

APEC 期间河北省大气污染及 PM_{2.5} 来源变化特征

魏哲,张泽琨,史文浩,何雨,邓萌杰,王丽涛
(河北工程大学 能源与环境工程学院,河北 邯郸 056038)

摘要:研究包括京津冀地区在内的13个城市APEC会议前、中、后三时段的大气污染特征,并通过PM_{2.5}采集和成分分析,对不同时段PM_{2.5}的来源进行解析。结果显示:与APEC会议前相比,APEC期间北京、石家庄、承德、廊坊、邢台、张家口、邯郸、唐山、天津、衡水、沧州、秦皇岛和保定的PM_{2.5}分别下降了58.7%、52.9%、50.1%、47.3%、43.5%、36.7%、34.9%、33.4%、29.6%、26.9%、20.2%、19.9%和12.8%,平均降低了35.9%,高于SO₂、NO₂和CO的浓度降低比例(分别为17.5%、21.3%和22.0%);与APEC会议前相比,APEC期间邯郸市的NO₃⁻、SO₄²⁻和NH₄⁺分别降低了32.0%、32.9%和39.1%;APEC会议前和APEC期间PM_{2.5}的来源变化不大,会议后,燃煤/生物质燃烧源、冶金、燃油源上升至21.7%、14.0%和20.8%,而扬尘源、工业源、二次源降至12.6%、11.8%和19.2%。

关键词:APEC;河北;PM_{2.5};PMF

中图分类号:X51

文献标识码:A

Characteristics of air pollution of Hebei and sources of PM_{2.5} during Asia – Pacific Economic Cooperation

WEI Zhe, ZHANG Zekun, SHI Wenhao, HE Yu, DENG Mengjie, WANG Litao

(College of Energy and Environmental Engineering, Hebei University of Engineering, Hebei Handan 056038, China)

Abstract: The characteristics of PM_{2.5} in 13 cities before, during, and after APEC period were analyzed, and the sources of PM_{2.5} using the chemical components of PM_{2.5} were identified. The results show that the concentrations of PM_{2.5} decrease by 58.7%, 52.9%, 50.1%, 47.3%, 43.5%, 36.7%, 34.9%, 33.4%, 29.6%, 26.9%, 20.2%, 19.9%, and 12.8% in Beijing, Shijiazhuang, Chengde, Langfang, Xingtai, Zhangjiakou, Handan, Tangshan, Tianjin, Hengshui, Cangzhou, Qinhuangdao, and Baoding during APEC period, respectively, compared with before APEC period. The concentrations of PM_{2.5} decreased on average 35.9%, which is higher than 17.5% of SO₂, 21.3% of NO₂, and 22.0% of CO. The concentrations of NO₃⁻, SO₄²⁻ and NH₄⁺ decreased by 32.0%, 32.9% and 39.1%, respectively, compared with the APEC period. There is no notable difference for the PM_{2.5} sources before and during APEC period. The source contributions of coal/biomass combustion, metal smelting, and oil combustion increased to 21.7%, 14.0% and 20.8%, meanwhile, the source contributions of dust, industry, and secondary source decreased to 12.6%, 11.8% and 19.2%, respectively.

Key words: APEC; Hebei; PM_{2.5}; PMF

细颗粒物污染已成为社会关注的焦点^[1-7]。京津冀是细颗粒物污染非常严重的地区,对该地区的相关研究已有很多^[8-11],多从污染特征、形成

过程、来源、成分等方向进行了分析研究^[12-17]。2014年11月APEC会议在北京举办,京津冀区域采取了一系列“史上最严”措施为北京空气质量保

保驾护航。统计显示,APEC 期间北京大气污染物排放量同比均大幅削减,二氧化硫、氮氧化物、可吸入颗粒物(PM₁₀)、细颗粒物(PM_{2.5})、挥发性有机物等减排比例分别达到 54%、41%、68%、63% 和 35% 左右^[18]。本文利用 13 个城市的实时数据,探讨在 APEC 会议前、中、后三个时段污染特征,分析减排后的污染及来源情况;探讨 APEC 会议前后 PM_{2.5}来源的差异,为将来的减排措施提供技术支持。

1 实验部分及研究方法

1.1 在线监测数据来源

本文所用在线监测 PM_{2.5}、PM₁₀、CO、NO₂ 和 SO₂ 数据来自中华人民共和国环境保护部。本文使用包括北京、天津、张家口、承德、秦皇岛、唐山、廊坊、沧州、衡水、保定、石家庄、邢台和邯郸共 13 个城市的数据,各城市的均值由各城市所有站点的均值得到。

1.2 PM_{2.5}采样、成分分析及来源解析

1.2.1 采样点、采样设备介绍

PM_{2.5}采样设备架设在河北工程大学城建实验楼三楼楼顶(36°34'N, 114°29'E),距离地面约 12 m,周围无明显排放源。大流量采样器采样口距地面约 1 m,流量设为 1.13 m³/min,使用规格为 20.3 cm×25.4 cm 的石英膜进行采样。

1.2.2 采样时段

本次采样时段自 2014 年 10 月 15 日起,至 11 月 30 日止,共采样 63 个。采暖期(11 月 15 日)之前,每天使用一张采用膜,从早上 8:00 到第二天 7:30,连续采样 23.5 h。采暖期开始后,每天采样 2 个,采样时段分别为 8:00 到 19:30 和 20:00 到第二天 7:30。2014 年北京 APEC 时间为 11 月 3 日—11 日,由于减排措施自 11 月 1 日就开始实施,因此,本文以 11 月 1—12 日作为 APEC 期间,10 月 15—31 日作为 APEC 会议前,11 月 13—30 日为 APEC 会议后。

1.2.3 成分测试

离子分析:采样大膜上取直径为 1 cm² 的石英膜充分溶解在 10 ml 的高纯水中(18.2 MΩ·cm),过滤得到的溶液用于分析样品的水溶性无机离子。试验采用美国 Dionex 生产的 DX-600 离子色谱仪和 ICS-2100 分别检测样品的阳离子和

阴离子,包括 NH₄⁺、Na⁺、K⁺、Mg²⁺、Ca²⁺、SO₄²⁻、Cl⁻、F⁻、NO₂⁻ 和 NO₃⁻,由于 F⁻ 和 NO₂⁻ 经常低于检出限,所以本文不使用它们分析。

对于样品中元素的检测,采用先消解后分析的方法。从采样膜上裁一直径为 2 cm 的圆,消解过程采用微波消解仪(美国 CEM 公司, MARS 型号)进行消解,800 W 下高温 190℃ 消解 25 min。之后,使用 ICP-MS 检测消解溶液中元素的含量。ICP-MS 的进样值为连续 3 次进样的均值,相对标准偏差控制在小于 5% 的范围内,内标回收率控制在 80%~120%。

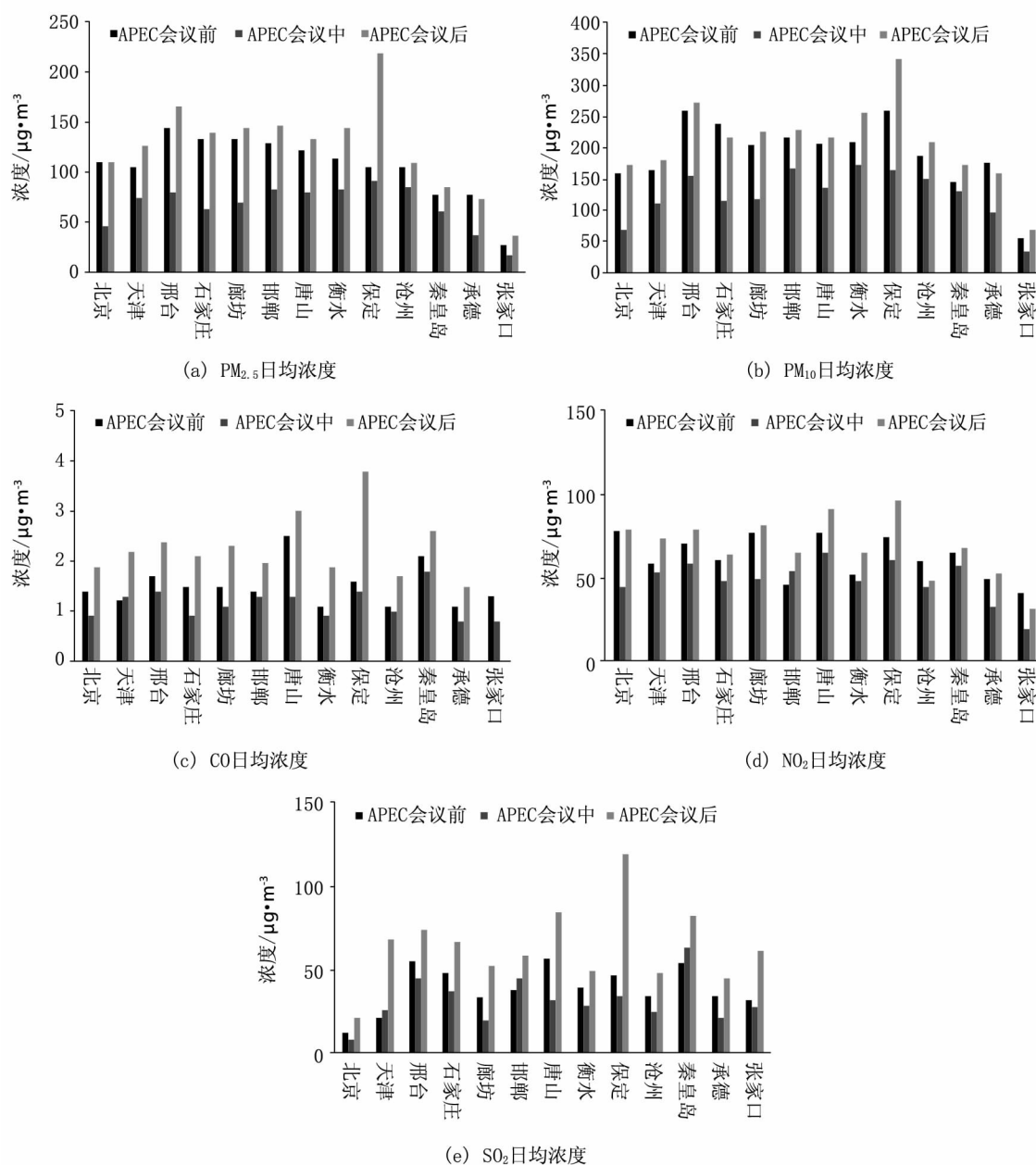
1.3 PM_{2.5}源解析——PMF 法

PMF(Positive Matrix Factor:正定因子分析法)基本思想是把许多相关因子经过简化,用几个相对较少的独立因子综合反映原来因子所要反映的信息^[19-20]。本文使用 USEPA 的 PMF5.0 版本分析了源贡献率。输入数据,要求检测的组分质量浓度减去空白膜所测得质量浓度作为输入数据集,利用源数据的 10% 作为数据集的不确定数据集。因子的设置根据 *Q* 值分布和解析结果的稳定性为依据^[21],当因子数从 3~9 依次运行时,*Q* 值在 3~6 之间迅速递减;当因子为 6~9 时,*Q* 值趋于平缓下降,所以认定 6 个因子较为合适。

2 结果与讨论

2.1 会议前、中、后京津冀城市的污染特征

图 1 给出了 APEC 会议前、中、后不同城市不同污染物的日均值。APEC 会议前,除张家口外,所列城市 PM_{2.5}日均浓度均超过国家二级标准,秦皇岛和承德稍高于二级标准。到 APEC 期间时,由于一系列减排的措施,PM_{2.5}日均浓度均有不同程度的下降,北京的降幅最大,由 APEC 会议前的 110.7 μg/m³ 到 APEC 期间的 45.7 μg/m³,降低了 58.7%。其次为石家庄、承德和廊坊,降低比例在 47.3%~52.9% 之间。尽管 APEC 减排使各城市 PM_{2.5}不同程度的降低,但仍有包括邢台、邯郸、唐山、衡水和保定在内的城市,日均浓度超过国标二级标准。到 APEC 会议后,减排阶段结束和采暖期的到来使 PM_{2.5}日均浓度骤增,北京升高的最快,达 144.0%,其次为保定(136.8%)、石家庄(121.8%)、廊坊(107.3%)和邢台(106.0%)。从浓度上看,只有张家口和承德在国家二级标准

图1 不同时间段 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、CO、 NO_2 和 SO_2 日均浓度Fig.1 Daily concentration of $PM_{2.5}$, PM_{10} , CO, NO_2 , and SO_2

以下,分别为 $35.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $73.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$,其他城市都在国家二级标准以上。

相对于 APEC 会议前,APEC 会议后的 $PM_{2.5}$ 日均浓度明显上升,突出表现在保定市,升高 106.5%。这与 APEC 期间的减排措施是分不开的,而到 APEC 会议后,一些企业为赶进度、加紧生产,必然产生更大的排放,加上采暖期的排放,导致了 APEC 会议后浓度较快升高。在邯郸,APEC 期间的 $PM_{2.5}$ 日均浓度为 $83.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$,较 APEC 前期的 $128.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 明显低,降低了 34.9%;但 APEC 后期的日均浓度高达 $148.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$,是国家二级标

准的近两倍,增率为 76.5%。特殊的是,相对于 APEC 会议前,北京 APEC 会议后的 $PM_{2.5}$ 只升高了为 0.7%。对于 PM_{10} ,APEC 会议前,只有秦皇岛和张家口低于国家二级标准,到 APEC 期间,包括邢台、邯郸、衡水、保定和沧州在内的 5 个城市仍然高于国家二级标准,扬尘等开放型污染源提供了较多 PM_{10} ,因为各城市城区改造所裸露的地面不可避免的提供了较多的 PM_{10} ,同时也说明 PM_{10} 污染在这 5 个城市比较严重。

SO_2 作为一次污染物,燃煤是其主要来源^[22]。目前,各城市的 SO_2 日均浓度均在国家二级标准

限值以下,有些城市达到一级标准,说明SO₂的排放控制策略有效实施。至于NO_x,2010年—2012年的三年间,NO_x降低了1.5%。相对于SO₂,在APEC会议前各城市的NO_x日均浓度均高于SO₂,NO_x污染日益凸显,与汽车保有量的逐年增长分不开。APEC期间,SO₂与NO₂都有一定程度的降低,从图1中看出北京市外围的廊坊、保定、唐山和承德降低更加明显,SO₂的降低率分别为42.8%、26.8%、43.7%和38.4%,接近或高于北京的28.9%;NO₂的降低率分别为36.6%、18.5%、16.1%和33.5%,低于北京的42.9%。河北南部城市的石家庄和邢台SO₂与NO₂的减排量在17.0%~22.6%和17.4%~20.1%。然而,邯郸市APEC期间的SO₂和NO₂相对于APEC会议前未降反升,这可能与邯郸市地理位置有关。到APEC会议后,各城市SO₂日均浓度都明显升高,增长率在30%~246.1%,北京、天津及其周边的廊坊、保定、唐山、承德和张家口增长速率更大,这应该与工业上加紧生产与采暖的排放有关,这从APEC会议后相对于APEC会议前的增长速率可以看出,各城市的增长率在28.0%~153.4%之间。对于NO₂,在APEC后期的增长速率也比较明显,上述城市的增长均值为42.8%。但是各城市之间还是有明显差距的,图1显示北京及其周边的城市增长更快,这与SO₂表现一致。作为一次污染物的CO,燃煤与交通都是其主要排放源。Tang等^[23]认为在北京CO更多的来自机动车的排放,使用CO与SO₂的比值来推断大气污染物的来源。北京APEC后期CO升高了111.1%,看来取消机动车限行后,CO浓度上升了一倍多。而在河北的石家庄、唐山和保定,CO分别升高了133.3%、130.8%和171.4%,说明在这三个城市CO来源比北京更加广泛,升高的幅度更大。

从数据上看,PM_{2.5}降低地最快,各城市均降低了35.9%,高于SO₂、NO₂和CO一次污染物减少的17.5%、21.3%和22.0%,与PM₁₀降低的34.1%接近,对污染物全面的控制使PM_{2.5}得到有效的控制。另外APEC期间河北省全省工业企业中涉及VOC排放工序的全部暂时停产^[24],该项举措可能起着重要作用。因为对VOC的减排可能对PM_{2.5}的降低更有效^[25],VOC是生成O₃的主要物质,O₃的生成增加了大气中的氧化剂,进而有利于一次污染物向二次成分的转化,所以在大气复合污染凸显时,避免二次污染物的产生,降低VOC

会非常有效。

2.2 邯郸市APEC前、中、后PM_{2.5}组分变化

对二次无机离子的控制,首先重点是放在控制SO₂和NO_x等一次污染物上。图2显示NO₃⁻浓度最大,在三个时段浓度分别为20.3、13.8、27.1 μg/m³;其次为SO₄²⁻,三个时段的浓度分别为16.1、10.8、22.7 μg/m³;再次为NH₄⁺,三个时段的浓度分别为15.1、9.2和20.9 μg/m³。三种二次离子在APEC期间呈不同程度降低。相对于APEC前,APEC期间的NO₃⁻和SO₄²⁻分别降低了32.0%和32.9%,低于NH₄⁺降低的39.1%。到APEC会议后,三种离子浓度明显上升,超过APEC会议前的水平,相对于APEC会议期间,NO₃⁻、SO₄²⁻和NH₄⁺上升了96.4%、110.2%和127.2%。二次离子NO₃⁻和SO₄²⁻的降低的原因可能是对NO_x与SO₂的控制上,而NH₄⁺的形成与SO₂和NO_x都有直接的关系,所以NH₄⁺的降低很可能是大气中没有充足的SO₂与NO_x参加反应,并且出现NH₄⁺的降幅大于NO₃⁻和SO₄²⁻的降幅。氮氧化率(NOR)和硫氧化率(SOR)可判定大气中是否存在明显二次转化。APEC会议前,NOR和SOR的平均值分别为0.29和0.30,APEC期间,SOR和NOR降到0.18和0.19,到APEC会议后NOR和SOR又升至0.28和0.26。因为湿度由APEC会议前的61.8%下降到APEC期间的53.8%,平均气温也由17.3℃降至11.9℃;到APEC会议后,尽管平均温度下降至8.3℃,但平均湿度却上升到65.6%,湿度的增加会提高一次污染物的转化速率^[16],再者,采暖期的到来,NO₂和SO₂明显上升,为二次转化提供了充足的反应物,所以NOR和SOR上升至0.28和0.26。

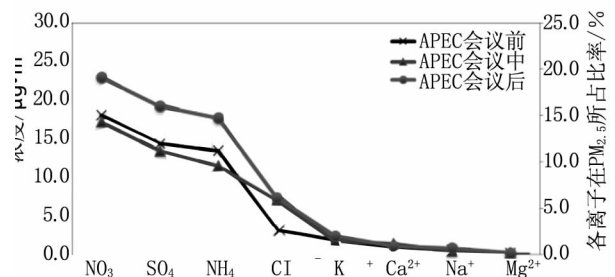


图2 邯郸市PM_{2.5}离子APEC会议前、中、后的变化
Fig.2 Variation of ions in PM_{2.5} before, during, and after APEC in Handan

相对于APEC会议前,APEC期间除了Cl⁻和Ca²⁺离子之外,其他离子的浓度均呈不同程度的

下降, Cl^- 和 Ca^{2+} 离子浓度和比率未降低反而升高。二次离子常来源于大气中的转化, 与大气环境和排放物量有着直接的关系, 而 Cl^- 常来源于生物质或者煤的燃烧, 同时土壤中也含有丰富的氯元素, Ca^{2+} 的来源与道路和建筑工地扬尘有关, 所以在对企业停产限产的情况下, 其他离子浓度都下降时, Cl^- 和 Ca^{2+} 反而上升了。说明扬尘的控制是难以在短时期内达到很好的效果的, 暂时的地面洒水作用不是很明显。 K^+ 和 Na^+ 离子明显下降, 分别降低了 30.0% 和 57.1%。到 APEC 会议后, 随着采暖期的到来, 一次污染物排放增多。然而, Ca^{2+} 离子含量有所减少, 可能由于 $\text{PM}_{2.5}$ 绝对浓度的上升有关; K^+ 和 Na^+ 上升较快, 相对于 APEC 期间分别上升了 100.0% 和 233.3%。 K^+

作为生物质燃烧的重要标识物, 从 APEC 前后的浓度变化可以说明 APEC 期间排放控制策略对生物质燃烧控制比较有效。 Mg^{2+} 在三个时段无变化。

2.3 APEC 前后阶段 $\text{PM}_{2.5}$ 的来源

图 3 显示在 APEC 时期, PMF 模型共解析出 6 类污染源, 第一个源被认定为燃煤/生物质燃烧源, 这是因为生物质燃烧的特征性标识物 K^+ 在该因子中具有高负载。同时, 该因子与 V、Zn 和 Pb 等元素有明显的相关性^[26], 这些元素很有可能是燃煤过程排放的, 所以这个因子被认定为燃煤/生物质燃烧的混合源。该因子在 APEC 会议前贡献了 17.0% 的 $\text{PM}_{2.5}$ (图 4), 而在 APEC 会议期间和

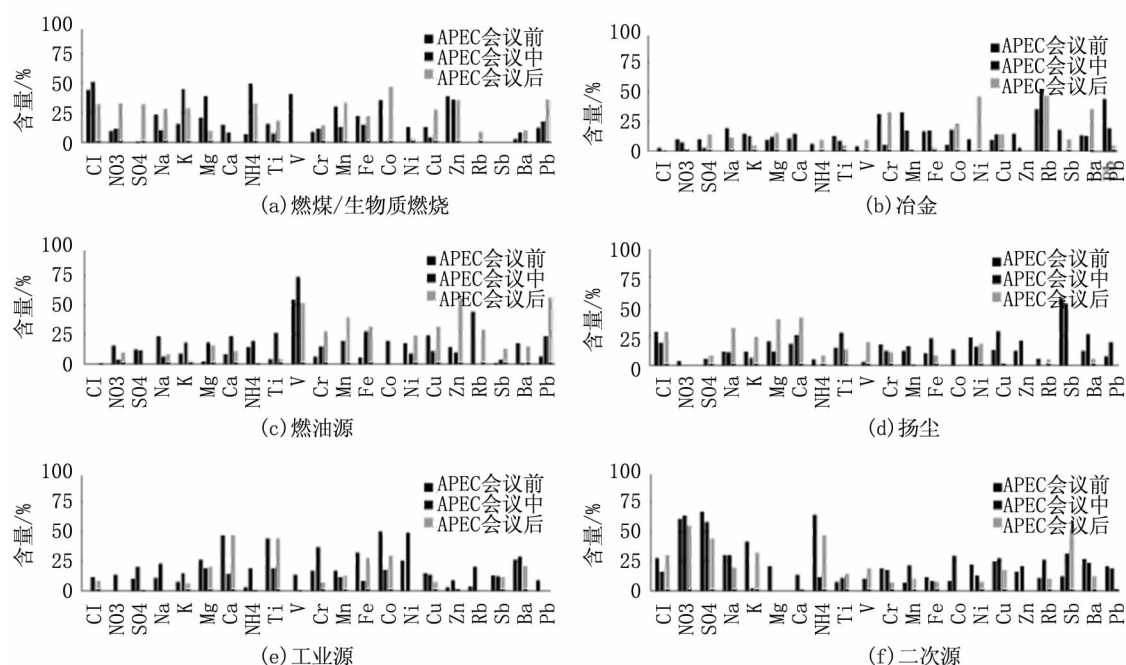


图3 PMF解析 $\text{PM}_{2.5}$ 的污染源

Fig. 3 Source identification using PMF model

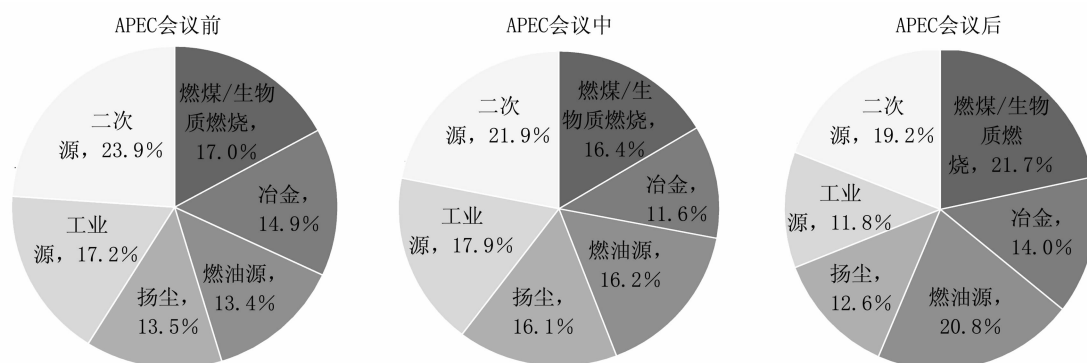


图4 APEC会议前、中、后时段污染源对 $\text{PM}_{2.5}$ 的贡献

Fig. 4 Source apportionment to $\text{PM}_{2.5}$

APEC 会议后,该因子分别贡献了 16.4% 和 21.7%。该因子的贡献在 APEC 会议期间稍微下降,这可能是减排措施起到了一定控制作用,而到 APEC 会议后明显上升,这与采暖期燃煤排放有关,更多开放性、无组织的源排放了较多污染物。所以在 APEC 会议后,NO₃⁻、SO₄²⁻和 Pb 等的载率也比较高。

在第二个因子中,Cr、Fe、Co、Mn、Rb 和 Pb 等金属元素有较高的负载。它们大多都是工业生产时排放到大气中的,而邯郸正是一个以钢铁冶炼为主的重工业地区,所以该因子被认定为冶金源。在 APEC 会议期间,邯郸市对主要工业和冶炼行业进行了控制,所以冶金源对 PM_{2.5}从 APEC 会议前的 14.9% 下降到 11.6%。同时,因子中的主要高载率元素表现不同,在 APEC 会议前,Cr 和 Ni 具有高负载率,而 Cr 和 Ni 都是钢铁行业生产的标识元素。而在 APEC 会议期间 Mn、Fe、Pb、Cr 和 Co 都有较高的负载率,但 Rb 的负载率更高,表现的更明显,这也说明 APEC 期间减排措施对 Cr 和 Ni 减排明显。到 APEC 会议后,Cr 和 Ni 又表现出具有高的负载率,所以 APEC 会议后冶金源贡献了 14.0%,这与 APEC 会议前接近。

V、Cu、Ni、Co 的高负载出现在第三个因子中,这些金属元素在汽油中充当抗暴剂、助燃剂等作用,同时有研究称 V、Ni、Co、Cu 可能是由于油类的燃烧产生的^[27],所以该因子被判定为燃油源,它在三个时段分别贡献了 13.4%、16.2% 和 20.8% 的 PM_{2.5},贡献的变化与 NO₂ 浓度变化一致。此外,APEC 会议后该因子中还有 Zn、Pb、Mn 等金属元素具有较高的负载率,Zn、Pb 和 Mn 可能来自机动车刹车部件,Zn 也可能作为一种抗磨剂添加在橡胶轮胎中,Pb 可能是来源于轧钢厂,Mn 可能与金属冶炼有关^[28-29]。所以 APEC 会议后,该源可能为混合源,这与受体模型源解析中共线性造成的,因为在一个因子中可能存在着两种或两种以上的污染源有着类似的标识元素^[30],但由于该因子中都有明显的燃油的标识物存在,所以该因子认定为燃油源。

金属元素 Sb 广泛分布于土壤中,并常用于刹车垫的制造。同时,在 APEC 会议前和期间,该因子中的 Ca²⁺与 Mg²⁺也有着较高的负载率,而它们是建筑水泥土的标识元素,所以判断该因子为扬尘源。在 APEC 会议后,建筑活动猛增,它在三个时段分别贡献了 13.5%、16.1% 和 12.6% 的

PM_{2.5}。从贡献率的大小来看,扬尘源在 APEC 期间对 PM_{2.5}的贡献最大,可能与 PM_{2.5}绝对浓度的下降有关,另一方面是对扬尘的控制比较有限,尽管在 APEC 期间环卫部门对邯郸城区的道路采取了洒水工作,但因为在邯郸市有很多裸露的地面,土壤尘可能会提供更多的 PM_{2.5},所以 Sb 在 APEC 期间有明显的负载率。到 APEC 会议后,贡献率的下降主要还是因为其他源对 PM_{2.5}贡献增加。从而也说明扬尘源的控制与地形、地理位置有关,短时间的控制方案效果有限。

第五个因子中 Fe、Cr、Mn 和 Co 具有高的负载率,同时,Ca²⁺、Mg²⁺、Ba 和 SO₄²⁻等标识物具有较高负载率。邯郸市产业中以钢铁冶炼为主导,其他比如陶瓷、建材市场等在邯郸市发展迅速,所以该因子被认定为工业源,该源在三个时段分别贡献了 17.2%、17.9% 和 11.8% 的 PM_{2.5}。工业源对 APEC 会议前和 APEC 期间贡献几乎相等,近年来脱硫工作和一些控排措施在大型企业进行,而 APEC 后期明显下降,因为 APEC 会议后,进入采暖期的北方城市开始燃煤取暖,燃煤/生物质燃烧和燃油上对 PM_{2.5}贡献明显上升有关是工业源对 PM_{2.5}贡献率下降的一个主要原因。另外,值得一提的是,工业源和冶金源界线本来很难界定,工业源不单单是指冶金,还包括一些比如水泥、玻璃、陶瓷和建材等企业。本文注意到工业源中存在一些比如 Fe、Cr、Mn 和 Co 等金属元素存在,另外 Ca²⁺、Mg²⁺、Ba 和 SO₄²⁻等标识物质的出现说明该因子更可能是一个混合源,暗示建筑尘、扬尘、玻璃行业等源的贡献,所以该因子被认定为工业源,同时说明工业源是具有一些共线特征的复合源。

SO₄²⁻、NO₃⁻和 NH₄⁺是由一次污染物在大气中转化而来的,被称作二次离子。三个离子在该因子中有很高的负载率,所以该因子被看作二次源,它在三个时期分别贡献了 23.9%、21.9% 和 19.2% 的 PM_{2.5}。APEC 会议期间的二次源贡献较 APEC 会议前低,与二次无机离子在 PM_{2.5}所占比例下降一致,这与 APEC 期间二次转化率降低有关。APEC 会议后,这与三者在 PM_{2.5}所占比率并不一致。这应该与受体模型的共线性是分不开的。共线性问题会造成二次源贡献最低,这与上节研究得到 APEC 会议后二次离子明显上升不一致,这与 PMF 模型计算得到燃煤/生物质燃烧和燃油源贡献的上升分不开。

3 结论

1) 在严格的减排措施下,各城市 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度降低了 35.9% 和 34.1%, 高于 SO_2 、 NO_2 和 CO 降低的 17.5%、21.3% 和 22.0%。相对于 APEC 会议前,APEC 会议中 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 和 NH_4^+ 分别降低了 32.0%、32.9% 和 39.1%。APEC 会议后 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 和 NH_4^+ 比 APEC 期间高 96.4%、110.2% 和 127.2%。

2) APEC 会议前和会议中 $PM_{2.5}$ 的来源变化不大,其中冶金源下降最明显,减少 3.2%,这与对冶金行业采取的限产、停产等一系列措施有关,APEC 会议后冶金源对 $PM_{2.5}$ 贡献又上升至 14.0%。APEC 会议中二次源和燃煤/生物质燃烧源对 $PM_{2.5}$ 的贡献稍有下降,分别降低了 2.0% 和 0.6%,APEC 会议后,北方地区进入采暖期,燃煤/生物质燃烧源明显上升,对 $PM_{2.5}$ 的贡献达 21.7%。二次源在 APEC 会议后对 $PM_{2.5}$ 的贡献为 19.2%,小于 APEC 会议前和 APEC 会议中的 23.9% 和 21.9%。而 APEC 会议中扬尘源升高到 16.1%,在 APEC 会议后,又下降至 12.6%,因为在严格污染源控制措施下,扬尘源对 $PM_{2.5}$ 的贡献凸显。对于工业源,在 APEC 会议前和会议中分别贡献了 17.2% 和 17.9% $PM_{2.5}$,到 APEC 会议后,贡献降为 11.8%。对于燃油源,三个时段分别贡献了 13.4%、16.2% 和 20.8% 的 $PM_{2.5}$ 。

参考文献:

- [1] BOYLAN J W, RUSSELL A. G. PM and light extinction model performance metrics, goals, and criteria for three dimensional air quality models[J]. Atmospheric Environment, 2006(40):4946-4959.
- [2] RAMANATHAN V, CRUTZEN P J, KIEHL J T, et al. Aerosol climate, and the hydrological cycle[J]. Science, 2001(294):2119-2124.
- [3] RAMANATHAN V, FENG Y. Air pollution, greenhouse gases and climate change: Global and regional perspectives[J]. Atmospheric Environment, 2009, 43(1):37-50.
- [4] 黄元龙, 杨新. 大气细颗粒物对大气能见度的影响[J]. 科学通报, 2013, 58(13):1165-1170.
- [5] 柯馨妹, 盛立芳, 孔君, 等. 青岛大气颗粒物数浓度变化及对能见度的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(1):15-21.
- [6] TAO J, HO K F, CHEN L G, et al. Effect of chemical composition of $PM_{2.5}$ on visibility in Guangzhou, China, 2007 spring[J]. Particuology, 2009, 7(1):68-75.
- [7] POPE C A, BUMETT R T, THUN M J, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution[J]. Journal of the American Medical Association, 2002, 287(9):1132-1141.
- [8] TAO M H, CHEN L F, XIONG X Z, et al. Formation process of the widespread extreme haze pollution over northern China in January 2013: Implications for regional air quality and climate[J]. Atmospheric Environment, 2014(98):417-425.
- [9] 解淑艳, 王晓彦, 吴迺名, 等. 环境空气中 $PM_{2.5}$ 自动监测方法比较及应用[J]. 中国环境监测, 2013, 29(2):150-155.
- [10] 陶俊, 张仁健, 董林, 等. 夏季广州城区细颗粒物 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{1.0}$ 中水溶性无机离子特征[J]. 环境科学, 2010, 31(7):1417-1424.
- [11] 王焜尘, 曹军骥, 张宁宁, 等. 西安大气细颗粒($PM_{1.0}$)化学组成及其对能见度的影响[J]. 地球科学与环境学报, 2014, 36(3):94-101.
- [12] WANG H, XU J Y, ZHANG M, et al. A study of the meteorological causes of a prolonged and severe haze episode in January 2013 over central-eastern China[J]. Atmospheric Environment, 2014(98):146-157.
- [13] WANG L T, WEI Z, YANG J, et al. The 2013 severe haze over southern Hebei, China: model evaluation, source apportionment, and policy implications[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2014(14):3151-3173.
- [14] WANG Y S, LI Y, WANG L L, et al. Mechanism for the formation of the January 2013 heavy haze pollution episode over central and eastern China[J]. Science China Earth Sciences, 2014, 57(1):14-25.
- [15] YANG Y R, LIU X G, QU Y, et al. Formation mechanism of continuous extreme haze episodes in the megacity Beijing, China, in January 2013[J]. Atmospheric Research, 2015(155):192-203.
- [16] ZHENG B, ZHANG Q, ZHANG Y, et al. Heterogeneous chemistry: a mechanism missing in current models to explain secondary inorganic aerosol formation during the January 2013 haze episode in North China[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015(15):2031-2049.
- [17] 周敏, 陈长虹, 乔利平, 等. 2013 年 1 月中国中东部大气重污染期间上海颗粒物的污染特征[J]. 环境科学学报, 2013, 33(11):3118-3126.
- [18] 北京市环境保护局科技处. 本市发布 APEC 会议空气质量保障措施效果评估结果[N/OL]. (2014-12-17). <http://www.bjepb.gov.cn/bjepb/413526/332419/332423/332446/416697/index.html>.
- [19] 唐孝炎, 张远航, 邵敏. 大气环境化学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2006:330-364. (下转第 88 页)

6 结论

1) 吴起长 8 砂岩油藏平均孔隙度为 10.48%, 平均渗透率为 $0.41 \times 10^{-3} \mu\text{m}^2$, 属超低渗储层, 所含粘土矿物主要有绿泥石、伊利石、高岭石和伊/蒙混层。

2) 绿泥石的含量与储层物性呈正相关, 伊利石、伊/蒙混层的含量与储层物性呈负相关。

3) 储层中伊蒙混层含量高, 造成储层水敏、盐敏性偏强; 高岭石、伊利石和绿泥石含量较低, 因此速敏性为弱 - 中等偏弱, 酸敏性为弱 - 中等偏弱。

参考文献:

- [1] 单华生, 周锋德. 伊通盆地鹿乡断陷低渗储层敏感性机理分析及分布预测[J]. 地球科学(中国地质大学学报), 2012, 37(4): 719 - 727.
- [2] 徐樟有, 魏萍, 熊琦华. 枣南油田砂岩储层中的粘土矿物特征与油层敏感性试验研究[J]. 石油大学学报: 自然科学版, 1994, 18(3): 1 - 5.
- [3] 曹忠辉, 程少林. 大牛地气田上古生界储层粘土矿物及敏感性分析[J]. 河南石油, 2006, 20(1): 10 - 13.
- [4] 贾统权. 粘土矿物与油藏演化的对应关系对储层敏感性的影响[J]. 油气地质与采收率, 2007, 14(5): 12 - 15.
- [5] 陈恭洋, 张玲, 周超宇. 新沟咀组下段粘土矿物分布特征与储层敏感性[J]. 西南石油大学学报: 自然科学版, 2010, 32(2): 7 - 12.
- [6] 时宇, 杨正明, 黄延章. 低渗透储层非线性渗流模型研究[J]. 石油学报, 2009, 30(5): 731 - 734.
- [7] 熊伟, 雷群, 刘先贵, 等. 低渗透油藏拟启动压力梯度[J]. 石油勘探与开发, 2009, 36(2): 232 - 236.
- [8] 宫清顺, 寿建峰, 姜忠朋, 等. 准噶尔盆地乌尔禾油田三叠系百口泉组储层敏感性评价[J]. 石油与天然气地质, 2012, 33(2): 307 - 314.
- [9] 周晓峰, 何顺利. 鄂尔多斯盆地西南部长 6 段粘土矿物特征[J]. 新疆石油地质, 2010, 31(6): 587 - 589.
- [10] 宋丽红, 朱如凯, 朱德升, 等. 粘土矿物对广安须家河组致密砂岩物性影响[J]. 西南石油大学学报: 自然科学版, 2011, 33(2): 73 - 78.
- [11] 杨胜来, 魏俊之. 油层物理学[M]. 北京: 石油工业出版社, 2004.
- [12] 李芳芳, 高旺来, 杨胜来, 等. 安塞油田高 52 区低渗油藏储层敏感性研究[J]. 特种油气藏, 2012, 19(4): 126 - 129.
- [13] 董清水, 孟庆涛, 贾钰, 等. 伊通地堑莫里青断陷双阳组敏感性储层类型及其分布规律[J]. 石油实验地质, 2009, 31(3): 231 - 236.
- [14] 成赛男, 田继军, 张鹏辉. 伊通盆地莫里青断陷西北缘双阳组二段储层敏感性流动实验评价[J]. 油气地质与采收率, 2013, 20(3): 76 - 78.
- [15] 柳娜, 南珺祥, 刘伟. 鄂尔多斯盆地中部长 6 和长 8 储层特征及酸敏机理[J]. 石油学报, 2008, 29(4): 588 - 591.
- [16] 赵杏媛. 塔里木盆地粘土矿物类型[J]. 新疆石油地质, 1998(2): 137 - 144.
- [17] (责任编辑 王利君)
- (上接第 82 页)
- [20] 贺克斌, 杨复沫, 段凤魁, 等. 大气颗粒物与区域复合污染[M]. 北京: 科学出版社, 2011: 415 - 419.
- [21] 徐敬, 张小玲, 徐晓斌, 等. 上甸子本底站湿沉降化学成分变化与来源解析[J]. 环境科学学报, 2008, 28(5): 1001 - 1006.
- [22] 焦梦. 煤炭使用对中国大气污染的贡献[R/OL]. 中国发展门户网, (2014 - 10 - 21). http://cn.chinagate.cn/reports/2014 - 10/21/content_33824166_2.htm.
- [23] TANG G, ZHU X, HU B, et al. Vertical variations of aerosols and the effects responded to the emission control: application of lidar ceilometers in Beijing during APEC, 2014[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015(15): 13173 - 13209.
- [24] 2013 年河北省钢铁行业大事记[N/OL]. 欧浦钢网, (2015 - 01 - 20). <http://www.opsteel.cn/news/2015 - 01/0D0E0619744098B8E050080A7DC90A8C.html>.
- [25] HUANG R J, ZHANG Y L, BOZZETTI C, et al. High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China[J]. Nature, 2014(514): 218 - 222.
- [26] 肖锐, 李冰, 杨红霞, 等. 北京市大气颗粒物及其铅的来源识别和解析[J]. 环境科学研究, 2008, 21(6): 148 - 155.
- [27] 岳丽. 北京市空气细颗粒物(PM_{2.5})污染特征及来源解析[D]. 济南: 山东师范大学, 2007.
- [28] YANG L X, CHENG S H, WANG X F. Source identification and health impact of PM_{2.5} in a heavily polluted urban atmosphere in China[J]. Atmospheric Environment, 2013(75): 265 - 269.
- [29] YU L D, WANG G F, ZHANG R J. Characterization and source apportionment of PM_{2.5} in an urban environment in Beijing[J]. Aerosol and Air Quality Research, 2013(13): 574 - 583.
- [30] 朱坦, 冯银厂. 大气颗粒物来源解析原理、技术及应用[M]. 北京: 科学出版社, 2012.
- [31] (责任编辑 王利君)