

基于不确定性分析的健康环境风险评价

张应华, 刘志全, 李广贺, 张旭

(清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

摘要: 基于对水源地石油污染等现场调查数据为基础, 选取典型污染物苯, 利用可传递参数差异的蒙特卡罗技术方法, 分析了乙烯厂不同分区苯污染经过呼吸和饮水暴露途径造成人体健康风险的不确定性, 量化不确定性因素影响的 A 地区人体健康风险水平. 结果表明, 裂解装置区是苯污染影响人体健康风险水平的主要来源, 产生的健康风险水平均值为 1.17×10^{-4} , 而其他 3 个分区的影响较小; 所有分区苯污染对 A 地区产生的人体健康总风险均值为 1.18×10^{-4} , 大于美国环保局人体健康风险建议值 10^{-6} , 对人体健康已产生影响; 受不确定性因素影响, 根据不同的人体健康可以承受的风险水平限值, 污染对人体健康产生影响的概率存在差异. 因此量化不确定性对风险水平的影响, 可为污染场地的风险管理和修复行动提供科学依据.

关键词: 蒙特卡罗; 不确定性; 环境风险评价; 风险水平; 苯污染

中图分类号: X820.4 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)07-1409-07

Uncertainty Analysis of Health Risk Assessment Caused by Benzene Contamination in a Contaminated Site

ZHANG Ying-hua, LIU Zhi-quan, LI Guang-he, ZHANG Xu

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

Abstract: Lots of uncertainties lie in the procedure of environmental risk assessment (ERA) and how to analyze them exactly is studied comprehensively. Based on the investigation of petroleum contamination in a contaminated site, the representative benzene contaminant in soil was selected to analyze uncertainty of environmental risk resulting from drinking and inhalation exposure routes, using the Monte-Carlo simulations. According to the analysis results, the total health risk average value caused by benzene contamination from the alkene factory is 1.18×10^{-4} for the people living on the district A, which is more than the risk limit of U.S. EPA 10^{-6} and means contamination hazard to health. In four different areas of the alkene factory, the main source of risk comes from the cracking equipments with 1.17×10^{-4} . With the impact factors of the uncertainty, the contamination harm to the human health's probability is different referring to the different risk level, which is a criteria value meaning no harm to health issued by different institution. The study results provide an important foundation of effective control and remediation actions of contaminated sites.

Key words: Monte-Carlo; uncertainty; environmental risk assessment; risk level; benzene contamination

污染场地所引起的生态环境破坏、食品安全降低和人体健康危害, 极大制约了有限土地资源利用、水资源保护与经济社会可持续发展. 环境风险评价是量化污染土壤和水体对人体健康和生态系统影响的科学方法, 可为场地污染控制与功能恢复提供依据. 健康风险评价(health risk assessment, HRA)作为环境风险评价的一个重要分支, 一般包括危害识别、暴露评价、毒性评价和风险表征^[1,2]. 不确定性贯穿于环境风险评价的整个过程, 是由于对各种各样的物理及生化过程缺乏足够的认识, 同时也缺乏足够的实测数据而造成的. 因此在风险表征时必须进行评价结果的不确定性分析, 运用综合的专业判断、类比分析等推理技巧, 获得更多的风险评价所需的数据和资料, 采用技术处理手段以尽量减少不确定性, 从而使风险管理者了解风险评价数据来源的方式和可靠程度, 提供给环境管理者或决策者相对准确的信息, 便于科学指导风险管理.

不确定性的类型可分为客观与主观的不确定性, 具体地说, 不确定性包括参数的不确定性(测量误差、取样误差和系统误差)、模型的不确定性(由于对真实过程的必要简化, 模型结构的错误说明、模型误用、使用不当的替代变量)和情景不确定性(描述误差、集合误差、专业判断误差和不完全分析)^[3~5], 它们直接影响环境风险评价结果的可靠性. 环境风险评价过程中不确定性分析是指对数据收集、毒性评价和暴露评价的不确定性进行定性或定量表达, 如所收集数据的可靠性, 评价模型中某些假设、输入参数的不确定性和可能发生的概率事件. 蒙特卡罗方法较方便地处理复杂模型中的不确定性问题^[5,6], 如 Barnhouse 等^[7]用蒙特卡罗模拟技术研究由单一

收稿日期: 2006-09-18; 修订日期: 2006-12-01

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

作者简介: 张应华(1977~), 男, 博士, 主要研究方向为同位素示踪与环境风险评价, E-mail: yinghuazhang8@gmail.com

物种毒性外推到生态系统过程中的不确定性问题时,较好地将这一过程的不确定性转变为关于某种效应的不确定状态.本研究以某水源地受到附近烯烃厂的苯污染为例,运用蒙特卡罗技术传递参数差异,进行风险评价的不确定性分析,提高风险评价结果的可靠性和降低决策的风险度,从而使该水源地污染的风险管理和修复决策更加合理科学.

1 不确定性分析方法

不确定性的来源、类型和性质复杂,但可通过数学、实验等方法避免,也可通过定量或定性分析减少不确定性,如泰勒简化法、概率树法、贝叶斯法和蒙特卡罗法.蒙特卡罗方法基于对实际发生情况的模拟,运用概率方法传播参数的不确定性,能更好地表征风险和暴露评价.首先用一个随机数发生器对各输入变量按一定概率分布取值,赋值给各输入变量,利用计算模型计算各输出变量,如此反复对输入变量取值 k 次,便可得出 k 个输出变量值,由这 k 组数据便可求出输出量的概率分布^[8].由于蒙特卡罗方法是基于随机取值而模拟实际情景,因此有如下缺点:缺乏对系统结构的了解,难以对结果进行综合.此外,对于复杂的系统,需要进行大量的计算,对算法及计算机要求较高.

如图 1 所示, $X_1, X_2 \cdots X_n$ 表示 n 个按一定概率分布的输入随机变量值,利用风险评价模型对系统进行仿真,如 MMSOILS 中使用蒙特卡罗方法^[9],给定输入参数的一系列随机变量值后,计算风险 C ,即:

$$C = g(X_1, X_2, X_3 \cdots X_n) \tag{1}$$

在一定范围内(参数的可能取值范围)根据不同变量的特定分布函数,通过伪随机数发生器重复产生不确定输入变量,组成 k 组随机数样本.利用这些随机样本作为输入变量,通过模型运行产生一系列模型结果对应值(即 C 值),对模型结果进行统计分析生成相应的累积概率分布(CDF).由此可见,应用蒙特卡罗模拟技术包含如下步骤:① 确定各输入变量的概率密度分布函数;② 在各输入变量可能的取值范围内根据①中给定函数生成伪随机数,这些随机数代表实际中一系列可能存在的参数变量值;③ 运行模型,计算产生的输入输出结果;④ 重复②和③步骤;⑤ 对④中的随机输出结果系列进行统计分析产生累积概率分布(CDF);⑥ 分析和运用累积概率分布函数进行风险决策.

蒙特卡罗通过 n 个样本的模型模拟,得到概率

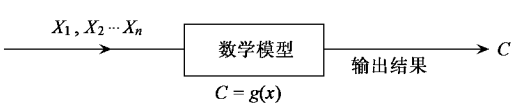


图 1 蒙特卡罗仿真计算示意

Fig.1 Map of Monte-Carlo analysis

p 处 C_p 风险值, C_p 的精确度随着样本数量的增加而提高,利用 C_p 的置信区间表征其不确定性.置信区间的上下边界定义如下:

$$\text{prob}(C_{\text{Lower}} < C_p < C_{\text{Upper}}) = 1 - \alpha \tag{2}$$

式中, C_{Lower} 为置信区间下边界, C_{Upper} 为置信区间上边界, α 表示显著性水平, prob 为位于置信区间的概率.

从 C_{Lower} 到 C_{Upper} 的区间指置信水平为 $100(1 - \alpha)\%$ 的区间,置信区间的计算可以通过如下所示的二项式展开计算得到.定义 1 个指示变量(伯努利变量) I ,例如:

$$I = \begin{cases} 1 & \text{若 } C \leq C_p \\ 0 & \text{若 } C > C_p \end{cases} \tag{3}$$

同时,定义 1 个随机变量 K , K 等于蒙特卡罗模拟中当 $I = 1$ 时检验的次数.随机变量 K 满足二项式分布,均值为 np ,方差为 $np(1 - p)$,即:

$$\text{prob}\left\{\sum_{i=1}^n I_i = K\right\} = \frac{n!}{K!(n - K)!} p^K (1 - p)^{n - K} \tag{4}$$

式中, n 表示 C (蒙特卡罗模型)的自变量个数,与 I 的自变量个数 n 相同.

当 $C_{(K)}$ 是第 K 个最小模拟值时, K 低于给定正整数的概率就是 $C_{(K)} < C_p$ 的概率.因此,基于二项式分布得到 K 的置信区间来表征 C_p 的置信区间. Conover 给出获得 C_p 的置信区间方法^[10],在二项式分布累积概率表中寻找对应 $\alpha/2$ 和 $1 - \alpha/2$ 概率的 K 值,当样本数量 n 大于 20 或更大时的二项式分布接近正态分布,给出计算近似正态分布值公式,简单的近似计算 2 个函数值 r 和 s :

$$r = np + z_{\alpha/2} [np(1 - p)]^{1/2} \tag{5}$$

$$s = np + z_{1 - \alpha/2} [np(1 - p)]^{1/2} \tag{6}$$

式中, $z_{\alpha/2}$ 和 $z_{1 - \alpha/2}$ 是标准正态分布的分位数.通过 r 和 s ,得到相应的 $C_{(r)}$ 和 $C_{(s)}$ 值,从而给出相应的置信区间如下:

$$\text{prob}\{C_{(r)} \leq C_p \leq C_{(s)}\} = (1 - \alpha)100\% \tag{7}$$

这种方法由 Carsel 等和美国 Woodward-Clyde 公司首次使用^[11,12],并集成在风险评价多介质 MMSOILS 模型当中,通过给出概率 p 在置信水平(1

$-\alpha>100\%$ 下的置信区间,表征风险水平变异的范围^[9]。

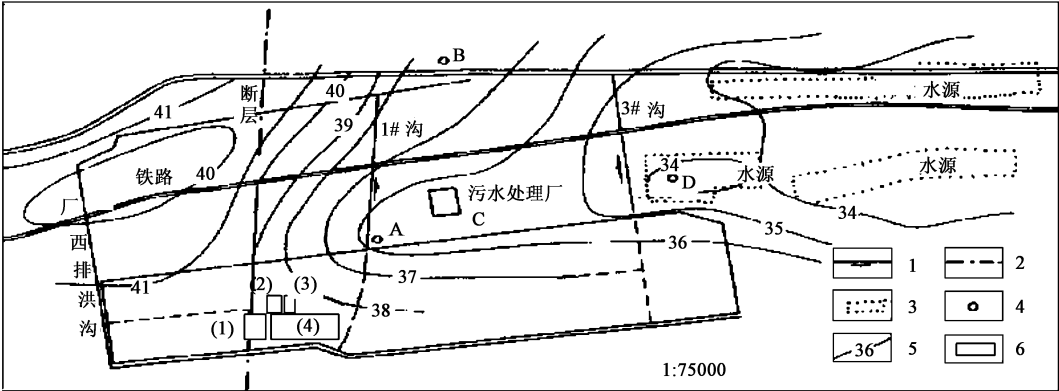
2 不确定性分析应用研究

2.1 研究区背景

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。但位于市内水源地上游补给区的石油化工公司烯烃厂区,工厂的地基有一半为石灰岩裸露区,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,水质发生了明显变化,地下水水化学类型发生改变,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,地下水水质恶化,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不确定性分析的健康环境风险评价案例。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 2 所示。



1. 排洪沟;2. 断层;3. 水源地;4. 观测孔;5. 地下水等水位线图;6. 装置
(1)烯烃厂裂解装置区;(2)塑料厂聚乙烯装置区;(3)塑料厂苯乙烯装置区;(4)烯烃厂车间

图 2 研究区位置示意

Fig.2 Map of the study area

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,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,污染物随着不断地泄漏及降水的淋滤极易直接进入含水层。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~C~D 一线的地下水中一直有油污染物检出,油含量表现为 A 地>C 地>D 地,显示出油污染物自 A 地向东部开采区扩散的趋势^[13]。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。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。

2.2 主要暴露途径及参数赋值

污染场地是 1 个包括地表水体、土壤、大气和生物的多介质复合体系,由于人类的工农业生产和生活,有害化学物从污染场地的土壤释放,土壤侵蚀后

污染地表和地下水体;有机污染物还会通过挥发扩散进入大气,大气中污染物通过沉降进入土壤和地表水介质中;污染物通过相互补给在地表水体与地下水体之间进行迁移。污染物从土壤、大气、地表和地下水体生物迁移至动植物体内,人类通过大气呼吸、食物、饮用水和土壤的摄入以及对土壤和水体的皮肤接触产生环境健康风险,其主要迁移转化和暴露途径如图 3 所示。

多介质 MMSOILS 模型涵盖图 3 中所示的迁移转化和暴露途径,在对污染场地进行风险评价时,主要包括 2 大模块,即为污染物迁移转化模块和人体暴露模块。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 模型形式主要涵盖参数包括化学特性参数、大气运移参数、地表水参数、地下水参数、蒸发及

入渗参数、食物链参数和暴露期的摄入参数体系^[9, 14, 15]. MMSOILS 模型主要包含 3 类代表不同特征的不确定性变量: 描述有害物质化学、生物化学和毒性特征的变量, 典型的包括亨利常数、降解速率常数和有机碳归化分配系数(K_{oc})^[16]; 描述不同介质和介

质中影响污染物迁移转化的环境特征变量, 典型的包括水力传导系数、孔隙率、有机碳浓度和弥散度; 描述个体摄取和暴露特征的变量, 典型的包括水的摄取率、皮肤的土壤接触面积和体重.

图 2 中烯烃厂裂解装置区、塑料厂聚乙烯装置区、塑料厂苯乙烯装置区和烯烃厂车间 4 个区域土壤中苯污染浓度分别为 138.64、0.69、0.304 和 0.084 mg/kg. 研究区暴露途径主要为饮水和呼吸, 而饮水主要依靠抽取地下水, 因此对评价模型的主要参数进行选取与赋值时, 把 A 地水源地设为评价的地下水取水点. 基于陈华等^[17]以该场地为背景着重分析造成不确定性的关键参数及其灵敏度的研究, 风险评价模型中的不确定参数选取如表 1 所示, 其中场地特征方面的参数是通过现场或现场数据进行计算所获得, 物理化学参数和毒理性参数参见文献^[18]和集成风险信息系统 IRIS(Integrated Risk Information System), 参数分布特征根据美国环保局(EPA)应用 MMSOILS 模型时的专家意见、经验和现场统计得出^[9]. 通过表 1 中参数分布特征和范围, 应用 MMSOILS 模型附带的蒙特卡罗模拟仿真程序, 随机产生数据系列, 进行风险不确定分析.

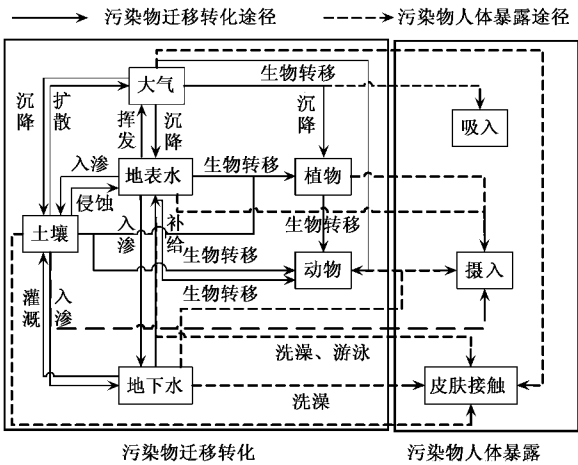


图 3 污染场地风险评价的污染物迁移转化和暴露途径
Fig.3 Exposure and transfer path of risk assessment for contaminated site

表 1 输入参数不确定性特征¹⁾
Table 1 Uncertainty characteristics of parameters for analysis

参数意义及单位	位置	均值	标准差	最小值	最大值	分布特征
田间持水率/cm ³ •cm ⁻³	一层	0.27	0.036	0.198	0.342	正态分布
	二层	0.091	0.01	0.07	0.243	正态分布
饱和传导率/m•d ⁻¹	一层	1.32	2.65	0.06	5.75	对数正态分布
	二层	21	21	0.91	181	对数正态分布
土壤容重/mg•cm ⁻³		1.4	0.14	1.1	1.7	正态分布
亨利常数/atm•m ³ •mol ⁻¹		5.55×10 ⁻³	4.20×10 ⁻⁴	4.7×10 ⁻³	6.4×10 ⁻³	正态分布
土壤-水分配系数/mL•g ⁻¹		1.37	0.822	0	2.74	均匀分布
地下水梯度/m•m ⁻¹		0.007	0.002	0.004	0.011	正态分布
渗透系数/m•d ⁻¹		36.6 ^[14]	9.15	17.5 ^[19]	111.84 ^[20]	正态分布
含水层有效空隙度/cm ³ •cm ⁻³		0.3	0.058	0.17	0.42	正态分布
X 方向弥散系数/m		0.1	0.025	0.05	0.15	正态分布
含水层厚度/m		80	7.67	66.7	93.3	均匀分布
	(1)	1 100	123	887	1 313	均匀分布
与地下水使用点距离/m	(2)	1 000	112	806	1 194	均匀分布
	(3)	800	89.6	645	955	均匀分布
	(4)	1 000	112	806	1 194	均匀分布
饮水量/L•d ⁻¹		2.2 ^[21]	0.465	1.01	5.4	对数正态分布

1)表中(1)、(2)、(3)和(4)与图 2 中位置相对应, 下同

2.3 不确定性分析结果讨论

通过表 1 中输入参数的不确定性,随机取值组合进行 10 000 次仿真试验,利用蒙特卡罗分析方法,对 A 地区苯污染影响人体健康风险水平的不确定性进行了分析.乙烯厂 4 个不同区域的健康风险统计值如表 2 所示.

由表 2 中不同分区风险水平的最大和最小值可以看出,受风险评价过程中诸多参数不确定性因素影响,评价结果显示风险水平处于非常大的变动范围,说明选择不同的模型参数进行风险评价将导致

评价结果出现非常大的差异.若在风险评价过程中忽略不确定性因素影响,不进行不确定性分析,将有可能提供给相关管理部门错误的评价结果.如塑料厂聚乙烯装置区,参数的选取都有可能出现风险水平为 8.35×10^{-8} 和 5.11×10^{-6} (表 2) 的评价结果,若管理部门规定所能承受的风险水平 10^{-6} 作为污染场地修复的依据,则评价结果提供给管理部门 2 个截然相反的结论.由此可见,不确定性分析为风险评价过程中的重要一部分,直接影响着风险评价结果,从而影响管理部门的科学决策.

表 2 健康风险统计值
Table 2 Statistic values of heath risk level

位置	平均值	标准差	变差系数	最小值	最大值	偏度	峰度
(1)	1.17×10^{-4}	7.09×10^{-5}	0.606	1.30×10^{-5}	8.16×10^{-4}	1.99	9.96
(2)	7.70×10^{-7}	4.64×10^{-7}	0.603	8.35×10^{-8}	5.11×10^{-6}	1.94	9.49
(3)	3.79×10^{-7}	2.27×10^{-7}	0.600	4.05×10^{-8}	2.52×10^{-6}	1.92	9.42
(4)	3.54×10^{-7}	1.99×10^{-7}	0.562	4.44×10^{-8}	2.26×10^{-6}	1.80	8.75

如果单独考虑 4 个不同区域苯污染对人体造成的健康风险,由表 2 可以看出,烯烃厂裂解装置区,尽管受不确定性因素影响,但是其最小值 1.3×10^{-5} 大于美国环保局人体健康风险 10^{-6} 的建议值^[22],均值 1.17×10^{-4} 也略超出美国环保局对污染场地修复时认为所能承受 $10^{-4} \sim 10^{-6}$ 的风险水平^[23],可见该区域苯污染通过饮水和呼吸暴露途径对 A 地区的人体健康已构成潜在威胁;塑料厂聚乙烯装置区、烯烃厂车间和塑料厂苯乙烯装置区,受上述不确定性因素影响,其最大值分别为 5.11×10^{-6} 、 2.52×10^{-6} 和 2.26×10^{-6} ,均超过美国环保局人体健康风险建议值 10^{-6} ,但均位于所能承受的风险水平 $10^{-4} \sim 10^{-6}$ 之内,三者的均值分别为 7.7×10^{-7} 、 $3.79 \times$

10^{-7} 和 3.54×10^{-7} ,均低于美国环保局人体健康风险建议值 10^{-6} ,可是若考虑三者的综合影响,却高于建议值,因此该 3 个地区的苯污染对人体健康存在危害风险,但在承受范围之内.如果综合考虑 4 个区域苯污染对人体健康造成的健康风险,健康风险平均水平达到 1.18×10^{-4} ,已经超出承受范围.表 3 给出 4 个不同区域的苯污染造成的人体健康风险在 $\alpha = 0.05$ 下的置信区间:烯烃厂裂解装置区,风险值小于 9.9×10^{-5} 的概率只有 50%;塑料厂聚乙烯装置区,风险值小于 1.06×10^{-6} 的概率为 90%;塑料厂苯乙烯装置区,风险值小于 8.12×10^{-7} 的概率为 95%;烯烃厂车间,风险值小于 7.36×10^{-7} 的概率为 95%.

表 3 不同累积概率对应风险值及置信区间($\alpha = 0.05$)
Table 3 Different cumulative probabilities for risk level and the corresponding confidence interval ($\alpha = 0.05$)

位置	C_{50}		C_{80}		C_{90}		C_{95}	
	风险	置信区间	风险	置信区间	风险	置信区间	风险	置信区间
(1)	9.9×10^{-5}	$(9.77 \sim 10.1) \times 10^{-5}$	1.59×10^{-4}	$(1.57 \sim 1.62) \times 10^{-4}$	2.06×10^{-4}	$(2.02 \sim 2.1) \times 10^{-4}$	2.51×10^{-4}	$(2.45 \sim 2.58) \times 10^{-4}$
(2)	6.53×10^{-7}	$(6.45 \sim 6.62) \times 10^{-7}$	1.05×10^{-6}	$(1.03 \sim 1.07) \times 10^{-6}$	1.36×10^{-6}	$(1.33 \sim 1.39) \times 10^{-6}$	1.66×10^{-6}	$(1.62 \sim 1.70) \times 10^{-6}$
(3)	3.21×10^{-7}	$(3.17 \sim 3.26) \times 10^{-7}$	5.16×10^{-7}	$(5.08 \sim 5.24) \times 10^{-7}$	6.67×10^{-7}	$(6.54 \sim 6.83) \times 10^{-7}$	8.12×10^{-7}	$(7.94 \sim 8.33) \times 10^{-7}$
(4)	3.07×10^{-7}	$(3.02 \sim 3.11) \times 10^{-7}$	4.78×10^{-7}	$(4.71 \sim 4.84) \times 10^{-7}$	6.12×10^{-7}	$(6.00 \sim 6.24) \times 10^{-7}$	7.36×10^{-7}	$(7.21 \sim 7.56) \times 10^{-7}$

在不确定性因素影响下,给出 4 个不同区域苯污染对人体健康风险的累积概率分布(图 4).由图 4 可以看出,假如我国借鉴美国和欧洲一些国家及地区以 10^{-6} 作为人体健康风险水平的标准^[22,24~26],烯

烃厂裂解装置区的风险值小于 10^{-6} 的概率为零,必将对人体健康产生威胁,塑料厂聚乙烯装置区、塑料厂苯乙烯装置区和烯烃厂车间的风险值小于 10^{-6} 的概率大于 80%,基本不会对人体健康产生危害;假如以 10^{-4} 为人体健康可以承受的风险水平,烯烃厂裂解装置区的风险值小于 10^{-4} 的概率为 55% 左

右,塑料厂聚乙烯装置区、塑料厂苯乙烯装置区和烯烃厂车间的风险值大于 10^{-4} 的概率为 0,均不会对人体健康产生影响.可见,根据不同的人体健康可以承受的风险水平限值,对人体健康可能造成危害的概率是不同的,从而可为污染场地的风险管理和修复行动提供科学依据.

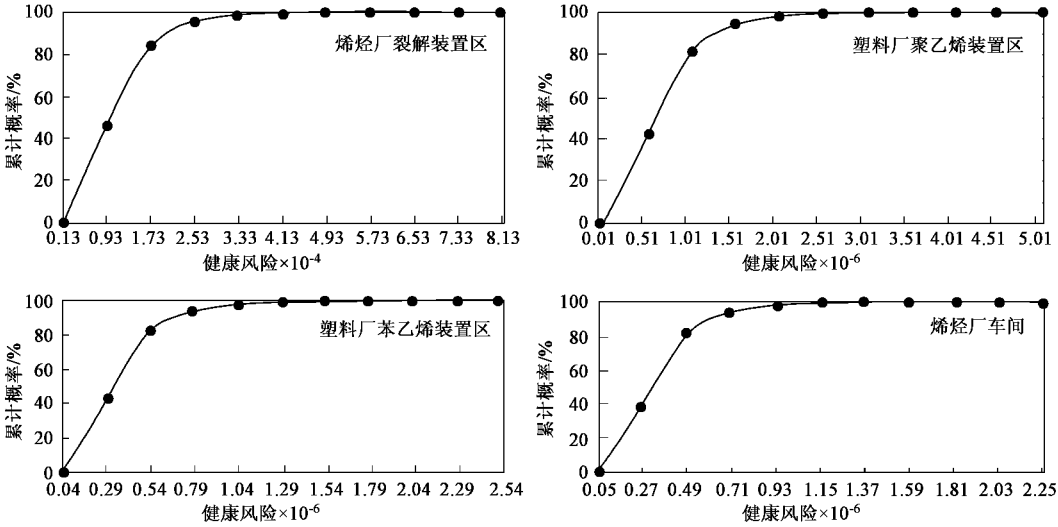


图 4 乙烯厂 4 个不同区间的风险累积概率分布
Fig.4 Cumulative probability of risk level for four different parts in alkene factory

3 结论

- (1) 尽管受不确定性因素影响,研究区 4 个分区中,裂解装置区的苯污染物是影响人体健康风险水平的主要来源,而其他 3 个分区造成的风险水平较低,且不同分区土壤的苯浓度值越低,造成的人体健康平均风险水平就越低.
- (2) 如果综合考虑 4 个区域苯污染对人体健康造成的健康风险,健康风险平均水平达到 1.18×10^{-4} ,大于美国环保局人体健康风险建议值 10^{-6} ,对人体健康已经产生影响.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,须重点对烯烃厂裂解装置区进行土壤污染治理.
- (3) 受污染场地环境风险评价过程中不确定性因素影响,根据不同的人体健康可以承受的风险水平限值,污染对人体健康可能造成危害的概率是不同的,因此量化不确定性对风险水平的影响,可为污染场地的风险管理和修复行动提供科学依据.
- (4) 不确定性分析中,一些参数取值及分布采用了经验或专家建议,其精确性需要在进一步研究

中采用更精确的统计给予验证.

参考文献:

[1] USEPA. Risk assessment guidance for superfund volume I: human health evaluation manual (Part A) [R]. EPA/540/1-89/002, Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response, April 1990.

[2] 何星海,马世豪,李安定,等. 再生水利用健康风险暴露评价[J],环境科学,2006,27(9):1912~1915.

[3] Benjamin J R, Cornell C A. Probability: Statistics and decision for civil engineers [M]. New York: McGraw-Hill, 1970. 70~92.

[4] 曾光明,钟政林,曾北危. 环境风险评价中的不确定性问题[J]. 中国环境科学,1998,18(3): 252~255.

[5] 王建平,程声通,贾海峰. 基于 MCMC 法的水质模型参数不确定性研究[J]. 环境科学,2006,27(1):24~30.

[6] 褚俊英,陈吉宁,邹骥. 我国城市水环境产业发展规模和市场容量的 SD 模型[J]. 环境科学,2002,23(4):1~7.

[7] Barnthouse L W, Suter G W II, Bartell S M, et al. User's Manual for Ecological Risk Assessment (Oak Ridge, TN: Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, 1986) [M]. New York: Publication No. 2679, ORNL-6251 Press, 1986. 57~69.

[8] 徐钟济. 蒙特卡罗方法[M]. 上海:上海科学技术出版社,1985. 1~29.

[9] USEPA. MMSOILS: Multimedia Contaminant Fate, Transport, and Exposure Model[M]. Documentation and User's Manual Version 4.0. Office of Research and Development, Washington, D.C. 1996b.

[10] Conover W J. Practical Nonparametric Statistics [M]. (2nd edition). New York: John Wiley & Sons Inc, 1980. 493.

[11] Carsel R F, Parrish R S, Jones R L, *et al.* Characterizing the Uncertainty of Pesticide Leaching in Agricultural Soils [R]. USEPA Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia 30613. 1985.

[12] Woodward-Clyde Consultants. Development of an Approach for Conducting Uncertainty Analyses in Multimedia Modeling [R]. Draft Report Prepared for USEPA Technology Development and Applications Branch . Athens . Project No . 6 8 - 0 3 - 6 3 0 4 . Work Assignment B-2. 1986.

[13] 窦明,王呈祥,左其享. 淄博市大武水源地水资源综合评价[J]. 水资源与水工程学报,2005,16(4):5~10.

[14] 陈华. 石油污染场地土壤风险基准值与环境风险评价技术研究[D]. 北京:清华大学,2005.68.

[15] Gnanaprogasam E K, Yu C. Comparison of multimedia model predictions for a contaminant plume migration scenario [J]. Journal of Contaminant Hydrology. 2000, (46): 17~38.

[16] 潘波,刘文新,林秀梅,等. 水溶性有机碳对菲吸附系数测定的影响[J]. 环境科学,2005,26(3):162~166.

[17] 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[A]. 见:钱易,郝吉明,陈吉宁主编. 王继明教授 90 寿辰贺文集[C]. 北京:中国建筑工业出版社,环境科学与工程,2005.341~345.

[18] Office of Emergency and Remedial Response. Soil Screening Guidance: Technical Background Document, Second Edition [M]. Washington, DC: USEPA, 1996.

[19] 任增平. 大武水源地东部岩溶水石油污染及西部抽出-处理技术研究 [D]. 北京:中国地质大学,1999.56~58.

[20] 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[J].中国岩溶,1997,16(2): 131~137.

[21] GB 4792-84. 放射卫生防护基本标准[S].

[22] USEPA. Technical Background Document for The Supplement Report for Congress on Remaining Fossil Fuel Combustion Wastes, Groundwater Pathway Human Health Risk Assessment[R]. 1998, 6: 16~126.

[23] USEPA. Risk assessment guidance for superfund: Volume I-Human health evaluation manual Part B, development of risk-based preliminary remediation goals [R]. EPA/540/R-92/003. Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response USEPA, 1991.

[24] Health and Safety Executive of United Kingdom. Risk criteria for land-use planning in the vicinity of major industrial hazards[R]. UK. Her Majesty's Stationery Office, 1989.

[25] 林政刚. 关阳平原居民饮用地下水含砷量调查与健康风险之初步评估[A]. 见:中日地下水与土壤调查品质管理及整治技术研讨会论文集[C].高雄: 2003.

[26] Tatiana Z, Fabio T. Health Cancer Risk Assessment for Arsenic Exposure in Potentially Contaminated Areas by Fertilizer Plants: A Possible Regulatory Approach Applied to a Case Study in Moscow Region-Russia [J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 2002, (36): 22~33.