

DOI:10. 3880/j. issn. 1004 - 6933. 2018. 05. 13

汾河流域沉积物中多氯联苯的分布及生态风险评价

赵 颖¹,王 飞²,葛宜虎³

(1. 山西省环境科学研究院,山西 太原 030027; 2. 山西大学体育科学研究所,山西 太原 030006;
3. 江苏省徐州市新沂市水利局,江苏 新沂 221400)

摘要:对汾河流域沉积物中国际公认的 7 种指示性多氯联苯(PCBs)的质量浓度进行测定,分析其组成、空间分布、可能的污染源和生态风险。结果表明:7 种 PCBs 全部被检出,水相 PCBs 的质量浓度范围为 0.008~0.485 μg/L,沉积相 PCBs 的质量比范围是 4.44~79.42 ng/g;沉积相 PCB28 和 PCB180 的平均质量比和检出率均比较高,是汾河流域沉积物中的优势污染物,其空间分布表现为从上游到下游干流 PCBs 质量比先升后降的趋势,PCBs 主要来自汾河流域中下游地区分布的大量工业企业及工业园区的排放,汾河流域中游沉积物 PCBs 的生态风险较高,上游和下游沉积物 PCBs 的生态风险较低。

关键词:多氯联苯;沉积物;分布特征;生态风险评价;汾河流域

中图分类号:X171.5 **文献标志码:**A **文章编号:**1004 - 6933(2018)05 - 0081 - 07

Distribution of polychlorinated biphenyl in sediments of Fenhe River Basin and its ecological risk assessment

ZHAO Ying¹, WANG Fei², GE Yihu³

(1. Shanxi Research Academy of Environmental Sciences, Taiyuan 030027, China;
2. Physical Science Institute of Shanxi University, Taiyuan 030006, China;
3. Jiansu Province Xuzhou Xinyi Water Conservancy Bureau, Xinyi 221400, China)

Abstract: The concentrations of 7 kinds of indicative PCBs internationally accepted in sediments of Fenhe River were measured, and its components, spatial distribution, its likely pollution resource and their ecological risk were analyzed. The results showed that seven kinds of PCBs were all detected, and the concentrations were 0.008-0.485 μg/L and 4.44-79.42 ng/g in water and sediment, respectively. PCB28 and PCB180 in the sediments had the highest contents and detection rates, which were identified as the dominant contaminates in the sediments of Fenhe River. The spatial distribution of PCBs concentrations presented a rise first followed by a decline from upstream to downstream, showing that the higher PCBs concentrations in midstream and downstream were related with the discharges of industrial enterprise and industrial park. In addition, the ecological risk of PCBs in the sediments of Fenhe River midstream were high, the ones in the upstream and downstream were low.

Key words: Polychlorinated biphenyl (PCBs); sediment; distribution characters; ecological risk assessment; Fenhe River Basin

基金项目:国家自然科学基金(41401020,41601202);山西省科技攻关项目(20150313001-2);山西省自然科学基金(201301104-7)
作者简介:赵颖(1982—),高级工程师,博士,主要从事流域水环境与污染土壤修复治理研究。E-mail:56787292@qq.com.
通信作者:王飞,副教授。E-mail:nemo@sxu.edu.cn

多氯联苯 (Polychlorinated biphenyl, PCBs) 是一类广泛存在于水环境中的持久性有机污染物, 由于具有潜在的“致畸、致癌、致突变”效应而被广泛关注^[1-2]。《斯德哥尔摩公约》已将 PCBs 列为首批污染物控制对象, 美国环境保护署也将 PCBs 列优先控制有机污染物的“黑名单”^[3]。1997 年世界卫生组织 (WHO) 重新评估二噁英类化合物的毒性当量因子, 将二噁英类多氯联苯也包括在内。但由于二噁英类多氯联苯的测定需要采用高分辨质谱法, 实验室测定有一定的困难, 因此联合国全球环境监测系统/食品规划部分 GEMS/Food 中规定用 PCB28、PCB52、PCB101、PCB118、PCB138、PCB153 和 PCB180 作为多氯联苯污染状况的指示性单体进行替代性监测^[4]。德国和荷兰的环境法中指出, 将 PCB28、PCB52、PCB101、PCB118、PCB138、PCB153、PCB180 这 7 种污染物作为 PCBs 环境污染的指示物^[5]。

尽管有机氯农药和多氯联苯的生产和使用已受到严格的限制, 但是土壤中仍残留有大量的污染物, 并通过大气传输和河流搬运等方式向其他环境介质中转移, 而江河流域的沉积物成为这些污染物重要的归宿地与积蓄库之一。研究表明, 大气沉降、地表径流和食物链被认为是水体环境中 PCBs 的主要来源。发达国家 PCBs 的污染程度较严重, 如美国的 Houston 航道和 Niagara 河^[6-7], 英国的 Inner Clyde 河口^[8]。我国的水体、沉积物和水生生物中都有 PCBs 检出。Wu 等^[9]对武汉鸭儿湖沉积物中有机污染物的质量浓度进行研究, 发现 PCBs 是鸭儿湖的主要污染物, 主要来源于废水的排放和生物降解。梅卫平等^[10]对滴水湖水系表层沉积物 7 种 PCBs 的残留水平进行了检测和分析, 指出研究期间闸外引水河和闸内引水河沉积物 PCBs 对生物体有严重威胁; 滴水湖沉积物 PCBs 对生物体有一定的潜在威胁; 与国内外湖泊污染水平相比, 闸外引水河和闸内引水河属于严重污染水平, 滴水湖属于中等污染水平。李秀丽等^[11]采集并分析了珠江八大入海口表层沉积物中 7 种 PCBs 的残留状况, 发现 PCBs 质量浓度最高值出现在 2 月, 最低值出现在 8 月。PCBs 污染处于较高水平, 存在生态污染风险, 可能会引起生态负效应。王桂浩等^[4]研究了钱塘江富阳—杭州段表层沉积物中 7 种 PCBs 的质量浓度分布, 结果表明 PCB118、PCB52 和 PCB28 与有机碳质量浓度成极显著正相关, 说明重污染河段存在含 PCBs 工业废水的点源输入, 钱塘江富阳段沉积物存在潜在生态风险。

汾河是山西境内第一大河, 是黄河第二大支流, 全长 716 km, 流域面积 39 471 km², 是山西省工业集中、农业发达的地区^[12]。长期以来, 汾河流域的开发建设中, 忽略了经济建设与环境协调发展的关系, 致使汾河水体受到污染, 而植被的破坏、水土流失的加剧、土地退化等, 更加严重影响汾河流域生态系统的健康。本研究在查明汾河流域沉积物中 PCBs 分布的基础上, 解析 PCBs 来源, 评价其污染现状, 以为汾河流域 PCBs 污染防控措施制定提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样点布设及采样方法

从雷鸣寺开始的源头到汾河入黄口, 共布设 21 个干流断面、5 个主要支流断面以及 3 条退水渠断面, 采样点主要布设在国控点断面位置上 (图 1), 市政污水口下游及典型污水退水渠排水口, 各断面情况见表 1。

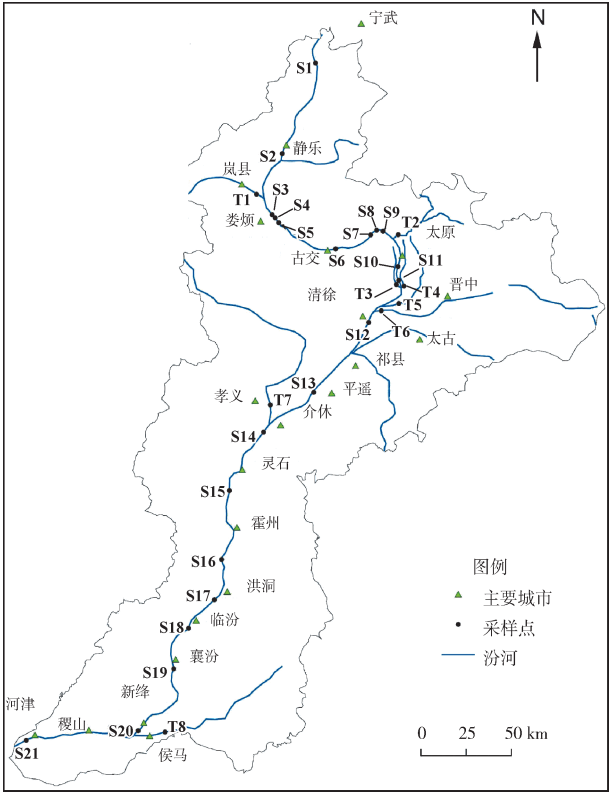


图 1 汾河流域采样点位置

2013 年在汾河丰水期 (8 月 26 日—9 月 1 日) 进行河水和底泥样品的采集。使用 4 L 棕色试剂瓶采集水样样品, 用不锈钢饭盒盛装底泥样品。采样瓶预先在实验室以自来水、蒸馏水及甲醇分别清洗 3 次后, 现场水样润洗 3 次。样品采集后用 4 mol/L 盐酸调节 pH 值至 2.0 (以抑制微生物活动), 用冷藏箱保存, 并于 24 h 内运回实验室进行前处理。沉

表 1 汾河流域采样断面设置

采样点	类型	断面名称	断面位置	流域分段
S1	汾河源头	雷鸣寺	宁武县	上游
S2	汾河干流	静乐桥	静乐县	上游
T1	支流 1(岚河)	曲 立	岚 县	上游
S3	汾河干流	汾河水库进前	汾河水库	上游
S4	水库	汾河水库库区	汾河水库	上游
S5	出库	汾河水库出水口	汾河水库	上游
S6	汾河干流	寨上水文站	古交市	上游
S7	汾河干流	汾河二库前	太原市	上游
S8	汾河干流	汾河二库库区	太原市	上游
S9	汾河干流	汾河二库出口	太原市	上游
T2	支流 2(杨兴河)	河底村	阳曲县	中游
S10	汾河干流	长风桥	太原市	中游
S11	汾河干流	小店桥	小店区	中游
T3	退水渠	祥云桥西暗渠	小店区	中游
T4	退水渠	祥云桥东暗渠	小店区	中游
T5	退水渠	太榆退水渠	太原市	中游
T6	支流 3(潇河)	郝 村	榆次区	中游
S12	汾河干流	温南社	清徐县	中游
S13	汾河干流	平遥污水厂下游	平遥县	中游
T7	支流 4(文峪河)	南 姚	孝义市	中游
S14	汾河干流	义 棠	介休市	中游
S15	汾河干流	灵石南关	灵石下游	中游
S16	汾河干流	石 滩	霍州下游	中游
S17	汾河干流	甘 亭	洪 洞	下游
S18	汾河干流	临 汾	临汾第一污水厂下游	下游
S19	汾河干流	柴 庄	襄汾县	下游
T8	支流 5(浍河)	浍河入汾口	侯马市	下游
S20	汾河干流	新 绛	新绛县	下游
S21	汾河干流	河津大桥	运城市	下游

积物样品采用抓泥斗采集,取 5 ~ 10 cm 表层沉积物。采集的沉积物置于 4℃ 采样箱中保存,并于 24 h 内运回实验室冷冻待分析。

1.2 样品与试剂

研究目标物质为国际上公认的 7 种指示性 PCBs,包括 PCB28、PCB52、PCB101、PCB118、PCB153、PCB138、PCB180,购于 Accustandard 公司(美国),内标物质采用 phenanthrene-d10,采购于 TraceCERT 公司(美国),这些全部的药品纯度都在 98% 以上,可以满足实验要求。用 HPLC 纯度的溶剂配制含有这 7 种物质的 10 mg/L 储备液,并置于 -20℃ 保存。0.2 ~ 100 ng/mL 的标准曲线通过溶剂液逐级稀释储备液获得。溶剂液置于 4℃ 冰柜保存。

实验中用到的丙酮、甲醇、正己烷、乙酸乙酯有机溶剂均为 HPLC 纯度,与分析纯无水硫酸钠同样购自 Mallinckrodt 公司(北京)。无水硫酸钠在使用之前,置于 400℃ 马弗炉中 4 h 后保存于干燥器中。样品净化过程使用了 Florisil 柱(500 mg,6 mL,Agela),过滤采用 0.22 μm 尼龙材质过滤器。

1.3 环境水体样品前处理

1 L 水样经 0.45 μm 的 GF/F(Whatman,0.7 μm)

玻璃纤维滤膜过滤后进行固相萃取。①C18 固相萃取柱活化:每一个固相萃取柱分别用 5 mL 体积比为 1:1 的正己烷/乙酸乙酯,5 mL 甲醇和 5 mL MilliQ 超纯水活化,活化时不要让甲醇和水流干(液面不低于吸附剂顶部)。②吸附:取 500 mL 水样,调节水样的 pH 值至 5 ~ 9,加入 5 mL 甲醇(加标样品还需加入相应标液),混匀,以 5 mL/min 的流量通过固相萃取柱。③干燥:用 10 mL MilliQ 超纯水冲洗 C18 柱后,真空抽滤,使柱干燥。④洗脱:用 5 mL 乙酸乙酯,5 mL 正己烷和 6 mL 体积比为 1:1 的正己烷/乙酸乙酯分别洗脱固相萃取柱,收集洗脱液。洗脱液在 45℃ 以下,用氮气吹至近干,加入内标,溶剂定容至 1 mL,密封冷藏待分析。

1.4 沉积物样品前处理

沉积物样品运回实验室后,首先置于冷冻干燥机中冷冻干燥 5 ~ 7 d,充分去除沉积物水分。干燥好的样品经适当研磨过 10 目筛,去除筛上非土成分,取 1 g 左右小袋分装编号,待测粒径(10 目过筛的样品采用激光粒度仪测定粒径分布)。为了增大后续 ASE 提取的比表面积,需要将过 10 目筛的样品进一步研磨,然后过 60 目筛,过筛后装入自封袋。

取洗净并干燥的萃取池,组装好后在萃取池底部加入一张 ASE 滤膜,并依次在萃取池内填充 5 g 硅藻土,5 g 沉积物样品,其中硅藻土需要预先在 400℃ 条件下灼烧 4 h,装填后体积占萃取池 2/3 以上,不要压实。将填装好的萃取池编好号依次放于 ASE 上,底部放好已编好号并与萃取池对应的萃取瓶,萃取瓶在使用前应洗净并晾干,并用铝箔纸封口。检查大瓶中的萃取溶剂是否足量,以及氮气是否充足。萃取溶剂选为甲醇:丙酮(1:1),设置萃取条件为 80℃,预热 5 min,加热 5 min,静态萃取 8 min,冲洗体积 60%,循环 2 次。

将 ASE 萃取液旋蒸转移,并置换溶剂为 5 mL 正己烷/二氯甲烷(3/1,V/V);适当调节流速将溶液通过预先用 5 mL 正己烷活化的 Florisil 柱(活化前在 F 柱中装填 1 cm 厚度的 650℃ 灼烧过的无水硫酸钠用以去除水分);用少量正己烷/二氯甲烷(3/1,V/V)进行淋洗后用 6 mL 丙酮/二氯甲烷(1/4,V/V)溶剂洗脱;最后,将洗脱液在氮气流下缓慢吹干,加入 1 mL 甲醇定容,漩涡混合后用 LC-MS/MS 分析。

1.5 PCBs 的检测方法

分析采用气相色谱质谱联用仪(GC-MS)测定样品中 PCBs。采用岛津 QP-2010SE 型高效气相色谱系统进行物质的分离分析,色谱柱为石英毛细管柱(Rtx-5 ms,30 m × 0.25 mm × 0.25 μm);进

样口温度 270℃,吹扫流量 3 mL/min,柱流量 1 mL/min,载气为恒压 92.3 kPa,不分流进样,不分流时间 1.8 min,进样量 1 μL。程序升温条件为:初始温度 150℃,以 20℃/min 升至 225℃,再以 1℃/min 升至 243℃,总时间为 21.75 min。接口温度为 300℃,离子源温度为 200℃。采用配有 EI 离子源的质谱仪进行物质的定量分析。样品前处理的固相萃取采用 Supleco 公司十二管防交叉污染 SPE 装置,固相萃取柱采用 BOJIN 公司的 C18 (6 mL, 500 mg) 小柱。过滤时采用美国 Whatman 公司的玻璃纤维滤膜(GF/F,孔径 0.7 μm)。

1.6 数据处理

采用 SPSS18.0 统计软件进行单因素方差分析,以 $P < 0.05$ 为差异有统计学意义。采用 Origin 8.0 和 Excel 2010 绘制图表。

2 结果与讨论

2.1 水体和沉积物中 PCBs 的浓度及分布特征

如表 2 所示,汾河流域水相中各种 PCBs 同族体质量浓度范围为 0.008 ~ 0.485 μg/L,均值为 0.180 μg/L,其中 PCB153、PCB180 的平均质量浓度较高。沉积相中 PCBs 的总质量比为 4.44 ~ 79.43 ng/g,平均质量比为 24.94 ng/g,其中 PCB180 质量比最高,是主要的同族体。与水样检测数据相比,沉积物中 PCBs 的质量浓度比水样高 3 个数量级,应证

表 2 水体和沉积物中 PCBs 含量

PCBs	水体中/(μg·L ⁻¹)			沉积物中/(ng·g ⁻¹)		
	最小值	最大值	均值	最小值	最大值	均值
PCB28		0.122	0.031		14.764	5.121
PCB52		0.485	0.058		26.531	5.548
PCB101		0.072	0.028		8.064	1.678
PCB118		0.080	0.042		7.240	2.002
PCB153		0.222	0.086		2.272	1.352
PCB138		0.009	0.009		2.471	1.011
PCB180		0.208	0.080		27.012	14.193
Σ PCBs	0.043	0.882	0.180	4.440	79.426	24.941

了这类物质主要存在于沉积物中。

如图 2 所示,水体中 PCBs 的同族体组分较为丰富的采样点出现在 T3(祥云桥西)、T4(东暗渠)和 T5(太榆退水渠)站点,这些区域主要分布了大量的工业企业及工业园区,说明水体中的 PCBs 组分主要受当地废水排放的影响,而在流域上游工业企业分布较少的地区 PCB52、PCB180 则是最主要的同族体。水体中低氯代 PCBs 在环境中易降解,中高氯代的 PCBs 难挥发,由此可见,偏远地区水体中的 PCBs 主要受到外源的影响。

图 3 为汾河流域各采样点沉积物中 PCBs 质量浓度分布图。S10、T5、T4 采样点由于水深及地形原因未采集到沉积物。S11(小店桥)、S12(温南社)、T3(祥云桥西暗渠) PCBs 的质量浓度相对较高。PCB28 和 PCB180 的检出率较高,分别为 84.6% 和 80.8%,说明汾河流域中游沉积物 PCBs 的污染比较严重。因此,PCB28 和 PCB180 是汾河流域沉积物中的优势污染物。

2.2 汾河流域 PCBs 来源

为探明沉积物中多氯联苯的污染来源,利用 SPSS 20.0 软件对采样点的 PCBs 数据进行主成分分析,并计算各因子对 PCBs 的贡献率(表 3)。第 1 主成分贡献率为 39.77%,其中三氯联苯(PCB28)、四氯联苯(PCB52)、五氯联苯(PCB101)和七氯联苯(PCB180)有较高的因子载荷;第 2 主成分贡献率为 15.50%,其六氯联苯(PCB138)有较高的因子载荷;第 3 主成分贡献率为 15.37%,其中六氯联苯(PCB153)有较高的因子载荷,前 3 个主成分累计方差贡献率为 74.76%,基本能反应原始数据的主要信息。综上所述,汾河流域沉积物 PCBs 污染中约 40% 为 PCB28、PCB52、PCB101 和 PCB180,主要来源于进口及国产电容器拆卸中 PCBs 的迁移以及油漆添加剂等^[13-14];34% 为六氯联苯,可能主要来源于进口电容器拆卸中 PCBs 的迁移。

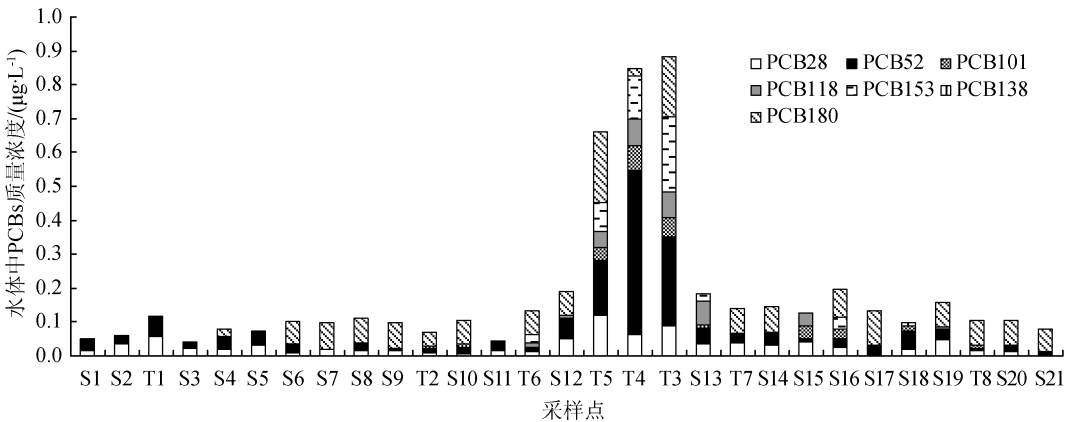


图 2 丰水期水体中 PCBs 的空间分布

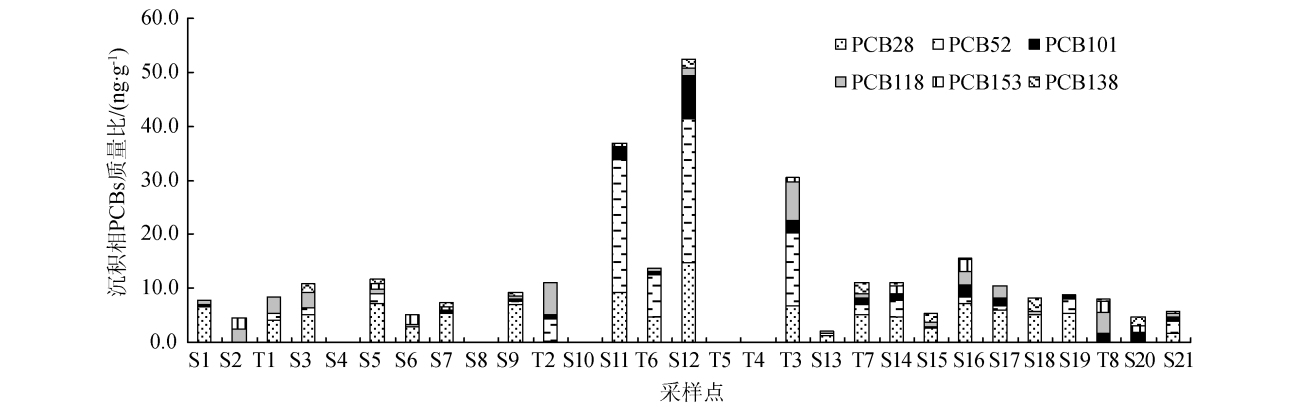


图3 丰水期沉积相中 PCBs 的空间分布

表3 7种多氯联苯的旋转成分矩阵

PCBs	因子载荷		
	主成分1	主成分2	主成分3
PCB28	0.848	0.174	-0.074
PCB52	0.916	-0.135	-0.121
PCB101	0.905	0.139	0.118
PCB118	0.094	-0.081	0.080
PCB153	-0.008	-0.070	0.967
PCB138	0.125	0.961	-0.069
PCB180	0.619	0.285	0.308
方差贡献率/%	39.77	15.50	15.37

在沉积物中,污染物质量比因采样点位置的不同而变化比较大,但污染物种类与其相对质量比不会有较大变化,其主要污染来源是人为污染,如钢铁厂、电厂、化工厂等的污染。自 PCBs 被禁止使用以来,在汾河流域仍有 PCBs 的使用和泄露。有研究指出,PCBs 在水中检测出的质量浓度远远低于底泥沉积物,PCBs 的各同系物、同分异构体的种类上,表层沉积物所含的种类也远远大于水体中的种类^[15]。

2.3 PCBs 生态风险评估

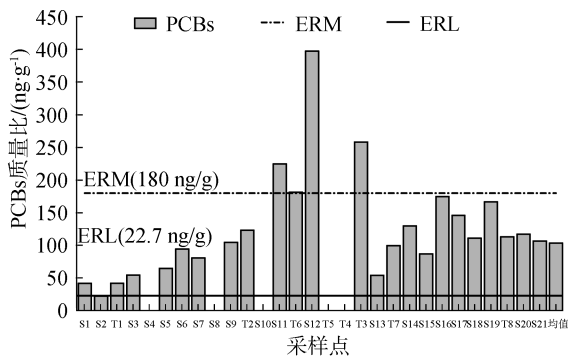
我国目前对沉积物的质量标准中未涉及 PCBs 指标^[16],但国外对沉积物的环境风险作了大量研究,也已颁布了一些沉积物的风险质量标准,都是以底栖动物有效性或生物积累为基础的。Long 等^[17]于 1995 年提出海洋和河口湾底泥中污染物的风险评价,确定了风险评价低值 (effects range low, ERL) 和风险评价中值 (effects range median, ERM),该结果已被美国采用。ERL 表示 PCBs 对底栖动物产生的生态风险可忽略;而 ERM 代表浓度高于该阈值可能会对沉积物底栖动物产生不利影响。沉积物 PCBs 质量比的 ERL 值为 22.7 ng/g,ERM 值为 180 ng/g。MacDonald 等^[18]将 PCBs 对底栖动物的毒性含量分为 3 个界线,即临界效应含量 (threshold effect concentration, TEC)、中等效应含量 (midrange

effect concentration, MEC) 和极端效应含量 (extreme effect concentration, EEC)。如果毒性含量低于临界效应含量,沉积物基本无毒性;毒性含量在临界效应含量与中等效应含量之间,沉积物偶尔出现毒性;毒性含量在中等效应含量和极端效应含量之间,毒性的风险大于 50%;如果毒性含量大于极端效应含量,可以认为沉积物是有毒性的。在淡水生态系统的沉积物中,3 个界线的值分别为 35 ng/g、340 ng/g 和 1 600 ng/g。

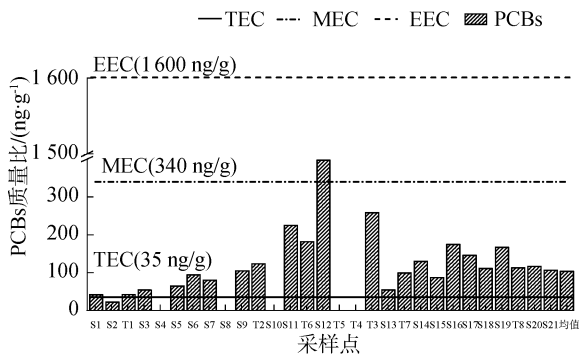
汾河流域丰水期沉积物中测定的 7 种 PCBs 质量比为 4.44 ~ 79.43 ng/g,有研究指出,这 7 种常见 PCBs 约占整个 PCBs 同系物总量的 20% ~ 50%^[19],按照此结果,把汾河底泥中 7 种 PCBs 质量比扩大 5 倍为 PCBs 质量比,即丰水期沉积物中 PCBs 质量比为 22.2 ~ 397.2 ng/g。如图 4(a) 所示,按照 Long 等^[16]所研究的评价方法,PCBs 质量比低于风险评价低值的有 1 个点,位于上游 S2 点,生物毒性效应机率小于 10%;高于风险评价中值的有 4 个点 (S11、T6、S12、T3),位于中游,生物毒性效应机率大于 50%;其余点位和整个流域的 PCBs 质量比均值在风险评价低值和中值之间。由此可见,流域不同河段 PCBs 的生态风险大小排序为中游、下游、上游,就整个流域而言,生物毒性效应机率在 10% ~ 50%。

根据 MacDonald 等^[18]所总结的评价方法 (图 4(b)), PCBs 质量比低于临界效应含量的点位为 S2,沉积物基本无毒性;PCBs 质量比高于中等效应含量的点位为 S12,但低于中等效应含量,该点出现毒性的几率较大;而其他采样点和整个流域 PCBs 的质量比均值均低于中等效应含量,沉积物偶尔出现毒性。综合两种评价方法,汾河流域中游沉积物 PCBs 的生态风险较高,上游和下游沉积物 PCBs 的生态风险较低。

由图 4 可知,生态风险一部分来源于流域中游



(a) 评估方法一



(b) 评估方法二

图 4 沉积物中 PCBs 的生态风险评估

(S11、T6、S12、T3),如汾河流域太原段的化工类、钢铁类工业比较多,生态风险来源主要是化工废水和有机废水排放;位于小店区的太原国家高新技术产业开发区的工业废水排放,车辆、电器电容的拆卸等,都给汾河流域注入了新的污染。下游临汾段 PCBs 的生态风险相对较高(S17、S18、S19、T8、S20、S21),这是由下游流域沿途分布的造纸厂、污水处理厂的污水排放所造成的,可见,另一部分污染来源于下游。而上游的一些农业区等对污染的影响比较小,这些区域经济水平相对较低,污染程度低。

流域 PCBs 的生态风险还与沉积物的物理化学性质有关。研究表明,沉积物中细颗粒比重越大、有机质质量浓度越高,PCBs 质量浓度往往较高,随着沉积物中总有机碳质量浓度的增加,吸附到沉积物颗粒的 PCBs 也有增加的趋势,因而沉积物的 PCBs 常与沉积物中细颗粒和有机质质量浓度之间存在相关关系^[20-21]。同时,PCBs 与重金属污染关系比较复杂。An 等^[22]的研究结果指出,PCBs 与 Hg、As、Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 等重金属之间均不存在明显的相关性,但该结果与 Yang 等^[23]的结论有所不同。除了污染源和沉积物特性的差别,由于 PCBs 有 209 种同族体,不同同族体的分子结构和分子特性有一定差异,因而在颗粒吸附、有机质结合等过程中,重金属和不同 PCBs 同族体之间可能存在不同的影响机制,这些都会影响 PCBs 与重金属的相关性。有研究^[24-25]指出,汾河流域沉积物中的重金属污染主要

在中下游的太原盆地和临汾盆地沉积物中,由此可推断,本研究中 PCBs 的生态风险可能还与重金属复合污染有关。

3 结 论

a. 国际上公认的 7 种指示性 PCBs 单体在汾河流域水体中均有检出,水相中各种 PCBs 同族体质量浓度范围为 0.008 ~ 0.485 $\mu\text{g/L}$,沉积相质量比为 4.44 ~ 79.42 ng/g 。

b. 根据沉积物 PCBs 的分布特征及来源分析,污染物质量浓度因采样点位置的不同而变化比较大,但污染物种类与其质量浓度不会有较大变化,其主要污染来源是进口及国产电容器拆卸中 PCBs 的迁移,以及油漆添加剂等这些人为污染,如钢铁厂、电厂、化工厂等污染。

c. 采用不同评价方法对沉积物 PCBs 的生态风险进行评估,结果显示:①中游沉积物 PCBs 的生态风险较高,生物毒性效应机率大于 50%,上游和下游沉积物 PCBs 的生态风险较低,生物毒性效应机率在 10% ~ 50%;②大多数采样点沉积物 PCBs 的生态风险为偶尔出现毒性。总体而言,汾河流域中游沉积物 PCBs 的生态风险较高,上游和下游沉积物 PCBs 的生态风险较低。

参考文献:

- [1] HU G C, LUO X J, LI F C, et al. Organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediment from Baiyangdian Lake, North China: Concentrations, sources profiles and potential risk [J]. Journal of Environmental Sciences, 2010, 22 (2): 176-183.
- [2] 李爽,张兰英,赵喆,等. 高效降解 PCBs 的优势菌种选育研究[J]. 水资源保护, 2007, 24 (5): 47-49. (LI Shuang, ZHANG Lanying, ZHAO Zhe, et al. Breeding of dominant strains for high-effective degradation of polychlorinated biphenyls [J]. Water Resources Protection, 2007, 24 (5): 47-49. (in Chinese))
- [3] OLIVEIRA-IBEIRO C A, VOLLAIRE Y, COULET E et al. Bioaccumulation polychlorinated biphenyls in the eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve-France [J]. Environmental Pollution, 2008, 153 (2): 424-431.
- [4] 王桂浩,马嵩,虞坚等. 钱塘江富阳-杭州段表层沉积物中 7 种指示性多氯联苯的污染状况调查[J]. 科技通报, 2011, 27 (3): 441-446. (WANG Guihao, MA Song, YU Jian, et al. Characteristics of seven indicative polychlorinated biphenyls in sediments of Fuyang-Hangzhou section Qiantang River [J]. Bulletin of Science

- and Technology,2011,27(3):441-446. (in Chinese))
- [5] 刘雯. 红枫湖水体中持久性有机污染物——多氯联苯含量测定及源解析[D]. 贵州:贵州师范大学,2009.
- [6] HOWELL N L, SUAREZ M P, RIFAI H S, et al. Concentrations of polychlorinated bipheyls (PCBs) in water, sediment and aquatic biota in the Houston Ship Channel, Texa [J]. Chemosphere,2007,70(4):593-606.
- [7] SAMARA F, TSAI C W, AGA D S. Determination of potential sources of PCBs and PBDEs in sediments of the Niagara River [J]. Environmental Pollution, 2006, 139 (3):489-497.
- [8] VANE C H, HARRISON I, KIM A W. Assessment of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in surface sediments of the Inner Clyde Estuary, UK [J]. Marine Pollution Bulletin,2007,54(8):1301-1306.
- [9] WU W Z, SCHRAMM K W, HENKELMANN B, et al. PCDD/Fs, PCBs, HCHs, and HCB in sediments and soils of Ya-Er Lake area in China: results on residual levels and correlation to the organic carbon and the particle size[J]. Chemosphere,1997,34(1):191-202.
- [10] 梅卫平, 阮慧慧, 吴昊, 等. 滴水湖水系表层沉积物中多氯联苯残留与风险评价[J]. 中国环境科学,2014,34(8):2086-2092. (MEI Weiping, RUAN Huihui, WU Hao et al. Residual characteristics and ecological risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the surface sediments of Dishui Lake watershed [J]. China Environmental Science, 2014, 34 (8) : 2086-2092. (in Chinese))
- [11] 李秀丽, 赖子尼, 穆三姐, 等. 珠江入海口表层沉积物中多氯联苯残留与风险评价[J]. 环境科学,2012,21(12):135-140. (LI Xiuli, LAI Zini, MU Sanniu, et al. Residual characteristics and ecological risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the surface sediments of the outlets of the Pearl River Delta [J]. Ecology and Environmental Sciences,2012,21(12):135-140. (in Chinese))
- [12] 张泽宇, 梁存峰. 山西汾河复流前后水环境承载能力分析[J]. 水资源保护, 2012, 28 (4) : 58-60. (ZHANG Zheyu, LIANG Cunfeng. Analysis of water environmental carrying capacity before and after flow recovery in Fenhe River in Shanxi Province[J]. Water Resources Protection, 2012,28(4):58-60. (in Chinese))
- [13] XING Y, LU Y, DAWSON R W, et al. A spatial temporal assessment of pollution from PCBs in China [J]. Chemosphere,2005,60(6):731-739.
- [14] 聂海峰, 赵传冬, 刘应汉, 等. 松花江流域河流沉积物中多氯联苯的分布、来源及风险评价[J]. 环境科学, 2012, 33 (10) : 3434-3442. (NIE Haifeng, ZHAO Chuandong, LIU Yinghan, et al. Distribution, sources and ecological risk assessment of polychlorinated biphenyl in sediments from Songhua River Basin [J]. Environmental Science,2012,33(10):3434-3442. (in Chinese))
- [15] 赵世民. 滇池沉积物中多氯联苯、多环芳烃及重金属的污染特征研究[D]. 昆明:昆明理工大学,2015.
- [16] 李冰, 杨桂, 万荣荣. 湖泊生态系统健康评价方法研究进展[J]. 水利水电科技进展,2014,34(6):98-106. (LI Bing, YANG Guishan, WAN Rongrong. Progress on evaluation methods of lake ecosystem health[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources,2014,34(6):98-106. (in Chinese))
- [17] LONG E R, MACDONALD, D D, SMITH S L, et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments [J]. Environmental Management,1995,19(1):81-97.
- [18] MACDONALD D D, DIPINTO L M, FIELD J, et al. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19 (5) : 1403-1413.
- [19] KANNAN N, TANABE S, OKAMOTO T, et al. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in Hong Kong: congener specific approach to the study of coplanar PCBs in aquatic ecosystems [J]. Environmental Pollution, 1989,56:223-235.
- [20] PIÉRARD C, BUDZINSK H, GARRIGUES P. Grain-size distribution of polychlorobiphenyls in coastal sediments [J]. Environmental Science and Technology, 1996, 30 (9) :2776-2783.
- [21] TAM N F Y, YAO M W Y. Concentrations of PCBs in coastal mangrove sediments of Hong Kong [J]. Marine Pollution Bulletin,2002,44(7):642-651.
- [22] AN Q, WU Y Q, WANG J H. Heavy metals and polychlorinated biphenyls in sediments of the Yangtze river estuary, China [J]. Environmental Earth Sciences,2009,59(2):363-370.
- [23] YANG Z F, SHEN Z Y, GAO F, et al. Occurrence and possible sources of polychlorinated biphenyls in surface sediments from the Wuhan reach of the Yangtze River, China [J]. Chemosphere,2009,74(11):1522-1530.
- [24] 程静, 贾天下, 欧阳威. 基于 STELLA 和输出系数法的流域非点源负荷预测及污染控制措施[J]. 水资源保护,2017,33(3):74-81. (CHENG Jing, JIA Tianxia, OUYANG Wei. Prediction of non-point source load based on STELLA and export coefficient method and prevention measures[J]. Water Resources Protection,2017,33(3):74-81. (in Chinese))
- [25] 龚玲兰. 山西汾河河流生态地球化学特征与重金属污染机制[D]. 长沙:中南大学,2011.

(收稿日期:2017-09-19 编辑:彭桃英)