

라그란지안 입자확산모델개발 (농도 계산방법의 검토)

A Development of Lagrangian Particle Dispersion Model
(Focusing on Calculation Methods of the Concentration Profile)

구 윤 서

안양대학교 환경공학과

(1999년 3월 23일 접수, 1999년 12월 16일 채택)

Youn-See Koo

Department of Environmental Engineering, Anyang University

(Received 23 March 1999, accepted 16 December 1999)

Abstract

Lagrangian particle dispersion model (LPDM) is an effective tool to calculate the dispersion from a point source since it does not induce numerical diffusion errors in solving the pollutant dispersion equation. Fictitious particles are released to the atmosphere from the emission source and they are then transported by the mean velocity and diffused by the turbulent eddy motion in the LPDM. The concentration distribution from the dispersed particles in the calculation domain are finally estimated by applying a particle count method or a Gaussian kernel method. The two methods for calculating concentration profiles were compared each other and tested against the analytic solution and the tracer experiment to find the strength and weakness of each method and to choose computationally time saving method for the LPDM.

The calculated concentrations from the particle count method was heavily dependent on the number of the particles released at the emission source. It requires lots of particle emission to reach the converged concentration field. And resulting concentrations were also dependent on the size of numerical grid. The concentration field by the Gaussian kernel method, however, converged with a low particle emission rate at the source and was in good agreement with the analytic solution and the tracer experiment. The results showed that Gaussian kernel method was more effective method to calculate the concentrations in the LPDM.

Key words Lagrangian, particle, dispersion, model

1. 서 론

대기 환경 영향 평가에 널리 사용하는 대부분의

모델(예로써, Industrial Source Complex Model, Texas Climatological Model 등)은 Gaussian plume model을 기초로 하여 작성되었기 때문에 대기의 흐름이 시간 및 공간에 따라서 변하지 않는 경우에만

적용이 가능하다. 만일 대기의 흐름이 시간에 따라서 급격하게 변하는 해안가 해류동에서 대기확산이나, 우리나라와 같이 복잡한 지형구조에서의 오염물질의 이동 등을 현재의 Gaussian model로는 해석의 신뢰도가 떨어진다(김유근 등, 1996; Koo and Reible, 1995a, b). 따라서 Gaussian model로 계산이 어려운 대기현상과 그에 따른 오염물질의 확산 해석을 위해서는 시간 및 공간에 따라서 변하는 바람장을 중규모 바람장 모델로 계산하거나 또는 정밀하게 측정하여 바람장 입력자료를 작성하고, 이 바람장을 따라서 이동하는 오염물질의 확산을 계산한다. 바람장 모델과 함께 확산에 주로 사용되는 모델은 오일러리안 모델(Eulerian model)과 라그란지안 입자확산 모델(LPDM, Lagrangian particle dispersion model)이다. 오일러리안 모델은 오염원이 넓은 지역에 분포하고 있는 면오염원이나, 오염물질간의 화학반응이 일어나는 경우의 오염물질 확산 계산에 매우 유용한 방법이다. 그러나 고정된 좌표계에서 수평방향의 크기가 수 km에 이르는 수치격자를 이용하여 오염물질의 확산방정식을 차분화하여 계산하므로 차분화에 따른 수치오차가 있다. 또한 오일러리안 모델은 굴뚝과 같이 점오염원에서 배출되는 오염원의 확산을 계산할 때에는 배출원이 포함된 격자내의 오염물질의 농도가 일정하게 취급하는 모델의 특성 때문에 점오염원에 의한 확산을 계산할 때는 오염원 부근에서도 많은 수치오차가 발생한다.

최근에 소각로나 발전소 굴뚝들과 같은 점오염원에서 배출되는 오염물질의 확산을 계산하기 위해서 LPDM을 사용하는 것이 일반적인 추세이다(John et al., 1998; 박순웅, 1994; Hurley et al., 1991; Brusasca et al., 1989). LPDM은 오일러리안 모델에 비해 확산 계산시 수치격자를 사용하지 않으므로 오차를 유발하는 수치확산이 없어 계산의 신뢰도가 비교적 높은 편이다. LPDM은 점오염원에서 일정한 비율로 가상의 입자를 배출하고, 이 입자에 실제 오염물질의 배출량과 입자의 배출비율을 고려하여 개개의 입자에 오염물질의 질량이 부여된다. 이 배출된 입자는 대기 중에서 난류 바람장을 따라서 이동하게 되면, 그 입자 위치를 입자의 중심을 좌표로 한 라그란지안 좌표를 이용하여 추적하게 된다. 위와 같이 바람장을 따라서 입자가 각각 이동하면 계산 영역내 분포하는 입자들로부터 농도를 계산한다.

농도를 계산하는 방법에는 입자개수방법과 Gaussian kernel 방법이 있다. 입자개수방법은 계산영역을 일정 크기의 격자망으로 나누고, 이 격자내에 존재하는 입자개수를 셈(count)하여 농도를 계산한다. 농도 계산시 농도값은 배출원에서 입자 배출속도와 농도 계산시 입자수를 셈하는 격자크기에 따라서 변한다. 따라서 LPDM을 사용할 때는 정확도를 높히기 위해서 많은 입자를 배출해야 하고, 농도 계산시 격자크기의 선택에도 매우 신중해야 한다. 입자개수방법은 정확한 농도분포를 계산하기 위해서 오염원에서 다량의 입자를 배출시켜야 하므로 계산시간이 많이 소요되는 단점이 있다. 한편 Gaussian kernel 방법은 배출되는 입자를 하나의 puff로 가정하고 이 입자 puff가 오염원에서 배출된 후에 난류 바람장을 따라서 이동하고, puff 자체도 이동시간에 따라서 확산하게 된다(Uliasz, 1990; Yamada와 Burnker, 1988). 농도 분포는 각각의 입자 puff가 미치는 영향에 의해서 연속적으로 계산되므로 농도계산을 위한 격자를 별도로 설정한 필요가 없으므로 적은 수의 입자 배출로 계산을 수행할 수 있는 장점이 있다. 기존의 LPDM에 관한 연구에서는 농도계산에 대한 뚜렷한 방향제시가 없이 단지 불필요하게 많은 입자수를 배출하거나, 또는 농도분포를 구하지 못하고 단지 입자의 이동만 정성적으로 파악하는 경향이 있었다.

따라서 본 연구에서는 LPDM을 적용할 때에 계산영역에 분포한 입자로부터 농도를 계산하는 방법인 입자개수방법과 Gaussian kernel 방법을 상세히 비교 검토하여 효율적인 LPDM의 농도 계산 방법을 정립하고자 한다. 비교에는 해석해가 존재하는 군일한 난류흐름에서 확산과 독일 KNRC(Karlsruhe Nuclear Research Center)의 대기확산 추적자 실험자료를 이용하여 각각의 농도 계산 방법의 장·단점에 대해서 검토하였다.

2. 이론적 배경

2. 1 LPDM

라그란지안 입자 확산 모델은 대기중의 입자상, 가스상의 오염물질을 입자로 가정하여 각각의 입자가 평균바람장(Mean wind field)과 난류바람장(Turbulent wind field)에 의해 움직인다고 생각하여 그

입자들의 궤적을 계산하는 Markov process이다. 오염원에서 배출된 각 입자들이 바람에 의해 대기내 3차원 공간에서 이동하는 입자의 중심좌표는 다음과 같이 계산할 수 있다(John *et al.*, 1998; Uliasz, 1990; Yamada와 Burnker, 1988).

$$\begin{aligned} x(t + \delta t) &= x(t) + \delta t [U(t) + u'(t)] \\ y(t + \delta t) &= y(t) + \delta t [V(t) + v'(t)] \\ z(t + \delta t) &= z(t) + \delta t [W(t) + w'(t)] \end{aligned} \quad (1)$$

여기서 x 와 y 는 서로 직각의 관계를 갖는 수평방향의 좌표를 나타내고, z 는 연직방향의 좌표를 의미한다. U , V 는 x , y 방향으로의 평균바람의 속도를 나타내고 W 는 연직방향의 속도이다. 소문자에 상첨자는 난류성분을 의미한다. δt 는 입자의 이동에 대한 시간구간이다. 이 때에 수직 및 수평방향으로의 난류속도성분은 라그란지안 자기상관계수(Lagrangian auto-correlation, R_i , $i=u, v, w$)와 난류속도 표준편차(standard deviation of turbulent velocity, σ_i , $i=u, v, w$)로부터 계산된다.

$$\begin{aligned} u'(t) &= R_u(t) u'(t - \delta t) + (1 - R_u^2(t))^{\frac{1}{2}} \sigma_u r_u \\ v'(t) &= R_v(t) v'(t - \delta t) + (1 - R_v^2(t))^{\frac{1}{2}} \sigma_v r_v \\ w'(t) &= R_w(t) w'(t - \delta t) + (1 - R_w^2(t))^{\frac{1}{2}} \sigma_w r_w \\ &\quad + (1 - R_w(t)) T_{Lw} \frac{\partial \sigma_w^2}{\partial z} \end{aligned} \quad (2)$$

위 식에서 r_i ($i=u, v, w$)는 평균이 0이고, 표준편차가 1인 난수(Random number)이다.

식(2)에서 $w'(t)$ 식의 우변에서 세 번째 항은 연직방향 난류속도의 표준편차가 급격히 변하는 대기 경계층과 지표부근에서 입자가 비정상적으로 축적되는 것을 방지하기 위한 추가적인 항이다. 한편 자기상관계수는 라그란지안 적분시간크기(Lagrangian integral time scale, T_L)로부터 계산된다.

$$R_i(t) = \exp\left(-\frac{\delta t}{T_L}\right), \quad i=u, v, w \quad (3)$$

2. 2 농도의 계산

앞에서 열거한 식(1)~(3)에 의해서 입자가 이류 및 난류확산에 의해서 이동하면, 이 입자의 분포로부터 농도를 계산하는데는 아래와 같이 2가지 방법이 있다.

2. 2. 1 입자개수방법

점오염원 또는 굴뚝에서 배출되는 실제 오염물질 배출량이 Q (g/sec)이고, LPDM에서 입자배출속도가 N_Q (ea/sec)이라면, 입자 1개에 해당되는 오염물질질량(m_p)은 Q/N_Q (g/ea)이다. 이와 같이 오염물질질량을 부여받은 가상의 입자가 배출되어 이류와 난류 확산에 의해서 이동하여 계산 영역내 분포하게 된다. 이 때에 입자들로부터 농도를 계산하기 위해서 계산영역을 일정한 격자크기(Δx Δy Δz)를 갖는 격자망을 분할하고, 각각의 격자에 존재하는 입자개수(N_p)를 계산하면, 이 격자점을 대표하는 농도(C)는 다음 식으로부터 계산할 수 있다(Brusasca *et al.*, 1989).

$$C(x, y, z, t) = \frac{Q N_p}{N_Q \Delta x \Delta y \Delta z} \quad (4)$$

위와 같이 입자개수모델에 의해서 계산되는 농도는 격자크기 및 입자배출속도에 따라서 크게 변하는 단점이 있다.

2. 2. 2 Gaussian kernel 방법

점오염원에서 배출되는 각각의 입자를 puff로 가정하여 Gaussian puff model의 개념을 도입하여 농도를 계산할 수 있다. 먼저 입자의 위치(x_p, y_p, z_p)는 2.1절에서 설명한 LPDM로부터 계산된다. 이 때에 배출된 입자는 puff 확산이 일어난다. 즉 입자의 중심위치, puff 중심은 LPDM에 의해서 계산되고, 이 각각의 puff가 배출후 경과시간에 따라서 중심위치로부터 puff의 확산이 일어난다. 어느 지점에서 농도, $C(x, y, z)$ 는 아래와 같이 각각의 입자 puff가 미치는 농도를 가중하여 계산할 수 있다(Uliasz, 1990; Yamada와 Burnker, 1988).

$$\begin{aligned} C(x, y, z) &= \frac{m_p}{(2\pi)^{\frac{3}{2}}} \sum_{k=1}^{N_p} \frac{1}{\sigma_{xk} \sigma_{yk} \sigma_{zk}} \exp\left[-\frac{(x_{pk} - x)^2}{2\sigma_{xk}^2}\right] \\ &\quad \exp\left[-\frac{(y_{pk} - y)^2}{2\sigma_{yk}^2}\right] \left\{ \exp\left[-\frac{(z_{pk} - z)^2}{2\sigma_{zk}^2}\right] + \right. \\ &\quad \left. RT(k) \times \exp\left[-\frac{(z_{pk} + z)^2}{2\sigma_{zk}^2}\right] \right\} \end{aligned} \quad (5)$$

여기서 N_p 은 총 배출된 입자 개수이다. $RT(k)$ 는 입자가 지표면에서 반사되어 확산되는 것을 고려한 항으로 입자가 지표면에서 반사가 되면 “1”이고, 반

사되지 않을 경우에는 ‘0’의 값을 갖는다. 한편 가우시안 분포에 대한 확산계수(σ_x , σ_y , σ_z)는 Taylor의 균일난류(homogeneous turbulence) 확산이론을 근거로 난류속도 표준편차(σ_u , σ_v 및 σ_w)로부터 계산하였다. 먼저 풍향방향인 y방향에 대해서 살펴보면 아래와 같다.

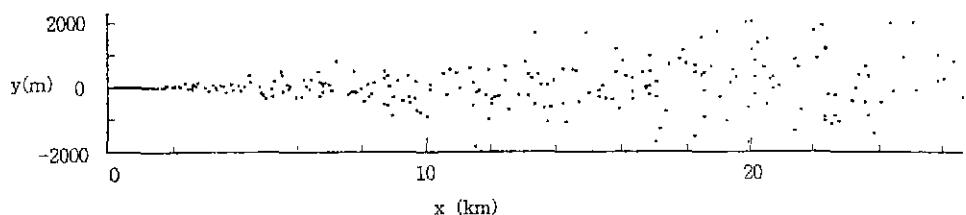
$$\begin{aligned}\sigma_y &= \sigma_v t \quad \text{for } t \leq 2 T_{Lw} \\ \sigma_y^2 &= 2 T_{Lw} \sigma_v^2 t \quad \text{for } t \geq 2 T_{Lw}\end{aligned}\quad (6)$$

T_{Lw} 는 풍향방향의 라그란지안 시간크기(Lagrangian time scale)이다. 또한 puff가 짧은 시간, δt , 동안

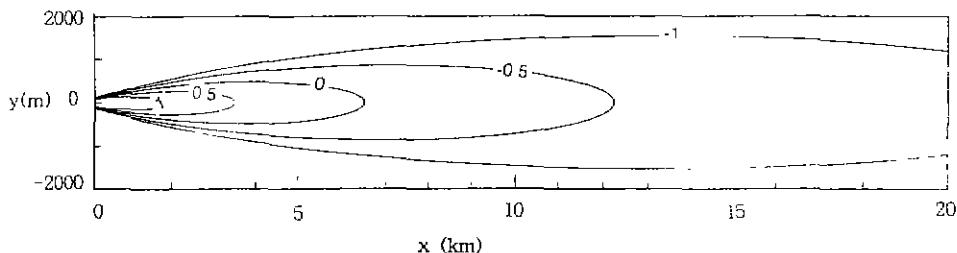
이동하면, 이 때에 시간에 따른 확산계수의 변화는 다음과 같이 나타날 수 있다.

$$\begin{aligned}\sigma_y(t + \Delta t) &= \sigma_y(t) + \sigma_v \sigma t \quad \text{for } t \leq 2 T_{Lw} \\ \sigma_y^2(t + \Delta t) &= \sigma_y^2(t) + 2 T_{Lw} \sigma_v^2 \sigma t \quad \text{for } t \geq 2 T_{Lw}\end{aligned}\quad (7)$$

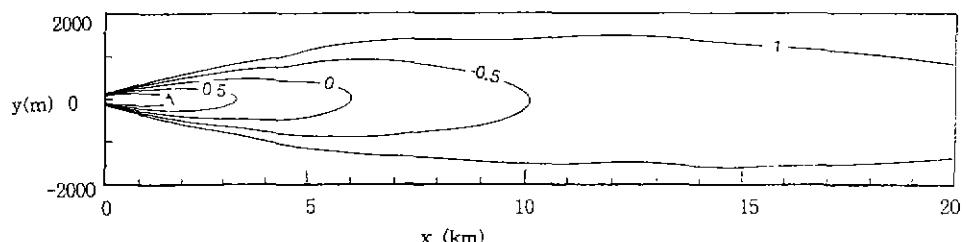
σ_x 및 σ_z 도 같은 방법으로 구할 수 있고, 난류속도 표준편차(σ_u , σ_v , σ_w)와 라그란지안 시간크기(T_{Lu} , T_{Lw} , T_{Lz})는 일반적으로 실험에서 측정한 값을 사용하거나, 또는 경험식으로부터 계산할 수 있다.



(a) Particle distribution



(b) Centerline concentration distribution by LPDM
Concentration is given by $\log_{10}(C)$.



(c) Centerline concentration distribution by the analytical solution
Concentration is given by $\log_{10}(C)$.

Fig. 1. Comparison of Lagrangian particle dispersion model with the analytical solution.
($U = 5 \text{ m/s}$, $\sigma_u = \sigma_v = \sigma_w = 0.2 \text{ m/s}$, $T_{Lu} = T_{Lw} = T_{Lz} = 800 \text{ s}$)

3. 계산결과 및 논의

먼저 농도 계산방법의 장·단점을 파악하기 위해서 균일한 대기흐름 조건하에서 해석해와 비교하였다. 또한 독일 KNRC에서 추적자를 이용하여 대기 확산 실험한 결과를 바탕으로 LPDM로부터 농도 계산시 입자개수방법과 Gaussian kernel방법을 상호 비교하여 LPDM 적용시 효율적인 농도계산방법을 검토하였다.

3.1 해석해와 비교

시간에 따라서 대기조건이 변하지 않고, 균일한 난류(stationary and homogeneous turbulent flows)이므로 해석해는 전형적인 Gaussian 확산방정식을 적용할 수 있다.

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \exp\left[-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right] \quad (8)$$

위 식에서 u (m/sec)는 대기풍속, σ_y 및 σ_z (m)은 대기확산계수이며, 이 확산계수들은 식(6)과 (7)을 이용하여 난류속도 표준편차로부터 계산했다.

대기풍속이 5 m/sec이며, 난류속도 표준편차가 σ_u

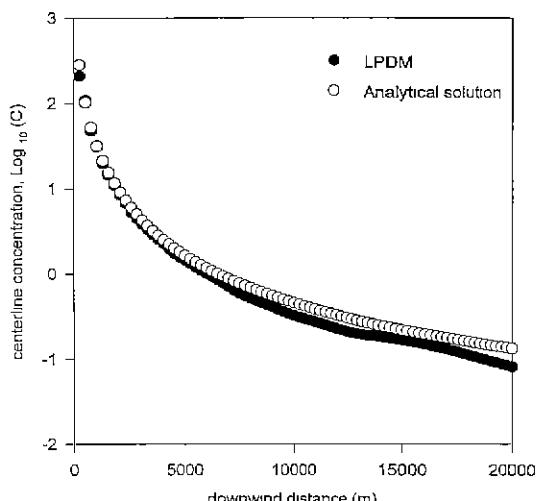


Fig. 2. Comparison of the centerline concentrations calculated by the LPDM with those calculated by the analytical solution.

$=\sigma_v=\sigma_w=0.2$ m/sec이고, 라그란지안 시간크기가 $T_L = T_{Lv} = T_{Lw} = 800$ sec인 균일한 난류 흐름 조건에서 비교하였다. 그림 1(a)은 원점 $(0,0,0)$ 에 위치한 배출원에서 20초에 1개의 입자를 배출하여 배출된 입자가 균일한 난류흐름을 따라서 풍하지역으로 이동하면서 풍향방향으로 확산되는 입자의 분포를 나타낸 것이다. 공간적으로 확산된 입자들의 위치로부터 Gaussian kernel방법을 이용하여 계산한 농도분포는 그림 1(b)에 있고, 식(8)의 해석해로부터 구한 농도분포는 그림 1(c)에 있다. LPDM에서 계산한 농도값은 10분간 평균한 값이다. 좀 더 구체적으로 살펴보기 위해서 배출연기의 중심에서 풍하방향으로 계산한 농도값을 해석해와 비교한 결과가 그림 2에 있다. 약간의 차이는 있으나 전반적으로 그 분포가 잘 일치하는 것을 알 수 있다.

한편 위와 같은 조건에서 입자개수방법을 이용하여 여러 가지 경우에 대해서 계산한 농도를 그림3에 나타내었다. 먼저 Gaussian kernel 방법과 동일한 배출조건(20초당 1개 입자 배출)에서 격자 크기가 $\Delta x = 250$ m, $\Delta y = 200$ m, $\Delta z = 200$ m인 경우에 계산한 농도 분포가 그림 3(a)에 있다. 전혀 의미있는 농도분포를 구할 수 없는 것을 알 수 있다. 그림 3(a)와 같은 격자크기에서 입자 배출속도를 2초당 1개로 증가하여 배출한 경우(그림 3(b))에는 농도분포를 계산할 수는 있으나 너무 산만하여 정확히 공간적 분포를 알 수가 없다. 격자크기를 그림 3(b)보다 2배 크게 한 경우가 그림 3(c)이다. 그림 1(c)에 있는 해석해와 유사함을 보이고 있다. 그림 3(d)는 그림 3(c)의 경우에서 입자 배출속도를 1초당 1개로 한 경우이다. 해석해와 매우 유사한 분포를 보인다.

그림 3에서 살펴보았듯이 개수에 의한 방법은 계산농도가 격자 크기에도 크게 변하고, 또한 입자의 배출량을 크게 해야 의미있는 농도분포를 기대할 수 있다. Gaussian kernel 방법인 경우에 20초에 1인 경우에 농도 계산값이 수렴하여 더 이상 입자 배출속도를 증가시켜도 농도차이는 거의 없다. 그러나 입자개수방법인 경우에는 20초에 1개씩 배출시키는 경우에는 거의 농도값의 계산이 불가능하고, 입자배출속도를 증가시킬수록 좀 더 정확한 값을 얻을 수 있다. 입자배출속도가 1초에 1개 이상이고 비교적 큰 격자를 적용해야 Gaussian kernel 방법으로 계산한 값과 유사해지는 것을 알 수 있다. 또한 입자개

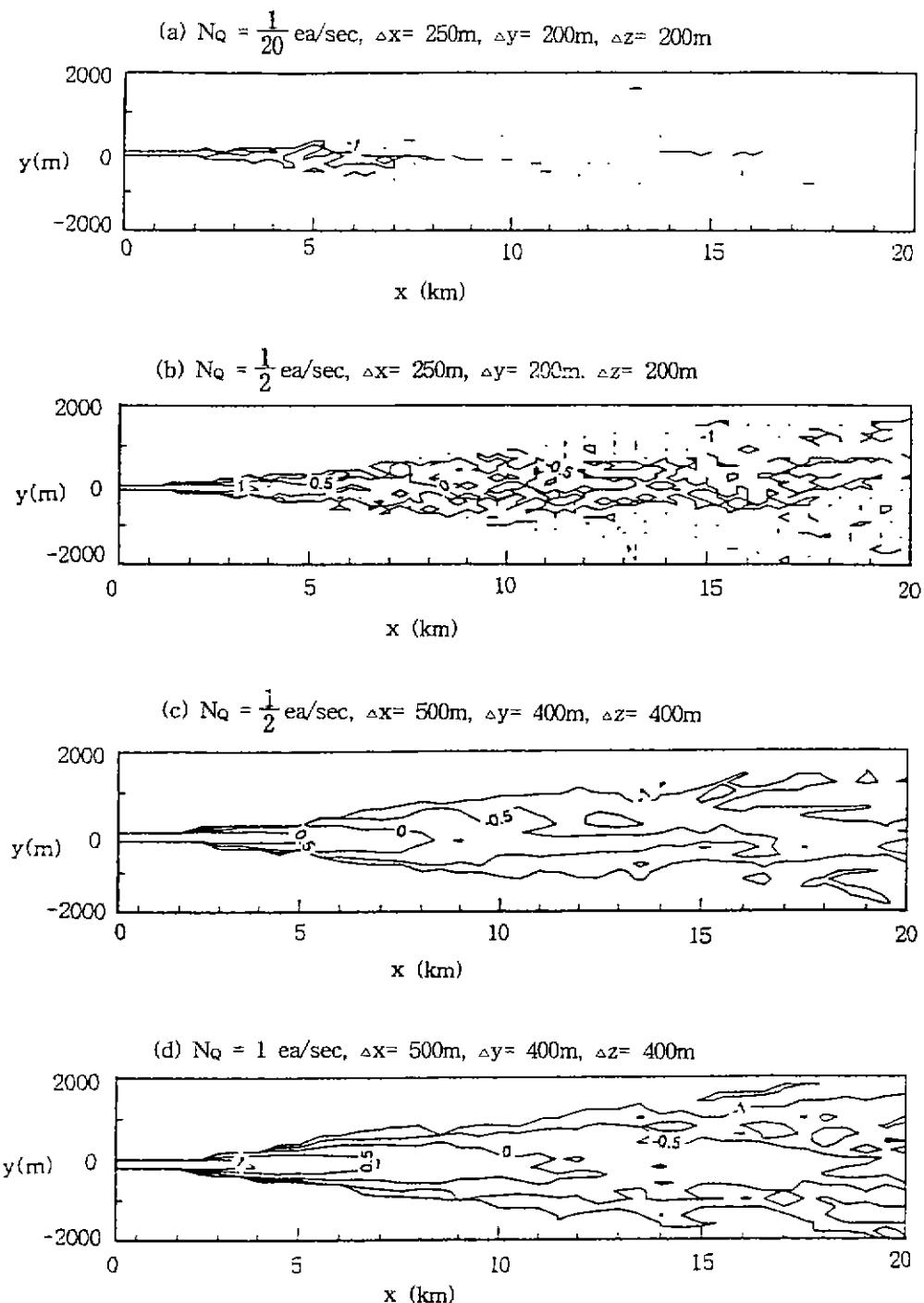


Fig. 3. The distribution of concentration based on the particle count method under the various particle emission rates (N_Q) and grid sizes.

수에 의한 농도계산은 농도 계산시 설정하는 격자의 크기에 따라서 변하는 특성이 있으므로 실제 계산에 응용시에 여러 크기의 격자에 대해서 계산하여 격자크기가 농도에 미치는 민감성을 검토하여 수렴하는 농도값을 구해야 하므로 매우 번잡하고, 많은 노력을 요구한다. 또한 격자크기가 작은 경우에는 높은 입자배출속도를 적용해야 하는 단점도 있다. 따라서 입자개수방법보다 Gaussian kernel방법이 LPDM에서 농도계산시 보다 효율적인 방법임을 알 수 있다.

3.2 KNRC 추적자 확산 실험과 비교

독일 KNRC의 실험결과는 1989년에 Brusasca 등에 의해서 정리되어 그들이 제시하는 LPDM의 계산 결과와 비교된 바가 있다. Brusasca 등은 LPDM 적용시 입자개수방법을 사용하였다. 본 연구에서 Brusasca의 논문에 정리되어 있는 기상자료와 추적자 확산 실험결과를 이용하여 농도계산 방법의 효율성을 검토하였다.

KNRC실험 중에 중립 대기조건에 해당되는 기상자료는 표 1에 있고, 확산실험에 대한 글뚝사항 및 사용 추적자는 표 2에 정리하였다. 먼저 표 1에 주어진 기상자료로 KNRC실험에서 높이 160m에서 1초에 1개의 입자 배출 조건에서 배출 시작후 1시간

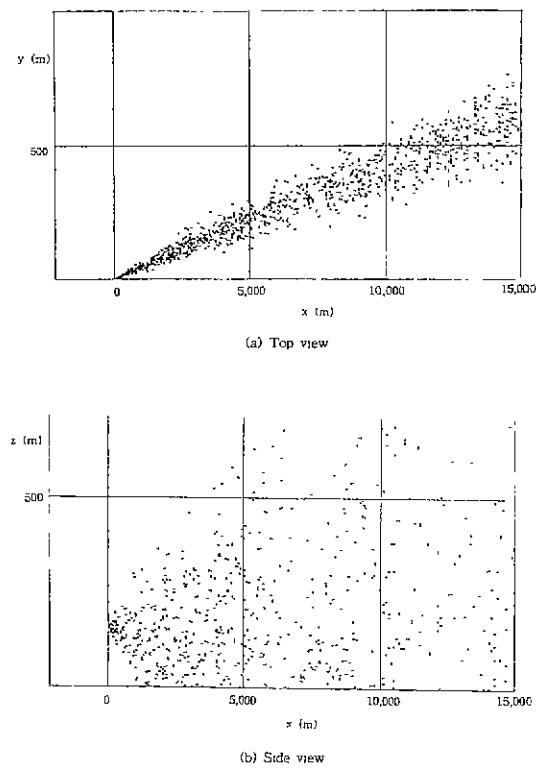


Fig. 4. The Lagrangian particle distribution calculated by LPDM for KNRC experiment.

Table 1. Input meteorological and turbulence data for the tracer experiment measured at Karlsruhe Nuclear Research Center (KNRC) meteorological tower. Wind direction (WD) is measured clockwise in degrees from the north, wind speed and σ_1 are measured in m/s (Brusasca et al., 1989).

z (m)	LST	12.30 ~ 12.40	12.40 ~ 12.50	12.50 ~ 13.00	13.00 ~ 13.10	13.10 ~ 13.20	13.20 ~ 13.30	13.30 ~ 13.40	13.40 ~ 13.50	13.50 ~ 14.00
40	WD	248	247	249	248	247	247	248	245	247
60		245	243	246	246	244	243	245	242	243
100		241	242	247	246	242	241	244	240	242
160		243	245	250	250	246	245	246	245	245
200		248	251	254	243	250	250	250	249	250
40	U (m/sec)	7.8	7.9	7.2	7.1	7.9	7.3	6.9	7.1	6.5
60		9.0	8.9	8.5	8.1	8.9	8.5	8.4	8.3	7.9
100		10.2	10.5	10.0	9.4	10.5	10.4	9.9	10.1	9.6
160		11.6	11.6	11.4	11.2	12.6	12.2	12.2	11.9	11.8
200		12.6	12.4	12.0	12.2	13.4	13.3	13.3	13.0	13.0
40	$\sigma_u = \sigma_v$	1.92	1.75	1.70	1.67	1.79	1.68	1.69	1.72	1.58
100		1.30	1.41	1.22	1.12	1.25	1.25	1.26	1.30	1.27
160		1.07	1.09	1.00	0.94	0.99	0.92	0.96	0.89	0.89
40	σ_w	1.55	1.39	1.36	1.29	1.35	1.25	1.24	1.31	1.19
100		1.18	1.17	1.05	1.00	1.15	1.11	1.12	1.18	1.14
160		0.89	0.91	0.84	0.80	0.88	0.81	0.83	0.79	0.78

이 경과한 경우에 배출원 주변에서 입자의 공간적 분포를 그림 4에 나타내었다. 입자가 남서풍을 따라서 북동쪽으로 이동하는 것을 알 수 있다. 이 때에

Table 2. Specification of the trace emission source in the KNRC tracer experiment.

Height	Tracer	Emission rate
160 m	CFC11	13.3 g/sec

Table 3. Comparison of the calculated concentration by the LPDM with the measured concentration.

Sampler number	Measured Conc. ($C_o \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Calculated Conc. ($C_p \mu\text{g}/\text{m}^3$)	BIAS [†]	NMSE [‡]
13	3.16	6.64	1.06	0.79
14	3.19	4.33	0.35	0.08
15	1.75	2.50	0.23	0.04
23	2.69	8.04	1.63	1.86
24	8.41	7.50	-0.28	0.05
25	1.15	2.36	0.37	0.09
31	2.80	4.76	0.60	0.25
32	3.10	1.41	-0.52	0.19
Average	3.28	4.69	0.38	0.42

[†] BIAS = $\frac{(C_p - C_o)}{C_o} \times 100$

[‡] NMSE = $\sqrt{\frac{(C_p - C_o)^2}{C_o}} / \sqrt{C_p}$

공간적으로 분포한 입자로부터 Gaussian kernel 방법을 이용하여 입자의 배출속도를 변화시키면서 계산한 지표차지농도는 그림 5에 있다. Gaussian kernel 방법은 초당 1개의 입자만 배출시켜도 수렴된 농도 분포를 나타내고 있다. 그러나 입자개수방법은 초당 10개 이상은 배출해야 지표부근에서 농도값을 계산할 수 있으며, 실제로 Brusasca 등(1989)은 입자개수 방법으로 농도를 계산할 때에 1초 5,000개 이상

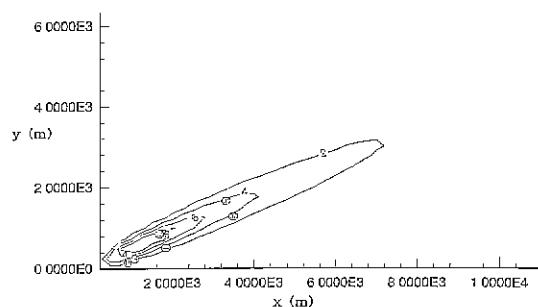
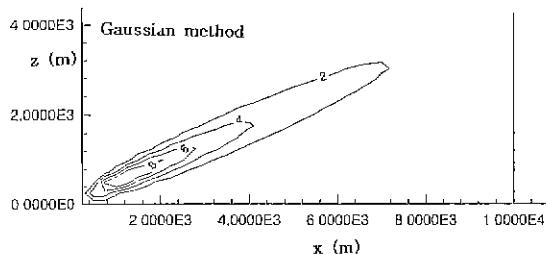
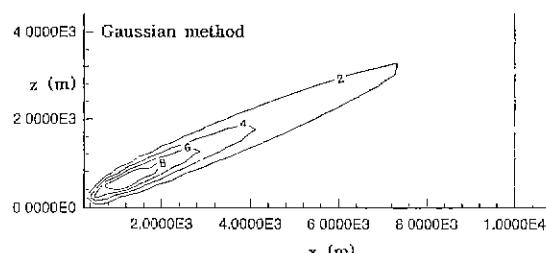
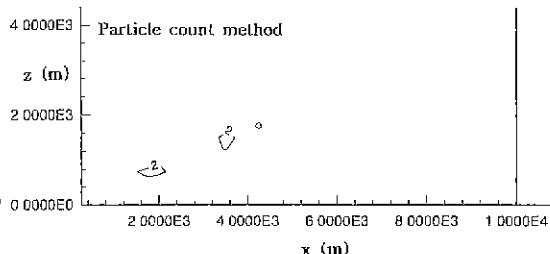


Fig. 6. Sampler locations for the KNRC experiment and the distribution of ground level concentration calculated by the LPDM emitted from an from an elevated source. The contour interval is 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



(a) $N_0 = 1 \text{ ea/sec}$



(b) $N_0 = 10 \text{ ea/sec}$

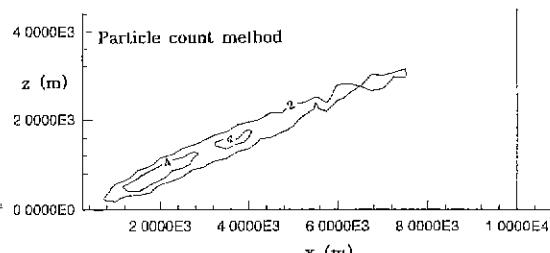


Fig. 5. Variations of ground level concentrations with the particle release rate (N_0) in the LPDM.

의 입자를 배출시킨 것으로 논문에 보고하고 있다.

한편 Gaussian kernel방법으로 계산한 농도를 측정한 농도값과 비교를 하였다. 농도값의 비교에서는 측정한 농도값이 $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이상인 측정지점에서만 비교를 하였다. 비교 대상이 된 측정지점의 위치는 그림 6에 있고. 농도값의 비교는 표 3에 있다.

Bias가 0.38로 계산치가 다소 크게 나타났으나 최대값이 관찰된 지점과 정확히 일치하고 있고, 또 한 NMSE도 0.42로 계산한 농도값이 실험치와 비교적 잘 일치하는 것을 알 수 있다.

4. 결 론

본 연구를 통해서 라그란지안 입자확산모델의 적용시 농도 계산방법에 대해서 검토하였다. 계산영역내에 격자를 구성하여 격자내에 존재하는 입자개수로부터 농도를 산출하는 방법은 입자의 배출속도와 격자 크기에 따라서 계산농도의 값이 크게 변한다 따라서 수렴된 농도값을 얻기 위해서 많은 가상의 입자를 오염원에서 배출해야 하므로 계산시간이 많이 소요되는 단점이 있다. 그러나 오염원에서 배출되는 입자를 하나의 puff로 간주하여 농도를 계산하는 Gaussian kernel방법은 적은 가상입자의 배출로 쉽게 수렴된 농도값을 구할 수 있고, 격자를 구성할 필요가 없으므로 입자개수방법보다 간단하여 LPDM에서 농도 계산시 많은 노력과 시간을 절약 할 수 있는 효과적인 방법이다.

감사의 글

본 연구의 소요 경비의 일부는 1996년도 안양대학교 교내연구비에 의해서 수행되었기에 이에 감사드립니다.

참 고 문 헌

김유근, 이화운, 전명일(1996) 부산지역에서의 국지풍모델

- 을 이용한 이류확산 수치모의, 한국대기보전학회지, 12(1), 29-41
- 박순웅(1994) 라그랑지 입자 확산모델을 이용한 비반응 오염물질 농도추정, 한국기상학회지, 30(1), 1-20.
- Brusasca, G., G. Tinarelli, and D. Anfossi (1989) Comparison between the results of a Monte Carlo atmospheric diffusion model and tracer experiments, *Atmos. Environ.*, 23(6), 1263-1280
- Brusasca, G., G. Tinarelli, and D. Anfossi (1992) Particle model simulation of diffusion in low wind speed stable conditions, *Atmos. Environ.*, 26A(4), 707-723.
- Hurley, Peter, and William Physick (1991) A Lagrangian particle model of fumigation by breakdown of the nocturnal inversion" *Atmos. Environ.*, 25A, 1313-1325.
- John, S. Nasstrom, and John C. Pace (1998) Evaluation of the effect of meteorological data resolution on Lagrangian particle dispersion simulation using the ETEX experiment, *Atmos. Environ.*, 32(24), 4187-4194.
- Koo, Y.S. and D.D. Reible (1995a) Flow and transport modeling in the sea breeze, Part I : A modified E-t model with a non-equilibrium level 2.5 closure, *Boundary-Layer Meteorology*, 75, 109-140.
- Koo, Y.S. and D.D. Reible (1995b) Flow and transport modeling in the sea breeze. Part II · Flow model application and pollutant transport. *Boundary-Layer Meteorology*, 75, 209-234
- Uliasz, M (1990) Development of the mesoscale dispersion modelling system using personal computers Part I models and computer implementation, *Z. Meteorol.*, 40, 110-120.
- Yamada, T. and S. Burner (1988) Development of a nested grid second moment turbulence closure model and application to the 1982 ASCOT brush creek data simulation. *J. of Applied Meteorology*, 27, 562-563.