王朝阳,董信文,杨 力,等.两种大气扩散模型在核电厂址小尺度扩散建模中的对比 [J]. 中国环境科学, 2025,45(7):3667-3680.
Wang Z Y, Dong X W, Yang L, et al. Comparison of two atmospheric dispersion models in Small-Scale dispersion modeling at nuclear power plant sites [J]. China Environmental Science, 2025,45(7):3667-3680.

# 两种大气扩散模型在核电厂址小尺度扩散建模中的对比

王朝阳[1],董信文[2],杨 力[1],徐宇涵[2],方 晟[2],李新鹏[1*],陈义学[1] (1.华北电力大学核科学与工程学院,北京 102206；2.清华大学,核能与新能源技术研究院,北京 100084)

**摘要**：对 Micro-SWIFT SPRAY(MSS)模型与 GPU 加速的 QES 模型(GPU-QES)在复杂核电厂址环境中的小尺度大气扩散性能进行了对比.基于三门核电风洞实验数据,使用两种模型模拟了两种典型风向扩散场景,对比了风场和浓度场预测结果,包括地面水平风场与浓度场以及垂直风速剖面和浓度剖面.结果表明,GPU-QES 在风速预测方面优于 MSS,特别是在建筑中间区域,风速低估幅度减少了约 53%.此外,GPU-QES 生成三维风场的速度是 MSS 的 450 倍,能够在 4s 内生成覆盖 9km²区域,包含 3500 万个网格点的风场数据.在羽流扩散预测中,两种模型均能有效再现高浓度区域,而在低浓度区域,GPU-QES 模型的模拟值与真实值的一致性更高.统计分析显示,两种模型均满足了国际可接受模型指标,但 GPU-QES 在大多数指标上表现出更高的模拟精度,特别是在建筑地面区域,其模拟值在测量值 2 倍线以内的比例(FAC2)比 MSS 高出 4.5%.此外,由于 MSS 与 GPU-QES 在建筑后方扩散行为的差异,将两模型结果取平均后,模拟精度得到了提高(FAC2 达到 71.8%).另一方面,由于浓度计算方式不同,GPU-QES 生成羽流速度比 MSS 快约 48 倍.因此,在需要快速且精准预测的核应急响应场景中,GPU-QES 相较于 MSS 显示出更明显的优势.

**关键词**：MSS 模型；GPU-QES 模型；拉格朗日粒子扩散；风洞实验；3D 风场和浓度场预测；小尺度建模
**中图分类号**：X591 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)07-3667-14

**Comparison of two atmospheric dispersion models in Small-Scale dispersion modeling at nuclear power plant sites.**

WANG Zhao-yang[1], DONG Xin-wen[2], YANG Li[1], XU Yu-han[2], FANG Sheng[2], LI Xin-peng[1*], CHEN Yi-xue[1] (1.School of Nuclear Science and Engineering, North China Electric Power University, Beijing 102206, China；2.Institute of Nuclear and New Energy Technology, Tsinghua University, Beijing 100084, China). *China Environmental Science*, 2025,45(7)：3667~3680

**Abstract**：This study evaluated the small-scale atmospheric dispersion performance of the Micro-SWIFT SPRAY (MSS) model and the GPU-accelerated QES model (GPU-QES) in the complex environment of a nuclear power plant site. Based on wind tunnel experimental data from the Sanmen Nuclear Power Plant, two typical wind direction dispersion scenarios were simulated by both models, and the results were compared in terms of wind field and concentration field predictions, including horizontal ground-level wind and concentration fields, as well as vertical wind speed and concentration profiles. The results indicated that GPU-QES outperformed MSS in wind speed prediction, especially in the areas between buildings, where the underestimation of wind speed is reduced by about 53%. Furthermore, GPU-QES simulated the three-dimensional wind field 450times faster than MSS, generating wind data over a 9km$^2$ area with 35million grid points in just 4s. In plume dispersion prediction, high-concentration areas were effectively reproduced by both models, but GPU-QES showed higher consistency with actual values in low-concentration regions. Statistical analysis revealed that both models meet internationally accepted model criteria. However, higher simulation accuracy was demonstrated by GPU-QES in most metrics, especially in the building ground area, where the fraction of predictions within a factor of two of the observations (FAC2) was 4.5% higher than that of MSS. Additionally, due to differences in the dispersion behavior behind buildings between MSS and GPU-QES, simulation accuracy was improved by averaging the results of both models (FAC2reached 71.8%). On the other hand, due to differences in concentration calculation methods, GPU-QES generated the plume approximately 48times faster than MSS. Therefore, a clear advantage was shown by GPU-QES over MSS in nuclear emergency response scenarios that required rapid and accurate predictions.

**Key words**：MSS model；GPU-QES model；Lagrangian particle dispersion；wind tunnel experiment；3D wind field and concentration field prediction； small-scale modeling

---

**收稿日期**：2024-12-20
**基金项目**：国家自然科学基金资助项目(12105103,12275152);中央高校基本科研业务费专项资金资助(2024MS045);北京市自然科学基金杰出青年基金项目(JQ23011);中国核工业集团有限公司领创研究项目

* 责任作者，讲师, lixp2020@ncepu.edu.cn

核污染对环境和公众健康构成重大威胁,具有极高的危害性,一直以来受到民众的广泛关注.快速评估放射性核素排放及剂量评估对于核应急响应至关重要,大气扩散模型是完成这一任务的关键工具之一[1-7].精细的扩散模拟能给早期核事故应急和决策提供更好的数据支持,减少对人员和环境影响.特别是在核电站周围几公里进行大气扩散建模,精确预测有毒有害物质的分布,对核事故后现场救援计划的制订至关重要.然而,核电站厂区建筑对流动的影响使得小尺度(~3km)建模面临巨大挑战.建筑物的存在不仅引发复杂的流场变化,还使污染物的扩散路径和浓度分布难以准确预测,这为大气扩散建模带来了主要困难[8].通过计算流体力学方法可以捕捉到主要的流动特征,从而解决这一挑战[9-10].但是由于其计算成本比较高,模拟可能需要几天才能完成,不适用于核应急响应[11].为了在精度和速度上取得平衡,基于 Röckle[12]提出的方法,研究人员开发了许多风场诊断模型,这些模型通过对建筑区域进行参数化,考虑建筑物对风场的影响[13-16],利用风场运行拉格朗日粒子扩散模型,快速预测污染物的扩散.

Micro-SWIFT SPRAY (MSS)模型由质量一致的风场诊断模块(SWIFT)和拉格朗日粒子模块(SPRAY)构成,两者均可考虑障碍物影响[17],SWIFT 提供了障碍物区域的诊断湍流,SPRAY 处理与障碍物的碰撞,并考虑墙面或者屋顶上的沉降[18],MSS 已在多种复杂环境中被广泛验证,包括 WSMR[19]、OLAD[20]等实地实验以及 MUST 和 jack Rabbit[21]等城市场景,另外也有很多基于风洞实验的 MSS 的评估,如复制的核电站现场相关的案例[22-25],充分证明其在复杂场景下的准确性与可靠性,为核应急响应等应用提供了有力支持.GPU(graphics processing unit)-QES (quick environment simulation)模型是一个最新的质量一致性模拟工具,专门为快速响应而设计.由 QES-Winds,QES-Turb,QES-Plume 3 部分组成[26],QES-Winds 通过 GPU 加速泊松方程的求解过程,显著提升三维风场生成效率[27-28].QES-Turb 使用局部涡粘性模型生成整个域的 Reynolds 应力场[29].QES-Plume 在平均风场和湍流场的推动下,计算粒子轨迹,并通过经验模型考虑在建筑或者植被上的沉积[26,30].GPU-QES 的性能已经通过实地实验如 Utah campus[31]和建筑序列[26]得到评估,展现出优异的计算速度和精度,满足快速响应需求.尽管 MSS 与 GPU-QES 在多种环境下均表现良好,但由于算法实现和方程求解策略不同,两者模拟结果可能存在差异[11].在复杂建筑环境中,如屋顶回流区或小型建筑位于高大建筑尾流之下的情况,不同模型对空腔结构的处理方式也可能不同,从而影响羽流模拟精度.

本文基于中国核电站厂址附近的真实地形和建筑布局,分别在 ESE 和 WNW 两个风向下开展了风洞实验.分别采用 MSS 模型和 GPU 加速的 QES 模型,在相同网格分辨率下对 3km x 3km 的小尺度计算域进行了模拟,评估两种模型在相同地形环境下的表现.通过对比两种模型在这两个风向上的模拟结果,分析了建筑区域的 2 维水平风场和浓度场的差异,同时比较了垂直风剖面,垂直浓度剖面及轴线浓度的变化.

## 1 数据与方法

### 1.1 MSS 模型

MSS 模型由 SWIFT 和 SPRAY 两个独立的模块组成.SWIFT 是一个 3D 诊断质量一致性模型,具备质量一致性特性,并能够根据地形进行调整.该模型通过插值输入监测站的气象数据获得初始风场,SWIFT 利用经验公式对风场进行修正,以考虑障碍物对气流的扰动[12,32].最终,通过质量一致性约束,生成一个满足边界条件、大气稳定性以及无散度要求的风场.质量一致性约束通过最小化目标函数方程(1)实现,该函数在质量守恒的约束条件下,最小化修正 3D 风矢量($U$)与初始风矢量($U_0$)之间的偏差[18,23].

SWIFT 根据 Kolomogorov 湍流理论,通过利用湍流扩散系数和湍动动能耗散率来描述湍流[33],然后将计算的参数用作 SPRAY 模型的输入.SPRAY 模型是拉格朗日粒子扩散模型[34],通过描述虚拟粒子的轨迹来描述空气中的污染物的扩散.粒子运动速度由平均风场的分量和大气湍流导致扩散的随机分量组成,通过 Thomson 提出的方案获得粒子运动的随机分量[35].粒子的运动方程:

$$\Delta X = U_p(X,t)\cdot\Delta t \tag{1}$$

$$U_p(X,t) = \bar{U}(X,t) + \mu\sqrt{B(X,t)} \tag{2}$$

$\Delta X$ 是粒子在时间间隔 $\Delta t$ 内的位移向量;$U_p(X,t)$

是粒子在位置 $X$ 和时间 $t$ 的速度向量;$\bar{U}(X,t)$ 是由 SWIFT 提供的平均速度向量;$B$ 是位置和时间的函数[36];$\mu$ 是标准化的高斯随机项(均值为 0,方差为 1).

### 1.2　GPU-QES 模型

GPU-QES 模型由 QES-Winds,QES-Turb,QES-Plume 3 个独立的模块组成.QES-Winds 源自 QUIC-URB 模型[37-40],该模型结合了经验参数化和质量守恒,使用 GPU 加速 3D 风场的生成,可以在短时间内产生高分辨率风场[16,27,31,41].QES-Winds 通过提供的气象数据和风廓线结合生成初始风场,基于 Röckle 的研究[12],通过网格单元内的质量守恒来模拟流场.然后利用各种经验算法,考虑建筑,树木等周围的流动特性.然后,初始风场通过变分技术[42]最小化方程 (3),使风场趋于无散度.

$$E(u,v,w,\lambda)=\iiint_V \begin{pmatrix} \alpha_1^2(u-u^o)^2+ \\ \alpha_1^2(v-v^o)^2+ \\ \alpha_2^2(w-w^o)^2+ \\ \lambda\left(\dfrac{\partial u}{\partial x}+\dfrac{\partial v}{\partial y}+\dfrac{\partial w}{\partial z}\right) \end{pmatrix} \mathrm{d}x\mathrm{d}y\mathrm{d}z \tag{3}$$

式中:$\lambda$ 是拉格朗日乘子;$\alpha_i$ 是高斯模量,作为修正速度分量的权重因子[43].

风场通过 Euler–Lagrangian 方法调整[16],最终的 $\lambda$ 场通过使用超松弛迭代法求解 Poisson 方程完成风场的调整:

$$\frac{\partial^2\lambda}{\partial x^2}+\frac{\partial^2\lambda}{\partial y^2}+\left(\frac{\alpha_1}{\alpha_2}\right)^2\frac{\partial^2\lambda}{\partial z^2}=-2\alpha_1^2\left(\frac{\partial u_0}{\partial x}+\frac{\partial v_0}{\partial y}+\frac{\partial w_0}{\partial z}\right) \tag{4}$$

QES-Turb 使用局部混合模型计算湍流变量,基于 Prandtl 混合长度和 Boussinesq 涡流粘度假设[44],此模型采用代价较低的代数模型进行简化,以适应快速响应的需求.QES-Turb 生成湍流应力 $\tau_{ij}$ [26,29,45]

$$\tau_{ij}=\frac{2}{3}k_e\delta_{ij}-2\nu_T S_{ij} \tag{5}$$

式中:$k_e$ 为湍流动能;$\nu_T$ 为涡流粘度[46];$S_{ij}$ 为平均应变率张量.

$$k_e=\left(\frac{\nu_T}{C_T l_m}\right)^2 \tag{6}$$

$$S_{ij}=\frac{1}{2}\left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j}+\frac{\partial U_j}{\partial x_i}\right) \tag{7}$$

式中:$l_m$ 是混合长度;$l_m=\kappa z$,$\kappa$=0.4 为 von Kármán 常数;z 是离地高度;$C_T$=0.55 是模型常数[44].

平均耗散率 $\bar{\varepsilon}$ 通过代数关系给出:

$$\bar{\varepsilon}=C_D^3\frac{k_e^{3/2}}{l_m} \tag{8}$$

式中:$C_D$=0.55[44].

在边界层流动中,存在充分的证据表明法向应力是各向异性的,为确保湍流应力反映各向异性的条件即($\tau_{11}>\tau_{22}>\tau_{33}$),采用以下公式来调整应力[26,29]:

$$\tau_{11}^{BL}=C_u^2\tau_{11}\quad \tau_{22}^{BL}=C_v^2\tau_{22}\quad \tau_{33}^{BL}=C_w^2\tau_{33} \tag{9}$$

式中:$\tau_{11}^{BL}$, $\tau_{22}^{BL}$, $\tau_{22}^{BL}$ 表示调整后的应力;$C_u$,$C_v$,$C_w$ 为根据摩擦速度归一化的速度分量标准差.Margairaz 等[26]总结了不同场景下的值.另外为了解决在建筑周围区域湍流过小问题,在应力张量对角元素中加入非局部混合系数以增加湍流强度[27].

QES-Plume 是拉格朗日粒子扩散模型[26,30],使用时间隐式积分方案求解方程[47],速度波动从 $t^{(n)}$ 到 $t^{(n+1)}$ 的隐式方程为:

$$\begin{aligned} u_i^{(n+1)}=u_i^{(n)}+&\left[-\left(\frac{C_0\bar{\varepsilon}}{2}\tau_{ik}^{-1}\right)^{(n)}u_k^{(n+1)}+\left(\frac{\tau_{lj}^{-1}}{2}\frac{\Delta\tau_{il}}{\Delta t}\right)^{(n)}u_j^{n+1}+\right. \\ &\left.\frac{1}{2}\left(\frac{\partial\tau_{il}}{\partial x_l}\right)^{(n)}\right]\Delta t+\left(C_0\bar{\varepsilon}^{(n)}\right)^{1/2}\Delta W_i \end{aligned} \tag{10}$$

式中:$u_i^{(n+1)}$ 和 $u_i^{(n)}$ 分别是时间 $t^{(n+1)}$ 和 $t^{(n)}$ 时刻的波动速度;$C_0$=5.7 是拉格朗日扩散模型中的常数[48];$\tau_{lj}^{-1}$ 是 Reynolds 应力张量的逆矩阵;$\mathrm{d}W_i$ 表示布朗过程,该过程服从均值为零,方差为 $\mathrm{d}t$ 的高斯分布[49-50].

最后,更新粒子位置:

$$x_i^{(n+1)}=x_i^{(n)}+(U_i^{(n)}+u_i^{(n+1)})\Delta t \tag{11}$$

式中:$U_i^{(n)}$ 是粒子在 $x_i^{(n)}$ 处的平均速度[26].

### 1.3　统计指标

为了比较 MSS 和 GPU-QES 模型的性能,采用了多种指标进行评估.包括模拟值和观测值在 2 倍及 5 倍以内的比例(FAC2/5),几何平均偏差(MG),几何方差 (VG),超标因子 (FOEX),平均相对误差(MRE)[51],相对偏差 (RE)[52],均方根误差(RMSE).在这些指标中,FAC2 和 FAC5 对异常值最为稳健.选择 MG 和 VG 是因为释放位置附近的浓度可能会变化几个数量级,而 MG/VG 能够在这种情况下对极端高低值提供更平衡的处理.Hanna 提出了判断大气扩散模型精度的指标范围[53-54],其中 FAC2 为 0.3~1,FAC5 为 0.7~1,MG 为 0.5~2,VG 为 1~4.这些指标是通过将观测浓度(kg/m$^3$)和模拟浓度 (GPU-QES 为 g/m$^3$,MSS 为 Bq/m$^3$)除以相应的释放速率 (观测值

为 kg/s,GPU-QES 模拟值单位为 g/s,MSS 模拟值单位为 Bq/s) 进行单位转换后计算得到的.转换后的浓度单位统一为 s/m$^3$.

### 1.4 浓度计算

GPU-QES 模型计算浓度采用每秒记录粒子位置并进行时间平均浓度的方法:

$$\bar{C}(x,y,z)=\sum_{\text{time}}\sum_{\text{particles}}\frac{m_p\Delta t}{\text{Vol}_{\text{box}}\cdot T_{\text{avg}}} \tag{12}$$

该求和是针对所有位于以位置 $(x,y,z)$ 为中心的采样盒中的标记粒子以及浓度平均时间 ($T_{\text{avg}}$) 的求和.每个标记粒子所代表的质量($m_p$)等于模拟中释放的标记粒子总质量除以释放的总数;采样盒的体积 $\text{Vol}_{\text{box}}$ 等于网格尺寸 $\Delta x$, $\Delta y$, $\Delta z$ 之积; $\Delta t$ 为时间步长.

MSS 浓度计算采用盒式计数法:

$$C_i=\frac{N_i}{N_p}\frac{Q\Delta t}{\Delta x\Delta y\Delta z} \tag{13}$$

式中: $\Delta t$ 为时间步长; $N_p$ 式排放粒子总数; $\Delta x,\Delta y,\Delta z$ 是网格尺寸; $N_i$ 是第 $i$ 个网格单元中粒子的数量;$Q$ 为粒子释放速率.

## 2 模拟场景以及参数设定

### 2.1 三门核电风洞实验

三门核电位于浙江省三门县,坐标 29.101°N, 121.6419°E.该核电站三面被海洋环绕,西面为高度异质化山区,同时包括了许多不规则的建筑,主要有 6 座反应堆(图 1(b)中数字)和多个辅助设施.风洞实验在中国辐射防护研究院的中性大气风洞中开展,实验采用 1:600 缩尺模型来模拟两种风向(ESE 和 WNW)下的建筑物和地形特征[24](图 1).以该地区年平均风速观测数据和风廓线数据作为气象输入,以 CO 作为示踪剂从 3 号反应堆标有星号的位置释放(图 1b).风洞实验使用 StreamLine 热线风速仪测量风速,并通过旋转二维探头测量不同方向的风速分量.通过风速分量的比值,计算风向角度.StreamLine 热线风速仪的探头必须进行标定,以确保测量结果的准确性.标定系统采用自动风速和角度标定方法,风速标定最小为 0.02cm/s,角度标定范围为-30º~+30º.通过标定,测得的实验风速与真实风速之间的偏差可以控制在较小范围(0.001~0.03m/s),最大相对误差不超过 5.73%.浓度则使用红外气体分析仪进行测量.

建筑区域的流场较为复杂,验证该区域的模拟精度是提升整体模型可信度的关键.分别在 ESE 方向和 WNW 方向布置 31 和 41 和地面风场测点(图 2).在 ESE 和 WNW 方向分别布置 327 个浓度测点(其中包含 242 个地面建筑测点和 85 个建筑上方测点)和 139 个浓度测点(其中包含 111 个建筑地面测点和 28 个建筑上方测点).此外,每个方向还布置了 3 个代表性站点(图 2 宽箭头处),以对比 MSS 模型和 GPU-QES 模型在垂直方向上生成风场和浓度场的准确性,同时也对比了沿下风轴线方向的浓度变化(图 2(c),(f)).

### 2.2 MSS 和 GPU-QES 参数设置

MSS 和 GPU-QES 计算域设定为 3km × 3km,释放源的有效高度为地上 10m.两种模型均采用点源,其中 MSS 的 Kr-85 释放速率为 1x10$^{10}$Bq/s, GPU-QES 的 CO 释放速率为 0.83g/s.MSS 和 GPU-QES 模型的地形输入均通过读取高程数据(tif 文件)进行处理.建筑物信息则通过建筑物的矢量数据(shp 文件)进行输入.两种模型的气象输入均来自 3 个气象塔的年平均风速数据.此外,考虑到释放粒子数对浓度分布的影响,如果粒子数设置过少,将导致羽流出现离散现象,从而无法充分覆盖风洞浓度测点,进而影响模型精度.而粒子数过多则会增加计算时间,降低模拟效率,不适用于核应急响应[24].对于 MSS 模型,采用盒式计数法计算浓度时,需要释放大量粒子以确保羽流平滑.根据董信文在核电站厂址下对 MSS 小尺度建模的粒子数敏感性分析[24],设置每秒 10000 个粒子可有效平衡精度和模拟时间.对于 GPU-QES 模型,根据 Margairaz 等[26]的研究,每秒释放 200 粒子已经在精度和计算时间之间取得合理平衡.其他参数设置见表 1.其中 MSS 模拟均在配备 Intel® Xeon® CPU(E7-4830v2 @ 2.20GHz) 和 128GB RAM 的工作站上执行.所有 GPU-QES 模拟均在一台配备 Intel Xeon W5-3435X CPU (3.10GHz),125GB 内存,NVIDIA GeForce RTX 4090 显卡(24GB 全局内存)以及 CUDA 12.1 工具包的工作站上执行.

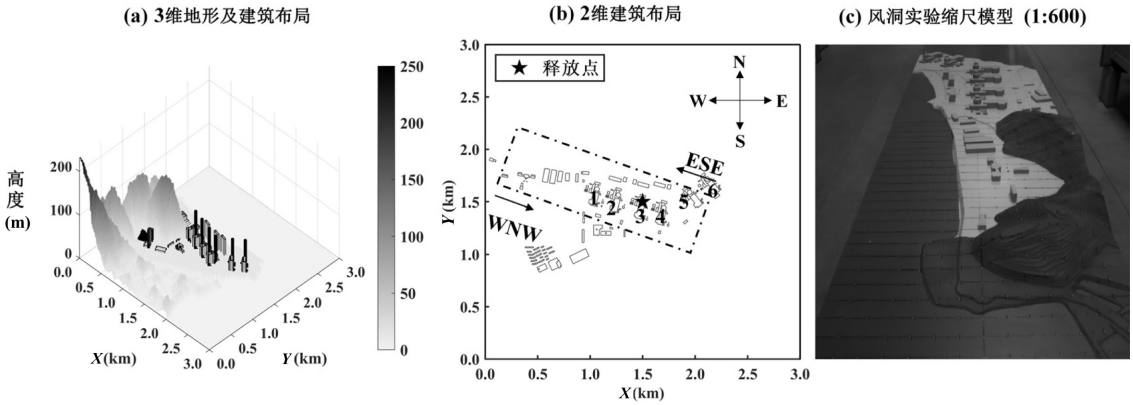



图 1　风洞实验

Fig.1　Wind tunnel experiment

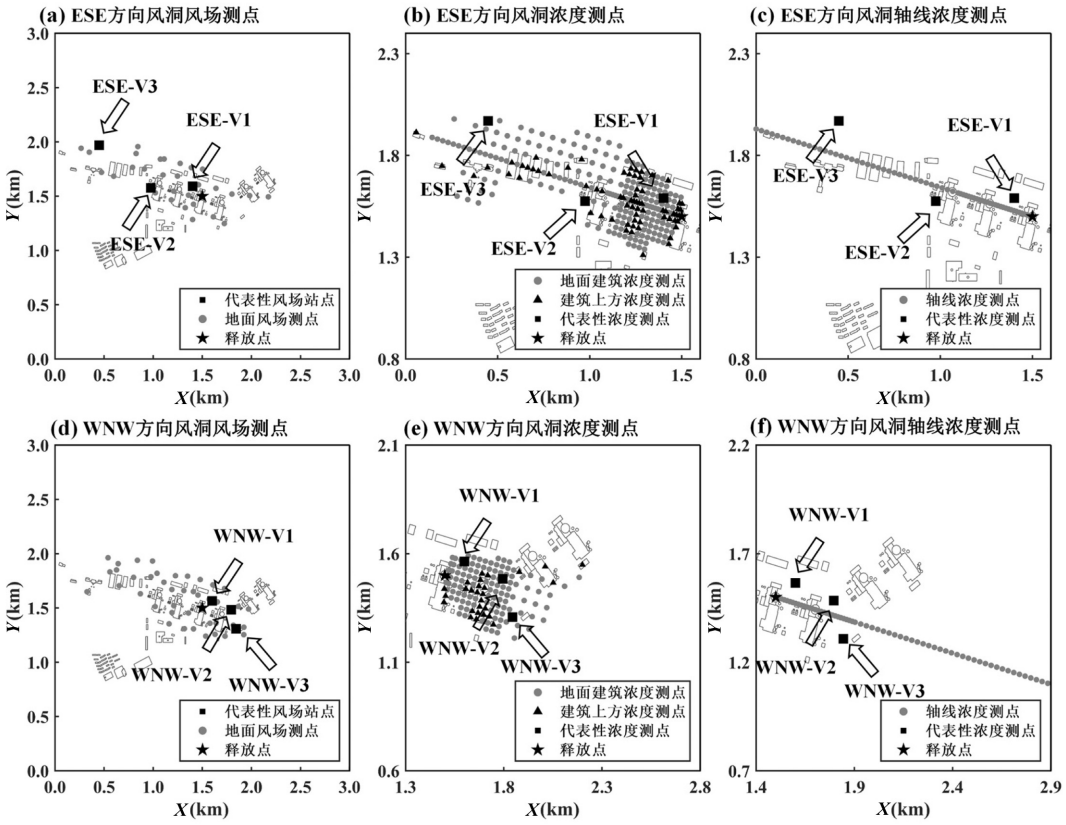



图 2　监测点布置

Fig.2　Layout of monitoring dots

## 3　结果与讨论

### 3.1　诊断风场

从风矢量图可以看出(图 3),GPU-QES 模型和 MSS 模型都高估了大部分测点的风速,但 2 个模型主要差异出现在建筑后方以及建筑上方区域.在 ESE 方向,MSS 模型高估了建筑之间的风速(图 3(a),(b),矩形框).相比之下,GPU-QES 再现了测点风速,模拟值与真实值速度偏差范围为 0.08~0.75m/s,MSS 速度偏差范围在 0.55~1.71m/s.此外,GPU-QES 和 MSS 模型均出现了涡旋风现象(图 3(a),(b),长虚线箭头).GPU-QES 模型的风速低估较 MSS 模型减轻 53%.但是,观测数据中并未发现涡旋风,可能的原因是 StreamLine 热线风速仪存在局限性,只能测量风速 U 分量的大小,而无法区分风速 U 分量的方向(正负).在建筑上方(图 3(a),(b),宽箭头),GPU-QES 模型

低估风速 0.37m/s,而 MSS 高估风速 2.98m/s.在 WNW 方向的释放点下风处(图 3(c),(d),长虚线箭头),虽然两个模型均出现了涡旋风,但其风速均低估 1m/s 左右.另一方面,在建筑间的测点处(图 3(c),(d),矩形框),GPU-QES 模型模拟了涡旋风,而 MSS 模型未能表现出涡旋风现象,这可能与网格划分有关,导致两者的模拟结果存在差异.此外,两个模型在海岸线附近的风向角度均存在一定偏差(图 3(a)~(d),黑色圆圈).综上,GPU-QES 模型在不同场景下较 MSS 模型能更好地再现建筑间及建筑上方的风速分布.两者在风向角度预测上的相似性较高,但在某些特定区域的风速和涡旋风模拟上,GPU-QES 模型展现出更优的性能.另外 GPU-QES 采用 GPU 加速风场生成,在不到 4s 即可生成拥有 3500 万个网格单元下的 3D 风场,而 MSS 则需要 0.5h.相较于 MSS, GPU-QES 生成风场速度提高 450 倍.图 4 风速对比中,GPU-QES 在两个方向上的表现均优于 MSS,特别是在低风速区间(1~2m/s)大量测点集中在 1 倍线附近,这些测点多位于建筑周边或建筑间隙,表明 GPU-QES 在处理建筑周围风场时的表现优于 MSS.在 ESE 方向,GPU-QES 的均方根误差(RMSE)为 1.41,MSS 为 1.72.在 WNW 方向,GPU-QES 的 RMSE 为 1.56,MSS 为 1.78.综上,GPU-QES 在风速预测,尤其是在建筑附近区域,表现更接近真实值.

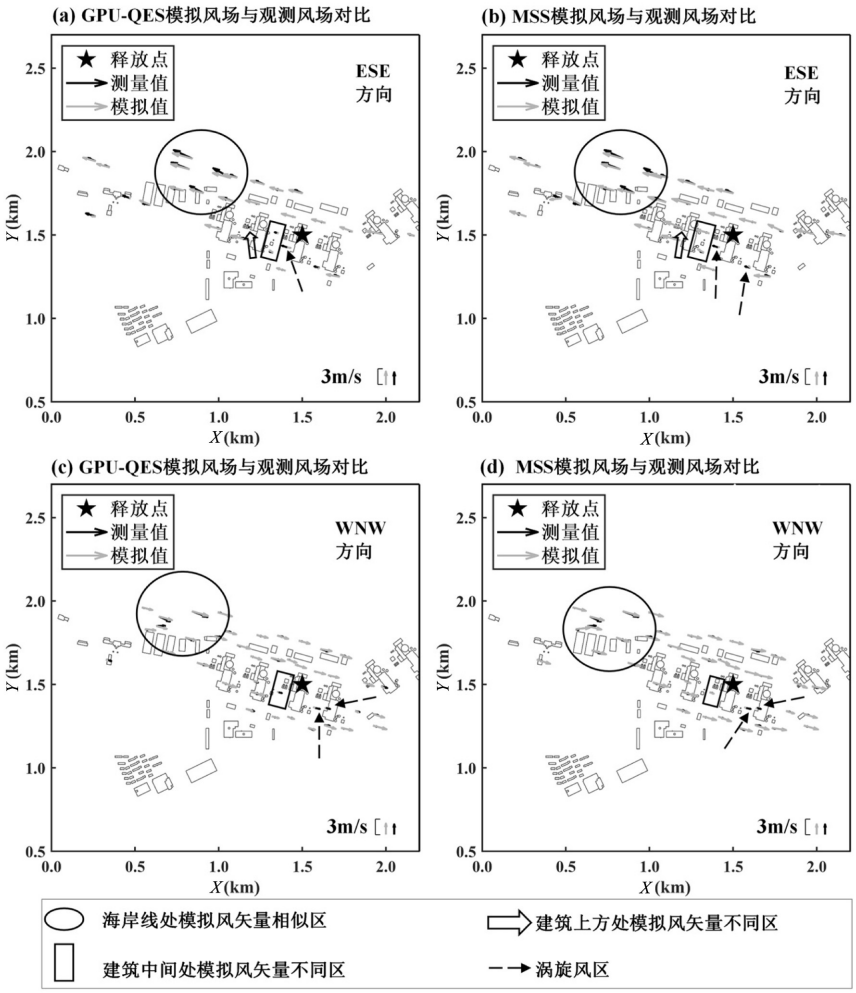



图 3 风场矢量

Fig.3 Wind field vector

在风向预测方面,除了建筑后方涡旋风偏差角度较大(图 3)外,风向散点局部放大(图 4(c),(d)右上角区域)中,两个模型均表现良好,大部分散点集中在 1 倍线附近.在 2 个方向上,MSS 模型的预测精度高于 GPU-QES 模型,且预测角度位于 2 倍线的比例较 GPU-QES 高(ESE 方向高 7%,WNW 方向高 5%).

MSS 在 ESE 方向风向平均偏差为 7.9°,GPU-QES 为 8.1°.在 WNW 方向上,MSS 的平均偏差为 3.8°,GPU-QES 为 4.7°.因此,MSS 在风向预测上的一致性优于 GPU-QES.

图 5 中,以地面 10m 高度的年平均风速进行了归一化.两个模型在不同高度的表现存在差异.GPU-QES 倾向于高估较高高度(>120m)的风速,而 MSS 则倾向于低估这些高度的风速.在较低高度(<100m)时,两个模型均倾向于高估风速.对于 ESE-V3 和 WNW-V3 测点,在风洞实验误差波动区间内,MSS 低估了较高层次(50m)以上风速.相比之下,GPU-QES 在大多数高度层次上与风洞实验测量值有较好的吻合.对于 ESE-V3,GPU-QES 的模拟值与真实值最大偏差不超过 0.25m/s,而 MSS 最小偏差为 0.26m/s,出现在 156m 高度.对于 ESE-V2 点位,两个模型在 50m 以下出现了低估,而在 50m 以上则出现了高估,这可能与测量点位于建筑物后方有关,该建筑物的高度范围 11~35.6m.在 ESE-V1,WNW-V1 和 WNW-V2 测点的较低高度层次 (30m<高度<100m)中,两个模型均高估了风速,但是 MSS 模拟值与测量值偏离程度小于 GPU-QES 模型.

**表 1　MSS 与 GPU-QES 参数设置**

Table 1　MSS and GPU-QES parameter settings

| 模型 | 参数 | 值 |
|---|---|---|
| MSS | 稳定度等级 | D |
| | 水平网格 | 5m |
| | 垂直网格 | 5m |
| | 时间步长 | 1s |
| | 平均周期 | 600s |
| | 湍流模型 | The Louis model |
| | 湍流下限 | 0.3 0.3 0.3 |
| | 单位时间步长释放粒子 | 10000 个/s |
| GPU-QES | 稳定度等级 | D |
| | 水平网格 | 5m |
| | 垂直网格 | 5m |
| | 时间步长 | 1s |
| | 平均时间 | 600s |
| | 非局部混合系数 | $0.3m^2/s^2$ |
| | 应力张量修正 ($C_u$ $C_v$ $C_w$) | 2.3 1.8 1.3 |
| | 单位时间步长释放粒子 | 200 个/s |

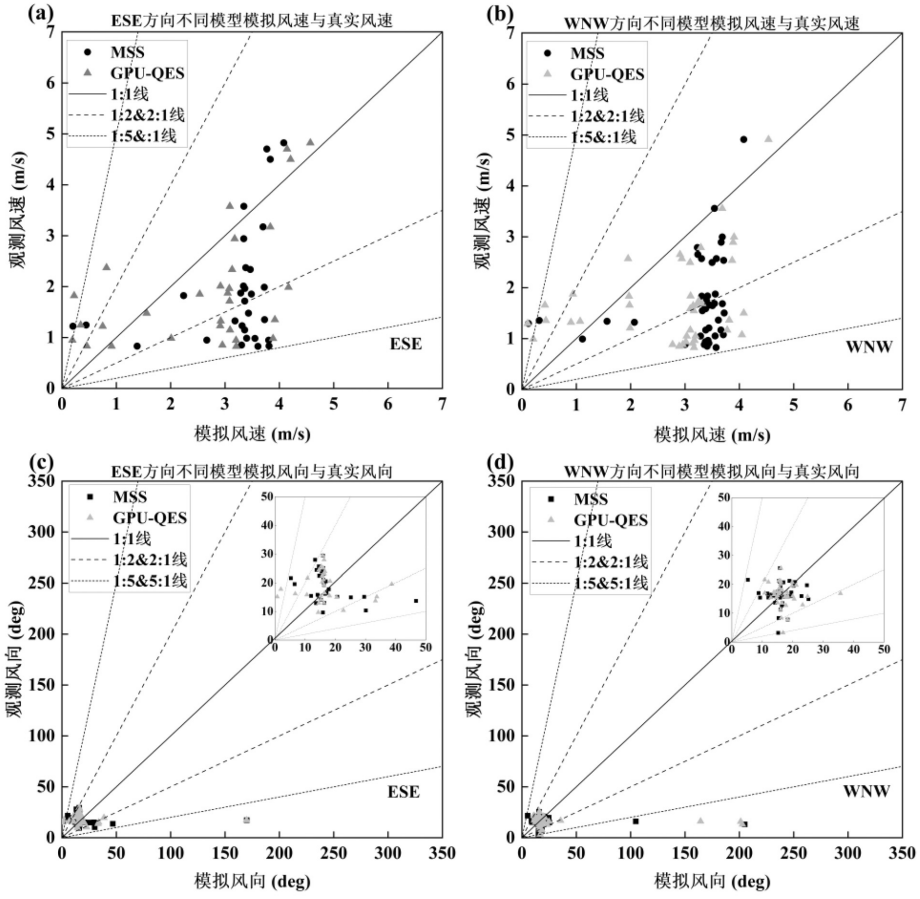



图 4　风速散点及风向散点图

Fig.4　Wind speed and wind direction scatter plots

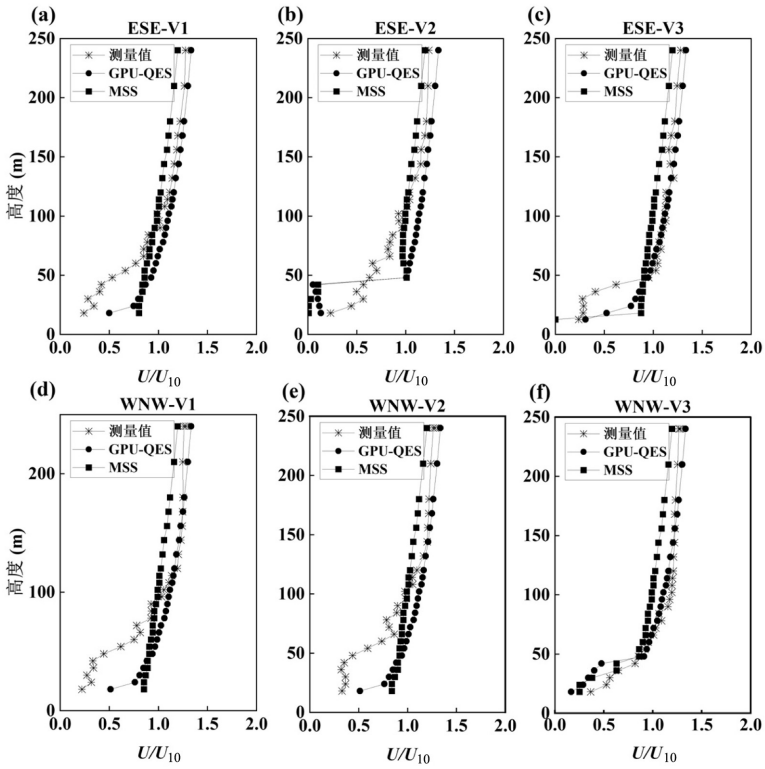



图 5 代表性点位 $U$ 分量的垂直剖面对比

Fig.5 Vertical profile comparison of the $U$ component at representative dots

### 3.2 浓度场

图 6 中,两个模型山区浓度均为山表面浓度,另外图中有色方框代表与模拟相同颜色尺度上的测量值.GPU-QES 和 MSS 基本上覆盖了建筑区内全部的风洞实验浓度测点,其中 GPU-QES 覆盖率为 98.62%,MSS 覆盖率为 99.66%.在释放点附近,两个模型均成功再现了高浓度区域(ln(浓度)≥−8s/m³),但部分测点存在低估现象(图 6(b),(e),红色箭头),这可能与风速高估有关.GPU-QES 在一些测点处(ln(浓度) ≥−11s/m$^3$) 模拟值与真实值一致性比 MSS 要高(图 6(b),(e),紫色箭头).另外,在距离释放较远处(>1km),MSS 低估了建筑后方的浓度,但是 GPU-QES 很好了再现了浓度.在建筑上方区域(>80m),两个模型均成功再现了高浓度(图 6(c),(f),黑色箭头),证明了其在垂直方向扩散能力的有效性.然而,与 MSS 相比,GPU-QES 在某些测点的表现更为出色(图 6(c),(d),圆圈).图 6(g)展示了两个模型的平均结果,图 6(h) 显示,取 GPU-QES 和 MSS 模型的平均浓度后,在释放点附近 300m 处,低估的高浓度测点减少,可能是由于两个模型在建筑后方区域表现差异,取平均使模拟结果更接近真实值.图 7 展示了两个模型在 WNW 方向上的羽流分布及其平均效果.其中 MSS 羽流覆盖率为 99.28%,GPU-QES 覆盖率为 98.44%.GPU-QES 与 MSS 在 WNW 方向的扩散趋势相似,尤其是在建筑上方,模拟值与实测值的一致性较高(图 7(c),(f)黑色箭头).然而,在建筑后方区域,GPU-QES 能有效再现浓度分布(ln(浓度)≥−11s/m³),而 MSS 则存在低估现象.在处理建筑影响方面,GPU-QES 优于 MSS,后者未能有效反映建筑对羽流的影响(图 7(e),黑色圆圈).由于两模型在该方向上的模拟结果相似,取平均值未改善局部测点的浓度预测.值得一提的是,GPU-QES 只需要释放 200 粒子就能产生平滑羽流,但 MSS 释放 10,000 粒子才能达到相同的效果.这使得 GPU-QES 模拟仅耗时 10min,而 MSS 则耗时将近 8h,GPU-QES 模拟速度提升了将近 48 倍.原因可能是 GPU-QES 通过每秒记录粒子位置并进行时间平均计算浓度.即 GPU-QES 在模拟过程中会跟踪每个粒子的轨迹,并在每个时间步长记录粒子的位置.通过对粒子位置的时间平均,可以有效减少单一粒子运动引起的瞬时波动,在较少粒子的情况下就能获得较为平滑的浓度场[26,30].

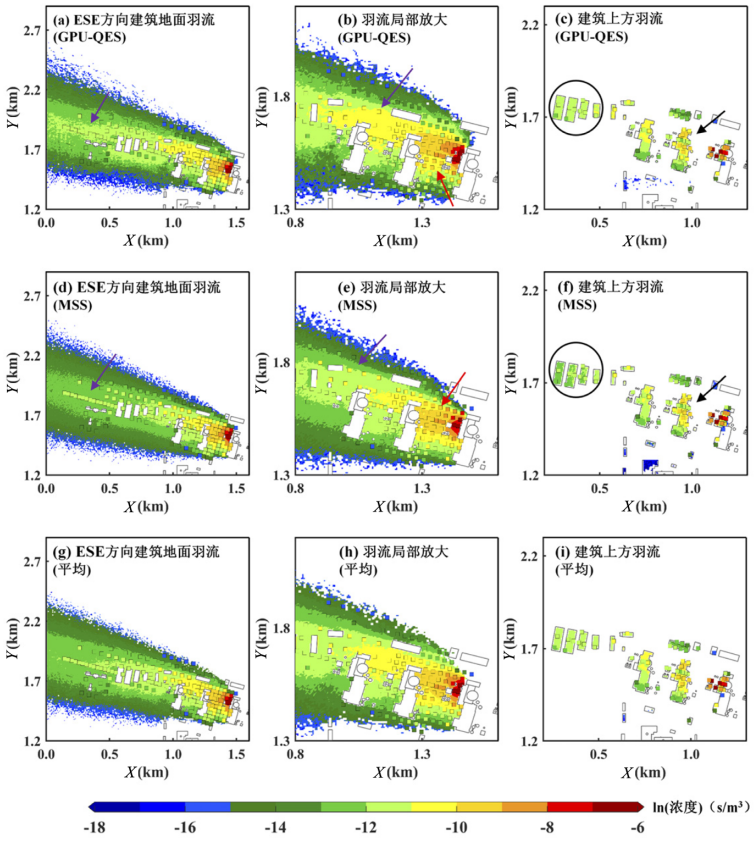



图 6　ESE 方向羽流

Fig.6　Plume in the ESE direction

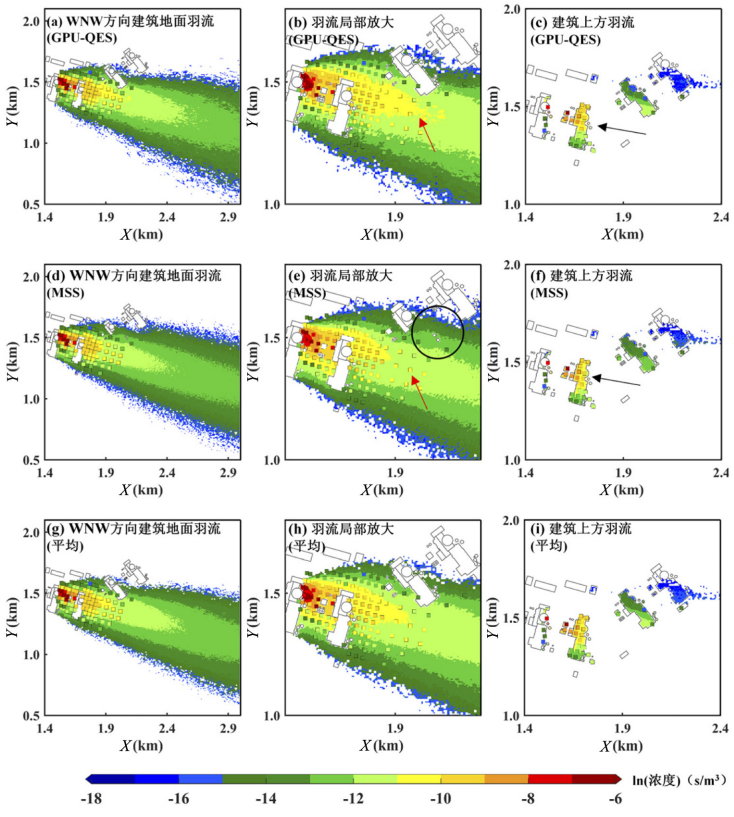



图 7　WNW 方向羽流

Fig.7　Plume in the WNW direction

MSS 采用盒式计数法[55],在模拟过程中记录粒子在某一时刻的位置,并通过计算粒子数量来计算浓度.由于浓度计算依赖于粒子的数量,MSS 需要释放大量粒子以确保浓度场的平滑性[17,24,56].

在轴线上预测上(图 8),两个模型在 ESE 方向上模拟值与真实值的一致性均高于 WNW 方向.对于 ESE 方向,在释放点处,两个模型均低估了浓度.其中,GPU-QES 低估了 73.3%,比 MSS 低估减轻 5%.GPU-QES 在距离释放点较远处(>1km)的时候模拟值与真实值十分接近,相对偏差(RE)范围在 0.02 至 0.53,MSS 相对偏差范围在 0.50 至 0.63.另外,GPU-QES 在轴线预测上 FAC2 达到 78.79%,比 MSS 高出 22.73%.在 WNW 方向,两个模型的预测值比较接近,并且均表现为低估.随着距离增加至 150m,低估减轻.两个 GPU-QES 低估范围在 32%至 77%,MSS 低估范围在 52%到 81%.总体来看,GPU-QES 在轴线浓度预测上具备更好的表现.

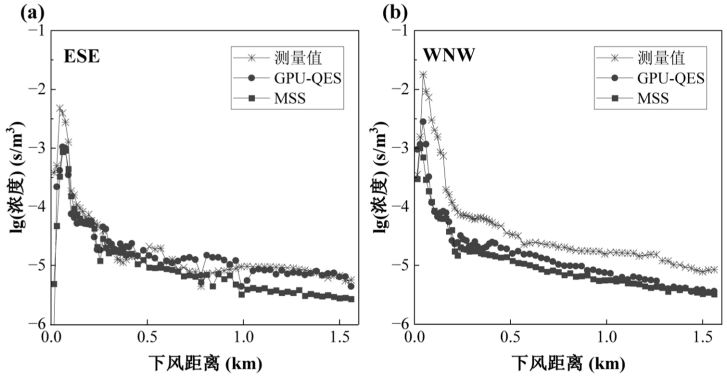



图 8 轴线浓度预测比较

Fig.8 Comparison of axis concentration predictions

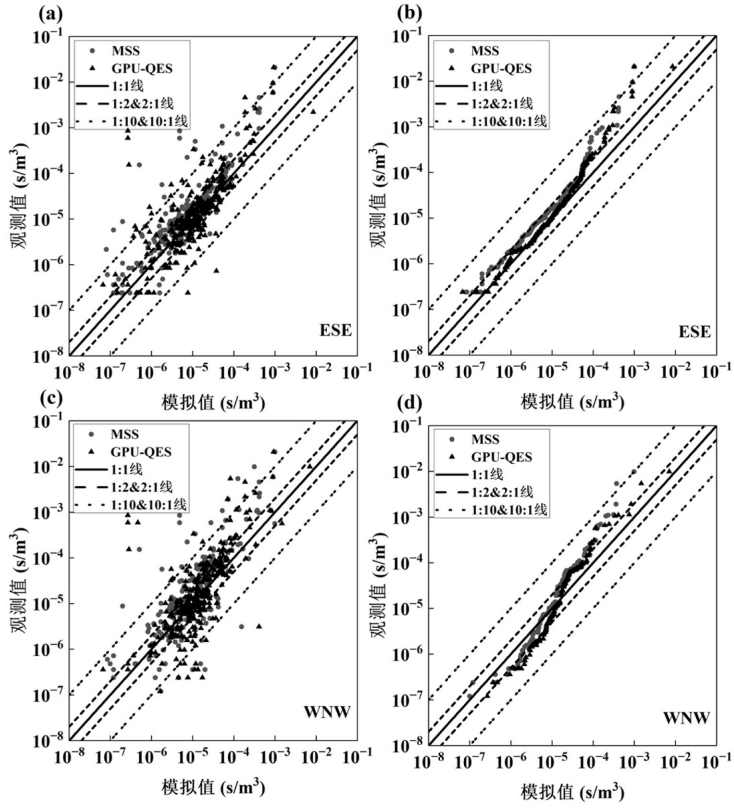



图 9 模型对比浓度散点图和 Q-Q 图

Fig.9 Model comparison of concentration scatter plots and Q-Q plots

图 9 中,由 ESE 方向和 WNW 方向散点图可以看出,两个模型预的浓度值大多集中在 2 倍线附近,但是 GPU−QES 相较于 MSS 模拟在 2 倍线内的散点更多,尤其是浓度在($10^{-6}$~$10^{-4}$s/m$^3$)之间的范围.Q−Q 图可以看出,两个模型在高浓度(>$10^{-3}$s/m$^3$)处产生低估,可能是风速高估导致.但是 GPU−QES 在浓度最高点(浓度>$10^{-2}$s/m$^3$)预测更加精确,该点在 1 倍线附近.

图 10 中,在 ESE−V1 点位处两个模型均高估了浓度,可能是由于该点距离释放源较近.在 ESE−V2 点位,两个模型均低估了浓度.在 ESE−V2 的较低高度(<60m)处,两个模型的预测浓度接近,随着高度增加 (>60m),GPU−QES 的低估幅度较 MSS 大,MSS 的平均低估浓度比 GPU−QES 减少约 7%.两个模型均低估了 WNW−V1 点位的浓度,且预测精度较差,可能由于该点位于羽流边缘.在 WNW−V2 的较低高度,两个模型均较好地重现了垂直浓度分布.然而,随着高度增加(>40m),两个模型均表现出低估现象,其中 MSS 的低估幅度小于 GPU−QES.两个模型均高估了 WNW−V3 点位处的浓度,但是预测趋势十分接近(<120m).综上,GPU−QES 和 MSS 模型在垂直浓度预测方面的表现相似,在较高高度(>60m),MSS 模型可能更为准确.

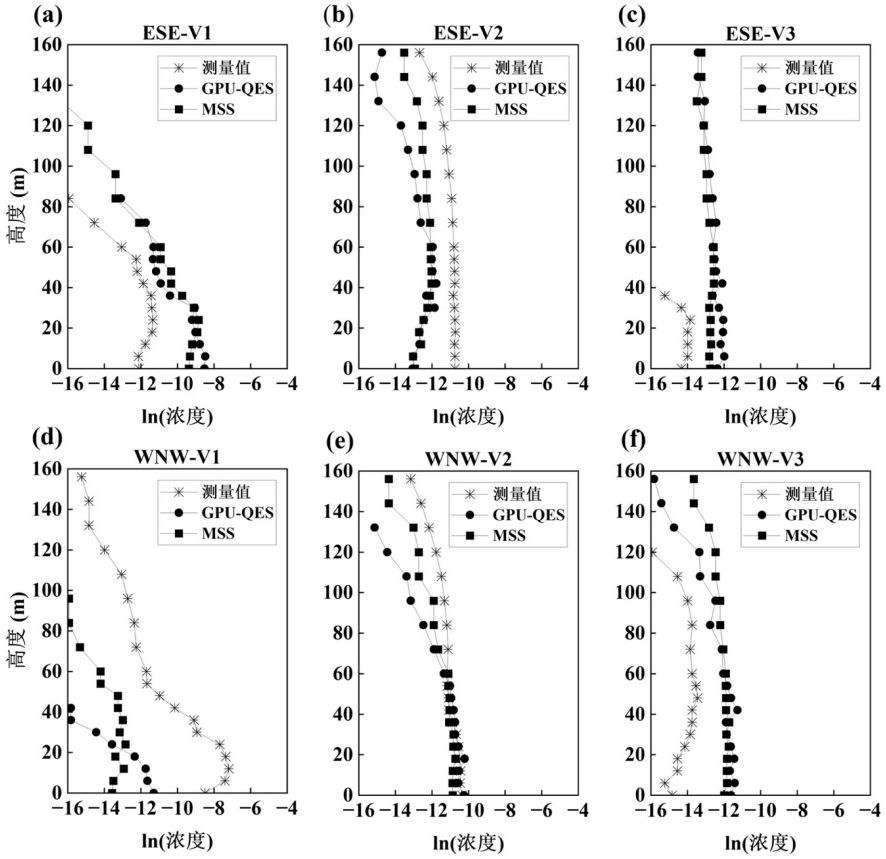



图 10　浓度垂直剖面

Fig.10　Vertical profile of concentration

表 2 总结了全域测点的统计指标.其中,在 ESE 方向,除 GPU−QES 预测的 VG 略高于接受上限外,两个模型的其他统计结果均满足指标要求.在 WNW 方向上,两个模型预测的 FAC2,FAC5,MG 也均满足了国际可接受指标要求.GPU−QES 统计表现比 MSS 表现好.具体而言,GPU−QES 的 FAC2 比 MSS 高出 4.1%,在 WNW 方向则高出 3.7%.此外,在 ESE 方向,两个模型的平均 FAC2 高达 0.718,表明对预测结果取平均可能会提高模拟的整体精确度.在两个方向上,GPU−QES 的 MG 低于 MSS,并且更接近于 1.0,说明 GPU−QES 产生极端值比较少.两个模型的 VG 在两个方向上都比较高,由表 3 建筑上方统计结果可知,有可能是建筑上方部分测点预测浓度低估导致.根据 2 个方向的 FOEX 数值对比可以看出,

两个模型整体上均存在低估浓度的情况.其中,MSS 模型的低估幅度较大,而 GPU-QES 模型的偏差较小,更接近于测量值.在核应急领域,一般更注重保守估计(一般保守值比模型模拟值更大).然而,模型整体预测偏低可能导致保守值下限的降低,从而影响安全评估.在这一方面,GPU-QES 具有较好的表现.

**表 2 全域浓度测点统计指标**

Table 2 Statistical metrics for concentration measurement dots over the whole domain

| 参数 | ESE | | | WNW | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | GPU-QES | MSS | 平均 | GPU-QES | MSS | 平均 |
| FAC2 | 0.638 | 0.597 | 0.718 | 0.358 | 0.321 | 0.329 |
| FAC5 | 0.884 | 0.885 | 0.909 | 0.803 | 0.817 | 0.825 |
| MG | 1.246 | 1.909 | 1.372 | 1.026 | 1.467 | 1.156 |
| VG | 4.992 | 3.740 | 3.103 | 11.182 | 7.769 | 7.466 |
| MRE | 1.001 | 0.525 | 0.640 | 3.668 | 2.304 | 2.835 |
| FOEX (%) | −3.710 | −32.45 | −13.98 | −8.394 | −15.94 | −7.971 |

**表 3 建筑上方浓度测点统计指标**

Table 3 Statistical metrics for concentration measurement dots above the buildings

| 参数 | ESE | | | WNW | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | GPU-QES | MSS | 平均 | GPU-QES | MSS | 平均 |
| FAC2 | 0.618 | 0.633 | 0.675 | 0.481 | 0.370 | 0.329 |
| FAC5 | 0.828 | 0.810 | 0.818 | 0.815 | 0.817 | 0.741 |
| MG | 1.594 | 2.154 | 1.697 | 1.296 | 1.467 | 1.145 |
| VG | 31.089 | 11.036 | 13.185 | 74.424 | 7.769 | 13.151 |
| MRE | 1.117 | 0.593 | 0.745 | 5.080 | 2.304 | 2.757 |

**表 4 建筑地面浓度测点统计指标**

Table 4 Statistical metrics for concentration measurement dots on the building ground

| 参数 | ESE | | | WNW | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | GPU-QES | MSS | 平均 | GPU-QES | MSS | 平均 |
| FAC2 | 0.640 | 0.595 | 0.733 | 0.327 | 0.309 | 0.300 |
| FAC5 | 0.903 | 0.912 | 0.946 | 0.800 | 0.836 | 0.836 |
| MG | 1.141 | 1.813 | 1.259 | 0.968 | 1.471 | 1.129 |
| VG | 2.603 | 2.489 | 1.820 | 7.023 | 6.827 | 6.276 |
| MRE | 0.973 | 0.498 | 0.605 | 3.321 | 2.193 | 2.699 |

在建筑上方,MSS 的 VG 和 MRE 均显著小于 GPU-QES,表明在较高位置处,MSS 的预测可能更为准确.由建筑地面统计结果表 4 可以看出,尽管两模型在 FAC5,VG 指标上的差异较小,但 GPU-QES 的 FAC2 和 MG 均优于 MSS,进一步说明 GPU-QES 在建筑地面区域的模拟效果较好.综上所述,GPU-QES 模型在建筑区域的整体统计效果较 MSS 模型好,尤其在建筑地面区域表现更为突出,但是在建筑上方区域,MSS 模型可能更加精确.

## 4 结论

4.1 在风速预测方面,两个模型均存在一定程度的高估,但 GPU-QES 的模拟性能优于 MSS.在建筑中间区域,GPU-QES 的风速低估幅度比 MSS 减轻了约 53%.在风向预测方面, GPU-QES 与 MSS 均能成功再现建筑中间区域的涡旋风,MSS 的风向模拟效果略优.另外,GPU-QES 生成 3D 风场速度比 MSS 快了将近 450 倍,非常适用于核应急响应.

4.2 两个模型均能有效预测大部分测点的浓度分布,尤其在高浓度区域和建筑上方表现良好.在 ESE 方向,GPU-QES 的预测精度优于 MSS,尤其是在 1km 以外的区域.两模型在建筑后方的扩散表现存在差异,结合预测结果的平均值可有效减少低估测点的数量.在 WNW 方向,两者表现相似,平均化未显著提高预测效果.由于浓度计算差异,GPU-QES 的速度提高了近 48 倍.GPU-QES 在精度和速度上的优势使其在核应急响应中具有广泛应用前景.

4.3 在浓度统计上,两个模型在两个方向的大部分指标均符合国际标准.GPU-QES 在 ESE 方向的统计表现优于 MSS,FAC2 为 0.638,而 MSS 为 0.597.对两模型取平均后,ESE 方向的全域 FAC2 相比 GPU-QES 提高了 8%,相比 MSS 提高了 12.1%.在 WNW 方向,两模型表现相似,平均化未带来显著改善.

**参考文献:**

[1] 李幻婷,杨 力,宋嘉悦,等.四种气象数据在福岛核事故 $^{137}$Cs 扩散模拟中的适用性 [J]. 中国环境科学, 2024,44(11):6025-6035.
Li H T, Yang L, Song J Y, et al. Applicability of four types of meteorological data to fukushima nuclear accident $^{137}$Cs simulations. [J]. China Environmental Science, 2024,44(11):6025-6035.

[2] 董龙翔,余 晔,左洪超,等.WRF-Fluent 耦合模式的构建及其对城市大气扩散的精细化模拟 [J]. 中国环境科学, 2019,39(6):2311-2319.
Dong L X, Yu Y, Zuo H C, et al. Elaborated simulation of urban atmospheric dispersion using an established WRF-Fluent coupling model. [J]. China Environmental Science, 2019,39(6):2311-2319.

[3] 董龙翔,左洪超,杨 宾,等.边界入流风场扰动对模拟城市大气扩散的影响 [J]. 中国环境科学, 2017,37(9):3210-3219.
Dong L X, Zuo H C, Yang B, et al. Influence of boundary inflow wind fluctuation on simulated urban atmospheric diffusion. [J]. China Environmental Science, 2017,37(9):3210-3219.

[4] 韩素芹,蔡旭晖,李培彦,等.天津市突发事故条件下大气污染的应急模拟 [J]. 中国环境科学, 2009,29(9):919−923.
Han S Q, Cai X H, Li P Y, et al. Numerical simulation of emergency response to atmospheric pollution accident in Tianjin. [J]. China Environmental Science, 2009,29(9):919−923.

[5] 葛宝珠,陆芊芊,陈学舜,等.放射性核素大气扩散数值模拟研究综述 [J]. 环境科学学报, 2021,41(5):1599−1609.
Ge B Z, Lu Q Q, Chen X S, et al. A review of the numerical simulations of the atmospheric dispersion of radionuclides [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021,41(5):1599–1609.

[6] 田　飞,伯　鑫,薛晓达,等.基于复杂地形−气象场的二噁英污染物沉降研究 [J]. 中国环境科学, 2019,39(4):1678−1686.
Tian F, Bo X, Xue X D, et al. Study on settlement of dioxin pollutants under complex terrain−weather conditions [J]. China Environmental Science, 2019,39(4):1678−1686.

[7] 杨　力,张钰杰,方　晟,等.气态放射性核素扩散模拟研究——分裂烟团模型的验证与应用 [J]. 清华大学学报(自然科学版), 2024, 64(12):2019−2030.
Yang L, Zhang Y J, Fang S, et al. Research on the simulated dispersion of gaseous radionuclides: Validation and application for splitting puff dispersion model [J]. Journal of Tsinghua University (Science and Technology), 2024,64(12):2019−2030.

[8] Perry S G, Cimorelli A J, Paine R J, 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.

[9] Camelli F E, Hanna S R, Lohner R. Simulation of the must field experiment using the feflourban cfd model. [J]. American Meteorological Society, 2004,13(12):23−26.

[10] Patnaik G, Boris J P, Grinstein F F. Large scale urban simulations with the MILES approach (Invited) [C]//16th AIAA Computational Fluid Dynamics Conference, 2003:23−26.

[11] Hanna S, White J, Trolier J, et al. Comparisons of JU2003 observations with four diagnostic urban wind flow and Lagrangian particle dispersion models [J]. Atmospheric Environment, 2011,45(24): 4073−4081.

[12] Röckle R. Bestimmung der Strömungsverhältnisse im Bereich komplexer Bebauungsstrukturen [Z]. Technische Universität Darmstadt, Germany, 1990.

[13] Kaplan H, Dinar N. A Lagrangian dispersion model for calculating concentration distribution within a built−up domain [J]. Atmospheric Environment, 1996,30(24):4197−4207.

[14] Mortarini L, Carlino G, Tinarelli G, et al. Development of the microscale lagrangian particle dispersion model MicroSpray for the simulation of two−phase releases [C]//HARMO 2011−Proceedings of the 14th international conference on harmonisation within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes. University of Western Macedonia, 2011:704−707.

[15] Singh B, Hansen B S, Brown M J, et al. Evaluation of the QUIC−URB fast response urban wind model for a cubical building array and wide building street canyon [J]. Environmental Fluid Mechanics, 2008,8: 281−312.

[16] Bozorgmehr B, Willemsen P, Margairaz F, et al. QES−Winds v1. 0: theory and user's guide [Z]. University of Utah: Salt Lake City, UT, USA, 2021.

[17] Tinarelli G, Brusasca G, Oldrini O, et al. Micro−Swift−Spray (MSS): a new modelling system for the simulation of dispersion at microscale. General description and validation [C]//Air Pollution Modelling and Its Applications XVII, 2007:449−458.

[18] Oldrini O, Armand P, Duchenne C, et al. Description and preliminary validation of the PMSS fast response parallel atmospheric flow and dispersion solver in complex built−up areas [J]. Environmental Fluid Mechanics, 2017,17:997−1014.

[19] Cox R M, Cogan J, Sontowski J, et al. Comparison of atmospheric transport calculations over complex terrain using a mobile profiling system and rawinsondes [J]. Meteorological Applications, 2000,7(4): 285−295.

[20] Cox R M, Sontowski J, Dougherty C M. An evaluation of three diagnostic wind models (CALMET, MCSCIPUF, and SWIFT) with wind data from the dipole pride 26field experiments [J]. Meteorological Applications, 2005,12(4):329−341.

[21] Gomez F, Ribstein B, Makké L, et al. Simulation of a dense gas chlorine release with a lagrangian particle dispersion model (LPDM) [J]. Atmospheric Environment, 2021,244:117791.

[22] Liu Y, Li H, Sun S, et al. Enhanced air dispersion modelling at a typical chinese nuclear power plant site: Coupling RIMPUFF with two advanced diagnostic wind models [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2017,175:94−104.

[23] Dong X, Zhuang S, Fang S. Local−and small−scale atmospheric dispersion modeling towards complex terrain and building layout scenario using Micro−Swift−Spray [C]//International Confernece Pacific Basin Nuclear Conference. Singapore: Springer Nature Singapore, 2022:133−145.

[24] Dong X, Zhuang S, Fang S, et al. Validation and sensitivity study of Micro−SWIFT SPRAY against wind tunnel experiments for small−scale air dispersion modeling between mountains and dense building at a nuclear power plant site [J]. Progress in Nuclear Energy, 2021, 142:104007.

[25] Wang S, Li X, Fang S, et al. Validation and sensitivity study of Micro−SWIFT SPRAY against wind tunnel experiments for air dispersion modeling with both heterogeneous topography and complex building layouts [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2020, 222:106341.

[26] Margairaz F, Singh B, Gibbs J A, et al. QES−Plume v1. 0: a Lagrangian dispersion model [J]. Geoscientific Model Development, 2023,16(20):5729−5754.

[27] Bozorgmehr B, Willemsen P, Gibbs J A, et al. Utilizing dynamic parallelism in CUDA to accelerate a 3D red−black successive over relaxation wind−field solver [J]. Environmental Modelling & Software, 2021,137:104958.

[28] Moody M J, Gibbs J A, Krueger S, et al. QES−Fire: a dynamically coupled fast−response wildfire model [J]. International journal of wildland fire, 2022,31(3):306−325.

[29] Ulmer L, Margairaz F, Mahaffee W F, et al. A fast−response model of turbulence and passive scalar transport in row−organized canopies [J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2024,349:109919.

[30] Williams M D, Nelson M A, Brown M J. Condensed QUIC-PLUME theory guide for QUIC-FST [Z]. Los. Alamos. National Lab.(LANL), Los Alamos, NM (United States), 2004.

[31] Margairaz F, Eshagh H, Hayati A N, et al. Development and evaluation of an isolated-tree flow model for neutral-stability conditions [J]. Urban Climate, 2022,42:101083.

[32] Kaplan H, Dinar N. A Lagrangian dispersion model for calculating concentration distribution within a built-up domain [J]. Atmospheric Environment, 1996,30(24):4197-4207.

[33] Kolmogorov A N. The local structure of turbulence in incompressible viscous fluid for very large Reynolds [J]. Numbers. In Dokl. Akad. Nauk SSSR, 1941,30:301.

[34] Rodean H C. Stochastic lagrangian models of turbulent diffusion [M]. Boston: American Meteorological Society, 1996.

[35] Thomson D J. Criteria for the selection of stochastic models of particle trajectories in turbulent flows [J]. Journal of Fluid Mechanics, 1987, 180:529-556.

[36] Lodge J. Handbook on atmospheric diffusion [J]. Atmospheric Environment, 1983,17(3):673–675.

[37] Speckart S O, Pardyjak E R. A method for rapidly computing windbreak flow field variables [J]. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, 2014,132:101-108.

[38] Hayati A N, Stoll R, Pardyjak E R, et al. Comparative metrics for computational approaches in non-uniform street-canyon flows [J]. Building and Environment, 2019,158:16-27.

[39] Pardyjak E R, Brown M. QUIC-URB v. 1.1: Theory and user's Guide [Z]. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, NM, 2003.

[40] Singh B, Hansen B S, Brown M J, et al. Evaluation of the QUIC-URB fast response urban wind model for a cubical building array and wide building street canyon [J]. Environmental Fluid Mechanics, 2008,8: 281-312.

[41] Ulmer L, Margairaz F, Bailey B N, et al. A fast-response, wind angle-sensitive model for predicting mean winds in row-organized canopies [J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2023,329:109273.

[42] Sasaki Y. Some basic formalisms in numerical variational analysis [J]. Monthly Weather Review, 1970,98(12):875-883.

[43] Sherman C A. A mass-consistent model for wind fields over complex terrain [J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 1978,17 (3):312-319.

[44] Pope S B. Turbulent flows [J]. Measurement Science and Technology, 2001,12(11):2020-2021.

[45] Alfonsi G. Reynolds-averaged Navier-Stokes equations for turbulence modeling [J]. Applied Mechanics Reviews, 2009,62(4):040802.

[46] Smagorinsky J. General circulation experiments with the primitive equations: I. The basic experiment [J]. Monthly Weather Review, 1963,91(3):99-164.

[47] Bailey B N. Numerical considerations for Lagrangian stochastic dispersion models: Eliminating rogue trajectories, and the importance of numerical accuracy [J]. Boundary-Layer Meteorology, 2017,162: 43-70.

[48] Du S. Universality of the Lagrangian velocity structure function constant (C0) across different kinds of turbulence [J]. Boundary-Layer Meteorology, 1997,83:207-219.

[49] Yee E, Wilson J D. Instability in Lagrangian stochastic trajectory models, and a method for its cure [J]. Boundary-layer Meteorology, 2007,122:243-261.

[50] Thomson D J. Criteria for the selection of stochastic models of particle trajectories in turbulent flows [J]. Journal of Fluid Mechanics, 1987, 180:529-556.

[51] Yang L, Fang S, Zhuang S, et al. Atmospheric $^{137}$Cs dispersion following the fukushima daiichi nuclear accident: Local-scale simulations using CALMET and LAPMOD [J]. Annals of Nuclear Energy, 2024,195:110137.

[52] Dong X, Zhuang S, Fang S, et al. Multi-scenario validation of CALMET-RIMPUFF for local-scale atmospheric dispersion modeling around a nuclear powerplant site with complex topography [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2021,229:106547.

[53] Chang J C, Franzese P, Chayantrakom K, et al. Evaluations of CALPUFF, HPAC, and VLSTRACK with two mesoscale field datasets [J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 2003,42(4): 453-466.

[54] Hanna S, Chang J. Acceptance criteria for urban dispersion model evaluation [J]. Meteorology and Atmospheric Physics, 2012,116(3): 133-146.

[55] 杨 力,王存友,陈义学,等.四种拉格朗日粒子浓度计算方法的评估——箱式计数法,高斯核,均匀核和抛物线核 [J]. 中国环境科学, 2023,43(7):3404-3415.
Yang L, Wang C Y, Chen Y X, et al. Evaluation of four lagrangian particle concentration calculation methods-Box counting, Gaussian kernel, Uniform kernel and Parabolic kernel [J]. China Environmental Science, 2023,43(7):3404-3415.

[56] Tinarelli G, Mortarini L, Castelli S T, et al. Review and validation of MicroSpray, a lagrangian particle model of turbulent dispersion [J]. Lagrangian Modeling of the Atmosphere, 2012,200:311-328.

**作者简介：**王朝阳(1998-),男,河南周口人,华北电力大学(北京)硕士研究生,主要从事放射性核素大气扩散以及核事故后果评价等研究. wzy15575430625@163.com.