Atmosphere. Korean Meteorological Society
Vol. 28, No. 3 (2018) pp. 337-355
https://doi.org/10.14191/Atmos.2018.28.3.337
pISSN 1598-3560 eISSN 2288-3266

해 설 논 문
(Review)

한국을 포함한 세계 도심지역에서 관측된 나노미세먼지(UFP)의 특성: 발생원, 시 · 공간적 분포, 건강에 미치는 영향을 중심으로

최원식 · 김재진*
부경대학교 환경대기과학과

(접수일: 2018년 5월 15일, 수정일: 2018년 7월 2일, 게재확정일: 2018년 7월 3일)

Characteristics of Ultrafine Particles in Urban Areas Observed Worldwide and in Korea: Sources and Emissions, Spatial and Temporal Distributions, and Health Effects

Wonsik Choi and Jae-Jin Kim*
Department of Environmental Atmospheric Sciences, Pukyong National University, Busan, Korea

(Manuscript received 15 May 2018; revised 2 July 2018; accepted 3 July 2018)

Abstract Ultrafine particles (< 100 nm in diameter, UFP) are known to be more toxic per unit mass than larger particles and contribute to more than 90% in particle number concentrations in urbanized cities but much less in mass. The major sources of UFP are vehicle emissions in urban areas. Due to their tiny size (the sizes of UFP from vehicle emissions range from 10 to 60 nm depending on engine and fuel types), inhaled UFP can reach the deepest area of respiratory track (e.g., pulmonary alveoli) as well as all of the body via lymph and blood circulation causing various adverse health effects. This article reviews the sources and emission factors of UFP, temporal and spatial distributions in urban areas and their health effects reported by toxicological and epidemiological studies. We also compared the levels of UFP concentrations measured in other countries with those in Korean cities to evaluate the public exposure to UFP in Korea. Ultimately, we expect this study can contribute to developing the risk assessment techniques for public exposure to UFP in the urbanized cities in Korea.

Key words: Ultrafine particles in Korea, particle number emission factors, vehicle emissions, microenvironments, pedestrian exposure

1. 서 론

최근 $PM_{2.5}$(지름 2.5 μm보다 작은 입자; particulate matter smaller than 2.5 μm in diameter)로 대표되는 입자상 물질의 농도 증가는 한국과 중국을 포함하는 동북아시아뿐만 아니라 전지구적으로 가장 심각한 대기오염 중 하나로 인식되고 있다. 대기 중의 입자상 물질은 주로 크기에 따라 부유먼지(PM_{10}), 미세먼지($PM_{2.5}$), 나노미세먼지(Ultrafine Particles-UFP; 지름 100 nm 이하의 입자상 물질)로 구분된다. 그러나 이들 크기에 따른 주요 생성/발생원 및 대기 중 제거 기작이 서로 다르며, 이들을 구성하고 있는 주요 성분의 비율도 상이할 뿐만 아니라 인체에 미치는 영향도 다른 것으로 알려져 있다(Morawska et al., 2008). 최근 한국을 비롯한 동아시아에서는 고농도 $PM_{2.5}$ 대기오염에 대해 사회적으로 큰 관심을 가지고 이에 대한 연구가 활발히 진행되고 있지만, 미국, 호주, 유럽 등의

*Corresponding Author: Jae-Jin Kim, Department of Environmental Atmospheric Sciences, Pukyong National University, 45 Yongso-ro, Nam-gu, Busan 48513, Korea.
Phone: +82-51-629-6645, Fax: +82-51-629-6638
E-mail: jjkim@pknu.ac.kr

도시화가 이루어진 선진국을 중심으로 $PM_{2.5}$뿐만 아니라 나노미세먼지(UFP)의 유해성이 부각되면서 이에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다. 대기 중 화학과정을 통한 이차생성이 주요 생성원인 $PM_{2.5}$와는 달리 UFP는 차량과 같은 화석 및 생물연료 연소를 통한 직접 배출이 주요 발생원이다(Kumar et al., 2014). 따라서 도로망이 조밀하게 발달된 도심지역에서는 UFP가 도시 배경 농도보다 많게는 10배 이상 나타날 수 있어 세계적으로 진행되고 있는 도시팽창과 교통량 증가, 그에 따른 도로망 확장으로 인해 UFP에 노출되는 인구의 증가가 예상된다(Kumar et al., 2014). 실제 인도 델리에서 수행한 초기 연구결과는 2010년 인구 백만 명당 약 1900명이 차량에서 방출된 UFP에 의해 사망하는 것으로 제시하였고, 많은 아시아 도시에서 이와 유사한 건강상의 영향이 있을 것으로 예상하고 있다(Kumar et al., 2011a).

도심지역에서 UFP는 (1) 연소기관으로부터의 배출 강도의 다양성(Morawska et al., 2008), (2) 희석, 결착, 증발, 응결, 침전 등의 활발한 운동역학적 특성(Birmili et al., 2013; Choi and Paulson, 2016), (3) 대기경계층 높이, 풍향/풍속, 온도/습도, 도심구조에 의한 바람장의 변화 등의 대기 조건(Buccolieri et al., 2010; Choi et al., 2016)을 포함하는 매우 복합적 원인으로 인해 시·공간적으로 매우 복잡한 분포양상을 보인다.

그러나 아직 실제 다양한 미소도심구조에서 나타나는 UFP의 비균질분포에 대한 연구는 활발히 진행되고 있지 못하며 비균질분포에 기반한 UFP 노출에 의한 대중 보건의 관점에서 이에 대한 연구가 필요하다. 또한 새로운 입자상 물질의 생성(new particle formation, NPF)이 대기 중 구름응결핵 생성의 절반 이상을 차지할 것으로 예상됨을 고려하면(Bianchi et al., 2016), 비록 조성은 다르지만 도심지역에서 방출되는 UFP 역시 기후에 영향을 줄 수 있다(Kumar et al., 2010).

비록 실제 미소도심환경에서의 UFP 비균질분포에 대한 연구가 초기단계이기는 하지만, 도심 전반에서의 UFP의 방출, 대기 중 분포, 물리/화학적 변환, 인체에 미치는 영향 등에 대한 연구는 세계적으로 점차 활발히 진행되고 있는 가운데, 본 논문에서는 현재 알려진 다양한 발생원으로부터의 UFP 배출량과 대륙간, 도시간, 도심 내에서의 공간분포 및 계절적, 일중 시간적 농도 변화, 그리고 인체에 미치는 영향 등에 대한 리뷰를 수행하였다. 이와 함께 한국에서 관측된 UFP 시·공간적 특성 등을 다른 국가들의 연구결과와 비교함으로써 현재 한국 내에서의 UFP 농도 수준을 살펴보고 향후 한국에서 필요한 연구를 제안한다.

지면상 UFP의 크기분포 변화와 화학조성, 결착, 증발, 응결, 침전 등의 역학적 행동에 관한 주제는 후속 논문에서 다루도록 한다.

2. 발생원(자연적 생성 vs. 인위적 배출)

2.1 자연 발생(New particle formation, NPF)

비록 도심지역에서의 나노미세먼지(UFP)는 차량과 같이 연료연소를 통해 방출되는 것이 주요한 배출원이지만 다양한 환경에서 자연적으로도 발생한다는 것이 관측을 통해 밝혀졌다. 휘발성이 작은 기체상 물질들이 핵형성 과정을 통해 입자상 물질로 변환되고, 이렇게 형성된 초기 입자에 휘발성이 작은 기체들이 응축함으로써 성장하는 것이 주요 원인이다(Seinfeld and Pandis, 1998). NPF는 위도에 따라서는 극지역에서 열대지역까지, 지형적으로는 해안, 대양, 대륙에 걸쳐서, 지표 환경적으로는 산림, 청정, 시골, 도심지역까지 매우 다양한 환경에서 관측되었으며, 대기 중 에어로졸의 공급에 중요한 역할을 담당한다(Kulmala et al., 2004; Table 1).

새로운 입자상 물질이 형성되기 위해서는 먼저 몇몇 분자가 모여 하나의 작은 덩어리(cluster)를 형성해야 한다. 가장 중요하다고 알려진 cluster 형성 과정은 황산과 수증기가 cluster를 형성하는 2원 핵형성(homogeneous binary nucleation)이다(Weber et al., 1997). 그러나 황산의 농도만으로는 수많은 지역과 환경에서 관측된 NPF 속도를 충분히 설명할 수 없었고, 이를 보충하기 위해 황산-암모니아-수증기가 포함되는 3원 핵형성(ternary nucleation)이 도입되었다(Weber et al., 1998). 여러 선행연구는 3원 핵형성이 황산만을 고려하였을 때 설명할 수 없었던 NPF 관측속도를 재현하였다(예를 들면, Birmili and Wiedensohler, 2000). 그러나 보다 다양한 환경에서의 NPF 관측결과가 축적됨에 따라, 이들이 초기 cluster 형성과정을 설명할 수는 있지만 관측 가능한 크기로의 성장을 설명하기에는 여전히 부족하다는 것이 밝혀졌다(Birmili et al., 2003). 또한, Table 1에서 제시한 것처럼 NPF는 화학과정뿐만 아니라 기상 및 주변 대기의 조성 역시 영향을 미치기 때문에 다양한 환경에서 다양한 원인에 의해 산발적으로 발생한다. 이러한 복잡성으로 인해 아직까지 입자의 생성과 성장에 대한 기작이 명확하게 규명되지는 못하였다(Dall'Osto et al., 2018).

그럼에도 불구하고 현재까지의 연구결과들을 종합하면 다음과 같다(Table 1). 입자상 물질의 생성에 필요한 초기 cluster 형성과 성장에 가장 중요한 과정은 황산-수증기의 2원 핵형성이며, 암모니아를 포함하는 3원 핵형성 과정 역시 중요한 역할을 담당한다. 그러나 초기 cluster가 관측 가능한 크기(1~3 nm)로 성장하기 위해서는 환경에 따라 다양한 물질들이 필요하다. 대륙의 대기에서 가장 중요한 물질은 monoterpenes와 같은 휘발성 유기화합물로 지목되었다(Tunved et al., 2006; Lauros et al., 2011). Monoterpenes는 산림

Table 1. Summary of new particle formation events observed in various environments and potential origins.

Environments		Region	Time of NPF	Potential origin of the nucleation events	References
Continental	Free troposphere	Jungfraujoch (Switzerland)	-	Highly oxygenated molecules (transported from polluted boundary layer) play an important role in NPF in addition to H_2SO_4-NH_3-H_2O ternary nucleation	(Bianchi et al., 2016)
	Boreal forests	Hyytiälä (Finland), Egbert (Canada)	Late morning	Sulfuric acid and organic induced formation (oxidation of monoterpenes by OH) followed by condensation of organic vapors	(Lauros et al., 2011; Pierce et al., 2011)
		Hyytiälä (Finland)	Morning	NPF occurred within 2 h from strong turbulence onset due to boundary layer evolution including mixing with residual layer and entrainment from free troposphere	(Nilsson et al., 2001)
	Rural mountain	Southern Germany	Mid-day hours	H_2SO_4-NH_3-H_2O ternary homogeneous nucleation may play a key role under dry and strong solar radiance conditions with low condensational sinks, but particle growth was attributed to condensable organic vapors (monoterpenes)	(Birmili et al., 2003)
	Regional	Barcelona (Spain)/ Five sites in Canada/ Five sites in Finland and Sweden	Morning	Intrusion of dry and cool air masses with low condensation sinks (like cold fronts) and mixing of two air masses	(Dall'Osto et al., 2013) (Jeong et al., 2010) (Hussein et al., 2009)
	Urban	Above the city center of Barcelona	Afternoon	Decreased condensation sinks due to dilution of primary particles and additional sources of organic vapors from both traffic emissions and evaporation of primary particles	(Dall'Osto et al., 2013)
Ocaanic	Coastal	Mace Head (Ireland)	Daytime	Molecular iodine and condensable iodine vapors in the presence of sunlight and ozone (although sulfuric acid plays a role)	(O'Dowd et al., 2002; O'Dowd and Hoffmann, 2005)
	Open ocean	-	-	Iodine species increase the lifetime of a cluster of sulfates, enhancing the possibility to grow to new particles	(O'Dowd and Hoffmann, 2005)
	Arctic coast	Alert (Canada), Canadian Archipelago	Summer time	Dimethyl sulfide (DMS) as well as condensable organic species may play a role, providing an oxidation product, methane sulfonic acid under clean conditions with low condensation sinks	(Leaitch et al., 2013; Willis et al., 2016)
		Chukchi and Beaufort Sea	September	Condensable organic compounds from active oceanic biological production may contribute to NPF and growth to detectable sizes	(Kim et al., 2015a)
Korea	Maritime	Gosan (Jeju Island)/ Anmyeon Island)	Late morning to early afternoon	Two different causes were suggested: (1) vertical mixing with upper residual layer and subsidence of upper clean air under high pressure conditions with cold air incursion from Asian continental outflows and (2) photochemical reactions probably of SO_2.	(Song et al., 2010; Kim et al., 2013)
	Regional Maritime background	Four background sites in Jeju, Anmyeon, and Baengyueong Islands)	Late morning	Regional NPF events over 540 km were related to synoptic weather patterns (incursion of cold and dry air masses from northern China with clear sunny sky), although formation rates were variable for each site.	(Kim et al., 2016)
	Coastal	Taean	Around noon	Photochemical formation	(Maskey et al., 2012)
	Urban	Gwanju	Daytime	Photochemical formation and combustion events	
	Industrial	Yeosu	Daytime	High emissions of gas pollutants and organic vapors from industries were responsible to NPF via photochemical reactions	

(주로 침엽수림)에서 방출되는 생물성 불포화 유기화합물($C_{10}H_{16}$)로 OH 또는 오존과의 반응 생성물이 가스-입자 변환과정을 거쳐 이차생성 유기입자를 생성한다(Tunved et al., 2006). 해양 대기에서는 (1) dimethyl sulfide (DMS)와 같은 유기황화합물(Leaitch et al., 2013), (2) 거대조류 등에서 방출하는 요오드화 탄소 또는 요오드 분자(O'Dowd and Hoffmann, 2005), (3) 해수면에서 거품 파열에 의해 대기로 유입된 유기물질이 중요한 역할을 담당하는 것으로 알려졌다(O'Dowd et al., 2004). Kim et al. (2015a)은 태평양 북극해에서 활발한 생물활동과 NPF의 상관성을 제시함으로써 NPF와 새로운 입자들의 성장에 생물기원의 유기화합물의 중요성을 확인하였다. 또한, 초기 입자의 생성과 성장을 설명하는 요소로 화학과정과 더불어 종관 기상과 주변 대기의 조성이 지목되었다(Nilsson et al., 2001). 이미 존재하고 있는 큰 입자의 수가 많으면 응결기체는 새로운 입자를 생성하고 성장시키기 보다는 기 존재하고 있던 입자들로 응결하여 제거된다(condensational sinks). 따라서 NPF는 condensational sinks가 작고 응결하는 기체들이 풍부한 환경에서 발생할 수 있다(Dall'Osto et al., 2013). 이러한 환경은 특정 종관기상 패턴에서 발생한다. 예를 들어, 많은 경우에 NPF는 입자상 물질의 농도가 낮은 건조하고 차가운 기단이 침투하면서 발생한다(Table 1). 기단이 혼합하면서 적은 condensational sink와 상대적으로 풍부한 응결기체가 결합하여 NPF가 발생할 수 있다. 이러한 경우에 수 백 km에 이르는 매우 광범위한 지역에서 NPF 현상이 동시에 발생하기도 한다(Hussein et al., 2009; Jeong et al., 2010; Dall'Osto et al., 2013; Kim et al., 2016). 보다 작은 규모로는 오전 시간에 지표가열로 야간 안정경계층(nocturnal boundary layer)이 붕괴되면서 상층의 잔류층(residual layer)과 혼합될 때, 또는 대기경계층의 성장으로 인해 자유대류권이 유입(entrainment)될 때 발생할 수 있다(Nilsson et al., 2001). 이러한 환경에서도 역시 적은 condensational sinks를 갖는 상층의 공기와 풍부한 응결기체를 함유한 대기경계층의 공기가 혼합되어 발생한다(Song et al., 2010; Kim et al., 2013; Bianchi et al., 2016).

NPF 현상에 대한 한국에서의 연구들은 화학과정보다는 주로 이러한 기상적 요인에 초점을 맞추어 수행되어 왔다(Table 1). 따라서 향후 한국에서는 NPF가 어떠한 화학과정에 의해 주로 결정되는가에 대한 연구가 필요할 것으로 보인다.

2.2 인위적 발생원

2.2.1 차량연료연소배출

나노미세먼지(UFP)는 자연적으로 생성되는 것 외에 연료연소와 같은 인간활동으로 직접 배출된다. 산업활동이나 발전소 등이 밀집되지 않은 도심지역에서는 자동차와 같은 이동오염원이 가장 큰 배출원이다(Morawska et al., 2008; Kumar et al., 2011b). Kumar et al. (2014)은 유럽에서 배출되는 전체 입자 개수 중 UFP가 84%를 차지하고 있고, 차량 배출이 입자의 전체 수 배출량의 약 60% 정도를 차지한다고 평가하였다. 또한 입자 수 배출량은 인구와 비례하는 것으로 보고하였다. 한국에서의 등록 자동차 대수는 2006년 1,590만 대에서 2017년 2,253만 대로 10년간 매년 평균 3.2%씩 꾸준히 증가하고 있는 추세이다(MOLIT, 2018). 비록 자동차 엔진기술과 배기가스 저감기술의 발달 및 연료의 개선(예를 들면, 탈황 휘발유 등)으로 차량에서의 UFP의 배출량이 상당히 감소되었지만(Choi et al., 2014), 자동차의 증가와 도심지역의 확장 및 도로망의 조밀화로 인해 도심지역의 UFP 방출과 분포 특성에 대한 이해가 요구된다.

차량에서 배출되어 대기 중에 분포하는 과정은 3단계로 생각할 수 있는데 각 단계별로 배출 및 농도에 영향을 미치는 요인들이 다양하다(Table 2). 첫 단계는 배기구-도로 단계(tailpipe to roadway)로 배출가스가 배기구에서 외부 대기로 진입하는 수 초간의 짧은 시간에 이루어진다(Zhang and Wexler, 2004). 뜨거운 배출가스가 상대적으로 차가운 도로 환경에 진입하면 급격히 식어서 휘발성이 낮아지게 되고 응축을 통한 입자의 생성이 이루어 진다(Morawska et al., 2008). 따라서 차량배출 핵 모드의 입자들은 대기 온도가 낮을수록, 상대습도가 높을수록 높은 생성효율을 가지는 것으로 알려졌다(Ronkko et al., 2006). 일부 고체 입자들은 엔진마모나 윤활유 또는 타이어 마모 등을 통해 직접 배출되나, 전체 배출에 대한 기여도가 크지는 않다(Kumar et al., 2013). 이렇게 이차적으로 생성된 입자들은 크기가 매우 작아 결집(coagulation)이나 건식침전(dry deposition)에 의한 제거효율이 좋고, 도로 안에서 생성이 이루어지기 때문에 온·습도뿐만 아니라 차량이동에 의해 생성되는 난류에 의한 희석효과 역시 중요한 역할을 한다(Wang and Zhang, 2009). 또한 짧은 시간이지만 UFP의 형성이 기체-입자 변환에 의해 이루어지므로 차량 배기관에서 5 m 이내의 거리에서는 UFP의 형성이 관측되지 않는 경우도 있고(Morawska et al., 2007), 배출원으로부터 일정거리에 도달할 때까지 연료연소 가스가 충분히 희석되지 않은 경우, UFP의 수 농도가 증가하는 경우도 보고되었다(Timko et al., 2013; Choi and Paulson, 2016).

도로에서 방출 또는 생성된 UFP는 이동하면서 다양한 과정을 통해 진화하여 크기분포가 급격히 변화한다(Choi and Paulson, 2016). 교통 플룸(traffic plume)은 이동하면서 희석과정을 거치며 주변 공기와 동화되는데 이러한 과정을 도로-주변공기 단계(road-to-

Table 2. Three stages through which UFP distributions evolve as roadway plumes transport.

	Vehicle emission stages		
	Tailpipe-to-roadway	Roadway-to-ambient	Ambient
Time scale	~ several seconds (Zhang and Wexler, 2004)	~ several to tens of minutes (Karner et al., 2010; Choi and Paulson, 2016)	~ several to tens of hours (Seinfeld and Pandis, 1998)
Sources and Sinks	• Primary: solid particles directly emitted from engine wear and lubricating oil additives or tire-surface interactions (Morawska, 2008) • Secondary: formed by nucleation of condensable organic gases and sulfur compounds and by condensing onto primary solid particles (Zhang and Waxler, 2004)	• Secondary: sometimes formed in less diluted vehicle plumes due to concentrated carbonaceous and sulfur compounds (Timko et al., 2013; Choi and Paulson, 2016) • In a diluted plume with lower concentrations of condensable gases, evaporation can occur. At the same time, dry deposition and coagulation reduce number of UFP (Choi and Paulson, 2016)	• Mostly reside in accumulation mode (Morawska, 2008)
Controlling factors in dispersion and evolution of size distributions and number density	• Vehicle conditions (Kittelson et al., 2006b; Ronkko et al., 2006) • Vehicle wakes for dilution in initial stage of tailpipe emissions (Kumar et al., 2011b) • Temperature and humidity for new particle formation and condensation onto pre-existing particles (Morawska, 2008)	• Built environments near the roadways, modifying air flow field and turbulence for dilution (Lee et al., 2018) • Particle dynamics controls the evolution of particle size distributions and number concentrations including coagulation, dry deposition, and condensation/ evaporation (Choi and Paulson, 2016) • Vehicle wakes can influence at small spatial scales (Wang and Zhang, 2009)	• Atmospheric stability; Atmospheric turbulence (Birmili et al., 2010; Choi et al., 2016) • Chemical processes in the atmosphere (Brown et al., 2012) • Coagulation and dry deposition (Kumar et al., 2011b)

ambient stage, 2단계)로 정의하였다(Zhang et al., 2004). 오염물질의 농도가 도로로부터 거리에 따라 감소하면서 배경농도에 도달하는 거리를 고려하였을 때, 이 단계는 낮에는 도로로부터 300~500 m 내(Karner et al., 2010)이고 희석효율이 약한 밤에는 2 km까지도 연장되는 것으로 예상된다(Choi et al., 2012). 이 과정에서는 주변공기에 의한 희석이 수 농도와 크기분포의 변화에 가장 큰 영향을 미치나(Kumar et al., 2011b) 안정한 대기에서는 입자거동에 의한 결착 및 응집/증발 등의 입자역학적 진화 역시 상당한 영향을 줄 수 있다(Kerminen et al., 2007; Choi and Paulson, 2016). 최근에는 도심지역에서 이차생성 에어로졸의 모델결과가 관측 값을 과소 모의하는 원인이 차량 등에서 직접 배출된 UFP가 증발하면서 만들어지는 반휘발성 유기물질이 다시 입자상으로 전환되는 과정을 고려하지 않았기 때문이라는 가설이 제기되었다(Robinson et al., 2007). 이는 UFP가 $PM_{2.5}$에도 중요한 영향을 미칠 수 있음을 나타낸다. UFP는 크기가 작아 확산에 의한 건식침전 효율이 높은 것으로 알려졌으나, 침전속도의 모수화는 관측자료의 부족으로 인해 큰 불확도를 가진다. Choi and Paulson (2016)은 관측을 통해 도로-주변공기 단계에서의 건식침전 영향이 상대적으로 적은 것으로 제시하였으나 Kumar et al. (2011b)은 리뷰논문을 통해 건식침전의 영향이 상당함을 제시하였다. 따라서 보다 정확한 UFP의 침전속도 모수화를 위해 다양한 환경에서의 관측이 요구된다.

교통 플룸이 도시 배경환경에 동화가 된 후(ambient stage, 3단계)에는 나노입자들은 주로 건식침전과 결집에 의해 수 농도가 줄어든다. 또한 도로-주변공기 단계에서의 크기분포와는 다르게 Aitken mode가 우세한 단봉분포를 보이는데 봉우리가 나타나는 60~100 nm 크기는 건식침전과 결집에 의한 제거효율이 상대적으로 낮아 대기 중에 오래 머물기 때문이다(Choi and Paulson, 2016). 도시 배경농도의 변화는 대기 안정도와 난류강도 등의 대기환경과 교통량, 건물분포 등의 건조환경 등에 영향을 받으며 이에 대한 논의는 3장에 제시하였다.

차량의 운행모드에 따라 UFP의 방출량과 입자크기는 차이를 보인다. 일반적으로 차량의 속도가 증가할수록 엔진의 부하와 연료소비량이 증가하고 배기 온

도가 증가하기 때문에 UFP의 수 방출량은 증가한다(Ronkko et al., 2006). Ronkko et al. (2006)은 엔진 부하 200 Nm를 기준으로 이보다 높은 토크(torque)에서는 토크가 증가할수록 UFP의 배출이 증가하고 낮은 토크에서는 토크가 감소할수록 UFP의 배출이 증가하는 U자형 배출 패턴을 관측하였다. 이들은 그 원인으로 높은 토크에서는 배기 온도가 높아 산화촉매에서 이산화황의 산화를 강화시키기 때문에 황산-수증기의 이원 핵형성이 촉진된 반면, 낮은 토크에서는 낮은 배기온도로 인해 산화촉매의 효율이 감소함으로써 탄화수소류의 방출이 증가하였고 이로 인한 핵형성이 활발하였기 때문인 것으로 설명하였다. 탄화수소류에 의한 핵형성은 냉간시동(Cold-start)이 가열된 엔진의 운행시 보다 많은 UFP를 방출한다는 실험 및 관측결과와도 일치한다(Kittelson et al., 2006b).

2.2.2 비 차량연료연소배출

차량의 UFP 방출에 대해서는 많은 연구가 이루어지고 있으나, 그 외의 배출원에 대한 연구는 아직 미흡하다(Kumar et al., 2013). 차량 외에도 다양한 배출원에서 UFP가 생성 방출되며, 이들은 도로교통이 상대적으로 적은 영향을 미치는 환경에서 주요한 역할을 담당할 수 있다. 주요 비 차량연료연소 배출원은 (1) 비행기 운행 및 공항, (2) 선박 및 항구, (2) 고형폐기물 소각장, (3) 목재 및 고체 생물성 연료연소, (4) 조리활동, (5) 발전소, (6) 산불, (7) 농업활동과 관련된 연소, (8) 건축/철거, (9) 나노물질 제조와 관련된 산업활동, (10) 도로면-타이어 마찰과 브레이크 마모, (11) 도로 재비산 등을 포함한다(Kumar et al., 2013). 비 차량연소배출에 대해서는 Kumar et al. (2013)에서 자세히 다루었기 때문에 여기서는 2.2.4절에서 각 배출원별 방출/생성량을 요약하여 차량연료연소의 경우와 비교하였다.

2.2.3 광화학 이차생성 NPF

새로운 핵모드 입자의 형성은 기존에 존재하는 입자상 물질의 농도가 낮을 경우 보다 효과적인 것으로 알려져 있다(Kumar et al., 2013). 따라서 일반적으로 깨끗한 환경이 광화학과정에 의한 NPF의 발생에 유리한 것으로 생각되나, 많은 연구들은 도심지역에서도 광화학 과정에 의한 NPF를 보고하여 왔다(Morawska et al., 2008; Kumar et al., 2010; Maskey et al., 2012). 도심지역에서 광화학과정에 의한 이차생성은 주로 일사가 강한 낮에, 강한 바람과 발달된 대기경계층에 의해 오염물질들이 충분히 희석되었을 때, 그리고 SO_2 농도의 증가와 함께 관측되었다(Woo et al., 2001; Reche et al., 2011; Kumar et al., 2013). 그러나 동일한 SO_2 농도를 가졌더라도 지역에 따라 광화학 이차생성의 유무가 다르게 나타났기 때문에 SO_2 농도증가가 반드시 광화학 이차생성을 야기하는 것은 아닌 것으로 보인다(Reche et al., 2011).

한국의 도심에서도 광화학 과정에 의한 UFP의 이차생성이 보고되었다. Park et al. (2008)은 광주 도심지역에서 총 126일의 관측일 중 18일에 걸쳐 UFP의 광화학 생성을 관측하였으며, 관측된 입자의 크기는 주로 10~30 nm 내에 분포하여 교통이나 지역난방 등의 다른 발생원에 비해 작을 뿐만 아니라 이 때의 평균 수 농도가 다른 발생원에 비해 11~19% 높았음을 보고하였다. 또한, 오후시간 대의 UFP와 SO_2간의 상관관계는 전반적으로는 나타나지 않았으나, 광화학 이차생성 관측일로 한정하면 상관관계가 다소 증가하는 양상을 제시하였다(Park et al., 2008). Kim et al. (2017)은 서울에서 5~6월 한 달간의 관측기간 동안 총 6일의 광화학 이차생성 NPF을 관측하였으며, 광화학 이차생성 NPF는 다른 날에 비해 낮은 습도, 높은 자외선, 낮은 에어로졸 질량농도의 조건에서 발생함을 제시하였다. 그러나 광화학 이차생성 NPF의 발생이 이벤트성으로 발생하는 것에 비해 차량배출은 상시적이기 때문에 도심지역에서는 차량배출의 영향이 더욱 큰 것으로 판단된다.

2.2.4 나노미세먼지(UFP) 배출 계수(Particle number emission factor, PNEF)

차량 연료연소에 의한 UFP 배출량 산출은 차량이 1 km 운행시 배출되는 UFP 수(#·km-traveled^{-1}) 또는 1 kg의 연료가 연소될 때 배출되는 UFP 수(#·kg-fuel^{-1})의 두 가지 형태로 제시된다. 연료연소 시 배출되는 UFP는 주로 이차생성이 주요 원인이며, 이는 주변 공기의 특성 및 배기와 주변 공기의 혼합속도, 차량 운행 특성과 엔진부하, 차량의 노후 및 정비 수준, 연료의 종류 및 조성 등에 영향을 받을 뿐만 아니라 배기구로부터의 측정 거리 및 측정 장비에 따라서도 달라질 수 있기 때문에, 수 배에서 수십 배의 범위에서 변화하는 경향이 있다. 이러한 가변성은 디젤, 가솔린, LPG 차량 등에 대한 일반적인 배출량의 산출과 규제기준의 설정에도 많은 어려움을 준다.

Table 3에는 다양한 배출원으로부터의 배출계수(PNEF)를 요약하였다. 여기서는 비교를 위해 단위를 #·(kg-fuel)$^{-1}$로 통일하였다. 단위 변환을 위해 연비는 차종에 상관 없이 0.12 L km^{-1}를 연료밀도는 0.74 kg L^{-1}를 사용하였다(Kittelson et al., 2004; Quiros et al., 2013). PNEF가 범위로 주어진 연구결과의 경우는 중위값을 이용하였고, 관측연구의 수가 5개 이상인 경우는 최대값과 최소값을 제외하고 평균하여 가장 일반적인 PNEF 값을 추출하고자 하였다. PNEF 산출 시 차량의 속도(엔진 토크)와 기기에서 관측할 수 있

Table 3. Summary of particle number emission factors (PNEF) from various sources. When the number of studies exceeds 4, averaged values were calculated and otherwise, median values were used due to a wide range of estimates (values in parentheses are standard deviations). The sources of data were listed below.

Sources		PNEF ($\times 10^{16}$ #·kg-fuel^{-1})	min. size (nm)	Vehicle speed (km/h)	# of dataset used	Remarks
Vehicular sources[a#]	Mixed fleet	0.29 (0.20)	13.1 (8.1)	77 (28)	23	
	HDDV	1.91 (2.32)	11.9 (9.0)	68 (28)	14	
	LDV	0.16 (0.10)	11.4 (10.1)	79 (32)	13	
	Gasoline-powered car	0.03 (0.03)	11.6 (3.4)	64 (32)	7	
	Diesel car	0.27 (0.17)	8.0 (3.8)	85 (23)	6	
	CNG Bus	0.02 (0.01)	5.0 (-)	70 (14)	2	Dynamometer (1 study)
	LPG-powered	0.004 (0.004)	8.0 (-)	70 (26)	4	Dynamometer (1 study)
	Two-wheelers	0.53 (0.72)	7.5 (0.7)	45 (26)	2	Dynamometer/on-road
Road-tire interaction[b]		9.76(9.71) $\times 10^{-4}$	12.0 (5.2)	60 (-)	2	
Ship emissions[b]		2.90 (2.00)	4.9 (3.1)		5	
Aircraft[b*]		2.99 (1.44)	5.6 (1.23)		5	
Domestic biomass burning[b]		0.98 (1.62)	7.7 (4)		3	Including fast and slow wood burning
Forest fire[b]		0.93 (1.38)	6.3 (2.9)		4	
Cooking[b]		1.14 (0.68) $\times 10^{12}$ min^{-1} [c]	6.3 (0.6)		5	
Municipal solid waste incineration[b√]		Approximately, 5.83×10^{12} particles·kg-waste^{-1}				Mostly particle number concentration observed in the stack
Power plant[b]						Only particle number concentration in the stack exist

[a]Values were calculated with the data from Kumar et al. (2011b) and references therein.
The results from (Choi et al., 2014), (Birmili et al., 2010), (Quiros et al., 2013), and (Huang et al., 2013) were additionally added for calculation in this study.
[b]Data were taken from (Kumar et al., 2013) and references therein.
* In this study, the results from (Timko et al., 2013) were additionally added.
√ Units are particles·min^{-1} different from other sources.

는 최소 입자 크기가 큰 영향을 미친다. 그러나 본 장에서는 이에 대해 따로 구분하는 대신 표준편차를 제시하였다.

차량 연료연소로부터의 PNEF 산출연구는 일부는 실제 도로 길가에서 관측을 통해, 일부는 도로 위에서 이동식 실험실이 차량 뒤를 따라가면서, 또 다른 일부는 실험실에서 dynamometer 관측을 통해 이루어졌다. Dynamometer 관측은 주변공기로 차량 배기를 희석시키고 식히는 과정을 거쳐 생성된 입자의 농도를 관측하는데, 이차생성 UFP(특히 핵 모드)는 희석비율, 희석속도, 온도, 희석터널 내에서의 머무름 시간 등의 희석조건에 매우 민감하게 영향을 받는 것으로 알려졌다(Morawska et al., 2008; Timko et al., 2013). 이런 이유로 희석 터널을 이용한 dynamometer 실험 중 일부는 30 nm 이하의 핵 모드 입자를 관측하지 못한 경우도 있고(Kittelson et al., 2006a; Ristovski et al., 2006), 실제 도로에서보다 낮은 농도를 보이는 경향이 있다(Kittelson et al., 2002; Ronkko et al., 2006).

연료 별로는 경유가 휘발유보다 약 10배 정도 큰 PNEF를 보이고, 휘발유와 CNG는 표준편차 범위 내에서 같은 PNEF를 나타내었으며 LPG 차량에 대해서는 휘발유와 CNG 차량보다 약 10배 정도 작은 PNEF가 제시되었다(Table 3). 그러나, CNG와 LPG 차량의 연구논문은 1편으로 제한되었을 뿐만 아니라 dynamometer 관측을 이용한 방법으로 실제 도로에서의 관측에 근거한 PNEF보다 과소평가되었을 가능성을 내포하고 있다.

엔진의 크기 별로는 대형차량(heavy-duty diesel vehicles, HDDV)이 소형차량(light-duty vehicles, LDV)에 비해 약 10배 큰 PNEF를 나타내었다. 그러나 HDDV의 경우 대부분 경유를 사용하고, LDV의 경우 미국에서는 대부분 휘발유, 유럽에서는 휘발유와 경

유사용의 혼합임을 고려하면, 단순 크기에 의한 PNEF는 이보다는 작을 것으로 추측된다. 이를 고려하여 일반적으로 경유차량이 가솔린차량보다 PNEF가 약 20배 정도 큰 것으로 알려져 있다(Morawska et al., 2008). 그러나 최근 의무적으로 장착을 요구하는 디젤먼지필터(diesel particle filter, DPF)는 경유차량의 PNEF를 90% 이상 감소시키는 것으로 여러 연구에서 제시하고 있다(You et al., 2007; Biswas et al., 2009; Herner et al., 2009; Gordon et al., 2014). DPF는 차량 운행 중, 필터 재생을 위해 간헐적으로 포집된 입자들을 연소시켜 재방출하지만, 최근의 연구결과는 실제 도로 운행 조건에서 이러한 재방출량이 전체 UFP의 감소율에 미치는 영향은 미미함을 밝혀 DPF의 효율성을 입증하였다(Ruehl et al., 2018). 따라서, 경유차량의 PNEF가 본 연구의 Table 3에 제시된 수치보다 상당히 낮아졌을 가능성을 내포한다. 향후 노후 경유차량의 조기퇴역으로 인해 경유차량의 DPF 장착률이 100%가 된다면 경유차량의 PNEF가 휘발유차량과 유사하거나 더 낮을 가능성도 있다.

차량의 연료연소 외에도 타이어와 도로면의 마찰, 브레이크 또는 엔진 오일 등으로부터의 직접배출로 인해 UFP가 방출되는 것으로 알려져 있으나 그 양은 연료연소에 비하여 크지 않다(Table 3). 비행기와 선박은 단위 연료 연소당 대형 경유화물차의 1.5배 이상의 UFP를 방출하는 것으로 평가되었다. 특히, 최근 공항 주변에서 비행기의 운행모드별 UFP 관측을 통해, 공회전, 활주로에서의 이동과 이륙과정에서 많은 UFP가 방출되어 공항이 주요한 UFP의 방출원임이 지적되었다(Hu et al., 2009b; Mazaheri et al., 2009; Zhu et al., 2011; Choi et al., 2013; Timko et al., 2013). 산불이나 농촌지역 등에서의 생물연소는 빠른 연소인지 천천히 일어나는 연소인지 또는 불길연소인지 연기연소인지에 따라 PNEF의 변화가 다양하나 평균적으로 대형 경유화물차 대비 50% 정도의 PNEF를 보였다. 요리과정 중에서도 많은 UFP가 방출되나, 연료사용의 정량화에 어려움이 있어 시간당 방출량이 제시되었다. 따라서 다른 방출원과의 직접 비교는 다루지 않았다. 하지만 대부분의 요리활동이 외부공기와 희석이 효율적으로 이루어지지 않는 밀폐된 실내에서 이루어짐을 고려하면 인체의 미치는 영향이 더욱 클 수 있다. 실제로 외부와의 공기교환이 제한된 조건에서 요리과정 중에 발생한 UFP의 농도가 집 외부의 농도보다 수십 배 높아졌으며, 집안 전체에 이러한 고농도가 수 시간 동안 지속될 수 있음이 관측되었다(unpublished data). 따라서 연료를 사용하는 요리활동을 할 때, 효율적인 환기를 통해 실내 농도를 감소시키는 것이 바람직하다. 발전소나 고형폐기물소각에서도 UFP가 방출되나 대부분의 연구에서 굴뚝 외부에서의 농도를 제시할 뿐, PNEF의 정량화 연구는 드물다.

유럽의 28개 국가에서 UFP 배출 계수 목록을 정리한 연구를 통해 각 방출원별 기여도를 살펴볼 수 있다(Paasonen et al., 2013). 이 연구에서는 도로이동오염원이 전체 입자 수 방출량의 60% 이상을 차지하고 선박을 포함한 비도로 이동오염원이 19%, 기타 연소과정이 13%를 차지함을 보고하였다.

3. 도심지역에서 UFP의 시·공간적 분포와 이에 영향을 미치는 요소들

3.1 공간 분포

3.1.1 국가별 농도 수준 양상

도심 대기의 UFP 농도는 배출계수 및 도로망과 주변 건물 분포 형태, 대기 조건 등의 다양한 자연적, 인위적 환경에 영향을 받기 때문에 지역적으로 매우 다양한 분포를 보인다. Kumar et al. (2014)은 유럽을 포함한 세계 여러 주요 국가의 도심지역에서 관측된 UFP의 농도를 바탕으로 아시아 도시에서의 UFP 농도가 유럽의 도시에 비해 약 4배 높다고 평가하였다. 그러나 이 연구에서는 중국, 인도, 홍콩, 싱가폴 등과 같이 교통과 관련된 대기오염 수준이 높은 아시아의 국가들이 주로 고려되었으며 한국은 대상에서 제외되었다. 따라서 본 장에서는 여러 주요국 도시의 UFP 농도와 한국에서 관측된 농도를 비교함으로써 한국에서의 UFP에 대한 대중의 노출 위험성을 제고하고자 한다.

도심 지역의 UFP 농도는 차량 연료연소를 통한 일차배출이 주요 발생원이기 때문에 도심의 도로 네트워크, 교통량, 차량조성 등의 배출원 특성뿐만 아니라 확산에 영향을 주는 대기환경과 건조환경에 크게 영향을 받는다. 따라서 도심 내의 관측 지점에 따라서 그 농도분포가 매우 상이할 수 있기 때문에 본 절에서는 배출원의 영향을 직접적으로 받는 도로 인근의 농도에 초점을 맞추었다. Kumar et al. (2014)의 자료를 재구성한 결과는 중국(8.3×10^4 particles cm^{-3})과 인도(30.9×10^4 particles cm^{-3})에서의 도로 부근 농도가 아메리카 대륙과 유럽, 호주에서의 도로 부근 평균농도($3.0 \pm 0.9 \times 10^4$ particles cm^{-3})에 비해 각각 3배와 10배 높은 농도수준임을 보였다. 서울과 인천에서 관측된 도로 부근의 평균농도는 $5.3 \pm 3.3 \times 10^4$ particles cm^{-3}로 중국과 인도의 농도에 비해 64%와 17% 수준을 나타내었으나, 다른 대륙에서의 농도보다는 1.8배 높은 수준을 보였다(Fig. 1). 한국에서의 관측은 청량리, 신촌, 강남과 같이 서울에서도 가장 교통량이 많은 곳을 대상으로 하여 상대적으로 높은 수준을 기록한 것으로 판단된다. 그럼에도 불구하고 한국에서의 UFP 농도가 타 대륙에 비해서는 높은 양상을 보였고

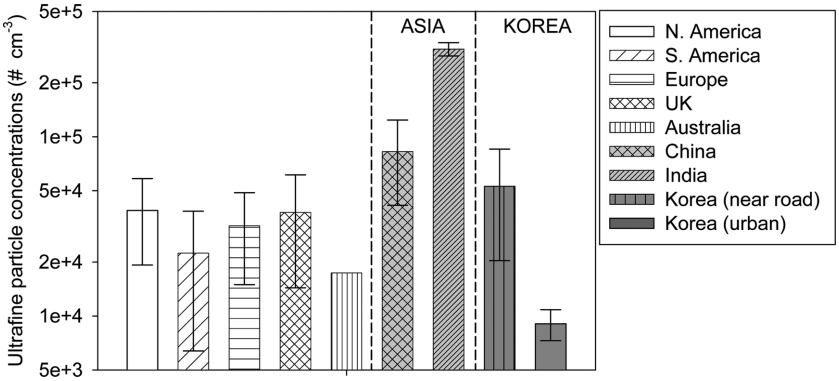

Fig. 1. Near-roadway UFP concentrations observed worldwide. Data for other countries were taken from Kumar et al. (2014). Near-roadway data in Korea were taken from (Bae et al., 2007; Woo et al., 2008; Song et al., 2012; Kim et al., 2015b) and urban background data were taken from (Bae et al., 2003; Park et al., 2008; Maskey et al., 2012).

한국 도심의 주거지역이 도로주변에 밀집된 형태로 되어 있음을 고려하면 이에 대한 지속적인 모니터링이 필요하다. 한국에서 도로와 인접하지 않은 도심지역에서의 농도는 9.1×10^3 particles cm^{-3}으로 나타나 도로변 농도의 17% 정도를 보였다(광주, 여수, 서울 평균).

3.1.2 지역 내 UFP 농도 변화

도심에서의 UFP는 교통환경과 대기환경뿐만 아니라, 외부공기와의 혼합을 통한 환기효율에 영향을 주는 도로부근의 건물 밀도와 구성 등의 건조환경에 복합적으로 영향을 받기 때문에 도심 내에서도 매우 비균질한 분포를 보이는 것으로 알려져 있다(Lianou et al., 2007; Krudysz et al., 2009; Choi et al., 2016). 따라서 도심 내에서 다양한 교통환경 및 건조환경에 의해 야기되는 UFP 분포의 공간적 비균질성 특성을 이해하는 것은 UFP에 대한 대중의 노출 영향을 평가하는데 중요하다. UFP의 공간적 분포 특성에 대한 선행연구들의 공통적인 결과는 지역적으로 비교적 균질한 공간분포를 보이는 $PM_{2.5}$와는 다르게 UFP는 공간적으로 매우 비균질한 분포를 나타낸다는 것이다. 단적인 예로, Karner et al. (2010)은 수십 건의 선행연구를 통합하여 주요도로로부터의 거리에 따른 여러 오염물질의 농도 변화 특성을 밝힌 연구에서 UFP를 포함한 차량으로부터 직접 배출되는 오염물질은 도로로부터 멀어질수록 농도가 급격히 감소하는 경향을 보였으나, $PM_{2.5}$의 경우 이러한 경향이 미미함을 제시하였다. 이러한 공간분포의 차이는 $PM_{2.5}$와 UFP의 발생원과 대기 중 체류시간의 차이에서 기인한다. $PM_{2.5}$는 대기 중에서 화학과정을 거치며 이차적으로 생성되는 반면, 도심에서 UFP의 주요 발생원은 연료연소 등을 통한 직접 배출이다. 따라서 $PM_{2.5}$는 전구물질의 지역전반의 배출과 화학과정이 활발하게 진행될 수 있는 대기환경에 의해 생성 효율이 결정되는 반면, UFP는 배출원과의 근접성과 확산에 영향을 주는 대기 및 건조환경에 의해 농도분포가 영향을 받는다. 또한, 난류확산, 건식침전, 결집 등의 효율이 낮아 대기 중 체류시간이 긴 $PM_{2.5}$은 지역적으로 비교적 균질한 분포를 가질 수 있는 시간적 여유가 있으며, 장거리 이동에 의한 유입에 의해서도 영향을 받는다. 반면, 에어로졸 역학적 제거 속도가 빨라 대기 중 수명이 상대적으로 짧은 UFP의 경우 균질한 분포를 나타내기에는 시간적 제약을 받는다.

Wilson et al. (2005)은 공간적 비균질성을 정량화하기 위해 두 관측지점 사이의 coefficients of divergence (COD) 방법을 이용하였고(COD가 0인 경우 공간적으로 균질, 1인 경우 매우 비균질), 0.2보다 큰 경우 공간적으로 비균질한 분포를 보이는 것으로 제시하였다. Moore et al. (2009)은 미국 캘리포니아에서 관측한 $PM_{2.5}$는 지역 내에서 상대적으로 균질한 분포를 보인 반면($COD < 0.2$), UFP는 지역 내와 지역 간의 비균질성이 모두 크다는 것을 보였다(COD 중위값 ~0.35). 또한 Krudysz et al. (2009)은 350 m~11 km 범위 내의 관측지점들 사이에서 UFP의 분포가 40 nm보다 작은 크기의 입자의 경우 매우 비균질한 분포를 보인 반면($0.3 < COD < 0.9$), 입자의 크기가 커질수록 상대적으로 균질한 분포를 나타냄을 밝혔다(COD~0.2). 유럽에서도 유사한 관측결과가 제시되었다. 유럽의 4개 도시에서 주거지역과 도심 중심 관측지점 사이의 COD는 $PM_{2.5}$나 PM_{10}의 경우 0.02~0.10의 범위를 보인 반면, UFP는 0.07~0.53의 범위를 보여 UFP의 공간분포가 더욱 비균질한 것으로 나타났다(Lianou et al., 2007).

한국에서는 지역 내의 공간분포에 대한 연구가 활발히 수행되고 있지는 않지만, 이동식 관측을 통해 도

로 위의 오염물질 분포 특성을 이해하고자 하는 연구가 일부 수행되었다. Kim et al. (2015b)은 강남을 둘러싼 도로를 주변 환경에 따라 5 영역으로 나누어 도로에서의 오염물질 농도분포를 비교하였다. 본 연구를 위해 5 영역에서의 각 오염물질에 따른 COD를 계산한 결과, black carbon(BC)과 CO_2는 비교적 균질한 분포를 보인 반면(COD < 0.2), UFP는 매우 비균질한 분포 특성을 보였다(COD = 0.49). NOx와 입자상 PAH는 COD ≈ 0.2로 상대적으로 적은 비균질 정도를 나타내었다.

위의 결과들은 대중의 UFP에 대한 노출 위험성 평가를 보다 정확하게 정량화하기 위해서는 다양한 미소환경이 UFP의 분포에 미치는 영향에 대한 연구가 필요함을 제시한다.

3.1.3 미소환경(microenvironments)이 UFP 농도에 미치는 영향

대기오염물질의 모니터링은 고정식 관측망을 위주로 수행되어 왔기 때문에 다양한 미소환경에 따른 오염물질의 분포특성을 이해하기에는 공간 해상도가 뒷받침되지 못하였다. 비록 최근 이동식 관측 연구의 증가(Choi et al., 2012; Goel and Kumar, 2015b)와 CFD (computational fluid dynamics) 또는 LES (large eddy simulation) 모델링 연구를 통해(Kim and Baik, 2004; Liu et al., 2004) 도로에서 방출된 오염물질의 농도 분포가 다양한 미소환경에 의해 영향을 받아 공간적으로 비균질하다는 결과가 발표되고는 있지만, 아직까지 실제 도심환경에서 이들 미소건조환경(micro-built environments)이 오염물질 분포 특성에 미치는 영향이 정량적으로 규명되지는 않았다. 이는 주로 기존의 고정관측이 갖는 공간적 한계와 매우 큰 다양성을 갖는 도심의 구조에 기인한다.

차량을 이용한 이동식 관측은 높은 공간 해상도의 오염물질 분포 특성을 파악할 수 있다는 장점으로 최근 대기환경 모니터링 분야에서 늘어가는 추세이다 (Griffin, 2003). 이를 이용한 미소건조환경이 대기오염물질 분포 및 농도 수준에 미치는 영향이 몇몇 연구를 통해 정량적으로 제시되었다. Choi et al. (2016)은 높은 공간 해상도를 갖는 이동 관측을 통해 미국 로스엔젤리스 도심지역에서 교통량을 보정한 UFP의 농도에 주요한 영향을 주는 요소가 시간대에 따라 다르다고 제시하였다. 상대적으로 안정한 대기조건인 이른 오전에는 UFP의 농도가 주변 건조환경(built environments)의 영향을 받아, 그 미소환경이 갖는 지역적 종횡비(건물면적에 가중치를 준 평균 건물높이에 대한 공터의 비)와 직접적인 연관성이 있으며, 이는 종횡비가 도심 캐노피 안의 공기의 환기 효율에 영향을 주기 때문인 것으로 설명하였다. 반면, 불안정한 대기조건인 오후에는 UFP의 농도가 난류강도에 직접적으로 영향을 받았는데, 난류강도는 주변 건물 구성의 비균질성에 영향을 받았기 때문에 미소건조환경이 간접적인 영향을 끼친 것으로 제시하였다.

교차로와 같은 미소환경은 여러 차량이 동시에 가속하는 환경으로 UFP를 비롯한 차량방출 오염물질의 핫스팟(hotspot)으로 지목되었다(Goel and Kumar, 2015b; Choi et al., 2018). Goel and Kumar (2015b)는 차량의 멈춤-가속 등에 의한 차량배출 UFP의 증가가 두드러진 교차로에서부터 79~129 m까지의 거리를 교차로 핫스팟으로 규정하였다. 또한 Goel and Kumar (2015a)는 차량을 이용해 통근하는 사람들이 교차로에서 소비하는 시간은 전체 도로에서 소비하는 시간의 2% 정도이지만, 이 짧은 시간 동안의 흡입량은 전체 UFP 흡입량의 25%를 차지함을 제시하였다. Choi et al. (2018)은 교차로를 지나가면서 수행한 이동 관측을 통해 교차로 전·후 90 m의 거리에서 5 m 간격의 상세 공간해상도를 갖는 UFP 농도 프로파일을 획득하였다. 이를 이용하여 교차로 전·후 30 m 이내에서 최고 농도가 나타나고 거리가 멀어질수록 농도가 급격히 감소함을 규명하였다. 이를 통해 버스정류장을 교차로에서 40 m 이상 떨어진 곳에 위치시키면, 교차로 부근에 정류장이 있을 때보다 UFP 흡입량을 상당히 감소시킬 수 있음을 정량적으로 제시하였다.

비록 실제 도심환경에서 미소건조환경이 UFP 농도 분포에 미치는 영향에 대한 연구가 일부 수행되어 왔지만 아직 상세규모에서 미소건조환경이 UFP 농도분포에 미치는 영향에 대한 정량적 연구는 미미한 수준이며 대중 건강에 대한 UFP의 노출 위험성 평가를 위해서는 이에 대한 보다 많은 연구가 필요하다.

3.2 시간적 분포 변화

3.2.1 계절적 변화

도심지역에서 교통량의 계절적 변화가 크지 않음을 고려하면, 차량 방출 UFP 농도의 계절적 변화는 주로 기상 조건에 의해 결정된다. UFP의 농도에 영향을 미치는 기상 인자는 다음과 같다.

· 대기경계층: 여름철 지면가열에 의한 높은 대기경계층은 혼합층의 부피를 증가시켜 UFP와 같은 일차 오염물질의 농도를 감소시키고, 겨울철 차가워진 지면으로 인한 낮은 대기 경계층은 혼합층의 부피를 감소시켜 UFP의 농도를 증가시킬 수 있다.

· 대기안정도: 불안정한 대기는 난류강도의 증가로 인해 난류확산이 활발하여 UFP의 농도를 감소시키고 안정한 대기는 차량 등으로부터 방출된 UFP를 지표면 부근에 축적시켜 농도를 증가시킨다.

· 기온과 습도: 낮은 기온은 UFP의 전구물질인 유기기체의 휘발성을 낮추어 기체에서 입자로의 전환을

증가시킬 수 있고 높은 습도 역시 입자형성에 도움을 줄 수 있다. 따라서 차량 배기가스가 대기 중으로 유입되는 배기구-도로 단계에서 UFP의 생성 및 성장에 유리한 조건을 제공하여 농도를 증가시킬 수 있다(Ronkko et al., 2006). 또한, 낮은 지표면 온도는 안정한 대기형성에 유리한 조건을 제공할 수 있다.

· 자외선 강도: 여름철 강한 자외선은 광화학반응을 촉진시켜 낮 시간의 광화학 핵형성을 통한 입자의 수농도를 증가시킬 수 있다.

· 강우 발생 빈도: 입자상 물질은 궁극적으로 건식침전과 습식침전을 통해 대기 중에서 제거되며, 건식침전의 효율이 상대적으로 작은 $PM_{2.5}$의 대기 중 수명은 강우빈도와 관련이 있다(Seinfeld and Pandis, 1998). 습식침전은 rainout과 washout 효과로 구분하는데 100 nm보다 큰 입자의 경우 브라운 운동에 의해 구름 물방울과 충돌하는 효율이 낮기 때문에(Seinfeld and Pandis, 1998) rainout 보다는 washout에 의한 제거가 중요하다. 반면, 10 nm 정도의 입자는 활발한 브라운 확산으로 구름 물방울과의 충돌 효율이 매우 높아 구름 내부 공기에서는 수명이 십 수분에 불과하다(Seinfeld and Pandis, 1998). 그러나 도심지역에서의 UFP의 주요 배출원은 지면에 위치하고 있고 대기 중 수명이 길지 않아서(Capaldo and Pandis, 2001) 구름이 존재하는 높은 고도에서는 도심 배출 UFP의 농도가 낮을 것으로 예상된다(Imhof et al., 2005). 따라서 구름 물방울로의 흡수를 통한 rainout 효과는 크지 않을 것으로 보인다. 비록 많은 연구가 이루어지지는 않았으나 강우에 의한 UFP의 washout 효과 역시 비효율적일 가능성이 있다. Charron and Harrison (2003)은 강우 직후 UFP 농도가 오히려 증가한 것을 관측하였는데, 그 원인으로 강우에 의해 크기가 상대적으로 큰 입자상 물질들이 제거되어 유기물질들이 기존의 큰 입자상 물질들에 응결되기 보다는 핵형성을 통해 새로운 입자상 물질을 형성했기 때문으로 설명하였다. Choi et al. (2012) 역시 이슬비가 내리는 환경에서 UFP의 도심 배경농도에 큰 차이가 없음을 관측하였다(unpublished data).

· 일출시간과 교통량: 계절에 따른 교통량의 일변화는 유사한 반면, 겨울철 일출시간이 늦어지면 여름철보다 더 안정하고 낮은 온도의 대기조건에 출근시간이 겹쳐진다. 따라서 차량의 배출량 증가와 확산효율의 감소로 인해 대기 중 UFP의 농도가 증가할 수 있다(Hu et al., 2009a).

위와 같은 영향으로 인해 UFP의 계절적 변화를 관측한 대부분의 연구에서는 겨울에 높고 여름에 낮은 뚜렷한 계절적 UFP 농도 변화양상을 보고하였다(예를 들면, Zhu et al., 2004; Pirjola et al., 2006; Hu et al., 2009a). 그러나 일부 남반구에서 수행된 연구에서는 강한 계절적 변화 양상을 보이지 않았고(Mejia et al., 2007) 북유럽의 일부 연구에서는 여름철에는 낮은 농도를 나타내었지만 가장 높은 농도는 겨울뿐만 아니라 봄에 나타나기도 하였다(Hussein et al., 2004).

이러한 계절적 변화는 작은 크기의 UFP에서 뚜렷하게 나타나고 크기가 큰 축적 모드에서는 변화가 상대적으로 뚜렷하지 않은 경향을 보였다(Morawska et al., 2008). 비록 여름철에 평균 UFP의 농도가 가장 낮은 경향이 있다고 하더라도, 여름철 강한 자외선의 영향으로 인한 광화학 핵형성 과정을 통해 낮시간 3~10 nm 크기의 농도가 증가하는 것이 관측되기도 한다(McMurry and Woo, 2002).

한국에서 관측된 계절적 변화는 다른 대륙에서 관측된 결과와 유사하다. 서울 도심에서 겨울철에 다른 계절에 비해 일중 높은 농도를 나타내었고(Kim et al., 2014), 광주에서는 유럽에서처럼 겨울보다는 봄에 더 높은 UFP 농도를 나타내기도 하였다(Maskey et al., 2012). 그러나 아직 한국에서는 여러 도심에서 UFP의 계절적 변화를 살펴볼 장기간의 관측 연구가 많이 수행되고 있지는 못하다.

3.2.2 일중 변화

일변화는 밤과 낮의 대기조건과 교통량에 강하게 영향을 받으며, 특히 도로가 밀집한 지역에서는 교통량과 강한 상관관계를 나타낸다(Hussein et al., 2004; Morawska et al., 2008). 따라서, 도로부근에서의 UFP 농도는 일반적으로 출·퇴근 시간에 두 개의 봉우리를 갖는 일변화 경향을 나타낸다. 일변화 경향성은 계절과 상관없이 유사하나 일 최고 농도의 수준은 출·퇴근 시간 대의 기상조건에 영향을 받는다. 특히, 출근시간 대에 급격히 증가한 교통량이 온도가 낮고 대기안정도가 높은 기상조건과 결합하면 방출원의 증가와 UFP 생성 효율의 상승, 그리고 확산 효율의 감소로 인해 일중 최고 농도를 나타내는데 이는 도심지역에서 빈번히 관측되는 현상이다(Hu et al., 2009a). 이러한 출근시간 대의 고농도 UFP 발생현상은 겨울철에 더욱 심화되는데 이는 낮은 기온뿐만 아니라 일출시간과도 연관이 있다. Hu et al. (2009a)은 여름보다 겨울에 아침 통근 시간 농도가 높음을 관측하였고, 이는 겨울철 통근시간이 일출 전에 시작되기 때문에 통근시간에 대량 방출된 UFP가 안정한 대기조건에서 더욱 쉽게 축적되었기 때문으로 설명하였다. Choi et al. (2012)은 다양한 도심환경에서 여름과 겨울에 상관없이 일출 전에는 도로로부터 멀어질수록 감소하는 UFP의 농도변화 속도가 유사함을 관측하였고, 이는 일출 후 아침 통근시간이 형성되도록 하는 정책이 인체의 노출 감소에 도움이 될 수 있다는 근거가 된다.

오후시간 대의 교통량이 오전 출근시간 대보다 월

등히 적지는 않다고 하더라도 높아진 대기경계층 높이와 난류강도의 증가로 인한 효율적인 확산에 의해 농도가 감소하는 경향을 나타낸다(Choi et al., 2016). 그러나 광화학 과정을 통한 NPF가 발생하는 경우 또는 주변 환경에서의 유입이 있을 경우에는 오후의 농도가 더 높아지기도 한다(Hu et al., 2012; Choi et al., 2016). 교통량이 UFP 농도를 결정하는 주요 요인임은 주간 변화로도 설명된다. Hussein et al. (2004)는 주중의 UFP 농도가 주말보다 높음을 관측하였고 이는 주말의 교통량 감소에 기인한 것으로 제시하였다.

한국에서 UFP의 일중 농도변화 연구는 장기관측 연구에 비해서는 활발히 수행되었다. 일중 농도변화는 도로망이 조밀한 도심에서는 교통량 변화와 유사한 양상을 보였다. 즉, 출근시간 대에 큰 봉우리가 나타나고 퇴근시간 대에 보다 작은 두 번째 봉우리가 나타나는 쌍봉분포(bimodal)를 보였다(Bae et al., 2007; Park et al., 2008; Woo et al., 2008; Song et al., 2012; Kim et al., 2014). 이는 한국 도심지역 UFP의 주요 방출원이 차량임을 지시한다. 이러한 일중 변화양상은 계절에 상관없이 일관적인 특성을 보였으나(Kim et al., 2014), 주말에는 이러한 쌍봉 분포가 뚜렷하게 나타나지 않았다(Song et al., 2012). 그러나 일반적인 일중 변화 특성은 광화학 과정에 의한 NPF (new particle formation)가 발생한 날에는 다른 양상을 나타내었다. 즉, 출근시간 대의 농도보다 오후 시간 대의 농도가 더 높은 세봉우리 형태를 나타내었다. 광화학 과정에 의한 오후 시간대의 농도 봉우리는 오후 3시경에 나타나는 경향을 보였다(Park et al., 2008; Kim et al., 2017).

4. UFP가 인체에 미치는 영향

도로에서 방출되는 오염물질이 인체에 악영향을 미친다는 연구는 꾸준히 이루어져 왔다(Brugge et al., 2007). 그러나 차량에서 방출되는 오염물질의 종류가 매우 다양할 뿐만 아니라 개별 오염물질의 관측자료 부족으로 인해 실제 도심환경에서 개별 오염물질이 건강에 미치는 악영향에 대한 연구는 쉽지 않다. 따라서 대부분의 보건역학 연구(epidemiological studies)는 주요 도로로부터 거주지역까지의 거리(근접도)를 인자로 하여 수행되어 왔다(Hoek et al., 2002; Brugge et al., 2007; Tonne et al., 2007). 최근에는 차량으로부터 방출되는 UFP가 인체에 미치는 영향에 대한 관심이 높아지고 UFP의 관측자료 증가에 따라 이에 대한 연구 결과가 점차 축적되고 있다. 그럼에도 불구하고 아직까지는 입자의 수 농도에 대한 건강상 안전한 범위 및 UFP가 건강에 영향을 미치는 생물독성학적 기작 등은 논쟁의 여지가 있다(Kumar et al., 2014).

4.1 입자상 물질의 크기분포와 체내 침적 효율

비록 아직까지 UFP 노출과 건강의 악영향 사이의 정량적 상관성을 도출하기에는 충분한 연구 결과가 축적되어 있지 않지만, UFP가 건강에 악영향을 준다는 독성학적, 보건역학적 결과가 최근 지속적으로 제시되고 있다(Ibald-Mulli et al., 2002; Hoek et al., 2010).

UFP와 $PM_{2.5}$의 호흡기, 폐, 심장혈관 질환과의 연관성은 도심에서 방출되는 입자상 물질의 크기 분포와 체내 침적 효율을 비교하면 그 인과 관계를 추측할 수 있다. 일반적으로 입자상 물질들의 크기분포는 대상에 따라 다른 형태의 로그-정규분포를 나타낸다. 즉, 도시 배경지역에서 수 농도는 핵모드에서 가장 큰 봉우리를 갖고, 축적모드에서 작은 봉우리를 갖는 쌍봉분포를, 표면적 농도는 축적모드에서 큰 봉우리를 갖는 단봉분포를, 부피(질량) 농도는 축적모드와 조대입자(coarse mode)에서 봉우리를 갖는 쌍봉분포를 보인다(Seinfeld and Pandis, 1998). 그러나 도로인근에서는 차량 방출의 영향으로 UFP 영역의 농도가 급격히 증가하게 되어 수 농도는 전체 수 농도의 90% 이상을 차지하고(Harrison et al., 2011; Choi et al., 2014), 표면적이나 부피 농도에서도 봉우리가 나타난다(Wilson et al., 1977; Seinfeld and Pandis, 1998; Fig. 2b).

다른 한편, 입자상 물질은 크기에 따라 인체 내에 침적되는 효율과 위치가 다르다(Oberdorster et al., 2005). 2.5 μm 보다 큰 입자들은 충돌(impaction)이나 중력에 의한 침전에 의해 상부 호흡기에 효율적으로 침적되고, 1 nm 정도의 매우 작은 입자들 또한 확산이 매우 활발하여 상부 호흡기에 높은 효율로 침적된다(Fig. 2a의 녹색선). 크기가 그 사이인 입자들은 좀 더 인체 내로 침투하여 10 nm보다 작은 입자들이 빠른 확산에 의해 기관지 영역에 효율적으로 침적되고(파란 점선), 10~100 nm 크기의 입자들이 인체의 더 깊은 폐포 영역까지 침투하여 침적되는 경향을 보인다(Oberdorster et al., 2005).

입자 크기에 따른 인체 침적률 분포를 차량에서 배출되는 입자 크기분포와 비교하면, 인체의 가장 깊은 폐포영역에 효율적으로 침전되는 크기가 차량에서 배출되는 UFP의 크기와 일치한다(Fig. 2). 이는 왜 우리가 UFP에 주의를 기울여야 하는지를 단적으로 나타낸다. Kumar et al. (2014)은 유럽에서의 호흡기 침적율은 0.66인 반면, 인도 델리에서의 호흡기 침적율은 0.41로 평가하였다. 이는 델리에서는 핵모드에 비해 보다 큰 Aitken 모드와 축적모드의 비율이 높은 크기분포를 보였기 때문이다. 따라서 크기분포는 입자상 오염물질의 체내 침적에 매우 중요한 요소이다.

4.2 UFP와 연관된 인체 악영향

위의 4.1절의 논의는 UFP가 인체에 영향을 미칠 수

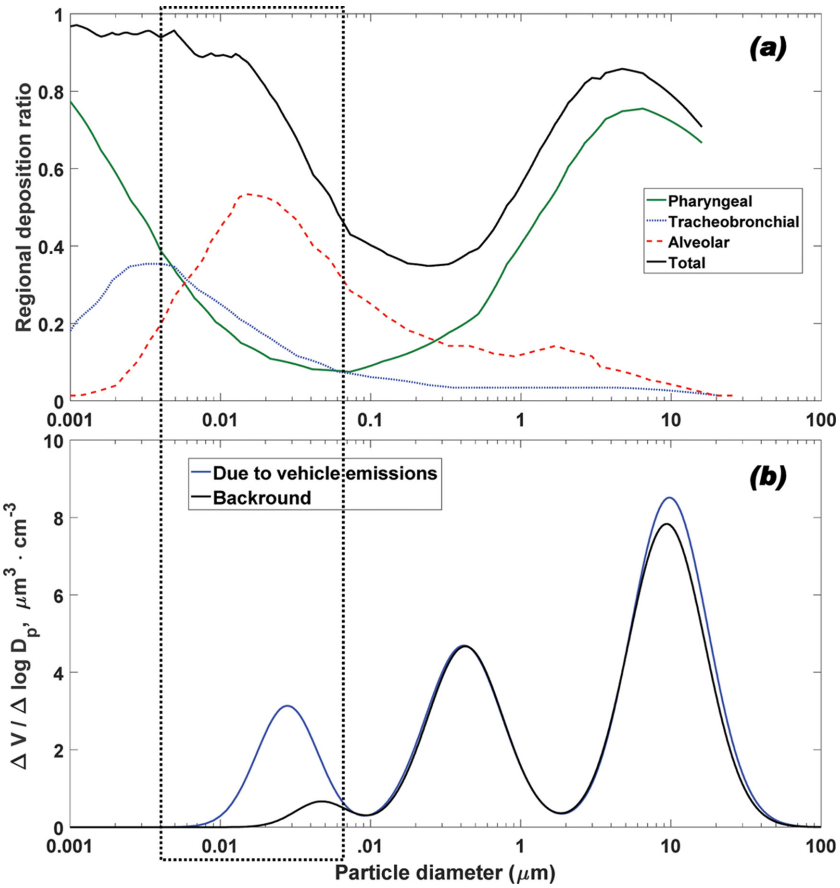

Fig. 2. Size distributions of (a) regional deposition ratios of particles in human body (reproduced from Oberdorster et al. (2005)) and (b) particle volume concentrations (reproduced from Wilson et al. (1977); concentrations are only for illustration). In (a), green line represents deposition ratios in pharyngeal, blue dotted line in tracheobronchial, red dashed line in alveolar area and black solid line denotes the total deposition ratio. In (b) black line represents urban background air and blue line shows the addition of vehicular (diesel) emissions.

있는 단적인 예이지만, 최근의 여러 독성학적, 보건역학적 연구결과는 실제 UFP가 다양한 건강의 악영향을 야기한다는 결과를 제시하고 있다(Davidson et al., 2005; Sioutas et al., 2005; Hoek et al., 2010). 또한 Oberdorster (2000)은 단위 질량 대비 UFP가 보다 큰 입자들에 비해 독성이 더 강함을 제시하였다. Sioutas et al. (2005)은 리뷰논문에서 화석연료 연소로부터 배출된 UFP가 보다 큰 입자들과 비교하여 수 농도와 표면적 넓이에서 10배나 크고 단위 질량 대비 보다 높은 농도의 산화제 기체, 유기화합물, 전이금속과 같은 독성 오염물질을 포함하고 있기 때문에 인체의 건강에 악영향을 미칠 수 있다고 제시하였다. 이들은 그 이유로 시험관에서 측정한 산화환원 활동도가 큰 입자들에 비해 UFP에 의해서 더욱 증가하였음을 지적하였다. 또한 Brugge et al. (2007)은 UFP가 다른 입자상 물질들에 비해 세포에 유해한 활성 산소 화합물을 더 많이 포함하고 있고 이를 통해 다양한 염증반응이 야기된다고 제시하였고, 이를 통해 장기간 또는 반복적인 UFP에의 노출은 동맥경화를 촉진하는 염증반응을 증가시킬 수 있음을 제시하였다(예를 들면, Chan et al., 2004).

UFP가 건강에 미치는 악영향은 다양하다(Nel et al., 2006). 이는 UFP의 크기가 작고 심폐의 대식세포에 의한 제거가 쉽지 않기 때문이기도 하며, 혈액순환이나 림프순환에 의해 호흡기나 폐 이외의 기관에 침적될 수 있기 때문이다(Oberdorster et al., 2005). 이런 이유로 여러 연구들은 UFP가 호흡기 관련 질환뿐만 아니라 심장혈관계, DNA 손상, 신경조직 흡착에 의한 뇌 또는 말초신경계 손상, 심근경색 등에 영향을 미칠 수 있음을 제시하였다(Oberdorster et al., 2005;

Sioutas et al., 2005; Nel et al., 2006).

UFP의 인체에 대한 악영향은 독성학 연구에서 먼저 제기되었으나 이에 대한 보건역학적 증거는 (epidemiological evidence) 아직 충분하지 못하여, 농도와 건강상 반응 사이에 대한 정량적인 관계가 정립되어 있지는 않다(Hoek et al., 2010). 그러나, PM_{10}이나 $PM_{2.5}$로 대표되는 질량농도와 건강상의 관계에 대한 보건역학적 증거가 축적되어 있고 건강에 악영향을 주는 최저 질량농도 수준(threshold level)이 규정되어 있지 않음을 고려하면, 화석연료 연소로 발생하는 도심의 UFP 수 농도가 자연적인 조건에서보다 10배 이상 높기 때문에 이에 대한 대책이 마련되어야 한다는 것에 학계의 의견이 수렴되고 있다(Morawska et al., 2008).

5. 향후 연구 방향

과거 이십여 년 동안 화석연료 연소로부터 방출되는 UFP의 배출특성, 도심지역에서의 분포특성 및 인체에 미치는 영향에 대한 과학적 이해는 빠르게 축적되어 왔다. 그러나 UFP가 사회적/과학적으로 주목을 받은 지 오래되지 않아 아직 많은 부분에 대한 추가적인 연구가 필요하다. 먼저, 수 농도의 측정에 있어 질량농도와는 달리 표준 측정방법 및 기준이 수립되어 있지 않다. 따라서 측정 방법 또는 기기(주로 최소 측정 크기에 의해)에 따라 관측농도가 30% 이상까지 차이를 나타낸다(Morawska et al., 2008). 따라서, UFP의 수 농도 및 표면적 농도를 측정하기 위한 표준화된 기준방법의 정립이 필요하다. 특히 도심지역과 같은 환경에서는 가격 경쟁력을 갖고 넓은 범위의 크기 분포를 포함할 뿐만 아니라 높은 시간 분해능을 갖춘 장비의 개발과 검증이 요구된다(Kumar et al., 2010).

또한 인체의 노출영향과 관련하여 도심지역에서는 도심구조에 의한 UFP 분포 특성을 지역적 규모뿐만 아니라 미소규모로까지 확대하여, 미소환경 및 미기상이 UFP 농도분포에 미치는 영향을 정량적으로 규명하는 연구가 수행되어야 한다. 이는 $PM_{2.5}$ 및 PM_{10}과는 다르게 UFP는 매우 비균질한 공간분포를 보이기 때문에 한 지점에서의 고정관측은 UFP에 대한 노출의 관점에서 상당히 저평가할 수 있기 때문이다. 따라서 다양한 환경에 대한 UFP hotspot을 정량적으로 규명, 보행자 또는 거주민들로 하여금 UFP의 노출로부터 회피할 수 있는 정보를 제공하는 것이 필요하다. 화석연료로부터 직접 방출되는 UFP는 질량 농도의 관점에서는 중요하지 않을 수도 있으나, 이들이 기존에 존재하는 $PM_{2.5}$ 등에 꾸준히 결착(coagulation)되면서, $PM_{2.5}$의 화학적 특성을 변화시킬 수 있고 이러한 변환은 인체의 건강 및 기후에도 영향을 줄 수 있다. 따라서 도심 방출 UFP가 도심 plume이 이동하면서 (광)화학적 연령이 증가하는 동안 어떠한 물리/화학적 변환을 거치는 가에 대한 연구 또한 필요하다.

차량에서 배출되는 UFP에 대한 차량별, 연료별 배출량 평가연구는 꾸준히 수행되어 왔으나, 선박, 항공기, 건설기계, 농기계 등의 비도로 이동오염원에 대한 배출량 평가 연구는 상대적으로 미흡하다. 특히 한국은 좁은 국토에 많은 대도시들이 바다와 인접하여 있어 선박에 의한 배출 영향 평가가 필요하다. 또한 폐기물 처리장 등 기타 연소시설에서의 배출량 평가 역시 필요할 것으로 판단된다. 최근에는 기술의 발달로 인해 나노물질 공정이 중요한 산업으로 발돋움하고 있다. 그러나 아직 인위적으로 제조되는 나노물질의 환경 및 인체에 미치는 영향에 대한 연구가 미흡하다. 따라서 나노물질 제조공정을 통해 방출되는 UFP의 환경 및 인체에 미치는 영향에 대한 연구가 필요하다 (Kumar et al., 2013). 뿐만 아니라 최근에는 대체연료로 생물연료(biofuel)의 개발이 이루어지고 있다. 그러나 생물연료 연소 시 발생하는 UFP의 배출은 엔진 또는 연료의 종류에 상관없이 기존의 연료연소를 통한 배출보다 0.73~2.23배까지 증가하고 크기는 0.62~0.84배 작다는 연구결과가 발표되고 있어(Kumar et al., 2010) 이에 대한 추가 연구 및 생물연료 연소 시 발생하는 UFP의 유해도 평가가 요구된다.

마지막으로 위에서 나열한 연구들을 바탕으로 체계적이고 객관적인 UFP 노출의 위험도 평가모델의 개발과 검증이 시급한 것으로 판단된다.

감사의 글

본 논문의 개선을 위해 좋은 의견을 제시해 주신 심사위원께 감사를 드립니다. 이 연구는 부경대학교 자율창의학술연구비(2017년) 지원으로 수행되었습니다.

REFERENCES

Bae, G.-N., S.-B. Lee, and S.-M. Park, 2007: Vehicle-related fine particulate air pollution in Seoul, Korea. *Asian J. Atmos. Environ.*, **1**, 1-8.

_____, M. C. Kim, D.-Y. Lim, K.-C. Moon, and N. J. Baik, 2003: Characteristics of urban aerosol number size distribution in Seoul during the winter season of 2001. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, **19**, 167-177 (in Korean).

Bianchi, F., and Coauthors, 2016: New particle formation in the free troposphere: a question of chemistry and timing. *Science*, **352**, 1109-1112, doi:10.1126/science.aad5456.

Birmili, W., and A. Wiedensohler, 2000: Evolution of newly formed aerosol particles in the continental boundary layer: a case study including OH and H_2SO_4 measurements. *Geophys. Res. Lett.*, **27**, 2205-2208.

_____, J. Rehn, A. Vogel, C. Boehlke, K. Weber, and F. Rasch, 2013: Micro-scale variability of urban particle number and mass concentrations in Leipzig, Germany. *Meteorol. Z.*, **22**, 155-165, doi:10.1127/0941-2948/2013/0394.

_____, H. Berresheim, C. Plass-Dulmer, T. Elste, S. Gilge, A. Wiedensohler, and U. Uhrner, 2003: The Hohenpeissenberg aerosol formation experiment (HAFEX): a long-term study including size-resolved aerosol, H_2SO_4, OH, and monoterpenes measurements. *Atmos. Chem. Phys.*, **3**, 361-376.

_____, K. Heinke, M. Pitz, J. Matschullat, A. Wiedensohler, J. Cyrys, H.-E. Wichmann, and A. Peters, 2010: Particle number size distributions in urban air before and after volatilisation. *Atmos. Chem. Phys.*, **10**, 4643-4660, doi:10.5194/acp-10-4643-2010.

Biswas, S., V. Verma, J. J. Schauer, and C. Sioutas, 2009: Chemical speciation of PM emissions from heavy-duty diesel vehicles equipped with diesel particulate filter (DPF) and selective catalytic reduction (SCR) retrofits. *Atmos. Environ.*, **43**, 1917-1925.

Brown, S. G., T. Lee, G. A. Norris, P. T. Roberts, J. L. Collett, P. Paatero, and D. R. Worsnop, 2012: Receptor modeling of near-roadway aerosol mass spectrometer data in Las Vegas, Nevada, with EPA PMF. *Atmos. Chem. Phys.*, **12**, 309-325, doi:10.5194/acp-12-309-2012.

Brugge, D., J. L. Durant, and C. Rioux, 2007: Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: A review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks. *Environ. Health*, **6**, 23.

Buccolieri, R., M. Sandberg, and S. Di Sabatino, 2010: City breathability and its link to pollutant concentration distribution within urban-like geometries. *Atmos. Environ.*, **44**, 1894-1903, doi:10.1016/j.atmosenv.2010.02.022.

Chan, C., K. Chuang, G. Shiao, and L. Lin, 2004: Personal exposure to submicrometer particles and heart rate variability in human subjects. *Environ. Health Persp.*, **112**, 1063-1067.

Charron, A., and R. M. Harrison, 2003: Primary particle formation from vehicle emissions during exhaust dilution in the roadside atmosphere. *Atmos. Environ.*, **37**, 4109-4119.

Capaldo, K., and S. Pandis, 2001: Lifetimes of ultrafine diesel aerosol, *E-43 project diesel aerosol sampling methodology*, Carnegie Mellon University, Pittsburgh, PA.

Choi, W., and S. E. Paulson, 2016: Closing the ultrafine particle number concentration budget at road-to-ambient scale: implications for particle dynamics. *Aerosol Sci. Tech.*, **50**, 448-461, doi:10.1080/02786826.2016.1155104.

_____, A. M. Winer, and S. E. Paulson, 2014: Factors controlling pollutant plume length downwind of major roadways in nocturnal surface inversions. *Atmos. Chem. Phys.*, **14**, 6925-6940, doi:10.5194/acp-14-6925-2014.

_____, D. Ranasinghe, J. R. DeShazo, J.-J. Kim, and S. E. Paulson, 2018: Where to locate transit stops: cross-intersection profiles of ultrafine particles and implications for pedestrian exposure. *Environ. Pollut.*, **233**, 235-245, doi:10.1016/j.envpol.2017.10.055.

_____, M. He, V. Barbesant, K. H. Kozawa, S. Mara, A. M. Winer, and S. E. Paulson, 2012: Prevalence of wide area impacts downwind freeways under pre-sunrise stable atmospheric conditions. *Atmos. Environ.*, **62**, 318-327, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.07.084.

_____, S. S. Hu, M. He, K. H. Kozawa, S. Mara, A. M. Winer, and S. E. Paulson, 2013: Neighborhood-scale air quality impacts of emissions from motor vehicles and aircraft. *Atmos. Environ.*, **80**, 310-321, doi:10.1016/j.atmosenv.2013.07.043.

_____, D. Ranasinghe, K. Bunavage, J. R. DeShazo, L. Wu, R. Seguel, A. M. Winer, and S. E. Paulson, 2016: The effects of the built environment, traffic patterns, and micrometeorology on street level ultrafine particle concentrations at a block scale: Results from multiple urban sites. *Sci. Total Environ.*, **553**, 474-485, doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.083.

Dall'Osto, M., X. Querol, A. Alastuey, C. O'Dowd, R. M. Harrison, J. Wenger, and F. J. Gomez-Moreno, 2013: On the spatial distribution and evolution of ultrafine particles in Barcelona. *Atmos. Chem. Phys.*, **2013**, 741-759, doi:10.5194/acp-13-741-2013.

_____, and Coauthors, 2018: Novel insights on new particle formation derived from a pan-european observing system. *Sci. Rep.*, **8**, 1482, doi:10.1038/s41598-017-17343-9.

Davidson, C. I., R. F. Phalen, and P. A. Solomon, 2005: Airborne particulate matter and human health: A review. *Aerosol Sci. Tech.*, **39**, 737-749.

Goel, A., and P. Kumar, 2015a: Zone of influence for particle number concentrations at signalised traffic inter-

sections. *Atmos. Environ.*, **123**, 25-38, doi:10.1016/j.atmosenv.2015.10.054.

_____, and _____, 2015b: Characterisation of nanoparticle emissions and exposure at traffic intersections through fast-response mobile and sequential measurements. *Atmos. Environ.*, **107**, 374-390, doi:10.1016/j.atmosenv.2015.02.002.

Gordon, T. D., and Coauthors, 2014: Secondary organic aerosol production from diesel vehicle exhaust: impact of aftertreatment, fuel chemistry and driving cycle. *Atmos. Chem. Phys.*, **14**, 4643-4659, doi:10.5194/acp-14-4643-2014.

Griffin, R. J., 2003: Moving toward highly resolved air quality measurements in urban environments in Texas. *U.S.-Iran Symposium on air pollution in megacities*, Irvine, California, 106-111.

Harrison, R. M., D. C. S. Beddows, and M. Dall'Osto, 2011: PMF analysis of wide-range particle size spectra collected on a major highway. *Environ. Sci. Technol.*, **45**, 5522-5528, doi:10.1021/es2006622.

Herner, J. D., S. Hu, W. H. Robertson, T. Huai, M. C. O. Chang, P. Rieger, and A. Ayala, 2009: Effect of advanced atftertreatment for PM and NOx reduction on heavy-duty diesel engine ultrafine particle emissions. *Environ. Sci. Technol.*, **45**, 2413-2419.

Hoek, G., B. Brunekreef, S. Goldbohm, P. Fischer, and P. A. van den Brandt, 2002: Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet*, **360**, 1203-1209.

_____, and Coauthors, 2010: Concentration response functions for ultrafine particles and all-cause mortality and hospital admissions: results of a European expert panel elicitation. *Environ. Sci. Technol.*, **44**, 476-482, doi:10.1021/es9021393.

Hu, S., S. Fruin, K. Kozawa, S. Mara, S. E. Paulson, and A. M. Winer, 2009a: A wide area of air pollutant impact downwind of a freeway during pre-sunrise hours. *Atmos. Environ.*, **43**, 2541-2549.

_____, _____, _____, _____, A. M. Winer, and S. E. Paulson, 2009b: Aircraft emission impacts in a neighborhood adjacent to a general aviation airport in southern california. *Environ. Sci. Technol.*, **43**, 8039-8045.

_____, S. E. Paulson, S. Fruin, K. Kozawa, S. Mara, and A. M. Winer, 2012: Observation of elevated air pollutant concentrations in a residential neighborhood of Los Angeles California using a mobile platform. *Atmos. Environ.*, **51**, 311-319, doi:10.1016/j.atmosenv.2011.12.055.

Huang, C., D. Lou, Z. Hu, Q. Feng, Y. Chen, C. Chen, P. Tan, and D. Yao, 2013: A PEMS study of the emissions of gaseous pollutants and ultrafine particles from gasoline- and diesel-fueled vehicles. *Atmos. Environ.*, **77**, 703-710, doi: 10.1016/j.atmosenv.2013.05.059.

Hussein, T., A. Puustinnen, P. Aalto, J. M. Makela, K. Hameri, and M. Kulmala, 2004: Urban aerosol number size distributions. *Atmos. Chem. Phys.*, **4**, 391-411.

_____, and Coauthors, 2009: Time span and spatial scale of regional new particle formation events over Finland and Southern Sweden. *Atmos. Chem. Phys.*, **9**, 4699-4716.

Ibald-Mulli, A., H. E. Wichmann, W. Kreyling, and A. Peters, 2002: Epidemiological evidence on health effects of ultrafine particles. *J. Aerosol Med.*, **15**, 189-201.

Imhof, D., and Coauthors, 2005: Vertical distribution of aerosol particles and NOx close to a motorway. *Atmos. Environ.*, **39**, 5710-5721.

Jeong, C.-H., and Coauthors, 2010: Particle formation and growth at five rural and urban sites. *Atmos. Chem. Phys.*, **10**, 7979-7995, doi:10.5194/acp-10-7979-2010.

Karner, A. A., D. S. Eisinger, and D. A. Niemeier, 2010: Near-roadway air quality: synthesizing the findings from real-world data. *Environ. Sci. Technol.*, **44**, 5334-5344, doi:10.1021/es100008x.

Kerminen, V. M., and Coauthors, 2007: Development of particle number size distribution near a major road in Helsinki during an episodic inversion situation. *Atmos. Environ.*, **41**, 1759-1767.

Kim, G., H.-J. Cho, A. Seo, D. Kim, Y. Gim, B. Y. Lee, Y. J. Yoon, and K. Park, 2015a: Comparison of hygroscopicity, volatility, and mixing state of submicrometer particles between cruises over the Arctic Ocean and the Pacific Ocean. *Environ. Sci. Technol.*, **49**, 12024-12035, doi:10.1021/acs.est.5b01505.

Kim, J.-J., and J.-J. Baik, 2004: A numerical study of the effects of ambient wind direction on flow and dispersion in urban street canyons using the RNG k-ε turbulence model. *Atmos. Environ.*, **38**, 3039-3048.

Kim, J. H., S. S. Yum, S. Shim, W. J. Kim, M. Park, J.-H. Kim, M.-H. Kim, and S.-C. Yoon, 2014: On the submicron aerosol distributions and CCN number concentrations in and around the Korean Peninsula. *Atmos. Chem. Phys.*, **14**, 8763-8779, doi:10.5194/acp-14-8763-2014.

Kim, K. H., D. Woo, S.-B. Lee, and G.-N. Bae, 2015b: On-

road measurements of ultrafine particles and associated air pollutants in a densely populated area of Seoul, Korea. *Aerosol. Air Qual. Res.*, **15**, 142-153, doi:10.4209/aaqr.2014.01.0014.

Kim, N., and Coauthors, 2017: Hygroscopic properties of urban aerosols and their cloud condensation nuclei activities measured in Seoul during the MAPS-Seoul campaign. *Atmos. Environ.*, **153**, 217-232, doi:10.1016/j.atmosenv.2017.01.034.

Kim, Y., S.-C. Yoon, S.-W. Kim, K.-Y. Kim, H.-C. Lim, and J. Ryu, 2013: Observation of new particle formation and growth events in Asian continental outflow. *Atmos. Environ.*, **64**, 160-168, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.09.057.

_____, and Coauthors, 2016: Characteristics of formation and growth of atmospheric nanopartcles observed at four regional background sites in Korea. *Atmos. Res.*, **168**, 80-91.

Kittelson, D. B., W. F. Watts, and J. P. Johnson, 2002: Diesel aerosol sampling methodology CRC E-43: Technical summary and conclusions, *Coordinating Research Council*, Alpharetta, GA.

_____, _____, and _____, 2004: Nanoparticle emissions on Minnesota highways. *Atmos. Environ.*, **38**, 9-19.

_____, _____, and _____, 2006a: On-road and laboratory evaluation of combustion aerosols - Part 1: summary of diesel engine results. *J. Aerosol Sci.*, **37**, 913-930.

_____, _____, _____, J. J. Schauer, and D. R. Lawson, 2006b: On-road and laboratory evaluation of combustion aerosols - Part 2: Summary of spark iginition engine results. *J. Aerosol Sci.*, **37**, 931-949.

Krudysz, M., K. Moore, M. Geller, C. Sioutas, and J. Froines, 2009: Intra-community spatial variability of particulate matter size distributions in Southern California/Los Angeles. *Atmos. Chem. Phys.*, **9**, 1061-1075.

Kulmala, M., H. Vehkamäki, T. Petäjä, M. Dal Maso, A. Lauri, V.-M. Kerminen, W.Birmili, and P. H. McMurry, 2004: Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations. *J. Aerosol Sci.*, **35**, 143-176.

Kumar, P., A. Robins, S. Vardoulakis, and R. Britter, 2010: A review of the characteristics of nanoparticles in the urban atmosphere and the prospects for developing regulatory controls. *Atmos. Environ.*, **44**, 5035-5052.

_____, B. R. Gurjar, A. Nagpure, and R. M. Harrison, 2011a: Preliminary estimates of nanoparticle number emissions from road vehicles in megacity Delhi and associated health impacts. *Environ. Sci. Technol.*, **45**, 5514-5521, doi:10.1021/es2003183.

_____, L. Pirjola, M. Ketzel, and R. M. Harrison, 2013: Nanoparticle emissions from 11 non-vehicle exhaust sources - A review. *Atmos. Environ.*, **67**, 252-277, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.11.011.

_____, M. Ketzel, S. Vardoulakis, L. Pirjola, and R. Britter, 2011b: Dynamics and dispersion modelling of nanoparticles from road traffic in the urban atmospheric environment-A review. *J. Aerosol Sci.*, **42**, 580-603, doi:10.1016/j.jaerosci.2011.06.001.

_____, L. Morawska, W. Birmili, P. Paasonen, M. Hu, M. Kulmala, R. M. Harrison, L. Norford, and R. Britter, 2014: Ultrafine particles in cities. *Environ. Int.*, **66**, 1-10, doi:10.1016/j.envint.2014.01.013.

Lauros, J., A. Sogachev, S. Smolander, H. Vuollekoski, S.-L. Sihto, I. Mammarella, L. Laakso, Ü Rannik, and M. Boy, 2011: Particle concentration and flux dynamics in the atmospheric boundary layer as the indicator of formation mechanism. *Atmos. Chem. Phys.*, **11**, 5591-5601, doi:10.5194/acp-11-5591-2011.

Leaitch, W. R., and Coauthors, 2013: Dimethyl sulfide control of the clean summertime Arctic aerosol and cloud. *Elementa*, **1**, 000017, doi:10.12952/journal.elementa.000017.

Lee, E. S., D. R. Ranasinghe, F. E. Ahangar, S. Amini, S. Mara, W. Choi, S. Paulson, and Y. Zhu, 2018: Field evaluation of vegetation and noise barriers for mitigation of nearfreeway air pollution under variable wind conditions. *Atmos. Environ.*, **175**, 92-99, doi:10.1016/j.atmosenv.2017.11.060.

Lianou, M., and Coauthors, 2007: Dependence of home outdoor particulate mass and number concentrations in residential and traffic features in urban areas. *J. Air Waste Manag. Assoc.*, **57**, 1507-1517.

Liu, C.-H., M. C. Barth, and D. Y. C. Leung, 2004: Large-eddy simulation of flow and pollutant transport in street canyons of different building-height-street-width ratios *J. Appl. Meteorol.*, **43**, 1410-1424.

Maskey, S., J.-S. Kim, H.-J. Cho, and K. Park, 2012: Ultrafine particle events in the ambient atmosphere in Korea. *Asian J. Atmos. Environ.*, **6**, 288-303, doi:10.5572/ajae.2012.6.4.288.

Mazaheri, M., G. R. Johnson, and L. Morawska, 2009: Particle and gaseous emissions from commercial aircraft at each stage of the landing and takeoff cycle. *Environ. Sci. Technol.*, **43**, 441-446.

McMurry, P., and K. Woo, 2002: Size distributions of 3-100-nm urban Atlanta aerosols: measurements and

observations. *J. Aerosol Med.*, **15**, 169-178.

Mejia, J., D. Wraith, K. Mengersen, and L. Morawska, 2007: Trends in size classified particle number concentration in subtropical Brisbane, Australia, based on a five year study. *Atmos. Environ.*, **41**, 1064-1079.

MOLIT, 2018: Press Release, Ministry of Land, Infrastructure and Transport, Korea. [Available online at http://www.molit.go.kr/USR/NEWS/m_71/dtl.jsp?lcmspage=1&id=95080239] (in Korean).

Moore, K., M. Krudysz, P. Pakbin, N. Hudda, and C. Sioutas, 2009: Intra-community variability in total particle number concentrations in the San Pedro Harbor Area (Los Angeles, California). *Aerosol Sci. Tech.*, **43**, 587-603.

Morawska, L., Z. Ristovski, G. Johnson, E. R. Jayaratne, and K. Mengersen, 2007: Novel method for on-road emission factor measurements using a plume capture trailer. *Environ. Sci. Technol.*, **41**, 574-579.

_____, _____, E. R. Jayaratne, D. U. Keogh, and X. Ling, 2008: Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure. *Atmos. Environ.*, **42**, 8113-8138.

Nel, A., T. Xia, L. Madler, and N. Li, 2006: Toxic potential of materials at the nanolevel. *Science*, **311**, 622-627.

Nilsson, E. D., U. Rannik, M. Kulmala, G. buzorius, and C. O'Dowd, 2001: Effects of continental boundary layer evolution, convection, turbulence and entrainment, on aerosol formation. *Tellus*, **53**, 441-461.

O'Dowd, C. D., and T. Hoffmann, 2005: Coastal new particle formation: A review of the current state-of-the-art. *Environ. Chem.*, **2**, 245-255.

_____, and Coauthors, 2002: A dedicated study of new particle formation and fate in the coastal environment (PARFORCE): overview of objectives and achievements. *J. Geophys. Res. Atmos.*, **107**, 8108.

_____, and Coauthors, 2004: Biogenically driven organic contribution to marine aerosol. *Nature*, 4**31**, 676-680.

Oberdorster, G., 2000: Toxicology of ultrafine particles: in vivo studies. *Philos. T. Roy. Soc. A*, **358**, 2719-2739.

_____, E. Oberdorster, and J. Oberdorster, 2005: Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ. Health Persp.*, **113**, 823-839.

Paasonen, P., A. Visshedjik, K. Kupiainen, Z. Klimont, H. D. van der Gon, and M. Kulmala, 2013: Aerosol particle number emissions and size distributions: implementation in the GAINS model and initial results. *IIASA Interim Report*, 28 pp.

Park, K., J. Y. Park, J.-H. Kwak, G. N. Cho, and J.-S. Kim, 2008: Seasonal and diurnal variations of ultrafine particle concentration in urban Gwangju, Korea: Observation of ultrafine particle events. *Atmos. Environ.*, **42**, 788-799.

Pierce, J. R., I. Riipinen, M. Kulmala, M. Ehn, T. Petäjä, H. Junninen, D. R. Worsnop, and N. M. Donahue, 2011: Quantification of the volatility of secondary organic compounds in ultrafine particles during nucleation events. *Atmos. Chem. Phys.*, **11**, 9019-9036, doi:10.5194/acp-11-9019-2011, 2011.

Pirjola, L., and Coauthors, 2006: Dispersion of particles and trace gases nearby a city highway: Mobile laboratory measurements in Finland. *Atmos. Environ.*, **40**, 867-879.

Quiros, D. C., Q. Zhang, W. Choi, M. He, S. E. Paulson, A. M. Winer, R. Wang, and Y. Zhu, 2013: Air quality impacts of a scheduled 36-hour closure of a major highway. *Atmos. Environ.*, **67**, 404-414, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.10.020.

Reche, C., and Coauthors, 2011: New considerations for PM, black carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities. *Atmos. Chem. Phys.*, **11**, 6207-6227, doi:10.5194/acp-11-6207-2011.

Ristovski, Z. D., E. R. Jayaratne, M. Lim, G. A. Ayoko, and L. Morawska, 2006: Influence of diesel fuel sulfur on nanoparticle emissions from city buses. *Environ. Sci. Technol.*, **40**, 1314-1320.

Robinson, A. L., N. M. Donahue, M. K. Shrivastava, E. A. Weitkamp, A. M. Sage, A. P. Grieshop, T. E. Lane, J. R. Pierce, and S. N. Pandis, 2007: Rethinking organic aerosols: Semivolatile emissions and photochemical aging. *Science*, **315**, 1259-1262.

Ronkko, T., A. Virtanen, K. Vaaraslahti, J. Keskinen, L. Pirjola, and M. Lappi, 2006: Effect of dilution conditions and driving parameters on nucleation mode particles in diesel exhaust: Laboratory and on-road study. *Atmos. Environ.*, **40**, 2893-2901.

Ruehl, C., and Coauthors, 2018: Emissions during and real-world frequency of heavy-duty diesel particulate filter regeneration. *Environ. Sci. Technol.*, **52**, 5868-5874, doi:10.1021/acs.est.7b05633.

Seinfeld, J. H., and S. N. Pandis, 1998: *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change.* Willey, 1326 pp.

Sioutas, C., R. J. Delfino, and M. Singh, 2005: Exposure assessment for atmospheric ultrafine particles (UFPs)

and implications in epidemiologic research. *Environ. Health Persp.*, **113**, 947-955.

Song, M., M. Lee, J. H. Kim, S. S. Yum, G. Lee, and K.-R. Kim, 2010: New particle formation and growth in relation to vertical mixing and chemical species during ABC-EAREX2005. *Atmos. Res.*, **97**, 359-370, doi:10.1016/j.atmosres.2010.04.013.

Song, S., D. Paek, Y.-M. Lee, C. Lee, C. Park, and S.-D. Yu, 2012: Ambient fine and ultrafine particle measurements and their correlations with particulate PAHs at an elementary school near a highway. *Asian J. Atmos. Environ.*, **6**, 96-103, doi:10.5572/ajae.2012.6.2.096.

Timko, M. T., E. Fortner, J. Franklin, Z. Yu, H.-W. Wong, T. B. Onasch, R. C. Miake-Lye, and S. C. Herndon, 2013: Atmospheric measurements of the physical evolution of aircraft exhaust plumes. *Environ. Sci. Technol.*, **47**, 3513-3520, doi:10.1021/es304349c.

Tonne, C., S. Melly, M. Mittleman, B. Coull, R. Boldberg, and J. Schwartz, 2007: A case-control analysis of exposure to traffic and acute myocardial infarction. *Environ. Health Persp.*, **115**, 53-57.

Tunved, P., and Coauthors, 2006: High natural aerosol loading over boreal forests. *Science*, **312**, 261-263.

Wang, Y. J., and K. M. Zhang, 2009: Modeling near-road air quality using a computational fluid dynamics model, CFD-VIT-RIT. *Environ. Sci. Technol.*, **43**, 7778-7783.

Weber, R., J. J. Marti, P. H. McMurry, F. L. Eisele, D. J. Tanner, and A. Jefferson, 1997: Measurements of new particle formation and ultrafine particle growth rates at a clean continental site. *J. Geophys. Res. Atmos.*, **102**, 4375-4386.

_____, and Coauthors, 1998: A study of new particle formation and growth involving biogenic and trace gas species measured during ACE 1. *J. Geophys. Res. Atmos.*, **103**, 16385-16396.

Willis, M. D., and Coauthors, 2016: Growth of nucleation mode particles in the summertime Arctic: a case study. *Atmos. Chem. Phys.*, **16**, 7663-7679, doi:10.5194/acp-16-7663-2016.

Wilson, J. G., S. Kingham, J. Pearce, and A. Sturnman, 2005: A review of intraurban variations in particulate air pollution: implications for epidemiological research. *Atmos. Environ.*, **39**, 6444-6462.

Wilson, W. E., and Coauthors, 1977: General MOtors sulfate dispersion experiment - summary of EPA measurements. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, **27**, 46-51.

Woo, D., S.-B. Lee, G.-N. Bae, and T. Kim, 2008: Comparison of ultrafine particles monitored at a roadside using an SMPS and a TR-DMPS. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, **24**, 404-414.

Woo, K. S., D. R. Chen, D. Y. H. Pui, and P. H. McMurry, 2001: Measurements of Atlanta aerosol size distributions: observations of ultrafine particle events. *Aerosol Sci. Tech.*, **34**, 75-87.

You, J. H., and Coauthors, 2007: The study on the emission characteristics and the test method establishment of nano-particles in a heavy-duty vehicle, *NIER No. 2007-45-901*, National Institute of Environmental Research, Incheon.

Zhang, K. M., and A. S. Wexler, 2004: Evolution of particle number distribution near roadways - Part I: analysis of aerosol dynamics and its implications for engine emission measurement. *Atmos. Environ.*, **38**, 6643-6653.

_____, _____, Y. F. Zhu, W. C. Hinds, and C. Sioutas, 2004: Evolution of particle number distribution near roadways. Part II: the 'road-to-ambient' process. *Atmos. Environ.*, **38**, 6655-6665.

Zhu, Y. F., W. C. Hinds, S. Shen, and C. Sioutas, 2004: Seasonal trends of concentration and size distribution of ultrafine particles near major highways in Los Angeles. *Aerosol Sci. Tech.*, **38**, 5-13.

_____, E. Fanning, R. C. Yu, Q. F. Zhang, and J. R. Froines, 2011: Aircraft emissions and local air quality impacts from takeoff activities at a large International Airport. *Atmos. Environ.*, **45**, 6526-6533, doi:10.1016/j.atmosenv.2011.08.062.