

수원지역 대기 중 PM-10 오염원의 정량평가를 위한 수용방법론의 개발

Development of a Receptor Methodology for Quantitative Assessment of Ambient PM-10 Sources in Suwon Area

김 관 수* · 황 인 조 · 김 동 술

경희대학교 환경·응용화학부 대기오염연구실 및 산학협력기술연구원

(2000년 7월 24일 접수, 2001년 3월 2일 채택)

Kwan-Soo Kim*, In-Jo Hwang and Dong-Sool Kim

*Department of Environmental Science and Engineering School of Environment and
Applied Chemistry and Industrial Liaison Research Institute, Kyung Hee University*

(Received 24 July 2000; accepted 2 March 2001)

Abstract

A total of 328 ambient PM-10 samples was collected by a PM-10 high volume air sampler during the periods of February 1997 to February 1999 from Kyung Hee University at Suwon Campus. The samples were analyzed for their bulk chemical compositions (Cu, Fe, Pb, Mn, Zn, Al, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, NO₃⁻, and SO₄²⁻) by both an atomic absorption spectrophotometer and an ion chromatograph. The purpose of this study was to develop a receptor methodology for quantitative assessment of PM-10 sources. The data obtained from this study were extensively examined using the target transformation factor analysis (TTFA) and the chemical mass balance (CMB). When TTFA was initially applied seasonal basis, five sources (such as automobile-related, sulfate-related, incineration, soil, and combustion-related) were identified both during winter and fall. Since the total number and the type of sources were resolved by TTFA for the four seasons, CMB was employed to cross-check the results of TTFA. The total of six source categories identified by TTFA was intensively investigated on the basis of source profiles acquired from various source libraries established both in Korea and abroad.

The results of this study showed the applicability of two popular receptor models as a new methodology for quantitative assessment of PM-10 sources in Korea. Seasonally segmented data sets with the combined application of TTFA and CMB yielded a physically reasonable source apportionment result and provided a mean to increase the number of potential sources. Furthermore, this study suggested the possibility of the CMB application to ambient data from Korea after identifying potential sources through traditional factor analysis.

Key words : PM-10, receptor model, source profile, CMB, TTFA, Suwon

* Corresponding author
Tel : +82-(0)31-201-2466, E-mail : livein@hanmail.net

1. 서 론

다양한 인위적 오염원으로 인해 대기 중으로 배출된 오염물질은 직접적으로 인체 및 생태계에 심각한 영향을 미칠 뿐 아니라, 가시광선 산란에 의한 시정악화 및 산성침착 등을 일으키기도 한다. 또한 다른 유해물질과의 결합 혹은 광화학적 반응 등을 통해 다양한 방식으로 주변환경에 영향을 미치기도 한다. 이러한 현상의 영향은 지역적인 규모로부터 지구적인 규모에 이르기까지 다양한 방식으로 지구의 대기환경에 영향을 미치고 있다. 환경에 대한 다각적인 관심의 증가에도 불구하고 불특정 대기오염원에 의한 피해는 앞으로도 지속될 것으로 예상된다.

대기질의 개선과 환경기준의 목표를 달성하고자 환경분야 연구자들은 각종 모델을 이용하고 있다. 수용모델(receptor model)은 응용통계학을 기반으로 한 일종의 계량화학적 분석기법으로서 오염원을 확인하고 기여도를 평가하는데 유용한 모델이다. 최근 수용모델은 화학적 분석기술 및 컴퓨터 연산기술이 발전하고, 신속한 자료 처리가 가능하게 됨으로서, 대기질 관리 및 평가기술로서 경쟁력이 커지고 있다. 1967년 Blifford and Meeker에 의해, 수용모델이 대기오염 문제에 처음 적용된 이래, 한때 분산모델과 서로 독립적으로 발전해 왔다. 그러나, Conner *et al.* (1993)은 두 가지 모델을 결합하여 분진오염원의 기여도를 추정하는데 응용한 바 있으며, 수용모델의 문제점을 상호 보완하기 위하여 인공지능과 결합된 변형된 수용모델기법을 개발하기도 하였다(Song and Hopke, 1996).

본 연구에서는 10 μm 이하의 입자상 오염물질(PM-10)을 채집하고 무기원소와 이온성분을 분석하였다. 이들 자료에 기초하여, 각 성분별로 계절별 추이를 분석하고 수원지역의 대기질 현황을 파악하고자 하였다. 또한 오염원에 대한 정보가 부실한 지역에 적합한 모델을 개발하고자, 다변량 통계분석법인 목표변환인자분석법을 응용하여 연구지역에 대한 오염원의 확인과 정량적 기여도를 추정하였다. 한편, 확인된 오염원에 대해 기존 오염원 자료를 이용하여 화학질량수지법을 수행하고 결과를 비교분석하였다. 본 연구는 이러한 과정을 통해 다양한 오

염원을 확인하고, 정보부실지역에 적합한 수용방법론을 제시하고자 하였다.

2. 연구지역의 현황 및 통계분석방법

2.1 시료의 채집

시료채집은 경기도 수원시와 용인시의 경계면에 위치한 경희대학교 수원캠퍼스 자연과학대학 옥상(5층)에서 1997년 2월부터 1999년 2월까지 25개월 동안 328개의 시료를 채취하고 분석하였다. 이를 위하여 미국 EPA의 reference sampling device (RFPS-1287-063)로 인증받은 PM-10 high volume air sampler(U.S.A., General Metal Works, Model GMW-IP-10)를 사용하였으며, 시료는 평균 1.13 m^3/min 의 유량으로 24시간 기준으로 채집하였다.

사용된 여지는 SiO_2 를 재질로, 고온에 견딜 수 있으며 부유분진의 채취에 적합한 수정섬유여지(Quartz Microfiber Filter, Whatman, QM-A, 8" \times 10")를 사용하였다. 여지는 시료채취를 전후로 하여 3일간 항온, 항습상태의 전자 데시케이터(Auto-Desiccator, Sanplatec Corp., Model Oyin 09678BN) 내에 보관하여 항량시킨 후, 0.01 mg의 감도(sensitivity)를 가진 전자저울(A&D Co., Model HM-202)로 칭량하고, 칭량 전후의 무게 차로 분진의 무게를 구하였다. 최종적으로 이를 유량으로 나누어 분진의 농도를 산출하였다. 또한, PM-10 HVAS의 정확한 흡인유량을 계산하기 위하여 3~4주에 1회 정도 PM-10 HVAS의 Axial Blower의 carbon brushes(Model GB1)를 교환하였다. 그리고 Slack-tube[®] Manometers(U.S.A., Dryer Instruments Inc.)와 High Volume Orifice Kit(U.S.A., Greaseby/GMW)를 사용하여 EPA Method TO-13의 calibration of sampling systems 조항에 의거하여 유량을 보정하였다.

2.2 시료의 전처리 및 분석 방법

채취된 분진 중 무기 및 이온성분의 분석을 위하여, 직경 37 mm의 펀처(stainless puncher)로 여지를 절취한 후, 이를 전처리하여 AAS(Atomic Absorption Spectrophotometer, Japan, Hitachi, Model Z-6100)로 무기원소를 분석하였고, IC(Ion Chromatography, U.S.A., Dionex Co., Model DX-400)로 이온성분을 분석하였다. 분진의 원소분석을 위한 전처리 방법은

미국 EPA에서 고시한 CWA (Clean Water Act)의 microwave 전처리법을 사용하였다. 즉, Questron (U.S.A., Questron Co., Model Q-15 MicroPrep)을 이용한 질산·염산 전처리법을 수행하였다. 이를 위하여 절취된 여지를 유해중금속 측정용 61% 질산(OSAKA Co.) 7 ml와 35% 염산(OSAKA Co.) 3 ml를 가하여 power 7, 6, 5에서 각각 5분 동안 가온·가압하였다. 무기원소를 추출한 뒤 No. 5B 여지 (Toyo Roshi Kaisha, Ltd.)로 시료의 잔재물을 여과한 후 최종적으로 초순수를 사용하여 50 ml로 맞추었다. 전처리가 끝난 시료는 AAS를 사용하여 Cu, Fe, Pb, Mn, Zn, Al 등 총 6종의 금속성분을 분석하였다. AAS의 검출한계는 본 연구에 사용된 filter의 바탕 시험에 대한 3σ였다.

이온성분을 분석하기 위하여, 절취된 여지를 초순수 30 ml로 맞춘 후, 초음파 추출기 (U.S.A., Branson Ultrasonics Corp., Model 5210R-DTH)를 이용하여 30분간 추출하였다 (황인조와 김동술, 1998). 초음파 추출기로 추출한 시료를 sterile membrane 여지 (47 mm, pore size 0.45 μm, Whatman)를 이용하여 여과하였다. 여과된 시료를 안전하게 보관하기 위하여 폴리에틸렌 재질의 60 ml narrow mouth bottle (U.S.A., Nalgene Co.)에 담아 4°C에서 냉장 보관하였다. 이온성분은 IC를 사용하여 Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} 등 총 8종을 분석하였다.

2.3 화학질량수지법과 목표변환인자분석법

화학질량수지법 (이하 CMB: Chemical Mass Balance)은 Miller *et al.* (1972)과 Friedlander (1973)에 의해 처음으로 제안이 되었고 Waston (1979)에 의해 이론적 체계가 확립되었다. 같은 모델은 대기 환경에서 큰 비중을 차지하게 되었으며 현재 미국 EPA 등에서 대기질 관리를 위한 모델로 가장 많이 응용이 되고 있다 (Waston *et al.*, 1997; Waston *et al.*, 1990; Waston *et al.*, 1989).

CMB 모델은 수용체에서 측정된 대기 분진의 화학적 조성의 합이 오염원의 전체 기여질량의 합과 같다는 가정에서 가중최소사승법 (weighted least square method) 등의 방법으로 오염원의 기여도를 산출하는 것이다 (Gordon, 1988; Waston, 1984). CMB 모델의 기본 개념을 모든 원소에 대해 행렬식으로 표현하며 식 (1)과 같다.

$$X=AF \quad (1)$$

여기서, X 는 ($n \times m$) 행렬로서 대기분진 중 화학원소 또는 화합물의 질량분율 (mass fraction)이며, A 는 ($n \times p$) 행렬로서 오염 발생원에 관한 정보를 나타내므로 오염원 분류표라고 한다. 여기서, n , m , p 는 각각 시료의 수, 화학종의 수, 오염원의 수를 의미한다. F 는 ($p \times m$) 행렬로서 대기 중 배출된 분진의 질량농도를 나타내므로 오염원이 수용체에 미치는 기여도라고 한다. 따라서, 대기분진시료의 질량분율 X 와 오염원 분류표 A 는 기지수이므로, 미지의 수인 오염원 기여도 F 를 수리통계학적으로 계산할 수 있다. 결국 CMB 방법을 응용하기 위해서는 반드시 연구대상지역의 오염원 배출자료인 A 행렬을 파악하여야 한다. 만약, 수용체의 영향반경 내에 직접 측정된 오염원의 배출자료가 부족할 경우, CMB를 활용할 수 없으며, 또한, 미국 EPA의 배출원 자료 등 문헌자료를 입력자료로 활용할 경우에도 세심한 주의가 요망되며 검증되어야 한다.

따라서 일반적으로 오염원 배출자료 A 가 부족할 경우, 수리적으로는 기여도 F 를 추정할 수 없지만, 통계적으로는 가능하다. 만약 상기 식 (1)에서 채취된 시료의 수가 충분히 많을 경우 (대략 경험적으로 30개 이상), 즉, 대기 중에서 채취한 시료의 수가 많다면, X 행렬 자체에서 독립된 오염원의 수를 결정할 수 있고, 이들 오염원에서 발생된 분진의 오염원 분류표 A 를 추정할 수 있으며, 최종적으로 오염원 기여도 F 를 정량적으로 산출할 수 있다. 목표변환인자분석법 (이하 TTFA: Target Transformation Factor Analysis)은 이러한 목적을 위해 개발되었다 (Hopke *et al.*, 1982). TTFA의 기본원리는 각 변수들 간의 상관관계를 이용하여 유사한 형태의 인자를 찾아내어 군집화하여 오염원의 수를 결정하고 이를 기준으로 오염원 분류표를 작성하여 정량적인 오염원의 기여도를 산출하는 것이다.

본 연구는 먼저 상관행렬을 구성함에 있어 각 변수들 사이의 평균에 대한 상관을 이용하는 R-mode 분석법 대신에 각 시료들간의 원점에 대한 상관을 이용하는 Q-mode 분석법을 이용하였다. 이들 상관행렬은 대각화 (diagonalization)되어 고유값 (eigenvalue)과 고유벡터 (eigenvector)를 산출하였으며, 인자의 수를 결정할 때 활용하였다. 다음, 인자의 수를

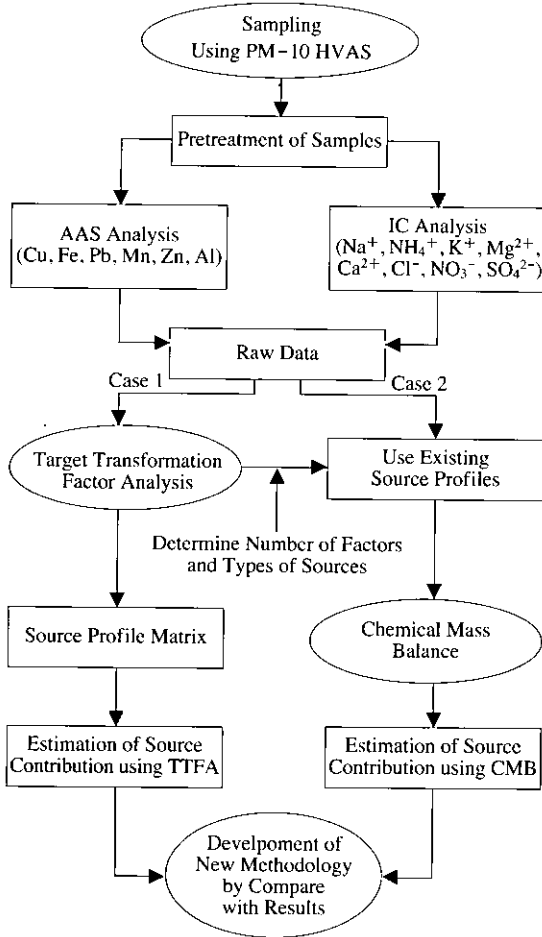


Fig. 1. Flow diagram for the study procedure.

결정한 후, 물리적으로 해석이 용이하도록 인자의 축을 회전(rotation)시켰으며 현실적인 오염원 분류표가 도출될 때까지 목표변환과정을 수행하였다. 이를 위해 가중 최소자승법(weighted least square method)을 반복적으로 수행하였다.

본 연구는 그림 1과 같이 오염원의 신속한 확인과 기여도의 해석력을 증진시킬 수 있는 수용방법론을 제시하고자, 우선 목표변환인자분석법을 응용하여 오염원의 확인과 정량적 기여도를 추정하였고, 이 결과를 비교·보완하기 위하여 화학질량수지법을 동시에 응용하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 TTFA에 의한 오염원 기여도 추정

3.1.1 자료의 처리과정

연구지역에서 1997년 2월부터 1999년 2월까지 25개월 동안 분석에 이용된 PM-10 시료의 총 개수는 328개이며, 겨울철 99개, 봄철 100개, 여름철 54개, 가을철 75개였다. 조사기간 중 PM-10의 산술평균은 $65.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었으며, 겨울 76.1, 봄 76.4, 여름 49.5, 가을 $61.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 봄 > 겨울 > 가을 > 여름 순서로 높게 나타났다. 측정기간 중 24시간 환경기준치인 $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 을 초과하는 경우는 총 7회였으며, 최고치는 $291.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 1999년 1월 26일에 측정되었고 그 기간에 발생한 황사의 영향이었다(그림 2).

TTFA를 수행하기 위하여 Hopke *et al.* (1982)이

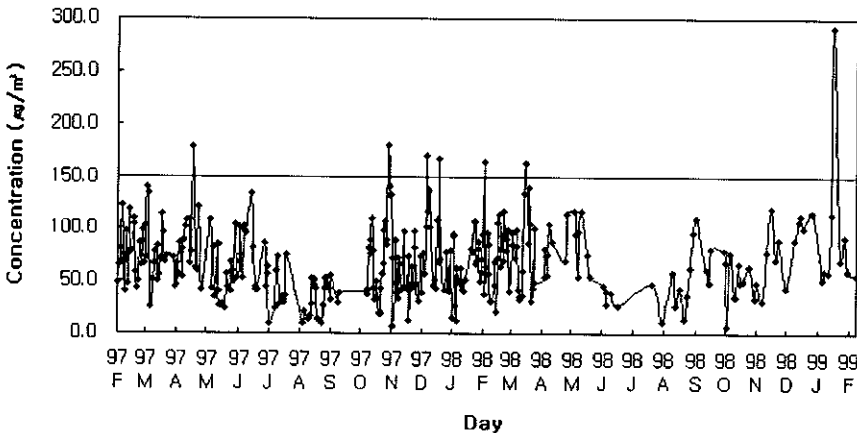


Fig. 2. Variation of PM-10 concentration in Suwon area during the whole study periods (Feb., 1997 to Feb., 1999).

개발한 FANTASIA (factor analysis to apportion sources in aerosols) FORTRAN 프로그램을 이용하였다. FANTASIA는 주실행 file과 보조실행 file로 구성되어 있다. 우선 계절별로 분리된 자료를 FANTASIA 중 프로그램의 하나인 WEIGHT를 이용하여 각 원소의 평균값, 분산, 평균계곱오차를 계산한 후, 이 값을 입력자료에 첨부하였다. 다음으로 원자료에 대한 상관행렬 (correlation matrix)을 계산하기 위해 시료 간의 상관을 이용하는 Q-mode 분석법을 이용하였다. 겨울철 자료에 대한 1 단계 실행결과 eigenvalue, chi-square, RMS, Exner의 값들이 산출되었으며, 이를 이용하여 잠정인자수를 결정하였다. 이 과정은 다소 주관적 판단이 작용하기 때문에, 최적 인자수를 결정하기 위하여 최대 인자수부터 검토를 시작하여 인자수를 줄여 나가는 방법을 취하였다. 즉, 겨울의 경우 잠정인자수는 5~6개였으며, 봄철 4~5개, 여름철 3~5개, 가을철 4~7개였다. 이들 잠정 최대인자수를 바탕으로 FANTASIA의 마지막 분석 과정이 진행되며 평균 질량값 등이 음의 수를 보이는 등의 오류가 발생할 때 인자의 수를 줄이면서 재분석하였다. 자세한 TTFA 분석과정은 여러 문헌을 참고할 수 있다 (이태정, 1997; 이태정과 김동술, 1997, 1993; 김태오 등, 1990; Hopke, 1988, 1980). 최종적으로 겨울, 봄, 여름, 가을에 각각 5, 5, 3, 5 개씩의 인자를 최종 결정하였으며, 이를 바탕으로 회귀 분석을 수행하였다.

3. 1. 2 오염원의 확인과정

FANTASIA 실행결과 도출된 인자를 특정오염원으로 분류 및 확인하기 위하여 각 인자들이 함유한 성분별 농도 및 분율을 기준으로 기존의 문헌을 검토하였다. 이 과정에서는 국내 오염원에 대한 자료 부족으로 주로 외국의 자료를 이용하였다. 즉, 오염물질별 변수의 특성 및 주변지역의 오염원 현황과 풍향 및 풍속 등을 고려하여 오염원의 확인작업을 수행하였다. 본 연구지역은 오염원이 다양하고 오염원의 형태가 혼합적이기 때문에 확인작업에 상당한 어려움이 있었다.

본 연구에서는 오염원의 확인을 위하여 EPA의 오염원 자료, Hopke (1985), Chow (1995)의 오염원 분류표 등을 참고로 하였다. 이 과정에서 측정분석된 변수만을 대상으로, TTFA의 추정오염원과 참고

오염원의 성분별 질량백분율을 비교하고 검토하였다. 당연히 추정된 오염원과 완전히 일치하지 않았으며, 본 연구의 측정분석자료가 오염원의 주요 추적자를 포함하지 않아 커다란 어려움이 존재하였다. 또한 동일 오염원이라 하더라도 분진의 크기에 따라, 지역적 특성에 따라 분류표는 달라질 수 있으므로, 본 연구에서 도출된 오염원은 단지 존재 가능성이 있는 추정오염원일 뿐이다.

표 1의 (a)는 겨울철 5개 인자의 질량분율을 보여 주고 있다. 다음은 이들 인자에 대해 오염원을 추정하고 확인하는 과정이다. 우선 Source-1 인자는 SO_4^{2-} 성분이 전체의 56.8% 정도로 다른 성분들보다 높은 비율을 나타내므로, 대기 중 인위적 가스상 SO_x 와 극히 일부 해염에 의한 SO_4^{2-} 가 광화학반응 등에 의해 입자상 SO_4^{2-} 로 변환되는 2차 오염원인 황산염 오염원으로 분류하였다. Source-2 인자는 Fe , NH_4^+ , Na^+ , Ca^{2+} , NO_3^- 등의 성분들이 높은 비율을 나타내므로 기름과 석탄 등의 화석연료연소에 의한 오염원으로 분류하였으며, Source-3 인자는 NH_4^+ , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} 등의 성분들이 높은 분율을 보이므로 생활 쓰레기의 소각에서 발생하는 소각관련 오염원으로 분류하였다. Chow (1995)에 의하면, 소각에서 방출되는 미세입자 중 NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} 등이 10% 이상, NO_3^- 는 1~10% 미만의 질량분율을 갖는다고 보고한 바 있다. Source-4 인자는 Zn , NO_3^- , SO_4^{2-} 성분이 비교적 높은 비율을 차지하므로 자동차관련 오염원으로 분류하였다 (Chow, 1995). 또한, Source-5 인자는 Fe , Al , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} 성분 등으로 대표적인 토양기원 성분으로 토양오염원으로 분류하였다.

표 1의 (b)에 나타난 봄철의 Source-1 인자는 NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} 등의 비율이 전체의 85.2%로 가스상의 NH_3 , NO_x , SO_x 등이 대기 중에서 물리·화학적 반응 등에 의해 입자상 NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} 등의 형태로 변환된 2차 오염원으로 A-N-S (ammonium-nitrate-sulfate) 관련 오염원으로 분류하였다. 대기 중으로 배출된 NO_x , SO_x 등은 기체의 균일 및 비균일 반응에 의해 H_2SO_4 , NH_4HSO_4 , $(\text{NH}_4)_3\text{H}(\text{SO}_4)_2$, HNO_3 , HNO_2 등과 같은 황산염과 질산염 형태인 2차 오염물질을 형성한다 (이호근 등, 1995). 특히 NO_3^- 의 경우, 농약 및 질소질 비료에 다량 함유되어 있으며 토양에 시비되면 휘산과 탈질작용으로 대기

Table 1. TTFA estimated source profile for each source.

(a) Winter ⇒ 5 Factors

Element		Source-1	Source-2	Source-3	Source-4	Source-5	Contrib.
1	Zn	.205E-02	.979E-01	.300E+01	.425E+03	.444E+02	.473E+03
2	Cu	.133E+02	.443E+01	.238E+02	.601E+01	.190E+01	.494E+02
3	Fe	.103E+03	.358E+03	.351E+03	.561E+03	.185E+03	.156E+04
4	Pb	.214E+01	.211E+02	.133E+03	.246E+02	.619E+01	.187E+03
5	Al	.211E+03	.309E+03	.245E-02	.774E+03	.197E+03	.149E+04
6	Mn	.275E+02	.164E+01	.781E+01	.209E+02	.373E+01	.616E+02
7	Na ⁺	.492E+03	.314E+03	.903E+02	.184E+00	.108E+03	.100E+04
8	NH ₄ ⁺	.262E+04	.984E+03	.415E+04	.906E+02	.858E-01	.785E+04
9	K ⁺	.351E+03	.960E+02	.234E+03	.811E+02	.160E+02	.778E+03
10	Mg ²⁺	.151E+03	.447E+02	.267E+02	.282E+02	.193E+02	.270E+03
11	Ca ²⁺	.134E+00	.102E+04	.129E+03	.447E+03	.297E+03	.189E+04
12	Cl ⁻	.477E+03	.556E+01	.325E+04	.762E+03	.140E+03	.464E+04
13	NO ₃ ⁻	.191E+04	.366E+03	.157E+04	.357E+04	.106E+03	.753E+04
14	SO ₄ ²⁻	.837E+04	.683E+01	.895E-03	.113E+04	.904E+01	.951E+04
Source		Sulfate	Combustion	Incineration	Automobile	Soil	

(b) Spring ⇒ 5 Factors

Element		Source-1	Source-2	Source-3	Source-4	Source-5	Contrib.
1	Zn	.230E-02	.367E+03	.110E+02	.425E+02	.136E+01	.421E+03
2	Cu	.623E+01	.212E+02	.892E+00	.730E-01	.362E+02	.646E+02
3	Fe	.580E+00	.128E+03	.472E+02	.105E+02	.113E+04	.132E+04
4	Pb	.101E+03	.268E+02	.604E+01	.350E+01	.457E+02	.183E+03
5	Al	.132E+03	.751E+03	.289E+02	.971E+02	.411E+03	.142E+04
6	Mn	.165E+02	.562E+00	.152E+01	.798E-01	.215E+02	.401E+02
7	Na ⁺	.186E+03	.839E+02	.550E+02	.400E+02	.257E+03	.623E+03
8	NH ₄ ⁺	.729E+04	.103E+00	.228E+03	.112E+03	.201E+00	.763E+04
9	K ⁺	.233E+03	.858E+02	.123E+02	.770E+01	.325E+03	.665E+03
10	Mg ²⁺	.895E+02	.672E+02	.943E+01	.195E+02	.280E+02	.214E+03
11	Ca ²⁺	.553E+03	.940E+03	.493E+02	.180E+02	.803E+02	.180E+04
12	Cl ⁻	.196E+04	.166E+03	.276E+03	.154E+02	.120E+04	.362E+04
13	NO ₃ ⁻	.639E+04	.371E+04	.948E+00	.967E+02	.820E+03	.110E+05
14	SO ₄ ²⁻	.516E+04	.114E+04	.108E+00	.103E+03	.535E+04	.118E+05
Source		A-N-S*	Automobile	Incineration	Soil	Sulfate	

A-N-S*: Ammonium-Nitrate-Sulfate Related Source

(c) Summer ⇒ 3 Factors

Element		Source-1	Source-2	Source-3	Contribution
1	Zn	.271E+00	.394E+03	.753E+02	.470E+03
2	Cu	.117E+02	.219E+02	.115E+02	.452E+02
3	Fe	.257E+03	.312E+03	.197E+03	.767E+03
4	Pb	.511E+02	.406E+02	.407E+02	.132E+03
5	Al	.245E+03	.223E+03	.660E+03	.113E+04
6	Mn	.603E+01	.190E+02	.510E+00	.255E+02
7	Na ⁺	.138E+03	.539E+00	.101E+03	.240E+03
8	NH ₄ ⁺	.104E+04	.450E+04	.463E+02	.559E+04
9	K ⁺	.948E+02	.273E+03	.674E+02	.435E+03
10	Mg ²⁺	.987E+01	.122E+03	.336E+00	.133E+03
11	Ca ²⁺	.301E+03	.607E+03	.343E+03	.125E+04
12	Cl ⁻	.342E+03	.183E+03	.720E+02	.597E+03
13	NO ₃ ⁻	.382E+04	.175E+04	.489E-01	.558E+04
14	SO ₄ ²⁻	.160E+04	.734E+04	.253E+04	.115E+05
Source		Automobile	A-N-S*	Sulfate	

Table 1. (Continued).

(d) Fall ⇒ 5 Factors

Element	Source-1	Source-2	Source-3	Source-4	Source-5	Contribn
1 Zn	.108E+03	.165E+02	.586E+02	.134E+02	.139E+03	.336E+03
2 Cu	.558E+01	.179E+01	.895E+01	.311E+01	.219E+02	.413E+02
3 Fe	.595E+02	.552E+02	.122E+03	.708E+02	.922E+03	.123E+04
4 Pb	.228E+02	.111E+02	.438E+02	.282E+01	.115E+03	.196E+03
5 Al	.619E+02	.305E+02	.155E+02	.520E+02	.704E+03	.864E+03
6 Mn	.232E+00	.504E+00	.249E+01	.556E+00	.315E+02	.353E+02
7 Na ⁺	.645E+02	.454E+01	.166E+00	.221E+03	.462E+03	.752E+03
8 NH ₄ ⁺	.106E+04	.275E+03	.383E+04	.544E+03	.326E+01	.572E+04
9 K ⁺	.994E+02	.166E+02	.356E+03	.930E+02	.207E+03	.772E+03
10 Mg ²⁺	.654E+01	.260E-01	.486E+02	.623E+02	.903E+02	.208E+03
11 Ca ²⁺	.430E-02	.100E+02	.346E+03	.664E+03	.107E+04	.209E+04
12 Cl ⁻	.581E-02	.337E+03	.830E+03	.588E-01	.151E+04	.267E+04
13 NO ₃ ⁻	.398E-01	.186E+03	.618E+04	.188E+03	.174E+03	.673E+04
14 SO ₄ ²⁻	.267E+04	.586E-02	.211E+04	.164E-01	.278E+04	.756E+04
Source	Sulfate	Incineration	Automobile	Combustion	Soil	

중으로 배출된 NH₄⁺과 강하게 결합하여 NH₄NO₃를 형성하며 (Aneja *et al.*, 1984), 광화학 반응으로 생성된 가스상 HNO₃와 NH₃의 균일 반응에 의해 NH₄NO₃가 형성되기도 한다 (Chang *et al.*, 1986). Source-2, -3, -4, -5 인자들은 겨울철과 마찬가지로 각각 자동차, 소각, 토양, 황산염 관련 오염원으로 분류하였다.

여름철의 경우 Source-1, -2, -3 인자들은 자동차, A-N-S, 황산염 오염원 등 3개의 오염원으로 확인 분류하였으며 (표 1(c)), 가을철의 5개 인자들은 각각 황산염, 소각, 자동차, 연소, 토양오염원 등으로 분류하였다 (표 1(d)).

3. 1. 3 오염원의 기여도 평가

표 2는 연구기간 중 TTFA에 의해 추정된 각 오염원의 질량 기여도와 질량 백분율을 계절별로 나타낸 것이다. 연소관련 오염원은 겨울과 가을에 각각 3.5 µg/m³ (4.6%), 1.9 µg/m³ (3.1%)으로 나타났는데 이는 겨울과 가을에 난방을 목적으로 사용되는 기름이나 석탄 등의 영향으로 사료된다. 소각관련 오염원은 겨울, 봄, 가을에 각각 10.0 µg/m³ (13.1%), 0.7 µg/m³ (1.0%), 1.0 µg/m³ (1.5%)으로 도시 생활쓰레기의 소각과 인근 대규모 택지조성사업으로 인해 발생하는 건축폐기물의 불법 노천소각 등에 기인하는 것으로 사료된다. 한편, 자동차관련 오염원은 겨울철 7.9 µg/m³ (10.4%), 봄철 7.5 µg/m³ (9.8%), 여름

철 7.9 µg/m³ (16.0%), 가을철 14.0 µg/m³ (22.9%)으로 전 계절에 걸쳐 높은 질량 기여도를 나타냈는데, 최근 차량의 증가와 본 연구지역 주변에 고속도로, 각종 학교와 공장 등의 산업시설이 밀집되어 있어 출·퇴근 등으로 인한 차량의 영향으로 사료된다.

자연적 오염원인 토양분진오염원은 바람이나 차량 등에 의한 지표의 분진이 대기 중으로 비산되거나, 봄철의 경우 우리나라의 기상학적 특징인 서풍과 북서풍의 영향으로 중국 대륙에서 유입되는 황사의 영향으로 추정된다. 본 연구지역의 경우에는 겨울철 1.1 µg/m³ (1.5%), 봄철 0.7 µg/m³ (1.0%)으로 전체 질량기여도에 상대적으로 큰 영향을 미치지 않았으나, 가을철은 8.2 µg/m³ (13.5%)으로 황산염 다음으로 높은 기여도를 보여 다소 과대평가된 것으로 사료된다. 참고로 연구기간 중 황사현상은 97년 3월에 1회, 98년 3~4월에 13일 발생했으며, 99년에는 모두 1, 2월 겨울철에 발생하였다. 특히 99년 겨울철 황사현상은 극심하였다.

황산염관련 오염원은 겨울철 14.7 µg/m³ (19.4%), 봄철 9.7 µg/m³ (12.7%), 여름철 4.1 µg/m³ (8.4%), 가을철 4.2 µg/m³ (6.8%)으로 자동차관련 오염원과 함께 전 계절에 걸쳐 높은 기여도를 보였다. 이러한 결과는 주로 대기 중으로 배출된 인위적 가스상 SO_x에 기원한 2차 오염원으로 사료되며 (NSSS: non-sea-salt sulfate), 해염 황산염 (SSS: sea-salt sulfate)의 영향도 일부 관여한 것으로 사료된다. 또한, A-

Table 2. Source contribution for PM-10 in Suwon area estimated by TTFA model.

Season		Winter	Spring	Summer	Fall	Year
Number of sample		99	100	54	75	328
Combustion	µg/m ³	3.5	-	-	1.9	1.4
	%	4.6	-	-	3.1	2.1
Incineration	µg/m ³	10.0	0.7	-	1.0	2.9
	%	13.1	1.0	-	1.5	4.4
Automobile	µg/m ³	7.9	7.5	7.9	14.0	9.3
	%	10.4	9.8	16.0	22.9	14.2
Soil	µg/m ³	1.1	0.7	-	8.2	2.5
	%	1.5	1.0	-	13.5	3.8
Sulfate	µg/m ³	14.7	9.7	4.1	4.2	8.1
	%	19.4	12.7	8.4	6.8	12.4
A-N-S*	µg/m ³	-	22.1	15.8	-	9.5
	%	-	29.0	31.9	-	14.4
Unknown	µg/m ³	38.8	35.5	21.6	31.8	32.0
	%	51.0	46.6	43.7	52.2	48.6
Total	µg/m ³	76.1	76.3	49.5	61.1	65.8

A-N-S* : Ammonium-Nitrate-Sulfate Related Source

N-S관련 오염원은 봄철과 여름철만 22.1 µg/m³ (29.0%), 15.8 µg/m³ (31.9%)으로 가장 높은 질량 기여도를 나타냈는데, 특히 연구 지역의 주변에 농지가 많이 발달되어 있어 봄철과 여름철에 농작물에 시비하는 비료나 농약 또는 자연 기원의 NH₄⁺와 해염, 기름 연소, 자동차에서 배출되는 가스상 SO_x, NO_x 등이 대기 중에서 물리·화학적 반응 등에 의해 생성되는 2차 오염원으로 사료된다.

종합하여 전체 분진 기여율은 평균분진량 65.8 µg/m³ 중에 A-N-S 관련오염원 9.5 µg/m³ (14.4%), 자동차 관련오염원 9.3 µg/m³ (14.2%), 황산염 관련오염원 8.1 µg/m³ (12.4%), 소각 관련오염원 2.9 µg/m³ (4.4%), 토양 관련오염원 2.5 µg/m³ (3.8%), 연소 관련오염원 1.4 µg/m³ (2.1%)의 순으로 나타났다. 기타 미지량은 총 분진량에서 분석된 성분의 총량을 뺀 것으로, 분석성분의 종류를 증가시킬 때 신규 오염원을 추가 확인할 수 있으며, 더욱 정밀한 오염원의 분석이 가능할 것으로 사료된다.

3. 2 CMB에 의한 오염원 기여도 추정

3. 2. 1 대기 분진 및 성분들의 입력 자료

본 연구에서는 오염배출원 정보가 부실한 지역에

서 수용모델링을 원활히 수행하기 위한 방법론을 제시하고자 U.S. EPA가 개발한 CMB 8.0 모델을 선정하여 검토하였다. 대기 중의 분진량 및 화학종의 종류는 TTFA 분석 때와 동일하였다. 즉, 총 자료의 수는 328개였으며, 모델 실행 후 계절별로 분류하여 계절별 오염원의 기여도를 산출하였다. 또한 각 성분들의 불확실도는 분석기기의 검출한계 값인 3σ 값을 입력하였으며 불검출된 성분들은 0.01 ng/m³으로 대체하여 입력하였다. CMB 모델에서 불확실도는 모델 내에서 유효분산 가중최소자승법 (effective variance least-squares fitting)을 응용할 때 활용되는데, 계산과정에서 불검출 또는 불확실도가 0인 경우, 가중 대각행렬의 요소값이 무한대를 보여 계산 불능상태가 되기 때문이다. 이에 대한 자세한 설명은 Watson(1979)를 참조할 수 있다.

3. 2. 2 오염원 분류표의 선정과정

CMB 모델을 수행하기 위해서는 연구지역에서 실측에 의해 작성된 오염원분류표를 확보해야 한다. 여기서 오염원분류표는 상기 수식 (1)에서 A 행렬을 의미한다. 이러한 오염원에 대한 실측자료가 충분히 확보될 때, 각각의 오염원 자료를 추가하거나 제거하는 과정을 반복적으로 수행하고, 추정된 결과가 통계적으로 안정되고 심한 변동을 보이지 않을 때 최적의 결과를 얻을 수 있다. 또한, 대기오염 규모측면에서 좁은 우리 나라는 단위 면적당 다양한 오염원이 혼존하기 때문에, CMB 모델을 응용할 때에는 지역특성을 충분히 고려하여 오염원을 선정하여야 한다. 한편, TSP의 경우와 달리, PM-10 오염원분류표를 작성하기 위해서는 국소지역을 벗어나 지역규모의 자료를 확보하는 것이 바람직하다. 따라서 국가차원의 배출원 자료가 충분히 구축되지 않은 실정에서 CMB 모델의 응용은 현실적으로 불가능하다. 본 연구는 이러한 국내실정을 감안하고, CMB의 응용활성화를 도모하기 위해 다음과 같은 방법론을 제안하고자 한다.

본 연구에서는 입력자료로서 오염원을 선정할 때, 오염원의 추가 및 제거라는 일반적 절차를 무시하였다. 사실상, CMB 모델을 응용하기 위해서는 대상지역의 오염원에 대한 존재여부 및 오염물질의 특성을 사전에 알고 있어야 한다. 하지만, 우리나라와 같이 좁은 영역에 방대한 복합오염원에 산재하

는 경우 오염원의 항목을 사전에 선정한다는 것은 쉽지 않은 일이다. 따라서 본 연구에서는 대상 오염원을 선정하기 위하여 상기 TTFA에서 분석 추정된 오염원을 바탕으로, 즉, 연소, 소각, 자동차, 토양, 황산염, A-N-S관련 오염원만을 입력대상 오염원으로 선정하였다. 이 경우 평가지역에서 오염원을 선정할 때, 복잡한 선정과정을 획기적으로 개선할 수 있었다. 한편, 이와 같이 선정된 오염원 자료는 실측자료가 부실하기 때문에 본 연구에서는 기존 외국에서 작성된 오염원분류표 자료를 대부분 이용하였다. 표 3은 본 연구를 수행하면서 발췌한 오염원분류표의 출처를 보여주고 있다. 또한, 표 4는 이들 문헌을 통해 본 연구에서 사용하기 위해 작성한 오염원분류표이다. 이 표는 각 문헌에서 제시한 많은 화학종 중, 본 연구에서 사용되고 있는 화학종만을 발췌하고, 질량분율을 재계산한 것으로 CMB 모델의 A 행렬로서 사용되었다. 각 성분들의 불확실도는 $\pm 10\%$ 로 결정하였으며, 결측성분들은 0.01 mg/g으로 입력하였다. 참고로 각 문헌은 특정오염원에 대해 지역

별로 다양한 분류표를 제공하고 있는 바, 본 연구는 동일 오염원에 대해 입수 가능한 모든 분류표를 확보하고 이들을 평균화하여 분류표 표 4를 작성하였다. 평균화 작업은 지역 또는 원료의 특이성을 완화시키고 각 오염원의 marker의 역할을 부각시킬 수 있는 방법으로 사료된다. 그럼에도 불구하고, PM-10의 경우 지역의 실측자료가 아닌 이상, 모델의 신뢰도는 크게 개선되지는 않을 것이다.

3. 2. 3 오염원의 기여도 평가

CMB 모델의 신뢰도는 R² 값으로 결정하는데, R² 값은 대기 분진시료 중 측정된 성분농도와 모델링 결과로 추정된 성분농도와의 상관도를 표시하는 것으로 대체로 0.8 이상일 때 결과의 신뢰성이 인정된다(U.S. EPA, 1998). 본 연구에서는 CMB 모델을 이용하여 PM-10 오염원의 기여도를 추정하고자 표 4의 오염원분류표를 입력자료로 사용하였으며, 총 328개의 자료에 대해 모델링을 수행한 결과, 겨울철 4개, 봄철 8개, 여름철 6개, 가을철 11개의 자료는 collinearity 문제가 야기되어 이들 자료를 제외시켰다. 모델링 결과 R²값은 겨울철 0.76, 봄철 0.75, 여름철 0.75, 가을철 0.73으로 비교적 낮게 계산되었다. 이러한 결과는 입력된 오염원분류표가 국내의 현장측정자료가 아닌 외국의 자료를 오염원별로 평균화하여 사용하였기 때문으로 사료되며, 국내에서 오염원분류표가 개발된다면 모델의 신뢰도는 향상될 것으로 사료되며, 화학종을 획기적으로 증대시킬 때 크게 개선될 것으로 사료된다.

Table 3. References of source profiles for the application of CMB modeling in this study.

Source profile	Reference
Soil	Chow <i>et al.</i> (1992) and U.S. EPA (1998)
Automobile	Watson <i>et al.</i> (1994a) and U.S. EPA (1998)
Combustion	U.S. EPA (1998)
Incineration	Olmez <i>et al.</i> (1998) and U.S. EPA (1998)
Sulfate	Chan <i>et al.</i> (1999)
A-N-S	Watson <i>et al.</i> (1994b)

Table 4. Source profiles (mg/g) used for CMB modeling in this study.

	Soil	Automobile	Combustion	Incineration	Sulfate	A-N-S*
Cu	0.99 ± 0.10	4.39 ± 0.44	0.00 ± 0.01	1.34 ± 0.13	2.03 ± 0.20	0.00 ± 0.01
Fe	306.46 ± 30.65	50.09 ± 5.01	30.05 ± 3.01	2.26 ± 0.23	45.50 ± 4.55	0.00 ± 0.01
Mn	5.61 ± 0.56	5.77 ± 0.58	0.00 ± 0.01	0.17 ± 0.02	1.52 ± 0.15	0.00 ± 0.01
Pb	4.44 ± 0.44	8.53 ± 0.85	0.36 ± 0.04	0.00 ± 0.01	3.40 ± 0.34	0.00 ± 0.01
Zn	4.16 ± 0.42	20.65 ± 2.07	12.70 ± 1.27	106.94 ± 10.69	5.64 ± 0.56	0.00 ± 0.01
Al	460.75 ± 46.08	38.87 ± 3.89	28.35 ± 2.84	2.57 ± 0.26	41.05 ± 4.11	0.00 ± 0.01
Na ⁺	7.22 ± 0.72	0.00 ± 0.01	32.93 ± 3.29	67.87 ± 6.79	27.93 ± 2.79	0.00 ± 0.01
NH ₄ ⁺	1.78 ± 0.18	180.65 ± 18.07	59.66 ± 5.97	370.19 ± 37.02	113.83 ± 11.38	219.18 ± 21.92
K ⁺	28.54 ± 2.85	16.20 ± 1.62	223.92 ± 22.39	78.15 ± 7.82	25.74 ± 2.57	0.00 ± 0.01
Mg ²⁺	1.63 ± 0.16	0.00 ± 0.01	34.28 ± 3.43	0.00 ± 0.01	5.68 ± 0.57	0.00 ± 0.01
Ca ²⁺	144.51 ± 14.45	51.47 ± 5.15	74.82 ± 7.48	2.37 ± 0.24	12.93 ± 1.29	0.00 ± 0.01
Cl ⁻	5.91 ± 0.59	19.15 ± 1.92	48.03 ± 4.80	298.21 ± 29.82	53.42 ± 5.34	0.00 ± 0.01
NO ₃ ⁻	6.53 ± 0.65	215.62 ± 21.56	30.64 ± 3.06	0.00 ± 0.01	83.39 ± 8.34	258.94 ± 25.89
SO ₄ ²⁻	21.46 ± 2.15	388.62 ± 38.86	424.25 ± 42.43	69.92 ± 6.99	577.92 ± 57.79	521.88 ± 52.19

A-N-S* : Ammonium-Nitrate-Sulfate Related Source

Table 5. Source contribution for PM-10 in Suwon area estimated using CMB model.

Season		Winter	Spring	Summer	Fall	Year
Number of sample		95	92	48	64	299
Combustion	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	3.7 ± 0.3	3.5 ± 0.3	2.1 ± 0.1	5.5 ± 0.4	3.7 ± 0.3
	%	5.0 ± 0.4	4.5 ± 0.4	4.1 ± 0.3	8.6 ± 0.6	5.5 ± 0.4
Incineration	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	5.0 ± 0.3	3.3 ± 0.2	0.7 ± 0.1	3.4 ± 0.2	3.1 ± 0.2
	%	6.7 ± 0.5	4.3 ± 0.3	1.3 ± 0.1	5.2 ± 0.4	4.6 ± 0.3
Automobile	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	7.4 ± 0.5	10.9 ± 0.7	11.0 ± 0.5	9.8 ± 0.6	9.8 ± 0.6
	%	9.8 ± 0.7	14.1 ± 0.9	21.5 ± 1.0	15.2 ± 0.9	14.6 ± 0.9
Soil	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	2.4 ± 0.2	1.5 ± 0.2	0.8 ± 0.1	1.2 ± 0.1	1.5 ± 0.2
	%	3.2 ± 0.3	2.0 ± 0.2	1.6 ± 0.2	1.8 ± 0.2	2.2 ± 0.2
Sulfate	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	12.8 ± 1.0	9.9 ± 0.9	2.3 ± 0.3	6.6 ± 0.7	7.9 ± 0.7
	%	17.1 ± 1.3	12.9 ± 1.1	4.4 ± 0.5	10.2 ± 1.1	11.8 ± 1.0
A-N-S*	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	11.1 ± 1.1	17.3 ± 1.5	14.4 ± 1.2	10.0 ± 1.0	13.2 ± 1.2
	%	14.8 ± 1.5	22.4 ± 1.9	28.2 ± 2.3	15.5 ± 1.5	19.7 ± 1.8
Unknown	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	32.8 ± 3.5	30.7 ± 3.7	19.9 ± 2.3	28.0 ± 3.0	27.9 ± 3.1
	%	43.8 ± 4.6	39.8 ± 4.8	38.8 ± 4.4	43.4 ± 4.6	41.6 ± 4.6
Total	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	74.9	77.1	51.2	64.6	67.0

A-N-S* : Ammonium-Nitrate-Sulfate Related Source

표 5는 본 연구기간 동안 CMB 모델에 의해 계산된 각 오염원의 질량기여량과 백분율을 계절별로 나타낸 것이다. TTFA에 의해 계절별로 분류되지 않았던 겨울철 A-N-S, 봄철 연소, 여름철 연소, 소각, 토양, 가을철 A-S-N관련 오염원 등이 CMB 모델에 의해서는 분류되었다. 전반적인 분진의 평균 기여율은 평균 분진량 $67.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 중에 A-N-S 관련오염원 $13.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (19.7%), 자동차 관련오염원 $9.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (14.6%), 황산염 관련오염원 $7.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (11.8%), 연소 관련오염원 $3.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (5.5%), 소각 관련오염원 $3.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (4.6%), 토양 관련오염원 $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2.2%)의 순서로 나타났다.

3.3 TTFA와 CMB 결과의 비교분석

본 연구에서 TTFA 모델은 FANTASIA 6.0을 사용하였으며 CMB 모델은 CMB 8.0 모델을 사용하였다. TTFA는 오염원분류표를 필요로 하지 않았으며 이를 통계적으로 추정하고 기여도를 추정할 수 있었다. 반면, CMB 모델은 오염원분류표를 필요로 하며, 인자분석에 의해 추정된 오염원 항목을 바탕으로 외국의 문헌자료를 이용하였다.

TTFA에 의해 추정된 오염원은 겨울, 봄, 여름, 가을에 각각 5, 5, 3, 5개로 조사되어 계절별로 오염원

의 수와 종류가 다르게 나타났다. 일부 오염원은 중복되어 계절별로 나타났기 때문에, 연구대상지역에서는 총 6개의 오염원이 영향을 미치는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 TTFA모델에 의해 추정된 일부 오염원들이 통계적으로 완전히 분리되지 않고 복합오염원으로 나타나기 때문이다. 또한, 특정계절에만 나타나는 일부 오염원은 다른 계절과 비교하여 기상인자의 영향을 크게 받기 때문이다 (Chan *et al.*, 1999).

TTFA로 추정된 오염원의 수에 입각하여 CMB 모델링을 수행하였기 때문에 당연히 CMB에서는 계절별로 6개 오염원이 도출되었다. 겨울철과 가을철에는 A-N-S 관련오염원이 각각 $11.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (14.8%), $10.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (15.5%) 등으로 추정되어 주요오염원으로 사료되었다. 그림 3은 연구기간 중 TTFA와 CMB 모델에 의해 추정된 질량 기여도를 나타낸 것이다. 각 질량 기여도는 다소의 차이는 있으나 전반적으로 유사한 경향을 보였다. CMB 모델의 경우, 질량기여도의 합이 TTFA의 합보다 다소 증가하는 경향을 보였는데, CMB 모델의 경우 독립성 문제로 제외된 자료 때문인 것으로 사료된다.

TTFA와 CMB 모델링의 결과를 비교하는 것은 커다란 의미가 없을 수 있다. 이는 첫째, CMB의 입

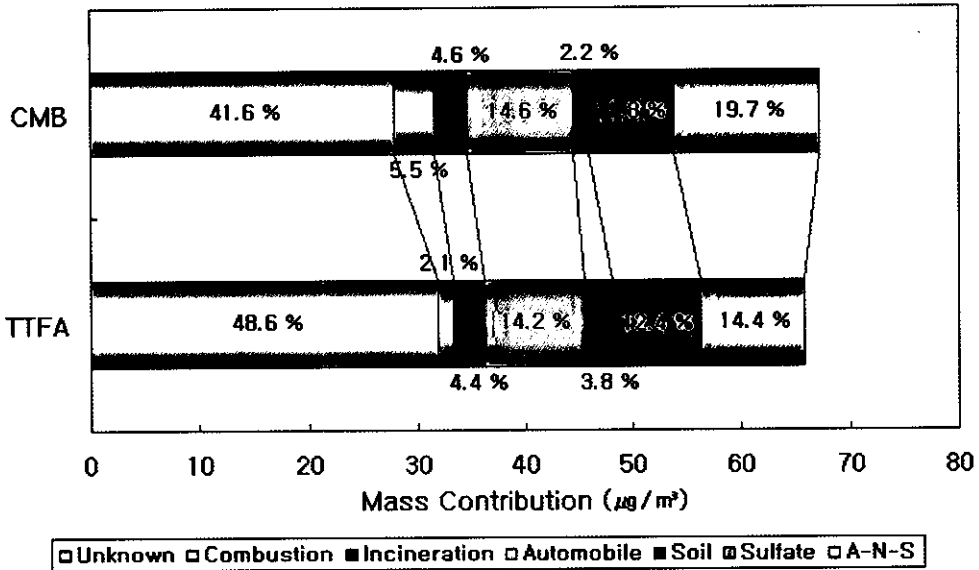


Fig. 3. Comparison of source contribution results for PM-10 between TTFA and CMB models. Input source profiles used in the CMB model were obtained from various literatures, not from local experiment.

력자료를 실측에 의존하지 않았기 때문이며, 둘째, TTFA에서 확인된 오염원을 바탕으로 해당 오염원의 배출자료를 CMB에 사용하였기 때문이다. 따라서 두 모델의 결과가 유사한 것도 당연할 수 있다. 하지만, 모델의 결과가 유사하다는 것은 다음과 같은 응용을 가능하게 한다. 즉, 이들 각각의 모델 장점을 활용한다면 배출자료가 미비한 국내에 쉽게 응용할 수 있을 것으로 사료된다. 즉, TTFA 또는 전형적 인자분석법을 활용한다면, 오염원의 확인 및 인자의 수를 용이하게 결정할 수 있으며, CMB 수행할 때 반복적으로 오염원 및 성분 변수를 선정하는 과정을 개선시킬 수 있다. 또한, 이를 바탕으로 실측된 오염원 자료를 CMB 모델에 입력하여 수행한다면 계절별로 오염원을 누락시키는 TTFA의 결점도 보완할 수도 있다.

한편, 일반적으로 오염원에 대한 질량 기여도를 산출하기 위해서는 분석성분들의 총질량이 채집된 분진질량의 70% 이상이 되어야 한다. 하지만, 본 연구에서는 일반적으로 분진 중에 높은 질량분율을 보이는 C, S, Si 등의 성분들을 분석하지 않았으며, 분석성분들의 총 질량이 채집된 분진총량의 50% 정도를 차지하였다. 더욱 정밀한 오염원 질량 기여

도를 산출하기 위해서는 성분분석을 확대하여야 할 것으로 사료되었다.

4. 결 론

본 연구를 위해 97년 2월부터 99년 2월까지 총 328회에 걸쳐 high volume air sampler를 사용하여 PM-10을 채집하였으며, 각 분진시료에 대해 Cu, Fe, Pb, Mn, Zn, Al 등 총 6개 무기원소성분과 Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ 등 총 8개의 이온성분을 분석하였다. 이를 바탕으로 오염물질 별로 계절적 변동을 파악하였으며, 연구지역에 대한 오염원의 확인과 정량적인 기여도를 산출하기 위하여 수용모델인 TTFA와 CMB를 병행하여 수행하였다.

본 연구는 기존의 무기원소자료에 입각한 수용모델링과는 달리 이온성분을 모델에 적용함으로써 2차 오염원에 대한 오염원의 기여도를 파악할 수 있었다. 또한, TTFA 응용하여 오염원의 대상선정을 용이하게 하였다. TTFA 결과, 연구기간동안 평균 분진량 65.8 µg/m³ 중에 A-N-S 관련오염원 9.5 µg/m³ (14.4%), 자동차 관련오염원 9.3 µg/m³ (14.2%), 황산

염 관련오염원 8.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (12.4%), 소각 관련오염원 2.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (4.4%), 토양 관련오염원 2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (3.8%), 연소관련 오염원 1.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2.1%)이 수용체에 기여하였으며, 2차 오염원인 A-N-S와 황산염 관련오염원을 분리하고 확인할 수 있었다. 한편, CMB 모델링 결과, TTFA에 의해 계절별로 분류되지 않은 오염원이 추가로 분리 확인되어 인자분석의 결점을 보완할 수 있었다.

본 연구에서는 수용모델링을 수행하기에 충분한 화학적 변수를 확보하지 못하였으며 CMB 모델링을 수행할 때 실측자료를 사용할 수 없었다. 하지만, TTFA와 CMB를 동시에 응용함으로써 다양한 오염원을 확인할 수 있었고, 배출원 자료가 부실한 지역에서 모델수행을 효율적 개선시킬 수 있는 수용방법론을 제시할 수 있었다. 결론적으로 국내실정에 적합한 수용방법론은 인자분석을 선수행하고 실측된 자료를 바탕으로 CMB 모델을 후수행하는 방법으로 사료된다.

사 사

본 연구의 일부는 1999년 한국학술진흥재단의 대학부설연구소 지원과제 (99-005-E00025)의 일환으로 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참 고 문 헌

- 김태오, 김동술, 나진균 (1990) Target Transformation Factors Analysis를 이용한 부산시 분진오염원의 양적 추정, 한국대기보전학회지, 6(2), 135-146.
- 이태정 (1997) 수원지역 입자상 오염물질 중 황화원소의 농도 경향 및 오염원 기여도 추정에 관한 연구, 경희대학교 환경학과 박사논문.
- 이태정, 김동술 (1993) 입경분류에 입각하여 목표변환 인자 분석법을 이용한 수원지역 분진오염원의 정량적 기여도 추정, 한국대기보전학회지, 9(1), 44-50.
- 이태정, 김동술 (1997) 수원지역 입자상 오염물질의 오염원 기여도의 추정, 한국대기보전학회지, 13(4), 285-296.
- 이호근, 박경윤, 서명석, 장광미, 강창희, 허철구 (1995) 제주도 고산에서 수용성 에어로졸의 화학적 성분 분석, 한국대기보전학회지, 11(3), 245-252.
- 황인조, 김동술 (1998) Submicron 부유분진의 화학적 조성 및 분포에 관한 연구, 한국대기보전학회지, 14(1), 11-23.
- Aneja, V.P., D.F. Adams, and C.D. Pratt (1984) Environmental impact of natural emissions summary of an APCA International Speciality Conference, JAPCA, 34, 799-803.
- Blifford, I.H. and G.O. Meeker (1967) A factor analysis model large scale pollution, Atmospheric Environment, 1, 147-157.
- Chan, Y.C., R.W. Simpson, G.H. Mctainsh, P.D. Vowles, D.D. Cohen, and G.M. Bailey (1999) Source apportionment of PM2.5 and PM10 aerosols in Brisbane (Australia) by receptor modeling, Atmospheric Environment, 33, 3251-3268.
- Chang, Y.S., G.R. Carmichael, H. Kurita, and H. Ueda (1986) An investigation of the formation of ambient NH_4NO_3 aerosol, Atmospheric Environment, 20, 1969-1977.
- Chow, J.C., J.G. Watson, D.H. Lowenthal, P.A. Solomom, K. Magliano, S. Ziman, and L.W. Richards (1992) PM10 source apportionment in California's San Joaquin Valley, Atmospheric Environment, 26A, 3335-3354.
- Chow, J.C. (1995) Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particle, JAWMA, 45, 320-382.
- Conner, T.L., J.L. Miller, R.D. Wills, R.B. Kellogg, and T.F. Dann (1993) Source apportionment of fine and coarse particle in Southern Ontario, Canada, Proceeding of the 86th Annual Meeting of Air & Waste Management Association, Pittsburgh, PA, Paper 93-TP-58.05.
- Friedlander, S.K. (1973) Chemical element balances and identification of air pollution sources, Environmental Science & Technology, 7(3), 235.
- Gordon, G.E. (1988) Receptor models, Environmental Science & Technology, 22(10), 1132-1142.
- Hopke, P.K. (1980) The application of factor analysis to quantitative source apportionment in atmospheric aerosol: source/air quality relationships, American Chemical Society Symposium Series No. 167.
- Hopke, P.K, D.J. Alpert, and B.A. Roscore (1982) FANTASIA program for target transformation factor analysis to apportion source in environmental samples, Computers & Chemistry 7(3), 149-155.
- Hopke, P.K. (1985) Receptor Modeling in Environmental

- Chemistry*, John Willy & Sons.
- Hopke, P.K. (1988) Target transformation factor analysis as an aerosol mass apportionment method, A review and sensitive study, *Atmospheric Environment*, 9, 1777-1792.
- Miller, M.S., S.K. Friedlander, and G.M. Hidy (1972) A chemical element balance for the Pasadena aerosol, *J. Colloid and Inter. Science*, 39(1), 165-176.
- Olmez, I., A.E. Sheffield, G.E. Gordon, J.E. Houck, L.C. Pritchett, J.A. Cooper, T.G. Dzubay, and R.L. Bennett (1998) Composition of particles from selected sources in Philadelphia for receptor modeling applications, *JAPCA*, 38, 1392-1402.
- Song, X.H. and P.K. Hopke (1996) Solving the chemical mass balance problem using an artificial neural network, *Environmental Science & Technology*, 30, 531-535.
- U.S. EPA (1998) *Guideline on Speciated Particulate Monitoring*. U.S.EPA.
- Waston, J.G. (1979) Chemical element balance receptor model methodology for assessing the source of fine and total suspended particulate compositional data sets, *JAPCA*, 32, 637-642.
- Waston, J.G. (1984) Overview of receptor model principles, *JAPCA*, 34, 619-623.
- Waston, J.G., J.C. Chow, and C.V. Mathai (1989) Receptor models in air resources management: A summary of the APCA international specialty conference, *JAPCA*, 39(4), 419.
- Waston, J.G., N.F. Robison, J.C. Chow, R.H. Henry, B. Kim, Q.T. Nguyen, E.L. Meyer, and T.G. Pace (1990) *Receptor Model Technical Series, Vol. III. CMB7 User's Manual*, U.S. EPA, EPA-450/4-83-014.
- Watson, J.G., J.C. Chow, L.C. Lowenthal, C.A. Pritchett, C.A. Frazier, G.R. Neuroth, and R. Robbins (1994a) Differences in the carbon composition of source profiles for diesel- and gasoline-powered vehicles, *Atmospheric Environment*, 28, 335-349.
- Watson, J.G., J.C. Chow, Z. Lu, E.M. Fujita, D.H. Lowenthal, D.R. Lawson, and L.L. Ashbaugh (1994b) Chemical mass balance source apportionment of PM10 during the California air quality study, *Aerosol Science & Technology*, 21(1), 1-36.
- Waston, J.G., N.F. Robinsin, C. Lewis, and T. Coulter (1997) *Chemical Mass Balance Receptor Model, Version 8(CMB8) User's Manual*, Desert Research Institute, 1808.1D1.