

DOI: 10.11830/ISSN.1000-5013.201810072



# 应用电动力耦合活性炭 PRB 技术的铬(VI)污染土壤修复

龚万祺<sup>1</sup>, 孙荣<sup>1</sup>, 陈雅贤<sup>1</sup>, 王丽娜<sup>1</sup>, 韩旭<sup>1</sup>, 陈付国<sup>2</sup>

(1. 华侨大学 化工学院, 福建 厦门 361021;

2. 国家电投集团远达环保催化剂有限公司, 重庆 401336)

**摘要:** 采用单一电动力修复技术和电动力耦合活性炭可渗透反应格栅(EK-PRB)技术,对铬(VI)污染农田土壤进行修复实验.结果表明:电动力耦合活性炭(PRB)技术能有效地修复铬(VI)污染土壤;在同等能量利用率的情况下,污染土壤铬(VI)的去除率比单一电动力技术提高 5.87%,为 99.45%,能量利用率为 7.38% · (kW · h)<sup>-1</sup>,土壤 pH 值变化幅度不大;EK-PRB 技术能充分利用 2 种技术的优点,提高铬(VI)去除率,对土壤 pH 值影响较小,不易造成土壤酸化现象.

**关键词:** 电动修复;可渗透反应格栅;活性炭;铬(VI)污染;土壤

中图分类号: X 53

文献标志码: A

文章编号: 1000-5013(2019)03-0363-07

## Remediation of Chromate Contaminated Soil Using Electrokinetics-Coupled Activated Carbon PRB

GONG Wanqi<sup>1</sup>, SUN Rong<sup>1</sup>, CHEN Yaxian<sup>1</sup>,  
WANG Lina<sup>1</sup>, HAN Xu<sup>1</sup>, CHEN Fuguo<sup>2</sup>

(1. College of Chemical Engineering, Huaqiao University, Xiamen 361021, China;

2. SPIC Yuanda Environment Protection Catalyst Limited Company, Chongqing 401336, China)

**Abstract:** Electrokinetic remediation coupled with activated carbon permeable reactive barrier (EK-PRB) was taken to remediate Cr(VI) contaminated farmland soil. The results showed that electrokinetic remediation coupled with activated carbon permeable reactive barrier (PRB) promoted the remediation efficiency of Cr(VI) contaminated soil. The total removal of Cr(VI) increased to 99.45%, 5.87% higher than the conventional electrokinetic method at the same energy utilization ratio. Its energy utilization efficiency was 7.38% · (kW · h)<sup>-1</sup>, and the rangeability of soil pH value was small. Therefore, EK-PRB can take the full advantages of the two technologies to improve the removal efficiency of Cr(VI) and have less effect on soil pH value, which is not easy to make the soil acidified.

**Keywords:** electrokinetic remediation; permeable reactive barrier; activated carbon; Cr(VI) pollution; soil

土壤是人类生存发展的基础,随着社会经济的高速发展,工业化、城市化、农业集约化的变化日益加快,很多未经处理的废弃物都转移到了土壤之中,如重金属、硝酸盐、农药等.当前,我国的土壤污染总体形势非常严峻,部分地区土壤污染严重,并且在有的特殊区域出现了重污染及高风险污染<sup>[1]</sup>.土壤重金

收稿日期: 2018-10-27

通信作者: 孙荣(1982-),男,副教授,博士,主要从事环境生态学的研究. E-mail:sunrong@hqu.edu.cn.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51509094);福建省厦门市科技计划项目(3502Z20173052);山东省潍坊市科技计划项目(2018ZJ1165);华侨大学研究生科研创新基金资助项目(17013087054)

属污染具备滞后性、隐蔽性、不可逆性及人体易富集吸收等特点,在很大程度上增加了土壤重金属污染的处理难度<sup>[2-3]</sup>. 部分地区土壤铬污染较为严重,主要是废弃的工业场对铬废料的不当处理和意外泄漏<sup>[4]</sup>. 铬(VI)在土壤中主要以含氧阴离子的形态( $\text{CrO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCrO}_4^-$ ,  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ )存在,在土壤与地下水中的移动性要强于铬(III). 此外,铬(VI)也有着更强的毒性和致癌性. 中国约有 0.21% 的耕地被遗弃,其中 1.39% 的耕地被认为具有较高的受铬(VI)污染风险<sup>[5-6]</sup>. 因此,对铬(VI)污染农田土壤的修复已经成为许多国家环境保护时最优先考虑的问题之一<sup>[7]</sup>. 目前,修复农田污染土壤的技术有电力修复技术<sup>[4,6]</sup>、化学还原法<sup>[8-9]</sup>、钝化法<sup>[10]</sup>、生物修复法等. 与其他技术相比,电力修复技术具有修复效率高、可靠性强和经济可行性好等特点,但是电力修复技术也存在着土壤酸化、能耗大等局限性<sup>[11-14]</sup>. 电力耦合活性炭可渗透反应格栅(EK-PRB)被用来修复包括铬(VI)污染在内的重金属原位土壤污染<sup>[15-17]</sup>,在近几年受到了广泛关注. 张瑞华等<sup>[18]</sup>以铁屑为 PRB 填充物,用电动力学修复铬(VI)污染土壤,铬(VI)的去除率可达 90% 以上. Suzuki 等<sup>[19]</sup>以 EK-PRB 技术修复铬(VI)污染土壤时,以  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  为 PRB 填料,铬(VI)去除率高达 90%. 活性炭吸附水中的铬(VI),具有高效、化学污泥减量化、可实现重金属回收等优点,从而得到广泛的应用<sup>[13-14]</sup>. 由于土壤颗粒不能与活性炭充分作用,因此,将电动力学方法与活性炭作为填充物质的 PRB 技术联用,可以克服单一修复技术的缺点,但该联用技术用于铬(VI)污染土壤的修复研究还鲜有报道. 本文模拟铬(VI)污染农田土壤,对比单一电动修复技术及其与活性炭 PRB 技术联用的修复效果.

1 材料与方法

1.1 供试土壤与活性炭

供试的土壤采集自福建省厦门市华侨大学附近未受污染农田(深度为 0~20 cm),去除土壤中的岩石、杂草和植物根系,混合均匀,室温下自然风干,磨细后,用 2 mm 筛网过筛,储存备用. 实验所用活性炭为分析纯粒状活性炭.

将铬(VI)添加到未受污染的土壤中,模拟铬(VI)污染土壤,质量比为  $942.7\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . 具体方法如下:称取 1 500 g 上述储备待用的土壤,放置于玻璃器皿中均匀搅拌,将 4 g 铬酸钾溶解于蒸馏水中,并将重铬酸钾溶液与土壤充分混合,搅拌均匀,置于通风橱中自然风干且平衡 5 d,达到铬(VI)均匀分布和在土壤样品中完全吸附的目的. 实验开始时,取样,测定铬(VI)与土壤的质量比为  $1\,017.3\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,将其作为土壤污染物初始值;土壤类型为壤土;pH=8.15;碳的质量和土壤质量比为  $0.589\,8\text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ;水的质量分数为 30%.

1.2 实验设计

实验用到的实验装置 A,B,如图 1 所示. 图 1 中:装置由聚氯乙烯材料制成;反应器主体主要由土壤槽(6.5 cm×10.0 cm×6.5 cm)、阳极槽(3.0 cm×10.0 cm×6.5 cm)、阴极槽(3.0 cm×10.0 cm×6.5 cm)、PRB 槽(1.0 cm×10.0 cm×6.5 cm)、万用表、直流电源、石墨电极(6.5 cm×1.0 cm×10.0 cm)和若干导线组成,将土壤槽分为 5 部分,从阳极到阴极依次标记为 S1~S5,每一部分长 1.3 cm.

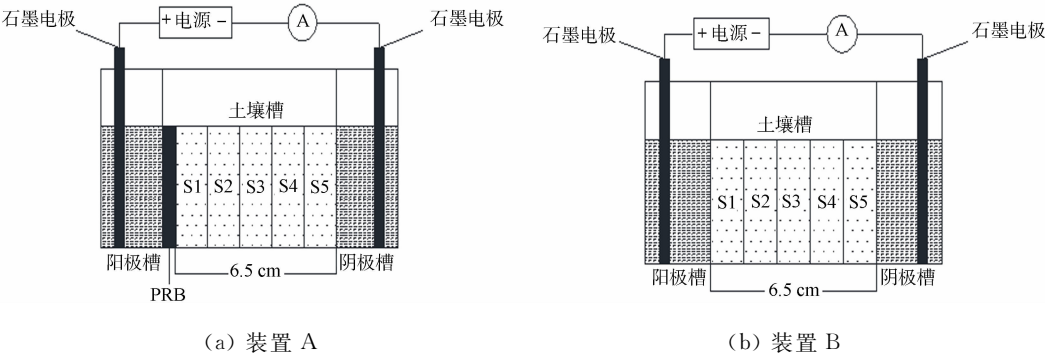


图 1 电动力修复实验装置

Fig. 1 Electrodynamic repair experimental device

为避免土壤槽中的土壤颗粒进入电极槽中,实验开始前,将定性滤纸放置于土壤槽与电极槽之间.

将配置好的模拟铬(VI)污染土壤装进土壤槽中并压实,PRB 安装在靠近阳极一侧.阴、阳极两极电解槽中分别以高纯石墨板作为电极.装置 B 与装置 A 主要的区别是取消安装在靠近阳极一侧的 PRB.

1.3 实验方法

电动修复实验条件,如表 1 所示.在土壤槽中填满 300 g 配制好的模拟铬(VI)污染土壤,两极槽加入蒸馏水作为电解液,直至蒸馏水完全润湿土壤并且保持两极槽液面与土壤齐平.电动修复后,待反应器中的土壤自然风干后取出,将土壤分为 S1~S5,分别进行取样,测定其 pH 值及六价铬和土壤的质量比.在计算总去除率时,将 5 部分的土样充分搅拌混合后,测定污染物与初始的质量比.

1.4 分析方法

- 1.4.1 土壤 pH 值的测定 准确称取 10 g 土壤于烧杯中,按照 1.0 : 2.5 的比例,加入 25 mL 的去离子水,充分搅拌均匀,静置 30 min 后,使用 pH 仪测定.
- 1.4.2 土壤铬(VI)的测定 准确称取 2 g 土壤,加入 15~30 mL,0.4 mol · L<sup>-1</sup> 的 KCl 搅拌 5 min,离心分离后,上清液转移到 100 mL 容量瓶中.继续使用残渣,加入 15~20 mL 的 KCl 搅拌 2 min,离心分离 2~3 次,上清液均转移至容量瓶中,定容.采用二苯碳酰二肼分光光度法测定,铬(VI)的回收率达到 90% 以上.

- 1.4.3 能量损耗与铬(VI)总去除率的计算 能量损耗(W)的计算式为

$$W = \int_0^t UI dt.$$

上式中:U 为实验中施加的电压,V;I 为实验中反应器的电流,A;t 为运行时间,h.

铬(VI)总去除率(η)的计算式为

$$\eta = (C_0 - C)/C_0 \times 100\%.$$

上式中:C<sub>0</sub> 为实验前六价铬和土壤的质量比,mg · g<sup>-1</sup>;C 为实验后六价铬和土壤的质量比,mg · g<sup>-1</sup>.

能量利用率(β)的计算式为

$$\beta = \eta/W.$$

2 结果与讨论

2.1 电流随时间的变化

不同实验条件下电流随时间变化的结果,如图 2 所示.由图 2 可知:实验过程中,电流的大小呈现出  $I_{T5} > I_{T4} > I_{T3} > I_{T2} > I_{T1}$  的顺序;除了 T1 与 T2 外,电动修复过程中电流随时间先增大后减少,最后趋于稳定;T1 与 T2 电流分别在 1,2 mA 上下轻微波动,没有呈现出明显的变化;T3 与 T4 电流在 2 d 之内逐渐增大到一定峰值,T3 的最大电流能达到 8.69 mA,T4 的最大电流则高达 13.95 mA,到实验后期,电流逐渐减小,最终两组实验的电流均稳定在 2.00 mA 左右;T5 的电流在 11 h 之内,迅速从 0.70 mA 增加到 20.44 mA,随后电流逐渐减小,最终稳定在 2.00 mA 左右.

在电动力修复实验中,电流大小与在土壤中可移动离子的质量浓度密切相关<sup>[19-20]</sup>,实验开始时电流较高是因为高质量浓度的金属离子导致的.电流逐渐降低的原因主要有 2 个.1) 随着电动力修复时间的增加,土壤中可移动的金属离子向阴阳极发生电迁移,造成土壤中可移动离子的减少<sup>[21-22]</sup>,电流随之降低.2) 电动力修复过程中特别是修复后期,电极槽发生电阻极化和浓

表 1 电动修复实验条件

Tab. 1 Experimental condition of electrokinetic remediation

实验编号	实验装置	EK-PRB	电压梯度/ V · cm <sup>-1</sup>	修复时间/ d
T1	A	活性炭	1	5
T2	A	活性炭	2	5
T3	A	活性炭	3	5
T4	B	无	1	5
T5	B	无	2	5

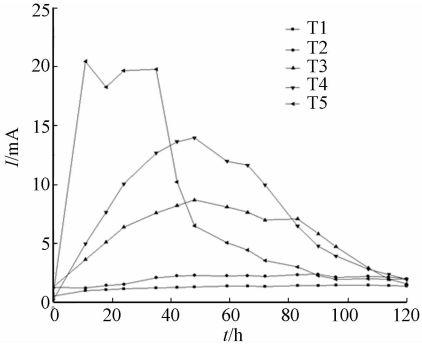


图 2 不同实验条件下电流随时间的变化  
Fig. 2 Variation of electric current with time under different experimental conditions

差极化等现象,使电极电阻增大、导电性下降,电流也就随之减小<sup>[23]</sup>. 对于安置 PRB 的实验,PRB 内活性炭填料随着修复反应的进行不断吸附铬(VI),致使 PRB 填料的通透性降低,整个回路的电阻增大,电流减小.

2.2 能量损耗随时间的变化

不同实验条件下累积的能量损耗随时间的变化,如图 3 所示. 由图 3 可知:电动力修复过程中,损耗的电能随时间呈现出单调增加的趋势,这与许多研究结果一致<sup>[24]</sup>;累积能量损耗表现为  $W_{T3} > W_{T5} > W_{T4} > W_{T2} > W_{T1}$ . 在安置了 PRB 的实验中,只有 T3 的能量损耗高于没有安置 PRB 的实验. 除了有害金属的迁移所需要的能量外,加热效应和水的电解也会造成能量损失.

为了进一步说明在电动力修复过程中的能量利用情况,评估了各组实验的能量利用率. 不同实验条件下修复结果,如表 2 所示. 由表 2 可知:各组能量利用率表现为  $\beta_{T1} > \beta_{T2} > \beta_{T4} > \beta_{T5} > \beta_{T3}$ ; T3 与 T5 有较高的移除效率,但由于热效应、水的电解和非目标离子的迁移导致更多能量的损耗,所以 T3 与 T5 呈现出相对较低的能量利用率.

表 2 不同实验条件下修复结果

Tab. 2 Remediation results under different experimental conditions

试验编号	可渗透反应格栅 PRB	$\eta/\%$	$W/\text{kW} \cdot \text{h}$	$\beta/\% \cdot (\text{kW} \cdot \text{h})^{-1}$
T1	活性炭	58.17	1.008	57.71
T2	活性炭	70.61	3.156	22.37
T3	活性炭	99.45	13.472	7.38
T4	无	83.34	6.112	13.64
T5	无	93.58	12.662	7.39

2.3 电解液 pH 值随时间的变化

电动力修复过程中,阴阳两极电解液 pH 值随时间的变化,如图 4 所示.

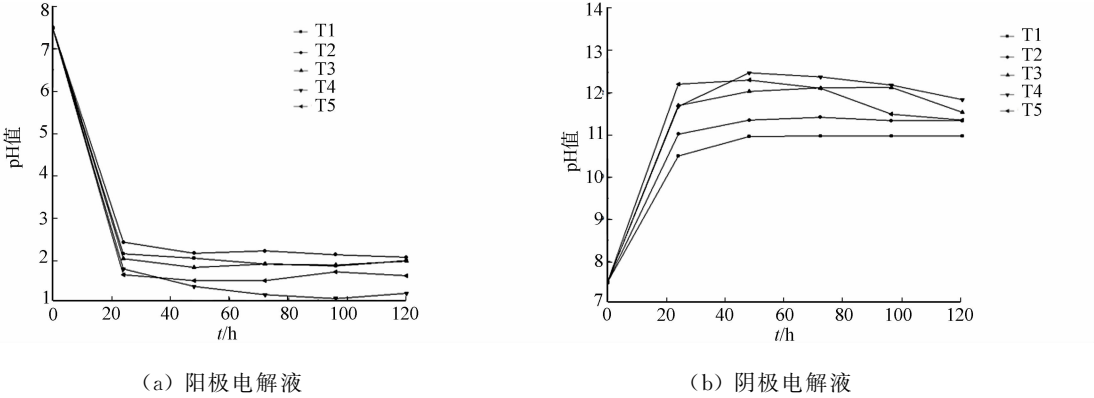


图 4 不同实验条件下阳极电解液和阴极电解液 pH 值的变化

Fig. 4 Changes of anolyte and catholyte with pH value under different experimental conditions

由图 4 可知:实验过程中,阳极电解液 pH 值都随时间呈现出迅速降低,最后稳定的趋势,其中,T1, T2 和 T3 阳极电解液 pH 值稳定在 2 左右,T4,T5 则稳定在 1 左右;阴极电解液 pH 值都随时间呈现出迅速升高,而后趋于稳定的趋势,最终均保持在 10 以上. 这是因为阴阳两极电解液在电场的作用下会发生水解反应,反应式如下.



由反应式可知:阳极发生氧化反应产生的  $\text{H}^+$  会使阳极槽 pH 值降低<sup>[25]</sup>;而阴极发生还原反应产生

的  $\text{OH}^-$  会使阴极槽 pH 值升高. 较高的电流值会增大电解的强度, 从而导致阴阳两极电解液 pH 值更显著的变化. 在电力修复的后期, 阴极电解液 pH 值随时间呈现出逐渐下降的趋势, 主要的原因是较大的电渗流导致的阴极槽  $\text{OH}^-$  的质量浓度降低<sup>[26]</sup>.

2.4 土壤 pH 随时间的变化

电力修复实验结束后, 土壤 pH 值变化, 如图 5 所示. 由图 5 可知: S1~S5 的 pH 值都逐渐增大, 即土壤 pH 值从靠近阳极区域到靠近阴极区域呈现出逐渐升高的趋势; T4 和 T5 靠近阳极区域的土壤 pH 值较低, 分别只有 3.84 和 4.19; T1, T2 和 T3 表现出从 S1~S5 逐渐变大的趋势, 但是各部分土壤 pH 值变化幅度不大, 这是由于两极电解液在电场的作用下发生水解反应造成的; 阳极产生的  $\text{H}^+$  在电场力的作用下会向阴极迁移, 所以靠近阳极区域的土壤 pH 值会降低, 阴极产生的  $\text{OH}^-$  在电场力的作用下会向阳极移动, 导致靠近阴极区域的土壤 pH 值升高<sup>[27]</sup>; 电力修复实验完成后, 未安置的 PRB, 靠近阳极区域的 T4, T5 土壤的 pH 值(S1 和 S2 尤为突出) 低于安置了 PRB 的 T1, T2 和 T3, 这和活性炭作为 PRB 填充物质有关, 即在相同的修复时间内, 阳极槽电离产生的  $\text{H}^+$  在向阴极迁移的过程中大多数被活性炭吸附, 而靠近阳极区域的土壤只吸附了少部分的  $\text{H}^+$ .

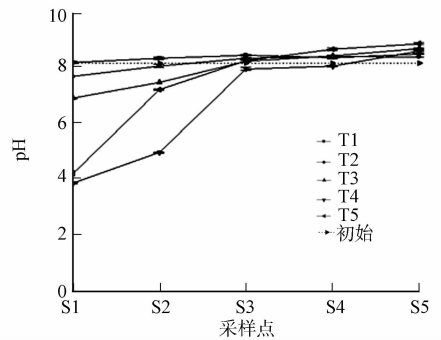


图 5 不同实验条件修复后土壤 pH 值的变化  
Fig. 5 Variation of soil pH value after remediation by different experimental conditions

2.5 土壤中铬(VI)的分布和去除率

电力修复结束后, 土壤中铬(VI)的分布, 如图 6 所示, 由图 6 可知: 除了 T1 外, 无论有没有 PRB, 修复完成后铬(VI)在土壤中残留趋势整体表现为从阴极到阳极逐渐升高, 这是由于铬(VI)在电场的作用下从阴极向阳极迁移<sup>[28]</sup>; T1 中 S1 采样点残留量要低于 S2, 这是因为安置活性炭 PRB 后, 在电流较小的情况下, 靠近 PRB 区域的铬(VI)更易于通过活性炭的吸附作用从土壤中移除; S5 点的残留量要高于 S4, 主要原因是在弱碱性条件下, 铬(VI)和土壤颗粒的结合能力比较强, 在  $1\text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$  的较低电压梯度下, 由于安置了 PRB, 电阻较大, 电流较小, 电迁移的作用也随之减小, 铬(VI)难以被迁移, 而随着电压的增大, 电流也随之增大, 安置 PRB 的 T2 和 T3 中越来越多的铬(VI)通过电迁移的作用迁出土壤(包括 T1 中残留量较高且较难被迁移的 S5 点中的铬(VI)).

不同实验条件下, 各采样点铬(VI)的去除率, 如图 7 所示. 由图 7 可知: 修复完成后, 铬(VI)的去除率整体上表现为从阳极到阴极逐渐升高, 在 T3 和 T5 靠近阴极区域的土壤中, 铬(VI)几乎全部被移除; 而随着电压的升高, 土壤各部分污染物的去除效率明显提高.

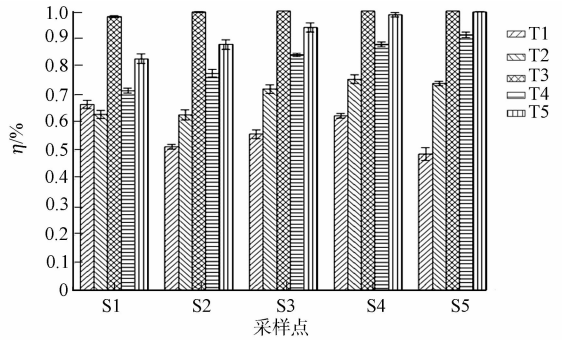
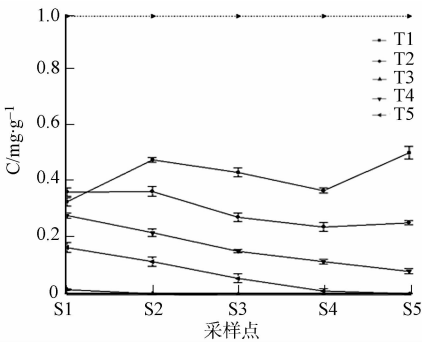


图 6 不同实验条件修复后土壤中铬(VI)的变化  
Fig. 6 Variation of Cr(VI) in soil after remediation by different experimental conditions

图 7 不同实验条件下各采样点铬(VI)的去除率  
Fig. 7 Removal efficiency of Cr(VI) at each sampling point under different experimental conditions

土壤对铬(VI)的吸附随 pH 值的升高而降低, 主要可分为较快下降区、平缓区和急剧下降区 3 个区域, 转折点分别在 pH 值为 3.5~4.0 和 6.5. 到 pH>8.0 时, 土壤对铬(VI)几乎不产生吸附<sup>[29]</sup>. 靠近阳极区域的采样点 S1, 随着电力修复的进行 pH 值逐渐降低, 对铬(VI)的吸附较开始时的弱碱性土壤

增大. 除了 T1, 采样点 S1 铬(VI)的去除也低于其他 4 个采样点.

### 3 结论

1) 与安置 PRB 的实验相比, 没有安置 PRB 的实验靠近阳极区域的土壤 pH 值较低, 出现酸化的现象, 活性炭耦合电动力技术比传统电动力修复技术展现出更好的环境友好性, 不易造成土壤酸化现象.

2) 铬(VI)在电动力修复过程中是通过电迁移的作用从阴极向阳极进行迁移, 迁移到阳极附近的铬(VI)被安置在此处的 PRB 内的活性炭填料吸附, 从而提高靠近阳极区域土壤中污染物的去除效果.

3) 单一电动力修复技术在电压梯度为  $2 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$ , 修复时间为 5 d 下, 铬(VI)去除率为 93.58%, 能量利用率为  $7.39 \% \cdot (\text{kW} \cdot \text{h})^{-1}$ ; 活性炭 PRB 与电动力修复技术联用在电压梯度为  $3 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$ , 修复时间为 5 d 下, 铬(VI)去除率则高达 99.45%, 能量利用率为  $7.38 \% \cdot (\text{kW} \cdot \text{h})^{-1}$ .

4) 电动力耦合活性炭 PRB 技术比传统电动力技术修复铬(VI)污染土壤不仅可以在同等能量利用率的情况下表现出更好的去除率, 同时对土壤 pH 值的影响较小, 有明显的优势, 在修复铬(VI)污染农田土壤方面具备良好的发展前景.

### 参考文献:

- [1] 邹鼎雁, 韩昊展. 试论中国的土壤污染现状与防控措施[J]. 南方农业, 2018, 12(6): 148-149. DOI:10.19415/j.cnki.1673-890x.2018.06.082.
- [2] 杨海君, 张海涛, 刘亚宾, 等. 不同修复方式下土壤稻谷中重金属含量特征及其评价[J]. 农业工程学报, 2017, 33(23): 164-171. DOI:10.11975/j.issn.1002-6819.2017.23.021.
- [3] 陈勤, 沈羽, 方炎明, 等. 紫湖流域重金属污染风险与植物富集特征[J]. 农业工程学报, 2014, 30(14): 198-205. DOI:10.3969/j.issn.1002-6819.2014.14.025.
- [4] XU Yunfeng, XU Xiangjian, HOU Hetian, *et al.* Moisture content-affected electrokinetic remediation of Cr(VI)-contaminated clay by a hydrocalumite barrier[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(7): 6517-6523. DOI:10.1007/s11356-015-5685-y.
- [5] ZHANG Xiuying, ZHONG Taiyang, LIU Lei, *et al.* Chromium occurrences in arable soil and its influence on food production in China[J]. Environmental Earth Science, 2016, 75(3): 257. DOI:10.1007/s12665-015-5078-z.
- [6] WU Junnian, ZHANG Jing, XIAO Chaozheng. Focus on factors affecting pH, flow of Cr and transformation between Cr(VI) and Cr(III) in the soil with different electrolytes[J]. Electrochimica Acta, 2016, 211: 652-662. DOI:10.1016/j.electacta.2016.06.048.
- [7] WENG 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. DOI:10.1016/j.jhazmat.2007.03.076.
- [8] 黄莹, 徐民民, 李书鹏, 等. 还原稳定化法修复六价铬污染土壤的中试研究[J]. 环境工程学报, 2015, 9(2): 951-958. DOI:10.12030/j.cjee.20150274.
- [9] 梁金利, 蔡焕兴, 段雪梅, 等. 还原法修复六价铬污染土壤的研究[J]. 环境科学与管理, 2013, 38(3): 80-83. DOI:10.3969/j.issn.1673-1212.2013.03.019.
- [10] 郑涵, 安平, 段淑辉, 等. 基于籽粒 Cd 消减率与边际效率评价 Cd 污染稻田的修复效果[J]. 农业工程学报, 2018, 34(1): 217-223. DOI:10.11975/j.issn.1002-6819.2018.01.30.
- [11] YANG J S, KWON M J, CHOI J Y, *et al.* The transport behavior of As, Cu, Pb, and Zn during electrokinetic remediation of a contaminated soil using electrolyte conditioning[J]. Chemosphere, 2014, 117: 79-86. DOI:10.1016/j.chemosphere.2014.05.079.
- [12] LU Ping, FENG Qiyang, MENG Qingjun, *et al.* Electrokinetic remediation of chromium and cadmium-contaminated soil from abandoned industrial site[J]. 2012, 98: 216-220. DOI:10.1016/j.seppur.2012.07.010.
- [13] 公绪金, 李伟光, 张妍妍, 等. 活性炭吸附水中六价铬机理及影响因素[J]. 山东建筑大学学报, 2011, 26(4): 396-402. DOI:10.3969/j.issn.1673-7644.2011.04.018.
- [14] 张朝升, 谭秋荀, 张可方, 等. 活性炭对六价铬的吸附研究[J]. 广州大学学报(自然科学版), 2013, 12(2): 82-87. DOI: <http://ir.rcees.ac.cn/handle/311016/8863>.

- [15] YEUNG A T, GU Yingying. A review on techniques to enhance electrochemical remediation of contaminated soils [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 195(15): 11-29. DOI: 10. 1016/j. jhazmat. 2011. 08. 047.
- [16] RUIZ C, MENA E, CANIZARES P, *et al.* Removal of 2, 4, 6-Trichlorophenol from spiked clay soils by electrokinetic soil flushing assisted with granular activated carbon permeable reactive barrier [J]. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 2014, 53(2): 840-846. DOI: 10. 1021/ie4028022.
- [17] ZHAO Shuning, FAN Li, ZHOU Mingyuan, *et al.* Remediation of copper contaminated kaolin by electrokinetics coupled with permeable reactive barrier [J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2016, 31: 274-279. DOI: 10. 1016/j. proenv. 2016. 02. 036.
- [18] 张瑞华, 孙红文. 电力和铁 PRB 技术联合修复铬(VI)污染土壤 [J]. *环境科学*, 2007(5): 1131-1136. DOI: 10. 3321/j. issn: 0250-3301. 2007. 05. 035.
- [19] SUZUKI T, KAWAI K, MORIBE M, *et al.* Recovery of Cr as Cr(III) from Cr(VI)-contaminated kaolinite clay by electrokinetics coupled with a permeable reactive barrier [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 278: 297-303. DOI: 10. 1016/j. jhazmat. 2014. 05. 086.
- [20] RYU S R, JEON E K, BAEK K. A combination of reducing and chelating agents for electrolyte conditioning in electrokinetic remediation of As-contaminated soil [J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2017, 70: 252-259. DOI: 10. 1016/j. jtice. 2016. 10. 058.
- [21] YUAN Lizhu, LI Haiyan, XU Xingjian, *et al.* Electrokinetic remediation of heavy metals contaminated kaolin by a CNT-covered polyethylene terephthalate yarn cathode [J]. *Electrochimica Acta*, 2016, 213: 140-147. DOI: 10. 1016/j. electacta. 2016. 07. 081.
- [22] 计敏惠, 邹华, 杜玮, 等. 表面活性剂增效电动技术修复多环芳烃污染土壤 [J]. *环境工程学报*, 2016, 10(7): 3871-3876. DOI: 10. 12030/j. cjee. 201502020.
- [23] 孙玉超, 邹华, 朱荣. 电力耦合 PRB 技术修复 POPs 污染土壤 [J]. *环境工程学报*, 2017, 11(10): 5729-5736. DOI: 10. 12030/j. cjee. 201612129.
- [24] LÓPEZ-VIZAÏNO R, ALONSO J, CAÑIZARES P, *et al.* Electroremediation of a natural soil polluted with phenanthrene in a pilot plant [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 265: 142-150. DOI: 10. 1016/j. jhazmat. 2013. 11. 048.
- [25] ZHOU Ming, XU Jingming, ZHU Shufa, *et al.* Exchange electrode-electrokinetic remediation of Cr-contaminated soil using solar energy [J]. *Separation and Purification Technology*, 2018, 190: 297-306. DOI: 10. 1016/j. seppur. 2017. 09. 006.
- [26] ZHANG Peng, JIN Chunji, ZHAO Zhenhuan, *et al.* 2D crossed electric field for electrokinetic remediation of chromium contaminated soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 177(1): 1126-1133. DOI: 10. 1016/j. jhazmat. 2010. 01. 038.
- [27] YUAN Lizhu, XU Xingjian, LI Haiyan, *et al.* Development of novel assisting agents for the electrokinetic remediation of heavy metal-contaminated kaolin [J]. *Electrochimica Acta*, 2016, 218: 140-148. DOI: 10. 1016/j. electacta. 2016. 09. 121.
- [28] FU Rongbing, WEN Dongdong, XIA Xiaoqian, *et al.* Electrokinetic remediation of chromium (Cr)-contaminated soil with citric acid (CA) and polyaspartic acid (PASP) as electrolytes [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 316: 601-608. DOI: 10. 1016/j. cej. 2017. 01. 092.
- [29] 何振立, 周启星, 谢正苗. 污染及有益元素的土壤化学平衡 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998: 173-174.

(责任编辑: 陈志贤      英文审校: 刘源岗)