

## 渭河流域西安段水体中 DBP 污染特征及生态风险评价

胡卫星<sup>1,2</sup>, 刘晓宇<sup>3</sup>, 陈 贝<sup>4</sup>, 陈爱侠<sup>1,2</sup>, 李 萌<sup>1,2</sup>, 王雪平<sup>1,2</sup>

1. 长安大学环境科学与工程学院, 陕西 西安 710054;
2. 旱区地下水文与生态效应教育部重点实验室, 陕西 西安 710054;
3. 中煤科工集团西安研究院有限公司, 陕西 西安 710064;
4. 长安大学海威环境技术公司, 陕西 西安 710054)

**摘要:** 为了解渭河流域西安段地表水中邻苯二甲酸二丁酯 (DBP) 的污染状况, 采用高效液相色谱法 (HPLC), 于 2018 年 1、5 和 8 月检测分析了渭河流域西安段地表水中 DBP 的含量和污染分布特征, 并采用物种敏感分布曲线法 (SSD) 对水体中的 DBP 进行生态风险评价。结果表明: 2018 年 1、5 和 8 月流域水体中 DBP 浓度分别为 nd~58.28 (“nd”表示未检出)、2.78~42.61 和 1.45~39.34  $\mu\text{g/L}$ , 平均浓度分别为 15.60、12.87 和 12.71  $\mu\text{g/L}$ 。受点源污染和地表径流带来的污染物影响, 泾河水体中 DBP 含量最高。生态风险评价结果表明, 渭河干流及 4 条支流全年水体中 DBP 存在的风险大小为泾河 > 皂河 > 渭河干流 > 灞河 > 沔河。与国内外其他流域水体中 DBP 含量比较, 渭河流域西安段地表水体中 DBP 含量处于较高水平, 污水厂废水排放、工业污染和地表径流带来的污染物是流域水环境中 DBP 的主要来源。

**关键词:** 渭河流域; 邻苯二甲酸二丁酯; 污染特征; 生态风险评价

**中图分类号:** X826

**文献标志码:** A

**DOI:** 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2020.01.015

## Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Dibutyl Phthalate in Xi'an Section of the Wei River Basin

HU Weixing<sup>1,2</sup>, LIU Xiaoyu<sup>3</sup>, CHEN Bei<sup>4</sup>, CHEN Aixia<sup>1,2</sup>, LI Meng<sup>1,2</sup>, WANG Xueping<sup>1,2</sup>

1. School of Environmental Science and Engineering, Chang'an University, Xi'an 710054, China; 2. Key Laboratory of Subsurface Hydrology and Ecological Effect in Arid Region of Ministry of Education, Xi'an 710054, China;
3. China Coal Technology Engineering Group Xi'an Research Institute, Xi'an 710064, China;
4. Haiwei Environmental Technology Company, Chang'an University, Xi'an 710054, China)

**Abstract:** In order to understand the pollution of Dibutyl Phthalate(DBP) of surface water in Xi'an Section of the Wei River basin, surface water samples were collected in January, May and July 2018. DBP was detected by high performance liquid chromatography (HPLC). The concentration and characteristics of DBP in the samples were examined and analyzed. Accordingly the ecological risk of DBP in water was evaluated by using species sensitive distribution curve method (SSD). The results showed that the concentrations of DBP in January, May and August in 2018 were nd~58.28("nd" means not detected), 2.78~42.61 and 1.45~39.34  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , and the average concentrations were 15.60, 12.87 and 12.71  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectively. The DBP content in the Jing River is the highest due to the pollution caused by the point sources and the surface runoff. The results of ecological risk assessment showed that the risk of DBP in the main stream of the Wei River and the four tributaries were in order of Jing River > Zao River > Wei River > Ba River > Feng River. Compared to the other domestic and foreign rivers, the DBP content in Xi'an section of the Wei River is at a relatively high level due to the pollutants from wastewater treatments, industrial pollutions and surface runoff.

**Keywords:** Wei River; Dibutyl Phthalate(DBP); Pollution Characteristics; Ecological Risk Assessment

**CLC number:** X826

邻苯二甲酸二丁酯 (DBP) 是邻苯二甲酸酯 (PAEs) 的一种, 主要用作增塑剂, 也被应用于涂料、食品包装材料、油漆添加剂和个人护理品等<sup>[1-3]</sup>。

文献<sup>[4]</sup>统计, 全球每年 PAEs 的使用量在 600~800 万 t, 在大气、水体和土壤等环境介质中均检测出邻苯二甲酸酯类污染物<sup>[5-6]</sup>, 其在人体内发挥着

收稿日期: 2019-06-02

作者简介: 胡卫星 (1992-), 男, 硕士研究生。研究方向: 水污染控制工程。E-mail: 1157783026@qq.com

通信作者: 陈爱侠, 副教授, E-mail: 489520939@qq.com

引用格式: 胡卫星, 刘晓宇, 陈 贝, 等. 渭河流域西安段水体中 DBP 污染特征及生态风险评价 [J]. 环境保护科学, 2020, 46(1): 84-90.

类似雌激素的作用,是内分泌干扰物之一<sup>[7]</sup>,具有致癌、致畸性、致突变的作用<sup>[8-9]</sup>。美国环保局(EPA)将 DBP 等 6 种 PAEs 列为优先控制污染物,我国也将 DBP 等 3 种 PAEs 列为环境优先控制污染物黑名单<sup>[10-12]</sup>。目前,邻苯二甲酸二丁酯的污染问题,已引起了国内外重点关注。

近年来,国外学者对 PAEs 在水体及沉积物中的环境水平和风险评价做了大量研究<sup>[13-14]</sup>,我国学者也对黄河、长江干流和汾河流域等水体中的 PAEs 做了污染分布特征及风险评价<sup>[15-17]</sup>。渭河是陕西省工农业和生活用水的主要来源,也是西安市唯一的废水排泄通道<sup>[18]</sup>。随着西安市城市化的扩大和工业的飞速发展,渭河流域接纳的城市污水量及工业废水量不断增加,对渭河流域的生态环境造成严重的污染。近年来,有许多研究对流域内的干流或部分支流中的重金属<sup>[19]</sup>、抗生素<sup>[20]</sup>、内分泌干扰物<sup>[21-22]</sup>等的污染现状进行了调查,但对于整个渭河流域西安段水体中 DBP 的污染特征和生态风险评估鲜见报道。在此基础上,本研究以渭河流域西安段干流及 4 条支流为研究对象,分析了 DBP 在流域水体中的含量水平和污染分布特征,并对其进行生态风险评价,为渭河流域水环境中 DBP 污染治理和生态环境保护提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集

根据渭流域内国控和省控监测断面,各支流入渭口下游,以及流域内工业、污水厂和人口分布情况等,于 2018 年 1 月(枯水期)、2018 年 5 月(平水期)和 2018 年 8 月(丰水期)对流域内 27 个断面进行采样,采样点分布,见图 1。用 5 L 不锈钢桶经润洗后采集表层水样,装于 1 L 棕色细口玻璃采样瓶中,加入 25 mg 抗坏血酸,置于 4 °C 冰箱保存。

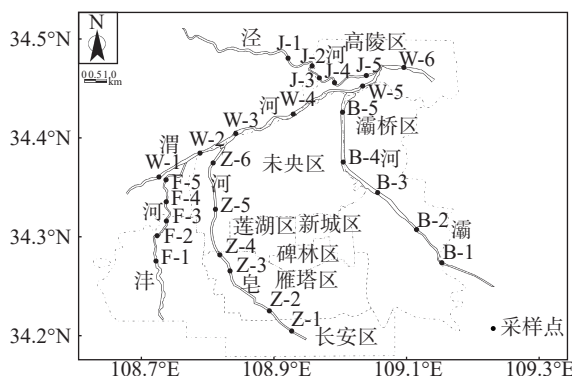


图 1 渭河流域西安段采样点示意图

### 1.2 仪器与试剂

1.2.1 主要仪器 Waters1525 高效液相色谱仪、Waters2487 紫外检测器、SPE-12 固相萃取装置、RE-5299 旋转蒸发仪。

1.2.2 实验试剂 邻苯二甲酸二丁酯标准液(1 mg/mL)、甲醇(色谱纯)、乙腈(色谱纯),二氯甲烷(色谱纯)。

### 1.3 样品的前处理

先将各个点位采集的 1 L 水样用定性滤纸过滤,再用抽滤装置使水样通过 0.45 μm 玻璃纤维滤膜抽滤,去除水样中固体杂质;把 5 mL 甲醇注入 C18 小柱停留 5 min,完全浸润填料后以 3 mL/min 的流速流出,再将乙腈、超纯水用同样方法处理,对 C18 小柱进行活化及清洗;在真空压力 0.05 MPa 的条件下,将处理后的水样以 5 mL/min 的流速通过活化后的 C18 小柱,使水样中的待测物质吸附在固相萃取小柱上,对水样进行富集,然后将柱子进行真空干燥去除小柱中的水分;用二氯甲烷作为洗脱剂,取 5 mL 二氯甲烷注入小柱内,停留 1 min 以一定的流速将待测物洗脱下来,收集在装有无水 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 的比色管中,放置隔夜,去除洗脱液中残余的水分;将洗脱液用旋转蒸发仪蒸至近干,再用乙腈定容至 1 mL,置于 4 °C 冰箱保存。

### 1.4 色谱条件

实验对 DBP 采用高效液相色谱法(HPLC)进行测定,流动相乙腈和水的比例为 80 : 20,每次进样量 20 μL,设置流速为 1 mL/min,检测波长为 275 nm,分析时间为 12 min。

### 1.5 质量保证和质量控制

文章用加标回收率和相对标准偏差控制实验的精确性和准确度,见表 1。

表 1 DBP 质量保证和质量控制

化合物	回归方程	相关系数	方法检出限/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	RSD/%	回收率/%
DBP	$y=5\ 986.3x-1425.9$	0.999	0.01	3.05	90.2 ~ 106.8

表 1 可知,水样的加标回收率为 90.2% ~ 106.8%,相对标准偏差为 3.05%,故本实验具有较好的准确度和精确性。

## 2 结果与讨论

### 2.1 渭河流域西安段 DBP 的含量

渭河流域内各干、支流 3 个时期 DBP 浓度的测定结果,见表 2。

表 2 渭河流域西安段 DBP 浓度

 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 

项目	河流	枯水期		平水期		丰水期	
		浓度范围	平均值	浓度范围	平均值	浓度范围	平均值
DBP	渭河干流	3.42 ~ 58.28	14.36±19.69	3.64 ~ 37.41	10.75±12.01	4.62 ~ 17.29	11.25±4.58
	泔河	3.26 ~ 8.93	6.47±1.99	2.78 ~ 12.75	5.83±3.59	2.23 ~ 5.58	3.64±1.20
	皂河	7.47 ~ 18.33	13.44±3.94	4.46 ~ 26.99	10.57±8.40	19.33 ~ 39.34	23.83±7.77
	灞河	nd ~ 6.50	2.97±2.58	7.30 ~ 14.69	9.93±2.51	16.93 ~ 25.79	21.66±3.63
	泾河	33.34 ~ 51.68	40.78±6.73	19.24 ~ 42.61	30.70±8.57	1.45 ~ 5.04	3.18±1.20
	渭河流域	nd ~ 58.28	15.47±16.22	2.78 ~ 42.61	13.31±11.58	1.45 ~ 39.34	13.13±9.74

注：“nd”表示未检出。

2018年1月渭河流域西安段27个断面DBP的检出率为92.6%，浓度为nd~58.28  $\mu\text{g}/\text{L}$ ，平均值为15.6  $\mu\text{g}/\text{L}$ 。2018年5月流域内DBP的检出率为100%，浓度为2.78~42.61  $\mu\text{g}/\text{L}$ ，平均值为12.87  $\mu\text{g}/\text{L}$ 。2018年8月流域内DBP的检出率为100%，浓度为1.45~39.34  $\mu\text{g}/\text{L}$ ，平均值为12.71  $\mu\text{g}/\text{L}$ 。

与国内外其他河流相比情况，见表3。

表 3 国内外不同流域水体中 DBP 浓度  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 

调查区域	DBP	参考文献
汾河流域	1.013 ~ 43.54	文献[17]
潮白河（顺义段）	0.19 ~ 0.89	文献[23]
大辽河	0.017 ~ 0.595	文献[24]
长江干流（江苏段）	2.18 ~ 5.54	文献[16]
珠江河口	0.042 ~ 14.8	文献[25]
松花江（吉林段）	nd ~ 16.69	文献[26]
黄河兰州段	1.48 ~ 13.89	文献[15]
印度Kaveri河	nd ~ 0.664	文献[12]
西班牙Manzanares河	<0.23 ~ 1.759	文献[13]
渭河流域西安段	nd ~ 58.28（2018年1月） 2.78 ~ 42.61（2018年5月） 1.45 ~ 39.34（2018年8月）	本研究

注：“nd”表示未检出。

表3可知，渭河流域西安段水体中DBP的含量处于较高的水平，DBP在流域内污染严重的主要原因是污水处理厂废水排入河流、地表径流带来的污染物和沿岸工厂污染源的连续输入。

## 2.2 渭河流域西安段水体中 DBP 的空间分布特征

渭河流域西安段3个时期水体中DBP浓度分布状况，见图2~图4。泔河中DBP在枯水期和平水期整体表现为上下游含量高，在丰水期中游含量高，泔河东岸上游的印刷塑料厂和靠近下游的门

窗加工厂等是泔河中DBP的主要来源。皂河中DBP在采样点Z-2、Z-4和Z-6处3个时期均有较高的浓度，3个采样点分别位于长安区污水处理厂、第二污水处理厂和第六污水处理厂的下游，皂河DBP主要来源于污水处理厂废水的排放及地表径流带来的污染物。灞河B-1至B-4采样点中DBP含量没有明显的空间分布规律，在B-5点3个时期水体中均含有较高的浓度，灞河下游第八污水处理厂废水的排放是B-5点中DBP含量高的的主要原因，污水处理厂、地表径流带来的污染物和灞河西岸的多家塑胶生产厂是水体中DBP的主要来源。泾河在枯水期和平水期水体中DBP浓度从上游至下游整体呈上升的趋势，在丰水期没有明显的空间分布规律，泾河中DBP主要来源于高陵区家具厂、包装盒和塑胶生产企业等工业源。渭河干流在枯水期和平水期水体中DBP浓度从上游至下游整体呈上升的趋势，丰水期DBP在中游含量高于上下游，各支流污染物的输入、地表径流带来的生活污水和固体废物是渭河干流水体中DBP的主要来源。

表2和图3可见，渭河流域西安段水体中DBP含量水平整体表现为枯水期>平水期>丰水期。随着季节的变化，泔河枯水期和平水期水体中DBP浓度变化不大，由于丰水期集中了全年大部分的降雨量，对水质有一定的稀释作用<sup>[27]</sup>，使丰水期水体中DBP浓度含量较低。因污水厂等点源污染不受季节变化的影响，在丰水期时，降雨带来的地表径流将大量污染物带入河流，导致皂河和灞河水体中DBP均有较高浓度。泾河水体中DBP在3个时期含量大小为枯水期>平水期>丰水期，由

于非点源污染对泾河水体中 DBP 的贡献量较小，加之丰水期降雨量占全年的 70% 左右<sup>[28]</sup>，一定程度

上稀释了水体中的污染物浓度，导致 DBP 含量降低。

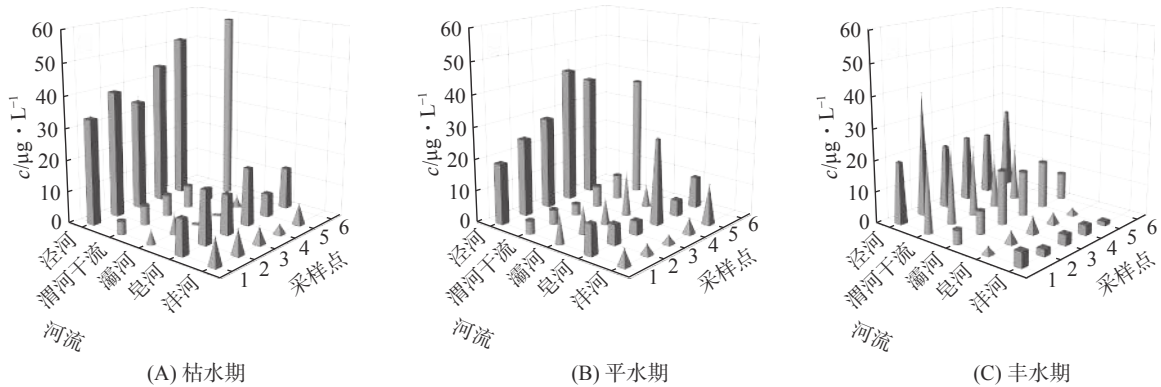


图 2 渭河流域西安段水体中 DBP 空间分布

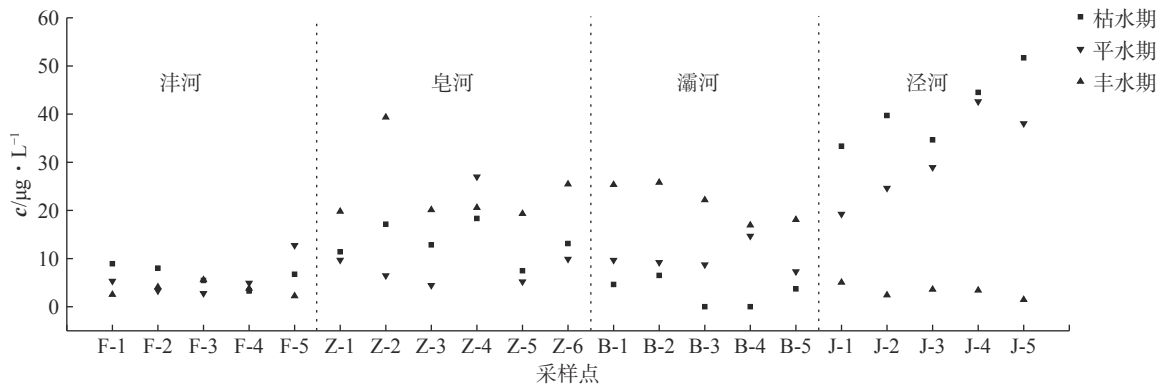


图 3 渭河各支流水体中不同时期 DBP 浓度

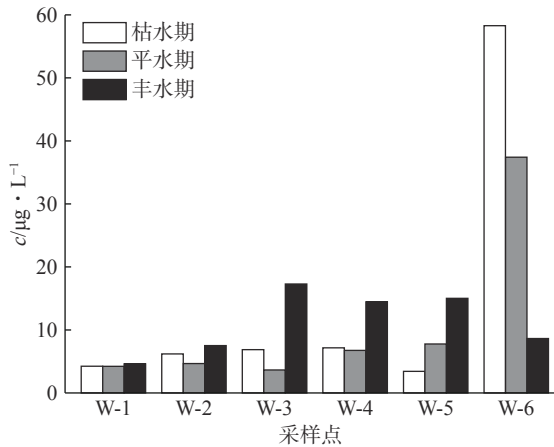


图 4 渭河干流水体中不同时期 DBP 浓度

图 3 和图 4 可见，受季节的影响，不同时期各支流输入渭河干流中污染物浓度不同，在泾河汇入前(W-6 断面前)，渭河干流水体中 DBP 平均浓度表现为丰水期>枯水期>平水期。对比各支流入渭口浓度发现，渭河干流 DBP 含量受支流汇入影响较大，尤其是泾河枯水期和平水期水体中 DBP 污染较重，汇入后导致干流浓度明显高于上游，且季节变化趋势也与泾河支流相似，DBP 含量表现为枯水期>平水期>丰水期。

### 2.3 渭河流域西安段水体中 DBP 的生态风险评估

为了解渭河流域西安段地表水体中 DBP 的生态风险状况，本研究采用欧盟化学物质风险评价技术指南中的物种敏感曲线评估法(SSD)进行生态风险评估。

2.3.1 物种敏感度分布曲线法 物种敏感性分布法(SSD)是根据不同生物对同一污染物敏感性的差异，以多个有代表性敏感物种的急性(LC<sub>50</sub>/EC<sub>50</sub>)或慢性(NOEC/LOEC)毒性数据为基础，构建统计分布模型，进行生态风险评价。SSD 一般有正向和反向两种用法，正向用法是通过拟合的曲线得到受污染物影响的物种比例(PAF)<sup>[29]</sup>，反向用法一般用 HC<sub>5</sub> 值表示(即影响不超过 5% 的物种，来保护 95% 以上种群时所对应的污染物浓度)<sup>[30-32]</sup>。

SSD 应用的主要步骤为：毒理数据的筛选与确定；选用合适的分布模型对毒理学数据进行 SSD 曲线拟合；根据拟合的曲线计算 HC<sub>5</sub> 和 PAF 值；生态风险评价。运用 SSD 进行生态风险评价时，使用慢性毒理数据比急性毒理数据能更好地体现



生物暴露于环境污染物中的真实状况,但慢性毒理学数据通常比较缺乏,可用急性慢性比率法(ACR)间接获取,若 ACR 值获取困难,可选取 10 作为默认值<sup>[33]</sup>。

2.3.2 毒理学数据来源及物种的筛选 文章选取的 DBP 急性慢性毒理学数据来源于美国毒理学数据库(USEPA ECOTOX),通过 ACR 法外推所选物种的慢性毒理学数据。

为使生态风险评价具有真实的可靠性,本研究物种筛选的原则为:1)依据美国毒理学数据库,找到污染物所对应的物种,搜集筛选渭河流域中的物种与毒理学数据库的物种所属类别相近,最终确定所选物种包括 3 个营养级(鱼类、藻类、甲壳类等

水生物种);2)选择的急性毒理学数据(LC<sub>50</sub>/EC<sub>50</sub>),暴露时间小于 10 d;3)若一个生物拥有多个不同的急性毒理学数据,则取其平均值作为该生物的毒理学数据;4)水生物种数量选择上,美国至少选取 3 门 8 科的水生物种,欧盟不少于 8 个,而澳大利亚等地区则至少选取 5 个<sup>[34]</sup>。

2.3.3 物种的确定及曲线拟合 通过搜集渭河水生生物资料可知,渭河流域水体中常见的生物有藻类 248 种,鱼类 51 种,大型底栖运物 102 种(甲壳类、桡足类等)<sup>[35]</sup>。根据以上选取原则,最终选择 8 种水生物种的急性毒理学数据,并运用 ACR 推出各水生物种的慢性毒理学数据,见表 4。

表 4 水生物 DBP 的毒理学数据

物种名称	所属门类	LC <sub>50</sub> /EC <sub>50</sub>	浓度剂量/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	ACR	NOEC/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	数据来源
绿藻	藻类	EC <sub>50</sub>	210		21	ECOTOX数据库
甲藻	藻类	LC <sub>50</sub>	310		31	
扁虫	无脊椎动物	LC <sub>50</sub>	840		84	
纤毛虫	无脊椎动物	EC <sub>50</sub>	2 200	10	220	文献[36]
水蚤	甲壳类	LC <sub>50</sub>	4 000		400	
沟鲶	鱼类	LC <sub>50</sub>	2 582		258.2	ECOTOX数据库
蚊	甲壳类	LC <sub>50</sub>	4 700		470	
钩虾	甲壳类	LC <sub>50</sub>	6 366.7		636.7	

运用 Excel 中的 NORMDIST 函数计算累积概率,对 DBP 毒理学数据处理后按照从小到大进行排序,见表 5。

表 5 水生物 DBP 的毒理学数据转换

序号	物种	C (NOEC)	x (lnC)	累积概率
1	绿藻	21	3.044 522	0.046 385
2	甲藻	31	3.433 987	0.087 601
3	扁虫	84	4.430 817	0.300 446
4	纤毛虫	220	5.393 628	0.610 657
5	沟鲶	258.2	5.553 734	0.660 839
6	水蚤	400	5.991 465	0.782 408
7	蚊	470	6.152 733	0.819 916
8	钩虾	636.7	6.456 299	0.878 714

运用 origin 中的对数逻辑斯蒂(log-Slogistic1)模型,对前述处理后的数据进行 SSD 曲线拟合,模型计算公式,见式(1)。

$$y = \frac{a}{1 + e^{-k(x-x_c)}} \quad (1)$$

式(1)中, $a$ 、 $k$ 、 $x_c$ 为参数, $x$ 表示毒理学数据对数值, $y$ 表示累积概率,拟合曲线,见图 5。

通过拟合曲线得出各参数值: $a=0.999 42$ ; $k=1.401 43$ ; $x_c=5.066 4$ 。相关系数  $R^2$  为 0.999 6,说明曲线拟合度较好。

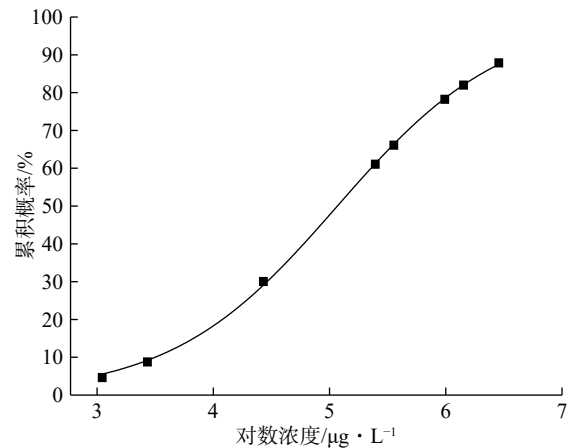


图 5 DBP 的 SSD 拟合曲线

2.3.4 数值计算及评估结果分析 把前述得到的参数带入公式(1),可推算 5% 累积概率 DBP 的 HC<sub>5</sub> 值为 19.41  $\mu\text{g}/\text{L}$ ,以 5% 作为阈值,当  $PAF < 5\%$  时生态风险较小, $PAF > 5\%$  时生态风险较大,流域内受 DBP 影响物种的比例( $PAF$ )计算,见式(2)。

$$PAF = \frac{0.999 42}{1 + e^{-1.401 43(x-5.066 2)}} \quad (2)$$

计算渭河流域西安段各干、支流  $PAF$  值,结果见表 6。

表 6 渭河流域西安段水体中 DBP 生态风险评价结果

河流	枯水期		平水期		丰水期		全年	
	PAF/%	PAF均值/%	PAF/%	PAF均值/%	PAF/%	PAF均值/%	PAF均值/%	阈值/%
渭河干流	0.46 ~ 19.73	4.06	0.50 ~ 11.7	2.69	0.70 ~ 4.28	2.49	3.08	
沔河	0.43 ~ 1.74	1.15	0.34 ~ 2.84	1.05	0.25 ~ 0.91	0.52	0.91	
皂河	1.36 ~ 4.63	3.08	0.67 ~ 7.71	2.46	4.97 ~ 12.41	6.63	4.06	5
灞河	0 ~ 1.12	0.47	1.32 ~ 3.44	2.04	4.17 ~ 7.27	5.81	2.77	
泾河	10.1 ~ 17.19	12.97	4.94 ~ 13.7	9.16	0.14 ~ 0.79	0.43	7.52	

表 6 可知, 枯水期和丰水期泾河 PAF 平均值分别为 12.97% 和 9.16%, 大于 5%, DBP 在泾河的 2 个时期水体中存在较大生态风险, 其余各干、支流生态风险在可接受范围内。丰水期皂河和灞河 PAF 平均值分别为 6.63% 和 5.81%, 均大于 5%, 存在较大生态风险, 在渭河干流、沔河和泾河丰水期水体中生态风险较小。根据 DBP 在 3 个时期水体中存在的生态风险状况可知, 不同季节水体中 DBP 存在的风险大小表现为丰水期>枯水期>平水期。渭河流域西安段全年水体中 PAF 范围为 0.91% ~ 7.52%, 呈现出不同程度的风险特征, 受 DBP 影响物种的比例表现为泾河>皂河>渭河干流>灞河>沔河。泾河全年 PAF 均值为 7.52%, 大于 5%, 存在较大生态风险, 其余河流水体中 DBP 生态风险较小, 但皂河 PAF 已接近 5%, 仍需引起关注见图 6。

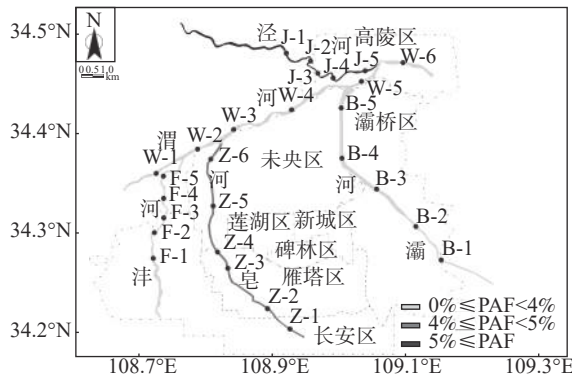


图 6 渭河流域西安段水体中 DBP 生态风险分布状况

### 3 结论

渭河流域西安段水体中 DBP 的污染已相当普遍, 在各干、支流水体中均存在较高的含量, 整体表现为污水处理厂和工业集中处下游含量高。受降雨量和点源污染等因素的影响, 水体中 DBP 含量整体上表现为枯水期>平水期>丰水期。与国内外其他流域相比, 本研究中渭河流域西安段水体中 DBP 含量处于较高的水平, 污染较严重。流域内不同时

期水体中 DBP 均存在生态风险, 全年水体中 DBP 存在的生态风险大小为泾河>皂河>渭河干流>灞河>沔河。因此, 对渭河流域西安段水体中的 DBP 应加以控制和治理, 降低其对水环境造成的生态危害。

### 参考文献

- [1] Wang W, Leung A O W, Chu L H, et al. Phthalates contamination in China: Status, trends and human exposure-with an emphasis on oral intake[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 238: 771 – 782.
- [2] 吕沈聪, 管健, 高薇薇, 等. 邻苯二甲酸二丁酯降解菌的筛选及降解条件研究[J]. *预防医学*, 2018, 30(7): 667 – 670.
- [3] 张丹, 曹素珍, 段小丽, 等. 邻苯二甲酸二丁酯降解过程的单同位素分析[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(7): 2714 – 2721.
- [4] Acharee K, Thanh V C, Chitsan L, et al. Occurrence of phthalate esters around the major plastic industrial area in southern Taiwan[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(12): 457 – 467.
- [5] 袁高群, 雷坚志. 地表水中邻苯二甲酸二丁酯的分析[J]. *环境科学导刊*, 2017, 36(增 1): 104 – 106.
- [6] Zhao J, Ji Y, Zhu Z, et al. PAEs occurrence and sources in road dust and soil in/around parks in May in Tianjin, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 147: 238 – 244.
- [7] 虞森, 姚芳, 陈小薇. 环境激素酞酸酯类化合物检测的样品前处理技术研究进展[J]. *食品安全质量检测学报*, 2018, 9(14): 3706 – 3713.
- [8] 张璐璐, 刘静玲, 何建宗, 等. 中国典型城市水环境中邻苯二甲酸酯类污染水平与生态风险评价[J]. *生态毒理学报*, 2016, 11(2): 421 – 435.
- [9] 刘成, 孙翠竹, 张笏, 等. 胶州湾表层水体中邻苯二甲酸酯的污染特征和生态风险[J]. *环境科学*, 2019, 40(4): 1726 – 1733.
- [10] 朱冰清, 高占啟, 胡冠九, 等. 太湖重点区域水环境中邻苯二甲酸酯的污染水平及生态风险评价[J]. *环境科学*, 2018, 39(8): 3614 – 3621.
- [11] 杨婷, 何明靖, 杨志豪, 等. 邻苯二甲酸酯在三峡库区消落带非淹水期土壤中污染特征及健康风险[J]. *环境科学*, 2017, 38(10): 4187 – 4193.
- [12] Selvaraj K K, Sundaramoorthy G, Ravichandran P K, et al. Phthalate esters in water and sediments of the Kaveri River, India: environmental levels and ecotoxicological evaluations[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2015, 37(1): 83 – 96.

- [13] Kang L, Wang Q M, He Q S, et al. Current status and historical variations of phthalate ester (PAE) contamination in the sediments from a large Chinese lake (Lake Chaohu)[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2016, 23(11): 10393 – 10405.
- [14] Domínguez-Moruco N, González-Alonso S, Valcárcel Y. Phthalate occurrence in rivers and tap water from central Spain[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 500 – 501(500 – 501C): 139 – 146.
- [15] 董继元, 王式功, 尚可政. 黄河兰州段邻苯二甲酸酯类有机污染物健康风险评价[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(5): 963 – 968.
- [16] 樊祥科, 郑浩, 杨振, 等. 长江干流江苏段水质中邻苯二甲酸酯的测定及分布现状[J]. *环境监测管理与技术*, 2016, 28(3): 45 – 47.
- [17] 韩文辉, 赵颖, 党晋华, 等. 汾河流域邻苯二甲酸酯的分布特征及生态风险评价[J]. *环境化学*, 2017, 36(6): 1377 – 1387.
- [18] 胡德秀, 李立, 张艳, 等. 渭河干流陕西段综合治理前后的水质变化与趋势[J]. *水土保持通报*, 2018, 38(5): 91 – 96.
- [19] 杨学福, 关建玲, 段晋明, 等. 渭河西安段水体重金属污染现状及其健康风险评价[J]. *水土保持通报*, 2014, 34(2): 152 – 156.
- [20] 朱涛, 周敏, 杨胜科, 等. 渭河陕西段抗生素分布特征与生态风险评估[J]. *人民黄河*, 2018, 40(12): 85 – 91.
- [21] 路屏. 渭河西安段干支流环境内分泌干扰物调查及分析[D]. 西安: 长安大学, 2012.
- [22] 王雪雁, 王敏, 陈贝, 等. 酞酸酯物质在皂河水体中的环境行为研究[J]. *广州化工*, 2017, 45(5): 88 – 91.
- [23] 刘盛田, 王会波, 郑奇光. 北京潮白河顺义段及汉湿桥湿地水体中 6 种邻苯二甲酸酯类污染物的测定[J]. *中国卫生检验杂志*, 2017, 27(8): 1095 – 1097.
- [24] 时瑶, 马迎群, 秦延文, 等. 大辽河表层水中邻苯二甲酸酯分布特征及环境健康风险评价[J]. *生态毒理学报*, 2016, 11(6): 197 – 206.
- [25] 李婷. 珠江河口水体和沉积物中 6 种邻苯二甲酸酯污染及初步风险评价[D]. 广州: 暨南大学, 2014.
- [26] 魏薇, 谢莹, 王建刚, 等. 邻苯二甲酸酯在松花江吉林段水体中的分布规律[J]. *中国环境监测*, 2011, 27(5): 60 – 64.
- [27] 卢思丹, 孙寓姣, 赵轩, 等. 降水对泮河水质和水体微生物的影响[J]. *环境科学*, 2016, 37(7): 2563 – 2569.
- [28] 杨芳, 陈学林, 景宏. 泾河流域代表站降水、径流、输沙量变化特征分析[J]. *地下水*, 2016, 38(2): 140 – 143.
- [29] 刘良, 颜小品, 王印, 等. 应用物种敏感性分布评估多环芳烃对淡水生物的生态风险[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(5): 647 – 654.
- [30] 朱小奕. 水生态的物种敏感性风险评价方法改进及应用[D]. 杭州: 浙江大学, 2017.
- [31] 杨建军, 关卫省, 路屏. 渭河陕西段环境内分泌干扰物 BPA 水质基准研究[J]. *河北科技大学学报*, 2013, 34(2): 166 – 172.
- [32] 杨虹. 独流减河水环境污染特征及生态风险评估研究[D]. 天津: 天津工业大学, 2017.
- [33] 张瑞卿, 吴丰昌, 李会仙, 等. 应用物种敏感度分布法研究中国无机汞的水生生物水质基准[J]. *环境科学学报*, 2012, 32(2): 440 – 449.
- [34] 罗莹. 典型新型污染物水生态风险评估研究[D]. 保定: 河北大学, 2018.
- [35] 徐宗学, 殷旭旺. 渭河流域常见水生生物图谱[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2016.
- [36] 杨建军. 渭河陕西段环境内分泌干扰物质量基准研究[D]. 西安: 长安大学, 2011.