

# 北京官厅水库周边土壤 DDTs 和 HCHs 暴露特征与风险评价

金广远<sup>1</sup>, 王铁宇<sup>2\*</sup>, 颜丽<sup>1</sup>, 胡文友<sup>2,3</sup>, 李力<sup>2,3</sup>, 关连珠<sup>1</sup>, 毕岑岑<sup>2,3</sup>, 苑晶晶<sup>2</sup>, 吕永龙<sup>2</sup>

(1. 沈阳农业大学土地与环境学院, 沈阳 110161; 2. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; 3. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:**围绕北京水源地官厅水库周边 2~10 km 范围于 2009 年系统布点, 利用超声-振荡提取技术, 使用气相色谱-电子捕获检测器(GC-ECD)分析方法测定了样品中的 DDTs 和 HCHs 含量. 并利用 GIS 技术和地统计分析方法, 研究其空间变异特征. 结果表明, 2009 年官厅水库周边土壤中 HCHs 和 DDTs 的含量分别为 n. d. ~14.97 ng·g<sup>-1</sup> (平均值 0.73 ng·g<sup>-1</sup>)、n. d. ~64.91 ng·g<sup>-1</sup> (平均值 6.46 ng·g<sup>-1</sup>). HCHs 的残留以  $\beta$ -HCH 为主, 占总量的 94.5%, DDTs 的残留以 *p,p'*-DDE 为主, 占总量的 78.5%. 不同土地利用类型中有机氯农药残留也不同, 表现为果园 >> 农田 > 荒地的趋势. Levene's Test 齐性检验结果显示, 3 种土地利用方式下 HCHs 和 DDTs 的残留差异并不显著. 空间分析表明, 其暴露格局受土地利用方式的影响, 基本呈库北高于库南的趋势, 高风险区集中在东部延庆县、中部的北辛堡镇以及西部的怀来县城附近. 通过与我国土壤环境质量标准及荷兰土壤修复标准对比, 并结合单因子污染指数法评价, 本地区土壤中农药类 POPs 暴露仍处于较低的水平, 环境风险较小.

**关键词:** HCHs; DDTs; 官厅水库; 土壤; 风险

中图分类号: X53; X820.4 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)05-1359-06

## DDTs and HCHs Residues in Soils Around Guanting Reservoir and Related Environmental Risk Assessment

JIN Guang-yuan<sup>1</sup>, WANG Tie-yu<sup>2</sup>, YAN Li<sup>1</sup>, HU Wen-you<sup>2,3</sup>, LI Li<sup>2,3</sup>, GUAN Lian-zhu<sup>1</sup>, BI Chen-chen<sup>2,3</sup>, YUAN Jing-jing<sup>2</sup>, LÜ Yong-long<sup>2</sup>

(1. College of Land and Environment, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110061, China; 2. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Centre for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** Surface soil samples around Guanting Reservoir ranging from 2-10 km were measured for pesticide residues (HCHs and DDTs) concentrations in 2009. Occurrences and related environmental risk were analyzed; furthermore, GIS and geostatistical techniques were applied to analyze the spatial variation of organochlorine pesticides. The results show that concentrations of HCHs in soils range from n. d. to 14.97 ng·g<sup>-1</sup> with a mean value of 0.73 ng·g<sup>-1</sup>, and DDTs range from n. d. to 64.91 ng·g<sup>-1</sup> with a mean value of 6.46 ng·g<sup>-1</sup>. According to the isomers of HCHs and metabolites of DDTs, HCHs and DDTs residues in soils were primarily from historical use. The land use showed great effect on the degradation of HCHs and DDTs, with the residual level sequence of orchard >> crop land > barren land. Based on kriging interpolation, the spatial distribution of HCHs and DDTs around Guanting Reservoir was observed. Spatial variability indicated how HCHs and DDTs had been applied and distributed in the past. Compared with those in other national or international regions, the concentrations of HCHs and DDTs in soils around Guanting Reservoir were very low.

**Key words:** HCHs; DDTs; Guanting Reservoir; soil; risk

农药类 POPs 滴滴涕 (DDTs) 和六六六 (HCHs) 是我国曾在 20 世纪 80 年代前大量使用的有机氯类杀虫剂, 具有高毒性、半挥发性、长期残留性和生物蓄积性, 以及能够在大气环境中长距离迁移等 POPs 特性. 大量研究证明其广泛残留于各类环境介质中, 甚至在距离人类活动较远的南北极地区<sup>[1-5]</sup>, 并对生态环境和人类健康产生了严重的危害<sup>[6,7]</sup>. 土壤作为生态系统的重要部分, 是环境中有机氯农药类物质残留的源和汇. 官厅水库是建国后北京市修建

的第一座大型水库, 是北京市 2 个最重要的水源地之一, 1997 年因水体污染退出首都饮用水供水系统. 随着北京市 2010 年前实现官厅水库恢复饮用水供水计划的实施, 对官厅水库水质及其周边土壤

收稿日期: 2009-09-04; 修订日期: 2009-11-16

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2007CB407307); 城市与区域生态国家重点实验室自主项目 (SKLURE2008-1-4)

作者简介: 金广远 (1983 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤环境化学, E-mail: inhehero2@163.com

\* 通讯联系人, E-mail: wangty@rcees.ac.cn

污染状况进行大量研究<sup>[8-10]</sup>, 吕永龙等<sup>[11-13]</sup>自2002年始开展了此区域 POPs 和 PTS 污染物的环境暴露及风险的系统研究, 本研究作为前期工作的延续, 通过2009年对官厅水库周边土壤采样监测, 并利用GIS技术和地统计分析方法, 探讨了在2010年前实现官厅水库恢复饮用水供水计划实施之前一年的土壤有机氯农药残留特征与空间分布格局, 对于持续探明水源地有机氯农药类污染物残留态势和风险格局以及水库综合治理具有重要的科学意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

本研究的水源地为北京官厅水库, 其位于北京市西北100 km左右的永定河上, 总库容量41.6亿 $\text{m}^3$ , 流域总面积4.6万 $\text{km}^2$ 。该地区属寒温带大陆性季风气候, 多年均温3~9 $^{\circ}\text{C}$ , 多年平均降水量370~480 mm, 降雨集中在夏季(占全年的60%~70%)。周边地形地貌呈高度异质性, 山地、丘陵、河谷、盆地相间分布, 土壤侵蚀严重。土壤类型以棕壤、褐土、栗钙土为主, 农业利用植被主要有果园、玉米、菜地等。

### 1.2 样品采集与处理

根据妫水河、洋河、桑干河3条入库河流及周边土地利用类型, 将距离官厅水库2~10 km的周边范围划为研究区域( $\text{E}115.43^{\circ} \sim 115.97^{\circ}$ ,  $\text{N}40.19^{\circ} \sim 40.50^{\circ}$ ), 面积约为920 $\text{km}^2$ , 包括水体100 $\text{km}^2$ 和陆地820 $\text{km}^2$ 。于2009年4月采集61个0~20 cm的表层土壤, 利用GPS定位, 并且每一样点均由半径5 m范围内采集的5个土样混合而成, 样点分布见图1。土样室内经风干后木棒压磨, 去掉沙砾和动植物残体, 过2 mm孔径尼龙筛, 均匀取其中部分过0.25 mm孔径尼龙筛, 装磨口瓶备用。

### 1.3 分析方法与数据处理

土壤中HCHs、DDTs采用V(正己烷): V(二氯甲烷)=1:1的混合液超声提取法提取, 提取后样品采用柱层析法进行纯化, 纯化分离后的样品经旋转蒸发后用正己烷定容至1 mL, 最后用Agilent6890型气相色谱仪分析。色谱柱(HP-5)为石英毛细管柱(30 m $\times$ 0.32 mm $\times$ 0.25  $\mu\text{m}$ ); 载气为高纯氮气(99.99%), 进样口温度250 $^{\circ}\text{C}$ , 检测器温度300 $^{\circ}\text{C}$ ; 进样方式: 不分流进样, 进样量: 1  $\mu\text{L}$ ; 升温程序: 100 $^{\circ}\text{C}$ (保持2 min) $\rightarrow$ 160 $^{\circ}\text{C}$ (10  $^{\circ}\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ ) $\rightarrow$ 200 $^{\circ}\text{C}$ (4  $^{\circ}\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ , 保持2 min) $\rightarrow$ 240 $^{\circ}\text{C}$ (1  $^{\circ}\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ ,



图1 官厅水库周边区域及土壤样点分布

Fig.1 Study area and sample locations in soils around Guanting Reservoir

保持2 min) $\rightarrow$ 270 $^{\circ}\text{C}$ (2  $^{\circ}\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ , 保持10 min)。采用外标法定量HCHs各异构体及DDTs代谢物。有机氯农药标准物质购自国家标准物质中心。参考美国EPA的标准方法, 进行空白和基质加标的QA/QC实验措施,  $\alpha$ -HCH、 $\beta$ -HCH、 $\gamma$ -HCH、 $\delta$ -HCH这4种同分异构体的回收率为73.3%、90.3%、75.8%和85.6%;  $p, p'$ -DDE、 $p, p'$ -DDD、 $o, p'$ -DDT、 $p, p'$ -DDT这4种代谢产物的回收率为80.0%、93.8%、95.4%和96.2%。

常规数理统计分析采用SPSS11.5软件完成, 地统计分析采用GEO-EAS软件拟合半变异函数、建立拟合模型及其参数。在ArcGIS9.2中应用Geostatistic Analyst模块, 并采用普通Kriging方法, 输入拟合参数, 建立研究区有机氯农药的空间分布图。

## 2 结果与讨论

### 2.1 土壤中DDTs和HCHs残留状况

官厅水库周边地区土壤中HCHs和DDTs的残留检测和统计结果见表1。可以看出, HCHs的4种异构体均有不同程度的检出,  $\gamma$ -HCH和 $\delta$ -HCH异构体的检出率<10%,  $\beta$ -HCH检出率最大为75.4%。4种异构体的最小检出值均低于检测限, 为便于统计, 标记为0  $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 最大检出值 $\alpha$ -HCH为0.48  $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ,  $\beta$ -HCH为14.34  $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ,  $\gamma$ -HCH为0.15  $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ,  $\delta$ -HCH为0.30  $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 。HCHs的总量在0~14.97  $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 之间, 平均值为0.73  $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 不同样点数据之间的变异程度不大, 标准偏差仅为1.92。与HCHs相比, DDTs的4种代谢物在该地区的残留量相对较高, 各种代谢物的最小检测值也为0  $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (低于检测限), 最大值分别是 $p, p'$ -DDE

表 1 官厅水库周边土壤 HCHs 和 DDTs 的残留水平  
Table 1 Concentrations of HCHs and DDTs components in soils around Guanting Reservoir

农药种类	检出率/%	最小值/ng · g <sup>-1</sup>	最大值/ng · g <sup>-1</sup>	平均值/ng · g <sup>-1</sup>	标准差/ng · g <sup>-1</sup>
HCHs	α-HCH	13.1	n. d. <sup>1)</sup>	0.48	0.03
	β-HCH	75.4	n. d.	14.34	0.69
	γ-HCH	3.3	n. d.	0.15	0.01
	δ-HCH	6.6	n. d.	0.30	0.02
	∑ HCH	75.4	n. d.	14.97	0.73
DDTs	<i>p,p'</i> -DDE	68.9	n. d.	55.96	5.07
	<i>p,p'</i> -DDD	37.7	n. d.	9.71	0.73
	<i>o,p'</i> -DDT	4.9	n. d.	3.55	0.08
	<i>p,p'</i> -DDT	26.2	n. d.	7.34	0.58
	∑ DDT	70.5	n. d.	64.91	6.46

1) n. d. 表示未检出

55.96 ng · g<sup>-1</sup>、*p,p'*-DDD 9.71 ng · g<sup>-1</sup>、*o,p'*-DDT 3.55 ng · g<sup>-1</sup>、*p,p'*-DDT 7.34 ng · g<sup>-1</sup>。总量 DDTs 的变化幅度为 0 ~ 64.91 ng · g<sup>-1</sup>，平均值 6.46 ng · g<sup>-1</sup>。不同采样点数据之间分异较大，标准偏差达 13.28。从土壤残留的有机氯农药组分来看，HCHs 的残留以 β-HCH 为主，占总量的 94.5%。这与它本身的物理化学性质有关，因为 β-HCH 的分子结构中氯原子的排布关系，使其难以被微生物降解，同时其辛醇水分配系数较高，容易与土壤有机质结合而相对较少地随水流迁移或挥发进入大气<sup>[14,15]</sup>。DDTs 的残留以 *p,p'*-DDE 为主，占总量的 78.5%。这是由于 DDTs 在进入土壤后被微生物所降解，并在表层土壤有氧条件下降解为 *p,p'*-DDE<sup>[16]</sup>。

## 2.2 不同土地利用方式下土壤中 DDTs 和 HCHs 暴露特征

为了进一步研究不同土地利用类型对农药类 POPs 暴露的影响，根据样点来源，将所研究区域划分为果园、农田、荒地 3 种不同土地利用类型。由于种植作物不同，作物病虫害不同，施用的农药品种以及用量也会有所不同，因而造成农药在不同土地利用方式下的残留差异。而且不同土地利用方式下，土壤翻耕程度、土壤透气性以及微生物活动强弱不同，从而直接影响农药类 POPs 的环境归宿，造成其残留和分布差异<sup>[17,18]</sup>。由图 2 可以看出，农药类 POPs (HCHs 和 DDTs) 残留总量表现为果园 >> 农田 > 荒地的趋势，HCHs 平均残留量分别为 0.922、0.557、0.504 ng · g<sup>-1</sup>；DDTs 平均残留量为 9.104、3.768、3.118 ng · g<sup>-1</sup>。这说明在本区域果园农业病虫害防治过程中 DDTs 类有机氯农药曾大量使用。对 3 种分组的土地利用 Levene's Test 齐性检验，95% 的置信区间条件下均为非齐性，One-Way ANOVA 的多重比较分析结果可以看出(见表 2)，HCHs 和 DDTs 在

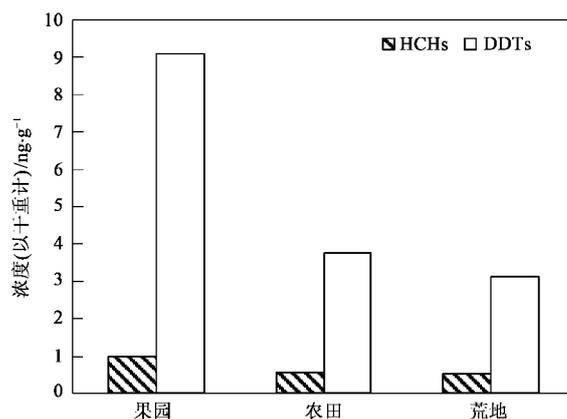


图 2 不同土地利用方式下的 HCHs 和 DDTs 的残留状况  
Fig. 2 HCHs and DDTs concentrations in soils under three land uses

表 2 不同土地利用类型 HCHs 和 DDTs 残留的统计结果

Table 2 Residues of HCHs and DDTs concentrations in soils under three land uses

类型	土地利用方式	平均差	标准差	Sig. <sup>1)</sup>	
T-HCH	果园	农田	0.407	0.563	0.473
		荒地	0.483	0.704	0.496
	农田	果园	-0.407	0.563	0.473
		荒地	0.076	0.760	0.921
	荒地	果园	-0.483	0.704	0.496
		农田	-0.076	0.760	0.921
T-DDT	果园	农田	5.325	3.825	0.169
		荒地	5.986	4.784	0.216
	农田	果园	-5.325	3.825	0.169
		荒地	0.662	5.159	0.898
	荒地	果园	-5.986	4.784	0.216
		农田	-0.662	5.159	0.898

1) Sig. < 0.05 表示组分之间差异显著

果园、农田和荒地 3 种土地利用方式上均未表现出显著性差异。而 Wang 等<sup>[12]</sup>2003 年的采样报道，果园、农田和荒地 3 种土地利用方式下，DDTs 的残留尚有显著性差异。说明采样区域内有机氯农

药经多年禁用后其降解到了较低的水平,并且没有新近的污染源或者只存在个别点位少量的污染源,因此不同土地利用方式下未表现出显著性差异.

### 2.3 土壤中 DDTs 和 HCHs 暴露的空间特征与来源分析

利用 ArcGIS 的 GS 扩展功能模块 (Geostatistic Analyst) 的地统计分析功能,采用普通克里格 (Ordinary Kriging) 插值模式,建立了土壤 HCHs 和 DDTs 的空间变异分布格局. 从图 3 可以看出,官厅

水库周边土壤 HCHs 和 DDTs 残留总体呈库北高于库南的趋势. 这是由于库北在 20 世纪 70 年代曾有大量 HCHs 和 DDTs 使用,用于防治当地泛滥的虫害,可能是造成较高残留的主要原因;另一方面,经研究发现在近几年里该地区仍然存在新的污染源输入(如三氯杀螨醇的使用)<sup>[13]</sup>. HCHs 高风险区集中在东部延庆县一带,DDTs 高风险区集中在中部的北辛堡镇和西部的老怀来县城附近,这些区域也是本地区交通运输频繁,人口密集以及工农业活动频繁的地点.

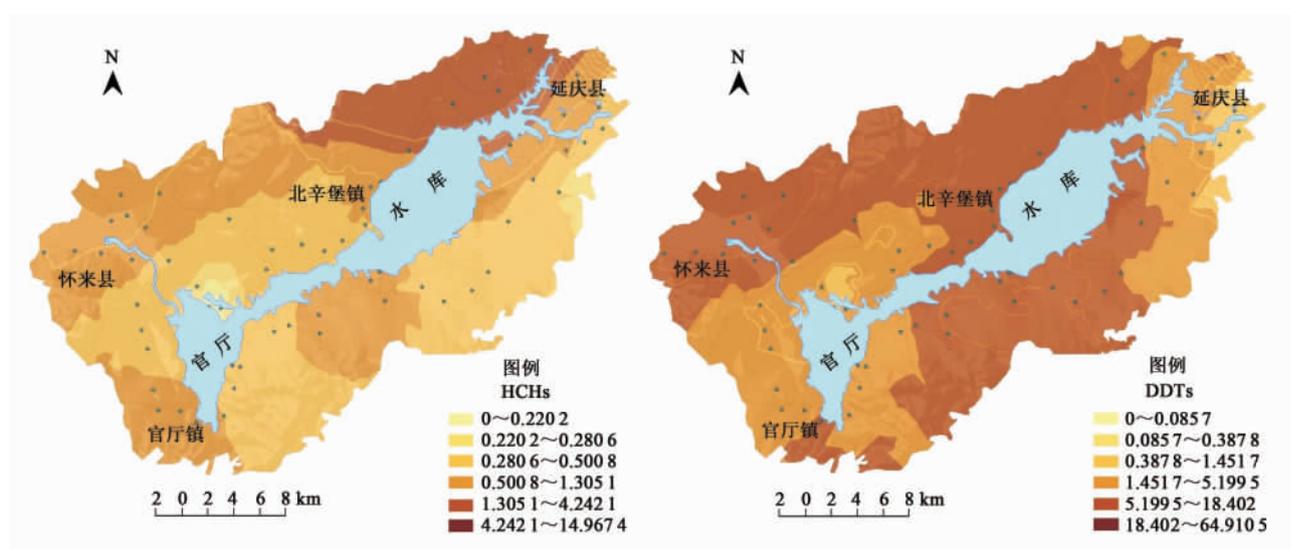


图 3 官厅水库周边土壤 HCHs 和 DDTs 的空间格局

Fig. 3 Spatial distribution map of HCHs and DDTs residue levels in 2009

结合土壤中有机氯农药的组分分析,进一步探讨本地区有机氯农药残留来源. 根据 Kim 等<sup>[19,20]</sup>对 HCHs 来源的判定方法,采用  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH 的比值作为特征指数. 若样品中的  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH 值在 4~7 之间,则认为源于新的工业品 HCHs;若比值接近于 1,说明环境中可能有新的工业品林丹输入;若比值 >7,则说明样品中的 HCHs 更可能来源于大气长距离的传输. 本研究中  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH 这一特征值在 2.25~3.26 之间,但由于本研究中  $\alpha$ -HCH 和  $\gamma$ -HCH 的检出率都比较低,比值中出现了大量的无效数据,因此在分析其来源时又结合了 HCHs 的组分分析结果, $\alpha$ -HCH 和  $\gamma$ -HCH 的最大检出值分别为  $0.48 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$  和  $0.15 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ,其值相比国家土壤环境质量一级标准 ( $50 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ) 和荷兰土壤修复标准 ( $10 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ) 已经相当低了,而且  $\beta$ -HCH 的残留占 HCHs 总残留的 94.5%,因此推断该地区目前土壤中 HCHs 的残留源于历史使用. 对于 DDTs 来源的判定常采用  $(\text{DDE} + \text{DDD})/p, p'$ -DDT 的比值作

为特征指数.  $(\text{DDE} + \text{DDD})/p, p'$ -DDT 的比值 >1,说明土壤中的 DDTs 来源是历史的使用,比值 <1,则说明该地区可能存在新的 DDTs 污染源<sup>[21]</sup>. 本研究中仅在土木村、狼山镇、八营村 5 个点位上  $(\text{DDE} + \text{DDD})/p, p'$ -DDT 的比值 <1,其余点位的  $(\text{DDE} + \text{DDD})/p, p'$ -DDT 的比值都 >1,比值 <1 的点位仅占全部点位的 8.2%,说明官厅水库周边农业面源污染得到了有效控制,但在该区域内可能仍有少量的 DDT 类农药输入(如三氯杀螨醇等). 文献[22,23]的研究也证实我国的江苏、浙江、河北和广东等省份存在由于三氯杀螨醇的使用给农业土壤中输入的新的 DDTs 污染源.

### 2.4 土壤中 DDTs 和 HCHs 暴露的风险评价

与我国土壤环境质量标准相比,该区域内所有样点的 HCHs 含量均远低于我国土壤环境质量一级标准 ( $50 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ )<sup>[24]</sup>; DDTs 含量仅有 2 个样点的含量略高于我国土壤环境质量一级标准 ( $50 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ),分别为  $64.91 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$  和  $59.05 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ,

仅占 3.3%, 这一比例相比 2003 年的 7.1% 下降了一半<sup>[16]</sup>, 并且全部样点的 DDTs 含量低于我国土壤环境质量二级标准( $500 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ). 与荷兰土壤修复标准相比<sup>[25]</sup>, 仅有一个样点的 HCHs 含量高于荷兰土壤修复目标值( $10 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ )为  $14.97 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 其余 98.4% 的样点低于此值, 并且全部样点的 HCHs 含量都低于荷兰土壤修复干预值( $4000 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ); 与 HCHs 相比, 有 19.7% 的样点的 DDTs 含量高于荷兰土壤修复目标值( $10 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ), 但全部样点的 DDTs 含量都低于荷兰土壤修复干预值( $2000 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ). 进一步应用单因子污染指数法进行评价, 评价模式为:  $p_i = C_i/S_i$  式中,  $p_i$  为单项污染指数,  $C_i$  为污染物实测值,  $S_i$  为污染物评价标准. 本研究中选用荷兰土壤修复目标值作为污染物评价标准. 根据  $p_i$  值评价污染状况  $p_i \leq 1$  为未污染,  $1 < p_i \leq 2$  为轻度污染,  $2 < p_i \leq 3$  为中度污染,  $p_i > 3$  为重度污染,  $p_i$  值越大污染越重. 如表 3 所示, 所有样点土壤 HCHs 污染水平均处于轻度污染以下水平; DDTs 有 91.2% 的样点处于轻度污染以下水平, 有 4.9% 的样点处于中度污染水平, 同样有 4.9% 的样点处于重度污染水平. 总体来看, 本地区土壤中 DDTs 和 HCHs 暴露已处于较低的水平, 环境风险较小.

表 3 官厅水库周边土壤有机氯农药的环境风险评价

Table 3 Environmental risk assessment of organochlorine pesticide in soils around Guanting Reservoir

污染物种类	未污染样点	轻度污染样	中度污染样点	重度污染样
	所占比例/ %	点所占比例/ %	所占比例/ %	点所占比例/ %
HCHs	98.4	1.6		
DDTs	80.4	9.8	4.9	4.9

### 3 结论

(1) 2009 年官厅水库周边土壤中 HCHs 和 DDTs 的残留量分别为  $0 \sim 14.97 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$  (平均值  $0.73 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ) 和  $0 \sim 64.91 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$  (平均值  $6.46 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ). 土壤中 HCHs 的残留以  $\beta$ -HCH 为主, 占总量的 94.5%, DDTs 的残留以  $p, p'$ -DDE 为主, 占总量的 78.5%, 表明其残留多源于历史施用, 但个别样点仍存在新的污染源输入.

(2) 不同土地利用类型中 HCHs 和 DDTs 的残留量也不同, 均表现为果园  $\gg$  农田  $>$  荒地的趋势. Levene's Test 齐性检验结果显示 3 种土地利用方式差异并不显著.

(3) 空间格局整体上呈库北高于库南的趋势, 高风险区主要集中在东部延庆县、中部的北辛堡镇

及西部的怀来县城附近.

(4) 通过与我国土壤环境质量一级标准及荷兰土壤修复标准比较, 并结合单因子污染指数法评价, 结果显示, 本地区土壤中 DDTs 和 HCHs 暴露已处于较低的水平, 环境风险较小.

### 参考文献:

- [1] Penka S, Jana K, Ivan H. Residues of organochlorinated pesticides in soils from the Czech Republic[J]. Environ Pollut, 2007, **146**(1):257-261.
- [2] Li X H, Wang W, Wang J, et al. Contamination of soils with organochlorine pesticides in urban parks in Beijing, China[J]. Chemosphere, 2008, **70**(9): 1660-1668.
- [3] Christopher H M, Scott P, Murray N. Trends in spatial and temporal levels of persistent organic pollutants in Lake Erie sediments[J]. Chemosphere, 2004, **54**(1): 33-40.
- [4] 王小萍, 龚平, 姚檀栋. 偏远地区大气中持久性有机污染物研究进展[J]. 环境科学, 2008, **29**(2):273-282.
- [5] Wania F. Potential of degradable organic chemicals for absolute and relative enrichment in the Arctic[J]. Environ Sci Technol, 2006, **40**(2):569-577.
- [6] Jones K C, Voogt P. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science [J]. Environ Pollut, 1999, **100**(1-3):209-221.
- [7] Shen H Q, Henkelmann B, Levy W, et al. Altitudinal and chiral signature of persistent organochlorine pesticides in air, soil, and spruce needles (*Picea abies*) of the Alps [J]. Environ Sci Technol, 2009, **43**(7): 2450-2455.
- [8] 康跃惠, 刘培斌, 王子健, 等. 北京官厅水库-永定河水系水体中持久性有机氯农药污染[J]. 湖泊科学, 2003, **15**(2):125-132.
- [9] Xue N D, Zheng D R, Xu X B. Organochlorinated pesticide multiresidues in surface sediments from Beijing Guanting reservoir [J]. Water Res, 2006, **40**(2):183-194.
- [10] Zhang H, Lu Y L, Dawson R W, et al. Classification and ordination of DDT and HCH in soil samples from the Guanting Reservoir, China[J]. Chemosphere, 2005, **60**(6):762-769.
- [11] Luo W, Wang T Y, Lu Y L, et al. Landscape ecology of the Guanting Reservoir, Beijing, China: Multivariate and geostatistical analyses of metals in soils [J]. Environ Pollut, 2007, **146**(2):567-576.
- [12] Wang T Y, Lu Y L, Dawson R W, et al. Effects of environmental factors on organochlorine pesticide residues in soils of the guanting reservoir area, China[J]. J Environ Sci Heal B, 2006, **41**:309-321.
- [13] Wang T Y, Lu Y L, Shi Y J, et al. Organochlorine pesticides in soils around Guanting Reservoir, China[J]. Environ Geochem Heal, 2007, **29**(6):491-501.
- [14] Middeldorp P J M, Jaspers M, Zehnder A J B, et al. Biotransformation of  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $r$ -, and  $o$ -hexachlorocyclohexane under methanogenic conditions [J]. Environ Sci Technol, 1996, **30**(7): 2345-2349.

- [15] 章海波, 骆永明, 赵其国, 等. 香港土壤研究——IV. 土壤中有有机氯化物的含量和组成[J]. 土壤学报, 2006, **43**(2): 220-225.
- [16] Harner T, Wideman J L, Jantunen L M, *et al.* Residues of organochlorine pesticides in Alabama soils[J]. Environ Pollut, 1999, **106**(3): 323-332.
- [17] 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.
- [18] 赵龙, 侯红, 郭平毅, 等. 海河干流及河口地区土壤中有有机氯农药的分布特征[J]. 环境科学, 2009, **30**(2): 543-550.
- [19] Tao S, Liu W X, Li Y, *et al.* Organochlorine pesticides contaminated surface soil as reemission source in the Haihe Plain, China[J]. Environ Sci Technol, 2008, **42**(22): 8395-8400.
- [20] Kim J H, Smith A. Distribution of organochlorine pesticides in soils from South Korea[J]. Chemosphere, 2001, **43**(2): 137-140.
- [21] Hitch R K, Day H P. Unusual persistence of DDT in some Western USA soils [J]. Bull Environ Contam Toxicol, 1992, **48**(2): 255-264.
- [22] Yang X L, Wang S S, Bian Y R, *et al.* Dicofol application resulted in high DDTs residue in cotton fields from northern Jiangsu province, China[J]. J Hazard Mater, 2008, **150**(1): 92-98.
- [23] Qiu X H, Zhu T, Yao B, *et al.* Contribution of dicofol to the current DDT pollution in China[J]. Environ Sci Technol, 2005, **39**(12): 4385-4390.
- [24] 夏家淇. 土壤环境质量标准详解[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1996. 54-60.
- [25] VROM ( Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment ). Annexes Circularon Target Values and Intervention Values for Soil Remediation[S]. The Hague, 2000. 12-13.