

# 土壤中多氯联苯的综合污染指数评价方法研究

刘静<sup>1</sup>, 崔兆杰<sup>2\*</sup>, 刘雷<sup>2</sup>, 谭风训<sup>1</sup>

(1. 山东建筑大学市政与环境工程学院, 济南 250101; 2. 山东大学环境科学与工程学院, 济南 250100)

**摘要:** 借鉴综合污染指数的概念, 引入加拿大环境理事会制订的土壤中多氯联苯(PCBs)标准指标, 建立了PCBs污染的毒害性分污染指数(TPI)、持久性分污染指数(PPI)和生物累积性分污染指数(BPI)加权计算的综合污染指数(IPI)评价方法以及各污染指数的相关表达式, 确定了土壤环境中PCBs的毒害性转换系数( $T_i$ )、持久性转换系数( $P_i$ )和生物累积性转换系数( $B_i$ )。利用建立的土壤中PCBs的综合污染指数评价方法定量评价了现代黄河三角洲地区土壤中的PCBs污染现状, 22个采样点的PCBs污染的IPI值在1.1~531.7之间, 整个现代黄河三角洲地区的PCBs污染现状属轻度污染。该评价体系综合地考虑了PCBs同系物间的环境行为差异, 较现有的PCBs总量评价方法更科学合理, 在持久有机污染物(POPs)的污染评价方面具有推广价值。

**关键词:** 土壤; 综合污染指数(IPI); 多氯联苯; 现代黄河三角洲

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)10-2899-07

## Integration Pollution Index (IPI) Method for Evaluation of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Pollution in Soil

LIU Jing<sup>1</sup>, CUI Zhao-jie<sup>2</sup>, LIU Lei<sup>2</sup>, TAN Feng-xun<sup>1</sup>

(1. School of Civil Planning and Environmental Engineering, Shandong Construction University, Ji'nan 250101, China; 2. School of Environmental Science and Engineering, Shandong University, Ji'nan 250100, China)

**Abstract:** An integration pollutant index (IPI) evaluation method with proportional addition of toxicity pollution sub-index (TPI), persistence pollution sub-index (PPI), and bio-accumulation pollution sub-indexes (BPI) for polychlorinated biphenyls (PCBs) pollution in soil was set up for the first time by referring to the conception of IPI and introducing the standard value series of total PCBs employed by national guideline and standards office, Canada. The relevant expressions for pollution indexes were defined: three transformation coefficients for PCBs toxicity ( $T_i$ ), persistence ( $P_i$ ), and bio-accumulation ( $B_i$ ) pollution were apportioned, too. Then, by the application of the evaluation method, the IPIs for PCBs pollution evaluations in 22 soil sample stations in the Yellow River Delta and a background sample were accomplished successfully, the quantification results were in range of 1.1-531.7, the qualification result was that the Yellow River Delta was slightly polluted by PCBs. This integrated evaluation model considered the characteristic differences between PCBs congeners and was more scientific and comprehensive than current method, and should be employed in evaluations of persistent organic pollutants (POPs).

**Key words:** soil; integration pollutant index (IPI); polychlorinated biphenyls (PCBs); modern Yellow River delta

土壤环境污染评价是环境保护的前提, 是土壤环境污染控制和治理的依据。自20世纪70年代初开始, 根据我国国情与各地区的自然和社会经济状况, 我国政府提出了表示土壤污染状况的综合污染指数(PI)和土壤质量综合指标等, 用以评价环境土壤要素的质量, 评价因子主要选用常规污染指标组分。目前, 我国执行的土壤质量标准是1995年颁布实施的《土壤质量标准》, 标准号为GB 15618-1995, 但该标准中没有PCBs的土壤环境质量指标。美国、澳大利亚、加拿大、英国等国家在PCBs对土壤和生态影响研究的基础上制订了旨在保护陆地生态环境和人体健康的PCBs土壤环境质量指标, 用PCBs总量表示。由于多氯联苯同系物的三致毒害性、环境持久性和生物累积性等环境行为存在很大的差异<sup>[1]</sup>, 因而, 仅用PCBs总量指标不足以表征PCBs的环境

危害。在POPs评价方法研究方面, 杜世勇<sup>[2]</sup>综合考虑USEPA规定的16种多环芳烃的毒害性、持久性及污染源排放特征等方面的影响, 建立了将16种多环芳烃的环境危害折算成苯丙芘指标来评价多环芳烃环境影响的综合污染指标评价体系, 这种评价方法较仅用苯丙芘的含量评价多环芳烃的环境影响更科学合理。

本研究采用3种分污染转换系数表征PCBs同系物的3种环境危害差异, 计算PCBs同系物的毒害性、持久性和生物累积性3种分污染指数, 按权重加和计算得到PCBs的综合污染指数(IPI), 构建了以

收稿日期: 2007-10-26; 修订日期: 2008-01-25

基金项目: 国家自然科学基金项目(20577030)

作者简介: 刘静(1969~), 女, 博士, 主要研究方向为环境监测与分析, E-mail: liujing99@sdu.edu.cn

\* 通讯联系人, E-mail: cuijz@sdu.edu.cn

PCBs 的 IPI 值为评价指标值的土壤中 PCBs 的综合污染指数评价方法, 以期为评价多氯联苯等持久性有机污染物(POPs)的污染构建了合理和全面评价标准体系, 该方法较仅用 PCBs 总浓度评价 PCBs 环境影响的评价方法<sup>[3~9]</sup>更科学合理。

## 1 土壤环境中多氯联苯综合污染指数评价模型的建立

综合考虑 PCBs 的三致毒害性、环境持久性和生物累积性等因素, 提出土壤环境中 PCBs 的毒性转换系数( $T_i$ )、持久性转换系数( $P_i$ )和生物累积转换系数( $B_i$ ), 由这 3 种转换系数对土壤中 PCBs 同系物的浓度实测值转换加和后与土壤中 PCBs 总量标准值相比, 分别得到 PCBs 的毒性分污染指数(TPI)、持久性分污染指数(PPI)和生物累积分污染指数(BPI), 3 种分污染指数通过赋予的权重系数加权平均得到 PCBs 综合污染指数(IPI). 3 种分污染指数和综合污染指数的表达式见式(1)~(4)。

$$TPI = \sum_{i=1}^{31} \frac{T_i c_i}{c_0} \quad (1)$$

$$PPI = \sum_{i=1}^{31} \frac{P_i c_i}{c_0} \quad (2)$$

$$BPI = \sum_{i=1}^{31} \frac{B_i c_i}{c_0} \quad (3)$$

多氯联苯综合污染指数(IPI)定义如下:

$$IPI = K_T \cdot TPI + K_P \cdot PPI + K_B \cdot BPI \quad (4)$$

式中,  $c_0$  为由加拿大环境理事会给出的土壤中 PCBs 指导值和本研究来源解析<sup>[8]</sup>认定的 PCBs 商品(Arclor 1221), 结合中国 PCBs 工业生产和使用情况<sup>[9]</sup>确定, 按照 Frame<sup>[10]</sup>报道的 Aroclor1221 中 31 种典型 PCBs 的含量折算得到的 31 种典型 PCBs 的浓度指标;  $c_i$  为第  $i$  种 PCBs 同系物在土壤环境中的实测浓度( $\text{ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ );  $T_i$ 、 $P_i$ 、 $B_i$  分别为第  $i$  种 PCBs 同系物的毒性转换系数、持久性转换系数、生物累积转换系数;  $K_T$ 、 $K_P$  和  $K_B$  为 3 种分污染指数权重系数, 按照环境影响的程度<sup>[1]</sup>分别取 0.5、0.3 和 0.2.

加拿大环境部长理事会<sup>[11]</sup>按土地利用方式分 3 种指导值: 对农业用地质量, PCBs 总量指导值为  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; 对居住/公园用地质量, PCBs 总量指导值为  $1.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; 商业和工业用地质量, PCBs 总量的指导值为  $33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . 在污染指数计算时,  $c_0$  取农业用地质量标准( $500 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ )换算得到的 31 种典型 PCBs 的标准值为  $30 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ .

### 1.1 31 种多氯联苯同系物的毒性转换系数( $T_i$ )

本研究将 PCBs 的三致效应强度分为 5 级: 按 PCBs 相对 TCDD(四氯代二苯并二噁英)的毒性当量因子(TEFs)<sup>[12,13]</sup>, 将毒性当量因子为 0.000 5 的 PCBs 组分的毒性转换系数为 1, 其它类二噁英类 PCBs 的毒性转换系数按比例赋值. 非类二噁英类 PCBs 组分的三致效应较小, 取毒性转换系数为 0.01. 12 种类二噁英类 PCBs 的毒性转换系数见表 1.

表 1 12 种类二噁英类 PCBs 的  $T_i$  值表

Table 1  $T_i$  value of 12 dioxin-like PCBs

IUPAC 编号	结构	WHO/94a <sup>[12]</sup>	WHO/97b <sup>[13]</sup>	转换系数( $T_i$ )
PCB81	345-4 四氯联苯	0.000	0.000 1(较弱)	0.2
PCB77	34-34 四氯联苯	0.000 5	0.000 1(较弱)	0.2
PCB123	345-24 五氯联苯	0.000 1	0.000 1(较弱)	0.2
PCB118	245-34 五氯联苯	0.000 1	0.000 1(较弱)	0.2
PCB114	2345-4 五氯联苯	0.000 5	0.000 5(较强)	1.0
PCB105	234-34 五氯联苯	0.000 1	0.000 5(较强)	1.0
PCB126	345-34 五氯联苯	0.1	0.1(特强)	200
PCB167	245-345 六氯联苯	0.000 01	0.000 01(弱)	0.02
PCB156	2345-34 六氯联苯	0.000 5	0.000 5(较强)	1.0
PCB157	234-345 六氯联苯	0.000 5	0.000 5(较强)	1.0
PCB169	345-345 六氯联苯	0.01	0.01(强)	20
PCB189	2345-345 七氯联苯	0.000 1	0.000 1(较弱)	0.2

### 1.2 土壤环境中 31 种 PCBs 的持久性转换系数( $P_i$ )

环境中 PCBs 的半衰期值可代表 PCBs 的持久性, 土壤和沉积物中主要发生的厌氧生物降解<sup>[14]</sup>, 在给定的土壤环境中, 氯原子取代数多的同系物半

衰期长. 结构活性研究表明<sup>[15]</sup>, 邻位上具有 3~4 个氯取代的 19 种阻转类 PCBs, 其在环境中的持久性较其相同氯原子取代的同系物高, 其邻位上的氯原子在常温下形成的势垒, 阻止了苯环间共价键的旋

转,这种阻止效应表现在消旋反应半衰期的延长效果上:4个邻位氯取代的阻转类 PCBs 半衰期是 3 个邻位氯取代的阻转类 PCBs 的 10 倍,具有支撑效应的阻转类 PCBs 的半衰期是无支撑效应的阻转类 PCBs 的 3 倍。Sinkkonen 等<sup>[16]</sup>综合考虑土壤温度、湿度、及土壤特性参数,给出年平均土壤温度为 7℃ 的波罗的海地区土壤中 PCBs 同系物的降解半衰期:四氯五氯联苯为 10 a、六氯联苯为 18.8 a、七氯联苯为 37.67 a。Arnold 等<sup>[17]</sup>推荐了温度的校正方法即温度每升高 10℃,PCBs 的生物降解速率常数增加 2.2 倍,即半衰期减少 0.788 a。现代黄河三角洲地区年平均温度为 17℃,计算得到的 PCBs 同系物的半衰期为:四氯五氯联苯为 9.21 a、六氯联苯为 18.01 a、

七氯联苯为 36.88 a。通过实验条件下(280℃)的消旋反应半衰期<sup>[14]</sup>的阻转类 PCBs 的持久性增加值为:3 个邻位取代的 PCBs 半衰期增加 1 a,4 个邻位取代的 PCBs 半衰期增加 10 a,具有支撑效应的 3 个和 4 个邻位取代的 PCBs 半衰期增加 3 a。

PCBs 持久性转换系数( $P_i$ )定义如式(5):

$$P_i = \frac{t_i}{t_0}$$

式中,  $t_0$  为土壤环境中多氯联苯的平均半衰期(25 a),  $t_i$  为第  $i$  种 PCBs 在土壤环境中的半衰期, 阻转类 PCBs 的半衰期由氯取代数和邻位氯取代数确定的消旋反应活化能计算得到。12 种类二噁英类 PCBs 和 19 种阻转类 PCBs 的半衰期和持久性转换系数见表 2。

表 2 典型 PCBs 的持久性转换系数和生物累积转换系数

Table 2  $P_i$  and  $B_i$  value of representative PCBs

IUPAC 编号	结构特点	半衰期/a	持久性转换 ( $P_i$ )	PCBs 的生物 累积因子 × 10 <sup>4</sup>	生物累积转换 ( $B_i$ )
PCB 81	345-4 四氯联苯	9.21	0.37	4.8	0.48
PCB 77	34-34 四氯联苯	9.21	0.37	4.8	0.48
PCB 123	345-24 五氯联苯	9.21	0.37	12	1.2
PCB 118	245-34 五氯联苯	9.21	0.37	12	1.2
PCB 114	2345-4 五氯联苯	9.21	0.37	12	1.2
PCB 105	234-34 五氯联苯	9.21	0.37	12	1.2
PCB 126	345-34 五氯联苯	9.21	0.37	12	1.2
PCB 167	245-345 六氯联苯	18.01	0.72	48	4.8
PCB 156	2345-34 六氯联苯	18.01	0.72	48	4.8
PCB 157	234-345 六氯联苯	18.01	0.72	48	4.8
PCB 169	345-345 六氯联苯	18.01	0.72	48	4.8
PCB 189	2345-345 七氯联苯	36.88	1.48	38	3.8
PCB45	236-2 四氯联苯 3 个邻位氯	10.21	0.41	4.8	0.48
PCB84	236-23 五氯联苯 3 个邻位, 支撑效应	12.21	0.49	12	1.2
PCB91	236-24 五氯联苯 3 个邻位	10.21	0.41	12	1.2
PCB95	236-25 五氯联苯 3 个邻位	10.21	0.41	12	1.2
PCB88	2346-2 五氯联苯 3 个邻位	10.21	0.41	12	1.2
PCB132	234-236 六氯联苯 3 个邻位 支撑效应	21.01	0.49	48	4.8
PCB135	235-236 六氯联苯 3 个邻位	19.01	0.76	48	4.8
PCB136	236-236 六氯联苯 4 个邻位	28.01	1.12	48	4.8
PCB149	236-245 六氯联苯 3 个邻位	19.01	0.76	48	4.8
PCB131	2346-23 六氯联苯 3 个邻位 支撑效应	21.01	0.49	48	4.8
PCB139	2346-24 六氯联苯 3 个邻位	19.01	0.76	48	4.8
PCB144	2346-25 六氯联苯 3 个邻位	19.01	0.76	48	4.8
PCB171	2346-234 六氯联苯 3 个邻位	37.88	1.52	38	3.8
PCB175	2346-235 七氯联苯 3 个邻位 支撑效应	39.88	1.60	38	3.8
PCB174	2345-236 七氯联苯 3 个邻位 支撑效应	39.88	1.60	38	3.8
PCB176	2346-236 七氯联苯 4 个邻位	46.88	1.88	38	3.8
PCB183	2346-245 七氯联苯 3 个邻位	39.88	1.60	38	3.8
PCB196	2345-2346 八氯联苯 3 个邻位 支撑效应	39.88	1.60	60	6.0
PCB197	2346-2346 八氯联苯 4 个邻位	46.88	1.88	60	6.0

### 1.3 土壤环境中 31 种 PCBs 的生物累积转换系数 ( $B_i$ )

PCBs 的生物累积性可以用 PCBs 同系物的生物累积因子表示。PCBs 的生物累积因子按 Mackay 等<sup>[1]</sup>推荐的用不同氯取代的 PCBs 的平均正辛醇/水的分布系数 ( $K_{ow}$ ) 估算, 估算公式为  $BCF = 0.048 K_{ow}$ 。估算结果见表 2。按生物累积因子的数值为 31 种同系物赋予的生物累积转换系数见表 2。

## 2 土壤环境中多氯联苯污染指数分级

为了使有机污染评价方法简便、直观, 污染指数有明确的物理意义, 评价结果能直观反映污染物的污染等级, 按照环境质量评价惯例, 将污染级别分为

5 个等级。各污染等级从“严重污染”到“未污染”依次排列, 与此相对应, 将土壤环境中 PCBs 污染分为 5 级, 各级相应的 IPI 值及与加拿大土壤质量标准的对应情况见表 3。

### 3 应用实例

22 个土壤样品采自现代黄河三角洲地区, 在距离黄河 200 km 远的广饶地区采集与黄河三角洲土壤类型相同的背景点样品。采用弱极性和中极性的双毛细管柱(HRGC/ECD)互补分离技术分析了样品中 12 种类二噁英类 PCBs 的残留浓度<sup>[8]</sup>, 采用保留指数的方法<sup>[18~20]</sup>分析得到了 19 种阻转 PCBs 的残存浓度, 分析结果列于表 4 和表 5。

表 3 土壤环境中 PCBs 污染分级

Table 3 Pollution grades of PCBs in soils

项目	IPI 值				
	0~20	20~200	200~500	500~1 000	>1 000
土壤质量分级	I 优 (未污染)	II 良 (轻污染)	III 中 (中度污染)	IV 差 (重度污染)	V 极差 (严重污染)
	低于背景值	优于农田土壤质量标准 PCBs 总浓度 $\leq 0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	优于居住/公园区土壤 质量标准 PCBs 总浓度 $\leq 1.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	优于工业和商业用地 质量标准 $\leq 33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	未达到工业和商业用地 质量标准 PCBs 总浓度 $> 33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
说明					

表 4 23 个采样点表层土壤中的类二噁英类 PCBs 的含量<sup>1)</sup>(以干重计)/ $\text{ng} \cdot \text{kg}^{-1}$

Table 4 Concentrations of dioxin-like PCBs in upper soils for 23 sample stations (dry weigh) / $\text{ng} \cdot \text{kg}^{-1}$

采样点	CB81	CB77	CB105	CB114	CB118	CB123	CB126	CB167	CB156	CB157	CB169	CB189	$\sum \text{PCBs}$
1	18.3	691.8	ND	114.5	364.3	5.2	30.5	29.3	96.1	ND	30.3	ND	1 380.4
2	ND	18.8	8.4	65.3	53.4	9.9	94.3	101.8	4.5	74.1	38.2	ND	469.0
3	22.2	42.5	21.1	53.4	31.2	ND	ND	ND	ND	5.4	ND	ND	179.7
4	17.8	13.0	ND	57.6	143.7	26.9	39.4	ND	72.4	33.1	ND	18.7	422.6
5	12.2	13.7	ND	24.5	2.4	10.8	17.9	2.4	13.1	11.5	ND	ND	108.7
6	40.9	23.9	11.3	13.8	117.7	ND	ND	ND	6.3	11.0	ND	ND	225.1
7	9.0	ND	ND	5.4	3.6	ND	ND	110.4	8.8	28.2	ND	ND	166.4
8	174.5	77.5	ND	189.8	156.3	52.2	ND	29.9	25.1	9.2	170.2	ND	884.7
9	59.2	197.4	19.7	54.6	1 687	ND	32.7	12.4	11.0	13.3	50.9	14.6	2 152.7
10	33.9	ND	6.3	38.0	92.7	ND	47.3	20.1	28.0	73.2	8.5	ND	349.1
11	1 061.9	91.9	ND	40.2	26.4	247.9	ND	ND	ND	226.1	84.4	ND	1 778.9
12	ND	64.4	6.4	33.6	330.1	ND	ND	ND	ND	21.1	ND	ND	455.8
13	9.6	218.2	ND	69.6	230.8	38.4	ND	3.1	93.1	17.7	78.6	ND	759.4
14	12.5	13.3	ND	9.1	8.6	11.2	ND	ND	30.1	28.5	ND	4.7	118.0
15	35.4	7.5	ND	137.6	1 243.3	3.8	67.1	4.9	48.2	20.2	61.9	ND	1 629.9
16	ND	27.3	34.2	46.8	1 863.2	17.0	ND	ND	59.1	20.1	ND	ND	2 067.6
17	30.8	48.8	6.6	22.9	1 264.3	7.5	76.5	40.5	2.2	58.4	339.9	ND	1 898.5
18	631.2	108.5	42.2	34.7	29.6	46.5	69.7	ND	3.0	ND	385.9	ND	1 351.9
19	43.7	ND	47.0	200.9	249	ND	ND	4.6	ND	5.8	ND	ND	551.0
20	20.1	13.9	ND	55.9	92.6	ND	8.9	ND	24.9	22.0	ND	12.2	250.5
21	19.2	29.2	ND	30.9	18.2	7.9	4.3	ND	14.1	7.6	ND	ND	134.2
22	9.4	13.5	ND	44.5	215	5.4	8.3	6.7	ND	32.0	ND	14.3	349.0
B1	ND	24.0	ND	20.6	13.3	2.0	4.1	4.7	15.2	4.1	3.8	4.1	92.9

1) ND: 未检出或低于检测限; B1: 广饶背景点

表 5 23 个采样点表层土壤中的阻转类 PCBs 的含量<sup>1)</sup>(以干重计)/ng·kg<sup>-1</sup>Table 5 Concentrations of atropisomer PCBs in upper soils for 23 sample stations (dry weigh) /ng·kg<sup>-1</sup>

采样点	CB45 + 36	CB84	CB91	CB95 + 93 + 66	CB88 + 121	CB132 + 168	CB135	CB136	CB149 + 139	CB131 + 122 + 142	CB139 + 123	CB144 + 124	CB171 + 166	CB175 + 166	CB174	CB176 + 130	CB183 + 162	CB196 + 203	CB197	$\sum$ CB
1	ND	10.2	30.3	33.9	ND	ND	16.9	27.9	ND	25.8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	57.8	202.9
2	14.2	40.7	ND	3.4	2.2	4.8	5.3	5.6	ND	ND	9.8	4.6	ND	ND	ND	65.9	3.4	ND	2.1	162.1
3	ND	46.7	83.3	ND	30.8	11.2	ND	ND	ND	15.1	9.4	ND	3.2	ND	ND	7.8	6.6	3.4	63.5	280.9
4	ND	ND	94.4	ND	ND	12.2	ND	ND	ND	24.1	9.1	82.2	ND	13.9	ND	ND	ND	3.9	29.8	269.6
5	ND	18.4	18.2	ND	ND	ND	ND	ND	17.6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	15.9	70.0
6	ND	ND	22.6	4.2	ND	ND	4.1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	16.0	46.8
7	ND	5.5	58.9	ND	4.6	ND	33.9	ND	5.6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	29.9	21.9	23.7	184.1	
8	ND	49.1	61.9	ND	13.8	48.1	76.4	ND	ND	93.5	ND	ND	ND	ND	ND	128.5	ND	38.6	109.6	619.3
9	ND	ND	62.2	ND	13.5	ND	8.2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.3	ND	ND	98.8	185.1
10	9.7	ND	ND	11.5	6.7	4.0	3.6	ND	ND	3.2	ND	11.0	ND	2.2	84.8	ND	4.9	25.7	167.2	
11	9.0	21.0	ND	3.4	9.4	23.7	48.7	10.1	47.3	ND	ND	10.1	ND	6.6	ND	ND	4.2	2.1	195.7	
12	ND	ND	35.1	ND	8.70	ND	15.9	ND	ND	ND	ND	2.6	2.2	ND	ND	ND	4.28	288.5	357.3	
13	ND	49.4	43.0	ND	2.3	ND	ND	ND	ND	15.7	ND	ND	8.6	72.8	ND	21.0	2.4	42.9	258.0	
14	ND	17.3	51.0	ND	10.0	ND	ND	ND	ND	12.0	ND	ND	3.9	ND	ND	ND	ND	12.3	37.9	144.2
15	2.6	10.6	22.2	ND	46.3	25.9	46.4	7.3	ND	4.8	ND	40.2	89.4	2.3	61.1	37.1	23.7	6.3	53.4	479.4
16	ND	48.0	181.9	ND	ND	ND	49.8	ND	ND	25.6	ND	ND	ND	ND	10.3	ND	9.0	ND	78.1	402.7
17	42.7	74.7	10.0	13.2	6.6	44.3	ND	20.3	ND	ND	ND	16.3	ND	ND	12.8	ND	10.9	6.8	11.4	270.1
18	ND	52.3	12.8	16.9	ND	2.5	ND	4.3	ND	ND	11.4	20.2	ND	34.1	ND	114.7	28.4	ND	2.34	299.9
19	ND	ND	57.0	ND	2.7	6.2	ND	ND	ND	11.5	4.4	5.1	3.2	ND	2.4	ND	ND	3.9	58.1	154.7
20	ND	8.1	36.8	ND	5.4	ND	ND	ND	ND	10.4	ND	ND	6.1	ND	ND	2.1	ND	57.8	126.7	
21	ND	ND	46.0	ND	3.8	ND	ND	ND	ND	7.6	ND	ND	ND	ND	2.8	ND	ND	ND	72.4	132.6
22	ND	5.1	68.6	5.6	ND	ND	ND	42.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5.8	27.5	154.6
B1	94.6	ND	ND	13.7	10.6	ND	15.1	ND	ND	14.2	ND	4.6	8.4	6.4	ND	ND	ND	2.0	169.5	

1)ND:未检出或低于检测限; B1:广饶背景点; 其他组分确定参考 Lulek 等<sup>[19]</sup>给出的数据

### 3.1 综合污染指数评价结果

利用本研究建立的环境土壤中 PCBs 的污染综合评价方法,对得到的 31 种 PCBs 数据进行处理,得到了 22 个土壤采样点现代黄河三角洲地区土壤中 PCBs 的综合污染指数(IPI)值和土壤污染评价结果列于表 6。从中可以看出,黄河三角洲地区土壤中 PCBs 的 PPI 数值范围在 1.1 ~ 531.7 之间。按建立的综合污染指数评价方法评价,现代黄河三角洲地区土壤质量为 6 处为“优”、10 处采样点污染级别为“良”、5 处为“中”、一处为“差”。现代黄河三角洲地区土壤属非农业用地,应执行居住/公园用地标准,PPI 数值应该为 200 ~ 500。评价结果显示只有一处超标,因此,现代黄河三角洲地区土壤的 PCBs 的污染属轻度污染。

### 3.2 PCBs 总量评价结果

由表 4 可见,22 个采样点的类二噁英类 PCBs 总量的浓度范围为 108.7 ~ 2 152.7 ng·kg<sup>-1</sup>,平均含量为 800.5 ng·kg<sup>-1</sup>; 按本研究来源解析<sup>[8]</sup>认定的 PCBs 商品(Arcolor 1221),结合中国 PCBs 工业生产和使用情况<sup>[9]</sup>确定,按照 Frame<sup>[10]</sup>报道的 Aroclor1221

表 6 现代黄河三角洲地区土壤的 PCBs 污染指数评价结果

Table 6 Evaluation results of PCBs in soils by IPI method

采样点	TPI	PPI	BPI	IPI	综合污染评价结果
背景点	31.4	5.3	17.0	21.4	污染界限值
1	244.6	28.5	82.7	166.4	良
2	659.6	14.6	60.6	448.5	中
3	2.2	13.6	33.9	1.5	优
4	272.7	15.5	63.1	185.4	良
5	121.0	4.5	14.4	82.2	良
6	5.1	5.3	14.4	3.5	优
7	1.6	10.4	46.1	1.1	优
8	124.7	40.5	143.3	84.8	良
9	311.3	41.0	116.1	211.7	中
10	328.1	15.4	49.8	223.1	中
11	81.0	30.2	106.7	55.1	良
12	12.5	40.6	82.7	8.5	优
13	67.1	23.7	76.3	45.7	良
14	2.9	8.2	27.1	2.0	优
15	533.8	43.5	142.5	363.0	中
16	66.2	41.5	130.9	45.0	良
17	781.9	35.3	151.4	531.7	差
18	730.1	34.3	115.3	496.5	中
19	10.5	15.3	42.1	7.1	优
20	64.7	12.1	32.2	44.0	良
21	30.8	11.2	24.7	21.0	良
22	64.3	11.1	35.8	43.8	良

中 31 种典型 PCBs 的含量估算, 现代黄河三角洲地区 PCBs 总量范围在  $5.0 \sim 98.3 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$  . 比 Grimalt 等<sup>[7]</sup>报道的欧洲高纬度地区的湖区土壤中 PCBs 的残留浓度( $0.41 \sim 1.50 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ )高; 与陈静生等<sup>[21]</sup>报道的我国 11 个河流沉积物中 PCBs 平均含量( $10.5 \sim 25.2 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ )处于同一数量级; 比康跃惠等<sup>[22]</sup>报道珠江流域土壤沉积物中高污染地区的 PCBs 含量( $485.45 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ )低, 也远低于加拿大环境部长理事会制订的居住/公园用地中的 PCBs 总量指导值( $1300 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ )<sup>[11]</sup>; 按照毒性当量因子评价模型<sup>[12]</sup>, 该地区的类二噁英类 PCBs 的毒性当量值(以 TEQ 计)在  $2.3 \times 10^{-5} \sim 9.5 \times 10^{-3} \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$  之间, 对土壤毒性的贡献较小(土壤污染 TEQ 允许值为  $250 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ )<sup>[23]</sup>, 处于较低的污染水平. 由此可以判断, 现代黄河三角洲地区的 PCBs 污染属轻度污染.

从表 5 可见, 现代黄河三角洲地区 22 个土壤样品中阻转类 PCBs 总量的浓度范围为  $46.8 \sim 619.3 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ . 按来源解析得到的 Aroclor1221 中<sup>[8]</sup>阻转类 PCBs 所占的比例估算, 现代黄河三角洲地区 PCBs 总量最大值为  $2293.7 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ . 由此可以判断, 由阻转类 PCBs 残留量估算的现代黄河三角洲地区的 PCBs 污染亦属轻度污染. 从结果还可以看出, 土壤样品中阻转类 PCBs 含量较低; 19 种阻转类 PCBs 中 15 种同系物的检出率  $< 60\%$ , 种类较少, 这种现象与低氯代商品 PCBs 中阻转类 PCBs 同系物含量低、种类较少相吻合.

### 3.3 2 种评价方法的分析比较

本研究建立的 PCBs 综合污染指数评价方法与现有的 PCBs 总量评价方法的评价结果相比, 总结论均为轻度污染, 评价结果基本吻合. 9 号采样点测得的 PCBs 浓度最高, 但该点的评价结果却不是环境危害最严重的点, 可见本研究的 PCBs 综合污染指数评价方法是按照环境危害程度而不是浓度来评价 PCBs 污染的严重程度的.

## 4 结论

(1) 综合污染指数评价方法层次清楚, 应用简便, 3 种分污染指数及综合污染指数物理意义明确, 有较好的适用性.

(2) 各种 PCBs 同系物的污染影响转化系数的确定都是建立在 PCBs 环境行为研究成果的基础之上, 定量强调了具有重大环境影响的典型 PCB 同系物的环境危害, 可见, 本研究建立的模型较以往模型具有科学合理性.

(3) 评价结果直观, 既可得到调查区土壤中各采样点的 PCBs 污染定量结果, 也可得到各采样点的 PCBs 污染的定性结果, 且典型 PCBs 同系物的浓度差异可以直观地反映在评价结果中.

(4) 综合污染指数评价方法为非环境专业的人员、一般公众了解 PCBs 环境危害提供可能.

(5) 综合污染指数评价方法可为各类持久性有机污染物(POPs)环境影响评价提供借鉴和参考.

### 参考文献:

- [1] Mackay D, Shiu W Y, Ma K C. Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals[M]. Chelsea: Lewis Publ. Vol. I to V, 1992-1997.
- [2] 杜世勇. 环境空气中来源解析和数值预报研究[D]. 兰州: 中科院兰州物理化学所, 2005. 104-131.
- [3] 邢颖, 吕永龙, 刘文彬, 等. 中国部分水域沉积物中多氯联苯污染物的空间分布、污染评价及影响因素分析[J]. 环境科学, 2006, 27(2): 228-234.
- [4] Xu S F, Jiang X, Dong Y Y, et al. Polychlorinated organic compounds in Yangtze River sediments[J]. Chemosphere, 2000, 41(12): 1897-1903.
- [5] Wong A W M, Wong M H. Recent socio-economic changes in relation to environmental quality of the Pearl River delta[J]. Reg Environ Change, 2004, 4(11): 28-38.
- [6] He M C, Xing Y, Li X R, et al. Distribution patterns of nitrobenzenes and polychlorinated biphenyls in water, suspended particulate matter and sediment from mid- and down-stream of the Yellow River (China)[J]. Chemosphere, 2006, 65(3): 365-374.
- [7] Grimalt J O, Drooge B L, Ribes A, et al. Persistent organochlorine compounds in soils and sediments of European high altitude mountain lakes[J]. Chemosphere, 2004, 54(10): 1549-1561.
- [8] 刘静, 崔兆杰, 范国兰, 等. 现代黄河三角洲土壤中多氯联苯来源解析研究[J]. 环境科学, 2007, 28(12): 2771-2776.
- [9] 邵春岩. 中国多氯联苯(PCBs)管理现状及污染防治对策[EB/OL]. <http://www.eedu.org.cn>.
- [10] Frame G M. A collaborative study of 209 PCB congeners and 6 Aroclors on 20 different HRGC columns, 2 Semi-quantitative Aroclor congener distributions[J]. Fresenius J Anal Chem, 1997, 357: 714-722.
- [11] Canadian soil quality guideline for polychlorinated biphenyls (PCBs): Environmental Health[S]. 2001.
- [12] Ahlborg U G, Becking G C, Birnbaum L S, et al. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs: Report on WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993[J]. Chemosphere, 1994, 28: 1049-1067.
- [13] Schuur A G, van Leeuwen B I, Jong W M C, et al. In Vitro Inhibition of Thyroid Hormone Sulfation by Polychlorobiphenyls: Isozyme Specificity and Inhibition Kinetics [J]. Toxicological Sciences, 1998, 45: 188-194.
- [14] Pieper D H. Aerobic degradation of polychlorinated biphenyls[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2005, 67: 170-191.
- [15] Harju M T, Haglund P. Determination of the rotational energy

- barriers of atropisomeric polychlorinated biphenyls[J]. Fresenius J Anal Chem, 1999, 364: 219-223.
- [16] Sinkkonen S, Paasivirta J. Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling[J]. Chemosphere, 2000, 40: 943-949.
- [17] Arnold D J, Briggs G G. Fate of pesticides in soil predictive and practical aspects[A]. In: Hutson D H, Roberts T R (eds). Environmental Fate of Pesticides[M]. New York: Wiley, 1990. 101-122.
- [18] Chu S G, Miao X S, Xu X B. Retention index system for identification of polychlorinated biphenyl congeners in gas chromatographic analysis[J]. J Chromatogr A, 1996, 724: 392-397.
- [19] Lulek J, Opielewicz M, Szyrwińska K, et al. Application of a retention database to the identification of individual polychlorinated biphenyl congeners in Aroclors mixture using selected polychlorinated biphenyls as a reference series[J]. Analytica Chimica Acta, 2005, 540(1): 25-31.
- [20] Frame G M. A collaborative study of 209 PCB congeners and 6 Aroclors on 20 different HRGC columns, I. Retention and coelution database[J]. Fresenius J Anal Chem, 1997, 357: 701-713.
- [21] 陈静生,高学民,Qi M,等.我国东部河流沉积物中的多氯联苯[J].环境科学学报,1999,19(6): 614-618.
- [22] 康跃惠,盛国英,傅家谟,等.珠江三角洲一些表层沉积物中多氯联苯的初步研究[J].环境化学,2000,19(3): 264-272.
- [23] Environmental Quality Standards for Air Pollution, Water Pollution and Soil Pollution by Dioxins[S]. <http://www.epa.gov>.

### 2006年环境科学技术类期刊总被引频次和影响因子排序表<sup>1)</sup>

(中国科学技术信息研究所 2007年11月15日发布)

代码	期刊名称	总被引频次			影响因子		
		数值	学科排名	离均差率	数值	学科排名	离均差率
Z027	JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES	352	26	-0.61	0.406	22	-0.40
Z549	安全与环境学报	563	21	-0.37	0.744	13	0.11
Z029	长江流域资源与环境	811	12	-0.09	0.830	11	0.23
Z024	城市环境与城市生态	611	18	-0.32	0.301	27	-0.55
Z015	电镀与环保	330	27	-0.63	0.444	20	-0.34
Z544	防灾减灾工程学报	99	31	-0.89	0.348	26	-0.48
Z013	工业水处理	1 021	10	0.14	0.406	22	-0.40
Z032	工业用水与废水	288	28	-0.68	0.207	31	-0.69
Z010	海洋环境科学	642	15	-0.28	0.653	14	-0.03
Z009	化工环保	595	19	-0.34	0.944	7	0.40
Z017	环境保护科学	274	29	-0.69	0.246	30	-0.63
Z005	环境工程	569	20	-0.36	0.371	25	-0.45
<b>Z004</b>	<b>环境科学<sup>2)</sup></b>	<b>2 899</b>	<b>1</b>	<b>2.24</b>	<b>1.310</b>	<b>3</b>	<b>0.95</b>
Z003	环境科学学报	2 362	2	1.64	1.076	5	0.60
Z002	环境科学研究	1 141	8	0.27	1.089	4	0.62
Z025	环境科学与技术	687	14	-0.23	0.397	24	-0.41
Z019	环境污染与防治	701	13	-0.22	0.462	19	-0.31
Z021	环境污染治理技术与设备	1 503	6	0.68	0.550	16	-0.18
Z008	农业环境科学学报	1 779	5	0.99	0.879	8	0.31
H784	生态环境	975	11	0.09	0.837	10	0.24
Z023	生态与农村环境学报	627	16	-0.30	0.838	9	0.25
Z016	水处理技术	614	17	-0.31	0.268	29	-0.60
Z007	四川环境	419	25	-0.53	0.413	21	-0.39
T953	消防科学与技术	254	30	-0.72	0.291	28	-0.57
Z551	植物资源与环境学报	517	23	-0.42	0.638	15	-0.05
G129	中国安全科学学报	1 060	9	0.18	0.828	12	0.23
Z030	中国环境监测	445	24	-0.50	0.480	18	-0.29
Z001	中国环境科学	2 045	3	1.28	1.062	6	0.58
Z546	中国人口资源与环境	518	22	-0.42	0.513	17	-0.24
Z022	资源科学	1 152	7	0.29	1.350	2	1.01
Z012	自然资源学报	1 926	4	1.15	1.675	1	1.49
平均值		896			0.673		

1) 数据源于:中国科学技术信息研究所.2007年版中国科技期刊引证报告(核心版)[M].北京:科学技术文献出版社.2007.212.

2)《环境科学》2002~2007连续6年荣获“百种中国杰出学术期刊”称号.