doi: 10.11720/wtyht.2026.1208
韦凯耀, 刘志民, 李德政, 等. 铬污染场迁移特性及不同装置探测反演效果分析[J]. 物探与化探, 2026, 50(3): 551-560. https://doi.org/10.11720/wtyht.2026.1208
Wei K Y, Liu Z M, Li D Z, et al. Migration characteristics of the chromium contamination field and data inversion results of different detection arrays[J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2026, 50(3): 551-560. https://doi.org/10.11720/wtyht.2026.1208

铬污染场迁移特性及不同装置探测反演效果分析

韦凯耀[1], 刘志民[1], 李德政[2], 王东民[3], 马强[1], 智传锁[1]
(1. 河北工程大学 机械与装备工程学院, 河北 邯郸 056038; 2. 安标国家矿用产品安全标志中心有限公司, 北京 100013; 3. 济南瑞玛电气有限公司, 山东 济南 250022)

摘 要: 为掌握铬污染场迁移所造成的污染范围和污染程度, 搭建高渗透系数透水层富水土壤静储量铬污染源模型, 利用 COMSOL 软件数值模拟铬重金属污染物随时间迁移的变化规律。以不同时期铬污染场迁移模型为研究对象, 分别采用温纳装置、双偶极装置和三极装置进行探测, 通过电阻率和极化率多约束联合反演, 对比分析不同探测装置电阻率和极化率的成像效果。反演结果表明: 在无噪声扰动电压环境下, 各探测装置探测深度依次为三极装置>双偶极装置>温纳装置; 温纳装置探测电阻率成像要优于极化率成像; 双偶极装置适用于探测浅层形态复杂、区域较小的污染场; 三极装置在浅层探测时具有其他几种装置的最佳探测效果; 加入均值为 7 mV 的扰动电压, 各探测装置的抗噪性能依次为温纳装置>双偶极装置>三极装置, 且视极化率受到的影响总小于视电阻率。

关键词: 铬污染场; 迁移特性; 探测装置; 反演效果
中图分类号: P631; P31 **文献标识码**: A **文章编号**: 1000-8918(2026)03-0551-10

0 引言

铬重金属土壤污染对生态环境和人类健康具有严重危害, 铬污染会降低土壤微生物的活性和多样性, 破坏土壤生态平衡, 影响有机质分解和养分循环[1-2]; 通过食物链积累, 铬还会引发皮肤溃疡、肝肾损伤、消化及神经系统紊乱等疾病[3-4]。“十三五”期间, 我国大力加强环境污染整治力度, 先后出台《土壤污染防治行动计划》、《“十三五”生态环境保护规划》等相关文件[5]。“十四五”期间, 生态环境部印发了《关于进一步加强重金属污染防控的意见》, 以进一步强化重金属污染物排放控制, 有效防控涉重金属环境风险。重金属污染防控其源头预防及污染区域检测是加强重金属污染治理的关键。为此, 研究有效的铬重金属土壤污染源头预防、污染区域检测技术势在必行。

重金属土壤污染电法勘探技术是环境地球物理学领域的重要研究方向, 具有快速、无损、高效等特点。电法勘探技术用于重金属土壤污染检测, 其通过分析土壤电性参数差异来识别重金属的分布范围, 国内外学者对此进行了相关研究。Yoon 等[6] 通过分析不同粒径的砂土被渗滤液污染后的电阻率特征, 得出污染土壤的电阻率与渗滤液含量之间的关系。Delaney 等[7] 通过研究石油污染土壤和冻土的电阻率特性, 得出了砾石、粉土和黏土的电阻率随温度的变化规律。Sainato 等[8] 采用电阻率法偶极—偶极装置对阿根廷某一饲养场动物废物污染区进行检测, 并依据电阻率变化规律分析了污染区域的分布范围。Song 等[9] 利用电阻率法和激发极化法对某重金属污染区域进行勘探, 通过电阻率数据集序列反演, 分析了电阻率随重金属污染物的变化规律。吴阿娜等[10] 联合采用瞬变电磁法和高密度电阻率法对上海市某典型污染场地土壤进行探测, 分析了重金属含量与土壤物性参数间的相关关系。陈小双等[11] 制备不同含水率、干密度、镉含量的红黏土试样, 采用二

收稿日期: 2025-06-18; **修回日期**: 2025-08-13
基金项目: 河北省自然科学基金(D2022402003); 河北省高等学校科学技术研究项目(ZD2019046)
第一作者: 韦凯耀(1997-), 男, 广西南宁人, 硕士, 研究方向为重金属污染探测技术。Email: wky1997091@163.com
通讯作者: 刘志民(1975-), 男, 河北承德人, 博士, 教授, 从事电法超前探测技术与仪器装备研究工作。Email: liuzhiminhd@126.com

极法进行电阻率测试, 探究了镉重金属污染对红黏土电阻率特性的影响特征。鲁宁琦等[12] 利用重金属镉与铅土壤电阻率及极化率变化规律来评估土壤的污染程度, 并证明了激发极化法对重金属污染检测具有重要的研究价值。曲彦丞等[13] 将高密度电法和探地雷达法相结合, 对某区域垃圾填埋场进行了全方位探查, 有效地识别出垃圾渗液的污染范围。上述研究主要集中于重金属污染区域的探测和土壤污染样品电性参数的测试研究, 尚未考虑土壤中重金属污染物的迁移与扩散过程对探测的影响及其变化规律。铬在土壤中难以降解, 具有高迁移的特性, 其迁移扩散会进一步加剧周围土壤的污染。因此, 为准确掌握铬污染场迁移所造成的污染范围和污染程度, 开展铬污染场迁移特性及其土壤电性参数动态探测技术的研发显得尤为重要。文中通过搭建高渗透系数透水层富水土壤静储量铬污染源模型, 数值模拟铬重金属污染物随时间迁移的变化规律, 并以不同时期铬污染场迁移模型为研究对象, 分别采用温纳装置、双偶极装置和三极装置进行探测, 对比分析不同探测装置电阻率和极化率反演成像效果, 此研究可为铬污染场迁移动态探测提供技术支持和理论指导, 对推动生态环境保护具有一定的积极作用。

1 铬污染场迁移特性数值模拟

1.1 铬污染场初始模型建立

铬污染场属于多孔介质, 对流—弥散效应是影响铬离子污染物运移的主要因素, 其迁移机理满足方程:

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t}+\nabla\cdot(-\boldsymbol{E}\nabla C+uC)=\theta R, \qquad (1)$$

式中: θ为土壤多孔介质中含水率; C为铬离子的浓度, mol/m^3; $\boldsymbol{E}$为水动力弥散系数张量, 等于弥散系数张量与分子扩散系数张量之和, m^2/s; u为渗流速度, m/s ; R为铬离子的源汇项。

依据地下水流动规律和污染物迁移机理, 基于有限元法利用 COMSOL 软件搭建 250 m×10 m 的二维铬重金属污染场初始模型(图 1), 选择的材料 1、材料 2 和材料 3 分别为粉质黏土、细砂和中砂材料。模型整个区域的电阻率设置为 390 Ω·m, 其渗透系数、孔隙率、质量含水率、密度等参数设置如表 1 所示。在地表沿 x 方向 50~100 m 处设置凸起部分静储量铬污染源, 在上边界 y 方向上 0 m 处设置降雨量为 500 mm, 铬离子溶液相对浓度为 3 mol/m^3; 压力水头设置在 x=250 m、y=−5.4 m 处; 在地下水分界线 x=0 处设置两侧无流体通过, 含水层底部 y=−10 m 处设置无流动。采用四边形网格自适应算法对整个模型区域进行网格划分, 在污染区域及电极布线位置自动加密网格, 在其他区域使网格自动变疏[14], 依据文献 [15] 设置边界条件。

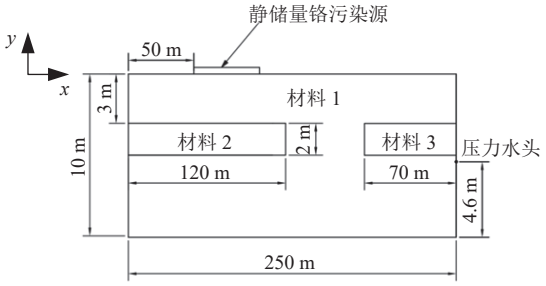


图 1 铬污染场初始模型

Fig. 1 Initial model of chromium contamination sites

表 1 模型参数

Table 1 Model parameters

模型区域	渗透系数k/(m·s^{-1})	孔隙率ϕ/%	质量含水率θ/%	纵向弥散率	横向弥散率	密度ρ/(g·cm^{-3})
粉质黏土	10^{-8}	0.20	0.15	无	无	1 700
细砂	5×10^{-5}	0.30	0.20	无	无	1 600
中砂	2×10^{-4}	0.35	0.12	无	无	1 500
全域	无	无	无	0.5	0.005	无

阿尔奇公式[16-17] 提出了一种描述土壤的孔隙率ϕ、质量含水率θ以及铬离子浓度λ之间关系的土壤电阻率模型, 在密度一定的土壤中, 土壤电阻率ρ_0可用文献 [18] 推导的经验公式计算:

$$\rho_0=1.8\times10^7\phi^{1.762}\times\theta\times\lambda^{-1}\times\left(\frac{\rho\theta}{1+\theta}\right)^{-0.474}, \qquad (2)$$

式中: ρ为土壤介质密度, g/cm^3; λ为铬污染物浓度, mg/kg。

1.2 迁移特性仿真结果分析

运用 COMSOL 软件数值模拟铬污染场随时间迁移变化过程, 依据式 (2) 计算视电阻率, 可分别得到迁移时间为第 10 天、100 天、200 天和 300 天时的视电阻率变化云图(图 2)。由图 2 可知, 在第 10~100 天内, 铬污染物受重力影响, 视电阻率大体呈均

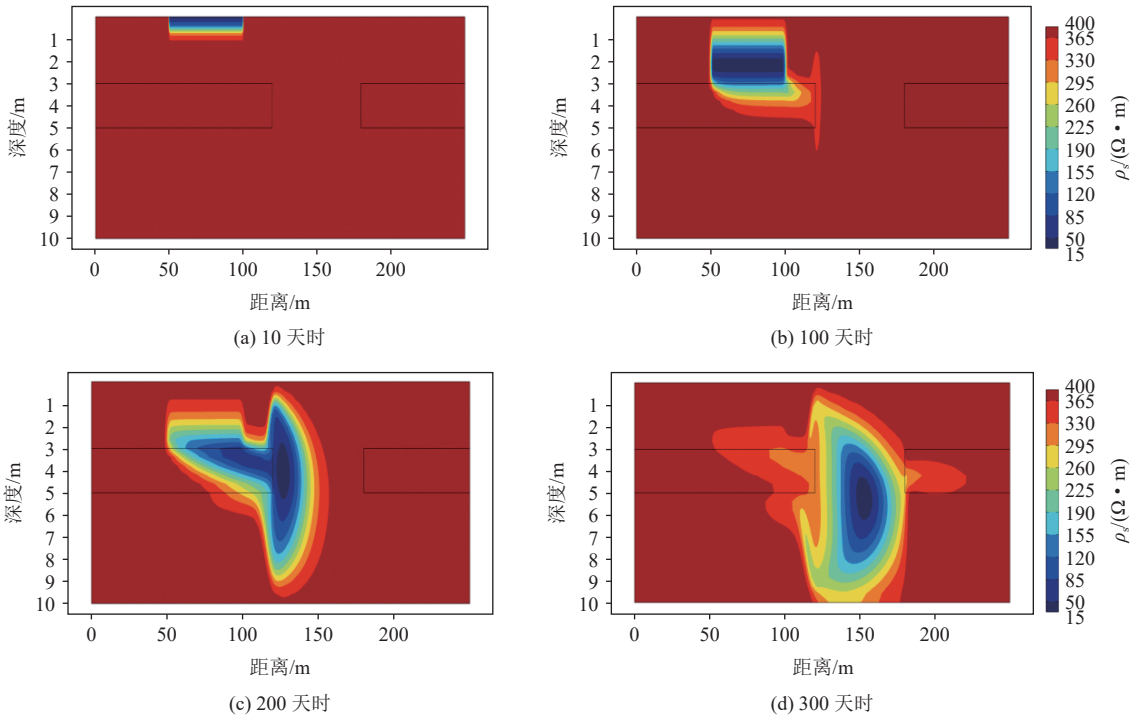


图 2　不同迁移时间铬污染场视电阻率剖面

Fig. 2　Resistivity of chromium contamination sites at different migration times

匀阶梯状分布, 且粉质黏土透水性差, 其对流弥散作用弱, 污染区域沿横向迁移不明显; 在第 100 天时, 铬重污染区域已在地面完全消失, 污染深度达 4.7 m, 污染面积约为 265 m^2, 且从第 100 天起, 污染区域开始明显沿横向进行迁移; 在第 100~200 天内, 铬污染物已扩散至含水层内部, 底部边缘下移至 9.8 m, 重污染区域沿横向由 50~100 m 迁移至 122~127 m, 表明细砂的高渗透系数及含水层对污染场的迁移影响显著; 从第 200 天开始, 铬污染物在继续向下、向右迁移的同时向四周呈阶梯层状扩散, 重污染区域在右侧纵向高度向上有逼近地面趋势, 且远超过了重污染区域左侧高度; 在第 300 天时, 铬重污染区域已经完全离开细砂区域, 沿横向迁移至 148~155 m, 并呈现半椭圆状分布, 此时污染面积达到了 746 m^2, 约是第 10 天的 12 倍。

2　不同装置探测反演效果分析

2.1　联合反演算法原理

构建电阻率和极化率多约束联合反演目标函数[19-22]:

$$\phi(\boldsymbol{m}_\rho,\boldsymbol{m}_\eta)=\left\|\boldsymbol{W}_d(\boldsymbol{d}_{\text{obs}}-\boldsymbol{F}(\boldsymbol{m}_\rho,\boldsymbol{m}_\eta))\right\|^2+\lambda_\rho\left\|\boldsymbol{W}_\rho(\boldsymbol{m}_\rho-\boldsymbol{m}_\rho^{\text{prior}}))\right\|^2+\lambda_\eta\left\|\boldsymbol{W}_\eta(\boldsymbol{m}_\eta-\boldsymbol{m}_\eta^{\text{prior}}))\right\|^2+\lambda_{cg}\sum(\nabla\boldsymbol{m}_\rho\times\nabla\boldsymbol{m}_\eta)^2,\tag{3}$$

式中: $\boldsymbol{W}_d$为数据协方差矩阵; $\boldsymbol{d}_{\text{obs}}$为电阻率和极化率的观测数据; $\boldsymbol{F}(\boldsymbol{m}_\rho,\boldsymbol{m}_\eta)$为正演非线性算子函数; $\boldsymbol{m}_\rho$、$\boldsymbol{m}_\eta$为电阻率和极化率模型向量; λ_ρ、λ_η为控制模型复杂度的正则化权重因子; $\boldsymbol{W}_\rho$、$\boldsymbol{W}_\eta$为模型正则化矩阵; $\boldsymbol{m}_\rho^{\text{prior}}$、$\boldsymbol{m}_\eta^{\text{prior}}$为电阻率和极化率先验模型向量; λ_{cg}为交叉梯度权重; $\nabla\boldsymbol{m}_\rho$、$\nabla\boldsymbol{m}_\eta$分别为电阻率和极化率的模型向量的梯度。

联合反演采用交替迭代优化策略, 即每次固定一个参数, 优化另一个参数。先固定极化率模型向量$\boldsymbol{m}_\eta^k$, 优化电阻率模型向量$\boldsymbol{m}_\rho$, 将正演响应函数$\boldsymbol{F}(\boldsymbol{m}_\rho,\boldsymbol{m}_\eta)$线性化后, 代入并忽略其高阶项, 得到线性最小二乘问题:

$$\phi(\delta\boldsymbol{m}_\rho)=\left\|\boldsymbol{W}_d(\boldsymbol{d}_{\text{obs}}-\boldsymbol{F}(\boldsymbol{m}_\rho^k,\boldsymbol{m}_\eta^k)-\boldsymbol{J}_\rho^k\delta\boldsymbol{m}_\rho)\right\|^2+\lambda_\rho\left\|\boldsymbol{W}_\rho(\boldsymbol{m}_\rho^k+\delta\boldsymbol{m}_\rho-\boldsymbol{m}_\rho^{\text{prior}}))\right\|^2+\lambda_{cg}\left\|\boldsymbol{C}\delta\boldsymbol{m}_\rho\right\|^2,\tag{4}$$

式中: $\delta\boldsymbol{m}_\rho$为电阻率模型改变量; $\boldsymbol{m}_\rho^k$、$\boldsymbol{m}_\eta^k$分别为电阻率和极化率第 k 次迭代的模型向量; $\boldsymbol{J}_\rho^k$为第 k 次电阻率数据对模型向量的偏导数矩阵; $\boldsymbol{C}$为强制电阻率和极化率模型结构一致性的交叉梯度灵敏度矩阵。

对$\delta\boldsymbol{m}_\rho$求导并令其导数为零, 得到第 k 步模型更新方程为:

$$\left[(\boldsymbol{J}_\rho^k)^{\text{T}}\boldsymbol{W}_d^{\text{T}}\boldsymbol{W}_d\boldsymbol{J}_\rho^k+\lambda_\rho\boldsymbol{W}_\rho^{\text{T}}\boldsymbol{W}_\rho+\lambda_{cg}\boldsymbol{C}^{\text{T}}\boldsymbol{C}\right]\delta\boldsymbol{m}_\rho=(\boldsymbol{J}_\rho^k)^{\text{T}}\boldsymbol{W}_d^{\text{T}}\boldsymbol{W}_d[\boldsymbol{d}_{\text{obs}}-\boldsymbol{F}(\boldsymbol{m}_\rho^k,\boldsymbol{m}_\eta^k)]-\lambda_\rho\boldsymbol{W}_\rho^{\text{T}}\boldsymbol{W}_\rho(\boldsymbol{m}_\rho^k-\boldsymbol{m}_\rho^{\text{prior}}),\tag{5}$$

解得第 k+1 次电阻率迭代向量$\boldsymbol{m}_\rho^{k+1}$为:

$$\boldsymbol{m}_\rho^{k+1}=\boldsymbol{m}_\rho^k+\delta\boldsymbol{m}_\rho,\tag{6}$$

再固定电阻率模型向量$\boldsymbol{m}_\rho^{k+1}$，优化极化率模型向量$\boldsymbol{m}_\eta$，同理，对极化率模型改变量$\delta\boldsymbol{m}_\eta$求导并其令导数为零，有：

$$\left[(\boldsymbol{J}_\eta^k)^{\mathrm{T}}\boldsymbol{W}_d^{\mathrm{T}}\boldsymbol{W}_d\boldsymbol{J}_\eta^k+\lambda_\eta\boldsymbol{W}_\eta^{\mathrm{T}}\boldsymbol{W}_\eta+\lambda_{cg}\boldsymbol{D}^{\mathrm{T}}\boldsymbol{D}\right]\delta\boldsymbol{m}_\eta=(\boldsymbol{J}_\eta^k)^{\mathrm{T}}\boldsymbol{W}_d^{\mathrm{T}}\boldsymbol{W}_d\left[\boldsymbol{d}_{\mathrm{obs}}-\boldsymbol{F}(\boldsymbol{m}_\rho^{k+1},\boldsymbol{m}_\eta^k)\right]-\lambda_\eta\boldsymbol{W}_\eta^{\mathrm{T}}\boldsymbol{W}_\eta(\boldsymbol{m}_\eta^k-\boldsymbol{m}_\eta^{\mathrm{prior}}),\quad(7)$$

式中：$\boldsymbol{J}_\eta^k$为第 k 次极化率数据对模型向量的偏导数矩阵；$\boldsymbol{D}$为交叉梯度算子。

解得第 k+1 次极化率迭代向量$\boldsymbol{m}_\eta^{k+1}$为：

$$\boldsymbol{m}_\eta^{k+1}=\boldsymbol{m}_\eta^k+\delta\boldsymbol{m}_\eta。\quad(8)$$

2.2 无噪声环境下反演成像结果对比分析

以图 2 不同迁移时间所形成的铬污染场模型为研究对象，在无噪声扰动电压环境下，分别采用温纳装置、双偶极装置和三极装置进行探测，布线长度为 125 m，电极距 a=2 m，共布设 63 个电极，设置隔离系数 n=15。通过成像分析不同探测装置的反演精度，在反演过程中，当两次迭代间的均方根误差 RMS≤0.1 时停止反演，各探测装置成像结果分别如图 3~图 5 所示。

2.2.1 温纳装置

从图 3 可知，采用温纳装置进行探测时，反演成像有效深度约为 0.5~6.37 m；在第 10 天时，电阻率与极化率成像中重污染区域（低阻高极化区域）的横向投影均位于 25~50 m 处，与图 2a 中 50~100 m 完全契合（建模比例按 1∶2 设置）；在污染区域轮廓与深度显示上，电阻率成像要优于极化率成像，这主要是由于当电极布置在地表，电流流入地下时地表浅层土壤会产生“趋肤效应”的现象，即电流集中在地表层，且越靠近地层表面电流密度越大，这会加重铬污染区域激发极化现象，使得极化率自上而下叠加，探测到的高极化率区域深度增大。在第 200 天时，电阻率与视极化率成像形状与污染区域几乎一致，重污染区域横向投影方位位于 62~70 m，与图 2c 中 122~138 m（对应 61~69 m）相吻合；深度为 2.2~3.9 m，与图 2c 中 2.8~5.2 m（对应 1.4~2.6 m）存在较大偏差，其偏差主要是由于污染场埋深较浅所造成的；从图 3 中还可以看到，重污染区域分成了左右两个部分，这与实际状况相一致。在第 300 天时，电阻率成像比极化率成像更能准确反映实际铬污染区域，且前者成像的包络形状要优于后者。

2.2.2 双偶极装置

从图 4 可知，双偶极装置探测时，反演成像有效深度约为 0.5~9.6 m，对重污染区域横向方位的反映具有一定优势，且对污染区域形状也有较好的反映；与温纳装置相比，双偶极装置的探测深度更大，但其反演成像中不同迁移时间污染区域的包络效果要相差很多，且由重污染区域扩散而形成的较低浓度的污染区域的反映存在一定失真，具体表现为污染区域沿纵向方向拉伸，甚至超出了成像界面。综上分析，双偶极装置对地表浅层污染区域的探测反演成像具有污染场源放大拉伸的作用，因此适用于探测浅层形态复杂、区域较小的污染场；若对多个重污染区域进行探测，反演成像中的拉伸放大效果会使探测人员产生错觉，导致无法准确判断重污染区域的分布数量。

2.2.3 三极装置

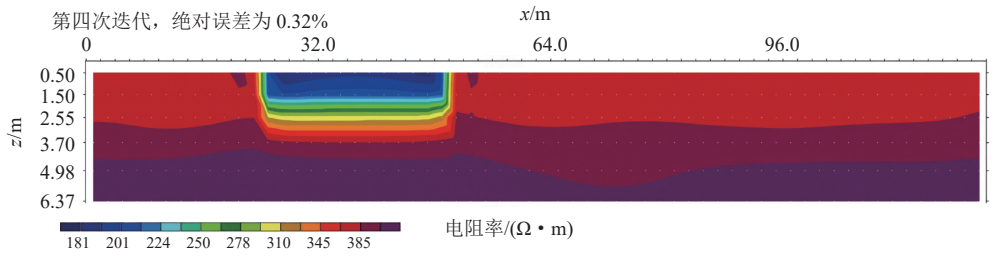
从图 5 可知，采用三极装置进行探测时，反演成像有效深度约为 0.5~13.5 m，具有最大的探测深度；由不同迁移时间污染区域在整个背景地质体中的反映程度而言，三极装置电阻率和极化率反演成像可以清晰直观地观测到污染区域全貌，与图 2 相比，电阻率反演成像更能较为准确地反映不同迁移时间铬重金属土壤实际污染区域。可见，三极装置不仅探测深度最大，且对浅层探测也同样具有较高的探测精度，即在浅层探测时具有上述几种装置的最佳探测效果。

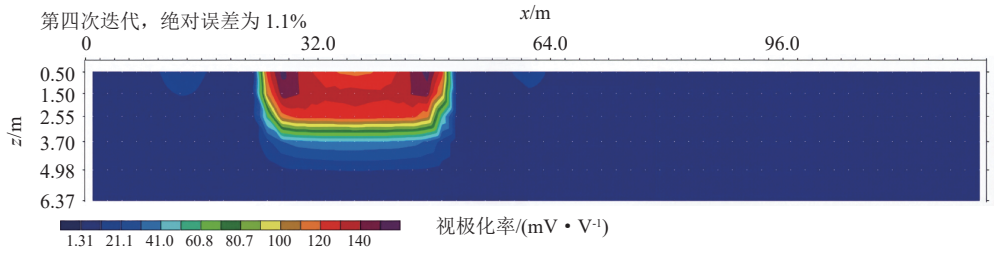
2.3 噪声环境下反演成像结果对比分析

以第 200 天的铬污染场模型为例，加入均值为 7 mV 的扰动电压，经相关性分析及坏点剔除后，得到不同探测装置视电阻率和视极化率反演成像，如图 6 所示。双偶极装置的重污染区域中心与边缘扩散层的变化不显著，但温纳装置和三极装置的重污染区域成像均在扰动电压干扰下受到了不同程度的拉伸。此时温纳装置监测下视电阻率误差为 1.77%，视极化率误差为 1.5%；双偶极装置视电阻率误差为 3.40%，视极化率误差为 1.69%；三极装置视电阻率误差为 3.80%，视极化率误差为 3.10%。可见，在干扰电压作用下，3 种装置的抗噪性能为：温纳装置>双偶极装置>三极装置；且视极化率受到的影响总小于视电阻率，原因在于视极化率是二次电位差与总场电位差的比值，当小幅的扰动电压加入后，其比值相对变化不大。

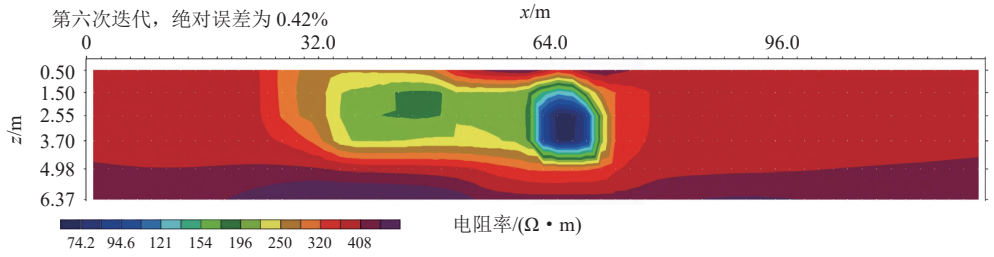
3 结论

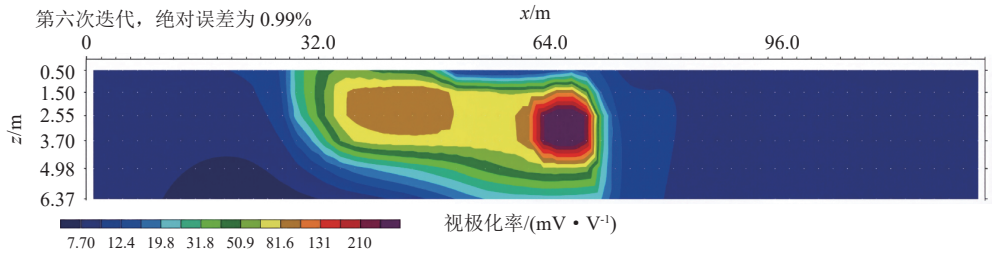
1）建立静储量铬污染源初始模型，分析得到开始时因粉质黏土透水性差，对流弥散作用弱，污染区域沿横向迁移不明显，随着时间推移，受细砂的高渗透系数及含水层的影响，污染区域开始沿横向迁移，



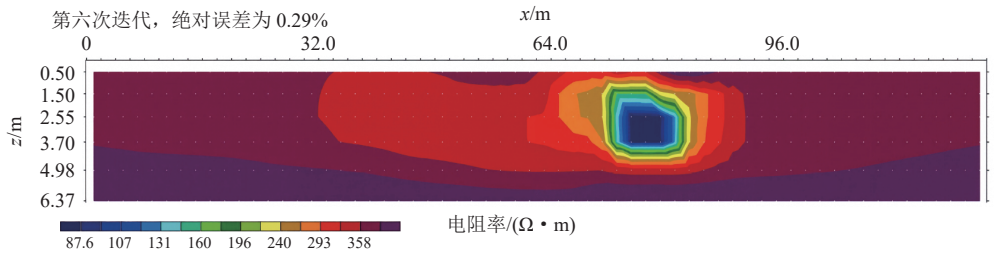


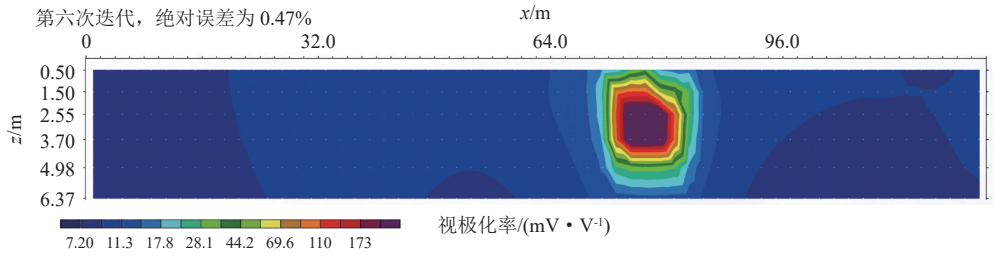
(a) 第 10 天时





(b) 第 200 天时

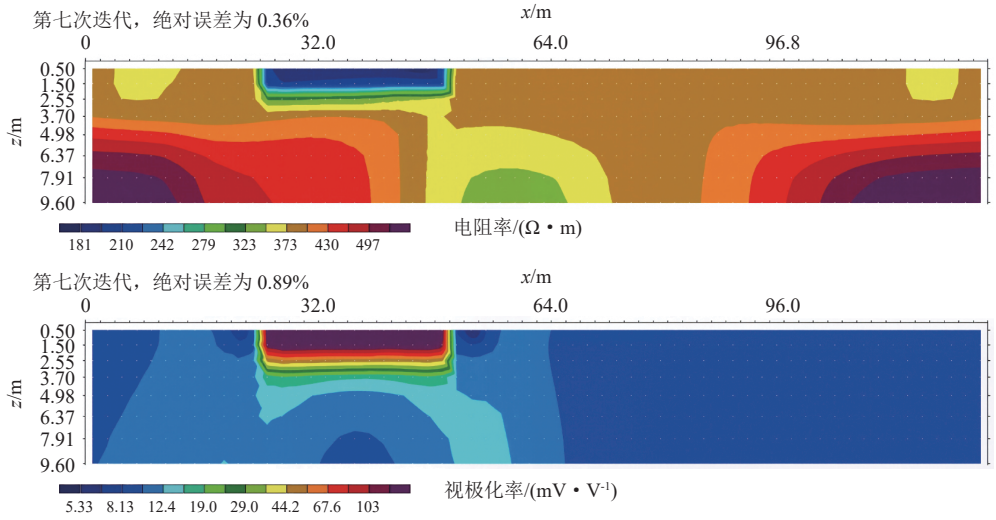




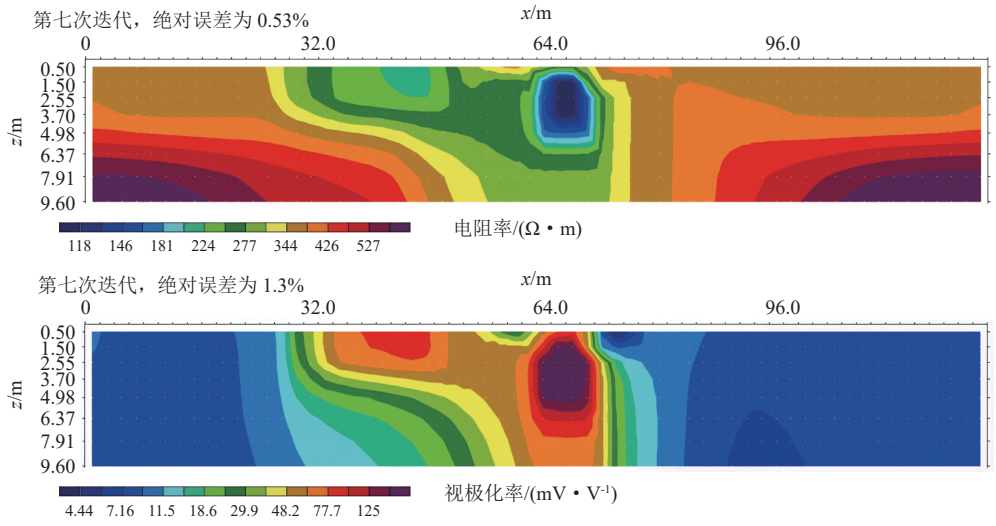
(c) 第 300 天时

图 3　温纳装置电阻率与极化率反演成像

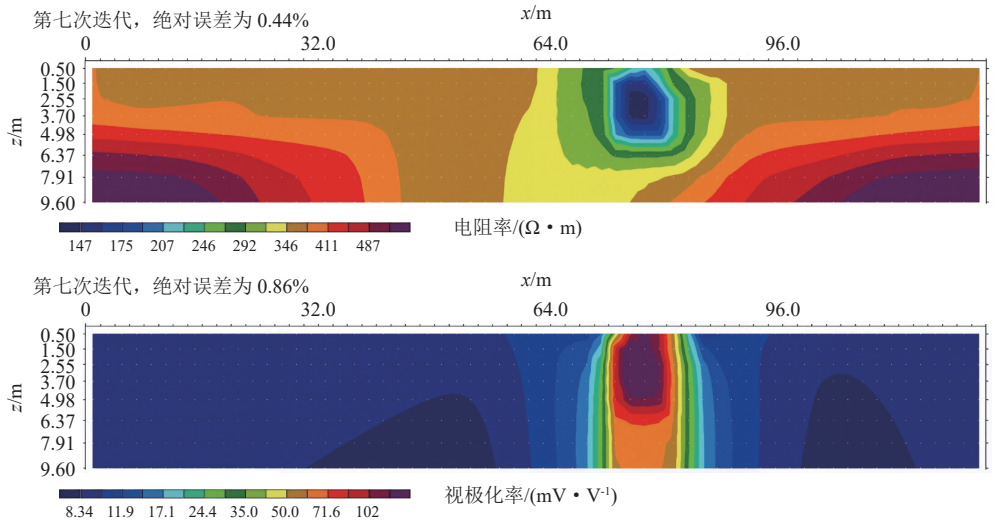
Fig. 3　Inverse imaging of resistivity and polarizability for Wenner device



(a) 第 10 天时



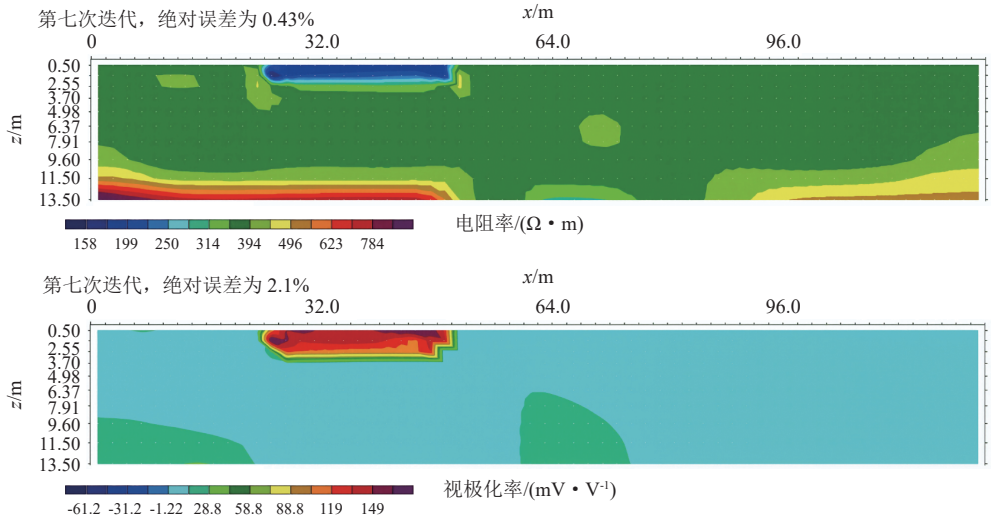
(b) 第 200 天时



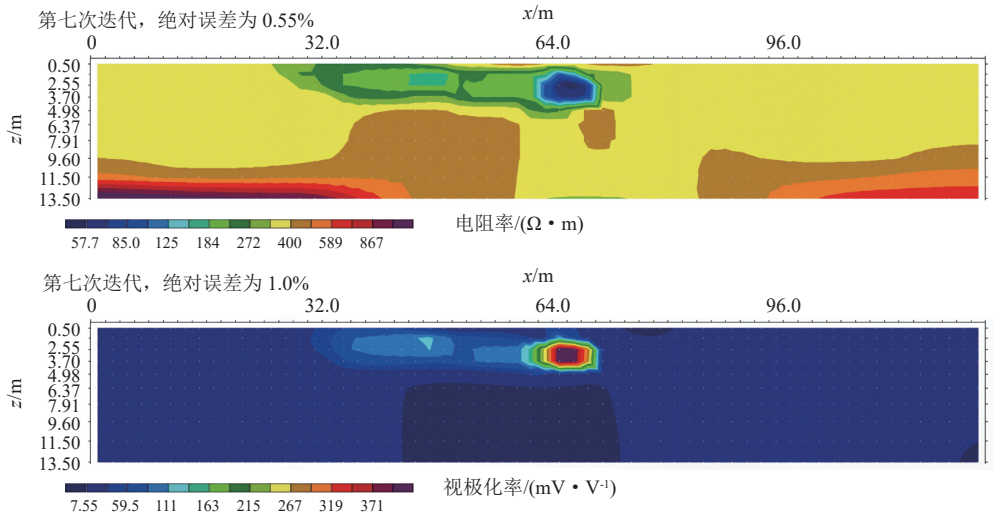
(c) 第 300 天时

图 4　双偶极装置电阻率与极化率反演成像

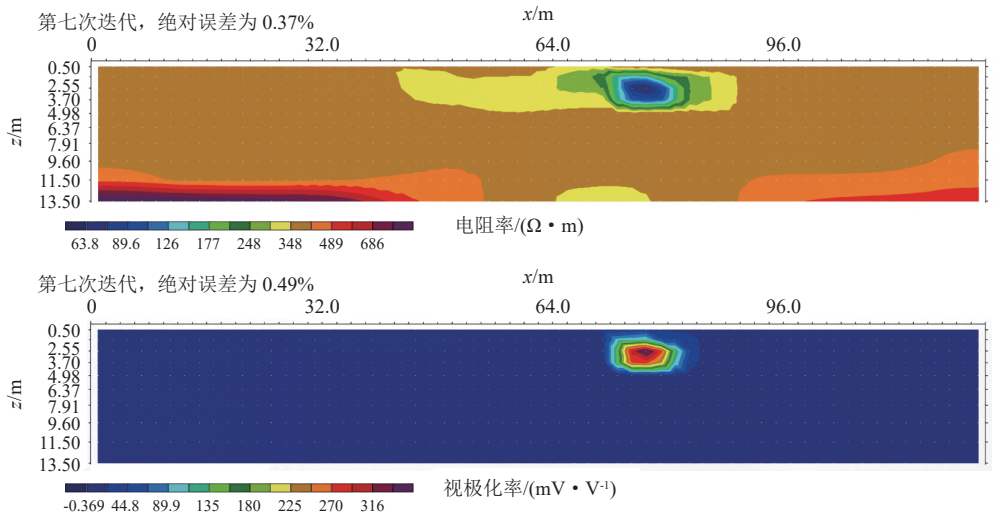
Fig. 4　Inverse imaging of resistivity and polarizability for dipole-dipole device



(a) 第 10 天时



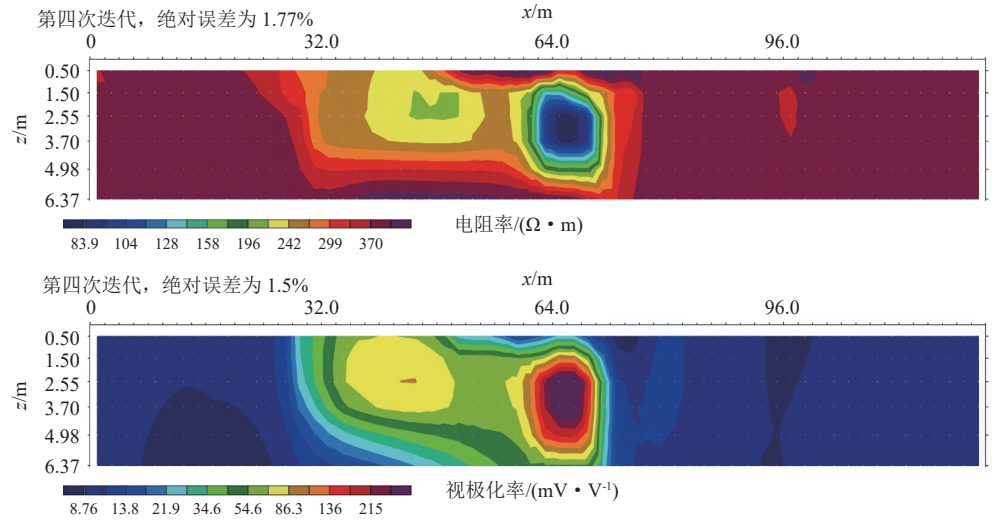
(b) 第 200 天时



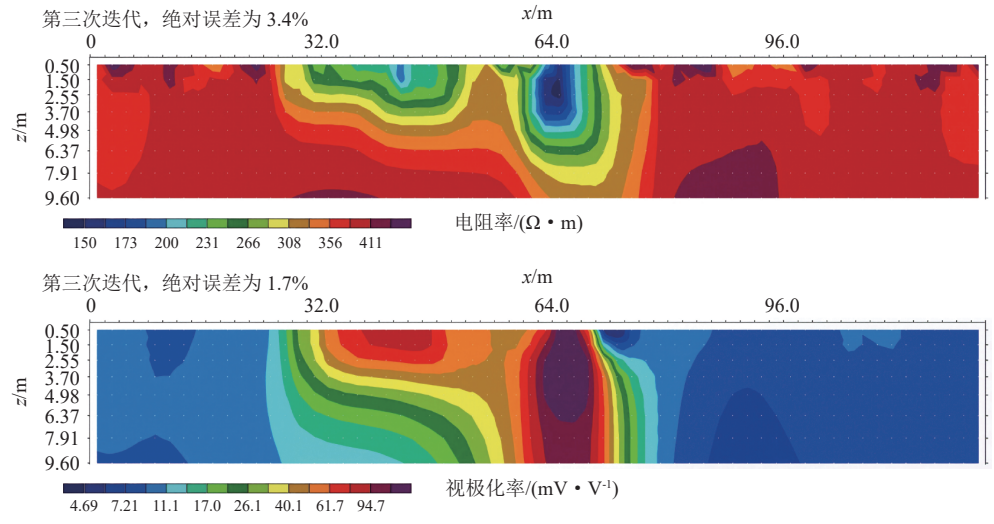
(c) 第 300 天时

图 5　三极装置电阻率与极化率反演成像

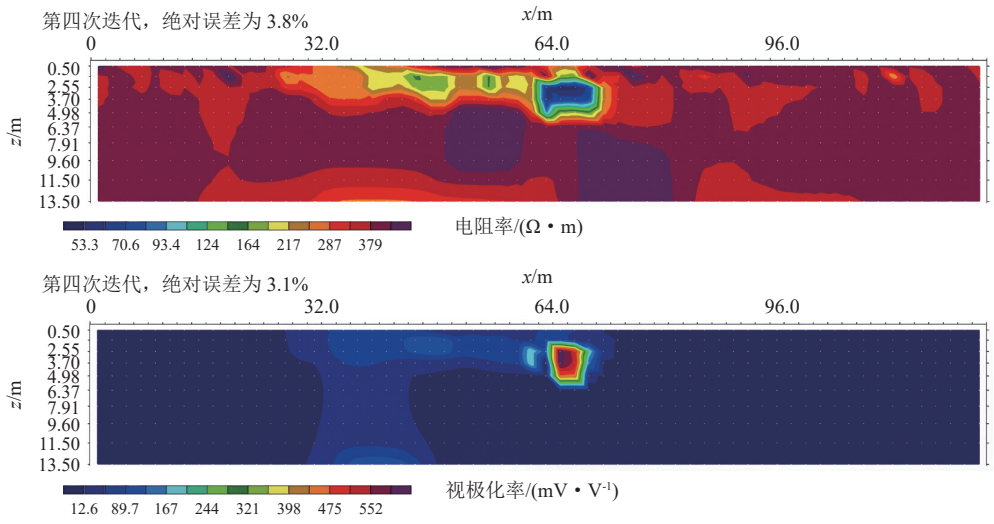
Fig. 5　Inverse imaging of resistivity and polarizability for pole-dipole device



(a) 温纳装置



(b) 双偶极装置



(c) 三极装置

图 6　扰动电压环境下各装置反演成像断面

Fig. 6　Inversion section of each device in the disturbance voltage environment

重污染区域有再次向地面逼近的趋势, 且重金属污染区域面积快速增大。

2)以不同迁移时间所形成的铬污染场模型为研究对象, 通过联合反演成像, 得到各探测装置探测深度依次为: 三极装置>双偶极装置>温纳装置。温纳装置探测电阻率成像要优于极化率成像; 双偶极装置适用于探测浅层形态复杂、区域较小的污染场; 三极装置在浅层探测时具有其他几种装置的最佳探测效果。

3)以第 200 天所形成的铬污染场模型为研究对象, 加入均值为 7 mV 的扰动电压, 通过联合反演成像, 得到各探测装置的抗噪性能依次为: 温纳装置>双偶极装置>三极装置; 且视极化率受到的影响总小于视电阻率。

参考文献(References):

[1] Zayed A M, Terry N. Chromium in the environment: Factors affecting biological remediation[J]. Plant and Soil, 2003, 249(1): 139−156.

[2] Shanker A K, Cervantes C, Loza-Tavera H, et al. Chromium toxicity in plants[J]. Environment International, 2005, 31(5): 739−753.

[3] Ramos E, Bux R K, Medina D I, et al. Spatial and multivariate statistical analyses of human health risk associated with the consumption of heavy metals in groundwater of Monterrey metropolitan area, Mexico[J]. Water, 2023, 15(6): 1243.

[4] 赵东杰, 王学求. 滇黔桂岩溶区河漫滩土壤重金属含量、来源及潜在生态风险 [J]. 中国环境科学, 2020, 40(4): 1609−1619.
Zhao D J, Wang X Q. Distribution, sources and potential ecological risk of heavy metals in the floodplain soils of the karst area of Yunnan, Guizhou, Guangxi[J]. China Environmental Science, 2020, 40(4): 1609−1619.

[5] 闫楠, 贾滨洋, 江河. 《“十三五”生态环境保护规划》内涵分析 [J]. 环境保护, 2017, 45(9): 48−51.
Yan N, Jia B Y, Jiang H. Analysis on the 13th five-year environmental protection plan[J]. Environmental Protection, 2017, 45(9): 48−51.

[6] Yoon G, Oh M, Park J. Laboratory study of landfill leachate effect on resistivity in unsaturated soil using cone penetrometer[J]. Environmental Geology, 2002, 43(1−2): 18−28.

[7] Delaney A J, Peapples P R, Arcone S A. Electrical resistivity of frozen and petroleum-contaminated fine-grained soil[J]. Cold Regions Science and Technology, 2001, 32(2−3): 107−119.

[8] Sainato C M, Losinno B N, Malleville H J. Assessment of contamination by intensive cattle activity through electrical resistivity tomography[J]. Journal of Applied Geophysics, 2012, 76: 82−91.

[9] Song S Y, Lee S, Lee H, et al. Integrated geochemical and geophysical monitoring for the assessment of natural pollutant mitigation in heavy metal-contaminated areas of South Korea, Deagu[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2024, 31(33): 45650−45666.

[10] 吴阿娜, 刘丹青, 汤琳. 基于感应电磁法和高密度电阻率法探测的区域土壤物性参数与重金属含量之间的相关性 [J]. 中国环境监测, 2024, 40(6): 204−213.
Wu A N, Liu D Q, Tang L. Study on the correlation between regional soil physical parameters and heavy metal content detected by induction electromagnetic method and high-density resistivity method[J]. Environmental Monitoring in China, 2024, 40(6): 204−213.

[11] 陈小双, 徐兴倩, 赵熹, 等. 镉污染红黏土电阻率特性及其评价模型研究 [J]. 中国农业科技导报: 中英文, 2024, 26(4): 164−173.
Chen X S, Xu X Q, Zhao X, et al. Study on resistivity characteristics and evaluation model of cadmium contaminated laterite[J]. Journal of Agricultural Science and Technology, 2024, 26(4): 164−173.

[12] 鲁宁琦, 卢思同, 黄俊革, 等. 重金属污染土壤的激发极化性质研究 [J]. 工程地球物理学报, 2022, 19(1): 95−105.
Lu N Q, Lu S T, Huang J G, et al. Study on induced polarization properties of heavy metal contaminated soil[J]. Chinese Journal of Engineering Geophysics, 2022, 19(1): 95−105.

[13] 曲彦丞, 刘笑笑, 郭朋, 等. 探地雷达和高密度电法在固废填埋场治理中的应用 [J]. 工程地球物理学报, 2024, 21(1): 35−43.
Qu Y C, Liu X X, Guo P, et al. Application of ground-penetrating radar and high-density electrical method in solid waste landfill management[J]. Chinese Journal of Engineering Geophysics, 2024, 21(1): 35−43.

[14] Benson A K. Applications of ground penetrating radar in assessing some geological hazards: Examples of groundwater contamination, faults, cavities[J]. Journal of Applied Geophysics, 1995, 33(1-3): 177−193.

[15] 焦芳芳, 马振民, 侯玉松. 焦作地区浅层地下水铬(Ⅵ)污染机理及迁移预测 [J]. 煤田地质与勘探, 2014, 42(6): 82−86, 96.
Jiao F F, Ma Z M, Hou Y S. Pollution mechanism and migration prediction of Cr(Ⅵ) in shallow groundwater in Jiaozuo area[J]. Coal Geology & Exploration, 2014, 42(6): 82−86, 96.

[16] De Melo L B B, Silva B M, Peixoto D S, et al. Effect of compaction on the relationship between electrical resistivity and soil water content in Oxisol[J]. Soil and Tillage Research, 2021, 208: 104876.

[17] 王英梅, 焦雯泽, 刘生浩, 等. 含天然气水合物沉积物的电阻率特性及阿尔奇公式的应用进展 [J]. 物探与化探, 2023, 47(3): 782−793.
Wang Y M, Jiao W Z, Liu S H, et al. Resistivity characteristics of natural gas hydrate-bearing sediments and the application progress of the Archie equation[J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2023, 47(3): 782−793.

[18] 孙亚坤, 能昌信, 刘玉强, 等. 铬污染土壤电阻率特性及其影响因素研究 [J]. 环境科学学报, 2011, 31(9): 1992−1998.
Sun Y K, Neng C X, Liu Y Q, et al. Investigation on the electrical resistivity of chromium contaminated soil[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(9): 1992−1998.

[19] Gallardo L A, Meju M A. Characterization of heterogeneous near-surface materials by joint 2D inversion of dc resistivity and seismic data[J]. Geophysical Research Letters, 2003, 30(13): 1658.

[20] 李兆祥, 谭捍东, 付少帅, 等. 基于交叉梯度约束的时间域激发极化法二维同步反演 [J]. 地球物理学报, 2015, 58(12): 4718−4726.

Li Z X, Tan H D, Fu S S, et al. Two-dimensional synchronous inversion of TDIP with cross-gradient constraint[J]. Chinese Journal of Geophysics, 2015, 58(12): 4718−4726.

[21] 吴萍萍, 谭捍东, 陶涛, 等. 基于交叉梯度约束的电阻率法和背景噪声法三维联合反演研究 [J]. 地球物理学报, 2020, 63(10): 3912−3930.
Wu P P, Tan H D, Tao T, et al. Three-dimensional joint inversion of the resistivity method and ambient noise method with cross-gradient constraints[J]. Chinese Journal of Geophysics, 2020, 63(10): 3912−3930.

[22] 刘成功, 金胜, 魏文博, 等. 高密度电阻率法比值参数基于阻尼最小二乘反演 [J]. 物探与化探, 2019, 43(2): 351−358.
Liu C G, Jin S, Wei W B, et al. The least squares inversion of high-density resistivity method ratio parameter based on smooth constraint[J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2019, 43(2): 351−358.

Migration characteristics of the chromium contamination field and data inversion results of different detection arrays

WEI Kai-Yao [1], LIU Zhi-Min [1], LI De-Zheng [2], WANG Dong-Min [3], MA Qiang [1], ZHI Chuan-Suo [1]

(1. *School of Mechanical and Equipment Engineering, Hebei University of Engineering, Handan* 056038, *China*; 2. *China Mining Products Safety Approval and Certification Center, Beijing* 100013, *China*; 3. *Jinan Ruima Electric Co., Ltd., Jinan* 250022, *China*)

Abstract: To ascertain the contamination range and degree caused by the migration of the chromium contamination field, this study constructed a net reserve-based model for chromium contamination sources in water-rich soils of a permeable layer with high permeability coefficients. Based on the COMSOL software, the migration patterns of the heavy metal contaminant—chromium over time were numerically simulated. Targeting the migration model of the chromium contamination field in different periods, the Wenner, dipole-dipole, and pole-dipole arrays were used for detection, respectively. Through multi-constraint joint inversion of resistivity and polarizability, this study comparatively analyzed the resistivity and polarization imaging effects of different detection arrays. The inversion results show that under noise-free voltage conditions, the detection depths of these detection arrays decreased in the order of pole-dipole, dipole-dipole, and Wenner arrays. The Wenner array yielded better resistivity imaging effects relative to polarization imaging. The dipole-dipole array is suitable for detecting the shallow, small-scale contamination field featuring a complex morphology. The pole-dipole array outperformed others in shallow detection. With a mean disturbance voltage of 7 mV applied, the anti-noise performance of the detection arrays showed descending order of Wenner, dipole-dipole, and pole-dipole arrays, with the apparent polarizability consistently affected less than the apparent resistivity.

Key words: chromium contamination field; migration characteristics; detection array; inversion results

(本文编辑: 王萌)