

基于走航监测的煤矿甲烷排放量化

高 澜¹, 毛慧琴², 鲁 玺^{1,3,4,*}

(1. 清华大学 环境学院 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084;

2. 生态环境部 卫星环境应用中心, 北京 100094; 3. 清华大学 碳中和研究院, 北京 100084;

4. 清华大学 环境前沿技术北京实验室, 北京 100084)

摘要:对增温贡献最大的“非二”温室气体——甲烷(CH₄)排放的准确核算,是制定减排政策与检验减排效果的基础。针对“自下而上”方法对煤矿CH₄排放量化的不足,本研究系统考虑山西省晋城市某一示范煤矿区的地形、气象条件和基础设施分布,基于搭载了高精度温室气体分析仪的走航监测平台,结合移动式与下风向静止式两种监测方法,利用AERMOD大气扩散模型反演煤矿CH₄排放强度,并获得重点排放源的CH₄排放因子。结果表明,非生产状态下,单个风井排放速率为763 kg/h,比正常工况下的企业排放数据低了15.9%;在不考虑无组织排放的情况下,整个园区的CH₄排放因子为15.09 m³/t,比“自下而上”清单低了14.3%,说明矿区工况对CH₄排放起到较大影响。煤矿园区的主要排放点源为1个风井与2个抽放泵站排气口,而无组织排放源为6个原煤仓;三者的排放因子呈现出递减变化,分别为8.6 m³/t(43%)、6.49 m³/t(33%)和4.87 m³/t(24%)。传统的“自下而上”方法由于缺少对无组织排放源的考虑,即便在非生产状态下,也会造成整个矿区甲烷排放近24%的低估,而基于走航监测的甲烷核算方法能够弥补这一缺失。

关键词:煤矿;甲烷排放;走航监测;AERMOD

中图分类号:X831

文献标识码:A

Coal mine methane emissions quantification based on vehicle-based monitoring

GAO Lan¹, MAO Huiqin², LU Xi^{1,3,4,*}

(1. *State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China;*

2. *Satellite Environment Application Center, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100094, China;*

3. *Institute for Carbon Neutrality, Tsinghua University, Beijing 100084, China;*

4. *Beijing Laboratory of Environmental Frontier Technologies, Tsinghua University, Beijing 100084, China*)

Abstract: Obtaining accurate emissions of methane (CH₄), one of the most important non-carbon-dioxide greenhouse gases, is the basis for formulating and validating emission reduction policies. In terms of shortcomings from the "bottom-up" approach, this study combined the vehicle-based monitoring and the AERMOD atmospheric dispersion modeling system to derive the emission rates and emission factors of main CH₄ sources in one demonstration coal mine in Jincheng city, Shanxi province. After systematically considering the topography, meteorological conditions, and infrastructure distribution of the coal mine, both the mobile and downwind stationary monitoring alternatives were adopted, using a platform equipped with a high-precision greenhouse gas analyzer. Results showed that the simulated CH₄ emission rate of a single ventilation shaft under non-production condition (763 kg/h) was about 15.9% lower than the data provided by the enterprise in production. If ignoring the fugitive emissions, the derived CH₄ emission factor of the coal mine was 15.09 m³/t, which was 14.3% smaller than that in "bottom-up" inventory, indicating that the working conditions of the coal mine played a large role in

收稿日期:20232-01-19

基金项目:国家重点研发计划(2022YFC3702902)

第一作者:高澜(1995—),女,在读博士研究生,专业为环境科学与工程。E-mail:gl22@mails.tsinghua.edu.cn

通讯作者:鲁玺(1979—),男,博士,教授,博士生导师,研究方向为环境规划与管理。E-mail:xilu@tsinghua.edu.cn

CH₄ emissions. One ventilation shaft and two vent stacks in the gas gathering station were the main point sources, and six coal silos were the fugitive sources, the emission factors of which were 8.6 m³/t (43%), 6.49 m³/t (33%) and 4.87 m³/t (24%), respectively. The traditional "bottom-up" accounting without consideration of fugitive emissions, resulted in a nearly 24% underestimation of CH₄ emissions even under non-production conditions, which could be compensated by the methane quantification method based on vehicle-based monitoring.

Keywords: Coal mine; Methane emissions; Vehicle-based monitoring; AERMOD

0 引言

甲烷是具有强增温效应和短生命周期的温室气体,其对全球增温的贡献仅次于二氧化碳^[1-2]。因此,减排甲烷对减缓全球变暖的效果十分显著^[3]。瓦斯在煤中主要以吸附态和游离态存在,其主要成分为甲烷^[4]。煤矿是甲烷排放的主要来源之一^[5-6];从全球来看,煤矿贡献了甲烷排放的11%^[5]。中国是一个煤炭生产大国,煤矿开采造成的甲烷排放由2004年的21%迅速增加到2014年的38%,且该比重仍在不断加大^[7-8]。精准量化煤矿甲烷排放,是制定甲烷减排措施和评估减排效果的基础。

国内煤矿园区对甲烷排放的核算主要通过“自下而上”的排放因子法^[9-10],基础统计数据不同会使得不同排放清单之间存在较大的偏差^[9]。而且,“自下而上”排放清单往往低估了煤矿甲烷的真实排放,尤其忽略了无组织排放部分^[6, 11]。除此之外,“自上而下”方法能够从不同时空尺度进行排放核算,包括卫星遥感^[12]、飞机或无人机观测^[13-18]、走航监测^[17, 19, 20]等;其中走航监测被广泛运用于园区尺度的温室气体排放量化^[21-24]。然而对于煤矿甲烷排放,我国仍缺乏基于走航监测的量化方法实践。

山西是我国的煤矿大省,2022年煤炭产量超过13亿t,占全国产量近1/3^[25]。因此,基于山西省某一示范煤矿区,结合走航监测平台和大气扩散模型估算煤矿园区多种来源的甲烷排放,再与“自下而上”排放清单数据进行对比,能对其他煤矿园区的甲烷排放核算形成良好示范作用。

1 研究方法

1.1 监测方案

本监测采用了Picarro G2201-i CH₄ CO₂及碳同位素分析仪,测量原理是:光腔衰荡光谱技术(CRDS)。当激光打开时,脉冲激光进入由三面高

反射率反射镜构成的衰荡腔内,激光在镜片之间来回反射而形成振荡,腔内气体的吸收作用导致光信号的衰减;光电探测器通过检测其中一个反射镜逸出的少量光强,获得腔内光信号的衰减情况。在镜片反射率已知的情况下,可以计算出进入腔内的气体浓度。Picarro G2201-i设备CO₂量程在380-2 000 ppm(ppm为气体的体积浓度单位,表示百万分之一,即10⁻⁶;下同),精度为200 ppb±0.05%(ppb为气体的体积浓度单位,表示十亿分之一,即10⁻⁹;下同);而CH₄分两种测量模式,会根据监测到的浓度水平进行自动切换。在高精度模式下,CH₄量程在1.8-12 ppm,测量精度为5 ppb±0.05%;在高量程模式下,CH₄量程在10-500 ppm,测量精度为50 ppb±0.05%。Picarro监测设备由主机、抽气泵、蓄电池(提供电源)、进气管、取气探头和显示屏等组成(图1)。

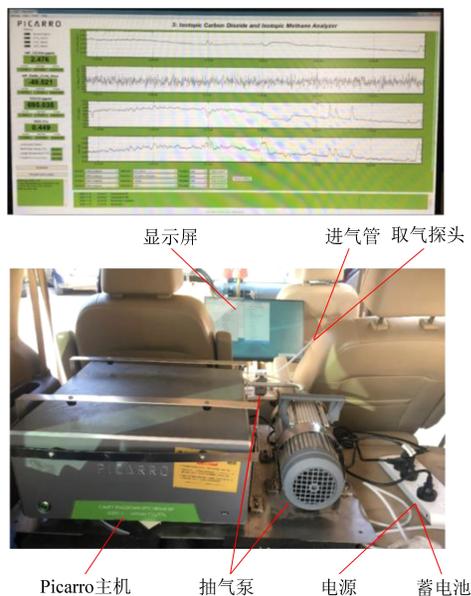


图1 Picarro监测设备组成

Fig. 1 The composition of Picarro instrument

将该分析仪固定在监测车上,取气探头置于车顶(约3 m),以尽量减少汽车尾气影响。此外,监测车配备了GPS定位系统,可实时记录秒级经

纬度信息;由于 Picarro 从采样进气到浓度显示存在约 27 s 的滞后时间,因此在将秒级浓度数据与经纬度信息匹配的时候,修正了这一时间偏差。在煤矿示范区监测中,采用移动式与静止式两种监测方案。通过在园区外围及内部移动走航,识别出主要排放源位置;结合当天实时气象条件,寻找能捕捉到浓度扩散信号的下风向位置;再通过长时间定点监测方式,采集足够的浓度数据用于排放量反演模型。

1.2 AERMOD 高斯扩散模型

AERMOD 模型是基于高斯扩散原理、由美国环保部(EPA)与美国气象学会(AMS)共同开发的一款法规模型^[26]。高斯扩散模式遵循以下四点基本假设:1) x 轴为下风向方向,垂直风向(即 y 和 z 轴)的气体浓度均满足正态分布;2)空间中风速均匀稳定;3)源强连续均匀稳定;4)扩散过程中污染物守恒,不转化^[27]。 CH_4 气体在大气中较为稳定,基本不参与化学反应,可以采用高斯扩散模式进行排放量化。另外,在实际情况中,排放源有一定高度,需要考虑地面对气体的反射,如公式(1)所示。

$$C(x, y, z; H) = \sum_{i=1}^n \frac{q}{2\pi\sigma_{zi}\sigma_{yi}u} * \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y_i}{\sigma_{yi}}\right)^2\right] \times \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_{zi}^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_{zi}^2}\right] \right\} \quad (1)$$

式(1)中: $C(x, y, z; H)$ 为在 (x, y, z) 处测得的 CH_4 气体浓度, g/m^3 , 由 n 个排放源共同决定; x 轴和风向一致, y, z 轴和 x 轴垂直。 z 为固定在移动监测车车顶取气管的高度, m ; H 为源排放高度, m ; u 是 x 轴方向上的风速, m/s ; q 为单个排放源的排放速率, g/s ; σ_{zi} 和 σ_{yi} 为扩散系数, g/m^3 , 即气体浓度在垂直方向和水平方向标准差,与大气稳定度和排放源到受体的距离有关。在煤矿园区的走航监测时段中,对采样浓度取 10 min 滑动平均,以最小值作为背景浓度;其中下风向静止监测时段内,以最大 10 min 滑动平均浓度与背景浓度的差值作为模型输入,即可反算出排放源强度。

在本研究中采用 AERMOD View 模型系统。在前期的研究中,该模型被广泛用于煤油气行业、小尺度的甲烷排放反演,比如油井、天然气压缩站等^[20];它的优势在于对复杂地形的处理以及对建筑物下洗效应的刻画。建筑物下洗效应指的是,排出气体会在建筑物周围产生扰动,而在建筑物底部地面形成浓度堆积的现象。当排气口高度小

于 2.5 倍的建筑物高度时,需要考虑建筑物下洗效应^[28]。由于本研究的煤矿园区所处位置地形复杂,单纯采用公式(1)难以对园区真实情况进行建模;并且结合园区提供的建筑物高度数据,发现满足发生建筑物下洗效应条件,因此采用 AERMOD View 来解决这两个问题。

由于 AERMOD View 模拟的是 CH_4 小时级(60 min)最大浓度,而在下风向静止监测计算得到 10 min 最大浓度,因此在采用公式(2)计算排放速率时需要考虑比例因子 R , $R = (60/10)^{0.2} = 1.43$ ^[20]。

$$Q_i = \frac{Q_{im} \cdot C_o}{C_m \cdot R} \quad (2)$$

式(2)中: Q_i 为第 i 个排放源的实际排放速率, g/s ; Q_{im} 为事先假定的排放速率, g/s ; C_o 为观测的 10 min 最大浓度, g/m^3 ; C_m 为模拟的小时最大浓度, g/m^3 。

AERMOD View 的处理步骤如下所示:

第一步,利用园区的高分影像地图确定排放源、受体和建筑物位置,并输入模型所需参数,包括建筑物及高度、排放源相关参数、背景浓度、受体高度等;

第二步,利用 AERMET 进行气象数据预处理;本研究采用的数据是 2022 年 8 月 12 日的逐小时 ERA5 再分析数据(空间分辨率为 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$),包括 700 hPa 到 1 000 hPa 之间各层(不少于 10 层)气温、气压、位势高度、相对湿度、露点温度(通过计算得到)、风向、风速、总云量,利用煤矿的经纬度信息找到空间对应的格点数据;

第三步,输入高分辨率的 Google Earth 高程 DEM 数据,利用 AERMAP 模块进行地形预处理;

第四步,利用 BPIP 模块进行建筑物下洗效应模拟;

第五步,预先设定排放速率 Q_{im} ,利用 AERMOD 模块模拟园区 CH_4 浓度分布,以受体点位的模拟浓度为约束条件;当 $C_m \approx C_o/R$ (误差在 0.01 以内)时,则认为此时 $Q_i = Q_m$ 。

2 结 果

2.1 甲烷监测浓度分布

山西省晋城市某一煤与瓦斯突出矿井的井田面积 10.82 km^2 ,其煤炭保有储量 11 187 万 t,年产 120 万 t,产品为无烟煤(俗称“香煤”)。该煤矿园区由三部分组成,分别是工业广场、瓦斯抽放泵站

(包含瓦斯发电站)和风机房。煤矿开采、储存和运输活动都在工业广场进行,瓦斯抽放泵站配备瓦斯发电站用于回收高浓度瓦斯,风机房通过风机口正压不断向外排气,确保矿下通风状况良好。由于监测当天正好为中元节,矿工放假,井下不生产,因此对于工业广场,CH₄排放可能来自于在用的原煤仓(6个)与露天煤堆(1个)的无组织排放,不存在煤炭在传送带输送或者由运煤车运输产生的CH₄逸散;对于工业广场以外的区域,CH₄排放源为抽放泵站排气口(2个)及风机房风井(1个)。8月12日的风向为东南偏南风,风速主要为2.1~3.6 m/s,该煤矿整体浓度分布为北高南低(图2)。工业广场下风向位置CH₄瞬时最高浓度为5.8 ppm;而在瓦斯抽放泵站和风机房下风向位置,CH₄最高浓度达22 ppm。

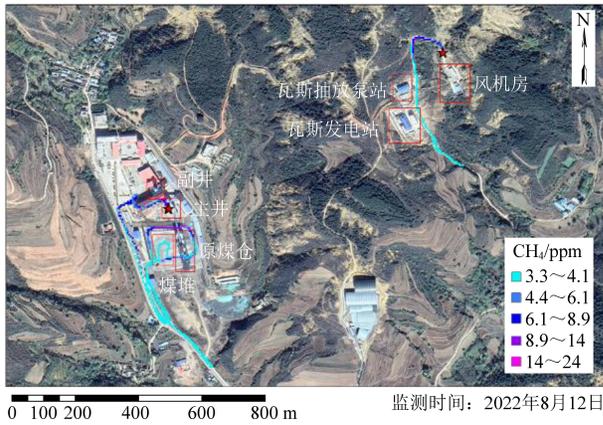


图2 某煤矿CH₄监测浓度空间分布(0.000 1°×0.000 1°, 星号代表下风向静止监测点位置)

Fig. 2 Spatial distribution of observed CH₄ concentrations in one coal mine (0.000 1°×0.000 1°, “★” represent the locations of downwind stationary monitoring)

2.2 甲烷排放量反演结果

如图3所示,在盛行风向为东南偏南风的影响下,模拟CH₄浓度等值线呈东南-西北向狭长带状分布,整体呈现出东南低、西北高,与观测(图2)相同。AERMOD模型反演得到风井排放速率为212 g/s,与煤矿企业提供的排放数据(252 g/s)较为接近,差异在16%以内;“自上而下”与“自下而上”方法对CH₄排放估算结果的比率(K)为0.84。经过多次模拟发现,风井对下风向P2的浓度升高起主导作用,而抽放泵站排气口没有任何贡献。由于该煤矿所处地势复杂,适合停车的P2点仅位于风井下风向位置,难以捕捉到抽放泵站排气口的浓度信号。因此,结合企业排放数据(95 g/s)与比率K,估算出单个抽放泵站排气口的排

放强度约为80 g/s。尽管P1点同时处在原煤仓与煤堆的下风向位置,但通过敏感性分析发现,其浓度增加仅来自原煤仓的排放,而煤堆的影响几乎可忽略不计。这可能是因为露天煤堆长期暴露于空气中,在煤炭不被移动的情况下,CH₄排放微乎其微。来自单个原煤仓的无组织排放为20 g/s(即72 kg/h);尽管该值低于单个风井(763 kg/h)或单个瓦斯抽放泵站排气口(288 kg/h)的排放,但结合园区原煤日产量(3 000 t/d)与设施个数之后,三者的CH₄排放因子分别为4.87 m³/t(24%)、8.6 m³/t(43%)和6.49 m³/t(33%),说明无组织排放源对于整个煤矿园区CH₄排放贡献不可忽视(表1)。在不考虑无组织排放的情况下,该煤矿的CH₄排放因子为15.09 m³/t,略低于“自下而上”方法得到的晋城市煤与瓦斯突出矿井的平均水平(17.51 m³/t)^[29],符合监测当天矿上处于放假停工的实际情况。

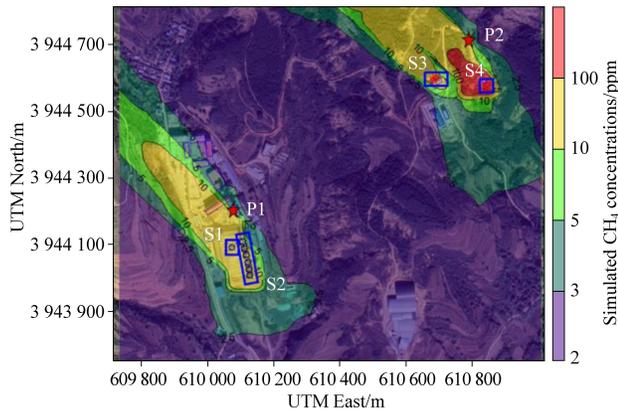


图3 某煤矿CH₄模拟浓度分布(S1-S3代表排放源位置, 星号P1和P2代表受体点位)

Fig. 3 Spatial distribution of simulated CH₄ concentrations in one coal mine (S1-S3 and “★” (P1, P2) show the locations of emission sources and receptors, respectively)

表1 某煤矿CH₄排放源单个排放速率与总排放因子
Table 1 CH₄ emission rate of every single facility and total emission factors of different facilities

排放源	单个排放速率/(kg·h ⁻¹)	设施个数/个	总排放因子/(m ³ ·t ⁻¹)
风井	763	1	8.6
抽放泵站排气口	288	2	6.49
原煤仓	72	6	4.87

3 结论

本研究选取山西晋城某一煤炭与瓦斯突出矿

井,通过车载高精度 CH₄分析仪进行现场监测,结合大气扩散模型 AERMOD,对煤矿园区主要排放源进行量化与分析。结果表明,非生产状态下,煤矿园区主要排放源为风井、瓦斯抽放泵站排气口与原煤仓(无组织排放源),单个设施的排放速率分别为 763 kg/h、288 kg/h 和 72 kg/h;考虑设施个数之后,园区生产 1 吨原煤的 CH₄排放因子为 19.96 m³/t,1 个风井、2 个瓦斯抽放泵站排气口与 6 个原煤仓则分别为 8.6 m³/t(43%)、6.49 m³/t(33%)和 4.87 m³/t(24%),其中点源排放和无组织排放的占比分别为 76%和 24%,表明无组织排放对园区 CH₄排放的贡献不可忽略。在不考虑无组织排放的情况下,基于走航监测获得的 CH₄排放因子约为 15 m³/t;该值比“自下而上”清单数据(17.51 m³/t)低了 14.3%,这是由于煤矿园区的 CH₄排放由点源排放所主导,与矿区工况紧密相关。在矿区生产状态下,不仅地下煤矿开采过程中会增加煤层气利用与回风瓦斯的 CH₄逸散,工业广场原煤仓煤炭的释放及运煤车的堆煤过程也会造成更多的无组织排放。此外,气象因子的变化,会对大气扩散模型反演结果带来较大的不确定性^[27, 30]。因此在后期研究中,应增加采样天数,尽可能涵盖园区所有工况,并在不同气象条件下积累大量实测数据,量化不同影响因子对基于走航监测的 CH₄排放核算方法带来的不确定性。

致谢

感谢矿区提供监测指导和人员协助,感谢 EDF 对本项工作的支持!

参考文献(References):

[1] LAMB B K, CAMBALIZA M O L, DAVIS K J, et al. Direct and indirect measurements and modeling of methane emissions in indianapolis, Indiana [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(16): 8910–U8530.

[2] MERRIN Z, FRANCISCO P W. Unburned methane emissions from residential natural gas appliances [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(9): 5473–5482.

[3] WILLIAMS J P, RISK D, MARSHALL A, et al. Methane emissions from abandoned coal and oil and gas developments in New Brunswick and Nova Scotia [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2019, 191(8): 479.

[4] NEININGER B G, KELLY B F J, HACKER J M, et al. Coal seam gas industry methane emissions in the Surat Basin, Australia: Comparing airborne measurements with inventories [J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society a—Mathematical Physical and Engineering Sciences*, 2021, 379: 20200458.

[5] KHOLOD N, EVANS M, PILCHER R C, et al. Global

methane emissions from coal mining to continue growing even with declining coal production [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 256: 120489.

[6] JU Y, SUN Y, SA Z, et al. A new approach to estimate fugitive methane emissions from coal mining in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 543: 514–523.

[7] 国家气候战略中心. 中华人民共和国气候变化第二次两年更新报告 [R]. 北京:国家气候战略中心,2018.

[8] 国家气候战略中心. 中华人民共和国气候变化初始国家信息通报 [R]. 北京:国家气候战略中心,2004.

[9] GAO J, GUAN C, ZHANG B. China's CH₄ emissions from coal mining: A review of current bottom-up inventories [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 725: 138295.

[10] MILLER S M, MICHALAK A M, DETMERS R G, et al. China's coal mine methane regulations have not curbed growing emissions [J]. *Nature Communications*, 2019, 10(1): 303.

[11] MA C, DAI E, LIU Y, et al. Methane fugitive emissions from coal mining and postmining activities in China [J]. *Resources Science*, 2020, 42(2): 311–322.

[12] LORENTE A, BORSBORFF T, BUTZ A, et al. Methane retrieved from TROPOMI: Improvement of the data product and validation of the first 2 years of measurements [J]. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2021, 14(1): 665–684.

[13] ANDERSEN T, VINKOVIC K, DE VRIES M, et al. Quantifying methane emissions from coal mining ventilation shafts using an unmanned aerial vehicle (UAV) – based active AirCore system [J]. *Atmospheric Environment – X*, 2021, 12: 21.

[14] GORDON M, LI S M, STAEBLER R, et al. Determining air pollutant emission rates based on mass balance using airborne measurement data over the Alberta oil sands operations [J]. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2015, 8(9): 3745–3765.

[15] LAVOIE T N, SHEPSON P B, CAMBALIZA M O, et al. Aircraft-based measurements of point source methane emissions in the Barnett Shale Basin [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(13): 7904–7913.

[16] LIGGIO J, LI S M, STAEBLER R M, et al. Measured Canadian oil sands CO₂ emissions are higher than estimates made using internationally recommended methods [J]. *Nature Communications*, 2019, 10(1): 1863.

[17] MITCHELL A L, TKACIK D S, ROSCIOLI J R, et al. Measurements of methane emissions from natural gas gathering facilities and processing plants: Measurement results [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(5): 3219–3227.

[18] KOSTINEK J, ROIGER A, ECKL M, et al. Estimating upper silesian coal mine methane emissions from airborne in situ observations and dispersion modeling [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2021, 21(11): 8791–8807.

[19] YACOVITCH T I, HERNDON S C, PETRON G, et al. Mobile laboratory observations of methane emissions in the Barnett Shale Region [J]. *Environmental Science & Technol-*

- ogy, 2015, 49(13): 7889–7895.
- [20] LAN X, TALBOT R, LAINE P, et al. Characterizing fugitive methane emissions in the Barnett Shale Area using a mobile laboratory [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(13): 8139–8146.
- [21] SIM S, JEONG S, PARK H, et al. Co-benefit potential of urban CO₂ and air quality monitoring: A study on the first mobile campaign and building monitoring experiments in Seoul during the winter [J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2020, 11(11): 1963–1970.
- [22] LEE J K, CHRISTEN A, KETTLER R, et al. A mobile sensor network to map carbon dioxide emissions in urban environments [J]. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2017, 10(2): 645–665.
- [23] DEFRAITYKA S M, PARIS J D, YVER-KWOK C, et al. Mapping urban methane sources in Paris, France [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(13): 8583–8591.
- [24] 刘艳秋, 秦凯, Cohen Jason, 等. 基于涡动及走航观测的晋东南煤矿区甲烷浓度特征研究 [J/OL]. *煤炭学报*: 1–8 (2022-10-13) [2022-01-03]. DOI: 10.13225/j.cnki.jccs.PE22.1241.
LIU Yanqiu, QIN Kai, COHEN Jason, et al. Analysis of the characteristics of methane in the coal mining area of southeastern Shanxi with eddy and mobile observation [J]. *Journal of China Coal Society*, : 1–8 (2022-10-13) [2022-01-03]. DOI: 10.13225/j.cnki.jccs.PE22.1241.
- [25] 山西能源局. 山西 2022 年煤炭产量超 13 亿吨 [EB/OL]. (2023-01-03) [2023-01-10]. http://www.cnenergynews.cn/meitan/2023/2001/2003/detail_20230103129645.html.
- [26] O'SHAUGHNESSY P T, ALTMAIER R. Use of AERMOD to determine a hydrogen sulfide emission factor for swine operations by inverse modeling [J]. *Atmospheric Environment*, 2011, 45(27): 4617–4625.
- [27] MORENO-SILVA C, CALVO D C, TORRES N, et al. Hydrogen sulphide emissions and dispersion modelling from a wastewater reservoir using flux chamber measurements and AERMOD © simulations [J]. *Atmospheric Environment*, 2020, 224: 117263.
- [28] PETERS W D, LEE R F, WILSON R B, et al. AERMOD: A dispersion model for industrial source applications. Part II: Model performance against 17 Field study databases [J]. *Journal of Applied Meteorology*, 2005, 44(5): 694–708.
- [29] 刘虹, 赵美琳, 赵康, 等. 山西省煤矿甲烷排放量与利用量精细测算 [J]. *天然气工业*, 2022, 42(6): 179–185.
LIU Hong, ZHAO Meilin, ZHAO Kang, et al. Fine calculation of methane emissions and utilization amount from coal mines in Shanxi Province [J]. *Natural Gas Industry*, 2022, 42(6): 179–185.
- [30] MATAACCHIERA F, MANES C, BEAVEN R P, et al. AERMOD as a gaussian dispersion model for planning tracer gas dispersion tests for landfill methane emission quantification [J]. *Waste Management*, 2019, 87: 924–936.