

常州市临江化工有限公司原厂址地
块土壤污染风险评估报告
(备案稿)

委托单位：常州市临江化工有限公司

编制单位：江苏龙环环境科技有限公司

二〇二五年六月

项目摘要

常州市临江化工有限公司原厂址地块（以下简称“临江化工地块”）位于常州市新北区滨江化学工业园内，原厂区占地面积约 75519m²。2017 年~2019 年，为了全面满足安全防御 1954 年型洪水要求，对江堤进行了改造提升，将临江化工原厂区内北侧部分区域纳入长江江堤改造提升范围内，根据《中华人民共和国水法》、《中华人民共和国防洪法》等规定：“在水工程保护范围内，禁止从事影响水工程运行和危害水工程安全的爆破、打井、采石、取土等活动”，另依据《常州市长江防洪工程管理办法》（常政发〔2005〕119 号）第十三条规定：“在长江防洪工程保护范围内禁止擅自开河、挖筑鱼塘、开凿深井、采砂取土和爆破等可能危害防洪工程安全的行为”。同时滨江管委会征询了常州市城市防洪工程江堤管理所的意见，江堤保护范围内不得进行钻探作业，易造成管涌的风险，地块外西北侧边界外区域无法进行布点采样，因此本地块的调查面积为 72806m²，调查面积小于占地面积。

（一）地块概况

本项目地块最早为农田，1993 年临江化工在本项目地块成立，主要从事染料及中间体的制造，行业类别为 2661 化学试剂和助剂制造，2015 年该企业停产关闭，之后厂区闲置，2020 年除污水处理区外地块内其余构筑物及其生产设备、管道等均完成拆除，构筑物拆除后即在原地坪以上覆土，2021 年地块内污水处理区拆除完成，地块完成最终的覆土绿化，覆土厚度约 1.5~5m，地块目前处于闲置状态。

本项目调查期间，地块内的临江化工已停产拆除并完成覆土绿化，现场空气中无明显异味。本项目地块外东南侧紧邻滨江三路，隔路为绿地（原常州明谛树脂有限公司）；西北侧紧邻滨江一路，隔路为闲置空地和河流；北侧紧邻长江江堤保护边界线（长江江堤及其绿化带），隔江堤为长江夹江，隔江为录安洲，录安洲以北为长江主航道；南侧

为绿地（原常州光辉食品添加剂有限公司）。

本项目地块拟规划用地为绿地，属于《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 36600-2018）中第二类用地。

（二）地块前期详细调查情况

2020年6月，常州滨江经济开发区管理委员会委托上海环境绿色生态修复科技有限公司（以下简称“调查单位”）对临江化工地块开展土壤污染状况调查工作，于2022年2月编制《常州市临江化工有限公司原厂址地块土壤污染状况调查报告》并通过专家评审，取得了常州市生态环境局备案意见。报告内容涉及初步采样分析、详细采样分析和补充调查阶段。

初步采样阶段，调查单位采用专业判断结合分区布点法的方式，在临江化工地块内共布设35个土壤采样点（其中11个土孔采样点，24个水土复合采样点），24个地下水采样点。检测项目包括pH、重金属（16项）、挥发性有机物（31项）、半挥发性有机物（21项）、石油烃（C₁₀-C₄₀）、氟化物、耗氧量、氨氮、亚硝酸盐和硝酸盐等，同时对涉及污染风险的区域进行有机全扫描。根据调查结果，土壤检出因子中氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯含量超过《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB36600-2018）第二类建设用地土壤污染风险筛选值；地下水检出因子中pH、9种VOCs（苯、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、乙苯、二甲苯（总量）、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷）、1种SVOCs（苯并[a]芘）、石油烃（C₁₀~C₄₀）、氟化物、氟化物、锑、氨氮、硝酸盐、耗氧量浓度超过《地下水质量标准》（GB/T 14848-2017）的IV类标准值及相关参考标准。

详细采样阶段，调查单位根据初查结果在临江化工地块内共布设38个土壤采样点，54个地下水采样点。土壤检测项目为VOCs，地下水检测项目为VOCs、锑、苯并[a]芘、石油烃（C₁₀~C₄₀）、氟化物和氟化物。根据详细调查结果，土壤检出因子中苯、氯苯、1,2-二氯

苯、1,4-二氯苯含量超过《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB36600-2018）第二类建设用地土壤污染风险筛选值；地下水检出因子中 4 种 VOCs（苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯）、石油烃（C₁₀~C₄₀）浓度超过《地下水质量标准》（GB/T 14848-2017）的Ⅳ类标准值及相关参考标准。

补充调查阶段，调查单位在临江化工地块内超标区域布设了 6 个土壤采样点，检测因子为 DMF 和氰化物；在一般区域布设 5 个土壤采样点，检测因子包括 pH、重金属及无机物（12 项）、挥发性有机物（31 项）、半挥发性有机物（21 项）、石油烃（C₁₀-C₄₀）、DMF。根据检测结果，土壤中检测因子苯含量超过《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB36600-2018）第二类建设用地土壤污染风险筛选值。在临江化工地块超标区域内布设 3 个地下水采样点（分 2 层采集潜水样品），检测因子为 DMF 和氰化物；在超标区域布设了 3 个深层地下水采样点（分 2 层采集地下水样品）（其中含 2 个微承压水层采样点），检测因子包括 pH、重金属及无机物（12 项）、挥发性有机物（31 项）、半挥发性有机物（21 项）、石油烃（C₁₀-C₄₀）、DMF；根据检测结果，PBW2（原 MW6）点位现状地表以下 27m 深的微承压水检出因子中苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、石油烃（C₁₀-C₄₀）浓度超过《地下水质量标准》（GB/T 14848-2017）的Ⅳ类标准值及相关参考标准。因此，该地块属于污染地块，土壤环境质量不满足规划用地要求，需进一步开展土壤污染风险评估工作。

（三）2022 年补充调查情况

2022 年 4 月，临江化工公司委托江苏龙环环境科技有限公司（以下简称“我公司”）对本地块开展风险评估工作，我公司在前期详细调查确定的土壤和地下水污染区域进行了风险评估工作的补充调查。共布设土壤采样点 31 个（其中 14 个土孔采样点，17 个水土复合采

样点），原状地坪下 6m 地下水采样点 43 个，覆土层（覆土后现状地坪下）3m 地下水采样点 2 个，现状地表以下 23~25m 深的地下水采样点 11 个（其中含 4 个微承压水层采样点），调查结果显示地块内土壤中的苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、石油烃（C₁₀-C₄₀）、1,1,2,2-四氯乙烷含量超过《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB36600-2018）第二类建设用地土壤污染风险筛选值；潜水中锑、苯、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、石油烃（C₁₀-C₄₀）和苯胺浓度超过《地下水质量标准》（GB/T 14848-2017）的Ⅳ类标准值及相关参考标准；微承压水中苯、氯苯、1,2-二氯苯、浓度超过《地下水质量标准》（GB/T 14848-2017）的Ⅳ类标准值及相关参考标准。根据调查结果，编制了《常州市临江化工有限公司原厂址地块土壤污染风险评估报告》。

（四）2025 年补充调查情况

2025 年 1 月，根据江苏省生态环境厅下发的《审计反馈部分污染地块应纳入未纳入省级名录问题整改一览表》要求，我公司开展了自查自纠，针对省厅提出的问题开展补充调查工作，主要工作为重新采集部分土壤和地下水验证前后数据的一致性，同时对前期调查土壤采样点位最大送检深度仍超标的点位进行兜底采样以及在边界处布设土壤和地下水采样点，明确边界外污染情况。

（五）2025 年风险评估

本地块规划为绿地，敏感受体为成人，考虑地块后期拟采取修复与风险管控施工措施，基于保守原则，项目地块受体暴露途径为①经口摄入土壤颗粒物、②皮肤接触土壤颗粒物、③吸入土壤颗粒物、④吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物和⑤吸入室外空气中来自下层土壤的气态污染物共 5 种暴露途径；潜水和微承压水暴露途径考虑①吸入室外空气中来自地下水的气态污染物和②皮肤接触地下水共 2 种暴露途径。

根据风险表征计算结果，现状地表以下土壤关注污染物苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯和石油烃(C₁₀-C₄₀)风险不可接受，地下水关注污染物风险可接受。但考虑地下水中 DNAPLs 存在会对土壤修复以及长江的生态环境造成一定影响，基于保守原则，建议对以上地下水 DNAPLs 物质进行削减修复。

(六) 修复范围与后续管控建议

根据本地块土壤和地下水污染特征，并考虑到地块后期规划，从经济和土地利用方式考虑，因此本地块土壤和地下水污染区域建议进行修复与风险管控。

临江化工地块内土壤需修复污染物为苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯和石油烃(C₁₀-C₄₀)，修复目标值分别为 4、560、20、270 和 4500mg/kg，土壤修复理论面积为 10018m²，修复理论体量为 93738m³，湿重约 174353 t。临江化工地块内地下水 DNAPLs 污染物需要削减修复，削减修复目标值为地下水中该物质对应溶解度的 1%，需削减修复的理论面积为 16464m²。地块土壤和地下水风险管控范围为整个厂区，面积为 72806m²，周长约为 1086m，风险管控深度为现状地表以下 33m（黄海标高-26.39m）。

目 录

项目摘要	1
目 录	1
1 总论	1
1.1 项目背景	1
1.2 风险评估目的	3
1.3 风险评估原则	3
1.4 风险评估范围	4
1.5 风险评估工作内容	6
1.6 风险评估工作依据	6
1.7 风险评估标准、技术规范	9
2 地块概况	11
2.1 地块环境情况	11
3 地块规划	15
4 调查结果	16
5 污染地块风险评估	20
5.1 危害识别	21
5.2 暴露评估	23
5.3 毒性评估	33
5.4 风险表征	39
5.5 风险控制值	44
5.6 土壤异味风险控制值的制定	45
6 修复与管控目标值与范围估算	49
6.1 修复目标值确定	49
6.2 土壤和地下水污染状况评估	51
6.3 修复量及范围确定	55
6.4 风险管控范围和深度	60
7 地下水污染物迁移扩散入江风险评估	62
7.1 水文地质结构模型	62
7.2 水文地质概念模型	63
7.3 地下水流数学模型	64
7.5 特征污染物运移模型预测	65
8 修复与管控方案比选和建议	69
8.1 修复与风险管控技术筛选原则	69
8.2 常用修复与管控技术简介	69
8.3 修复与风险管控技术筛选	82

8.4 风险管控	86
9 风险评估结论与建议	87
9.1 结论	87
9.2 建议	88

1 总论

1.1 项目背景

临江化工地块位于常州市新北区滨江化学工业园内，临江化工原厂区占地面积约 75519m²。2017 年~2019 年，为了全面满足安全防御 1954 年型洪水要求，须对江堤进行改造提升，将临江化工原厂区内北侧部分区域纳入长江改造提升范围内，因此本地块的调查面积为 72806m²，调查面积小于占地面积。

本项目地块拟规划用地性质为绿地，本项目地块以《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 36600-2018）中第二类用地进行评价。

本项目地块内企业成立于 1993 年 12 月，隶属于江苏亚邦化工集团有限公司，原名为常州市临江化工厂，2005 年左右更名为常州市临江化工有限公司，主要生产 1-溴丙烷、1,4-二氨基-2,3-二氰基蒽醌和分散兰 60，2006 年企业进行技改扩建，增加分散黄 54、分散黄 64 的生产。2009 年企业对污水处理站等设施进行提标改造，新建污水厌氧处理池、调节池、加药罐等，2015 年企业停产厂房闲置；2020 年临江化工地块列入长江大保护启动区范围内，将进行长江大保护两岸造林绿化建设，2020 年除污水处理区外地块内其余构筑物及其生产设备、管道等均完成拆除，构筑物拆除后即在原地坪以上覆土，2021 年地块内污水处理区拆除完成，地块完成最终的覆土绿化，覆土厚度约 1.5~5m。

现场踏勘期间，临江化工地块已停产拆除并完成覆土绿化，现场空气中无明显异味。临江化工地块东南侧紧邻滨江三路，隔路为绿地（原常州明谛树脂有限公司）；西北侧紧邻滨江一路，隔路为闲置空地和河流；北侧紧邻长江江堤保护边界线（长江江堤及其绿化带），隔江堤为长江夹江，隔江为录安洲，录安洲以北为长江主航道；南侧为绿地（原常州光辉食品添加剂有限公司）。

2020年6月至2025年6月，本项目地块共开展了三轮土壤和地下水调查。

2020年6月，常州滨江经济开发区管理委员会委托上海环境绿色生态修复科技有限公司（以下简称“调查单位”）对临江化工地块开展土壤污染状况调查工作，于2022年2月编制《常州市临江化工有限公司原厂址地块土壤污染状况调查报告》并通过专家评审，取得了常州市生态环境局备案意见。报告内容涉及初步采样分析、详细采样分析和补充调查阶段。调查报告中指出该地块内部分区域土壤和地下水已经受到污染，需要开展风险评估工作。

2022年4月，常州市临江化工有限公司委托我公司对本地块开展风险评估工作，我公司在前期调查确定的土壤和地下水污染区域进行了风险评估工作的补充调查。于2022年7月编制《常州市临江化工有限公司原厂址地块土壤污染风险评估报告》并通过专家评审，取得了常州市生态环境局初审意见。

2025年1月，根据江苏省生态环境厅下发的《审计反馈部分污染地块应纳入未纳入省级名录问题整改一览表》要求，我公司开展了自查自纠，针对省厅提出的问题开展补充调查工作，主要工作为重新采集部分土壤和地下水验证前后数据的一致性，同时对前期调查土壤采样点位最大送检深度仍超标的点位进行兜底采样以及在边界处布设土壤和地下水采样点，明确边界外污染情况。2025年6月20日常州市生态环境局会同常州市自然资源和规划局在常州组织召开了《常州市临江化工有限公司原厂址地块2025年土壤污染状况调查报告》专家评审会。意见如下：进一步完善地块红线确定依据，补充规划支撑材料；完善水文地质条件，规范含水层划分并明确其分布；结合前期调查结果，加强特征污染物梳理；综合分析并明确地块土壤和地下水污染情况；完善全流程质控内容，规范相关附图、附件。报告修改完善并经专家复核后通过专家评审。

依据《中华人民共和国土壤污染防治法》和《江苏省土壤污染防治条例》的要求，对土壤污染状况调查报告评审表明污染物含量超过土壤污染风险管控标准的建设用地地块，应当进行土壤污染风险评估。在地块土壤污染状况调查的基础上，按照我国发布的《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3-2019）中相关技术要求开展该地块的风险评估工作，确定调查地块土壤和地下水中污染物的风险水平，判断是否需要采取修复措施或风险管控。在此基础上编制了《常州市临江化工有限公司原厂址地块土壤污染风险评估报告（评审稿）》。

2025年6月26日，常州市生态环境局及常州市自然资源和规划局出具了关于《常州市临江化工有限公司原厂址地块土壤污染风险评估报告》的初审意见。

1.2 风险评估目的

地块污染具有很大的隐蔽性、滞后性和持久性，地块污染物通常存在于土壤并通过土壤转移，其变化和移动非常缓慢，受体只有长期接触污染物时才会产生潜在风险。因而需要通过风险评估，分析预测地块污染对生态环境及地块使用者产生的影响，为进行污染修复和管理决策提供科学依据。同时，风险评估有助于分析和比较多种修复措施的有效性，有效地规避地块污染风险。

本次风险评估工作主要通过危害识别、暴露评估、毒性评估、风险表征工作，确定调查地块内土壤和地下水中关注污染物的可接受风险水平，通过控制值计算提出调查地块土壤和地下水风险控制值，最终确定调查地块的修复目标值，给出调查地块的修复范围和修复建议，为调查地块开展下一步修复和风险管控工作提供依据。

1.3 风险评估原则

本次风险评估工作严格按照生态环境部发布的《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019）、《生态环境健康风险评估技术导则》（HJ1111-2020）和《建设用地土壤污染修复目标值制定

指南（试行）》等地块风险评估相关文件的要求，遵循原则如下：

（1）科学性原则：充分收集已有数据和信息，基于最新科学证据，根据生态环境管理需要、评估目的、数据可获得性和有效性，科学合理确定评估方案，确保评估过程的系统性、完整性以及评估结论的客观性；

（2）针对性原则：根据评估对象的污染特征，选取实际暴露情景及参数，构建有针对性的健康风险暴露评估模型；

（3）谨慎性原则：风险评估结果应包括在现实最不利情景下，敏感人群或高暴露人群暴露于环境中化学因素的健康风险；

（4）透明性原则：对风险评估的整个过程应进行完整且系统的记录，其中应特别注意评估的制约因素、不确定性和假设及其处理方法、评估中不同意见和观点、直接影响风险评估结果的重大决策等内容。

1.4 风险评估范围

临江化工地块位于常州市新北区滨江化学工业园内，临江化工原厂区占地面积约 75519m²。2017 年~2019 年，为了全面满足安全防御 1954 年型洪水要求，须对江堤进行改造提升，将临江化工原厂区内北侧部分区域纳入长江江堤改造提升范围内，根据《中华人民共和国水法》、《中华人民共和国防洪法》等规定：“在水工程保护范围内，禁止从事影响水工程运行和危害水工程安全的爆破、打井、采石、取土等活动”，另依据《常州市长江防洪工程管理办法》（常政发〔2005〕119 号）第十三条规定：“在长江防洪工程保护范围内禁止擅自开河、挖筑鱼塘、开凿深井、采砂取土和爆破等可能危害防洪工程安全的行为”。同时滨江管委会征询了常州市城市防洪工程江堤管理所的意见，江堤保护范围内不得进行钻探作业，易造成管涌的风险，地块外西北侧边界外区域无法进行布点采样，因此本地块的调查面积调整为 72806m²，调查面积小于临江化工原厂区占地面积。

本次风险评估范围为临江化工地块，调查面积约 72806m²。地块外东南侧紧邻滨江三路，隔路为绿地（原常州明谛树脂有限公司）；西北侧紧邻滨江一路，隔路为闲置空地和河流；北侧紧邻长江江堤及其绿化带，隔江堤为长江夹江，隔江为录安洲；南侧为绿地（原常州光辉食品添加剂有限公司）。

1.5 风险评估工作内容

根据地块实际情况，开展地块风险评估，为该地块的污染防治提供决策依据，具体的工作包括：

(1) 根据地块前期调查结果，分析地块污染源的分布、污染程度和主要污染物，建立污染地块概念模型；

(2) 评价关注污染物毒性，开展不同暴露途径的基于保护人体健康的风险评估；

(3) 制定地块土壤与地下水中各种污染物的筛选值，对筛选出的关注污染物进行风险评价；

(4) 对超过可接受致癌风险或可接受非致癌危害商的污染物计算风险控制目标值，估算污染地块土壤和地下水修复范围和修复量。

1.6 风险评估工作依据

1.6.1 国家有关法律、法规及规范性文件

(1) 《中华人民共和国环境保护法》，2014年4月24日修订通过，2015年1月1日起施行；

(2) 《中华人民共和国水污染防治法》，2017年6月27日修正，2018年1月1日起施行；

(3) 《中华人民共和国土壤污染防治法》，2018年8月31日通过，2019年1月1日起施行；

(4) 《国务院关于印发土壤污染防治行动计划的通知》（国发〔2016〕31号），2016年5月28日；

(5) 《中华人民共和国水法》，2016年7月2日修订通过，2016年10月1日起施行；

(6) 《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》，2020年4月29日修正，2020年9月1日施行；

(7) 《地下水管理条例》（中华人民共和国国务院，国令第 748 号），2021 年 10 月 21 日公布，自 2021 年 12 月 1 日实施；

(8) 《污染地块土壤环境管理办法（试行）》（环境保护部令，部令第 42 号），2016 年 12 月 31 日公布，自 2017 年 7 月 1 日起施行；

(9) 关于印发《建设用地土壤污染状况调查、风险评估、风险管控及修复效果评估报告评审指南》的通知（环办土壤〔2019〕63 号）；

(10) 《关于贯彻落实土壤污染防治法推动解决突出土壤污染问题的实施意见》（环办土壤〔2019〕47 号），2019 年 7 月 4 日印发；

(11) 《建设用地土壤污染状况初步调查监督检查工作指南（试行）》，生态环境部，2022 年 7 月 7 日；

(12) 《建设用地土壤污染状况调查质量控制技术规范（试行）》，生态环境部，2022 年 7 月 7 日。

1.6.2 地方有关法规、规章及规范性文件

(1) 《江苏省土壤污染防治条例》（公告第 80 号），江苏省人大常委会，2022 年 3 月 31 日通过，2022 年 9 月 1 日起施行；

(2) 《江苏省固体废物污染环境防治条例》（公告第 29 号），江苏省人大常委会，2024 年 11 月 28 日修订，2025 年 3 月 1 日实施；

(3) 《省政府关于印发江苏省土壤污染防治工作方案的通知》（苏政发〔2016〕169 号），2016 年 12 月 27 日；

(4) 《省生态环境厅关于进一步加强重点行业企业遗留地块土壤污染防治工作的通知》（苏环办〔2020〕53 号），2020 年 2 月 18 日；

(5) 《江苏省地表水（环境）功能区划（2021-2030 年）》，（苏环办〔2022〕82 号）；

(6) 《江苏省生态环境厅关于征求江苏省建设用地土壤污染状况调查评估有关文件意见的函》（苏环便函〔2023〕1071 号）；

(7) 《省生态环境厅 省自然资源厅 省工业和信息化厅 关于进一步

加强化工等企业关闭遗留地块土壤污染风险管控工作的通知》（苏环办〔2022〕341号），2022年12月7日；

（8）《江苏省地下水污染防治实施方案》（苏环办〔2020〕75号）；

（9）《江苏省深入打好净土保卫战实施方案》（苏政办发〔2022〕78号）；

（11）《常州市土壤污染防治工作方案》（常政发〔2017〕56号），2017年5月9日；

（11）《关于印发常州市化工等企业关闭遗留地块土壤污染风险管控工作方案的通知》（常环〔2023〕5号），常州市生态环境局、常州市自然资源和规划局、常州市工业和信息化局，2023年1月31日；

（12）《关于开展建设用地土壤污染状况初步调查监督检查工作的通知》（常环土〔2023〕102号），2023年9月7日。

1.6.3 与项目有关的技术文件

（1）《常州市临江化工有限公司原厂址地块土壤污染状况调查报告》及专家评审意见，上海环境绿色生态修复科技有限公司，2022年1月；

（2）《关于受理常州市临江化工有限公司原厂址地块土壤污染状况调查报告备案的通知》（常环土〔2022〕14号），常州市生态环境局，2022年2月；

（3）《常州市临江化工有限公司原厂址地块调查项目水文地质勘察报告》，常州市东华岩土有限公司，2022年6月；

（4）《常州市临江化工有限公司原厂址地块调查项目补充水文地质勘察报告》，常州市东华岩土有限公司，2024年8月；

（5）《常州市临江化工有限公司原厂址地块土壤污染风险评估报告》及专家评审意见，江苏龙环环境科技有限公司，2023年8月；

（6）《常州市临江化工有限公司原厂址地块2025年土壤污染状况调查报告》及专家评审意见，江苏龙环环境科技有限公司，2025年6月；

- (7) 《常州市临江化工厂年产 100 吨 1-溴丙烷项目》，2023 年 9 月；
- (8) 《常州市临江化工有限公司常州市临江化工厂年产 300 吨阿斯巴甜及中间体、205 吨染料及中间体项目》，2024 年 1 月；
- (9) 《常州市临江化工厂年产 3500 吨染料及中间体项目》，2005 年 8 月；
- (10) 《常州市临江化工厂技改年产 550 吨 1,4-二氨基-2,3-二氰基萘醌、3000 吨分散兰 60、3000 吨分散黄 54、200 吨分散黄 64、30000 吨高档印染助剂项目》，2006 年 11 月。

1.7 风险评估标准、技术规范

1.7.1 风险评估技术规范

- (1) 《建设用地土壤污染风险管控和修复术语》（HJ682-2019），生态环境部，2019 年 12 月 5 日发布，2019 年 12 月 5 日实施；
- (2) 《建设用地土壤污染状况调查技术导则》（HJ25.1-2019），生态环境部，2019 年 12 月 5 日，2019 年 12 月 5 日实施；
- (3) 《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019），生态环境部，2019 年 12 月 5 日发布，2019 年 12 月 5 日实施；
- (4)《建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则》（HJ25.2-2019），生态环境部，2019 年 12 月 5 日发布，2019 年 12 月 5 日实施；
- (5) 《地下水环境状况调查评价工作指南》，生态环境部，2019 年 9 月；
- (6) 《建设用地土壤环境调查评估技术指南》，生态环境部，2017 年 12 月 13 日；
- (7) 《建设用地土壤污染修复目标值制定指南（试行）》，生态环境部，2022 年 12 月 21 日；
- (8) 《复合污染工业地块调查技术指南》（DB32 / T 4424-2022），江苏省市场监督管理局，2022 年 12 月 31 日发布，2023 年 1 月 31 日实施；

(9) 《污染场地岩土工程勘察标准》(DB32 / T 3749-2020), 江苏省市场监督管理局, 2020 年 2 月 24 日发布, 2020 年 5 月 1 日实施。

1.7.2 污染评估标准

(1) 《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600-2018);

(2) 《地下水质量标准》(GB/T 14848-2017) 的 IV 类标准值(地下水化学组分含量较高, 以农业和工业用水质量要求以及一定水平的人体健康风险为依据, 适用于农业和部分工业用水, 适当处理后可作生活饮用水);

(3) 《江苏省地方标准 建设用地土壤污染风险筛选值》(DB32/T 4712-2024);

(4) 《上海市建设用地土壤污染状况调查、风险评估、风险管控与修复方案编制、风险管控与修复效果评估工作的补充规定(试行)》;

(5) 《建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》, 江西省地方标准(DB36/1282-2020);

(6) 《环境影响评价技术导则 土壤环境(试行)》(HJ 964-2018)。

2 地块概况

2.1 地块环境情况

2.1.1 地理位置

本项目地块位于常州市新北区滨江化学工业园内。地块中心经度 119.962279°，纬度 31.983054°。

常州市地处江苏南部，长江三角洲南缘，地理坐标北纬 31° 09′ 至 32° 04′，东经 119° 08′ 至 120° 12′，位于沪宁铁路中段，东距上海约 160km，西离南京约 140km，东邻无锡、江阴，西接茅山，南接天目山余脉，北临长江，与扬中、泰兴隔江相望，东南濒太湖，与宜兴相毗。

常州国家高新技术产业开发区（新北区）是 1992 年经国务院批准最早成立的 52 个国家级高新区之一，位于常州市北部，北纬 31°48′~32°03′，东经 119°46′~120°01′。北濒长江，南至沪宁铁路，与武进区、钟楼区接壤，东与江阴市和天宁区交界，西接丹阳市和扬中市。面积 439.16 平方千米。

2.1.2 地形、地貌

该地块位于江苏常州市新北区，属城市平原，地势平坦，河网密布。自然地平面标高 2.6~3.6 米（青岛高程）。据区域地质资料，该地区属长江三角洲沉积，第四纪以来该区堆积了 160~200 米的松散沉积物，地貌单元属冲积平原。该地区的地震基本烈度为 6 度。

常州市地貌类型属高沙平原，山丘平圩兼有。市区属长江下游冲积平原，地势平坦，西北部较高，略向东南倾斜，地面标高一般在 6~8 米（吴淞基面）。地块处于长江中下游冲击平原，地质平坦，地质构造属于扬子古陆东端的下扬子白褶带，地势西北高，东南低。

2.1.3 水文地质

2.1.3.1 区域水文地质概况

常州市位于扬子准地台下扬子台褶带东端。印支运动使该地区褶皱上升成陆，燕山运动发生，使地壳进一步褶皱断裂，并伴之强烈的岩浆侵入

和火山喷发。白垩纪晚世，渐趋宁静，该地区构造架基本定型。进入新生代，平原区缓慢升降，并时有短暂海侵。常州市地层隶属于江南地层区。依据第四系松散沉积物类型、分布特点和沉积物来源，全区大体以龙虎塘为界，划分长江新三角洲平原沉积区和太湖平原沉积区。

区域地下水主要赋存于第四系松散沉积砂层及基岩裂隙之中，区内第四系松散层厚度 180~200 米，砂层一般厚度累计可达 50~160 米，为地下水的赋存提供了良好的介质条件。按地下水形成的岩性和赋存条件以及水文特征，本区地下水类型可划分为松散岩类孔隙水和基岩裂隙水，基岩裂隙水又可划分为灰岩岩溶裂隙水和砂岩裂隙水。根据松散岩类各含水砂层的时代、沉积环境、埋藏分布、水化学特征及彼此间水力联系，将区内 200 米以内含水砂层划分为五个含水层(组)，自上而下，依次划分为潜水含水层和 I、II、III、IV 四个承压含水层(组)，其时代根据本区第四纪地层划分，分别相当于全新世，上更新世早期，中更新世早期，下更新世。区内各个松散含水层(组)的岩性特征、厚度及富水性，均严格受到含水层形成沉积环境所制约，各自反映出其特有的变化规律。

2.1.3.2 地块地层条件

2022 年至 2024 年期间，我公司委托常州市东华岩土工程有限公司对临江化工地块开展过 2 次水文地质勘察，分别于 2022 年 6 月 15 日编制完成《常州市临江化工有限公司原厂址地块调查项目水文地质勘察报告》（工程编号：DK-20220531），2024 年 4 月编制完成《常州市临江化工有限公司原厂址地块调查项目补充水文地质勘察报告》。

2.1.5 水系

常州地区河流属长江流域的太湖湖区、南溪两大水系，京杭大运河自西北向东南经市区穿越过境，由诸多北支和南支沟通长江以及洮湖、滆湖、太湖等主要湖泊，构成纵横交错的水网地区。全市境内河流纵横、大小河流 2730 余条，总长度 2540 余公里，北有长江，南有太湖和滆湖，京杭大运河自西向东斜贯城区，形成一个“北引江水，汇流运河，南注两湖”的自然水系。

常州市新北区春江镇水网密布，水系发达，长江在春江镇北部通过，境内主要南北向河道有德胜河、剩银河、桃花港、小龙港等，由德胜河向东延伸的河浜有丰收河、白龙河、友谊河、建新河、三里河、济农河等，另外还有通江的南北向河道浜德中沟、新藻江河、临江中沟等河流，主要河流的水文特征如下文所述，其余河流长度一般在 2~4 公里，水位 1.4~3.2 米。

临江化工地块所在区域周边主要河流为长江。

长江常州段上起丹阳市交界的新六圩，下迄与江阴市交界的老桃花港，沿江岸线全长为 16.35km。其中：孢子洲夹江(新六圩至德胜河口)长 8.25km，禄安洲夹江(德胜河口至老桃花港)长 4.18km，水面宽约 500m。本江段属长江下游感潮河段，潮汐为非正规半日浅海潮，每天两次涨潮，两次落潮，平均潮周期为 12 小时 26 分，潮波已明显变形，落潮历时大大超过涨潮历时。据江阴肖山潮位站的不完全统计，平均涨潮历时约 3 小时 41 分，落潮平均历时约为 8 小时 45 分。通常认为长江以江阴为河口区潮流界，实际上潮流界是随着上游径流量和下游潮差等因素不断变动。因此本江段在部分时间(主要是平水期，枯水期)会发生双向流动；因长江径流是主要的动力因素，单向下泄还是主要的。据长江潮区界以上大通水文站统计，最大洪峰流量 $92600\text{m}^3/\text{s}$ (1954 年 8 月 2 日)，最小枯季流量 $4620\text{m}^3/\text{s}$ (1979 年 1 月 31 日)。多年平均流量约 $30000\text{m}^3/\text{s}$ ，丰、平、枯期平均流量分别为

68500m³/s、28750m³/s 和 7675m³/s。

3 地块规划

根据《常州滨江经济开发区新材料产业园总体规划》，临江化工地块拟规划为绿地。

4 调查结果

临江化工地块内合计布设土壤采样点 126 个，共计 40 个点位存在检出因子超标情况（2025 年重采点位选用前后最大值数据），点位超标率 31.7%；此外，覆土层中存在 1 个点位 1,2-二氯苯检出数据超标。

临江化工地块内合计布设浅部和中层潜水采样点 146 个，共计 68 个点位存在检出因子超标情况（2025 年 7 个重采点位选用前后最大值数据进行统计）。

临江化工地块内共布设 9 个覆土层潜水地下水点位，建井深度为现状地表以下 3m，共存在 5 个点位存在检出因子超标情况。

临江化工地块内合计布设微承压层地下水采样点 8 个，深层潜水采样点 13 个，共计 1 个深层潜水采样点超标，4 个微承压层地下水采样点超标。

临江化工地块外合计布设浅部潜水采样点 4 个，共计 4 个点位存在检出因子超标情况，点位超标率 100%，超标因子包括耗氧量和氨氮。

第二类用地方式下，基于本项目地块调查土壤样品检测结果，通过 Earth Volumetric Studio (EVS) 可视化地质建模软件，基于 Nearest Neighbor-3D(最近邻插值法)和 Log Processing 指数模式，显示大于《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600-2018)中第二类建设用地土壤污染风险筛选值的污染物空间分布视为污染范围，共得到 5 种污染因子苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯和石油烃(C₁₀-C₄₀)的理论污染三维立体图。

由图可知，临江化工地块内土壤最大污染深度为现状地表以下 25m，且地块内仅一个点位(SB6)存在污染深度达到现状地表以下 25m，该点位超标因子包括苯、1,2-二氯苯和 1,4-二氯苯，位于蒽醌合成车间内的，且该点位(PBW2/MW6)潜水层下部地下水中苯、

氯苯、1,2-二氯苯和 1,4-二氯苯也存在超标现象，其余点位最大污染深度为现状地表以下 11m，各点位最大超标深度下层均送样检测并达标。经分析，临江化工地块内土壤垂向污染深度主要集中在现状地表以下 11m，仅 SB6 点位 25m 深度土壤样品超标。

根据潜水中污染物超标点位浓度与周边点位的检出浓度，使用 Surfer 软件（版本 12）的克里金插值法绘制潜水中主要污染物超出地下水评价标准的范围图。

此外根据西北角边界外和东侧边界处浅部潜水检测结果显示，该区域浅部潜水未受到污染，表明地块内污染物尚未迁移至地块外的西北侧和东侧。

采集的微承压水检出因子中耗氧量、氨氮、苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯和石油烃（C₁₀-C₄₀）超过相应的标准，通过克里金插值法绘制地块有机污染物超标范围。

4.4.3 土壤和地下水污染分析

4.4.3.1 土壤和地下水污染关联性分析

本项目地块土壤和地下水均存在不同程度的污染。

从超标范围来看：土壤和地下水污染范围主要集中在临江化工原厂区的蒽醌合成车间、烘房、蒽醌磺化车间等及附近区域。地下水污染区域与土壤污染区域存在较大面积重合，反映出这些重点生产区域在历史上生产经营过程中对区域内土壤和地下水环境造成影响。

从超标因子及其浓度来看：土壤主要受到的污染为石油烃($C_{10}-C_{40}$)、挥发性有机物苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯和1,1,2,2-四氯乙烷；潜水主要受到的污染为pH、氨氮、耗氧量、硝酸盐、亚硝酸盐、苯、苯胺、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、乙苯、二甲苯(总量)、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、苯并[a]芘、石油烃($C_{10}-C_{40}$)、氟化物、氟化物、锑、硫酸盐和硫化物；微承压水主要受到的污染物为耗氧量、氨氮、石油烃($C_{10}-C_{40}$)、苯、氯苯、1,2-二氯苯和1,4-二氯苯；综合土壤和地下水调查结果来看，地块内土壤和地下水超标倍数最多的均为苯、氯苯、1,2-二氯苯和1,4-二氯苯，表明地块内土壤和地下水污染因子存在一定的关联性。

4.4.3.2 地下水非水相液体分析

考虑到本地块地下水污染物中苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯等有机物浓度较高，可能存在非水相液体，根据搜集到的文献资料《重质非水相液体(DNAPL)污染场地调查评估技术》(丁贞玉，2016年)、《污染水文地质学》([美]C.W.Fetter，2011年)、《污染地块中高密度非水相液体(DNAPL)迁移特性及判定调查技术研究进展》(高尚、王磊、龙涛、曹少华、陈樯，2018年)、《地下水氯代烃污染羽原位修复》(Hans F.Stroo、C.Herb Ward 主编，张二勇、钱永、李亚松、费宇红译)等中针对非水相液体调查相关判定方法的介绍：

通常若地下水中各 NAPLs 类污染物浓度与该物质溶解度的比值之和大于 1%，则该地块非常可能存在 NAPLs 类物质，本次调查主要依据此原则进行调查分析。

通过对比发现，地下水污染因子：苯、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、二甲苯最高浓度分别占该物质溶解度的 1.39%、1.10%、500%、891.03%、10.36% 和 2.75%，超过了非水相液体判断标准的 1% 以上，所以判断污染物在地下水中存在非水相液体。

苯、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、二甲苯污染物已经地块内形成非水相液体，结合该些污染物的密度和溶解度可知，地块内已形成重质非水相液体 DNAPLs。通常情况下，DNAPLs 主要在重力作用下发生以垂向向下为主的迁移，在到达含水层底部后 DNAPLs 较难发生垂向迁移，积聚后会向周边扩散。

DNAPLs 主要存在于地块的东北侧区域，结合该区域水文地质条件发现，该区域微承压含水层以上主要是由淤泥质粉质粘土、粉土夹粉质粘土组成的弱透水层，当泄漏量足够大时，DNAPLs 遇到弱透水层易形成 DNAPLs 池，积聚后会向周边扩散。该区域潜水含水层中污染较重，微承压含水层污染较轻，受到污染的结果从侧面说明了 DNAPLs 可能在弱透水层中形成了 DNAPLs 池，若不对该区域地下水进行管控，DNAPLs 可能随水流迁移至长江，从而对长江造成持续影响。

5 污染地块风险评估

污染地块风险评估工作程序包括危害识别、暴露评估、毒性评估、风险表征、土壤及地下水风险控制值的确定。通过风险评估判断土壤及地下水污染造成的人体健康风险是否超过可接受水平，并计算土壤及地下水污染风险控制值。

本项目风险评估工作中暴露评估的暴露量、风险表征和控制值计算等均采用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）尧一骏、陈樯开发的污染场地风险评估电子表格软件（以下简称“电子表格软件”，版本号 20241213）来计算和推导的。

为了便于识别污染地块土壤中不同污染物的健康风险，配合污染地块管理和风险评估相关文件的使用，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）尧一骏博士和环保部南京环境科学研究所陈樯等研究人员合作开发了电子表格软件。软件基于 MSExcel，依据《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019）而开发，适用于污染场地人体健康风险评估和污染场地筛选值的查询及土壤和地下水风险控制值的确定，电子表格软件中的相关模型计算参数对应《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019）中参数。电子表格软件中依据的数据库是筛选值数据库、污染物数据库。其中筛选值数据库包括国家、北京、上海、重庆、浙江、珠三角的标准，评估对象是污染土壤和地下水，适用于第一层次风险评估。污染物数据库涵盖了各种重金属、VOCs、SVOCs 的理化性质与毒理性质，如亨利常数、分配系数、扩散系数、致癌风险、参考剂量等，用于风险评估。其他如污染区参数、土壤性质参数、受体暴露参数等，来源于《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3-2019）。电子表格软件可计算土壤及地下水中污染物的筛选值/修复目标（风险控制值）、风险值/危害商、暴露量、暴露途径贡献率等，已在全国多地得到了同行的一致认可和广泛使用。



图 5-1 《污染场地风险评估电子表格》启动界面（更新日期 2024 年 12 月）

5.1 危害识别

收集地块环境调查阶段获得的相关资料和数据，掌握地块土壤中关注污染物的浓度分布及空间分布，明确规划土地利用方式，分析可能的敏感受体，如儿童、成人、地下水体等。

5.1.1 关注污染物

根据《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019），将对人群等敏感受体具有潜在风险需要进行风险评估的污染物确定为关注污染物。

5.1.1.1 土壤中关注污染物及其分布

（1）确定关注污染物的原则

根据《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB36600-2018），建设用地土壤中污染物含量等于或低于风险筛选值的，建设用地土壤污染风险一般情况下可以忽略。通过土壤污染状况调查确定建设用地土壤中污染物含量大于风险筛选值，应当根据 HJ25.3 等标准及相关技术要求，开展风险评估。

（2）土壤中关注污染物

根据本次土壤污染状况调查结果表明，查明调查地块土壤已受到苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯、1,1,2,2-四氯乙烷和石油烃(C₁₀-C₄₀)

污染，超出本地块的筛选值，可能存在健康风险。本次土壤关注污染物的风险评估采用土壤中各污染物的最大超标浓度进行计算评估。

5.1.1.2 地下水中关注污染物及其分布

《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3-2019）未对如何纳入地下水关注污染物进行具体说明。参考《地下水污染健康风险评估工作指南》（环办土壤函〔2019〕770号），基于地下水环境调查和监测结果，将对人群等敏感受体具有潜在风险且需要进行风险评估的污染物，确定为关注污染物。

根据《地下水污染健康风险评估工作指南》3 章节所述关注污染物的判定条件可知，关注污染物应为有毒有害物质；同时 3.1 章节指出了检出指标是否有毒有害的判定依据。本地块潜水中 pH、氨氮、耗氧量、硝酸盐、亚硝酸盐、苯、苯胺、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、乙苯、二甲苯（总量）、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、苯并[a]芘、石油烃(C₁₀-C₄₀)、氰化物、氟化物、锑、硫酸盐和硫化物超过《地下水质量标准》（GB/T14848-2017）中的Ⅳ类标准及相关标准；微承压水中耗氧量、氨氮、石油烃(C₁₀-C₄₀)、苯、氯苯、1,4-二氯苯和 1,2-二氯苯超过《地下水质量标准》（GB/T14848-2017）中的Ⅳ类标准及相关标准。经查《地下水污染健康风险评估工作指南》附录 H、《地下水质量标准》（GB/T14848-2017）中毒理学指标、《有毒有害水污染物名录》以及《优先控制化学品名录》等标准规范可知，本地块地下水中超标污染物 pH、耗氧量、硫酸盐和硫化物不在毒理学指标范围内，不为有毒有害物质，无理化毒性，对人体等敏感受体无健康风险，因此，本地块地下水中 pH、耗氧量、硫酸盐和硫化物不作为关注污染物，本次不对 pH、耗氧量、硫酸盐和硫化物污染物开展风险评估工作。基于地块含水层分布情况，本次将按照潜水和微承压水层进行风险评估。

5.1.2 暴露人群

根据《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019），依据不同土地利用方式下人群的活动模式，规定了第二类用地方式（以工业用地为代表）和第一类用地方式（以住宅用地为代表）下的典型暴露情景。

本项目地块用地规划为绿地，上述规划以第二类用地为主，其主要暴露人群为成人。

5.2 暴露评估

在危害识别的工作基础上，分析地块土壤和地下水中关注污染物进入并危害敏感受体的情景，确定地块土壤和地下水污染物对敏感人群的暴露途径，确定污染物在环境介质中的迁移模型和敏感人群的暴露模型，确定与地块污染状况、土壤性质、敏感人群和关注污染物性质等相关的模型参数值，计算敏感人群摄入来自土壤或地下水的污染物所对应的土壤或地下水的暴露量。

5.2.1 暴露情景及暴露途径分析

暴露途径是地块土壤和地下水中污染物经一定的方式迁移并进入敏感受体的过程。地块需分别考虑土壤和地下水作为污染源时对敏感受体（人体）产生的风险和危害。绿地规划用途下，考虑地块后期拟采取修复与风险管控施工措施，基于保守原则，项目地块受体暴露途径为①经口摄入土壤颗粒物、②皮肤接触土壤颗粒物、③吸入土壤颗粒物、④吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物和⑤吸入室外空气中来自下层土壤的气态污染物，可能的暴露途径如图 5.2-1 所示。

地下水中主要污染物为挥发性有机物、石油烃(C₁₀-C₄₀)及重金属等，当地下水作为污染源从保护人体健康角度分析，不考虑饮用地下水条件下，第二类用地场景下成人为敏感受体，地下水中关注污染物镉、硝酸盐和亚硝酸盐由于自身无挥发性等，因此在第二类用地条件下仅②皮肤接触地下水（后期风险管控与修复施工活动短期潜在接触）

的暴露途径。其余污染物的暴露途径主要为①吸入室外空气中来自地下水的气态污染物和②皮肤接触地下水（后期风险管控与修复施工活动短期潜在接触）。

5.2.2 土壤暴露模型

本项目地块第二类用地场景下成人为敏感受体，受体的暴露途径主要包括：①经口摄入土壤颗粒物、②皮肤接触土壤颗粒物、③吸入土壤颗粒物、④吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物和⑤吸入室外空气中来自下层土壤的气态污染物。

土壤各种暴露途径的评估计算公式如下：

5.2.2.1 经口摄入土壤途径

对于单一污染物的致癌效应，考虑人群在成人期暴露的终生危害，经口摄入土壤途径对应的土壤暴露量采用公式（A.21）计算：

$$OISER_{ca} = \frac{OISER_a \times ED_a \times EF_a \times ABS_o}{BW_a \times AT_{ca}} \times 10^{-6} \quad \dots\dots (A.21)$$

公式（A.21）中：

$OISER_{ca}$ ——经口摄入土壤暴露量（致癌效应）， $kg \text{ 土壤} \cdot kg^{-1} \text{ 体重} \cdot d^{-1}$ ；

$OISIR_a$ ——成人每日摄入土壤量， $mg \cdot d^{-1}$ ；

ED_a ——成人暴露期， a ；

EF_a ——成人暴露频率， $d \cdot a^{-1}$ ；

ABS_o ——经口摄入吸收效率因子，无量纲；

BW_a ——成人体重， kg ；

AT_{ca} ——致癌效应平均时间， d 。

对于单一污染物的非致癌效应，考虑人群在成人期暴露受到的危害，经口摄入土壤途径的土壤暴露量采用公式（A.22）计算：

$$OISER_{nc} = \frac{OISER_a \times ED_a \times EF_a \times ABS_o}{BW_a \times AT_{nc}} \times 10^{-6} \quad \dots\dots (A.22)$$

公式（A.22）中：

$OISER_{nc}$ ——经口摄入土壤暴露量（非致癌效应）， $kg \text{ 土壤} \cdot kg^{-1}$

体重 d^{-1} ;

AT_{nc} —非致癌效应平均时间, d;

公式 (A.22) 中 $OSIR_a$ 、 ED_a 、 EF_a 、 ABS_o 和 BW_a 的参数含义见公式 (A.21)。

5.2.2.2 皮肤接触土壤途径

对于单一污染物的致癌效应, 考虑人群在成人期暴露的终生危害。皮肤接触土壤途径土壤暴露量采用公式 (A.23) 计算:

$$DCSER_{ca} = \frac{SAE_a \times SSAR_a \times EF_a \times ED_a \times E_v \times ABS_d}{BW_a \times AT_{ca}} \times 10^{-6} \quad \dots\dots (A.23)$$

公式 (A.23) 中:

$DCSER_{ca}$ —皮肤接触途径的土壤暴露量 (致癌效应), $kg \text{ 土壤} \cdot kg^{-1} \text{ 体重} \cdot d^{-1}$;

SAE_a —成人暴露皮肤表面积, cm^2 ;

$SSAR_a$ —成人皮肤表面土壤粘附系数, $mg \cdot cm^2$;

ABS_d —皮肤接触吸收效率因子, 无量纲;

E_v —每日皮肤接触事件频率, $次 \cdot d^{-1}$;

公式 (A.23) 中 EF_a 、 ED_a 、 BW_c 、 AT_{ca} 和 BW_a 的参数含义见公式 (A.21)。

对于单一污染物的非致癌效应, 考虑人群在成人期的暴露危害, 皮肤接触土壤途径对应的土壤暴露量采用公式 (A.24) 计算:

$$DCSER_{nc} = \frac{SAE_a \times SSAR_a \times EF_a \times ED_a \times E_v \times ABS_d}{BW_a \times AT_{nc}} \times 10^{-6} \quad \dots\dots (A.24)$$

公式 (A.24) 中:

$DCSER_{nc}$ —皮肤接触的土壤暴露量 (非致癌效应), $kg \text{ 土壤} \cdot kg^{-1} \text{ 体重} \cdot d^{-1}$;

公式 (A.6) 中 SAE_a 、 $SSAR_a$ 、 E_v 和 ABS_d 的参数含义见公式 (A.21), AT_{nc} 的参数含义见公式 (A.22), BW_a 、 ED_a 和 EF_a 的参数含义见公式 (A.21)。

5.2.2.3 吸入土壤颗粒物途径

对于单一污染物的致癌效应，考虑人群在成人期暴露的终生危害，吸入土壤颗粒物途径对应的土壤暴露量采用公式 (A.25) 计算：

$$PISER_{ca} = \frac{PM_{10} \times DAIR_a \times ED_a \times PIAF \times (f_{spo} \times EFO_a + f_{spi} \times EFI_a)}{BW_a \times AT_{ca}} \times 10^{-6} \quad \dots\dots (A.25)$$

公式 (A.25) 中：

$PISER_{ca}$ —吸入土壤颗粒物的土壤暴露量（致癌效应）， $kg \cdot 土壤 \cdot kg^{-1} \cdot 体重 \cdot d^{-1}$ ；

PM_{10} —空气中可吸入浮颗粒物含量， $mg \cdot m^{-3}$ ；

$DAIR_a$ —成人每日空气呼吸量， $m^3 \cdot d^{-1}$ ；

$PIAF$ —吸入土壤颗粒物在体内滞留比例，无量纲；

F_{spo} —室外空气中来自土壤的颗粒物所占比例，无量纲；

F_{spi} —室内空气中来自土壤的颗粒物所占比例，无量纲；

EFO_a —成人的室外暴露频率， $d \cdot a^{-1}$ ；

EFI_a —成人的室内暴露频率， $d \cdot a^{-1}$ ；

公式 (A.25) 中 BW_a 、 ED_a 、 ED_a 、 BW_a 和 AT_{ca} 的参数含义见公式 (A.21)。

对于单一污染物的非致癌效应，考虑人群在成人期的暴露危害，吸入土壤颗粒物途径对应的土壤暴露量采用公式 (A.26) 计算：

$$PISER_{nc} = \frac{PM_{10} \times DAIR_a \times ED_a \times PIAF \times (f_{spo} \times EFO_a + f_{spi} \times EFI_a)}{BW_a \times AT_{nc}} \times 10^{-6} \quad \dots\dots (A.26)$$

公式 (A.26) 中：

$PISER_{nc}$ —吸入土壤颗粒物的土壤暴露量（非致癌效应）， $kg \cdot 土壤 \cdot kg^{-1} \cdot 体重 \cdot d^{-1}$ ；

公式 (A.26) 中 PM_{10} 、 $DAIR_a$ 、 f_{spo} 、 f_{spi} 、 EFO_a 、 EFI_a 和 $PIAF$ 的参数含义见公式 (A.25)， AT_{nc} 的参数含义见公式 (A.22)， BW_a 和 ED_a 的参数含义见公式 (A.21)。

5.2.2.4 吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物途径

对于单一污染物的致癌效应，考虑人群在成人期暴露的终生危害，

吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物对应的土壤暴露量,采用公式(A.27)计算:

$$IOVER_{cal} = VF_{suroa} \times \frac{DAIR_a \times EFO_a \times ED_a}{BW_a \times AT_{ca}} \quad \dots\dots (A.27)$$

公式(A.27)中:

$IOVER_{cal}$ —吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物对应的土壤暴露量(致癌效应), $kg \text{ 土壤} \cdot kg^{-1} \text{ 体重} \cdot d^{-1}$;

VF_{suroa} —表层土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子, $kg \cdot m^{-3}$;

公式(A.27)中 $DAIR_a$ 和 EFO_a 的参数含义见公式(A.25), BW_a 、 ED_a 和 AT_{ca} 的参数含义见公式(A.21)。

对于单一污染物的非致癌效应,考虑人群在成人期的暴露危害,吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物对应的土壤暴露量,采用公式(A.28)计算:

$$IOVER_{nc1} = VF_{suroa} \times \frac{DAIR_a \times EFO_a \times ED_a}{BW_a \times AT_{nc}} \quad \dots\dots (A.28)$$

公式(A.28)中:

$IOVER_{nc1}$ —吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物对应的土壤暴露量(非致癌效应), $kg \text{ 土壤} \cdot kg^{-1} \text{ 体重} \cdot d^{-1}$;

公式(A.28)中的 VF_{suroa} 的参数含义见公式(A.27), $DAIR_a$ 和 EFO_a 的参数含义见公式(A.25), AT_{nc} 的参数含义见公式(A.22), BW_a 和 ED_a 的参数含义见公式(A.21)。

5.2.2.5 吸入室外空气中来自下层土壤的气态污染物途径

对于单一污染物的致癌效应,考虑人群在成人期暴露的终生危害,吸入室外空气中来自下层土壤的气态污染物对应的土壤暴露量,采用公式(A.29)计算:

$$IOVER_{ca2} = VF_{suboa} \times \frac{DAIR_a \times EFO_a \times ED_a}{BW_a \times AT_{ca}} \quad \dots\dots (A.29)$$

公式(A.29)中:

$IOVER_{ca2}$ —吸入室外空气中来自下层土壤的气态污染物对应的土壤暴露量（致癌效应）， $kg \text{ 土壤} \cdot kg^{-1} \text{ 体重} \cdot d^{-1}$ ；

VF_{suboa} —下层土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子， $kg \cdot m^{-3}$ ；

公式（A.29）中的 $DAIR_a$ 和 EFO_a 的参数含义见公式（A.25）， BW_a 、 ED_a 和 AT_{ca} 的参数含义见公式（A.21）。

对于单一污染物的非致癌效应，考虑人群在成人期的暴露危害，吸入室外空气中来自下层土壤的气态污染物对应的土壤暴露量，采用公式（A.30）计算：

$$IOVER_{nc2} = VF_{suboa} \times \frac{DAIR_a \times EFO_a \times ED_a}{BW_a \times AT_{nc}} \quad \dots\dots (A.30)$$

公式（A.30）中：

$IOVER_{nc2}$ —吸入室外空气中来自下层土壤的气态污染物对应的土壤暴露量（非致癌效应）， $kg \text{ 土壤} \cdot kg^{-1} \text{ 体重} \cdot d^{-1}$ ；

公式（A.30）中的 VF_{suboa} 的参数含义见公式（A.29）， $DAIR_a$ 和 EFO_a 的参数含义见公式（A.25）， AT_{nc} 的参数含义见公式（A.22）， BW_a 和 ED_a 的参数含义见公式（A.21）。

5.2.3 地下水暴露模型

根据前期对地块周边地下水利用现状调查可知，地块内地下水不作为饮用水，同时根据江苏省人民代表大会常务委员会《关于在苏锡常地区限期禁止开展地下水的决定》（第三次修正）内容，常州地区禁止开采地下水，因此本项目地块第二类用地场景下成人为敏感受体，地下水污染物中锑、硝酸盐和亚硝酸盐对受体的暴露途径为②皮肤接触地下水。地下水中其余关注污染物对受体的暴露途径为①吸入室外空气中来自地下水的气态污染物和②皮肤接触地下水。暴露途径的评估计算公式如下：

5.2.3.1 吸入室外空气中来自地下水的气态污染物途径

对于单一污染物的致癌效应，考虑人群在成人期暴露的终生危害，

$$IOVER_{nc2} = VF_{suboa} \times \frac{DAIR_a \times EFO_a \times ED_a}{BW_a \times AT_{nc}}$$

吸入室外空气中来自地下水的气态污染物对应的地下水暴露量，采用公式（A.13）计算：

... (A.13)

公式（A13）中：

$IOVER_{ca3}$ —吸入室外空气中来自地下水的气态污染物对应的地下水暴露量（致癌效应）， $L \text{ 地下水} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ 体重} \cdot \text{d}^{-1}$ ；

VF_{gwoa} —地下水中污染物扩散进入室外空气中的挥发因子， $L \cdot \text{m}^{-3}$ ；

$DAIR_a$ —成人每日空气呼吸量， $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ；

EFO_a —成人的室外暴露频率， $\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$ ；

ED_a —成人暴露期， a ；

BW_a —成人体重， kg ；

AT_{ca} —致癌效应平均时间， d 。

对于单一污染物的非致癌效应，考虑人群在成人期的暴露危害，吸入室外空气中来自地下水的气态污染物对应的地下水暴露量，采用公式（A.14）计算：

$$IOVER_{nc3} = VF_{gwoa} \times \frac{DAIR_a \times EFO_a \times ED_a}{BW_a \times AT_{nc}} \quad \dots (A.14)$$

公式（A14）中：

$IOVER_{nc3}$ —吸入室外空气中来自地下水的气态污染物对应的地下水暴露量（非致癌效应）， $L \text{ 地下水} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ 体重} \cdot \text{d}^{-1}$ ；

VF_{gwoa} —地下水中污染物扩散进入室外空气中的挥发因子， $L \cdot \text{m}^{-3}$ ；

$DAIR_a$ —成人每日空气呼吸量， $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ；

EFO_a —成人的室外暴露频率， $\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$ ；

ED_a —成人暴露期， a ；

BW_a —成人体重， kg ；

AT_{nc} —非致癌效应平均时间， d 。

5.2.4 暴露参数

将土壤、地下水、空气参数以及将相关默认参数调整为地块特定参数，在此基础上计算因子的风险值。调整后的参数汇总见表 5.2-3。其中土壤总孔隙度、包气带孔隙水体积比、包气带空隙空气体积比、土壤含水率、土壤颗粒密度、包气带土壤容重等土壤理化参数参考 2022 年和 2024 年地块水文地质勘察报告。

由于地块现状已覆土，造成地下水抬升且覆土表层也受到污染，基于保守原则，将现状地表定义为污染土层顶部，污染土层顶部到地下水面的距离取值与地下水埋深相同；空气流速的取值参考常州多年平均风速；毛细管层孔隙水体积比及毛细管层空隙空气体积比的取值及计算参考我国《建设用土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019）。

1、土壤总孔隙度

土壤总孔隙度计算公式为式 5.2.1。

$$\theta = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \quad (\text{式 5.2.1})$$

ρ_b — 土壤容重, $\text{kg}\cdot\text{dm}^{-3}$;
 ρ_s — 土壤颗粒密度, $\text{kg}\cdot\text{dm}^{-3}$

根据 2 次水文地质勘察报告土工试验结果表中土工试验样品的干重度数据折算成干密度后的平均值，即得到上公式中 ρ_b 数据为 1.41；土工试验结果表中土工试验样品的比重数据，折算成平均值，即得到上公式中 ρ_s 数据为 2.713，计算得到土壤总孔隙度为 0.48。

2、包气带孔隙水体积比

包气带孔隙水体积比计算公式为式 5.2.2。

$$\theta_{ws} = \frac{\rho_b \times P_{ws}}{\rho_w} \quad (\text{式 5.2.2})$$

根据 P_{ws} — 土壤含水率, $\text{kg 水}\cdot\text{kg}^{-1}$ 土壤;
 ρ_w — 水的密度, $1 \text{ kg}\cdot\text{dm}^{-3}$ 。 试验结果表中土工试验样品的

含水率数据，折算成平均值，即得到上公式中 ρ_{ws} 数据为 31.8%，结合 ρ_b 数据为 1.41，计算得到包气带孔隙水体积比为 0.448。

3、包气带孔隙空气体积比

包气带孔隙空气体积比计算公式为式 5.2.3。

$$\theta_{as} = \theta - \theta_{ws} \quad (\text{式 5.2.3})$$

θ —— 土壤总孔隙度

θ_{ws} —— 包气带孔隙水体积比

4、包气带土壤有机质含量

本次共计对 10 个土壤样品进行总有机质分析，本项目地块土壤污染深度主要集中在现状地表以下 0~9m，因此选取 0~9m 总有机质进行统计，有机质平均值为 20.2g/kg。

(1) 受体暴露参数

受体暴露参数根据《建设用地土壤环境调查评估技术指南》中要求，本次风险评估工作对于污染物理化和毒性参数、人体暴露特征参数主要选择《建设用地土壤污染风险评估技术导则（HJ25.3-2019）》中规定的参数推荐值。

(2) 空气特征参数

混合区高度来源于《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019）第二类用地的推荐值，混合区大气流速风速来源常州市气象数据，空气中可吸入颗粒物含量（ PM_{10} ）根据《常州市生态环境状况公报》2022 年、2023 年和 2024 年三年数据，常州市年可吸入颗粒物年均值 0.055 mg/m^3 。

(3) 地块土壤参数

土壤参数主要以调查实测数据为主，土壤容重、土壤含水率、包气带土壤总孔隙度、包气带孔隙水体积比、包气带孔隙空气体积比、土壤有机碳含量、土壤有机质含量（ f_{om} ）等，主要通过水文地质调查、

土工试验等方式实际获取数据（详见 2.1.4 本地块地质结构），见表 5.2-7。未调查到数据参考《建设用地土壤污染风险评估技术导则》中推荐参数。

（4）污染区参数：

污染区域参数包括表层污染土壤层厚度、下层污染土壤层埋深、下层污染土壤层厚度、污染源区宽度、污染源区面积等五个参数，其中前 3 个参数根据调查报告所确定的土壤污染深度进行取值。本次潜水埋深采用 2025 地块水文地质勘察报告中实测的潜水埋深的均值。

5.2.5 暴露量计算

暴露量计算根据《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019）中附录 A.1 中推荐的暴露评估计算模型。

暴露点选取土壤污染状况调查中土壤和地下水超标点位，污染物浓度选取最大检测值点位计算。

5.3 毒性评估

在危害识别及暴露评估工作的基础上,分析关注污染物对人体健康的危害效应,包括致癌效应和非致癌效应,确定与关注污染物相关的毒性参数,包括参考剂量、参考浓度、致癌斜率因子和单位致癌因子等,从而进行毒性评估。

在土壤环境风险评估工作中,致癌风险斜率因子和慢性毒性参考剂量分别是计算风险值和危害商的必要参数。在本项目所涉及污染物中,目标污染物包含致癌性物质和非致癌性物质,因此需要确定该污染物的致癌风险斜率因子及非致癌参考剂量。

5.3.1 分析污染物毒性效应

根据土壤污染状况调查结果,本调查地块土壤和地下水关注污染物合计有苯、苯胺、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、乙苯、二甲苯(总量)、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、苯并[a]芘、石油烃(C₁₀-C₄₀)、氰化物、氟化物、1,1,2,2-四氯乙烷、氨氮、硝酸盐、亚硝酸盐和锑,以上污染物的毒性描述如下:

1、苯

侵入途径:吸入、食入、经皮肤吸收。健康危害:由于苯的挥发性大,暴露于空气中很容易扩散。人和动物吸入或皮肤接触大量苯进入体内,会引起急性和慢性苯中毒。有研究报告表明,引起苯中毒的部分原因是由于在体内苯生成了苯酚。

2、甲苯

侵入途径:吸入、食入、经皮肤吸收。健康危害:对皮肤、粘膜有刺激性,对中枢神经系统有麻醉作用。

3、氯苯

侵入途径:吸入、食入、经皮肤吸收。健康危害:对中枢神经系统有抑制和麻醉作用;对皮肤和粘膜有刺激性。急性中毒:接触高浓度可引起麻醉症状,甚至昏迷。脱离现场,积极救治后,可较快恢复,

但数日内仍有头痛、头晕、无力、食欲减退等症状。液体对皮肤有轻度刺激性，但反复接触，则起红斑或有轻度表浅性坏死。慢性中毒：常有眼痛、流泪、结膜充血；早期有头痛、失眠、记忆力减退等神经衰弱症状；重者引起中毒性肝炎，个别可发生肾脏损害。

4、1,2-二氯苯

侵入途径：吸入、食入、经皮肤吸收、眼睛接触。健康危害：吸入蒸气（尤其是长期接触）可能引起呼吸道刺激，偶尔出现呼吸窘迫。吸入在正常生产过程中生产的蒸气或气溶胶（雾、烟），可对身体产生毒害作用。皮肤直接接触可造成皮肤刺激。眼睛直接接触可能会造成严重的炎症并伴有疼痛。

5、1,4-二氯苯

侵入途径：吸入、食入。健康危害：对眼和上呼吸道有刺激性，对中枢神经有抑制作用，致肝、肾损害。人在接触高浓度时，可表现虚弱、眩晕、呕吐。严重时损害肝脏，出现黄疸，肝损害可发展为肝坏死或肝硬化。长时间接触本品对皮肤有轻微刺激性，引起烧灼感。

6、乙苯

侵入途径：吸入、食入。健康危害：对皮肤、粘膜有较强刺激性，高浓度有麻醉作用。轻度中毒有头晕、头痛、恶心、呕吐等症状。重者发生昏迷、抽搐、血压下降及呼吸循环衰竭。可有肝损害。直接吸入本品液体可致化学系肺炎或肺水肿。

7、二甲苯

健康危害：侵入途径：吸入、食入、经皮吸收。健康危害：二甲苯对眼及上呼吸道有刺激作用，高浓度时对中枢神经系统有麻醉作用。急性中毒：短期内吸入较高浓度核武器中可出现眼及上呼吸道明显的刺激症状、眼结膜及咽充血、头晕、恶心、呕吐、胸闷、四肢无力、意识模糊、步态蹒跚。重者可有躁动、抽搐或昏迷，有的有癔病样发作。慢性影响：长期接触有神经衰弱综合征，女工有月经异常，工人

常发生皮肤干燥、皲裂、皮炎。

8、1,2-二氯乙烷

侵入途径：经口摄入、吸入和经皮肤吸收。健康危害：对眼睛及呼吸道有刺激作用；吸入可引起肺水肿；抑制中枢神经系统、刺激胃肠道和引起肝、肾和肾上腺损害。皮肤与液体反复接触能引起皮肤干燥、脱屑和裂隙性皮炎。液体和蒸气还能刺激眼，引起严重操作，角膜混浊。吸入高浓度的蒸气能刺激粘膜，抑制中枢神经系统，引起眩晕、恶心、呕吐、精神错乱，有的可致肺水肿。还能刺激胃肠道，引起肝和肾的脂肪性病变，严重的直至死亡。

9、1,2-二氯丙烷

侵入途径：经口摄入、吸入和经皮肤吸收。吸入、摄入或经皮肤吸收后对身体有害。1,2-二氯丙烷对中枢神经系统有抑制作用；可使皮肤干燥，脱屑或皲裂；对粘膜有刺激作用；可引起肝、肾和心肌脂肪性变。皮肤接触：脱去污染的衣着，用肥皂水及清水彻底冲洗。

10、苯并[a]芘

侵入途径：经口摄入、皮肤接触、吸入土壤颗粒物、吸入气态污染物。健康危害：对眼睛、皮肤有刺激作用。是致癌物、致畸原及诱变剂。长期生活在含BaP的空气环境中，会造成慢性中毒，空气中的BaP是导致肺癌的最重要的因素之一。

11、石油烃

侵入途径：经口摄入、皮肤接触、吸入土壤颗粒物、吸入气态污染物。健康危害：能影响人体多种器官的正常功能，引发多种疾病，包括：皮肤、肺、各种皮肤疾病、视听错觉、抑郁、胃肠障碍、甚至知觉丧失和记忆力丧失等多种疾病。石油中的苯、甲苯、酚类等物质，如果经较长时间较大浓度接触，会引起恶心、头疼、眩晕等症状。正构烷烃的危害性也不可忽视，当碳数大于16时，随碳数的进一步增加，正构烷烃不但能损伤皮肤，甚至有产生皮肤癌的危险。

12、氰化物

侵入途径：吸入、食入和经皮肤吸收。抑制呼吸酶，造成细胞内窒息。吸入、口服或经皮吸收均可引起急性中毒。急性毒性：生产中，可因在热处理时吸入氰化钠蒸气或室温下吸入粉尘而引起中毒。口服50~100mg即可引起猝死。慢性毒性：长期接触小量氰化物出现神经衰弱综合征、眼及上呼吸道刺激。可引起皮疹。

13、氟化物

侵入途径：经口摄入、皮肤接触和吸入土壤颗粒物。健康危害：过量的氟可造成氟中毒，其主要使骨骼受害，表现肢体活动障碍，重者骨质疏松或变形，易于自发性骨折；其次是牙齿脆弱，出现斑点、损害皮肤，出现疼痛、湿疹及各种皮炎。

14、1,1,2,2-四氯乙烷

侵入途径：吸入、食入和经皮肤吸收。健康危害：在正常生产处理过程中，吸入本品的蒸气或气溶胶可产生严重毒害作用，甚至可致命。吸入该物质可能会引起对健康有害的影响或呼吸道不适。皮肤接触可产生严重毒害作用，吸收后可产生全身影响，并可致命。

15、苯胺

侵入途径：吸入、食入和经皮肤吸收。健康危害：本品主要引起高铁血红蛋白血症、溶血性贫血和肝、肾损害。皮肤接触可引起湿疹。

16、氨氮

以氨或铵离子形式存在的化合氮，即水中以游离氨（ NH_3 ）和铵离子（ NH_4^+ ）形式存在的氮。水中的氨氮可以在一定条件下转化成亚硝酸盐，如果长期饮用，水中的亚硝酸盐将和蛋白质结合形成亚硝胺，这是一种强致癌物质，对人体健康极为不利。本次选择毒性更大、占比更多的氨为代表进行评估计算。

5.3.2 致癌斜率因子和参考剂量外推模型

5.3.2.1 呼吸吸入致癌斜率因子和参考剂量外推模型公式

呼吸吸入致癌斜率因子（SF_i）和呼吸吸入参考剂量（RfDi），分别采用公式（B.1）和公式（B.2）计算：

$$SF_i = \frac{IUR \times BW_a}{DAIR_a} \quad \dots\dots (B.1)$$

$$RfD_i = \frac{RfC \times DAIR_a}{BW_a} \quad \dots\dots (B.2)$$

公式（B.1）和公式（B.2）中：

Sf_i: 呼吸吸入致癌斜率因子, (mg 污染物•kg(土壤)/kg⁻¹(体重).d⁻¹);

RfDi: 呼吸吸入参考剂量, mg 污染物•kg(土壤)/kg⁻¹(体重).d⁻¹;

IUR: 呼吸吸入单位致癌因子, m³•mg⁻¹;

RfC: 呼吸吸入参考浓度, mg•m⁻³;

其他见上所述。

5.3.2.2 皮肤接触致癌斜率因子和参考剂量外推模型公式

皮肤接触致癌斜率系数和参考剂量分别采用公式（B.3）和公式（B.4）计算：

$$SF_d = \frac{SF_o}{ABS_{gi}} \quad \dots\dots (B.3)$$

$$RfD_d = RfD_o \times ABS_{gi} \quad \dots\dots (B.4)$$

公式（B.3）和公式（B.4）中：

SF_d: 皮肤接触致癌斜率因子, (mg 污染物•kg⁻¹体重•d⁻¹)⁻¹;

SF_o: 经口摄入致癌斜率因子, (mg 污染物•kg⁻¹体重•d⁻¹)⁻¹;

RfD_o: 经口摄入参考剂量, mg 污染物•kg⁻¹体重•d⁻¹;

RfD_d: 皮肤接触参考剂量, mg 污染物•kg⁻¹体重•d⁻¹;

ABS_{gi}: 消化道吸收效率因子, 无量纲。

5.3.3 污染物的毒性参数

依据危害识别结论，本项目主要需要对土壤中的 1,1,2,2-四氯乙烷、苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯和石油烃（C₁₀-C₄₀），潜水中

的苯、苯胺、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、乙苯、二甲苯、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、苯并[a]芘、石油烃（C₁₀-C₄₀）、氰化物、氟化物和氨氮，微承压水中氨氮、石油烃（C₁₀-C₄₀）、苯、氯苯、1,2-二氯苯和1,4-二氯苯进行风险评估。毒理学数据参照我国《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3-2019）编制说明中相应的物理化学参数与毒性参数推荐参数以及电子表格软件中的推荐默认参数。

5.4 风险表征

风险表征是以地块危害识别、暴露评估和毒性评估的结果为依据,把风险发生概率和/或危害程度以一定的量化指标表示出来,从而确定人群暴露的危害度,主要工作内容包括:计算单一污染物某种暴露途径的致癌和非致癌危害商、单一污染物所有暴露途径的致癌和非致癌危害商。进行不确定性分析,包括对关注污染物经不同暴露途径产生健康风险的贡献率和关键参数取值的敏感性分析;根据需要进行风险的空间表征。

5.4.1 风险表征技术要求

本次风险评估关注污染物在部分点位的检出值超过筛选值,因此选取这些点位关注污染物的检出值来计算风险值。

5.4.2 可接受风险水平

在风险表征的工作基础上,判断计算的污染地块健康风险是否超过可接受风险水平。如污染物的综合致癌风险是否高于 10^{-6} ,污染物的综合非致癌危害商是否高于 1。如污染地块风险评估结果未超过可接受风险,则结束风险评估工作。如污染地块风险评估结果超过可接受风险,则基于可接受的风险临界值(即单一污染物致癌风险 10^{-6} ;单一非致癌污染物风险 1),计算关注污染物基于地块所有可能暴露途径致癌风险的风险控制目标值和非致癌风险的风险控制目标值,并进行关键参数取值的敏感性分析。

本次风险评估可接受的风险水平定义为:单个污染物的致癌风险可接受水平规定为 10^{-6} ;单个污染物非致癌风险可接受水平规定为 1。

5.4.3 单一因子的致癌风险及非致癌危害商值

根据因子自身的物化毒理性质,具有致癌性或非致癌性,在不同的暴露途径下,因子会产生相应的致癌风险或非致癌危害商。对关注污染物进行风险及危害商计算。根据不同点位因子的实际浓度,计算出不同点位单一因子多暴露途径的累加风险值或危害商值,更好地判

断因子在地块致癌风险或非致癌危害的分布情况。

5.4.3.1 单一因子致癌风险

对于单一因子，计算经口摄入土壤、皮肤接触土壤、吸入土壤颗粒物、吸入室外空气中来自表层土壤的气态因子、吸入室外空气中来自下层土壤的气态因子、吸入室外空气中来自地下水的气态污染物等途径致癌风险及单一因子所有暴露途径致癌风险的公式，详见《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019）。根据导则，风险水平设定为 $1E-06$ （即由于污染导致百万人增加一个致癌患者）作为可以接受的概率。

5.4.3.2 单一因子非致癌危害商值

对于单一因子，计算经口摄入土壤、皮肤接触土壤、吸入土壤颗粒物、吸入室外空气中来自表层土壤的气态因子、吸入室外空气中来自下层土壤的气态因子、吸入室外空气中来自地下水的气态污染物等途径非致癌危害商值及单一因子所有途径非致癌危害商值的公式，详见《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019）。选取 1 作为该场地的可接受的非致癌危害商值。

5.4.5 风险表征结果

5.4.5.1 土壤计算结果

调查地块现状地表以下土壤超标污染物包括苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、1,1,2,2-四氯乙烷和石油烃($C_{10}-C_{40}$)，均以其最大检出浓度代入计算。

由表 5.4-1 可知，临江化工地块内第二类用地条件下土壤关注污染物中苯、1,4-二氯苯的致癌风险大于 $1E-06$ ，致癌风险不可接受；1,2-二氯苯、石油烃($C_{10}-C_{40}$)和氯苯非致癌危害商大于 1，非致癌风险不可接受，综上临江化工地块内土壤中苯、1,4-二氯苯、1,2-二氯苯、氯苯和石油烃($C_{10}-C_{40}$)风险不可接受。

5.4.5.2 地下水计算结果

本地块潜水中关注污染物包括苯、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、乙苯、二甲苯（总量）、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、苯并[a]芘、石油烃(C₁₀-C₄₀)、氰化物、氰化物和苯胺；微承压水中关注污染物包括氨氮、石油烃（C₁₀-C₄₀）、苯、氯苯、1,2-二氯苯和1,4-二氯苯，均以其最大检出浓度代入计算。

综上，临江化工地块内地下水中不同点位单一因子最高浓度值对应的致癌风险均小于 1E-06，致癌风险可接受；非致癌危害商均小于 1，非致癌风险可接受，综上临江化工地块内地下水因子风险可接受。

5.4.6 不确定性分析

本次风险评估针对暴露情景、评估模型适用性、模型参数取值进行不确定性分析。其中风险贡献率分析包括所有因子不同暴露途径致癌风险和非致癌危害商值贡献率分析；不同因子所有暴露途径致癌风险和非致癌危害商值贡献率分析。

5.4.6.1 土壤暴露途径贡献率分析

第二类用地条件下临江化工地块内土壤的五种暴露途径的风险贡献率分别见表 5.4-3。第二类用地条件下地块内土壤综合致癌风险和非致癌危害商主要暴露途径均为经口摄入土壤颗粒物。

5.4.6.2 地下水暴露途径贡献率分析

第二类用地条件下临江化工地块内地下水中不同因子暴露途径的风险贡献率见表 5.4-5。地块内地下水综合致癌风险和综合非致癌危害商的主要暴露途径为吸入室外空气中来自地下水的气态污染物。

5.4.6.3 模型参数敏感性分析

选定需要进行敏感性分析的参数一般应是对风险计算结果影响较大或采用实测的参数，如人群相关参数（体重、暴露期、暴露频率等）、与暴露途径相关的参数（每日摄入土壤量、皮肤表面土壤粘附系数、每日空气呼吸量、室内空间体积与蒸气入渗面积比等）、实测参数（土壤有机质含量、土壤容重等）。

根据表 5.4-6 可以看出，土壤中污染物在经口摄入土壤颗粒物吸入的暴露途径对风险的贡献率占比较大，其次为吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物对风险的贡献率，因此，对经口摄入土壤颗粒物吸入和吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物暴露途径中相关参数进行分析。由于实测参数中的地下水埋深、非饱和土层厚度和土壤地下水交界处毛管层厚度 3 个参数，土壤容重、土壤含水率、土壤颗粒密度、毛细管层孔隙空气体积比、毛细管层孔隙水体积比 5 个参数之间相互关联，难以对单一的参数值进行调整，最终结合《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3-2019）各暴露途径的的计算公式，选取以下参数进行敏感性分析。

模型参数的敏感性可用敏感性比值来表示，根据公式(D.3)计算模型参数敏感性比例，当敏感性比例绝对值小于 100%，参数敏感程度低；敏感性比例绝对值等于 100%，参数敏感程度中等；敏感性比例绝对值大于 100%，敏感程度高。

$$SR = \frac{\frac{X_2 - X_1}{X_1}}{\frac{P_2 - P_1}{P_1}} \times 100\% \quad \text{..... (D.3)}$$

公式（D.3）中：

SR 模型参数敏感性比例，无量纲；

P_1 模型参数 P 变化前的数值；

P_2 模型参数 P 变化后的数值；

X_1 按 P_1 计算的致癌风险或危害商，无量纲；

X_2 按 P_2 计算的致癌风险或危害商，无量纲。

本地块参数敏感性分析以土壤关注污染物中浓度较高且毒性较大的苯进行分析。

通过对选取的参数进行敏感性计算，可以看出：成人平均体重、成人皮肤表面土壤粘附系数和成人每日空气呼吸量、土壤有机质含量、空气中可吸入颗粒物含量在小范围变化和大范围变化范围内，风险评

估模型的敏感性比例绝对值均小于 100%，敏感程度低。成人暴露期和成人室外暴露频率在小范围变化和大范围变化范围内，风险评估模型的敏感性比例绝对值接近或等于 100%，敏感程度中等。混合区大气流速风速在小范围变化和大范围变化范围内，风险评估模型的部分敏感性比例绝对值大于 100%，敏感程度高。说明针对有机物污染物中影响成人吸入的参数如混合区大气流速风速在暴露途径中具有非常重要的影响力。

5.4.6.4 本项目不确定性分析

由于主客观原因，风险评价过程中不可避免存在诸多不确定性。充分分析风险评价各个阶段可能的不确定性因素，有利于科学认识 and 对待风险评价结果的相对性，从而制定行之有效的污染防治对策。以下对本次影响健康风险评估的主要因素做概要分析：

(1)数据收集和分析阶段：本次采用地块4个点位共计14个土壤样品的土壤理化性质参数取平均值进行计算。由于地块调查面积大，各个区域土壤分布的不均一性，土壤理化参数存在差异，对最终的计算结果会有一定的影响。

(2)概念模型参数选择：受目前技术水平限制，项目地块部分参数选用的HJ25.3-2019导则中的默认值，由于江苏地区的参数（如气象、暴露等参数）与国家导则中推荐的默认参数存在一定的差异性，可能对本次评估造成一定的影响。

(3)风险表征阶段：前面各个阶段的不确定性将集中体现在风险结果上，导致风险结果的不确定性。针对这些不确定性，完善过程中研究和制定适合中国国情的暴露情景，以及完善模型场地参数的获取，将是有效的针对手段。此外风险评估的结果是基于对应场地概念模型中的暴露情景，当实际的暴露情形发生时，本次风险评估的结果并不能保证污染源的风险可接受性。因此，在使用本次风险评估的结果时应注意风险评估中的暴露情景。

5.5 风险控制值

5.5.1 土壤风险控制值推导

5.5.1.1 土壤风险控制值

本项目风险控制值的推导将依据前面内容已建立的场地暴露概念模型，参照我国《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ25.3-2019）进行计算方法和模型参数的优化。并采用中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室开发的污染场地风险评估电子表

格软件（20241213 版）来计算和推导土壤和地下水中目标因子的风险控制目标值。

5.5.2 土壤风险控制值与默认筛选值对比分析

风险评估过程中按照 HJ25.3 要求，采用默认参数计算出第二类用地条件下计算出苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯和石油烃(C₁₀-C₄₀)的筛选值。

对于苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯而言，该些关注污染物属于挥发性有机物。根据“5.2 章节”可知，本地块内关注污染物是通过经口摄入土壤颗粒物和吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物暴露途径影响风险控制值，因此在采用实测参数时，如空气中可吸入颗粒物含量（PM₁₀）、毛细管层孔隙空气体积比、毛细管层孔隙水体积比参数等，与呼吸相关的暴露参数改变对风险控制值的影响较大，导致风险控制发生变化。

5.5.3 保护地下水的土壤风险控制值

临江化工地块邻近长江，地块内地下水中污染物可能迁移进入长江对长江中的集中式饮用水源地造成一定影响，依据 GB/T 14848 中保护地下水的土壤风险控制值的推荐模型增加计算保护地下水的土壤风险控制值，具体计算公式如下：

$$CVS_{pgw} = \frac{MCL_{gw}}{LF_{sgw}}$$

公式中：

CVS_{pgw}—保护地下水的土壤风险控制值，mg/kg。

MCL_{gw}—地下水中污染物的最大浓度限值，mg/L；本次取值参照《地下水质量标准》（GB/T14848-2017）的 IV 类标准及相关参考标准。

LF_{sgw}—土壤中污染物进入下水的淋溶因子，kg/L。

5.6 土壤异味风险控制值的制定

5.6.1 土壤异味指标识别

根据调查结果，调查地块现状地表以下土壤超标污染物包括苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、1,1,2,2-四氯乙烷和石油烃(C₁₀-C₄₀)，其中苯、1,4-二氯苯、1,2-二氯苯、氯苯和石油烃(C₁₀-C₄₀)风险不可接受，根据土壤检测结果，选取污染较重的因子（苯、氯苯、1,2-二氯苯和1,4-二氯苯）确定为土壤异味指标。

5.6.2 土壤异味风险控制值制定

5.6.2.1 异味物质的嗅阈值选择

国家环境保护恶臭污染控制重点实验室采用我国恶臭（异味）污染嗅觉测试的标准方法——三点比较式臭袋法，对40种典型恶臭（异味）物质的嗅阈值进行了测定，得到了我国典型恶臭（异味）物质嗅阈值库。日本恶臭环境协会同样采用三点比较式臭袋法发布了274种异味物质的嗅阈值。美国工业卫生协会综述了文献对各物质嗅阈值测定的范围。对于同一种异味物质，各个文献有不同嗅阈值，之间存在较大差异。表3列出了本研究异味控制指标的嗅阈值。优先选用我国测定的恶臭（异味）类物质阈值，其次选用日本恶臭环境协会的嗅阈值，最后选择美国工业卫生协会的低值作为嗅阈值。其中1,2-二氯苯、1,4-二氯苯无对应的嗅阈值，参考氯苯的嗅阈值。根据典型恶臭（异味）物质嗅阈值库。

5.6.2.2 土壤异味风险控制值计算模型

美国材料与测试协会制定了污染物从土壤迁移至空气的挥发因子计算方法，我国 HJ 25.3—2019《建设用地土壤污染风险评估技术导则》采用该模型计算呼吸摄入途径下的土壤暴露风险。本研究以嗅阈值作为大气浓度限值，通过该模型计算对应土壤中的浓度限值。

土壤中污染物挥发导致的空气中污染物浓度按下式计算：

$$CA = CS \times VF_s \quad (1)$$

式中：CA 为空气中污染物， mg/m^3 ；CS 为暴露点土壤中污染物浓度， mg/kg ； VF_s 为土壤中污染物至空气中的挥发因子， kg/m^3 。

VF_s 包括地表土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子与下层土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子 2 种情景。基于保守的原则，本研究将污染土壤全部视为表层土壤，挥发因子选择地表土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子（ VF_{suroa} ）。因此，当空气中污染物浓度的限值（CAL）确定后，相对应的表层土壤中的污染物浓度控制值（CSL）可用下式计算：

$$C_{\text{SL}} = \frac{C_{\text{AL}}}{VF_{\text{suroa}}} \quad (2)$$

式中：CSL 为表层土壤中的污染物浓度控制值， mg/kg ；CAL 为室外空气中的污染物浓度限值，本研究中即为嗅阈值， mg/m^3 ； VF_{suroa} 为表层土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子， kg/m^3 。

VF_{suroa} 采用式（3）~（9）计算确定：

$$VF_{\text{suroa1}} = \frac{\rho_b}{DF_{\text{oa}}} \times \sqrt{\frac{4 \times D_s^{\text{eff}} \times H'}{\pi \times \tau \times 31\,536\,000 \times K_{\text{sw}} \times \rho_b}} \times 10^3 \quad (3)$$

$$VF_{\text{suroa2}} = \frac{d \times \rho_b}{DF_{\text{oa}} \times \tau \times 31\,536\,000} \times 10^3 \quad (4)$$

$$VF_{\text{suroa}} = \min(VF_{\text{suroa1}}, VF_{\text{suroa2}}) \quad (5)$$

$$DF_{\text{oa}} = \frac{U_{\text{air}} \times W \times \delta_{\text{air}}}{A} \quad (6)$$

$$D_s^{\text{eff}} = D_a \times \frac{\theta_{\text{as}}^{3.33}}{\theta^2} + D_w \times \frac{\theta_{\text{ws}}^{3.33}}{H' \times \theta^2} \quad (7)$$

$$K_{\text{sw}} = \frac{\theta_{\text{ws}} + K_d \times \rho_b + H' \times \theta_{\text{as}}}{\rho_b} \quad (8)$$

$$K_d = K_{\text{oc}} \times f_{\text{oc}} \quad (9)$$

式中：VF_{suroa1} 为表层土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子（算法一），kg/m³；VF_{suroa2} 为表层土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子（算法二），kg/m³；VF_{suroa} 为表层土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子（算法一和算法二中的较小值），kg/m³；DF_{oa} 为室外空气中气态污染物扩散因子，[g/(cm²·s)]/(g/cm³)；D_s^{eff} 为土壤中气态污染物的有效扩散系数，cm²/s；K_{sw} 为土壤为水中污染物分配系数，cm³/g；K_d 为土壤固相-水中污染物分配系数，cm³/g；D_a 为空气中扩散系数，cm²/s；D_w 为水中扩散系数，cm²/s；H' 为亨利常数，无量纲；K_{oc} 为土壤有机碳/土壤孔隙水分配系数，cm³/g。

5.6.2.3 土壤异味风险控制值计算

根据土壤迁移至空气的挥发因子模型和相关参数计算得出本地块基于嗅觉效应的土壤控制目标及限值，结果见表 5.6-5。本模型计算方法仅能够确定可定量分析的污染物在土壤中的异味修复目标值，无法涵盖无对应嗅阈值、理化性质参数缺失以及无法检出的污染物。

将各超标因子所有超标浓度、超标位置与表层土壤异味控制限值进行对照发现，地块内超标污染物苯浓度均低于表层土壤异味控制限值；而其余三种超标污染物氯苯、1,2-二氯苯和 1,4-二氯苯均存在部分点位样品浓度高于表层土壤异味控制限值情况，经分析，由于地块现状已覆土，除了 LJSB-5 点位表层 0~0.5m 土壤中 1,2-二氯苯浓度超过土壤异味控制限值外，其余超标样品均位于表层土以下。

目前地块内已覆土，地块表层仅 1 个点位样品 1,2-二氯苯浓度超过土壤异味控制限值，其余的均位于地表以下，在地块不开挖的情况下地块内超标土壤散发的异味对人体嗅觉影响较小。

6 修复与管控目标值与范围估算

第 5.5.1 土壤风险控制值推导章节中对于土壤中关注污染物，结合更新后的地块概念模型及调整后的地块参数计算得到风险控制值。下面对土壤中关注污染物进行详细评估。

6.1 修复目标值确定

6.1.1 修复目标值确定依据

本次风险评估工作按照健康风险评估的方法，基于污染地块调查结果和风险评估水平，从致癌效应和非致癌效应两方面对地块规划土地利用方式下，推导计算得到关注污染物的土壤风险控制值。

根据《建设用地土壤污染修复目标值制定指南（试行）》土壤污染修复目标值可选择（一）~（三）方式之一确定：

（一）依据 GB36600 或地方相关标准，将土壤污染风险筛选值或地块所在区域土壤中目标污染物的背景值作为修复目标值。

（二）依据 HJ 25.3，选用土壤污染状况调查确定的具体地块的

相关参数，开展风险评估，推导土壤风险控制值，作为土壤修复目标值。

1. 地块特征参数优先采用现场实际调查的结果。地块特征参数调查方法可参考 GB 50021 执行。

2. 暴露参数原则上采用 HJ 25.3 中所建议参数。暴露参数如需调整，应参照 HJ 877 规定的方法进行暴露参数的调查，并在风险评估报告中说明调整的合理性及对修复目标值的影响。

（三）根据污染物的迁移转化规律以及有效暴露剂量，开展风险评估，推导土壤风险控制值，作为土壤修复目标值。

针对土壤中重金属与半挥发性有机物等以经口摄入为主要暴露途径的污染物，可开展人体可给性测试，结合测试结果推导土壤修复目标值。

（四）采用（二）或（三）所确定的修复目标值一般应不高于 GB 36600 中建设用地土壤污染风险管制值；对于高背景地区，可选择地块所在区域或地块背景值作为修复目标值。

根据《建设用地土壤污染风险管控和修复术语（HJ682-2019）》中对“修复目标”的定义：由土壤污染状况调查和风险评估确定的目标污染物对人体健康和生态受体不产生直接或潜在危害，或不具有环境风险的污染修复终点。

根据《污染地块风险管控与土壤修复效果评估技术导则》（试行）中 8.1 后期监管环境要求，修复后土壤中污染物浓度未达到 GB36600 第一类用地筛选值的地块，应提出后期监管建议。

6.1.2 土壤修复目标值

对于土壤中的关注污染物，综合比较计算得出的风险控制值及引用标准基础上，考虑风险可接受、修复可行性，确定最终风险控制目标。综上所述，临江化工地块第二类用地条件土壤目标因子的修复目标值选用《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》

第二类用地筛选值。

6.1.3 地下水 DNAPLs 削减修复目标值

临江化工地块地下水中存在非水相液体，超标范围为 16464m²，溶解度超过 1% 的污染物包括苯、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、二甲苯。风险评估结果显示地块内地下水中苯、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、二甲苯无健康风险，但考虑地下水中 DNAPLs 存在会对土壤修复以及长江的生态环境造成一定影响，基于保守原则，建议对以上 6 种污染物进行削减修复，削减修复目标值为地下水中该物质对应溶解度的 1%。

6.2 土壤和地下水污染状况评估

6.2.1 土壤污染状况评估

临江化工地块第二类用地条件下土壤超过修复目标值点位、样品深度、超标因子和浓度及倍数等见表 6.2-1。

表 6.2-1 临江化工地块土壤点位超过修复目标值情况总结

点位	现状地表以下采样深度(m)	超标因子	超标因子浓度	第二类建设用地土壤污染风险筛选值	超标倍数
SB3	6.5-7.0	苯	6.23	4	1.56
SB32N-0	5.5-6.0		18.8		4.70
SB6N-3	6.0-7.0		9.54		2.39
SB6X-0	5.5-6.0		5.17		1.29
SB6X-0	8.0-9.0		6.92		1.73
BCS1	4.0-4.5		21		5.25
BCS2	5.0-6.0		43.2		10.80
BCS2	8.0-9.0		19.3		4.8
BCS2	9.0-11.0		29		7.3
BCS3	4.5-5.0		49.3		12.33
BCS6	3.0-3.5		33.2		8.3
BCS6	4.0-4.5		12.6		3.15
BCS6	6.5-7.5		40		10.00
BCS7	5.0-5.5		4.67		1.17
BCS7	7.5-8.5		97		24.25
BCS8	2.5-3.0		18.9		4.73
BCS8	3.0-3.5		26.1		6.53
BCS8	4.0-4.5		28.6		7.2
BCS8	5.5-6.5		7.23		1.81
SS3	7.0-8.0		22.5		5.63
SS2	6.0-7.0		194		48.50

SS8	4.5-5.5		6.75		1.69
SS8	5.5-6.5		8.22		2.06
SS10	5.0-5.5		9.58		2.4
SS10	7.0-8.0		4.79		1.20
SS11	6.0-6.5		5.8		1.5
SS11	7.5-8.0		4.33		1.1
SS11	8.5-0.0		10.3		2.6
SS11	9.0-10.0		19.6		4.90
SS11	10.0-11.0		14.4		3.60
LJSB-1	4.0-4.5		6.72		1.68
LJSB-1	6.0-6.5		5.04		1.26
LJSB-2	2.5-3.0		15.2		3.8
LJSB-5	7.0-7.5		241		60.25
LJSB-5	5.0-5.5		9.43		2.36
LJSB-5	3.0-3.5		13.3		3.33
LJMW-2	3.0-3.5		8.11		2.03
LJMW-2	3.5-4.0		13.1		3.28
LJMW-3	4.5-5.0		30		7.50
LJMW-4	4.5-5.0		15.5		3.9
LJMW-12	2.5-3.0		5.72		1.43
LJMW-12	3.5-4.0		17.4		4.4
LJMW-16	4.0-4.5		12.1		3.03
LJMW-16	5.0-5.5		6.3		1.58
LJSB-13	5.0-5.5		5.8		1.45
LJBSB-1	5.5-6.0		7.11		1.8
LJBSB-2	2.5-3.0		26		6.5
LJBSB-5	8.5-9.0		34.4		8.6
LJBSB-6	6.0-6.5		32.7		8.2
SB6	24-25		5.64		1.4
SB32	4.5-5.0	氯苯	14000	270	51.85
SB32N-0	5.5-6.0		279		1.03
BCS7	5.0-5.5		606		2.2
BCS7	7.5-8.5		29400		109
BCS11	5.0-6.0		330		1.22
BCS9	3.0-3.5		349		1.29
BCS9	6.0-7.0		1280		4.74
BCS8	2.5-3.0		353		1.31
BCS8	3.0-3.5		970		3.59
BCS6	3.5-4.0		858		3.2
SS3	7.0-8.0		959		3.55
LJSB-1	7.5-8.0		965		3.57
LJSB-5	7.0-7.5		5370		19.89
LJSB-8	3.0-3.5		1230		4.56
LJMW-4	4.5-5.0		300		1.1
LJMW-4	6.0-6.5		450		1.7
LJMW-12	2.5-3.0		1340		4.96
SB6	8.0-9.0	1,2-二氯苯	1580	560	2.82
SB6	24.0-25.0		3740		6.7
SB6N-3	6.0-7.0		1530		2.73
BCS7	5.0-5.5		1120		2
BCS7	6.5-7.0		722		1.3

BCS7	7.5-8.5		39200		70
BCS10	5.5-6.0		2070		3.70
BCS11	5.0-6.0		996		1.78
BCS11	6.5-7.0		974		1.7
BCS12	2.0-2.5		1540		2.75
BCS9	4.0-4.5		2030		3.63
BCS9	6.0-7.0		170000		304
BCS9	7.0-8.0		8500		15.18
BCS8	2.5-3.0		12600		22.50
BCS8	3.0-3.5		2090		3.73
BCS8	5.5-6.5		1650		2.95
SS8	2.0-2.5		670		1.2
SS8	4.5-5.5		721		1.29
SS8	6.0-6.5		717		1.3
SS7	5.5-6.5		613000		1095
SS7	7.5-8.5		1490		2.66
SS10	6.0-6.5		903		1.6
SS10	7.0-8.0		7330		13.09
SS11	9.0-10.0		859		1.53
LJSB-5	7.0-7.5		444000		792.86
LJSB-8	3.0-3.5		6290		11.23
LJMW-9	5.5-6.0		1110		2
LJMW-12	2.5-3.0		5030		8.98
LJSB-14	5.5-6.0		6650		11.88
SB6	8.0-9.0	1,4-二氯苯	25.9	20	1.30
SB6	24.0-25.0		83.2		4.2
BCS7	5.0-5.5		63.8		3.2
BCS7	6.5-7.0		34.7		1.7
BCS7	7.5-8.5		1700		85
BCS11	5.0-6.0		192		9.60
BCS12	4.0-5.0		32.6		1.63
BCS9	3.0-3.5		40.5		2.03
BCS9	4.0-4.5		32		1.60
BCS9	6.0-7.0		1080		54
BCS9	7.0-8.0		193		9.65
BCS8	2.5-3.0		100		5
BCS8	3.0-3.5		25.7		1.29
SS7	5.5-6.5		83.2		4.16
SS7	7.5-8.5		144		7.20
SS8	6.0-6.5		19.9		1.0
LJSB-5	7.0-7.5		1870		93.50
LJSB-8	3.0-3.5		30.6		1.53
WXD10	7.0-7.5		22.9		1.1
LJSB-14	5.5-6.0		48		2.40
LJSB-5	7.0-7.5	石油烃 (C ₁₀ -C ₄₀)	12500	4500	2.78
LJSB-5 (覆土层)	0-0.5m	1,2-二氯苯	560	1690	3.02

6.2.2 地下水污染状况评估

临江化工地块地下水超过 DNAPLs 目标因子削减修复目标值点位、超标因子和浓度及最高浓度占比见表 6.2-2。

表 6.2-2 超过标准的重点污染物检出浓度及其水中的溶解度

序号	重点污染物	因子最高检出浓度 Ci (μg/L)	点位	密度 (g/cm ³)	水中溶解度 Si (μg/L)	最高浓度占比 Ci/Si (%)
1	苯	18600	LJMW-4	0.88	1790000	1.04
2		24800	LJMW-12			1.39
3	甲苯	5790	LJMWB-18	0.872	526000	1.10
4	氯苯	2490000	MW3	1.1075	498000	500
5		24100	MW6			4.84
6		6540	MW11			1.31
7		232000	MW21			46.59
8		67400	WXD8			13.53
9		13000	WXD16			2.61
10		21600	WXD9			4.34
11		5750	WXD15			1.15
12		25300	WXD10			5.08
13		71100	MW6-4.5			14.28
14		24900	MW6-9.0			5.00
15		37000	MW6-7.5			7.43
16		10100	MW17-3.0			2.03
17		7000	BCW5			1.41
18		7590	BCW6			1.52
19		25800	SW2			5.18
20		6970	LJMW-1			1.40
21		161000	LJMW-4			32.33
22		8330	LJMW-9			1.67
23		6110	LJMW-11			1.23
24		68800	LJMW-12			13.82
25		7500	LJMW-15			1.51
26		34900	LJMW-16			7.01
27		8220	LJMWB-15			1.65
28		14400	LJMWB-29			2.89
29		25600	MW6-30.0m			5.14
30		12700	LJMW-12-30.0m			2.55
31		13200	PBW2			2.65
32		16600	PBW2 下			3.33
33		5400	LJMWB-14 (深井)			1.08
34		8230	LJMWB-29 (深井)			1.65
35	1,2-二氯苯	937000	MW6	1.306	156000	600.64
36		93700	MW8			60.06
37		92300	MW11			59.17

38		7750	MW13			4.97
39		2080	MW17			1.33
40		12700	WXD8			8.14
41		135000	WXD16			86.54
42		142000	WXD9			91.03
43		53800	WXD15			34.49
44		107000	WXD10			68.59
45		119000	WXD11			76.28
46		1390000	MW6-4.5			891.03
47		168000	MW6-9.0			107.69
48		77500	MW6-7.5			49.68
49		7050	MW17-3.0			4.52
50		15400	BCW5			9.87
51		6990	BCW6			4.48
52		21400	SW2			13.72
53		101000	LJMW-9			64.74
54		8220	LJMW-11			5.27
55		39900	LJMW-12			25.58
56		1750	LJMW-14			1.12
57		40300	LJMW-15			25.83
58		3500	LJMW-16			2.24
59		9380	LJMWB-29			6.01
60		59700	MW6-30.0m			38.3
61		10300	LJMW-12-30.0m			6.6
62		2140	LJMW-12-15.0m			1.37
63		199000	LJMW-12-3m			127.5
64		3050	MW6-3.0m			1.95
65		21400	PBW2			13.72
66		22400	PBW2 下			14.36
67		2400	LJMWB-29			1.54
68	1,4-二氯 苯	8420	MW11	1.297	81300	10.36
69		1650	MW13			2.03
70		2140	WXD9			2.63
71		1270	WXD15			1.56
72		1320	WXD10			1.62
73		1480	LJMW-9			1.82
74	二甲苯	2920	BCW13	0.86	106000	2.75

注：溶解度参照污染场地风险评估电子表格。

6.3 修复量及范围确定

6.3.1 修复范围确定依据

本次修复或管控范围确定主要依据国家风险评估和修复相关政策和技术导则要求，结合地块实际情况，确定修复或管控范围划定原则：

地块修复的目标是保障人体健康，使得地块环境中污染物的风险

水平降低到可接受的水平。因此对于污染土壤和地下水，污染物浓度大于或等于修复目标值的污染土壤和地下水需要进行修复或管控。

6.3.2 土壤修复量及范围

针对土壤中苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯和石油烃(C₁₀-C₄₀)修复或管控范围，通过将超标点位四周末超标采样点位连接起来估算地块内土壤中目标因子的修复范围，其中部分超标点位接近或靠近地块边界的只估算至项目地块边界处。此外在垂直方向上，确定土壤的修复深度时，以超标点位所在层次为修复对象，上下均以未超标点所在深度作为垂直方向上的上下边缘，其中上层存在一直超标情况时，以地表作为修复上边缘；当污染土壤存在变层时，分别考虑不同层次间污染分布情况确定，当污染均分布在一层时，以该层下端未超标点深度作为修复深度的下边缘，本次土壤采样深度最深污染至现状地表以下25m，本次土壤采样底部样品均达标。

土壤中各目标因子总理论修复范围见图 6.3-1，具体数据见表 6.3-1。由表 6.3-1 知，临江化工地块土壤总修复理论面积为 10018m²。

表 6.3-1 土壤中目标因子修复范围划分情况

修复区域 编号	超标点位	现状地表以下污染深度 (m)	修复目标 因子	理论修复 深度 (m)	修复范围 (m ²)
TRXF-1	SB3	6.5-7.0	苯、氯苯	2.5~12	3396
	SB32N-0	5.5-6.0			
	BCS1	4.0-4.5			
	BCS2	5.0-6.0、8.0-9.0、9.0-11.0			
	BCS3	4.5-5.0			
	SS3	7.0-8.0			
	SS2	6.0-7.0			
	LJSB-1	4.0-4.5、6.0-6.5、7.5-8.0			
	LJMW-2	3.0-3.5、3.5-4.0			
	LJMW-3	4.5-5.0			
	LJMW-4	4.5-5.0、6.0-6.5			
	LJBSB-1	5.5-6.0			
	LJBSB-2	2.5-3.0			
	SB32	4.5-5.0			
小计			1	2.5~12	3396
TRXF-2	SB6N-3	6.0-7.0	苯、氯苯、1,2-二氯苯和1,4-二氯苯	2.0~11	6622
	SB6X-0	5.5-6.0、8.0-9.0			
	BCS6	3.0-3.5、3.5-4.0、4.0-4.5、6.5-7.5			

	BCS7	5.0-5.5、6.5-7.0、7.5-8.5			
	BCS8	2.5-3.0、3.0-3.5、4.0-4.5、5.5-6.5			
	SS8	2.0-2.5、4.5-5.5、5.5-6.5			
	SS10	5.0-5.5、6.0-6.5、7.0-8.0			
	SS11	6.0-6.5、7.5-8.0、8.5-9.0、9.0-10.0、10.0-11.0			
	LJSB-5	3.0-3.5、5.0-5.5、7.0-7.5			
	LJMW-12	2.5-3.0、3.5-4.0			
	LJMW-16	4.0-4.5、5.0-5.5			
	LJSB-13	5.0-5.5			
	LJBSB-5	8.5-9.0			
	BCS11	5.0-6.0			
	BCS9	3.0-3.5、4.0-4.5、6.0-7.0、7.0-8.0			
	LJSB-8	3.0-3.5			
	SB6	8.0-9.0			
	SB6N-3	6.0-7.0			
	BCS10	5.5-6.0			
	BCS11	5.0-6.0、6.5-7.0			
	BCS12	2.0-2.5、4.0-5.0			
	BCS9	4.0-4.5、6.0-7.0、7.0-8.0			
	SS7	5.5-6.5、7.5-8.5			
	LJMW-9	5.5-6.0			
	LJSB-14	5.5-6.0			
	WXD10	7.0-7.5			
小计			/	2.0~11	6622
TRXF-3	LJSB-5	7.0-7.5	石油烃 (C ₁₀ -C ₄₀)	6.0~8.0	535
小计			/	6.0~8.0	535
TRXF-4	SB6	24-25	苯、氯苯、1,2-二氯苯	22-26	202
小计			/	22-26	202
合计			/	2.0~26	10018

根据临江化工地块风险评估结果,结合土壤修复理论范围,将修复土壤的面积乘以修复深度得到修复量,具体数据见表 6.3-2。由表 6.3-2 知,确定临江化工地块土壤修复理论体量为 93738m³,湿重约 174353t。

6.3.3 地下水 DNAPLs 削减修复范围估算

为降低地下水 DNAPLs 物质对后期土壤修复过程的影响,根据地下水 DNAPLs 污染物检测数据,将地块内存在 DNAPLs 的地下水点位四周未超标采样点位或边界连接起来估算地块内地下水 DNAPLs 的削减修复范围,并对削减修复范围拐点坐标进行了提取。

依据地下水 DNAPLs 削减修复目标结合检测结果，确定地下水中 DNAPLs 削减修复面积为 16464m²，DN-1~DN-4 削减区域削减修复深度与该区域土壤修复主要深度保持一致，DN-5~DN-6 削减区域削减修复深度则依据前期调查污染深度，具体见下表 6.3-4。

表 6.3-4 地下水 DNAPLs 修复面积计算汇总表

削减区域编号	目标因子	削减修复面积 (m²)	现状地表以下深度 (m)
DN-1	苯、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、二甲苯	1204	11
DN-2		939	11
DN-3		452	11
DN-4		12480	12
DN-5		218	7.5
DN-6		1171	10
合计		16464	7.5~12

地下水 DNAPLs 削减修复区域拐点坐标见表 6.3-5。

表 6.3-5 地下水 DNAPLs 削减修复区域拐点坐标

修复区域	拐点编号	坐标 X (m)	坐标 Y (m)
DN-1	C5	3540167.531	40496406.11
	D1	3540162.1	40496420.82
	D2	3540153.505	40496433.77
	D3	3540140.706	40496438.17
	D4	3540135.312	40496442.07
	D5	3540124.878	40496439.99
	D6	3540121.549	40496418.66
	D7	3540138.292	40496406.29
DN-2	D8	3540138.682	40496400.52
	E1	3540143.554	40496374.36
	E2	3540135.426	40496364.99
	E3	3540114.888	40496381.56
	E4	3540109.272	40496412.24
DN-3	D8	3540138.682	40496400.52
	C1	3540181.636	40496403.71
	C2	3540186.123	40496390.04
	C3	3540175.016	40496375.2
	C4	3540163.801	40496385.7
DN-4	C5	3540167.531	40496406.11
	F1	3540108.53	40496477.41
	F2	3540090.374	40496467.54
	F3	3540057.656	40496460.6
	F4	3540050.743	40496449.09
	F5	3540032.061	40496421.3
	F6	3540006.5	40496425.42
	F7	3540005.198	40496459.51
	F8	3539992.898	40496472.32
	F9	3539973.909	40496502.77
	F10	3539985.764	40496512.37
	F11	3539965.209	40496523.99
	F12	3539967.244	40496551.52
	F13	3539974.504	40496590.86

	F14	3539983.477	40496606.19
	F15	3540109.814	40496478.84
DN-5	G1	3539915.637	40496439.71
	G4	3539904.658	40496449.72
	G3	3539893.871	40496440.29
	G2	3539904.982	40496429.68
DN-6	H1	3539885.807	40496480.33
	H2	3539874.707	40496456.7
	H3	3539860.182	40496452.02
	H4	3539850.319	40496469.28
	H5	3539855.53	40496492.19
	H6	3539876.352	40496502.98

注：表中坐标系为 2000 国家大地坐标系。

6.4 风险管控范围和深度

6.4.1 风险管控范围

结合临江化工地块土壤修复和地下水 DNAPLs 削减修复范围，综合考虑现场实际情况，计划将临江化工地块整个厂区范围划为风险管控范围。管控区域面积为 72806m²，周长约为 1086m。

6.4.2 风险管控深度

根据风险评估结果，本地块土壤修复深度为现状地表以下 26m，位于微承压含水层⑤₂粉砂或⑥₄粉质粘土夹粉土），地下水最大污染深度为现状地表以下 30m，位于微承压含水层（⑤₂粉砂或⑥₄粉质粘土夹粉土）。根据常州市东华岩土工程有限公司于 2022 年 6 月出具的《常州市临江化工有限公司原厂址地块调查项目水文地质勘察报告》内容，本项目地块西北侧区域⑤₂粉砂层缺失，⑤₂粉砂层顶部无完整隔水层，导致潜水与⑤₂粉砂层和⑥₄粉质粘土夹粉土中微承压水存在一定联系，主要表现为渗透补给和越流补给，可能使得污染地下水通过微承压水层向地块外迁移扩散。

根据地勘内容，⑤₂粉砂和⑥₄粉质粘土夹粉土组成的微承压含水层下方为⑦₁粉质粘土组成的相对隔水层，⑦₁层的层底埋深范围为 25.3~38.1m，且渗透系数较差，可对污染的土壤和地下水起到防渗阻隔作用。结合微承压含水的层底最大埋深范围为 25.9~30.5m，基于保守原则，同时不击穿隔水层，本次风险管控深度至少至相对隔水层层顶以下 2m，最终确定风险管控深度为现状地表以下 33m（黄海标高 -26.39m）。

7 地下水污染物迁移扩散入江风险评估

7.1 水文地质结构模型

本项目地块一般地面标高为 3.28~6.77m (1985 国家高程系统), 平均 4.76m (1985 国家高程系统), 场地地形平坦, 相对高差约为 3.49m, 本项目地块地形等值线图如图 7.1-1。结合场地地质勘探钻孔资料, 采用 GMS 软件构建研究区域三维地质模型, 以直观、真实得刻画区域地层分布 (图 7.1-2)。本次模拟主要采用厂区内 10 个水文地质钻孔资料。地面以下 30m 范围内的地层可以概化为 7 层, 由上到下依次为填土 (为地块腾退后的覆土)、粉土夹粉质黏土、淤泥质粉质黏土、粉砂、粉质黏土夹粉土、粉质黏土 1 和粉质黏土 2 (最底层)。由概化后的三维水文地质结构模型 (图 7.1-3) 可知, 场地地势相对平坦, 部分区域存在起伏, 地块内区域平均覆土厚度为 1.0m-4.5m。根据水文地质勘探报告, 本项目地块潜水主要埋藏于填土、粉土夹粉质黏土、淤泥质粉质黏土和粉质黏土层中, 其主要补给源为大气降水、人工用水、地表迳流, 主要以蒸腾作用排泄。微承压水主要埋藏于粉砂中, 其主要补给源为长江水和附近较大水系的侧向补给, 排泄途径亦相同。因此模型概化中, 认为潜水主要赋存在杂填土和粉土夹粉质黏土中, 下部淤泥质粉质黏土、粉质黏土层为潜水隔水层。淤泥质粉质黏土层、粉质黏土层下为微承压含水层, 微承压含水层主要赋存在粉质黏土夹粉土、粉砂层中, 微承压含水层底部粉质黏土层为底部隔水层。即垂向上为潜水含水层、隔水层和微承压含水层。地块前期调查过程中, 在潜水含水层和微承压含水层中均存在超标污染物。前期调查阶段潜水中存在 pH、氨氮、耗氧量、硝酸盐、亚硝酸盐、苯、苯胺、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、乙苯、二甲苯 (总量)、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、苯并[a]芘、石油烃 (C₁₀-C₄₀)、氰化物、氟化物、锑、硫酸盐和硫化物超标, 微承压含水层中硫酸盐、氨氮、耗氧量、苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯和石

油烃(C₁₀-C₄₀)超标。由于潜水含水层污染严重，因此本次选择潜水含水层作为模拟含水层。

7.2 水文地质概念模型

通过分析地块水文地质资料，并根据室内土工试验数据，概化地块整个地下水环境，可以得到地块水文地质概念模型。模型力求反应地块真实的水文地质条件。概念模型建立主要包括：地块范围，含水层类型，边界条件以及源汇项的确定。

7.2.1 模型范围确定

水文地质模型首先应确定模型边界。若实际场地条件允许，以天然边界作为水文地质模型边界能够更加精确反映研究区渗流特征。故将地块北部长江夹江作为模型的天然边界，东侧、南侧和西侧根据实际测绘区域流场信息进行确定。2022年4月和5月，对地块地下水水位开展监测，获得4次地下水流场监测资料，地下水总体流向为由西南向东北，但由于地块地形的影响，地块内局部存在微流场。

7.2.2 模型边界确定

数值模型中的边界条件指地下水在研究区边界上的补排情况。对于水流模型，边界通常分为侧向边界和垂向边界。模型模拟精度的高低与边界条件有着密切的关系。

(1) 侧向边界

地块北侧为长江夹江。参考长江漫滩镇江段水文地质剖面图，长江河床底板高程为-18m至-20m，河床底部切割亚黏土、粉细砂、以及中粗砂含砾含水层。因此认为长江与此次模拟潜水含水层有着密切的水力联系。故将北侧长江夹江边界设定为给给定水头边界。地块南侧、西侧和东侧均设定为通用水头边界。在模型识别阶段，根据地下水实测流场，不断调整直至实测值于模拟值达到较好的拟合效果。

(2) 垂向边界

本次模拟含水层为潜水含水层。潜水主要埋藏于填土、粉土夹粉

质黏土层中，淤泥质粉质黏土和底部粉质黏土层作为隔水边界。2022年4月25至2022年5月6日地块内的监测井水位连续监测数据可以代表区域枯水期流场，平均水位埋深0.2-3.15m。以模型枯水期作为典型期（地下水向长江夹江排泄）进行预测，不再考虑顶部底部微承压含水层垂向越流补给的影响。根据工程地质剖面图，淤泥质粉质黏土层底板埋深为18.4-22.0m，因此潜水含水层平均厚度为18m，含水层底板平均埋深为18.4-22.0m。地块前期调查阶段监测井建井深度为8.0-11.0m范围，筛管范围为4.5-10.5m之间。因此此次模型模拟潜水含水层底板深度为11m，含水层平均厚度为7.5m。

7.3 地下水流数学模型

综合地块内水文地质资料，地下水流特征，将地块概化为均质各向同性二维稳定潜水地下水流系统，其数学模型为

$$\begin{cases} \frac{\partial}{\partial x}(K_x \frac{\partial H}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(K_y \frac{\partial H}{\partial y}) = 0, (x, y) \in \Omega \\ H(x, y, t)|_{t=0} = H_0(x, y), (x, y) \in \Omega \\ K \frac{\partial H}{\partial n} \Big|_{(x, y) \in B_2} = q(x, y), (x, y) \in B_2 \\ H(x, y) \Big|_{(x, y) \in B_1} = H_1(x, y), (x, y) \in B_1 \end{cases}$$

式中：H为地下水水头(m)； K_x ， K_y 分别为X,Y方向的渗透系数(m/d)。 H_0 为含水层初始水头(m)； H_1 为边界水头(m)， q 为含水层二类边界（人为边界）单位面积过水断面的补给流量。 Ω 为渗流区域， B_1 为水头已知边界，第一类边界， B_2 为流量已知边界，第二类边界； n 为渗流区边界的单位外法线方向。

7.3.1 模型参数与初始条件

模型建立以后需要对模型进行参数识别和校验。本次计算中参数的选取综合考虑到2022年5月地块工程地质勘探期间，室内土工实验结果和水文地质手册中的经验数值来确定，然后进行模型的试运行，通过模拟计算出来的区域地下水流场和已掌握的地块内水文地质条

件认识（地下水位）进行对比，结合已有的观测孔水位和模拟结果进行对比，进而反求水文地质参数，拟合渗流场。如果相差过大，应在合理的范围内不断调试参数，直至模拟水位与实测水位吻合较好。

7.5 特征污染物运移模型预测

7.5.1 预测结果

生产过程原辅料以及污水的跑冒滴漏属于持续性的，经过长达十几年的排放积累，造成地下水污染。这种工矿持续时间较长，与工厂的生产活动密不可分，属于持续注入的污染源方式。本次针对氯苯有机污染物开展迁移模拟预测。

以 1993 年作为模拟的初始时刻，模型模拟时间为 17885 天（50 年，即 2042 年）。分为 2 个应力期，分别为 1993 年至 2015 年 12 月，（对应模拟时间为 8030d）；2016 年 1 月至 2042 年 12 月（对应模拟时间为 9855d）。

通过模拟预测，获得 2025 年污染物平面分布图，选择部分监测点位，获得相应点位预测值，与实际观测浓度比对，模拟误差在 8.93-27.15%之间。说明此次模拟结果可以反映地块内氯苯的污染历史和污染现状，揭示了氯苯的迁移转化过程。

在 2025 年，1#辅房附近地下水中氯苯已经迁移出北部边界，边界处浓度高达 19.9mg/L，距离北部边界约 40m 处氯苯的浓度为 1.2mg/L。蒽醌磺化车间和蒽醌合成车间附近地下水中氯苯迁移至厂界处，浓度分别为 0.1mg/l 和 0.01mg/L。污水管线附近地下水中氯苯向北部迁移，但尚未迁移出厂界。

在 2032 年，1#辅房附近地下水中氯苯已经迁移出北部边界，边界处浓度高达 46.1mg/L，距离北部边界约 40m 处氯苯的浓度为 3.5mg/L。蒽醌磺化车间和蒽醌合成车间附近地下水中氯苯迁移至厂界处，浓度分别为 0.3mg/l 和 0.03mg/L。污水管线附近地下水中氯苯向北部迁移，但尚未迁移出厂界。

在 2052 年, 1#辅房附近地下水中氯苯已经迁移出北部边界, 边界处浓度高达 84.4mg/L, 距离北部边界约 40m 处氯苯的浓度为 8.2mg/L。蒽醌磺化车间和蒽醌合成车间附近地下水中氯苯迁移至厂界处, 浓度分别为 0.35mg/l 和 0.04mg/L。污水管线附近地下水中氯苯向北部迁移, 但尚未迁移出厂界。

7.5.2 对长江水质影响

(1) 潜水

根据潜水氯苯预测结果显示, 2025 年距离北部边界约 40m 处(长江夹江) 氯苯的浓度为 1.2mg/L。通过查询长江该段水文资料, 多年平均流量为 30000m³/s, 根据构建水动力模型平衡计算结果, 该地块中每天约 9.9m³/d 的地下水进入到长江, 该水量相对于长江流量而言数据较小; 基于氯苯目前的预测结果, 结合水量数据可估算每天约有 0.012kg 氯苯进入长江, 根据前期调查对地表水的检测结果显示, 地表水检测因子含量均未超过《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) 中的 II 类标准值; 此外地块北侧靠近江堤, 根据人员访谈了解到, 该江堤于 2019 年左右扩建完成, 江堤基础采用多头小直径深层搅拌桩进行截渗, 埋深约为现状沥青道路以下 9m (与地块北侧路面标高基本一致), 江堤的建成在一定程度上阻隔了地块内潜水含水层污染物向长江夹江的扩散, 因此在目前的地下水径流条件下, 该地块潜水污染物会进入长江, 但对长江整体水质影响较小。

(2) 微承压水

对本项目地块微承压水环境影响预测采用《环境影响评价技术导则-地下水环境》(HJ610-2016) 附录 D 推荐的一维半无限长多孔介质柱体, 一端为定浓度边界模式。

①渗透系数及水力坡度

根据地勘报告, 本项目地块微承压水含水层渗透系数取 2.5m/d, 根据相关文献及经验取值, 微承压水含水层水力坡度取 2‰。

②弥散系数

根据相关文献及经验取值,考虑评价区含水层岩性,本项目地块微承压水含水层纵向弥散系数 DL 取值为 $0.01\text{m}^2/\text{d}$ 。

③地下水实际流速

根据地勘报告,本项目地块微承压水含水层土壤孔隙度 n 取得平均值为 0.462。

地下水实际流速的确定按下列方法取得:

$$U=K \times I / n$$

其中: U —地下水实际流速, m/d ;

K —渗透系数, m/d ;

I —水力坡度;

n —孔隙度;

计算得出本项目地块微承压水含水层地下水实际流速 $U=0.0108\text{m}/\text{d}$ 。

从微承压水苯和氯苯预测结果可以看出,苯和氯苯在微承压水中运移 100 天、1000 天和 10 年后的最大迁移距离分别达到 5m 和 7m、21m 和 64m、64 和 75m,最大迁移距离超过了距离长江夹江的最近边界处,最大迁移距离处的浓度分别为 $0.01\text{mg}/\text{L}$ 和 $0.0648\text{mg}/\text{L}$,因此地块内微承压水污染物可能迁移至长江夹江内,但考虑长江的水流量和前期地表水检测结果,因此在目前的地下水径流条件下,该地块微承压水污染物会进入长江,但对长江整体水质影响较小。

7.5.3 对魏村饮用水水源地影响

根据《江苏省国家级生态保护红线规划》(苏政发〔2018〕74号)等文件内容,临江化工地块上游约 2.3km 处为长江魏村饮用水水源地取水口。

由于临江化工地块位于长江魏村饮用水水源地取水口下游,且中间被夹岛阻隔,临江化工地块地下水很难通过地表水迁移至水源地取

水口，因此该地块地下水很难对水源地造成一定健康风险。

8 修复与管控方案比选和建议

8.1 修复与风险管控技术筛选原则

污染土壤修复与风险管控技术的比选需要考虑地块污染特征、地块水文地质情况、处置技术的可行性、成熟可靠性、时间性、经济性以及污染防范等因素。必要时，需要对不同类型的土壤进行实验，确定处置工艺和参数，以达到污染土壤修复与风险管控目标。

污染土壤修复与风险管控技术的比选主要考虑的因素：

(1) 多种修复与风险管控技术综合使用。由于该地块污染土壤的污染类型、程度不同，必须结合实际情况选择合适的修复与风险管控技术和方法，以达到污染地块修复与风险管控目的。

(2) 修复与风险管控技术的可行性、成熟可靠性。目前，国内外污染场地修复与风险管控技术众多，为了保证该地块污染土壤修复与风险管控工程顺利完成，应选择技术可行、成熟可靠的修复与风险管控技术。

(3) 修复与风险管控时间合理。为尽快完成污染土壤修复与风险管控工作，降低再利用过程中的环境风险，在选择污染土壤修复与风险管控技术时，同等条件下，选择时间短的修复与风险管控技术。

(4) 修复与风险管控费用经济合理。结合场地中的污染物特性，选择经济合理的修复与风险管控技术，在达到修复与风险管控目标的前提下，尽量控制土壤修复与风险管控费用。

(5) 减少对周边居民和环境影响。污染土壤修复与风险管控过程中要严格控制对周围居民和环境的影响，做好工程实施过程中的各项环境保护措施，防止二次污染，将施工对周围居民和环境的影响降至最低。

8.2 常用修复与管控技术简介

修复与风险管控技术筛选是针对确认的污染物类型和污染物特性，并结合比选的原则，依据修复技术类型和具体技术工艺，从技术

的修复效果、可实施性以及管理部门的接受性、成本等角度进行考虑，筛选出潜在可行的修复与风险管控技术。

8.2.1 土壤修复技术简述

根据风险评估结果可知，该地块土壤目标污染物是有机污染物氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、苯和石油烃（C₁₀-C₄₀），适合的原位或异位修复技术有以下几种：

8.2.1.1 热脱附技术

① 技术介绍

热脱附是用直接或间接的热交换，加热土壤中有机污染物到足够高的温度，使其蒸发并与土壤相分离的过程，挥发出的污染物被收集或直接焚烧裂解。热脱附技术用于挥发、半挥发性及难挥发有机污染物（如石油烃、农药、多氯联苯等）污染土壤的处理。随着工程项目的广泛应用，热脱附逐渐发展为原位脱附（包括热气、热蒸汽等）和异位热脱附（移动式热脱附设备、回转窑热脱附设备、微波法等）。

异位热脱附适用于具备开挖土方条件的地块。异位热脱附系统根据加热传递方式不同主要分为直接接触热脱附和间接接触热脱附。**直接热脱附**由进料系统、脱附系统和尾气处理系统组成。进料系统：通过筛分、脱水、破碎、磁选等预处理，将污染土壤从车间运送到脱附系统中。脱附系统：污染土壤进入热转窑后，与热转窑燃烧器产生的火焰直接接触，被均匀加热至目标污染物气化的温度以上，达到污染物与土壤分离的目的。尾气处理系统：富集气化污染物的尾气通过旋风除尘、冷却降温等环节去除尾气中的污染物。

间接热脱附也由进料系统、脱附系统和尾气处理系统组成。与直接热脱附的区别在于脱附系统和尾气处理系统。脱附系统：燃烧器产生的火焰均匀加热转窑外部，加热至污染物的沸点后，污染物与土壤分离，废气经燃烧直排。尾气处理系统：富集气化污染物的尾气通过过滤器、冷凝器、超滤设备等环节去除尾气中的污染物。气体通过冷

凝器后可进行油水分离，浓缩、回收有机污染物。直接热脱附设备的处理能力较大，间接热脱附的处理能力相对较小。

原位热脱附适用于处理不易开挖的有机污染地块，是一项新兴的土壤修复技术，出现于 20 世纪 30 年代，自 20 世纪 70 年代起被用于污染地块修复工程。原位加热技术的原理是通过加热污染区域的温度，改变污染物的物化性质（蒸汽压及溶解度增加，粘度、表面张力、亨利系数及土水分配系数减小），增加气相或者液相中污染物的浓度，提高液相抽出或土壤气相抽提对污染物的回收率。原位热脱附根据加热方式的不同，分为热传导加热、蒸汽加热以及电阻加热。**热传导加热**是指热量通过热传导的方式由热源传递到污染区域。热传导技术中的热源一般被称为热井，热源可以是有导热性好的材质（如钢材）制成的加热井，也可以通过循环的热空气对热井进行加热。**蒸汽加热**是通过向污染区域注入高温蒸汽（一般为饱和蒸汽，温度在 140~180 度之间，特殊情况也可注入过饱和蒸汽）进行原位热脱附的方法。一般的国际上认为蒸汽加热的最高温度在 170 度左右。蒸汽加热技术可处理含有地下水的污染地块，适用于中、高渗透系数土壤的条件，渗透系数范围建议在 $5 \times 10^{-3} \sim 1 \text{cm/s}$ 之间。**电阻加热技术**是以一个核心电极为中心，周围建立一组电极阵，这样所有电极与核心电极形成电流，利用土壤作为天然的导体，靠土壤电阻产生热量，进行热脱附处理。一般情况下，电阻加热的方式适用于所有地质条件。处理区域地下水流速不得超过 0.3048m/day （ 1ft/day ），否则会对加热效果产生较大影响。电阻加热可以使整个现场不同岩性的土壤同时均匀加热。更加适用于不清楚精准污染物分布信息，但了解污染程度和污染边界的地块。

②应用情况

热脱附技术在上个世纪 70 年代逐渐成熟，并被西方发达国家广泛采用，据统计到 2006 年，欧美等发达国家在 300 多个工程中成功

运用此项技术, USEPA 在超级基金污染土壤修复中, 有约 60 个项目采用此技术。此项技术已经非常成熟。

③优缺点

异位热脱附技术修复污染土壤的单价约 1200~4000 元/m³ (来源于《污染地块修复技术名录 (第一批) 》 (环发〔2014〕75 号), 假定土壤容重为 2g/cm³), 原位热脱附技术修复污染土壤的单价约 1500~4000 元/m³, 其优点是修复速度快, 修复量较大, 适用于大部分有机物污染土壤, 并适合处理汞污染土壤; 缺点是设备投资大, 修复成本高。

8.2.1.2 洗脱技术 (淋洗)

①技术介绍

土壤洗脱修复技术, 是利用洗脱液去除土壤污染物的过程, 通过水力学方式机械地悬浮或搅动土壤颗粒, 使污染物与土壤颗粒分离。土壤清洗干净后, 再处理含有污染物的废水或废液。如果大部分污染物被吸附于某一土壤粒级, 并且这一粒级只占全部土壤体积的一小部分, 那么可以只处理这部分土壤。

②应用情况

土壤洗脱技术在发达国家已有 30 年的成熟使用经验, 可用于修复多种污染土壤, 如果污染土壤的物理性质符合要求, 还可以修复复合污染的土壤。

③优缺点

土壤洗脱技术修复污染土壤修复量大, 适用于多种污染土壤, 修复成本适中, 约 600~3000 元/m³ (来源于《污染地块修复技术名录 (第一批) 》 (环发〔2014〕75 号))。影响修复成本的主要因素是土壤物理性质, 如果土壤中的粘土含量超过 25%, 则不建议采用此技术。此外, 洗脱技术可能产生大量的洗土废水, 必须配备相应的洗脱液处理及回用设备。

8.2.1.3 化学氧化技术

① 技术介绍

化学氧化修复技术主要是通过向土壤中注入化学氧化剂与污染物产生氧化反应，使污染物降解或转化为低毒产物的修复技术。常见的氧化剂包括高锰酸盐、过氧化氢、芬顿试剂、过硫酸盐和臭氧。处理周期与污染物初始浓度、修复药剂与目标污染物反应机理有关。化学氧化技术可以分为异位化学氧化和原位化学氧化。

异位化学氧化修复适用于挖出土壤。修复系统包括土壤预处理系统、药剂混合系统和防渗系统等。其中预处理系统：对开挖出的污染土壤进行破碎、筛分或添加土壤改良剂等。药剂混合系统：将污染土壤与药剂进行充分混合搅拌，按照设备的搅拌混合方式，可分为两种类型：采用内搅拌设备，即设备带有搅拌混合腔体，污染土壤和药剂在设备内部混合均匀；采用外搅拌设备，即设备搅拌头外置，需要设置反应池或反应场，污染土壤和药剂在反应池或反应场内通过搅拌设备混合均匀。防渗系统为反应池或是具有抗渗能力的反应场，能够防止外渗，并且能够防止搅拌设备对其损坏，通常做法有两种，一种采用抗渗混凝土结构，一种是采用防渗膜结构加保护层。影响异位化学氧化/还原技术修复效果的关键技术参数包括：污染物的性质、浓度、药剂投加比、土壤渗透性、土壤氧化剂耗量（SOD）、氧化还原电位、pH、含水率和其它土壤地质化学条件。

原位化学氧化适用于处理不易开挖的有机污染地块，通过向土壤或地下水的污染区域注入氧化剂，通过氧化作用使土壤或地下水中的污染物转化为无毒或相对毒性较小的物质。原位化学氧化系统由药剂制备/储存系统、药剂注入井（孔）、药剂注入系统（注入和搅拌）、监测系统等组成。其中，药剂注入系统包括药剂储存罐、药剂注入泵、药剂混合设备、药剂流量计、压力表等组成；药剂通过注入井注入到污染区，注入井的数量和深度根据污染区的大小和污染程度进行设计；在注入井的周边及污染区的外围还应设计监测井，对污染区的污染物

及药剂的分布和运移进行修复过程中及修复后的效果监测。采用原位化学氧化可以通过设置抽水井，促进地下水循环以增强混合，有助于快速处理污染范围较大的区域。影响原位化学氧化技术修复效果的关键技术参数包括：药剂投加量、污染物类型和质量、土壤均一性、土壤渗透性、地下水位、pH 和缓冲容量、地下基础设施等。

②应用情况

化学氧化修复技术可以处理石油烃、BTEX（苯、甲苯、乙苯、二甲苯）、酚类、MTBE（甲基叔丁基醚）、含氯有机溶剂、多环芳烃、农药等大部分有机物，是一种广谱的污染物处理方式，在国内外运用极广。

③优缺点

化学氧化修复技术可用于多种污染地块的修复，修复成本适中，异位化学氧化技术的处理成本约 500~1500 元/m³（来源于《污染地块修复技术名录（第一批）》（环发〔2014〕75 号）），影响处理效果的主要因素是土壤性质、污染物成分。化学氧化处理后可能改变土壤有机质、铁离子、硫酸根离子含量等指标，对修复后土壤的利用可能会造成影响。

8.2.1.4 微生物修复技术

①技术介绍

土壤原位微生物修复技术是通过多种方法刺激土壤中土著降解菌的生长、繁殖，或认为注入外来的人工培养、驯化特定的降解菌来降解去除污染介质中的有机污染物。

微生物对污染土壤的修复是以其对污染物的降解和转化为基础的。微生物修复污染的土壤必须具备 2 个方面的条件：一是土壤中存在多种多样的微生物，这些微生物能够适应变化了的环境，具有或产生酶，具备代谢功能，能够转化或降解土壤中难降解的有机化合物，或能够转化或固定土壤中的重金属；二是进入土壤的有机化合物大部

分具有可生物降解性,即在微生物的作用下由大分子化合物转变为简单小分子化合物的可能性,或使进入土壤的重金属具有微生物转化或固定的可能性。只有具备了上述条件,微生物修复才有实现的可能。具体修复机理根据修复对象分为有机污染和重金属污染的土壤。重金属污染物不能被生物降解,但其可通过微生物的转化作用而降低毒性。

②应用情况

微生物修复技术在污染土壤和地下水的修复领域使用非常广泛,该技术非常适用于大面积的污染地块修复。近年来在美国修复市场占有的比例在 10% 左右,在国内也有一定的应用。

③优缺点

微生物修复技术是成本较低廉的修复技术之一,但微生物种类的选择和培养过程比较复杂,不同的微生物只适用于分解不同的污染物。降解菌对有机污染物的降解分为好氧生长代谢、好氧共代谢、厌氧生长代谢、厌氧呼吸代谢和厌氧共代谢 5 种降解途径。其中,好氧生长代谢降解被广泛应用于多种有机物(如苯系物、石油烃、多环芳烃、硝基苯类、苯胺类、低卤代苯类和低卤代烷烃/烯烃等)的去除,其他 4 种降解途径可以用来修复高卤代苯类、高卤代烷烃/烯烃和多氯联苯等污染物。此外生物反应必须控制反应条件,对技术实施的要求较高。因为微生物消耗污染物的速度很慢,导致修复时间很长,因此这种技术适用于对土地修复时间没有严格限制的工程。此外,微生物制剂的环境安全性也是应关注的问题。

8.2.1.5 水泥窑协同处置法

①技术介绍

水泥窑焚烧技术是指将污染土壤直接从窑头、窑尾上升烟道、水泥窑分解炉或窑体加入窑中进行处置,利用水泥窑的上述特点将污染物安全处置或资源化利用的一种技术措施。国内外采用水泥窑协同处置污染土壤的经验表明,新型干法水泥窑具有窑内焚烧温度高、停留

时间长、湍流条件良好、碱性的环境氛围、固化作用等特点，可以较好地处理高毒性、持久性有机污染物。

②应用情况

水泥窑共处技术处理污染物土壤是一种处理效率高、见效快且污染物去除彻底的修复技术，适用于有机污染土壤（农药、石油烃、PAHs、VOCs）和重金属污染土壤，列入《污染场地修复技术目录（第一批）》。

③优缺点

水泥窑焚烧处置有以下特点：1.物料温度在 1100-1500℃时，不仅可以焚毁含氯的有机化合物和一些难燃烧的有机化合物，连二噁英也可以被分解。由于水泥回转窑的物料温度可高达 1500℃，物料在大于 1100℃段停留时间在几分钟到几十分钟，同时烟气的停留时间也很长，对于土壤中各种有机污染物的分解均十分有利。2.水泥窑熟料是在碱性条件下煅烧的，可以将污染土壤中的氯、硫等物质转换为无毒的氯化钙、硫酸钙等物质。

8.2.1.6 隧道窑协同处置法

隧道窑工艺流程为：卸料入库→破碎→配料→一次对辊→一次搅拌→二次对辊→二次搅拌→碾压→真空挤压半成型砌块→烘干→焙烧→自然冷却→成品堆场。其中烘干、焙烧为高温工艺：烘干采用热风烘干，热风主要来源于砌块焙烧后自然冷却产生的热风，经引风机引至烘干房内烘干。烘干后砌块经过新型节能环保隧道窑进行焙烧，焙烧燃料为天然气。隧道窑可分为三个带，即预热带（400-950℃）、烧成带（950-1150℃）、冷却带（1150-300℃）。隧道窑烧制烧结砖，主要通过窑下方燃料燃烧供热，使窑内烧成带温度达到 950-1150℃，在隧道窑的高温条件下，砖坯中污染土壤的有机污染物转化为无机化合物，经充分焙烧，砖坯逐渐硬化，由有机污染物转化而来的无机化合物和污染土壤原有的重金属一同固化在烧结砖中。

隧道窑可以不间断的进行烧制，出窑后存入新的砖坯，而后通过

设置在预热带引风机把热量引至新的砖坯处，进行预热烘干。由于预热带风机作用，隧道窑内部呈负压状态。

8.2.2 地下水削减修复技术简述

根据风险评估结果可知，临江化工地块的地下水无人体健康风险，但考虑地下水中存在 DNAPLs，若该物质不进行处理一方面影响土壤修复效果，另一方面可能对长江生态造成一定影响，因此计划对地下水中 DNAPLs 物质进行削减修复，结合污染场地污染特征、地下水特性，从技术成熟度、适合的目标污染物和地下水类型、修复的效果、时间和成本等方面分析，并根据现有地下水修复技术的应用情况，初步选择原位化学氧化、生物修复、多相抽提等削减修复技术，应用于本地块地下水 DNAPLs 治理的技术比选。

8.2.2.1 抽提处理技术

① 技术介绍

抽提处理技术 (Pump and treat) 是最为常用的地下水修复技术之一。受污染的地下水经一系列的抽水井抽提到地面，再通过处理设施、设备将地下水中的污染物进行去除，达到规定的排放标准后排入相应的管网或水体，或直接回注到地下环境中。抽提处理技术是由地下水抽提设施设备和地下水处理设施设备组成的。抽提设施设备主要为按照设计要求所构建的抽提井、水泵及相关测量、控制系统。地下水处理设施设备则可根据地下水中的污染物情况进行选择设计，常见的地下水处理设施设备包括氧化池、沉淀池、吹脱塔、活性炭吸附塔等。

② 应用情况

抽提处理技术在世界范围内应用广泛，是最常用的地下水修复技术之一，也是使用得最早的地下水修复技术。此项技术原理简单，已经非常成熟。

③ 优缺点

抽提处理的优点是技术简单，并且可与工程降水结合，适用于大部分地下水的污染羽处理；但在含水层中存在难溶性有机物污染源时，单独进行抽提处理效果不理想。

8.2.2.2 原位化学氧化技术

①技术介绍

原位化学氧化修复技术主要是通过向含水层中注入化学氧化药剂，与污染物产生氧化反应，使污染物降解或转化为低毒产物的修复技术。用于地下水修复的化学氧化一般采用药剂原位入注的方式实施。

②应用情况

在发达国家，原位化学氧化修复技术属于成熟常用的修复技术，主要用来修复被油类、有机溶剂、多环芳烃、农药等污染物污染的含水层土壤与地下水。原位化学氧化的常用药剂包括芬顿试剂、活化过硫酸钠、高锰酸钾以及臭氧。

③优缺点

原位化学氧化修复技术可用于多种污染场地的修复，可同时对多种污染物进行处理，成本适中。

8.2.2.3 生物修复技术

①技术介绍

微生物对有机物污染地下水的修复是以微生物对有机污染物的降解和转化为基础的。通常情况下，地下水生物修复的关键是激发对污染物具有降解能力的微生物的活性，并在修复周期内保持其活性。地下水的生物修复通常采用原位修复的形式，直接向地下环境中注入生物反应所需要的物质，一般包括电子受体（例如氧、硝酸盐等）、能量供体（碳源）以及营养物质（氮、磷）。在进行微生物还原修复时则需注入电子供体，如乳糖等。

②应用情况

微生物修复技术在污染土壤和地下水的修复领域使用较广泛,该技术非常适用于大面积的污染场地修复。近年来在美国修复市场占有的比例在10%左右。

③优缺点

微生物修复技术是较经济的修复技术之一。依靠微生物分解污染物,速度通常较慢,因此导致修复时间较长。此外,由于生物反应的复杂性,控制地下环境中适合微生物反应的环境条件也需要专业化的管理。

8.2.2.4 多相抽提技术

①技术介绍

多相抽提技术(MPE)是通过真空提取手段,抽取地下污染区域的土壤气体、地下水和浮油层到地面进行相分离及处理,以控制和修复土壤与地下水中的有机污染物,实施场地修复的技术手段。与传统的土壤修复技术相比,MPE是一种对环境友好的土壤和地下修复技术,它具有修复效率高、影响面积大、适宜高浓度污染土壤修复等优点。MPE技术是一种原位修复技术,对地面环境的扰动较小,适用于加油站、石化企业、化工企业等多种类型的污染场地,尤其适用与被NAPL污染的土壤与地下水的修复。MPE技术的别称较多,在不同的应用场景下也被称为“双相抽提”、“生物抽吸”等,但其原理及系统构造基本相同。

②应用情况

该技术成熟,在国外应用广泛,在国内已有应用,主要用来修复易挥发、易流动的NAPL(如汽油、柴油、有机溶剂)等污染物污染的土壤和地下水。

③优缺点对比

MPE系统与传统处理技术相比,处理污染物的范围更大,能处理多种形态的污染物,抽提技术运行的同时可以伴随好氧生物降解反应

，修复效率大大提高，真空负压的运用也缩短了修复工期。但由于MPE系统的独特性，需要配套的设备和对场地水文地质条件的特殊要求，以及修复工程大规模开展前的场地预测试，前期耗费时间较长，不适用于工期紧张的项目。

8.2.3 风险管控技术简述

参考国内外现有土壤和地下水管控技术，土壤和地下水中关注污染物风险管控技术主要包含：

- (1) 阻隔技术
- (2) 可渗透反应墙技术
- (3) 监测自然衰减技术

8.2.3.1 阻隔技术

原位阻隔封存技术是一种常用的工程控制措施，阻隔是安装于污染介质周围的地下沟渠、地墙或地膜所组成的阻隔系统，有时亦与地表生态覆盖系统相结合。原位阻隔一般作为长期或永久性设施，并定时对阻隔效果进行监测。

1、阻隔系统主要有几方面的功能：

- (1) 阻断污染土壤与人体的直接接触；
- (2) 阻止受污染地下水迁移扩散；
- (3) 阻断污染土壤或污染地下水挥发出的气体扩散。

2、阻隔技术的优缺点

阻隔技术的优缺点见表 8.2-1。

表 8.2-1 阻隔技术的优缺点

优点	缺点
1. 可防止污染物横向或侧向移动扩散； 2. 可改变局部的地下水流模式； 3. 阻止及避免污染土壤与地下水相互接触； 4. 可阻隔污染并保护邻近区域； 5. 常用于出水量大或污染来源复杂； 6. 降低水力传导系数； 7. 可有效缩短治理处置周期。	1. 未对污染物进行实际处理； 2. 设置费用高； 3. 适用于小地块； 4. 有潜在渗漏及移动风险。

3、阻隔技术的类型

阻隔技术包括水平阻隔和垂直阻隔两大类。**水平阻隔层**采用水平敷设布置的形式，阻断污染介质向周边环境的迁移输送的阻隔技术。具体包括混凝土水平阻隔、粘土水平阻隔、柔性水平阻隔等技术；**垂直阻隔层**采用竖向布置的形式，阻断污染介质向周边环境的迁移输送的阻隔技术。包括土-膨润土隔离墙、高压喷射灌浆墙、搅拌桩墙、搅喷桩墙、水泥帷幕灌注浆墙、土工膜墙等技术。

8.2.3.2 可渗透反应墙技术

可渗透反应墙是一个填充有活性反应介质（包括还原剂、螯合剂、吸附剂、微生物和营养物质等）的被动反应区，当被污染的地下水通过该反应区时，反应介质能够降解和滞留地下水中的污染物，从而达到治理污染物的目的。可用于重金属、氯代烃、苯系物以及多环芳烃的治理，对石油烃的效果较差。可渗透反应墙技术的工程设施较简单，安装操作可一次完成，后期的运转及维护费用较低。但随着有毒金属、盐和生物活性物质在可渗透反应墙中不断沉积和积累，可渗透反应墙可能会逐渐失去活性，需要适时更换。适用于潜水含水层，对反应墙中沉淀和反应介质的更换、维护、监测要求较高。处理周期较长，数年到数十年，具体见图 8.2-3。

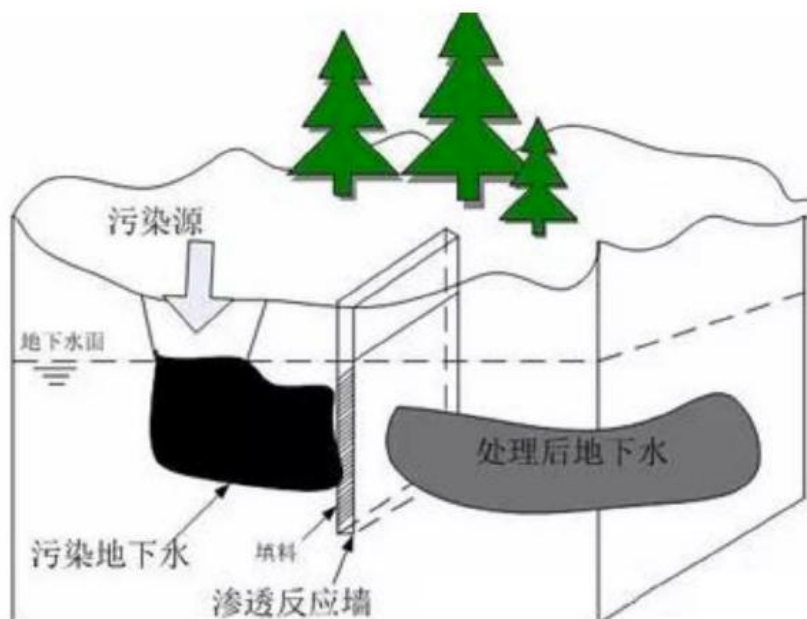


图 8.2-3 可渗透反应墙技术示意图

8.2.3.3 监测自然衰减技术

①技术介绍

通过实施有计划的监控策略,依据场地自然发生的物理、化学及生物作用,包含生物降解、扩散、吸附、稀释、挥发、放射性衰减以及化学性或生物性稳定等,使得地下水和土壤中污染物的数量、毒性、移动性降低到风险可接受水平。

②应用情况

适用于污染地下水,可处理BTEX(苯、甲苯、乙苯、二甲苯)、石油烃、多环芳烃、甲基叔丁基醚、氯代烃、硝基芳香烃、重金属类、非金属类(砷、硒)、含氧阴离子(如硝酸盐、过氯酸)等。

③优缺点对比

修复成本较低,但在证明具备适当环境条件时才能使用,不适用于对修复时间要求较短的情况,对自然衰减过程中的长期监测、管理要求高。

8.3 修复与风险管控技术筛选

目前临江化工地块内土壤主要存在苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯和石油烃(C_{10} - C_{40})5种有机物污染物含量超过修复目标值,且地下水中存在DNAPLs,污染物种类较多,现将目前已有的修复与风险管控技术进行阐述,分析各种技术的优缺点及可行性,具体修复与风险管控技术筛选矩阵见表8.3-1。

综合比较表8.3-1中各土壤修复与风险管控技术的优缺点,针对本地块的土壤和地下水污染特性、水文地质条件以及地块开发用途、时间要求,因此本地块土壤修复推荐采用**化学氧化技术或微生物修复技术或水泥窑(隧道窑)协同处置技术**;地下水削减修复推荐采用**多相抽提处理技术或原位化学氧化技术或生物修复技术**;土壤和地下水风险管控技术推荐采用**垂直阻隔技术**,降低地块环境风险。

表 8.3-1 修复与风险管控技术筛选矩阵表

序号	技术名称	技术简介	应用参考因素			应用的适应性	应用的局限性	结论
			成熟性	时间条件	资金水平			
土壤修复技术								
1	热脱附	加热土壤中有有机污染物（或汞）到较高温度，使其挥发，与土壤相分离，再对挥发出的气态污染物进行处理。	技术成熟/国内有应用	和处理量相关，相对较快	较高	适用与多种挥发性、半挥发性有机物如卤代烃类、苯系物、农药等，经改造后也可处理汞污染土壤。	（1）土壤含水率会影响处理成本及效果； （2）需要专门处理设备。	不建议采用
2	土壤淋洗	利用淋洗液去除土壤污染物的过程,通过水力学方式机械地悬浮或搅动土壤颗粒,使污染物与土壤颗粒分离。土壤清洗干净后,再处理含有污染物的废水或废液。	技术成熟/国内有应用	较快	中等	适用于处理水溶性污染物、可促溶的有机物。	不适用于粘粒含量过高的土壤;需配备淋洗液处理回用设施。	不建议采用
3	化学氧化	通过向土壤中注入化学氧化剂与污染物产生氧化反应,使污染物降解或转化为低毒产物的修复技术。化学氧化可以以原位注入、原位搅拌、异位混合等多种方式进行。	技术成熟/国内有应用	根据土壤及污染物具体情况	中等	对于高浓度苯系物、卤代烃等有机污染物比较有效和经济。	（1）氧化剂的氧化能力强,但是使用不当会带来安全隐患; （2）渗透率低的土壤如粘土,会降低修复效果。	推荐采用
4	生物修复	通过向土壤中添加营养物质或接种微生物菌种等,利用微生物降解土壤中的有机污染物。	较成熟/国内有应用	时间长	低	适用于易降解的有机物如 BTEX 等有机污染。	处理时间长,部分顽固污染物不容易被降解。	推荐采用
5	水泥窑协同处置法	挖掘土壤、运输土壤到水泥厂,和水泥生料一起进入回转	技术成熟/国内常用技术	时间较短	中等	适用于重金属和半挥发性、难挥发	焚烧会产生废气二次污染,对水泥窑废气处	推荐采用

		窑，控制污染土壤的配比。				性有机物、pH（酸性）；适用于处置高浓度污染物	理环保设施要求较高；运输距离较长、储存过程中容易造成二次污染。	
6	隧道窑协同处置法	隧道窑烧制烧结砖，主要通过窑下方燃料燃烧供热，使窑内烧成带温度达到 950-1150℃，在隧道窑的高温条件下，砖坯中污染土壤的有机污染物转化为无机化合物，经充分焙烧，砖坯逐渐硬化，由有机污染物转化而来的无机化合物和污染土壤原有的重金属一同固化在烧结砖中。	技术成熟/国内常用技术	时间较短	中等	适用于重金属和半挥发性、难挥发性有机物、pH（酸性）；适用于处置高浓度污染物	焚烧会产生废气二次污染，对隧道窑废气处理环保设施要求较高；运输距离较长、储存过程中容易造成二次污染。	推荐采用
地下水削减修复技术								
1	多相抽提技术	多相抽提技术是通过真空提取手段，抽取地下污染区域的土壤气体、地下水和浮油层到地面进行相分离及处理，以控制和修复土壤与地下水中的有机污染物，实施场地修复的技术手段	技术成熟，国内有应用	前期投入时间长，处理效率较高	中到高	主要用来修复易挥发、易流动的 NAPL（如汽油、柴油、有机溶剂）等污染物污染的地下水	需要配套设备、对场地水文地质条件要求较高，修复工程大规模开展前需对场地预测试	推荐采用
2	地下水化学氧化	直接将氧化剂注入到受污染的含水层，氧化分解污染物	技术成熟，国内有应用	取决于含水层渗透性和污染物成分	中等	适用于多种有机污染物，可用于污染源区修复	对氧化剂配方须进行可行性试验验证，以确保氧化可以达到效果。有机质含量高的含水层易消耗氧化剂。	推荐采用
3	地下水生物修复	以原位入注的方式向地下环境注入碳源、营养物、电子供	技术较成熟，国内应用少	反应相对较慢	低	污染物易被生物降解，且存在可降	生物反应时间通常较长，系统环境条件的控	建议采用

		体等物质,促进土著微生物对污染物的降解				解污染物的土著微生物	制较复杂。	
4	抽提处理	将受污染地下水抽提至地面,在满足纳管要求的情况下,排入污水管道,进入污水处理厂进行处理。	技术成熟,国内常用	通常较快	中等	可能需要进行预处理以满足纳管要求	需有接纳条件。	不建议单独采用
土壤和地下水风险管控技术								
1	阻隔技术	阻隔是安装于污染介质周围的地下沟渠、地墙或地膜所组成的阻隔系统,有时亦与地表生态覆盖系统相结合。	国外已广泛应用,国内已有较多工程应用	工程周期短,需要长期监测和维护	中等	重金属、有机物及重金属有机物复合污染场地	阻隔效果受地下水中pH,污染物类型、活性、分布、墙体的深度、长度、宽度,地块水文地质条件等影响	建议采用
2	可渗透反应墙技术	在地下水流经截面上构筑含有活性反应填料的反应屏障。地下水流过屏障时,污染物与填料发生反应,从地下水中被去除。	技术较成熟,国内应用少	相对较慢	中等	属于被动式修复技术,构筑后运行较为简单	主要用于处理氯代有机污染物与重金属	不建议采用
3	监测自然衰减技术	通过实施有计划的监控策略,依据场地自然发生的物理、化学及生物作用,包含生物降解、扩散、吸附、稀释、挥发、放射性衰减以及化学性或生物性稳定等,使得地下水和土壤中污染物的数量、毒性、移动性降低到风险可接受水平	成熟	长,需数年	低	可处理BTEX、石油烃、多环芳烃、MTBE、氯代烃、硝基芳香烃、重金属类、非金属类(砷、硒)、含氧阴离子(如硝酸盐、过氯酸)等	在证明具备适当环境条件时才能使用,不适用于对修复时间要求较短的情况,对自然衰减过程中的长期监测、管理要求高。	不建议采用

8.4 风险管控

建议在该地块进行土壤修复前结合风险管控对地块进行管理，以防止污染扩散。

主要手段包括：

(1) 设置管控区域边界，加强对 LJSB-5 点位表层异味管控，以明确风险管控范围，警示及限制无关人员进入，防范污染物与人体接触；防止污染土壤受到治理修复意外的扰动造成污染扩散；避免不当开发。

(2) 开展地块跟踪监测，定期对影响区内土壤、地表水、地下水或环境空气等开展监测，具体如下：

一、风险管控工程施工阶段

结合工程施工工艺特点以及工程周边环境，根据工程施工进度要求，在止水帷幕建设等施工过程中进行监测，监测地下水水位、水质等情况。

二、风险管控工程运行阶段

风险管控工程运行监测频次取决于风险管控措施的类型，临江化工采用垂直阻隔的风险管控方式，因此，采用阻隔技术时，原则上监测频次为每季度一次，两个批次之间间隔不得少于 1 个月。当出现风险管控效果低于预期、局部区域风险管控失效、污染扩散等不利情况时，应适当提高监测频次。

三、风险管控效果评估阶段

1、风险管控效果评估一般在工程设施完工 1 年内开展。

2、污染物指标应至少采集 4 个批次的样品，原则上采样频次为每季度一次，两个批次之间间隔不得少于 1 个月。

3、工程性能指标应按照工程实施评估周期和频次进行评估。

9 风险评估结论与建议

9.1 结论

根据《常州滨江经济开发区新材料产业园总体规划》，临江化工地块规划为绿地。土壤污染状况调查显示，地块内土壤检出苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯、1,1,2,2-四氯乙烷和石油烃(C₁₀-C₄₀)的含量超出《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》

（GB36600-2018）中第二类建设用地土壤污染风险筛选值；潜水中pH、氨氮、耗氧量、硝酸盐、亚硝酸盐、苯、苯胺、甲苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、乙苯、二甲苯（总量）、1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、苯并[a]芘、石油烃(C₁₀-C₄₀)、氰化物、氟化物、锑、硫酸盐和硫化物共22种污染物浓度超过《地下水质量标准》

（GB/T14848-2017）中的Ⅳ类标准及相关标准；微承压水中耗氧量、氨氮、石油烃(C₁₀-C₄₀)、苯、氯苯、1,4-二氯苯和1,2-二氯苯共7种污染物浓度超过《地下水质量标准》（GB/T14848-2017）中的Ⅳ类标准及相关标准。因此，本报告采用第二类用地类型的暴露场景进行了人体健康风险评估，通过风险评估结果显示该地块现状地表以下土壤关注污染物苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯和石油烃(C₁₀-C₄₀)风险不可接受，地下水关注污染物风险可接受。但考虑地下水中DNAPLs存在会对土壤修复以及长江的生态环境造成一定影响，基于保守原则，建议对以上地下水DNAPLs物质进行削减修复。

根据本地块土壤和地下水污染特征，并考虑到地块后期规划，从经济和土地利用方式考虑，因此本地块土壤和地下水污染区域建议开展修复与风险管控工作。

临江化工地块内土壤需修复污染物为苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯苯和石油烃(C₁₀-C₄₀)，修复目标值分别为4、560、20、270和4500mg/kg，土壤修复理论面积为10018m²，修复理论体量为93738m³，湿重约174353t。临江化工地块内地下水DNAPLs污染物需要削减修

复，削减修复目标值为地下水中该物质对应溶解度的 1%，需削减修复的理论面积为 16464m²。地块土壤和地下水风险管控范围为整个厂区，面积为 72806m²，周长约为 1086m，风险管控深度为现状地表以下 33m（黄海标高-26.39m）。

9.2 建议

（1）本项目地块相关责任人应当尽快编制修复与风险管控技术方案，依法采取风险管控和修复措施，在达到风险管控、修复目标前禁止开工建设任何与风险管控、修复无关的项目。

（2）在地块开展修复与风险管控前，保护地块不受外来人为扰动，尽快采取相应保护措施（设置管控区边界围挡、设置场地信息公告牌、配备管控人员等），禁止外来人员随意进入地块内。

（3）修复与风险管控工程措施施工过程中，做好人员安全防护措施，防止污染土壤和地下水对周边环境和施工人员造成危害。

（4）本次风险评估确定的管控深度基于现有的地勘结果确定的，由于场地内⑤₂粉砂和⑥₄粉质黏土夹粉土层分布不均匀，待修复与风险管控工程施工之前，建议根据地质勘探结果进一步细化管控深度。