

· 调查与评价 ·

土壤残留滴滴涕、六六六的人群健康风险评价 ——以江苏省无锡市为例

刘宜, 黄成敏

(四川大学环境科学与工程系, 四川 成都 610065)

摘要: 选择土壤中残留的滴滴涕 (DDTs) 和六六六 (HCHs) 这两种有机氯农药, 分亚群计算人群暴露量, 应用于江苏省无锡市的人群健康风险的评价, 并剖析人群健康风险水平以及风险来源。结果表明, 无锡土壤的综合致癌风险为 5.38×10^{-5} , 综合非致癌风险为 0.176。江苏无锡土壤残留的 HCHs 和 DDTs 对人体健康的平均风险较小。

关键词: 土壤; 滴滴涕; 六六六; 风险评价; 人体健康; 无锡地区

中图分类号: X32 021 **文献标识码:** B **文章编号:** 1006-2009(2009)04-0017-06

Risk Assessment on Human Health of Residual DDTs and HCHs in the Soils ——Wuxi as an Example

LIU Yi, HUANG Cheng-min

(Department of Environmental Science and Engineering, Sichuan University, Chengdu, Sichuan 610065, China)

Abstract: The residual DDTs and HCHs in soils were chose to evaluate the health risk of Wuxi population by daily subgroup exposures of different ages and to analysis health risk levels and source of risk. The results indicated index value of carcinogenicity risk in Wuxi soils was 5.38×10^{-5} and non-carcinogenic risk reached 0.176. The risk impact of residual DDTs and HCHs in Wuxi soils seemed to be little on human health.

Key words: Soil; DDTs; HCHs; Risk assessment; Health; Wuxi area

有机氯农药是一类重要的土壤污染物, 具有施用量大、毒性高、影响广和残留时间长等特点。据估计, 约 80% ~ 90% 施用的农药最终进入土壤^[1]。至 20 世纪 90 年代末, 有机氯农药在土壤和农作物中仍有很高的检出率和检出浓度^[2], 其污染状况不容乐观。土壤残留有机农药通过生物富集过程, 由食物链进入人体后, 对人体免疫、神经、生殖系统产生慢性毒理作用。近年的研究还表明六六六 (HCHs) 具有致癌和内分泌干扰作用^[3]。因此, 进行土壤残留农药的人类健康风险评价十分必要。

目前健康风险评价理论与应用研究在美国开展得较为系统和全面, 美国环境保护署 (USEPA) 已制定和颁布了有关风险评价的一系列技术性文件、准则或指南, 如致癌风险评价、致畸风险评价、发育毒物健康风险评价和暴露评价等^[4]。此外, 英国的污染土地暴露评价模型 (CLEA 模型) 是一种高层次的风险评价模型, 能够基于污染场地属性

并结合土壤污染物的理化性质及含量来预测污染物对人体的日平均暴露量^[5], 但需收集大量的资料及参数才能运用。

土壤污染物进入人体的途径有 3 种: 饮食、皮肤和呼吸。在 USEPA 健康风险评价模型中, 已有成熟的公式用于计算后两种途径的暴露量。而饮食途径 (土壤—食物—饮食—人体途径) 的不确定性因素很多, 难以估算其暴露量, 因此其健康风险评价模型尚缺乏共识。但对于人群而言, 饮食途径是对总暴露量贡献最大的途径。许多文献都采用直接使用食品平均残留数据的办法来估算饮食途径的人群暴露量, 忽略了人群年龄亚群的差异。实

收稿日期: 2008-12-08; 修订日期: 2009-04-27

基金项目: 高等学校学科创新引智计划基金资助项目 (B08037)

作者简介: 刘宜 (1985—), 女, 四川宜宾人, 学士, 主要从事环境科学研究。

实际上,不同年龄亚群有不同膳食结构,因膳食结构的不同,膳食摄入途径日均暴露量会有较大不同。

现选择土壤六六六 (HCHs) 和滴滴涕 (DDTs) 有机氯农药,采用年龄亚群划分膳食结构的方法构建人群暴露量,以江苏省无锡市为例,计算人群健康风险,分析和评价人群健康风险水平以及风险来源。

1 人群对土壤中残留的 DDTs 和 HCHs 的暴露分析

膳食和人类活动环境是土壤残留的 DDTs、HCHs 进入人体的最主要途径和场所。其中,膳食风险主要来自于食用植物性食物和动物性食物;环境风险则主要来自于人体吸入污染土壤以及通过皮肤渗入人体。

1.1 膳食风险

1.1.1 植物性食物

有关文献中的数据表明 DDTs、HCHs 在植物性食品中的含量与土壤的农药残留本底值正相关,但不是正比线性关系^[6-14]。这是由于植物富集污染物程度,除了取决于土壤污染物的本底浓度相关外,也与土壤腐殖酸含量、pH 值、含水量等土壤理化特征以及气候条件等密切相关。但对特定地点的特定植物而言,其体内的数量无疑与土壤污染物的本底浓度^[12]有最直接的关系。

1.1.2 动物性食品

动物性食品的农药残留量受较多因素影响,但主要受制于食物链。一般情况下,肉、蛋、奶类食品中 HCHs、DDTs 类物质含量高于蔬菜、大米,因为 HCHs、DDTs 类物质可以通过食物链累积,处于食物链较高等级的如家禽等蓄积水平高,再者由于此两种农药亲脂性强,故含脂肪高的食品蓄积水平高。动物主要食用当地的植物(粮食、蔬菜等)和饲料,所以动物性食品中的浓度与植物性食品中的浓度正相关,因而也与土壤的残留浓度正相关。

1.1.3 膳食摄入的日均暴露量 CDI_{ij}

由膳食摄入的日均暴露量 CDI_i (mg/kg) / d 估算土壤中 HCHs 和 DDTs 通过膳食途径进入人体

的量,计算式^[15]为:

$$CDI_{ij} = \frac{D_{ij}}{BW \times T} \tag{1}$$

式中: i ——特定亚群;

j ——特定途径;

D_{ij} ——实际暴露量, mg;

T ——该途径年均暴露时间, d;

BW——人体质量, kg;

1.2 环境风险

除了膳食摄入,土壤中的 DDTs、HCHs 可能经口鼻和皮肤接触等途径进入人体。

经口和鼻摄入暴露量 $CDI_{\text{经口}}$ (mg/kg) / d^[16]:

$$CDI = \frac{CS \times IR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \tag{2}$$

皮肤接触的暴露量 $CDI_{\text{接触土壤}}$ (mg/kg) / d^[16]:

$$CDI = \frac{CS \times CF \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \tag{3}$$

(2) (3) 式中: CS——土壤中污染物浓度, mg/kg;

IR——土壤摄入量, mg/d;

CF——转换系数, 10^{-6} ;

EF——暴露频率, 365 d/a;

ED——暴露年限, a;

AT——终生平均作用时间, d, 致癌 25 550 d, 非致癌 10 950 d;

SA——可能接触土壤的皮肤面积, cm^2 / d;

AF——土壤对皮肤的吸附系数, mg/cm^2 ;

ABS——皮肤吸收系数, DDTs 为 0.03, 其他有机物质为 0.1。

1.3 人群暴露风险评价模型构建

1.3.1 亚群的饮食结构

许多健康风险评价研究对人群膳食摄入途径日均暴露量的估算未考虑人群不同年龄亚群膳食结构差异^[17-18]。但实际上,各个年龄层次的人群生活习惯、饮食结构、体重等参数的不同,日均暴露量也必然会有差异。作者拟将所研究人群按年龄层次划分为 3 个亚群^[19]。根据文献^[20-22],列出各亚群的饮食结构,见表 1。

表 1 各亚群的饮食结构与食品比例

| 亚群 | 粮食 | 豆类 | 蔬菜 | 水果 | 肉类 | 鱼类 | 蛋类 | 奶类 | 日均进食量 $Q / (\text{g} \cdot \text{d}^{-1})$ | % |
|-------------|------|-----|------|------|-----|-----|-----|------|--------------------------------------------|---|
| 儿童 (0~6岁) | 34.9 | 0.5 | 23.9 | 11.0 | 6.4 | 6.2 | 6.3 | 10.8 | 325 | |
| 青少年 (6~18岁) | 37.2 | 1.3 | 24.4 | 9.1 | 8.1 | 7.9 | 6.2 | 5.8 | 925 | |
| 成人 (>18岁) | 36.2 | 0.8 | 31.7 | 8.7 | 7.4 | 8.7 | 3.5 | 3.0 | 1 181 | |

1.3.2 人群暴露量修正

人群暴露分析是健康风险评价的一个重要步骤。依据前述的亚群膳食结构划分,修订人群暴露量计算。修正后实际暴露量 D_{ij} 为:

$D_{ij} = (\text{日均进食量} \times \text{进食一类食品比例} \times \text{该类食品污染物残留量})$

式中: i ——人群亚群类型:儿童(0~6岁), $i=1$;青少年(6~18岁), $i=2$;成人(18岁以上), $i=3$ 。

j ——暴露途径, $j=1, 2, 3$ 分别为膳食摄入、经口摄入、皮肤接触摄入。

将 D_{ij} 带入式(1)中,各亚群的饮食日均暴露量 CDI_{ij} ($i=1, \dots, 3, j=1$)。

将 D_{ij} 带入式(2)和(3)分别得到各亚群环境风险两种途径的日均暴露量 CDI_{ij} ($i=1, \dots, 3, j=2, 3$), 将各日均暴露量按 i 对 j 求和得到各亚群日均暴露总量 $CDI_i^{[15]}$:

$$CDI_i = \sum_{j=1}^3 CDI_{ij}, i=1, \dots, 3, j=1, \dots, 3 \quad (4)$$

则人群终身日均暴露量 $DOSE^{[19]}$ 为:

$$DOSE = \frac{6CDI_1 + 12CDI_2 + (L - 18)CDI_3}{L} \quad (5)$$

式中: L ——人群平均终身寿命,中国人平均寿命达 71.8 岁,即 $L=71.8$ 。

1.4 风险表征

以人群暴露量为基础,进而进行健康风险评价。鉴于这两种农药对人群的毒理特征,以下分别开展非致癌风险和致癌风险评价。

1.4.1 非致癌风险

非致癌风险是指一种能危害人体健康,使人体健康状况下降,患上除癌症之外的其他疾病的风险。通常用危害指数 HI 来表示,可用下式计算^[23]。

当潜在风险物质只有一种时:

$$HI = DOSE / RfD \quad (6)$$

当潜在风险物质超过一种时:

$$HQ = DOSE / RfD; HI = HQ_1 + HQ_2 + \dots + HQ_n \quad (7)$$

式中: HI——非致癌风险指数;

RfD——参考剂量, (mg/kg) / d。

1.4.2 致癌风险

致癌风险值表示暴露于特定污染物下罹患癌症的概率,它表示暴露于这些化学物质下的每 100 万人中罹患癌症的人数。计算公式^[17]:

$$Risk = CDI \times SF \quad (8)$$

式中: Risk——致癌风险;

SF——化学致癌物的致癌斜率系数。

计算出每种污染物的致癌风险和非致癌风险值后,将所有的致癌风险和非致癌风险分别相加,得到综合致癌风险和综合非致癌风险。

1.5 江苏无锡土壤 HCHs、DDTs 残留水平对当地人群的风险

太湖流域是我国农药生产和使用的密集地区之一。江苏无锡地处太湖流域,是江苏省主要的粮食产地,该地区工农业较为发达,以前 DDTs 和 HCHs 的施用量大^[24]。利用安琼等^[25] 2002 年对无锡土壤残留有机氯农药调查数据,其采样点设置为网格均匀布点,各样点采集时均用 GPS 定位,多点采集混合后,共计 89 个土样。土壤 HCHs 为 5.6 ng/g~22.7 ng/g, 平均值 11.12 ng/g; DDTs 为 6.3 ng/g~1050.7 ng/g, 平均值 163.2 ng/g^[25]。

对比太湖流域以及邻近地区的农田土壤,无锡土壤中的 DDTs 和 HCHs 残留浓度处于较高水平,特别是 DDTs,见表 2。这与可能与 20 世纪 90 年代以后无锡、常州等地许多快速发展的“小化工、小农药”乡镇企业排污^[26]和有新的 DDTs 类农药使用(如:三氯杀螨醇)^[14]有关。

表 2 2003 年不同地区农田土壤的 HCHs 和 DDTs 含量

| 采样点 | HCHs | | DDTs | | 参考文献 |
|-------|--------------|-----------|--------------|-------------|------|
| | 平均值 | 范围 | 平均值 | 范围 | |
| 江苏南京 | 13.6 (n=172) | 2.70~30.6 | 64.1 (n=172) | 6.30~1050.7 | [27] |
| 浙江嘉兴 | 1.73 (n=81) | 0.20~20.1 | 44.7 (n=81) | 1.50~362.8 | [28] |
| 浙江慈溪 | 4.50 (n=284) | 0.10~14.6 | 34.2 (n=284) | 未检出~1106.6 | [29] |
| 江苏张家港 | 3.22 (n=547) | 0.00~99.0 | 89.0 (n=547) | 0.00~590 | [30] |

风险评价具有不确定性,为避免数据采集过于

简化以及考虑风险控制成本,作者拟采用这两种农

药在无锡土壤中的最低值、平均值和最高值作为计算基础,做出风险的综合性评价。由于使用土壤残留值来估算植物性食物残留值的难度很大,考虑到现在中国食品来源途径的多样化,一个地区的人群不只是以当地食品为食,而是食用来自一个或几个地区的食品,膳食调查数据可以反映一个地区所消费的一类食品的有机农药残留量的平均值。为此,现采用 2000 年全国第三次膳食普查的数据来推算 HCHs 和 DDTs 膳食风险^[31]。

按照前述的人群暴露量与风险表征方法计算得到无锡地区土壤综合非致癌风险的最低、平均、最高值分别为 1.94×10^{-2} 、0.176、1.004; 综合致癌风险的最低、平均、最高值分别为 1.497×10^{-5} 、 5.38×10^{-5} 、 2.055×10^{-4} 。

2 风险的综合分析

2.1 风险指数数值及风险来源分析

2.1.1 风险指数数值分析

USEPA 定义可接受的非致癌风险指数为 < 1.0 ; 可接受的致癌风险水平介于 $10^{-4} \sim 10^{-6}$ 。由无锡土壤的风险计算结果可知,无锡地区土壤非致癌风险最小值、平均值分别为 1.94×10^{-2} 和为 0.176,均 < 1.0 ,在控制标准范围内。致癌风险最小值、平均值分别为 1.497×10^{-5} 、 5.38×10^{-5} ,也都低于 10^{-4} ,在风险控制范围以内。但其非致癌与致癌的风险最大值为 1.004 (> 1.0) 和 2.055×10^{-4} ($> 10^{-4}$),均超过控制标准。

土壤残留的低值与高值间相差大,特别是

DDTs,最高值约为最低值的 175 倍。因此,无锡不同地区因土壤残留量的不同,人群风险有较大差异。由风险最小值和风险平均值可见,在无锡的大部分区域,土壤对人群的风险较低,但是在污染严重的区域土壤对人群有显著的致病、致癌效应。

需要指出的是,文中采用的食物农药含量值可能低于实际人群入口值,因为在具体实验操作中必须对样品进行一些特定处理,多次清洗或长时间浸泡食品、高温加热食品、酸消化处理食品等,而这些处理过程能大大降低食品中农药含量^[32],导致实验数据低于实际值,可能导致所得的理论风险值比实际的风险值低。

比较 HCHs 与 DDTs 对综合风险值的贡献程度,DDTs 的非致癌、致癌风险均远大于 HCHs。这与多种因素有关,其一,在该地区有新的 DDTs 类物质输入,据吴宏丽等^[14]的计算结果,上海、浙江和江苏三省市在 1984 年—2003 年间,使用三氯杀螨醇 4 303 t,通过三氯杀螨醇使用 DDTs 1 050 t; 其二,DDTs 在食物链中的富集因子呈对数增长模式,HCHs 在食物链中的富集规律虽相似,但每一级的富集因子比 DDTs 小得多^[33]; 另外,DDTs 的化学性质更稳定,在土壤中积累比 HCHs 相对更多^[34]。

2.1.2 不同暴露途径的相对贡献分析

利用表 1 和公式 (1) (2) (3) 分别计算各亚群食用每类食物、皮肤摄入、土壤吸入的日均暴露分量。表 3 列出对日均暴露量贡献最大的 3 种途径与它们所占的比例。

表 3 各亚群主要的风险暴露途径

| 亚群 | HCHs | | | DDTs | | |
|-----|----------|-----------|-----------|-----------|----------|----------|
| | 第一暴露途径 | 第二暴露途径 | 第三暴露途径 | 第一暴露途径 | 第二暴露途径 | 第三暴露途径 |
| 儿童 | 谷类 (33%) | 水产类 (20%) | 肉类 (13%) | 水产类 (58%) | 谷类 (17%) | 肉类 (11%) |
| 青少年 | 谷类 (31%) | 水产类 (23%) | 肉类 (12%) | 水产类 (62%) | 谷类 (15%) | 肉类 (11%) |
| 成人 | 谷类 (32%) | 水产类 (26%) | 蔬菜类 (16%) | 水产类 (67%) | 谷类 (15%) | 肉类 (10%) |

计算得到各亚群 HCHs、DDTs 的主要暴露途径均为膳食摄入,其中谷类、肉类、水产类这 3 种所占的比例最大。经口摄入和直接接触土壤吸入的日均暴露量比例远远小于 1%,几乎可以忽略。谷类等粮食作物虽然 HCHs 残留水平较低,但作为传统“主食”在各年龄段人群的膳食结构中占有很大比例,是人体摄入有机污染物的重要源。摄食鱼类

和肉类带来的暴露量也很大,这主要是鱼类等水产类食品和肉类对 HCHs 和 DDTs 的生物富集指数较高,如水生生物对 DDTs 的浓缩因子就高达 $63 \sim 1\ 244$ ^[35]。数据分析结果表明土壤中的有机氯农药危害人体健康最主要的途径是膳食摄入途径。

2.2 健康风险分析

风险平均值较小,表明土壤中残留的 HCHs 和

DDTs 致病、致癌的风险可能性较小,但并不是等于没有任何风险。

文献 [36] 设计了一个简单的食物链模型,评估各级捕食动物通过食物链的可接受的土壤 DDTs 最高暴露水平,对土壤生物、鸟类和哺乳动物的土壤 DDTs 最大允许质量比分别为 0.01 mg/kg、0.011 mg/kg 和 0.19 mg/kg。无锡土壤中 DDTs 平均残留量已达到 0.163 mg/kg,接近文献 [36] 提出的对哺乳动物的土壤最大允许质量比 0.19 mg/kg。在污染最严重的区域 DDTs 的土壤残留量更是高达 1.050 7 mg/kg,大大超过模型的允许浓度。根据文献 [24],无锡夜鹭卵中多数有机氯农药残留水平均高于江西共青城地区的样品,同时无锡夜鹭卵孵化率较低,也在一定程度说明对土壤残留值高的地区不能轻视健康风险。1980 年无锡土壤 HCHs 和 DDTs 的平均残留值分别为 456 ng/g 和 318 ng/g^[14],按模型计算估算得到其综合非致癌风险与综合致癌风险分别达 1.397 和 0.115 68,在 HCHs 与 DDTs 已停用 20 多年后,经过自然降解,甚至一些残留农药转化到其他相中或迁移到未使用过 HCHs 和 DDTs 的地区,当地土壤中残留的 HCHs 和 DDTs 量已大大降低,土壤残留的 HCHs 和 DDTs 的风险水平比在 20 多年前低了很多。但是土壤的现有残留农药浓度对人体健康有可能的、潜在的风险。农药能长期贮存在人体中,并可通过母乳传递给下一代,进而影响下一代;有机氯农药还可以通过胎盘从母体转移给胎儿^[37]。因此即使是 20 多年前的土壤高风险水平至今仍可能对成人亚群 (> 18 岁) 的多数人的身体健康有潜在的影响。

目前,EPA 在美国国家风险计划中建立了污染导致增加致癌风险为 10^{-6} (即污染导致百万人增加一个癌症患者) 作为土壤治理的基准。由于标准的制订与国家的发展和群众的生活水平密切相关,所以,无锡土壤现有 HCHs 和 DDTs 的致癌风险值对一些国家而言在可接受水平内,但如果参照一些国家较为严格的标准,则有必要进行土壤治理。

3 结论

(1) 风险评价结果表明江苏无锡土壤残留的 HCHs 和 DDTs 对人体健康的平均风险较小。但实验前食物的预处理、模型采用的地区食物污染平均

值低于食物中农药实际含量可能影响风险评价结果。

(2) 尽管土壤残留 DDTs、HCHs 暴露于人群的途径是膳食和人类活动环境,但对比各暴露途径对日均暴露量的贡献率可知,环境风险系数远小于膳食,这一定程度佐证了农药对人类健康的影响主要通过食物链来实现。

(3) 风险评价分析结果说明,按无锡土壤平均残留的 DDTs 和 HCHs 对人体虽无明显的致病致癌影响但并不是绝对的无危害,特别是无锡土壤风险最高值超过 EPA 风险控制标准,可见在部分土壤污染严重的区域有必要尽快进行土壤治理,尤其是针对 DDTs 污染的治理,以降低风险。考虑到农药能长期储存在人体中,并可通过母体传递给下一代,且农药可能存在目前尚未查明的毒理作用,20 多年前的土壤高风险水平仍可能对成人亚群的多数人的身体健康有潜在的影响。且即使在现有较低污染风险水平下,土壤也可能存在潜在慢性的风险。

【参考文献】

- [1] 王雪芳. 农药污染与生态环境保护 [J]. 广西农学报, 2004 (2): 221 - 224.
- [2] 李国刚. 中国土壤环境监测的现状、问题与对策 [J]. 环境监测管理与技术, 2005, 17 (1): 8 - 10.
- [3] STURGEON S R, BROCK J W, POTISCHMAN N, et al. Serum concentrations of organochlorine compounds and endometrial cancer risk (United States) [J]. Cancer Causes Control, 1998, 9 (4): 417 - 424.
- [4] 林玉锁. 国外环境风险评价的现状与趋势 [J]. 环境与可持续发展, 1993 (1): 8 - 10.
- [5] 曹云者, 施烈焰, 李丽和. 浑蒲污灌区表层土壤中多环芳烃的健康风险评价 [J]. 农业环境科学学报, 2008, 27 (2): 542 - 548.
- [6] 余晓辉, 李冬梅, 魏祥. 部分市售食品农药残留状况调查 [J]. 中国卫生工程学, 2004, 3 (1): 22 - 24.
- [7] 蔡道基. 有机氯农药在环境 - 生态系统中的归趋与危害 [J]. 生态学杂志, 1983 (1): 10 - 15.
- [8] 刘幼兰. 江苏省苏州和南通两地区有机氯农药对土壤和作物的污染状况与防治对策 [J]. 农村生态环境, 1985 (2): 28 - 32.
- [9] 蔡继红, 丁长春, 朱伊君. 淮安市农产品中重金属及有机氯、有机磷农药残留量调查 [J]. 环境监测管理与技术, 2002, 14 (1): 20 - 23.
- [10] 沈向红, 张晶, 管健, 等. 浙江省部分食品中农药残留水平研究 [J]. 中国卫生检验杂志, 2007, 17 (8): 1374 - 1380.
- [11] 刘守亮, 秦启发, 李启泉, 等. 云梦县食品中有机氯农药残留

- 的调查 [J]. 公共卫生与预防医学, 2007, 18 (3): 57 - 59.
- [12] 郝红建, 蒋新. 有机氯农药在南京市郊蔬菜中的生物富集与质量安全 [J]. 环境科学学报, 2005, 25 (1): 90 - 93.
- [13] 李忠民. 江苏仪征有机氯农药污染环境与健康调查分析 [J]. 黑龙江环境通报, 1997, 21 (3): 58 - 69.
- [14] 吴宏丽, 贾宏亮, 周蕾, 等. 太湖流域有机氯农药 (HCHs、DDTs) 的生产、使用、残留状况及分析 [C] // 持久性有机污染物论坛 2007 暨第二届持久性有机污染物全国学术研讨会论文集. 2007: 150 - 152.
- [15] BABU G S, FAROOO M. DDT and HCH residues in Basmati rice [J]. Water Air and Soil Pollution, 2003 (144): 149 - 157.
- [16] 臧振远, 赵毅, 尉黎. 北京市某废弃化工厂的人类健康风险评价 [J]. 生态毒理学报, 2008, 3 (1): 50 - 53.
- [17] EPA 601/5289 - 2001, Supplement risk assessment Part I: guidance for public health risk assessment [S].
- [18] EPA. Methods for the determination of organic compounds in drinking water (EPA/600/4 - 90/020) [R]. Washington D C: Office of Emergency and Remedial Response EPA, 1990.
- [19] 郭森, 陶澍, 杨宇, 等. 天津地区人群对六六六的暴露分析 [J]. 环境科学, 2005, 26 (1): 164 - 167.
- [20] 张兵, 张惠敏, 张万起, 等. 天津市小学生营养状况调查 [J]. 中国食品卫生杂志, 1998, 10 (4): 24 - 26.
- [21] 董绮娜, 吴俊华, 贾珉. 天津市 14 岁以下人群膳食营养状况分析 [J]. 中国慢性病预防与控制, 1998 (3): 44 - 45.
- [22] 王馨. 1992 年天津市居民膳食调查结果评价 [J]. 中国慢性病预防和控制, 1996, 4 (1): 18 - 21.
- [23] Environment Protection Agency. Methods for the determination of organic compounds in drinking water (EPA/600/4 - 90/020) [R]. Washington D C: Office of Emergency and Remedial Response EPA, 1990.
- [24] 龚钟明, 董元华, 安琼. 无锡鼋头渚夜鹭卵中有机氯农药残留及其环境指示意义 [J]. 环境科学, 2001, 22 (2): 110 - 113.
- [25] 安琼, 董元华, 王辉, 等. 苏南农田土壤有机氯农药残留规律 [J]. 土壤学报, 2004, 41 (3): 414 - 419.
- [26] 舒卫先, 李世杰. 北太湖沉积岩芯中有机氯农药 HCH 和 DDT 残留垂直分布特征及沉积环境意义 [J]. 第四纪研究, 2008, 28 (4): 683 - 689.
- [27] 安琼, 董元华, 王辉, 等. 南京地区土壤中有有机氯农药残留及其分布特征 [J]. 环境科学学报, 2005, 25 (4): 470 - 474.
- [28] 邱黎敏, 张建英, 骆永明. 浙北农田土壤中 HCH 和 DDT 的残留及其风险 [J]. 农业环境科学学报, 2005, 24 (6): 1161 - 1165.
- [29] 赵先军, 陆宏, 罗湖旭, 等. 慈溪市耕地中有机氯农药残留研究 [J]. 宁波大学学报, 2006, 19 (1): 98 - 100.
- [30] 邵学新, 顾志权, 李意坚. 苏南典型地区土壤中有有机氯农药残留的空间分布及来源分析 [J]. 矿物岩石地球化学通报, 2007, 26 (10): 366 - 370.
- [31] 赵云峰, 吴永宁, 王绪卿, 等. 中国居民膳食中农药残留的研究 [J]. 中华流行病学杂志, 2003, 24 (8): 661 - 664.
- [32] 张栋. 多种方法除蔬菜农药 [N]. 中国中医药报, 2008 - 5 - 5 (007).
- [33] 董元华, 安琼, 王辉. 太湖湿地生态系统有机氯污染的夜鹭生物指示 [J]. 应用生态学报, 2002, 13 (2): 209 - 212.
- [34] 何强, 井文涌, 王翊亭. 环境学导论 [M]. 3 版. 北京: 清华大学出版社, 2004: 99.
- [35] 窦薇, 赵忠宪. 白洋淀水生食物链 BHC、DDTs 生物浓缩分析 [J]. 环境科学, 1997, 18 (5): 41 - 43.
- [36] 徐亮, 刘月雪, 包维楷. 生物体内有机氯农药的研究进展 [J]. 四川环境, 2003, 22 (5): 15 - 18.
- [37] 李丽娜. 上海市多介质环境中持久性毒害污染物的健康风险评估 [D]. 上海: 华东师范大学, 2007.

· 简讯 ·

美国发布《全球气候变化对美国的影响》评估报告

科技日报消息, 美国政府 6 月 16 日公布的气候变化评估报告称, 目前全球范围内的气候变化是人为因素导致的, 气候变化给人类社会带来的影响将是广泛而深远的。报告还认为, 未来气候变化及其影响将取决于今天的选择。

这份名为《全球气候变化对美国的影响》的报告是在美国国家海洋和大气管理局的领导下, 由美国 13 家政府机构及相关大学和研究机构的科学家合作完成的, 其重点是研究气候变化对美国的农业、卫生、水资源以及能源部门的影响。这也是美国总统奥巴马上台以来, 美国政府部门公布的首个气候变化评估报告。

报告认为, 人为因素是全球变暖的祸首, 气候变暖已是不争的事实。在过去 50 年里观察到的气候变暖, 主要应归咎于人类造成的温室气体排放。这些排放的罪魁祸首是化石燃料 (煤、石油和天然气) 的燃烧, 森林砍伐和农业活动也难辞其咎。气候变化的影响广泛而深远, 与气候相关的变化包括: 空气和水的温度上升; 霜冻减少; 暴雨的频度和强度增加; 海平面上升; 积雪、冰川、永久冻土及海水的减少。湖泊和河流的无冰期更长, 作物生长季节的延长; 大气中的水蒸汽也随之日益增多。在过去 30 年里, 冬季的气温上升要比任何其他季节都快, 美国中西部和北部平原的冬季平均气温上升了约 4 。

应对气候变化的具体措施包括: 提高能源使用效率、使用不产生或少产生二氧化碳的能源、捕获和储存化石燃料使用中产生的二氧化碳等。从现在起作出降低排放的选择将对气候变化具有深远的影响。

摘自 www. jshh. gov. cn 2009 - 06 - 24