

논문

차량 유형에 따른 도심 터널 내 암모니아 농도

Concentration of Ammonia Related to Fuel-Types of Vehicle in Urban Tunnel

송명기, 유근혜, 최서영, 오세호, 전하정, 김은영¹⁾, 이용민²⁾, 박규태³⁾, 이태형⁴⁾, 배민석*

국립목포대학교 환경공학과, ¹⁾국립환경과학원 대기환경연구과,

²⁾수도권대기환경청 조사분석과, ³⁾국립환경과학원 대기공해연구과,

⁴⁾한국외국어대학교 환경학과

접수일 2022년 11월 22일

수정일 2022년 12월 16일

채택일 2022년 12월 20일

Received 22 November 2022

Revised 16 December 2022

Accepted 20 December 2022

*Corresponding author

Tel : +82-(0)61-450-2485

E-mail : minsbae@mnu.ac.kr

Myoungki Song, Geun-Hye Yu, Seoyeong Choe, Sea-Ho Oh, Hajeong Jeon, Eunyoung Kim¹⁾, Yongmin Lee²⁾, Gyutae Park³⁾, Taehyoung Lee⁴⁾, Min-Suk Bae*

Department of Environmental Engineering, Mokpo National University, Muan, Republic of Korea

¹⁾Air Quality Research Division, National Institute of Environmental Research, Incheon, Republic of Korea

²⁾Metropolitan Air Quality Management Office, Ansan, Republic of Korea

³⁾Air Pollution Engineering Division, Climate and Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research, Incheon, Republic of Korea

⁴⁾Department of Environmental Science, Hankuk University of Foreign Studies, Yongin, Republic of Korea

Abstract Particulate matter (PM) is well known to be greatly affected by the vehicle emissions, which can affect climate change and the human body. Recently, the number of vehicles has been increasing continuously in Korea. However, there are still very few studies on the relationships between ammonia emitted from types of vehicles. Therefore, this study aims to directly monitor the ammonia both inside and outside of tunnel to understand the roadside concentrations of ammonia. As a result, the average concentrations of ammonia present 110 ppb and 79 ppb for inside and outside of tunnel, respectively. In addition, concentrations of ammonia show day time maximum at 17:00. The high coefficient of determination between ammonia and gasoline vehicle indicates that gasoline-vehicle can be the main source of ammonia in the urban area.

Key words: NH₃, Vehicle emission, Gasoline, Tunnel study, Urban atmosphere

1. 배경

PM_{2.5}에 함유된 이온성 물질은 전체 PM_{2.5} 조성의 20~80%를 차지하고 있으며, 이온성 물질의 주요 성분은 NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺ (sulfate, nitrate, ammonium, SNA)로 알려져 있다(Song *et al.*, 2022; Sun *et al.*, 2019; Huang *et al.*, 2014; Sandrini *et al.*, 2014; Gentner *et al.*, 2012; Chow *et al.*, 2010; Jimenez *et al.*, 2009). 특히, NO₃⁻, SO₄²⁻을 중화시키는 NH₄⁺의 가스상 전구성분인 NH₃의 농도 및 거동 특성을 이해하는 것은 PM_{2.5}

저감 측면에서 매우 중요하다. 즉, 대기 중 NH₃는 알칼리성 가스로 산성 물질인 H₂SO₄ 및 NO₂로부터 산화된, HNO₃의 중화제로 작용하여 PM_{2.5}를 생성한다. NH₃는 H₂SO₄와 우선적으로 반응하여 부분적 또는 완전히 중화된 황산암모늄 ((NH₄)₂SO₄) 또는 중황산암모늄 ((NH₄)HSO₄) 등의 화학종을 생성한다(Brost *et al.*, 1988; Tanner *et al.*, 1981; Brosset, 1978). 이후 대기 중 잔존하는 NH₃는 HNO₃와 온도 및 습도의 종속 평형 반응에 참여하여 NH₄NO₃를 생성한다(Olszyna *et al.*, 2005). 대기 중 NH₃는 대기 화학반응을 통해

(NH₄)₂SO₄, (NH₄)₃H(SO₄)₂, NH₄NO₃를 생성하며, 이들 물질은 빛의 산란을 증가시켜 가시성을 감소하게 된다(Olszyna *et al.*, 2005). 또한, 생성물질의 대부분은 2.5 μm 이하 크기를 가지고 있기 때문에 대기 중 PM_{2.5} 물질에 해당하여 인체 건강에 악영향을 미친다(Wang *et al.*, 2005; Ye *et al.*, 2003).

대기 중 NH₃의 배출원은 인위적 요소에 주로 기인한다(Behera *et al.*, 2013). 대표적인 NH₃의 오염원으로 축산시설 및 작물의 재배 등의 농업 활동이 있다(Sutton *et al.*, 2008; Hojito *et al.*, 2006; Asman *et al.*, 1989). 특히 농업 활동은 전 세계 NH₃의 80% 이상을 배출하는 것으로 알려져 있으며, 실제 1960년대 비료 사용 이후 대기 중 NH₃의 증가 현상이 관찰되었다(Osada *et al.*, 2019; Erisman *et al.*, 2008). 하지만 도시 지역의 경우 비농업 인간 활동이 주를 이루고 있으며, 대기 중 NH₃는 다양한 대기 화학반응에 의한 대기 수명이 짧기 때문에 축산시설 및 농업 활동에 의한 영향만을 기준으로 도시 지역 NH₃ 농도를 설명하기는 어렵다(Shen *et al.*, 2016; Hojito *et al.*, 2006). 또한 도시 지역 NH₃ 농도는 인위적 폐기물, 녹지 공간 배출 등만을 기준으로 설명하기에 광범위하며 50 ppb 이상의 비교적 고농도를 나타낸다(Kim *et al.*, 2021). 이에 최근에 도시 지역의 NH₃의 주요 배출원으로 자동차 운행,

특히 가솔린 차량의 대기오염물질을 저감하기 위한 장치인 삼원촉매장치(three-way catalytic converters, TWC)와 경유 차량의 대기오염물질의 저감을 위한 선택적 촉매 환원 시스템(selective catalytic reduction, SCR) 등을 지목하고 있다(Farren *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2019). 하지만 현재까지도 차량 배출에 따른 NH₃에 관한 측정 연구는 부족한 실정이다. 본 연구에서는 차량 이동 특성에 따른 도시 지역 NH₃의 배출 특성을 확인하기 위해, 터널 외부 및 내부의 NH₃ 농도 비교, 차량 연료 종류에 따른 NH₃ 농도의 변화 등을 분석하였다. 연구 결과는 향후 도시 지역 NH₃ 저감을 위한 자료로 활용될 수 있을 것으로 기대한다.

2. 방법

2.1 측정 지점 및 기간

NH₃ 측정을 위해 서울시 서대문구 홍은동에서 평창동을 연결하는 내부순환도로에 위치한 홍지문 터널에서 측정하였다. 그림 1에서와 같이 홍지문 터널은 길이 1,700 m, 터널 입구의 폭과 높이는 진입로 기준 각각 13.6 m, 5.2 m의 크기를 가지고 있다. 또한 터널은 그림에서와 같이 두 개의 단방향 터널이며, 서울시

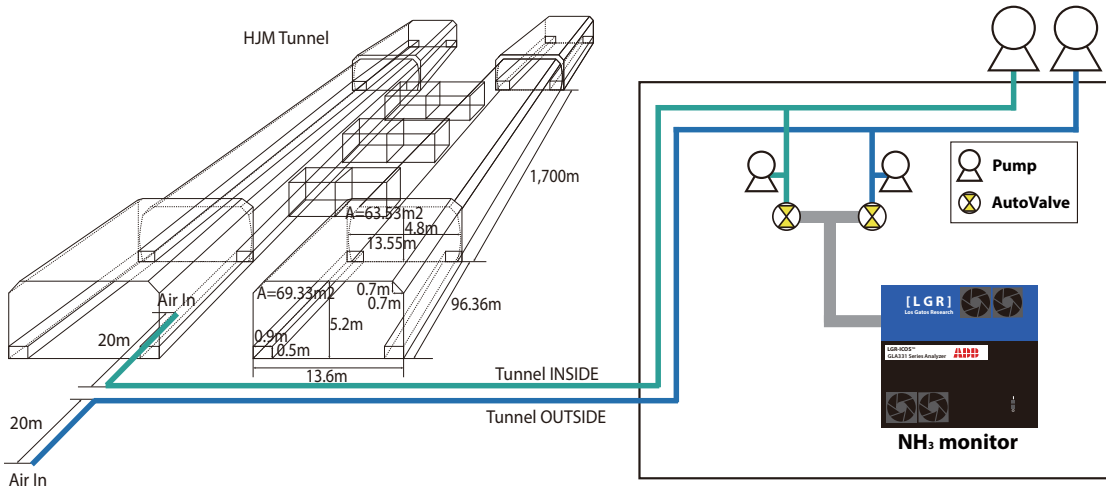


Fig. 1. Schematic diagram for NH₃ analysis of the H tunnel in Seoul.

기준 두 번째로 긴 터널이다. NH₃의 측정은 터널 내부와 외부에서 이루어졌다. 세부적으로 측정을 위해 터널 내부는 서쪽 방향 터널 차량 유출부로부터 20 m 안쪽으로 직경 20 cm 공기관을 설치하고, 터널 외부는 차량 유출부로부터 20 m 바깥쪽으로 직경 20 cm 공기관을 땅으로 매립 설치하여 모두 측정기기가 비치된 측정소 내부에 연결하였다. 공기관은 18 m/s의 내관 속력으로 측정소 내부로 유입하여, 측정소 내부에 비치된 NH₃ 측정기기로 분석하였다. 측정소 내 공기관으로부터 각각의 측정기기로 유입되는 최종 분석관은 등속 흡인을 고려하여 흡인 분석되었다. 측정기간은 2019년 1월 28일 18시부터 2월 8일 06시까지 12일 동안 연속 측정하였다.

2.2 NH₃ 측정

본 연구에서는 터널 내부와 외부의 NH₃를 측정하였다. NH₃ 측정은 실시간 측정장비(LoS Gatos Research (LGR), ABB Inc., Quebec, Canada)를 이용하였으며, 본 장비의 정량 범위는 <0.1~400 ppb이며, NH₃ 측정기는 측정 기간 전후로 희석기를 이용해 교정하였다. 터널 내·외부의 NH₃ 농도를 측정하기 위해서, 자동 시간조절 개폐 밸브를 이용하여, 매 10분마다 터널 내·외부의 공기를 교차 분석하였다. 분석 시 NH₃ 농도가 대기농도에 도달하는 시간인 4분을 제외하여, 6분의 평균값을 최종적으로 사용하였다.

2.3 차량 유형 분석

차량 연료별 차량의 수와 종류에 대한 분석은 선행 연구에 자세히 기술하였다(Kim *et al.*, 2020). 간략히, 유동 차량의 수의 측정을 위해 HD Digital Wave Radar (Smart Sensor HD Model 126, Wavetronix, Provo, UT, USA)를 사용하였다. 이후, 차량의 종류를 확인하기 위해 비디오 판별법을 이용한 표본 추출법(매시간 0~6분)을 사용하였다. 표본 추출법을 위하여 1시간에 대한 차종별 통행량을 비디오 판별법으로 분석하였다. 신뢰성 분석을 위해 1시간(모집단) 중 1분간 통행량(1시간 내 6분 표본추출) 10개 사례 신뢰구간 및 표본

오차를 식 (1)과 (2)를 통해 계산하였다.

$$\sigma_s = \sigma_m / n^{0.5} \quad (1)$$

$$Z = (E - m) / \sigma_s \quad (2)$$

(95% 신뢰구간: $-1.96 < Z < 1.96$)

여기서, E는 1시간 내 10개 사례에 대한 표본평균 값을 나타내며, m은 모집단의 통행량 모평균을 나타낸다. σ_s 는 6분 표본표준편차를 나타내며, σ_m 은 전체 모집단의 통행량 표준편차, n은 표본 수, Z는 신뢰구간을 나타낸다. 조사 결과 표본추출 시 95% 신뢰도 및 3.3% 오차가 확인되었다.

3. 결 과

3.1 터널 내부와 외부의 NH₃ 농도

터널 내부 및 외부에서 관측된 NH₃ 농도를 그림 2에 나타내었다. 터널 내·외부 NH₃ 평균 농도는 각각 110.13 ppb, 78.83 ppb로 매우 높게 나타났다. 본 연구에서 관측된 터널 외부의 NH₃ 농도는 선행 연구에서 제시한 서울시 도로변 NH₃ 농도 25.13~110.12 ppb 수준과 유사하였다(Kim *et al.*, 2021). 터널 내부가 터널 외부보다 NH₃ 농도가 높은 이유는 터널 내부가 비교적 밀폐된 계에 속하기 때문에 확산 등의 기상 반응, 가스상 물질의 대기 화학반응 등이 배제되기 때문이다(Niu *et al.*, 2020; Gaga *et al.*, 2018; Chirico *et al.*, 2011). 즉, 터널 내부에서 관측된 NH₃ 농도는 실제 주행에 의해 배출되는 순수 차량 배출 NH₃ 농도를 나타낸 것이며, 터널 외부는 차량 배출 NH₃가 기상 반응 및 대기 화학반응 등에 의해 변화된 농도라 판단된다.

관측된 NH₃의 일변화를 살펴보면 2019년 2월 3일부터 2019년 2월 6일까지 구정 연휴 기간 NH₃ 농도가 증가하였다. 고농도 기간 동안 차종과 상관성을 분석하고자 차종에 따른 유동량과의 상관관계를 분석하였다. 그림 3은 연구 기간 터널을 통과한 차종에 따른 차량 유동량을 나타낸 것이다. 차종은 연료를 기준으로 1) 휘발유, 2) 경유 및 3) LPG 차량으로 분류하였다

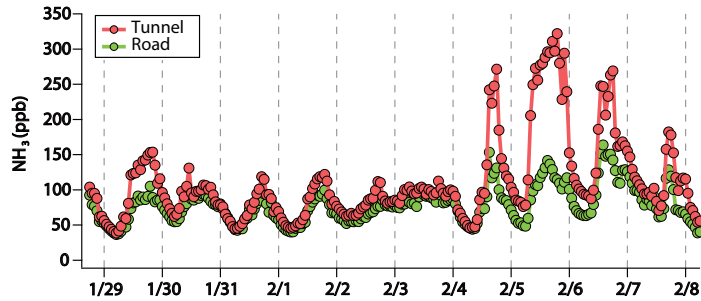


Fig. 2. Time-series concentration of NH_3 in tunnel and roadside.

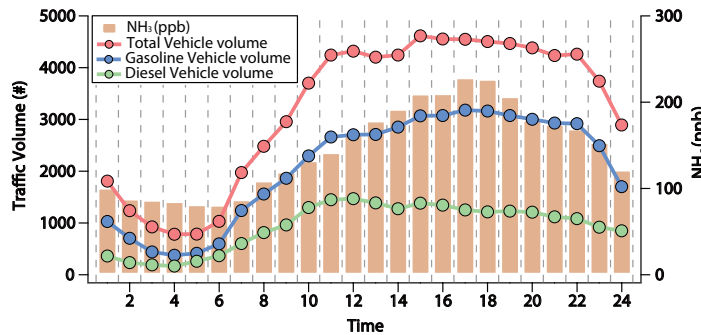


Fig. 3. Time of day concentrations of NH_3 with traffic volume of diesel and gasoline.

(Kim *et al.*, 2020). 여기서, 승용차는 휘발유, 택시는 LPG, 버스/RV/트럭은 경유 연료를 사용하는 것으로 간주하였다. 일부는 승용차에 경유, 버스에 LNG, 트럭에 휘발유 등의 연료를 사용하지만, 본 연구에서는 이에 대한 분류는 수행하지 않았으며 차량 분류 기준에 따른 주요 사용 연료만 기준으로 분석하였다. 분석 결과 연구 지점은 평균 3,155대/h의 차량 유동량을 나타내었으며, NH_3 가 증가한 연휴 기간 역시 평균 3,191대/h로 전체 연구 기간의 평균 차량 유동량과 큰 차이를 나타내지 않았다. 하지만 차량 유동량 변화와는 별개로 연료 기준에 의한 차량 종류의 변화를 분석한 결과, 연휴 기간 전날인 2월 2일 오후부터 경유 차량 및 LPG 차량의 감소가 이루어졌으며, 휘발유 차량의 경우 연휴 기간인 2월 3일부터 큰 폭으로 증가하였다. 연휴 기간을 대상으로 변화의 폭이 큰 휘발유 차량과 경유 차량 유동량을 세부적으로 살펴보면 연휴 기간

의 휘발유 차량은 2,077대/h, 경유 차량은 928대/h였으며, 연휴 이외 기간은 휘발유 차량 1,612대/h, 경유 차량 1,288대/h로 나타났다. 즉, 연휴 기간은 이외 기간과 비교하여 약 30% 휘발유 차량이 증가하였으며 28% 경유 차량이 감소했음을 알 수 있다. 또한 NH_3 의 농도 변화를 휘발유 차량의 증가량과 비교할 경우 전체 연구 기간에 비해 명절 연휴 기간이 터널 내부는 1.32배, 터널 외부는 1.16배 증가한 것으로 나타났다. 앞 절에서 설명한 바와 같이 터널 내부의 NH_3 농도는 확산 등의 기상 현상, 가스상 물질의 대기 화학반응 등을 배제하기 때문에 차량 유동으로부터 발생하는 NH_3 의 농도를 터널 외부와 비교 시보다 정확하게 나타낸다. 결론적으로 휘발유 차량의 증가량과 터널 내부 NH_3 의 농도 증가를 살펴볼 경우 NH_3 농도는 휘발유 차량의 유동과 밀접한 관계가 있다.

차량 종류와 NH_3 의 관계를 보다 자세하게 분석하

기 위해 연휴 기간의 시간별 NH_3 농도와 차량 종류에 따른 유동량 변화를 살펴보았다. 그 결과 그림 3에서와 같이 NH_3 는 00시부터 06시까지 NH_3 가 감소한 후 07시부터 상승하여 17시에 최고 농도를 나타내었다. 휘발유 차량의 유동량은 00시부터 06시까지 감소, 이후 점차 증가하여 17시에 최대 유동량을 보였다. 즉, NH_3 농도의 증가량 및 감소량에 대한 강도 차이는 있지만, 변곡점을 기준으로 NH_3 와 휘발유 차량의 시간별 변화는 유사한 것으로 확인되었다. 반면 경유 차량의 유동량은 00시부터 04시까지 감소한 후 05시부터 증가, 이후 11시에 최고 유동량을 나타내 NH_3 의 증가 및 감소 변화와 차이가 있었다. 또한 터널 내 전체 차량의 유동량은 NH_3 변화와 일부 일치하였으나 이는 전체 유동 차량 중 휘발유 차량의 비율이 높은 것으로 해석되며, NH_3 의 농도 증감이 발생하는 변곡점을 기준으로 평가할 경우 차이가 발생하였다. 즉, 시간별 차량 유동량을 살펴볼 경우 NH_3 의 발생은 휘발유 차량과 높은 상관성을 나타냈다.

차량 유동을 통해 배출되는 대기오염물질의 배출량은 차의 속도, 온도 및 습도, 풍속 등 주변 환경에 다양한 영향을 받는다. 일례로 대기오염물질 배출량을 측정하는 차대 동력계 시험에서 차량의 속도가 낮을 경우 CO를 제외한 대기오염물질의 배출량이 낮다는 연구 결과들이 있으며 (Seo *et al.*, 2021; Pelkmans and Debal, 2006), 대기오염물질은 안정적인 대기 조건과 약한 풍속에 의해 배출물질의 분산 효과가 낮아진다 (Grange *et al.*, 2019; Mayer, 1999). 또한 차량 유동에 의해 발생하는 대기오염물질의 배출은 기본적으로 화

석연료의 연소로부터 발생되기 때문에 차량 속도에 따른 연비 역시 차량 유동 배출량의 중요한 척도로 작용할 수 있다. 차종에 따라 차이가 있지만 차량의 속도가 40 km/h에서 80 km/h로 증가할 경우 차량 연소 소비율은 약 94% 증가하며 (Wang *et al.*, 2008), 차량의 연비를 기준으로 판단할 경우 최적의 연비는 50 km/h와 70 km/h에서 최적인 것으로 알려져 있다 (El-Shawarby *et al.*, 2005). 이에 본 연구에서는 NH_3 배출량과 차량 연료 종류의 상관성을 명확하게 확인하기 위해 차량 주행 속도 및 환경 요인이 유사한 구간을 특정하였으며, 유사 환경을 대상으로 NH_3 농도와 차량의 종류의 상관관계를 해석하였다. 차량 배출량에 영향을 미치는 속도와 환경 요인을 확인하기 위하여 선행 연구를 살펴보았다 (Kim *et al.*, 2020). 선행 연구에서 연구 지역과 연구 기간에 터널을 유동하는 차량의 속도를 제시하였으며, 터널 내 대기오염물질 배출량에 영향을 미치는 환경 요인을 터널유동계수(δ)로 표현하여 제시하였다. 터널유동계수(δ)는 고정계수인 터널 단면적(A), 터널 길이(L), 포집 시간(t)과 변수인 터널 내 풍속(U), 차량 수(N)에 의해 결정되며, 선행 연구에서 제시된 차량의 속도와 터널유동계수를 그림 4에 나타냈다. 그림에서와 같이 대기오염물질 배출량에 영향을 미치는 차량 속도는 00시부터 10시까지 큰 폭의 변화를 보였으며, 터널유동계수 역시 00시부터 10시까지 변화가 비교적 높았다. 차량 속도와 터널 유동계수의 00시~10시의 변화는 20시를 기준으로 점진적으로 변화가 시작된 것으로 판단된다. 이에 본 연구에서는 연휴 기간 중 차량의 속도 및 터널유동계수의 변화가

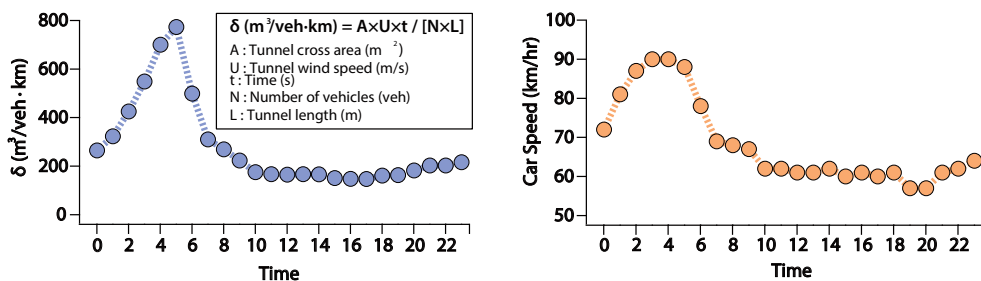


Fig. 4. Time of day of car speed and Tunnel Flow Coefficient (Kim *et al.*, 2020).

Table 1. Relation between ammonia concentration and number of vehicles by fuel.

	Holiday road (2019.02.03.~2019.02.06.)		Holiday tunnel (2019.02.03.~2019.02.06.)	
	r ²	Linear regression	r ²	Linear regression
Diesel	0.0234	y = -0.9282x + 1421	0.1951	y = -1.2271x + 1550
LPG	0.0128	y = 0.1753x + 115	0.0073	y = 0.0605x + 122
Gasoline	0.6250	y = 14.033x + 1348	0.8032	y = 7.2799x + 1521

비교적 낮은 10시부터 20시까지를 대상으로 차량 연료 종류에 따른 NH₃ 농도의 상관관계를 분석하였다.

연휴 기간 10시부터 20시까지의 시간별 NH₃ 농도와 차량 유동량의 상관성 분석 결과를 표 1에 나타내었다. 표에서와 같이 NH₃ 농도와 연료 종류별 차량 유동량의 상관관계 결정계수 (r²)는 도로에서 경유 0.0234, LPG 0.0128, 휘발유 0.6250으로 나타났으며, 터널 내부는 경유 0.1951, LPG 0.073, 휘발유 0.8032의 결과를 보였다. 따라서 차량의 속도 및 대기환경조건의 유사성이 확보될 경우 NH₃는 휘발유 차량의 유동량과 높은 상관성이 있다. 반면 경유 및 LPG 차량은 NH₃ 농도에 큰 영향을 미치지 않았다. 또한 터널 내부를 기준으로 평가할 경우 NH₃의 농도는 휘발유 차량대수에 대한 반응변수 1,521대에 대해 약 7.3의 회귀계수를 가지는 것으로 나타났다. 휘발유 차량의 NH₃ 배출은 TWC의 사용 결과로 해석된다. TWC는 휘발유 차량의 CO, NO_x의 배출량을 저감시키기 위한 장치이나 TWC를 사용할 때 NH₃는 NO_x의 환원 과정에서 부산물로 배출된다(Kean *et al.*, 2009; Fraser and Cass, 1998). 물론 경유 차량의 NO_x를 줄이기 위해 요소를 사용하는 SCR 역시 차량 유동에 의한 NH₃의 배출원으로 지목되지만 본 연구에서는 경유 차량에 의한 NH₃의 배출은 확인되지 않았다(Suarez-Bertoa *et al.*, 2016; Carslaw and Rhys-Tyler, 2013). 추가적으로 본 연구는 터널 내 측정 연구로 비교적 밀폐된 계에 의한 실험이라는 점, 대기 중 암모니아의 수명은 매우 짧다는 점을 바탕으로 외부 환경 요인이 거의 없을 것으로 판단된다(Shen *et al.*, 2016; Hojito *et al.*, 2006). 결론적으로 도로변 NH₃의 주도적 배출원은 휘발유 차량의 유동이라는 것은 명확해 보인다.

4. 결 론

본 연구는 터널 실험을 바탕으로 차량 유동에 의해 배출되는 NH₃의 농도를 분석하였다. 또한 차량 연료 종류를 기준으로 배출되는 NH₃의 주요 원인을 평가하였다. 연구 결과 터널 내부의 NH₃ 평균 농도는 110 ppb로 나타났으며, 연휴 기간과 차량 연료 종류를 기준으로 NH₃의 배출원을 분석한 결과 NH₃는 휘발유 차량에서 배출되었다. 휘발유 차량에서 배출되는 NH₃의 주요 배출 원인은 TWC이며, 이외 경유 및 LPG 차량에서 NH₃ 배출원은 분석되지 않았다. 대기 중 NH₃는 대기 화학반응을 통해 황산 및 질산 등과 반응하여 초미세먼지를 생성하기 때문에 본 연구에서 제시한 결과를 바탕으로 초미세먼지 저감을 위한 배출원 관리가 이루어질 수 있기를 기대한다. 또한 본 연구 결과로부터 현재까지 명확한 부작용이 보고되고 있지 않은 배출가스 저감장치에 대한 고민이 이루어질 수 있기를 기대한다.

감사의 글

본 연구는 한국연구재단(NRF-2020R1I1A3054851 & NRF-2020M3G1A1115000)의 지원으로 수행되었습니다.

References

Asman, W.A., Pinksterboer, E.F., Maas, H.F., Erisman, J.-W., Waijers-Ypelaan, A., Slanina, J., Horst, T.W. (1989) Gradients of

- the ammonia concentration in a nature reserve: model results and measurements, *Atmospheric Environment* (1967), 23(10), 2259-2265.
- Behera, S.N., Sharma, M., Aneja, V.P., Balasubramanian, R. (2013) Ammonia in the atmosphere: a review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies, *Environmental Science and Pollution Research*, 20(11), 8092-8131.
- Brosset, C. (1978) Water-soluble sulphur compounds in aerosols. In *Sulfur in the Atmosphere* (pp. 25-38): Elsevier.
- Brost, R.A., Delany, A.C., Huebert, B.J. (1988) Numerical modeling of concentrations and fluxes of HNO_3 , NH_3 , and NH_4NO_3 near the surface, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 93(D6), 7137-7152.
- Carlsaw, D.C., Rhys-Tyler, G. (2013) New insights from comprehensive on-road measurements of NO_x , NO_2 and NH_3 from vehicle emission remote sensing in London, UK, *Atmospheric Environment*, 81, 339-347. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.026>
- Chirico, R., Prevot, A.S.H., DeCarlo, P.F., Heringa, M.F., Richter, R., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2011) Aerosol and trace gas vehicle emission factors measured in a tunnel using an Aerosol Mass Spectrometer and other on-line instrumentation, *Atmospheric Environment*, 45(13), 2182-2192. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.01.069>
- Chow, J.C., Watson, J.G., Lowenthal, D.H., Chen, L.-W.A., Motallebi, N. (2010) Black and Organic Carbon Emission Inventories: Review and Application to California, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 60(4), 497-507.
- El-Shawarby, I., Ahn, K., Rakha, H. (2005) Comparative field evaluation of vehicle cruise speed and acceleration level impacts on hot stabilized emissions, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 10(1), 13-30.
- Erismann, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J., Klimont, Z., Winiwarter, W. (2008) How a century of ammonia synthesis changed the world, *Nature Geoscience*, 1(10), 636-639.
- Farren, N.J., Davison, J., Rose, R.A., Wagner, R.L., Carlsaw, D.C. (2020) Underestimated Ammonia Emissions from Road Vehicles, *Environmental Science & Technology*, 54(24), 15689-15697. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05839>
- Fraser, M.P., Cass, G.R. (1998) Detection of Excess Ammonia Emissions from In-Use Vehicles and the Implications for Fine Particle Control, *Environmental Science & Technology*, 32(8), 1053-1057. <https://doi.org/10.1021/es970382h>
- Gaga, E.O., Ari, A., Akyol, N., Üzmez, Ö.Ö., Kara, M., Chow, J.C., Odabasi, M. (2018) Determination of real-world emission factors of trace metals, EC, OC, BTEX, and semi-volatile organic compounds (PAHs, PCBs and PCNs) in a rural tunnel in Bilecik, Turkey, *Science of The Total Environment*, 643, 1285-1296. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.227>
- Gentner, D.R., Isaacman, G., Worton, D.R., Chan, A.W.H., Dallmann, T.R., Davis, L., Goldstein, A.H. (2012) Elucidating secondary organic aerosol from diesel and gasoline vehicles through detailed characterization of organic carbon emissions, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(45), 18318.
- Grange, S.K., Farren, N.J., Vaughan, A.R., Rose, R.A., Carlsaw, D.C. (2019) Strong Temperature Dependence for Light-Duty Diesel Vehicle NO_x Emissions, *Environmental Science & Technology*, 53(11), 6587-6596. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01024>
- Hojito, M., Hayashi, K., Murano, K., Mori, A. (2006) The status of atmospheric concentrations of ammonia in an intensive dairy farming area in central Japan, *Soil Science and Plant Nutrition*, 52(2), 253-253. https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2006.032_9.x
- Huang, X.H., Bian, Q., Ng, W.M., Louie, P.K., Yu, J.Z. (2014) Characterization of $\text{PM}_{2.5}$ major components and source investigation in suburban Hong Kong: a one year monitoring study, *Aerosol and Air Quality Research*, 14(1), 237-250.
- Jimenez, J.L., Canagaratna, M.R., Donahue, N.M., Prevot, A.S.H., Zhang, Q., Kroll, J.H., Worsnop, D.R. (2009) Evolution of Organic Aerosols in the Atmosphere, *Science*, 326(5959), 1525.
- Kean, A.J., Littlejohn, D., Ban-Weiss, G.A., Harley, R.A., Kirchstetter, T.W., Lunden, M.M. (2009) Trends in on-road vehicle emissions of ammonia, *Atmospheric Environment*, 43(8), 1565-1570. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.085>
- Kim, E., Chung, T., Seo, S., Jung, S., Kim, S., Lee, S., Kim, J., Lee, J., Lee, Y., Song, M., Choi, W., Park, J., Kim, K., Lee, T., Bae, M.-S. (2020) Determination of Tunnel Flow Coefficient for Car Emission Rate, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36(1), 139-148. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2020.36.1.139>
- Kim, M., Lim, Y., Song, I., Kim, M., Song, M., Oh, S.-H., Lee, T., Song, M., Bae, M.-S. (2021) Spatial Analysis of Ammonia from Vehicle Measurement in Seoul, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 37(4), 637-646. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2021.37.4.637>
- Mayer, H. (1999) Air pollution in cities. *Atmospheric Environment*, 33(24), 4029-4037. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00144-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00144-2)
- Niu, X., Chuang, H.-C., Wang, X., Ho, S.S.H., Li, L., Qu, L., Ho, K.F.

- (2020) Cytotoxicity of PM_{2.5} vehicular emissions in the Shing Mun Tunnel, Hong Kong, *Environmental Pollution*, 263, 114386. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114386>
- Olszyna, K.J., Bairai, S.T., Tanner, R.L. (2005) Effect of ambient NH₃ levels on PM_{2.5} composition in the Great Smoky Mountains National Park, *Atmospheric Environment*, 39(25), 4593-4606. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.04.011>
- Osada, K., Saito, S., Tsurumaru, H., Hoshi, J. (2019) Vehicular exhaust contributions to high NH₃ and PM_{2.5} concentrations during winter in Tokyo, Japan, *Atmospheric Environment*, 206, 218-224. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.03.008>
- Pelkmans, L., Debal, P. (2006) Comparison of on-road emissions with emissions measured on chassis dynamometer test cycles, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 11(4), 233-241. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2006.04.001>
- Sandrini, S., Fuzzi, S., Piazzalunga, A., Prati, P., Bonasoni, P., Cavalli, F., Gilardoni, S. (2014) Spatial and seasonal variability of carbonaceous aerosol across Italy, *Atmospheric Environment*, 99, 587-598.
- Seo, J., Park, J., Park, J., Park, S. (2021) Emission factor development for light-duty vehicles based on real-world emissions using emission map-based simulation, *Environmental Pollution*, 270, 116081. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116081>
- Shen, J., Chen, D., Bai, M., Sun, J., Coates, T., Lam, S.K., Li, Y. (2016) Ammonia deposition in the neighbourhood of an intensive cattle feedlot in Victoria, Australia, *Scientific Reports*, 6(1), 32793. <https://doi.org/10.1038/srep32793>
- Song, M., Park, J., Lim, Y., Oh, S.-H., Lee, J.Y., Lee, K.-H., Bae, M.-S. (2022) Long-range transport impacts from biomass burning and secondary pollutant sources based on receptor models during KORUS-AQ campaign, *Atmospheric Environment*, 276, 119060. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119060>
- Suarez-Bertoa, R., Mendoza-Villafuerte, P., Bonnel, P., Lilova, V., Hill, L., Perujo, A., Astorga, C. (2016) On-road measurement of NH₃ and N₂O emissions from a Euro V heavy-duty vehicle, *Atmospheric Environment*, 139, 167-175. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.035>
- Sun, Z., Duan, F., He, K., Du, J., Zhu, L. (2019) Sulfate-nitrate-ammonium as double salts in PM_{2.5}: Direct observations and implications for haze events, *Science of The Total Environment*, 647, 204-209.
- Sutton, M.A., Erisman, J.W., Dentener, F., Möller, D. (2008) Ammonia in the environment: From ancient times to the present, *Environmental Pollution*, 156(3), 583-604.
- Tanner, R.L., Leaderer, B.P., Spengler, J.D. (1981) Acidity of atmospheric aerosols, *Environmental Science & Technology*, 15(10), 1150-1153.
- Wang, C., Tan, J., Harle, G., Gong, H., Xia, W., Zheng, T., Yang, D., Ge, Y., Zhao, Y. (2019) Ammonia Formation over Pd/Rh Three-Way Catalysts during Lean-to-Rich Fluctuations: The Effect of the Catalyst Aging, Exhaust Temperature, Lambda, and Duration in Rich Conditions, *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12621-12628. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03893>
- Wang, H., Fu, L., Zhou, Y., Li, H. (2008) Modelling of the fuel consumption for passenger cars regarding driving characteristics, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 13(7), 479-482. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2008.09.002>
- Wang, Y., Zhuang, G., Tang, A., Yuan, H., Sun, Y., Chen, S., Zheng, A. (2005) The ion chemistry and the source of PM_{2.5} aerosol in Beijing, *Atmospheric Environment*, 39(21), 3771-3784. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.03.013>
- Ye, B., Ji, X., Yang, H., Yao, X., Chan, C.K., Cadle, S.H., Mulawa, P.A. (2003) Concentration and chemical composition of PM_{2.5} in Shanghai for a 1-year period, *Atmospheric Environment*, 37(4), 499-510.

Authors Information

송명기 (국립목포대학교 환경공학과 학술연구교수)
(msong@mnu.ac.kr)

유근혜 (국립목포대학교 환경공학과 연구교수)
(fanygh89@mnu.ac.kr)

최서영 (국립목포대학교 환경공학과 석사연구원)
(s184221@365.mokpo.ac.kr)

오세호 (국립목포대학교 환경공학과 박사연구원)
(d17418202@365.mokpo.ac.kr)

전하정 (국립목포대학교 환경공학과 학부연구원)
(hajeong1115@365.mokpo.ac.kr)

김은영 (국립환경과학원 대기환경연구과 전문위원)
(kimyy1655@korea.kr)

이용민 (수도권대기환경청 조사분석과 전문위원)
(dydals700@korea.kr)

박규태 (국립환경과학원 대기공학연구과 연구사)
(gt0303@korea.kr)

이태형 (한국외국어대학교 환경학과 교수) (thlee@hufs.ac.kr)

배민석 (국립목포대학교 환경공학과 교수)
(minsbae@mnu.ac.kr)