

# 复合污染场地污染特征分析及健康风险评估

刘颖<sup>1,2</sup>, 周念清<sup>1</sup>

(1. 同济大学 土木工程学院, 上海 200092; 2. 上海同济工程咨询有限公司, 上海 200092)

**摘要:** 以某重金属和多环芳烃(PAHs)复合污染场地为例, 开展了环境调查、污染特征分析及健康风险评估。结果表明: 土壤中 Sb(锑)和 PAHs 的污染严重且主要集中在表层和浅层; 土壤中 Sb 的污染导致相应区域浅层地下水中 Sb 的污染程度较高; 污染物的分布具有明显的空间差异性且来源不同的污染物经过迁移或先后进入环境而在场地部分区域共存形成复合污染; 经健康风险评估, 土壤中 Sb、苯并[a]蒽(BaA)、苯并[b]荧蒽(BbFA)、苯并[a]芘(BaP)、茚并[1,2,3-cd]芘(IPY)、二苯并[a,h]蒽(DBA)和苯并[k]荧蒽(BkF)的风险控制值分别为 6.67、0.73、0.73、0.4、0.73、0.1 和 7.22 mg·kg<sup>-1</sup>, 待修复方量为 1.54 万 m<sup>3</sup>; 地下水中 Sb 的风险控制值为 0.185 mg·L<sup>-1</sup>, 待修复总量为 136.3 m<sup>3</sup>。

**关键词:** 重金属; 多环芳烃; 复合污染; 健康风险  
**中图分类号:** X53 **文献标志码:** A

## Pollution Characteristics and Health Risk of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Co-contaminated Site

LIU Ying<sup>1,2</sup>, ZHOU Nianqing<sup>1</sup>

(1. College of Civil Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Shanghai Tongji Engineering Consulting Co., Ltd., Shanghai 200092, China)

**Abstract:** The environmental investigation, pollution characteristics analysis and health risk assessment were performed for a heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) co-contaminated site. The results showed that there are high concentrations of Sb and PAHs in surface (0.3 m) and subsurface (1.1 m) soils. Due to the concentration of Sb in soil, there is also high concentration of Sb in shallow groundwater. The distribution of contaminants has obvious spatial difference and through migrating in environmental or entering successively, contaminants from different sources coexist in parts of the co-contaminated site.

The health risk assessment indicates that the risk control values of Sb, BaA, BbFA, BaP, IPY, DBA and BkF for soil are as follows: 6.67, 0.73, 0.73, 0.4, 0.73, 0.1 and 7.22 mg·kg<sup>-1</sup>, and that of Sb for groundwater is 0.185 mg·L<sup>-1</sup>. The repaired soil and groundwater volume are 1.54 × 10<sup>4</sup> m<sup>3</sup> and 136.3 m<sup>3</sup>, respectively.

**Key words:** heavy metals; polycyclic aromatic hydrocarbons; co-contaminated pollution; health risk

土壤和地下水是经济和社会发展以及人民生活不可替代的重要资源, 近年来随着我国社会生产活动的高速发展和城市化进程的加速, 为了优化城市产业结构和空间布局, 大批污染企业从城市中心迁出, 遗留大量污染场地<sup>[1-2]</sup>。这些遗留场地内土壤和地下水环境均受到不同程度的破坏, 给周边环境和居民健康带来严重的风险和威胁, 使得土地的重新开发利用受到限制, 也阻碍了城市建设和经济发展<sup>[3-4]</sup>。长期的工业生产活动、生产工艺的多元化以及污染特征与过程的复杂化等因素, 使得这些搬迁遗留场地具有高污染、高风险的特点<sup>[5]</sup>, 污染复杂且种类繁多, 形成了以复合污染为主的各种类型的污染场地。其中重金属和多环芳烃分别作为无机和有机的典型污染物, 来源广泛<sup>[6-7]</sup>, 物化性质均较稳定, 能长期存在于土壤与水环境中<sup>[8-9]</sup>, 很容易出现复合污染的情况, 具有普遍性、复杂性及修复困难等特点<sup>[10]</sup>。当重金属和多环芳烃同时存在于同一环境中时, 两者之间会发生各种直接或间接的相互作用<sup>[11]</sup>, 而且两者均易被土壤颗粒吸附, 不断累积, 可以通过食物链转移与富集, 最终威胁人类的健康<sup>[10-12]</sup>。因此, 对重金属-多环芳烃复合污染场地的污染特征以及人体健康风险的研究具有重要的理论与实际意义。

收稿日期: 2017-09-20

基金项目: 国家青年科学基金(41602245)

第一作者: 刘颖(1983—), 女, 工学博士, 主要研究方向为地下水资源、污染场地调查及修复治理。E-mail: liuying\_xiaoyan@163.com

通信作者: 周念清(1964—), 男, 工学博士, 教授, 博士生导师, 主要研究方向为地下水数值模拟与评价、矿山地下水治理、城市环境地质。E-mail: nq.zhou@tongji.edu.cn

本文以上海某工业搬迁遗留的重金属-多环芳烃复合污染场地为研究对象,通过场地调查和取样分析,掌握了场地地层结构与水文地质特征,评价了土壤和地下水污染现状,分析了污染源以及污染物分布和共存特征,在此基础上进行了健康风险评估,推算了土壤和地下水中相应关注污染物的风险控制值,划分了待修复区并估算了待修复的土壤方量和地下水量,以期类似污染场地的修复治理和风险管控方案的设计和和实施提供技术借鉴。

## 1 污染场地概况

本研究选择的污染场地位于上海西北部,属于滨海平原地貌类型,地势平坦。该场地所在区域地表下10 m以内的地层基本由三层构成,从上到下依次为(地层编号参照《上海岩土工程勘察规范, DGJ08-37—2012》):(1)人工填土层①<sub>1</sub>,地表至地下0.8~4.5 m不等;(2)粉质黏土层(②<sub>1</sub>、②<sub>2</sub>),地下0.8~4.5 m至1.9~6.5 m;(3)淤泥质粉质黏土③,地下1.9~6.5 m至钻探最大深度。该场地浅层地下水属潜水类型,水位埋深在1 m左右,随季节、降水和周边地表径流影响涨落水水位差为0.5~1 m,流向由东南向西北,潜水含水层与其下第一个承压含水层之间有近20 m厚的渗透性相对较弱的黏土层阻滞污染物向下运移,因此只考虑污染物对浅层地下水可能造成的影响。

该场地占地面积约3.2万m<sup>2</sup>,工业用地历史超过20年,2006年经历过企业变更,2006年前为工业仓库,具体生产经营活动无法追溯,2006年之后东部和南部改建为公园,北部和西部(图1中虚线框示)改建为建筑工程施工企业厂区,包括建筑材料仓库和加工车间以及生活办公区,主要生产经营活动为石膏、金属材料、阻燃剂、漆料、添加剂和黏合剂等建筑材料的存储、加工和销售,2016年完成搬迁拆除。拆迁后原企业厂区内的地上建筑全部拆除,但仍可辨识出各仓库厂房的边界区域,且各处分散堆砌着大量废弃涂料、废弃辅料及建材等,入口处有外来倾倒的垃圾,现场发现多处遗留污染痕迹和疑似污染源。场外东面为公园和工业企业,南面为公园,西面为居民区和工业企业,北面为市政道路、拆迁空地和商务办公区,距最近的居民区约30 m。根据当地政府的规划文件,该场地未来拟规划为教育科研用地。

通过现场勘察、走访调查以及历史企业资料的

分析,可初步判断该场地的土壤和地下水环境可能已受到污染,主要是阻燃剂、漆料和化学添加剂在存储和加工等生产经营活动过程中,所产生重金属、半挥发性有机物、挥发性有机物等污染物通过仓库厂房地面、雨水沟渠等途径渗漏、抛洒、滴漏和残余造成土壤污染,再通过雨水淋滤向地下水迁移,且可能形成的污染会分散又深度不均。

## 2 调查方法

### 2.1 采样点布设和样品采集

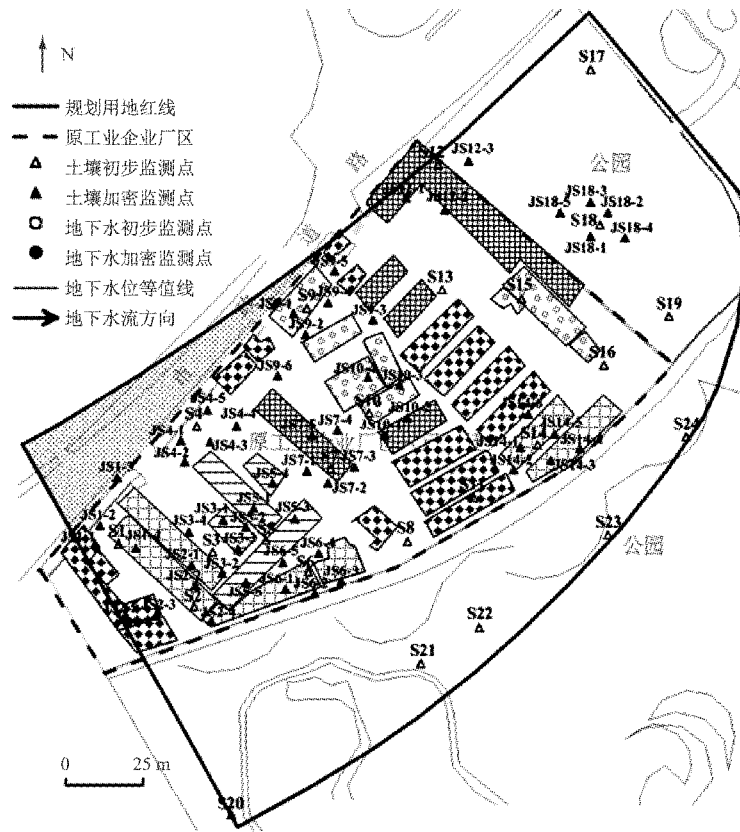
根据《上海市场地环境监测技术规范》<sup>[13]</sup>和《上海市工业用地全生命周期管理场地环境保护技术指南(试行)》<sup>[14]</sup>的要求,以专业判断为主兼顾系统布点,结合原企业生产历史、生产功能区划、现场踏勘所发现的污染痕迹、周边邻近工业企业的位置、场地地层结构以及水文地质特征等相关资料,先后共布置81个土壤监测点位。土壤样品使用Geoprobe 7822DT钻机进行采集,由于0.5~0.9 m的填土层内存在大量建筑垃圾,因此,以0.3、1.1、1.6、2.1、3.0、4.0 m的深度间隔采集,每个监测点位采集3~6个样品,共采集土样388个。

在确保与土壤监测点位同步监测的同时,结合浅层地下水流向和现场踏勘所发现的可能的污染区域,先后在场内布置了20个地下水监测点位,在其中8个地下水监测点位各安装3口不同深度(3、6和10 m)的地下水监测井,以捕获可能存在的轻质非水相液体(LNAPL)和重质非水相液体(DNAPL),共采集地下水样品36个,场地的土壤与地下水监测点位分布及地下水流场如图1所示,图1a中符号S1~S24为土壤初步监测点位编号,符号JS1~JS18-5为土壤加密监测点位编号,图1b中符号GW1~GW12为地下水初步监测点位编号,符号JGW-1~JGW-8为地下水加密监测点位编号。

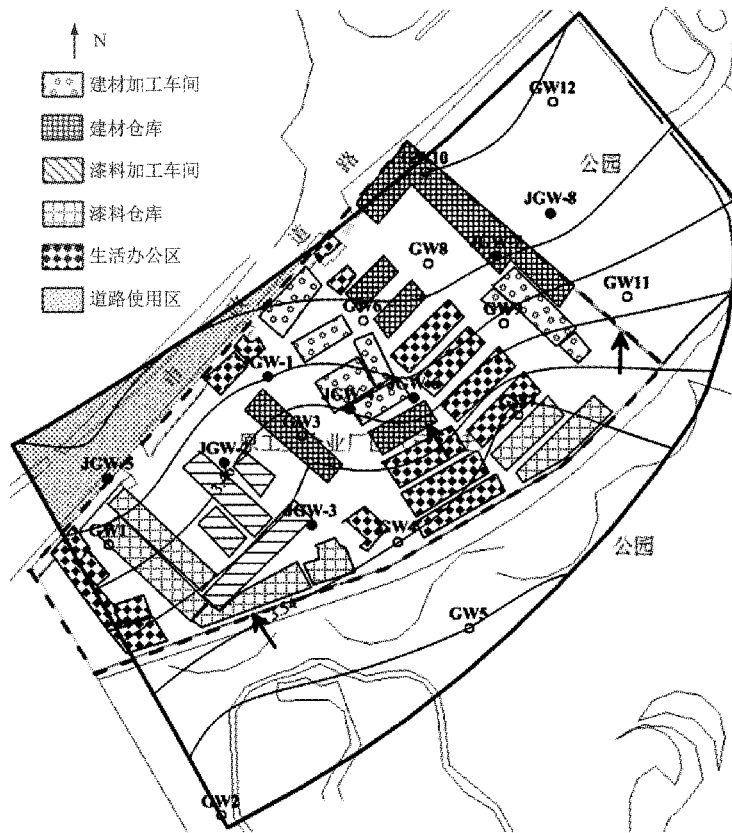
土壤和地下水样品采集后置于低温箱中保存并及时送至实验室分析(表1)。所有样品均检测了银、砷、铍、铬(六价)、镉、镍、铜、铅、镭、铊、铍、铟、汞等13种重金属、挥发性有机物、半挥发性有机物、总石油烃等共137种污染物。

### 2.2 污染分析和评价方法

土壤和地下水样品实验室分析检测方法分别见表1。土壤样品检测结果以《上海市场地土壤环境健康风险评估筛选值(试行)》<sup>[15]</sup>的敏感用地筛选值作为评价依据,地下水样品检测结果以《地下水质量



a 土壤监测点位分布



b 地下水监测点位分布

图 1 土壤和地下水监测点位分布图

Fig.1 Layout of soil and groundwater sampling points

表1 土壤和地下水样品检测分析方法汇总表

Tab.1 Analysis methods for soil and groundwater sample	
检测项目	检测标准(方法)名称及编号(含年号)
土壤	
六价铬	六价铬离子的碱性消解 USEPA 3060A—1996 六价铬(UV-VIS分光光度法) USEPA 7196A—1992
汞	热分解氧化原子吸收光度法测定固体及液体中的汞 USEPA 7473—2007
其他重金属	电感耦合等离子体质谱法 USEPA 6020B—2014
VOCs (挥发性有机物)	土壤和沉积物 挥发性有机物的测定 吹扫捕集/气相色谱-质谱法 HJ 605—2011
SVOCs (半挥发性有机物)	气相色谱法/质谱法 USEPA 8270D—2007
总石油烃	气相色谱法/质谱法 USEPA 8260C—2006 气相色谱法 USEPA 8015C—2007
地下水	
六价铬	水质 六价铬的测定 二苯碳酰二肼分光光度法 GB/T 7467—1987
汞	水质 总汞的测定 冷原子吸收分光光度法 HJ 597—2011
其他重金属	生活饮用水标准检验方法 重金属指标 电感耦合等离子体质谱法 GB/T 5750.6(1,5)—2006
VOCs	水质 挥发性有机物的测定 吹扫捕集/气相色谱-质谱法 HJ 639—2012
SVOCs	气相色谱法/质谱法 USEPA 8270D—2007
总石油烃	气相色谱法/质谱法 USEPA 8260C—2006 气相色谱法 USEPA 8015C—2007

标准》(GB/T 14848—1993)<sup>[16]</sup>和《地下水水质标准》(DZ/T0290—2015)<sup>[17]</sup>的 III 类标准值等作为评价依据,选择超过筛选值或标准值的关注污染物作为研究对象。

通过 Kriging 插值法,描绘出污染场地土壤和地下水中关注污染物的空间分布,并利用单因子指数法对超标污染物分别进行污染评价<sup>[18-19]</sup>(单因子指数法  $P_i = C_i/C_0$ ,其中  $P_i$  为单因子评价指数值, $C_i$  为污染物实测值, $C_0$  为相应敏感用地筛选值或地下水质量标准值),评价标准见表 2,再结合相应高浓度监测点位分层采样所测得的污染物浓度随深度的变化规律,分析研究关注污染物的空间分布特征,然后利用皮尔逊相关性系数,分析污染场地土壤和地下水中关注污染物的共存特征和污染来源<sup>[20-21]</sup>,最后在此段分析的基础上,进行该污染场地的健康风险评估。

表2 单因子指数污染评价标准

Tab.2 Standard of single factor pollution index	
评价指数	污染评价等级
$P_i \leq 1$	未受到污染(non-pollution, N)
$1 < P_i \leq 2$	轻微污染(slight pollution, S)
$2 < P_i \leq 3$	轻度污染(light pollution, L)
$3 < P_i \leq 5$	中度污染(moderate pollution, M)
$P_i > 5$	重度污染(heavy pollution, H)

### 3 土壤环境污染特征分析

#### 3.1 土壤污染现状评价

土壤样品检测结果表明,污染场地土壤中 Sb(锑)、BaA(苯并[a]蒽)、BbFA(苯并[b]荧蒽)、BaP(苯并[a]芘)、IPY(茚并[1,2,3-cd]芘)、DBA(二苯并[a,h]蒽)和 BkF(苯并[k]荧蒽)超过敏感用地筛选值,针对这 7 种关注污染物,利用单因子指数法对土壤环境污染现状进行评价。

(1) 重金属 Sb 在 11 个个位的表层(0.3 m)、浅层(1.1~1.6 m)和深层(2.1 m)土壤中采集的 16 个样品存在超标现象,最大检出浓度为  $728 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,最大检出浓度超标了约 109.3 倍,如图 2a 所示,Sb 污染面积较大,污染程度严重,污染深度超过 2.0 m,存在重度污染(heavy pollution, H)区域。

(2) BaA、BbFA、BaP、IPY、DBA 和 BkF 等 6 种 PAHs(多环芳烃)在 14 个个位的表层(0.3 m)和浅层(1.1 m)土壤中采集的 18 个土壤样品中存在超标现象,最大检出浓度分别为 28.3、38.4、24.2、20.3、77 和  $14.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,最大超标倍数分别为 140.5、53.9、59.5、27.6、36.7 和 2,如图 2b~2g 所示,6 种 PAHs 的污染面积和污染程度由高到低依次为:BaA>BbFA>BaP>DBA>IPY>BkF,其中前 5 种 PAHs 污染程度严重,污染深度超过 1.1 m,存在重度污染(H)区域,BkF 属于轻微污染(slight pollution, S)。

#### 3.2 土壤污染分布特征

该场地土壤中污染羽总体分布范围约占场区面积的三分之一。结合原企业生产功能分区,Sb 的污染主要集中在场地北部和中部的建筑材料(包括阻燃剂)加工车间和原料及成品仓库所在区域的地表至 2.0 m 深处的土壤中;PAHs 的污染主要集中在场地东部和西部的漆料和添加剂等加工车间和原料及成品仓库区域的地表至 1.1 m 深处的土壤中。生产活动工程中的跑、冒、漏、滴和原料成品存储过程中的泄漏以及遗留的残余废弃物的随意倾倒和堆砌很可能导致了相应区域土壤中污染物富集且长期积累,造成了 Sb 和 PAHs 的高浓度检出。由于原企业主要生产活动区域集中分布的特点,Sb 和 PAHs 在土壤中的分布均具有明显的空间差异性。此外,为了更为准确地分析污染物迁移规律以及为污染物健康风险评估和污染修复治理提供参考依据,本研究还分别在 1.5~1.8 m、1.7~2.0 m、3.5~3.8 m、4~

4.3 m 等 4 个深度范围内取 1 个土样进行室内土工实验(表 3)从而获取土壤的理化性质参数. 根据土工实验可知, 污染集中分布的浅层(1.5~2.0 m)土壤

以粉质黏土为主, 其水平和垂直渗透性较差, 在一定程度上限制了污染物的迁移扩散.

土壤中污染物浓度随深度的变化规律如图 2 和

表 3 场地土壤理化性质参数

Tab.3 Physical and chemical properties of soil

土样编号	采样深度/m	相应粒径所占比例/%					界限含水量			
		砂		粉粒		黏粒	液限/%	塑限/%	塑性指数	液性指数
		0.25~0.075 mm	0.075~0.05 mm	0.05~0.01 mm	0.01~0.005 mm	<0.005 mm				
S1-1	1.5~1.8		12.5	53.7	6.1	27.7	37.6	20.8	16.8	0.36
S1-2	4.0~4.3	6.7	18.0	62.0	4.3	9.0				
S2-1	1.7~2.0		14.4	55.2	4.0	26.4	37.5	20.8	16.7	0.49
S2-2	3.5~3.8	6.3	22.2	56.4	7.6	7.5				

土样编号	pH 值	天然状态下的物理指标					渗透系数(20 °C)		有机质/%	土名
		含水量/%	密度/(g·cm <sup>-3</sup> )	固体与液体的密度比	饱和度	孔隙比	K <sub>v</sub> /(cm·s <sup>-1</sup> )	K <sub>h</sub> /(cm·s <sup>-1</sup> )		
S1-1	6.4	26.8	1.94	2.73	93	0.784	7.33×10 <sup>-7</sup>	1.33×10 <sup>-6</sup>	6.52	褐黄色粉质黏土
S1-2	6.8	24.4	1.96	2.70	92	0.714	2.16×10 <sup>-4</sup>	4.09×10 <sup>-5</sup>	1.52	灰色砂质粉土
S2-1	6.7	28.9	1.91	2.73	94	0.842	6.94×10 <sup>-7</sup>	1.23×10 <sup>-6</sup>	3.01	褐黄色粉质黏土
S2-2	6.7	27.9	1.95	2.70	98	0.771	2.29×10 <sup>-4</sup>	3.17×10 <sup>-4</sup>	2.05	灰色砂质粉土

图 3 所示, 垂向浓度随深度增加呈现减小的趋势, Sb 和 PAHs 在 30~110 cm 深度范围内呈现明显的下降趋势; 部分区域垂向浓度随深度增加呈现先增后减的趋势, 随深度分布出现反常现象可能是受场地内的多次翻建、土层受到的扰动大等原因影响, Sb 和 PAHs 在 110~160 cm 深度范围内呈现明显的下降趋势. 表层(0.3 m)和浅层(1.1 m)土壤中污染物

含量最高是因为污染物主要来源于原企业的生产活动, 而表层和浅层土壤有机质对重金属的强结合能力、PAHs 在垂向迁移过程中的降解和转化以及该场地 2.0 m 以下粉质黏土层较 2.0 m 以上填土层的垂向渗透性的较大减弱等原因, 使污染物的垂向迁移受限, 迁移能力随深度增加而下降, 污染物主要吸附或沉积在 30~110 cm 深度土壤层.

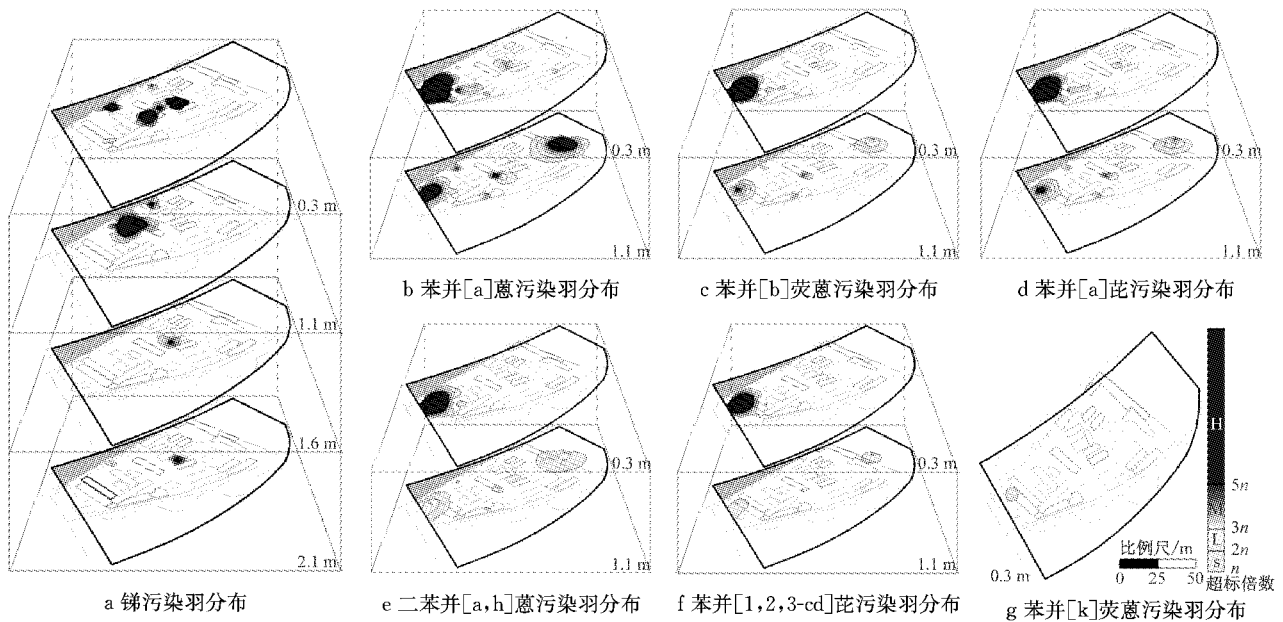


图 2 场地土壤中关注污染物污染羽分布图

Fig.2 Distribution of the pollution plume in soil

3.3 土壤污染共存特征

如果两种污染物存在着显著相关性, 说明污染

物之间可能有着同一来源, 否则来源可能不止一个<sup>[22]</sup>. 本研究污染场地土壤中存在 Sb 和 6 种 PAHs

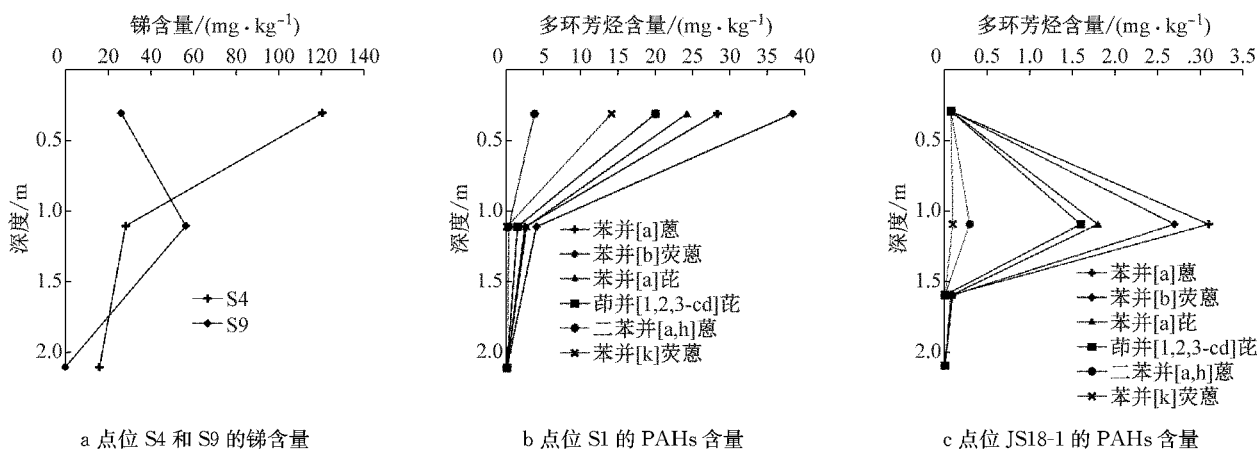


图 3 场地土壤中关注污染物垂向分布特征

Fig.3 Vertical distribution features of contaminants of concern in soil

复合污染区域,利用皮尔逊相关系数对 Sb、BaA、BbFA、BaP、IPY、DBA 和 BkF 进行相关性分析(表 4),结果表明 PAHs 之间具有显著正相关性(双侧检验的显著性概率均小于 0.01),相关系数超过 0.995;Sb 与 PAHs 基本不相关,相关系数在 -0.011~ -0.019 之间,由此分析可知,污染场地内 6 种 PAHs 可能具有相同的来源,但 Sb 与 PAHs 的污染来源不相同.当然仅通过相关性分析,并不足以说明污染物的源头,应结合同位素等其他指标辅助分析,由于本研究时限等因素影响,未能进行同位素等其他指标的分析检测,因此本研究通过对比 Sb 和 PAHs 污染羽分布范围与原企业生产功能区划,定性推断该

场地土壤中的 Sb 主要来源于建筑材料中阻燃剂的加工和存储,而 PAHs 主要来源于漆料和添加剂等材料的加工和存储,原企业漆料和建材这两种主要生产功能区域分布位置的不同造成 Sb 和 PAHs 污染羽分布位置的不同.然而,来源不同的 Sb 和 PAHs 却在场地部分区域的土壤环境中混合共存并相互影响,产生这种复合污染可能是因为 Sb 和 PAHs 均易被吸附沉积,再经过迁移后在场地部分区域形成复合污染;也可能与原企业搬迁后外来的垃圾和遗留的残余废弃物的随意倾倒和堆砌造成 Sb 和 PAHs 在同一区域先后进入环境存在一定关系.

表 4 场地土壤重金属与多环芳烃相关性分析

Tab.4 Correlation between soil heavy metal and PAHs

	锑	苯并[a]蒽	苯并[b]荧蒽	苯并[a]芘	茚并[1,2,3-cd]芘	二苯并[a,h]蒽	苯并[k]荧蒽
锑	1.000**	-0.015	-0.017	-0.011	-0.014	-0.019	-0.013
苯并[a]蒽	-0.015	1.000**	1.000**	1.000**	1.000**	0.999**	0.997**
苯并[b]荧蒽	-0.017	1.000**	1.000**	1.000**	1.000**	0.998**	0.998**
苯并[a]芘	-0.011	1.000**	1.000**	1.000**	1.000**	0.998**	0.998**
茚并[1,2,3-cd]芘	-0.014	1.000**	1.000**	1.000**	1.000**	0.999**	0.998**
二苯并[a,h]蒽	-0.019	0.999**	0.998**	0.998**	0.999**	1.000**	0.995**
苯并[k]荧蒽	-0.013	0.997**	0.998**	0.998**	0.998**	0.995**	1.000**

注:“\*\*”表示双侧检验的显著性概率小于 0.01.

## 4 地下水环境污染特征分析

### 4.1 地下水污染现状评价

地下水样品检测结果表明,污染场地地下水中 Sb 超过地下水水质标准(DZ/T0290—2015)<sup>[17]</sup>的 III 类标准值,针对 Sb 利用单因子指数法对地下水环境污染现状进行评价.Sb 在 2 个点位的 3 m 监测井和 6 m 监测井中采集的 3 个地下水样品存在超标现象,最大检出质量浓度为 0.191 mg·L<sup>-1</sup>,最大检

出浓度超标了约 37.2 倍,如图 4a 所示,Sb 污染面积较大,污染程度严重,存在重度污染(H)区域.

### 4.2 地下水污染分布特征

该场地地下水中污染羽总体分布范围不足场区面积的六分之一,Sb 的污染主要集中在场地北部和中部的建筑材料(包括阻燃剂)加工车间和原料及成品仓库所在区域的 1~6 m 深处的含水层内,污染分布范围与土壤中锑的分布存在一定程度的一致性,地下水中 Sb 污染羽分布范围与 Sb 在土壤中污染最严重区域(对应样品超标约 109.3 倍,且污染深度超

过 2.0 m)基本一致,主要是生产活动和遗留的残余废弃物导致了相应区域土壤中 Sb 富集且长期积累,再通过雨水淋滤迁移到地下水,造成了污染场地地下水环境中 Sb 的高浓度检出。

由于原企业主要生产活动区域集中分布的特点,Sb 在地下水中的分布具有明显的空间差异性。虽然浅层地下水流向呈自东南流向西北,但由于其水力梯度较小,污染物随流向迁移的趋势不明显,加之潜水含水层的岩性主要为粉质黏土,渗透性相对较弱,因此污染基本呈现由中心向四周缓慢迁移的态势,检出浓度由污染中心向四周逐渐下降,越接近

浓度中心浓度梯度越大。

地下水中 Sb 的浓度随深度的变化规律如图 4 所示,垂向浓度随深度增加呈现减小的趋势,对于地下水环境而言,表层和浅层土壤中所富集的高浓度 Sb,成为相应区域浅层地下水的污染源,其会源源不断地溶解到地下水中,造成周围区域地下水污染,由于潜水含水层的岩性以粉质黏土为主,垂向渗透性较差,因此 Sb 在地下水中的垂向迁移受限,迁移能力随深度增加而下降,污染主要集中在潜水含水层上部(1~3 m)。

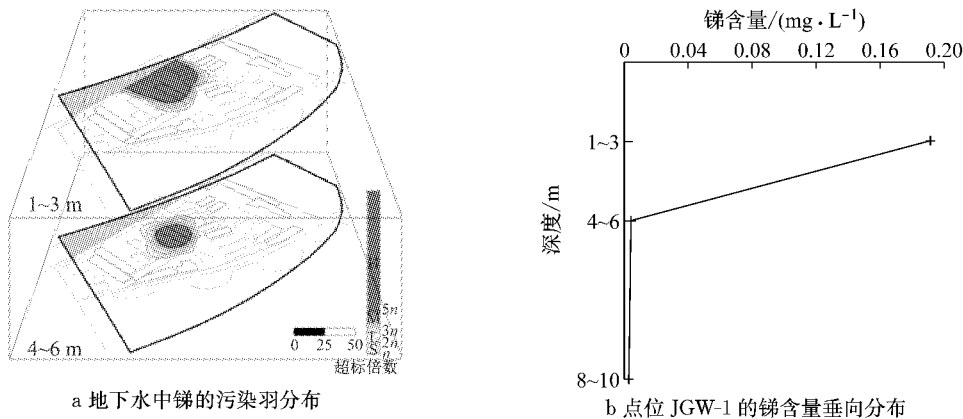


图 4 场地地下水中锑的污染羽分布和垂向分布特征

Fig. 4 Distribution of pollution plume and vertical distribution features of antimony in groundwater

## 5 健康风险评估

### 5.1 污染识别

本研究按照《上海市污染场地风险评估技术规范》<sup>[23]</sup>和《上海市工业用地全生命周期管理场地环境保护技术指南(试行)》<sup>[14]</sup>进行健康风险评估。该场地的土壤关注污染物为 Sb、BaA、BbFA、BaP、IPY、DBA 和 BkF,地下水关注污染物为 Sb。由于污染来源主要是生产过程中的跑、冒、漏、滴和存储过程中的泄漏等,加上污染介质的非均质性以及污染物的迁移性等原因,导致土壤与地下水样品的检出浓度数据经描述性统计分析结果呈现非正态分布。考虑到本研究场地的污染物分布情况、不同质地的土壤理化性质的差异性及其对污染物迁移转化行为的影响,按土层的岩性及理化性质将土壤分为表层土壤(0~2 m)和下层土壤(2 m 以下),然后计算每个超标点位的土壤及地下水中关注污染物的经单一和所有暴露途径的致癌风险值和非致癌危害商。

### 5.2 暴露评估

污染场地未来规划为教育科研用地,属于敏感

用地,应考虑暴露人群为未来居民,包括儿童和成人。另外由于污染场地涉及建设再开发过程,还应考虑建设开发期间对建筑工人的健康风险。两种暴露情景下所对应的暴露途径不同,该场地的暴露概念模型见表 5。

表 5 场地暴露概念模型

Tab. 5 Site exposure conceptual model

暴露情景	受体类型	污染源	暴露途径
敏感用地	儿童 成人	表层土壤	经口摄入土壤
			皮肤接触土壤
			吸入室内土壤颗粒物
			吸入室外土壤颗粒物
			吸入室外蒸气
建设开发	成人	表层土壤	经口摄入土壤
			皮肤接触土壤
			吸入室外土壤颗粒物
		下层土壤	吸入室外蒸气
			经口摄入土壤
地下水	经口意外摄入地下水		

(1) 再开发建设期间,下层污染土壤因施工暴露于空气中,对建筑工人来说下层污染土壤暴露途

径可视为表层污染土壤,因此考虑经口摄入表层和  
下层土壤、皮肤接触表层和下层土壤、吸入表层和  
下层土壤颗粒物、吸入室外来自表层土壤的气态污  
染物、吸入室外来自下层土壤的气态污染物的5种  
暴露途径;地下水中的关注污染物无挥发性,但建  
筑工人可能因施工因素接触到污染的地下水,因  
此考虑经口意外摄入地下水的1种暴露途径。

(2) 再开发建设完成后作为敏感用地的情景  
下,表层土壤对人体健康的影响较大,因此考虑经  
口摄入表层土壤、皮肤接触表层土壤、吸入表层  
土壤颗粒物、吸入室外来自表层土壤的气态污染  
物的所有暴露途径;深层土壤人体一般不会直接  
接触,且相应关注污染物无挥发性或挥发性相对  
弱,因此不考虑深层土壤相关的暴露途径;地下  
水中不作为饮用水,且关注污染物无挥发性,因  
此不考虑地下水相关的暴露途径。

土壤或地下水中污染物的浓度、污染土层的  
厚度与深度和地下水的埋深等土壤与地下水性  
质参数、污染区近地面年平均风速等参数按照  
实际测量测试结果和该区域经验参数,受体暴  
露参数、空气及建筑物特征参数等其他参数均  
参考《上海市污染场地风险评估技术规范》<sup>[23]</sup>  
中的参数推荐值进行设定。

### 5.3 毒性评估

参考国际癌症研究中心(IARC)和美国环保署  
的IRIS体系的化学物质致癌性分类,污染场地的  
关注污染物的致癌可能性由高到低排列为:BaP、  
DBA、Sb、BaA、BbFA、IPY、BkF,这些污染  
物的具体的理化性质与毒性特征参数的引用来  
源参考《上海市污染场地风险评估技术规范》<sup>[23]</sup>。

### 5.4 风险表征

根据《上海市污染场地风险评估技术规范》<sup>[23]</sup>,  
基于毒性评估参数,可对BaA、BbFA、BaP、  
IPY、DBA和BkF的致癌效应以及Sb的非致癌  
效应进行风险表征。按规范要求,经计算分别  
得到两种暴露情景下,土壤和地下水中每个超  
标点位的关注污染物经单一和所有暴露途径的  
致癌风险值和非致癌危害商。根据计算结果可  
知:

(1) 表层土壤对未来居民(包含儿童)的致  
癌风险超过可接受水平 $10^{-6}$ 的污染物为BaA、  
BbFA、BaP、IPY、DBA和BkF;表层土壤对  
建筑工人的致癌风险超过可接受水平 $10^{-6}$ 的  
污染物为BaP;表层土壤对未来居民(包含儿  
童)以及表层、下层土壤和地下水对建筑工人  
的非致癌危害商超过1的污染物为Sb。

(2) 在土壤的23个超过敏感用地筛选值的  
监测点位中,存在至少一个单一污染物经所有  
途径超过可接受风险水平的点位有19个;在  
地下水的2个超过相应地下水质量标准的监  
测点位中,存在至少一个单一污染物经所有  
途径超过可接受风险水平的点位有1个。

(3) 土壤中6种多环芳烃的主导暴露途径  
均为经口摄入和经皮肤接触,对总风险的贡  
献率范围为62.09%~72.70%;土壤和地下  
水中锑的暴露途径均为经口摄入,对总风险  
的贡献率为100%。

因此,对该类有机物和重金属复合污染场  
地进行风险控制与管理时,应避免和减少误食  
和直接接触的机会以降低污染物对人体产生  
的健康风险。

### 5.5 待修复范围的确定

根据《上海市污染场地风险评估技术规范》<sup>[23]</sup>  
的要求,本研究风险评估采用单一污染物可接  
受致癌风险为 $10^{-6}$ 计算基于致癌效应的BaA、  
BbFA、BaP、IPY、DBA和BkF的土壤风险控  
制值,采用单一污染物可接受非致癌危害商为  
1计算基于非致癌效应的Sb的土壤和地下水  
风险控制值,并结合敏感用地筛选值,选择最  
合理值作为污染场地各类污染物的综合风险  
控制值。经计算Sb、BaA、BbFA、BaP、  
IPY、DBA和BkF的土壤风险控制值分别为  
6.67、0.73、0.73、0.4、0.73、0.1和7.22  
 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,Sb的地下水风险控制值为  
0.185  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

结合污染物空间分布与污染物类型,以估  
算的风险控制值划定待修复的污染区域,按  
照污染物种类和空间相关性来分区估算出超  
标污染面积、污染深度以及待修复的土壤和  
地下水的理论体量,如图5和表6所示。污  
染场地超过风险控制值的表层污染土壤总占  
地面积为7543.8  $\text{m}^2$ ,污染物包含Sb、  
BaA、BbFA、BaP、IPY、DBA和BkF;下  
层污染土壤总占地面积为658.7  $\text{m}^2$ ,污染  
物为Sb;污染土方总量为1.54万  $\text{m}^3$ ,最  
大深度达4 m。污染场地超过风险控制值的  
地下水总占地面积为56.8  $\text{m}^2$ ,污染物为  
Sb,污染地下水总量为136.3  $\text{m}^3$ ,最大深  
度达8 m。

## 6 结论

(1) 本研究污染场地土壤和地下水环境受  
到不同程度的污染。土壤中Sb、BaA、BbFA、  
BaP、IPY和DBA污染程度严重,BkF属于  
轻微污染;地下水中Sb污染严重。污染在整  
个场区土壤和地下水中的分布具有明显的空  
间差异性,主要集中在原企业生产



活动频繁的场地西北部、中部和东部土壤的表层和浅层以及潜水含水层上部。

(2) 污染主要来源于原企业的生产活动,6 种 PAHs 具有相同的来源,但 Sb 与 PAHs 的污染来源

不相同,来源不同的 Sb 与 PAHs 可能经过迁移后在场地部分区域混合而相互影响形成复合污染,也可能是遗留污染源造成 Sb 与 PAHs 在相同区域先后进入环境而导致复合污染。

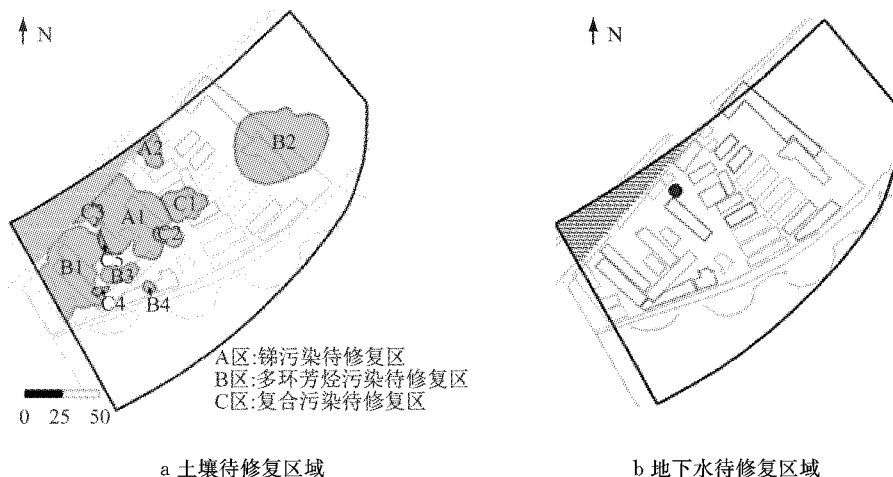


图 5 场地土壤和地下水待修复区域

Fig.5 Remediation areas in soil and groundwater

表 6 场地土壤和地下水待修复量估算

Tab.6 Estimation volume of soil and groundwater requiring remediation

		待修复土壤				
分区	污染物	污染面积/m <sup>2</sup>	污染深度/m	待修复方量/m <sup>3</sup>		
A	PAHs	A1	1 898.2	0~1.6	3 037.0	3 427.1
		A2	243.8		390.0	
B	Sb	B1	1 697.5	0~2	3 394.9	8719.7
		B2	2 486.4		4 972.7	
		B3	210.2		231.2	
		B4	60.5		120.9	
C	PAHs Sb	C1	503.6	0~4	2 014.5	3 212.3
		C2	187.7		375.4	
		C3	155.1		620.4	
		C4	56.4		112.7	
		C5	44.7		89.3	
		待修复地下水				
Sb	污染面积/m <sup>2</sup>	污染深度/m	含水率/%	待修复方量/m <sup>3</sup>		
	56.8	0~8	30	136.3		
总计		土壤需要修复 1.54 万 m <sup>3</sup> , 地下水需要修复 136.3 m <sup>3</sup>				

(3) 通过经口摄入和经皮肤接触等暴露途径, Sb、BaA、BbFA、BaP、IPY、DBA 和 BkF 的暴露风险超过人体健康可接受风险水平;通过经口意外摄入, 地下水中 Sb 的暴露风险超过人体健康可接受风险水平. 因此, 污染场地进行风险控制与管理时, 应避免和减少误食和直接接触的机会以降低污染物对人体产生的健康风险。

(4) 该场地 Sb、BaA、BbFA、BaP、IPY、DBA 和 BkF 的土壤风险控制值分别为 6.67、0.73、0.73、0.4、0.73、0.1 和 7.22 mg · kg<sup>-1</sup>, 待修复方量为

1.54 万 m<sup>3</sup>; 镉的地下水风险控制值为 0.185 mg · L<sup>-1</sup>, 待修复总量为 136.3 m<sup>3</sup>。

#### 参考文献:

- [1] 廖晓勇, 崇忠义, 阎秀兰, 等. 城市工业污染场地: 中国环境修复领域的新课题[J]. 环境科学, 2011, 32(3): 784. LIAO Xiaoyong, CHONG Zhongyi, YAN Xiulan, *et al.* Urban industrial contaminated sites: a new issue in the field of environmental remediation in China [J]. Environmental Science, 2011, 32(3): 784.
- [2] 骆永明. 中国污染场地修复的研究进展、问题与展望[J]. 环境监测管理与技术, 2011, 23(3): 1. LUO Yongming. Contaminated site remediation in China: progresses, problems and prospects [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2011, 23(3): 1.
- [3] 陈梦舫, 骆永明, 宋静, 等. 场地含水层氯代烃污染物自然衰减机制与纳米铁修复技术的研究进展[J]. 环境监测管理与技术, 2011, 23(3): 85. CHEN Mengfang, LUO Yongming, SONG Jing, *et al.* Natural attenuation mechanisms and the status of nano-iron technology for the remediation of chlorinated solvents in groundwater [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2011, 23(3): 85.
- [4] 谢剑, 李发生. 中国污染场地修复与再开发[J]. 环境保护, 2012, (增 1): 15. XIE Jian, LI Fasheng. Remediation and redevelopment of contaminated sites in China [J]. Environmental Protection, 2012, (S1): 15.
- [5] 董敏刚, 张建荣, 罗飞, 等. 我国南方某典型有机化工污染场地土壤与地下水健康风险评估[J]. 土壤, 2015, 47(1): 100. DONG Mingang, ZHANG Jianrong, LUO Fei, *et al.* Health

- risk assessment of soil and groundwater for a typical organic chemical contaminated site in southern China[J]. *Soils*, 2015, 47(1): 100.
- [6] WILCKE W. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil[J]. *Geoderma*, 2007, 141(3-4): 157.
- [7] KHILLARE P S, HASAN A, SARKAR S. Accumulation and risks of polycyclic aromatic hydrocarbons and trace metals in tropical urban soils [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, 186(5): 2907.
- [8] 冯嫣, 吕永龙, 焦文涛, 等. 北京市某废弃焦化厂不同车间土壤中多环芳烃(PAHs)的分布特征及风险评价[J]. *生态毒理学报*, 2009, 4(3): 399.
- FENG Yan, LÜ Yonglong, JIAO Wentao, *et al.* Distribution and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from different workshops of an abandoned coking factory in Beijing [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(3): 399.
- [9] 张浩, 王济, 曾希柏, 等. 城市土壤重金属污染及其生态环境效应[J]. *环境监测管理与技术*, 2010, 22(2): 11.
- ZHANG Hao, WANG Ji, ZENG Xibai, *et al.* Heavy metal pollution in urban soil and eco-environmental effect[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2010, 22(2): 11.
- [10] 杨悦锁, 陈煜, 李盼盼, 等. 土壤、地下水中重金属和多环芳烃复合污染及修复研究进展[J]. *化工学报*, 2017, 68(6): 2219.
- YANG Yuesuo, CHEN Yu, LI Panpan, *et al.* Research progress on co-contamination and remediation of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and groundwater [J]. *CIESC Journal*, 2017, 68(6): 2219.
- [11] 沈国清, 陆贻通, 周培. 土壤环境中重金属和多环芳烃复合污染研究进展 [J]. *上海交通大学学报(农业科学版)*, 2005, 23(1): 102.
- SHEN Guoqing, LU Yitong, ZHOU Pei. Advances of research on combined pollution of heavy metals with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil environment [J]. *Journal of Shanghai Jiaotong University (Agricultural Science)*, 2005, 23(1): 102.
- [12] GAUTHIER P T, NORWOOD W P, PREPAS E E, *et al.* Metal-PAH mixtures in the aquatic environment: a review of co-toxic mechanisms leading to more-than-additive outcomes [J]. *Aquatic Toxicology*, 2014, 154(5): 253.
- [13] 上海市环境保护局. 上海市场地环境监测技术规范[M]. 上海:上海市环境保护局, 2016.
- Shanghai Environmental Protection Bureau. Technical specification for site environmental monitoring in Shanghai [M]. Shanghai: Shanghai Environmental Protection Bureau, 2016.
- [14] 上海市环境保护局. 上海市工业用地全生命周期管理场地环境保护技术指南(试行)[M]. 上海:上海市环境保护局, 2016.
- Shanghai Environmental Protection Bureau. Technical guide for life-cycle management of site environmental protection of industrial land in Shanghai (Trial) [M]. Shanghai: Shanghai Environmental Protection Bureau, 2016.
- [15] 上海市环境保护局. 上海市场地土壤环境健康风险评估筛选值(试行)[S]. 上海:上海市环境保护局, 2015.
- Shanghai Environmental Protection Bureau. Screening value of health risk assessment of site soil in Shanghai (Trial) [S]. Shanghai: Shanghai Environmental Protection Bureau, 2015.
- [16] 中华人民共和国地质矿产部. 地下水水质标准: GB/T 14848—1993[S]. 北京:中国标准出版社, 1993.
- Ministry of Geology and Mineral Resources of the People's Republic of China. Quality standard for ground water: GB/T 14848—1993[S]. Beijing: China Standards Press, 1993.
- [17] 中华人民共和国国土资源部. 地下水水质标准: DZ/T 0290—2015[S]. 北京:中国标准出版社, 2015.
- Ministry of Land and Resources of the People's Republic of China. Standard for groundwater quality: DZ/T 0290—2015 [S]. Beijing: China Standards Press, 2015.
- [18] CHEN T B, ZHENG Y M, LEI M, *et al.* Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China [J]. *Chemosphere*, 2005, 60(4): 542.
- [19] 张兆吉, 费宇红, 郭春艳, 等. 华北平原区域地下水污染评价 [J]. *吉林大学学报(地球科学版)*, 2012, 42(5): 1456.
- ZHANG Zhaoji, FEI Yuhong, GUO Chunyan, *et al.* Regional groundwater contamination assessment in north China plain [J]. *Journal of Jilin University (Earth Science Edition)*, 2012, 42(5): 1456.
- [20] WU Y, XU Y, ZHANG J, *et al.* Evaluation of ecological risk and primary empirical research on heavy metals in polluted soil over Xiaolinling gold mining region, Shaanxi, China [J]. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition)*, 2010, 20(4): 688.
- [21] 王军, 陈振楼, 王初, 等. 上海崇明岛蔬菜地土壤重金属含量与生态风险预警评估[J]. *环境科学*, 2007, 28(3): 647.
- WANG Jun, CHEN Zhenlou, WANG Chu, *et al.* Heavy metal content and ecological risk warning assessment of vegetable soils in Chongming island, Shanghai city [J]. *Environmental Science*, 2007, 28(3): 647.
- [22] 朱岗辉, 孙璐, 廖晓勇, 等. 郴州工业场地重金属和 PAHs 复合污染特征及风险评价[J]. *地理研究*, 2012, 31(5): 831.
- ZHU Ganghui, SUN Lu, LIAO Xiaoyong, *et al.* Characteristics and risk assessment PAHs and heavy metals co-contamination in industrial field in Chenzhou, China [J]. *Geographical Research*, 2012, 31(5): 831.
- [23] 上海市环境保护局. 上海市污染场地风险评估技术规范[M]. 上海:上海市环境保护局, 2016.
- Shanghai Environmental Protection Bureau. Technical specification for health risk assessment for contaminated site in Shanghai [M]. Shanghai: Shanghai Environmental Protection Bureau, 2016.