

ORIGINAL ARTICLE

## PSCF 모델을 활용한 부산지역 PM10의 발생원 추정

도우곤 · 정우식<sup>1)\*</sup>

부산광역시 보건환경연구원, <sup>1)</sup>인제대학교 대기환경정보공학과/대기환경정보연구센터

### Estimation of PM10 source locations in Busan using PSCF model

Woo-Gon Do, Woo-Sik Jung<sup>1)\*</sup>

Busan Metropolitan City Institute of Health and Environment, Busan 616-110, Korea

<sup>1)</sup>Department of Atmospheric Environment Information Engineering, Atmospheric Environment Information Research Center, Inje University, Gimhae 621-749, Korea

#### Abstract

The purpose of this study is to find out the air flow patterns affecting the PM10 concentration in Busan and the potential sources within each trajectory pattern. The synoptic air flow trajectories are classified into four clusters by HYSPLIT model and the potential sources of PM10 are estimated by PSCF model for each cluster from 2008 to 2012. The potential source locations of PM10 are compared with the distribution of PM10 anthropogenic emissions in east Asia developed in 2006 for the NASA INTEX-B mission. The annual mean concentrations of PM10 in Busan decreased from 51  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in 2008 to 43  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in 2012. The monthly mean concentrations of PM10 were high during a spring season, March to May and low during a summer season, August and September. The cluster2 composed of the air trajectories from the eastern China to Busan through the west sea showed the highest frequency, 44 %. The cluster1 composed of the air trajectories from the inner Mongolia region to Busan through the northeast area of China showed the second high frequency, 26 %. The cluster3 and 4 were composed of the trajectories originated in the southeast sea and the east sea of Busan respectively and showed low frequencies. The concentrations of in each cluster were 47  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in cluster1, 56  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in cluster2, 42  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in cluster3 and 37  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in cluster4. From these results, it was proved that the cluster1 and 2 composed of the trajectories originated in the east and northeast area of China were the causes of high PM10 concentrations in Busan. The results of PSCF and CWT model showed that the potential sources of the high PM10 concentrations were the areas of the around Mongolia and the eastern China having high emissions of PM10 from Beijing, Hebei to Shanghai through Shandong, Jiangsu.

**Key words** : PM10, HYSPLIT, PSCF, Cluster

#### 1. 서론

부산지역은 공단과 도심지의 분포가 넓고 다양하여 배출원의 분포도 그러하다. 더욱이 인근에 대규모 공단이 위치하고 있는 울산지역과 인접해 있고 해양과 도심

내륙의 지형적 조건이 복잡하여 대기오염에 큰 영향을 미치는 지역적 국지순환계 또한 형태 다양한 규모와 형태로 나타난다. PM10의 대기환경기준은 연간 평균이 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이하, 24시간 평균이 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이하이며 부산지역 PM10 연평균 농도는 전반적으로 감소(2001년 60  $\mu$

Received 18 March, 2015; Revised 28 March, 2015;

Accepted 30 March, 2015

\*Corresponding author : Woo-Sik Jung, Department of Atmospheric Environment Information Engineering, Atmospheric Environment Information Research Center, Inje University, Gimhae 621-749, Korea  
Phone: +82-55-320-3932  
E-mail: wsjung1@inje.ac.kr

© The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.

© This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

$\text{g/m}^3$ , 2012년  $43 \mu\text{g/m}^3$ )하고 있으며 환경기준 또한 만족하고 있다. 그러나 24시간 환경기준을 초과하는 빈도를 보면 2001년에 60회가 나타났지만 2007년 397회, 2011년 221회, 2012년 104회로 과거 2001년에 비해 상당히 빈번하게 나타나고 있다.(Busan metropolitan city institute of health and environment, 2013). 또한 ‘대기 오염물질 배출량 2010’를 보면 우리나라 전체 PM10 배출량은 2010년 116,808 톤으로 2006년 이후 전반적으로 증가하고 있다. 특히, 부산에서의 배출량은 2010년 3,092 톤으로 전국대비 약 2.6%에 불과하지만, 다른 지역과 달리 2008년 이후 증가하는 추세를 나타내고 있어(National institute of environmental research, 2013) PM10에 대한 저감대책 마련과 관심이 시급한 것으로 보인다.

미세먼지의 발생원은 자연 배출원과 인위적인 배출원이 있으며 가스상 물질들의 2차 반응 등 다양한 경로를 통하여 생성된다. 또한 미세먼지는 높은 체류시간을 가지기 때문에 중위도 편서풍대에 위치한 우리나라의 경우 중국으로 부터의 장거리 수송에 의한 영향을 많이 받고 있으며 해안과 내륙지역의 위치와 국지적 바람조건에 따라 농도 경향이 다르게 나타나기도 한다(Jeon, 2009). 우리나라의 경우 국내 배출원에 의한 PM10 농도 증가도 있지만 장거리 이동된 오염물질의 영향을 받는 경우도 상당히 빈번하기 때문에 장거리 수송과 관련된 PM10의 발생원 추정 연구는 PM10의 원인규명과 저감대책 마련을 위한 필수적인 요소라 할 수 있다. 이를 위해서는 배출원과 수송지점과의 관계 정립이 선행되어야 하며 이는 대기오염 저감대책, 대기질 관리 계획 수립 등의 정책수립을 위해서도 반드시 선행되어야 하는 요소이다. 따라서 대기오염 측정자료를 이용하여 오염원과 수송점간의 관계를 규명하는 다양한 방법들이 최근에 많이 적용되고 있다. 이들 중 요인분석, CMB(chemical mass balance), UNMIX, PMF(positive matrix factorization) 등의 방법은 수송점에 영향을 주는 배출원군이 무엇인지, 또 이런 배출원군들이 미치는 기여도를 정량 혹은 정성적으로 산정해 주기 때문에 배출원과 수송점간의 양적인 기여율을 평가하는데 사용되며 배출원의 공간분포를 추정하는데는 한계가 있다(Cheong and Lee, 2006). 또 다른 방법으로 수송지점에 도달한 공기괴의 역궤적(backward trajectory)을 분석하여 발생원을 추정하기도 하며 최근

에는 공기괴의 역궤적 결과와 통계적 방법론(화물분석 또는 군집분석)을 결합하여 조금 더 정확한 발생원을 추정하는 방법이 사용되고 있다. PSCF(potential source contribution function) 모델은 수송점에서의 분석 자료와 역궤적 자료를 결합하여 수송점에 영향을 주는 배출원에 대한 위치 정보를 알려주는 혼합 모형으로 대기오염물질의 발생원 추정 등에 가장 많이 사용되고 있다(Cheong and Lee, 2006). 국내의 경우 Lee는(2005) 서울시의 특정지점에서 측정된 수은농도를 분석하고 PSCF 모델을 이용하여 발생원의 위치를 추정하였고 Kang et. al.(2008)은 서울시에 영향을 미치는 PM2.5의 오염원별 위치를 PSCF를 사용하여 추정하였다. 국외의 경우 Karaca et. al.(2009)은 PSCF 모델을 적용하여 터키, 이스탄불에 영향을 미치는 PM10 오염원을 추정하였고 Zhu et. al.(2011)은 HYSPLIT 모델을 이용하여 중국, 베이징에 도달하는 기류패턴을 분류하고 패턴별 PM10 농도 특성과 영향 배출원을 추정하였다. Kosak et. al.(2011)은 PMF 모델을 이용하여 이스탄불에 영향을 미치는 PM10의 배출원을 추정하고 각 배출원별로 PSCF모델을 적용하여 영향 배출원의 위치를 추정하였다. Li et. al.(2012)은 중국, 상하이에 영향을 미치는 PM10의 영향 배출원을 파악하기 위하여 HYSPLIT와 PSCF 모델을 이용하여 역궤적 패턴을 분류하고 영향 배출원의 위치를 추정하였다. 최근에는 Heo et. al.(2013)이 미국의 위스콘신 남부지역에 대하여 PM2.5 고농도 사례일의 영향배출원을 PSCF 모델을 이용하여 분석한 바가 있다.

본 연구에서는 부산지역 PM10 농도 분포에 영향을 미치는 기상학적 종관장 패턴을 분류하고 각 패턴별로 영향 배출원의 위치를 추정해 보고자 한다. 이를 위해 최근 5년간(2008~2012) 기상자료를 바탕으로 HYSPLIT 모델을 이용하여 부산지역의 종관패턴을 분류하고 각 종관패턴별로 부산지역 PM10 농도 분포 특성을 분석하였다. 이와 더불어 각 종관패턴에 대하여 PSCF 모델을 적용하여 PM10의 영향배출원을 추정하였다. 이를 바탕으로 각 종관 패턴별로 추정된 영향배출원의 위치와 동아시아 지역의 PM10 배출원 자료를 비교하여 부산지역에 영향을 미치는 배출원을 파악하고 장거리 수송의 빈도를 계산하였다. 이를 통하여 부산지역 PM10의 발생원인을 규명하고 저감대책 수립의 기초자료로 활용하고자 한다.

## 2. 자료 및 방법

### 2.1. PM10 농도 자료

PM10 농도 분포는 부산지역에 운영중인 대기오염측정소 자료를 활용하였다. 2013년 현재 부산지역에는 19개의 도시대기측정소가 운영되고 있으며 공업지역, 상업지역, 녹지지역, 주거지역 등 용도지역별로 비교적 고르게 분포되어 있다. Fig. 1은 본 연구의 대상인 부산지역의 대기오염측정소 19개소의 위치를 나타낸 그림이다. 최근의 경향을 파악하기 위하여 2008~2012년, 5년간의 측정자료를 대상으로 하였고 각 측정소의 일평균자료를 계산하였다. 일평균 자료는 각 측정소에서 측정된 시간 자료를 평균하여 계산하였으며 측정장비 오류 등의 영향을 제외하기 위하여 일 가동율이 75 % (일 자료 18개 이상) 이상인 날만을 대상으로 하였다. 또 인위적인 배출에 의한 영향만을 고려하기 위하여 기상청 황사관측일을 기준으로 부산지역에서 황사가 관측된 날과 그 전, 후 일 그리고 강수가 있었던 날은 분석에서 제외하였다. 각 측정소별로 계산된 일평균 자료를 측정소 전체 평균하여 부산지역의 일평균 PM10 농도를 계산하였고 최종적으로 부산지역 PM10 농도 특성을 파악하는데 활용하였다.

### 2.2. HYSPLIT 모델

Lagrangian 모델은 대기의 이류와 확산을 독립적으로 계산하고 유체의 이동을 농도와 위치 변화의 관계로 파악하는 모델이다. 대기의 이동경로인 trajectory의 이동식을 산출하기 위해서는 초기에 아주 작은 공기 덩어리가 존재한다는 가정 하에서 출발한다. 본 연구에서는 대기의 이동 경로를 계산하기 위해 미국의 NOAA/ARL (National oceanic and atmospheric administration/Air research lab.)에서 개발된 HYSPLIT(Hybrid Single Particle Lagrangian Intergrated Trajectory) 모델을 사용하였다([http://www.arl.noaa.gov/HYSPLIT\\_info.php](http://www.arl.noaa.gov/HYSPLIT_info.php), 2013). HYSPLIT 모델은 각종 기상예측 모델의 결과인 격자 기상자료를 입력자료로 하여 이동경로를 계산한다. 기상모델로부터 얻어진 격자 기상자료는 지형자료에 선형적으로 외삽하여 적용시킨다. 기상모델로부터 도출된 수평 풍속 성분의 U와 V, 온도 T, 고도 Z, 기압 P 그리고 지표에서의 기압 P0를 이용하여 이류에 의한 3차원 궤적이 계산된다. 초기 궤적의 위치인  $P(t)$ , 첫 예상궤적 위치인  $P'(t+\Delta t)$ 는 다음 식으로 계산된다.

$$P'(t+\Delta t) = P(t) + V(P, t)\Delta t \quad (1)$$

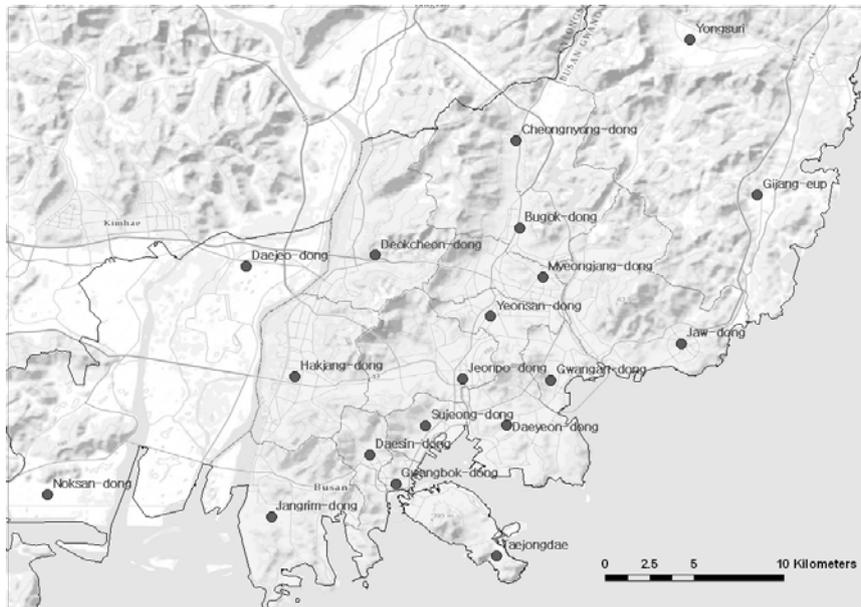


Fig. 1. The locations of air quality monitoring stations in Busan.

$$P'(t + \Delta t) = P(t) + 0.5 [V(P, t) + V(P', t + \Delta t)] \Delta t \quad (2)$$

여기서  $V$ 는 삼차원 속도 벡터를 나타낸다.

부산지역에 도달하는 중관규모 이상의 기류 패턴을 분류하기 위하여 HYSPLIT 모델을 사용하여 2008~2012년간 일별로 48시간 역궤적을 계산하였다. 입력기상자료는 NCEP(National Centers for Environmental Prediction)에서 제공하는 전 지구 기상자료인 GDAS(Global Data Assimilation System) FNL(Final)를 사용하였으며 계산시간은 48시간으로 설정하였다. 모델링 시작 지점은 부산지역의 중심부에 해당되는 연산동으로 설정하였으며(Fig. 1) 모델링 시작 시간은 2008~2012년간 가장 높은 평균농도를 보였던 시간대인 오전 11시로 설정하였다. 전 지구 기상자료의 경우 수평해상도가  $1^\circ$ 로 비교적 넓기 때문에 부산지역의 전반적인 중관상태를 파악하기에는 무리가 없을 것으로 판단된다. 다음으로 2008~2012년간 계산된 일자별 역궤적 계산결과를 바탕으로 역궤적 최종위치의 유사성에 따라 군집분석을 실시하였다. 군집분석은 HYSPLIT 모델에서 제공되는 군집분석 기능을 이용하였다. 여기서는 각각의 역궤적을 대상으로 군집을 만들어 가면서 endpoint 간의 거리의 제곱인, SPVAR(cluster spatial variance)를 계산하고 각 군집별로 SPVAR의 합계인 TSV(total spatial variance)의 변화량을 바탕으로 사용자가 최적의 군집수를 결정하도록 되어있다. 최적의 군집수는 TSV의 변화량이 증가하는 시점 이전에서 결정되며 본 연구에서는 Fig. 2에 따라 4개의 군집수가 최적의 군집수로 결정되었다.

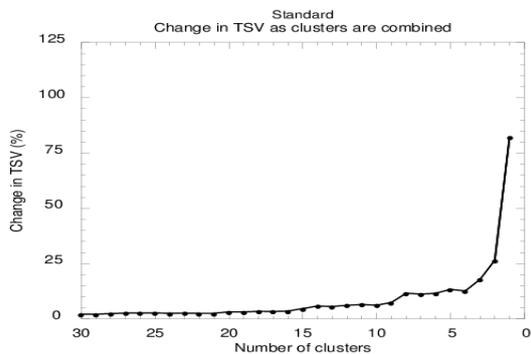


Fig. 2. The Change in TSV according to the number of clusters.

### 2.3. PSCF 모델

PSCF(potential source contribution function) 모델은 조건부 확률 분석으로 어떤 지리적 격자지역을 지나가는 궤적이 수용지점에 도달하여 기준치 이상의 높은 농도를 나타낼 확률이다. Ashbaugh et. al.(1985)이 미국 그랜드캐년에서 환경대기 중 황의 농도에 대하여 적용한 것을 시작으로 오염원 위치 추적에 비교적 간단한 방법으로 이용되어 왔다. 오염물질이 특정위치에서 수용원으로 이동할 확률은 모든 시료채취 날에 대한 총 역궤적 endpoint의 수와 특정 격자를 통과하는 역궤적의 endpoint 수를  $N$ 이라 하고 특정  $ij$ 번째 격자를 통과하는 역궤적 endpoint 수를  $n$ 이라고 한다면, 수용원에 도착한 역궤적이  $ij$ 번째 격자를 통과하는 확률은  $nij/N$ 이고 이를  $P[Aij]$ 로 표현한다. 또한 기준치보다 높은 농도를 나타낸 날의 역궤적이  $ij$ 번째 격자를  $mij$ 의 숫자만큼 통과한다면, 높은 농도를 나타내는 날의 역궤적이 특정  $ij$ 번째 격자를 통과하는 확률은  $mij/N$ 이고 이를  $P[Bij]$ 라고 표현될 수 있다. 따라서  $ij$ 번째 격자의 PSCF 값은 조건부 확률인  $P[Bij/Aij]$ 로 나타내어지고 높은 PSCF값을 갖는 격자일수록 주요 오염원의 위치일 가능성이 높게 된다. PSCF가 효과적으로 이용되기 위해서는 역궤적 계산 시에 발생하는 무작위 오차를 상쇄하기 위하여 채취된 시료의 수가 많아야 한다. PSCF 결과를 분석하는데 있어서 몇몇 주의해야 할 점들이 있는데, 먼저 PSCF 결과는 정확한 오염원 위치를 제공하는 것이 아니라 수용지점에 영향을 줄 높은 확률을 가진 특정 격자지역의 위치만을 지정한다. 따라서, 높은 PSCF 결과를 가진 격자지역은 수용지점에 영향을 주었을 확률이 높은 잠재 오염원 지역이거나 가능한 경로이다. 다음으로 PSCF 결과는 모사된 지역의 모든 오염원의 위치를 반영하지 않는다. 즉, 실제로 고농도 오염원이 존재하더라도 궤적이 고농도 오염원을 지나지 않으면 결과에서 확인할 수 없다. 이는 수용지점과 인접하여 있는 국지지역 오염원들에 대해서도 같은 마찬가지 인데, 모든 궤적들은 수용지점 근처를 지나기 때문에 국지지역 오염원을 모사하는데 적절하지 않을 뿐만 아니라 HYSPLIT 역궤적 모델의 오차범위가 국지지역을 모사하기에는 너무 크기 때문이다. 또 다른 문제점은 비록 높은 확률의 오염원을 갖는 격자지역이라 할지라도 소수의 궤적을 가질 경우는 큰 불확실도를 갖게 된다. 이런 문제점을 보완하기 위하여 경험가중치  $W(nij)$

**Table 1.** The weight functions being multiplied into the PSCF value at each cluster

	Cluster1	cluster2	cluster3	cluster4
Grid structure	53×89=4,717			
Number of trajectories	405	514	148	143
W(nij), weight function	1.00(12<nij)	1.00(15<nij)	1.00(4<nij)	1.00(4<nij)
	0.70(8<nij<12)	0.70(10<nij<15)	0.70(3<nij<4)	0.70(3<nij<4)
	0.42(4<nij<8)	0.42(5<nij<10)	0.42(2<nij<3)	0.42(2<nij<3)
	0.17(nij<4)	0.17(nij<5)	0.17(nij<2)	0.17(nij<2)

가 널리 사용된다. Polissar 등은(1985) 모든 격자내 평균 궤적점 수를 기준으로 3배수보다 적은 궤적점을 갖는 격자를 큰 불확실도를 갖는다고 하였고 이들로부터 수많은 시행착오를 통해 최종적인 경험가중치 W(nij)를 선정하여 사용하였다. 본 연구에서도 Polissar 방법과 같이 3배의 평균 궤적점 수를 시작으로 Table 1과 같이 각 군집별로 가중치를 적용하였다.

PSCF 위치 추적 모델은 일정 기준치(평균, 75분위수, 80분위수 등)보다 높은 농도를 나타낸 역궤적들을 동일한 선상에서 계산하기 때문에 이들보다 높은 농도를 갖는 역궤적에 대해 과소평가 될 수 있고 분리해서 평가할 수 없다는 한계성을 갖는다. Hsu et. al.(2003)은 이를 보완하기 위하여 CWT (concentration weighted trajectory) 오염원 위치 추적 모델을 제안하였다. PSCF 모델이 수용지점에서 일정기준치 보다 높은 농도를 보인 역궤적만을 사용하여 오염원 위치를 추적하는 반면, CWT 모델은 전체 연구기간 중 역궤적을 수용지점 농도와 결합하여 지정된 지역내의 오염원 위치별 수용지점에 대한 영향정도를 농도 경사로 표현하기 때문에 PSCF의 한계성을 극복할 수 있다. 따라서 두 모델 결과가 반드시 일치하는 것은 아니다. CWT 모델은 다음과 같이 정의된다.

$$C_{ij} = \frac{1}{\sum_{l=1}^M \tau_{ijl}} \sum_{l=1}^M C_l \tau_{ijl} \quad (3)$$

여기서, Cij는(i, j)격자상의 가중평균 기여농도, Ci는 수용지점에서 각 배출원 기여농도, tijl은 수용지점에서의 Ci농도와 관련되는 궤적점들의 수를 나타내며, M은 (i, j)격자상의 궤적점을 가지는 수용점에서의 기여농도

수이다. 본 연구에서는 전체 농도 분포에 따른 영향 배출원의 위치를 파악하기 위하여 CWT 모델을 적용하였으며 최종적으로 PSCF 모델과 마찬가지로 경험 가중치 W(nij)를 사용하여 불확실도를 개선하였다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1. PM10 농도 분포

2008~2012년간, 부산지역 도시대기측정소에서 측정된 PM10 일평균의 연평균, 월평균의 분포는 Fig. 3과 같다. 부산지역 전체의 PM10 일평균은 각 측정소에서 측정된 시간자료를 평균하고 이를 측정소 전체에 대하여 평균하여 계산하였으며 측정장비 오류 등의 영향을 제외하기 위하여 일 가동율이 75 % (일 자료 18개 이상) 이상인 날만을 대상으로 하였다. 또 인위적인 배출에 의한 영향만을 고려하기 위하여 기상청의 황사관측일을 기준으로 부산지역에서 황사가 관측된 날과 그 전, 후 일 그리고 강수가 있었던 날은 분석에서 제외하였다. 먼저 연도별 PM10 평균 농도는 2008년 51 ug/m<sup>3</sup>에서 2012년 43 ug/m<sup>3</sup>으로 감소하는 것으로 나타났다. 2009년 49 ug/m<sup>3</sup>에서 2010년 50 ug/m<sup>3</sup>으로 조금 증가하였지만 그 이후 감소하고 있다. 이러한 감소 추세는 국내의 다른 연구결과와도 일치하고 있는데 2002년부터 실시해온 지역배출 허용총량제 및 사업장 총량관리제, 저공해 자동차보급, 경유자동차 매연 기준 강화 등 PM10 저감을 위한 대기 개선 정책의 지속적인 시행효과로 판단된다(Yang 등, 2011). Fig. 3의 오른쪽 그림은 2008 - 2012년간 PM10 월평균 분포를 나타낸 그림이다. 굵은 선과 숫자는 2008~2012년 전체의 월평균 PM10 농도를 나타내며 원으로 표시된 선들은 해당 년별 월평균 분포를 나타낸다. PM10 월평균 농도는 5월이 61 ug/m<sup>3</sup>으로 가장 높았고, 8월에

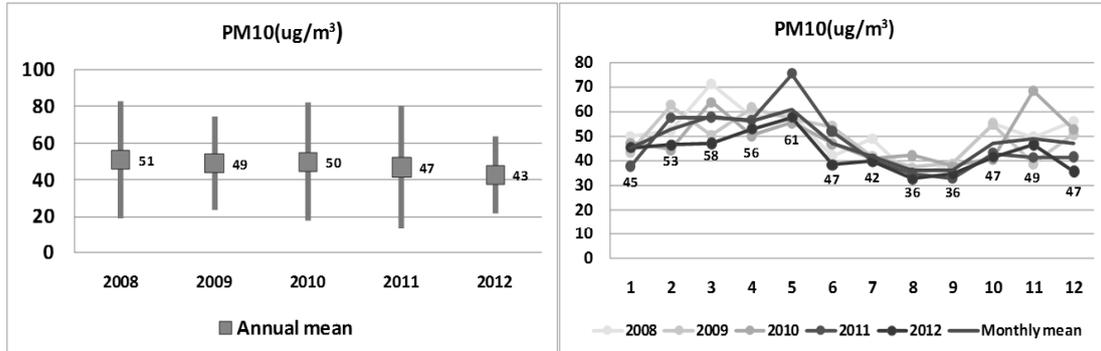


Fig. 3. The annual mean and standard deviation of PM10 concentration(left) and the monthly mean PM10 concentration (right) at each year.

36  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 가장 낮았다. 전반적으로 봄철인 3~5월간 높은 월평균 분포를 보이고 여름철인 8, 9월에 낮은 평균 농도를 보이는 것을 알 수 있다. 봄철의 높은 PM10 농도는 봄철에 자주 나타나는 서풍계열의 종관풍으로 인하여 장거리 수송된 먼지의 영향이며 여름철 농도 감소는 배출량의 감소와 더불어 강한 일사와 불안정한 대기상태로 인하여 높아진 혼합고의 영향으로 판단된다(Kim 등, 2007).

일평균 PM10이 높은 날과 낮은 날 기상요소들 간의 차이를 파악하기 위하여 연구대상 기간인 2008~2012년 간 부산지역 전체 일평균 PM10의 상위 10% 이상과 하위 10% 이하인 날을 대상으로 부산지방기상청의 자료를 바탕으로 풍향, 풍속, 상대습도, 운량, 연무 및 박무일수를 조사하였다(Table 2, Fig. 4). PM10 상위 10%와 하위 10%는 각각 93  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었으며 해당되는 날은 118일과 134일로 조사되었다. 일평균 PM10이 높은 날의 평균 풍속은 2.9 m/s로 하위 10% 이하인 날 평균인 3.4 m/s 보다 낮은 것으로 나타났다. 풍속이 낮을수록 대기의 확산 및 수송능력이 낮아지면서 PM10 농도가 높아지기 때문이다. 상대습도의 경우 PM10이 높은

날이 56.2%로 낮은 날 52%보다 높은 것으로 나타났다. 운량의 경우 두 집단이 각각 3.3과 3.7로 크게 차이를 보이지 않았다. 두 집단간에 연무, 박무일수에도 뚜렷한 차이가 있는데 PM10이 낮은 날은 연무와 박무가 발생하지 않았으나 PM10 농도가 93  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  이상인 날은 전체 118일 중 연무가 90일, 박무가 53일 발생한 것으로 나타났다. PM10 농도가 높은 날은 연무나 박무의 발생빈도가 높으며 연무나 박무 현상은 상대습도가 높은 날 발생하기 때문에 PM10 농도가 낮은 날과 비교하여 상대습도가 높은 것을 알 수 있다.

Fig. 4는 PM10 상위 10% 이상인 날과 하위 10% 이하인 날 부산지방기상청의 풍향별 발생빈도를 나타낸 그림이다. 부산지방기상청에서 측정되는 매시간별 풍향자료에서 일중 가장 빈도가 높았던 날을 그날의 주풍향으로 하여 발생빈도를 계산하였다. PM10 농도가 높은 날의 경우 SSW - W인 남서풍계열의 바람이 많이 발생한 것을 알 수 있으며 PM10 농도가 낮은 날은 NNE, NE의 발생빈도가 높게 나타나고 있음을 알 수 있다. 이는 다음 장에 제시한 종관기류 패턴 분류와 각 패턴별 PM10 평균 농도비교에서 상세히 제시하였다.

Table 2. The comparison of a meteorological variable between upper 10% and lower 10% PM10 days

	PM10 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N. of days	wind speed (m/s)	relative humidity (%)	cloud amount (1/10)	N. of haze days	N. of mist days
Upper 10%	93	118	2.9	56.2	3.3	90	53
Lower 10%	25	134	3.4	52.0	3.7	-	-

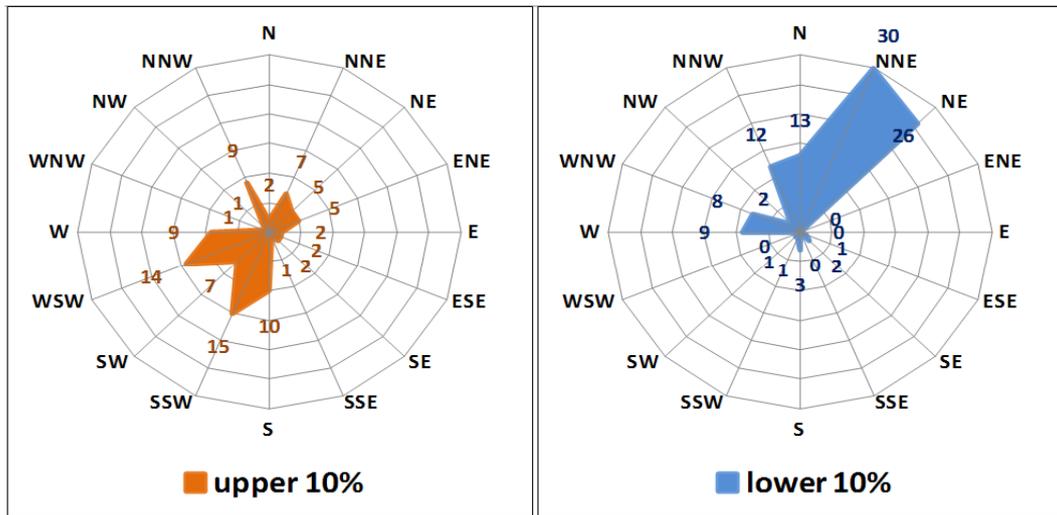


Fig. 4. The comparison of the incidences of wind directions between top 10 % and 10 % lower PM10 days.

### 3.2. 종관기류 패턴 분류

부산지역에 도달하는 종관규모 이상의 기류 패턴을 분류하기 위하여 HYSPLIT 모델을 사용하여 2008~2012년 간 일자별로 48시간 역궤적을 계산하였다. 입력기상자료는 NCEP(National Centers for Environmental Prediction)에서 제공하는 전 지구 기상자료인 GDAS(Global Data Assimilation System) FNL(Final)를 사용하였으며 계산시간은 48시간으로 설정하였다. 모델링 시작 지점은 부산지역의 중심부에 해당되는 연산동으로 설정하였으며 모델링 시작 시간은 2008~2012년간 시간대별로 가장 높은 평균농도를 보였던 오전 11시로 설정하였다. 일자별 역궤적 계산결과를 바탕으로 역궤적 최종위치의 유사성에 따라 종관기류 패턴의 군집을 분류하였다. 군집 분석은 HYSPLIT 모델에서 제공되는 군집분석 기능을 이용하였다. Fig. 5는 2008~2012년간 계산된 일자별 역궤적을 end point의 유사성에 따라 4개의 군집으로 분류하고 각 군집에 속하는 역궤적 전체를 나타낸 그림이고 Fig. 6은 각 군집별 평균 역궤적을 나타낸 그림이다. 연구대상기간에 산정된 총궤적수는 1,826개이며 cluster2는 806일 발생하여 약 44 %로 가장 높은 발생빈도를 보였고, cluster1이 467일, 26 %로 다음으로 높은 빈도를 보였으며 cluster4가 206일, 약 11 %로 가장 낮은 발생빈도를 보였다. 각 군집별 평균 역궤적을 살펴보면

cluster1은 이동경로가 가장 긴 경우로 몽골지역에 중국의 북동지역을 거쳐 부산에 도달하는 경우로 일반적으로 황사발생시 나타는 종관기류와 유사한 경로를 보이고 있다. Cluster2는 중국의 동부지역에서 서해상을 지나 부산으로 이르는 경로를 보이고 있다. Cluster3, 4는 Cluster1, 2와 다른 패턴으로 Cluster3은 우리나라의 남동해상에서 일본의 일부지역을 거쳐 부산에 도착하는 이동거리가 비교적 짧게 경로이며 Cluster4는 우리나라의 북동지역에서 동해상을 거쳐 부산에 도달하는 경로를 보이고 있다. 2008~2012년간 종관기류 분포는 중국의 북동지역을 거쳐서 부산에 도달하는 경우(Cluster1, 2)가 약 70 %로 높은 빈도를 보였고 우리나라의 동쪽 또는 남동해상에서 부산으로 도달하는 경우(Cluster3, 4)가 약 30 %의 발생빈도를 보였으며 이는 고농도 PM10 발생일을 대상으로 분석한 기존의 연구 결과와 유사하게 나타났다 (Jeon and Hwang, 2007).

Fig. 7은 각 군집에 속하는 역궤적의 월별 발생빈도를 나타낸 그림이다. Cluster1의 경우 전체 연구대상 기간 중(1,826일) 467일(26 %) 발생하였으며 여름철에 해당되는 6~9월에 5 %이하의 낮은 발생빈도를 보이고 겨울철인 1월과 12월에 각각 53.5 %와 52.9 %로 높은 발생빈도를 보이고 있다. 전반적으로 겨울과 봄철에 높은 발생빈도를 보이다가 여름이 되면서 발생빈도가 줄어드는

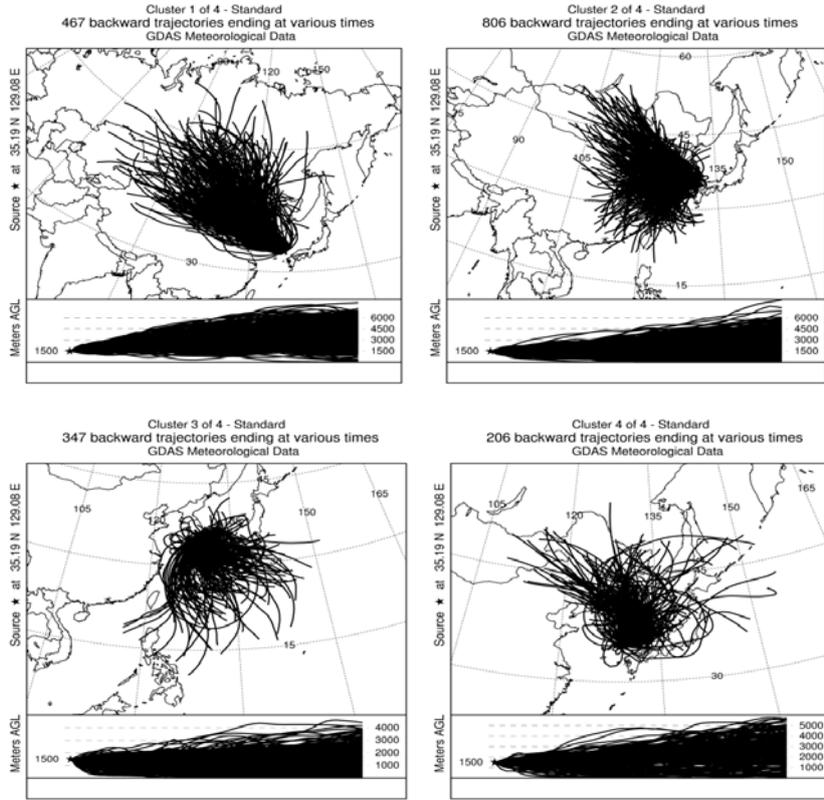


Fig. 5. The backward trajectories within the four clusters.

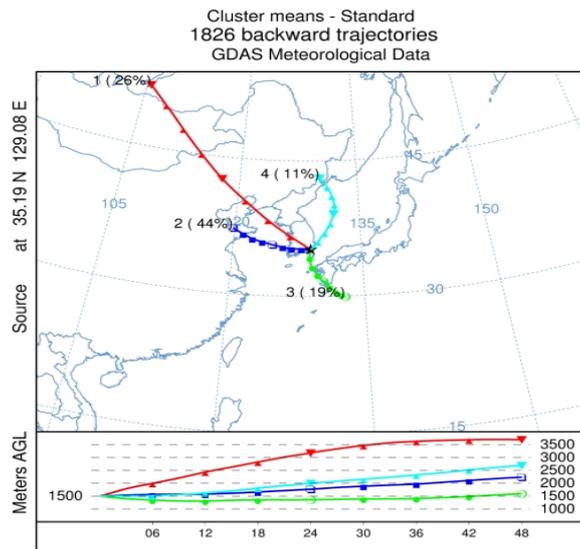


Fig. 6. 48-hours mean backward trajectories of the four clusters.

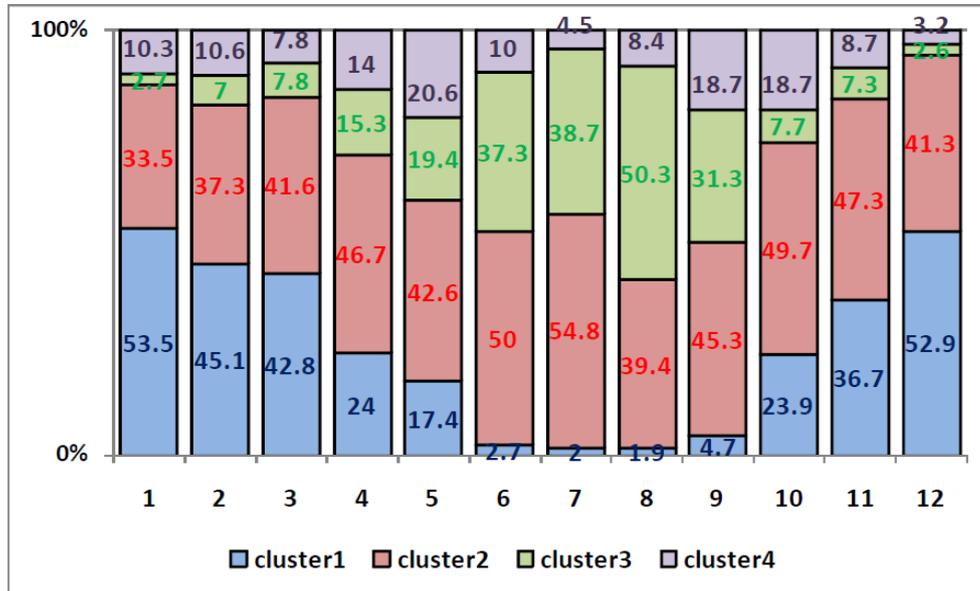


Fig. 7. Frequency of occurrences for four clusters in each month during the study period.

경향을 보인다. 이는 우리나라의 겨울철의 전형적인 종관패턴인 시베리아 고기압에 의한 북서 계절풍의 영향으로 판단된다. 기류의 이동경로가 몽골지역의 내부에서 시작하여 중국의 북동지역을 지나 우리나라로 오는 것을 고려하면 봄철과 겨울철에 자주 나타나는 황사 발생시의 기류패턴과 유사함을 알 수 있으며 몽골내부 지역에서 사막 등의 영향으로 PM10 농도가 높아져서 황사를 발생시키는 경우로 생각할 수 있다. Cluster2는 중국의 동부 내륙에서 기원한 기류가 서해상을 지나 우리나라에 도달하는 경로로 전체 연구대상 기간 중(1,826일) 806일로 가장 많은 발생 빈도를 보였다. 월별 발생빈도는 7월에 54.8 %로 가장 높았고 1월이 33.5 %로 가장 낮았지만 년중 30 % 이상의 높은 발생빈도를 보이고 있다. 이는 4개의 군집중 cluster2의 발생 빈도가 44 %로 가장 높았던 것과도 일치한다. Cluster2의 경우 최근 공업화와 도시화의 영향으로 높은 PM10 배출량을 보이는 중국 동부 지역의 기류가 부산지역에 도달하는 경우로 계절에 관계없이 중국에서 배출되는 PM10이 부산지역 PM10 농도에 일정하게 영향을 미치는 것으로 생각된다. 우리나라의 남동해상에서 부산지역에 도달하는 cluster3은 전체 연구대상 기간 중 19 %의 발생빈도를 보였으며 8월에

50.3 %로 가장 발생빈도가 높았고 12월에 2.6 %로 가장 낮은 발생빈도를 보였다. Cluster 3은 여름철인 6~9월간 31.3~50.3 %의 높은 발생빈도를 보이고 있으며 이는 여름철 우리나라에 영향을 주는 북태평양 고기압의 영향으로 발생하는 종관패턴으로 생각할 수 있다. Cluster4는 동해상에서 부산지역으로 이동하는 종관기류로 4개 군집 중 가장 낮은 11 %의 발생빈도를 보였으며 5월에 20.6 %로 가장 높은 빈도를 보였고 12월에 3.2 %로 가장 낮은 빈도였지만 월별로 뚜렷한 패턴을 보이지 않고 전반적으로 년 중 10 %내외의 낮은 발생빈도를 보이고 있다.

중국에서의 PM10 장거리 수송이 예상되는 cluster 1, 2의 월별 발생빈도는 여름철인 8, 9월에 가장 낮은 발생 빈도를 보이고 겨울철과 봄철에 높은 발생빈도를 보이는 것으로 나타났으며 본 연구의 대상기간으로 강수가 있는 날은 제외 한 것을 감안하면 여름철 낮은 월평균 PM10 농도 분포는 cluster1, 2의 낮은 발생빈도에 의한 것으로 생각할 수도 있다.

### 3.3. 군집별 PM10 농도 분포

각 군집별 종관 기류의 이동경로와 PM10 농도 분포와 관계를 살펴보기 위하여 먼저 동아시아지역의 PM10

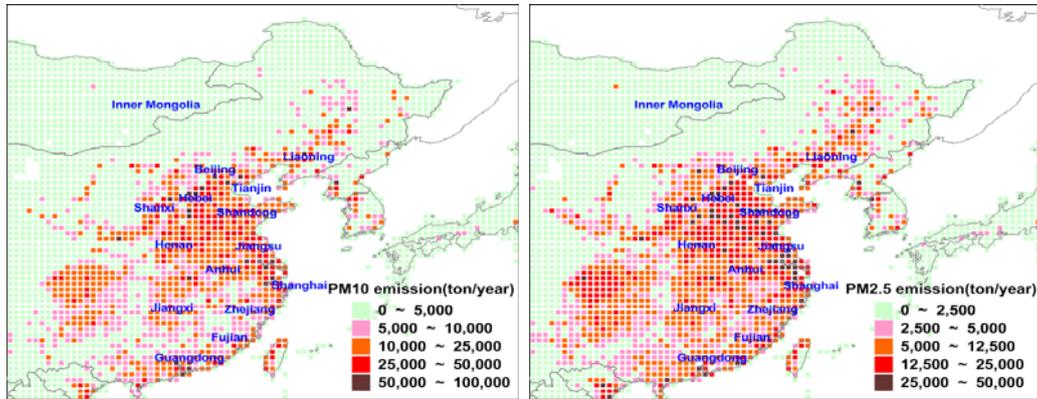


Fig. 8. The anthropogenic emission of PM10(left) and PM2.5(right) in east Asia developed in 2006 for the NASA INTEX-B mission.

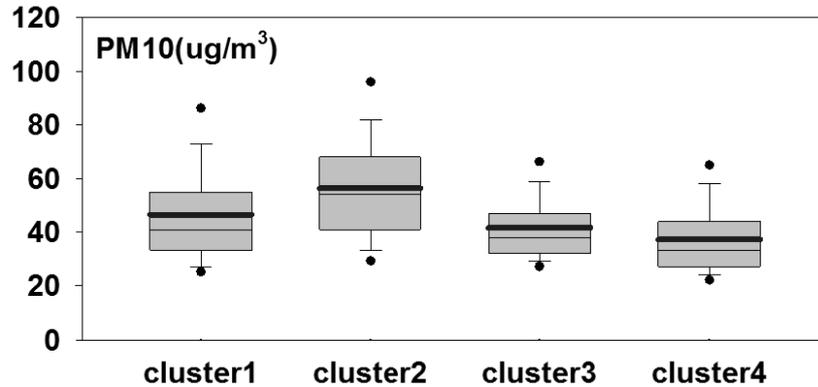


Fig. 9. PM10 concentrations within the four clusters. A thick solid line denotes the mean concentration. The thin solid lines across the box are respectively the median, the lower and upper hinges represent the 25th and 75th percentiles, while the lower and upper dot represent the 5th and 95th percentiles, respectively.

및 PM2.5 배출량을 살펴보고 있다. Fig. 8은 NASA Intercontinental Chemical Transport Experiment-Phase B (INTEX-B) 계획에 의하여 산정된 2006년의 동아시아 지역 PM10, PM2.5 배출량을 나타낸 그림으로 0.5도의 격자 간격에 대하여 각 격자별로 인위적인 배출량(산업 부분, 발전부분, 주거부분, 교통부분)에 대하여 산정하였다(Zhang 등, 2009). PM10, PM2.5 배출량의 지역별 분포를 살펴보면 중국의 Beijing에서 Shandong을 거쳐 Shanghai에 이르는 지역에서 집중적으로 배출되고 있음을 알 수 있다. 특히 Beijing과 Hebei, Shanghai, Guangdong의 일부지역에서는 연간 50,000 ton 이상의 PM10이 배출되는 것으로 나타나고 있으며 서풍계열의 중관기류가

있을 경우 우리나라에 상당한 영향을 줄 수 있을 것으로 예상된다.

Fig. 9는 각 군집별 PM10 농도 분포를 나타낸 그림이다. 각 군집별 평균농도는 cluster1  $47 \pm 20 \text{ ug/m}^3$ , cluster2  $56 \pm 20 \text{ ug/m}^3$ , cluster3  $42 \pm 14 \text{ ug/m}^3$ , cluster4  $37 \pm 14 \text{ ug/m}^3$ 으로 cluster2가 가장 높았고 cluster4가 가장 낮았다. Cluster2는 중국의 동부 내륙에서 기원한 기류가 서해를 지나 우리나라에 도달하는 경로로 Fig. 8에 의하면 중국의 PM10 배출량이 가장 많은 지역의 영향을 받는 경우이다. 이에 따라 부산지역의 PM10 농도도 가장 높게 나타나고 있다. Cluster1은 평균적인 이동경로가 가장 긴 경우로 몽골지역에서 중국의 북동지역을 거쳐 부

산에 도달하고 경로이다. 몽골내부 사막지역에서 PM10의 농도가 높아지면 황사로 나타날 수 있으나 그렇지 않을 경우 중국의 북동지역, Beijing과 Hebei, Shandong에서 배출되는 PM10의 영향을 받을 수 있는 경로이며 따라서 이들 지역에서 장거리 수송되는 PM10이 부산지역의 PM10 농도 증가에 상당한 영향을 주는 것으로 생각할 수 있다. Cluste3, 4는 평균적으로 우리나라의 남동해상과, 동해상에서 기원하는 중관기류 패턴으로 일부 개별 역계적들은 중국이나 서해상을 거쳐서 오기도 하지만(Fig. 5) 전반적으로 PM10 배출원이 없는 지역을 지나오기 때문에 평균농도도 낮게 나타나고 있다. 각 군집별 PM10 평균농도를 살펴보면 높은 PM10 배출량을 보이는 중국 동북부 지역을 거치는 cluster1, 2의 경우에 부산지역 PM10 평균농도도 높은 것을 알 수 있었다.

### 3.4. PSCF 모델을 이용한 영향 배출원 추정

각 군집별 역계적의 계산결과와 같은 날의 부산지역 일평균 PM10 농도를 PSCF와 CWT 모델을 적용하여 영향 배출원의 위치를 추정하였다. PSCF와 CWT 모델 적용시 적은 수의 궤적점을 갖는 격자의 불확실도를 제거하기 위하여 Polissar et. al.(2001)의 방법과 동일하게 3배의 평균 궤적점 수를 시작으로 Table 1과 같이 각 군집별로 가중치를 적용하였다. PSCF 모델 값 계산은 일평균 PM10 농도가  $80 \text{ ug/m}^3$  이상인 경우로 적용하여 부산지역에서 고농도가 발생했을 경우의 영향 배출원을 추정하도록 하였다.

Fig. 10은 cluster1에 해당되는 날을 대상으로 PSCF와 CWT 분석을 수행한 결과이다. Cluster1은 이동경로가 가장 긴 경우로 몽골지역과 중국의 북동지역을 거쳐

부산에 도달하는 경로를 가진다. Cluster1의 PM10 평균은  $47 \text{ ug/m}^3$ 으로 4개의 군집 중 두 번째로 높은 농도를 보이는 경우이고 우리나라에 황사가 발생할 때의 중관기류 패턴과 유사한 경우이다. PM10 평균이  $80 \text{ ug/m}^3$  이상인 경우의 영향 배출원은 몽골내부 뿐만 아니라 몽골의 서부, 카자흐스탄과 몽골의 북부 러시아 지역에서 중국의 Beijing과 Liaoning에 이르는 경로 상에 주로 위치하고 있다. 몽골지역에서의 인위적인 배출원은 그리 많지 않으며 중국의 Beijing과 Liaoning 일부 지역에서 높은 PM10 배출량을 보이고 있어(Fig. 8) 이들 지역이 영향 배출원일 것으로 예상된다. PM10의 농도 구간별 영향 배출원의 위치를 보면(Fig. 10 오른쪽)  $60 \text{ ug/m}^3$  이하의 농도에서는 주로 우리나라의 북쪽 또는 북서쪽의 중국이나 몽골지역에 영향 배출원이 있으며 PM10 농도가 높아질수록 중국내부 동북부 지역, Beijing과 Shandong에 영향 배출원이 일치하는 것을 알 수 있다. 따라서 cluster1의 주요 영향 배출원은 몽골 주변지역과 중국의 Beijing과 Shandong 지역이며 몽골지역의 경우 황사의 원인이 되는 사막지역의 PM10이, Beijing과 Shandong 지역은 인위적으로 배출되는 PM10의 영향으로 판단된다.

Fig. 11은 cluster2에 대하여 PSCF와 CWT 분석을 수행한 결과이다. Cluster2는 중국의 동부지역에서 서해상을 지나 부산으로 이르는 경로로 전체 연구대상 기간 중 가장 높은 빈도인 44%의 발생빈도를 보이는 경우이다. Cluster2의 PM10 평균은  $56 \text{ ug/m}^3$ 으로 4개의 군집 중 가장 높은 농도를 보이고 있다. PM10 평균이  $80 \text{ ug/m}^3$  이상인 경우의 영향배출원은 중국의 동부지역과 서해상에 집중적으로 위치하고 있다. 주요 영향 배출원은 중국의

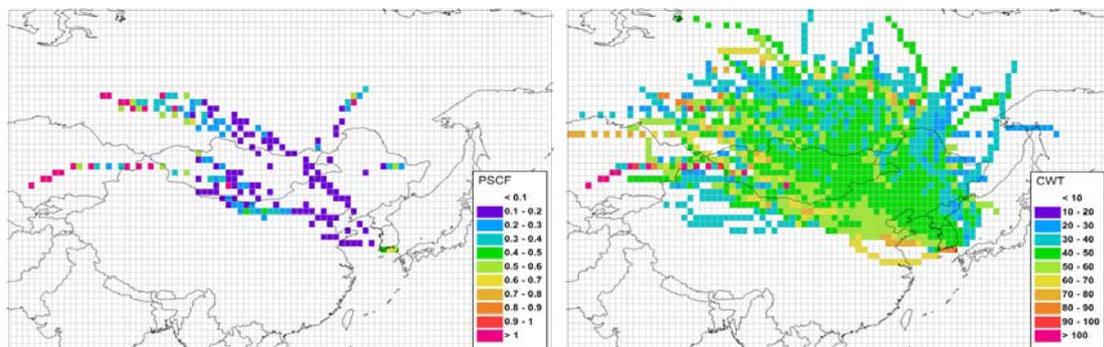


Fig. 10. Potential source locations for upper  $80 \text{ ug/m}^3$ (left) and all concentrations(right) in cluster1.

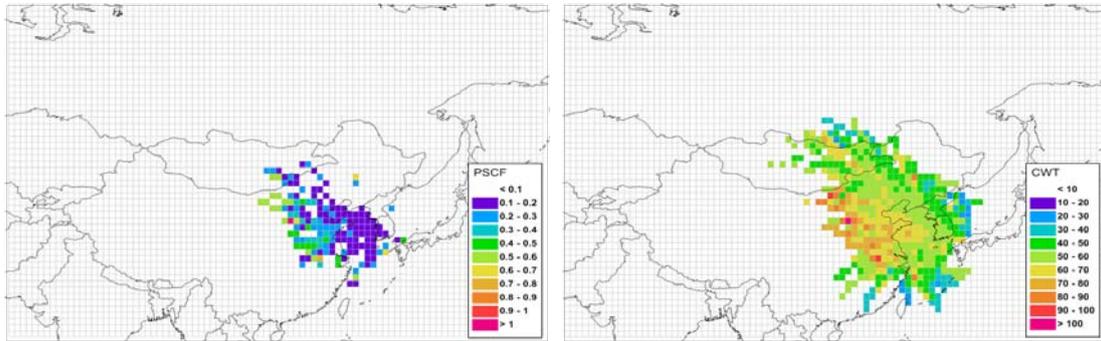


Fig. 11. Same as Fig. 10, except for cluster2.

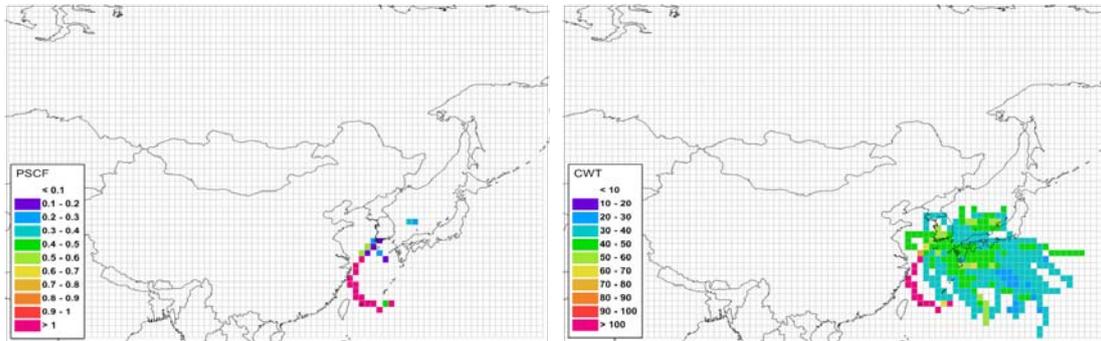


Fig. 12. Same as Fig. 10, except for cluster3.

Beijing, Hebei에서 Shandong, Jiangsu, Shanghai 지역까지 넓게 분포하고 있으며 이들 지역은 PM10 배출량이 높은 지역으로(Fig. 8) 이들 지역에서 배출되는 PM10이 상당한 비율로 부산지역에 영향을 미치는 것으로 판단할 수 있다. PM10의 농도 구간별 영향 배출원의 위치를 보면(Fig. 11 오른쪽) Beijing, Hebei에서 Shandong, Jiangsu, Shanghai의 중국 동부 지역 대부분이  $60 \text{ ug/m}^3$  이상의 영향 배출원으로 추정되고 있으며 이는 PM10 배출량이 높은 지역과 일치하는 것을 알 수 있다. Cluster2에 해당하는 중관기류 패턴은 가장 발생빈도가 높고 연중 고르게 발생하고 있으며 가장 높은 PM10 평균농도를 보이는 경우로 중국 동부지역에서 배출되는 PM10은 부산지역의 PM10 농도 분포에 상당한 영향을 주는 것으로 판단할 수 있다.

Fig. 12는 cluster3에 대하여 PSCF와 CWT 분석을 수행한 결과이다. Cluster3은 우리나라의 남동해상에서 일본의 일부지역을 거쳐 부산에 도착하는 경로로 이동거

리가 짧고 PM10 평균은  $42 \text{ ug/m}^3$ 으로 비교적 낮은 농도 수준을 보이는 경우이다. PM10 평균이  $80 \text{ ug/m}^3$  이상인 경우의 영향 배출원은 우리나라의 남쪽해상에서 중국의 Shanghai 앞 해상을 거쳐 오는 경로에 위치하는 것으로 나타났으며 그 외에는 뚜렷한 영향 배출원이 나타나지 않았다. 해상에서는 특별한 PM10 배출원이 없는 것을 고려할 때 중국 해상을 지날 때 이들 지역에서 배출되는 PM10이 수송되면서 부산지역 PM10 농도에 영향을 미친 것으로 판단된다. PM10의 농도 구간별 영향 배출원의 위치에서도  $60 \text{ ug/m}^3$ 이상의 뚜렷한 영향 배출원은 나타나지 않았다.

Fig. 13은 cluster4에 대하여 PSCF와 CWT 분석을 수행한 결과이다. Cluster4는 우리나라의 북동지역에서 동해상을 거쳐 부산에 도달하는 경로를 보이고 있다. PM10 평균은 가장 낮은  $37 \text{ ug/m}^3$ 으로 나타났다. PM10 평균이  $80 \text{ ug/m}^3$  이상인 경우의 영향 배출원은 우리나라의 북쪽에서 북한지역을 거쳐 오는 경로와 동해상의

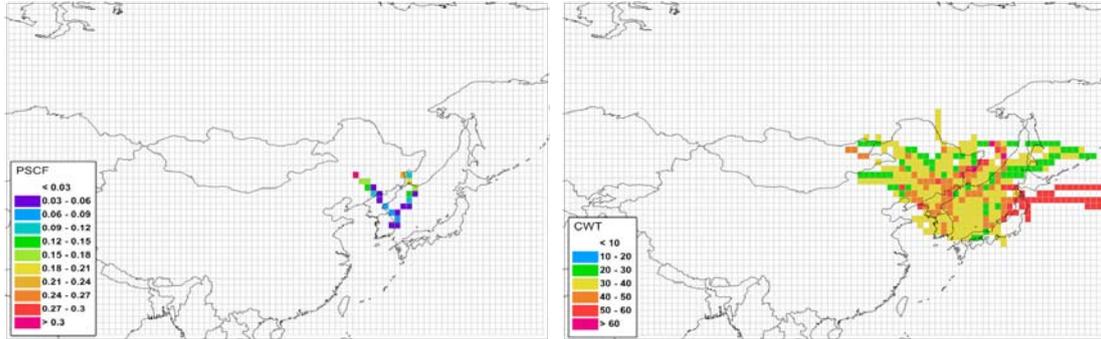


Fig. 13. Same as Fig. 10, except for cluster4.

일부지역에 분포하는 것으로 나타났으나 이들 지역은 뚜렷한 PM10 배출원이 없는 지역이다(Fig. 8). PM10의 농도 구간별 영향 배출원의 위치에서도  $60 \text{ ug/m}^3$  이상의 뚜렷한 영향배출원은 나타나지 않았으며 우리나라의 북쪽, 중국의 북동지역과 동해상이  $50 \text{ ug/m}^3$ 의 이하의 농도에 대한 영향 배출원으로 추정되었다.

부산지역에 도달하는 종관규모 이상의 기류 패턴을 분류하기 위하여 HYSPLIT 모델을 사용하여 2008~2012년간 종관패턴을 구분하고 각 군집별 역궤적 계산 결과와 같은 날의 부산지역 일평균 PM10 농도를 PSCF와 CWT 모델에 적용하여 배출원 위치를 추정하였다. 그리고 각 군집별 평균 PM10 농도와 동아시아지역의 PM10 배출원을 비교하여 최종적으로 주요 영향 배출원의 위치를 추정하였다. 부산지역의 PM10 농도 증가를 가져오는 Cluster1, 2는 중국의 북동지역이나 동부 지역에서 부산에 도달하는 기류패턴으로 연구대상 기간 중 약 70%로 높은 발생빈도를 보였으며 주요 영향 배출원으로 몽골내부, 몽골의 서부, 몽골의 북부 러시아 지역에서 중국의 Beijing과 Liaoning에 이르는 지역과 PM10 배출량이 높은 Beijing, Hebei에서 Shandong, Jiangsu, Shanghai의 중국 동부 지역으로 나타났다.

#### 4. 결론

본 연구에서는 부산지역의 PM10 농도 분포에 영향을 미치는 종관장패턴을 분류하고 패턴별로 영향 배출원의 위치를 추정하고자 하였다. 이를 위해 최근 5년간(2008~2012) 기상자료를 바탕으로 HYSPLIT 모델을 이용하여

부산지역의 종관패턴을 분류하고 PSCF 모델을 적용하였다. PSCF 모델의 결과와 동아시아 지역의 PM10 배출원 자료를 상호분석하여 부산지역의 PM10 농도에 영향을 미치는 배출원 위치를 추정하였다.

부산지역의 연도별 PM10 평균 농도는 2008년  $51 \text{ ug/m}^3$ 에서 2012년  $43 \text{ ug/m}^3$ 으로 감소하였으며, 봄철인 3~5월에 비교적 높은 농도를 보이며 늦여름철인 8, 9월에 비교적 낮은 농도를 나타냈다. 일평균 PM10 농도가 높은 날은 풍속이 낮고 상대습도가 높았으며 연무와 박무의 발생빈도가 높고 남서풍계열의 바람이 많이 발생한 것으로 나타났다.

2008~2012년간 HYSPLIT 모델을 사용하여 종관 패턴을 분석한 결과 4개의 군집으로 분류하였으며, 중국의 동부지역에서 서해상을 지나 부산으로 이어지는 경로를 나타내는 cluster2가 44%로 가장 많은 발생빈도를 보였으며, 몽골지역에서 중국의 북동지역을 거쳐 부산에 도달하는 경로인 cluster1이 26% 나타났다. 그 밖에 cluster3은 우리나라의 남동해상에서 일본의 일부지역을 거쳐 부산에 도착하는 경로이며 cluster4는 우리나라의 북동지역에서 동해상을 거쳐 부산에 도달하는 경로로 가장 낮은 11%의 발생빈도를 보였다. 이들 군집의 발생 빈도를 보면, cluster1의 경우 겨울철인 1월과 12월에 높은 발생빈도를 보였고 cluster2는 년 중 50% 이상의 높은 발생빈도를 보이고 있으며 cluster3은 여름철에 높은 발생빈도를 보이는 것으로 나타났다. 그리고 각 군집별 PM10 평균농도는 cluster1  $47 \pm 20 \text{ ug/m}^3$ , cluster2  $56 \pm 20 \text{ ug/m}^3$ , cluster3  $42 \pm 14 \text{ ug/m}^3$ , cluster4  $37 \pm 14 \text{ ug/m}^3$ 으로 cluster2가 가장 높았고 cluster4가 가장 낮았다.

PM10 배출량이 많은 중국의 동부 또는 동북부 지역을 거치는 경로인 cluster1과 cluster2의 종관패턴에서 부산 지역 PM10 평균농도 또한 높게 나타났다.

PSCF와 CWT 모델에 적용하여 각 군집별 영향 배출원 위치를 추정된 결과 부산지역의 PM10 농도 증가를 가져오는 cluster1과 cluster2의 경우 몽골내부, 몽골의 서부, 몽골의 북부 러시아 지역에서 중국의 Beijing과 Liaoning에 이르는 지역과 PM10 배출량이 높은 Beijing, Hebei에서 Shan-dong, Jiangsu, Shanghai의 중국 동부 지역이 주요 영향 배출원으로 추정되었다.

#### REFERENCE

- Air Resources Laboratory HYSPLIT Home Page, 2013, [http://www.arl.noaa.gov/HYSPLIT\\_info.php](http://www.arl.noaa.gov/HYSPLIT_info.php).
- Ashbaugh, L. L., Malm, W. C., Sadeh, W. D. A., 1985, Residence time probability analysis of Sulfur concentrations at Grand Canyon national park, *Atmospheric environment*, 19, 1263-1270.
- Busan metropolitan city institute of health and environment, 2013, [http://ihe.busan.go.kr/00\\_main/](http://ihe.busan.go.kr/00_main/).
- Cheong, J. P., Lee, S. H., 2006, Development of PSCF model and determination of proper values of control parameters, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 22(1), 135-143.
- Heo, J., McGinnis, J. E., Foy, B., Schauer, J. J., 2013, Identification of potential source areas for elevated PM2.5, nitrate and sulfate concentrations, *Atmospheric environment*, 71, 187-197.
- Hsu, Y., Holsen, T. M., Hopke, P. K., 2003, Comparison of hybrid receptor models to locate PCB sources in Chicago, *Atmospheric environment*, 37, 545-562.
- Jeon, B. I., 2009, Characteristics of PM10 concentration at seashore and inland according to land-use in Busan, *Journal of wetlands research*, 11(2), 47-54.
- Jeon, B. I., Hwang, Y. S., 2007, Study on characteristics of fine particle(PM10) concentration in Busan for five years, *Journal of Environmental Impact Assessment*, 16(6), 533-542.
- Kang, B. W., Kang, C. M., Lee, H. S., Sunwoo, Y., 2008, Identification of Potential Source Locations of PM2.5 in Seoul using Hybrid-receptor Models, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 24(6), 662-673.
- Karaca, F., Anil, I., Alagha, O., 2009, Long-range potential source contributions of episodic aerosol events to PM10 profile of a megacity, *Atmospheric environment*, 43, 5713-5722.
- Kim, J. A., Jin, H. A., Kim, C. H., 2007, Characteristics of time variations of PM10 concentrations in Busan and interting its generation mechanism using meteorological variables, *Journal of the Environmental Sciences*, 16(10), 1157-1167.
- Kosak, M., Theodosi, C., Zarmos, P., Im, U., Bougiatioti, A., Yenigun, O., Mihalopoulos, N., Particulate matter (PM10) in Istanbul: Origin, source areas and potential impact on surrounding regions, *Atmospheric environment*, 45, 6891-6900.
- Lee, Y. M., Yi, S. M., Heo, J. B., Hong, J. H., Lee, S. J., Yoo, C., 2010, Identifications of source locations for atmospheric total gaseous mercury using hybrid receptor models, *Journal of the Environmental Sciences*, 19(8), 971-981.
- Li, M., Huang, X., Zhu, L., Li, J., Song, Y., Cai, X., Xie, S., 2012, Analysis of the transport pathways and potential sources of PM10 in Shanghai based on three methods, *Science of the total environment*, 414, 525-534.
- National institute of environmental research, 2013, National air pollutants emission 2011.
- Polissar, A. V., Hopke, P. K., Harris, J. M., 2001, Source regions for atmospheric aerosol measured at Barrow, Alaska, *Environment science and technology*, 4214-4226.
- Yang, J. H., Kim, S. R., Jung, J. H., Han, Y. J., 2011, Long-term Trend of Atmospheric Concentrations of Fine Particles in Chuncheon, Korea, 27(5), *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 24(6), 662-673.
- Zhang, Q., Streets, D. G., Carmichael, G. R., He, K. B., Huo, H., Kannari, A., 2009, Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission, *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 5131-5153.
- Zhu, L., Huang, X., Shi, H., Cai, X., Song, Y., 2011, Transport pathways and potential sources of PM10 in Beijing, *Atmospheric environment*, 45, 594-604.