

# 空气中邻苯二甲酸酯分布特征与人群暴露研究进展

黄伟, 淡默, 舒木水, 纪晓慧, 王昱, 丁珂, 周芃垚

北京市劳动保护科学研究所, 北京 100054

## 摘要:

邻苯二甲酸酯 (PAEs) 是一种环境激素类内分泌干扰物, 广泛存在于室内外空气中, 可通过呼吸、皮肤接触等方式进入人体, 对人体产生健康危害。本文通过检索国内外相关文献资料, 描述了室内外空气中 PAEs 的典型污染来源, 综合分析了不同国家和地区室内外空气中不同物质状态的 PAEs 水平、分布特征及其差异的原因, 并总结了不同人群的 PAEs 暴露水平。研究表明, 室内空气 PAEs 污染主要来自建筑装饰材料、家庭用品、护理用品、医用材料等, 而室外空气 PAEs 污染主要来源于塑料、废弃物。我国室内外空气中的 PAEs 水平普遍高于发达国家, 并呈现一定规律性。室内气态 PAEs 水平普遍高于颗粒态 PAEs, 室外 PAEs 浓度呈现城区大于郊区、海洋区域的区域特征, 以及夏季高于冬季的季节特征, 室内不同物质状态的 PAEs 水平高于室外。以上这些都表明人为活动排放、环境封闭性、温度和气象条件都会影响 PAEs 的分布。人群对空气中 PAEs 的暴露水平随着年龄的增加而减少。无论在室内还是室外空气中, 气态 PAEs 中邻苯二甲酸二(2-乙基)己酯 (DEHP) 和邻苯二甲酸二乙酯 (DEP) 是主要污染物, 颗粒态 PAEs 中邻苯二甲酸二丁酯 (DBP) 和 DEHP 是主要污染物。在今后的研究中, 应当重点关注不同污染源中 PAEs 的排放规律及其在不同暴露途径下的人体健康风险, 为开展空气中 PAEs 的有效防控提供依据。

**关键词:** 邻苯二甲酸酯; 室内空气; 室外空气; 分布特征; 污染水平; 暴露水平

**Research advance on distribution characteristics of and population exposure to phthalates in air** HUANG Wei, DAN Mo, SHU Mu-shui, JI Xiao-hui, WANG Yu, DING Ding, ZHOU Peng-yao (Beijing Municipal Institute of Labor Protection, Beijing 100054, China)

## Abstract:

Phthalates (PAEs) widely exist in indoor and outdoor air as environmental hormone endocrine disruptors, and have adverse effects on human health through inhalation and skin exposure. By reviewing relevant literature at home and abroad, this article described typical sources of PAEs contamination, comprehensively analyzed the levels, distribution characteristics, and causes of distribution differences of PAEs in different forms in indoor and outdoor air across countries and regions, and summarized the PAEs exposure levels of different populations. Studies have shown that decoration materials, house wares, personal care products, and medical supplies are the main sources of indoor PAEs pollution, while plastics and wastes are the main sources of outdoor PAEs pollution. The PAEs levels in indoor and outdoor air in China are higher than the levels in developed countries, and follow certain patterns. Indoor gaseous PAEs concentration is generally higher than indoor particulate PAEs concentration; outdoor PAEs concentration is higher in urban areas than in suburban areas and oceans, and higher in summer than in winter; indoor PAEs concentration is higher than outdoor concentration, both gaseous and particulate. All these indicate that anthropogenic emissions, closed space, temperature, and meteorological conditions affect the concentration distribution of PAEs. Population exposure to PAEs in the air decreases with older age. Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) and diethyl phthalate (DEP) are the main pollutants in gaseous PAEs in both indoor and outdoor air, while dibutyl phthalate (DBP) and DEHP are the main components of particulate PAEs. Therefore, future research should focus on the PAEs emission characteristics from different sources and the health risks of PAEs exposure through different pathways, so as to provide a basis for the effective prevention and control of PAEs in the air.

**Keywords:** phthalates; indoor air; outdoor air; distribution characteristics; pollution level; exposure level

DOI 10.13213/j.cnki.jeom.2019.18835

## 作者简介

黄伟 (1984—), 男, 硕士生;  
E-mail: ireallylovestudysomuch@hotmail.com

## 通信作者

淡默, E-mail: danmo2001@126.com

利益冲突 无申报

收稿日期 2018-12-18

录用日期 2019-04-04

文章编号 2095-9982(2019)04-0345-10

中图分类号 R122.2

文献标志码 A

## 引用

黄伟, 淡默, 舒木水, 等. 空气中邻苯二甲酸酯分布特征与人群暴露研究进展 [J]. 环境与职业医学, 2019, 36 (4): 345-354.

## 本文链接

www.jeom.org/article/cn/10.13213/j.cnki.jeom.2019.18835

## Correspondence to

DAN Mo, E-mail: danmo2001@126.com

Competing interests None declared

Received 2018-12-18

Accepted 2019-04-04

## To cite

HUANG Wei, DAN Mo, SHU Mu-shui, et al. Research advance on distribution characteristics of and population exposure to phthalates in air[J]. Journal of Environmental and Occupational Medicine, 2019, 36(4): 345-354.

## Link to this article

www.jeom.org/article/en/10.13213/j.cnki.jeom.2019.18835

邻苯二甲酸酯 (phthalates, PAEs), 又称酞酸酯, 是邻苯二甲酸与醇形成的一类酯的统称。PAEs 作为塑化剂和改性剂, 被广泛应用于工业、农业及日常生活中, 如塑料、涂料、油墨、驱虫剂、食品包装材料、医疗用品、个人护理用品等<sup>[1]</sup>。PAEs 作为环境内分泌干扰物<sup>[2]</sup>, 不仅具有生殖毒性、生长发育毒性<sup>[3]</sup>, 还具有致畸<sup>[4-5]</sup>、致癌<sup>[6-7]</sup>、致突变<sup>[8-9]</sup>等危害。2017年, 世界卫生组织国际癌症研究机构已经将邻苯二甲酸二(2-乙基)己酯列为在2B类致癌物, 中国、欧盟、美国均把PAEs列为优先控制污染物<sup>[10-12]</sup>。由于PAEs具有半挥发性, 与塑料高分子材料之间通过物理方式(氢键和范德瓦耳斯力)相结合, 而非与键能较强的化学共价键结合, 因此很容易从工业、塑料等制品中逸出, 进入空气、土壤、水源等环境, 经膳食、饮水、呼吸、皮肤接触等途径进入人体, 危害人体健康。空气作为PAEs的暴露途径之一, 由于人们在其中的暴露时间最长、最不可避免, 因此空气中PAEs污染不容忽视<sup>[13]</sup>。目前, 国内外对于室内外空气中PAEs开展了大量研究, 不同国家和地区PAEs分布特征和人群暴露规律的研究有一定差异, 但相对比较零散, 主要是针对某个城市或地区、室内或室外, 针对时空分布、形态和物质种类分布、来源解析等还不十分明晰, 不利于了解我国空气中PAEs污染现状, 影响PAEs防控。本文基于国内外研究, 总结了空气中PAEs的污染情况以及人群暴露特点, 为空气中PAEs的防控提供参考。

## 1 PAEs的污染来源

本研究涉及的PAEs中英文名称及缩写见表1。

PAEs在空气中以气态或颗粒态的形式存在, 室内外空气中PAEs的主要来源存在差异。表2列出了室内外典型污染源中PAEs的水平。装饰材料中包含的PAEs种

类多且水平高: 其中黏合剂、PVC地板中的PAEs总含量( $\Sigma$ PAEs)高达242 300、129 833 mg/kg, 所含PAEs主要是DMP、DiBP、DBP、BBP、DEHP、DiNP和DiDP<sup>[14]</sup>; 油漆<sup>[14]</sup>次之, 涂料<sup>[15]</sup>、PVC墙纸<sup>[16]</sup>最低。家庭用品中: 一次性桌布<sup>[16]</sup>、玻璃有机膜<sup>[17]</sup>、人造革沙发<sup>[16]</sup>中的 $\Sigma$ PAEs均值在2000 mg/kg左右, 其主要物质是DMP、DEP、DiBP、DBP、BBP和DEHP; PE保鲜膜<sup>[18]</sup>、食品包装材料<sup>[19]</sup>的 $\Sigma$ PAEs最低, 分别仅为1.58、13 mg/kg。护理用品中: 香水的 $\Sigma$ PAEs高达15 557 mg/kg<sup>[14]</sup>, 其PAEs主要是低相对分子质量、易挥发的DEP和DMP; 指甲油的 $\Sigma$ PAEs最低, 为42.2 mg/kg<sup>[20]</sup>。食品包装材料<sup>[19]</sup>、医用PVC输液管<sup>[21]</sup>和药品包装材料<sup>[22]</sup>中只有少量的DBP和DEHP, 这与中国对于食品包装材料和医疗用品中添加增塑剂有严格的卫生标准与管制措施有关。对于塑料、废弃物而言: 在垃圾填埋场废弃物中检出DBP与DEHP<sup>[23]</sup>; 而道路旁废弃物中只检出DEHP, 且含量很高<sup>[15]</sup>。由此可见, 室内空气PAEs污染主要来自建筑装饰材料、家庭用品、护理用品、医用材料等, 而室外空气PAEs污染主要来源于塑料、废弃物。

表1 PAEs中英文名称及缩写

Table 1 Names and abbreviations of PAEs in Chinese and English

中文名称 Chinese name	英文名称及缩写 English name	缩写 Abbreviation
邻苯二甲酸甲酯	Dimethyl Phthalate	DMP
邻苯二甲酸二乙酯	Diethyl Phthalate	DEP
邻苯二甲酸二异丁酯	Diisobutyl Phthalate	DiBP
邻苯二甲酸二丁酯	Di-n-butyl Phthalate	DBP
邻苯二甲酸甲苯基丁酯	Butyl Benzyl Phthalate	BBP
邻苯二甲酸二(2-乙基)己酯	Di(2-ethylhexyl) Phthalate	DEHP
邻苯二甲酸二异辛酯	Diisooctyl Phthalate	DiOP
邻苯二甲酸二异壬酯	Di-iso-nonyl phthalate	DiNP
邻苯二甲酸二异癸酯	Di-iso-decyl phthalate	DiDP

表2 典型污染源物质中PAEs水平 (mg/kg)

Table 2 PAEs levels in typical pollution sources

污染源 Pollution source	DMP	DEP	DiBP	DBP	BBP	DEHP	DnOP	DiNP	DiDP	$\Sigma$ PAEs	文献 Reference
装饰材料 (Decorative material)											
黏合剂 (Adhesive)	41400	2200	33600	36900	26700	44000	—	39200	18300	242300	[14]
PVC地板 (PVC floor)	—	—	—	15500	11500	102833	—	—	—	129833	[14]
油漆 (Paint)	1033	33	2667	5500	37333	10000	—	3000	1667	61233	[14]
PVC墙纸 (PVC wallpaper)	412.5	319.2	—	520.3	245.8	834	—	—	—	2332	[16]
涂料 (Coating)	—	—	—	—	—	284.4	—	—	—	284.4	[15]

续表 2

污染源 Pollution source	DMP	DEP	DiBP	DBP	BBP	DEHP	DnOP	DiNP	DiDP	ΣPAEs	文献 Reference
家庭用品 (House wares)											
一次性桌布 (Disposable tablecloth)	523	435.1	—	376.5	411.8	409.8	330	—	—	2486.2	[16]
玻璃有机膜 (Glass organic film)	23	2.1	110	320	11	1700	—	—	—	2166.1	[17]
人造革沙发 (Artificial leather sofa)	242.8	534.8	—	338	393	348.9	—	—	—	1857.5	[16]
食品包装材料 (Food packaging materials)	—	—	—	2	—	10.2	—	0.8	—	13	[19]
PE 保鲜膜 (PE preservative film)	—	—	—	0.39	0.39	0.60	0.20	—	—	1.58	[18]
护理用品 (Personal care products)											
香水 (Perfume)	4316	10925	—	297	8	11	—	—	—	15557	[14]
头发定型剂 (Hair styling agent)	4666	96	—	39	16	17	—	—	—	4834	[14]
头发喷雾剂 (Hair spray)	—	677	—	107.5	11.7	22	—	—	—	818.2	[14]
摩丝 (Moss)	—	325	—	84.4	—	1.2	—	—	—	410.6	[14]
发胶 (Hair gel)	—	58	—	—	—	—	—	—	—	58	[14]
指甲油 (Nail Polish)	—	20.6	—	21.6	—	—	—	—	—	42.2	[20]
医用材料 (Medical supplies)											
医用 PVC 输液管 (Medical PVC infusion tube)	—	—	—	2.08~3.24	—	3.24~11.44	—	—	—	5.32~14.68	[21]
药品包装材料 (Drug packaging materials)	—	—	—	0.15~0.22	—	0.15~0.19	0.034~0.036	—	—	0.334~0.446	[22]
塑料、废弃物 (Plastics and wastes)											
道路旁废弃物 (Roadside waste)	—	—	—	ND	—	2165	—	—	—	2165	[23]
垃圾填埋场废弃物 (Waste from landfill site)	—	—	—	24.2	—	231	—	—	—	255.2	[23]
新塑料袋 (New plastic bag)	—	—	—	ND	—	203	—	—	—	203	[23]

[注] DMP: 邻苯二甲酸甲酯; DEP: 邻苯二甲酸二乙酯; DiBP: 邻苯二甲酸二异丁酯; DBP: 邻苯二甲酸二丁酯; DnBP: 邻苯二甲酸二正丁酯; BBP: 邻苯二甲酸甲苯基丁酯; DEHP: 邻苯二甲酸二(2-乙基)己酯; DnOP: 邻苯二甲酸二正辛酯; DiNP: 邻苯二甲酸二异壬酯; DiDP: 邻苯二甲酸二异癸酯; ΣPAEs: PAEs 水平合计; ND: 未检出; —: 无数值。

[Note] DMP: Dimethyl phthalate; DEP: Diethyl phthalate; DiBP: Diisobutyl phthalate; DBP: Dibutyl phthalate; DnBP: Di-n-butyl phthalate; BBP: Benzyl butyl phthalate; DEHP: Di(2-ethylhexyl) phthalate; DnOP: di-n-octyl phthalate; DiNP: Diisononyl phthalate; DiDP: Diisodecyl phthalate; ΣPAEs: sum of PAEs levels; ND: Not detected; —: No data.

## 2 室内空气中 PAEs 水平

人们每天有 80% 以上的时间在室内度过<sup>[24]</sup>, 室内空气质量直接影响人们的健康。表 3 和表 4 列出了不同国家和地区室内空气中气态和颗粒态 PAEs 的分布。可以看出, PAEs 普遍存在于室内空气中, 但不同场所空气中的 PAEs 种类与水平存在差异。

从空间分布看, 中国城市的室内 PAEs 水平普遍高于国外。中国城市室内的气态 ΣPAEs 质量浓度范围为 2570~16401 ng/m<sup>3</sup>, 颗粒态 ΣPAEs 质量浓度范围为 280.28~10003 ng/m<sup>3</sup>; 而国外城市室内空气中气态 ΣPAEs 质量浓度范围为 191.46~2528.7 ng/m<sup>3</sup>, 颗粒态 ΣPAEs 质量浓度范围为 53.04~552.57 ng/m<sup>3</sup>。某些特殊场所的特征排放源会导致 PAEs 水平明显增高。如对中国杭州医院药房和家庭住宅室内空气中 PAEs 的研究中, 其气态 ΣPAEs 质量浓度分别达到 16401、15549 ng/m<sup>3</sup>, 其颗粒态 ΣPAEs 质量浓度分别达到 7598、10003 ng/m<sup>3</sup><sup>[25]</sup>, 均远高于国内其他研究<sup>[14, 26-28]</sup>。从表 2 得知, 单个食品、药品包装材料中 PAEs 的含量很低, 这说明尽管包装材

料中 PAEs 的含量不高, 但由于医院药房和商场食品区塑料包装材料存放的数量较大, 可能会导致室内空气中 PAEs 水平的升高。Tran 等<sup>[29]</sup>对美国纽约不同场所室内空气中 PAEs 的分布研究结果表明, 美发店中气态和颗粒态的浓度水平远高于家庭住宅、办公室、幼儿园等场所, 也远高于国外的幼儿园、办公室等场所<sup>[30-31]</sup>, 这与美发店中常使用头发定型剂、发胶、香水等护理用品有关。

从形态和物质种类分布看, 中国杭州(医院药房、住宅、办公室)<sup>[25]</sup>、德国(幼儿园)<sup>[30]</sup>、美国(家庭住宅、办公室、实验室、学校、美发店)<sup>[29]</sup>的室内空气中气态 ΣPAEs 质量浓度普遍高于颗粒态。图 1 和图 2 显示室内不同形态 PAEs 中各种物质的贡献占比, 室内空气中气态 PAEs 中 DEHP、DEP、DBP、DMP 为主要污染物, 其中 DEP 和 DEHP 的比例最高, 分别达 78% 和 81%, 且在所有室内场所均有检出; 而在颗粒态 PAEs 中 DEHP、DBP、DEP 为主要污染物, 其中 DEHP 和 DBP 的比例最高, 分别达 70% 和 79%。

表3 不同地区室内空气中气态PAEs水平 (ng/m<sup>3</sup>)  
Table 3 Gaseous PAEs levels in indoor air in different areas

采样时间 Sampling time	国家和地区 Country and region	场所 Location	n	DMP	DEP	DBP	BBP	DEHP	ΣPAEs	文献 Reference
2012—2013	中国西安 Xi'an, China	住宅/办公室 Residence/office	28	510	—	1590	—	470	2570	[26]
2012—2014	中国杭州 Hangzhou, China	医院药房 Hospital pharmacy	10	2498	3453	4612	2282	3556	16401	[25]
2012—2014	中国杭州 Hangzhou, China	家庭住宅 Residence	18	3754	2853	3398	2599	2945	15549	[25]
2013	中国杭州 Hangzhou, China	办公室 Office	10	532	658	659	420	591	2860	[14]
2014—2015	中国重庆 Chongqing, China	家庭住宅(客厅) Residence (living room)	28	900	170	960	ND	350	2380	[27]
2014—2015	中国重庆 Chongqing, China	家庭住宅(卧室) Residence (bedroom)	28	870	170	900	10	380	2330	[27]
2011—2012	德国巴伐利亚、柏林、北莱茵- 威斯特法伦州 Bavaria, Berlin, and North Rhine-Westphalia, Germany	幼儿园 Daycare center	63	163	208	283	—	276	1446	[30]
2014	美国纽约 New York, USA	家庭 Residence	20	56.2	463	43.6	6.22	27.4	596.42	[29]
2014	美国纽约 New York, USA	办公室 Office	7	14.8	248	29.2	5.97	22	319.97	[29]
2014	美国纽约 New York, USA	实验室 Laboratory	13	4.53	12.5	13.62	5.81	155	191.46	[29]
2014	美国纽约 New York, USA	学校 School	6	13.4	137	50.1	9.3	18.4	228.2	[29]
2014	美国纽约 New York, USA	美发店 Salon	6	96.8	1450	776	10.9	195	2528.7	[29]
2015	韩国首尔 Seoul, South Korea	办公室 Office	1	14.3	78.9	266	ND	463	822.2	[31]
2015	韩国首尔 Seoul, South Korea	实验室 Laboratory	1	4.28	24	64.8	ND	349	442.08	[31]

[注] ND: 未检出; —: 无数值。[Note] ND: Not detected; —: No data.

表4 不同地区室内空气中颗粒态PAEs的浓度均值水平 (ng/m<sup>3</sup>)  
Table 4 Particulate PAEs levels in indoor air in different areas

采样时间 Sampling time	国家和地区 Country and region	场所 Location	n	DMP	DEP	DBP	BBP	DEHP	DnOP	ΣPAEs	文献 Reference
2012—2013	中国西安 Xi'an, China	住宅/办公室 Residence/office	28	100	—	2680	—	1040	—	3820	[26]
2012—2014	中国杭州 Hangzhou, China	医院药房 Hospital pharmacy	10	878	1375	2190	967	2188	—	7598	[25]
2012—2014	中国杭州 Hangzhou, China	家庭住宅 Residence	18	1112	989	1498	1729	4675	—	10003	[25]
2013	中国杭州 Hangzhou, China	办公室 Office	10	283	385	440	246	534	—	1888	[14]
2014—2016	中国北京 Beijing, China	宿舍 Dormitory	1	4.33	7.02	368	7.36	65	15.9	467.61	[28]
2014—2016	中国北京 Beijing, China	办公室 Office	1	5.92	6.16	118	10.9	123	16.3	280.28	[28]
2014—2016	中国北京 Beijing, China	住宅 Residence	1	3.54	7.38	350	41.2	84.1	11.9	498.12	[28]
2014	美国纽约 New York, USA	家庭 Residence	20	0.50	79.6	127.2	6.26	24.1	—	237.66	[29]
2014	美国纽约 New York, USA	办公室 Office	7	0.28	42.9	72.7	0.94	29.7	—	146.52	[29]
2014	美国纽约 New York, USA	实验室 Laboratory	13	0.45	2.57	11.3	1.4	37.3	—	53.04	[29]
2014	美国纽约 New York, USA	学校 School	6	0.28	60.3	69.8	5.45	15.8	—	151.63	[29]
2014	美国纽约 New York, USA	美发店 Salon	6	0.39	224	300	0.88	27.5	—	552.57	[29]

[注] —: 无数值。[Note] —: No data.

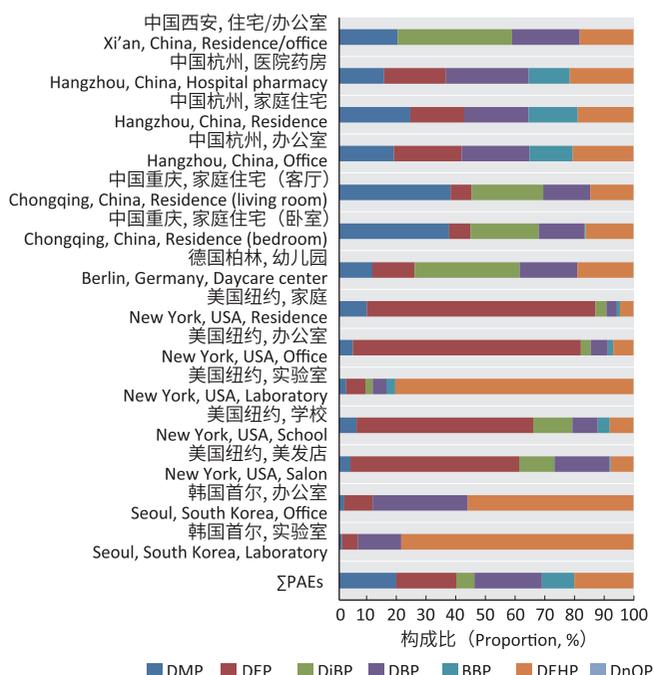


图1 不同地区室内空气不同种类气态PAEs构成比 (%)

Figure 1 Indoor ambient gaseous PAEs contributions in different areas

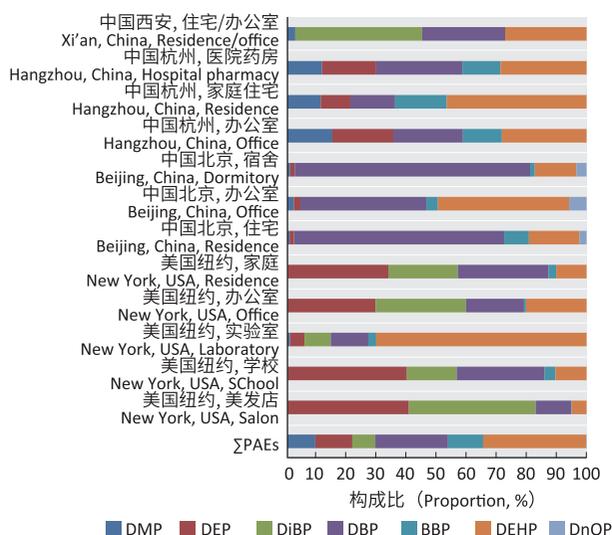


图2 不同地区室内空气中不同种类颗粒态PAEs构成比 (%)

Figure 2 Indoor ambient particulate PAEs contributions in different areas

### 3 室外空气中PAEs水平

表5、表6分别列出了不同国家室外空气中气态和颗粒态PAEs的水平。可以看出,PAEs也广泛存在于在不同国家的室外空气中,但不同国家和地区、时间之间的水平存在很大差异。

从地域分布来看,部分中国地区的气态和颗粒态 $\Sigma$ PAEs水平远高于法国、德国等发达国家城市,但低于印度。如气态 $\Sigma$ PAEs,法国巴黎城市为 $60.2 \text{ ng/m}^3$ <sup>[32]</sup>,德国北海海洋区域仅为 $2.74 \text{ ng/m}^3$ <sup>[33]</sup>,德国盖斯特哈

赫特城市郊区为 $3.69 \text{ ng/m}^3$ <sup>[34]</sup>,而中国南京城市区域为 $80 \text{ ng/m}^3$ <sup>[35]</sup>,中国江宁城市郊区为 $22.9 \text{ ng/m}^3$ <sup>[35]</sup>,中国黄海海洋区域则为 $18.0 \text{ ng/m}^3$ <sup>[36]</sup>,是德国北海海洋区域的6.6倍。值得注意的是,中国杭州城市区域颗粒态 $\Sigma$ PAEs高达 $2754 \text{ ng/m}^3$ <sup>[37]</sup>,分别是韩国首尔<sup>[31]</sup>、印度德里<sup>[38]</sup>的44倍和4倍。印度德里的气态 $\Sigma$ PAEs水平为 $684.60 \text{ ng/m}^3$ <sup>[38]</sup>,高于同时期的韩国首尔<sup>[31]</sup>和中国北京<sup>[28]</sup>、上海<sup>[39]</sup>,这表明中国、印度等发展中国家的PAEs污染形势较严峻。

从区域类型看,城市区域空气中 $\Sigma$ PAEs水平普遍高于郊区和海洋区域。其原因是塑料制品在城市区域的应用比较广泛,但由于中国城市区域增塑剂的使用量较大,导致城市郊区和海洋区域均高于国外。

从时间分布看,中国杭州城市区域<sup>[40]</sup>、鞍山工业区域<sup>[41]</sup>夏季颗粒态 $\Sigma$ PAEs质量浓度远高于冬季<sup>[40-41]</sup>。对中国14个城市的调查表明,大多数城市夏季PAEs质量浓度高于冬季<sup>[40]</sup>。但也有冬季 $\Sigma$ PAEs质量浓度高于夏季的情况,如2013年杭州<sup>[37]</sup>。此外,2013年杭州夏季和冬季<sup>[37]</sup> $\Sigma$ PAEs水平分别是2003年<sup>[40]</sup>的5倍和17倍,2016年上海冬季<sup>[39]</sup> $\Sigma$ PAEs水平较2003年<sup>[40]</sup>增长了 $92 \text{ ng/m}^3$ ,这些可能与近年来经济发展导致生产和使用含有增塑剂的产品大大增加有关。

图3和图4显示室外不同形态PAEs中各种物质的贡献占比,室外空气气态PAEs中DEHP、DEP、DnBP为主要污染物,其中DEP和DBP的比例最高,分别达65.6%和62.5%,而且DEHP在所有地区均有检出;而在颗粒态PAEs中DEHP、DBP为主要污染物且占比最高,分别达93.3%和74.3%,说明DBP与DEHP均是室外空气中PAEs的主要污染物。

室外空气中颗粒态PAEs水平高于气态,而中国城市表现得更加明显,原因可能是由于近些年中国工业化进程发展较快,许多高耗能高污染行业在排放过程中产生大量颗粒物,而PAEs在大气中很容易吸附于颗粒物表面<sup>[42]</sup>,导致颗粒物中PAEs浓度居高不下。此外,不同的气象条件(温度、湿度、风速等)也会影响PAEs的浓度水平<sup>[43]</sup>:季风气候时污染物在大气中扩散条件良好,PAEs的浓度处于较低水平,当湿度较大的情况下可以限制空气中PAEs的蒸发;当夏季温度高于冬季时会导致PAEs浓度水平升高<sup>[44]</sup>。而DMP、DEP在气态中检出率较颗粒态高,说明对于相对分子质量较低和挥发性较强、具有较短二烷基链的化合物,在空气中主要以气态的形式存在<sup>[35]</sup>。

表5 不同地区室外空气中气态PAEs水平 (ng/m<sup>3</sup>)  
Table 5 Outdoor ambient gaseous PAEs levels in different areas

采样时间 Sampling time	国家和地区 Country and region	采样点 Sampling site	DMP	DEP	DBP	BBP	DEHP	DnOP	ΣPAEs	文献 Reference
2003	法国巴黎 (Paris, France)	城市区域 (Urban)	5.9	9.1	21.9	4.7	13.2	0.4	60.2	[32]
2004	德国北海 (The North Sea, Germany)	海洋区域 (Ocean)	0.3	1.6	0.53	0.02	0.29	—	2.74	[33]
2006	德国盖斯特哈赫特 (Geesthacht, Germany)	城市郊区 (Suburban)	0.29	2.42	0.88	0.002	0.098	ND	3.69	[34]
2006	中国南京 (Nanjing, China)	城市区域 (Urban)	9.0	3.0	48.8	2.6	15.7	0.9	80	[35]
2006	中国江宁 (Jiangning, China)	城市郊区 (Suburban)	2.4	1.0	12.5	0.8	6.2	ND	22.9	[35]
2015	中国黄海 (The Yellow Sea, China)	海洋区域 (Ocean)	—	0.55	11.26	0.004	6.21	—	18.0	[36]

[注] ND：未检出；—：无数值。[Note] ND: Not detected; —: No data.

表6 不同地区室外空气中颗粒态PAEs水平 (ng/m<sup>3</sup>)  
Table 6 Outdoor ambient particulate PAEs levels in different areas

采样时间 Sampling time	国家和地区 Country and region	采样点 Sampling site	DMP	DEP	DBP	BBP	DEHP	DnOP	ΣPAEs	文献 Reference
2003 (夏季) Summer 2003	中国杭州 Hangzhou, China	城市区域 Urban	1.1	6.8	165	ND	266	—	439	[40]
2003 (冬季) Winter 2003	中国杭州 Hangzhou, China	城市区域 Urban	5.1	5.4	34	ND	115	—	160	[40]
2003 (冬季) Winter 2003	中国上海 Shanghai, China	城市区域 Urban	1.9	5.1	32	ND	258	—	297	[40]
2008 (夏季) Summer 2008	中国鞍山 Anshan, China	工业区域 Industrial area	—	—	25.6~106.5	—	101.0~190.6	—	66.2~314.36	[41]
2009 (冬季) Winter 2009	中国鞍山 Anshan, China	工业区域 Industrial area	—	—	4.3~17.2	—	13.9~37.3	—	11.3~68.6	[41]
2009 (夏季) Summer 2009	中国西安 Xi'an, China	城市区域 Urban	ND	ND	69	2.5	134	—	205	[40]
2013 (夏季) Summer 2013	中国杭州 Hangzhou, China	城市区域 Urban	—	—	1469	—	641	1.24	2111	[37]
2013 (冬季) Winter 2013	中国杭州 Hangzhou, China	城市区域 Urban	—	—	2047	—	705	1.82	2754	[37]
2016	中国北京 Beijing, China	城市区域 Urban	6.15	6.8	43.5	10.1	39	19.3	124.85	[28]
2016 (冬季) Winter 2016	中国上海 Shanghai, China	城市区域 Urban	68	90	70	16	96	49	389.00	[39]
2003	法国巴黎 Paris, France	城市区域 Urban	0.1	0.4	1.9	0.3	5.4	0.1	8.2	[32]
2006	德国盖斯特哈赫特 Geesthacht, Germany	城市郊区 Suburban	0.005	0.091	2.19	0.032	1.03	—	3.35	[34]
2015	韩国首尔 Seoul, South Korea	城市区域 Urban	1.62	2.54	ND	ND	58.3	ND	62.46	[31]
2015	印度德里 Delhi, India	城市区域 Urban	—	44.1	258.1	24.6	313.1	44.7	684.60	[38]

[注] ND：未检出；—：无数值。[Note] ND: Not detected; —: No data.

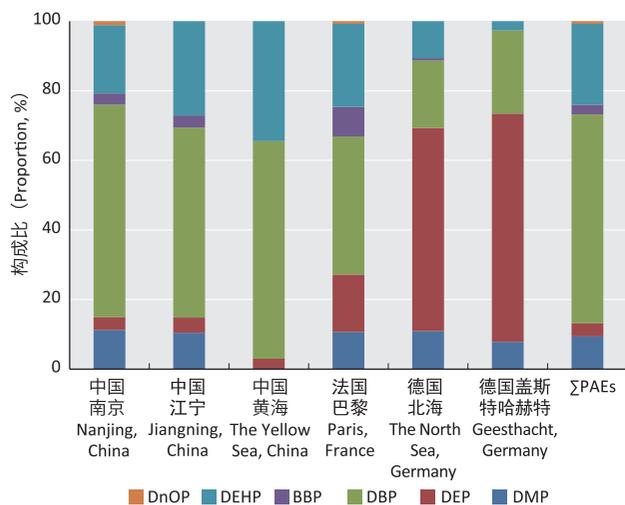


图3 不同地区室外空气中不同种类气态PAEs构成比 (%)  
Figure 3 Outdoor ambient gaseous PAEs contributions in different areas

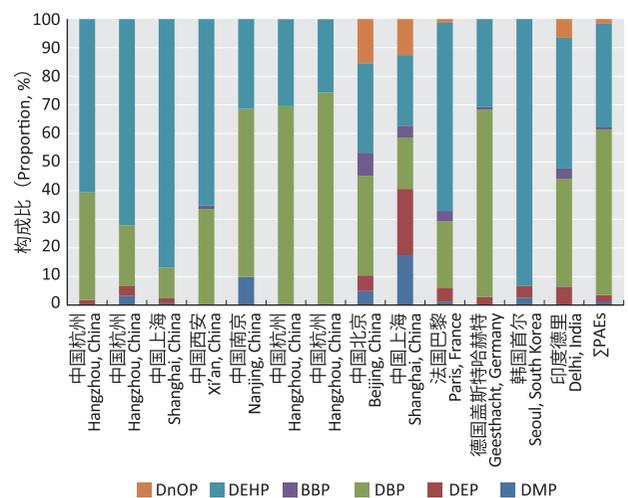


图4 不同地区室外空气中不同种类颗粒态PAEs构成比 (%)  
Figure 4 Outdoor ambient particulate PAEs contributions in different areas

#### 4 室内外空气中 PAEs 水平比较

综合室内外空气中 PAEs 的污染分布来看, 室内气、颗粒态的均值水平远高于室外, 室内 PAEs 检出的种类也多于室外, 说明室内存在典型 PAEs 污染源, 而这些都与室内塑料制品、护理用品以及建筑材料有密切的联系。室内环境中小粒径的颗粒物吸附 PAEs 能力强于大颗粒物, 而室内温度升高会使得污染源的释放量增加, 因此室内颗粒物浓度增加和温度上升会导致 PAEs 的浓度增加<sup>[45]</sup>。除污染源外, 室内还具有环境因素相对单一、封闭性强等特点, 这都大大增加了室内 PAEs 污染水平。室内空气中主要污染物为 DMP、DEP、DBP 和 DEHP, 其中, DMP、DEP 均为 PAEs 中小分子物质, 在室内空气流动相对稳定的情况下, 会以气态的

形式进入空气中。在室外, 各种环境 (雾霾、沙尘) 和气候变化 (季节交替、降雨、降雪、季风) 等因素以及一些大气光化学反应<sup>[46-47]</sup> 都会导致室外空气中 PAEs 种类的变化。

#### 5 空气中 PAEs 的人群暴露

室内环境较为封闭且有特定的 PAEs 污染来源, 此外, 一些特定群体 (如老人、儿童、职业人群等) 每天处于室内的时间较长, 这些都会增加 PAEs 在人体的暴露水平, 从而危害人体健康。目前很多研究都是基于 PAEs 的呼吸暴露途径, 采用美国 EPA 模型与参考值计算得出 PAEs 暴露水平<sup>[48]</sup>。

从表 7 可以看出, 不同国家和地区的婴儿、幼

表 7 不同地区不同人群通过呼吸途径的 PAEs 日暴露水平 (μg/kg, 以体重计)  
Table 7 Daily PAEs exposure levels through inhalation in different populations across different areas

采样时间 Sampling time	国家和地区 Country and region	场所 Place	人群 Population	DMP	DEP	DiBP	DBP	BBP	DEHP	ΣPAEs	文献 Reference
2007	中国广州 Guangzhou, China	公共场所 (Public place)	幼儿 (Toddler)	—	—	—	0.217	0.005	3.04	3.49	[50]
			成人 (Adult)	—	—	—	0.013	<0.001	0.218		
2012—2013	中国西安 Xi'an, China	室内 (Indoor)	婴儿 (Infant)	0.131	—	1.611	0.835	—	0.605	9.48	[26]
			幼儿 (Toddler)	0.094	—	1.157	0.599	—	0.435		
			儿童 (Child)	0.088	—	1.087	0.563	—	0.408		
			青少年 (Teenager)	0.069	—	0.851	—	—	0.319		
			成人 (Adult)	0.055	—	0.680	—	—	0.255		
2012—2013	中国天津 Tianjin, China	公共场所 (Public place)	婴儿 (Infant)	0.288	0.043	—	0.326	—	0.007	1.52	[51]
			幼儿 (Toddler)	0.114	0.017	—	0.13	—	0.003		
			儿童 (Child)	0.108	0.016	—	0.122	—	0.002		
			青少年 (Teenager)	0.084	0.012	—	0.095	—	0.002		
			成人 (Adult)	0.068	0.010	—	0.076	<0.001	0.00163		
2014—2016	中国北京 Beijing, China	室内 (Indoor)	婴儿 (Infant)	—	—	—	3.6	—	0.744	5.86	[28]
			学生 (Student)	—	—	—	0.583	—	0.156		
			办公人员 (Clerk)	—	—	—	0.601	—	0.173		
2000—2001	德国柏林 Berlin, Germany	室内 (Indoor)	儿童 (Child)	—	0.26	—	0.39	0.020	0.06	1.34	[52]
			成人 (Adult)	—	0.22	—	0.33	0.009	0.05		
2014	美国纽约 New York, USA	室内 (Indoor)	婴儿 (Infant)	0.075	0.329	0.106	0.137	0.012	0.082	1.43	[29]
			幼儿 (Toddler)	0.037	0.165	0.053	0.069	0.006	0.041		
			儿童 (Child)	0.018	0.079	0.025	0.033	0.003	0.019		
			青少年 (Teenager)	0.008	0.035	0.011	0.014	0.001	0.009		
			成人 (Adult)	0.006	0.027	0.009	0.011	0.001	0.007		
2014—2015	沙特吉达 Jeddah, Saudi Arabia	室内 (Indoor)	幼儿 (Toddler)	0.006	0.017	0.155	0.328	0.006	4.76	5.63	[54]
			成人 (Adult)	<0.001	0.001	0.011	0.022	<0.001	0.326		
2016—2017	越南河内 Hanoi, Vietnam	室内 (Indoor)	婴儿 (Infant)	0.282	—	0.168	—	—	0.141	0.752	[53]
			成人 (Adult)	0.077	—	0.046	—	—	0.038		

[注] —: 无数值。[Note] —: No data.

儿、儿童、青少年、成人五类人群均呈现随年龄增大, PAEs暴露水平减小的趋势。婴儿和幼儿的 $\Sigma$ PAE暴露水平最高, 而成人最低。出现该趋势, 一方面是因为婴儿通常会在地面或床上等爬行, 这些表面灰尘中的PAEs较高, 易被婴儿吸入体内, 导致婴儿的PAEs暴露水平比其他人群高; 另一方面, 根据美国EPA的风险暴露模型, PAEs的呼吸日摄入量与空气中PAEs浓度、呼吸速率呈正比, 与暴露者体重成反比<sup>[48]</sup>。当空气中PAEs水平稳定的情况下, 体重较轻的婴儿会导致更高的暴露量; 而成人虽然呼吸速率较大, 但体重相对较重, 这种情况会使得成人的暴露量相对较低<sup>[49]</sup>。

总体而言, 中国西安<sup>[26]</sup>、北京<sup>[28]</sup>、广州<sup>[50]</sup>人群的 $\Sigma$ PAE暴露量都较高, 且高于中国天津<sup>[51]</sup>和其他国外城市<sup>[29, 34, 53]</sup>。从不同种类PAEs来看, 各人群DBP和DEHP暴露水平较高, 而BBP暴露水平最低。从图5可以看出, 由于不同国家和地区PAEs分布不同, 特征

人群、特征优势污染物暴露量也有差异。婴儿DMP、DBP、DiBP日暴露量的比例较高, 成人和幼儿DEHP日暴露量的比例较高, 并且DBP、DEHP是暴露人群中主要的污染物。

## 6 总结与展望

综上所述, PAEs广泛存在于我国室内外空气中, 浓度高于其他发达国家, 有明显的时空分布特征, 不同人群PAEs的暴露水平也均有差异。但目前关于空气中PAEs的研究还很零散, 室外气态和颗粒态PAEs的同步研究、来源定量解析等研究还较少且缺乏系统性, 不利于PAEs暴露的有效防控。因此, 在今后的研究中需要重点关注不同污染源中PAEs排放的变化规律及其在不同暴露途径下对人群的健康风险, 为针对性地开展PAEs防控工作提供参考依据。

## 参考文献

- [1] 李杰, 李永利, 于瑞祥, 等. 邻苯二甲酸酯类增塑剂检测技术研究进展[J]. 上海计量测试, 2014 (3): 7-11, 15.
- [2] 高崇婧, 贾璐璐, 吴鹏冉, 等. 中国居民对邻苯二甲酸酯类增塑剂暴露的现状分析[J]. 暨南大学学报(自然科学与医学版), 2017, 38 (2): 93-103.
- [3] 王立鑫, 杨旭. 邻苯二甲酸酯毒性及健康效应研究进展[J]. 环境与健康杂志, 2010, 27 (3): 276-281.
- [4] 刘霞, 曹佳. 环境污染物邻苯二甲酸酯致男性生殖损害的研究进展[J]. 癌变·畸变·突变, 2009, 21 (4): 320-323.
- [5] 高丽芳, 李勇, 苏忆兰. 邻苯二甲酸-(2-乙基己基)酯对小鼠胚胎致畸作用和心肌细胞的毒性[J]. 毒理学杂志, 2005, 19 (2): 123-124.
- [6] SWAN SH, MAIN KM, LIU F, et al. Decrease in anogenital distance among male infants with prenatal phthalate exposure[J]. Environ Health Perspect, 2005, 113 (8): 1056-1061.
- [7] 苗庆斌, 余增丽, 张立实, 等. 三种环境雌激素对乳腺癌细胞增殖及凋亡的影响[J]. 环境与职业医学, 2004, 21 (4): 251-253.
- [8] 董晋, 董新文, 赵跃, 等. 长期暴露的邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯在雌性大鼠体内的代谢及对肝脏的影响[J]. 癌变·畸变·突变, 2017, 29 (3): 211-215.
- [9] 张钰, 刘永哲, 高娜, 等. 妊娠期邻苯二甲酸(2-乙基己基)酯暴露对成年后代雄鼠精子的致突变作用[J]. 环境与健康杂志, 2014, 31 (10): 909-911.

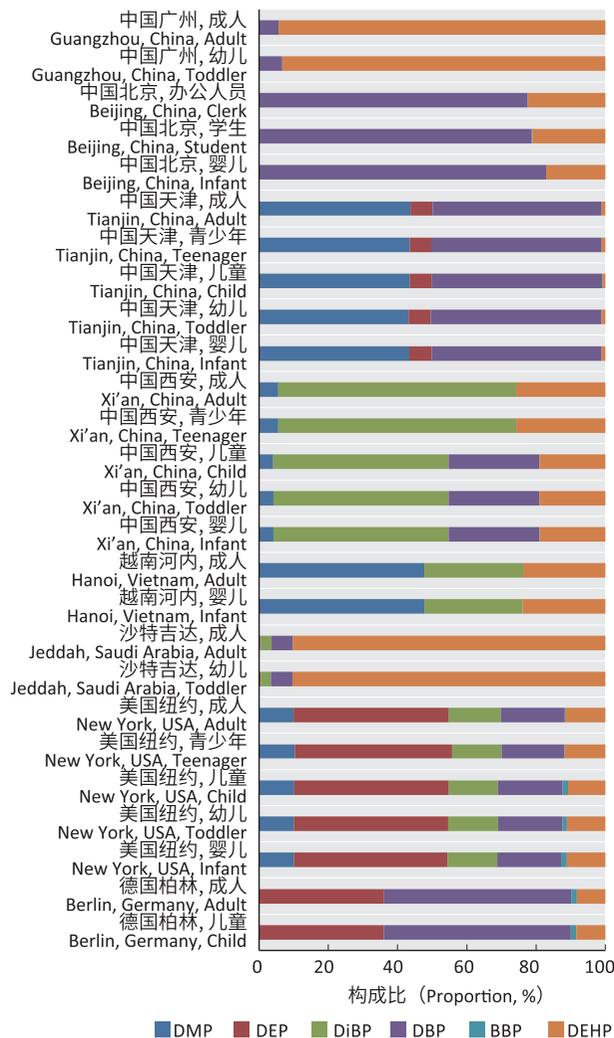


图5 不同地区人群对不同种类PAEs的摄入日暴露水平比例(%)  
Figure 5 Daily PAEs exposure contributions through inhalation in different populations across different areas

- [10] 方程冉. 生物反应器填埋场中PAEs的迁移转化及其生物降解机制研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2010.
- [11] 柳春红, 孙远明, 杨艺超, 等. 邻苯二甲酸酯类增塑剂的污染及暴露评估现状 [J]. 现代食品科技, 2012, 28 (3): 339-341, 338.
- [12] 张会军, 张敬轩, 李挥, 等. 固相萃取-高效液相色谱法同时检测化妆品中14种邻苯二甲酸酯 [J]. 河北省科学院学报, 2010, 27 (1): 43-45.
- [13] 王雪晴. 典型交通微环境空气中15种邻苯二甲酸酯的污染特征及健康风险 [D]. 杭州: 浙江大学, 2015.
- [14] 裴小强. 室内空气中邻苯二甲酸酯的污染特征及健康风险 [D]. 杭州: 浙江大学, 2013.
- [15] 陈伟东. 室内典型污染源中PAEs的释放半衰期及规律 [D]. 杭州: 浙江大学, 2017.
- [16] 张凡, 刘倩, 梁庆优. GC-MS同时测定涂料中6种邻苯二甲酸酯类化合物 [J]. 广州化工, 2009, 37 (3): 157-158, 168.
- [17] 霍春岩. 室内玻璃有机膜中邻苯二甲酸酯累积规律及健康风险评估 [D]. 沈阳: 辽宁大学, 2016.
- [18] 张玉才, 邓人攀, 木合塔尔·吐尔洪. 气相色谱-质谱/离子选择法对PE保鲜膜中邻苯二甲酸酯类的测定 [J]. 中国测试, 2017, 43 (11): 37-41.
- [19] 步召胜. 食品塑料包装材料中邻苯二甲酸酯含量的测定 [J]. 塑料工业, 2017, 45 (5): 96-98.
- [20] 陈琨, 姚媛艳. 气相色谱法同时测定指甲油中的苯系物和邻苯二甲酸酯类化合物 [J]. 中国环境监测, 2011, 27 (2): 59-62.
- [21] 刘萌, 倪赞, 蒋惠娣. HF-LPME-GC测定PVC输液管路中6种邻苯二甲酸酯的迁移 [J]. 药物分析杂志, 2014 (12): 2210-2216.
- [22] 陈泱, 沈好文, 裘婧, 等. 气相色谱-质谱联用法检测药品包装用聚氯乙烯类硬片材料中5种邻苯二甲酸酯类塑化剂的研究 [J]. 药物分析杂志, 2014, 34 (9): 1650-1653.
- [23] SIMONEIT B R, MEDEIROS P M, DIDYK B M. Combustion Products of Plastics as Indicators for Refuse Burning in the Atmosphere [J]. Environ Sci Technol, 2005, 39 (18): 6961-6970.
- [24] 李静雅, 李红恩. 居室装饰装修后空气污染对人体健康的危害与防治 [J]. 中国社区医师·医学专业, 2010, 12 (13): 220.
- [25] 宋敏. 办公室及医院室内空气中邻苯二甲酸酯的污染现状与特征 [D]. 杭州: 浙江大学, 2014.
- [26] WANG X, TAO W, XU Y, et al. Indoor phthalate concentration and exposure in residential and office buildings in Xi'an, China [J]. Atmos Environ, 2014, 87: 146-152.
- [27] BU Z, ZHANG Y, MMEREKI D, et al. Indoor phthalate concentration in residential apartments in Chongqing, China: Implications for preschool children's exposure and risk assessment [J]. Atmos Environ, 2016, 127: 34-45.
- [28] CHEN Y, LV D, LI X, et al. PM2.5-bound phthalates in indoor and outdoor air in Beijing: Seasonal distributions and human exposure via inhalation [J]. Environ Pollut, 2018, 241: 369-377.
- [29] TRAN T M, KANNAN K. Occurrence of phthalate diesters in particulate and vapor phases in indoor air and implications for human exposure in Albany, New York, USA [J]. Arch Environ Contam Toxicol, 2015, 68 (3): 489-499.
- [30] FROMME H, LAHRZ T, KRAFT M, et al. Phthalates in German daycare centers: occurrence in air and dust and the excretion of their metabolites by children (LUPE 3) [J]. Environ Int, 2013, 61: 64-72.
- [31] JO S H, KIM K H, KIM Y H. A novel quantitation method for phthalates in air using a combined thermal desorption/gas chromatography/mass spectrometry application [J]. Anal Chim Acta, 2016, 944: 29-36.
- [32] TEIL M J, BLANCHARD M, CHEVREUIL M. Atmospheric fate of phthalate esters in an urban area (Paris-France) [J]. Sci Total Environ, 2006, 354 (2/3): 212-223.
- [33] XIE Z, EBINGHAUS R, TEMME C, et al. Atmospheric concentrations and air-sea exchanges of phthalates in the North Sea (German Bight) [J]. Atmos Environ, 2005, 39 (18): 3209-3219.
- [34] XIE Z, SELZER J, EBINGHAUS R, et al. Development and validation of a method for the determination of trace alkylphenols and phthalates in the atmosphere [J]. Anal Chim Acta, 2006, 565 (2): 198-207.
- [35] WANG P, WANG S L, FAN C Q. Atmospheric distribution of particulate- and gas-phase phthalic esters (PAEs) in a Metropolitan City, Nanjing, East China [J]. Chemosphere, 2008, 72 (10): 1567-1572.
- [36] 米立杰, 唐建辉. 黄海海洋大气中邻苯二甲酸酯类塑化剂的测定与分析 [J]. 华北科技学院学报, 2016, 13 (5): 106-110.
- [37] 陈金媛, 徐圣辰. 杭州市PM<sub>2.5</sub>中PAEs污染现状与特征分

- 析 [J]. 浙江工业大学学报, 2015, 43 (6) : 600-606.
- [38] GUPTA S, GADI R. Temporal variation of phthalic acid Esters (PAEs) in ambient atmosphere of delhi [J]. Bull Environ Contam Toxicol, 2018, 101 (2) : 153-159.
- [39] LI Y, WANG J, REN B, et al. The characteristics of atmospheric phthalates in Shanghai : A haze case study and human exposure assessment [J]. Atmos Environ, 2018, 178 : 80-86.
- [40] LI J, WANG G. Airborne particulate endocrine disrupting compounds in China : Compositions, size distributions and seasonal variations of phthalate esters and bisphenol A [J]. Atmos Res, 2015, 154 : 138-145.
- [41] 朱媛媛, 田靖, 吴国平, 等. 鞍山市空气颗粒物中酞酸酯的季节变化与功能区差异 [J]. 中国环境监测, 2010, 26 (4) : 9-12.
- [42] 黄淑莲, 黄春英, 叶能权. 高效液相色谱法测定水中的邻苯二甲酸二丁酯和邻苯二甲酸二辛酯 [J]. 中国职业医学, 2003, 30 (2) : 45-46.
- [43] SAMPATH S, SELVARAJ KK, SHANMUGAM G, et al. Evaluating spatial distribution and seasonal variation of phthalates using passive air sampling in southern India [J]. Environ Pollut, 2017, 221 : 407-417.
- [44] MELYMUK L, ROBSON M, HELM P A, et al. PCBs, PBDEs, and PAHs in Toronto air : Spatial and seasonal trends and implications for contaminant transport [J]. Sci Total Environ, 2012, 429 : 272-280.
- [45] 夏梦. 室内外环境空气中 15 种气相/颗粒相 PAEs 污染特征及其影响因素 [D]. 杭州 : 浙江大学, 2018.
- [46] LEI Y, ZHU C, LU J, et al. Photochemical transformation of dimethyl phthalate (DMP) with N (III) (H<sub>2</sub>ONO<sup>+</sup>/HONO/NO<sub>2</sub>-) in the atmospheric aqueous environment [J]. Photochem Photobiol Sci, 2018, 17 (3) : 332-341.
- [47] YU L, ZHU C, LU J, et al. Photochemical oxidation of di-n-butyl phthalate in atmospheric hydrometeors by hydroxyl radicals from nitrous acid [J]. Environ Sci Pollut Res, 2018, 25 (31) : 31091-31100.
- [48] U.S. EPA. Exposure factors handbook 2011 edition (final report) [R]. Washington, DC : U.S. Environmental Protection Agency, 2011.
- [49] SHI S, ZHAO B. Modeled exposure assessment via inhalation and dermal pathways to airborne semi volatile organic compounds (SVOCs) in residences [J]. Environ Sci Technol, 2014, 48 (10) : 5691-5699.
- [50] LAN Q, CUI K, ZENG F, et al. Characteristics and assessment of phthalate esters in urban dusts in Guangzhou city, China [J]. Environ Monit Assess, 2012, 184 (8) : 4921-4929.
- [51] ZHANG L, WANG F, JI Y, et al. Phthalate esters (PAEs) in indoor PM<sub>10</sub>/PM<sub>2.5</sub> and human exposure to PAEs via inhalation of indoor air in Tianjin, China [J]. Atmos Environ, 2014, 85 : 139-146.
- [52] FROMME H, LAHRZ T, PILOTY M, et al. Occurrence of phthalates and musk fragrances in indoor air and dust from apartments and kindergartens in Berlin (Germany) [J]. Indoor Air, 2004, 14 (3) : 188-195.
- [53] TRAN TM, LE HT, MINH TB, et al. Occurrence of phthalate diesters in indoor air from several Northern cities in Vietnam, and its implication for human exposure [J]. Sci Total Environ, 2017, 601-602 : 1695-1701.
- [54] ALBAR HMSA, ALI N, SHAHZAD K, et al. Phthalate esters in settled dust of different indoor microenvironments ; source of non-dietary human exposure [J]. Microchem J, 2017, 132 : 227-232.

(英文编辑 : 汪源 ; 编辑 : 汪源 ; 校对 : 王晓宇)