

# 唐河地下水有机氯农药(OCPs)的分布特征及风险评估

张敏<sup>1</sup> 王婷<sup>2</sup> 杨超<sup>3</sup> 倪晋仁<sup>1,2,†</sup>

1. 北京大学深圳研究生院环境与能源学院, 深圳 518055; 2. 北京大学环境工程系, 北京市新型污水深度处理工程技术研究中心, 北京 100871; 3. 西安理工大学水利水电学院, 西安 710048; † 通信作者, E-mail: jinrenni@pku.edu.cn

**摘要** 为评估雄安新区唐河污水库周边地下水有机氯农药(OCPs)污染状况, 对2019年采集的36个地下水样品中OCPs进行分析, 初步确定六氯环己烷(HCHs)和双对氯苯基三氯乙烷(DDTs)的组成特征和来源, 并对其健康风险进行评价。结果表明: 1) 唐河地下水OCPs污染程度较轻, OCPs总量为nd~45.60 ng/L, 检出率为77.78%, HCHs贡献最大, 与2018年完成的唐河污水库一期生态治理工程有关; 2) 唐河地下水中HCHs和DDTs主要来自历史残留, HCHs主要来源于农业, DDTs在地下水体中主要产生好氧代谢产物DDE; 3) 唐河地下水OCPs致癌风险与非致癌风险均较低, 婴儿为敏感受体, 总体上对人体健康不构成威胁。

**关键词** 唐河污水库; 地下水; 有机氯农药(OCPs); 来源解析; 风险评估

## Distributions and Risk Assessment of Organochlorine Pesticides (OCPs) in Tanghe Groundwater

ZHANG Min<sup>1</sup>, WANG Ting<sup>2</sup>, YANG Chao<sup>3</sup>, NI Jinren<sup>1,2,†</sup>

1. School of Environment and Energy, Peking University Shenzhen Graduate School, Shenzhen 518055; 2. Beijing New Advanced Treatment Technology Research Center, Department of Environmental Engineering, Peking University, Beijing 100871; 3. School of Water Conservancy and Hydropower, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048; † Corresponding author, E-mail: jinrenni@pku.edu.cn

**Abstract** In order to evaluate the pollution status of organochlorine pesticides (OCPs) in the groundwater around Tanghe Wastewater Reservoir in Xiong'an New area, the authors analyzed OCPs residues in 36 groundwater samples collected in 2019. The composition characteristics and sources of HCHs and DDTs were preliminarily determined, and their health risks were assessed. The results suggested that Tanghe groundwater showed lower OCPs pollution with total amount of nd~45.60 ng/L and a detection rate of 77.78%, of which HCHs was the greatest distributor. The lower OCPs contents were partially attributed to implementations of the ecological sewage treatment project in 2018. Furthermore, both HCHs and DDTs were mainly historical residues originated from agricultural source, and DDTs probably decomposed into aerobic metabolite DDE. Overall, the noncarcinogenic and carcinogenic risks of OCPs were very low, posing no threat to human health though infants were more sensitive.

**Key words** Tanghe Wastewater Reservoir; groundwater; organochlorine pesticides (OCPs); pollution source; risk assessment

有机氯农药(organochlorine pesticides, OCPs)作为杀虫剂, 是一类具有内分泌干扰作用的持久性有机污染物(POPs)<sup>[1-3]</sup>, 可在环境中长期稳定存在<sup>[4-5]</sup>。作为世界第二大农药生产国, 中国1985—1996年的

农药年产量高达20.3~38.1万吨<sup>[6-8]</sup>。OCPs对水生生物具有一定毒性, 可以通过食物链进行放大, 导致生物体内OCPs发生累积<sup>[9]</sup>。由于OCPs毒性大, 迁移能力强, 且难降解, 我国20世纪80年代就禁

止使用 OCPs [7], 但至今仍在多种环境介质中检出 OCPs 残留 [10]。

地下水约占全球淡水资源量的 30%, 是人类生产和生活的重要水源。华北地区地下水利用率高达 72% [11], 且存在严重的超采现象。在农药喷洒以及不合理的地下水开采过程中, OCPs 会通过降水、灌溉水和补给水等入渗水的淋溶作用向下运移, 最终污染地下水。因此, 关注华北地区地下水 OCPs 污染状况尤其重要。然而, 关于 OCPs 的研究目前多集中在土壤、沉积物及表层水体 [5-6, 12], 关于地下水, 特别是中国华北平原地下水 OCPs 污染的研究相对较少 [13], 代表性的研究有: 陈卫平等 [14] 对北京地下水 OCPs 健康风险的评估, 龚晓洁等 [15] 对河南平原浅层地下水 OCPs 污染特征的研究, 李泽岩等 [16] 对海河流域地下水 OCPs 污染及分布的研究, 等等。对华北地区地下水 OCPs 分布特征及健康风险评价的研究有待进一步扩充。

唐河污水库位于雄安新区安新县境内西南部, 紧邻唐河故道, 东西总长 17.5 km, 分南、北两库。20 世纪 70 年代末, 保定市在白洋淀上游唐河流域(白洋淀“上游九河”之一)修建唐河污水库, 作为西部纳污区来截流排入白洋淀的工业污水, 直到 2017 年 6 月才停止使用。唐河污水库库尾距白洋淀仅 2.5 km, 由于没有进行库底防渗处理, 对白洋淀的地表水和地下水环境质量构成严重威胁。为对周边地下水质量进行长期监管, 辅助唐河污水库污染治理与生态修复工程的实施, 本文拟对白洋淀西南侧唐河纳污水库周边地下水 OCPs 含量、分布、来源以及可能产生的健康风险开展研究, 为雄安新区

地下水环境治理提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试剂与仪器

标准试剂: 15 种 OCPs 标样( $\alpha$ -HCH、 $\beta$ -HCH、 $\gamma$ -HCH、 $\delta$ -HCH、艾氏剂、狄氏剂、七氯、环氧七氯 A、*o*, *p'*-DDT、*p*, *p'*-DDT、*o*, *p'*-DDD、*p*, *p'*-DDD、*o*, *p'*-DDE、*p*, *p'*-DDE 和硫丹 I) 购自百灵威, 回收率指示物(四氯间二甲苯)购自安谱, 内标化合物(13C12-PCB209)购自百灵威。其他实验试剂包括甲醇(HPLC, Fisher)、正己烷(HPLC, Fisher)、丙酮(HPLC, Fisher)和异辛烷(HPLC, Adamas)。

仪器: 气相色谱-单四级杆质谱仪(7890B/5977 B, Agilent Technologies Co. Ltd., 美国)和超纯水仪(Milli Q, Gradient System, 美国 Millipore 公司)。

### 1.2 采样点布设

在唐河污水库沿线布设 36 个地下水监测点(图 1), 于 2019 年 4—6 月完成地下水样品的采集。样品采集参照 HJ/T 164—2004 地下水环境监测技术规范, 所有采样点均采集 60 m 以内浅层地下水。采集的地下水样品装入 4 L 棕色玻璃瓶中, 加入 3 滴浓硫酸冷藏保存, 于 72 小时内完成水样的前处理。

### 1.3 样品前处理与测试

通过固相萃取法富集 OCPs。水样过 0.7  $\mu$ m 玻璃纤维滤膜(GF/F, Whatman UK)后, 量取 2 L 滤液, 加入 100  $\mu$ L 浓度为 500 ng/g 的四氯间二甲苯标液(回收率指示物)。利用 SPE 小柱(Supelco Envi-C18 柱, 500 mg, 6 mL, 依次加入 10 mL 甲醇和超纯水活化)进行固相萃取。滤液通过 SPE 小柱后, 加入 10

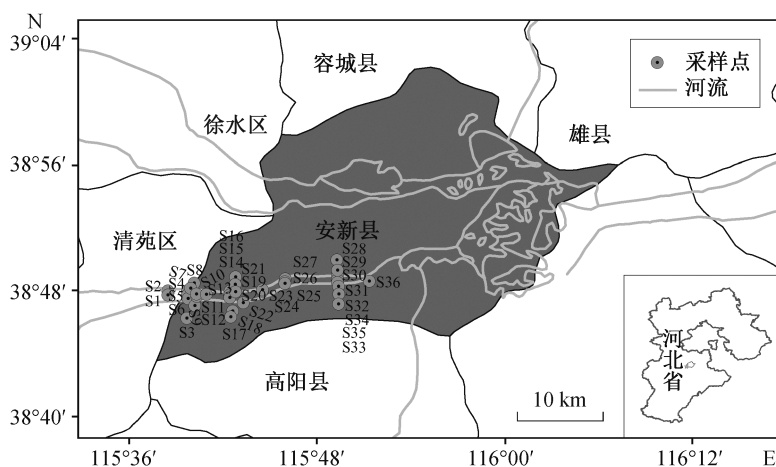


图 1 唐河污水库地下水采样点示意图  
Fig. 1 Distribution of sampling sites around Tanghe Wastewater Reservoir

mL蒸馏水淋洗。用10 mL丙酮与正己烷(1:1)混合液洗脱,收集洗脱液。最后氮吹浓缩,加入100  $\mu$ L浓度为500 ng/g的 $^{13}\text{C}_{12}$ -PCB 209内标,用异辛烷定容至1 mL,封存于 $-20^{\circ}\text{C}$ 冰箱中待测。

色谱分析:用气相色谱-质谱联用仪(GC-MS)进行水样OCPs含量测定。色谱柱为HP-5MS(30 m $\times$ 30  $\mu\text{m}$  $\times$ 0.25  $\mu\text{m}$ , Agilent 190915-431UI);载气(99.999%氮气)流速为1.0 mL/min,进样口温度为 $250^{\circ}\text{C}$ ,不分流进样。升温程序如下:初始温度为 $110^{\circ}\text{C}$ ,以 $30^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速度升温至 $185^{\circ}\text{C}$ ,保持2.5 min;再以 $1^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速度升温至 $215^{\circ}\text{C}$ ;然后以 $3^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速度升温至 $225^{\circ}\text{C}$ ;最后以 $30^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速度升温至 $285^{\circ}\text{C}$ ,保持9.67 min。参数优化方式采用SCAN模式,用SIM模式进行检测。

#### 1.4 测试质量控制和保证

样品分析过程中,通过方法空白、空白加标和样品平行等来保证测试结果的质量。每个采样点的样品做两个全过程平行,平行样品测定结果偏差应小于10%;测试过程中仪器进样两次,以便控制检测误差。用超纯水做以上样品的全过程空白实验,所有样品测试结果均扣除空白值。仪器检出限为3倍信噪比浓度,检出范围为0.05~1.40 ng/L,方法空白为0~0.32 ng/L,空白加标回收率为84.7%~145.5%,测试结果均经回收率校正。

#### 1.5 数据处理与分析

使用R语言进行冗余分析(redundancy analysis, RDA),用于揭示地下水OCPs浓度与理化参数之间的关联。分析中得到的Axis Lengths第一轴(DCA1)数值为2.68,因此采用RDA分析是可靠的。

根据环境中OCPs同分异构体含量,使用商值法<sup>[17]</sup>对地下水的OCPs来源进行判断,详见2.2节。

采用美国EPA推荐的健康风险模型<sup>[18]</sup>,对唐河地下水中OCPs带来的致癌风险和非致癌风险进行评价,计算方法如式(1)和(2)所示:

$$\text{CR}=\text{CDI}\times\text{SF}=\frac{C\times\text{DR}\times\text{EF}\times\text{ED}}{\text{BW}\times\text{AT}}\times\text{SF}, \quad (1)$$

$$\text{HQ}=\frac{\text{CDI}}{\text{RfD}}=\frac{C\times\text{DR}\times\text{EF}\times\text{ED}}{\text{BW}\times\text{AT}\times\text{RfD}}, \quad (2)$$

其中,CR为致癌风险值;HQ为非致癌风险值;CDI为污染物每日的摄入量;C为水体OCPs浓度(mg/L);DR为水的摄取速率(婴儿0.75 L/d,儿童1 L/d,成人2 L/d);EF为暴露频率(365 d/a);ED暴露时间(婴儿2

a,儿童6 a,成人70 a);BW体重(婴儿5 kg,儿童14 kg,成人60 kg);AT平均作用时间(婴儿730 d,儿童2190 d;成人25550 d);SF污染物通过饮水摄入的致癌斜率因子(kg $\cdot$ d/mg);RfD为污染物通过饮水摄入的非致癌参考剂量。摄入量以及相关参数均来源于美国EPA标准<sup>[18-21]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 唐河地下水有机氯农药的含量及分布

唐河地下水中15种OCPs的浓度分布如图2所示。OCPs浓度范围为nd~45.60 ng/L,平均浓度为11.93 ng/L,中位数为10.84 ng/L。所有监测点位中,有8个点位(S1, S6, S19, S23, S25, S26, S27和S34)OCPs未检出(nd)或低于检出限(DL);S7, S9, S28和S36浓度也较低(<3.0 ng/L);S4, S11, S13, S24, S30, S31和S35浓度较高(>20 ng/L)。对比国内外地下水OCPs含量(表1)可知,唐河污水库地下水OCPs浓度与松嫩平原地下水OCPs浓度水平相近(3.6~31.1 ng/L)<sup>[10]</sup>,比印度北部的特莱带地下水中OCPs浓度(1.05~15.81 ng/L)略高<sup>[22]</sup>,远低于长江流域(45.6~4478 ng/L)、太湖(31.36~1241 ng/L)<sup>[20]</sup>、黎巴嫩北部(nd~1370 ng/L)<sup>[23]</sup>、菲律宾邦板牙河沿岸(807~1624 ng/L)<sup>[24]</sup>、印度北方邦坎普尔(nd~30750 ng/L)<sup>[25]</sup>和南非东开普省(193.2~245.5 ng/L)<sup>[26]</sup>地下水中OCPs的浓度。总体来看,唐河污水库地下水OCPs含量并不高。地下水中OCPs主要来自土壤淋滤、地表水与雨水的汇入<sup>[27-28]</sup>,2018年唐河污水库一期生态污水处理与生态工程清除了北库固体废物及高浓度污水,导致汇入地下水的污染物浓度降低<sup>[29]</sup>;白洋淀OCPs浓度也从1995年的3050 ng/L降至2018年的2.62~6.13 ng/L<sup>[30]</sup>。

36个监测井中,OCPs的检出率为77.78%,其中HCHs检出率为77.78%,DDTs检出率为55.56%,环氧七氯A在所有监测井中均未检出。由图2看出,对地下水OCPs浓度贡献最大的是HCHs,监测井中HCHs浓度为nd~38.03 ng/L,平均浓度为7.89 ng/L,中位数为4.72 ng/L;其次是艾氏剂和狄氏剂。

影响地下水OCPs的因素很多。冗余分析结果(图3)表明,唐河地下水OCPs与井深、TOC、电导率、pH值、氧化还原电位等显著相关( $p<0.05$ )。这是由于水体溶解性有机质(以TOC计)通过配位、螯合等作用与OCPs结合,改变其迁移转化规律,进而影响其在水生生态系统中的分配和归趋<sup>[31]</sup>。此

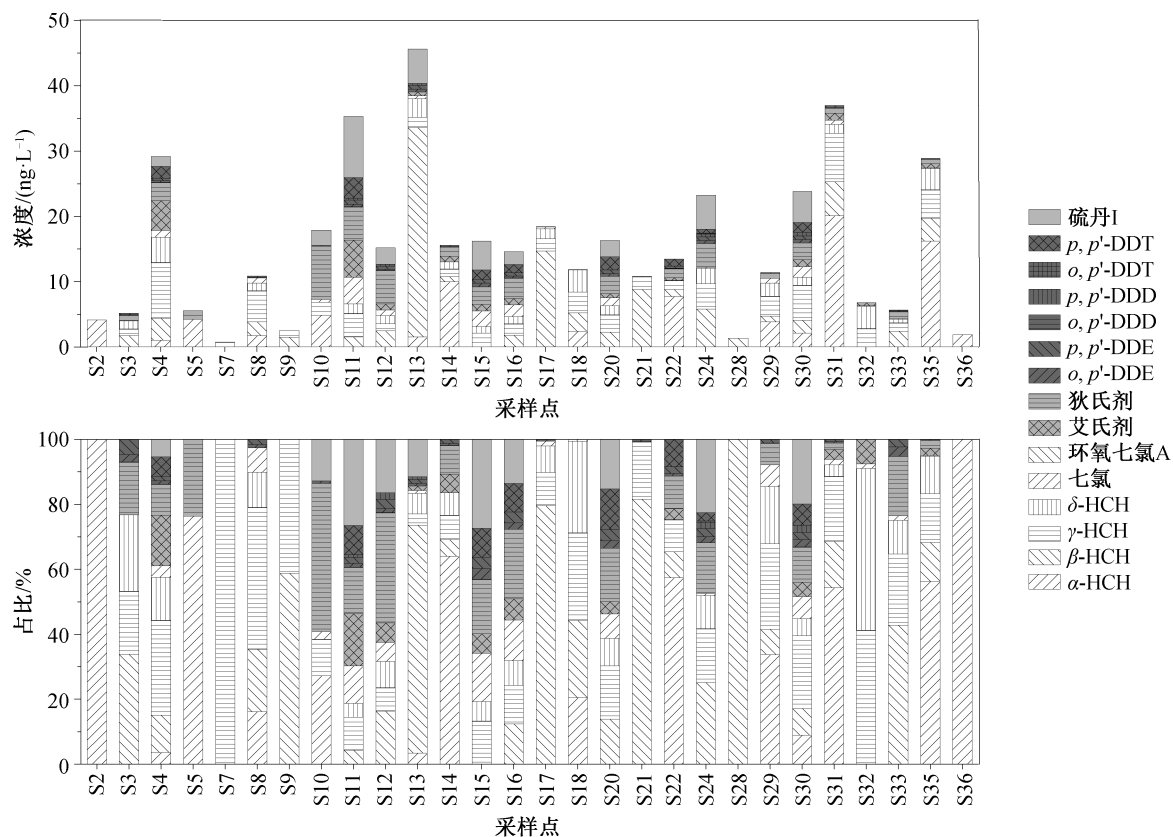


图 2 OCPs 浓度及组成分布  
Fig. 2 Contents and compositions of OCPs

表 1 国内外水体 OCPs 污染情况  
Table 1 OCPs concentrations in waters of different areas

研究区域	OCPs 检出种类	浓度范围/ $(\text{ng}\cdot\text{L}^{-1})$
松嫩平原地下水 <sup>[10]</sup>	14	3.6~31.1
太湖地下水 <sup>[20]</sup>	14	31.36~1241
印度北部莱特地下水 <sup>[22]</sup>	11	2.98~13.27
黎巴嫩北部地下水 <sup>[23]</sup>	6	nd~1370
菲律宾邦板牙河沿岸地下水 <sup>[24]</sup>	22	807~1624
印度北方邦坎普尔地下水 <sup>[25]</sup>	10	nd~30750
南非东开普省地下水 <sup>[26]</sup>	15	193.2~245.5
长江流域地下水 <sup>[27]</sup>	15	1835.83~11599.40
白洋淀 <sup>[30]</sup>	4	2.62~6.13
唐河地下水(本文)	15	nd~45.60

外, 地下水 OCPs 含量与井深显著相关<sup>[10]</sup>, 这与浅层地下水体和地表水、土壤等交互作用较强有关, 浅层地下水污染通常比深层地下水严重<sup>[10]</sup>。

## 2.2 地下水中 OCPs 来源解析

环境中 HCHs 的来源主要为工业用 HCHs 粉剂和农业用林丹, 前者含 60% 以上的  $\alpha$ -HCH 以及少

量  $\beta$ -、 $\gamma$ -和  $\delta$ -HCH, 后者的 90% 为  $\gamma$ -HCH<sup>[32-33]</sup>。在 1995 年, Hans-Rudolf 等<sup>[35]</sup>提出 HCHs 的不同单体之间可以发生转化,  $\gamma$ -HCH 可以转化为  $\alpha$ -HCH 和  $\beta$ -HCH,  $\alpha$ -HCH 可以转化为  $\beta$ -HCH。HCHs 的单体稳定性排序为  $\delta$ -HCH >  $\beta$ -HCH >  $\alpha$ -HCH >  $\gamma$ -HCH<sup>[34]</sup>, 且  $\delta$ -HCH 和  $\beta$ -HCH 具有相同的降解途径<sup>[35]</sup>。因此,  $(\delta$ -HCH +  $\beta$ -HCH) / ( $\alpha$ -HCH +  $\gamma$ -HCH) 可用于 HCHs 的来源分析,  $(\delta$ -HCH +  $\beta$ -HCH) / ( $\alpha$ -HCH +  $\gamma$ -HCH) > 0.5 表示 HCHs 来自历史残留。此外,  $\alpha$ -HCH /  $\gamma$ -HCH 可用于识别 HCHs 的来源,  $\alpha$ -HCH /  $\gamma$ -HCH 在 3~7 之间, 表示 HCHs 可能来自于工业级六氯环己烷 (*t*-HCH); 若  $\alpha$ -HCH /  $\gamma$ -HCH > 7, 则 HCHs 可能来源于环境中经过长距离迁移或长时间的降解的 *t*-HCH; 如果 HCHs 来自农业用林丹, 则  $\alpha$ -HCH /  $\gamma$ -HCH 接近或小于 3<sup>[6,36]</sup>。本文用商值法分析 HCHs 的来源, 结果如图 4(a) 所示。所有监测点中有 15 个点 (S3, S4, S8, S9, S11, S12, S13, S16, S17, S18, S20, S21, S24, S32 和 S33) 的  $(\delta$ -HCH +  $\beta$ -HCH) / ( $\alpha$ -HCH +  $\gamma$ -HCH) > 0.5, 说明其来自历史残留, 剩余的 12 个点可能由于 HCHs 进

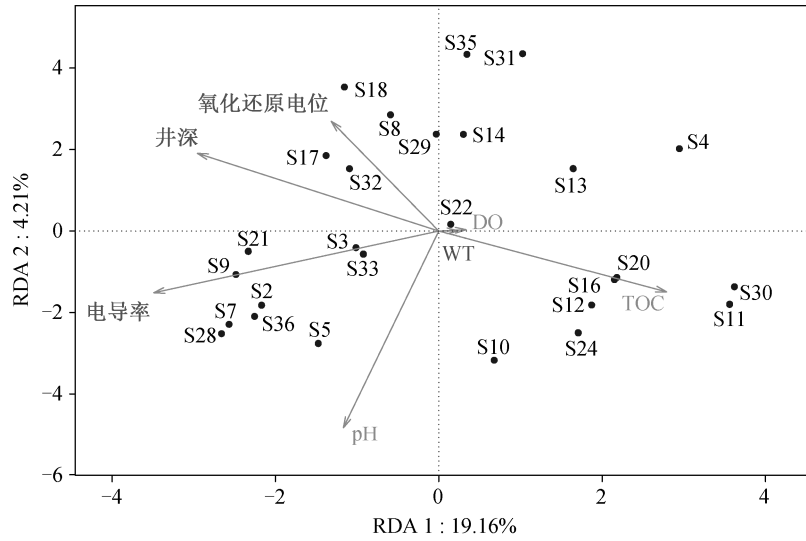


图 3 冗余分析

Fig. 3 Redundancy analysis

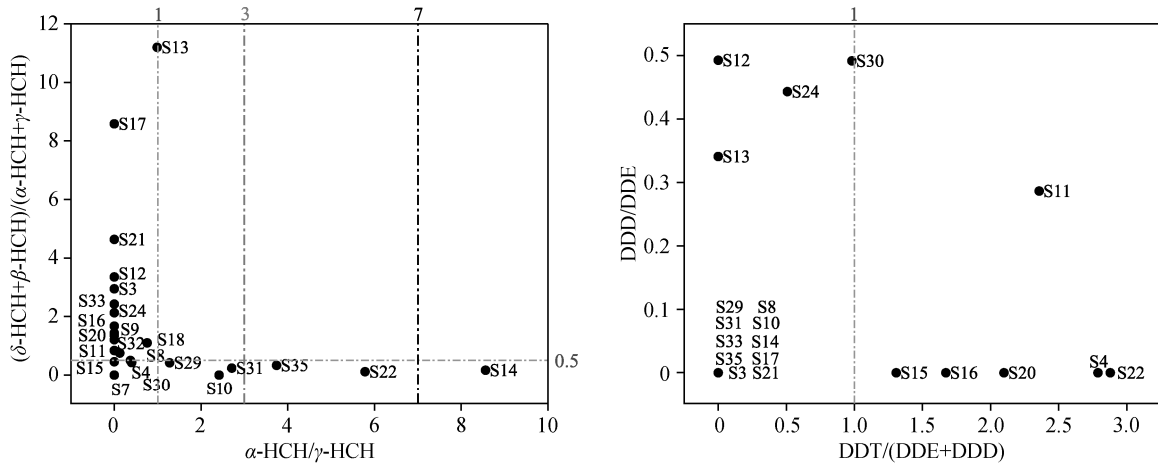


图 4 OCPs 来源解析

Fig 4 Source apportionment of OCPs

入地下水中时间较短, 还未发生降解。从  $\alpha$ -HCH 与  $\gamma$ -HCH 的比值来看, 有 18 个点位  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH 比值小于 1, 进一步证实唐河地下水中 HCHs 的主要来源为农业污染。

工业级 DDTs 通常含 77.1% 的  $p, p'$ -DDT, 14.9% 的  $o, p'$ -DDT 和 4% 的  $p, p'$ -DDE。环境中 DDT, DDD 和 DDE 可发生转化, DDT 在好氧条件下可氧化生成 DDE, 在厌氧条件下可还原为 DDD。因此, 根据 DDT 与 DDD+DDE 的比例可以判断 DDTs 在环境中的代谢转化程度, 进而追溯农药源的组成。若  $DDT/(DDD+DDE) > 1$ , 表明该区域存在新的 DDTs 农药源输入; 若  $DDT/(DDD+DDE) < 1$ , 表示该区域

DDTs 主要为历史残留<sup>[6,9,37]</sup>。此外, 有研究报道, 若  $DDD/DDE > 1$ , DDTs 主要以生物厌氧方式代谢; 若  $DDD/DDE < 1$ , 则主要以生物好氧方式代谢<sup>[6]</sup>。本研究检出 DDTs 的 20 个点位中, 仅有 6 个点的  $DDT/(DDD+DDE)$  大于 1, 其余均小于 1 (图 4(b)), 表明唐河地下水中 DDTs 以历史残留为主; 此外, 所有监测井中  $DDD/DDE < 1$ , 表明 DDTs 以好氧代谢为主, 这与监测井深度较浅有关。

### 2.3 唐河地下水中 OCPs 风险评估

根据式(1)和(2)评估地下水 OCPs 产生的健康风险。饮水为地下水 OCPs 的主要暴露途径<sup>[10]</sup>。对于致癌风险指数,  $CR \leq 10^{-6}$  代表极低风险,  $10^{-6} < CR \leq$

$10^{-4}$  代表低风险,  $10^{-4} < CR \leq 10^{-3}$  代表中等风险,  $10^{-3} < CR \leq 10^{-1}$  代表高风险,  $CR > 10^{-1}$  代表极高风险<sup>[38]</sup>。由图 5 可知, 唐河地下水 OCPs 致癌风险值在  $10^{-6}$ ~ $10^{-4}$  之间, 表明存在 OCPs 低暴露风险。其中, OCPs 给婴儿带来的致癌风险约为儿童的两倍, 是成人的 4 倍, 但均小于国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受水平( $5 \times 10^{-5} a^{-1}$ ), 可见唐河地下水 OCPs

对人体的致癌风险较低。由图 5 可知, 对潜在致癌风险贡献最大的是  $\alpha$ -HCH、艾氏剂和狄氏剂, 三者之和平均可达 73.21%, 中位数为 86.41%。

对于非致癌风险指数,  $HQ < 0.1$  代表低风险,  $0.1 < HQ < 1$  代表中等风险,  $HQ > 1$  代表高风险<sup>[10]</sup>。由图 6 可知, 唐河地下水 OCPs 非致癌风险值均小于 0.1, 表明 OCPs 所产生的非致癌风险也较低。从世

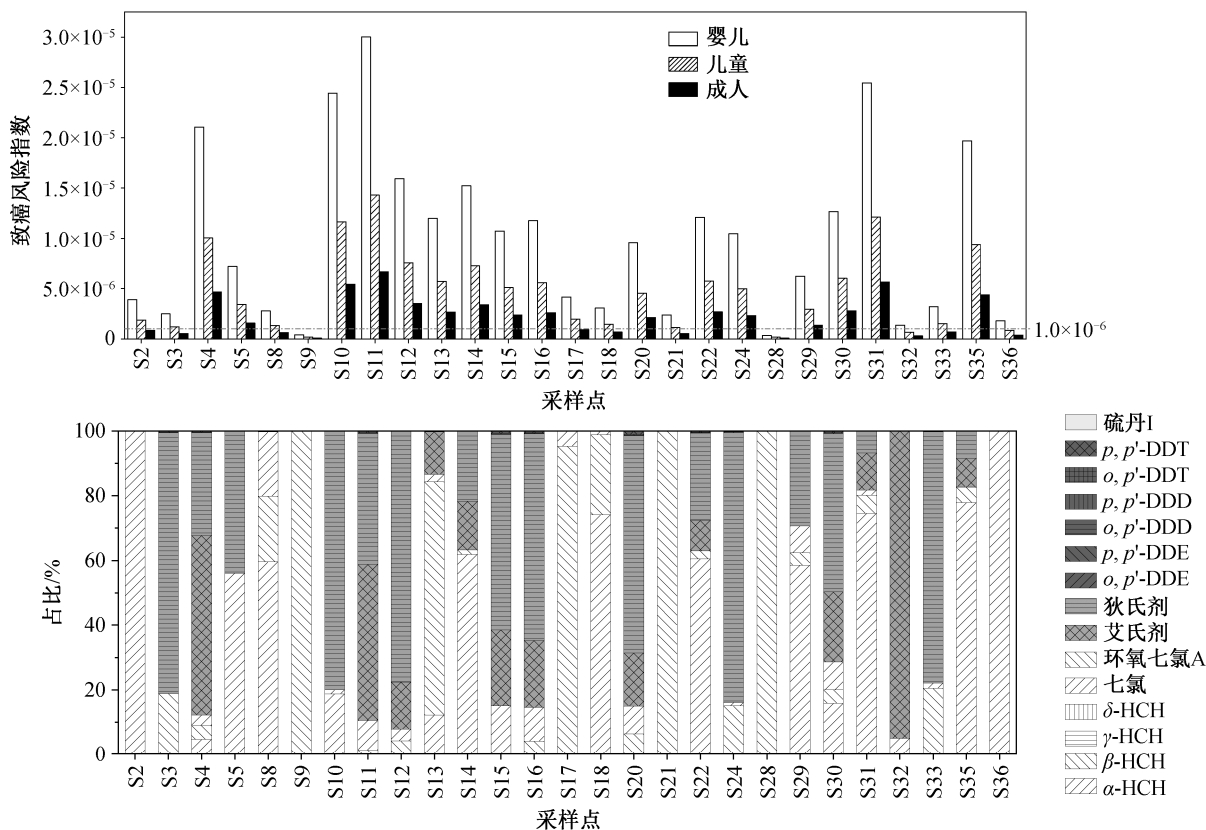


图 5 致癌风险评价结果  
Fig. 5 Evaluation results of carcinogenic risk

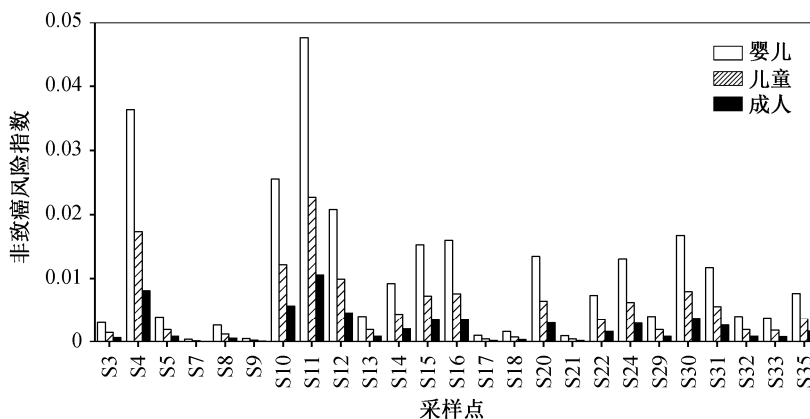


图 6 非致癌风险评价结果  
Fig. 6 Evaluation results of non-carcinogenic risk

界水平上看,我国主要河流 OCPs 致癌风险值介于  $2.00 \times 10^{-4} \sim 7.53 \times 10^{-9}$  之间,非致癌风险小于  $1^{[17]}$ ,整体较低<sup>[24]</sup>。唐河地下水 OCPs 产生的人体健康风险与我国大多数水体相当,均为低风险或无风险,这与我国自 20 世纪 80 年就禁止使用 HCHs 和 DDTs 等有机氯农药有关<sup>[7]</sup>。

### 3 结论

1) 唐河地下水 OCPs 总量范围为  $nd \sim 45.60$  ng/L, 平均浓度为 11.93 ng/L; 所有监测井 OCPs 检出率为 77.78%, HCHs 贡献最大,其次是艾氏剂和狄氏剂;与其他地区相比,唐河地下水 OCPs 污染程度较轻,可能与唐河污水库的生态治理工程有关。

2) 唐河地下水 HCHs 主要来自历史残留,农业污染为主要来源; DDTs 主要来源于历史残留,在地下水体中主要转化为好氧代谢产物 DDE,与监测井较浅和溶解氧含量较大有关。

3) 根据 EPA 推荐的健康风险评价模型,唐河地下水 OCPs 致癌风险与非致癌风险均较低,且婴儿 > 儿童 > 成人,总体上对人体健康不构成威胁。

### 参考文献

- [1] Rogan W J, Chen A. Health risks and benefits of bis(4-chlorophenyl)-1,1,1-trichloroethane (DDT). *The Lancet*, 2005, 366: 763–773
- [2] Mishra K, Sharma R C. Assessment of organochlorine pesticides in human milk and risk exposure to infants from North-East India. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(23): 4939–4949
- [3] Rodgers K M, Udesky J O, Rudel R A, et al. Environmental chemicals and breast cancer: An updated review of epidemiological literature informed by biological mechanisms. *Environmental Research*, 2018, 160: 152–182
- [4] Holt V L, Trabert B, Upson K. *Women and health*. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2013: 271–284
- [5] Mitra S, Corsolini S, Pozo K, et al. Characterization, source identification and risk associated with polycyclic aromatic and chlorinated organic contaminants (PAHs, PCBs, PCBzs and OCPs) in the surface sediments of Hooghly estuary, India. *Chemosphere*, 2019, 221: 154–165
- [6] Bai J, Lu Q, Zhao Q, et al. Organochlorine pesticides (OCPs) in wetland soils under different land uses along a 100-year chronosequence of reclamation in a

- Chinese estuary. *Scientific Reports*, 2015, 5: 17624
- [7] Li Q, Lu Y, Wang P, et al. Distribution, source, and risk of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in urban and rural soils around the Yellow and Bohai Seas, China. *Environmental Pollution*, 2018, 239: 233–241
- [8] Wang W, Bai J, Zhang G, et al. Depth-distribution, possible sources, and toxic risk assessment of organochlorine pesticides (OCPs) in different river sediment cores affected by urbanization and reclamation in a Chinese delta. *Environmental Pollution*, 2017, 230: 1062–1072
- [9] Han D, Currell M J. Persistent organic pollutants in China's surface water systems. *Science of the Total Environment*, 2017, 580: 602–625
- [10] Huang F, Li Z, Zhang C, et al. Pesticides in the typical agricultural groundwater in Songnen plain, northeast China: occurrence, spatial distribution and health risks. *Environmental Geochemistry and Health*, 2019, 41(6): 2681–2695
- [11] 李圣品, 李文鹏, 殷秀兰, 等. 全国地下水水质分布及变化特征. *水文地质工程地质*, 2019, 46(6): 1–8
- [12] Lin T, Hu L, Shi X, et al. Distribution and sources of organochlorine pesticides in sediments of the coastal East China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 2012, 64(8): 1549–1555
- [13] Lee H J, Kim K Y, Hamm S Y, et al. Occurrence and distribution of pharmaceutical and personal care products, artificial sweeteners, and pesticides in groundwater from an agricultural area in Korea. *Science of the Total Environment*, 2019, 659: 168–176
- [14] 陈卫平, 彭程伟, 杨阳, 等. 北京市地下水有机氯和有机磷农药健康风险评价. *环境科学*, 2018, 39(1): 117–122
- [15] 龚晓洁, 王豫飞, 田源, 等. 河南平原浅层地下水有机污染物污染特征研究. *环境科学与管理*, 2019, 44(11): 152–156
- [16] 李泽岩, 黄福杨, 刘丹丹, 等. 海河流域滹沱河冲洪积扇地下水中农药污染及分布特征. *岩矿测试*, 2019, 38(2): 186–194
- [17] 刘浩前. 渭河(西咸段)水体 OCPs 污染特征及健康风险评估[D]. 西安: 西安工业大学, 2019
- [18] US EPA. IRIS (Integrated Risk Information System) [EB/OL]. (2005) [2020-02-02]. <http://www.epa.gov/iris>
- [19] Palma P, Kock-Schulmeyer M, Alvarenga P, et al.

- Risk assessment of pesticides detected in surface water of the Alqueva reservoir (Guadiana basin, southern of Portugal). *Science of the Total Environment*, 2014, 488/489: 208–219
- [20] Wu C, Luo Y, Gui T, et al. Concentrations and potential health hazards of organochlorine pesticides in (shallow) groundwater of Taihu Lake region, China. *Science of the Total Environment*, 2014, 470/471: 1047–1055
- [21] Wu J, Lu J, Luo Y, et al. An overview on the organic pollution around the Qinghai-Tibet plateau: the thought-provoking situation. *Environment International*, 2016, 97: 264–272
- [22] Masih A, Lal J K, Patel D K. Contamination and exposure profiles of persistent organic pollutants (PAHs and OCPs) in groundwater at a Terai Belt of North India. *Water Quality, Exposure and Health*, 2014, 6(4): 187–198
- [23] Jabali Y, Millet M, El-Hoz M. Spatio-temporal distribution and ecological risk assessment of pesticides in the water resources of Abou Ali River, Northern Lebanon. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(15): 17997–18012
- [24] Navarrete I A, Tee K A M, Unson J R S, et al. Organochlorine pesticide residues in surface water and groundwater along Pampanga River, Philippines. *Environmental Monitoring Assessment*, 2018, 190(5): no. 289
- [25] Sankararamkrishnan N, Kumar Sharma A, Sanghi R. Organochlorine and organophosphorous pesticide residues in ground water and surface waters of Kanpur, Uttar Pradesh, India. *Environment International*, 2005, 31(1): 113–120
- [26] Fatoki O S, Awofolu O R. Levels of organochlorine pesticide residues in marine-, surface-, ground- and drinking waters from the Eastern Cape Province of South Africa. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 2004, 39(1): 101–114
- [27] Pan H, Lei H, He X, et al. Spatial distribution of organochlorine and organophosphorus pesticides in soil-groundwater systems and their associated risks in the middle reaches of the Yangtze River Basin. *Environmental Geochemistry and Health*, 2019, 41(4): 1833–1845
- [28] Srivastav A L. Chapter 6-Chemical fertilizers and pesticides: role in groundwater contamination // Prasad M N V. *Agrochemicals Detection, Treatment and Remediation*. Oxford: Butterworth-Heinemann, 2020: 143–159
- [29] 探索雄安之唐河污水库污染治理与生态修复一期工程[EB/OL]. (2019) [2020–02–02]. <http://www.chinaxiongan.cn/GB/425251/index.html>
- [30] 高秋生, 焦立新, 杨柳, 等. 白洋淀典型持久性有机污染物污染特征与风险评估. *环境科学*, 2018, 39(4): 1616–1627
- [31] Yang J, Qadeer A, Liu M, et al. Occurrence, source, and partition of PAHs, PCBs, and OCPs in the multi-phase system of an urban lake, Shanghai. *Applied Geochemistry*, 2019, 106: 17–25
- [32] 彭诗云, 彭平安, 孔德明, 等. 湛江湾沉积物中六六六(HCHs)、滴滴涕(DDTs)有机氯农药的分布特征与风险评估. *环境科学*, 2019, 40(4): 1734–1741
- [33] 王元, 刘桂建, 刘荣琼. 巢湖湖区及入湖河流表层水体、沉积物中有机氯农药分布及风险评价. *环境化学*, 2019, 38(3): 669–678
- [34] Hans-Rudolf, Muller M D. Isomer and enantioselective degradation of hexachlorocyclohexane isomers in sewage sludge under anaerobic conditions. *Environmental Science & Technology*, 1995, 29(3): 664–672
- [35] Quintero J C, Moreira M T, Feijoo G, et al. Anaerobic degradation of hexachlorocyclohexane isomers in liquid and soil slurry systems. *Chemosphere*, 2005, 61(4): 528–536
- [36] 刘明丽. 长江流域水相、沉积相中多溴联苯醚及有机氯农药的污染特征和风险评估[D]. 北京: 北京交通大学, 2018
- [37] Wang D, Wang Y, Singh V P, et al. Ecological and health risk assessment of PAHs, OCPs, and PCBs in Taihu Lake basin. *Ecological Indicators*, 2018, 92: 171–180
- [38] Ge J, Woodward L A, Li Q X, et al. Composition, distribution and risk assessment of organochlorine pesticides in soils from the Midway Atoll, North Pacific Ocean. *Science of the Total Environment*, 2013, 452/453: 421–426