

张潇文,张倩,张勇,等.典型燃煤城市冬季大气PM_{2.5}氧化潜势特征及来源[J].中国环境科学,2025,45(6):2974-2982.

Zhang X W, Zhang Q, Zhang Y, et al. Characteristics and sources of oxidative potential of atmospheric PM_{2.5} in winter in the typical coal-fired city [J]. China Environmental Science, 2025,45(6):2974-2982.

典型燃煤城市冬季大气PM_{2.5}氧化潜势特征及来源

张潇文^{1,2},张倩^{1*},张勇²,李萌津^{1,2},王启元²(1.西安建筑科技大学环境与市政工程学院,陕西西安710055;2.中国科学院地球环境研究所,陕西西安710061)

摘要: 氧化潜势(OP)是评估PM_{2.5}引发氧化应激能力的重要指标,因此本研究采用二硫苏糖醇(DTT)法对太原市PM_{2.5}的OP进行测定.结果显示,观测期间太原市大气PM_{2.5}的日均浓度严重超标,最高可达150.91μg/m³,大气污染严重.体积归一化(DTT_v)和质量归一化(DTT_m)的DTT活性日均值分别为(2.90±1.07)nmol/(min·m³)和(38.34±18.91)pmol/(min·μg).PM_{2.5}质量浓度与DTT_v之间存在显著正相关($r=0.916, P<0.01$),与DTT_m之间呈现负相关,表明DTT活性并不完全由PM_{2.5}的质量浓度决定.此外,DTT_v与PM_{2.5}中的有机碳(OC)、元素碳(EC)、金属元素(Fe、Mn、Zn、Pb)及离子组分(K⁺、Cl⁻等)之间存在显著相关($P<0.05$),进一步证明了DTT活性主要取决于PM_{2.5}中的特定组分.研究进一步耦合正矩阵分解模型(PMF)与多元线性回归算法(MLR),量化分析表明以煤燃烧等代表的固体燃料燃烧源是太原市OP的最重要来源,贡献高达54.7%,其次为机动车源(23.3%)和扬尘源(22.0%).

关键词: PM_{2.5}; 氧化潜势; 影响因素; 来源解析

中图分类号: X513 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)06-2974-09

Characteristics and sources of oxidative potential of atmospheric PM_{2.5} in winter in the typical coal-fired city. ZHANG Xiao-wen^{1,2}, ZHANG Qian^{1*}, ZHANG Yong², LI Meng-jin^{1,2}, WANG Qi-yuan² (1.School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2.Institute of Earth Environment, Chinese Academy of Sciences, Xi'an 710061, China). *China Environmental Science*, 2025,45(6): 2974-2982

Abstract: Oxidative potential (OP) is a crucial indicator for evaluating the capacity of PM_{2.5} to trigger oxidative stress. Therefore, this study employed dithiothreitol (DTT) method to measure the OP of PM_{2.5}. During the observation period, the results indicated that the daily average concentration of atmospheric PM_{2.5} in Taiyuan severely exceeded the standard, with a maximum concentration reaching 150.91μg/m³, signifying severe air pollution. The daily average values for volume-normalized (DTT_v) and mass-normalized (DTT_m) DTT activity were (2.90±1.07)nmol/(min·m³) and (38.34±18.91)pmol/(min·μg), respectively. Meanwhile, a significant positive correlation was observed between PM_{2.5} mass concentration and DTT_v ($r=0.916, P<0.01$), while a negative correlation was found with DTT_m. Furthermore, DTT_v exhibited significant correlations ($P<0.05$) with organic carbon (OC), elemental carbon (EC), metallic elements (Fe, Mn, Zn, Pb), and ionic components (K⁺, Cl⁻, etc.) within PM_{2.5}. These phenomena suggested that DTT activity primarily depends on specific components of PM_{2.5}. The study further integrated the positive matrix factorization (PMF) model with the multiple linear regression algorithm. Quantitative analysis revealed that solid fuel combustion sources, such as coal combustion, were the most important sources of OP in Taiyuan, contributing 54.7%, followed by motor vehicle sources (23.3%) and dust sources (22.0%).

Key words: PM_{2.5}; oxidative potential; influencing factors; source apportionment

细颗粒物(PM_{2.5})不仅可以吸收和散射太阳光降低大气能见度^[1],影响地球辐射收支平衡^[2],还会对人体健康造成潜在威胁^[3-4].以往许多研究提出了PM_{2.5}影响健康的多种病理机制,其中氧化应激是被广泛认可的理论^[5-6].氧化应激是由于人体暴露在颗粒物中,刺激细胞产生过多的活性氧(ROS),导致细胞内氧化还原平衡被破坏,从而引发一系列健康问题,如炎症、DNA损伤和细胞死亡等^[7].PM在生物体中诱导产生ROS的能力被称为氧化潜势(OP),可作

为比PM_{2.5}浓度更具生物相关性的综合指标,来评估PM对人类健康的影响^[8].

目前,细胞和脱细胞法是OP的常用检测方法,其中脱细胞法因速度快、成本低、操作简单和可重复等优点被广泛应用^[9].二硫苏糖醇(DTT)测定法是一种有效的脱细胞方法,其消耗速率可作为

收稿日期: 2024-11-21

基金项目: 陕西省自然科学基金基础研究计划项目(2023-JC-JQ-23)

* 责任作者, 副教授, zhangqian2018@xauat.edu.cn

OP 的衡量标准^[10].近年研究表明,多种化学组分均具有 DTT 活性.例如 PM 中的过渡金属(如 Cu、Mn 和 Fe)可通过芬顿反应诱导 ROS 生成^[11].金属-金属或金属-有机物的混合物对 DTT 的消耗具有协同、相加和拮抗作用,进而影响 OP 水平^[12].PM 中的有机化合物(如水溶性有机碳、醌类等)也被证实对 ROS 生成具有促进作用^[7,11].然而,由于 PM 化学组分的复杂性及其潜在的相互作用,将 OP 水平高低归因于任何单一组分是不合理的.因此,亟需建立 OP 与污染排放源的直接联系,以制定更具针对性、有效性的空气污染控制策略^[13-14].天津、烟台和锦州作为典型的北方城市,其 PM_{2.5} 的 OP 主要受煤炭燃烧、生物质燃烧、二次源、工业源和交通源的影响,且冬季采暖期间燃煤对 OP 的贡献尤为显著,贡献率高达 34.6%^[8].而对于南方城市,例如武汉、厦门的 OP 来源则分别以机动车排放源(26.9%)、海盐与扬尘源(28.0%)为主^[9,15].

煤炭在中国大多数城市的能源供应中占据主导地位,太原市作为中国北方典型的燃煤城市,煤炭占比高达 82.70%^[16].据统计,太原市每年的煤炭消耗量约为 2500 万 t,其中 960 万 t 用于能源供应^[17].近年来,随着太原市煤改气、煤改电以及清洁能源的逐步推进,煤炭在能源结构中的比例有所下降,但由于太原市能源生产结构单一,可再生能源开发利用不足以及散煤治理工作较难推进,2017 年煤炭在太原市能源消费结构的占比仍超过 70%^[18].正是由于长期以来受益地形和以原材料密集型的煤炭、化工等重工业为主的工业结构的影响^[19],太原市在全国 168 个重点城市的空气质量排名中居于末尾^[20].尤其在冬季采暖期,太原市月均耗煤量高达 170 万 t,约为非采暖季的 2 倍^[21],导致了重污染事件频繁发生.据报道,2009 年、2011 年、2012 年和 2013 年太原市采暖季 PM_{2.5} 日平均浓度分别达到 268.7,167.3, 218.5,181.4 μg/m³,远超《中国环境空气质量标准》[GB 3095-2012]中国家二级标准值(75 μg/m³)^[22].而煤炭燃烧所排放的碳质组分、重金属以及多环芳烃(PAHs)等物质能够促进 ROS 的生成,提高颗粒物的 OP 水平,从而对居民的身体健康构成严重威胁^[8,15].然而,目前针对太原市大气 PM_{2.5} 的研究多聚焦于污染特征和来源解析^[21-22],PM_{2.5} 的 OP 特征及其来源的研究却鲜有报道^[23].因此,本研究以太原市冬季大

气 PM_{2.5} 为研究对象,采用 DTT 检测法对太原市 PM_{2.5} 的 OP 进行测定,揭示该地区 PM_{2.5} 的健康风险水平;通过相关性分析,探讨 PM_{2.5} 中影响 OP 的主要因素;进一步耦合正矩阵分解模型(PMF)与多元线性回归(MLR)分析方法,量化 OP 主要来源的贡献,以期为制定针对性的空气污染控制措施提供参考.

1 材料与方法

1.1 样品采集

采用流量为 1.13 m³/min 的大流量空气采样器(TE-6070, Tisch, NY, USA),并配备 PM_{2.5} 切口和预焙(在 600℃ 预烘烤 5h)石英纤维滤膜进行 PM_{2.5} 样品采集.采样地点位于山西省太原市小店区学府街 102 号中国辐射防护研究院(37.80°N, 112.56°E),采样日期为 2019 年 1 月、2 月、12 月及 2020 年 1 月,采样时间为 24h(09:00~次日 09:00),共采集 PM_{2.5} 样本 16 份.收集到的滤膜立即用干净的铝箔密封,在 -18℃ 条件下保存.采样前后使用高精密度微量天平(Sartorius LA130S-F, Germany)对石英滤膜进行称重,获得颗粒质量.称重前,将滤膜在恒温(20~23℃)和恒湿(35~45%)条件下保持 24h.本研究中气态污染物(NO₂、SO₂、O₃、CO)的浓度数据取自太原市小店区国家空气质量监测站点(数据获取地址:<https://quotssoft.net/air/>).

1.2 OP 测定

使用 DTT 法对 PM_{2.5} 的 OP 水平进行测定.首先,利用 5 mL 超纯水超声提取 2 个直径为 8 mm 的滤膜片,并将提取液使用 0.22 μm 四聚氟乙烯滤头过滤.然后,将 2 mL 提取液与 0.5 mL DTT(250 μmol/L)在装有磷酸钾缓冲液(0.5 mol/L, pH=7.4)的棕色离心管中混合,并置于温度为 37℃、转速为 250 r/min 的恒温金属浴(HM100-Pro, 大龙兴创仪器有限公司, 北京)中反应.分别在反应 2, 6, 10, 14, 18, 22, 26 min 后取出等量反应液与 2 mL 1% 三氯乙酸进行混合淬灭反应.稳定 1 min 后,加入 50 μL 的 5,5'-二硫代双(2-硝基苯甲酸)(0.2 mmol/L)和 10 mL Tris 缓冲液(0.08 mol/L, 含 4 mmol/L 的乙二醇四乙酸, pH=8.90).反应后的混合液使用光程为 100 cm 的液体波导毛细管流通池(LWCC-3100, World Precision Instruments, Sarasota, FL, USA)测定其在 412 nm 处吸光度,以获得剩余的 DTT 浓度并计算 DTT 的消耗速率.DTT 消耗率通过

采样体积 [DTT_v, nmol/(min·m³)] 和颗粒物质量 [DTT_m, pmol/(min·μg)] 进行归一化^[24], 其公式如下:

$$DTT_v = (r_s - r_b) / \left(V_t \times \frac{A_h}{A_t} \times \frac{V_s}{V_e} \right) \quad (1)$$

$$DTT_m = (r_s - r_b) / \left(M_t \times \frac{A_h}{A_t} \times \frac{V_s}{V_e} \right) \quad (2)$$

式中: r_s 为样品的 DTT 消耗速率, nmol/min; r_b 为空白的消耗速率, nmol/min; V_t 为大气采样总体积, m³; M_t 为 PM_{2.5} 总质量, μg; A_h 和 A_t 分别为 DTT 实验使用的滤膜面积和采样时滤膜的总面积, cm²; V_s 和 V_e 分别为参与 DTT 反应的样品体积和总提取液体积, mL.

1.3 化学组分分析

对 PM_{2.5} 的主要化学组分进行分析, 包括常量和微量元素、水溶性离子、有机碳(OC)、元素碳(EC). 采用能量色散 X 射线荧光光谱仪 (Epsilon4, PANalytical B.V., the Netherlands) 进行元素测定分析, 根据颗粒物样品金属元素 X-射线荧光强度测量值和校准曲线, 计算样品中元素含量, 包括常量元素 (Fe、Ca、K、Ti) 和其他的微量元素 (As、Se、Cr、Mn、Ni、Cu、Zn、Br 和 Pb 等). 使用 Metrohm 940 型离子色谱仪 (IC, Metrohm, Switzerland) 对样品中水溶性离子进行定量检测. 主要包括颗粒物中的阴离子 (Cl⁻、NO₃⁻ 和 SO₄²⁻) 和阳离子 (Na⁺、NH₄⁺、K⁺、Mg²⁺ 和 Ca²⁺). 另外还使用有热-光学碳组分分析仪 (DRI Model 2001A, Atmoslytic, Inc., USA), 利用 IMPROVE-A 的热光反射协议^[25] 的分析方法完成对 OC 和 EC 分析. 仪器的工作原理是基于不同温度下加热释放 OC、EC, 并用氦氛激光分离 OC、EC 进行测量.

1.4 OP 来源分析

耦合 PMF 和 MLR 方法共同量化 PM_{2.5} 排放源对 OP 的来源贡献, 该方法已被广泛用于 PM 中 OP 的来源分配^[9,15]. 本研究采用美国环保署 PMF 5.0 模型对 PM_{2.5} 中各化学组分的质量贡献和来源分布进行量化. PMF 模型是应用最广泛的大气污染源分配受体模型^[13], 基本原理为: 先利用权重计算颗粒物中各化学组分的误差, 并利用最小二乘法解析颗粒物的主要污染源及其贡献率, 如下式表示:

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^n g_{ki} f_{kj} + e_{ij} \quad (3)$$

式中: x_{ij} 为在第 i 个样品中测量的第 j 个化学成分的

浓度; g_{ki} 为第 k 个因子对第 i 个样品贡献率; f_{kj} 为第 k 个因子中第 j 种化学成分的含量; e_{ij} 为实测值和模型估值的残差; n 为因子的总数.

根据方法检出限 (MDL) 和测定误差分数计算数据的不确定度, 计算公式如下:

化学组分浓度低于 MDL, 使用公式:

$$Unc = \frac{5}{6} \times MDL \quad (4)$$

化学组分浓度高于 MDL, 使用公式:

$$Unc = \sqrt{(\text{Error Fraction} \times C_i)^2 + (0.5 \times MDL)^2} \quad (5)$$

式中: C_i 为化学组分的质量浓度; Unc 为数据不确定度; Error Fraction 通过平均所有测量的误差分数来计算.

进一步利用 MLR 模型, 以量化不同排放源对 DTT_v 活性的相对贡献. 模型以 PMF 解析源为自变量, 测量的 DTT_v 为因变量, 计算公式如下:

$$y = \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_i x_i \quad (6)$$

式中: y 表示测定的 DTT_v 活性, nmol/(min·m³); 下标 1~ i 表示不同的排放污染源, 自变量 $x_1 \sim x_i$ 表示不同排放源的浓度, μg/m³; $\beta_1 \sim \beta_i$ 表示与单个自变量对应的回归系数, nmol/(min·μg source)^[26]. 为了避免模型的过度拟合, 本研究采用逐步回归法结合 F 检验 (F-test) 来判断某自变量是否应纳入回归方程^[27]. 其中自变量的输入标准 (F-to-enter) 为 $P < 0.05$, 剔除标准 (F-to-remove) 为 $P > 0.10$, 并且回归线被迫穿过原点, 回归方程中没有常数项, 截距被强制为零^[15]. 根据所获得的回归模型, 可以识别和预测不同源对 DTT_v 活性的相对贡献.

2 结果与讨论

2.1 PM_{2.5} 氧化潜势特征分析

由图 1(a) 可知, 观测期间太原市 PM_{2.5} 质量浓度范围为 6.90~150.91 μg/m³, 平均值为 (92.84±44.82) μg/m³, 是《环境空气质量标准》[GB 3095-2012] 中规定的二级标准日平均浓度限值 75 μg/m³ 的 1.24 倍, 表明观测期间太原市 PM_{2.5} 污染较为严重, 这是由于采暖活动排放增加和冬季边界层厚度较低导致污染物的累积^[25-26]. 观测期间, DTT_m 变化范围为 23.72~93.01 pmol/(min·μg), 平均值为 (38.34±18.91) pmol/(min·μg). DTT_v 的变化范围为 0.64~4.31 nmol/(min·m³), 平均值为 (2.90±1.07) nmol/(min·m³). 从图 1(a) 可看出, 观测期间太原市 DTT 活性波动较大, 主

要是由于颗粒物污染来源不同,导致 PM_{2.5} 的组分存在较大差异,进而影响 DTT 的消耗水平^[28].此外,DTT_v 随着 PM_{2.5} 浓度的增加表现出总体上升的趋势,两者呈显著正相关($r=0.916, P<0.01$) (图 1(b)).然而,DTT_m 随 PM_{2.5} 浓度增加呈幂函数下降趋势(图 1(b)).当 PM_{2.5} 浓度逐渐增加时,DTT_m 逐渐降低,这是因为 PM_{2.5} 中对诱导 ROS 生成具有积极作用的化学组分(例如过渡金属和碳组分)浓度的增长速率明显低于二次无机离子(SO₄²⁻、NO₃⁻ 和 NH₄⁺,SIA) 的增长速率(图 1(c))^[11,29-30].在以往的研究中表明,SIA 是一种非氧化

还原活性组分,仅对 PM_{2.5} 质量增加有贡献,并不影响 DTT 活性^[10,31-33],因此导致 PM_{2.5} 质量浓度与 DTT_m 呈相反的变化趋势.此外,当 PM_{2.5} 质量浓度超过 90μg/m³,DTT_m 下降速率逐渐变缓.原因可能是:一方面是因为 PM_{2.5} 浓度的增长速率有所降低(图 1(d));另一方面是因为高浓度的氧化还原活性金属对 DTT 消耗具有抑制作用^[34-35].以往的研究表明,金属与有机物之间的相互作用(例如拮抗作用等)主要受到金属种类及其浓度的影响.高浓度的特定金属(如 Cu 等)能够与有机配体形成络合物,从而影响其氧化还原活性^[11,36].

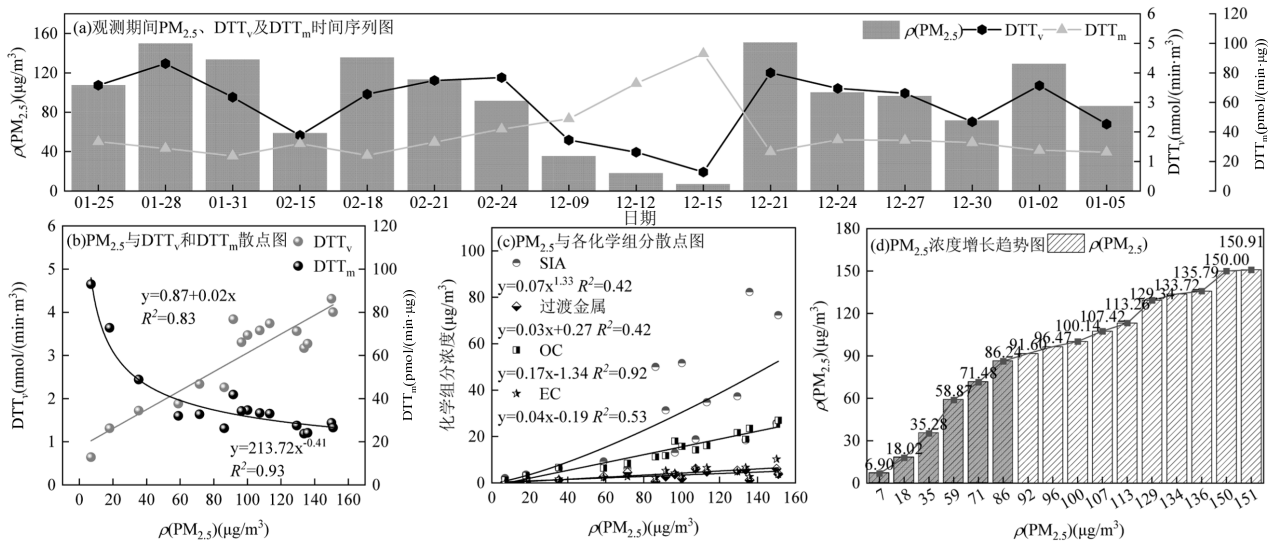


图 1 观测期间 PM_{2.5}、DTT_v 与 DTT_m 变化特征

Fig.1 Characteristics of PM_{2.5}, DTT_v and DTT_m changes during the observation period

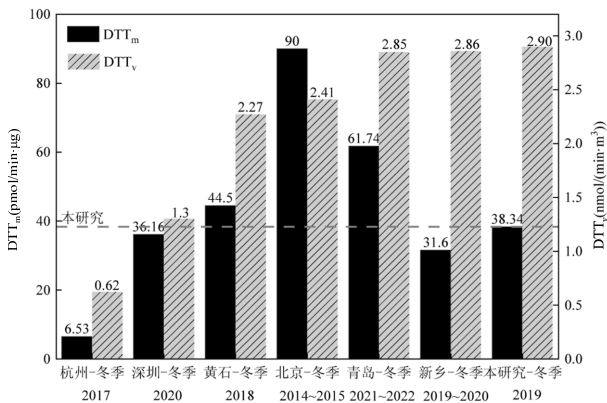


图 2 本研究 PM_{2.5} 氧化潜势与国内其他城市的对比

Fig.2 Comparison of PM_{2.5} oxidative potential of this study with other cities in China
数据对比引自文献^[7,39-43]

由图 2 可知,观测期间太原市 DTT_m 的平均值为

[38.34pmol/(min·μg)],高于杭州[6.53pmol/(min·μg)]、新乡 [31.6pmol/(min·μg)],但明显低于北京 [90pmol/(min·μg)]等城市,总体而言处于中等水平.而相对于其他城市,观测期间太原市 DTT_v 平均值[2.90nmol/(min·m³)]与青岛、新乡等北方城市冬季水平较为一致,却显著高于南方城市,如杭州 [0.62nmol/(min·m³)]、深圳[1.3nmol/(min·m³)].原因可能与北方冬季燃烧排放的增加密切相关^[37-38],如供暖和交通排放等污染源对氧化还原活性成分(如挥发性和半挥发性有机化合物、金属等)排放的增加^[7,26],导致太原市冬季 DTT_v 活性显著增强,单位暴露体积的健康风险上升.

2.2 OP 影响因素分析

计算了气态污染物(NO₂、SO₂、CO、O₃)以及

PM_{2.5} 中主要的化学组分与 OP_v 的相关性(图 3).结果表明,DTT_v 与多种化学组分存在显著相关性($P<0.05$).其中,DTT_v 与 OC、EC 呈显著正相关($r=0.873$, $P<0.01$; $r=0.813$, $P<0.01$),主要归因于碳质颗粒物表面氧化活性化合物(如醌类)能够进行氧化还原反应并诱导 ROS 生成^[38,44-46].DTT_v 与金属元素 Fe、Mn、Zn 呈显著相关($r=0.624$, $P<0.01$; $r=0.763$, $P<0.01$; $r=0.792$, $P<0.01$),这是由于过渡金属可作为催化剂,通过 Fenton 或类 Fenton 反应加速 ROS 生成,或通过与 DTT 结合的方式直接消耗 DTT^[11,47-48].此外,过渡金属(如 Fe、Mn)能够与类腐殖质(HULIS)发生反应,对 PM 的 DTT 消耗能力产生影响^[12].值得注意的是,与健康密切相关的 As 和 Pb 不仅能够诱导 ROS 产生^[49-50],同时也是燃煤源的标志性元素^[51],其浓度与 DTT_v 显著正相关($r=0.848$, $P<0.01$; $r=0.849$, $P<0.01$),表明煤炭燃烧对人体健康危害性较大.从离子角度来分析,K⁺和 Cl⁻与 DTT_v 的显著相关性($r=0.855$, $P<0.01$; $r=0.857$, $P<0.01$)可能是由共排放的氧化还原活性成

分所致^[8].本研究中,K⁺和 Cl⁻均与 OC 呈现显著相关($r=0.852$, $P<0.01$; $r=0.888$, $P<0.01$),都主要来源于燃料燃烧^[52-53].SO₄²⁻、NO₃⁻与 DTT_v 的显著相关($r=0.536$, $P<0.05$; $r=0.567$, $P<0.05$)主要有两个原因:一方面,这些无机离子伴随二次有机气溶胶(SOA)的产生,由大气光氧化反应所形成,而 SOA 中的硝基多环芳烃(NPAH)以及醌类等诱导 ROS 产生中起到关键性作用^[7,54-55].另一方面硝酸盐和硫酸盐可为 PM 提供酸性环境,增强金属的溶解度,促进 ROS 产生^[29,54].此外,Ca²⁺和 Mg²⁺也与 DTT_v 显著相关($r=0.589$, $P<0.05$; $r=0.647$, $P<0.01$),这些离子本身可以调节 PM 的酸度,改变过渡金属(如 Fe、Cu 等)的溶解度^[45],进而对 PM 的 OP 造成影响.同时,OP_v 与 NO₂ 表现出显著相关($r=0.497$, $P<0.05$),可能是由于 NO₂ 与 PM_{2.5} 中的 OC、EC 等组分发生非均相反应,产生亚硝酸盐(HONO)、亚硝酸酯(ONO)等化学物质^[56-57],这些物质会直接或间接提高 PM_{2.5} 中 OP 水平^[58].这进一步表明,观测期间 OP 受到燃烧源和机动车排放的显著影响^[59].

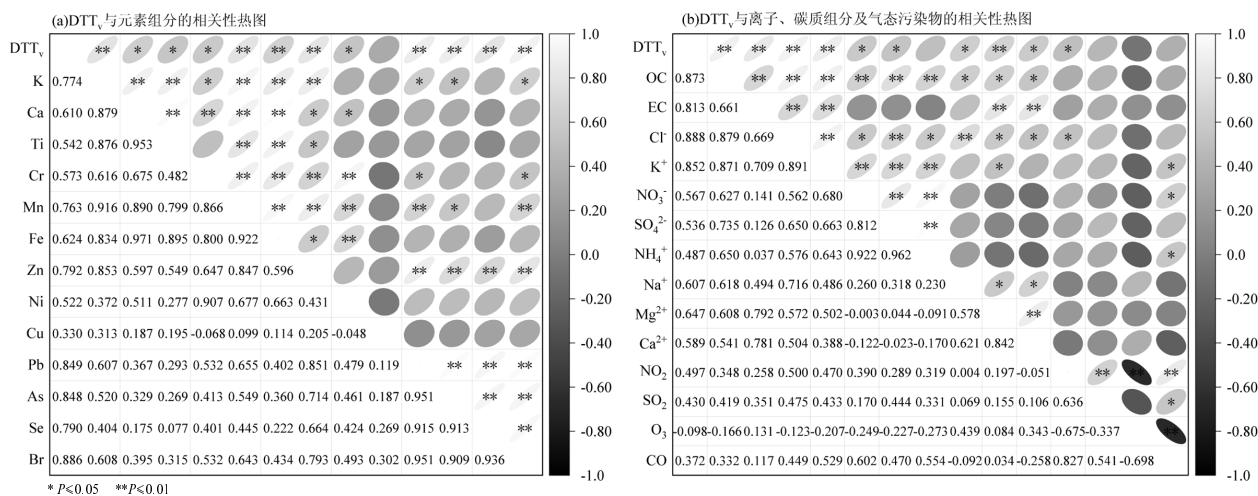


图 3 DTT_v 与各影响因素的相关性热图

Fig.3 Heat map of the correlation between DTT_v and various influencing factors

2.3 OP 来源解析

本研究利用 EPA PMF 5.0 模型对太原市冬季观测期间 PM_{2.5} 样品进行解析,共识别出 5 种污染因子,如图 4 所示,因子 1 以 SO₄²⁻、NO₃⁻、NH₄⁺为主要贡献物,贡献率分别为 53.8%、51.8%、69.0%,是光化学或其他化学反应形成的典型二次污染物^[46],因此该因子被指定为二次源.因子 2 中,Cr 和 Ni 贡献较高,贡献率分别为 66.1%和 60.9%,是冶金工业重要的指示物^[60],Fe 和 Mn 贡献也较高,贡献率分别为 25.5%和

19.1%,可能来源于金属加工业^[14],因此被定为工业源.因子 3 中贡献较高的 Zn、Mn、Pb 是轮胎和刹车磨损中常见的重金属^[61-62],且 EC 贡献率高达 43.7%,被认为是机动车排放的特征性指标^[63].因子 4 是扬尘源,其中高含量的 Ca²⁺、Ti、Fe、Mn 与地壳相关^[64-65],贡献率分别为 61.9%、61.3%、42.7%、23.3%,符合扬尘来源特征^[66].因子 5 中,Cl⁻的贡献率最高,为 59.4%,其次为 Pb、As、Se 和 K⁺,贡献率分别为 55.1%、49.4%、48.2%和 42.8%,其中 Cl⁻和 K⁺是煤燃烧和生物质燃烧

的典型示踪剂^[67-68], 生物质飞灰中同样含有较高浓度的 Br^[69]。同时, As、Se、Pb 也是燃煤的标志性元素^[52], 因此将因子 5 归类为固体燃料燃烧源。以上识别出的 5 种污染源与任娇等人^[23]在 2019 年冬季对太原市小店区 PM_{2.5} 解析出的污染源类别一致^[23]。

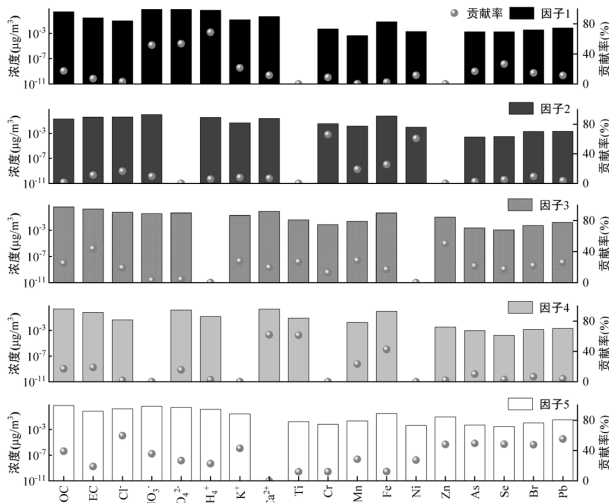


图4 来源解析结果

Fig.4 Source analysis results

基于源解析结果,进一步使用 MLR 模型量化不同来源对 DTT_v 的相对贡献^[6]。本研究通过逐步筛选结合 F 检验方法,将工业源($P=0.363$)和二次源($P=0.214$)在回归模型中剔除,从而减少模型过拟合的风险 (F -to-enter: $P<0.05$; F -to-remove: $P>0.10$)。

MLR 结果的 R^2 为 0.951, 表明模型拟合良好(表 1)。非标准化系数用于反映每个源对 OP 的相对贡献,最终优化后的预测方程建立如下:

$$DTT_v = 1.494 \times \text{固体燃料燃烧源} + 0.619 \times \text{机动车排放源} + 0.593 \times \text{扬尘源} \quad (7)$$

经过验证,实测 DTT_v 与预测 DTT_v 显著相关 ($r=0.895, P<0.01$), 表明 3 种来源模型预测值的可靠性。其中,燃料燃烧源(54.7%)和机动车排放源(23.3%)对 OP 贡献最高,这主要与太原市冬季燃料燃烧和机动车使用量增加有关,其所排放的 EC、OC、重金属及 PAHs 是 ROS 生成的主要贡献者^[8-9, 15, 70-71], 其排放的 PM 表现出更高的氧化毒性。据报道,燃烧源和机动车排放对太原市颗粒物 PAHs 的贡献高达 41.99%、30.52%, 对颗粒物总碳排放的贡献分别为 61% 和 23%^[21, 72]。因此,管理部门在制定降低大气颗粒物对健康影响的相关政策时,应加强对燃料燃烧和机动车排放的监管和控制。本研究中扬尘是 OP 的第 3 贡献源,贡献率为 22.0%。可能是由于扬尘颗粒表面本身就附着大量的氧化还原活性物质(如过渡金属和碳质组分)^[70, 73], 并在远距离运输过程中通过表面反应生成高氧化活性的有毒物质(如 1-硝基芘), 从而进一步影响 OP 水平^[73-74]。此外,扬尘在吸附二氧化硫(SO_x)和氮氧化物(NO_x)等酸性气体后,能够为 PM 提供酸性环境,影响过渡金属的溶解度^[75-77], 或加速其他高氧化活性物质生成^[73]。

表 1 MLR 模型结果

Table 1 MLR model results

模型	来源	非标准化系数		标准化系数	t	P
		B	标准误差	Beta		
$1n = 16, r^2 = 0.75, \text{Adj.}^a R^2 = 0.733$	固体燃料燃烧源	2.161	0.322	0.866	6.708	0.000
	机动车排放源	0.776	0.143	0.442	5.413	0.000
$2n = 16, r^2 = 0.919, \text{Adj.}^a R^2 = 0.908$	固体燃料燃烧源	1.755	0.204	0.703	8.606	0.000
	机动车排放源	0.776	0.143	0.442	5.413	0.000
	扬尘源	0.593	0.161	0.259	3.691	0.000
$3n = 16, r^2 = 0.961, \text{Adj.}^a R^2 = 0.951$	固体燃料燃烧源	1.494	0.164	0.599	9.121	0.000
	机动车排放源	0.619	0.112	0.353	5.511	0.000
	扬尘源	0.593	0.161	0.259	3.691	0.000

注:^a R^2 为调整后的 R^2 。

在北京和西安 OP 的相关研究中同样表明,燃煤源和机动车排放源是冬季 OP 的主要来源^[14, 24]。然而在渤海沿海城市(如天津、锦州、烟台),燃煤和生物质燃烧主导 OP 来源,贡献率分别为 34.6% 和 26.1%, 但机动车排放对 OP 的贡献最小,仅为 6.1%^[8]。而在

新乡的研究中,除了燃烧源外,二次源在冬季对 OP 的贡献也显著高于其他季节。原因可能是由于该地区氮肥施用量大和牲畜养殖等因素导致其排放量较大,以及冬季有利的气象条件(低温、高相对湿度等),加强了二次无机气溶胶的形成^[43]。综上所述,北

方城市冬季的 OP 主要来源于当地采暖期的煤炭燃料燃烧.因此,应积极响应国家及省级的控煤政策,制定明确的控煤计划,优化能源结构,实现煤炭消费比例的显著下降,并继续推广和应用清洁低碳能源技术.此外,机动车排放也是 OP 的重要来源之一,因此在控制煤炭等燃料燃烧的基础上,还需加强对机动车数量的管理,并减少尾气等污染物的排放.

3 结论

3.1 观测期间太原市 $PM_{2.5}$ 日均浓度为 $(92.84 \pm 44.82) \mu\text{g}/\text{m}^3$,显著高于环境空气质量二级标准,存在严重的空气污染问题.使用 DTT 法对太原市的 OP 进行测定,其中 DTT_m 的平均值为 $(38.34 \pm 18.91) \text{pmol}/(\text{min} \cdot \mu\text{g})$, DTT_v 的平均值为 $(2.90 \pm 1.07) \text{nmol}/(\text{min} \cdot \text{m}^3)$,其暴露风险处于国内较高水平,表明观测期间颗粒物对人体健康危害相对较大.

3.2 $PM_{2.5}$ 质量浓度与 DTT_v 变化特征一致,而与 DTT_m 呈相反的变化趋势,表明 OP 主要取决于化学组分而非 $PM_{2.5}$ 的质量浓度. $PM_{2.5}$ 的碳质组分(OC、EC)、金属元素(Fe、Mn、Zn、Pb)及离子组分(K^+ 、 Cl^- 等)与 OP 显著相关($P < 0.05$),表明这些化学组分对 ROS 的产生具有显著影响.

3.3 利用 PMF 模型将太原市 $PM_{2.5}$ 污染源划分为:固体燃料燃烧源、机动车排放源、扬尘源、二次源和工业源.基于 PMF 源解析结果,进一步耦合 MLR 模型量化各污染源对 OP 的相对贡献.结果显示,固体燃料燃烧(54.7%)是 OP 的主要来源,其次是机动车排放(23.3%)和扬尘(22.0%).结合北方其他城市 OP 排放源的特征,应优先加强对燃烧源的控制,优化能源结构,从源头降低颗粒物对人体健康的危害.

参考文献:

[1] Pui D Y H, Chen S-C, Zuo Z. $PM_{2.5}$ in China: Measurements, sources, visibility and health effects, and mitigation [J]. *Particuology*, 2014, 13:1-26.

[2] Bellouin N, Quaas J, Gryspeerdt E, et al. Bounding global aerosol radiative forcing of climate change [J]. *Reviews of Geophysics*, 2020, 58(1):e2019RG000660.

[3] Bates J T, Weber R J, Abrams J, et al. Reactive oxygen species generation linked to sources of atmospheric particulate matter and cardiorespiratory effects [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015,49(22):13605-13612.

[4] Liu L, Urch B, Szyszkowicz M, et al. Metals and oxidative potential in urban particulate matter influence systemic inflammatory and neural

biomarkers: A controlled exposure study [J]. *Environment International*, 2018,121:1331-1340.

[5] Nel A. Air pollution-related illness: Effects of particles [J]. *Science, American Association for the Advancement of Science*, 2005,308(5723):804-806.

[6] Bates J T, Fang T, Verma V, et al. Review of acellular assays of ambient particulate matter oxidative potential: Methods and relationships with composition, sources, and health effects [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019,53(8):4003-4019.

[7] Wang J, Lin X, Lu L, et al. Temporal variation of oxidative potential of water soluble components of ambient $PM_{2.5}$ measured by dithiothreitol (DTT) assay [J]. *Science of The Total Environment*, 2019,649:969-978.

[8] Liu W, Xu Y, Liu W, et al. Oxidative potential of ambient $PM_{2.5}$ in the coastal cities of the Bohai Sea, northern China: Seasonal variation and source apportionment [J]. *Environmental Pollution*, 2018,236:514-528.

[9] Li J M, Zhao S M, Miao Q Y, et al. Changes in source contributions to the oxidative potential of $PM_{2.5}$ in urban Xiamen, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2025,149:342-357.

[10] Cho A K, Sioutas C, Miguel A H, et al. Redox activity of airborne particulate matter at different sites in the Los Angeles Basin [J]. *Environmental Research*, 2005,99(1):40-47.

[11] Charrier J G, Anastasio C. On dithiothreitol (DTT) as a measure of oxidative potential for ambient particles: evidence for the importance of soluble transition metals [J]. *Atmospheric chemistry and physics (Print)*, 2012,12(5):11317-11350.

[12] Yu H, Wei J, Cheng Y, et al. Synergistic and antagonistic interactions among the particulate matter components in generating reactive oxygen species based on the dithiothreitol assay [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018,52(4):2261-2270.

[13] Giannossa L C, Cesari D, Merico E, et al. Inter-annual variability of source contributions to PM_{10} , $PM_{2.5}$, and oxidative potential in an urban background site in the central Mediterranean [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022,319:115752.

[14] Wang Y, Wang M, Li S, et al. Study on the oxidation potential of the water-soluble components of ambient $PM_{2.5}$ over Xi'an, China: Pollution levels, source apportionment and transport pathways [J]. *Environment International*, 2020,136:105515.

[15] Deng M, Chen D, Zhang G, et al. Policy-driven variations in oxidation potential and source apportionment of $PM_{2.5}$ in Wuhan, central China [J]. *Science of The Total Environment*, 2022,853:158255.

[16] Zhang L, Yang Z, Liang J, et al. Spatial variation and distribution of urban energy consumptions from cities in China [J]. *Energies, Molecular Diversity Preservation International*, 2011,4(1):26-38.

[17] Zhang H, Liu Y, Shi R, et al. Evaluation of PM_{10} forecasting based on the artificial neural network model and intake fraction in an urban area: A case study in Taiyuan city, China [J]. *Journal of the Air and Waste Management Association, Taylor & Francis*, 2013,63(7):755-763.

[18] 张保留,王健,吕连宏,等.对资源型城市能源转型的思考——以太原市为例 [J]. *环境工程技术学报*, 2021,11(1):181-186.

Zhang B L, Wang J, Lv L H, et al. Thoughts on energy transformation of resource-based cities: Taking Taiyuan city as an example [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2021,11(1):181-186.

[19] 任娇,尹诗杰,郭淑芬.太原市大气 $PM_{2.5}$ 中水溶性离子的季节污染特征及来源分析 [J]. *环境科学*, 2020,40(9):3120-3130.

Ren J, Yin S J, Guo S F. Seasonal variation and source analysis of

- water-soluble ions in PM_{2.5} in Taiyuan [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020,40(9):3120-3130.
- [20] 温晓妮, 崔阳, 郭利利, 等. 太原市冬季大气 PM_{2.5} 中硫酸盐污染特征及其形成机制研究 [J]. *环境科学学报*, 2024,44(9):54-66.
Wen X Y, Cui Y, Guo L L, et al. Pollution characteristics and formation mechanism of sulfate in PM_{2.5} during winter in Taiyuan [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2024,44(9):54-66.
- [21] Yan Y, He Q, Guo L, et al. Source apportionment and toxicity of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons by PMF: Quantifying the influence of coal usage in Taiyuan, China [J]. *Atmospheric Research*, 2017,193:50-59.
- [22] Li H, Guo L, Cao R, et al. A wintertime study of PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiyuan during 2009-2013: Assessment of pollution control strategy in a typical basin region [J]. *Atmospheric Environment*, 2016,140:404-414.
- [23] 任娇, 赵荣荣, 王铭, 等. 太原市冬季不同污染程度下 PM_{2.5} 的化学组成、消光特征及氧化潜势 [J]. *环境科学*, 2022,43(5):2317-2328.
Ren J, Zhao R R, Wang M, et al. Chemical compositions, light extinction effect, and oxidative potential of PM_{2.5} under different pollution levels during winter in Taiyuan [J]. *Environmental Science*, 2022,43(5):2317-2328.
- [24] Yu S, Liu W, Xu Y, et al. Characteristics and oxidative potential of atmospheric PM_{2.5} in Beijing: Source apportionment and seasonal variation [J]. *Science of The Total Environment*, 2019,650:277-287.
- [25] Chen Q, Wang M, Wang Y, et al. Oxidative potential of water-soluble matter associated with chromophoric substances in PM_{2.5} over Xi'an, China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019,53(15):8574-8584.
- [26] Li J M, Zhao S M, Xiao S H, et al. Source apportionment of water-soluble oxidative potential of PM_{2.5} in a port city of xiamen, southeast China [J]. *Atmospheric Environment*, 2023,314:120122.
- [27] 滑彤昕, 刘蕾, 温维, 等. 基于多模式的北京 PM_{2.5} 组分特征及氧化潜势分析 [J]. *中国环境科学*, 2024,44(1):37-47.
Hua T X, Liu L, Wen W, et al. Analysis of PM_{2.5} component characteristics and oxidative potential in Beijing based on multi-mode application [J]. *China Environmental Science*, 2024,44(1):37-47.
- [28] Puthussery J V, Singh A, Rai P, et al. Real-time measurements of PM_{2.5} oxidative potential using a dithiothreitol assay in Delhi, India [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2020,7(7):504-510.
- [29] Fang T, Guo H, Zeng L, et al. Highly acidic ambient particles, soluble metals, and oxidative potential: A link between sulfate and aerosol toxicity [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017,51(5):2611-2620.
- [30] Verma V, Fang T, Xu L, et al. Organic aerosols associated with the generation of reactive oxygen species (ROS) by water-soluble PM_{2.5} [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015,49(7):4646-4656.
- [31] Patel A, Rastogi N. Oxidative potential of ambient fine aerosol over a semi-urban site in the indo-gangetic plain [J]. *Atmospheric Environment*, 2018,175:127-134.
- [32] Ntziachristos L, Froines J R, Cho A K, et al. Relationship between redox activity and chemical speciation of size-fractionated particulate matter [J]. *Particle and Fibre Toxicology*, 2007,4(1):5.
- [33] Verma V, Rico-Martinez R, Kotra N, et al. Contribution of water-soluble and insoluble components and their hydrophobic/hydrophilic subfractions to the reactive oxygen species-generating potential of fine ambient aerosols [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012,46(20):11384-11392.
- [34] Li X, Kuang X M, Yan C, et al. Oxidative potential by PM_{2.5} in the north China plain: Generation of hydroxyl radical [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019,53(1):512-520.
- [35] Wang J, Jiang H, Jiang H, et al. Source apportionment of water-soluble oxidative potential in ambient total suspended particulate from Bangkok: Biomass burning versus fossil fuel combustion [J]. *Atmospheric Environment*, 2020,235:117624.
- [36] Lin M, Yu J Z. Effect of metal-organic interactions on the oxidative potential of mixtures of atmospheric humic-like substances and copper/manganese as investigated by the dithiothreitol assay [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,697:134012.
- [37] Paraskevopoulou D, Bougiatioti A, Stavroulas I, et al. Yearlong variability of oxidative potential of particulate matter in an urban Mediterranean environment [J]. *Atmospheric Environment*, 2019,206:183-196.
- [38] Calas A, Uzu G, Besombes J L, et al. Seasonal variations and chemical predictors of oxidative potential (OP) of particulate matter (PM), for seven urban french sites [J]. *Atmosphere*, 2019,10(11):698.
- [39] Wang Y, Zhang Y, Schauer J J, et al. Impacts of sources on PM_{2.5} oxidation potential during and after the Asia-pacific economic cooperation conference in Huairou, Beijing [J]. *Environmental Science & Technology*, American Chemical Society, 2020,54(5):2585-2594.
- [40] Xing C, Wang Y, Yang X, et al. Seasonal variation of driving factors of ambient PM_{2.5} oxidative potential in Shenzhen, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2023,862:160771.
- [41] Wang Z, Deng M, Zhang S, et al. Variations in the oxidation potential of PM_{2.5} in an old industrial city in China from 2015 to 2018 [J]. *Science of the Total Environment*, 2024,948:174639.
- [42] Li R, Yan C, Meng Q, et al. Key toxic components and sources affecting oxidative potential of atmospheric particulate matter using interpretable machine learning: Insights from fog episodes [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024,465:133175.
- [43] Liu H, Xu M, Yang Y, et al. The oxidative potential of fine ambient particulate matter in Xinxiang, north China: Pollution characteristics, source identification and regional transport [J]. *Environmental Pollution*, 2024,360:124615.
- [44] Niu X, Ho K F, Hu T, et al. Characterization of chemical components and cytotoxicity effects of indoor and outdoor fine particulate matter (PM_{2.5}) in Xi'an, China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019,26(31):31913-31923.
- [45] Gao D, Ripley S, Weichenthal S, et al. Ambient particulate matter oxidative potential: chemical determinants, associated health effects, and strategies for risk management [J]. *Free Radical Biology & Medicine*, 2020,151:7-25.
- [46] 彭勤, 李丹, 罗玉, 等. PM_{2.5} 粉末样品中不同组分的氧化潜势及影响因素 [J]. *中国环境科学*, 2024,44(4):1957-1965.
Peng Q, Li D, Luo Y, et al. The contribution and influencing factors of different components to oxidation potential in PM_{2.5} powder samples [J]. *China Environmental Science*, 2024,44(4):1957-1965.
- [47] Ye J, Hu H, Bu Z, et al. Spatiotemporal distribution of oxidative potential in PM_{2.5} and its key components across six Chinese cities [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024,476:135119.
- [48] Tao F, Gonzalez-Flecha B, Kobzik L. Reactive oxygen species in pulmonary inflammation by ambient particulates [J]. *Free Radical Biology and Medicine*, 2003,35(4):327-340.

- [49] Huang W, Zhang Z, Huang J, et al. High contribution of non-exhaust emission to health risk of PM_{2.5}-bound toxic metals in an urban atmosphere in south China [J]. *Atmospheric Environment*, 2023,306:119824.
- [50] Park J, Park E H, Schauer J J, et al. Reactive oxygen species (ROS) activity of ambient fine particles (PM_{2.5}) measured in Seoul, Korea [J]. *Environment International*, 2018,117:276–283.
- [51] Zhang Y, Tian J, Wang Q, et al. High-time-resolution chemical composition and source apportionment of PM_{2.5} in northern Chinese cities: Implications for policy [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2023,23(16):9455–9471.
- [52] Duan F, Liu X, Yu T, et al. Identification and estimate of biomass burning contribution to the urban aerosol organic carbon concentrations in Beijing [J]. *Atmospheric Environment*, 2004,38(9):1275–1282.
- [53] Xu H M, Cao J J, Ho K F, et al. Lead concentrations in fine particulate matter after the phasing out of leaded gasoline in Xi'an, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2012,46:217–224.
- [54] Pietrogrogrande M C, Biffi B, Colombi C, et al. Contribution of chemical composition to oxidative potential of atmospheric particles at a rural and an urban site in the Po Valley: Influence of high ammonia agriculture emissions [J]. *Atmospheric Environment*, 2024,318:120203.
- [55] 王帝伟,沈振兴,白鸽子,等.西安市大气 PM_{2.5} 分子演化 and 来源对其氧化潜势的影响 [J]. *中国环境科学*, 2025,45(2):629–636.
Wang D W, Shen Z X, Bai G Z, et al. Effects of molecular evolution and emission sources on atmospheric oxidative potential in Xi'an [J]. *China Environmental Science*, 2025,45(2):629–636.
- [56] Chen J, Jiang H, Chen X, et al. A novel mechanism for NO₂-to-HONO conversion on soot: Synergistic effect of elemental carbon and organic carbon [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2023,10(10):878–884.
- [57] Han C, Liu Y, He H. Heterogeneous photochemical aging of soot by NO₂ under simulated sunlight [J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 64:270–276.
- [58] Li J, Hua C, Ma L, et al. Key drivers of the oxidative potential of PM_{2.5} in Beijing in the context of air quality improvement from 2018 to 2022 [J]. *Environment International*, 2024,187:108724.
- [59] 刘素,马彤,杨艳,等.太原市冬季 PM_{2.5} 化学组分特征与来源解析 [J]. *环境科学*, 2019,40(4):1537–1544.
Liu S, Ma T, Yang Y, et al. Chemical composition characteristics and source apportionment of PM_{2.5} during winter in Taiyuan [J]. *Environmental Science*, 2019,40(4):1537–1544.
- [60] Duan J, Tan J. Atmospheric heavy metals and Arsenic in China: Situation, sources and control policies [J]. *Atmospheric Environment*, 2013,74:93–101.
- [61] Lang J, Liang X, Li S, et al. Understanding the impact of vehicular emissions on air pollution from the perspective of regional transport: A case study of the Beijing-Tianjin-Hebei region in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2021,785:147304.
- [62] Argyropoulos G, Grigoratos Th, Voutsinas M, et al. Concentrations and source apportionment of PM₁₀ and associated elemental and ionic species in a lignite-burning power generation area of southern Greece [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013,20(10):7214–7230.
- [63] Gao D, Mulholland J A, Russell A G, et al. Characterization of water-insoluble oxidative potential of PM_{2.5} using the dithiothreitol assay [J]. *Atmospheric Environment*, 2020,224:117327.
- [64] Kong S, Han B, Bai Z, et al. Receptor modeling of PM_{2.5}, PM₁₀ and TSP in different seasons and long-range transport analysis at a coastal site of Tianjin, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(20):4681–4694.
- [65] Song Y, Tang X, Xie S, et al. Source apportionment of PM_{2.5} in Beijing in 2004 [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007,146(1):124–130.
- [66] Wang N, Zhou L, Liu L, et al. Chemical characteristics and formation mechanisms of PM_{2.5} during wintertime in two cities with different industrial structures in the Sichuan Basin, China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2024,462:142618.
- [67] Li H, Wang Q, Yang M, et al. Chemical characterization and source apportionment of PM_{2.5} aerosols in a megacity of southeast China [J]. *Atmospheric Research*, 2016,181:288–299.
- [68] Rai P, Furger M, Slowik J G, et al. Characteristics and sources of hourly elements in PM₁₀ and PM_{2.5} during wintertime in Beijing [J]. *Environmental Pollution*, 2021,278:116865.
- [69] Vassilev S V, Vassileva C G, Baxter D. Trace element concentrations and associations in some biomass ashes [J]. *Fuel*, 2014,129:292–313.
- [70] Altuwajjiri A, Pirhadi M, Kalafy M, et al. Impact of different sources on the oxidative potential of ambient particulate matter PM₁₀ in Riyadh, Saudi Arabia: A focus on dust emissions [J]. *Science of the Total Environment*, 2022,806:150590.
- [71] Li J, Li J, Wang G, et al. In-vitro oxidative potential and inflammatory response of ambient PM_{2.5} in a rural region of northwest China: Association with chemical compositions and source contribution [J]. *Environmental Research*, 2022,205:112466.
- [72] Mu L, Tian M, Zheng L, et al. Characterisation and source apportionment of atmospheric organic and elemental carbon in an urban-rural fringe area of Taiyuan, China [J]. *Environmental Chemistry*, 2019,16(3):187.
- [73] Kelly F J, Fussell J C. Global nature of airborne particle toxicity and health effects: a focus on megacities, wildfires, dust storms and residential biomass burning [J]. *Toxicology Research*, 2020,9(4):331–345.
- [74] Kameda T, Azumi E, Fukushima A, et al. Mineral dust aerosols promote the formation of toxic nitropolycyclic aromatic compounds [J]. *Scientific Reports*, 2016,6(1):24427.
- [75] Shahpoury P, Zhang Z W, Arangio A, et al. The influence of chemical composition, aerosol acidity, and metal dissolution on the oxidative potential of fine particulate matter and redox potential of the lung lining fluid [J]. *Environment International*, 2021,148:106343.
- [76] Hu S, Polidori A, Arhami M, et al. Redox activity and chemical speciation of size fractionated PM in the communities of the Los Angeles-Long Beach harbor [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2008,8(21):6439–6451.
- [77] Guo H, Nenes A, Weber R J. The underappreciated role of nonvolatile cations in aerosol ammonium-sulfate molar ratios [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2018,18(23):17307–17323.

作者简介: 张潇文(2000-),女,山东枣庄人,西安建筑科技大学硕士研究生,主要从事大气 PM_{2.5} 氧化潜势特征及其来源解析研究。
zhangxiaowen2022@xauat.edu.cn.