

大汶河流域表层水与沉积物中多环芳烃分布、来源及风险

刘增哲¹, 刘鑫洁¹, 董智^{1,2}, 李小倩^{1,2}, 陈新闻^{1,2}, 李佳静¹, 李欣¹

(1. 山东农业大学林学院, 泰山森林生态系统定位研究站, 山东 泰安 271018; 2. 山东省高等学校

黄河流域水土保持与林草生态保育协同创新中心, 山东 泰安 271018)

摘要: [目的] 为阐明大汶河流域多环芳烃(PAHs)污染特征及其环境风险。[方法] 采集流域干流与主要支流 24 个点位的表层水与沉积物样品, 分析 16 种优先控制 PAHs 的含量水平、空间分布、来源贡献及生态风险。[结果] 1) 大汶河流域水体中 Σ PAHs 浓度为 59.05~105.27 ng/L, 沉积物中 Σ PAHs 为 414.90~2 931.17 ng/g。大汶河流域地表水中 PAHs 空间分布趋势呈瀛汶河>牟汶河>大清河和东平湖>大汶河干流>柴汶河, 大汶河流域沉积物中 PAHs 分布区趋势呈大清河和东平湖>牟汶河>大汶河干流>瀛汶河>柴汶河。2) 通过正定矩阵因子分解模型解析, 水中 PAHs 主要来源为生物质燃烧源、工业燃煤源、交通源和石油源, 沉积物中 PAHs 主要来源为石油源、交通源、煤炭燃烧源、生物质燃烧源和焦炭源。3) 生态风险评价显示, 流域内大部分 PAHs 处于中等风险水平, 沉积物中 Nap 和 Ant 处于高风险水平, BaP 和 DahA 是大汶河流域 PAHs 毒性风险的最主要贡献源。表明大汶河流域已受到 PAHs 污染, 其生态风险不容忽视, 基于来源解析结果, 建议未来优先加强对生物质燃烧、工业燃煤及交通源等主要贡献源的排放管控。[结论] 未来应结合流域污染特征, 开展长期动态监测与源控策略评估, 为区域水环境治理与生态安全保障提供科学支撑。

关键词: 多环芳烃; 水环境; 沉积物; 污染特征; 大汶河流域

中图分类号: X52.1

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2026)04-0141-11

Distribution, Sources, and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Water and Sediments of Dawen River Basin

Liu Zengzhe¹, Liu Xinjie¹, Dong Zhi^{1,2}, Li Xiaoqian^{1,2}, Chen Xinchuang^{1,2}, Li Jiajing¹, Li Xin¹

(1. College of Forestry, Shandong Agricultural University, Taishan Forest Ecosystem Research Station, Tai'an, Shandong 271018, China; 2. Co-Innovation Center for Soil-Water and Forest-Grass Ecological Conservation in

Yellow River Basin of Shandong Higher Education Institutions, Tai'an, Shandong 271018, China)

Abstract: [Objective] To elucidate the pollution characteristics and environmental risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Dawen River basin. [Methods] Surface water and sediment samples were collected from 24 sites in the main stream and major tributaries of the basin. The concentration levels, spatial distribution, source contributions, and ecological risks of 16 priority-controlled PAHs were analyzed. [Results] 1) The concentration of Σ PAHs in the water bodies of the Dawen River basin ranged from 59.05 ng/L to 105.27 ng/L, while that in sediments ranged from 414.90 ng/g to 2 931.17 ng/g. The spatial distribution trend of PAHs in surface water was: Yingwen River > Mouwen River > Daqing River and Dongping Lake > the main stream of Dawen River > Chaiwen River. The spatial distribution trend of PAHs in sediments was: Daqing River and Dongping Lake > Mouwen River > the main stream of Dawen River > Yingwen River > Chaiwen River. 2) Analysis using the Positive Matrix Factorization (PMF) model revealed that the main sources

收稿日期: 2025-11-20

修回日期: 2026-01-15

录用日期: 2026-03-01

网络首发日期(www.cnki.net): 2026-03-23

资助项目: 国家自然科学基金项目(42177347); 山东省自然科学基金青年基金项目(ZR2023QD156); 山东省高校优秀青年创新团队项目(2024KJG043)

第一作者: 刘增哲(2001—), 男, 硕士研究生, 主要从事有机污染物研究。E-mail: 17661290285@163.com

通信作者: 董智(1971—), 男, 教授, 博士, 博士生导师, 主要从事荒漠化防治、生态修复与评价研究。E-mail: dongzhi@sdau.edu.cn

http://stbxb.alljournal.com.cn

of PAHs in water were biomass combustion, industrial coal combustion, traffic emissions, and petroleum sources. The main sources of PAHs in sediments were petroleum sources, traffic emissions, coal combustion, biomass combustion, and coke sources. 3) Ecological risk assessment indicated that most PAHs in the basin were at a moderate risk level, while Nap and Ant in sediments were at a high-risk level. BaP and DahA were the primary contributors to the toxic risk of PAHs in the Dawen River basin. The results indicated that the Dawen River basin had been contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and its ecological risks could not be ignored. Based on the source apportionment results, it is recommended to prioritize the strengthening of emission controls on major contributing sources such as biomass burning, industrial coal combustion, and traffic emissions. [Conclusion] Future work should integrate the pollution characteristics of the basin, conduct long-term dynamic monitoring and source control strategy evaluation, and provide scientific support for regional water environment management and ecological security.

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbons; water environment; sediments; pollution characteristics; Dawen River basin

Received: 2025-11-20

Revised: 2026-01-15

Accepted: 2026-03-01

Online(www.cnki.net): 2026-03-23

多环芳烃 (polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) 是一类环境中普遍存在的含有 2 个及以上苯环结构的有机污染物^[1], 其主要来源于化石燃料不完全燃烧、高温热解、航海活动及工业过程中的石油泄漏等^[2-3]。因具有致癌性、致畸性和致突变性等特点, PAHs 的污染问题备受关注^[4]。该类污染物具有高疏水性, 易被悬浮颗粒物吸附, 并通过泥沙运移最终富集于沉积物中, 使得沉积物成为流域 PAHs 的“汇”与潜在的“二次源”^[5]。随着工业化与城市化进程的加速, PAHs 通过大气干湿沉降、工业与生活污水排放、地表径流等多种途径进入水体环境, 其环境行为与归趋已成为全球性的环境问题与公共健康关注的焦点^[6-7]。我国在“十四五”规划中强化对持久性有机污染物的管控要求, 凸显国家对其环境风险的重视。表明银川市湖泊及城市河流沉积物中 PAHs 污染处于较高水平, 且 PAHs 主要来源于石油及煤炭等生物质的不完全燃烧^[8]; 沙颍河流域上覆水中 PAHs 与国内外其他河流相比处于较高污染水平, 而表层沉积物中 PAHs 浓度较低; 上覆水和沉积物中 PAHs 共同来源于高温燃烧源; 上覆水中 PAHs 处于高风险水平^[9]。

大汶河是黄河下游最大的支流, 亦是泰安市唯一的大型河道, 具有防洪排涝、生态保护、文化传承等多重重要性。大汶河流经东平湖注入黄河, 作为南水北调东线工程重要的蓄水走廊-东平湖的唯一汇入河流, 大汶河水质状况势必影响南水北调东线工程的调水水质^[10]。近年随着社会经济发展和城市化进程的加快, 大汶河流域内水污染问题日渐凸显, 部分河段仍存在 V 类或劣 V 类水质^[11]。流域内频繁的交通、农业与工业活动可能成为水和沉积物中 PAHs

的潜在来源。然而, 目前对大汶河的研究多集中于常规水质指标^[12], 关于 PAHs 等有机污染物的赋存特征、空间分布与来源解析仍属空白, 相关环境监管与系统评估明显缺失。《山东省“十四五”生态环境保护规划》^[13]明确提出, 在推进大汶河流域综合治理的背景下, 系统开展大汶河水体-沉积物系统中 PAHs 的污染水平、分布规律及来源研究, 不仅有助于弥补该区域在持久性有毒污染物监测与评估方面的不足, 还可为黄河流域下游水环境质量提升与水生态安全保障提供科学依据, 对实现区域生态环境精准治理及跨流域调水水质风险管理具有重要实践意义。

鉴于此, 本文以大汶河流域为研究对象, 通过采集水样和沉积物样品, 分析查明大汶河流域水和沉积物中 PAHs 的浓度水平和分布, 利用正定矩阵因子分解法 (positive matrix factorization, PMF) 识别 PAHs 的污染来源, 使用风险熵值 (risk quotient, RQ) 和毒性当量 (toxic equivalent quotient, TEQ) 对研究区域中 PAHs 进行生态风险评价, 以期为大汶河流域有机污染物的控制与生态环境治理提供参考和依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

大汶河 (35°45'~36°30'N, 116°30'~118°30'E) 是黄河下游最大的支流, 发源于山东省济南市莱芜区旋窑山北麓, 自东向西流经济南、泰安、新泰、肥城、宁阳、汶上、东平等市县, 在东平湖注入黄河, 干流全长 239 km, 流域面积 8 633 km²。大汶河是东平湖主要入湖河流, 主要支流有柴汶河、牟汶河、瀛汶河、泮河等。大汶河流域属于暖温带半湿润大陆性季风气候区, 年平均气温 13℃, 多年平均降水量为 640~760 mm, 多集中在 6—9

月,呈自东向西逐渐递减的趋势。大汶河流域有约509万人口,耕地面积约36万 hm^2 。大汶河流域周边产业主要有冶金、采煤、炼焦、电力、农业及生态产业。

1.2 样品采集

根据河流流向、支流汇入等河流特征和污染源

分布特点,尽可能采用等距原则,在大汶河干流和主要支流布设了24个采样点,分别编号为S1~S24(图1)。其中S1~S5位于大清河和东平湖,S6~S9位于大汶河干流,S10~S15位于牟汶河,S16~S19位于瀛汶河,S20~S24位于柴汶河。



图1 大汶河流域采样点

Fig.1 Sampling sites in Dawen River basin

2024年4月于各采样点采集表层水(0~30 cm)和表层沉积物(0~5 cm),每个采样点采集5个样品后将其充分混合为1个样品。使用不锈钢采水器采集地表水样品,并储存于1 L棕色玻璃瓶中。使用无菌不锈钢铁铲采集表层沉积物样品,置于磨口棕色玻璃瓶中保存。所有样品采集后暂时置于车载冰箱(4℃)内冷藏避光保存,之后迅速转移到实验室内。水样于4℃冰箱中避光保存,并在24 h内完成固相萃取前处理;沉积物样品置于-20℃冰箱中冷冻避光保存,10 d内进行提取分析。

1.3 PAHs测定

本研究测定萘(Nap)、蒽(An)、芘(Py)、苊(Flu)、菲(Phe)、蒽(An)、荧蒽(Fla)、芘(Pyr)、苯并[a]蒽(BaA)、苊(Chr)、苯并[b]荧蒽(BbF)、苯并[k]荧蒽(BkF)、苯并[a]芘(BaP)、苊并[1,2,3-cd]芘(IcdP)、二苯并[a,h]蒽(DahA)和苯并[g,h,i]芘(BghiP)16种优先控制的PAHs。

水样中多环芳烃(PAHs)的提取与净化采用固相萃取(SPE)法^[14]。沉积物中多环芳烃(PAHs)的前处理依据国家环境保护标准HJ 805—2016进行^[15]。待所有样品前处理完成后,使用气相色谱-质谱联用仪(安捷伦6890~5975c GC-MS)分析16种PAHs。

GC-MS分析采用DB-5 MS熔融石英毛细柱(30 m×250 μm ×0.25 μm)进行分离。载气为高纯氦气,流速恒定1.0 mL/min,进样方式为不分流。色

谱柱升温程序设置为:初始温度80℃,保持1 min,随后以3℃/min的速率升至200℃,保持1 min;最后以10℃/min的速率升至280℃,并保持20 min。进样口、离子源及传输线(辅助通道)温度均设定为300℃,四极杆温度为150℃。检测采用选择离子监测(selected ion monitoring, SIM)模式。

1.4 质量控制与质量保证

在试验分析的全过程中,通过设置程序空白、基质加标与平行样品对分析质量进行系统控制。采用内标法(氘代萘-d10和氘代菲-d10)进行定量与回收率校正。程序空白试验中均未检出目标PAHs,表明试验过程无显著污染。回收率指示物Phe-d10与Ace-d10在所有样品中的平均回收率分别为(105.2±12.5)%和(101.1±15.8)% ($n=24$),其相对标准偏差(RSD)分别为11.9%和15.6%。样品平行分析($n=6$)中,各单体PAHs浓度的RSD均≤10%, Σ PAHs浓度的RSD≤5%,表明方法具有良好的重复性。本试验所用有机试剂均为色谱纯,所有器皿在使用前均经过严格的清洗程序,依次用洗涤剂、自来水、超纯水冲洗后,于马弗炉中500℃灼烧4 h,以彻底去除有机杂质。对于不便高温灼烧的部件,使用色谱纯二氯甲烷和丙酮多次超声清洗。

1.5 PAHs来源解析

使用EPA PMF 5.0软件进行PAHs的来源解析。PMF即正交矩阵因子分解法是由Paatero等^[16]1993年提出的一种有效的数据分析方法,已成

功应用于定量分析 PAHs 的来源。PMF 模型的基本原理方程为：

$$X = GF + E \tag{1}$$

式中： X 为样品浓度数据矩阵，由*i*个样品中*j*种化合物的浓度组成； G 矩阵为主要来源的贡献； F 矩阵为主要来源的源廓线； E 为残留矩阵。 $Q(E)$ 为 PMF 模型重要判别量之一，可用公式(2)计算，当 $Q(E)$ 值达到最小值时，可认为模型分解达到最优结果。

$$Q(E) = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{e_{ij}}{U_{ij}} \right)^2 \tag{2}$$

U_{ij} 为不确定度，计算公式为：

$$u_{ij} = \begin{cases} \frac{5}{6} \times MDL_{ij} & X_{ij} \leq MDL_j \\ \sqrt{(E_j \times X_{ij})^2 + (MDL_j)^2} & X_{ij} > MDL_j \end{cases} \tag{3}$$

式中： MDL_j 为仪器检出限； E_j 为不确定比例； X_{ij} 为每个污染物的浓度。

1.6 PAHs生态风险评价

为评价大汶河流域水和沉积物中致癌 PAHs 的生态风险，本文以 16 种优先控制的 PAHs 的忽略浓度(NCs)和最大允许浓度(MPCs)计算该区域的风险熵值(RQ)^[17-18]。计算公式为：

$$RQ_{NCs} = C_{PAHs} / C_{NCs} \tag{4}$$

$$RQ_{MPCs} = C_{PAHs} / C_{MPCs} \tag{5}$$

式中： C_{PAHs} 为研究区域内测得水样(ng/L)和沉积物(ng/g)中各单体 PAHs 的浓度； C_{NCs} 为水和沉积物中 PAHs 的低风险浓度值； C_{MPCs} 为水和沉积物中 PAHs 的高风险浓度值； RQ_{NCs} 为最小风险熵值； RQ_{MPCs} 为最大风险熵值。单个 PAHs 和 Σ PAHs 的生态风险水平见表 1^[19]。

表 1 单体和 Σ PAHs 的生态风险水平等级
Table 1 Ecological risk levels for individual compounds and Σ PAHs

单体 PAHs			Σ PAHs		
RQ _{NCs}	RQ _{MPCs}	风险等级	RQ _{NCs}	RQ _{MPCs}	风险等级
0		极低风险	=0		极低风险
			≥1 和 <800	=0	中等风险
≥1	<1	中等风险	≥800	=0	中等风险 1
			<800	≥1	中等风险 2
	≥1	高风险	≥800	≥1	高风险

为量化研究区域 PAHs 综合毒性风险水平，采用毒性当量(TEQ)进行计算。TEQ 是通过 PAHs 浓度乘以相应的毒性当量因子来计算。因 BaP 在致癌性 PAHs 毒性最强，本研究中以 BaP 毒性当量因子计算 16 种优先控制 PAHs 的 TEQ。计算公式为：

$$TEQ_{PAHs} = \sum_{i=1}^{16} TEF_i \times C_{PAHs} \tag{6}$$

式中： TEF_i 为每种 PAHs 相对于 BaP 的毒性当量因子； C_{PAHs} 为单个 PAHs 在地表水(ng/L)或沉积物(ng/g)中的含量(ng/L)。本研究中 16 种 PAHs 的 NCs、MPCs 和 TEF_i 见表 2^[20]。

表 2 16 种 PAHs 的 TEF_i、NCs、MPCs 的参考值
Table 2 Reference values for TEF_i, NCs, and MPCs of 16 PAHs

化合物	环数	TEF _i	水样		沉积物	
			NCs/ (ng·L ⁻¹)	MPCs/ (ng·L ⁻¹)	NCs/ (ng·g ⁻¹)	MPCs/ (ng·g ⁻¹)
Nap	2	0.001	12.0	1 200	1.4	140
Acy	3	0.001	0.7	70	1.2	120
Ace	3	0.001	0.7	70	1.2	120
Flu	3	0.001	0.7	70	1.2	120
Phe	3	0.001	3.0	300	5.1	510
Ant	3	0.010	0.7	70	1.2	120
Fla	4	0.001	3.0	300	26.0	2 600
Pyr	4	0.001	0.7	70	1.2	120
BaA	4	0.100	0.1	10	3.6	360
Chr	4	0.001	3.4	340	107.0	10 700
BbF	5	0.100	0.1	10	3.6	360
BkF	5	0.010	0.4	40	24.0	2 400
BaP	5	1.000	0.5	50	27.0	2 700
IcdP	5	0.100	0.5	50	59.0	5 900
DahA	6	1.000	0.4	40	27.0	2 700
BghiP	6	0.010	0.3	30	75.0	7 500

2 结果与分析

2.1 大汶河流域 PAHs 污染水平与分布特征

大汶河流域水和沉积物中 16 种 PAHs 浓度见表 3。水体中 PAHs 总浓度为 59.05~105.27 ng/L，中位数为 69.08 ng/L，平均值为 (75.13±14.98) ng/L，水体中 5 种 PAHs 检出率>70%，11 种 PAHs 检出率为 100%；沉积物中 PAHs 总浓度为 414.90~2 931.17 ng/g，中位数为 972.00 ng/g，平均值为 (1 143.26±636.64) ng/g，16 种 PAHs 检出率均为 100%。在单体 PAH 中，Nap 在水体与沉积物中的浓度均为最高。

大汶河流域与国内其他重要流域 PAHs 浓度相比，水中 16 种 PAHs 浓度低于长江重点江段(147.30 ng/L)、黄河流域(950.18 ng/L)、珠江流域(1 314.94 ng/L)和海河流域(104.78 ng/L)^[21-22]。沉积物中 16 种 PAHs 浓度高于长江流域(254.00 ng/g)、低于太湖流域(2 806.43 ng/g)、低于松花江流域(1 458.43 ng/g)^[23-25]。

空间分布结果(图 2)显示，水体中 PAHs 浓度

(59.05~105.27 ng/L)在流域内呈波动状态,未呈明确的递增或递减规律,但区域间差异明显。牟汶河的 S14 是流域内地表水 PAHs 浓度最高的点位,达 105.27 ng/L。大汶河流域地表水中 PAHs 空间分布趋势为瀛汶河(90.61 ng/L)>牟汶河(86.61 ng/L)>大清河和东平湖(66.39 ng/L)>大汶河干流(64.01 ng/L)>柴汶河(52.95 ng/L)。

相比之下,沉积物中 PAHs 浓度(414.90~2 931.17 ng/g)的空间变异性极大,尤其在部分点位(如 S12)出现异常高值,揭示强烈的局部污染输入(图 2)。大汶河流域沉积物中 PAHs 分布趋势为大清河和东平湖(1 690.70 ng/g)>牟汶河(1 457.24 ng/g)>大汶河干流(1 301.36 ng/g)>瀛汶河(750.56 ng/g)>柴汶河(697.87 ng/g)。

表 3 大汶河流域水体和沉积物 PAHs 浓度范围和检出率
Table 3 Concentration ranges and detection rates of PAHs in waters and sediments of Dawen River basin

化合物	水体				沉积物			
	浓度/ (ng·L ⁻¹)	平均值/ (ng·L ⁻¹)	中位数/ (ng·L ⁻¹)	检出率/ %	浓度/ (ng·g ⁻¹)	平均值/ (ng·g ⁻¹)	中位数/ (ng·g ⁻¹)	检出率/ %
Nap	13.07~33.03	18.57	16.18	100	89.10~487.37	270.97	253.42	100
Acy	<MDL~5.39	2.99	2.88	96	6.61~63.12	15.35	12.36	100
Ace	<MDL~3.01	0.63	0.62	83	5.02~60.22	16.32	12.94	100
Flu	<MDL~13.74	5.21	2.78	96	12.93~80.35	38.28	40.67	100
Phe	1.24~5.58	2.41	2.09	100	8.67~87.82	25.87	18.93	100
Ant	10.53~24.98	16.79	16.65	100	56.26~276.76	151.47	134.46	100
Fla	1.99~2.90	2.31	2.27	100	23.35~218.60	61.08	45.95	100
Pyr	<MDL~2.17	1.40	1.62	83	15.56~145.73	47.41	37.20	100
BaA	<MDL~0.76	0.46	0.59	75	9.26~102.79	32.37	22.95	100
Chr	1.10~3.44	2.14	2.09	100	16.71~154.18	47.14	36.41	100
BbF	<MDL~2.91	1.69	1.63	92	23.57~428.82	114.91	62.34	100
BkF	1.62~4.61	3.66	3.64	100	13.39~381.64	74.15	37.70	100
BaP	3.14~3.29	3.18	3.17	100	6.55~154.83	31.74	24.13	100
IcdP	4.09~4.29	4.14	4.12	100	21.67~367.97	72.91	53.66	100
DahA	5.94~6.10	5.97	5.96	100	13.22~119.70	38.30	25.17	100
BghiP	3.52~3.72	3.57	3.55	100	29.71~590.68	108.33	80.98	100
ΣPAHS	59.05~105.27	75.13	69.08		414.90~2 931.17	1 135.29	972.00	

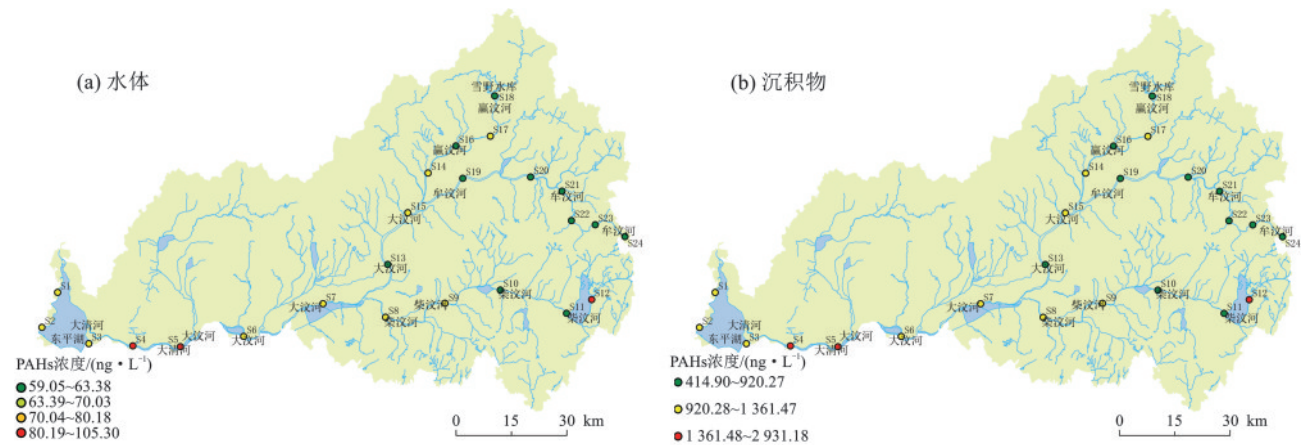


图 2 大汶河流域 PAHs 的空间分布
Fig.2 Spatial distribution of PAHs in Dawen River Basin

2.2 大汶河流域水和沉积物中 PAHs 成分组成和来源
低分子量 PAHs(LMW-PAHs)主要来源于石油污染(如原油泄漏、未燃烧石油产品)和低温燃烧过

程(如木材、煤炭燃烧),而高分子量 PAHs(HMW-PAHs)主要来源于化石燃烧^[26]。从 PAHs 环数组成看(图 3),水中则以 Nap、Acy 等低分子量 PAHs

(LMW-PAHs)为主(62.02%),反映其较高的水溶性与迁移能力;沉积物中高分子量 PAHs(HMW-PAHs,如 BbF、BkF、IcdP、BghiP)占比普遍更高(55.0%),与其强烈的疏水性及对颗粒物的高亲和性相符。

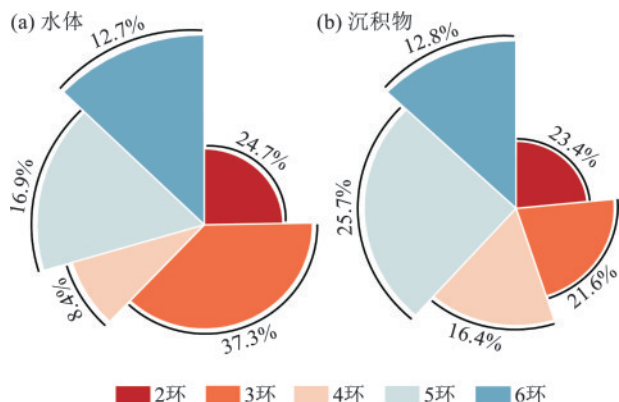


图3 大汶河流域水体和沉积物中PAHs的环数组成

Fig.3 Ring number composition of PAHs in waters and sediments of Dawen River basin

基于 EPA PMF 5.0 模型对大汶河流域水体 PAHs 进行来源解析,共识别出 4 个主要贡献源(图 4)。因子 1(交通源)的谱图以 BbF(86.1%)为主导, BbF、BkF 是交通源尾气的标志物^[27], Nap 是汽油等挥发石油产品挥发源的指示物^[28],其特征与机动车尾气排放及石油挥发相符因子 2(生物质燃烧源)表现出 Acy(96.0%)的绝对优势,是生物质高温不完全燃烧的典型标志^[29]。因子 3(工业燃煤源)的主要特征物种为 Flu(96.5%)和 Pyr(84.8%),指示煤炭燃烧过程^[30]。因子 4(石油源)的贡献相对分散,但包含 Fla、BkF、BaP、DahA 及 BghiP 等多种组分,其中 DahA 是石油相关活动的特征物^[31],因此,因子 4 为石油源。贡献率计算表明,对水体 PAHs 贡献最大的为生物质燃烧源(43.8%),其次为工业燃煤源(26.9%)和交通源(24.6%),石油源贡献最小(4.7%)。

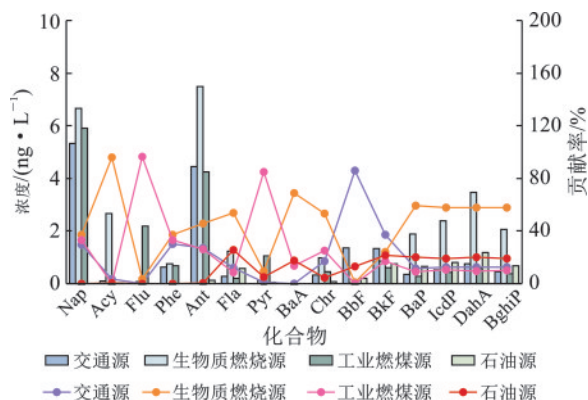


图4 大汶河流域地表水中PAHs来源因子

Fig.4 PAHs source factors in surface water of Dawen River basin

沉积物 PAHs 来源解析(图 5)说明,因子 1 中主要以 5~6 环高分子量 PAHs 为主,且 BaP 和 DahA 为绝对主导的因子,与炼焦工业活动直接相关^[32],因子 1 判断为焦炭源。因子 2 中 BkF(52.6%)和 BbF(42.9%)贡献突出, BkF 和 BbF 是同分异构体,且 BkF 是化石燃料燃烧的标志物, BbF 代表煤炭燃烧源^[33],因此,因子 2 判断为工业燃煤源。因子 3 中 BghiP(70.1%)贡献占比最高, BghiP 是交通源的指示物^[34],因子 3 识别为交通源。因子 4 中 Pyr(47.6%)、Acy(47.1%)、Ace(47.9%)贡献占比较高,结合 PAHs 源解析的经典判据,该因子可被清晰地判断为生物质燃烧源。因子 5 中 Flu(77.5%)、Nap(84.9%)、Ant(71.2%)等低环 PAHs 贡献占比高,低环 PAHs 绝对主导是石油污染源的经典标志^[35],因子 5 解释为石油源。对于沉积物来说,石油源(36.9%)和交通源(28.6%)是两大主要贡献源,工业燃煤源与生物质燃烧源贡献相当(均为 12.0%),焦炭源贡献占 10.5%。

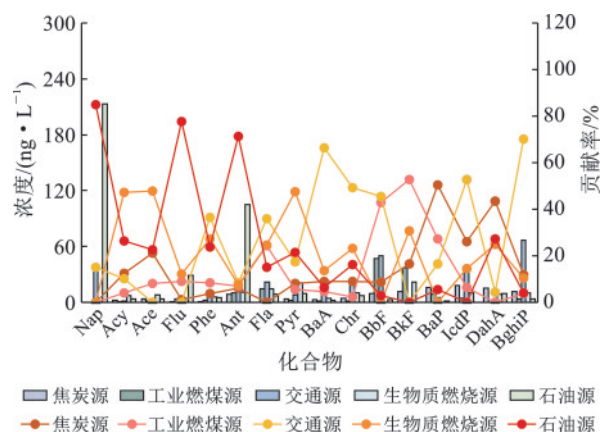


图5 大汶河流域沉积物中PAHs来源因子

Fig.5 PAHs source factors in sediments from Dawen River basin

2.3 大汶河流域 PAHs 污染生态评估

本研究使用 RQ 对大汶河流域地表水和沉积物中的 PAHs 进行生态风险评价(图 6)。大汶河流域地表水各单体 PAH 的 RQ_{MPCs} 平均值为 0.006 3~0.24,均 <1 ,表明地表水中各 PAH 单体未处于高风险污染水平,其中 Ant 对应的 RQ_{MPCs} 值最高(0.24),但仍远低于高风险水平标准。Ant、BbF、DahA 和 BghiP 对地表水的生态风险贡献较大,其 RQ_{NCs} 占比达 59.20%,是研究区地表水中关键的风险驱动因子;地表水中 Nap 浓度最高(表 3),但其对生态风险贡献较小,仅占 1.35%。地表水 16 种 PAHs 中,12 种 PAHs(Nap、Acy、Flu、Ant、Pyr、BaA、BbF、BkF、BaP、IcdP、DahA 和 BghiP)处于中等风险($RQ_{NCs} \geq 1$,

$RQ_{MPCs} < (1)$, 4 种 PAHs (Ace、Phe、Fla 和 Chr) 处于极低风险 ($RQ_{NCs} < (1)$)。沉积物中 13 种 PAHs (Acy、Ace、Flu、Fla、Pyr、BaA、BbF、BkF、BaP、IcdP、DahA 和 BghiP) 的 RQ_{MPCs} 平均值为 0.012~0.39, 均 < 1 , 表明其处于中等风险水平, Chr 处于极低风险水平 ($RQ_{NCs} < (1)$), 而沉积物中浓度最高的 Nap 和 Ant (表 3) 处于高风险水平, 其 RQ_{NCs} 分别为 191.2、126.2, 远高于高风险水平标准, 占沉积物 16 种 PAHs RQ_{NCs} 的 67.2%, 是沉积物中最关键的风险驱动因子。

研究区各采样点风险水平见图 7。其中 87.5% 的点位, 其地表水 PAHs 处于中等风险水平 [$RQ_{\Sigma PAHs(NCs)} < 800$ 、 $RQ_{\Sigma PAHs(MPCs)} > 1$], 95.8% 的点位, 其沉积物 PAHs 处于中等风险水平 [$RQ_{\Sigma PAHs(NCs)} < 800$ 、 $RQ_{\Sigma PAHs(MPCs)} > 1$]。对于地表水, 点位 S6、S7 与 S15 处于极低风险水平 [$RQ_{\Sigma PAHs(MPCs)} < 1$]; 对于沉积物, 点位 S4 处于高风险水平 [$RQ_{\Sigma PAHs(NCs)} > 800$]。表明采样点位 S10~S13、S14~S15 地表水 RQ 值较高, 其均位于牟汶河; 采样点 S3、S4 沉积物 RQ 值较高, 表明大清河段沉积物 PAHs 污染较为严重。

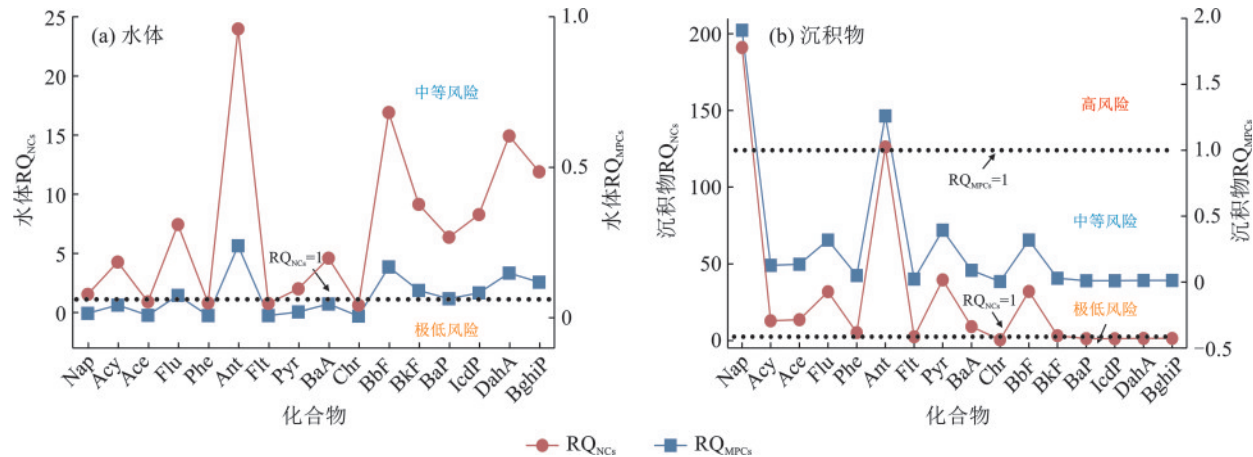


图 6 大汶河流域水体和沉积物中各单体 PAHs 生态风险
Fig. 6 Ecological risk assessment of individual PAHs in waters and sediments of Dawen River basin

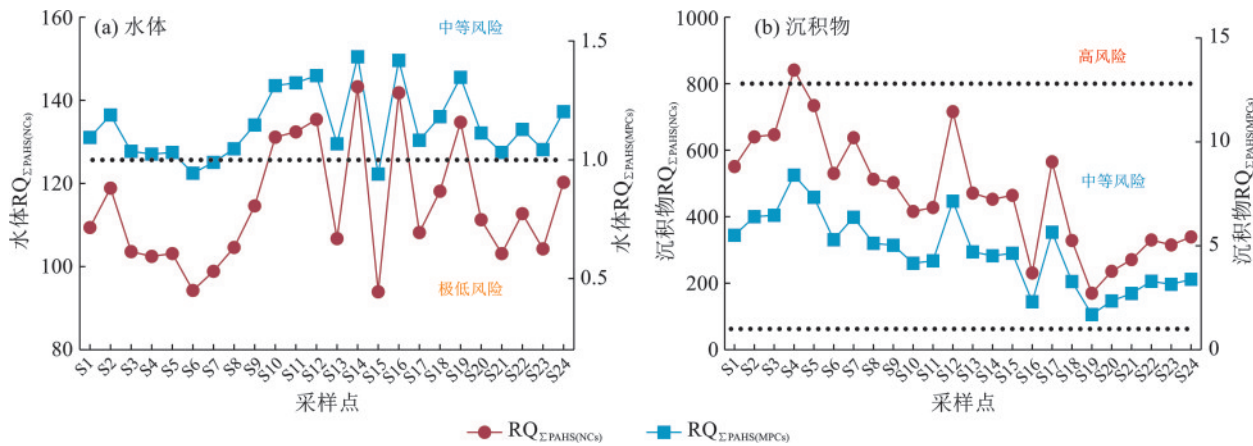


图 7 大汶河流域水体和沉积物各点位生态风险
Fig. 7 Ecological risk assessment of waters and sediments at various sites in Dawen River basin

本研究对大汶河流域水和沉积物中 16 种 PAHs 的 TEQ 进行系统分析, 最显著的发现是沉积物与水体 TEQ 值的巨大差异 (图 8)。水体中总 TEQ 值波动范围极窄 (9.84~10.09 ng/L), 显示出流域水相毒性强度处于一个相对均一的高背景水平。沉积物中的总 TEQ 值不仅整体水平比水体中 TEQ 高出 2 个数量级, 且其空间异质性极强 (60.74~464.81 ng/g)。明确指示沉积物是 PAHs 污染物在流域环境中的核心蓄积库与潜在的长期二次释放源, 其生态风险远

高于上覆水体。沉积物 TEQ 的空间分布呈现出显著的“点源爆发”与“支流差异”特征。大清河及东平湖段 (S1-S5)、瀛汶河 (S16-S19) 和柴汶河 (S20-24) 污染水平相对较低, 牟汶河 S12 点位异常突出的污染峰值 ($TEQ > 300$ ng/g), 构成流域内一大高风险热点。对毒性贡献的解析表明, 无论是水体还是沉积物, 其总 TEQ 均由 BaP 和 DahA 2 种最高毒性的单体 PAHs 绝对主导, 二者合计贡献率超过 90%。

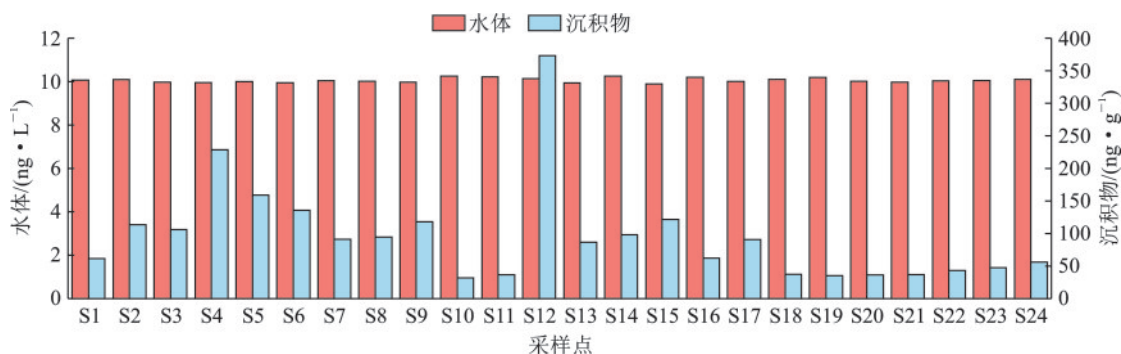


图 8 大汶河流域水体和沉积物中各毒性当量

Fig. 8 Toxic equivalents in waters and sediments of Dawen River basin

3 讨论

3.1 大汶河流域 PAHs 浓度特征

根据水体 PAHs 空间分布结果, 瀛汶河流经泰安市和莱芜区, 该流段内工业活动极为密集, 尤其是莱芜区的钢铁、焦化、化工产业, 该类工业活动可能是瀛汶河流段 PAHs 的核心来源。工业活动是 PAHs 的主要来源^[36], 其排放的 PAHs 通过干湿沉降和地表径流, 直接或间接汇入河流, 导致瀛汶河河段 PAHs 含量较高。S14 位于牟汶河河段的大汶河公园, 其 PAHs 浓度最高可能与采样时观测到的低水流条件密切相关。在低流速环境下, 水动力减弱, 污染物的水平迁移扩散能力下降, 更容易在水体中滞留与累积^[37]。同时, 缓流或静水条件可能增强沉积物-水界面的相互作用, 包括沉积物中 PAHs 的再悬浮释放^[38]。该点位于公共休闲区域, 周边可能存在交通污染、城市地表径流以及局部的燃烧活动等多种人为 PAHs 输入源。因此, S14 点位的高浓度是低水流条件下污染物滞留、沉积物潜在释放及周边人为活动输入共同作用的结果。沉积物中 PAHs 的分布趋势可能与区域工业化程度、人类活动强度及水文地质特征密切相关。大汶河流域水流方向为自西向东^[39], 大清河和东平湖作为流域下游及湖泊区域, 沉积物中 PAHs 浓度最高, 可能源于该区域工业聚集和城市排放的累积效应。东平湖作为汇水区, 流速减缓, 有利于颗粒物及附着 PAHs 的沉降, 同时该区域可能承接上游多种污染源的输入, 包括工业废水、生活污水和大气沉降, 导致污染物富集^[40]。牟汶河 PAHs 浓度较高, 与沿岸分布的工业活动(如化工、冶金等)及交通排放密切相关。尤其值得注意的是, 位于牟汶河中下游的 S12 点位, 其沉积物中 Σ PAHs 浓度高达 2 931.17 ng/g, 是流域平均水平的 2.6 倍(以中位数计), 构成 1 个显著的污染热点。强烈暗示该点位可能受到 1 个或数个强效点源(如未经完善处理的工业废水排放口、历史遗留的工业污

染地块淋溶)的持续或历史性影响。该异常点的存在凸显了对牟汶河中下游工业聚集区进行重点溯源与监管的必要性。

通过对大汶河流域各河段水和沉积物中 PAHs 浓度的对比分析发现, 所有河段沉积物中 PAHs 的浓度水平均显著高于其上覆水体。其中, 大清河和东平湖段的沉积物-水相浓度差异尤为突出(沉积物, 1 690.70 ng/g; 上覆水, 66.39 ng/L), 显示出独特的污染物分配特征。该显著差异分析的原因有: 1) 作为流域的终端汇水区, 东平湖流速骤减, 水体滞留时间延长, 极大地促进吸附 PAHs 的悬浮颗粒物沉降。湖泊沉积物通常含有更丰富的有机质, 其高含量的总有机碳(TOC)显著增强对疏水性 PAHs 的吸附能力, 使沉积物成为有效的“污染储存库”^[41-42]。2) 大清河作为上游污染输送通道, 将持续输入的 PAHs 输送至东平湖, 而湖泊环境对污染物的降解速率较慢, 导致沉积物中污染物长期累积。3) 与其他河段相比, 大清河和东平湖段的水体可能受到更好的混合作用, 或者存在更频繁的水体交换。

3.2 大汶河流域 PAHs 来源特征

结合大汶河流域的社会经济与产业布局, 可对主要污染源贡献的空间分异进行进一步解读。水体中生物质燃烧源贡献最高(43.8%), 与流域内广阔的农业区(耕地面积约 36 万 hm^2)可能存在秸秆等农业废弃物焚烧活动有关, 且该贡献可能通过地表径流在流域内广泛分布。工业燃煤源的高贡献(26.9%), 尤其是在流经莱芜区、泰安市等工业集聚区的瀛汶河与牟汶河段表现突出, 直接对应于该区域密集的钢铁、焦化、电力等高耗煤产业^[36]。交通源的贡献(24.6%)在主要交通干线(如国道、省道)穿过的河段及城市周边(如大汶河公园 S14 点位附近)更为显著。

沉积物中石油源成为第一大贡献源(36.9%), 可能主要归因于 2 个方面: 一是历史石油类污染(如机械泄漏、油污排放等)在沉积物中的长期累积; 二是

大清河及东平湖作为航运通道和终端汇水区,承接上游输送的石油类污染物并随颗粒物沉降富集。交通源在沉积物中同样贡献显著(28.6%),再次印证机动车排放(尾气、轮胎磨损、润滑油泄漏)是流域PAHs的持续性输入来源。焦炭源(10.5%)的识别,则与流域内(尤其是莱芜区)发达的焦化产业布局高度吻合,其排放的富含高分子量PAHs的颗粒物更易在沉积物中保存。各源贡献的空间差异,本质上是流域内不均衡的产业分布(上游及支流的工业区、下游的农业、航运区)、交通网络密度及水文输送与沉降过程共同作用的结果。

4 结论

1)大汶河流域水体 Σ PAHs浓度为59.05~105.27 ng/L(平均值75.31 ng/L),沉积物 Σ PAHs含量为414.90~2 931.17 ng/g(平均值1 135.29 ng/g)。与国内其他主要流域相比,水体PAHs污染程度较低,沉积物处于低至中等污染水平。

2)水体以低分子量PAHs为主(62.2%),沉积物则以高分子量PAHs为主(55.0%)。PMF解析表明,水体PAHs主要来自生物质燃烧(43.8%)、工业燃煤(26.9%)和交通源(24.6%);沉积物PAHs主要来自石油源(36.9%)和交通源(28.6%),其次为工业燃煤、生物质燃烧和焦炭源。

3)水体中12种单体PAHs处于中等风险,87.5%的点位整体呈中等风险水平。沉积物中Nap与Ant处于高风险,其余多数单体为中等风险,95.8%的点位整体处于中等风险水平。

4)沉积物中PAHs毒性当量显著高于水体,是潜在的二次污染源。BaP和DahA是毒性贡献最大的单体,其中牟汶河S12点位沉积物表现出异常高值,需作为重点风险区域持续关注。

参考文献:

- [1] Wu Xiangyao, Cai Jun, Yang Jing, et al. Effects of *in-situ* straw return on PAHs removal and bioavailability depend on their levels in contaminated soil[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2025, 519: e145987.
- [2] Iwegbue C M A, Irehievie G O, Tesi G O, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surficial sediments from selected rivers in the western Niger Delta of Nigeria: Spatial distribution, sources, and ecological and human health risks [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 167: e112351.
- [3] Zhang Chuchu, Li Yali, Wang Chenglong, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in marine organisms from two fishing grounds, South Yellow Sea, China:

Bioaccumulation and human health risk assessment [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 153: e110995.

- [4] Montano L, Baldini G M, Piscopo M, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the environment: Occupational exposure, health risks and fertility implications[J]. *Toxics*, 2025, 13(3): e151.
 - [5] Lloyd J, Lu Kaijun, Liu Zhanfei. Investigating concentrations and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in South and Central Texas bays and estuaries along the Gulf of Mexico, USA [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2024, 11: e1456717.
 - [6] Luo Lingzhi, Liao Xiaoyong, Tao Huan, et al. An integrated approach for determining the spatial distribution, source apportionment and human health risks of PAHs in soils of rapidly-urbanized areas [J]. *Soil and Environmental Health*, 2025, 3(3): e100161.
 - [7] Suresh A, Soman V, K R A, et al. Sources, toxicity, fate and transport of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in the aquatic environment: A review [J]. *Environmental Forensics*, 2025, 26(1): 35-57.
 - [8] 党丽慧,丁润梅,王一帆,等.银川市湖泊、河流沉积物中PAHs污染特征及风险评价[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(5): 2202-2209.
 - [9] 杜士林,丁婷婷,董淮晋,等.沙颍河流域水环境中多环芳烃污染及风险评价[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(3): 601-611.
 - [10] 申洪鑫,牛蓓蓓,李富强,等.大汶河水质状况评价和污染源分析[J]. *安全与环境工程*, 2021, 28(5): 176-185, 195.
 - [11] 吴春辉,张志苗,刘柏音,等.大汶河流域泰安段氮磷污染排放时空特征解析与分区管控建议[J]. *环境科学研究*, 2025, 38(11): 2359-2370.
- Wu Chunhui, Zhang Zhimiao, Liu Baiyin, et al. Spatio-temporal analysis and zoning recommendations for nitrogen and phosphorus discharges in the Tai'an section of

- the Dawen River basin[J]. Research of Environmental Sciences, 2025, 38(11): 2359-2370.
- [12] 李晓波, 郗亮, 李志民, 等. 大汶河流域泰安段地下水质评价及其生态环境效应[J]. 环境科学研究, 2025, 38(12): 2802-2812.
- Li Xiaobo, Qie Liang, Li Zhimin, et al. Evaluation of groundwater quality and eco-environmental effects of the Tai'an section in the Dawen River basin[J]. Research of Environmental Sciences, 2025, 38(12): 2802-2812.
- [13] 巩永. 山东新型城镇化与生态环境协调发展的空间相关性研究[J]. 新型城镇化, 2025(4): 68-72.
- Gong Yong. A spatial correlation study on the coordinated development of new-type urbanization and ecological environment in Shandong [J]. New Urbanization, 2025(4): 68-72.
- [14] 王金成, 樊芸, 卢宪波, 等. 固相萃取-高效液相色谱法同时测定自来水中氯代多环芳烃和多环芳烃[J]. 环境化学, 2018, 37(9): 1987-1993.
- Wang Jincheng, Fan Yun, Lu Xianbo, et al. Solid-phase extraction combined with HPLC for the determination of chlorinated polycyclic aromatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons in tap water samples[J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(9): 1987-1993.
- [15] 蔡杨, 李伟, 左雪燕, 等. 盐城滨海湿地土壤多环芳烃分布特征及影响因素[J]. 生态环境学报, 2021, 30(6): 1249-1259.
- Cai Yang, Li Wei, Zuo Xueyan, et al. Distribution characteristics and Influencing factors of PAHs in Yancheng coastal wetland soil[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021, 30(6): 1249-1259.
- [16] Paatero P, Tapper U. Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values[J]. Environmetrics, 1994, 5(2): 111-126.
- [17] Cao Zhiguo, Liu Jingling, Luan Yun, et al. Distribution and ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Luan River, China[J]. Ecotoxicology, 2010, 19(5): 827-837.
- [18] Kalf D F, Crommentuijn T, van de Plassche E J. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1997, 36(1): 89-97.
- [19] 张玉凤, 吴金浩, 宋永刚, 等. 辽东湾海水中PAHs分布与来源特征及风险评估[J]. 环境科学研究, 2017, 30(6): 892-901.
- Zhang Yufeng, Wu Jinhao, Song Yonggang, et al. Distribution, sources and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface seawater in Liaodong Bay, China [J]. Research of Environmental Sciences, 2017, 30(6): 892-901.
- [20] 张超, 秦超杰, 范希, 等. 重庆涪陵页岩气开采区麻溪河流域水和沉积物多环芳烃分布、来源及风险评价[J]. 环境科学学报, 2024, 44(4): 133-144.
- Zhang Chao, Qin Chaojie, Fan Xi, et al. Distribution, sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in water and sediments from the Maxi River basin in Fuling shale gas field, Chongqing [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2024, 44(4): 133-144.
- [21] 曾超怡, 徐辉, 许岩, 等. 长江重点江段水体中多环芳烃及其衍生物的分布及健康风险[J]. 环境科学学报, 2021, 41(12): 4932-4941.
- Zeng Chaoyi, Xu Hui, Xu Yan, et al. Distribution and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their derivatives in surface water of the Yangtze River [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, 41(12): 4932-4941.
- [22] 范博, 王晓南, 黄云, 等. 我国七大流域水体多环芳烃的分布特征及风险评价[J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2101-2114.
- Fan Bo, Wang Xiaonan, Huang Yun, et al. Distribution and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in water bodies in seven basins of China [J]. Environmental Science, 2019, 40(5): 2101-2114.
- [23] 谢煜, 黄适尔, 郭加汛, 等. 长江沉积物中多环芳烃的污染特征、来源解析及生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2023, 43(5): 10-18.
- Xie Yu, Huang Shier, Guo Jiaxun, et al. Pollution characteristics, source apportionment and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment of the Yangtze River [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(5): 10-18.
- [24] 郑涛, 卢怡清, 陆志波, 等. 太湖流域典型水系中多环芳烃的分布、来源及风险评价: 以湖州市德清县乾元镇为例[J]. 环境保护科学, 2021, 47(5): 89-94.
- Zheng Tao, Lu Yiqing, Lu Zhibo, et al. Distribution, sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in typical water systems of Taihu Lake Basin: A case study of Qianyuan Town, Deqing, Huzhou [J]. Environmental Protection Science, 2021, 47(5): 89-94.
- [25] 李泽文, 王海燕, 孔秀琴, 等. 松花江表层沉积物中16种多环芳烃空间分布特征及生态风险评价[J]. 环境科学研究, 2020, 33(1): 163-173.
- Li Zewen, Wang Haiyan, Kong Xiuqin, et al. Spatial distribution characteristics and ecological risk assessment of 16 PAHs in surface sediment of Songhua River [J]. Research of Environmental Sciences, 2020, 33(1): 163-173.
- [26] Zhao Congcong, Xu Jingtao, Shang Dawei, et al. Application of constructed wetlands in the PAH remediation of

- surface water: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 780: e146605.
- [27] Kalisa E, Kuuire V, Adams M. A preliminary investigation comparing high-volume and low-volume air samplers for measurement of PAHs, NPAHs and airborne bacterial communities in atmospheric particulate matter[J]. *Environmental Science: Atmospheres*, 2022, 2(5): 1120-1131.
- [28] Pan S Y, Wu Y S, Chen Yucheng, et al. Toxicity, mutagenicity, and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient atmosphere and flue gas [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2024, 31(56): 64688-64702.
- [29] Akagi S K, Yokelson R J, Wiedinmyer C, et al. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, 11(9): 4039-4072.
- [30] Li Zhiyong, Chen Lan, Liu Songtao, et al. Characterization of PAHs and PCBs in fly ashes of eighteen coal-fired power plants[J]. *Aerosol and Air Quality Research*, 2016, 16(12): 3175-3186.
- [31] Mulabagal V, Yin F, John G F, et al. Chemical fingerprinting of petroleum biomarkers in Deepwater Horizon oil spill samples collected from Alabama shoreline [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 70(1/2): 147-154.
- [32] Zhang Wanhui, Wei Chaohai, Feng Chunhua, et al. Distribution and health-risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils at a coking plant [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2011, 13(12): e3429.
- [33] Deng Xinyue, Chen Guangzhou, Wang Hua, et al. Pollution characteristics and risk evaluation of PAHs in subsidence water bodies in Huainan coal mining area, China [J]. *Sustainability*, 2023, 15(18): e14003.
- [34] Fang Tiange, Fu Jiaqi, Gao Yutong, et al. Real-world vehicular source indicators for exhaust and non-exhaust contribution to PM_{2.5} during peak and off-peak hours using tunnel measurement [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2024, 129(13): e2024JD040853.
- [35] Waszak I, Jonko-Sobuś K, Ożarowska A, et al. Estimation of native and alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in seabirds from the south coast of the Baltic Sea [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(4): 4366-4376.
- [36] 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 Jing, Zhu Yuanyuan, Yang Hongbiao, 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.
- [37] Ma Wenmin, Hu Jian, Li Jun, et al. Identifying sources and risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Yarlung Tsangpo River: A seasonal study [J]. *Environmental Research*, 2025, 272: e121067.
- [38] 李晨洋, 刘爽, 孙楠, 等. 土壤和沉积物中 PAHs 环境行为研究进展[J]. *东北农业大学学报*, 2021, 52(3): 87-94.
- Li Chenyang, Liu Shuang, Sun Nan, et al. Research progress of PAHs environmental behaviors on soil and sediment [J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2021, 52(3): 87-94.
- [39] 王金晓, 滕跃, 张文强, 等. 山东省大汶河下游地区水文地质特征及富水规律研究[J]. *山东国土资源*, 2025, 41(10): 29-39.
- Wang Jinxiao, Teng Yue, Zhang Wenqiang, et al. Study on hydrogeological characteristics and water enrichment patterns of the lower Dawen River in Shandong Province [J]. *ShanDong Land and Resources*, 2025, 41(10): 29-39.
- [40] Guo Wei, Yue Junhui, Zhao Qian, et al. A 110 year sediment record of polycyclic aromatic hydrocarbons related to economic development and energy consumption in Dongping Lake, North China [J]. *Molecules*, 2021, 26(22): e6828.
- [41] Kieft T L, Fredrickson J K, McKinley J P, et al. Microbiological comparisons within and across contiguous lacustrine, paleosol, and fluvial subsurface sediments [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1995, 61(2): 749-757.
- [42] Chen Weixiao, Wu Xinyi, Zhang Haiyun, et al. Contamination characteristics and source apportionment of methylated PAHs in agricultural soils from Yangtze River Delta, China [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 230: 927-935.