

PM_{2.5}浓度湍流特征和通量获取的实验研究

任燕^{1,2} 李倩惠¹ 张宏升^{1,†} 康凌³

1. 北京大学物理学院大气与海洋科学系, 气候与海-气实验室, 北京 100871; 2. 兰州大学西部生态安全省部共建协同创新中心, 兰州 730000; 3. 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871; † 通信作者, E-mail: hsdq@pku.edu.cn

摘要 利用PM_{2.5}质量浓度测量仪E-Sampler的1 Hz高频采样功能, 采用涡动相关法, 计算山东省德州大气环境实验站2018年12月27日至2019年1月7日多次污染事件的PM_{2.5}浓度脉动和湍流通量, 探讨PM_{2.5}浓度湍流特征。结果表明, 实验观测期间PM_{2.5}浓度湍流通量均值为0.026 μg/(m²·s); 不同污染过程中PM_{2.5}浓度湍流通量传输方向不同, 表明不同污染过程的污染源汇属性不同。随着湍流统计特征量(如湍流动能、水平风速标准差、垂直风速标准差、水平风速、动量通量和感热通量)增大, PM_{2.5}湍流垂直通量呈现指数型减小的趋势, 即先急剧减小, 然后随各变量的增长变化不大。随着PM_{2.5}浓度增大, 其湍流通量绝对值呈现增加趋势, 因此PM_{2.5}浓度湍流通量的大小与PM_{2.5}浓度和湍流强弱有关。不稳定条件下, PM_{2.5}浓度归一化标准差与稳定度参数 $\zeta=z/L$ 遵循-1/3幂次关系, 即 $\sigma_c/C_s=6.7(-\zeta)^{-1/3}$; 稳定条件下, 实验结果相对离散。另外, PM_{2.5}浓度脉动方差谱曲线在高频段满足-2/3幂指数率, PM_{2.5}浓度脉动与垂直速度脉动的协方差谱曲线在高频段满足-4/3幂指数率。研究结果表明, 利用E-Sampler的PM_{2.5}浓度1 Hz高频采样功能可以得到连续且有效的PM_{2.5}浓度湍流通量。

关键词 PM_{2.5}浓度湍流通量; 湍流统计特征; 湍流能谱; 污染过程

Experimental Study on the Turbulence Characteristics and Flux Acquisition of PM_{2.5}

REN Yan^{1,2}, LI Qianhui¹, ZHANG Hongsheng^{1,†}, KANG Ling³

1. Laboratory for Climate and Oceanic-Atmosphere Studies, Department of Atmospheric and Oceanic Sciences, School of Physics, Peking University, Beijing 100871; 2. Collaborative Innovation Center for West Ecological Safety, Lanzhou University, Lanzhou 730000; 3. State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871; † Corresponding author, E-mail: hsdq@pku.edu.cn

Abstract The authors use the high-frequency sampling function of the fine particle mass concentration measurement instrument E-Sampler and the eddy covariance method to calculate PM_{2.5} concentration fluctuation and turbulent flux of the multiple pollution events of the Dezhou city atmospheric environment experimental station in Shandong Province from December 27, 2018 to January 7, 2019, and the turbulence characteristics of PM_{2.5} concentration are discussed. The results show that the mean value of the turbulent flux of PM_{2.5} concentration during the observation period is 0.026 μg/(m²·s). The transmission direction of the turbulent flux of PM_{2.5} concentration in different pollution processes is different, indicating that the sink or source property is not static. With the increase of turbulence statistical characteristic quantities (such as turbulent kinetic energy, standard deviation of horizontal wind speed, standard deviation of vertical wind speed, horizontal wind speed, momentum flux and sensible heat flux), the vertical flux of PM_{2.5} decreases exponentially, namely, it decreases sharply, and

国家重点研发计划(2017YFC0209904, 2017YFC0209600)、国家自然科学基金(41705003, 41544216)和新疆维吾尔自治区高层次(柔性)人才引进项目(2018)资助

收稿日期: 2020-11-22; 修回日期: 2021-01-20

then changes little with the increase of each variable. With the increase of the concentration of $\text{PM}_{2.5}$, the absolute value of the turbulent flux of $\text{PM}_{2.5}$ shows an increasing trend. The turbulent vertical flux of $\text{PM}_{2.5}$ concentration is related to the $\text{PM}_{2.5}$ concentration and the intensity of turbulence. The normalized standard deviation of $\text{PM}_{2.5}$ concentration and the stability parameter $\zeta=z/L$ follow the $-1/3$ power relationship under unstable conditions, that is $\sigma_c/C_s=6.7(-\zeta)^{-1/3}$. Under stable conditions, the experimental results are relatively discrete. In addition, the variance spectrum curve of $\text{PM}_{2.5}$ concentration satisfies the $-2/3$ power exponential rate in the high frequency range, and the covariance spectrum curve of the $\text{PM}_{2.5}$ concentration and the vertical wind speed satisfies the $-4/3$ power exponential rate in the high frequency band. The result shows that 1 Hz high-frequency sampling function of E-Sampler can obtain continuous and effective turbulent flux of $\text{PM}_{2.5}$ concentration.

Key words turbulent flux of $\text{PM}_{2.5}$ concentration; turbulence statistics; turbulence energy spectrum; pollution process

空气污染严重影响生态环境和人类健康,并通过气溶胶-辐射-云反馈作用影响气候变化。20 世纪 70 年代,兰州光化学烟雾引起学者的关注;80—90 年代,酸雨问题成为大气环境的研究热点;90 年代后期,研究者更多地关注改善城市和区域尺度的空气质量^[1]。21 世纪以来,高浓度 $\text{PM}_{2.5}$ (空气动力学直径小于等于 $2.5\ \mu\text{m}$ 的颗粒物)导致霾污染天气现象在京津冀地区频发,持续时间长,空间范围广^[2-4]。以 $\text{PM}_{2.5}$ 为首要污染物霾污染天气现象的发生与污染源排放^[5-6]、气象条件^[7-8]和地形^[9]等诸多因素密切相关。霾污染天气发生在大气边界层,因此大气边界层的结构和特征对污染过程的形成、发展和消散有重要影响^[10-14]。

湍流运动是大气边界层最显著的运动形式,主导着大气边界层中水-热和能量的交换与输送^[15]。湍流交换决定着污染物能够被传输和扩散的高度以及空间分布。Ren 等^[16]发现湍流隔板效应,并通过实验揭示湍流运动增强或减弱对不同高度 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化的影响机制。Wang 等^[17]的数值模拟结果表明,如果强制减弱重污染天气过程中 80% 的湍流扩散能力, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的模拟结果会与观测值更接近,即修正模式中被高估的湍流扩散作用,可以有效地改善模式对重污染过程条件下 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的低估。

毋庸置疑, $\text{PM}_{2.5}$ 的湍流输送是重霾天气研究中非常重要的内容,准确地估算 $\text{PM}_{2.5}$ 的湍流通量不仅有助于精确地计算源排放和污染物输送与沉降,优化污染排放参数化方案^[18-20],而且有助于改善霾污染模拟的边界层参数化方案,提高霾污染天气预报水平^[21-22]。目前,对 $\text{PM}_{2.5}$ 湍流输送的研究报道相对较少。与对水汽、二氧化碳等物质的研究不同,对 $\text{PM}_{2.5}$ 湍流输送的研究集中在其数浓度^[23-26],一些研究者也获取了数浓度通量^[27-29]。污染物质量浓度湍流通量能够直接反映其物质情况,有更广

泛的适用性^[20,22]。Ren 等^[30]将超声风温仪、 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度连续测量仪和高频响应消光系数仪构成 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度湍流通量测量系统,其中超声风温仪获取 10 Hz 的垂直风速脉动数据, $\text{PM}_{2.5}$ 连续测量仪获取 $\text{PM}_{2.5}$ 平均质量浓度数据,高频响应消光系数仪获取 1 Hz 消光系数数据,利用大气消光系数与大气气溶胶的关系和规律确定 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的变化,采用涡动相关法计算其湍流通量。

鉴于目前没有获取 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度湍流通量的普适性方法,本文选用文献[30]的结果作为参考,利用 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度测量仪 E-Sampler 的 1 Hz 高频采样功能,结合超声风温仪,基于涡动相关法,计算和研究 2018 年 12 月 27 日至 2019 年 1 月 7 日德州大气环境实验站 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度脉动、湍流通量及特征。

1 数据与方法

1.1 实验观测站简介

本研究使用 2018 年 12 月 27 日至 2019 年 1 月 7 日山西省德州大气环境实验站的大气湍流和大气环境加强实验观测数据。如图 1 所示,该实验站位于华北平原(37.15°N , 116.47°E),周围是较为平坦的农田(图 1(b)),没有大型的工业排放源。在大气环境实验站安装集成式的三维超声风温仪(IRGASON, Campbell Scientific, Inc., 美国),架设高度为 2.8 m,传感器朝向正北方向,采样频率为 10 Hz;架设仪器 E-Sampler (Met One, Inc., 美国),同步进行 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度的连续采样,采样频率可达 1 Hz。均采用数据采集器自动采集和记录观测数据,并实时传输至数据处理中心,进行数据质控和 30 min 平均。

1.2 数据获取方法与处理

E-Sampler 是一种能够自动测量并实时记录大气中 $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10} 和 TSP (total suspended particulates) 浓度的浊度计,基于前向激光散射原理测量粒子浓

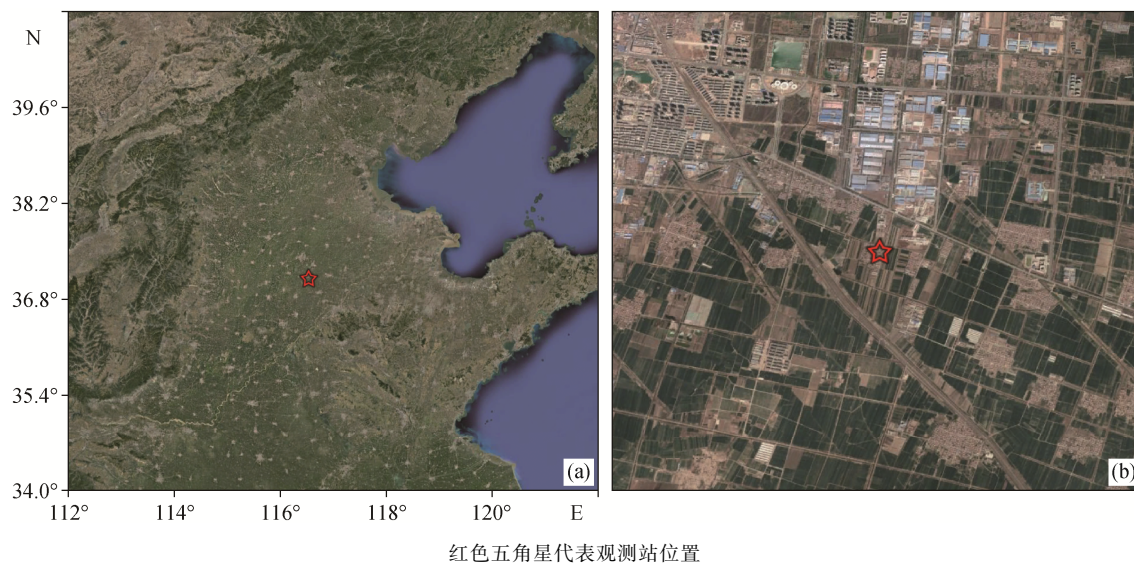


图 1 德州大气环境实验站位置示意图(a)和观测站点周围 5 km 的地形示意图(b)

Fig. 1 Google Earth map of Dezhou observation (a) and the surrounding terrain within a range of 5 km (b)

度, 内置直径为 47 mm 的过滤器采样器, 用于颗粒物的重量分析或实验室评估。E-Sampler 对颗粒物有出色的实时响应能力, 其手动重量采样器的准确性和可追溯性好, 采样频率输出可达 1 Hz, 大气环境监测一般选用分钟级的采样结果。E-Sampler 在测量过程中每秒钟显示一次更新数值, 但至少累积 1 分钟才输出一个均值, 因此 1 Hz 采样获取的 PM_{2.5} 浓度数值经 1, 5 和 30 min 平均的结果与仪器直接输出的 1, 5 和 30 min 结果一致, 大气环境监测中一般选用 1, 5, 10, 15, 30 或 60 min 的分钟级输出结果。本文使用 E-Sampler 的 1 Hz 高频采样功能, 采用涡动相关法, 利用 PM_{2.5} 浓度湍流通量的定义 $F_c = \overline{w'c'}$ 计算湍流通量。

观测数据的预处理方法如下: 采用 EddyPro 商业软件^[31](Advanced 6.2.1, LI-COR Biosciences, Inc.), 对原始湍流数据进行野点剔除^[32]、二次坐标变换^[33]以及趋势项回归^[34]等处理, 并计算各气象要素的湍流统计特征量, 计算时长为 30 min。同时, 对观测数据进行严格的质量控制, 剔除以下数据组: 1) 风向与三维超声风温仪传感器的夹角大于 $\pm 135^\circ$ 的数据组, 即不考虑传感器背后来流方向的数据组(偏南风), 尽量避免仪器支架对流场的影响; 2) 不满足梯度输送理论的数据组; 3) 明显有错误的数据组。

本文涉及的湍流统计特征量如下: PM_{2.5} 浓度的方差 $\sigma_c^2 = \overline{c'c'}$, 其中 c' 是 PM_{2.5} 质量浓度脉动; 摩擦速度 $u_* = [(-\overline{u'w'})^2 + (-\overline{v'w'})^2]^{1/4}$, 其中 u, v, w 为三方

向风速脉动; PM_{2.5} 质量浓度的特征尺度 $C_* = -\overline{w'c'}/u_*$, 其中 $\overline{w'c'}$ 是 PM_{2.5} 质量浓度湍流通量; Monin-Obukhov 长度 $L = -(u_*^3 \theta) / (\kappa g \overline{w'\theta'})$, 其中 $\kappa=0.4$, 是 Von-Karman 常数。

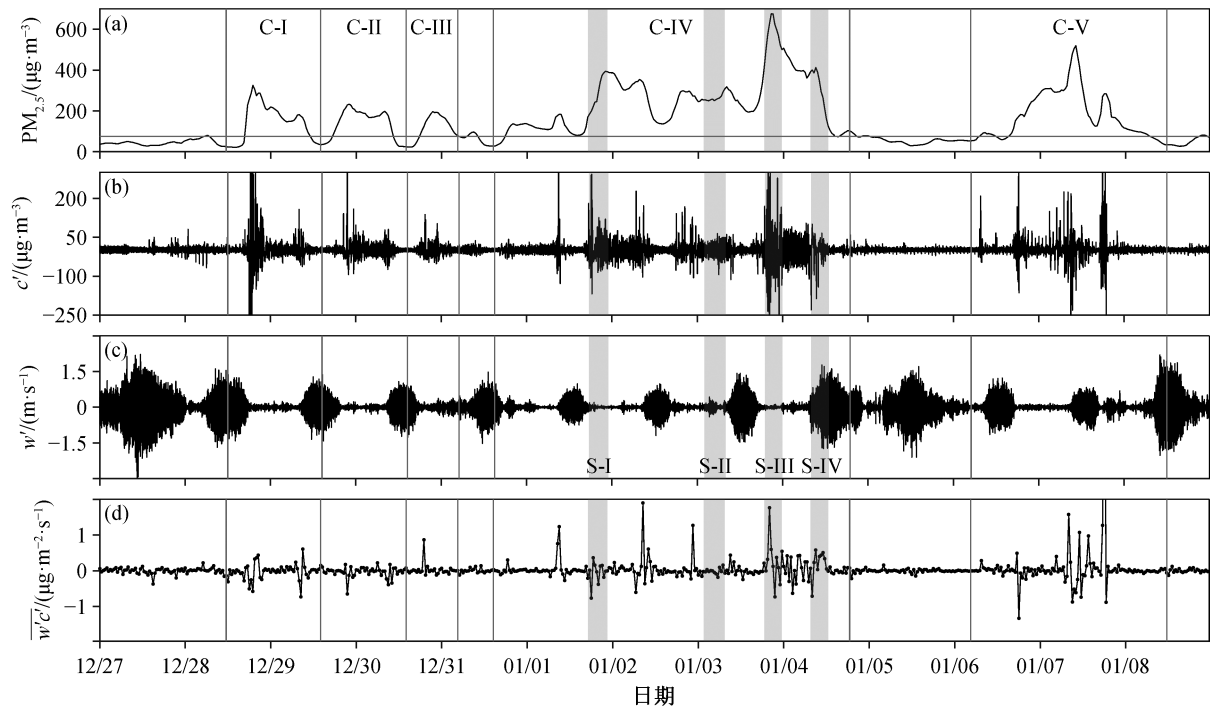
2 结果和讨论

2.1 PM_{2.5} 浓度脉动和湍流垂直通量特征

观测期间包含多次污染天气过程, PM_{2.5} 浓度均值为 $167 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 最高可达 $676 \mu\text{g}/\text{m}^3$; PM_{2.5} 浓度脉动值变化范围为 $\pm 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 污染天气过程的垂直速度脉动数值较小, 变化范围为 $\pm 2 \text{ m/s}$; PM_{2.5} 浓度湍流通量变化范围为 $-1 \sim 2 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 均值为 $0.026 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 与 Ren 等^[30]的结果类似, 表明加强实验观测期间德州实验站所在地区整体上为 PM_{2.5} 源。如图 2 所示, 污染天气过程个例 1~5 的 PM_{2.5} 浓度湍流通量分别为 $-0.015, -0.030, 0.053, 0.023$ 和 $0.078 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。其中, 个例 1 和 2 的 PM_{2.5} 浓度湍流通量方向向下, 表明这两次污染天气过程中德州实验站总体上属于 PM_{2.5} 汇, 即以沉降为主; 个例 3~5 的 PM_{2.5} 浓度湍流通量方向向上, 表明这 3 次污染天气过程中德州实验站总体上属于 PM_{2.5} 源, 即以 PM_{2.5} 排放为主。可见, 同一地区在不同的污染过程中, 其源汇属性并不是一成不变。

2.2 PM_{2.5} 湍流垂直通量与各湍流变量之间的关系

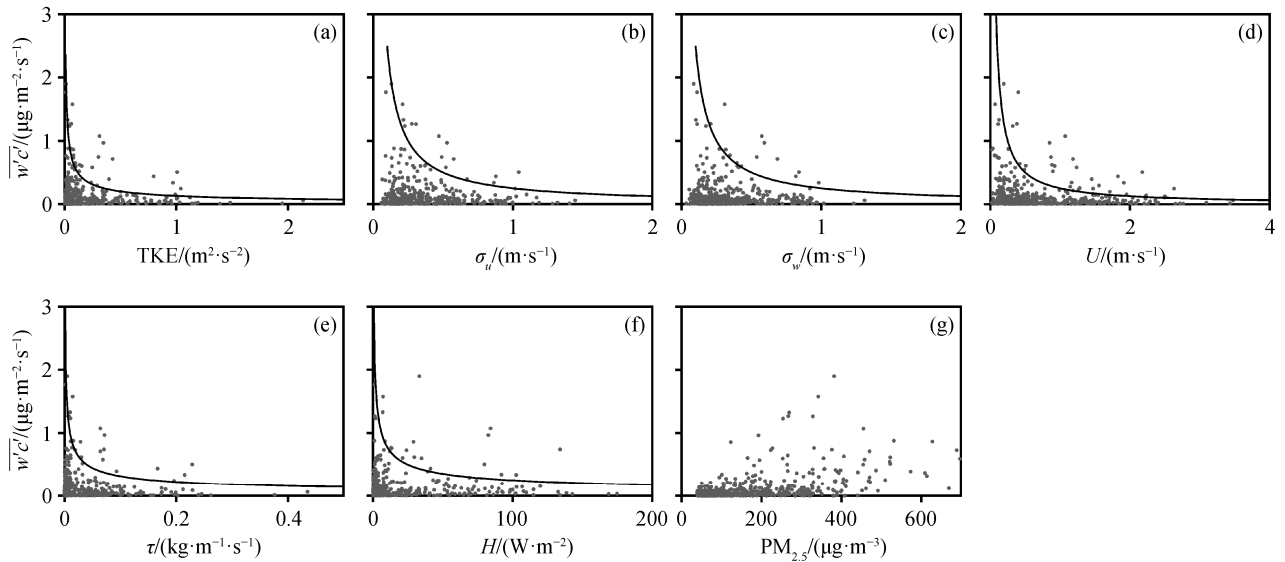
图 3 给出 PM_{2.5} 浓度湍流通量 $\overline{w'c'}$ 绝对值与各



灰色竖线隔开 5 次污染天气过程个例: C-I, C-II, C-III, C-IV, C-V; 灰色阴影区域表示第 4 次污染天气过程的不同阶段: S-I 为污染发展阶段, S-II 为污染维持阶段, S-III 为污染最严重的阶段, S-IV 为污染消散阶段

图 2 2018 年 12 月 27 日至 2019 年 1 月 8 日德州实验站 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度(a)、 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度脉动(b)、垂直速度脉动(c)和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度湍流通量(d)的时间序列

Fig. 2 Time series of the $\text{PM}_{2.5}$ concentrations (a), $\text{PM}_{2.5}$ concentration fluctuation (b), vertical wind fluctuation (c) and vertical turbulent flux of $\text{PM}_{2.5}$ concentration (d) from December 27, 2018 to January 8, 2019



黑色曲线表示湍流垂直通量与其他各湍流变量之间的关系趋势

图 3 $\text{PM}_{2.5}$ 湍流垂直通量 $\overline{w'c'}$ 绝对值与湍流动能 TKE (a)、水平风速标准差 σ_u (b)、垂直风速标准差 σ_w (c)、水平风速 U (d)、动量通量 τ (e)、感热通量 H (f) 以及 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度 (g) 之间的关系

Fig. 3 Relationship between the absolute value of the vertical flux of $\text{PM}_{2.5}$ concentration $\overline{w'c'}$ and turbulent kinetic energy TKE (a), standard deviation σ_u (b), σ_w (c), horizontal mean wind U (d), momentum flux τ (e), heat flux H (f) and $\text{PM}_{2.5}$ mass concentration (g)

气象要素湍流统计特征量之间的关系。可以看出,随着湍流统计特征量增大,PM_{2.5}浓度湍流通量先迅速减小,当减小到一定的程度后,减小的趋势明显变缓。因其变化趋势具有离散性,难以准确地确定经验关系式,这一现象应与污染物的物质属性和湍流运动属性有关。湍流动能、水平风速标准差、垂直风速标准差、水平风速、动量通量和感热通量的增加表征着湍流动力和热力条件增长,湍流扩散能力增强,造成PM_{2.5}浓度湍流输送增强。随着湍流运动的发展和加强,当湍流参量增大到一定数值时,PM_{2.5}已被较强的湍流运动混合均匀或扩散,其湍流通量数值减小。PM_{2.5}浓度湍流通量绝对值与浓度之间的关系还显示,随着PM_{2.5}浓度增加,PM_{2.5}浓度湍流通量绝对值总体上有所增加,但趋势不显著,说明PM_{2.5}湍流通量不只与PM_{2.5}浓度有关,更与湍流强弱有关。极端重污染天气条件下,PM_{2.5}的

高浓度往往对应较弱的湍流运动,这也证明PM_{2.5}浓度脉动和湍流通量获取结果的有效性和合理性。

2.3 PM_{2.5} 浓度脉动的湍流特征

近地面层 Monin-Obukhov 相似性理论^[35]揭示,不稳定层结条件下,三方向风速的归一化标准差与稳定度参数 ζ 之间存在1/3幂次关系,温度归一化标准差与 ζ 之间存在-1/3幂次关系;近中性层结条件下,三方向风速的归一化标准差趋近于常数。从图4可以看到,近中性条件下,水平风速归一化标准差 $\sigma_U/U_* = 2.5(1 - 2.5\zeta)^{1/3}$,略高于文献[36]中平坦下垫面的 2.39 ± 0.03 ;温度归一化标准差的系数为0.8,略小于文献[37]中美国堪萨斯草原下垫面的0.95。图4显示,德州大气环境实验观测站测得的风速与温度脉动的统计特征符合经典的相似性关系。

图4(c1)和(c2)显示,不稳定条件下,PM_{2.5}浓度归一化标准差与稳定度参数 ζ 之间的关系也遵循

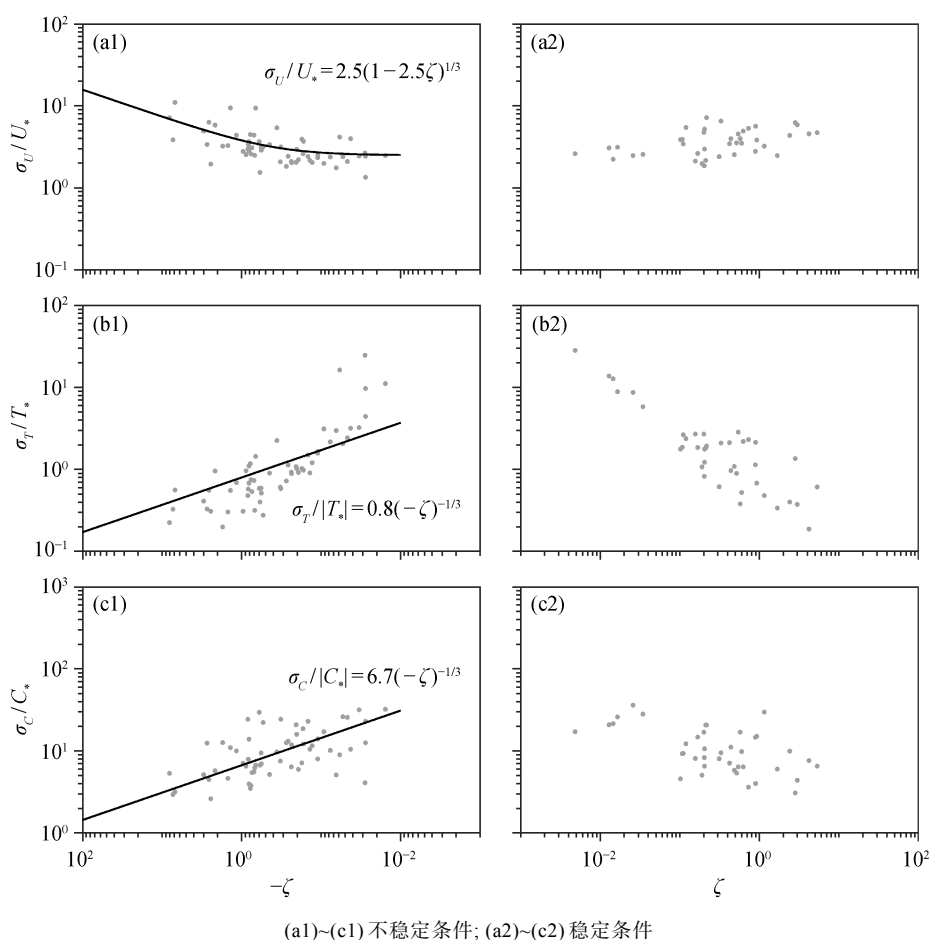


图4 水平风速的归一化标准差(σ_U/U_*)(a1)和(a2)、温度的归一化标准差(σ_T/T_*)(b1)和(b2)、PM_{2.5}浓度的归一化标准差(σ_C/C_*)(c1)和(c2)随稳定度参数(ζ)的变化

Fig. 4 Normalized standard deviations of the horizontal wind speed (σ_U/U_*) ((a1) and (a2)), temperature (σ_T/T_*) ((b1) and (b2)), mass concentration of PM_{2.5} (σ_C/C_*) ((c1) and (c2)) as functions of the stability parameter (ζ)

$-1/3$ 幂次关系, 其系数为 6.7, 明显大于温度等标量的归一化标准差的系数, 略小于文献[30]的结果, 原因可能与 $\text{PM}_{2.5}$ 采样、甄别和处理方式有关; 同时, 也反映 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度湍流特性与温度等标量存在差异。 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的相似性关系与文献[30]相同, 从一个侧面证明本文获取 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度脉动和湍流量结果的有效性和合理性。

以加强实验观测期间污染过程持续时间最长的个例 4 为例, 根据 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的变化, 将该污染过程分为 4 个阶段: 污染发展阶段(S-I), 污染维持阶段(S-II), 污染最严重的阶段(S-III), 污染消散阶段(S-IV)。图 5 给出 4 个污染阶段水平风速 U 和温度 T 的脉动方差谱, 图 6 给出 4 个污染阶段 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的脉

动方差谱以及 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度脉动与垂直速度脉动的协方差谱。

从图 5(a1)~(a4)可知, 不同污染阶段的水平风速脉动方差谱曲线满足 Kolmogorov 湍流理论^[38], 惯性副区满足 $-2/3$ 幂次率; 水平风速脉动方差谱的谱峰对应的能谱密度在污染维持阶段(S-II)数值最小; 水平风速脉动方差谱的谱峰对应的能谱密度在污染消散阶段(S-IV)数值最大。原因是, 污染维持阶段的水平风速最小, 污染消散阶段的水平风速最大。温度脉动方差谱曲线呈现类似的规律。从图 5(b1)~(b4)可知, 污染发展过程不同阶段的温度脉动方差谱形状相似, 惯性副区满足 $-2/3$ 幂次率。

从图 6(a1)~(a4)可知, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度脉动方差谱线

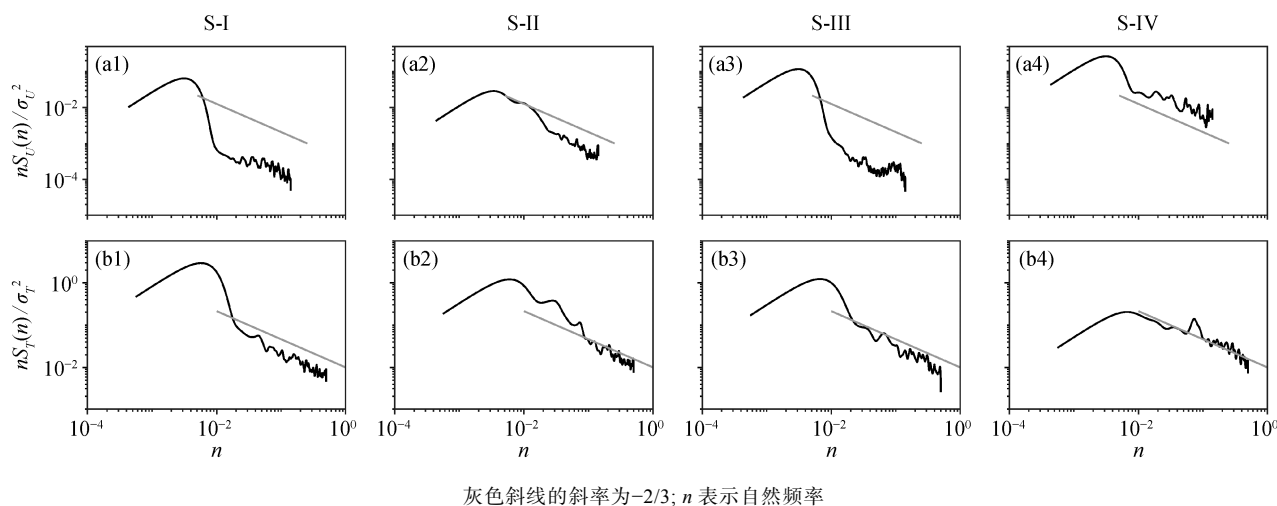


图 5 污染过程中 4 个阶段的水平风速脉动方差谱((a1)~(a4))以及温度脉动方差谱((b1)~(b4))

Fig. 5 Normalized spectra of horizontal wind speed ((a1)~(a4)) and temperature ((b1)~(b4)) at stage I-IV

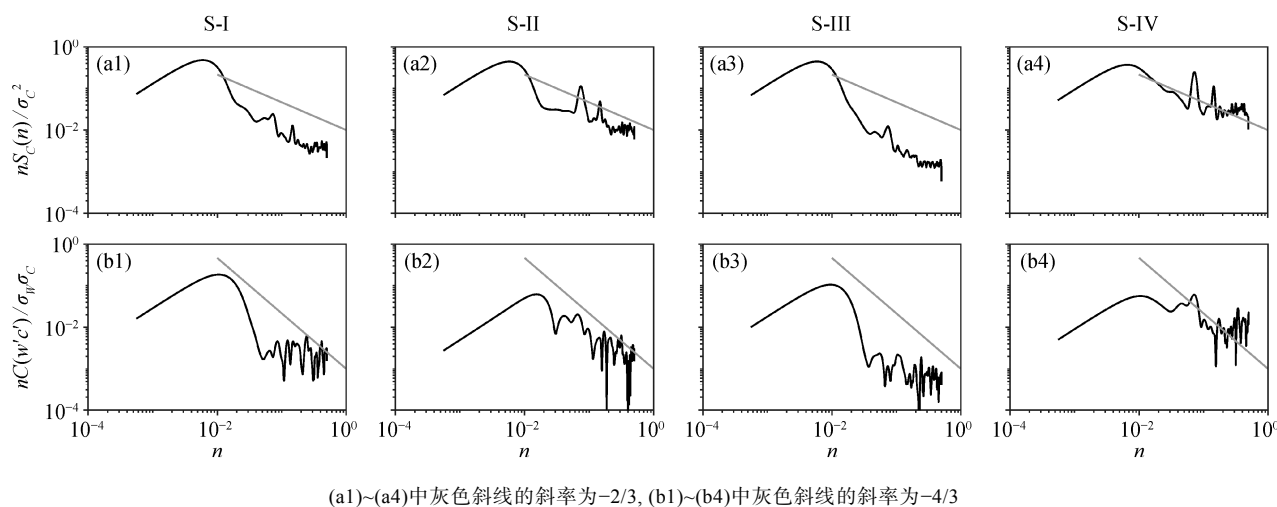


图 6 污染过程中 4 个阶段的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度脉动方差谱((a1)~(a4))以及 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度脉动和垂直速度脉动的协方差谱((b1)~(b4))

Fig. 6 Normalized spectra of the $\text{PM}_{2.5}$ concentration ((a1)~(a4)) and ormalized co-spectra of the $\text{PM}_{2.5}$ concentration and vertical wind speed ((b1)~(b4)) at stage I-IV

形状与水平风速和温度相似, 惯性副区满足 $-2/3$ 幂次率。类似地, 图 6(b1)~(b4)中 PM_{2.5} 浓度脉动和垂直速度脉动的协方差谱线也呈现与水平风速和温度相似的规律, 惯性副区满足 $-4/3$ 幂次率。上述结果表明, PM_{2.5} 浓度湍流微观特征符合近地层 Monin-Obukhov 相似性理论^[35], 同时验证了 Ren 等^[30]的结果。另外, 图 6(a4)、(b1)和(b2)中, PM_{2.5} 浓度脉动方差谱以及 PM_{2.5} 浓度脉动与垂直速度脉动的协方差谱都在高频位置出现不同程度的噪声, 这一现象表明 PM_{2.5} 浓度脉动的高频响应低于风速和温度, 与 E-Sampler 的 PM_{2.5} 采样采取抽气的方式有关。

3 结论

本研究利用 PM_{2.5} 质量浓度测量仪 E-Sampler 的 1 Hz 高频采样功能, 结合超声风温仪, 采用涡动相关法, 计算 PM_{2.5} 质量浓度的湍流通量, 讨论 2018 年 12 月 27 日至 2019 年 1 月 7 日德州地区 PM_{2.5} 浓度的湍流统计特征和微观特征, 证明了获取 PM_{2.5} 浓度脉动和湍流通量的可能性和合理性, 得到如下主要结论。

1) 利用 PM_{2.5} 质量浓度测量仪 E-Sampler 的 1 Hz 高频采样功能, 可以得到连续的 PM_{2.5} 浓度脉动及其湍流通量。实验观测期间, 德州大气环境实验站所在地区 PM_{2.5} 浓度湍流通量均值为 0.026 $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$, 整体上呈现 PM_{2.5} 源特征。该期间 5 个污染过程的 PM_{2.5} 浓度湍流通量分别为 -0.015 , -0.030 , 0.053 , 0.023 和 $0.078 \mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$, 表明不同污染天气过程的污染源汇属性有所不同。

2) 随湍流统计特征量(如湍流动能、水平风速标准差、垂直风速标准差、水平风速、动量通量和感热通量)增大, PM_{2.5} 湍流垂直通量呈指数型减小趋势, 先急剧减小, 然后随各变量的增长变化不大。随着 PM_{2.5} 浓度增大, PM_{2.5} 浓度湍流通量绝对值呈增加趋势。PM_{2.5} 浓度湍流通量的大小与 PM_{2.5} 浓度和湍流强弱有关。

3) 不稳定条件下, PM_{2.5} 浓度归一化标准差 σ_c/C^* 与稳定度参数 ζ 的关系遵循 $-1/3$ 幂次关系, 即 $\sigma_c/C^*=6.7(-\zeta)^{-1/3}$ 。PM_{2.5} 浓度脉动方差谱线在惯性副区满足 $-2/3$ 幂次率, PM_{2.5} 浓度脉动与垂直速度脉动的协方差谱线在惯性副区满足 $-4/3$ 幂指次率, 与风速和温度的情况类似, 说明 PM_{2.5} 浓度湍流宏观统计特征和微观特征在一定程度上符合近地层 Monin-Obukhov 相似性理论。

参考文献

- [1] Zhu T. Air pollution in China: scientific challenges and policy implications. *National Science Review*, 2017, 4(6): 800
- [2] Fan H, Zhao C, Yang Y. A comprehensive analysis of the spatio-temporal variation of urban air pollution in China during 2014–2018. *Atmos Environ*, 2020, 220: 117066
- [3] Zhang K, Zhao C, Fan H, et al. Toward understanding the differences of PM_{2.5} characteristics among five China urban cities. *Asia-Pac J Atmos Sci*, 2019, 56: 493–502
- [4] Watts J. China: the air pollution capital of the world. *Lancet*, 2005, 366: 1761–1762
- [5] Li M, Liu H, Geng G, et al. Anthropogenic emission inventories in China: a review. *National Science Review*, 2017, 4(6): 834–866
- [6] Zhang Q, Streets D G, Carmichael G R, et al. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission. *Atmos Chem Phys*, 2009, 9(14): 5131–5153
- [7] Wei W, Zhang H S, Wu B G, et al. Intermittent turbulence contributes to vertical dispersion of PM_{2.5} in the North China plain: cases from Tianjin. *Atmos Chem Phys*, 2018, 18(17): 12953–12967
- [8] Ren Y, Zheng S, Wei W, et al. Characteristics of the turbulent transfer during the heavy haze in winter 2016/17 in Beijing. *J Meteor Res*, 2018, 32(1): 69–80
- [9] Zhang Z, Xu X, Qiao L, et al. Numerical simulations of the effects of regional topography on haze pollution in Beijing. *Sci Rep*, 2018, 8: 5504
- [10] Wei W, Zhang H S, Cai X H, et al. Influence of intermittent turbulence on air pollution in winter 2016/17 over Beijing, China. *J Meteor Res*, 2020, 34(1): 176–188
- [11] Ren Y, Zhang H, Wei W, et al. Effects of turbulence structure and urbanization on the heavy haze pollution process. *Atmos Chem Phys*, 2019, 19(2): 1041–1057
- [12] Ren Y, Zhang H, Wei W, et al. Comparison of the turbulence structure during light and heavy haze pollution episodes. *Atmos Res*, 2019, 230: 104645
- [13] Ren Y, Zhang H, Wei W, et al. A study on atmospheric turbulence structure and intermittency during heavy haze pollution in the Beijing area. *Science China Earth Sciences*, 2019, 62(12): 2058–2068
- [14] Li Q H, Wu B G, Liu J L, et al. Characteristics of the atmospheric boundary layer and its relation with

- PM_{2.5} during haze episodes in winter in the North China Plain. *Atmos Environ*, 2020, 223: 117265
- [15] Stull R B. An introduction to boundary layer meteorology. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1988: 9–19
- [16] Ren Y, Zhang H, Zhang X, et al. Turbulence barrier effect during heavy haze pollution events. *Sci Total Environ*, 2021, 753: 142286
- [17] Wang H, Zhang X, Peng Y, et al. The contributions to the explosive growth of PM_{2.5} mass due to aerosols-radiation feedback and further decrease in turbulent diffusion during a red-alert heavy haze in Jing-Jin-Ji in China. *Atmos Chem Phys*, 2018, 18: 17717–17733
- [18] Mårtensson E M, Nilsson E D, Buzorius G, et al. Eddy covariance measurements and parameterisation of traffic related particle emissions in an urban environment. *Atmos Chem Phys*, 2006, 6(3): 769–785
- [19] Pryor S C, Gallagher M, Sievering H, et al. A review of measurement and modelling results of particle atmosphere–surface exchange. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 2008, 60(1): 42–75
- [20] Yuan R, Luo T, Sun J, et al. A new method for estimating aerosol mass flux in the urban surface layer using LAS technology. *Atmos Meas Tech*, 2016, 9(4): 1925–1937
- [21] Jia W, Zhang X. The role of the planetary boundary layer parameterization schemes on the meteorological and aerosol pollution simulations: a review. *Atmos Res*, 2020, 239: 104890
- [22] Ren Y, Zhang H, Zhang X, et al. Temporal and spatial characteristics of turbulent transfer and diffusion coefficient of PM_{2.5}. *Sci Total Environ*, 782: 146804
- [23] Buzorius G, Rannik Ü, Mäkelä J M, et al. Vertical aerosol particle fluxes measured by eddy covariance technique using condensational particle counter. *J Aero Sci*, 1998, 29(1/2): 157–171
- [24] Dorsey J R, Nemitz E, Gallagher M W, et al. Direct measurements and parameterisation of aerosol flux, concentration and emission velocity above a city. *Atmos Environ*, 2002, 36(5): 791–800
- [25] Martin C L, Longley I D, Dorsey J R, et al. Ultrafine particle fluxes above four major European cities. *Atmos Environ*, 2009, 43(31): 4714–4721
- [26] Pryor S C, Larsen S E, Sorensen L L, et al. Particle fluxes over forests: analyses of flux methods and functional dependencies. *J Geophys Res*, 2007, 112 (D7): D07205
- [27] Vogt M, Nilsson E D, Ahlm L, et al. The relationship between 0.25–2.5 μm aerosol and CO₂ emissions over a city. *Atmos Chem Phys*, 2011, 11(10): 4851–4859
- [28] Harrison R M, Dall’Osto M, Beddows D C S, et al. Atmospheric chemistry and physics in the atmosphere of a developed megacity (London): an overview of the REPARTEE experiment and its conclusions. *Atmos Chem Phys*, 2012, 12(6): 3065–3114
- [29] Ripamonti G, Jarvi L, Molgaard B, et al. The effect of local sources on aerosol particle number size distribution, concentrations and fluxes in Helsinki, Finland. *Tellus B*, 2013, 65: 19786
- [30] Ren Y, Zhang H, Wei W, et al. Determining the fluctuation of PM_{2.5} mass concentration and its applicability to Monin–Obukhov similarity. *Sci Total Environ*, 2020, 710: 136398
- [31] LI-COR Biosciences. Eddy covariance processing software (version 6.2.1) [EB/OL]. (2017) [2018–04–01]. <https://www.licor.com/EddyPro>
- [32] Vickers D and Mahrt L. Quality control and flux sampling problems for tower and aircraft data. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 1997, 14(3): 512–526
- [33] Wilczak J M, Oncley S P, Stage S A. Sonic anemometer tilt correction algorithms. *Boundary-Layer Meteorology*, 2001, 99: 127–150
- [34] Gash J H C, Culf A D. Applying a linear detrend to eddy correlation data in real time. *Boundary-Layer Meteorology*, 1996, 79: 301–306
- [35] Monin A S, Obukhov A M. Basic laws of turbulent mixing in the atmosphere near the ground. *Trudy Geofiz, Inst. AN SSR*, 1954, 24: 163–187
- [36] Panofsky H A, Dutton J A. *Atmospheric turbulence*. New York: John Wiley & Sons, 1984: 156–173
- [37] Wyngaard J C, Coté O R, Izumi Y. Local free convection, similarity, and the budgets of shear stress and heat flux. *Journal of Atmospheric Sciences*, 1971, 28(7): 1171–1182
- [38] Kolmogorov A N. The local structure of turbulence in incompressible viscous fluid for very large Reynolds numbers. *Cr Acad Sci URSS*, 1941, 30: 301–305