

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2017.03.2016102603

曹治国, 赵磊成, 石玉盟, 等. 新乡市家庭室内灰尘中多环芳烃的污染及人体暴露特征[J]. 环境化学, 2017, 36(3): 463-471.

CAO Zhiguo, ZHAO Leicheng, SHI Yumeng, et al. Pollution and exposure characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust in Xinxiang, China[J]. Environmental Chemistry, 2017, 36(3): 463-471.

新乡市家庭室内灰尘中多环芳烃的 污染及人体暴露特征*

曹治国^{1,2} 赵磊成¹ 石玉盟¹ 熊凤吟¹ 冯精兰¹ 樊欣意¹ 郭浩杰¹
杨 帅¹ 赵小曼¹ 王梦蕾¹ 张 鑫¹ 闫广轩¹ 沈墨海^{1**}

(1. 河南师范大学环境学院, 黄淮水环境污染与防治教育部重点实验室, 河南省环境污染控制重点实验室, 新乡, 453007;

2. 清华大学环境学院, 新兴有机污染物控制北京市重点实验室, 北京, 100084)

摘 要 在新乡市牧野区 22 个中学生家庭室内采集灰尘, 系统探讨了室内灰尘中多环芳烃 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs) 的浓度、污染来源、人体暴露特征及健康风险。结果表明, 新乡市中学生家庭室内灰尘中美国 EPA 优先检测的 15 种 PAHs 的检出率为 100%, 15 种 PAHs 总量范围为 203—9500 ng·g⁻¹, 平均值为 2100 ng·g⁻¹。新乡市中学生家庭室内灰尘中 PAHs 主要由 4 环组分构成, 占总量的 38.1%。多特征比值法表明, 草、木材和煤的不完全燃烧是新乡市中学生家庭室内灰尘中 PAHs 的主要来源。增量终生致癌风险 (Incremental Lifetime Cancer Risk, ILCRs) 评价结果表明, 3 种暴露途径的增量终生致癌风险值为皮肤接触 > 手口摄入 > 呼吸吸入, 说明室内灰尘中 PAHs 主要的暴露途径为皮肤接触。6 个采样点的 CR 值属于可以接受的安全范围, 其余采样点均存在潜在健康风险, 但均未达到较大的潜在健康风险, 仍需引起人们足够的重视。

关键词 多环芳烃, 家庭室内灰尘, 源解析, 人体暴露, 健康风险, 新乡。

Pollution and exposure characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust in Xinxiang, China

CAO Zhiguo^{1,2} ZHAO Leicheng¹ SHI Yumeng¹ XIONG Fengyin¹ FENG Jinglan¹
FAN Xinyi¹ GUO Haojie¹ YANG Shuai¹ ZHAO Xiaoman¹ WANG Menglei¹
ZHANG Xin¹ YAN Guangxuan¹ SHEN Mohai^{1**}

(1. Henan Key Laboratory for Environmental Pollution Control, Key Laboratory for Yellow River and Huai River Water Environment and Pollution Control, Ministry of Education, School of Environment, Henan Normal University, Xinxiang, 453007, China;

2. Beijing Key Laboratory for Emerging Organic Contaminants Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing, 100084, China)

Abstract: To investigate the contamination levels, sources, human exposure and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor environment, 15 PAHs were measured in 22 indoor dust samples collected from middle school students' house in the urban area of Xinxiang, China. The results showed that the detection rates of the 15 EPA priority PAHs in the indoor dust samples were all 100%. \sum PAHs concentrations in the indoor dust ranged from 203 to 9500 ng·g⁻¹

2016年10月26日收稿 (Received: October 26, 2016).

* 国家自然科学基金 (21607038), 中国博士后科学基金 (2015M570629, 2016T90668), 河南师范大学博士科研 (5101219170102), 河南省高等学校重点科研项目计划 (15A610005), 河南师范大学博士后流动站建设经费 (5101219470205) 和 2016 年度河南省科技攻关项目 (162102110090) 资助。

Supported by the National Natural Science Fund Project (21607038), China Postdoctoral Science Foundation (2015M570629, 2016T90668), Henan Normal University Doctoral Research (5101219170102), Colleges and Universities in Henan Province Key Scientific Research Project Plan (15A610005), Henan Normal University Postdoctoral Mobile Stations Construction Funds (5101219470205), 2016 Annual Science and Technology Public Relations Project in Henan Province (162102110090).

** 通讯联系人, Tel: 0373-3325971, E-mail: mohai@163.com

Corresponding author, Tel: 0373-3325971, E-mail: mohai@163.com

with a mean of $2100 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$. PAHs in indoor dust mainly consisted of 4 ring components, accounting for 38.1% of the total. The isomer ratios indicated that the dust-borne PAHs were derived primarily from the incomplete combustion of grasses, wood and coal. Incremental Lifetime Cancer Risk (ILCR) analysis showed that the ILCRs values of the three exposure pathway ranked as dermal contact>ingestion>inhalation, indicating that the dominant exposure pathway of PAHs in indoor dust was dermal contact. The CR values of six sampling sites were within the acceptable safety range, and the other sampling sites represented potential health risks. PAHs contamination in this study should cause more attention in the future.

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbons, household indoor dust, source apportionment, human exposure, health risk, Xinxiang.

多环芳烃(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)是一类广泛存在于环境中,具有两个或两个以上苯环的有机污染物,具有高度的稳定性,在环境中难以自然降解^[1].多数PAHs都有生物蓄积性、半挥发性、致癌性、致畸性和致突变性,对人类健康的危害较大^[2].PAHs作为一种亲脂性有机污染物,有较低的水溶性和蒸汽压,主要吸附于颗粒物表面而存在于空气或灰尘中,室内的空气和灰尘往往会成为PAHs的载体,直接或者间接被人体吸入或摄入,诱导多种疾病的产生^[3].因此室内环境中PAHs污染及人体暴露特征一直备受人们的关注^[4-5].

室内环境是人们主要的生活空间,与室外环境相比,室内环境属于相对封闭的空间,人们大部分时间都暴露在室内环境中^[5].室内灰尘是一种包含了各种颗粒状和纤维状、有机质和无机质的复杂混合物,室内外的污染物都有可能与之结合并长期滞留于室内,使得室内灰尘成为各种污染物的“储藏库”^[6].室内灰尘中PAHs的主要来源大致分为两类,一类为室内来源,主要包括日常厨房烹饪和香烟产生的烟雾.另一类为室外来源,主要包括煤和木材的燃烧产生的烟气、机动车排放的尾气等^[7].环境中存在诸多的PAHs污染源,依据现阶段流行病学研究成果,高浓度的PAHs必将影响到人体的健康^[8-10].

近年来,我国关于PAHs的区域性研究相对有限,大多集中在环渤海、长三角和珠三角等大城市地区^[11-12].虽然在现阶段已开展了多种介质中PAHs的污染水平研究,然而大都集中在水体、农村土壤、城市道路、城市与乡村污染水平的比较等方面^[5,13-15],关于普通家庭室内灰尘中PAHs污染水平、暴露特征及健康风险的研究仅见于数篇报道^[2,16].

本研究通过选取新乡市中学生家庭室内灰尘作为研究对象,分析室内灰尘中PAHs的污染状况及成人、儿童和中学生的暴露特征,为室内污染防治提供理论依据.

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 样品采集

研究涉及的22个中学生家庭采样点均分布在河南省新乡市牧野区,22个中学生的年龄范围为15—18岁,样品采集时间为2014年11月.采样时要保证每个家庭正常生活的状态,以便能够真实反映实际的人体暴露量.在室内地面、桌面、窗台和柜顶等易积累灰尘的地方,用丙酮溶液浸泡过的小鬃刷和小塑料撮箕收集灰尘样品.采样时应避开厨房和卫生间等区域.每个灰尘样品收集约2—5 g,用铝箔纸包裹好后放入聚乙烯自封袋内,贴好标签,将样品在室温避光条件下自然风干后放入冰箱,于 $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 条件下冷冻保存至分析.

1.2 实验试剂

有机试剂包括丙酮、正己烷、二氯甲烷和甲醇(均为色谱纯),购于美国J.T.Baker公司;硅胶:80—100目,用二氯甲烷索氏法抽提48 h,真空干燥后保存备用.使用前于 $180\text{ }^{\circ}\text{C}$ 条件下活化6 h,放置于干燥器中冷却至室温,加入重量比为3%的超纯水活化,摇匀,密封保存于干燥器中;氧化铝:100—200目,用二氯甲烷索氏法抽提48 h,真空干燥后保存备用.使用前经 $250\text{ }^{\circ}\text{C}$ 活化12 h,放置于干燥器中冷却至室温,加入重量比为3%的超纯水活化,摇匀,密封保存于干燥器中;无水硫酸钠:使用前经 $450\text{ }^{\circ}\text{C}$ 灼烧5 h,保存于干燥器中备用.15种PAHs的混合标准溶液均购于上海安普科学仪器公司,具体信息见表1.回收率指示物为氘代PAHs,包括 $d_8\text{-NaP}$ 、 $d_{10}\text{-Phe}$ 、 $d_{10}\text{-Ace}$ 、 $d_{12}\text{-Chr}$ 和 $d_{12}\text{-Pyr}$,均购自Ultra Scientific Inc公司.

1.3 样品处理

将各样品进行过筛处理,去除沙粒和毛发等杂质,取出能够使用的部分进行编号,共 22 个灰尘样品.从每个样品中准确称取 0.5 g 于玻璃离心管中,加入上述回收率指示物 200 ng 和 30 mL 体积比为 1:1 的正己烷/丙酮的混合液,超声萃取 30 min,将超声萃取后的灰尘样品放入离心机,以 $4000 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心 20 min 进行固液分离,重复上述萃取操作两次.将 3 次超声萃取后的上层清液转移至旋转蒸发器蒸馏瓶中,旋转蒸发至约 1 mL.

取层析柱(内径为 10 cm),柱子自上而下依次为 1 cm 无水硫酸钠、12 cm 硅胶和 6 cm 氧化铝.将填充柱先用 10 mL 的正己烷进行预洗,然后用滴管将样品加入层析柱,用 0.5 mL 正己烷清洗样品瓶内壁 3 次,将 3 次清洗液转移至层析柱,用 40 mL 体积比为 1:1 的正己烷/二氯甲烷的混合液对层析柱进行洗脱,收集洗脱液.将淋洗液在 $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 下进行恒温旋转蒸发至 1 mL,用柔和的氮气吹近干,用甲醇定容至 1 mL 待检测.

1.4 分析测定

PAHs 的检测分析采用气相色谱-质谱联用仪, EI 离子源, 70 eV, SIM 模式; 色谱柱为 DM5 柱 ($30 \text{ m}\times 0.25 \text{ mm}\times 0.25 \text{ }\mu\text{m}$); 使用程序升温: $80 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 时保持 2 min, 然后以 $3 \text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升至 $290 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 在 $290 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 维持 25 min; 采取不分流自动进样, 进样量为 $1 \text{ }\mu\text{L}$; 载气为高纯氮气, 载气流量为 $1.5 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$; 进样口温度为 $300 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 检测器温度为 $280 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 离子源温度为 $230 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 四极杆温度为 $150 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 传输线温度为 $280 \text{ }^{\circ}\text{C}$. 核质比范围在 50—500 均定量测定, 数据处理采用 HP 色谱工作站系统, 利用标准质谱图进行处理分析.

1.5 数据的质量保证与质量控制(QA/QC)

实验所涉及的均为玻璃器皿,且在重铬酸钾溶液中浸泡 24 h,并用蒸馏水和超纯水各清洗 3 次后烘干,使用前均用相应的有机溶剂润洗.为了保证数据的准确性和代表性,用样品空白实验、试剂空白实验、平行样实验和加标回收率实验对检测过程进行了严格的质量控制,结果均满足测试要求.加标回收率实验显示各物质回收率均在 73%—110%,对 20% 的样品进行平行样实验显示相对标准偏差(RSD)均 $<10\%$,试剂空白中均未检测出 PAHs,样品空白中仅检测出低环 PAHs.最终家庭室内灰尘中 PAHs 浓度结果均经回收率校正.

2 结果与讨论(Results and discussion)

2.1 家庭室内灰尘中 PAHs 的含量特征

家庭室内灰尘中 PAHs 浓度分布如表 1 和图 1 所示,灰尘中 PAHs 的组成特征见图 2.由图 1 可见, Σ PAHs 浓度范围为 $203\text{—}9500 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,平均浓度为 $2100 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,与国内其他地区相比较,新乡市家庭室内灰尘中 PAHs 浓度远低于安徽省室内的平均浓度值 $20700 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[2] 和上海市室内的平均浓度值 $13300 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[17].与国外其他地区相比较,新乡市家庭室内灰尘中 PAHs 浓度高于美国加利福尼亚南部的平均浓度值 $990 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[18],低于美国德克萨斯州的平均浓度值 $28800 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[19],远低于美国俄亥俄州的平均浓度值 $47400 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[15].

表 1 家庭室内灰尘中 PAHs 浓度分布($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)

Table 1 Distribution of PAHs concentration in indoor dust($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)

PAHs	最小值 Minimum value	最大值 Maximum value	平均值 Mean value	检出率 Detection rate/%	PAHs	最小值 Minimum value	最大值 Maximum value	平均值 Mean value	检出率 Detection rate/%
萘(NaP)	4.0	987	185	100	蒽(Chr)	8.3	392	157	100
芴(Flu)	2.3	987	33.4	100	苯并[b]荧蒹(BbF)	8.3	410	119	100
蒽(Ant)	0.5	109	22.0	100	苯并[k]荧蒹(BkF)	4.8	411	49.8	100
菲(Phe)	0.1	915	309	100	苯并[a]芘(BaP)	4.8	228	81.2	100
二氢苊(Ace)	0.1	353	106	100	二苯并[a,h]苊(Dib)	8.6	883	269	100
芘(Pyr)	0.5	725	233	100	苯并[g,h,j]芘(BghiP)	10.9	883	105	100
苯并[a]苊(BaA)	13.7	724	138	100	茚并[1,2,3-cd]芘(InP)	0.6	277	23.1	100
荧蒹(Flua)	23.0	1200	274	100	Σ PAHs	203	9500	2100	—

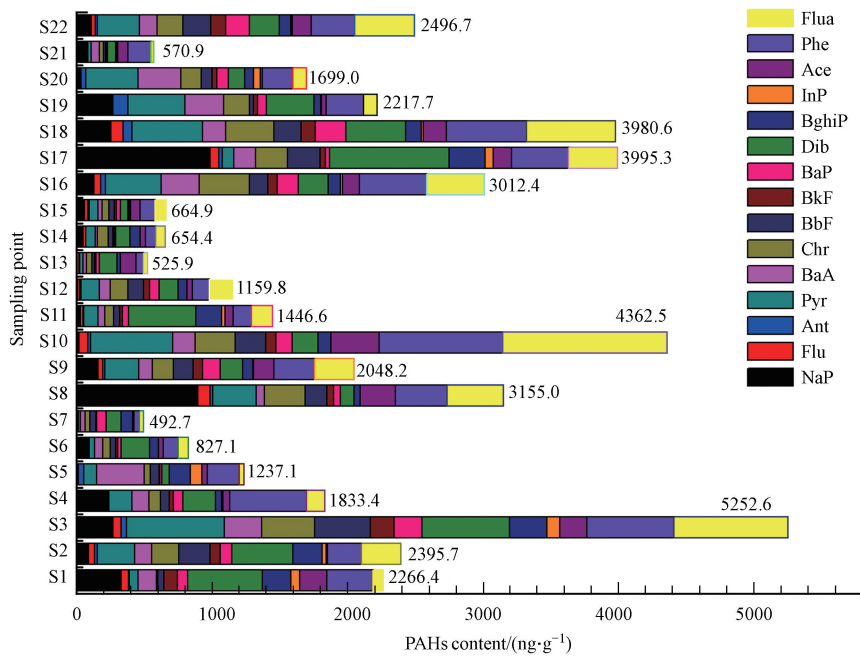


图 1 各家庭室内灰尘中 PAHs 浓度分布

Fig.1 Distribution of PAHs concentration in indoor dust in each household

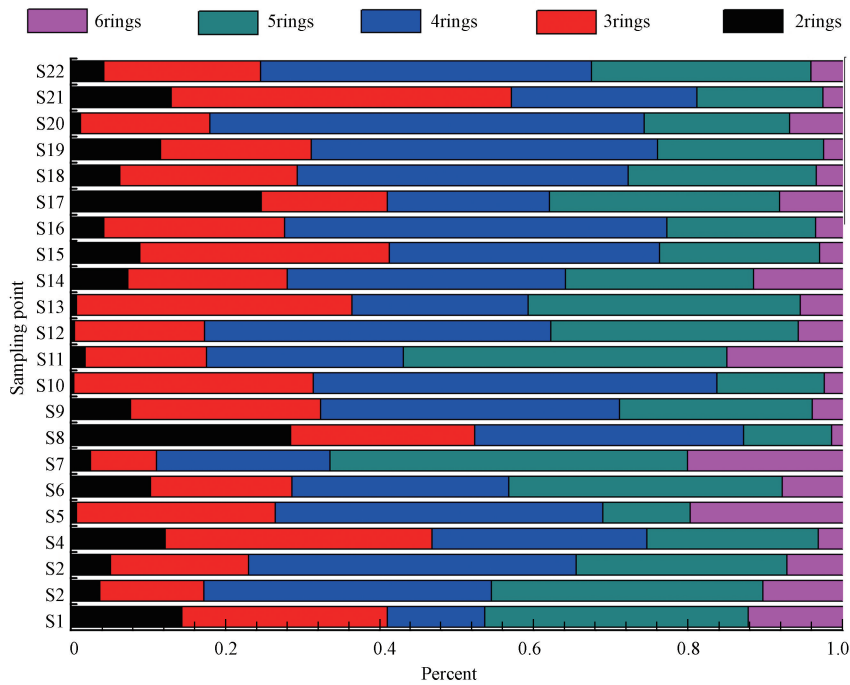


图 2 家庭室内灰尘中 PAHs 的组成特征

Fig.2 PAHs composition characteristics of indoor dust

菲和荧蒽在家庭室内灰尘中检出量较高,平均浓度分别为 $309 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 、 $274 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,分别占总平均浓度的 14.7%、13.0%。蒽和茚并[1,2,3-cd]芘在家庭室内灰尘中检出量较低,平均浓度分别为 $22.0 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 、 $23.1 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,分别占总平均浓度的 1.05%、1.10%。较强致癌物苯并[a]芘的平均浓度为 $81.2 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,占平均浓度的 3.86%。PAHs 在采样点 3 和采样点 10 的灰尘中检出量较高,浓度分别为 $5252 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 、 $4362 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 。PAHs 在采样点 7 和采样点 13 的灰尘中检出量较低,浓度分别为 $492.7 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 、 $525.9 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 。有研究显示^[20],我国 23 个省市 81 个不同地区室内灰尘中 16 种 PAHs 平均浓度范围为

400—30800 ng·g⁻¹,由此可以看出,新乡市家庭室内灰尘中 PAHs 的浓度总体处于国内中等水平。

由图 2 可知,22 个家庭采样点室内灰尘中 PAHs 组成均为 4 环组分最多,6 环组分最少,2—6 环组分所占比例分别为 8.8%、22.3%、38.1%、24.6% 和 6.2%,说明新乡市中学生家庭室内灰尘中 PAHs 污染物以 4 环组分为主,与安徽省室内灰尘中 PAHs 的组成类似^[2],与上海市室内灰尘中 PAHs 的组成相差较大(2—3 环为主)^[17]。此外,由于低分子量组分挥发性较强且容易降解,高分子量组分在环境中较稳定且不易挥发,可长期滞留,使室内灰尘中的高分子量 PAHs 组分含量较多^[21]。

2.2 家庭室内灰尘中 PAHs 的来源解析

现阶段,解析 PAHs 来源的方法有多种,主要包括多元统计法、化学质量平衡法和比值法^[22-23]。由于多种 PAHs 在溶解性、挥发性和吸附特性等方面存在差异,PAHs 在由排放源到环境受体的过程中会发生变化,常选择分子量相同而且具有一定稳定性的母体 PAHs 作为源解析的分子标志物^[24]。菲/蒽系列通常用于判断油类排放源和燃烧源,而荧蒽/芘系列稳定性范围大,能较好地保存原始信息,可用于判断木柴、煤和石油燃烧源^[25-26]。相关研究表明^[27-29],当 Ant/(Ant+Phe) < 0.1 时,主要表现为石油类来源,当 Ant/(Ant+Phe) > 0.1 时,主要表现为不完全燃烧来源。当 0 < Flua/(Flua+Pyr) < 0.4 时,主要表现为石油类来源,当 0.4 < Flua/(Flua+Pyr) < 0.5 时,主要表现为石油类产品不完全燃烧来源,当 Flua/(Flua+Pyr) > 0.5 时,主要表现为草类、木材和煤的不完全燃烧来源。

本研究采用该特征比值法对新乡市中学生家庭室内灰尘中 PAHs 的来源进行解析,结果如图 3 所示。由图 3 可以看出,大部分样点的 Flua/(Flua+Pyr) > 0.5,表明新乡市中学生家庭室内灰尘中 PAHs 主要来源为草、木材和煤的不完全燃烧,而家庭 3、10 和 17 的 Flua/(Flua+Pyr) < 0.4,由图 1 可知这三点室内灰尘中 PAHs 浓度高,表明这三点受石油燃烧,即交通污染的影响^[30-31]。因此,新乡市中学生家庭室内灰尘中 PAHs 表现出以草、木材和煤的不完全燃烧来源为主的特征,但有些家庭样点会受交通污染的影响。

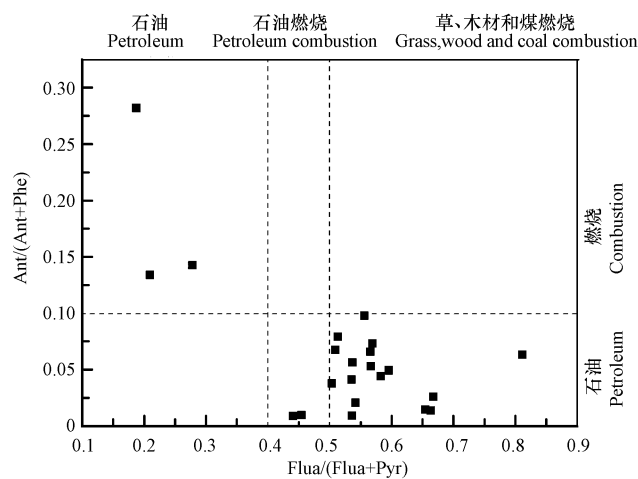


图 3 家庭室内灰尘中 PAHs 的多种特征比值

Fig.3 Characteristics of PAHs source in indoor dust

2.3 家庭室内灰尘中 PAHs 的暴露特征及中学生健康风险评价

室内环境中的灰尘是室内污染物附着存在的主要介质之一,PAHs 作为与人类关系较为密切的环境污染物,大部分高分子量的 PAHs 均具有致癌风险^[32-35]。现阶段,我国对于室内环境污染物的暴露评估多集中在室内多溴联苯醚(PBDEs)等阻燃剂的研究方面,对室内灰尘中 PAHs 暴露水平评估的研究相对较少^[36-37]。室内灰尘中 PAHs 的暴露途径为皮肤接触、手口摄入和呼吸吸入这 3 种途径^[25,33],现阶段我国还没有较为完善的室内灰尘中 PAHs 的健康风险评价相关标准,目前被普遍采用的方法为增量终生致癌风险评价(ILCRs)模型法^[25]。3 种 ILCRs 模型的计算公式如下^[33,38]:

$$\text{ILCR}_{\text{皮肤接触}} = \frac{\text{CS} \times \text{CSF}_{\text{皮肤接触}} \times \sqrt[3]{\left(\frac{\text{BW}}{70}\right)} \times \text{SA} \times \text{AF} \times \text{ABS} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT} \times 10^6}$$

$$ILCR_{\text{手口摄入}} = \frac{CS \times CSF_{\text{手口摄入}} \times \sqrt[3]{\left(\frac{BW}{70}\right)} \times IR_{\text{手口摄入}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6}$$

$$ILCR_{\text{呼吸吸入}} = \frac{CS \times CSF_{\text{呼吸吸入}} \times \sqrt[3]{\left(\frac{BW}{70}\right)} \times IR_{\text{呼吸吸入}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF}$$

$$CR = \sum (ILCR_{\text{皮肤接触}} + ILCR_{\text{手口摄入}} + ILCR_{\text{呼吸吸入}})$$

式中, CS 指灰尘中 PAHs 的浓度, $CSF_{\text{皮肤接触}}$ 、 $CSF_{\text{手口摄入}}$ 和 $CSF_{\text{呼吸吸入}}$ 取值分别为 25.0、7.30、 $3.85 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ [37-40], 公式中其他参数及取值见表 2. 根据美国 EPA 的相关规定 [41-43], 可以接受的致癌风险安全范围为 $ILCR_s < 10^{-6}$, 存在潜在致癌风险的范围为 $10^{-6} < ILCR_s < 10^{-5}$, 表示有较大潜在致癌风险的范围为 $10^{-5} < ILCR_s < 10^{-4}$. 根据 ILCRs 模型及 3 种计算公式, 得出成人和儿童的 ILCRs 和 CR 值, 结果如表 3 所示.

表 2 增量终生致癌风险评价模型参数

Table 2 Parameters of incremental lifetime cancer risk assessment model

暴露参数 Exposure parameters	单位 Unit	儿童 Child	成人 Adult	参考文献 References
BW(平均体重)Body weight	kg	15	61.5	[41]
ED(暴露年限)Exposure duration	a	6	24	[43]
EF(暴露频率)Exposure frequency	$\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$	180	180	[42]
$IR_{\text{呼吸吸入}}$ (呼吸速率)Inhalation rate	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	10	20	[43]
$IR_{\text{手口摄入}}$ (灰尘摄入率)Dust ingestion rate	$\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$	200	100	[43]
SA(皮肤暴露面积)Dermal exposure area	cm^2	2800	5700	[43]
AF(皮肤附着因子)Dermal adherence factor	$\text{mg} \cdot \text{cm}^{-2}$	0.2	0.07	[43]
ABS(皮肤吸附系数)Dermal adsorption fraction	无单位	0.13	0.13	[43]
AT(人均寿命)Averaging life span	d	25550	25550	[42]
PEF(粒子排放因子)Particle emission factor	$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$	1.36×10^9	1.36×10^9	[41]

由表 3 可知, 皮肤接触、手口摄入和呼吸吸入这三种途径的 ILCRs 值均低于 10^{-6} , 均属于可以接受的致癌风险安全范围, 而成人和儿童的 CR 值在 10^{-5} — 10^{-4} 之间, 表示有较大潜在致癌风险, 需引起重视. 不论是成人还是儿童, 3 种暴露途径的 ILCRs 值均表现为皮肤接触 > 手口摄入 > 呼吸吸入, 由此说明皮肤接触是室内灰尘中 PAHs 主要的暴露途径.

表 3 成人和儿童在不同暴露参数下的 ILCRs 和 CR 值

Table 3 ILCRs and CR values for adults and children with different exposure parameters

		CS/ ($\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$)	暴露途径 Exposure route			CR
			皮肤接触 Dermal	手口摄入 Ingestion	呼吸吸入 Inhalation	
成人 Adult	最小值 Minimum	2.03×10^2	6.23×10^{-7}	5.01×10^{-7}	9.71×10^{-12}	1.12×10^{-6}
	最大值 Maximum	7.21×10^3	2.21×10^{-5}	1.78×10^{-5}	3.44×10^{-10}	3.99×10^{-5}
	平均值 Mean	2.10×10^3	6.45×10^{-6}	5.18×10^{-6}	1.01×10^{-10}	1.16×10^{-5}
儿童 Child	最小值 Minimum	2.03×10^2	6.92×10^{-7}	3.90×10^{-7}	3.04×10^{-11}	1.08×10^{-6}
	最大值 Maximum	7.21×10^3	2.45×10^{-5}	1.38×10^{-5}	1.08×10^{-9}	3.83×10^{-5}
	平均值 Mean	2.10×10^3	7.16×10^{-6}	4.03×10^{-6}	3.15×10^{-10}	1.12×10^{-5}

中学生的年龄段处在儿童和成人之间, 中学生与成人的体重 (61.5 kg) 较为接近, 通过对成人和儿童 3 种暴露途径的 ILCRs 值计算, 可以估算出中学生的健康风险, 由此得出新乡市中学生的 ILCRs 值低于 10^{-6} , 属于可以接受的致癌风险安全范围.

由图 4 可知, 6 个采样点的 CR 值属于可以接受的安全范围, 其余采样点均存在潜在健康风险, 但是

均未达到较大的潜在健康风险,因此新乡市家庭室内灰尘中 PAHs 存在潜在健康风险.此外,随着国家二胎政策的开放,部分的家庭会有新生儿的出现,新生儿家庭室内灰尘中 PAHs 潜在的健康风险会影响新生儿的健康成长,因此从及新生儿的健康角度来说,新乡市家庭室内灰尘中 PAHs 存在的潜在健康风险需引起人们的重视.

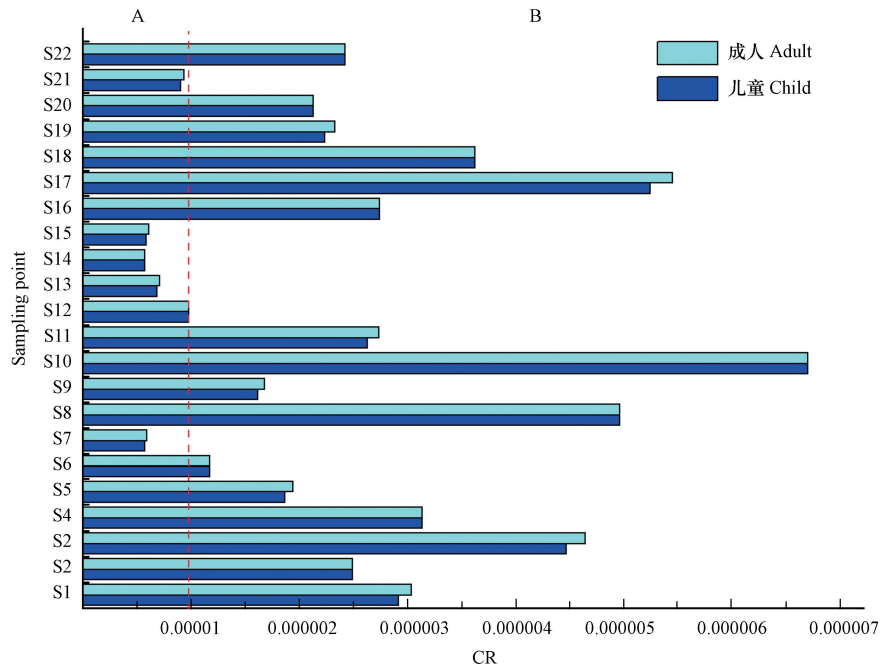


图 4 各采样点儿童和成人 CR 对比

(A 表示可以接受的安全范围,B 表示存在潜在风险)

Fig.4 CR comparison between different sampling points for children and adults

然而,依据 ILCRs 模型计算出的结果仍然具有一定的局限性,这是由于皮肤接触、手口摄入和呼吸吸入这三种途径对室内灰尘粒径的选择性是迥然不同的^[44-45].而当前多数研究并未意识到这个问题,大都使用采集自同一灰尘样品中 PAHs 分析结果进行 3 种暴露途径的健康风险评估^[25,27,33],而未考虑到 3 种暴露途径在灰尘粒径选择性方面的差异,因此会对评估结果的准确性产生一定影响.因此,关于室内灰尘中 PAHs 的健康风险评价相关标准仍需更加完善,以期能够更加真实准确计算人体暴露量及评估健康风险.

3 结论 (Conclusion)

(1) 新乡市家庭室内灰尘中 15 种 PAHs 全部检出, Σ PAHs 浓度范围为 203—9500 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 平均浓度为 2100 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$.与国内和国外其他地区相比较,新乡市家庭室内灰尘中 PAHs 的浓度总体处于中等水平.

(2) 新乡市家庭室内灰尘中菲和荧蒽在家庭室内含量较高,蒽和茚并[1,2,3-cd]芘含量较低.PAHs 组成以 4 环组为主,占 PAHs 总量的 38.1%.

(3) 新乡市家庭室内灰尘中 PAHs 主要来源于草、木材和煤的不完全燃烧,部分家庭样点会受交通污染的影响.

(4) 3 种暴露途径的 ILCRs 值均表现为皮肤接触>手口摄入>呼吸吸入,皮肤接触是家庭室内灰尘中 PAHs 主要的暴露途径.终生致癌风险评价结果显示,新乡市家庭室内灰尘中 PAHs 存在潜在健康风险,会对人体健康带来潜在影响,需引起重视.

参考文献 (References)

[1] HU J, LIU C Q, ZHANG G P, et al. Seasonal variation and source apportionment of PAHs in TSP in the atmosphere of Guiyang, Southwest

- China[J]. *Atmospheric Research*, 2012, 118: 271-279.
- [2] 李法松, 韩铖, 周葆华, 等. 安徽省室内降尘中多环芳烃分布及来源解析[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(2): 363-369.
LI F S, HAN C, ZHOU B H, et al. Distribution and source analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust from Anhui Province, China[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(2): 363-369 (in Chinese).
- [3] 徐玥, 赵斌, 刘东廷, 等. 我国腾冲大气 PAHs 的可能来源分析[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(5): 714-718.
XU Y, ZHAO B, LIU D T, et al. Potential sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at Tengchong, Southwestern China[J]. *China Environmental Science*, 2011, 31(5): 714-718(in Chinese).
- [4] 窦晗, 常彪, 魏志成, 等. 国内民用燃煤烟气中多环芳烃排放因子研究[J]. *环境科学学报*, 2007, 27(11): 1783-1788.
DOU H, CHANG B, WEI Z C, et al. Emission factors of PAHs in residential coal combustion in China[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(11): 1783-1788(in Chinese).
- [5] 王丽, 王利军, 史兴民, 等. 西安市地表灰尘中多环芳烃分布特征与来源解析[J]. *环境科学*, 2016, 37(4): 1279-1286.
WANG L, WANG L J, SHI X M, et al. Distribution characteristics and source analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface dust of Xi'an City, China[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(4): 1279-1286(in Chinese).
- [6] JIANG Y, HU X, YVES U J, et al. Status, source and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust of an industrial city, NW China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 106: 11-18.
- [7] 曾凡刚, 王玮, 李剑, 等. 不同类型机动车尾气中致癌多环芳烃含量分析[J]. *江汉石油学院学报*, 2002, 24(2): 116-117.
ZENG F G, WANG W, LI J, et al. Content analysis of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in exhaust gas from different types of vehicles[J]. *Journal of Jianghan Petroleum Institute*, 2002, 24(2): 116-117(in Chinese).
- [8] GAO P, LIU S, FENG Y, et al. Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in resuspendable fraction of settled bus dust and its implications for human exposure[J]. *Environmental Pollution*, 2015, 198: 1-7.
- [9] HWANG H M, WADE T L, Sericano J L. Concentrations and source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in pine needles from Korea, Mexico, and United States[J]. *Atmospheric Environment*, 2003, 37(16): 2259-2267.
- [10] PREVEDOUROS K, BRORSTROM-LUNDEN E, HALSALL C J, et al. Seasonal and long-term trends in atmospheric PAH concentrations: Evidence and implications[J]. *Environmental Pollution*, 2004, 128(1): 17-27.
- [11] 王超, 张霖琳, 刀谓, 等. 京津冀地区城市空气颗粒物中多环芳烃的污染特征及来源[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(1): 1-6.
WANG C, ZHANG L L, DAO X, et al. Pollution characteristics and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particulates of Beijing-Tianjin-Hebei Region, China[J]. *China Environmental Science*, 2015, 35(1): 1-6(in Chinese).
- [12] 魏志成, 常彪, 邱炜珣, 等. 北京市民居室内空气 PAHs 浓度及其影响因素[J]. *环境科学*, 2007, 28(9): 2074-2079.
WEI Z C, CHANG B, QIU W X, et al. Concentrations and influencing factors of gaseous polycyclic aromatic hydrocarbons in residential air in Beijing[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(9): 2074-2079(in Chinese).
- [13] 铁程, 赵琦琳, 施择, 等. 多环芳烃在某工业园区周边环境介质中的分布[J]. *环境科学与技术*, 2015, 38(12): 283-290.
TIE C, ZHAO Q L, SHI Z, et al. The distribution of PAHs in environment-media around an industrial zone[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 38(12): 283-290(in Chinese).
- [14] 包贞, 潘志彦, 杨晔, 等. 环境中多环芳烃的分布及降解[J]. *浙江工业大学学报*, 2003, 31(5): 528-533.
BAO Z, PAN Z Y, YANG Y, et al. The distribution and decomposition of PAHs in the environment[J]. *Journal of Zhejiang University of Technology*, 2003, 31(5): 528-533(in Chinese).
- [15] MAERTENS R M, BAILEY J, WHITE P A. The mutagenic hazards of settled house dust: A review[J]. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 2004, 567(2): 401-425.
- [16] 崔媛, 刘茂, 陈悦娇, 等. 南京市某城区部分居室室内降尘中多环芳烃的污染水平及其影响因素[J]. *南京医科大学学报: 自然科学版*, 2012, 32(9): 1328-1333.
CUI Y, LIU M, CHEN Y J, et al. Levels and influence factors of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban house dust of Nanjing[J]. *Acta Universitatis Medicinalis Nanjing(Natural Science)*, 2012, 32(9): 1328-1333(in Chinese).
- [17] 彭欢. 上海市室内灰尘中 PAHs 污染特征、来源及生态风险评价[D]. 上海: 华东师范大学, 2011.
PENG H. Pollution characteristics, source identification and ecological risk assessment of PAHs in door dust in Shanghai[D]. Shanghai: East China Normal University, 2011(in Chinese).
- [18] HOH E, HUNT R N, QUINTANA P J E, et al. Environmental tobacco smoke as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons in settled household dust[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(7): 4174-4183.
- [19] MAHLER B J, METRE P C V, WILSON J T, et al. Coal-tar-based parking lot sealcoat: An unrecognized source of PAH to settled house dust[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(3): 894-900.
- [20] 张凤. 我国室内环境多环芳烃残留特征源解析及人体暴露评估[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2011.
ZHANG F. Residue characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons and evaluation of human exposure in China[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2011(in Chinese).
- [21] 冯精兰, 刘书卉, 申君慧, 等. 新乡市道路灰尘中 PAHs 的污染特征和来源解析[J]. *环境化学*, 2013, 32(4): 630-639.
FENG J L, LIU S H, SHEN J H, et al. Pollution characteristics and sources of PAHs in the dust from Xinxiang City[J]. *Environmental Chemistry*, 2013, 32(4): 630-639(in Chinese).
- [22] 张春辉, 郭建阳, 石顺权, 等. 贵阳市主干道降尘中的多环芳烃及其健康风险评估[J]. *生态学杂志*, 2014, 33(10): 2810-2816.

- ZHANG C H, GUO J Y, SHI S Q, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and their health risk assessment in urban surface dust from main roads of Guiyang, Southwest China[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2014, 33(10): 2810-2816(in Chinese).
- [23] 程书波, 刘敏, 欧冬妮, 等. 上海市地表灰尘中 PAHs 的来源辨析[J]. *中国环境科学*, 2007, 27(5): 589-593.
CHENG S B, LIU M, OU D N, et al. Source identification of PAHs in road dusts from Shanghai City[J]. *China Environmental Science*, 2007, 27(5): 589-593(in Chinese).
- [24] 刘勇建, 朱利中, 王静, 等. 室内空气多环芳烃(PAHs)的源及贡献率[J]. *环境科学*, 2001, 22(6): 39-43.
LIU Y J, ZHU L Z, WANG J, et al. Sources analysis and contribution identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air of Hangzhou[J]. *Environmental Science*, 2001, 22(6): 39-43(in Chinese).
- [25] WANG W, HUANG M, KANG Y, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: Status, sources and human health risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(21): 4519-4527.
- [26] 张利文, 王志鹏, 游燕, 等. 室内多环芳烃污染源的化学组成特征研究[J]. *环境科学研究*, 2006, 19(6): 68-74.
ZHANG L W, BAI Z P, YOU Y, et al. Characterization of chemical composition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) emitted from indoor sources[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2006, 19(6): 68-74(in Chinese).
- [27] YUNKER M B, MACDONALD R W, VINGARZAN R, et al. PAHs in the Fraser River basin: A critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition[J]. *Organic Geochemistry*, 2002, 33(4): 489-515.
- [28] KHAN M F, LATIF M T, LIM C H, et al. Seasonal effect and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM_{2.5}[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 106: 178-190.
- [29] LUO G, LAI X, SHI G R, et al. Size variation of conodont elements of the Hindeodus-Isarcicella clade during the Permian-Triassic transition in South China and its implication for mass extinction[J]. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 2008, 264(1): 176-187.
- [30] MENG Q, FAN S, HE J, et al. Particle size distribution and characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons during a heavy haze episode in Nanjing, China[J]. *Particology*, 2015, 18: 127-134.
- [31] SOLTANI N, KESHAVARZI B, MOORE F, et al. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 505: 712-723.
- [32] LIU J, MAN R, MA S, et al. Atmospheric levels and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) bound to PM_{2.5} in Guangzhou, China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 100(1): 134-143.
- [33] QI H, LI W L, ZHU N Z, et al. Concentrations and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 491: 100-107.
- [34] KOZIELSKA B, ROGULA-KOZLOWSKA W, KLEJNOWSKI K. Seasonal variations in health hazards from polycyclic aromatic hydrocarbons bound to submicrometer particles at three characteristic sites in the heavily polluted Polish region[J]. *Atmosphere*, 2014, 6(1): 1-20.
- [35] KHANAL R, FURUMAI H, NAKAJIMA F. Toxicity assessment of size-fractionated urban road dust using ostracod *Heterocypris incongruens* direct contact test[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 264: 53-64.
- [36] SHEN G, WANG W, YANG Y, et al. Emissions of PAHs from indoor crop residue burning in a typical rural stove: Emission factors, size distributions, and gas-particle partitioning[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(4): 1206-1212.
- [37] JAMHARI A A, SAHANI M, LATIF M T, et al. Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in PM₁₀ of urban, industrial and semi-urban areas in Malaysia[J]. *Atmospheric Environment*, 2014, 86: 16-27.
- [38] HU G, LUO X, LI F, et al. Organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediment from Baiyangdian Lake, North China: Concentrations, sources profiles and potential risk[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(2): 176-183.
- [39] SAEEDI M, LI L Y, SALMANZADEH M. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: Pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 227: 9-17.
- [40] PENG C, CHEN W, LIAO X, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: Status, sources, distribution and potential risk[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(3): 802-808.
- [41] SHI G, CHEN Z, BI C, et al. A comparative study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China [J]. *Atmospheric Environment*, 2011, 45(3): 764-771.
- [42] TAO S, LI X, YANG Y, et al. Dispersion modeling of polycyclic aromatic hydrocarbons from combustion of biomass and fossil fuels and production of coke in Tianjin, China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(15): 4586-4591.
- [43] OBIRI S, COBBINA S J, ARMAH F A, et al. Quantification and characterization of vehicle-based polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust from the Tamale metropolis, Ghana[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2011, 18(7): 1166-1173.
- [44] 曹治国, 余刚, 吕香英, 等. 北京市典型室内外灰尘中重金属的粒径和季节变异特征及人体暴露评估[J]. *环境科学*, 2016, 37(4): 1272-1278.
CAO Z G, YU G, LV X Y, et al. Particle size distribution, seasonal variation and human exposure assessment of heavy metals in settled dust from Beijing[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(4): 1272-1278(in Chinese).
- [45] CAO Z G, YU G, CHEN Y S, et al. Particle size: A missing factor in risk assessment of human exposure to toxic chemicals in settled indoor dust[J]. *Environment International*, 2012, 49: 24-30.