



DOI:10.12404/j.issn.1671-1815.2406269

引用格式:何海峰,王丹璐,赵军霞,等.车内空气中多环芳烃赋存特征及健康风险评估[J].科学技术与工程,2025,25(16):6985-6992.

He Haifeng, Wang Danlu, Zhao Junxia, et al. Characterization and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in in-vehicle air[J]. Science Technology and Engineering, 2025, 25(16): 6985-6992.

环境科学、安全科学

车内空气中多环芳烃赋存特征及健康风险评估

何海峰¹, 王丹璐^{2*}, 赵军霞¹, 李琦¹, 江楠¹, 赵秀阁²

(1. 中国汽车工程研究院股份有限公司, 重庆 401122; 2. 中国环境科学研究院, 北京 100012)

摘要 为探索新生产车辆车内空气中多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)的浓度水平及健康风险,通过使用颗粒物采样器与聚氨酯泡沫(polyurethane foam, PUF)套筒串联的方法,采集 15 台新生产乘用车在常温和高温光照 2 种工况下,车内气相和颗粒相的空气样品,通过 GC-MS 测定样品中 16 种优先控制的 PAHs 的含量,并进行驾乘人员健康风险评估。结果表明:16 种 PAHs 在气相和颗粒相中的平均检出率为 2.17~50.00,其中萘(Nap)、芘(Ace)和菲(Phe)在部分样车高温和常温工况下均有检出,而芘烯(Acy)在所有样车高温和常温工况下均有检出,其余物质仅在高温下检出;车内空气中 PAHs 的浓度在高温工况下高于常温工况,且气相中浓度高于颗粒相,整体上 Nap 的浓度最高;在高温工况下 Nap、Ace、Phe、Acy 的致癌健康风险为 3.53×10^{-11} ~ 4.54×10^{-9} ,而在常温工况下为 1.70×10^{-11} ~ 5.16×10^{-9} 。可见使用颗粒物采样器与聚氨酯泡沫(PUF)套筒串联采样的方法,能有效采集车内空气中气相和颗粒相中的 PAHs,车辆车内空气中 PAHs 检出浓度较低,致癌健康风险整体 $< 10^{-6}$,致癌风险较低。

关键词 车内空气;多环芳烃(PAHs);健康风险;暴露评估

中图分类号 X820; 文献标志码 A

Characterization and Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in In-vehicle Air

HE Hai-feng¹, WANG Dan-lu^{2*}, ZHAO Jun-xia¹, LI Qi¹, JIANG Nan¹, ZHAO Xiu-ge²

(1. China Automotive Engineering Research Institute Co., Ltd., Chongqing 401122, China;

2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

[Abstract] In order to explore the concentration level and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in cabin of new cars, air samples of 15 newly produced passenger cars in the gaseous and particulate phases under normal temperature and high temperature conditions were collected by using particulate samplers in series with polyurethane foam (PUF) sleeves. The contents of 16 priority PAHs in the samples were determined by GC-MS, and the health risk assessment of drivers and passengers was carried out. The results show that the average detection rates of 16 PAHs in the gaseous and particulate phases is 2.17~50.00. Among them, naphthalene (Nap), phenanthrene (Ace), and phenanthrene (Phe) are detected in some sample cars under high and normal temperature conditions, while phenanthrene (Acy) is detected in all sample cars under high and normal temperature conditions, and the rest of the substances are only detected under high temperature conditions. The concentration of PAHs in cabin of cars under high temperature conditions is higher than that under normal temperature conditions, and the concentration in the gas phase is higher than that in the particulate phase. Overall, Nap exhibits the highest concentration. The carcinogenic health risks of Nap, Ace, Phe, and Acy under high temperature conditions range from 3.53×10^{-11} to 4.54×10^{-9} , while under normal temperature conditions, they range from 1.70×10^{-11} to 5.16×10^{-9} . It can be seen that PAHs in the gas phase and particulate phase in cabin of new cars, can be effectively collected by using particulate matter samplers in series with a polyurethane foam (PUF) sleeves for sampling. The detected concentrations of PAHs in cabin of cars, is low, the overall carcinogenic health risk is

收稿日期:2024-08-21; 修订日期:2025-03-20

基金项目:中国汽研公司级课题(0001KTCP20230360-01、0001KTCP20230360-03);中国汽研“揭榜挂帅”项目(CHIP-2021-001);国家环境保护机动车污染控制与模拟重点实验室开放基金(VECS2021S04);中央财政科技计划结余经费(2021-JY-03)

第一作者:何海峰(1986—),男,汉族,甘肃天水人,工程师。研究方向:车内环境测评。E-mail:hehaifeng@caeri.com.cn。

*通信作者:王丹璐(1991—),女,汉族,甘肃张掖人,硕士,助理研究员。研究方向:环境健康调查与风险评估。E-mail:wangdl@caeres.org.cn。

less than 10^{-6} , and the carcinogenic risk is low.

[**Keywords**] air in cabin of cars; polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs); health risks; exposure assessment

多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是含有至少两个苯环的芳香族化合物,通常以稠环以及非稠环的方式形成,有亲脂性和疏水性等特点^[1-2]是一种半挥发性有机物^[3]。迄今为止,已有超过200种PAHs被发现,且大多数物质具有剧毒性^[4-5]。PAHs对人体呼吸系统、循环系统、神经系统、消化系统(尤其是肝脏)、泌尿系统(尤其肾脏)均可造成严重损害,是潜在的致癌物质,其中长期接触苯并(a)芘等化合物是诱发肺癌的重要原因^[6-7]。车内材料种类繁多,如有丙烯腈丁二烯苯乙烯(ABS)、聚丙烯(PP)、聚氯乙烯(PVC)、聚氨酯(PU)、皮革、尼龙以及聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)制成的纺织品等。为提升车内材料的使用性能,会在生产过程中加入阻燃剂、增塑剂、紫外线稳定剂、防污剂等多种添加剂^[8-9]。随着车辆的使用,内饰材料会缓慢地释放污染物,进而造成车内驾乘人员的健康风险^[10]。PAHs是释放的重要有机污染物之一^[11]。

西方国家的成年人平均每天有5.5%的时间花在汽车上^[12-13],其中,美国约为101 min^[14],德国约45 min^[15],中国平均使用汽车作为交通工具出行的时间约为71 min,平均占整日时间的4.9%,车内是人群暴露于室内空气污染物的重要微环境^[16],其对于人群的日均累积空气暴露贡献相对较高^[17-18]。因此,汽车车内的空气暴露对于驾乘人员健康的影响非常重要。车内空气中PAHs通过呼吸吸入途径进入人体是其对驾乘人员造成健康危害的主要方式^[19]。

为探索新车内空气中PAHs物质的赋存特征,浓度水平及健康风险,针对萘(Nap)、苊烯(Acy)、苊(Ace)、芴(Flo)、菲(Phe)、蒽(Ant)、荧蒽(Flu)、芘(Pyr)、苯并[a]蒽(BaA)、屈(Chr)、苯并[a]荧蒽(BbF)、苯并[k]荧蒽(BkF)、苯并[a]芘(BaP)、茚并[1,2,3-cd]芘(IcdP)、二苯并[a,h]蒽(DahA)和苯并[g,h,i]芘(BghiP)等16种EPA(美国环保署)优先管控的PAHs物质^[5],在不同试验场景下,进行车内气相与颗粒相空气样本的采集、检测分析,并评估其检出浓度对驾乘人员经呼吸暴露的健康风险。

1 材料与方法

1.1 试验样车

测试车辆共计15辆,其中轿车6辆,运动型多用途汽车(sport utility vehicle, SUV)9辆,且均为新生产未上牌的乘用车。

1.2 采样方法

空气中的PAHs通常以气体或附着在颗粒物上的形式存在^[11]。为准确检测车内空气中PAHs浓度水平,同时采集空气颗粒相样本和气相样本用于PAHs浓度的检测。采用颗粒物采样器(TH-150F,武汉天虹)与聚氨酯泡沫(PUF)套筒组合使用的形式,通过石英纤维滤膜(90 mm, Whatman)和PUF(6.4 cm × 7.6 cm TE-1010, Tisch Environmental),分别采集颗粒相和气相PAHs样品。

1.2.1 采样前处理

采样前,按要求将石英纤维滤膜放置于马弗炉中于400℃处理6h后,置于恒温恒湿箱内平衡24h,称量并记录质量后备用;将PUF放置于丙酮中连续超声清洗处理3次,每次30min,处理后放置于真空干燥箱内于50℃干燥8h后备用;颗粒物采样器需组装后经流量校准器校准后使用。

1.2.2 采样流程

采样过程中实验车辆放于整车VOCs测试环境仓[9 m(长) × 5 m(宽) × 5 m(高),美国CTS公司],分别参考《车内挥发性有机物和醛酮类物质采样测定方法》(HJ/T 400—2007)^[20]和《道路车辆室内空气第一部分 整车试验舱—驾驶室内挥发性有机化合物的测定》(ISO 12219—1:2021)^[21]进行常温工况和高温工况下车内PAHs样品采集。整个采样过程中使用温湿度监测仪(elitech GPS-8G,精创)进行车内温湿度监测。

依照《车内挥发性有机物和醛酮类物质采样测定方法》(HJ/T 400—2007)规定的试验步骤,将采样器放于车内中心位置后,分别进行车辆预处理、车辆静置阶段、车辆封闭阶段,完成以上处理后开始常温工况车内PAHs样品采样,采样器按照定时设定,自动采集车内空气30 min(2 000 L),采集后打开车门,迅速取下车内采样器上的滤膜和PUF样本,并更换采样滤膜及PUF。

常温工况采样完成后,依照《道路车辆室内空气第一部分 整车试验舱—驾驶室内挥发性有机化合物的测定》(ISO 12219—1:2021)的试验要求,启动整车VOCs测试环境仓阳光模拟系统,设置光照强度为 $(400 \pm 50) \text{ W/m}^2$,光照持续4h,在最后30 min内开始高温工况采样,采样体积与常温工况一致。

样品采集后按照低温保存要求送至实验室进行检测分析。

1.3 分析检测

1.3.1 样品制备和提取

在提取前,PUF 和石英滤膜用 PAHs 的替代标准品(Alta Scientific)进行标记。两种样品在摇床中用 100 mL 的二氯甲烷(农残级,Duksan)和正己烷(农残级,Duksan)(体积比 3:2)提取 120 min,然后用超声波处理 30 min。获得的提取液在 35 °C 下用真空蒸发器(Raykol MPE China)浓缩至 0.5 mL,并转移到 GC 样品瓶中。

1.3.2 仪器分析

样品分析:PAHs 通过气质联用仪 GC-MS(GC-MS-TQ8050 Shimadzu Japan)在电子轰击(EI)模式下分析。化合物通过 DB-5MS 柱(30 m(长)×0.25 mm(内径)×0.25 μm(粒径),Agilent USA)分离。载气为氦气,流速为 1.0 mL/min。柱初始温度为 80 °C,保持 2 min,以 20 °C/min 升温至 180 °C 并保持 3 min,然后以 15 °C/min 升温至 250 °C,最后以 10 °C/min 升温至 290 °C 并保持 8.4 min。质谱条件为离子源(EI)电子轰击能量 70 eV,离子源温度 250 °C。

1.3.3 质量控制

为消除分析过程中的背景污染,样品制备和提取过程中使用的设备需用丙酮清洗三次。样品分析前,将正己烷注入检测仪器直至背景水平稳定。每批样品分析时都进行程序空白测试。样品最终浓度需用样品检出浓度减去程序空白的最大浓度。每个样品都添加替代标准品以监测回收率,滤膜和 PUF 样品中的回收率分别为 62.3%~110% 和 62.3%~124%。

1.4 健康风险评估方法

多环芳烃是间接致癌物,通常以苯并芘(BaP)为代表,因具有高度致癌性^[6]。定量健康风险评估用吸入超额个人风险(IR)定义风险等级。其中,IR 介于 10^{-6} ~ 10^{-4} 时,致癌风险可接受;IR < 10^{-6} 时,致癌风险可以忽略不计;IR > 10^{-4} 时,致癌风险不可接受^[22]。

$$ADD = \frac{CA_i \times IR \times ET \times EF \times ED}{AT \times BW} \quad (1)$$

式(1)中:ADD 为暴露量,μg/(kg·d),研究种计算的暴露量为气相与颗粒相之和;CA_i 为 BaP 当量浓度,μg/m³;IR 为呼吸量,根据中国人群暴露参数取值为 15.7 m³/d;ET 为暴露时间,h/d,根据驾乘人员车内暴露时间取值 71 min/d(中国人群汽车出行时间);EF 为暴露频率,d/a,根据每年工作日时长取值为 250 d/a;ED 为暴露持续时间,a,根据评估需要取值为 50 a;BW 为体重,kg,根据中国人群暴露参

数取值为 60.6 kg;AT 为平均接触时间,取值 682 666.8 h,AT = 77.93 a(数据来自 2020 年全国人群期望寿命)×365 d/a×24 h/d。

$$CA_i = C_i \times TEF_i \quad (2)$$

式(2)中:C_i为单个 PAHs 物质浓度,μg/m³;TEF_i为与 BaP 致癌能力有关的毒性当量因子,本次计算中的 Nap、Acy、Ace 和 Phe 的 TEF 均为 0.001。

$$IR = SF \times ADD \quad (3)$$

式(3)中:SF 为致癌斜率因子,(kg·d)/μg,Nap、Acy、Ace 和 Phe 的 SF 均采用 0.002 3 (kg·d)/μg。

2 结果与分析

2.1 车内 PAHs 的检出率

由表 1 可知,PAHs 各物质在整体样本中的检出率为 2.17~50,平均为 8.97;在颗粒相样本中的检出率为 0~34.78,平均为 6.25;在气相样本中的检出率为 0~100,平均为 11.68。其中,Nap 在颗粒相和气相样本中均检出,Acy 和 Ace 仅在气相样本中检出,其余物质仅在颗粒相样本中检出,Acy 在气相样本中的检出率为 100。Nap、Acy、Ace 和 Phe 在高温和常温工况下均检出,其余物质仅在高温工况下检出。

在不同类型样品中检出率的不同主要是因为 2 环和 3 环 PAHs 主要存在于气相样本中,而 4~6 环 PAHs 主要以颗粒态形式存在^[23]。整体上,2 环和 3 环 PAHs 的检出率高于 4~6 环 PAHs。根据检出情况,后续仅针对 Nap、Acy、Ace 和 Phe 展开分析。

2.2 车内 PAHs 的浓度特征

2.2.1 不同采样温度的浓度特征

由表 2 可知,高温工况下,整体上车内空气中 Nap、Acy、Ace 和 Phe 的总浓度(Σ₄PAHs)为 0.043 8~0.422 4 μg/m³,平均为 0.248 6 μg/m³;对于 Nap、Acy、Ace、Phe 单个物质而言,浓度为 0.001 3~0.351 7 μg/m³,其中颗粒相样本中浓度为 0.001 3~0.136 5 μg/m³,气相样本中浓度为 0.015 8~0.351 7 μg/m³。常温工况下,整体上车内空气中 Σ₄PAHs 为 0.021 0~0.422 3 μg/m³,平均为 0.164 3 μg/m³;对于 Nap、Acy、Ace、Phe 单个物质而言,浓度为 0.001 3~0.400 0 μg/m³,其中颗粒相样本中浓度为 0.001 3~0.003 2 μg/m³,气相样本中浓度为 0.016 2~0.400 0 μg/m³。整体上,Σ₄PAHs 和 Nap、Acy、Ace 单个物质的浓度均高于李兰^[11]的研究,Phe 的浓度低于其研究,与其研究一致的是 Nap 在车内空气中的浓度最高。

表1 各PAHs物质检出率
Table 1 Detection rates of various PAHs substances

物质	类别	整体 车型	车型		采样工况		物质	类别	整体 车型	车型		采样工况	
			SUV	轿车	常温	高温				SUV	轿车	常温	高温
Nap 检出率/%	气相+颗粒相	32.61	33.87	30.00	40.63	28.33	BaA 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33
	颗粒相	13.04	16.13	6.67	6.25	16.67		颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67
	气相	52.17	51.61	53.33	75.00	40.00		气相	—	—	—	—	—
Acy 检出率/%	气相+颗粒相	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	Chr 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33
	颗粒相	—	—	—	—	—		颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67
	气相	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00		气相	—	—	—	—	—
Ace 检出率/%	气相+颗粒相	17.39	19.35	13.33	40.63	5.00	BbF 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33
	颗粒相	—	—	—	—	—		颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67
	气相	34.78	38.71	26.67	81.25	10.00		气相	—	—	—	—	—
Flo 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33	BkF 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33
	颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67		颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67
	气相	—	—	—	—	—		气相	—	—	—	—	—
Phe 检出率/%	气相+颗粒相	17.39	17.74	16.67	37.50	6.67	BaP 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33
	颗粒相	34.78	35.48	33.33	75.00	13.33		颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67
	气相	—	—	—	—	—		气相	—	—	—	—	—
Ant 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33	IcdP 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33
	颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67		颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67
	气相	—	—	—	—	—		气相	—	—	—	—	—
Flu 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33	DahA 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33
	颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67		颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67
	气相	—	—	—	—	—		气相	—	—	—	—	—
Pyr 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33	BghiP 检出率/%	气相+颗粒相	2.17	3.23	—	—	3.33
	颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67		颗粒相	4.35	6.45	—	—	6.67
	气相	—	—	—	—	—		气相	—	—	—	—	—

表2 不同采样温度下车内PAHs浓度
Table 2 PAHs concentrations inside vehicles at different sampling temperatures

物质	高温工况/($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)				常温工况/($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)				
	最大值	最小值	平均值	中位值	最大值	最小值	平均值	中位值	
Σ_4 PAHs	0.422 4	0.043 8	0.248 6	0.230 3	0.422 3	0.021 0	0.164 3	0.131 3	
Nap	气相+颗粒相	0.351 7	0.076 6	0.182 7	0.153 3	0.400 0	0.073 4	0.159 2	0.106 1
	颗粒相	0.136 5	0.136 5	0.136 5	0.136 5	0.003 2	0.003 2	0.003 2	0.003 2
	气相	0.351 7	0.076 6	0.171 3	0.151 5	0.400 0	0.070 3	0.158 9	0.106 1
Acy	气相+颗粒相	0.093 1	0.024 9	0.056 5	0.058 4	0.068 7	0.016 2	0.031 3	0.025 5
	颗粒相	—	—	—	—	—	—	—	—
	气相	0.093 1	0.024 9	0.056 5	0.058 4	0.068 7	0.016 2	0.031 3	0.025 5
Ace	气相+颗粒相	0.130 1	0.015 8	0.051 3	0.043 5	0.037 6	0.018 9	0.027 4	0.025 5
	颗粒相	—	—	—	—	—	—	—	—
	气相	0.130 1	0.015 8	0.051 3	0.043 5	0.037 6	0.018 9	0.027 4	0.025 5
Phe	气相+颗粒相	0.003 1	0.001 3	0.001 9	0.001 7	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3
	颗粒相	0.003 1	0.001 3	0.001 9	0.001 7	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3
	气相	—	—	—	—	—	—	—	—

表3中显示了车内Nap、Acy、Ace、Phe浓度高温与常温工况的比值(H/N),各物质的H/N中位值为1.044 3~1.707 3,高温工况下浓度整体上高于常温工况,温度的升高加速了内饰中PAHs的释放。图1中显示在常温和高温工况下 Σ_4 PAHs的差异具有显著性。

此外,高温与常温工况下气相样本与颗粒相样本中物质浓度的比值(P/F)结果表明,Nap在高温

和常温工况下P/F分别为1.13和22.08,说明在同时具有检出结果的气相和颗粒相样本中,Nap在气相中的赋存浓度高于颗粒相,且常温工况的差异更大,可能是Nap在高温工况下由气相释放后,由于车内空间的密闭性,无法参与气粒分配而包裹在颗粒物中的缘故^[24]。

图2显示了高温和常温工况下车内温湿度与车内Nap、Acy、Ace、Phe浓度的相关性。从整体研究

来看,温湿度与 Σ_4 PAHs 和 Acy 浓度之间具有显著相关性,在其他研究中也有类似报道^[25-26]。

表 3 车内 Nap、Acy、Ace 和 Phe 高温与常温浓度比
Table 3 High temperature and normal temperature concentration ratios of Nap, Acy, Ace, and Phe inside vehicles

物质	类别	最大值	最小值	平均值	中位值
Nap	颗粒相	—	—	—	—
	气相	1.984 8	0.879 1	1.202 8	1.044 3
Acy	颗粒相	—	—	—	—
	气相	4.698 2	1.175 3	1.988 7	1.698 8
Ace	颗粒相	—	—	—	—
	气相	2.092 5	1.563 8	1.787 8	1.707 3

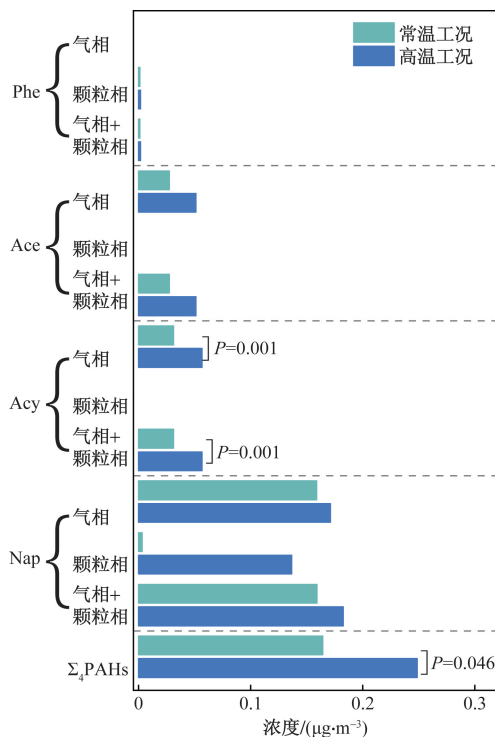


图 1 车内 Nap、Acy、Ace 和 Phe 浓度均值

Fig. 1 Mean concentrations of Nap, Acy, Ace, and Phe inside vehicles

2.2.2 不同车型的浓度特征

由表 4 可知,在不同采样温度下不同车型车内 Nap、Acy、Ace 和 Phe 的浓度大小具有差异。其中, SUV 车辆在高温工况下,车内 Σ_4 PAHs 浓度平均值为 0.244 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,常温工况下为 0.149 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;对于 Nap、Acy、Ace、Phe 单个物质而言,其总浓度的 H/N 值的均值为 1.640 4,颗粒相样本中 H/N 值平均为 21.981 9,气相样本中 H/N 值平均为 1.712 7。轿车车辆在高温工况下,车内 Σ_4 PAHs 浓度平均值为 0.257 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,常温工况下为 0.194 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;对于 Nap、Acy、Ace、Phe 单个物质而言,其总浓度的

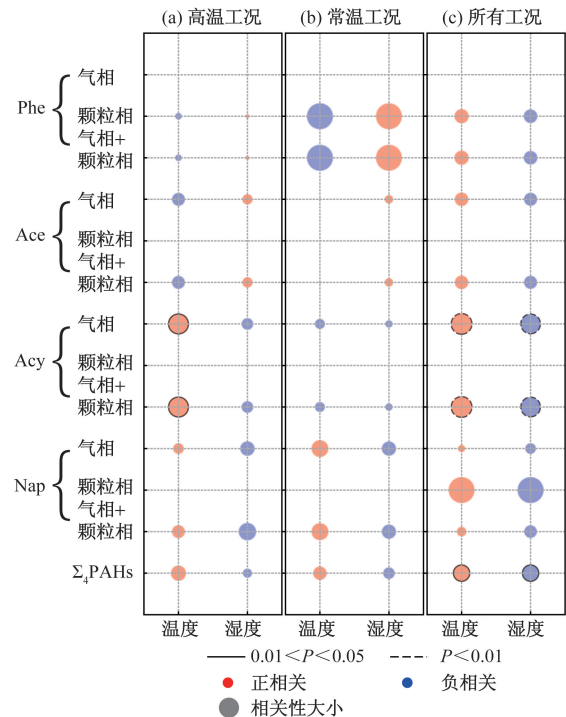


图 2 车内 Nap、Acy、Ace 和 Phe 温湿度相关性

Fig. 2 Temperature and humidity correlation of Nap, Acy, Ace, and Phe inside vehicles

H/N 值的均值为 1.694 8,气相样本中 H/N 值平均为 1.441 2。

对于 Nap、Acy、Ace、Phe 单个物质而言,高温工况下 SUV 车型车内与轿车车型车内不同物质的总浓度均值的比值平均为 0.837 5,常温工况下为 0.799 9。

不同车型车内浓度的显著性差异显示,SUV 车型车内 Σ_4 PAHs 浓度、Acy 浓度在高温和常温工况下的差异具有显著性($P = 0.045$ 和 $P = 0.014$),轿车车型中车内 Acy 浓度在高温和常温工况下的差异具有显著性($P = 0.012$)。

2.3 PAHs 健康风险评估结果

表 5 中显示了车内 Nap、Acy、Ace 和 Phe 在不同温度下的致癌健康风险大小。高温工况下,各物质的致癌风险范围在 $3.53 \times 10^{-11} \sim 4.54 \times 10^{-9}$,其中 Nap 的致癌风险平均值为 2.36×10^{-9} ,高于其他物质;常温工况下,各物质致癌风险范围在 $1.70 \times 10^{-11} \sim 5.16 \times 10^{-9}$,其中 Nap 的致癌风险平均值为 2.05×10^{-9} ,高于其他物质。

不同车型的风险由于各物质浓度的大小略有不同。整体上,轿车车辆的致癌健康风险高于 SUV 车辆,且 Nap、Acy、Ace 和 Phe 的健康风险均 $< 10^{-6}$,其造成的致癌风险可以忽略不计。相较于李兰^[11]研究中显示的车内空气中 Nap、Acy、Ace 和 Phe 可能造成健康风险而言,结果表明,新车车内饰释放的污染物在良好的政策执行下得到了良好的控制。

表4 不同采样温度下不同车型车内 PAHs 物质浓度

Table 4 Concentration of PAHs substances in different vehicles models at different sampling temperatures

物质	工况	轿车/($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)				SUV/($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)				
		最大值	最小值	平均值	中位值	最大值	最小值	平均值	中位值	
Σ_4 PAHs	高温	0.420 6	0.070 9	0.257 4	0.230 3	0.422 4	0.043 8	0.244 2	0.251 2	
	常温	0.388 8	0.025 5	0.194 4	0.181 7	0.422 3	0.021 0	0.149 2	0.112 4	
气相+颗粒相	高温	0.339 3	0.102 2	0.197 9	0.175 0	0.351 7	0.076 6	0.175 1	0.153 3	
	常温	0.324 9	0.102 4	0.189 7	0.165 8	0.400 0	0.073 4	0.143 9	0.092 9	
Nap	颗粒相	高温	—	—	—	—	0.136 5	0.136 5	0.136 5	0.136 5
		常温	—	—	—	—	0.003 2	0.003 2	0.003 2	0.003 2
气相	高温	0.339 3	0.102 2	0.197 9	0.175 0	0.351 7	0.076 6	0.158 0	0.151 5	
	常温	0.324 9	0.102 4	0.189 7	0.165 8	0.400 0	0.070 3	0.143 5	0.092 9	
气相+颗粒相	高温	0.079 7	0.043 3	0.064 0	0.070 9	0.093 1	0.024 9	0.052 7	0.051 1	
	常温	0.063 8	0.022 9	0.034 8	0.027 6	0.068 7	0.016 2	0.029 6	0.022 7	
Acy	颗粒相	高温	—	—	—	—	—	—	—	
		常温	—	—	—	—	—	—	—	
气相	高温	0.079 7	0.043 3	0.064 0	0.070 9	0.093 1	0.024 9	0.052 7	0.051 1	
	常温	0.063 8	0.022 9	0.034 8	0.027 6	0.068 7	0.016 2	0.029 6	0.022 7	
气相+颗粒相	高温	0.060 6	0.047 1	0.055 5	0.058 8	0.130 1	0.015 8	0.050 1	0.041 2	
	常温	0.037 6	0.037 6	0.037 6	0.037 6	0.025 5	0.018 9	0.022 2	0.022 2	
Ace	颗粒相	高温	—	—	—	—	—	—	—	
		常温	—	—	—	—	—	—	—	
气相	高温	0.060 6	0.047 1	0.055 5	0.058 8	0.130 1	0.015 8	0.050 1	0.041 2	
	常温	0.037 6	0.037 6	0.037 6	0.037 6	0.025 5	0.018 9	0.022 2	0.022 2	
气相+颗粒相	高温	0.003 1	0.001 9	0.002 3	0.002 0	0.002 7	0.001 3	0.001 7	0.001 5	
	常温	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3	
Phe	颗粒相	高温	0.003 1	0.001 9	0.002 3	0.002 0	0.002 7	0.001 3	0.001 7	0.001 5
		常温	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3	0.001 3
气相	高温	—	—	—	—	—	—	—	—	
	常温	—	—	—	—	—	—	—	—	

表5 车内 PAHs 致癌健康风险

Table 5 Health Risks of PAHs Causing Cancer inside vehicles

物质	车辆类型	高温				常温			
		最大值	最小值	平均值	中位值	最大值	最小值	平均值	中位值
Nap	全部	4.54×10^{-9}	9.89×10^{-10}	2.36×10^{-9}	1.98×10^{-9}	5.16×10^{-9}	9.48×10^{-10}	2.05×10^{-9}	1.37×10^{-9}
	SUV	4.54×10^{-9}	9.89×10^{-10}	2.26×10^{-9}	1.98×10^{-9}	5.16×10^{-9}	9.48×10^{-10}	1.86×10^{-9}	1.20×10^{-9}
	轿车	4.38×10^{-9}	1.32×10^{-9}	2.56×10^{-9}	2.26×10^{-9}	4.20×10^{-9}	1.32×10^{-9}	2.45×10^{-9}	2.14×10^{-9}
Acy	全部	1.20×10^{-9}	3.22×10^{-10}	7.29×10^{-10}	7.54×10^{-10}	8.87×10^{-10}	2.09×10^{-10}	4.04×10^{-10}	3.29×10^{-10}
	SUV	1.20×10^{-9}	3.22×10^{-10}	6.81×10^{-10}	6.59×10^{-10}	8.87×10^{-10}	2.09×10^{-10}	3.82×10^{-10}	2.93×10^{-10}
	轿车	1.03×10^{-9}	5.58×10^{-10}	8.26×10^{-10}	9.15×10^{-10}	8.24×10^{-10}	2.96×10^{-10}	4.50×10^{-10}	3.56×10^{-10}
Ac	全部	1.68×10^{-9}	2.04×10^{-10}	6.63×10^{-10}	5.62×10^{-10}	4.86×10^{-10}	2.45×10^{-10}	3.53×10^{-10}	3.29×10^{-10}
	SUV	1.68×10^{-9}	2.04×10^{-10}	6.46×10^{-10}	5.32×10^{-10}	3.29×10^{-10}	2.45×10^{-10}	2.87×10^{-10}	2.87×10^{-10}
	轿车	7.82×10^{-10}	6.08×10^{-10}	7.17×10^{-10}	7.59×10^{-10}	4.86×10^{-10}	4.86×10^{-10}	4.86×10^{-10}	4.86×10^{-10}
Phe	全部	4.04×10^{-11}	1.66×10^{-11}	2.46×10^{-11}	2.21×10^{-11}	1.74×10^{-11}	1.70×10^{-11}	1.72×10^{-11}	1.72×10^{-11}
	SUV	3.53×10^{-11}	1.66×10^{-11}	2.23×10^{-11}	1.95×10^{-11}	1.70×10^{-11}	1.70×10^{-11}	1.70×10^{-11}	1.70×10^{-11}
	轿车	4.04×10^{-11}	2.43×10^{-11}	2.92×10^{-11}	2.61×10^{-11}	1.74×10^{-11}	1.74×10^{-11}	1.74×10^{-11}	1.74×10^{-11}

图3显示了不同温度下Acy的致癌健康风险具有显著性,整体上 $P < 0.05$;而不同车型间各物质致癌健康风险的大小,无显著性差异。

由于计算中仅考虑工作日的交通出行,且出行时间采用全国均值,可能低估车内的健康风险。

3 结论

采用颗粒物采样器与PUF套筒串联的方式,有效的采集车内空气中气相及颗粒相的PAHs,并通过对比15台新生产乘用车在常温、高温光照2种工况下

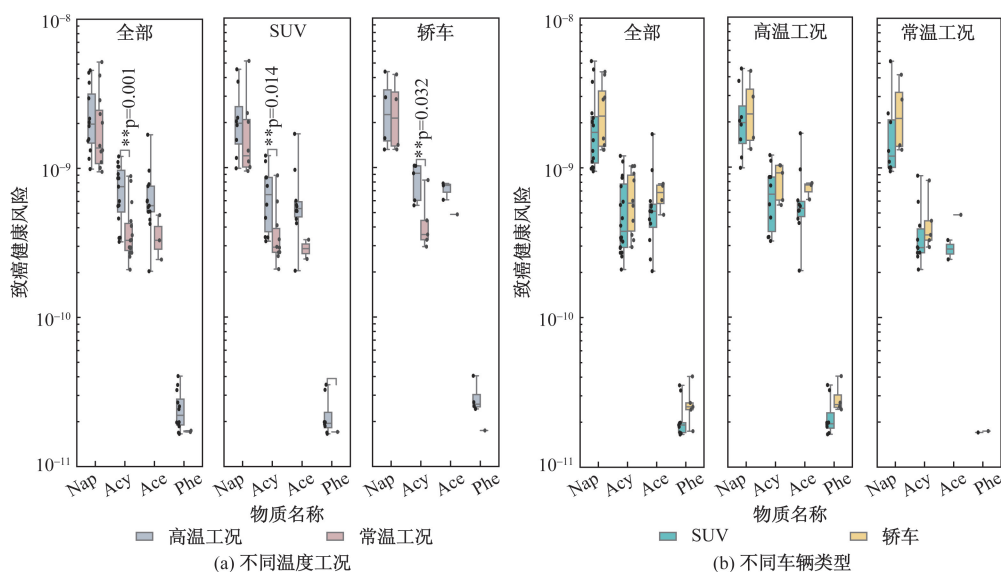


图3 车内 Nap、Acy、Ace 和 Phe 的致癌健康风险

Fig. 3 Cancer health risks of Nap, Acid, Ace, and Phe inside vehicles

的车内空气中 PAHs 浓度的检测,评估车内 PAHs 的致癌健康风险大小,得出如下结论。

(1) 16 种 PAHs 物质在本次 15 台车辆车内气态和颗粒态样本中的平均检出率为 2.17 ~ 50.00,其中 Nap、Ace 和 Phe 在部分样车高温和常温工况下均检出,Acy 在所有样车高温和常温工况下均检出,其余物质仅在高温下检出。

(2) 高温工况下,车内空气中 Nap、Acy、Ace、Phe 浓度高于常温工况,浓度比值平均为 1.044 3 ~ 1.707 3,且气相中浓度高于颗粒相,Nap 在高温和常温工况下气态和颗粒态浓度的比值分别为 1.13 和 22.08。

(3) 整体上,高温工况下 Nap、Ace、Phe、Acy 的致癌健康风险平均值高于常温工况,平均为 1.57 倍,其中,高温工况下的致癌健康风险范围在 $3.53 \times 10^{-11} \sim 4.54 \times 10^{-9}$,常温下的致癌健康风险范围在 $1.70 \times 10^{-11} \sim 5.16 \times 10^{-9}$,总体上的车辆车内空气中 PAHs 检出浓度较低,致癌健康风险整体 $< 10^{-6}$,致癌风险较低。

参 考 文 献

- [1] 张俊叶,俞菲,杨靖宇,等. 南京城市林业土壤多环芳烃累积特征及其与黑炭的相关性[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2018, 42(2): 75-80.
Zhang Junye, Yu Fei, Yang Jingyu, et al. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and their correlation with black carbon in urban forest soil of Nanjing City, China[J]. Journal of Nanjing Forestry University(Natural Science Edition), 2018, 42(2): 75-80.
- [2] 马军,谭长银,王勇,等. 土壤和烟叶中多环芳烃的暴露特征及健康风险评估[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2024,

48(4): 200-208.

Ma Jun, Tan Changyin, Wang Yong, et al. Exposure characteristics and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and tobacco[J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2024, 48(4): 200-208.

- [3] Aslam R, Sharif F, Baqar M, et al. Source identification and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (Pahs) in air and dust samples of Lahore City[J]. Scientific Reports, 2022, 12(1): DOI: 10.1038/s41598-022-06437-8.
- [4] Ma Y, Harrad S. Spatiotemporal analysis and human exposure assessment on polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor air, settled house dust, and diet: a review[J]. Environment International, 2015, 84: 7-16.
- [5] 骆亮,陈凯涛,杨一帆,等. 大气多环芳烃的浓度水平、来源与健康风险评估综述[J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 2024, 45(3): 121-131.
Luo Liang, Chen Kaitao, Yang Yifan, et al. Concentration levels, sources and health risk assessment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Journal of Capital Normal University(Natural Science Edition), 2024, 45(3): 121-131.
- [6] 严青云,杨耀帅,罗海鲲,等. 典型塑料生产加工地块土壤邻苯二甲酸酯及多环芳烃污染特征和健康风险[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(2): 357-366.
Yan Qingyun, Yang Yaoshuai, Luo Haikun, et al. Pollution characteristics and health assessment of phthalate esters and polycyclic aromatic hydrocarbon in soils of plastic-producing site[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022, 41(2): 357-366.
- [7] 卢城德,张放. 多环芳烃职业接触危害研究进展[J]. 中国职业医学, 2017, 44(4): 502-504, 509.
Lu Chengde, Zhang Fang. Research progress on occupational hazards of polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. China Occupational Medicine, 2017, 44(4): 502-504, 509.
- [8] Lexén J, Bernander M, Cotgreave I, et al. Assessing exposure of semi-volatile organic compounds(Svoc) in car cabins; current understanding and future challenges in developing a standardized

- methodology[J]. *Environment International*, 2021, 157: 106847.
- [9] Weschler C J, Nazaroff W W. Semivolatile organic compounds in indoor environments [J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(40): 9018-9040.
- [10] Chen X K, Feng L L, Luo H L, et al. Health risk equations and risk assessment of airborne benzene homologues exposure to drivers and passengers in taxi cabins[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(5): 4797-4811.
- [11] 李兰. 乘用车内空气污染物特性研究[D]. 北京: 北京理工大学, 2015.
Li Lan. Study on characteristics of passenger car in-door air pollutants[D]. Beijing: Beijing Institute of Technology, 2015.
- [12] Müller D, Klingelhöfer D, Uibel S, et al. Car indoor air pollution-analysis of potential sources[J]. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*, 2011, 6(1): 1-7.
- [13] Zulauf N, Dröge J, Klingelhöfer D, et al. Indoor air pollution in cars: an update on novel insights[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16(13): DOI: 10.3390/ijerph16132441.
- [14] Duh F C. Transient effects of different ventilation methods on car indoor air quality[J]. *Studies in Engineering and Technology*, 2015, 2(1): 70-76.
- [15] Zulauf N, Droge J, Klingelhofer D, et al. Indoor air pollution in cars: an update on novel insights[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16(13): DOI: 10.3390/ijerph16132441.
- [16] Matthaios V N, Kramer L J, Crilley L R, et al. Quantification of within-vehicle exposure to nox and particles: variation with outside air quality, route choice and ventilation options[J]. *Atmospheric Environment*, 2020, 240: 117810.
- [17] De Kluizenaar Y, Kuijpers E, Eekhout I, et al. Personal exposure to Ufp in different micro-environments and time of day[J]. *Building and Environment*, 2017, 122: 237-246.
- [18] Dons E, Panis L I, Van Poppel M, et al. Personal exposure to black carbon in transport microenvironments[J]. *Atmospheric Environment*, 2012, 55: 392-398.
- [19] 刘小冬, 赵云霞, 许天楚. 国内外汽车材料多环芳烃管控现状及趋势[J]. *汽车实用技术*, 2022, 47(3): 196-202.
Liu Xiaodong, Zhao Yunxia, Xu Tianchu. The current management and control tendency of domestic and overseas Pahs in automotive materials[J]. *Automobile Applied Technology*, 2022, 47(3): 196-202.
- [20] 中华人民共和国生态环境部. 车内挥发性有机物和醛酮类物质采样测定方法: HJ/T 400—2007[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2008.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Method for sampling and determination of volatile organic compounds and aldehydes and ketones in vehicles; HJ/T 400—2007[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2008.
- [21] International Organization for Standardization. Interior air of road vehicles-part 1: whole vehicle test chamber-specification and method for the determination of volatile organic compounds in cabin interiors: ISO 12219-1: 2021[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2021.
- [22] 江楠, 游刚, 刘丹凤, 等. 车内空气中醛类与苯系物散发特性和健康效应[J]. *科学技术与工程*, 2019, 19(34): 433-439.
Jiang Nan, You Gang, Liu Danfeng, et al. Study on emission characteristics and health effects of aldehydes and benzene series in cabin of vehicles[J]. *Science Technology and Engineering*, 2019, 19(34): 433-439.
- [23] Gao P, Liu S, Feng Y, et al. Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons inresuspendable fraction of settled bus dust and its implications for human exposure [J]. *Environmental Pollution*, 2015, 198: 1-7.
- [24] 高玉宗, 姬亚芹, 杨益, 等. 天津市大气中多环芳烃衍生物污染特征和来源[J]. *中国环境科学*, 2023, 3(43): 1026-1034.
Gao Yuzong, Ji Yaqin, Yang Yi, et al. Pollution characteristics and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives in the atmosphere of Tianjin[J]. *China Environmental Science*, 2023, 3(43): 1026-1034.
- [25] Mu Q, Shiraiwa M, Octaviani M, et al. Temperature effect on phase state and reactivity controlsatmospheric multiphase chemistry and transport of PAHs [J]. *Science Advances*, 2018, 4(3): 3724-3729.
- [26] Shams S M, Ashrafi K, Pardakhti A, et al. Meteorological dependence, source identification, and carcinogenic risk assessment of PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in high-traffic roadside, urban background, and remote suburban area [J]. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 2022, 20(2): 813-826.