

2006년 봄, 여름철 대기오염물질 집중측정을 통한 도시 계곡지역의 오존농도 특성 분석

Characteristics of Ozone Concentrations around an Urban Valley based on the Intensive Air Quality Measurement during Spring and Summer of 2006

송 상 근 · 김 유 근* · 강 재 은
부산대학교 지구환경시스템학부

(2009년 3월 13일 접수, 2009년 5월 29일 수정, 2009년 6월 17일 채택)

Sang-Keun Song, Yoo-Keun Kim* and Jae-Eun Kang
*Division of Earth Environmental System, Pusan National University,
Busan 609-735, Korea*

(Received 13 March 2009, revised 29 May 2009, accepted 17 June 2009)

Abstract

The chemical and meteorological effects on the concentration variations of ozone (O_3) were evaluated based on the intensive air quality measurement (5 pollutants and aromatic volatile organic compounds (AVOCs)) in and outside an urban valley during spring and summer of 2006. The 5 pollutants measured in the study area include O_3 , NO_2 , NO, PM_{10} , and CO; the AVOCs include benzene (BEN), toluene (TOL), ethylbenzene (EB), *m,p*-xylene (MPX), and *o*-xylene (OX). For the purpose of this study, study areas were classified into two categories: valley area (VA) with a semi-closed topography covering a number of industrial complex, public building, and mountains and non-valley area (NVA) surrounding the suburban and residential areas. In general, the mean concentration levels of most pollutants (except for PM_{10}) in the VA were higher than those in the NVA. It was found that the average O_3 increase in the VA during spring might result from the combined effects such as the photochemical production from diverse anthropogenic sources and the O_3 accumulation due to geographical features (e.g., the semi-closed topography) and wind conditions (e.g., a low wind speed). In addition, the nocturnal O_3 increase in the VA during spring was primarily caused by local wind conditions (e.g., mountain and valley winds) with the low wind speed (approximately $1 \sim 2 \text{ m s}^{-1}$). On the other hand, the O_3 difference between the two areas during summer might be because of the photochemical production with the O_3 precursors (especially the AVOCs) rather than the contribution of wind conditions.

Key words : Air quality measurement, Ozone, Valley area, Photochemical production, Wind condition

*Corresponding author.
Tel : +82-(0)51-510-2282, E-mail : kimyk@pusan.ac.kr

1. 서 론

우리나라의 오존(O₃) 문제는 1990년대 접어들어 심각해지기 시작하여 현재 대도시를 중심으로 지속적인 O₃ 농도의 증가를 보이고 있으며(환경부, 2008), O₃ 오염 및 고농도 O₃ 현상에 관한 연구는 서울을 포함한 수도권 지역과 부산, 울산 등의 연안도시를 중심으로 많이 수행되었다(김유근 등, 2007; 손장호, 2005; 조용성과 전의찬, 2005; 오인보 등, 2004; 김유근 등, 2002; Kim and Ghim, 2002; 박주연과 김용표, 2002; 김진영과 김영성, 2001; 김영성, 2000). 예를 들어, 수도권을 중심으로 서풍의 존재가 서울의 풍하측 지역 O₃ 농도를 상승시켰으며, 이때 O₃ 및 전구물질의 국지적 수송(서쪽 → 동쪽)과 축적이 원인인 것으로 밝혀졌다(김영성, 2000). 한편, 2003년 여름철 서울지역의 도시환경에서 O₃의 광화학적 특성(NO-NO₂-O₃ 광정류 상태와 O₃의 광화학적 수지 등)에 대한 사례연구가 수행되었으며(손장호, 2005), 또한 수도권지역을 대상으로 상대증분반응율(Relative Incremental Reactivity, RIR)을 이용하여 O₃ 생성 기여도를 분석한 연구에서는 toluene과 xylene이 가장 높은 기여도를 나타냄을 밝혔다(이중현 등, 2007). 수도권 지역의 2004년 6월 고농도 O₃ 사례에 대하여 O₃ 농도와 수평 바람장의 공간분포를 분석한 결과, 이른 오전 북동지역에서 불어오는 바람과 오후 늦게 발달된 해풍에 의해 축적된 오염물질이 다시 내륙으로 유입되어 수도권 남서지역에 O₃ 농도가 상승함을 보인 바 있다(김유근 등, 2007).

연안도시인 부산에서는 해양으로부터 불어오는 해풍의 지연 및 대기정체로 인해 연안역의 O₃ 농도가 상승한다는 연구가 발표된 바 있다(오인보 등, 2004). 또한 부산 해안지역의 봄, 여름철에는 내륙지역과 비교하여 상대적으로 높은 O₃ 농도가 나타났는데, 이는 O₃ 전구물질인 휘발성 유기화합물(VOC: volatile organic compound)과 NO_x(=NO+NO₂)에 의한 광화학적 생성 및 이 지역에서 탁월하게 나타난 풍계(북동풍 및 남서풍계열)의 특성에 기인한 것으로 밝혀졌다(송상근과 손장호, 2008).

최근, 도시 계곡 및 주변지역에서는 국지적 기상조건(산곡풍, 대기정체)으로 인해 O₃ 및 전구물질의 축적과 농도 상승이 관측된 바 있다(Krzyzanowski et

al., 2006; Sakurai et al., 2003; Prévôt et al., 2000). 예를 들어, 1996년 스위스 Alpine 지역에서 수행된 VOTALP (Vertical Ozone Transport in the Alps) Mesolcina Valley 캠페인 동안 야간에 VOC의 농도 증가(약 40%)가 나타났으며, 이는 남쪽 풍상측으로부터의 오염물질 수송 영향으로 밝혀졌다(Prévôt et al., 2000). 2001~2002년 여름철 캐나다의 Lower Fraser Valley(고도 1,221 m) 주변에 나타난 고농도 O₃ 현상은 사례기간 동안 대기정체 및 곡풍 효과로 인해 계곡 아래쪽에서 생성된 O₃이 계곡 위쪽으로 이동하여 나타났으며, 이는 이 지역의 당일 야간 및 다음 날 오전까지 지속적으로 농도 상승을 유발시켰다(Krzyzanowski et al., 2006).

우리나라는 현재까지 고농도 O₃ 현상의 원인과 관련하여 다각도로 연구 활동이 진행되어 왔음에도 불구하고 도시 계곡 및 주변지역에서의 O₃ 오염에 대한 연구는 아직 기초단계에 있다. 국제적으로는 어느 정도 관련 연구가 진행되어 왔지만 아직 정확한 원인 규명이 이루어지지 않은 상태이고 국내에서는 이와 관련된 연구자체가 전무하다. 따라서 본 연구에서는 도시 계곡지역에서의 전반적인 O₃ 농도 특성 분석을 위해 최근 3년(2005~2007년)간의 봄, 여름철 동안 계곡지역을 포함하고 있는 양산시의 대기오염물질 농도 분포 및 기상 특성을 시·공간적으로 살펴해보았다. 또한 2006년 봄, 여름철에 수행된 O₃ 및 전구물질의 집중 측정을 통해 도시 계곡지역과 그 주변지역에서의 O₃ 농도 차이에 대한 화학 및 기상조건을 분석하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 대상지역

본 연구 대상지역인 양산은 우리나라 동남단(35° 16'~35° 32'N, 128° 52'~129° 08'E)에 위치하고 있으며, 행정구역상 경상남도에 소속되어 북동쪽은 울산시, 남쪽은 부산시, 남서쪽은 김해시, 북서쪽은 밀양시와 접해있다(그림 1). 1996년 양산시로 승격된 이후, 기존의 발전되어있던 산업 및 공업단지(전체 토지이용도의 30% 이상)와 함께 신도시 조성 계획 하에 주거지역(약 50%)이 발달하였다(http://stat.yangsan.go.kr/). 도시 전체가 이러한 산업단지(어곡, 산막,

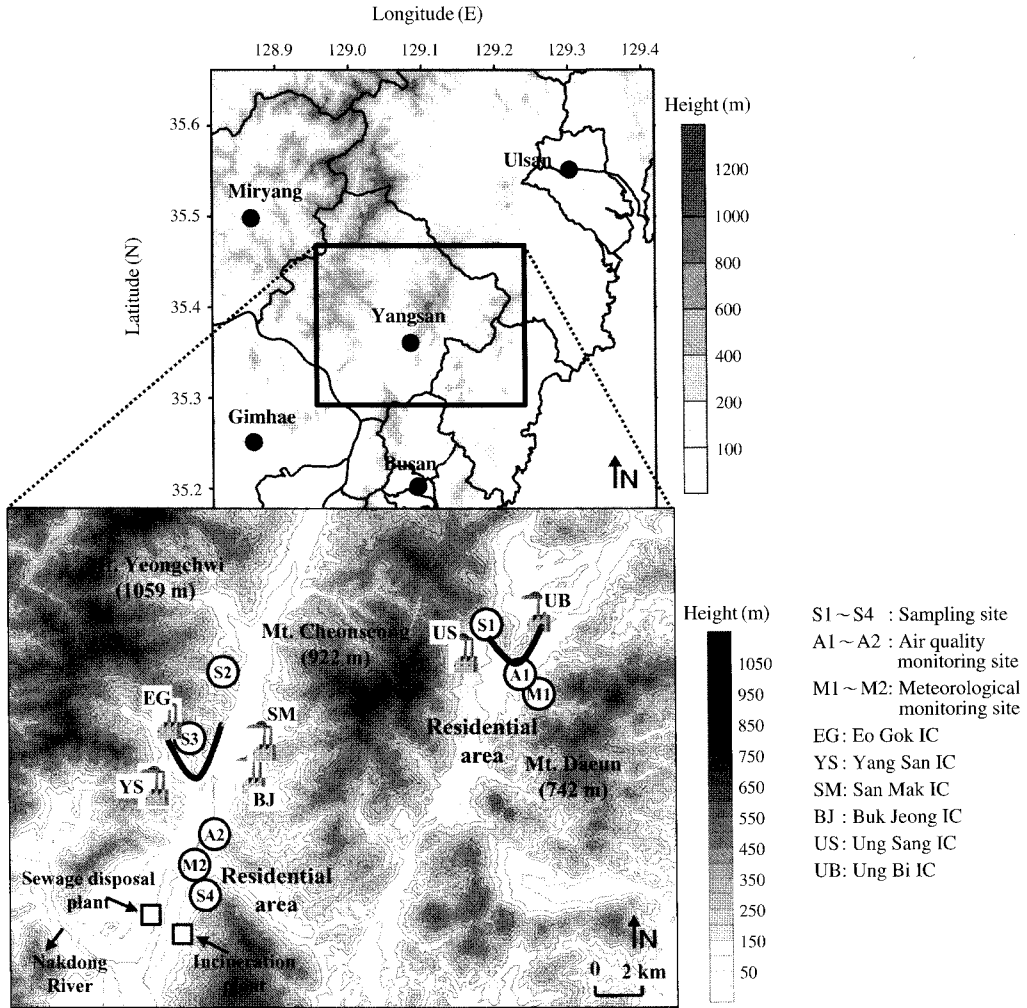


Fig. 1. Study domain including the four sampling sites (S1~S4) for air pollutants (5-pollutant and AVOC) and the monitoring sites for air quality (A1~A2) and meteorological variables (M1~M2) in Yangsan city. Individual sampling locations of the study area are assigned as: (1) S1=circumferential area of industrial facilities; (2) S2=suburban residential area; (3) S3=near wastewater treatment plants; and (4) S4=residential area. A1~A2 and M1~M2 indicate the air quality and meteorological monitoring sites, respectively (A1: Ungsang, A2: Bukbu, M1: Ungsang, M2: Nambu). The symbol of "V" indicates the valley topography in the study domain.

양산, 북정, 웅상, 웅비 산단)와 주거지역, 그리고 공공 건물과 높은 산 등으로 둘러싸여 있는 준폐쇄형의 특징이 있으며, 이 중에서 어곡 및 웅상 산단은 V자형 계곡의 중심에 위치하고 있다(그림 1). 어곡 산단의 주변은 북동쪽에서 남서쪽으로 골을 따라 건물과 도로가 발달하고 있으며 산단으로부터 약 3~4km 남쪽으로 떨어진 곳에 도시의 중심부가 위치한 반면, 웅상 산단은 주변의 크고 작은 산의 우측 골을 따라

건물 및 도로가 발달되어 있으며 산단 바로 인근에 주거지역이 분포하고 있다. 따라서 두 곳의 산단 주변에서는 다양한 오염원과 지형적 특징으로 인한 오염물질의 고농도현상이 예상된다.

2.2 자료 및 방법

본 연구에서는 계곡지형을 포함하는 양산시의 전반적인 대기오염물질 농도 분포 및 기상 특성을 살

Table 1. A full list of 10 air pollutants (i.e., 5-pollutant and AVOC) investigated during the field campaign held in and outside urban valley of Yangsan city, Korea.

Type	Pollutants			Analytical method
	Full name	Short name	Formula	
(A) 5-pollutant	Ozone	O ₃	O ₃	UV Photometric Method
	Nitrogen dioxide	NO ₂	NO ₂	Chemiluminescent Method
	Nitrogen monoxide	NO	NO	Chemiluminescent Method
	Carbon monoxide	CO	CO	Non-Dispersive Infrared Method
	Particulate matter	PM ₁₀		β-Ray Absorption Method
(B) AVOCs	Benzene	BEN	C ₆ H ₆	TAT+GC/MS ^a
	Toluene	TOL	C ₆ H ₅ CH ₃	
	Ethylbenzene	EB	C ₆ H ₅ C ₂ H ₅	
	<i>m,p</i> -Xylene	MPX	(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	
	<i>o</i> -Xylene	OX	(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	

^aTAT-sampling by Tenax-TA adsorbent tube; GC-gas chromatography; MS-mass spectrometer

퍼보기 위해 대상영역을 계곡지역(VA: valley area)과 비계곡지역(NVA: non-valley area)으로 분류하였다. 이용된 자료는 최근 3년(2005~2007년) 동안의 봄, 여름철에 관측된 시간별 대기오염물질(O₃, NO₂, PM₁₀, CO) 및 기상요소(기온, 풍향, 풍속)이다. 모든 자료는 객관성 및 신뢰성 있는 분석을 위하여 일중 75% 이상의 시간별 자료가 있는 날(유효측정일)의 자료만 선정하여 이용되었다. 관측자료 지점은 현재 환경부 산하에서 지속적으로 설치 및 운영 중에 있는 장소로서, 대기오염물질 관측지점(A1-A2)으로는 A1: 웅상읍(웅상 산단으로부터 약 2km 떨어진 남동쪽 지점), A2: 북부동 지점(어곡 및 산막 산단으로부터 약 3~4km 떨어진 남쪽 지점)이 있으며, 기상요소 관측지점(M1~M2)으로는 M1: 웅상읍, M2: 남부동(북부동 지점에 바로 인접한 지점)이 있다(그림 1). 그러나 현지허 부족한 관측지점의 자료로 대상지역의 대기질 현황 및 고농도 오염을 분석하고 평가하기에는 많은 자료의 한계가 있어, 본 연구에서는 2006년 봄철(4월 30일~5월 15일)과 여름철(8월 2~22일) 동안 집중적인 야외 측정을 통해 보다 신뢰성 있고 많은 자료를 확보하였다. 측정된 자료는 VA 및 NVA에서의 오염물질(특히 O₃) 농도 차이에 대한 화학 및 기상조건의 분석에 이용되었다.

본 연구에서 집중 측정된 오염물질 및 측정 장소의 위치에 대한 설명은 다음과 같다. 측정된 물질은 대기질 기준성 오염물질(O₃, NO₂, NO, CO, PM₁₀)과 5개의 방향족 VOC(AVOC: aromatic VOC)이다.

AVOC는 benzene(BEN), toluene(TOL), ethylbenzene(EB), *m,p*-xylene(MPX), *o*-xylene(OX)를 포함한다. 기준성 오염물질은 시간별로 측정되었고, AVOC는 각 계절마다 하루에 2번 오전(0600~1200 LST)과 오후(1400~1800 LST)로 구분하여 측정되었다. 한편, 야외측정 장소(S1~S4)는 S1: 웅상 산단의 주변 지역(웅상 산단으로부터 0.5~1 km 떨어진 지점), S2: 교외지역(어곡 산단으로부터 북쪽으로 약 3 km 떨어진 지점), S3: 어곡 산단 주변의 폐기물 처리장(어곡 산단으로부터 0.1 km 이내), S4: 주거지역(어곡 산단으로부터 남쪽으로 약 4 km 이상 떨어진 지점)으로 선정하였다. 두 산단 지역인 S1(웅상 산단)과 S3(어곡 산단)은 주변에 계곡을 끼고 있어 VA에 포함되는 지점이고 교외 및 주거지역인 S2와 S4는 NVA에 포함된다.

기준성 오염물질과 AVOC 측정방법에 대한 세부 내용은 아래와 같이 요약된다(표 1). O₃의 측정 방법은 O₃이 254 nm 파장의 자외선을 선택적으로 흡수하는 원리인 자외선 광도법(UV photometric method)을 이용하여 O₃의 농도를 정량화한다. NO_x의 농도는 표면 전환기(surface convector)를 이용하여 NO₂를 NO로 전환시켜 NO와 O₃의 반응에서 발생하는 형광(fluorescence)의 세기로서 NO_x의 농도를 측정하는 화학발광법(chemiluminescent method)을 이용하여 측정된다. CO의 측정은 비분산적외선 분광법(non-dispersive infrared method)을 사용하여 측정되고, PM₁₀은 베타선 흡수법(β-ray absorption method)을

사용하여 농도를 측정한다. 그리고 AVOC의 농도는 먼저 Tenax-TA 흡착 튜브(TAT: Tenax-TA adsorbent tube)를 이용하여 공기를 포집한 다음 GC/MS(gas chromatography/mass spectrometer) 시스템에 의해서 검출된다. AVOC의 채취 및 분석방법에 대한 상세한 설명은 선행연구에서 알 수 있다(Song *et al.*, 2009).

대상지역인 양산시의 주변으로는 다수의 오염원을 가진 주요 대도시(부산과 울산)가 위치하고 있으므로, 두 도시로부터 양산으로의 수송 영향이 있는지를 살펴보기 위해 각 도시에서 양산으로 유입되는 풍계 조건을 선정하여 기류 분포의 빈도와 오염물질(O₃, NO₂)의 농도를 살펴보았다. 세 도시 간의 지리적인 위치로 볼 때 부산은 양산의 남동쪽에 있고 울산은 양산의 북동쪽에 위치하므로, 두 도시로부터 각각 양산으로 유입되는 바람의 풍계는 남풍~남동풍(부산)과 동풍~북동풍(울산)이다. 따라서 야외 측정기간 동안 위의 풍계 조건을 중심으로 양산시의 경계지역 인근에 위치하는 두 도시 내 기상관측지점에서 각 풍계에 해당하는 날을 선정하여 분석하였다. 선정된 날의 오염물질은 각 도시별 대기질 관측지점(부산: 17개 지점, 울산: 10개 지점)의 자료를 이용하였다.

양산시 VA 및 NVA에서의 O₃ 농도(특히 야간) 차이에 대한 국지적 바람조건의 영향을 살펴보기 위해 대상영역의 수평 바람장과 풍속 변화를 분석하였다. 연구 사례는 집중측정 기간에 포함되는 날로서 종관 풍이 약하여 국지순환이 잘 나타나는 사례(2006년 5월 5일)를 선정하여 분석하였다. 수평 바람장을 모의하기 위해 이용된 중규모 기상장 모델은 MM5로서 전체 계산영역은 23개의 연직층과 81 km 수평 해상도로 38×40의 격자크기를 구성한다(중심 위경도: 37.3°, 126.3°). 또한 전체 영역을 5개의 세부 영역으로 단방향 동지격자(one-way nesting)를 사용하였으며, 가장 작은 영역은 1 km 수평 해상도로 88×88의 격자크기로 구성하였다. 모델링 수행시 계산 안정화를 위해 48시간의 초기화 시간을 고려하였다. 수치모의에 이용된 중규모 기상장 모델의 초기 및 경계 입력 자료로는 기상청에서 제공하는 30 km 해상도의 RDAPS(Regional Data Assimilation and Prediction System)를 이용하였으며, 주변지역에서 관측된 기상 특성을 반영하기 위해 자료동화 방법(25개 지점의 기상관측자료)을 적용하였다. 한편, 지표면 자료는 기존의 모델에서 일반적으로 제공되던 USGS(US Geo-

logical Survey)의 도시 영역 자료가 본 연구의 대상 지역인 양산시의 도시 상태를 잘 반영하지 못하므로 여기서는 환경부에서 제공한 토지피복도 자료를 고려하여 대상지역의 도시 영역의 입력 자료를 개선시켜 이용하였다(<http://egis.me.go.kr/egis/>).

3. 결과 및 고찰

3.1 대상지역 대기오염물질 및 기상요소의 전반적인 특성 분석

양산은 주변의 인위적 배출원이 많은 도시(높은 인구밀도와 교통량의 부산, 공업도시 울산 등)로부터 오염물질의 수송, 주변 도시와의 연결 도로로부터 다양한 오염원의 증가, 둘러싸인 산지 및 계곡형 분지 특성으로 인한 오염물질의 정체 현상 등 자연 및 인위적인 대기오염 영향이 예상된다. 최근 3년(2005~2007년) 동안 양산지역의 고농도 O₃(8시간 평균농도 60 ppb) 발생일(60일)은 다른 오염물질(NO₂, CO, PM₁₀, SO₂)의 발생일(15일 이하)과 비교하여 무려 4배 이상이었다. 또한 O₃ 주의보(120 ppb 이상) 발령횟수는 총 5회(최고농도 150 ppb)를 나타냈으며, 환경기준치 초과(100 ppb/1 h)횟수는 총 36회로 다른 오염물질(NO₂, SO₂, CO: 0회, PM₁₀: 19회)과 비교하여 상대적으로 높은 빈도를 나타내었다. 한편, 같은 기간 동안(2005~2007년) O₃의 평균농도(22 ppb)는 부산(24 ppb)을 제외한 다른 대도시(서울, 인천, 대구, 울산 등: 18~21 ppb)와 비교하여 상대적으로 높은 수준을 나타냈으며, 특히 양산시 웅상 산단 주변에 위치한 웅상을 측정지점에서의 최근 평균농도는 약 26 ppb를 기록하였다(환경부, 2008).

대상지역의 대기질 및 기상 특성을 보다 면밀히 살펴보기 위해 2005~2007년의 봄, 여름철 동안 두 관측지점에서의 O₃, NO₂, CO, PM₁₀ 농도(웅상 및 북부 지점)와 풍향, 풍속, 기온(웅상 및 남부 지점)의 특성을 분석하였다(표 2). 여기서, 웅상 지점 및 북부 지점은 각각 대상영역 내의 VA와 NVA에 포함된다. 전반적으로 오염물질의 평균농도는 여름철보다는 봄철의 경우에, 북부 지점보다는 웅상 지점에서 다소 높은 경향을 보였다. 두 계절 모두 대표적 광화학 오염물질인 O₃의 농도는 웅상 지점(32~40 ppb)이 북부 지점(26~20 ppb)보다 약 1.3배 정도 높게 나타

Table 2. A statistical summary of pollutant species and meteorological variables at Ungsang and Bukbu monitoring sites in Yangsan during springs and summers of 2005~2007.

Season	Site	Pollutant species (in ppb)				Meteorological variables		
		O ₃	NO ₂	PM ₁₀	CO	Air temperature (°C)	Dominant wind direction	Wind speed (m s ⁻¹)
Spring	Ungsang	40 ± 21 ^a	19 ± 14	66 ± 80	588 ± 213	13.1 ± 6.6		2.2 ± 1.4
		42 ^b	15	46	600	13.4	SW, NE	2.1
		1~99 ^c	1~84	1~799	100~2000	-5.8~33.1	(30, 26)*	0.1~7.4
		3676 ^d	4014	2118	4131	6593		6428
Summer	Ungsang	32 ± 20	19 ± 13	61 ± 85	536 ± 288	12.7 ± 6.0		2.7 ± 1.9
		32	16	44	500	13	S, NE	2.3
		1~108	1~99	1~997	100~2600	-4.7~29.5	(40, 25)	0.1~12.4
		4313	3920	4190	4374	6620		6094
Summer	Bukbu (Nambu)**	26 ± 22	15 ± 10	32 ± 21	413 ± 157	24.5 ± 4.4		2.0 ± 1.3
		20	13	28	400	24.6	NE, S	1.9
		1~150	1~80	1~143	100~1000	13.1~38.1	(39, 22)	0.1~9.6
		4835	4466	4695	4744	6623		5568
Summer	Bukbu (Nambu)	20 ± 17	12 ± 7	32 ± 20	422 ± 172	23.7 ± 3.9		2.8 ± 1.8
		15	11	28	400	23.6	S, NE	2.5
		1~104	1~118	1~131	100~1100	13.2~35.2	(40, 27)	0.1~11.9
		4794	3179	4763	4951	6592		6261

^aMean ± 1σ; ^bMedian; ^cMin-Max; ^dNumber of data

*Percentage of each dominant wind direction

**A site name in parenthesis denotes the monitoring site for meteorological variables.

났다. 한편, PM₁₀과 CO 농도의 경우는 봄철에 응상 지점이 북부 지점보다 다소 높은 수준을 보이는 반면 여름철에는 거의 유사한 농도 수준이 나타났다.

두 지점에서의 기상조건을 보면, 응상 지점에서의 평균기온(13.1~24.5°C)이 남부 지점(12.7~23.7°C)과 비교하여 거의 유사한 편이지만, 평균풍속은 남부 지점(2.7~2.8 m s⁻¹)이 응상 지점(2.0~2.2 m s⁻¹)보다 약 1.4배 정도 높게 나타났다(표 2). 이는 평균풍속임을 감안할 때 응상 지점이 남부 지점보다 오염물질의 대기확산보다는 축적 현상이 더 크게 나타날 수 있음을 시사한다. 또한 풍향의 특성을 살펴보면, 봄철 응상 지점(VA)에서는 여름철과 비교하여 남서풍 계열의 바람이 탁월하므로 측정지점 남서쪽에 위치한 산단(예, 응상 산단)으로부터 배출된 오염물질이 O₃ 농도의 상승에 일부 영향을 준 것으로 판단된다. 그러나 북부 지점(NVA)에서는 두 계절 모두 남풍 계열의 바람이 탁월하므로 측정지점 북쪽에 밀집한 오염물질의 배출된 영향은 상대적으로 훨씬 작게 나타나며, 결국 이로 인해 O₃ 농도의 증가에 미치는 기여도 또한 작게 나타난 것으로 사료된다. 결론적으

로, VA에서의 O₃ 농도 상승은 응상 산단으로부터 배출된 전구물질과의 광화학적 생성뿐만 아니라 기상조건(약한 풍속의 풍계 특성) 및 지형적 특징(준폐쇄형의 계곡) 등 복합적인 결과로 해석할 수 있다.

3.2 VA와 NVA에서의 O₃ 농도 차이에 대한 화학 분석 및 기상 특성

본 연구에서는 광화학 반응이 활발한 봄철(5월) 및 여름철(8월) 동안 수행된 집중 측정을 통해 도시 내 서로 다른 환경(VA: S1과 S3, NVA: S2와 S4)에서의 대기오염물질(O₃, NO₂, NO, AVOC 등)의 농도 분포 특성을 살펴보았다(그림 2, 3과 표 3). 그림 2는 연구기간 동안 두 지역에서의 대기오염물질 농도(5%, 50%, 95%, 평균농도)의 일변화를 나타낸다. 계절과 지역에 상관없이 O₃은 이른 아침에 최저농도를 나타내고 기온과 일사량이 높은 오후에 최고농도를 나타내었다. 두 지역 모두 이른 아침의 낮은 O₃ 농도는 야간의 지속적인 NO_x 적정과 추가적으로 러시아워(rush hour)에 집중된 차량으로부터의 높은 NO 배출로 인한 O₃의 화학적 소멸 때문이라 판단된다(손

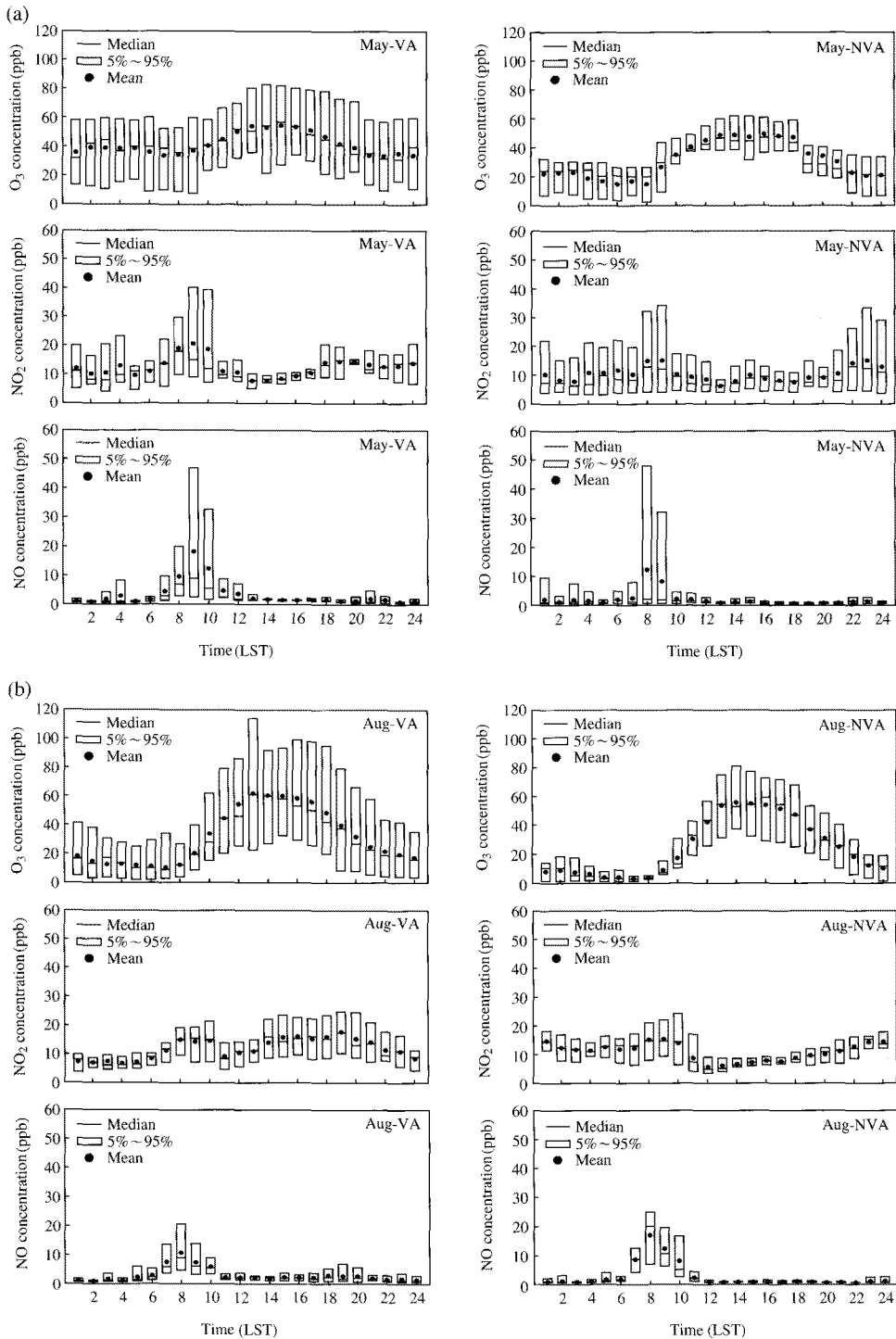


Fig. 2. Diurnal variation of the concentrations of O₃, NO₂, and NO (5%, 50%, 95%, and mean) in the two areas (VA and NVA) during the measurement periods of (a) May and (b) August in 2006.

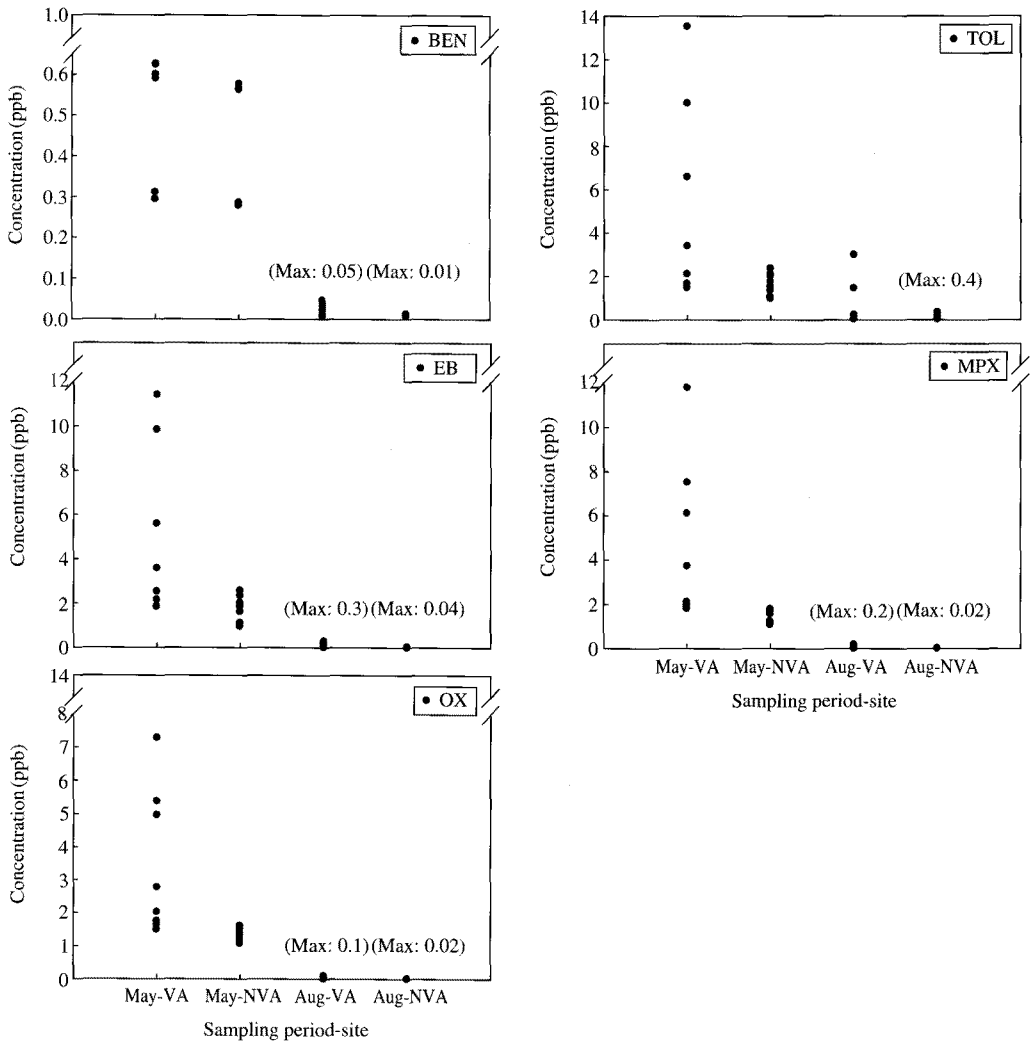


Fig. 3. The temporal and spatial distributions of AVOC concentrations measured in the two areas (VA and NVA) during the measurement periods. The numbers in parenthesis refer to the maximum concentrations of each species.

장호, 2006; Lal *et al.*, 2000). 한편, 봄철 VA의 야간과 새벽에는 다른 계절 및 지역과는 달리 O₃ 농도가 상대적으로 높은 수준을 보였다. 이러한 뚜렷한 농도 차이는 O₃ 전구물질과의 광화학 반응은 물론 국지적 기상조건(예, 국지풍 및 대기정체)에 따라 일부 영향을 받는다고 예상되며, 이에 대한 자세한 분석은 3.3 절에 나타내었다.

봄철 O₃ 및 전구물질의 농도 일변화를 살펴보면, VA에서의 O₃ 농도(42±17 ppb)는 NVA에서의 농도

(39±13 ppb)보다 다소 높게 나타났다(그림 2(a)와 표 3). 이것은 VA에서의 높은 NO_x(=NO₂+NO) 및 AVOC 농도에 의한 광화학적 생성의 결과로 일부 해석할 수 있다. 예를 들어, VA에서의 NO_x 농도(16±13 ppb)가 상대적으로 NVA에서의 농도(9.1±5.1 ppb)보다 약 1.8배 정도 높게 나타났다. 즉, 출근 시간 차량의 증가로 인해 아침(7~9시경)에 나타난 높은 NO 농도(최고 50 ppb)가 시간이 지나면서 NO₂로 빠른 광화학적 변환이 이루어져 대기 중 O₃ 농도 상

Table 3. A statistical summary of pollutant species (i.e., 5-pollutant and AVOCs) and meteorological variables measured at several sampling sites in Yangsan during the measurement periods (May and August) of 2006.

(A) 5-pollutant and meteorological variables

Experiment month	Pollutant species (in ppb)							Meteorological variables	
	O ₃	NO ₂	NO	NO _x	NO ₂ /NO	CO	PM ₁₀	Air temperature (°C)	Wind speed (m s ⁻¹)
May	42 ± 17 ^a	13 ± 6.9	3.3 ± 6.9	16 ± 13	8.4 ± 6.4	516 ± 169	52 ± 23	16.0 ± 4.0	2.6 ± 1.6
	43 ^b	11	1.5	12	5.9	500	47	15.9	2.6
	6.0 ~ 88 ^c	3.5 ~ 44	0.5 ~ 53	4.5 ~ 97	0.8 ~ 29	200 ~ 1100	8 ~ 112	7.5 ~ 27.0	0.1 ~ 7.3
	94 ^d	94	94	94	94	94	91	94	94
May	39 ± 13	7.8 ± 4.2	1.3 ± 1.3	9.1 ± 5.1	7.7 ± 4.0	318 ± 119	60 ± 42	17.8 ± 2.9	3.1 ± 2.0
	39	6.4	1.1	7.2	6.6	300	54	17.9	2.3
	1.8 ~ 64	3.0 ~ 20	0.5 ~ 11	3.7 ~ 29	1.7 ~ 21	100 ~ 600	5 ~ 169	10.8 ~ 23.9	0.2 ~ 8.6
	127	127	127	127	127	127	115	127	127
Aug.	32 ± 26	12 ± 5.5	3.0 ± 3.2	15 ± 7.3	6.2 ± 3.6	424 ± 200	44 ± 23	28.2 ± 4.0	1.7 ± 1.4
	25	11	2	13	5.6	400	39	27.7	1.2
	1.5 ~ 150	3.4 ~ 26	0.6 ~ 23	4.0 ~ 42	0.8 ~ 18	100 ~ 1100	17 ~ 199	19.7 ~ 36.7	0.1 ~ 6.5
	144	144	144	144	144	144	129	144	144
Aug.	23 ± 21	11 ± 4.4	2.8 ± 4.9	14 ± 7.9	10 ± 7.4	417 ± 236	45 ± 14	28.7 ± 3.6	0.6 ± 0.5
	15	11	0.9	12	9	400	44	28.1	0.3
	1 ~ 76	3.2 ~ 27	0.5 ~ 25	3.9 ~ 46	0.6 ~ 31	100 ~ 1000	13 ~ 104	23.1 ~ 36.3	0.1 ~ 2.6
	127	127	127	127	127	127	157	145	161

(B) AVOCs

Experiment month	AVOCs (in ppb)					
	BEN	TOL	EB	MPX	OX	Total
May	0.52 ± 0.15	5.04 ± 4.57	4.86 ± 3.80	4.61 ± 3.62	3.42 ± 2.18	3.77 ± 3.54
	(0.53 ± 0.15/	(4.15 ± 3.99/	(4.10 ± 3.85/	(3.34 ± 2.78/	(2.64 ± 1.84/	(2.95 ± 2.91/
	0.51 ± 0.19)**	5.93 ± 5.55)	5.62 ± 4.16)	5.87 ± 4.31)	4.19 ± 2.46)	4.63 ± 3.99)
	0.59	2.76	3.06	2.92	2.4	2.11
May	0.29 ~ 0.63	1.48 ~ 13.52	1.84 ~ 11.42	1.8 ~ 11.79	1.49 ~ 7.29	0.29 ~ 13.52
	7	8	8	8	8	39
	0.47 ± 0.15	1.79 ± 0.57	1.86 ± 0.68	1.42 ± 0.34	1.44 ± 0.35	1.46 ± 0.64
	(0.40 ± 0.16/	(1.72 ± 0.54/	(1.68 ± 0.68/	(1.30 ± 0.30/	(1.29 ± 0.23/	(1.31 ± 0.66/
May	0.50 ± 0.16)	1.85 ± 0.54)	2.04 ± 0.62)	1.55 ± 0.29)	1.59 ± 0.11)	1.58 ± 0.63)
	0.57	1.9	1.94	1.4	1.37	1.37
	0.28 ~ 0.58	0.98 ~ 2.77	0.96 ~ 2.88	0.89 ~ 1.85	0.88 ~ 2.09	0.28 ~ 2.88
	8	12	12	12	12	56
Aug.	0.02 ± 0.02	0.31 ± 0.47	0.12 ± 0.10	0.08 ± 0.06	0.06 ± 0.03	0.12 ± 0.23
	(0.02 ± 0.02/	(0.17 ± 0.09/	(0.12 ± 0.10/	(0.09 ± 0.08/	(0.07 ± 0.03/	(0.10 ± 0.08/
	0.02 ± 0.02)	0.45 ± 0.68)	0.12 ± 0.12)	0.08 ± 0.06)	0.05 ± 0.04)	0.14 ± 0.32)
	0.02	0.19	0.09	0.08	0.06	0.07
Aug.	0.01 ~ 0.05	0.03 ~ 1.46	0.01 ~ 0.30	0.01 ~ 0.18	0.01 ~ 0.10	0.01 ~ 1.46
	8	8	8	8	7	39
	0.01 ± 0.02	0.12 ± 0.12	0.02 ± 0.02	0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.005	0.04 ± 0.07
	(0.02 ± 0.003/	(0.09 ± 0.07/	(0.02 ± 0.01/	(0.01 ± 0.01/	(0.01 ± 0.00/	(0.03 ± 0.04/
Aug.	0.01 ± 0.00)	0.15 ± 0.16)	0.03 ± 0.02)	0.01 ± 0.01)	0.01 ± 0.01)	0.04 ± 0.09)
	0.01	0.07	0.02	0.01	0.01	0.01
	0.01 ~ 0.06	0.03 ~ 0.36	0.01 ~ 0.06	0.01 ~ 0.02	0.01 ~ 0.02	0.01 ~ 0.36
	12	12	12	12	11	59

*VA: Valley area, NVA: Non-valley area; **The numbers in parenthesis are Mean ± 1σ derived from the data set measured during the morning/afternoon periods, respectively

^aMean ± 1σ; ^bMedian; ^cMin-Max; ^dNumber of data

승에 영향을 주게 되고 이러한 농도 증가는 정오를 기점으로 나타나고 있다(그림 2(a)). 한편, AVOC 농도(3.77 ± 3.54 ppb)는 NVA에서의 농도(1.46 ± 0.64 ppb)보다 약 2.5배 정도 높게 나타났다(표 3). 전체 AVOC 중에서, 지역에 상관없이 TOL(약 14 ppb의 최고농도)이 다른 물질에 비해 가장 주요한 오염물질로 나타났다(그림 3). 평균 AVOC 농도를 보면, VA에서의 TOL(5.04 ± 4.57 ppb)과 MPX(4.61 ± 3.62 ppb) 농도는 NVA의 TOL(1.79 ± 0.57 ppb)과 MPX(1.42 ± 0.34 ppb) 농도보다 각각 약 3배 정도 높은 수준을 보였다. 다른 세 물질(BEN, EB, OX)에 대해서는 VA가 NVA보다 최대 2배 정도 높게 나타났다(그림 3과 표 3). 오전과 오후 시간대로 나누어 살펴보면, VA에서의 오후 AVOC 농도(4.63 ± 3.99 ppb)가 오전 농도(2.95 ± 2.91 ppb)보다 높게(약 1.6배) 나타난 반면 NVA에서는(1.2배) 다소 큰 차이를 보이지 않고 있다(표 3). 이러한 특징은 AVOC 개별 물질에 대해서도 유사하게 나타났다. 따라서 NVA보다 VA에서의 많은 VOC가 대기 중 OH와 반응을 하게 되고 이로 인해 생성된 페록시 라디칼(예, RO_2 , HO_2)은 NO와 반응하여 상당량의 NO가 NO_2 로 변환되면서 O_3 생성량이 증가한 것으로 사료된다.

VA에서의 O_3 농도 상승의 또 다른 원인으로는 약한 풍속조건하에 배출된 O_3 전구물질의 축적현상을 들 수 있다. 즉, VA에서의 평균풍속(2.6 m s^{-1})이 NVA(3.1 m s^{-1})에서보다 다소 약하여 대기 중으로의 확산 및 희석효과보다는 바로 인접지역에서의 전구물질 축적으로 인해 O_3 농도 상승이 나타난 것으로 보여진다. 지역 간의 평균풍속의 차이가 크지 않아 희석효과 및 축적현상을 설명하기에 다소 어려움이 있지만, 전체 연구기간 동안의 평균값임을 감안할 때 두 지역에 나타난 풍속 차이가 O_3 농도 생성에 일부 영향을 준 것으로 사료된다. 이것은 여러 도시(수도권, 부산 등)의 연구사례에서 밝혀진 약한 풍속에 의한 오염물질(예, O_3 및 전구물질)의 축적 및 고농도 현상과 유사한 결과를 나타내었다(송상근과 손장호, 2008; 오인보와 김유근, 2002; 김영성과 오현선, 1999; 정용승과 정재섭, 1991).

여름철에 측정된 기준성 오염물질과 AVOC 농도의 특성 분석 결과, VA에서는 다소 강한 풍속임에도 불구하고 O_3 농도(32 ± 26 ppb)는 NVA보다(23 ± 21 ppb) 상당히 높게(약 1.4배 정도) 나타났다(그림

2(b)와 표 3). O_3 전구물질과의 관계를 살펴보면, NO_x 농도는 두 지역 모두 유사하게 나타났음에도 불구하고 NO_2/NO 비는 오히려 NVA가 VA보다 약 1.6배 정도 더 높은 값을 보였다. 이것은 VA와 비교해 볼 때 NVA에서 이른 아침(7~9시경)에 상대적으로 많은 NO가 NO_2 로 화학적 변환이 이루어져 대기 중에서 일부 O_3 농도의 증가가 예상된다(그림 2(b)). 그러나 VA에서의 전체 AVOC 농도(0.12 ± 0.23 ppb)는 NVA에서의 농도(0.04 ± 0.07 ppb)보다 약 3배 이상 높게 나타나, O_3 의 광화학적 형성에 있어 NO_x 화학반응보다는 VOC와 OH와의 반응이 더 많이 일어나고 이로 인해 생성되는 RO_2 라디칼의 주요도가 더욱 강화되어 오히려 VA에서 O_3 농도의 상승이 나타난 것으로 사료된다(그림 3과 표 3). 이것은 두 지역에서 각각의 AVOC 농도 분포에서도 확인할 수 있었다. 예를 들어, VA에서의 TOL 농도(0.31 ± 0.47 ppb, 최고농도 약 4 ppb)는 NVA에서의 농도(0.12 ± 0.12 ppb, 최고농도 약 0.4 ppb)와 비교하여 약 2.6(평균)~10배(최고) 정도 높게 나타났다(그림 3과 표 3). VA에서의 MPX(0.08 ± 0.06 ppb), EB(0.12 ± 0.10 ppb), OX(0.06 ± 0.03 ppb) 농도는 NVA의 MPX(0.01 ± 0.01 ppb), EB(0.02 ± 0.02 ppb), OX(0.01 ± 0.005 ppb) 농도보다 약 6~8배 정도 높은 수치를 보였다. 또한 오전과 오후시간대의 AVOC 농도 분석결과, VA에서는 광화학반응이 활발한 오후시간대의 농도(0.14 ± 0.32 ppb)가 오전 농도(0.10 ± 0.08 ppb)보다 높게(약 1.4배) 나타난 반면 NVA에서는 다소 낮게(1.2배) 나타났다(표 3). 이러한 연구결과는 여러 선행연구에서 설명한 VOC와 OH와의 화학반응과 RO_2 및 HO_2 에 의한 $NO \rightarrow NO_2$ 의 화학적 전환으로 인해 상당량의 O_3 이 생성된다는 연구결과와 유사하였다(손장호, 2006; 김정화와 김용표, 2003).

3.3 O_3 농도 상승에 영향을 주는 지형 및 풍계 특성 분석

대상지역의 지리·지형적 특징 및 풍계의 특성에 따라 O_3 농도의 분포 패턴을 분석하기 위해, 봄철 및 여름철의 두 지역에 나타난 바람장미 패턴에 따라 O_3 농도의 공간 분포를 살펴보았다(그림 4). 봄철의 경우, 일반적으로 VA에서의 높은 O_3 농도(약 60 ppb)는 특정 풍계인 남풍 및 남서풍에서 관측된 반면, NVA에서의 농도(약 40~55 ppb)는 많은 빈도수의

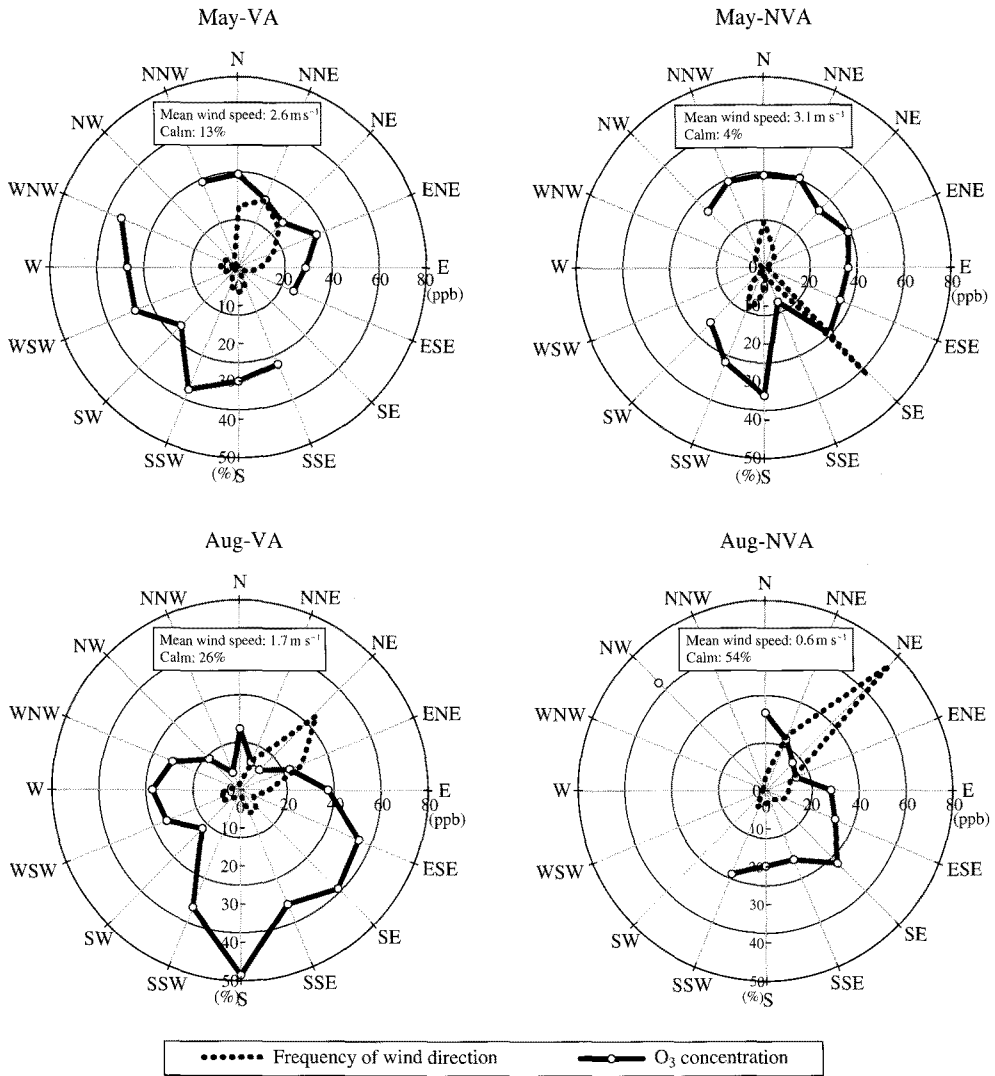


Fig. 4. Comparison of O₃ concentrations (—○—, ppb) for each wind rose pattern (....., %) in the two areas (VA and NVA) during the measurement periods.

남풍과 남동풍 계열의 바람에서 나타났다. 또한 VA에서는 NVA와 달리 주로 이 지역을 둘러싼 여러 산단(어곡, 양산, 산막, 북정 산단)에서의 많은 오염원과 일부는 무풍상태($\leq 0.5 \text{ m s}^{-1}$, 약 13%)의 대기정체로 인해 O₃ 농도의 축적이 나타난 것으로 해석된다. 한편, NVA에서는 바로 인접하여 오염물질의 배출원은 거의 없지만 S4 지점의 남쪽에 위치한 하수처리장 및 소각장(그림 1 참조)으로부터 유입된 O₃

전구물질의 영향으로 다소 높은 O₃ 농도를 나타낸 것으로 사료된다.

여름철의 경우 두 지역(VA와 NVA) 모두 북동풍 계열이 주풍이지만, VA에서의 O₃ 농도(약 80 ppb)는 특정 풍계인 남풍계열의 바람이 불 때 관측된 반면, NVA에서는 남동풍 계열의 바람에서 주로 높은 농도가 나타났다. 또한 두 지역에서의 무풍상태가 각각 26%(VA)와 54%(NVA)로 높은 빈도를 보여 VA보

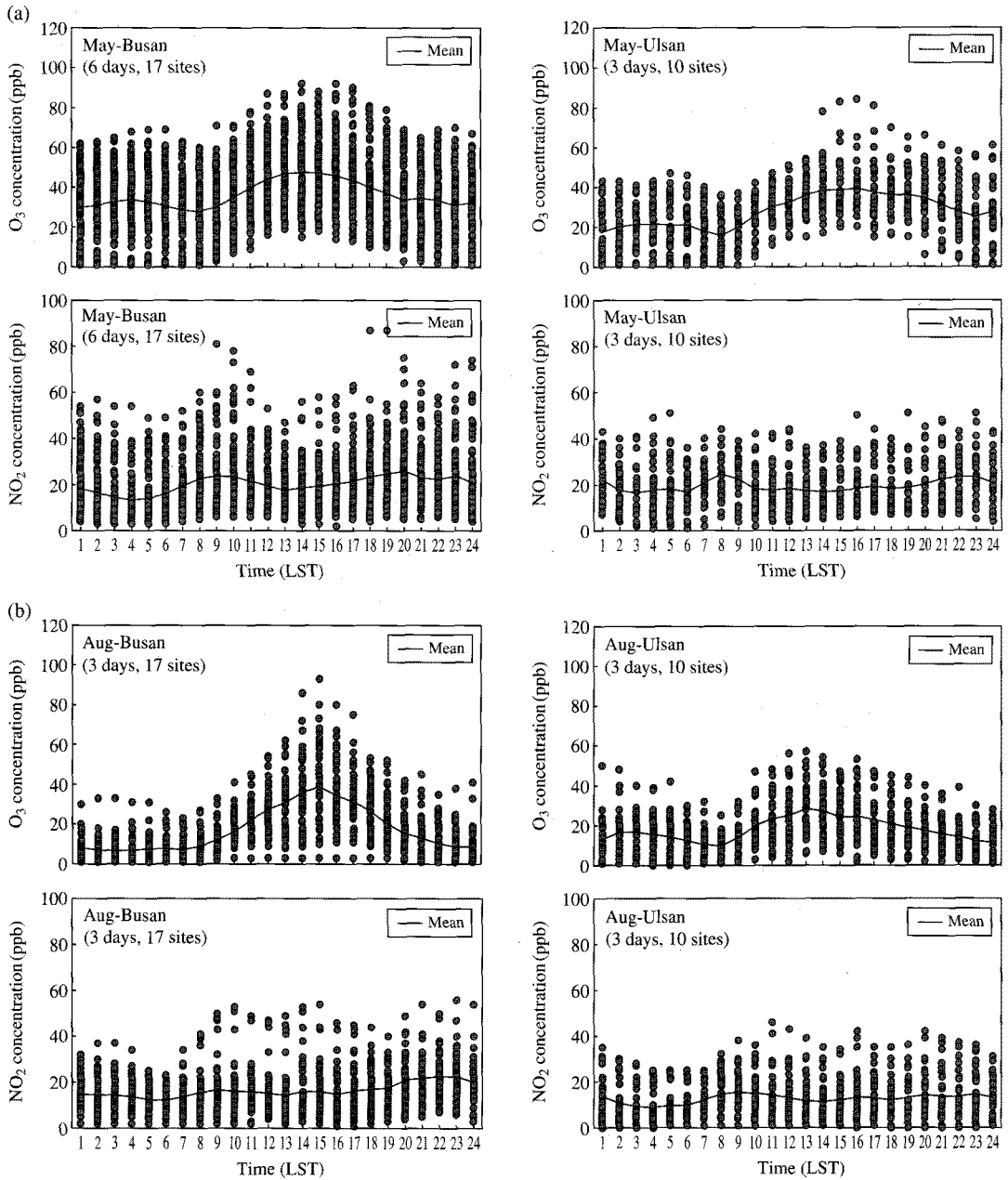


Fig. 5. Diurnal variation of the concentrations of O_3 and NO_2 observed at the several monitoring sites (17 sites in Busan and 10 sites in Ulsan) for the days corresponding to the S-SE (Busan) and E-NE sectors (Ulsan) of prevailing winds in the two cities, respectively during the measurement periods (a) May and (b) August in 2006.

다는 상대적으로 NVA에서 대기정체로 인한 O_3 농도의 축적과 증가를 예상할 수 있다. 하지만 이 지역

의 특징적 풍계 (주풍: 북동풍, 고농도 현상: 남동풍)를 고려해 볼 때 측정지점의 북동쪽과 남동쪽으로 주로

산과 들, 주거지역이 위치하고 있어 배출원으로부터의 영향이 매우 작아 상대적으로 낮은 O₃ 농도가 나타난 것으로 사료된다. 반면, VA에서의 O₃ 농도 상승은 일부 대기 무풍으로 인한 농도 축적도 있겠지만 주로 특정 풍계(남풍 및 남동풍)를 따라 배출원으로부터 전구물질의 영향이 더 큰 것으로 사료된다. 예를 들어, S1 지점의 남쪽에 위치한 산단(웅상 산단)과 S3 지점의 주변에 위치한 산단(어곡, 산막, 북정 산단 등)으로부터 배출된 전구물질과의 광화학 반응이 크게 영향을 준 것으로 보여진다(VA에서 약 2배 높은 O₃ 농도).

그림 5는 양산지역 주변 도시(부산, 울산)로부터의 수송 영향을 살펴보기 위하여 야외 측정기간(봄철, 여름철) 동안 2가지 풍계 조건(부산: 남풍~남동풍, 울산: 동풍~북동풍)에 해당되는 날의 오염물질(O₃, NO₂) 농도를 시계열로 나타낸 것이다. 각 풍계 조건에 해당되는 날은 봄철의 경우 부산이 6일(전체 16일의 관측일 중 38%), 울산이 3일(19%), 그리고 여름철의 경우 부산과 울산이 각각 3일씩(전체 22일의 관측일 중 14%) 차지하였다. 전체적으로, 대상지역을 중심으로 기류에 따른 수송 영향은 봄철이 여름철보다 더 높은 빈도(특히 부산)를 나타내며, 또한 오염물질(O₃, NO₂)의 농도 수준은 모두 부산이 울산보다 높게 나타났다(그림 5). 예를 들어, 봄철의 경우 부산은 O₃과 NO₂의 최고농도(일평균 최고농도)가 각각 92 ppb(48 ppb)와 87 ppb(26 ppb)이며, 울산은 각각 84 ppb(39 ppb)와 51 ppb(25 ppb)이었다(그림 5(a)). 한편, 여름철의 경우 두 도시에서의 기류 분포는 동일한 빈도를 보였으나 O₃과 NO₂의 일중 농도 수준을 보면(그림 5(b)), 부산은 O₃과 NO₂의 최고농도(일평균 최고농도)가 각각 93 ppb(39 ppb), 56 ppb(23 ppb)이며, 울산은 각각 57 ppb(29 ppb), 46 ppb(16 ppb)으로 부산이 울산보다 높다. 따라서 봄철 및 여름철 모두 울산보다는 부산으로부터 양산으로의 수송 영향이 다소 큰 것으로 해석된다.

한편, 그림 2(a)에서 볼 수 있듯이 양산시의 봄철 VA(S1과 S3)에서는 다른 계절 및 지역과는 달리 야간과 새벽에 특징적으로 높은 O₃ 농도를 관측하였다. 최근 3년(2005~2007년) 동안의 봄철(3~5월)을 대상으로 이 지역의 O₃ 농도를 분석한 결과, 야간과 새벽에 높은 O₃ 농도(50 ppb 이상)의 빈도는 약 45%였으며 집중측정 기간인 2006년 5월을 대상으로는 약

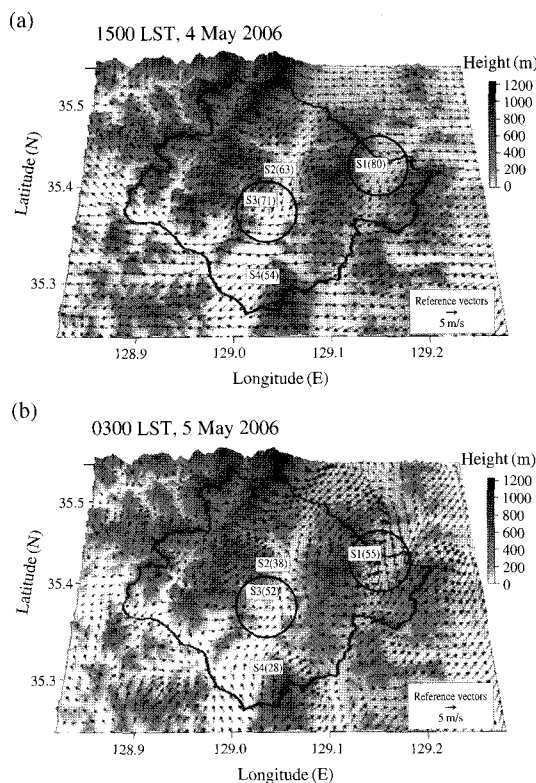


Fig. 6. Distribution of horizontal wind vectors at (a) 1500 LST on 4 May and (b) 0300 LST on 5 May 2006. The open circles denote the VA (S1 and S3) and its circumference. The number in parenthesis are O₃ concentrations (ppb) at the sites of S1-S4.

50% 이상의 빈도를 차지하였다. 본 연구에서는 이러한 농도 차이의 원인을 분석하기 위해 앞서 설명한 바와 같이 집중측정 기간에 포함되는 날로서 국지순환이 잘 나타나는 2006년 5월 5일 사례(야간과 새벽의 O₃ 평균농도: 약 51 ppb)를 대상으로 국지적 바람조건(수평 바람장)을 살펴보았다(그림 6). 사례일 바로 전날인 5월 4일의 오후 시간대(1500 LST) 바람 분포에서 대부분 북동풍 기류가 우세하나 다소 약한 바람이지만 계곡 지형의 골짜기를 따라 동풍 기류가 유입됨으로써 북동풍 기류의 흐름을 방해하고 있는 모습을 보인다(그림 6(a)). 즉, 북동풍의 흐름이 약화되고 동풍 기류의 골짜기가 발달된 공간 및 인근 지역에서는 계곡 아래쪽에서 생성된 오염물질(S1: 80 ppb, S3: 71 ppb)이 계곡 위쪽으로 일부 이동하거나 혹은 대기확산이 약화되어 인근 지역에 오염물질의

축적 현상이 나타날 수 있으며, 이것이 대상지역의 다음날 새벽~오전까지 지속적인 O_3 농도의 상승에 기여한 것으로 사료된다(그림 2와 6). 예를 들어, 5월 5일의 새벽 시간대(0300 LST)에는 국지적 풍계인 산풍의 발달로 인해 그 전날 계곡 위쪽에 잔류하고 있는 O_3 이 계곡 아래쪽으로 이동하거나, 이 바람과 도심지에서 불어오는 남풍계열의 바람이 서로 수렴하는 지역(계곡 아래의 공단지역)에서 대기정체(약 $1 \sim 2 \text{ m s}^{-1}$) 현상이 나타나게 되어 이 지역 주변에서 O_3 농도가 축적(S1: 55 ppb, S3: 52 ppb)된 것으로 보여진다(그림 6(b)). 이것은 다른 지역인 NVA(S2: 38 ppb, S4: 28 ppb)와 비교하여 무려 1.5~2배 정도 높은 농도를 나타내었다. 이러한 연구결과는 2001~2002년의 여름철에 캐나다 계곡 주변의 대기정체 및 국지풍(곡풍) 효과로 인한 O_3 농도 상승의 원인과 유사하였다(Krzyzanowski *et al.*, 2006).

4. 요약 및 결론

본 연구에서는 최근 3년(2005~2007년)의 봄, 여름철 동안 도시 계곡지역 및 주변에서의 대기오염물질(O_3 , NO_2 , PM_{10} , CO) 농도 분포 및 기상특성(기온, 풍향, 풍속)을 시·공간적으로 살펴보았다. 또한 2006년 봄, 여름철에 수행된 O_3 및 전구물질(NO_2 , NO, AVOC 등)의 집중 측정을 통해 도시 내 VA와 NVA에서의 O_3 농도 차이에 대한 화학 및 기상조건을 분석하였다. 전반적으로 양산 전역 대기오염물질의 평균농도는 계절과 지역에 따라 서로 다양한 분포 특성을 나타내었다. 대부분 오염물질(NO_2 제외)의 평균농도는 여름철보다 봄철의 경우에, 북부 지점보다는 웅상 지점에서 다소 높게 나타난 반면, PM_{10} 과 CO 농도의 경우 봄철에는 웅상 지점이 다소 높지만 여름철에는 거의 유사한 농도 패턴을 유지하였다.

VA와 NVA에서의 O_3 농도 차이에 영향을 주는 화학 및 기상조건 분석 결과, 봄철의 경우 VA에서 NVA보다 높은 O_3 농도가 나타난 것은 VA에서의 기상조건(낮은 풍속으로 인한 대기 정체), 많은 오염원에서 배출된 전구물질(높은 NO_x 및 AVOC)의 광화학적 생성, 그리고 일부 인근 대도시(예, 부산)로부터의 수송 영향 등 복합적인 원인으로 해석할 수 있다. 즉, VA에 포함되는 S1 지점의 남쪽에 위치한 산

단(웅상 산단)과 S3 지점의 주변에 위치한 산단(어곡, 산막, 북정 산단 등)으로부터 배출된 전구물질의 활발한 광화학 반응의 결과로 해석된다. 또한 상대적으로 약한 풍속(평균 2.6 m s^{-1})의 바람(남풍 및 남서풍)과 지형적 특성(준폐쇄의 계곡지형)의 대기정체로 인해 O_3 의 축적 현상이 나타난 것으로 볼 수 있다. 특히, 봄철 VA에서의 야간 O_3 농도의 상승은 국지적 풍계인 산풍의 발달로 인해 그 전날 계곡 위쪽에 잔류하고 있는 O_3 이 계곡 아래쪽으로 이동하거나, 이 바람과 도심지에서 불어오는 남풍계열의 바람이 서로 수렴하는 지역(계곡 아래의 공단지역)에서 나타나는 대기정체(약 $1 \sim 2 \text{ m s}^{-1}$) 현상의 결과로 볼 수 있다.

여름철의 경우, VA에서는 다소 높은 풍속임에도 불구하고 평균 O_3 농도는 NVA보다 상당히 높게 나타났다. 두 지역의 유사한 NO_x 농도와 비교해 VA에서의 AVOC 농도는 NVA보다 상대적으로 매우 높은 수준(특히, TOL의 경우 최고 10배 높음)을 보였다. 또한 NVA에서의 무풍상태(54%)가 VA(26%)보다 더 빈번하게 나타났음에도 불구하고 O_3 농도는 오히려 VA에서 2배 정도 더 높게 나타났다. 이것은 두 지역에서의 서로 다른 배출원 환경(VA: 높은 O_3 전구물질 배출, NVA: 낮은 배출)에 의한 광화학적 생성과 특정 풍계에 의한 오염물질의 수송으로 해석할 수 있다. 주로 VA에서 많이 배출된 O_3 전구물질과 일부 인근 도시인 부산으로부터 유입된 오염물질이 특정 풍계(남풍 및 남동풍)를 따라 주변 지역으로 수송되어 O_3 농도 상승에 크게 영향을 준 것으로 사료된다. 그러나 여전히 부족한 관측 자료로 인해 다양한 도시환경의 O_3 농도 특성을 해석하기에는 여러 가지 문제점이 있으므로, 향후 다양한 관측망의 확충과 보다 정확한 배출량 산정을 통한 모델링 연구가 반드시 필요하다고 사료된다.

감사의 글

이 연구는 기상청 기상지진기술개발사업(CATER 2009-3308)의 지원으로 수행되었습니다. 측정 자료를 제공해주신 인제대학교 박홍재 박사님과 부산시 보건환경연구원 조정구 박사님께 감사드립니다.

참 고 문 헌

- 김영성 (2000) 우리나라 오존농도 변화 추이와 주요 인자, 한국대기환경학회지, 16(6), 607-623.
- 김영성, 오현선 (1999) 1990~1997 기간 중 서울·수도권 지역의 고농도 오존 사례 연구, 한국대기환경학회지, 15(3), 267-280.
- 김유근, 문윤섭, 송상근, 오인보 (2002) 대류권오존의 연직 수송과 관련한 부산지역 고농도오존 사례 분석, 한국기상학회지, 38(4), 307-317.
- 김유근, 오인보, 강윤희, 황미경 (2007) MM5-CAMx를 이용한 대기오염물질의 재순환현상 모델링: 2004년 6월 수도권 오존오염 사례연구, 한국대기환경학회지, 23(3), 297-310.
- 김정화, 김용표 (2003) 관악과 시청의 요일별 오존 농도: 1996~2000년 측정자료, 한국대기환경학회지, 19(5), 611-620.
- 김진영, 김영성 (2001) 상세한 기상관측 자료를 이용한 1997년 서울 수도권 고농도 오존 사례의 모델링, 한국대기환경학회지, 17(1), 1-17.
- 박주연, 김용표 (2002) 서울시에서의 최적 오존 저감 대책: OZIPR을 이용한 사례 연구, 한국대기환경학회지, 18(5), 427-433.
- 손장호 (2005) 2003년 여름동안 서울지역에서의 오존의 광화학적 특성에 대한 사례 연구, 한국환경과학회지, 14(8), 749-760.
- 손장호 (2006) 2004년 여름 서울에서 발생한 고농도 오존 사례의 광화학적 분석, 한국대기환경학회지, 22(3), 361-371.
- 송상근, 손장호 (2008) 부산시 해안 및 내륙지역에서 광화학 오염물질의 차이에 영향을 주는 화학 및 기상조건 분석, 한국환경과학회지, 17(10), 1169-1182.
- 오인보, 김유근 (2002) 한반도 주요 대도시지역의 지표오존 특성: 추세, 일변화, 월변화, 수평분포, 한국대기환경학회지, 18(4), 253-264.
- 오인보, 김유근, 황미경 (2004) 연안도시지역 해풍지역이 오존분포에 미치는 영향, 한국대기환경학회지, 20(3), 345-360.
- 이종현, 한진석, 윤혜경, 조석연 (2007) 수도권에서 오존생성 기여도 산출에 관한 연구, 한국대기환경학회지, 23(3), 286-296.
- 정용승, 정재섭 (1991) 서울 수도권 지역의 광화학오존에 관한 연구, 한국대기보전학회지, 7(3), 169-179.
- 조용성, 전의찬 (2005) 서울시민의 오존오염에 대한 인식 및 의사결정 분석, 한국대기환경학회지, 21(2), 205-213.
- 환경부 (2008) 대기환경연보 2007: Annual Report of Ambient Air Quality in Korea 2007.
- Kim, J.Y. and Y.S. Ghim (2002) Effects of the density of meteorological observations on the diagnostic wind fields and the performance of photochemical modeling in the greater Seoul area, Atmospheric Environment, 36, 201-212.
- Krzyzanowski, J., I.G. McKendry, and J.L. Innes (2006) Evidence of elevated ozone concentrations on forested slopes of the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada, Water, Air, and Soil Pollution, 173, 273-287.
- Lal, S., M. Naja, and B.H. Subbaraya (2000) Seasonal variations in surface ozone and its precursors over an urban site in India, Atmospheric Environment, 34, 2713-2724.
- Prévôt, A.S.H., J. Dommen, M. Baumle, and M. Furger (2000) Diurnal variations of volatile organic compounds and local circulation system in an Alpine valley, Atmospheric Environment, 34, 1413-1423.
- Sakurai, T., S. Fujita, H. Hayami, and N. Furuhashi (2003) A case study of high ammonia concentration in the nighttime by means of modeling analysis in the Kanto region of Japan, Atmospheric Environment, 37, 4461-4465.
- Song, S.-K., Z.-H. Shon, Y.-K. Kim, C.-H. Kim, S.-Y. Yoo, and S.-H. Park (2009) Characteristics of malodor pollutants and aromatic VOCs around an urban valley in Korea, Environmental Monitoring and Assessment (in press).