한국대기보전학회지 제11권 제1호
J. KAPRA Vol. 11, No.1(1995) pp.29~36
Journal of Korea Air Pollution Research Association

특별기고

오일러리안 모델
Eulerian Models

심 상 규
한국과학기술연구원 환경연구센터

Shang-gyoo Shim
Environment Research Center, Korea Institute of Science and Technology

1. 서 론

대기오염 물질의 대기중 거동을 이해하고 예측하기 위하여 여러 가지 대기질 모델이 사용되고 있다. 대기질 모델은 물리적인 모델과 수학적인 모델로 나눌 수 있다(U.S. Environmental Protection Agency, 1986). 물리적인 모델은 풍동, 수조 등을 이용하여 실제 대기오염 시스템을 축소한 모형을 만들어서 대기오염 물질의 농도 분포를 측정하는 모델이다. 물리적 모델은 대기오염을 가시화 할 수 있다는 큰 장점이 있으나 대기의 난류 현상을 재현하는데 제약이 있고 대기오염 물질의 중·장거리 이동을 예측하는데는 한계가 있다.

따라서 많은 경우 수학적인 모델을 사용하게 된다. 수학적 모델은 통계적인 모델과 결정론적인 모델로 나눌 수 있다. 통계적인 모델은 과거의 측정 데이터를 이용하여 통계적 처리를 함으로서 대기중 대기오염 물질의 농도를 예측하고 주요 영향 인자를 알아내는데 사용할 수 있다는 장점이 있으나 배출량이 급변한다던가 기상이 변한다던가 하는 변화 요소를 고려하기 어려운 단점이 있다. 결정론적인 모델만이 대기오염 물질의 배출과 대기중 농도에 대한 인과 관계를 제시하기 때문에 많이 사용되고 있다.

결정론적인 모델은 여러 가지가 존재하는데 환경 영향평가에 많이 사용되는 가우시안(Gaussian) 확산 모델과 그 보다 복잡한 모델인 수치 모델들이 있다. 수치 모델은 라그란지안(Lagrangian) 모델과 오일러리안 모델(Eulerian)로 대별할 수 있다. 라그란지안 모델과 오일러리안 모델의 차이는 좌표축의 차이에 있다. 오일러리안 모델에서는 좌표축이 고정되어 있으나 라그란지안 모델에서는 좌표축이 대기의 평균 이동을 따라가면서 변하게 되어 있다. 라그란지안 모델의 하나인 라그란지안 궤적(Trajectory) 모델의 경우 궤적을 따라 이동하는 대기중 대기오염 물질의 시간에 따른 변화를 예측하는데 적합하나 천체 경계층(Planetary Boundary Layer)에서는 바람의 속도와 방향이 일정하다는 가정에 문제가 있고 대기오염 측정치와 비교하기 어렵다는 단점이 있다(Zannetti, 1990). 과거에는 오일러리안 모델의 계산에 지나치게 시간이 많이 걸리기 때문에 라그란지안 모델이 적용되었으나 이제는 컴퓨터의 발달에 따라 계산 시간은 큰 문제가 되지 않는다. 따라서 최근에는 라그란지안 모델은 입자의 이동을 예측하는 모델로 사용되는 것이 가장 중요한 용도로 볼 수 있다. 반면에 오일러리안 모델은 대기오염 측정치와 비교할 수 있고 모델 범위내의 알려진 모든 배출원을 고려할 수 있고 화학 반응, 제거 과정을 고려할 수 있기 때문에 모델 범위내의 대기오염 물질의 배출원-수용체(source-receptor) 관계를 밝힐 수 있기 때문에 많이 사용되고 있다.

모델 연구가 활발한 미국에서 사용되고 있는 오일러리안 모델들은 다음과 같은 것들이 있다. Regional Acid Deposition Model(RADM, Chang et al., 1986), Sulfur Transport Eulerian Model-II(STEM-II Model, Carmichael et al., 1986), Acid Deposition Oxidant Model(ADOM, Venkatram et al., 1988), Regional Oxidant Model(ROM), Regional Transport Model II(RTM-II, Liu et al., 1984), UAPM(The Urban Air Pollution Model, McRae et al., 1982a, Urban Airshed Model(UAM), Livermore Regional

Air Quality Model,(LIRAQ, Penner et al., 1987) 등이 대표적인 모델들이다. 그 중에서도 RADM, STEM-II, ADOM 모델들은 구름과 액상 반응을 포함하고 있어서 오존 및 산성비 예측 모델로 사용되고 있으며 다른 모델들은 도시 규모의 오존 농도 예측에 주로 사용되고 있다.

가우시안 확산 모델에 대해서는 이종범(1995), 장영기와 송동웅(1995)이 다루었기 때문에 본고는 주로 수치 모델, 그 중에서도 오일러리안 모델(Eulerian Model에 대해서 기술하기로 한다.

2. 오일러리안 모델

2.1 오일러리안 모델과 가우시안 확산 모델의 차이점

오일러리안 모델의 특성을 널리 알려져 있는 가우시안 확산 모델과의 비교를 통해서 제시하고자 한다. 가우시안 확산 모델과 오일러리안 모델은 그 사용 용도와 적용 기간, 거리에 있어서 현격한 차이를 보이고 있다. 확산 모델은 계산상 간단하다는 장점이 있으나 많은 가정을 포함하고 있기 때문에 정상상태(steady-state)의 대기오염 물질 농도 분포를 예측하는데 사용되고 있다. 따라서 가우시안 확산 모델은 정상상태 직선(steady-state straight line) 모델이라고 불리기도 한다. 오일러리안 모델은 배출원, 기상 변수, 초기, 경계 조건의 변화에 따른 시간에 따라 변하는 대기오염 물질 농도 분포를 예측하는데 사용되고 있다. 가우시안 확산 모델은 잘 알려진 소수의 배출원에 대해서 반응성이 없는 대기오염 물질의 장단기 영향을 평가하는데 주로 사용되는 반면에 오일러리안 모델은 도시와 공단 지역의 O_3, SO_2 농도 예측, 지역 또는 국가 경계를 넘는 대기오염 물질의 이동, 산성 입자 및 산성비 예측을 위한 모델로 사용되고 있다. 오일러리안 모델을 적용할 수 있는 범위는 작게는 수 십 km에서 100 km 정도(기상 조건과 도시의 크기에 따라서 300 km까지)까지의 도시 규모(urban scale), 1000 km 이상인 지역 규모(regional scale), 그 중간 규모인 준지역 규모(subregional scale)가 있다. 기상학적으로는 중규모(mesoscale)와 종관 규모(synoptic scale)중 작은 규모에 해당되는 범위이다. 대기오염 물질은 배출된 후 대기중 체류 시간이 길게 되거나 수 십 km이상 이동하는 동안 화학 반응이 중요하게 되며 침착에 의한 제거도 중요하게 된다. 가우시안 확산 모델과 오일러리안 모델의 차이는 Table 1에 요약하였다.

2.2 오일러리안 모델의 개요

오일러리안 모델은 대기중 중요한 과정인 대기중 이동, 구름의 영향, 건조 침착, 대기화학을 고려하고 있다. 오일러리안 모델은 대기오염 물질의 배출량과 대기오염 물질의 초기 및 경계 조건을 필요로 하며 오염물질의 농도 및 침착 패턴을 예측하는 것을 목표로 하고 있다. 오일러리안 모델에서 고려하는 과정(Process)을 보이기 위하여 오일러리안 모델 중의 하나인 RADM(Regional Acid Deposition Model)의 얼게를 Fig. 1에 나타내었다(Chang et al. 1986).

오일러리안 모델은 다음의 대기 확산(Atmospheric Diffusion) 방정식에 기초를 두고 있다.

$$\frac{\partial Ci}{\partial t} + \Delta \cdot (VC) = \Delta(Ke \cdot \Delta C) + P_{chm} - L_{chm} + E + \left(\frac{\partial C}{\partial t}\right)_{clouds} + \left(\frac{\partial C}{\partial t}\right)_{dry} \quad (1)$$

Table 1. Comparison between Gaussian Dispersion Models and Eulerian Models.

	Gaussian Dispersion Models	Eulerian Models
Horizontal Model Domain	20 to 50 kilometers	Few Tens to Few Thousands kilometers
Time Scale	Few Hours	Few Days
Major Applications	Environmental Impact Assessment	Source-Receptor Relationship of Air Pollutants
Advantages	Quick Assessment of Emissions from Known Sources	Detailed Treatment of Relevant Atmospheric Processes
Disadvantages	Inability to Handle Varying Meteorology and Emissions From Multiple Sources	High Computational Resources

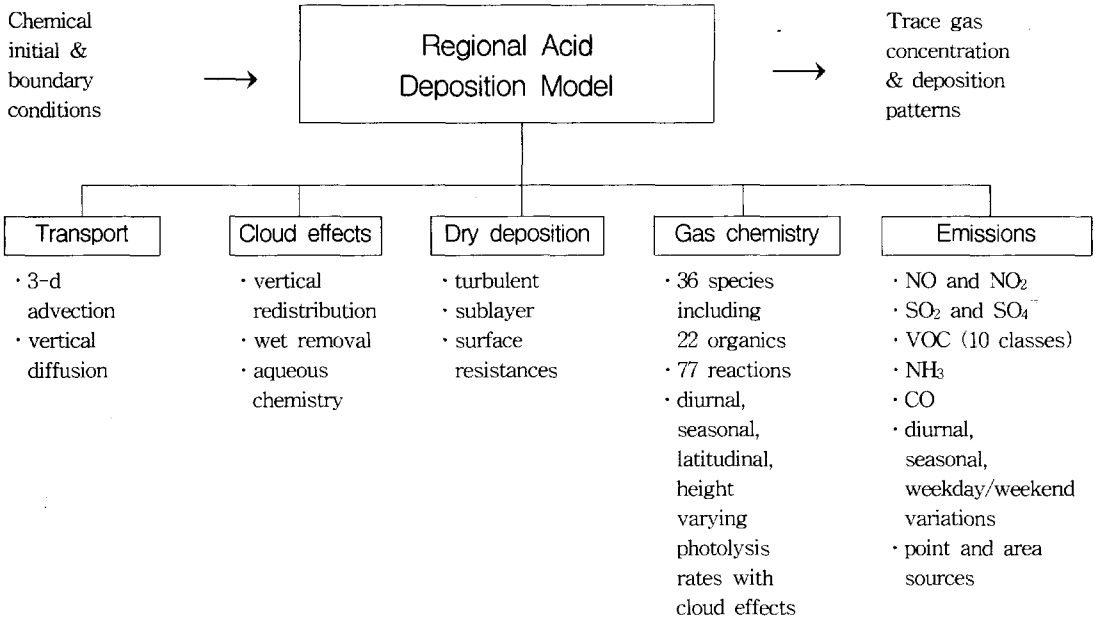

Fig. 1. Overview of Regional Acid Deposition Model(RADM).

여기서 C는 대기오염 물질의 부피 혼합비, V는 3차원 바람장, Ke는 에디 확산계수, P_{chm}과 L_{chm}은 화학반응에 의한 증가, 감소항, E는 배출량,

$(\frac{\partial C}{\partial t})_{clouds}$ 는 구름의 영향에 의한 농도변화,

$(\frac{\partial C}{\partial t})_{dry}$ 는 침착에 의한 농도 변화항이다.

이 방정식은 비선형 편미분 방정식이기 때문에 일반적인 해석해가 존재하지 않는다. 따라서 오일러리안 모델은 방정식 (1)을 모델 전 범위에 대해서 수치적으로 적분하게 된다. 오일러리안 모델에서 많이 쓰이는 방법은 소위 Alternating Direction Implicit(ADI) 방법과 Locally One-Dimensional(LOD) 즉 Fractional Step 방법이다. 두 방법의 수학적 배경과 실제 적용에 대해서는 McRae et al.(1982b)을 참조하기 바란다.

오일러리안 모델은 모델 범위(domain)를 수직, 수평 격자(grid)로 나눈 3차원(경우에 따라서는 2차원) 격자계에 대기오염 물질이 배출된 다음 격자간 이동하고 난류에 의해서 확산되고, 화학 반응을 하고 건조 침착이나 습윤 침착에 의해서 제거되는 것을 모사하는 모델이다. 모델 범위는 수평적으로는 일반적으로 균일한 격자 크기(5-80 km × 5-80 km)를 사용하나 지면에서 약 10 km 까지의 대류권은 불균일 수직 격자로 나누는 것이 보편적이다. 그 이유는 지면 가까운 곳에는 배출원이 있기 때문에 세밀한 격자가 필요하고 지상 수 km 까지는 구름의 영향과 상층 바람을 고려하기 위하여 역시 세밀한 격자를 필요로 한다. 그보다 높은 곳은 세밀한 격자를 사용할 필요는 없게 된다. 보통 지표면의 고도는 일정하지 않기 때문에 수직 격자는 모델 공간을 단순한 형태로 변환한 고도를 따르는(terrain-following) σ(coordinate를 많이 사용하고 있다. σ는 방정식 (2)에 의해서 정의된다.

$$\sigma = \frac{[P - P_{top}]}{[P_{surf} - P_{top}]} \qquad (2)$$

여기서 P_{surf}는 지면 압력, P_{top}은 모델 수직 방향 꼭대기의 압력, P는 Z는 σ를 계산하는 위치에서의 압력이 된다. 모델에 따라서는 압력 대신에 고도를 사용한 σ좌표를 사용하기도 한다.

2.3 입력 자료

오일러리안 모델은 입력 자료로 풍향, 풍속, 온도, 압력, 습도 등 기상 변수를 필요로 하는데 이러한 기상변수를 추출하기 위하여 중규모 기상 모델(Athens et al., 1987 등)의 출력을 이용하는 것이 보편적이다. 중규모

기상 모델은 측정 데이터나 편찬된 데이터를 기본으로 하여 오일러리안 모델에서 사용된 범위 전체에 대해서 시간별 기상 변수를 제공하여야 한다. 중규모 기상 모델들은 보통 수평 방향 풍속을 출력하므로 수직 방향 풍속은 대기를 비압축성 기체로 가정하고 연속 방정식(continuity equation)을 풀어서 구할 수 있다.

도시 규모의 대기오염을 분석할 때에는 기상 실측 자료를 이용하여 objective analysis(Goodin et al, 1980, Sasaki, 1958)하는 방법, 내삽(interpolation)(Goodin et al., 1979)하는 방법도 많이 사용되고 있다. 그러나 실측 데이터의 개수가 충분치 않을 경우에는 실제와 크게 다른 기상 변수 값을 예측할 가능성이 높다.

대기질 모델은 기상 변수 이외에도 대기오염 물질의 초기 및 경계 조건과 배출원 자료를 입력 자료로 필요로 하게 된다. 특히 처음 몇 시간 동안에는 대기오염 물질의 농도는 초기 농도에 좌우된다. 시간이 지나면 대기오염 물질이 모델 범위 밖으로 유출하게 되고 바람의 방향에 따라 유입되는 대기오염 물질이 중요하게 된다. 배출원 자료는 일반적으로 관계 문헌으로부터 입수하여 모델의 격자에 맞추어 편찬한 것을 사용하여야 하는데 모델에서 계산하는 모든 성분에 대해서 각 격자별로 필요하게 된다. 오일러리안 모델에서 필요한 배출원 자료는 방대하며 그 정확성에 대해서 많은 문제가 제기되고 있다. 정부에서 제공하는 배출원 자료는 하루중 시간적 변화, 주간 변화, 계절적 변화가 없는 총량이므로 연구자는 적절한 고려를 하여야 한다.

2.4 대기오염 물질의 격자간 이동(advection)계산 algorithm

앞에서 말한 Fractional Step 방법에 의해서 수직 방향 이동과 수평 방향 이동은 따로 푸는 것이 보통이다. 수평 방향의 이동을 표시하는 식은 다음과 같이된다.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial (uc)}{\partial x} - \frac{\partial (vc)}{\partial y} \qquad (3)$$

이 방정식은 일차 hyperbolic 편미분 방정식이다. 이 방정식의 해를 구하기 위해서 수많은 algorithm이 사용되었고 algorithm간의 비교를 한 논문도 다수 있다(Chock, 1983, Rood, 1987, 심상규와 박영산, 1992).

현재 사용되고 있는 algorithm으로는 Smolakiewicz (1984)의 방법, 유한요소법의 일종인 Galerkin(Heinrich et al., 1977) 방법, 비교적 근래에 개발된 Bott(1989)의 방법 등이 있다. Christensen과 Prahm(1976)의 의사 스펙트로(pseudospectral)방법은 정확성 면에서는 가장 우수한 것으로 평가되었으나 계산 시간과 메모리 용량이 많이 필요한 관계로 격자수가 많은 오일러리안 모델에 적용하는데 문제가 있다.

이동방정식을 푸는 algorithm을 선정하는데 가장 논란이 되는 부분은 농도가 음수로 예측되는 모델에 대한 것이다. 일반적으로 확산이 적어서 정확도가 높은 모델은 수치적 진동(numerical oscillation)에 의해서 농도가 음수가 되는 경우가 있다. Galerkin 모델이 그 대표적인 예인데 이러한 문제를 해결하기 위하여 basis function에 unwinding term을 더하여 약간의 확산 효과를 더하는 방법이 고안되었다. 농도가 항상 음수가 아닌(positive definite) 방법은 확산이 커서 정확도가 떨어지는 단점이 있다. 특히 Smolarkiewicz의 방법은 확산이 매우 심한 방법이다. 어떠한 방법을 선택하는가는 연구자의 취향과 사용하는 컴퓨터에 달려 있다.

수직 방향 이동을 계산하는 것은 수평방향 계산보다 고려하여야 할 점이 많다. 그 이유는 모델들이 주로 지면 가까운 곳에 작은 격자를 사용하고 있으며 강한 점오염원의 근처에서는 농도의 구배(gradient)가 매우 심하여 농도 값이 진동할 수 있기 때문이다. 따라서 좋은 이동 algorithm의 선정과 더불어 적절한 timestep을 선정하는 것이 중요하다.

2.5 수평 및 수직 확산 계수

오일러리안 모델들은 난류(turbulence)를 고려하기 위하여 K-theory를 사용하고 있다. 식 (2)에 의하여 수직 좌표를 변환하고 식 (1)을 변환하면 Ke는 3×3 행렬이 되나 대각선이 아닌 항은 그 크기를 무시할 수 있기 때문에 수평 방향 확산 계수는 Kxx, Kyy로 표시될 수 있다(McRae et al., 1982b).

수평 방향 확산 계수, Kxx 또는 Kyy를 계산하는 방법은 제안되었으나 실제 모델에서 사용되는 이동 방정식을 푸는 과정에서 생기는 수치적 확산이 수평 방향 확산 계수보다 크다는 것이 알려져 있다. 따라서 Kxx, Kyy를 계산하는데 시간을 소비하지 않고 간략하게 처리하는 방법들이 사용되고 있다. 예를 들어 RADM 모델에서는 수평방향 확산 계수를 고려하지 않으며, 다른 모델에서도 일정한 값을 사용한다던지 수직 방향 확산 계수에다가 일정한 값을 곱하는 방법을 사용하고 있다.

수직 방향 확산 계수는 대기오염 물질의 수직적 분포를 결정하는 매우 중요한 변수이다. 수직 방향 계수의 계산 방법은 여러 가지 다른 방법이 제안되었다(Chang et al., 1987, Yamartino et al., 1989, 이상인 등, 1994).

2.6 대기화학 메커니즘

오일러리안 모델의 계산에서 대기화학의 중요성은 절대적이다. 약 80~90%의 계산 시간이 화학 계산에 사용되는 것이 보통이다. 대기질에 영향을 미치는 반응은 이미 수 천개가 알려져 있으나 대기화학 메커니즘은 이들 반응중에 중요한 것을 추출하고 단순화한 것이다. 현재 사용되고 있는 모델들은 수십 종의 화학 물질이 수십~백 수십 개의 반응식으로 서로 변환되는 대기화학 메커니즘(mechanism)을 적용한다. 1980년 초반까지는 컴퓨터의 용량과 대기화학 지식이 현재에 비해서 초보적이었기 때문에 메커니즘이 간단하였으나 그 동안의 괄목할 만한 발전으로 매우 복잡한 메커니즘이 사용되고 있다(Stockwell et al., 1990, Lurmann et al., 1986, Gery et al., 1990). 예를 들어 RADM2 메커니즘(Stockwell et al., 1990)은 62개의 화학 물질에 대해서 157개의 반응식을(21개의 광분해(photolysis) 반응 포함) 제시하고 있다. 대기 화학 메커니즘에 포함되는 물질로는 질소산화물, 황산화물, 알데히드, 케톤, 방향족 탄화수소를 포함하는 각종 탄화수소, 오존, 수소 과산화물, 유기과산화물, HO를 비롯한 free radical 들이다.

화학반응에 관련된 미분 방정식은 서로 얽혀 있는 다음과 같은 상미분 방정식(Ordinary Differential Equation)이 된다.

$$\frac{dCi}{dt} = P_i(C_1, C_2, \cdots) - D_i(C_1, C_2, \cdots)C_i \qquad (4)$$

여기서 P_i는 C_i의 생산에 관련된 생성 속도 항이고, D_i는 파괴 속도 항이며 C_1, C_2, 등은 화학 물질의 농도이다.

상미분 방정식의 해는 Gear의 방법을 사용하는 EPISODE(Hindmarsh and Byrne, 1975)를 사용하는 것이 표준화되었다. 그러나 오일러리안 모델들은 격자수가 많기 때문에 Gear의 방법을 사용하는 것보다 Quasisteady state 가정을 많이 사용하고 있다. 대기오염 물질의 이동을 계산하는데 수 % 이상의 에러가 있으므로 격자수가 많은 오일러리안 모델에서 사용하는 화학을 풀기 위해서는 정확한 방법보다는 매우 빠른 방법을 택하는 것이 타당하기 때문이다(McRea et al., 1982b). Quasi-steady state 가정은 대기중 매우 빨리 반응하는 free radical의 농도가 정상 상태를 이룬다는 가정이다. 식 (4)에서 왼 편의 항을 0으로 하면 free radical의 농도는 쉽게 계산할 수 있고 이렇게 계산된 free radical의 농도를 식 (4)에 대입하여 다른 화학 물질의 농도를 적분하게 된다. 이러한 가정은 일몰 후 NOx가 낮을 때와 온도가 빙점 이하로 떨어졌을 때를 제외하고는 대체적으로 성립한다.

2.7 건조 침착(dry deposition) 속도

대기 오염 물질은 대기중 다양한 경로를 거쳐서 변환하게 되어 침착을 통해서 제거된다. 비가 보통으로 오는 지역에서는 건조 침착으로 제거된 양과 습윤 침착으로 제거되는 양이 대체로 비슷하게 된다. 건조 침착은 대기오염 물질이 지면이나 물 표면을 통해서 제거되는 경로이다. 건조 참착의 양(Flux)은 다음 식에 의해서 계산하게 된다.

$$F(x, y, t) = V_d(x, y, t) \times [C(x, y, t)] \qquad (5)$$

여기서 F는 대기오염 물질이 수직적으로 제거되는 침착 유속(flux), C는 대기오염 물질 농도, V_d는 건조 침착 속도이며 V_d의 단위는 [length time^{-1}] 이 되므로 건조 침착 속도라고 불린다. 따라서 Vd를 지면 가까운 층의 각 격자에 대해서 정하는 것이 필요하게 된다. 건조 침착 속도는 1) 대기 역학적 저항 2) 경계층 저항 3) 표면 저항에 의해서 좌우된다. 즉 건조 침착 속도는 표면 거칠기, 미기상, 표면층의 종류(land use), 고도의 영향을 받는다. 건조침착 계수는 저항 모델로 표시된다. 즉,

$$V_d = (R_a + R_b + R_s)^{-1} \qquad (6)$$

여기서 R_a는 공기 역학적 저항, R_b는 Laminar sublayer에서의 저항, R_c는 표면의 저항이다. R_a는 Sheih et al.(1977), R_b와 R_s는 Wesely와 Hicks (1977), Wesely et al.(1985)의 식을 이용하는 것이 제안되었다.

2.8 구름의 영향

구름은 대기중 차지하는 부피는 작으나 대기화학에 미치는 영향은 매우 크다. 구름은 화학 물질을 수직적으로 이동시키며, 액상 화학 반응에 의해서 대기의 조성을 급격히 변화시키며 강우시 대기중 조성을 변화시키는 역할을 한다. 이외에도 구름은 광분해 반응 상수를 변화시켜서 대기중 반응 계수에 큰 영향을 줄 수 있다.

빗물에 섞여서 내리는 $SO_4^=$의 많은 부분이 구름에서의 액상 반응에 의한 것이라고 알려져 있다. 구름에서의 $SO_4^=$ 화학 반응은 가스상에 포함되어 있는 SO_2와 H_2O_2의 농도와 구름 방울의 pH의 영향을 받는다. 수많은 액상 반응(Pandis and Seinfeld, 1989)이 알려져 있

으나 실제 오일러리안 모델에는 계산 시간이 상당히 증가 하고 농도 예측치가 불안정하게 될 경우가 있기 때문에 무시하거나 단순화하여 사용하는 것이 보통이다. STEM II 모델만이 21개의 이온의 평형식과 31개의 액상 반응식을 같이 고려하고 있다.

구름은 원래 3차원적으로 형성, 이동하는 역동적인 시스템이나 모델의 제약 때문에 오일러리안 모델들은 구름을 1차원적으로 취급하거나 또는 하나의 상자로 취급하고 있다. 1차원적으로 취급한다는 것은 구름이 존재하는 일정 위치의 전체 수직격자를 하나의 기둥(Column)으로 보고 구름 모델이 구름, 빗물, 얼음, 눈의 온도와 물의 양의 수직 분포를 예측하는 것이다. 이러한 경우 대기오염 물질이 빗물에 포함되어 지면까지 내려오는 것을 모사할 수 있다. 상자 모델의 경우 구름의 밑부분부터 꼭대기 부근까지는 하나의 상자로 보아서 완전 혼합된 것으로 보는 것이다. 이러한 경우 빗물은 따로 구별되지 않고 구름의 일부가 지면까지 내려온 것을 빗물로 본다.

3. 오일러리안 모델의 적용

오일러리안 모델은 1980년 초반까지는 SO_2와 $SO_4^=$의 공간 분포를 예측하는데 사용되었다. 그 이후 오일러리안 모델은 이차오염 물질인 에어로졸, 오존, 빗물의 강하에 따른 산성 물질의 농도 분포를 계산하고 그 근원을 밝히는데 사용되기 시작하여 점차 사용 범위가 확대되는 추세이다.

대기오염 물질은 바람을 타고 이동할 때에 국경을 넘는 경우도 있어서 미국, 캐나다간 또한 북유럽 국가와 서부 유럽 국가간에 대기오염 물질에 대한 국가간 분쟁이 발생하였을 때 분쟁을 해결하는 중요한 도구로 사용된 바 있다. 미국은 분쟁에 대응하고 산성비의 실태를 파악하기 위하여 NAPAP(National Acid Precipitation Assessment Program)을 1980년부터 10년간 진행시켰는데 RADM2 모델은 NAPAP의 대기오염 물질의 이동을 추산하는 모델로 개발되었다. 캐나다는 ADOM 모델을 개발하여 이에 대응하였다. 유럽 국가들은 RADM2와 ADOM을 유럽에 도입하여 대기오염을 예측하는데 사용하고 있다.

또한 오일러리안 모델은 도시와 도시로부터의 배출원의 영향을 받는 지역의 오존 상승 원인을 밝히는데 사용되고 있다. 특히 유럽과 미국의 도시에 대해서 모델이 많이 이용되고 있다. 세계의 많은 도시들은 인구 집중과 자동차 보유 대수 증가로 오존의 농도와 산성 입자 농도 증가를 경험하고 있어서 그 저감 대책을 고안하는데 고심하고 있다. 대부분의 오일러리안 모델들은 중요한 대기중 과정들을 고려하고 있기 때문에 이러한 문제점을 해석하는데 가장 강력한 도구라고 말할 수 있다.

오일러리안 모델의 모사(simulation) 기간은 보통 3~4일에서 길어야 1주일간이 된다. 그 이유는 모사 기간이 길 수록 오일러리안 모델의 모사에 필요한 계산 시간이 과다해지고 시간이 지날 수록 경계 조건과 배출량의 영향을 받기 때문에 장기 모사하는 것은 정확성에 문제가 있을 수 있기 때문이다. 따라서 오일러리안 모델은 특정한 기간의 대기오염 물질의 시간적, 공간적 분포를 예측하는데 사용된다.

우리나라에서 대기화학을 고려한 오일러리안 모델을 적용한 예로는 이상인 등(1994)이 중국의 동부 지역과 한반도 지역에 대해서 STEM II 모델을 적용하여 강수가 없을 때의 대기오염 물질의 물질 수지와 유입, 유출량을 계산한 것이 있다. 모사 결과 모사 기간중에 한반도내의 존재하는 상당량의 SO_2와 $SO_4^=$가 중국으로부터 유입된 것이라는 결론을 얻었다. 그러나 이 결과는 특정일의 모사 결과이므로 일반화할 수는 없다.

4. 향후 연구 방향

근래의 컴퓨터의 발달과 대기중 과정에 대한 지식이 증가함에 따라 보다 강력한 모델들이 개발되고 있다. EPRI(1990)에서 지적한 개선 요구 분야는 다음과 같은 것이 있다. 현재의 모델들은 구름 과정과 안개를 보다 정확히 표현할 수 있도록 개선되어야 하며 야간의 화학을 지배하는 질소산화물, 에어로졸, PM 10 입자를 보다 잘 취급할 수 있어야 한다. 경우에 따라 중요한 인간의 활동이 아닌 자연적인 배출원의 영향를 고려할 수 있어야 한다.

우리나라에서 특별히 고려하여야 하는 것은 토양 입자의 영향이다. 토양 입자는 빗물에 녹아서 산성 물질을 중화하는 역할을 하고 있는데 우리나라에는 토양입자가 매우 풍부하다. 토양입자를 고려하지 않으면 빗물의 pH를 예측할 수 없으며 또한 pH에 민감한 반응을 계산하는데도 오차의 가능성이 높아지게 된다.

우리 나라에서도 오일러리안 모델에 대한 관심이 높아지고 있으며 대도시 주변의 대기오염 물질 분포를 계산하기 위한 시도가 진행 중에 있다. 이러한 연구는 해당 지역의 바람장과 미기상 연구와 병행하여 추진되어야 되며 작은 격자의 사용이 필수적이어서 이에 맞는

입력 자료의 준비와 결과의 해석이 또 다른 과제로 부각되고 있다.

외국에서는 오일러리안 모델의 계산에 걸리는 시간을 줄이기 위한 노력을 하고 있다. 근래에 워크스테이션의 괄목할 만한 성능 개선으로 계산 시간 문제는 전보다는 심각한 문제는 아니라고 볼 수 있다. 그러나 여러 연구자들은 새로 탄생하는 기술을 이용하여 계산 시간을 줄이려고 하고 있는데, 그 중 하나가 패러랠 컴퓨터(Parallel Computer)의 이용이다. 또한 워크스테이션을 서로 연결시켜서 전체적인 turnaround time을 줄이는 연구도 진행 중에 있다. 미국 환경보호청에서는 오일러리안 모델에 들어가는 subroutine들을 모듈 화하여 서로 다른 모델끼리도 subroutine을 쉽게 바꿀 수 있도록 하는 시도도 하고 있다.

참 고 문 헌

심상규, 박영산(1992) 대기오염 모델에서의 이류 방정식에 대한 수치적 방법의 비교, 한국대기보전학회지, 8(3), 162-168.

이상인, 조석연, 심상규(1994) STEM-II를 이용한 한국과 중국동부 지역의 대기오염 물질 이동/화학/침착 모사에 관한 연구-I. 입력자료 작성과 모델 검증, 한국대기보전학회지, 10(4), 260-280.

이종범(1995) 대기확산 모델의 적용, 한국대기보전학회지, 11(1), 15-28.

장영기, 송동웅(1995) 대기확산 모델의 적용, 한국대기보전학회지, 11(1), 1-14.

Athens, R.A., E.Y.Hsie, and Y.H. Kuo(1987) Description of the Penn State/NCAR Mesoscale Model Version 4(MM4), NCAR Technical Note, NCAR/Tn-282+STR, 66.

Bott, A.(1989) A positive Definite Advection Scheme Obtained by Non-linear Renormalization of the Advective Fluxes, Mon. Wea. Rev., 117, 1006-1015.

Carmichael, G.R., L.K. Peters, and T.Kitada(1986) A Second Generation Model for Regional Scale Transport/Chemistry/Deposition, Atmos. Environ., 20, 173-188.

Chang, J.S., R.A. Brost, I.S.A. Isaksen, S. Madnich, P. Middleton, W.R. Stockwell, and C.J. Walcek (1987) A Three-Dimensional Eulerian Acid Deposition Model: Physical Concepts and Formulation, J. Geophys. Res., 92, 14,681-14,700.

Chock, D.P.(1983) A Comparison of Numerical Methods for Solving the Advection Equation, II, Atmos. Environ., 19, 571-586.

Christensen, O. and L.P. Prahm(1976) A Pseudospectral Model for Dispersion of Atmospheric Pollutants, J. Appl. Meteorol., 15, 1,284-1,294.

EPRI(1990) Status of Subregional and Mesoscale Models: Vol. 1 Air Quality Models, EPRI EN-6649, EPRI.

Gery M.W., G.Z. Whitten, J.P. Killus and M. Dodge (1989) A Photochemical Kinetics Mechanism for Urban and Regional Scale Computer Modeling, J. Geophys. Res., 94(D10), 12,925-12,956.

Goodin, W.R., G.J. McRae and J.H. Seinfeld(1979) A Comparison of Interpolation Methods for Sparse Data: Application to Wind and Concentration Fields, American Meteorol. Soc., 18, 761-771.

Goodin, W.R., G.J. McRae, and J.H. Seinfeld (1980) An Objective Analysis Technique for Constructing Three-Dimensional Urban-Scale Wind Fields, J. Applometeor., 19, 98 -108.

Heinrich, J.C., P.S., Huyakorn, O.C., Zienkiewicz, and A.R. Mitchell(1977) An Upwind Finite Element Scheme for Two Dimensional Convective Transport Equation, Int. J. Numer. Meth. Eng., 11, 131-143.

Hindmarsh, A.C. and G.D. Byrne(1975) EPISODE: An Experimental Program for the Integration of Systems of Ordinary Differential Equations, Lawrence Livermore Laboratory Report UCID-30112.

Liu, M.K., R.E. Morris and J.P. Killus(1984) Development of a Regional Oxidant Model and Application to the Northeastern United States, J. Appl. Meteor., 18, 1,145-1,161.

Lurmann, F.W., A.C. Lloyd, and R.Atkinson(1986) A Chemical Mechanism for Use in Long-Range Transport/Acid Deposition Computer Modeling, J. Geophys. Res., 91, 10,905-10,936.

McRae G.J., W.R. Goodin and J.H. Seinfeld(1982a) Developmet of a Second Generation Mathematical Model for Urban Air Pollution. I-Model Formulation, Atmos. Environ., 16, 679-696

McRae G.J., W.R. Goodin and J.H. Seinfeld(1982b) Numerical Solution of the Atmospheric Diffusion Equation for Chemically Reacting Flows, J.

Comput. Phys. 45, 1-42.

Pandis, S.N., and J.H. Seinfeld(1989) Sensitivity Analysis of a Chemical Mechanism for Aqueous-Phase Atmospheric Chemistry, J. Geophys. Res., 94(D1), 1,105-1,126.

Rood, R.B.(1987) Numerical Advection Algorithms and Their Role in Atmospheric Transport and Chemistry Models, Rev. of Geophysics, 25(1), 71-100.

Sasaki, Y.(1958) An Objective Analysis based on the Variational Method, J. Meteoro. Soc. Japan, 36, 77-88.

Stockwell, W.R., P. Middleton, J.C. Chang, and X. Tang(1990) The Second Generation Regional Acid Deposition Model Chemical Mechanism for Regional Air Quality Modeling, J. Geophys. Res., 95(D10), 16,343-16,367.

U. S. EPA(1986) Guideline on Air Quality Models, EPA-450/2-78-R, U.S. Environmental Protection Agency.

Venkatram, A.,P. K.Karamchandani, and P.K. Misra (1988) Testing a Comprehensive Acid Deposition Model, Atmos. Environ., 22, 737-747.

Wesely, M.L. and B.B. Hicks(1977) Some Factors That Affects the Deposition Rates of Sulfur Dioxide and Similar Gases on Vegetation(1977) J. Air. Pollut. Control Assoc., 27, 1, 110-1, 116.

Wesely, M.L., D.R., Cook, R.L. Hart, and R.E. Speer (1985) Measurements and Parameterization of Particulate Sulfur Dry-Deposition over Grass, J. Geophys. Res., 90, 2, 131-2, 143.

Yamartino, R.J., J.S. Scire, S.R. Hanna, G.R. Carmichael and Y. S. Chang(1989) CALGRID : A Mesoscale Photochemical Grid Model, Model Formulation Document, Report No. A049-1, California Air Resources Board, Sacramento, California, U.S.A.

Zannetti, P.(1990) Air Pollution Modeling : Theories, Computational Methods and Available Software, Van Nostrand Reinhold, New York, U.S.A.