

K_2FeO_4 强化采煤污染土壤吸附 固定 Pb^{2+} 的实验研究

刘紫云, 崔建国*, 李红艳, 张峰, 王朝旭, 崔佳丽

(太原理工大学环境科学与工程学院, 山西省市政工程研究生教育创新中心, 山西 晋中 030600)

摘要: 利用 Pb^{2+} 含量为 8.02 mg/kg 的土壤作为实验原土, 以 50~400 mg/L $Pb(NO_3)_2$ 分别对原土和投加 K_2FeO_4 的土壤进行吸附实验, 考察了不同条件下两种土壤对 Pb^{2+} 的吸附影响规律, 并进行了动力学分析。在此基础上利用模拟酸性雨水, 采用静态溶浸实验和连续浸提实验, 从浸出浓度和土壤对 Pb^{2+} 吸附态的影响两方面综合考查 K_2FeO_4 对土壤强化吸附固定 Pb^{2+} 的效果。结果表明, 实验土壤对于初始浓度为 350 mg/L 的 Pb^{2+} 仍具有良好的吸附作用, 当 Fe^{6+}/Pb^{2+} 质量比为 5、吸附时间为 8 h 时吸附量高达 486 mg/kg; 而加入 K_2FeO_4 后使土壤对 Pb^{2+} 的吸附等温线由 Langmuir 变为 Freundlich, 且整个反应过程符合准二级动力学模型, 吸附趋于稳定形态, Pb^{2+} 的浸出大幅度降低, 强化吸附固定效果显著。此外, 吸附过程对 pH 和温度不敏感, 这对于 Pb^{2+} 污染土壤的原位修复具有重要的实际应用价值。

关键词: K_2FeO_4 ; 土壤; 吸附固定; Pb^{2+} ; 采煤污染

中图分类号: X53

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2020)S-0176-05

DOI: 10.16606/j.cnki.issn.0253-4320.2020.S.038

Experimental study on adsorption fixation of Pb^{2+} by K_2FeO_4 enhanced soil polluted by coal mining

LIU Zi-yun, CUI Jian-guo*, LI Hong-yan, ZHANG Feng, WANG Chao-xu, CUI Jia-li

(College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology,

Graduate Education Innovation Center of Shanxi Institute of Municipal Engineering, Jinzhong 030600, China)

Abstract: The soil with a Pb^{2+} content of 8.02 mg·kg⁻¹ is used as experimental soil, and the adsorption experiments of $Pb(NO_3)_2$ with a concentration of 50–400 mg·L⁻¹ are respectively performed by the experimental soil and the soil added K_2FeO_4 . The adsorption rules of Pb^{2+} by two kinds of soil are explored under different conditions and the kinetic analysis are done. Besides, static leaching experiments and continuous extraction experiments are also carried out by using the simulated acidic rainwater, and the effect of K_2FeO_4 on the strengthening adsorption and fixation of Pb^{2+} by soil is investigated from leaching concentration and the effect of soil on adsorption state of Pb^{2+} . The results show that the experimental soil still has good adsorption capacity against Pb^{2+} with an initial concentration of 350 mg·L⁻¹, and the adsorption capacity reaches as high as 486 mg·kg⁻¹ when the mass ratio of Fe/Pb is 5 and the adsorption time is 8 h. After the addition of K_2FeO_4 , the adsorption isotherm of Pb^{2+} by soil changes from Langmuir isotherm to Freundlich isotherm, and the reaction accords with the quasi-second-order kinetic model. The adsorption tends to be stable, and the leaching behavior of Pb^{2+} drops greatly, which enhances the adsorption fixation effect significantly. In addition, the adsorption process is insensitive to pH and temperature, which has important practical application value for in-situ remediation of Pb^{2+} contaminated soil.

Key words: potassium ferrate; soil; adsorption and fixation; lead ion; pollution caused by coal mining

山西作为煤炭大省, 矿山众多, 采煤废弃物占地面积极大, 致使土壤重金属污染十分普遍^[1]。因此, 矿区土壤的修复是一个亟待解决的问题。Pb 在采煤废弃物中为含量较多的元素^[2], 其污染土壤后会渗透进入含水层而污染地下水, 从而造成水资源的水质性减少, 并危及人类的生命健康^[3]。

原位固定土壤中的污染物 Pb^{2+} , 并在一定条件下通过植物带出^[4], 使污染物不会直接渗透到地下

水中, 也就不会因此造成对地下水体的污染。有文献指出, K_2FeO_4 不仅是一种强氧化剂, 还可以显著加强土壤对重金属的吸附固定作用^[5]。已有研究表明, 加入 K_2FeO_4 能显著提高土壤对 Cu^{2+} 和 Cr^{6+} 的吸附^[6-7]。但由于 Pb^{2+} 比 Cu^{2+} 和 Cr^{6+} 更具有独特的理化性质, 因此在土壤中表现出不同的吸附特点。为此, 本文通过室内实验探索利用 K_2FeO_4 辅助固定采煤污染土壤中的 Pb^{2+} , 研究影响固定的主要因

收稿日期: 2020-04-13; 修回日期: 2020-06-28

基金项目: 山西省自然科学基金资助项目(201701D121126)

作者简介: 刘紫云(1993-), 女, 硕士生, 研究方向为环境污染控制与修复, 932115440@qq.com; 崔建国(1965-), 男, 博士, 教授, 研究方向为环境污染控制与修复, 通讯联系人, afh2005@163.com。

素,探索 K₂FeO₄ 在不同环境条件下对土壤中 Pb²⁺ 吸附固定性能的影响。

1 实验部分

1.1 材料

供试土壤取自山西省娄烦县顺道村沿河土地。将土样均匀平铺于通风处,晾晒数天后研磨至颗粒可以通过 100 目筛,装袋密封保存即可。其理化性质^[8]见表 1。

表 1 供试土壤的理化性质

参数	pH	电导率/ ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	有机质/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	CEC/ ($\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	总 Pb ²⁺ / ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
数值	8.45	464	12.51	17.58	8.02

注:CEC 为阳离子交换量。

1.2 实验方法

为考查原土以及添加 K₂FeO₄ 的土壤对 Pb²⁺ 吸附的主要影响因素,设置 Fe⁶⁺/Pb²⁺ 质量比、初始浓度、温度、时间等不同条件下土壤吸附 Pb²⁺ 的实验。

分别称取 10 g 土壤于 50 mL 烧杯中,向烧杯中分别加入 20 mL 的 Pb²⁺ 溶液 (250 mg/L),再按 Fe⁶⁺/Pb²⁺ 质量比分别为 0、1、2、3、4、5、10 投加 K₂FeO₄,然后将其置于六联搅拌器上,搅拌 12 h,将经过搅拌的水土混合溶液倒入 50 mL 的离心管中,离心 20 min (3 000 r/min),对上清液进行抽滤,滤液倒入 25 mL 比色管中,加入 3 mL 的磷酸氢二胺溶液 (5%),用硝酸溶液 (0.2%) 定容至 25 mL。采用火焰原子吸收分光光度法测定溶液中的 Pb²⁺ 浓度^[9],表示为 c 。

初始浓度梯度为 50、100、150、200、250、300、350、400 mg/L,向对照组加入 K₂FeO₄,使其 Fe⁶⁺/Pb²⁺ 质量比为 5。pH 梯度为 2、4、6、8、10、12,用硝酸溶液和氢氧化钠溶液调节。调节六联搅拌器的温度,使得温度梯度为 20、25、30、35、40、45℃。时间梯度为 1、2、3、4、5、6、7、8、9、10、11、12 h。剩余步骤同上。

测得浓度后运用式(1)计算吸附量 Q (mg/g):

$$Q = (c_0 - c)V/m \quad (1)$$

式中: c_0 为吸附前 Pb²⁺ 浓度,mg/L; c 为吸附后 Pb²⁺ 浓度,mg/L; V 为试样定容体积,L; m 为土壤质量,g。

为研究添加 K₂FeO₄ 后土壤对 Pb²⁺ 的吸附固定程度,进行静态溶浸和连续浸提实验^[10]。取吸附后 Fe⁶⁺/Pb²⁺ 质量比为 0 与 5 的样品进行连续浸提实

验。将沉淀物干燥、过筛后称取 1 g 置于离心管中,加入 20 mL 乙酸溶液 (0.1 mol/L) 于恒温振荡箱中 [(22±5)℃,300 r/min] 振荡 16 h,离心 20 min,测定上清液中的 Pb²⁺ 浓度,计算弱酸提取态 Pb²⁺ 含量 C1;向残渣中加入 20 mL 的 NH₄OH·HCl (0.5 mol/L),重复振荡等步骤,计算可还原态 Pb²⁺ 含量 C2;向残渣中加入 10 mL H₂O₂ (pH 2~3),搅拌均匀后于室温下静置 1 h,用水浴加热至 (85±2)℃,再加入 10 mL H₂O₂,保持 1 h 后加入 20 mL NH₄OAc (1 mol/L),重复振荡等步骤,计算氧化态 Pb²⁺ 含量 C3;将残渣干燥,称取 0.1 g,测定土壤中 Pb²⁺ 含量,即残余态 Pb²⁺ 含量 C4。

2 结果与讨论

2.1 K₂FeO₄ 对土壤吸附 Pb²⁺ 的影响

2.1.1 K₂FeO₄ 投加量的影响

由图 1 可知,随着 K₂FeO₄ 投加量的增加,土壤对 Pb²⁺ 的吸附量也会增加,分别增加了 0.009、0.027、0.056、0.071、0.078、0.081 mg/g,对比原土的吸附量 0.410 mg/g,分别提高了 2.4%、6.5%、13.6%、17.4%、19.2%、19.7%。当 Fe⁶⁺/Pb²⁺ 质量比达到 5 时,继续投加 K₂FeO₄,土壤对 Pb²⁺ 的吸附量基本不再增加。由此可见,Fe⁶⁺/Pb²⁺ 质量比为 5 是 K₂FeO₄ 的最佳投加量。将 K₂FeO₄ 加入到土壤中时,使得土壤中有有机质被 K₂FeO₄ 强烈氧化^[7]: $\text{FeO}_4^{2-} + 3\text{e}^- \rightarrow \text{FeO}_2 + \text{OH}^-$,其中 Fe⁶⁺ 被还原为 Fe³⁺,生成的 Fe³⁺ 与土壤中的 OH⁻ 结合形成 Fe(OH)₃ 胶体。由于 Fe(OH)₃ 胶体可以吸附溶液中的离子,因而在土壤吸附 Pb²⁺ 的实验中,加入 K₂FeO₄ 可以提高土壤对 Pb²⁺ 的吸附量。

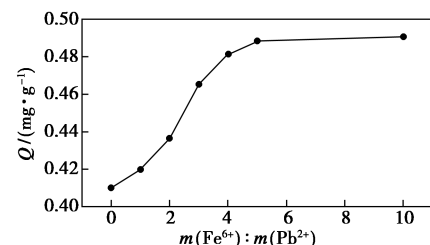


图 1 Fe⁶⁺/Pb²⁺ 质量比对 Pb²⁺ 吸附的影响

2.1.2 初始浓度对吸附效果的影响

为了探究初始浓度对 Pb²⁺ 吸附效果的影响,研究了不同浓度条件下的吸附等温线,如图 2 所示。此外,对实验数据进行了拟合^[11],结果见表 2。式(2)为 Langmuir 方程,式(3)为 Freundlich 方程。

$$C_e/Q_e = C_e/Q_{\max} + 1/(Q_{\max}b) \quad (2)$$

$$\ln Q_e = \ln K_F + (1/n)\ln C_e \quad (3)$$

式中: C_e 为平衡浓度, mg/L; Q_e 为平衡吸附量, mg/g; Q_{\max} 为最大吸附量, mg/g; b 为平衡常数, L/mg; K_F 为吸附容量的吸附常数, mg/g; $1/n$ 为吸附强度, L/g。

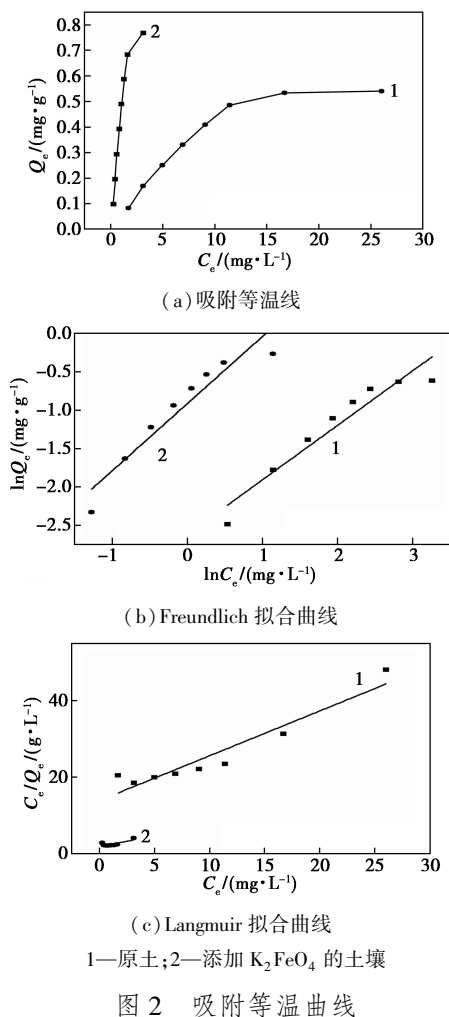


图 2 吸附等温曲线

表 2 土壤对 Pb^{2+} 吸附等温线拟合参数

土壤	Freundlich 方程			Langmuir 方程		
	$K_F/$ ($mg \cdot$ g^{-1})	$n/$ ($g \cdot$ L^{-1})	R^2	$Q_{\max}/$ ($mg \cdot$ g^{-1})	$b/$ ($L \cdot$ mg^{-1})	R^2
原土	0.0731	1.0083	0.9207	0.8528	0.6634	0.9097
添加 K_2FeO_4 的土壤	0.4245	1.1715	0.9712	1.2350	0.6050	0.7897

由拟合方程的相关系数可知,原土的吸附过程与 Langmuir 方程更为贴近,添加 K_2FeO_4 后的土壤对 Pb^{2+} 的吸附过程与 Freundlich 方程更为贴近。这说明加入 K_2FeO_4 后,土壤吸附 Pb^{2+} 的过程由单层

吸附转向多层吸附^[12], K_2FeO_4 的存在使得土壤对 Pb^{2+} 的吸附过程更为复杂。除此以外,比较参数 K_F 、 n 、 Q_{\max} 可知,加入 K_2FeO_4 后,土壤的吸附能力与吸附强度以及最大吸附量都有所增加,由此可以得出结论, K_2FeO_4 可以有效地强化土壤吸附 Pb^{2+} 的能力。

2.1.3 pH 对吸附固定效果的影响

由图 3 可见,随着 pH 的增加,土壤对 Pb^{2+} 的吸附量也呈现出微弱的增长趋势;加入 K_2FeO_4 后呈现出相同的吸附趋势。说明 pH 对土壤的吸附作用没有太大影响。原土吸附实验后溶液的 pH 依次为 7.88、7.96、8.25、8.44、8.61、9.05;添加 K_2FeO_4 的土壤吸附实验后溶液的 pH 依次为 8.05、8.21、8.48、8.76、8.88、9.21。吸附后溶液的 pH 基本与原土本身的 pH 接近,由此也可以说明土壤本身具有缓冲作用^[13]。但是投加 K_2FeO_4 后吸附量会有明显的增加,分别增加了 0.072、0.075、0.076、0.075、0.076、0.076 mg/g。对比原土的吸附量,分别提高了 17.5%、18.2%、18.2%、18.2%、18.4%、18.4%。这更进一步说明,不论是酸性土壤或是碱性土壤,在吸附 Pb^{2+} 的过程中 K_2FeO_4 都起到了显著的强化吸附作用。

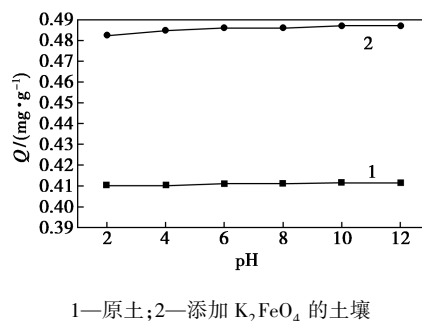
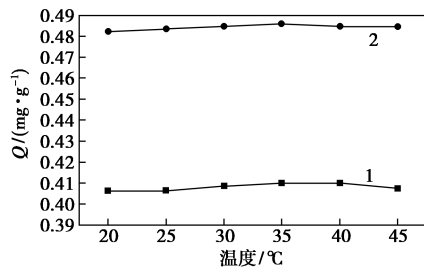


图 3 pH 对 Pb^{2+} 吸附的影响

2.1.4 温度对吸附效果的影响

由图 4 可知,在实验温度范围内,原土吸附性能变化不大。对比 20℃ 时的吸附量 0.406 mg/g,40℃ 时的最大吸附量仅增加了 0.003 mg/g。由此可知,升高温度虽然可以加速物质的扩散,但不会对吸附总量有太大影响。对于添加 K_2FeO_4 的土壤,当温度升到 35℃,吸附量最大,之后再升温,吸附量有明显的降低趋势。这是因为,温度过高使得胶体运动剧烈,削弱了其与离子的吸附作用,进而使得土壤对 Pb^{2+} 的吸附量下降。更重要的是,温度过高时, FeO_4^{2-} 稳定性变差^[14],生成了 FeO_2^- ,不利于生成 $Fe(OH)_3$ 胶体,从而降低了土壤对 Pb^{2+} 的吸附量。

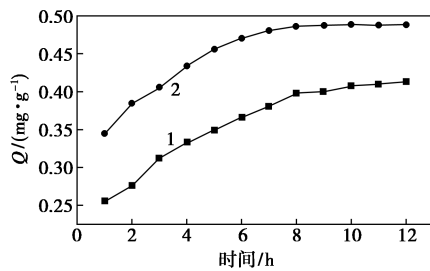


1—原土;2—添加 K_2FeO_4 的土壤

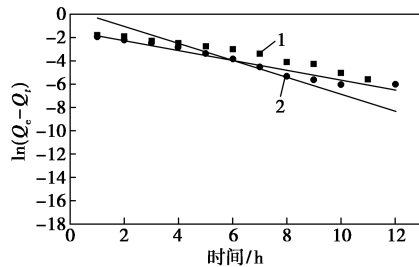
图4 温度对 Pb^{2+} 吸附的影响

2.1.5 时间对吸附效果的影响

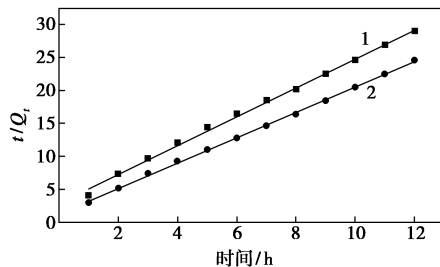
时间对 Pb^{2+} 吸附性能的影响见图5。可以看出,在吸附伊始,随着时间的增加,吸附量也随之增加,之后吸附量的增势减缓,最后趋于稳定。原土的吸附量于11 h后趋于稳定,加入 K_2FeO_4 的土壤在8 h后吸附量趋于稳定。



(a) 时间对 Pb^{2+} 吸附性能的影响



■● 实际值;—拟合值
(b) 准一级动力学模型



■● 实际值;—拟合值
(c) 准二级动力学模型

1—原土;2—添加高铁酸钾的土壤

图5 吸附动力学曲线

为了探究土壤吸附量随时间的变化规律,对实验数据进行拟合^[15]。式(4)为准一级动力学方程,

式(5)为准二级动力学方程。

$$\ln(Q_e - Q_t) = \ln Q_e - K_1 t \quad (4)$$

$$t/Q_t = K_2 t + 1/K_3 \quad (5)$$

式中: Q_e 为平衡吸附量, mg/g ; Q_t 为 t 时刻吸附量, mg/g ; t 为时间, h ; $K_2 = 1/Q_e$, g/mg ; $K_3 = K_4 Q_e^2$, $mg/(g \cdot h)$; K_4 为拟合常数, $g/(mg \cdot h)$; K_1 为拟合方程斜率, h^{-1} 。

拟合结果如表3所示。准二级动力学方程与实验数据相关性较高, R^2 均大于 0.99, 而且从方程求得的 Q_e 值与实验值基本吻合。土壤对 Pb^{2+} 的吸附过程与准二级动力学规律一致, 说明整个反应形成了以化学吸附为主、物理吸附为辅的吸附过程^[16]。

表3 土壤对 Pb^{2+} 吸附动力学拟合参数

土壤	准一级			准二级		
	$Q_e / (mg \cdot g^{-1})$	$K_4 / [g \cdot (mg \cdot h)^{-1}]$	R^2	$Q_e / (mg \cdot g^{-1})$	$K_4 / [g \cdot (mg \cdot h)^{-1}]$	R^2
原土	1.4847	0.7240	0.9559	0.4550	1.7346	0.9971
加入 K_2FeO_4 的土壤	0.2443	0.4226	0.5632	0.5192	2.8965	0.9992

2.2 K_2FeO_4 固定效果表征

2.2.1 K_2FeO_4 对被吸附 Pb^{2+} 浸出的影响

由前述实验表明, 土壤吸附 Pb^{2+} 的性能对 pH 和温度不敏感, 因此重点考查 K_2FeO_4 投加量对强化固定效果的影响。

采用静态溶浸实验验证 K_2FeO_4 对土壤强化吸附 Pb^{2+} 的效果, 即吸附实验结束后, 将吸附后的沉淀物干燥, 置于离心管中, 加入 20 mL 模拟的酸性初期雨水^[17], 放入恒温振荡箱, 室温下振荡 24 h, 离心, 测定溶浸液的 Pb^{2+} 浓度, 从而得出 Pb^{2+} 的浸出量。

对添加不同量 K_2FeO_4 的土壤进行静态溶浸实验, 结果如图6所示。 Pb^{2+} 的浸出量随着 Fe^{6+}/Pb^{2+} 质量比的增加而减少, 以不添加 K_2FeO_4 的土壤为基准, 当 Fe^{6+}/Pb^{2+} 质量比分别为 1、2、3、4、5、10 时, Pb^{2+} 浸出量相应减少了 27.64%、63.41%、81.30%、91.06%、92.65%、94.31%。由此可以看出, 添加

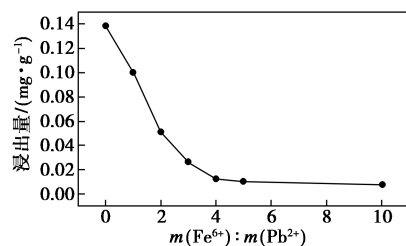


图6 Fe^{6+}/Pb^{2+} 质量比对 Pb^{2+} 浸出行为的影响

K_2FeO_4 的土壤可以更好地固定 Pb^{2+} , 减少土壤中 Pb^{2+} 的浸出行为。

2.2.2 K_2FeO_4 对 Pb^{2+} 在土壤中吸附态的影响

土壤对 Pb^{2+} 的吸附态分为弱酸提取态、可还原态、可氧化态和残余态^[18]。为进一步研究 K_2FeO_4 强化吸附 Pb^{2+} 的效果, 通过连续浸提实验研究 Pb^{2+} 的形态变化, 结果见表 4。

表 4 K_2FeO_4 对土壤吸附 Pb^{2+} 形态分布的影响

土壤	C1/ ($mg \cdot g^{-1}$)	C2/ ($mg \cdot g^{-1}$)	C3/ ($mg \cdot g^{-1}$)	C4/ ($mg \cdot g^{-1}$)
原土	0.1385	0.1520	0.1047	0.0101
加入 K_2FeO_4 的土壤	0.1228	0.1160	0.2309	0.0169

可以看出, 原土和添加 K_2FeO_4 的土壤中 Pb^{2+} 的分布形态为: 弱酸提取态分别占 33.79%、25.01%; 可还原态分别占 37.09%、23.63%; 可氧化态分别占 25.55%、47.03%; 残余态分别占 2.47%、3.44%。影响土壤中 Pb^{2+} 存在形态转变的因素有很多, 如: 土壤阴离子与 Pb^{2+} 之间的强大静电力使其相互吸引; 土壤有机质与 Pb^{2+} 发生络合反应; 土壤黏粒也会对 Pb^{2+} 的吸附产生一定影响^[19]。由表 4 可知, 加入 K_2FeO_4 后, 土壤中 Pb^{2+} 的形态会发生变化, C1 与 C2 有所降低, 这是因为土壤加入 K_2FeO_4 后, 使得这两种不稳定态转化为较稳定的形态^[19]。而 C3 增加明显, 这是因为土壤中金属与有机物发生螯合作用从而形成了可氧化态, 加入 K_2FeO_4 后, 土壤中有有机质被强烈氧化, 释放出 Pb^{2+} , 因此, 加入 K_2FeO_4 的土壤中 C3 有所增加。C4 基本保持不变, 这是因为残余态的 Pb^{2+} 不易释放, 只能长期稳定在沉积物中。

3 结论

(1) 加入 K_2FeO_4 能显著提高土壤对 Pb^{2+} 的吸附效果, 受污染的土壤 (Pb^{2+} 含量为 8.02 mg/kg) 对于初始浓度为 350 mg/L 的 Pb^{2+} 仍具有良好的吸附作用, 当 Fe^{6+}/Pb^{2+} 质量比为 5、吸附时间为 8 h 时吸附量高达 486 mg/kg。吸附过程对 pH 和温度不敏感, 说明 K_2FeO_4 有利于应用于实际 Pb^{2+} 污染场地的原位修复。

(2) 土壤对 Pb^{2+} 的吸附等温线与 Langmuir 方程贴近; 加入 K_2FeO_4 后, 土壤对 Pb^{2+} 的吸附等温线与 Freundlich 方程贴近, 吸附过程与准二级动力学规律贴近, 说明 K_2FeO_4 的加入使得吸附由单层转变

为多层, 化学吸附为主导, 强化吸附效果显著。

(3) 加入 K_2FeO_4 使得土壤对 Pb^{2+} 的吸附量显著增加, 也使得土壤对 Pb^{2+} 的吸附趋于稳定形态, 固定效果得以强化, 从而减少了 Pb^{2+} 的浸出, 有利于防止土壤中的 Pb^{2+} 淋滤下渗而污染地下水。

参考文献

- [1] 邱文, 郭东罡, 上官铁梁, 等. 浅析山西乡镇煤矿的生态环境问题及防治对策[J]. 环境科学与管理, 2009, 34(4): 152-156.
- [2] 张艺伟. 山西工矿区耐性植物—土壤系统对于旱胁迫的响应研究[D]. 太原: 山西大学, 2013.
- [3] Forte I M, Indovina P, Costa A, et al. Blood screening for heavy metals and organic pollutants in cancer patients exposed to toxic waste in southern Italy: A pilot study[J]. Journal of Cellular Physiology, 2020, 235(6): 5213-5222.
- [4] 杨茹月, 徐健学, 谢勇, 等. 植物基因工程修复土壤重金属污染研究进展[J]. 环境科学研究, 2019, 32(8): 1294-1303.
- [5] 王瑰丽. 关于高铁酸钾的性能及处理工业废水的研究[D]. 青岛: 中国石油大学, 2010.
- [6] 潘萌. Fe^{6+}/Fe^{3+} 固定剂对土壤中 Cu^{2+} 吸附性能影响的实验研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2015.
- [7] 余亚娟. 高铁酸钾对土壤中铬的固定作用研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2017.
- [8] Liu D F, Feng Z Y, Zhu H D, et al. Effects of corn straw biochar application on soybean growth and alkaline soil properties[J]. Biore-sources, 2020, 15(1): 1463-1481.
- [9] 张薇, 徐健学, 谢勇, 等. 火焰原子吸收光谱法测定山药中多种微量元素[J]. 光谱学与光谱分析, 2006, 26(5): 963-965.
- [10] 吴少尉, 池泉, 陈文武, 等. 土壤中硒的形态连续浸提方法的研究[J]. 土壤, 2004, 36(1): 92-95, 1033.
- [11] Huan Y Y, Wang G L, Li C Q, et al. Acrylic acid grafted-multi-walled carbon nanotubes and their high-efficiency adsorption of methylene blue[J]. Journal of Materials Science, 2020, 55(11): 4656-4670.
- [12] Tan Y, Li C Q, Wang Z M, et al. Ternary structural assembly of $BiOCl/TiO_2$ /clinoptilolite composite: Study of coupled mechanism and photocatalytic performance[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2020, 564: 143-154.
- [13] 潘萌, 崔建国, 张峰, 等. 汾河太原段铜污染土壤缓冲性能研究[J]. 科学技术与工程, 2015, 15(15): 231-234.
- [14] 马春. 高铁酸盐的稳定性及其对染料废水的处理[J]. 大连工业大学学报, 2013, 32(2): 130-133.
- [15] Li S S, Wang Z. Adsorption performance of Reactive Red 2BF onto magnetic $NiFe_2O_4$ nanoparticles prepared via the coprecipitation process[J]. Journal of Nanoscience and Nanotechnology, 2020, 20(5): 2832-2839.
- [16] 张凌, 李杰, 王珍珍, 等. 污泥吸附剂对 $Cu(II)$ 和 $Cr(VI)$ 的吸附动力学研究[J]. 河南大学学报(自然科学版), 2020, 50(1): 80-86, 93.
- [17] 杨栩. 城市绿地对降雨径流及其污染物削减研究[D]. 天津: 天津大学, 2012.
- [18] 毛磊, 童仕唐, 朱小涛, 等. 含 Pb 土壤中 Pb 的浸出行为[J]. 有色金属(冶炼部分), 2015, (5): 71-75.
- [19] 罗春岩, 张家玮, 王雨阳, 等. 不同种类有机肥对土壤 Pb、铜形态转化的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2019, (6): 78-85. ■