

· 解析评价 ·

电子垃圾回收地得克隆的污染水平及分布特征

禹甸, 鲜啟鸣*

(南京大学环境学院, 污染控制与资源化国家重点实验室, 江苏 南京 210023)

摘要:对浙江某电子垃圾回收地水体、沉积物、土壤以及大气中得克隆(DP)的污染水平及分布特征进行了调查。结果表明,水、沉积物、土壤和大气样品中均检测出了DP,分别为 $0.843 \sim 1.56 \text{ ng/L}$, $0.185 \sim 7.03 \text{ ng/g}$ 干重, $0.115 \sim 26.4 \text{ ng/g}$ 干重和 11.2 pg/m^3 ;该区域DP分布特征表明电子垃圾的拆解和焚烧是环境中DP的重要来源。

关键词:得克隆; 电子垃圾回收地; 环境介质

中图分类号:X508

文献标识码:B

文章编号:1674-6732(2014)03-0036-05

Levels and Spatial Distribution of Dechlorane Plus Electronic Waste Recycling Site

YU Dian, XIAN Qi-ming*

(State key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, School of Environment, Nanjing University, Nanjing, Jiangsu 210023, China)

Abstract: Dechlorane Plus (DP), a new chlorinated flame retardant, has been widely used in electronic products. In this research, the levels and spatial distribution of DP in water, sediment, soil and atmosphere from an electronic waste (e-waste) recycling site in Zhejiang Province were investigated. The results showed that DP were detected in all samples. The concentrations of DP in water, sediment, soil and atmosphere ranged from 0.843 to 1.56 ng/L , 0.185 to 7.03 ng/g dry weight (dw), 0.115 to 26.4 ng/g dw and 11.2 pg/m^3 , respectively. The spatial distribution of DP supported that e-waste dismantling and burning process was the important source of DP.

Key words: Dechlorane Plus; E-waste recycling site; Environmental media

得克隆(Dechlorane Plus,简称DP)是一种新型的高氯代阻燃剂,20世纪60年代,作为灭蚊灵阻燃剂的替代品而被广泛应用于电线电缆、电子设备连接器等材料的生产中^[1-3]。DP由摩尔比为2:1的六氯环戊二烯和1,5-环辛二烯经Diels-Alder反应合成,具有syn-DP和anti-DP2种同分异构体^[4]。已被生产使用了近50 a,美国环境保护局将其划分为高产量化合物^[2],直到近年来,其带来的环境问题才逐渐引起人们的重视。从2006年首次在北美5大湖区大气、沉积物和鱼体中检出DP至今,科研工作者逐渐在北美、欧洲以及我国的多种介质中检出了DP,说明该物质已广泛存在于环境中^[5-11]。

电子垃圾的拆解和焚烧活动会导致垃圾中DP的释放^[9,12]。浙江是外国电子垃圾进入中国的主要省份^[13]。大量电子垃圾流入废物回收作坊,直接破碎、焚烧等废物处理法通常会导致大量有毒有

害物质直接进入环境,带来了严重的污染。目前关于浙江电子垃圾回收地DP污染现状的研究鲜有报道。现选取浙江某电子垃圾回收地作为研究对象,调查其水体、沉积物、土壤、大气中DP的残留,分析电子垃圾回收地DP的污染水平及分布特征。

1 研究方法

1.1 仪器与试剂

Trace GC Ultra型气相色谱与ISQ四极杆质谱联用仪(Thermo Scientific,美国),DB-5 MS色谱柱($30 \text{ m} \times 0.25 \text{ mm} \times 0.25 \mu\text{m}$,J&K Scientific,美国),ECHO Hivol型大气采样器(TCR,意大利)。

收稿日期:2014-02-18;修订日期:2014-03-10

基金项目:环保行业公益性科研专项基金资助项目(201209016);国家高技术研究发展计划(八六三计划)基金资助项目(2013AA06A309)。

作者简介:禹甸(1988—),女,硕士,从事环境有机分析研究。

*通讯作者:鲜啟鸣 E-mail:xianqm@nju.edu.cn

syn - DP、*anti* - DP、¹³C₁₂ - PCB - 208(内标)和¹³C₁₂ - PCB - 209(回收率指示物)标准溶液均购自美国剑桥同位素实验室, 纯度: $\geq 98\%$ 。

1.2 样品采集

研究区域内有一条南北流向的小河贯穿污染场地, 场地周围分布有成片的树丛和零星的农田。水的采样点分别设在场地外上游居民小区(W-1)、场地内污染集中区上游(W-2)、场地内污染集中区(W-3)、场地外下游入江口(W-4), 同时采集沉积物样品(Se-1~Se-4)。根据场地内作业情况, 将8个土壤采样点(So-1~So-8)分别设在电子垃圾堆放和拆解区、焚烧区、场地附近农田和树林。大气采样点设在一家废物回收作坊的空地上(Air)。

采样时间为2013年9月。采集河流表层水样存放于棕色细口瓶中, 沉积物和土壤分别采用不锈钢抓斗和不锈钢铲采集, 采样深度均为0~20 cm。

大气样品采用大气采样器采集, 采样时间为24 h, 流量为200 L/min, 大气中颗粒物截留于玻璃纤维滤膜(直径:100 mm), 气态部分收集于聚氨酯泡沫(PUF, 高:76.2 mm, 直径:63.6 mm)。使用前, 滤膜置于450 °C下烘烤4 h, PUF用正己烷和丙酮混合溶剂(研究所使用的混合溶剂体积比皆为1:1)索氏提取96 h。样品用锡箔纸包裹后置于密封袋中低温保存。

1.3 样品前处理

1.3.1 水样

将经回收率指示物加标后的2 L水样, 用200 mL二氯甲烷液液萃取10 min, 每个样品萃取3次。萃取液浓缩至2 mL后过3 g无水硫酸钠和5 g硅胶柱净化, 柱子用40 mL正己烷和二氯甲烷混合溶剂洗脱, 洗脱液经旋蒸氮吹至小体积后溶剂置换为异辛烷, 加入内标后定容为200 μL。

1.3.2 土壤和沉积物样品

将经冷冻干燥过的土壤和沉积物样品研磨后

过60目筛。取10 g加标后的样品于索式提取器中, 用150 mL正己烷和丙酮混合溶剂提取24 h。提取液用少量浓硫酸除脂, 浓缩后过3 g无水硫酸钠和10 g硅胶柱净化, 柱子用50 mL正己烷和二氯甲烷混合溶剂洗脱, 后续处理同水样。

1.3.3 大气样品

将加标后的滤膜和聚氨酯泡沫分别移入索氏提取器中, 提取方法同土壤样品。提取液经浓缩后过3 g无水硫酸钠和7 g硅胶柱净化, 后续处理同土壤样品。

1.4 GC-MS 分析条件

气相色谱条件:程序升温的初始温度为90 °C, 保持0.5 min, 以25 °C/min速度升至240 °C, 以2 °C/min升至260 °C, 最后以20 °C/min升至280 °C, 保持20 min。进样口温度为260 °C, 载气为高纯He, 流量为1 mL/min。进样体积为1 μL, 不分流进样。

质谱条件:质谱采用负化学源(NCI), 温度为200 °C。反应气为甲烷, 流量为2 mL/min。传输线温度为280 °C。扫描模式:选择离子扫描模式(SIM)。扫描离子:653.5/651.5/655.5(*syn*-DP和*anti*-DP)、441.7/473.7/475.7(¹³C₁₂-PCB-208)、509.7/475.7/511.7(¹³C₁₂-PCB-209)。

1.5 土壤和沉积物有机质的测定

取10 g土壤或沉积物样品于105 °C下干燥8 h至恒重, 后置于550 °C下烘烤6 h, 用于测定土壤和沉积物有机质百分含量(*f_{om}*, %)。

1.6 质量保证和质量控制

程序空白中未检出DP。表1为方法的加标回收率和检出限。

结果表明该方法适用于环境样品的检测。除W-2(33%)和W-3(57%)2者较低外, 其他样品¹³C₁₂-PCB-209的加标回收率均为71%~130%。实验结果进行了回收率校正^[7]。W-2和W-32者回收率较低的原因可能为水样中DP的浓度是悬浮物和溶解态浓度的加和, 上述2个样品

表1 方法加标回收率和检出限(*n*=3)

环境介质	加标回收率/%			检出限	
	¹³ C ₁₂ -PCB-209	<i>syn</i> -DP	<i>anti</i> -DP	<i>syn</i> -DP	<i>anti</i> -DP
土壤和沉积物	84.2~94.1	84.1~98.7	80.2~86.3	0.006 ng/g	0.006 ng/g
大气	103~106	108~109	106~115	0.2 pg/m ³	0.2 pg/m ³
	93.9~105	89.2~104	90.3~110		
水	73.5~83.8	92.1~107	90.1~97.5	0.030 ng/L	0.030 ng/L

的悬浮物较多,为达到较好的干燥目的,实验中增加了干燥剂无水硫酸钠的用量,无水硫酸钠遇水结块后会造成物质的损失。但从方法加标回收率的结果看,校正后的结果仍具有可信度。

2 结果与讨论

2.1 电子垃圾回收地 DP 的污染特征

研究区域内所有样品均检出了 DP,见表 2。

表 2 水、沉积物、土壤和大气中 DP 值、*syn*-DP 异构体比例(f_{syn})、土壤和沉积物有机质百分含量(f_{om})^①

采样点位	纬度	经度	<i>syn</i> -DP	<i>anti</i> -DP	DP	f_{syn}	$f_{om}/\%$
W - 1	N29°55'50.81"	E121°30'22.33"	0.176	0.667	0.843	0.21	
W - 2	N29°55'26.74"	E121°30'06.40"	0.176	0.752	0.928	0.19	
W - 3	N29°55'22.70"	E121°30'04.31"	0.367	1.19	1.56	0.24	
W - 4	N29°55'15.06"	E121°30'01.62"	0.237	0.680	0.917	0.26	
Se - 1	N29°55'50.81"	E121°30'22.33"	1.85	5.18	7.03	0.26	9.44
Se - 2	N29°55'26.74"	E121°30'06.00"	0.146	0.368	0.514	0.28	3.90
Se - 3	N29°55'22.70"	E121°30'04.31"	0.277	0.823	1.10	0.25	4.51
Se - 4	N29°55'15.06"	E121°30'01.62"	0.044	0.141	0.185	0.24	4.66
So - 1	N29°55'27.48"	E121°30'06.18"	0.065	0.101	0.166	0.39	6.60
So - 2	N29°55'22.74"	E121°30'03.39"	1.54	4.18	5.72	0.27	19.2
So - 3	N29°55'22.39"	E121°30'08.00"	0.111	0.497	0.608	0.18	5.25
So - 4	N29°55'20.11"	E121°30'04.01"	0.035	0.080	0.115	0.30	5.10
So - 5	N29°55'19.72"	E121°30'02.83"	0.117	0.427	0.544	0.22	5.91
So - 6	N29°55'18.04"	E121°30'05.51"	8.59	17.8	26.4	0.33	26.3
So - 7	N29°55'16.80"	E121°30'11.28"	0.095	0.239	0.334	0.28	5.74
So - 8	N29°55'15.81"	E121°30'05.20"	0.106	0.184	0.290	0.37	5.62
Air	N29°55'22.04"	E121°30'06.05"	3.1	8.1	11.2	0.28	

①水:ng/L;沉积物:ng/g 干重;土壤:ng/g 干重;大气:pg/m³。

水体中 DP 为 0.843 ~ 1.56 ng/L(均值为:1.06 ng/L),其中最高值(W - 3)位于场地内污染集中区,DP 分布呈现由场地上游向场地污染集中区递增后向场地下游递减的趋势,说明电子垃圾拆解回收是水体中 DP 的重要来源之一。水中 DP 值高于 Qi 等^[14]报道的松花江(0.030 ~ 1.20 ng/L),低于哈尔滨市区(0.210 ~ 2.40 ng/L)水中 DP 的值。

沉积物中 DP 为 0.185 ~ 7.03 ng/g 干重(均值:2.21 ng/g 干重),呈现由污染场地向周边地区递减趋势。Se - 1 即污染场地上游居民小区河流沉积物中 DP 为 7.03 ng/g 干重,为最高值。主要污染来源可能为小区生活污水及垃圾中的 DP。该河流水流较缓,沉积物迁移能力弱,导致沉积物长期富集水中的 DP 使得其值较高,具体原因有待进一步调查。沉积物中 DP 值低于 DP 生产工厂所在地江苏淮安的京杭运河(1.86 ~ 8.00 ng/g 干重)^[8] 和北美的安大略湖(1.85 ~ 105 ng/g 干重)^[1],但高于 5 大湖除安大略湖外其他四湖(未检出 ~ 4.93 ng/g 干重)^[1],渤海湾(0.890 ~ 2.11 ng/g 干重)^[15] 以及无典型污染源的松花江(未检出 ~ 0.160 ng/g 干重)^[14] 沉积物中 DP 的浓

度,说明 DP 的生产和电子垃圾的拆解是环境中 DP 的主要来源。

土壤中 DP 为 0.115 ~ 26.4 ng/g 干重(均值:4.27 ng/g 干重),其中 So - 6(电子垃圾堆放拆解点)和 So - 2(电子垃圾焚烧点)2 者值较高,附近农田和树林土壤中 DP 为 0.115 ~ 0.608 ng/g 干重,说明电子垃圾拆解和焚烧是造成周边土壤 DP 污染的主要原因。DP 的最高值低于华南电子垃圾回收地周边(47.4 ng/g 干重),高于工业区(4.65 ng/g 干重)土壤中 DP 的最高值^[9]。此外,土壤中 DP 值高于哈尔滨市(10.0×10^{-3} ~ 12.5×10^{-3} ng/g 干重)^[7],但远低于江苏淮安 DP 生产工厂周边($5.11 \sim 1.34 \times 10^4$ ng/g 干重)^[8] 土壤中 DP 的浓度。土壤中 DP 均值较无典型污染源的哈尔滨市高出 2 个数量级,说明电子垃圾的拆解会导致 DP 释放进入环境中。

大气颗粒物中 DP 为 11.2 pg/m^3 ,气态部分未检出,与 Ren 等^[6]报道 DP 主要存在于颗粒物中结论一致,与 Hoh 等^[5]提出的大气中 DP 仅有不到总量 1% 的部分分配于气态中的结论相符合(低于方法检出限),也与 DP 的饱和蒸气压很小(200°C 时

0.799 9 Pa) 以及疏水性较强直接相关^[4]。大气中 DP 值高于美国克利夫兰市 [(7.2 \pm 1.2) pg/m³] 和芝加哥市 [(2.4 \pm 0.3) pg/m³]^[16], 也高于我国黑龙江省哈尔滨市 (0.4 pg/m³)^[7] 和青海省西宁市 (5.0 \times 10^{-2} \sim 1.5 pg/m³)^[17], 但远低于江苏淮安 DP 生产厂周边 (7.7 \times 10^3 \sim 2.7 \times 10^4 pg/m³)^[8] 大气中 DP 的值, 说明电子垃圾拆解地大气中 DP 的污染程度较远离典型污染源的城市严重, 但轻于 DP 生产工厂周边的大气污染。

2.2 DP 2 种同分异构体比例

syn-DP 或 *anti*-DP 异构体与 DP 总质量浓度的比值 (f_{syn} 或 f_{anti}) 通常作为研究 DP 在环境中迁移转化的依据。选取 f_{syn} 即 $f_{syn} = [syn - DP]/([syn - DP] + [anti - DP])$ 探讨 DP 脱离产品进入环境后的转化情况。样品中 f_{syn} 的数值为 0.18 ~ 0.39。目前商业产品 f_{syn} 为 0.20 ~ 0.36^[1,5,18-19], 也有 0.40 ~ 0.41^[8]。现采用 0.35^[20] (商业产品 f_{syn} 的平均值) 作为标准, 利用单一样本 *t* 检验 (显著性水平 $\alpha = 0.05$) 分析样品与商业产品 f_{syn} 值的差异 (采用 SPSS 16.0 软件分析), 结果显示土壤样品的 f_{syn} 与 0.35 相比无显著性差异 ($P > 0.05$), 而水体和沉积物样品呈现了显著性差异 ($P < 0.05$), 这说明与商业产品相比, 除土壤样品外, 水体和沉积物样品中 DP 发生了异构体选择性降解。由水体、沉积物以及大气样品的 f_{syn} 均 < 0.35 可知, 该区域上述 3 种介质中 DP 发生了 *syn*-DP 降解和 *anti*-DP 富集变化^[2,5,20]。环境中 DP2 种异构体的比例会受到微生物降解、长距离迁移、生物富集等因素的影响^[5,15,21]。

2.3 土壤和沉积物的 f_{om} 与 DP 关系

有机质会影响土壤和沉积物中有机物浓度水平。测定土壤和沉积物的 f_{om} 值为 3.90% ~ 26.3% (表 2)。对所有数据进行 Shapiro-Wilk 检验 (SPSS 16.0), f_{om} 和 DP 的数据均不服从正态分布。采用 Spearman 秩相关分析法对 2 者的关系研究, 统计分析结果显示 f_{om} 与 DP 之间不存在相关性 ($P > 0.05$), 说明有机质对 DP 无显著性影响, 这与 Wang 等^[22] 的研究相一致。

3 结论

(1) 研究区域 DP 质量浓度分布呈现由污染场地向周边区域递减的趋势, 这说明电子垃圾拆解和

焚烧是环境中 DP 的重要来源;

(2) 与商业产品相比, 除土壤样品外, 水、沉积物、大气样品中 DP 均发生了明显的异构体转化;

(3) 土壤和沉积物的有机质百分含量与 DP 之间不存在相关性。

[参考文献]

- SHEN L, REINER E J, MACPHERSON K A, et al. Identification and screening analysis of halogenated norbornene flame retardants in the Laurentian Great Lakes: d, l, echloranes 602, 603, and 604 [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(2): 760-766.
- SVERKO E, TOMY G T, REINER E J, et al. Dechlorane plus and related compounds in the environment: a review [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(12): 5088-5098.
- 李宇霖, 孟祥周, 赵丽芳, 等. 环境中新兴有机污染物得克隆的研究进展 [J]. 环境科学与技术, 2012, 35(2): 79-83.
- XIAN Q, SIDDIQUE S, LI T, et al. Sources and environmental behavior of Dechlorane Plus - A review [J]. Environment International, 2011, 37(7): 1273-1284.
- HOH E, ZHU L Y, HITES R A. Dechlorane Plus, a chlorinated flame retardant, in the Great Lakes [J]. IAGLR Conference Program and Abstracts, 2006, 49: 80-80.
- REN N, SVERKO E, LIY F, et al. Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in Chinese air [J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(17): 6476-6480.
- MA W L, LIU L Y, HONG Q, et al. Dechlorane Plus in multimedia in northeastern Chinese urban region [J]. Environment International, 2011, 37(1): 66-70.
- WANG D G, YANG M, QI H, et al. An Asia-specific source of Dechlorane Plus: concentration, isomer profiles, and other related compounds [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(17): 6608-6613.
- YU Z, LU S, GAO S, et al. Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in the surface soils from e-waste recycling areas and industrial areas in south China [J]. Environmental Pollution, 2010, 158(9): 2920-2925.
- DE LA TORRE A, SVERKO E, ALAEE M, et al. Concentrations and sources of Dechlorane Plus in sewage sludge [J]. Chemosphere, 2011, 82(5): 692-697.
- 孔祥华. 高氯代阻燃剂得克隆在环境中的分布与归趋 [J]. 江西农业学报, 2011, 23(4): 156-158.
- 袁陆姈, 陆光华, 叶秋霞, 等. 环境中得克隆的蓄积及毒理学效应 [J]. 环境与健康杂志, 2013, 30(6): 550-553.
- 北京晨报. 全球电子垃圾七成倒进中国 二手货多是洋垃圾 [R/OL]. 新华网, 2007. [2013-11-1]. http://news.xinhuanet.com/tech/2007-01/09/content_5581834.htm.

(下转第 43 页)

表7 各采样点潜在风险系数 E_r^i 和潜在风险指数RI值

采样点	E_r^i						C_T	总体污染程度	RI	总的潜在风险程度
	Cd	Cu	Pb	Cr	Zn	Hg				
1#	6.72	1.88	1.52	1.65	0.41	9.60	10.2	3.40	低度	31.98
2#	5.97	1.65	1.36	1.61	0.40	9.60	11.5	3.40	低度	32.09
3#	6.30	1.67	1.44	1.51	0.40	11.2	10.3	3.30	低度	32.82
4#	5.82	1.80	1.36	1.77	0.43	8.00	10.9	3.43	低度	30.08
5#	6.99	1.90	1.65	1.82	0.41	6.40	10.0	3.42	低度	29.17
6#	5.01	1.88	1.24	1.90	0.38	8.00	9.27	3.26	低度	27.68
7#	5.34	1.76	1.28	1.83	0.41	9.60	11.5	3.50	低度	31.72
8#	5.31	1.85	1.46	1.70	0.40	8.00	10.9	3.38	低度	29.62
9#	4.89	1.82	1.28	1.65	0.40	9.60	9.60	3.20	低度	29.24
10#	5.91	2.03	1.76	1.86	0.42	14.4	9.53	3.62	低度	35.91
11#	6.09	1.88	1.36	1.64	0.44	6.40	10.1	3.28	低度	27.91
12#	5.88	2.08	1.51	1.68	0.44	9.60	10.0	3.44	低度	31.19
13#	5.37	1.81	1.50	1.59	0.45	6.40	11.0	3.35	低度	28.12
均值	5.82	1.85	1.44	1.71	0.41	9.0	10.4			
风险贡献百分比	20.70	6.58	5.12	6.08	1.46	32.00	37.00			100

3 结论

(1) 淮安市某垃圾填埋场研究区域土壤环境良好,Cu,Zn,Pb,Cd,Cr,Hg,As重金属质量比最大值及平均值均未超过《土壤环境质量标准》(GB 15618-95)二级标准。从变异系数来看,各重金属含量的离散程度Hg金属最大,具有较强变异性。变异系数大小排序为:Hg>Pb>Cu>Cd>As>Cr>Zn。从单项污染指数和综合污染指数看,评价区域土壤属于清洁安全等级。

(2) 潜在生态风险评价表明,填埋场研究区域土壤重金属总体潜在风险程度低,对环境危害不大,风险等级均处于安全等级。重金属污染物潜在生态风险顺序为:As>Hg>Cd>Cu>Cr>Pb>Zn。其中

As对环境的潜在生态风险贡献最大,潜在生态贡献比达到37%,存在较高的潜在生态风险。

[参考文献]

- [1] 侯晓龙,马祥庆.中国城市垃圾的处理现状及利用对策[J].污染防治与技术,2005,18(6):19-23.
- [2] 罗永清,陈银萍,陶玲,等.兰州市农田土壤重金属污染评价与研究[J].甘肃农业大学学报,2011,46(1):104-110.
- [3] 于云江,胡林凯,杨彦,等.典型流域农田土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].环境科学研究,2010(12):81-85.
- [4] 滑丽萍,华珞,高娟,等.中国湖泊底泥的重金属污染评价研究[J].土壤,2006(4):16-23.
- [5] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control a sediment logical approach[J]. Water Research,1980,14(8):975-1001.
- [6] 侯晓龙,马祥庆.中国城市垃圾的处理现状及利用对策[J].污染防治与技术,2005,18(6):19-23.
- [7] 罗永清,陈银萍,陶玲,等.兰州市农田土壤重金属污染评价与研究[J].甘肃农业大学学报,2011,46(1):104-110.
- [8] 于云江,胡林凯,杨彦,等.典型流域农田土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].环境科学研究,2010(12):81-85.
- [9] 滑丽萍,华珞,高娟,等.中国湖泊底泥的重金属污染评价研究[J].土壤,2006(4):16-23.
- [10] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control a sediment logical approach[J]. Water Research,1980,14(8):975-1001.
- [11] 侯晓龙,马祥庆.中国城市垃圾的处理现状及利用对策[J].污染防治与技术,2005,18(6):19-23.
- [12] 罗永清,陈银萍,陶玲,等.兰州市农田土壤重金属污染评价与研究[J].甘肃农业大学学报,2011,46(1):104-110.
- [13] 于云江,胡林凯,杨彦,等.典型流域农田土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].环境科学研究,2010(12):81-85.
- [14] QI H, LIU L, JIA H, et al. Dechlorane Plus in surficial water and sediment in a northeastern Chinese River[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(7): 2305-2308.
- [15] WANG L, JIA H, LIU X, et al. Dechloranes in a river in north-eastern China: spatial trends in multi-matrices and bioaccumulation in fish (Enchelyopus elongatus) [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2012, 84: 262-267.
- [16] VENIER M, HITES R A. Flame retardants in the atmosphere near the great lakes[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(13): 4745-4751.
- [17] 何畅,金军,马召辉,等.青海省西宁市与天峻县大气中得克隆与十溴联苯醚的水平与来源[J].环境科学,2013,34(3): 1129-1135.
- [18] QIU X, MARVIN C H, HITES R A. Dechlorane Plus and other flame retardants in a sediment core from lake ontario[J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(17): 6014-6019.
- [19] YANG R, WEI H, GUO J, et al. Historically and currently used Dechloranes in the sediments of the great lakes[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(12): 5156-5163.
- [20] TOMY G T, PLESKACH K, ISMAIL N, et al. Isomers of Dechlorane Plus in lake winnipeg and lake ontario food webs[J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(7): 2249-2254.
- [21] WU J P, ZHANG Y, LUO X J, et al. Isomer-specific bioaccumulation and trophic transfer of Dechlorane Plus in the freshwater food web from a highly contaminated site, south China[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(2): 606-611.
- [22] WANG D G, ALAEE M, SVERKO E, et al. Analysis and occurrence of emerging chlorinated and brominated flame retardants in surficial sediment of the dalian costal area in China[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2011, 13(11): 3104-3110.