

Research Paper

## 농촌지역 대기 중 PM<sub>2.5</sub>의 화학적 특성과 오염원 정량 평가

정진희\* · 임종명\*\* · 이진홍\*

충남대학교 환경공학과\*, 한국원자력연구원 환경방사능평가실\*\*

### Source Apportionment and Chemical Characteristics of Atmospheric PM<sub>2.5</sub> in an Agricultural Area of Korea

Jin-Hee Jeong\* · Jong-Myoung Lim\*\* · Jin-Hong Lee\*

Department of Environmental Engineering, Chungnam National University\*  
Environmental Radioactivity Assessment Team, Korea Atomic Energy Research Institute\*\*

**요약:** 본 연구에서는 충청남도 논산시 농촌지역의 대기 중 블랙카본, 이온, 금속원소 등을 포함한 PM<sub>2.5</sub>의 화학적 특성을 규명하고 PM<sub>2.5</sub>의 오염원을 정량적으로 평가하였다. 분석의 정도관리를 평가한 결과, 금속원소를 포함한 대부분의 미량성분의 분석값은 상대오차와 상대표준편차가 10% 미만이었다. 농촌지역의 PM<sub>2.5</sub>의 평균 농도(20.1±10.1μg/m<sup>3</sup>)는 2018년에 강화된 연평균 기준을 초과하는 수준이었다. PM<sub>2.5</sub>와 탄소 및 이온성분은 서로 유의한 상관성을 보였고, 미량성분의 농도는 10<sup>-3</sup>~10<sup>4</sup>ng/m<sup>3</sup> 범위인 것으로 나타났다. 양의 인자 분석법(PMF, Positive Matrix Factorization)을 이용하여 오염원을 평가한 결과, 농촌지역의 PM<sub>2.5</sub>의 오염원은 secondary aerosol(34.4%), soil/road dust(20.1%), biomass burning(16.9%), incineration/fuel combustion(13.2%), vehicle exhaust(12.2%), sea-salt(3.17%) 이었다. 도시지역과 달리 농촌지역은 연소와 관련된 오염원이 중요하였고 따라서, 농촌지역의 관리 대상 오염원으로서 불법소각은 세심한 대책을 필요로 한다.

**주요어:** 초미세먼지, 농촌지역, 분석 정도관리, 양의 인자분석법, 오염원 평가

**Abstract:** In this study, chemical characteristics of PM<sub>2.5</sub> samples collected in an agricultural area in Nonsan of Korea were investigated focusing on of black carbon, 3 inorganic ions and 22 trace elements. It was found that the relative error and relative standard deviation of many trace elements fell below 10%, which indicates good analytical accuracy and precision. The mean values of PM<sub>2.5</sub> in an agricultural area were exceeded by new Korean air quality standard of March 2018. The concentration of PM<sub>2.5</sub> was well correlated with those of black carbon and ions. The concentrations of trace elements

First Author: Jin-Hee Jeong, Department of Environmental Engineering, Chungnam National University, Daejeon 34134, Korea, Tel: +82-42-821-7758, E-mail: depthofb@cnu.ac.kr

Corresponding Author: Jin-Hong Lee, Department of Environmental Engineering, Chungnam National University, Daejeon 34134, Korea, Tel: +82-42-823-7546, E-mail: jinlee@cnu.ac.kr

Co-Author: Jong-Myoung Lim, Environmental Radioactivity Assessment Team, Korea Atomic Energy Research Institute, Daejeon 34057, Korea, E-mail: jmlim@kaeri.re.kr

Received: 1 June, 2018. Revised: 3 September, 2018. Accepted: 17 September, 2018.

were in a wide range of seven orders of a magnitude. Based on these PM<sub>2.5</sub> data sets, a total of 6 sources were identified using PMF (Positive Matrix Factorization; secondary aerosol (34.4%), soil/road dust (20.1%), biomass burning (16.9%), incineration/fuel combustion (13.2%), vehicle exhaust (12.2%), sea-salt (3.17%). Results of our study indicate that it is very important to control illegal burning activities in agricultural area.

Keywords : PM<sub>2.5</sub>, Agricultural area, Quality control, PMF, Source apportionment

## I. 서론

국내 대기환경을 평가하는 선행 연구의 대부분은 대도시 또는 산업단지를 중심으로 이루어져 왔고, 이는 오염원 관리 측면과 공공의 보건학적 측면에서 타당한 이유를 갖는다. 그러나 보건환경적 측면에서 상대적으로 소외되고 있는 농촌지역의 대기환경, 그 중에서도 특히 인체 위해성이 매우 큰 대기질 지표(indicator)로써의 PM<sub>2.5</sub>(Aerodynamic Equivalent Diameter, less than 2.5  $\mu\text{m}$ )에 대한 국내 연구는 부족한 편이다. 보편적으로 농촌지역은 대도시에 비하여 대기오염물질 배출원이 적게 분포하기 때문에 대기질 수준이 상대적으로 양호할 것이라는 인식이 저변에 깔려있어 측정의 중요성이 간과되고 있다. 그리고 대부분의 농촌지역은 도시 지역보다도 고령화가 심각한 수준으로 급속히 진행되고 있는데, 노년층은 환경 독성에 민감한 취약 계층이다. 즉, 농촌지역에 존재하는 환경오염물질은 지역 내 거주인구, 특히 노약자의 삶의 질에 영향을 미칠 가능성이 농후하며, 이는 농촌지역의 오염수준을 정량적으로 파악해야 하는 당위성을 제공한다.

농촌지역에서는 농업활동으로 발생하는 폐기물의 배출과 처리가 중요하다. Jeon & Kim(2012)은 영농 폐비닐의 연평균 발생량은 30만 톤에 달하지만, 연간 처리 용량은 1/3 수준에 불과하여 상당량의 폐비닐이 누적되어 환경문제를 야기함을 지적하였다. 폐비닐을 포함한 영농폐기물과 생활폐기물은 경작지에 방치되거나, 집안의 화로 또는 드럼통 등을 이용하여 부적절한 방식으로 불법 노천소각 및 매립되는 사례가 빈번하게 발생한다. 국내 7개 시군을 대상으로 설문조사를 실시한 결과, 농어촌지역의 약

60%가 월 2~3회의 노천 소각을 실시하는 것으로 조사되었다(Lee & So 2011). Kim et al.(2006)의 연구 결과에 따르면, 목포시 인근 농촌지역의 경우, 가정에서 소각(노천소각) 처리하는 비율은 78.5%로 비소각 가구에 비하여 월등히 많았으며, 읍·면소재지보다 마을 안쪽으로 들어갈수록 노천소각이 더욱 빈번하게 나타났다. 또한, 소각 가구의 68.3%가 소각재를 두엄에 넣고, 24.5%는 태운 자리에 그대로 방치하며, 종량제 봉투에 넣어 처리하는 가구는 극히 일부(1.4%)로 조사된 바 있다. 재활용 가능한 품목 중 보상비가 지급되는 폐농약 빈병이나 농약봉지 등은 수거되는 비율이 높은 편으로, 인센티브 제공이 긍정적으로 작용하고 있다(Heo et al. 2001). 그러나 농촌지역에서는 폐기물 발생원이 산재하고 그 지역이 넓어 접근 및 관리, 단속이 어렵기 때문에 쓰레기 종량제의 효과가 크지 않다. 실제로, 폐기물과 관련한 가장 빈번한 민원 문제는 불법투기(48.7%), 소각과 매립(25.2%), 그리고 수거불충분(12.2%)으로 나타난 바 있다(Song et al. 2000). 이처럼 폐기물 무단투기나 불법소각은 농촌지역에서 보편적이고 일상화되어 있다.

불법 노천소각은 적절한 배기 설비를 갖추지 않았을 뿐만 아니라, 연소부산물을 관리 및 통제할 수 없기 때문에 불규칙하고 예측이 어려운 비점오염원으로 작용할 수 있다. 국내 농촌지역에서 관행적으로 이루어지는 불법 노천소각행위는 산불의 원인이 되기도 하며, 폐비닐, 비닐, 농약병 등을 포함하는 영농 폐기물 소각으로 인한 산불이 가장 빈번한 것으로 조사되었다(Koo et al. 2010). 또한 Clark et al.(2007)은 바이오매스를 집안의 화로에서 소각할 경우 실내의 입자 농도가 최대 5,000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 까지 상승한다는

연구 결과를 근거로, 관리되지 않은 소각행위가 갖는 잠재적인 보건학적인 위해성이 매우 큼을 보여주었다. 더욱 심각한 것은 이러한 소각 행위가 새벽에도 이루어진다는 점이다. 도시보다 상대적으로 낮은 대기 혼합층을 유지하고 있는 농촌지역에서는 발생된 입자 등의 대기오염물질이 오전시간까지도 지표면에 인접한 대기의 역전층에 갇혀 확산되지 못하고 축적될 가능성이 크다. 그러므로 농촌지역에서는 PM<sub>2.5</sub>와 독성금속 등의 주요 발생원으로서의 생활 및 영농폐기물 소각이 큰 부분을 차지할 것으로 예상되며, 이에 따른 인체 위해도 또한 클 것으로 판단된다.

따라서 국내 대기환경 연구는 미세영역 입자상 오염물질과 주요 구성성분 자료, 오염원 평가, 위해성 평가 등을 포함하여야 하고, 그 범위가 농촌지역까지 확대되어야 한다. 즉, 초미세입자와 독성금속의 대표적인 오염원 중 하나인 생활 및 영농폐기물의 소각에 따른 초미세입자와 독성금속의 발생량을 정량적으로 평가하기에 앞서, 농촌지역의 대기 중 초미세입자와 독성금속의 화학적 특성이 우선 규명되어야 할 것이다. 본 연구는 농촌지역의 대기오염을 방지하고 지역 주민의 보건학적 피해를 저감하기 위하여 충청남도 논산시를 대상으로 생활 및 영농 폐비닐의 불법소각을 비롯한 다양한 오염원으로 인해 발생하는 PM<sub>2.5</sub>와 그 구성성분인 블랙카본, 이온, 그리고

독성금속을 포함한 미량성분의 화학적 특성을 규명하고자 하였다. 그리고 양의 인자분석법(Positive Matrix Factorization, PMF)을 이용하여 농촌지역의 PM<sub>2.5</sub>에 대한 오염원 확인과 정량적인 기여도 평가를 목표로 하였다.

## II. 연구방법

### 1. PM<sub>2.5</sub> 시료채취

본 연구의 대상지역인 충청남도 논산시는 월예업 및 농업이 활발하게 이루어지고 있는 약 13만 명의 소규모 기초단체로, 시료채취지점은 농업용지가 밀집된 곳으로 선정하였다(Figure 1). 대기 중 PM<sub>2.5</sub>는 논산시 환경사업소의 옥상(지상으로부터 6 m 높이)에 Denuder air sampler(URG, 3000C model, USA)를 설치하여, 2010년 10월부터 2012년 5월까지 주기적으로 총 140개 시료를 채취하였다. 동일한 사양의 기기 2대를 동시에 운용하여 각각 무기이온과 금속성분 분석용 시료를 확보하였다. 무기이온 분석용 시료는 nylon membrane filter(1 μm pore size, Pall corporation, USA)를, 금속성분 분석용 시료는 화학적으로 매우 작은 바탕농도를 갖고 있어 미량원소의 분석에 적합한 polycarbonate membrane filter(0.4 μm pore size, Whatman Inc, UK)를 이용하였다. 두 시료채취기의 유속은 약 16.7 L/min으로 조정



Figure 1. PM<sub>2.5</sub> sampling site in an agricultural area in Nonsan (from Google earth).

하고 24시간을 가동하여 시료 1개당 채취되는 공기량이 약 24,000L가 되도록 하였다. Filter media는 시료채취 전후로 항온(25℃), 항습상태(50%)의 데시케이터에서 1일 이상 보관하였고, 전기적 하전을 중화시키기 위하여  $^{210}\text{Po}$  선원을 넣어 둔 전자저울(Mettler Co, readability: 1 µg)에서 칭량한 후, 분석 전까지 데시케이터에 보관하였다.

## 2. 기기분석법

### 1) 중성자방사화분석

중성자방사화분석(Instrumental Neutron Activation Analysis, INAA)은 원자로의 열외 중성자에 시료를 조사하면 일부 핵이 방사성 동위원소로 변환할 것이라는 사실에 기초하여 시료를 중성자에 의해 방사화시켜 수명이 아주 짧은( $10^{-12}$  s) 불안정한 방사성 핵종을 만들 때 발생하는 즉발감마선(prompt gamma-ray)이나 핵반응에 의해 생성된 불안정한 방사성 핵종이 다시 안정한 상태로 변할 때 방출되는 지발감마선(delayed gamma-ray)을 측정함으로써 시료 중 미량 성분을 정량하는 방법이다(Dams et al. 1970; Lim et al. 2009). INAA는 고체상 시료를 용액화하는 파괴적 전처리 과정이 필요치 않으나, 중성자 조사 전의 과정에서 발생할 수 있는 시료 오염을 억제하기 위하여 모든 작업은 clean hood에서 진행하였다. 분석에 사용되는 도구들은 10분간 20%  $\text{HNO}_3$ 에 담그고, 수차례 초순수로 세척한 후 초순수에 1시간 이상 담가두었다가, 다시 수 회 세척하여 clean room에서 자연건조하였다. 분석시료는 한국

원자력연구원의 연구용원자로(HANARO)의 중성자 조사시설(NAA hole #1)인 공압이송장치(Pneumatic Transfer System, PTS)를 이용하여 방사화하였다. 대기 중 입자상 시료에 대한 INAA의 분석 절차와 이에 수반되는 세부사항은 선행문헌에 자세히 기술되어 있고(Lim et al. 2005), 예비실험을 통하여 도출된 최적 분석조건은 Table 1과 같다.

### 2) 이온 크로마토그래피

이온 크로마토그래피(Ion Chromatography, IC)는 무기 음이온과 알칼리 금속 및 알칼리 토금속등의 양이온 분석을 빠르고 정확하게 측정할 수 있는 분석 기법이다. 시료 전처리는  $\text{PM}_{2.5}$  시료를 유리재질의 cap vial에 넣고 초순수 30 mL를 가하여 Bransonic 8210(Branson Ultrasonics Corporation, USA)를 이용하여 30분간 초음파 추출하였다. 추출된 용액은 0.2 µm syringe filter(Nalgene, USA)로 여과하여 분석에 영향을 미칠 수 있는 미립자를 제거한 뒤 분석 전까지 4℃ 냉장고에 보관하였다. 분석장비는 761 Compact IC model(QMetrohm, Switzerland)를 사용하였고, 음이온과 양이온 성분의 분리관은 각각 Metrosep A Supp 5 - 150/4.0과 Metrosep C 4 - 150/4.0를 선택적으로 이용하였다. IC에 주입되는 시료의 양은 20 µL이며 검출기는 전기 전도도 검출기를 사용하였다. 분석에 필요한 시약은 ACS (American Chemical Society) reagent 등급의 sodium carbonate(99.95~100.05%)와 sodium bicarbonate(99.7~100.3%), sulfuric acid( $\geq 95\%$ )

Table 1. Analytical condition of INAA for  $\text{PM}_{2.5}$  samples

HANARO	Irradiation hole	Neutron Flux			Rcd
		Thermal, $\phi_{th}$	Epithermal, $\phi_e$	Fast, $\phi_f$	
	NAA #1	$1.42 \times 10^{14}$	$2.13 \times 10^{10}$	$3.78 \times 10^{10}$	250
	Irradiation facility	Irradiation time	Decay time	Counting time	Element
Short-1st Detection	PTS #3	1 min	10 min	500 sec	Al, Cu, Mg, Ti, V
Short-2nd Detection			40 min	1200 sec	Ba, Cl, I, In, Mn, Na
Long-1st Detection	PTS #2	4 hour	3~5 day	5000 sec	As, Br, K, La, Sm
Long-2nd Detection			10~16 day	10000 sec	Ce, Co, Cr, Cs, Fe, Sb, Sc, Se, Th, Zn



Table 2. Analytical condition of IC for PM<sub>2.5</sub> samples

Item	Anion	Cation
Column	METROSEP A Supp 5 150/4.0	METROSEP C 4 150/4.0
Eluent	3.2 mM Sodium carbonate + 1.0 mM Sodium bicarbonate	1.7 mM Nitric acid + 0.7 mM Dipicolinic acid
Flow Rate	0.7 mL/min	0.9 mL/min
Temperature	Ambient	Ambient
Sample Volume	20 $\mu$ L	20 $\mu$ L
Species	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>

(Sigma-Aldrich, USA)를 사용하였다. IC는 검출 신호를 정량농도값으로 환산하기 위한 검량선을 작성하여야 하는데, 본 연구에서는 시료와 동일한 매질이고 분석대상 이온성분인 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>를 포함하고 있는 표준물질인 Multi-Component Anion Mix 6와 Mix 12, 그리고 Cation standard-Ammonium(AccuStandard, USA)를 이용하였다.

### 3. 오염원 평가

수용모델링(receptor modeling)은 수용체(receptor)에서의 화학적 특성자료를 바탕으로 오염원을 평가하는 다변량 통계해석방법(Multi-variate Statistics)이다. 수용모델링은 입자상 오염물질의 오염원 평가(source apportionment)를 위한 가장 효과적이면서도 비용 측면에서 효율적인 방법론적 우위를 가지고 있다. 이 중에서 양의 인자분석법(Positive Matrix Factorization, PMF)은 Paatero & Tapper(1994)에 의하여 개발된 수용모델로, 인자부하량과 공통인자의 모든 값을 양으로 제한하고, 최소자승법(Least square minimization)의 오차추정 알고리즘을 가진 인자분석법(Factor analysis)이다. PMF는 불확도를 이용하여 개별 측정 자료에 가중치를 부여하고, 양의 값을 갖는 현실적인 오염원 분류표와 기여도 결과를 제공하기 때문에 환경 시료에의 적용성이 우수하다.(Reff et al. 2007) 특히 PMF는 우리나라와 같이 오염원 분류표(source profile)가 없는 경우, 수용체 관점에서 대기환경 중 오염원 평가 연구에 매우 유용하며, 베이징(Song et al. 2006), 방콕(Chueinta et al. 2000)과 같은 해외 대도시는 물론, 인천(Choi et al. 2013), 대구(Jeong &

Hwang 2015), 용인-수원(Oh et al. 2009) 등 국내외 다양한 대상지역에 적용되고 있다.

그러나 PMF는 모델링의 특성상 분석된 원소 성분에 따라 오염원의 특성 및 정성, 정량평가 결과에 불확실성을 내포한다는 단점이 있다. 이것은 오염원의 분류(source identification)에 사용되는 원소 성분이 분석방법에 따라 달라질 수 있고, 오염원 추적자(marker species of source)의 대표성과 상관성이 지역별로, 그리고 시간적으로 중복되거나 다를 수 있기 때문이다. 즉, 신뢰할 있는 오염원 예측 및 비용효율적인 관리를 위해서는 대상지역에서의 추적자 원소에 대한 명확한 정보와 더불어, 지역별 오염원 분류표 생성이 필수적임을 단적으로 보여준다. 따라서 본 연구에서는 분석의 정도관리를 통하여 모델의 입력자료인 원소 성분 분석값과 불확도 자료의 신뢰성을 확보하였고, 동 연구진에 의하여 대전광역시 1,2 공단을 대상으로 수행된 선행 연구의 방법과 절차를 참고하여 PMF 모델링을 수행하였으며, 자세한 사항은 문헌에 기술되어 있다(Lim et al. 2010).

## III. 결과 및 고찰

### 1. 분석 유효성 평가

분석의 정도관리는 대상 시료와 매질이 유사한 인증표준물질을 시료와 동일한 과정으로 분석하여 결과값과 인증값을 비교함으로써 분석법의 유효성을 평가하였다. 본 연구에서는 대기환경 분야 연구에 널리 사용되는 NIST(National Institute of Standards and Technology, USA) SRM(Standard Reference Material) 1649a(Urban dust)와 SRM 2783(Urban

particulate matter on filter media)를 선택하였다. NIST SRM 1649a를 이용한 평가 결과, 미량성분 분석값의 상대오차(Relative Error, RE=[(Experimental Value-Certified Value)/(Certified Value)])는 Ni을 제외하면 모두 10% 보다 작게 나타났고, 특히 Al, As, Ba, Cr, Fe, La, Sb, Sc, V의 경우 상대오차가 5% 미만으로 매우 높은 정확도를 보였다. 또한 상대표준편차(Relative Standard Deviation, RSD=[(Standard Deviation)/(Mean of Experimental Value)])는 대부분의 성분들에 대하여 10% 미만으로 나타나 매우 정밀한 결과를 나타내었다. NIST SRM 2783의 경우, As과 Sc을 제외하면 상대오차가 모두 10% 보다 작았고, 특히, Ca, Co, K, Mg, Mn, Na, Sb, Sm, Ti, V, Zn의 경우 상대오차가 5% 미만으로 매우 높은 정확도를 보였다. 또한 상대표준편차는 Ca, Co, Cu, Mg, Sb, Zn의 경우에는 10%를 초과하였지만, Al, As, Ce, K, Mn, Na, Sc, Sm, Ti, V은 5% 이하의 분석값을 나타내었다.

무기이온 성분의 경우, 검정곡선의 결정계수( $R^2$ )가 모두 0.99 이상으로 매우 양호한 직선성을 보였고, 동일한 시료를 반복 분석한 측정값의 상대오차는  $\text{NO}_3^-$ 와  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  모두 약  $\pm 4\%$  수준이었다. 검량선으로 환산한 농도값의 상대표준편차는 저농도(0.5 ppm) 범위를 제외하면 약 3% 이하의 수준을 유지하여 정밀한 분석값을 보였다. 이상과 같이, 본 연구에서 사용한 기기분석법은 양호한 재현성과 안정성을 보였고, 측정값이 정확하고 정밀한 것으로 판단할 수 있다.

## 2. $\text{PM}_{2.5}$ 와 구성성분 농도분포

충청남도 논산시 농촌지역의 대기 중  $\text{PM}_{2.5}$  농도는  $20.1 \pm 10.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2.90~53.9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )이었고, 계절로 보면 봄  $21.7 \pm 8.31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 여름  $20.3 \pm 10.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 가을  $15.6 \pm 7.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 그리고 겨울이  $23.1 \pm 12.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 나타났다(Table 3). 즉, 연구기간에 걸쳐 일일 농도는 편차가 크며, 여름과 가을의 일일 농도가 봄/겨울보다 상대적으로 낮았다(Figure 2). 충청남도는 2017년 대기오염물질 상시측정망을 대폭 확대하여 신설 운영하고 있고, 논산시에 위치한 측정망의 확정자료는 2017년 7~9월까지 공개되어 있다(Air Korea 2018). 비록 측정 시점과 위치가 불일치하지만, 본 연구기간 중 측정된 논산시의  $\text{PM}_{2.5}$  농도는 대부분 상시측정망 자료보다 낮은 범위에 존재하였다(Figure 3). 이는 본 연구의  $\text{PM}_{2.5}$  질량농도가 비정기적인 고농도 오염사례가 포함되지 않은, 평년 수준에 해당할 수 있음을 시사한다.

시료채취 시점(2010~2012년)의 국내  $\text{PM}_{2.5}$  기준과 비교하면 전체 연구기간 동안의 평균 농도는 연평균 기준( $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )을 만족하였으나, 일평균 농도는 24시간 기준( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )을 두 차례 초과하였고 이는 모두 겨울철에 발생하였다. 충청남도 천안시는 본 연구대상 지역에 인접한 중소도시로, 천안시에서 2010~2011년에 관측된 일일  $\text{PM}_{2.5}$  농도는 평균  $40.5 \pm 27.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  이었고, 24시간 기준을 초과한 사례가 전체의 26%에 달하였다(Heo & Oh 2012). 그러나 환경정책기본법에 의거한 환경기준은 2018년 3월 27일부로 개정되어  $\text{PM}_{2.5}$  24시간 평균  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  이하, 연평균  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  이하로 강화되었다(Ministry

Table 3. A statistical summary of annual and seasonal  $\text{PM}_{2.5}$  concentrations\* in Nonsan (2010.10.26.~2012.05.14.)

	Whole period	Spring	Summer	Fall	Winter
Mean	20.1	21.7	20.3	15.6	23.1
Median	18.0	21.1	17.8	14.5	19.4
SD	10.0	8.31	10.1	7.93	12.0
Min	2.9	6.9	2.9	4.0	4.8
Max	53.9	47.1	39.5	47.3	53.9
N	140	40	21	41	38

\*Unit:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (except the number of sample N)

of Government Legislation 2018). 따라서 본 연구 결과, 농촌지역에서의 대기 중 PM<sub>2.5</sub> 평균 농도는 개정된 환경기준을 만족하지 못하였다. Figure 4에 나타난 빈도 분석 결과는 일일 농도가 연평균 기준보다 낮은 사례가 35.7%이었고, 15~35 µg/m<sup>3</sup>의 범위에 전체 관측치의 55.7%가 집중되었으며, 24시간 기준을 12회 초과한 것을 보여준다.

통상적으로 농촌지역은 오염원이 적게 분포하여 대기질이 양호할 것으로 예상하지만, Lim et al.(2016)

에 따르면, 대도시(서울)와 농촌(아산)에 거주하는 노령인구가 실내의 활동으로 노출되는 PM<sub>2.5</sub>는 각각 22.5±22.2µg/m<sup>3</sup>와 29.1±22.7µg/m<sup>3</sup>로, 통계적으로 유의한 차이를 보이지 않았으나, 노출평균은 대도시보다 농촌에서 더 높은 것으로 조사되었다. 단, 이 결과는 개인노출량 수준에 관한 것으로, 본 연구결과인 환경대기 중 PM<sub>2.5</sub> 농도와 동일시할 수는 없다.

대기 중 PM<sub>2.5</sub>의 주요 구성성분 중 하나인 블랙카본(black carbon)은 Smoke stain reflectometer

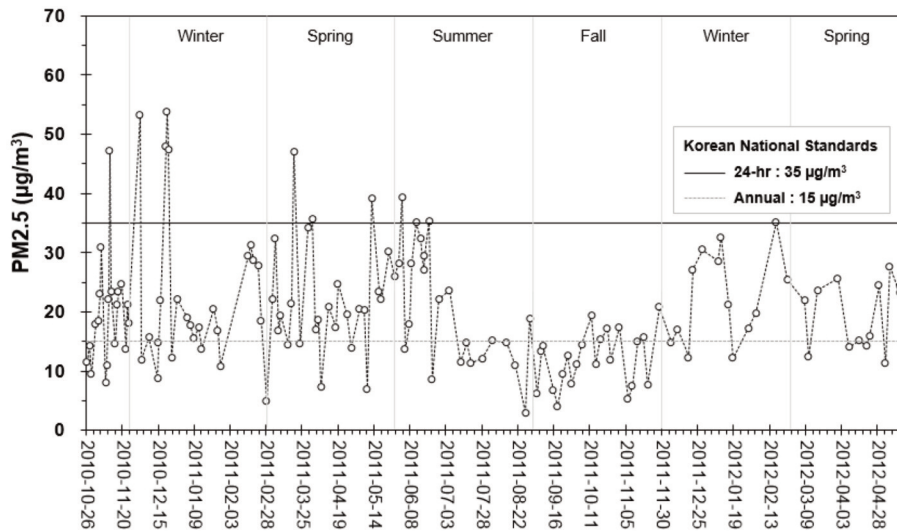


Figure 2. Temporal variations of daily PM<sub>2.5</sub> concentrations at an agricultural area.

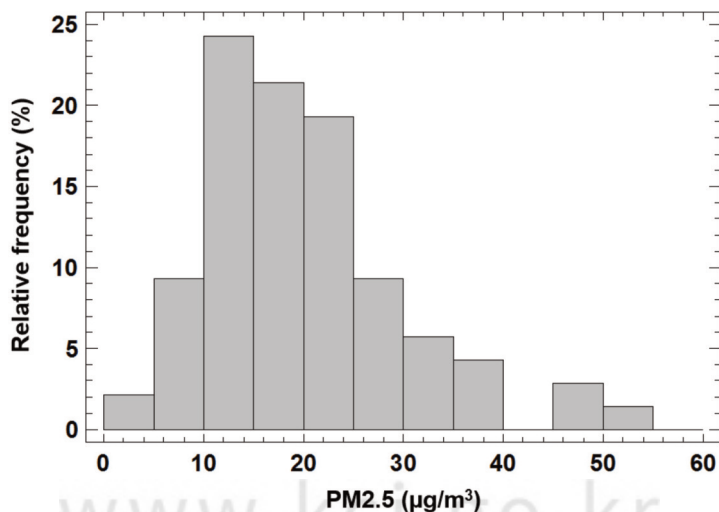


Figure 3. Histogram of relative frequency for daily PM<sub>2.5</sub> concentration at an agricultural area.

(Model 43D, UK)로 반사율을 측정하였고, IAEA 국제협동연구(1999)에서 제안한 방법으로 농도를 계산하였다. PM<sub>2.5</sub> 내 블랙카본의 평균농도는 3.26 ± 1.51µg/m<sup>3</sup>(0.80~8.95µg/m<sup>3</sup>)이고, 전체 PM<sub>2.5</sub>의 16.7%에 해당하는 수준이었다. 블랙카본의 주요 배출원은 화석연료 연소(fossil fuel combustion)와 생체소각(biomass burning)으로, 인위적 생체소각은 연료로서의 이용과 농업잔재물 등의 폐기물 처리로 구분할 수 있다(Kang & Lee 2012). 본 연구에서 측정된 블랙카본은 가을/겨울철이 봄/여름보다 상대적으로 높는데(봄: 2.89 ± 1.08µg/m<sup>3</sup>, 여름: 2.08 ± 0.82µg/m<sup>3</sup>, 가을: 3.77 ± 1.61µg/m<sup>3</sup>, 겨울: 3.76 ± 1.64µg/m<sup>3</sup>), 이는 농작물 수확 후 발생한 영농폐기물을 소각하기 때문으로 판단된다. 연구대상 지점에 인접한 도심지역(대전)에서도 1년(2012~2013년) 중 가을에 가장 높은 블랙카본 농도(1.23 ± 0.48µg/m<sup>3</sup>)를, 여름에 가장 낮은 농도(0.49 ± 0.19µg/m<sup>3</sup>)를 보였고, 도심 특성을 고려하여 차량 운행을 주요 배출원의 하나로서 주목하였다(Kim et al. 2015).

논산시에서의 주요 2차 수용성 이온성분의 평균 농도는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 6.52 ± 4.58µg/m<sup>3</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>가 4.41 ± 3.22µg/m<sup>3</sup>, 그리고 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>이 3.73 ± 2.78µg/m<sup>3</sup>인 것

으로 나타났다. PM<sub>2.5</sub>와 탄소 및 이온성분의 상관분석 결과, PM<sub>2.5</sub>와 각각 블랙카본은 0.622, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 0.58, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>는 0.59, 그리고 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>이 0.61의 상관계수를 보였고, 특히 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>과 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>(0.89), NH<sub>4</sub><sup>+</sup>과 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>(0.88)와의 상관성이 매우 높은 것으로 나타났으며, 이들은 p < 0.01 수준(양쪽)에서 유의하였다. 이온균형은 양이온(Σ<sup>+</sup>)과 음이온(Σ<sup>-</sup>)의 총 당량농도 사이의 상관관계를 통하여 파악할 수 있다. 분석대상 이온 성분들의 당량농도 회귀방정식은 Σ<sup>+</sup> = 1.02Σ<sup>-</sup> - 0.01(R<sup>2</sup> = 0.84)로, 양이온인 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>에 의한 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>의 중화가 충분한 것으로 나타났다.

대기 중 배출된 SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>는 광화학반응을 통하여 황산염(sulfate), 질산염(nitrate), 암모늄(ammonium), 수소 이온(hydrogen ion) 등으로 구성된 2차 에어로졸(secondary aerosol)로 변환된다. 또한, 논산시는 서해안으로부터 직선거리 약 50 km 가량 떨어진 지역으로, 해염입자(sea salt)의 영향을 무시할 수 없다. 다만, 본 연구 범위에는 수용성 이온 성분으로서의 Na<sup>+</sup>과 Cl<sup>-</sup> 분석이 포함되지 않았기 때문에 해염에서 기원하는 이온성분과 비해염 농도를 분리하지는 못하였다. 그럼에도 본 연구지역에서는 PM<sub>2.5</sub> 내 주요 음이온 성분인 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 및 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가

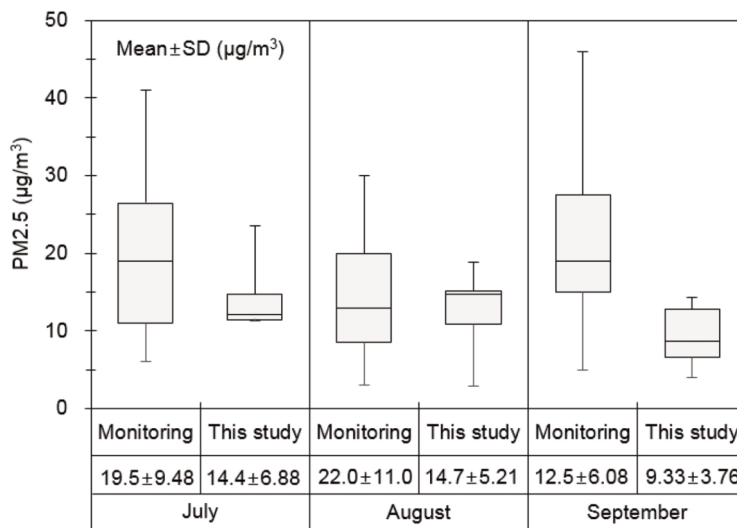


Figure 4. Monthly variation of PM<sub>2.5</sub> concentrations at an Nonsan ; Box plot ranged 1st and 3rd quartile value with median (center line), and the minimum and maximum data marked as a bar.



NH<sub>4</sub><sup>+</sup>에 의하여 중화되고 서로 결합된 형태를 이루어, 대기 중에서 ammonium nitrate와 ammonium sulfate를 형성한다고 추정할 수 있다(Park & Lim 2006; Lee et al. 2017).

미량성분 분석 결과의 신뢰성 제고를 위하여 분석값을 2단계에 걸쳐 선별하였는데(Lee et al. 2003), 전체 성분들은 10<sup>-3</sup>~10<sup>4</sup> ng/m<sup>3</sup>의 범위에 넓게 산포되어 있고, 지각구성성분(Al, Fe, K, Na)이 가장 높은 범위(>10<sup>2</sup> ng/m<sup>3</sup>)에, As, Cr, Ni, Mn, Pb, V, Zn 등과 같은 독성금속류가 중간 범위(10<sup>0</sup>~10<sup>2</sup> ng/m<sup>3</sup>), 가장 낮은 영역(<10<sup>2</sup> ng/m<sup>3</sup>)에 희토류 성분 등(Ce, In, La, Sc, Se, Th)이 분포하였다(Table 4). 이와 같은 대략적 성분들의 범주는 도심

도로변 지역(Lee et al. 2013)과 화력발전 및 광산지역(Manousakas et al. 2015)에서도 공통적으로 관측되며, 오염원 분포와 지역적 특성에 따라 농도 수준은 차이를 보인다.

부화계수(Enrichment Factor, EF)는 지각을 구성하는 주요 성분(Al, Fe, K, Na, Si 등)과 대상 원소성분의 상대적 농도비를 비교하는 이중비교지수로, 지표의 토양을 대표하는 원소성분들의 포괄적인 농도 자료(Taylor & McLennan 1985)를 토대로 한다. 즉, 부화계수는 해당 성분(X)과 주요 지각 성분(major crustal element, ME)의 존재비(X/ME)를 연구대상지역(sample)과 포괄적인 자료(background)에 대하여 각각 구하고, 이를 다시 비

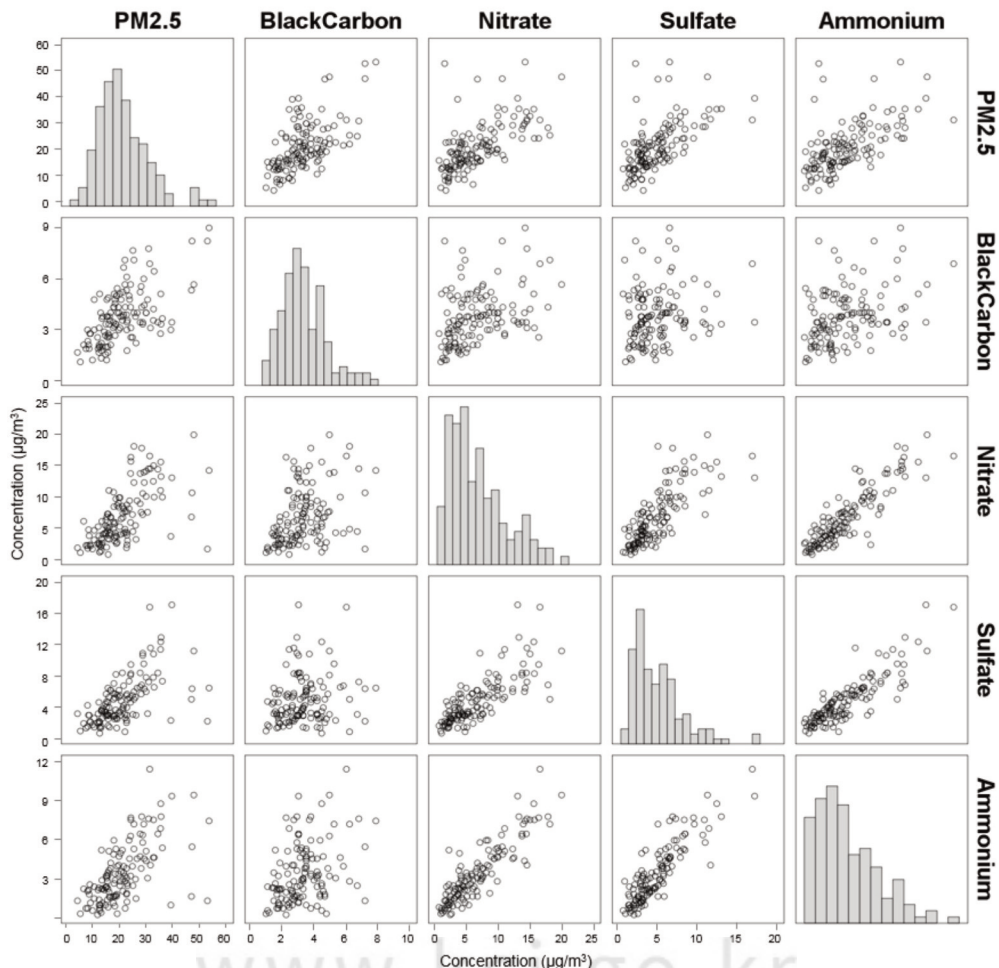


Figure 5. Scatter plot matrix with histogram of PM<sub>2.5</sub> and its major components.

Table 4. A statistical data of elemental concentrations\* in PM<sub>2.5</sub> at an agricultural area in Nonsan

	Mean	Median	SD	Min	Max
Al	288	193	496	19.6	4,688
As	0.95	0.78	0.71	0.08	4.37
Ba	24.3	20.3	15.6	6.89	81.4
Br	18.3	22.4	9.35	1.30	36.4
Ce	0.29	0.22	0.20	0.02	0.86
Cl	41.4	32.7	30.0	3.73	152
Cr	7.51	7.32	1.95	4.26	11.7
Cu	10.5	10.0	4.80	3.04	22.5
Fe	220	186	150	28.9	864
I	1.97	1.76	1.22	0.36	4.97
In	0.03	0.02	0.02	0.002	0.09
K	307	264	240	34.7	1,231
La	0.12	0.09	0.09	0.01	0.52
Mg	92.8	77.9	54.0	19.1	245
Mn	15.1	11.7	9.91	2.02	44.4
Na	255	218	156	40.9	631
Sb	4.86	3.54	3.92	0.30	19.9
Sc	0.03	0.02	0.02	0.002	0.12
Se	0.70	0.56	0.55	0.02	2.37
Th	0.06	0.04	0.05	0.001	0.28
V	1.70	1.46	1.15	0.20	5.45
Zn	38.1	34.4	22.3	5.05	93.5

\*Unit : ng/m<sup>3</sup>

을( $EF = \frac{(X/ME)_{sample}}{(X/ME)_{background}}$ )로 계산하며, 해당 원소성분이 자연 오염원 혹은 인위적 오염원에서 기인하는지를 평가하는 기준으로 널리 활용

되어 왔다(Reimann et al, 2005; Shelley et al, 2015). 본 연구에서는 Al 성분을 기준으로 부화계수를 산정하였고, 지역 특성 및 내제된 불확실성을 고

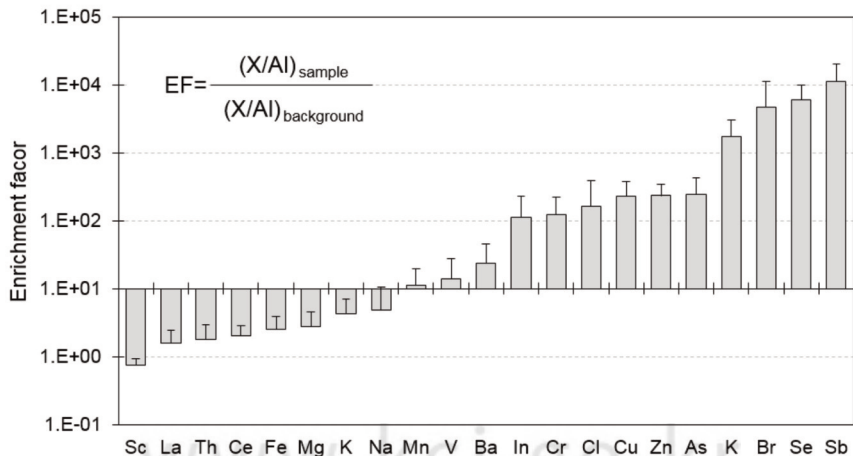


Figure 6. The results of enrichment factors for trace elements in PM<sub>2.5</sub>.

러하더라도 부화계수가 10<sup>2</sup> 이상인 Cr, Cl, Cu, Zn, As, K, Br, Se, Sb는 인위적 오염원의 영향을 받은 것으로 판단된다(Figure 6).

### 3. 오염원 정량 평가

본 연구의 대상지역인 농촌지역에서의 PM<sub>2.5</sub> 농도와 구성성분 자료를 바탕으로 PMF를 수행한 결과 6개의 오염원이 분류되었다. 그리고 각 원소의 특정오염원 분율(percent of the species for the source, %)과 각 오염원에서 발생하는 특정 원소의 발생량(ng elements/ $\mu$ g particulate matter)을 바탕으로 오염원을 확인하였으며, 각각의 오염원 기여도를 산정하였다. 그 결과, secondary aerosol (34.4%), soil/road dust(20.1%), biomass burning (16.9%), incineration/fuel combustion(13.2%), vehicle exhaust(12.2%), sea-salt(3.17%)의 순서로 나타났고, 예측한 PM<sub>2.5</sub> 농도는 측정된 질량농도의 94.0%를 설명하였다.

첫 번째 오염원은 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>의 분율이 높아 2차 에어로졸(secondary aerosol)로 판정하였다. 즉, 주요 음이온과 양이온 3종이 서로 결합된 ammonium nitrate와 ammonium sulfate를 포함하는 오염원이다. 대기 중에 배출된 NO<sub>x</sub>는 NH<sub>3</sub>와 결합하여 HNO<sub>3</sub>를 생성하고, SO<sub>2</sub>도 역시 산화 및 변환하여(NH<sub>4</sub>)<sub>x</sub>SO<sub>4</sub>(x=0~2)와 같은 형태로 존재한다(Watson et al. 1998; Wilson et al. 2002).

두 번째는 Al, Fe, Na과 같은 주요 지각구성 성분과 희토류 성분인 La, Th이 높았고, Ba의 기여 또한 높기 때문에 resuspended soil dust로 확인하였다. 이 중에서 Ba은 차량의 타이어와 브레이크가 마모되면서 대기 중에 부유되는 것으로 알려져 있는 추적자 성분이다(Lim et al. 2010; Yu et al. 2013).

세 번째 오염원은 불완전연소 과정에서 배출되는 블랙카본과 연소기작과 관련된 성분인 Cl, K이 기여하는 것으로 나타나 생체소각(biomass burning)으로 분류하였다. 연구대상 지역은 농업활동이 활발한 곳으로, 이 오염원은 추수가 끝난 농한기에 빈번하게 이루어지는 불법 노천 소각 행위에서 기인하였을 것으로 추정된다. 단, Br은 biomass burning의 주요

추적자 성분이 아님에도 높은 분율을 보였는데, 이는 페비닐이나 농약병과 같이 분리 배출되어야 하는 폐기물의 연소 과정에서 배출되었을 가능성이 있다. Lee et al.(2010)은 폐플라스틱의 노천 소각과정에서의 중금속 배출계수가 일반 생활폐기물보다 높았음을 보고하였고, Br은 농약이나 염료, 소독제 등의 제조에 사용되는 성분이라는 점에서 이와 같은 추정이 가능하다.

네 번째는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, As, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Se, Zn이 기여하는 오염원으로, 연소 관련 오염원(incineration/fuel combustion)으로 판정하였다. Pb는 소각시설(incinerator)에, Ni과 V은 연료 연소(oil combustion) 오염원을 확인하기 위하여 사용되는 대표적인 추적자 성분이고(Morishita et al. 2006) Cr은 고온의 연소과정에서 발생하는 것으로 알려져 있으며, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 역시 연소 과정에서 대기 중으로 배출된 NO<sub>x</sub>가 변환되었을 것으로 판단된다.

다섯 번째는 BC, Br, Cl, Cu, Sb의 분율이 높았다. 일반적으로 자동차는 유기탄소(organic carbon)를 포함한 탄소 성분의 배출과 관련이 깊고, 경유차는 불완전 연소에 의한 블랙카본 배출량이 많은 것으로 알려져 있다(Wang et al. 2012). 또한, Br, Cl, Sb은 자동차 오염원의 추적자 성분으로 활용된 바 있어(Lim et al. 2010), 다섯 번째 오염원은 자동차 관련 오염원(vehicle exhaust)으로 확인하였다. 마지막 여섯 번째 오염원은 Na과 Cl이 크게 기여하고 있어 해염 입자로 확인하였다.

수용모델링의 결과물로서 도출된 대기오염원은 지역적 특징을 반영하여 상이하게 나타날 수 있다. 따라서 지역 특징을 구분하여, 1) 다양한 오염원이 혼재된 중소도시(Jeong & Hwang 2015), 2) 산업단지(Lim et al. 2010), 3) 광역시 주거지역(Lee 2012)에서의 오염원과 본 연구결과를 비교하여 Table 5에 나타내었다. 본 연구대상 지역인 논산과 마찬가지로, 중소도시와 광역시 주거지역에서는 2차 에어로졸의 기여율이 30%를 상회한 반면, 산업단지에서는 지점 특장적인 대기오염물질 배출시설인 시멘트 공장, 건설현장, 금속 제련, 산업시설 등의 오염원이 확인되었다. 중소도시의 경우, 인근에 철도와 고속도로 및

Table 5. Summary of source contribution estimates for PM at various areas

Source	Agricultural area (This study)		Sub-urban area (Jeong & Hwang 2015)		Industrial area (Lim et al. 2010)		Residential area (Lee 2012)	
	SCE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(%)	SCE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(%)	SCE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(%)	SCE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(%)
Secondary aerosol	6.51	34.4			18.9	22.4	6.90	33.3
Nitrate			4.33	16.1				
Sulfate			5.55	20.6				
Soil dust	3.80	20.1	1.89	7.01	13.7	16.3	3.40	16.7
Road dust			5.55	29.4	10.3	12.2	3.00	14.4
Vehicle exhaust	2.32	12.2			7.70	9.13	2.99	14.3
Gasoline			2.44	9.05				
Diesel			2.97	11.0				
Biomass burning	3.21	16.9	4.18	15.5	2.20	2.61	1.90	9.00
Sea salt	0.63	3.2						
Combustion	2.50	13.2			3.00	3.56		
Incineration			2.80	10.4	6.30	7.47		
Industry			2.81	10.4				
Cement/Construction					16.5	19.6		
Metal smelting					5.70	6.76		
REE-related							2.50	12.2
Total PM	18.9		27.0		84.3		20.6	

\*PM<sub>2.5</sub> were collected from agricultural, sub-urban, and residential area, while PM<sub>10</sub> were industrial area.

국도가 지나고 있어 road dust와 vehicle exhaust와 같은 자동차 오염원의 영향에 민감하였다. 농촌(논산)과 도시(주거)를 비교하면, 도시지역은 vehicle exhaust과 REEs와 관련된 오염원의 기여도가 높은 반면, 농촌지역의 경우 biomass burning과 incineration/fuel combustion이 전체 오염원 기여도의 30.2%를 차지하는 것으로 나타나 불법소각을 포함한 일련의 연소행위가 농촌지역의 입자상 대기질에 영향을 미치고 있음을 확인할 수 있다.

#### IV. 결론

농촌지역은 생활 및 영농폐기물을 불법소각 등 자가처리하는 경향이 있어 폐기물의 처리방식이 특히, 대기오염과 연관될 수 있다. PM<sub>2.5</sub>의 인체 위해성과 노년층의 환경독성에 대한 민감도와 취약성을 고려하였을 때, 농촌지역 PM<sub>2.5</sub>의 화학적 특성을 포함하는 정량적인 정보는 대기환경개선의 기초자료로서 반드시 필요하다고 할 수 있다. 본 연구에서 활용한

기기분석의 정도관리 결과, 대부분의 미량성분 분석값의 상대오차와 상대표준편차가 10% 미만이었으며, 무기이온 성분 역시 저농도 범위를 제외하면 우수한 재현성과 안정성을 보였다. 농업용지가 밀집된 농촌지역에서 장기간 측정된 PM<sub>2.5</sub> 평균농도는  $20.1 \pm 10.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 2018년에 강화된 연평균 기준을 초과하는 수준이었다. PM<sub>2.5</sub>와 탄소 및 이온성분은 서로 유의한 상관관계를 보였고, 미량성분의 농도는  $10^{-3} \sim 10^4 \text{ ng}/\text{m}^3$  범위인 것으로 나타났다. 양의 인자분석법을 이용하여 오염원을 평가한 결과, 농촌지역의 PM<sub>2.5</sub>의 오염원은 secondary aerosol(34.4%), soil/road dust(20.1%), biomass burning(16.9%), incineration/fuel combustion(13.2%), vehicle exhaust(12.2%), sea-salt(3.17%) 이었다. 본 연구의 결과는 도시지역과 달리 농촌지역은 연소와 관련된 오염원이 중요하다는 점을 보였고 따라서, 농촌지역의 관리 대상 오염원으로서 불법소각에 대한 세심한 대책이 필요함을 시사한다.



## 사 사

본 연구는 충남대학교 연구기금의 지원으로 수행되었습니다.

## References

- Air Korea [Internet]. 2018. Ministry of Environment, Korea Environment Corporation. [cited 2018 Aug 01]. Available from: <http://www.airkorea.or.kr/index>
- Choi JK, Heo JB, Ban SJ, Yi SM, Zoh KD. 2013. Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> at the coastal area in Korea. *Science of the Total Environment*. 447: 370-380.
- Chueinta W, Hopke PK, Paatero P. 2000. Investigation of sources of atmospheric aerosol at urban and suburban residential areas in Thailand by positive matrix factorization. *Atmospheric Environment*. 34(20): 3319-3329.
- Clark M, Paulsen M, Smith KR, Canuz E, Simpson CD. 2007. Urinary methoxyphenol biomarkers and woodsmoke exposure: comparisons in rural Guatemala with personal CO and kitchen CO, levoglucosan, and PM<sub>2.5</sub>. *Environmental science & technology*. 41(10): 3481-3487.
- Dams R, Robbins JA, Rahn KA, Winchester JW. 1970. Nondestructive neutron activation analysis of air pollution particulates. *Analytical Chemistry*. 42(8): 861-867.
- Heo J, Moon SC, Song MR. 2001. A study on the problem of rural solid waste in Korea. *The Korean Association For Environmental Sociology*, 1: 92-121. [Korean Literature]
- Heo JH, Oh SW. 2012. Characterization of annual PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> concentrations by real-time measurements in Cheonan, Chungnam. *Journal of the Korea Academia-Industrial*. 13(1): 445-450.
- IAEA. 1999. Meeting Report of Mid-Term Review Meeting Joint UNDP/RCA/IAEA SubProject on Air Pollution and Its Trends. Singapore; 1999 October 18-22.
- Jeon JY, Kim CS. 2012. An study on the location of agricultural waste vinyl recycling facilities. *Korean Journal of Logistics*. 20(4): 123-130. [Korean Literature]
- Jeong YJ, Hwang IJ. 2015 Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> in Geyongsan using the PMF model, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*. 31(6): 508-519. [Korean Literature]
- Kang BW, Lee HS. 2012. A study on the source profile development for fine particles(PM<sub>2.5</sub>) emitted from biomass burning. *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*. 28(4), 384-395. [Korean Literature]
- Kim HS, Jung JS, Lee JH, Lee SI. 2015. Seasonal characteristics of organic carbon and elemental carbon in PM<sub>2.5</sub> in Daejeon. *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*. 31(1): 28-40. [Korean Literature]
- Kim YJ, Kim JN, Jeong HS, Lee JK, Lee CH. 2006. Actual Conditions of Solid Wastes Discharged from Agricultural Area, *Journal of Korea society of waste management*, 23: 238-244. [Korean Literature]
- Koo KS, Lee BD, Lee MB, Lee SY, Kim JH, Park HS, Park GY. 2010. Forest fire ignition patterns caused by farming

- activities, *Journal of Korean Institute of Fire Science & Engineering*, 24(1): 103-110. [Korean Literature]
- Lee DK, Choi JS, Jo YM, Kim JC. 2010. Emission of harmful air pollutants from waste open burning. *Journal of Korea Society of Waste Management*. 27(2): 151-158. [Korean Literature]
- Lee JH, Jeong JH, Lim JM. 2013. Toxic trace and earth crustal elements of ambient PM<sub>2.5</sub> using CCT-ICP-MS in an urban area of Korea. *Environmental Engineering Research*. 18(1): 3-8.
- Lee JH, Lim JM, Kim KH, Chung YS, Lee KY. 2003. Trace element levels of aerosols at an urban area of Korea by instrumental neutron activation analysis. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*. 256(3): 553-560.
- Lee JH, Youshida Y, Turpin BJ, Hopke PK, Poirot RL, Liroy PJ, Oxley JC. 2002. Identification of sources contributing to Mid-Atlantic regional aerosol. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 52(10): 1186-1205.
- Lee JH. 2012. Source apportionment and long-range transport of airborne PM<sub>2.5</sub> at a huge residential area located in a metropolitan city using INAA. Ministry of Education, Korea.
- Lee JI, So HJ. 2011. A Strategies for Improving Waste Management System of Agricultural Areas. Gyeonggi Research Institute. 2011-27: 1-107. [Korean Literature]
- Lee KH, Kim SM, Heo CG. 2017 Ionic compositions of fine particulate matter during summer and winter in the downtown area of Jeju city in Jeju island. *Journal of Environmental Science International*. 26(5): 591-600. [Korean Literature]
- Lim CY, Guak SY, Lee KY, Hong YC. 2016. Time-activity patterns and PM<sub>2.5</sub> exposure of the elderly in urban and rural area. *J Environ Health Sci*. 42(1): 1-9. [Korean Literature]
- Lim JM, Lee JH, Chung YS, Moon JH, Kim KH. 2009. Risk assessment of inhalation exposure for airborne toxic metals using instrumental neutron activation analysis. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*. 281(2): 185-188.
- Lim JM, Lee JH, Chung YS. 2005. The distribution characteristics of trace elements in airborne particulates from an urban industrial complex area of Korea using instrumental neutron activation analysis. *Nuclear Engineering and Technology*. 37(5): 503-510.
- Lim JM, Lee JH, Moon JH, Chung YS, Kim KH. 2010. Source apportionment of PM<sub>10</sub> at a small industrial area using Positive Matrix Factorization. *Atmospheric Research*. 95(1): 88-100.
- Manousakas M, Diapouli E, Papaefthymiou H, Migliori A, Karydas AG, Padilla-Alvarez R, Bogovac M, Kaiser RB, Jaksic M, Bogdanovic-Radovic I, Eleftheriadis K. 2015. Source apportionment by PMF on elemental concentrations obtained by PIXE analysis of PM<sub>10</sub> samples collected at the vicinity of lignite power plants and mines in Megalopolis, Greece. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions*

- with Materials and Atoms, 349: 114-124.
- Ministry of Government Legislation. [Internet]. 2018. Framework Act on Environmental Policy Chapter II - Section 1. Article 2. Environmental standards. Table 1. [cited 2018 Mar 27]. Available from: <http://www.moleg.go.kr/main.html>
- Morishita M, Keeler GJ, Wagner JG, Harkema JR. 2006. Source identification of ambient PM<sub>2.5</sub> during summer inhalation exposure studies in Detroit, MI. *Atmospheric Environment*. 40(21): 3823-3834.
- Oh MS, Lee TJ, Kim DS. 2009. Source identification of ambient size-by-size particulate using the positive matrix factorization model on the border of Yongin and Suwon. *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*. 25(2): 103-121.
- Paatero P, Tapper U. 1994. Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics*. 5(2): 111-126.
- Park JY, Lim HJ. 2006. Characteristics of water soluble ions in fine particles during the winter and spring in Daegu. *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*. 22(5): 624-641. [Korean Literature]
- Reff A, Eberly SI, Bhawe PV. 2007. Receptor modeling of ambient particulate matter data using positive matrix factorization: review of existing methods. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 57(2): 146-154.
- Reimann C, de Caritat P. 2005. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Science of the Total Environment*. 337(1-3): 91-107.
- Shelley RU, Morton PL, Landing WM. 2015. Elemental ratios and enrichment factors in aerosols from the US-GEOTRACES North Atlantic transects. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 116, 262-272.
- Song MR, Moon SC, Heo J. 2000. A study on the municipal and agricultural waste with environmental pollutions. *Proceedings of the conference of the Korean Sociological Association*; 2000 Jun. [Korean Literature]
- Song Y, Zhang Y, Xie S, Zeng L, Zheng M, Salmon LG, Shao M, Slanina S. 2006. Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> in Beijing by positive matrix factorization. *Atmospheric Environment*. 40(8): 1526-1537.
- Taylor SR, McLennan SM. 1985. *The continental crust: Its composition and evolution*. Blackwell Sci. Oxford; P. 311.
- Wang Y, Hopke PK, Xia X, Rattigan OV, Chalupa DC, Utell MJ. 2012. Source apportionment of airborne particulate matter using inorganic and organic species as tracers. *Atmos. Environ*. 55: 525-532.
- Watson JG, Fujita EM, Chow JC, Zielinska B, Richards LW, Neff W, Dietrich D. 1998. Northern front range air quality study final report. Prepared for Colorado State University. Fort Collins, CO, and EPRI, Palo Alto, CA, by Desert Research Institute. Reno, NV.
- Wilson WE, Chow JC, Claiborn C, Fusheng W,

Engelbrecht J, Watson JG. 2002.  
Monitoring of particulate matter outdoors.  
Chemosphere. 49(9): 1009-1043.  
Yu L, Wang G, Zhang R, Zhang L, Song Y,

Wu B, Li X, An K, Chu J. 2013.  
Characterization and source apportionment  
of PM<sub>2.5</sub> in an urban environment in Beijing.  
Aerosol Air Qual. Res. 13(2): 574-583.