

钟茂生, 姜林, 张丽娜, 等. VOCs 污染场地风险管理策略的筛选及评估 [J]. 环境科学研究, 2015, 28(4): 596-604.

ZHONG Maosheng, JIANG Lin, ZHANG Lina, et al. Screening and evaluation of risk management strategies for a site contaminated by VOCs [J]. Research of Environmental Sciences, 2015, 28(4): 596-604.

VOCs 污染场地风险管理策略的筛选及评估

钟茂生^{1,2}, 姜林^{1,2*}, 张丽娜^{1,2}, 夏天翔^{1,2}, 韩丹^{1,2}, 姚珏君^{1,2}, 郑迪³

1. 北京市环境保护科学研究院, 国家城市环境污染控制工程技术研究中心, 北京 100037

2. 北京市环境保护科学研究院, 污染场地风险模拟与修复北京市重点实验室, 北京 100037

3. 北京市固体和化学品管理中心, 北京 100089

摘要: 以某 VOCs (volatile organic compounds, 挥发性有机化合物) 污染场地为例, 结合实地调查, 将健康风险评估用于场地风险管理策略的筛选。结果表明: ①该场地不同深度土壤均受到氯仿、二氯甲烷和苯的污染, 污染物垂向迁移特征明显, 最大迁移深度达 25.8 m, 其中深度 ≤ 15.0 m 的土壤污染较重。②基于保守的通用场地概念模型对将其规划为居住用地时的健康风险进行评估显示, 氯仿、二氯甲烷和苯的致癌风险分别达 6.0×10^{-2} 、 2.9×10^{-4} 、 7.4×10^{-5} , 均超过可接受风险水平 (1.0×10^{-6}), 三者修复目标分别为 0.22、12.00 和 0.64 mg/kg。如采取策略一, 即将场地内超过修复目标的土壤进行清除, 需修复的土壤深度达 24.0 m, 修复土方量为 33.4×10^4 m³。③结合污染物垂向分布及场地未来地下空间开发规划, 提出策略二, 即对 0~15.0 m 深度范围内重污染土壤进行清除异位修复、>15 m 深度范围内土壤采取工程控制措施。实施策略二后的风险评估结果显示, 虽然 >15.0 m 深度范围内土壤中依然存在 w (氯仿) 超过修复目标的采样点, 但致癌风险 (8.3×10^{-8}) 远低于可接受水平; 概率风险评估显示, 该风险值对应的累计频率为 99.5%, 考虑各参数取值的不确定性后, 风险模拟结果最大值也仅为 1.06×10^{-7} 。可见, 策略二足够保守, 能够保障未来居民的身心健康; 与策略一相比, 策略二可减少修复土方量 6.4×10^4 m³, 因此更具经济性, 为风险管理策略的优选方案。

关键词: 风险评估; VOCs 污染场地; 管理策略; 场地概念模型; 概率风险评估

中图分类号: X703.1

文章编号: 1001-6929(2015)04-0596-09

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2015.04.15

Screening and Evaluation of Risk Management Strategies for a Site Contaminated by VOCs

ZHONG Maosheng^{1,2}, JIANG Lin^{1,2*}, ZHANG Lina^{1,2}, XIA Tianxiang^{1,2}, HAN Dan^{1,2}, YAO Juejun^{1,2}, ZHENG Di³

1. Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, National Engineering Research Center of Urban Environmental Pollution Control, Beijing 100037, China

2. Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing Key Laboratory for Risk Modeling and Remediation of Contaminated Sites, Beijing 100037, China

3. Beijing Municipal Solid Waste and Chemical Management Center, Beijing 100089, China

Abstract: Health risk assessment, in combination with contamination investigation, was applied in screening of risk management strategies for a site contaminated by VOCs. The results revealed that the soil was contaminated by chloroform, dichloromethane and benzene as deep as 25.8 m below ground level. Distinct changes in the vertical profiles of the three contaminants were observed; the most contaminated soil was within the depth of 15.0 m. Health risk assessment was carried out based on the conservative generic conceptual model that the site would be redeveloped as a residential area. The assessment revealed that the carcinogenic risks of chloroform, dichloromethane and benzene were 6.0×10^{-2} , 2.9×10^{-4} and 7.4×10^{-5} , respectively, all far above the acceptable level of 1.0×10^{-6} . To meet the acceptable risk level, the corresponding

remediation targets of the three contaminants were 0.22 mg/kg, 12.00 mg/kg and 0.64 mg/kg, respectively. If the removal of all contaminated soil exceeding the remediation targets (Strategy One) was chosen as the risk management strategy for the site, soil as deep as 24.0 m, with a total volume of $334,000$ m³, should be remediated. By considering the vertical distributions of the three contaminants and basement development plans of future buildings,

收稿日期: 2014-11-27 修订日期: 2015-01-07

基金项目: 国家环境保护公益性行业科研专项(201409047); 北京市科学技术委员会重大项目(D08040000360000)

作者简介: 钟茂生(1986-), 男, 江西吉安人, 助理研究员, 主要从事污染场地调查评估与修复研究, zzmss1986@126.com.

* 责任作者, 姜林(1964-), 男, 浙江长兴人, 研究员, 博士, 主要从事污染场地调查、修复与固体废物污染控制研究, jianglin@cee.cn

removal of heavy contaminated soil within 15.0 m depth in combination with engineering control measures on the remaining contaminated soil was another potential alternative strategy (Strategy Two). The risk assessment of Strategy Two revealed that the residual health risk of chloroform was 8.3×10^{-8} , even though concentrations of some samples below 15.0 m were still above the remediation targets derived in Strategy One. Further probabilistic risk assessment indicated that the residual risk corresponding to the value of 99.5% cumulative percentile was 1.06×10^{-7} , which means that the strategy was conservative enough in protecting the health of future residents, and remediated soil volume would be reduced by 64,000 m³. Therefore, Strategy Two was preferred due to the reduction of remediation cost and less environmental impact.

Keywords: risk assessment; VOCs contaminated site; management strategies; site conceptual model; probabilistic risk assessment

为满足城市建设用地需要,我国已逐步实施“退二进三”、“退城进园”和“产业转移”等政策,许多大中城市正面临重污染工业企业的关闭和搬迁,由此出现大量工业遗留和遗弃场地^[1-3]。这些场地因生产历史悠久、工艺设备相对落后,加之生产过程中管理粗放、环保措施缺乏或不完善,造成了土壤^[4]、地表水^[5]和地下水^[6]的严重污染。针对这类污染场地再开发过程中的环境问题,环境保护部及地方环境管理部门已经出台有关政策^[7-9],其中,基于健康风险的污染场地管理理念已获得普遍认可,配套的技术导则也已陆续发布^[10-12]。

但是,目前在场地环境管理对策制订过程中,风险评估仅在修复工程实施前用于定量判别场地污染造成的健康风险是否可接受,确定可接受风险水平下土壤和地下水的修复目标,为修复方案编制及工程招标提供依据^[13-14]。由于该阶段场地建设方案尚不明确,导致构建的场地概念模型及风险评估结论可能较保守。国外相关经验^[17-19]表明,健康风险评估应贯穿污染场地用地规划、场地建设及修复方案制定等过程,交互式、动态地为实现不同阶段的管理目标提供依据,以确保在保护人体健康的首要前提下尽量避免过度修复。其中,管理对策制订过程中,不同对策实施后的场地概念模型可能与初期风险定量判别阶段差别较大,受体健康风险随之可发生质变,此时风险评估能为管理对策的可行性评估提供决策依据。

将健康风险评估应用于场地风险管理对策的可行性评估在国内鲜见报道。该研究以北京某 VOCs (volatile organic compounds, 挥发性有机化合物) 污染场地为例,将风险评估应用于风险管理策略的可行性评估及筛选,以期国内污染场地风险管理策略的制订提供借鉴和参考。

1 材料与方法

1.1 案例场地

VOCs 污染场地为北京某食品添加剂厂所在地,占地面积 14.6×10^4 m²。自 1986 年起,该厂主要从

事食品添加剂、香料香精生产,1998 年后部分厂房外租用于制衣、汽修等,2011 年彻底停产搬迁。场地土壤组成: 0~2.0 m 主要为回填土; >2.0~6.0 m 主要为粉质黏土; >6.0~23.5 m 主要为黏质粉土; >23.5~33.5 m 主要为细砂、中砂和粉砂。污染调查共布置 73 个土壤采样点,在 0~30.0 m 深度内采集 636 个土壤样品(0~11.0 m 318 个, >11.0~15.0 m 177 个, >15.0~18.0 m 68 个, >18.0~23.5 m 48 个, >23.5~30.0 m 25 个)。

1.2 采样分析

通过钻探(SH-30 钻机,无锡市飞马地质工程机械有限公司)采集不同深度的非扰动土壤样品,样品采集与保存方法见文献^[20],分析方法见文献^[21]。

1.3 风险评估

土壤中 VOCs 的健康风险主要来自呼吸室内蒸气^[22-23],其致癌风险(Risk)的计算见式(1)^[13,24]。

$$\text{Risk} = \frac{\text{CS} \times \text{IR} \times \text{EF} \times \text{ED} \times \text{URF}}{\text{BW} \times \text{AT}_c \times 365} \times \text{VF} \quad (1)$$

$$\text{VF} = \frac{[H \times \rho_s] / (\theta_w + K_{oc} \times f_{oc} \times \rho_s + H \times \theta_a)] \times M}{1 + M + (D_s^e / L_s) / [(D_c^e / L_{ck}) \times \eta]} \times 10^6 \quad (2)$$

$$D_c^e = D^a \times \frac{\theta_{ak}^{3.33}}{\theta_{Tk}^2} + \frac{D^w}{H} \times \frac{\theta_{wk}^{3.33}}{\theta_{Tk}^2} \quad (3)$$

$$D_s^e = D^a \times \frac{\theta_a^{3.33}}{\theta_T^2} + \frac{D^w}{H} \times \frac{\theta_w^{3.33}}{\theta_T^2} \quad (4)$$

$$M = [D_s^e / L_s] / (ER \times L_B) \quad (5)$$

各参数含义及取值如表 1 所示。其中,土壤理化参数是各层土壤样品实测值按土层厚度进行加权的平均值。

1.4 不确定性分析

该场地管理策略二的核心是“对重污染土壤进行清挖异位修复、轻污染土壤采用工程控制”。考虑到该策略实施后场地局部土壤中污染物含量依然超过修复目标,该研究基于策略二实施后的场地概念模型重新进行了风险计算。同时,为降低不确定性,利

表 1 各参数含义及取值
Table 1 Definitions and values of the parameters

参数	含义	数值	数据来源	参数	含义	数值	数据来源
ρ_s	土壤密度/(kg/L)	1. 62	实测值	IR	呼吸速率/(m^3/d)	儿童,7. 5; 成人,14. 5	文献 [1]
θ_w	土壤体积含水率/(cm^3/cm^3)	0. 34	实测值	L_B	建筑高度/m	2	文献 [1]
θ_a	土壤体积空气含量/ (cm^3/cm^3)	0. 06	实测值	L_{ek}	建筑基础或墙的 厚度/m	0. 15	文献 [1]
θ_T	土壤总孔隙度/(cm^3/cm^3)	0. 40	实测值	η	基础裂缝比例	0. 01	文献 [1]
f_{oc}	w (有机碳) %	1. 00	实测值	ER	室内换气率/ s^{-1}	$1. 4 \times 10^{-4}$	文献 [1]
θ_{ak}	裂缝土壤中的空气体积/ (cm^3/cm^3)	0. 06	实测值	ED	暴露周期/a	30	文献 [1]
θ_{wk}	裂缝土壤中的水体积/ (cm^3/cm^3)	0. 34	实测值	AT_c	致癌平均作用时间/a	70	文献 [1]
θ_{Tk}	裂缝土壤中总孔隙度/ (cm^3/cm^3)	0. 40	实测值	EF	暴露频率/(d/a)	365	文献 [1]
L_s	底板与污染土的距离/m	根据概念模型确定		BW	体质量/kg	儿童,15. 9; 成人,56. 8	文献 [1]
H	亨利常数	氯仿,0. 15; 二氯甲烷, 0. 13; 苯,0. 23	文献 [25]	D^a	空气中的扩散 系数/(m^2/s)	氯仿, $1. 04 \times 10^{-5}$; 二氯 甲烷, $1. 01 \times 10^{-4}$; 苯, $8. 80 \times 10^{-6}$	文献 [25]
K_{oc}	有机碳-水吸附系数/ (L/kg)	氯仿,46. 8; 二氯甲烷, 11. 7; 苯,66. 0	文献 [25]	D^w	水中的扩散 系数/(m^2/s)	氯仿, $1. 00 \times 10^{-9}$; 二氯 甲烷, $1. 17 \times 10^{-9}$; 苯, $9. 80 \times 10^{-10}$	文献 [25]
VF	挥发因子/(kg/m^3)	通过式(2) 计算		D^c	底板裂隙有效扩散 系数/(m^2/s)	通过式(3) 计算	
D_s^c	土壤有效扩散系数/ (m^2/s)	通过式(4) 计算		Risk	致癌风险	通过式(1) 计算	
URF	致癌斜率因子/ ($\mu\text{g}/\text{m}$) $^{-1}$	氯仿, $2. 3 \times 10^{-5}$; 二 氯甲烷, $2. 3 \times 10^{-7}$; 文献 [25] 苯, $2. 2 \times 10^{-6}$		CS	暴露浓度/(mg/kg)	以各污染物所有样品检 出浓度平均值的 95% 置信上限计	

用蒙特卡洛模型(@ RISK 6. 0. 1, Palisade Corporation, USA, 2012) 从各参数的概率分布中随机进行 10 000 次抽样, 作为风险评估模型对应参数取值, 对风险进行 10 000 次随机模拟, 分析各参数不同取值时计算结果的概率分布及影响参数, 为决策提供依据. 模拟

过程中人体暴露参数(EF、ED、IR、 AT_c 、BW) 的概率分布见文献 [26–29], CS、土壤理化参数(ρ_s 、 f_{oc} 、 θ_w 、 θ_a 、 θ_T) 的概率分布通过对场地土壤样品实测值进行分布函数拟合获得, 建筑物特征参数(L_B 、 L_{ek} 、ER、 L_s 、 η) 假设符合均匀分布, 具体如表 2 所示.

表 2 策略二概率模拟中参数分布及取值
Table 2 Distributions of parameters in probability simulation of Strategy Two

参数	概率分布函数	分布函数取值	参数	概率分布函数	分布函数取值
CS/(mg/kg)	Expon	$\beta = 3. 15, \text{shift} = -0. 125$	θ_{wk} /(cm^3/cm^3)	Loglogistic	$\alpha = 20. 61, \beta = 0. 42, \text{min} = -0. 06$
ρ_s /(kg/L)	Weibull	$\alpha = 3. 99, \beta = 0. 22, \text{shift} = 1. 22$	θ_{Tk} /(cm^3/cm^3)	Logistic	$\alpha = 0. 39, \beta = 0. 02$
f_{oc} /(g/g)	Triangle	$\text{min} = 0. 003, \text{mode} = 0. 006, \text{max} = 0. 022$	L_B/m	Uniform	$\text{min} = 20, \text{max} = 2. 8$
θ_a /(cm^3/cm^3)	Loglogistic	$\alpha = 2. 43, \beta = 0. 02, \text{min} = 0. 01$	L_{ek}/m	Uniform	$\text{min} = 0. 1, \text{max} = 0. 5$
θ_w /(cm^3/cm^3)	Loglogistic	$\alpha = 20. 61, \beta = 0. 42, \text{min} = -0. 06$	ER/s^{-1}	Uniform	$\text{min} = 2. 079 \times 10^{-4}, \text{max} = 1. 667 \times 10^{-3}$
θ_T /(cm^3/cm^3)	Logistic	$\alpha = 0. 39, \beta = 0. 02$	L_s/m	Uniform	$\text{min} = 6, \text{max} = 12$
θ_{ak} /(cm^3/cm^3)	Loglogistic	$\alpha = 2. 43, \beta = 0. 02, \text{min} = 0. 01$	η	Uniform	$\text{min} = 0. 001, \text{max} = 0. 010$

注: β 为尺度参数; α 为定位参数; shift 为初始值; min 为最小值; mode 为众数; max 为最大值.

2 结果与讨论

2. 1 污染现状

由表 3 可见, 该场地 0 ~ 30. 0 m 深度内土壤受氯

仿、二氯甲烷和苯污染. 其中, 氯仿污染最严重, w (氯仿) 为 0. 03 ~ 907. 00 mg/kg , 超过 DB11/T811—2011 《场地土壤环境风险评价筛选值》居住用地 w (氯仿)

筛选值(0.22 mg/kg) 的样品所占比例达 40.7%。二氯甲烷污染程度次之, w (二氯甲烷)为 0.03 ~ 243.00 mg/kg,超过 DB11T811—2011 居住用地 w (二氯甲烷)筛选值(12.00 mg/kg) 的样品所占比例为 11.6%。苯污染相对较轻, w (苯)为 0.03 ~ 13.50 mg/kg,超过 DB11T811—2011 居住用地 w (苯)筛选值(0.64 mg/kg) 的样品所占比例为 3.5%。

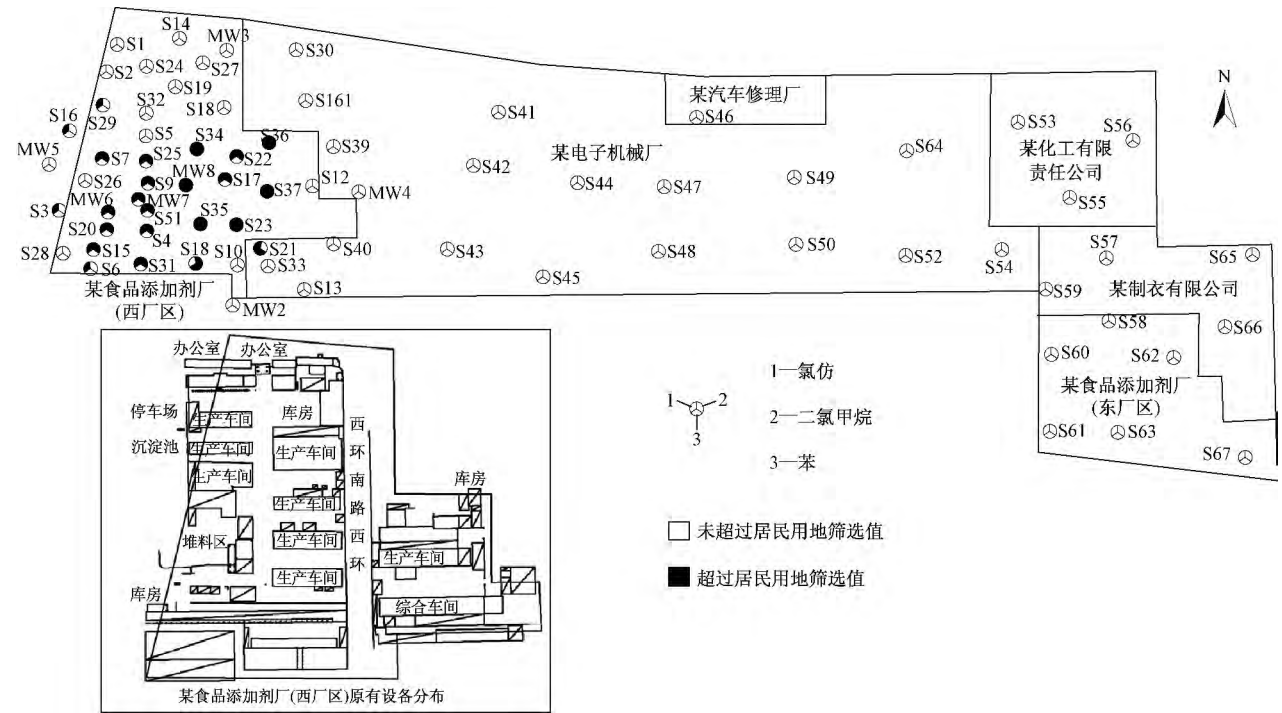
场地历史资料调查显示,该厂在香料香精生产过

程中,主要采用以 CH_3MgCl 作为格氏试剂的氯化法,生产甲基麦芽酚和乙基麦芽酚,原辅料包括氯甲烷、苯、氯仿、甲醇、乙醇等^[60-31]。超标点分布结果(见图 1)显示,该场地土壤污染主要集中在原生产车间、堆料场、库房及水处理构筑物等生产设施所在的西厂区。因此,可推测潜在污染途径可能是历史上从事香料香精生产过程中废液的随意倾倒、溶剂存储容器及水处理构筑物的渗漏以及溶剂输送管道的跑、冒、滴、漏。

表 3 各污染物质量分数统计结果

Table 3 Statistics of concentrations of the contaminants

污染物	w (mg/kg)								
	最大值	最小值	平均值	50% 分位数	75% 分位数	95% 分位数	标准偏差	变异系数	95% 置信上限
氯仿	907.00	0.03	33.60	0.03	0.32	210.20	128.78	3.83	508.00
二氯甲烷	243.00	0.03	8.96	0.03	0.03	68.51	29.62	3.31	89.00
苯	13.50	0.03	0.20	0.03	0.03	0.35	1.22	5.96	6.80



注: MW 为地下水监测井(即在采集完土壤样品后,还在该孔建设了地下水监测井); S 为土壤采样点。

图 1 超标采样点分布

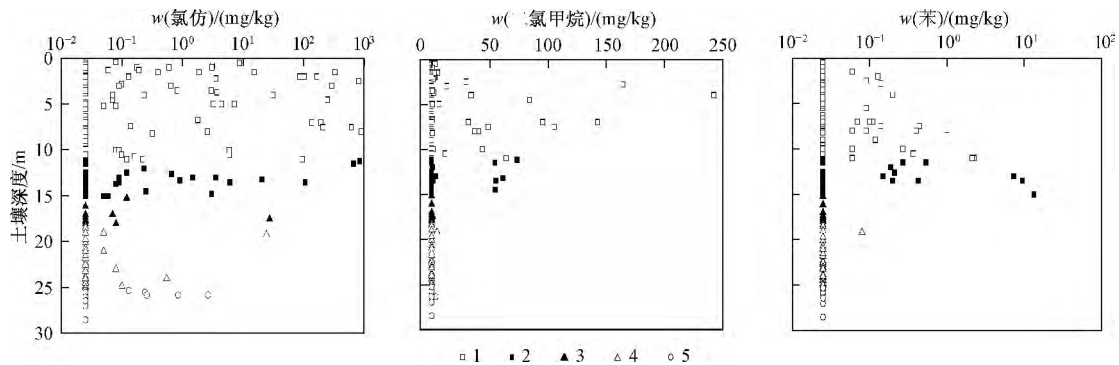
Fig. 1 Layout of sampling locations above screening values

该场地 2.0 ~ 23.5 m 深度内土壤以粉质黏土及黏质粉土为主,渗透性较差(垂向渗透系数实测平均值约为 2.3×10^{-6} cm/s), w (有机质)(平均值约为 1.7%)相对较高,理论上应不利于污染物的垂向迁移。但分析结果(见图 2)显示,3 种污染物垂向迁移特征明显,其中,氯仿的迁移深度最大,达到 25.8 m,明显大于二氯甲烷和苯的最大迁移深度(15.0 m),

这与某焦化厂粗苯车间回收水池渗漏污染区及某化工厂氯代 VOCs 的垂向迁移特征^[60,32-33]类似。可见,这 3 种污染物的污染途径不仅仅是废液偶尔倾倒导致的垂向迁移污染,或废液倾倒导致表层土壤被污染后污染物在降雨淋溶作用下随水分的垂向迁移所致,很可能是存有含污染物废液的容器或输送管道的长期渗漏所致。虽然这 3 种污染物的 K_{oc} (氯仿、二氯甲

烷、苯的 K_{oc} 分别为 1.67、1.07、1.82 L/kg) [23] 无明显差异,但可能由于氯仿的污染源强较大,而且半衰期

(氯仿、二氯甲烷、苯的半衰期分别为 5.0、0.2、2.0 a) [23] 较长,最终导致其垂向迁移深度较大。



采样点: 深度/m: 1—0~11.0; 2—11.0~15.0; 3—15.0~18.0; 4—18.0~25.0; 5—>25.0.

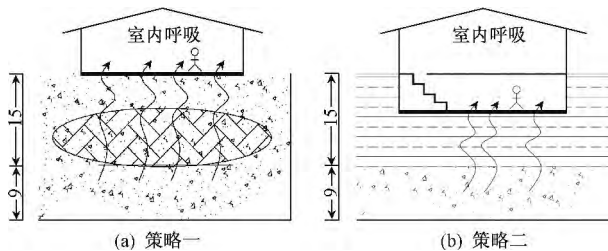
图2 各污染物的垂向分布

Fig. 2 Vertical profiles of the contaminants

2.2 管理策略

2.2.1 策略一——源清除

管理策略一采用源清除技术,将超过风险可接受水平的污染土壤全部进行清理,使场地达到无限制使用. 为使场地达到无限制使用,策略一采用保守的场地概念模型(即仅考虑场地用地功能[见图3(a)]进行风险评估,确定场地风险程度、修复范围. 风险计算过程中,以样品检测结果平均值的95%置信上限作为污染物在土壤中的CS(w (氯仿)、 w (二氯甲烷)、 w (苯)分别为509.00、89.00、6.80 mg/kg). 因不考虑污染土壤清挖及未来地下空间开发,式(1)中 L_s 取值为0.



注: 单位为 m.

图3 暴露概念模型

Fig. 3 Conceptual models of exposure

计算结果显示,该场地规划为居住用地时,土壤中氯仿、二氯甲烷和苯的致癌风险分别为 6.0×10^{-2} 、 2.9×10^{-4} 、 7.4×10^{-5} ,表明如不采取相应的风险管理对策,未来居民的健康风险将超过可接受风险水平(1.0×10^{-6}) [10-11]. 在可接受风险水平下,土壤中 w (氯仿)、 w (二氯甲烷)和 w (苯)的修复目标分别为0.22、12.00和0.64 mg/kg,结合这3种污染物在

土壤中的空间分布特征,确定场地土壤污染物质量分数超过修复目标的深度达24.0 m,分布如图4所示. 采用管理策略一对全部超过修复目标的污染土壤进行清理修复时,对应土方量达 $33.4 \times 10^4 \text{ m}^3$.

2.2.2 策略二——重污染区清挖与轻污染区工程控制相结合

目前,国外主要依据风险识别阶段定量计算的风险值来制订 VOCs 污染场地的风险管理策略,并采取分级、分区的管理对策 [24-26]. 其中,对于高风险场地或场地内局部高风险污染区(存在自由相或致癌风险超过 1.0×10^{-4}),应采用源清除技术,即将污染土壤清挖异地或异位修复;对于致癌风险在 $> 1.0 \times 10^{-5} \sim 1.0 \times 10^{-4}$ 区间的场地或区域,可采取源削减技术,即采用相应的修复技术将土壤中残留污染物含量降至修复目标值以下,使风险可接受;对于致癌风险在 $> 1.0 \times 10^{-6} \sim 1.0 \times 10^{-5}$ 区间的场地或区域,可采取一定的工程或制度控制措施,切断受体暴露途径或改变受体暴露特征,将风险降至可接受水平.

该场地土壤中污染物的垂向分布特征表明,污染物主要集中在0~15.0 m深度内, w (氯仿)、 w (二氯甲烷)和 w (苯)超过修复目标的最大倍数分别达4123.0、20.0和14.8倍,致癌风险最大值分别达 1.1×10^{-1} 、 7.9×10^{-4} 和 1.0×10^{-4} . >15.0 m深度的141个土壤样品检测结果显示,仅 w (氯仿)存在超过修复目标的采样点(7个), w (氯仿)的最大值为27.7 mg/kg,平均值为1.1 mg/kg,平均值的95%置信上限为2.1 mg/kg. 依据分级、分区管理原则,对0~15.0 m深度内重污染的高风险土壤进行清除及异位修复、对>15.0 m深度内污染土壤进行工程控制为

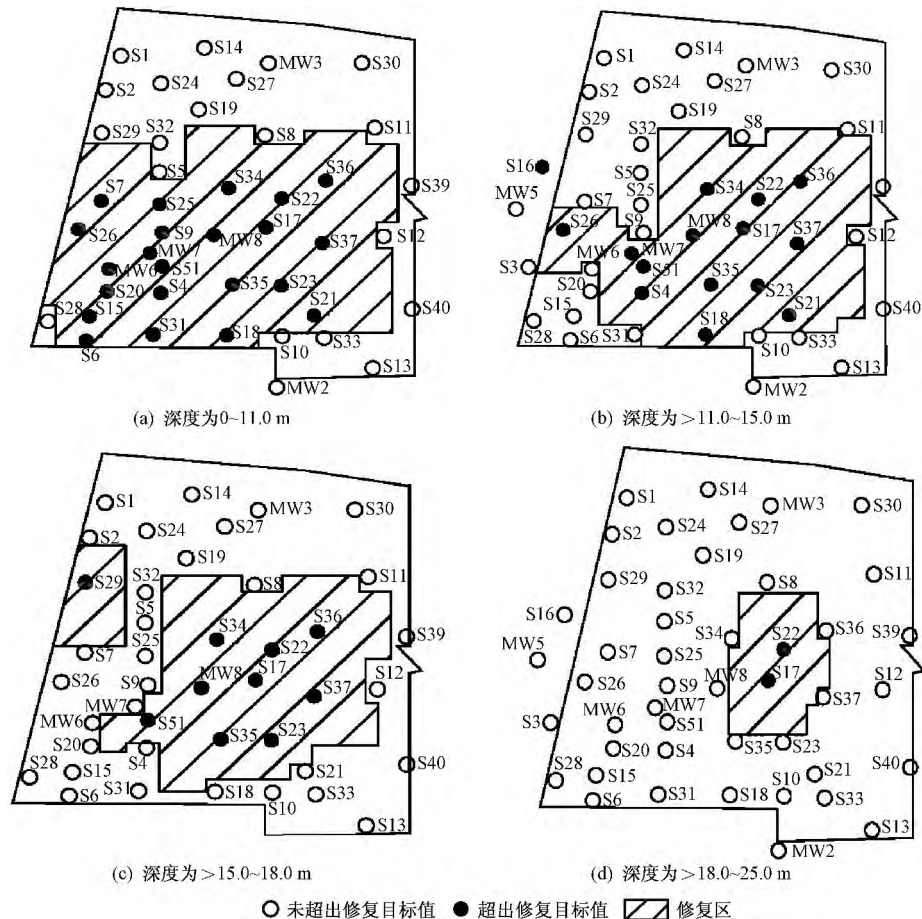


图4 北京某食品添加剂厂(西厂区)不同深度修复区域分布

Fig. 4 Remediation areas at different depth in the west of the additive production plant in Beijing

另一潜在可行的管理策略(即策略二)。

依据场地污染物垂向分布特征,结合未来建筑功能及设计方案,重新构建该管理策略实施后的暴露概念模型(见图3(b))——将0~15.0 m深度内污染土壤进行清除,并用清洁土回填至未来建筑开发深度,同时考虑未来建筑地下空间的具体使用功能等,并进行风险计算以评估该对策的可行性,该情景下式(1)的部分参数取值将有所改变。其中,因建筑物地下空间主要规划为车库或地下商场,未来受体的暴露特征参照工商业情景,参数取值见文献[1]。假设该场地未来地下空间开发深度为6.0 m,则建筑物底板与污染土层上边界的距离(L_s)为9.0 m。建筑物室内换气速率按GB 50019—2003《采暖通风与空气调节设计规范》^[6]及GB 50736—2012《民用建筑供暖通风与空气调节设计规范》^[3]中地下车库或商场换气速率(ER)的最低标准,即6次/h(约 $1.67 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$),其余参数取值如表1所示。

分析结果显示,实施策略二后,即使该场地深度 >

15.0 m 土壤中部分采样点 w (氯仿) 依然超过修复目标,但以 w (氯仿) 平均值的95%置信上限作为暴露浓度计算,未来受体的致癌风险为 8.3×10^{-8} ,远低于可接受风险水平。可见,采用策略二可将场地致癌风险控制在可接受范围内,与策略一相比能减少修复土方量约 $6.4 \times 10^4 \text{ m}^3$,更具经济性。

概率风险评估结果(见图5(a))显示,实施策略二后氯仿的致癌风险为 $1.0 \times 10^{-12} \sim 1.1 \times 10^{-7}$ 。其中, $\leq 5.0 \times 10^{-9}$ 的风险值出现概率最大,累计概率达到95%时的风险值为 2.0×10^{-8} ,各参数取定值计算的风险(8.3×10^{-8})对应的累计概率为99.5%,结果足够保守,表明策略二的实施足以保障未来受体的健康风险,更适合于该场地的风险管理。

参数敏感性分析结果(见图5(b))显示,土壤中残留的氯仿是影响风险计算结果最敏感的因素(二者呈正相关),贡献率达33.9%,与已有研究结论^[4,39]类似。该研究中策略二实施后,对土壤中残留氯仿的健康风险进行计算时,氯仿暴露浓度采用的是

较保守的样品检测结果平均值的95%置信上限,其相应的风险计算结果也较为保守.室内换气速率对风险计算结果的影响(二者呈负相关)仅次于暴露浓度,贡献率达14.4%,但即使未来建筑使用过程中未按照GB 50019—2003及GB 50736—2012强制规定的地下车库或商场换气速率(ER)不低于6次/h的要求运行,而以HJ 25.3—2014《污染场地风险评估技术导则》^[14]统计的普通商业建筑室内换气速率运行,其风险值也仅为 6.0×10^{-8} ,依然远低于可接受风险水平.此外,建筑底板裂隙率取值变异性对风险计算结果影响的贡献率为13.6%(二者呈正相关),而调查表明,建筑物底板裂隙率一般为0.5%~0.005%^[14],低于该研究策略二风险计算过程中的取值(1%),计算的风险值足够保守.建筑底板厚度取

值变异性对风险计算结果影响的贡献率为10.2%(二者呈负相关),根据国内建筑设计规范,地下室建筑底板要求的构造厚度应不低于0.4 m^[14],具体结构设计过程中,考虑到底板需具有一定的结构承重功能,其实际厚度往往高于该最低要求,因此,虽然未来地下空间开发过程中建筑底板的具体厚度未知,但根据相应设计规范的强制条文及建筑结构要求,该研究中建筑底板取值(0.15)也是足够保守的. f_{oc} 、LB等其他参数虽然对风险计算结果也有一定影响,但其影响程度较低.与其他参数相比,未来建筑底板与残余污染土壤的距离(L_s)取值的变异对风险计算结果的影响基本可忽略,主要原因是现有风险评估模型在计算风险过程中并未考虑VOCs在清洁非饱和土壤层中的吸附及生物降解.

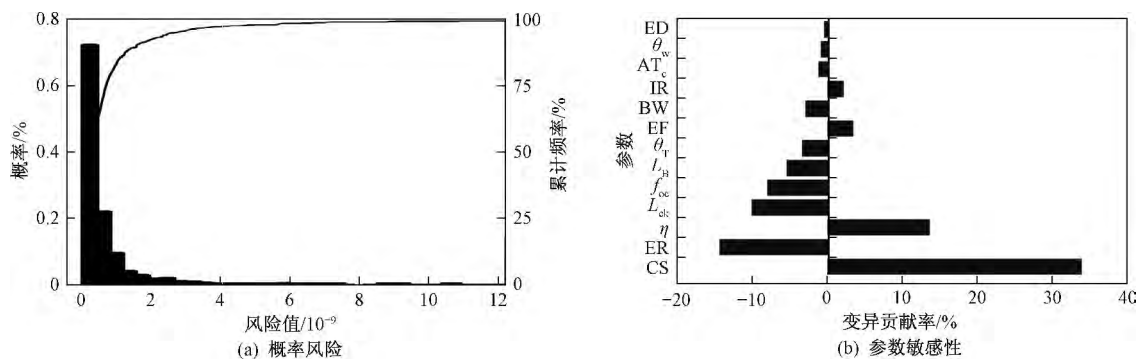


图5 概率风险评估及参数敏感性分析

Fig. 5 Probabilistic risk assessment and sensitivity analysis of parameters

综上,策略二实施后,该场地土壤残留氯仿的健康风险评估结果足够保守,能够保障未来居民的身体健康,而且能减少修复土方量,节约修复资金,较策略一更具经济性,对环境造成的二次影响较小.因此,策略二可作为该场地优先考虑的风险管理策略.

3 结论

a) 该场地土壤主要受氯仿、二氯甲烷和苯的污染,3种污染物主要集中在0~15.0 m深度范围内.由于场地废液储罐、污水池、污水及废液输送沟渠和管道的长期渗漏,导致污染物垂向穿透土壤厚度达21.5 m的粉质黏土和黏质粉土等低渗透土层而对深层土壤造成污染,垂向迁移深度与污染物源强关系密切.

b) 该场地规划为居住用地时,各污染物对居民造成的致癌风险均超过 1.0×10^{-6} 的可接受水平,如实施管理策略一,即源清除技术,需修复土壤深度达24.0 m,修复土方量为 $33.4 \times 10^4 \text{ m}^3$.

c) 如实施管理策略二,即对0~15.0 m深度范围内重污染的高风险土壤进行清挖及异位修复、>15.0 m深度土壤进行工程控制,土壤中残留污染物的致癌风险为 $1.0 \times 10^{-12} \sim 1.1 \times 10^{-7}$,计算结果足够保守且低于可接受水平;与管理策略一相比,实际需清挖修复的土方量将减少 $6.4 \times 10^4 \text{ m}^3$,更具经济性.

参考文献(References):

- [1] 骆永明. 中国土壤环境污染态势及预防、控制和修复策略 [J]. 环境污染与防治, 2009, 31(12): 27-33.
LUO Yongmin. Trends in soil environmental pollution and the prevention-controlling-remediation strategies in China [J]. Environmental Pollution & Control, 2009, 31(12): 27-33.
- [2] 骆永明. 中国污染场地修复的研究进展、问题与展望 [J]. 环境监测与管理, 2011, 23(3): 1-6.
LUO Yongming. Contaminated site remediation in China: progresses, problems and prospects [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2011, 23(3): 1-6.
- [3] CAO Kang, GUAN Hua. Brownfield redevelopment toward

- sustainable land use in China [J]. Chinese Geographical Science, 2007, 17(2): 127-134.
- [4] 赵其国, 骆永明, 滕应. 中国土壤保护宏观战略思考 [J]. 土壤学报, 2009, 46(6): 1140-1145.
ZHAO Qiguo, LUO Yongming, TENG Ying. Strategic thinking on soil protection in China [J]. Acta Pedologica Sinica, 2009, 46(6): 1140-1145.
- [5] 秦普丰, 李细红, 侯红, 等. 硫酸锰化工厂遗址周围水体重金属污染健康风险评估 [J]. 环境科学研究, 2011, 24(4): 395-400.
QIN Pufeng, LI Xihong, HOU Hong, *et al.* Health risk of heavy metal pollution in water around an abandoned manganese sulfate chemical plant site [J]. Research of Environmental Sciences, 2011, 24(4): 395-400.
- [6] 张敏, 蔡五田. 污染场地土壤与地下水调查的关键思路和方法介绍: 以示范项目调查为例 [J]. 环境科学与管理, 2011, 36(6): 31-35.
ZHANG Min, CAI Wutian. Introduction to key ideas and methods of contaminated site soil and groundwater investigation: a case study of demonstrative project investigation [J]. Environmental Science and Management, 2011, 36(6): 31-35.
- [7] 环境保护部. 关于加强土壤污染防治工作的意见 [EB/OL]. 北京: 环境保护部, 2008 [2014-10-23]. http://www.zhb.gov.cn/info/bgw/bwj/200806/t20080612_123857.htm.
- [8] 环境保护部. 关于保障工业企业场地再开发利用环境安全的通知 [EB/OL]. 北京: 环境保护部, 2012 [2014-10-23]. <http://www.qhepb.gov.cn/hjgl/wrfz/gywrfz/zhgl/201306/W020130616386929073637.pdf>.
- [9] 环境保护部. 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 [EB/OL]. 北京: 环境保护部, 2014 [2014-10-23]. http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201405/t20140519_275216.htm.
- [10] 环境保护部. HJ 25.3—2014 污染场地风险评估技术导则 [S]. 北京: 环境保护部, 2014.
- [11] 北京市质量监督局. DB 11/T 656—2009 场地环境评价导则 [S]. 北京: 北京市质量监督局, 2009.
- [12] 浙江省质量监督局. DB 33/T 892—2013 污染场地风险评估技术导则 [S]. 杭州: 浙江省质量监督局, 2013.
- [13] 姜林, 钟茂生, 夏天翔, 等. 基于土壤中实测苯浓度的健康风险评估 [J]. 环境科学研究, 2012, 25(6): 717-723.
JIANG Lin, ZHONG Maosheng, XIA Tianxiang, *et al.* Health risk assessment based on benzene concentration detected in soil gas [J]. Research of Environmental Sciences, 2012, 25(6): 717-723.
- [14] 姜林, 贾晓洋, 夏天翔, 等. PRA 在焦化厂污染土壤健康风险评估中的应用 [J]. 环境科学研究, 2013, 26(2): 220-226.
JIANG Lin, JIA Xiaoyang, XIA Tianxiang, *et al.* Research on application of PRA in health risk assessment of soil in a coking plant site [J]. Research of Environmental Sciences, 2013, 26(2): 220-226.
- [15] ZHONG Maosheng, JIANG Lin, JIA Xiaoyang, *et al.* Health risk assessment on PAHs contaminated site: a case study in a relocated coke and chemical plant in Beijing [J]. Procedia Environmental Sciences, 2013, 18: 666-678.
- [16] 施烈焰, 曹云者, 张景来, 等. RBCA 和 CLEA 模型在某重金属污染场地环境风险评估中的应用比较 [J]. 环境科学研究, 2009, 22(2): 241-247.
SHI Lieyan, CAO Yunzhe, ZHANG Jinglai, *et al.* Comparison of application of RBCA and CLEA model for health risk assessment of a heavy metal contaminated site [J]. Research of Environmental Sciences, 2009, 22(2): 241-247.
- [17] US EPA. Using the Triad approach to streamline brownfields site assessment and cleanup [R]. Washington DC: Environmental Protection Agency of United States, 2003.
- [18] ITRC. Triad implementation guidance [R]. Washington DC: The Interstate Technology & Regulatory Council, 2007.
- [19] ITRC. Use of risk assessment in management of contaminated sites [R]. Washington DC: The Interstate Technology & Regulatory Council, 2008.
- [20] 姜林, 钟茂生, 姚珏君, 等. 挥发性有机物污染土壤样品采样方法比较 [J]. 中国环境监测, 2013, 30(1): 109-114.
JIANG Lin, ZHONG Maosheng, YAO Juejun, *et al.* Comparison of different sampling methods for soil contaminated by VOCs [J]. Environmental Monitoring in China, 2013, 30(1): 109-114.
- [21] US EPA. Method 8260C volatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) [S]. Washington DC: Environmental Protection Agency of United States, 2006.
- [22] 武晓峰, 谢磊, 赵洪阳. 土壤及地下水污染点不同暴露途径的健康风险比较 [J]. 中国环境科学, 2012, 32(2): 345-350.
WU Xiaofeng, XIE Lei, ZHAO Hongyang. Comparative study on the health risk of different exposure pathways at soil and groundwater contaminated sites [J]. China Environmental Science, 2012, 32(2): 345-350.
- [23] CHIHHAO F, WANG G S, YEN C C, *et al.* Risk assessment of exposure to volatile organic compounds in groundwater in Taiwan [J]. Science of the Total Environment, 2009, 407(7): 2165-2174.
- [24] ASTM. E2081-00 standard guide for risk-based corrective action [S]. West Conshohocken: ASTM International, 2000.
- [25] JOHN A C, RICHARD L B, THOMAS E M, *et al.* Software guidance manual-RBCA tool kit for chemical releases [M]. Houston: GSI Environmental Inc., 2012.
- [26] 中国卫生年鉴编委会. 中国卫生年鉴 2010 [M]. 北京: 人民卫生出版社, 2011.
- [27] 金水高. 中国居民营养与健康状况调查报告之十: 2002 营养与健康状况数据集 [M]. 北京: 人民卫生出版社, 2008.
- [28] 王宗爽, 武婷, 段小丽, 等. 环境健康风险评估中我国居民呼吸速率暴露参数研究 [J]. 环境科学研究, 2009, 22(10): 1171-1175.
WANG Zongshuang, WU Ting, DUAN Xiaoli, *et al.* Research on inhalation rate exposure factors of Chinese residents in environmental health risk assessment [J]. Research of Environmental Sciences, 2009, 22(10): 1171-1175.
- [29] BRUCE E D, ABUSALIH A A, MCDONALD T J, *et al.* Comparing deterministic and probabilistic risk assessments for sites

- contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [1]. Journal of Environmental Science and Health Part A, 2007, 42(6) : 697-706.
- [30] 纪娟,孙建军,黄菲,等. 食品添加剂乙基麦芽酚的合成工艺研究 [J]. 北京化工大学学报(自然科学版), 2009, 36(3) : 83-86. JI Juan, SUN Jianjun, HUANG Fei, *et al.* Synthesis of the food additive ethylmaltol [J]. Journal of Beijing University of Chemical Technology (Natural Science), 2009, 36(3) : 83-86.
- [31] 朱慧云,黄宝莉. 关于麦芽酚生产中几种溶剂回收工艺的改进 [J]. 安徽化工, 2001(4) : 22-23.
- [32] 姜林,钟茂生,梁竞,等. 层次化健康风险评估方法在苯污染场地的应用及效益评估 [J]. 环境科学, 2013, 34(3) : 1034-1043. JIANG Lin, ZHONG Maosheng, LIANG Jing, *et al.* Application and benefits evaluation of tiered health risk assessment approach on site contaminated by benzene [J]. Environmental Science, 2013, 34(3) : 1034-1043.
- [33] 韩春媚,李慧颖,杜晓明,等. 化工污染场地土壤不饱和区典型氯代烃化合物的垂向分布特征 [J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2009, 45(5/6) : 636-641. HAN Chunmei, LI Huiying, DU Xiaoming, *et al.* Vertical distribution of typical chlorinated hydrocarbons in the vadose zone of a chemical contaminated site [J]. Journal of Beijing Normal University (Natural Science), 2009, 45(5/6) : 636-641.
- [34] California Environmental Protection Agency. Final guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor air [S]. California: California Environmental Protection Agency, 2011.
- [35] New Jersey Department of Environmental Protection. Vapor intrusion technical guidance [S]. New Jersey: Department of Environmental Protection, 2012.
- [36] The Massachusetts Department of Environmental Protection (MassDEP). Interim final vapor intrusion guidance (revised in 2013) [S]. Massachusetts: Massachusetts Department of Environmental Protection, 2013.
- [37] 住房和城乡建设部. GB 50019—2003 采暖通风与空气调节设计规范 [S]. 北京: 住房和城乡建设部, 2003.
- [38] 住房和城乡建设部. GB 50736—2012 民用建筑供暖通风与空气调节设计规范 [S]. 北京: 住房和城乡建设部, 2012.
- [39] JILL E J, JACQUELINE M G. Probabilistic approach to estimating indoor air concentrations of chlorinated volatile organic compounds from contaminated groundwater: a case study in San Antonio, Texas [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(3) : 1007-1013.
- [40] JOHNSON P C. Identification of application-specific critical inputs for the 1991 Johnson and Ettinger vapor intrusion algorithm [J]. Ground Water Monitoring & Remediation, 2005, 25(1) : 63-78.
- [41] 住房和城乡建设部. GB 5018—2012 地下工程防水技术规范 [S]. 北京: 住房和城乡建设部, 2012.

(责任编辑: 周巧富)