

气溶胶辐射效应对气象和环境影响的观测与模拟研究

杨健博^{1,2,3}, 蔡子颖^{3*}, 杨旭³, 邢蕊⁴, 孟丽红^{1,2}, 李英华^{1,2} (1.天津市气象科学研究所, 天津 300074; 2.天津市海洋气象重点实验室, 天津 300074; 3.中国气象局-南开大学大气环境与健康研究联合实验室, 天津 300074; 4.天津市滨海新区气象局, 天津 300457)

摘要: 选取 2015 年和 2019 年不同代表年份, 结合外场观测和数值模拟, 分析了天津地区不同季节不同天气(晴天、多云、霾)下, 气溶胶辐射效应对整层大气透过率和地表入射太阳辐射的影响, 以及这种影响在不同年份的差异。借助 WRF-Chem 模式模拟分析了重污染期间气溶胶辐射效应对垂直方向上气象要素廓线、边界层结构以及 PM_{2.5} 浓度的反馈机制。结果表明: 霾污染可导致大气透过率明显下降, 春、秋、冬不同季节, 霾污染导致中午大气透过率分别下降 0.09、0.11 和 0.09。全年平均霾污染可导致大气透过率降低约 15.5%。云量的增多也可导致大气透过率明显下降, 多云天气下大气透过率相比晴天减小约 22.4%。霾和云对大气透过率的影响还与太阳高度角有关, 当太阳高度角 > 60° 时, 霾污染导致大气透过率下降 8.6%。随污染等级提高, 气溶胶对太阳辐射的衰减作用也越强, 天津地区空气质量分别为 I~VI 级时, 中午地表入射短波辐射呈稳定下降趋势, 依次为 484, 446, 439, 342, 328 和 253 W/m²。重污染期间, 气溶胶辐射效应导致大气低层(250m 以下)降温(0.8℃)增湿(3.8%), 而中高层(300~1900m)增温(0.5℃)降湿(2.4%), 边界层逆温趋势增强, 大气垂直扩散能力减弱, 最终形成气溶胶-辐射-边界层-污染正反馈机制, 极端情况下可使得近地面 PM_{2.5} 浓度进一步升高约 40 μg/m³, 且这种反馈效应在午后 16:00 最明显。随大气污染防治行动持续深入, 天津空气质量明显改善, 与 2015 年相比, 2019 年天津年均 PM_{2.5} 浓度下降 27.1%, 污染超标天数减少 43.8%, 受此影响, 气溶胶对太阳辐射的衰减作用减弱, 2019 年冬季霾污染导致中午大气透过率减小 0.05, IV 级以上污染天气地表入射短波辐射通量下降 85.3 W/m², 但重污染期间, 气溶胶辐射反馈机制仍可通过改变垂直温度层结, 对污染的加剧(约 20 μg/m³)产生不容忽视的影响。

关键词: 气溶胶辐射效应; 大气透过率; 重污染天气; 大气边界层; 反馈机制

中图分类号: X513 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2023)01-0038-14

Observation and modeling study of the influence of aerosol radiation effect on meteorology and environment. YANG Jian-bo^{1,2,3}, CAI Zi-ying^{3*}, YANG Xu³, XING Rui⁴, MENG Li-hong^{1,2}, LI Ying-hua^{1,2} (1. Tianjin Institute of Meteorological Science, Tianjin 300074, China; 2. Tianjin Key Laboratory for Oceanic Meteorology, Tianjin 300074, China; 3. CMA-NKU Cooperative Laboratory for Atmospheric Environment-Health Research, Tianjin 300074, China; 4. Tianjin Binhai New Area Meteorological Service, Tianjin 300457, China). *China Environmental Science*, 2023, 43(1): 38~51

Abstract: Two representative years (2015 and 2019) were selected to investigate the impact of aerosol radiation effect on bulk atmospheric transmissivity and incoming solar radiation, as well as the evolution of such effect, on the basis of in-situ observation and numerical simulation. With the application of the online coupled atmospheric chemistry model WRF-Chem, the feedback mechanism of aerosol radiative effect on the vertical distribution of meteorological factors, the boundary layer structures and the PM_{2.5} concentration during heavy pollution episodes were analyzed. Results showed that: haze pollution could lead to the obvious decline of bulk atmospheric transmissivity and this effect was dominant at noon. In spring, autumn and winter, haze pollution could lead to the reduction of bulk atmospheric transmissivity by 0.09, 0.11 and 0.09 at noon, respectively. The annual mean atmospheric transmissivity was reduced by about 15.5% due to haze pollution. While atmospheric transmissivity reduction due to cloud cover was about 22.4%, compared to clear days. The impact of aerosol and cloud on atmospheric transmissivity was also related to solar elevation angle. When the solar elevation angle was higher than 60°, haze pollution could lead to a reduction of atmospheric transmissivity of 8.6%. The attenuation of aerosol radiation effect on solar radiation would be enhanced with the aggravation of haze pollution. As the air quality level in Tianjin changing from I to VI, the mean incoming shortwave radiation flux at noon would be 484, 446, 439, 342, 328 and 253 W/m², respectively. During heavy pollution episode, the aerosol radiation effect could lead to cooling (0.8 °C) and moistening (3.8%) of near-surface layer (below 250m), as well as heating (0.5 °C) and drying (2.4%) of upper layer (300~1900m), which would then lead to the enhancement of inversion intensity and the weakening of vertical diffusion. This would finally form the positive aerosol-radiation-boundary layer-pollution feedback, hence lead to the further enhancement of PM_{2.5} concentration (up to 40 μg/m³) near the surface, and this effect was more evident at about 16:00 in the afternoon. Since the implementation of atmospheric pollution prevention and control actions, the air quality in Tianjin has been continuously improved.

收稿日期: 2022-06-09

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42130513); 天津市气象局重点项目(202114zdxm01)

* 责任作者, 正研级高级工程师, 120078030@163.com

Compared to 2015, the annual average $\text{PM}_{2.5}$ concentration of 2019 in Tianjin was reduced by 27.1% and the number of polluted days was reduced by 43.8%. As a result, the attenuation effect of aerosol on solar radiation was weakened, as the haze pollution would lead to the reduction of noontime atmospheric transmissivity by 0.05 in the winter of 2019. Air pollution (AQI grade higher than IV) would reduce the incident shortwave radiation by 85.3W/m^2 at noontime. Nonetheless, during heavy pollution episode in 2019, the aerosol radiation effect could still exert a nonnegligible impact on the aggravation of pollution levels (up to $20\mu\text{g/m}^3$) through the modification of vertical atmospheric stratification.

Key words: aerosol radiation effect; bulk atmospheric transmissivity; heavy pollution episode; atmospheric boundary layer; feedback mechanism

大气细颗粒物污染仍是我国目前面临的最主要环境问题之一^[1-5].一系列大气污染管控与治理措施的实施,使得我国总体空气质量得以持续改善^[6-7].但目前以细颗粒物和臭氧为主的复合型污染问题日益凸显,华北地区冬季以 $\text{PM}_{2.5}$ 为首要污染物的重污染天气仍频繁发生^[8-11].细颗粒物($\text{PM}_{2.5}$)不仅会对人体健康产生严重危害^[12-13],还会影响地-气系统的辐射能量收支平衡,因而对全球气候变化产生不可忽略的影响^[14-15],如影响降水的产生^[16],扩大雾区范围并增强雾的强度^[17-18],引起地表干旱程度改变^[19],导致热带水循环减慢和亚洲季风减弱等^[20].

气溶胶主要通过直接和间接辐射效应对地球气候系统产生影响^[21-22].其中,气溶胶可以通过吸收和散射太阳辐射,进而对地-气系统能量收支产生扰动,这种影响被称为气溶胶直接辐射效应^[23-24];同时,气溶胶还能作为云凝结核,通过参与云的微物理过程,进而间接影响地气系统,即气溶胶间接辐射效应^[25-26].大气气溶胶的辐射效应可以通过观测分析或数值模拟等手段开展分析研究.垂直观测结果表明,黑碳气溶胶的存在对大气起加热作用,垂直方向上加热率最大的高度层出现在混合层顶部^[27].数值模拟研究发现,气溶胶辐射效应受其生命周期和垂直分布特征的共同影响^[28],并通过对地表能量平衡过程的改变,进而对区域温度、风速、水汽和降水分布特征、边界层高度以及大尺度环流特征产生一系列影响^[29-32].

前人研究主要集中于单次污染过程辐射反馈效应的分析,在天津大气污染防治行动不断深入的背景下,气溶胶对大气辐射特性影响及其辐射反馈效应的变化情况尚不清楚,此外关于气溶胶辐射反馈对天津地区边界层气象要素廓线以及大气污染垂直分布特征的影响研究也比较欠缺.基于此,本研究拟充分利用天津长期辐射通量观测资料,对比分析 2015 和 2019 年不同季节和天气条件下气溶胶污

染对整层大气透过率和入射太阳辐射通量的影响以及这种影响在不同年份的差异,在此基础上,发挥气象-大气化学完全耦合模式 WRF-Chem 的在线优势,模拟分析冬季重污染条件下气溶胶辐射效应对天津地区气象要素垂直分布廓线的影响,以及气溶胶和边界层之间的反馈机制对重污染形成的贡献.通过本文研究,希冀加深气溶胶辐射效应对边界层气象要素廓线以及污染过程的反馈机制认知,为提高重污染天气预报预警准确率提供理论和技术支撑.

1 材料与方法

1.1 站点与资料

采用的观测资料主要来自中国气象局天津大气边界层观测站($117^{\circ}12'\text{E}$, $39^{\circ}04'\text{N}$, 台站编号: 54517).该观测站点位于天津市南部,可提供连续、完整的气象要素(气温、相对湿度、风速、风向)、大气成分、辐射、能见度等观测资料.其中辐射观测采用荷兰 Kipp&Zonen 公司的 CNR4 辐射传感器进行测量,数据采集器为 CR3000,采样频率为 10Hz. $\text{PM}_{2.5}$ 浓度观测数据采用天津市生态环境部门 26 个空气质量监测站的实时监测数据.所有数据均经过严格的质控和订正.为更好的对比分析气溶胶污染对天津地区大气辐射特性的影响及其在不同年份的变化特征,研究时段选取 2015 年和 2019 年两个不同年份的全年观测资料.

1.2 不同天气条件的分类方法

为分析霾污染过程对辐射的影响,本文参考文献^[33-35]的方法,基于 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度、相对湿度和能见度观测资料作为霾过程的判定依据,即当能见度低于 10km,相对湿度低于 90%,且 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度超过 $75\mu\text{g/m}^3$ 时,视为出现了霾污染.在此基础上,由于云也会对辐射产生很大影响,本文基于天津气象站(54527)每日 3 次(北京时间 8:00,14:00,20:00)的云观

测资料将天气条件划分为晴天、多云和阴天.其中,当白天(北京时间 8:00 和 14:00)云量小于 2 成时,判定为晴天;当白天云量介于 3~8 成时,判定为多云;而当白天云量大于 8 成时,判定为阴天.

1.3 整层大气透过率的计算方法

整层大气透过率 τ 表征太阳辐射在大气中传播时,经大气衰减后的太阳辐射通量与入射时太阳辐射通量的比值,该比值大小可以直接反映气溶胶颗粒、云和降水等对入射太阳短波辐射的衰减效应.在本文中, τ 的计算采用地表入射太阳短波辐射通量($K_{\downarrow}$)与大气层顶太阳辐射通量($K_{\downarrow,TOA}$)的比值,即:

$$\tau = \frac{K_{\downarrow}}{K_{\downarrow,TOA}} \quad (1)$$

τ 值越大,则大气对辐射传输的影响(吸收或散射)越小.大气层顶入射太阳辐射通量可表示为:

$$K_{\downarrow,TOA} = S_0 \left(\frac{r_0}{r} \right)^2 \sin h \quad (2)$$

式中: S_0 为太阳常数^[36-37]; r 为日地距离,因地球绕太阳运行的公转轨道为椭圆形,故 r 会随时间而不断变化; r_0 为平均日地距离. r/r_0 的比值可基于下式计算得到^[38]:

$$\frac{r}{r_0} = 1 - 0.1672 \cos \left[\frac{0.9856(\text{DOY} - 4)\pi}{180} \right] \quad (3)$$

这里, DOY 为当前日期在一年中的序数值.太阳高度角 h 的计算公式为:

$$\sin h = \sin \varphi \sin \delta + \cos \varphi \cos \delta \cos \omega \quad (4)$$

式中: φ 为研究区域的纬度(=39.06°N,即天津大气边界层观测站所在纬度); δ 为太阳赤纬; ω 为时角.

$$\begin{aligned} \delta = & 0.006918 - 0.399912 \cos \theta_0 + 0.070257 \sin \theta_0 - \\ & 0.006758 \cos 2\theta_0 + 0.000907 \sin 2\theta_0 - \\ & 0.002697 \cos 3\theta_0 + 0.00148 \sin 3\theta_0 \left(\frac{180}{\pi} \right) \end{aligned} \quad (5)$$

$$\theta_0 = \frac{(2\pi \text{DOY} - 1)}{365} \quad (6)$$

$$\omega = 15 \times (LST - 12) \quad (7)$$

式中:LST 为研究区域当地时间.

1.4 大气化学模式与模式性能检验

WRF-Chem 模式是在美国国家大气研究中心(NCAR)研发的天气预报模式 WRF 的基础上加入了化学模块而发展起来的中尺度在线大气化学模式,在时间和空间上实现了化学传输模块与气象模块

的完全耦合^[39-40].WRF-Chem 模式在全球和区域空气质量以及大气化学模拟研究中得到了广泛的应用^[41-42].本研究采用 WRF-Chem V3.8 版本,气相化学机制采用 CBMZ 方案,气溶胶化学机制采用 MOSAIC 方案,长波辐射方案和短波辐射方案均采用 RRTMG,边界层方案采用 YSU 方案.模式的人为排放源清单为农业、工业、交通、电力和生活行业 SO_2 、 NO_x 、 CO 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 BC 、 OC 、 NH_3 和 VOC 排放量,模式 2015 年模拟时,天津地区以外人为排放源清单使用清华大学 MEIC2015(<http://www.meicmodel.org>),分辨率为 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$,天津地区使用源谱调查排放源清单数据(基准源 2015 年),分辨率为 $1\text{km} \times 1\text{km}$.2019 年模拟时,天津地区以外的人为排放源清单使用清华大学 MEIC2019,分辨率为 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$,天津地区使用源谱调查排放源清单数据(基准源 2019 年).天津地区源谱调查排放源清单,数据来自于天津市生态环境局,该清单已在针对天津地区的多项空气质量模拟研究中得到了成功的应用^[43-44].模式水平网格分辨率为 15km,水平网格数为 121×121 ,中心经纬度为 39.0°N , 115.0°E ,垂直方向分为 40 层,气象初始场和背景场均采用分辨率为 $1^\circ \times 1^\circ$ 的 NECP 全球再分析数据 FNL.模拟时间分别为 2015 年 11 月 24 日~2015 年 12 月 31 日以及 2019 年 11 月 24 日~2019 年 12 月 31 日(前 7d 作为模拟 spin-up 时间).在此基础上,为分析气溶胶辐射效应对天津地区气象要素和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的影响,本文基于 WRF-Chem 模式中气溶胶辐射反馈机制(aer_ra_feedback)的开/关,设计了 2 组数值敏感试验(见表 1,其他模式方案设置均保持一致),这 2 组数值敏感试验结果的差值(Case_on-Case_off)即代表了气溶胶辐射效应的影响.

表 1 数值试验方案设置

Table 1 Configuration of numerical experiments

试验类别	试验名称	试验说明
控制试验	Case_on	打开气溶胶反馈机制 (aer_ra_feedback = 1)
对比试验	Case_off	关闭气溶胶反馈机制 (aer_ra_feedback = 0)

为检验 WRF-Chem 模式对气象和环境空气质量的模拟性能,本文采用天津大气边界层观测站 2015

年 12 月和 2019 年 12 月气温、相对湿度以及风速逐时观测数据对模式气象要素模拟性能进行对比验证,并基于天津全市平均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度实况结果对模式空气质量模拟性能进行检验(见表 2).从统计检验结果可以看出,模式对气温、相对湿度和风速等气象要素的模拟结果与观测结果的相关系数为 0.67~0.81,一致性指数为 0.81~0.88,表明模式可以较好的模拟出研究时段内气象要素的变化趋势.对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度,研究时段内 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度模拟值与实况值相关系数为 0.58~0.70,一致性指数为 0.76~0.81,以上结果表明 WRF-Chem 模式模拟效果总体良好.

表 2 气象要素及 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度观测模拟对比统计检验结果
Table 2 Statistical results of meteorology and $\text{PM}_{2.5}$ concentration validations

时间	变量	实况均值	模拟均值	相关系数	绝对误差	一致性指数
2015 年 12 月	气温	1.8℃	0.3℃	0.79	1.9℃	0.83
	相对湿度	56.0%	56.1%	0.67	12.5%	0.81
	风速	3.3m/s	3.2m/s	0.76	1.0m/s	0.87
	$\text{PM}_{2.5}$ 浓度	127.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	126.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.58	66.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.76
2019 年 12 月	气温	1.0℃	-1.0℃	0.81	2.7℃	0.82
	相对湿度	50.3%	49.6%	0.79	11.1%	0.88
	风速	3.9m/s	3.4m/s	0.75	1.3m/s	0.84
	$\text{PM}_{2.5}$ 浓度	60.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	76.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.70	33.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.81

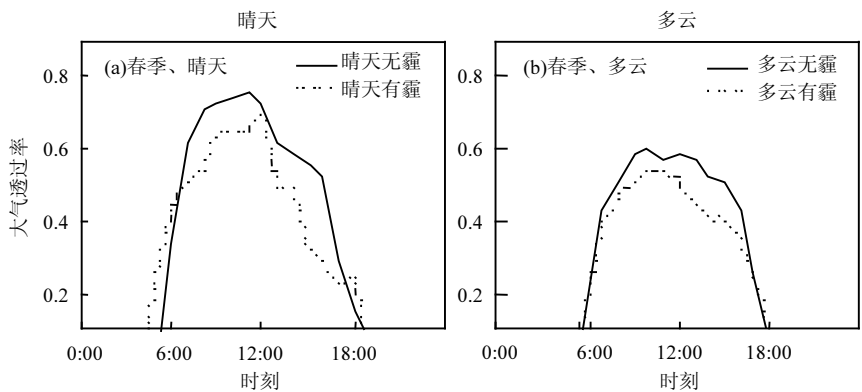
为进一步检验 WRF-Chem 模式气溶胶辐射效应以及数值试验模拟结果的合理性,本文对比了打开气溶胶反馈效应前后的地面短波辐射通量模拟值与观测值的统计检验结果.打开气溶胶反馈机制后(即 Case_on 个例)地面短波辐射通量的模拟值与观测值相关系数为 0.79,一致性指数 0.83,而没有打开气溶胶反馈机制的 Case_off 个例,其模拟值与观测值的相关系数为 0.69,一致性指数 0.68,即打开气

溶胶反馈机制后模式对地面短波辐射通量的模拟性能得到了明显提高,因此可认为 WRF-Chem 模式中气溶胶反馈机制参数化方案的设计相对科学合理.此外,WRF-Chem 模式中的气溶胶反馈机制模块已在大量相关研究中取得了成功的应用^[45-48],因此其辐射反馈机制的模拟是合理可信的.

2 结果与讨论

2.1 霾污染和天空云量对大气透过率的影响

大气中悬浮的大量气溶胶颗粒以及云滴粒子会通过对太阳辐射的吸收和散射作用,导致大气整层透过率的下降,进而引起到达地面太阳辐射通量的减少.不同天气条件下的大气透过率演变特征可以反映霾污染(气溶胶)以及云量对入射太阳短波辐射通量的影响(图 1).表 3 中给出了不同季节不同天气类型(晴天、多云和阴天)日数的分类统计结果,由于夏季出现霾污染的时次较少,因此这里只给出了春、秋、冬三季的结果.从日变化趋势来看,大气透过率表现出明显的中午高而早晚低的日变化特征.这主要与太阳高度角的日变化引起的太阳辐射路径变化有关,中午太阳高度角最大,太阳辐射最强,且到达地面所经过的路径最短,因此大气透过率在中午时段达到最大;而在早晚日出和日落前后,由于太阳高度角较小,太阳辐射较弱,且在大气中经过的路径较长,因此大气透过率也较低.从季节变化特征来看,晴天中午(11:00~13:00)大气透过率在夏季最大(0.80),春(0.70)、秋(0.65)次之,冬季最小(0.50),这主要是由于夏季正午太阳高度角较大,且大气中气溶胶浓度相对较低(霾污染多发于秋冬季,而春季受沙尘暴影响较多),而冬季正午太阳高度角相对较小,且气溶胶浓度相对较高造成的.



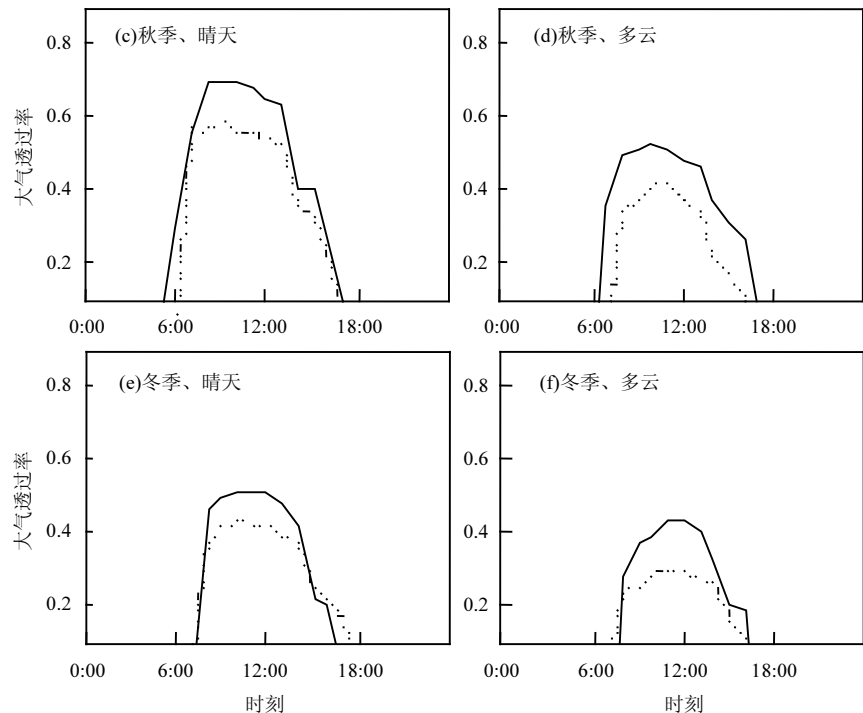


图 1 不同季节不同天气条件下霾污染对整层大气透过率(τ)日变化特征的影响

Fig.1 Influence of haze pollution on the diurnal variation of atmospheric transmissivity (τ) under different weather conditions in different seasons

从不同天气条件下大气透过率的对比来看,由于大气中气溶胶颗粒的吸收和散射作用,霾污染的发生可导致大气透过率的明显下降,且这种影响在中午太阳辐射最强时也最明显.春、秋、冬不同季节,霾污染可导致晴天中午大气透过率平均值分别下降约 0.09, 0.11 和 0.09.除气溶胶颗粒外,云量的增多(多云天气)也可导致大气透过率的明显下降.多云天气下,春、秋、冬三季大气透过率的午间平均值依次为 0.57, 0.48 和 0.42.而多云天气下,霾污染的发生可导致大气透过率的进一步降低,不同季节的下降幅度约在 0.07~0.13 之间.

图 2 给出了 4 种不同天气条件下,大气透过率逐月平均值日变化特征的对比.从图中可以看出,大气透过率仍然呈现出明显的中午高早晚低,且夏季高冬季低的日变化和季节变化特征.从不同天气条件的对比来看,正午大气透过率从高到底依次为晴天无霾、晴天有霾、多云和阴天.这表明,霾和云都会通过对太阳辐射的吸收或散射作用,导致大气透过率的下降,即到达地表的太阳短波辐射通量减小,云对太阳辐射的衰减作用强于霾污染,且随着天空云量的增多,这种衰减作用也越明显.全年平均来看,霾污染可导致大气透过率减少约 0.09,约为小时平均

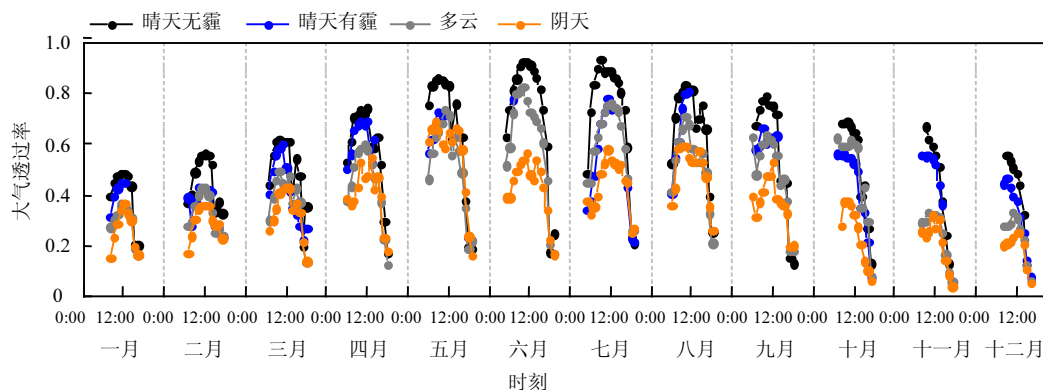
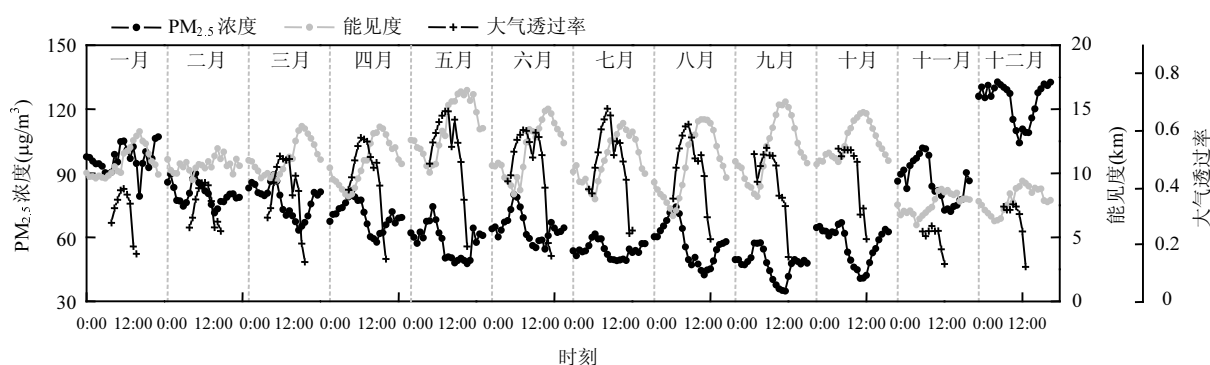
值(0.58)的 15.5%;多云天气相比晴天大气透过率减小约 0.13(22.4%).

表 3 春、秋、冬不同季节不同天气类型(晴天、多云、阴天)日数分类统计结果

Table 3 Day numbers of different meteorological conditions (clear, cloudy and overcast days) in different seasons (spring, autumn and winter)

季节	各季节不同天气类型日数		
	晴天	多云	阴天
春季	33	33	17
秋季	23	23	22
冬季	30	33	21

图 3 给出了一年中不同月份 $PM_{2.5}$ 浓度、能见度以及大气透过率日变化特征的对比.天津地区细颗粒物污染主要集中在冬季,这主要是由于冬季大气层结稳定性更强,多出现逆温结构,大气污染物的垂直扩散能力较差,且我国冬季北方地区集中供暖需求导致污染源排放的明显增长造成的.从不同变量时间演变趋势的对比来看,大气透过率及能见度的变化趋势与 $PM_{2.5}$ 浓度之间呈明显的反相关关系.这表明大气中的细颗粒物($PM_{2.5}$)通过对太阳辐射的吸收和散射作用,不仅可引起辐射传输能量的衰减(即大气透过率的减小),也会造成大气能见度的下降^[49].

图2 不同天气条件下大气透过率(τ)逐月平均值日变化特征的对比Fig.2 Monthly mean diurnal variation of atmospheric transmissivity (τ) under different weather conditions图3 $PM_{2.5}$ 浓度、能见度和大气透过率(τ)逐月平均值日变化特征的对比Fig.3 Diurnal variation of the $PM_{2.5}$ concentrations, visibility and atmospheric transmissivity (τ) in different months

霾和云对大气透过率的影响还与太阳高度角有关。如图4所示,不同天气条件下,大气透过率随太阳高度角的升高均呈不断增大的趋势,且当太阳高度角超过 60° 后,大气透过率的变化幅度明显减小。霾污染的出现可导致大气透过率整体呈下降趋势,当太阳高度角 $>60^\circ$ 时,霾污染可导致大气透过率平均下降约 0.07 (约 8.6%),但当太阳高度角较小时,有霾存在时的大气透过率反而会大于无霾的情况,这应该是由于太阳高度角较小时,太阳辐射经过大气中气溶胶的多次散射作用,从而使到达地表的辐射通量增加的缘故。多云和阴天条件下,对大气透过率的影响均强于霾污染,并可导致太阳高度角 $>60^\circ$ 的情况下,大气透过率分别下降约 0.14 (约 18.4%) 和 0.25 (约 31.8%)。

气溶胶颗粒通过对辐射的吸收和散射作用,使整层大气透过率减小,地表接收到的太阳短波辐射能量因此减弱,进而影响地-气系统能量平衡过程,并最终导致边界层气象要素以及大气污染物的垂直分布特征发生显著变化。为进一步探究导致气溶

胶对大气边界层结构反馈作用的本质原因,本文采用天津大气边界层观测站入射短波辐射通量以及 $PM_{2.5}$ 浓度逐时观测资料分析了不同污染条件下,气溶胶颗粒物对地表接收到的太阳短波辐射通量的影响。如图5(a)所示给出了不同空气质量等级(I~VI级)条件下近地面接收到的短波辐射通量日变化特征的比较。为了剔除背景气候条件差异对地表入射辐射通量的影响,这里只考虑了冬季情况。随着污染等级的提高,白天地表接收到的太阳短波辐射通量呈不断下降趋势,且中午下降幅度最大,当空气质量等级分别为 I~VI 级时,中午(11:00~13:00)地表入射短波辐射通量依次为 484, 446, 439, 342, 328, 253 W/m^2 。即当 $PM_{2.5}$ 污染等级达到 VI 级(严重污染)时,可导致冬季中午 11:00~13:00 地表入射短波辐射通量减少约 231 W/m^2 (相较于空气质量为优情况)。此外,从不同空气质量等级的对比来看,当空气质量为 I~III 级时,颗粒物浓度的升高对地表入射短波辐射的影响相对较小,而当大气中悬浮的颗粒物达到一定浓度水平后(中度污染及以上),太阳辐射在传输过程中可

能经过大气中气溶胶颗粒的多次散射和吸收,因而到达地面的短波辐射通量明显减少.

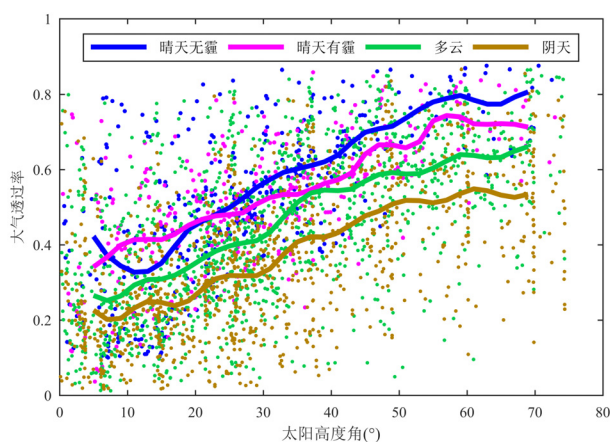


图4 不同天气条件下大气透过率随太阳高度角的变化趋势对比

Fig.4 Variation tendency of atmospheric transmissivity as a function of solar elevation angle under different weather conditions

散点为每 30min 大气透过率与相应太阳高度角的观测结果,曲线为太阳高度角每隔 4° 区间内对应大气透过率的平均值

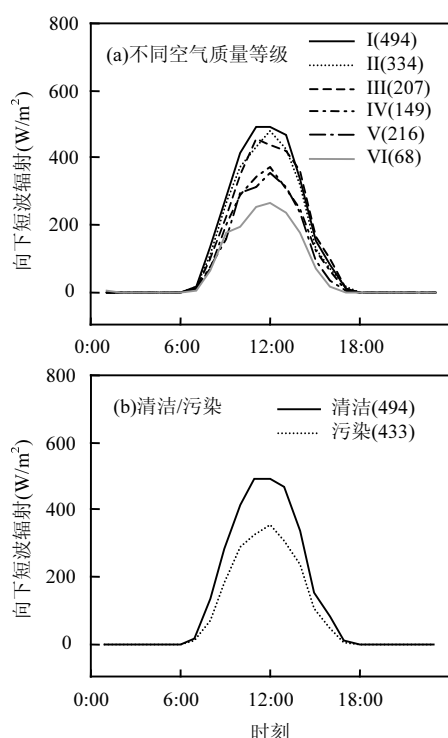


图5 不同空气质量等级以及清洁和污染条件下冬季地面入射短波辐射通量日变化特征

Fig.5 Diurnal variation of surface incident shortwave radiation fluxes under different AQI levels, clean and polluted conditions in winter

括号内为不同污染等级对应的有效数据小时数

图 5(b)给出了大气清洁(空气质量为 I 级优)和污染(空气质量 IV 级即中度污染以上)条件下,近地层太阳短波辐射日变化特征的比较,也可明显看出,污染天气条件下,白天地表接收到的短波辐射通量明显小于清洁条件下,且这一差异在中午短波辐射通量最大时也最明显.这表明随着空气污染等级的加重,大气中的颗粒物浓度升高,因此通过气溶胶直接辐射效应对太阳短波辐射的吸收(或散射)作用加强,使得到达地表的太阳短波辐射通量不断减少(中午入射短波辐射减少约 155W/m^2),对近地层的加热作用减弱(近地层温度下降),进而对大气边界层结构产生反馈作用,且这一反馈效应在中午太阳短波辐射通量最大时也最明显,而当夜间短波辐射通量趋近于 0 时,气溶胶对边界层结构的反馈作用也趋近于 0.

2.2 气溶胶辐射效应对边界层气象要素以及污染物垂直分布的影响

由前文观测分析结果可以看出,大气污染条件下,空气中悬浮的大量气溶胶颗粒通过吸收或散射太阳辐射,降低了大气透过率,使到达地面的太阳辐射能量显著减少,因而极大地改变了地-气系统之间的辐射平衡过程,最终导致边界层气象要素以及大气污染物垂直分布的变化.这里由于缺少精细、完整的大气垂直气象要素和污染物浓度廓线观测资料,本文将借助数值模拟手段进一步分析气溶胶的辐射反馈效应对边界层垂直理化结构的影响.

太阳辐射是地球生态系统最重要的热量来源,也是大气边界层发展的主要驱动力.气溶胶辐射效应对地表入射太阳短波辐射能量的衰减作用,也必然在一定程度上影响了大气边界层的垂直发展过程.这里本文通过是否考虑气溶胶辐射效应的 2 组数值试验(即 Case_on 试验和 Case_off 试验,见表 1)结果的对比,模拟分析了气溶胶辐射效应对天津地区平均边界层高度日变化特征的影响.如图 6 所示,考虑气溶胶辐射效应影响后,边界层高度呈明显的下降趋势,且这种影响主要体现在白天.天津地区 12 月平均边界层高度白天(北京时 9:00~18:00)约为 438m,气溶胶辐射效应可导致白天边界层高度平均下降约 71m(约 14.0%),对午后大气边界层的垂直发展影响最明显,考虑气溶胶辐射效应后,午后 14:00~16:00,天津地区平均边界层高度约可降低 102m,平均降幅比例约为 17.5%.

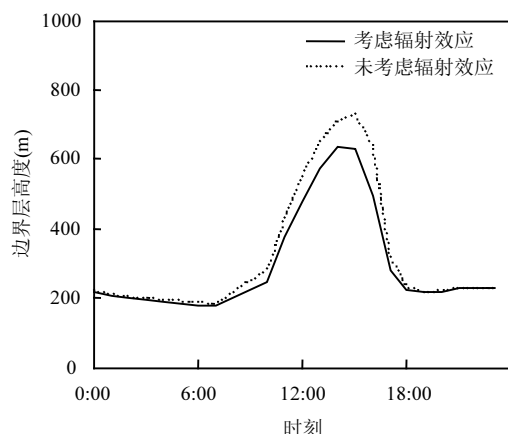


图6 气溶胶辐射效应对天津地区平均边界层高度日变化特征的影响

Fig.6 Diurnal variation of mean planetary boundary layer height over Tianjin with and without considering the aerosol radiation effect

实线为考虑气溶胶辐射效应模拟结果;虚线为未考虑气溶胶辐射效应模拟结果

大气扩散相关理论和实践研究表明,在不同的边界层气象条件影响下,同一污染源排放所造成的近地层污染物浓度可相差几十倍甚至上百倍.基于边界层气象要素廓线的垂直扩散条件分析是污染天气预报的重要环节之一^[50].因此,在气溶胶辐射效应的相关研究中,关于其对边界层气象要素廓线影响的讨论和分析是非常重要的.

图7给出了气溶胶辐射效应对垂直方向不同高度温度和相对湿度影响的差值廓线(即数值试验 Case_on 和 Case_off 模拟结果的差值).从12月平均结果来看(图7(a)、(c)),气溶胶辐射效应对温度垂直廓线的影响整体表现为低层大气降温而中高层大气升温的趋势.考虑气溶胶辐射效应影响后,250m高度以下温度整体呈下降趋势,其中,近地面温度的下降幅度最明显,气溶胶辐射效应可导致天津地区12月平均近地面温度下降约0.32℃,最大温度降幅可达1℃以上.随高度的升高,温度降幅呈不断减小趋势,300m高度以上,气溶胶辐射效应对温度的影响转为增温,且温度升高的幅度随高度呈先增大后减小的趋势,在约900m高度处,达到增温幅度的最大值,可导致该高度层温度升高约0.2~0.6℃,当高度超过1900m后,气溶胶辐射效应对温度廓线的影响可忽略不计.气溶胶辐射效应对相对湿度廓线的影响体现为低层湿度增大而中高层湿度减小的趋势(图7(c)).其中,250m高度以下表现为相对湿度的升高,

近地面空气相对湿度平均升高约1.6%,最大升高幅度达4%以上.300~1900m高度空气相对湿度下降,约900m高度空气相对湿度的下降幅度最明显,降幅可达-1.6%~3.8%.

重污染过程期间,随着大气中气溶胶含量的升高,对太阳辐射的吸收和散射作用也相应增强,因此气溶胶辐射效应对气象要素垂直廓线的影响也必然更加明显.如图7(b)、(d)所示,重污染天气条件下,气溶胶辐射效应对温度廓线的影响仍体现为低层降温而中高层升温的趋势.气溶胶对近地面大气的平均降温幅度可达0.8℃,最大温度降幅约1.5℃,300~1900m高度层温度升高,最大升温出现在约900m高度,温度升高幅度达0.5~1.0℃.重污染期间,气溶胶辐射效应对相对湿度的影响可导致近地面空气相对湿度升高约3.8%~10.8%,而900m高度层相对湿度下降约2.4%~7.1%.

气溶胶辐射效应对气象要素廓线影响的垂直演变特征与气溶胶种类及其垂直分布均有关系.低层大气中,气溶胶种类与地面排放源密切相关,主要以硫酸盐、硝酸盐、铵盐等污染型气溶胶为主^[51],对太阳辐射主要起散射作用,因此导致到达地面的太阳辐射显著减少,对低层大气的影响主要表现为降温和增湿.而在中高层大气中,气溶胶种类以黑碳和沙尘等吸收型气溶胶为主^[27,52],通过吸收太阳辐射加热大气,因而对中高层大气的影响主要体现为增温和降湿.

为进一步量化评估气溶胶辐射效应对边界层垂直结构的影响,Huang等^[53]提出了衡量气溶胶-辐射-边界层反馈效应强度的量化指标—HD指数,HD指数定义为:

$$\text{HD指数} = \sum_{i=1}^n |\Delta T_i| / n + \sum_{j=1}^m |\Delta T_j| / m$$

式中:等式右侧第一项代表气溶胶辐射反馈效应导致的低层大气平均降温幅度($i=1 \sim n$ 代表低层大气中包括的各高度层);等式右侧第二项代表气溶胶辐射反馈效应导致的边界层中高层平均增温幅度($j=1 \sim m$ 代表中高层大气中包括的各高度层).因此,HD指数量化表征了气溶胶辐射反馈效应对边界层整体垂直结构的影响(即大气低层平均降温幅度以及中高层平均升温幅度之和).HD指数越大,则气溶胶反馈效应使边界层整体结构趋于更加稳定(不稳定性减弱或稳定性增强).图8给出了HD指数与天津地

区近地层 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的散点分布图以及趋势线。从图 8 可以看出,HD 指数与近地层 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度表现出明显的正相关关系(相关系数达 0.77),这表明随着 $\text{PM}_{2.5}$

浓度的升高,由于气溶胶辐射反馈效应导致对边界层垂直结构的改变(低层降温,中高层升温)也越明显,大气层结稳定度显著增强。

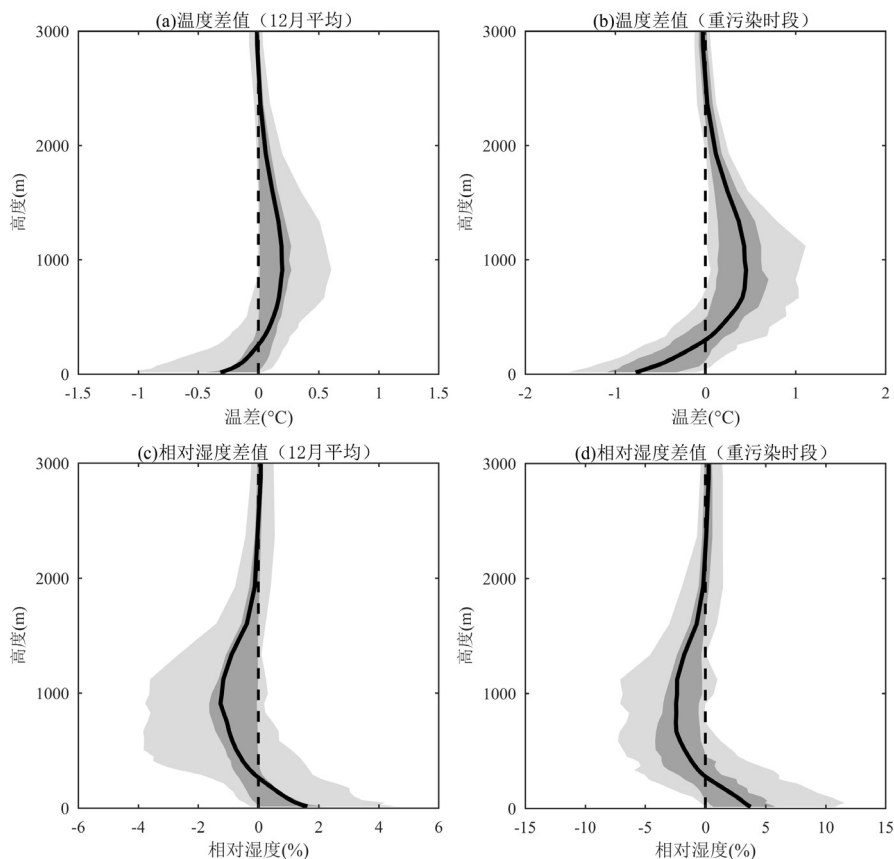


图 7 是否考虑气溶胶辐射效应模拟得到的温度和相对湿度差值(考虑-未考虑)垂直分布特征

Fig.7 Vertical profiles of temperature and relative humidity differences with and without considering the aerosol radiation effect

实线、深色阴影和浅色阴影分别代表差值廓线的平均值、25~75 百分位数以及 10~90 百分位数

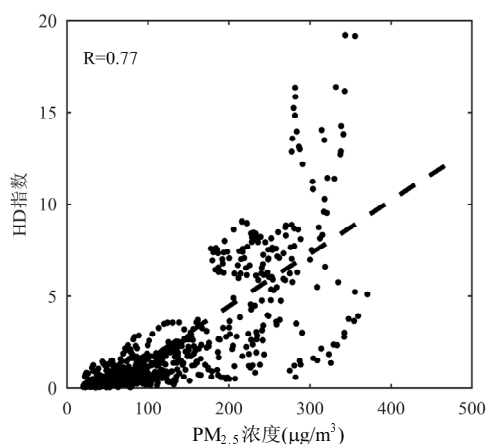


图 8 HD 指数与近地层 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的散点分布图以及二者的相关系数

Fig.8 Scatter plots of HD-index versus surface $\text{PM}_{2.5}$ concentrations and their correlation coefficient

虚线代表 HD 指数随 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化趋势线

由前文分析可知,重污染过程期间,大气中高浓度的气溶胶颗粒通过对太阳短波辐射的吸收和散射作用,导致地表接收的短波辐射能量大幅减少,冷却地表表面,同时加热中高层大气,使大气层结趋于更加稳定,边界层高度降低,因而抑制了大气污染的垂直扩散,同时气溶胶辐射效应还会导致低层大气相对湿度的升高,有利于气溶胶的吸湿性增长,大气层结稳定性的增强以及气溶胶的吸湿性增长过程,都会导致污染物浓度的升高,最终形成了气溶胶-辐射-边界层-污染的正反馈机制,大气污染程度进一步加剧。

本文以 2015 年 12 月 7~11 日天津地区出现的一次重污染天气过程为例,分析了重污染期间气溶胶辐射效应对边界层气象要素垂直分布的影响,以

及对大气污染的反馈机制.此次过程期间天津地区连续 3 日 AQI 超过 200, $\text{PM}_{2.5}$ 峰值浓度达到 $294 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (图 9).从观测模拟结果的对比可以看出,模式对此次重污染过程 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的模拟结果存在一定程度的高估(平均偏差为 $59.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$),特别是对污染前期和发展阶段.但总体来看,重污染过程期间 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化趋势的整体模拟结果与实况变化基本一致(相关系数 0.78,一致性指数 0.81),模式能够基本反映此次重污染过程期间天津地区 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的变化特征.

图 10 给出了此次重污染过程期间,气溶胶辐射效应对天津地区 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度以及温度垂直分布特征的影响.从图 10 中可以看出,由于气溶胶辐射效应的影响,此次重污染过程期间,天津地区 400m 高度以下温度均呈下降趋势,其中近地面降温幅度最明显,最大降温幅度达 1°C ,600~2000m 高度温度呈升高趋势,升温幅度最大约 0.8°C .大气低层的降温以及中高层的升温共同导致了大气层结稳定性的增强,污染物垂直扩散被抑制,最终导致低层大气中污染物浓度的升高,近地面污染物浓度的升高幅度最明显,可达 $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$,而在约 500~1000m 高度层污染

物浓度表现出一定程度的下降(约 $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$).从时间演变趋势来看,气溶胶辐射效应对边界层垂直结构以及污染物浓度的反馈效应在午后 16:00 左右最明显,这主要是由于气溶胶经过对太阳辐射的吸收或散射作用,进而加热或冷却大气,改变层结稳定度,并最终影响污染物分布,这一循环反馈过程的进行需要一定的时间,因而相较太阳辐射的日变化存在一定的滞后.

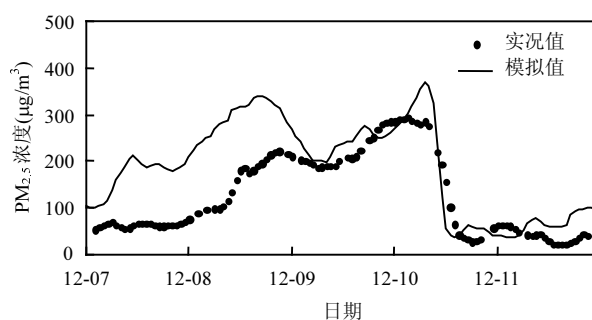


图 9 天津地区 2015 年 12 月 7~11 日一次重污染过程期间 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度实况值和模拟值对比

Fig.9 Observation and simulation of $\text{PM}_{2.5}$ concentration in Tianjin during a heavy pollution episode from December 7 to 11, 2015

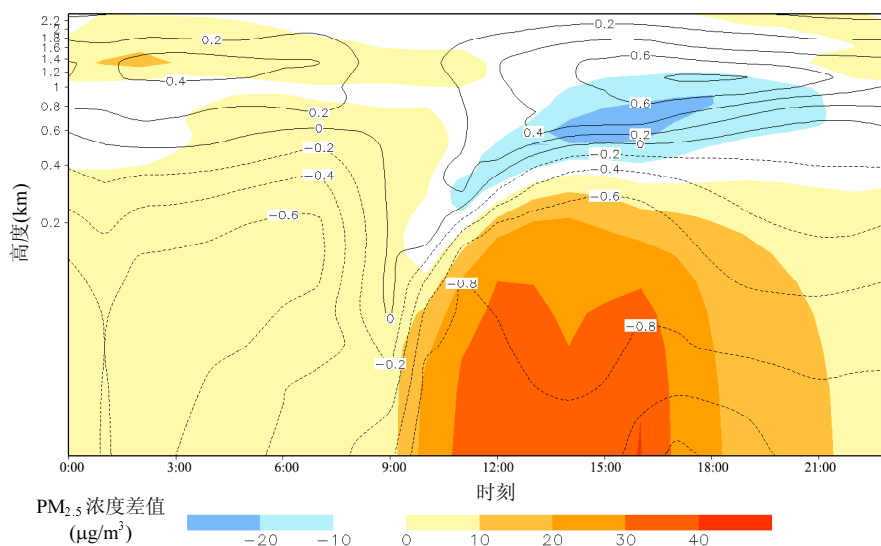


图 10 2015 年 12 月 7~11 日一次重污染过程期间气溶胶辐射效应对不同高度温度和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度影响的时间演变趋势

Fig.10 Vertical distribution of temperature and $\text{PM}_{2.5}$ concentration differences between with and without considering the aerosol radiation effect conditions during a heavy pollution episode from December 7 to 11, 2015

等值线代表温度差值,填色代表 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度差值,考虑气溶胶辐射效应-未考虑气溶胶辐射效应

2.3 不同年份天津空气质量的对比及其对大气辐射特性影响的差异分析

近年来随着大气污染防治行动的持续深入,天津地区空气质量得到了明显改善.2019 年与 2015 年

相比,天津地区年平均PM_{2.5}质量浓度下降27.1%(其中,2015年PM_{2.5}平均浓度为70μg/m³,2019年为51μg/m³),以PM_{2.5}为首要污染物的超标污染天数减少46d(其中,2015年105d,2019年59d),颗粒物污染明显改善(表4).

表4 2015年和2019年天津市空气质量变化对比
Table 4 Comparison of the air quality in Tianjin between 2015 and 2019

项目		2015 年	2019 年
质量浓度(μg/m ³)		70	51
超标污染天数(d)(只统计以PM _{2.5} 为首要污染物)	轻度污染	57	29
	中度污染	23	19
	重度污染	20	11
	严重污染	5	/

大气中PM_{2.5}浓度水平的变化也必然引起其对大气辐射特性影响程度的改变.图11给出了基于2019年观测结果得到的霾污染对晴天整层大气透过率日变化特征的影响.由于2019年PM_{2.5}超标污染天数的明显减少,且主要集中于冬季,因此本文主要对比分析了2019年冬季晴天以及霾污染条件下的对比结果(图11).综合图11以及图1的对比可以看出,由于天津地区空气质量的持续改善,霾污染发生频率以及PM_{2.5}浓度水平下降,2019年冬季霾污染对晴天大气透过率的影响有所减弱,但仍可导致大气透过率的明显减小,霾污染条件下中午11:00~13:00大气透过率减小约0.05(10.4%).

图12给出了2019年冬季不同空气质量等级条件下地表入射短波辐射通量日变化特征的比较.由于2019年天津地区达到严重污染(VI级)的时次很少,因此这里合并统计为"V级以上".由图12(a)可知,随着污染等级的升高,中午(11:00~13:00)地表入射短波辐射通量依次为474(I),416(II),430(III),399(IV),378(V级以上)W/m².污染天气(空气质量IV级以上)条件下,中午地表入射短波辐射通量相较于清洁大气(空气质量I级)可减少约85.3W/m².通过与图5中2015年结果的对比,也反映了随着天津地区空气质量的改善,大气中颗粒物浓度下降,对地表入射太阳辐射能量的衰减作用减弱这一趋势.

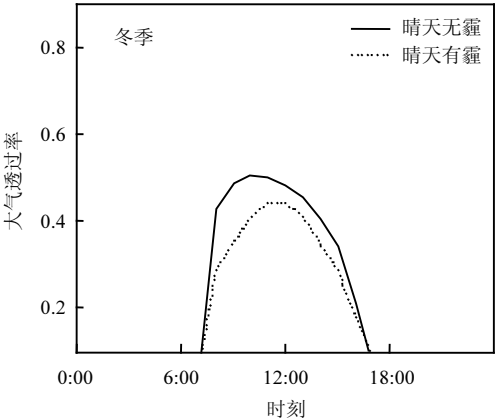


图11 2019年冬季霾污染对晴天整层大气透过率(τ)日变化特征的影响

Fig.11 Influence of haze pollution on the diurnal variation of atmospheric transmissivity (τ) under clear days in the winter of 2019

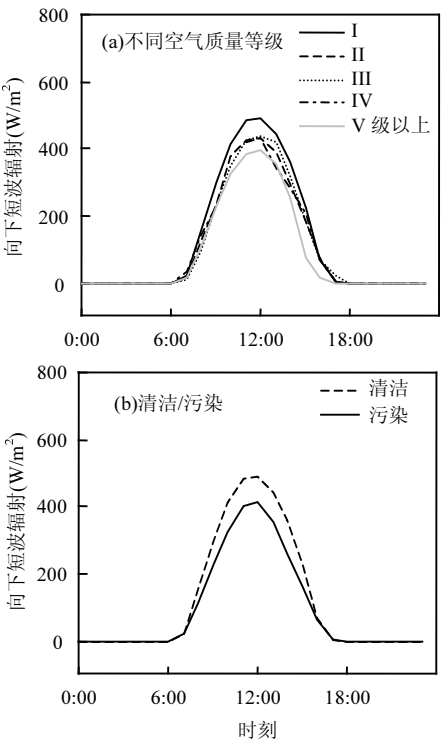


图12 2019年冬季不同空气质量等级以及清洁和污染条件下地面入射短波辐射通量日变化特征

Fig.12 Diurnal variation of surface incident shortwave radiation fluxes under different AQI levels, clean and polluted conditions in winter of 2019

随着一系列减排和大气污染防治措施的实施,近年来我国总体空气质量得到了持续改善.然而,大气细颗粒物污染仍是我国目前面临的主要环境问题之一,特别是京津冀地区,以高浓度细颗粒物为特征的重污染天气过程仍时有发生^[4].如表4所示,

2019 年天津地区以 $\text{PM}_{2.5}$ 为首要污染物的污染超标天数仍达到了 59d,其中重污染天数达 11d.

图 13 给出了 2019 年 12 月 7~11 日天津地区一次重污染天气过程期间,气溶胶辐射反馈效应对垂直方向上气温以及 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分布影响的时间-高度剖面图.此次过程期间天津地区 AQI 连续 4d 超过 200, $\text{PM}_{2.5}$ 峰值浓度达到 $229\mu\text{g}/\text{m}^3$.结合图 13 可知,

虽然与 2015 年同期相比,此次过程污染程度有所减轻,但气溶胶辐射反馈效应仍可造成重污染期间近地面大气温度的下降,以及中高层大气的升温(温度变化幅度约 0.6°C),受此影响,边界层逆温趋势增强,大气污染物的垂直扩散能力减弱,最终导致近地层大气污染的进一步加重, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度升高约 $20\mu\text{g}/\text{m}^3$.

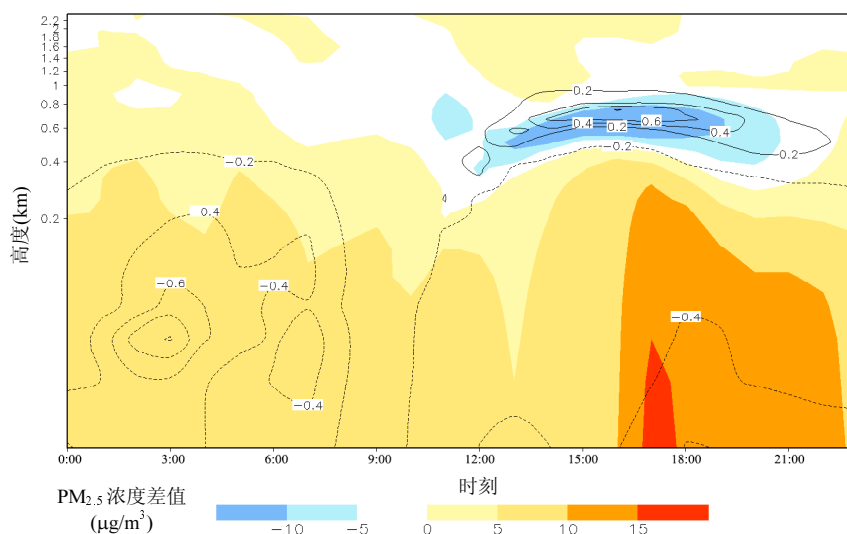


图 13 2019 年 12 月 7~11 日一次重污染过程期间气溶胶辐射效应对不同高度温度和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度影响的时间演变趋势

Fig.13 Vertical distribution of temperature and $\text{PM}_{2.5}$ concentration differences between with and without considering the aerosol radiation effect conditions during a heavy pollution episode from December 7 to 11, 2019

等值线代表温度差值,填色代表 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度差值,考虑气溶胶辐射效应-未考虑气溶胶辐射效应

3 结论

3.1 霾污染可导致大气透过率明显下降,春、秋、冬不同季节,霾污染可导致晴天中午大气透过率分别下降 0.09, 0.11 和 0.09.全年平均来看,霾污染可导致大气透过率降低 15.5%.云量的增多也可导致大气透过率明显下降,且对太阳辐射的衰减作用强于霾.多云天气下,大气透过率相比晴天减小约 22.4%.霾和云对大气透过率的影响还与太阳高度角有关,当太阳高度角 $>60^\circ$ 时,霾污染导致大气透过率下降约 0.07(约 8.6%).

3.2 随污染等级提高,气溶胶对太阳辐射的衰减也越强,当天津地区空气质量分别为 I~VI 级时,冬季中午地表入射短波辐射通量依次为 484,446,439,342,328,253 W/m^2 .污染条件(空气质量 IV 级以上)相比清洁条件(空气质量 I 级)下,中午地面接收到的短波辐

射通量减少约 $155\text{W}/\text{m}^2$ (32.0%).

3.3 重污染期间,气溶胶辐射效应可导致大气低层降温(0.8°C)和增湿(3.8%),而中高层增温(0.5°C)和降湿(2.4%),边界层高度降低,大气垂直扩散能力减弱,最终形成气溶胶-辐射-边界层-污染正反馈机制.2015 年 12 月一次重污染期间,气溶胶辐射反馈机制导致 400m 以下 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度整体升高,其中近地面升高幅度最明显(达 $40\mu\text{g}/\text{m}^3$),且这种反馈效应在午后 16:00 最明显.

3.4 近年来天津空气质量明显改善,受此影响,气溶胶对太阳辐射的衰减作用明显减弱.2019 年冬季霾污染导致中午大气透过率减小 0.05,IV 级以上污染天气相较清洁条件下,冬季中午入射短波辐射通量下降 $85.3\text{W}/\text{m}^2$.尽管如此,2019 年 12 月一次重污染期间,气溶胶辐射反馈机制仍可通过改变垂直温度层结,对污染的加剧(约 $20\mu\text{g}/\text{m}^3$)产生不容忽视的

影响.

参考文献:

- [1] 徐祥德,周 丽,周秀骥,等.城市环境大气重污染过程周边源影响域[J]. 中国科学:地球科学, 2004,34:958-966.
Xu X D, Zhou L, Zhou X J, et al. Peripheral source influence area in the process of heavy pollution of urban environment and atmosphere[J]. Science China: Earth Sciences, 2004,34:958-966.
- [2] Guo S, Hu M, Zamora M L, et al. Elucidating severe urban haze formation in China [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2014,111:17373-17378.
- [3] Zhang J K, Sun Y, Liu Z R, et al. Characterization of submicron aerosols during a month of serious pollution in Beijing [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2014,14:2887-2903.
- [4] 孙业乐.城市边界层理化结构与大气污染形成机制研究进展 [J]. 科学通报, 2018,63:1375-1389.
Sun Y L. Vertical structures of physical and chemical properties of urban boundary layer and formation mechanisms of atmospheric pollution [J]. Chinese Science Bulletin, 2018,63:1375-1389.
- [5] 张皓月,李彦鹏,杜胜利,等.西安市冬季霾污染过程 $PM_{2.5}$ 上蛋白质的浓度变化与来源分析 [J]. 中国环境科学, 2022,42(5):2025-2033.
Zhang H Y, Li Y P, Du S L, et al. Variations and sources of protein concentrations in $PM_{2.5}$ during winter haze pollution process in Xi'an [J]. China Environmental Science, 2022,42(5):2025-2033.
- [6] 王文兴,柴发合,任阵海,等.新中国成立 70 年来我国大气污染防治历程、成就与经验 [J]. 环境科学研究, 2019,32(10):1621-1635.
Wang W X, Chai F H, Ren Z H, et al. Process, achievements and experience of air pollution control in China since the founding of the People's Republic of China 70years ago [J]. Research of Environmental Sciences, 2019,32(10):1621-1635.
- [7] 张小曳,徐祥德,丁一汇,等.2013-2017 年气象条件变化对中国重点地区 $PM_{2.5}$ 质量浓度下降的影响 [J]. 中国科学:地球科学, 2020,50:483-500.
Zhang X Y, Xu X D, Ding Y H, et al. The impact of meteorological changes from 2013 to 2017 on $PM_{2.5}$ mass reduction in key regions in China [J]. Science China: Earth Sciences, 2019,62:1885-1902.
- [8] 任丽红.中国典型城市群上空气态污染物、 $PM_{2.5}$ 颗粒物粒径浓度谱分布的航空测量研究 [D]. 北京:中国科学院大学, 2014.
Ren L H. Aerial measurement study of the gaseous pollutant and $PM_{2.5}$ particle-size spectra over a typical city-cluster in China [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2014.
- [9] An Z S, Huang R J, Zhang R Y, et al. Severe haze in northern China: A synergy of anthropogenic emissions and atmospheric processes [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2019,116(18):8657-8666.
- [10] Wang Y, Wang Y, Wang L, et al. Increased inorganic aerosol fraction contributes to air pollution and haze in China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019,19(9):5881-5888.
- [11] 孟丽红,刘海玲,王 炜,等.基于多源资料天津一次雾-霾过程的边界层特征 [J]. 中国环境科学, 2022,42(9):4018-4025.
Meng L H, Liu H L, Wang W, et al. Boundary layer characteristics of fog - haze in Tianjin based on multi - source data [J]. China Environmental Science, 2022,42(9):4018-4025.
- [12] Chan Y C, Simpson R W, McTainsh G H, et al. Source apportionment of visibility degradation problems in Brisbane (Australia) using the multiple linear regression techniques [J]. Atmospheric Environment, 1999,33(19):3237-3250.
- [13] Pope C A, Burnett R T, Thun M J, et al. Lung cancer, cardiopulmonary, and long-term exposure to fine particulate air pollution [J]. Journal of the American Medical Association, 2002,287(9):1132-1141.
- [14] Zhang Y, Wen X Y, Jang C J. Simulating chemistry-aerosol-cloud-radiation-climate feedbacks over the continental US using the online-coupled Weather Research Forecasting with chemistry (WRF/Chem) [J]. Atmospheric Environment, 2010,44:3568-3582.
- [15] Zhang S, Wang M, Ghan S J, et al. On the characteristics of aerosol indirect effect based on dynamic regimes in global climate models [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016,16:2765-2783.
- [16] Ding A J, Fu C B, Yang X Q, et al. Intense atmospheric pollution modified weather: a case of mixed biomass burning with fossil fuel combustion pollution in eastern China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013,13(20):10545-10554.
- [17] 朱 彬,郭 婷.空气污染对雾影响的研究进展 [J]. 气象科技进展, 2016,6(2):56-63.
Zhu B, Guo T. Review of the impact of air pollution on fog [J]. Advances in Meteorological Science and Technology, 2016,6(2):56-63.
- [18] Ding Q J, Sun J N, Huang X, et al. Impacts of black carbon on the formation of advection-radiation fog during a haze pollution episode in eastern China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019,19:7759-7774.
- [19] Gao X, Giorgi F. Increased aridity in the Mediterranean region under greenhouse gas forcing estimated from high resolution simulations with a region climate model [J]. Global and Planetary Change, 2008, 62(3):195-209.
- [20] Ramanathan V, Chung C, Kim D, et al. Atmospheric brown clouds: Impacts on South Asian climate and hydrological cycle [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2014,102(15):5326-5333.
- [21] Rosenfeld D, Andreae M O, Asmi A, et al. Global observations of aerosol-cloud-precipitation-climate interactions [J]. Reviews of Geophysics, 2014,52:750-808.
- [22] 张 华,王志立,赵树云,等.大气气溶胶及其气候效应 [M]. 北京:气象出版社, 2018:41-71.
Zhang H, Wang Z L, Zhao S Y, et al. Atmospheric aerosol and its climate effect [J]. Beijing: China Meteorological Press, 2018:41-71.
- [23] Charlson R J, Schwartz S E, Hales J M, et al. Climate forcing by anthropogenic aerosols [J]. Science, 1992,255(5043):423-430.
- [24] Li Z Q, Guo J P, Ding A J, et al. Aerosol and boundary-layer interactions and impact on air quality [J]. National Science Review, 2017,4(6):810-833.
- [25] Twomey S. Pollution and the planetary albedo [J]. Atmospheric Environment, 1974,8:1251-1256.
- [26] 吴蓬萍,韩志伟.人为源气溶胶的间接气候效应研究综述 [J]. 大气科学, 2013,33(2):84-92.
Wu P P, Han Z W. A review of indirect anthropogenic aerosol effect [J]. Chinese Journal of Atmospheric Science, 2013,33(2):84-92.
- [27] Ferrero L, Castelli M, Ferrini B S, et al. Impact of black carbon

- aerosol over Italian basin valleys: high-resolution measurements along vertical profiles, radiative forcing and heating rate [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2014,14(18):9641–9664.
- [28] Samset B H, Myhre G, Herber A, et al. Modelled black carbon radiative forcing and atmospheric lifetime in AeroCom Phase II constrained by aircraft observations [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016,14:12465–12477.
- [29] Huang X, Ding A J, Liu L, et al. Effects of aerosol-radiation interaction on precipitation during biomass-burning season in East China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016,16:10063–10082.
- [30] Wang H, Xue M, Zhang X Y, et al. Mesoscale modeling study of the interactions between aerosols and PBL meteorology during a haze episode in Jing-Jin-Ji (China) and its nearby surrounding region-Part 1: Aerosol distributions and meteorological features [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2015,15(6):3257–3275.
- [31] Sun K, Liu H N, Wang X Y, et al. The aerosol radiative effect on a severe haze episode in the Yangtze River Delta [J]. *Journal of Meteorological Research*, 2017,31:865–873.
- [32] 蔡子颖,姚青,韩素芹,等.气溶胶直接气候效应对天津气象和空气质量的影响 [J]. *中国环境科学*, 2017,37(3):908–914.
- Cai Z Y, Yao Q, Han S Q, et al. The influence of the air quality and meteorological field about aerosol direct climate effect on Tianjin [J]. *China Environmental Science*, 2017,37(3):908–914.
- [33] Xiao Z M, Zhang Y F, Hong S M, et al. Estimation of the main factors influencing haze, based on a long-term monitoring campaign in Hangzhou, China [J]. *Aerosol and Air Quality Research*, 2011,11:873–882.
- [34] Zhang Y L, Cao F. Fine particulate matter (PM_{2.5}) in China at a city level [J]. *Scientific Reports*, 2015,5:14884.
- [35] 白永清,祁海霞,刘琳,等.武汉大气能见度与PM_{2.5}浓度及相对湿度关系的非线性分析及能见度预报 [J]. *气象学报*, 2016,74(2):189–199.
- Bai Y Q, Qi H X, Liu L, et al. Study on the nonlinear relationship among the visibility, PM_{2.5} concentration and relative humidity in Wuhan and visibility prediction [J]. *Acta Meteorologica Sinica*, 2016, 74(2):189–199.
- [36] Johnson E S. The solar constant [J]. *Journal of the Meteorological Society of Japan*, 1954,11:431.
- [37] 王炳忠,申彦波.太阳常数的研究沿革和进展(上) [J]. *太阳能*, 2016,3:15–16.
- Wang B Z, Shen Y B. The evolution and progress of the study of solar constant (part 1) [J]. *Solar Energy*, 2016,3:15–16.
- [38] Eva H, Lambin E F. Burnt area mapping in central Africa using ATSR data [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 1988,19:3473–3497.
- [39] Yegorova E A, Allen D J, Loughner C P, et al. Characterization of an eastern U.S. severe air pollution episode using WRF/Chem [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmosphere*, 2011,116:D17306.
- [40] Su L, Fung J C. Sensitivities of WRF-Chem to dust emission schemes and land surface properties in simulating dust cycles during springtime over east Asia [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmosphere*, 2015, 120:11215–11230.
- [41] Tao W, Su H, Zheng G J, et al. Aerosol pH and chemical regimes of sulfate formation in aerosol water during winter haze in the North China Plain [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2020,20(20): 11729–11746.
- [42] Su X, Tie X X, Li G H, et al. Effect of hydrolysis of N₂O₅ on nitrate and ammonium formation in Beijing China: WRF-Chem model simulation [J]. *Science of the Total Environment*, 2017,579:221–229.
- [43] 杨旭,蔡子颖,韩素芹,等.基于无人机探空和数值模拟天津一次重污染过程分析 [J]. *环境科学*, 2021,42(1):9–18.
- Yang X, Cai Z Y, Han S Q, et al. Heavy pollution episode in Tianjin based on UAV meteorological sounding and numerical model [J]. *Environmental Science*, 2021,42(1):9–18.
- [44] 蔡子颖,唐逸,肖致美,等.基于源反演和气溶胶同化方法天津空气质量模式预报能力改进 [J]. *环境科学*, 2022,43(5):2415–2426.
- Cai Z Y, Tang M, Xiao Z M, et al. Improvement of environmental model prediction based on inversion and aerosol assimilation [J]. *Environmental Science*, 2022,43(5):2415–2426.
- [45] Sumita K, Ribu C, Sahidul I, et al. Regional simulation of aerosol radiative effects and their influence on rainfall over India using WRF-Chem model [J]. *Atmospheric Research*, 2016,182:232–242.
- [46] Crippa P, Sullivan R C, Thota A, et al. Evaluating the skill of high-resolution WRF-Chem simulations in describing drivers of aerosol direct climate forcing on the regional scale [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016,16(1):397–416.
- [47] Forkel R, Werhahn J, Hansen A B, et al. Effect of aerosol-radiation feedback on regional air quality – A case study with WRF/Chem [J]. *Atmospheric Environment*, 2012,53(6):202–211.
- [48] Wang J, Allen D J, Pickering K E, et al. Impact of aerosol direct effect on East Asian Air Quality during the EAST-AIRE Campaign [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmosphere*, 2016,121:6534–6554.
- [49] 张芳,齐琳琳,葛杰,等.气溶胶及能见度变化对标准大气中远红外传输的影响分析 [J]. *红外技术*, 2016,38(12):1047–1052.
- Zhang F, Qi L L, Ge J, et al. Effect of typical-aerosol and visibility on the mid- and far-infrared light-wave transmission in the standard atmosphere [J]. *Infrared Technology*, 2016,38(12):1047–1052.
- [50] 蔡子颖,韩素芹,张敏,等.天津地区污染天气分析中垂直扩散指标构建及运用 [J]. *环境科学*, 2018,39(6):2548–2556.
- Cai Z Y, Han S Q, Zhang M, et al. Construction and application of vertical diffusion index for analyzing weather during pollution events in Tianjin [J]. *Environmental Science*, 2018,39(6):2548–2556.
- [51] 许潇锋,刘晨璇,唐志伟,等.基于CALIPSO的华北地区气溶胶垂直分布特征 [J]. *大气科学学报*, 2018,41(1):126–134.
- Xu X F, Liu C X, Tang Z W, et al. Characteristics of aerosol vertical distribution based on CALIPSO in North China [J]. *Transactions of Atmospheric Sciences*, 2018,41(1):126–134.
- [52] 王宏,石广玉,王标,等.中国沙漠沙尘气溶胶对沙漠源区及北太平洋地区大气辐射加热的影响 [J]. *大气科学*, 2007,31(3):515–526.
- Wang H, Shi G Y, Wang B, et al. The impacts of dust aerosol from deserts of China on the radiative heating rate over desert sources and the North Pacific Region [J]. *Chinese Journal of Atmospheric Science*, 2007,31(3):515–526.
- [53] Huang X, Wang Z L, Ding A J. Impact of aerosol-PBL interaction on haze pollution: Multiyear observational evidences in North China [J]. *Geophysical Research Letters*, 2018,45:8596–8603.

作者简介: 杨健博(1989-),男,天津人,高级工程师,博士,主要从事边界层与大气环境研究.发表论文 10 余篇。