

东莞市土壤中多环芳烃的含量、代表物及其来源^①

张天彬^{1,2} 杨国义² 万洪富^{2*} 饶勇² 高原雪² 夏运生²

(1 中国科学院华南植物研究所 广州 510650;

2 广东省生态环境与土壤研究所 广东省农业环境综合治理重点实验室 广州 510650)

摘要 2002年10~12月采集东莞市各地土壤样品64个,采用气相色谱-质谱仪对土壤中的16种优先控制的多环芳烃(PAHs)进行分析。结果显示,东莞市土壤中16种PAHs平均含量413 $\mu\text{g/kg}$,含量较高的几种组分分别是菲、萤蒽、屈、苯并[b]萤蒽、芘。与PAHs总含量相关性较好的7种组分分别为屈、苯并[a]蒽、苯并[b]萤蒽、苯并[k]萤蒽、苯并[a]芘、茚并[1,2,3]芘、二苯并[a,h]蒽;所有相关系数 R^2 均超过0.9000,可作为东莞市土壤中PAHs的代表物。北部平原水乡的PAHs污染明显高于南部丘陵山区、水乡上游保护区以及中部过渡带。化石燃料高温燃烧产物的大气沉降为东莞市土壤中PAHs的主要来源。东莞市农业土壤中PAHs含量显著低于天津市受污染严重的农业土壤。

关键词 东莞;土壤;多环芳烃(PAHs)

中图分类号 X53

改革开放以来,广东省珠江三角洲地区充分发挥地理优势,平均每年以20%的经济增长速度快速发展,成为全省乃至全国经济发展最活跃和最具发展潜力的地区之一。该地区城市化水平较高,到2000年已达到49.2%。但是,随着经济的发展,珠江三角洲地区环境污染也呈上升之势,主要表现为水、土壤、大气、生态的区域环境质量恶化。PAHs是工业生产、人类活动等能源利用过程的产物,对人体健康具有巨大影响的环境致癌物质,其中的16种已被美国国家环保总局列为‘优控污染物’。珠江三角洲地区水、大气、沉积物中PAHs污染水平已有研究报道^[1-3]。但是还没有涉及土壤中PAHs污染现状的研究报道。据文献报道英国环境中PAHs的90%存在于表层土壤中^[4]。土壤作为环境中PAHs的重要载体,其中的PAHs对人体健康具有潜在的危害,关于PAHs污染土壤的修复已有大量的研究^[5-7]。本文以珠三角地区经济发展较快的东莞市为代表,研究土壤中PAHs污染状况。

东莞市(23°02'N, 113°45'E)处于珠江三角洲中南部,珠江口东岸,属热带和亚热带季风气候区,濒临南海,海洋和大陆均对东莞市的气候有非常明显的影响。东莞市气候温和多雨,年雨量平均为

1777.7 mm,最多2394.9 mm,最少972.2 mm。年平均气温22.1℃,极端最高气温38.2℃(7月),极端最低气温为-0.5℃(1月),累计年平均无霜期339天。一年中,月平均气温在22.1℃以上的有7个月(4~10月),其中7~8月份月平均气温28℃。东莞市主要农产品包括大米、蔬菜、香蕉、龙眼、荔枝、菠萝以及水产品。东莞市全市总面积2465 km²,常住人口640多万。目前东莞市已发展成为重要的国际加工制造业基地,其主要产品包括电子产品、纺织品、服装、化工原料、建筑材料、医药、食品等,东莞市已成为粤港澳经济圈的重要组成部分。

1 材料与方法

本研究根据该市的工业布局、“三废”排放状况、土壤类型、农业生产布局等因素来确定布点。采样点覆盖北部平原水乡9镇区(麻涌镇、洪梅镇、望牛墩镇、沙田镇、道窖镇、万江区、中堂镇、高步镇 and 茶山镇),南部丘陵山区8镇(长安镇、大岭山镇、大朗镇、樟木头镇、清溪镇、谢岗镇、塘厦镇 and 凤岗镇),水乡上游保护区4镇(石排镇、横沥镇、企石镇 and 桥头镇)以及中部过渡带6镇区(常平镇、东坑镇、寮步镇、东城区、厚街镇 and 虎门镇)。采样

①国家环保总局科技发展计划项目(2001-1-2)、广东省环保局科技发展计划项目(2001-08)、东莞市重点攻关项目共同资助。

* 通讯作者(hfwang@soil.gd.cn)

点位置见图 1。同时设置区域土壤背景点,即在调查区域内,取相对未受污染,而母质、土壤类型以及农作物历史与调查土壤相似的土壤样点作为土壤的背景点。采样时采用随机布点法,根据土壤调查单元面积,确定调查采样点数。每个调查单元至少 10 个采样点,每个采样点面积根据调查范围而定。采集 0~20 cm 深度的耕作层土壤,各分点混合均匀后取 1 kg,每个采样点的样品为土壤混合样。2002 年 10~12 月采集东莞市各地土壤样品共 64 个,晾干,使用玛瑙研钵磨细过 60 目,存放于冰箱中。



图 1 采样点位置分布图

Fig. 1 Map of sampling sites

称取 20 g 土壤样品(用抽提后的滤纸包好)于索氏抽滤筒中,在 250 ml 平底烧瓶中加入 200 ml 二氯甲烷,2 g 活化过的铜片和回收率指示物后,在水浴锅上连续索氏提取 48 h。提取温度保持在 46℃,冷却循环水温度调节为 10℃,控制回流速度在 5~6 次/h。提取液在旋转蒸发仪上浓缩到 1 ml 后,加入 10 ml 正己烷,继续浓缩至 1~2 ml。过硅胶/氧化铝(2:1)层析柱,净化柱为 1 cm 内径的进口层析柱,采用正己烷湿法装柱,从下至上其中硅胶 12 cm,氧化铝 6 cm,无水硫酸钠 1 cm,70 ml 二氯甲烷/正己烷(3:7)淋洗出 PAHs。淋洗液经正己烷换溶剂后,用高纯 N₂ 吹至 0.2 ml,加入内标物进行定量分析。

硅胶(80~100 目)、氧化铝(100~200 目):层析用,经抽提后分别在 180℃、250℃下活化 12 h,冷却后再加入 3% 的去离子水,平衡后放入干燥器中备用。无水硫酸钠(分析纯),于 450℃ 马弗炉中灼烧 6 h,冷却备用。实验所用二氯甲烷、丙酮为分析纯,采用全玻璃蒸馏系统二次蒸馏,并经色谱检验无杂峰;正己烷、甲醇为 DIKMA 公司产品(HPLC

级)。

PAHs 标样购自 Chem Service 公司。包括:萘(Nap)、苊(Ace)、二氢苊(Acy)、芴(Flu)、菲(Phe)、蒽(Ant)、萤蒽(Fla)、芘(Pyr)、屈(Chr)、苯并[a]蒽(Baa)、苯并[b]萤蒽(Bbf)、苯并[k]萤蒽(Bkf)、苯并[a]芘(Bap)、茚并[1,2,3]芘(I1p)、二苯并[a,h]蒽(Daa)、苯并[ghi]芘(Bpe)共 16 种化合物。

分析测试条件:仪器分析选用 HP(6890/5973)气相色谱-质谱仪, SIM 模式;色谱柱为: HP-5MS(30 m × 0.25 mm)毛细管柱,载气氦气,进样口温度 300℃,采用不分流进样,进样量 1 μl;采用程序升温,初始温度 70℃,保持 0.1 min,然后以 3℃/min 速度升至 200℃,再以 5℃/min 速度升至 285℃,保持 12 min。倍增器 1200 V,离子源温度 230℃,质量扫描范围 50~550, EI 离子源, 70 eV。

2 结果与讨论

2.1 土壤中 PAHs 的含量

本文对采自东莞市的 64 个农业土壤中的 16 种 PAHs 含量进行了统计分析,分析结果见表 1。表层土壤中含量最高的是菲,含量次高的依次是萤蒽、屈、苯并[b]萤蒽、芘。东莞市土壤中 16 种 PAHs 的总含量最高达 4079 μg/kg,而最低值为 29 μg/kg,平均含量 413 μg/kg。苯并[a]芘(Bap)在土壤中的平均含量为 27.7 μg/kg。日本东京市主要交通要道和乡村公路旁的 Bap 含量分别为 410 ng/g, 150 ng/g^[8];而日本九州市公路旁 Bap 含量范围为 13.5~175 ng/g^[9];日本北海道市 Bap 含量范围在 5~50 ng/g 之间^[10]。除东京市外,日本九州和北海道两市土壤中 Bap 含量范围均小于东莞市。从表 1 中我们可以看到,东莞市土壤中的 16 种 PAHs 组分最大值与最小值的比值范围为 11.7~408.3,最大值与最小值的比值排列顺序为: Bbf>Baa>Bap>Bpe>Daa>I1p>Pyr>Bkf>Fla>Acy>Phe>Flu>Nap>Ant>Ace>Chr,不同组分间最大值与最小值的比值巨大差异反映出不同采样点间 PAHs 污染差异很大。据 Takashi^[11]报道,泰国清迈市公路旁土壤中的 16 种 PAHs 的最大值/最小值变化范围仅为 5.9~20;与泰国清迈市相比,表明东莞市的经济生产、人民生活对土壤中的 PAHs 含量产生了巨大的影响。

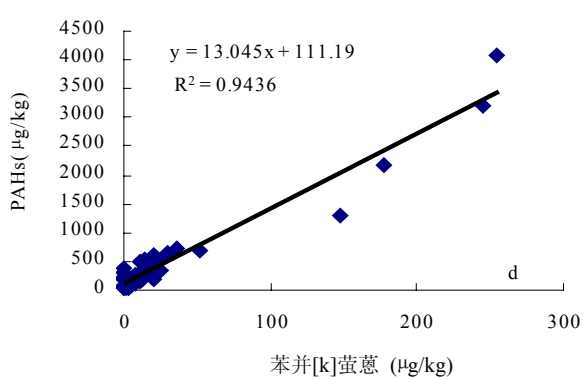
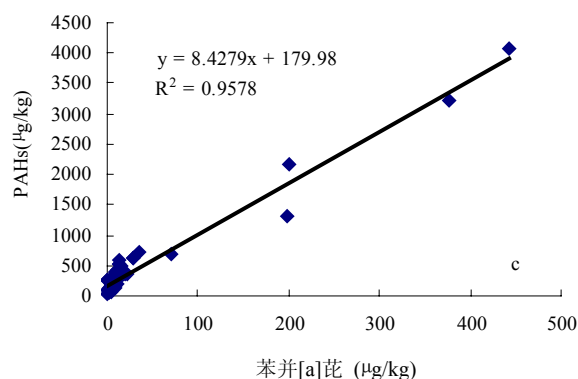
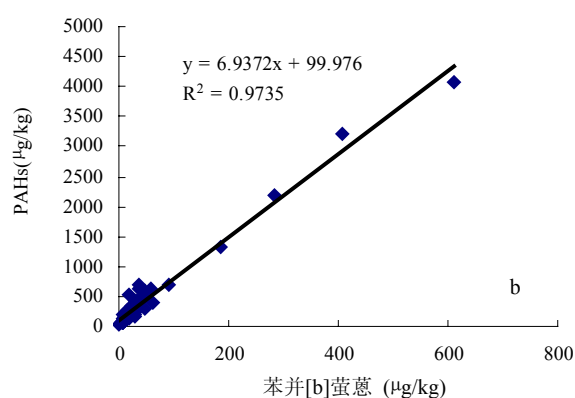
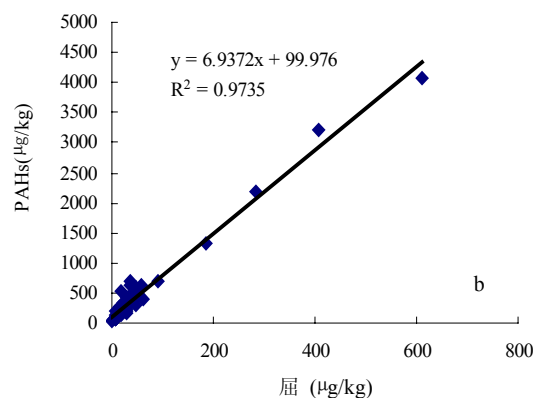
表1 东莞市土壤中 PAHs ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
Table 1 PAHs in surface soil of Dongguan

PAHs	$\bar{X}$	SD	最小值	最大值	最大值/最小值
萘 (Nap)	3.6	4.2	0.5	19.5	39.0
苊 (Ace)	0.4	1.2	0.5	9.0	18.0
二氢苊 (Acy)	2.0	4.8	0.5	35.0	70.0
芴 (Flt)	4.0	3.6	0.5	27.5	55.0
菲 (Phe)	80.1	111.2	14.0	822.5	58.8
蒽 (Ant)	3.3	11.4	2.5	77.5	31.0
萤蒽 (Fla)	57.1	69.5	4.0	495.5	123.9
芘 (Pyr)	43.0	60.8	3.0	427.0	142.3
屈 (Chr)	45.6	78.7	45.0	526.5	11.7
苯并[a] 蒽 (Baa)	25.3	68.7	1.5	461.5	307.7
苯并[b] 萤蒽 (Bbf)	45.2	94.5	1.5	612.5	408.3
苯并[k] 萤蒽 (Bkf)	23.2	49.5	2.0	255.0	127.5
苯并[a] 芘 (Bap)	27.7	77.1	1.5	443.5	295.7
苯并[ghi] 芘 (Bpe)	20.3	48.1	2.0	353.0	176.5
二苯并[a, h] 蒽 (Daa)	5.6	15.3	0.5	87.0	174.0
茚并[1, 2, 3] 芘 (Iip)	27.0	67.6	2.5	386.5	154.6

2.2 土壤中 PAHs 的代表物

东莞市土壤中 PAHs 总含量范围为 29 ~ 4079 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ，其中的 16 种组分含量相差很大 (表 1)，到底哪些组分影响着 PAHs 的总含量，希望能找出其中的代表物，以反映 PAHs 的总体污染水平。因此

将 PAHs 总含量与 16 种组分分别进行了相关分析，发现屈、苯并[a]蒽、苯并[b]萤蒽、苯并[k]萤蒽、苯并[a]芘、茚并[1, 2, 3]芘、二苯并[a,h]蒽等 7 种组分与 PAHs 总含量之间的相关性很好 (图 2)，其相关系



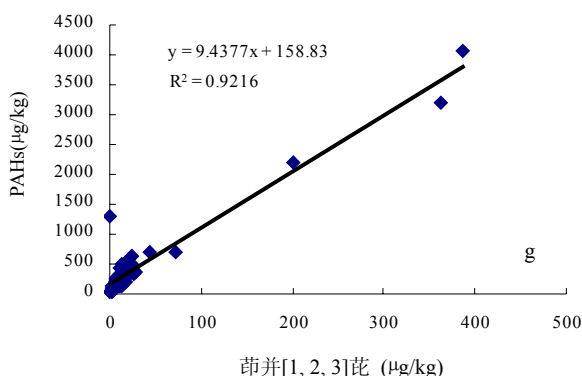
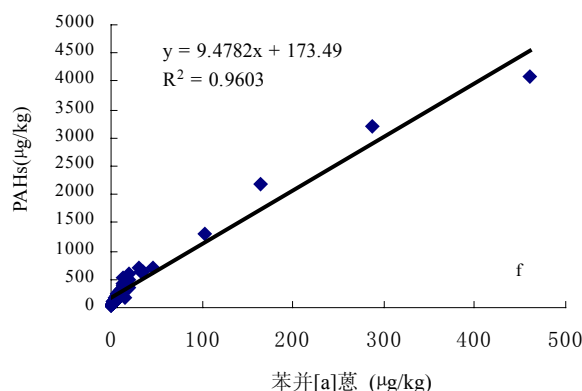
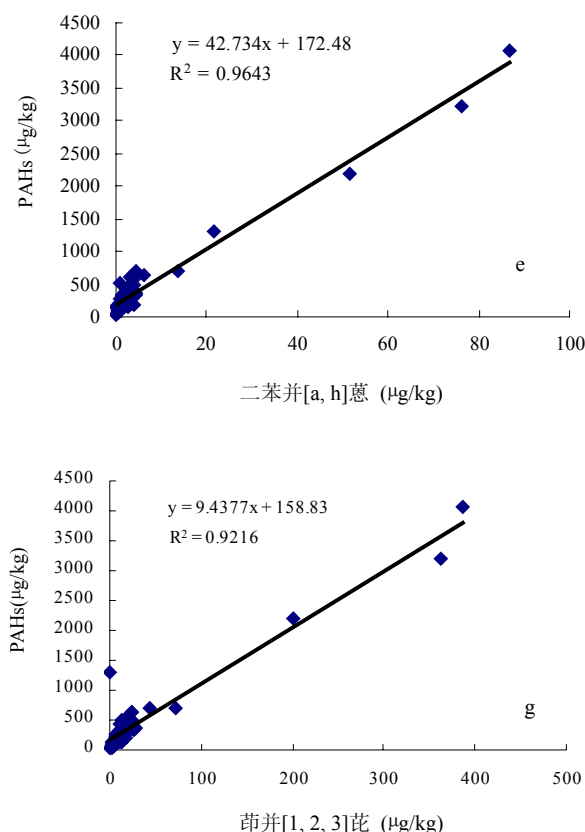


图 2 东莞市表层土壤中 PAHs 总浓度与各组分之间的关系

Fig. 2 Relationships between the total content of PAHs and the contents of individual PAHs in the surface soil of Dongguan

数 R^2 均超过 0.9000, 这 7 种组分对土壤 PAHs 的总含量贡献也最大, 可以将这 7 种组分作为东莞市土壤中 PAHs 总含量的代表物, 同时这 7 种组分在土壤中的含量大小也影响着土壤中 PAHs 总含量。其他组分与总 PAHs 的含量的相关性明显低于这 7 种组分。具体如下所示: 蒽: $Y = 453.49X + 242.5$, $R^2 = 0.721$; 菲: $Y = 4.8995X + 20.984$, $R^2 = 0.6722$; 苯并[ghi]花: $Y = 10.745X + 195.3$, $R^2 = 0.6046$; 花: $Y = 6.3874X + 138.58$, $R^2 = 0.3423$; 荧蒽: $Y = 5.5406X + 96.975$, $R^2 = 0.3357$ 。

2.3 不同地域土壤中 PAHs 含量特征

将采自东莞市的 64 个土壤样品按地域划分为北部、南部、水乡、中部 4 个区域, 并分别进行统计分析, 发现北部平原水乡 16 种 PAHs 的含量显著高于其他 3 个区域 (表 2)。花、苯并[ghi]花、荧蒽、芴、茚并[1, 2, 3]花、菲含量以南部丘陵山区最低, 蒽、苯并[a]蒽、苯并[a]花、苯并[b]荧蒽、苯并[k]荧蒽、屈、二苯并[a,h]蒽、蔡含量以水乡上游保护区最低。这一研究结果表明 PAHs 的污染在南部丘陵山区与水乡上游保护区稍低于中部过渡带, 而显著低于北部平原水乡。多重比较结果显示, 苯并[a]蒽、苯并[b]荧蒽、屈、二苯并[a,h]蒽、茚并[1, 2, 3]

花含量在北部平原水乡与其他 3 个区域之间具有显著差异, 芴、蔡含量在北部平原水乡与南部丘陵山区和水乡上游保护区之间分别具有显著差异, 苯并[k]荧蒽含量在北部平原水乡与水乡上游保护区之间具有显著差异, 荧蒽含量在北部平原水乡与南部丘陵山区之间具有显著差异。

2.4 土壤中 PAHs 的来源

PAHs 除自然成因外, 主要来自人类活动以及能源利用过程。煤、石油不完全燃烧产物为 PAHs 的主要来源。上述来源的 PAHs 主要通过下面两种途径进入土壤: 一是 PAHs 随同大气颗粒物沉降于土壤表面; 二是大气中以气相状态存在的 PAHs 随雨水进入土壤。矿物油、煤以及木材的不完全燃烧都能产生荧蒽、花, 另外原油、煤焦油中本身也含有这两种化合物。但是不完全燃烧来源与矿物油来源的 PAHs 中荧蒽与花的比值存在差异。据资料报道^[12], 来源于煤燃烧的 PAHs 中 $Fla/Pyr > 1.4$, $Fla/Pyr = 1$ 时代表木材燃烧, 而来源于石油的 PAHs 输入时 $Fla/Pyr < 1$ 。本研究中东莞市土壤样品的 Fla/Pyr 值为 0.73 ~ 2.21, 均值为 1.33。据统计有 57% 土壤样品的 Fla/Pyr 值 > 1.4 , 因此可以认为这部分土壤中 PAHs 主要来源于煤燃烧, 或者说煤燃烧对土壤中

表2 不同地域土壤 PAHs 含量状况

Table 2 PAHs contents in agriculture soil in different areas ($\mu\text{g/kg}$)

		北部 (n = 18)	南部 (n = 20)	水乡 (n = 10)	中部 (n = 16)
萘 (Nap)	范围	0.5 ~ 19.5	0 ~ 10.5	0.5 ~ 9.0	0 ~ 12
	平均值 $\pm$ 标准差	6.03 $\pm$ 5.37 ^a	2.225 $\pm$ 2.72 ^b	2.15 $\pm$ 2.94 ^b	3.78 $\pm$ 4.17 ^{ab}
苊 (Ace)	范围	0 ~ 9	0 ~ 0.5	0 ~ 0.5	0 ~ 1.0
	平均值 $\pm$ 标准差	0.89 $\pm$ 2.28	0.125 $\pm$ 0.22	0.05 $\pm$ 0.16	0.312 $\pm$ 0.4
二氢苊 (Acy)	范围	0 ~ 35	0 ~ 13.5	0.5 ~ 10	0.5 ~ 3.5
	平均值 $\pm$ 标准差	3.61 $\pm$ 8.16	1.325 $\pm$ 2.92	1.8 $\pm$ 2.98	1.09 $\pm$ 0.88
芴 (Flt)	范围	1 ~ 27.5	0.5 ~ 6.5	1.0 ~ 6.0	2 ~ 9.5
	平均值 $\pm$ 标准差	6.17 $\pm$ 5.68 ^a	2.275 $\pm$ 1.49 ^b	3.45 $\pm$ 1.79 ^b	4.06 $\pm$ 2.08 ^{ab}
菲 (Phe)	范围	42.5 ~ 822.5	14 ~ 440	20.5 ~ 129	19.5 ~ 128
	平均值 $\pm$ 标准差	130.67 $\pm$ 177.05	56.425 $\pm$ 93.17	60.45 $\pm$ 38.08	62.44 $\pm$ 28.44
蒽 (Ant)	范围	0 ~ 77.5	0 ~ 17.5	0 ~ 12.5	0 ~ 9
	平均值 $\pm$ 标准差	8.69 $\pm$ 20.3	1.3 $\pm$ 3.97	1.9 $\pm$ 4.25	0.72 $\pm$ 2.29
荧蒽 (Fla)	范围	0 ~ 495.5	0 ~ 65.5	12 ~ 135.5	13 ~ 125
	平均值 $\pm$ 标准差	96.78 $\pm$ 113.76 ^a	25.225 $\pm$ 20.18 ^b	53.35 $\pm$ 42.99 ^{ab}	50.91 $\pm$ 27.57 ^{ab}
芘 (Pyr)	范围	0 ~ 427	0 ~ 55	8.5 ~ 138.5	9 ~ 115
	平均值 $\pm$ 标准差	73.3 $\pm$ 100.14	17.98 $\pm$ 15.53	44 $\pm$ 50.24	38.75 $\pm$ 25.3
屈 (Chr)	范围	13 ~ 526.5	2 ~ 174.5	7.5 ~ 44.5	10.5 ~ 52.5
	平均值 $\pm$ 标准差	96.06 $\pm$ 133.52 ^a	24.25 $\pm$ 36.58 ^b	20.95 $\pm$ 10.47 ^b	30.19 $\pm$ 12.6 ^b
苯并[a] 蒽 (Baa)	范围	3.5 ~ 461.5	0 ~ 102	2 ~ 30.5	2.5 ~ 34.5
	平均值 $\pm$ 标准差	63.06 $\pm$ 122.61 ^a	10.78 $\pm$ 21.94 ^b	8.7 $\pm$ 8.36 ^b	11.84 $\pm$ 8.14 ^b
苯并[b] 荧蒽 (Bbf)	范围	10.50 ~ 612.5	1.5 ~ 184.5	5.5 ~ 37.5	6.5 ~ 37.5
	平均值 $\pm$ 标准差	105.14 $\pm$ 162.69 ^a	22.45 $\pm$ 38.95 ^b	17.05 $\pm$ 8.65 ^b	23.88 $\pm$ 10.42 ^b
苯并[k] 荧蒽 (Bkf)	范围	0 ~ 255	0 ~ 147	0 ~ 35.5	0 ~ 30
	平均值 $\pm$ 标准差	48.64 $\pm$ 83.68 ^a	14.85 $\pm$ 31.66 ^{ab}	9.3 $\pm$ 10.48 ^b	13.56 $\pm$ 8.49 ^{ab}
苯并[a] 芘 (Bap)	范围	0 ~ 443.5	0 ~ 198.5	0 ~ 35	0 ~ 28.5
	平均值 $\pm$ 标准差	67.78 $\pm$ 133.49 ^a	15.98 $\pm$ 43.22 ^a	8.05 $\pm$ 10.125 ^a	10.47 $\pm$ 8.22 ^a
茚并[1, 2, 3] 芘 (I1p)	范围	5.5 ~ 386.5	0 ~ 26	2.5 ~ 43	3.0 ~ 29
	平均值 $\pm$ 标准差	67.58 $\pm$ 120.69 ^a	8.65 $\pm$ 6.62 ^b	10.95 $\pm$ 11.72 ^b	14.47 $\pm$ 8.46 ^b
二苯并[a, h] 蒽 (Daa)	范围	1 ~ 87	0 ~ 21.5	0.5 ~ 4.5	0.5 ~ 4.5
	平均值 $\pm$ 标准差	14.75 $\pm$ 27 ^a	2.425 $\pm$ 4.64 ^b	1.4 $\pm$ 1.15 ^b	2.19 $\pm$ 1.36 ^b
苯并[ghi] 芘 (Bpe)	范围	0 ~ 353	0 ~ 24	2 ~ 45	2.5 ~ 30.5
	平均值 $\pm$ 标准差	44.3 $\pm$ 87.42 ^a	8.125 $\pm$ 6.2 ^a	11.25 $\pm$ 12.63 ^a	14.18 $\pm$ 8.46 ^a

注：同行不同字母表示不同区域 PAHs 平均含量之间存在显著差异 ($p < 0.05$)。

PAHs 贡献更大; 另有 34 %样品的 Fla/Pyr 值为 1.0 ~ 1.4, 认为这部分土壤的 PAHs 有几种来源, 而且几种来源的 PAHs 贡献相当; 另外有 3 个土壤的 Fla/Pyr < 1 , 这 3 个土壤中 PAHs 可能来源于石油的 PAHs 输入。

据资料报道, 大气中经过远距离迁移沉降下来的颗粒物的菲/蒽值将会从近源的 3 ~ 4 变为 10 ~ 30^[13], 这主要是因为蒽易于发生光化学反应。本研究中土壤菲/蒽值为 3.31 ~ 25.14, 均值 24.44, 此外 80 %的土壤菲/蒽值缺失。这说明土壤中的 PAHs 主

要来源于经过长距离迁移后的大气颗粒物的干湿沉降, 其中的蒽大部分已发生光化学反应。与之相比, 天津地区表层土壤中菲/蒽值变化幅度也较大, 分布范围为 5.42 ~ 50.90, 均值为 23.41, 东莞、天津两地菲/蒽值接近^[14]。另据文献报道, 高温燃烧产生的 PAHs 以 4、5、6 环为主^[15]。本研究中这 3 类化合物的含量占总 PAHs 的百分比为: 4 环 44 %、5 环 14.6 %、6 环 4.9 %。这 3 类化合物的总含量占总 PAHs 的百分比为 64 %。此研究结果与厦门港的 4、5、6 环的 PAHs 占总 PAHs 含量 77 %的结果有一定

差异^[16]。但相同的是燃烧来源在两地 PAHs 来源中都占有相当的比重。

2.5 东莞市土壤 PAHs 污染水平

东莞市农业土壤中 16 种 PAHs 中有 12 种 (苯并[b]荧蒽、茚并[1, 2, 3]芘、二苯并[a,h]蒽、苯并[ghi]花除外) 平均含量低于天津西面的农业土壤^[17], 因为天津西面污染比较少, 不使用污水灌溉, 离最近的工业区也有 3 km。茚并[1, 2, 3]芘、二苯并[a,h]蒽、苯并[ghi]花 3 种 PAHs 在天津西面土壤中未检出, 而在东莞市土壤中含量比较高。苯并[b]荧蒽含量稍高于天津西面土壤。东莞市土壤 PAHs 总含量低于天津西面土壤, 两地分别为 413 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 和 1083 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。与天津地区另一方向的土壤中 PAHs 总量 (6248 $\mu\text{g}/\text{kg}$) 相比, 东莞市土壤 PAHs 污染显著偏低, 因为前者离天津市不到 0.5 km, 附近有相当数量的污染源, 包括炼焦厂和别的工厂, 而且使用污水灌溉农田。

东莞市农业土壤中的 PAHs 含量范围为 29 ~ 4079 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 平均含量 413 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 低于希腊农业土壤中的 PAHs 含量 (含量范围 38 ~ 2244 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 平均含量 707 $\mu\text{g}/\text{kg}$)^[18]。高于南朝鲜山地 (含量范围 23.3 ~ 2834 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 平均含量 270 $\mu\text{g}/\text{kg}$) 和稻田 (含量范围 38.3 ~ 1057 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 平均含量 209 $\mu\text{g}/\text{kg}$) 土壤中 PAHs 含量^[19]。与爱沙尼亚乡村土壤中 PAHs 含量相当 (含量范围 233 ~ 770 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 平均含量 454 $\mu\text{g}/\text{kg}$), 同时远低于爱沙尼亚城市土壤中 PAHs 含量 (含量范围 2200 ~ 12390 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 平均含量 7817 $\mu\text{g}/\text{kg}$)^[20]。与英国乡村土壤 (187 $\mu\text{g}/\text{kg}$) 相比, PAHs 含量比较高, 与英国城市土壤 (4239 $\mu\text{g}/\text{kg}$) 相比, PAHs 含量相当低^[21]。高于泰国城市土壤 (含量范围 11.7 ~ 376.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 平均含量 129.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$)^[22]。

3 结论

(1) 东莞市土壤中 16 种 PAHs 平均含量 413 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 含量最高的是菲, 含量次高的分别是荧蒽、屈、苯并[b]荧蒽、芘。

(2) 屈、苯并[a]蒽、苯并[b]荧蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[a]芘、茚并[1, 2, 3]芘、二苯并[a,h]蒽等 7 种组分与 PAHs 总含量之间的相关性很好, 其相关系数 R^2 均超过 0.9000。

(3) 北部平原水乡的 PAHs 污染明显高于南部丘陵山区、水乡上游保护区以及中部过渡带。

(4) 东莞市土壤中的 PAHs 主要来源于化石燃

料高温燃烧产物的大气沉降, 来源于石油的 PAHs 输入只占相当小的部分。

(5) 东莞市农业土壤有 12 种 PAHs 组分低于天津西面少污染的农业土壤, 茚并[1, 2, 3]芘、二苯并[a,h]蒽、苯并[ghi]花 3 种 PAHs 在东莞市土壤中含量高于天津, 而显著低于另一污染严重的天津农业土壤。与国外城市土壤中 PAHs 含量相比, 其含量偏低, 同时高于国外乡村土壤。

参考文献

- 1 毕新慧, 盛国英, 谭吉华, 唐小玲, 傅家谟. 多环芳烃 (PAHs) 在大气中的相分布. 环境科学学报, 2004, 24 (1): 101 ~ 106
- 2 麦碧娴, 林峥, 张干, 盛国英, 闵育顺, 傅家谟. 珠江三角洲河流和珠江口表层沉积物中有机污染物研究—多环芳烃和有机氯农药的分布特征. 环境科学学报, 2000, 20 (2): 192 ~ 197
- 3 杨清书, 麦碧娴, 罗孝俊, 傅家谟, 盛国英, 林峥. 珠江澳门水域水柱多环芳烃初步研究. 环境科学研究, 2004, 17 (3): 28 ~ 33
- 4 Simon R, Wild, Kevin C, Jones. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: A preliminary source inventory and budget. Environmental Pollution, 1995, 88: 91 ~ 108
- 5 丁克强, 骆永明, 刘世亮, 李振高. 黑麦草对菲污染土壤修复的初步研究. 土壤, 2002, 34 (4): 233 ~ 236
- 6 刘世亮, 骆永明, 曹志洪, 丁克强, 蒋先军. 多环芳烃污染土壤的微生物与植物联合修复研究进展. 土壤, 2002, 34 (5): 257 ~ 265
- 7 Ding KQ, Luo YM, Sun TH, Li PJ. Bioremediation of soil contaminated with pttrolem using forced-aeration composting. Pedosphere, 2002, 12 (2): 145 ~ 150
- 8 Matsushita H, Kato Y, Hisamatsu Y. Distribution of benzo(a)pyrene content in soil in urban area. J. Jpn. Soc. Air Pollut., 1980, 15: 348 ~ 352
- 9 Arashidani K, Yoshikawa M, Kodama K. A simplified analysis of polynuclear aromatic hydrocarbons in soil and sediment by high performance liquid chromatography. Eisei Kagaku, 1985, 31: 24 ~ 31
- 10 Spitzer T, Kuwatsuka S. Simple method for determination of polynuclear aromatic hydrocarbons in soil by clean-up on XAD-2. J. Chromatog., 1986, 358: 434 ~ 437
- 11 Takashi Amagai, Yukari Takahashi, Hidetsuru Matsushita, Daisy Morknoy, Phaka Sukasem, Monthip Tabucanon. A

- survey on polycyclic aromatic hydrocarbon concentration in oil in Chiang-Mai, Thailand. *Environment International*, 1999, 25: 563 ~ 572
- 12 Milton LL, Vassilaros DL, Douglas WL. Capillary column gas chromatography of environmental polycyclic aromatic compounds. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 1982, 11: 251 ~ 262
- 13 Gschwend PM, Hitee RA. Fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine and lacustrine sediments in the northeastern United States. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1981, 45: 2359 ~ 2367
- 14 张枝焕, 陶澎, 沈伟然, 彭正琼, 崔艳红, 叶必雄, 苑金鹏. 天津地区表层土中芳香烃污染物化学组成及分布特征. *环境科学研究*, 2003, 16 (6): 29 ~ 34
- 15 成玉, 陈立民, 盛国英, 闵育顺, 傅家谟, 邵波. 广州市气溶胶中多环芳烃分布、季节性变化及来源判别指标. *中国环境科学*, 1998, 18 (2): 136 ~ 139
- 16 张祖麟, 王新红, 哈里德, 周俊良, 陈伟琪, 徐立, 洪华生. 厦门西港表层沉积物中多环芳烃(PAHs)的含量分布特征及其污染源. *海洋通报*, 2001, 20 (1): 35 ~ 39
- 17 Tao T, Cui YH, Xu FL, Li BG, Cao J, Liu WX, Schmitt G, Wang XJ, Shen WR, Qing BP, Sun R. Polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in agricultural soil and vegetables from Tianjin. *The Science of the Total Environment*, 2004, 320: 11 ~ 24
- 18 Kipopoulou AM, Manoli E, Samara C. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area. *Environmental Pollution*, 1999, 106: 369 ~ 380
- 19 Nam JJ, Song BH, Eom KC, Lee SH, Smith A. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in South Korea. *Chemosphere*, 2003, 50: 1281 ~ 1289
- 20 Trapido M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Estonian soil: Contamination and profiles. *Environmental Pollution*, 1999, 105: 67 ~ 74
- 21 Wild, Simon R, Jones, Kevin C. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the united kingdom environment: A preliminary source inventory and budget. *Environmental Pollution*, 1995, 88: 91 ~ 108
- 22 Wolfgang Wilcke, Silke Miller, Nualsri Kanchanakool, Chalinee Niamskul, Wolfgang Zech. Polycyclic aromatic hydrocarbons in hydromorphic soils of the tropical metropolis Bangkok. *Geoderma*, 1999, 91: 297 ~ 309

CONCENTRATION, INDICATORS, AND ORIGIN OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN THE SURFACE SOIL IN DONGGUAN

ZHANG Tian-bin^{1,2} YANG Guo-yi² WAN Hong-fu² RAO Yong² GAO Yuan-xue² XIA Yun-sheng²

(¹ South China Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650; ² Guangdong Institute of Eco-Environmental and Soil Sciences, Guangdong Key Laboratory of Agro-Environment Integrated Control, Guangzhou 510650)

Abstract Surface soil samples (0~20 cm) were collected from Dongguan in October ~ December 2002 and analyzed with GC/MS for 16 kinds of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) listed for priority control. The average concentration of the 16 in samples was 413 $\mu\text{g/kg}$. Among the 16, phenanthrene, fluoranthene, chrysene, benzo(b)fluoranthene and pyrene were relatively higher in concentration in the soil, and seven (chrysene, Benz[a]anthracene, benzo[b]fluoranthene, benzo[k]fluorathene, indeno(1, 2, 3-cd)pyre, benzo[a]pyrene, and dibenzo (a, h) anthrace) showed a better linear relationship with the total amount of PAHs thus being the indicators of PAHs pollution of soils. The PAHs pollution was obviously more serious of the plain area in the North than the hilly region in the South, transitional region in the Central area and the nature reserve in the upper streams of the Watery region. The PAHs in the surface soil of Dongguan came mainly from burning of fossil fuel in the form of atmospheric deposition over long distances. The contents of PAHs in Dongguan agricultural soils were obviously lower than in the agricultural soils of heavily polluted Tianjin.

Key words Dongguan, Soil, PAHs