

## 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

严青云, 杨耀帅, 罗海鲲, 巫静, 章生卫, 李彦文, 向垒, 莫测辉

### 引用本文:

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.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1452>

## 您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

### 中国地膜产品塑化剂特点及风险评价

丁伟丽, 刘琪, 刘秋云, 严昌荣

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 1008-1016 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1331>

### 沈阳市新民设施农业土壤中邻苯二甲酸酯的污染特征

李玉双, 陈琳, 郭倩, 宋雪英, 侯永侠, 李冰

农业环境科学学报. 2017, 36(6): 1118-1123 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1510>

### 浙江省农田土壤多环芳烃污染及风险评价

李欣红, 史咲岷, 马瑾, 方迪, 邱兴华

农业环境科学学报. 2019, 38(7): 1531-1540 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1568>

### 2株邻苯二甲酸酯高效降解菌的筛选鉴定及其降解性能

潘琪, 孙淑, 周震峰

农业环境科学学报. 2019, 38(10): 2354-2361 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0220>

### 一株DMP降解菌的分离鉴定及特性研究

徐伟慧, 刘帅, 王志刚

农业环境科学学报. 2018, 37(8): 1724-1732 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0089>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

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 Q Y, YANG Y S, LUO H K, 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.



开放科学 OSID

# 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

严青云<sup>1</sup>, 杨耀帅<sup>1</sup>, 罗海鲲<sup>1</sup>, 巫静<sup>1</sup>, 章生卫<sup>1</sup>, 李彦文<sup>2</sup>, 向垒<sup>2\*</sup>, 莫测辉<sup>2\*</sup>

(1. 广州市环境保护科学研究院, 广州 510620; 2. 暨南大学生命科学技术学院, 广东省环境污染控制与修复材料工程中心, 广州 510632)

**摘要:**为探究塑料生产加工造成的土壤污染,采用气相色谱-质谱联用法分析了南方典型塑料生产加工地块土壤中邻苯二甲酸酯(PAEs)和多环芳烃(PAHs)的含量水平,并开展健康风险评价。结果表明:PAEs化合物中仅邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯(DEHP)被检出,检出率为80.6%,平均值为16.0 mg·kg<sup>-1</sup>,最高值为1 300 mg·kg<sup>-1</sup>,该值是迄今为止我国土壤中检出PAEs化合物的最高值。15种优控PAHs化合物均有不同程度地检出,总检出率为33.1%,检出总量为0~35.4 mg·kg<sup>-1</sup>,平均值1.7 mg·kg<sup>-1</sup>。以《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600—2018)第一类用地筛选值进行评价,DEHP、苯并(a)芘(BaP)和二苯并(a,h)蒽(DahA)超标,超标率分别为1.4%、5.0%和1.4%。DEHP在管材车间超标,与聚氯乙烯管材(PVC)生产和存储有关;BaP和DahA在原料仓库超标,且BaP还在油墨仓库及印刷复合车间超标,与煤和重油作为燃料使用以及油墨释放PAHs化合物有关。3种超标化合物含量和检出率均随土层深度的增加明显降低。健康风险评价显示,DEHP、BaP和DahA的非致癌风险均在可接受范围,但部分样品的DEHP(1.4%)和BaP(2.8%)的致癌风险超过可接受风险水平,主要由经口摄入和皮肤接触造成。研究表明塑料生产加工可导致较为严重的土壤PAEs和PAHs污染。

**关键词:**土壤;污染地块;塑料;邻苯二甲酸酯;多环芳烃;污染特征;健康风险

中图分类号:X53;X820.4 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)02-0357-10 doi:10.11654/jaes.2021-1452

## Pollution characteristics and health assessment of phthalate esters and polycyclic aromatic hydrocarbon in soils of plastic-producing site

YAN Qingyun<sup>1</sup>, YANG Yaoshuai<sup>1</sup>, LUO Haikun<sup>1</sup>, WU Jing<sup>1</sup>, ZHANG Shengwei<sup>1</sup>, LI Yanwen<sup>2</sup>, XIANG Lei<sup>2\*</sup>, MO Cehui<sup>2\*</sup>

(1. Guangzhou Research Institute of Environmental Protection, Guangzhou 510620; 2. Guangdong Provincial Research Center for Environment Pollution Control and Remediation Materials, College of Life Science and Technology, Jinan University, Guangzhou 510632)

**Abstract:** In order to clarify the soil pollution induced by plastic producing, contents of phthalate esters (PAEs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were investigated in soils of typical plastic-producing site in southern China. Furthermore, the health assessments of the target compounds were also conducted. Results showed that only Di-2-ethyl hexyl phthalate (DEHP) was detected among PAE compounds, with 80.6% of detection rate, 16.0 mg·kg<sup>-1</sup> of mean content, and 1 300 mg·kg<sup>-1</sup> of maximum detected contents. Such a content (1 300 mg·kg<sup>-1</sup>) is the maximum content of PAE compounds detected in China soil so far. Fifteen PAH compounds were detected to some

收稿日期:2021-12-05 录用日期:2021-12-30

作者简介:严青云(1987—),女,湖南衡阳人,硕士,从事场地污染调查与风险评价。E-mail:413245424@qq.com

\*通信作者:向垒 E-mail:xianglei@jnu.edu.cn;莫测辉 E-mail:tchmo@jnu.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(42030713,41807339)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(42030713,41807339)

extent, with 33.1% of detection rate, 0~35.4 mg·kg<sup>-1</sup> of detected content, and 1.7 mg·kg<sup>-1</sup> of mean content. Based on the *Soil Environment Quality-Risk Control Standard for Soil Contamination of Development Land* (GB 36600—2018), the detected contents of DEHP, Benzo(a) pyrene (BaP), and Dibenzo(a, h) anthracene (DahA) exceeded the screening values of the first-class land, with the over-limit ratios of 1.4%, 5.0%, and 1.4% for DEHP, BaP, and DahA, respectively. DEHP exceeded the screening value in pipe material warehouse, which was associated with storage and use of PVC materials. BaP and DahA exceeded the screening value in materials warehouse, and the similar issue for BaP also occurred in printing ink warehouse and printing recombination workshop. This could be attributed to the fact that coal and crude oil were used as fuels and printing ink was applied, which could release PAH compounds. The detected rates and contents of DEHP, BaP and DahA obviously decreased with the increasing soil depth. Health assessment showed that non-carcinogenic risks of DEHP, BaP and DahA were within the acceptable range, but carcinogenic risks of DEHP in 1.4% sample and BaP in 2.8% sample exceeded the acceptable level, which were mainly attributed to oral intake and skin exposure. The findings of this study indicated that plastic producing could cause severer pollution of PAEs and PAHs in soils.

**Keywords:** soil; polluted site; plastic; phthalate esters; polycyclic aromatic hydrocarbon; pollution characteristics; health risk

随着我国城市化进程的加速,大量工业企业搬离城市,搬迁后的地块可能存在土壤污染及潜在的健康风险<sup>[1]</sup>。近年来,学者们针对冶炼场、焦化场、铅蓄电池场、铬渣场、砷渣场、煤气场、农药厂等污染场地开展了大量研究工作,有力推动了我国污染地块调查、风险评估、风险管控与污染修复工作的进展<sup>[2-8]</sup>。

我国塑料包装需求量居全球第二;2020年仅初级形态塑料的产量即达到1.02亿t,其中全国塑料包装规模企业主营收入达1 584.2亿元<sup>[9]</sup>。在城市化进程中,塑料生产加工企业也面临搬迁的情况。值得注意的是,在塑料生产加工过程中通常会大量使用邻苯二甲酸酯类化合物(PAEs)以增加塑料产品的可塑性和柔软度,尤其在聚氯乙烯材料(PVC)中添加最多,添加量可达PVC聚合物比重的60%<sup>[10-13]</sup>。PAEs化合物一般以物理形式添加于塑料制品,与塑料聚合物成分未形成化学键,导致其在塑料制品生产、存储、使用和处置过程中容易被释放进入环境造成严重的污染<sup>[11]</sup>。前人对山东、河北、江苏等地的废旧塑料处置地土壤的调查显示,土壤中 $\Sigma$ PAEs含量达30.1 mg·kg<sup>-1</sup>,其中以邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯(DEHP)、邻苯二甲酸二正丁酯(DBP)和邻苯二甲酸丁基苄酯(BBP)为主<sup>[14-15]</sup>。然而相对于其他类型化工企业地块以及废塑料处置地块,目前有关塑料生产加工地块土壤PAEs污染特征及健康风险的研究尚鲜见报道。

大量研究显示PAEs化合物具有内分泌干扰效应,可对人类和某些动物的生长发育和生殖能力造成严重影响,且具有潜在的三致效应,特别是可增加女性乳腺癌的风险,被国际癌症研究机构(IARC)列为2B类潜在致癌物质<sup>[16-17]</sup>。缺乏塑料生产加工地块土壤PAEs污染问题的相关基础数据将极大地妨碍这类地块后续的安全利用。为此,本研究以我国南方某典

型塑料生产加工地块为研究对象,通过系统采样(钻30孔,采139样),分析该地块6种PAEs优控化合物,即DEHP、BBP、DBP、邻苯二甲酸二正辛酯(DNOP)、邻苯二甲酸二乙酯(DEP)、邻苯二甲酸二甲酯(DMP)的污染特征和健康风险。同时,该地块还存在使用煤和重油作为燃料以及使用印刷油墨等释放多环芳烃(PAHs)化合物的污染途径。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<sup>[18]</sup>。因此,本研究对采集的土壤样品同时进行15种优控PAHs化合物的测定,以期为塑料加工地块污染管控工作提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 调查地块概况

调查地块占地21 500 m<sup>2</sup>,从1960年开始生产农业塑料薄膜,2013年停产。生产过程中所用原材料主要是聚乙烯、聚丙烯、聚氯乙烯树脂等,产品包括复合包装袋、宽幅箔膜、耐冲击管、食品软包装-蒸煮袋、保鲜膜、聚氯乙烯(PVC)硬管、聚乙烯管材、聚乙烯农用薄膜等。主要功能单元包括原材料仓库(存放过重油、煤等染料)、油墨仓库、管材车间(PVC管等生产、存放材料)、吹塑车间、五金仓库、成品仓库、印刷复合车间、维修车间、污水管线、锅炉房、机房(压缩机)、电房(供电设备),以及食堂、办公楼、道路等。前期调查结果显示,地块土壤呈弱碱性,pH约7.5,平均含水率为23%。

### 1.2 样品采集

根据《建设用地土壤污染状况调查技术导则》(HJ 25.1—2019)、《建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则》(HJ 25.2—2019),以及人员访谈及

现场踏勘情况,重点针对涉及物料存储、装卸、加工等环节的主要生产单元进行系统布点,点位数为25个,同时对食堂(2个)、办公楼(1个)和道路(2个)进行布点,总点位数30个(图1),并在地块外无人工干扰的南、北方向1 000 m处分别采集对照样。地质剖面分析显示,调查地块土壤由浅至深可分为砂土、砂壤土、轻壤土、中壤土和重壤土或黏土。由于不同性质土壤在不同采样点的深度分布存在一定差异,各类型土壤的深度分布分别为0~1.0 m(砂土)、0.1~2.5 m(砂壤土)、0.2~3.6 m(轻壤土)、1.5~5.0 m(中壤土)、3.6~8.0 m(重壤土或黏土)。根据土壤剖面结构及现场实际情况对地块内布设点位进行采样,共采集样品139个。具体操作为,去除表层的硬化层及建筑垃圾后,土壤表层0.5 m以内采集1个样品,0.5 m以下分层采样,保证不同性质土层至少采集1个样品,当同一性质土层厚度大于2 m或同一性质土层中出现明显污染痕迹时,根据实际情况增加采样,每点位采集样品4~5个,深度最大达8 m,若土质较硬的风化岩层埋深较浅,则采样至风化岩即止。对照点采集表层样品(0~0.5 m)。

### 1.3 分析方法

本研究针对美国国家环保局(USEPA)优控污染物进行分析,包括6种PAEs化合物,即DEHP、BBP、DBP、DNOP、DEP、DMP,以及15种PAHs化合物,即萘(Nap)、萘(Ace)、芴(Flu)、菲(Phe)、蒽(Ant)、荧蒽

(Fla)、芘(Pry)、苯并(a)蒽(BaA)、蒽(Chry)、苯并(b)荧蒽(BbF)、苯并(k)荧蒽(BkF)、苯并(a)芘(BaP)、二苯并(a,h)蒽(DahA)、苯并(g,h,i)芘(BghiP)、茚并(1,2,3-cd)芘(InP)。上述目标化合物均购自美国Sigma-Aldrich公司,为TraceCERT级。

PAHs和PAEs均采用气相色谱-质谱联用仪GCMS-QP2010E进行测定,前处理及上机条件分别根据《土壤和沉积物 多环芳烃的测定 气相色谱-质谱法》(HJ 805—2016)和《土壤和沉积物 半挥发性有机物的测定 气相色谱-质谱法》(HJ 834—2017)进行设定,其中PAHs化合物的检出限为0.09~0.17 mg·kg<sup>-1</sup>,PAEs化合物的检出限为0.07~0.30 mg·kg<sup>-1</sup>。随机选取10%的样品(14个)进行平行样及加标回收率分析。PAHs加标含量为1 mg·kg<sup>-1</sup>,PAEs加标量根据样品分析含量进行调整,低含量样品(PAEs含量<10 mg·kg<sup>-1</sup>)加标量为1 mg·kg<sup>-1</sup>,高含量样品(PAEs含量>500 mg·kg<sup>-1</sup>)加标量为100 mg·kg<sup>-1</sup>。结果表明,PAEs化合物平行样品相对标准偏差为3%~33%,加标回收率为53%~97%;PAHs化合物平行样品相对标准偏差为0.1%~26.4%,加标回收率为65%~139%。

### 1.4 健康风险评价

在居住环境条件,以成人为受体对象开展健康风险评价。成人对土壤中PAHs或PAEs化合物的暴露途径主要包括6个,即经口摄入土壤、皮肤接触土壤、呼吸吸入土壤、吸入室外空气中来自表层土壤的气态污染物、吸入室外空气中来自下层土壤的气态污染物、吸入室内空气来自下层土壤的气态污染物。根据《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3—2019),不同途径造成的致癌风险及非致癌风险计算指标及公式见表1,相关计算参数见表2。

### 1.5 污染筛选值的确定

以《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600—2018)第一类用地筛选值作为本研究筛选值。该标准未列出筛选值的污染物[邻苯二甲酸二正丁酯、邻苯二甲酸二乙酯、萘、芴、菲、蒽、荧蒽、芘、苯并(g,h,i)芘],则根据浙江大学环境健康研究所、生态环境部南京环境科学研究所开发的“污染地块风险评估电子表格(2021年10月版)”及默认值进行推导。所有关注污染物的筛选值列于表3。

## 2 结果与讨论

### 2.1 调查地块土壤PAEs和PAHs含量特征

6种优控PAEs化合物在对照点均未检出,而调



图1 地块布点采样图

Figure 1 Sampling set in the polluted site

表1 风险评估关键指标及其计算公式

Table 1 Key indicators and their equations for risk assessments

指标 Indicator	单位 Unit	公式 Equation
致癌效应经口摄入土壤量( $OISER_{ca}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$OISER_{ca} = OSIR_a \times ED_a \times EF_a \times ABS_d / (BW_a \times AT_{ca}) \times 10^{-6}$
非致癌效应经口摄入土壤量( $OISER_{nc}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$OISER_{nc} = OSIR_a \times ED_a \times EF_a \times ABS_d / (BW_a \times AT_{nc}) \times 10^{-6}$
致癌效应经皮肤接触土壤量( $DCSER_{ca}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$DCSER_{ca} = SAE_a \times SSAR_a \times EF_a \times ED_a \times E_v \times ABS_d / (BW_a \times AT_{ca}) \times 10^{-6}$
非致癌效应经皮肤接触土壤量( $DCSER_{nc}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$DCSER_{nc} = SAE_a \times SSAR_a \times EF_a \times ED_a \times E_v \times ABS_d / (BW_a \times AT_{nc}) \times 10^{-6}$
致癌效应经呼吸摄入土壤量( $PISER_{ca}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$PISER_{ca} = PM_{10} \times DAIR_a \times ED_a \times PLAF \times (f_{spo} \times EFO_a + f_{spi} \times EFI_a) / (BW_a \times AT_{ca}) \times 10^{-6}$
非致癌效应经呼吸摄入土壤量( $PISER_{nc}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$PISER_{nc} = PM_{10} \times DAIR_a \times ED_a \times PLAF \times (f_{spo} \times EFO_a + f_{spi} \times EFI_a) / (BW_a \times AT_{nc}) \times 10^{-6}$
致癌效应吸入来自室外空气中的表层土壤摄入量( $IoVER_{ca1}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$IoVER_{ca1} = VF_{surroa} \times (DAIR_a \times EFO_a \times ED_a) / (BW_a \times AT_{ca})$
非致癌效应吸入来自室外空气中的表层土壤摄入量( $IoVER_{nc1}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$IoVER_{nc1} = VF_{surroa} \times (DAIR_a \times EFO_a \times ED_a) / (BW_a \times AT_{nc})$
致癌效应吸入来自室外空气中的下层土壤摄入量( $IoVER_{ca2}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$IoVER_{ca2} = VF_{suboa} \times (DAIR_a \times EFO_a \times ED_a) / (BW_a \times AT_{ca})$
非致癌效应吸入来自室外空气中的下层土壤摄入量( $IoVER_{nc2}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$IoVER_{nc2} = VF_{suboa} \times (DAIR_a \times EFO_a \times ED_a) / (BW_a \times AT_{nc})$
致癌效应吸入来自室内空气中的下层土壤摄入量( $IiVER_{ca1}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$IiVER_{ca1} = VF_{subia} \times (DAIR_a \times EFI_a \times ED_a) / (BW_a \times AT_{ca})$
非致癌效应吸入来自室内空气中的下层土壤摄入量( $IiVER_{nc1}$ )	$kg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$	$IiVER_{nc1} = VF_{subia} \times (DAIR_a \times EFI_a \times ED_a) / (BW_a \times AT_{nc})$
表层土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子( $VF_{surroa}$ )	$kg \cdot m^{-1}$	$VF_{surroa} = d \times \rho_a \times A / (U_{air} \times W \times \delta_{air} \times \tau) \times 10^3$
下层土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子( $VF_{suboa}$ )	$kg \cdot m^{-1}$	$VF_{suboa} = d_{sub} \times \rho_b \times A / (U_{air} \times W \times \delta_{air} \times \tau) \times 8.64 \times 10^7$
下层土壤中污染物扩散进入室内空气的挥发因子( $VF_{subia}$ )	$kg \cdot m^{-1}$	$VF_{subia} = d_{sub} \times \rho_b \times A / (L_b \times ER \times \tau) \times 10^3$
经口摄入土壤致癌风险( $CR_{ois}$ )	无量纲	$CR_{ois} = OISER_{ca} \times C_{sur} \times SF_0$
经皮肤接触土壤致癌风险( $CR_{DCS}$ )	无量纲	$CR_{DCS} = DCSER_{ca} \times C_{sur} \times SF_d$
经呼吸摄入土壤致癌风险( $CR_{PIS}$ )	无量纲	$CR_{PIS} = PISER_{ca} \times C_{sur} \times SF_i$
吸入室外空气中土壤致癌风险( $CR_{loV}$ )	无量纲	$CR_{loV} = IoVER_{ca1} \times C_{sur} + IoVER_{ca2} \times C_{sub}$
吸入室内空气中下层土壤致癌风险( $CR_{iV}$ )	无量纲	$CR_{iV} = IiVER_{ca1} \times C_{sub} \times SF_i$
经口摄入土壤非致癌风险商( $HQ_{ois}$ )	无量纲	$HQ_{ois} = OISER_{nc} \times C_{sur} / (RfD_0 \times SAF_0)$
经皮肤接触土壤非致癌风险商( $HQ_{DCS}$ )	无量纲	$HQ_{DCS} = OISER_{nc} \times C_{sur} / (RfD_d \times SAF)$
经呼吸摄入土壤非致癌风险商( $HQ_{PIS}$ )	无量纲	$HQ_{PIS} = PISER_{nc} \times C_{sur} / (RfD_i \times SAF)$
吸入室外土壤非致癌风险商( $HQ_{loV}$ )	无量纲	$HQ_{loV} = (IoVER_{nc1} \times C_{sur} + IoVER_{nc2} \times C_{sub}) / (RfD_0 \times SAF)$
吸入室内下层土壤非致癌风险商( $HQ_{iV}$ )	无量纲	$HQ_{iV} = IiVER_{nc1} \times C_{sub} / (RfD_i \times SAF)$

查地块土壤仅检出 DEHP, 检出率为 80.6%, 平均值为  $16.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 最高值达  $1\ 300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (表 3)。与本研究相似, 河北典型废旧塑料处置地土壤以及山东废旧塑料再生地周边农田土壤中检出的 PAEs 化合物也以 DEHP 为主, 占比分别为 68.8% 和 33.3%, 但检出量低于本研究; 其中河北废旧塑料处置地土壤 PAEs 含量范围为  $0.5 \sim 30.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均值为  $7.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 山东废旧塑料再生地周边土壤 PAEs 含量范围为  $4.6 \sim 15.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均  $7.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  [14-15]。DEHP 是我国土壤 (包含工业区土壤和农田土壤) 中检出的主要 PAEs 化合物 [11]。本研究土壤 DEHP 检出量也高于我国不同地区农田土壤及城市土壤中 DEHP 及 PAEs 的总检出量, 其中华北地区检出量为  $0 \sim 8.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $0 \sim 10.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 东北地区检出量为  $0 \sim 17.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $0 \sim 19.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 东部地区检出量为  $0 \sim 153 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $0 \sim 158 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 华南地区检出量为  $0 \sim 264 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $0 \sim 322$

$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 西南地区检出量为  $0 \sim 3.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $0 \sim 30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  [11, 19-24]。以《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准 (试行)》(GB 36600—2018) 一类用地筛选值进行评价 ( $42 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), 本研究调查地块 DEHP 超标率为 1.4%, 最大超标倍数约 30 倍, 是迄今为止我国土壤中 PAEs 化合物检出值的最高值。以上结果说明调查地块由于塑料生产加工、储存等活动已导致严重的土壤 DEHP 污染。

分析超标点位可知, 两个超标样品均位于存放 PVC 材料的管材车间, 说明该车间存在明显的 DEHP 污染点源。PVC 材料广泛应用于工业制品、建筑材料及日用品 (如食品包装袋、药品包装、玩具等), 其主要成分为聚氯乙烯, PVC 材料具有良好的机械强度和化学稳定性, 为提高其可塑性通常还需加入 PAEs (特别是 DEHP) 等作为增塑剂, 添加量可达 60% [10, 12-13]。我国某企业 PVC 管材中 DEHP 的检出量高达 20 000

表2 计算参数

Table 2 Calculating parameters

参数 Parameter	单位 Unit	取值 Value	参数 Parameter	单位 Unit	取值 Value
成人每日摄入土壤量( $OSIR_a$ )	$\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$	100	下层土壤厚度( $d_{\text{sub}}$ )	cm	150
成人暴露期( $ED_a$ )	a	24	土壤容重( $\rho_b$ )	$\text{kg}\cdot\text{dm}^{-3}$	1.7 <sup>①</sup>
成人暴露频率( $EF_a$ )	$\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$	350	混合区大气流速风速( $U_{\text{air}}$ )	$\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$	200
经口摄入吸收因子( $ABS_0$ )	无量纲	1	混合区高度( $\delta_{\text{air}}$ )	cm	200
成人平均体质量( $BW_a$ )	kg	61.8	污染源区宽度( $W$ )	cm	4 000
致癌效应平均时间( $AT_{\text{ca}}$ )	d	27 740	污染源区面积( $A$ )	$\text{cm}^2$	4 000 000 <sup>①</sup>
非致癌效应平均时间( $AT_{\text{nc}}$ )	d	2 190	气态污染物入侵持续时间( $\tau$ )	a	25
成人暴露皮肤表面积( $SAE_a$ )	$\text{cm}^2$	3 023	室内空气交换速率( $ER$ )	$\text{次}\cdot\text{d}^{-1}$	20
儿童皮肤表面土壤黏附系数( $SSAR_a$ )	$\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$	0.2	污染物在表层土壤中的含量( $C_{\text{sur}}$ )	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	实测值
空气中可吸入颗粒物含量( $PM_{10}$ )	$\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$	0.053 <sup>①</sup>	经口摄入致癌斜率因子( $SF_0$ )	$\text{kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$	1.4E-2(DEHP), 1(BaP),1(DahA) <sup>②</sup>
成人每日空气呼吸量( $DAIR_a$ )	$\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$	14.5	经皮肤接触致癌斜率因子( $SF_d$ )	$\text{kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$	1.4E-2(DEHP), 1(BaP),1(DahA)
室内空气中来自土壤的颗粒物所占比例( $f_{\text{spi}}$ )	无量纲	0.8	经呼吸摄入致癌斜率因子( $SF_i$ )	$\text{kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$	1.02E-1(DEHP),2.54 (BaP),2.54(BaA)
室外空气中来自土壤的颗粒物所占比例( $f_{\text{spo}}$ )	无量纲	0.5	经口摄入参考剂量( $RfD_0$ )	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	2E-3(DEHP), 3E-4(BaP)
成人暴露频率( $EFL_a$ )	$\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$	350	经皮肤接触参考剂量( $RfD_d$ )	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	2E-3(DEHP), 3E-4(BaP)
成人室外暴露频率( $EFO_a$ )	$\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$	87.5	经呼吸摄入参考剂量( $RfD_i$ )	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	8E-3(DEHP), 7E-5(BaP)
表层土壤厚度( $d$ )	cm	50			

注:①表示地块实测值;② DahA 无可用的  $RfD$  值。

Note:① indicates the detected value in site;② indicates no available  $RfD$  value for DahA.

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[12]</sup>。PAEs作为塑化剂通常以非共价化学键形式存在于PVC管材中,导致其在PVC管材存储使用等过程中易释放而造成污染<sup>[11]</sup>。因此,调查地块土壤DEHP超标样品与PVC管材的释放作用有关。另外,调查地块土壤只检出DEHP化合物一方面与该化合物在PVC管材中添加量较高有关,另一方面因其碳链较长,结构稳定,是最难降解的PAEs化合物之一,从而导致在土壤中长期残留<sup>[11]</sup>。

与PAEs化合物有所不同,尽管检出量相对较低,但调查地块内土壤所有目标PAHs化合物均有不同程度检出, $\Sigma$ PAHs的检出率为33.1%,各化合物检出率为0.7%~28.8%,以BaA、Fla和Phe的检出率较高(>25%),而Ace、Nap、Ant、Flu的检出率较低(<8%),其余化合物的检出率在10%~26%之间(表3)。 $\Sigma$ PAHs的检出量为0~35.4  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,均值为1.7  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,高于北京市某工矿企业周边土壤(0.1~10.3  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )<sup>[25]</sup>、天津滨海工业区土壤(0.44~1.36  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,均值0.99  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )<sup>[26]</sup>、南京市某钢铁厂周边土壤(0.3~27.6  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )<sup>[27]</sup>、山西孝义焦化区周边土壤(0.10~3.18  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,均值0.98  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )<sup>[28]</sup>中PAHs的检出量,低于东

北某钢铁工业区土壤(3.4~154.0  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,均值32.1  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )<sup>[29]</sup>和兰州西周区土壤(0.43~25.30  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,均值6.05  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )<sup>[30]</sup>中PAHs的检出量。以《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600—2018)一类用地筛选值进行评价,未作规定的化合物(Ace、Flu、Phe、Ant、Fla、Pyr、BghiP)根据“污染地块风险评估电子表格(2021年10月版)”默认参数推导筛选值后进行评价。结果表明,PAHs化合物中BaP和DahA超过筛选值(均为0.55  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),二者超标率分别为5.0%和1.4%,最大值分别为筛选值的6.4倍和1.2倍(表3)。后续针对调查地块土壤中超标的DEHP、BaP和DahA进行空间分布及健康风险分析。

## 2.2 调查地块不同功能区土壤中PAEs和PAHs超标化合物分布特征

调查地块不同功能区中,管材车间土壤DEHP含量最高,两个超标样品(700  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和1 300  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )均在该车间发现,其土壤DEHP平均值和中位数为11.2  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和3.4  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图2),主要由PVC管材释放所致。除管材车间外,油墨车间、原材料仓库及锅

表3 土壤邻苯二甲酸酯和多环芳烃的检出量

Table 3 Detectable amount of phthalate esters and polycyclic aromatic hydrocarbon in soils

化合物 Compound	检出率 Detection rate/%	最大值/均值 Maximum/Mean/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	筛选值 Screening value/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	超筛选值率 Over-limit ratio/%	最大超标倍数 Maximum superstandard multiple	对照1 Control group 1	对照2 Control group 2
PAEs							
DEHP	80.60	1 300/16	42	1.40	30.90	ND	ND
BBP	ND	—	312	0	—	ND	ND
DNOP	ND	—	390	0	—	ND	ND
DBP	ND	—	3.90E+3	0	—	ND	ND
DEP	ND	—	3.12E+4	0	—	ND	ND
DMP	ND	—	—	0	—	ND	ND
PAHs							
Nap	2.90	0.48/0.01	25	0	—	ND	ND
Ace	0.70	0.16/0.002	2 190	0	—	ND	ND
Flu	7.20	0.39/0.01	1 460	0	—	ND	ND
Phe	26.60	5.70/0.20	424	0	—	ND	ND
Ant	6.50	0.79/0.02	11 000	0	—	ND	ND
Fla	28.10	5.91/0.23	1 460	0	—	ND	ND
Pyr	18.70	3.50/0.22	1 100	0	—	ND	0.25
BaA	28.80	3.60/0.16	5.50	0	—	ND	ND
Chry	18.70	1.80/0.12	490	0	—	ND	ND
BbF	21.60	2.30/0.12	5.50	0	—	ND	ND
BkF	21.60	0.86/0.04	55	0	—	ND	ND
BaP	18.70	3.50/0.17	0.55	5.00	6.40	ND	ND
DahA	12.90	0.64/0.03	0.55	1.40	1.20	ND	ND
BghiP	25.20	2.60/0.12	424	0	—	ND	ND
InP	25.20	2.60/0.13	5.50	0	—	ND	ND

注:ND表示未检出;筛选值选取《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600—2018)一类用地筛选值,未规定筛选值的污染物(DBP、DEP、Ace、Flu、Phe、Ant、Fla、Pry、BghiP)根据污染地块风险评估电子表格(2021年10月版)推导。

Note: ND indicates no detection; The screening values of first-class land in *Soil Environment Quality-Risk Control Standard for Soil contamination of development land* (GB 36600—2018) are used in the present study. For some pollutants (DBP, DEP, Ace, Flu, Phe, Ant, Fla, Pry, BghiP) unregulated in GB 36600—2018, their screening values are obtained based on contaminated site risk assessment spreadsheet (10/20/2021 version).

炉房均检出较高含量的DEHP,其平均值和中位数分别为2.3 mg·kg<sup>-1</sup>和1.2 mg·kg<sup>-1</sup>(油墨车间)、1.8 mg·kg<sup>-1</sup>和0.4 mg·kg<sup>-1</sup>(原料仓库)及2.8 mg·kg<sup>-1</sup>和0.3 mg·kg<sup>-1</sup>(锅炉房)。PAEs化合物被作为助溶剂用于包装材料、建筑材料(油漆、黏合剂、墙面覆盖物等)、个人护理产品(香水、指甲油、肥皂等)及印刷油墨和涂料<sup>[10-13]</sup>。因此,油墨车间土壤DEHP含量较高可能与油墨中添加PAEs化合物作为助溶剂有关。我国某企业生产油墨中DEHP检出量达2 000 mg·kg<sup>-1</sup><sup>[12]</sup>。原料仓库存放的聚乙烯、聚丙烯、聚氯乙烯树脂等材料是土壤中DEHP的重要来源。锅炉房土壤DEHP含量较高则可能与长期高温条件导致燃料(煤等)包装中PAEs化合物的释放有关<sup>[10-13]</sup>。

对于PAHs超标污染物BaP和DahA,二者在原料

仓库、油墨仓库及复合车间等功能区土壤中检出量较高,其中BaP在这3个功能区均超标,最高含量为3.50 mg·kg<sup>-1</sup>,平均含量为0.14~0.81 mg·kg<sup>-1</sup>;DahA只在原材料仓库超标,最高含量为0.64 mg·kg<sup>-1</sup>,平均含量为0.12 mg·kg<sup>-1</sup>,其在油墨仓库和复合仓库检出含量略低于原料仓库,最高含量为0.29~0.48 mg·kg<sup>-1</sup>,平均含量为0.04~0.09 mg·kg<sup>-1</sup>(图2)。BaP和DahA分别为5环和6环PAHs化合物,主要来自煤及重油等的燃烧排放<sup>[31]</sup>。地块原生产企业曾用煤和重油作为燃料,并将剩余煤渣等在原材料仓库附近土壤中进行填埋。因此,原料仓库BaP和DahA超标可能与煤渣填埋有关,同时也可能与存放的煤和重油的释放有关。另外,油墨中通常含有多种PAHs化合物,其中BaP含量为10~300 μg·kg<sup>-1</sup>,DahA约为10 μg·kg<sup>-1</sup>,这

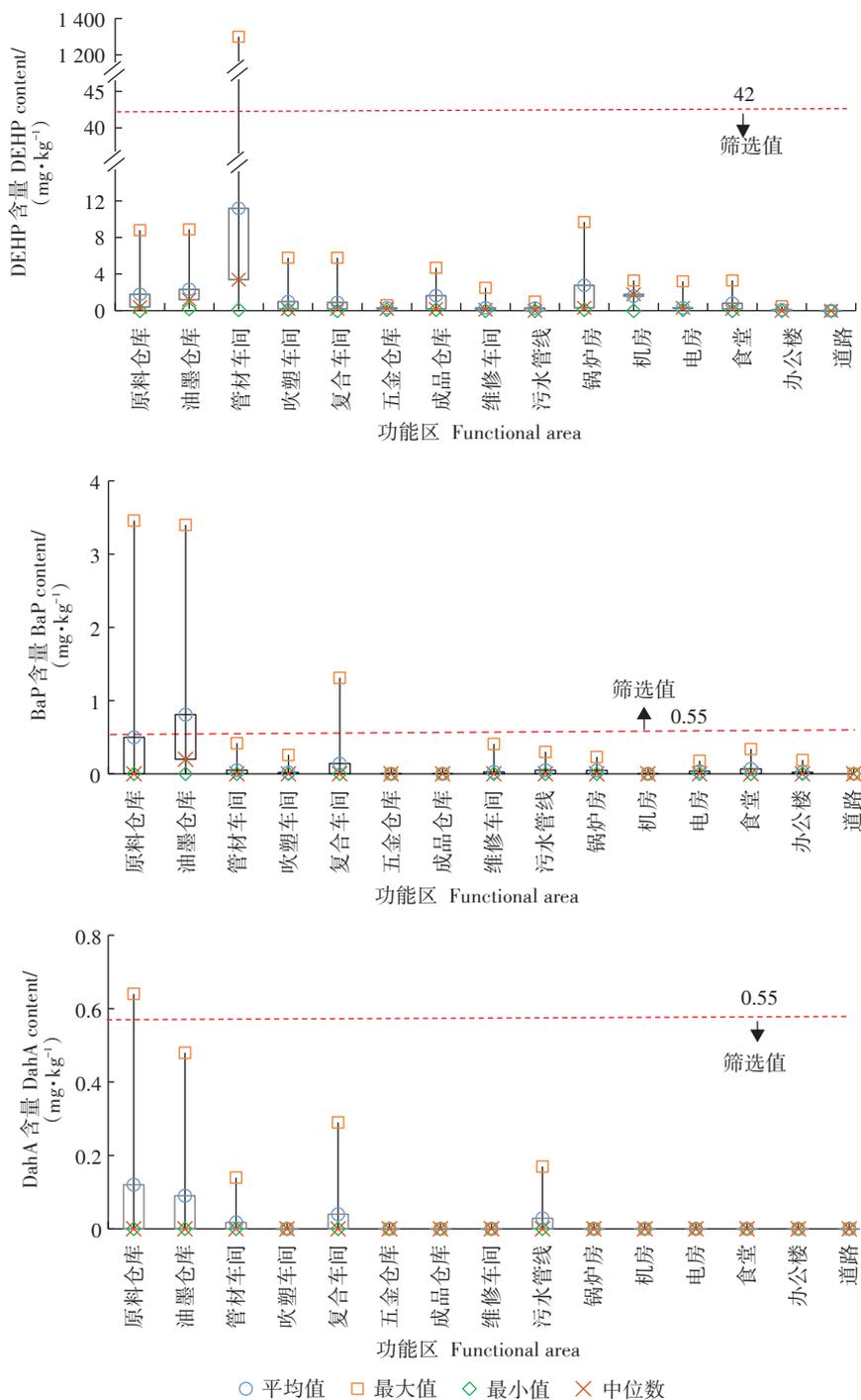


图2 不同功能区土壤中DEHP、BaP和DahA的含量

Figure 2 Contents DEHP, BaP, and DahA in soils of different functional areas

可能是导致油墨车间和印刷复合车间土壤中BaP和DahA含量较高的主要原因<sup>[32]</sup>。

### 2.3 调查地块不同性质土壤中PAEs和PAHs超标化合物分布

调查地块3种超标污染物含量随土层深度的增加总体呈现降低趋势(表4)。其中DEHP在表层土壤(砂土)中检出率达90%,随着土层深度增加,其在砂

壤土、轻壤土和中壤土中的检出率降低至90%以下(80.0%~89.7%),在重壤土和黏土层中的检出率进一步降低至50%。类似地,BaP和DahA总体在砂土中检出率较高,分别为35%和20%,随着土层深度的增加,二者在砂壤土、轻壤土和中壤土中的检出率低于28%,在重壤土和黏土层未检出。结合筛选值分析显示,DEHP和DahA仅在表层砂土中超标,而BaP在砂

表4 不同土层土壤中DEHP、BaP和DahA的检出量  
Table 4 Detectable amount of DEHP, BaP, and DahA in different soil layers

项目 Item	土层 Soil layer	检出率 Detection rate/%	最大值 Maximum/(mg·kg <sup>-1</sup> )	中位数 Median/(mg·kg <sup>-1</sup> )	平均值 Mean/(mg·kg <sup>-1</sup> )	超筛选值率 Over-limit ratio/%
DEHP	砂土 Sandy soil	90.0	1 300.0	1.5	105.50	10.0
	砂壤土 Sandy loam	80.0	8.8	0.3	1.40	0
	轻壤土 Light loam	89.7	8.9	0.2	1.10	0
	中壤土 Medium loam	80.0	3.9	0.2	0.60	0
	重壤土或黏土 Heavy loam or clay	50.0	1.9	0	0.25	0
BaP	砂土 Sandy soil	35.0	0.64	0	0.37	15.0
	砂壤土 Sandy loam	22.0	0.46	0	0.22	8.9
	轻壤土 Light loam	27.6	0.48	0	0.19	3.4
	中壤土 Medium loam	2.9	0.30	0	0.01	0
	重壤土或黏土 Heavy loam or clay	0	—	—	—	—
DahA	砂土 Sandy soil	20.0	0.64	0	0.08	10.0
	砂壤土 Sandy loam	13.0	0.46	0	0.03	0
	轻壤土 Light loam	20.7	0.48	0	0.04	0
	中壤土 Medium loam	2.9	0.30	0	0.01	0
	重壤土或黏土 Heavy loam or clay	0	—	—	—	—

土、砂壤土、轻壤土中存在超标,但超标率随土层深度增加而降低(表4)。上述结果表明,黏土和壤土尤其是中壤土、重壤土由于渗透性能较差,对3种目标化合物具有较强的吸附滞留作用,可以有效阻止污染物进行垂直迁移<sup>[33]</sup>。以DEHP为例,其在表层砂土中含量高达1 300 mg·kg<sup>-1</sup>,但在轻壤土层迅速降低至10 mg·kg<sup>-1</sup>以下,说明其在土壤中较难进行纵向迁移。这与其为酯类化合物且分子量较大(390),易被土壤吸附滞留有关<sup>[34]</sup>。对于PAHs化合物,通常其环数越多在土壤中的吸附滞留作用越强而迁移作用越弱。因此5环化合物BaP的迁移能力强于6环化合物DahA<sup>[31,35]</sup>。同时,相较于其他5环PAHs化合物(如BbF等),BaP在土层中通常也表现出较高的迁移能力<sup>[35]</sup>,这是导致其在砂壤土和轻壤土土层还存在超标现象的重要原因。

#### 2.4 调查地块土壤PAEs和PAHs健康风险分析

根据《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3—2019)提供的公式、参数以及地块特征参数,计算地块超标污染物DEHP、BaP及DahA不同暴露途径的致癌风险及非致癌风险。结果表明,DEHP的总致癌风险为0~1.07E-5,1.4%的样品超过可接受风险水平1E-6(均位于管材车间);BaP的总致癌风险为0~2.31E-6,2.8%的样品超过可接受风险水平1E-6(位于原料仓库和油墨仓库);DahA的总致癌风险为0~4.2 E-7,低于可接受水平1E-6。其中DEHP和BaP两种化合物的致癌风险均主要由经口摄入和皮肤接

触造成,贡献率分别为63.5%和57.3%(经口摄入),36.3%和42.5%(皮肤接触),其余途径暴露造成的风险可忽略不计(贡献率低于0.2%,图3)。在非致癌风险方面,3种化合物的危害商均低于1,在可接受范围(0~0.23)。可见,调查地块主要存在由DEHP和BaP引起的致癌风险。以可接受水平1E-6反推,可获得地块土壤中DEHP和BaP的修复目标值应分别为121 mg·kg<sup>-1</sup>和1.5 mg·kg<sup>-1</sup>。

### 3 结论

(1)调查塑料加工地块土壤中15种关注PAHs化合物全部检出,总检出率为33.1%,平均含量为1.7

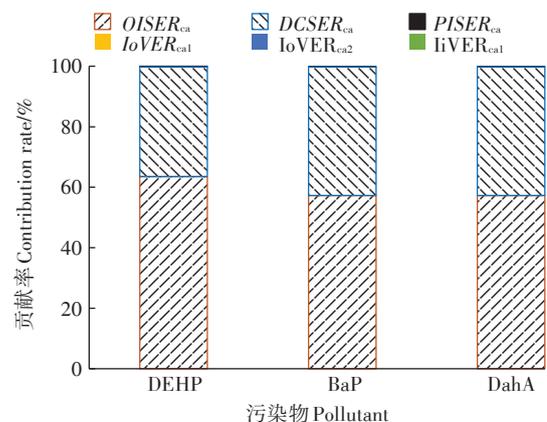


图3 不同暴露途径对DEHP、BaP、DahA致癌风险的贡献  
Figure 3 Contribution rate of various exposure pathways to carcinogenic risks of DEHP, BaP, and DahA

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,最高含量为 $35.4\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。PAEs化合物中只有DEHP被检出,检出率为80.6%,平均含量为 $16.0\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,最高含量达 $1\ 300\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,高于我国其他研究报道土壤中PAEs含量,说明塑料生产加工可导致严重的土壤PAEs污染。

(2)以《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600—2018)第一类用地筛选值进行评价,DEHP、BaP和DahA超标。其中DEHP在管材车间超标,与PVC管材的存储使用有关;BaP和DahA在原料仓库超标,与煤和重油作为燃料使用有关,同时BaP还在油墨仓库及印刷复合车间超标,与油墨释放PAHs化合物有关。3种超标化合物含量和检出率均随土层深度的增加明显降低,其中中壤土、重壤土和黏土可以有效阻止污染物进行垂直迁移。

(3)根据《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3—2019)进行健康风险评价,DEHP、BaP和DahA的非致癌风险均在可接受范围,但部分样品DEHP(1.4%)和BaP(2.8%)的致癌风险超过可接受风险水平 $1\text{E}-6$ ,主要由经口摄入和皮肤接触造成。以可接受致癌水平 $1\text{E}-6$ 反推,调查地块土壤中DEHP和BaP的修复目标值应分别为 $121\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

#### 参考文献:

[1] 尧一骏. 我国污染场地治理与风险评估[J]. 环境保护, 2016, 44(20): 25-28. YAO Y J. Risk assessment and remediation of soil contamination in China[J]. *Environmental Protection*, 2016, 44(20): 25-28.

[2] 李强, 曹莹, 何连生, 等. 典型冶炼行业场地土壤重金属空间分布特征及来源解析[J]. 环境科学, 2021, 42(12): 5930-5937. LI Q, CAO Y, HE L S, et al. Spatial distribution characteristics and source analysis of soil heavy metals in typical smelting industry sites[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(12): 5930-5937.

[3] 王耀锋, 何连生, 姜登岭, 等. 我国焦化场地多环芳烃和重金属分布情况及生态风险评估[J]. 环境科学, 2021, 42(12): 5938-5948. WANG Y F, HE L S, JIANG D L, et al. Distribution and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in coking sites in our country[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(12): 5938-5948.

[4] 陶红群, 郭欣, 王亚婷, 等. 典型铅蓄电池场地土壤铅分布特征及生态风险[J]. 环境科学与技术, 2017, 40(增刊2): 143-148. TAO H Q, GUO X, WANG Y T, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of Pb in soil at a typical lead battery sites[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 40(Suppl 2): 143-148.

[5] 钟为章, 牛建瑞, 周冰, 等. 石家庄某铬污染场地土壤现状调查与评价[J]. 环境工程, 2017, 35(4): 144-148. ZHONG W Z, NIU J R, ZHOU B, et al. Environmental site investigation and health risk assessment for a chromium contaminated sites in Shijiazhuang[J]. *Environ-*

*mental Engineering*, 2017, 35(4): 144-148.

[6] 刘庚, 石瑛, 田海金, 等. 某大型种渣场地土壤 As 污染特征及生态风险评估[J]. 环境科学, 2018, 39(12): 5639-5646. LIU G, SHI Y, TIAN H J, et al. Soil pollution characteristics and ecological risk assessment of As at a largescale arsenic slag-contaminated site[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(12): 5639-5646.

[7] 刘锦卉, 刘利军, 李磊, 等. 煤气化污染场地土壤 PAHs 分布特征初探[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(3): 55-59. LIU J H, LIU L J, LI L, et al. Environmental site investigation and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons for coal gasification contaminated sites[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 42(3): 55-59.

[8] 庞博, 王铁宇, 杜立宇, 等. 农药企业场地苯系物污染风险及调控对策[J]. 环境科学, 2013, 34(7): 2829-2836. PANG B, WANG T Y, DU L Y, et al. Risk assessment and countermeasure of BTEX in pesticide factory[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(7): 2829-2836.

[9] 析我国塑料包装行业市场供需现状[J]. 中国包装, 2021, 41(10): 24. Status of market supply and demand in plastic packaging industry in China[J]. *China Packaging*, 2021, 41(10): 24.

[10] YAN Y Y, ZHU F X, ZHU C Y, et al. Dibutyl phthalate release from polyvinyl chloride microplastics: Influence of plastic properties and environmental factors[J]. *Water Research*, 2021, 204: 117597.

[11] LV H X, MO C H, ZHAO H M, et al. Soil contamination and sources of phthalates and its health risk in China: A review[J]. *Environmental Research*, 2018, 164: 417-428.

[12] 吕亮. 塑料包装产品中邻苯二甲酸酯类增塑剂使用含量情况调查报告[J]. 绿色包装研究, 2017, 5: 36-38. LÜ L. Investigation report on the use of phthalate esters in plastic packaging products[J]. *Green Packing*, 2017, 5: 36-38.

[13] YE X, WANG P, WU Y, et al. Microplastic acts as a vector for contaminants: The release behavior of dibutyl phthalate from polyvinyl chloride pipe fragments in water phase[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27: 42082-42091.

[14] 潘琪, 孙淑, 陈苗苗, 等. 废塑料再生地农田土壤邻苯二甲酸酯污染特征[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(9): 211-220. PAN Q, SUN S, CHEN M M, et al. Contamination character and health risk of phthalic acid esters in farmland soils from a typical waste plastics recycling base[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 42(9): 211-220.

[15] 王昱文, 柴森, 曾甯, 等. 典型废旧塑料处置地土壤中邻苯二甲酸酯污染特征及健康风险[J]. 环境化学, 2016, 35(2): 364-372. WANG Y W, CHAI M, ZENG N, et al. Contamination and health risk of phthalate esters in soils from a typical waste plastic recycling area [J]. *Environmental Chemistry*, 2016, 35(2): 364-372.

[16] BLESSINGER T D, EULING S Y, WANG L, et al. Ordinal dose-response modeling approach for the phthalate syndrome[J]. *Environment International*, 2020, 134: 105287.

[17] LEE J W, THUY P X, HAN H K, et al. Di-(2-ethylhexyl) phthalate-induced tumor growth is regulated by primary cilium formation via the axis of  $\text{H}_2\text{O}_2$  production-thymosin beta-4 gene expression[J]. *International Journal Medical Sciences*, 2021, 18(5): 1247-1258.

[18] 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): 502-509. LU C D, ZHANG F. Research progress on occupational hazards of polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. *Chinese Occupation Medicine*, 2017, 44(4): 502-509.
- [19] KONG S, JI Y, LIU L, et al. Diversities of phthalate esters in suburban agricultural soils and wasteland soil appeared with urbanization in China[J]. *Environmental Pollution*, 2012, 170: 161-168.
- [20] LI X H, MA L L, LIU X F, et al. Phthalate ester pollution in urban soil of Beijing, People's Republic of China[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2006, 77: 252-259.
- [21] WANG L, LIU M, TAO W, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of phthalate esters in urban soil in the typical semi-arid city of Xi'an, northwest China[J]. *Chemosphere*, 2013, 191: 467-476.
- [22] WU W, HU J, WANG J, et al. Analysis of phthalate esters in soils near an electronics manufacturing facility and from a non-industrialized area by gas purge microsyringe extraction and gas chromatography[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 508: 445-451.
- [23] ZENG F, CUI K, XIE Z, et al. Phthalate esters (PAEs): Emerging organic contaminants in agricultural soils in peri-urban areas around Guangzhou, China[J]. *Environment Pollution*, 2008, 156: 425-434.
- [24] HU X Y, WEN B, SHAN X Q. Survey of phthalate pollution in arable soils in China[J]. *Journal Environment Monitoring*, 2003, 5: 649-653.
- [25] 张枝焕, 卢另, 贺光秀, 等. 北京地区表层土壤中多环芳烃的分布特征及污染源分析[J]. 生态环境学报, 2011, 20(4): 668-675. ZHANG Z H, LU L, HE G X, et al. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in topsoil of Beijing, China[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(4): 668-675.
- [26] 朱媛媛, 田靖, 魏恩琪, 等. 天津市土壤多环芳烃污染特征、源解析和生态风险评价[J]. 环境化学, 2014, 33(2): 250-255. ZHU Y Y, TIAN J, WEI E Q, et al. Characteristics, sources apportionment and ecological risks assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Tianjin, China[J]. *Environmental Chemistry*, 2014, 33(2): 250-255.
- [27] 葛成军, 安琼, 董元华. 钢铁工业区周边农业土壤中多环芳烃(PAHs)残留及评价[J]. 农村生态环境, 2005, 21(2): 66-69, 73. GE C J, AN Q, DONG Y H. Residue and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in soils around a steel mill[J]. *Rural Eco-Environment*, 2005, 21(2): 66-69, 73.
- [28] 崔阳, 郭利利, 张桂香, 等. 山西焦化污染区土壤和农产品中PAHs风险特征初步研究[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(1): 72-79. CUI Y, GUO L L, ZHANG G X, et al. Human health risks of PAHs in soils and agricultural products in coking areas, Shanxi Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(1): 72-79.
- [29] 田靖, 朱媛媛, 杨洪彪, 等. 大型钢铁厂及其周边土壤多环芳烃污染现状调查、评价与源解析[J]. 环境化学, 2013, 32(6): 1002-1008. TIAN J, ZHU Y Y, YANG H B, et al. Investigation, assessment and source analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) pollution in soil from a large iron and steel plant and its surrounding areas, in China[J]. *Environmental Chemistry*, 2013, 32(6): 1002-1008.
- [30] 蒋煜峰, 胡雪菲, 王蓓蕾, 等. 兰州市西固区土壤PAHs污染特征及来源解析[J]. 环境科学研究, 2014, 27(10): 1164-1171. JIANG Y F, HU X F, WANG B L, et al. Levels, source identification and contamination characteristics of PAHs in soils from Xigu district in Lanzhou, northwestern China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2014, 27(10): 1164-1171.
- [31] 鲁根涛, 向鑫鑫, 张士超, 等. 不同土地利用类型的土壤中多环芳烃的纵向迁移特征[J]. 环境科学, 2019, 40(7): 3369-3377. LU Y T, XIANG X X, ZHANG S C, et al. Vertical distribution characteristics of PAHs in soils with different land use types during rapid urbanization[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(7): 3369-3377.
- [32] REGENSBURGER J, LEHNER K, MAISCH T, et al. Tattoo inks contain polycyclic aromatic hydrocarbons that additionally generate deleterious singlet oxygen[J]. *Experimental Dermatology*, 2010, 19(8): 275-281.
- [33] 牛真茹, 李飞飞, 张有军, 等. 某典型污染场地土壤中氯代烃类污染的空间分布与污染成因[J/OL]. 环境工程: 1-10.[2021-08-20]. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.X.20210820.1245.002.html>. NIU Z R, LI F F, ZHANG Y J, et al. Spatial distribution and causes of chlorinated hydrocarbons pollution in soil of a typical contaminated site[J/OL]. *Environmental Engineering*: 1-10.[2021-08-20]. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.X.20210820.1245.002.html>.
- [34] WU Y, CHEN X X, ZHU T K, et al. Variation in accumulation, transport, and distribution of phthalic acid esters (PAEs) in soil columns grown with low- and high-PAE accumulating rice cultivars[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(18): 17768-17780.
- [35] 蔡婷, 张枝焕, 王新伟, 等. 有机碳含量对土壤剖面中多环芳烃纵向迁移的影响[J]. 环境科学学报, 2019, 39(3): 880-890. CAI T, ZHANG Z H, WANG X W, et al. Effects of total content of organic carbon (TOC) on the vertical migration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil profiles[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(3): 880-890.