한국대기환경학회지 제 29 권 제 4 호
J. KOSAE Vol. 29, No. 4 (2013) pp. 459~476
Journal of Korean Society for Atmospheric Environment
DOI: http://dx.doi.org/10.5572/KOSAE.2013.29.4.459

총 설

수용모델의 국내외 연구동향과 대기질 관리를 위한 발전방향

Research Trends of Receptor Models in Korea and Foreign Countries and Improvement Directions for Air Quality Management

황 인 조* · 김 동 술[1)]
대구대학교 환경공학과, [1)]경희대학교 환경학 및 환경공학과

(2013년 6월 3일 접수, 2013년 7월 25일 수정, 2013년 7월 25일 채택)

InJo Hwang* and Dong-Sool Kim[1)]
Department of Environmental Engineering, Daegu University
[1)]*Department of Environmental Science and Engineering, Kyung Hee University*

(Received 3 June 2013, revised 25 July 2013, accepted 25 July 2013)

Abstract

Receptor models have been rapidly developed to manage the ambient air quality and to establish effective emission reduction strategies. The models are used to identify various emission sources and apportion quantitatively the ambient pollutant mass based on various measured physico-chemical properties of the air pollutants at the receptor site. Many types of receptor models have been applied to estimate source contributions since those provide fundamental information when establishing reasonable environmental policies in Korea and Foreign countries. In this paper, we will introduce the basic concept and principal of the receptor model, various types of existing models with discussing strong and weak points for each model, and performance procedure of PMF model as the most popular model in the world. Further the trends of receptor modeling studies in Korea and other countries were provided. Finally, the improvement directions of the modeling works for the national and local air quality management were suggested in this paper.

Key words : Air quality management, Receptor models, Research trends of receptor modeling, Source apportionment

1. 서 론

다양한 오염원에서 배출된 다양한 오염물질은 시정악화, 산성침적(acidic deposition) 등과 같은 지역규모(regional scale)의 대기오염문제와 오존층 파괴, 온실효과 등과 같은 지구규모(global scale)의 문제를 유발하였으며, 더 나아가 인간의 건강과 복지에도 심각한 악영향을 미치고 있다. 특히, 우리나라의 경우 최근 일부 규제 대기오염물질(criteria air pollutants)의 농도는 하향 추세에 있지만, 국민들이 느끼는 체감 오염도는 꾸준히 증가하고 있다. 이러한 문제는

*Corresponding author.
Tel : +82-(0)53-850-6695, E-mail : ihwang@daegu.ac.kr

환경에 대한 관심을 고조시켜 대기오염문제를 해결하기 위한 기술적, 경제적, 행정적 투자와 병행하여 많은 연구들을 활성화시키는 계기가 되었으며, 그 피해로 인한 건강 및 복지손실을 최소화하고 산업체의 경제적 손실을 최소화하기 위한 합리적인 대기환경관리기술의 도입과 개발의 필요성이 대두되었다(Kim and Hwang, 2002). 이와 같은 이유로 최근 세계 각국에서는 대기오염물질을 제어하는 각종 정책을 개발하여 수행하고 있으며, 새로운 환경기준 설정과 오염원(source)에 대한 합리적인 평가에 주력하고 있다. 이에 따라, 대기 중 오염물질의 물리화학적 특성을 장기간 측정하여 인근 오염발생원이 지역대기에 어느 정도 영향을 미치는지를 정량적으로 파악하려는 연구들이 활발하게 수행되고 있다. 대기오염물질을 효율적으로 제어하고 관리방안을 마련하기 위해서는 오염원에 대한 정량 · 정성분석이 선행되어야 한다. 이를 위해 수용체(receptor)에서 오염물질의 특성을 분석한 후 오염원의 기여도(contribution)를 평가하는 수용모델링(receptor modeling) 방법이 지속적으로 개발되고 있다(Hwang *et al*., 2001).

수용모델링은 각종 응용통계학을 기반으로 한 계량화학적(chemometrics) 분석기술로서, 일반 대기 중 수용체에서 가스상 · 입자상 오염물질의 물리 · 화학적 특성을 분석한 후, 대기질에 영향을 주는 오염원을 확인하고 기여도를 정량적으로 파악하여 합리적인 대기오염 관리를 가능하게 하는 통계방법론이다. 세계 많은 연구자들은 이러한 수용방법론을 이용하여 오염원의 기여도 파악에 관한 연구를 활발히 진행하고 있지만, 우리나라의 경우 아직까지 외국과 비교하여 해당 연구가 질적 · 양적으로 부족한 실정이다. 즉 최근까지도 장기간 양산된 방대한 자료를 방치하고 있으며, 단지 오염물질의 농도특성을 단순 통계법에 의해 계산하고 정성적 상관성 비교에만 집착하고 있다. 이러한 결과를 정책자료로 활용할 경우, 지역주민들을 비롯한 산업체까지도 비합리적인 제재를 받을 수 있다. 따라서 대기오염물질에 대한 합리적인 저감대책이 필요하며, 최우선적으로 주요 오염원에 대한 배출원 조사와 오염원의 정량적 기여도 산정이 선행되어야 한다(Kim and Hwang, 2002).

수용방법론에 입각한 대기오염 관리기술은 국민건강과 재산 손실 및 산업체의 경제적 손실을 최소화시킬 수 있으며, 대기오염에 대한 기초연구를 활성화시키는 학문적 실용성을 동시에 갖는 연구 분야이기도 하다. 따라서 대기오염원의 효율적인 제어와 관리를 위해서, 또한 합리적인 환경정책을 수립하기 위해서는 우리나라의 실정에 맞는 정확하고 실효성있는 수용방법론을 개발하고 활성화시켜야 한다.

대기오염학에 수용모델 개념이 도입 된지 약 45년이 지난 현재까지, 전 세계적으로 약 1,200편 이상의 수용모델 연구논문과 보고서 등이 보고되었다(Watson and Chow, 2004). 우리나라의 수용모델 연구는 외국과 비교했을 때 학문적 배경과 질적 · 양적인 측면에서 미흡한 것이 현재의 상황이다. 효율적인 대기질 관리를 위한 수용모델의 중요성과 역할이 증대되고 있는 시점에서 이제는 국내 · 외 수용모델의 연구결과물을 심층적으로 조사 · 분석하여 국내 대기질 관리를 위한 정책개발의 기초자료로 활용하여야 한다. 본 논문에서는 수용모델의 개념과 원리, 수용모델의 종류, 그리고 수용모델링 절차 등에 대하여 논의하고자 한다. 또한 국내 · 외의 수용모델링 연구 동향을 분석하고 제시하였으며, 마지막으로 실효성 있는 대기질 규제와 관리를 위한 수용모델의 추후 발전방향에 대하여 논의하였다. 제시된 발전방향을 통해 수용모델이 더욱 진보된 도구로서 그 역할과 가능성을 보여줄 것으로 판단된다.

2. 수용모델

2.1 수용모델의 개념과 원리

대기오염 모델은 오염물질의 확산, 대류, 화학반응, 침적 등을 고려하여 해당지역의 오염 농도, 침적량, 체류시간 등을 추정하고, 최종적으로 오염원의 효율적 제어와 방지대책, 대기질 관리방안 수립 등을 제시하는 종합적인 도구로서, 지난 수십 년간 지속적으로 발전하여 왔다. 각 오염원이 대기환경에 미치는 영향을 파악하는 연구는 오염원의 질량기여도(mass contribution) 추정 연구라고도 하는데, 보통 분산모델(dispersion model)과 수용모델(receptor model)로 구분할 수 있다(Gordon, 1988). 모델연구의 초기단계에서는 오염원 중심의 분산모델이 주로 이용되었는데, 배출자료의 오차, 확산변수의 불확실도, 기지(旣知)의 오염원만을 대상으로 한다는 점, 배출자료의 부족, 복잡한 모델개발에 따른 시간과 비용 등의 문제점

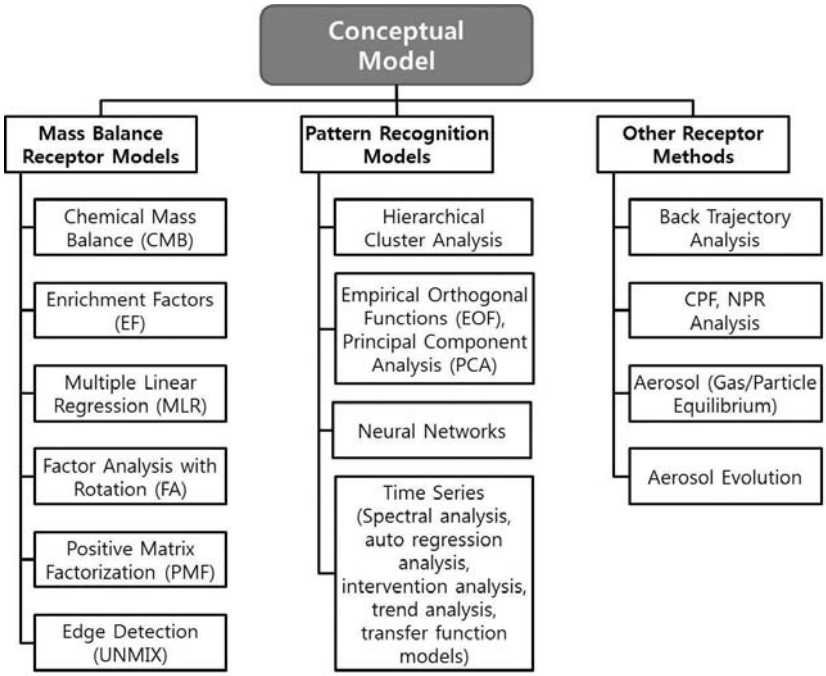

Fig. 1. Classification of receptor models.

이 있었다(Hwang *et al*., 2001; Cooper and Watson, 1980). 이러한 한계성을 보완하기 위하여, 초기에는 단순히 분산모델의 보조 도구로서 수용모델이 개발되었으나 이제는 대기오염모델 연구분야의 한 축을 담당하고 있다. 즉 Miller *et al.*(1972)에 의해 화학원소수지법(chemical element balance; CEB)이 처음 개발된 이후 수용모델은 발전을 계속하고 있다.

수용모델은 각종 응용통계학을 기반으로 한 계량화학적 분석기술이다. 일반대기 중 수용체에서 가스상 및 입자상 오염물질의 물리·화학적 특성을 분석한 후, 대기질에 영향을 미치는 오염원을 일차적으로 확인하고 그 기여도를 정량적으로 파악하여 합리적 대기오염 관리방안을 제시하는 통계적, 수학적 방법론(methodology)이다. 수용모델의 기본이론은 질량보존의 법칙(mass conservation)과 질량수지(mass balance)에 그 이론적 기초를 두고 있다. 즉, 수용모델의 입력자료는 수용체에서 채취한 시료(sample)의 화학성분 농도들의 합으로 표현할 수 있다(질량보존의 법칙). 또한 질량수지식은 식(1)과 같이 나타낼 수 있다.

$$x_{ij}=\sum_{p=1}^{n} g_{ip} f_{pj}+e_{ij} \quad \text{(식 1)}$$

여기서, x_{ij}는 i번째 시료 중 j번째 원소의 농도, f_{pj}는 오염원 p에서 배출된 j번째 원소의 농도(즉, 오염원분류표), g_{ip}는 i번째 시료에 대한 p번째 오염원의 기여도, 그리고 e_{ij}는 모델의 오차이다. 수용모델의 경우, 물리적으로 타당한 오염원의 확인 및 기여도 추정을 위하여 다음과 같은 가정을 만족하여야 한다. 첫째, 측정자료(x_{ij})는 반드시 모델식으로 재계산되어야 한다. 둘째, 모델에 의해 계산된 오염원분류표는 항상 양의 값을 가져야 한다. 셋째, 계산된 오염원의 기여도 역시 항상 양의 값을 가져야 한다. 마지막으로 각 오염원의 기여도 합은 측정된 모든 원소 농도 값의 합보다 작거나 같아야 한다(Hopke, 2003).

2.2 수용모델의 분류

수용체에서 측정 및 분석된 오염물질의 농도자료를 입력자료로 이용하여 수용체 주변 대기질에 영향을 주는 오염원을 정성적으로 확인하고 그 기여도를 정량적으로 추정하는 수용모델의 종류를 그림 1에

Table 1. Strengths and weakness of various receptor models.

	Strengths	Weaknesses
PMF	• Does not require source profiles • Produce non-negative source profiles and contributions • Weights species concentrations by their analytical precisions • Can handle missing or BDL data	• Requires a large (>100) ambient data sets • Need to error estimate • Depends on the user's judgement (need to judge the No. of sources) • Requires knowledge of source profiles • Hard to use model (DOS base)
UNMIX	• Does not require source profiles • User-friendly GUI • Provide graphical problem diagnostic tools • Strength to identify major sources	• Requires a large (>100) ambient data sets • Requires knowledge of source profiles • Depends on the user's judgement (need to judge the No. of sources) • Limited to a maximum of 7 factors
CMB	• Does not require large ambient data sets • Provide uncertainties on source contribution estimates based on input concentrations • Available quantifies major PM and VOCs contributions • User-friendly GUI	• Need to source profiles • Chemically similar sources may result in collinearity without more specific chemical markers • Typically does not apportion secondary particle constituents to sources
Enrichment factor	• Simple, no software needed • Could use a large or small (<10) data set	• Not specific especially when the EFs are unknown in advance • Limited to sources with unique markers
PCB	• Can identify high collinearity sources (ex: Asian dust and soil source) • Can produce arbitrary parameters	• Need to source profiles • Typically does not apportion secondary particle constituents to sources
MLR	• Implemented by many statistical software • Operates without source profiles	• Requires a large (>100) ambient data sets • Marker species must be from only the sources
FA, PCA	• Implemented by many statistical software • Identify major source types	• Requires large (>100) ambient data sets • Need to use empirical rotation of factors • Do not always produce unique solutions
TTFA	• Identify sources and quantifies source contributions • Does not require source profiles	• Need to specific knowledge of statistics • Hard to use model
Backward trajectory	• Estimate the path and location of the air reaching a receptor • Can generate multiple trajectories with different time intervals	• Relies on wind observations with limited temporal and spatial density • More useful in regional than in urban scale applications
CPF	• Infer the direction of sources relative to the receptor site • Easy to implement	• Limited implication for long-range transport • Work better for stationary sources than area or mobile sources
NPR	• Infer the direction of sources relative to the receptor site • Easy to implement • Provide uncertainty estimates	• Limited implication for long-range transport • Work better for stationary sources than area or mobile sources
PSCF	• Infer the location of sources relative to the sampling site • Resolve the spatial distribution of source strength • Identify the location of long range transport source	• Need to generate and analyze the back trajectory data • Difficult to resolve the location of more localized sources

제시하였으며, 각 모델의 장점과 단점을 표 1에 기술하였다(Watson *et al*., 2008; Zannetti, 2005; Watson and Chow, 2004).

수용방법론은 질량수지모델(mass balance models), 형태인식모델(pattern recognition models), 기타모델로 구분할 수 있다. 첫 번째, 질량수지모델에는 화학질량

수지법 (chemical mass balance; CMB), 농축계수법 (enrichment factor; EF), 다중선형회귀분석법 (multiple linear regression; MLR), 인자분석법 (factor analysis; FA), 입자군수지법 (particle class balance: PCB), 목표변환인자분석법 (target transformation factor analysis: TTFA), 양행렬인자분석법 (positive matrix factorization; PMF), UNMIX 모델 등이 있다. CMB 모델의 방법론은 Miller *et al.* (1972)과 Friedlander (1973)에 의해 처음으로 정립되었는데, 한때 전 세계에서 가장 보편적으로 사용되었던 방법이다. CMB 모델은 질량수지 및 질량보존의 법칙을 기본원리로 하여 대기분진 중 화학원소 행렬과 오염원분류표 행렬을 이용하여 미지의 질량 기여도를 추정하는 방법이다 (Watson, 1984). 한편, CMB 모델을 비롯한 대부분의 수용모델은 전적으로 시료의 전량분석 (bulk analysis) 자료에 입각하여 개발되었지만, CCSEM (computer controled SEM)에 의한 입자별 분석 (particle-by-particle analysis) 자료에 입각하여 오염원의 기여도를 추정하는 통계적 기법을 입자군수지법 (particle class balance)이라 한다 (Kim and Hopke, 1988a, b). 외국의 연구동향을 보면 SEM/EDX를 이용한 많은 자료가 축적되어 응용의 가능성을 높여주고 있다. 농축계수법은 가장 원시적인 모델로서, 특정원소를 특정오염원과 1:1로 대응시켜 그 영향을 정성적으로 평가하는 방법론으로 오염원의 수가 한정적일 경우 유용하게 활용될 수 있다.

한편, 다중선형회귀분석은 하나의 종속변수에 두 개 이상의 독립변수가 존재하는 경우로서, 보통 추정결과의 최적 도출여부를 확인하기 위해 실측치와 추정치와의 오차를 각종 함수식으로 표현하여 사용한다. 이 계산에는 최소제곱법 (least squares method)이 주로 사용되며, 적합도를 판단하기 위하여 다중결정계수 (coefficient of multiple determination: R^2)를 이용한다 (Hwang and Kim, 1998). 인자분석법은 Blifford and Meeker (1967)에 의해 최초로 개발되었다. 인자분석법은 상관 (혹은 공분산)행렬의 구조에 관한 통계적 모형을 구축하고, 그 구조를 생성시키는 소수의 인자를 추출하여 설명변수들 간의 공분산 내지 상관중심을 해석하는 정성적 통계기법이다. 인자분석법은 복잡하고 방대한 환경자료의 포괄적 해석을 위해 주로 사용되며, 오염원의 기여도를 정량적으로 추정할 수 없다. 하지만 이러한 단점에도 불구하고 오염원분류표의 부재 시 오염원의 확인 및 추정에 이용되는 통계기법으로서, 국내·외에서 보편적으로 사용되고 있다 (Christensen and Arora, 2007; Hien *et al*., 1999; Hwang and Kim, 1998). 주성분분석법은 여러 개의 서로 상관된 변수들로 구성된 측정자료를 변수의 수보다 적은 차원으로 주성분을 추출하고 주성분 내 변수 사이의 상호의존도를 파악하는 다변량 분석기법이다. 주성분 추출과정은 인자분석법에서 인자추출방법 중 하나의 방법론으로 간주해도 좋다. 인자분석과의 차이점은 주성분분석법은 분산중심 (variance-oriented)의 기법이며, 인자분석법은 변수들 간의 상관관계 혹은 공분산중심 (covariance-oriented) 기법이다 (Kim and Jeon, 1996). 인자분석을 이용한 수용방법론은 Prinz and Stratmann (1968)에 의해 대기오염 분야에 처음 응용되었으며, 기존 정성적 개념의 인자분석법은 목표변환인자분석법 (TTFA)의 개발을 통해 정량적 개념의 수용모델로 발전하였다 (Severin *et al*., 1983; Hopke, 1982).

그러나 인자분석 시 발생하는 음수의 인자부하량 발생, 통계분석 상의 난해성 등의 문제점을 보완하여 Paatero (1997)는 TTFA보다 개선된 수학적 알고리즘을 가진 PMF 모델을 개발하였다. PMF 모델은 오염원분류표 (**F**행렬)와 기여도 (**G**행렬)의 값들이 항상 양의 값을 갖도록 계산하며, 각 자료의 최소제곱값을 최소화 (least-squares minimization)시키는 알고리즘을 기반으로 설계되어 기존 수용모델과 비교하여 진보된 기능을 가지고 있다. PMF 모델의 적용은 개개의 측정자료에 대한 오차추정 (error estimate)에 의존하는데, 인자부하량이 항상 양의 값을 갖게 되어 오염원 분류작업 시 전통적 인자분석법과 비교하여 정확한 결과를 얻을 수 있다. UNMIX 모델은 self-modeling이라는 접근방식을 이용하여 각 시료의 화학적 정보를 바탕으로 오염원의 수, 오염원의 화학적 조성표 (즉, 오염원분류표), 오염원의 기여도를 추정하는 방법이다. UNMIX 모델의 경우 PMF 모델과 마찬가지로 오염원의 화학적 조성표와 기여도는 항상 양의 값을 갖는다 (Henry, 1997).

두 번째, 형태인식모델에는 군집분석법 (cluster analysis), 신경망분석법 (neural network), 시계열분석법 (time series analysis), 공간계열분석법 (spatial series analysis) 등이 있다. 군집분석법은 자연과학 분야에서 널리 사용되고 있는 응용통계 분석법으로서, 자료집단 내에서 유사한 성질을 갖는 특정 그룹을 분류

하는데 이용하고 있다. 군집분석은 군집의 수, 내용, 구조 등이 미지인 상태에서 개체 사이의 거리(distance) 또는 유사도(similarity)에 근거하여 군집을 분류하고 분류된 군집의 특성을 파악하며, 군집간의 관계 분석을 주요 목적으로 한다(Nam *et al*., 2002). 신경망분석법은 인간 두뇌의 신경세포가 정보를 처리하는 원리를 이용하여, 반복적으로 입력된 자료에 대하여 각 입력신호의 가중치를 목적에 맞도록 변화시켜 인간의 학습기능을 습득하기 위하여 고안되었다. 이 분석법은 광학, 음성타자기, 문자인식, 음성분석, 형태인식(pattern recognition) 등과 같은 분야에 광범위하게 응용되고 있다. 대기환경학의 수용방법론 분야에서는 CCSEM으로 분석된 입자들의 형태인식에 사용된 바 있다(Xie *et al*., 1994). 시계열분석법은 동일한 오염원에서 방출된 화합물들이 수용체 주변에서 측정되었을 때 농도가 시간에 종속(time dependence)한다는 가정에서 시작한다. 따라서 수용체에서 측정된 원소들이 시간에만 의존한다면 원소간의 상관성을 확인할 수 있으며, 이때 동일한 오염원이 포함될 확률이 크다. 이러한 가정에 기반하여 특정오염원의 영향을 받을 만한 화학성분, 즉 상관성이 큰 화학성분들을 바탕으로 기여도를 추정할 수 있다. 공간계열법은 동일 시간에 지역적으로 다른 수용체에서 측정된 자료를 한 평면상에서 시각적으로 비교하는 방법이다. 오염원의 기여도는 오염원의 화학적 조성과 특정지역에서 측정분석된 공간적 농도분포를 비교하여 얻을 수 있다. 이러한 방법은 공간적 등농도선, 공간적 상관성, 군집분석, 오염물의 분산분석을 통해 이루어진다. 공간계열법은 특정지역 내에서 고유 오염원에 관한 정보를 얻을 수 있지만, 여기서 얻은 정보는 정성적일 수밖에 없다. 특히 이 방법은 시료채취기간 중 오염배출량 및 기상정보에 크게 의존하므로 분산모델과 연관성이 매우 크다. 따라서 분산 및 수용모델의 혼합모델로서 발전할 가능성이 크며, 최근 지리정보시스템(GIS: geological information system)의 빠른 발전으로 대기환경에의 응용이 활발하다(Kim and Hwang, 2002).

마지막으로, 기타 수용모델에는 역궤적 분석(back trajectory analysis), CPF (conditional probability function) 분석, NPR (nonparametric regression) 분석 등이 있다. 역궤적 분석은 실측된 상층기상자료를 이용하여 수용체에 도달하는 공기의 위치 및 경로를 역으로 추적하는 모델이다(Draxler and Hess, 1997). 오염원의 잠재적 위치를 파악하기 위하여 보통 PSCF (potential source contribution function) 모델을 사용하는데, 이때 필요한 자료는 미국 NOAA에서 제공하는 HYSPLT (hybrid single particle lagrangian integrated trajectory) 모델에 의해 계산되는 역궤적 자료와 각 오염원의 기여도를 결합하여 PSCF 값을 계산한다. CPF 분석은 다양한 풍향에 따른 지역규모의 점 오염원의 영향을 파악하기 위하여 사용하며, 수용체에서 측정된 풍향과 각 오염원의 기여도를 결합하여 계산한다. 즉, 높은 CPF 값을 갖는 방향에 점 오염원이 존재할 확률이 크다는 것을 의미한다. NPR 분석은 CPF 분석과 유사한 개념이며, 수용모델링 분야에서 Henry *et al*. (2002)에 의해 미국 Texas 주 Houston의 두 측정 장소에서 풍향과 cyclohexane 농도와의 관계를 평가하여 cyclohexane의 오염원 위치를 파악한 연구에 사용된 바 있다. NPR 분석은 풍향, 풍속의 함수로서 특정 오염물질의 농도값을 예측하여 오염원의 위치를 확인할 수 있으며, 또한 통계적으로 신뢰구간(confidence intervals)을 계산할 수 있다는 특징을 갖는다(Hwang, 2010).

수용방법론 초기에는 농축계수법이나 시계열분석법 등이 많이 사용되었으나, 최근에는 CMB 모델과 인자분석법 등의 다변량 통계분석이 널리 사용되고 있다. 그러나 CMB 모델은 그 지역 고유의 오염원분류표(source profile)를 필요로 하는데, 우리나라의 경우는 기초연구의 부족으로 오염원분류표가 마련되어 있지 않아 CMB 모델을 사용할 때 주의를 요한다. 이러한 이유로 최근에는 인자분석법 중 PMF 모델과 UNMIX 모델 등과 같은 다변량 분석법이 많이 사용되고 있다.

2. 3 수용모델링 절차

일반적으로 수용모델링을 이용한 오염원의 확인 및 기여도 추정은 (1) 모델링을 위한 자료의 준비과정, (2) 모델을 이용한 기여도 추정, (3) 모델링 결과에 대한 해석 등과 같은 과정으로 진행된다(본 논문의 경우, 현재 전 세계적으로 가장 많이 이용되고 있는 PMF 모델링의 과정에 대해 설명하고자 한다).

첫 번째, 자료의 준비과정으로서 PMF 모델의 경우 수용체에서의 측정자료(**X**행렬)만을 이용하여 오염원의 확인 및 기여도를 추정하기 때문에 양질의 측

정자료 확보가 중요하다. 모델링 수행을 위해서 수용체에서 채취된 모든 시료와 분석항목들이 고려되어야 한다. 시료 채취기간 동안 채취된 시료를 분석하는데, 만약 특정 날짜의 시료에서 질량농도를 비롯하여 모든 항목의 농도값들이 검출되지 않았을 경우, 또는 결측치(missing values)인 경우 및 mass closure 문제가 심할 경우에는 그 특정 날짜의 시료 전체를 PMF 모델링 시 제외하는 것이 좋다. 경우에 따라서는 이러한 자료들을 그 항목의 중앙값, 산술평균, 기하평균 등으로 대체하거나, 검출한계 이하의 값은 최소값의 1/2, 검출한계 값의 1/2, 검출한계 값 등으로 대체하는 방법이 사용되기도 한다. 이러한 방법들을 사용함으로서 원자료의 정규화를 유지할 수 있지만 각 항목들의 상관성을 왜곡할 우려가 있기 때문에 시료를 제거할 경우에는 각별한 주의가 필요하다(Chueinta *et al*., 2000; Polissar *et al*., 1998). 또한 입력항목을 선정하기 위하여 각 항목에 대한 signal-to-noise (S/N ratio) 분석(Paatero and Hopke, 2003)을 수행한다. 특정 항목의 S/N ratio 값이 0.2 이하일 경우, 그 항목은 PMF 모델링 시 제외하며, 0.2＜S/N ratio＜2 (weak 변수)일 경우에는 PMF 모델링에서 그 영향을 줄이기 위하여 down-weighting을 수행한다(Hwang, 2009; Hwang *et al*., 2008a). 다음단계는 오차추정(error estimate) 단계로서, 원자료 중 결측치와 검출한계 이하의 값(below detection limit; BDL)들을 다른 값들로 대체하여 최종적으로 PMF 모델링에 입력될 **X**행렬과 그에 대응하는 오차(error)행렬을 생성하는 단계이다. PMF 모델링에서 검출한계 이하의 자료 또는 결측치와 같은 잡음치(noisy data)의 영향을 줄이기 위해 오차값을 증가시킨다. 이는 Polissar *et al*. (1998)에 의해 제안되었는데, 만약 측정농도가 검출한계 이하라면 MDL (method detection limit)/2 값으로, 그리고 그에 대응하는 오차행렬의 값은 (5×MDL)/6 값으로 대체할 수 있다. 또한 측정값이 결측치일 경우, 기하평균으로, 그리고 그에 대응하는 오차행렬의 값은 기하평균의 4배에 해당하는 값으로 대체할 수 있다(Hwang and Hopke, 2006).

두 번째 단계는 오염원의 기여도를 추정하는 단계이다. 자료행렬(**X**행렬)과 그에 대응하는 오차행렬이 준비된 후 모델링을 수행한다. 모델링의 첫 번째 과정은 적절한 오염원의 수를 결정하는 것이다. 이 때 일반적으로 사용되는 지표는 Q값이다(식 2). 이론적으로 Q값은 자유도와 같거나 **X**행렬의 총 자료수와 같아야 한다(즉, $Q_{theory} \simeq i \times j$) (Polissar *et al*., 2001).

$$Q=\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{m}\left[\frac{x_{ij}-\sum_{p=1}^{p} g_{ip}f_{pj}}{s_{ij}}\right]^2 \quad \text{(식 2)}$$

여기서, s_{ij}는 행렬 x_{ij}의 불확실도를 의미한다. 다음 과정은 인자의 회전과정인데 보통 FPEAK 변수와 Fkey를 사용한다. 인자의 회전을 수행하기 위하여 일반적으로 FPEAK 변수를 사용하는데 즉, FPEAK 변수를 이용한 인자의 회전은 전통적인 인자분석에서의 varimax 회전과 유사한 기능을 갖는다. 경험적으로 FPEAK값이 양수일 때 물리적으로 좀 더 합리적인 모델링 결과를 얻을 수 있지만, 때때로 음수일 때 더 좋은 결과를 나타내기도 한다. 즉, 최적의 FPEAK값 선택은 특별한 지침이 있는 것이 아니라 연구자의 시행착오(trial and error)에 의해 결정된다. 일반적으로 FPEAK값의 변화에 따른 Q값의 변화, 그리고 각각의 **G**벡터에 대한 산포도(scatter plot) 등을 이용하여 최적의 FPEAK값을 결정한다(Hwang *et al*., 2008a, b; Paatero *et al*., 2005). 다른 인자회전 과정은 Fkey 행렬을 이용하는 것이다. PMF 모델링에 의해 계산된 오염원분류표의 특정 항목들이 실제 오염원분류표와 잘 일치하지 않을 경우, 실제 오염원분류표의 특정 항목들의 값과 유사한 값을 나타낼 수 있도록 특정 항목들의 값을 줄이는(pull-down approach) 방법이 필요하다. 이러한 경우 PMF 모델링에서는 Fkey라는 방법을 이용한다. Fkey 행렬은 **F**행렬과 동일한 차원(p×m 행렬)을 가지며, Fkey 값들은 0부터 9까지의 정수값들을 사용한다(Hwang and Hopke, 2007). 마지막 과정은 실제 단위를 갖는 오염원분류표와 각 오염원의 기여도를 계산하는 과정이다. PMF 모델링 결과 **G**행렬과 **F**행렬이 계산된다. 여기서 측정자료(**X**행렬)의 단위가 $\mu g/m^3$이라면 **G**행렬의 단위 역시 $\mu g/m^3$이 되어야 한다. 따라서 **F**행렬의 단위는 μg/μg이 된다. 그러나 이 단계에서는 농도자료(즉, 각 시료의 각 항목에 대한 농도값)만 이용이 되었고 PM_{10}(또는 $PM_{2.5}$)의 질량농도는 고려되지 않았기 때문에 **G**행렬과 **F**행렬의 값들은 실제 오염원 기여도(G*)와 오염원분류표(F*)를 나타낸다고 볼 수 없다. 따라서 실제 단위의 오염원 기여도와 오염원분류표를 얻기 위해서 scaling 계수(S_p)가 사용되며, 이

scaling 계수는 다중회귀 분석(multiple linear regression; MLR)을 이용하여 얻을 수 있다(식 3과 4). Scaling 계수는 항상 양의 값을 가져야 한다.

$$x_i = \sum s_p g_{ip} = y_i \quad \text{(식 3)}$$

$$x_{ij} = \sum_{p=1}^{p} g_{ip} f_{pj} = \sum_{p=1}^{p} g_{ip} \frac{s_p}{s_p} f_{pj} = \sum_{p=1}^{p} g_{ip}^{*} f_{pj}^{*} \quad \text{(식 4)}$$

마지막 단계는 모델링 결과에 대한 해석단계이다. 먼저, 실제 단위의 오염원분류표를 이용하여 오염원을 확인하는 과정이다. 즉, 각종 참고문헌, 각 오염원의 추적자 항목(marker species) 및 실제 오염원분류표(예를 들어, 미국 EPA의 SPECIATE 프로그램 등) 등과의 비교를 통하여 오염원을 확인하는 방법이다. 또한 연구대상 지역에 실제 존재하는 오염원들을 미리 조사하여 모델링에 의해 계산된 오염원분류표와 비교하여 확인하는 방법이 있다. 각 오염원의 기여도를 해석하는 방법은 일반적으로 시간별 기여도 경향(일별, 주중 · 주말, 계절별, 연도별 등)을 도식하여 오염원의 기여도를 확인하는데, 이러한 방법은 오염원을 확인하는 방법(예를 들어, 2차황산염 오염원은 광화학반응이 활발한 여름철에 높은 기여도)에도 사용된다. 각 오염원의 기여도 해석과 더불어 오염원의 위치를 파악하기 위하여 주로 CPF, NPR, PSCF 등이 이용되기도 한다. CPF와 NPR 분석은 수용체 위치에서 측정된 풍향과 각 오염원의 기여도를 결합하여 계산된 값을 이용하여 다양한 풍향에 따른 지역(local) 규모의 위치를 파악하기 위하여 사용한다. 또한 PSCF 분석은 미국 NOAA에서 제공하는 HYSPLIT 모델에 의해 계산된 역궤적 자료와 각 오염원의 기여도를 결합하여 계산된 값을 이용하여 주로 장거리 이동 오염원(즉, regional scale)의 잠재적 위치를 파악하기 위하여 사용한다(Hwang and Hopke, 2007; Hwang and Hopke, 2006; Kim and Hopke, 2004; Zhou *et al*., 2004; Polissar *et al*., 1999). 모델링 결과에 대한 검증은 실측된 PM의 질량농도와 모델링에 의해 계산된 각 오염원의 기여도를 합한 즉, 계산된 PM의 질량농도값을 산포도(scatter plot)로 도식하여 적합도를 평가한다.

3. 국외의 수용모델링 연구동향

수용방법론은 Blifford and Meeker (1967)에 의해 대기오염 문제에 처음 적용되었으며, 1970년대 이후부터 대기환경학에 광범위하게 응용되어 최근까지 수백편의 논문이 발표되고 있다. 수용방법론의 응용초기에는 오염원 확인을 위한 방법으로 농축계수법이나 시계열 분석법 등이 이용되었으나, 다양한 수용모델 중 현재 가장 보편적으로 사용되는 모델은 CMB, UNMIX, PMF 등과 같은 다변량 모델이다. 또한 수용방법론 도입 초창기에는 분진 중의 금속원소에만 적용되었으나, 최근에는 유기화합물 및 가스상 오염물질까지 적용범위가 확산되고 있다. 상기 3가지 모델을 이용하여 각 오염원의 기여도를 추정한 해외의 연구결과를 표 및 그림으로 정리하여 나타내었다(그림 2, Supplemental Tables 1～4). 또한 국내 · 외의 연구문헌에 보고된 PM_{10}과 $PM_{2.5}$에 대한 각 오염원별 평균 기여도, 국내 및 해외의 각 모델별 각 오염원의 평균 기여도, 그리고 국내 및 해외의 토지 용도별 각 오염원의 평균 기여도를 그림 3～5에 나타내었다.

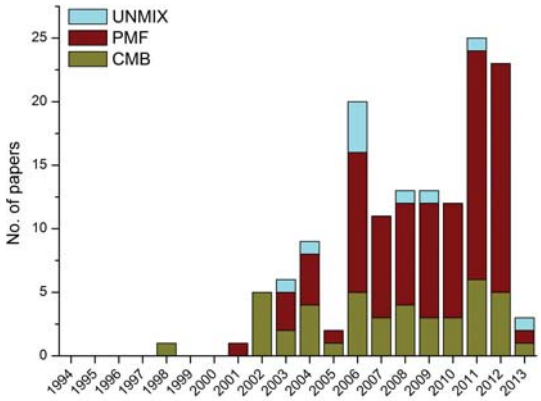

Fig. 2. The number of source apportionment studies using the each model in the other countries (1994～2013).

CMB 모델은 Winchester and Nifong (1971), Hidy and Friedlander (1972)에 의해 처음 적용되었다. Winchester and Nifong (1971)은 1969년에 작성된 오염원 배출자료를 기초로 시카고 지역의 오염원 추적에 응용하였으며, Hidy and Friedlander (1972)는 Pb과 Si를 추적자(marker)로 이용하여 자동차 배출가스와 토양분진 등의 오염원 기여도를 산출하기 위하여 CMB 모델을 이용하였다. 그 후 CMB 방법은 Miller *et al*. (1972)에 의해 소개된 회학원소수지법(chemical element balance; CEB)을 바탕으로 체계가 정립되었다.

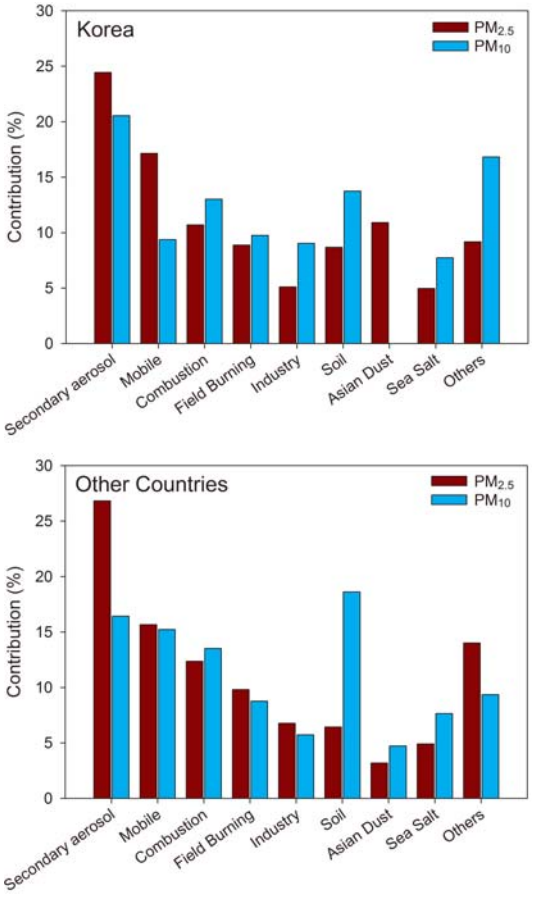

Fig. 3. Comparison of each source contribution for PM_{10} and $PM_{2.5}$ in the Korea and other countries.

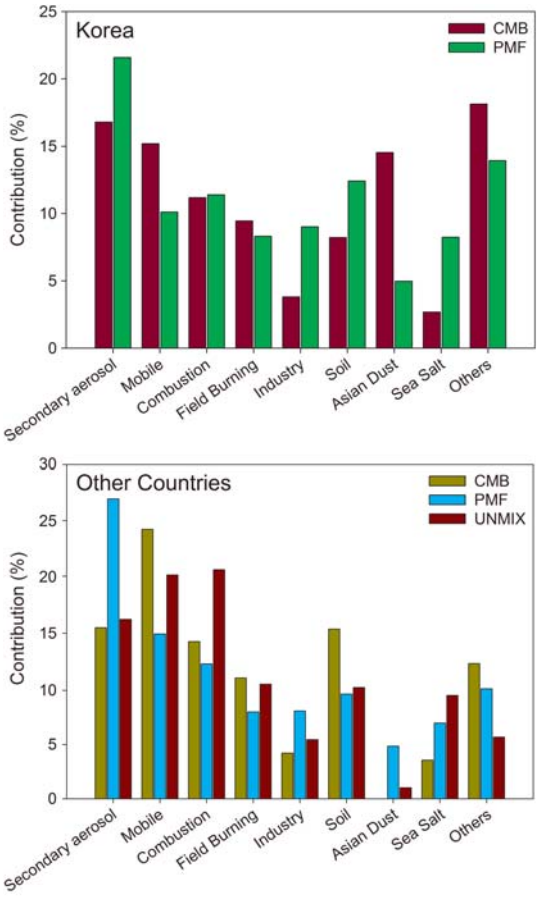

Fig. 4. Comparison of each source contribution for each model in the Korea and other countries.

Friedlander (1973)는 미국의 각 지역 대기오염 평가에 이를 응용하였다. 그 후 CMB 모델은 Watson (1979)에 의해 통계학적 이론체계가 확립되면서 대기오염학에서 큰 비중을 차지하게 되었으며, 현재 미국 EPA 등에서 대기질 관리를 위한 모델로 꾸준히 응용되고 있다 (Watson *et al*., 1998).

수용방법론으로 대기 중 오염물질의 농도자료(**X** 행렬)와 오염원분류표(**F**행렬)를 확보할 수 있다면 오염원에 대한 정량적 기여도를 추정할 수 있다. 그러나 각 지역, 각 나라의 수많은 오염원에 대하여 모든 오염원을 모두 확인하는 작업은 어려운 일이며, 또한 지역적으로 배출되는 오염물질의 배출 성분을 모두 측정, 분석하는 것도 시간적으로, 경제적으로 어려운 일이다. 이러한 제약점은 수용방법론 중 TTFA, UNMIX 및 PMF 모델 등과 같은 다변량 분석법을 이용하여 해결할 수 있으며, 현재 미국을 중심으로 각 나라들의 수용방법론 연구경향은 상기의 다변량 분석법을 이용한 오염원 기여도 추정 연구에 많은 노력들을 기울여 왔다 (Hopke, 2000).

PMF 모델은 Paatero and Tapper (1994)에 의해 처음 개발되어, Paatero (1997)가 알고리즘을 개선하여 이론적 체계를 확립하였다. PMF 모델은 Anttila *et al*. (1995)에 의해 처음으로 대기분야에 적용된 후 알래스카에서 측정된 $PM_{2.5}$의 오염원 추정 연구 (Polissar *et al*., 1998), 홍콩의 21개 지역에서 측정한 TSP와 PM_{10}의 오염원 추정 연구 (Lee *et al*., 1999), 미국 아

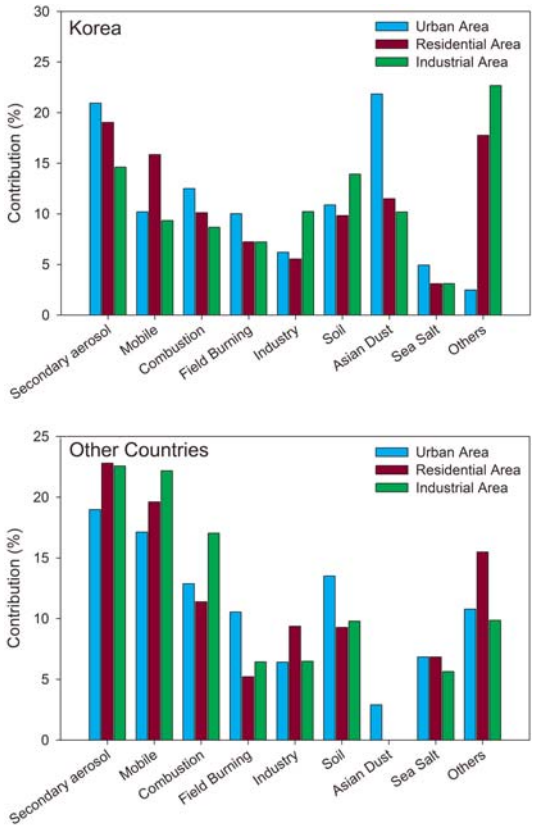

Fig. 5. Comparison of each source contribution for each land use in the Korea and other countries.

리조나 피닉스에서 채취한 미세입자와 거대입자의 오염원 추정 연구(Ramadan *et al*., 2000) 등에 적용되었다. 한편 2000년대에 들어서는 PMF 모델과 CPF, NPR, 그리고 PSCF 모델 등을 결합하여 각 오염원의 기여도 및 위치를 확인하는 연구들이 활발하게 진행되었다(Leuchner and Rappenglück, 2010; Hwang *et al*., 2008a, b; Hwang and Hopke, 2007; Hwang and Hopke, 2006; Kim and Hopke, 2004; Zhou *et al*., 2004; Kim *et al*., 2003; Liu *et al*., 2003; Qin *et al*., 2002). 예전에는 입자상물질 중 무기원소 및 이온성분들의 자료를 PMF 모델을 이용하여 각 오염원의 기여도를 추정한 연구가 주로 수행되었지만, 최근에는 ATOFMS (aerosol time-of flight mass spectrometer) 및 AMS (aerosol mass spectrometer) 등을 이용한 유기물질의 분석기술이 급속히 향상되어 이들 자료를 이용하여 2차유기입자(SOA; secondary organic aerosol)의 오염원을 확인하고 각 오염원의 기여도를 추정하는 연구가 증가하고 있다(Giorio *et al*., 2012; Sun *et al*., 2012; Ng *et al*., 2011; Ulbrich *et al*., 2009).

마지막으로, UNMIX 모델의 적용은 CMB 모델과 PMF 모델의 적용에 비해 매우 적은 편이다(Supplemental Tables 1, 4). UNMIX 모델은 PMF 모델과 마찬가지로 오염원분류표가 필요 없다는 장점과 사용하기 편하다는 장점을 가지고 있음에도 불구하고, 7개 이상의 오염원에 대한 계산 제약 등의 단점으로 수행된 연구의 수가 많지 않다.

4. 국내의 수용모델링 연구동향

국내의 경우는 1990년대를 기점으로 수용모델에 대한 연구가 시작되었으며, 2000년대에 들어서는 CMB 모델과 PMF 모델이 주로 사용되면서 입자상 오염물질의 오염원 기여도 평가 연구가 활발히 진행되고 있다. 그러나 전술한 바와 같이 UNMIX 모델은 CMB 모델 및 PMF 모델과 비교하여 국내 및 국외 모두 기여도 추정연구에 적용 사례가 매우 적다. 또한 외국의 수용모델 연구와 비교했을 경우는 국내 연구는 연구수행과정 측면 및 질적 · 양적인 측면에서 매우 미흡한 것이 현재의 상황이다. CMB 모델과 PMF 모델을 이용하여 각 오염원의 기여도를 추정한 국내의 연구결과(UNMIX 모델을 이용한 오염원 기여도 추정 연구는 국내의 경우 전무함)를 표 및 그림으로 정리하였다(그림 6, Supplemental Tables 5～6).

수용방법론 중 국내에서 활발히 연구가 진행되었던 부분은 전량분석에 기반을 두고 금속원소를 분석하는 부분이다. 유기화합물 및 특정유해가스의 측정기술은 미진하여 아직도 외국에 분석을 의뢰하는 경우가 적지 않다. 또한 이들 자료를 활용하는 통계분석법의 개발과 응용도 극히 한정되어 고비용의 측정자료를 효율적으로 이용하지 못하고 있다. 이와 같은 연구침체의 주원인은 대기환경에 대한 기초연구 투자가 극히 작기 때문이며 환경기초기술의 개발이 경제성장의 걸림돌로 생각하는 정책적 분위기 탓도 크다. 또한 이 분야의 연구가 실용화 또는 상용화 단계로 즉시 발전될 수 없는 공공복지기술이기 때문으로 사료된다. 그러나 최근 일부 민간기업 및 지방공사가

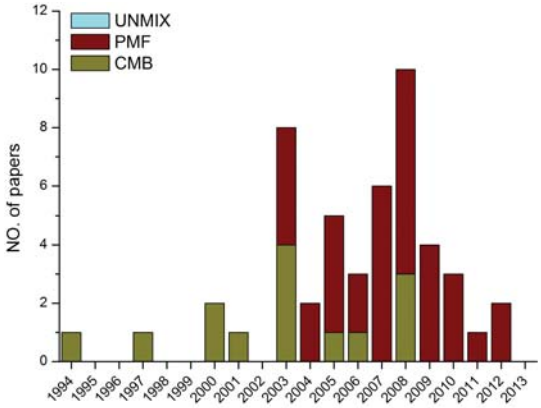

Fig. 6. The number of source apportionment studies using the each model in the Korea (1994～2013).

지역생활환경 및 사업장 환경의 오염현황파악을 위해 수용방법론을 부분적으로 도입한 사례도 있다(Kim and Hwang, 2002).

국내에서 수용방법론을 이용하여 대기질을 평가한 첫 사례로는 TTFA를 이용한 부산시 TSP 오염원을 정량적으로 추정한 연구이다(Kim *et al*., 1990b). 그 이후 군집분석을 이용한 서울시 지하상가에서의 오염패턴분석 연구(Kim and Kim, 1990), 신경망분석법을 이용한 대도시 고농도 오존의 예측 연구(Heo and Kim, 1993), 공간분석을 이용한 석탄화력발전소 주변에서의 강하분진의 정량적 평가 연구(Kim *et al*., 1990a), CMB를 이용한 지하역사 공기오염의 정량적 평가 연구(Kim *et al*., 1994)와 서울시 미세분진의 정량적 기여도 산출 연구(Yoo *et al*., 1995), TTFA를 이용한 분진의 크기별 오염원 분석 연구(Lee and Kim, 1997; Kim and Lee, 1993), 공간분석법 중 GIS를 이용한 강하분진 중 금속원소의 공간분포분석 연구(Yoon and Kim, 1997), 다변량분석법을 이용한 초미세분진의 조성과 패턴 연구(Hwang and Kim, 1998), CMB 모델을 이용한 청주시 $PM_{2.5}$의 기여도 추정 연구(Kang *et al*., 2000), 수원지역 PM_{10} 오염원의 정량평가기법 개발 연구(Kim *et al*., 2001), CMB를 이용한 서울지역의 VOC 오염원의 정량적 추정 연구(Bong *et al*., 2003), PMF를 이용한 PM_{10} 오염원의 확인 연구(Hwang and Kim, 2003a; Hwang *et al*., 2001), PMF를 이용한 수원시 PM_{10} 오염원의 기여도 추정 연구(Hwang and Kim, 2003b), 지하철 역사에서 측정한 개수농도와 PM_{10}의 질량농도를 이용한 PNB (particle number balance) 모델 개발과 PMF를 이용한 역사 내 PM_{10} 오염원의 기여도 추정 연구(Choi *et al*., 2004), 인자분석을 이용한 제주도 고산지역에서 입경별 오염원의 정성적 추정 연구(Han *et al*., 2004), 형태인식법을 이용한 오존예보모델의 개발 연구(Heo *et al*., 2004a, b), CMB를 이용한 여수산단의 VOC의 기여도 추정 연구(Jeon *et al*., 2005a, b), PMF를 이용한 서울시 $PM_{2.5}$의 오염원 기여도 추정 연구(Seoul National University, 2005), CMB를 이용한 서울시 $PM_{2.5}$의 오염원 기여도 추정 연구(Lee *et al*., 2005), CMB를 이용한 우리나라 주요 도시(서울, 태안, 부산, 대구 등)에서의 TSP 오염원 기여도 추정 연구(Shin *et al*., 2006), PMF를 이용한 제주도 고산에서의 입경별 오염원 기여도 추정 연구(Moon *et al*., 2006), PMF를 이용한 구미시 PM_{10} 오염원의 기여도 추정 연구(Hwang *et al*., 2008c), PMF를 이용한 화성시, 파주시, 이천시에서의 PM_{10} 오염원의 기여도 추정 연구(Lee *et al*., 2009), PMF를 이용한 분진의 크기별 오염원 분석 연구(Oh *et al*., 2011) 등이 수행된 바 있다.

5. 대기질 관리를 위한 수용모델 발전방향

전술한 바와 같이 국내의 경우 1990년을 기점으로 수용모델에 대한 연구가 시작되었다. 2000년대에 들어서는 많은 연구자들에 의해 CMB 모델과 PMF 모델을 이용하여 주로 입자상물질의 오염원 기여도 평가 연구를 수행하였다. 그러나 외국의 수용모델 연구와 비교할 때 국내 연구는 미흡한 부분이 많다. 본 논문에서는 우리나라의 수용모델 연구가 취약한 원인을 살펴보고(KOSAE, 2009), 향후 수용모델 연구의 발전방향을 논의하였다.

- 오염원분류표(source profile)의 부재 및 부정확성
- 수용체에서의 신뢰성 있는 측정자료의 부족
- 전문 운영인력의 부족
- 국가적, 지자체 차원에서 오염원 정보에 대한 자료구축 미흡

첫 번째, 오염원분류표의 부재 및 부정확성이다. 수용모델 중 CMB의 경우 수용체에서의 시료채취 자

료와 각 오염원에서 오염원분류표의 확보가 필수적이다. 현재 우리나라의 경우 각종 오염원에 대한 오염원분류표가 미비하기 때문에, CMB 모델링 수행 시 대부분의 경우 미국 EPA의 오염원분류표를 우리나라 실정에 맞게 수정하여 모델의 입력자료로 이용하고 있다. 비록 일부 오염원에 대해서는 몇몇 연구자에 의해 오염원에서의 시료채취(source sampling) 및 분석 등의 연구가 수행되어 우리 실정에 맞는 적합한 분류표를 사용하고 있지만, 그러한 분류표들도 미국처럼 세분화되어 있지 않아 수용체의 위치(즉, 연구대상지역)가 변경될 경우 모델링의 결과가 부정확할 가능성이 크다. 따라서 수용모델링 수행 시 좋은 결과를 얻기 위해서는 오염원에 대한 연구(즉, 우리나라의 실정에 맞는 오염원분류표의 개발 및 자료의 구축 등)가 국가적 차원에서 수행이 되어야 한다. 또한 각 오염원의 오염원분류표는 항상 일정한 것이 아니기 때문에(즉, 오염원분류표 각 항목의 분율은 사용여건에 따라 변동될 가능성이 존재하기 때문에), 주기적으로 각 오염원에 대한 정보를 갱신할 필요가 있다. 가장 좋은 예로 각종 오염원의 입자상물질 및 VOC에 대한 오염원분류표를 체계적으로 정리해 놓은 미국 EPA의 SPECIATE 프로그램(현재 버전 4.3)이 있는데, 우리나라의 경우도 국가적 차원의 연구를 통하여 이와 유사한 프로그램을 구축해야 할 것이다.

또한, 합리적이고 효율적인 대기질 관리정책을 수행하기 위해서는 수용모델과 분산모델이 상호 보완적으로 사용되어야 한다. 이를 위해서는 전술한 바와 같이, 우리나라의 실정에 맞는 정확한 오염원분류표를 개발하는 것이 필수적이다. 하지만 모든 지역에 존재하는 모든 오염원을 확인하는 작업은 현실적으로 어려운 일이며, 지역별로 배출되는 입자상 · 가스상물질의 배출성분을 모두 측정하는 것도 시간상 · 예산상 어려운 일이다. 따라서 이와 같은 제약점을 감안한다면, 현재 우리나라를 비롯하여 전 세계적으로 가장 많이 사용될 수 있는 수용방법론은 다변량 분석법(특히 PMF 모델 또는 UNMIX 모델) 뿐이라고 판단된다. 이러한 수용모델들은 수용체에서의 자료만으로 통계적으로 의미 있는 오염원분류표를 추출하고 생성할 수 있기 때문에 경제적이며 실용성이 큰 방법론이다. 이때 주의해야 할 점은 통계적으로 생성된 각 오염원분류표는 반드시 실제 오염원분류표(measured source profiles)와 비교하고 입력자료로 사용하여야 하며, 이러한 작업을 통해 모델링의 신뢰도를 개선시킬 수 있다.

두 번째, 수용체에서의 신뢰성 있는 측정자료의 부족 문제이다. 수용모델링 시 오염원분류표와 더불어, 수용체에서의 신뢰성 있는 측정자료(수용체에서 가스상, 입자상 오염물질의 물리 · 화학적 특성을 각종 분석기기를 이용하여 분석)는 모델링 결과의 신뢰도를 좌우한다. 다행스러운 점은 분석장비와 시료채취 장비가 질적, 양적으로 발전했으며 고성능 컴퓨터 보급 및 확산을 통해 다량의 환경자료를 쉽게 획득할 수 있었다. 따라서 방대한 양의 자료처리와 통계분석이 가능해짐에 따라 수용모델링 연구분야도 동시에 발전할 수 있었다. 미국의 경우, Class I 지역(대부분 산림지역 및 국립공원 지역)의 가시도(visibility)를 유지하기 위하여, 1985년부터 IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments) 측정망을 운영하고 있는데(Malm *et al*., 1994), 현재 약 156개 Class I 지역에서 입자상물질에 대한 자료를 축적하고 있다. 이 측정망의 목적은 가시도와 입자상물질에 대한 자료를 획득하고, 대기오염물질의 화학적 성분들을 분석하여 국가적 차원의 가시도 개선을 위한 장기적 차원의 자료를 확보한 하는 것이다. 이 측정망이 운영됨으로서 본래의 목적인 가시도 개선에 많은 도움이 됨과 동시에 대기 중 입자상물질의 채취 및 화학성분의 분석기술 역시 비약적으로 발전하였다(Malm and Hand, 2007). 즉, 대기 중 $PM_{2.5}$를 채취할 수 있는 다양한 채취기와 미량의 화학성분까지 분석할 수 있는 각종 분석장비들이 개발되었다. 또한 IMPROVE 측정망과 더불어 미국 EPA는 2000년부터 주로 도심지역을 대상으로 STN (Speciation Trends Network) 프로그램을 운영하고 있다. 이 프로그램은 약 185개의 측정소와 54개의 장기간 경향을 파악하는 측정소로 구성되어 있다. 이 프로그램의 목적은 입자상물질의 농도와 인간 건강과의 관계를 확립하기 위하여, 입자상물질의 시 · 공간적 변동을 이해하기 위하여, 또한 오염원과 수용체와의 관계를 파악하기 위하여 운영되기 시작하였다. 미국의 경우는 IMPROVE, STN 프로그램에 의해 획득한 자료는 철저한 QA/QC를 통하여 신뢰성 있는 자료를 꾸준히 축적하고 있다. IMPROVE 프로그램의 자료는 채취 날짜별, 항목별 불확실도(uncertainty)와 검출한계(detection limit) 값을 제공하고 있다. STN 프로그램

자료의 경우는 IMPROVE 자료의 경우처럼 자세한 불확실도와 검출한계 값을 제공하지는 않지만, 각 항목에 대한 평균 검출한계 값과 불확실도 값을 제공하고 있다. 따라서 이러한 자료들을 이용한 수용모델링 결과들은 각 오염원의 정량적 기여도를 정확하게 계산할 수 있으며 더 나아가 수용모델의 신뢰성을 향상시킬 수 있다. 실제로 여러 연구자에 의해 미국의 IMPROVE 자료와 STN 자료를 이용한 수용모델링 연구가 활발히 진행되어 보고된 바 있다. 미국 EPA는 미국 전역에 대한 수용모델링 연구결과를 각 오염원에 대한 효율적인 관리와 대기질 개선을 위한 정책을 수립하고 실행하는 데 적극적으로 이용하고 있다.

수용체에서의 측정자료에 대한 중요성은 현재 가장 많이 사용되는 PMF 모델링 수행 시 더 중요한 의미를 갖는다. PMF 모델은 각 자료에 대한 오차추정(error estimate) 정보에 의존하기 때문에 **X**행렬의 불확실도 자료와 검출한계 자료는 모델링의 전체 결과 및 신뢰도에 가장 큰 영향을 미치게 된다. 현재 우리나라의 경우도 환경부 및 각 지자체를 중심으로 대기오염 측정망이 운영되고 있는데, 이러한 측정망 자료를 이용하여 모델링을 수행하기는 어려운 실정이다. 그 이유는 첫째, 측정망 자료의 확보에 어려움이 있으며, 둘째, 각 측정망에서 측정하는 자료는 입자상물질(PM_{10}과 $PM_{2.5}$)의 경우, 질량농도 측정을 우선적으로 하며, 화학성분에 대한 분석은 대기환경기준 항목 및 몇몇 주요 항목만을 한정적으로 분석하기 때문이다. 마지막으로, 분석자료에 대한 신뢰성 부족이다. 즉, 화학성분들을 분석함에 있어 불확실도와 검출한계 값 등이 보고되어야 하지만 그렇지 못한 실정이다. 시료의 분석 문제에 있어서 언급할 다른 문제점으로는 국내의 여러 여건으로 특정 가스상물질 및 유기화합물, 그리고 입자상물질 중 일부 무기원소, 탄소성분의 분석은 외국에 분석을 의뢰하는 경우가 많다. 대기오염물질의 분석은 대기오염(수용모델을 포함한)을 연구하는 데 있어 가장 기본이 되는 단계이며, 가장 기본이 되는 입력자료이기 때문에, 국내 분석기술의 표준화, 과학화, 정확화 등을 통해 발전시켜야 할 것으로 사료된다.

수용체에서 측정자료 측면에서 또 다른 문제점은 자료의 양적인 문제이다. 예를 들어 다변량 통계모델인 PMF의 경우 자료(**X**행렬; ambient data set)의 수가 최소 100개 이상은 되어야 신뢰성 있는 결과를 얻을 수 있다. 또한 UNMIX 모델의 경우도 최소 100개 정도는 되어야 좋은 모델링 결과를 얻을 수 있다. CMB의 경우는 자료의 수에 큰 제약은 없지만 최소한 분석항목의 수보다는 많아야 한다. 즉, 정확하고 신뢰성 있는 오염원의 기여도를 추정하기 위해서는 수용체에서의 시료채취 기간이 계절별 포함하여 최소 1년 이상은 되어야 한다. 하지만 우리나라의 경우, 한 계절의 자료 심지어는 몇 주에 걸쳐 측정된 자료를 이용하여 모델링을 수행하고 연구를 종료하는 경우가 많아, 모델링 결과의 신뢰도 문제에 악영향을 주고 있다.

세 번째, 전문인력의 부족이다. 현재 우리나라의 경우 수용모델링 연구분야의 전문인력은 매우 부족한 실정이다. 수용방법론에 입각한 대기오염 관리기술은 국민 건강과 복지 및 산업체의 경제적 손실을 최소화시킬 수 있으며, 대기오염에 대한 기초연구를 활성화시킬 수 있는 학문적 실용성을 동시에 충족시킬 수 있는 연구 분야이다. 수용모델링 연구분야의 연구인력이 부족한 이유는 여러 가지가 있겠지만, 주원인은 대기환경에 대한 기초연구 투자가 극히 빈약하기 때문이다. 또한 수용모델 연구분야를 포함한 환경기초기술의 개발이 경제성장의 걸림돌로 생각하는 정책적 분위기 탓도 크며, 이 분야의 연구가 실용화 또는 상용화 단계로 즉시 발전될 수 없는 공공복지기술이기 때문으로 사료된다. 그러나 최근 중앙정부를 비롯하여 일부 민간기업 및 지방공사가 지역생활환경 및 사업장 환경의 오염현황파악 차원에서 수용방법론을 부분적으로 도입한 사례가 있고, 대기환경 분야에서도 이 분야에 대한 연구의 필요성이 대두되어 전문인력이 늘어날 것으로 사료된다.

네 번째, 국가적・지자체 차원의 오염원 정보에 대한 자료구축이 미흡하다. 미국의 경우는 주정부를 중심으로 지역별 대기오염 유발 오염원에 대한 정보를 완벽하게 구축해 놓고 있다. 연구자의 입장에서는 그 자료를 언제든지 참고할 수 있으며, 수용모델링 연구분야 및 여타 대기오염 연구분야에 활용할 수 있는 제도적 기반이 마련되어 있다. 우리나라의 경우도 예전에 비해 오염원 정보에 대한 자료구축이 상당부분 진행되고 있지만 아직도 열악한 부족한 부분이 많다. 이러한 기반이 잘 갖추어진다면 수용모델 및 분산모델의 연구에 큰 도움이 될 것으로 사료된다. 특히, 수

용모델에서 각 오염원의 기여도를 추정한 후 실제 오염원의 위치를 파악하는 연구(CPF, PSCF 모델 등)에 많은 도움이 될 것이다.

대기오염학에 수용모델의 개념이 도입된 지 약 40여 년이 지난 이후 현재까지 전 세계적으로 약 1,200편 이상의 연구논문과 보고서 등이 보고되었다. 우리나라의 수용모델 연구는 외국과 비교했을 때 미흡한 부분이 많지만, 어느 정도 정착 단계에 들어선 것으로 판단된다. 이러한 시점에서 이제는 수용모델 연구의 결과들을 우리나라의 대기질 관리를 위한 다양한 방안들을 찾아내어 제시하고, 결국에는 정부의 대기환경 정책수립을 위한 기초가 되어야 할 것이다. 또한 각 오염원의 기여도 추정 연구결과들은 대기질에 심각한 영향을 미치는 특정오염원의 배출 저감정책의 수립에도 충분히 이용될 수 있다. 예를 들어, 체코의 방지시설 무설치 석탄화력발전소와 멕시코의 방지시설 무설치 정유공장 등은 결국 방지시설을 설치하거나 또는 폐쇄되었는데, 이러한 결정을 할 수 있도록 배경은 바로 수용모델의 연구결과 때문이었다(Watson and Chow, 2004). 그림 1～3에 그동안의 수용모델 연구결과를 토대로 우리나라 대기질에 영향을 미치는 주요 오염원에 대한 기여도를 제시하였다. 특정지역의 특정 오염원의 기여도가 높다면 이러한 오염원에 대한 개별오염원 중심의 규제가 이루어질 때 효율적이고 합리적인 대기질을 관리할 수 있다. 한편, 그동안의 우리나라 수용모델 연구는 주로 입자상물질을 대상으로 이루어졌지만, 앞으로는 VOCs, 유기물질(특히, 이차유기입자; SOA), 탄소성분(OC 및 EC) 등을 대상으로 한 연구가 진행되어야 할 것이다. 이러한 연구들은 오염원의 추적자(markers)을 다양하게 하여 현재보다 더욱 세분화된 오염원을 분리하게 할 것이다. 앞에 제시한 발전방향대로 우리나라의 수용모델 연구분야가 활성화된다면, 현재보다 경제적으로 실용성 있는 대기질 관리가 가능할 것이며 수용모델은 합리적 대기환경정책의 입안을 위한 길잡이 역할을 할 것이다.

6. 결 론

수용방법론에 입각한 대기오염 관리기술은 국민건강과 재산 손실을 최소화시키는 공공복지적인 실용성, 산업체의 경영 손실을 최소화시키는 경제적인 실용성, 대기오염 학문의 기초연구를 활성화시키는 학문적인 실용성 등을 동시에 충족시킬 수 있는 연구분야이다. 따라서 대기 오염원의 효율적 제어, 방지대책 및 관리방안 등의 수립을 위해서, 개별 오염원 중심의 규제를 가능하게 하고 합리적인 환경정책 수립을 위해서는 보다 정확하고 현실적이며 우리나라의 실정에 맞는 수용방법론의 연구 및 개발이 이루어져야 한다. 다행스러운 점은 VOCs, 유기물질, OC/EC 등에 대한 측정기술이 빠른 속도로 발전하고 있어, 결국 이러한 측정기술의 발전은 현재보다 더 세분화된 오염원의 확인을 가능하게 하여, 수용모델링 연구의 질적인 발전을 가져올 것이다.

쾌적한 대기환경을 추구하는 국민들은 경제가 발전할수록 상대적으로 더욱 심각한 체감오염을 실감할 것이며, 또한 국민들은 환경권 보호 및 알권리의 추구 차원에서 대기환경보전에 더욱 커다란 관심을 보일 것이다. 이에 따라 건강 및 복지손실을 최소화하며 또한 산업체의 경제적 손실을 최소화하는 합리적인 대기오염 관리기술의 개발이 절실히 요구되고 있다. 현재와 같은 종합적이고 일관적인 각종 규제는 설득력을 잃을 것이며, 과학적 분석기술에 입각한 합리적 관리기술 만이 국민의 호응을 받을 수 있기 때문이다. 이러한 국민들의 쾌적한 대기환경 추구 및 삶의 질 향상 욕구를 충족시키는 목표를 달성하기 위하여 수용모델이라는 연구분야는 그 역할을 충분히 담당할 수 있다고 생각된다.

감사의 글

이 논문은 2012년도 교육과학기술부의 재원으로 한국연구재단의 기본연구지원사업 지원과제(과제 번호: 2010-0023344)의 일환으로 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

References

Anttila, P., P. Paatero, U. Tapper, and O. Järvinen (1995) Source identification of bulk wet deposition in Finland by positive matrix factorization, Atmos. Environ., 29(14), 1705-1718.

Blifford, I.H. and G.O. Meeker (1967) A factor analysis model large scale pollution, Atmos. Environ., 1, 147-157.

Bong, C.K., J.S. Yun, I.J. Hwang, C.R. Kim, and D.S. Kim (2003) Estimation of quantitative source contribution of VOCs in Seoul area, J. Korean Society of Atmospheric Environment, 19(4), 387-396. (in Korean with English abstract)

Choi, H.W., I.J. Hwang, S.D. Kim, and D.S. Kim (2004) Determination of source contribution based on aerosol number and mass concentration in the Seoul subway stations, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 20(1), 17-31. (in Korean with English abstract)

Christensen, E.R. and S. Arora (2007) Source apportionment of PAHs in sediments using factor analysis by time records: Application to Lake Michigan, USA, Atmos. Environ., 41, 168-176.

Chueinta, W., P.K. Hopke, and P. Paatero (2000) Investigation of sources of atmospheric aerosol at urban and suburban residential area in Thailand by positive matrix factorization, Atmos. Environ., 34(20), 3319-3329.

Cooper, J.A. and J.G. Watson (1980) Receptor oriented methods of air particulate source apportionment, JAPCA, 30(10), 1116-1125.

Draxler, R.R. and G.D. Hess (1997) Description of the HYSPLIT 4 modeling system, NOAA Technical Memorandum ERL ARL-224, NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.

Friedlander, S.K. (1973) Chemical element balances and identification of air pollution sources, Environ. Sci. & Technol., 7(3), 235-240.

Giorio, C., A. Tapparo, M. Dall'Osto, R.M. Harrison, D.C.S. Beddows, C.D. Marco, and E. Nemitz (2012) Comparison of three techniques for analysis of data from an Aerosol Time-of-Flight Mass Spectrometer, Atmos. Environ., 61, 316-326.

Gordon, G.E. (1988) Receptor models, Environ. Sci. & Technol., 22(10), 1132-1142.

Han, J.S., K.J. Moon, B.J. Kong, S.Y. Ryu, and Y.J. Kim (2004) Size-segregated sources of aerosol estimated by factor analysis - For the measurement using Drum impactor at Gosan, Jeju Island in May 2002, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 20(5), 685-695. (in Korean with English abstract)

Henry, R.C. (1997) History and fundamentals of multivariate air quality receptor models, Chemom. Intell. Lab. Syst., 37(1), 37-42.

Henry, R.C., Y.-S. Chang, and C.H. Spiegelman (2002) Location nearby sources of air pollution by nonparametric regression of atmospheric concentrations on wind direction, Atmos. Environ., 36, 2237-2244.

Heo, J.S. and D.S. Kim (1993) Prediction of high level ozone concentration in Seoul by using multivariate statistical analyses, Journal of Korea Air Pollution Research Association, 9(3), 207-215. (in Korean with English abstract).

Heo, J.S. and D.S. Kim (2004a) A new method of ozone forecasting using fuzzy expert and neural network systems, Science of Total Environment, 325, 221-237.

Heo, J.S., K.H. Kim, and D.S. Kim (2004b) Pattern recognition of high O_3 episodes in forecasting daily maximum ozone levels, Terr. Atmos. and Oceanic Sciences, 15(2), 199-220.

Hidy, G.M. and S.K. Friedlander (1972) The nature of the Los Angeles aerosol, Proceedings of the 2nd International Clean Air Congress, Academic Press, New York, 391-404.

Hien, P.D., N.T. Binh, Y. Truong, and N.T. Ngo (1999) Temporal variations of source impacts at the receptor, as derived from air particulate monitoring data in Ho Chi Minh City, Vietnam, Atmos. Environ., 33(19), 3133-3142.

Hopke, P.K. (2000) A guide to Positive Matrix Factorization, in Workshop on UNMIX and PMF as applied to PM2.5. Edited by R.D. Willis, RTP, NC, EPA 600/A-00/048.

Hopke, P.K. (2003) Recent developments in receptor modeling, J. of Chemometrics, 17, 255-265.

Hopke, P.K., D.J. Alpert, and B.A. Roscore (1982) FANTASIA program for target transformation factor analysis to apportion source in environmental samples, Computer & Chemistry, 7(3), 149-155.

Hwang, I.J. (2009) Estimation of source apportionment for semi-continuous PM2.5 and identification of location for local point sources at the St. Louis supersite, USA, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 25(2), 154-166. (in Korean with English abstract)

Hwang, I.J. (2010) Source identification ana estimation of source apportionment of ambient PM2.5 at western national park site in USA, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 26(1), 21-33. (in Korean with English abstract)

Hwang, I.J. and D.S. Kim (1998) Studies on the chemical

compositions and distributions of ambient submicron aerosols, Journal of Korea Air Pollution Research Association, 14(1), 11-23. (in Korean with English abstract)

Hwang, I.J. and D.S. Kim (2003a) Source identification of ambient PM10 using the PMF model, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 19(6), 701-717. (in Korean with English abstract)

Hwang, I.J. and D.S. Kim (2003b) Estimation of quantitative source contribution of ambient PM10 using the PMF model, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 19(6), 719-731. (in Korean with English abstract)

Hwang, I.J. and P.K. Hopke (2006) Comparison of source apportionments of fine particulate matter at two San Jose STN sites, J. Air & Waste Manage. Assoc., 56, 1287-1300.

Hwang, I.J. and P.K. Hopke (2007) Estimation of source apportionment and potential source locations of PM2.5 at a west coastal IMPROVE site, Atmos. Environ., 41, 506-518.

Hwang, I.J., D.S. Kim, and P.K. Hopke (2008a) Estimation of source apportionment of ambient PM2.5 at western coastal IMPROVE site in USA, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 24(1), 30-42. (in Korean with English abstract)

Hwang, I.J., P.K. Hopke, and J.P. Pinto (2008b) Source apportionment and spatial distributions of coarse particles during the Regional Air Pollution Study, Environ. Sci. & Technol., 42, 3524-3530.

Hwang, I.J., T.O. Kim, and D.S. Kim (2001) Source identification of PM-10 in Suwon using the method of positive matrix factorization, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 17(2), 133-145. (in Korean with English abstract)

Hwang, I.J., Y.H. Cho, W.G. Choi, H.M. Lee, and T.O. Kim (2008c) Quantitative estimation of PM10 source contribution in Gumi city by the positive matrix factorization model, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 24(1), 100-107. (in Korean with English abstract)

Jeon, J.M., D. Hur, and D.S. Kim (2005a) Development of source profiles and estimation of source contribution for VOCs by the chemical mass balance model in the Yeosu Petrochemical Industrial Complex, J. Korean Society of Atmospheric Environment, 21(1), 83-96. (in Korean with English abstract)

Jeon, J.M., D. Hur, I.J. Hwang, and D.S. Kim (2005b) Development of the VOC source profile using collinearity test in the Yeosu Petrochemical Complex, J. Korean Society of Atmospheric Environment, 21(3), 315-327. (in Korean with English abstract)

Kang, B.W., H.S. Lee, and H.K. Kim (2000) Source identification of fine particle (PM2.5) in Chongju using a chemical mass balance model, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 16(5), 477-485. (in Korean with English abstract)

Kim, D.S. and H.S. Kim (1990) The air quality analysis in underground shopping centers using pattern recognition, Journal of Korea Air Pollution Research Association, 6(1), 1-10. (in Korean with English abstract)

Kim, D.S. and I.J. Hwang (2002) The origination mechanism of PM10 and methodology of identification for PM10 sources, Air Cleaning Technology, 15(1), 38-53.

Kim, D.S. and P.K. Hopke (1988a) The classification of individual particles based on computer controlled scanning electron microscopy data, Aerosol Sci. and Tech., 9, 133-151.

Kim, D.S. and P.K. Hopke (1988b) Source apportionment of the El Paso aerosol by particle class balance analysis, Aerosol Sci. and Tech., 9, 221-235.

Kim, D.S. and T.J. Lee (1993) Quantitative source estimation of particulate matters in Suwon area using the target transformation factor analysis based on size segregation scheme, Journal of Korea Air Pollution Research Association, 9(1), 44-50. (in Korean with English abstract)

Kim, D.S., H.K. Kim, S.D. Kim, and T.O. Kim (1990a) A study on the distribution of fall-out particles using a receptor model, Journal of Korean Society of Environmental Engineering, 12(1), 1-9. (in Korean with English abstract)

Kim, D.S., S.D. Kim, Y.S. Kim, E.B. Shin, and T.J. Lee (1994) Quantitative determination of aerosol contribution in Seoul metropolitan subway stations, J. Korean Society of Environmental Engineering, 16(3), 309-319. (in Korean with English abstract)

Kim, E. and P.K. Hopke (2004) Comparison between Conditional Probability Function and Nonparametric Regression for Fine Particle Source Directions, Atmos. Environ., 38, 4667-4673.

Kim, E., P.K. Hopke, and E.S. Edgerton (2003) Source identification of Atlanta aerosol by positive matrix factorization, J. Air & Waste Manage. Assoc., 53, 731-

739.

Kim, G.Y. and M.S. Jeon (1996) SAS Factor Analysis, Freedom academy, p. 35.

Kim, K.S., I.J. Hwang, and D.S. Kim (2001) Development of a receptor methodology for quantitative assessment of ambient PM10 sources in Suwon area, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 17(2), 119-131. (in Korean with English abstract)

Kim, T.O., D.S. Kim, and J.G. Na (1990b) Quantitative source estimation of particulate matters in Pusan area using target transformation factor analysis, Journal of Korea Air Pollution Research Association, 6(2), 135-146. (in Korean with English abstract)

Korean Society for Atmospheric Environment (KOSAE) (2009) A study on arrangement of improvement and complement counterplan for basic plan of metropolitan air quality management, Ministry of Environment.

Lee, E., C.K. Chan, and P. Paatero (1999) Application of positive matrix factorization in source apportionment of particulate pollutants in Hong Kong, Atmos. Environ., 33(19), 3201-3212.

Lee, H.S., C.M. Kang, B.W. Kang, and S.K. Lee (2005) A study on the PM2.5 source characteristics affecting the Seoul area using a chemical mass balance receptor model, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 21(3), 329-341. (in Korean with English abstract)

Lee, T.J. and D.S. Kim (1997) Estimation of source contribution for ambient particulate matters in Suwon area, Journal of Korea Air Pollution Research Association, 13(4), 285-296. (in Korean with English abstract)

Lee, T.J., J.B. Hur, S.J. Yi, S.D. Kim, and D.S. Kim (2009) Estimation of PM_{10} source contributions on three cities in the Metropolitan area by using PMF model, J. Korean Society of Atmospheric Environment, 25(4), 275-288. (in Korean with English abstract)

Leuchner, M. and B. Rappenglück (2010) VOC source-receptor relationships in Houston during TexAQS-II, Atmos. Environ., 44(33), 4056-4067.

Liu, W., P.K. Hopke, Y.J. Han, S.M. Yi, T.M. Holsen, S. Cybart, K. Kimberly, and M. Milligan (2003) Application of receptor modeling to atmospheric constituents at Potsdam and Stockton, NY, Atmos. Environ., 37(36), 4997-5007.

Malm, W.C. and J.L. Hand (2007) An Examination of the physical and optical properties of aerosols collected in the IMPROVE program, Atmos. Environ., 41, 3407-3427.

Malm, W.C., J.F. Sisler, D. Huffman, R.A. Eldred, and T.A. Cahill (1994) Spatial and seasonal trends in particle concentration and optical extinction in the United States, Journal of Geophysical Research, 99(D1), 1347-1370.

Miller, M.S., S.K. Friedlander, and G.M. Hidy (1972) A chemical element balance for the Pasadena aerosol, J. Colloid and Inter. Inter. Science, 39(1), 165-176.

Moon, K.J., J.S. Han, B.J. Kong, I.R. Jung, S.S. Cliff, T.A. Cahill, and K.D. Perry (2006) Size-resolved source apportionment of ambient particles by positive matrix factorization at Gosan, Jeju Island during ACE-Asia, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 22(5), 590-603. (in Korean with English abstract)

Nam, B.H., I.J. Hwang, and D.S. Kim (2002) Pattern classification of PM-10 in the indoor environment using disjoint principal component analysis, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 18(1), 25-37. (in Korean with English abstract)

Ng, N.L., M.R. Canagaratna, J.L. Jimenez, Q. Zhang, I.M. Ulbrich, and D.R. Worsnop (2011) Real-time methods for estimating organic component mass concentrations from aerosol mass spectrometer data, Environ. Sci. & Technol., 45, 910-916.

Oh, M.S., T.J. Lee, and D.S. Kim (2011) Quantitative source apportionment of size-segregated particulate matter at urbanized local site in Korea, Aerosol and Air Quality Research, 11, 247-264.

Paatero, P. (1997) Least squares formulation of robust nonnegative factor analysis, Chemom. Intell. Lab. Syst., 37, 23-35.

Paatero, P. and P.K. Hopke (2003) Discarding or downweighting high-noise variables in factor analytic models, Analytica Chimica Acta, 490, 277-289.

Paatero, P. and U. Tapper (1994) Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values, Environmetrics, 5, 111-126.

Paatero, P., P.K. Hopke, B.A. Begum, and S.K. Biswas (2005) A Graphical Diagnostic Method for Assessing the Rotation in Factor Analytical Models of Atmospheric Pollution, Atmos. Environ., 39, 193-201.

Polissar, A.V., P.K. Hopke, and R.D. Poirot (2001) Atmospheric aerosol over Vermont: Chemical composition and sources, Environ. Sci. & Technol., 35(23), 4604-4621.

Polissar, A.V., P.K. Hopke, P. Paatero, W.C. Malm, and J.F. Sisler (1998) Atmospheric aerosol over Alaska, 2. Elemental composition and sources, J. of Geophysical Research, 103(D15), 19045-19057.

Polissar, A.V., P.K. Hopke, P. Paatero, Y.J. Kaufmann, D.K. Hall, B.A. Bodhaine, E.G. Dutton, and J.M. Harris (1999) The aerosol at Barrow, Alaska: long-term trends and source locations, Atmos. Environ., 33, 2441-2458.

Prinz, B. and H. Stratmann (1968) The possible use of factor analysis in investigating air quality, Staub-Reinhalt 23, p. 33.

Qin, Y., K. Oduyemi, and L.Y. Chan (2002) Comparative testing of PMF and CFA models, Chemom. Intell. Lab. Syst., 61, 75-87.

Ramadan, Z., X.H. Song, and P.K. Hopke (2000) Identification of sources of Phoenix aerosol by positive matrix factorization, Air & Waste Manage. Assoc., 50(8), 1308-1320.

Seoul National University (2005) A study on establishment of risk management plan for monitoring of environmental pollution disease, Ministry of Environment.

Severin, K.G., B.A. Roscore, and P.K. Hopke (1983) The use of factor analysis in source determination of particle emissions, Particulate Science and Technology, 1, 183-192.

Shin, S.A., J.S. Han, and S.D. Kim (2006) Source apportionment and the origin of Asian dust observed in Korea by receptor modeling (CMB), Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 22(2), 157-166. (in Korean with English abstract)

Sun, Y., Z. Wang, H. Dong, T. Yang, J. Li, X. Pan, P. Chen, and J.T. Jayne (2012) Characterization of summer organic and inorganic aerosols in Beijing, China with an Aerosol Chemical Speciation Monitor, Atmos. Environ., 51, 250-259.

Ulbrich, I.M., M.R. Canagaratna, Q. Zhang, D.R. Worsnop, and J.L. Jimenez (2009) Interpretation of organic components from Positive Matrix Factorization of aerosol mass spectrometric data, Atmos. Chem. Phys., 9, 2891-2918.

Watson, J.G. (1979) Chemical element balance receptor model methodology for assessing the source of fine and total particulate matter in Portland, Oregon, Ph.D. Oregon graduate center, Beaverton, OR.

Watson, J.G. (1984) Overview of receptor model principles, JAPCA, 34, 619-623.

Watson, J.G. and J.C. Chow (2004) Receptor models for air quality management, The Magazine for Environmental Managers, October 2004, 15-24.

Watson, J.G., L.W.A. Chen, J.C. Chow, and P. Doraiswamy (2008) Source apportionment: Findings from the U.S. supersites program, J. Air & Waste Manage. Assoc., 58, 265-288.

Watson, J.G., N.F. Robinsin, E.M. Fujita, J.C. Chow, T.G. Pace, C. Lewis, and T. Coulter (1998) CMB8 Applications and Validation Protocol for PM2.5 and VOCs, Desert Research Institute, Document NO. 1808.2D1.

Winchester, J.W. and G.D. Nifong (1971) Water pollution in Lake Michigan by trace element from aerosol fallout, Water Air and Soil Pollution, 1, 50-64.

Xie, Y., P.K. Hopke, and D. Wienke (1994) Airborne particle classification with a combination of chemical composition and shape index utilizing an adaptive resonance artificial neural network, Environ. Sci. & Technol., 28(11), 1921-1928.

Yoo, J.S., D.S. Kim, and Y.S. Kim (1995) Quantitative source estimation of PM10 in Seoul area, Journal of Korea Air Pollution Research Association, 11(3), 279-290. (in Korean with English abstract)

Yoon, H.J. and D.S. Kim (1997) Spatial distribution analysis of metallic elements in dustfall using GIS, Journal of Korea Air Pollution Research Association, 13(6), 463-474. (in Korean with English abstract)

Zannetti, P. (2005) Air Quality Modeling. Edited by J.G. Watson and J.C. Chow, The EnviroComp Institute and Air & Waste Management Association, 457-458.

Zhou, L., P.K. Hopke, and W. Liu (2004) Comparison of two trajectory based models for locating particle sources for two rural New York sites, Atmos. Environ., 38, 1955-1963.