

场地环境污染的电动修复技术研究现状与趋势

仓龙, 周东美*

(中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室, 南京土壤研究所, 江苏 南京 210008)

摘要: 在综述国内外场地污染土壤电动修复技术的研究现状和趋势的基础上, 针对场地土壤电动修复中常见问题, 包括电极设置方式、化学增强试剂的选择、土壤类型和污染程度等影响去除效率的因素及处理效果和能耗等进行阐述, 探讨当前我国场地土壤电动修复技术研发的重点, 以促进场地污染土壤修复技术的发展和运用。

关键词: 污染场地; 环境污染; 电动修复

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1006-2009(2011)03-0057-06

Current Research and Development of Electrokinetic Remediation Technology for Contaminated Sites

CANG Long ZHOU Dongmei*

(Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, Jiangsu 210008, China)

Abstract According to recent research work and development of electrokinetic remediation technology used for contaminated sites, some issues were discussed such as the effects of electrode settings, chemical enhancing reagents, soil types, and pollution extent on the removal efficiencies of pollutants from contaminated sites as well as energy consumption. The key of research work was analyzed to promote technological development for contaminated sites.

Key words Contaminated Sites; Environmental Pollution; Electrokinetic Remediation

污染场地是指现存或潜在的有毒有害污染物可能导致其再开发、再利用存在风险的土地, 国际上通称为“棕色地块”(Brownfield Site)。这些污染场地中通常含有大量的重金属和有机污染物, 因此污染场地的修复和利用已成为现代城市发展过程中遇到的全球性环境问题。针对污染场地土壤污染重、污染物复杂的特点, 已开发出了多种污染土壤修复技术。在这些修复技术中, 电动修复技术由于其具有快速、原位、处理可达地表下数十米、处理污染物多样等特点受到了关注, 已发展成为一种有效的场地污染土壤修复技术, 显示出巨大的应用前景。

电动修复技术的基本原理是在污染土壤的两侧施加直流电场, 使土壤中的重金属或有机污染物在电场作用下, 通过电迁移、电渗流和电泳等方式被迁移出土体并进行后处理, 从而实现污染土壤的

清洁^[1-2]。现着重介绍近年国内外场地环境污染的电动修复技术的研究内容和现状, 并对电动修复技术的发展趋势和我国场地土壤电动修复技术研发的重点进行展望。

1 场地污染土壤电动修复的电极材料、设置方式和供电模式

1.1 电极材料

电动修复中所使用的电极材料包括石墨、铁、铂、钛铌合金等。由于在阳极发生的是失电子反应, 且水解反应阳极始终处于酸性环境, 因此阳极

收稿日期: 2011-04-25

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(20807044)

作者简介: 仓龙(1978-), 男, 江苏射阳人, 副研究员, 博士, 从事重金属污染化学和污染土壤修复研究工作。

* 通讯作者: 周东美 E-mail: d Zhou@issas.ac.cn

材料很容易被腐蚀。而阴极相对于阳极则只需有良好的导电性能即可。能作为电极的材料需满足条件为: 良好的导电性能, 耐腐蚀, 便宜易得等。由于场地污染修复的规模较大, 电极材料的成本和经济性需要认真考虑。在场地污染土壤电动修复中, 通常要对修复过程中的电解液进行循环处理, 因此电极要加工成多孔和中空的结构, 所以电极的易加工和易安装性能也非常重要。通常石墨和铁都是选用较多的电极材料。

1.2 电极设置方式

在大量的电动修复室内研究和野外试验中, 正负电极的设置一般采取简单的一对正负成对电极 (即一维设置方式), 形成均匀的电场梯度, 很少关注电极设置方式对污染物去除效率和能耗等的影响。在实际的场地污染土壤中, 由于污染场地面积大、土壤性质复杂, 因此采取合适的电极设置方式直接关系到修复成本和污染物去除效率。二维电极设置方式通常在田间设置成对的片状电极, 形成均匀的电场梯度, 是比较简单、成本较低的电极设置方式。但这种电极设置方式会在相同电极之间形成一定面积电场无法作用的土壤, 从而影响部分污染土壤的修复。在二维电极设置方式中, 可在中心设置阴极, 阳极, 四周环绕阳极/阴极, 带正电/带负电污染物在电场作用下从四周迁移到中心的阴极/阳极池中。电极设置形状可分为六边形、正方形和三角形等。这种电极设置方式能够有效扩大土壤的酸性区域而减少碱性区域, 但形成的电场是非均匀的^[3-4]。3种电极设置方式见图 1 (a) (b) (c)。

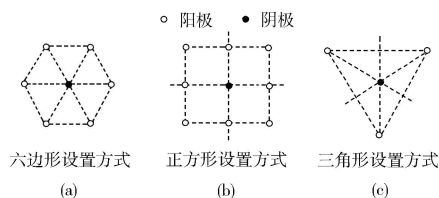


图 1 二维电极设置方式

Fig 1 Examples of two dimensional electrode configurations

范向宇等^[5-6]通过理论优化和室内试验研究了不同电极设置方式对污染物去除效率的影响, 其研究表明, 六边形是最优的电极设置方式, 可同时保持系统稳定性和污染物去除均匀性。

在 3 种电极设置方式中, 通常阴极和阳极都是固定设置的, 电动处理过程中土壤中的重金属等污

染物会积累到阴极附近的土壤中, 完全迁移出土体往往需要耗费较多时间, 同时阳极附近土壤中重金属已经完全迁移出土体, 此时继续施加电场也会浪费电能, 因此 Shen 等^[7]通过在修复过程中逐步缩小阳极与阴极的距离 (即阳极逼近法) 增大电场强度和土壤酸度, 从而提高污染物向阴极池的迁移。

1.3 供电模式

一般电动修复中采取稳压和稳流 2 种供电方式。在稳压条件下, 电动修复过程中电流会随土壤电导率的变化而发生变化, 由于在电动修复过程中土壤导电粒子会在电场作用下向阴阳两极移动, 土壤的电导率会逐渐下降, 电流逐渐减小^[8], 因此修复过程中的电流不会超过直流电源的最大供电电流。在稳流条件下, 电动修复过程中电压会随着土壤电导率的逐渐下降而升高^[9], 有时电压会超过直流电源的最大供电电压, 这对直流电源的供电电压要求比较高。一般而言, 电动修复中的电场强度 $50 \text{ V/m} \sim 100 \text{ V/m}$, 电流密度为 $1 \text{ A/m}^2 \sim 10 \text{ A/m}^2$ ^[3, 10], 在实际的操作中采用较多的是稳压供电模式, 具体采用的供电模式和施加电场大小要根据实际情况。近年也有报道^[11-12]展示了新的供电方式, 即通过原电池或太阳能作为电源供应进行污染土壤电动修复, 这些方式充分利用自然能源, 降低了电能消耗, 但其对电动修复的效率和稳定性仍需进一步研究。

2 土壤类型和污染程度

大量的室内和野外研究结果已经表明, 电动修复技术适用于从黏性到砂性的土壤, 相对于多适用于高渗透性土壤的淋洗等技术, 电动修复技术中的电渗流则在低渗透性土壤中依然可有效产生, 因此土壤类型不是影响该项技术适用与否的主要因素。然而, 土壤类型仍在一定程度上影响污染物的迁移速率和去除效率。土壤的高含水率、高饱和度和低缓冲性能等有利于污染物通过电迁移和电渗流等方式迁移出土体。但是具有较高酸碱缓冲性能的土壤将会消耗大量的酸或碱增强试剂解吸和溶解吸附在土壤颗粒上的污染物^[13-14]。Reddy 等^[15]的研究表明土壤的矿物组分 (碳酸盐和赤铁矿等) 明显影响土壤中铬的迁移和去除。对于 pH 值和碳酸盐含量较高的土壤, 电动修复技术往往需要消耗大量的酸, 从而增加成本。另一方面实际场地土壤的不均一性显著影响电迁移和电渗流的产生, 导

致对污染物去除的不均一性, 直接影响污染物的去除效率和电能消耗, 如何解决这一问题 是电动修复的实际应用的难点之一。

目前电动修复技术已经用于去除土壤中的重金属(铜、锌、铅、镉、镍、砷、汞、锰等)、放射性元素(铀)和某些有机污染物(三氯乙烯、多环芳烃、苯酚等)。对于土壤中的极性污染物, 在电场作用下带正电的污染物向阴极迁移, 带负电的污染物向阳极迁移。对于非极性污染物, 则通过加入增强试剂提高污染物在溶液中的溶解度, 然后在电渗流的作用下迁出土体。根据当前的研究结果, 土壤中的污染物浓度对电动修复没有显著影响, 相反污染物浓度越高则越有利于采用电动修复技术, 有些研究中重金属质量比高达 5 000 mg/kg 并未影响到电动修复的效率^[16], 但土壤中较高的离子浓度可能会导致较高的电能损耗和产生较高热量。

3 电解液组分和增强措施

3.1 酸液和碱液

在电动修复中由于阴阳极的水解作用, 在阳极产酸, 阴极产碱, 从而导致土壤 pH 值从阳极到阴极逐渐升高。为了控制阴极阳极池电解液和土壤的 pH 值, 需要在阴阳极池中加入合适的酸和碱调节电解液和土壤的 pH 值。通常在阴极采用的缓冲液是乙酸, 主要是因为乙酸是一种可生物降解的相对环境安全的有机酸, 其电离产生的 H^+ 可以和阴极水解产生的 OH^- , 且大多数金属乙酸盐化合物都是可溶的^[13]。类似的缓冲剂还有乳酸、柠檬酸和草酸等^[13 17]。另外, 也有报道采用 HCl、 H_2SO_4 等强酸作为缓冲液, 但由于 Cl^- 在电场作用下向阳极移动, 在阳极池中电解产生 Cl_2 带来二次污染, 而且 Cl^- 和 SO_4^{2-} 会和土壤中的某些物质发生反应生成沉淀, 且酸性较强对土壤的危害很大, 因此在实际修复中这两种酸使用较少。

阳极缓冲液通常选用 NaOH、 $Ca(OH)_2$ 和 Na_2CO_3 等。在利用酸碱增强电动修复时, 常出现金属离子迁移至阴极附近后沉淀在阴极附近的土壤中, 而没有完全迁移到阴极池中, 这主要和土壤中的 pH 值没有下降到一定的程度有关。针对这种情况一般通过延长处理时间、加大阴极池的 pH 值控制、阳极逼近法等方法解决。

3.2 阴、阳离子交换膜

为了控制阴阳两极水解所产生的 H^+ 和 OH^-

向土柱中移动, 阴、阳离子交换膜被应用到电动修复中。阳离子交换膜被设置在土柱和阴极池之间, 仅允许阳离子(包括重金属阳离子)通过膜进入到阴极池中, 而禁止水解产生的 OH^- 向土柱中移动。同时为了防止阳极池中的 H^+ 向土柱中移动, 引起土壤 pH 值下降, 降低电渗作用, 也可在阳极池和土柱间使用阴离子交换膜^[18-19]。在实际运用中, 电极加工的过程中在电极周围安装一层交换膜, 以便隔开土壤和电解液。离子交换膜的主要优势是不需要额外加入酸碱试剂, 降低了处理过程中的电流, 同时也减少了能耗。

3.3 络合试剂和表面活性剂

为了去除土壤的重金属, 酸碱法需要加入酸液酸化土壤释放出重金属, 而在具有高酸碱缓冲性能的土壤中通常需要加入大量的酸, 因此开发了添加络合试剂的方法。通过向土壤中加入重金属络合试剂, 通过配位机制与重金属形成稳定的且在较大 pH 值范围内可溶的配合物, 然后再通过电迁移而移出土体。通常所选用的络合剂必须满足所形成的配体在较大的 pH 值范围内有较高的溶解度且不易吸附到土壤表面, 最好是无毒或低毒的物质且对环境的潜在风险较小。常见的络合剂有 EDTA 和 EDDS 等^[20-22]。针对有机污染物的污染土壤, 通过向土壤中加入表面活性剂增强疏水性有机污染物的溶解度, 然后再在电场作用下通过电渗流的方式迁出土体。常用的表面活性剂有环糊精、正丁胺和 Tween 80 等^[23-25]。在以表面活性剂作为增强试剂时, 不仅要考虑表面活性剂对有机污染物的增溶作用, 还要考虑土壤颗粒的吸附作用。通过对多种表面活性剂的比较, 羟丙基- β -环糊精(HPCD)是土壤电动修复中较为理想的表面活性剂。

3.4 氧化还原试剂

通过向土壤中加入氧化还原试剂后, 改变土壤中某些重金属(铬、汞等)的化学形态, 使其由不溶态向可溶态转化, 从而在电场作用下通过电迁移的方式迁出土体。汞在土壤中主要以不溶性的 HgS 、 $Hg(I)$ 和 $HgCl_2$ 等形式存在, 因此移动性较差。Cox 等^[26]通过向土壤中加入 I_2/I^- 溶液将汞氧化为二价汞离子, 并进一步与土壤中的 I^- 反应生成 HgI_2^{2-} , 这种离子可通过电迁移的方式迁出土体。针对土壤三价铬的难溶性和难移动性, Cang 等^[27]向土壤中加入次氯酸钠将土壤中的三价铬转

化为六价铬,大幅度提高了土壤中三价铬的去除效率。针对有机污染物,目前也开始通过氧化的方法在有机污染物随电渗流迁移的同时将其直接氧化,减轻后续处理,降低试验成本。用 KMnO_4 氧化土壤中的苯酚同时结合污染物的电动迁移, 90% 的苯酚被去除^[28]。樊广萍等^[29]在土壤中的茈随电渗流迁移的同时利用 H_2O_2 作为氧化剂对其进行氧化处理,获得了较好的效果。

4 电能消耗和修复费用及应用实例

在电动修复过程中,总的修复费用主要由 5 个部分组成,包括电极的制作和安装费、增强试剂的费用、后处理费用、固定费用和电费^[3-4,30]。电极制作和安装费用主要取决于电极材料,电极加工的复杂程度和电极的大小数量等,其中电极的数量又直接与电极的设置方式有关^[31]。增强试剂的费用主要与该种增强试剂的修复效率有关,修复效率越高则费用越低。通过室内试验的方法研究和计算去除单位体积土壤中污染物的效率。电动处理中

通常需要对富含重金属或有机污染物的电解液进行后处理,同时由于某些部分的土壤富集了高浓度的污染物,因此也需要进行后续的处理。在后续处理中可以根据电解液中的重金属浓度进行回收处理,浓缩贵金属,从而可以获得一部分收益。固定费用则包括各种现场处理装置的搬运费用,场地准备费用,安全监测费用,保险、工人,意外事件费用和会计费用,另外还包括可重复使用装置的折旧费等。

电能的消耗主要与电极之间的距离、施加的电压、处理时间等密切相关,一般而言,电极之间的距离越大,施加电压越高,处理时间越长则消耗的电能越大。电能消耗一般占到总修复费用的 10% 左右,因此一个简单的电动修复总费用估算方法就是电费的 10 倍费用即为修复总费用。荷兰是最早将电动修复技术应用于实地土壤修复的国家之一,其后德国、美国等相继开展了场地污染土壤的电动修复研究。场地污染土壤电动修复的应用实例见表 1。

表 1 场地污染土壤电动修复的实例比较								
Table 1 Comparison of different pilot scale electrokinetic remediation experiments								
文献	土壤类型	体积(长×宽×高) /(m×m×m)	污染物 ω /(mg·kg ⁻¹)	电压梯度 E /(V·m ⁻¹)	电流密度 J /(A·m ⁻²)	能耗 / (kWh·m ⁻³)	持续时 间 t/h	去除效 率 %
Lagman, 1993 ^[16]	泥炭土	70×3×1	Pb 300~5 000 Cu 500~1 000	—	—	38~65	430	Pb > 70 Cu 80
	黏土	15×6×1	Zn 2 410	20~40	8	160 ^①	1 344	32.8
	黏土	10×10×2	As 400~500	20~40	4	—	1 560	93
Acar and Alshawabkeh 1996 ^[32]	高岭土	0.72×0.91×0.7	Pb 856	4.3~193	1.33	220	1 300	—
	高岭土	0.72×0.91×0.7	Pb 1 533	18~262	1.33	700	2 950	80~90
	高岭土/沙子	0.72×0.91×0.7	Pb 5 322	5.9~193	1.33	700	2 500	—
Marceau et al., 1999 ^[33]	黏土	2.7×1×1	Cd 882	9~44.5	3	159	3 259	98.5
Gent et al., 2004 ^[34]	砂土和黏土	9.14×4.57×3	Cr 180~1 100 Cd 5~20	10~13.5	9.7~18	208	4 800	Cr 78 Cd 70
			Pb 1 187~3 041	70~120	2.6	1 620	9 ^②	70~85
Ashawabkeh et al., 2005 ^[35]	红壤	1×0.8×0.7	Pb 1 187~3 041	90~170	1.3	2 760	11 ^②	70~85
Zhou et al., 2006 ^[36]			Cu 829	80	1.7~3.0	244	1 680	76
Li et al., 2009 ^[37]	沉积物	0.98×0.98×0.54	HCB 14.4~36.3	20~40	5~7	563	3 ^②	HCB 12
			Zn 2 313~3 123					Zn 2.1

① 单位: kWh / t ② 单位: 月。

5 研究展望

电动修复技术应用于污染土壤修复中已有 20 多年的历史,特别适用于面积小、污染物类型多样、污染重、深度数米和要求快速处理的场地污染土壤

的修复。但电动修复技术在场地污染土壤的修复中仍存在一些问题。首先是实地污染的现场修复研究不够。目前大多数的研究仍是室内试验或中试规模的试验,很少在实际污染场地进行现场修复

研究, 因此该项技术的实用性仍需现场实践的检验, 如修复现场的电源供应、电极设置、对土壤及地下水二次污染的风险评估、含有污染物的电解液的处理和循环利用等; 其次是土壤类型、土壤结构和土壤组分的复杂性对电动处理效率的影响研究较少, 特别是土壤本身的不均一性导致污染物在电场作用下的迁移转化要远比室内试验复杂, 因此加强这方面的研究对于电动修复技术在场址污染土壤修复中的应用具有重要意义; 再次, 绝大多数污染场地均为复合污染, 因此发展针对多种污染物的电动强化修复技术是未来的发展趋势之一。

电动修复技术作为污染场地修复的技术选择之一, 已表现出一定优越性和竞争力, 因此加强场地环境污染的电动修复研究将能促进我国场地污染修复技术的研究, 同时发展具有我国自主知识产权的污染场地电动修复技术。

[参考文献]

- [1] PROBSTEN R F, HICKS R E. Removal of contaminants from soils by electric fields [J]. *Science*, 1993, 260: 498–503.
- [2] ACAR Y B, ALSHAWABKEH A N. Principles of electrokinetic remediation [J]. *Environmental Science & Technology*, 1993, 27(13): 2638–2647.
- [3] ALSHAWABKEH A N, YEUNG A T, BRICKMAN R. Practical aspects of in situ electrokinetic extraction [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1999, 125(1): 27–35.
- [4] VIRKUTYTE J, SILLANPAA M, IATOSTENMAA P. Electrokinetic soil remediation: critical overview [J]. *The Science of the Total Environment*, 2002(289): 97–121.
- [5] 范向宇, 王慧, 罗启仕. 电动生物修复中电极矩阵的优化设计 [J]. *中国环境科学*, 2006, 26(1): 34–38.
- [6] FAN X Y, WANG H, LUO Q S, et al. The use of 2D nonuniform electric field to enhance in situ bioremediation of 2, 4-dichlorophenol contaminated soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 148: 29–37.
- [7] 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.
- [8] ZHOU D M, DENG C F, CANG L. Electrokinetic remediation of a Cu contaminated red soil by conditioning catholyte pH with different enhancing chemical reagents [J]. *Chemosphere*, 2004, 56: 265–273.
- [9] 袁华山, 刘云国, 李欣, 等. 电力土壤修复技术对铅污染红壤的适应性分析 [J]. *南华大学学报 (自然科学版)*, 2007, 21(1): 82–85.
- [10] 仓龙, 周东美. 施加不同电压对铬污染黄棕壤电动过程的影响 [J]. *土壤学报*, 2005, 42(6): 999–1005.
- [11] 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: 1583–1587.
- [12] 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): 421–427.
- [13] PUPPALA S K, ALSHAWABKEH A N, ACAR Y B, et al. Enhanced electrokinetic remediation of high sorption capacity soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1997(55): 203–220.
- [14] YEUNG A T, HSU C, MENON R M. Physicochemical soil contaminant interactions during electrokinetic extraction [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1997(55): 221–237.
- [15] REDDY K R, PARUPUDI U S, DEVULAPALLI S N, et al. Effects of soil composition on the removal of chromium by electrokinetic [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1997(55): 135–158.
- [16] LAGEMAN R. Electroreclamation application in the Netherlands [J]. *Environmental Science & Technology*, 1993(27): 2648–2650.
- [17] ZHOU D M, DENG C F, CANG L. Electrokinetic remediation of a Cu contaminated soil by conditioning catholyte pH with different enhancing chemical reagents [J]. *Chemosphere*, 2004, 56(3): 265–273.
- [18] LI Z M, YU J W, NERETNIEKS I. Electromediation: Removal of heavy metals from soil by using cation selective membrane [J]. *Environmental Science & Technology*, 1998(32): 394–397.
- [19] OTTOSEN L M, HASEN H K, LAURSEN S, et al. Electrodialytic remediation of soil polluted with copper from wood preservation industry [J]. *Environmental Science & Technology*, 1997, 31(6): 1711–1715.
- [20] YEUNG A T, HSU C, MENON R M. EDTA-enhanced electrokinetic extraction of lead [J]. *Journal of Geotechnical Engineering-ASCE*, 1996, 122(8): 666–673.
- [21] AMRATE S, AKRETCH DE, INNOCENT C, et al. Removal of Pb from a calcareous soil during EDTA-enhanced electrokinetic extraction [J]. *The Science of the Total Environment*, 2005(349): 56–66.
- [22] 吴丹亚, 仓龙, 周东美, 等. EDDS 应用于 Cu/Zn 污染土壤电动处理的基础研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(2): 436–442.
- [23] KO S O, SCHLAUTMAN M A, CARRAWAY E R. Cyclodextrin-enhanced electrokinetic removal of phenanthrene from a model clay soil [J]. *Environmental Science & Technology*, 2000, 34(8): 1535–1541.
- [24] LIA, CHEUNG K A, REDDY K R. Cosolvent enhanced electrokinetic remediation of soils contaminated with phenanthrene [J]. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, 2000, 126(6): 527–533.
- [25] MATURI K, REDDY K R. Simultaneous removal of organic compounds and heavy metals from soils by electrokinetic remediation [J]. *Environmental Science & Technology*, 2000, 34(10): 1855–1861.

diation with a modified cyclodextrin [J]. *Chemosphere*, 2006 (63): 1022– 1031.

[26] COX C D, SHOESMITH M A, GHOSH M M. Electrokinetic remediation of mercury-contaminated soil using iodine/iodide lixiviant [J]. *Environmental Science & Technology*, 1996 (30): 1933– 1938.

[27] CANG L, ZHOU D M, ALSHAWABKEH A N, et al Effects of sodium hypochlorite and high pH buffer solution in electrokinetic soil treatment on soil chromium removal and the functional diversity of soil microbial community [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007(142): 111– 117.

[28] PRAPISALA T, EDWARD P L R. Removal of phenol from contaminated kaolin using electrokinetically enhanced in situ chemical oxidation [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006(40): 6098– 6103.

[29] 樊广萍, 仓龙, 徐慧, 等. 重金属 – 有机复合污染土壤的电动强化修复研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2010 29(6): 1098– 1104.

[30] SCHULTZ D S. Electrodialysis technology for soil remediation: Laboratory results, field trial, and economic modeling [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1997, 55(1): 81– 92.

[31] ALSHAWABKEH A N, YEUNG A T, BRICKA M R. Practical aspects of in situ electrokinetic extraction [J]. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, 1999, 125(1): 27– 35.

[32] ACAR Y B, ALSHAWABKEH A N. Electrokinetic remediation: pilot scale test with lead-spiked kaolinite [J]. *Journal of Geotechnical Engineering-ASCE*, 1996, 122(3): 173– 185.

[33] MARCEAU P, BROQUET P, BATICLE P. Electrokinetic remediation of cadmium-spiked clayey medium: pilot test [J]. *Comptes rendus de l'academie des sciences serie ii: Fascicule ar sciences de la terre et des planetes*, 1999, 328(1): 37– 43.

[34] GENT D B, BRICKA R M, ALSHAWABKEH A N, et al Bench and field scale evaluation of chromium and cadmium extraction by electrokinetics [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2004, 110: 53– 62.

[35] ALSHAWABKEH A N, BRICKA R M, GENT D B. Pilot-scale electrokinetic cleanup of lead-contaminated soils [J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering-ASCE*, 2005, 131(3): 283– 291.

[36] ZHOU D M, CANG L, ALSHAWABKEH A N, et al Pilot scale electrokinetic treatment of a Cu contaminated red soil [J]. *Chemosphere*, 2006 (63): 946– 971.

[37] LIT P, YUAN SH, WAN J Z, et al Pilot scale electrokinetic movement of HCB and Zn in real contaminated sediments enhanced with HPCD [J]. *Chemosphere*, 2009, 76(9): 1226– 1232.

• 简讯 •

世界地球日随笔: 给地球母亲治病

新华网消息 4 月 22 日是世界地球日。这一天我们除了表达对地球母亲的热爱之外, 更要表达我们的关心, 因为地球母亲生病了。这也是 2009 年第 63 届联合国大会把早在 1970 年从美国开始的地球日升格为世界地球日的重要原因。

地球母亲的病症主要是能源资源面临枯竭、全球变暖导致气候恶化、生态环境惨遭破坏、物种加速灭绝, 人类生存面临严重挑战。病因是过去几百年人类活动的加剧——人口急剧增加, 不断向地球母亲索取, 不断向地球母亲排放大量污染物。难怪有人将人类比作地球母亲体内的癌细胞。

人类开始意识到地球母亲生病是在 20 世纪 60 年代。1962 年, 美国生物学家蕾切尔·卡逊的著作《寂静的春天》问世, 这本后来被称作环保领域开山之作的书引发了人类对环境问题的警觉。为了给地球母亲会诊, 1972 年, 联合国在瑞典首都斯德哥尔摩召开人类环境会议, 这是历史上第一次世界范围的环境会议。从这次会议之后, 人类明确了地球母亲的病不可能自愈, 必须下决心医治。

早在 1992 年, 人类就开出了两剂最重要的药方。那一年联合国环境与发展大会在巴西里约热内卢举行, 与会各国签署了《联合国气候变化框架公约》和《生物多样性公约》。通俗地说, 前者的目标是节能减排, 后者是保护生物多样性。

节能减排实际上要完成两个相关联的任务, 一是应对能源危机, 确保人类社会的正常运转; 二是减少二氧化碳排放, 减缓全球变暖。要完成这两个任务, 就需要开源节流。

相对于节能减排, 人类在保护生物多样性方面面临更大压力。联合国把 2010 年确定为国际生物多样性年, 这是因为 2002 年在南非举行的联合国可持续发展世界首脑会议提出一个目标: 在 2010 年扭转生物多样性快速流失的趋势。然而, 2010 年过去了, 但联合国承认并未实现这个目标, 一些国家和地区也承认没有实现各自的目标。

一些专家认为, 现在面临继 6 500 万年前恐龙灭绝后最大的一场生物多样性危机。联合国提供的有关材料称, 人类活动使物种正以相当于自然淘汰 1 000 倍的速度灭绝。欧盟提供的材料则显示, 过去 50 年中约有 60% 的生态系统恶化, 目前三分之一以上的物种濒临灭绝。

摘自 www. jshb. gov. cn 2011– 05– 06