

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2014.06.001

短链氯化石蜡在台州电子拆解地区的分布特征*

陈茹^{1,2} 王亚韡^{2**} 王璞² 江桂斌²

(1. 山东大学环境研究院, 济南, 250100; 2. 中国科学院生态环境研究中心, 环境化学与生态毒理学国家重点实验室, 北京, 100085)

摘要 以峰江为中心, 采集了台州电子垃圾拆解区域的26个表层土壤样品, 调查台州地区短链氯化石蜡(SCCPs)的污染状况、空间分布和单体构成情况. 结果表明, SCCPs在所有土壤样品中均有检出, 其浓度水平介于47.95—1298 ng·g⁻¹干重, 平均值为276.7 ng·g⁻¹干重. C₁₀和Cl₆₋₇为土壤中SCCPs最主要的碳原子和氯原子同族体. 空间分布表明短链氯化石蜡的浓度水平总体呈现随距采样点中心峰江距离增加而减少的趋势, 说明电子垃圾拆解活动可能是SCCPs的一个潜在释放源.

关键词 短链氯化石蜡, 台州, 电子垃圾拆解, 分布特征.

Spatial distribution of short chain chlorinated paraffins in soils from Taizhou, an e-waste dismantling area

CHEN Ru^{1,2} WANG Yawei^{2**} WANG Pu² JIANG Guibin²

(1. Shandong University, Environmental Research Institute, Jinan, 250100, China;

2. State Key Laboratory of Environmental Chemistry and Ecotoxicology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Science, Beijing, 100085, China)

Abstract: Taizhou is a major e-waste dismantling area in China. A large quantity of contaminants in the electronic and electrical equipments can be released to the ambient environment through the unregulated e-waste dismantling activities. In this study, 26 soil samples from Fengjiang, a typical e-waste dismantling site in Taizhou, were collected in 2008—2009 to investigate the pollution levels, spatial distribution and congener patterns of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in the soils. SCCPs were detected in all soil samples, with the total concentrations ranging from 47.95 to 1298 ng·g⁻¹ dw (mean value of 276.7 ng·g⁻¹). The chlorine content of SCCPs in soil samples were in the range of 59.1%—62.8%. C₁₀ and Cl_{6,7} were the dominant homologue groups among all SCCPs congeners. A significant decreasing trend of the total concentrations of \sum SCCPs was found in the soil samples with increasing distance from Fengjiang, suggesting that e-waste dismantling activities might be a major source of SCCPs released to the ambient environment.

Keywords: short chain chlorinated paraffins, Taizhou, e-waste dismantling, spatial distribution.

氯化石蜡(Chlorinated paraffins, CPs)即多氯代烷烃, 是一类同系物众多、组成复杂的直链氯代烷烃工业产品, 被广泛应用于塑料添加剂、阻燃剂、密封剂和金属加工润滑剂等. 自从多氯联苯被禁用后, 氯化石蜡作为其替代品, 产量不断增加. 我国从上世纪50年代开始生产氯化石蜡, 目前已成为世界上最大的生产国和出口国^[1]. 根据碳链长度的不同, CPs可以分为短链(Short chain chlorinated paraffins, SCCPs, C₁₀—C₁₃)、中链(C₁₄—C₁₇)和长链氯化石蜡(C₁₈—C₃₀). 其中, SCCPs在环境介质中能够稳定存在, 易于在生物体内富集, 可以进行长距离迁移. 已有的报道表明其在水、底泥、大气、生物体内, 甚至是偏远地区均有检出^[2-4]. SCCPs具有较明显的水生生物毒性, 已经引起了国际社会的广泛关注. 美国

2013年10月14日收稿.

* 国家自然科学基金项目(21222702, 21077114)资助.

** 通讯联系人, Tel: 010-62849124; E-mail: ywwang@rcees.ac.cn

环境保护署、加拿大环境保护署、欧洲水框架协议等将其列为优控危险物品^[5], 斯德哥尔摩公约 POPs (Persistent organic pollutants) 审查委员会也将其列入 POPs 候选名单之中. 然而, 相对于其它 POPs 来说, SCCPs 的环境行为和毒性研究仍十分有限, 这可能是由于 SCCPs 的组成结构复杂, 且缺乏统一的标准品用于定量分析, 因此在前处理过程和分析检测方面都存在较大难度^[6].

SCCPs 可以通过生产、运输和使用等多种途径释放到环境介质当中. 作为一种工业添加剂, 由于其良好的阻燃性, CPs 被用于电器制品的绝缘电缆及绝缘板上, 因此在电子垃圾的拆解中, 如果拆解手段不当, 电子电器元件中的 SCCPs 会随着废液废渣排放到环境中. 尽管大多数国家已经对电子垃圾的进出口贸易加以限制, 但仍然有大量的电子垃圾非法输入中国和印度等发展中国家, 不规范的电子垃圾拆解活动在我国仍然存在. 本课题组之前的研究发现在浙江台州电子拆解中心的土壤中存在较高浓度的 CPs^[7]. Chen 调查了珠江三角洲地区河流沉积物中 SCCPs 的分布情况, 发现流经拆解地河流的沉积物中 SCCPs 浓度呈现逐年增高的趋势^[8].

本研究采集了台州电子垃圾拆解中心及周边区域的土壤样品, 通过高分辨气相色谱-电子捕获负化学源质谱 (HRGC-ECNI-MS) 技术, 调查该地区 SCCPs 的浓度水平和空间分布情况, 并研究了其单体组成特征及迁移转化规律.

1 实验部分

1.1 样品采集和样品前处理

台州市地处我国浙江省的中部沿海区域, 固废拆解是台州经济发展的重要组成部分. 该地区从上世纪 70 年代末开始从事废旧电子电器元件的拆解活动, 多以小型手工作坊为主, 拆解点小而分散, 拆解手段原始^[9], 其中峰江、白枫岙是台州地区典型的电子垃圾拆解集散中心. 近年来, 桐屿、横街、杜桥等地也开始出现不规范的固废垃圾拆解和公开焚烧等活动. 尽管当地政府已采取了相应措施来规范当地的电子垃圾拆解活动, 但电子垃圾所带来的污染仍然影响着当地的生态环境.

2008—2009 年间, 本课题组以峰江为中心, 共采集了台州电子垃圾拆解区域的 26 个土壤样品, 每个表层土壤样品 (0—20 cm) 由同一地点 (四角和中心; 约 10 m×10 m) 的 5 处土样混合而成. 详细分布如图 1 和表 1 所示. 采集的土壤样品经冷冻干燥、研磨过筛 (80 目) 之后, 用干净铝箔纸包好封装于聚乙烯密封袋中并于 -20 °C 低温保存.

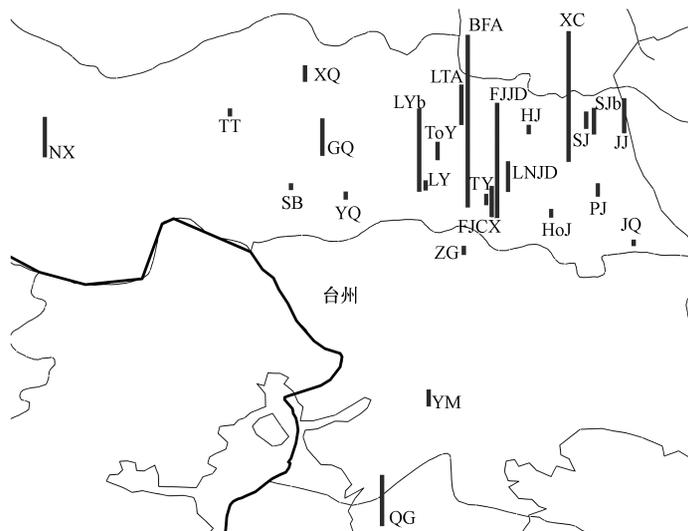


图 1 土壤采样点及其 Σ SCCPs 浓度空间分布图

Fig.1 Sampling locations and the corresponding spatial distributions of Σ SCCPs in soil samples

根据与拆解中心峰江距离的远近, 将样品分为以下 5 组, A 组 (BFA: 白枫岙, FJJD: 峰江街道, FJCX: 峰江拆解厂, LYb: 螺洋 2, LNJD: 路南街道); B 组 (XC: 下陈, LY: 螺洋, LTA: 龙潭岙, TY: 亭屿, ToY: 桐屿, PJ: 蓬街); C 组 (SJ: 三甲, HoJ: 洪家镇, ZG: 泽国, YQ: 院桥, SB: 沙埠, SJB: 三甲 2); D 组

(GQ:高桥, JJ:椒江农场, XQ:新前, TT:头陀, HJ:横街);E 组(QG:清港, NX:宁溪, YM:杨梅, JQ:金清), 分别表示与采样点中心峰江距离 0—5、5—10、10—20、20—30 km 以及 >30 km.

土壤样品通过加速溶剂萃取(Dionex ASE 350)进行提取. 萃取前称取 2 g 土样和 15 g 无水硫酸钠混合均匀, 加入 1 ng $^{13}\text{C}_{10}$ -反式氯丹做内标. 萃取溶剂为 1:1(V:V)的正己烷和二氯甲烷混合溶液, 萃取温度 100 °C, 系统压力 1500 psi, 加热时间 5 min, 静态时间 10 min, 循环 3 次, 冲洗体积 60%, 吹扫时间 60 s. 萃取结束后将萃取液浓缩至 50 mL, 加入活化铜粉除硫, 通过无水硫酸钠小柱进行过滤. 滤液旋转蒸发至 2 mL 后, 通过复合硅胶柱进一步净化, 复合硅胶柱从下至上依次为:3 g 弗罗里土, 2 g 中性硅胶, 5 g 酸性硅胶(30%, W/W)和 4 g 无水硫酸钠. 加样前用 50 mL 正己烷预淋洗柱子, 加样之后先用 35 mL 正己烷淋洗, 然后用 100 mL 正己烷:二氯甲烷(1:1, V:V)洗脱并接收. 将 100 mL 洗脱液旋转蒸发至 2 mL 后, 氮吹浓缩至 100 μL , 转溶剂为环己烷并转移至进样小瓶中. 仪器分析之前加入 10 ng ϵ -HCH 作为进样内标.

1.2 试剂及仪器

3 种 SCCPs 标准物质(氯含量分别为 51.5%、55.5% 和 63.0%) 和 ϵ -六氯环己烷(ϵ -HCH, 10 ng· μL^{-1} , 溶于环己烷)均购自 Ehrenstorfer GmbH(Augsburg, Germany), $^{13}\text{C}_{10}$ -反式氯丹($^{13}\text{C}_{10}$ -trans-chlordane 溶于壬烷, 纯度 99%)标准品购自 Cambridge Isotope Laboratories(Andover, USA).

所有有机试剂(包括正己烷、二氯甲烷、环己烷、丙酮、甲苯)均为农残级, 购自 Fisher Scientific(Hampton, NH). 硅胶(63—100 μm)和弗罗里土(60—100 mesh)购自 Merck(Whitehouse Station, NJ), 使用前分别于 550 °C 烘 12 h 和 140 °C 烘 7 h. 酸性硅胶的制备:在 100 g 中性硅胶中加入 40 g 浓硫酸并振荡均匀. 无水硫酸钠为分析纯, 使用前 660 °C 烘 6 h. 铜粉用浓盐酸活化, 然后用去离子水和丙酮清洗. 实验室用水均为二次蒸馏水.

仪器包括加速溶剂萃取仪(Dionex ASE 350), 旋转蒸发仪(Heidolph), 7890A 气相色谱串接 7000A 三重四极杆质谱联用仪(Agilent, USA).

1.3 仪器分析

仪器分析离子源选择负化学离子源. 进样通过 7683B 自动进样器, 采用 DB-5MS(柱长 30 m, 内径 0.25 mm, 膜厚 0.25 μm)毛细管柱, 不分流模式进样, 进样口温度 275 °C. 氦气作为载气, 恒流模式, 流速 1.0 mL·min $^{-1}$. 传输线和离子源温度分别为 275 °C 和 200 °C, 柱箱初始温度为 100 °C, 保持 1 min, 然后以 30 °C·min $^{-1}$ 升至 160 °C, 恒温 5 min, 最后以 30 °C·min $^{-1}$ 升至 310 °C, 恒温 17 min.

选择离子模式(SIM)检测电离产生的主要碎片离子[M—Cl] $^{-}$, 以同位素丰度最高和次高的碎片分别作为定量离子和定性离子. 每个样品进样 4 针, 依次扫描 C10、C11、C12 和 C13 的碳同族体. 通过比较保留时间、峰形和定量/定性离子的同位素丰度比来鉴别短链氯化石蜡. 根据氯化度和总响应因子的线性关系^[10]来进行具体的定量分析.

1.4 质量控制与质量保证(QA/QC)

实验过程中采用严格的质量控制和质量保证以确保分析定量的准确性. 前处理过程中所有的玻璃仪器在使用前后均用二氯甲烷润洗 3 次, 并放在马弗炉 400 °C 高温过夜. 每 10 个样品包含 1 个程序空白用于检测可能存在的交叉污染. 土壤样品中同位素内标的回收率是(88.13±24.83)%. 仪器检测限定义为信噪比为 3 时对应的浓度, 为 0.1 ng. 所有浓度报道数据均基于干重, 实验室空白样品中 Σ SCCPs 浓度均接近于检测限, 因此没有进行空白校正.

2 结果与讨论

2.1 短链氯化石蜡的浓度水平

如表 1 所示, SCCPs 在所有土壤样品中均有检出, 其浓度分布范围为 47.95—1298 ng·g $^{-1}$, 平均值为 276.7 ng·g $^{-1}$, 氯化度为 59.1%—62.8%. Σ SCCPs 的浓度要显著高于该地区其他 POPs 的浓度水平(Σ_{17} PCDD/Fs:0.18—1.17 ng·g $^{-1}$ 干重, Σ_{19} PCBs:0.43—21.3 ng·g $^{-1}$ 干重, Σ_{13} PBDEs 0.09—2.49 ng·g $^{-1}$ 干重)^[11]. 对比其它地区和介质中 Σ SCCPs 的浓度, 台州地区 Σ SCCPs 含量与 Zeng 等测定的污水灌溉

的农田土壤^[12]中的浓度水平相当,但明显高于我国东海^[13]及珠江流域^[14]沉积物中 Σ SCCPs的浓度.

Yuan等^[7]曾用EI-MS²测定台州土壤样品,其 Σ CPs浓度范围在911—4726 ng·g⁻¹干重,平均值为2689 ng·g⁻¹干重.对比于本工作的结果,EI-MS²测定的含量要明显高于通过ECNI源测定的CPs含量.由于EI-MS²测定的结果是短链和中链氯化石蜡的总量,而本工作所采用的ECNI-MS定量方法可通过比较定量离子和定性离子的积分面积,并对比中链和短链氯化石蜡的标准品,从而对SCCPs单体的定量进行逐一校正,可有效消除中链氯化石蜡对SCCPs定量所造成的干扰.同时由于本方法对于氯原子数小于5的单体基本无响应,这可能是造成本工作报道浓度显著低于Yuan等人浓度的重要原因.

在所有土壤样品中,总有机碳(Total organic carbon, TOC)的含量范围处于1.36%—9.13%之间,如表1所示.相关分析表明TOC和短链氯化石蜡的浓度之间并不存在明显的线性关系,暗示本研究区域SCCPs在土壤中的累积量并不完全取决于有机质含量,在其他相关文献中也得到过相似的结论^[15].

表1 台州市土壤样品中各单体及 Σ SCCPs的浓度、氯化度和TOC分布

Table 1 Concentrations of congeners and Σ SCCPs, degree of chlorination (Cl%) and contents of TOC (%) from Taizhou

采样点	氯化度/%	TOC/%	浓度/(ng·g ⁻¹ 干重)				
			Σ SCCPs	ΣC_{10}	ΣC_{11}	ΣC_{12}	ΣC_{13}
JQ	60.8	3.87	47.95	14.98	11.86	10.85	10.25
SB	60.6	6.29	52.46	19.52	12.78	13.79	6.37
YQ	60.9	4.37	60.30	21.86	18.13	10.59	9.72
TT	60.9	2.73	60.80	22.21	17.40	10.77	10.41
HJ	60.6	4.65	65.48	19.33	18.10	13.09	14.96
ZG	60.7	4.54	68.63	18.82	16.43	14.72	18.65
HoJ	60.7	3.81	71.45	20.48	19.12	15.54	16.31
LY	61.3	4.60	76.58	33.18	18.10	12.43	12.85
TY	60.2	4.59	86.17	24.30	34.08	13.34	14.45
PJ	61.1	4.33	101.2	37.06	27.96	19.99	16.22
XQ	60.4	5.14	125.7	32.41	37.25	25.87	30.18
YM	60.3	3.64	127.2	35.27	36.62	30.25	25.06
SJ	59.8	4.34	129.6	41.92	31.99	27.68	28.00
ToY	60.2	5.36	139.9	36.61	32.55	30.61	40.10
SJb	60.1	3.41	200.2	114.2	44.24	23.20	18.55
LNJD	61.2	1.36	231.0	96.64	69.61	41.59	23.20
FJCX	60.2	6.09	234.1	44.21	44.80	36.28	108.8
JJ	60.1	2.68	263.4	150.6	79.47	17.46	15.90
GQ	60.2	3.75	282.8	99.66	72.96	52.30	57.91
NX	60.5	4.78	303.5	187.3	76.82	19.36	20.00
LTA	60.0	5.66	304.1	170.3	88.94	24.20	20.62
QG	60.0	4.16	385.8	200.5	85.42	51.11	48.70
LYb	60.5	4.09	627.3	361.4	167.2	61.54	37.20
FJJD	60.3	9.13	867.3	527.9	211.8	72.03	55.54
XC	59.1	2.89	983.9	214.9	170.6	222.6	375.8
BFA	62.8	5.37	1298	179.8	441.0	453.2	224.3

2.2 短链氯化石蜡的空间分布特征

如图1所示,在所有采样点中, Σ SCCPs最高浓度是处于采样中心区域的白枫岙为1298 ng·g⁻¹,浓度最低的为距离拆解厂中心区域最远的E组中的金清,为47.95 ng·g⁻¹.土壤样品中 Σ SCCPs的浓度水平呈现随离峰江拆解中心距离的增加而逐渐降低的趋势,这与Fu等研究台州地区PCBs和PBDEs的空间分布特征一致^[16],进一步表明峰江地区可能是台州周边区域POPs污染的主要来源.图2中A组中 Σ SCCPs的浓度区间为231.0—1298 ng·g⁻¹(平均值为651.6 ng·g⁻¹),明显高于其他各组.除A组外,B组样品中 Σ SCCPs的平均浓度也略高于其它采样点.Chen等人在研究珠江沉积物中SCCPs的污染分布时^[8],发现电子拆解地区的底泥中SCCPs浓度高于对照区域浓度(平均值为2800 ng·g⁻¹干重),表明电子拆解活动所释放的SCCPs可能是其向周边环境排放的一个潜在的源.

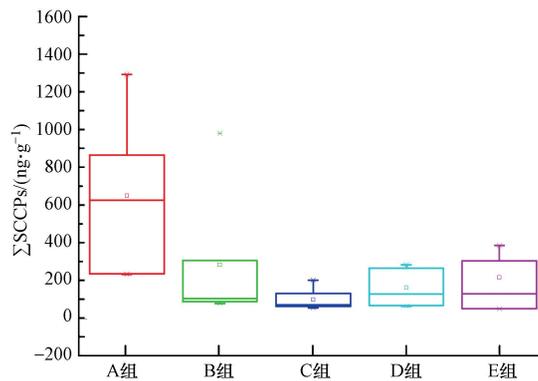


图2 台州市不同区域土壤样品中 Σ SCCPs浓度分布箱图

Fig.2 The Σ SCCPs concentrations in soil samples from different areas of Taizhou

2.3 短链氯化石蜡的单体分布特征

图3(a)为台州市土壤样品中SCCPs单体特征分布图.从碳链长度来看, C_{10} 为其最主要的碳同族体,占总组分的37.73%,其次为 C_{11} 单体,占 Σ SCCPs的26.53%, C_{12} 和 C_{13} 单体组分最低,分别为17.69%和18.05%.Gao^[17]等调查了辽河流域土壤、底泥中SCCPs单体组成情况,发现 C_{10} 和 C_{11} 为其主要的碳单体,并表明这可能是由于更短碳链的SCCPs有着更高的蒸气压和更好的溶解性.

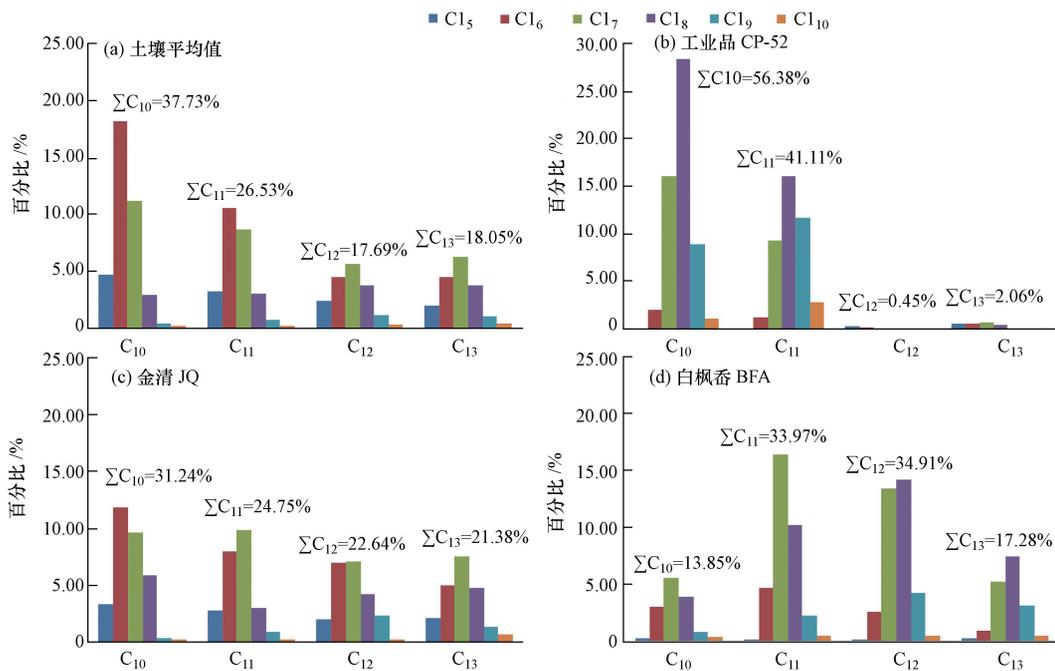


图3 SSCP单体分布图

Fig.3 SSCP congener group profiles

本课题组测定了我国主要工业产品CP-52的单体组成,发现其与台州土壤的碳单体组成类似.就氯原子取代而言,工业品CP-52中以 Cl_8 和 Cl_7 为主,台州样品中的氯原子同族体平均丰度顺序为 $Cl_6 > Cl_7 > Cl_8 > Cl_5 > Cl_9 > Cl_{10}$,其中 Cl_6 和 Cl_7 约占 Σ SCCPs的69.57%.在所有单体当中, $C_{10}H_{16}Cl_6$ 的含量最高,约占总量的22.33%,这个结果与之前有关大气和软体动物^[18-19]中的SCCPs的单体分布特征相似.

图3(c)和(d)分别代表金清和白枫蚕两个典型采样点土壤样品中SCCPs的单体分布情况.从图中可以看出,台州市不同区域土壤中SCCPs的单体组成并不完全一致.在金清的土壤样品中, C_{10} 单体的浓度最高为31.24%, C_{11-13} 单体的浓度水平相近.从氯原子取代来看, Cl_6 和 Cl_7 为最主要的氯原子同族体.然而在白枫蚕处,其碳链组成呈现 $C_{12} \approx C_{11} > C_{13} > C_{10}$,氯原子取代则主要为 Cl_7 和 Cl_8 .这种单体差异可能是由于该地还存在其他未知的SCCPs排放源.图4为土壤样品中SCCPs的同系物组成的径向迁

移分布,可以看出随距拆解中心距离的变化,SCCPs的单体组成并未呈现明显的分布特征.根据相关文献的报道^[8],链长较短、氯化度较低的单体具有更强的远距离迁移能力,在距离污染源较远的地区,短链低氯代组分的相对丰度较高.但本文中并未发现类似的情况,可能是由于峰江拆解中心并非当地短链氯化石蜡的唯一排放源.

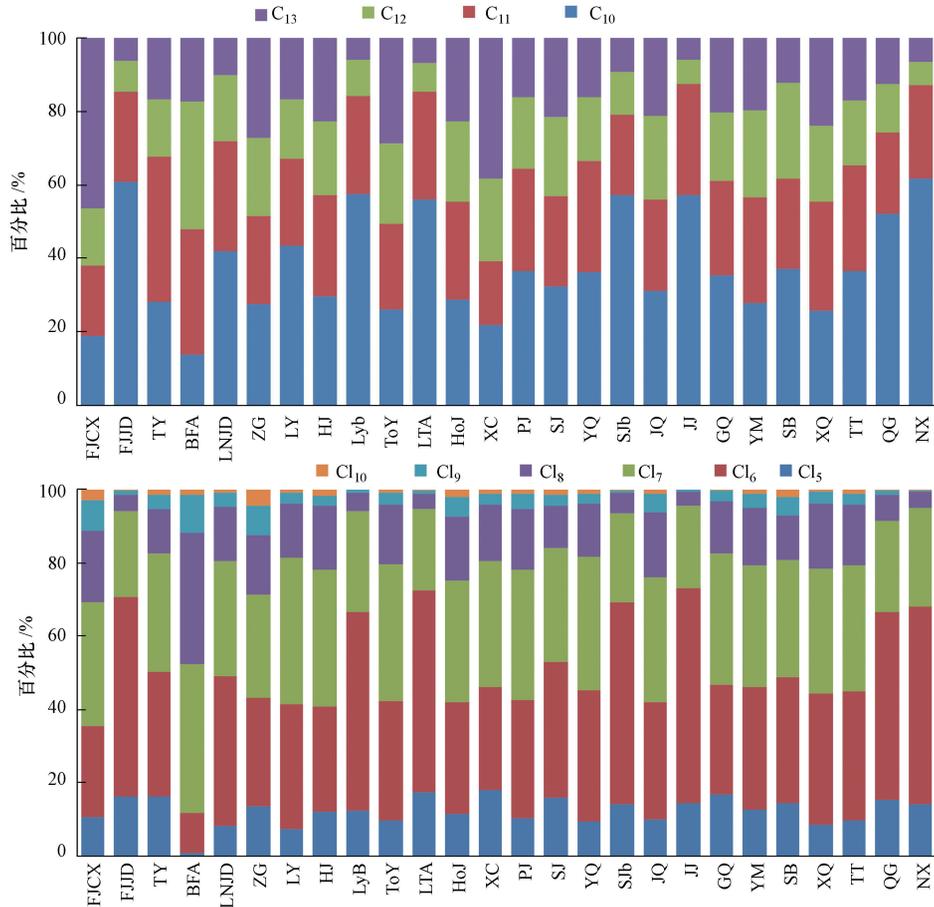


图4 SCCPs单体分布(随距离由近及远)趋势图

Fig.4 Variations of relative abundance of SCCPs congener groups with distance

2.4 SCCPs 主成分分析

利用主成分分析技术对台州土壤样品中SCCPs各单体浓度进行了特征分类,提取占总变量66.1%的前两个变量作为第一主成分(PC1:44.9%)和第二主成分(PC2:21.2%),结果如图5(a)所示.

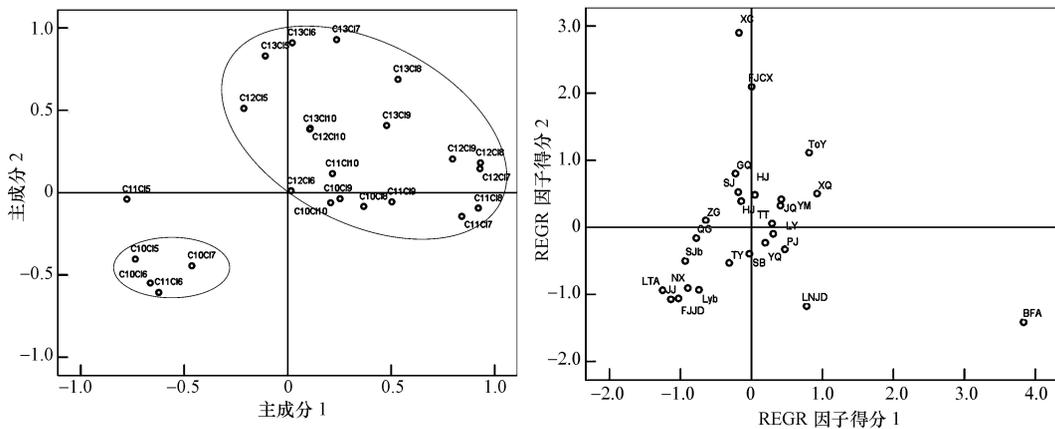


图5 台州土壤样品中SCCPs的载荷图(a)和得分图(b)

Fig.5 Loading (a) and score (b) plot of PCA for SCCPs in the soil samples collected from Taizhou

对比载荷图(a)和得分图(b),在载荷图中,SCCPs的24种单体主要集中在第一象限和第三象限,在散点图中,各采样点均集中在原点附近和第三象限,说明整体上,台州地区土壤样品存在相似的单体分布,主要为 $C_{10}H_{17}Cl_5$ 、 $C_{10}H_{16}Cl_6$ 、 $C_{11}H_{18}Cl_6$ 和 $C_{10}H_{15}Cl_7$ 。大多数采样点(除了BFA、XC、FJCX和LNJD)聚集为一类,表明大多数采样点土壤中的SCCPs具有相似的来源。

3 结论

本文利用高分辨气相色谱-电子捕获负化学离子源低分辨质谱(HRGC-ECNI-LRMS)联用技术测定了台州电子拆解中心及周边区域表层土壤样品中SCCPs的含量水平,并分析了其空间分布情况和单体分布特征。结果表明,台州地区土壤样品中含有较高浓度的SCCPs,并且存在明显的空间分布特征,即 Σ SCCPs的浓度随距拆解中心距离增加而逐渐降低,说明电子拆解活动可能是周围环境中短链氯化石蜡的一个来源,对于SCCPs在该地区的迁移规律及潜在的环境风险值得进一步关注。

参 考 文 献

- [1] 唐恩涛,姚丽芹. 氯化石蜡行业现状及发展趋势[J]. 中国氯碱, 2005, 2:1-3
- [2] Tomy G T, Stern G A. Analysis of C14—C17 polychloro-*n*-alkanes in environmental matrixes by accelerated solvent extraction-high-resolution gas chromatography/electron capture negative ion high-resolution mass spectrometry[J]. Anal Chem, 1999, 71:4860-4865
- [3] Marvin C H, Painter S, Tomy G T. Spatial and temporal trends in short-chain chlorinated paraffins in Lake Ontario sediments[J]. Environ Sci Technol, 2003, 37(20): 4561-4568
- [4] Barber J L, Sweetman A J, Thomas G O, et al. Spatial and temporal variability in air concentrations of short-chain (C10-C13) and medium-chain (C14-C17) chlorinated *n*-alkanes measured in the UK atmosphere[J]. Environ Sci Technol, 2005, 39 (12):4407-4415
- [5] 王亚鞞,蔡亚岐,江桂斌. 斯德哥尔摩公约新增持久性有机污染物的一些研究进展[J]. 中国科学(化学), 2010, 40:99-123
- [6] Eljarrat E, Barceló D. Quantitative analysis of polychlorinated alkanes in environmental samples[J]. Trends Anal Chem, 2006, 25: 421-434
- [7] Yuan B, Wang Y W, Fu J J, et al. An analytical method for chlorinated paraffins and their determination in soil samples[J]. Chinese Science Bulletin, 2010, 55(19):2395-2401
- [8] Chen M Y, Luo X J, Zhang X L, et al. Chlorinated paraffins in sediments from the Pearl River Delta, South China: Spatial and temporal distributions and implication for processes[J]. Environ Sci Technol, 2011, 45(23):9936—9943
- [9] 傅建捷,王亚鞞,周麟佳,等. 我国典型电子垃圾拆解地持久性有毒化学污染物污染现状[J]. 化学进展, 2011, 23(8):1755-1768
- [10] Reth M, Zencak Z, Oehme M, et al. New quantification procedure for the analysis of chlorinated paraffins using electron capture negative ionization mass spectrometry[J]. J Chromatogr A, 2005, 1081(2):225-231
- [11] Shang H T, Wang P, Wang T, et al. Bioaccumulation of PCDD/Fs, PCBs and PBDEs by earthworms in field soils of an E-waste dismantling area in China[J]. Environment International, 2013(54):50-58
- [12] Zeng L X, Wang T, Han W Y. Spatial and vertical distribution of short chain chlorinated paraffins in soils from wastewater irrigated farmlands[J]. Environ Sci Technol, 2011, 45(6):2100-2106
- [13] Zeng L X, Zhao Z S, Li H J, et al. Distribution of short chain chlorinated paraffins in marine sediments of the East China Sea: Influencing factors, transport and implications[J]. Environ Sci Technol, 2012, 46(18):9898-9906
- [14] Wang Y, Li J, Cheng Z N, et al. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in air and soil of subtropical terrestrial environment in the Pearl River Delta, South China: Distribution, composition, atmospheric deposition fluxes, and environmental fate[J]. Environ Sci Technol, 2013, 47(6):2679-2687.
- [15] Zeng Lixi, Wang Thanh, Wang Pu, et al. Distribution and trophic transfer of short-chain chlorinated paraffins in an aquatic ecosystem receiving effluents from a sewage treatment plant[J]. Environ Sci Technol, 2011, 45(13): 5529-5535
- [16] Fu J J, Wang Y W, Zhang A Q. Spatial distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyl ethers (PBDEs) in an e-waste dismantling region in Southeast China: Use of apple snail (*Ampullariidae*) as a bioindicator[J]. Chemosphere, 2011, 82(5): 648-655
- [17] Gao Y, Zhang H J, Su F, et al. Environmental occurrence and distribution of short chain chlorinated paraffins in sediments and soils from the Liaohe River basin, P. R. China[J]. Environ Sci Technol, 2012, 46(7):3771-3778
- [18] Yuan B, Wang T, Zhu N L, et al. Short chain chlorinated paraffins in mollusks from coastal waters in the Chinese Bohai Sea[J]. Environ Sci Technol, 2012, 46(12):6489-6496
- [19] Wang T, Han S L, Yuan B, et al. Summer-winter concentrations and gas-particle partitioning of short chain chlorinated paraffins in the atmosphere of an urban setting[J]. Environmental Pollution, 2012(171): 38-45