

土壤苯污染引起的饮用地下水健康风险评价*

张应华¹ 刘志全^{1,2} 李广贺¹ 张旭¹

(1 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

(2 国家环境保护总局, 北京 100035)

摘要 由于污染场所引起的生态环境、食品安全和人体健康问题, 污染场地的环境风险评价受到广泛关注。以某水源地油和苯等有机污染调查为依据, 利用多介质暴露评价模型(MMSOILS模型), 以苯为评价的目标污染物, 分析烯烃厂不同分区的土壤苯污染对 A 地区造成的饮用地下水健康风险。结果表明, 研究区 4 个分区中, 裂解装置区的苯污染物释放是 A 地区地下水污染的主要来源, 产生的饮水健康风险值为 9.82×10^{-5} , 占总风险值的 98.8%; 而其他三个分区的影响较小; 不同分区苯污染对 A 地区产生的饮水健康总风险值为 9.94×10^{-5} , 大于美国环境保护署人体健康风险建议值 10^{-6} , 对人体健康已经产生影响; 裂解装置区的土壤苯污染作为饮水健康风险的主要来源, 当其浓度值降低至 11.32 mg kg^{-1} 时, 才能使其造成的饮水健康风险降低为 10^{-6} 。

关键词 MMSOILS 模型; 苯污染; 环境风险评价; 风险值

中图分类号 X53

文献标识码 A

农药、化肥的过量施用, 生活污水、工业/三废的不合理处置或任意排放等是构成我国区域或局部场地污染的重要原因, 严重影响土地的开发和利用。尤其是石油开采过程中井场作业造成地表散落油, 石油化工区含油污水的跑冒滴漏, 污水的任意排放, 以及突发事件, 造成污染场地土壤原油含量达到 $10\ 000 \text{ mg kg}^{-1}$, 土壤中污染物的积累导致其功能改变, 植被破坏, 地下水水质恶化, 最终对人类健康产生危害^[1]。其中油田区土壤环境受到的污染尤其严重, 在我国, 大部分油田区和石油化工区土壤均受到了石油及其炼化、裂解产物的污染, 油田土壤的石油污染已经成为世界性的环境问题^[2,3]。而土壤环境一旦受到污染, 其治理和恢复十分困难, 大部分有害物质能长时间存留于土壤中, 难以消除, 而且积累在土壤中的有害物质还有可能扩散下渗, 污染地下水^[3]。由此可见, 对污染场地开发、建设及使用过程中的环境影响、危害等进行环境风险评价有着重要意义。美国与部分欧盟国家已先后建立和完善风险评价与风险管理的理论与技术体系、评价体系及政策法规^[4~6], 将各种项目及场地对周围生态环境的影响尽可能减至最小, 以期达到人类与环境的可持

续发展。

与发达国家相比, 我国受污染场地环境风险评价技术与政策体系的研究尚处于初步阶段, 由 20 世纪 80 年代初的评价方法、步骤和定义的描述到最近实例研究的探讨, 表明我国正在加强污染场地环境风险评价方面的研究工作, 以更好地控制和管理场地污染^[7~11]。目前, 环境风险评价模型有地下水模型、地表水模型、食物链模型和多介质模型, 其中多介质模型包括 MINTEQA2、3MRA、MMSOILS 和 MUL2 TIMED 等^[12,13]。基于 MMSOILS 模型模拟的迁移途径较为全面, 在国外应用较为广泛, 并可对参数进行不确定性分析, 因此, 基于污染场地的多介质复杂性, 本文以国外污染场地健康风险评价方法为基础, 选择 MMSOILS 模型评价化工工业造成的水源地苯污染对该区人群饮水健康的风险, 从而为污染场地的防治、风险管理和修复行动提供依据。研究区为石油化工业生产区, 石油污染物通过土壤渗漏对地下水水环境和周边的生态环境造成了直接的影响, 最终对人体健康造成威胁, 而苯是其中典型的致癌化学物, 因此选择苯为评价目标污染物, 进行土壤污染经过迁移至地下水而引起的饮水健康风险评价。

* 国家自然科学基金项目(40572141)和国家科技基础条件平台项目(2004DEA70890)资助

- 通讯作者: Email: yinghuazhang@gmail.com; yinghuazhang@126.com

作者简介: 张应华(1977~), 男, 博士后, 主要从事同位素示踪与环境风险评价研究

收稿日期: 2006-09-28; 收到修改稿日期: 2006-12-30

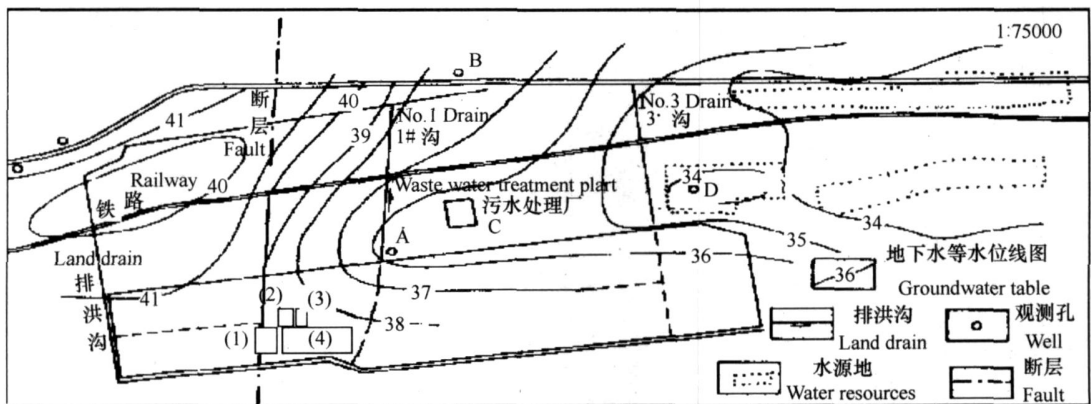
1 研究区概况

1.1 区域概况

某水源地面积为 56 km², 日开采量为 45 万 m³, 主要供生活和工农业用水。位于市内水源地上游补给区的石油化工公司烯烃厂, 工厂的地基有 1/2 为石灰岩裸露区, 化工生产中废污水部分渗入地下污染裂隙岩溶水, 再加上其一系列生产装置泄漏和含油污水排放等渗漏补给地下水, 最终造成水源地局部地段地下水受到不同程度石油化工污染物的污

染。尤其在烯烃厂北部的 A 地区至 B 地区地带, 地下水污染量大、面广, 地下水水化学类型发生改变, 地下水水质恶化, 有毒有害污染物质的分布范围由于优越的径流条件而迅速扩大, 污染的地下水直接威胁到整个水源地的使用, 是水源地的主要污染源。

烯烃厂区是石油污染物泄漏区, 研究选择烯烃厂区作为风险评价案例分析的污染场地。根据土壤污染程度和工厂生产车间, 将整个烯烃厂区分为 4 个分区, 分别为烯烃厂裂解装置区、塑料厂聚乙烯装置区、塑料厂苯乙烯装置区和烯烃厂车间, 具体分区如图 1 所示。



注 Note: (1) 烯烃厂裂解装置区 Cracking installation area of alkene factory; (2) 塑料厂聚乙烯装置区 Polythene installation area of plastic factory; (3) 塑料厂苯乙烯装置区 Styrene installation area of plastic factory; (4) 烯烃厂车间 Alkene workshop

图 1 研究区位置示意图

Fig 1 Map of the study area

1.2 污染特征

据 1994 年对研究区内 39 个勘察点进行土壤类型、包气带油类污染程度分析, 研究区土层类型包括人工填土、亚黏土和红黏土, 其渗透性从高到低依次为人工填土、亚黏土和红黏土。不同区域土层受污染的程度相差很大, 同一区域内土层中油类含量也相差很大, 污染物随着不断的泄漏及降水的淋滤极易直接进入灰岩含水层, 向下游 A 地区方向迁移⁽¹⁾。为了评价油类污染程度, 确定重点污染区, 对不同区域勘察点 15 m 非饱和层范围内的油类含量和苯含量进行调查(表 1)。

石油污染物进入土壤后, 经过雨水冲刷、淋滤、下渗等途径, 可能造成地下水的长期污染。对水源地地下水污染的历时监测表明, 水源地西部地区自 1990 年至今, A 地~ C 地~ D 地一线的地下水一中

表 1 研究区土层污染程度

Table 1 Soil pollution degrees in the study areas

研究区 Study area	总油 Sum oil (mg kg ⁻¹)	苯 Benzene (mg kg ⁻¹)
烯烃厂裂解装置区 Cracking installation area of alkene factory	31719@10 ²	13816
油品罐区 Petroleum tank	25319@10 ²	23193
塑料厂聚乙烯装置区 Polythene installation area of plastic factory	4 202	0169
污水处理厂 Waste water treatment plant	80414	01004
氯碱厂 Chloric alkali factory	55711	01644
洗槽站 Tank washing station	45211	01065
塑料厂苯乙烯装置区 Styrene installation area of plastic factory	32317	01304
排洪沟 Land drain	12814	01045
1# 排洪沟 No1 drain	30124	01016

直有油污染物检出,油含量表现为A地>C地>D地,显示出油污染物自A地向D地水源开采区扩散的趋势^[14]。地下水油类浓度主要受地下水动力场和化学场控制,而水动力场、化学场又受降雨量和地下水水流场控制。因此,地下水中油类含量随时间的变化主要受降雨量和地下水流动状态的控制,具有较强的规律。在重污染区A地,其水中油和苯的含量远远高于地表水环境质量III类标准和农田灌溉标准。由图2可以看出,A地监测井的地下水油类含量与降水、水位随时间的变化具有一定的规律,即

A地每年的枯水期都出现一次地下水油类浓度的峰值,而且与第一次出现的较大降雨有很大关系,大约滞后1个月左右。另外,根据常年监测数据分析,由于C地和D地距离烯烃厂较远、降雨对包气带淋洗的残留油运移较慢和研究区污染物运移通道的复杂性,使得每年较大的降雨之后,在C地和D地地下水油类物质浓度变化有多个峰值。可见,油类污染物的含量变化与降雨有着一定的内在联系,降雨淋滤入渗是土壤中石油类污染物的重要迁移途径之一,污染土壤也成为地下水体的重要污染源之一。

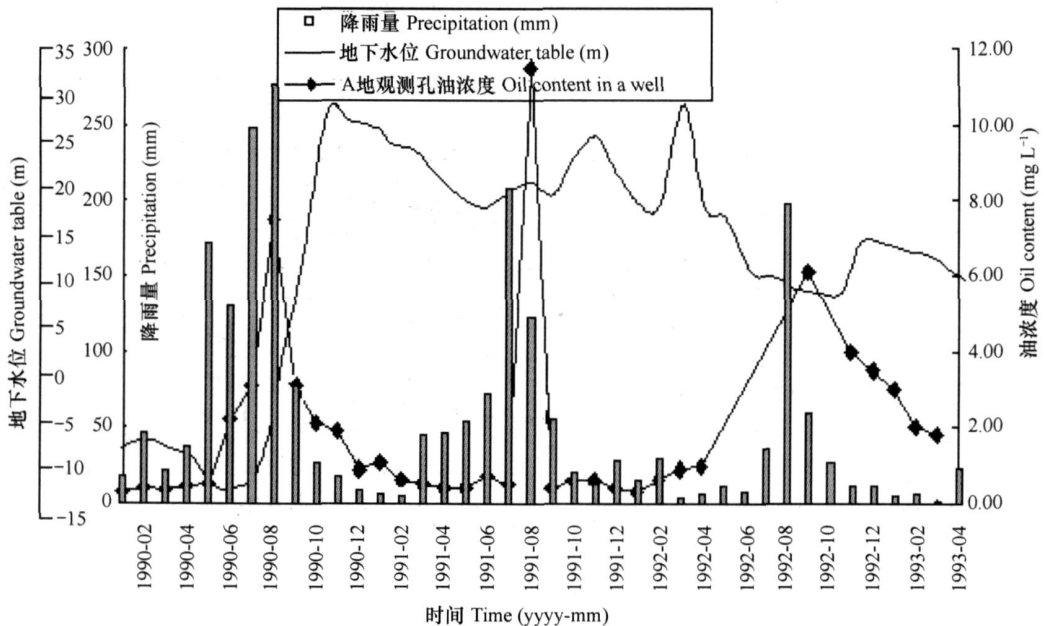


图2 A地区地下水油浓度与降雨量、地下水位的关系

Fig 2 Oil concentration in groundwater, in relation to precipitation and groundwater table at District A

经过上述分析,烯烃厂区是该地区主要的污染源,根据地下水流特征可以辨别影响A地区苯污染主要是烯烃厂的裂解装置区、聚乙烯装置区、苯乙烯装置区和烯烃厂车间,氯碱厂和洗槽站的影响较小。

2 模型评价与结果分析

根据研究区内苯浓度值的高低选择烯烃厂区4个分区(裂解装置区、聚乙烯装置区、苯乙烯装置区和烯烃厂车间),运用多介质风险评价模型MMSOILS模型^[12],对土壤中苯污染物的不同含量引起的饮用地下水健康风险进行评价,从而得到苯污染物可能产生的人体健康风险值。

2.1 模型构成

MMSOILS是描述地下水、地表水、土壤和大气

介质中化学物迁移、暴露和归宿以及食物链积累的多介质模型^[13]。基于污染场地是多相、多介质的复合体,该模型在对污染场地进行风险评价时,包括污染物迁移转化模块和人体暴露模块。其中迁移转化模块包括:(1)大气迁移途径;(2)土壤侵蚀;(3)地下水迁移途径;(4)地表水迁移途径;(5)食物链生物积累。人体暴露途径有:(1)饮用水、动植物和土壤的摄入;(2)大气的挥发物和颗粒吸入;(3)土壤、地表水和地下水的皮肤接触。MMSOILS模型参数体系包括9类参数:控制参数、化学特性参数、大气运移参数、地表水参数、地下水参数、蒸发和入渗参数、食物链参数、污染场地参数和暴露期的摄入参数。影响风险水平的关键参数有:吸附质的平衡吸附常数 K_d 、污染场地土层的饱和含水量、自然补给率、地下水梯度和水力传导率,其中吸附质的平衡吸附常数

Ka和水动力条件最为敏感^[12]。

MMSOILS 模型主要根据溶质运移模块和人体暴露评价模块, 计算出不同介质中污染物浓度, 基于化学物特定毒性数据, 由暴露评价方程计算出每天污染物摄入量与暴露剂量相关的风险, 再将相应的风险值进行累加得到对人体产生的最终风险。

污染物的溶质运移方程为:

$$\frac{9c}{9t} + \frac{V_x}{Rd} \frac{9c}{9x} + Kc = \frac{D_x}{Rd} \frac{9^2c}{9x^2} + \frac{D_y}{Rd} \frac{9^2c}{9y^2} + \frac{D_z}{Rd} \frac{9^2c}{9z^2} \quad (1)$$

式中, c 为水相污染物浓度(mg L^{-1}); D_x 为纵向水动力弥散度($\text{m}^2 \text{a}^{-1}$); D_y 为横向水动力弥散度($\text{m}^2 \text{a}^{-1}$); Rd 为滞后因子; t 为时间(a); K 为反应率; x 为纵向距离(m); y 为横向距离(m)。

暴露评价方程为:

$$CDI = \frac{C \# I \# EF \# ED \# BA}{BW \# AT} \quad (2)$$

式中, AT 为人平均寿命(a); BW 为体重(70 kg); C 为污染物浓度(大气($\text{mg} (\text{m}^3)^{-1}$), 食物和土壤(mg kg^{-1}), 水(mg L^{-1})); I 为吸收率(空气吸入量

($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$), 食物摄入量(kg d^{-1}), 土壤摄入率($\text{mg}_{\text{土壤}} \text{d}^{-1}$), 饮水量(L d^{-1}); ED 为暴露期(70 a); EF 为暴露频率(d a^{-1}); BA 为有效因子, 无量纲; CDI 为污染物的平均日摄入量($\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$)。

212 模型关键参数的选取和赋值

地下水开采区 A 地是水源地集中开采区的一部分, 该开采区的合理优化开采对于防治污染物向 D 地水源转移、保护水源地的地下水源具有重大意义。另外, 因为该区人群饮用水和农田灌溉水主要来自地下水, 所以模型评价时将 A 地设为评价的地下水取水点, 对烯烃厂区土壤苯污染在 A 地区所产生的饮用地下水健康风险水平进行评价。考虑的污染物迁移途径有土壤侵蚀、地下水迁移和生物积累。对烯烃厂区 4 个分区进行模型评价的参数选取与赋值, 表 2 和表 3 给出不同研究区域不同的参数赋值, 包括场地特征参数、苯的化学特性参数、地下水运移参数等。其中场地方面的参数是通过现场调查或对现场数据进行计算所获得, 物理化学参数和毒理性参数值参见美国的土壤监测导则^[17]和集成风险信息数据库 IRIS^[2]。

表 2 场地属性参数

Table 2 Attribute parameters of the study areas

研究区 Study area	参数 Parameters used for modeling calculations			
	场地宽度 Width (m)	场地长度 Length (m)	土壤中苯浓度 Benzene. s content in soil (mg kg^{-1})	与地下水使用点距离 Distance with receptor well (m)
烯烃厂裂解装置区 Cracking equipment area of alkene factory	165	170	139	1100
塑料厂聚乙烯装置区 Polythene equ2 pment area of plastic factory	150	200	0169	1000
塑料厂苯乙烯装置区 Styrene equipment area of plastic factory	130	265	01304	800
烯烃厂车间 Alkene workshop	250	1080	01084	1000

213 模型评价结果分析

将表 2 和表 3 的关键参数值输入 MMSOILS 模型中, 计算得到烯烃厂区不同区域的土壤苯污染由于淋滤作用, 通过不同迁移途径最终造成的饮用地下水健康风险值(表 4)。可以看出, 地下水中的苯污染主要来源于裂解装置区土壤中苯的释放, 这是由于烯烃厂裂解装置是原油进入厂区的第一个生产装置, 该区土壤苯的浓度值最高达 13816

mg kg^{-1} , 可见是影响 A 区地下水水质的主要污染源。其他几个分区的影响较小。将表 4 中的风险值与表 1 中土壤苯浓度进行对比, 可以看出不同分区土壤的苯浓度值越低, 其经过不同途径迁移最终产生的饮水健康风险值也就越低。烯烃厂不同分区土壤苯污染对 A 地区产生的饮用地下水健康总风险值为 $9194 @10^{-5}$, 大于美国环境保护署人体健康风险建议值 10^{-6} ^[17,20], 也接近美国环境保护署对

(2) 美国环境保护署风险信息数据库(Integrated Risk Information System), 查询网站: <http://www.epa.gov/iris>

污染场地修复时认为所能承受风险水平 $10^{-4} \sim 10^{-6}$ 的上限^[21], 其中烯烃厂裂解装置区的风险值最大, 为 $9182 @ 10^{-5}$, 占总风险值的 9818%, 烯烃厂场地的苯污染对 A 地区产生的饮用地下水健康风险

主要来源于烯烃厂裂解装置。通过模型计算, 当烯烃厂裂解装置土壤的苯浓度降低至 1132 mg kg^{-1} 时, 在 A 地区产生的苯污染引起的饮水健康风险值才能降低至 10^{-6} 。

表 3 模型评价参数

Table 3 Evaluation parameters of the model

类型 Type of input parameter	参数意义及单位 Meaning and unit of parameter	赋值 ¹⁾ Value	类型 Type of input parameter	参数意义及单位 Meaning and unit of parameter	赋值 ¹⁾ Value
场地特征参数 Land characteristic parameters	饱和和传导率 Hydraulic conductivity (cm h^{-1})	1132/21	物理化学参数 Physical and chemical parameters	亨利常数 Henry's law constant ($\text{atm m}^3 \text{mol}^{-1}$)	01005 55
	田间持水率 Field water holding capacity (cm cm^{-1})	0127/01091		空气中的分子扩散率 Molecular diffusivity in air ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$)	01088
	饱和含水率 Saturated moisture content (cm cm^{-1})	01485/01395		水中的分子扩散率 Molecular diffusivity in water ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$)	01000 009 8
	湿润曲线指数 Exponent for moisture curve	513/4105		苯在水中溶解度 Solubility of benzene in water (mg L^{-1})	1 791
	非饱和层厚度 Thickness of unsaturated layers (cm)	200/2 800		有机碳标化分配系数 K_{oc} Adsorption coefficient on organic carbon (ml g^{-1})	611 7
水摄入量 Intake of drinking water	日均饮水量 Drinking water per day (L d^{-1})	$212^{[18]}$	吸附质的平衡吸附常数 Equilibrium adsorption constant of K_d (ml g^{-1})	1137	
地下水运移参数 Groundwater transport parameters	地下水梯度 Groundwater gradient (m m^{-1})	01007	毒性参数 Toxicological parameters	口服致癌效应因子 Carcinogenic factor via oral route ($\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$) ⁻¹	01055
	水力传导系数 Groundwater hydraulic conductivity (m d^{-1})	$11118^{[19]}$		吸入致癌效应因子 Carcinogenic factor via inhalation route ($\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$) ⁻¹	01027

1) / * / * 0 分别为一层和二层非饱和层的参数 The digits on the two sides of slash represent parameters of two layers of unsaturated zones

表 4 A 地区的饮水健康风险值

Table 4 Health risk level of drinking water in District A

暴露途径 Exposure pathway	健康风险值 Health risk value				总计 Sum
	裂解装置区 Cracking installation area of the alkene factory	聚乙烯装置区 Polythene installation area of plastic factory	苯乙烯装置区 Styrene installation area of plastic factory	烯烃厂车间 Alkene workshop	
饮用地下水 Drinking groundwater	$9182 @ 10^{-5}$	$6154 @ 10^{-7}$	$3124 @ 10^{-7}$	$2165 @ 10^{-7}$	$9194 @ 10^{-5}$

214 模型验证

根据该水源管理处 1999 年至 2002 年对 A 地每月的地下水中苯浓度实际观测值, 利用式 (3) 和式 (4), 估算由于饮用实际观测到的苯污染地下水引起的平均健康风险值 (图 3), 并与 MMSOILS 模型计算的饮用地下水风险值进行对比, 分析其差异原因。

化学致癌物所致健康危害的风险模式为^[15]:

$$R = 1 - \exp(- \text{CDI} @ \text{SF}) \quad (3)$$

式中, R 为化学致癌物经摄入途径产生的个人终生

致癌风险水平; CDI 为化学致癌物的日均暴露剂量, $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$; SF 为化学致癌物的致癌强度系数, $(\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1})^{-1}$ 。

饮水途径的单位体重日均暴露剂量 CDI 可按下式进行计算:

$$\text{CDI} = 212 @ \text{C} / 70 \quad (4)$$

式中, 212 为成人每日平均饮水量^[18], L d^{-1} ; C 为污染物在饮水中的浓度, mg L^{-1} ; 70 为成年人平均体重, kg。

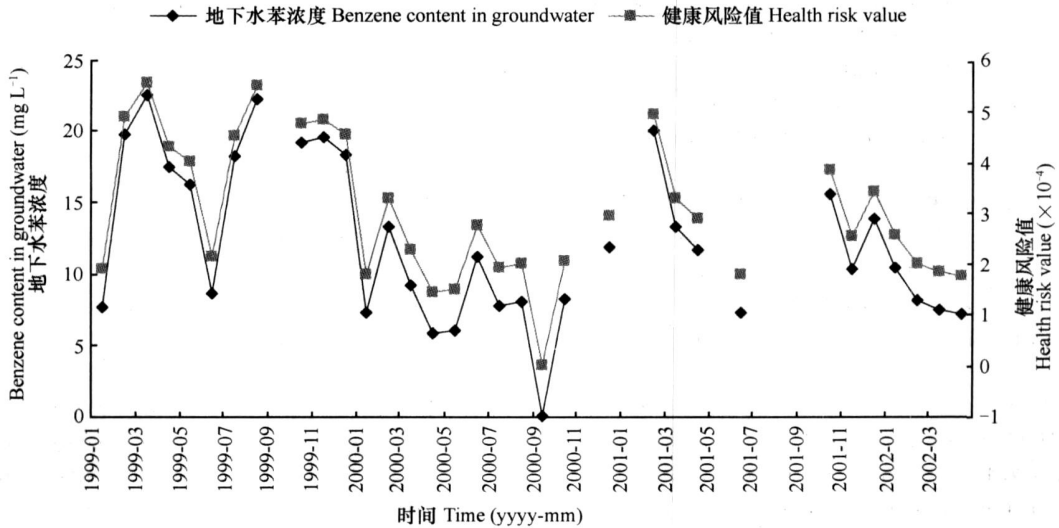


图3 A地区地下水苯污染实测及其健康风险

Fig 3 The benzene concentration in groundwater and its health risk level of drinking water

由图3可以看出,苯污染造成的A地饮用地下水健康风险值介于 $212 @10^{-6} \sim 5158 @10^{-4}$ 之间,且多数大于MMSOILS模型所计算得出的 $9194 @10^{-5}$,其算术平均值约为 $3103 @10^{-4}$,约为模型计算值的3倍。造成这种实际苯污染估算的风险值变化幅度较大且高于模型计算值的原因主要是:(1)研究区降水量年内分布极其不均,厚达10m的包气带中残留污染物苯的密度小、粘度大和本身运移较慢,但在降雨量大的情况下,较多的苯污染物淋滤到地下水中,造成地下水苯的浓度变化幅度较大;(2)研究区含水层为岩溶含水层,具较大的各向异性和非均质性,地下水水流场复杂不均,使得含水层内污染物运移通道非常复杂,致使地下水中苯浓度观测值变化较大,而模型在模拟过程中将整个研究区视为均质的含水层;(3)苯的实测值是从1999年开始,此时地下水已经受到土壤苯污染迁移转化达到较高的值,并且计算风险值时,假设饮用此污染地下水的暴露频率为 365 d a^{-1} ,而模型计算则是假设从1987建厂开始,地下水才逐渐受到土壤苯迁移转化的污染,其起始阶段地下水中苯浓度值较低,且饮用污染地下水的暴露频率为 360 d a^{-1} 。

3 结论与建议

根据水源地的场地条件和苯污染特征,采用MMSOILS模型评价烯烃厂场地苯污染在A地区的饮用地下水健康风险水平:研究区4个分区中,裂解

装置区的苯污染物释放是A地区地下水污染的主要来源,而其他三个分区的影响较小,且不同分区土壤的苯浓度值越低,产生的地下水浓度值就越低;烯烃厂不同分区苯污染对A地区产生的健康总风险值为 $9194 @10^{-5}$,大于美国环境保护署人体健康风险建议值 10^{-6} ,对人体健康已构成潜在威胁,其中烯烃厂裂解装置区土壤苯污染是主要的风险来源;基于苯污染对A地区产生的健康风险主要来源于烯烃厂裂解装置,建议重点对烯烃厂裂解装置区进行土壤污染治理,通过模型计算,当烯烃厂裂解装置区土壤的苯浓度值降低至 1132 mg kg^{-1} 时,才能使其造成的健康风险水平降低为 10^{-6} 。

参考文献

- [1] 胡佩,蒲万芬,胡星琪. 油田污染土壤微生物治理现状及研究趋势1 皮革科学与工程, 2004, 14(6): 43~ 45 Hu P, Pu W F, Hu X QI Advances in bioremediation of petroleum contaminated soils (In Chinese)1 Leather Science and Engineering, 2004, 14(6): 43~ 45
- [2] 刘晓艳,纪学雁,李兴伟,等. 石油类污染物在土壤中迁移的实验研究进展1 土壤, 2005, 37(5): 482~ 486 Liu X Y, Ji X Y, Li X W, et al Migration of petroleum series contaminations in the soil (In Chinese)1 Soils, 2005, 37(5): 482~ 486
- [3] 何翊,吴海,魏薇. 石油污染土壤菌剂修复技术研究1 土壤, 2005, 37(3): 338~ 340 He Y, Wu H, Wei WJ Bacteria based bioremediation technique for oil polluted soil (In Chinese)1 Soils, 2005, 37(3): 338~ 340
- [4] Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)1 Canada wide Standards for Petroleum Hydrocarbons in Soil: Technical Ratio nale [EB/OL]1 Winnipeg, 2001
- [5] Office of Emergency and Remedial Response1 Risk Assessment Guid

- ance for Superfund: Volume 1: Human Health Evaluation Manual, Part A, Interim Final EPA/540/R289/0021 Washington, DC: US EPA/NTIS PB90-155581 1989
- [6] Environment Agency. The Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA) Model: Technical Basis and Algorithms. UK: Environmental Agency, 2002
- [7] 李志博, 骆永明, 宋静, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究. 1. 污染土壤的健康风险评估. 土壤学报, 2006, 43(1): 142~151. Li Z B, Luo Y M, Song J, et al. Study on soil environmental quality guidelines and standards. 1. Health risk assessment of polluted soils. (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2006, 43(1): 142~151
- [8] 曾光明, 钟政林, 曾北危. 环境风险评价中的不确定性问题. 中国环境科学, 1998, 18(3): 252~255. Zeng G M, Zhong Z L, Zeng B W. Research of the uncertainty in environmental risk assessment. (In Chinese). China Environmental Science, 1998, 18(3): 252~255
- [9] 韩冰, 何江涛, 陈鸿汉, 等. 地下水有机污染人体健康风险评估初探. 地学前缘, 2006, 13(1): 224~229. Han B, He J T, Chen H H, et al. Primary study of health-based risk assessment of organic pollution in groundwater. (In Chinese). Earth Science Frontiers, 2006, 13(1): 224~229
- [10] 谌宏伟, 陈鸿汉, 刘菲, 等. 污染场地健康风险评估的实例研究. 地学前缘, 2006, 13(1): 230~235. Chen H W, Chen H H, Liu F, et al. Health-based risk assessment of contaminated sites: A case study. (In Chinese). Earth Science Frontiers, 2006, 13(1): 230~235
- [11] 王国庆, 骆永明, 宋静, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究. 5. 国际动态及中国的修订考虑. 土壤学报, 2005, 42(4): 666~673. Wang G Q, Luo Y M, Song J, et al. Study on soil environmental quality guidelines and standard. 5. International trend and suggestions for amendment in China. (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(4): 666~673
- [12] 陈华, 刘志全, 李广贺. 污染场地环境风险评价的关键参数研究. 见: 钱易, 郝吉明, 陈吉宁主编. 王继明教授 90 寿辰庆贺文集. 北京: 中国建筑工业出版社, 2005. 341~345. Chen H, Liu Z Q, Li G H. A research on key factors of environmental risk assessment of contaminated sites. In: Qian Y, Hao J M, Chen J N. eds. In Honor of Professor Wang Jiming's 90th Anniversary. (In Chinese). Beijing: China Architecture & Building Press, 2005. 341~345
- [13] 陈华, 刘志全, 李广贺. 污染场地土壤风险基准值构建与评价方法研究. 水文地质工程地质, 2006, 21(2): 84~88. Chen H, Liu Z Q, Li G H. A study of the establishment and evaluation method of the soil risk guideline of contaminated sites. (In Chinese). Hydrogeology and Engineering Geology, 2006, 21(2): 84~88
- [14] 窦明, 王呈祥, 左其亭. 淄博市大武水源地水资源综合评价. 1. 水资源与水工程学报, 2005, 16(4): 5~10. Dou M, Wang C X, Zuo Q T. Research on water resources assessment of Dawu headwaters ground in Zibo City. (In Chinese). Journal of Water Resources & Water Engineering, 2005, 16(4): 5~10
- [15] US EPA. MMSOILS: Multimedia Contaminant Fate, Transport, and Exposure Model. Documentation and Users Manual. Version 4.0. Office of Research and Development, Washington, DC. 1996
- [16] Gnanapogasam E K, Yu C. Comparison of multimedia model predictions for a contaminant plume migration scenario. Journal of Contaminant Hydrology, 2000, (46): 17~38
- [17] US EPA. Soil Screening Guidance: Technical Background Document, Second Edition. (TBD). EPA/540/R295/128, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. 1996a
- [18] 中华人民共和国卫生部. 放射卫生防护基本标准(GB4792-84). 北京: 中国标准出版社, 1984. Ministry of Health of the Peoples Republic of China. Basic health standards for radiological protection. (GB4792-84). (In Chinese). Beijing: Standards Press of China, 1984
- [19] 朱学愚, 徐绍辉, 司进峰. 示踪试验在淄博裂隙岩溶水污染治理中的应用. 中国岩溶, 1997, 16(2): 131~137. Zhu X Y, Xu S H, Si J F. Application of tracing test to the remediation of contaminated fracture karst water in Zibo City. (In Chinese). Carsologica Sinica, 1997, 16(2): 131~137
- [20] Office of Solid Waste, US Environmental Protection Agency. Technical Background Document for the Supplement Report for Congress on Remaining Fossil Fuel Combustion Wastes, Groundwater Pathway Human Health Risk Assessment. 1998, 6: 16~126
- [21] US EPA. Risk assessment guidance for superfund: Volume 2. Human health evaluation manual. Part B, development of risk-based preliminary remediation goals. EPA/540/R292/003. Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response. US EPA, 1991

HEALTH RISK ASSESSMENT OF BENZENE CONTAMINATION OF DRINKING WATER

Zhang Yinghua¹ Liu Zhiqian^{1,2} Li Guanghe¹ Zhang Xu¹

(1 Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

(2 State Environmental Protection Administration of China, Beijing 100035, China)

Abstract As pollution causes a series of problems with environment, food safety and public human health, environmental risk assessment of contaminated sites has attracted extensive attention. Based on an investigation of a certain watershed region for pollution of organic chemicals, like oils and benzene, health risk assessment of drinking water in the region was performed using the MMSOILS model, a multimedia exposure assessment model, with Benzene as a target contaminant.

The assessment shows that the total health risk value of Benzene contamination of drinking water in District A caused by the alkene plant is 9194×10^{-5} , which is far too much higher than the US EPA risk limit of 10^{-6} and means that the contamination hazards public health. The contaminant comes mainly from the cracking installation, making the drinking water high in health risk value, being 9182×10^{-5} , accounting for 98.18% of the total. According to the modeling results, risk value in District A will lower to 10^{-6} , posing no risk to human health, only after the Benzene concentration in the soil around the cracking installation is reduced to 1132 mg kg^{-1} . The research results provide an important foundation for effective control of the pollution and remediation of the contaminated sites.

Key words MMSOILS Model; Benzene contamination; Environmental risk assessment; Health risk value