

Uncertainties of the Photochemical Dispersion Model

김용국 · 이종범

강원대학교 환경학과

I. 서론

미국 대부분의 도시에서는 광화학 확산모델인 UAM(Urban Airshed Model)(Morris and Myers, 1990)을 이용하고 있으며, 또한 다른 나라의 Athens, Turin, Taipei, Tokyo, Mexico City 및 Melbourne 등에서도 UAM을 적용하고 그 결과를 토대로 각국의 대기질관리정책에 참고하고 있다(Scheffe and Morris, 1993). 도시 및 지역적인 오존 문제를 해결하기 위하여 사용되고 있는 UAM은 그 정확도나 타당성에 있어서 유일한 광화학 모델로 평가받고 있으며(Morris *et al.*, 1992), 현재도 많은 연구자들에 의해 적용, 평가되고 있다(Tesche *et al.*, 1992).

UAM은 대기오염 물질의 바람에 의한 이동 및 난류에 의한 확산과정을 포함하며, 화학반응과 제거 과정 등 대기의 물리·화학적 기작을 모사할 수 있는 3차원 광화학 격자모델이다.

UAM을 실행시키는 데에는 기상자료 및 배출량자료 등 많은 양의 입력자료가 필요하며, 이 자료들은 전처리 프로그램을 통하여 계산하거나, 사용자가 계산하여 입력하여야 한다. 따라서 모델의 계산결과는 모델 자체뿐만 아니라 여러 가지 불확실한 입력자료에 의하여 달라질 수 있다. 그러므로 실제와 크게 다른 결과를 나타낼 수 있는 주요 요인들에 의한 영향을 파악해 볼 필요가 있다. 이러한 연구는 새로 개발된 모델을 평가하는 경우에 주로 이용되는 편이지만(Morris and Kessler, 1991), 특히 새로운 지역을 대상으로 모델을 적용하는 경우에 작성된 입력자료에 따라 계산되는 결과는 지역적인 특성을 나타낼 수 있으므로 이에 대한 고찰이 필요하다. 본 연구에서는 여러 입력자료중 중요하다고 생각되는 초기조건, 경계조건, 상부유입농도 및 바람장, 혼합층고도, 배출량 등의 입력자료에 대한 불확실성 정도를 고찰하였다.

II. 연구방법

2.1 모델링 영역 및 대상기간 설정

본 연구에서는 우리나라 서울수도권을 충분히 포함할 뿐만 아니라 그 영향권역까지도 포함할 수 있도록 동서로는 황해의 일부를 포함한 인천시로부터 강원도 일부지역까지, 남북으로는 충청도 일부지역으로부터 경기도 북부까지를 모델링 영역(원점: 위도 36.549°, 경도 126.063°)으로 설정하였다. 수평격자의 크기는 4km로 하여 45×35(180×140km)개 격자를 설정하였고, 연직적으로는 약 4000m까지 5개의 층으로 구분하였다. 그림 1은 본 연구에서 설정한 모델링 영역을 포함한 우리나라의 중부지방을 나타낸 것이다. 대상기간으로는 1994년 하계에 서울시 전역에서 높은 오존농도를 기록했던 1994년 7월 12일을 기준으로 7월 11일부터 13일까지 3일간의 72시간을 모델링 대상기간으로 설정하였다. 모델링 영역 및 대상기간의 설정, 입력자료의 준비과정 등은 김용국(1996)에 상세하게 기술되어 있다.

2.2 모델 실행 방법

본 연구에서는 모든 입력자료를 준비하여 실행(이하 기본 모사(base case)라 함)한 결과와 다음에 제시하는 방법에 의한 계산결과를 고찰하였다. 그림 2는 기본모사시의 결과중 오존농도가 가장 높았던 7월 12일 17시의 결과를 나타낸 것이다.

1) 초기조건: Eulerian 모델은 1-7일 정도의 단기간을 대상으로 하므로 불확실한 초기 입력자료가 모델의 계산결과에 영향을 줄 수 있다. 본 연구에서는 초기농도를 0으로 가정하여 입력하고 이를 기본 모사시의 계산결과 비교하였다.

2) 경계조건: 본 연구의 관심지역은 수도권 지역이나 경계조건의 불확실성에 의한 영향을 줄이기 위하여 비교적 넓은 영역을 선정하였다. 그러나 입력된 자료는 측정자료가 아니므로 많은 불확실성이 있

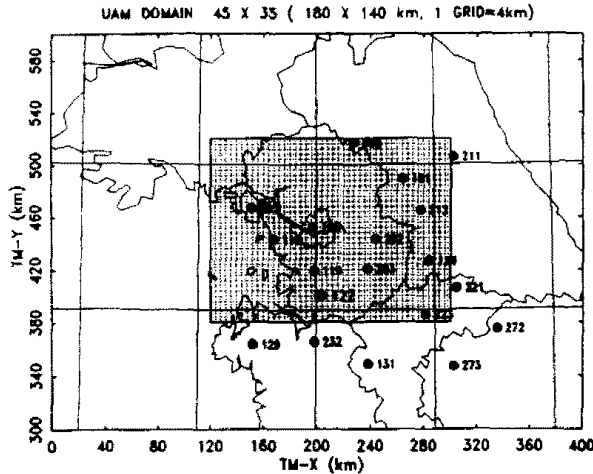


Fig. 1. Map of the central part of Korea, and the UAM modeling domain. Filled circles represent meteorological stations.

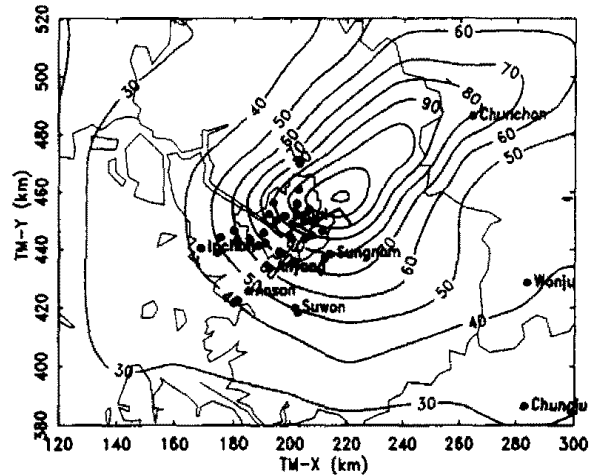


Fig. 2. Isopleth of calculated O₃(ppb) for base case at 17LST, July 12, 1994.

다. 따라서 초기조건에 의한 영향을 분석한 방법과 마찬가지로 경계면에서 유입되는 모든 농도를 0으로 하여 모델의 계산결과를 고찰하였다.

3) 상부 유입농도: 경계면과 더불어 상부에서 유입되는 오염물질의 양 또한 모델의 모사결과에 차이를 나타낼 수 있을 것으로 사료되어 모델링 상부로부터 유입되는 오염물질의 양을 0으로 입력하고 그 모사 결과를 고찰하였다.

4) 바람장: 바람장은 시공간에 따른 오염물질의 분포에 결정적인 역할을 하기 때문에 정확한 계산이 선행되어야 한다. 특히 바람 관측자료가 부족한 경우에는 오염물질의 수송 및 분포패턴이 실제와 크게 다를 수 있다. 본 연구에서는 3차원 바람장 계산을 위하여 DWM(Diagnostic Wind Model)을 실행하였으며, 이를 중규모 바람장 산출모델인 MM4(Mesoscale Model Version 4)의 출력결과와 비교하였다. 또한 DWM에 입력되는 모든 관측소의 풍속을 50%로 줄이고, 이로부터 계산된 3차원 바람장을 UAM에 입력하여 계산한 결과와 기본모사시의 농도결과를 비교하였다.

5) 혼합층고도: UAM에서 각 수직층의 높이는 혼합층고도에 따라 변하며, 이로 인해 격자내에 유입된 오염물질의 농도가 달라지게 된다. 또한 각 층에서의 풍속이 달라지므로 오염물질의 수송량이 다르게 계산된다. 본 연구에서는 혼합층고도를 변화시켜 계산되는 O₃ 및 NO₂ 농도의 변화를 고찰하였다.

6) 자연배출량: 수목으로부터 배출되는 물질로는 NO, paraffins, olefins, aldehydes, isoprene 등이 있으며, 그 배출량 또한 매우 많은 것으로 알려져 있다(Corchnoy *et al.*, 1992). 특히 대부분의 물질은 오존과 같은 광화학 오염물질의 생성에 있어서 빠른 반응성을 나타내므로 인위적인 배출이 적은 시골지역에서도 높은 오존농도를 나타낼 수 있다(Trainer *et al.*, 1987). 그러나 이러한 자연적인 배출량은 추정상의 어려움이 많기 때문에 배출량 산출 결과는 많은 불확실성을 포함하게 된다. 본 연구에서는 VOC의 자연배출에 의한 오존농도의 계산결과를 고찰하였다.

III. 결과 및 고찰

1) 초기조건: 초기농도를 모두 0으로 하였을 경우와 기본 모사시의 결과를 서울지역을 중심으로 비교한 결과 오존농도의 변화는 가장 작았으며 약 10시간 이후에는 기본 모사조건의 결과와 같은 결과를 나타냈다. NO₂ 또는 CO의 경우에는 오존과 비교하여 더 긴 시간을 나타냈으나, 초기조건의 영향은 18시간 또는 21시간 정도에서 완전히 줄어드는 것으로 나타났다. 따라서 실제 농도 측정결과와 모델결과를 비교할 경우에는 모델실행 후 불확실한 초기농도의 영향을 받지 않는다고 생각되는 24시간 이후의

출력결과만을 비교하는 것이 바람직한 것으로 분석되었다.

2) 경계조건: 그림 3은 경계면의 농도를 0으로 입력했을 경우 계산되는 농도를 기본모사의 결과와 비교한 것으로 서울, 인천지역의 매시간 평균농도, 춘천의 시간별 농도를 나타내었다. 최고농도를 나타냈던 7월 12일의 경우 인천지역의 일최고농도는 69% 정도 낮게 계산되었으며, 서울지역은 약 61%, 춘천은 약 24% 정도 낮은 농도를 나타냈다. 12일은 대체로 남서풍이 주류를 이루었으므로 남쪽 또는 서쪽 경계면으로부터의 거리는 인천이 가장 가까우며 춘천이 가장 멀다. 따라서 경계면에 의한 영향은 거리에 따라 감소하나 모델영역의 남서원점으로부터 약 180km정도 떨어진 춘천지역까지도 영향을 미치는 것으로 나타났다.

3) 상부 유입농도: 상부 유입농도를 0으로 하였을 경우 연직농도분포는 기본모사시의 결과와 유사하며, 특히 하층에서의 농도차이는 없는 것으로 나타났다.

4) 바람장: DWM에서 계산된 바람장 산출결과중 7월 12일의 경우 주로 남서풍의 바람이 부는 것으로 계산되었으나, MM4의 출력결과는 남풍계열의 바람을 나타내 많은 차이를 나타냈다. 이는 DWM에 입력된 상층 바람자료가 오산관측소 1개 지점으로 제한되어 나타난 결과로 판단된다. 또한, 7월 12일 17시의 지역별 오존 농도분포는 서울을 중심으로 북쪽에서 높은 농도를 나타냈으나 모델의 결과는 서울의 북동쪽에서 높았다. 이것은 DWM의 바람장 산출결과가 실제와는 다소 차이가 있었기 때문으로 사료된다. 한편 DWM에 입력되는 모든 관측소의 풍속을 50%로 줄이고, 이로부터 계산된 3차원 바람장을 UAM에 입력하여 계산한 결과 오존농도는 지역별로 증가 또는 감소를 나타냈다. 이는 NO_x나 VOC 등 오존생성과 관련된 선구물질의 수송이 주된 요인으로 작용한다는 것을 의미하는 것이며, 따라서 충분한 기상자료와 함께 정확한 바람을 계산할 수 있는 기상모델의 선정이 중요하다.

5) 혼합층고도: 혼합층고도를 50% 감소시킴에 따라 O₃ 농도는 서울의 남쪽지역에서 최고 64%까지 증가하며, 서울의 주변지역에서는 15-35% 정도 증가하는 것으로 나타났다. 그러나 서울의 북동쪽에서는 최고 43%나 감소하는 것으로 계산되었다. NO₂는 O₃의 변화패턴과 다르게 계산되었다. 서울의 북동방향 외곽지역으로부터 12km 정도 떨어진 지역에서 최고 425%까지 증가하는 것으로 나타나 혼합층고도의 감소에 따른 농도변화는 O₃에 비해 NO₂가 민감한 것으로 나타났다. O₃와 NO₂의 지역변화가 서로 다르고, 일부 지역에서 O₃ 농도가 감소되는 것은 광화학 반응과정이 비선형적인 특성을 나타내기 때문으로 판단된다.

6) 자연배출량이 오존농도에 미치는 영향

그림 4는 면오염원 및 선오염원, 자연배출원을 모두 입력한 기본 모사시의 오존농도 계산결과와 자연배출을 제외시켰을 경우 계산된 O₃ 농도의 차이를 나타낸 것이다. O₃ 농도는 서울의 풍하측인 북동방향을 중심으로 최고 59ppb까지 감소되어 자연배출량은 이 지점에서 오존농도의 생성에 38% 정도 기여하는 것으로 나타났다. 따라서 자연배출량이 O₃ 농도에 미치는 영향은 도시의 풍하지역에서 더 크게 나타나는 것으로 분석되었다. 또한 서울 및 인천, 춘천지역에서의 자연배출량 감소에 의한 O₃ 농도의 변화를 비교한 결과 서울의 경우 일 최고 농도의 약 17%가 감소하였으며, 인천은 약 9%, 춘천은 12% 정도의 감소를 나타냈다.

그러나 이러한 자연적인 배출량은 추정상의 어려움이 많기 때문에 배출량 산출 결과는 많은 불확실성을 포함하게 된다. Roselle(1992)는 1988년 미국 북동부지역을 대상으로한 자연배출량의 불확실성에 의한 O₃의 민감도 분석 연구에서 이 지역의 자연배출량은 약 3배 정도의 불확실성이 있는 것으로 분석하였다. 이러한 불확실성의 이유로는 배출량의 추정 자체가 어렵다는 점을 들 수 있으며, 우리나라의 식생과 다른 미국의 식생에 대한 배출계수를 그대로 적용했기 때문에 실제와 다르게 산출될 가능성도 있다. 또한 1993년 현재 우리나라의 입목축적도는 44m³/ha로서 미국(78m³/ha)의 56.4%에 불과하므로(환경부, 1996), 미국과 같은 울창한 산림에 비해서는 우리나라 산림의 조밀도가 낮아 추정값보다 적게 배출될 가능성도 고려해볼 수 있다.

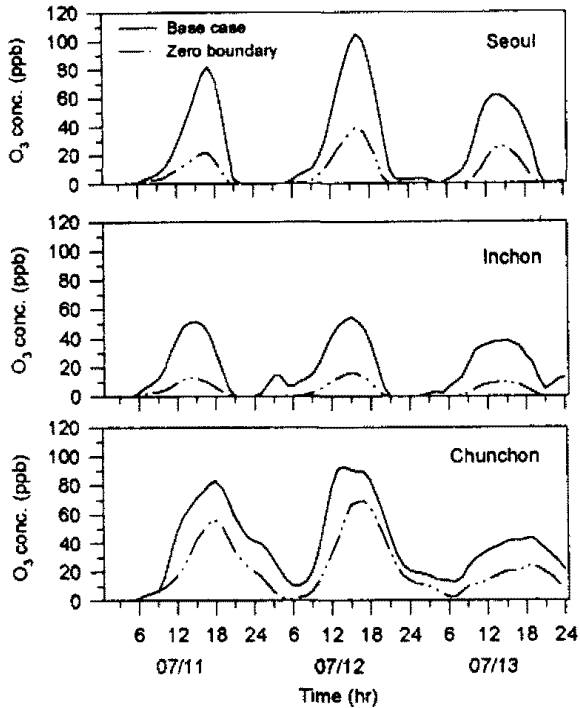


Fig. 3. Effect of O₃ concentrations by zero boundary conditions for July 11-13, 1994 at Seoul, Incheon and Chunchon.

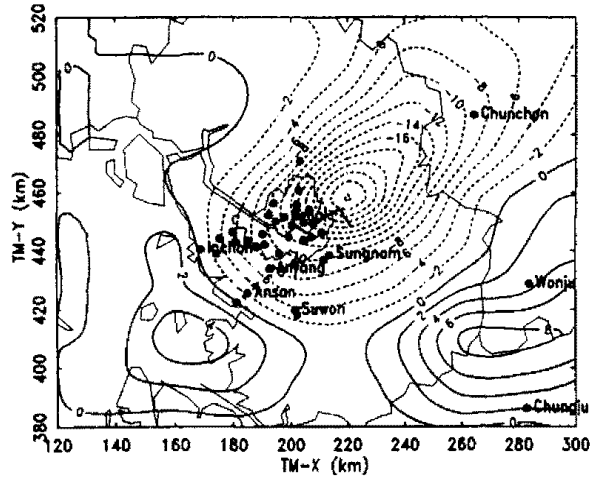


Fig. 4. Percent differences of O₃ concentrations by reduction of biogenic emission at 17LST, July 12, 1994.

참고문헌

- 김용국 (1996) 수도권지역의 광화학 오존 농도 예측에 관한 연구. 강원대학교 박사학위논문, 199pp.
- 환경부 (1996) 환경보전 장기 종합계획 - 환경비전 21. 환경부, 145pp.
- Corchnoy, S.B., J. Arey and R. Atkinson (1992) Hydrocarbon emissions from twelve urban shade trees of the Los Angeles, California, air basin. *Atmospheric Environment*, 26B(3), 339-348.
- Morris, R.E., M.A. Yocke, T.C. Myers and V. Mirabella (1992) Overview of the Variable-Grid Urban Airshed Model(UAM-V). 85th annual A&WMA meeting, Kansas, 15pp.
- Morris, R.E. and R.C. Kessler (1991) Development of a variable grid regional oxidant model and application to the San Joaquin Valley. *A&WMA Conference on Tropospheric Ozone and the Environment III*, 588-610.
- Morris, R.E. and T.C. Myers (1990) User's Guide for the Urban Airshed Model Volume I: User's Manual for UAM(CB-IV). System Applications, Inc., San Rafael, CA.
- Roselle, S.J. (1992) Sensitivity of modeled ozone concentrations to uncertainties in biogenic emissions. U.S. EPA, EPA/600/R-92/067, 193pp.
- Scheffe, R.D. and R.E. Morris (1993) A review of the development and application of the urban airshed model. *Atmospheric Environment*, 27B(1), 23-29.
- Tesche, T.W., P.M. Roth and F.W. Lurmann (1992) Assessment of the Urban Airshed Model. *A&WMA Conference on Tropospheric Ozone and the Environment II*, 358-370.
- Trainer, M., E.J. Williams, D.D. Parrish, M.P. Buhr, E.J. Allwine, H.H. Westberg, F.C. Fehsenfeld and S.C. Liu (1987) Models and Observations of the impact of natural hydrocarbons on rural ozone. *Nature*, 329(22), 705-707.