

Research Paper

서울시 월별 미세먼지 농도와 주변 토지피복의 관계 분석

최태영 · 강다인 · 차재규
국립생태원 생태평가연구소

An Analysis of the Correlation between Seoul's Monthly Particulate Matter Concentrations and Surrounding Land Cover Categories

Tae-Young Choi · Da-In Kang · Jae-Gyu Cha
National Institute of Ecology

요약: 본 연구는 서울시 도시대기 측정망의 월별 미세먼지 농도와 측정소 주변 버퍼별, 토지피복 유형별 비율의 관계를 분석하여 미세먼지 농도에 대한 토지피복의 영향을 규명하고자 하였다. 대분류 토지피복 유형과 미세먼지 농도의 월별 상관분석 결과 버퍼 3km에서, PM_{2.5}보다 PM₁₀에서 상관성이 잘 나타났고, 산림과 뚜렷한 음의 상관관계, 초지와 시가지는 PM₁₀과, 나지와 시가지는 PM_{2.5}와 일부 양의 상관관계를 나타냈다. 버퍼 3km 내 중분류 및 세분류 우세 피복유형의 월별 상관분석 결과 PM₁₀은 활엽수림과 뚜렷한 음의 상관관계를 나타냈고, 도로와 일부 양의 상관성이 우세한 편이었다. PM_{2.5}는 활엽수림과 일부 음의 상관, 상업지역과 일부 양의 상관성이 많은 편이었다. 그 밖에 초지 및 나지 세부 유형의 상관성은 매우 낮거나 없었다. 양의 상관 및 음의 상관관계의 각 대표 피복유형으로 단계선택법에 의한 월별 회귀분석을 실시한 결과 PM₁₀은 활엽수림 비율 증가에 의한 농도 감소 영향이 뚜렷하였고, 도로는 변수선택에서 제거되었다. PM_{2.5}는 일부 월별로 상업지역 비율 증가에 따른 농도 증가 영향 또는 활엽수림 비율 증가에 따른 농도 감소 영향을 받았지만, 그 영향력은 PM₁₀에 비해 낮았다. 연구결과 측정소 주변 토지피복은 미세먼지 농도 증감에 영향을 주었고, 그 영향은 PM₁₀에서 더 분명하였다. 산림 유형은 미세먼지 농도에 가장 크고, 분명한 영향을 주는 저감 요인이었다. 시가지지역 관련 유형들의 농도 증가 영향은 일부 확인되었다. 도심 산림의 미세먼지 저감 기능은 분명한 효과를 가진 것으로 보이며, 향후 녹지의 세부 특성과 복잡한 도시환경 요인의 작용을 규명하는 후속 연구가 필요하였다.

주요어: PM₁₀, PM_{2.5}, 상관분석, 회귀분석

Abstract: The present study aims to identify the effect of land cover categories on particulate matter (PM) concentrations by analyzing the correlation between monthly PM concentrations in Seoul's air quality monitoring network and the percentages of land cover categories by buffers around air quality monitoring stations. According to a monthly correlation analysis between land cover categories and PM concentrations, in the buffer 3km, PM₁₀ showed a better correlation than PM_{2.5},

there was a clear negative correlation with the forest area, the grassland and the urbanized area had some positive correlation with PM_{10} , and the barren land and the urbanized area had some positive correlation with $PM_{2.5}$. According to a monthly correlation analysis of dominant land cover sub-categories and sub-sub-categories within the buffer 3km, PM_{10} showed a clear negative correlation with the broad-leaved forest, and some positive correlation with the road was dominant. $PM_{2.5}$ showed partly negative correlation with the broad-leaved forest and partly positive correlation with the commercial area. There was a very low or no correlation with other grassland and bare land sub-categories. A monthly stepwise regression analysis on noticeable land cover sub-categories and sub-sub-categories with positive or negative correlations revealed that an increasing percentage of the broad-leaved forest had a clear effect on reducing PM_{10} concentrations, and the road was excluded from the selected variables. Although an increasing percentage of the commercial area had some effect on increasing monthly $PM_{2.5}$ concentrations and an increasing percentage of the broad-leaved forest had an effect on decreasing the $PM_{2.5}$ concentrations, their effect size was smaller than that on PM_{10} . The forest area around the city center had the largest and clearest effect on reducing PM concentrations. The urbanized area's sub-categories and sub-sub-categories were also confirmed to have some effect on increasing PM concentrations.

Keywords : PM_{10} , $PM_{2.5}$, Correlation analysis, Regression analysis

I. 서론

미세먼지와 질병 및 사망률의 밀접한 관련성은 그 간 많은 연구들을 통해 제시되었으며(Dockery et al. 1993; Schwartz J et al. 1996; Xing et al. 2016), 국내에서도 사망률이나 호흡기계 질환과의 연관성을 제시한 연구들이 보고되며(Bae 2014; Park et al. 2015), 미세먼지의 위해성이 알려지고 있다.

이러한 미세먼지의 저감을 위해서는 미세먼지 농도 증감에 영향을 끼치는 요인들의 작용을 파악하는 것이 중요하다. 기상조건 중 강수량과 풍속은 미세먼지 농도와 음의 상관 나타냈는데(Chae 2009; Park 2017), 이는 강수에 의해 먼지는 씻겨 내려가고, 풍속이 높을 때 대기 순환에 의한 먼지 확산이 잘 되기 때문이다. 외부적으로는 장거리 이동에 의해 도시로 유입된 미세먼지의 영향(Hatakeyama et al. 2004; Heo et al. 2009), 특히 황사 등 중국발 오염물질의 영향(Park et al. 2012)이 크고, 서울시의 경우 북풍과 서풍계열 바람과 미세먼지 농도 증가가 관련이 있어(Park 2017), 국내 미세먼지에 대한 외부적 요인의 영향도 큰 것으로 보인다. 도시 내부적으로는 시가화 지역 내 오염원에 의해 미세먼지가 생성되는데, 기본

적으로 마찰 등 기계적 기작과 연료 연소 및 기체상 대기오염물질의 2차 반응에 의한 생성 등으로 미세먼지가 발생된다(Kim 2017). 생성된 미세먼지는 인구 밀도나 교통량 또는 토지이용(Weng 2006), 도로나 녹지, 건물 등의 분포(Abhijith et al. 2017; Fan et al. 2017), 녹지 구조나 식생지수(Jin et al. 2014; Nguyen et al. 2015) 등 다양하고 복잡한 요인들과 상관성을 갖으며 변화된다. 이 중 미세먼지 저감과 관련된 녹지의 기능에 대해 다수의 연구가 진행되었는데, 수목은 기공이나 잎, 식물체 표면을 통해 미세먼지를 흡수, 흡착하여 미세먼지를 저감하며(Nowak et al. 1998; Nowak et al. 2006), 그 저감량이나 효율은 수종별, 시기별 차이가 있고(Saebo et al. 2012; Cai et al. 2017), 식생 볼륨(Yin 2011)이나 도로와의 거리(Chen et al. 2015) 등 다양한 요인들의 영향을 받았다.

미세먼지와 관련한 여러 환경요인 중 도시 내 공간적 요인인 토지피복은 도시 지표면 상태에 대한 정보를 담고 있어 미세먼지 농도 변화에 대한 도시공간의 영향을 파악하기 적합하다. 이와 관련된 국내 연구로 Choi et al.(2018)은 산림 피복비율이 높은 지역이 시

가화지역 피복비율이 높은 지역보다 미세먼지 농도가 유의하게 낮았음을 밝혀 지역별 토지피복 구성에 따른 미세먼지 농도의 차이를 제시하였다. 서울시의 경우 도로 오염원에 의해 발생된 미세먼지가 전체 배출량의 40%정도를 차지할 정도로 높아(NIER 2015) 시가화지역 중 도로의 배출 영향이 매우 컸다. 해외 연구로 Hoek et al.(2008)는 PM_{2.5} 예측 회귀모델에 관한 다수의 연구에서 교통량, 인구수 등과 함께 토지 피복과 공장 및 도로 면적 등이 주요 예측변수였음을 제시하였고, Fan et al.(2017)은 주거단지 내 건물 및 녹지 비율이 미세먼지 농도 증감에 가장 큰 영향을 준다고 하였다. 이처럼 토지피복은 미세먼지와 연관되어 있으며, 토지피복의 영향 파악은 도시 미세먼지 관리를 위한 유용한 정보를 제공할 것으로 보이지만, 이와 관련된 국내 연구는 부족한 실정이다.

따라서 본 연구는 미세먼지 농도에 영향을 끼치는 공간적 요인인 토지피복의 영향을 규명하기 위하여 서울시 대기오염 측정망의 월별 미세먼지 농도와 측정소 주변 버퍼(측정소 주변 원형 범위)별, 토지피복 유형별 비율의 관계성을 월별 상관분석과 회귀분석을 통해 파악하고자 하였다. 이를 통해 도시 미세먼지 농도에 대한 다양한 주변 토지피복 유형들의 선형적인 상호관련성과 인과적 관계성을 제시하였다.

II. 연구방법

측정소 주변 토지피복과 미세먼지 농도의 관계성 분석은 주요 피복유형의 비율과 미세먼지 농도의 월별 상관분석을 실시하였고, 상관성이 높은 피복유형은 회귀분석을 통해 미세먼지 농도에 끼치는 토지피복의 영향력을 파악하였다. 상관분석은 토지피복도 작성 축척을 고려하여 먼저 주요 대분류 피복유형별 비율과 미세먼지 농도의 상관분석을 실시하였다. 다음으로 상관성이 높게 나타난 대분류 유형은 세부 피복유형의 비율을 산출하여 미세먼지 농도와 상관성을 분석하였다. 이후 가장 높은 상관성을 보인 대표적인 세부 피복유형의 회귀분석을 통해 미세먼지 농도에 대한 인과적인 관계성을 파악하였다.

연구대상지는 환경부 대기오염 측정망이 가장 조

밀하게 구축된 서울시를 대상으로 하였다. 서울시에 위치한 도시대기, 도로변대기 측정망 중 지점수가 많고 분포가 고른 도시대기 측정망을 대상으로 23개 측정소를 선정하여 연구를 진행하였다. 분석자료는 서울시 도시대기 측정망에서 2016년 1년간 측정된 PM₁₀, PM_{2.5} 농도의 측정소별 월평균 자료와 환경부 2013년 토지피복도 자료를 사용하였다.

측정소 주변 토지피복 비율은 주변 범위의 크기에 따라 달라지기 때문에, 미세먼지 농도와 관련성이 높은 적절한 크기의 버퍼(주변 토지피복 산정 범위) 선정이 중요하였다. 이를 위해 측정소를 중심으로 반경 1km, 2km, 3km의 3가지 크기의 원형 버퍼를 설정하여 버퍼 크기별로 내부 피복유형별 비율을 산출하였다. 버퍼 크기 선정 기준은 23개 측정소 분포 위치를 고려하여 측정소 사이의 토지피복이 적절하게 포함될 수 있도록 최근근분석(Nearest neighbor analysis)을 통해 측정소간 최근접 이격거리를 산출하였고, 측정소간 최소·최대 거리를 고려하여 그 절반

Table 1. Descriptive statistics on the nearest neighbor distance between air quality monitoring stations in Seoul (unit: m)

n	Mean	SD	Min.	Max.
23	3333.1	747.8	2151.3	5915.5

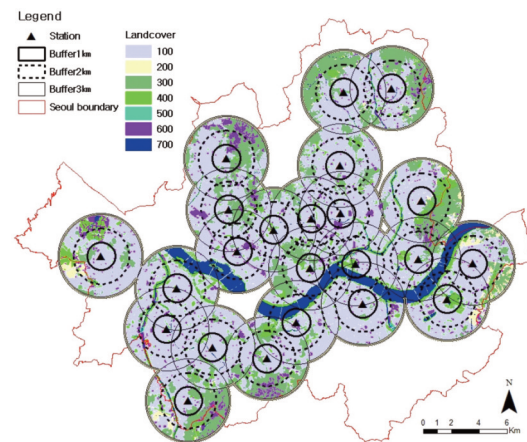


Figure 1. Map of land cover categories by buffer around air quality monitoring stations in Seoul.

Note: 100=Urbanized area; 200=Agricultural area; 300=Forest area; 400=Grassland; 500=Wetland; 600=Bare land; 700=Water body.

크기인 1~3km의 버퍼 크기를 선정하였다(Table 1; Figure 1).

상관분석은 측정소별 월평균 미세먼지 농도와 측정소 주변 토지피복 유형별 비율의 선형적인 상호관련성을 Pearson 상관계수를 분석하여 파악하였다. 분석의 순서는 토지피복도 작성 축척에 따라 대분류, 중분류, 세분류 토지피복 유형별로 실시하였다. 먼저 버퍼별로 산출된 대분류 토지피복 유형별 비율과 미세먼지 농도의 월별 상관분석을 통해 버퍼별 피복유형별 상관성을 파악하였다. 다음으로, 높은 상관성을 보인 버퍼를 대상으로 대분류 피복유형의 세부 피복 유형별 비율을 산출하여 비율이 우세한 피복유형을 도출한 뒤, 상관분석을 실시하여 세부 우세 피복유형과 미세먼지 농도의 관계성을 파악하였다.

회귀분석은 상관분석 결과에서 음의 상관 및 양의 상관관계가 가장 잘 나타난 각 대표 세부 피복유형을 독립변수로 선정하여 단계선택법(Stepwise selection)에 의한 선형 회귀분석을 실시하였다. 이를 통해 반대의 상관관계를 나타낸 두 설명변수 중 미세먼지 농도에 대한 유의한 영향력이 더 큰 변수가 우선되는 최적 모형을 도출하였다. 이를 통해 측정소 주변의 대표 세부 토지피복 유형의 비율이 미세먼지 농도 증감에 끼치는 영향력을 파악하였다.

III. 결과 및 고찰

1. 월별 미세먼지 농도 현황

서울시 23개 도시대기 측정소의 월평균 미세먼지 농도 자료를 활용하여 월별 Boxplot을 작성하였다

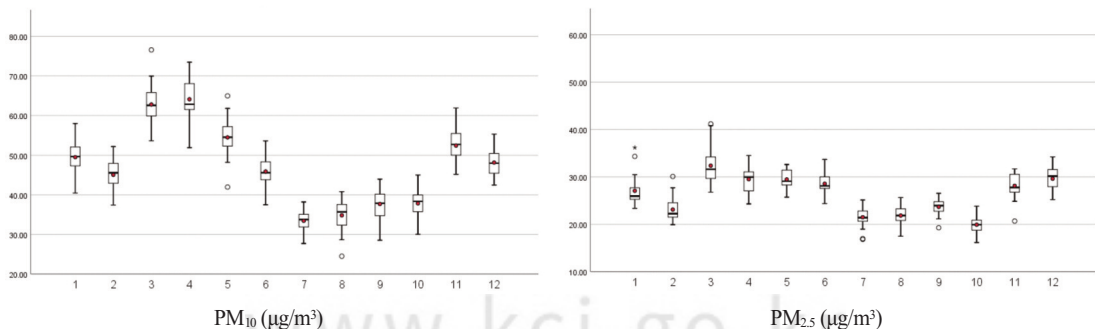


Figure 2. Boxplots for monthly average PM concentrations in 2016 by air quality monitoring station in Seoul.

(Figure 2), PM₁₀ 월평균 농도는 3~4월이 가장 높았고, 5월, 11월이 높은 수준이었으며, 7~8월에 가장 낮고, 10월까지 저농도를 보였다. PM_{2.5}는 3월이 가장 높고, 4~6월과 11, 12월이 높은 수준이었으며, 10월이 가장 낮고, 2월과 7~9월이 낮은 수준이었다. PM₁₀과 PM_{2.5} 모두 대체로 봄과 겨울에 고농도, 여름과 가을에 저농도의 농도 경향을 보였고, 월별 농도 변화가 뚜렷하였다. 고농도 시기엔 일평균 미세먼지 농도가 환경부 예보등급 기준(K-eco 2018) 나쁨(PM₁₀: 81~150 µg/m³, PM_{2.5}: 36~75 µg/m³) 또는 매우나쁨(PM₁₀: 151 µg/m³이상, PM_{2.5}: 76 µg/m³ 이상) 수준까지 치솟는 날이 빈번하게 발생하지만, 본 그래프는 월평균 농도 자료를 활용하였기 때문에 전체적인 농도 범위가 보통 수준(PM₁₀: 31~80 µg/m³, PM_{2.5}: 16~35 µg/m³)에 분포하였다. 하지만 그래프에서 대체로 고농도 시기에 농도값의 범위가 더 큰 것을 확인할 수 있어, 측정소 지점별 농도가 공간적으로 다양하게 분포할 것임을 알 수 있다.

2. 측정소 주변 버퍼별, 토지피복 유형별 비율 현황

서울시 23개 도시대기 측정소 주변 대분류 토지피복 유형의 버퍼별 분포 현황을 파악하기 위하여 버퍼별 피복유형별 비율에 대한 평균 및 표준편차를 그래프로 나타내었다(Figure 3). 토지피복 유형별 비율은 시가지지역(피복유형 분류코드: 100) 평균이 버퍼별 65.9~79.1%로 가장 높았고, 산림(300)은 9.9~17.0%, 초지(400)는 5.1~6.0%, 수역(700)은 2.3~6.3%, 나지(600)는 3.4~3.7% 순으로 나타났다. 농업지역

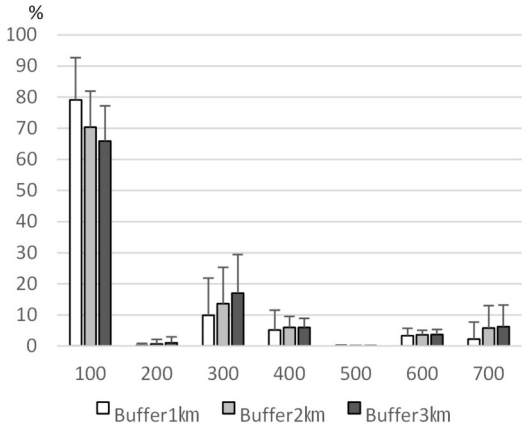


Figure 3. Bar chart for the percentages of land cover categories by buffer around air quality monitoring stations in Seoul.

(200)과 습지(500) 평균은 각각 1.1%이하, 0.1%이하로 매우 낮았다. 대분류 유형 중 시가지지역과 산림 유형의 비율이 가장 우세하였고, 버퍼 크기가 커질수록 시가지지역 비율은 감소, 산림 비율은 증가하였다. 이는 도시대기 측정망이 대부분 시가지지역 내에 위치하여 버퍼가 커지면 시가지 주변에 위치한 산림이 더 포함되고, 상대적으로 시가지지역 비율은 감소되기 때문으로 판단된다. 수역도 마찬가지로 버퍼 크기 증가에 따라 비율이 높아졌고, 초지와 나지는 버퍼별 유사한 비율을 나타내었다.

3. 토지피복 유형과 미세먼지 농도 상관관계

1) 버퍼별 대분류 토지피복 유형과 미세먼지 농도의 상관관계

대분류 토지피복 유형 중 비율이 매우 낮은 농업지역과 습지를 제외한 5개 유형을 대상으로 버퍼별 피복유형별 비율과 월별 미세먼지 농도의 상관분석을 실시하였다(Table 2). 분석결과 PM₁₀, PM_{2.5} 모두 버퍼 크기가 증가할수록 유의한 상관계수가 증가하여, 버퍼 1km에서 상관성이 거의 없었고, 버퍼 3km에서 가장 많았다. 또한 PM_{2.5}보다 PM₁₀에서 유의한 상관계수가 더 많았다. 즉, 대분류 토지피복 유형은 세 버퍼 중 버퍼 3km에서, PM_{2.5}보다 PM₁₀과 상관성이 더 높았다.

상관성이 높은 버퍼 3km에서 PM₁₀은 산림과 2~10월까지 상관계수 -0.583~-0.414의 유의한 음의 상관을 나타내었고, 초지와 1~3월, 5월에 상관계수 0.414~0.526의 양의 상관, 시가지지역과 7, 8월에 0.428~0.481의 양의 상관관계를 보였다. 나지, 수역과는 상관성이 나타나지 않았다. PM_{2.5}는 산림과 5, 6, 8월에 상관계수 -0.577~-0.524의 유의한 음의 상관을 나타내었고, 나지와 7, 8월에 상관계수 -0.583~-0.417의 음의 상관, 시가지지역과 8월에 0.436의 양의 상관관계를 보였다. 초지, 수역과는 상

Table 2. Monthly correlation analysis between land cover categories and PM concentrations by buffer around air quality monitoring stations in Seoul

	Month	Buffer 1km					Buffer 2km					Buffer 3km				
		100	300	400	600	700	100	300	400	600	700	100	300	400	600	700
PM ₁₀	01	0.025	-0.196	0.242	-0.389	0.176	0.043	-0.270	0.420*	-0.308	0.168	0.057	-0.289	0.414*	-0.198	0.245
	02	-0.029	-0.247	0.393	-0.323	0.236	0.031	-0.348	0.506*	-0.336	0.261	0.093	-0.414*	0.524*	-0.188	0.336
	03	0.049	-0.283	0.247	-0.032	0.206	0.104	-0.421*	0.480*	-0.038	0.242	0.263	-0.582**	0.526**	-0.048	0.377
	04	0.118	-0.308	0.156	-0.047	0.185	0.216	-0.421*	0.366	-0.127	0.146	0.361	-0.536**	0.387	-0.053	0.200
	05	0.097	-0.376	0.224	-0.032	0.292	0.219	-0.483*	0.440*	-0.196	0.225	0.385	-0.583**	0.422*	-0.182	0.280
	06	0.084	-0.208	0.087	0.065	0.126	0.176	-0.366	0.250	-0.054	0.181	0.385	-0.581**	0.355	-0.021	0.279
	07	0.193	-0.229	-0.064	-0.145	0.110	0.256	-0.341	0.094	-0.432*	0.175	0.428*	-0.484*	0.157	-0.341	0.197
	08	0.377	-0.308	-0.085	-0.149	-0.088	0.393	-0.411	0.118	-0.355	0.020	0.481*	-0.557**	0.294	-0.255	0.138
	09	0.253	-0.312	0.023	-0.152	0.069	0.315	-0.407	0.229	-0.351	0.089	0.398	-0.488*	0.266	-0.156	0.142
	10	0.188	-0.313	0.038	0.010	0.116	0.239	-0.425*	0.267	-0.092	0.134	0.329	-0.518*	0.310	-0.142	0.252
	11	0.193	-0.283	0.064	-0.231	0.076	0.210	-0.364	0.256	-0.356	0.123	0.190	-0.390	0.293	-0.273	0.257
	12	0.184	-0.258	-0.054	-0.062	0.089	0.216	-0.344	0.153	-0.089	0.063	0.247	-0.400	0.243	-0.085	0.152

Table 2. Continued

	Month	Buffer 1km					Buffer 2km					Buffer 3km				
		100	300	400	600	700	100	300	400	600	700	100	300	400	600	700
PM _{2.5}	01	-0.005	0.070	-0.025	-0.011	-0.074	-0.071	0.049	-0.109	0.050	0.096	-0.076	-0.035	0.087	-0.135	0.204
	02	-0.013	0.018	0.054	0.034	-0.049	-0.106	0.020	-0.067	0.059	0.166	-0.141	-0.031	0.098	-0.171	0.292
	03	0.112	0.083	-0.203	0.099	-0.208	0.006	0.100	-0.288	0.240	-0.039	-0.051	0.044	-0.115	-0.001	0.110
	04	0.192	0.141	-0.270	0.049	-0.390	0.083	0.141	-0.301	0.235	-0.209	0.036	0.050	-0.130	0.107	-0.061
	05	0.281	-0.281	0.071	-0.193	-0.044	0.307	-0.400	0.165	-0.324	0.152	0.409	-0.533**	0.268	-0.391	0.289
	06	0.312	-0.361	0.029	0.046	0.001	0.305	-0.436*	0.145	-0.198	0.169	0.372	-0.524*	0.250	-0.332	0.291
	07	0.313	-0.410	0.059	-0.008	0.060	0.280	-0.392	0.093	-0.423*	0.213	0.242	-0.336	0.118	-0.583**	0.278
	08	0.378	-0.453*	0.034	0.039	0.021	0.378	-0.514*	0.160	-0.331	0.183	0.436*	-0.577**	0.288	-0.417*	0.268
	09	0.263	-0.325	0.007	0.101	0.034	0.271	-0.333	0.086	-0.220	0.109	0.259	-0.308	0.147	-0.112	0.107
	10	0.223	-0.257	-0.017	-0.120	0.028	0.239	-0.287	0.029	-0.318	0.088	0.236	-0.270	0.074	-0.364	0.114
	11	0.210	-0.269	0.173	-0.271	-0.021	0.093	-0.209	0.131	-0.372	0.164	-0.105	-0.071	0.241	-0.340	0.232
	12	0.302	-0.308	0.038	0.066	-0.104	0.228	-0.281	-0.037	-0.078	0.104	0.058	-0.188	0.126	-0.228	0.235

* p<0.05, ** p<0.01

관성이 나타나지 않았다.

측정소 주변 산림 비율은 미세먼지 농도와 가장 뚜렷한 음의 상관관계를 나타내어, 주변 산림 면적이 증가할수록 미세먼지 농도는 감소하였는데, 이는 산림이 가진 미세먼지 저감 기능의 영향인 것으로 판단된다(Cavanagh et al, 2009; Choi et al, 2018). 또한 상관계수가 봄, 여름에 더 높은 편이었는데, 이는 수목의 잎 성장이 왕성한 계절에 미세먼지 저감효과 높기 때문인 것으로 판단된다(Yin et al, 2011). 반면 미세먼지 배출과 관련된 시가지지역은 양의 상관관계가 일부 확인되었는데, 측정소 주변 가장 높은 비율을 차지하는 피복유형임에도 불구하고 미세먼지와 상관성은 산림보다 현저하게 낮았다. 이러한 관계성은 PM₁₀에서 두드러졌다.

2) 버퍼 3km의 세부 토지피복 유형과 미세먼지 농도의 상관관계

대분류 토지피복과 미세먼지 농도의 상관성 분석 결과에서 상관성이 확인된 유형은 시가지지역(100)과 산림(300), 그리고 PM₁₀과 상관성을 보인 초지(400), PM_{2.5}와 상관성을 보인 나지(600)까지 총 4개 유형이었다. 이 대분류 유형에 대한 중분류 및 세분류 피복유형과 미세먼지 농도의 관계성 파악을 위해 버퍼 3km 내 토지피복을 대상으로 주요 세부 토지피

Table 3. Percentages of land cover sub-categories and sub-sub-categories within the buffer 3km around air quality monitoring stations in Seoul (unit: %)

Category	Sub-categories	Mean	SD	Sub-sub-categories	Mean	SD
100	110	32.1	6.8	111	10.9	5.0
	120	0.6	1.4	121	0.3	0.5
	130	14.0	6.1	131	9.5	3.7
	140	0.8	0.4	141	1.1	0.3
	150	12.9	3.5	154	29.1	5.4
300	160	5.4	2.5	162	1.6	0.6
	310	11.3	8.0	311	11.3	8.1
	320	3.7	3.4	321	3.7	3.4
400	330	2.0	1.9	331	2.0	1.9
	410	0.6	1.4	411	1.5	1.5
600	420	5.4	2.7	423	9.0	2.6
	610	0.8	1.4	613	1.3	1.7
	620	2.9	1.2	623	2.7	1.1

Note: 110=Residential area; 111=Single-family detached house; 120=Industrial area; 121=Industrial facility; 130=Commercial area; 131=Commercial and business facility; 140=Culture, sports and recreation area; 141=Culture, sports and recreation facility; 150=Traffic area; 154=Road; 160=Public facility area; 162=Education and administrative facility; 310&311=Broad-leaved forest; 320&321=Coniferous forest; 330&331=Mixed forest; 410=Natural grassland; 411=Natural grassland; 420=Artificial grassland; 423=Other grassland; 610=Natural bare land; 613=Boulder and rock; 620=Artificial bare land; 623=Other bare land.

복 유형을 산출하였다(Table 3). 시가화지역의 중분류 유형은 주거지역(110), 상업지역(130), 교통지역(150)의 비율이 높았고, 각 유형은 다시 세분화되어 각각 단독주거시설(111), 상업업무시설(131), 도로(154)가 우세한 세분류 유형으로 도출되었다. 산림은 중분류와 세분류 유형이 활엽수림, 침엽수림, 혼효림으로 같았고, 활엽수림(310, 311)이 대부분을 차지하였다. 초지의 중분류와 세분류 유형은 각각 인공초지(420), 기타초지(423)가 우세하였고, 나지(600)는 인공나지(620), 기타 나지(623)가 우세하였다.

우세한 세부 피복유형을 대상으로 미세먼지 농도와 월별 상관분석을 실시하였다(Table 4). PM₁₀ 분석

결과 중분류 유형 중 활엽수림(310)과 2~10월까지 상관계수(r) -0.591~-0.420의 유의한 음의 상관을 나타내었고, 교통지역(150)은 3~5월 양의 상관(r: 0.416~0.457), 인공초지(420)는 1~3월과 5월에 양의 상관(r: 0.422~0.510)을 나타내었다. 주거지역(110)과 상업지역(130)은 상관성이 없거나 매우 적었다. 상관성이 확인된 중분류 유형에 대한 세분류 우세 유형의 분석결과 도로(154)는 8월과 10월 양의 상관성이 추가되어 중분류 결과보다 증가하였고, 기타초지(423)는 상관성이 없었다. 활엽수림(311)은 중분류 결과와 유사하게 가장 뚜렷한 음의 상관을 나타내었다.

Table 4. Monthly correlation analysis between dominant sub-categories/sub-sub-categories and PM concentrations within the buffer 3km around air quality monitoring stations in Seoul

	Month	Sub-categories					Sub-sub-categories				
		110	130	150	310	420	111	131	154	311	423
PM ₁₀	01	-0.083	0.109	0.208	-0.293	0.447*	-0.159	0.093	0.235	-0.290	0.297
	02	-0.151	0.225	0.272	-0.420*	0.495*	-0.142	0.182	0.273	-0.422*	0.277
	03	-0.045	0.274	0.457*	-0.577**	0.510*	-0.096	0.232	0.466*	-0.563**	0.342
	04	0.070	0.314	0.416*	-0.525*	0.376	0.001	0.346	0.452*	-0.514*	0.236
	05	0.067	0.327	0.445*	-0.573**	0.422*	0.087	0.326	0.438*	-0.569**	0.300
	06	0.045	0.398	0.413	-0.591**	0.320	0.231	0.361	0.360	-0.586**	0.141
	07	0.262	0.306	0.393	-0.461*	0.162	0.263	0.325	0.373	-0.460*	0.173
	08	0.138	0.426*	0.410	-0.549**	0.242	0.297	0.436*	0.420*	-0.549**	0.157
	09	0.192	0.337	0.329	-0.470*	0.245	0.140	0.360	0.398	-0.470*	0.174
	10	0.305	0.139	0.377	-0.485*	0.290	0.043	0.170	0.423*	-0.468*	0.295
	11	0.093	0.132	0.249	-0.374	0.316	-0.079	0.169	0.339	-0.375	0.254
	12	0.099	0.186	0.260	-0.373	0.170	-0.073	0.231	0.380	-0.371	0.173
PM _{2.5}	Month	110	130	150	310	620	111	131	154	311	623
	01	-0.293	0.158	-0.032	-0.079	-0.215	0.174	0.094	-0.216	-0.082	0.018
	02	-0.316	0.083	-0.008	-0.086	-0.297	0.079	0.007	-0.205	-0.096	-0.124
	03	-0.180	0.085	-0.078	0.038	-0.152	0.162	0.011	-0.176	0.040	0.000
	04	-0.216	0.219	-0.022	0.042	-0.028	0.215	0.170	-0.104	0.042	0.053
	05	-0.156	0.580**	0.498*	-0.527**	0.021	0.194	0.538**	0.416*	-0.531**	-0.051
	06	-0.044	0.438*	0.487*	-0.506*	0.106	0.100	0.380	0.443*	-0.503*	-0.068
	07	-0.020	0.259	0.386	-0.334	-0.221	0.099	0.251	0.238	-0.344	-0.315
	08	0.076	0.439*	0.507*	-0.563**	0.101	0.190	0.442*	0.412	-0.563**	-0.077
	09	-0.084	0.442*	0.261	-0.318	0.044	0.110	0.436*	0.167	-0.332	-0.055
	10	0.104	0.245	0.242	-0.253	-0.087	0.225	0.285	0.072	-0.267	-0.143
	11	-0.443*	0.275	0.089	-0.107	-0.336	-0.094	0.236	-0.109	-0.134	-0.257
12	-0.473*	0.445*	0.197	-0.235	-0.120	0.033	0.401	0.007	-0.261	-0.006	

* p<0.05, ** p<0.01

PM_{2.5} 분석결과 중분류 유형 중 상업지역(130)과 5월, 6월, 8월, 9월, 12월에 상관계수 0.442~0.580의 양의 상관을 나타내었고, 5월, 6월, 8월에 교통지역(150)과 양의 상관($r: 0.487\sim 0.507$) 및 활엽수림(310)과 음의 상관($r: -0.563\sim -0.506$)을 나타내었다. 주거지역(110)은 11월, 12월에 음의 상관($r: -0.443, -0.473$), 인공나지(620)는 상관성이 없었다. 상관성이 확인된 중분류 유형에 대한 세분류 상세 유형의 분석결과 상업·업무시설(131), 도로(154)는 유의한 상관계수가 중분류 결과보다 감소하였고, 단독주거시설(111)은 상관성이 없었다. 활엽수림(311)은 중분류 결과와 유사한 음의 상관관계를 보였다.

세부 피복유형의 상관분석 결과 PM₁₀ 농도는 산림 세부유형인 활엽수림과 음의 상관이 가장 뚜렷하였다. 양의 상관을 나타낸 교통지역은 세분류 유형인 도로에서 상관성이 증가하였으나, 인공초지는 세분류 유형인 기타초지에서 상관성이 없었다. PM_{2.5} 농도는 활엽수림과 음의 상관을 나타냈으나 PM₁₀에 비해 유의한 달이 크게 적었다. 중분류 유형인 상업지역, 교통지역 순으로 양의 상관이 많았는데, 이는 대분류 유형인 시가지지역의 상관성보다 증가된 결과이었지만, 세분류 유형에서는 유의한 상관계수가 다시 감소하였다. 나지의 세부 피복유형은 상관성이 없었다.

대분류 피복유형의 결과와 마찬가지로 세부 피복유형 분석결과도 산림 유형인 활엽수림에서 일관되고 두드러진 음의 상관관계가 나타났다. 이는 미세먼지 농도와 주변 피복유형들의 상관관계 중에서 산림의 음의 상관성이 가장 밀접하게 연관되어 있으며, 주변 산림 면적이 도시 미세먼지 농도 저감에 중요하게 작용될 수 있음을 의미하는 결과라고 판단된다. 특히 겨울철을 중심으로 유의성이 없거나 낮은 상관계수가 나타난 점은 낙엽수의 잎 성장에 따른 수목의 미세먼지 저감 기능의 차이(Yin et al. 2011)와 연관된 결과로 판단된다.

도로는 다수의 연구에서 미세먼지의 주요 배출원으로 연구된 바와 같이(Hitchins et al. 2000; Reponen et al. 2003; Brantley et al. 2014) 시가지 지역 유형 중 양의 상관성이 높았고, PM_{2.5}와 상관성

이 높은 상업지역은 연소에 의한 미세먼지 배출 영향과 관련이 있을 것으로 추정된다(Wallace et al. 2008; Wu et al. 2017). 한편, PM_{2.5}는 대분류 유형의 결과와 같이 토지피복의 관계성이 PM₁₀에 비해 낮았는데, 대기 중 화학반응에 의한 2차생성이 많은 PM_{2.5} 발생의 복잡성을 고려해보면(Kim 2017), 토지피복 면적 외에 다른 환경변수들의 영향도 크기 때문으로 판단된다. 대분류 유형의 상관성보다 증가되긴 했지만 시가지지역 세부 유형의 낮은 상관성 역시 토지피복에 드러나지 않는 복잡한 도시환경요인이 미세먼지 발생에 영향을 주기 때문으로 판단된다(Jonsson et al. 2004; Weng 2006; Hong and Lee 2017).

3) 버퍼 3km의 대표 토지피복 유형과 미세먼지 농도의 회귀분석

버퍼 3km 내 세부 피복유형 중 양의 상관 및 음의 상관관계성이 잘 나타난 각 대표 피복유형을 선정하여 월별 회귀분석을 통한 인과적 관계성을 파악하였다(Table 5). PM₁₀은 음의 상관관계의 피복유형인 활엽수림(311)과 양의 상관관계의 도로(154)를 독립변수로 동시 입력하여 단계선택법에 의한 회귀분석을 실시하였다. 분석결과 활엽수림이 단독으로 선택되어, 활엽수림 비율은 2~9월까지 월별 PM₁₀ 농도에 유의한 영향을 주는 것으로 분석되었다($p < 0.05$). 회귀계수(B)는 $-0.358\sim -0.152$ 로 측정소 주변 활엽수림 비율 증가는 월평균 PM₁₀ 농도를 감소시켰고, 모형의 설명력은 17.8~34.3%이었다. 활엽수림보다 상관성이 낮았던 도로는 변수선택에서 제거되었는데, 이는 PM₁₀ 농도에 대한 영향력이 활엽수림이 더 컸고, 활엽수림이 선택된 최적모형에서 도로의 영향력은 유의성을 나타내지 못하였기 때문으로 판단된다.

PM_{2.5}는 음의 상관관계의 피복유형인 활엽수림(300)과 양의 상관관계의 상업지역(130)을 독립변수로 PM₁₀과 동일하게 분석하였다. 분석결과 5월, 9월, 12월에는 상업지역, 6월, 8월에는 활엽수림이 PM_{2.5} 농도에 유의한 영향을 주는 것으로 분석되었다($p < 0.05$). 상업지역 회귀계수는 $0.123\sim 0.197$ 로 측정소 주변 상업지역 비율의 증가는 월평균 PM_{2.5} 농

Table 5. Regression analysis on monthly PM concentrations by percentage of noticeable land cover sub-categories and sub-sub-categories within the buffer 3km around air quality monitoring stations in Seoul

	Month	Independent variable	B	SE	β	t	p	R ²
PM ₁₀	02	311	-0.227	0.106	-0.422	-2.133	0.045	0.178
	03	311	-0.358	0.115	-0.563	-3.121	0.005	0.317
	04	311	-0.342	0.125	-0.514	-2.747	0.012	0.264
	05	311	-0.349	0.110	-0.569	-3.170	0.005	0.324
	06	311	-0.273	0.082	-0.586	-3.311	0.003	0.343
	07	311	-0.152	0.064	-0.460	-2.372	0.027	0.211
	08	311	-0.267	0.089	-0.549	-3.008	0.007	0.301
	09	311	-0.214	0.088	-0.470	-2.438	0.024	0.221
	10	311	-0.205	0.084	-0.468	-2.428	0.024	0.219
	PM _{2.5}	05	130	0.197	0.060	0.580	3.260	0.004
06		310	-0.139	0.052	-0.506	-2.686	0.014	0.256
08		310	-0.160	0.051	-0.563	-3.122	0.005	0.317
09		130	0.123	0.054	0.442	2.258	0.035	0.195
12		130	0.178	0.078	0.445	2.274	0.034	0.198

도를 증가시켰다. 활엽수림 회귀계수는 -0.136 , -0.160 로 측정소 주변 활엽수림 비율의 증가는 월평균 PM_{2.5} 농도를 감소시켰다. 월별 모형의 설명력은 19.5~33.6%이었다. 월별 최적 변수가 모형에 하나씩 선택되었고, 종속변수에 유의한 영향을 주지 못한 다른 변수는 제거되었다. 활엽수림보다 상업지역의 영향이 유의한 달이 조금 많았으나, 두 변수 모두 유의한 상관성을 보인 5, 6, 8월 중에서는 상업지역(5월)보다 활엽수림(6월, 8월)이 최적변수로 조금 더 선택되었다.

회귀분석 결과 PM₁₀ 농도는 측정소 주변 활엽수림 비율 증가 영향에 의해 감소되는 관계성이 뚜렷하게 나타났다. 도로는 상관분석에서 유의한 양의 상관관계를 나타냈지만, 회귀분석에서는 활엽수림과 함께 투입되었을 때 유의한 영향을 주지 못하였다. 활엽수림은 도로보다 비율은 낮았지만 PM₁₀ 농도에 대한 영향력은 더 컸다. 이러한 결과는 산림(활엽수림 우점)이 도시 미세먼지 농도에 밀접하게 관계된 영향요인이며, 미세먼지 농도에 대한 주변 산림의 저감 영향이 유효하게 작용되고 있음을 보여준다고 판단된다. 한편, PM_{2.5} 농도는 상업지역 비율 증가에 따른 증가 영향, 활엽수림 비율 증가에 따른 감소 영향을 받았

지만, 그 영향력은 PM₁₀에 비해 낮았고, 토지피복 면적 외 다른 환경변수들의 영향도 클 것으로 사료된다.

IV. 결론

본 연구는 도시 미세먼지 농도에 영향을 끼치는 공간적 요인인 토지피복의 영향을 규명하기 위하여 서울시에 위치한 도시대기 측정망의 월별 미세먼지 농도와 측정소 주변의 토지피복 유형별 비율의 관계를 분석하였다. 측정소 주변 토지피복은 측정소간 이격거리를 고려하여 선정된 버퍼별, 토지피복 축척별로 유형별 비율을 산출하였고, 월별 미세먼지 농도와 상관분석 및 회귀분석을 실시하여 피복유형의 영향을 파악하였다. 분석 결과는 요약하면 다음과 같다.

첫째, 대분류 토지피복 유형과 미세먼지 농도의 월별 상관분석 결과 버퍼 3km에서, PM_{2.5}보다 PM₁₀에서 상관성이 잘 나타났다. 산림과 음의 상관관계가 가장 뚜렷하였고, 그 외 초지와 시가지는 PM₁₀과, 나지와 시가지는 PM_{2.5}와 일부 양의 상관관계를 나타냈다.

둘째, 버퍼 3km에서 상관성이 확인된 4개 대분류 피복유형의 세부 피복유형과 미세먼지 농도의 월별 상관분석 결과 PM₁₀은 산림 세부 유형인 활엽수림과

일관되고 두드러진 음의 상관관계를 나타냈다. 일부 양의 상관을 나타낸 교통지역은 세분류 유형인 도로에서 상관성이 증가하였으나, 인공초지는 세분류 유형인 기타초지에서 상관성이 없었다. PM_{2.5}는 중분류 유형인 상업지역, 교통지역 순으로 일부 양의 상관을 나타냈으나, 세분류 우세 유형 분석에서는 상관성이 감소하였다. 활엽수림과 음의 상관성은 PM₁₀보다 크게 적었고, 나지의 세부 피복유형은 상관성이 없었다.

셋째, 양의 상관 및 음의 상관관계인 각 대표 피복 유형으로 PM₁₀은 활엽수림(311)과 도로(154), PM_{2.5}는 활엽수림(300)과 상업지역(130)을 선정하여 단계 선택법에 의한 월별 회귀분석을 실시한 결과 PM₁₀은 활엽수림 비율 증가에 의한 농도 감소 영향이 뚜렷하였고, 활엽수림과 함께 투입됐을 때 유의한 영향을 주지 못한 도로는 변수에서 제거되었다. PM_{2.5}는 일부 월별로 상업지역 비율 증가에 따른 증가 영향이나 활엽수림 비율 증가에 따른 감소 영향을 받았지만, 그 영향력은 PM₁₀에 비해 낮았다.

넷째, 미세먼지 농도는 주변의 몇몇 토지피복 유형과 유의한 상관관계가 있었고, 특히 산림과 그 세부 우세 유형인 활엽수림 비율의 증가가 가장 일관되고 뚜렷한 농도 감소 영향을 주었다. 이러한 결과는 PM₁₀에서 더 분명하였다. PM₁₀에서 교통지역, 도로 등 미세먼지 농도와 양의 상관관계인 피복유형의 영향력은 산림보다 현저하게 낮았는데, 피복유형의 면적 정보 이외에 농도 증가를 유발하는 다른 도시환경 요인의 작용을 파악할 필요가 있었다. PM_{2.5}에서는 상업지역의 증가 영향과 산림의 감소 영향이 비슷하게 나타났지만, PM₁₀에 비해 토지피복의 영향력이 전반적으로 낮으므로 다른 환경변수들의 영향이 클 것으로 판단된다.

본 연구는 측정소 주변 토지피복 중 산림(활엽수림 우점) 유형의 비율이 미세먼지 농도에 가장 크고, 분명한 영향을 주는 저감 요인임을 제시하였다. 향후에는 산림 등 녹지의 세부 특성에 따른 미세먼지 저감 기능을 규명하는 후속 연구가 필요하며, 산림에 비해 약한 관계성을 나타낸 시가지지역 세부 유형의 영향 및 PM_{2.5}와의 관계성에 대해 토지피복도에 드러나지

못한 복잡한 도시환경의 영향을 고려한 후속 연구가 필요할 것으로 판단된다.

사 사

본 논문은 환경부의 재원으로 국립생태원의 지원을 받아 수행하였습니다(NIE-기반연구-2019-08).

References

- Abhijith KV, Kumar P, Gallagher J, McNabola A, Baldauf R, Pilla F, Pulvirenti B. 2017. Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments-A review. *Atmos. Environ.* 162: 71-86.
- Bae HJ. 2014. Effects of short-term exposure to PM₁₀ and PM_{2.5} on mortality in Seoul. *J. Environ. Health.* 40(5): 346-354. [Korean Literature]
- Brantley HL, Hagler GS, Deshmukh PJ, Baldauf RW. 2014. Field assessment of the effects of roadside vegetation on near-road black carbon and particulate matter. *Sci. of the Total Environ.* 468: 120-129.
- Cai M, Xin Z, Yu X. 2017. Spatio-temporal variations in PM leaf deposition: A meta-analysis. *Environ. Pollut.* 231: 207-218.
- Cavanagh JE, Zawar-Reza P, Gaines Wilson J. 2009. Spatial attenuation of ambient particulate matter air pollution within an urbanized native forest patch. *urban for. urban green.* 8(1): 21-30.
- Chae HJ. 2009. Effect on the PM₁₀ Concentration by Wind Velocity and Wind Direction. *J. Environ. Sanit. Eng.* 24(3): 37-54. [Korean Literature]
- Chen J, Yu X, Sun F, Lun X, Fu Y, Jia G, Zhang Z, Liu X, Mo L, Bi H. 2015. The

- concentrations and reduction of airborne particulate matter (PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁) at shelterbelt site in Beijing. *Atmosphere*. 6: 650-676.
- Choi TY, Moon HG, Kang DI, Cha JG. 2018. Analysis of the Seasonal Concentration Differences of Particulate Matter According to Land Cover of Seoul: Focusing on Forest and Urbanized Area. *Journal of Environmental Impact Assessment*. 27(6): 635-646. [Korean Literature]
- Dockery DW, Pope CA, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG, Speizer FE. 1993. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N. Engl. J. Med.* 329(24): 1753-1759. 1753-1759.
- Fan S, Li X, Han J, Cao Y, Dong L. 2017. Field assessment of the impacts of landscape structure on different-sized airborne particles in residential areas of Beijing, China. *Atmos. Environ.* 166: 192-203.
- Hatakeyama S, Takami A, Sakamaki F, Mukai H, Sugimoto N, Shimizu A, Bandow H. 2004. Aerial measurement of air pollutants and aerosols during 20-22 March 2001 over the East China Sea. *J. Geophys. Res. Atmospheres*. 109: D13.
- Heo JB, Hopke PK, Yi SM. 2009. Source apportionment of PM_{2.5} in Seoul, Korea. *Atmos. Chem. Phys.* 9(14): 4957-4971.
- Hitchins J, Morawska L, Wolff R, Gilbert D. 2000. Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near a major road. *Atmos. environ.* 34(1): 51-59.
- Hoek G, Beelen R, De Hoogh K, Vienneau D, Gulliver J, Fischer P, Briggs D. 2008. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmos. environ.* 42(33): 7561-7578.
- Hong SH and Lee SH. 2017. Characteristic of PM₁₀ Distribution Related to Precise Local Wind Patterns in Busan Metropolitan Area. *Journal of Environmental Science International*. 26(12): 1375-1387. [Korean Literature]
- Jin S, Guo J, Wheeler S, Kan L, Che S. 2014. Evaluation of impacts of trees on PM_{2.5} dispersion in urban streets. *Atmos. Environ.*, 99: 277-287.
- Jonsson P, Bennet C, Eliasson I, Lindgren ES. 2004. Suspended particulate matter and its relations to the urban climate in Dar es Salaam. Tanzania. *Atmos. Environ.* 38: 4175-4181.
- K-eco. 2018. Air korea. Available from: <https://www.airkorea.or.kr/>
- Kim YP. 2017. Research and Policy Directions against Ambient Fine Particles. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.* 33(3): 191-204. [Korean Literature]
- Nguyen T, Yu XX, Zhang ZM, Liu MM, Liu XH. 2015. Relationship between types of urban forest and PM_{2.5} capture at three growth stages of leaves. *J. Environ. Sci.* 27: 33-41.
- NIER (National Institute of Environmental Research). 2016. Annual report of air quality in Korea 2015. National Institute of Environmental Research. 1-362. [Korean Literature]
- Nowak DJ, McHale PJ, Ibarra M, Crane D, Stevens J, Luley C. 1998. Modeling the effects of urban vegetation on air pollution. *Air pollution modeling and its application XII*. Springer. Boston. MA. 399-407.
- Nowak DJ, Crane DE and Stevens JC. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*. 4: 115-123.
- Park JK, Choi YJ and Jung WS. 2015. An analysis

- on the distribution characteristics of PM₁₀ concentration and its relation to the death from Asthma in Seoul, Korea. *J. Environ. Sci. Int.*, 24(7): 961-968. [Korean Literature]
- Park CS. 2017. Variations of PM₁₀ concentration in Seoul during 2015 and relationships to weather condition. *J. Photo Geogr.* 27(2): 47-64. [Korean Literature]
- Park SY, Kim YJ, Kim CH. 2012. Characteristics of Long-Range Transport of Air Pollutants due to Different Transport Patterns over Northeast Asia. *J. KOSAE.* 28(2): 142-158. [Korean Literature]
- Reponen T, Grinshpun SA, Trakumas S, Martuzevicius D, Wang ZM, LeMasters G, Biswas P. 2003. Concentration gradient patterns of aerosol particles near interstate highways in the Greater Cincinnati airshed. *J. of environ. monit.* 5(4): 557-562.
- Saebo A, Popek R, Nawrot B, Hanslin HM, Gawronska H, Gawronski SW. 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces, *Sci. Total Environ.* 427: 347-354.
- Schwartz J, Dockery DW, Neas LM. 1996. Is daily mortality associated specifically with fine particles. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 46(10): 927-939.
- Wallace LA, Wang FB, Howard-Reed C, Persily A. 2008. Contribution of Gas and Electric Stoves to Residential Ultrafine Particle Concentrations between 2 nm and 64 nm: Size Distributions and Emission and Coagulation Rates, *Environ. Sci. & Tech.* 42(23): 8641-8647.
- Weng Q, Yang S. 2006. Urban Air Pollution Patterns, Land Use, and Thermal Landscape: An Examination of the Linkage Using GIS. *Environ. Monit. Assess.* 117: 463-489.
- Wu CD, Chen YC, Pan WC, Zeng YT, Chen MJ, Guo YL, Lung SCC. 2017. Land-use regression with long-term satellite-based greenness index and culture-specific sources to model PM_{2.5} spatial-temporal variability. *Environ. Pollut.* 224: 148-157.
- Xing YF, Xu YH, Shi MH, Lian YX. 2016. The impact of PM_{2.5} on the human respiratory system. *J. Thoracic Dis.* 8(1): E69-E74.
- Yin S, Shen Z, Zhou P, Zou X, Che S, Wang W. 2011. Quantifying air pollution attenuation within urban parks: an experimental approach in Shanghai, China. *Environ. Pollut.* 159: 2155-2163.