环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社

2020

Vol.41 No.12

第41卷 第12期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第12期
2020年12月15日

目 次(卷终)

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第12期 2020年12月
Vol.41, No.12 Dec., 2020

我国西北工业区城市大气多氯联苯来源及健康风险

毛潇萱[1], 李子璇[1], 宋世杰[1], 章晓冬[2], 高宏[1], 李春新[3], 黄韬[1], 马建民[2]
(1. 兰州大学资源环境学院甘肃省环境污染预警与控制重点实验室, 兰州 730000; 2. 北京大学城市与环境学院, 北京 100871; 3. 甘肃省化工研究院有限责任公司, 兰州 730000)

摘要: 采用大气被动采样器观测了我国西北城市皋兰的城区和工业集中区 2018 年非取暖季和取暖季大气中 18 种多氯联苯(PCBs)的浓度及污染特征,并利用主成分分析、轨迹模型以及呼吸暴露模型对其污染来源和传输迁移、人群健康风险进行分析和评价. 研究区大气 PCBs 浓度为 110.2 ~ 429.9 pg·m^{-3},平均污染程度工业园区较高; PCBs 组成以四氯联苯和五氯联苯为主,并且取暖季四氯联苯所占比重明显上升. PCBs 污染源以燃烧和工业热过程源、含 PCBs 电气设备源和 PCBs 混合源为主,燃烧和工业热过程源污染贡献高于其他污染源,污染贡献达到 40.8%; 研究区 PCBs 污染可能在较大程度上受到 UP-PCBs 排放的影响. 轨迹分析表明研究区 PCBs 可能会通过大气输送至兰州城区; 非取暖季研究区可能主要受局地污染的影响,而取暖季则可能会受到西北方向 PCBs 的污染输入. 健康风险评价显示各年龄段人群大气 PCBs 暴露的非致癌风险水平较低,但终生致癌风险已超过 10^{-6} 水平. 燃烧和热过程源 PCBs 排放对居民 PCBs 暴露有较强影响,且居民长期的 PCBs 呼吸暴露可能会对其健康产生不利影响.

关键词: 多氯联苯(PCBs); 大气污染; 被动采样; 污染来源; 轨迹分析; 呼吸暴露
中图分类号: X511; X820.4 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)12-5352-10 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202005237

Sources and Health Risks of Atmospheric Polychlorinated Biphenyls in an Urban/Industrial Areas, Northwest China

MAO Xiao-xuan[1], LI Zi-xuan[1], SONG Shi-jie[1], ZHANG Xiao-dong[2], GAO Hong[1], LI Chun-xin[3], HUANG Tao[1], MA Jian-min[2]
(1. Key Laboratory for Environmental Pollution Prediction and Control, Gansu Province, College of Earth and Environmental Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China; 2. College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China; 3. Gansu Chemical Industry Research Institute Co., Ltd., Lanzhou 730000, China)

Abstract: A passive air sampler was used to monitor the concentration and contamination profile of 18 polychlorinated biphenyls (PCBs) in the atmosphere over the urban and industrial area of Gaolan, a city in northwest China, during the non-heating and heating seasons of 2018, and the sources, pollutant transport, and the health risks of PCB exposure were analyzed and assessed using principle component analysis, trajectory modeling, and inhalation exposure modeling. The atmospheric concentration in the study area ranged from 110.2 to 429.9 pg·m^{-3}, and the highest average concentration was found at the industrial estate. Tetra-PCBs and penta-PCBs were the dominant homologue groups, and the percentage of tetra-PCBs increased in the heating season. Combustion and industrial thermal processes, PCB-containing electrical equipment, and the combined source of volatilization from paint, combustion, and industrial thermal processes were considered to be the main sources, and the source of combustion and industrial thermal processes contributed the largest proportion of PCBs at 40.8%. Largely, the emission of UP-PCBs would significantly influence PCB pollution in the study area. Trajectory analysis results illustrated that PCBs emitted from sources in the study area would be transmitted to Lanzhou City atmospherically; local pollution would be the main source of PCBs contamination in the study area during the non-heating season, while the atmospheric input of PCBs transmitted from the northwest region would be another source during the heating season. Health risk analysis showed that the non-cancer risk of PCBs exposure was low in all age groups; however, lifetime cancer risks exceeded 10^{-6}. PCBs emitted from combustion and industrial thermal processes sources would have a strong impact on resident exposure to PCBs, and adverse health effects would be caused due to long-term inhalation exposure of the inhabitants to PCBs contamination in the study area.

Key words: polychlorinated biphenyls (PCBs); atmospheric pollution; passive sampling; emission sources; trajectory analysis; inhalation exposure

多氯联苯(polychlorinated biphenyls, PCBs)是《斯德哥尔摩公约》最初禁止生产和使用的一类持久性有机污染物(persistent organic pollutants, POPs),曾广泛应用于变压器和电容器等电气设备以及导热油、增塑剂和绝缘油等化工产品[1]. 20 世纪 30 年代至 1993 年,全球共生产 PCBs 约 130 万 t,主要为三氯联苯、四氯联苯和五氯联苯[2].

环境中 PCBs 的来源可分为有意产生(intentionally produced PCBs, IP-PCBs)和无意产生

收稿日期: 2020-05-22; **修订日期**: 2020-06-08
基金项目: 国家自然科学基金青年科学基金项目(41701582); 国家自然科学基金项目(41671460, 41877507)
作者简介: 毛潇萱(1989 ~),男,博士研究生,实验师,主要研究方向为持久性有机污染物环境归趋,E-mail: maoxx@lzu.edu.cn

(unintentionally produced PCBs, UP-PCBs)两类[3]. IP-PCBs 是与含有 PCBs 的产品的生产和使用相关的排放,UP-PCBs 则是与燃烧和工业热过程相关的排放. 自 PCBs 在全球禁用以来,IP-PCBs 在我国的排放呈下降趋势[4,5],而 2004 ~ 2008 年我国大气 PCBs 浓度较之前却上升了近一个数量级[6]. 此外,我国最新估算的热过程 UP-PCBs 排放量已超过了传统 PCBs 的排放量[3,7],加之北极地区 UP-PCBs 的持续检出[8]以及 UP-PCBs 的排放预测,都表明 UP-PCBs 排放将会成为近些年环境 PCBs 污染的主要贡献源[9].

PCBs 作为燃烧和工业热过程的副产物,其在工业聚集地区的污染程度受到诸多研究的关注[10~14]. 然而,对于我国西部工业集中区 PCBs 等污染物的研究较为缺乏,特别是在国家产业战略西移的背景下,西部地区环境污染状况应得到更多地关注. 皋兰隶属甘肃省兰州市,位于陇西黄土高原,年均蒸发量大于降水量,是省委确定建设以兰白都市圈为核心的中部城市群重要节点,也是兰州新老城区一体化发展的重要区域[15]. 近几年,皋兰以荒山建园区作为经济发展的重要举措,规划建设了多个工业、物流园区. 三川口工业园区作为省级工业集中区域,位于皋兰城区西北部,距县城中心 0.5 km,长约 8 km,宽约 2.4 km,东连白银,西接兰州,总规划面积 20 km^2,以机械制造加工、橡塑化工和冶金冶炼等产业为主,也包括了废弃电子产品拆解、废矿物油和电路板等危险废物处置企业,同时也在不断加大精细化工、能源工程、新型材料和建筑建材等产业的发展力度[16]. 此外,该地区农业人口居多[15],而农村地区生活燃料仍以煤炭、薪柴和秸秆等为主[17]. 因此,对于该区域燃烧和工业热过程中 PCBs 等污染物的排放应得到关注和重视.

本研究以皋兰城区大气环境作为主要关注对象,监测 PCBs 在该区域大气环境中的污染状况,探究其可能的来源与潜在的风险,以期为西部地区产业规划布局和发展革新提供参考.

1　材料与方法

1.1　样品采集

本研究在 2018 年 6 ~ 8 月(非取暖季)和 2018 年 11 月至 2019 年 1 月(取暖季)期间,采用大气被动采样器(passive air sampler,PAS),在皋兰城区(城区-1 ~ 城区-7)、三川口工业区(园区点)和距工业区 10 km 处(对照点)共布设 9 个采样点(图 1). PAS 采用聚氨酯泡沫(polyurethane foam,PUF)作为采样介质,用于污染物颗粒相-气相的混合相观测[18,19],但 PAS-PUF 观测以气相为主,并在气相、颗粒相污染物的采样速率上没有差异[20,21]. 采样前,PUF 用加速溶剂萃取仪(Thermo Scientific™ Dionex™ ASE™ 350)净化处理,萃取溶剂为二氯甲烷-正己烷(1∶1,体积比),萃取温度 100℃,萃取压力 10.3 MPa,静态萃取时间 10 min,萃取次数为 3 次. 处理后的 PUF 于真空干燥器中干燥后,包裹铝箔置于密封袋中低温保存. 采样后,PUF 用铝箔包

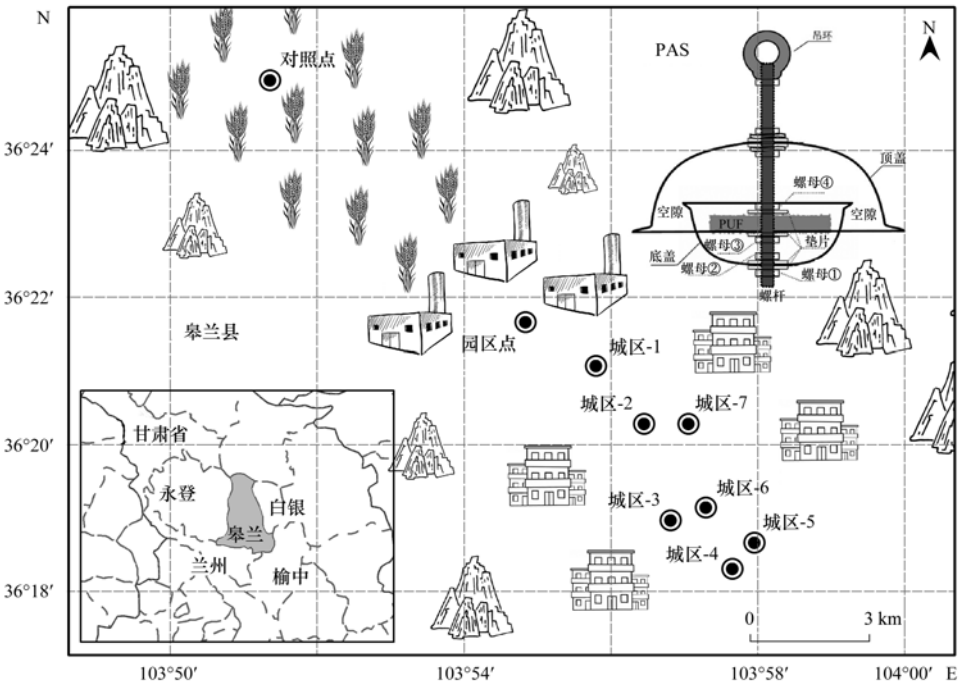


图 1　研究区大气采样点和大气被动采样器示意

Fig. 1　Schematic diagram of passive air sampler and sampling sites in the study area

裹密封后带回实验室于 -20℃低温保存,采样期间共采集到 18 个大气样品,同时进行了野外空白样品的采集.

1.2 样品处理

样品处理中所用的二氯甲烷、正己烷均为色谱纯试剂(瑞典 OCEANPAK 化学公司);硅胶、氧化铝均为 300 ~ 400 目,分别购自青岛海洋化工有限公司、国药集团化学试剂有限公司;浓硫酸(95% ~ 98%)购自天津大茂化学试剂厂;固相萃取(solid-phase extraction,SPE)空柱购自 Biocomma 公司;标准品 28 组分 PCBs 混标(PCB8、18、28、52、44、66、101、81、77、123、118、114、153、105、138、126、187、128、167、156、157、180、169、170、189、195、206 和 209),回收率指示物 PCB30、PCB198、PCB209 和内标 PCB54 均购自美国 Accustandard 公司.

样品采用加速溶剂萃取仪(Thermo Scientific™ Dionex™ ASE™ 350)进行萃取,萃取前加入 20 ng 回收率指示物,萃取溶剂为二氯甲烷-正己烷混合液(1∶1,体积比),萃取温度 100℃,萃取压力 10.3 MPa(1500 psi),静态萃取时间 8 min,循环 2 次,吹扫时间 2 min. 萃取液用旋转蒸发仪(EYELA 东京理化器械株式会社,OSB-2100 型)浓缩至 1 mL 左右后经 SPE 柱净化,淋洗液氮吹(美国 Organomation 公司 N-EVAP 氮吹仪)浓缩后转移至进样瓶中,再次浓缩至约 200 μL 后冷藏保存,仪器测试前加入 10 ng 内标物. 样品净化所用的 SPE 柱为 6 mL 柱,自下而上依此填入 250 mg 中性氧化铝、500 mg 酸性硅胶和 250 mg 中性硅胶,硅胶和氧化铝使用前在马弗炉中 450℃活化 5 h,活化后的硅胶和氧化铝添加其质量 3% 的去离子水制得中性硅胶和中性氧化铝,活化后的硅胶加入其质量 44% 的浓硫酸制得酸性硅胶. 样品净化前先用 20 mL 正己烷活化 SPE 柱,加入样品后用 15 mL 混合液(二氯甲烷∶正己烷,1∶1,体积比)淋洗并收集淋洗液,样品净化方法和 SPE 柱的制备可参见文献[22].

1.3 仪器分析

本研究使用 Thermo Scientific™ TRACE™ 1300-ISQ™ LT 气相色谱质谱联用仪(GC-MS)对样品中指示性多氯联苯(indicator PCBs,i-PCBs,包括 PCB28、52、101、118、138、153 和 180)和类二噁英多氯联苯(dioxin-like PCBs,dl-PCBs,包括 PCB77、81、105、114、118、123、126、156、157、167、169 和 189)进行分析测定. 采用 EI 源以选择离子扫描模式(SIM)测定样品,载气为高纯氦气(99.999%),流速为 1 mL·min^{-1},不分流进样;进样口温度为 280℃;色谱柱为 TG-5MS(30 m × 0.25 mm × 0.25 μm),色谱柱初温 120℃、保留 1 min,以 10 ℃·min^{-1} 升温至 200℃、保留 1 min,以 1 ℃·min^{-1} 升温至 245℃,再以 20 ℃·min^{-1} 升温至 290℃、保留 5 min;传输线温度 250℃;离子源温度 230℃;数据结果使用 Thermo Xcalibur 工作站处理得到.

1.4 质量控制与质量保证

依据保留时间和特征离子等对样品进行定性,采用 6 点内标标准曲线对样品进行定量,各目标化合物标准曲线 R^2 均大于 0.99. 样品测定中加入标准品测定,以确保仪器偏差不超过 ±10%. 样品处理中加入回收率指示物以确保整个样品处理过程的可控性,测样时加入内标以消除进样体积误差对测定结果的影响. 样品采集中增加野外空白,实验室分析过程中每批样品增加一个实验室空白. PCB30、PCB198 和 PCB209 回收率分别为(61.37 ± 12.26)%、(86.61 ± 17.74)% 和(92.73 ± 22.92)%. 仪器检出限(IDL)为信噪比 S/N ≥ 3 时化合物的量,即 0.007 ~ 0.420 ng;方法检出限(MDL)为 7 次空白实验所得各化合物响应值的 3 倍标准偏差,即 0.201 ~ 3.807 ng;最终数据结果经回收率校正和空白扣除.

2 结果与讨论

2.1 PCBs 污染水平和特征

$\sum_{18}$PCBs 在全部样品中浓度为 110.2 ~ 429.9 pg·m^{-3}(中值:263.8 pg·m^{-3}),园区点观测到最高浓度;$\sum_{7}$i-PCBs 浓度为 30.9 ~ 146.9 pg·m^{-3}(中值:76.8 pg·m^{-3}),$\sum_{12}$dl-PCBs 浓度为 53.8 ~ 370.8 pg·m^{-3}(中值:168.7 pg·m^{-3}),$\sum_{18}$PCBs 浓度与 $\sum_{12}$dl-PCBs 存在显著的正相关关系(r = 0.909,P < 0.001),而与 $\sum_{7}$i-PCBs 相关性较差,由于 $\sum_{12}$dl-PCBs 既可源于电气设备和化工产品中 PCBs 的释放,又可来源于燃烧过程[23],因此研究区 PCBs 污染可能与 UP-PCBs 的排放存在一定的相关性. 与同样采用 PUF-PAS 观测 PCBs 污染的研究相比可以看出(表 1),各研究 PCBs 浓度处于相似的污染水平,但本研究污染水平明显低于土耳其和中国广东等地在重工业和电子垃圾拆解工业聚集区的 PCBs 观测结果[11~13,24],特别是在土耳其的重工业区[11,12],并且各研究中 PCBs 浓度均呈现出工业区高于其他地区的特征.

表 1　采用 PUF-PAS 监测技术的 PCBs 污染研究

Table 1　Contamination of PCBs derived by PUF-PAS

国家/城市	采样点类型(采样点数目)	观测时间(年-月)	PCBs	浓度水平/pg·m^{-3}	文献
中国	城市(17)、农村(3)	2008-03～2008-05	$\sum_{202}$PCBs	300～2 500 (Max:7700) 台湾地区:22	[6]
中国/天津	城市生活区和工业区(10)	2008-06～2009-01	$\sum_{12}$PCBs	30.8～301	[10]
中国/广东	城市(21)	2005-08～2005-10	$\sum_{32}$PCBs	170～2000	[24]
中国/皋兰	农业地区、工业区(9)	2018-06～2019-01	$\sum_{18}$PCBs	110.2～429.9	本研究
日本	城市(14)、城郊(4)、农村(37)	2008-03～2008-05	$\sum_{202}$PCBs	40～760 (Max:7300)	[6]
韩国	城市(16)、城郊(2)、农村(12)	2008-03～2008-05	$\sum_{202}$PCBs	36～600	[6]
土耳其/科卡埃利	工业区(23)	2015-02～2016-02	$\sum_{41}$PCBs	177～41 781	[11]
土耳其/阿利亚加	工业地区(17)、非工业区(23)	2009-07～2010-05	$\sum_{35}$PCBs	349～94 363	[12]
土耳其/屈塔希亚	城市工业区(22)、农村(19)	2014-01～2014-08	$\sum_{41}$PCBs	19.6～675.1	[13]
阿尔及利亚/阿尔及尔	城市工业区(1)、农村(1)、工业区(1)	2008-07～2009-11	$\sum_{12}$PCBs	14.3～66	[14]
越南	城市(7)、城郊(2)、农村(6)	2012-06～2013-02	$\sum_{32}$PCBs	136～1 518	[25]
南极洲/乔治岛	背景(5)	2009-12～2010-02	$\sum_{20}$PCBs	5.3～38.0	[26]

非取暖季 $\sum_{18}$PCBs 在对照点、园区点和城区点的浓度分别为 142.8、261.3 和(217.1±84.5) pg·m^{-3},取暖季 $\sum_{18}$PCBs 浓度则为 206.3、429.9 和(298.6±73.6) pg·m^{-3}. 从全年来看,各区域 $\sum_{18}$PCBs 平均浓度呈现取暖季高于非取暖季的特点,园区点 PCBs 污染较其他区域呈现较高水平;相较非取暖季,取暖季各区域平均污染呈现 $\sum_{7}$i-PCBs 浓度下降,而 $\sum_{12}$dl-PCBs 浓度上升的状况. 考虑到秋冬季节取暖,这可能与 UP-PCBs 的燃烧排放有关. 然而城区的各采样点间 $\sum_{18}$PCBs、$\sum_{7}$i-PCBs 和 $\sum_{12}$dl-PCBs 浓度变化却无一致的季节特征(图 2),这可能与各采样点附近不同 PCBs 污染来源相关.

PCBs 组成以四氯联苯和五氯联苯为主,占 $\sum_{18}$PCBs 的质量分数分别为 16.9%～73.9%(中值:38.6%)和 19.4%～67.4%(中值:42.9%)(图 3).

煤和木柴的燃烧、工业热过程等会带来 PCBs 的排放,并且所排放的 PCBs 以三氯联苯、四氯联苯和五氯联苯为主[27,28]. 同时,四氯联苯和五氯联苯总计在 PCBs 产品 Aroclor1248 和 Aroclor1254 中所占比例分别为 72.2% 和 73.9%[2],因此较高的四氯联苯和五氯联苯可能与含有此类 PCBs 的产品使用和回收或热过程等有关. 就不同采样季节,四氯联苯浓度所占比例在取暖季的城区点和园区点均呈现上升的趋势,由于家庭煤和木柴燃烧所排放的 PCBs

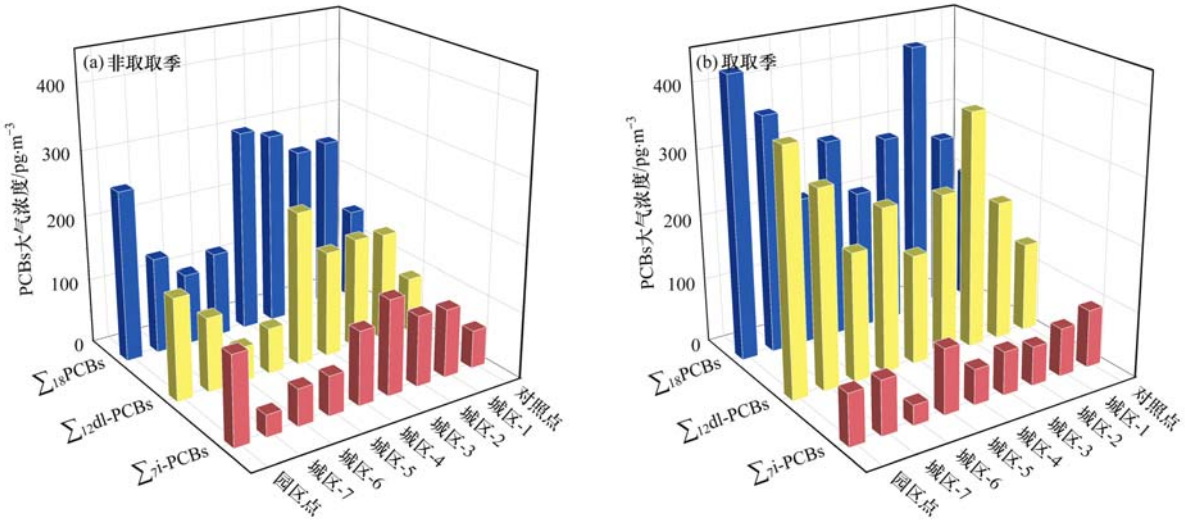
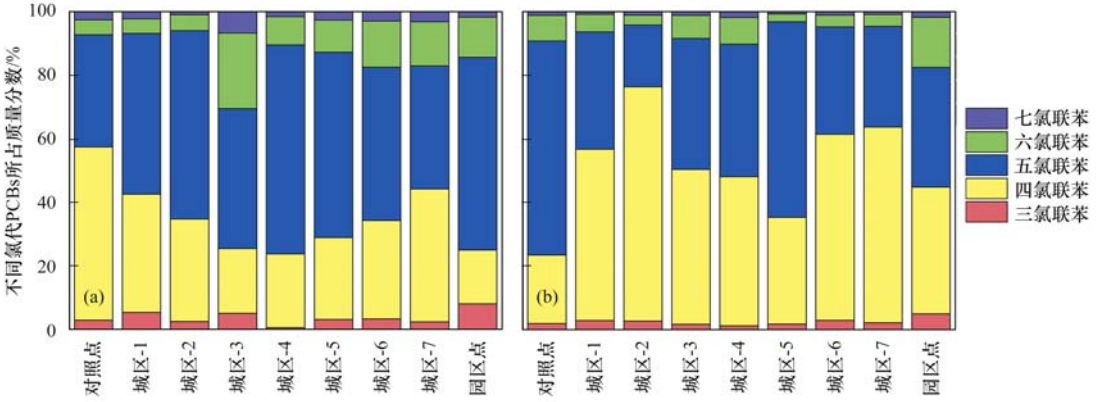


图 2　非取暖季、取暖季 $\sum_{18}$PCBs、$\sum_{7}$i-PCBs 和 $\sum_{12}$dl-PCBs 大气浓度

Fig. 2　Concentrations of $\sum_{18}$PCBs, $\sum_{7}$i-PCBs, and $\sum_{12}$dl-PCBs during the non-heating and heating seasons



(a)非取暖季,(b)取暖季

图3 不同氯代 PCBs 在 $\sum_{18}$PCBs 中所占比例

Fig. 3 Percentage of PCBs with different chlorination levels among $\sum_{18}$PCBs

以四氯联苯为主[28],而研究区以农业人口居多,因此考虑秋冬季节家庭取暖 PCBs 排放可能是四氯联苯浓度上升的原因之一.

2.2 PCBs 污染来源

按与研究区 PCBs 污染的相关性,选择 PCB28、52、77、81、105、114、118、123、126、153、169 和 189 作为变量进行主成分分析(principal component analysis,PCA),获得 5 个主成分,解释总方差累积 87.1%(KMO 检验 = 0.483; Bartlett 检验近似卡方 = 122.2, Sig. < 0.001). 将 PCA 分析所得的各成分因子得分(factor score)作为自变量,研究区 PCBs 污染浓度作为因变量,用逐步回归方法(stepwise regression)对数据进行多元线性回归(multiple linear regression,MLR)分析(R^2 = 0.866; Sig. < 0.001),最终分析获得 3 个主成分(图 4).

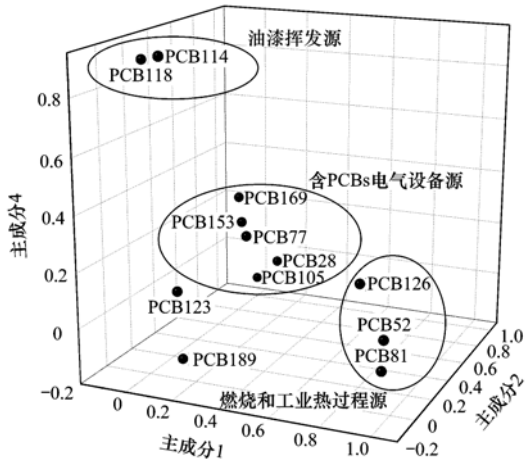


图4 主成分分析因子载荷

Fig. 4 Factor loading obtained from PCA

主成分 1 在 PCB52、81 和 126 上有较大的载荷,解释总方差的 21.9%. PCB77、81、126 和 169 在燃煤、有色金属冶炼及再生和工业与市政废弃物焚烧等高温过程的副产物中含量相对较高[29~31],并且 PCB126 在铝和铜二次冶金行业 PCBs 排放中更为突出[32]; 家庭煤和木柴的燃烧也会带来 PCBs 的排放,并以四氯联苯为主[28]. 由于 PCB52 和 81 均为四氯联苯,而 PCB77 和 126 是燃烧过程 PCBs 排放的指示物[33],并且其在研究区大气环境中有相对较高的浓度,因此考虑主成分 1 是以家庭煤和木柴燃烧排放为主的燃烧和工业热过程源.

主成分 2 因子载荷主要分布于 PCB28 和 105,在 PCB153 和 169 上也有较高载荷,解释总方差的 19.4%. Zhao 等[34]在对 PCBs 进行源解析时发现代表电子废弃物的因子在 PCB28 上具有较高的载荷,并且 PCBs 组成特征与其在电子废弃物排放源处所得到的观测结果类似. 此外,在 PCBs 产品(美国 Aroclor 系列)中 PCB105 和 118 含量普遍较高[29],我国生产的 1 号 PCBs 主要以三氯联苯为主,广泛用于电容器和电力变压器[35]. 因此主成分 2 所代表的污染源可能与含 PCBs 的电气设备的使用和回收等活动有关,因此归为含 PCBs 电气设备源.

主成分 4 中 PCB114 和 118 呈现出较高的载荷,解释总方差的 16.6%. 我国曾生产的 2 号 PCBs 产品组成与美国 Aroclor1254 类似,以 PCB110、101、118、95 和 138 等单体含量较高[36],主要用作油漆添加剂[37],而 PCB114、167、169 和 156 等在 Aroclor 产品中含量较低或未含有此类单体[36],但家庭煤、木柴燃烧和工业热过程却会带来三氯联苯、四氯联苯和五氯联苯的排放[27,28],因此考虑该成分可能为包含油漆挥发、燃烧和工业热过程的 PCBs 混合源.

基于 MLR 分析,得到的回归模型如式(1),模型中各系数均为标准化后的结果:

$$Z = 0.657F_1 + 0.511F_2 + 0.443F_4 \quad (1)$$

$$(R^2 = 0.866,\quad \mathrm{Sig.} < 0.001)$$

式中，Z 为标准化后的大气 PCBs 浓度；F_1 表示主成分 1，即燃烧和工业热过程源；F_2 为主成分 2，即含 PCBs 的电气设备源；F_4 是主成分 4，即 PCBs 混合源.

各类污染源对于研究区 PCBs 污染的贡献计算如下：

$$\text{污染源贡献率}(\%) = B_i \Big/ \sum_i B_i \qquad (2)$$

式中，B_i 为回归模型中各因子标准化后的系数.

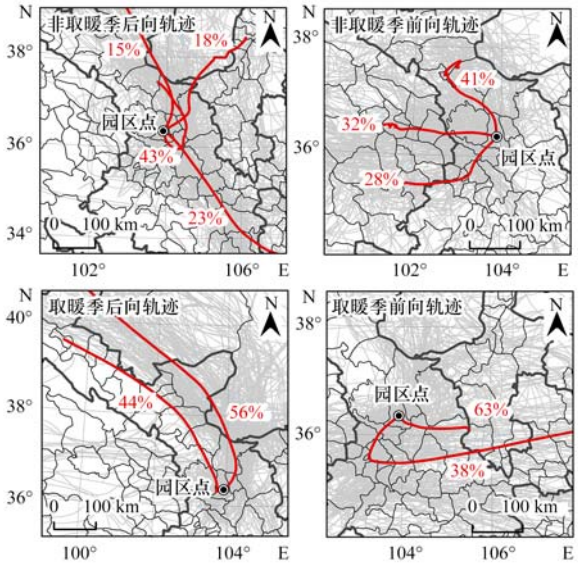
结果显示，燃烧和工业热过程对于研究区 PCBs 污染贡献最大，达到了 40.8%. 含 PCBs 的电气设备源贡献为 31.7%，PCBs 混合源贡献为 27.5%. 由于研究区农业人口居多，加之工业区与城镇居民生活区域之间距离较近，因此由于燃烧和工业热过程所带来的 UP-PCBs 排放应得到足够的重视.

2.3　PCBs 污染潜在影响

本研究运用轨迹模型（Hybrid single-particle Lagrangian integrated trajectory，HYSPLIT）从大气传输方面进一步探究工业园区污染物排放对皋兰城区的潜在影响以及可能存在的长距离污染传输. 模型采用美国国家环境预报中心全球数据分析系统所提供的 GDAS 气象数据（数据分辨率为 0.5°×0.5°）. 本研究对研究区非取暖季和取暖季距离地面 10 m 高度 72 h 前向和后向轨迹进行了模拟，并对采样期间的轨迹进行聚类分析，结果如图 5 所示.

非取暖季前向轨迹显示研究区大气以向西北方向移动为主，对于位于园区东南方位的皋兰城区而言，园区所排放的污染物对城区的影响较为有限，而位于皋兰西侧的地区均存在受污染传输影响的可能，特别是对于西部地区重要的中心城市兰州，聚类结果显示 28% 的轨迹会通过兰州市. 通过非取暖季后向轨迹可以看出，由于甘肃中南部夏季多大风天气[38]，且黄土高原沟壑纵横、地形较为复杂，使得观测期间所得大气轨迹纵横交错，大气运动轨迹较为复杂，聚类结果显示各方向均有大气通过研究区，但占比最大的聚类结果（43%）距离较短，主要表现为局地大气输入，因此非取暖季局地污染对于研究区贡献可能较大.

取暖季前向轨迹聚类结果显示研究区以西、西北风为主，距离较短的聚类结果占比为 63%，说明研究区所造成的污染主要以局地污染为主，特别是对位于该轨迹方向的皋兰城区，可能会在很大程度上受到园区污染排放的影响，加之冬季取暖所带来的 PCBs 排放，城区居民将面临更高剂量的 PCBs 暴露. 此外，另一条聚类轨迹通过兰州城区，且占比达 38%. 由此可以看出两个采样季研究区对于兰州市都存在有一定程度的大气输送，因此其污染排放对于兰州可能会产生一定的影响. 通过对取暖季后向轨迹的分析发现，受蒙古-西伯利亚高压的控制，西北风成为研究区取暖季的盛行风向，表明污染可以通过远距离传输输送至研究区.



浅色灰线为每日 72 h 轨迹，红色线为聚类分析结果

图 5　非取暖季和取暖季的 72 h 大气前向和后向轨迹及聚类分析结果

Fig. 5　The 72 h backward and forward trajectories and the results of cluster analysis during the non-heating and heating seasons

2.4　PCBs 呼吸暴露

PCBs 可以通过经口摄入、皮肤接触和呼吸吸入等 3 种主要的途径进入人体，摄食通常被认为是 PCBs 人体暴露的主要途径，而对于受 PCBs 污染较严重的区域而言，呼吸暴露则是人群暴露的一个重要途径[39]. 美国环境保护署（U. S. EPA）以日均暴露剂量（average daily dose，ADD）作为非致癌健康效应的评价依据，它表示暴露发生期间的平均暴露水平或暴露剂量，计算公式如式（3）[40]：

$$\mathrm{ADD} = \frac{C \times \mathrm{IR} \times \mathrm{ED}}{\mathrm{BW} \times \mathrm{AT}} \qquad (3)$$

式中，C 为与人体接触的介质（空气、土壤和水等）中污染物的含量；IR 为摄入或吸入速率；ED 为暴露时间（各类事件暴露时间总和）；BW 为暴露者体重；AT 为用来平均暴露剂量的天数. 当 IR 为呼吸速率时，ADD 则为呼吸暴露剂量. 由此所带来的非致癌风险一般用危害商（hazard quotients，HQ）来衡量，计算公式如式（4）：

$$\mathrm{HQ} = \frac{\mathrm{ADD}}{\mathrm{RfD}} \qquad (4)$$

式中，RfD 为 U. S. EPA 所提供的参考剂量

(reference dose), PCBs 的 RfD 为 2×10^{-5} mg·(kg·d)$^{-1}$[41]. HQ 基准值为 1,小于基准值则表示污染危害较小;反之则具有一定的非致癌风险.

当用终生寿命(LT)替换公式(3)中的参数 AT 后,得到终生日均暴露剂量(lifetime ADD,LADD),可作为癌症风险筛查评估的依据[40]:

$$\mathrm{LADD} = \frac{C \times \mathrm{IR} \times \mathrm{ED}}{\mathrm{BW} \times \mathrm{LT}} \tag{5}$$

式中,LT 为终生寿命. 考虑到人体不同成长阶段呼吸速率、体重以及暴露时间的不同,按式(6)对 LADD 进行计算:

$$\mathrm{LADD} = \left(C \times \sum_i \frac{\mathrm{IR}_i \times \mathrm{ED}_i}{\mathrm{BW}_i}\right) \Big/ \mathrm{LT} \tag{6}$$

式中,IR_i、BW_i 和 ED_i 为不同年龄阶段的呼吸速率、体重和暴露时间.

dl-PCBs 相对于 2,3,7,8-四氯二苯并对二噁英(2,3,7,8-TCDD)的毒性当量因子(toxic equivalency factor,TEF)如表 2 所示.

表 2 世界卫生组织多氯联苯 TEF 值[42]

Table 2 WHO TEF values for PCBs

化合物名称	TEF 值	化合物名称	TEF 值
PCB77	0.000 1	PCB118	0.000 03
PCB81	0.000 3	PCB123	0.000 03
PCB126	0.1	PCB156	0.000 03
PCB169	0.03	PCB157	0.000 03
PCB105	0.000 03	PCB167	0.000 03
PCB114	0.000 03	PCB189	0.000 03

根据式(7)可得到 dl-PCBs 的毒性当量浓度(toxic equivalent concentration,TEQ concentration):

$$\text{TEQ concentration} = \sum_i C_i \times \mathrm{TEF}_i \tag{7}$$

式中,C_i 是 dl-PCBs 单体浓度;TEF_i 是 dl-PCBs 单体对应 TEF 值.

因污染物暴露导致的终生癌症风险(lifetime cancer risk,LCR)可由式(8)计算得到:

$$\mathrm{LCR} = \mathrm{LADD} \times \mathrm{SF} \tag{8}$$

式中,SF 为斜率因子(slope factor,SF),U. S. EPA 给出了二噁英和 PCBs 的 SF 值[11],分别为150 000 kg·d·mg^{-1}和 2 kg·d·mg^{-1}. 当癌症风险小于 10^{-6} 时,认为风险可以接受;当癌症风险介于 10^{-4} ~ 10^{-6}时,认为该风险需引起注意;而当风险值高于 10^{-4}时,认为该风险已超出可接受水平[43]. 风险计算中所使用的参数如表 3 所示.

式(3)中 C 为采样期间皋兰城区 $\sum_{18}$PCBs 平均浓度(257.8 pg·m^{-3}),不同年龄段人群 AT 值均为 365 d,ED 值为参加室外活动的天数(365 d)和室外活动时间的乘积,分别为 438、610 和1 708 h,由此可得各类人群在采样期间的日均呼吸暴露剂量如表 4 所示.

成年暴露剂量明显高于儿童和青少年,主要因为暴露时间和呼吸速率较高所致;儿童暴露剂量高于青少年,相比呼吸系速率而言,体重增长对于暴露剂量产生了更大的影响. 就不同性别来看,儿童和青少年阶段女性暴露剂量均略高于男性,而成年男性暴露剂量却明显高于女性. 由于儿童和青少年阶段男女呼吸速率大致相似[45],使得体重上的差别对其暴露剂量产生了更突出的影响. 危害商值各年龄段均远低于 1,即研究区各年龄段人群非致癌风险较低,但成年非致癌风险相较更为突出,比其他年龄段人群高约 2 倍.

表 3 PCBs 呼吸暴露参数[44,45]

Table 3 Inhalation exposure factors for PCBs

项目	儿童(0~6)		青少年(7~17)		成年(≥18)	
	男性	女性	男性	女性	男性	女性
呼吸速率/m^3·d^{-1}	5.71	5.58	11.78	11.36	19.02	14.17
体重/kg	11.24	10.65	39.45	37.76	62.34	54.37
室外活动时间/h·d^{-1}	1.22		1.67		4.68	

表 4 PCBs 日均呼吸暴露剂量和危害商

Table 4 ADD and HQ values of PCBs

项目	儿童(0~6)		青少年(7~17)		成年(≥18)	
	男性	女性	男性	女性	男性	女性
日均呼吸暴露剂量 ×10^{-9}/mg·(kg·d)$^{-1}$	6.55	6.75	5.36	5.40	15.3	13.1
危害商 ×10^{-4}	3.28	3.38	2.68	2.70	7.67	6.55

终生日均暴露剂量(LADD)计算中 LT 值男性为 69.6 a(25 404 d)、女性为 73.3 a(26 754 d)[45]. 如表 5 所示,$\sum_{18}$PCBs 终生日均暴露剂量 LADD($\sum_{18}$PCBs)男性略高于女性. 依据 TEQ 所得的 LADD(TEQ)以及非 dl-PCBs 的 6 种 PCBs 的 LADD($\sum_{6}$PCBs)均呈现出相同的暴露剂量特征. 在

LADD(TEQ)中由于 PCB126 其 TEF 值较大且在研究区环境中浓度相对较高,使得 PCB126 对 TEQ 和 LADD(TEQ)的贡献达(85.7 ± 8.1)%,而因为 PCB126 是燃烧源 PCBs 排放的标志物[33],说明研究区燃烧和工业热过程源对本地居民 PCBs 暴露可能有较强的影响. 最终本地居民 $\sum_{18}$PCBs 的终身癌症风险 LCR($\sum_{18}$PCBs)如表 5 所示,LCR 值已超过 10^{-6}水平,未超过 10^{-4},表明因燃烧和工业热过程所主导的 PCBs 暴露风险对于长期居住在研究区的人群已构成一定的风险.

表 5　PCBs 终生日均暴露剂量和终生癌症风险

Table 5　LADD and LCR values of PCBs

项目	类型	男性	女性
终生日均暴露计量 /mg·(kg·d)$^{-1}$	LADD($\sum_{18}$PCBs)	1.30×10^{-8}	1.14×10^{-8}
	LADD(TEQ)	7.39×10^{-11}	6.52×10^{-11}
	LADD($\sum_{6}$PCBs)	3.23×10^{-9}	2.85×10^{-9}
终生癌症风险	LCR($\sum_{18}$PCBs)	1.11×10^{-5}	9.79×10^{-6}

3　结论

(1)研究区大气 $\sum_{18}$PCBs 浓度为 110.2 ~ 429.9 pg·m^{-3},与国内 PCBs 污染水平相当,但明显低于重工业和电子垃圾拆解聚集区域;研究区 $\sum_{18}$PCBs 平均浓度园区点较高,且各区域取暖季高于非取暖季;PCBs 组成以四氯联苯和五氯联苯为主,研究区可能受 UP-PCBs 排放的影响.

(2)研究区 PCBs 主要源于燃烧和工业热过程源、含 PCBs 的电气设备源以及 PCBs 混合源,各污染源贡献率分别为 40.8%、31.7% 和 27.5%,UP-PCBs 的排放对研究区 PCBs 污染可能起到了主导作用.

(3)研究区非取暖季 PCBs 污染会随气流迁移至兰州市区,而研究区 PCBs 污染则以局地污染为主;取暖季受到西风、西北风的影响皋兰城区会受到工业区污染排放的影响,并且研究区 PCBs 可能仍会通过大气传输至兰州城区,而且在盛行风作用下研究区可能会受到来自西北方向 PCBs 的污染输入.

(4)研究区城区各年龄段居民 PCBs 日均呼吸暴露剂量(ADD)为 5.36×10^{-9} ~ 15.3×10^{-9} mg·(kg·d)$^{-1}$,成年人 ADD 相对最高,儿童和青少年中女性 ADD 高于男性,成年男性 ADD 高于女性;各年龄段人群非致癌风险均呈较低水平. 男性终生癌症风险为 1.11×10^{-5},女性为 9.79×10^{-6},研究区燃烧和热过程源 PCBs 排放对居民健康影响较大,且居民长期的 PCBs 呼吸暴露会对身体健康带来一定风险.

参考文献:

[1] 中华人民共和国履行《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》国家实施计划[EB/OL]. http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx? d = UNEP-POPS-NIP-China-1. Chinese. pdf, 2007-04-18.

[2] Breivik K, Sweetman A, Pacyna J M, *et al*. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners- a mass balance approach: 1. Global production and consumption[J]. Science of the Total Environment, 2002, **290**(1-3): 181-198.

[3] Cui S, Qi H, Liu L Y, *et al*. Emission of unintentionally produced polychlorinated biphenyls (UP-PCBs) in China: Has this become the major source of PCBs in Chinese air? [J]. Atmospheric Environment, 2013, **67**: 73-79.

[4] Breivik K, Sweetman A, Pacyna J M, *et al*. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners- A mass balance approach: 2. Emissions[J]. Science of the Total Environment, 2002, **290**(1-3): 199-224.

[5] Breivik K, Sweetman A, Pacyna J M, *et al*. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners- A mass balance approach: 3. An update[J]. Science of the Total Environment, 2007, **377**(2-3): 296-307.

[6] Hogarh J N, Seike N, Kobara Y, *et al*. Passive air monitoring of PCBs and PCNs across East Asia: a comprehensive congener evaluation for source characterization[J]. Chemosphere, 2012, **86**(7): 718-726.

[7] Cui S, Fu Q, Ma W L, *et al*. A preliminary compilation and evaluation of a comprehensive emission inventory for polychlorinated biphenyls in China[J]. Science of the Total Environment, 2015, **533**: 247-255.

[8] Bartlett P W, Isaksson E, Hermanson M H. 'New' unintentionally produced PCBs in the Arctic[J]. Emerging Contaminants, 2019, **5**: 9-14.

[9] Zhao S Z, Breivik K, Liu G R, *et al*. Long-term temporal trends of polychlorinated biphenyls and their controlling sources in China[J]. Environmental Science & Technology, 2017, **51**(5): 2838-2845.

[10] Ding L, Li Y M, Wang P, *et al*. Spatial concentration, congener profiles and inhalation risk assessment of PCDD/Fs and PCBs in the atmosphere of Tianjin, China[J]. Chinese Science Bulletin, 2013, **58**: 971-978.

[11] Cetin B, Yurdakul S, Gungormus E, *et al*. Source apportionment and carcinogenic risk assessment of passive air sampler-derived PAHs and PCBs in a heavily industrialized region[J]. Science of the Total Environment, 2018, **633**: 30-41.

[12] Aydin Y M, Kara M, Dumanoglu Y, *et al*. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in ambient air of an industrial region in Turkey[J]. Atmospheric Environment, 2014, **97**: 271-285.

[13] Dumanoglu Y, Gaga E O, Gungormus E, *et al*. Spatial and seasonal variations, sources, air-soil exchange, and carcinogenic

risk assessment for PAHs and PCBs in air and soil of Kutahya, Turkey, the province of thermal power plants[J]. Science of the Total Environment, 2017, **580**: 920-935.

[14] Moussaoui Y, Tuduri L, Kerchich Y, *et al*. Atmospheric concentrations of PCDD/Fs, dl-PCBs and some pesticides in northern Algeria using passive air sampling[J]. Chemosphere, 2012, **88**(3): 270-277.

[15] 皋兰县人民政府. 皋兰县情简介[EB/OL]. http://www.gaolan.gov.cn/art/2019/6/14/art_1913_660422.html, 2019-06-14.

[16] 秦兰兰, 王有乐. 规划环境影响评价指标体系初探及实证研究[J]. 环境工程, 2015, **33**(2): 143-146.
Qin L L, Wang Y L. Case study on the indicator system of planned environmental impact assessment[J]. Environmental Engineering, 2015, **33**(2): 143-146.

[17] 仇焕广, 严健标, 李登旺, 等. 我国农村生活能源消费现状、发展趋势及决定因素分析——基于四省两期调研的实证研究[J]. 中国软科学, 2015, (11): 28-38.
Qiu H G, Yan J B, Li D W, *et al*. Residential energy consumption in rural China: current situation and determinants for future trend- An empirical study based on filed survey data of 4 provinces[J]. China Soft Science, 2015, (11): 28-38.

[18] Pozo K, Harner T, Lee S C, *et al*. Seasonally resolved concentrations of persistent organic pollutants in the global atmosphere from the first year of the gaps study[J]. Environmental Science & Technology, 2009, **43**(3): 796-803.

[19] Wilford B H, Harner T, Zhu J P, *et al*. Passive sampling survey of polybrominated diphenyl ether flame retardants in indoor and outdoor air in Ottawa, Canada: implications for sources and exposure[J]. Environmental Science & Technology, 2004, **38**(20): 5312-5318.

[20] Harner T, Su K, Genualdi S, *et al*. Calibration and application of PUF disk passive air samplers for tracking polycyclic aromatic compounds (PACs)[J]. Atmospheric Environment, 2013, **75**: 123-128.

[21] Markovic M Z, Prokop S, Staebler R M, *et al*. Evaluation of the particle infiltration efficiency of three passive samplers and the PS-1 active air sampler[J]. Atmospheric Environment, 2015, **112**: 289-293.

[22] He W, Chen Y R, Yang C, *et al*. Optimized multiresidue analysis of organic contaminants of priority concern in a daily consumed fish (Grass Carp)[J]. Journal of Analytical Methods in Chemistry, 2017, **2017**: 9294024.

[23] Trinh M M, Kuo C H, Chang M B. Characterization of PCDD/Fs and dl-PCBs emission from combustion of PCB-containing oil in a fluidized-bed incinerator[J]. Chemosphere, 2019, **225**: 35-42.

[24] 王俊, 张干, 李向东, 等. 利用 PUF 被动采样技术监测珠江三角洲地区大气中多氯联苯分布[J]. 环境科学, 2007, **28**(3): 478-481.
Wang J, Zhang G, Li X D, *et al*. Monitoring of polychlorinated biphenyls in the atmosphere of the Pearl River Delta using PUF-passive air sampler[J]. Environmental Science, 2007, **28**(3): 478-481.

[25] Wang W T, Wang Y H, Zhang R J, *et al*. Seasonal characteristics and current sources of OCPs and PCBs and enantiomeric signatures of chiral OCPs in the atmosphere of Vietnam[J]. Science of the Total Environment, 2016, **542**: 777-786.

[26] Li Y M, Geng D W, Liu F B, *et al*. Study of PCBs and PBDEs in King George Island, Antarctica, using PUF passive air sampling[J]. Atmospheric Environment, 2012, **51**: 140-145.

[27] Kim K S, Hirai Y, Kato M, *et al*. Detailed PCB congener patterns in incinerator flue gas and commercial PCB formulations (Kanechlor)[J]. Chemosphere, 2004, **55**(4): 539-553.

[28] Lee R G M, Coleman P, Jones J L, *et al*. Emission factors and importance of PCDD/Fs, PCBs, PCNs, PAHs and PM_{10} from the domestic burning of coal and wood in the U. K. [J]. Environmental Science & Technology, 2005, **39**(6): 1436-1447.

[29] 孙晓菲. 京杭大运河苏北段表层沉积物中 PCBs 分布特征及释放规律研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2013.

[30] Nieuwoudt C, Quinn L P, Pieters R, *et al*. Dioxin-like chemicals in soil and sediment from residential and industrial areas in central South Africa[J]. Chemosphere, 2009, **76**(6): 774-783.

[31] Chi K H, Chang M B, Kao S J. Historical trends of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in sediments buried in a reservoir in Northern Taiwan[J]. Chemosphere, 2007, **68**(9): 1733-1740.

[32] Ba T, Zheng M H, Zhang B, *et al*. Estimation and characterization of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs from secondary copper and aluminum metallurgies in China[J]. Chemosphere, 2009, **75**(9): 1173-1178.

[33] Habibullah-Al-Mamun M, Kawser Ahmed M, Saiful Islam M, *et al*. Occurrence, distribution and possible sources of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the surface water from the Bay of Bengal coast of Bangladesh[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, **167**: 450-458.

[34] Zhao S Z, Jones K C, Li J, *et al*. Evidence for major contributions of unintentionally produced PCBs in the air of China: implications for the national source inventory[J]. Environmental Science & Technology, 2020, **54**(4): 2163-2171.

[35] Xing Y, Lu Y L, Dawson R W, *et al*. A spatial temporal assessment of pollution from PCBs in China[J]. Chemosphere, 2005, **60**(6): 731-739.

[36] 张志, 齐虹, 刘丽艳, 等. 中国生产的多氯联苯(PCBs)组分特征[J]. 黑龙江大学自然科学学报, 2009, **26**(6): 809-815.
Zhang Z, Qi H, Liu L Y, *et al*. Congener and homologue profiles of polychlorinated biphenyls (PCBs) produced in China[J]. Journal of Natural Science of Heilongjiang University, 2009, **26**(6): 809-815.

[37] Zhang H J, Zhao X F, Ni Y W, *et al*. PCDD/Fs and PCBs in sediments of the Liaohe River, China: levels, distribution, and possible sources[J]. Chemosphere, 2010, **79**(7): 754-762.

[38] 李耀辉, 张存杰, 高学杰. 西北地区大风日数的时空分布特征[J]. 中国沙漠, 2004, **24**(6): 715-723.
Li Y H, Zhang C J, Gao X J. Temporal and spatial characteristics of gale weather over Northwest China[J]. Journal of Desert Research, 2004, **24**(6): 715-723.

[39] Carpenter D O. Polychlorinated biphenyls (PCBs): routes of exposure and effects on human health[J]. Reviews on Environmental Health, 2006, **21**(1): 1-24.

[40] U.S. EPA. Guidelines for exposure assessment[R]. EPA/600/Z-92/001. Washington, DC: Risk Assessment Forum, 1992.

[41] Boldrocchi G, Monticelli D, Omar Y M, *et al*. Trace elements and POPs in two commercial shark species from Djibouti: implications for human exposure[J]. Science of the Total Environment, 2019, **669**: 637-648.

[42] Van den Berg M, Birnbaum L S, Denison M, *et al*. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds

[J]. Toxicological Sciences, 2006, **93**(2): 223-241.

[43] U.S. EPA. Guidelines for carcinogen risk assessment [R]. EPA/630/P-03/001F. Washington, DC: Risk Assessment Forum, 2005.

[44] U.S. EPA. Exposure factors handbook: 2011 edition [R]. EPA/600/R-09/052F. Washington, DC: National Center for Environmental Assessment, 2011.

[45] 王宗爽, 段小丽, 刘平, 等. 环境健康风险评价中我国居民暴露参数探讨[J]. 环境科学研究, 2009, **22**(10): 1164-1170.
Wang Z S, Duan X L, Liu P, *et al*. Human exposure factors of Chinese people in environmental health risk assessment [J]. Research of Environmental Sciences, 2009, **22**(10): 1164-1170.

《环境科学》征稿简则

1. 来稿报道成果要有创新性,论点明确,文字精炼,数据可靠. 全文不超过8 000字(含图、表、中英文摘要及参考文献). 国家自然科学基金项目、国家科技攻关项目、国际合作项目或其它项目请在来稿中注明(在首页以脚注表示). 作者投稿时请先登陆我刊网站(www.hjkx.ac.cn)进行注册,注册完毕后以作者身份登录,按照页面给出的提示信息投稿即可.

2. 稿件请按 GB 7713-87《科学技术报告、学位论文和学术论文的编写格式》中学术论文的规范撰写. 论文各部分的排列顺序为:题目;作者姓名;作者工作单位、地址、邮政编码;中文摘要;关键词;中图分类号;英文题目;作者姓名及单位的英译名;英文摘要;关键词;正文;致谢;参考文献.

3. 论文题目应简练并准确反映论文内容,一般不超过 20 字,少用副标题.

4. 中文摘要不少于 300 字,以第三人称写. 摘要内容包括研究工作的目的、方法、结果(包括主要数据)和结论,重点是结果和结论. 英文摘要与中文对应,注意人称、时态和语言习惯,以便准确表达内容.

5. 前言包括国内外前人相关工作(引文即可)和本工作的目的、特点和意义等. 科普知识不必赘述.

6. 文中图表应力求精简,同一内容不得用图表重复表达,要有中英文对照题目. 图应大小一致,曲线粗于图框,图中所有字母、文字字号大小要统一. 表用三线表. 图表中术语、符号、单位等应与正文一致.

7. 计量单位使用《中华人民共和国法定计量单位》(SI). 论文中物理计量单位用字母符号表示,如 mg(毫克),m(米),h(小时)等. 科技名词术语用国内通用写法,作者译的新名词术语,文中第一次出现时需注明原文.

8. 文中各级标题采用 1,1.1,1.1.1 的形式,左起顶格书写, 3 级以下标题可用(1),(2)……表示,后缩 2 格书写.

9. 文中外文字母、符号应标明其大小写,正斜体. 生物的拉丁学名为斜体. 缩略语首次出现时应给出中文全称,括号内给出英文全称和缩略语.

10. 未公开发表资料不列入参考文献,可在出现页以脚注表示. 文献按文中出现的先后次序编排. 常见文献书写格式为:

期刊:作者(外文也要姓列名前). 论文名[J]. 期刊名,年,卷(期):起页-止页.

图书:作者. 书名[M]. 出版地:出版社,年. 起页-止页.

会议文集:作者. 论文名[A]. 见(In):编者. 文集名[C]. 出版地:出版社(单位),年. 起页-止页.

学位论文:作者. 论文名[D]. 保存地:保存单位,年份.

报告:作者. 论文名[R]. 出版地:出版单位,出版年.

专利:专利所有者. 专利题名[P]. 专利国别:专利号,出版日期.

11. 来稿文责自负,切勿一稿多投. 编辑对来稿可作文字上和编辑技术上的修改和删节. 在 3 个月内未收到本刊选用通知,可来电询问.

12. 投稿请附作者单位详细地址,邮编,电话号码,电子邮箱等. 编辑部邮政地址:北京市 2871 信箱;邮编:100085;电话:010-62941102,010-62849343;传真:010-62849343;E-mail:hjkx@rcees.ac.cn;网址:www.hjkx.ac.cn

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 12
Environmental Science (monthly) Dec. 15, 2020

CONTENTS