한국대기환경학회지 제 18 권 제 4 호
J. KOSAE Vol. 18, No. 4 (2002) pp. 253 ~ 264
Journal of Korean Society for Atmospheric Environment

한반도 주요 대도시지역의 지표오존 특성 : 추세, 일변화, 월변화, 수평분포

Surface Ozone in The Major Cities of Korea : Trends, Diurnal and Seasonal Variations, and Horizontal Distributions

오 인 보* · 김 유 근
부산대학교 대기과학과

(2002년 1월 30일 접수, 2002년 6월 26일 채택)

In-Bo Oh* and Yoo-Keun Kim
Department of Atmospheric Sciences, Pusan National University

(Received 30 January 2002, accepted 26 June 2002)

Abstract

Surface ozone concentrations measured at 40 monitoring sites in three major cities (Seoul, Busan, and Daegu) of Korea during 1993 ~ 2000 were analyzed to understand the characteristics of temporal and spatial distributions. Trends were analyzed for annual mean, 95th percentiles of daily 8-hour maximum and days exceeding 8-h ozone standard of 60 ppb. Three indicators exhibited increasing trends (+0.75 ppb yr^{-1}, +2.20 ppb yr^{-1}, and +5.35 days yr^{-1} on average) throughout the study period at all cities. Diurnal and seasonal variations were the largest in Seoul followed by Daegue and Busan, due to the high photochemical production and titration of ozone (Seoul), strong wind and constant supply of background ozone from the ocean (Busan). In the urban centers and industrial areas at all cities, scavenging of ozone by NO reduces the daily 8-hour maximum ozone by 10 ppb on average. High concentrations of ozone have frequently occurred in downwind eastern (Seoul and Daegu) or northern (Busan) sides of the territory. In particular, the coastal area of Busan had relatively high ozone level due to the local sea-land breeze circulation. The results indicated that the temporal and spatial variations of ozone concentration were non-uniform and were closely related to the local environments; emission levels, climates, and geographic locations.

Key words : surface ozone, trends, diurnal and seasonal variations, local environments

1. 서 론

광화학 대기오염 물질인 지표오존은 고농도 발생 시 인간과 생태계에 악영향을 주게 된다 (NRC, 1991; WHO, 1999). 최근 들어 급격한 자동차 증가

* Corresponding author
Tel : 051-583-2652, E-mail : oinbo@hanmail.net

와 함께 경제성장을 하고 있는 동아시아의 주요 대도시지역에서는 오존의 고농도 현상이 중요한 대기환경문제로 부각되고 있으며 (Chan and Chan, 2000; Ghim and Chang, 2000; Xu *et al.*, 1999; Liu *et al.*, 1994) 북반구의 배경농도 상승 및 장거리 수송과 관련하여 중요시되고 있다 (Yienger *et al.*, 2000; Jacob *et al.*, 1999). 동북아시아에 위치한 반도국인 우리나라 역시 90년대 접어들어 뚜렷한 경제성장과 도시화로 인해 대도시를 중심으로 오존농도가 지속적인 증가를 보이고 있으며 (Jo *et al.*, 2000), 연평균 배경농도 (강화지역) 역시 1997년 14 ppb에서 2000년에는 44 ppb로 큰 상승을 나타내었다 (환경부, 2001a). 또한 최근 1995년부터 2000년까지 1시간 평균 120 ppb를 초과하는 주의보 발생일수가 1일, 6일, 12일, 14일, 16일, 17일로 점차 증가하여 (환경부, 2001b) 오존오염이 심각해지고 있음을 알 수 있다.

우리나라의 주요 대도시는 계절변화 및 복잡한 지형으로 인해 뚜렷한 국지기상조건을 가지고 있으며, 다수의 오염물질 배출원이 도시와 인근 외각 지역에 산재해 있어 특징 있는 오존의 시 · 공간적 농도분포를 나타낼 수 있다.

기존의 연구에서 밝혀진 우리나라 지표오존의 특징을 살펴보면, 내륙의 복잡한 지형으로 인한 약한 풍속과 잦은 강수의 영향으로 광범위하고 장기적인 오존의 고농도 현상이 일어나지 못하는 특성을 나타내었다 (Ghim and Chang, 2000). 계절적으로는 여름철 많은 강수로 인해 봄철과 가을철에 상대적으로 고농도가 나타나게 되며, 특히 봄철의 경우 적은 빈도지만 성층권오존의 하향 수송이 지표부근의 농도상승에 영향을 미침이 연구되었다 (Kim *et al.*, 2002). 또한 공간적으로는 도시 풍하측에 광화학생성과 농도축적으로 인해 고농도가 나타남을 서울지역을 대상으로 한 여러 연구에서 밝혔는데, 정용승과 정재섭 (1991), 김영성 (2000) 등은 서풍의 존재가 서울의 풍하측 농도상승에 기여함을 보여 오존 및 전구물질의 국지적 수송과 축적을 언급한 바 있다. 하지만 기존의 국내 연구는 대부분 서울지역을 중심으로 국한되었으며 도시의 지리적 위치와 환경에 따른 오존농도의 시 · 공간적 변화 특성 분석이 미흡하였다.

따라서 본 연구에서는 대표적인 오존오염 도시이자 뚜렷한 도시환경을 가지고 있는 서울, 부산, 대구를 대상지역으로 하여 최근 오존농도의 추세 및 일변화와 월변화, 그리고 수평분포의 특성을 도시별로 비교 분석하였고, 이를 바탕으로 배출원 환경과 지리적 위치 및 기상학적 요인이 대도시 지표오존의 시 · 공간적 분포에 미치는 영향을 연구하였다.

2. 지리적 위치, 배출원 환경, 기후

서울, 부산, 대구는 총인구의 약 35%가 집중되어 있는 우리나라의 주요 대도시이다. 그림 1과 표 1은 세 도시의 지리적 위치, 지형과 면적, 인구 그리고 Gas emission (NO_2와 HC)에 대한 통계를 나타낸 것으로 세 도시 각각 특징있는 도시환경을 가지고 있음을 알 수 있다.

수도 서울의 경우 한반도의 중서부 내륙에 위치하고 있으며 총 인구의 21.4%가 거주하는 거대 도시이다. 한강이 도시중심을 통과하여 동서로 흐르며 남북으로 약 400~900 m의 산들이 존재하고 있다. 또한 황해로부터 약 30 km 서울의 서쪽 내륙에 이르기까지 약 35,000여 개의 공장이 밀집되어 있는 수도권 공단이 형성되어 있으며, 서울 외각으로는 다수의 위성도시가 존재하는 배출원 환경을 가지고 있다. 서울지역의 NO_2와 HC의 배출량은 각각 연간 89,656톤, 25,392톤으로 세 도시 중 가장 많은 수치를 나타내었으며 (환경부, 2000a), Kim and Ghim (2002)의 조사에 따르면 서울의 중심이 가장 높은 오존전구물질 (NO_x와 VOCs)의 배출을 나타내었다.

반면 부산은 한반도의 최 남동에 위치하며 도시내 복잡한 산악과 해안선을 가진 연안도시이다. 한국 제1의 부산항이 남쪽 해안에 위치하며 서쪽에는 대규모 공업단지가 형성되어 있고 주요 도로와 상업 및 거주지역이 해안선과 골을 따라 위치하고 있는 것이 특징이다. 대구는 한반도 남동쪽에 위치한 내륙도시로서 남북으로 존재하는 약 700 m 내외의 산과 동서쪽의 완만한 구릉지로 둘러싸여진 분지형 도시이다. 서쪽지역에 공업단지가 존재하며 최근 남서쪽으로 새로운 도심이 형성되고 있다.

표 2는 세 도시의 기후특성을 나타낸 것으로 1993년부터 2000년까지 기상자료를 분석한 결과, 연평균기온의 경우 한반도 최남단에 위치하며 바다의 영향을 받는 부산이 가장 높게 나타났으며, 가장

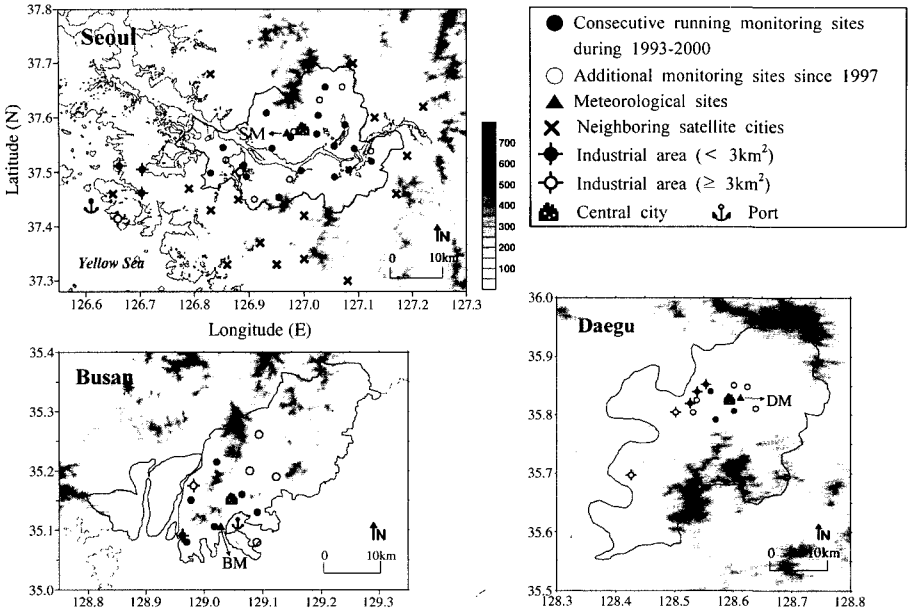

Fig. 1. Ozone and meteorological monitoring sites in Seoul, Busan and Daegu, including topography features.

Table 1. General information of three major cities, 2000.

City	Location (lat., lon.)	Area (km^2)	Population[1]		Gas emissions[2] (ton yr^{-1})	
			Number	% of total	NO_2	HC
Seoul	37.34N, 126.58E	605	9,895,217	21.4	89,656	25,392
Busan	35.06N, 129.02E	759	3,662,884	7.9	76,993	13,286
Daegu	35.53N, 128.37E	885	2,480,578	5.5	35,509	7,270

(Source: [1] Korea National Statistical Office, [2] Ministry of Environment)

Table 2. Meteorological conditions for three major cites, 1993~2000.

City	Daily mean temperature (°C)	Annual total precipitaion (mm)	Daily mean wind speed (m s^{-1})
Seoul	13.0±0.62	1460±423	2.2±0.18
Busan	15.1±0.59	1517±499	3.8±0.13
Daegu	14.3±0.60	1042±293	2.6±0.64

고위도에 위치해 있는 서울과는 약 2°C의 차이를 보였다. 강수량의 경우 서울과 부산이 1,500 mm 정도의 양을 나타낸 반면 전형적인 내륙도시인 대구는 1,000 mm 안팎의 적은 양을 보였으며 세 도시 모두 mT 기단인 북태평양고기압의 영향을 받는 여름철(6~8월)에 그 양이 50% 이상 집중되어 있는 특성을 가지고 있다. 풍속의 경우 연안지역인 부산이 평균 3.8 m s^{-1}로 가장 강하게 나타났으며 내륙에 위치한 서울과 대구가 2.2 m s^{-1}, 2.6 m s^{-1}로 약하게 나타났다.

3. 자 료

본 연구에서는 1993년부터 2000년까지 8년간 서울, 부산, 대구지역의 환경부 산하 40여 개의 대기질 측정소에서 측정된 오존과 NO_2의 1시간 평균 농도 자료와 각 도시의 기상청에서 관측한 기상자료를 사용하였다. 대기질 측정소와 기상청 AWS (SM, BM, DM)의 위치는 그림 1에 나타내었다.

세 도시 모두 대기오염의 심각성이 부각되기 시작한 90년 초반부터 대기오염 물질의 측정이 본격적으로 시작되었으나 그동안 여러 측정소의 설치와 이전으로 인해 장기간 지속적인 측정이 이루어지지 못하였다. 따라서 본 연구에서는 신뢰성 있는 비교분석을 위해 세 도시 모두 3개 이상의 측정소에서 오존의 지속적인 측정이 이루어졌던 위의 기간을 연구기간으로 정하였으며, 이 기간동안 모든 측정소를 대상으로 일 측정율 75% 이상인 시간별 자료만을 유효한 자료로 선택하여 사용하였다. 단 추세 분석에서는 연도별 정확한 비교를 위해 연구기간동안 지속적으로 오존이 측정된 서울 20개 지점, 부산 5개 지점, 대구 3개 지점의 자료로 한정하여 분석하였다. 기상자료의 경우 연구기간 중 90% 이상의 관측율을 보였으며, 분석에 있어 세 도시의 기상청 AWS에서 일 75% 이상 측정된 매시간 기온, 일사량, 강수량, 풍향, 풍속 자료만을 사용하였다.

본 연구에서는 오존의 추세와 수평분포, 고농도 발생빈도 조사에 있어 8시간 평균농도를 사용하였으며, 고농도의 기준은 현 한국의 환경기준이자 WHO 권고기준인 8시간 평균 60 ppb로 정의하였다. 8시간 기준의 경우 1시간 기준치보다 인체에 미치는 유해성을 잘 평가할 수 있는 지표이다(U.S. EPA, 1996). 또한 오존의 생성에 적절한 기상조건을 보이는 5월에서 9월까지를 오존월로, 그 외의 월을 비오존월로 정의하였고, 월변화 분석에 있어서 월별 광화학반응에 의한 오존생성 정도를 고찰하기 위해 ΔO_3을 사용하였는데, ΔO_3은 일최고 오존농도와 최저 오존농도의 차로 정의하였다.

4. 결 과

4.1 추 세

일반적으로 오존농도의 연도별 변동은 기상의 영향을 크게 받는다. 따라서 비교적 기상인자의 영향을 적게 받는 연간 평균값과 percentile 농도 및 기준치 초과빈도가 추세분석에서 유용하게 사용된다(NRC, 1991). 본 연구에서는 최근 8년 동안의 오존 추세를 설명하기 위해 연간 평균농도, 8시간 평균 일최고농도의 95th percentile, 8시간 평균 60 ppb 초과일의 세 가지 인자를 오존추세 지표로 선택하였다.

분석 결과 세 도시 모두 다소의 차이는 있었지만 세 지표 모두 상승경향을 나타내었으며 특히 고농도 발생횟수의 증가가 뚜렷이 나타남을 표 3에서 볼 수 있다. 연평균농도의 경우 서울, 부산, 대구가 각각 $+0.76$ ppb yr^{-1}, $+0.95$ ppb yr^{-1}, $+0.54$ ppb yr^{-1}의 양의 회귀 기울기를 가지는 증가경향을 나타내었으며, 서울이 연간 4.5% yr^{-1}의 가장 낮은 오존 증가율을 보였다. 8시간 평균 일 최고농도의 95th percentile 값과 고농도 오존일 발생 빈도수의 경우 세 도시 모두 평균농도와 비교해 높은 증가 추세를 나타내었으며, 특히 부산이 각각 $+3.08$ ppb yr^{-1}, $+9.60$ days yr^{-1}의 높은 증가율을 보여 오존오염이 급속히 이루어졌음을 알 수 있다.

이러한 세 도시의 오존농도 증가경향은 우선 자동차의 급증을 주된 원인으로 볼 수 있다. 자동차의 경우 대표적인 오존 전구물질인 NO_2와 HC의 주된 배출원으로서 90년대 후반에 들어서는 도시 내 대형산업시설의 이전, 교통체증 등으로 인해 그 비중이 각각 평균 약 50%, 95%의 높은 수치를 차지하게 되었다(환경부, 2000b). 표 3에 제시되어 있듯이 세 도시평균 $+7.5\%$ yr^{-1}의 높은 자동차 증가율은 평균오존농도와 양의 상관을 나타냈는데, 특히 부산의 경우 유의한 상관을 보이지는 못했지만 서울과 대구의 경우 각각 0.92 ($p<0.001$)와 0.94 ($p<0.001$)의 높은 상관을 가져 자동차 증가와 오존농도 상승은 상호간의 큰 연관성이 있음을 알 수 있다. 하지만 자동차 증가가 세 도시의 오존 증가 추세의 특성을 모두 설명할 수 없음을 도시별 자동차 증가율과 세 지표의 증가율의 비교에서 알 수 있다.

오존농도 변화에 영향을 미치는 또 하나의 주된 원인으로 대기 중의 NO_x와 VOCs의 농도를 들 수 있다. NO_x와 VOCs의 농도비는 오존의 생성기작에 매우 중요한 역할을 하게 되는데(Kley, 1999) 현재 우리나라는 NO와 VOCs의 지속적인 농도측정 자료가 없는 실정이어서 이에 대한 연구가 불가능하며, 오존전구 물질들의 대기 중 양적 변화를 NO_2로 평가할 수 밖에 없는 실정이다. 그림 2는 연평균 NO_2 및 오존농도와 고농도오존 발생일수의 연도별 변동을 나타낸 것으로 오존의 연평균과 고농도 발생일수의 경우 연간 큰 변동없이 점차 증가하는 경향을 보이나(표 3 참조), NO_2의 경우는 거의 일정하

Table 3. Summary of regression of trends from 1993~2000.

City	Ozone						Annual mean NO_2 (ppb)		Vehicle motor fleet ($\times 10^3$)	
	Annual mean (ppb)		95%ile of the daily max. 8-h con. (ppb)		Number of days >8-h /60 ppb					
	Slope (SD)	% yr^{-1}	Slope (SD)	% yr^{-1}	Slope (SD)	% yr^{-1}	Slope (SD)	% yr^{-1}	Slope (SD)	% yr^{-1}
Seoul	+0.76** (1.93)	+4.5	+1.97* (5.58)	+3.6	+3.71 (13.33)	+11.4	-0.28 (1.43)	-0.10	+86.6** (220.0)	+5.0
Busan	+0.95* (2.62)	+5.4	+3.08* (8.12)	+7.5	+9.60** (24.41)	+33.3[a]	-0.35 (3.55)	+1.85	+46.7** (116.9)	+8.2
Daegu	+0.54 (2.21)	+7.2	+1.56* (4.25)	+3.6	+2.67* (8.12)	+10.9	+0.36 (1.71)	+3.13	+42.6** (108.5)	+9.3

* Level of significance : P< .05[a] Year of data analyzed : 1994~2000
** Level of significance : P< .001

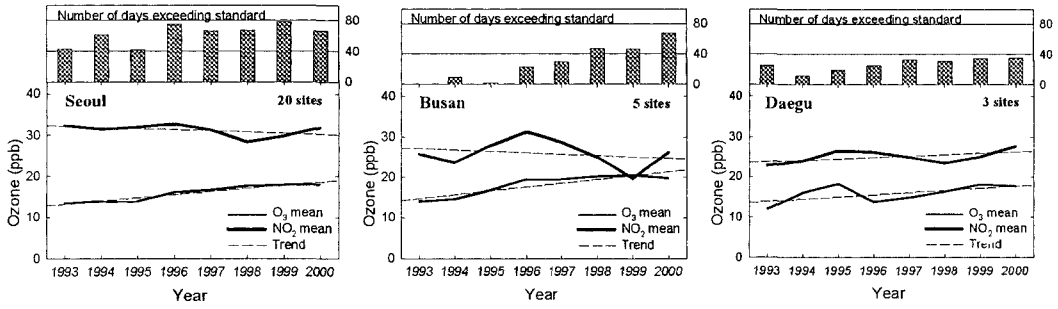

Fig. 2. Trends in the annual average O_3 and NO_2 concentrations and the number of days exceeding 8-h 60 ppb, 1993~2000.

거나 약간의 감소 경향을 가지며, 1998년에는 금융위기로 인한 경제활동의 위축과 함께 세 도시 모두 낮은 농도를 보여 오존의 변동과 차이를 나타내었다. 특히 부산의 경우 1995년 이후로 도심 내 다수의 공단이 외각으로 이전함으로 인해 선 오염원의 증가에도 불구하고 NO_2 농도가 급속히 낮아지는 경향을 보였으나 오존의 변화는 크게 나타나지 않았다. 또한 오존과 NO_2와의 관계에서 세 도시 모두 통계적으로 유의한 상관을 나타내지 않았으며 NO_2 농도변동이 오존농도변동에 크게 기여하지 못함을 알 수 있다.

결과적으로 국지 배출인자인 도시내 자동차의 증가와 NO_2 농도경향만으로 세 도시의 오존 증가추세를 정확히 해석하기란 불가능하며, 도시 및 인근지역의 배출원 환경변화와 국지기상조건의 변화가 중요하게 고려되어야 함을 보여준다.

4. 2 일변화

오존농도 일변화는 지리적 위치와 배출원 환경에 큰 영향을 받게 된다. NO_x 및 VOCs 등의 국지배출량이 많은 대도시지역의 경우 오존의 생성 및 소멸이 확연히 나타나는 큰 변동폭의 일변화 패턴을 보이게 되며(Mayer, 1999), 반면 해양과 전원지역과 같은 청정 지역에서는 오존농도가 일중 일정하게 유지되는 특성을 가진다(Wang *et al.*, 2001; Kalabokas *et al.*, 2000).

이 절에서는 도시환경의 차이가 있는 서울, 부산, 대구의 8년간(1993~2000년) 평균된 오존농도의 일변화를 분석하였다. 그림 3은 오존생성에 좋은 기상조건을 보이는 오존월과 그렇지 않은 기간인 비오

존월의 일변화를 나타낸 그림으로, 도시에 따라 차이는 있지만 일사량이 많은 오존월의 농도가 비오존월의 농도보다 세 도시 평균 30% 정도 높게 나타났으며, 오존농도의 일교차 역시 오존월 기간 동안 크게 나타났다. 또한 세 도시 모두 이른 아침(0700~0800 LST)에 최저 농도를 보이고 일사량이 최대가 나타나는 1300 LST와 1~2시간 차이를 가지며 1400~1500 LST에 최대 값을 나타내었다. 이른 아침의 낮은 오존농도는 Rush hour에 집중된 차량에서 배출된 NO로 인한 오존의 화학적 소멸과 낮은 대기혼합고 때문이며, 오후의 농도상승은 활발한 광화학 반응으로 인한 오존생성으로 해석할 수 있다 (Lal *et al.*, 2000; Mckendary *et al.*, 1997; Neu *et al.*, 1994).

오존월의 경우 서울은 0700 LST에 8.8 ppb의 일 최저농도를, 1500 LST에 40.3 ppb의 일 최고 농도를 보이며 부산, 대구와 비교해 가장 큰 31.5 ppb의 일교차를 나타내었다. 이러한 오존농도의 큰 일변화는 광화학 반응이 활발한 도시임을 보여주는 결과이다(김영성, 1996; Fuentes and Dann, 1994). 낮 동안의 고농도는 풍부한 국지배출량을 바탕으로 한 활발한 광화학 반응과 일 중 2 m s^{-1} 내외의 낮은 풍속 조건(그림 4)하의 오존의 국지적 축적 때문이며, 야간의 저농도는 많은 차량에서 배출된 NO에 의한 오존의 화학적 소멸과 복잡한 도시지표에 의한 강한 침적효과의 상호작용 때문으로 사료된다. 또한 오존농도 최고치가 나타나기 이전의 6시간 동안(0800~1400 LST) 평균증가율(IO)과 이후 6시간 동안(1500~2100 LST)의 평균감소율(DO)이 각각 4.9 ppb hr^{-1}, −4.4 ppb hr^{-1}로 두 도시에 비해 크게 나타나 광화학 오존생성과 소멸이 강하게 일어남을 알 수 있다.

부산의 경우는 서울과 비슷한 NO_2 배출량을 가지며 대구와 비교해 더 산업화된 도시 환경을 가지고 있음에도 불구하고(표 1) 32.8 ppb의 가장 낮은 일 최고 오존농도와 20.3 ppb의 작은 일교차를 나타내었다. 이는 오후의 강한 풍속(그림 4)으로 인해 오존의 국지적 축적에 좋지 못한 도시환경이 형성되며, 인근 해양에 존재하는 약 40 ppb의 배경농도(환경부, 2001a) 영향 때문으로 해석할 수 있다. 이로 인해 IO와 DO 수치 역시 각각 3.3 ppb hr^{-1}와 −2.2 ppb hr^{-1}로 서울과 대구에 비해 상대적으로 낮은 값을 보였다. 특히 두 도시에 비해 오존농도 감소율이 작게 나타나 해풍과 함께 도시내로 유입된 배경농도의 영향이 상당함을 알 수 있다. 또한 서울, 대구지역과는 다르게 야간에 20 ppb 가까운 상대적으로 높은 농도를 보여 대기경계층내 오존의 연직적 혼합에 따른 지표 농도상승 효과가 부산과 대구에 비해 큼을 알 수 있다. 이는 야간의 상대적으로 강한 풍속조건으로 추론할 수 있는 부분이다 (Corsmeier, 1997).

아울러 서울과 대구에 비해 일 최고농도가 1시간 빠른 오후 2시에 나타나는 특징을 보였는데, 이는 그림 4에서 알 수 있듯이 두 도시에 비해 풍속의 최대치가 1~2시간 빠른 1600 LST에 나타나기 때문으로 해석된다. 즉 연안에 바로 인접해 있는 도시인 부산은 타 도시에 비해 해풍의 영향을 빨리 받아 풍속의 최대치가 일찍 나타나고, 이는 오후시간대 오존의 국지적 축적을 방해하는 역할을 하게 되는 것이다.

대구의 경우는 일 최고 농도가 서울에 비해 4 ppb 정도 낮게 나타났을 뿐 서울과 유사한 일변화 경향을 보였으며, 4.2 ppb hr^{-1}, −3.2 ppb hr^{-1}의 IO, DO수치를 나타내었다. 국지 배출량이 세 도시 중 가장 적음에도 불구하고 서울과 유사한 일변화를 보이는 이유는 상대적으로 높은 기온과 적은 강수량(표 2)이 주된 원인으로 해석된다. 특히 강수량의 경우 오존월 동안 두 도시에 비해 월등히 적음을 그림 6에서 알 수 있는데 서울, 부산과 비교하여 32%, 26%가 적게 나타났다.

비오존월의 경우 서울과 대구지역은 오존월에 비해 약 44%의 일 평균농도 감소와 함께 매우 유사한 형태를 보였으며 일교차의 경우 약 50%가 감소하는 경향을 보여 오존월과 큰 차이를 보였다. 반면 부산의 경우 오존월과 비교해 평균농도와 일교차의 감소 폭이 각각 19%, 26%로 적게 나타났으며, 평균농도의 경우는 다른 두 도시에 비해 일 중 내내 높게 나타나는 뚜렷한 특징을 보였다. 즉 이러한 결과에서 부산은 연안도시로서 서울, 대구와 같은 내륙도시와는 다르게 오존 침적제거의 영향이 적고 해양의 배경농도에 의한 영향이 크게 작용하여(Wang *et al.*, 2001) 연중 일정 수준의 농도가 유지됨을 알 수 있다.

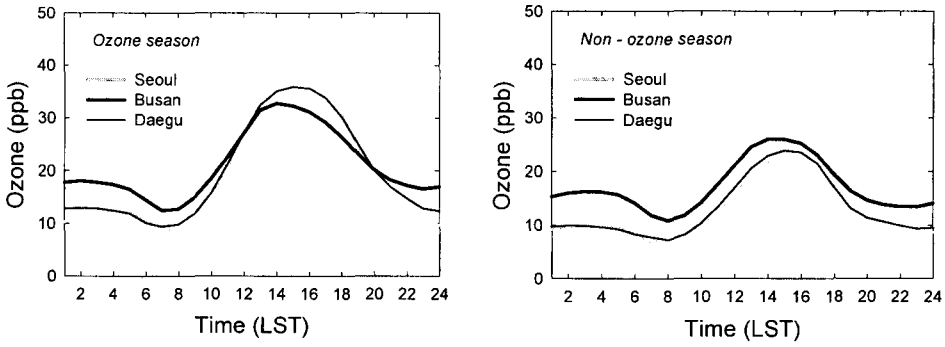

Fig. 3. Diurnal variations of O_3 concentrations during the ozone season and non-ozone season, 1993~2000.

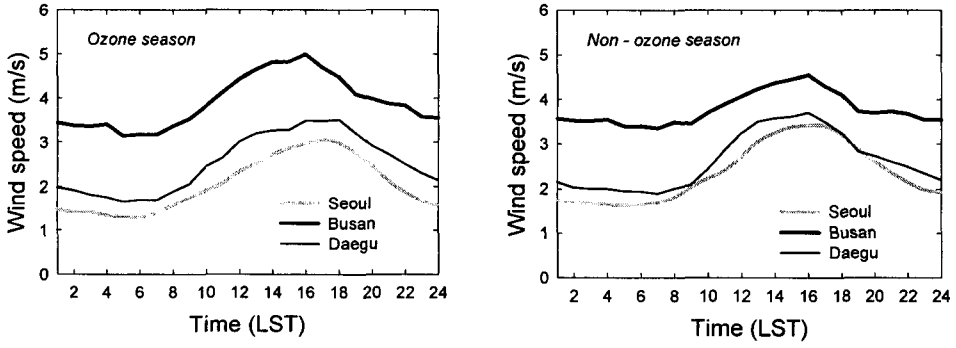

Fig. 4. Diurnal variations of wind speed during the ozone season and non-ozone season, 1993~2000.

4. 3 월변화

세 도시 오존농도의 월변화 특성을 조사하기 위해 월별 평균 오존농도와 ΔO_3 값을 계산하여 그림 5에 나타내었다. ΔO_3은 이미 정의되었듯이 일 중 광화학 오존 생성량을 추정하기 위해 사용된 지표이다. 두 지표 모두 오존월 동안 큰 값이 나타났으며, 6월(단 부산은 5월)과 9월에 peak를 보였다. 이러한 연중 이중 peak의 주된 원인은 7, 8월의 많은 강수량과 상대적으로 강한 풍속의 영향으로 분석된다. 그림 6은 세 도시의 일사량과 풍속, 강수량의 월변화를 나타낸 그림으로, 연중 그 변화가 크며 오존농도의 월변화와 깊은 관계가 있음을 보여 준다. 일사량이 강하고 풍속이 약해지는 봄철부터 오존농도가 상승하며 장마가 시작되는 7월(부산은 6월)부터 강수의 영향을 받아 평균농도와 ΔO_3 값이 현저히 감소함을 알 수 있다. 세 도시 모두 9월에 다시 peak가 나타나는데 이는 강수량의 급격한 감소와 풍속의 약화가 주된 원인으로 볼 수 있다. 또한 월평균농도와 ΔO_3이 유사한 변동경향을 보여 일 중 광화학반응으로 생성된 오존량이 평균농도 증가에 상당부분 기여함을 알 수 있다. 하지만 두 값이 6월과 9월을 중심으로 크게 나타났고 도시별로 다른 특성을 보였다.

서울의 경우 세 도시 중 연평균이 15.2 ppb로 가장 낮게 나타났으며 연중변화 폭은 14.6 ppb로 가장 크게 나타나는 특성을 보였다. 또한 ΔO_3 값은 오존월 동안 40 ppb를 넘는 상대적으로 큰 수치를 보였으며 평균과의 차이가 두 도시에 비해 크게 나타났다. 이러한 결과는 오존월에 광반응을 통한 오존 생성량이 크며 단시간의 고농도 발생 횟수가 많음을 보여주는 것으로, 오후에는 활발한 광화학 반응으로 인해 단기간(1~2시간) 유지되는 고농도가 자주 발

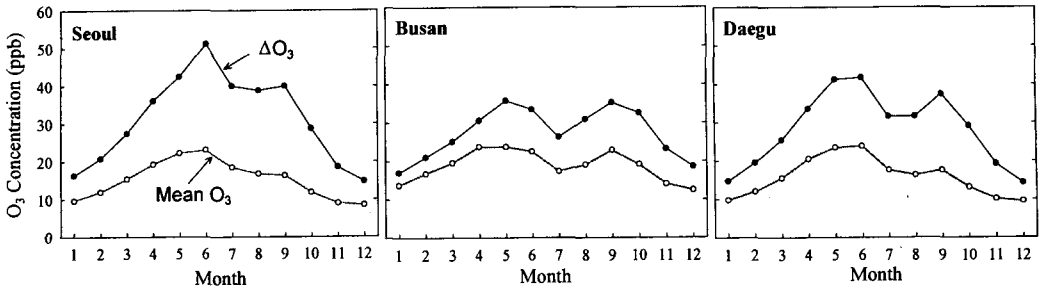

Fig. 5. Seasonal variations of monthly average O_3 concentrations and ΔO_3, 1993~2000.

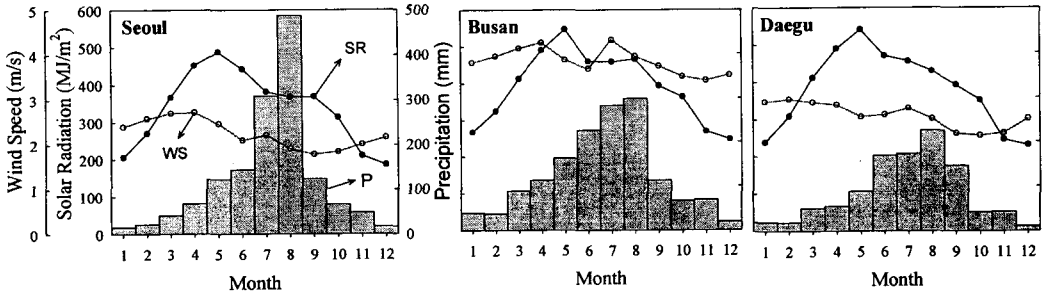

Fig. 6. Seasonal variations of annual average wind speed (WS), precipitation (P) and solar radiation (SR), 1993~2000.

생하지만 야간에는 다량의 NO에 의한 오존 소멸작용이 일어나 거의 0에 가까운 농도가 상당시간 지속되어 평균농도가 감소하기 때문이다. 결과적으로 서울지역은 풍부한 국지배출을 바탕으로 적절한 기상조건이 만족되는 오존월에 강한 광화학반응을 통해 오존농도가 상승함을 알 수 있다.

부산은 세 도시 중 가장 높은 18.8 ppb의 연평균 농도를 보였으며 월평균의 연중변화 폭도 11.2 ppb로 가장 작게 나타났다. 또한 서울, 대구와 비교해 낮은 최고치를 보이며, 9월에 연중 가장 높은 농도가 나타나는 특성을 보였다. 이러한 패턴은 두 도시에 비해 5, 6월의 많은 강수량과 9월의 적은 강수량이 분포하기 때문으로 볼 수 있다(그림 6). 또한 ΔO_3 값은 다른 두 도시에 비해 상대적으로 작은 값을 연중 나타내었는데, 이는 무엇보다도 해양과 접해있는 부산의 도시환경 특성으로 사료된다. 즉 해양으로부터 유입된 배경농도의 영향으로 일 최저농도가 상승하여 ΔO_3 값이 작아지게 되는 것으로, 월평균 농도 역시 상승하게 되는 효과를 가져온다. 아울러 그림 4에 나타나 있듯이 서울 및 대구 보다 상대적으로 강한 3 m s^{-1} 이상의 풍속이 연중 존재하여 광화학반응을 통해 생성된 오존의 국지적인 축적 가능성이 적은 것 역시 작은 ΔO_3 값의 원인으로 볼 수 있다.

대구의 경우 서울과 유사한 15.9 ppb의 연평균과 14.3 ppb의 연교차를 보였으며 월별 평균 농도분포 역시 6월에 최고치를 나타냈다. 하지만 ΔO_3의 값은 오존월의 경우 서울에 비해 22% 낮은 수치를 보였고 부산보다는 22% 높게 나타났다. 세 도시 중 가장 적은(서울의 약 40%) 국지배출을 고려한다면 적은 강수량과 약한 풍속의 기상조건이 ΔO_3 상승에 크게 기여한 것으로 사료된다.

4. 4 수평분포

이 절에서는 최근 2년간(1999~2000년) 오존월의 자료를 이용하여 세 도시별 오존의 수평분포와 그 특성을 비교 분석하였다. 그림 7은 도시별 일 최고 8시간 평균 오존농도 및 고농도 발생빈도의 수평

분포를 보여주는 결과이며, 세 도시의 기상 측정소(SM, BM, DM)에서 관측된 오후 4시간 동안(1300~1600LST)의 바람장미도 함께 나타내었다.

서울의 경우 도시 중심과 서쪽의 공단지역에 약 35 ppb의 상대적으로 낮은 농도를 보였으며 외각 지역과는 최고 약 40%(15 ppb)의 큰 농도차이를 나타내었다. 특히 북동지역에 약 50 ppb의 고농도와, 타 지역과 비교해 두 배 이상 많은 고농도 발생횟수를 나타내는 특성을 보였다. 이러한 서울지역의 도심 저농도와 풍하측의 고농도 패턴은 Ghim and Chang (2000)과 허정숙 등(1999)의 연구에서도 나타났으며, 주된 원인은 지역의 기류흐름과 배출원 환경의 국지적 차이 때문으로 설명할 수 있다.

서울지역은 그림 7의 바람장미와 그림 8(a)에서 나타나듯이 일 중 풍향 변화가 비교적 뚜렷이 나타나는 국지순환을 보이는데 낮 동안에는 3~5 ms^{-1} 서풍이 탁월함을 알 수 있다. 이는 종관장의 영향을 배제할 수 없으나 해풍의 존재를 확인할 수 있는 것이다. 이러한 서풍은 40 ppb 이상의 비교적 높은 평균농도를 보이는 해양의 오존(환경부, 2001a)을 내륙으로 유입시키며, 서울의 서쪽과 중심에서 배출되는 다량의 오존 전구물질(NO_x, VOCs)을 풍하측으로 수송시켜 서울 동부지역의 고농도 오존 발생을 가능케 한다. 즉 풍하측에서 이동해온 공기괴가 다량의 국지배출이 존재하는 서울의 서쪽과 중심을 지나가면, NO에 의한 오존 소멸반응이 1시간 이내의 짧은 시간 안에 일어나(Chung, 1977) 이 지역에서는 상대적으로 낮은 오존농도를 보이게 되며, 이후 다량의 오존전구물질을 포함한 공기괴는 서풍을 따라 수 시간의 충분한 오존생성 시간을 가지며 이동하여 풍하측인 서울 동부지역에 오존농도를 상승시키게 되는 것이다. 이러한 도심과 산업지역의 풍하측 고농도 현상은 기존 여러 연구에서도 제시된 바 있다(MacDonald *et al.*, 2001; McKendry, 1993;

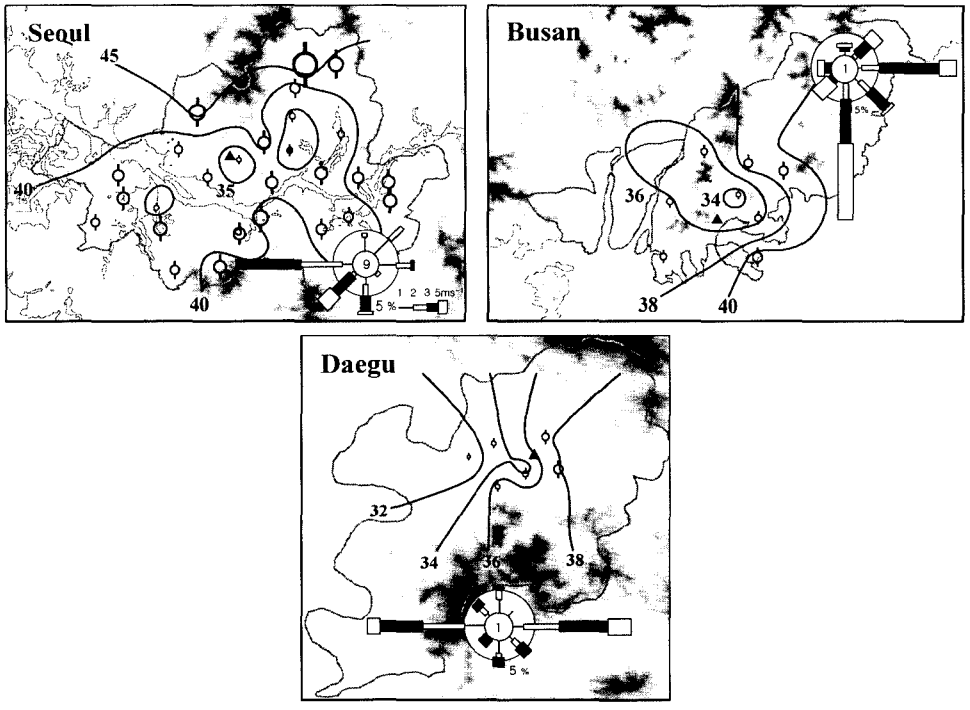

Fig. 7. Horizontal distributions of daily maximum 8-h O_3 concentration (contour) and number of days exceeding 8-h 60 ppb (open circle with vertical bar, varying from 15 to 95) during the ozone season, 1999~2000. Wind roses represent wind frequencies at each meteorological site (shaded triangle) during the afternoon (1300~1600 LST).

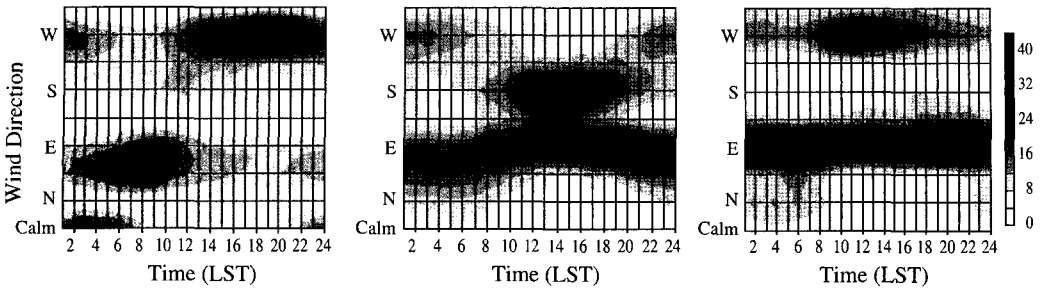

Fig. 8. Diurnal variations of frequency (%) of wind directions at Seoul (a), Busan (b), and Daegu (c) during the ozone season, 1999~2000.

NRC, 1991).

또한 서울의 북동쪽에 나타나는 고농도 오존 현상의 경우는, 약 700 m 정도의 산으로 둘러 쌓여 있는 지형적 특성과 고층건물의 증가 등으로 인한 기류정체가 주요 원인으로 볼 수 있는데(김영성, 2000), 풍상측으로부터 수송된 오존 및 전구물질을 많이 함유한 공기괴가 이곳에 정체되어 광화학 반응을 통한 국지적 생성과 오존의 축적이 일어나게 된다.

부산의 경우 서울과 유사하게 국지배출이 집중되어 있는 도시중심과 서쪽 공단지역에서 낮은 오존농도와 적은 고농도 발생횟수를 나타내었으나, 지역별 농도 차가 최고 7 ppb 정도로 서울에 비해 작게 나타났다. 이는 그림 7의 바람장미에서 나타나 있듯이 서울과 비교해 상대적으로 강한 풍속의 영향으로 국지적 농도 축적이 어려운 도시환경 때문으로 볼 수 있다.

특징적으로 연안을 따라 상대적으로 높은 농도를 보이는 특성을 보였는데, 이는 연안역의 낮은 침적제거 효과와 40 ppb 이상의 해양 배경농도의 지속적인 영향이 하나의 원인으로 판단되며, 연안역의 중요한 fumigation 효과 역시 고려될 수 있다. 또한 그림 8(b)에서 볼 수 있듯이 부산은 강한 해륙풍 순환계를 가지고 있는 도시이다. 낮 동안에 해풍계열인 남풍과 동풍의 바람이 지배적으로 존재하며 야간에는 육풍인 북풍의 바람이 많은 빈도를 차지한다. 즉 이러한 강한 국지순환계는 도시와 인근 해양간에 오존 및 전구물질의 상호 수송을 유발하여 국지배출이 없는 인근 해양과 연안역의 오존농도 상승을 가능케 하는 역할을 한다. 그러나 이에 대한 정확한 원인 해석은 정확한 3차원 국지기상 및 광화학 대기질 관측이 뒷받침되어야 할 것으로 사료된다.

대구지역은 서쪽의 공단지대에 30 ppb 정도의 최소값을 나타내며 풍하측과는 최고 8 ppb 정도의 농도 차를 보였다. 지형의 강한 영향으로 일 중 서풍과 동풍이 주로 나타나며, 1300~1600 LST 동안에는 이러한 풍계가 전체의 90% 이상을 차지하는 특징을 보였다(그림 7과 8(c)), 높은 빈도의 서풍 영향으로 동쪽지역에 고농도가 나타났으며, 고농도 발생횟수 역시 서쪽에서 동쪽으로 갈수록 크게 나타나 서울, 부산과 마찬가지로 낮 동안의 주풍이 오존 농도의 수평분포를 결정하는데 중요한 역할을 함을 알 수 있다.

이상과 같이 세 도시 모두 평균농도 및 고농도 발생일수의 국지적 차이를 보였으며, 공통적으로 NO_x 배출원이 집중되어 있는 산업지역과 도심을 중심으로 농도가 낮게 나타나고 외각 지역과는 평균 10 ppb 정도의 차이를 보였다. 특히 배출원의 풍하측에 위치하는 지역에 고농도가 발생함을 알 수 있었다.

5. 요약 및 결론

본 연구에서는 한국의 주요 세 대도시인 서울, 부산, 대구를 대상으로 1993~2000년 동안의 오존의 추세와 일, 월변동 및 수평분포 특성을 분석하였다.

오존농도의 추세 분석결과 세 도시 모두 지속적으로 증가하는 경향을 보였으며, 특히 평균농도의

상승보다 고농도 발생일수의 증가가 뚜렷이 나타나 최근의 오존오염 심각성을 나타내었다. 이러한 주된 원인은 오존전구물질의 주요 배출원인 자동차의 급속한 증가 때문으로 사료된다. 하지만 세 도시간의 비교에서 오존과 자동차의 증가율 차이와, 오존추세가 NO_2농도추세와 유의한 상관을 보이지 않음을 미루어 보아, 오존추세의 정확한 원인 해석을 위해서는 대기중의 오존전구물질의 농도 및 국지기상조건의 변화가 중요하게 고려되어야 할 것이다.

일변화의 경우 도시환경에 따라 세 도시가 특징적인 형태를 보였다. 오존월의 경우, 국지배출이 풍부하며 낮은 풍속조건의 도시환경을 가지는 서울이 가장 높은 일 최고농도와 함께 큰 농도 일교차를 보여 광화학 오존생성, 소멸이 여타 두 도시에 비해 강하게 나타남을 알 수 있었다. 부산의 경우는 연안지역의 강한 풍속과 배경농도의 영향으로 인해 야간의 고농도와 작은 일교차를 나타내었고, 특징적으로 늦은 오후의 해풍에 의한 풍속강화로 인해 일 최고농도가 나타나는 시간이 서울과 대구에 비해 1시간 일찍 나타났다. 대구의 경우는 일 최고 농도가 서울에 비해 4 ppb 정도 낮게 나타났을 뿐 높은 기온과 적은 강수량, 약한 풍속으로 인해 서울과 유사한 일변화를 보였다.

비오존월의 경우 오존월과 유사한 일변동을 보였으나 평균농도와 일교차의 감소가 뚜렷이 나타나 오존 생성에 기상조건이 매우 중요함을 보였다. 서울과 대구지역의 경우 일 평균농도와 일교차의 감소가 오존월에 비해 44%, 50%로 비교적 큰 차이를 보였으나 부산의 경우는 19%, 26%로 작게 나타나는 특징이 나타났다.

월변화의 경우 7, 8월의 많은 강수에 의해 5~6월과 9월에 월평균농도와 ΔO_3이 peak를 보이는 뚜렷한 특징을 보였다. 서울의 경우 세 도시 중 가장 큰 ΔO_3 값을 보였으며 월평균과 ΔO_3의 큰 차이를 보여 광반응에 의한 오존 생성량이 큰 도시임을 알 수 있었다. 반면 부산의 경우 해양의 영향으로 높은 평균농도와 작은 ΔO_3 값을 보였고, 대구의 경우 월평균농도는 서울과 유사한 월별 분포를 보이나 ΔO_3의 값은 서울에 비해 상대적으로 낮은 수치를 보였다.

일 최고 8시간 평균 오존 농도와 고농도 발생일의 수평분포를 조사한 결과 전반적으로 NO_x 배출원이 집중되어 있는 산업지역과 도심지를 중심으로 수치가 낮게 나타났으며 풍하측에 높게 나타났다. 그 차이는 도시별 배출원 환경과 지형 및 풍향과 풍속에 큰 영향을 받으며, 도시별 국지적으로 7~15 ppb 정도의 농도분포를 나타내었다. 특징적으로 부산지역은 해양의 배경농도와 낮은 침적제거의 영향 및 강한 해륙풍 순환 등으로 인해 연안 인접지역에 고농도를 보였다.

이상과 같은 결과에서 우리나라 주요 대도시의 오존오염이 최근 들어 심화되고 있으며, 도시 배출원 환경과 국지기상조건에 의해 크게 영향을 받음을 알 수 있었다. 대도시 지역의 보다 정확한 시·공간적 농도 분포의 특징을 규명하기 위해서는 항공기 및 오존존데 등을 이용한 상층 측정과 지상 측정망의 확대가 요구되며, 현재 거의 전무한 대기중의 NO 및 VOCs 농도의 연속적인 측정이 이루어져야 할 것이다. 또한 이러한 측정망의 확대는 향후 효율적인 대도시 오존오염 제어에 중요한 역할을 할 것으로 사료된다.

참 고 문 헌

김영성 (1996) 1991~1993년 사이 우리나라의 오존 농도 변화, 한국대기보전학회지, 12, 55-66.

김영성 (2000) 우리나라 오존농도 변화 추이와 주요인자, 한국대기환경학회지, 16(6), 607-623.

정용승, 정재섭 (1991) 서울 수도권 지역의 광화학오존에 관한 연구, 한국대기보전학회지, 7(3), 169-179.

허정숙, 김태오, 김동술 (1999) 오존 대기 환경기준의 비교연구, 한국대기환경학회지, 15(2), 159-173.

환경부 (2000a) 환경연감 2000, 102pp.

환경부 (2000b) 대기오염물질 배출량 1999, 34pp.

환경부 (2001a) 대기환경연보, 35pp.

환경부 (2001b) 대기환경연보, 72pp.

Corsmeier, U., N. Kalthoff, O. Kolle, M. Kotzian, and F. Fiedler (1997) Ozone concentration jump in the stable nocturnal boundary layer during a LLJ-event, Atmos. Environ., 31(13), 1977-1989.

Chan, C.Y. and L.Y. Chan (2000) The effect of meteorology and air pollution transport on ozone episodes at a subtropical coastal Asian city, Hong Kong, J. Geophys. Res., 105, 20707-20724.

Chung, Y.S. (1977) Ground-level ozone and regional transport of air pollutants. J. appl. Met. 16, 1127-1136.

Fuentes, J.D. and T.F. Dann (1994) Ground-level ozone in eastern Canada: seasonal variations, trends, and occurrences of high concentraions, J. Air Waste Manage. Assoc., 44, 1019-1026.

Ghim, Y.S. and Y.S. Chang (2000) Characteristics of ground-level ozone distributions in Korea for the period of 1990-1995, J. Geophys. Res., 105, 8877-8890.

Jacob, D.J., J.A. Logan, and P.P. Murti (1999) Effect of rising Aisan emissions on surface ozone in the United States. Geophysical Research Letters, 26, 2175-2178.

Jo, W.K., I.H. Yoon, and C.W. Nam (2000) Analysis of air pollution in two major Korea cities: trends, seasonal variations, daily 1-hour maximum versus other hour-based concentrations, and standard exceedances, Environmental Pollution, 110, 11-18.

Kalabokas, P.D., L.G. Viras, J.G. Bartzis, and G.G. Repapis (2000) Mediterranean rural ozone characteristics around the urban area of Athens, Atmos. Environ., 34, 5119-5208.

Kley, D.M. Kleinmann, H. Sanderman, and S. Krupa (1999) Photochamical oxidants: state of the science, Environmental Pollution, 100, 19-42.

Kim, Y.K., H.W. Lee, J.K. Park, and Y.S. Moon (2002) The Stratosphere-troposphere exchange of ozone and aerosols over korea, Atmos. Environ., 36(3), 449-463.

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, Atmos. Environ., 36, 201-212.

Lal, S., M. Naja, and B.H. Subbaraya (2000) Seasonal variations in surface ozone and its precursors over an urban site in India, Atmos. Environ., 34, 2713-2724.

MacDonald, C.P., P.P. Roberts, H.H. Main, T.S. Dye, D.L. Coe, and J. Yarbrough (2001) The 1996 Paso del Narte Ozone Study: analysis of meteorologucal and air quality data that influence local ozone concentrations, Sci. Total Environ., 276, 93-109.

Mayer, H. (1999) Air pollution in cities, Atmos. Environ., 33, 4029-4037.

Mckendry, I.G. (1993) Ground-level ozone in Montreal, Canada, Atmos. Environ., 35, 3217-3228.

Mckendry, I.G., D.G. Steyn, J. Lundgren, R.M. Hoff, W. Strapp, K. Anlauf, F. Froude, J.B. Martin, R.M. Banta, and L.D. Olivier (1997) Elevated ozone layers and veritcal down-mixing over the lower fraser valley, BC, Atmos. Environ., 31, 2135-2146.

National Research Council (1991) Rethinking the ozone problem in urban and regional air pollution, National Academy Press, Washington, D.C.

Liu, C.M., C.Y. Huang, S.L. Shieh, and C.C. Wu (1994) Important meteorological parameters for ozone episodes experienced in the Taipei basin, Atmos. Environ., 28, 159-173.

Neu, U., T. Kunzle, and H. Wanner (1994) On the relation between ozone storage in the residual layer and daily variation in near-surface ozone concentration -A case study, Boundary Layer Meteorol., 69, 221-247.

U.S. EPA (1996) *National ambient air quality standards for ozone: Proposed decision.* 40 CFR Part 50.

Wang, T., Y.Y. Wu, T.F. Cheung, and K.S. Lam (2001) A study of surface ozone and the relation to complex wind flow in Hong Kong, Atmos. Environ., 35, 3203-3215.

WHO (2000) Guidelines for air quality, Geneva, 1999, 37-41.

Xu, J., Y. Zhu, and J. Li (1999) Case studies on the processes of surface ozone pollution in Shanghai. Journal of Air and Waste Management Association, 49,716 724.

Yienger, J.J., M. Galanter, T.A. Holloway, M.J. Phadnis, S.K. Guttikunda, G.R. Carmichael, W.J. Moxim, and H. Levy II (2000) The episodic nature of air pollution transport from Aisa to North America. J. Geophys. Res., 105(D22), 26931-26945.