

北京某小学室内外 VOC 浓度及有毒害物种识别

黄山, 邵敏*, 陆思华

(北京大学环境科学与工程学院, 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100871)

摘要:采用美国 EPA 推荐的 TO14/15 方法定量分析了北京市某小学室内外夏季观测的空气样品, 得到 82 种挥发性有机物 (VOCs) 的浓度水平及组成特征, 对其中可能危害儿童健康的有毒有害物质进行了识别. 结果表明, 室内总 VOCs 浓度高于室外, 烷烃是含量最丰富物种, 平均占室内外空气中定量 VOCs 总浓度的 32.8%. 室内外 VOCs 组成相似, 异戊烷、苯、甲苯、丙醛、丙烯和二氯甲烷为浓度优势物种, 受到室外源的影响较大, 室内的对二氯苯、环己烷及间二氯苯较为特征, 前 2 种物质室内/室外浓度比例平均值分别为 65.8 和 10.5, 间二氯苯室内平均浓度为 2.02×10^{-9} (体积分数), 而室外浓度低于检测限, 这 3 种物质可能来自室内源. 1, 3-丁二烯、氯乙烯、苯和氯甲烷 4 种物质在学校室内、室外及儿童家中都超过 1×10^{-6} 的癌症风险值, 平均风险值分别为 1.3×10^{-5} 、 6.4×10^{-6} 、 5.1×10^{-6} 和 3.3×10^{-6} , 小学室外、室内及儿童家中的累积癌症风险超过 1×10^{-6} 的癌症风险值 24 ~ 39 倍. 丙烯醛未确认具有致癌性, 但具有毒有害性, 在室内外及儿童家中超过基准浓度 13 ~ 72 倍.

关键词:挥发性有机物; 室内空气; 室外空气; 有毒有害物质; 癌症风险

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)12-3326-05

Identification of Air Toxics from Indoor and Outdoor Measurements of Volatile Organic Compounds in One Elementary School in Beijing

HUANG Shan, SHAO Min, LU Si-hua

(State Joint Key Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: Concentrations and characteristics of 82 volatile organic compounds (VOCs) were measured in indoor and outdoor air in one elementary school of Beijing by method TO14/15 recommended by USEPA in 2007 summer. And the toxic VOCs for children's health were identified. The study illuminates that the concentration level of total VOCs were higher in indoor air than in outdoor air. Alkanes were most abundant VOCs species accounting for 32.8% of total measured VOCs on average. The chemical speciation of VOCs in indoor air was similar to the outdoor, and the dominant species were isopentane, benzene, toluene, propanal, propene and dichloromethane. In the indoor air, *m/p*-dichlorobenzene and cyclohexane likely came from indoor sources, proved by the indoor/outdoor concentration ratios of *p*-dichlorobenzene (65.8) and cyclohexane (10.5), and the large distance between the concentrations of *m*-dichlorobenzene in indoor air (2.02×10^{-9}) and outdoor (lower than the detected limit) air. 1, 3-butadiene, chloride vinyl, benzene and chloromethane, whose average cancer risk values were 1.3×10^{-5} , 6.4×10^{-6} , 5.1×10^{-6} and 3.3×10^{-6} respectively, exceeded the cancer risk value 1×10^{-6} in all samples sites. The cumulative cancer risk in indoor air, outdoor air and children house were 24-39 times bigger than 1×10^{-6} . Acrolein was the only non-carcinogenic hazardous species which exceeded its benchmark concentration by 13-72 times in all sites.

Key words: VOC; indoor air; outdoor air; toxic compounds; cancer risk

1990 年美国清洁空气法 (CAA) 中规定了 188 种有毒有害气体污染物 (HAP), 包括 166 种有机物; 1996 年美国 EPA “国家大气毒性评估” (NATA) 确认 33 种有毒物质作为优先控制物种, 其中 16 种为 VOCs. 部分 VOCs 通过呼吸道、消化道和皮肤进入人体而产生危害, 如引起哮喘^[1]等疾病. Boeglin 等^[2]使用流行病学调查方法研究了 1996 年美国印第安那州 92 个县的癌症数据, 发现 VOCs 排放与大脑、神经系统、内分泌系统以及皮肤的癌症之间具有很强的相关性. 研究表明, 苯和苯系物污染对人体淋巴系统和造血机能危害极大, 诱发白血病可能性很高^[3].

儿童群体是易感人群, 免疫力较低, 比成年人更易受到环境污染的危害, 学校环境空气污染对儿童

身体健康影响极大. 同时, 儿童群体绝大多数是在校学生, 日常活动规律且相对简单, 也是大气污染造成健康效应的敏感受体. 本研究选择北京市某全日制六年制小学为观测地点, 针对学校室内外环境 VOCs 的浓度水平、组成情况开展调查取样, 并识别超过致癌风险和非致癌有害风险基准浓度的 VOCs 物种, 估算大气致癌性 VOCs 的致癌风险和非致癌 VOCs 的有害比.

收稿日期: 2007-12-27; 修订日期: 2008-02-04

基金项目: 国家自然科学基金项目 (40575059)

作者简介: 黄山 (1982 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为大气挥发性有机物, E-mail: victoriahs@gmail.com

* 通讯联系人, E-mail: mshao@pku.edu.cn

1 材料与方法

1.1 采样情况

选取北京市某全日制六年制小学为观测地点,室外采样点位于小学大操场边,室内采样点位于四年级(1)班教室内角落,教室长约 8 m,宽约 6 m,长边墙上有 3 扇近正方形窗(边长约 1.5 m),采样期间窗户全开,通风良好.采样时间为 6 月 12 日、19 日 13:00~16:00,6 月 15 日、22 日 08:00~11:00,6 月 13 日、14 日、20 日、21 日 08:00~11:00 和 13:00~16:00.样品空气使用高纯氮清洗并抽至真空的 3.2 L 不锈钢罐(SUMMA)收集,用限流阀限定流速为 18 mL/min,采样时间为 3 h,前加 Na_2SO_3 管去除臭氧干扰.此外,6 月 12 日傍晚分别在小学附近 3 户居民家中用瞬时采样方法采集儿童卧室空气样品 3 个,作为补充研究采样.

1.2 分析方法

根据美国环保局推荐的 TO14/15 方法,对不锈钢罐内样品采用预浓缩-GCMS 系统(Entech 7100 预浓缩系统,Entech Instruments, Inc., Simi Valley, CA; GC, Hewlett Packard 5973; MS, Hewlett Packard 6890)进行分析^[4].质谱以选择离子扫描模式(SIM)采集数据,全扫描范围 30~230 u.

SIM 模式下大多数非甲烷碳氢化合物(NMHCs)的方法检测限在 $0.009 \times 10^{-9} \sim 0.040 \times 10^{-9}$ (体积分数,下同)范围以内,大部分含氧有机物(OVOC)物种的方法检测限低于 0.040×10^{-9} ,除二氧己烷和甲醇、丁醇以外,各 OVOCs 组分工作曲线 $R^2 > 0.986$,测量精度(RSD)低于 20%.本方法罐采样与在线 GCMS 的比对结果显示^[5],罐采样和在线 GCMS 得到的甲基乙基酮(MEK)和甲基叔丁基醚(MTBE)偏差较小,乙醛、异丙醇、丙醛和异丁烯醛(MACR)有一定偏差但在可接受范围内,罐采样法测量这些物种的结果基本可靠,甲醇、乙醇、丙酮偏差较大;本批样品 GCMS 分析中乙醛的峰形不完整,故未讨论.

1.3 有毒有害物种的识别及有害风险分析方法

根据致癌物质和非致癌物质的特点不同,风险评价的具体要求和操作也不同.对于致癌物质,管理毒理学领域将其作为零阈值物质^[6],但对其暴露控制不可能达到零水平,因此通过致癌风险来确定致癌物质的可接受限,并可比较不同致癌物质的危险性.致癌风险评价是以大量流行病学、毒理学及相关实验研究结果和数据为基础,根据一定的统计学准则和模式计算,并通过合理的评价程序,对某种环境

因素造成的人群健康危害或威胁的性质和程度进行定性与定量综合评价的过程^[7].

美国清洁空气法案(CAA)定义某致癌物造成人类终生癌症风险高于百万分之一(1×10^{-6})时的浓度为必须进行控制的基准浓度, 1×10^{-6} 即为评估大气致癌物癌症风险的“临界值”.本研究采用癌症风险的简化计算方法对某小学室内外 VOCs 物种进行初步致癌风险值估算,即 VOC 环境浓度乘以此种 VOC 的单位风险值.癌症风险高于 1×10^{-6} 的 VOCs 是在此环境浓度下对人体健康具有危害的物质,可将其累加得到累积癌症风险:

$$R_{Ci} = c_{\text{VOC}i} \times \text{UR}_i$$

$$\text{CR}_C = \sum R_{Ci}$$

式中, R_{Ci} 为第 i 种 VOC 物质的癌症风险(cancer risk); $c_{\text{VOC}i}$ 为第 i 种 VOC 物质的环境质量浓度,单位为: $\mu\text{g}/\text{m}^3$; UR_i 为第 i 种 VOC 物质的单位风险值(unit risk),单位为 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$; CR_C 为累积癌症风险(cumulative cancer risk),等于癌症风险超过 1×10^{-6} 的 VOCs 的癌症风险值之和.

非致癌有毒有害物质一般被认为是具有阈值毒物,低于剂量-反应关系实验确定的阈值剂量或浓度时没有风险度,故非致癌物质的评价比致癌物质简单得多.本研究采用有害比评估非致癌 VOCs 的有害性,即环境浓度与基准浓度的比值在 1.0 以上的 VOCs 被认为对于人类健康具有危害,同样可累加得到总有害指数(total hazard index),这也是评估某一地区空气质量的一个简化方法.

$$\text{HR}_i = c_{\text{VOC}i} / c_{\text{Bi}}$$

$$\text{THI} = \sum \text{HR}_i$$

式中, HR_i 为第 i 种 VOC 物质的有害比(hazard ratio), $c_{\text{VOC}i}$ 为第 i 种 VOC 物质的环境质量浓度,单位为: $\mu\text{g}/\text{m}^3$; c_{Bi} 为第 i 种 VOC 物质的基准浓度(benchmark concentration),单位为: $\mu\text{g}/\text{m}^3$; THI 为总有害指数(total hazard index),等于有害比超过 1.0 的物质的有害比总和.

计算式中致癌物的单位风险值数据和非致癌有毒有害物的基准浓度来自美国 EPA^[8]、加州环保局环境健康有害评估办公室(COEHHHA)^[9, 10]的数据库及 Caldwell 等^[11]相关研究.非致癌有害物质的基准浓度采用参考浓度(RfC)^[8],参考暴露水平(REL)^[10]以及 Caldwell 等^[11]研究所得浓度.本研究中基准浓度取值为暴露的安全水平,即足够低于产生危害的浓度临界值.相同物种在不同数据库中有不同的基

准浓度时,则取较保守的值作为基准浓度.

2 结果与讨论

2.1 北京市某小学 VOCs 浓度水平和组成特征

在小学空气样品中检出 86 种 VOCs, 对其中 82 种组分进行了定量分析, 包括烷烃 11 种、烯烃 9 种、芳香烃 8 种、卤代烃 33 种、含氧有机物(OVOC)18 种、其他物质 3 种. 小学室内(教室)及室外(校园)总 VOCs 浓度分别为 $(43.36 \pm 19.47) \times 10^{-9}$ 和 $(32.55 \pm 13.78) \times 10^{-9}$, 室内浓度高于室外浓度. 在 3 户儿童家中采集的样品差异较大, 平均浓度为 $(63.99 \pm 36.29) \times 10^{-9}$.

室外大气中烷烃、烯烃、芳香烃、卤代烃及 OVOC 的平均体积分数浓度分别为 $(10.80 \pm 6.20) \times 10^{-9}$ 、 $(3.94 \pm 1.29) \times 10^{-9}$ 、 $(5.66 \pm 3.39) \times 10^{-9}$ 、 $(5.48 \pm 3.04) \times 10^{-9}$ 和 $(4.91 \pm 1.72) \times 10^{-9}$, 室内空气中分别为 $(14.04 \pm 9.31) \times 10^{-9}$ 、 $(3.43 \pm 1.23) \times 10^{-9}$ 、 $(6.31 \pm 4.77) \times 10^{-9}$ 、 $(13.48 \pm 10.39) \times 10^{-9}$ 和 $(4.83 \pm 2.33) \times 10^{-9}$. 室内外空气中烷烃和烯烃分别为含量最高、最低的物种类别, 平均浓度占 VOCs 总浓度的 32.8% 和 10.0%, 室外芳香烃(17.4%)、卤代烃(16.8%)、OVOC(15.1%)含量居中, 但室内卤代烃含量(31.1%)仅次于烷烃, 甚至高于芳香烃(14.6%)和 OVOC(11.2%). 本研究中, 烷烃、烯烃、芳香烃物种由于定量物种少, 总浓度低于实际大气浓度.

图 1 所示为室内外浓度优势物种, 正丁烷、异丁烷、异戊烷、苯、甲苯、丙醛、丙烯和二氯甲烷在室内外均为高浓度物种, 室外空气中正丁烷为含量最高的单个物种, 体积分数为 $(3.47 \pm 2.97) \times 10^{-9}$, 而室内的对二氯苯、间二氯苯和环己烷大大高于室外浓度, 分别为 $(6.10 \pm 6.36) \times 10^{-9}$ 、 $(2.02 \pm 6.39) \times 10^{-9}$ 和 $(1.21 \pm 0.69) \times 10^{-9}$, 是造成上述室内外 VOCs 组成和浓度差别的主要因素.

2.2 室内外浓度对比

VOCs 来源于室内源排放(如吸烟、涂料、杀虫剂、油漆以及家用清洁器)和室外源排放(如工厂、植物、干洗和机动车). 小学室内外空气中定量出的 82 种 VOCs 污染物中, 排除浓度低于检测限的物种, 计算了 56 种 VOCs 的室内和室外浓度比值(如图 2 所示), 具体物种及其编号如表 1 所示. 在所列出的烷烃、芳香烃、卤代物、OVOC 物种中, 绝大部分物种室内/外浓度比值中位数接近 1.0, 加之采样期间教室通风状况良好, 可推测其主要的排放源是室外源. 多

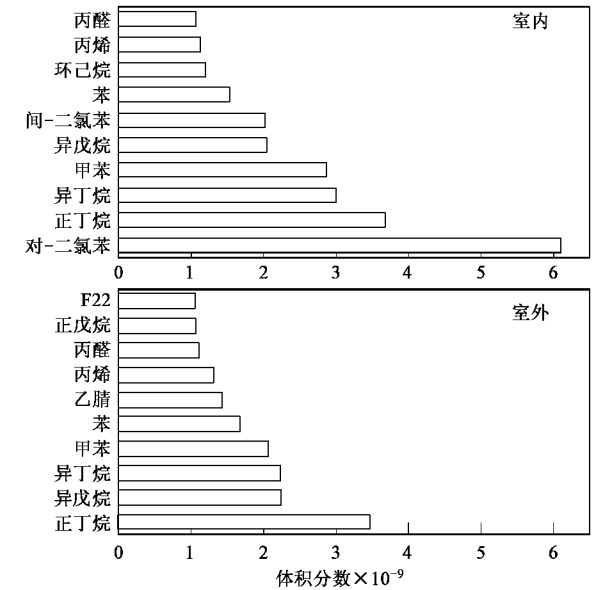


图 1 北京市某小学室内外浓度优势物种
Fig.1 Dominant species on concentration of indoor and outdoor air in one elementary school

表 1 室内外浓度对比物种

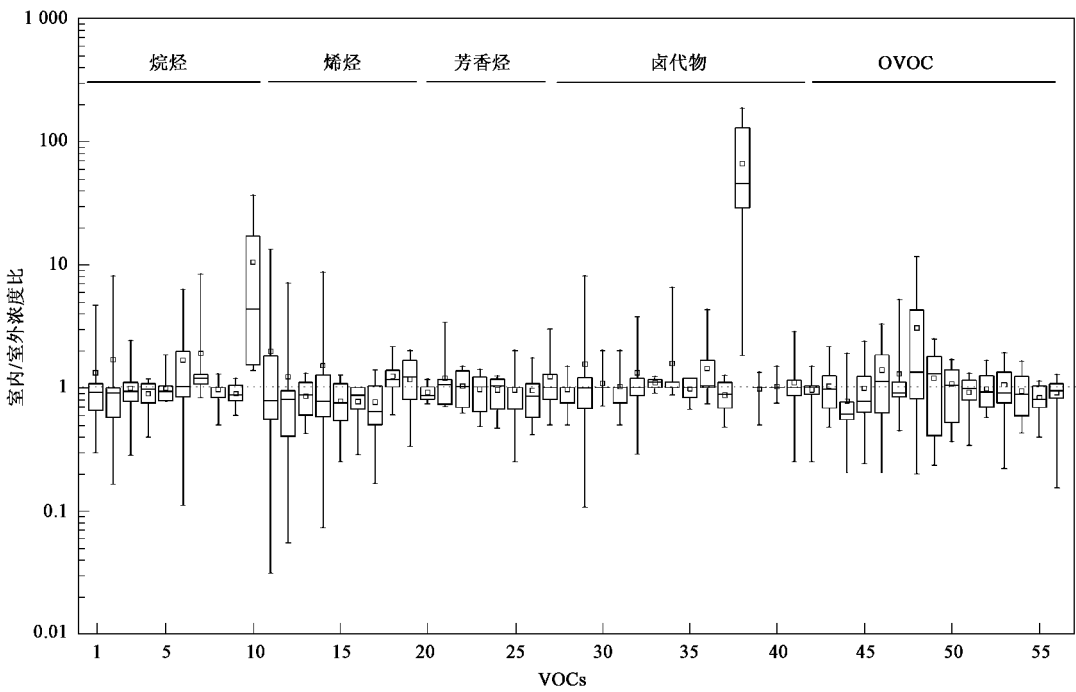
Table 1 List of VOCs for indoor/outdoor ratio

编号	物种	编号	物种
1	异丁烷	29	二氯甲烷
2	正丁烷	30	氯苯
3	异戊烷	31	氯乙烷
4	正戊烷	32	氯仿
5	异己烷	33	氯甲烷
6	正己烷	34	氟利昂 11 (F11)
7	正庚烷	35	氟利昂 113(F113)
8	正辛烷	36	氟利昂 12(F12)
9	环戊烷	37	氟利昂 12(F22)
10	环己烷	38	对二氯苯
11	丙烯	39	四氯乙烯
12	丁烯	40	三氯乙烯
13	1, 3-丁二烯	41	四氯化碳
14	反-2-丁烯	42	氯乙烯
15	顺-2-丁烯	43	丙醛
16	1-戊烯	44	正丁醛
17	反-2-戊烯	45	戊醛
18	异戊二烯	46	己醛
19	苯乙烯	47	异丙醇
20	苯	48	正丙醇
21	甲苯	49	1-丁醇
22	乙苯	50	甲基乙烯基酮 MVK
23	间/对-二甲苯	51	甲基乙基酮 MEK
24	邻-二甲苯	52	2-戊酮
25	1, 3, 5-三甲苯	53	丙烯醛
26	1, 2, 4-三甲苯	54	异丁烯醛 MACR
27	1, 2, 3-三甲苯	55	甲基叔丁基醚 MTBE
28	1, 1-二氯乙烷	56	乙腈

数烯烃四分位数(25% ~ 75%)范围在 0.1 ~ 1.0 之间并且中位数 < 1.0, 说明烯烃类物质更多来自于室外源, 异戊二烯的室内/室外浓度比略高于 1.0, 且四

分位数范围(25% ~ 75%)在 1.0 ~ 2.0 间,可解释为异戊二烯光化学活性极高,在室外很快发生光化学反应,消耗比室内更快.此前美国^[12, 13]和日本^[14]关于居民区的相关研究发现,污染物的室内浓度常高于室外浓度,表明对多数 VOCs 而言室内排放源的影响强于室外源的渗透作用,而室内主要的排放源为吸烟、空气芳香剂及其他消费品^[15].在墨西哥两座城市进行的研究则表明,室外工作人员如公交车和出租汽车司机、路边小贩比室内工作人员如服务员暴露在更高浓度的 VOCs 中^[16].

小学室内较为突出的高浓度物种为对/间二氯苯和环己烷,从图 2 中亦可明显看出对二氯苯及环己烷的室内/室外浓度比远离 1.0, 2 物种比值中位数分别为 45.4 与 4.3,间二氯苯室外浓度平均值低于检测限,因此未列出.环己烷高浓度可能性较大的来源是小学生使用的涂改液(大部分产品主要成分为环己烷).对/间二氯苯则可能有多种来源,如家具表面油漆、涂料、皮具等,或产生于芳香类物质复杂的生成、累积及消除的物理化学过程中.日本清水居民区的研究发现卧室的对二氯苯浓度高于起居室、



方框表示四分位数 25% 和 75%, 上方及下方直线表示最大值和最小值,
方框中小方块表示中值, 横线表示中位数, 横轴数字所代表 VOCs 物种如表 1 所示

图 2 烷烃、烯烃、芳香烃、卤代物及 OVOC 室内/室外浓度比值

Fig.2 Indoor/outdoor concentration ratio of alkanes, alkenes, aromatics, halogen compounds and OVOCs

厨房和浴室,主要来源是樟脑丸^[14].

2.3 有毒有害物质识别及其健康风险估算

根据美国 EPA、加州环保局及相关研究数据,计算了 38 种被认为对人体具有危害性的 VOCs 的癌症风险或有害比.其中 7 种在小学室内(教室)、室外(校园)及补充采样(儿童家中)至少一处超过致癌风险临界值(如表 2).其中 4 种物质在 3 处的癌症风险都超过 1×10^{-6} ,总风险水平从 1.3×10^{-6} (儿童家中氯仿)~ 1.4×10^{-5} (校园 1, 3-丁二烯),对二氯苯和间二氯苯仅在小学教室内超过基准浓度,但其癌症风险均高出 1×10^{-6} 的风险水平 10 倍以上,氯仿仅在儿童家中超过基准浓度.3 处平均癌症风险最高

的物种为 1, 3-丁二烯(1.3×10^{-5}),超过 1×10^{-6} 的风险水平 13 倍,苯、氯甲烷、氯乙烯超过 3 ~ 6 倍.

根据表 2 可计算出小学室外、室内及儿童家中 3 个采样点的累积癌症风险分别为 3.3×10^{-5} (室内)、 2.4×10^{-5} (室外)、 3.9×10^{-5} (儿童家中),超过 1×10^{-6} 的癌症风险值 24 ~ 39 倍.主要的贡献者为 1, 3-丁二烯、氯乙烯和苯,其癌症风险值分别占所计算物种总贡献的 40%、20% 和 16%.其中教室内的主要贡献者为 1, 3-丁二烯(35%)、对二氯苯(34%)和苯(11%).1, 3-丁二烯、苯、氯甲烷及氯乙烯在小学室内和室外空气中都是主要的健康风险物种.1, 3-丁二烯是机动车尾气的标志物之一,学校

地理位置虽离主干道有一定距离,但仍可能受到道路机动车排放的影响.类似研究中,波特兰市主要癌症风险贡献物种为四氯化碳(17%)、1, 3-丁二烯(16%)及甲醛(14%),主要来自机动车源^[17].

在非致癌有害物种中,仅丙烯醛 1 种物质的有害比例超过了 1.0,在教室内、校园空气及儿童家中的有害比例分别为 12.8、15.3 和 72.2,超过基准浓度 13~72 倍.小学室内外平均有害指数为 14.1,高于基准浓度 14 倍.丙烯醛刺激呼吸系统及眼睛,具有急性毒性,最小致死浓度 10×10^{-6} (人吸入), $0.17 \times 10^{-6} \sim 0.43 \times 10^{-6}$ 对肺部产生影响^[8],本研究中检测到的丙烯醛浓度范围为 $0.11 \times 10^{-9} \sim 0.63 \times 10^{-9}$,无急性危害,但长期处于此浓度将存在一定风险.根据研究,厨房油烟和汽车尾气^[18]中均含有一定量丙烯醛,儿童家中和校园高浓度的丙烯醛很可能分别受这 2 个来源影响.

表 2 北京市某小学室内外及附近儿童家中
空气 7 种 VOCs 的癌症风险

Table 2 Cancer risk value of 7 VOCs in indoor, outdoor air of one elementary school and children's home				
VOCs 名称	室内(教室)	室外(校园)	儿童家中	平均风险
1, 3-丁二烯	1.2×10^{-5}	1.4×10^{-5}	1.4×10^{-5}	1.3×10^{-5}
对二氯苯	1.1×10^{-5}	1.6×10^{-7}	3.7×10^{-7}	3.9×10^{-6}
苯	3.7×10^{-6}	4.1×10^{-6}	7.4×10^{-6}	5.1×10^{-6}
氯甲烷	2.8×10^{-6}	2.7×10^{-6}	4.5×10^{-6}	3.3×10^{-6}
氯乙烯	2.6×10^{-6}	4.0×10^{-6}	1.3×10^{-5}	6.4×10^{-6}
间二氯苯	1.4×10^{-6}	— ¹⁾	—	1.4×10^{-6}
氯仿	6.7×10^{-7}	6.5×10^{-7}	1.3×10^{-6}	8.7×10^{-7}

1) 室外(校园)及儿童家中间二氯苯浓度均低于检测限,故癌症风险空缺

3 结论

(1) 小学室内总 VOCs 浓度高于室外,室外浓度烷烃>芳香烃>卤代烃>OVOC,室内浓度烷烃>卤代烃>芳香烃>OVOC.正丁烷、异丁烷、异戊烷、苯、甲苯、丙醛、丙烯和二氯甲烷在室内外均为浓度优势物种,室内对/间二氯苯和环己烷有高值,较为特征.

(2) 小学教室内和校园大气 VOCs 组成相似,多数 VOCs 受到室外源的影响较为强烈,烯烃类物质受室外源影响明显,但异戊二烯表现为室内浓度高于室外浓度;对二氯苯和环己烷室内外浓度比高达 45.4 和 4.3,受室内源影响明显.

(3) 小学室内外均可能造成癌症风险的 VOCs 物种为 1, 3-丁二烯、氯乙烯、苯和氯甲烷,丙烯醛是唯一非致癌的有害物种,室内对/间二氯苯具有一定致癌风险.此外,小学室内外大部分烷烃、烯烃、芳香烃、卤代烃和 OVOC 对儿童无健康风险.

参考文献:

[1] Delfino R J. Epidemiologic evidence for asthma and exposure to air toxics: linkages between occupational, indoor, and community air pollution research[J]. Environ Health Perspec, 2002, 110: 573-589.

[2] Boeglin M L, Wessels D, Henshel D. An investigation of the relationship between air emissions of volatile organic compounds and the incidence of cancer in Indiana counties[J]. Environ Res, 2006, 100(2): 242-254.

[3] Savitz D A, Andrews K W. Review of epidemiologic evidence on benzene and lymphatic and hematopoietic cancers[J]. Am J Ind Med, 1997, 31: 287-295.

[4] Lu S H, Shao M, Liu Y, et al. Chemical speciation and anthropogenic sources of ambient volatile organic compounds (VOCs) during summer in Beijing[J]. Front Environ Sci Engin China, 2007, 1(2): 147-152.

[5] 刘莹. 北京和珠三角大气挥发性有机物活性及来源研究[D]. 北京: 北京大学, 2007.

[6] 田裘学. 健康风险评价的不确定性及癌风险评价[J]. 甘肃环境研究与监测, 1999, 12(4): 202-206.

[7] 潘小川. 室内空气污染与健康危害评价[J]. 中国预防医学杂志, 2002, 3(3): 167-169.

[8] USEPA. Integrated Risk Information System[EB/OL]. <http://www.epa.gov/iris>, 2007-10.

[9] California Office of Environmental Health Hazard Assessment, COEHHA. Hot Spots Unit Risk and Cancer Potency Values 2002 [EB/OL]. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/TSDlookup2002.pdf, 2007-10.

[10] COEHHA. All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of September 2002[EB/OL]. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html, 2007-10.

[11] Caldwell J, Woodruff T, Morello-Frosch R, et al. Application of health information to hazardous air pollutants modeled in EPA's cumulative exposure project[J]. Toxic Ind Health, 1998, 14(3): 429-454.

[12] Sexton K, Adgate J L, Ramachandran G, et al. Comparison of personal, indoor, and outdoor exposure to hazardous air pollutants in three urban communities[J]. Environ Sci Technol, 2004, 38: 423-530.

[13] Wallace L A. Comparison of risks from outdoor and indoor exposure to toxic chemicals[J]. Environ Health Perspec, 1991, 95: 7-13.

[14] Ohura T, Amagai T, Senga Y, et al. Organic air pollutants inside and outside residences in Shimizu, Japan: Levels, sources and risks [J]. Sci Total Environ. 2006, 366: 485-499.

[15] Kim Y M, Harrad S, Harrison R M. Concentrations and sources of VOCs in urban domestic and public microenvironments[J]. Environ Sci Technol, 2001, 35: 997-1004.

[16] Tovalin-Ahumada H, Whitehead L. Personal exposures to volatile organic compounds among outdoor and indoor workers in two Mexican cities[J]. Sci Total Environ, 2007, 376: 60-71.

[17] Tam B N, Neumann C M. A human health assessment of hazardous air pollutants in Portland, OR[J]. J Environ Manage, 2004, 73: 131-145.

[18] Liu W, Zhang J, Zhang L, et al. Estimating contributions of indoor and outdoor sources to indoor carbonyl concentrations in three urban areas of the United State [J]. Atmos Environ, 2006, 40: 2202-2214.