

STEM II를 이용한 한국과 중국동부 지역의
대기오염물질 이동/화학/침착 모사에 관한 연구
- I. 입력자료 작성과 모델 검증

Application of the STEM II to air pollutant
transport/chemistry/deposition
in the Korea and Eastern China Area
- I. Data preparation and Model verification

이 상 인 · 조 석 연 · 심 상 규*

인하대학교 환경공학과 대기오염제어연구실

*한국과학기술연구원

(원고접수 : 1994. 7. 27)

Sang-Rin Lee, Seog-Yeon Cho, Sang-Gyoo Shim*

Department of Environmental Engineering, Inha University, Incheon, Korea

*Korea Institute of Science and Technology

(Received 27 July 1994)

Abstract

The STEM II (Sulfur Transport Eulerian Model II) was adapted to simulate transport /chemistry/deposition of air pollutants in the Eastern China and Korea. A 32 hour model simulation starting from 9 A.M. of 1989 November 25 during which no precipitation was observed. The prevailing wind direction is from west to east. The MM4 (Meteorological Model Version 4) was used to generate meteorological data such as temperatures, horizontal wind velocities and directions, humidities, air densities. Eddy diffusivities, dry deposition velocities and vertical wind velocities were calculated from the meteorological data. The initial condition and the emission data base were constructed from the measurements and governmental reports respectively.

The model predictions of NO, NO₂, SO₂, O₃ at Seoul, Incheon and Pusan agree reasonably well with measurements. The model's predictability for the primary air pollutants is improved considerably as the time passes. Thus, it is concluded that the model's predictability can be significantly enhanced by reducing the uncertainties of initial conditions.

1. 서 론

한국과 중국동부지역은 인구밀도가 높고 공업시설이 밀집되어 있어서 대기오염물질 배출이 많으며 대기오염의 관심이 높은 지역이다. 최근 중국 동해

안에 공업화가 급속도로 이루어짐에 따라서 중국 동해안에서 배출되는 대기오염물질이 한국의 대기오염도에 미치는 영향이 지대하다고 사료된다. (SoonChang Yoon, 1992; 강인구 등, 1991; 강동근 등, 1992; 심상규 등, 1992; 이상인 등, 1993) 따라

서 국내의 대기오염을 평가하기 위해서는 중국의 영향을 고려하여야만 한다. 본 연구에서는 STEM II(Sulfur Transport Eulerian Model II)(Carmichael et al., 1986)를 한국과 중국 동부 지역에 적용하여 강수현상이 없을 때 대기오염물질의 이동/화학/침착현상을 조사하였다.

STEM II는 과거 15년동안 개발된 중규모(mesoscale)와 지역규모(regional scale) eulerian 대기확산 모델로 대기오염물질의 확산, 바람에 의한 이동, 광화학반응과 건조 및 습윤침착 등의 현상을 모사한다. STEM II와 유사한 모델로는 RADM (Regional Acid Deposition Model)(Chang et al., 1987)과 ADOM(Acid Deposition and Oxidant Model)(Venkatram et al., 1988)이 있는데, 각 모델의 비교는 참고문헌을 참조바란다(Environmental Studies board, 1983).

STEM II는 대기의 물리.화학 작용을 크게 단순화하지 않고 모사하기 때문에 큰 수정없이 본 연구의 대상 지역에 적용할 수 있으나, STEM II를 사용하는데 필요한 입력자료를 작성하기 위하여는 지역의 특성을 고려하여야 한다. 본 연구에서는 STEM II 모사에 필요한 기상 및 배출원 관련 입력자료 작성하고 STEM II 모사결과를 실측치와 비교하여 모델 검증을 행하였다.

2. STEM II의 개요

STEM II는 다단계 광화학반응기작을 사용하며 3차원 대기확산 작용을 모사함은 물론이고 구름, 비, 눈 등과 기상간의 대기오염물질 이동을 변수화하지 않고 직접 다루는 유일한 산성비 모델이며, 대기중 산화제(oxidant)와 질소화합물 등 대기에 존재하는 모든 주요 대기오염물질의 농도 예측이 가능하고, 적용된 경우도 중규모(mesoscale)와 지역규모(regional scale) 현상을 포괄하고 있다. 본 연구에서는 강수가 없을 경우 대기오염물질 이동/화학/침착을 모사하였으므로 STEM II중에 기체상에 관련된 부분만을 설명하였다. STEM II의 기체상 지배방정식은 다음과 같다.

$$\begin{aligned} & \frac{\partial C_i}{\partial t} + u \frac{\partial C_i}{\partial x} + v \frac{\partial C_i}{\partial y} + w \frac{\partial C_i}{\partial z} \\ & = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial C_i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial C_i}{\partial y} \right) \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial C_i}{\partial z} \right) + R_i + E_i \end{aligned} \quad \dots\dots\dots(1)$$

여기서 C_i 는 i 번째 기상물질(이후부터 i 물질이라

함)을 뜻하며, t 는 시간, u, v, w 는 x, y, z 방향의 풍속, K_{xx}, K_{yy}, K_{zz} 는 x, y, z 방향의 소용돌이 확산계수, R_i 는 i 물질의 화학반응항, E_i 는 i 물질의 배출속도를 뜻한다.

STEM II에 사용하는 광화학 반응기작은 Lurman Atkinson Lloyd Wings Mechanism (Lurman et al., 1986)으로 84개의 기상화학 반응과 일차 오염물질, 이차 오염물질과 자유기를 포함한 52개 화학종으로 이루어져 있다.

지형은 높낮이 변화가 심하여 직교좌표계로 나타내기가 불가능하므로 좌표변환을 하여야 한다. 본 연구에서는 지형의 높낮이에 관계없이 항상 0-1 사이의 값을 갖는 ρ 축으로 z 축을 좌표변환하였는데, 좌표변환식은 다음과 같다.

$$\rho = \frac{z - h(x,y)}{\Delta H} \quad \dots\dots\dots(2)$$

여기서, $h(x,y)$ 는 지표의 높이, ΔH 는 지표를 기준으로한 모델영역 최상점의 높이를 나타낸다. 식(2)에 의하여 좌표변환하고 이때 나타나는 비대각 선항을 무시하면 식(1)을 다음과 같이 쓸 수 있다. 좌표변환의 보다 상세한 과정은 McRae et al. (1982)을 참조하기 바란다.

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \Delta H C_i}{\partial t} + \frac{\partial U C_i}{\partial x} + \frac{\partial V C_i}{\partial y} + \frac{\partial W C_i}{\partial \rho} \\ & = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \Delta H \frac{\partial C_i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \Delta H \frac{\partial C_i}{\partial y} \right) \\ & + \frac{\partial}{\partial \rho} \left(\frac{K_{zz}}{\Delta H} \frac{\partial C_i}{\partial \rho} \right) + R_i \Delta H + E_i \Delta H \end{aligned} \quad \dots\dots\dots(3)$$

식(3)에서 $U = u \Delta H, V = v \Delta H$ 이고, W 는 다음과 같다.

$$\begin{aligned} W = & w - u \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \rho \frac{\partial \Delta H}{\partial x} \right) - v \left(\frac{\partial h}{\partial y} + \rho \frac{\partial \Delta H}{\partial y} \right) \\ & - \rho \frac{\partial \Delta H}{\partial t} \end{aligned} \quad \dots\dots\dots(4)$$

ΔH 를 일정하게 고정시키면, 식(4)는 다음과 같이 단순화할 수 있다.

$$W = w - u \left(\frac{\partial h}{\partial x} \right) - v \left(\frac{\partial h}{\partial y} \right) \quad \dots\dots\dots(5)$$

식(3)과 식(5)가 STEM II에서 사용되었다.

3. 모사 조건

3.1 모델구간

본 연구에서 중국의 영향을 고려하기 위하여 <그

림 1)과 같이 모델 구간을 선정하였다. 모델의 서편인 중국내륙지역에도 대기오염물질 배출시설이 많이 위치하여 있지만 한국에 미치는 영향은 중국의 동해안 공업도시보다 크게 적으므로 이를 무시하였다. 모델 수평격자간격은 중규모 모델(meso scale model)에서 많이 사용되는 20km를 채택하였다. 수평방향의 격자수는 61(1,240km)×46(920km)개이며, 구체적인 격자 위치는 <그림 1>과 같다. 수직방향으로는 격자간격을 균일하게 하지 않고 지면 근처에 격자간격을 조밀하게 하여서 대기오염물질 배출현상을 자세히 묘사하고 인간생활과 관련깊은 지면근처에 대기오염물질 농도 예측의 정확성을 기하였다. 이를 위하여 다음과 같이 수직방향 격자체계를 정하였다.

$$\Delta K = \frac{(K-1)^2}{(IZ-1)^2} \times \Delta H \dots\dots\dots(6)$$

여기서, ΔK 는 K번째 수직 격자의 높이, IZ 는 수직방향 격자의 수, K 는 격자의 번호를 뜻한다. 수직방향 모델구간인 ΔH 는 4km로 설정하였으며 11개의 수직방향 격자를 사용 하였다.

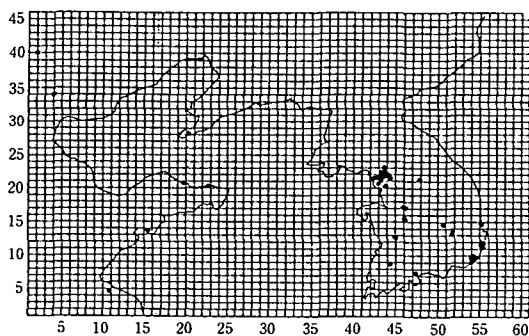


Fig. 1. Model domain showing the grid structure and the air pollutant automatic measuring sites in the Korea.

본 모델 방정식은 난류에 관한 것이므로, 모델 구간의 최하단(이후 지표층이라 칭함)은 지표근처의 층류 기저층(laminar sublayer)보다 위에 설정하여야 한다. 본 연구에서는 모델 최하단을 지표에서 11meter 높이에 설정하였다. 본 논문에서 지표층은 모델 최하단인 11meter 높이를 언급한다.

3.2 모사 시나리오

모사기간은 1989년 11월 25일 오전 9시부터 1989년 11월 26일 오후 5시까지 32시간으로 설정하였다. 이 사례는 늦가을에 고기압의 영향으로 무강

수 일수가 일주일 이상 지속된후 적은 양의 비가 내린 경우에서 비가 내리기 전 32시간의 기간이다. 이기간 동안의 주요 기상도는 <그림 2>와 같다. 11월 25일부터 24시간 동안은 서쪽에서 다가오는 고기압이 지배하여 한반도 주변지역은 구름이 없는 맑은 날씨였으며 다음 12시간은 한반도 북부지방에서부터 기압골이 형성되어 중북부 지역에 50% 정도의 구름이 끼었으며 이후 24시간동안 최고 28mm 까지 비교적 적은 7-8mm의 강우가 있었다. 대류권의 하층에서는 고기압이 지배하던 처음 24시간 동안 5m/s정도의 서풍이, 다음 12시간 동안은 5-10m/s의 서풍이 불었다. 처음 12시간동안은 아주 건조 했으나 이후 습기가 더해가기 시작하여 36시간부터 700mb고도에 70%이상의 상대습도(구름)가 한반도의 북부 지방에 나타났다. 이기간 동안에는 서풍이 주풍이므로 중국에서 한국으로 대기오염물질의 이동이 예견되는 사례이다.

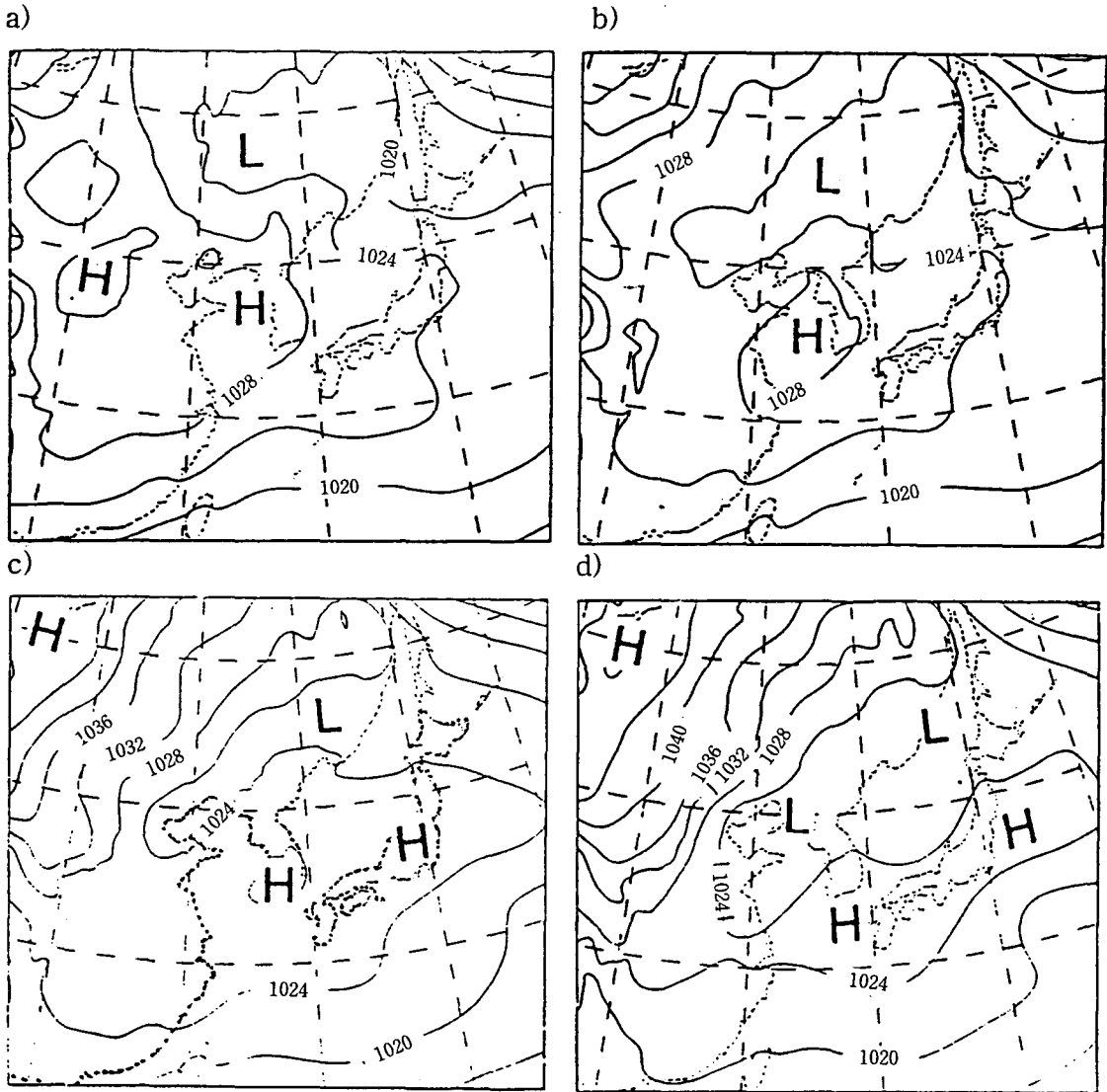
4. 모델 입력 데이터 작성

STEM II는 기상자료와 대기오염물질에 관한 자료를 입력데이터로 사용한다. 수평 바람 방향 및 속도, 온도분포, 압력분포, 습도분포 등의 기상자료는 중규모 기상모델인 MM4(Mesoscale Meteorological Model Version 4)(Anthes et al., 1987)를 이용하여 산출하였다(과학기술처, 1992). 그러나 수직방향 바람속도와 소용돌이 확산계수(eddy diffusivity), 건조침착속도(dry deposition velocity)등은 MM4에서 산출되지 않으므로 본 연구에서 산출하였다. 대기오염물질에 관한 자료로는 격자별 대기오염물질 배출속도(air pollutant emission rate), 초기조건(initial condition), 경계조건(boundary condition) 등이 있다. MM4에서 산출된 입력 자료외에 본 연구에서 산출된 입력자료의 산출방법은 아래와 같다.

4.1 수직방향 바람 속도

<그림 3>에서 나타난 바와 같이 모사시작 시점으로 부터 3시간 후인 25일 정오 12시에는 바람이 약하다가 시간이 지나면서 남서풍의 경향이 뚜렷하게 나타나고 있다. 수평방향 바람장을 이용하여 중국 동해안 공업도시중에 하나인 청도에서 particle trajectory analysis를 행한 연구(이상인 등, 1993)에 의하면 30시간뒤에 청도에서 배출된 대기오염물질이 우리나라 서해안에 도착한다.

MM4는 수평방향 바람속도만 계산하므로 이를 이용하여 수직방향 바람속도를 산출하여야 한다. 측정치에 의해서 수평방향 바람속도를 도출한 경우는



(a) Mean Sea Level Pressure(mb) for 9 A.M. Nov. 25, 1989
 (b) Mean Sea Level Pressure(mb) for 9 P.M. Nov. 25, 1989
 (c) Mean Sea Level Pressure(mb) for 9 A.M. Nov. 26, 1989
 (d) Mean Sea Level Pressure(mb) for 9 P.M. Nov. 26, 1989
 Fig. 2. Synoptic Weather Map for Nov. 25-26, 1989.

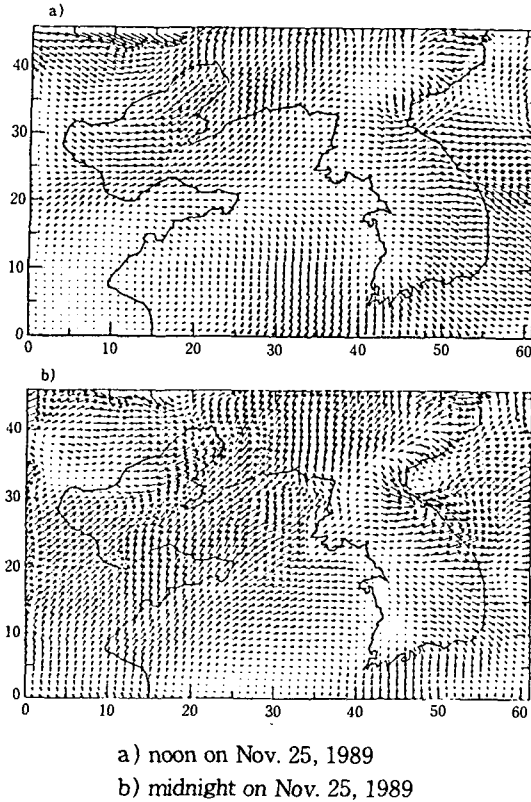
측정오류를 보완하기 위하여 variational analysis (Sasalo, 1970)를 사용한다. 그러나 본 경우는 MM4에 의한 수평방향 바람장을 더이상 보정 할 필요가 없으므로 단순히 연속 방정식을 만족시키도록 수직방향 바람속도를 선정하였다. 계산을 간단하게 하기 위하여 비압축성기체를 가정하면, 연속 방정식은 다음과 같이 표시된다.

$$\frac{\partial U}{\partial x} + \frac{\partial V}{\partial y} + \frac{\partial W}{\partial \rho} = 0 \dots\dots\dots(7)$$

식(7)을 2차의 정확도를 만족하는 유한 차분법으로 전개하여 모델의 수직방향 바람속도를 계산하였다.

4.2 격자별 대기오염물질 배출속도

산성비 모델을 비롯한 각종 대기질모델에서 가장



a) noon on Nov. 25, 1989
 b) midnight on Nov. 25, 1989
 Fig. 3. The horizontal wind field calculated from MM4

중요하고 기본적인 입력데이터는 격자별 대기오염물질 배출속도이다. 한국의 배출원 자료는 크게 두 가지 종류인데, 직할시이상의 도시와 도별 기준일차 대기오염물질(SO_x, NO_x, TSP, THC)의 연배출량자료인 한국환경연감(환경처, 1990) 자료와 환경처에서 실시하는 배출업소시설조사표에 근거하여 점오염원 배출량을 산정하고 면배출원과 이동배출원에 의한 배출량 산정을 합산하여 산출한 국립환경연구원(국립환경연구원, 1990) 자료가 있다. 북한의 배출원자료는 북한에서 발표된 것은 전무하고 일본과학기술정책연구소(National Institute of Science and Technology, 1991)와 일본전력중앙연구소(Japan Central Research Institute, 1992)에서 추측한 배출량만이 있다. 중국의 자료는 일본과학기술정책연구소와 일본전력중앙연구소에 의한 것과 중국연감(China, 1992)에 의한 것이 있다.

현재로는 어떠한 자료가 더욱 정확하다는 근거가 없으므로, 본 연구에서는 각 나라 정부에서 공인된 자료를 이용하기로 하였다. 한국의 경우는 한국환경

연감을, 북한의 경우는 정부의 공인된 자료가 없으므로 일본전력공사의 자료를, 중국의 경우는 중국연감자료를 사용하여 각 지역별 연간총배출량을 산정한후 그지역면적과 시간으로 나누어 지역별 시간별 평균 배출량을 계산하여 격자별 배출속도를 산정하였다. 이중 중국연감의 경우는 석유, 석탄 사용량만이 나타나 있었으므로 이에 <表 1>의 emission factor(U.S. Environmental Protection Agency, 1985)를 곱하여 SO_x, NO_x, RHC(reactive hydrocarbon) 값을 산출하였다. 본연구에서 산출한 중국의 배출량을 일본중앙연구소자료, 일본과학기술정책연구소자료와 같이 <表 2>에 나열하였다. 일본자료는 1987년도 자료이고 중국연감 자료는 1989년도 자료이므로 일부지역을 제외하고는 중국연감에 의한 대기오염물질 배출량이 일본자료에 의한 것보다 크게 나타났다. 일본의 두자료도 같은 지역의 값이 거의 일치하는 지역이 별로 없으나 전체적인 경향, 즉 오염물질의 배출량이 많은 지역(하북, 강서, 산둥, 서천, 산서성)은 서로 일치하며 중국연감 자료도 이와 유사한 경향을 보여주고 있다.

Table 1. Air pollutant emission factor by fuels.

Fuel	Unit	Pollutant				
		Dust	SO _x	NO _x	CO	THC
Oil	kg/Kl	0.24	17.3S	2.4	0.6	0.024
COAL	kg/Ton	5A	19.5S	10.5	0.3	0.04

S : Sulfur contents(wt%) of fuels.

A : Ash contents(wt%) of fuels.

본 연구에서 사용한 배출원자료의 정확성여부를 판단할 만한 자료는 거의 없는 실정이다. 단, 배출원자료의 변화추이를 검토하여 정확성여부를 간접적으로 판단할 수 있을 뿐이다.(한국과학기술처, 1994). 배출원 자료의 불확실성에 의한 모델결과의 불확실성을 연구하기 위하여는 배출원자료의 불확실성을 도출하여야 한다. 그러나 배출원자료의 불확실성을 산출하기 위하여는 총배출량 자료 뿐만 아니라 배출원자료작성과정에 사용된 모든 자료를 입수하여 각 과정에서 예견되는 불확실성을 종합하여야 한다. 그러나 현재로는 이와 같은 상세한 자료는 존재하지 않으며 불확실성은 매우 크다고 사료된다. 배출원 자료의 불확실성이 모델 결과에 미치는 영향은 감도 및 불확실성연구(sensitivity and uncertainty analysis)를 통하여 조사할 수 있는데(Shim et al., 1986; Andrew et al., 1980) 본 논문의 범위 밖이라 생략한다.

Tabel 2. Comparison of the China Emission data from three different sources.

(Unit : 1000ton/yr)

AREA	SO _x			NO _x		
	N.I.S.T 1987	C.R.I 1987	C.Y.B 1989	N.I.S.T 1987	C.R.I 1987	C.Y.B 1989
1. Beijing	415	416	349	267	237	259
2. Tianjin	294	729	283	165	171	186
3. Hebei	1,065	932	1,510	614	439	846
4. Shanxi	838	660	1,455	387	309	794
5. Inner Mongolia	651	504	1,036	219	161	389
6. Liaoning	998	1,031	1,195	583	553	885
7. Jilin	353	271	443	264	187	419
8. Heilongjiang	583	503	750	400	312	657
9. Shanghai	653	1,078	536	298	473	296
10. Jiangsu	1,607	2,075	2,220	489	607	680
11. Zhejiang	415	633	503	197	291	258
12. Anhui	502		646	232		343
13. Fujian	246	253	318	111	111	139
14. Jiangxi	454	389	640	158	138	251
15. Shandong	1,975	1,791	2,686	566	495	758
16. Henan	982	907	1,233	428	381	628
17. Hubei	572	616	665	271	282	376
18. Hunan	551	469	708	269	231	439
19. Guangdong	527	720	624	261	249	332
20. Guangxi	458	362	674	123	105	165
21. Sichuan	2,577	2,642	4,012	396	378	739
22. Guizhou	752	657	1,573	116	92	279
23. Yunnan	748	698	413	132	121	224
24. Tibet	2	2		3	3	
25. Shaanxi	1,017	1,034	1,399	198	195	280
26. Gansu	271	245	351	123	111	199
27. Qinghai	59	44	61	41	27	48
28. Ningxia	215	143	298	56	39	83
29. Xinjiang	210	190	328	105	82	183

* N.I.S.T : National Institute of Science and Technology.

C.R.I : the Japan Central Research Institute.

C.Y.B : Chinese Year Book.

탄화수소(hydrocarbon)의 경우는 환경연감에는 탄화수소(hydrocarbon)로 THC(total hydrocarbon)만 나타나 있다. 대기질 모델은 각 탄화수소 종류별 배출량이 필요하므로 배출원에서 사용되는 연료와 연소형태를 파악해서 탄화수소 종류별 배출량 자료를 작성해야 하나, 본 연구에서는 국내 자료가 미비하여 미국에서 사용하는 자료를 그대로 사용하였다(Mcrae et al, 1983). 미국의 자료에 의하면 THC중 RHC의 비율은 38%이고 RHC 중에 포함된 각 탄

화수소의 비율은 <表 3>와 같다. 이러한 자료가 배출원의 성격이 다른 국내 및 중국에 바로 적용된다고 보기는 어렵으므로 RHC 농도에 불확실성은 매우 크다고 사료된다. 본 자료의 불확실성을 조사하기 위하여는 고정 및 이동 배출원에서 탄화수소 종류별 농도를 측정하여야만 한다.

일반적으로 대기오염물질 배출량은 일변화와 계절적변화를 가진다. 낮에는 자동차에 의한 배출이 많고 산업활동이 활발하여 대기오염물질 배출이 크

게 나타나며 계절적 변화는 겨울이 여름보다는 난방 연료를 많이 소비하므로 오염물질의 배출량이 더 크게 나타난다. 본 모델에서는 계절적 변화는 고려하지 않고 일변화만을 고려 하였다. 일변화를 고려하기 위하여 배출량을 조절하여 사용하였는데 본 연구에서는 오염물질 배출량이 낮에는 평균 오염물질 배출량에 1.5배가 배출되고 밤에는 평균 오염물질 배출량에 0.5배가 배출된다고 가정하여 대기오염물질의 배출량을 변화시키지 않고 일변화를 주었다.(Shim et al., 1986)

Table 3. The composition of RHC emission.

Chemical species	mass fraction	STEM II chemical species
Alkane	0.63	propane*0.5(8) alkane*(9)
Olefins	0.138	Propene*0.5(10) butene*0.5(11)
Ethylene	0.0573	Ethylene*1(12)
Aromatics	0.142	benzene*0.4(13) cresol*0.1(14) toluene*0.4(15) xylene*0.1(16)
HCHO	0.0125	HCHO*1(25)
Other aldehydes	0.0174	RCHO*0.5(26) CH ₃ CHO*0.5(27)

*The number inside the '()' specifies the chemical species identification number used in the STEM II.

4.3 경계 조건

본 연구에서 사용된 경계조건은 모델구간 외부로 대기오염물질 유출과 모델구간 내부로 대기오염물질 유입을 허용하는 'flux boundary condition'로 본 연구와 같은 mesoscale model에 주로 사용된다. 'flux boundary condition'을 이용하여 STEM II의 지배방정식을 풀기위한 경계조건은 다음과 같다.

i) 수직 방향

$$-K_{zz}\left(-\frac{1}{\Delta H}\right)\frac{\partial C_i}{\partial \rho} = Q_i - v_{*i}C_i \dots\dots\dots(8)$$

$$wC_i - K_{zz}\left(-\frac{1}{\Delta H}\right)\frac{\partial C_i}{\partial \rho} = F_{zz} \dots\dots\dots(9)$$

여기서 Q_i는 지면에서의 i물질의 배출 속도, v_{*i}는 i물질의 건조침착속도, F_{zz}는 모델영역 상층에서 확산되어 내려오는 물량을 뜻한다.

ii) 수평 방향

$$x\text{방향} : uC_i - K_{xx}\left[\frac{\partial C_i}{\partial x}\right] = uC_{ib} \dots\dots\dots(10)$$

$$y\text{방향} : vC_i - K_{yy}\left[\frac{\partial C_i}{\partial y}\right] = vC_{ib} \dots\dots\dots(11)$$

여기서 C_{ib}는 경계에서 i물질의 농도이다.

'flux boundary condition'을 사용할 경우에는 모델내부로 유입되는 대기오염물질량이 모델전체농도를 결정하는데 중요한 영향을 미치게 된다. 모델내부로 유입되는 대기오염물질의 양을 계산하기 위하여서는 모델구간 외부에서 대기오염물질 농도를 파악하여야 한다. 모사 기간 중에는 편서풍이 주풍향이므로 구간 밖에서 모델내부로 유입되는 경계는 모델의 좌편경계 즉 중국내에 있는 경계이다. 모델구간 좌편에도 인구밀도가 높고 이에 따른 난방연료사용 및 화전 등에 의한 대기오염물질 배출은 물론이고 산업활동에 의한 대기오염물질 배출도 많으리라 예상된다. 이지역의 농도측정치를 현재 구할 수 없으므로, 본 연구에서는 Cho et al.(1988) 연구에서 사용한 청정지역의 대표적인 배출량을 선정하여 대기오염물질의 일변화가 뚜렷한 주기성을 띄울 때까지 1차원 모델을 돌려 나온 결과를 경계조건으로 하였다. 모델의 검증은 주로 일차대기오염물질을 중심으로 이루어지는데, 모델구간외부의 중국에서 배출된 대기오염물질이 한국내부의 일차대기오염물질 농도에 미치는 영향은 무시할 만큼 적다고 사료되므로 모델 검증에는 영향을 주지 않으리라 추정된다. 위와 같은 방법으로 산출된 모델구간 외부에서 주요 화학종의 시간별 수직농도 분포는 <그림 4>와 같다.

4.4 초기조건

Eulerian 대기질 모델은 1일-7일 정도의 단기간을 대상으로 하고 있으므로 초기조건이 모델의 정확성에 크게 영향을 미친다. 특히 첫 6시간은 초기조건에 의하여 대기오염물질 농도가 주로 결정된다. 시간이 지나면 초기에 존재하던 대기오염물질이 모델구간외부로 유출하고 모델구간외부에서 유입되는 대기오염물질과 모델구간내부에서 배출되는 대기오염물질의 중요성이 증대하면서 초기조건의 영향이 크게 감소한다.

본 연구에서는 측정치를 이용하여 초기조건을 계산하였다. 모델대상기간인 1989년 11월에 중국과 북한의 대기오염물질 측정자료는 없었으나 한국에는 51개 대기오염물질 자동측정소에서 측정된 매시간 기준대기오염물질의 농도측정자료가 있었다. 한

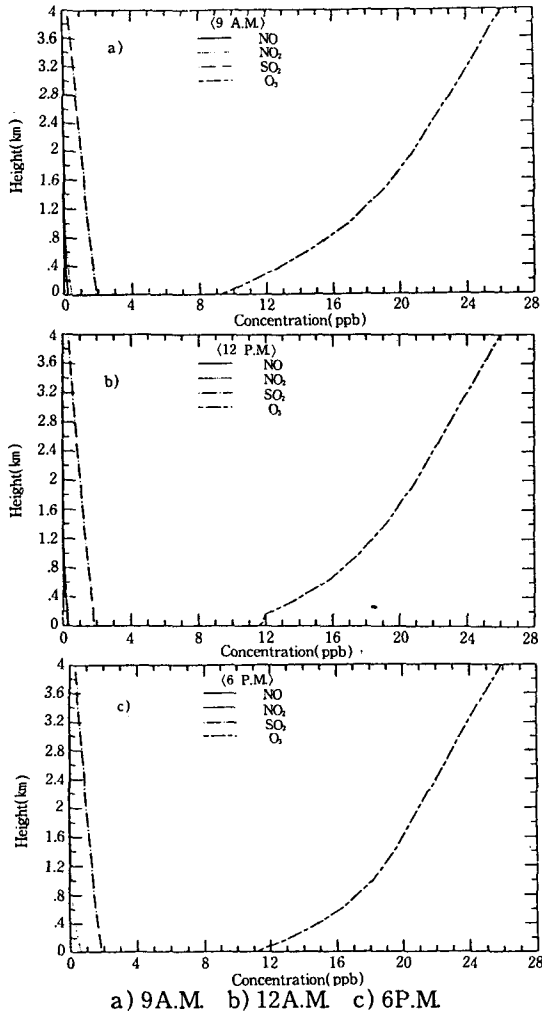


Fig. 4. The major Chemical species concentration profiles outside of Model domain.

국내에 위치한 51개 대기오염물질 자동측정소의 위치는 <그림 1>과 같다. 측정소의 갯수는 51개로 한국전체를 관측하는데 부족하지 않은 숫자이나 경인 지역에 25개소, 부산, 경남지역에 14개소가 위치하는 등 대도시에 편중되어 있다. 측정소가 한국전 지역에 골고루 분포되어 있지 않으므로 선형 보간법을 사용하면 보간할 격자점은 많은데 측정소가 없거나 하나씩 있는 강원도, 전라도, 경북, 충청도 지역의 격자점을 보간하는데 많은 오차를 갖게되므로 이는 적절하지 않아서 inverse r square interpolation을 사용하였다. Inverse r square interpolation은 다음과 같은 수식으로 나타낼 수 있는데, 각 격자점에서 농도는 격자점 주위의 측정소와의 거리의 제곱의 역수를 가중치로 적용하여 사용한다.

$$C_{i,x,y} = \frac{\sum_{j=1}^n w_j C_j^i}{\sum_{j=1}^n w_j} \dots\dots\dots(12)$$

$$w_j = \frac{1}{r_j^2}$$

여기서, r_j 는 j번째 측정소와 대상격자(x,y)간의 거리, C_j^i 는 j번째 측정소에서 관측된 i물질의 농도, $C_{i,x,y}$ 는 대상격자(x,y)에서의 i물질의 농도, n는 측정소의 갯수이다.

중국과 북한의 측정자료가 결여되어 있으므로 서울시의 측정소 자료중 도심지역을 대표하는 광화문 자료를 중국의 대도시인 북경과 천진의 측정소 자료로서 사용하였고, 그밖의 공업도시인 연태, 위해, 청도, 연운항 등은 서울의 측정소 자료중 공업지역을 대표하는 구로동 자료를 사용하였다. 황해지역 역시 측정자료가 없어서 황해의 중심부지역에서 SO₂ 농도 10ppb, NO₂ 농도 5 ppb를 가정하였다. 이와 같이 측정소가 없는 지역에 대기오염물질 농도를 선정한 연후에 inverse r square interpolation을 하여 얻어진 지면에서 주요 대기오염물질 등농도 곡선은 <그림 5>과 같다.

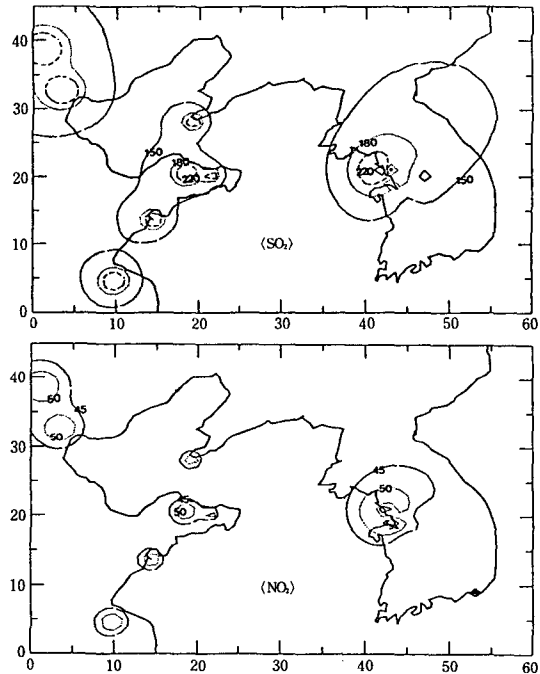


Fig. 5. The initial concentration contours of SO₂ and NO₂ on the surface in ppb.

<그림 5>에서 나타난 모델 초기 SO₂와 NO₂ 농도

는 서울을 비롯한 수도권지역에서 높게 나타났다. SO₂는 단기환경기준치가 150ppb인데 수도권 지역에서 이를 초과하고 있으며 NO₂는 단기환경기준치인 150ppb를 초과하지는 않고 있으나 장기환경기준치인 50ppb를 초과하는 것으로 나타났다. 이는 모델초기에 한국내 바람속도가 1m/sec 이하로 작게 나타났고 초기조건이 주어진 시각이 지역시간으로 9A.M이어서 대기가 안정하기 때문이다. 중국지역의 대기오염정도는 한국내와 유사하게 나타났는데 이는 중국의 주요도시 대기오염정도를 서울의 구로동, 광화문과 같다고 가정하였기 때문이다. 실제 모델 초기에 중국내륙지역에는 공기흐름이 원활하지만 대기오염물질 배출량은 한국보다 많으리라 예상되므로 중국과 한국의 대기오염정도가 유사하다는 가정은 타당하다고 사료된다. 중국내 측정자료의 부족으로 인하여 이와 같은 결과를 검증할 수는 없다. 초기조건이 모델 모사 초기 6~12시간에 주요한 역할을 함으로 중국의 대기오염도 관련자료를 구하여 모델에 반영시키는 작업은 중요하다 할 것이다.

위와 같은 절차를 거쳐서 지표층에서 대기오염물질농도가 결정되면 외삽법을 사용하여 고공에서 대기오염물질 농도를 추산하여야 한다. 본 연구에서는 다음과 같은 기하함수를 사용하여 외삽하였다.

$$C(z) = C_g \exp\left(-z \frac{\Delta H}{HT}\right) \dots\dots\dots(13)$$

여기서, C_g는 지표층에서의 오염물질의 농도, C(z)는 높이 z에서의 오염물질의 농도, HT는 외삽보정계수이다. 외삽보정계수값이 적으면 대기오염물질은 낮은 고도에만 국한되고, 외삽보정계수 값이 크면 높이가 높아질때 대기오염물질농도가 서서히 감소한다. 외삽보정계수는 대기오염물질의 특성과 대기안정도에 따라서 선정되어야 한다. 대기오염물질의 특성상 제1차 대기오염물질의 고농도 지역은 지표 근처에 국한되고 제2차 대기오염물질은 수직적으로 보다 골고루 분포되어 있어서 높이에 따른 농도의 감소정도가 적다. 따라서 제1차 대기오염물질의 외삽보정계수는 제2차 대기오염물질의 외삽보정계수보다 1.5~2배 작게 선정하는 것이 보통이다. 일반적으로 외삽보정계수는 제1차 대기오염물질의 경우는 2000을 선정하고 제2차 대기오염물질의 경우는 3,500을 선정하는 것이 보통이나 본 연구에서는 지표층에 오염물질의 농도를 국한 시키기 위해서 일반적인 외삽보정계수값에 0.5배하여 사용하였다. 본 연구에서 사용된 외삽보정계수의 값은 <表 4>와 같다.

Table 4. The value of extrapolation modification number(HT) for various chemical species.

species	HT	Propane	1000.	xylene	1000.	HONO	1000.
NO	1000.	alkane	1000.	MEK	1000.	HCHO	1000.
NO ₂	1000.	propene	1000.	CH ₃ COCH	1000.	CH ₃ CHO	1000.
HNO ₃	1750.	butene	1000.	PAN	1000.	RCHO	1000.
NH ₃	1000.	ethene	1000.	ppN	1000.	ARCHO	1000.
SO ₂	1000.	benzene	1000.	El- NO ₂	1000.	CH ₃ COCHO	1000.
SULFATE	1750.	cresol	1000.	PBZN	1000.	DIAL	1000.
O ₃	5. × 10 ⁷	toluene	1000.	H ₂ O ₂	1000.	CHOCHO	1000.

4.5 기상변수의 결정

수직소용돌이 확산계수와 전조 침착속도를 산출하기 위해서는 먼저 u(friction velocity), z₀(roughness length), Monin-Obukhov length, 대기안정도등의 기상 변수가 결정되어야 한다. 이러한 기상변수를 계산하기 위하여 본 연구에서 사용된 방법은 다음과 같다.

u, z₀의 결정

지표근처에서의 u(friction velocity)는 난류소용돌이의 척도인데, 다음과 같이 정의된다.

$$u^2 = \frac{\tau_0}{\rho_{air}} = -\overline{uw} \dots\dots\dots(14)$$

여기서 τ₀는 경계층의 단위 면적당 전단응력이고 ρ_{air}는 대기의 밀도이다. K-theory approximation와 Monin-Obukhov similarity를 이용하면 식(14)의 momentum flux \overline{uw} 는 아래와 같이 나타낼 수 있다.

$$u_* = \frac{kuz(r)}{\int_{z_0}^{z_1} \phi_m\left(\frac{z}{L}\right) \frac{dz}{z}} \dots\dots\dots(15)$$

k는 von Karman 상수이고 z은 기준높이인데, 본 연구는 지표층의 높이인 11m를 선정하였다. z₀(roughness length)는 수평방향의 속도가 0이 되는 높이이고 지표의 종류에 따라서 달라지는데 본 연

구에서는 바다를 제외한 지역에서는 <表 5>의 Panofsky and Dutton(1984)에 의해 보고된 값을 사용하였고, 지표의 종류가 바다일때에는 Hicks and Liss(1976)에 의해 유도된 식을 사용하였다.

$$z_0 \text{ water} = 0.016u_*^2/g + \nu / (9.1u_*) \dots\dots\dots(16)$$

여기서 ν 는 동점성 계수이다.

Businger et al.(1971)은 실측치를 이용하여 다음과 같이 ϕ_m 구하였다.

$$\phi_m\left(\frac{z}{L}\right) = \begin{cases} 1 + 4.7\left(\frac{z}{L}\right) & ; \frac{z}{L} > 0 \\ 1 & ; \frac{z}{L} = 0 \\ 1 - 15\left(\frac{z}{L}\right)^{-1/4} & ; \frac{z}{L} < 0 \end{cases} \dots\dots(17)$$

대기 안정도 및 Monin-Obukhov length

대기의 안정도는 난류의 세기를 나타내는 주요한 인자이다. MM4에서는 수직방향의 온도분포를 산출하나, 정확성이 결여되어 대기 안정도 산출에 사용되기에는 부적당하다. 따라서 본 연구에서는 풍속과 햇볕의 강도만을 고려하여 대기 안정도를 구하는 Pasquill의 Stability class(1961)를 사용하였다. 난류의 척도인 Monin-Obukhov length는 다음 식을 이용해서 계산하였다.

$$\frac{1}{L} = a + b \log z_0 \dots\dots\dots(18)$$

여기서 a, b는 대기 안정도에 따른 상수인데, Golder(1972)가 제시한 값을 사용하였다.

Table 5. Surface roughness and SO₂ surface resistance(s/m).

Land-use	Season	z ₀	Insolation(Watts/m ²)				
			>400	200~400	0~200	Night	Wetted
Urban	Spring	1.00	1000	1000	1000	1000	1000
	Summer	1.00	1000	1000	1000	1000	0
	Early Fall	1.00	1000	1000	1000	1000	1000
	Late Fall	1.00	1000	1000	1000	1000	1000
	Winter	1.00	200	200	200	200	200
Agriculture	Spring	0.03	50	60	75	100	0
	Summer	0.25	70	120	200	500	0
	Early Fall	0.10	500	500	500	500	100
	Late Fall	0.005	50	50	50	50	50
	Winter	0.001	100	100	100	100	100
Deciduous Forest	Spring	1.00	100	200	400	1000	0
	Summer	1.00	60	130	300	1000	0
	Early Fall	1.00	1000	1000	1000	1000	500
	Late Fall	1.00	1000	1000	1000	1000	500
	Winter	1.00	1000	1000	1000	1000	1000
Coniferous Forest	Spring	1.00	150	240	400	1000	0
	Summer	1.00	150	240	400	1000	0
	Early Fall	1.00	800	800	800	800	100
	Late Fall	1.00	800	800	100	1000	100
	Winter	1.00	500	500	500	500	500

4.6 소용돌이 확산 계수 (Eddy diffusivity)

난류확산을 나타내는 소용돌이 확산계수는 대기의 난류정도에 의해서 결정된다. 수평방향의 물질 전달은 주로 바람에 의한 반면에 수직방향의 물질 전달은 난류확산에 의하여 일어나므로 수직소용돌이 확산계수(K_{zz})를 수평소용돌이 확산계수(K_{xx}, K_{yy})보다 정확히 산출하여야만 한다. 본 연구에서는 아래와 같이 수직소용돌이 확산계수를 대기 안

정도 별로 산출하고 수평소용돌이 확산계수(K_{xx}, K_{yy})는 수직소용돌이 확산계수보다 5배 크다고 가정하였다.

불안정상태

불안정상태에서는 혼합층의 높이 Z_i와 convective velocity scale w_c에 의하여 다음과 같이 수직소용돌이 확산계수를 계산한다(Lamb et al., 1977).

$$\frac{K_{zz}}{w_* Z_i} = \begin{cases} 2.5 \left(k \frac{z}{Z_i} \right)^{4/3} [1 - 15(z/L)]^{1/4} & 0 \leq \frac{z}{Z_i} < 0.05 \\ 0.021 + 0.408 \left(\frac{z}{Z_i} \right) + 1.351 \frac{z^2}{Z_i^2} & 0.05 \leq \frac{z}{Z_i} \leq 0.6 \\ -4.096 \frac{z^3}{Z_i^3} + 2.560 \frac{z^4}{Z_i^4} & 0.6 < \frac{z}{Z_i} \leq 1.1 \\ 0.2 \exp \left[6 - 10 \frac{z}{Z_i} \right] & \frac{z}{Z_i} > 1.1 \\ 0.0013 & \end{cases} \dots\dots\dots(19)$$

여기서 Z_i 는 혼합층의 높이, convective velocity scale $w_* = \left(\frac{-1}{k} \frac{Z_i}{L} \right)^{1/3}$ 이다.

중립상태

Shir(1973)가 1차원의 turbulent transport model 을 사용하여 도출한 다음 관계식을 사용하였다.

$$K_{zz} = k u_* z \exp \left(- \frac{8 f z}{u_*} \right) \dots\dots\dots(20)$$

여기서 fz 는 coriolis parameter이다.

안정상태

중립상태에서는 Rober A. Harley et al.(1993)은 안정상태에서 다음과 K_{zz} 를 계산하였다.

$$K_{zz} = \begin{cases} \frac{k u_* z}{K_L} & \text{for } z < L \\ \frac{0.74 + 4.7(z/L)}{K_L} & \text{for } L \leq z < Z_i \\ 0.05 K_L & \text{for } z \geq Z_i \end{cases} \dots\dots\dots(21)$$

여기서 K_L 은 높이가 Monin-Obukhov length와 같을 때 수직소용돌이 확산계수값이다.

4.6 소용돌이 확산계수 계산결과

(그림 6)은 서울시의 1984년 11월 25일 아침 9 시에서 저녁 4시까지의 수직소용돌이 확산계수를 그린 것이다. 해가 뜨지 2시간이 지난 9시에는 지표가 서서히 가열되어 대기의 수직 운동이 활발해지기 시작하는 때이고 이때 수직소용돌이 확산계수의 시간 최대값은 50정도를 나타내고 있다. 아침 10시와 11시는 햇볕이 점점 강해지고 태양의 고도가 높아 지므로 대기의 불안정 정도가 커져서 수직 소용돌이 확산계수의 최대값이 커지고 있는 것을 볼 수 가 있다. 정오는 햇볕의 강도가 가장 세고, 태양의 고도도 하루중 제일 높을 때이므로 대기의 불안정 정도도 가장 크다. 그러므로 수직소용돌이 확산계수의 최대값이 350으로 하루중 가장 큰 값을 나타내고 있다. 오후 1-3시는 햇볕의 강도가 정오를 지나면서 서서히 약해지고 태양의 고도도 낮아

지면서 대기의 불안정 정도도 줄어들어서 수직소용돌이 확산계수의 최대값이 50으로 떨어지고 있음을 볼 수 있다. 오후 4시는 해가 지기 한시간 전으로 대기의 안정도가 커져서 수직소용돌이 확산계수의 최대값이 10정도로 떨어졌다. 해가 지고난 후에는 대기가 안정되어서 수직소용돌이 확산계수값이 0에 가깝게 나타나므로 그림으로 나타내지는 않았다.

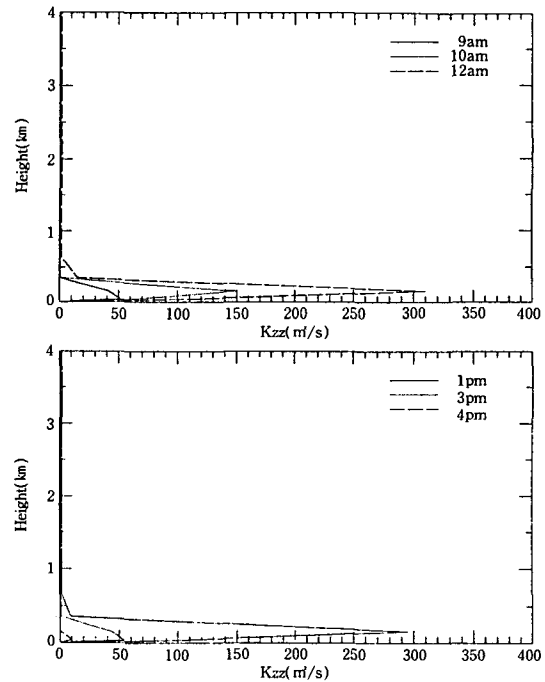


Fig. 6. The vertical eddy diffusivity profiles in Seoul.

4.7 건조침착속도 (dry deposition velocity)

건조침착속도는 대기오염물질이 표면에 침착되는 속도이다. Eulerian 대기질 모델은 모델의 하단이 지표로부터 10-40meter 떨어져 있는 것이 보통이므로, 건조침착속도를 계산하기 위하여서는 지표층에서 지표까지 저항(aerodynamic resistance)과 지표에서 대기오염물질 흡수 및 흡착때 발생하는 저

항(surface resistance)을 고려하여야 한다. 모델구간의 하단에서 지표까지 저항은 다시 aerodynamic resistance와 sublayer resistance로 나뉜다. 건조침착속도는 위의 세가지 저항을 이용하여 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$v_{g,i} = \frac{1}{R_a + R_b + R_s} \dots\dots\dots(22)$$

R_a (aerodynamic resistance)는 지표층에서 층류기저층(laminar sublayer) 상단 사이에 위치한 난류경계층(turbulent boundary layer)에 의한 저항인데, 아래식과 같이 함수로 나타낼 수 있다.

$$R_a = \frac{\ln(z/z_0) - \Psi_b}{ku_s} \dots\dots\dots(23)$$

여기서 Ψ_b 는 the stability correction function으로 대기안정도에 따라서 식(24)과 식(25)으로 나타낼 수 있다.

$$\Psi_b = \exp\left\{0.598 + 0.39 \ln\left(\frac{z}{L}\right) - 0.09 \left[\ln\left(-\frac{z}{L}\right)\right]^2\right\} \quad (0 > \frac{z}{L} < -1) \dots\dots\dots(24)$$

$$\Psi_b = -5 \frac{z}{L} \quad (0 < \frac{z}{L} < 1) \dots\dots\dots(25)$$

R_b (sublayer resistance)는 대기오염물질이 층류기저층(laminar sublayer)을 통과할 때 발생하는 저항으로 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$R_b = \frac{2}{ku_s} \left[\frac{\lambda}{D_0} \right] \dots\dots\dots(26)$$

여기서 D_0 는 i물질의 확산계수이고, λ 는 열전도계수이다.

이상의 식은 지표가 육지일 때 적용하여 건조침착속도를 계산하였으며, 지표가 바다일 때에는 Hicks와 Liss(1976)가 제안한 다음식을 사용하여 건조침착속도를 계산했다.

$$(R_a + R_b) = \frac{\ln(ku_s z / D_0) - \Psi_b(z/L)}{ku_s} \dots\dots\dots(27)$$

이와 같이 해수면에서는 sublayer resistance와 surface resistance를 하나의 저항으로 간주하는 것은 해수면의 특성상 sublayer resistance와 surface resistance가 해수의 유동과 밀접한 관련이 있기 때문이다.

surface resistance는 대기오염물질이 지표에 흡수 또는 흡착되는데 대한 저항을 언급하는데, 대기오염

물질의 종류와 지표의 종류에 따라서 크게 다르게 나타난다. 본 연구에서는 지표의 종류를 도시지역, 농업지역, 침엽수림지역, 활엽수림지역, 바다 등의 5가지로 구분하였으며 본 모델 구간내 지표종류별 분포는 <그림 7>과 같다.

해수면을 제외한 지표종류별 surface resistance는 각 지표의 종류에 따른 건조침착속도를 측정한 실험결과에서 aerodynamic resistance와 sublayer resistance에 의한 영향을 빼는 방법으로 추산한다. 그러나 기존 연구는 SO₂와 sulfate에 관한 연구가 많은 반면 다른 대기오염물질에 대한 연구는 거의 없는 실정이다. SO₂의 surface resistance는 Panofsky and Dutton(1984)등이 정리한 <표 5>를 사용하였고, 물에 용해가 잘되는 HNO₃, NH₃, H₂O₂, HCHO, CH₃CHO등은 surface resistance가 없다고 간주하였다. 또한 NO₂는 SO₂의 surface resistance의 2배, 그외 NO, O₃와 모든 탄화수소계물질은 SO₂ surface resistance와 같은값을 사용하였다. 위 식은 aerosol 상태로 존재하는 sulfate를 제외한 모든 대기오염물질에 적용된다.

sulfate는 aerosol 상태로 존재하므로 다른 기체상 물질과 건조침착과정이 다르므로 건조침착을 나타내는 식도 다르다. 본 연구에서 sulfate의 건조침착속도를 계산하기 위해 R_b 와 R_s 를 하나의 항으로 하여 Wesely(1985)가 제안한 식을 사용하였다.

$$(R_b + R_s) = v_{g, \text{sulfate}}^{-1}$$

$$v_{g, \text{sulfate}} = \frac{u_*}{500} \quad r_b \geq 0 \dots\dots\dots(28)$$

$$v_{g, \text{sulfate}} = \frac{u_*}{500} \left[1 + \left(\frac{300}{-L} \right)^{2/3} \right] \quad r_b < 0$$

여기서 $v_{g, \text{sulfate}}$ 는 sulfate의 건조침착속도이다.

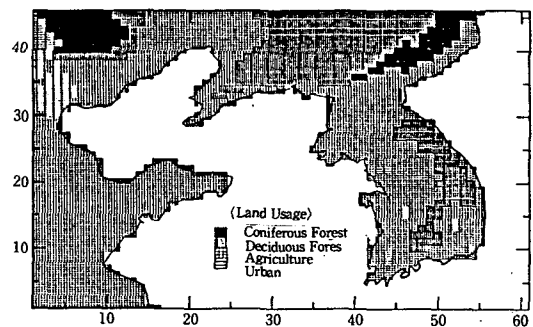


Fig. 7. Land usage map

<그림 8-a, b>는 HNO₃의 건조침착속도분포를 나타내는데 앞에서 설명한 바와 같이 HNO₃의 surface

resistance는 0이다. 그러므로 HNO_3 의 건조침착속도는 aerodynamic resistance와 sublayer resistance에 의해서만 결정된다. <그림 8-a>가 보여주는 바와같이 건조침착속도는 지표의 영향으로 인하여 농촌지역이 다른 침엽수림, 활엽수림, 도시보다 낮다. 이는 농촌지역의 roughness length(z_0)가 0.005인데 반해 다른지역은 약 200배가 큰 1이므로 식(23)의 aerodynamic resistance값이 농촌지역이 다른 지역보다 크게 되기 때문이다. 같은 농촌지역이더라도 건조침착속도가 높은 곳이 있고 낮은 지역이 있는데 이는 <그림 3>의 바람장에서 보듯이 풍속에 의한 차이이다. 지표의 성질이 같을때라도 풍속의 차이에 의하여 건조침착속도가 다를 수 있다.

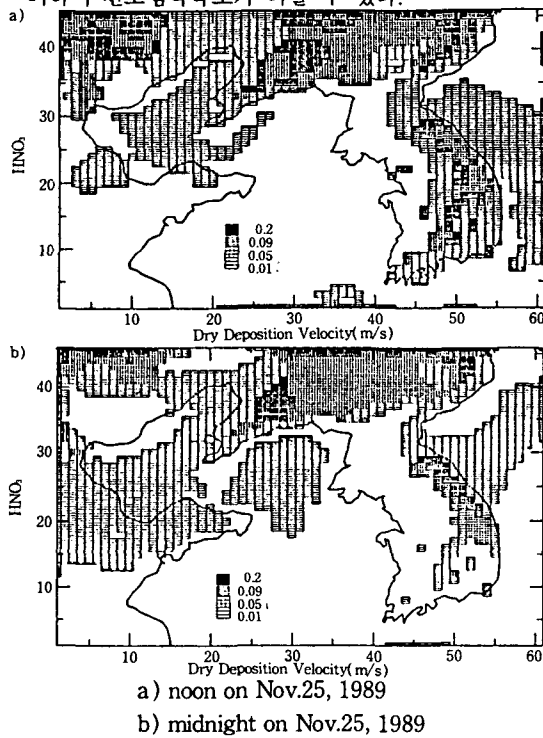


Fig. 8. The calculated dry deposition velocity distributions for HNO_3 .

<그림 9-a, b>는 정오와 자정때 SO_2 의 건조침착속도분포를 나타낸 것이다. SO_2 의 경우는 surface resistance가 가장 커서 이에 의하여 건조침착속도가 결정되고 surface resistance는 지표의 성질에 의하여 결정된다. <표 5>와 같이 농촌지역의 surface resistance는 50인데 반해 다른 지역의 surface resistance는 1000으로 약 20배이다. 그러므로 <그림 9-a>가 보여주듯이 HNO_3 와는 반대로 농촌지역과 바다의 건조침착속도가 활엽수림, 침엽수림, 도

시지역보다 더 높은 값을 갖고 있다.

<그림 10-a, b>는 sulfate의 건조침착속도를 나타낸 것이다. 식(27)에서 나타나듯이 sulfate의 건조침착속도는 friction velocity와 Monin-Obukhov length에 의해 결정된다. 따라서 지표의 종류는 무관해지고 바람의 속도와 대기안정도의 정도에 영향을 받는다. <그림 3>의 바람장의 형태와 <그림 10-a>와 <그림 10-b>의 건조침착속도의 분포가 거의 유사함을 알 수 있다.

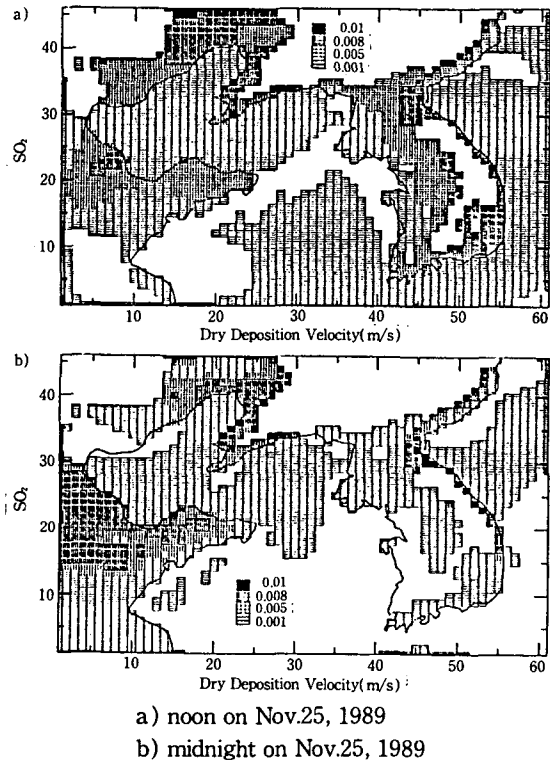


Fig. 9. The calculated dry deposition velocity distributions for SO_2 .

<그림 8-10>은 각각 정오와 자정 두가지 경우의 건조 침착속도를 나타내었는데 대체로 낮보다 밤의 건조침착속도가 낮은 것으로 나타났다. 이는 밤의 건조침착속도가 낮의 건조침착속도보다 낮다고 보고한 J. C. Walcek et al.(1985)의 연구와 잘 일치한다.

5. STEM II의 모사 결과

본 연구에서는 HP735 workstation을 사용하였으며 32시간 모사에 4시간의 CPU가 소요되었다. 모사 결과를 4개지점의 실측치와 비교하여 <그림 12>~<그림 15>에 나타내었으며 비교된 지점은 <그림

11)에 명시되어 있다. 서울 지역 1은 서울의 서쪽 지역이고, 서울지역 2는 서울의 동쪽지역이다. 자동 측정망에서 얻어진 실측치를 inverse r square method로 보간하여 구하였다.

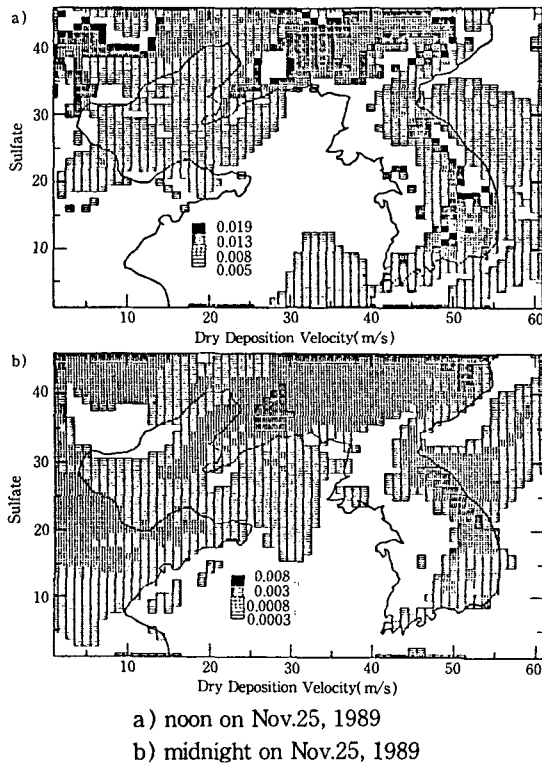


Fig. 10. The calculated dry deposition velocity distributions for sulfate.

5.1 모사 결과의 검증

〈그림 12〉는 SO₂의 모델예측치와 실측치를 나타낸 것이다. 일차오염물질인 SO₂는 해가 뜨면 혼합이 활발하여지고 광화학 반응으로 소멸되는 속도도 빨라져서 SO₂ 농도가 감소하다가 해가 지면서 SO₂ 농도가 증가한다. 밤에는 광화학반응이 없고 〈그림 9〉에 나타난 바와 같이 전조침착속도가 느려지고 무엇보다도 주된 원인은 〈그림 6〉에 나타난 바와 같이 소용돌이 확산계수가 밤에는 적으므로 난류확산이 적어서 배출원 근처에 SO₂ 농도가 높게 나타나게 된다. 이것이 서울과 인천에서 SO₂농도가 높게 나타난 주요 이유이다. 초기조건의 오차로 인하여 인천, 서울(1), 서울(2) 모두 모델 예측치가 실측치를 크게 초과하고 있으나 20시간이 경과하면서 모델 예측치가 실측치와 일치하게 나타나고 있고 뚜렷한 일변화를 보여주고 있으며 모델예측치도 유사한 변화를 보인다. 부산은 바람이 강하여 뚜렷한

일변화가 나타나지 않으며 모델 예측치가 실측치와 잘 일치되고 있다.

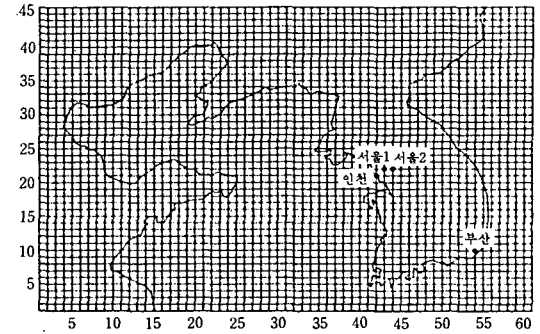
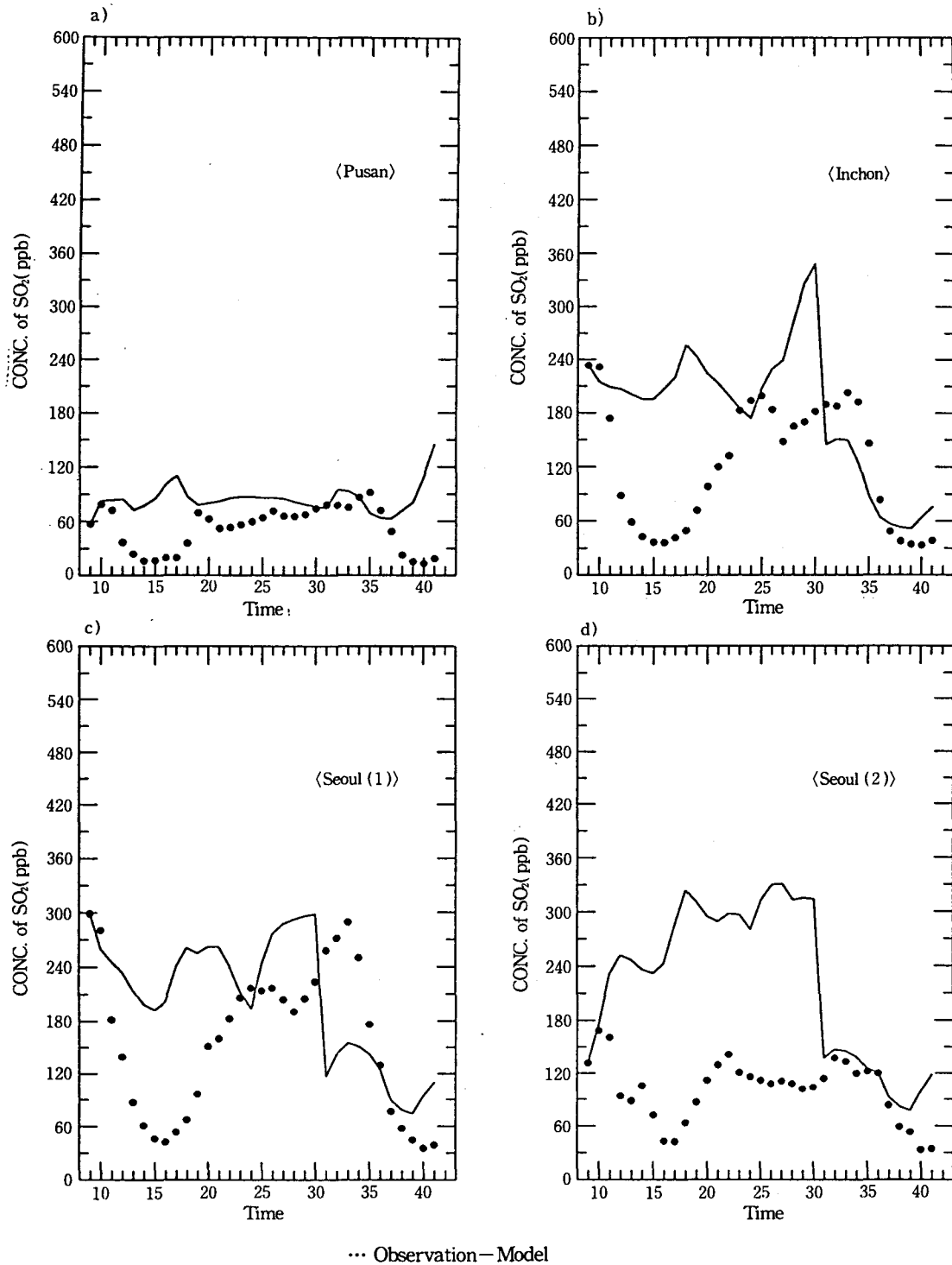


Fig. 11. Locations chosen for comparison between model predictions and measurements.

〈그림 13〉은 NO의 모델예측치와 실측치를 나타낸 것이다. 일차오염물질인 NO는 일차오염물질인 SO₂와 유사하게 일변화를 한다. 이중 전형적인 일변화를 나타내 주는 것은 〈그림 13-b〉 인천의 경우인데, 주요염원인 이동배출원이 가장 활발한 아침 출근시간에 NO의 농도가 높게 나타나고 햇볕이 강하여 대기 혼합이 활발하고 광화학반응이 활발한 오후에 NO가 NO₂로 변환되면서 NO의 농도가 감소하다가 해가 지면서 광화학 반응이 줄어들고 저녁 퇴근 시간에는 다시 NO가 증가한다. 실측치와 모델 예측치는 모두 동일한 경향은 보여준다. SO₂경우와 같이 서울(1)과 서울(2)에서는 초기조건의 오차에 의하여 모델초기에 모델 예측치가 실측치를 크게 초과하나 20시간 정도가 지나면 예측치가 실측치와 거의 일치하게 나타났다. 부산에서는 바람이 강하여 모델예측치와 실측치가 모두 낮으며 일변화가 적게 나타나고 있다.

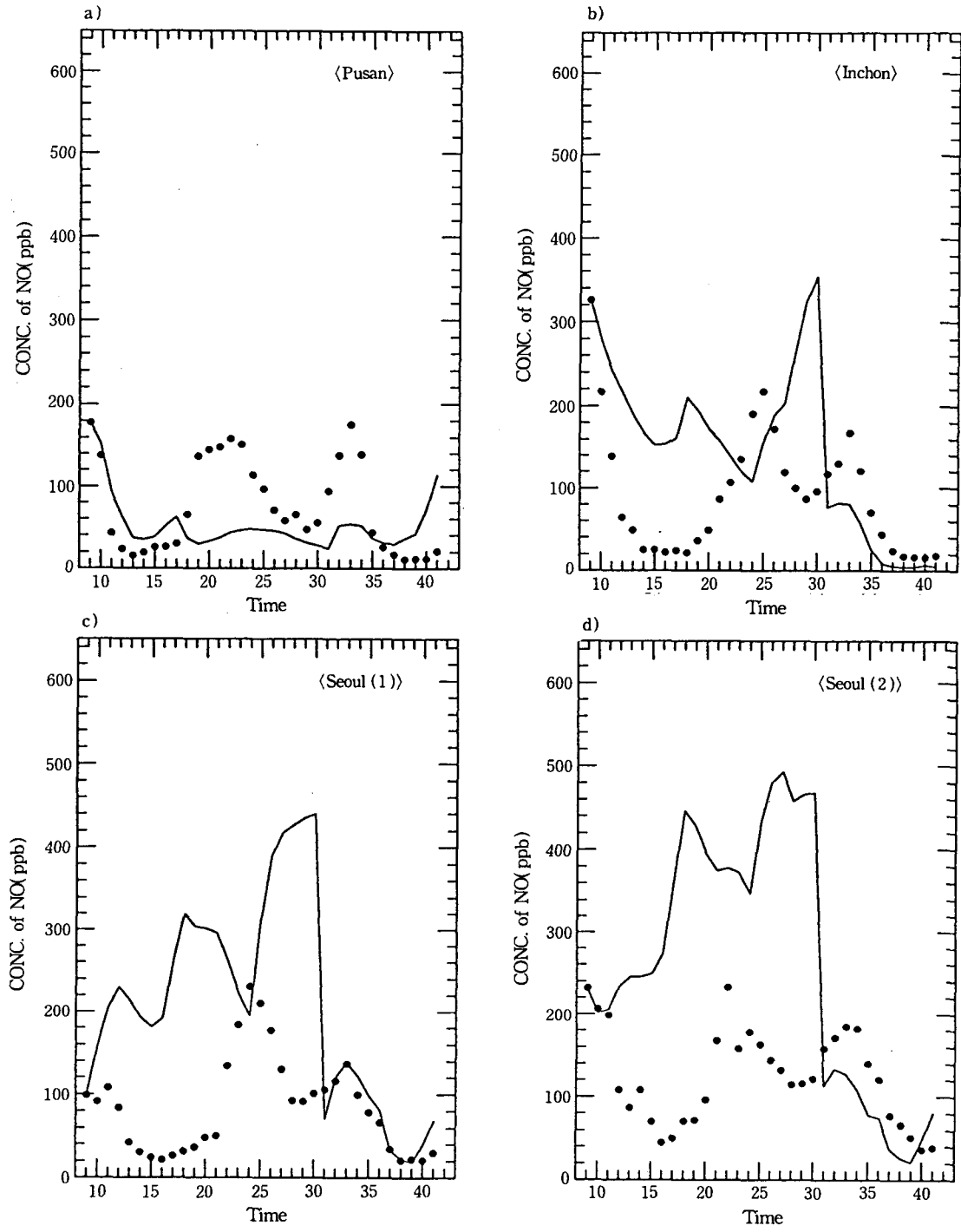
〈그림 14〉는 NO₂의 모델예측치와 실측치를 나타낸 것이다. NO₂는 NO가 산화되어서 형성되므로 아침에 농도가 증가한다. 그러나 〈그림 15〉에서 나타난 바와 같이 밤에는 O₃이 존재하지 않으므로 NO를 산화시키지 못하고 일부 탄화수소에 의한 산화만 일어나므로 따라서 NO₂의 농도는 완만하게 감소한다. 전지점에서 모델예측치와 실측치가 잘 일치하고 있다. 이렇게 하여 형성된 NO₂는 OH기와 반응하여 산성물질인 HNO₃를 형성한다.

〈그림 15〉는 O₃의 모델 예측치와 실측치를 나타낸 것이다. O₃는 햇볕의 강도가 강해지는 낮에 최대 값을 갖고 밤에는 NO와 반응하여 NO₂를 형성하면서 0에 가까운 값을 갖는다. 오존이 밤에 적게 나타난다는 점은 실측치와 모델 예측치가 일치하나, 밤



a) Pusan b) Incheon c) Seoul 1 d) Seoul 2

Fig. 12. Comparison between model predictions and measurements of NO.



... Observation-Model

a) Pusan b) Incheon c) Seoul 1 d) Seoul 2

Fig. 13. Comparison between model predictions and measurements of NO₂.

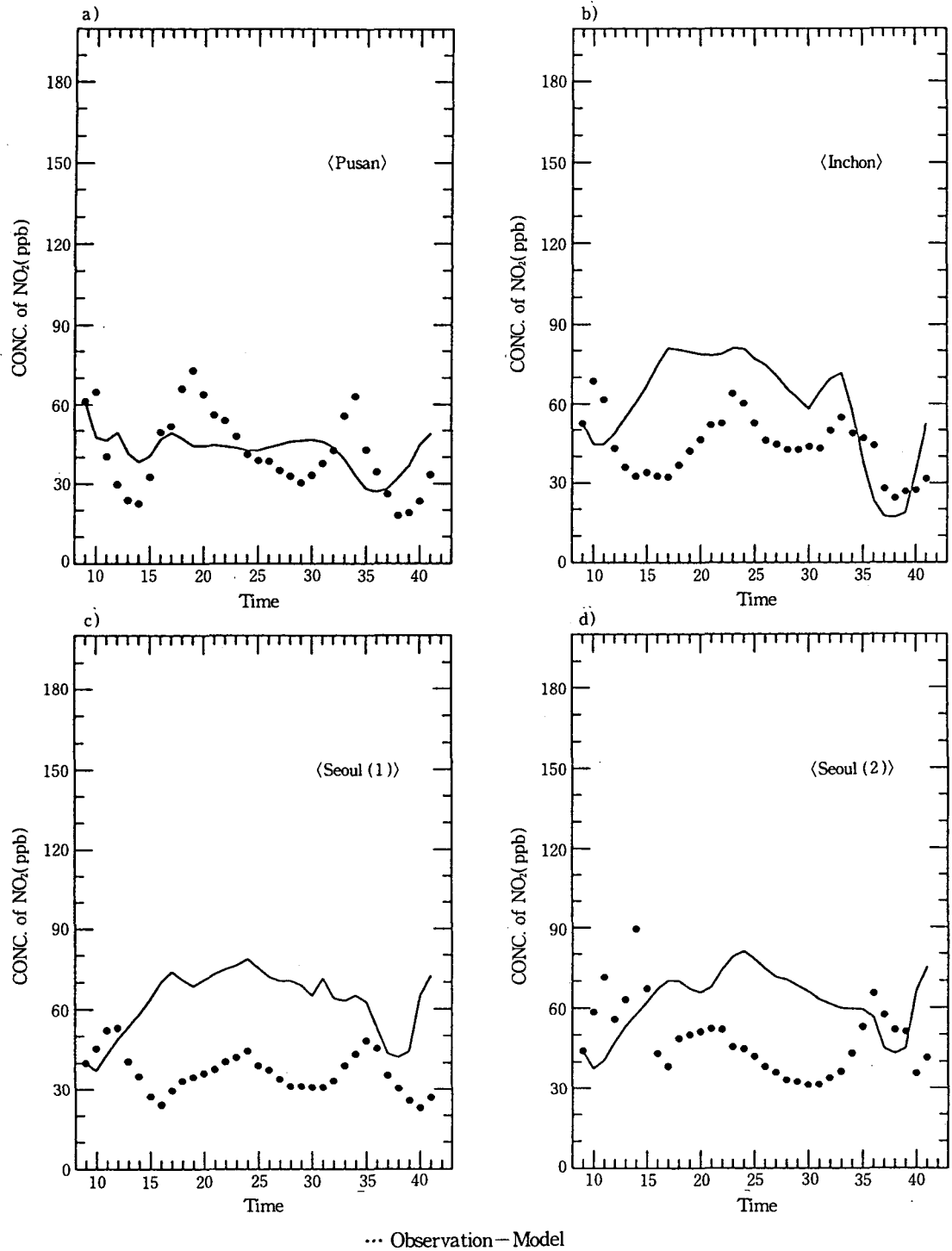
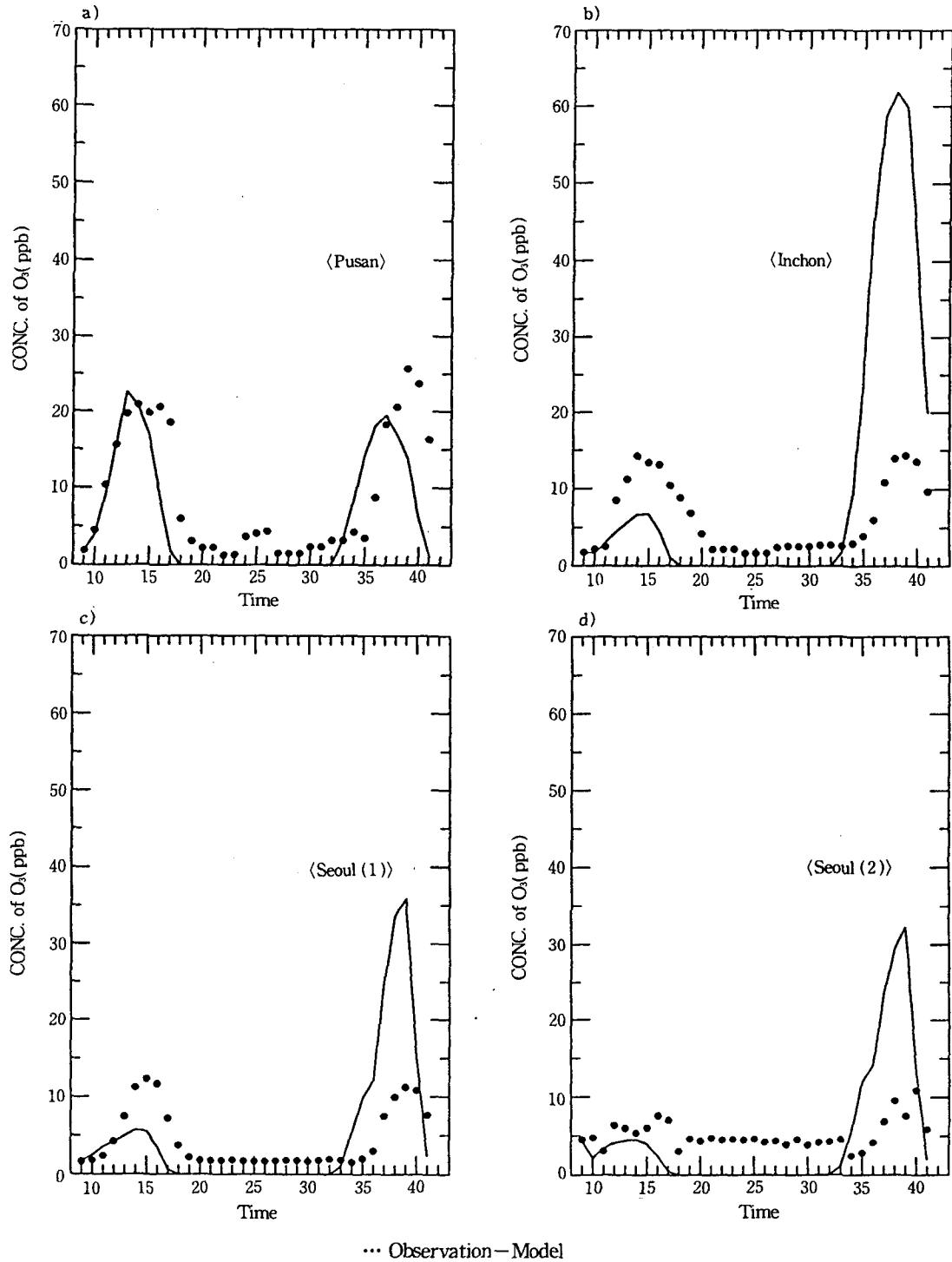


Fig. 14. Comparison between model predictions and measurements of SO₂



a) Pusan b) Incheon c) Seoul 1 d) Seoul 2
 Fig. 15. Comparison between model predictions and measurements of O_3

에는 실측치가 약 2-5ppb 정도인 반면 모델 예측치는 0ppb에 접근하게 나타났다. 이는 오존의 농도가 낮아서 실측치에 오차가 있고 광화학기조가 밤에 유기물에 의해서 생성되는 오존량을 정확하게 계산하지 못하기 때문이다. 그러나 이와 같이 낮은 농도의 오존은 대기의 산화력에 영향을 미치지 못하므로 실측치와 모델 예측치의 차이의 중요성은 적다. 실측치와 모델 예측치는 4개 지점 모두 낮 3시쯤에 최대치를 갖고 밤에는 10ppb미만의 값을 갖는다. 둘째날에 모델 예측치가 실측치보다 높은 값을 갖는 것을 제외하고는 그경향은 거의 일치하고 있다.

〈표 6〉은 대기오염물질의 생성/파괴/이동을 보여주는 물질수지인데, 각 항목에 해당되는 속도를 모델구간 전체를 대상으로 3차원 적분한 결과이다. 적분은 단순사다리꼴의 공식을 사용하였으므로 2~

10%의 오차가 발생하였다. NO는 배출량과 건조 침착한 양이 유사하나 모델외부로 유출과 광화학 반응으로 소멸되어 초기양이 20배정도 감소한 반면 NO₂는 건조침착량과 모델외부로 유출된양은 NO보다 크나 광화학 반응으로 생성되어서 NO보다 모델 구간내에 높은 농도로 존재한다. HNO₃는 초기농도는 0으로 가정하였으나, NO와 NO₂로부터 형성되어 32시간 뒤에총량이 NO, NO₂보다 많은 것으로 나타났다. HNO₃는 광화학반응에 의하여 형성되며 건조 침착에 의하여 소멸되거나 모델 외부로 유출된다.

SO₂는 건조침착된 양이 배출량보다 2배정도 큰 반면 광화학 반응으로 소멸된 양은 배출량의 반정도로 나타났으며 모델 외부로 유출된 양이 크게 나타났다. Sulfate는 주로 광화학 반응에 의해서 형성되며 그양이 건조침착된 양과 모델 외부로 유출된 양의 합보다 3배정도 크게 나타났다.

Tabel 6. Mass balance

Unit : ton

species	NO	NO ₂	HNO ₃	SO ₂	SULFATE
TOTAL MASS(t=0 hr)	.959E+5	.597E+5	.000E+00	.329E+6	.000E+00
TOTAL ADVECTION	-.190E+05	-907+05	-.309E+05	-.223E+06	-.359E+04
DRY DEPOSITION	.529E+04	.822E+04	.244E+05	.399E+05	.119E+04
SURF EMISSION	.715E+04	.192E+01	.000E+00	.194E+05	.000E+00
ELEV EMISSION	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+05	.000E+00
CHEM REACTION	-.827E+05	.459E+04	.830E+05	-.106E+05	.159E+05
TOTAL MASS(t=32hr)	.452E+03	.122E+05	.319E+05	.917E+05	.115E+05

6. 결 론

STEM II와 같은 종합적인 Eulerian 대기질 모델은 1차 대기오염물질과 2차 대기오염물질의 생성과 파괴를 설명할 수가 있어서 대기질을 결정하는 주요 인자를 밝히는데 사용될 수 있으나 많은 양의 입력자료를 요구한다는 단점이 있다. 본 연구에서는 국내에서 발표된 자료와 기상모델을 이용하여 입력 자료를 마련하였다. 배출원 자료의 정확성과 다양성이 크게 부족하고 측정치도 대도시에만 편중되어 있어서 경계치와 초기치를 정확히 산출할 수 없음에도 불구하고 모델 모사치는 실측치와 어느정도 일치하여 모델을 통한 대기질 평가가 가능하다는 것을 보여주고 있다. 주요 산성물질인 sulfate와 HNO₃농도의 측정치가 없어서 이의 검증은 하지 못하였다. 국내에서도 모델검증을 위한 대단위양의 측정이 이루어져야만 할 것이다. 본 연구에서 사용된 STEM II와 개발된 입력자료를 이용하여 중국 동해안에서 배출된 대기오염물질이 국내의 대기질에 미치는 영향을 현재 연구중이다.

사 사

본 연구는 과학기술처의 대기오염 종합관리 신기술 개발사업인 한국형 대기 확산 및 산성비 모델 정립 연구의 일환으로 진행되었습니다.

참 고 문 헌

- 강인구, 장성기 외 다수(1991) 대기오염물질의 장거리이동과 산성비 강하에 관한 연구(III), 국립환경연구원, 과학기술처 보고서.
- 강동근, 김선태, 김정욱(1992) 동북아시아 대기오염물질 장거리 이동에 관한 연구(I), 대기보전학회, 10. 30-31.
- 과학기술처(1992) 한반도의 3차원 미세 기상 자료 추출 연구(II)
- 과학기술처(1994) 한국형 대기확산 및 산성비 모델 정립연구(III)
- 국립환경연구원(1990) 국립환경연구원보
- 심상규, 박영산, 조석연(1992) 오일러리안 모델을

- 이용한 한중간 대기오염물질 이동 추산, 대기보전학회, 10, 30-31.
- 이상인, 조석연, 심상규(1993) 오일러리안 이동/확산/퇴적 모델을 이용한 한·중간 SO₂와 Sulfate 이동 연구, 대기보전학회, 4, 16-17.
- 환경처(1990), 한국환경연감
- Andrew H. Falls, Gregory J. Mcrae, and John H. Seinfeld (1980) Sensitivity and Uncertainty of Reaction Mechanisms for Photochemical Air Pollution, Journal of computational chemistry, XI, p.1137-1162.
- Anthes. 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
- Businger J. A., Wyngaard J. C., Izumi Y. and Bradley E. F. (1971) Flux-Profile Relationship in the Atmospheric Surface Layer., J. atmos. Sci., Vol 28, 181-189
- Carmichael, G.R., L.K.Peters, and R.D. Saylor (1991) The STEM II regional scale acid deposition and photochemical model, 25A, 2077
- Chang, J.S., R.A. Brost, I.S.A. Isaksen, S. Madronich, P. Middleton, W.R. Stockwell, and C.J. Walcek (1987) A three-dimensional eulerian model: physical concepts and formulation, J. Geophys. Res., Vol. 92, p 14681
- China(1990) Chinese Year Book
- Environmental Studies board (1983) Acid Deposition, National Academy Press, Washiton D. C.
- G. J. McRae, W. R. Goodin, and J. H. Seinfeld (1982) Numerical Solution of the Atmospheric Diffusion Equation for Chemically Reactiong Flows, J. Comput. Phys., Vol 45, p.1-42
- G. J. McRae and J. H. Seinfeld (1983) Development of a second generation mathematical Model for urban air pollution II - evaluation of model performance, Atmos. Environ, 17, 3, 501-522
- Golder, D. (1972) Relations among Stability Parameters in the Surface Layer, Boundary Layer meteorol., Vol 3, p.47-58, 1972
- Hicks B. B. and Liss P. S. (1976) Transfer of SO₂ and other Reactive Gases Across the Air-Sea Interface, Tellus, Vol. 28, p. 348-354
- Japan Central Research Institute of Electric Industry (1992) Research Resport No. T91019
- Lamb, R. G., and Duran, D. R. (1977) Eddy Diffusivities Derived from a Numerical Model of the Convective Boundary Layer, Nuov. Cimento, Vol 1C, 1-17
- Lurman, F.W., Lloyd, A.C. and Atkinson, R. (1986) A chemical mechanism for use in long range transport/acid deposition computer modelling, J. of Geophy. Res., 91, 10905
- National Institute of Science and Technology, Policy (1991) Analysis of the structure of energy consumption and the dynamics of emissions of atmospheric species related to the global environmental change in Asia, NISTEP report 21
- Pamofsky H. A. and Dutton J. A. (1984) Atmospheric Turbulence, Models and Methods for Engineering Applications, John Wiley
- Pasquill, F. (1961) The Estimation of the Dispersion of Windborne Material, Meteorol. Magazine, Vol 90, p. 33-49
- Robert A. Harley, A. G. Russell, G. J. McRae, G. R. Cass, and J. H. Seinfeld (1993) Photochemical Modeling of the Southern California Air Quality Study, Environ. Sci. Technol., Vol 27, p.378-388
- Sasalo. Y. (1970) Some basic formalisms in numerical variation analysis, Mon. Weath. Rev., 98, 875-883
- Seog-Yeon Cho, Young-Soo Chang, Gregory R. Carmichael (1988) An evaluation of the effect of reductions in ambient levels of primary Pollutants on Sulfate and nitrate wet deposition, Atmospheric Environment, 23, 1009-1031
- Shang-Gyoo Shim, Seog-Yeon Cho and Gregory R. Carmichael (1986) The Sensitivity of a 3-dimensional eulerian model to uncertainties in emissions and dry deposition velocities, Atmospheric Environment, 20, 1979-1987.
- Shir, C. C. (1973) A Preliminary Numerical Study of Atmospheric Turbulent Flows in the Idealized Planetary Boundary Layer, J. Atmos. Sci., Vol 30, p. 1327-1339
- SoonChang Yoon, KyungSun Park, and InGoo

- Kang (1992) Isentropic Analysis for the Long Range Transport of Yellow Sands in East Asia, Second IUAPPA Regional Conference on Air Pollution, Seoul, Korea, 12.
- U.S. Environmental Protection Agency (1985) Compilation of Air Pollution Emission Factors, AP-42nd
- Venkatram, A., P. K. Karamchandani, and P. K. Misra (1988) Testing a comprehensive acid deposition model, Atmos. Environ., Vol. 22, P737
- Walcek C. J., Brost R. A., and Chang J. S. (1986) SO₂, Sulfate and HNO₃ Deposition Velocities Computed Using Regional Landuse and Meteorological Data, Atmospheric Environment, 20, 949 - 946
- Wesely M. L., Cook D. R., Hart R. L., and Speer R. E. (1985) Measurements and Parameterization of Particulate Sulfur Dry Deposition over grass, J. geophys. Res., 90, 2131-2143