

三河冀东水泥有限责任公司地块 风险评估报告



中国环境科学研究院

二〇一九年十二月

三河冀东水泥有限责任公司地块 风险评估报告

委托单位：三河东泽房地产开发有限公司

编制单位：中国环境科学研究院

编制单位法人：李海生

项目负责人：周友亚

报告编制人：张超艳、郭晓欣

报告审定人：周友亚

目 录

第一章 项目概述.....	1
1.1 项目背景.....	1
1.2 工作目标.....	2
1.3 编制原则.....	2
1.4 编制依据.....	2
1.4.1 法律法规.....	2
1.4.2 技术导则、标准、规范及参考资料.....	3
1.5 项目工作内容.....	4
1.6 技术路线.....	4
第二章 地块污染概况.....	6
2.1 地块位置信息.....	6
2.2 地块生产历史.....	7
2.3 地质勘查结果.....	8
2.3 污染调查结果.....	13
2.3.1 土壤和地下水点位布设.....	13
2.3.1 土壤污染超标情况.....	14
2.3.1 土壤污染超标情况.....	15
2.3.2 地下水检测超标情况.....	17
第三章 风险评估.....	19
3.1 场地健康风险评估原则及技术路线.....	19
3.1.1 风险评估原则.....	19
3.1.2 风险评估技术路线.....	19
3.2 危害识别.....	21
3.2.1 污染源分析.....	21
3.2.2 暴露点浓度.....	21
3.2.3 场地特征参数.....	21
3.3 毒性与暴露评估.....	23
3.3.1 非致癌毒性评估.....	23

3.3.2 致癌效应评估.....	24
3.3.3 暴露评估.....	25
3.3.4 评估模型与方法.....	26
3.3.5 暴露参数.....	33
3.4 场地风险评估结果.....	33
3.4.1 土壤风险评估结果.....	33
3.4.2 地下水风险评估结果.....	34
3.5 风险评估不确定性分析.....	34
3.5.1 暴露风险贡献率分析.....	34
第四章 修复目标及修复范围确定.....	36
4.1 土壤修复目标确定.....	36
4.1.1 砷修复目标值.....	36
4.1.2 氨氮修复目标值.....	37
4.1.3 苯和乙苯修复目标值.....	38
4.2 场地土壤修复量.....	39
4.2.1 土壤修复范围.....	39
4.2.3 土壤修复方量.....	41
4.3 修复技术初步推荐.....	42
4.3.1 修复技推荐.....	42
4.3.2 修复技术简介.....	42
第五章 结论与建议.....	43
5.1 结论.....	43
5.2 建议.....	43

第一章 项目概述

1.1 项目背景

三河冀东水泥有限责任公司地块位于三河市李七侯大街 142 号,总占地面积 117206.66m² (约合 175 亩),目前地块使用权人为三河东泽房地产开发有限公司(图 1-1)。按照廊坊市生态环境局三河市分局相关要求,三河东泽房地产开发有限公司于 2019 年 5 月委托河北盛世圆福项目管理集团有限公司对该场地开展初步环境调查工作。初步调查结果表明,该场地土壤主要关注物为重金属(铅、砷、铜、锰)、无机物(氨氮、游离氨)、挥发性有机物(苯、乙苯)、半挥发性有机物(苯并(a)芘、萘、苯并(a)蒽)、总石油烃,地下水主要关注物为锰、砷、氨氮、氟化物、总硬度、高锰酸盐指数。

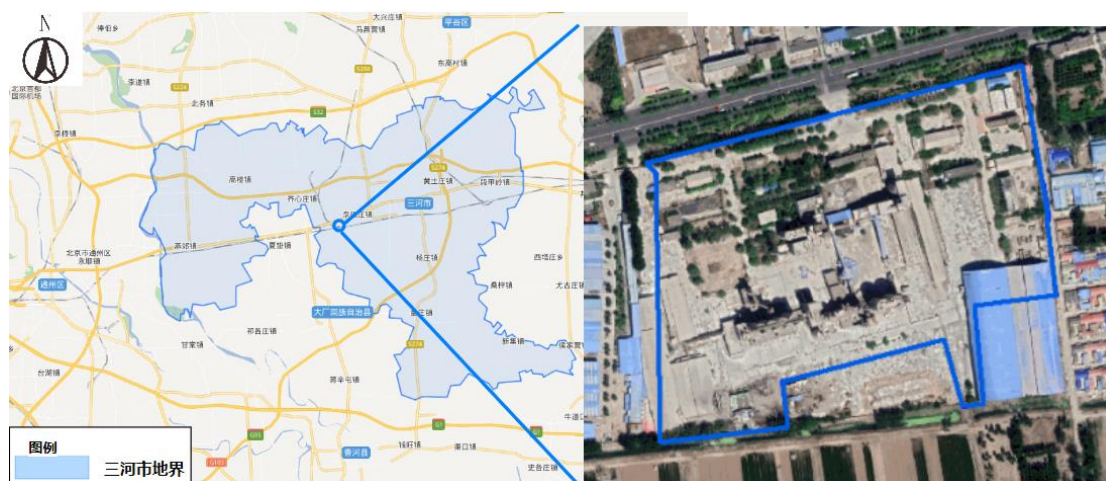


图 1-1 调查地块地理位置图

根据《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)等相关规定,本项目地块已存在不同点位污染物超标,可确定为“污染地块”。污染地块在改变土地利用性质前需进一步开展详细调查与风险评估,以查明污染物种类、浓度及空间分布状况。2019 年 8 月三河东泽房地产开发有限公司委托中国环境科学研究院对该地块进行详细调查及风险评估。本风险评估工作旨在通过分析场地污染调查结果,结合地块未来用地规划,评估污染地块人体健康风险,计算地块污染物修复目标值,并确定地块污染范围及深度。

1.2 工作目标

通过开展三河冀东水泥有限责任公司地块风险评估工作，明确场地土壤与地下水污染现状及风险水平，确定关注污染物的修复目标，并划定场地土壤及地下水修复范围，为将来地块治理修复或环境风险管控提供依据。

1.3 编制原则

（1）遵循国家法规、技术导则和规范原则

遵循我国场地调查、监测、评估和修复等相关导则要求，如《场地环境调查技术导则》（HJ 25.1-2014）、《场地环境监测技术导则》（HJ 25.2-2014）、《污染场地风险评估技术导则》（HJ 25.3-2014）和《污染场地土壤修复技术导则》

（HJ 25.4-2014）等，结合美国、欧洲等国家和地区的经验，科学、合理、规范的对三河冀东水泥有限责任公司地块开展人体健康风险评估工作。

（2）基于特定场地条件的人体健康风险评估原则

评估过程中所涉及的**场地特征参数采用场地调查过程实测数据**。暴露参数、建筑物参数主要参考《污染场地风险评估技术导则》（HJ 25.3-2014）及《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》（GB36600-2018）推荐值。毒理学参数主要参考 GB36600-2018 及美国环保局综合风险信息系统 (Integrated Risk Information System)推荐参数。此外，部分参数取值参考国内外已颁布的导则、指南或公开发表的文献刊物。本地块风险评估结果将最大限度地接近场地实际污染状况所产生的风险，也只适合于本特定场地。

1.4 编制依据

1.4.1 法律法规

- (1) 《中华人民共和国环境保护法》（2015 年 1 月 1 日起施行）
- (2) 《中华人民共和国土壤污染防治法》（2019 年 1 月 1 日起实行）
- (3) 《中华人民共和国固体废物污染防治法》（2005 年 4 月 1 日）
- (4) 《中华人民共和国水污染防治法》（2008 年 6 月 1 日）
- (5) 《危险化学品安全管理条例》（国务院令[2011]591 号）
- (6) 《国家危险废物名录》（2016 年）
- (7) 《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）

- (8) 《关于加强工业企业关停、搬迁及原址场地再开发利用过程中污染防治工作的通知》（环发[2014]66 号）
- (9) 《关于近期土壤环境保护和综合治理工作安排的通知》（国办发[2013]7 号）
- (10) 《关于保障工业企业场地再开发利用环境安全的通知》（环发[2012]140 号）

1.4.2 技术导则、标准、规范及参考资料

- (1) 《建设用地土壤环境调查评估技术指南》（环保部公告 2017 年第 72 号）
- (2) 《场地环境调查技术导则》（HJ 25.1-2014）
- (3) 《场地环境监测技术导则》（HJ 25.2-2014）
- (4) 《污染场地风险评估技术导则》（HJ 25.3-2014）
- (5) 《污染场地土壤修复技术导则》（HJ 25.4-2014）
- (6) 《地块土壤和地下水中挥发性有机物采样技术导则》（HJ1019-2019）
- (7) 《污染场地术语》（HJ 682-2014）
- (8) 《岩土工程勘察规范》（GB 50021-2001）
- (9) 《供水水文地质勘察规范》（GB 50027-2001）
- (10) 《土壤环境监测技术规范》（HJ/T 166-2004）
- (11) 《地下水环境监测技术规范》（HJ/T 164-2004）
- (12) 《环境检测分析方案标准指定技术导则》（HJ/T168-2004）
- (13) 《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）
- (14) 《地下水质量标准》（GB/T 14848-2017）
- (15) 《工业企业场地环境调查评估与修复工作指南（试行）》（2014 年 11 月）
- (16) 《我国代表性地区儿童土壤摄入率等暴露参数研究》（林春野等）
- (17) 美国环保局综合风险信息系统（Integrated Risk Information System）
- (18) 基于不同介质健康风险等效方法（Soil Guideline Values for Inorganic Arsenic in Soil, Science Report SC050021/Arsenic SGV）（英国环保署）
- (19) 《三河冀东水泥有限责任公司地块场地环境初步调查报告》（河北盛世圆福项目管理集团有限公司，2019 年 9 月）
- (20) 《三河冀东水泥有限责任公司地块详细调查报告》（中国环境科学研究院，2019 年 12 月）

1.5 项目工作内容

表 1-1 项目工作内容

工作内容		说明
风险评估	参数调查	场地特征参数和受体暴露参数。
	暴露评估	确定特定土地利用方式下场地内关注污染物的暴露情景、主要暴露途径和暴露评估模型等。
	毒性评估	分析关注污染物的致癌和非致癌危害效应，确定风险评估所需的污染物毒性参数值，包括：致癌效应毒性参数、非致癌效应毒性参数、污染物的理化性质参数，及其他污染物相关参数。分析污染物经不同暴露途径对人体健康的危害效应，包括致癌效应、非致癌效应。
	风险表征	土壤和地下水中单一污染物的致癌风险和非致癌危害商的计算、不确定性分析和风险的空间表征。风险表征按照地块关注污染物最大检测数据，计算致癌风险和危害商。
	确定修复目标值及划定修复区域	确定本地块土壤污染物的修复目标值，并根据污染物空间分布特征，确定污染土壤修复区域。
修复技术建议	根据地块污染介质和污染物特性，初筛适用于本地块的修复技术。	
总结	概述风险评估结果，明确地块污染风险，为下一步工作提出建议。	

1.6 技术路线

目标地块已完成污染调查工作。本项目将在初步调查和详细调查的基础上对地块进行人体健康风险评估。具体工作路线见图 1-2。

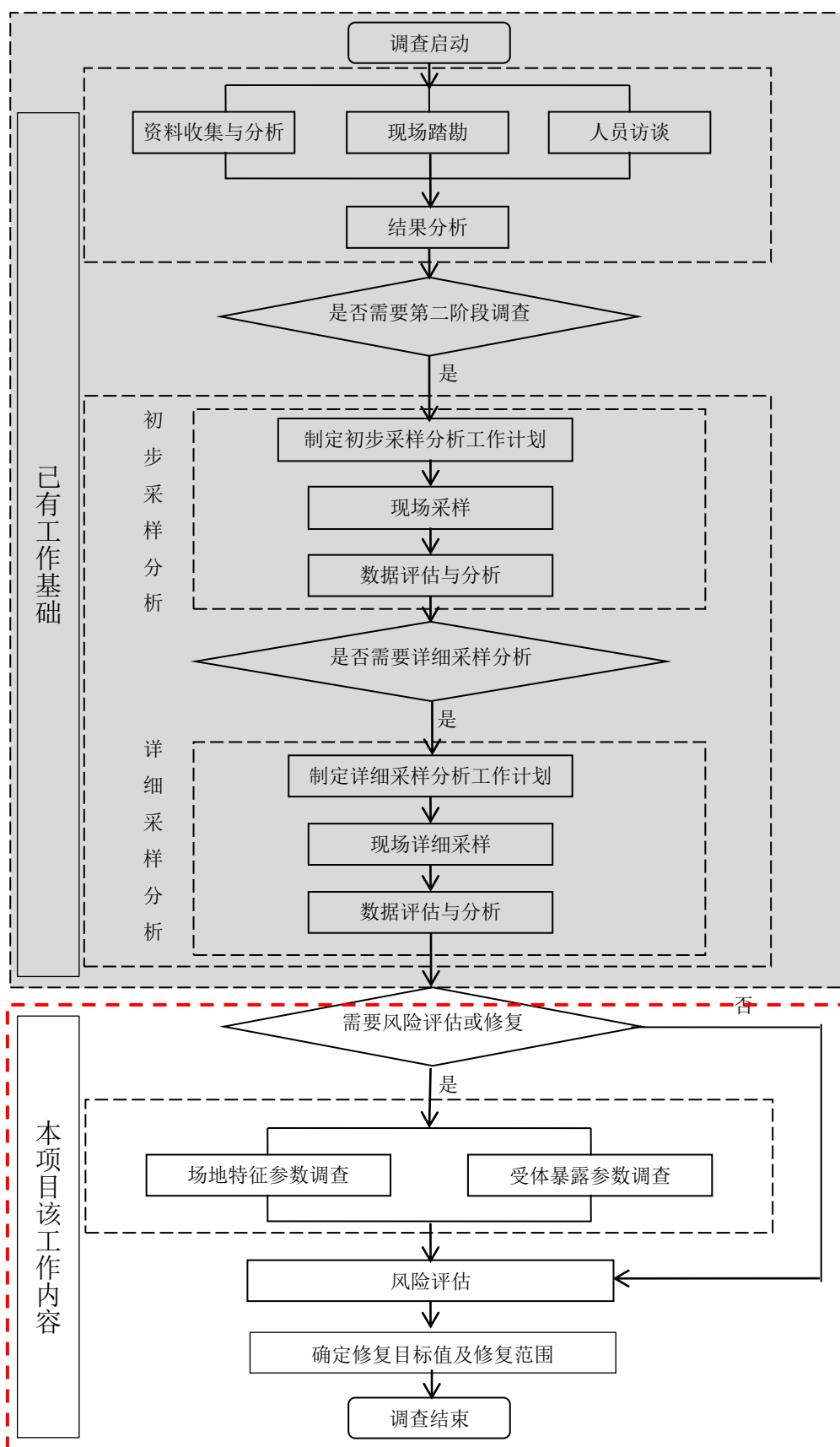


图 1-2 工作技术路线

第二章 地块污染概况

2.1 地块位置信息

本项目调查对象为原三河冀东水泥有限责任公司地块，地块占地面积117206.66m²（约合175亩）。场地东临刘校尉村居住区，南临刘校尉村耕地，西临建材市场，北临李七侯大街（京哈公路）。本地块北侧500m范围内建有学校和军民区，南侧500m范围内主要为耕地，东西两侧500m范围内主要分布有耕地和居民区。调查区域地理位置见图2-1。

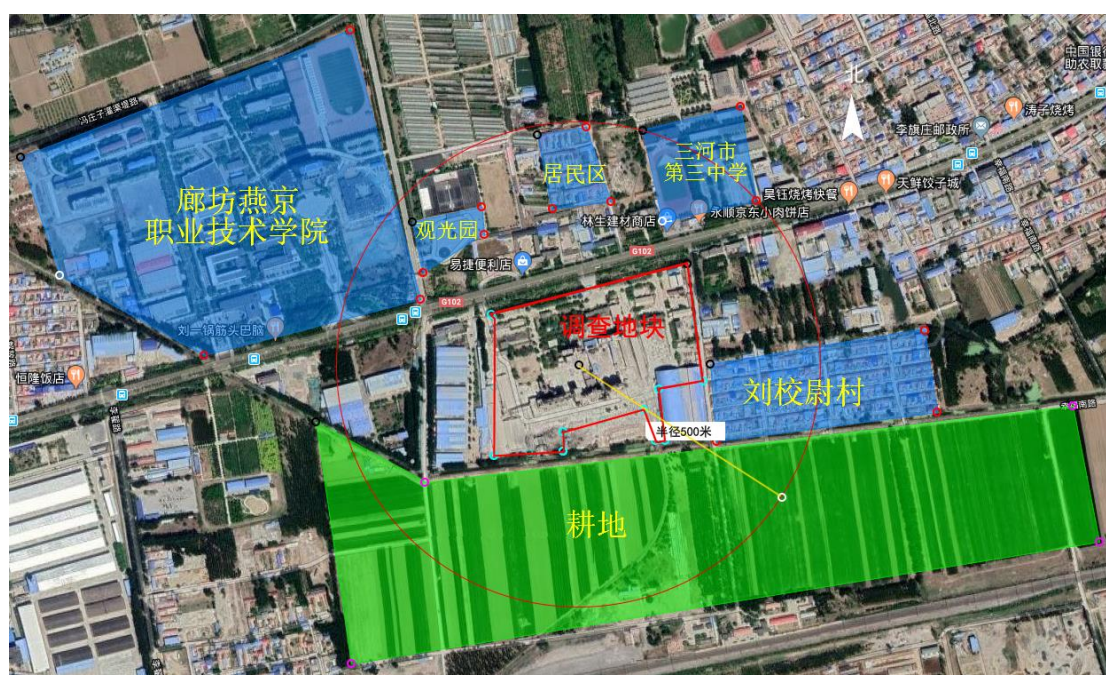


图 2-1 调查区域地理位置

相邻地块使用历史主要为居住用地和耕地，其中地块西侧2009年起用作建材市场；地块北侧1975年-1988年作为三河化肥厂和三河燕美建材工业公司生产车间和库房；地块南侧自1998年至今用于三河冀东水泥厂水泥磨机房、石灰石堆放区和脱硫石膏库房。影像图见图2-2。



图 2-2 相邻地块历史影像（2018.5.6）

2.2 地块生产历史

本地块1973年前为耕地，1973年~2016年间为工业用地，曾被用于化肥、建材和水泥的生产或加工。使用权人先后为三河化肥厂、三河建材总厂氧化镁分厂、三河燕美建材工业总公司、三河冀东水泥有限责任公司，目前该地块使用权人为三河东泽房地产开发有限公司。具体生产历史见表2-1。

表 2-1 地块生产历史

时间	生产年限	土地所有/使用权人	土地用途	生产状况
1973年8月前	——	三河市李旗庄镇刘孝尉村	耕地	--
1973年8月-1987年	14	三河化肥厂	工业用地	1973年8月建设三河化肥厂，1974年10月投产，投产时日产碳铵84吨。1975年增装1套年产3000吨合成氨设备。由于亏损和产品滞销，三河化肥厂于1985年6月停产，停产后一直闲置。
1987-1988年	1	三河建材总厂氧化镁分厂	工业用地	1987成立三河建材总厂氧化镁分厂，在三河化肥厂东侧原有构筑物基础上进行改建和扩建，生产区集中布置于厂区东侧，产品为轻质碳酸镁，1988年停产。

时间	生产年限	土地所有/使用权人	土地用途	生产状况
1988-1999年	11	三河燕美建材工业总公司	工业用地	1988年成立三河燕美建材工业总公司，其产品包括白水泥、彩色水泥、铁块、水泥瓦及水磨石，于1993年破产倒闭，倒闭后一直闲置至1998年。
1999-2016	17	三河冀东水泥有限责任公司	工业用地	1999年三河冀东水泥有限责任公司与三河市政府联营生产普通水泥，熟料外购，不进行生料煅烧工序，产品为普通硅酸盐水泥，年产能100万吨，于2013年停产。停产后一直处于闲置状态，目前厂区内设备基本已经清运，构筑物已拆除完成。
2016-今	——	三河东泽房地产开发有限公司	闲置中，规划为住宅用地	

2.3 地质勘察结果

按沉积年代、成因类型可将调查地块的地层划分为人工填土层和第四纪冲洪积层。钻探出露的沉积层由上至下主要为粉质粘土层、粉土层、粉砂层、粉质粘土层、细砂层、粉质粘土层共6层，各土层简述见表2-2。

表2-2 地块底层分布情况统计表

土层	性状	埋深/m	平均埋深/m	层底标高/m	层底平均标高/m	厚度/m	平均厚度/m
(1)人工填土层							
① ₁ 杂填土层	杂色，稍湿，包含碎石、灰渣、砖渣等。	0.4~2.6	1.25	17.00~19.80	18.58	0.4~2.6	1.25
① ₂ 填土层	黄褐色，稍湿到湿，以回填的粉质粘土为主，含砖渣灰渣、腐烂植物根系等	0.70~3.70	1.96	16.10~18.70	17.68	0.70~3.70	1.33
(2)第四系沉积层							
② ₁ 粉质粘土层	褐黄色，中密，湿，含云母、有机质、氧化铁	2.20~6.00	3.67	13.50~18.30	15.39	2.20~5.30	3.02
② ₂ 粉土层	褐黄色到灰黄色，中密，湿到饱和，含云母，有机质，主要为砂质粉土	4.10~7.80	6.02	11.7~15.4	13.61	0.50~6.40	3.21
② ₃ 粉砂层	灰色，中密，饱和，含石英、云母	5.70~6.90	6.14	12.83~13.67	13.19	0.60~1.80	1.35

② ₄ 粉质粘土层	灰色，中密，湿，含云母、有机质、氧化铁，局部夹有少量粉土薄层	11.30~12.60	12.14	7.00~8.30	7.56	4.50~8.40	6.12
② ₅ 细砂层	灰色，中密，饱和，含石英、云母	12.80~15.10	14.25	1.98~6.40	5.33	1.20~6.00	2.11
② ₆ 粉质粘土层	灰色，湿，含云母、有机质、氧化铁，部分点位含有少量粘土	本次钻探深度并未揭露出该层底板					

钻探深度内所揭露的地下水主要分布于②₅细砂层中，属于第I含水组，含水层类型为潜水。已钻探深度范围内含水层厚度为 0.5~2.9 米，平均 2.1 米，初见水位埋深 11.3~12.6 米，平均 12.13 米。由于含水层顶部②₄粉质粘土层和底部的②₆粉质粘土层渗透性较差，可作为相对隔水层阻止潜在污染物进入含水层中。

调查场地地下水的补、径、排条件主要受气象水文条件及地形地貌因素的制约。大气降水入渗补给是工作区地下水的主要补给来源，主要接受侧向径流补给，以侧向径流、越流和人工开采为主要方式排泄。2019年9月3日观测数据显示场地地下水稳定水位埋深为9.51~12.87米，平均11.42米；稳定水位标高为7.31~11.01米，平均为8.63米。根据地下水监测数据绘制地下水流向图见图2-3。从等水位线图可以看出，场地内浅层地下水主要受地形控制，在厂区整体由南向北排泄。

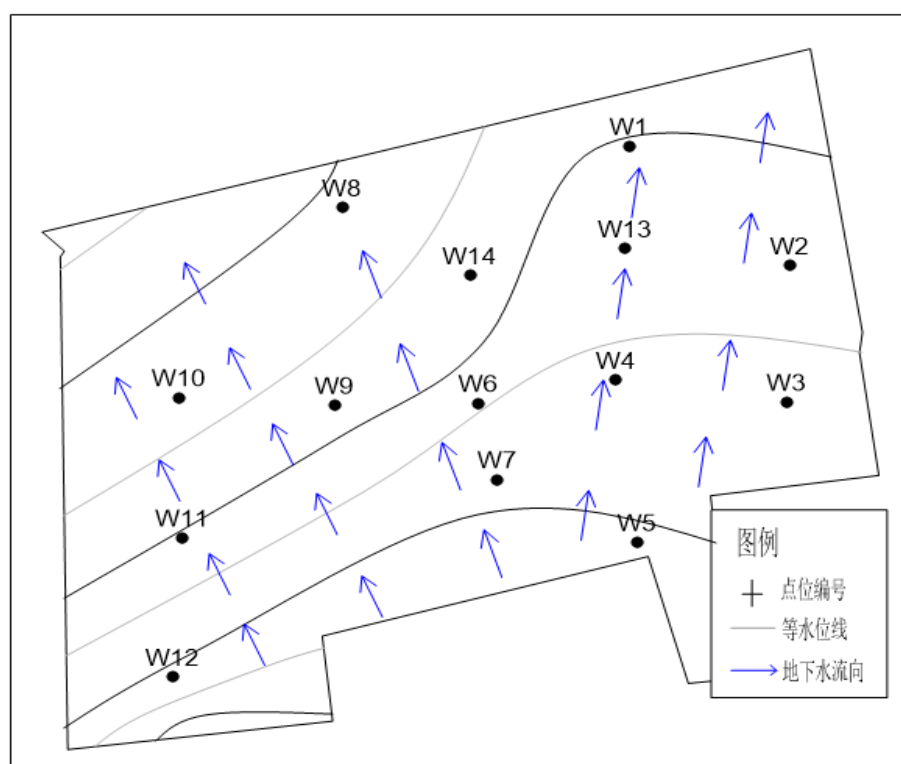


图 2-3 厂区地下水流向图（2019 年 9 月）

选择场地北-南向及西-东向绘制水文地质剖面图。剖面图布置见图2-4，典型水文地质剖面见图2-5~2-7（南北向水文地质剖面）和图2-8~2-9（东西向水文地质剖面）。

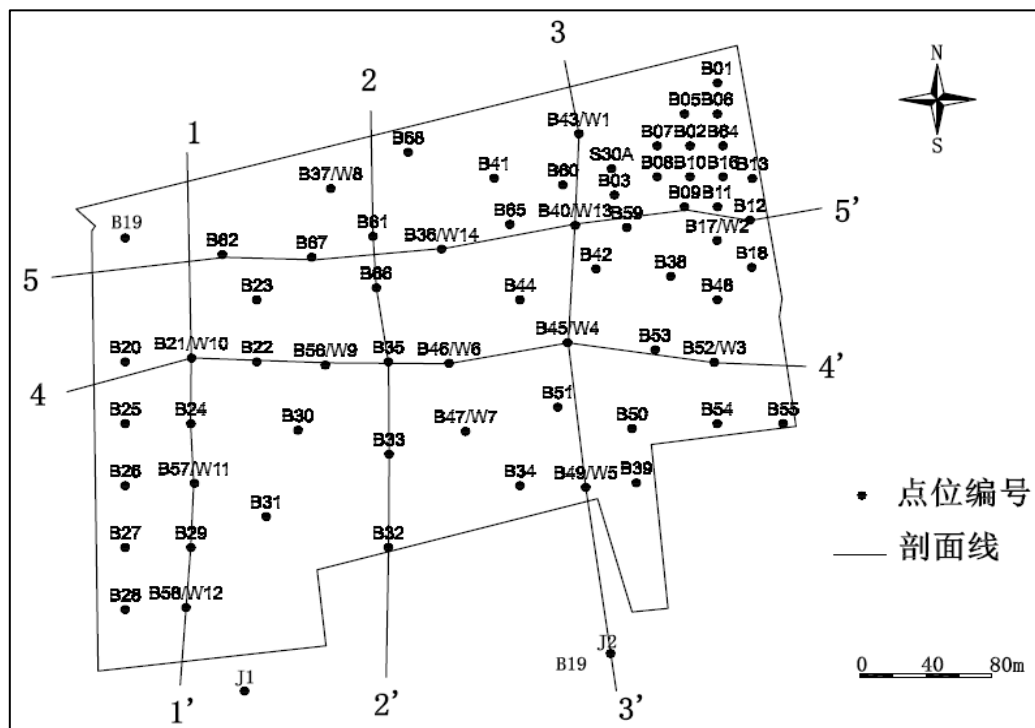


图 2-4 厂区剖面布置图(地勘点位)

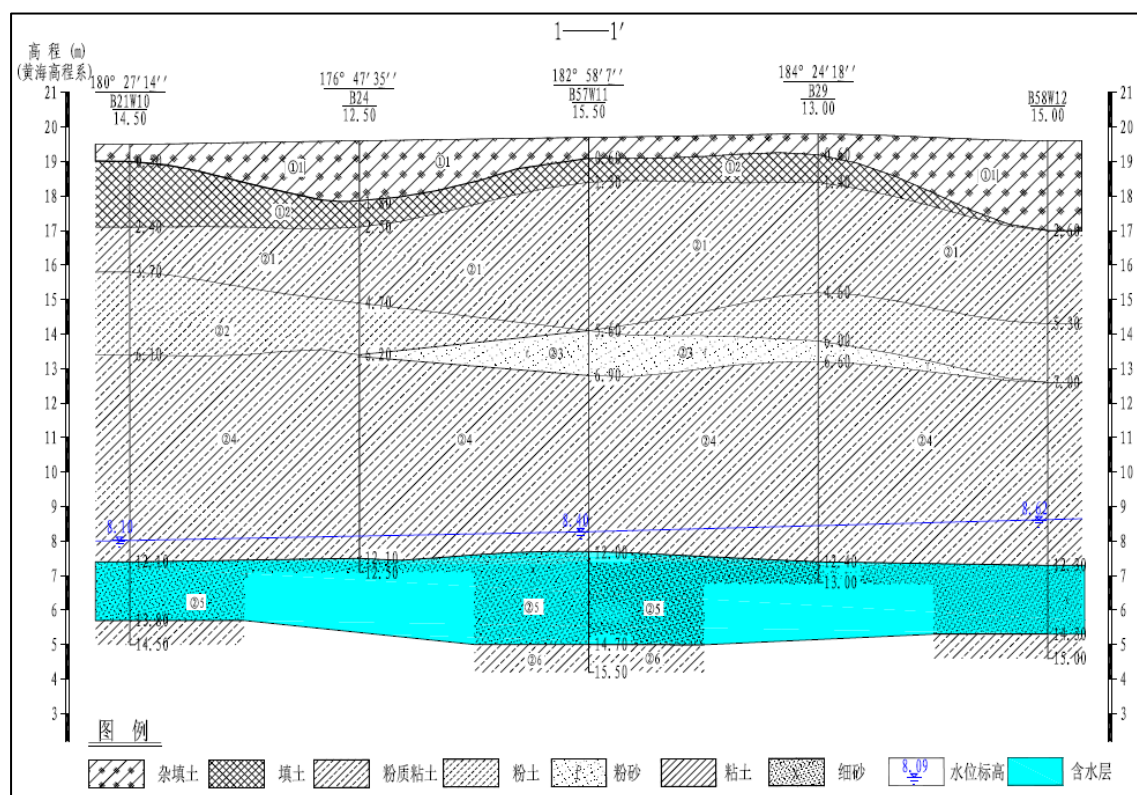


图 2-5 水文地质剖面图 1-1' (南北向)

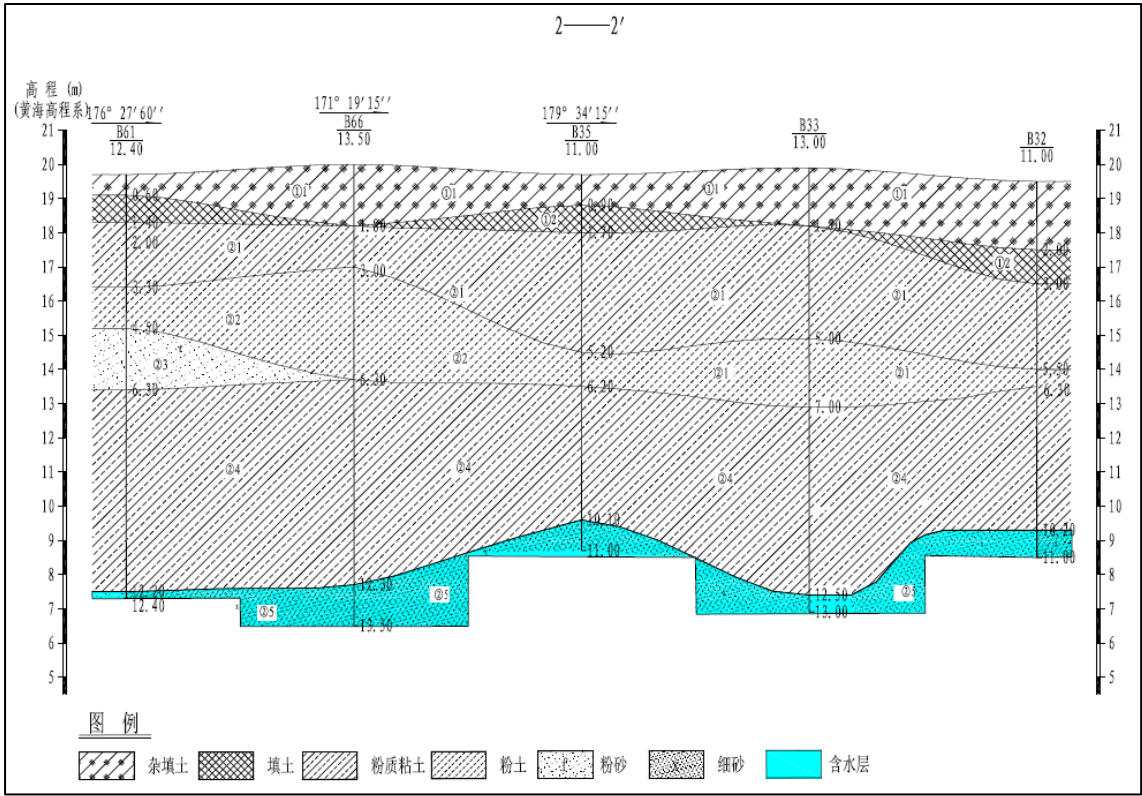


图 2-6 水文地质剖面图 2-2' (南北向)

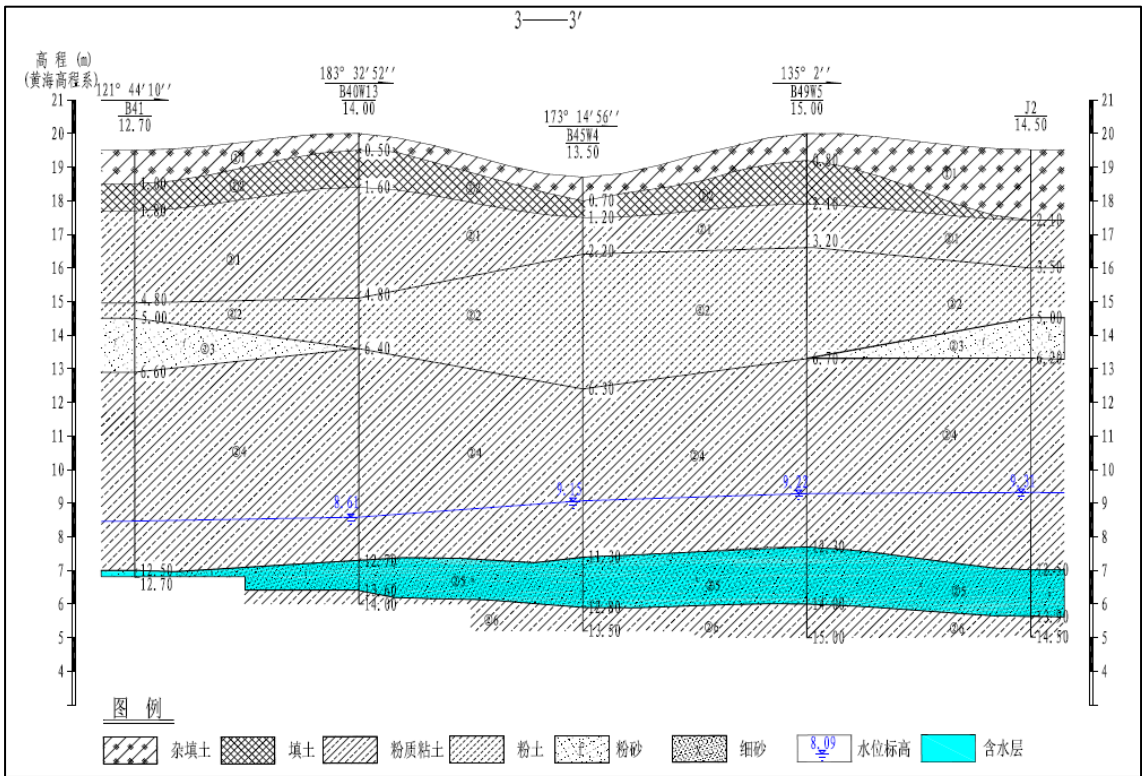


图 2-7 水文地质剖面图 3-3' (南北向)

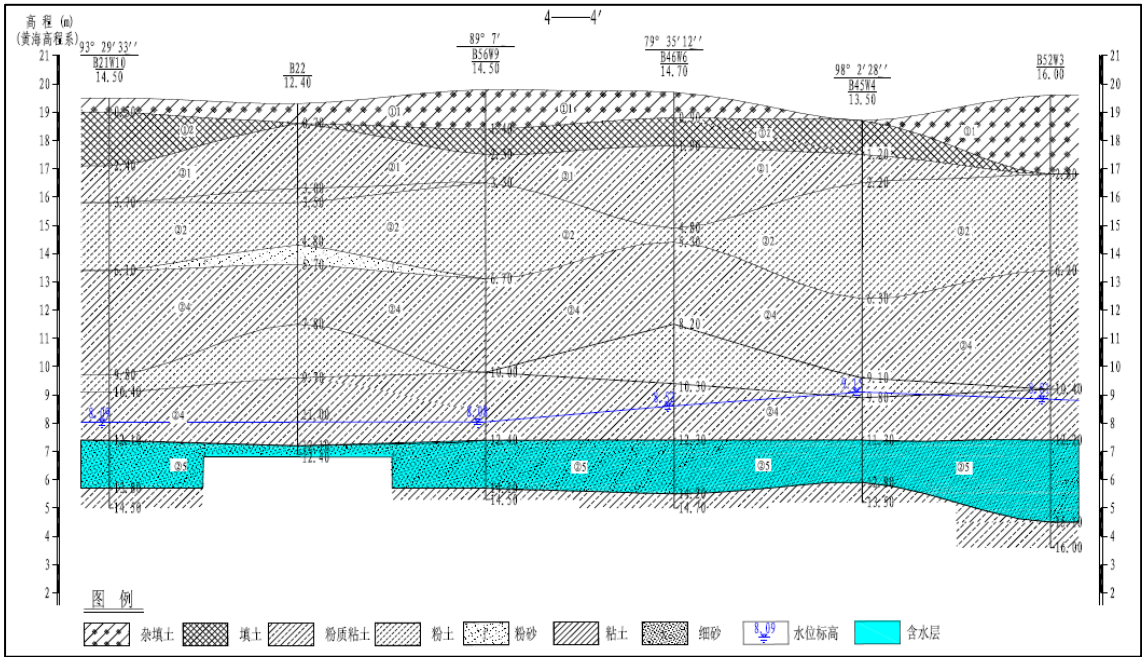


图 2-8 水文地质剖面图 4-4'（东西向）

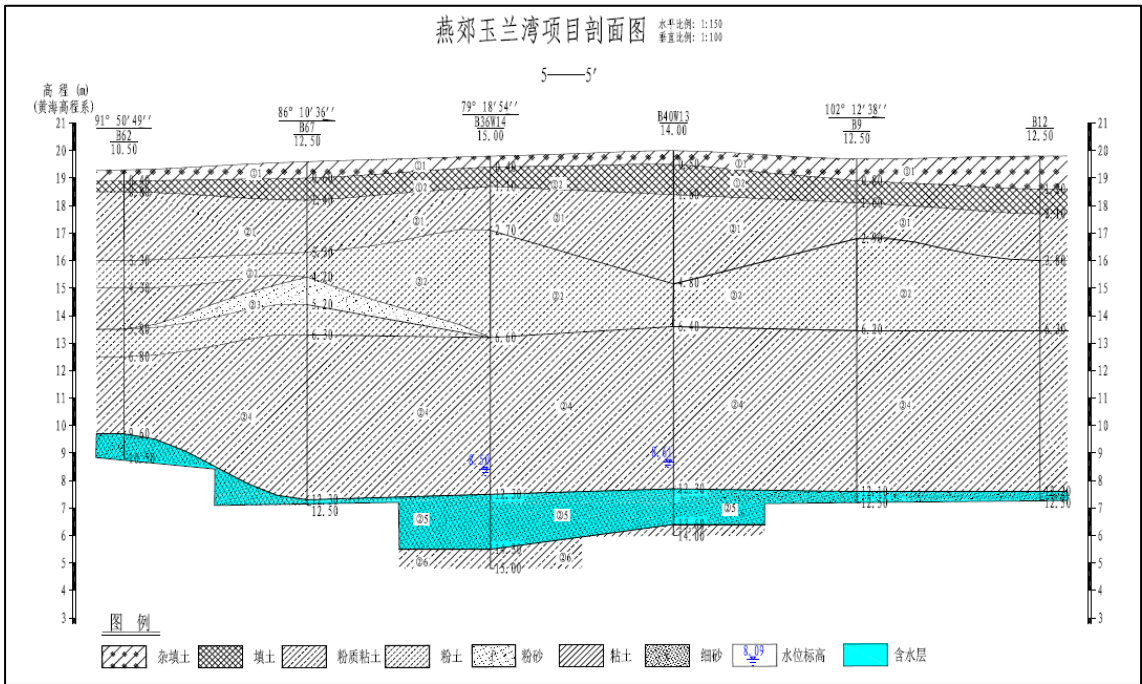


图 2-9 水文地质剖面图 5-5'（东西向）

2.3 污染调查结果

2.3.1 土壤和地下水点位布设

地块共布设150个土孔，24个监测井。满足《建设用地土壤环境调查评估技术指南》（2017年第72号）和《场地环境调查技术规范》（HJ25.2-2014）中的相关规定。土壤全部采样点位布点图见图2-10。

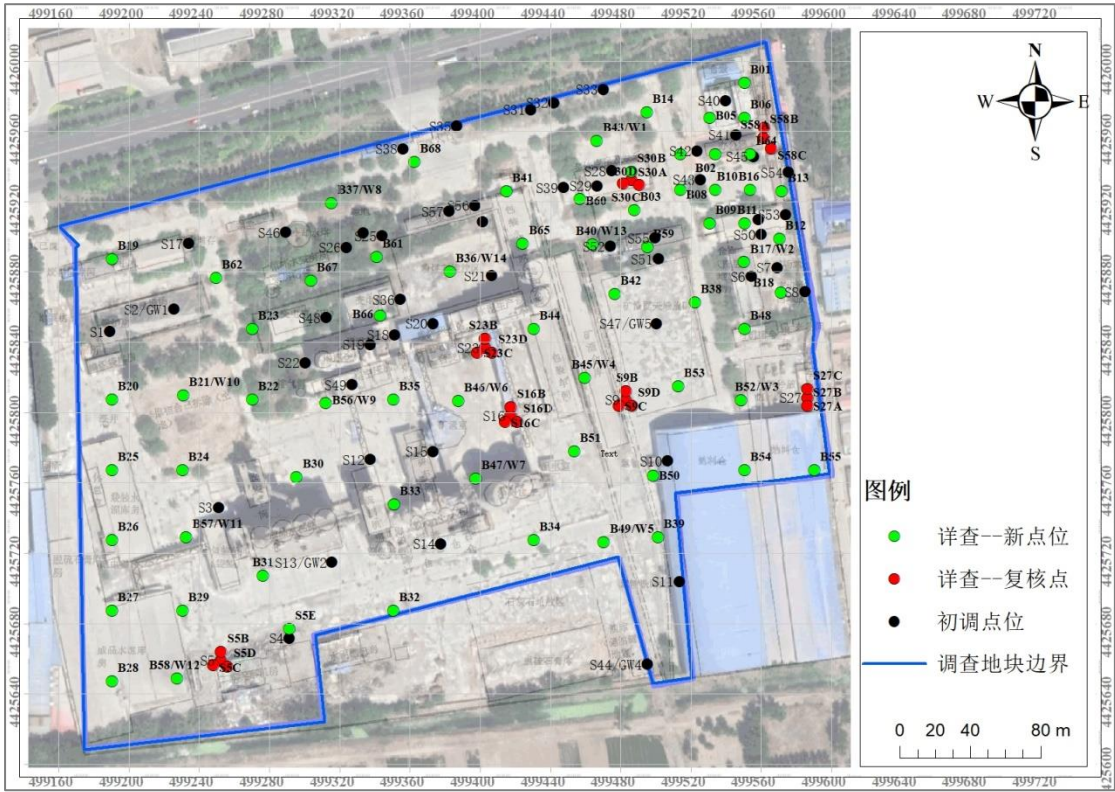


图 2-10 土壤全部采样点布设图

为调查场内地下水污染状况，明确地下水污染来源及其对场外地下水影响，地下水监测井布设过程中，除在场内布设地下水监测井外，结合场地位置及作业环境，在场外地下水上游和下游方向各布设 2 个地下水监测井。共布设监测井 24 个，场内监测井 20 个，场外监测井 4 个。比例约为 6000 m² 一个，满足《建设用地土壤环境调查评估技术指南》和《场地环境调查技术规范》（HJ25.2-2014）相关规定。

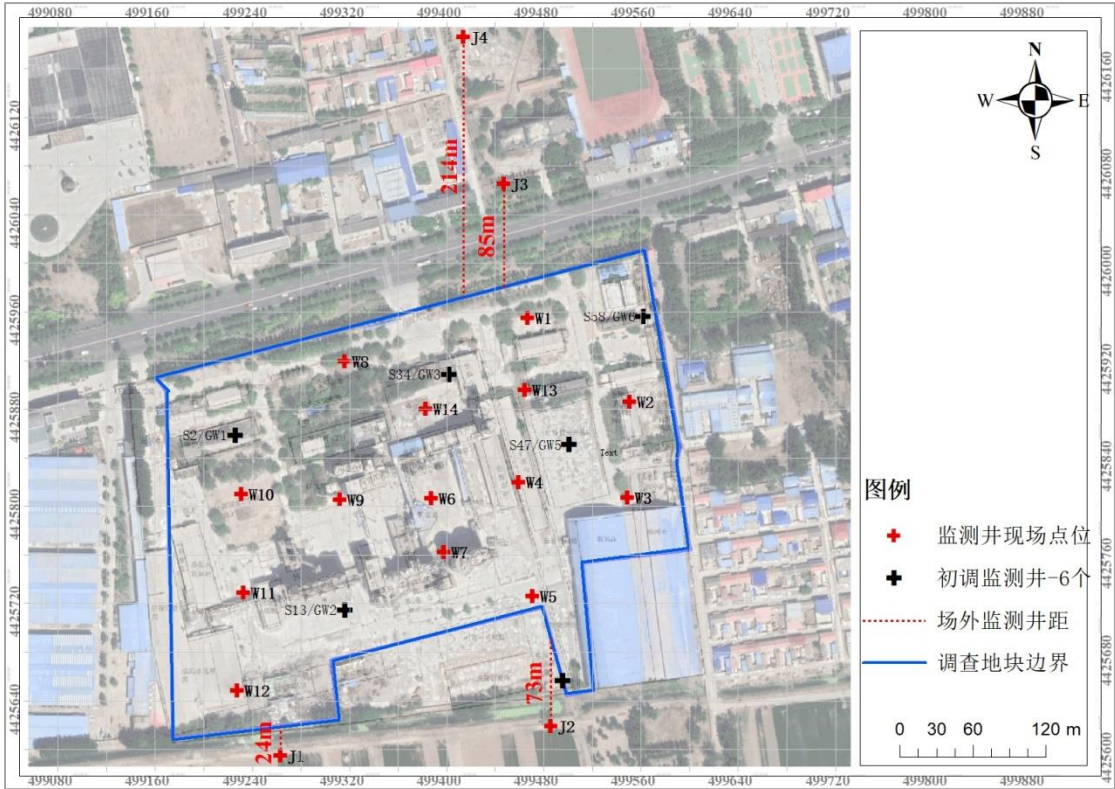


图 2-11 地下水采样点布设图

2.3.1 土壤污染超标情况

根据地质勘查结果，分层对地块土壤和地下水污染情况进行污染筛查。地块地质分层概况见图 2-12 和表 2-3。

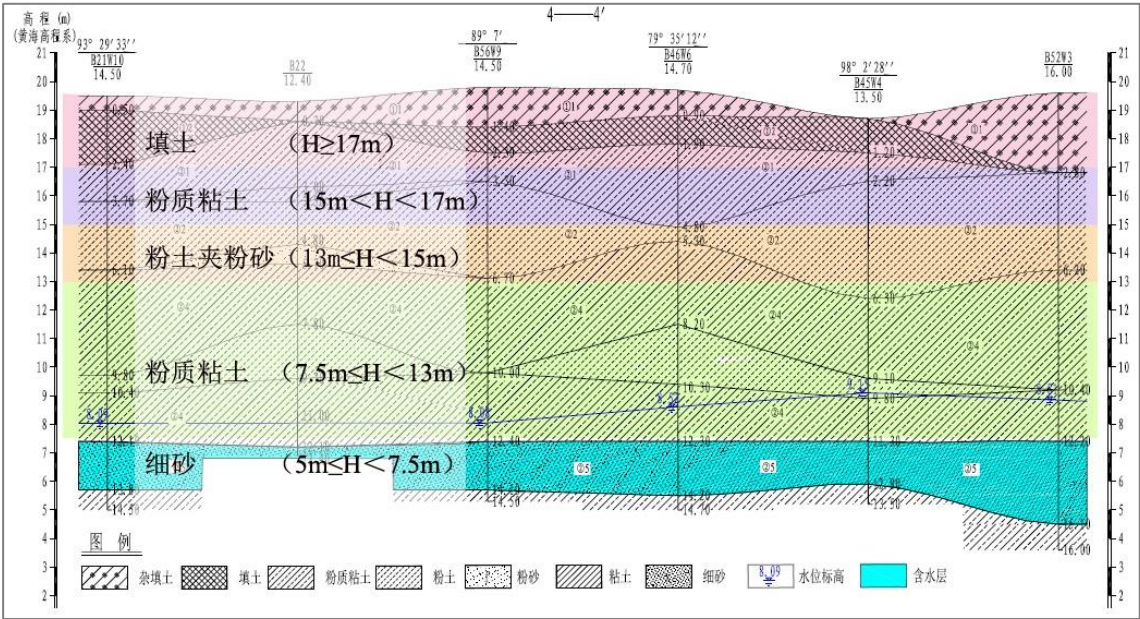


图 2-12 地质分层概况（H 代表标高）

表 2-3 地块地质分层（20m 以上深度范围）

序号	土层	标高（H）范围	对应初调深度（h）范围
1	填土	20~17m	0~3m
2	粉质粘土	17~15m	3~5m
3	粉土夹粉砂	15~13m	5~7m
4	粉质粘土	13~7.5m	7~12.5m
5	细砂	7.5~5m	12.5~15m
6	粉质粘土	（未揭穿）	20m（未揭穿）

2.3.1 土壤污染超标情况

统计地块 900 个土壤样品检测数据（含 99 个平行样）和 27 个地下水样品检测数据（含 3 个平行样）。主要采用《建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 36600-2018）作为地块土壤污染筛选标准。对于不在 GB 36600 中的污染物，依据风险评估相关技术要求，结合本地块实测的场地参数进行推导计算（氨氮筛选值 1000 mg/kg 和锰筛选值 5500 mg/kg）。

土壤污染超标筛选结果表明：

（1）土壤超标污染物有 6 项，分别为：砷、氨氮、苯、乙苯、总石油烃、铜，最大检测值分别为 51 mg/kg、6730 mg/kg、7.92 mg/kg、871 mg/kg、5620 mg/kg。超标倍数见表 2-4。

表 2-4 土壤超标污染物统计表

序号	超标项目	砷	氨氮	苯	乙苯	总石油烃	铜
	单位	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
	筛选值	20	1000	1	7.2	826	2000
最大检出值		51	6730	7.92	27.2	871	5620
最大超标倍数		1.55	5.73	6.92	2.78	0.05	1.81

（2）土壤超标污染物主要集中于标高 15m 以上（对应深度 5m）以上深度范围。其中填土（标高 $H \geq 17m$ ）主要超标污染物为铜、TPH、乙苯、苯、氨氮。粉质粘土（ $15m \leq \text{标高 } H < 17m$ ）超标污染物为铜和砷。此外地块西北角 S2 点位 16m 深度砷检出超标。污染物超标范围及面积见表 2-5 和图 2-13。

表 2-5 土壤污染物超标范围统计表

序号	土层	标高 (H)	深度 (h)	超标污染物	超标范围面积 (m ²)
第一层	填土	20~17m	0~3m	铜	1914.85
				TPH	138.51
				乙苯	1556.28
				苯	3444.27
				氨氮	1656.73
第二层	粉质粘土	17~15m	3~5m	铜	360.77
				砷	16563.3
				氨氮	3888.48
第三层	粉土夹粉砂	15~13m	5~7m	氨氮	4465.82
第四层	粉质粘土	13~7.5m	7~12.5m	氨氮	5625.17
第五层	细砂	7.5~5m	12.5~15m	—	—
第六层	粉质粘土	H=4m	h=16m	砷	812.27

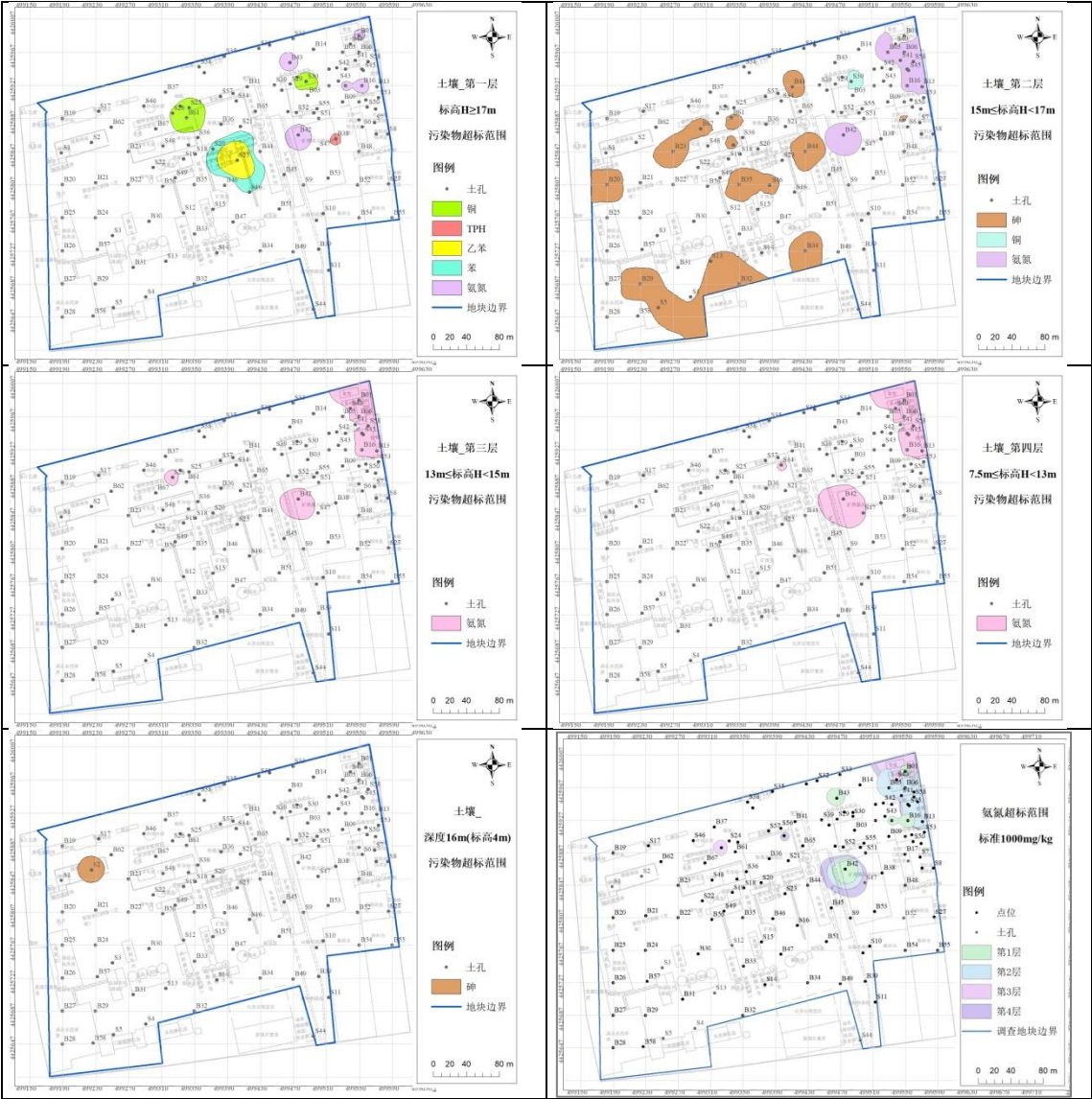


图 2-13 土壤污染物超标范围

2.3.2 地下水检测超标情况

地下水检测项筛选值参考《地下水质量标准》（GB/T 14848-2017）III 类水标准（III 类：地下水化学组分含量中等，主要适用于集中式生活饮用水水源及工农业用水。IV 类：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，适当处理后可做生活饮用水）。

地下水检测超标筛选结果表明：

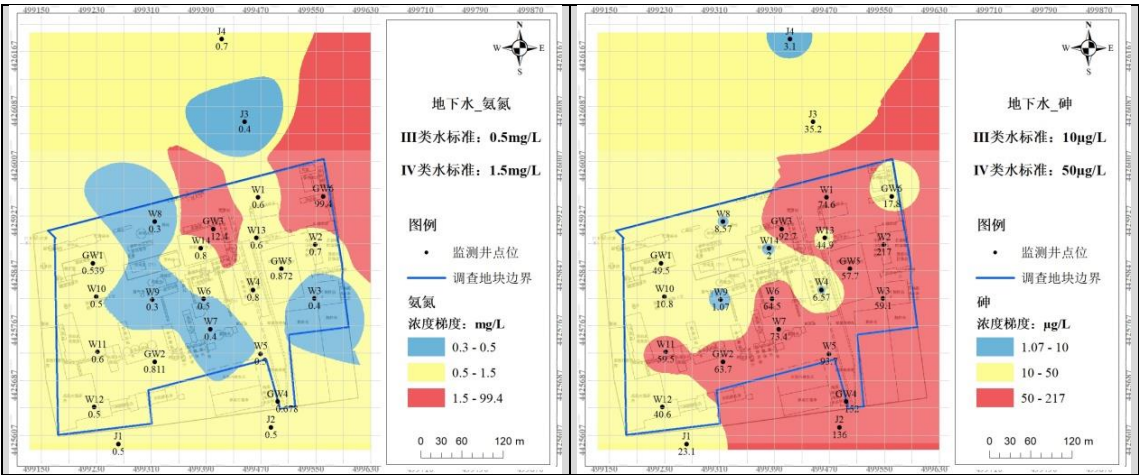
地下水存在砷、锰、氨氮、氟化物、总硬度和耗氧量超过地下水 III 类水标准的情况。具体超标点位数和最大超标浓度见表 2-6 和表 2-7。

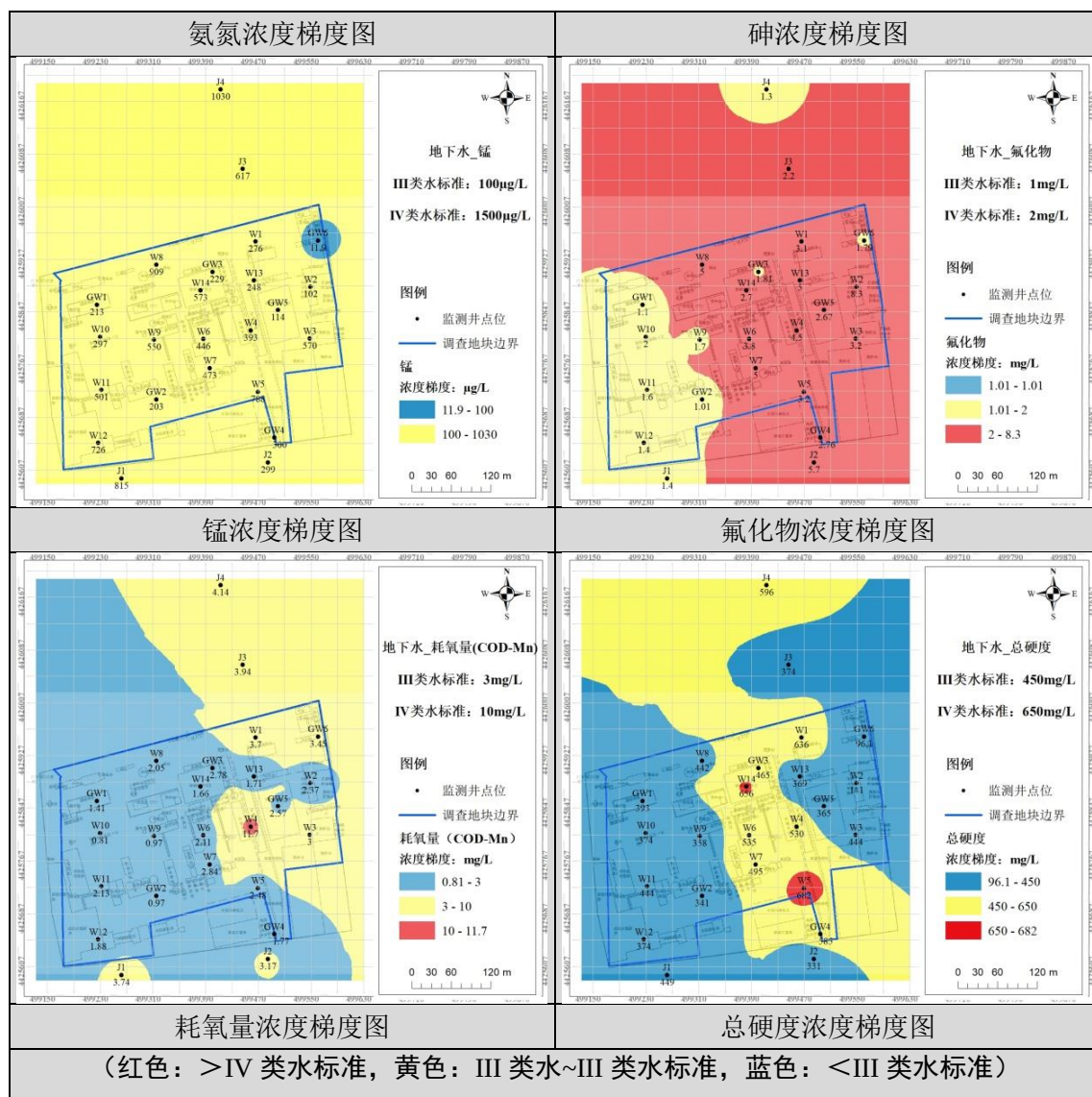
表 2-6 地下水超标项目统计表

项目		耗氧量 (COD _{Mn})	氟化物	总硬度	砷	锰	氨氮
单位		mg/L	mg/L	mg/L	μg/L	μg/L	mg/L
检出限		0.05	0.2	1	0.48	0.48	0.04
III 类		3	1	450	10	100	0.5
IV 类		10	2	650	50	1500	1.5
场内	超标监测井数	3 个	20 个	8 个	16 个	19 个	12 个
	最大检出值	11.7	8.3	682	217	909	99.4
	最大检测值 所在监测井	W4	W2	W5	W2	W8	GW6
场外	超标监测井数	4 个	4 个	1 个	3 个	4 个	1 个
	最大检出值	4.14	5.7	596	136	1030	0.7
	最大检出值 所在监测井	J4 (下游)	J2 (上游)	J4 (下游)	J2 (上游)	J4 (上游)	J4 (上游)

注：蓝色底纹表示超过地下水 III 类水标准（GB/T 14848-2017）

表 2-7 地下水超标项浓度梯度





第三章 风险评估

根据初步和详细调查结果,确认场地土壤和地下水存在污染物超过筛选值的情况,根据《场地环境调查技术导则》(HJ 25.1-2014)、《场地环境监测技术导则》(HJ 25.2-2014)、《污染场地风险评估技术导则》(HJ 25.3-2014)和《污染场地土壤修复技术导则》(HJ 25.4-2014)等相关技术规定,对本场地超标污染物进行风险评估,以明确场地污染范围和健康风险水平。

3.1 场地健康风险评估原则及技术路线

3.1.1 风险评估原则

场地风险评估过程主要遵循以下原则:

(1) 遵循国家法律法规、技术导则和相关规范:根据我国相关法律、标准和规范性文件中涉及到的关于污染场地环境风险评估方面的要求,如《场地环境调查技术导则》(HJ 25.1-2014)、《场地环境监测技术导则》(HJ 25.2-2014)、《污染场地风险评估技术导则》(HJ 25.3-2014)和《污染场地土壤修复技术导则》(HJ 25.4-2014)等相关技术规定,结合国内外相关经验,科学、合理、标准、规范地开展健康风险评估。

(2) 基于特定场地参数的健康风险评估:场地评估过程中所涉及的场地参数尽量采用场地实测数据,从而使场地风险评估结果最大限度地反映场地的实际风险。

(3) 根据特定场地的暴露情景和场地特征参数计算修复目标值:根据场地条件、土壤理化性质、以及典型污染物的暴露途径计算特定场地的土壤修复目标值,提出场地修复的目标。

3.1.2 风险评估技术路线

污染场地风险评估工作内容包括危害识别、暴露评估、毒性评估、风险表征和土壤修复目标值的计算,通过对场地住宅用地方式下敏感受体的健康风险评估,判定场地风险不可接受区域及关注污染物,综合基于致癌风险的土壤修复目标值和基于非致癌风险的土壤修复目标值,提出关注污染物的场地土壤修复目标值。污染场地健康风险评估程序见图 3-1。

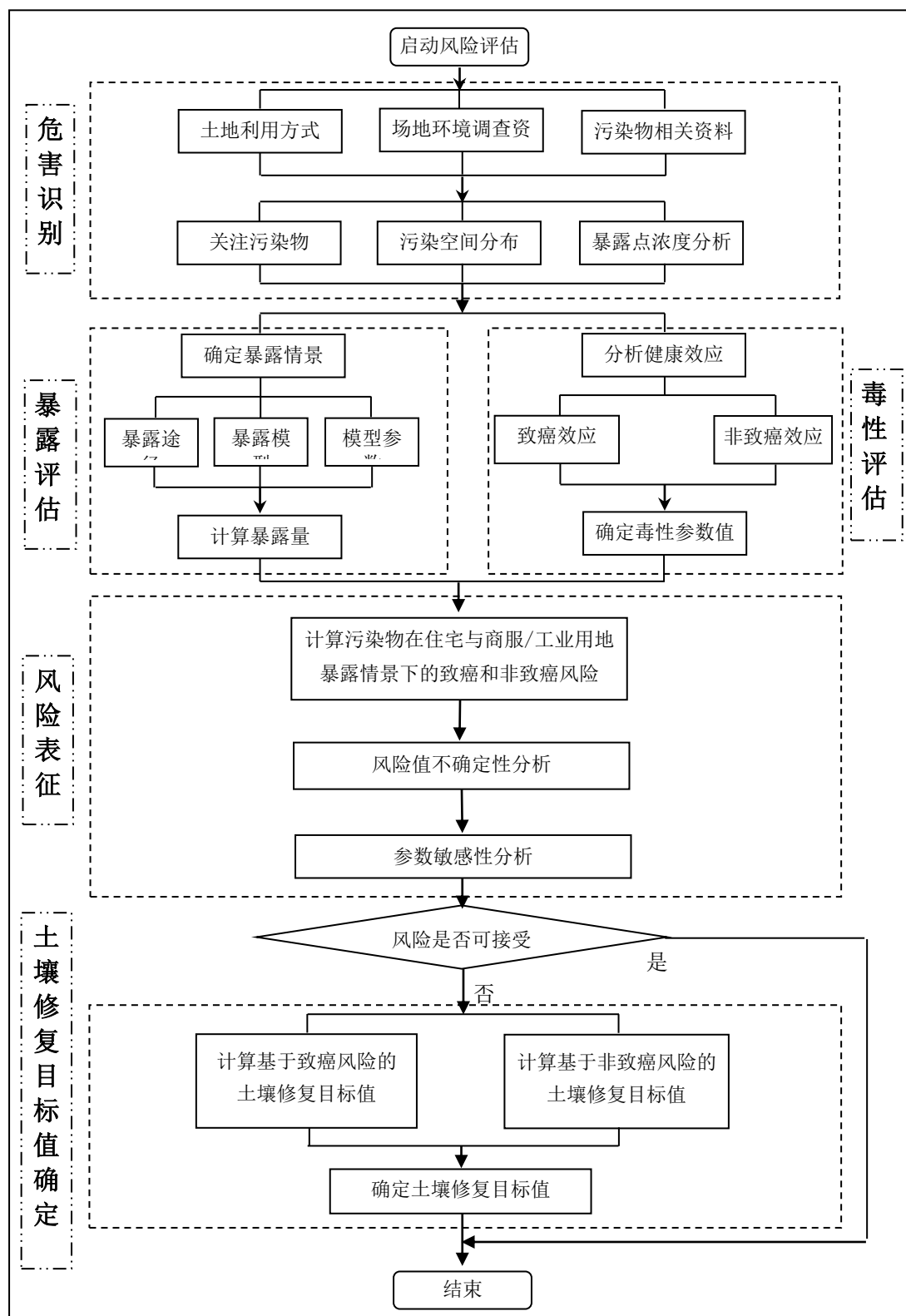


图 3-1 场地风险评估技术流程

3.2 危害识别

3.2.1 污染源分析

经本地块初步调查和详细调查结果统计分析表明,对人体可能产生健康风险的污染物为砷、铜、苯、乙苯、氨氮、TPH 共计 6 种污染物。本地块选取污染物最大浓度对污染物进行风险评估。

砷污染来源:地块工业生产阶段使用的煤堆场、锅炉区、水泥立窑等与燃煤相关区域可能受到煤渣及烟气影响,使得土壤受煤粉中砷元素污染。

铜污染来源:化肥厂精炼废水中含有重金属铜。建材工业总公司铸造过程产生钢铁粉尘,该粉尘中含有重金属铜。

氨氮污染来源:三河化肥厂东侧碳化车间生产过程中涉及产生碳化废水。碳化废水中含有氨氮。土壤氨氮污染与三河化肥厂碳化车间内碳化废水排放有关。

苯、乙苯和石油烃:三河燕美建材工业总公司生产阶段曾设有储油罐。燃料油使用过程可能存在跑、冒、滴、漏,使得表层土壤受苯、乙苯和石油烃污染。

3.2.2 暴露点浓度

场地风险评估以超标污染物最大检出浓度作为暴露点浓度进行风险评估。场地土壤关注污染物的最大值见表 3-1,地下水超标污染物关注检测值见表 3-2。

表 3-1 土壤污染物最大检测值

项目	砷	铜	苯	乙苯	氨氮	TPH
单位	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
最大浓度	51	5620	7.92	27.2	6730	871

表 3-2 地下水污染物最大检测值

项目	砷	锰	氨氮	氟化物
单位	μg/L	μg/L	mg/L	mg/L
最大浓度	217	1030	99.4	8.3

3.2.3 场地特征参数

根据场地勘察工作所揭示的土层情况,本场地按地层沉积年代、成因类型,将最大勘探深度范围的土层划分为三大层。相关参数见表 3-3。

表 3-3 场地土壤和水文地质参数

参数	缩写	单位	风险评估 取值 (均值)	杂填	粉土/粉 砂	粉质粘 土	取值依据
有机质含量	fom	%	2.9	1.5	3.13	4.01	场地实测
毛细管层孔隙水体积比	θ_{wcap}	无量纲	0.342	0.342	0.342	0.342	HJ 25.3-2014
土壤容重	ρ_b	kg/dm ³	1.5	1.5	1.5	1.5	HJ 25.3-2014
土粒密度	ρ_s	kg/dm ³	2.65	2.65	2.65	2.65	HJ 25.3-2014
土壤含水率	P_{ws}	%	24	20	25.9	25.8	场地实测
水的密度	ρ_w	kg/dm ³	1	1	1	1	HJ 26.3-2014
承压水含水层顶板埋深	L_{gw}	m	12	/	/	/	场地实测
平行于风向污染区域长度	W_w	m	350	350			场地实测
平行于地下水流向污染区域长度	W_{gw}	m	45	45			HJ 25.3-2014
年均降雨量	Nr	mm/a	617.4	617.4			资料收集*
年均风速	V	m/s	2.1	2.1			资料收集*
地下水混合区厚度	δ_{gw}	m	2	2	2	2	HJ 25.3-2014
毛细管区厚度		m	0.05	0.05	0.05	0.05	HJ 25.3-2014

注：HJ-26.3-2014 指：《污染场地风险评估技术导则》（HJ-26.3-2014）“*”资料收集信息来源于三河市人民政府网站 www.san-he.gov.cn 关于“地理三河”的介绍。

场地风险评估所采用建筑物参数主要参考《污染场地风险评估技术导则》（HJ 25.3-2014）及《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB36600-2018）的推荐值，本场地风险评估所用场地建筑物参数值见表 3-4。

表 3-4 场地风险评估所采用的建筑物参数

建筑物参数		住宅用地	取值依据
ER	室内空气交换速率（次/d）	12	HJ 25.3-2014
	裂缝的空气含量	0.26	HJ 25.3-2014
η	地基裂缝系数	0.0005	GB36600-2018
	建筑的空气交换率（/s）	1.4E-4	HJ 25.3-2014
θ_{wcrack}	地基裂隙中水体积比（无量纲）	0.12	HJ 25.3-2014
L_{crack}	室内地基厚度（cm）	35	GB36600-2018
L_B	室内空间体积与气态污染物入渗面积之比（cm）	250	GB36600-2018
ER	室内空气交换速率（次 d ⁻¹ ）	12	HJ 25.3-2014
dP	室内室外气压差（g cm ⁻¹ s ⁻¹ ）	0	HJ 25.3-2014
Z_{crack}	室内地面到地板底部厚度(cm)	15	HJ 25.3-2014
X_{crack}	室内地板周长(m)	34	HJ 25.3-2014
A_b	室内地板面积(m ²)	70	HJ 25.3-2014
	建筑体积/面积比	2.5	HJ 25.3-2014

注：HJ 25.3-2014 指：《污染场地风险评估技术导则》（HJ 25.3-2014）

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

3.3 毒性与暴露评估

3.3.1 非致癌毒性评估

对于非致癌有毒有害物质，一般都认为其有一个安全的阈值剂量，人体对污染物的暴露量低于阈值剂量被认为是安全的，而高于阈值剂量则可能会导致不良的健康效应。通常根据对动物或/和人的研究得到的毒理学数据推断化学物质的阈值剂量。首先确定在特定的暴露时间内未产生可观测的不良效应的最高剂量（NOAEL：no observed adverse effect level）和产生可观测到的不良效应的最低剂量（LOAEL：lowest observed adverse effect level），然后假定阈值剂量是位于 NOAEL 和 LOAEL 之间。然而，为了确保人体健康，非致癌风险的评估不是直接建立在阈值暴露水平基础上，而是建立在参考剂量（RfD：reference dose）或参考浓度基础上（RfC：reference concentration）。参考剂量或参考浓度是未引起包括敏感个体在内的有害效应的估算量。

一般来说，某种物质的参考剂量或参考浓度等于 NOAEL（如果没有 NOAEL 值则采用 LOAEL）除以一个不确定因子：

$$RfD(RfC) = \frac{NOAEL}{UF}$$

上述方程中，RfD（RfC）为参考剂量（参考浓度）；NOAEL 为未观测到的不良效应的最高剂量；UF 为不确定因子（ $UF=F1 \cdot F2 \cdot F3 \cdot MF$ ）。F1 为种间不确定性， $F1=1\sim10$ ，从动物实验外推到人时， $F1=10$ ；F2 为种内不确定性， $F2=1\sim10$ 。用于补偿人群中的不同敏感性时， $F2=10$ ；F3 为毒性不确定系数， $F3=1\sim10$ ，如 NOAEL 不是从慢性实验中获得， $F3=10$ ；MF 是资料完整性不确定系数， $MF=1\sim10$ ，例如，只有一种种属动物的实验结果时， $MF=10$ 。

NOAEL 或 LOAEL 除以不确定因子的目的是确保参考剂量不高于不良效应的阈值水平。因此，污染物暴露量小于或等于参考剂量基本可以保证没有不良效应风险，而高于参考剂量也并不意味着就一定会产生不良效应。

非致癌毒性效应根据时间尺度分为：（1）急性效应（暴露时间 ≤ 24 小时）；（2）短期效应（24 小时至 30 天）；（3）长期效应（30 天至预期寿命的 10%）；（4）慢性效应（ $>$ 预期寿命的 10%时间长度）。通常，参考剂量和参考浓度在

没有特殊指明的情况下，是指慢性毒性参考剂量和参考浓度。本场地风险评估中采用的关注污染物慢性参考剂量和参考浓度见表 3-5。

表 3-5 场地关注污染物毒性参数

序号	污染物名称	经口摄入 致癌斜率因子 SFo (mg/kg-day) ⁻¹	呼吸吸入 单位致癌风险 IUR (ug/m ³) ⁻¹	经口摄入 参考剂量 RfD _o (mg/kg-day)	呼吸吸入 参考浓度 RfC (mg/m ³)	消化道 吸收因子 ABS _{gi} 无量纲	皮肤吸收 效率因子 ABS _d 无量纲
1	砷	1.50	4.3E-3	3E-4	1.5E-5	1	0.03
2	氨氮	-	-	-	0.5	-	
3	苯	5.5E-2	7.8E-6	4E-3	0.03	1	-
4	乙苯	1.1E-2	2.5E-6	0.1	1	1	
5	TPH	-	-	0.04	0.2	-	
6	铜	-	-	0.04	-	1	1
7	锰	-	-	0.14	5E-5	-	1
8	氟化物	-	-	6 E-2	2.7 E-2	-	-

注：毒性参数来源于《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)

Integrated Risk Information System(美国环保局综合风险信息系统)

3.3.2 致癌效应评估

对于致癌物质，一般认为无阈值现象，即任意剂量的暴露均可能产生不良健康效应。致癌效应的剂量~反应关系是以各种关于剂量和反应的定量研究为基础建立的，如动物实验学实验数据、临床学和流行病学统计资料等。由于人体在实际环境中的暴露水平通常较低，而实验学或流行病学研究中的剂量相对较高，因此，在估计人体实际暴露情形下的剂量~反应关系时，常常利用实验获取的剂量~反应关系数据推测低剂量条件下的剂量~反应关系，称为低剂量外推法。

实验数据的剂量~反应关系的建立常常采用毒性动力学方法或经验模型。如果有充分的证据确定受试物的作用模式，可较准确描述肿瘤出现前各种症候发生的速率和顺序（即毒性效应发生的生物过程）时，可采用毒性动力学方法。经验模型指对各种剂量下的肿瘤发生率或主要症候出现率进行曲线拟合，是一种统计学方法。当建立起了实验数据的剂量~反应关系曲线后，即可确定出发点，采用低剂量外推法推测低剂量条件下的剂量~反应关系。低剂量外推法包括线性和非线性两种模型。模型的选择主要基于污染物的作用模式。当作用模式信息显示低于出发点剂量的剂量~反应曲线可能为线性，则选择线性模型。如污染物为 DNA 作用物或具有直接的诱导突变作用，其剂量~反应曲线常常为线性。当证据不充分，对污染物的作用模式不确定时，线性模型为默认模型。当充分的证据表明污

染物的作用模式为非线性，且证实该物质不具有诱导突变作用时，可采用非线性模型。由于某些物质同时对不同的器官具有致癌作用，则可根据作用模式的不同，分别采用线性和非线性模型。此外，当有证据证实在不同的剂量区间内，污染物对同一器官的作用模式分别为线性和非线性时，可以结合使用线性和非线性模型。

线性模型直观表示为连接原点和出发点的直线，其斜率为斜率因子（slope factor, SF），表示不同剂量水平的风险上限，可用于估计各种剂量下的风险概率。非线性外推可用于计算参考剂量或参考浓度。为了补偿外推过程导致的不确定性，美国环保局使用斜率的 95%置信上限作为斜率因子。也就是有 95%的概率，癌症真正发生的潜力小于癌症斜率因子。这种方法确保的癌症风险评估中的边际安全。

3.3.3 暴露评估

人体周围的环境（包括空气、水、土壤等）含有各种各样的化学物质，这些化学物质与人体外部边界的接触被定义为暴露。根据收集的资料和实地调查分析确定污染物从源到人体潜在的暴露途径，并确定人群暴露频率和暴露期，在此基础上，针对场地特定暴露人群，分暴露途径进行污染物对人体健康风险的估算。暴露受体和暴露途径主要依据场地的未来用途确定。

本次场地风险评估中按照《污染场地风险评估技术导则》（HJ 25.3-2014）中住宅类敏感用地进行暴露评估，评估住宅用地情景的健康风险，并确定污染土壤的修复目标值和修复范围。

住宅用地暴露对象为长期居民，敏感受体为儿童和成人，主要潜在暴露途径为经口摄入土壤、皮肤接触土壤、呼吸吸入土壤颗粒物、呼吸吸入室内和室外蒸气途径（表 3-6）。本场地住宅用地情景中，地下水不作为饮用水源，地下水污染只考虑地下水中挥发物通过室内和室外蒸气暴露途径对人群造成的风险。

表 3-6 住宅用地土壤和地下水污染物潜在暴露途径

暴露途径	土壤	地下水
经口摄入	√	—
皮肤接触	√	—
吸入颗粒物	√	—
室内蒸气	√	√
室外蒸气	√	√
饮用地下水	—	—

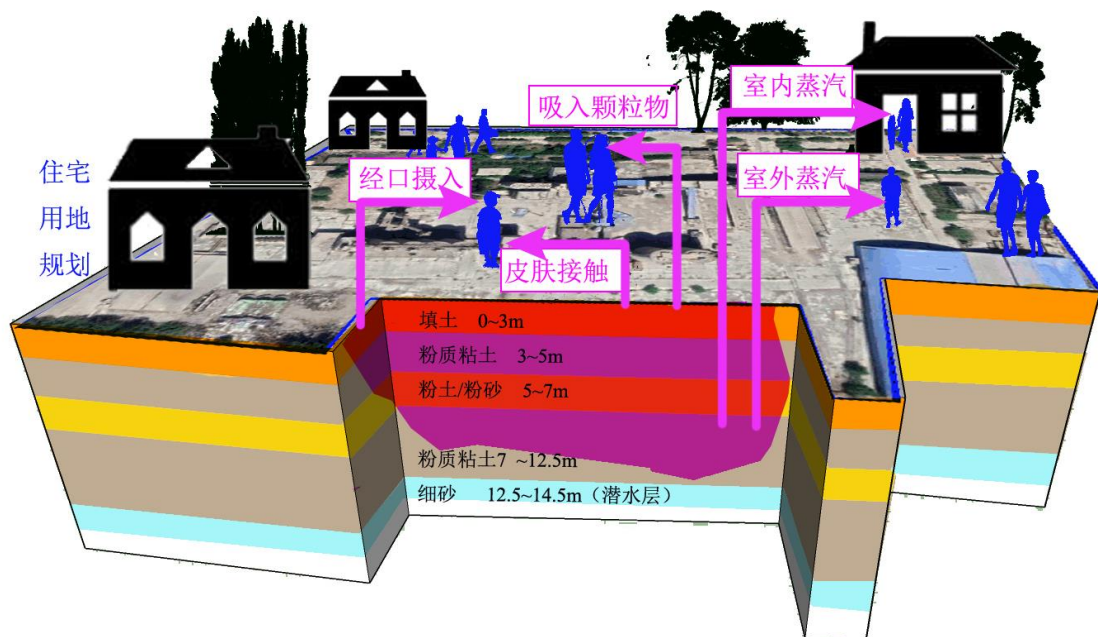


图 3-2 场地概念模型

3.3.4 评估模型与方法

“基于风险的纠正行动”（Risk-Based Corrective Action）风险评估模型，即 RBCA 模型，由美国 GSI 公司开发，融合了美国测试与材料协会（ASTM）的风险评价管理理念及最新的科学研究理论和模型，如 ASTM 模型、Johnson&Ettinger 模型和 surface soil volatilization 模型等。可用来制定基于风险的土壤筛选水平（SSLs）与初步修复目标（PRGs），RBCA 在美国各州以及世界上 30 多个国家和地区得到了广泛的应用，是目前国际上环境风险评估模型领域最高水平的典型代表。项目采用 RBCA 模型作为场地风险评估的工具。

3.3.4.1 土壤污染健康风险评估模型

人体一般通过以下几种途径摄入土壤中的污染物：经口摄入污染土壤、经皮肤接触污染土壤而吸收土壤中的污染物、通过呼吸系统吸入土壤灰尘而吸入污染物、经过室外空气吸入挥发物蒸气、通过室内空气吸入挥发物蒸气。污染土壤中每一种致癌物质的风险水平为经口摄入土壤、皮肤接触土壤、呼吸吸入颗粒物等不同暴露途径风险的综合。场地土壤中的非致癌污染物风险采用危害商进行表征。危害商是不同途径污染物摄入量与其毒理学参考剂量（RfD）的比值。当某种污染物的浓度超过该物质的毒理学参考剂量时，可能对场地上的人群产生非致癌风险。

① 直接摄入污染土壤途径的风险

致癌风险：

$$TR_{ingest} = \frac{CS \times EF \times ED \times IR_s \times EBAF \times SF_o \times 10^{-6}}{BW \times AT_c \times 365}$$

危害商：

$$THQ_{ingest} = \frac{CS \times EF \times ED \times IR_s \times EBAF \times 10^{-6}}{BW \times AT_n \times RfD_o \times 365}$$

式中：

TR_{Ingest} — 直接摄入污染土壤的致癌风险；

THQ_{Ingest} — 直接摄入污染土壤的危害商；

CS — 土壤中污染物浓度，mg/kg；

EF — 暴露频率，d/yr；

ED — 暴露持续时间，yr；

IR_s — 土壤日摄入量，kg/d；

$RBAF$ — 生物有效性系数，无量纲；

BW — 体重，kg；

AT_c — 致癌平均作用时间，yr；

AT_n — 非致癌平均作用时间，yr；

SF — 致癌斜率因子，(mg/kg/d)⁻¹；

RfD_o — 经口摄入慢性毒性参考剂量，(mg/kg/d)。

② 皮肤接触污染土壤途径的风险

通过皮肤直接接触土壤污染物而导致的风险可由以下公式进行计算：

致癌风险：

$$TR_{dermal} = \frac{CS \times EF \times ED \times SA \times M \times RAF_d \times SF_d \times 10^{-6}}{BW \times AT_c \times 365}$$

危害商：

$$THQ_{dermal} = \frac{CS \times EF \times ED \times SA \times M \times RAF_d \times 10^{-6}}{BW \times AT_n \times RfD_o \times 365}$$

式中：

TR_{Dermal} — 皮肤接触污染土壤的致癌风险;

THQ_{Dermal} — 皮肤接触污染土壤的危害商;

CS — 土壤中污染物浓度, mg/kg ;

EF — 暴露频率, d/yr ;

ED — 暴露持续时间, yr ;

SA — 接触污染土壤的皮肤面积, cm^2 ;

M — 皮肤对土壤的吸附系数, mg/cm^2 ;

RAF_d — 皮肤吸收系数, 无量纲;

BW — 体重, kg ;

AT_c — 致癌平均作用时间, yr ;

AT_n — 非致癌平均作用时间, yr ;

SF — 致癌斜率因子, $(mg/kg/d)^{-1}$;

RfD_0 — 经口摄入慢性毒性参考剂量, $(mg/kg/d)$ 。

③呼吸吸入土壤颗粒物途径的风险

室外呼吸吸入土壤颗粒物途径的致癌风险:

$$TR_{inhal} = \frac{CS \times EF \times ED \times URF \times 1000 \times (VF_{ss} + PEF) \times 10^{-6}}{AT_c \times 365}$$

室外呼吸吸入土壤颗粒物途径的危害商:

$$THQ_{inhal} = \frac{CS \times EF \times ED \times (VF_{ss} + PEF)}{AT_n \times RfC \times 365}$$

其中, 土壤粉尘产生因子的推算为:

$$PEF = \frac{PW}{U_{air} \delta_{air}} \times 10^3$$

式中:

TR_{Inhal} — 呼吸吸入土壤颗粒物途径的致癌风险;

THQ_{Inhal} — 呼吸吸入土壤颗粒物途径的危害商;

CS — 土壤中污染物浓度, mg/kg ;

EF — 暴露频率, d/yr ;

ED — 暴露持续时间, yr ;

URF — 单位致癌风险因子, $(mg/m^3)^{-1}$;

PEF — 土壤粉尘产生因子, $mg/m^3\text{-air}(mg/kg\text{-soil})$;

AT_c — 致癌平均作用时间, yr;

AT_n — 非致癌平均作用时间, yr;

RfC — 参考浓度, mg/m^3 。

P_e — 土壤粉尘释放因子, $\text{g}/\text{cm}^2\cdot\text{s}$;

W — 平行风向场地长度, m;

U_{air} — 空气混合区的风速, m/s ;

δ_{air} — 室外空气混合区高度, m;

④吸入室外蒸气的风险

室外呼吸致癌风险:

$$TR_{outdoor} = \frac{CS \times EF \times ED \times URF \times 1000 \times VF_{samb} \times 10^{-6}}{AT_c \times 365}$$

室外呼吸危害商:

$$THQ_{outdoor} = \frac{CS \times EF \times ED \times VF_{samb}}{AT_n \times RfC \times 365}$$

其中, 挥发到室外空气系数:

$$VF_{samb} = \frac{W \rho_s d_s}{U_{air} \delta_{air} \tau} \times 10^3$$

ρ_s — 土壤容重, g/cm^3 ;

d_s — 受影响的土壤厚度, m;

U_{air} — 空气混合区的风速, m/s ;

δ_{air} — 室外空气混合区高度, m;

⑤吸入室内蒸气的风险

室内呼吸致癌风险:

$$TR_{indoor} = \frac{CS \times EF \times ED \times URF \times 1000 \times VF_{seps} \times 10^{-6}}{AT_c \times 365}$$

室内呼吸危害商:

$$THQ_{indoor} = \frac{CS \times EF \times ED \times VF_{seps}}{AT_n \times RfC \times 365}$$

其中，挥发到室内空气系数：

算法一：

$$\text{当 } Q_s=0 \text{ 时: } VF_{seep} = \frac{\frac{Hr_s}{q_{ws} + K_s r_s + Hq_{as}} \cdot \frac{D_s^{eff}}{L_s}}{1 + \frac{D_s^{eff}}{ER L_B} + \frac{D_s^{eff}}{(D_{crack}^{eff} / L_{crack}) h}} \cdot 10^3$$

$$\text{当 } Q_s>0 \text{ 时: } VF_{seep} = \frac{\frac{Hr_s}{q_{ws} + K_s r_s + Hq_{as}} \cdot \left(\frac{D_s^{eff}}{L_s} \right) e^x}{e^x + \frac{D_s^{eff}}{ER L_B} + \frac{D_s^{eff}}{(Q_s / A_b) (e^x - 1)}} \cdot 10^3$$

算法二：

$$VF_{indoor} = \frac{\rho_s \times d_s}{L_B \times ER \times \tau} \times 10^3$$

式中：

H —亨利常数，无量纲；

ρ_s —土壤容重，kg-soil/L-soil；

D_s^{eff} —气态污染物有效扩散系数， $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$

L_s —下层污染土壤上表面到地表距离，cm；

L_{crack} —室内地基厚度，cm；

ξ —土壤污染物进入室内挥发因子计算过程参数；

Q_s —流经地下室底板裂隙的对流空气流速， $\text{cm}^3 \text{s}^{-1}$ ；

L_B —容积率，m；

ER —室内空气交换频率，1/s；

τ —气体暴露持续时间，yr；

3.3.4.2 地下水污染健康风险评估模型

地下水暴露风险主要考虑污染物挥发（室内、室外）途径。本研究不考虑地下水的直接饮用（摄入）风险。通过呼吸吸入挥发物而导致的风险分室内和室外暴露两种风险。

$$\text{室外呼吸致癌风险: } TR_{gw-outdoor} = \frac{CW \times EF \times ED \times URF \times 1000 \times VF_{wamb} \times 10^{-6}}{AT_c \times 365}$$

$$\text{室外呼吸危害商: } THQ_{gw-outdoor} = \frac{CW \times EF \times ED \times VF_{wamb}}{AT_n \times RfC \times 365}$$

$$\text{室内呼吸致癌风险: } TR_{gw-outdoor} = \frac{CW \times EF \times ED \times URF \times 1000 \times VF_{wesp} \times 10^{-6}}{AT_c \times 365}$$

$$\text{室内呼吸危害商: } THQ_{gw-outdoor} = \frac{CW \times EF \times ED \times VF_{wesp}}{AT_n \times RfC \times 365}$$

$$\text{地下水挥发到室外空气系数: } VF_{wamb} = \frac{H}{1 + \left[\frac{U_{air} \delta_{air} L_{GW}}{D_{ws}^{eff} W} \right]} \times 10^3$$

$$\text{地下水挥发到室内空气系数: } VF_{seep} = \frac{H \left[\frac{D_{ws}^{eff} / L_{GW}}{ERL_B} \right]}{1 + \left[\frac{D_{ws}^{eff} / L_{GW}}{ERL_B} \right] + \left[\frac{D_{ws}^{eff} / L_{GW}}{(D_{ws}^{eff} / L_{crack}) \cdot \eta} \right]} \times 10^3$$

$$\text{其中, } D_{ws}^{eff} = (h_c + h_v) \left\{ \frac{h_c}{D_{air} \frac{\theta_{acap}^{3.33}}{\theta_T^2} + \left[\frac{D_{wat}}{H} \right] \left[\frac{\theta_{wcap}^{3.33}}{\theta_T^2} \right]} + \frac{h_v}{D_{air} \frac{\theta_{as}^{3.33}}{\theta_T^2} + \left[\frac{D_{wat}}{H} \right] \left[\frac{\theta_{ws}^{3.33}}{\theta_T^2} \right]} \right\}^{-1}$$

式中:

TR_{Inhal} — 呼吸吸入的致癌风险;

THQ_{Inhal} — 呼吸吸入的危害商;

CW — 地下水污染物浓度, mg/kg;

EF — 暴露频率, d/yr;

ED — 暴露持续时间, yr;

URF — 单位风险因子, $(\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$;

AT_c — 致癌平均作用时间, yr;

AT_n — 非致癌平均作用时间, yr;

VF_{wamb} — 地下水挥发到室外空气系数, $\text{mg}/\text{m}^3\text{-air}(\text{mg}/\text{L-water})$

VF_{wesp} — 地下水挥发到室内空气系数, $\text{mg}/\text{m}^3\text{-air}(\text{mg}/\text{L-water})$;

RfC — 参考浓度, mg/m^3 。

H — 亨利常数, $(\text{cm}^3\text{-H}_2\text{O})/(\text{cm}^3\text{-air})$;

U_{air} — 空气混合区的风速, m/s;

δ_{air} — 室外空气混合区高度, m;

W — 地下水流平行方向场地宽度, m;

ER — 室内空气交换频率, 1/s;

L_B — 容积率, m;

L_{GW} — 地下水深度, m;

L_{crack} — 室内地基或墙体厚度, m;

h_c — 毛管区厚度, cm;

h_v — 渗流区厚度, m;

D^{air} — 空气扩散系数, cm^2/s ;

D^{wat} — 水力扩散系数, cm^2/s ;

η — 地基或墙体裂缝率, ($\text{cm}^2\text{-cracks}/\text{cm}^2\text{-total area}$);

θ_r — 总孔隙度, ($\text{cm}^3\text{-pore-space}/\text{cm}^3\text{-soil}$);

θ_{acap} — 毛管区空气体积, ($\text{cm}^3\text{-air}/\text{cm}^3\text{-soil}$);

θ_{wcap} — 毛管区水体积, ($\text{cm}^3\text{-H}_2\text{O}/\text{cm}^3\text{-soil}$);

θ_{as} — 渗流区空气体积, ($\text{cm}^3\text{-air}/\text{cm}^3\text{-soil}$);

θ_{ws} — 渗流区水体积, ($\text{cm}^3\text{-H}_2\text{O}/\text{cm}^3\text{-soil}$);

对于模型计算过程中的部分场地特征参数, 如有机碳含量 f_{oc} 、非饱和土层土壤中孔隙水体积比和非饱和土层土壤中孔隙空气体积比等根据以下公式计算获得:

$$f_{oc} = \frac{f_{om}}{1.7 \cdot 1000}$$

公式中:

f_{oc} — 土壤有机碳质量分数, 无量纲;

f_{om} — 土壤有机质含量, g kg^{-1} ;

$$\theta_{ws} = \frac{\rho_b \times P_{ws}}{\rho_w}$$

$$\theta_{as} = \theta - \theta_{ws}$$

公式中:

θ —非饱和土层土壤中总孔隙体积比，无量纲；

θ_{ws} —非饱和土层土壤中孔隙水体积比，无量纲；

θ_{as} —非饱和土层土壤中孔隙空气体积比，无量纲；

ρ_b —土壤容重， kg dm^{-3} ；

ρ_s —土壤颗粒密度， kg dm^{-3} ；

P_{ws} —土壤含水率， kg 水 kg^{-1} 土壤；

ρ_w —水的密度， 1 kg dm^{-3} 。

3.3.5 暴露参数

暴露参数通常包括暴露频率、暴露持续时间、土壤摄入率和人体体征的相关参数。人体体征相关参数如体重、致癌效应平均时间、非致癌效应平均时间和空气呼吸率等主要参考和使用《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)推荐值(表 3-7)。

表 3-7 人体暴露参数

暴露参数	单位	住宅用地受体			来源
		儿童	青年	成年人	
平均致癌效应时间	(yr)	76			GB36600-2018
平均非致癌效应时间	(yr)	6	12	24	GB36600-2018
体重	(kg)	19.2	35	61.8	GB36600-2018
暴露持续时间	(yr)	6	12	24	GB36600-2018
气态污染物入侵持续时间	(yr)	24			GB36600-2018
暴露频率	(d/yr)	350			GB36600-2018
皮肤暴露频率	(d/yr)	350			GB36600-2018
土壤的皮肤粘附因素	(mg/cm^2)	0.2	0.2	0.07	GB36600-2018
水摄入率	(L/d)	0.7	0.7	1	GB36600-2018
土壤摄入率	(mg/d)	85	85	50	《中国人群暴露参数手册》(环境保护部编著, 2016)

3.4 场地风险评估结果

3.4.1 土壤风险评估结果

按照《污染场地风险评估技术导则》(HJ25.3-2014)要求,本地块土壤污染物对人体的致癌风险水平设为 $10\text{E-}6$, 非致癌风险可接受危害商设为 1。根据

地块土壤环境调查结果,结合地块土壤性质和水文地质条件,基于土壤**污染物最大检测浓度**,采用 RBCA 模型,计算住宅用地暴露情境下,地块关注污染物的**人体健康风险**。经计算,土壤砷致癌风险为 $4.6\text{E-}5$,超过可接受致癌风险水平 $1.0\text{E-}6$;苯和乙苯致癌风险分别 $9.1\text{E-}6$ 和 $4.4\text{E-}6$,超过可接受致癌风险水平 $1.0\text{E-}6$;氨氮非致癌风险危害商为 6.8,超过非致癌风险水平 1。

表 3-8 场地土壤风险评估结果(住宅用地)

序号	污染物	致癌风险	非致癌风险
1	砷	$4.6\text{E-}5$	$6.7\text{E-}1$
2	铜	-	$6.5\text{E-}1$
3	氨氮	-	$6.8\text{E+}0$
4	苯	$9.1\text{E-}6$	$1.2\text{E-}1$
5	乙苯	$4.4\text{E-}6$	$5.6\text{E-}3$
6	总石油烃	-	$1.8\text{E-}1$

3.4.2 地下水风险评估结果

地下水风险评估针对**氨氮、砷、锰、氟化物** 4 种关注污染物进行评估。因场地区域及周边地下水不作为饮用水,故对地下水中关注的这 4 种污染物的风险评估仅考虑从地下水挥发进入空气暴露途径,经风险计算,住宅用地暴露情景下,氨氮、砷、锰、氟化物的风险在可接受范围内。

表 3-9 地下水风险评估结果

风险类型	氨氮	砷	锰	氟化物
致癌风险	-	-	-	-
非致癌风险	$2.1\text{E-}2$	-	-	-

3.5 风险评估不确定性分析

3.5.1 暴露风险贡献率分析

单一污染物经不同暴露途径致癌和非致癌风险的贡献率,采用以下公式计算:

$$PCR_i = \frac{CR_i}{CR_n} \times 100\% \quad PCR_i = \frac{HQ_i}{HI_n} \times 100\%$$

公式中:

CR_i — 单一污染物经第 i 种暴露途径的致癌风险,无量纲;

CR_n —土壤中单一污染物（第 n 种）经所有暴露途径的总致癌风险，无量纲；

PCR_i —单一污染物经第 i 种暴露途径致癌风险贡献率，无量纲；

HQ_i —单一污染物经第 i 种暴露途径的危害商，无量纲；

HI_n —土壤中单一污染物（第 n 种）经所有暴露途径的危害指数，无量纲；

PHI_i —单一污染物经第 i 种暴露途径非致癌风险贡献率，无量纲。

本次风险评估针对风险超过可接受水平的污染物进行贡献率分析。经计算，在场地土壤第一层关注污染物不同暴露途径的风险贡献率见表 3-10。

表 3-10 场地不同暴露途径风险贡献率

序号	污染物	土壤接触暴露途径	室内蒸汽暴露途径	室外蒸汽暴露途径
1	氨氮	-	77%	23%
2	苯	6%	71%	23%
3	乙苯	7%	54%	39%

第四章 修复目标及修复范围确定

4.1 土壤修复目标确定

4.1.1 砷修复目标值

本地块土壤砷修复目标的确定参考了英国技术文件“*Soil Guideline Values for Inorganic Arsenic in Soil, Science Report SC050021/Arsenic SGV*”。采用砷生活饮用水卫生标准 10 $\mu\text{g/L}$ 进行了本场地砷风险可接受水平计算和确定。以此可接受风险水平为依据计算得到场地表层土壤经口摄入和皮肤接触暴露途径下砷的修复目标值为 43 mg/kg 。

根据砷在土壤剖面中的分布和迁移规律可知,进入土壤的砷大部分被胶体物质吸附或和有机质络合,或与铁、铝、钙离子结合形成难溶解性化合物而累积在土壤表层。土柱模拟土壤砷的水迁移试验证明砷向下层迁移的能力随土壤种类而异,一般都积累在表层,向下迁移困难,并且随纵向垂直分布递减。本场地土壤砷超标点位于粉质粘土层(B32-3、B35-3),不符合砷污染迁移规律;受各种环境作用力影响,局部地质层中砷含量会出现异常现象;两个超标点位砷位于黏土层,浓度只是略高,且无直接暴露途径。基于此,场地土壤砷后续无需修复,但可采取适当制度控制措施。

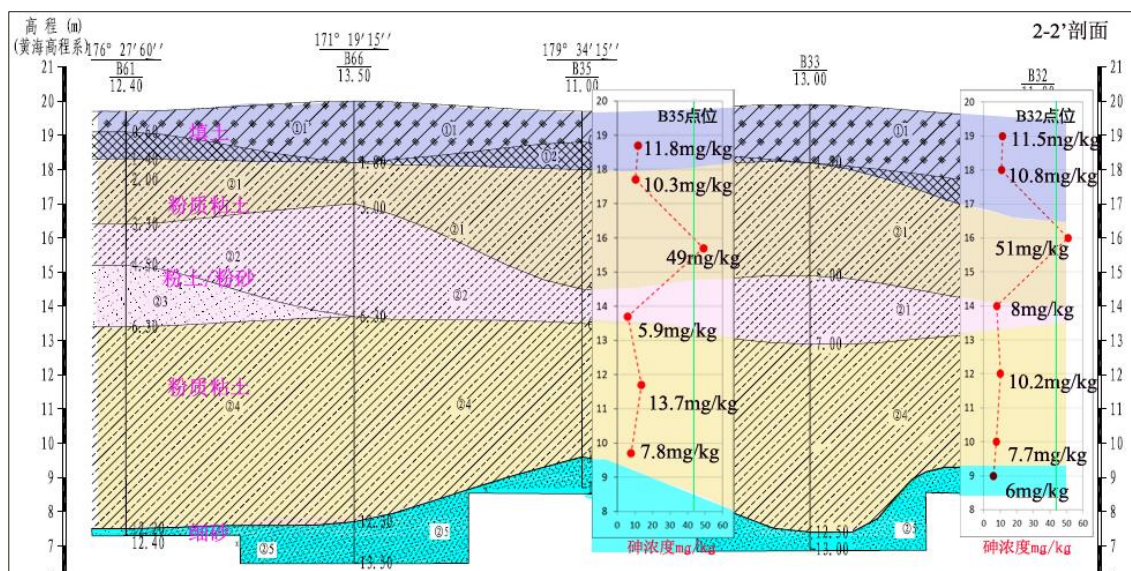


图 4-1 B32 和 B35 点位土壤砷浓度随地层变化规律

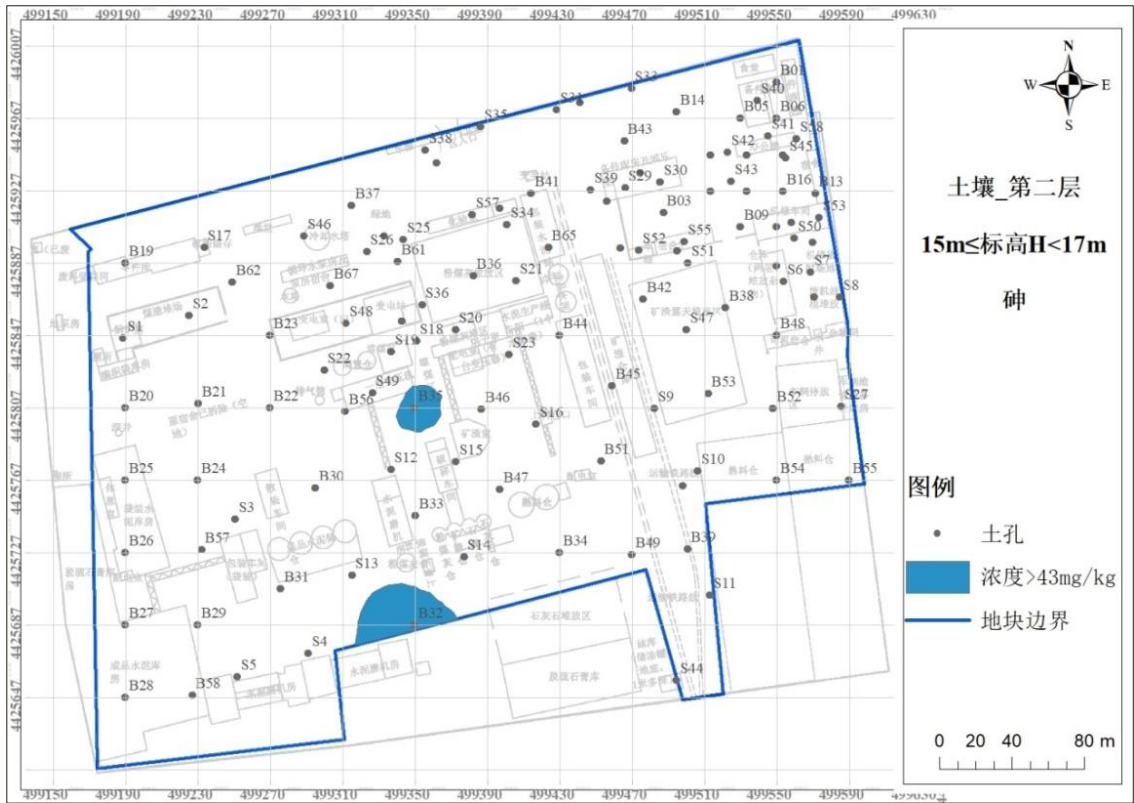


图 4-2 砷检测浓度大于 43mg/kg 范围（1638.51 平方米）

4.1.2 氨氮修复目标值

地块详细调查过程中氨氮筛选值的确定基于保护人体健康风险的原则，同时综合考虑了地块实际调查过程中氨氮气味的人体嗅觉感受。项目按照国家风险评估相关技术规定采用 RBCA 模型计算了氨氮筛选值，同时考虑氨氮味道对周围环境影响，确定氨氮修复目标值为 1000 mg/kg。现场勘查取样过程中于场地东北角裸露土壤钻孔取样过程中部分点位有明显异味。地块土壤氨氮检测浓度值与异味点位对应关系见图 4-3。

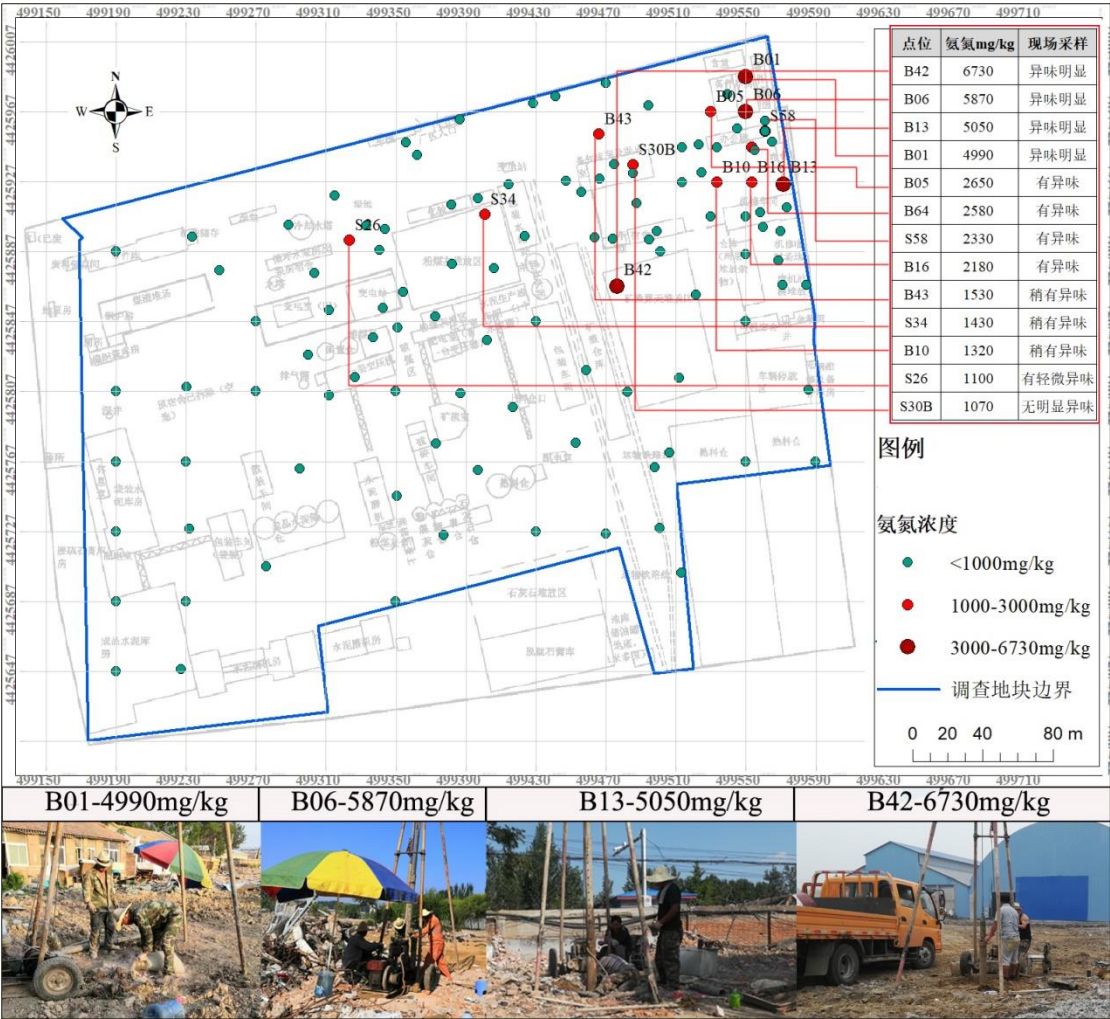


图 4-3 土壤氨氮浓度高值点位及现场工作相片

4.1.3 苯和乙苯修复目标值

基于场地土壤、气候、水文地质参数和土地规划用途（住宅用地），计算了场地土壤污染物苯和乙苯修复目标值。综合考虑污染污染物检测限和《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB36600-2018）第一类用地土壤污染管控值，最终确定了地块土壤苯和乙苯的修复目标值（表 4-1）。

表 4-1 土壤污染修复目标值

污染物	最大检出值	最大值检出点位	检出限	筛选值	管制值	计算值	修复目标值
单位	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
苯	7.92	S23D	0.05	1	10	5.2	5.2
乙苯	27.2	S23A	0.5	7.2	72	9.9	9.9

4.2 场地土壤修复量

4.2.1 土壤修复范围

本地块土壤氨氮待修复深度达 12.5m（对应平均标高 $H \geq 7.5\text{m}$ ）各层土壤氨氮修复范围见图 4-4。苯和乙苯待修复深度达 3.5m（对应平均标高 $H \geq 16.5\text{m}$ ）。苯/乙苯及氨氮修复范围统计见图 4-5。

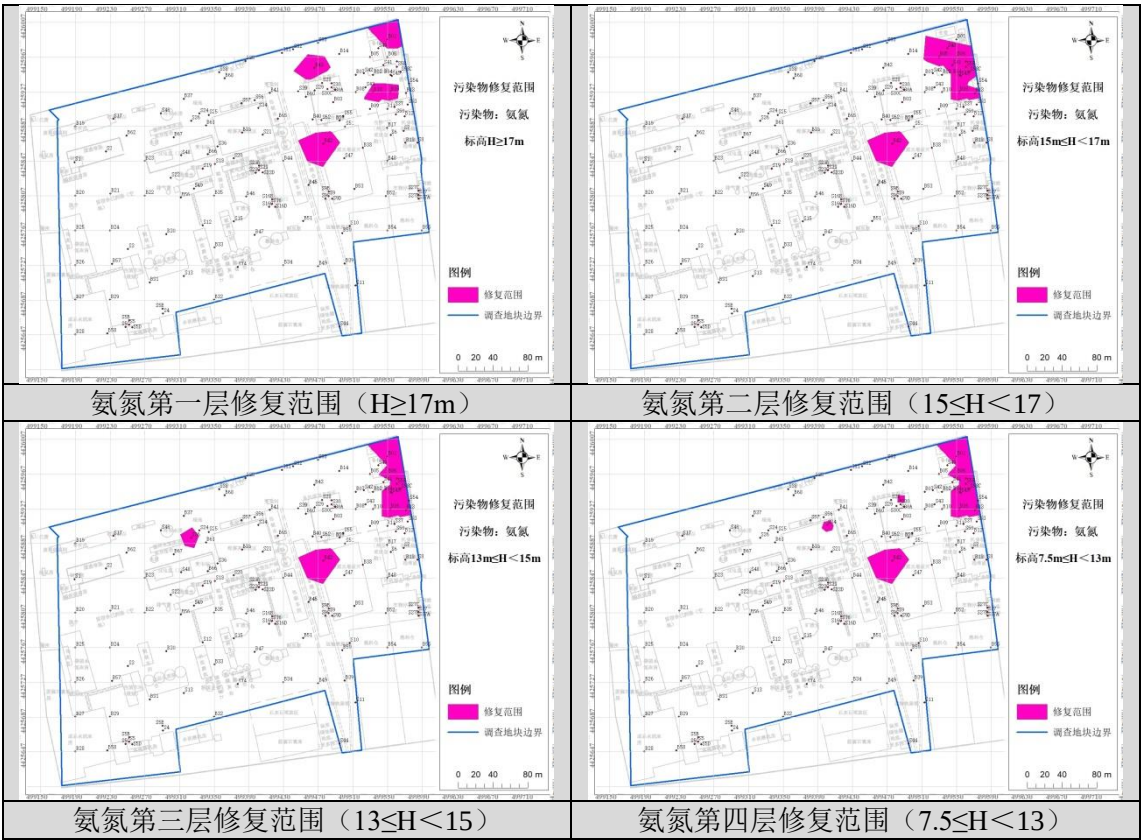


图 4-4 氨氮各层修复范围

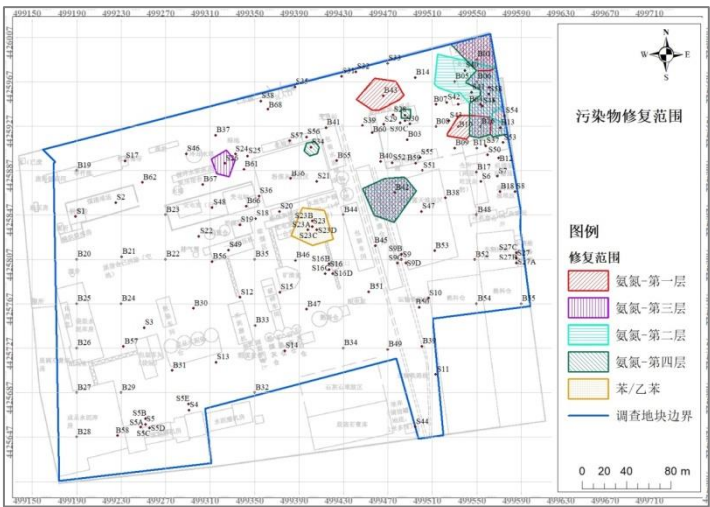


图 4-5 苯/乙苯和氨氮修复范围

氨氮和苯/乙苯污染修复区域边界拐点及拐点坐标及图 4-6 和表 4-4。

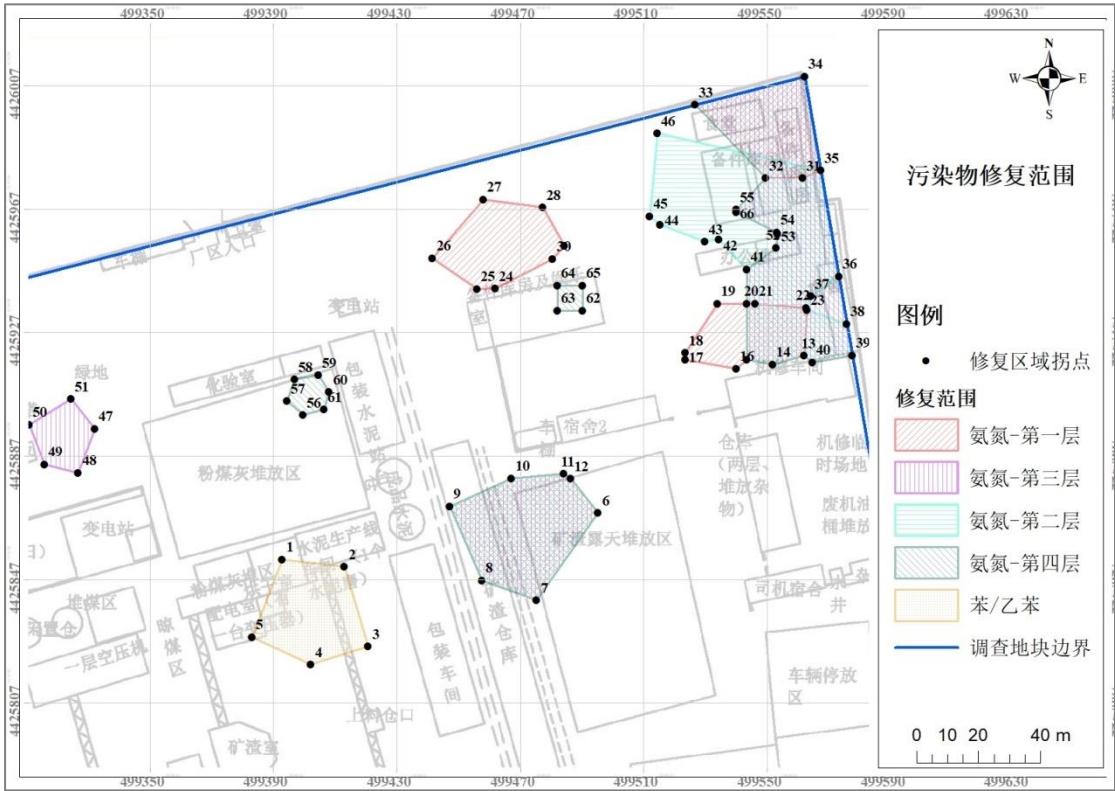


图 4-6 土壤修复区域总图

表 4-2 土壤修复区域拐点坐标

编号	X	Y	编号	X	Y
1	499393.416504	4425853.970280	34	499562.744080	4426010.419920
2	499413.606506	4425851.603090	35	499567.937927	4425980.017520
3	499421.365112	4425825.824280	36	499573.804077	4425945.680110
4	499402.843689	4425819.910890	37	499564.867310	4425939.226500
5	499383.617920	4425828.849300	38	499576.434326	4425930.283330
6	499495.891479	4425869.072080	39	499578.177124	4425920.081120
7	499475.951904	4425840.748900	40	499565.221497	4425917.836490
8	499458.088684	4425847.235720	41	499544.013916	4425947.931270
9	499447.710083	4425871.233280	42	499535.060730	4425957.650880
10	499467.792480	4425880.254520	43	499530.402283	4425956.884890
11	499484.746887	4425881.747310	44	499516.043884	4425962.260680
12	499486.991272	4425880.173890	45	499512.483093	4425965.131900
13	499562.585693	4425919.995300	46	499515.066284	4425991.940670
14	499552.343079	4425917.196290	47	499332.677490	4425896.321110
15	499544.013916	4425918.651120	48	499327.416504	4425882.100100
16	499540.626099	4425915.749510	49	499316.483704	4425884.730710
17	499524.013916	4425918.651120	50	499311.469299	4425897.718690

18	499524.013916	4425920.852480	51	499325.114929	4425905.938900
19	499534.468872	4425936.898930	52	499553.495483	4425955.012700
20	499544.013916	4425936.898930	53	499553.950684	4425959.384520
21	499546.794678	4425936.898930	54	499553.799683	4425959.926090
22	499563.187317	4425935.444270	55	499540.626099	4425967.330690
23	499563.478088	4425934.794680	56	499400.243530	4425900.727480
24	499462.443481	4425941.741880	57	499394.982727	4425905.248470
25	499456.511719	4425941.654720	58	499397.548279	4425912.246090
26	499442.216919	4425951.572880	59	499405.175720	4425913.633300
27	499458.676880	4425970.547910	60	499408.697083	4425908.259520
28	499477.902283	4425967.934330	61	499407.025330	4425902.577090
29	499484.903503	4425955.545290	62	499490.791077	4425934.631100
30	499481.157288	4425951.323490	63	499482.647888	4425934.631100
31	499562.187927	4425977.501890	64	499482.647888	4425942.774290
32	499550.089111	4425977.501890	65	499490.791077	4425942.774290
33	499527.188904	4426001.222110	66	499540.626099	4425966.403080

4.2.3 土壤修复方量

本地块氨氮、苯和乙苯污染土壤修复范围、深度（标高）及土方量见表 4-3。其中苯和乙苯修复范围及深度重叠。氨氮在不同土层中的污染范围有部分重叠。本地块共计需要修复土壤方量约为 50815.50 立方米；其中氨氮待修复土方量约为 47736.83 立方米。苯和乙苯待修复土方量约为 3078.67 立方米。

表 4-3 修复方量统计表

污染物	标高	土层性质	土厚	面积	周长	体积	方量合计
单位	m	——	m	m ²	m	m ³	m ³
氨氮	H≥17	填土	3	3500.36	469.53	10501.08	47736.83
氨氮	15≤H<17	粉质粘土	2	3938.93	394.45	7877.86	
氨氮	13≤H<15	粉土夹粉砂	2	4006.47	476.83	8012.94	
氨氮	7.5≤H<13	粉质粘土	5.5	3880.9	482.43	21344.95	
苯	H≥16.5	填土+粉质粘土	3.5	879.62	114.86	3078.67	3078.67
乙苯	H≥16.5	填土+粉质粘土	3.5	879.62	114.86	3078.67	
合计							50815.50

4.3 修复技术初步推荐

4.3.1 修复技推荐

综合考虑国内常用污染土壤修复技术在适用性、成熟性、可获取性、预算投入、可操作性、预算成本和修复时间等方面的因素，推荐选用原地异位热脱附、化学氧化还原和常温解吸等技术修复本地块污染土壤。

4.3.2 修复技术简介

（1）原地异位热脱附技术

热脱附技术是指通过直接或间接热交换，将污染土壤及其所含污染物加热到足够的温度，使污染物从污染土壤中得以挥发或分离，继而对挥发出来的污染物进行处理。热脱附修复技术通常是物理分离过程，通过控制热脱附系统的温度和物料停留时间，可以有选择地使污染物挥发，而不是氧化、降解这些污染物。

（2）化学氧化还原技术

向污染土壤中添加氧化剂或还原剂，通过氧化或还原作用，使土壤中的污染物转化为无毒或相对毒性较小的物质。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。常见的还原剂包括连二亚硫酸钠、亚硫酸氢钠、硫酸亚铁、多硫化钙、二价铁、零价铁等。

（3）常温解吸技术

常温解吸修复技术是在密闭系统内，利用翻抛作业设备对规则码放的污染土壤进行人为扰动和翻抛，通过增大污染土壤与空气的接触面积增加孔隙度，在良好的通透性条件下，可利用抽气系统，使吸附于土壤中的污染物在浓度梯度的驱动下挥发进入土壤气，从而使土壤得以修复。

第五章 结论与建议

5.1 结论

(1) 地块土壤超标污染物有 6 项, 分别为: 砷、氨氮、苯、乙苯、总石油烃。风险评估结果表明, 住宅用地条件下土壤中对人体具有健康风险的污染物为砷、苯、乙苯和氨氮。砷致癌风险为 $4.6\text{E-}5$, 超过可接受致癌风险水平 $1.0\text{E-}6$; 苯和乙苯致癌风险分别 $9.1\text{E-}6$ 和 $4.4\text{E-}6$, 超过可接受致癌风险水平 $1.0\text{E-}6$; 氨氮非致癌风险危害商为 6.8, 超过非致癌风险水平 1。

(2) 地下水存在砷、锰、氨氮、氟化物、总硬度和耗氧量超过地下水 III 类水标准的情况。风险评估针对砷、锰、氨氮、氟化物 4 种关注污染物进行评估。经风险计算, 在地块及周边区域地下水不作为饮用水的暴露情景下, 氨氮、砷、锰、氟化物的人体健康风险在可接受范围内。

(3) 基于场地的土壤、气候、水文地质参数和土地规划用途(住宅用地), 计算了场地土壤关注污染物的修复目标值。同时, 综合考虑污染物的检测限、筛选值和管制值, 最终确定了本地块土壤污染物氨氮、苯和乙苯修复目标值分别为 1000 mg/kg 、 5.2 mg/kg 和 9.9 mg/kg 。

(4) 使用 ArcGIS 软件计算本地块待修复土壤体积约为 50815.50 m^3 ; 其中氨氮待修复土方量约为 47736.83 m^3 。苯和乙苯待修复土方量约为 3078.67 m^3 。

5.2 建议

(1) 场地再开发利用前, 需进行污染土壤修复或污染风险管控。修复前应对场地进行适当的隔离和保护, 防止污染物迁移、扩散至场外。

(2) 建议地块污染土壤修复治理后场内消纳。如果需要出场作其他用途, 需根据出场目标地块的用地方式重新进行风险评估, 保障出场土壤不对场外地块带来污染风险; 对于关注污染物浓度介于《建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600-2018) 第一类用地筛选值和修复目标值之间的土壤, 建议采取适当的制度控制措施进行环境监管, 如限制土壤外运等。

(3) 风险评估结果表明地块及周边区域地下水不作饮用水的情况下, 地下水对人体无健康风险, 但考虑到地下水有部分检测项目超 III 类水标准, 如果后期地下水抽出地面进行处理后排放, 建议处理后水体达到《污水综合排放标准》(GB 8978-1996), 或接收单位要求标准(如《城镇污水处理厂污染物排放标准》

(GB 18918-2002)或其他相关标准；地下水中污染物浓度未达到《地下水质量标准》（GB/T 14848-2017）中地下水使用功能的，建议采取长期环境监测或制度控制等措施进行环境监管。

（4）根据本地块污染特点，结合地块地质环境特征，建议使用原地异位热脱附、化学氧化还原和常温解吸等修复技术对地块污染土壤进行修复治理。后期制定修复技术方案时，建议根据本地块土壤污染物特征、污染分布特点、水文地质条件等，结合土地未来用地规划，合理选择和组合适用的修复技术，最大限度降低污染土壤处置成本，增强修复治理工程的科学性和可实施性。