

산지 내 오염물질 확산의 2차원 수치해석

Numerical Analysis of the Two-Dimensional Pollutant Dispersion Over Hilly Terrain

김 현 구 · 이 정 목
포항공과대학교 첨단유체공학연구센터
(1997년 4월 15일 접수, 1997년 9월 5일 채택)

Hyun-Goo Kim, Choung-Mook Lee
Advanced Fluids Engineering Research Center, Pohang University of Science & Technology
(Received 15 April 1997; accepted 5 September 1997)

Abstract

Numerical prediction of the pollutant dispersion over a two-dimensional hilly terrain is presented. The dispersion model used in the present work is based on the gradient diffusion theory and the finite-volume method on a non-orthogonal boundary-fitted grid system. The numerical model is validated by comparing the results with the available experimental data for the flat-floor dispersion within a turbulent boundary-layer. The numerical error analysis is performed based on the guideline of Kasibhatla *et al.*(1988) for the elevated-source dispersion in the flat-floor boundary layer having a power-law velocity and linear eddy-diffusivity profile.

The influences of the two-dimensional hilly terrain on the dispersion from a continuously released source are numerically investigated by changing the emission locations and heights. It is found that the distributions of ground-level concentration are strongly influenced by the source location and the emission height. Hence, the terrain amplification factor is greatly enhanced when the pollutant source is located within a flow separation region. Dispersion from a source of short duration is also simulated and the duration time of the pollutant is compared at several downstream locations on a hilly terrain.

The results of the numerical prediction are applied to the evaluation of environmental impacts due to the automobile exhausts at the seashore highway with a parallel mountain range.

Key words : gradient diffusion theory, ground-level concentration (GLC), hilly terrain, pollutant dispersion, terrain amplification factor (TAF)

1. 서 론

오염물질의 확산이 주민보건과 주변환경에 심각

한 영향을 미치게 되는 지표면 부근의 대기유동은 지형에 의하여 유동박리, 유선방향의 변경 및 절단 등의 복잡한 변형이 수반되므로 이러한 국지 유동장의 변화특성을 충분히 고려하지 않은 확산예측에

는 수용하기 어려운 오차가 발생할 수 있다(한겨레신문, 1995). 특히 우리 나라와 같이 전국토의 70%가 산지로 구성된 대표적인 산지지형에서의 확산예측에는 국지 유동장에 대한 파악이 선결되어야 한다.

국지 유동장과 확산거동의 정성적인 상관관계를 파악하기 위하여 2차원 및 3차원 산지지형에서의 확산에 대한 많은 선행연구가 수행되었는데, 풍동이 나 수조에서 수행된 실험적 연구의 대표적인 예로는 Arya *et al.*(1981, 1987), Ohba *et al.*(1990), Snyder *et al.*(1991), Gong (1991) 그리고 Crooks와 Ramsay (1993) 등이 있으며, 수치해석적 연구로는 Mouzakis와 Bergeles (1991), Glekas와 Bergeles (1994) 그리고 Ma와 Robson(1995)의 연구를 들 수 있다.

그런데 대기오염 확산예측에 가장 널리 사용되고 있는 가우시안 연기모델(Gaussian plume model)은 오염물질의 농도분포가 정규분포임을 가정하고 지면 또는 경계층 상부 역전층(inversion layer)에서의 반사조건(reflection condition)을 고려한 수학적 모델로서, 그 적용범위는 평지에서의 확산문제에 국한되므로 산지지형에서의 확산예측에는 적합하지 않다(이종범, 1995). 이에 대하여 미국 환경청도 복잡 지형에서는 유동장의 정보를 고려한 확산모델의 사용을 권고하고 있다(U.S. EPA, 1986).

본 연구에서는 대기오염 실측결과와의 비교가 용이하고 계산영역 내 모든 배출원을 고려할 수 있으며, 특히 복잡한 지형에서의 확산예측에 적합한 모델로 알려진(심상규, 1995) 오일러리안 모델(Eulerian model)을 사용하여 2차원 산지지형(hilly terrain)을 지나는 대기유동장에서의 확산거동을 수치적으로 연구하였다. 수치해석에서는 배출원의 위치 및 배출높이를 변화시켜가며 연속적 또는 일시적으로 오염물질이 방출되었을 시의 지면농도 분포를 상호비교하였으며, 예측결과를 해변도로에서 차량 배기가스의 확산에 의한 환경영향평가에 적용하여 보았다. 본 연구는 추후 수행될 산지 내 오염물질 대기확산 실험에 앞서 산지에서의 확산특성을 파악함으로써 최적의 실험조건을 설정하기 위한 연구로도 의미가 있으며, 이후에 실험결과와의 상호비교를 통하여 본 수치해석 결과의 정확성을 검증할 수 있을 것이다.

2. 수치해석법

본 연구에서는 산지 내 오염물질 확산의 수치예측을 위하여 유한체적법(Patankar, 1980)을 기초로 한 오일러리안 모델을 사용하였으며 복잡한 국지지형의 상세한 모사를 위하여 비직교 경계면 일치 좌표계(non-orthogonal boundary-fitted grid system)를 도입하였다. 지배방정식의 이산화에 있어서 대류항(convection term)은 풍상차분법(upwind scheme)을 사용하였으며, 이산화된 방정식의 행렬계산에는 Stone(1968)의 strongly implicit procedure(SIP)를 사용하였다.

2.1 지배방정식

오염물질을 유동과 상호작용을 일으키지 않는 passive scalar이고 부력의 영향이 없다고 가정하면, 난류유동장 내에서 오염물질의 이류 및 확산의 지배방정식은 2차원인 경우 다음과 같다. 좌표(x_s, z)를 각각 오염원으로부터의 풍상거리(downstream distance)와 연직 상방향이라고 하면,

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x_s} + W \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial(-\overline{uc})}{\partial x_s} + \frac{\partial(-\overline{wc})}{\partial z} + q(0, H_s) \quad (1)$$

여기서 (U, W)와 (u, w)는 각각 (x_s, z)방향 평균유속(mean velocity)과 변동유속(fluctuation velocity)이다. 그리고 C 는 평균농도(mean concentration), c 는 변동농도(fluctuation concentration)이며 t 는 시간이다. 오염원 강도함수(source strength function)인 $q(0, H_s)$ 는 2차원 dirac delta 함수 $\delta(x_s, z)$ 를 이용하여 $Q(t) \cdot \delta(0, z - H_s)$ 로 바꾸어 표현할 수 있는데, 이때 $Q(t)$ 는 배출유량(emission flow rate)이며 H_s 는 배출원의 높이(또는 연돌의 높이)이다.

구배확산이론(gradient diffusion theory; K-theory)을 적용하여 난류확산을 모델링하게 되면 위의 지배방정식은 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x_s} + W \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x_s} \left(K_x \frac{\partial C}{\partial x_s} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + Q(t) \cdot \delta(0, z - H_s) \quad (2)$$

여기서 K_x 와 K_z 는 각각 유동방향과 연직방향으로의 난류확산계수(turbulent eddy diffusivity)이다. 그

런데 일반적으로 유동방향으로의 확산은 대류에 비하여 매우 작으므로 무시할 수 있다. 수치모델에서는 풍상차분법이 이와 같은 작용을 하게 된다.

대류 열전달에서와 마찬가지로 난류확산에 대해서도 레이놀즈 유추(Reynolds analogy)를 적용하면 난류확산계수는 다음과 같이 모델링할 수 있다.

$$K_z = \nu_T / Sc_T \quad (3)$$

위에서 ν_T 는 난류점도(turbulent eddy viscosity)이고 Sc_T 는 turbulent Schmidt number로 물리적으로는 난류확산과 운동량 이송의 특성길이의 비(ratio)이며, 대류 열전달에서의 turbulent Prandtl number와 동일한 의미를 갖는다. 일반적으로 Sc_T 의 값은 유동의 난류특성 및 물질의 확산특성에 따라 0.5~1.0의 값을 갖는데, 정확한 Sc_T 값에 대한 연구보고가 미흡한 상황이므로 본 연구에서는 이상적인 경우를 가정하여 1.0의 값을 사용하였다(Kaurinkoski, 1995).

그런데 3차원 확산해석에 구배확산이론을 적용하는 경우, Galperin(1986)은 수평방향(lateral direction) 확산계수 K_y 는 각각 수평방향과 연직방향 Reynolds stress인 $\overline{v^2}$ 와 $\overline{w^2}$ 의 합수로 모델링할 수 있음을 제시하였으나 산지유동과 같이 난류특성의 변화가 큰 경우에는 K_y 의 모델링에 난점이 있다. 본 연구에서는 이러한 난점을 피하고 문제를 간략화하여 확산특성을 파악하기 위해 2차원에 국한하여 수치계산을 수행하였다.

유동장 정보 (U, W) 및 난류확산계수 K_z 가 주어지면 오염물질의 확산과정은 다음의 초기조건 및 경계조건을 부가하여 수치계산 할 수 있다.

$$\begin{aligned} \text{at } t = 0, & \quad C = 0 \\ \text{at } (x_s, z) = (0, H_s), & \quad C \rightarrow \infty \\ \text{as } x_s, z \rightarrow \infty, & \quad C \rightarrow 0 \\ \text{at } z = 0, & \quad \partial C / \partial \zeta = 0 \end{aligned}$$

경계조건에서 지표면은 완전한 반사체(perfect reflector)로 가정하였으며, 이때 ζ 는 지표면에 수직인 좌표방향을 나타낸다. 수렴된 평균농도해는 다음과 같이 표현되는 적분 보존식(integral conservation equation)을 만족하여야 한다.

$$\int_0^\infty U(x_s, z) C(x_s, z) dz = Q \quad \text{for } (x_s > 0) \quad (4)$$

확산과정의 수치해석에서 유동조건은 선행연구를 통하여 기획득된 단일 및 연속산지에서의 대기유동장 수치해석 결과(김현구 등, 1997)를 이용하였다. 김현구 등(1997)은 임희창 등(1996)이 풍동실험에서 사용한 것과 동일한 산지모델 및 접근유동 조건에 대한 수치계산을 통하여 수치예측 결과의 정확성 및 타당성을 검증하였다. 주지할 것은 복잡한 유동장의 변형을 수반하는 산지 내 오염물질 대기확산의 예측에는 오염물질의 운송매체(carrier flow field)인 대기유동장의 정확한 예측이 선결되어야 한다는 것이다.

2.2 수치해석에 사용된 산지지형

수치해석에 사용된 산지지형은 코사인 함수로 표현되는 단순화된 산지모델이다.

$$h(x) = \frac{H}{2} \left\{ 1 + \cos \left(\frac{\pi}{2} \cdot \frac{x}{L_1} \right) \right\} \quad (5)$$

위에서 $|x| \geq 2L_1$ 에서는 $h = 0$ 이며, H 는 산지의 높이, L_1 은 산지 전반부의 $H/2$ 높이인 곳으로부터 정상까지의 수평거리이며, 산지정상(hill top)에서의 유속증가(speed-up)에 직접적인 영향을 주는 산지의 평균 기울기는 $s = H/(2L_1)$ 로 정의된다. 표 1에 본 연구에서 사용된 산지모델의 치수를 제시하였는데, 연속되는 산지지형은 표에 제시된 단일산지의 조합으로 구성된다. 예를 들어 S3H4-S3H7 산지는 상류쪽에는 S3H4, 하류쪽은 S3H7 산지로 구성되었음을 의미하며 상류산지 끝단과 하류산지 앞단 사이의 거리는 5cm로 고정하였다. 본 연구에서 사용한 산지모델의 크기는 풍동실험(임희창 등, 1996)을 위한 축소모델의 치수이며, 축소모델과 실제지형의 축척비는 약 1/1,000이다.

Table 1. Dimensions of two-dimensional hill models.

CASE	Slope	Hill Height H[cm]	Base Length 4L ₁ [cm]	Re _H	δ/H
S3H4	0.3	4	26.7	1.87 × 10 ⁴	6.25
S3H7		7	46.0	3.27 × 10 ⁴	3.57
S5H4	0.5	4	16.0	1.87 × 10 ⁴	6.25
S5H7		7	28.0	3.27 × 10 ⁴	3.57

Note: SnHm means that the hill slope is n/10 and m is the hill height in centimeter.

3. 연구결과 및 토의

3.1 격자간격에 따른 수치오차 해석

구배확산이론을 사용한 이류 및 확산의 수치해석에서 격자계의 선정은 수렴해의 정확도에 상당한 영향을 미치는데, Kasibhatla *et al.*(1988)은 Petrov-Galerkin 유한요소법을 사용하여 확산문제를 해석함에 있어서 격자간격(grid spacing)에 따른 수치오차(numerical error)를 최소화하기 위해서는 대류 시간척도와 난류확산 시간척도의 비 γ_s 가 1 또는 그 이상이 되어야 함을 지적하였다. Δx 와 Δz 를 각각의 좌표방향 격자간격이라고 할 때 γ_s 는 다음과 같이 정의된다.

$$\gamma_s \equiv \frac{K_z \cdot \Delta x}{U \cdot (\Delta z)^2} \quad (6)$$

Kasibhatla *et al.*(1988)은 균일한 유속 및 난류확산계수를 가정하여 오차해석을 하였지만, 본 연구에서는 보다 실제적인 유동조건인 멱법칙(power-law) 유속분포 및 선형증가 난류확산계수 분포를 갖는 평지 확산문제에 대하여 격자간격에 따른 수치오차 해석을 수행하였다. 이를 위하여 Raupach와 Legg(1983)의 실험조건을 사용하였는데, 그들의 실험에서 모사된 대기경계층의 유속 및 난류확산계수 분포는 다음과 같이 표현할 수 있다.

$$U(z) = U_\infty \left(\frac{z}{\delta}\right)^\alpha \quad (7)$$

$$K_z(z) = \kappa u_* z / Sc_T \quad (8)$$

Kasibhatla *et al.*(1988)의 지침에 따른 수직방향 최적 격자간격 Δz 는 식(6)-(8)로부터 다음과 같이 유도된다. 아래 식에서 Δx 와 γ_s 가 주어지면 그때의 최적 격자간격 Δz 를 구할 수 있다.

$$(\Delta z)^2 = \left(\frac{\delta^\alpha \kappa u_*}{U_\infty Sc_T}\right) \frac{\Delta x}{\gamma_s} z^{1-\alpha} \quad (9)$$

격자계 선정에 따른 수치결과의 오차분석을 위하여 Rounds(1955)의 이론식을 사용하였는데, 이는 식(7)과 (8)로 주어지는 경계층 내 선 오염원에 의한 확산의 이론해이다.

$$C(\xi, \zeta) = \frac{Q}{U_s H_s} \frac{1+\alpha}{\xi} \exp\left(-\frac{1+\zeta^2}{\xi}\right) I_0(2\zeta/\xi) \quad (10)$$

여기서

$$\xi = \frac{(1+\alpha)^2 K_s x_s}{H_s^2 U_s}, \quad \zeta = (z/H_s)^{\frac{1+\alpha}{2}}$$

이고 I_0 는 수정 Bessel 함수이며, $U_s=U(H_s)$ 와 $K_s=K_z(H_s)$ 는 각각 배출원의 높이 H_s 에서의 유속과 난류확산계수이다. 앞에서 대기경계층 내 난류확산계수를 식(8)과 같이 선형증가 함수로 가정한 이유는 이론해를 도출하기 위해서인데, 일반적으로 대기경계층 하단부 표면층(surface layer)에서의 난류확산계수는 식(8)로 가정된다.

그림 1은 풍하거리 $x_s/H_s=2.5, 7.5, 15, 30$ 에서 지면 위 선 오염원으로부터의 확산에 따른 평균농도 수직분포를 수치해석과 이론해 식(10)이 잘 일치함을 보여준다. 그림에서 종축은 배출원의 높이로 무차원화하였으며 횡축은 무차원 농도인 $\chi_s=CU_sH_s/Q$ 로 나타내었다.

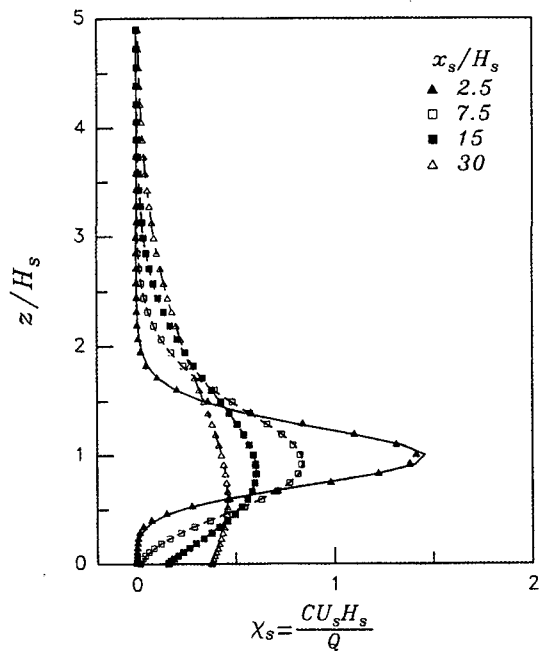


Fig. 1. Comparison of concentration profiles between the analytical solution and the numerical results (symbols, analytical solution of Rounds (1955); lines, computations).

그림 2는 유동방향으로의 단면 상대오차(sectional relative error) 분포를 도시한 그래프로 연직방향 단면 상대오차는 다음과 같이 정의하였다.

$$E(x_i) \equiv \frac{\sum_{j=1}^{nz} |C_A(x_i, z_j) - C_C(x_i, z_j)|}{\sum_{j=1}^{nz} |C_A(x_i, z_j)|} \quad (11)$$

여기서 $C_A(x_i, z_j)$ 와 $C_C(x_i, z_j)$ 는 각각 격자점 (i, j) 에서의 이론해 및 수치해이며 nz 는 연직방향 격자수이다. 그림 2에서 분명하게 볼 수 있듯이 동일한 nz 및 γ_z 에서 연직방향 격자간격 Δz 를 최적화한 경우 상대오차가 크게 감소하며, 또한 연직방향 격자간격 최적화를 한 경우에는 γ_z 값이 클수록 상대오차가 적음을 알 수 있다. 이는 Kasibhatla *et al.*(1988)의 오차해석과 동일한 경향이다.

그런데, 그림 2의 상대오차 분포를 살펴보면 상대오차가 풍하거리와 반비례 관계가 있음을 알 수 있다. 즉,

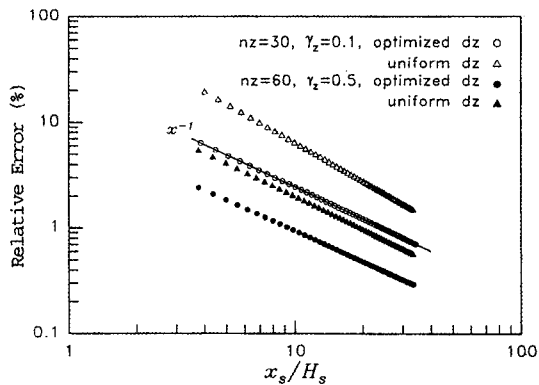


Fig. 2. Distributions of sectional relative error for different grid spacings.

Table 2. Power-law coefficient in the numerical error decay relation.

nz	Δx	γ_z	Coefficient e
30	3.0×10^{-2}	0.20	29.22
	1.5×10^{-2}	0.10	24.78
	7.5×10^{-3}	0.05	20.89
60	3.0×10^{-2}	1.00	12.92
	1.5×10^{-2}	0.50	8.65
	7.5×10^{-3}	0.25	6.99

Note: The optimized grid spacing for Δz is used in all cases.

$$E(x) = e(x_s/H_s)^{-1} \quad (12)$$

과 같이 표현할 수 있는데, 여기서 e 는 상대오차의 크기를 나타내는 비례상수로 격자간격 및 γ_z 의 함수임을 추측할 수 있다. 표 2에 격자간격 및 γ_z 의 변화에 따른 e 값을 정리하였는데, 표에서 보면 Kasibhatla *et al.*(1988)의 경향과는 반대로 동일한 연직방향 격자배치의 경우 수평방향 격자간격을 줄였을 때 수치오차도 감소하였음을 알 수 있다.

종합하여 볼 때, 수평방향 격자간격 Δx 를 고정된 경우 연직방향 격자간격 Δz 를 식(9)를 사용하여 최적화함으로써 수치오차를 줄일 수 있으나, 수치오차가 γ_z 의 값에만 의존하지는 않았다. 즉 유한체적법을 사용한 수치해석의 경우에는 격자간격이 작아질수록 비록 γ_z 의 값이 작아진다 하더라도 수치오차는 감소함을 알 수 있다.

3.2 평지에서의 오염물질 확산특성

본 연구에 사용된 수치모델을 기존의 평지 확산 실험결과와의 비교를 통하여 검증하였다.

그림 3은 지표면(ground-level) 선 오염원(line source)에 의한 평지 확산을 나타낸 것으로 Poreh와 Cermak (1964)의 실험결과와 수치예측을 비교한 것이다. 수치계산에는 Hassid (1983)가 제시한 바와 같이 $Sc_T = 0.7$ 을 사용하였다. 그림에서 C_0 는 지면농도이며 σ_z 는 연직방향 연기반폭(plume half-width)으로 수직선상 최대 농도값을 갖는 지점으로부터 그

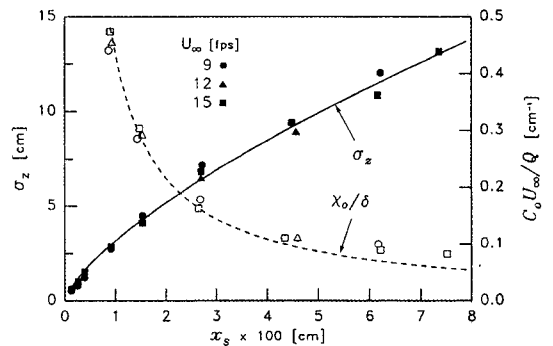


Fig. 3. Ground-level concentration and vertical plume half-width on the flat-floor from the ground-level line source (symbols, experiments of Poreh and Cermak (1964); lines, computations).

절반값을 갖는 지점까지의 거리로 정의된다.

그림 4는 지면위 (elevated) 선 오염원에 의한 평지 확산 실험결과 (Raupach와 Legg, 1983)와 수치결과를 비교한 것으로, 풍하거리 $x_s/H_s = 2.5$ 에서의 최대치를 수치해석이 30% 정도 과소예측함을 제외하면 전반적으로 좋은 일치를 보인다. 이러한 현상의 이유로는 유한체적법의 적용을 들 수 있는데 Karamchandani *et al.* (1983)은 점 오염원을 유한체적 오염원 (2차원인 경우 면 오염원)으로 대체할 경우 오염원 근처에서 유한체적 오염원의 해석해가 과소예측됨을 보였다. 또다른 이유로는 본 수치모델에서 사용한 대류항의 이산화법 (풍상차분법)에 기인하는 것으로 판단되는데, 보다 정확한 대류 (convection)의 수치해석을 위해서는 고차의 대류항 차분법이 요구된다.

산지 내 확산예측과의 정량적 비교를 위한 정보를 획득하기 위하여 평지 확산을 수치계산하였다. 평지 내 확산해석에 필요한 유동장 및 난류확산계수는 앞에서 언급한 바와 같이 임희창 등 (1996)의 측

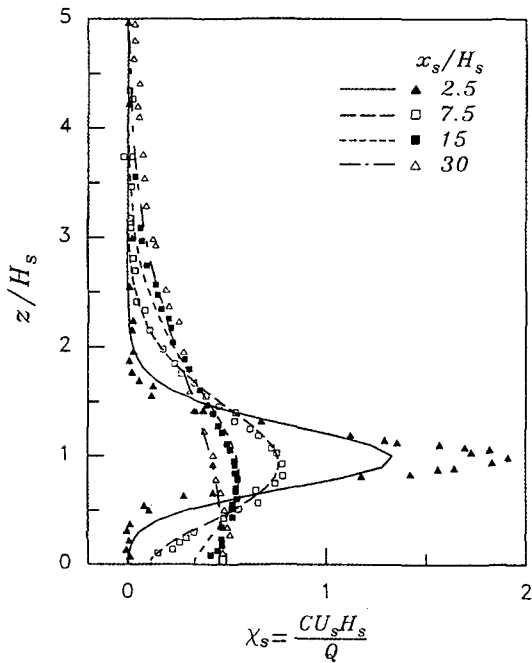


Fig. 4. Mean concentration profiles on the flat-floor from the elevated line source (symbols, experiments of Raupach and Legg (1983); lines, computations).

정값을 사용하였고 배출원의 높이를 $H_s/H_A = 0.25, 0.5, 0.75, 1.0$ 으로 변화시켜 가며 계산을 수행하였다. 여기서 H_A 는 SnH_4 산지의 높이이다. 그림 5는 계산결과인 지면농도 (ground level concentration, GLC) 분포와 Huang (1979)의 이론해를 비교한 것으로, 그래프에서 볼 수 있듯이 황축을 최대 지면농도가 발생한 지점 x_m 으로 무차원화하고, 종축은 $\chi_s = C_o U_s H_s / Q$ 로 나타내면 배출원 높이에 무관한 지면농도 분포도를 얻을 수 있다.

그림 6은 연기반쪽 분포도를 보여주는데, 원방하류에서는 $x_s^{1/2}$ 의 비례관계가 있음을 볼 수 있다. 난

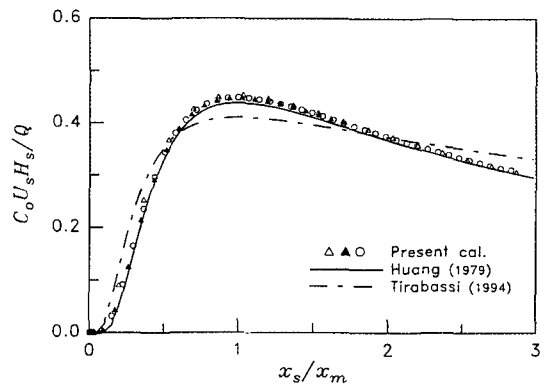


Fig. 5. Normalized ground-level concentrations on the flat-floor from the elevated line source (symbols, computations; lines, analytical solutions).

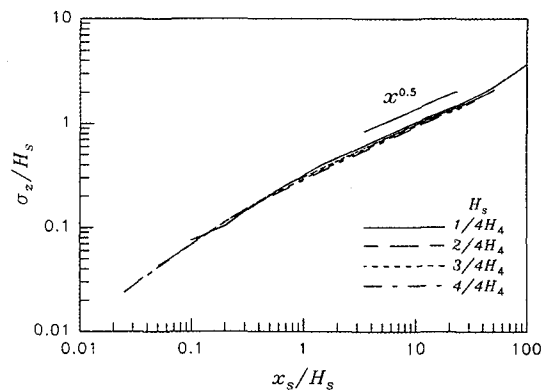


Fig. 6. Variations of vertical plume half-width with respect to the normalized downstream distance for different emission heights.

류확산의 통계이론(Bachelor, 1949)에 따르면 난류 확산계수와 연기반폭은 다음의 관계가 있다.

$$K_z = \frac{1}{2} \frac{d\sigma_z^2}{dt} = \frac{U_s}{2} \frac{d\sigma_z^2}{dx_s} \quad (13)$$

위 식에서 라그랑지안 표현을 'frozen turbulence' 가설을 사용하여 오일러리안 형태로 바꾸었는데, 난류확산계수가 식(8)과 같이 풍하거리 x_s 와 무관한 함수라면 $\sigma_z \sim x_s^{1/2}$ 인 관계를 도출할 수 있다.

3.3 산지지형에서의 오염물질 확산특성

방출된 오염물질이 주민보건 및 환경에 주로 영향을 미치는 영역은 지표면 부근이므로 본 연구에서는 지면농도에 관점을 두었다. 일반적으로 배출높이를 높임으로써 하류에서의 지면농도를 줄일 수 있으나, 연돌을 높이는 데에는 경제적, 기술적인 제약이 따르므로 주변환경에 최소피해를 미치는 한도 내에서 연돌의 높이를 결정해야 할 필요성이 대두되며, 이 경우 본 연구의 해석법이 응용될 수 있을 것이다.

그림 7과 8은 각각 단일산지 S3H4, S5H4에서 배출원의 위치 및 높이에 따른 지면농도 변화를 도시하였는데, 지면농도는 지상풍의 유속, 경계층 두께(δ)

및 배출유량으로 무차원화하였다. 즉, $\chi_o = C_o U_s \delta / Q$ 이다. 배출원의 위치는 그림에 표기한 바와 같이 산지앞단(hill foot), 산지정상(hill top) 및 산지끝단(hill back)이며, 배출높이는 평지확산의 경우와 동일하게 $H_s/H_4 = 0.25, 0.5, 1.0$ 으로 변화시켰다.

그림 7과 8에서 볼 수 있듯이 배출높이의 증가에 따라 최대 지면농도는 급격한 감소경향을 나타낸다. 그림 7의 S3H4 산지에서의 지면농도 분포는 평지확산의 경우와 그리 큰 차이가 없지만, 그림8의 S5H4 산지는 유동박리를 수반하며, 이로 인하여 지면농도 분포가 S3H4의 경우와는 판이하게 다름을 볼 수 있다. 그런데 그림 8(c)의 경우에는 배출원이 유동박리 영역 내에 존재하며, 영역 내 강한 난류혼합에 의하여 하류쪽 지면농도는 배출높이에 무관한 양상을 보인다.

수치결과를 종합하여 볼 때, 지면농도에 가장 심각한 영향을 미치는 배출원의 위치는 산지의 하류쪽 끝단임을 알 수 있다. 이는 비록 유동박리가 발생하지 않더라도 산지하류의 후류영역(wake region)에서는 평균유속 이격(deficit) 및 강한 난류혼합(turbulent mixing)에 의하여 난류확산이 촉진되기 때문이다. 그림 9에 단일산지 S3H4를 지나는 대기 유동의 유선(streamline)과 함께 후류영역을 도시하

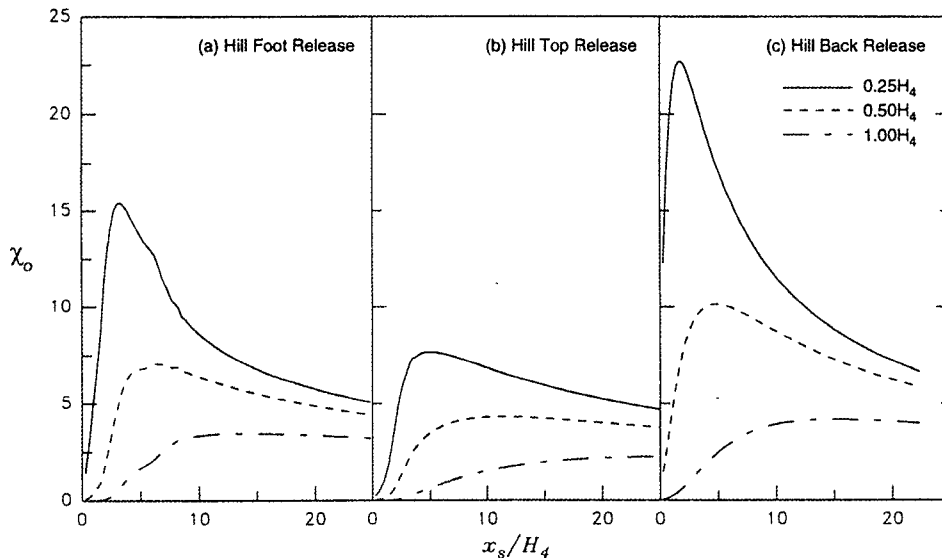


Fig. 7. Distributions of ground-level concentration over the single hill, S3H4 from the elevated line source at different locations.

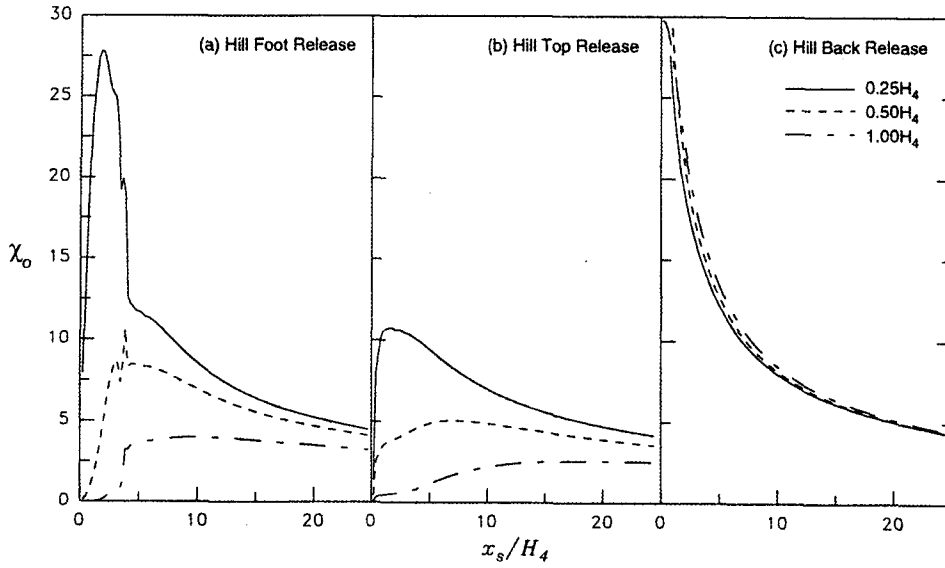


Fig. 8. Distributions of ground-level concentration over the single hill, S5H4 from the elevated line source at different locations.

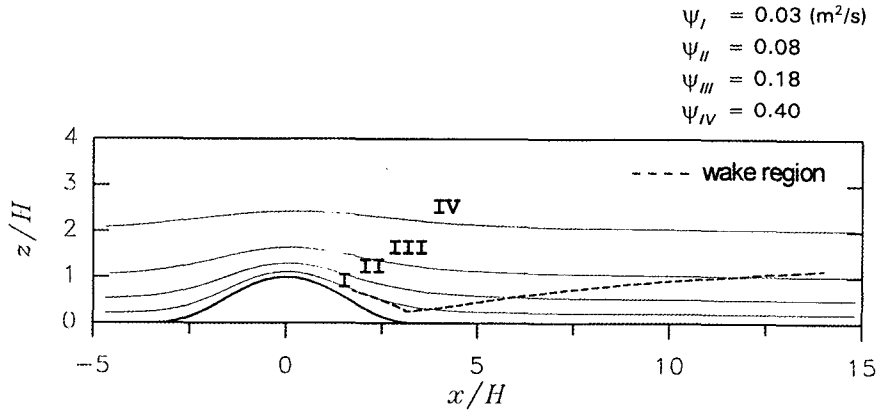


Fig. 9. Streamlines and the boundary of wake region over the single hill, S3H4 (height of the hill not to scale).

였다. 그림에서 점선으로 나타낸 후류영역의 경계는 다음의 식으로 산출한 난류응력(turbulent stress) $\overline{u^2}$, $\overline{w^2}$ 또는 $-\overline{uw}$ 의 연직분포상 최대점들을 연결하여 구하였다.

$$-\overline{u_i u_j} = \nu_T \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} k \delta_{ij} \quad (14)$$

그림 10은 연속산지를 지나는 대기유동장의 수치

예측 결과(김현구 등, 1997)로 유속벡터를 도시하였는데 그림에서 (b) S5H4-S5H7 산지의 경우, 산지와 산지사이의 계곡에서와 두번째 산지끝단에서 유동박리가 수반됨을 볼 수 있다. 연속산지에서의 확산모사는 그림 10에 제시한 수치결과를 유동조건(carrier flow field)으로 하여 계산을 수행하였다.

그림 11은 상류에 위치한(첫번째 산지앞단으로부터 1.25 H₄ 전방) 배출원으로부터 오염물질 확산에

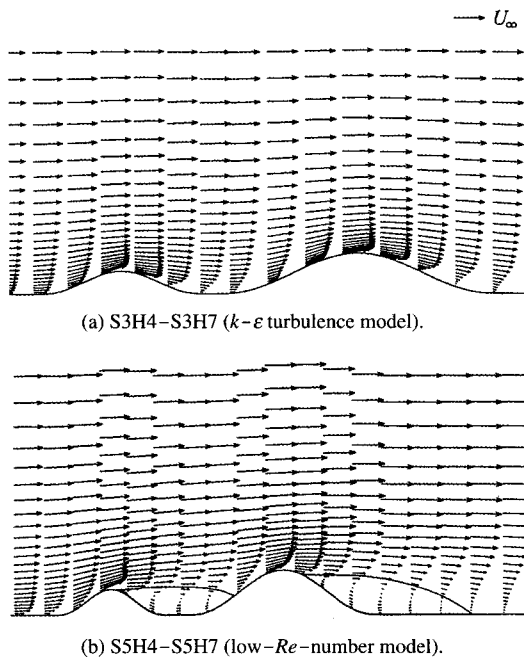
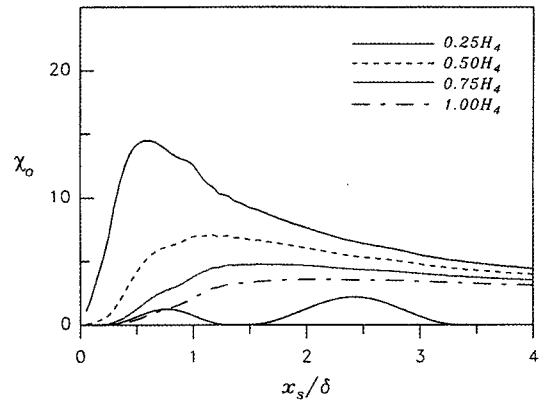


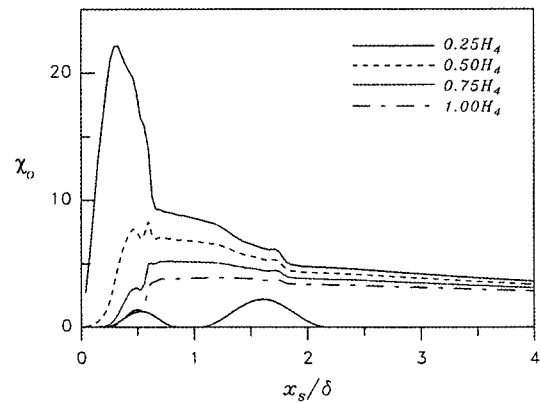
Fig. 10. Numerical predictions of the velocity vector field over the double hills (boundaries of recirculation region are drawn with solid lines).

따른 지면농도 분포도를 도시한 그림으로 (a) S3H4-S3H4의 경우, 그 분포가 단일산지 S3H4에서와 유사하나 (b) S5H4-S5H7의 경우에는 유동박리의 영향으로 그 분포가 크게 변형된 형태를 보인다.

그림 12에 유동방향 각 지점에서의 평균농도 수직분포를 도시하였는데 S3H4-S3H7 산지에서의 농도 (concentration) 수직분포는 일반적인 가우시안 분포를 가지는 것에 반하여 유동박리가 수반되는 S5H4-S5H7에서는 그 분포가 상당히 다름을 볼 수 있다. 이는 가우시안 연기모델은 유동박리가 수반되는 경우의 확산예측모델로는 부적합함을 의미한다. 특히 S5H4-S5H7 산지에서 계곡과 하류쪽 산지끝단의 평균농도 수직분포는 각각 $z < H_4$ 와 $z < H_7$ 인 영역 내에서 일정함을 볼 수 있는데 (그림 12의 c와 e), 이곳은 박리영역으로 강한 난류혼합과 재순환유동에 의해 오염물질이 포획됨에 따라 영역내 농도값이 높은 수준으로 균일하게 유지된다. 그림 11(b)에서 보면 수직분포만이 아니라 유동방향으로의 지면농도도 일정함을 알 수 있다.



(a) S3H4-S3H7.



(b) S5H4-S5H7.

Fig. 11. Distributions of ground-level concentration over the double hills from the elevated line source at upwind base.

그림 13(b) S5H4-S5H7은 박리영역 내에 배출원이 위치하는 경우이며, 이때 최대 지면농도는 재순환 유동 (recirculating flow)에 의하여 배출원의 상류 지점에서 발생하게 된다. Arya *et al.* (1981)의 실험에서도 동일한 현상이 관찰되었다. 단일산지의 경우와 마찬가지로 박리영역 내에 오염원이 위치한 경우에는 배출된 오염물질이 재순환 영역 내에 포획되어 배출원 부근의 지면농도를 현격하게 증가시키게 된다. 그러나 반대로 원방하류에서는 지면농도가 상당히 감소하게 되는데 이는 박리영역 내에서의 강한 난류 운동에너지에 의하여 연직방향으로의 난류확산이 촉진되기 때문으로 판단된다.

산지와 같은 지형지물에 의한 지면농도 최대값의

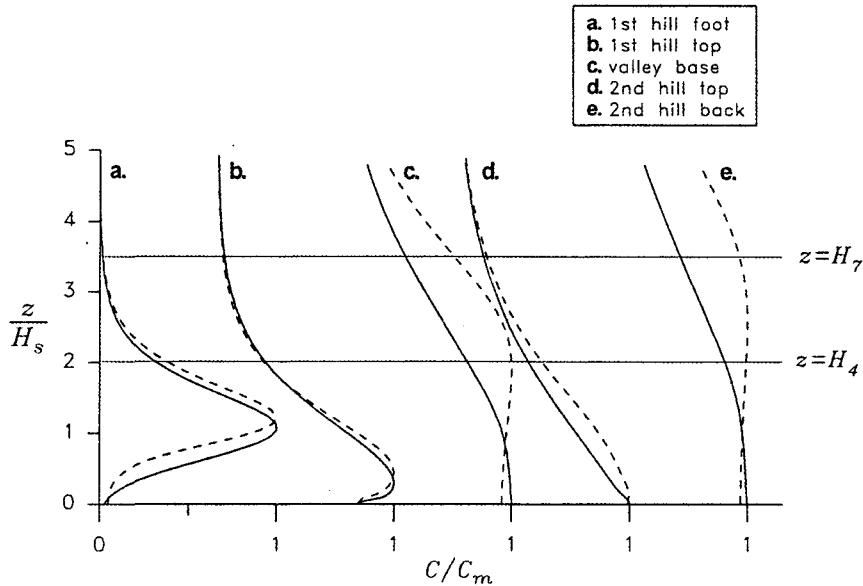


Fig. 12. Comparison of mean concentration vertical profiles over the double hills from the source at upwind base with the emission height $H_s=0.5H_s$ (solid lines, S3H4-S3H7; dashed lines, S5H4-S5H7). Note: Z represents the height above the terrain surface ($z=0$ on the ground)

변화를 나타내는 가장 간단한 척도로 terrain amplification factor (TAF)를 정의할 수 있는데, TAF는 동일한 조건의 배출원에 의한 평지에서 최대 지면농도와 지형지물이 존재하는 경우의 지면농도 최대값의 비로, 본 연구결과를 표 3에 종합하였다. 전술한 바대로 지면농도에 가장 심각한 영향을 미치는 위치인 산지끝단(또는 계곡)에 배출원이 위치했을 때의 TAF는 모두 1 이상의 값을 보이고 있으며, 특히 배출원이 유동박리 영역 내에 존재할 경우 TAF는 크게 증가하여 10을 넘기도 한다. 이에 비하여 산지정상에 배출원이 위치한 경우에는 유속증가(speed-up) 및 산지높이에 의한 유효 배출높이(effective emission height)의 증가에 따라 TAF가 1 이하로 감소하는 경향을 볼 수 있다. S3Hm 산지에서 산지끝단에 배출원이 위치한 경우, 배출높이 $0.5H_s$ 일 때의 TAF가 가장 큰데, 이 위치는 그림 9에서 볼 수 있듯이 후류영역의 경계에 해당되는 높이이다. 후류경계는 레이놀즈 응력의 최대점으로 구분되었기 때문에 이곳에서는 난류혼합이 연직단면 중 최대점이므로 이로 인하여 TAF값이 다른 배출높이의 경우에 비하여 크게 나타난 것으로 판단된다.

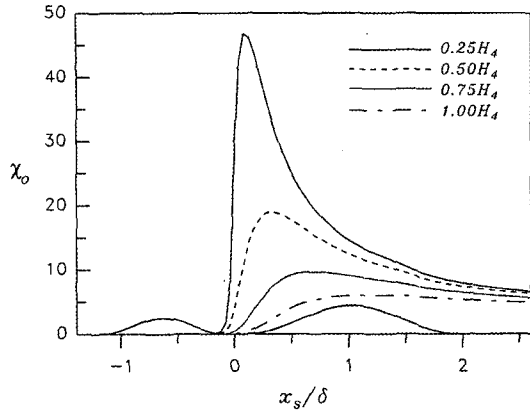
Table 3. Terrain amplification factors on two-dimensional hilly terrain.

CASE	Source Location	Emission Height, H_s / H_s			
		0.25	0.50	0.75	1.00
S3H4	Hill Foot	0.89	0.93	0.98	1.02
	Hill Top	0.44	0.57	0.63	0.68
	Hill Back	1.31	1.34	1.26	1.24
S3H7	Hill Foot	0.91	0.95	0.96	1.03
	Hill Top	0.41	0.54	0.55	0.61
	Hill Back	1.41	1.55	1.46	1.41
S5H4	Hill Foot	1.61	1.41	1.21	1.19
	Hill Top	0.62	0.67	0.76	0.77
	Hill Back*	6.48	10.54	11.23	8.83
S5H7	Hill Foot	2.02	1.65	1.41	1.31
	Hill Top	0.49	0.71	0.75	0.76
	Hill Back*	5.12	7.91	10.43	12.18
S3H4-S3H7	Upstream	0.84	0.93	1.01	1.06
	Valley	2.70	2.51	2.05	1.77
S5H4-S5H7	Upstream	1.28	1.10	1.11	1.15
	Valley*	5.45	9.33	11.28	10.47

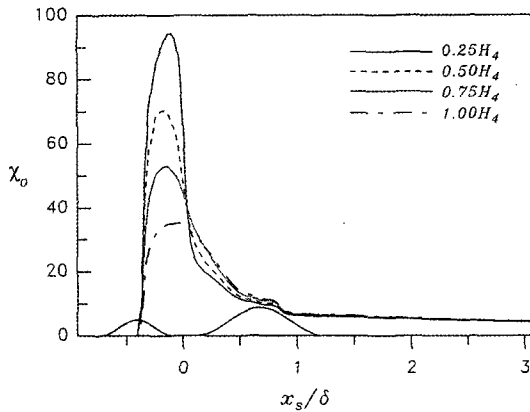
* The emission source is located within the separation zone.

3.4 차량 배기가스의 환경영향평가

강이나 해안을 따라 공장지대가 형성된 경우나 직선 고속도로에서 차량 통행이 많은 경우라면 오



(a) S3H4-S3H7.



(b) S5H4-S5H7.

Fig. 13. Distributions of ground-level concentration over the double hills from the elevated line source at valley base.

염원을 연속적으로 오염물질이 배출되는 무한 선 오염원 (infinite line source)으로 모델링할 수 있다. 본 연구에서 대상으로 한 산지 지형에서의 확산해석은 해안도로를 통행하는 차량 배기가스에 의한 대기오염의 모사로 해석될 수 있는데, 산지와 접한 직선 해변도로는 우리나라의 동해안 지역의 상황과 매우 유사하며, 해풍이 불어오는 경우는 차량 통행량이 많은 주간에 해당된다.

도로가 $1/4H_4$ 높이에 위치한다는 가정 하에 차량 배기가스 중 배출량이 가장 많은 NOx 중 NO₂에 의한 환경영향을 평가하여 보았다. 우리나라의 경우 이산화질소(NO₂)의 환경기준치는 $C^*=50$ ppb ($94 \mu\text{g}/\text{m}^3$)이다.

교통밀도를 3,000대/hr라고 가정하면 왕복 2차선 도로인 경우 각 방향 통행량은 1,500대/hr가 되며 60 km/hr로 주행 중인 차량의 이산화질소 방출량을 2.41 kg/(1,000대 · km)라고 설정하면 (Perkins, 1974) 배출량 Q는 배출율과 교통밀도의 곱으로 계산된다. 즉, $Q = 2.41 \text{ kg}/(1,000 \text{ 대} \cdot \text{km}) \times 3,000 \text{ 대/hr} = 2 \times 10^{-3} \text{ g}/(\text{s} \cdot \text{m})$ 이다.

지상풍의 유속은 5 m/s이고 경계층 두께는 250 m라고 설정하면 이에 해당하는 S_nH₄, S_nH₇ 산지의 높이는 각각 40 m, 70 m가 되며 이때의 NO₂ 환경기준치는 무차원 값으로는 다음과 같다.

$$\chi^* = \frac{C^* U_{\infty} \delta}{Q} = \frac{94 \times 10^{-6} \times 5 \times 250}{2 \times 10^{-3}} \approx 60 \quad (15)$$

그림 11에서 보면 도로가 해변에 인접한 경우에는 내륙으로 확산되는 NO₂ 농도는 환경기준치 이하이지만 그림 13(b) S5H4-S5H7에서와 같이 계곡에 도로가 위치하며 주변 산지의 기울기가 급하여 유동박리가 수반되는 상황에서는 계곡 내 NO₂ 농도가 환경기준치를 1.5배 이상 초과하게 된다. 그림 13(a) S3H4-S3H7의 경우도 비록 최대 지면농도값 $\chi^*=47$ 은 환경기준치 이하이기는 하지만 위험한 수치인데 교통량이 증가하거나 도로의 높이가 $0.25H_4$ 이하로 낮게 건설된 경우에는 환경기준치를 초과할 가능성이 높다.

본 연구결과를 바탕으로 본다면 해변도로는 내륙보다는 해변에 위치한 경우가 통행차량의 배기가스에 의한 환경오염의 측면에서 바람직하며, 만일 계곡 내에 도로가 위치하는 경우에는 도로높이가 높을수록 하류방향 지면농도는 크게 감소함을 알 수 있다.

3.5 단시간동안 배출된 오염물질의 확산특성

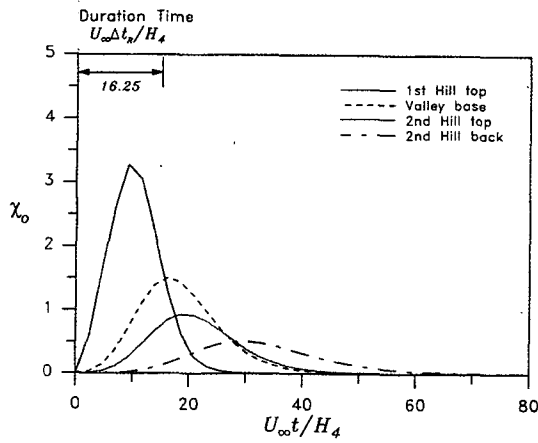
대기오염의 극단적인 상황으로 원전사고에 의한 방사능 물질의 누출을 들 수 있는데, 이러한 중대사고에 대비하여 발생가능한 모든 경우에 대한 확산각본(dispersion scenario)이 사전에 준비되어야 한다. 수치모델은 실험적 연구방법에 비하여 짧은 시간 내에 적은 경비로 확산예측이 가능하다는 측면에서 오염물질의 확산각본작성에 적합한 방법이며, 수치해석법의 발전에 따라 해석결과의 신뢰도도 향상되고 있다. 그런데 오염물질이 단시간동안 배출되

는 경우의 확산특성은 연속적으로 배출되는 경우와는 다를 수 있으며, 비정상 상태의 특이한 현상이 나타날 수 있으므로 원전사고를 대비한 확산각본에는 비정상 확산에 대한 고려가 필수적으로 포함되어야 할 것이다. 그런데 실험적 방법으로 비정상 확산문제를 연구하기에는 측정상 기술적인 어려움이 있다. 이에 반하여 수치모델에는 그러한 제약이 없으므로, 비정상 확산문제의 모사에는 수치해석법이 가장 적합하다고 판단된다.

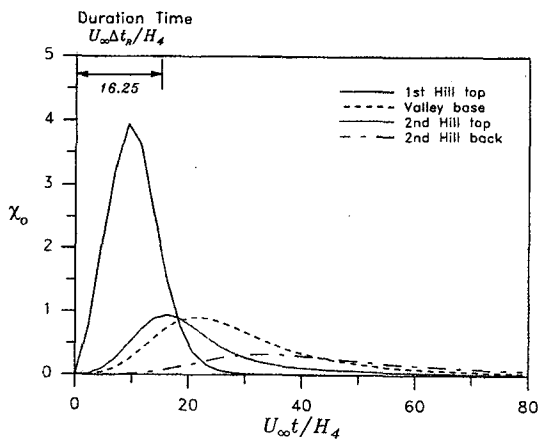
본 연구에서는 유동장은 정상상태로 유지된 상태에서 상류 배출원으로부터 일정시간 동안 배출된

오염물질의 확산거동을 수치해석하였다. 참고로 우리나라의 원자력발전소는 대부분 동해안에 위치하며 이러한 조건은 앞에서 서술한 바와 같이 본 연구에서 설정한 지형 및 유동조건에 부합되므로 본 수치해석은 원전사고를 대비한 확산각본의 단순화한 예로 볼 수 있다.

그림 14는 무차원 시간으로 $U_{\infty}\Delta t_s/H_s = 16.25$ 동안 상류 배출원 ($H_s = 0.25H_d$)에서 오염물질이 배출되었을 때 상류쪽 산지정상, 계곡, 하류쪽 산지정상 및 산지끝단 지점에서의 지면농도의 시간변화를 보여주는 그래프이다.



(a) S3H4-S3H7.



(b) S5H4-S5H7.

Fig. 14. Histories of ground-level concentration from the source at upwind base with the emission height $H_s=0.25H_d$.

그림 14(a) S3H4-S3H7의 경우를 보면 쉽게 예측할 수 있듯이 배출원에 가까운 지점에서 최대 지면농도가 발생하며 하류로 이동되어 갈수록 최대값이 작아지는 경향이 뚜렷하다. 그런데 (b) S5H4-S5H7의 경우를 보면 위치상으로는 계곡보다 하류에 있는 두번째 산지정상에 오염물질이 먼저 도착하는 것을 볼 수 있는데, 이는 연기 중심부(plume core)가 유동을 따라 첫번째 산지를 넘은 직후 두번째 산지의 중턱에 부딪치고 그 후에 계곡 내 박리영역으로 확산되기 때문이다.

그림 14(b)에서 주목할 만한 사항은 계곡과 하류쪽 산지끝단에서는 오염물질의 도착으로부터 소거될 때까지의 정체시간(duration time; Δt_s)이 상당히 길다는 사실이며, 이는 재순환 영역 내에 포획된 오염물질이 확산을 통하여 소거될 때까지는 상당시간이 소요됨을 의미한다. 정체시간은 최대 지면농도값

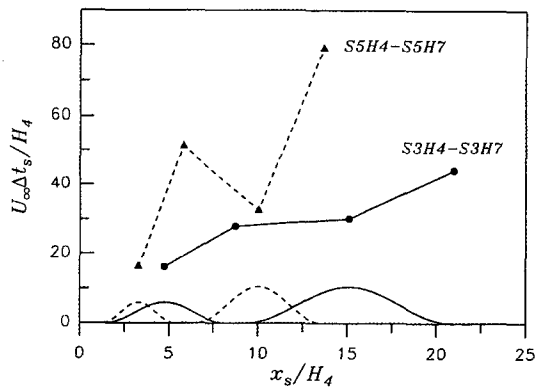


Fig. 15. Comparisons of duration time for the double hills from the source with short duration at upwind base.

의 10%를 threshold로 하여 측정점에서 그 이상의 오염물질 농도가 검출되는 시간으로 정의하였다. 그림 15에 각 지점에서의 정체시간을 비교하였는데 S3H4-S3H7 산지의 경우에는 오염물질이 하류로 이송되어 가며 평균유동에 의해 stretching되어 정체시간이 선형적으로 증가하지만, S5H4-S5H7 산지에서는 박리영역인 계곡과 두번째 산지끝단에서의 정체시간이 월등히 긴 것을 알 수 있다.

4. 결 론

본 연구에서는 산지 내 오염물질의 대기확산을 수치해석하였으며 이를 통하여 배출원이 유동박리영역 내에 위치하게 되면 최대 지면농도가 급격히 상승하며 비정상 확산의 경우, 박리영역 내에 오염물질이 체류하는 정체시간도 타지점에 비해 월등히 긴 것을 알 수 있었다. 확산해석에 사용된 수치모델은 평지확산에 대하여 실험결과와의 비교검증으로 수치해의 타당성을 검증하였으며, 격자간격에 따른 오차해석을 통하여 연직방향 격자계의 최적화가 필요함을 보였다. 추후 산지지형에서의 확산실험을 통하여 본 연구논문에서 제시한 산지 내 오염물질 대기확산의 수치해석 결과를 검증하여야 할 것이다.

일반적으로 환경법규에서는 방출물에 포함된 오염물질의 최대 함유농도를 규제기준으로 정하고 있지만 실제로는 동일농도의 오염물질이 배출된다고 하더라도 배출원 부근의 지형과 유동조건 및 기상상태에 따라 주변환경에 미치게 되는 영향은 상당한 차이가 있으며, 이에 대한 정확한 환경영향 평가를 위해서는 본 연구와 같은 유동장 및 확산거동에 대한 다각적인 검토가 요구된다.

감사의 글

본 연구는 한국과학재단 지정 우수연구센터인 포항공과대학교 부설 첨단유체공학 연구센터(AFERC)와 국책대학원 환경공학과와 지원으로 수행되었으며, 이에 감사를 표한다.

참 고 문 헌

김현구, 이정목, 경남호(1997) 언덕지형을 지나는 유동의

수치해석적 연구, 한국대기보전학회지, 13, 65-77.

심상규(1995) 오일러리안 모델, 한국대기보전학회지, 11, 29-36.

이종범(1995) 우리나라에 적합한 국지확산모델의 개발방향, 한국대기보전학회지, 11, 15-28.

임희창, 김현구, 이정목, 경남호(1996) 언덕지형을 지나는 유동에 관한 연구, 한국대기보전학회지, 12, 459-472.

한겨레신문(1995) 산본소각장 가동시 대형재난, 3월 9일자.

Arya, S.P.S., M.S. Shipman, and L.Y. Courtney(1981) An experimental investigation of flow and diffusion in the disturbed boundary layer over a ridge: II. Diffusion from a continuous point source, Atmos. Environ., 15, 1185-1194.

Arya, S.P.S., M.E. Capuano, and L.C. Fagen(1987) Some fluid modeling studies of flow and dispersion over two-dimensional low hills, Atmos. Environ., 21, 753-764.

Crooks, G. and S. Ramsay(1993) A wind tunnel study of mean and fluctuating concentrations in a plume dispersion over a two-dimensional hill, Boundary Layer Meteorol., 66, 155-172.

Fackrell, J.E. and A.G. Robins(1982) Concentration fluctuations and fluxes in plumes from point sources in a turbulent boundary layer, J. Fluid Mech., 117, 1-26.

Galperin, G.(1986) A modified turbulent energy model for diffusion from elevated and ground point sources in neutral boundary layer, Boundary-Layer Meteorol., 37, 245-262.

Gong, W.(1991) A wind tunnel study of turbulent dispersion over two- and three- dimensional gentle hills from upwind point sources in neutral flow, Boundary-Layer Meteorol., 54, 211-230.

Glekas, J. and G. Bergeles(1994) Dispersion under neutral atmospheric conditions, Int. J. Num. Methods in Fluids, 19, 237-257.

Hassid, S.(1983) Turbulent Schmidt number for diffusion models in the neutral boundary layer, Atmos. Environ., 17, 523-527.

Huang, C.H.(1979) A theory of dispersion in turbulent shear flow, Atmos. Environ., 13, 453-463.

Karamchandani, P. and L.K., Peters(1983) Analysis of the error associated with grid representation of point sources, Atmos. Environ., 17, 927-933.

Kasibhatla, P.S., L.K. Peters, and G. Fairweather(1988)

- Numerical simulation of transport from an infinite line source: Error analysis, *Atmos. Environ.*, 22, 75-82.
- Kaurinkoski, P. (1995) Numerical determination of the flow of an arbitrary mixture of gases, Ph. D. Thesis, Helsinki Univ.
- Ma, J. and R.E. Robson (1995) Turbulent dispersion of pollutant over complex terrain, *Earth, Moon and Planets*, 72, 149-175.
- Mouzakis, F.N. and G.C. Bergeles (1991) Numerical prediction of turbulent flow over a two-dimensional ridge, *Int. J. Num. Methods Fluids*, 12, 287-296.
- Ohba, R., N. Ukeguchi, S. Kakishima, and B. Lamb (1990) Wind tunnel experiment of gas diffusion in stably stratified flow over a complex terrain, *Atmos. Environ.*, 24A, 1987-2001.
- Patankar, S.V. (1980) *Numerical heat transfer and fluid flow*, McGraw-Hill Book Co.
- Perkins, H.C. (1974) *Air Pollution*, McGraw-Hill Book Co.
- Poreh, M. and J. E. Cermak (1964) Study of diffusion from a line source in a turbulent boundary layer, *Int. J. Heat Mass Transfer*, 7, 1083-1095.
- Raupach, M.R. and B.J. Legg (1983) Turbulent dispersion from an elevated line source: Measurements of wind-concentration moments and budgets, *J. Fluid Mech.*, 136, 111-137.
- Rounds, W. (1955) Solutions of the two-dimensional diffusion equations, *Trans. Amer. Geophys. Union*, 36, 395-405.
- Snyder, W.H., L.H. Khurshudyan, I.V. Nekrasov, R.E. Lawson, and R.S. Thompson (1991) Flow and dispersion of pollutants within two-dimensional valleys, *Atmos. Environ.*, 25A, 1347-1375.
- Stone, H.L. (1968) Iterative solution of implicit approximations of multi-dimensional partial differential equations, *SIAM J. Numer. Anal.*, 5, 530-558.
- U.S. EPA (1986) *Guideline on air quality models* (Revised), EPA-450/2-78-027R.