

文章编号:1000-582X(2013)03-135-06

铬污染土壤浸泡与无水电解电动联合修复实验

李东,熊振,聂杨,黄彦,王力

(重庆大学 资环与环境科学学院,重庆 400044)

摘要:对 TCr 质量分数为 2 312 mg/kg 的污染土壤进行 7 轮蒸馏水预浸泡处理,然后再进行无水电解电动修复。污染土壤经过水浸泡、85.4 h 和 203 h 的无水电解电动修复后,TCr 去除率分别为 45%、67% 和 84%,表明预浸泡处理可以显著降低铬污染土壤电动修复的负荷。通过采用铁阳极和 CuSO₄ 阴极工作液,抑制水的电解,使 Fe²⁺ 离子和 SO₄²⁻ 离子分别替代 H⁺ 离子和 OH⁻ 离子进入土壤,可以提高铬(VI)的电迁移数,提高铬污染土壤电动修复的电流效率。

关键词:污染土壤;电动修复;铬;浸泡

中图分类号:X53

文献标志码:A

Water dipping and electrokinetic jointed remediation of chromium-contaminated soil without water electrolysis

LI Dong, XIONG Zhen, NIE Yang, HUANG Yan, WANG Li

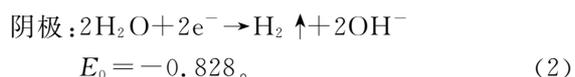
(College of Resources and Environmental Science, Chongqing University, Chongqing 400044, China)

Abstract: A heavily chromium-contaminated soil with total chromium (TCr) concentration of 2 312 mg/kg is dipped in distilled water seven times before electrokinetic remediation without water electrolysis (EKRWWE). The TCr removal rates of 45%, 67% and 84% are respectively achieved after water-dipping, 85.4 h EKRWWE and 203 h EKRWWE in order, demonstrating that pre-dipping treatment is able to significantly reduce the load of EKRWWE. In order to prevent electrolysis of water, iron is used as anode and CuSO₄ solution is used as cathode electrolyte. Consequently, Fe²⁺ ion instead of H⁺ ion and SO₄²⁻ ion instead of OH⁻ ion migrate into soil and a higher transference number of CrO₄²⁻ ion is achieved which means a higher efficiency of electrokinetic remediation of chromium-contaminated soil.

Key words: contaminated soil; electrokinetic remediation; chromium; water dipping

随着城市化进程的加快,大量工业拆迁场地改为商住或绿化用地,其中一些存在场地污染问题,在开发利用之前需要进行修复。对于被重金属铬污染场地,主要的土壤修复技术有:化学固定法、化学还原法、清洗法、生物修复法、电动修复法等^[1]。电动修复技术中,起主导作用的是电迁移作用,电渗析和电泳的作用通常可以忽略^[2-3]。

在土壤电动修复的阳极室和阴极室通常分别发生如下水电解反应。



收稿日期:2012-10-22

基金项目:中央高校基本科研业务费资助(CDJXS10241104)

作者简介:李东(1968-),男,重庆大学副教授,主要从事土壤修复、场地风险评估等方面的研究,(E-mail)lidongbayan@cqu.edu.cn.

由于大部分重金属的氢氧化物不溶于水或溶解度非常低,因此,阴极室的电解液通常用酸中和或采用阳离子交换膜阻止 OH^- 进入土壤^[4]。而 H^+ 离子被认为可以促进土壤中的重金属溶解进入水中,从而提高修复效率,因此,阳极室的工作液一般不加中和^[3-5]。为进一步提高重金属在水中的溶解度,不同的酸和络合剂,如:EDTA 等被加入工作液中^[6]。

此外,不同形式的电极排布形式、电源形式和通电方式也在各种规模的测试实验中被加以应用^[7-15],证明了电动修复技术可以有效地去除土壤中的重金属。然而,美国 1982—2005 年期间实施的 462 个国家优先名录(National Priorities List)污染场地修复中,只有一个场地采用了电动修复技术^[16],其主要原因之一是其电流效率低,导致处理费用比淋洗等技术高,本研究的中心目的就是针对铬(VI)污染土壤,尝试寻找一种电流效率较高的电动修复技术;其次利用 CrO_4^{2-} 离子易溶于水的特性,进一步验证预浸泡处理对降低铬污染土壤整体修复费用的可能性。

1 材料和方法

1.1 实验材料及装置

实验土样的制备和装置与参考文献^[17]相同。用粘土和高锰酸钾混合后配制成总铬(TCr)理论质量分数为 2 000 mg/kg 的实验土样,实验前后检测的含水率分别为 19.1%和 20.9%,土样湿重 2 865 g。

实验装置如图 1 所示,装置中间为受试土壤,长×宽×高=20 cm×10 cm×8 cm。阴、阳两极室的工作液体积=17 cm×10 cm×8 cm=1 360 mL,极室与土壤之间采用中性滤纸隔开。进行电动修复实验时,阴极极板为铜片,工作液为 0.5 mol/L 的 CuSO_4 溶液;阳极为 8 只打磨光亮的大铁钉,工作液为 0.1 mol/L 的 KCl 溶液。电源采用 DYB-1 型电泳仪(上海博通)的电源,电流(VICTOR 86D 数字多用表)串联在线路中实施在线监测。温度计采用水银温度计分别插入两端的土壤中,距两电极室 3 cm。

1.2 实验操作

实验步骤同文献^[17]分 3 步进行。1)实验准备:将实验土样分成 5 块 4 cm 厚的泥块,在每块的断面上按 3×3 的方式均匀布设 9 个检测点,满足统计分析对样本数量的要求,6 个断面(从阳极到阴极依次编号①~⑥)共 54 个检测点,使用 Inno-X Alpha4000 分析仪对各点的 TCr 质量浓度进行无损检测,检测后将泥块放回反应器进行下一步实验。2)浸泡实验:将蒸馏水注入两极室,水面与土壤基本齐平但不漫过土

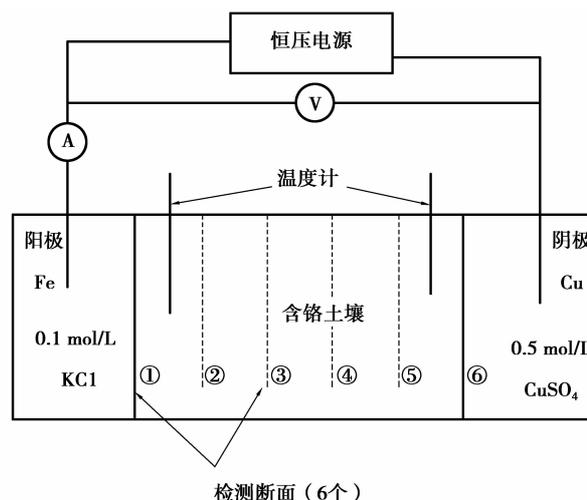


图 1 实验装置示意图

壤,定时从 2 个极室中取水样分析水中 TCr 质量分数,当浸泡液中 TCr 质量分数基本不再随浸泡时间上升或上升缓慢时,说明本次浸泡除铬的效果已经达到最大,更换新的蒸馏水进行下一轮浸泡,如此反复进行 7 轮至 TCr 的浸出速率已非常缓慢(图 2、3),停止浸泡并自然风干一天,之后再对 54 个检测点进行无损检测,得到各断面浸泡后 TCr 质量分数的变化情况。3)电动修复实验:将浸泡后的土壤放回原位,阴、阳两极室的工作液换为电解质溶液,水量与浸泡实验的蒸馏水量相同,定期检测和记录工作溶液的 pH 值、土壤温度、电流强度和电压。实验中采用的电压梯度为 1.15~11.5 V/cm,电压不可过高,否则阳极铁电极上可能发生水电解反应,产生气泡^[18]。电压表只在测量时联入电路,避免电压表的分流。在电动修复实验进行到 85.4 h 和 203 h 时(此时的通电量分别与文献^[17]中 24 h 和 72 h 的相等),对 54 个检测点进行无损检测。电动修复实验中,每隔 8 h 更换一次电极工作液,同时对电极进行清洗。电动修复中在阳极室可以看到 $\text{Fe}_2(\text{CrO}_4)_3$ 沉淀生成。阴极可以看到铜在阴极铜片上析出,实验中要及时补充 CuSO_4 ,以防 Cu^{2+} 过低导致水的电解。

1.3 分析方法

1)工作液:TCr,高锰酸钾氧化十二苯碳酰二肼分光光度法 GB/T 15555.5—1995;pH 值,PB-10 酸度计。

2)土壤:TCr,X 射线荧光分析仪(Inno-X Alpha4000, Inno-X system Inc. Woburn, MA, USA),监测时间 30 s^[17,19-21];土壤温度,水银温度计;电压,VICTOR 890D 多功能表;电流,VICTOR 86D 万用表。

2 结果与讨论

2.1 浸泡实验

7 轮浸泡实验结果见图 2、3。从图中可以看出,TCr 浸出质量浓度曲线斜率随浸泡次数而下降并达到一个稳定值。阳极室的 TCr 在第 7 轮浸泡中异常升高,是由于隔断滤纸因长期浸泡发生轻微松弛,少量土壤松垮进入阳极室,导致溶液 TCr 升高,修复后质量浓度未再显著上升。

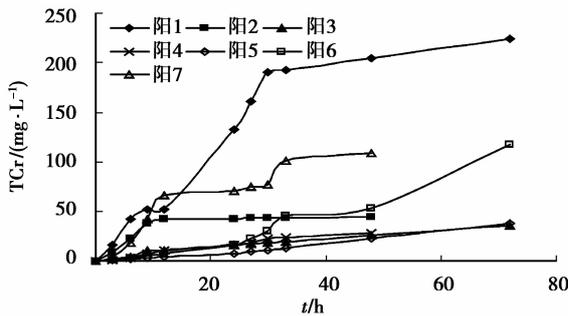


图 2 阳极室溶液中总铬质量浓度

土样各断面 TCr 质量分数检测结果见表 1。从表 1 中可以看出,经过 7 轮浸泡后土壤中的 TCr 去

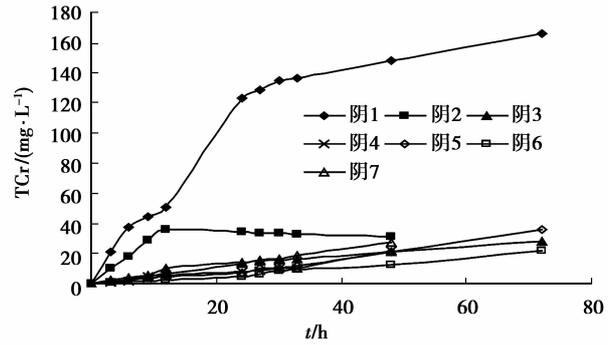


图 3 阴极室溶液中总铬质量浓度

除率达到 45%,与文献[17]中 6 轮浸泡后 TCr47% 的去除率结果一致,说明预浸泡可以有效地去除土壤中的 TCr,但过多增加浸泡次数并不能进一步提高 TCr 的去除率。中间几个断面的 TCr 去除率也达到 30%以上,说明浸泡对 10 cm 深度的土壤 TCr 去除依然有显著效果。

以浸泡前 TCr 质量浓度为基准,从表 1 中可以看出,浸泡 85.4 h 和 203 h 电动修复处理后 TCr 的去除率分别为 45%、67% 和 84%,浸泡的贡献率超过了电动修复,因此,对于 TCr 高的污染土壤,在进行电动修复前有必要考虑先进行浸泡处理。

表 1 实验中土壤各断面总铬质量分数变化情况

mg/kg

通电量	断面统计值	①	②	③	④	⑤	⑥	合计	
浸泡前	均值	2 038	2 162	2 327	2 637	2 418	2 291	2 312	
	标准差	172.4	150.7	214.1	455.8	352.7	124.7	479.9	
	变异系数 CV	0.084 6	0.069 7	0.092 0	0.172 8	0.145 8	0.054 4	0.139	
浸泡后	均值	763	1 518	1 607	1 718	1 254	820	1 280	
	标准差	52.8	133.5	213.7	160.2	122.5	84.7	84.7	
	变异系数 CV	0.069	0.088	0.133	0.093	0.098	0.103	0.311	
	去除率 ¹⁾	63%	30%	31%	35%	48%	64%	45%	
23 043.63 C ⁴⁾ (通电 85.4 h)	均值	1 694	840	754	563	471	297	770	
	标准差	221.3	151	132.3	101.3	101.4	53.3	472.4	
	变异系数 CV	0.130 6	0.179 8	0.175 5	0.179 9	0.215 3	0.179 5	0.614	
	去除率 ²⁾ /%	-14	40	52	46	58	34	35	
	对比方案的去除率 ³⁾ /%	-112	27	49	41	55	56	26	
	本实验 TCr 迁移数								0.107
	对比实验 TCr 迁移数 ⁵⁾								0.062
57 139.5 C ⁵⁾ (通电 203 h)	均值	448	434	543	446	323	39	372	
	标准差	47.6	130.2	159.4	72.8	56.1	76.7	187.6	
	变异系数 CV	0.106 3	0.300 0	0.293 6	0.163 2	0.173 7	1.966 7	0.504	
	去除率 ²⁾ /%	70	69	66	57	71	91	68	
	对比方案的去除率 ³⁾ /%	-2	25	45	64	62	57	43	
	本实验 TCr 迁移数								0.072
	对比实验 TCr 迁移数 ⁵⁾								0.042

说明:1)与浸泡前土壤 TCr 相比得到的去除率;2)与浸泡后土壤 TCr 相比得到的去除率;3)摘自参考文献[18];4)与文献[17]中通电 24 h 对应的电量相等;5)与文献[17]中通电 72 h 对应的电量相等;6)由参考文献[17]表 1 中的数据计算而得。

2.2 电动修复实验

电动修复过程中电压变化情况见图 4, 电流变化情况见图 5。

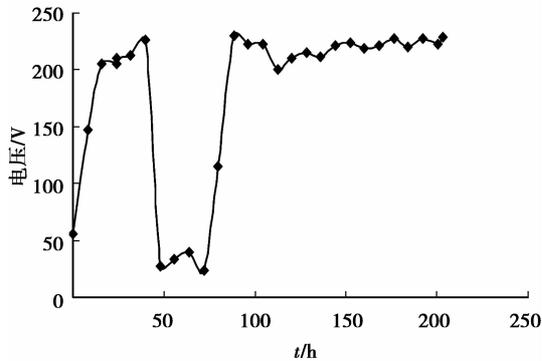


图 4 土壤两端电压变化情况

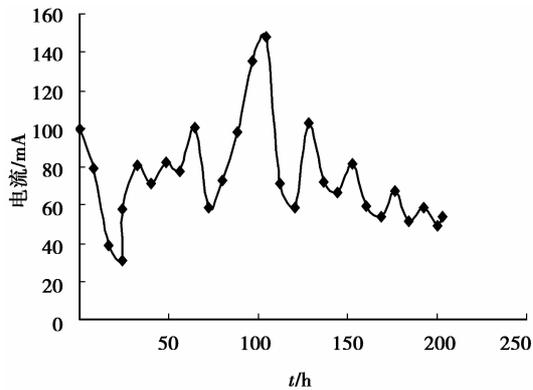
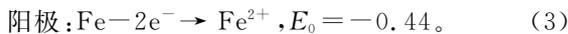


图 5 土壤电流变化情况

本实验中阳极采用铁电极^[18], 发生的反应为式(3), 不再是式(1):



实验中可以观察到从土壤中迁移出来进入阳极室的 CrO_4^{2-} 离子将 Fe^{2+} 离子氧化成 Fe^{3+} 离子以及棕色沉淀物的生成。该棕色沉淀为 $\text{Fe}_2(\text{CrO}_4)_3$ 、 $\text{Cr}(\text{OH})_3$ 和 $\text{Cr}_x\text{Fe}_{1-x}(\text{OH})_3$ 的混合物^[23-24]。在工程应用中, 本方法产生的沉淀污泥铁和铬的纯度较高, 可以作为炼钢原料直接回用。

阴极采用铜电极, 而工作液为 CuSO_4 溶液, 在阴极上发生还原反应为式(4), 不再是式(2)。



SO_4^{2-} 离子在土壤颗粒表面与 CrO_4^{2-} 离子形成竞争吸附, SO_4^{2-} 离子的进入会促进 CrO_4^{2-} 离子从土壤颗粒表面解吸, 以提高修复效率^[24]。

在工程应用中, 阴极工作液可采用电子废物回收等行业产生的 CuSO_4 废溶液, 在修复污染土壤的同时回收金属铜, 以废治废, 降低修复成本。

图 6 显示阳极池和阴极池的 pH 值在整个电动修复过程中基本维持不变, 表明抑制水电解的目的得以实现。

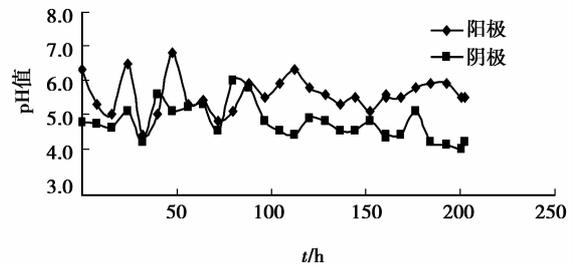


图 6 阴极池和阳极池 pH 变化情况

实验中流经土壤的电流由溶解在土壤含水中的带电离子在电场作用下定向移动构成。由于土壤中含有多种带电离子, 因此, 其电流为所有带电离子定向运动的总合, 即:

$$I = \sum_i k_i \cdot z_i \cdot C_i \cdot \mu_i \cdot E \cdot S. \quad (5)$$

式中: I 为电流强度, A; i 为溶解在土壤含水中的各种带电离子; k_i 为系数, 是离子在土壤溶液中的淌度与 μ_i 的比值; z_i 为离子所带电荷数, equiv; C_i 为离子浓度, mol/L; μ_i 为离子在无限稀水溶液中的当量电导率, $\text{m}^2 \cdot \text{S} \cdot \text{equiv}^{-1}$ ^[25]; E 为土壤两端的电压, V; S 为土壤断面面积, m^2 。

从式(5)可以看出, 在构成土壤电流的带电离子中, CrO_4^{2-} 只是其中的一部分, 所占比例(电迁移数 λ)为:

$$\lambda = \frac{k_1 \cdot 2 \cdot C_1 \cdot \mu_1}{\sum_i k_i \cdot z_i \cdot C_i \cdot \mu_i}. \quad (6)$$

式中: μ_1 为 CrO_4^{2-} 离子在无限稀水溶液中的电导率, $\text{m}^2 \cdot \text{S} \cdot \text{equiv}^{-1}$ ^[25]; k_1 为系数, 是 CrO_4^{2-} 离子土壤溶液中的淌度与 μ_1 的比值; C_1 为 CrO_4^{2-} 浓度, mol/L。

表 1 数据显示, 与文献[17]中水电解反应相比, 无水电解发生时 CrO_4^{2-} 的电迁移数是前者的 1.7 倍, 导致在消耗相同电量下, 无水电解电动修复的 TCr 去除率提高了 34.6% (23 043.63 C) 和 58.1% (57 139.5 C)。这由于当阳极室发生水电解反应, 产生的 H^+ 离子在电场和浓度梯度双重作用下迁移进土壤, 使土壤 pH 值下降, 这虽可以促进 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 等阳离子由土壤转入水中, 提高去除率, 但对铬(VI)污染土壤的情况却不同。铬(VI)以 CrO_4^{2-} 形式存在, 土壤酸化带来唯一正面影响是: 部分土壤

颗粒可能在酸作用下溶解,从而导致吸附在其表面的 CrO_4^{2-} 离子因失去吸附载体而溶入水中。但其负面影响却有4项:1)由于 H^+ 离子淌度远大于其他离子(见表2), H^+ 离子在土壤中浓度的增加会导致式(6)中的分母增大,降低 CrO_4^{2-} 的电迁移数,电动修复的电流效率下降;2)土壤酸化导致的部分土壤溶解增加土壤中其他可移动离子(如: Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Al^{3+} 等)的供应量,导致式(6)中的分母增大,降低 CrO_4^{2-} 的电迁移数^[22];3)土壤 pH 值的下降会降低 CrO_4^{2-} 离子从土壤颗粒表面解吸的能力^[24];4) CrO_4^{2-} 离子在酸性还原条件下易被土壤中的还原性物质还原成 Cr^{3+} 离子^[24],而 Cr^{3+} 离子的电迁移方向正好与 CrO_4^{2-} 离子相反。阴极室水电解产生的 OH^- 离子虽不会与 CrO_4^{2-} 离子反应产生沉淀物,但其在溶液中的淌度也仍远大于 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 NO_3^- 等阴离子(见表2), OH^- 离子进入土壤同样可能降低阴极端 CrO_4^{2-} 的电迁移数及电流效率。但 OH^- 离子也可能与阴极端土壤水中浓度较高的 $\text{Fe}^{2+/3+}$ 、 Mn^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 等阳离子反应生成氢氧化物沉淀,降低了土壤水中导电离子的数量,导致式(6)的分母变小,阴极端 CrO_4^{2-} 的电迁移数升高,所以 OH^- 离子的影响是双向不确定的。

本实验中无水电解发生时 CrO_4^{2-} 离子电迁移数是有水电解时的1.7倍表明 H^+ 离子进入土壤带来的负面影响大于正面,因此,以低淌度离子替代高淌度 H^+ 离子和 OH^- 离子进入土壤可以提高 CrO_4^{2-} 离子的电迁移数。

表2 部分离子在无限稀水溶液中的电导率^[25]

$$10^{-4} \text{ m}^2 \cdot \text{S} \cdot \text{equiv}^{-1}$$

离子	温度/°C		离子	温度/°C	
	18	25		18	25
H^+	315.8	350.1	OH^-	175.8	198.0
K^+	64.6	73.5	Cl^-	65.5	76.3
Na^+	43.5	50.1	NO_3^-	61.7	71.4
Fe^{2+}	45.3	53.8	SO_4^{2-}	68.3	80.0
Ca^{2+}	51.0	59.5	CrO_4^{2-}	72.0	85.0

图7显示,电动修复过程中阳极端土壤的温度高于阴极端,与文献[17]中阳极端土壤温度低于阴极端的情况正好相反。这是由于阳极端土壤和阴极端土壤属于串联关系,二者电流相等,因此,两端土壤温度(电功率)的高低关系间接反映了其电阻或电压降的

大小。本实验中 Fe^{2+} 离子替代 H^+ 离子进入阳极端土壤, SO_4^{2-} 离子替代 OH^- 离子进入阴极端土壤。因 Fe^{2+} 离子的淌度小于 SO_4^{2-} 离子(表2),这就导致了阳极端的土壤电阻大于阴极端。而文献[17]中, H^+ 离子淌度大于 OH^- 离子(表2),而且 H^+ 离子还会导致阳极端土壤中部分氧化物溶解,增加土壤水中导电离子的浓度,进一步降低阳极端土壤电阻;相反地,如果土壤水中 $\text{Fe}^{2+/3+}$ 、 Mn^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 等阳离子浓度较高, OH^- 离子还可能与其在阴极端土壤中反应生成氢氧化物沉淀,降低了阴极端土壤水中导电离子的数量,导致了阴极端土壤电阻进一步升高,形成阴极端土壤温度高于阳极端土壤温度的情况,这最终导致了在有 H^+ 离子和 OH^- 离子进入土壤的情形中,阳极端土壤温度低于阴极端。考虑到 Fe^{2+} 离子与 SO_4^{2-} 离子的淌度仅差 $26.2 \times 10^{-4} \text{ m}^2 \cdot \text{S} \cdot \text{equiv}^{-1}$ (25 °C)即引起了这么明显的宏观差异,而 H^+ 离子的淌度是 Fe^{2+} 离子的6.5倍(25 °C)(表2),以 Fe^{2+} 离子替代 H^+ 离子进入土壤导致 CrO_4^{2-} 离子迁移数显著提高的宏观表现也就不奇怪了,这从另一个角度印证了表1中的结论。

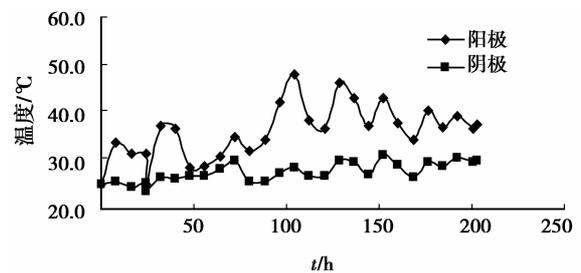


图7 温度变化情况

3 结论

1)对于 TCr 质量分数高达 2 312 mg/kg 左右的铬污染土壤,电动修复前的浸泡可以有效地降低土壤中 TCr,工程应用可以考虑预浸泡环节以降低总体修复费用;

2)通过采用铁阳极和 CuSO_4 阴极工作液,抑制水的电解,使 Fe^{2+} 离子和 SO_4^{2-} 离子分别替代 H^+ 离子和 OH^- 离子进入土壤,可以提高铬(VI)的电迁移数,提高铬污染土壤电动修复的电流效率。

参考文献:

- [1] EPA. Engineering bulletin: technology alternatives for the remediation of soils contaminated with As, Cd, Cr, Hg, and Pb [M]. Washington D C: United States Environmental Protection Agency, 1997.

- [2] Probst R F, Hicks R E. Removal of contaminants from soils by electric fields[J]. *Science*, 1993, 260(5107): 498-503.
- [3] Buchireddy P R, Bricka R M, Gent D B. Electrokinetic remediation of wood preservative contaminated soil containing copper, chromium, and arsenic[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 162(1): 490-497.
- [4] Li Z M, Yu J W, Neretnieks I. Electroremediation: removal of heavy metals from soil by using cation selective membrane [J]. *Environmental Science & Technology*, 1998, 32(3): 394-397.
- [5] Rojo A, Cubillos L. Electrodialytic remediation of copper mine tailings using bipolar electrodes [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 168(2/3):1177-1183.
- [6] Wong J S H, Hicks R E, Probst R F. EDTA-enhanced electroremediation of metal-contaminated soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1997, 55(1/2/3): 61-79.
- [7] Ottosen L M, Lepkova K, Kubal M. Comparison of electro-dialytic removal of Cu from spiked kaolinite, spiked soil and industrially polluted soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, 137(1):113-120.
- [8] Pazos M, Sanromán M A, Cameselle C. Improvement in electrokinetic remediation of heavy metal spiked kaolin with the polarity exchange technique [J]. *Chemosphere*, 2006, 62(5): 817-822.
- [9] Wang C H, Lin Y T, Lin T Y, et al. Enhancement of electrokinetic remediation of hyper-Cr (VI) contaminated clay by zero-valent iron[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 149(2): 292-302.
- [10] Shen Z M, Chen X J, Jia J P, et al. Comparison of electrokinetic soil remediation methods using one fixed anode and approaching anodes [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 150(2): 193-199.
- [11] Hansen H K, Rojo A. Testing pulsed electric fields in electroremediation of copper mine tailings [J]. *Electrochimica Acta*, 2007, 52(10): 3399-3405.
- [12] Ribeiro A B, Rodríguez-Maroto J M, Mateus E P, et al. Modeling of electro-dialytic and dialytic removal of Cr, Cu and As from CCA-treated wood chips [J]. *Chemosphere*, 2007, 66(9): 1716-1726.
- [13] Kim G N, Jung Y H, Lee J J, et al. An analysis of a flushing effect on the electrokinetic-flushing removal of cobalt and cesium from a soil around decommissioning site[J]. *Separation and Purification Technology*, 2008, 63(1): 116-121.
- [14] Yuan S H, Zheng Z H, Chen J, et al. Use of solar cell in electrokinetic remediation of cadmium-contaminated soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 162(2/3): 1583-1587.
- [15] Yuan S H, Wu C, Wan J Z, et al. In situ removal of copper from sediments by a galvanic cell[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(1): 421-427.
- [16] United States Environmental Protection Agency. Treatment technologies for site cleanup: annual status report, twelfth edition [R]. Washington, D C: EPA, 2007.
- [17] 李东, 黄彦, 聂杨, 等. 高浓度铬污染土壤水浸泡与电动修复联合处理实验 [J]. *环境工程学报*, 2010, 4(11): 2579-2584.
LI Dong, HUANG Yan, NIE Yang, et al. Water dipping and electrokinetic jointed remediation of a heavily chromium-contaminated soil [J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2010, 4(11): 2579-2584.
- [18] Haran B S, Popov B N, Zheng G H, et al. Mathematical modeling of hexavalent chromium decontamination from low surface charged soils [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1997, 55(1/2/3): 93-107.
- [19] OSWER Directive. Representative sampling guidance[R]. Washington, D C: EPA, 1995.
- [20] Elless M P, Bray C A, Blaylock M J. Chemical behavior of residential lead in urban yards in the United States[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 148(1): 291-300.
- [21] Block C N, Shibata T, Solo-Gabriele H M, et al. Use of handheld X-ray fluorescence spectrometry units for identification of arsenic in treated wood [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 148(2): 627-633.
- [22] West L J, Stewart D I, Binley A M, et al. Resistivity imaging of soil during electrokinetic transport [J]. *Engineering Geology*, 1999, 53(2):205-215.
- [23] Lide D R. CRC handbook of chemistry and physics[M]. 85th ed. [S.l.]: CRC Press, 2004.
- [24] US EPA. In situ treatment of soil and groundwater contaminated with chromium[R]. Washington, D C: EPA, 2000.
- [25] Dean J A. Lange's handbook of chemistry[M]. 15th ed. [S.l.]: McGraw-Hill.