

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20220210001

余雪巍, 阎洁, 冯衍, 等. 河南省高速公路中央分隔带土壤多环芳烃污染特征及风险评价[J]. 生态毒理学报, 2023, 18(2): 373-383

Yu X W, Yan J, Feng Y, et al. Pollution and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in central separate belt of expressway in Henan Province [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2023, 18(2): 373-383 (in Chinese)

## 河南省高速公路中央分隔带土壤多环芳烃污染特征及风险评价

余雪巍<sup>1</sup>, 阎洁<sup>1</sup>, 冯衍<sup>1</sup>, 郭盈<sup>2</sup>, 顾海萍<sup>1,\*</sup>, 董晓星<sup>3,#</sup>

1. 河南农业大学林学院, 郑州 450000

2. 河南省交通运输发展集团有限公司少洛分公司, 郑州 450000

3. 河南农业大学园艺学院, 郑州 450000

收稿日期: 2022-02-10 录用日期: 2022-06-08

**摘要:** 为了解高速公路中央分隔带多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)的污染现状和潜在风险,本研究采集了河南省3条高速公路中央分隔带11个样点的土壤,测定了其中16种PAHs的含量,分析了PAHs的污染特征,探讨了PAHs的生态风险。结果表明,高速公路中央分隔带土壤中PAHs总浓度范围为5 253.33~65 072  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,平均值为19 873.1  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;其中,低环PAHs占总PAHs的42.46%,高环PAHs占总PAHs的57.54%;此外,2号和7号采样点比其他9个采样点PAHs污染严重。生态风险评价结果显示,高速公路中央分隔带土壤均被PAHs污染,且72.72%的污染土壤属于中等以上生态风险。健康风险评价结果表明,高速公路中央分隔带土壤PAHs对儿童和成人均存在较大的致癌风险,主要暴露途径为皮肤接触和摄食。PAHs组分特征结合来源分析结果表明,低环PAHs主要来源于重型车的柴油燃烧;高环PAHs主要来源于小型轿车的汽油燃烧。相关性分析结果显示,大部分高速公路中央分隔带土壤中的PAHs,尤其是高环PAHs,与有机质(soil organic matter, SOM)呈显著正相关,与阳离子交换量(cation exchange capacity, CEC)、全氮(total nitrogen, TN)和pH呈显著负相关。

**关键词:** 多环芳烃;高速公路;中央分隔带;风险评价;来源分析

文章编号: 1673-5897(2023)2-373-11 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

## Pollution and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Central Separate Belt of Expressway in Henan Province

Yu Xuewei<sup>1</sup>, Yan Jie<sup>1</sup>, Feng Yan<sup>1</sup>, Guo Ying<sup>2</sup>, Gu Haiping<sup>1,\*</sup>, Dong Xiaoxing<sup>3,#</sup>

1. College of Forestry, Henan Agricultural University, Zhengzhou 450000, China

2. Henan Province Transportation Development Group Co. Ltd. ShaoLuo Branch, Zhengzhou 450000, China

3. College of Horticulture, Henan Agricultural University, Zhengzhou 450000, China

Received 10 February 2022 accepted 8 June 2022

**Abstract:** In order to analyze the pollution status and potential risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the central separate belt of expressways, 11 soil samples were collected from 3 expressways in Henan Province, and

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41701360);河南省重点研发与推广专项(科技攻关)(212102110109)

第一作者: 余雪巍(1998—),女,硕士研究生,研究方向为土壤有机污染生物修复, E-mail: yxwfairly1202@126.com

\* 通信作者( Corresponding author), E-mail: guhaiping.1357@163.com

# 共同通信作者( Co-corresponding author), E-mail: wuxian\_mige@163.com

the amounts of 16 PAHs were determined. In addition, the pollution characteristics and ecological risk of PAHs were also evaluated. The results showed that the total PAHs content in the central separate belt of expressways soils ranged from 5 253.33 to 65 072  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , with a mean value of 19 873.1  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Among them, low and high-ring PAHs accounted for 42.46% and 57.54%, respectively. In addition, sampling sites 2 and 7 were more polluted by PAHs than the other 9 sampling sites. The ecological risk assessment results indicated that the soils in the central separate belt of expressways are polluted by PAHs, with 72.72% of the polluted soils posing medium or higher ecological risks. The health risk assessment showed that the soil posed a greater risk of carcinogenicity to both children and adults, and the main exposure routes were skin contact and ingestion. The characteristics of PAHs component combined with the source analysis showed that low-ring PAHs are mainly from diesel engine combustion of heavy vehicles, and high-ring PAHs are from gasoline engine combustion of small cars. The correlation analysis indicated that the PAHs, especially high-ring PAHs, were significantly positively correlated with soil organic matter and negatively correlated with cation exchange capacity, total nitrogen, and pH.

**Keywords:** polycyclic aromatic hydrocarbons; expressway; central separate belt; risk assessment; source analysis

多环芳烃 (polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) 是一类重要的持久性有机污染物, 包含 2 个或 2 个以上的苯环, 主要是由化石燃料、木柴和煤炭等含碳物质不完全燃烧产生的, 因其在环境中的广泛分布和潜在毒性而备受关注。美国环境保护局 (United States Environmental Protection Agency, US EPA) 将 16 种 PAHs 确定为优先控制的污染物<sup>[1]</sup>, 早在 1961 年就有学者开始对土壤 PAHs 进行研究<sup>[2]</sup>。

随着城市化进程的快速发展, 日益便捷的道路交通对生态系统构成了巨大的威胁, 使得环境污染问题逐渐凸显<sup>[3]</sup>。已有研究表明, 河南省公路土壤已经受到 PAHs 的污染<sup>[4]</sup>, 但是关于河南省高速公路中央分隔带土壤中 PAHs 的研究几乎还是空白。高速公路环境特殊, 大风高旱、土壤贫瘠; 另外, 高速公路上车辆尾气、轮胎碎屑和沥青路面等交通排放是土壤污染物的来源之一<sup>[5]</sup>, 这些特点导致高速公路中央分隔带和护栏两侧的绿化植物长势较差, 从而影响高速公路生态景观的效果。此外, 作为农业大省, 河南省耕地资源有限, 高速公路沿线保留有大量农田, 交通排放的污染物可通过大气扩散和路面径流等途径积累在农田土壤中, 进而通过食物链从农作物转移至人体, 具有较高的粮食安全和生态环境风险。

目前常用的 PAHs 风险评价方法有内梅洛综合污染指数法和质量基准法 (SQGs)。然而, 内梅洛指数没有考虑各污染物的权重, 过于强调高浓度 PAHs 对环境质量的影响, 导致结果差异较大<sup>[6]</sup>。相对于污染程度指数 (CSI 指数), SQGs 的敏感性较低。鉴于此, 本文选用 CSI 指数对土壤 PAHs 进行生态风

险评价<sup>[7]</sup>。

本文以河南省内 3 条高速公路中央分隔带土壤为研究对象, 测定了 11 个采样点土壤中 16 种 PAHs 的含量, 分析了采样点土壤中 PAHs 的污染特征; 评估了 PAHs 的生态风险; 探讨了污染土壤中 PAHs 的来源。为该研究区域内选取耐干旱、耐瘠薄、抗污染和观赏性强的树种提供参考, 同时为道路养护、农业环境保护提供科学依据。

## 1 材料与方法 (Materials and methods)

### 1.1 研究区概况

选取河南省内 3 条高速公路, 即南北走向的 G55 二广高速, 东西走向的 S28 长济高速 (G3511 荷宝高速路段) 和 S85 郑少洛高速 (G1516 盐洛高速路段), 这 3 条高速公路在车流量、建设时期和地形地势上均有差异, 在一定程度上能够反映高速公路上 PAHs 的污染情况。采样时间为 2021 年 7 月 16 日, 沿线随机选取了 11 处中央分隔带土壤, 记录 11 个采样点的高速公路路桩号并用 GPS 仪记录经纬度, 如图 1 所示。

### 1.2 样品采集

采用五点混合法获取 0~20 cm 的中央分隔带表层土壤, 用自封袋保存。采集的土壤样品经自然风干后, 去除砂砾、玻璃和动植物残体等杂物, 分别过 2、0.25 和 0.15 mm 筛后于棕色玻璃瓶中 4 °C 密封保存备用。

### 1.3 土壤理化性质测定

土壤 pH 采用电位法测定<sup>[8]</sup>, 含盐量采用土壤水溶性盐总量的测定<sup>[9]</sup>, 速效磷采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗分光光度法<sup>[10]</sup>, 速效钾采用乙酸铵浸提法<sup>[11]</sup>, 有

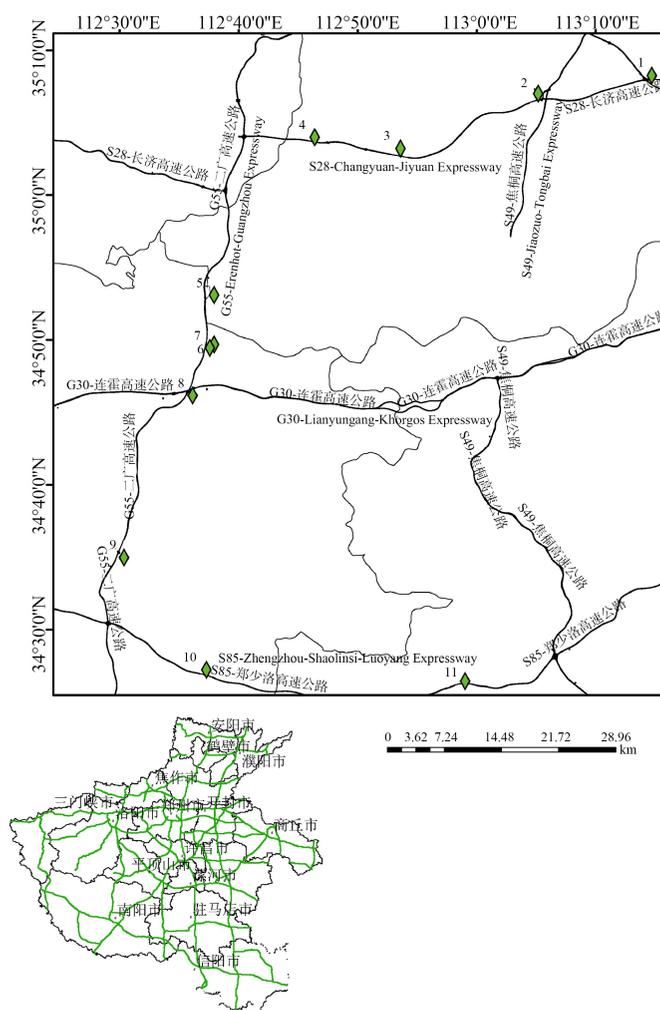


图 1 高速公路中央分隔带采样点示意图

Fig. 1 Schematic diagram of sampling points in central separate belt of expressway

机质(soil organic matter, SOM)采用重铬酸钾-硫酸溶液氧化法测定<sup>[12]</sup>,阳离子交换量(cation exchange capacity, CEC)采用三氯化六氨合钴浸提-分光光度法测定<sup>[13]</sup>,总氮(total nitrogen, TN)采用凯氏法<sup>[14]</sup>。

#### 1.4 样品 PAHs 测试及质量控制

本研究检测了 US EPA 优先控制的 16 种 PAHs,分别是萘(Nap)、苊烯(Acy)、芘(Flu)、苊(Ace)、菲(Phe)、蒽(Ant)、荧蒽(Fla)、芘(Pyr)、蒎(Chr)、苯并[a]蒽(BaA)、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[ghi]芘(BghiP)和茚并[1,2,3-cd]芘(IcdP)。本研究用到的试剂丙酮、正己烷和乙腈均为色谱纯,购买于天津市科密欧化学试剂有限公司。

称取 10 g 样品于加压流体萃取仪 HPFE06(厦门睿科集团股份有限公司,中国)的萃取池中,加入丙酮和正己烷(1 : 1, V : V)的混合溶液,在 100 °C

下萃取 10 min,置于高通量真空平行浓缩仪 MPE(厦门睿科集团股份有限公司,中国)中,浓缩至 1 mL 以下,然后使用硅酸镁固相萃取小柱(Thermo Fisher Scientific, USA)进行净化后用乙腈定容至 1 mL。采用配有色谱柱 Inertsil™ ODS-3 (5 μm, 4.6 mm×250 mm)(岛津企业管理(中国)有限公司)的高效液相色谱 LC-100(配备紫外检测器 LC-P100Plus,上海伍丰科学仪器有限公司,中国)进行检测。流动相为乙腈-水,采用梯度淋洗,流速为 1.0 mL·min<sup>-1</sup>,柱温为 35 °C,进样量是 10 μL。紫外检测器吸收波长为 220~290 nm。

#### 1.5 风险评价

##### 1.5.1 生态风险评价

为评估高速公路中央分隔带土壤中的 PAHs 是否会造成不良的生物效应,本研究采用 CSI 指数对农田土壤进行生态风险评价。基于先前研究,该指

数提出了效应区间低值(effects range-low, ERL)和效应区间中值(effects range-medium, ERM)。ERL 和 ERM 估计了单个 PAH 对生物体可能产生的不良影响,以及总 PAHs 产生的累积毒性影响。当 PAHs 含量低于 ERL 时,很少发生不良生态效应;当含量高于 ERM 时,代表着经常发生不良生态效应;当含量在二者之间时,偶尔会发生不良生态效应<sup>[15]</sup>。CSI 的计算公式如下:

$$CSI = \sum_{i=1}^n W_i \left[ \left( \frac{C_i}{ERL_i} \right)^{\frac{1}{2}} + \left( \frac{C_i}{ERM_i} \right)^2 \right] \quad (1)$$

式中:  $W_i$  是第  $i$  个污染物的权重;  $ERL_i$  和  $ERM_i$  分别为第  $i$  个污染物的 ERL 值和 ERM 值;  $C_i$  是污染物含量 ( $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ); CSI 指数的分级标准参考 Peng 等<sup>[6]</sup>的研究。利用主成分分析(Principal Component Analysis, PCA)/因子分析(Factor Analysis, FA)的结果获得每种污染物的  $W_i$ , 该方法能较好地解释研究区污染物的来源。因此,  $W_i$  可以作为一个具体的场地因子应用于 CSI 中。此外,在计算  $W_i$  时,只考虑人为因素。每种污染权重计算公式如下:

$$W_i = \frac{\text{(载荷值}_i \times \text{特征值)}}{\sum_j \text{(载荷值}_j \times \text{特征值)}} \quad (2)$$

### 1.5.2 健康风险评价

在人类暴露于环境 PAHs 污染源的研究中,本文选用终生癌症风险增量模型(ILCR)来评估 PAHs 对成人和儿童通过不同暴露途径(摄食、呼吸吸入和皮肤接触)造成的健康风险。其计算公式如下:

$$ILCR_{\text{摄食}} = \frac{CS \times CSF_{\text{摄食}} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times IR_{\text{摄食}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (3)$$

$$ILCR_{\text{呼吸吸入}} = \frac{CS \times CSF_{\text{呼吸吸入}} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times ILCR_{\text{呼吸吸入}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (4)$$

$$ILCR_{\text{皮肤接触}} = \frac{CS \times CSF_{\text{皮肤接触}} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (5)$$

$$CS = \sum (\text{PAHs}_j \times \text{TEF}_j) \quad (6)$$

$$CR = \sum (ILCR_{\text{摄食}} + ILCR_{\text{呼吸吸入}} + ILCR_{\text{皮肤接触}}) \quad (7)$$

式中:CS 是采样点土壤单体 PAHs 基于 BaP 的毒性当量换算的单体 PAHs 之和 ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ); TEF 是单体 PAHs 相当于 BaP 的毒性系数; CSF 是致癌斜率因子,  $CSF_{\text{摄食}}$ 、 $CSF_{\text{呼吸吸入}}$  和  $CSF_{\text{皮肤接触}}$  分别为 7.3、3.85

和  $25 \text{ kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$ ; CR 是摄食、呼吸吸入和皮肤接触这 3 种暴露途径的总风险。CR 的致癌风险等级划分标准为:存在风险在可接受的安全范围 ( $CR < 10^{-6}$ ),存在人体可耐受的潜在风险 ( $10^{-6} < CR < 10^{-4}$ ),存在较大的潜在风险 ( $CR > 10^{-4}$ )。公式中其他涉及的参数及取值参考前人的研究<sup>[17-19]</sup>。

### 1.6 数据处理

土壤采样点分布在 ArcGIS 10.7 软件中分析,描述性统计在 Excel 2016 中完成,主成分分析在 SPSS 25 软件分析中完成,相关性分析在 R 语言 4.1.2 中的“corrplot”包中完成<sup>[20-21]</sup>,绘图在 Origin 2019b 和 R 语言 4.1.2 中完成。

## 2 结果与讨论 (Results and discussion)

### 2.1 土壤理化性质及 PAHs 污染情况

采样点土壤 pH 值呈碱性 7.99 ~ 8.49,含盐量浓度范围为 2.08 ~ 13.87  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,速效磷浓度范围为 0.04 ~ 0.48  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,速效钾浓度范围为 10.44 ~ 43.62  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,SOM 浓度范围为 15.17 ~ 39.80  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,TN 浓度范围为 1.13 ~ 7.33  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,CEC 浓度范围为 7.14 ~ 16.27  $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。采样点土壤中各个单体 PAHs、低环 PAHs (L-PAHs)、高环 PAHs (H-PAHs) 以及 7 种致癌性 PAHs (7carPAHs) 的含量如表 1 所示。

其中,L-PAHs 包括 2 环和 3 环 PAHs,H-PAHs 包括 4 ~ 6 环 PAHs,7carPAHs 包括 Chr、BaA、BbF、BkF、BaP、DahA 和 IcdP。由表 1 可知,研究区土壤除 Nap、Phe 和 DahA 检出率为 100% 外,其余 13 种 PAHs 均为部分检出。土壤中 PAHs 总浓度范围为 5 253.33 ~ 65 072  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,平均值为 19 873.1  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,变异系数为 1.07,属于强变异,表明该高速公路土壤中 PAHs 受人为因素影响较大<sup>[7]</sup>。单体 PAHs 中含量最高的是 Nap,浓度范围为 2 785 ~ 12 696  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,平均值为 4 242.44  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;其次为 DahA(平均值为 1 318.76  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),Pyr(平均值为 944.34  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )和 BbF(平均值为 819.21  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )。L-PAHs 的浓度范围为 3 952.67 ~ 26 182  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,平均值为 8 437.86  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,占总 PAHs 的 42.46%。H-PAHs 的浓度范围为 1 300.67 ~ 46 010  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,平均值为 11 435.24  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,占总 PAHs 含量的 57.54%。7carPAHs 的总浓度范围为 1 260.67 ~ 36 130  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,平均值为 8 207.52  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,占总 PAHs 含量的 41.30%,其中致癌性最强的 BaP 浓度范围为 ND ~ 9 560  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,平均值为 739.55  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

按照我国 2018 年国家市场监督管理总局与生态环境部联合发布的《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),本研究采样点 BaP 最大值已远超过国家规定的第二类用地风险筛选值( $1\ 500\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )。根据 Maliszewska-Kordybach<sup>[22]</sup>提出的 PAHs 污染 4 个划分等级:未污染( $<200\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )、弱污染( $200\sim 600\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )、污染( $600\sim 1\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )和重污染( $>1\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )。本研究中采样点土壤样品 PAHs 含量均属于重污染等级。高速公路上汽车尾气排放、车轮胎和公路磨损等产生的 PAHs 会以飞溅、喷溅和径流的形式从空气中的微粒、灰尘转移到土壤中,往往越靠近公路边缘污染越严重<sup>[23]</sup>。据 Chen 等<sup>[24]</sup>的报道,吉林某公路沿线土壤样品 PAHs 总含量随距离的增加呈现出明显的负相关性。本实验的采样点均位于高速公路中央分隔带,距交通源位置约 1 m,因此,本文的

研究结果高于很多已报道的交通道路土壤中 PAHs 的浓度,如:上海市公路旁土壤 16 种 PAHs 总浓度为  $553\sim 17\ 800\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[25]</sup>;乌鲁木齐市公路旁土壤中 16 种 PAHs 总浓度为  $331\sim 15\ 799\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[26]</sup>;德惠市公路沿线土壤中 16 种 PAHs 总浓度为  $197.65\sim 5\ 544.10\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[5]</sup>。

## 2.2 PAHs 组成特征

由图 2(a)可知,16 种 PAHs 中 Nap 百分含量最高,为 20.93%,其次是 Pyr、BaP、Chr 和 DahA,百分含量在 7.13%~7.79%之间。Nap 主要来源于化石燃料和木材的燃烧、煤焦油、石油等的蒸馏、泄露<sup>[27]</sup>。已有的研究表明,柴油机排放的尾气样品中,Nap 占较大比例<sup>[28]</sup>。因此,本研究中含量最高的 Nap 可能主要来源于高速公路往来的大巴车、大型货车等重型车在行驶过程中柴油的不完全燃烧,随后经大气沉降积累到中央分隔带土壤中。

表 1 高速公路中央分隔带土壤多环芳烃(PAHs)含量

Table 1 Content of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in central separate belt of expressway

| PAHs 种类<br>PAHs type                 | PAHs 缩写<br>PAHs<br>abbreviaton | 环数<br>Rings | TEF   | 含量/ $(\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1})$      |            |               |                              | 变异系数/%<br>Coefficient<br>of variation/% | 检出率/%<br>Detectable<br>rate/% |
|--------------------------------------|--------------------------------|-------------|-------|---|------------|---------------|------------------------------|---|-------------------------------|
|                                      |                                |             |       | Content/ $(\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1})$ |            |               |                              |   |                               |
|                                      |                                |             |       | 极大值<br>Max                                  | 极小值<br>Min | 均值<br>Average | 标准差<br>Standard<br>deviation |   |                               |
| 萘 Naphthalene                        | Nap                            | 2           | 0.001 | 12 696                                      | 2 785      | 4 242.44      | 1 759.73                     | 41.48                                   | 100                           |
| 萘烯 Acenaphthylene                    | Acy                            | 3           | 0.001 | 1 360                                       | ND         | 362.14        | 294.93                       | 81.44                                   | 76                            |
| 芴 Fluorene                           | Flu                            | 3           | 0.001 | 2 860                                       | ND         | 809.34        | 765.02                       | 94.52                                   | 72                            |
| 芘 Acenaphthene                       | Acc                            | 3           | 0.001 | 5 580                                       | ND         | 348.41        | 1 078.97                     | 309.68                                  | 66                            |
| 菲 Phenanthrene                       | Phe                            | 3           | 0.001 | 6 280                                       | 52         | 642.72        | 1 139.74                     | 177.33                                  | 100                           |
| 蒽 Anthracene                         | Ant                            | 3           | 0.01  | 8 600                                       | ND         | 426.84        | 1 647.28                     | 385.92                                  | 66                            |
| 荧蒽 Fluoranthene                      | Fla                            | 4           | 0.001 | 1 980                                       | ND         | 621.86        | 587.80                       | 94.52                                   | 72                            |
| 芘 Pyrene                             | Pyr                            | 4           | 0.001 | 9 760                                       | ND         | 944.34        | 1 798.95                     | 190.50                                  | 72                            |
| 蒽 Chrysene                           | Chr                            | 4           | 0.01  | 8 660                                       | ND         | 747.52        | 1 781.23                     | 238.29                                  | 66                            |
| 苯并[a]蒽 Benz[a]anthracene             | BaA                            | 4           | 0.1   | 5 680                                       | ND         | 538.86        | 1 062.82                     | 197.23                                  | 66                            |
| 苯并[b]荧蒽 Benzo[b]fluoranthene         | BbF                            | 5           | 0.1   | 2 310                                       | ND         | 819.21        | 669.65                       | 81.74                                   | 86                            |
| 苯并[k]荧蒽 Benzo[k]fluoranthene         | BkF                            | 5           | 0.1   | 7 230                                       | ND         | 661.45        | 1 575.09                     | 238.13                                  | 83                            |
| 苯并[a]芘 Benzo[a]pyrene                | BaP                            | 5           | 1     | 9 560                                       | ND         | 739.55        | 1 914.30                     | 258.85                                  | 90                            |
| 二苯并[a,h]蒽 Dibenz[a,h]anthracene      | DahA                           | 5           | 1     | 2 730                                       | 372        | 1 318.76      | 640.34                       | 48.56                                   | 100                           |
| 苯并[ghi]芘 Benzo[ghi]perylene          | BghiP                          | 6           | 0.01  | 5 800                                       | ND         | 469.48        | 1 166.67                     | 248.50                                  | 86                            |
| 茚并[1,2,3-cd]芘 Indeno[1,2,3-cd]pyrene | IcdP                           | 6           | 0.1   | 3 960                                       | ND         | 296.31        | 810.30                       | 273.46                                  | 76                            |
|                                      | $\sum_{16}$ PAHs               |             |       | 65 072                                      | 5 253.33   | 19 873.1      | 21 329.71                    | 1.07                                    |                               |
|                                      | L-PAHs                         | 2~3         |       | 26 182                                      | 3 952.67   | 8 437.86      | 6 440.92                     | 0.76                                    |                               |
|                                      | H-PAHs                         | 4~6         |       | 46 010                                      | 1 300.67   | 11 435.24     | 15 576.75                    | 1.36                                    |                               |
|                                      | 7carPAHs                       |             |       | 36 130                                      | 1 260.67   | 8 207.52      | 11 410.35                    | 1.39                                    |                               |

注:ND 表示未检出;TEF 表示单体 PAHs 相当于 BaP 的毒性系数。

Note: ND means no detection; TEF means the toxicity coefficient of monomeric PAHs equivalent to BaP.

根据 PAHs 芳香环数分类,本研究中各类 PAHs 的贡献率不同(图 2(b)):5 环 PAHs(26.01%)>4 环 PAHs(23.57%)>3 环 PAHs(21.53%)>2 环 PAHs(20.93%)>6 环 PAHs(7.96%)。

柴油车尾气通常是 L-PAHs 的来源<sup>[29]</sup>,排放的主要 PAHs 为 Nap、Flu、Acy、Phe 和 Ant,因此本文中 L-PAHs 主要来自柴油燃烧<sup>[30]</sup>。而通常汽油车尾气中 H-PAHs 占有较高比例,如 Nielsen<sup>[31]</sup>对丹麦哥本哈根市中心公路两侧 PAHs 的研究表明,Chr、BaA、BbF 和 BkF 是汽油燃烧的主要指示物;Kong 等<sup>[32]</sup>对中国辽宁省 5 个典型城市的 PAHs 进行研究,4 环的 PAHs(Pyr、BaA 和 Chr)主要来源于煤炭燃烧,5 环或 6 环 PAHs(BaP、BbF、IcdP、DahA 和 BghiP)主要来源于汽油车尾气。此外,路面、刹车片和轮胎磨损过程中也会形成 H-PAHs<sup>[29]</sup>。

### 2.3 PAHs 空间分布特征

从采样点 PAHs 空间分布特征来说,2 号和 7 号采样点 PAHs 污染尤为严重,而其他 9 个采样点 PAHs 污染水平较低(图 3(a))。经过地图分析以及实地考察发现,2 号采样点位于重要交通公路交叉口,且公路附近有小学、农场以及中国石化加油站等人口活动较为频繁的场所;7 号采样点所在的 G55 二广高速路段横穿孟津县会盟镇,同样位于人为活动更加频繁的城镇附近。相比之下,其他 9 个采样点均位于人烟稀少的村庄附近,所以表现出较低的 PAHs 污染水平。就各采样点 PAHs 的环数占比(图 3(b))而言,2 号和 7 号采样点的 L-PAHs 占比低于 H-PAHs 占比,尤其是 2 环的 Nap,这表明 2 号和 7 号采样点附近由于人口活动频繁可能使得小型车的汽油燃烧更多<sup>[32]</sup>。而其他 9 个采样点的 L-PAHs 占比几乎均高于 H-PAHs 占比,这可能与高速公路上往来大型车的柴油燃烧有关<sup>[29]</sup>。

## 2.4 风险评价

### 2.4.1 生态风险评价

利用 SPSS 25.0 软件对该高速公路中央分隔带土壤中 16 种 PAHs 进行主成分分析,提取特征值>1 的主要成分,第一主成分解释为人为源,按照式(2)计算各种污染物的权重,如表 2 所示。

由式(1)计算得到该土壤 CSI 指数范围为 0.77~56.52,再根据 CSI 值的划分可知,9.09%的采样点土壤属于非常低风险,18.18%的采样点土壤属于低等至中等风险,18.18%的采样点土壤属于中等风险,27.27%的采样点土壤属于高等风险,27.27%的

采样点土壤属于超高风险。由此可见,本研究采样点土壤均具有潜在的生态风险,且 72.72%的采样点土壤属于中等以上生态风险,其风险主要来自载荷值较高的 H-PAHs,如 Chr(0.95)、BghiP(0.93)、IcdP(0.93)和 BaP(0.92)的贡献(表 2)。鉴于此,采样区高速公路中央分隔带土壤中可能存在 PAHs 污染的生态风险,有必要采取相关措施降低污染的生态风险,为环境健康和粮食安全提供保障。

### 2.4.2 健康风险评价

按照式(3)~(7)计算得到高速公路中央分隔带土壤 PAHs 对儿童和成人经过 3 种不同暴露途径得到的 ILCRs 和 CR 值(表 3)。由表 3 可知,对于儿童和成人来说,3 种暴露途径的总风险 CR 值均远> $10^{-4}$ ,存在较大的风险。其中,通过呼吸吸入的致癌风险为  $10^{-7} \sim 10^{-5}$ ,数量等级低于其他 2 种途径 4~6 个数量级。因此,摄食和皮肤接触是本研究区域 PAHs 对人体健康影响的主要暴露途径,呼吸吸入可忽略不计,这是由于经土壤挥发至大气中的 PAHs 较少<sup>[33]</sup>,该结论与以往的研究结果相一致<sup>[7,18,34]</sup>。

儿童通过摄食和皮肤接触的暴露途径致癌风险相差不大,表明这 2 种途径极大地增加了儿童致癌的风险。此外,儿童通过摄食途径的 ILCR 值比成人的更高,这是由于儿童经口-手活动比成人更为频繁,因此摄入到体内的 PAHs 含量就更多<sup>[9]</sup>。而相较于儿童来说,成人通过皮肤接触的 ILCR 值略高于儿童,这是由于成人的皮肤接触面积比儿童大,且接触时间更长<sup>[9]</sup>。因此对于成人而言,经皮肤接触造成的致癌风险比儿童更高。

## 2.5 来源分析

PAHs 来源分析能够有效降低 PAHs 污染生态风险,许多研究表明特征比值法在 PAHs 来源鉴定中具有重要作用<sup>[35-37]</sup>。根据该方法,当  $Ant/(Ant+Phe)>0.1$  时,可认为是燃烧源,当该比值 $<0.1$  时,表明以石油输入源为主; $Fla/(Fla+Pyr)<0.4$  表示为石油输入源,处于 0.4~0.5 之间表示为石油燃烧(特别是液化化石燃料、汽车和原油)源,>0.5 则表示为生物质和煤炭的燃烧源<sup>[38-40]</sup>。

以  $Fla/(Fla+Pyr)$  为横坐标,  $Ant/(Ant+Phe)$  为纵坐标绘制的 PAHs 来源判别图如图 4 所示。采样点中,  $Fla/(Fla+Pyr)$  值在 0~0.5298 之间,其中 68.97% 来自燃烧源(37.93% 来自石油燃烧源,31.04% 来自煤炭及生物质燃烧源);  $Ant/(Ant+Phe)$  值在 0~0.6505 之间,其中 72.41% 来自石油输入源。因此,

土壤样品中 PAHs 主要来源于石油输入和燃烧,表明石油燃烧是该研究区土壤 PAHs 的主要来源。此外,高速公路中央分隔带土壤为回填土,其中的

PAHs 可能来源于木炭、煤炭及其他生物质的不完全燃烧。该分析结果与 2.2 部分的研究结果基本吻合。

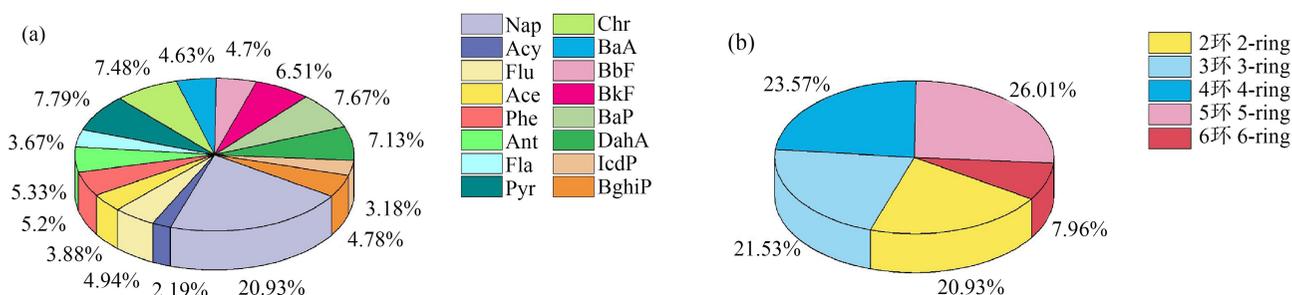


图 2 高速公路中央分隔带土壤中单个 (a) 和不同环数 (b) PAHs 的含量分布

Fig. 2 Content distributions of single (a) and different ring numbers (b) of PAHs in central separate belt of expressway

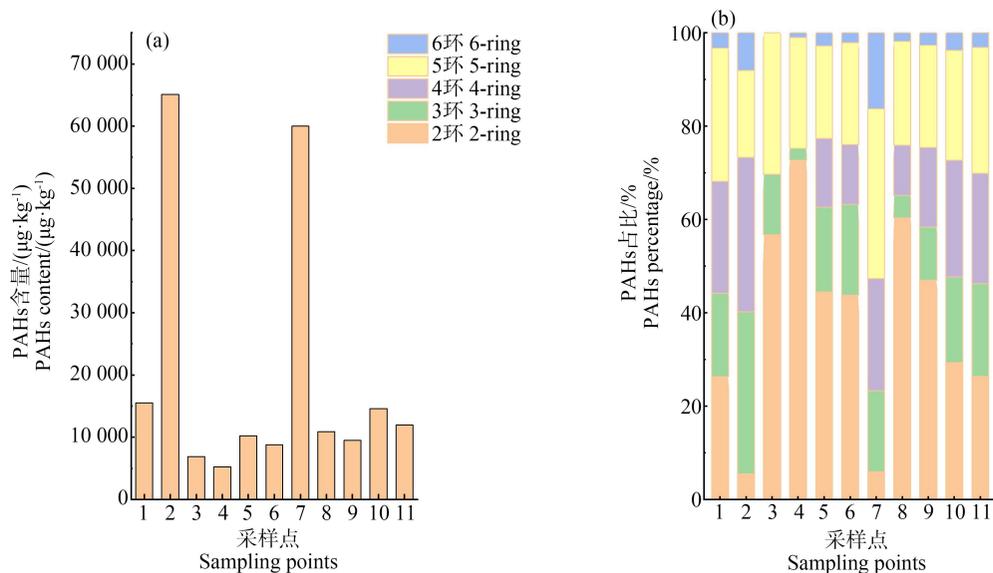


图 3 高速公路中央分隔带 11 个采样点 PAHs 含量 (a) 和不同环数 PAHs 占比 (b)

Fig. 3 Contents (a) and proportions of PAHs with different ring numbers (b) at 11 sampling points in the central separate belt of expressways

表 2 主成分分析

Table 2 Principal component analysis

|                      | Nap  | Acy             | Flu  | Ace  | Phe  | Ant  | Fla  | Pyr  | Chr  | BaA  | BbF  | BkF  | BaP  | DahA | BghiP | IcdP |
|----------------------|------|-----------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------|
| 载荷值<br>Loading score | 0.04 | 0.67            | 0.74 | 0.85 | 0.82 | 0.83 | 0.68 | 0.82 | 0.95 | 0.85 | 0.62 | 0.91 | 0.92 | 0.45 | 0.93  | 0.93 |
| 特征值<br>Eigenvalue    | 9.82 | - <sup>1)</sup> | -    | -    | -    | -    | -    | -    | -    | -    | -    | -    | -    | -    | -     | -    |
| 权重<br>Weight         | 0.00 | 0.06            | 0.06 | 0.07 | 0.07 | 0.07 | 0.06 | 0.07 | 0.08 | 0.07 | 0.05 | 0.08 | 0.08 | 0.04 | 0.08  | 0.08 |

注:1) “-”表示文中没有相关数据。

Note: 1) “-” indicates that there is no relevant data in the test.

表3 儿童和成人3种暴露途径的致癌风险

Table 3 Carcinogenic risk of three exposure pathways in children and adults

|             | 儿童<br>Children            |                            |                        |        | 成人<br>Adult               |                            |                        |        |
|-------------|---------------------------|----------------------------|------------------------|--------|---------------------------|----------------------------|------------------------|--------|
|             | ILCR <sub>摄食</sub>        | ILCR <sub>呼吸吸入</sub>       | ILCR <sub>皮肤接触</sub>   | CR     | ILCR <sub>摄食</sub>        | ILCR <sub>呼吸吸入</sub>       | ILCR <sub>皮肤接触</sub>   | CR     |
|             | ILCR <sub>ingestion</sub> | ILCR <sub>inhalation</sub> | ILCR <sub>dermal</sub> |        | ILCR <sub>ingestion</sub> | ILCR <sub>inhalation</sub> | ILCR <sub>dermal</sub> |        |
| 最大值 Maximum | 0.2184                    | 4.23419E-06                | 0.2722                 | 0.4906 | 0.1705                    | 1.32232E-05                | 0.3029                 | 0.4734 |
| 最小值 Minimum | 0.0120                    | 2.33087E-07                | 0.0145                 | 0.0270 | 0.0093                    | 7.27923E-07                | 0.0167                 | 0.0261 |
| 平均值 Average | 0.0060                    | 1.16122E-07                | 0.0074                 | 0.0135 | 0.0047                    | 3.62646E-07                | 0.0083                 | 0.0130 |

注:ILCR表示终生癌症风险增量模型,CR表示癌症风险。

Note: ILCR stands for incremental lifetime cancer risk, and CR stands for carcinogenic risk.

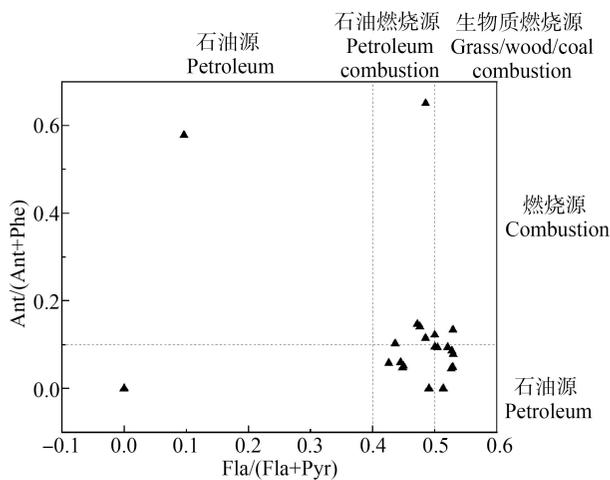


图4 高速公路中央分隔带土壤PAHs特征比值

Fig. 4 Characteristic ratio of soil PAHs in central separate belt of expressway

## 2.6 PAHs和土壤理化性质相关性分析

土壤中持久性有机污染物的含量与土壤自身的理化性质也有重要关系。本文对研究区土壤样品的16种PAHs、SOM、CEC、TN和pH进行了相关性分析,结果如图5所示。

该研究区土壤中SOM的范围在14.8~41.4 g·kg<sup>-1</sup>之间,与多数PAHs存在显著的正相关性(图5),表明SOM在PAHs等持久性有机污染物的分配、储存中起着关键作用<sup>[41]</sup>。根据Agarwal等<sup>[42]</sup>的报道,PAHs在土壤-大气中的分配情况与其蒸气压有重要关系,该参数决定了PAHs经大气沉降到SOM的气-颗粒相分配。H-PAHs蒸气压较低,更易以颗粒形式沉降到土壤被SOM吸附,因此SOM与H-PAHs相关性普遍高于与L-PAHs相关性,这与Duan等<sup>[43]</sup>的研究结果相类似。而部分PAHs单体,如Nap、Ace、Phe、Ant和BaA,与SOM无显著相关性,可能是土壤中SOM对这些PAHs的非平衡吸附所

致<sup>[44]</sup>,因为SOM吸附PAHs未达到平衡时往往不具有相关性<sup>[43]</sup>。此外,SOM的吸附能力与pH呈负相关性,当土壤处于较低pH(<7.0)环境下,SOM的酸性官能团被质子化,表现出较高的疏水性,能吸附较多的PAHs<sup>[4]</sup>。本研究中,采样点土壤pH范围在7.99~8.49之间,属于碱性环境,因此,SOM与部分PAHs无显著相关性可能是较高的pH环境所致<sup>[45]</sup>。这也是本研究中大部分PAHs单体含量与pH呈显著负相关的一个重要原因。土壤结构与质地影响其中CEC、TN含量,由于采样点土壤为砂壤土和砂土,该类土壤孔隙大、质地粗且保肥能力差,随着污染物PAHs不断输入,土壤结构被破坏,CEC、TN含量降低,致使CEC、TN与PAHs呈显著负相关性。

本研究所测得的各土壤理化性质指标与H-PAHs的相关性多数高于其与L-PAHs的相关性(图5),表明土壤理化性质对高速公路车辆排放出的H-PAHs的影响更大,这是由于H-PAHs的辛醇-水分配系数和疏水性均高于L-PAHs,加之H-PAHs具有更高的分子质量,导致H-PAHs经大气沉降后更易吸附在土壤颗粒中<sup>[46]</sup>。此外,由图4可知,土壤中Nap的含量与所测得的各项土壤理化性质指标均无相关性,可能与汽车尾气中大量的Nap经大气沉降积累到中央分隔带土壤中有关。

本研究对河南省内3条高速公路中央分隔带土壤中的PAHs进行分析,发现汽车尾气排放是研究区内PAHs的主要来源,其中L-PAHs主要来源于重型车的柴油燃烧,H-PAHs主要来源于小型轿车的汽油燃烧;另外,该采样点土壤均已被PAHs污染,且72.72%的污染土壤属于中等以上生态风险,2号和7号采样点污染较为严重;土壤PAHs存在严重的健康风险,对儿童和成人的致癌风险已远超过人类可接受的安全范围。土壤SOM、CEC、TN、pH与

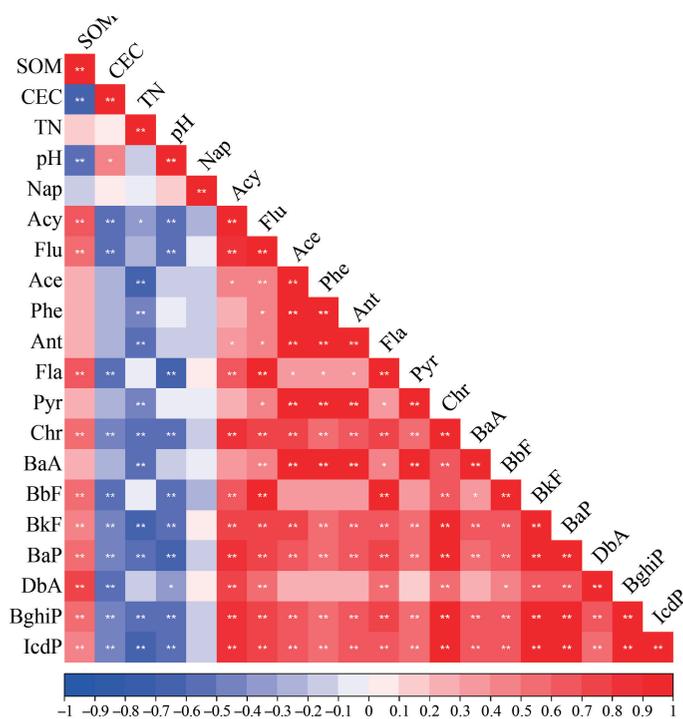


图 5 高速公路中央分隔带土壤 PAHs 含量与理化性质相关性分析

注:颜色由蓝变红表示相关系数从负到正,颜色越深显著性越高;\*表示  $P < 0.05$ ,\*\*表示  $P < 0.01$ 。

Fig. 5 Correlation analysis of PAHs contents and physicochemical properties of soil in central separate belt of expressway

Note: The color changes from blue to red, which indicates that the correlation coefficient changes from negative to positive, and the darker the color, the higher the significance; \* means  $P < 0.05$ , \*\* means  $P < 0.01$ .

H-PAHs 含量的相关性多高于其与 L-PAHs 含量的相关性。该研究结果可为高速公路中央分隔带及沿线树种的选取提供理论依据。鉴于研究区内土壤偏碱性,含盐量较高,速效养分缺乏,土壤板结严重,存在 PAHs 污染等特性,可选用侧柏、黄杨、刺柏和桧柏等耐干旱、耐瘠薄、抗污染的河南省乡土树种;此外,每隔一定距离可选择紫丁香、木槿、榆叶梅和水蜡等观赏性强的灌木,创造功能和景观相结合的高速公路中央隔离带。

高速公路是线性污染源,影响范围广,对周边农田土壤的粮食生产安全意义重大,然而本研究中高速公路中央分隔带采样点土壤 PAHs 污染严重。因此,健全养护管理制度、应用先进养护设备及技术等确保高速公路的使用和维护,最大限度减少对农田土壤的污染风险,创建“生态高速公路”势在必行。

通信作者简介:顾海萍(1988—),女,博士,副教授,主要研究方向为土壤有机污染微生物修复。

共同通信作者简介:董晓星(1986—),女,博士,讲师,主要研

究方向为设施结构优化与环境调控。

参考文献 (References):

[1] Kimbrough K L, Comney S, Apeti D A, et al. Chemical contamination assessment of the Hudson-Raritan Estuary as a result of the attacks on the World Trade Center: Analysis of trace elements [J]. Marine Pollution Bulletin, 2010, 60(12): 2289-2296

[2] Boonyatumanond R, Wattayakorn G, Togo A, et al. Distribution and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in riverine, estuarine, and marine sediments in Thailand [J]. Marine Pollution Bulletin, 2006, 52(8): 942-956

[3] Bučko M S, Magiera T, Johanson B, et al. Identification of magnetic particulates in road dust accumulated on roadside snow using magnetic, geochemical and micro-morphological analyses [J]. Environmental Pollution, 2011, 159(5): 1266-1276

[4] 李琦路, 吴锦涛, 张颖, 等. 新乡市机动车排放对道路灰尘中重金属与多环芳烃污染的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(12): 5258-5264

Li Q L, Wu J T, Zhang Y, et al. Effects of vehicle emis-

- sions on heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons pollution in road dust in Xinxiang [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(12): 5258-5264 (in Chinese)
- [5] 陈亚南. 公路沿线农田土壤和玉米中多环芳烃风险评价[D]. 长春: 东北师范大学, 2019: 1-43
- Chen Y N. Risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and maize along roadside [D]. Changchun: Northeast Normal University, 2019: 1-43 (in Chinese)
- [6] 段海静. 路域环境多介质 PAHs 污染与综合健康风险分析: 以 G310 和 G30 郑开段为例[D]. 开封: 河南大学, 2016: 1-43
- Duan H J. Pollution and comprehensive health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in roadside multiple medias: A case study of 310th national highway and 30th highway [D]. Kaifeng: Henan University, 2016: 1-43 (in Chinese)
- [7] 张秀秀, 卢晓丽, 魏宇宸, 等. 城郊农田土壤多环芳烃污染特征及风险评价[J]. *环境科学*, 2021, 42(11): 5510-5518
- Zhang X X, Lu X L, Wei Y C, et al. Pollution characteristics and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in a suburban farmland soil [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(11): 5510-5518 (in Chinese)
- [8] 中华人民共和国生态环境部. 土壤 pH 值的测定 电位法: HJ 962—2018 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2018
- [9] 中华人民共和国农业部. 土壤检测 第 16 部分: 土壤水溶性盐总量的测定: NY/T 1121.16—2006 [S]. 北京: 中华人民共和国农业部, 2006
- [10] 中华人民共和国环境保护部. 土壤有效磷的测定: HJ 704—2014 [S]. 北京: 中国环境出版社, 2014
- [11] 中华人民共和国农业部. 土壤速效钾和缓效钾含量的测定: NY/T 889—2004 [S]. 北京: 中国农业出版社, 2005
- [12] 中华人民共和国农业部. 土壤检测 第 6 部分: 土壤有机质的测定: NY/T 1121.6—2006 [S]. 北京: 中华人民共和国农业部, 2006
- [13] 中华人民共和国环境保护部. 土壤阳离子交换量的测定: HJ 889—2017 [S]. 北京: 中国环境出版社, 2017
- [14] 中华人民共和国环境保护部. 土壤质量 全氮的测定 凯氏法: HJ 717—2014 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2015
- [15] Li W H, Tian Y Z, Shi G L, et al. Concentrations and sources of PAHs in surface sediments of the Fenhe Reservoir and watershed, China [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2012, 75(1): 198-206
- [16] Peng J Y, Chen Y N, Xia Q, et al. Ecological risk and early warning of soil compound pollutants (HMs, PAHs, PCBs and OCPs) in an industrial city, Changchun, China [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 272: 116038
- [17] Chen Y N, Zhang J Q, Zhang F, et al. Contamination and health risk assessment of PAHs in farmland soils of the Yinma River Basin, China [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 156: 383-390
- [18] 段海静, 蔡晓强, 陈轶楠, 等. 开封市公园地表灰尘 PAHs 污染与健康风险评价[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(12): 4500-4509
- Duan H J, Cai X Q, Chen Y N, et al. Occurrence and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface dust from parks in Kaifeng, China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(12): 4500-4509 (in Chinese)
- [19] Wang W, Huang M J, Kang Y, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: Status, sources and human health risk assessment [J]. *The Science of the Total Environment*, 2011, 409(21): 4519-4527
- [20] Wei T Y, Simko V. R package corrplot: Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.90) [DB/OL]. [2021-12-16]. <https://github.com/taiyun/corrplot>
- [21] 崔元, 宋蕾, 李谐, 等. 睑板腺囊肿患儿肠道菌群特征分析[J]. *第二军医大学学报*, 2021, 42(12): 1388-1394
- Cui Y, Song L, Li X, et al. Characteristics of intestinal flora in children with chalazion [J]. *Academic Journal of Second Military Medical University*, 2021, 42(12): 1388-1394 (in Chinese)
- [22] Maliszewska-Kordybach B. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: Preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination [J]. *Applied Geochemistry*, 1996, 11(1-2): 121-127
- [23] Kibblewhite M G. Contamination of agricultural soil by urban and peri-urban highways: An overlooked priority? [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 242(Pt B): 1331-1336
- [24] Chen Y N, Zhang F, Gao Q, et al. Pollution and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soil along a highway of Jilin Province, China [J]. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 2022, 31(1): 97-114
- [25] Jiang Y F, Wang X T, Wang F, et al. Levels, composition profiles and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soil of Shanghai, China [J]. *Chemosphere*, 2009, 75(8): 1112-1118
- [26] Chen M, Huang P, Chen L. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from Urumqi, China: Distribution, source contributions, and potential health risks [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185(7): 5639-5651

- [27] Lu R, Wu J, Turco R P, et al. Naphthalene distributions and human exposure in Southern California [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 39(3): 489-507
- [28] Khalili N R, Scheff P A, Holsen T M. PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and, gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions [J]. *Atmospheric Environment*, 1995, 29(4): 533-542
- [29] Nikiforova E, Kosheleva N, Kasimov N. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in sealed soils and their environmental hazard for eastern Moscow [J]. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 2021, 41(8): 1767-1783
- [30] 刘殷佐, 赵静波, 王婷, 等. 机动车来源多环芳烃及其衍生物的排放特征研究进展[J]. *工程科学学报*, 2021, 43(1): 10-21  
Liu Y Z, Zhao J B, Wang T, et al. Research progress of emission characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives of vehicle exhaust [J]. *Chinese Journal of Engineering*, 2021, 43(1): 10-21 (in Chinese)
- [31] Nielsen T. Traffic contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the center of a large city [J]. *Atmospheric Environment*, 1996, 30(20): 3481-3490
- [32] Kong S F, Ding X, Bai Z P, et al. A seasonal study of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>2.5-10</sub> in five typical cities of Liaoning Province, China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 183(1-3): 70-80
- [33] 杨帆, 罗红雪, 钟艳霞, 等. 宁东能源化工基地核心区表层土壤中多环芳烃的空间分布特征、源解析及风险评价[J]. *环境科学*, 2021, 42(5): 2490-2501  
Yang F, Luo H X, Zhong Y X, et al. Spatial distribution characteristics, source apportionment, and risk assessment of topsoil PAHs in the core area of the Ningdong energy and chemical industry base [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(5): 2490-2501 (in Chinese)
- [34] Shi R G, Li X H, Yang Y Y, et al. Contamination and human health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soils from Tianjin coastal new region, China [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 268(Pt B): 115938
- [35] MacAskill N D, Walker T R, Oakes K, et al. Forensic assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons at the former Sydney Tar Ponds and surrounding environment using fingerprint techniques [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 212: 166-177
- [36] Peng C, Chen W P, Liao X L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: Status, sources, distribution and potential risk [J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(3): 802-808
- [37] Wang Y, Wang S R, Luo C L, et al. The effects of rice canopy on the air-soil exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides using paired passive air samplers [J]. *Environmental Pollution*, 2015, 200: 35-41
- [38] Dreij K, Lundin L, Le Bihanic F, et al. Polycyclic aromatic compounds in urban soils of Stockholm City: Occurrence, sources and human health risk assessment [J]. *Environmental Research*, 2020, 182: 108989
- [39] Evans M, Davies M, Janzen K, et al. PAH distributions in sediments in the oil sands monitoring area and western Lake Athabasca: Concentration, composition and diagnostic ratios [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 213: 671-687
- [40] Liu S, Liu X R, Liu M, et al. Levels, sources and risk assessment of PAHs in multi-phases from urbanized river network system in Shanghai [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 219: 555-567
- [41] Wang X T, Miao Y, Zhang Y, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: Occurrence, source apportionment and potential human health risk [J]. *The Science of the Total Environment*, 2013, 447: 80-89
- [42] Agarwal T, Khillare P S, Shridhar V, et al. Pattern, sources and toxic potential of PAHs in the agricultural soils of Delhi, India [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 163(2-3): 1033-1039
- [43] Duan Y H, Shen G F, Tao S, et al. Characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils at a typical coke production base in Shanxi, China [J]. *Chemosphere*, 2015, 127: 64-69
- [44] Wang C H, Wu S H, Zhou S L, et al. Characteristics and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils: A review [J]. *Pedosphere*, 2017, 27(1): 17-26
- [45] Bucheli T D, Blum F, Desaulles A, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and molecular markers in soils of Switzerland [J]. *Chemosphere*, 2004, 56(11): 1061-1076
- [46] Liu C Y, Huang Z F, Qadeer A, et al. The sediment-water diffusion and risk assessment of PAHs in different types of drinking water sources in the Yangtze River Delta, China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 309: 127456