



文章栏目：土壤污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202201128 中图分类号 X523 文献标识码 A

谢文逸, 姜登登, 李旭伟, 等. 污染地块巨厚含水层典型 DNAPLs 运移模拟及安全利用深度评估[J]. 环境工程学报, 2022, 16(7): 2287-2295. [XIE Wenyi, JIANG Dengdeng, LI Xuwei, et al. Transport Simulation of Typical DNAPLs in Deep Aquifer and Safe Utilization Depth Evaluation of Polluted Plot[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(7): 2287-2295.]

污染地块巨厚含水层典型 DNAPLs 运移模拟及安全利用深度评估

谢文逸^{1,2}, 姜登登^{1,2}, 李旭伟^{1,2}, 孔令雅^{1,2}, 曹少华^{1,2}, 陈樯^{1,2}, 张胜田^{1,2}, 邓绍坡^{1,2,✉}

1. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042; 2. 国家环境保护土壤环境管理与污染控制重点实验室, 江苏 南京 210042

摘要 江苏省南部地区历史遗留化工污染地块同时存在巨厚含水层(厚度>30 m)和 DNAPL 类污染物, 故导致再开发利用时调查和治理深度难以确定。利用 UTChem 模型构建地块二维地下水 DNAPLs 迁移模型, 对巨厚含水层底板上典型 DNAPLs(氯仿、1,2-二氯乙烷、四氯化碳、四氯乙烯)随时间推移的迁移扩散情况进行了模拟, 并对影响其扩散范围的因素进行了探讨, 基于模拟研究结果对此类地块安全利用深度进行了分析。模拟研究表明, 不存在抽水井的情况下, 经过 70 a, 含水层底板上 4 种典型 DNAPLs(氯仿、1,2-二氯乙烷、四氯化碳、四氯乙烯)污染羽迁移范围有限, 其自底板垂直向上最大迁移距离分别为 16.70、16.90、15.20、7.90 m, 向下游迁移距离分别为 332.12、337.77、322.10、243.40 m。在存在抽水井的情况下, 抽水井会显著影响 DNAPLs 污染羽的迁移范围。影响 DNAPLs 污染物迁移扩散范围的主要因素为污染物溶解度、密度、黏度、弥散度及渗透系数。本研究结果可为典型化工类型退役地块的风险管控和安全利用提供参考。

关键词 巨厚含水层; DNAPLs 迁移; 污染地块; UTChem; 安全利用

长江三角洲地区松散沉积物沉积地层厚、砂层厚度大^[1], 是我国化工、农药行业企业的主要分布区域。随着我国“退二进三”产业结构调整 and “退城入园”产业布局调整, 出现了大量农药、化工企业退役地块。这些污染地块数量多、面积大、生产历史悠久, 且多分布在沿江沿河及敏感受体密集区域, 严重威胁人体健康和生态环境安全^[2]。通常, 污染物会在重力或淋溶作用下迁移进入土壤及地下水。随着污染源持续释放, 污染物可以穿过整个非饱和带到达潜水面, 部分污染物能够缓慢溶解于地下水并随地下水流动而形成污染羽。密度大于 1.01 g·cm⁻³ 且在水中溶解度小于 20 g·L⁻¹ 的有机污染物, 易形成重非水相污染物(Dense Non-aqueous Phase Liquid, DNAPL)在饱和带中继续向下迁移, 直至到达含水层底部形成 DNAPL 池^[3]。按照我国现行相关标准和技术规范要求, 对于存在 DNAPL 类污染物的地块, 要求调查到第一隔水顶板^[4], 这对于巨厚含水层(大于 30 m)地块^[5] 的污染修复是巨大的挑战。DNAPLs 污染物在含水层底板上的迁移行为较为复杂, 使得 DNAPLs 污染场地的修复具有挑战性。同时, DNAPLs 污染物的迁移也深刻影响地块调查和修复

收稿日期: 2022-02-07; 录用日期: 2022-06-22

基金项目: 国家重点研发计划资助项目(2018YFC1803100)

第一作者: 谢文逸(1987—), 男, 博士, 助理研究员, wenyixie@foxmail.com; ✉通信作者: 邓绍坡(1981—), 男, 博士, 副研究员, dsp@nies.org

深度、制约地块的后续安全利用。

目前, DNAPLs在地下水中的迁移过程通常采用数值模拟方法进行模拟与预测。DNAPLs运移存在多相流过程, 同时涉及多组分运移。因此, 其运移机制复杂, 数值求解具有一定的难度。UTChem(University of Texas Chemical Compositional Simulator)是一种应用广泛的求解多相流过程的模拟程序, 被广泛用于求解描述DNAPLs运移及活性剂修复过程的数值模拟, 该软件在野外实际场地和实验室等各种尺度被广泛使用。ASADOLLAHFARD等^[6]利用UTChem进行了受原油污染砂柱的修复模拟研究, 结果发现, 在pH为11、表面活性剂质量分数在0.1%~0.2%、砂柱渗透率增加的情况下, 砂柱的修复效率能够得到提升, 数值模拟得到的结果与实验室得到的结果较为吻合。KHALILINEZHAD等^[7]采用UTChem模拟了低分子量聚合物溶液和重油在多孔介质中同时流动情况下的孔隙尺度驱替过程, 模拟结果表明, 聚合物溶液的粘度对聚合物浓度的增加比盐度更敏感。PICKENS等^[8]利用UTChem建立实验室及场地尺度聚乙烯(PCE)在地下水中的两相流及表面活性剂修复过程, 模拟结果表明, 表面活性剂修复含水层中PCE是一种实用的修复技术, 其修复效果取决于表面活性剂溶液溶解DNAPL的能力等不同因素。陈梦佳等^[9]将拉普拉斯-外壳法引入UTChem, 建立了一种典型的NAPLs污染物运移模型, 结果表明, 建立的模型能够较好地刻画NAPLs污染羽的时空分布变化规律。虽然DNAPL污染物数值模拟研究较为丰富, 但大部分研究均局限于DNAPL污染物垂直向下迁移及修复效果的模拟, 对于DNAPL污染物向下游及向上迁移的研究较少。

本研究选择江苏省南部地区某典型化工厂地块为研究对象, 基于UTChem构建二维剖面典型DNAPLs运移模型, 根据地块人体健康风险评价结果, 确定地块污染物边界浓度, 开展DNAPLs运移模拟, 探究不同工况条件下巨厚含水层底板上DNAPLs池在垂向及水平方向的迁移规律, 为确定污染地块调查深度和修复治理深度提供参考。

1 地块概况

1.1 地块环境概况

本研究地块为某农药化工企业退役地块, 原企业于1959年生产, 2007年完全停产, 2010年对该地块开展调查。本研究筛选的4类典型DNAPLs污染物氯仿、1,2-二氯乙烷、四氯乙烯、四氯化碳为原企业重要原辅材料和溶剂。在对该地块进行调查期间, 在调查深度(30 m以浅)范围内的地下水中发现此4类DNAPLs污染物存在不同程度检出, 氯仿最大检出质量浓度为 $26.40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 1,2-二氯乙烷最大检出质量浓度为 $21.40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 四氯乙烯最大检出质量浓度为 $4.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 四氯化碳最大检出质量浓度为 $2.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.2 水文地质概况

该地块所处区域地形平坦, 场地平均标高+3.90 m(1985国家高程基准)左右, 地貌属长江三角洲冲积平原, 地基土为第四纪全新世河口相交错沉积物。污染场地地层岩性简单, 上部覆盖松散杂填土、粉土、粉砂夹粉土及粉砂, 上部松散层总厚度在50 m左右, 构成富水性较好的潜水含水层, 含水层下部为1层厚度15 m以上且分布均匀连续的粉质粘土层, 构成相对隔水层。勘察过程中, 通过室内土工试验测得了不同岩层的渗透系数, 具体结果如表1所示。

地块所处区域场地地下水类型属浅层孔隙潜水, 地下水水力坡度较缓(1‰)。地下水主要补给来源为大气降水、地表水和同一含水层

表1 不同岩层渗透系数表
Table 1 Conductivity of different rock

岩性	水平渗透系数/ $(\text{m}\cdot\text{d}^{-1})$	垂直渗透系数/ $(\text{m}\cdot\text{d}^{-1})$
杂填土	4.000	2.000
粉土	0.025	0.016
粉砂夹粉土	2.980	1.740
粉砂	4.420	2.540
粉质粘土层	0.003	0.002

的侧向补给。地下水排泄方式主要为大气蒸发和侧向径流。污染地块及其周边的浅部地下水属自由潜水类型, 主要受大气降水、地表径流影响, 水位变幅随季节性降雨量略有升降。2018年11月16日至12月12日勘探期间初见水位在自然地面下1.50 m左右, 相应标高约+2.40 m; 稳定地下水埋深约1.40 m, 相应标高约+2.50 m。

2 DNAPLs 运移模拟

2.1 水文地质概念模型

地下水含水层底板上的DNAPLs池通过溶解、稀释形成污染羽。DNAPL污染羽主要存在于地块下部松散岩类孔隙潜水含水层中。因此, 本次模拟选取该含水层作为目标含水层。该含水层厚度约为50 m, 地下水位埋深约1.40 m, 主要由上更新统粉土和全新统冲洪积粉砂组成, 潜水含水层底部是透水性较差的粉质粘土层。地下水流向由西向东流动, 水力梯度约为1‰。

本研究把污染场地东和西边界概化作为已知水头边界, 其余边界根据地下水流线概化为零通量边界。目标含水层的上边界为潜水含水层顶部的自由表面, 目标含水层通过该边界与外界产生蒸发排泄以及降水入渗等垂向上的水量交换。本研究中将目标含水层的水流和DNAPLs污染物运移概化为二维多相流运移模型, 且目标含水层水文地质参数概化为均质各向异性。场地水文地质概念模型压力水头西侧边界44.5 m、东侧边界43.5 m, 含水层厚度50 m, 孔隙度0.35, 纵向弥散度5.00 m, 横向弥散度0.05 m。

2.2 污染物运移情景

本次模拟研究假设含水层中DNAPL污染物已处理且均低于检出限, 模拟2种工况。工况1考虑仅有含水层底板存在DNAPLs池, 且模拟期内周边无地下水开采, 模拟分析在对流、弥散及重力等作用下, 4种DNAPLs污染物在垂直向上和沿地下水流方向的迁移扩散情况。工况2考虑在场地不同位置、潜水含水层不同深度进行抽水时, DNAPL污染物(以1,2-二氯乙烷为例)的运移情况, 并假设6种地下水开采情景。情景1, 抽水井设置在DNAPL池上游50 m处, 抽水层位在地表以下48~50 m, 抽水量为 $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; 情景2, 抽水井设置在DNAPL池上游50 m处, 抽水层位于地表以下23~25 m, 抽水量为 $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; 情景3, 抽水井设置在DNAPL池污染源处, 抽水层位在地表以下48~50 m, 抽水量为 $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; 情景4, 抽水井设置在DNAPL池污染源处, 抽水层位在地表以下23~25 m, 抽水量为 $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; 情景5, 抽水井设置在DNAPL池下游300 m, 抽水层位在地表以下48~50 m, 抽水量为 $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; 情景6, 抽水井设置在DNAPL池下游300 m, 抽水层位在地表以下23~25 m, 抽水量为 $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 。

DNAPL运移情景示意如图1所示, 4种典型DNAPLs主要物化性质参数如表2所示。本研究中污染羽边界质量浓度设定为建设用地一类用地地下水污染物风险控制值, 该值的计算参考《建设用地土壤污染风险评估技术导则》^[10](HJ25.3-2019)。地下水暴露情景不考虑饮用地下水暴露途径, 仅考虑吸入室外和室内空气中来自地下水的气态污染物途径。其中, 气态污染物途径风险控制值取室内和室外中的较小值, 计算得到的地下水高风险污染物控制值结果如表3所示。

2.3 模型求解

本次研究采用由UTChem软件对进行求解, UTChem所需模型参数参考文献^[7, 9, 13-14]中的取值。多相流模型参数: 水相残余饱和度为0.40、DNAPL相残余饱和度为0.20、水相相对渗透率端点为0.75、DNAPL相相对渗透率端点为0.80、水相相对渗透率指数为1.20、DNAPL相相对渗透率指数为1.10、毛细压力端点为5.00、毛细压力指数为-0.90。

2.4 模型时空离散

在垂直方向上, 把模型划分成23层; 在水平方向上, 模型的剖分情况为1行×100列。模型总

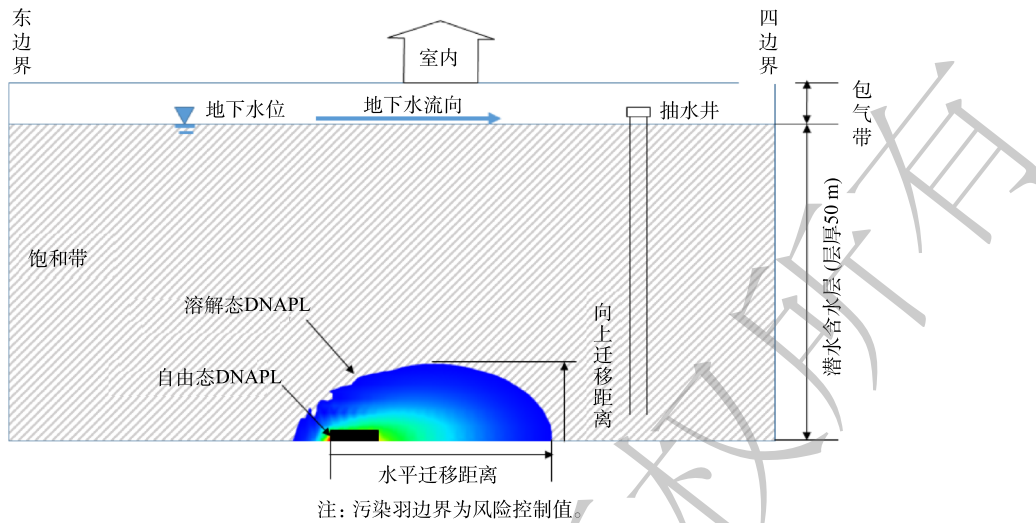


图1 污染物运移情景示意
Fig. 1 Sketch map of pollution migration

表2 DNAPLs 污染物主要性质参数表^[11-12]

污染物	是否挥发	标准CAS	溶解度/(mg·L ⁻¹)	密度/(g·cm ⁻³)	黏度
氯仿	是	67-66-3	7 950	1.479	0.55
1,2-二氯乙烷	是	107-06-2	8 600	1.245	0.80
四氯乙烯	是	127-18-4	250	1.623	0.80
四氯化碳	是	56-23-5	793	1.594	0.90

表3 地下水高风险污染物风险控制值

检出污染物	CAS号	基于室内蒸汽入侵的风险控制值/(mg·L ⁻¹)	基于室外蒸汽入侵的风险控制值/(mg·L ⁻¹)
氯仿	67-66-3	0.33	10.62
1,2-二氯乙烷	107-06-2	0.81	18.77
四氯乙烯	127-18-4	8.66	382.62
四氯化碳	56-23-5	0.23	11.07

共有 2 400 个单元格，每个单元格为长宽高均为 2 m 的立方体。其中，1~2 层为杂填土层、3~4 层为粉土层、5~9 层为粉砂夹粉土层、10~23 层为粉砂层。本次模拟在第 23 层某单元格给定一处体积约 3 m³ 的 DNAPL 池，此后 DNAPL 溶解运移 70 a。

2.5 敏感性分析

常用的敏感性分析方法有局部分析法和全局分析法、数学方法和图解法、筛选方法和精炼分析法。其中，局部分析法和全局分析法是最为常见的一类敏感性分析方法，且被广泛接受。局部分析法仅检验单参数对模型的影响，简单快捷应用广泛。本研究选择局部分析法进行敏感性分析，数计算方法见式(1)

$$SAF = \frac{\Delta A/A}{\Delta F/F} \tag{1}$$

式中：ΔA/A，表示评价指标的变动比率；ΔF/F，表示不确定因素的变化率。SAF>0，表示评价指标与不确定性因素同方向变化；SAF<0，表示评价指标与不确定性因素反方向变化；|SAF|越大，表明评价指标 A 对于不确定性因素 F 越敏感，反之则不敏感。

本敏感性分析，选择工况 1 条件下 1,2-二氯乙烷运移模型的弥散度和粉砂层渗透系数分别作为不确定性因素，选择污染物向下游迁移距离和垂直向上最大迁移距离为评价指标，分析模型参数对运移结果的敏感性。

3 结果与讨论

3.1 工况1条件下4种典型DNAPL迁移模拟结果

本研究利用污染物自底板垂直向上最大迁移距离和向下游迁移距离来表征DNAPLs对含水层的影响。污染物自底板垂直向上最大迁移距离是指污染羽边界距离含水层底板的最大距离，向下游迁移距离是指纵向污染羽前锋距离DNAPL污染源的距離。图2展示了4种典型DNAPLs污染物运移情况，图中污染羽边界值为根据第一类用地室内蒸汽入侵途径推算的地下水中污染物的风险控制值。表4展示了工况1中4种典型DNAPLs污染物迁移距离随时间变化情况。

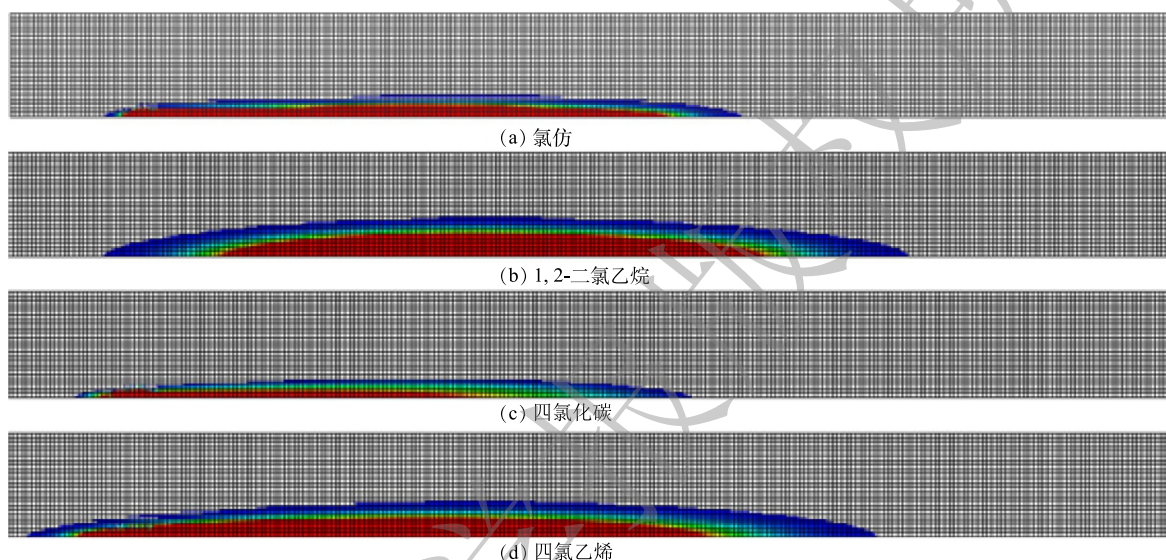


图2 典型DNAPLs在模拟期末(70 a)的迁移结果

Fig. 2 Migration process of typical DNAPLs in groundwater (70 a)

表4 工况1条件下典型DNAPLs污染物质迁移模拟结果

Table 4 Simulation results of pollutant migration of typical DNAPLs

污染物	标准CAS	向上迁移距离/m			向下游迁移距离/m		
		20 a	50 a	70 a	20 a	50 a	70 a
氯仿	67-66-3	9.70	13.50	16.70	140.51	260.34	332.12
1,2-二氯乙烷	107-06-2	11.10	15.00	16.90	142.40	264.71	337.77
四氯乙烯	127-18-4	5.00	6.90	7.90	97.12	187.41	243.40
四氯化碳	56-23-5	9.20	13.20	15.20	135.21	252.82	322.10

结合图2及表4运移结果可发现，4种DNAPL向下游迁移距离较远，在模拟期末(70 a)向下游迁移的距离均超过了200 m，但其垂直向上最大迁移距离有限，在模拟期末其垂直向上最大迁移距离均未超过17 m。其中，氯仿在模拟期末垂直向上最大迁移距离为16.70 m，向下游迁移距离为332.12 m；1,2-二氯乙烷在模拟期末垂直向上最大迁移距离为16.90 m，向下游迁移距离为337.77 m；四氯乙烯在模拟期末垂直向上最大迁移距离为7.90 m，向下游迁移距离为243.40 m；四氯化碳在模拟期末垂直向上最大迁移距离为15.20 m，向下游迁移距离为322.10 m。

综合可知，4种典型DNAPL污染物中，1,2-二氯乙烷溶解度较大，因而该污染物易由自由态转变为溶解态，加之其密度较小、黏度较低，更容易在地下水中沿水流方向迁移。因此，1,2-二氯乙烷在垂向和水平方向的迁移距离最大、影响范围也最大。这可能与砂岩含水层底部DNAPL扩散

速度受黏度等参数影响较大有关^[15]。而四氯乙烯虽然黏度低,但由于其溶解度较小、密度较大,因而其在地下水垂向和水平方向的迁移中影响范围小。相关研究^[15-16]表明,在天然条件下,DNAPL 污染物虽然垂直向上迁移距离有限,但其将在未来较长时间内存在于地下水含水层中。一方面,污染物次弥散型反常迁移的存在,导致了 DNAPL 污染物难以在短期内被清除;另一方面, DNAPL 超弥散型反常迁移的存在,导致了 DNAPL 在含水层中污染空间范围迅速扩大。

场地污染调查一般要求调查至第1隔水层顶板,但受钻探设备及含水层厚度等条件限制,部分含水层较厚的场地难以调查至第1隔水层顶板。本次 DNAPL 地下水数值模拟结果显示,在含水层较厚的地块中,含水层底板纵使富集有 DNAPL 池,在自然条件下经过 70a 迁移扩散, DNAPL 物质自底板垂直向上的扩散迁移距离有限。4 种典型 DNAPLs 中,污染羽边界自底板垂直向上最大迁移距离为 16.9 m(1,2-二氯乙烷)。相较于场地 50 m 含水层,污染羽边界距离地表仍有 33.10 m 的距离。因此,在对类似此类巨厚含水层地块进行调查和修复时,可对地块 DNAPL 迁移进行模拟分析,以制定科学合理的调查及修复深度。

3.2 工况 2 设置抽水井对 DNAPL 运移的影响

如图 3(a) 所示,在情景 1 条件下,污染源上游的抽水井能够有效阻止污染物向下游迁移的速度,模拟期末 (70 a) 其向下游迁移距离仅为 218.76 m,其垂直向上迁移距离为 13.71 m,较原工况 1 下降了 3.19 m。如图 3(b) 所示,在情景 2 条件下,污染源上游的浅层抽水井对污染物迁移扩散的控制作用不明显,在模拟期末其向下游迁移距离较工况 1 减小 5.95 m,其垂直向上迁移距离较工况 1 减小 9.02 m。如图 3(c) 所示,在情景 3 条件下,污染源处的深层抽水井准确捕捉 DNAPL 污染

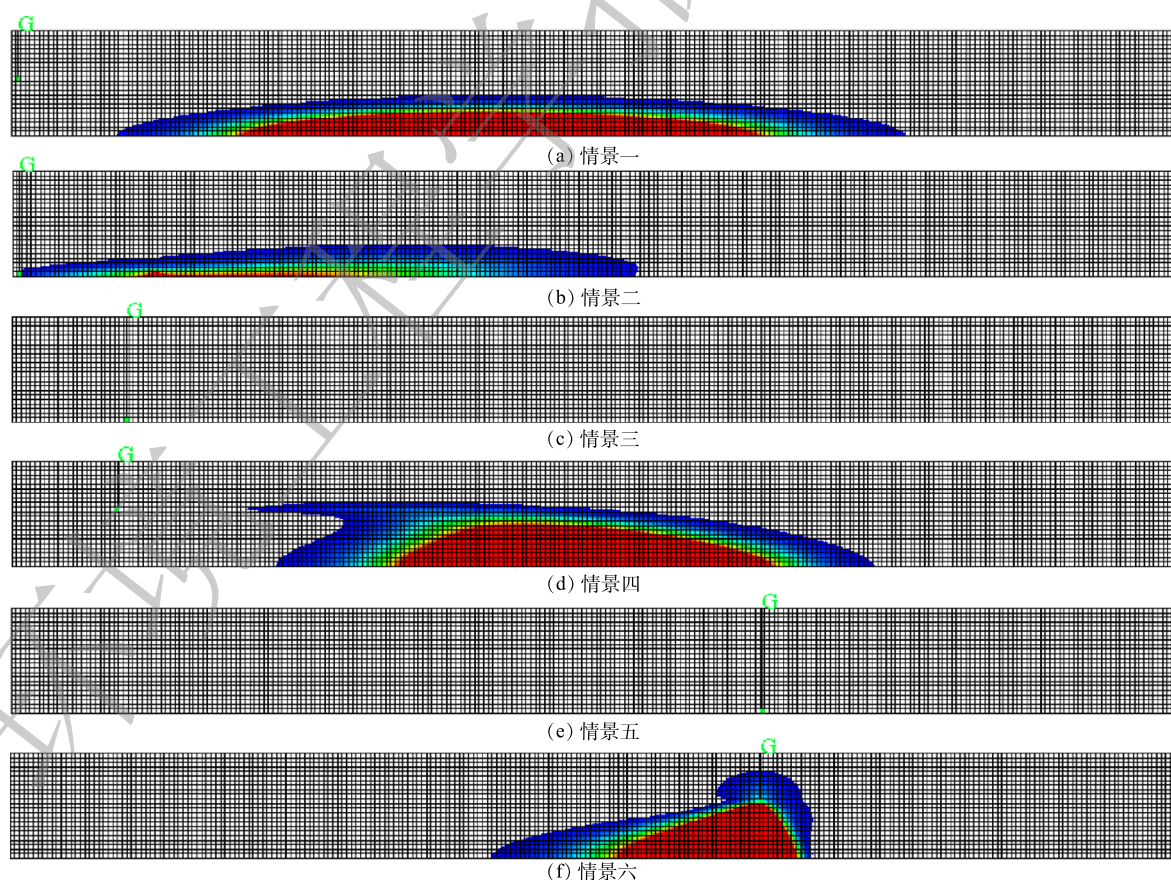


图 3 不同情景在模拟期末 (70 a) 运移结果

Fig. 3 Pollutant migration results at the end of simulation period (70 a) under different scenarios

源，能够有效去除污染源，明显控制污染羽迁移的扩散，其在 4 a 末污染物向下游迁移距离较工况 1 减小 321.77 m，其垂直向上迁移距离较工况 1 减小 8.00 m，污染物在模拟期其在地下水中的浓度均低于风险控制值。如图 3(d) 所示，在情景 4 条件下，污染物在模拟期末 (70 a) 向下游迁移距离较工况 1 减小 19.41 m，其垂直向上迁移距离较工况 1 增大 11.00 m。在该情景下，污染物垂直向上迁移距离明显增大，向下游扩散距离得到一定控制。如图 3(e) 所示，在情景 5 条件下，污染物在模拟期其在地下水中的浓度均低于风险控制值。该情景加速了污染物向下游迁移的速率，但在污染物到达开采位置时，污染物能够被有效控制，不再往下游继续扩散，直至质量浓度降低至风险控制值以下。如图 3(f) 所示，在情景 6 条件下，污染物在模拟期末 (70 a) 向下游迁移距离较工况 1 减小 44.48 m，其垂直向上迁移距离较工况 1 增大 21.32 m (表 5)，该情景下污染物垂直向上迁移距离明显增大，向下游扩散距离得到一定控制。

工况 2 模拟结果表明，深层井开采能够有效抑制污染物运移扩散，尤其当抽水井设置于原位时，抑制效果尤为明显，地下水中的污染物在 5 a 末即基本降至风险控制值以下；浅层抽水井一定程度上能够控制污染物向开采井下游扩散，但其明显加剧了污染物在垂向的扩散范围。此外，污染物在未达到抽水井处时，其横向迁移速率较快，在到达抽水井处时，其进一步向下游扩散的趋势被抑制。造成这一现象的原因可能是，增大地下水流速能够加强 DNAPL 在水平和垂直方向上的运移，使得 DNAPL 运移路径倾斜。同时，地下水流速的增大进一步提高了 DNAPL 在横向和垂向的扩散速度，导致污染区域增大^[17]。但相关研究表明，DNAPL 池要溶解在的地下水中需要较长时间^[18]，但随着 DNAPLs 多相抽提井深度的增加，污染物抽提的效率也随之增加^[19]。

3.3 敏感性分析

在工况 1 条件下，随着弥散度和渗透系数的增大，污染物迁移距离均随之增大。其中，弥散度和渗透系数对垂直方向迁移距离的平均敏感性系数分别为 0.45 和 0.48，渗透系数的影响相对较强；弥散度和渗透系数对横向迁移距离的平均敏感性系数分别为 0.195 和 0.740，渗透系数对横向迁移的影响明显更强，敏感性分析结果见表 6~表 7。DEKKER 等^[19]研究发现，含水层介质的渗透率特征会显著影响 DNAPL 污染物的运移和分布情况，而水力梯度与残余饱和度等其他参数之间的关系对污染物饱和度分布的影响不大，这与本研究得到的结果相近。当含水层渗透系数较小时，溶解态 DNAPL 受溶解作用和两相流作用影响更大，此时对流

表 5 工况 2 条件下 1,2-二氯乙烷污染物迁移模拟结果
Table 5 Simulation results of pollutant migration of 1,2-dichloroethane

污染物 迁移情景	向上迁移距离/m			向下游迁移距离/m		
	20a	50a	70a	20a	50a	70a
情景1	11.29	13.10	13.71	69.34	159.03	218.76
情景2	11.71	14.92	15.98	140.88	261.83	331.82
情景3	9.75	0	0	35.79	0	0
情景4	16.51	25.80	27.90	164.12	266.72	318.36
情景5	18.23	0	0	298.17	0	0
情景6	18.72	35.51	38.22	220.61	291.12	293.29

表 6 不同弥散度条件下敏感性系数结果
Table 6 Sensitivity analyses under different dispersion conditions

弥散度变化幅度	垂向迁移距离SAF	横向迁移距离SAF
-10%	0.449	0.200
-5%	0.599	0.181
+5%	0.419	0.200
+10%	0.329	0.196

表 7 不同渗透系数条件下敏感性系数结果
Table 7 Sensitivity analyses results under different conductivity conditions

渗透系数变化幅度	垂向迁移距离SAF	横向迁移距离SAF
-10%	0.359	0.749
-5%	0.299	0.729
+5%	0.778	0.747
+10%	0.509	0.744

弥散作用的影响相对较小^[20]。因此,弥散度在本研究中敏感性较小的结果较为合理。

4 结论

1) 经过 70 a 时间,4 种典型 DNAPL 物质在底板上向地下水下游和垂直底板向上的迁移影响范围有限。其形成的污染羽最上边界距离含水层底板最大距离为 16.90 m,自 DNAPL 池向下游的最大迁移距离为 337.77 m。

2) 抽水井能够显著影响底板上 DNAPLs 向下游和自含水层底板向上的迁移扩散范围,当抽水井抽水位置位于 DNAPL 池或其附近时,能够有效去除并遏制 DNAPL 污染物的迁移扩散;当抽水井位于含水层下游时,会加快 DNAPL 污染物迁移扩散,导致其影响范围变大。

3) 本研究模拟得到的 4 种 DNAPL 在含水层中的迁移范围,对于以保障地表人居活动安全为目标的场地土壤环境调查评估及修复治理深度的确定有启示意义,但当研究区所在区域或周边存在以地下水为饮用水水源时,应考虑对地下水资源的保护。同时,当研究区所在区域或周边存在敏感生态保护区时,也应当考虑地下水污染对生态环境的影响。

参考文献

- [1] 赵希涛,胡道功,吴中海,等.长江三角洲地区晚新生代地质与环境研究进展述评[J].*地质力学学报*,2017,23(1): 1-64.
- [2] 暴志蕾.长三角地区饮用水源地有机污染物特征分析研究[J].石家庄:河北师范大学,2016: 1-3.
- [3] 高尚,王磊,龙涛,等.污染地块中高密度非水相液体(DNAPLs)迁移特征及判定调查技术研究进展[J].*生态与农村环境学报*,2018,34(4): 289-299.
- [4] 中华人民共和国生态环境部.建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则:HJ 25[J].2-2019[S].北京:中国环境出版集团出版,2019: 3-4.
- [5] 中华人民共和国国土资源部.地下水监测井建设规范:DZ/T 0270-2014[J].中国标准出版社,2014: 5-6.
- [6] ASADOLLAHFARD G, KHODADI A, JAVADIFAR N. UTCHEM model application for prediction of crude oil removal from contaminated sand columns[J]. *Journal of the Geological Society of India*, 2013, 82(6): 712-718.
- [7] KHALILINEZHAD S S, HASHEMI A, MOBARAKI S, et al. Experimental analysis and numerical modeling of polymer flooding in heavy oil recovery enhancement: a Pore-Level investigation[J]. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 2019, 44: 10447-10465.
- [8] PICKENS J, JACKSON R E, STATHAM W H, et al. Simulation of DNAPL migration and surfactant-enhanced aquifer remediation//Fifth Annual Environmental Management and Technology Conference Proceedings Volume[J]. Southwest, 1993: 391-412.
- [9] 陈梦佳,吴剑锋,孙晓敏,等.地下水典型非水相液体污染迁移模拟的尺度提升研究[J].*水文地质工程地质*,2020,47(1): 11-18.
- [10] 中华人民共和国生态环境部.建设用地土壤污染风险评估技术导则:HJ 25.3-2019[S].北京:中国环境出版集团,2019,10-15.
- [11] 刘锐,孟凡勇,文晓刚,等.挥发性氯代烃在土壤中的吸附行为研究进展[J].*土壤学报*,2012,49: 8.
- [12] 沈雨生,刘敏.有机化合物的粘度及粘度的温度系数[J].*中南民族学院学报(自然科学版)*,1997,3: 7-12.
- [13] 宋健,吴剑锋,杨蕴,等.基于含水层DNAPL污染修复替代模型的多目标优化研究[J].*中国环境科学*,2016,36(11): 3390-3396.
- [14] 易立新,徐鹤.地下水数值模拟:GMS应用基础与实例[J].北京:化学工业出版社,2009: 174.
- [15] PUTZLOCHER R, KUEPER B H. Relative velocities of DNAPL and aqueous phase plume migration[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2006, 88(3/4): 321-326.
- [16] 郭芷琳,马瑞,张勇,等.地下水污染物在高度非均质介质中的迁移过程:机理与数值模拟综述[J].*中国科学:地球科学*,2021,51(11): 20.
- [17] 高燕维,郑菲,施小清,等.基于透射光法探讨水流流速对DNAPL运移分布的影响[J].*环境科学*,2015(7): 2532-2539.
- [18] 田蕾,胡立堂,张梦琳.低渗透石化污染场地多相抽提修复效率的数值模拟[J].*中国环境科学*,2022,42(2): 11.
- [19] DEKKLER T J, Abriola L M. The influence of field-scale heterogeneity on the infiltration and entrapment of dense nonaqueous phase liquids in saturated formations[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2000, 42(2/3/4): 187-218.
- [20] 高彦斌,张松波,李韬,等.饱和黏性土中重质非水相有机污染物纵向迁移数值模拟[J].*同济大学学报(自然科学版)*,2020,48(1): 28-36.

(责任编辑:金曙光)

Transport Simulation of Typical DNAPLs in Deep Aquifer and Safe Utilization Depth Evaluation of Polluted Plot

XIE Wenyi^{1,2}, JIANG Dengdeng^{1,2}, LI Xuwei^{1,2}, KONG Lingya^{1,2}, CAO Shaohua^{1,2}, CHEN Qiang^{1,2}, ZHANG Shengtian^{1,2}, DENG Shaopo^{1,2,*}

1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 2. State Environmental Protection Key Laboratory of Soil Environmental Management and Pollution Control, Nanjing 210042, China

*Corresponding author, E-mail: dsp@nies.org

Abstract There are a large number of chemical pollution sites left over by history in the areas along the river and near the sea in southern Jiangsu. There are huge thick aquifers and DNAPL pollutants in the area where these sites are located. The depth of investigation and treatment during their redevelopment and utilization has always been a prominent problem perplexing the safe utilization of the plots as construction land. In this study, UTChem model was used to build a 2D groundwater DNAPLs transport model. Transport of 4 typical DNAPLs on very thick aquifer floor (chloroform, 1,2-dichloroethane, carbon tetrachloride and tetrachloroethylene) over time were simulated, and the factors affecting its diffusion range were discussed. Based on the simulation results, suggestions and factors that should be considered for the safe utilization depth of such sites are put forward. The research showed that, the migration of four typical DNAPLs (chloroform, 1,2-dichloroethane, carbon tetrachloride and tetrachloroethylene) plumes on the aquifer floor was limited after 70 a under no pumping wells condition. The maximum migration distances from the floor vertically upward were 16.70, 16.90, 15.20 and 7.90 m respectively, and the migration distances to the downstream were 332.12, 337.77, 322.10 and 243.40 m respectively; under pumping condition, the pumping wells will significantly affect the migration range of DNAPLs pollution plume. The main factors affecting the migration and diffusion range of DNAPLs were the solubility, density, viscosity, dispersion and permeability coefficient of pollutants. The results of this study can provide a scientific basis for the risk control and safe utilization of typical chemical decommissioned plots.

Keywords extremely thick aquifer; DNAPLs; contaminated site; UTChem; safe utilization