刘 恒,刘汉乐,曹文翰.基于 ERT 与图像法的 DNAPL 入渗和修复过程监测 [J]. 中国环境科学, 2025,45(7):3944-3953.
Liu H, Liu H L, Cao W H. A comparative investigation of the monitoring effects of DNAPL infiltration and remediation processes based on ERT and image method [J]. China Environmental Science, 2025,45(7):3944-3953.

基于 ERT 与图像法的 DNAPL 入渗和修复过程监测

刘 恒,刘汉乐*,曹文翰 (桂林理工大学,广西环境污染控制理论与技术重点实验室,流域保护与绿色发展广西高校工程研究中心,桂林 541006)

摘要：以室内二维砂箱 DNAPL 修复实验为基础,通过图像法和电阻率成像法对 DNAPL 的变化进行监测,评估电阻率成像法监测的有效性和可行性.结果表明:在DNAPL入渗实验中,电阻率成像法和图像法均能反应出DNAPL入渗以垂向入渗为主,主要受重力影响.对两种方法所获得的饱和度进行空间矩分析,发现两种方法的水平质心趋势差距较大,垂向质心位置变化趋势基本一致.在 DNAPL 的修复实验中,随着 SDS 溶液的注入,DNAPL 污染物中心的相对电阻率值从 25 Ω · m 降至-10 Ω · m,饱和度从 0.42 降至 0.15.选取砂箱特定位置进行相关性分析,电阻率与饱和度的相关性分别为 0.72、0.84 和 0.92,相关性系数均大于 0.6,说明两种监测手段对修复过程的解释具有一致性.通过 2 种方法对 DNAPL 入渗和修复过程的监测效果比较,在入渗过程中,图像法的监测效果更好,图像法可以提供高精度的入渗图像,特别是对 DNAPL 的动态变化有着细致的捕捉能力;在修复过程中,电阻率成像法的效果更好,电阻率成像法可以电阻率成像能够穿透介质,实现对表面活性剂在不同层位和空间中的扩散情况监测,获取宏观分布趋势.

关键词：DNAPL 入渗；DNAPL 修复；图像法；电阻率成像法
中图分类号：X523 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)07-3944-10

A comparative investigation of the monitoring effects of DNAPL infiltration and remediation processes based on ERT and image method. LIU Heng, LIU Han-le*, CAO Wen-han (Engineering Research Center of Watershed Protection and Green Development, Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology, Guilin University of Technology, Guilin 541006, China). *China Environmental Science*, 2025,45(7)：3944~3953

Abstract：Based on the indoor two-dimensional sandbox DNAPL remediation experiment, the changes of DNAPL were monitored by the imaging method and the resistivity imaging method to evaluate the effectiveness and feasibility of the resistivity imaging method for monitoring. The results showed that: In the DNAPL infiltration experiment, both the resistivity imaging method and the imaging method could reflect that the DNAPL infiltration was mainly vertical and was mainly affected by gravity. Through the spatial moment analysis of the saturations obtained by the two methods, it was found that the trends of the horizontal centroids of the two methods were quite different, while the trends of the changes in the vertical centroid positions were basically the same. In the DNAPL remediation experiment, with the injection of the SDS solution, the relative resistivity value at the center of the DNAPL pollutant decreased from 25 Ω·m to - 10 Ω·m, and the saturation decreased from 0.42 to 0.15. When the correlation analysis was carried out at specific positions in the sandbox, the correlations between resistivity and saturation were 0.72, 0.84, and 0.92 respectively, and the correlation coefficients were all greater than 0.6, indicating that the two monitoring methods had consistency in interpreting the remediation process. By comparing the monitoring effects of the two methods on the DNAPL infiltration and remediation processes, it was found that during the infiltration process, the imaging method had a better monitoring effect. The imaging method could provide high - precision infiltration images and had a meticulous ability to capture the dynamic changes of DNAPL. During the remediation process, the resistivity imaging method had a better effect. The resistivity imaging could penetrate the medium to monitor the diffusion of the surfactant in different layers and spaces and obtain the macroscopic distribution trend.

Key words：DNAPL infiltration；DNAPL remediation；image method；electrical resistivity tomography

随着石油在现代社会中被广泛使用,石油污染而大量排放的重非水相液(non-aqueous phase liquid, DNAPL)问题也日益严峻[1].由于 DNAPL 其密度大于水、溶解度低、穿透能力强,进入土壤和地下水后易发生迁移扩散,形成长期污染源[2].特别是地下水中的 DNAPL 污染,由于其高隐蔽性和扩散性,往往

收稿日期：2024-11-12
基金项目：国家自然科学基金资助项目(42277192);第三期广西高等学校千名中青年骨干教师培育计划项目
* 责任作者, 教授, liuhanle@glut.edu.cn

不易被发现和修复,成为污染治理的重大难题[3].尽管现有监测方法有助于获取污染物的分布信息,但在监测方面仍存在显著不足.复杂多相介质的异质性、界面效应以及污染物的动态迁移特性,使得监测结果难以精确反映污染物的真实分布.从而限制了对污染物迁移行为的全面了解和修复效果的精确评估[4].

为了探究 DNAPL 在土壤中的迁移规律,国内外学者开展了大量的实验.其中利用数字图像技术获取 DNAPL 的分布、迁移信息被广泛应用[5-6].图像法通过获取高精度图像,精确捕捉污染物的微小变化,尤其适用于小尺度和局部区域的监测,从而有效监测污染物的迁移与修复过程[7].在机理研究中,图像法有助于揭示污染物在多孔介质中的迁移规律及修复剂的扩散过程,支持理论模型验证[8].众多学者采用图像法在 DNAPL 相关研究中取得丰富成果,但该方法也存在明显局限性.在研究 DNAPL 分布及浓度关系方面,Wu 等[9]通过数字图像获取二维砂箱中 DNAPL 的分布面积,并检测流出液 DNAPL 浓度,结果表明二者呈显著线性正相关,为 DNAPL 迁移过程中的浓度与分布关系提供了数据支撑.在 DNAPL 饱和度分布研究上,Engelmann 等[10]扩展图像处理和分析框架,从反射性光学成像数据中得出 DNAPL 饱和度分布,且 DNAPL 体积平衡偏差小于 5.07%,验证了该方法在饱和度研究中的可靠性.肖鹏等[11]利用图像法获取多孔介质中 DNAPL 污染物的变化图像,并与 Petrasim 程序模拟结果相互验证,横向扩散、垂向扩散与污染面积模拟值与实验值差异性的拟合决定系数 R^2 分别达到 0.8827、0.9919、0.9832,表明模拟与实验结果契合度高,进一步证实了图像法在研究 DNAPL 迁移规律中的有效性.但图像法也存在技术复杂性和技术局限性等缺点.例如,图像法只适用于室内实验,无法获取三维尺度下土壤污染物的入渗情况[12].

在过去 10 多年的试验研究中,电阻率成像法(ERT)已经成为地下水监测领域的可靠方法之一.电阻率法在机理研究和场地应用中具有重要意义.在机理研究中,电阻率法通过监测地下介质的电导性变化,能够揭示污染物在多孔介质中的迁移、扩散规律及修复剂的作用机制[13].在场地应用方面,电阻率法作为一种非侵入性、自动监测技术,能够广泛应用于复杂场地的污染监测[14].特别是在大范围、深层污染源的监测中,电阻率法能够提供动态的污染分布信息,支持现场污染治理策略的优化,具有较强的实用性和适应性.随着反演算法的进步,ERT 技术在有机污染物修复方面展现出巨大的潜力[15].4D 时延 ERT 已用于监测水污染物羽流[16]、高锰酸盐注入原位化学氧化[17]、生物修复[18-19]和零价铁氧化[20]等过程.再利用反演算法监测 DNAPL 方面,Kang 等[21]构建联合反演框架,将电阻率数据与钻孔数据有机整合,成功获取了 DNAPL 污染源区的高分辨率图像,为精准定位污染源提供了有效手段,使研究人员能够更清晰地认识污染源的空间特征.Christopher 等[22]则提出一种新型水平钻孔配置,并将其与四维反演算法相结合,用于探究 DNAPL 修复过程中的时空演变规律.研究结果显示,这种新的钻孔监测与四维反演结合的方式,显著提升了对 DNAPL 变化的延时监测能力,有助于动态掌握修复进程中的污染物迁移情况.Guo 等[23]提出将多相流模型与 ERT 正演模型耦合的迭代联合反演框架,该框架主要用于估计非均质渗透率分布以及刻画 DNAPL 污染源区.在迭代过程中,DNAPL 污染源区的反演精度逐步提升,充分证明了此框架能够有效利用渗透率和 DNAPL 分布的互补信息,为更准确地分析复杂地质条件下的 DNAPL 问题提供了有力工具.这些研究从不同角度为 DNAPL 的监测、分析与治理提供了新思路和新方法,推动了该领域研究的深入发展.

ERT 技术在监测 DNAPL 方面取得了显著进展,但仍存在以下不足:ERT 的空间分辨率受电极布置和采集精度影响,难以精确刻画小尺度或复杂场地中污染物的局部分布,尤其在精细监测中表现不足[24];反演结果高度依赖初始模型及参数设置,且面临非线性问题,增加了解释的不确定性[25].因此通过将图像法作为基准与 ERT 结果对比,可以验证 ERT 监测结果的可靠性,弥补 ERT 分辨率和定量化能力的不足.为其在实际场地监测中的优化提供依据.本文通过设置一维实验,获得适用于 Archie 公式的关键参数 β,为二维砂箱实验中的电阻率数据处理和饱和度计算提供依据;二维实验则用于模拟 DNAPL 在大尺度条件下的入渗分布与修复行为,结合图像法高精度数据验证电阻率法的可靠性与适用性.旨在为野外条件下精准监测 DNAPL 污染迁移和分布提供参考.

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验装置包括注射器、融动泵、试验载物台、有机玻璃槽(40cm×5cm×80cm)、灯箱 1 台、三脚架一副、数码相机(佳能 EOS450D) 1 台和高密度电阻率仪 1 台(南京九州勘探技术有限公司).

选用三氯乙烯(TCE)作为 DNAPL 污染物的典型代表.TCE 是一种无色且流动性强的有机液体.采用十二烷基硫酸钠溶液(SDS)作为冲洗修复 DNAPL 污染物实验中的修复溶液,SDS 是阴离子表面活性剂中的一种,其常温固体为淡白色粉末状,具有良好的水溶性.

探讨图像法和电阻率法监测 DNAPL 入渗和修复过程的对比研究,单一介质的选择是一个可控的实验条件,能够排除复杂介质特性对结果的干扰.单一介质选择的创新性在于更有利于明确影响两种方法监测效果的因素,为后续在非均质或复杂介质中的研究奠定理论和方法基础.本实验选用粒径范围为 20~40 目的石英砂作为一维砂柱与二维砂箱实验过程中的主要背景介质,装置装填介质前对石英砂进行筛选以去除杂质,从而确保介质的均匀性.

1.2 一维实验装置

一维柱实验装置由聚四氟乙烯(PTFE)管制成,尺寸为内径 2.5cm,长 15cm,厚 0.3cm.为防止砂粒堵塞进排水口,在两端放置 0.074mm 孔径纱布.装置如图 1 所示,一侧设有 4 个测量电极,间隔 0.3cm,上下两端分别为排水口和进水口,底部进水口用于注入 DNAPL 污染物.

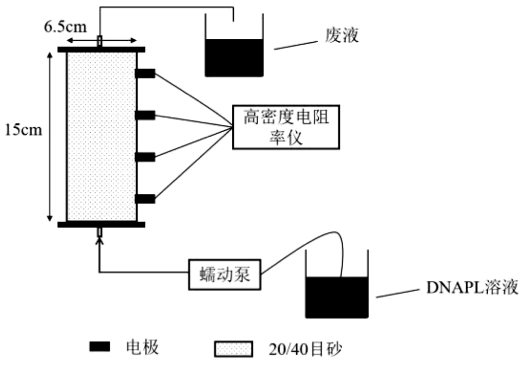


图 1 一维砂柱示意

Fig.1 Schematic diagram of the one-dimensional sand column

1.3 二维砂箱装置

二维砂箱装置模型如图 2 所示,尺寸为 80cm×40cm×5cm,由定制钢化玻璃制成.砂箱下侧设有 9 个进出水阀,通过软管连接蠕动泵,用于注入水和修复溶液;上侧有 2 个排水阀,用于排出修复后的 DNAPL 废液.DNAPL 污染物从顶面正中心距顶部 5cm 处注入,32 个高 4cm、直径 0.5cm 的不锈钢电极从砂箱两侧排布,电极间隔为 5cm.两侧阀门处放置孔径 0.074mm 的纱布防止砂砾堵塞,砂箱内填充 20/40 目石英砂作为多孔介质.

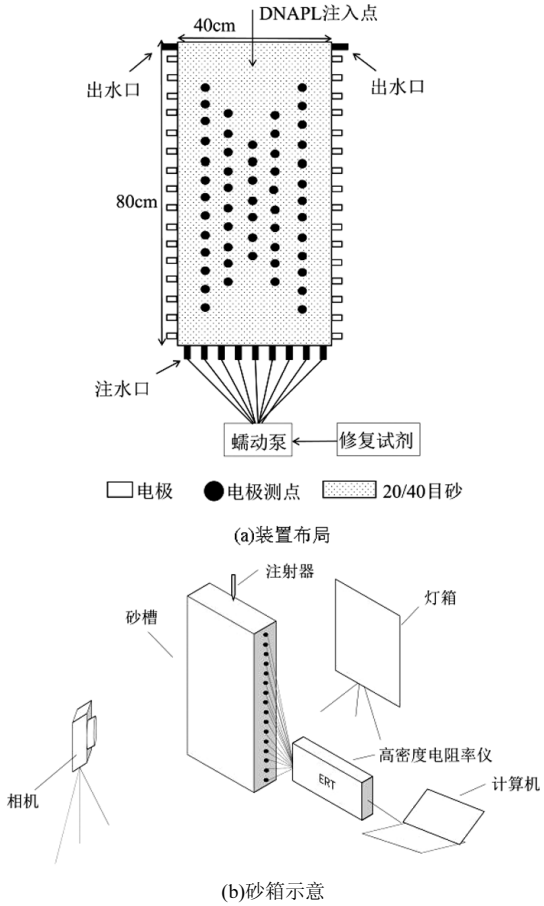


图 2 二维装置

Fig.2 Side view of the 2D installation

1.4 实验原理

1.4.1 电阻率数据处理与反演 电阻率成像技术通过介质电阻率(ρ)作为物理参量,结合四极法、电测深法和电剖面法,通过供电电极和测量电极计算电阻值,并利用电极组合设计、扫描和测量获取不同区域的视电阻率.测得数据经转换后导入计算机,四极法电阻率计算公式为:

$$\rho = K(\frac{\Delta U}{I}) \tag{1}$$

式中:ΔU 为电位差,V;I 为电流强度,A;ρ为电阻率,Ω·m;K 为电极装置系数.

电阻率的反演计算是一个非线性目标函数的求解过程,包括模型的正演计算和反演修正两个过程.目前,有许多反演修正方法,本实验采用周启友开发的 FemERT 系统进行反演计算[26-27].该系统能够较好地适用于 Pole—Pole 装置数据的测定特点,并得到了多方面应用[28].在本实验中,反演计算采用六面体单元剖分,共剖分 128 个单元,每次测试数据经过 6 次反演迭代.反演计算公式为:

$$\Delta\rho_j^i = \sum_{k=1}^{m_i}\Delta\rho_{kj}^i = \sum_{k=1}^{m_i}s_{kj}^i d_k^i \left(j=1,2,\cdots,s\right) \tag{2}$$

式中:Δd_k^i 为总修正量,$\Delta\rho_j^i$ 为第 i 个测定事件的第 k 个测定处的电位差;s_{kj}^i 为单元 j 在测定事件 i 的第 k 测定处的感度的逆;s 为剖分单元总数

1.4.2　饱和度计算公式　使用 Archie 公式计算一维砂柱内 DNAPL 的饱和度.Archie 公式表达了水饱和度与电阻率之间的反比关系.即当水的比例增加时,电阻率减小,反之则电阻率增大.这是因为水在多孔介质中的导电性较强,而空气或油的导电性较低,因此水的比例越高,整体的电导性也越强,电阻率越低.由于一维砂柱实验过程中只包含水、油两相,因此在计算时,默认 NAPL 相的饱和度 S_o 与水相的饱和度 S_w 之和为 1,饱和度计算公式为:

$$S_o=1-S_w \tag{3}$$

通过 Archie 公式可知水的饱和度 S_w 计算式为:

$$S_w=(\rho_0/\rho_t)^{1/\beta} \tag{4}$$

式中各参数:β 为介质特性相关的参数,如介质的颗粒大小、密实度等,无量纲;ρ_0 为介质完全饱水时的电阻率 Ω · m;ρ_t 为 t 时刻介质中同时含有水相与 NAPL 相时的电阻率 Ω · m.

实验过程中,通过ERT测量不同DNAPL饱和度砂土样品的电阻率值,并将所得电阻率数据与一维模型中相同粒径的砂土进行匹配.通过最小二乘法得到DNAPL饱和度和电阻率值之间映射关系,从而计算出 β 值.

1.4.3　图像法　图像法通过数码相机拍照获取图像的灰度和色彩饱和度数据.本实验使用苏丹染色剂对 DNAPL 染色,实时监测 DNAPL 入渗和修复过程中的色彩饱和度.色彩饱和度是 HSL 颜色模型的一个分量,代表颜色的纯度,其中色调(H)用 0~360°表示[29].色彩饱和度高表明该处 DNAPL 浓度高,实验中使用 MATLAB 软件读取色彩饱和度数据.

1.5　实验方法

装填:一维砂柱和二维砂箱实验分别使用 20/40 目石英砂进行湿法填充.一维砂柱装填 639g 石英砂,空隙体积为 182mL.

电阻率监测:一维砂柱模型(图 1)在砂柱一侧布置 4 个电极,间隔 0.3cm.二维砂箱模型(图 2)布置 32 个电极,电极通过 0.3mm 铜线连接至高密度电阻率仪(ERT21B),采用四极法监测砂柱和砂箱的电阻率.

DNAPL 污染物注入实验:选用 TCE 作为典型的 DNAPL 污染物,使用 0.2g/L 的苏丹Ⅲ染色.一维砂柱从底部注入 TCE,直至充满砂柱孔隙,当 TCE 从顶部排水阀流出时停止注入.二维砂箱通过注射泵从顶部注入点持续注入 TCE,注入时间为 70min,总注入 375mL,平均注入速度约为 5.4mL/min,入渗量随流速增加.实时监测电阻率和色彩饱和度,监测间隔为 10min,实验持续 70min.

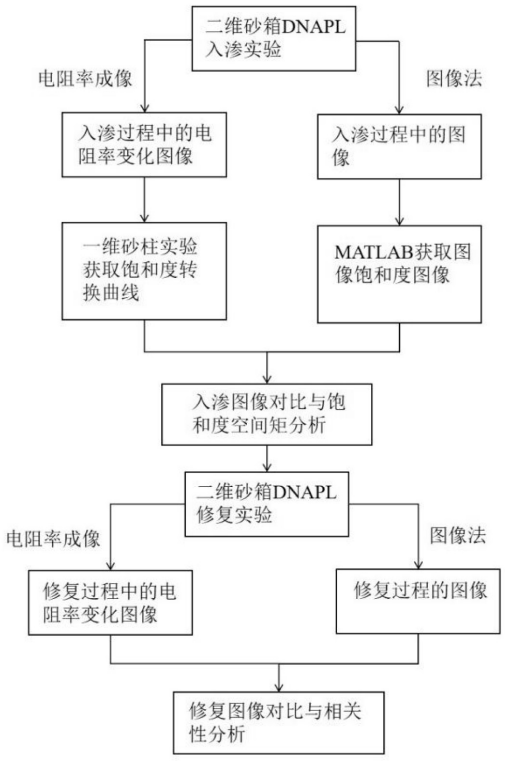


图 3　实验流程

Fig.3　Experimental procedure

DNAPL 冲洗修复实验:在二维砂箱完成 DNAPL 注入后,选用 2g/L 的表面活性剂进行修复实验.修复剂从砂箱底部进水口注入,从两侧排水口排出废液.通过数码相机和电阻率仪持续监测修复过程,总共注入 5L 修复剂,实验持续 60min.实验过程如图 3 所示.

2 结果与讨论

2.1 Archie 公式 β 确定

为了确定 Archie 公式有关介质特性参数 β,采用刘汉乐等[30]所用方法进行实验.公式中的 β 参数可由以下实验步骤来确定:在一维饱水砂柱中依次注入定量 20mL 的 DNAPL,并排出等量的水,因此可知砂柱内水饱和度变化(砂柱内只有水油两相).实时记录电阻率数据,直到 DNAPL 充满整个砂柱,得到水饱和度和电阻率数据如表 1 所示.

表 1 水饱和度和电阻率数据

Table 1 Water saturation and resistivity data

编号	水的饱和度 S_w	电阻率值 ρ_t(Ω·m)
1	0.894	390.43
2	0.787	402.79
3	0.68	411.36
4	0.573	429.08
5	0.466	495.35
6	0.359	728.57
7	0.25	1144.44
8	0.145	1841.87

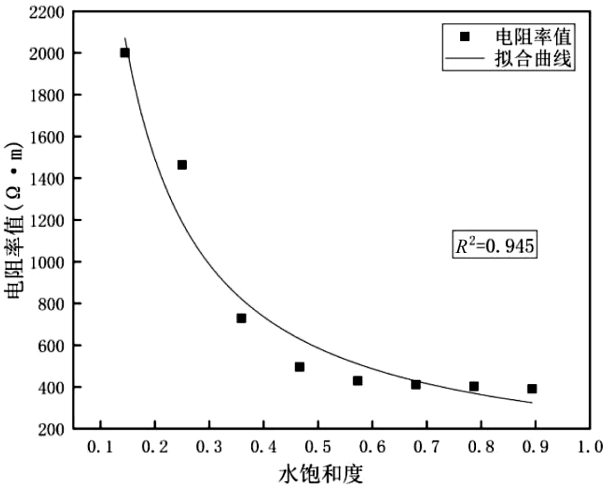


图 4 电阻率与水饱和度关系曲线

Fig.4 Resistivity vs. water saturation curve

根据水饱合度和电阻率数据,利用 Archie 公式进行拟合,拟合结果如图 4 所示.拟合决定系数 R^2 为 0.945,拟合结果较好,获得的 β 为 1.01.因此,假设 β 参数在整个砂箱中都是不变的(由于砂层装填均匀这一假设合理).

2.2 二维砂箱 DNAPL 入渗实验

图 5 中相对电阻率为实时测的电阻率减去实验开始所测的初始电阻率.由图 5 可知,从实验拍摄图片上可以直接观察到 DNAPL 入渗主要受重力影响.在 10~40min 中,DNAPL 入渗呈“指状”行为入渗,相对电阻率图像变化和饱和度图像变化趋势一致;在 40~50min 中,DNAPL 入渗速率最快,砂箱中部的饱和度和相对电阻率值均增加,饱和度从 0.32 增加到 0.45,相对电阻率值从 53 Ω · m 增加到 70 Ω · m.分析原因可能是由于湿法填砂时,砂土按压不充分形成优势通道,导致 DNAPL 顺着优势通道下渗.在 50~70min,DNAPL 迁移到砂箱底部,并在毛细管力的作用下发生横向迁移.由于 DNAPL 的横向迁移距离小,相对电阻率图像不能清晰反映 DNAPL 的横向迁移变化.随着 DNAPL 的入渗,砂箱中高饱和度区域随着 DNAPL 的入渗而向下迁移,相对电阻率图像也相应的显示出高阻异常.砂箱下部的饱和度值从 0.13 增加到 0.42,相对电阻率值从 4 Ω · m 增加到 24 Ω · m.综上可知,相对电阻率图像能够良好的反映 DNAPL 的入渗迁移过程.为了进一步验证电阻率监测 DNAPL 入渗迁移的有效性,基于 Archie 公式,将电阻率值转化为饱和度值,并进行空间矩分析.空间距可以定量描述 DNAPL 的空间运移行为,一阶矩表示污染体质心的位置[31].空间矩定量描述 DNAPL 在空间上的运移行为和变化特征,空间矩 M_{ij} 的定义为:

$$M_{ij}(t)=\int_{x_0}^{x_1}\int_{y_0}^{y_1}\varphi(x,y)S_o(x,y,t)x^i y^j \mathrm{d}x\mathrm{d}y \qquad (5)$$

式中:x_0、x_1、y_0、y_1 分别为 x 及 y 坐标的积分上/下限;φ为孔隙度;S_o 为 DNAPL 饱和度;i、j 分别为 x 及 y 方向的阶数,当 i=0,j=0 时,M_{00} 为零阶矩,表示污染物的总量.

一阶矩(x_c,y_c)表示污染羽质心的位置:

$$x_c=\frac{M_{10}}{M_{00}} \quad y_c=\frac{M_{01}}{M_{00}} \qquad (6)$$

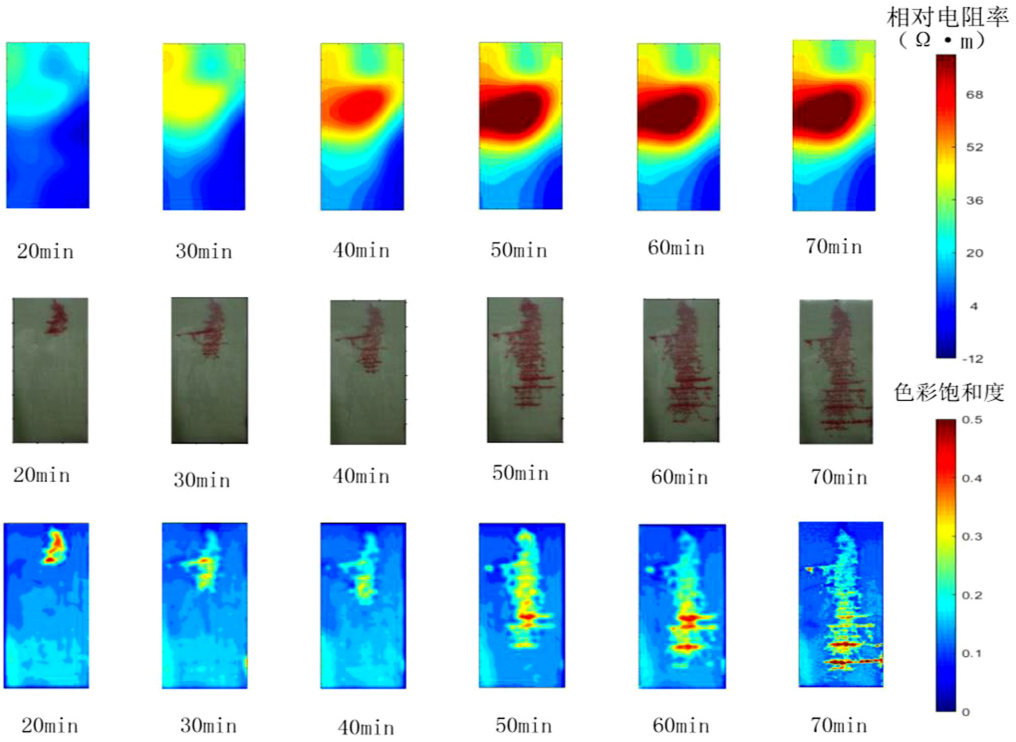


图 5　DNAPL 入渗过程相对电阻率和饱和度变化对比

Fig.5　Comparison of changes in relative resistivity and saturation during the DNAPL infiltration process

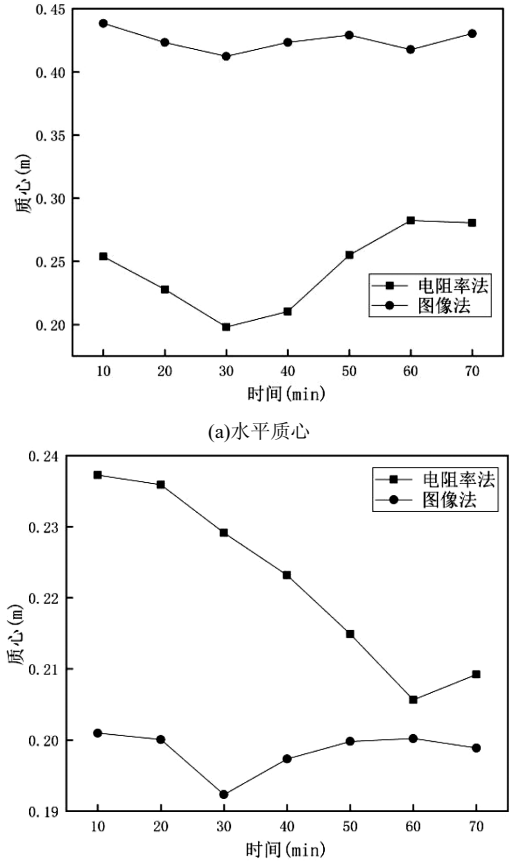


图 6　DNAPL 入渗质心变化

Fig.6　Changes in the centroid of DNAPL infiltration

从图 6(a)可见,两种方法监测下的水平质心位置变化较小,电阻率法下饱和度的水平质心右移了 3cm,图像法下的饱和度水平质心左移了 1cm,说明 DNAPL 污染物在水平方向上没有发生明显的迁移且分布较为均匀,所以质心的位置就会保持相对稳定.在 10~30min,两种方法下的水平质心变化一致,而 30~70min 后呈现相反的变化趋势.分析原因是由于 DNAPL 水平方向迁移不明显,所以造成两种方法监测上的差异.从图 6(b)可见,图像法获取的垂向质心位置要比电阻率法获取的质心位置偏下,是由于两种方法监测原理的不同.图像法通常具有较高的空间分辨率,但只能反映浅层的变化.电阻率成像法可以探测更深的地层,但其分辨率相对较低[32].10~70min 中,两种方法的水平质心变化不一致,垂向质心变化趋势趋于基本一致,说明两种方法都有效地捕捉到了垂直方向上饱和度的变化. 在 DNAPL 的入渗过程中可以发现,图像法可以更好的捕捉到 DNAPL 的入渗情况,而电阻率成像法只能获得大致趋势变化.

2.3　二维砂箱 DNAPL 修复实验

随着 SDS 溶液的注入,不断有废液从砂箱上方出水口流出.如图 7 所示,随着表面活性剂的注入,DNAPL 由聚集状变成较多的不连续离散状.饱和度

的降低可直接反映出 DNAPL 的减少,在 10~30min 中,饱和度降低较慢,砂箱中部 DNAPL 的饱和度从 0.42 降至 0.37,相同位置的相对电阻率值从 80 Ω · m 降至 52 Ω · m,这是由于表面活性剂刚注入,并未驱替出砂箱内的水.表面活性剂从下注入,可以明显的观察到砂箱底部的饱和度和电阻率值均呈减小的趋势;在 40~60min,随着表面活性剂的充分注入,较多的不连续离散状 DNAPL 由于表面活性剂的影响逐渐被溶解并从二维砂箱左右两侧排水孔逐渐被溶解排出,池状 DNAPL 源区逐渐被表面活性剂溶解转变成离散状 DNAPL 污染源区,整个砂箱的 DNAPL 污染范围逐渐减小并上移,砂箱各部的 DNAPL 饱和度和电阻率值明显降低.以污染物中心为例,DNAPL 的饱和度从 0.32 降至 0.15,相对电阻率值从 25 Ω · m 降至−10 Ω · m,高电阻率值范围随饱和度范围减小而逐渐减小.

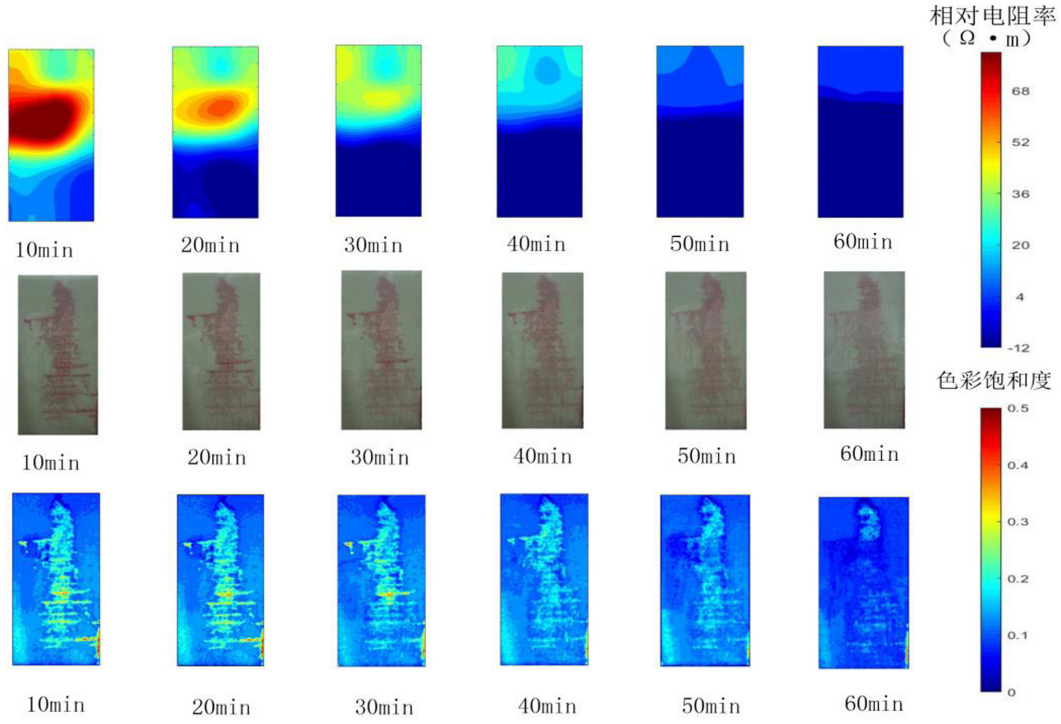


图 7 DNAPL 修复过程电阻率值和饱和度对比

Fig.7 Comparison of resistivity values and saturation during the DNAPL remediation process

综上说明,在 DNAPL 的修复实验中,通过对相对电阻率值图像与饱和度图像的对比分析,说明电阻率成像法能够实时监测并反映出 DNAPL 修复迁移的真实情况.在修复过程中, DNAPL 的分布会随着修复剂的作用逐渐减少,污染区域的面积也随之缩小.利用修复前后污染物的分布图,通过计算污染区域面积的变化,可以直观、量化地反映 DNAPL 的去除效果[9].此外,光学图像等方法通过高精度监测,能够准确识别污染区域边界,为面积变化的计算提供可靠依据[33].图像法尤其适用于实验室条件下小尺度中 DNAPL 修复的精细化研究,是评估修复效率的一种合理且有效的手段.如图 8 所示,修复前 DNAPL 的污染面积约为 1853cm^2,修复后 DNAPL 的污染面积约为 371cm^2,通过修复前后的面积变化可推算出修复效率约为 80%,说明在表面活性剂的驱替下修复 DNAPL 污染物是有效可行的.

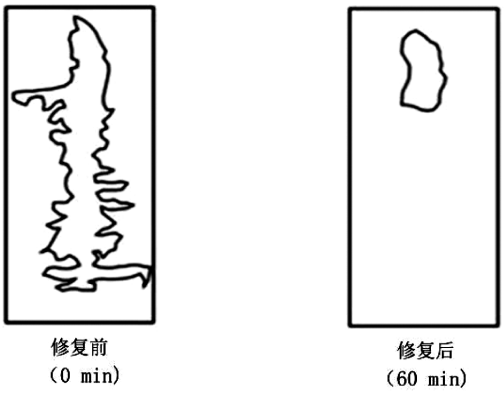


图 8 修复前后色彩饱和度面积变化

Fig.8 Color saturation area change before and after repair

为了进一步验证在修复过程中电阻率成像法的准确性,取砂箱不同位置的饱和度与电阻率值进行相关性分析.以有机玻璃箱左上角为原点,玻璃箱顶面为 x 轴,向右为正;左边界为 y 轴,向下为正建立坐标系.以 5,10,15,20,25cm 为横坐标、各砂土层中线处为纵坐标分别组合取点,共取 20 个拟合点,分布于模型各处,基本反映了整个模型的拟合效果.各取砂箱上、中、下部一点为例说明,见图 9.

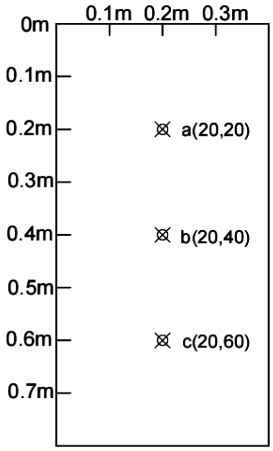


图 9　砂箱取点示意

Fig.9　Schematic diagram of sand box picking

图 10(a)、(b)和(c)分别是坐标为(20,20)、(20,40)、(20,60)点的 DNAPL 修复过程中电阻率值与饱和度的相关性分析.可以看出,在DNAPL修复过程中,a点的电阻率值减少了 135 Ω · m,饱和度值减少了 0.08.b 点的电阻率值减少了 221 Ω · m,饱和度值减少了 0.17.c 点的电阻率值减少了 119 Ω · m,饱和度减少了 0.21.随着修复试剂的注入,砂箱不同点的电阻率值和饱和度均呈现出下降趋势,这说明电阻率值和饱和度这两个指标都对 DNAPL 修复过程的变化敏感,并且能够提供一致的趋势信息.对不同点进行相关性分析,相关性系数分别为 0.72、0.84 和 0.92,相关性系数均大于 0.6,这说明电阻率值和色彩饱和度之间存在较强的线性关系,表明这两种测量方法在大部分情况下可以相互验证.在DNAPL修复的研究中,线性或近线性相关通常意味着两种监测手段对修复过程的解释具有一致性[34].这有助于减少对单一测量方法的依赖.

基于电阻率值变化做验证,可以进一步对 a 点和 b 点均出现的饱和度突然增高情况进行分析.a 点在实验开始 10min 时出现饱和度升高,而此时刚注入修复试剂,分析原因是由于实验开始时图像法拍摄的人为误差导致的饱和度突然升高.b 点在实验 40min 中时出现饱和度突然升高,分析原因是由于修复试剂的增溶增流作用使 DNAPL 发生了重分布,导致局部区域的饱和度暂时增高,而整体电阻率继续降低.因此可以发现在 DNAPL 修复过程中,电阻率成像法可以穿透介质,更好的反应DNAPL的修复情况,而图像法只能反应局部变化.

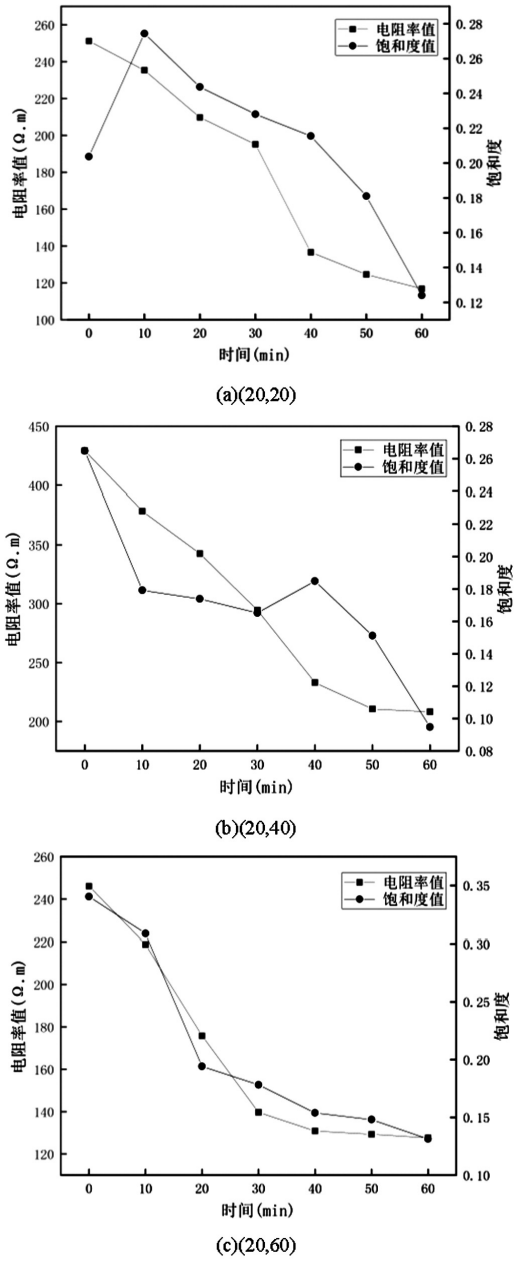


图 10　饱和度与电阻率值对比

Fig.10　Comparison between saturation and resistivity values

3 结论

3.1 在 DNAPL 入渗实验中,图像法和电阻率成像法均能良好的监测到污染物入渗的图像,均反应出 DNAPL 入渗以垂向入渗为主,主要受重力影响.对两种方法所获得的饱和度进行空间矩分析,发现两种方法的水平质心变化趋势不同,但垂向质心位置变化趋势基本一致,这说明两种方法均能有效的监测 DNAPL 的入渗过程.

3.2 在 DNAPL 的修复实验中,随着 SDS 溶液的注入,DNAPL 污染物中心的相对电阻率值从 25 Ω · m 降至−10 Ω · m,饱和度从 0.42 降至 0.15.选取砂箱特定位置进行相关性分析,电阻率与饱和度的相关性分别为 0.72、0.84 和 0.92,相关性系数均大于 0.6,说明两种监测手段对修复过程的解释具有一致性,进一步验证了电阻率成像法的有效性.

3.3 通过两种方法对 DNAPL 入渗和修复过程的监测效果比较,可以发现,在入渗过程中,图像法的监测效果更好,图像法可以提供高精度的入渗图像,特别是对 DNAPL 的动态变化有着细致的捕捉能力,而电阻率成像法精度较低;在修复过程中,电阻率成像法的效果更好,电阻率成像法可以电阻率成像能够穿透介质,实现对表面活性剂在不同层位和空间中的扩散情况监测,获取宏观分布趋势,而图像法只能获取局部变化.

参考文献:

[1] 田亦琦,陈 征,王文杰.国内外非水相液体污染场地调查评估及风险管控研究进展 [J]. 环境污染与防治, 2022,44(10):1386−1391.
Tian Y Q, Chen Z, Wang W J. Research progress on investigation and evaluation of non−aqueous liquid pollution sites and risk management and control at home and abroad [J]. Environmental Pollution and Prevention, 2022,44(10):1386−1391.

[2] 李佳斌.北京某染料厂污染地块土壤和地下水 6 种氯苯类化合物的分布特征及迁移转化分析 [J]. 环境工程学报, 2022,16(7):2296−2307.
Li J B. Distribution characteristics and migration and transformation analysis of six chlorobenzene compounds in soil and groundwater of a dye factory in Beijing [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022,16(7):2296−2307.

[3] Omirbekov S, Colombano S, Alamooti A, et al. Experimental study of DNAPL displacement by a new densified polymer solution and upscaling problems of aqueous polymer flow in porous media [J]. Journal of contaminant hydrology, 2022,252:104120.

[4] 窦健伟,潘 玥,徐蓓艺,等.低渗透性介质中 DNAPL 污染物迁移与修复研究进展 [J]. 地质与勘探, 2024,60(6):1257−1271.
Dou J W, Pan Y, Xu B Y, et al. Research progress on migration and remediation of DNAPL contaminants in low permeability media [J]. Geology & Exploration, 2024,60(6):1257−1271.

[5] 刘汉乐,郝胜瑶,马建初.多孔介质界面对重非水相液体迁移过程影响的图像法研究 [J]. 水文地质工程地质, 2019,46(5):169–174.
Liu H L, Hao S Y, Ma J C. Image method for the effect of porous media interface on the migration process of heavy non−aqueous phase liquids [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2019,46(5):169−174.

[6] 姚 猛,陈旭阳,袁 迁,等.表面活性剂在不同介质粒径含水层中的迁移行为 [J]. 中国环境科学, 2023,43(10):5247−5256.
Yao M, Chen X Y, Yuan Q, et al. Migration behavior of surfactants in aquifers with different medium particle sizes [J]. China Environmental Science, 2023,43(10):5247−5256.

[7] 李培华,刘汉乐,侯森戈.融合电阻率成像法及图像法的 DNAPL 污染过程研究 [J]. 地球物理学进展, 2021,36(5):2185−2190.
Li P H, Liu H L, Hou S G. Study on DNAPL contamination process by fusion resistivity imaging and image method [J]. Advances in Geophysics, 2021,36(5):2185−2190.

[8] 郭琼泽,张 烨,姜蓓蕾,等.表面活性剂增强修复地下水中 PCE 的砂箱实验及模拟 [J]. 中国环境科学, 2018,38(9):3398−3405.
Guo Q Z, Zhang Y, Jiang B L, et al. Sand box experiment and simulation of surfactant−enhanced remediation of PCE in groundwater [J]. China Environmental Science, 2018,38(9):3398−3405.

[9] Wu B, Li H, Du X, et al. Correlation between DNAPL distribution area and dissolved concentration in surfactant enhanced aquifer remediation effluent: A two−dimensional flow cell study [J]. Chemosphere, 2016,144:2142–2149.

[10] Engelmann C, Sookhak Lari K, Schmidt L, et al. Towards predicting DNAPL source zone formation to improve plume assessment: using robust laboratory and numerical experiments to evaluate the relevance of retention curve characteristics [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021,407:124741.

[11] 肖 鹏,刘汉乐.饱和砂土中 DNAPL 污染物迁移过程及数值模拟 [J]. 中国环境科学, 2024,44(1):386−395.
Xiao P, Liu H L. Migration process and numerical simulation of DNAPL pollutants in saturated sand [J]. China Environmental Science, 2024,44(1):386−395.

[12] 邓亚平,郑 菲,施小清,等.多孔介质中 DNAPLs 运移行为研究进展 [J]. 南京大学学报(自然科学), 2016,52(3):409−420.
Deng Y p, Zheng F, Shi X Q, et al. Research progress on migration behavior of DNAPLs in porous media [J]. Journal of Nanjing University (Natural Science), 2016,52(3):409−420.

[13] Martinho E. Electrical resistivity and induced polarization methods for environmental investigations: an overview [Z]. Water, Air, & Soil Pollution, 2023,234(4).

[14] 刘家旭,潘剑伟,孙 旭,等.磷石膏渗滤液在不同渗漏运移模式下电阻率分布特征 [J]. 环境工程报, 2023,17(2):682−691.
Liu J X, Pan J W, Sun X, et al. Resistivity distribution characteristics of phosphogypsum leachate under different leakage and migration modes [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023,17(2):682−691.

[15] Karaoulis M, Tsourlos P, Kim J H., et al. 4D time-lapse ERT inversion: introducing combined time and space constraints [J]. Near Surface Geophysics, 2013,12(1):25−34.

[16] Deng Y, Shi X, Xu H, et al. Quantitative assessment of electrical resistivity tomography for monitoring DNAPLs migration – comparison with high−resolution light transmission visualization in laboratory sandbox [J]. Journal of Hydrology, 2016,544:254–266.

[17] Tildy P, Neducza B, Nagy P, et al. Time lapse 3D geoelectric measurements for monitoring of in−situ remediation [J]. Journal of Applied Geophysics, 2017,136:99–113.

[18] Johnson T C, Versteeg R J, Day−Lewis F D, et al. Time−Lapse electrical geophysical monitoring of amendment−based bio−stimulation [J]. Groundwater, 2014,53(6):920–932.

[19] Masy T, Caterina D, Tromme O, et al. Electrical resistivity tomography to monitor enhanced biodegradation of hydrocarbons with rhodococcus erythropolis T902.1at a pilot Scale [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2016,184:1–13.

[20] Lee S, Andrew B. Synthetic and field−based electrical imaging of a zerovalent iron barrier: implications for monitoring long−term barrier performance [J]. Geophysics, 2006,71(5):B129–B137.

[21] Xueyuan Kang, Christopher Power, Amalia Kokkinaki, et al. Characterization of DNAPL source zones in clay−sand media via joint inversion of DC resistivity, induced polarization and borehole data [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2023,258:0169−7722.

[22] Christopher Power, Jason I. Gerhard, Panagiotis Tsourlos, et al. Improved time−lapse electrical resistivity tomography monitoring of dense non−aqueous phase liquids withsurface−to−horizontal borehole arrays [J]. Journal of Applied Geophysics, 2015,112:1−13.

[23] Qiongze Guo, Xiaoqing Shi, Xueyuan Kang,et al. Integrating hydraulic tomography, electrical resistivity tomography, and partitioning interwell tracer test datasets to improve identification of pool−dominated DNAPL source zone architecture [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2021,241:0169−7722.

[24] Folch A, Del Val L, Luquot L, et al. Combining fiber optic DTS, cross−hole ERT and time−lapse induction logging to characterize and monitor a coastal aquifer [J]. Journal of Hydrology, 2020,588: 125050–125050.

[25] Linde N, Ginsbourger D, Irving J, et al. On uncertainty quantification in hydrogeology and hydrogeophysics [J]. Advances in Water Resources, 2017,110:166–181.

[26] Zhou Q Y. A sensitivity analysis of DC resistivity prospecting on finite, homogeneous blocks and columns [J]. Geophysics, 2007,72(6):237−247.

[27] Zhou Q Y, Shimada J, Sato A. Three−dimensional soil resistivity inversion using patching method [J]. Journal of the Japan Society of Engineering Geology, 1999,39(6):524−532.

[28] 刘庭发,聂艳侠,胡黎明,等.基于高密度电阻率法的水分迁移模型试验研究 [J]. 岩土工程学报, 2016,38(4):761−768.
Liu T F, Nie Y X, Hu L M, et al. Experimental study on water transport model based on high−density resistivity method [J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2016,38(4):761−768.

[29] 肖岳峰,王锦国,黄　倩,等.LNAPL 在含裂隙层状非均质地层中运移模拟研究 [J]. 水文地质工程地质, 2017,44(1):23−30.
Xiao Y F, Wang J G, Huang Q, et al. Migration simulation study of LNAPL in fractured layered heterogeneous strata [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2017,44(1):23−30.

[30] 刘汉乐,周启友,吴华桥.基于高密度电阻率成像法的轻非水相液体饱和度的确定 [J]. 水利学报, 2008,(2):189−195.
Liu H L, Zhou Q Y, Wu H Q. Determination of saturation of light non−aqueous phase liquid based on high−density resistivity imaging method [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2008,(2):189−195.

[31] Kunstmann H, Kinzelbach W. Computation of stochastic wellhead protection zones by combining the first−order second−moment method and Kolmogorov backward equation analysis [J]. Journal of Hydrology, 2000,237(3/4):127−146.

[32] Power C, Gerhard J I, Tsourlos P, et al. Improved time−lapse electrical resistivity tomography monitoring of dense non−aqueous phase liquids with surface−to−horizontal borehole arrays [J]. Journal of Applied Geophysics, 2015,112:1−13.

[33] Engelmann C, Schmidt L, Werth C J, et al. Quantification of uncertainties from image processing and analysis in laboratory− scale DNAPL release studies evaluated by reflective optical imaging [J]. Water, 2019,11(11):2274.

[34] Yang P, Guo H, Wang Z, et al. Influence of distribution characteristics of residual DNAPL on mass transfer in porous media under ethanol co−solvent flushing [J]. Journal of Hydrology, 2022,610:127932.

作者简介：刘　恒(1999−),男,吉林四平人,桂林理工大学硕士研究生,主要研究方向为地下水 DNAPL 污染物监测.3112600195@qq.com.