

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2015.09.2015020502

姜智超, 肖细元, 郭朝晖, 等. 钒在石煤提钒区水稻土中的吸附-解吸特征[J]. 环境化学, 2015, 34(9): 1722-1728

JIANG Zhichao, XIAO Xiyuan, GUO Zhaohui, et al. Adsorption-desorption characteristics of vanadium on paddy soils from the V-containing stone coal smelting area[J]. Environmental Chemistry, 2015, 34(9): 1722-1728

钒在石煤提钒区水稻土中的吸附-解吸特征*

姜智超 肖细元** 郭朝晖 朱惠文 梁芳

(中南大学冶金与环境学院, 长沙, 410083)

摘要 采用静态平衡实验,研究了不同 pH 值、温度和初始钒浓度条件下,钒在石煤提钒区水稻土中的吸附-解吸特性.结果表明,不同钒含量水稻土对钒的吸附等温线均符合 Langmuir 方程和 Freundlich 方程, Elovich 方程和双常数方程可较好地描述水稻土对钒的吸附动力学过程.水稻土钒的吸附-解吸量随温度和溶液初始钒浓度增加而增加,随 pH 升高而减少.低钒含量土壤($140 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)对钒的最大吸附量为 $2813 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,高于高钒含量土壤($650 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的最大吸附量($2038 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).土壤钒的解吸量随吸附量的增加而增大,解吸率为 10.7%—29.3%,两者呈幂函数关系.酸性条件和较高温度下水稻土吸附的钒较易解吸,进入环境的风险较高,因此,我国石煤提钒区外源钒进入水稻土壤后其潜在迁移风险值得关注.

关键词 石煤提钒区, 水稻土, 钒, 吸附, 解吸.

Adsorption-desorption characteristics of vanadium on paddy soils from the V-containing stone coal smelting area

JIANG Zhichao XIAO Xiyuan** GUO Zhaohui ZHU Huiwen LIANG Fang

(School of Metallurgy and Environment, Central South University, Changsha, 410083, China)

Abstract: Adsorption-desorption characteristics of vanadium (V) on paddy soils collected from the vicinity of V-containing stone coal smelting area, were studied by batch experiments under conditions of different pH values, temperatures and initial V concentrations in solution. The results showed that the adsorption isotherms of V on two paddy soils were well described by both Langmuir and Freundlich equation, and the adsorption kinetic fitted well with Elovich equation and double constant equation. The adsorption and desorption amount of V on paddy soils increased with the increase of temperature, initial V concentration, and the decrease of pH value, respectively. The maximum adsorption amount of V on soil was $2813 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, with low V content ($140 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), and $2038 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ on soil with high V content ($650 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). The V desorption amount on paddy soils increased with increasing V desorption amount, and the adsorption rate was in the range of 10.7%—29.3%. The relationship between adsorption and desorption amount of V could be described by power function equation. Since V adsorbed by paddy soil can be easily released in acid condition and high temperature, attention should be paid to the potential mobilization risk of exogenous V entering into paddy soils from the V-containing stone coal smelting area in south China.

Keywords: vanadium-containing stone coal smelting area, paddy soil, vanadium, adsorption, desorption.

2015年2月5日收稿.

* 国家自然科学基金(41201492)资助.

** 通讯联系人, E-mail: xiaoxy@csu.edu.cn

钒(V)在自然界分布广泛,无单独开采的富矿.我国钒矿资源主要有石煤和钒钛磁铁矿.石煤中五氧化二钒(V_2O_5)总储量为1.8亿吨,是钒钛磁铁矿中钒储量的7倍以上,集中分布在四川、陕西、湖南、湖北、安徽、重庆等省^[1-2].钒矿采选及提取过程中排出的含钒粉尘和气溶胶等颗粒及废水会严重污染周边土壤,并给当地居民生活带来健康风险和潜在危害^[3-5].钒的环境效应日益受到重视,20世纪80年代末,联合国环境规划署已建议将钒列入环境危险元素清单表的优先位置^[6].然而,目前有关钒资源采选冶炼活动导致周边土壤钒污染的相关研究主要集中在钒钛磁铁矿地区^[4-5,7],而对石煤提钒区土壤钒污染研究鲜见报道^[8].

重金属在土壤中的吸附、解吸特征很大程度上影响其生物有效性及其在土壤-水-植物系统中的迁移与积累^[5,9-10].土壤理化性质、土壤类型、土壤溶液的组成、温度及溶液pH等对重金属的吸附或解吸影响明显^[11-12].研究表明,土壤对钒的吸附表现为快速吸附^[13],且符合Freundlich等温吸附模型^[14].溶液中钒初始浓度、温度和pH值对攀枝花钒钛磁铁矿周边土壤钒的吸附量有一定影响^[15-16].然而,石煤提钒区土壤钒的吸附-解吸行为尚鲜见研究报道.

我国南方是水稻的主产区,特别是湖南部分水田由于其间分布的一些钒冶炼厂排放废水、废气,导致土壤钒污染严重,食品安全和生态健康受到重大威胁.本文以湖南湘西某石煤提钒区水稻土为对象,研究不同pH值、温度和溶液初始钒浓度条件下水稻土中钒的吸附-解吸特征,为明确我国石煤提钒区土壤钒的环境容量、环境效应及其污染防治提供科学依据.

1 材料与方 法

1.1 供试土壤

从湖南省怀化市沅陵县某石煤提钒区周边农田采集2个不同钒含量的典型表层水稻土壤(0—20 cm),分别记为S1和S2,土样经风干、去杂,过20目筛后,备用.其中,土壤S1距钒冶炼厂较远,为以钒冶炼厂周边河水灌溉的主要耕作水稻土;S2距离钒冶炼厂较近,是被含钒废水流经稻田而污染的土壤.供试土壤基本理化性质见表1.土壤S1和S2的钒含量分别为140、650 $mg \cdot kg^{-1}$.目前我国尚未制定土壤中钒的环境质量标准,以加拿大农业用地土壤环境标准值130 $mg \cdot kg^{-1}$ 为参考值^[17],供试土壤钒含量均超过该标准值,且S2污染较严重.此外,土壤S1、S2呈酸性,pH值低于相关开展钒吸附-解吸研究的攀枝花钒钛磁铁矿周边土壤pH值^[15-16].

表1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Soil basic physico-chemical properties

土壤	V 含量/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	pH	有机质/ ($g \cdot kg^{-1}$)	CEC/ ($cmol \cdot kg^{-1}$)	游离铁/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	游离铝/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	非晶态 氧化铁/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	非晶态 氧化铝/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	机械组成/%		
									1— 0.05 mm	0.05— 0.01 mm	<0.001 mm
S1	140	5.49	26.9	5.27	2081	289	157	229	52.47	3.15	15.22
S2	650	4.52	27.4	6.16	2955	468	189	487	56.01	7.84	14.56

1.2 土壤钒的吸附-解吸实验设计

采用0.01 $mol \cdot L^{-1}$ $NaNO_3$ 作为支持电解质配置系列含钒溶液(以 NH_4VO_3 形式加入),利用 HNO_3 或 $NaOH$ 溶液调节pH,设计不同pH值、温度和初始钒浓度条件下水稻土对钒的吸附解吸批实验:溶液钒浓度为80 $mg \cdot L^{-1}$ 、温度为30 $^{\circ}C$ 、pH值依次为3、5、7、9、11;溶液钒浓度为80 $mg \cdot L^{-1}$ 、pH值为7、温度依次为20、25、30、35、40 $^{\circ}C$;温度为30 $^{\circ}C$ 、pH值为7、溶液钒浓度依次为20、80、140、200、260、320 $mg \cdot L^{-1}$.

实验步骤如下:称取若干份土样2.0000 g于100 mL离心管中,加入上述40 mL含钒混合溶液,在恒温水浴振荡器中以200 $r \cdot min^{-1}$ 振荡24 h,4800 $r \cdot min^{-1}$ 离心5 min,分离上清液待测.然后在上述钒吸附土壤中加入40 mL 0.01 $mol \cdot L^{-1}$ $NaNO_3$ 溶液,用漩涡搅拌器搅拌均匀后,在200 $r \cdot min^{-1}$ 下恒温振荡24 h,4800 $r \cdot min^{-1}$ 离心5 min,分离上清液.分别测定吸附和解吸后上清液中钒浓度,用差减法计算吸附量和解吸量.

同时,在溶液钒浓度为 $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、pH 值为 7、温度 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 条件下进行钒吸附动力学实验,振荡 0.5、1、4、8、12、24、30、36、48 h 后取样,步骤同吸附实验.

所有实验每个处理均设 2 个重复,每批样品设置 1 个无土空白.

1.3 样品测定与数据分析

供试土壤理化性质分析参考鲁如坤^[18]的方法;pH 值采用电位法测定(土水比为 1:2.5);有机质采用低温外热重铬酸钾氧化-比色法测定;阳离子交换量(CEC)采用乙酸铵法测定;土壤中非晶质氧化铁和氧化铝采用酸性草酸铵溶液提取,游离态氧化铁和氧化铝采用连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-重碳酸钠提取,比色法测定;粒径采用比重法测定.

土壤钒含量采用 $\text{HNO}_3\text{-HCl-H}_2\text{O}_2$ 微波法消解(MDS-8G 型多通量密闭微波消解仪).消解液、吸附和解吸实验的上清液中钒含量均采用 ICP-AES(PS-6 真空型电感耦合等离子体原子发射光谱仪,美国 Baird 公司)测定.

数据处理和吸附、解吸方程拟合采用 Excel 2007、Origin 8.0 软件完成,显著性检验采用 SPSS 15.0 软件分析.

2 结果与讨论

2.1 土壤对钒的等温吸附

从图 1 可看出, $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 下土壤对钒的吸附量随平衡液中钒浓度的增加而增加,与滕彦国等的钒钛磁铁矿地区土壤钒的吸附量与初始溶液钒浓度呈正相关的结果一致^[15].当平衡液中钒浓度 $<120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,土壤对钒的吸附量随钒平衡浓度增加呈直线增加趋势;平衡液中钒浓度 $>120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,吸附量增加趋势平缓,最后达到吸附平衡.这可能是因为低浓度下钒首先与土壤的高吸附位点结合,随着溶液钒浓度的增加,与土壤高吸附位点结合呈现饱和后,继续与低吸附位点结合,最后土壤吸附的钒与溶液中钒达到动态平衡^[19].供试土壤 S1 和 S2 的钒吸附量在平衡液钒浓度较低时 ($<120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 相差不大 ($P > 0.05$);随着平衡液钒浓度的增加,低钒含量土壤 S1 的钒吸附量显著高于高钒含量土壤 S2 ($P < 0.01$).类似研究表明,低浓度 Cd 污染土壤对 Cd^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附能力高于高浓度 Cd 污染土壤^[20],与本研究结果相似.

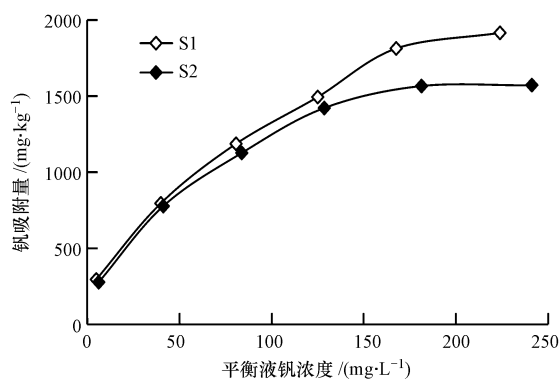


图 1 土壤对钒的吸附等温线

Fig.1 Vanadium adsorption isotherms on paddy soils

表 2 中拟合结果表明,石煤提钒区水稻土对钒的吸附等温线符合 Langmuir 方程和 Freundlich 方程,拟合度达到显著水平 ($P < 0.01$).由拟合系数可知,Freundlich 方程对土壤 S1 的钒吸附等温线拟合较好,Langmuir 方程更适合描述 S2 的钒等温吸附特征.有研究表明,Freundlich 方程中 $1/n$ 值可作为土壤对重金属离子吸附作用的亲和力指标, $1/n$ 值愈大,表示土壤对重金属离子的吸附作用力愈大^[10,21].从表 2 中 $1/n$ 值可看出,土壤 S1 对钒的吸附能力高于土壤 S2.根据 Langmuir 方程计算, $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 下土壤 S1 和 S2 对钒的最大吸附量(q_m)分别为 $2813 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $2038 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

表 2 土壤钒的吸附等温线方程拟合参数

Table 2 Parameters of V adsorption isotherm equations on paddy soils

土壤	Langmuir 方程: $C/q = C/q_m + 1/(q_m \cdot k_L)$			Freundlich 方程: $\lg q = \lg k_F + (1/n) \cdot \lg C$		
	$q_m / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	$k_L / (10^{-3})$	R^2	$1/n$	k_F	R^2
S1	2813	9.7	0.978 **	0.506	128.92	0.990 **
S2	2038	1.61	0.983 **	0.423	167.47	0.958 **

注: q_m 为最大吸附量, n 、 k_L 、 k_F 为吸附常数; ** 表示 $P < 0.01$ 。

从吸附动力学过程来看,土壤对钒的吸附是一个快速吸附过程,4 h 的吸附量达到平衡吸附量的 80% 以上,24 h 后基本达到吸附平衡(图 2),与相关研究报道结果一致^[13]。土壤 S1 的钒吸附量在 1 h 内增加较少,1 h 后增幅急剧增加,12—24 h 内,钒吸附量增加趋势变缓;S2 的钒吸附量在 1 h 内急剧增加,1 h 后增加趋势变缓。这说明相同时间内 S2 的钒吸附速率较大,达到吸附平衡时所用时间较短。

从表 3 可看出,Elovich 方程和双常数方程可较好地用来描述土壤对钒的吸附动力学过程,拟合度达显著水平($P < 0.01$)。这表明,土壤对钒的吸附是一个复杂的反应过程,可能包含吸附、扩散、溶解等过程。Elovich 方程中 a 值大小反映了吸附速率的快慢^[22],供试土壤 S2 的 a 值大于 S1,表现出了较高的吸附速率,与图 2 的研究结果相符。

表 3 土壤对钒的吸附动力学方程拟合参数

Table 3 Parameters of V adsorption kinetic equations on paddy soils

土壤	Elovich 方程 $q_t = a + blnt$			双常数方程 $\ln q_t = a + blnt$		
	a	b	R^2	a	b	R^2
S1	640.2	77.43	0.918 **	6.46	0.100	0.916 **
S2	701.2	46.99	0.908 **	6.56	0.059	0.890 **

注: q_t 代表 t 时刻的吸附量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), t 为时间(h), a 、 b 为模型参数; ** 表示 $P < 0.01$ 。

2.2 土壤钒的解吸特性

供试土壤钒的解吸量随钒吸附量的增加而增加,但解吸量明显小于吸附量,解吸率仅为 10.7%—29.3%,存在明显的滞后现象(图 3)。在高吸附量区域($>1600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),土壤钒的解吸曲线向上弯曲,呈指数上升之势,钒解吸量急剧增加。这可能是由于在低吸附量区域,大部分钒占据着高能量吸附点位,以专性吸附为主,解吸剂很难将其置换下来;随着吸附量的增加,专性吸附点位逐渐饱和,土壤对钒的吸附逐渐呈非专性吸附为主^[10]。也就是说,随着钒吸附量增加,土壤对钒的吸附势减弱,被土壤吸附的钒稳定性降低,易于解吸,因而释放潜力增加,解吸率也随之迅速增加。

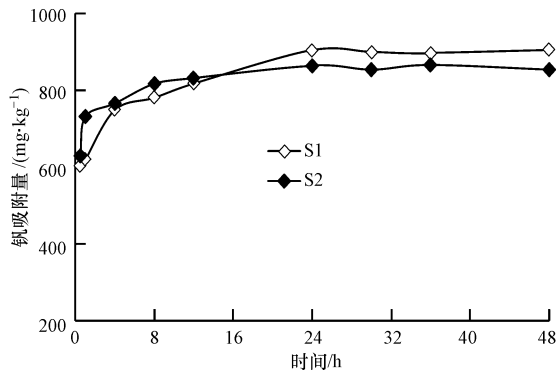


图 2 土壤对钒的吸附动力学曲线

Fig.2 The adsorption kinetics of V on paddy soils

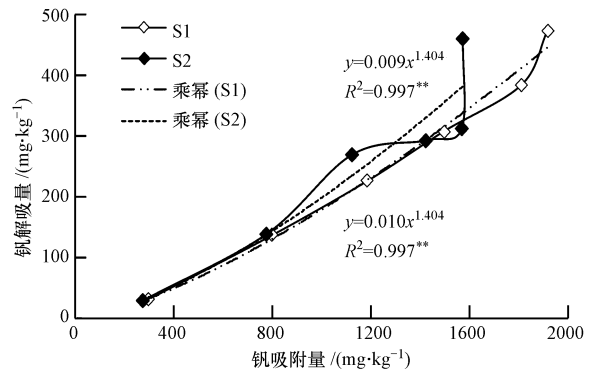


图 3 土壤钒的解吸特征

Fig.3 Relationship between desorption and adsorption amount of V on paddy soils

当土壤中钒吸附量 $<800 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,土壤 S1 和 S2 的钒解吸量相当;随着土壤中钒的吸附量增加($800—1400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),土壤 S2 的钒解吸量要高于 S1。对土壤钒的解吸量与吸附量的关系进行方程模拟,两者符合幂函数方程,拟合系数分别为 0.997 和 0.977($P < 0.01$)。

2.3 pH 和温度对土壤钒的吸附-解吸影响

从图 4 可看出,土壤钒的吸附量随溶液 pH 值升高而呈减少趋势,酸性环境有利于土壤对钒的吸附。pH 值为 3—7 时,土壤中钒的吸附量下降趋势较少,当溶液呈较强碱性(pH 值为 9—11)时,土壤钒的吸附量显著降低。有研究表明,pH 值为 4 时,芬兰矿质土壤对钒的吸附量最大^[23]。pH 值影响钒在水溶液中的存在形式,溶液 pH 值为 2—6 时,钒主要以十元钒酸根($V_{10}O_{28}^{6-}$)及其质子化形式($HV_{10}O_{28}^{5-}$ 、 $H_2V_{10}O_{28}^{4-}$)存在;pH 值为 6—8 时,钒主要存在形式为 $V_3O_9^{3-}$ 和 $V_4O_{12}^{4-}$;pH 值为 8—12 时,钒以正钒酸根质子化形式($H_2VO_4^-$ 和 HVO_4^{2-})存在^[15,24]。因此,溶液 pH 值较低时,钒离子主要呈阴离子状态,由于 H^+ 浓度较高、 OH^- 浓度较低,从而对土壤吸附钒离子的竞争性较小,土壤吸附钒的效果较好;溶液 pH 值升高,钒离子仍以阴离子形式存在,但 OH^- 浓度增大,对钒的竞争吸附增大;此外,体系 pH 值继续升高,土壤中黏土矿物、水和氧化物及有机质表面的负电荷增加,土壤对钒的吸附能力减弱,导致吸附量进一步减少^[25-26]。

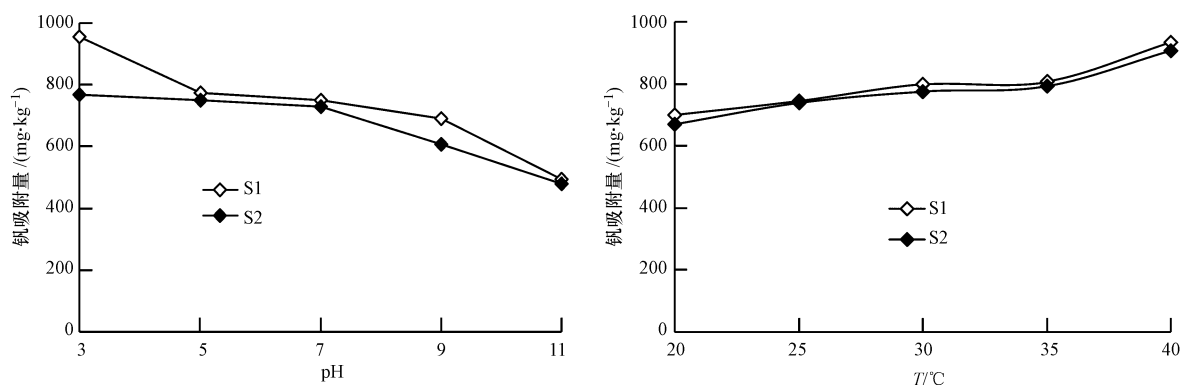


图 4 pH 和温度对土壤钒吸附的影响

Fig.4 Effect of pH and temperature on adsorption of V on paddy soils

温度影响土壤溶液中的化学反应平衡,从而间接影响重金属的吸附过程。土壤对钒的吸附量随温度的升高而呈增加趋势,溶液温度为 20—35 °C 时,土壤对钒的吸附量增幅较缓;当温度为 40 °C 时,钒吸附量增加明显(图 4)。由于吸附一般是吸热过程,因此较高温度更利于土壤对钒的吸附^[15,27]。

从图 5 可看出,pH 和温度对土壤钒的解吸影响趋势与吸附实验结果基本一致。解吸量随溶液 pH 值升高而降低,随温度升高而显著增加。一般来说,重金属进入土壤后的第一步反应是被土壤胶体吸附-解吸,从而影响其生物有效性或毒性。重金属在土壤中的解吸量多少,直接影响其生物有效性及地表水、地下水中重金属含量^[10,22]。滕彦国等人^[28]采用改进的 BCR 方法测定了攀枝花公园土壤中钒的地球化学形态,发现旱季和雨季土壤中钒的形态变化不明显,但土壤钒污染雨季较旱季重。我国湖南石煤提钒区高温多雨,酸雨频率较高,外源钒进入土壤后被吸附,但相对也易被解吸,生物有效性增加,从而容易进入植物及水环境导致钒污染。因此,需密切关注石煤提钒区外源钒进入土壤后再迁出的污染风险。

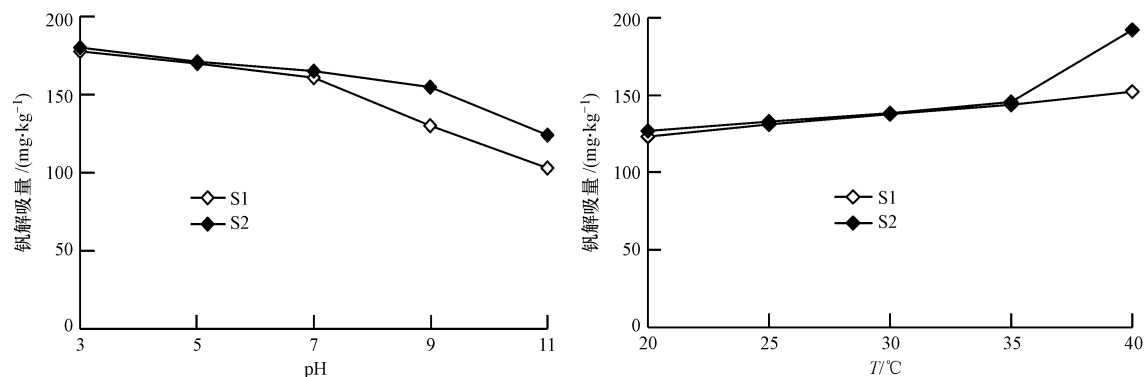


图 5 pH 和温度对土壤钒解吸的影响

Fig.5 Effect of pH and temperature on desorption of V on paddy soils

2.4 不同钒含量土壤中钒的吸附和解吸比较

相同环境条件下,土壤 S1 和 S2 对钒的吸附量及其解吸量呈现出相似趋势,S1 的钒最大吸附量略高于 S2,而 S2 的钒解吸量高于 S1(图 4 和图 5)。pH 值为 3 和 9 时,土壤 S1 对钒的吸附量明显高于 S2;碱性条件下(pH 9—11),土壤 S2 的钒解吸量高于 S1。相同温度下,土壤 S1 和 S2 的钒吸附量相近;20—35 °C 下土壤 S1 和 S2 的钒解吸量相当,40 °C 下 S2 的钒解吸量显著增加,明显高于 S1。上述结果表明,高钒含量土壤吸附的钒在环境条件改变下更容易释放出来。这与土壤对重金属的吸附能力随着本身重金属污染负荷的增加而降低,解吸能力与之相反的研究结果相一致^[20,29]。

土壤吸附钒的主要载体是有机质和氧化铁铝等^[30]。本研究中,土壤 S1 的 pH 值略高于 S2 的 pH 值,两者有机质含量相当(表 1)。与 S2 相比,虽然 S1 的游离氧化铁、铝含量和非晶质氧化铁、铝含量较低,但因其本身钒含量较低,对外源钒而言,其吸附点位可能更多,因此,当溶液中钒含量较低时,S1 和 S2 对钒的吸附量相差不大,但是随着溶液钒含量继续增加,S1 对钒的吸附量仍呈明显上升趋势(图 1)。土壤 S2 本身钒含量较高,大量钒可能已被专性吸附,因此,外界钒进入土壤后以非专性吸附为主,吸附强度减少,而本实验中所用的解吸剂 NO₃⁻ 是典型以静电吸附为主的阴离子^[12],随着外界条件的改变,钒解吸下来的可能性增大,进入环境的风险较高。

3 结论

(1) 石煤提钒区水稻土对钒的吸附等温线均符合 Langmuir 方程和 Freundlich 方程,土壤对钒的最大吸附量可达到 2813 mg·kg⁻¹。Elovich 方程和双常数方程能较好地描述土壤钒的吸附动力过程。

(2) 土壤钒的吸附量和解吸量随 pH 值升高而降低,随温度和钒初始浓度的增大而增加。土壤钒的解吸量存在滞后现象,与吸附量呈幂函数关系。相同条件下,低钒含量土壤对钒的吸附量高于高钒含量土壤,而高钒含量土壤吸附的钒易于解吸。我国南方石煤提钒区高温多雨,酸雨频率较高,外源钒进入土壤后易被吸附,但也相对容易被解吸,进入环境的潜在风险值得关注。

参 考 文 献

- [1] 蒋凯琦, 郭朝晖, 肖细元. 中国钒矿资源的区域分布与石煤中钒的提取工艺[J]. 湿法冶金, 2010, 29(4): 216-219
- [2] 宁顺明, 马荣骏. 我国石煤提钒的技术开发及努力方向[J]. 矿冶工程, 2012, 32(5): 57-61
- [3] Panichev N, Mandiwana K, Moema D, et al. Distribution of vanadium (V) species between soil and plants in the vicinity of vanadium mine[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 137(2): 649-653
- [4] 滕彦国, 矫旭东, 左锐, 等. 攀枝花矿区表层土壤中钒的环境地球化学研究[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2007, 37(2): 278-283
- [5] Yang J Y, Tang Y, Yang K, et al. Leaching characteristics of vanadium in mine tailings and soils near a vanadium titanomagnetite mining site[J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, 264(2): 498-504
- [6] Hindy K T, Abdel Shafy H I, Faraga S A. The role of the cement industry in the contamination of air, water, soil and plant with vanadium in Cairo[J]. Environment Pollution, 1990, 66(3): 195-205
- [7] Teng Y G, Yang J, Sun Z J, et al. Environmental vanadium distribution, mobility and bioaccumulation in different land-use districts in Panzhihua region, SW China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2011, 176(1-4): 605-620
- [8] 杨森. 典型石煤提钒区和蔬菜基地土壤钒污染特征及基准值研究[D]. 长沙: 中南大学硕士学位论文, 2012
- [9] 王芳, 李恋卿, 董长勋, 等. 黄泥土和乌栅中不同粒径微团聚体对 Cu²⁺ 的吸附与解吸[J]. 环境化学, 2007, 26(2): 135-140
- [10] 王胜利, 武文飞, 南忠仁, 等. 绿洲区土壤镍的吸附解吸特性[J]. 干旱区研究, 2010, 27(6): 825-831
- [11] Agbenin J O, Atin A M. Copper sorption characteristics and activity in Asavanna acid soil from Nigeria[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2003, 150(1-4): 43-58
- [12] 杨杰文, 陈爱珠, 钟来元. 红壤对 Cr(VI) 吸附-解吸反应动力学研究[J]. 环境化学, 2010, 29(2): 200-204
- [13] 王凯荣, Selim H M, 朱端卫. 钒和磷在土壤中的竞争吸附与迁移特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5): 536-540
- [14] Gäbler H E, Glüh K, Bahr A, et al. Quantification of vanadium adsorption by German soils[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2009, 103(1): 37-44

- [15] 滕彦国, 矫旭东, 王金生. 攀枝花矿区土壤对钒的吸附特征研究[J]. 土壤学报, 2009, 46(2): 356-360
- [16] 樊灏, 杨金燕, 边静虹, 等. V(V)与V(IV)在不同土壤中的吸附-解吸行为研究[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(8): 1-7
- [17] Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: vanadium [C]. 1997
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999: 13-14, 60-69, 107-108
- [19] 缪鑫, 李兆君, 龙健, 等. 不同类型土壤对汞和砷的吸附解吸特征研究[J]. 核农学报, 2012, 26(3): 552-557
- [20] 陈苏, 孙丽娜, 孙铁珩, 等. 不同污染负荷土壤中镉和铅的吸附-解吸行为[J]. 应用生态学报, 2007, 18(8): 1819-1826
- [21] 陈苏, 孙铁珩, 孙丽娜, 等. Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 在根际和非根际土壤中的吸附-解吸行为[J]. 环境科学, 2007, 28(4): 843-851
- [22] 王斐, 王敏, 唐景春, 等. Hg在玲珑金矿区典型农田土壤中的吸附特征研究[J]. 环境科学, 2011, 32(9): 2669-2675
- [23] Mikkonen A, Tummavuori J. Retention of vanadium(V) by three Finnish mineral soils[J]. European Journal of Soil Science, 1994, 45(3), 361-368
- [24] 邹宝方, 何增耀. 钒的环境化学[J]. 环境污染与防治, 1993, 15(1): 26-31
- [25] 王忠全, 游植麟, 廖宗文. 土壤砷的吸持研究[J]. 农业环境保护, 1996, 15(6): 274-276
- [26] 林青, 徐绍辉. 土壤中重金属离子竞争吸附的研究进展[J]. 土壤, 2008, 40(5): 706-711
- [27] 张树芹, 路福绥, 李丽芳, 等. 蒙脱土和高岭土对 Pb^{2+} 的吸附[J]. 应用化学, 2011, 28(12): 1441-1447
- [28] 滕彦国, 张庆强, 肖杰, 等. 攀枝花公园土壤中钒的地球化学形态及潜在生态风险[J]. 矿物岩石, 2008, 28(2): 102-106
- [29] 刘学, 梁成华, 杜立宇, 等. 不同污染负荷土壤中砷的吸附-解吸行为[J]. 应用基础与工程科学学报, 2011, 19(2): 222-230
- [30] Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants (4th Edition) [M]. Boca Raton: CRC Press, 2011: 173-179