

污灌区土壤理化参数与有机氯农药含量的相关性分析

魏永霞, 何江涛, 金爱芳, 陈素暖

(中国地质大学(北京)水资源与环境工程北京市重点实验室, 北京 100083)

摘要:采用 GC-ECD 分析了北京东南郊污灌区土壤剖面中有机氯农药(OCPs)的垂向分布特征,并通过 SPSS 统计分析软件,分析了土壤理化参数与总有机氯含量之间的相关性。结果表明,3 个剖面表层总有机氯的含量分别为 20.18、30.94、20.19 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,检出最高浓度未超出《土壤环境质量标准》限定的 50 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,表层以下 0.5~5.5 m 内,有机氯含量基本上不超过 1 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,表明该研究区有机氯主要累积层位为表层土壤,表层以下各层位间检测浓度相差不大。相关分析结果表明,土壤理化指标 CEC、粘粒含量和粘土矿物含量两两之间有极高的相关性,相关系数分别为 0.746、0.815、0.851; TOC 和含水率是影响有机氯农药垂向迁移的主要因素,回归方程为 $Y=0.569X_{\text{TOC}}-0.632X_{\text{含水率}}$ 。

关键词:污灌区;有机氯农药;累积层位;回归分析

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2009)08-1607-06

The Relevant Analysis Between the Physical-chemical Indexes of Soil Samples and the Contents of Organochlorine Pesticides in the Polluted Irrigation Areas

WEI Yong-xia, HE Jiang-tao, JIN Ai-fang, CHEN Su-nuan

(School of Water Resources and Environment, China University of Geosciences, Beijing 100083, China)

Abstract: Total 3 borehole profiles samples were collected using Eijkelkamp soil sampler from the wastewater irrigation area of Beijing south-east suburb, and organochlorine pesticides(OCPs) of soil samples were analyzed with GC-ECD. SPSS(statistical program for social sciences) software was used to analyse the relevance between physical-chemical indexes and OCPs contents. Results showed that, the OCPs contents of 3 surface soil samples were 20.18, 30.94 and 20.19 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ respectively, and three of them were lower than the Soil Environmental Quality Standards. Under the surfaces, the detected contents of all the profile soil samples from 0.5 m to 5.5 m were less than 1 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$. That's to say, the surface soil was the most popular accumulation layer of OCPs. The relevant analysis results showed that, the cation exchange capacity(CEC), total amount of clay minerals, and clay content(C) had high level relevance between each other, the correlation coefficients were 0.746, 0.815, 0.851 respectively. The total organic compounds(TOC) and the moisture ratio(H) were main factors which decided the distribution and transformation of OCPs in the soil profiles, regression equation was: $Y=0.569X_{\text{TOC}}-0.632X_{\text{H}}$ 。

Keywords: wastewater irrigated areas; organochlorine pesticides(OCPs); accumulating layers; relevant analysis

我国污水灌溉始于 20 世纪 50 年代后期,最初目的主要是为给农业发展提供水肥,并为城市污水寻找出路。到 90 年代末污水灌溉面积达到 $3.6\times 10^6 \text{ hm}^2$,占我国灌溉面积的 7.33%^[1]。虽然污水灌溉可以为农作物提供大量的营养源如氮源和磷源,但是同时也会造成土壤的污染,如重金属污染、难降解的有机物污染

等。土壤-植物系统对污水有一定的净化能力,但长期利用未经处理的污水灌溉,特别是含有难降解且有害物质的污水灌溉,会导致农田污染,并通过农产品进入人类食物链,或通过渗滤污染地下水或汇入地表水,致使饮用水受到污染,从而影响人类的健康。

有机氯农药是污水中毒性强、降解难的有机污染物,主要分为两大类:一类以苯为原料,一类以环戊二烯为原料。前者包括使用最早、应用最广的杀虫剂 DDT 和六六六,后者包括氯丹、七氯、艾氏剂、狄氏剂、异狄氏剂等。有机氯农药基本特性是:蒸汽压低,挥发性小;一般是疏水性的脂溶性化合物,在水中溶

收稿日期:2008-12-25

基金项目:863 国家高技术研究发展计划(2006AA100205-3);国家自然科学基金项目(40702060)

作者简介:魏永霞(1983—),女,硕士研究生,地下水科学与工程专业。
E-mail:200200329@163.com

通讯作者:何江涛 E-mail:jhte@cugb.edu.cn

解度大多低于 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 氯苯结构较为稳定, 不易为生物体内酶系降解; 通过还原或氧化作用转换为具有毒性的衍生物^[2]。由于有机氯农药的这些特性, 通过生物的富集和食物链作用, 很容易造成农药威胁, 而土壤又是有机氯农药的主要归宿地, 因此研究其在土壤中的行为及影响因素有重要意义。近年来关于有机物在土壤中的行为研究报道很多, 但主要是针对表层壤土层的研究, 表层以下土壤包气带中有机氯的研究却较少。本文采用精细剖面钻探采样, 检测不同深度上土壤样品中有机氯的含量, 同时采用 SPSS 统计分析软件, 运用偏相关分析法、整体分析法和逐步回归分析法 3 种方法相互印证, 找出与有机氯相关性较好的理化参数。

1 样品的采集和分析

1.1 样品的采集

土壤样品采自北京市西南郊某典型污水灌溉区。为了保证结果的可靠性, 采样点布设采用正三角形布点法, 剖面编号 A、B、C, 间隔为 1 m。样品采集深度大致为 6 m, 取样位置设定从表土开始, 每间隔 0.5 m 采集一个土样, 每个剖面取 12 个样。采集的土壤样品分装于 1 L 棕色磨口玻璃瓶中, 用封口膜密封保存。保存时间不超过 20 d。

1.2 样品的制备和分析

1.2.1 制备

采集的土壤样品, 在阴暗处阴干, 磨碎过 20 目筛, 存放在棕色玻璃瓶中, 在 14 d 内完成提取步骤。依据 EPA 方法 3550, 称取 15 g 土壤样品和 3 g 无水硫酸钠置于 40 mL 棕色玻璃瓶内, 加入 20 mL 的提取溶剂(1:1 的丙酮/正己烷混合溶剂), 于 50 °C 在 400 W 功率下超声提取 20 min, 然后于 $3\,000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下离心 3 min, 转移有机相至 100 mL 的磨口玻璃瓶。重复提取 2 次, 合并提取液, 过无水硫酸钠柱脱水, 而后用 $0.4 \mu\text{m}$ 的 PVDF 滤膜(有机相)过滤。在 35~40 °C 的水浴中旋转蒸发浓缩有机相, 当浓缩至约 1 mL 时, 移至弗罗里硅土的 SPE 柱进行净化, 洗脱液氮吹至 1 mL, 转移至 2 mL 棕色小瓶冷藏保存, 留待上机分析。

1.2.2 分析

根据美国 EPA 检测 OCPs 的标准方法, 样品分析采用 GC-ECD 气相色谱仪(Agilent 公司, HP-6890 配 63Ni-ECD 检测器), 色谱柱为 HP-5, 毛细管柱 $30.0 \text{ m} \times 0.32 \text{ mm} \times 0.25 \mu\text{m}$, 进样口温度为 250 °C, 采用无分流进样, 进样量 $1 \mu\text{L}$, 载气为高纯氮气, 恒流模式,

流速为 $1.0 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, ECD 检测器温度 300 °C。升温程序: 初始温度 80 °C, 保持 2 min 后以 $30 \text{ }^{\circ}\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ 升温至 185 °C, 以 $3 \text{ }^{\circ}\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ 升温至 215 °C 保持 4 min, 再以 $1 \text{ }^{\circ}\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ 升温至 225 °C 保持 2 min, 最后以 $20 \text{ }^{\circ}\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ 升至 290 °C 保持 2 min。采用外标法定量, 外标物为国家标准物质检测中心购置的 15 种有机氯标样($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 溶剂为正辛醇)。所用乙酸乙酯、正己烷、丙酮均为美国进口, 级别为色谱纯。

1.3 质量保证措施

分析测定质量控制与保证措施

(1) 有机指标的分析测试执行美国 EPA8080A 方法, GC-ECD 仪器的标定和指标的定量采用国家标准物质检测中心的有机氯农药标准溶液。

(2) 空白样: 每批分析样需带 1 个空白样, 以确认试剂和容器的清洁程度。

(3) 平行样: 每批分析样品需同时做 1 个平行样, 以保证测试结果的再现性。

1.4 土壤理化参数的测定

土壤理化指标测试的主要参数和相应的测试方法见表 1。

表 1 理化指标测试项目及方法
Table 1 Analyzed physical-chemical indexes
and measured methods

测试项目	测试方法
土壤含水量	质量法
pH 值	电位法
阳离子交换容量	氯化铵-乙酸铵交换法和乙酸铵交换法
总有机碳含量	重铬酸钾氧化外加热法
颗粒组成	比重计法
粘土矿物组成	X-ray 衍射法

2 结果与讨论

2.1 土壤理化指标检测情况

表 2 为研究区土壤理化指标测试结果。从中可以看出, 除了个别层位, 5 种土壤理化参数的标准偏差都不大, 说明 3 个剖面间理化指标相差不大。垂直剖面上含水率、TOC、粘土矿物含量、CEC、粘粒含量平均值变化范围分别为: 19.55%~36.38%, 0.13%~0.94%, 11.40%~45.60%, $0.04 \sim 0.15 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$, 12.30%~60.60%。粘土矿物含量、CEC 和粘粒含量三者之间在垂向上的变化趋势基本是一致的。在 1.0~2.0 m 的层位上, 这几种指标变化情况相同, 并且在 1.5 m 处测得各理化参数的最高值, 可见 1.5 m 是特殊层位(三剖面在 1.5 m

表 2 土壤理化参数分析结果

Table 2 Analyzed results of the physical-chemical parameters of soil samples

采样深度/m	含水率/%		TOC/%		粘土矿物含量/%		CEC/cm $\cdot$ kg $^{-1}$		粘粒含量/%	
	平均值	标准偏差	平均值	标准偏差	平均值	标准偏差	平均值	标准偏差	平均值	标准偏差
0.00	19.55	1.26	0.77	0.06	31.10	0.36	0.08	0.03	22.87	3.63
0.50	27.90	0.54	0.30	0.10	11.40	6.87	0.06	0.02	17.80	9.56
1.00	31.83	2.23	0.64	0.20	36.00	12.64	0.15	0.04	42.20	11.12
1.50	36.38	2.08	0.94	0.08	45.60	2.74	0.14	0.03	60.60	6.39
2.00	25.18	0.94	0.28	0.24	38.80	8.09	0.13	0.00	39.50	19.37
2.50	24.18	1.49	0.13	0.04	23.20	8.82	0.09	0.02	21.67	5.01
3.00	23.75	2.16	0.33	0.09	17.60	3.53	0.05	0.01	25.73	14.00
3.50	23.13	3.51	0.24	0.04	18.30	1.47	0.04	0.00	12.30	2.05
4.00	29.52	4.88	0.42	0.07	25.60	0.93	0.05	0.02	22.03	3.69
4.50	29.00	3.59	0.55	0.10	19.70	5.28	0.07	0.01	20.80	5.89
5.00	23.94	2.43	0.64	0.12	28.10	0.78	0.06	0.01	21.37	5.02
5.50	29.58	5.41	0.60	0.04	31.10	2.08	0.05	0.01	27.20	8.60

处的岩性分别为重粘土,粉质轻粘土,重粘土)。

2.2 研究区土壤剖面有机氯检测情况

从本研究区样品检测数据表 3 来看,采样区三剖面表层(0~20 cm)总有机氯检出浓度最大,分别为 21.18、30.94、20.19 ng $\cdot$ g $^{-1}$,与已有文献研究相对比^[3-9],本研究区有机氯检出浓度较低。A、C 剖面检出浓度相差不大,但与 B 剖面相比有一定的差异。有机氯在表层以下第二个采样点 0.5 m 处样品检测浓度迅速降到 0.19、0.44、0.16 ng $\cdot$ g $^{-1}$,与表层相比相差 3 个数量级,降幅很大。表层以下其他层位间有机氯检出量变幅很小,除个别点位外,检测浓度均在 1 ng $\cdot$ g $^{-1}$ 以下。从整个剖面的各采样点检出情况来看,三剖面中有机氯均 100%检出。说明有机氯在土壤包气带有向下迁移的趋势,但迁移量非常小。

2.3 剖面土壤理化参数相关关系

通过 SPSS 统计分析软件做简单的散点图证明土壤理化指标之间具有线性相关性,因此采用 Bivariate 二变量相关分析方法分析受试土壤主要理化指标之间的相关关系。根据有关文献研究^[10-15],选取含水率、TOC、CEC、粘粒含量、矿物含量 5 个理化指标并分析它们之间的两两相关关系。计算相关系数的方法选用 Pearson(皮尔逊)法。Pearson 法适用于选择进行积差相关分析(积差相关系数是按积差方法计算,同样以两变量与各自平均值的离差为基础,通过两个离差相乘来反映两变量之间相关程度),即最常用的相关分析,其关键是计算连续变量或等间隔测度变量间的相关系数。计算该相关系数时,不仅要求两相关变量均为正态变量,而且样本数(N)一般不应少于 30。表

表 3 研究区土壤剖面垂向上总有机氯的检出浓度

Table 3 The detected total concentration of organochlorines on the studying three vertical sections

采样深度/m	A	B	C	平均值
	/ng $\cdot$ g $^{-1}$	/ng $\cdot$ g $^{-1}$	/ng $\cdot$ g $^{-1}$	/ng $\cdot$ g $^{-1}$
0.00	21.18	30.94	20.19	24.10
0.50	0.19	0.44	0.16	0.26
1.00	0.08	0.21	0.04	0.11
1.50	0.22	0.39	0.35	0.32
2.00	0.91	0.37	0.08	0.45
2.50	0.45	0.00	0.19	0.21
3.00	0.23	0.20	0.07	0.17
3.50	0.11	0.00	0.36	0.16
4.00	0.12	0.10	0.34	0.19
4.50	0.04	0.00	0.00	0.01
5.00	0.41	0.08	0.14	0.21
5.50	2.39	0.16	0.20	0.92

4 即为研究区理化参数间积差相关系数。从表中可以看出,在显著性水平 $P=0.01$,置信区间为 99%的条件下,依据各理化指标间的相关性可知,CEC、粘粒含量和粘土矿物含量三者之间高度相关。为了排除各指标之间的多重共线性影响及已有的文献研究情况^[10-14],选择含水率、TOC 和粘土矿物含量作为后续分析土壤理化参数与有机氯的相关关系的因子。

2.4 土壤理化参数与总有机氯含量之间的相关分析

由于积差相关系数的大小并不能完全代表相关性的强弱,在对污灌区简单相关分析的基础上,进行偏相关分析,即在没有其他因子影响下,各单个因子与有机氯之间的关系分析。运用 SPSS 统计分析软

表 4 污灌区理化指标之间相关系数

Table 4 The correlation coefficients between physical-chemical indicators of the polluted irrigation areas

		简相关系数				
理化参数		含水率	TOC	矿物含量	CEC	粘粒含量
含水率	Pearson 积距相关系数	1	0.390*	0.400*	0.381*	0.517**
	P 值(双侧)		0.019	0.016	0.022	0.001
	样本数	36	36	36	36	36
TOC	Pearson 积距相关系数	0.390*	1	0.590**	0.332*	0.579**
	P 值(双侧)	0.019		0.000	0.048	0.000
	样本数	36	36	36	36	36
矿物含量	Pearson 积距相关系数	0.400*	0.590**	1	0.815**	0.851**
	P 值(双侧)	0.016	0.000		0.000	0.000
	样本数	36	36	36	36	36
CEC	Pearson 积距相关系数	0.381*	0.332*	0.815**	1	0.746**
	P 值(双侧)	0.022	0.048	0.000		0.000
	样本数	36	36	36	36	36
粘粒含量	Pearson 积距相关系数	0.517**	0.579**	0.851**	0.746**	1
	P 值(双侧)	0.001	0.000	0.000	0.000	
	样本数	36	36	36	36	36

注:1.“*”表示显著水平 $P=0.05$ (双侧)时的相关系数。“**”表示显著水平 $P=0.01$ (双侧)时的相关系数。2.这里的理化参数采用的是三剖面平均值。3. $|r|<0.39$ 低度相关, $|r|$ 在 0.39~0.70,中度相关, $|r|>0.70$ 高度相关。

件分析污灌区三剖面偏相关系数的结果为:含水率、TOC 两因子对有机氯有显著意义,相关系数分别为-0.599、0.533,而粘土矿物含量对有机氯无显著意义,其相关系数为-0.052。具体统计分析结果见表 5。

偏相关分析是不考虑其他参数影响的情况下,得出含水率和有机碳与有机氯农药有很好的相关性,但是实际中影响土壤吸附有机氯的因素很复杂,因此本文通过强行进入回归法得到三剖面总有机氯与理化指标均值含水率、TOC、粘土矿物含量标准化回归方程:

$$Y=-0.622X_{\text{含水率}}+0.595X_{\text{TOC}}-0.052X_{\text{矿物含量}}$$

依据标准化的回归系数可知,在其他变量保持一定的条件下,TOC 增加一个单位,将引起有机氯平均增加 0.595 个单位;含水率增加一个单位,将引起有机氯平均减少 0.622 个单位。由此可见含水率和总有机碳

与有机氯有很好的线性相关性。强行进入模型见表 6。

上面进行了理化参数与有机氯之间的偏相关分析和整体相关分析,均得出含水率和有机碳与有机氯有很好的相关性。但是两者都有各自的局限性,因此

表 6 整体回归分析

Table 6 The enter regression analyzing

		回归系数 A				
模型		非标准系数		标准系数	t 值	P 值
		b	标准误差	β		
1	常数	21.798	6.039		3.609	0.001
	含水率	-1.019	0.241	-0.622	-4.235	0.000
	TOC	19.448	5.454	0.595	3.566	0.001
	矿物含量	-0.041	0.138	-0.050	-0.297	0.768

注:A.因变量:总有机氯,b、 β 是方程系数。

表 5 污灌区三剖面有机氯与理化指标之间的相关关系

Table 5 The relationship between organochlorine and the physical-chemical indicators of the three sections in the polluted irrigation areas

		偏相关系数							
控制变量		总有机氯	含水率	控制变量		总有机氯	TOC	控制变量	总有机氯 矿物含量
TOC & 矿物含量	总有机氯	相关系数	1.000	TOC	总有机氯	相关系数	1.000	矿物含量	相关系数
		P 值(双侧)	0			P 值(双侧)	0		P 值(双侧)
		自由度	0			自由度	0		自由度
	含水率	相关系数	-0.599		总有机氯	相关系数	0.533		相关系数
		P 值(双侧)	0.000			P 值(双侧)	0.001		P 值(双侧)
		自由度	32			自由度	32		自由度
TOC & 含水率	总有机氯	相关系数	1.000	TOC	总有机氯	相关系数	1.000	矿物含量	相关系数
		P 值(双侧)	0			P 值(双侧)	0		P 值(双侧)
		自由度	0			自由度	0		自由度
	含水率	相关系数	-0.599		总有机氯	相关系数	0.533		相关系数
		P 值(双侧)	0.000			P 值(双侧)	0		P 值(双侧)
		自由度	32			自由度	32		自由度

表 7 拟合模型

Table 7 Model summary

模型	R 复相关系数	R ² 判定系数	校正 R ²	估计标准差
1	0.410 ^a	0.168	0.144	7.679 03
2	0.666 ^b	0.443	0.410	6.377 34

注:a. 预测项:(常数项), 含水率 b. 预测项:(常数项), 含水率, TOC。模型 1:只引入变量含水率,模型 2:引入变量含水率和 TOC。

表 8 方差分析

Table 8 The analysis of anova

方差分析 ^a					
模型	平方和	df	均数平方	F 值	P 值
1	回归平方和 406.008	1	406.008	6.885	0.013a
	残差平方和 2 004.894	34	58.967		
	总平方和 2 410.902	35			
2	回归平方和 1 068.777	2	534.388	13.139	0.000b
	残差平方和 1 342.126	33	40.670		
	总平方和 2 410.902	35			

注:c. 因变量:总有机氯,df:自由度。

表 9 系数检验

Table 9 The test of coefficients

回归分析 ^a					
模型		非标准系数		t 值	P 值
		b	标准误差		
1	常数	20.733	7.031	2.949	0.006
	含水率	-0.672	0.256	-0.410	0.013
2	常数	21.450	5.842	3.672	0.001
	含水率	-1.035	0.231	-0.632	0.000
	TOC	18.613	4.611	0.569	0.000

本文采用逐步回归的思路进一步验证这一结果。模型运行结果见表 7~表 9。根据模型的拟合程度可以看出,在模型 1 中复相关系数 R 为 0.410,而决定系数 R^2 为 0.168,校正的决定系数为 0.144;模型 2 中复相关系数 R 为 0.666,而决定系数 R^2 为 0.443,校正的决定系数为 0.410。从两个模型变异系数的改变情况及校正的 R^2 值可见,从上到下随着新变量的引入,模型可解释的变异占总变异的比例越来越大。同时可以看出,随着自变量不断引入回归方程,校正的 R^2 在不断提高,回归方程的估计标准误差在不断减小。

通过模型的标准方差分析表可知回归模型 1、2 的 F 值和 P 值。在 $P=0.05$ 条件下进行 F 检验,模型 1 的自由度 $df_1=1, df_2=34$,查 F 分布表可知, $F(1,34)=4.13$,模型 2 的自由度 $df_1=2, df_2=33$,查 F 分布表可知, $F(2,33)=3.28$ 。由此可见两模型均

有统计意义。

通过模型的标准化和非标准化系数表,分别对模型 1 和模型 2 进行 t 检验。对于模型 1,在自由度 $n=34, P=0.05$ 条件下,查 t 分布表可知 $ta/2(34)=2.034 5$,并且常数项 $P=0.457$,通过 t 检验可知模型 1 的常数项无显著意义。对于模型 2,在自由度 $n=33, a=0.05$ 条件下,查 t 分布表可知 $ta/2(33)=2.032 2$,通过 t 检验可知模型 2 的所有系数都有显著性意义。综合模型拟合优度、方差分析的 F 检验及系数分析的 t 检验可知模型 2 显著性意义较好。

根据上面分析结果可得出标准化回归方程:

$$Y=0.569X_{\text{TOC}}-0.632X_{\text{含水率}}$$

从标准化方程可以看出有机碳和含水率与有机氯农药有很好的线性相关性。

通过以上 3 种方法,均可得出有机碳和含水率与有机氯农药有显著的相关性。有机氯在水中的溶解度一般在 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,而它们在沉积物中的有机碳-水分配系数 $\lg K_{oc}$ 通常都在 3 以上,这说明有机氯有很高脂溶性和较低水溶性,可见土壤有机碳含量是影响其迁移的一个重要因素;此外,有机氯农药多为弱极性物质,根据相似相容原理,强极性的水会对它起到明显抑制作用,因此,土壤含水率也将明显地影响到有机氯农药的迁移,这与本文标准化分析得出的回归方程结论一致。

3 结论

(1)研究区有机氯农药主要累积层位为表层土壤,但有机氯检出浓度均未超出《土壤环境质量标准》一级标准 $50 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$;表层以下各层位间检测浓度相差不大,其含量一般不超过 $1 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$;从有机氯在 3 个剖面的检测情况来看,有机氯有向下迁移的趋势,但迁移量非常小。

(2)研究区土壤理化指标相关分析的结果表明,CEC、粘粒含量和粘土矿物含量三者之间有极高的相关性,相关系数均在 0.746 以上。

(3)偏相关分析,整体回归,逐步回归结果表明,研究区土壤的 TOC 和含水率与有机氯农药之间有很好的相关性,是影响有机氯农药在土壤剖面中垂向迁移的主要因素,其中 TOC 起正向作用,而含水率起抑制作用。

参考文献:

[1] 刘润堂,许建中.我国污水灌溉现状、问题及对策[J].中国水利,

- 2002, 10:123-125.
- LIU Run-tang, XU Jian-zhong. Sewage water irrigation problems and solutions in China[J]. *China Water Resources*, 2002, 10:123-125.
- [2] 金相灿. 有机化合物污染化学[M]. 北京:清华大学出版社, 1990:8.
- JIN Xiang-can. Organic compound pollutes chemistry[M]. Beijing:Tsing-Hua University Press, 1990:8.
- [3] 杨国义, 万开, 张天彬, 等. 广东省典型区域农业土壤中六六六(HCHs)和滴滴涕(DDTs)的残留及其分布特征[J]. 环境科学研究, 2008, 21(1):114-117.
- YANG Guo-yi, WAN Kai, ZHANG Tian-lin, et al. Residues and distribution character of HCHs and DDTs in agricultural soils from the typical areas of Guangdong Province [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(1):114-117.
- [4] 安琼, 董元华, 王辉, 等. 南京地区土壤中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.
- AN Qiong, DONG Yuan-hua, WANG Hui, et al. Residues and distribution character of organochlorine pesticides in soils in Nanjing area[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2005, 25(4):470-474.
- [5] Wang X J, Piao X Y, Chen J, et al. Organochlorine pesticides in soil from Tianjin, China[J]. *Chemosphere*, 2006, 60(9):1514-1520.
- [6] Zhu Y, Liu H, Xi Z, et al. Organochlorine pesticides (DDTs and HCHs) in soils from the outskirts of Beijing, China [J]. *Chemosphere*, 2005, 60(6):770-778.
- [7] 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 Sao Paulo State, Brazil[J]. *Chemosphere*, 2006, 65(11):1949-1958.
- [8] Covaci A, Hura C, Schepens P. Selected persistent organochlorine pollutants in Romania[J]. *The Science of the Total Environment*, 2001, 280:143-152.
- [9] Manz M, Wenzel K D, Dietze U, et al. Persistent organic pollutants in agricultural soils of central Germany[J]. *The Science of the Total Environment*, 2001, 27(7):187-198.
- [10] 方晓航, 仇荣亮. 农药在土壤环境中的行为研究[J]. 土壤与环境, 2002, 11(1):94-97.
- FANG Xiao-hang, QIU Rong-liang. Behavior of pesticide in soil environment[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2002, 11(1):94-97.
- [11] 应兴华, 徐霞. 影响农药在土壤沉积物上吸附作用的研究 [J]. 中国农学通报, 2005, 21(8):394-395.
- YING Xing-hua, XU Xia. Effects on sorption of pesticides by soils and sediments: a review[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2005, 21(8):394-395.
- [12] 罗玲, 欧晓明, 廖晓兰, 等. 农药在土壤中的吸附机理及其影响因素研究概况[J]. 化工技术与开发, 2004, 33(1):13-16.
- LUO Ling, OU Xiao-ming, LIAO Xiao-lan, et al. Adsorption mechanisms of pesticides in soils and its influence factors[J]. *Technology and Development of Chemical Industry*, 2004, 33(1):13-16.
- [13] 丁应详, 朱琰, 黄剑聆, 等. 有机污染物在土壤-水体系统中的分配理论[J]. 农村生态环境, 1997, 13(3):42-45.
- DING Ying-xiang, ZHU Yan, HUANG Jian-ling, et al. Behavior of organic pollutants in soil and water[J]. *Rural Eco-Environment*, 1997, 13(3):42-45.
- [14] 刘维屏, 季瑾. 农药在土壤-水环境中归宿的主要支配因素-吸附解析[J]. 中国环境科学, 1996, 16(1):26-30.
- LIU Wei-bing, JI Jin. One of the most important factors affecting the fate of pesticide in soil-water environmental: sorption and desorption [J]. *China Environmental Science*, 1996, 16(1):26-30.