

基于页岩气返排液中污染气体浓度及扩散模型研究

成潇潇 刘建国 徐亮 徐寒杨 金岭 束胜全 薛明

Pollution gas concentration and diffusion model in shale gas flowback fluid

Cheng Xiao-Xiao Liu Jian-Guo Xu Liang Xu Han-Yang Jin Ling Shu Sheng-Quan Xue Ming

引用信息 Citation: *Acta Physica Sinica*, 70, 130202 (2021) DOI: 10.7498/aps.70.20210017

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.7498/aps.70.20210017>

当期内容 View table of contents: <http://wulixb.iphy.ac.cn>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

页岩气滑脱、扩散传输机理耦合新方法

A new method for the transport mechanism coupling of shale gas slippage and diffusion

物理学报. 2017, 66(11): 114702 <https://doi.org/10.7498/aps.66.114702>

对流层顶高对拉萨地区温室气体柱浓度反演的影响

Influence of tropopause height on inversion of greenhouse gas column concentration in Lhasa, China

物理学报. 2020, 69(13): 130201 <https://doi.org/10.7498/aps.69.20191431>

浓度相关的扩散系数对定向凝固枝晶生长的影响

Effect of concentration-dependent diffusion coefficient on dendrite growth in directional solidification

物理学报. 2019, 68(16): 166401 <https://doi.org/10.7498/aps.68.20190603>

面阵探测下的污染云团红外光谱仿真

Simulation of pollutant-gas-cloud infrared spectra under plane-array detecting

物理学报. 2017, 66(11): 114203 <https://doi.org/10.7498/aps.66.114203>

不可压幂律流体气-液两相流格子Boltzmann模型及其在多孔介质内驱替问题中的应用

Lattice Boltzmann model of gas-liquid two-phase flow of incompressible power-law fluid and its application in the displacement problem of porous media

物理学报. 2019, 68(21): 214702 <https://doi.org/10.7498/aps.68.20190873>

随活性剂浓度变化的分离压对垂直液膜排液过程的影响

Effect of concentration-dependent disjoining pressure on drainage process of vertical liquid film

物理学报. 2017, 66(18): 184702 <https://doi.org/10.7498/aps.66.184702>

基于页岩气返排液中污染气体浓度及扩散模型研究*

成潇潇¹⁾²⁾ 刘建国¹⁾ 徐亮^{1)†} 徐寒杨¹⁾ 金岭¹⁾ 束胜全¹⁾²⁾ 薛明³⁾

1) (中国科学院合肥物质科学研究院安徽光学精密机械研究所, 合肥 230031)

2) (中国科学技术大学, 合肥 230026)

3) (中国石油集团安全环保技术研究院, 北京 102206)

(2021 年 1 月 4 日收到; 2021 年 2 月 13 日收到修改稿)

针对页岩气开发过程中污染气体浓度与扩散分布不确定性问题, 利用自主设计并搭建的开放光路傅里叶变换红外光谱 (FTIR) 测量系统, 对返排液中污染气体进行浓度反演, 并通过返排液流速及污染源大小, 计算出污染源源强. 结合现场环境, 建立参考坐标, 对高斯扩散模型进行数学推导, 构建污染源面源扩散模型并进行仿真分析. 结果表明: 源强、距离、风速、大气稳定度影响气体浓度扩散. 对返排液进行 80 h 连续测量, 确定主要污染气体浓度及面源源强. 实验结果表明: 返排液排放的主要污染气体为丙烷、戊烷、丙烯、一氧化碳、二氧化硫; 对应的最大浓度分别 4.689, 25.494, 30.324, 0.656, 4.620 mg/m³. 最大面源源强分别为 1.9872, 10.9750, 12.8513, 0.2707, 1.9064 g/s. 结合风速及日间环境情况, 选取大气稳定度, 将源强代入面源扩散模型, 进行污染气体扩散浓度构建, 实现对不同污染气体不同位置上浓度分布的实时监测. 相对于传统测量方法, 利用 FTIR 方法并结合面源扩散模型, 不仅能够实现对污染源的非接触远距离在线测量, 还能对污染气体分布进行安全区域划分.

关键词: 页岩气, 污染气体, 面源扩散模型, 浓度分布,

PACS: 02.70.Hm, 07.57.Ty, 32.30.Bv, 42.30.Kq

DOI: 10.7498/aps.70.20210017

1 引言

在过去的十几年里, 基于水力压裂的页岩气开采技术的发展使得美国的油气产量大幅增加^[1], 至 2015 年页岩气产量占美国天然气总产量的 56%. 而我国作为页岩气储量大国, 资源总量达到 134.4 万亿立方米, 可采资源量 25.08 万亿立方米, 探明储量超过 2 万亿立方米, 预计 2020 年页岩气开采量达到 200 亿立方米左右^[2]. 但是, 在页岩气开采过

程中, 随着返排液带出的气体会影响当地区域的空气质量^[3,4]. 这些气体以甲烷 (CH₄) 为主^[5,6], 同时包括挥发性有机化合物 (VOCs)、硫化物等有毒有害污染气体^[7,8]. 大多数 VOCs 会在光照条件下发生光化学反应, 形成二次气溶胶、酸雨、光化学烟雾等; 且高浓度的 VOCs 会导致阻塞性肺病 (COPD)、呼吸短促和易感人群中的其他呼吸道疾病^[9]. 同时, 中国生态环保部颁布的《大气污染物综合排放标准》(GB16297-1996) 明确规定了 33 种大气污染物的排放限值, 对厂界浓度有着明确要求. 中国国

* 国家自然科学基金专项基金 (批准号: 41941011)、中国科学院前沿科学重点研究项目 (批准号: QYZDY-SSW-DQC016)、国家重点研发计划 (批准号: 2016YFC0201002, 2016YFC0803001-08)、安徽省重点研究和开发计划 (批准号: 1804d08020300) 和科技部国家油气重大专项项目 (批准号: 2016ZX05040-004) 资助的课题.

† 通信作者. E-mail: xuliang@aiofm.ac.cn

家卫生和计划生育委员会发布《工业企业设计卫生标准》(TJ36-79)对居民区大气中有害物质的最高容许浓度有着明确要求. 因此,对页岩气开采过程中污染气体的浓度及扩散分布进行实时在线监测显得尤为重要.

目前,对于页岩气的 VOCs 及其他污染气体的检测手段主要是通过苏玛罐、固体吸附等传统手段在现场收集空气样品^[10,11],然后在实验室采用离子火焰燃烧(FID)^[12]、光离子化检测器(PID)^[13]等技术进行测定;或采取点式与手持式设备对页岩气开采周边环境进行监测^[14].传统方法耗时较长,且不同采样方式受样品保存时间等影响,实验室测定值与现场检测值对比时存在较大差异.国家已出台 VOCs 的在线监测标准,但多针对非甲烷总烃测定,无法实现原位组分分析,且无法满足区域内 VOCs 浓度分布监测.本文通过开放光路傅里叶变换红外光谱(FTIR)测量系统对页岩气污染气体进行实时在线浓度监测,利用 FTIR 测量具有速度快、精度高、分辨率高、测定波段宽、无需采样及预处理等优点^[15,16],对返排液进行在线自动测量并根据高斯扩散模型,通过理论与数值模拟,建立实时污染气体面源扩散模型.在此基础上,对污染气体浓度分布进行可视化展示并依据国家标准确定动态厂界.该研究方法不仅能够实现对页岩气返排液中污染气体的定性定量分析,同时能构建出污染气体的浓度分布情况,实现动态厂界的设置.

2 基本原理

2.1 高斯扩散模型

对于地面高度 H 处连续点源的烟羽模型为^[17]

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\mu\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}, \quad (1)$$

其中 $C(x, y, z)$ 表示 (x, y, z) 点的浓度; Q 表示源强; μ 表示风速; σ_y , σ_z 分别为侧风方向和垂直方向的扩散系数; H 代表有效源高.

根据国家标准 GB/T13201-91 中规定,当采样时间为 0.5 h 时,扩散系数为

$$\sigma_y = \gamma_1 x^{a_1}, \quad (2)$$

$$\sigma_z = \gamma_2 x^{a_2}, \quad (3)$$

其中, γ_1 表示横向扩散参数回归系数; γ_2 表示垂直扩散参数回归系数; a_1 表示横向扩散参数回归指数; a_2 表示垂直扩散参数回归指数^[18,19].在下风 1000 m 以内,各参数取值如表 1 所列.

表 1 P-G 扩散曲线幂函数数据参数表

Table 1. Diffusion curve power function data of P-G.

稳定度	γ_1	γ_2	a_1	a_2
A	0.425809	0.0799904	0.901074	1.12154
B	0.281846	0.127190	0.914370	0.964435
B-C	0.229500	0.114682	0.919325	0.941015
C	0.177154	0.106813	0.924279	0.917595
C-D	0.143940	0.126152	0.926849	0.838628
D	0.110726	0.104634	0.929418	0.826212
D-E	0.0985631	0.111771	0.925118	0.776864
E	0.0864001	0.0927529	0.920818	0.788370
F	0.0553634	0.0620765	0.929418	0.784400

大气稳定度等级的划分,按照 Pasquill 稳定度分类法,可分为强不稳定、不稳定、弱不稳定、中性、较稳定和稳定共六个等级,分别由 A, B, C, D, E, F 表示.主要与太阳高度角、风速、高低空云量有关,如表 2 所列.

表 2 P-G 扩散模型的大气稳定度等级

Table 2. Levels of atmospheric stability for diffusion models of P-G.

表面风速 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	白天日照			夜间条件	
	强	适中	弱	很薄云层或 大于 4/8	<3/8 朦胧 低沉云
<2	A	A—B	B	F	F
2—3	A—B	B	C	E	F
3—4	B	B—C	C	D	F
4—6	C	C—D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

表中强光指的是夏至时正午光照强度,弱光指的是冬至时正午光照强度,主要受太阳高度角影响.根据高斯扩散模型,高空排放气体在风速、风向的作用下,向下风口运动.图 1 给出在风速为 5 与 0 m/s 时扩散情况.

2.2 面源扩散模型

对于面源的扩散模型,通过对其扩散参数进行修正,添加初始扰动,可采用虚拟点源来代替并计算^[20],虚拟点源远离中心,位于上风口.对于高度为 0 m 的面源扩散区域,其原理图如图 2 所示.

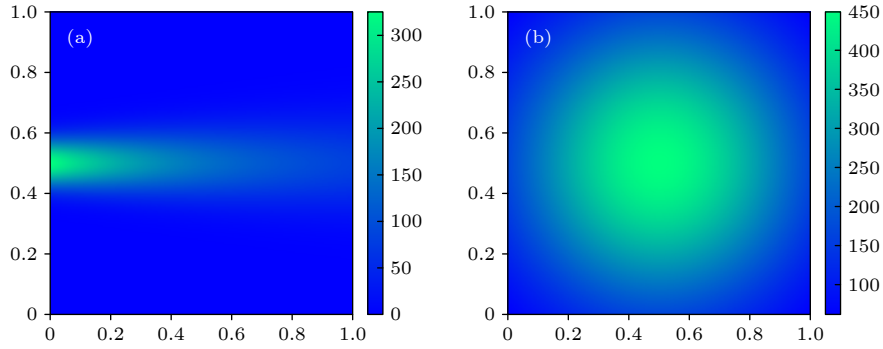

 图 1 气体排放图 (a) $V = 5 \text{ m/s}$; (b) $V = 0 \text{ m/s}$

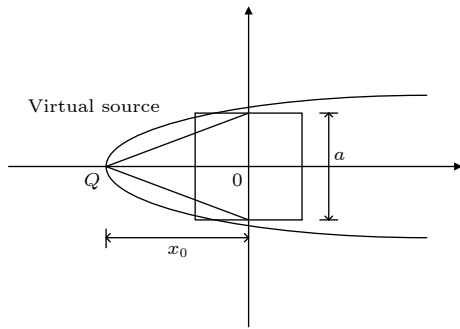
 Fig. 1. Emission map of gas: (a) $V = 5 \text{ m/s}$; (b) $V = 0 \text{ m/s}$.


图 2 面源扩散模式

Fig. 2. Diffusion pattern of area source.

Q 为上风口的虚拟点源, 其在 y 轴的扩散模式为高斯扩散, 符合正态分布 [21]:

$$a = 2y_0 = 4.3\sigma_{y_0}, \quad (4)$$

其中, a 为面源区域宽度, σ_{y_0} 为初始扩散参数.

通过 (2) 式, 可求出初始点源位置:

$$x_0 = \left(\frac{\sigma_{y_0}}{\gamma_1} \right)^{1/a_1}. \quad (5)$$

结合 (1) 式的点源高斯扩散模型, 可得面源高斯扩散模型为

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\mu(\sigma_y + \sigma_{y_0})\sigma_z} \exp\left[-\frac{y^2}{2(\sigma_y + \sigma_{y_0})^2}\right] \times \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}. \quad (6)$$

当面源为地面排放区域时, $H = 0$, 则 (6) 式可转变为

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{\pi\mu(\sigma_y + \sigma_{y_0})\sigma_z} \exp\left[-\frac{y^2}{2(\sigma_y + \sigma_{y_0})^2}\right] \times \exp\left(-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right). \quad (7)$$

2.3 面源源强计算

在页岩气开采过程中, 由于水力压裂, 污染气体大多随着甲烷气体进入气体管道. 在高温高压的作用下, 部分气体溶入返排液, 另一部分以游离态状态随着返排液排出. 因此, 页岩气开采过程中, 源强与水流速度成正比关系. 面源源强为

$$Q = \mu \iint_S C_i ds, \quad (8)$$

其中, s 为排放面源大小, μ 为水流速度, C_i 为每点浓度.

由于排放源为稳定的面源, 且 FTIR 测量的为线浓度, 可对 (8) 式进行转化:

$$Q = \frac{\mu S c l}{L}, \quad (9)$$

其中, c 为 FTIR 测量浓度, l 为 FTIR 光程, S 为返排池面积, L 为光路跨越面源的长度.

3 实验系统及仿真分析

3.1 实验系统

实验场地选在四川威远某页岩气井, 其返排池面积大小为 $13.86 \text{ m} \times 13.86 \text{ m}$, 深为 5 m , 采用开放光路式 FTIR 测量系统对返排液进行测量. 系统对返排池观测从 2020 年 9 月 6 日持续到 2020 年 9 月 9 日, 现场情况与实验设备布置情况如图 3 所示.

3.2 仿真分析

在不同的风速风向作用下, 面源扩散不同, 对外场防护厂界大小要求不同. 设计仿真实验, 分析在不同风速作用下, 气体扩散浓度分布情况. 参数设计如下: 面源大小为 $13.86 \text{ m} \times 13.86 \text{ m}$, 高度



图3 实验外场图 (a) 现场情况; (b) 设备布设情况

Fig. 3. Experimental outfield diagram: (a) Environment; (b) system.

为 0 m, 面源中心为 0 坐标点. 假设初始源强为 10 g/s, 风速分别为 1 和 3 m/s, 结合日间外场情况及表 2, 可知大气稳定度分别为 B, C. 由 (5) 式可得初始位置 $x_0 = 6.438$ m. 地面处, 气体扩散浓度如图 4 所示.

当风速分别为 1 和 3 m/s, 对下风 50, 150, 300 m 处的浓度进行仿真分析, 实验结果如图 5 所示.

仿真结果表明: 距离、风速、大气稳定度影响

污染气体的浓度分布, 随着距离增大, 浓度急剧下降; 风速越大, 污染气体下降越快. 通过仿真分析可知, 可以对实时污染气体进行污染预估计, 实现对污染区域的动态设置, 进行安全分布划分等.

4 测量结果与讨论

系统对返排液进行 80 h 连续观测, 结合现场环境, 对多种 VOCs 以及硫化物等污染气体进行浓度反演, 确定主要污染物浓度, 实验结果如图 6 所示.

数据分析结果表明: 该返排液排放的 VOCs 气体主要以戊烷 (C_5H_{12})、丙烯 (C_3H_6) 为主, 另包含少量丙烷 (C_3H_8). 同时包括其他非 VOCs 污染气体, 主要为一氧化碳 (CO) 和二氧化硫 (SO_2). 其中丙烷平均浓度为 2.07 mg/m³, 最大浓度为 4.689 mg/m³; 戊烷平均浓度为 12.71 mg/m³, 最大浓度为 25.494 mg/m³; 丙烯平均浓度为 14.91 mg/m³, 最大浓度为 30.324 mg/m³; 一氧化碳平均浓度为 0.43 mg/m³, 最大浓度为 0.656 mg/m³; 二氧化硫平均浓度为 2.12 mg/m³, 最大浓

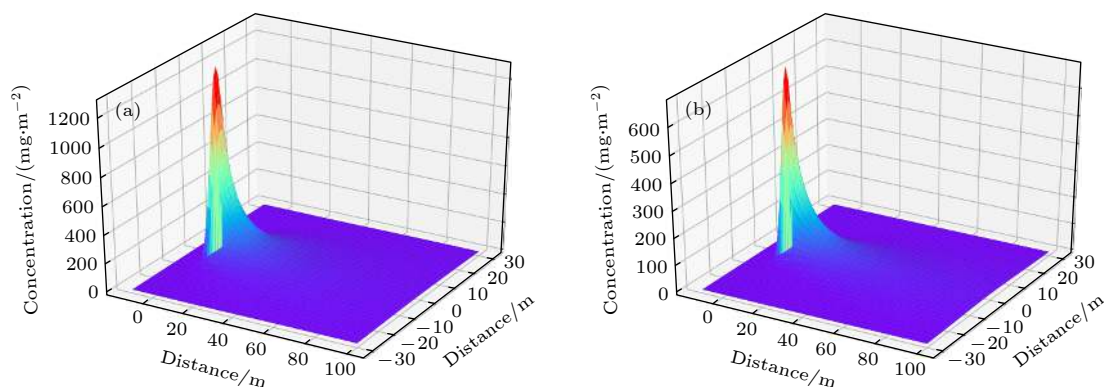
图4 气体仿真扩散分布图 (a) $V = 1$ m/s; (b) $V = 3$ m/s

Fig. 4. Simulation diffusion distribution diagram of gas: (a) $V = 1$ m/s; (b) $V = 3$ m/s.

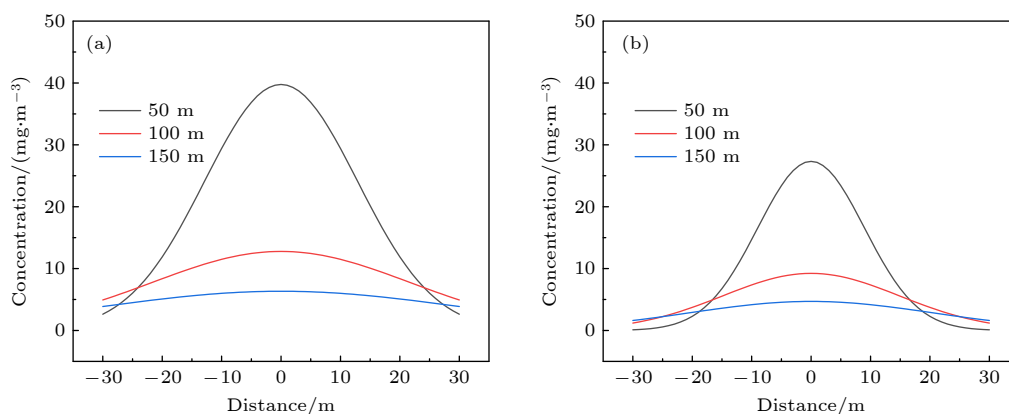
图5 气体仿真浓度分布图 (a) $V = 1$ m/s; (b) $V = 3$ m/s

Fig. 5. Simulation concentration distribution diagram of gas: (a) $V = 1$ m/s; (b) $V = 3$ m/s.

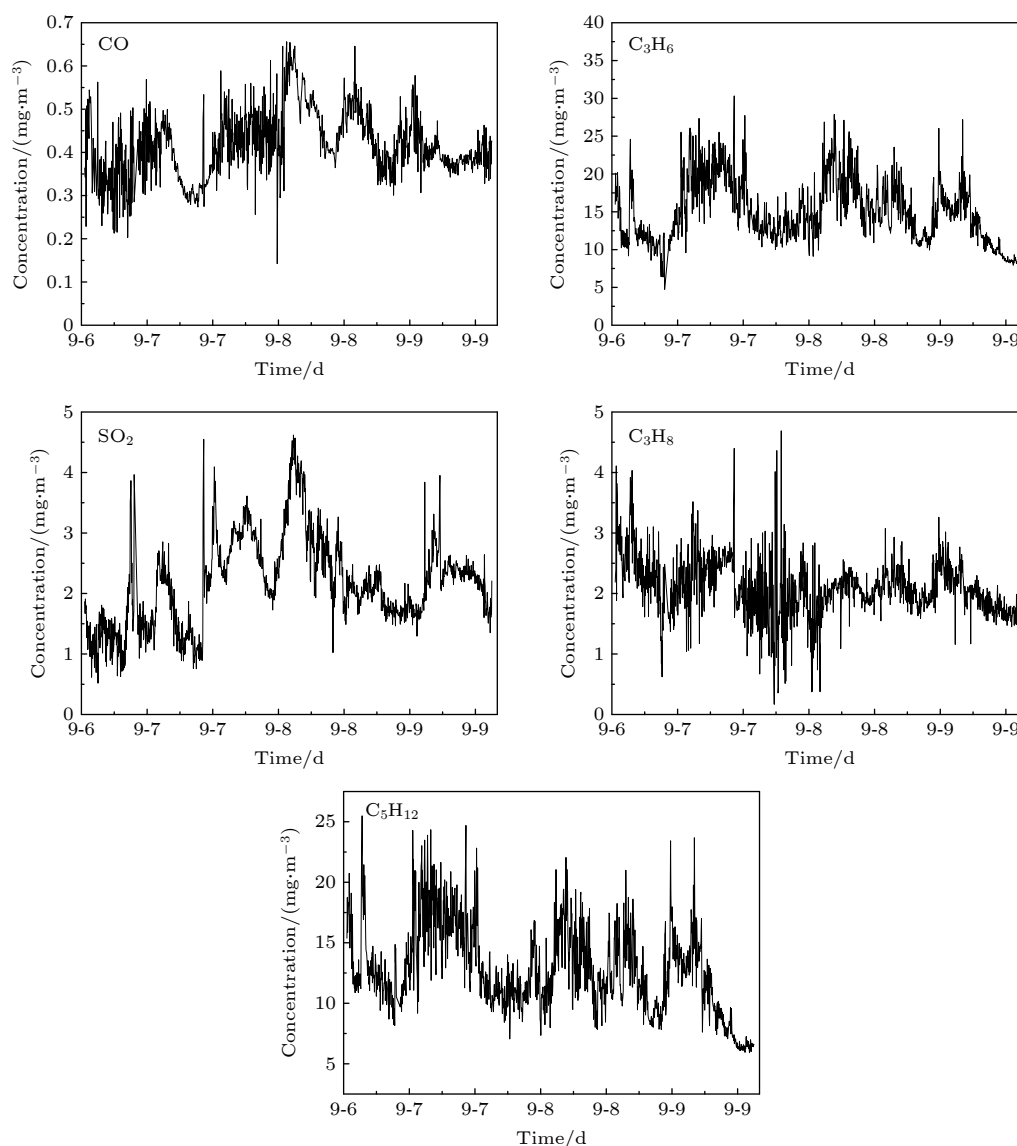


图 6 污染气体浓度图

Fig. 6. Concentration diagram of pollution gas.

度为 4.620 mg/m^3 . 由于二氧化硫易溶于水, 所以二氧化硫会残留在返排液中, 随着污水车运到污水厂, 因此在页岩气开采过程中, 二氧化硫排放量远远大于 FTIR 测量计算结果, 但对环境污染主要体现在挥发的二氧化硫上.

对污水排放量进行了统计, 结果如图 7 所示. 结合 (9) 式, 计算出丙烷、戊烷、丙烯、一氧化碳、二氧化硫最大面源源强分别为 1.9872, 10.9750, 12.8513, 0.2707, 1.9064 g/s. 风速为 1 m/s, 结合日间外场环境及表 2 所列数据可知, 大气稳定性为 B. 通过 (7) 式以及扩散模型, 对丙烷、戊烷、丙烯、一氧化碳、二氧化硫进行扩散浓度构建, 日间扩散浓度分布如图 8 所示.

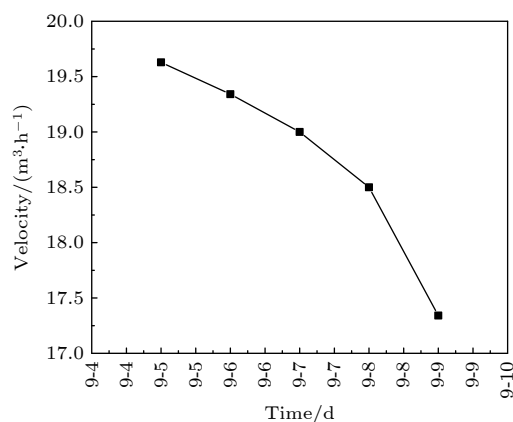


图 7 污水排放实时图

Fig. 7. Discharge real-time map of sewage.

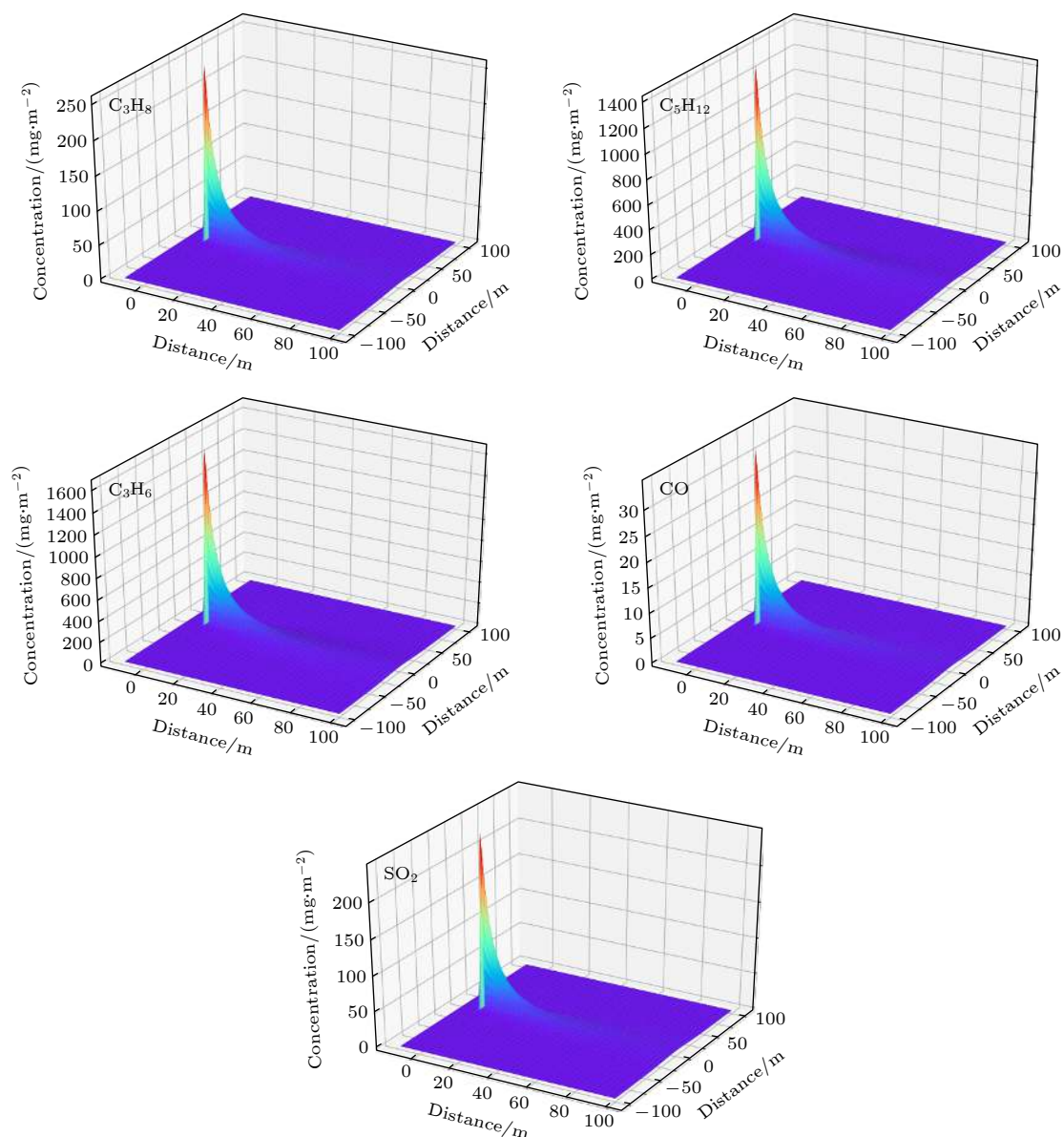


图 8 污染气体扩散浓度分布图

Fig. 8. Distribution map of diffusion concentration in pollutant gas.

由图 8 可以看出, 污染物排放进入大气后, 急剧扩散, 由于风速的作用, 主要往下风口扩散. 同时, 受污染物排放浓度、大气稳定度、风速影响, 不同污染物在不同时间段扩散浓度不同. 以该浓度扩散模型为基础, 计算返排池下风口 50, 100, 200 和 300 m 处的浓度分布, 结果如图 9 所示.

根据国家标准 (GB16297-1996) 及 (TJ36-79) 对污染源大气污染物的排放限值可知, 我国对一氧化碳、二氧化硫、非甲烷总烃厂界或居民区浓度要求分别为 3, 0.5 和 5.0 mg/m^3 . 由浓度分布结果可知丙烷、戊烷、丙烯、一氧化碳、二氧化硫在 200 和 300 m 处的最大浓度分别为 0.7568 与 0.3650

mg/m^3 , 4.1780 与 2.0156 mg/m^3 , 4.8945 与 2.3602 mg/m^3 , 0.1031 与 0.0497 mg/m^3 , 0.7261 与 0.3501 mg/m^3 . 则非甲烷总烃在 200 与 300 m 浓度约为 9.8302 与 4.7408 mg/m^3 .

5 结 论

针对页岩气开采过程中污染气体排放成分、浓度及扩散的不确定性, 以四川威远某页岩气井返排液为研究对象, 通过 FTIR 浓度反演及面源扩散模型的搭建, 对污染气体进行定性和定量分析, 构建浓度分布模型. 对浓度分布模型进行仿真, 结果表明:

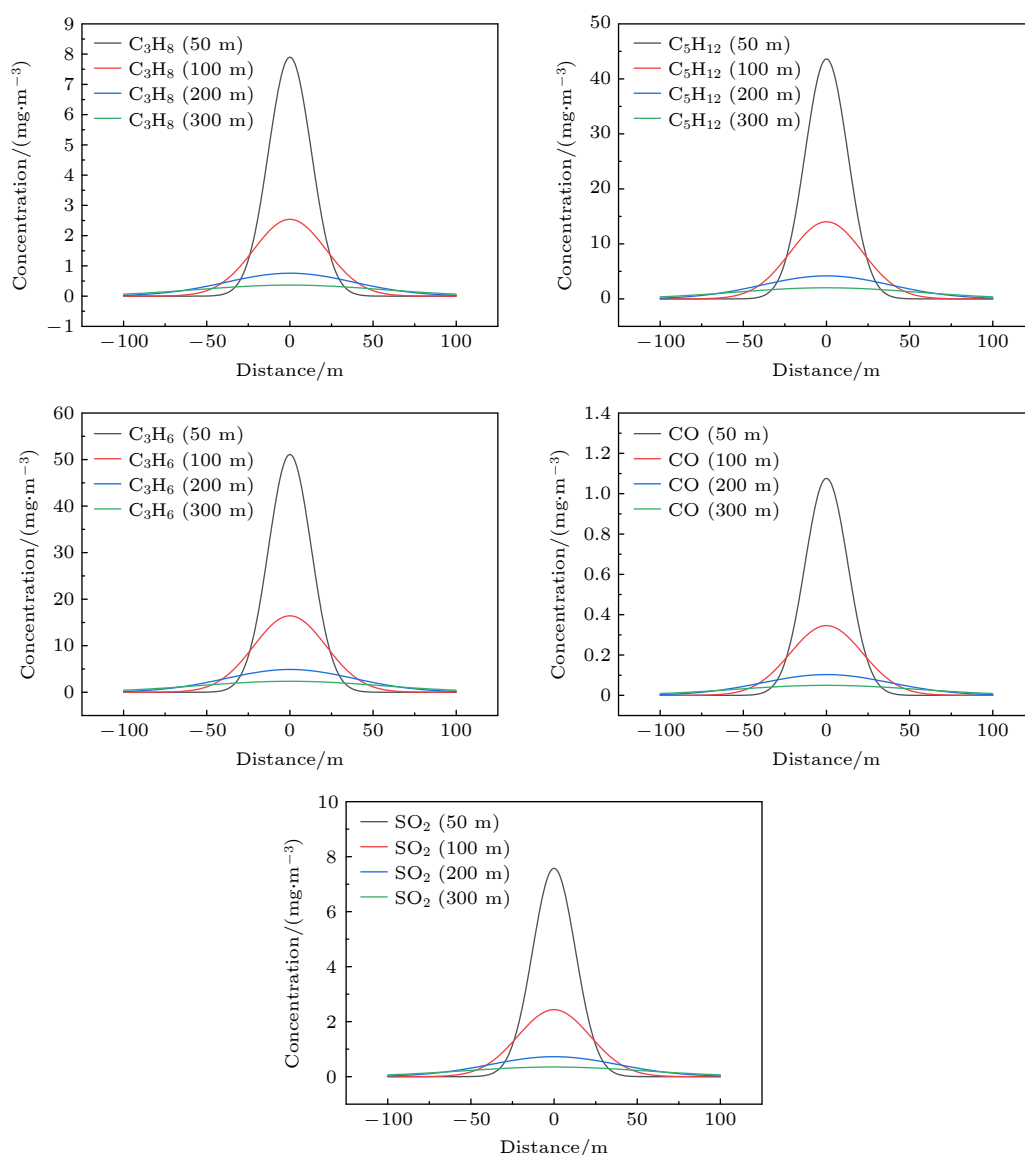


图9 污染气体浓度分布图

Fig. 9. Distribution map of concentration in pollutant gas.

源强、距离、风速、大气稳定度影响气体浓度扩散. 通过返排池 80 h 连续测量, 对污染气体进行定性定量分析并计算面源源强. 实验结果表明: 返排液主要排放的污染气体为丙烷、戊烷、丙烯、一氧化碳、二氧化硫, 最大源强分别为 1.9872, 10.9750, 12.8513, 0.2707 和 1.9064 g/s. 通过搭建的面源扩散模型, 实现对不同污染气体不同位置上的浓度监测.

本文从返排液污染气体测量的角度出发, 针对传统测量手段的难点, 结合 FTIR 仪器的优势, 以高斯扩散模型为基础, 构建面源高斯扩散模型, 从而达到对动态厂界的设置以及污染区域的划分. 为页岩气开采过程中污染气体浓度、排放通量、区域浓度分布提供了有力的支撑.

参考文献

- [1] Vedachalam N, Srinivasalu S, Rajendran G, Ramadass G A, Atmanand M A 2015 *J. Nat. Gas. Sci. Eng.* **26** 163
- [2] Lim G Q, Matin M, John K 2019 *Sci. Total Environ.* **656** 347
- [3] Douglas G, Anita A, Ben W, Cody F, Edward C F, Joda W 2017 *Elem. Sci. Anth.* **5** 1
- [4] Lindsey B W, Aurelia L, Lorenzo C, Tim B 2019 *Elem. Sci. Anth.* **7** 49
- [5] Klewiah I, Berawala D S, Alexander Walker H C, Andersen P O, Nadeau P H 2020 *J. Nat. Gas. Sci. Eng.* **73** 103045
- [6] Lin K, Yuan Q, Zhao Y P 2017 *Comput. Mater. Sci.* **133** 99
- [7] Roy A A, Adams P J, Robinson A L 2014 *J. Air Waste Manage. Assoc.* **64** 19
- [8] Chang C Y, Faust E, Hou X, Lee P, Kim H C, Hedquist B C, Liao K J 2016 *Atmos. Environ.* **142** 152
- [9] Lisak D, Cygan A, Bernejo D 2015 *J. Quant. Spectrosc. Radiat. Transfer* **164** 221
- [10] Zielinska B, Campbell D, Samburova V 2014 *J. Air Waste*

- Manage. Assoc.* **64** 1369
- [11] Zavala-Araiza D, Sullivan D W, Allen D T 2014 *Environ. Sci. Technol.* **48** 5314
 - [12] Pang X, Nan H, Zhong J, Ye D, Shaw M D, Lewis A C 2019 *Sci. Total Environ.* **664** 771
 - [13] Sun J, Xue N, Wang W, Wang H, Liu C, Ma T, Li T, Tan T 2019 *J. Micromech. Microeng.* **29**
 - [14] Bunch A G, Perry C S, Abraham L, Wikoff D S, Tachovsky J A, Hixon J G, Urban J D, Harris M A, Haws L C 2014 *Sci. Total Environ.* **832** 468
 - [15] Ojha D P, Song J H, Kim H J 2019 *J. Environ. Sci.* **79** 35
 - [16] Blommaerts N, Dingenen F, Middelkoop V, Savelkoul J, Goemans M, Tytgat T, Verbruggen S W, Lenaerts S 2018 *Sep. Purif. Technol.* **207** 284
 - [17] Francisco T S, Jia C, Stephan H, Frank H 2017 *J. Wind Eng. Ind. Aerodyn.* **169** 177
 - [18] Gregort C P, Chun Y W, Don B, John L A, Gurumurthy R, Thomas H S, Maria M, Ken S 2004 *Environ. Sci. Technol.* **38** 1949
 - [19] Jonathan D W K, Hillary L C 2018 *Atmos. Environ.* **187** 196
 - [20] Briant R, Seigneur C, Gadrat M, Bugajny C 2013 *Geosci. Model Dev.* **6** 445
 - [21] Siddiqui M, Jayanti S, Swaminathan T 2012 *J. Hazard Mater.* **177** 209

Pollution gas concentration and diffusion model in shale gas flowback fluid*

Cheng Xiao-Xiao¹⁾²⁾ Liu Jian-Guo¹⁾ Xu Liang^{1)†} Xu Han-Yang¹⁾
Jin Ling¹⁾ Shu Sheng-Quan¹⁾²⁾ Xue Ming³⁾

1) (*Anhui Institute of Optics and Fine Mechanics, Chinese Academy of Science, Hefei 230031, China*)

2) (*University of Science and Technology of China, Hefei 230026, China*)

3) (*Safety and Environmental Protection Technology Research Institute, CNPC, Beijing 102206, China*)

(Received 4 January 2021; revised manuscript received 13 February 2021)

Abstract

Aiming at the uncertainty of the concentration of the pollution gases and the spread of distribution in the process of shale gas development, the open optical path Fourier Transform infrared spectroscopy (FTIR) measurement system designed and built by ourselves is used to invert the concentration of pollution gases in the backflow, and the size of pollution source is calculated by the flow rate of backflow liquid and the size of pollution source. By combining with the field environment and establishing the reference coordinates, the Gaussian diffusion model is derived mathematically, and the non-point source diffusion model of pollution source is constructed and simulated. The result shows that the source intensity, distance, wind speed and atmospheric stability all affect gas concentration diffusion. The concentration of main pollution gas and the strength of non-point source are obtained by continuously measuring the backflow liquid for 80 h. The result shows that C_3H_8 , C_5H_{12} , C_3H_6 , CO and SO_2 are the main pollution gases of the backflow liquid, and their maximum concentrations are 4.689 mg/m³, 25.494 mg/m³, 30.324 mg/m³, 0.656 mg/m³ and 4.620 mg/m³, respectively. The maximum strengths of non-point source are 1.9872 g/s, 10.9750 g/s, 12.8513 g/s, 0.2707 g/s and 1.9064 g/s, respectively. By combining the wind speed and daytime environmental conditions, the atmospheric stability is selected and the source strength is substituted into the non-point source diffusion model, the diffusion concentration of polluted gas is obtained, and the real-time monitoring of the concentration distribution of different polluted gases at different locations is realized. The traditional method is used to collect air samples in the field and determine them in the laboratory. It takes a long time and different sampling methods are affected by the preservation time of samples, etc., so there is a great difference between the measured values in the laboratory and the measured values in the field. The country has issued online monitoring standards for volatile organic compounds (VOCs), but most of them are for the determination of non-methane total hydrocarbon, which cannot realize in situ component analysis, and cannot implement the monitoring of VOC concentration distribution within the region. Compared with traditional measurement methods, the method of FTIR and non-point source diffusion model can not only realize the non-contact, long-distance, online measurement of pollution sources, but also set the dynamic factory boundary of the pollution area and determine the safe distribution area.

Keywords: shale gas, pollution gases, non-point source, diffusion model, concentration distribution

PACS: 02.70.Hm, 07.57.Ty, 32.30.Bv, 42.30.Kq

DOI: 10.7498/aps.70.20210017

* Project supported by the Special Funds of the National Natural Science Foundation of China (Grant No. 41941011), the Key Research Program of Frontier Sciences of Chinese Academy of Sciences (Grant No. QYZDY-SSW-DQC016), the National Key R&D Program of China (Grant Nos. 2016YFC0201002, 2016YFC0803001-08), the Key R&D Plan of Anhui Province, China (Grant No.1804d08020300), and the Major National Oil and Gas Special Project of the Ministry of Science and Technology, China (Grant No. 2016ZX05040-004).

† Corresponding author. E-mail: xuliang@aiofm.ac.cn