

细河流域地下水中持久性有机氯污染物的健康风险评估

罗庆¹, 孙丽娜¹, 张耀华²

(1. 沈阳大学 区域污染环境生态修复教育部重点实验室, 沈阳 110044; 2. 辽宁省地质矿产研究院, 沈阳 110032)

摘要: 为了保障细河流域沿岸居民的生活用水安全, 分析了地下水样品中 15 种持久性有机氯污染物(POCPs)的含量, 运用荷兰公共卫生和环境国家研究院提出的土壤地下水污染现场暴露评价(CSOIL)模型对持久性有机氯污染物的健康风险进行了初步评价。结果表明: 细河流域各采样点地下水中 Σ PCBs 含量为 0.08~5.89 ng/L, Σ OCPs 含量为 0.17~21.2 ng/L, 均低于各自生活饮用水卫生标准(GB5749—2006)中的浓度限值。作物食入、饮水等经口摄入途径是地下水环境健康风险评估中最主要的暴露途径, 各采样点地下水中 POCPs 由作物食入、饮水、洗澡过程中呼吸吸入和皮肤接触 4 种暴露途径产生的总的平均个人年健康风险值为 $1.63 \times 10^{-7} \sim 6.21 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, 其健康风险排序为: 翟家 > 富官 > 双树 > 前庙 > 土西 > 大兀拉 > 黄蜡坨 > 前余 > 大潘, 均低于国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受值, 基本属于可接受范围, 但其健康危害已不容忽视。

关键词: 细河流域; 地下水; 持久性有机氯污染物; CSOIL 模型; 健康风险评估

中图分类号: X522; X820.4

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2011)06-0119-06

Health Risk Assessment of Persistent Organochlorine Pollutants in Groundwater from Xihe River Area

LUO Qing¹, SUN Li-na¹, ZHANG Yao-hua²

(1. Key Laboratory of Regional Environment and Eco-remediation of Ministry of Education, Shenyang University, Shenyang 110044, China; 2. Liaoning Academy of Geology and Mineral Resources, Shenyang 110032, China)

Abstract: In order to insure the safety of water used by the residents along the Xihe River Area, a preliminary assessment of the health risk caused by POCPs was performed by CSOIL Model of Holland RIVM. Results showed that the total level of 6 PCB (Σ PCBs) in groundwater ranged from 0.08 to 5.89 ng/L, 9 OCP (Σ OCPs) ranged from 0.17 to 21.2 ng/L, which were below the concentration limits in the Standards for Drinking Water Quality (GB5749—2006). Crop ingestion and drinking water are the most important exposure pathways in health risk assessment of groundwater. The total average individual annual health risks caused by crop ingestion, drinking water, inhalation and dermal ingestion in the bathing were $1.63 \times 10^{-7} \sim 6.21 \times 10^{-6}$ per year. Health risks at 9 sampling points followed the order: Zhaijia > Fuguan > Shuangshu > Qianmiao > Tuxi > Dawula > Huanglatuo > Qianyu > Dapan. Though risks of PAHs at all sampling points were less than the recommended maximum acceptable value of the International Commission on Radiological Protection (ICRP), the health risks could not be ignored.

Key words: Xihe River Area; groundwater; POCPs; CSOIL model; health risk assessment

多氯联苯和有机氯农药等持久性有机氯污染物具有突出的“致癌、致畸、致突变”作用和环境持久性、生物蓄积性, 能够对人类和动物的神经系统、生殖系统和免疫系统造成极大的破坏并引发癌症^[1-2], 并被

列入《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》首批受控的 12 种化合物。尽管多氯联苯和有机氯农药已停止使用多年, 但由于它们的持久性和疏水性等特性使得其在环境中残留并积累^[3], 已有研究表明, 土

收稿日期: 2011-04-19

修回日期: 2011-06-09

资助项目: 国家自然科学基金重点项目(40930739); 国家自然科学基金面上项目(41071304); 国家重大水专项项目(2008ZX07208-003-004); 国家自然科学基金青年项目(40901282)

作者简介: 罗庆(1984—), 男, 湖北随州人, 硕士, 主要从事环境分析化学与环境风险评估研究。E-mail: luoqingyt@126.com

通信作者: 孙丽娜(1960—), 女, 辽宁沈阳人, 博士后, 教授, 博导, 主要从事退化生态系统修复与污染环境风险评估研究。E-mail: sln629@163.com

壤和沉积物将成为此类污染物的最终归宿^[4-5]。由于渗透补给和降雨淋滤等作用,土壤和沉积物中的污染物势必会随地表水及雨水渗入地下水系统,污染地下水,进而危害以地下水作为日常生活用水的人类的身体健康。因此,研究地下水中持久性有机氯污染物的分布特征、污染来源及健康风险具有重要意义。

细河位于辽浑太冲积平原,全长 78.2 km,是沈阳市的主要排污河渠,其日接纳污染物总量约 550 t,占全市污染物排放总量的 60%~70%^[6]。细河流域属于受季风影响的湿润和半湿润北温带大陆性气候,具有四季分明、雨热同季、降水集中、日照充足、温差较大、冬季漫长等特点。流域总面积约为 400 km²,土壤类型主要为棕壤土和草甸土。土壤利用类型为城镇、农田、林地等 3 类,其中水稻、玉米、蔬菜等农业用地占绝大比例,农业灌溉用水主要为细河河水或地下水。由于细河河水、底泥沉积物、沿岸土壤的严重污染,该地区地下水出现不同程度的污染,以地下水作为其日常生活用水的沿岸居民的身体健康也出现异常。因此,本文在对细河流域地下水中的 DDT、BHC 等有机氯农药和多氯联苯两类持久性有机氯污染物的污染现状监测调查的基础上,采用荷兰公共卫生和环境国家研究院(RIVM)提出的土壤地下水污染现场暴露评价模型(CSOIL 模型),根据细河流域地下水中持久性有机氯污染物的浓度推导出经作物食入、饮水、洗澡过程中呼吸吸入和皮肤接触等 4 种暴露途径进入人体的日均暴露浓度及剂量,评价各暴露途径的健康风险及总风险,以便为细河流域环境保护和环境管理措施的制定提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

2010 年 4 月,沿细河流向,从上游到下游共选取 9 个采样点,采样区域和采样点位置见图 1。样品均取自当地用于饮用、洗浴等日常生活用水的深水井,每个采样点取 5 L 水样。

1.2 样品处理

水样直接进入全自动固相萃取系统。固相萃取膜先用 10 ml 二氯甲烷清洗、6 ml 甲醇活化、6 ml 超水平衡;取 1 L 水样过固相萃取膜,水样通过后干燥 8 min;用 6 ml 丙酮洗脱 1 次、6 ml 二氯甲烷洗脱 2 次;洗脱液脱水后,旋转蒸发浓缩至近干,1 ml 正己烷定容,待 GC-ECD 分析。

1.3 样品分析

GC-ECD 分析条件:色谱柱为 CP-sil 8 CB 型石英毛细管柱(30 m×0.32 mm×0.25 μm);色谱柱

升温程序:初始温度 120℃ 并保持 1 min,以 25℃/min 升至 230℃ 保持 0 min,再以 3℃/min 升至 255℃ 保持 0 min,最后以 20℃/min 升至 280℃ 保持 5 min;进样口温度 250℃;检测器温度 300℃。载气、辅助气均为氮气,纯度为 99.999%,载气流速为 0.6 ml/min(恒流)。进样方式:脉冲不分流进样,脉冲压力为 276 kPa、保持 0.75 min,进样量 1 μl;尾吹 30 ml/min。以保留时间定性,外标法定量。该方法的基质加标回收率为 83.2%~95.4%,相对标准偏差为 5.53%~9.44%。方法的检出限为 0.03~0.15 ng/L,定量限为 0.1~0.5 ng/L。

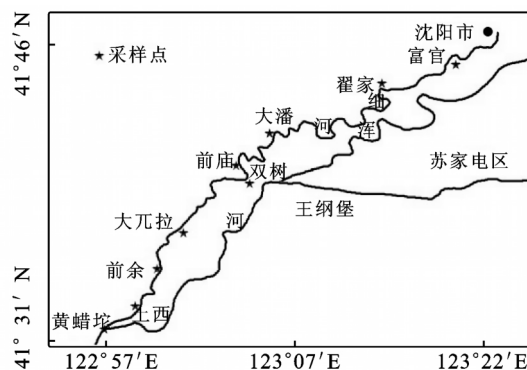


图 1 细河流域采样位置示意图

2 水环境健康风险评价

2.1 污染物的健康风险评价模型

目前国内外的环境健康风险评价主要是在污染物毒性分类的基础上进行评价^[7]。通常根据污染物的致癌性将其分为致癌和非致癌两类分别评价,但是事实上致癌污染物同样具有非致癌危害效应^[8]。本文选择 USEPA 推荐的且在中国应用较为广泛的两个模型进行评价^[9-10]。

2.1.1 非致癌健康风险评价模型 一般认为生物体对非致癌性物质的反应有剂量阈值,低于阈值则认为不会产生不利于健康的影响。非致癌性污染物进入人体后所致健康危害的风险模型为:

$$R_I = (CDI \times 10^{-6}) / (RfD \times 70) \quad (1)$$

式中: R_I ——非致癌性污染物所致健康危害的平均个人年健康风险值(a^{-1}); CDI ——污染物的单位体重日平均暴露剂量或浓度 $[mg/(kg \cdot d)]$; RfD ——非致癌污染物的参考剂量或参考浓度 $[mg/(kg \cdot d)]$; 70——人群的平均寿命,也即终身暴露时间(a)。

2.1.2 致癌健康风险评价模型 对于致癌性物质,一般认为没有剂量阈值,只要有微量存在,即会对人体产生不利影响。致癌性污染物进入人体后所致健康危害的风险模型为:

$$\text{低剂量暴露: } R_C = CDI \times CSF \quad (2)$$

当用低剂量计算值大于 0.01 时,采用:

$$R_C = [1 - \exp(-\text{CDI} \times \text{CSF})] / 70 \quad (3)$$

式中: R_C ——致癌性污染物所致健康危害的平均个人年健康风险(a^{-1});对于呼吸吸入暴露途径: CDI ——污染物的单位体重日平均暴露剂量或浓度 $[\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})]$;CSF——致癌污染物的致癌系数或单位危险度 $[\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})]^{-1}$ 。

对于多种污染物的整体健康风险评价,一般认为各种污染物所引起的风险呈加和关系,而不是协同或拮抗关系^[11]。则总的健康风险(R_Z)为:

$$R_Z = R_{IZ} + R_{CZ} \quad (4)$$

$$R_{IZ} = \sum R_I, R_{CZ} = \sum R_C \quad (5)$$

一般认为,平均个人年健康风险值在 $10^{-4} \sim 10^{-6}$ 被认为是可接受水平,国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受值为 $5.0 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$,即每年每千万人口中因饮水中各类污染物而受到健康危害或死亡的人数不超过 500 人。

2.2 污染物的暴露评价模型

CSOIL 模型是荷兰公共卫生和环境国家研究院(RIVM)于 1994 年提出并不断发展和完善的土壤地下水污染现场暴露评价模型,它通过对土壤地下水中污染物的运移过程的描述,运用定量计算模型,将土壤地下水中污染物的浓度转化为各种暴露途径的最终暴露浓度。其具体过程为,先是通过逸度模型计算出污染物在土壤固、液、气三相平衡时各相中的浓度,接着利用 Volasoil 模型计算出污染物从土壤挥发到室内、室外后空气中的浓度,利用富集理论计算出农作物根、茎叶从土壤中富集污染物后的浓度,然后根据不同的暴露途径计算各暴露途径下的单位体重日平均暴露剂量^[12]。

本文根据当地居民将地下水作为其作物灌溉用水及日常生活用水的实际情况和所选污染物的性质,从 CSOIL 模型中选取作物食入、饮水、淋浴过程中的皮肤接触和呼吸吸入等 4 种暴露途径作为本次评价的主要暴露途径。其相关计算公式及参数如下^[13-17]:

(1) 饮水暴露途径的单位体重日平均暴露剂量 DI_w 。

$$\text{DI}_w = (64 \times Q_{dww} \times C \times f_a / W_a + 6 \times Q_{dwc} \times C \times a / W_c) / 70 \quad (6)$$

式中: Q_{dww} ——日饮水量,成人即 Q_{dww} 取值为 2 L,儿童即 Q_{dww} 取值为 1 L; C ——地下水中污染物的浓度; f_a ——相关吸收系数,取值为 1; W ——体重,成人即 W_a 取值为 70 kg,儿童即 W_c 取值为 15 kg。

(2) 洗澡过程中呼吸吸入暴露途径的日均暴露浓度 C_{bk} 。

$$C_{bk} = [(H_{sh} / (R \times T_{sh})) \times K_L \times K_G] / [(H_{sh} / (R \times T_{sh})) \times K_G + K_L] \times (A_d / V_d) \times t_f \times V_{ub} \times C \times t_d / (2 \times V_{bk}) \quad (7)$$

式中: V_{ub} ——每次洗澡时消耗的水量,取值为 0.15 m^3 ; t_d ——洗澡时在浴室中的停留时间,取值为 0.5 h/d ; V_{bk} ——浴室的体积,取值为 15 m^3 ; T_{sh} ——淋浴用水的绝对温度,取值为 313 K ; R ——气体常数,取值为 $8.3144 [(\text{Pa} \cdot \text{m}^3) / (\text{mol} \cdot \text{K})]$; A_d ——淋浴时水滴的表面积; V_d ——淋浴时水滴的体积, $A_d / V_d = 3/r$; r ——水滴的半径,取值为 0.0005 m ; t_f ——水滴滴下的时间,取值为 1 s ; H_{sh} ——在 T_{sh} 温度时的亨利常数,其计算公式为:

$$\ln H_{sh} = \ln(V_p \times R \times T / S) + 0.024 \times (T_{sh} - T) \quad (8)$$

式中: T ——室温,取值为 283 K ; V_p ——污染物的饱和蒸汽压(Pa); S ——污染物的水溶解度(mol/m^3); K_L , K_G ——水和蒸汽的质量运移系数,其计算公式为:

$$K_L = k_l \times (44/M)^{1/2} / 3600;$$

$$K_G = k_g \times (18/M)^{1/2} / 3600 \quad (9)$$

式中: M ——污染物的分子质量(g/mol); k_l ——液相交换速率,取值为 0.2 m/h ; k_g ——气相质量转移系数,取值为 29.88 m/h 。

(3) 洗澡过程中皮肤接触暴露途径的单位体重日平均暴露剂量 DA_w 。

$$\text{DA}_w = f_{\text{exp}} \times t_{\text{dc}} \times \{1 - [(H_{sh} / (R \times T_{sh})) \times K_L \times K_G] / [(H_{sh} / (R \times T_{sh})) \times K_G + K_L] \times (A_d / V_d) \times t_f\} \times C \times f_a \times (64 \times A_{\text{tota}} \times D_{\text{ARa}} / W_a + 6 \times A_{\text{totc}} \times D_{\text{ARc}} / W_c) / 70 \quad (10)$$

式中: A_{tot} ——人体暴露的表面积,成人即 A_{tota} 取值为 1.8 m^2 ,儿童即 A_{totc} 取值为 0.95 m^2 ; f_{exp} ——皮肤暴露分数,取值为 0.4 ; D_{AR} ——皮肤吸附速率,成人即 D_{ARa} 取值为 0.005 h^{-1} ,儿童即 D_{ARc} 取值为 0.01 h^{-1} ; t_{dc} ——洗澡的时间,取值为 0.25 h/d 。

(4) 作物食入暴露途径的单位体重日平均暴露剂量 VI 。

$$\text{VI} = f_v \times f_a \times [64 \times (Q_{\text{fvka}} \times C_{\text{pr}} + Q_{\text{fvba}} \times C_{\text{ps}}) / W_a + 6 \times (Q_{\text{fvkc}} \times C_{\text{pr}} + Q_{\text{fvbc}} \times C_{\text{ps}}) / W_c] / 70 \quad (11)$$

式中: Q_{fvk} ——作物根部的日消耗量,成人即 Q_{fvka} 取值为 0.1220 kg/d ,儿童即 Q_{fvkc} 取值为 0.0595 kg/d ; Q_{fvb} ——作物茎叶的日消耗量,成人即 Q_{fvba} 取值为 0.1390 kg/d ,儿童即 Q_{fvbc} 取值为 0.0583 kg/d ; f_v ——作物中被污染物污染的比例,取值为 0.1 ; C_{pr} , C_{ps} ——作物根部和茎叶通过蒸腾等作用富集地下水中污染物后的浓度,其计算公式为:

$$C_{\text{pr}} = [10^{(0.77 \lg K_{\text{ow}} - 1.52)} + 0.82] \times C$$

$$C_{\text{ps}} = \{[10^{(0.95 \lg K_{\text{ow}} - 2.05)} + 0.82] \times [0.784 \times 10^{(-0.434(\lg K_{\text{ow}} - 1.78)^{2/2.44})}\} \times C \quad (12)$$

式中: K_{ow} ——污染物的辛醇-水分配系数。

2.3 与污染物有关的模型参数

根据国际癌症研究机构(IARC)和世界卫生组织(WTO)全面评价化学物质致癌性可靠程度而编制的分类系统, PCBs、 α -BHC、七氯、艾氏剂、狄氏剂、p,p'-DDE、p,p'-DDD 和 p,p'-DDT 为致癌性污染物, 林丹和异狄氏剂为非致癌性污染物。目前美国环境保护局综合风险信息系统(IRIS)及相关研究机构公布了这些物质经口摄入的参考剂量和致癌系数、经吸入摄入的参考浓度和单位危害度^[18], 经皮肤接触摄入的参考剂量和致癌系数可通过美国 EPA 于 2004 年给出了

由经口摄入的参考剂量和致癌系数计算经皮肤接触暴露的参考剂量和致癌系数的公式推导出^[19-20]。表 1 列出了目标污染物的毒理学数据及相关模型参数。

$$RfD_{ABS} = RfD_o \times ABS_{GI}, CSF_{ABS} = CSF_o \times ABS_{GI} \quad (13)$$

式中: RfD_{ABS} ——污染物经皮肤接触暴露的参考剂量 $[mg/(kg \cdot d)]$; CSF_{ABS} ——污染物经皮肤接触暴露致癌系数 $[mg/(kg \cdot d)]^{-1}$; RfD_o ——污染物经口摄入的参考剂量 $[mg/(kg \cdot d)]$; CSF_o ——污染物经口摄入的致癌系数 $[mg/(kg \cdot d)]^{-1}$; ABS_{GI} ——胃肠道吸附因子, 对有机污染物都取值为 1。

表 1 目标污染物的毒理学数据及相关模型参数^[18,19-22]

致癌性 化合物	经口摄入 CSF_o $[mg/(kg \cdot d)]^{-1}$	呼吸吸入 CSF_i $[\mu g/m^3]^{-1}$	皮肤接触 CSF_{ABS} $[mg/(kg \cdot d)]^{-1}$	M/ $(g \cdot mol^{-1})$	S/ $(mg \cdot dm^{-3})$	V_p/Pa	lgK_{ow}
PCB ₂₈	0.04	0.0001	0.04	257.5	1.21×10^{-1}	1.60×10^{-2}	5.62
PCB ₅₂	0.04	0.0001	0.04	292.0	2.65×10^{-2}	6.07×10^{-3}	6.26
PCB ₁₀₁	0.04	0.0001	0.04	326.4	1.32×10^{-2}	9.27×10^{-3}	6.85
PCB ₁₃₈	0.04	0.0001	0.04	360.9	6.96×10^{-4}	4.30×10^{-6}	7.45
PCB ₁₅₃	0.04	0.0001	0.04	360.9	2.74×10^{-3}	1.75×10^{-4}	7.44
PCB ₁₈₀	0.04	0.0001	0.04	395.3	7.69×10^{-4}	4.96×10^{-5}	8.16
α -BHC	6.3	0.0018	6.30	290.8	1.63	3.50×10^{-2}	3.72
七氯	4.5	0.0013	4.50	373.3	5.60×10^{-2}	5.30×10^{-2}	5.44
艾氏剂	17	0.0049	17.00	365.1	2.46×10^{-2}	2.33×10^{-3}	6.50
狄氏剂	16	0.0046	16.00	380.9	2.99×10^{-1}	2.94×10^{-5}	4.55
p,p'-DDE	0.34	0.000097	0.34	318.0	4.09×10^{-2}	4.29×10^{-5}	6.96
p,p'-DDD	0.24	0.000068	0.24	320.0	6.23×10^{-2}	1.93×10^{-5}	6.22
p,p'-DDT	0.34	0.000097	0.34	354.5	6.48×10^{-3}	1.22×10^{-5}	6.91
非致癌性 化合物	经口摄入 RfD_o / $(mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1})$	呼吸吸入 RfD_i / $(\mu g \cdot m^{-3})$	皮肤接触 RfD_{ABS} / $(mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1})$	M/ $(g \cdot mol^{-1})$	S/ $(mg \cdot dm^{-3})$	V_p / Pa	lgK_{ow}
林丹	0.0003	0.0011	0.0003	290.8	5.81	1.23×10^{-3}	3.72
异狄氏剂	0.0003	0.0011	0.0003	380.9	4.66×10^{-1}	1.25×10^{-5}	4.55

注:多氯联苯(PCBs)共有 209 种单体,本次研究只选取了其中有代表性的 6 种,其通用编号分别为 PCB₂₈、PCB₅₂、PCB₁₀₁、PCB₁₃₈、PCB₁₅₃、PCB₁₈₀。

3 结果与分析

3.1 地下水中持久性有机氯污染物的含量特征

细河流域 9 个采样点地下水中 6 种 PCB 和 9 种 OCP 的实测浓度见表 2—3。由表 2 可以看出,除前庙和黄腊陀两处未检出 PCB 外,其余 7 个采样点均检出,但含量较小, Σ PCBs 浓度范围为 0.08~5.89 ng/L,远低于生活饮用水卫生标准(GB5749—2006)^[23]中 500 ng/L 的浓度限值;富官和前余两处 Σ PCBs 浓度明显高于其余 5 个采样点,可能是这两处存在堆放含 PCBs 的废物如蓄电器和变压器等的泄露。由表 3 可以看出,9 个采样点均有 OCP 检出, Σ OCPs 浓度范围为 0.17~21.2 ng/L;其中,林丹、七氯、总六六六和总滴滴涕的最大浓度值分别为 1.32, 1.55, 17.12, 1.24 ng/L,均远低于生活饮用水卫生标准(GB5749—2006)^[23]中对应的 2 000, 500, 5 000,

1 000 ng/L 的浓度限值;翟家和富官两处 Σ OCPs 浓度明显高于其余各点,主要在于该地区存在大规模的蔬菜种植,农药使用量大,经降雨、灌溉等作用致使土壤和蔬菜中的农药下渗污染地下水。

3.2 持久性有机氯污染物的健康风险评价结果

由污染物的暴露评价模型、风险评价模型及相应的模型参数结合表 2 中的浓度值计算出各采样点中持久性有机氯污染物经作物食入、饮水、洗澡过程中呼吸吸入和皮肤接触 4 种暴露途径的平均个人年健康风险值见表 4。由表 4 可知,地下水中致癌性和非致癌性有机氯污染物在各地区通过作物食入暴露途径引发的平均个人年健康风险值范围为 $8.06 \times 10^{-8} \sim 2.29 \times 10^{-6} a^{-1}$,平均值为 $7.14 \times 10^{-7} a^{-1}$;经饮水暴露途径引发的平均个人年健康风险值范围为 $2.56 \times 10^{-9} \sim 3.78 \times 10^{-6} a^{-1}$,平均值为 $6.18 \times 10^{-7} a^{-1}$;经洗澡过程中呼吸吸入暴露途径引发的平均个人年健康风险值范

围为 $3.85 \times 10^{-11} \sim 1.46 \times 10^{-7} \text{ a}^{-1}$, 平均值为 $2.53 \times 10^{-8} \text{ a}^{-1}$; 经洗澡过程中皮肤接触暴露途径引发的平均个人年健康风险值范围为 $1.22 \times 10^{-12} \sim 1.78 \times 10^{-9} \text{ a}^{-1}$, 平均值为 $2.92 \times 10^{-10} \text{ a}^{-1}$ 。4 种暴露途径中

致癌性有机氯污染物对人体健康风险的贡献率接近 100%; 作物食入、饮水等经口摄入暴露途径引发的健康风险是呼吸吸入、皮肤接触等暴露途径的 $10 \sim 1\,000$ 倍, 是地下水环境健康风险评价中最主要的暴露途径。

表 2 各采样点地下水中 6 种 PCB 的含量 ng/L

采样点	PCB28	PCB52	PCB101	PCB138	PCB153	PCB180	ΣPCBs
富官	1.91	3.45	0.27 ^a	0.14	0.12	—	5.89
翟家	—	—	—	0.03 ^a	—	—	0.03
大潘	—	—	—	0.06 ^a	0.06 ^a	—	0.12
前庙	—	—	—	—	—	—	—
双树	—	—	—	—	—	0.10 ^a	0.10
大兀拉	—	—	—	—	0.08 ^a	—	0.08
前余	—	0.54	0.12 ^a	0.62	0.73	—	2.01
土西	0.13 ^a	—	—	0.30	—	—	0.43
黄蜡垵	—	—	—	—	—	—	—

注: “—”表示低于检出限, “a”表示介于检出限与定量限之间的数据, 下同

表 3 各采样点地下水中 9 种 OCP 的含量 ng/L

采样点	α-BHC	林丹	七氯	艾氏剂	狄氏剂	异狄氏剂	p,p'-DDE	p,p'-DDD	p,p'-DDT	ΣOCPs
富官	2.29	—	1.38	—	0.46	0.66	0.79	0.31	0.10 ^a	5.99
翟家	15.8	1.32	1.55	—	0.75	0.49	0.46	0.32	0.46	21.2
大潘	0.26	0.14 ^a	0.05	—	—	—	0.09 ^a	—	—	0.54
前庙	—	—	0.63	—	0.07 ^a	0.39	0.16 ^a	—	0.17 ^a	1.42
双树	—	0.22	1.00	—	0.12 ^a	0.73	0.36	0.05 ^a	0.20 ^a	2.68
大兀拉	0.41	—	0.05 ^a	—	—	—	0.20	—	—	0.66
前余	—	0.17 ^a	—	—	—	—	—	—	—	0.17
土西	0.18 ^a	0.78	0.09 ^a	—	0.39	—	0.15 ^a	—	—	1.59
黄蜡垵	—	0.36	—	—	0.25	—	—	—	—	0.61

表 4 地下水中持久性有机氯污染物经 4 种暴露途径的平均个人年健康风险值 a^{-1}

采样点	作物食入暴露途径		饮水暴露途径		呼吸吸入暴露途径		皮肤接触暴露途径		合计
	非致癌物	致癌物	非致癌物	致癌物	非致癌物	致癌物	非致癌物	致癌物	
富官	6.33×10^{-13}	1.71×10^{-6}	1.00×10^{-12}	9.11×10^{-7}	7.79×10^{-14}	4.48×10^{-8}	4.80×10^{-16}	4.32×10^{-10}	2.66×10^{-6}
翟家	3.97×10^{-12}	2.29×10^{-6}	2.74×10^{-12}	3.78×10^{-6}	1.13×10^{-12}	1.46×10^{-7}	1.30×10^{-15}	1.78×10^{-9}	6.21×10^{-6}
大潘	3.71×10^{-13}	9.93×10^{-8}	2.12×10^{-13}	6.04×10^{-8}	1.14×10^{-13}	2.83×10^{-9}	9.97×10^{-17}	2.85×10^{-11}	1.63×10^{-7}
前庙	3.74×10^{-13}	5.97×10^{-7}	5.91×10^{-13}	1.30×10^{-7}	4.60×10^{-14}	9.44×10^{-9}	2.83×10^{-16}	6.19×10^{-11}	7.36×10^{-7}
双树	1.28×10^{-12}	1.02×10^{-6}	1.44×10^{-12}	2.11×10^{-7}	2.65×10^{-13}	1.50×10^{-8}	6.88×10^{-16}	1.01×10^{-10}	1.24×10^{-6}
大兀拉	0	1.49×10^{-7}	0	9.16×10^{-8}	0	4.00×10^{-9}	0	4.31×10^{-11}	2.45×10^{-7}
前余	4.50×10^{-13}	1.84×10^{-7}	2.58×10^{-13}	2.56×10^{-9}	1.38×10^{-13}	1.42×10^{-9}	1.21×10^{-16}	1.12×10^{-12}	1.88×10^{-7}
土西	2.07×10^{-12}	3.01×10^{-7}	1.18×10^{-12}	2.50×10^{-7}	6.32×10^{-13}	3.95×10^{-9}	5.56×10^{-16}	1.19×10^{-10}	5.55×10^{-7}
黄蜡垵	9.53×10^{-13}	8.06×10^{-8}	5.46×10^{-13}	1.27×10^{-7}	2.92×10^{-13}	3.82×10^{-11}	2.56×10^{-16}	6.10×10^{-11}	2.08×10^{-7}

地下水中 6 种 PCB 和 9 种 OCP 在各地区经作物食入、饮水、洗澡过程中呼吸吸入和皮肤接触等 4w 种暴露途径引发的总的平均个人年健康风险值范围为 $1.63 \times 10^{-7} \sim 6.21 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, 平均值为 $1.36 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, 略低于国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受值 $5.0 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$, 基本属于可接受的范围。健康风险大小依次为: 翟家>富官>双树>前庙>土西>大兀拉>黄蜡垵>前余>大潘。在健康风险最大点的翟家, 其平均个人年健康风险值为 $6.21 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, 接近 ICRP 推荐的最大可接受值, 虽然属

于可接受范围, 但其健康危害已不容忽视, 需采取必要措施降低该地区的健康风险。

本次评价的不确定性主要有以下几个方面: 样品采样频率不足, 不同时期地下水中持久性有机氯污染物的含量可能不同; 暴露评价中没有考虑用地下水喂养的猪、鸡等动物食入途径, 可能造成对健康风险的低估; 暴露评价和风险评价中采用的模型参数基本为荷兰公共卫生和环境国家研究院和美国环保局等国外机构提供的参数, 由于缺乏相关统计数据, 未针对我国当地居民的实际情况进行修正, 可能造成结果有所偏差。

4 结 论

作物食入、饮水等经口摄入暴露途径是地下水环境健康风险评价中最主要的暴露途径。细河流域各采样点地下水中 Σ PCBs、林丹、 Σ BHCs、七氯和 Σ DDTs 的浓度值远低于我国生活饮用水卫生标准的浓度限值,其经作物食入、饮水、洗澡过程中呼吸吸入和皮肤接触等 4 种暴露途径产生的总的平均个人年健康风险值低于 ICRP 推荐的最大值,基本属于可接受的范围。但该流域地下水已经受到了持久性有机氯污染物的污染,特别是翟家、富官等蔬菜种植基地,需采取必要措施降低其健康危害。

参考文献:

- [1] Zhang Lifei, Dong Liang, Shi Shuangxin, et al. Organochlorine pesticides contamination in surface soils from two pesticide factories in Southeast China[J]. *Chemosphere*, 2009, 77(5): 628-633.
- [2] Aydin ME, Tor A, Ozcan S. Determination of selected polychlorinated biphenyls in soil by miniaturised ultrasonic solvent extraction and gas chromatography-mass-selective detection[J]. *Analytica Chimica Acta*, 2006, 577(2): 232-237.
- [3] Rissato S R, Galhiane M S, Ximenes V F, et al. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soil and water samples in the Northeastern part of São Paulo State, Brazil[J]. *Chemosphere*, 2006, 65(11): 1949-1958.
- [4] 骆永明, 滕应, 过园. 土壤修复: 新兴的土壤科学分支学科[J]. *土壤*, 2005, 37(3): 230-235.
- [5] Bakan G, Ariman S. Persistent organochlorine residues in sediments along the coast of Mid-Black Sea Region of Turkey[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, 48(11): 1031-1039.
- [6] 孙丽娜, 廉梅花, 李昕馨, 等. 沈阳市细河流域土壤重金属的暴露评估[J]. *辽宁工程技术大学学报: 自然科学版*, 2009, 28(5): 42-45.
- [7] 徐祖信, 朱海亮, 廖振良. 水环境数学模型与 GIS 的集成研究[J]. *环境污染与防治*, 2007, 9(10): 63-67.
- [8] 孙冬, 王玉才, 谢春梅. 垃圾焚烧烟气中污染物对人体健康风险评估[J]. *环境卫生工程*, 2004, 12(3): 144-147.
- [9] 王大坤, 李建新. 健康危害评价在环境质量评价中的应用[J]. *环境污染与防治*, 1995, 17(6): 9-12.
- [10] 王樱芳. 沥青拌合至铺面过程各阶段之 PAHs 逸散特性与铺面劳工之暴露评估[D]. 台湾台南: 台湾成功大学, 2002.
- [11] 胡二邦. 环境风险评估实用技术和方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2000: 171-175.
- [12] 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.
- [13] RIVM • Evaluation of model concepts on human exposure[EB/OL]. (2001-08-14) [2010-09-15]. <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9658/1/711701021.pdf>.
- [14] RIVM • Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater[EB/OL]. (2001-06-18) [2010-09-15]. <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9658/1/711701023.pdf>.
- [15] RIVM • National institute of public health and the environment bilthoven, the netherlands[EB/OL]. (1996-03-31) [2010-09-15]. <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9658/1/679102013.pdf>.
- [16] RIVM • CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination[EB/OL]. (2007-06-22) [2010-09-15]. <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9658/1/711701054.pdf>.
- [17] RIVM • Evaluation and revision of the CSOIL parameter set[EB/OL]. (2010-09-06) [2010-09-15]. <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9658/1/711701021.pdf>.
- [18] Integrated Risk Information System • Database developed and maintained by the USEPA, Office of health and environmental assessment, environmental criteria and assessment office, Cincinnati, OH [EB/OL]. (2006-03-18) [2010-09-15]. <http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>.
- [19] U S EPA. Risk assessment guidance for superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment), Final[R]. Washington DC: Office of Health and Environmental Assessment, U S EPA, 2004.
- [20] New jersey Department of Environment Protection Ingestion-dermal exposure pathway soil remediation standards[EB/OL]. (2008-06-12) [2010-09-15]. http://www.nj.gov/dep/srp/regs/srs/bb_ingest_dermal.pdf.
- [21] Massachusetts Department of Environment Protection. Revisions to Dose-Response Values used in Human Health Risk Assessment[EB/OL]. (2004-08-18) [2010-09-15]. <http://www.mass.gov/dep/cleanup/sform-doc/pdf>.
- [22] Massachusetts Department of Environment Protection. Revisions to Dose-Response Values used in Human Health Risk Assessment[EB/OL]. (2004-08-18) [2010-09-15]. <http://www.mass.gov/dep/cleanup/sform-doc/pdf>.
- [23] 中华人民共和国卫生部, 国家标准化管理委员会. GB5749-2006 生活饮用水卫生标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.