吸附, 相关系数都在 0.9 以上。而对于粉黏粒土壤, Langmuir 模式能较好地拟合 Cd^{2+} 的吸附。对于 Pb^{2+} 的吸附(见表 4), Temkin 模式和 Henry 模式能较好地拟合其在自然土壤中的吸附, 而 Freundlich 和 Henry 模式能很好地拟合 Pb^{2+} 在砂粒土壤和粉黏粒土壤中的吸附。相比之下, Langmuir、Freundlich 和 Temkin 模式能较好地模拟自然状态的 Hg^{2+} 吸附, Freundlich 对砂粒状态中 Hg^{2+} 的吸附拟合较好, 而 Langmuir 和 Freundlich 模式对粉黏粒土壤中 Hg^{2+} 的吸附拟合较好。

从以上结论得出, Cd 在 3 种不同土壤不同粒级中的吸附符合 Langmuir 方程, Pb 在 3 种不同土壤不同粒级中的吸附模式符合 Henry 方程, 而 Hg 在 3 种不同土壤不同粒级中的吸附符合 Freundlich 方程。

表3 土壤吸附Cd的等温线拟合方程^①Table 3 Adsorption isotherm equation of Cd²⁺ by soils

土样类型及产地	Freundlich		Langmuir		Temkin		Henry	
	$S = KC^{1/n}$	R^2	$C/S = C/b + 1/Kb$	R^2	$S = a + \lg C$	R^2	$S = K_D C + b$	R^2
自然状态	大同 $S = 544.23C^{0.4566}$	0.9669	$C/S = 0.0004C + 0.0008$	0.9820	$S = 663.67C + 1049.4$	0.9254	$S = 49.983C + 401.84$	0.8492
	太原 $S = 905.77C^{0.5231}$	0.9678	$C/S = 0.0003C + 0.0003$	0.9855	$S = 828.83C + 1460.2$	0.9266	$S = 118.35C + 459.96$	0.8105
	临汾 $S = 851.12C^{0.4912}$	0.9547	$C/S = 0.0004C + 0.0003$	0.9891	$S = 779.23C + 1410.6$	0.9434	$S = 169.16C + 434.01$	0.8413
砂粒	大同 $S = 318.3C^{0.5626}$	0.9065	$C/S = 0.0004C + 0.0016$	0.9854	$S = 684.85C + 752.49$	0.9728	$S = 28.676C + 321.78$	0.8348
	太原 $S = 899.52C^{0.6864}$	0.9371	$C/S = 0.0003C + 0.0004$	0.9914	$S = 973.08C + 1475.1$	0.9461	$S = 215.22C + 365.66$	0.8353
	临汾 $S = 787.2C^{0.5934}$	0.9551	$C/S = 0.0003C + 0.0004$	0.990	$S = 846.25C + 1346.3$	0.9435	$S = 129.43C + 382.02$	0.8145
粉黏粒	大同 $S = 1390.4C^{0.679}$	0.8919	$C/S = 0.0003C + 0.0002$	0.9985	$S = 961.32C + 1753.5$	0.8990	$S = 193.85C + 511.23$	0.6388
	太原 $S = 1189.6C^{0.7078}$	0.9002	$C/S = 0.0003C + 0.0003$	0.9974	$S = 977.12C + 1646.9$	0.8852	$S = 180.50C + 502.63$	0.6432
	临汾 $S = 1075.9C^{0.6609}$	0.8787	$C/S = 0.0003C + 0.0002$	0.9987	$S = 923.98C + 1582.5$	0.8994	$S = 117.93C + 516.68$	0.6186

① C —吸附平衡时 Cd²⁺ 的浓度, 单位为 mg/L; S —Cd²⁺ 的吸附量, 单位为 mg/kg。 R^2 —相关系数。

表4 土壤吸附Pb的等温线拟合方程^①Table 4 Adsorption isotherm equation of Pb²⁺ by soils

土样类型及产地	Freundlich		Langmuir		Temkin		Henry	
	$S = KC^{1/n}$	R^2	$C/S = C/b + 1/Kb$	R^2	$S = a + \lg C$	R^2	$S = K_D C + b$	R^2
自然状态	大同 $S = 36250C^{1.6588}$	0.7800	$C/S = -5 \times 10^{-5}C + 0.0001$	0.0248	$S = 1872.3C + 3399.3$	0.9364	$S = 7806.2C + 138.25$	0.9590
	太原 $S = 35289C^{1.2156}$	0.9731	$C/S = -0.0003C + 8 \times 10^{-5}$	0.2576	$S = 1957.7C + 4051.5$	0.9816	$S = 12027C + 148.34$	0.9575
	临汾 $S = 17199C^{1.0517}$	0.9734	$C/S = 2 \times 10^{-5}C + 7E-05$	0.057	$S = 779.23C + 1410.6$	0.9434	$S = 20019C - 22.068$	0.9968
砂粒	大同 $S = 7620.6C^{1.5646}$	0.9372	$C/S = -0.0002C + 0.0003$	0.0915	$S = 2098.4C + 2951.2$	0.9616	$S = 3941.6C + 91.594$	0.9550
	太原 $S = 13319C^{1.3028}$	0.9920	$C/S = -0.0003C + 0.0002$	0.3961	$S = 1993.6C + 3262.6$	0.8703	$S = 7966.5C - 32.436$	0.9886
	临汾 $S = 22373C^{1.3883}$	0.9658	$C/S = -0.0003C + 0.0002$	0.3709	$S = 1957.7C + 3442.3$	0.8612	$S = 10263C - 40.702$	0.9880
粉黏粒	大同 $S = 107918C^{1.635}$	0.9020	$C/S = -0.0005C + 0.0001$	0.2700	$S = 2375.2C + 4513$	0.9438	$S = 19072C - 48.203$	0.9781
	太原 $S = 41361C^{1.6352}$	0.9316	$C/S = -0.0007C + 0.0002$	0.7426	$S = 2096.9C + 3598.8$	0.7842	$S = 13872C - 223.02$	0.9852
	临汾 $S = 39201C^{1.5395}$	0.9591	$C/S = -0.0005C + 0.0002$	0.2596	$S = 2339.48C + 3990.9$	0.9399	$S = 12057C - 46.011$	0.9835

① C —吸附平衡时 Pb²⁺ 的浓度, 单位为 mg/L; S —Pb²⁺ 的吸附量, 单位为 mg/kg。 R^2 —相关系数。

表5 土壤吸附Hg的等温线拟合方程^①Table 5 Adsorption isotherm equation of Hg²⁺ by soils

土样类型及产地	Freundlich		Langmuir		Temkin		Henry	
	$S = KC^{1/n}$	R^2	$C/S = C/b + 1/Kb$	R^2	$S = a + \lg C$	R^2	$S = K_D C + b$	R^2
自然状态	大同 $S = 276.39C^{0.6719}$	0.8281	$C/S = 0.0004C + 0.0015$	0.9864	$S = 626.13C + 801.88$	0.9484	$S = 27.539C + 386.74$	0.8296
	太原 $S = 626.68C^{0.5682}$	0.9434	$C/S = 0.0003C + 0.0006$	0.9916	$S = 902.03C + 1194.5$	0.9566	$S = 50.254C + 414.4$	0.8337
	临汾 $S = 498.19C^{0.5017}$	0.9554	$C/S = 0.0004C + 0.0009$	0.9869	$S = 743.47C + 997.98$	0.9477	$S = 98.269C + 437.94$	0.8235
砂粒	大同 $S = 5062.6C^{1.3147}$	0.6301	$C/S = -0.0003C + 0.0007$	0.0046	$S = 2285.8C + 2843.4$	0.3853	$S = 4953.1C + 19.94$	0.4860
	太原 $S = 4221.9C^{1.5958}$	0.9549	$C/S = -0.0018C + 0.0012$	0.8538	$S = 2091.6C + 2271.1$	0.5574	$S = 4516.2C - 412.9$	0.7803
	临汾 $S = 3237.2C^{1.0456}$	0.9012	$C/S = -0.0011C + 0.0007$	0.6220	$S = 2317.9C + 2820.1$	0.7558	$S = 5598C - 258.33$	0.9560
粉黏粒	大同 $S = 671.81C^{0.5687}$	0.8939	$C/S = 0.0004C + 0.0005$	0.9852	$S = 741.41C + 1283$	0.9330	$S = 93.776C + 366.65$	0.8293
	太原 $S = 671.81C^{0.5687}$	0.8896	$C/S = 0.0004C + 0.0008$	0.9737	$S = 733.07C + 1105.6$	0.8728	$S = 86.959C + 319.54$	0.8702
	临汾 $S = 460.99C^{0.5133}$	0.9189	$C/S = 0.0004C + 0.0008$	0.9737	$S = 609.73C + 991.69$	0.9198	$S = 37.926C + 357.71$	0.8037

① C —吸附平衡时 Hg²⁺ 的浓度, 单位为 mg/L; S —Hg²⁺ 的吸附量, 单位为 mg/kg。 R^2 —相关系数。

3 结语

(1) Cd、Pb、Hg 在 3 个不同土壤 3 种不同粒级中的吸附趋势一样, 吸附量都随着加入离子浓度的增加而增加。同时各种土壤对这 3 种重金属的吸附能力顺序为:Pb > Hg > Cd。

(2) Cd 和 Pb 在粉黏粒土壤中的吸附大于自

然土壤和砂粒土壤, 而 Hg 却表现出相反的结果, 其在砂粒土壤中的吸附明显大于在自然土壤和粉黏粒土壤中的吸附。这可能是由于配分粒级土壤中矿物的不同及其 Hg 在砂粒土壤中的挥发比在粉黏粒土壤和自然土壤中的挥发更大造成的。

(3) 4 种吸附模式拟合 3 种土壤在 3 种不同

粒级中的吸附,结果发现,Cd在3种不同土壤不同粒级中的吸附符合Langmuir方程,Pb在3种不同土壤不同粒级中的吸附符合Henry方程,而Hg在3种不同土壤不同粒级中的吸附符合Freundlich方程。

4 参考文献

- [1] Arias M, Perez-Novo C, Osorio F, Lopez E, Soto B. Adsorption and desorption of copper and zinc in the surface layer of acid soils [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2005, 288:21–29.
- [2] 李学垣. 土壤化学 [M]. 北京:高等教育出版社, 2001:167–212.
- [3] Guo Shuhai, Li Yu, Liu Liang, Hua Xiuyi. Adsorption of Pb and Cd on the natural surface coatings (NSCs) in the presence of organochlorine pesticides: A preliminary investigation [J]. *Journal of Environmental Management*, 2008, 88:147–153.
- [4] Li Decheng, Huang Shengbiao, Wang Wenhua, Peng An. Study on the kinetics of cerium (Ⅲ) adsorption-desorption on different soil of China [J]. *Chemosphere*, 2001, 44:663–669.
- [5] 杨金燕,杨肖娥,何振立,杨金英. 土壤中铅的吸附-解吸行为研究进展 [J]. 生态环境, 2005, 14(1):102–107.
- [6] 张磊,宋凤斌. 土壤吸附重金属的影响因素研究现状及展望 [J]. 土壤通报, 2005, 36(4):628–631.
- [7] Elrashidi M A, O'Connor G A. Influence of solution composition on sorption of zinc by soils [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1982, 46: 1153–1158.
- [8] 杨华峰. 北京地区污水灌溉农田若干特征研究 [D]. 北京:中国农业大学, 2005:19–28.
- [9] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京:中国农业科学出版社, 2000:296–336.
- [10] 李永华,杨林生,李海蓉. 湘黔汞矿区土壤汞的化学形态及污染特征 [J]. 环境科学, 2007, 28(3): 654–658.
- [11] 许春雪,潘小菲,王亚平,王迪民. 北京城近郊区土壤对镉的吸附特征研究 [J]. 岩矿测试, 2005, 24(3):161–166.
- [12] 洪春来,贾彦博,杨肖娥,魏幼璋. 菜园土壤对铅的吸附与解吸特性研究 [J]. 中国农学通报, 2006, 22(9):412–414.
- [13] 姚爱军,青长乐,牟树森. 土壤矿物对汞的吸持特性研究 [J]. 中国生态农业学报, 2004, 12(4): 129–131.
- [14] 邹邦基. 土壤-植物体系中的汞 [J]. 环境科学丛刊, 1984, 5(11): 65–70.

“第四届全国实验室管理科学研讨会”征文通知

由中国分析测试协会主办、《分析试验室》编辑部承办的“第四届全国实验室管理科学研讨会”定于2009年7月在甘肃省兰州市召开。

会议内容包括实验室管理科学、实验室认证认可、实验室比对、实验室信息管理系统(LIMS)、实验室仪器设备运行及考核、实验室技术人员培训等方面的学术研讨。会议将邀请有关专家做大会报告,欢迎全国各行业的实验室管理人员及实验室科研工作人员参加。

会议征文请于2009年5月31日前通过邮局邮寄、电子邮件发送到会议筹备组(3日内收到筹备组的回复邮件方为发送成功),并请注明联系人、详细通信地址、联系电话、传真号码及E-mail地址。征文经专家审稿后部分录

用征文可在《分析试验室》期刊上正式发表。

欲参加会议的各界人士,也请于2009年5月31日前与会议筹备组联系,以便继续为您寄发下一轮通知。

筹备组地址:北京新街口外大街2号(邮编100088)
 《分析试验室》编辑部实验室管理会议筹备组
 电 话:010-82241919,82013328
 传 真:010-82013328
 E-mail:ana-info@263.net
 联系人:孙臣良 田春霞

中国分析测试协会