曾志飞,曹文翰,刘汉乐.复配表面活性剂对 DNAPL 污染物去除过程的三维电阻率成像 [J]. 中国环境科学, 2025,45(9):4935-4944.
Zeng Z F, Cao W H, Liu H L. Three-dimensional electrical resistivity tomography of DNAPL contaminant removal by mixed surfactants [J]. China Environmental Science, 2025,45(9):4935-4944.

复配表面活性剂对 DNAPL 污染物去除过程的三维电阻率成像

曾志飞,曹文翰,刘汉乐* (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,广西 桂林 541006)

摘要：通过砂柱与三维砂槽实验,结合电阻率成像(ERT),探讨复配表面活性剂溶液(十二烷基硫酸钠和聚乙二醇辛基苯基醚)对 TCE 污染的去除效果与机制.砂柱实验表明,复配表面活性剂溶液的浓度与配比对 TCE 的去除表现出显著的协同效应.当复配比 α 为 0.9 时,各浓度混合溶液均表现出最佳的去除效果,其中 3.0g/L 溶液的电阻率变化百分比最高,达到 91.37%,其次为 1.5g/L(87.07%)和 0.5g/L(81.25%).电阻率监测显示,TCE 的去除主要集中在溶液注入的第 1pv 内,此后电阻率趋于平稳,污染物去除过程基本完成.砂槽实验显示,TCE 污染区域电阻率差值由初值约 60Ω·m 升至 120~140Ω·m,电阻率差值的变化反映了 TCE 注入过程中污染物含量的增加;水流注入后,电阻率差值降至 30~60Ω·m 并局部回升至 80~140Ω·m,反映污染物的稀释与重分布.注入复配表面活性剂(3.0g/L,α=0.9)后,污染区域电阻率差值显著降低至初始电阻率差值范围(约 20~60Ω·m),去除效果显著.ERT 直观揭示了污染物的去除过程,能够实时动态地呈现出污染物在不同纵深和剖面位置的空间分布变化,为污染治理过程提供了可视化、非破坏性、实时性的三维监测手段,展现出其独特的优势.

关键词：复配表面活性剂；重非水相液体；电阻率成像；去除效果
中图分类号：X523 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)09-4935-10

Three-dimensional electrical resistivity tomography of DNAPL contaminant removal by mixed surfactants. ZENG Zhi-Fei, CAO Wen-Han, LIU Han-Le* (Guangxi Key Laboratory of Environmental Contaminant Control Theory and Technology, Engineering Research Center of Watershed Protection and Green Development, University of Guangxi, Guilin University of Technology, Guilin 541006, China). *China Environmental Science*, 2025,45(9)：4935~4944

Abstract：This study investigated the removal effectiveness and mechanism of mixed surfactant solutions composed of sodium dodecyl sulfate (SDS) and polyethylene glycol octylphenyl ether (TX100) on trichloroethylene (TCE) contamination through column and three-dimensional sand tank experiments, combined with electrical resistivity tomography (ERT). The column experiments revealed a significant synergistic effect of surfactant concentration and mixing ratio on TCE removal. When the mixing ratio α was 0.9, all tested concentrations exhibited optimal removal performance, with the 3.0g/L solution showing the highest resistivity change percentage (91.37%), followed by 1.5g/L (87.07%) and 0.5g/L (81.25%). Resistivity monitoring indicated that most TCE removal occurred during the first pore volume (pv) of surfactant injection, after which the resistivity stabilized, suggesting the completion of the removal process. In the sand tank experiments, the resistivity difference in the TCE-contaminated region increased from an initial value of approximately 60 Ω·m to 120~140 Ω·m during TCE injection, reflecting the accumulation of contaminants. After water injection, the resistivity difference decreased to 30~60 Ω·m with a localized rebound to 80~140 Ω·m, indicating dilution and redistribution of the contaminant. Following the injection of the mixed surfactant solution (3.0g/L, α = 0.9), the resistivity difference in the contaminated area significantly decreased to the initial range (approximately 20~60 Ω·m), demonstrating a remarkable removal effect. ERT effectively visualized the contaminant removal process in real time, revealing spatial distribution changes of TCE across different depths and cross-sections. This non-invasive, real-time, and three-dimensional monitoring approach highlights the unique advantages of ERT in tracking and evaluating contaminant remediation processes.

Key words：mixed surfactant；DNAPL；electrical resistivity tomography；removal effects

常见的重非水相液体(DNAPL)有三氯乙烯(TCE)、氯代溶剂等[1-2],由于其具有低水溶性、弱迁移性、难降解性并能穿透含水层而滞留在含水层底部,从而形成长期的 DNAPL 污染区,污染土壤和地下水,对人类健康造成影响[3-4].表面活性剂强化含水层修复技术(SEAR)已成功应用于土壤和地下含水

收稿日期：2025-01-21
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养计划
* 责任作者, 教授, liuhanle@glut.edu.cn

层有机污染物的现场治理[5],能够高效修复低水溶性、高界面张力的 DNAPL 污染区,被认为是去除污染土壤和地下水 DNAPL 的前景技术[6],然而 SEAR 相关研究和实际应用也存在许多不足之处.单一表面活性剂的去除效率和适应性受土壤渗透性和非均质性的限制,低渗透性土壤会延长渗透时间,非均质性则会增加溶液需求[7].此外,Zhou 等[8]以及牛明芬等[9]的研究表明,单一表面活性剂的用量较大、成本较高,且对复杂场地的适应性不足.部分表面活性剂聚山梨醇酯-20(Tween20)[10]和聚山梨醇酯-40(Tween40)[11]虽然毒性较低,但难以生物降解.SDS 和吐温 80(Tween80)虽具有良好的生物降解性,但其毒性较高[12].这些局限性表明,单一表面活性剂在实际修复中难以满足复杂污染场地的多样化需求.为克服单一表面活性剂的局限性,近年来,复配表面活性剂混合溶液因其协同作用和多功能性逐渐受到关注[13].复配表面活性剂混合溶液不仅能显著提高污染物的增溶能力,还能适应多种土壤和污染条件.已有研究证实,通过优化表面活性剂的组分,选择合适的表面活性剂组合,可以降低表面活性剂的表面张力,提高污染物的去除效率并减少对环境的不良影响[14-18].总体而言,混合表面活性剂因其协同作用和多功能性,为 DNAPL 污染修复提供了新方向.

电阻率成像(ERT)是一种非侵入性、高分辨率的地球物理勘探技术,能够通过监测地下电阻率的时空变化来推断地下结构和物性的变化[19].近年来,ERT 技术因其非破坏性、经济和数据量大的特点,被广泛应用于地质勘探[20]、多相流监测[21]以及有机污染物的监测与修复中[22].在 ERT 的应用过程中,其不仅可监测污染物的分布过程,还能评估污染去除效果[23-26].ERT 在污染物监测与修复中的应用取得了一些成果,但现有研究大多集中于二维条件下的实验,未能全面反映复杂地质条件下的三维动态迁移与修复规律[27-28].与二维 ERT 只能对单一剖面成像不同,三维 ERT 能够捕捉更丰富的空间信息,提供更全面、准确的地下电阻率分布[29],在环境和工程应用中具有更大优势.然而,三维 ERT 面临更高的技术难度,其数据处理和反演更为复杂,需要更高效的算法和更多计算资源.此外,电极布置复杂且监测时间较长,增加了研究的挑战[30].虽然三维 ERT 提高了空间分辨率,但也意味着需要更多测量点,从而带来了减少测量误差保持高精度的难题.

为了弥补上述的不足,本文结合复配表面活性剂的优势,利用 ERT 动态监测 TCE 去除过程,评估复配表面活性剂 SDS 和 TX100 溶液在砂柱中对 TCE 去除的最佳条件,并通过砂槽实验对 TCE 在三维砂槽中的去除过程进行可视化分析,获得了 TCE 运移和分布过程的三维动态变化图像,验证了复配表面活性剂在大尺度复杂介质中去除 TCE 的可行性,为地下水和土壤 TCE 污染的增效修复提供了实验依据.

1 材料与方法

1.1 实验材料与测定方法

砂柱、砂槽实验装置如图 1 所示.砂柱由抗腐蚀性和电绝缘性优良的聚四氟乙烯(PTFE)制成,内径 5cm,长度 28cm,壁厚 0.3cm.柱侧以 4cm 的间隔排列 6 个电极螺杆,上下端设有进出水口.砂槽由无机玻璃制成,内径尺寸为 65cm×25cm×22cm,前后端分别设有 9 个孔用于溶液的注入与排出.砂土层层压实填充砂柱和砂槽.室内实验温度维持在(25±1)℃.

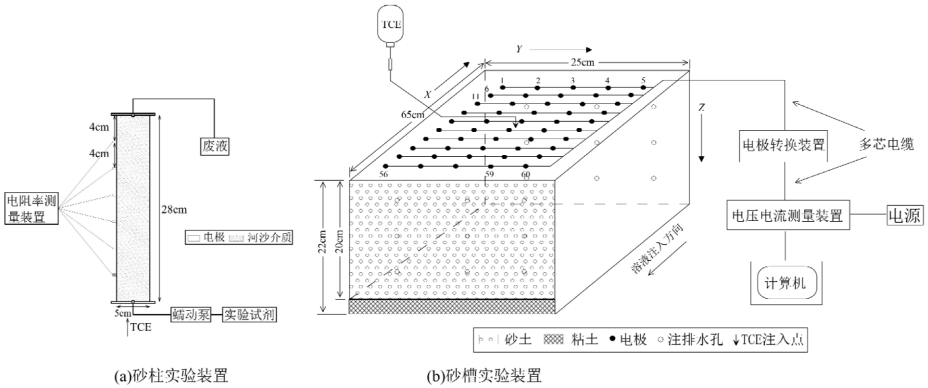


图 1 实验装置图

Fig.1 Schematic diagram of the experimental setup

砂柱侧面安装的电极螺杆通过多芯电缆连接至 ERT 系统,采用温纳法(Wenner array)进行电极测点的扫描测定.在砂槽表面布置了 60 个电极螺杆(高 4cm,直径0.4cm),形成一个12×5的网格布局,电极水平间距为5cm(图2).这些电极通过多芯电缆与ERT相连,并按照预设的电极组合文件对 X、Y 和 XY 3 个方向进行自动扫描测定.每 4 个电极产生一个电阻率数据,每次扫描耗时约 15min,可获得 150 个电阻率数据[31].

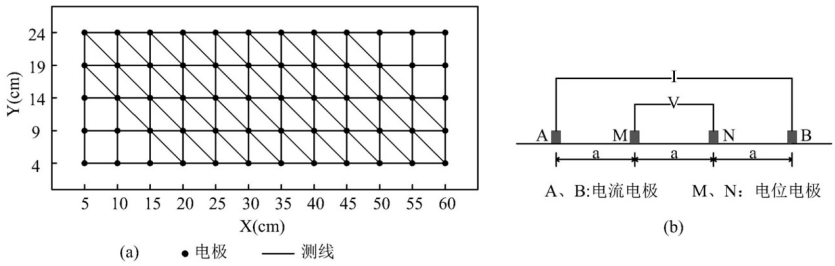


图 2　ERT 电极布置和测定模式

Fig.2　Electrode arrangement and measurement mode of ERT

1.2　电阻率反演成像

利用 Zhou 等[32]提出的反演计算方法进行电阻率反演成像.反演计算是在实际测定结果的基础上,通过 ERT 系统获取初始电压和电流数据,建立三维砂槽六面体微元剖分模型(图 3),剖分单元为 2.5cm×2.5cm×2.5cm 的六面体,单元总数为 2080(26×10×8),迭代计算电势分布,逐步修正介质电阻率模型.通过比较电阻率理论值与实测值的差异,判断反演误差是否在可接受范围内,当修正误差满足要求时,输出最终电阻率反演结果.反演得到的电阻率数据可导入 Surfer 软件,通过克里金差分计算生成电阻率分布图.

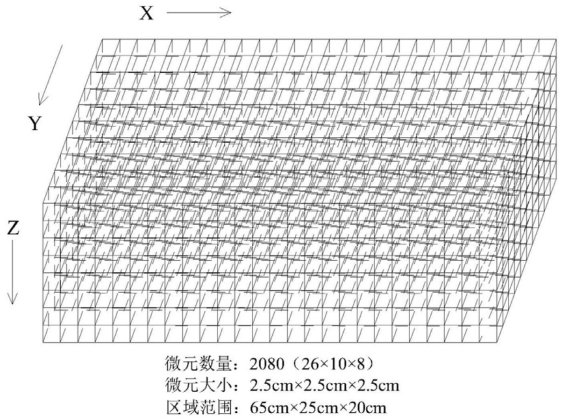


图 3　有限单元计算电位的三维剖分

Fig.3　Three-dimensional meshing for finite element potential computation

2　柱实验

2.1　实验过程

柱实验中,使用 TCE 作为污染试剂,采用 SDS 和 TX100 表面活性剂作为去除试剂,配置不同浓度和复配比(α)的表面活性剂混合溶液,对饱和柱内的 TCE 进行去除.其中复配比 α 表示在相同浓度条件下,混合溶液中 SDS 的体积占比.表面活性剂的浓度和复配实验参数如表 1 所示.

表 1　表面活性剂浓度及复配实验参数

Table 1　Surfactant concentrations and blending experimental parameters

实验编号	溶液浓度 (g/L)	SDS (α)	TX100 ($1-\alpha$)	砂土密度 (g/cm^3)	孔隙度
a1		1	0	1.558	0.42
a2		0.9	0.1	1.503	0.44
a3		0.7	0.3	1.580	0.47
a4	0.5	0.5	0.5	1.587	0.53
a5		0.3	0.7	1.540	0.47
a6		0.1	0.9	1.530	0.45
a7		0	1	1.488	0.45
b1		1	0	1.509	0.48
b2		0.9	0.1	1.542	0.45
b3		0.7	0.3	1.509	0.42
b4	1.5	0.5	0.5	1.526	0.44
b5		0.3	0.7	1.540	0.45
b6		0.1	0.9	1.450	0.44
b7		0	1	1.485	0.44
c1		1	0	1.437	0.41
c2		0.9	0.1	1.478	0.44
c3		0.7	0.3	1.549	0.49
c4	3.0	0.5	0.5	1.555	0.50
c5		0.3	0.7	1.419	0.42
c6		0.1	0.9	1.549	0.45
c7		0	1	1.518	0.44

柱实验步骤如下,首先将粒径为 40~60 目的砂土分层压实装填至砂柱中,以 5mL/min 的速度从底部注水,直至砂柱完全饱水,记录饱和状态下的注水量(1pv);其次向饱水砂柱中注入 1pv 的 TCE,造成 TCE 污染;然后分别使用浓度为 0.5、1.5 和 3.0g/L 的 SDS 与 TX100 复配表面活性剂混合溶液对污染区进行冲洗去除,并利用 ERT 实时监测 TCE 去除过程中的电阻率变化;最后再向饱水柱中注入不同浓度和配比的 SDS 和 TX100 混合溶液,以监测其表面活性剂溶液背景电阻率变化.整个实验过程中,每隔 2min 记录一次电阻率数据.

在实验过程中,测量两类电阻率:一是表面活性剂溶液注入未受 TCE 污染的砂柱后的背景电阻率,二是表面活性剂去除 TCE 过程的电阻率.需要注意的是,表面活性剂背景电阻率变化与去除 TCE 过程中的电阻率变化是两个独立的实验过程,前者主要受表面活性剂溶液的影响,而后者则反映了表面活性剂注入 TCE 污染区时电阻率的变化.

2.2 结果与讨论

2.2.1 电阻率变化 图 4(a)展示了 0.5g/L SDS 和 TX100 复配表面活性剂溶液去除 TCE 过程电阻率的变化.共注入 4pv 混合溶液,结果表明:柱内电阻率随复配表面活性剂注入量的增加而逐渐下降,下降最明显的是第 1pv,2~4pv 趋于平稳,表明 TCE 的去除主要集中在第 1pv 内.随着 SDS 与 TX100 复配比例(α)的变化,电阻率下降幅度不同.当 α 为 0.9 时,电阻率从 3100Ω·m 降至 581Ω·m,下降 2519Ω·m;当 α 为 0 时,电阻率从 3000Ω·m 降至 1037Ω·m,下降 1963Ω·m.电阻率下降幅度依次呈现出以下趋势:α 值为 0.9 时最大,依次递减至 α 值为 0 时最小.

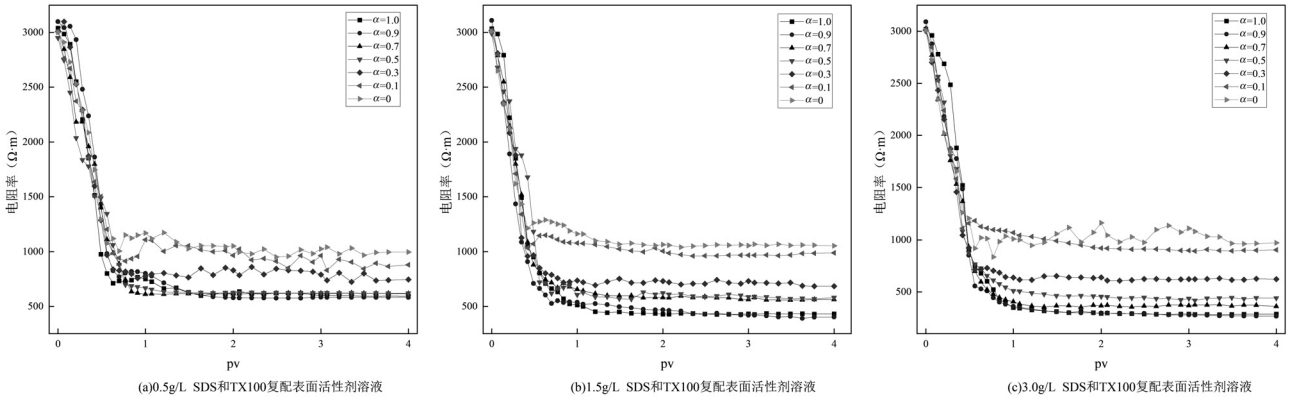


图 4 SDS 和 TX100 复配表面活性剂溶液去除 TCE 过程电阻率变化曲线

Fig.4 Resistivity variation curve of TCE removal by SDS and TX100 mixed surfactant solution

图 4(b)和图 4(c)分别为 1.5 和 3.0g/L 复配表面活性剂溶液去除 TCE 过程中电阻率的变化.实验表明,电阻率在溶液注入的第 1pv 内迅速下降,随后趋于平稳.复配比 α 对去除效果影响显著,当 α 为 0.9 时,电阻率下降幅度最大,如 1.5g/L 溶液从 3110Ω·m 降至 402Ω·m, 3.0g/L 溶液从 3090Ω·m 降至 266Ω·m;当 α 为 0 时,下降幅度最小.随着溶液浓度从 1.5g/L 增加至 3.0g/L,电阻率下降幅度进一步增大.结果与已有研究一致,李莎莎等[33]和袁笑等[34]的研究表明,表面活性剂的浓度和配比将通过协同作用显著影响污染物的去除过程.

2.2.2 复配表面活性剂对 TCE 去除的影响 由于 3 种浓度(0.5、1.5 和 3.0g/L)下电阻率变化规律基本一致,以 0.5g/L 复配表面活性剂溶液去除 TCE 及其表面活性剂溶液背景电阻率值变化曲线(图 5)为例进行讨论.结果表明,随着 α 从 0 增至 1,表面活性剂去除 TCE 过程的电阻率呈现下降趋势,从 1037Ω·m 降至 591Ω·m.而表面活性剂溶液注入砂柱中稳定后的背景电阻率则保持在 320~498Ω·m 之间的范围.其中随着表面活性剂的注入(pv 的增加)未受 TCE 污染的砂柱,表面活性剂溶液的背景电阻率逐渐增大,这可能是溶液与砂柱中砂土介质孔隙的接触增加所致.

在各配比条件下,表面活性剂去除 TCE 过程电阻率均高于表面活性剂溶液背景电阻率,表明 0.5g/L 复配表面活性剂混合溶液的背景电阻率变化

不会干扰 TCE 去除过程中电阻率的监测.尽管表面活性剂的浓度变化会影响水相电阻率,但由于去除过程中的电阻率变化主要由污染物去除引起,而背景电阻率的变化仅反映了表面活性剂溶液自身的特性,因此,背景电阻率的波动不会影响 TCE 去除效果的评估.类似的趋势也适用于 1.5 和 3.0g/L 的复配表面活性剂溶液,进一步验证了电阻率监测的适用性,复配表面活性剂混合溶液的背景电阻率变化不会影响 TCE 去除过程电阻率监测的结果.因此,基于 TCE 去除过程电阻率变化的百分比评估 TCE 的去除效果.定义公式如下所示:

$$\eta = \frac{\mu - x}{\mu} \times 100\% \tag{1}$$

式中:x 为 TCE 去除稳定后的电阻率值, Ω·m;μ为 TCE 饱和砂柱的电阻率值, Ω·m;η为 TCE 电阻率变化百分比, %.

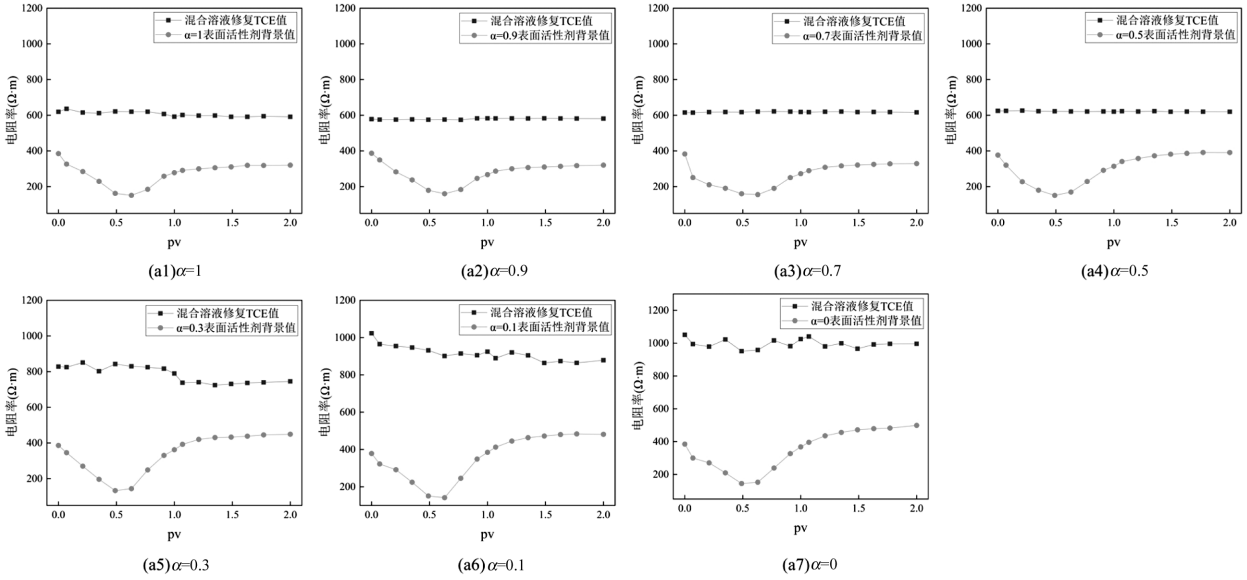


图 5　复配表面活性剂溶液去除 TCE 及其溶液背景电阻率值变化曲线

Fig.5　Resistivity variation curve of TCE removal by mixed surfactant solution and its background resistivity value

图 6 展示了不同浓度(0.5、1.5 和 3.0g/L)SDS 与 TX100 混合溶液对 TCE 去除过程的对比结果.结果表明,在配比 α(SDS 占比)为 0.5~1 范围内,混合溶液的去除效果较为显著,并在 α=0.9 时达到了最佳 TCE 电阻率变化百分比,分别为 81.25%、87.07%和 91.37%.相比之下,单独使用 TX100 溶液(即 α=0)时,TCE 电阻率变化百分比最低.这表明,随着 SDS 的加入(即 α>0),TCE 电阻率变化百分比显著提升,这一结果与 Zhou 等[8]的研究发现大体一致.Zhou 等[8]指出,SDS 和 TX100 复配溶液在增强污染土壤中菲的去除方面明显优于单独使用 TX100 溶液,且随着 SDS 比例的增加,去除效果得到进一步提高.本实验中,3.0g/L 溶液在 α=0.9 时展现了最佳 TCE 去除效果,电阻率变化百分比为 91.37%.这进一步证明了表面活性剂复配在提升污染物去除效果方面的潜力.然而,值得注意的是,虽然 Zhou 等的研究表明 SDS 的加入能提高去除效果,但他们的研究主要集中在土壤污染物菲上,而本研究则关注 TCE 在砂柱中的去除.这表明,表面活性剂复配的效果可能会受到污染物种类、溶液浓度和配比等因素的共同影响.因此,在实际应用中,选择适当的浓度和配比对复配表面活性剂在环境修复中的效果至关重要,且需针对不同类型的污染物进行优化.

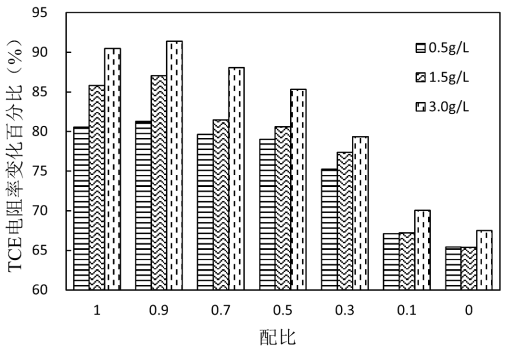


图 6　SDS 和 TX100 复配表面活性剂溶液对 TCE 去除过程

Fig.6　Resistivity change percentage plot of TCE removal process by SDS and TX100 mixed surfactant solution

3 三维砂槽实验

3.1 实验过程

TCE 作为非水相液体,其电阻率较高,在地下介质含水层中会形成高阻区域.基于该特性,使用 ERT 监测 TCE 的污染去除过程,对电阻率反演、Surfer 可视化得到 TCE 在砂槽中的下渗、水流影响和表面活性剂溶液去除 TCE 污染过程图.其中,砂槽实验选用柱实验中 TCE 电阻率变化百分比最佳的 3.0g/L SDS 和 TX100 混合溶液(α=0.9)对砂槽中 TCE 污染物进行去除.

砂槽实验步骤如下,首先使用蠕动泵对砂槽进行注水饱和,注水结束后排水静置约 10h,形成稳定的非饱和带,同时使用 ERT 进行电阻率初值的监测;其次在砂槽顶部的几何中心区域,每 10min 注入 10mL 的 TCE,整个注入过程历时 240min,共注入 240mL TCE,并监测其入渗过程直至稳定分布,后静置约 10h;然后以 5mL/min 的速度向 TCE 污染砂槽右侧注入水流,待监测结束后静置约 10h;最后向 TCE 污染槽右侧泵入 3.0g/L、α=0.9 的 SDS 和 TX100 表面活性剂复配溶液.

为了分析污染物的分布特征及其去除过程,通过 ERT 获取的“电阻率差值”,避免了初始电阻率的影响,能够更清晰地反映污染物在时间和空间上的变化情况.其中,电阻率差值定义如下所示:

$$\rho_r = \rho_t - \rho_0 \tag{2}$$

式中:ρ_0 为电阻率的初始值(即 DNAPL 污染物注入前介质的电阻率值); ρ_t 为注入 DNAPL 污染物后 t 时刻介质的电阻率值; ρ_r 为电阻率差值,单位均为 Ω·m.

3.2 结果与讨论

3.2.1 TCE 砂槽入渗分布过程 图 7 显示了 TCE 污染过程纵剖面电阻率差值随时间的变化,该图在 y 坐标上从 0.0125~0.2125m 切取 5 个剖面,每个剖面的厚度为 0.05m,其中 y=0.1125m 位于砂槽的中心部位,该剖面顶部中点即为 TCE 注入点,另外 4 个 y 剖面对称地排列于该剖面的两侧,可以看到对称剖面上污染区域的范围和形状大体相似,故选取 TCE 污染中心剖面(y=0.1125m)分析,在 30~150min,TCE 主要集中在注入点附近,电阻率差值由初值约 60Ω·m 逐渐升高至 120Ω·m,呈现局部圆形分布,表明 TCE 在注入后开始下渗.随着时间的推移(210~390min),电阻率差值变化区域沿垂向(z 方向)迅速扩展,中心区域电阻率差值进一步升高至 140Ω·m 以上,分布形状由圆形逐渐变为椭圆形,表明 TCE 在重力作用下主要发生垂向迁移,但由于孔隙介质的非均质性,TCE 在下渗过程中发生了一定程度的横向扩散(x 方向).在实验中,使用的 40~60 目的砂土虽粒径较为均匀,但在手工装填过程中可能造成介质孔隙的大小存在一定差异性,砂粒间的分布和孔隙结构并非完全均质.颗粒堆积的不均、孔隙介质连通性的差异以及渗透性的局部变化导致了 TCE 在垂向迁移过程中出现了横向扩散现象[35-36].在 450~690min,高电阻率差值区域(140~160Ω·m)逐渐趋于稳定,电阻率差值不再显著变化,横向扩散的范围逐渐增大, TCE 在孔隙中的分布趋于饱和.电阻率差值的分布特征揭示了 TCE 在重力作用下的垂向迁移行为以及砂槽介质结构对运移过程的影响.需要注意的是含水层的非均质性,如局部存在的低渗透性和部分高渗透性的介质会使 DNAPL 的分布变得复杂的同时,也将会增加表面活性剂去除 TCE 的难度[37-38].

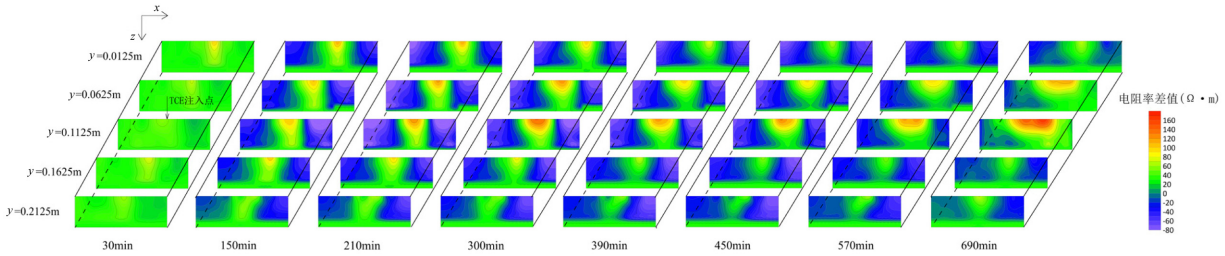


图 7 TCE 污染过程纵剖面电阻率差值随时间变化

Fig.7 Variation of resistivity difference in longitudinal profile with time during TCE contamination process

3.2.2 水流对 TCE 污染分布的作用过程 在模拟地下水流对 TCE 污染分布影响的实验中(图 8),水流注入过程对 TCE 污染区的作用表现为显著的稀释、迁移及重新分布作用,电阻率差值变化呈现出先降低后

升高的动态趋势.以砂槽中心部位(y=0.1125m 剖面)分析,实验初期(0~120min)TCE 污染集中于注入点附近,高电阻率差值区域(100~160Ω·m)表明污染范围局限,污染程度大.随着水流注入(120~300min)污染物受水流稀释,高电阻率差值区域逐渐缩小,低电阻率差值区(30~60Ω·m)向左侧扩展.然而,在 300~480min,注入点左侧区域的电阻率差值由 30~50Ω·m 回升至 60~100Ω·m,表明污染物在迁移过程中发生局部重新分布[39].后期(480~660min),低电阻率差值区域趋于稳定,高电阻率差值区域回升至 80~140Ω·m,反映了污染物稀释与重新平衡的过程[40-41].揭示了地下水流在稀释污染物的同时,可能导致局部富集,从而增加污染扩散的复杂性与潜在风险,考虑到这一点,复配表面活性剂去除污染将会是一种有效的选择,表面活性剂能通过降低污染物的表面张力,增加其溶解度,并促进污染物的迁移与扩散.已有研究(如袁笑等[34],郭琼泽等[42])表明表面活性剂不仅能提高污染物的溶解度,还能减少其在地下介质中的积聚,进而提高去除效果.因此,采用表面活性剂去除TCE污染区,能减少TCE在地下介质中的聚集,从而提高去除效果.

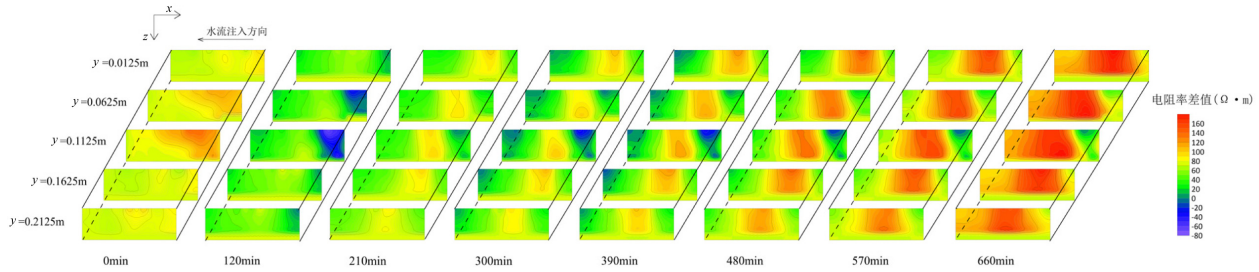


图 8　水流注入 TCE 污染区纵剖面电阻率差值随时间变化

Fig.8　Variation of resistivity difference in longitudinal profile of TCE contaminated zone with time under water flow injection

3.2.3　复配表面活性剂对 TCE 的去除过程　针对地下水流可能导致的局部污染富集现象,注入复配表面活性剂溶液强化 TCE 污染区的去除.为了更好地展现 TCE 三维砂槽去除过程,做出复配表面活性剂去除 TCE 过程纵剖面和横剖面电阻率差值随时间变化图,如图 9(a)、图 9(b)所示.电阻率差值的动态变化反映了污染物的迁移与去除过程,表面活性剂去除 TCE 污染过程通过电阻率差值变化清晰呈现.以图 9(a),y=0.1125m 为例,在 0~60min,高电阻率差值(120~160Ω·m)范围较大,由于 TCE 具有较低的导电性,这表明此时 TCE 的污染程度较高,分布范围较广.随着时间的推移(120~360min),污染区域的电阻率差值逐渐下降,从约 120Ω·m 降至 70Ω·m,表明表面活性剂在污染区域内扩散降低了油水间的界面张力,提高了 TCE 在砂土介质中的流动性,从而改变了污染物的分布[43-45].此过程中,表面活性剂通过与 TCE 的相互作用促进污染物的溶解和迁移,导致区域整体电阻率的下降,显示出去除效果.420~660min 电阻率差值分布趋于稳定,整体电阻率差值显著下降至 20~60Ω·m 范围,反映出大部分污染物受到表面活性剂的作用,污染范围缩小,接近电阻率差值初始范围(约 20~60Ω·m),表明 TCE 去除的成效显著.

图 9(b)将整个区域从上到下划分为 5 层,分别对应不同的 z 面.从图中可以看出 TCE 的污染主要集中在 z=0.1625m 以上,故对 z=0.1625m 上部区域进行去除分析.0~120min 电阻率差值较大(110~150Ω·m)分布较广且主要集中在浅层区域,此时 TCE 主要以非水相的形式存在,尚未受到表面活性剂的显著作用.由于 TCE 本身导电性较低,电阻率差值较高的区域对应的污染程度较强.随着表面活性剂的注入(120~360min),其改变了污染物的分布特性,促进了 TCE 溶解和去除,区域的导电性提升,电阻率差值降低至 50~70Ω·m 范围,污染程度降低.360~660min 电阻率差值明显降低,电阻率差值变化趋于稳定(30~50Ω·m),高电阻率差值区域基本消失,这种电阻率差值的显著变化表明表面活性剂对 TCE 的去除产生了显著的作用.从空间分布来看,电阻率差值的分布呈现出非均匀性,不同深度(z)TCE 的去除效果存在差异,这可能是 TCE 初始污染分布差异的关系.总的来说,图中电阻率差值的变化清晰地反映了复配表面活性剂对 TCE 的去除,相比于传统的二维砂箱监测只能获取固定位置剖面成像的局限性[35,42,44],三

维监测可以更加直观地获取表面活性剂污染物在 不同深度和时间点上的去除效果.

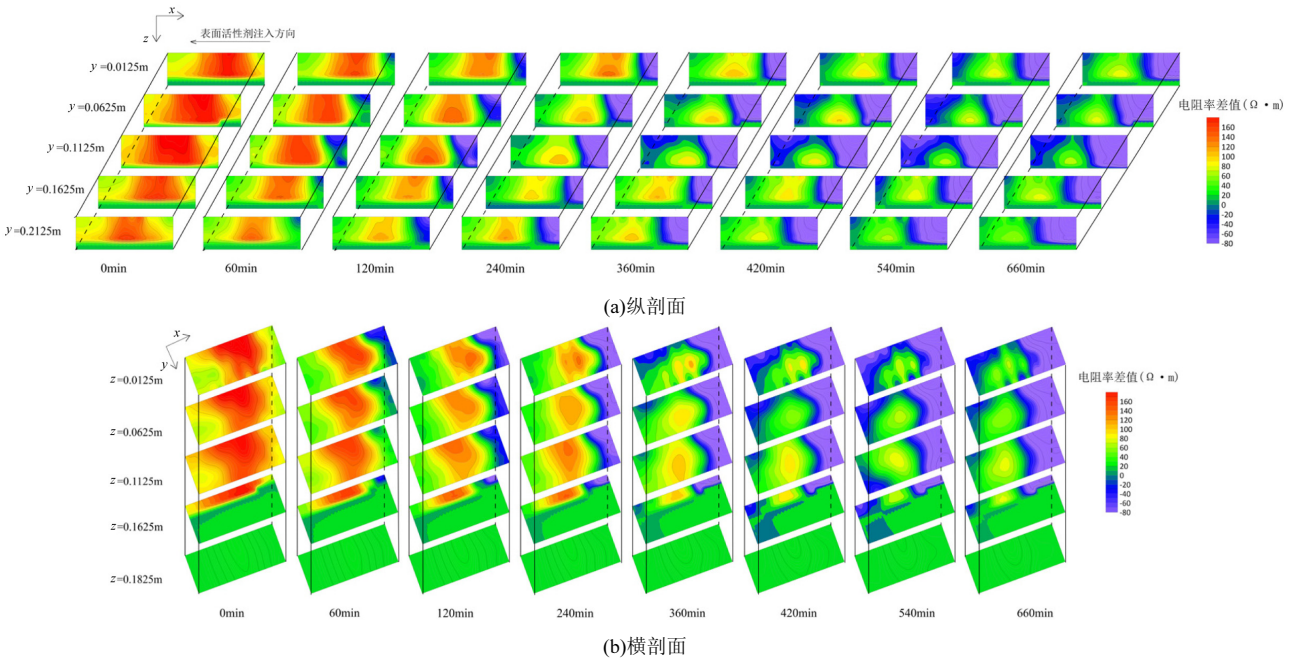


图 9 复配表面活性剂去除 TCE 过程纵剖面和横剖面电阻率差值随时间变化

Fig.9 Variation of Resistivity Difference in Longitudinal and Cross-Sectional Profiles over Time during TCE Removal by Mixed Surfactants

4 结论

4.1 砂柱实验结合 ERT 技术表明,复配表面活性剂溶液的浓度与配比对 TCE 的去除表现出显著协同效应,复配表面活性剂对 TCE 的去除效果较好,其中 3.0g/L、复配比 α 为 0.9 的溶液去除效果最佳,电阻率变化百分比达到 91.37%,显著优于其他组合.

4.2 电阻率监测结果显示,TCE 的去除主要集中在混合溶液注入的第 1pv 内,之后电阻率变化趋于稳定,说明 TCE 污染物去除基本完成.ERT 能够动态地监测 TCE 的去除过程,评估复配表面活性剂对 TCE 的去除效果.

4.3 砂槽实验使用 ERT 技术监测了筛选出的最佳复配表面活性剂(3.0g/L,α=0.9)在三维砂土介质条件下对 TCE 的去除效果.实验过程中电阻率差值的动态变化揭示了 TCE 的污染分布及最终去除的全过程,监测可视化出 TCE 污染物在不同阶段的空间分布变化情况,直观地获取到复配表面活性剂对 TCE 污染物在不同深度和时间点上的去除效果,为 TCE 污染的实时监测与去除效果评估提供了可靠手段.

参考文献:

[1] 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. Review on the transport of dense non-aqueous phase liquids in porous media [J]. Journal of Nanjing University (Natural Science), 2016,52(3):409-420.

[2] 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, assessment and risk management of non-aqueous phase liquid contaminated sites at home and abroad [J]. Environmental Pollution & Control, 2022,44(10):1386-1391.

[3] 宋美钰,施小清,马春龙,等.复杂 DNAPL 污染源区溶解相污染通量的升尺度计算 [J]. 中国环境科学, 2022,42(5):2095-2104.
Song M Y, Shi X Q, Ma C L, et al. Upscaling dissolved phase mass flux for complex DNAPL source zones. [J]. China Environmental Science, 2022,42(5):2095-2104.

[4] Wang Q, Jeong S W, Choi H. Removal of trichloroethylene DNAPL trapped in porous media using nanoscale zerovalent iron and bimetallic nanoparticles: Direct observation and quantification [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012,213-214:299-310.

[5] Liang C, Hsieh C L. Evaluation of surfactant flushing for remediating EDC-tar contamination [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2015, 177-178:158-166.

[6] 陈梦佳,吴剑锋,宋 健,等.表面活性剂强化含水层修复模拟的尺度提升研究 [J]. 中国环境科学, 2019,39(12):5040-5048.
Chen M J, Wu J F, Song J, et al. Upscaling of reactive transport

modeling for surfactant-enhanced aquifer remediation [J]. China Environmental Science, 2019,39(12):5040-5048.

[7] Mulligan C N, Yong R N, Gibbs B F. Surfactant-enhanced remediation of contaminated soil: a review [J]. Engineering Geology, 2001,60(1): 371-380.

[8] Zhou W, Zhu L. Enhanced soil flushing of phenanthrene by anionic–nonionic mixed surfactant [J]. Water Research, 2008,42(1):101-108.

[9] 牛明芬,殷智慧,王　琦,等.石油污染土壤清洗药剂筛选及效果评价 [J]. 生态学杂志, 2020,39(7):2302-2308.
Niu M F, Yin Z H, Wang Q, et al. Selection of cleansing agents for petroleum-contaminated soil and assessment of their efficiency [J]. Chinese Journal of Ecology, 2020,39(7):2302-2308.

[10] Rongsayamanont W, Tongcumpou C, Phasukarratchai N. Diesel-contaminated soil washing by mixed nonionic surfactant emulsion and seed germination test [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2020,231(6): 267.

[11] Ahn C K, Kim Y M, Woo S H, et al. Soil washing using various nonionic surfactants and their recovery by selective adsorption with activated carbon [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008,154(1): 153-160.

[12] Cheng K Y, Wong J W C. Effect of synthetic surfactants on the solubilization and distribution of PAHs in water/soil-water systems [J]. Environmental Technology, 2006,27(8):835-844.

[13] Liu J W, Wei K H, Xu S W, et al. Surfactant-enhanced remediation of oil-contaminated soil and groundwater: A review [J]. Science of the Total Environment, 2021,756:144142.

[14] 姜迪瀚,董　军,梁　雪,等.烷基糖苷复配体系对地下水中四氯乙烯的增溶作用 [J]. 环境化学, 2022,41(12):3916-3924.
Jiang D H, Dong J, Liang X, et al. Solubilization of tetrachloroethylene in groundwater by alkyl glycoside compounded system [J]. Environmental Chemistry, 2022,41(12):3916-3924.

[15] 李　薇,王信粉,时利香,等.表面活性剂复配体系修复芘污染土壤实验 [J]. 化工进展, 2021,40(6):3526-3535.
Li W, Wang X F, Shi L X, et al. Remediation of pyrene-contaminated soil using mixed surfactants solution [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2021,40(6):3526-3535.

[16] 张泽霆,陈　英,陈　东,等.化学洗涤法修复石油污染土壤研究现状 [J]. 油气储运, 2019,38(1):20-25,50.
Zhang Z T, Chen Y, Chen D, et al. Research status on the remediation of petroleum contaminated soil by chemical cleaning [J]. Oil & Gas Storage and Transportation, 2019,38(1):20-25,50.

[17] 朱柏伟,石佳月,刘世宾.表面活性剂增溶典型疏水性有机污染物性能评价 [J]. 环境化学, 2025,44(3):1-12.
Zhu B W, Shi J Y, Liu S B. Evaluation of typical hydrophobic organic pollutant solubility enhancement by surfactants [J]. Environmental Chemistry, 2025,44 (3):1-12.

[18] 宋泽贤,吴宜霖,张腾飞,等.表面活性剂 SDBS 和 Tween 80 强化过硫酸盐氧化后土壤中石油烃的缺氧生物降解 [J]. 环境工程学报, 2023,17(3):900-908.
Song Z X, Wu Y L, Zhang T F, et al. Surfactants SDBS and Tween 80 enhance anoxic biodegradation of petroleum hydrocarbons (PHC) in soil pretreated with persulfate [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023,17(3):900-908.

[19] Jones G, Sentenac P, Zielinski M. Desiccation cracking detection using 2-D and 3-D electrical resistivity tomography: Validation on a flood embankment [J]. Journal of Applied Geophysics, 2014,106:196-211.

[20] Hussain Y, Campos J E G, Borges W R, et al. Hydrogeophysical characterization of fractured aquifers for groundwater exploration in the Federal District of Brazil [J]. Applied Sciences, 2022,12(5):2509.

[21] Alesse B, Orlando L, Palladini L. Non-invasive lab test in the monitoring of vadose zone contaminated by light non-aqueous phase liquid [J]. Geophysical Prospecting, 2019,67(8):2161-2175.

[22] 柳　迪,宋权威,李　玲,等.高密度电阻率法监测高压旋喷修复 PAHs 污染现场试验研究 [J]. 中国环境科学, 2023,43(11):5933-5943.
Liu D, Song Q W, Li L, et al. Field study on electrical resistivity tomography to monitor high-pressure rotary jet repairing PAHs pollution [J]. China Environmental Science, 2023,43(11):5933-5943.

[23] Wang Y, Xu Y, Nai C, et al. Assessment of chromium waste contamination by electrical resistivity tomography: A case study [J]. Journal of Environmental and Engineering Geophysics, 2019,24(1): 163-167.

[24] Boeije C S, Portois C, Schmutz M, et al. Tracking a foam front in a 3D, heterogeneous porous medium [J]. Transport in Porous Media, 2020, 131(1):23-42.

[25] 窦旭强,韩东梅,曹天正,等.直流电阻率法在洋戴河平原海水入侵识别中的应用 [J]. 海洋地质前沿, 2020,36(8):65-73.
Dou X Q, Han D M, Cao T Z, et al. Assessment of seawater intrusion in the coastal plain aquifers of Yang-Dai River using DC-resistivity methods [J]. Marine Geology Frontiers, 2020,36(8):65-73.

[26] Chambers J E, Wilkinson P B, Wealthall G P, et al. Hydrogeophysical imaging of deposit heterogeneity and groundwater chemistry changes during DNAPL source zone bioremediation [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2010,118:43-61.

[27] Deng Y P, 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, 2017,544:254-266.

[28] Koohbor B, Deparis J, Leroy P, et al. DNAPL flow and complex electrical resistivity evolution in saturated porous media: A coupled numerical simulation [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2022, 248:104003.

[29] Aizebeokhai A P. 2D and 3D geoelectrical resistivity imaging: Theory and field design [J]. Scientific Research and Essays, 2010,5(23): 3592-3605.

[30] Aizebeokhai A P, Olayinka A I, Singh V S. Application of 2D and 3D geoelectrical resistivity imaging for engineering site investigation in a crystalline basement terrain, Southwestern Nigeria [J]. Environmental Earth Sciences, 2010,61:1481-1492.

[31] 刘汉乐,周启友,吴华桥.轻非水相液体污染过程的高密度电阻率成像法室内监测 [J]. 地球物理学报, 2008,51(4):1246-1254.
Liu H L, Zhou Q Y, Wu H Q. Laboratorial monitoring of the LNAPL contamination process using electrical resistivity tomography [J]. Chinese Journal of Geophysics, 2008,51(4):1246-1254.

[32] 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.

[33] 李莎莎,孙玉焕,胡学锋,等.表面活性剂对土壤中石油类污染物的洗脱效果研究 [J]. 土壤, 2016,48(3):516−522.
Li S S, Sun Y H, Hu X F, et al. Elution effects of surfactants on petroleum contaminants in soil [J]. Soils, 2016,48(3):516−522.

[34] 袁 笑,相雷雷,赵振华,等.表面活性剂增溶洗脱土壤中多环芳烃的效果研究 [J]. 环境科学研究, 2022,35(8):1885−1892.
Yuan X, Xiang L L, Zhao Z H, et al. Surfactant−enhanced solubilization and elution of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil [J]. Research of Environmental Sciences, 2022,35(8):1885−1892.

[35] 程 洲,吴吉春,徐红霞,等.DNAPL在透镜体及表面活性剂作用下的运移研究 [J]. 中国环境科学, 2014,34(11):2888−2896.
Cheng Z, Wu J C, Xu H X, et al. Investigation of the migration characteristic of DNAPL in aquifer with lenses and under the action of surfactant flushing [J]. China Environmental Science, 2014,34(11): 2888−2896.

[36] 郑 菲,高燕维,施小清,等.地下水流速及介质非均质性对重非水相流体运移的影响 [J]. 水利学报, 2015,46(8):925−933.
Zheng F, Gao Y W, Shi X Q, et al. Influence of groundwater flow velocity and geological heterogeneity on DNAPL migration in saturated porous media [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2015, 46(8):925−933.

[37] Kueper B H, Stroo H F, Vogel C M, et al. Chlorinated solvent source zone remediation [M]. New York: Springer, 2014.

[38] 邓亚平,张 烨,施小清,等.非均质裂隙介质中重非水相流体运移 [J]. .水科学进展, 2015,26(5):722−730.
Deng Y P, Zhang Y, Shi X Q, et al. Study on the migration of dense non−aqueous phase liquids in heterogeneous fractured media [J]. Advances in Water Science, 2015,26(5):722−730.

[39] Wipfler E L, Ness M, Breedveld G D, et al. Infiltration and redistribution of LNAPL into unsaturated layered porous media [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2004,71(1−4):47−66.

[40] 张振宇,许伟伟,邓亚平,等.三氯乙烯污染土壤的复电阻率特征和频谱参数研究 [J]. 地学前缘, 2021,28(5):114−124.
Zhang Z Y, Xu W W, Deng Y P, et al. Complex resistivity properties and spectral parameters of TCE contaminated soils [J]. Earth Science Frontiers, 2021,28(5):114−124.

[41] 赵少桦,董艳辉,李学兰,等.地下水污染物浓度与电阻率映射关系的构建 [J]. 中国科学院大学学报, 2018,35(6):814−821.
Zhao S H, Dong Y H, Li X L, et al. Establishment of the relationship between contamination concentration and electrical resistivity in shallow aquifer based on groundwater numerical modeling [J]. Journal of University of Chinese Academy of Sciences, 2018,35(6):814−821.

[42] 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. Experiment and numerical simulation of surfactant−enhanced aquifer remediation in PCE contaminated laboratory sandbox [J]. China Environmental Science, 2018,38(9):3398−3405.

[43] 卢文喜,罗建男,辛 欣,等.表面活性剂强化的 DNAPLs 污染含水层修复过程的数值模拟 [J]. 地球科学(中国地质大学学报), 2012,37(5):1075−1081.
Lu W X, Luo J N, Xin X, et al. Numerical simulation of surfactant enhanced aquifer remediation processes at DNAPLs contaminated aquifer [J]. Earth Science−Journal of China University of Geosciences, 2012,37(5):1075−1081.

[44] 伍 斌,杨 宾,李慧颖,等.表面活性剂强化抽出处理含水层中 DNAPL 污染物的去除特征 [J]. 环境工程学报, 2014,8(5):1956−1964.
Wu B, Yang B, Li H Y, et al. Removal characteristic of DNAPL contaminants in surfactant enhanced equifer remediation [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014,8(5):1956−1964.

[45] 肖鹏飞,宋玉珍,王剑桥.表面活性剂对东北黑土中苯并[a]芘的增溶洗脱作用 [J]. 土壤通报, 2014,45(3):743−748.
Xiao P F, Song Y Z, Wang J Q. The solubilization and elution of benzo[a]yrene from black soils of Northeast China by surfactants [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2014,45(3):743−748.

作者简介：曾志飞(1998−),男,云南大理人,桂林理工大学硕士研究生,主要研究方向为 DNAPL 去除过程电阻率成像.发表论文 1 篇. 1462792182@qq.com.