

RBCA 和 Csoil 模型在挥发性有机物污染场地健康风险评价中的应用比较

吴以中¹, 唐小亮^{1,2}, 葛滢¹, 王锡贞¹, 宁强², 王霞²

(1.南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095 2.扬州市环境科学研究所, 江苏 扬州 225009)

摘要:应用美国的 RBCA 模型和荷兰的 Csoil 模型对某挥发性有机物污染场地中的 2 种主要污染物 1,2-二氯丙烷和 1,2-二氯乙烷进行健康风险评价。结果表明 2 种模型计算出的健康风险基本一致,除 14 号采样点存在潜在的健康风险外,其余各采样点的健康风险均在可接受的范围内。由土壤污染引起的各暴露途径中,直接经口摄入途径引起的健康风险最大,占 65%以上;皮肤接触途径次之;呼吸摄入途径最小。在呼吸暴露途径中,室内挥发暴露明显比室外挥发暴露的健康风险大。Csoil 模型计算出的所有采样点由地下水暴露途径引起的健康风险都超过土壤,说明由地下水暴露引起的健康风险不容忽视。RBCA 模型在考虑地下水暴露途径时仅考虑了饮水摄入这一途径,与 RBCA 模型相比,Csoil 模型在进行健康风险评价时特别考虑了洗澡暴露途径,对于地下水受到污染的场地来说,Csoil 模型考虑得更全面,使用 Csoil 模型进行健康风险评价更具有针对性。

关键词: RBCA 模型; Csoil 模型; 挥发性有机物; 污染场地; 健康风险评价

中图分类号: X820.4 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2011)12-2458-09

Comparison of RBCA and Csoil Model Applications in Health Risk Assessment of a Volatile Organic Compounds Contaminated Site

WU Yi-zhong¹, TANG Xiao-liang^{1,2}, GE Ying¹, WANG Xi-zhen¹, NING Qiang², WANG Xia²

(1. College of Resource and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. Yangzhou Research Institute of Environmental Science, Yangzhou 225009, China)

Abstract: Volatile chlorinated hydrocarbons are poisonous, cumulative and diverse and may cause serious harm to human health and environment. This research was performed on a volatile chlorinated hydrocarbons contaminated site and RBCA model and Csoil model were applied for the assessment of the health risks of two main contaminants, 1,2-dichloropropane and 1,2-dichloroethane. The results showed that the health risks calculated either by the RBCA model or Csoil model were generally concordant within the same order of magnitude. The health risks of each sampling point were in the acceptable range excepted for the No. 14 sampling point. The risk through mouth intake was the highest in all exposure pathways caused by soil pollution, accounting for more than 65% of the proportion. Skin contact ranked the second place, whereas the intake through breathing was the minimum. The health risks caused by indoor volatile exposure was significantly greater than outdoor volatile exposure among breathing exposure pathways. The risks caused by groundwater exposure calculated through Csoil model was larger than soil exposure, indicating that the health risk caused by groundwater exposure could not be neglected. RBCA model only considered the water intake when considering groundwater exposure pathway. Compared with RBCA model, Csoil model considered bath exposure as a special pathway, so Csoil model might be more suitable for health risk assessment in the sites where groundwater was contaminated, due to its more comprehensive consideration.

Keywords: RBCA model; Csoil model; volatile organic compounds; contaminated site; health risk assessment

收稿日期: 2011-04-17

基金项目: 国家自然科学基金(20777036, A0701073, A0971137); 江苏省自然科学基金(BK2009315)

作者简介: 吴以中(1964—),男,江苏沐阳人,博士,副教授,主要从事污染场地的调查、评价与修复等方面的研究。

E-mail: wuyizhong@njau.edu.cn

污染场地是指因从事生产、经营、处理、贮存有毒有害物质,堆放或处理处置危害废弃物,以及从事矿山开采等活动造成污染,且对人体健康或生态环境产生危害的场地^[1]。污染场地中的土壤、地表水、地下水以及大气都会给人类的身体健康和生态环境安全带来很大风险。污染场地造成的环境问题已逐渐成为世界各国都必须面对的主要环境问题^[2-3]。

对污染场地进行修复前,需要对其危害性即所谓健康风险进行全面评价,然后根据其对环境和人体危害的轻重、缓急程度,对污染场地采用不同的方法与手段进行管理^[4]。污染场地健康风险评价指分析污染场地土壤和浅层地下水中污染物通过不同暴露途径对人体健康产生危害的概率,计算基于风险的土壤和地下水的修复限值的过程^[5]。

国外不同的组织或团体已根据各自的需要开发了若干个健康风险评价的暴露评价模型,如CLEA、RISC、Csoil、RBCA、ROME、Sniffer、RISC-Human等。其中以RBCA、CLEA和Csoil模型等应用最为广泛^[6]。荷兰公共卫生与环境国家研究院的Frank^[7]采用RBCA、Csoil等7种不同的健康风险评价模型分别对5种典型污染物[苯并芘(多环芳烃)、镉(重金属)、阿特拉津(农药)、苯(芳香族化合物)、三氯乙烯(挥发性脂肪族化合物)]污染的场地进行健康风险评价,结果表明经口摄入途径引起的健康风险最大,风险值变异性大小因污染物挥发性、移动性的增强而增强。我国的赵洪阳^[8]选取RBCA和Csoil模型对某苯污染场地进行健康风险评价,结果表明在所有可能暴露途径中,饮水暴露和挥发暴露是最为主要的两类暴露途径,在实际中需要特别防范。

我国在健康风险评价方面的研究刚刚起步,还没有自己建立的暴露评价模型。在进行风险评价时,直接引进国外成熟的模型不失为一种捷径。本研究以某挥发性有机物污染场地为例,选取RBCA和Csoil模型分别进行健康风险评价,旨在通过实例研究总结出目标污染物的暴露特征,比较2种模型的异同和各自的优缺点,以期为我国污染场地风险评价中模型的选用或建立提供参考。

1 材料与方法

1.1 污染场地概况

本研究的目标污染场地曾是我国聚氯乙烯生产十强企业之一,坐落于长江三角洲平原,地势平坦。该厂建于1972年,当时处于郊区,经过30多年的发展,

已逐渐被市区包围,成为人口密集工业、商业及居民混合区。本研究评价区域面积约为1.6万m²,厂区主要产品为聚氯乙烯,20世纪90年代曾生产过丁炔二醇、酸甲醇、酸乙醇。2007年底该厂所有生产活动完全停止,开始实施搬迁,2009年对该场地开始调查评价时,场地内的生产设备和建筑物已经全部拆除。

1.2 采样与分析

综合风向、厂房分布、道路、污水排放等因素,采用棋盘式采样法和同心圆采样法相结合的方法,确定了17个土壤采样点,并通过土壤气体调查方式对采样点作适当调整,同时用GPS对每个采样点定位。根据浅层地下水大致流向、污染源分布状况,布设17个监测井,采样点位置、编号同土壤。土壤、地下水采样点的位置和原厂区平面布置如图1所示。

根据世界卫生组织(WHO)1989年对挥发性有机物的定义:常温下以蒸发的形式存在于空气中,饱和蒸汽压大于133.3 Pa、沸点在50~260℃之间的一类有机物为挥发性有机物^[9]。目标污染场地可能存在的挥发性有机污染物主要为1,2-二氯丙烷和1,2-二氯乙烷。委托有资质的环境保护监测部门对土壤和地下水中的1,2-二氯丙烷、1,2-二氯乙烷进行分析,分析过程采用USEPA QA/QC控制样监控:方法空白、加标空白、基质加标、基质加标平行样、样品平行样,并用回收率指示物监测分析流程。结果表明1,2-二氯丙烷和1,2-二氯乙烷在土壤和地下水中浓度的最大值均超标。因此,选择1,2-二氯丙烷和1,2-二氯乙烷作为目标污染物,其污染特征见表1。

目标污染场地土壤中1,2-二氯乙烷和1,2-二氯丙烷均呈现出以生产车间为中心,向四周扩散的趋势。随着离生产车间距离的增大,1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷浓度迅速降低。浅层地下水中1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷的分布与上层土壤污染相对应,污染中心区域下游方向上污染物浓度降低很快。

表1 土壤和地下水中污染物分析结果

Table 1 Analytical results of soil and groundwater samples

环境介质	1,2-二氯丙烷		1,2-二氯乙烷	
	最大值	标准值	最大值	标准值
土壤/mg·kg ⁻¹	10.1	0.74	172.3	0.6
地下水/μg·L ⁻¹	7 370.6	0.16	200 000.7	0.12

注:由于我国相关标准中没有1,2-二氯丙烷和1,2-二氯乙烷的标准,本研究中土壤标准采用2004年制定的美国9区工业区初级修复目标,地下水标准采用2004年制定的美国9区自来水标准初级修复目标^[10]。

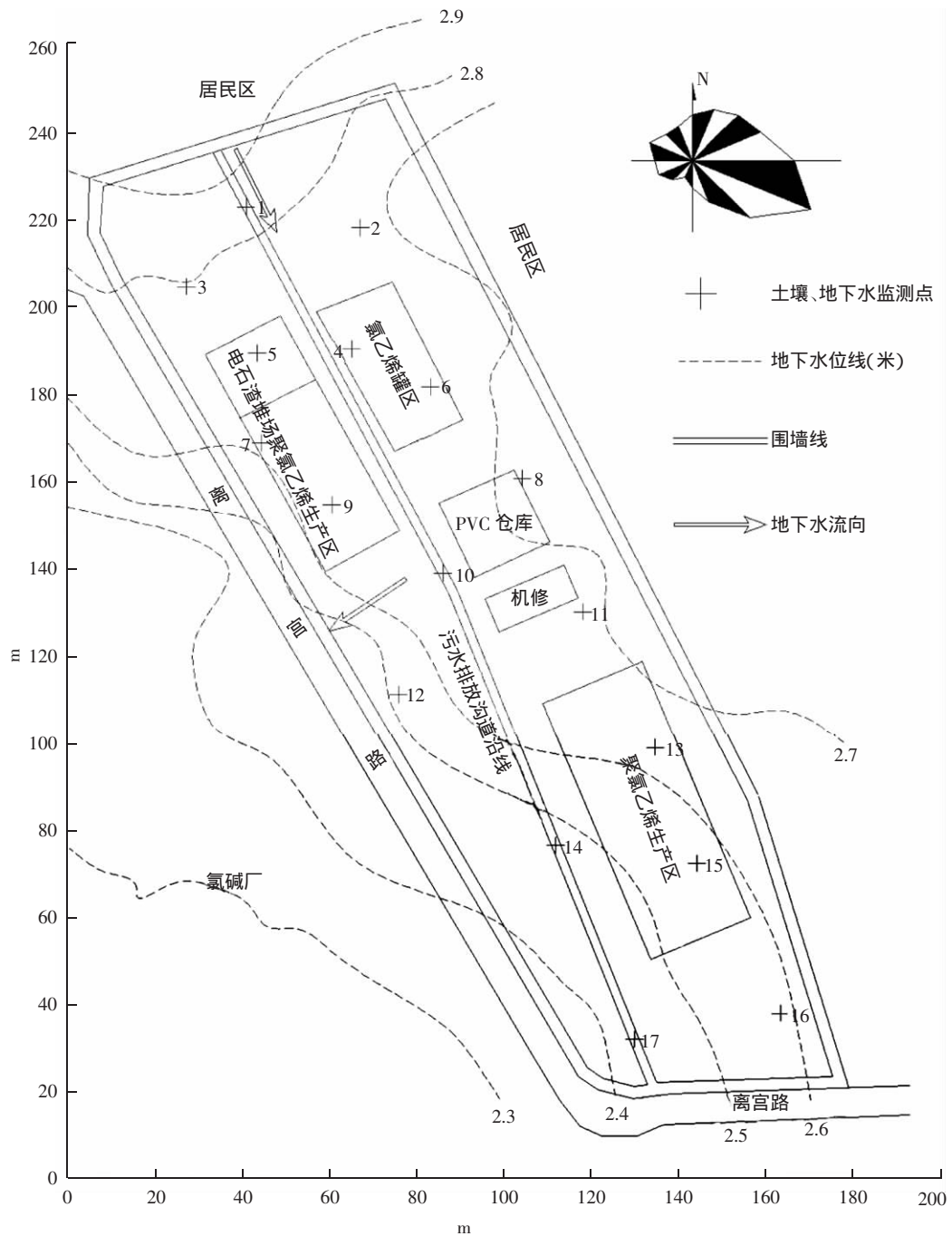


图 1 采样点布置图

Figure 1 Sample distribution in chemical plant

1.3 环境风险评价模型

1.3.1 RBCA 模型

RBCA 模型^[11]是美国材料与试验协会(American Society for Testing and Materials, ASTM)将健康风险评价与土壤、地下水污染治理相结合发展出的健康风险评价模型,广泛应用于美国各州、一些欧洲国家和我国的台湾地区^[12]。本研究中使用 2010 年颁布的最新

版本。RBCA 模型按照美国环保局综合风险咨询系统(Integrated Risk Information System, IRIS)对化学物质分类,将化学物质分为非致癌物质与致癌物质 2 类,分别进行风险计算。

理论上,化学物质的非致癌风险值的判定标准设定为 1,当非致癌风险值小于 1 时,将不会对暴露人群造成明显不利的非致癌健康影响。对于致癌风险而

言,美国环保局设定 10^{-6} 为可接受致癌风险水平的下限, 10^{-4} 为可接受致癌风险水平的上限。当化合物引起的致癌风险低于或等于 10^{-6} 时,认为风险是可忽略的;当化合物引起的致癌风险高于 10^{-4} 时,认为风险是不可以接受的;当引起的致癌风险在 10^{-6} 到 10^{-4} 之间,将必须就其情况进行讨论:如果某种污染物引起的致癌风险为 10^{-6} 时的浓度值乘以 100 大于该物质的非致癌风险等于 1 时的浓度,则该污染物的可接受风险水平可放大 10 倍,即 10^{-5} ;如果某种污染物引起的致癌风险为 10^{-6} 时的浓度值乘以 10 小于等于该物质的非致癌风险等于 1 时的浓度,则该种污染物的可接受风险水平均可放大 100 倍,即 10^{-4} 。据美国的风险调查资料判断,1,2-二氯丙烷和 1,2-二氯乙烷的可接受风险水平均可放大 10 倍,即 10^{-5} 。

非致癌物质的非致癌危害指数(HQ)计算公式:

$$HQ = \frac{CS \times IR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT \times RfD} + \frac{CS \times CF \times SA \times AF \times ABS_d \times EF \times ED}{BW \times AT \times RfD} + \frac{CS \times (1/PEF) \times HR \times EF \times ED}{BW \times AT \times RfD} + \frac{C_{dw} \times QDW \times EF \times ED}{BW \times AT \times RfD}$$

式中:CS 指土壤中化学物质浓度 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;IR 指空气摄入量 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$;CF 指转换系数 $\text{kg} \cdot \text{mg}^{-1}$;EF 指暴露频率 $\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$;ED 指暴露年限, a;BW 指人体体重, kg;AT 指平均作用时间, d;SA 指可能接触土壤的皮肤面积, $\text{cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$;AF 指土壤对皮肤的吸附系数 $\text{mg} \cdot \text{cm}^{-2}$;ABS_d 指皮肤吸收系数,无量纲;PEF 指土壤尘产生因子, $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$;HR 指土壤尘的吸入频率, $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$;C_{dw} 指饮用水中污染物暴露浓度 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;QDW 指成人日饮水量 $\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$;RfD 指参考剂量 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

化学物质的致癌风险用致癌风险值(R)表示,计算公式如下:

$$R = \frac{CS \times IR \times CF \times EF \times ED \times SF}{BW \times AT} + \frac{CS \times CF \times SA \times AF \times ABS_d \times EF \times ED \times SF}{BW \times AT} + \frac{CS \times (1/PEF) \times HR \times EF \times ED \times SF}{BW \times AT} + \frac{C_{dw} \times QDW \times EF \times ED \times SF}{BW \times AT}$$

式中:SF 指致癌斜率因子 $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$ 。

1.3.2 Csoil 模型

Csoil 模型^[13]是荷兰官方推荐使用的环境风险评估模型,由荷兰公共卫生与环境国家研究院(National Institute for Public Health and the Environment, RIVM)

开发。本研究中使用 2007 年颁布的最新版本。Csoil 模型用日均暴露量(SUM)与最大可允许日均暴露量(MPR)的比值(Risk)来评价化学物质的危害程度:当 $Risk \leq 1$,说明风险是可接受的;当 $Risk > 1$,说明污染场地存在潜在的健康风险。

Csoil 模型的风险计算公式如下:

$$Risk = \frac{AID \times C_s \times F_a}{BW \times MPR} + \frac{C_s \times ITSP \times F_i \times F_a}{BW \times MPR} + \frac{AEXP_i \times F_m \times DAE_i \times DAR \times C_s \times TB_i \times frs \times F_a}{BW \times MPR} + \frac{AEXP_o \times F_m \times DAE_o \times DAR \times C_s \times TB_o \times F_a}{BW \times MPR} + \frac{QDW \times C_{dw} \times F_a}{BW \times MPR} + \frac{ATOT \times F_{exp} \times Td_s \times DAE \times (1 - K_{in}) \times C_{dw} \times F_a}{BW \times MPR} + \frac{C_{bk} \times AV \times Td_s \times F_a \times 1000}{BW \times MPR} + \frac{TI \times C_{oa} \times AV \times F_a \times 1000}{BW \times MPR} + \frac{TI \times C_{ia} \times AV \times F_a \times 1000}{BW \times MPR} + \frac{(Q_{fvk} \times C_{pro} + Q_{fvb} \times C_{pso}) \times F_v \times F_a}{BW \times MPR}$$

式中:AID 指土颗粒食入率 $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$;C 指污染物在某一相中的浓度 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 或 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;F_a 指吸收因子,无量纲;BW 指平均人体体重, kg;MPR 指最大可允许日均暴露量 $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$;ITSP 指土颗粒吸入率 $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$;F_i 指肺部保持因子,无量纲;F_v 指吸收因子,无量纲;AEXP 指皮肤暴露面积, m^2 ;F_m 指皮肤接触因子,无量纲;DAE 指土颗粒皮肤接触速率 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$;DAR 指皮肤吸收速率 h^{-1} ;TB 指皮肤接触暴露频率 $\text{h} \cdot \text{d}^{-1}$;frs 指尘土中土壤颗粒质量分数,无量纲;QDW 指日饮水量, $\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$;C_{dw} 指饮用水中污染物暴露浓度 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;ATOT 指皮肤面积, m^2 ;F_{exp} 指洗澡时皮肤暴露比率,无量纲;Td 指洗澡皮肤接触暴露频率 $\text{h} \cdot \text{d}^{-1}$;AV 指呼吸速率, $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$;C_{bk} 指浴室蒸汽中污染物浓度 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;F_v 指污染作物(自家种植作物)比率,无量纲;TI 指挥发暴露频率 $\text{h} \cdot \text{d}^{-1}$;下标 s、o、i、a、w、b 分别指土壤、室外、室内、气相、液相和浴室;下标 fvk、fvb、pro、pso 分别指食根作物、食茎叶作物、根部富集和茎叶富集。

1.3.3 RBCA 与 Csoil 模型比较

RBCA 与 Csoil 模型在概念上是类似的,都采用暴露浓度乘以各暴露途径的平均暴露水平,再除以平均人体重量来计算污染物的暴露剂量率,暴露剂量率都可归结为浓度的一次函数^[8]。但 2 种模型在设计上存在一些差异,如 RBCA 模型考虑了工业与商贸用地、农业用地和居住用地这 3 种土地利用类型,Csoil 模型考虑了 7 种土地利用类型:含花园的居住用地,

儿童玩耍场所、菜地、不含农场的农业用地、自然界、用于运动、娱乐的绿地和公园、其他绿地、建筑物、基础设施和工业用地。RBCA 模型认为人的一生(70 a)中有 30 a 为暴露期,不分成人小孩、没有对年龄进行分段处理,采用统一的暴露参数进行计算,而 Csoil 模型认为人的一生(70 a)都处于暴露期内,但是不同环境(室内、室外)、不同年龄阶段(1~6 岁为儿童、7~70 岁为成人)的暴露情况是不同的。RBCA 模型的挥发模块采用 Johnson & Ettinger 模型,Csoil 模型的挥发

模块采用 Volasoil 模型^[15]。在暴露途径方面 Csoil 模型考虑得比 RBCA 模型更全面,两者考虑的暴露途径情况见表 2。

1.3.4 模型参数的选取

根据城市规划,目标污染场地未来土地利用类型为工业用地,因此本研究对目标污染场地的风险评价按照工业用地情景进行。由于我国尚缺乏相应的参数体系,因此本研究中的参数采用 ASTM 和 RIVM 的推荐值。RBCA 模型和 Csoil 模型使用的暴露参数分别见表 3 和表 4,毒理学参数见表 5^[16-18]。

表 2 不同暴露模型通过不同环境介质的暴露途径

Table 2 Exposure pathways by medium for different exposure model

环境介质	暴露途径	RBCA 模型	Csoil 模型
土壤	土颗粒食入(室外)	√	√
	土颗粒食入(室内)	√	√
	土颗粒呼吸吸入(室外)	√	√
	土颗粒呼吸吸入(室内)	×	√
	皮肤接触(室外)	√	√
	皮肤接触(室内)	×	√
水	饮水暴露	√	√
	洗澡过程中的皮肤接触	×	√
	洗澡过程中的蒸汽吸入	×	√
空气	室外挥发蒸汽	√	√
	室内挥发蒸汽	√	√
其他	作物食用	×	√

注:“√”表示考虑,“×”表示未考虑。

表 3 RBCA 模型的暴露评价参数

Table 3 Exposure parameters for scenario specific assumptions of RBCA model

暴露参数	参数名称	参数值(工业商用用地)
C_s	土壤中污染物浓度/ $mg \cdot kg^{-1}$	实测
	地下水中污染物浓度/ $\mu g \cdot L^{-1}$	实测
C_{dw}	饮用水中污染物暴露浓度/ $\mu g \cdot L^{-1}$	实测
CF	转换系数	10^{-6}
PEF	土壤尘扩散因子/ $m^3 \cdot kg^{-1}$	1.316×10^9
IR	土壤摄入量/ $mg \cdot d^{-1}$	100
	空气吸入量/ $m^3 \cdot d^{-1}$	20
	饮水量/ $L \cdot d^{-1}$	2
SA	可能接触土壤的皮肤面积/ $cm^2 \cdot d^{-1}$	3 300
AF	土壤对皮肤的粘附系数/ $mg \cdot cm^{-2}$	0.2
ABS_d	皮肤吸收系数	0.04
HR	土壤尘的吸入频率/ $m^3 \cdot d^{-1}$	20
EF	暴露频率/ $d \cdot a^{-1}$	250
ED	暴露年限/a	25
BW	平均体重/kg	70
AT	平均作用时间/d	$ED \times 365 = 9\ 125$
		$BW \times 365 = 25\ 550$

2 结果与讨论

2.1 风险计算与分析

一般在计算污染物摄入量时,取采样深度在 1 m 以内的原状土样中污染物浓度作表层土壤浓度,若遇 1 m 内有分层采样的,则取浓度较大者计算^[19]。在计算多种物质的健康风险时,出于安全考虑,总风险为各

表 4 Csoil 模型的暴露评价参数

Table 4 Exposure parameters for scenario specific assumptions of Csoil model

暴露参数	参数名称	参数值(工业用地)
C_s	土壤中污染物浓度/ $mg \cdot kg^{-1}$	实测
C_{dw}	饮用水中污染物暴露浓度/ $\mu g \cdot L^{-1}$	实测
AID	土颗粒食入率/ $mg \cdot d^{-1}$	50
$ITSP$	土颗粒呼吸吸入率/ $mg \cdot d^{-1}$	0.833
F_r	肺部保持因子	0.75
F_a	吸收因子	1
$AEXP_i$	室内皮肤暴露面积/ m^2	0.09
$AEXP_o$	室外皮肤暴露面积/ m^2	0.15
F_m	皮肤接触因子	0.15
DAE_i	室内土颗粒皮肤接触速率/ $kg \cdot m^{-2}$	5.6×10^{-4}
DAE_o	室外土颗粒皮肤接触速率/ $kg \cdot m^{-2}$	3.75×10^{-2}
DAR	皮肤吸收速率/ h^{-1}	0.005
TB_i	室内皮肤接触暴露频率/ $h \cdot d^{-1}$	14.9
TB_o	室外皮肤接触暴露频率/ $h \cdot d^{-1}$	1.14
f_{rs}	尘土中土壤颗粒质量分数	0.8
QDW	日饮水量/ $L \cdot d^{-1}$	2
$ATOT$	皮肤面积/ m^2	1.8
F_{exp}	洗澡时皮肤暴露比率	0.4
Td_b	洗澡皮肤接触暴露频率/ $h \cdot d^{-1}$	0.25
Td_s	洗澡蒸汽吸入暴露频率/ $h \cdot d^{-1}$	0.5
AV	呼吸速率/ $m^3 \cdot d^{-1}$	0.833
TL	室外挥发暴露频率/ $h \cdot d^{-1}$	1.14
TI_i	室内挥发暴露频率/ $h \cdot d^{-1}$	22.9
BW	平均体重/kg	70

表 5 目标污染物的毒理学参数

Table 5 Toxicity parameters of target pollutants

毒性参数	名称	1,2-二氯丙烷	1,2-二氯乙烷
RfD_o	经口暴露参考剂量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	0.09	0.02
RfD_i	呼吸暴露参考剂量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	1.14×10^{-3}	1.43×10^{-3}
RfD_{ABS}	皮肤接触参考剂量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	0.02	0.02
SF_o	经口暴露斜率因子/ $\text{kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$	0.068	0.091
SF_i	呼吸暴露斜率因子/ $\text{kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$	0.068	0.091
SF_{ABS}	皮肤接触斜率因子/ $\text{kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$	0.068	0.091
MPR_{ord}	皮肤接触和经口摄入可接受风险阈值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	43	14
MPR_{inh}	呼吸暴露的可接受风险阈值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	1.88	0.96

种物质的风险值之和^[20]。

RBCA 模型计算结果表明,由 1,2-二氯丙烷和 1,2-二氯乙烷污染引起的总非致癌风险小于 1,说明 1,2-二氯丙烷和 1,2-二氯乙烷的非致癌风险在可接受的范围之内。除 14 号采样点的总致癌风险值大于 10^{-5} 外,其余各采样点的致癌风险均在可接受的范围内。这是因为 14 号采样点在污水排放沟道沿线,紧邻生产车间,且位于生产车间的下风向,土壤和地下水中污染物浓度较高;随着离生产车间距离的增大,1,2-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷浓度迅速降低,14 号采样点周围的其他采样点土壤中 1,2-二氯乙烷浓度最高为 $17.3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、1,2-二氯丙烷浓度最高为 $3.4\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,浅层地下水中 1,2-二氯乙烷浓度最高为 $1980.7\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,1,2-二氯丙烷浓度最高为 $472.3\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。该场地的非致癌和致癌风险主要来自 1,2-二氯乙烷,这

主要是由于 1,2-二氯乙烷在土壤和地下水中的浓度高于 1,2-二氯丙烷所致。

与 RBCA 模型的计算结果相同,Csoil 模型计算结果表明目标污染场地上仅 14 号采样点风险值大于 1,存在潜在的健康风险,其他各采样点的健康风险均在可接受的范围内;由 1,2-二氯乙烷引起的风险值平均比 1,2-二氯丙烷大 10 倍以上。

2.2 暴露途径分析

2.2.1 RBCA 模型

图 2 为土壤中各暴露途径对 1,2-二氯丙烷、1,2-二氯乙烷非致癌风险和致癌风险的贡献率图示,可看出直接经口摄入途径对非致癌风险和致癌风险的贡献最大,占 70% 以上,其次为皮肤接触途径,呼吸摄入途径引起的风险最小。

RBCA 模型在考虑地下水暴露途径时仅考虑了

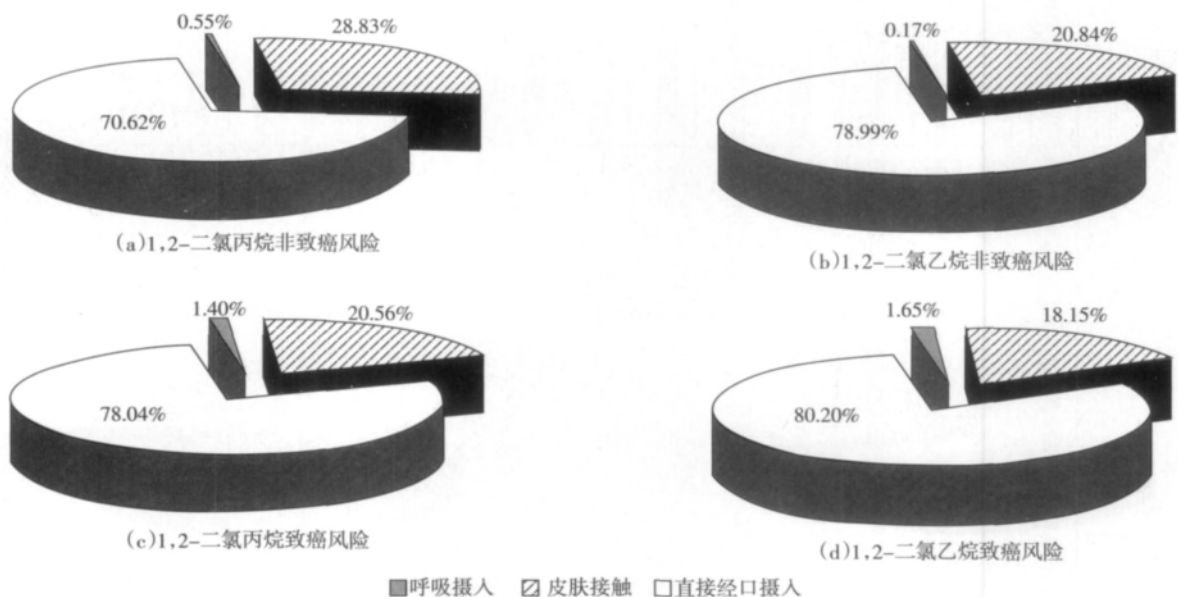


图 2 各暴露途径对非致癌风险、致癌风险的贡献率

Figure 2 The contribution rate of pathways to non-cancer and cancer risk

饮水摄入这一途径,所以大多数采样点由地下水引起的致癌风险小于由土壤引起的。各采样点由土壤和地下水引起的致癌风险情况对比见图 3。各采样点致癌风险的贡献值与土壤和地下水中污染物的浓度相关,因采样点土壤和地下水中污染物浓度受土壤结构、地下水流向等因素影响,无固定比率,所以采样点土壤和地下水对致癌风险的贡献也没有固定比率。

2.2.2 Csoil 模型

图 4 为土壤中各暴露途径对 1,2-二氯丙烷、1,2-二氯乙烷的风险贡献率图示,可以看出由土壤污染引起的各暴露途径中,直接经口摄入途径的风险最大,占 65%以上,其次为呼吸摄入途径,皮肤接触途径

引起的风险最小。在呼吸暴露途径引起的总暴露风险中,室内挥发占 92.6%,室外挥发占 7.4%,室内挥发暴露明显比室外挥发暴露引起的健康风险大。原因可能包括两方面,一方面是室内空气流通相对缓慢,使污染物浓度富集导致室内挥发暴露浓度要比室外挥发暴露浓度大,另一方面是人在室内活动时间要多于室外活动时间,这两方面综合起来造成了室内挥发暴露量和健康风险都比室外大。

Csoil 模型中各采样点由土壤和地下水引起的健康风险情况对比见图 5,所有采样点由地下水暴露途径引起的健康风险都超过土壤,说明在污染场地中,由地下水暴露引起的健康风险不容忽视。与地下水直

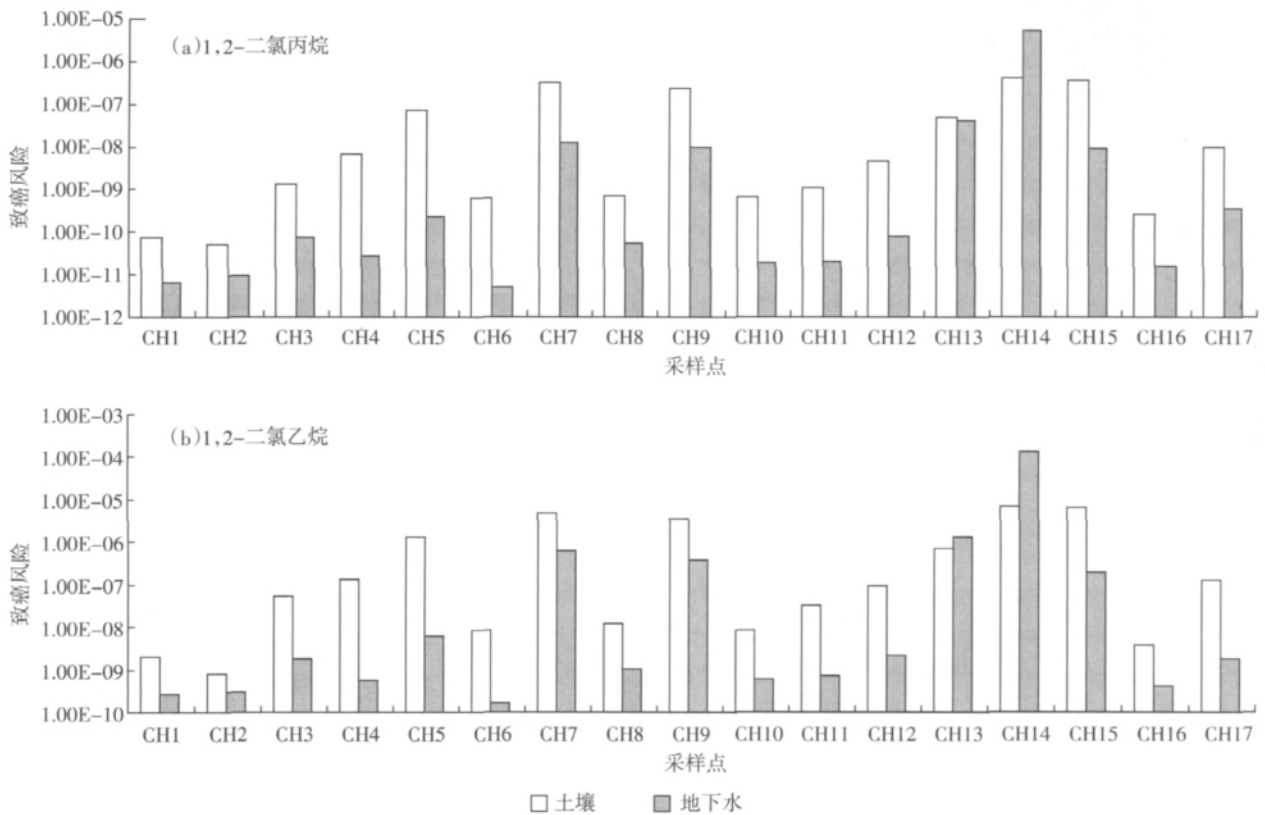


图 3 土壤和地下水污染引起的致癌风险值

Figure 3 The cancer risk value caused by contaminated soil and groundwater



图 4 各暴露途径对健康风险的贡献率

Figure 4 The contribution rate of pathways to health risk

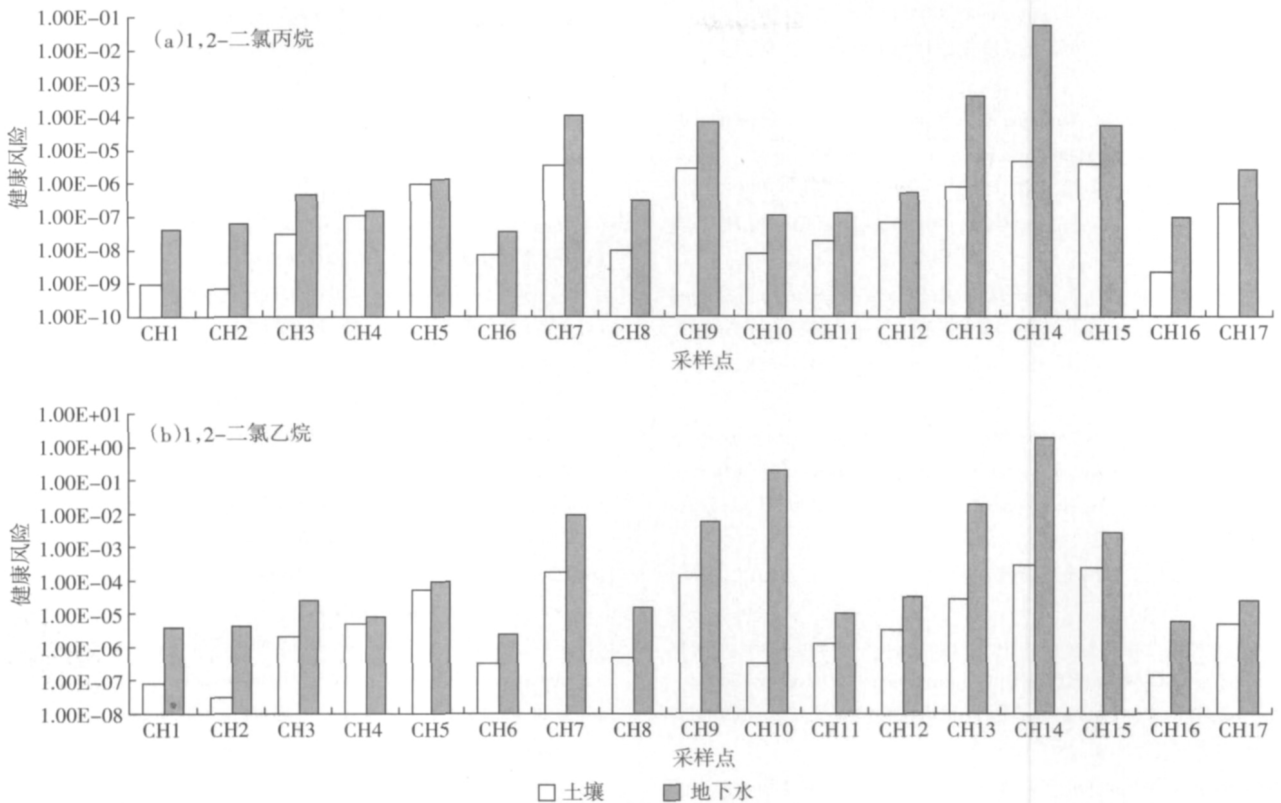


图5 土壤和地下水污染引起的健康风险值

Figure 5 The health risk value caused by contaminated soil and groundwater

接相关的各暴露途径,如洗澡时的皮肤接触和呼吸吸入对总暴露的贡献也很大。在地下水污染浓度较高区域饮水暴露是最主要的暴露途径,这主要是因为在不考虑衰减的情况下,地下水作为饮用水直接被入饮用,使暴露剂量率增大,进而健康风险很大。

对比RBCA模型和 C_{soil} 模型的风险计算结果可看出:不管采用何种模型进行计算,由土壤污染引起的各暴露途径中,直接经口摄入途径的风险最大,占65%以上。与RBCA模型相比, C_{soil} 模型在进行健康风险评价时特别考虑了洗澡暴露途径,其中洗澡暴露又分为洗澡时的呼吸吸入和皮肤接触这两种暴露途径。对于地下水已受到污染的污染场地来说,使用 C_{soil} 模型进行健康风险评价更具有针对性。

3 结论

(1)RBCA模型和 C_{soil} 模型对目标污染场地健康风险的计算结果基本一致,目标污染场地的健康风险主要来自1,2-二氯乙烷,除14号采样点存在潜在的健康风险外,其余各采样点的健康风险均在可接受的范围内。

(2)从暴露途径的贡献率来看,目标污染场地直接经口摄入途径引起的健康风险最大,占65%以上;皮肤接触途径引起的风险次之,呼吸摄入途径引起的风险最小。在呼吸暴露途径中,室内挥发暴露明显比室外挥发暴露引起的健康风险大。

(3) C_{soil} 模型计算结果显示所有采样点由地下水暴露途径引起的健康风险都超过土壤,说明在污染场地中,由地下水暴露引起的健康风险不容忽视。对于地下水已受到污染的污染场地来说,使用 C_{soil} 模型进行健康风险评价更具有针对性。

参考文献:

- [1] 周友亚, 颜增光, 郭观林, 等. 污染场地国家分类管理模式与方法[J]. 环境保护, 2007(10): 32-35.
ZHOU You-ya, YAN Zeng-guang, GUO Guan-lin, et al. Pollution sites classified management mode and method of state[J]. *Environment Protection*, 2007(10): 32-35.
- [2] Sousa C D. Contaminated sites: The Canadian situation in an international context[J]. *Journal of Environment Managment*, 2001, 62: 131-154.
- [3] Manuel A E, Eugenio L P, Elena M C. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources[J]. *Agri-*

- culture, Ecosystems and Environment*, 2008, 123(4) :247-260.
- [4] 周启星, 宋玉芳, 等. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2004 :86.
ZHOU Qi-xing, SONG Yu-fang, et al. Restoration theory and method of contaminated soil[M]. Beijing :Science Press, 2004 :86.
- [5] 陆雍森. 环境评价[M]. 第二版. 上海: 同济大学出版社, 1999 :17-21.
LU Yong-sen. Environment assessment[M]. Shanghai :Tongji University Press , 1999 :17-21.
- [6] Fryer M, Collinsb C D, Ferrierc H, et al. Human exposure modeling for chemical risk assessment :A review of current approaches and research and policy implications[J]. *Environment Science and Policy*, 2006(9) : 261-274.
- [7] Frank A Swartjes. Insight into the variation in calculated human exposure to soil contaminants using seven different European models[J]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2007(3) :322-332.
- [8] 赵洪阳. 土壤地下水污染现场健康风险评估技术对比研究[D]. 北京: 清华大学, 2008.
ZHAO Hong-yang. Comparative research on health risk assessment technology of Csoil and RBCA[D]. Beijing :Tsinghua University, 2008.
- [9] 夏 淼, 林海军, 叶海平. 总挥发性有机化合物定义定量问题的探讨[J]. *工程质量*, 2010, 28(2) :18-20.
XIA Miao, LIN Hai-jun, YE Hai-ping. Discussion on definition and ration problems of total volatile organic compound[J]. *Construction Quality*, 2010, 28(2) :18-20.
- [10] U S EPA. Region 9 preliminary remediation goals table[EB/OL]. [2009-08-20]. <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/files/04prgtable.pdf>.
- [11] Standard guide for risk-based corrective action[EB/OL]. ASTM(American Society for Testing and Materials). [2011-02-22]. <http://www.astm.org/Standards/E2081.htm>.
- [12] Chang S H, Kuo C Y, Wang J W, et al. Comparison of RBCA and CalTOX for setting risk-based cleanup levels based on inhalation exposure[J]. *Chemosphere*, 2004, 56 :359-367.
- [13] RIVM report 711701054/2007, CSOIL 2000 :An exposure model for human risk assessment of soil contamination[S].
- [14] 陈炼钢. 土壤地下水污染治理健康风险分析系统研究[D]. 北京: 清华大学, 2005.
CHEN Lian-gang. Health risk assessment system on remediation of contaminant in soil and groundwater[D]. Beijing :Tsinghua University, 2005.
- [15] 1,2-Dichloropropane(CASRN 78-87-5)[EB/OL]. [2010-08-20] <http://www.epa.gov/iris/subst/0601.htm>.
- [16] 1,2-Dichloroethane(CASRN 107-06-2)[EB/OL]. [2010-08-20]. <http://www.epa.gov/iris/subst/0149.htm>
- [17] RIVM report 711701025 :Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risks levels[S]. Bilthoven :2001.
- [18] Eleonora Wcislo, Dawn Ioven, Rafal Kucharski. Human health risk assessment case study :An abandoned metal smelter site in Poland[J]. *Chemosphere*, 2002, 47 :507-515.
- [19] Guidelines for health risk assessment of chemical mixtures[EB/OL]. Washington DC :US Environmental Protection Agency, 2007[2007-06-10]. <http://www.epa.gov/NCEA/raf/pdfs/chemmix/chemmix1986.pdf>.