



논문

봄과 여름철 부산 도심에서 도보 및 대중교통 이용자의 초미세먼지 (PM_{2.5}) 노출과 흡입량 비교

Comparison of Transit User's Inhalation Rates of PM_{2.5} between Three Transportation Types (Walk, Bus, Subway) in Spring and Summer in Urban Areas of Busan, Korea

박용미, 김라은, 최원식^{1),*}

부경대학교 지구환경시스템과학과 환경대기과학전공

¹⁾부경대학교 환경대기과학과

Yongmi Park, Laeun Kim, Wonsik Choi^{1),*}

Division of Earth Environmental System Science (Atmospheric Science Major),
 Pukyong National University, Busan, Republic of Korea

¹⁾Department of Environmental Atmospheric Sciences, Pukyong National University,
 Busan, Republic of Korea

접수일 2019년 8월 12일
 수정일 2019년 8월 22일
 채택일 2019년 8월 26일

Received 12 August 2019

Revised 22 August 2019

Accepted 26 August 2019

*Corresponding author

Tel : +82-(0)51-629-6640

E-mail : wschoi@pknu.ac.kr

Abstract To mitigate air pollution from vehicle emissions, the government recommends using public transportation. However, studies to assess public exposure to air pollutants (particularly, fine particles here) during the use of public transportation have been limited in Korea. We measured concentrations of particulate matter smaller than 2.5 μm in diameter (PM_{2.5}) with DustTrak 8530 in three types of transportation environments (walk along roadsides, A/C on and off buses, and subways) in urban areas of Busan, Korea. A total of 13 round-trips were made for seven days in spring and summer of 2017. The mean PM_{2.5} concentrations were the highest in the cabin of A/C non-operated buses (27.1 μg · m⁻³), followed by walking on the roadside (24.4 μg · m⁻³), subway platform (20.4 μg · m⁻³) and walking on campus of university (19.9 μg · m⁻³), inside subway trains (15.0 μg · m⁻³), and A/C operated buses (10.2 μg · m⁻³). Based on ventilation for healthy adults and the observed PM_{2.5} concentrations, we also estimated inhalation rates of PM_{2.5} in these transportation environments. Inhalation rates depend on both PM_{2.5} levels and activities of transit-users (ventilation). With the ambient PM_{2.5} concentration of 35 μg · m⁻³, the inhalation rates in the cabin of A/C operated buses, subway, and A/C non-operated buses were reduced to 46%, 68%, and 81%, compared to the inhalation rate in a walk along the roadside. These reductions even increase as ambient PM_{2.5} level increases. This study provides the useful information to establish the guidelines for minimizing the transit-users' exposure to PM_{2.5}, although we need to collect more data under various weather and PM_{2.5} conditions to confirm our conclusion because the exposure risks vary depending on the specific environments and seasons.

Key words: Exposure to PM_{2.5}, Inhalation rates, Fine particles, Public transportation, Risk assessment

1. 서론

한국은 급속한 발달에 따른 도시 팽창과 도로 네트워크의 확장, 교통량의 증가를 경험함에 따라 차량등록 수가 매년 3.2%씩 (2006년 1,590만 대에서 2017년

2,253만 대) 꾸준히 증가하고 있고 (MOLIT, 2018), 도로 환경이 집약적인 형태를 띠면서 단위 면적당 많은 양의 미세먼지를 배출하고 있다 (ME, 2016). 이로 인해 보행자 및 대중교통 이용자들은 타이어/브레이크 마모, 도로 파손 등 비 배출 미세먼지 배출량뿐만 아

나라 차량에서 배출되는 배출 미세먼지로 인해 다양한 차량 배출 오염물질에 노출되고 있다(Kumar *et al.*, 2014; Kumar *et al.*, 2013). 더욱이 미세먼지(PM_{10})와 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 건강에 미치는 영향에 대해 관심이 높아짐에 따라 대기질에 따른 국민 행동 요령과 상세 공간 규모의 대기환경 정보에 대한 요구도 높아지고 있다.

$PM_{2.5}$ 는 PM_{10} 보다 작지만 동일 질량 대비보다 넓은 표면적을 가지고 있어 다양한 유독물질을 운반할 수 있다(Xing *et al.*, 2016). 최근 미세먼지가 인체에 미치는 영향에 관한 독성학 및 보건역학 분야에 대한 연구결과가 축적되면서 미세먼지가 인간의 질병 및 사망률과 밀접하게 관련되어 있음이 입증되어 왔고(Xing *et al.*, 2016; Sioutas *et al.*, 2005), 세계보건기구(WHO)에서는 미세먼지를 1군(Group 1) 발암물질로 분류하면서 미세먼지에 의해 2016년에 700만명의 사망자가 발생했다고 발표했다(WHO, 2018). 또한 $PM_{2.5}$ 가 $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 증가할 때마다 폐암 발생률이 9% 증가하였으며 장기간 노출 시 천식, 호흡기 염증을 일으키고 허혈성심질환의 사망률이 30~80% 증가했다고 보고된 바 있다(Lewis *et al.*, 2005; Samoli *et al.*, 2005).

2012년 $PM_{2.5}$ 의 전국 배출량은 약 7만 6천톤으로 연소공정에서 가장 많이 배출되었으며 자동차를 포함한 이동오염원이 두 번째로 많은 배출량을 차지했다(ME, 2016). 이동오염원에서 배출되는 미세먼지의 대부분이 $PM_{2.5}$ 로 그 비중이 92%에 이른다(ME, 2016). 자동차 배출가스에서 나오는 질소산화물이 대기 중에서 화학반응을 거쳐 $PM_{2.5}$ 를 생성하는데 수도권 경우 이러한 2차 생성의 비중이 전체 발생량의 약 2/3를 차지하고 있다(ME, 2016; Kim *et al.*, 2014; Morawska *et al.*, 2008). 이로 인해 도시의 도보 및 대중교통 이용자들은 차량에서 배출되는 대기오염물질에 많이 노출되고 있다.

대중교통 이용자들에게 대한 $PM_{2.5}$ 의 노출도 평가 연구는 많은 도시에서 수행되어 왔으나 각 나라별 도심 대기의 $PM_{2.5}$ 농도 수준과 대중교통 환경에 따라

매우 다양한 분포를 보였다(Yan *et al.*, 2015; Wang and Gao, 2011; Park and Ha, 2008; Chan *et al.*, 2002). Wang and Gao (2011)은 여름철 뉴욕에서 고속도로를 운행하는 승용차 내부, 지상·지하 지하철 역사, 지하철 내부, 도로 옆 인도에서의 $PM_{2.5}$ 를 관측하였고, 그 중 지하철역 지하역사에서 가장 높은 농도($68.3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)를 승용차 내부에서 가장 낮은 농도($4.8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)를 관측하였다. Yan *et al.* (2015)은 겨울철 베이징에서 외부에서의 도보, 지하철, 에어컨 작동/미작동 버스 내부에서 $PM_{2.5}$ 를 관측하여 지하철($61.8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), 도보($49.9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), 버스($38.9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) 순으로 농도가 분포함을 보였다. 이러한 결과들은 각 나라의 도심 특성과 대중교통 시스템에 적용 가능한 $PM_{2.5}$ 노출도 평가가 이루어져야 함을 시사한다.

국내에서는 미세먼지 예보 정확도 향상을 위하여 지자체 측정망이 확충되었고(Ko *et al.*, 2018), 2018년에는 2015년 환경 기준인 연평균 $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 일평균 $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 에서 연평균 $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 일평균 $35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 으로 그 기준을 강화하였다(ME, 2018). 그러나 한국에서 실제 일상생활에서 노출되는 미세먼지에 대한 정량적인 분석은 여전히 부족한 실정이다. 일 평균 통근 시간은 1.43시간에 불과하지만(Zacharias *et al.*, 2014) 사람들의 하루 중 나노미세먼지(*ultrafine particles*) 노출의 45~50%가 통근하는 차량 내에서 발생하고(Zhu *et al.*, 2007), 교차로에서 보내는 시간은 통근 시간의 2%에 불과하지만 교차로에서의 입자 수 농도 노출량이 전체 통근 시간 노출량의 25%까지 기여할 수 있다는 선행연구결과를 고려하면(Goel and Kumar, 2015) 도로에서 또는 도로 인근에서의 미세먼지 노출도에 대한 정량적 평가가 필요하다.

본 연구에서는 도보 및 대중교통 이용자가 실제 대기환경에서 버스와 지하철을 통해 이동하면서 흡입하는 $PM_{2.5}$ 의 양에 대한 정량적 추정을 통해 다양한 환경에서 $PM_{2.5}$ 의 노출을 최소화하는 방안을 제시하는 것을 그 목적으로 한다. 이를 위해 본 연구에서는 도시의 주요 교통망을 포함하고 밀집된 도로망을 가지는 부산의 도심(중구 서면과 남구 대연동)을 대상

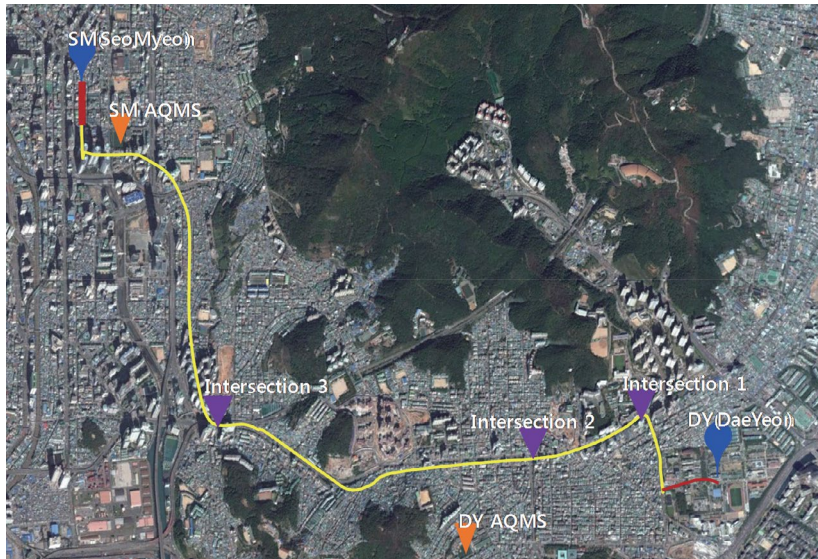


Fig. 1. Sampling route. Orange inverted triangles represent the locations of air quality monitoring station (AQMS), red lines denote walking route, yellow line represents on-board route for bus (DY → SM) and subway (SM → DY).

으로 실제 대중교통을 이용하거나 보행하면서 대기 중의 PM_{2.5}를 측정하였고 측정 데이터를 이용하여 외부 대기질, 이동수단, 시간대에 따라 PM_{2.5}의 흡입량을 추정함으로써 노출에 의한 위험도를 평가하고자 하였다.

2. 연구 방법

본 연구에서는 도보 및 대중교통 이용자가 실생활 중에 노출되는 PM_{2.5}의 흡입량을 정량화하기 위해 연구자가 직접 PM_{2.5} 측정기기를 휴대하고 특정 경로를 반복적으로 이동하면서 노출되는 PM_{2.5} 농도를 측정하였다. 이동과정에는 버스, 지하철, 도보 등의 다양한 이동 방법을 포함하도록 하여 이동수단에 따른 노출량 평가를 병행하였다.

2.1 관측 지역 특징

측정 경로는 부산에서 교통량이 많고 지하철과 버스의 노선이 전반적으로 일치하는 곳을 대상으로 남

구 대연동과 중구 서면을 잇는 약 7 km의 경로를 선택하였다(그림 1). 측정 경로 주변으로 대규모 공업단지나 산업단지는 존재하지 않는다. 또한 대연동과 서면은 인근 항구로부터 약 3.5 km 떨어져 있어 항만에서의 일차 배출로부터의 직접적인 영향은 적을 것으로 예상된다. 이는 보편적으로 대기 난류가 활발한 낮 동안에는 주요도로로부터 배출되는 도로 플룸이 도로로부터 약 300 m 이상의 거리에는 직접적인 영향을 주지 않고(Karner *et al.*, 2010), 미국 LA 지역에 한정되기는 하였으나 대기가 안정하고 바람이 약한 ($< 1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) 일출 전에는 도로 플룸이 2 km까지 도달할 수 있으나 처음 1 km 이내에서 급격한 농도의 감소가 발생함을 고려할 때(Choi *et al.*, 2012; Hu *et al.*, 2009), 타당한 가정으로 판단된다. 대부분의 주요 도시들은 대기오염물질의 주요 배출원이(특히, 나노미세먼지의 경우) 차량배출이기 때문에(Kumar *et al.*, 2014) 본 연구결과는 한국의 다른 주요 도시에 적용이 가능할 것으로 보인다.

대연동은 4개의 대학교가 밀집되어 있고 서면은 부산 최대의 변화가로 두 지역 모두 대중교통 이용자

와 보행자 등의 유동인구가 많고 새벽시간을 제외하고는 빈번한 교통정체가 나타나는 지역이다. 또한 두 지역 모두 인근에 많은 음식점들이 밀집해 있어 특히 저녁시간의 경우 음식점에서 발생하는 요리 배출의 영향을 배제할 수 없다. 그러나 본 연구의 측정 시간이 퇴근시간에 초점을 맞추었기 때문에(18:30까지), 요리 배출이 주요한 영향을 주지는 않았을 것으로 가정한다.

2018년 교통량 조사 기준으로 측정 경로 내 차량 속도와 교통량은 구간별 차이를 보인다(그림 1; BMC, 2019). 측정 경로를 3개 구간으로 나누어 평일 기준으로 1구간(intersection1-2)은 평균 차량 속도가 21.4 km/h이며, 2구간(intersection2-3)은 27.3 km/h, 3구간(intersection3-서면)은 20.6 km/h를 기록하여 1구간과 2구간은 유사한 차량흐름을 보였고 2구간은 상대적으로 원활한 흐름을 나타낸 구간이다. 3구간의 경우 출퇴근시간에는 15 km/h 이하의 속도로 교통정체가 빈번하였다. 교통량의 경우 출발지인 부경대학교에서 intersection 2까지 740대/h, intersection 2~3 구간에서 2600대/h, intersection 3~서면 구간에서 871대/h로 intersection 2~3 구간에서 교통량이 가장 많았다.

측정 경로는 해안으로부터 최대 약 3.5 km 떨어진 지역이기 때문에 내륙지역에 비해 상대적으로 강한 바람의 영향을 받는다. 봄철에는 주로 남서풍 계열의 바람이 불고 여름철에는 북동풍 계열의 바람이 불며 내륙지역에 비해 전반적인 기온은 낮은 편이지만 바다의 해안가에 위치하여 습도는 상대적으로 높게 나타나는 경향이 있다.

2.2 관측 일시와 이동 방법

PM_{2.5}에 대한 노출량의 시간대별 변화를 살펴보기 위해 모든 관측은 동일한 이동 방법과 경로를 적용하였다. 이동경로는 다음과 같다. (1) 부경대학교(대연동)에서 출발하여 대학의 정문에 위치한 버스정류장까지 도보로 이동(캠퍼스 내; 약 460 m), (2) 버스에 승차하여 서면에서 하차(버스 내부; 약 5.7 km), 서면 버스정류장에서 서면 지하철역까지 대로에 인접한

인도를 도보로 이동(약 200 m), (3) 서면 지하철역 지하철사를 통하여 승강장으로 이동(지하), (4) 지하철에 탑승하여 대연동 경성대·부경대역까지 이동(지하철 차량 내부; 약 6 km), (5) 지하철역에서 출발지까지 도보로 복귀하였다(그림 1).

도보로 이동하는 경우 부경대학교 내에서는 차량 배출이 제한적인 환경이지만 버스정류장에서의 대기 시간 동안은 도로로부터의 직접적인 노출이 있었고, 버스 종착지인 서면에서 하차하여 지하철역까지는 8차선 도로변을 따라 도보이동하여 도로로부터 직접적인 노출이 있었다. 버스로 이동 중에는 버스의 창문 개폐 여부를 확인하여 외부공기의 유입 여부를 판단하였다. 지하철 이용 시는 지하철역 지하철사와 승강장, 지하철 차량 내부로 세분하여 구역별 노출 정도를 산출하였다.

측정은 2017년 5월(늦은 봄)과 7~8월(여름)에 걸쳐 총 7일간 수행하였다. 봄철에는 유동인구가 많고 교통량이 증가하는 저녁 퇴근시간에 집중하였고, 여름에는 교통량이 적은 새벽시간, 오전 출근시간, 오후, 저녁 퇴근시간을 포함하여 일일 총 4회 관측을 수행하였다(표 1).

2.3 관측 장비

도보와 대중교통 이용자의 PM_{2.5} 노출 수준과 흡입량을 파악하기 위해 연구자가 직접 PM_{2.5} 관측기기를 휴대하고 이동하면서 관측을 수행하였다. PM_{2.5} 측정기기는 DUSTTRAK™ II Model 8530 (TSI, USA)을 이용하였다. 본 모델은 광산란 방식을 이용하여 에어로졸의 질량 농도를 실시간으로 기록하는 단일 채널 기기이다. DUSTTRAK (DT)은 시간 분해능이 1초로 매우 빠르고 휴대가 용이하기 때문에 이동 관측연구

Table 1. Measurement schedule.

Date	Time
7/27, 8/1	5:00~6:30
	7:30~9:00
	14:00~15:30
5/11, 5/12, 5/16, 5/23, 5/26, 7/27, 8/1	17:00~18:30

에서 많이 사용되어 왔다(Choi *et al.*, 2012; Wang and Gao, 2011). 본 연구에서는 DT의 공기 흡입구에 PM_{2.5} 임팩터를 (0.1~2.5 μm) 장착하여 PM_{2.5}를 측정하였고, 매 관측 시작 전 HEPA 필터를 이용하여 측정 기기의 영점을 보정하여 (zero check) 기기 특성의 일 변화의 영향을 최소화하였다(Choi *et al.*, 2012). 일반적으로 광산란 방식의 기기는 고가의 기준 장비에 비해 농도를 과대평가하는 경향이 있고 60% 이상의 상대습도일 때 더욱 과대평가하는 것으로 알려져 있다(NIER, 2009). 본 모델은 제조사에서 제조하는 과정에서 외부의 에어로졸을 이용하거나 Arizona Road Dust (A1 test Dust)를 이용하여 공장-보정(factory-calibration)을 거쳐 농도 보정 계수를 제시한다(TSI, 2019). 본 연구에서는 제조사에서 실제 대기에 적용될 수 있다고 제시한 보정계수(Ambient Cal. mode)를 사용하여 농도를 보정하였다. 비록 기준 장비는 아니지만, 기준 장비와 실제 대기조건에서 비교 관측을 통해 보정되어 매우 양호한 결과를 보인($R^2=0.955$; Park *et al.*, 2019) 광산란 방식의 센서(PMS 5003, Plantower)와 본 기기를 실제 대기조건에서 비교 측정하여 상호 성능평가를 하였다. 그 결과 실제 농도에 비해 농도가 낮을수록 DT가 과소평가하고, 농도

가 높을수록 과대평가하는 경향이 있었다(그림 2). 그러나 비교측정기간 대기 중 농도가 $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 이하의 저농도였음을 고려하면 DT의 농도는 기준 장비의 농도 수준에 맞게 보정된 센서 농도와 $\pm 1.75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (15%) 이내에서 일치함을 보여 본 연구를 수행하는 데 적절한 정확도를 가진 것으로 판단된다. 보다 자세한 관측 기기의 특성 및 성능 평가는 본 연구의 범위를 벗어나기 때문에 생략한다.

3. 결 과

3.1 측정 기간 기상 개황

기온, 풍속, 풍향 자료는 기상청 대연관측소의 자동 기상관측장비(AWS, Automatic Weather System)로부터 획득하였고, 습도는 기상청 부산관측소의 일평균 자료를 사용했다. 지역을 대표하는 PM_{2.5} 농도는 에어코리아의 대연동(DY AQMS, 그림 1)과 전포동(SM AQMS, 그림 1) 도시대기측정망 자료를 사용했다. 측정 기간 동안 전반적으로 습도가 평균 70%로 높은 편이었고, 풍속은 3m/s 이하로 약하게 불었다. 5월에는 주로 남동풍이 불었고, 7, 8월에는 동풍이 불었다. 5월 11일은 부산 전체 도시대기관측소의 평균 PM_{2.5} 농도가 $46 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 으로 부산지역의 농도가 전반적으로 높았다.

3.2 공간적 분포 변화

측정 기간 동안 PM_{2.5} 농도의 시계열 변화를 그림 3에 나타내었다. 전반적인 PM_{2.5} 농도는 7월 27일이 가장 낮았고, 5월 11일이 가장 높았다. 시계열 변화는 이동수단이나 위치에 따라 상당한 농도의 차이를 나타내었고(그림 3), 이러한 차이는 측정 시기에 따라서도 다른 양상을 보였다. 예를 들어 5월에는 버스 내에서의 농도와 도보이동 시의 농도 차이가 크지 않았으나 8월에 도보이동 시는 다른 이동수단에 비해 짧은 시간 동안 농도가 급격히 증가했다가 감소하는 농도의 스파이크가 자주 관측되었다(그림 3의 빨간색 선).

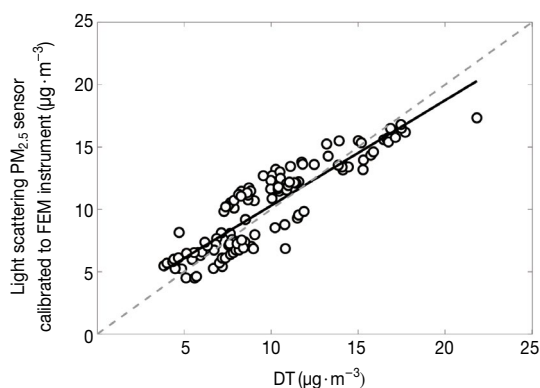


Fig. 2. Comparison of PM_{2.5} concentrations measured with DustTrak 8530 (DT) vs. light scattering sensor calibrated (R²=0.955) to the instrument with federal equivalent method (FEM) in real atmospheric environments. Black line shows a linear fit with R²=0.81 (calibrated sensor=0.84 × DT + 1.86) and gray dashed line is 1:1 line.

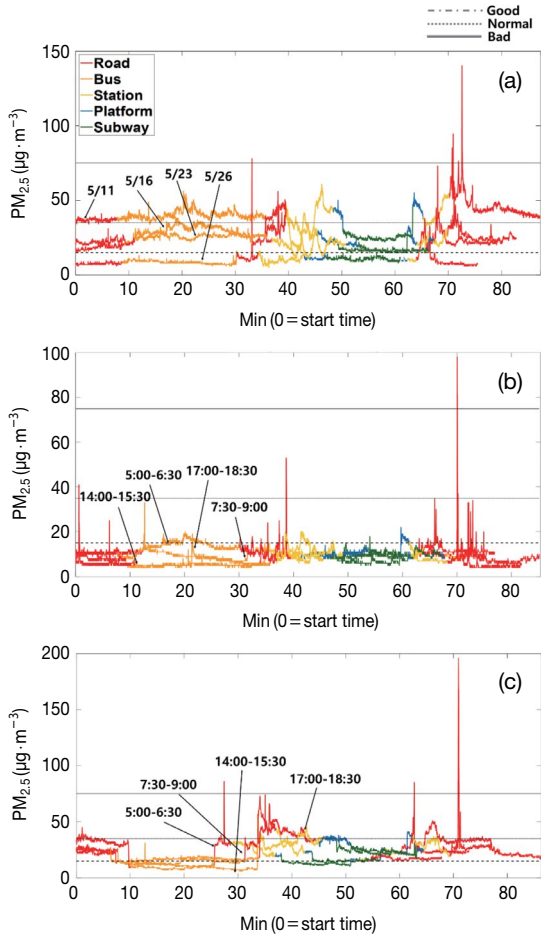


Fig. 3. Time-series of $PM_{2.5}$ concentrations for sampling periods. Red lines represent the walk along roadside, orange lines in-cabin of buses, yellow lines underground subway station, blue lines platform, and green lines in-cabin of subway train. X-axis is time in minutes with the departure = 0 min. (a) Time-series obtained in May of 2017 (17:00~18:30 LT). (b) and (c) show time-series for four different periods of a day on July 27 and August 1 of 2017, respectively. Gray horizontal lines represent the upper limits for good (dashed), normal (dotted), and bad (solid) $PM_{2.5}$ conditions.

이는 방출량이 다른 차량에 비해 매우 높은 고배출 차량(high emitter)의 영향 일부와 도로변 흡연의 영향을 받은 것으로 보인다 (ME, 2016; Choi *et al.*, 2013). 차량에서 배출되는 입자상오염물질의 크기는 매우 작은 10~80 nm 크기에 집중되고 (Choi and Kim, 2018) 고배출 차량에서 배출되는 입자의 수 농

도가 일반 차량에 비해 20배 이상 높을 수 있다 (Morawska *et al.*, 2008). 그러나 차량 배출 응축입자는 $PM_{2.5}$ 질량 농도에 주요한 영향을 미치는 축적모드(accumulation mode) 입자에 비해 크기가 매우 작아서 질량 농도에 미치는 영향은 상대적으로 크지 않다 (Kumar *et al.*, 2010). 또한 도로변에서 장시간 관측한 $PM_{2.5}$ 의 농도분포에서는 이러한 스파이크가 자주 관측되지 않는 것을 고려하면 (여기서 결과를 제시하지는 않음), 도보이동 시 관측된 $PM_{2.5}$ 의 농도 스파이크는 고배출 차량의 영향보다는 인도에서 이루어지는 흡연 또는 음식점 배출의 국지적인 영향에 기인한 것으로 판단된다 (ME, 2016; NIER, 2019). 실제로 차량 배출에 강하게 영향을 받는 입자 수 농도의 스파이크 크기는 주변 농도에 비해 10배까지 커지는 것에 비해 $PM_{2.5}$ 스파이크의 크기는 주변 농도의 2~3배 이하의 크기로 제한적인 것을 보여준다 (그림 3).

대연동은 5차선 도로의 교통이 원활하고 금연 도로가 지정되어 있다. 그러나 지하철역 출구 등 특정 지역에서는 무단으로 흡연을 하는 사람들이 있어 이곳을 지날 때에는 급격한 농도의 증가가 때때로 관측되었다. 지하철역 출구를 제외한 도로에서는 담배연기의 영향을 크게 받지 않았다. 대연동 부경대학교 대연캠퍼스 내는 주요 배출원이 없고 건물 밀도가 낮은 넓은 지역으로 이루어진 환경으로 서면이나 대연동의 지하철역에서 캠퍼스까지의 경로보다 낮은 농도를 나타내었다 (그림 3). 서면은 8차선 도로에 차량 정체가 많고 도로 곳곳에서 흡연하는 사람이 많아 스파이크가 많고 대연동보다 농도가 최대 $18 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 까지 높게 측정되었다 (그림 3). 담배연기에 의한 영향은 그림 3에서 스파이크가 나타날 때 확인할 수 있는데 농도가 약 $30\sim 90 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 까지 증가했지만 5~10초 이내에 사라지기 때문에 스파이크를 포함한 흡입량과 스파이크를 제거한 흡입량의 차이는 오랜 시간 동안 도로의 갓길이나 흡연 장소에 머무르지 않고 지나갈 경우 영향이 크지 않았다. 그럼에도 불구하고 수 농도는 질량 농도와 달리 고배출원 부근에서 10배에서 100배까지 증가할 수 있어 노출량의 차이가 커

질 수 있기 때문에 이에 대한 고려도 필요할 것으로 보인다(Choi *et al.*, 2018; Goel and Kumar, 2015).

그림 4에 도시대기측정소(AQMS)에서의 관측 농도와 도보이동 중 관측한 지표면 근처의 외부 농도를 비교하였다. 측정 기간 대연동 AQMS와 서면 AQMS에서의 PM_{2.5} 농도는 약 2~15 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 까지 차이를 보였고, 8월 1일을 제외한 측정일에 대해 대연동이 서면보다 평균 20% 정도 높았다(표 2). 도보이동 중 지표면 근처에서 DT를 이용하여 측정한 농도는 8월 1일 오후 약 15 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 차이 났을 때를 제외하고는 AQMS 사이에서의 농도 차이보다는 작은 차이를 보였다. 그 경향도 8월 1일은 새벽과 오후에는 AQMS와 DT 측정값이 일치하였고 나머지 경우에는 반대로 나타나 AQMS에서와 도로 인근의 지표면 근처 PM_{2.5} 농도분포 경향이 일치하지 않음을 보였다. DT를 이용하여 도로 인근 지표면에서 측정한 결과는 모든 측정 기간 동안 서면에서 높게 나타난 반면, AQMS에서 관측한 농도는 대부분의 측정 기간 동안 대연동에서 높은 농도를 나타내었다. 이는 AQMS의 위치와 DT 측정 위치의 차이에 기인하였을 것으로 보인다. 서면 AQMS의 경우 도로로부터의 직접적인 영향이 비교적 적고 음식점 밀집구역과도 약간의 거리를 두고 있어 DT 측정이 수행된 도로변보다는 상대적으로 오염물질의 농도가 낮은 경향을 보였다(NIER, 2019). 또한 대연동에서의 도보이동은 대학교 캠퍼스를 포함하고 있어 상대적으로 대연동 DT의 농도가 낮았을 가능성도 있다.

반면, AQMS에서 관측한 농도는 대부분의 측정 기간 동안 대연동에서 높은 농도를 나타내었다. 이는 서면 AQMS는 주변 건물의 높이가 AQMS 높이와 비슷하고, 차량통행이 많은 도로와 떨어져 위치한 반면, 대연동 AQMS는 4차선 도로가 바로 옆에 위치하고, AQMS 높이보다 높은 주변 건물들이 AQMS를 둘러싼 형태의 지형적 차이에서 기인한 것으로 보인다. 또한 주변의 국지적 배출원의 존재는 측정을 통해 확인하지는 못하였으나 그 영향을 무시할 수는 없다.

8월 1일을 제외하고는 전반적으로 AQMS 농도보

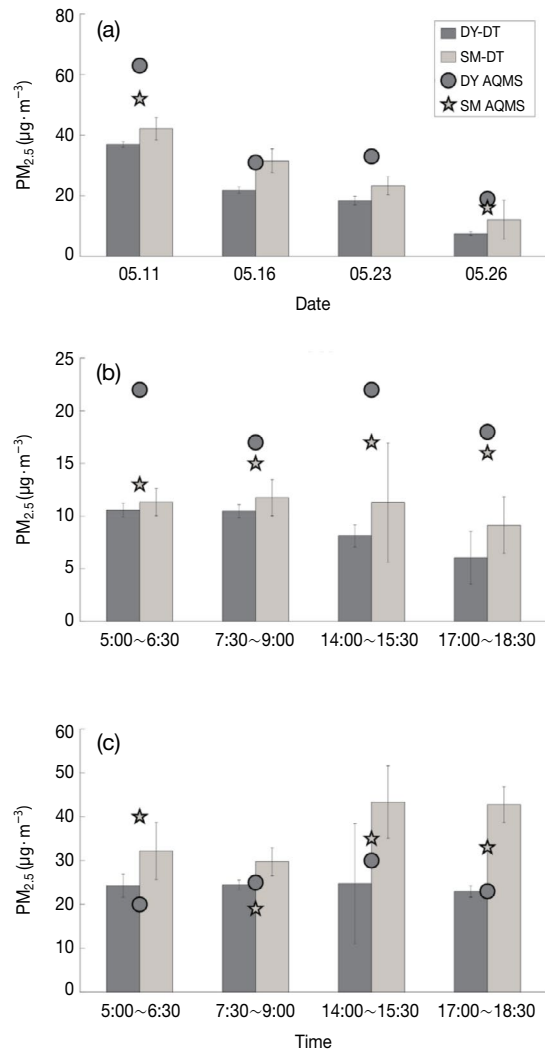


Fig. 4. Averaged ambient PM_{2.5} concentrations measured with DUSTTRAK (DT) in the walk along roadside and on-campus (bars) and at air quality monitoring station (AQMS) (circles and stars). (a) Four monitoring days in May, (b) July 27, and (c) Aug. 1 in 2017.

다는 도보이동 중 DT를 이용해 측정한 농도가 낮게 나타났다. 이는 DT와 AQMS(기준 장비)의 비교 결과 농도가 낮을수록 DT가 AQMS보다 과소평가하고, 농도가 높을수록 DT가 과대평가하는 경향이 있기 때문에 기기의 차이에 기인하였을 가능성을 배제할 수 없다.

Table 2. Meteorological conditions obtained from nearby AWS station (Daeyeon) and PM_{2.5} concentrations measured at AQMS stations (Daeyeon and Seomyun) for sampling periods.

Date	Time	Temp. (°C)	Humid (%)	Wind speed (m/s)	Wind direction (°)	PM _{2.5} (mg·m ⁻³) [#]	
						Daeyeon	Seomyun
5/11	17:00~18:30	23.4	78.8	0.6	98.4	63**	52**
5/16	17:00~18:30	19.4	59.8	1.4	99.6	31	N/A
5/23	17:00~18:30	23.8	74.8	2.2	230.1	33	N/A
5/26	17:00~18:30	19.2	61.5	2.3	157.3	19	16
7/27	5:00~6:30	23.2	69.5	1.2	19.8	22	13*
	7:30~9:00	25.7		1.6	82.7	17	15*
	14:00~15:30	27.2		2.2	96.4	22	17
	17:00~18:30	27.3		1.4	100.6	18	16
8/1	5:00~6:30	25.9	79.6	1.3	30	20	25
	7:30~9:00	27.6		1.5	73.7	25	40**
	14:00~15:30	28.9		2.1	94.6	30	35**
	17:00~18:30	27.8		3	79	23	33

*Good in terms of PM_{2.5} (< 15µg·m⁻³)**Bad in terms of PM_{2.5} (> 35)[#]Ambient concentrations obtained from Air Quality Monitoring Station

3.3 이동수단별 농도 분포 변화

3.3.1 선행연구결과와 비교

이동수단별 PM_{2.5}의 농도 분포는 대기 중 PM_{2.5} 농도와 계절에 따라 큰 차이를 나타내었는데, 계절과 시간에 따른 이동수단별 농도 분포의 변화는 선행연구와 비교해 보면 더욱 차이가 난다(표 3). 전반적으로 본 연구의 관측 농도가 선행연구보다 낮았는데 이는 측정장비의 차이와 측정 시기, 주변환경의 차이에 기인하였을 것으로 보인다. 같은 DT 기기를 사용하였더라도 본 연구결과는 기존 장비에 대한 농도 보정을 수행하여 획득한 결과이기 때문이다. DT와 같은 광산란 방식의 기기는 대체로 기존 장비의 측정값보다 과대모의하는 경향을 나타내기 때문에 (Ramachandran *et al.*, 2000) 과거에 이루어진 관측은 이에 대한 고려가 부족했을 가능성이 있다. 또한 많은 연구가 겨울에 이루어진 반면 본 연구는 봄과 가을에 수행되어 상대적으로 대기 중 PM_{2.5}의 농도가 낮은 환경이었다. 그럼에도 불구하고 상대적인 분포의 차이를 통해 정성적인 비교가 가능하다. 뉴욕시에서는 공원이나 도로에서 도보로 이동했을 때보다 지하철 승강장이나 지하철 차량 안에서의 농도가 더 높았음을

제시하였으나 (Wang and Gao, 2011) 본 연구에서는 도로에서 걸었을 때의 농도가 가장 높았고 (24.4 µg·m⁻³) 대학캠퍼스와 같이 오염원이 없는 환경에서는 상대적으로 낮은 농도를 기록하였다 (19.9 µg·m⁻³). 2004년 서울의 지하철 환경에서는 승강장보다 열차 내부의 농도가 더 높게 측정되었는데 (Park and Ha, 2008) 본 연구가 수행된 부산 지하철에서는 승강장의 농도가 더 높은 경향이 나타났다 (20.6 µg·m⁻³ vs. 15.0 µg·m⁻³). 또한 지하철 차량 내부는 외부에서 유입되는 오염물질의 차단효과가 있어 농도의 편차가 상대적으로 작았다(표 3). 베이징에서는 지하철, 도보, 버스 순으로 농도가 높았으나 부산에서는 도로변에서의 도보, 버스, 지하철 순으로 높게 관측되었다. 표 3에 제시했듯이 이동수단별로 각 나라마다 다른 결과를 보였고, 계절적으로도 차이를 보였다. 이는 환경적 특성에 따라 PM_{2.5} 노출도 평가가 이루어져야 함을 제시한다.

3.3.2 이동수단별 농도 차이

도보이동 시 PM_{2.5} 농도가 도로 인근의 대기 중 농도를 대표한다고 가정하면, 지하철과 버스 차량 내의 농도와 대기 중 농도는 일반적으로 양의 상관관계를

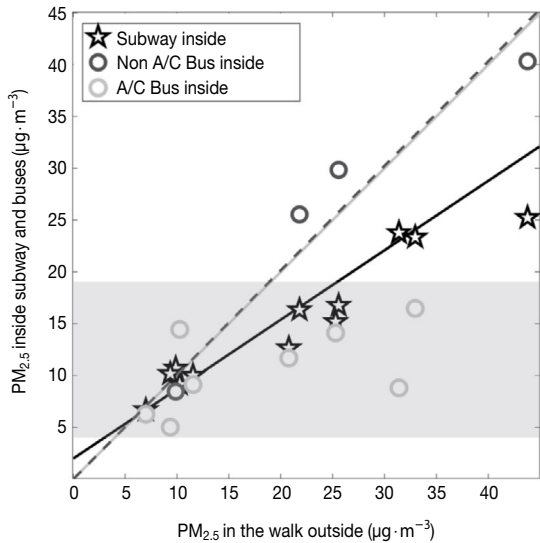


Fig. 5. Comparison plot of PM_{2.5} levels measured between inside the transportation vs. walk outside. Stars indicate the PM_{2.5} levels inside the subway, gray circles inside the A/C non-operated buses, and black circles inside the A/C operated buses. Black solid line shows the linear fit for the inside subway ($R^2 = 0.92$), dashed line for A/C non-operated buses ($R^2 = 0.91$).

보여 지하철과 버스 내부의 농도가 대기 중 PM_{2.5} 농도에 의해 영향을 받음을 나타내었다(그림 5). 그러나 대기 중 PM_{2.5} 농도가 지하철과 버스에 준 영향의 정도는 차이가 있었다. 지하철 내부의 농도는 전반적으로 외부 대기 중 PM_{2.5} 농도의 63%를 보였는데(그림 5; 기울기=0.67), 두 농도 사이에 높은 선형성을 나타내어 ($R^2=0.91$) 외부 PM_{2.5}의 농도가 지하철 내부의 농도를 결정하는 인자인 것으로 보인다.

버스 내부의 농도는 두 가지 경우로 나누어졌다. 에어컨(A/C) 작동이 없는 버스는 외부의 농도와 차이가 없거나 약간 높은 경향을 나타내어 오히려 도로 방출에 의한 영향을 받았을 가능성을 보였다(그림 5; 기울기=1.01). 그러나 버스에서 에어컨을 작동하였을 경우(닫힌 창문)는 외부 농도와 상관없이 5~15 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 를 유지하는 경향을 보였다(그림 5에서 음영으로 표시한 부분). 이는 창문이 닫혀 PM_{2.5} 농도가 높은 외부공기의 유입이 제한되고 내부 공기가 순환

Table 3. PM_{2.5} concentrations measured in various public transportation environments in previous studies and this study.

Site	New York City	Seoul	Hong Kong	Beijing	Busan
Observation date	2008.8.15.~16	2004.1(4day)	1999.10~2000.1	2011.12.10.~23	2017.5, 7, 8(6day)
Equipment	TSI DustTrak Model 8520	Aerosol Spectrometer Model 1108	TSI DustTrak Model 8520	TSI DustTrak Model 8520	TSI DustTrak Model 8530
Mean concentration of PM _{2.5} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Underground station	Platforms Inside trains	- -	- 61.8	20.6(11.3) 15.0(6.2)
	Walk	Park or School Urban Street	39.4 35.9 29.6	- -	19.9(12.4) 24.4(13.9)
	Bus	Non A/C Bus A/C Bus	- 93 51	38.9 38.4	27.1(11.6)(2017.5) 10.2(4.4)(2017.7, 8)
Reference	Wand and Gao (2011)	Park and Ha (2008)	Chan et al. (2002)	Yan et al. (2015)	This study

Table 4. Mean concentrations (standard deviations) of PM_{2.5} in various locations of the underground subway station in SeoMyeon. ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

		Outside mean (std)	Station mean (std)	Platform mean (std)	Subway mean (std)
5/11	17:00~18:30	44 (8)	39 (8)	42 (3)	25 (2)
5/16	17:00~18:30	26 (5)	20 (7)	21 (1)	17 (1)
5/23	17:00~18:30	22 (5)	23 (4)	24 (2)	16 (1)
5/26	17:00~18:30	10 (5)	10 (2)	11 (1)	11 (1)
7/27	5:00~6:30	11 (1)	10 (1)	10 (1)	9 (1)
	7:30~9:00	12 (2)	12 (1)	17 (2)	10 (1)
	14:00~15:30	11 (6)	9 (1)	9 (1)	10 (1)
	17:00~18:30	9 (3)	7 (1)	9 (1)	7 (1)
8/1	5:00~6:30	32 (7)	16 (1)	16 (1)	13 (1)
	7:30~9:00	30 (4)	23 (1)	24 (3)	15 (1)
	14:00~15:30	43 (8)	28 (5)	25 (1)	24 (2)
	17:00~18:30	43 (5)	31 (2)	37 (4)	23 (2)
Average		24.4 (13.9)	19.0 (10.1)	20.4 (10.8)	15.0 (6.2)

되어 에어컨 필터를 거치며 PM_{2.5}의 제거 효과가 나타났기 때문으로 보인다. 홍콩에서 수행된 선행연구에서도 에어컨이 작동 중일 때 버스 내의 농도가 외부 농도의 55%를 기록하였다(표 3). 또한 Lee *et al.* (2014)은 미국 남캘리포니아에서 차량운행 시 내부 순환모드에서 송풍/에어컨을 작동하였을 때 필터를 거치며 차량 내부의 입자상물질의 농도가 급격히 감소하였음을 제시하였다. 버스정류장에서 출입문의 개폐가 이루어지면서 외부공기의 유입으로 인해 버스 내부에서 짧은 시간 동안의 PM_{2.5} 농도의 증가가 예상되었으나 본 연구에서는 이러한 효과를 관측하지 못하였다. 이는 에어컨 작동 시 차문이 열렸을 때 외부공기의 유입보다는 차량 내부 찬 공기의 외부유출 효과가 강하였을 수도 있고 차문이 열렸을 동안의 외부공기와와의 혼합이 효율적이지 않았을 가능성과 버스 내에서의 측정 위치가 이러한 효과를 직접적으로 탐지하기 적합하지 않았을 가능성이 있다. 그러나 보다 정확한 원인은 보다 상세한 실험 설계를 통한 추가 관측을 통해서 밝힐 수 있기 때문에 본 토의에서는 생략한다.

이동수단별 측정 농도의 차이 분석을 통해 고농도 PM_{2.5} 사건 발생 시에는 지하철보다는 내기순환모드에서 에어컨 작동 중인 버스 또는 차량을 이용하는 것이 노출을 최소화할 수 있는 방법으로 판단된다.

3. 3. 3 지하철 역사와 승강장, 지하철 차량 내부에서의 농도

지하철 이용 시에는 역내의 다양한 환경을 거친다(지하철역 지하역사, 승강장, 지하철 차량 내부). 지하철 역내의 위치에 따라 PM_{2.5}의 농도가 달라질 수 있으며, 서울의 지하철역에서는 지하철 차량 내부에서의 농도가 승강장에서보다 높다는 결과가 제시된 바 있다(표 3). 그러나 본 연구의 관측 대상인 부산 지하철 2호선의 경우 지하철 차량 내부의 농도가 가장 낮고($15.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 지하철역 지하역사($19.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 승강장($20.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) 순으로 농도가 증가하였다(표 4). 외부 농도와 비교해 보았을 때, 승강장은 외부 농도의 79%, 역사 83%, 지하철 차량은 63% 수준을 보였다.

지하철의 세 구역 모두 외부 농도가 $20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 이하일 때, $0 \sim 5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 범위 내의 작은 차이를 보였으나, 외부 농도가 높을수록 외부 농도와 지하철의 세 구역에서의 농도 차이가 점차 증가하였다. 또한 모든 구역에서 외부 농도와 양의 상관관계를 보여 지하철 차량 내부를 포함한 지하철의 모든 구역이 외부의 PM_{2.5} 농도에 강한 영향을 받음을 나타내었다(그림 6; $R^2 = 0.76 \sim 0.88$).

Lee *et al.* (2009)에 따르면 서울 지하철의 경우 스크린도어 설치 이후 승강장의 PM_{2.5} 농도가 44% 감소

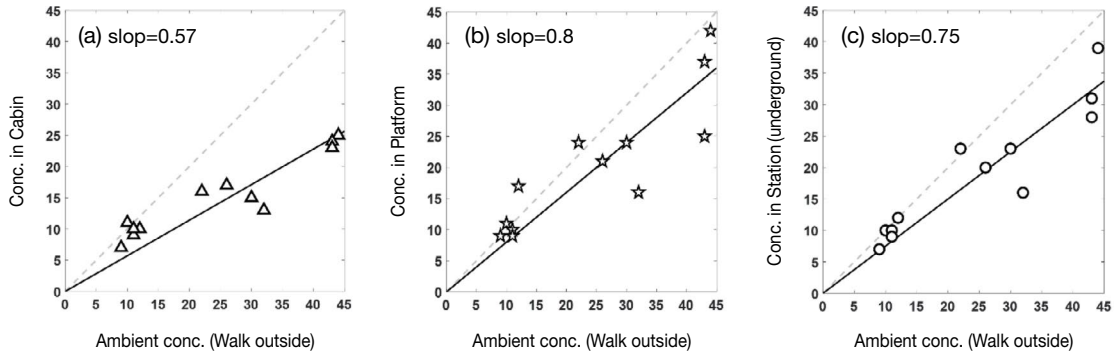


Fig. 6. 1:1 plots of PM_{2.5} concentrations between specific locations of subway and ambient outside. (a) In-cabin of the subway train ($R^2 = 0.88$), (b) at the platform ($R^2 = 0.76$), (c) station (underground, $R^2 = 0.85$).

하였다고 하였으나 본 연구에서는 스크린도어가 설치된 승강장임에도 승강장의 농도가 가장 높았다. 그러나 스크린도어 설치 전의 농도를 확인할 수 없어 스크린도어의 영향을 판단할 수는 없다. 오히려 8월 1일 14시를 제외하고는 승강장에서의 평균 농도가 지하철역 지하역사에서보다 높게 나타난 것으로 보아 지하역사를 통하지 않은 외부와 승강장 사이의 직접적인 공기 순환이 이루어지고 있거나 지하철의 열차풍으로 인한 PM_{2.5}의 유입이 있었을 가능성이 있다. 그러나 본 연구에서는 실험 설계상 어떤 요인이 승강장의 농도를 증가시켰는가에 대한 직접적인 증거를 찾을 수는 없었다. 만일 승강장에서 외부공기와 의 직접적 교환이 이루어졌다면 환풍구에 필터를 설치한다면 승강장에서의 농도와 지하철 차량 내부의 농도를 모두 줄일 수 있을 것으로 기대된다.

3.4 호흡량

3.4.1 호흡량에 따른 흡입량

각 이동수단을 이용하는 동안 측정된 농도와 활동별 호흡량을 고려하여 각 이동수단별 PM_{2.5} 흡입량을 추정하였다. 활동별 호흡량은 Fusi *et al.* (2005)이 건강한 성인을 대상으로 측정한 결과를 이용하였다 (Choi *et al.*, 2018). 도보이동 시에는 성인 남성이 천천히 걸었을 때의 속도인 3.5 km/h를 가정하였고, 외부에서 정지해 있을 때와 버스 및 지하철 내에서는

서 있을 때의 호흡량을 이용하였다. 일회 호흡 시 흡입하는 공기의 부피 (Tidal Volume, L/회)와 분당 호흡횟수 (Respiratory Rate, 회/min)를 이용하여 단위 시간당 흡입한 공기의 부피 (Ventilation, L/min)를 계산하였고 (식 1), 단위시간당 흡입한 공기의 부피와 측정 농도를 이용하여 각 활동별 단위시간당 흡입한 전체 PM_{2.5}의 중량을 산출하였다 (식 2). 서 있을 때의 Ventilation은 9.7 ± 2.2 L/min, 걸을 때는 18.5 ± 2.7 L/min으로 가정하였다 (Fusi *et al.*, 2005).

$$\text{Ventilation [L} \cdot \text{min}^{-1}] = \text{Tidal volume [L} \cdot \text{breath}^{-1}] \times \text{Respiratory rate [breaths} \cdot \text{min}^{-1}] \quad (1)$$

$$\text{Inhalation rate } [\mu\text{g} \cdot \text{min}^{-1}] = \text{Ventilation [L} \cdot \text{min}^{-1}] \times \text{PM}_{2.5} [\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \times 0.001 [\text{m}^3 \cdot \text{L}^{-1}]] \quad (2)$$

각 이동수단별, 측정 기간별 분당 PM_{2.5} 흡입률 (inhalation rates)을 표 5에 제시하였다. 전체 측정 기간을 대상으로는 외부에서 도보이동 시에 가장 높은 흡입률 ($0.38 \pm 0.21 \mu\text{g} \cdot \text{min}^{-1}$)을 보였고, 버스 이용 시 ($0.15 \pm 0.10 \mu\text{g} \cdot \text{min}^{-1}$)와 지하철 이용 시 ($0.14 \pm 0.06 \mu\text{g} \cdot \text{min}^{-1}$)는 각각 도보이동 시의 40%와 37%의 흡입률을 보였다. 특히 고농도 PM_{2.5} 기간이었던 5월 11일은 도보 ($0.81 \pm 0.14 \mu\text{g} \cdot \text{min}^{-1}$), 버스 ($0.39 \pm 0.03 \mu\text{g} \cdot \text{min}^{-1}$), 지하철 ($0.24 \pm 0.01 \mu\text{g} \cdot \text{min}^{-1}$)의 순서로 흡입률이 높았다. 해당기간 버스와 지하철 이용 시의 흡입률은 각각 도보 흡입률의 48%와 30% 수준이었다.

Table 5. Inhalation rates ($\mu\text{g} \cdot \text{min}^{-3}$) estimated for the in-cabin of the subway and buses, and the walk outside for the sampling periods.

Date	Sampling time	Subway inside (std)	Bus inside (std)	Walk (std)
5/11	17:00~18:30	0.24 (0.01)	0.39 (0.02)	0.81 (0.14)
5/16	17:00~18:30	0.16 (0.01)	0.29 (0.02)	0.47 (0.09)
5/23	17:00~18:30	0.15 (0)	0.25 (0.01)	0.4 (0.08)
5/26	17:00~18:30	0.10 (0.01)	0.08 (0.01)	0.18 (0.09)
7/27	5:00~6:30	0.09 (0)	0.14 (0.02)	0.19 (0.02)
	7:30~9:00	0.10 (0.01)	0.09 (0.02)	0.21 (0.06)
	14:00~15:30	0.10 (0.01)	0.05 (0)	0.17 (0.05)
	17:00~18:30	0.06 (0)	0.06 (0.01)	0.13 (0.05)
8/1	5:00~6:30	0.12 (0.01)	0.11 (0.01)	0.38 (0.10)
	7:30~9:00	0.14 (0)	0.14 (0.02)	0.47 (0.08)
	14:00~15:30	0.23 (0.02)	0.09 (0.03)	0.58 (0.22)
	17:00~18:30	0.23 (0.01)	0.16 (0.02)	0.61 (0.14)
Average		0.14 (0.06)	0.15 (0.10)	0.38 (0.21)

이는 외부 농도가 버스나 지하철보다 높았던 이유도 있지만 도보 시 증가한 호흡량에 기인한 것이다.

PM_{2.5} 흡입률에 외부 농도와 호흡량이 함께 중요하다는 결과는 도보보다는 대중교통을 이용하는 것이 노출을 저감하는 데 도움이 된다는 것을 의미한다. 그림 7은 외부 PM_{2.5} 농도 변화에 대해 지하철이나 버스를 이용하였을 경우 도보로 이동하였을 때에 비해 감소한 흡입률을 나타낸다. 외부 농도가 낮은 경우에는 ($< 15 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 버스나 지하철 내에서의 농도도 작기 때문에 분당 흡입한 PM_{2.5}의 감소량은 0.1 μg 내외로 버스나 지하철의 차이가 미미하다(그림 7a). 이러한 감소는 대부분 호흡량(ventilation rate)의 차이에 기인하였다. 그러나 외부의 PM_{2.5} 농도가 증가할수록 흡입률 저감 효과는 점차 증가하고 이동수단별 차이가 뚜렷하게 나타난다(A/C 작동 버스: 기율기 $-0.016 >$ 지하철: 기율기 $-0.013 >$ A/C 미작동 버스: 기율기 -0.010)(그림 7a).

도보 대비 대중교통 이용 시의 흡입률 감소에서 외부 PM_{2.5}의 농도를 고려하기 위해 상대적 흡입 감소율을 계산하였다(식 3). 식 3에서 $[\text{InhalR}]_{\text{cabin}}$ 과 $[\text{InhalR}]_{\text{walk}}$ 은 각각 버스/지하철 차량 안에서의 흡입률과 외부에서 도보로 이동할 때의 흡입률을 나타낸다.

$$\left(\frac{[\text{InhalR}]_{\text{walk}} - [\text{InhalR}]_{\text{cabin}}}{[\text{InhalR}]_{\text{walk}}} \times 100 (\%) \right) \quad (3)$$

외부 PM_{2.5} 농도를 고려한 상대적 흡입률의 감소 역시 외부 PM_{2.5}의 농도가 증가할수록 커지는 양상을 보였다. 이동수단별 PM_{2.5} 흡입률은 외부 PM_{2.5} 농도가 $20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 에서 $40 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 로 2배 증가하였을 때, 도보이동 시 대비 A/C 미작동 버스에서의 흡입률 저감률은 36.5%에서 49.1%로, 지하철에서는 57.9%에서 71.1%로, A/C 작동 버스에서는 66.8%에서 85.6%로 감소효과가 증가하는 경향을 나타내었다(그림 7b). 비록 고농도 PM_{2.5} 사건이 발생하였을 시기의 측정이 이루어지지 않았으나 그림 7의 선형성을 고려하면 대기 중 고농도 PM_{2.5} 사건이 발생했을 때 흡입률의 추가 감소가 이루어질 수 있기에 이에 대한 추가 연구가 필요하다.

이 결과는 외부의 PM_{2.5} 농도가 높을수록 가능한 외부활동을 줄이고 지하철을 이용하는 것이 PM_{2.5}의 노출을 줄이는 데 도움이 된다는 것을 의미하며 특히 도보이동 시보다 지하철을 이용하여 이동하였을 경우 노출시간이 감소한다는 것을 고려하면 이동 중 총 노출량(=흡입률×노출시간)은 더욱 저감할 수 있음을 보인다.

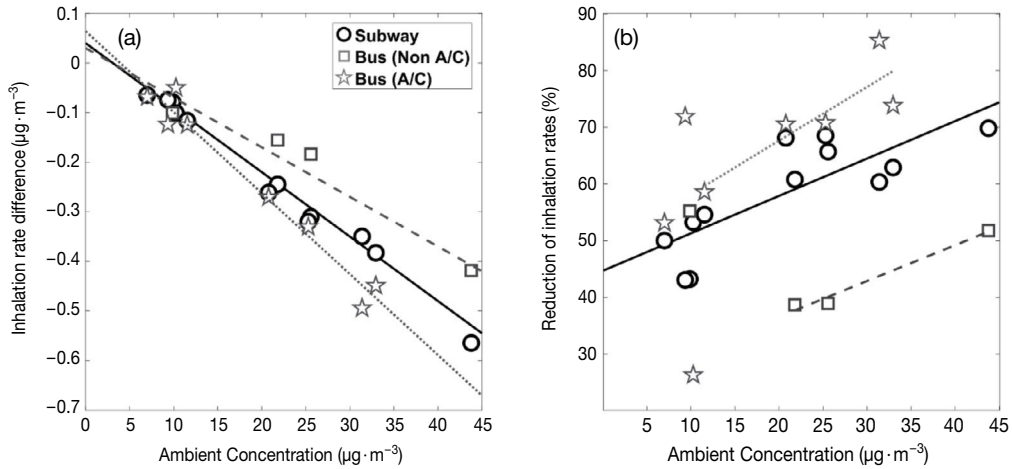


Fig. 7. Decreases in inhaled PM_{2.5} in the cabin of subways and buses as a function of ambient PM_{2.5} levels. (a) Inhalation rates of PM_{2.5} in the cabin ([InhalR]_{cabin}) over the rates of the walk along the roadside ([InhalR]_{walk}) ([Inhalation rates in cabin] - [Inhalation rates in walk]); fitting equations are $-0.016 \cdot [PM_{2.5}] + 0.06$ for A/C operated buses (grey dotted line); $-0.013 \cdot [PM_{2.5}] + 0.04$ for subway (black solid line); $-0.010 \cdot [PM_{2.5}] + 0.03$ for A/C non-operated buses (gray dashed line). (b) Relative reduction of inhalation rates between in-cabin and the walk in the roadside (Eq. 3); fitting equations are $0.63 \cdot [PM_{2.5}] + 23.9$ for A/C non-operated buses; $0.66 \cdot [PM_{2.5}] + 44.7$ for subways; $0.94 \cdot [PM_{2.5}] + 48.0$ for A/C operated buses.

4. 결 론

본 연구에서는 대중교통(버스, 지하철)과 도보이동에 따른 PM_{2.5} 농도와 흡입량을 정량화함으로써 대기 중의 PM_{2.5} 농도 수준에 따른 이동수단별 PM_{2.5} 노출 저감 효과를 평가하였다. 이동수단의 주변환경에 따른 PM_{2.5} 농도는 A/C 미작동 버스 내부에서 가장 높았고(27.1 µg·m⁻³), 도로변에서의 도보(24.4 µg·m⁻³), 지하철 승강장(20.4 µg·m⁻³)과 대학교정 내 도보(19.9 µg·m⁻³), 지하철 차량 안(15.0 µg·m⁻³), A/C 작동 버스 안(10.2 µg·m⁻³)의 순으로 측정되었다.

지하철 차량과 버스 내의 농도는 외부 농도와 매우 좋은 양의 상관관계를 나타내어(각각 R²=0.91과 0.92), 대중교통 차량 내부의 농도가 외부 PM_{2.5} 농도에 강한 영향을 받음을 보였다. 그러나 A/C 작동 버스의 내부 농도는 외부 농도와 상관없이 20 µg·m⁻³ 이내를 유지하여 외부 농도가 높을 경우에는 버스의 창문을 닫고 내기순환모드에서 에어컨을 사용하는 것이 노출을 줄이는 가장 효율적인 방법임을 보였다.

지하철에서는 승강장(20.4 µg·m⁻³), 지하철역 지하역사(19.0 µg·m⁻³), 지하철 차량 내(15.0 µg·m⁻³) 순으로 농도의 차이를 보였고, 이는 외부 농도 대비 각각 83%, 79%, 63% 수준이었다. 만일 지하철역 지하역사의 가장 깊은 곳인 승강장과 외부 공기와의 직접적 교환이 이루어졌기 때문에 승강장의 농도가 가장 높았다면 환풍구에 필터를 설치하는 것이 승강장과 지하철 차량 내부의 농도를 모두 줄이는 방법이 될 수 있을 것이다.

이동수단별 호흡량에 따른 PM_{2.5} 흡입률은 도로변에서 도보로 이동하였을 때에 비해 48% (버스)와 30% (지하철) 수준을 나타내었다. 또한 도보이동 대비 버스과 지하철 이용 시의 PM_{2.5} 흡입률의 감소는 외부 PM_{2.5}의 농도가 높을수록 증가하는 것으로 나타났다. 이는 외부의 PM_{2.5} 농도가 높을수록 가능한 외부활동을 줄이고 지하철이나 내기순환모드와 에어컨 작동 버스를 이용하는 것이 PM_{2.5}의 노출을 줄이는 데 도움이 된다는 것을 의미한다. 특히 도보이동 시보다 버스나 지하철을 이용하여 이동하였을 경우

노출시간이 감소한다는 것을 고려하면 이동 중 총 노출량(=흡입률×노출시간)은 더욱 저감할 수 있다.

본 연구는 대중교통별로 특정 환경과 계절에 따라 노출 위험성이 변화하기 때문에 특정 조건과 환경에서 PM_{2.5}에 대한 노출을 최소화하기 위한 대중교통 이용지침의 수립 가능성을 제시하였다. 이를 통해 주어진 외부 PM_{2.5} 농도 조건에서 목적지와의 거리, 이동수단, 이동시간을 고려한 대기오염 노출도평가모델 개발의 근거 자료로 활용할 수 있을 것으로 기대된다. 향후 측정 자료 기반의 대기오염 노출도평가모델의 개발은 시민들에게 행동지침을 제공함으로써 보행자나 대중교통 이용자의 건강을 보호하는 데 유용할 것으로 판단된다. 그럼에도 불구하고 본 연구의 측정 기간이 봄과 여름에 국한되었다는 점에서 대기 중 미세먼지 농도가 높은 늦가을과 겨울에 대한 추가 측정을 통한 자료의 축적이 요구된다. 또한 버스정류장이 도로의 가운데 위치하고 있거나 인도가 넓은 경우 인도의 위치에 따른 노출 흡입량 차이 분석 등의 추가연구가 이루어진다면 보다 구체적인 위치/행동별 노출 위험도 평가 모델 개발에 도움이 될 것으로 기대된다.

감사의 글

본 논문의 개선을 위해 좋은 의견을 제시해 주신 심사위원께 감사를 드립니다. 또한 관측에 도움을 준 부경대학교 환경대기과학과 학생들에게 감사를 드립니다. AQMS 자료는 한국환경공단의 에어코리아(www.airkorea.or.kr)에서 기상 자료는 기상청의 대연동과 전포동 AWS에서 획득하였습니다. 이 연구는 부경대학교 자율창의학술연구비(2017.9~2019.8)의 지원으로 수행되었습니다.

References

- Busan Metropolitan City (BMC) (2019) 2018 Traffic Analysis in Busan Metropolitan City (I), Busan Metropolitan City, Korea, <https://www.busan.go.kr/bhstatistics10> (last access on 6/1/2019). (in Korean)
- Chan, L., Lau, W., Lee, S., Chan, C. (2002) Commuter exposure to particulate matter in public transportation modes in Hong Kong, *Atmospheric Environment*, 36, 3363-3373, [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00318-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00318-7).
- Choi, W., He, M., Barbesant, V., Kozawa, K.H., Mara, S., Winer, A.M., Paulson, S.E. (2012) Prevalence of wide area impacts downwind of freeways under pre-sunrise stable atmospheric conditions, *Atmospheric Environment*, 62, 318-327, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.084>.
- Choi, W., Hu, S., He, M., Kozawa, K., Mara, S., Winer, A.M., Paulson, S.E. (2013) Neighborhood-scale air quality impacts of emissions from motor vehicles and aircraft, *Atmospheric Environment*, 80, 310-321, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.07.043>.
- Choi, W., Kim, J. (2018) Characteristics of Ultrafine Particles in Urban Areas Observed Worldwide and in Korea: Sources and Emissions, Spatial and Temporal Distributions, and Health Effects, *Atmospheric, Korean Meteorological Society*, 28(3), 337-355, <https://doi.org/10.14191/Atmos.2018.28.3.337>. (in Korean with English abstract)
- Choi, W., Ranasinghe, D., DeShazo, J., Kim, J., Paulson, S.E. (2018) Where to locate transit stops: Cross-intersection profiles of ultrafine particles and implications for pedestrian exposure, *Environmental Pollution*, 233, 235-245, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.055>.
- Fusi, S., Cutuli, D., Valente, M., Bergonzi, P., Porro, C.A., Di Prampero, P. (2005) Cardioventilatory responses during real or imagined walking at low speed, *Archives italiennes de biologie*, 143(3-4), 223-228.
- Goel, A., Kumar, P. (2015) Characterisation of nanoparticle emissions and exposure at traffic intersections through fast-response mobile and sequential measurements, *Atmospheric Environment*, 107, 374-390, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.02.002>.
- Hu, S., Fruin, S., Kozawa, K., Mara, S., Paulson, S.E., Winer, A.M. (2009) A wide area of air pollutant impact downwind of a freeway during pre-sunrise hours, *Atmospheric Environment*, 43, 2541-2549, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.02.033>.
- Karner, A.A., Eisinger, D.S., Niemeier, D.A. (2010) Near-roadway Air Quality: Synthesizing the Findings from Real-

Busan Metropolitan City (BMC) (2019) 2018 Traffic Analysis in

- World Data, *Environmental Science & Technology*, 44(14), 5334-5344, <https://doi.org/10.1021/es100008x>.
- Kim, M.K., Cha, Y.W., Lee, S.L., Yoo, E.C. (2014) Study on the Secondary Formation Contribution of PM in Busan, The Annual Report of Busan Metropolitan City Institute of Health & Environment, 24(1), 146-160. (in Korean with English abstract)
- Ko, K.-H., Kim, J.-H., Kim, T.-H., Wang, J.-S., Lim, C.-H., Baek, J.-H. (2018) A study on the effective management to cope with PM_{2.5} pollution by local governments, Final Report, The Korean Association for Public Administration, Seoul, Korea. (in Korean)
- Kumar, P., Robins, A., Vardoulakis, S., Britter, R. (2010) A review of the characteristics of nanoparticles in the urban atmosphere and the prospects for developing regulatory controls, *Atmospheric Environment*, 44(39), 5035-5052, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.08.016>.
- Kumar, P., Pirjola, L., Ketzler, M., Harrison, R.M. (2013) Nanoparticle Emissions from 11 Non-vehicle Exhaust Sources - A review, *Atmospheric Environment*, 67, 252-277, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.011>.
- Kumar, P., Morawska, L., Birmili, W., Paasonen, P., Hu, M., Kulmala, M., Harrison, R.M., Norford, L., Britter, R. (2014) Ultrafine Particles in Cities, *Environment International*, 66, 1-10, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.013>.
- Lee, E.S., Zhu, Y. (2014) Application of a high-efficiency cabin air filter for simultaneous mitigation of ultrafine particle and carbon dioxide exposures inside passenger vehicles, *Environmental Science & Technology*, 48(4), 2328-2335, <https://doi.org/10.1021/es404952q>.
- Lee, J., Byeon, S., Lee, J. (2009) The effect of platform screen door (PSD) for fine particles at subway train in Seoul, Korea, ICROS-SICE International Joint Conference 2009, Aug. 18-21, Fukuoka, Japan, IEEE: 1707-1710.
- Lewis, T.C., Robins, T.G., Dvonch, J.T., Keeler, G.J., Yip, F.Y., Mentz, G.B., Lin, X., Parker, E.A., Israel, B.A., Gonzalez, L., Hill, Y. (2005) Air Pollution-associated Changes in Lung Function among Asthmatic Children in Detroit, *Environmental Health Perspectives*, 113(8), 1068-1075, <https://doi.org/10.1289/ehp.7533>.
- Ministry of Environment (ME) (2016) We can understand it if we know correctly: Fine particles, what is it?, Ministry of Environment (ME), Sejong City, <http://www.me.go.kr/daegu/web/board/read.do?menuId=724&boardId=629480&boardMasterId=167&condition.hideCate=1> (last access on 7/29/2018). (in Korean)
- Ministry of Environment (ME) (2018) Reinforcement of fine particles (PM_{2.5}) to the levels of United States and Japan, Ministry of Environment (ME), Sejong City, <http://www.me.go.kr/home/web/board/read.do?menuId=286&boardMasterId=1&boardCategoryId=39&boardId=849570> (last access on 8/19/2019). (in Korean)
- Ministry of Land, Infrastructure and Transport (MOLIT) (2018) Steady increase in the number of vehicle registration, Press Release, Ministry of Land, Infrastructure and Transport, Seoul, http://www.molit.go.kr/USR/NEWS/m_71/dtl.jsp?lcmspage=1&id=95080239 (last updates on 1/17/2018). (in Korean)
- Morawska, L., Ristovski, Z., Jayaratne, E., Keogh, D.U., Ling, X. (2008) Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure, *Atmospheric Environment*, 42, 8113-8138, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.050>.
- National Institute of Environment Research (NIER) (2009) A Study on management of non-regulated indoor air pollutant in Korea (I): PM_{2.5}, ammonia, <http://webbook.me.go.kr/DLI-File/NIER/06/013/5254313.pdf>. (in Korean)
- National Institute of Environment Research (NIER) (2019) A Study on developing highly-resolved air pollutant emissions by air pollution forecasting district (II), in review. (in Korean)
- Park, D., Ha, K. (2008) Characteristics of PM₁₀, PM_{2.5}, CO₂ and CO monitored in interiors and platforms of subway train in Seoul, Korea, *Environment International*, 34, 629-634, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.12.007>. (in Korean)
- Park, H.-S., Kim, R.-E., Park, Y., Hwang, K.-C., Lee, S.-H., Kim, J.-J., Choi, J.-Y., Lee, D.-G., Chang, L.-S., Choi, W. (2019) The potential of commercial sensors for short-term spatially dense air quality monitoring: based on multiple short-term evaluation of 30 sensor nodes in urban areas in Korea, *Aerosol and Air Quality Research*, in print, <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.03.0143>.
- Ramchandran, G., Adgate, J.L., Hill, N., Sexton, K., Pratt, G.C., Bock, D. (2000) Comparison of short-term variations (15-minute averages) in outdoor and indoor PM_{2.5} concentrations, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50(7), 1157-1166, <https://doi.org/10.1080/10473289.2000.10464160>.
- Samoli, E., Analitis, A., Touloumi, G., Schwartz, J., Anderson, H.R.,

- Sunyer, J., Bisanti, L., Zmirou, D., Vonk, J.M., Pekkanen, J., Goodman, P., Paldy, A., Schindler, C., Katsouyanni, K. (2005) Estimating the exposure-response relationships between particulate matter and mortality within the APHEA multicity project, *Environ Health Perspect*, 113(1), 88-95, <https://doi.org/10.1289/ehp.7387>.
- Sioutas, C., Delfino, R.J., Singh, M. (2005) Exposure Assessment for Atmospheric Ultrafine Particles (UFPs) and Implications in Epidemiologic Research, *Environmental Health Perspectives*, 113(8), 947-955, <https://doi.org/10.1289/ehp.7939>.
- TSI (2019) DUSTTRAKM II Aerosol monitor operation and service manual, TSI Inc., Shoreview, MN, https://www.tsi.com/getmedia/7c608b93-b6d1-459a-a6a8-2b0e2a55ba91/8530-8531-8532-DustTrak_II-6001893-web?ext=.pdf (last access on 08/19/2019).
- Wang, X.R., Gao, H.O. (2011) Exposure to fine particle mass and number concentrations in urban transportation environments of New York City, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 16(5), 384-391, <https://doi.org/10.1016/j.trd.2011.03.001>.
- World Health Organization (WHO), World Health Statistics Data Visualizations Dashboard, <http://apps.who.int/gho/data/node.sdg.3-9-viz-1?lang=en> (last accessed on 7/29/2019).
- Xing, Y.F., Xu, Y.H., Shi, M.H., Lian, Y.X. (2016) The Impact of PM_{2.5} on the Human Respiratory System, *Journal of Thoracic Disease*, 8(1), E69-74, <https://doi.org/10.3978/j.issn.2072-1439.2016.01.19>.
- Yan, C., Zheng, M., Yang, Q., Zhang, Q., Qiu, X., Zhang, Y., Fu, H., Li, X., Zhu, T., Zhu, Y. (2015) Commuter exposure to particulate matter and particle-bound PAHs in three transportation modes in Beijing, China, *Environmental Pollution*, 204, 199-206, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.05.001>.
- Zacharias, A., Masterson, T., Kim, K. (2014) The measurement of time and income poverty in Korea, Levy Institute Research Project Report, Levy Economics Institute of Bard College, Annandale-On-Hudson, New York, <http://www.levyinstitute.org/publications/the-measurement-of-time-and-income-poverty-in-korea-the-levy-institute-measure-of-time-and-income-poverty>.
- Zhu, Y., Eiguren-Fernandez, A., Hinds, W.C., Miguel, A.H. (2007) In-cabin commuter exposure to ultrafine particles on los angeles freeways, *Published in Environmental Science & Technology*, 41, 2138-2145, <https://doi.org/10.1021/es0618797>.

Authors Information

박용미 (부경대학교 지구환경시스템과학과 석사과정)
 김라은 (부경대학교 지구환경시스템과학과 석사과정)
 최원식 (부경대학교 환경대기과학과 교수)