

使用蒙特卡罗方法模拟核事故气载 放射性污染物大气扩散

闫 政 吴信民 邓 磊 张 叶 郑勇明 杨亚新

(核资源与环境教育部重点实验室 东华理工大学 南昌 330013)

摘要 本文通过运用蒙特卡罗模型对放射性污染物在大气中的扩散过程进行了仿真模拟, 对不同边界层条件下的核事故早期烟羽在近地面高度上对环境的影响进行了分析。模拟结果表明, 稳定条件下高架源释放形成的污染面积最大。蒙特卡罗模型能够较好的模拟核事故早期烟羽的演化情况。

关键词 核事故, 烟羽, 蒙特卡罗方法

中图分类号 TL73

蒙特卡罗(M-C)方法亦称随机模拟方法或统计实验法, 20世纪40年代随着计算机的诞生而发展起来。M-C法能较逼真地描述事物的特点及物理过程, 解决数值方法难以解决的问题^[1]。

核事故发生后, 气载放射性污染物经大气扩散, 在短期内对环境产生大范围的影响^[2]。进行核事故应急响应决策时, 气载放射性污染物大气扩散过程的模拟非常重要。大气扩散具有高度的随机性, 可用M-C法对边界层中湍流风速进行抽样, 驱动大量标记粒子的随机游走来模拟。用M-C法对边界层中风速进行抽样, 驱动粒子运动, 获得污染物的时间和空间分布。相对于传统的高斯模型, 蒙特卡罗模型能反映湍流扩散的本质, 程序结构清晰, 计算简便, 对非均匀非定常和有强切变的复杂流场(如海陆风, 山谷风)条件下污染物扩散模拟计算效果良好^[2,3]。

1 理论研究

1.1 基本原理

通过标记粒子的释放模拟污染物的释放, 通过计算大量标记粒子的轨迹, 由这些粒子在空间和时间上的总体分布估算出污染物的浓度分布。设共释放 N 个标记粒子, 粒子运动轨迹可表示成如下形式:

$$x_i(t + \Delta t) = x_i(t) + \bar{v}(x_i(t), t)\Delta t + v_i'(x_i(t), t)\Delta t \quad (1)$$
$$i = (1, 2, 3)$$

式中, x_i 为粒子的三维坐标分量; $\bar{v}_i$ 为平均风

速分量; v_i' 为脉动风速分量; t 为时间序列; Δt 为时间步长。

粒子的速度由平均分量和脉动分量组成, 即在每个时间步长都有 $v = \bar{v}_i + v_i'$ (2)

根据 Taylor 理论, 把涡旋扩散看成是一个连续过程。假定这种运动遵从 Markov 假定, 即粒子与周围连续交换“动量”, 于是

$$v_i'(t + \Delta t) = R_i(\Delta t) \cdot v_i'(t) + v_i''(t) \quad (3)$$

式中, R 为 Lagrange 相关系数。

由式(3), 时间 $t + \Delta t$ 上的脉动量 $v_i'(t + \Delta t)$ 分为相关与随机两个部分。许多研究结果已经证明, 指数形式的相关系数是对实际的一种有效的近似^[4],

$$\text{一般取: } R_i(\Delta t) = \exp(-\Delta t / T_{Li}) \quad (4)$$

式中, T_{Li} 为 $v_i'(t)$ 的 Lagrange 时间尺度。

$v_i''(t)$ 为脉动部分的随机分量, 满足以 0 为平均值、 $\sigma_{v_i'}$ 为标准差的高斯分布。为保持湍能 $\sigma_{v_i'}$ 在相邻时间步内守恒, 一般取:

$$v_i''(t) = \sigma_{v_i'} [1 - R_i^2(\Delta t)]^{1/2} \xi_i \quad (5)$$

式中, ξ 为一组符合标准正态分布的随机数, 由计算机产生。

设事故排放总量为 Q (Bq), 以 N 代表标记粒子的总数, n 代表 t 时刻每个网格中标记粒子数, 则可得污染物的瞬时浓度分布^[5]:

本研究得到国家基金项目(基金号: 40774075)和江西省教育厅项目(项目号: 09267)资助

作者简介: 闫 政, 男, 1984 年出生, 东华理工大学硕士研究生, 主要从事核技术应用领域的研究工作

通讯作者: 杨亚新

收稿日期: 2010-03-10, 修回日期: 2010-05-15

$$C_{i,j,k} = \frac{nQ}{N\Delta V} \quad (6)$$

式中, i, j 和 k 为网格编号, ΔV 为网格体积。

计算污染物的时间积分浓度则不仅要统计网格中标记粒子的数量, 还要统计标记粒子每个网格中停留的时间, 计算公式为^[5]:

$$TIC_{i,j,k} = \frac{Q \sum_{ip=1}^N T_{ip,i,j,k}}{N\Delta V} \quad (7)$$

式(7)中, TIC 为网格时间积分浓度, T_{ip} 为第 ip 个粒子在所求网格中的停留时间。

1.2 参数的选取

如上所述, 粒子运动的轨迹取决于标记粒子所处的风场、三个速度分量的 Lagrange 时间尺度 T_L 以及脉动风速涨落的标准差 σ_v 。风场由实际测量或者诊断\预报风场给出; T_L 与 σ_v 则可以用半经验公式估算^[6], 也可用边界层动力学模式计算。本文用下列半经验公式估算 T_L 与 σ_v ^[5]:

1) 不稳定边界层

$$\sigma_{u'} = \sigma_{v'} = u_* (12 + 0.5z_i / |L|)^{1/3} \quad (8)$$

$$\sigma_{z'} = \begin{cases} 0.96w_* [(3z - L) / z_i]^{1/3} & z / z_i < 0.03 \\ w_* \min \{ [(3z - L) / z_i]^{1/3}, 0.763(z / z_i)^{0.175} \} & 0.03 < z / z_i < 0.4 \\ 0.722w_* (1 - z / z_i)^{0.207} & 0.4 < z / z_i < 0.96 \\ 0.37w_* & 0.96 < z / z_i < 1 \end{cases} \quad (9)$$

$$T_{Lw'} = T_{Lv'} = 0.15z_i / \sigma_{u'} \quad (10)$$

$$T_{Lw'} = \begin{cases} \frac{0.1z}{\sigma_w [0.55 + 0.38(z - z_0) / L]} & \frac{z}{z_i} < 0.1, -\frac{z - z_0}{L} < 1 \\ \frac{0.59z}{\sigma_w} & \frac{z}{z_i} < 0.1, -\frac{z - z_0}{L} > 1 \\ \frac{0.15z_i}{\sigma_w [1 - \exp(-5z / z_i)]} & \frac{z}{z_i} > 0.1 \end{cases} \quad (11)$$

2) 中性边界层

$$\sigma_{u'} = 2u_* \exp(-3fz / u_*) \quad (12)$$

$$\sigma_{v'} = \sigma_{w'} = 1.3u_* \exp(-2fz / u_*) \quad (13)$$

$$T_{Lw'} = T_{Lv'} = T_{Lw} = \frac{0.5z / \sigma_{w'}}{1 + 15fz / u_*} \quad (14)$$

3) 稳定边界层

$$\sigma_{u'} = 2u_* (1 - z / z_i) \quad (15)$$

$$\sigma_{v'} = \sigma_{w'} = 1.3u_* (1 - z / z_i) \quad (14)$$

$$T_{Lw'} = 0.15\sqrt{z / z_i} / \sigma_{u'} \quad (16)$$

$$T_{Lv'} = 0.07\sqrt{z / z_i} / \sigma_{v'} \quad (17)$$

$$T_{Lw'} = \frac{0.1z_i}{\sigma_{w'}} \left(\frac{z}{z_i} \right)^{0.8} \quad (18)$$

式中, z_i 为混合层高度(稳定度), 混合层 A、B、C、D、E、F 的高度分别为 2000、1500、1000、800、500、200 m^[8]; u_* 和 w_* 分别为摩擦速度和对流特征速度; L 为 Monin-Obukhov 长度, 由表 1 给出; z 为标记粒子高度; f 为科氏力参数, 北纬 30°附近取 7.29×10^{-5} ; u_* 根据地形复杂程度取值为 0.05~0.3^[7]。

表 1 稳定度分类与 Monin-Obukhov 长度的关系^[5]

Table 1 Relation between stability category and Monin-Obukhov length						
粗糙度	稳定度 Stability					
Roughness Z_0/m	A	B	C	D	E	F
0.03	-8	-14	-43	∞	43	14
0.1	-9	-18	-61	∞	61	18
0.3	-10	-21	-86	∞	86	21
1	-11	-26	-124	∞	124	26

1.3 烟羽耗减修正

核事故烟羽的耗减主要来自于放射性核素的衰变和污染物的干沉积。对于核事故早期烟羽, 污染物弥散时间很短, 核素衰变导致的烟羽耗减可以忽略。烟羽的耗减主要受污染物干沉积的影响。干沉积修正系数(图 1)随下风向距离产生的变化。干沉降修正系数受大气稳定度的影响很大, 在稳定的条件下核素基本不受干沉积的影响。中性条件要比不稳定条件下的干沉积强烈, 在相同条件下, 主要受核素本身的沉积速度大小影响。

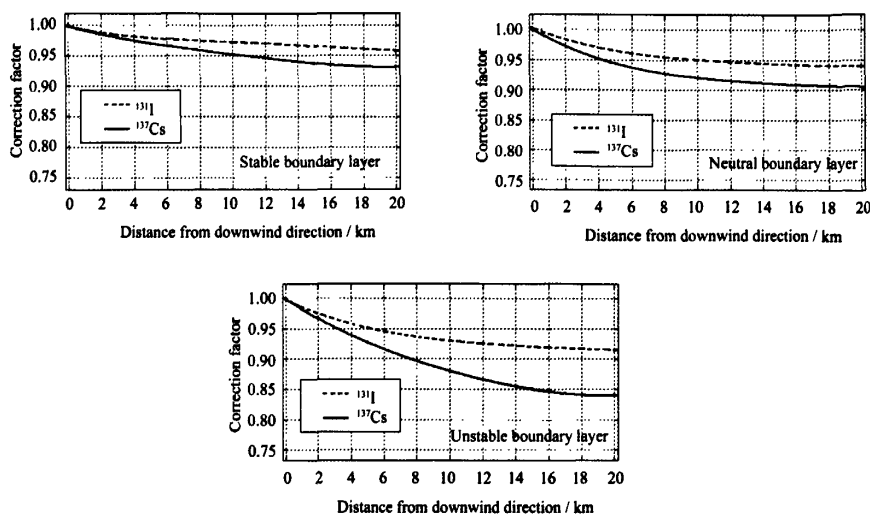


图 1 三种边界层条件下 ^{131}I 与 ^{137}Cs 的干沉积修正因子

Fig.1 Dry deposition correction factor of ^{131}I and ^{137}Cs under three stable conditions.

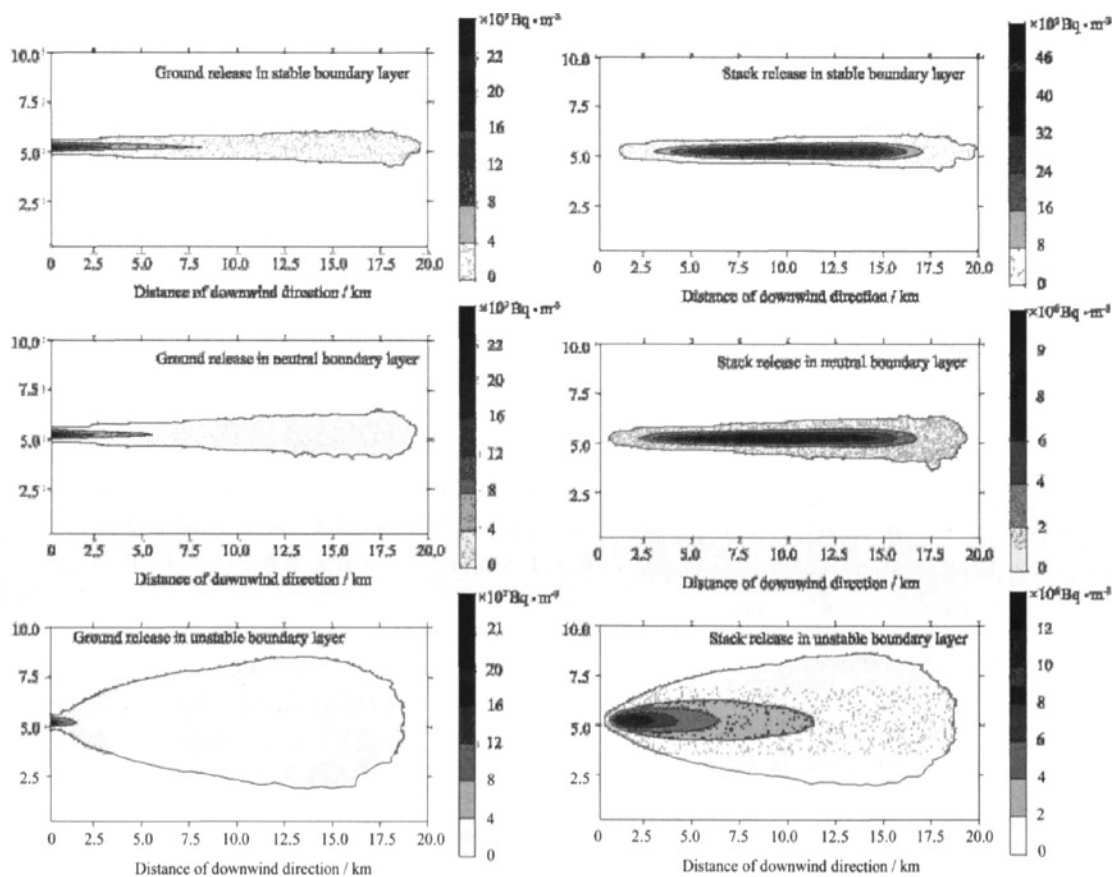


图 2 近地面高度核素 ^{131}I 时间积分浓度分布($t=5\text{ h}$)

Fig.2 Time integrated concentration of ^{131}I in surface layer ($t=5\text{ h}$).

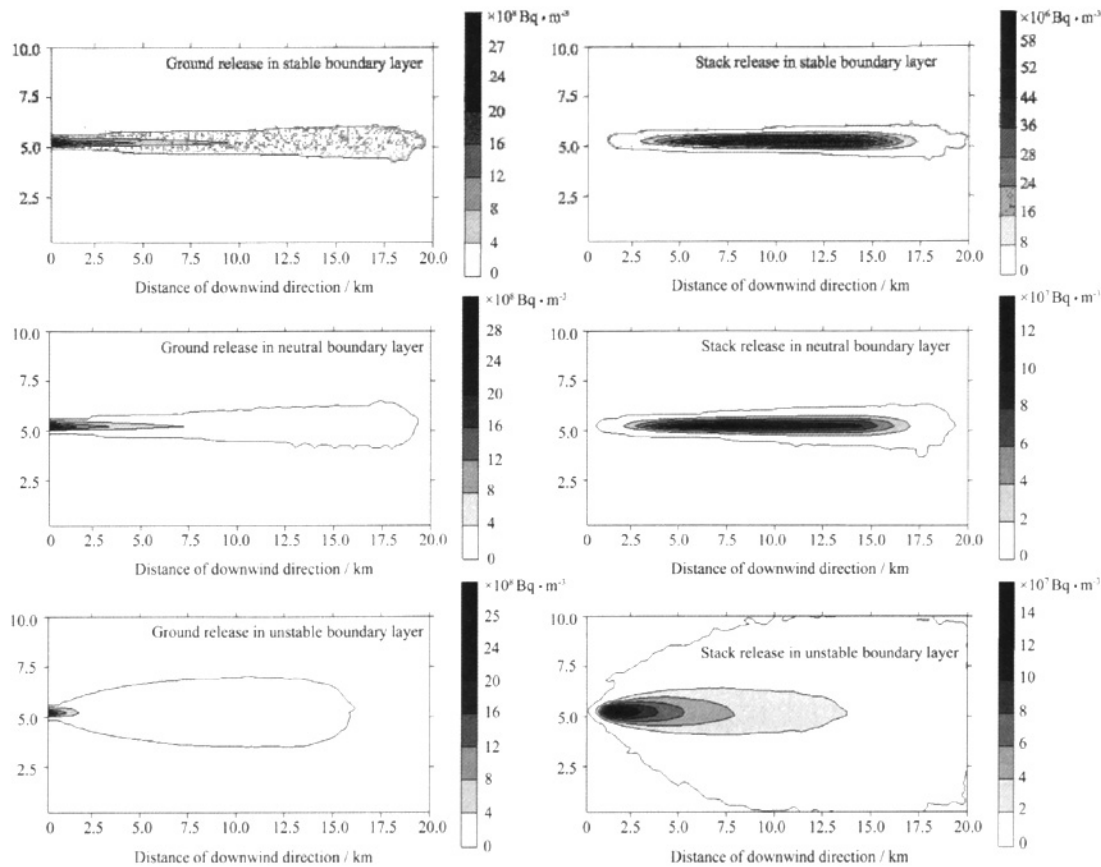


图 3 近地面高度核素 ^{137}Cs 时间积分浓度分布($t=5\text{ h}$)

Fig.3 Time integrated concentration of ^{137}Cs in surface layer ($t=5\text{ h}$).

2 模拟计算

模拟事故区域位于北纬 30° 附近。平均风场风速取西风 1 m/s ，无降雨。事故区域内地理环境假设为平坦地形特征。泄漏事故持续时间 1 h 。源半径 3 m 。源分为地面源和高架源两种，两种源对应的污染物热抬升最终高度分别为 $H=70\text{ m}$ 和 $H=300\text{ m}$ 。计算 5 h 内 ^{131}I 、 ^{137}Cs 两种核素在稳定、中性和不稳定三种边界层条件下近地面时间积分浓度的分布，见图 2、图 3。 ^{131}I 、 ^{137}Cs 释放的速率分别为 $2.5\times 10^9\text{ Bq/m}^3$ 和 $1.6\times 10^8\text{ Bq/m}^3$ [9]。

3 计算结果与讨论

在地面源释放中，浓度峰值在源附近迅速出现，随后随着向下风向距离的增加，浓度逐渐降低。中

高浓度区域(^{131}I 浓度大于 $4\times 10^8\text{ Bq/m}^3$ ， ^{137}Cs 浓度大于 $4\times 10^7\text{ Bq/m}^3$)宽度大致相等，均不超过 0.5 km 。在高架源释放中，污染物中高浓度区域向下风向移动。中高浓度区域的宽度在稳定条件下和中性条件下大致相等，在不稳定条件下这一区域明显变宽。结果见图 4。

仿真模拟的结果，从源释放类型来看，地面源污染物主要在源附近沉积，短时间内在源附近造成较大的污染，而高架源释放所造成的污染范围大于地面源释放。从边界层稳定条件上来看，事故污染的影响范围，稳定条件下最大，中性条件下次之，不稳定条件下最小。这是因为在稳定大气条件下污染物在垂直方向上的湍流运动强度远小于不稳定和中性大气条件下的运动强度。放射性物质释放以后需要经过相当一段距离才能从释放高度到达近地面表层，同时干沉积也是三种稳定条件中最弱的。

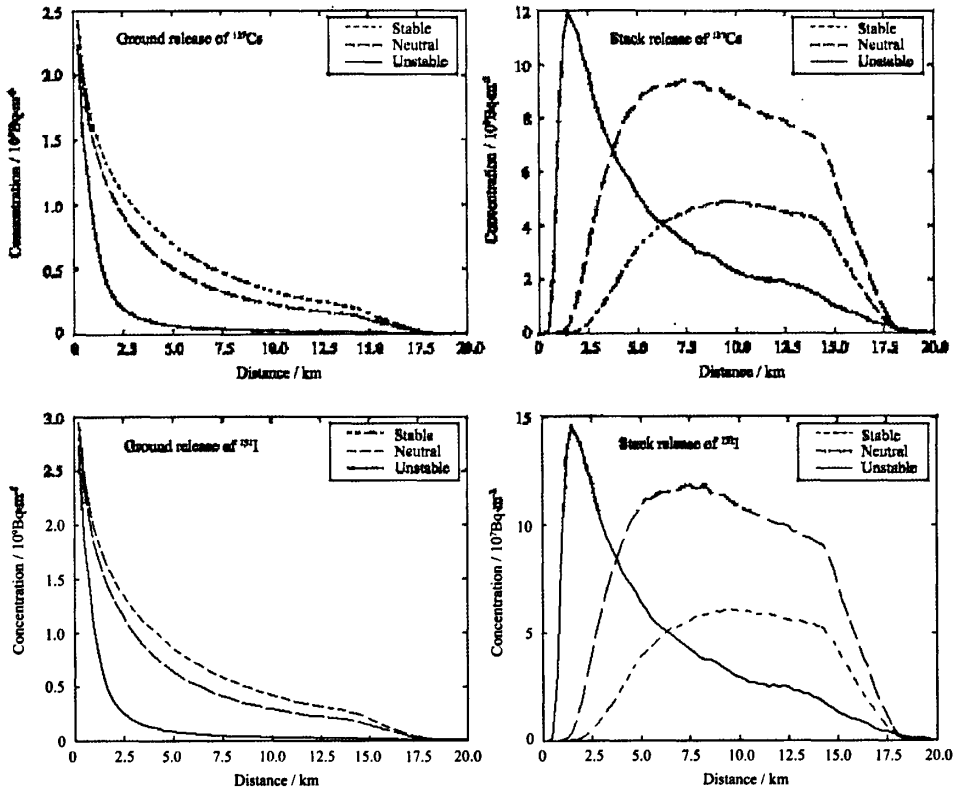


图4 近地面烟羽轴线上核素时间积分浓度分布($t=5\text{ h}$)

Fig. 4 Distribution of time integrated concentration of nuclide along axes in surface layer ($t=5\text{ h}$).

在这种情况下污染物烟羽耗减最弱, 污染物向下风向散布的距离最大。中性条件下, 垂直方向上的湍流运动以及干沉积较之稳定条件下强烈, 烟羽污染物的耗减比稳定条件要快, 但不及不稳定条件下强烈, 污染物向下风向散布距离介于稳定条件和不稳定条件之间。不稳定条件下垂直方向上的运动以及干沉积活动非常强烈, 放射性物质自高架源释放出来以后在很短的距离内即可到达近地面表层, 并且在近地面离源较近距离处就能在轴线上形成一个浓度峰值, 同时烟羽迅速耗减, 污染物向下风向散布的距离最小。

4 结论

综上所述可以看出, 边界层大气稳定条件和释放源项直接影响着核事故烟羽的弥散范围和污染物分布情况。在近地面层, 高架源释放比地面源释放更容易造成更大的污染。在三种稳定条件中, 稳定条件下烟羽耗减最弱, 因此更容易造成大范围的污染。

仿真模拟的结果表明, 蒙特卡罗模型能够较好地模拟核泄漏事故发生后污染物烟羽的演化情况, 在核事故早期应急响应中具有良好的应用价值。

参考文献

- 1 许淑艳, 刘保杰. 核技术, 2007, 30(7): 597—600
XU Shuyan, LIU Baojie. Nucl Tech, 2007, 30 (7): 597—600.
- 2 蔡旭晖, 陈家宜, 康凌. 辐射防护, 2003, 23(5): 293—299.
CAI Xuhui CHEN Jiayi, KANG Ling. Radiation Protection, 2003, 23 (5): 293—299
- 3 Ley A J. Atmos Environ, 1982, 16: 2799—2808.
- 4 Pasquill F, Smith F B. Atmospheric diffusion. Ellis Horwood Ltd, 1983.
- 5 王醒宇, 编. 核事故后果评价方法及其新发展. 北京: 原子能出版社, 2003.
WANG Xingyu. Nuclear Accident Consequences

- Evaluation Method and Its New Development, Beijing: Atomic Energy Press, 2003
- 6 Hanna S R. Applications in air pollution modelling. Atmospheric, Turbulence and Air Pollution Modelling, 1982. 275-310.
- 7 Stull R B. 边界层气象导论. 北京: 气象出版社, 1991. Stull R B. Introduction of Boundary layer meteorology, Beijing: China Meteorological Press, 1991
- 8 Laboratory R N. RIMPUFF Atmospheric Dispersion Model User's Guide, Roskilde, Denmark. 1998.
- 9 赵博, 邱林. 辐射防护通讯, 2003, 23(2): 6-9. ZHAO Bo, QIU Lin. Radiation Protection, 2003, 23 (2): 6-9.

An M-C model to simulate airborne radioactive material dispersion in nuclear accident

YAN Zheng WU Xinmin DENG Lei ZHANG Ye ZHENG Yongming YANG Yaxin

(Key Laboratory of Nuclear Resources and Environment, East China Institute of Technology, Ministry of Education, Nanchang 330013, China)

Abstract In this paper, a Monte-Carlo model is used to analyze the diffusion of radioactive materials of early nuclear accident plume in different surface layers. The results show that the pollution area near the surface of stack release in stable layer is the largest. The M-C model can simulate the evolution of early nuclear accident plume.

Key words Nuclear accident, Plume, Mont-Carlo method

CLC TL73