

Journal of Korean Society for Atmospheric Environment

Vol. 41, No. 2, April 2025, pp. 321-342 https://doi.org/10.5572/KOSAE.2025.41.2.321 p-ISSN 1598-7132, e-ISSN 2383-5346



논 문

여수 석유화학산업단지 인근 지역의 휘발성유기화합물 특성: 바람 영향 분석, PMF 오염원 추정, 위해성 평가

Characteristics of Volatile Organic Compounds in the Vicinity of Petrochemical Industrial Complex: Wind Effect Analysis, Sources Estimation by PMF, Risk Assessment

채정석*, 전준민

(주)그린환경종합센터

Jeong-Seok Chae*, Jun-Min Jeon

Green Environmental Complex Center, Suncheon, Republic of Korea

접수일 2025년 2월 3일 수정일 2025년 2월 25일 채택일 2025년 2월 28일

Received 3 February 2025 **Revised** 25 February 2025 **Accepted** 28 February 2025

*Corresponding author

Tel: +82-(0)61-903-1265 E-mail: chaejs21@gecc.co.kr

Abstract In this study, measured volatile organic compounds (VOCs) in the vicinity of a petrochemical industrial complex to analyze the wind effect, estimate pollution sources by PMF model, and assess the hazards of the sources. At the receptor, the concentrations of formaldehyde, acetaldehyde, and acetone were high, and among the VOC groups, the contribution of OVOCs was the highest at 52.1% (24.9 µg/m³). This was followed by the aromatics group at 27.1% (12.9 µg/m³), the halogenated group at 11.0% (5.2 µg/m³), the alkanes group at 9.5% (4.5 µg/m³), and other groups at 0.4% (0.2 µg/m³). The receptor was identified as the site where the VOC concentration linearly decreases as the wind speed increases. The main sources identified by the PMF model were as follow: traffic-related 29.6% (9.32 μg/m³), background+solvent_2 (acetone) 26.3% (8.26 μg/m³), petrochemical industry 22.4% (7.05 μg/m³), solvent_3 (DCM, hexane) 12.5% (3.94 μg/m³), and solvent_1 (MEK) 9.2% (2.88 µg/m³). In the regression analysis results of the separated sources with wind speed, the pollution source with the highest coefficient of determination (R^2) was the petrochemical industry 0.8086, and the other sources were less than 0.6. The influence range of petrochemical industry source reaching the receptor site was estimated to be workplaces within a distance of approximately 3.0 to 3.1 km from the receptor site. As a result of the health risk assessment of sources, trafficrelated source were judged to be priority management source because their relative contribution (carcinogenic 62%, noncarcinogenic 68%) was very high. Petrochemical industry source, which have a high correlation with wind speed, were found to have an increased impact on VOC hazards in the summer.

Key words: VOCs, Wind effects, Petrochemical industrial, PMF, Risk assessment

1. 서 론

유해대기오염물질(Hazardous Air Pollutants, HAPs) 에 해당하는 휘발성유기화합물(Volatile Organic Compounds, VOCs)은 우리 주변 대기에 가장 흔하게 분포하고 있는 대기오염물질이다. 이는 주변에 다양한 배출워들이 존재함을 의미한다. 인간활동에 의한 VOCs

배출은 석유정제 및 석유화학제품 제조시설, 주유소, 발전시설, 도장공장, 각종 운송수단 및 유기용제를 사 용하는 페인트, 폐기물 처리시설 등과 같이 매우 광범 위하며 다양하다(Bari and Kindzierski, 2018a; Yujing et al., 2002). 대기 중으로 배출된 VOCs는 질소산화물 과 공존 시 광화학 반응을 거쳐 지표오존 농도를 증가 시키고, 2차 유기에어로졸(second organic aerosol) 및 PAN (peroxyacetyl nitrate) 등의 2차 생성물의 전구물 질로서 작용한다 (Seinfeld and Pandis, 2016; Gentner et al., 2012). VOCs는 일상생활에서 섭취, 피부흡수보다는 주로 흡입을 통해 이루어지며 (Shuai et al., 2018), 특정 농도 이상에서 호흡기 질환, 천식 유병률 및 신경학적 증상의 위험이 증가할 수 있다 (Derwent et al., 2007; Rumchev et al., 2004). 따라서 VOCs의 장기적인모니터링을 통한 대기질 관리는 환경·보건학적 측면에서 중요하다.

현재 국가에서는 전국에 유해대기물질측정망 62개소를 운영하여 환경대기 중 VOCs 17종의 농도 변화를 모니터링하고 있다(NIER, 2024). 또한, HAPs 관리를 위하여 국가산업단지가 조성된 광양·여수(NIER, 2019a), 포항(NIER, 2019b), 대산(NIER, 2020a), 울산·온산(NIER, 2021), 시화·반월(NIER, 2022)의 공업지역과 대규모 도시지역인 서울(NIER, 2014), 인천(NIER, 2015), 부산(NIER, 2016), 광주(NIER, 2018), 대전(NIER, 2019c), 울산(NIER, 2020b)에서 VOCs, 카보널화합물, 중금속, 다환방향족탄화수소(Polycyclic Aromatic Hydrocarbon, PAHs) 등의 HAPs의 농도변동을 모니터링하고, 개별물질들의 발암 및 비발암성정보를 토대로 위해성 평가를 수행하여 관리대상물질들을 제안하는 사업을 꾸준히 수행하고 있다.

선행 연구자들의 경우에는 창원(Choi et al., 2020), 시흥·안산(Kim et al., 2020), 대산(Baek et al., 2020), 포항(Kim et al., 2018), 영암(Lee et al., 2017), 대구(Kim et al., 2014) 등에 입지한 산업단지를 대상으로 산업단지 내부 및 인접 주거지역에서 VOCs를 측정하여 농도 분포 및 계절 변동 등의 전반적인 출현 특성을 확인하였다. 이 중 Kim et al. (2020)과 Kim et al. (2018)은 요인 분석과 상관 분석의 통계기법을 이용하여 오염원을 분석하였다.

특히, 대기오염물질에 대한 오염원의 분석과 기여도 평가 연구는 수용모델 중 하나인 PMF (Positive Matrix Factorization) 모델이 많이 활용되고 있다. 수용모델의 이론적 원리는 수용체에서 채취한 시료는 그 수용체에 영향을 주는 각각의 오염원들에서 배출되는 화학

성분 농도의 합으로 표현하는 질량수지에 기초를 두고 있다. 국내는 주로 미세먼지 (PM_{10} , $PM_{2.5}$) 오염원 기여도 분석에 많이 활용되고 있다 (Hwang, 2022; Ryoo et al., 2022; Heo et al., 2018; Jeong and Hwang, 2015; Lee et al., 2009). VOCs는 다양한 화학중에 대한 장기 측정자료가 많지 않아 제한적으로 연구되었으며, 국내는 광양 ($Song\ et\ al.$, 2023), 광주 ($Park\ et\ al.$, 2021), 구미 ($Choi\ et\ al.$, 2010)의 산업단지 지역을 대상으로 연구가 수행되었다.

VOCs 특성을 이해하고 적절한 관리를 위해서는 오염원과 수용지역 사이의 오염영향 관계가 우선적으로 규명되어야 한다. 그러나 VOCs의 대기환경에서의 화학반응성 때문에 체류시간 (lifetime)이 수시간에서 수일 정도로 다양하여 (Fujita and Campbell, 2003; Monod et al., 2001), 수용점과 배출원 사이의 관계규명에 있어 질량수지에 근거한 PMF 모델수행의 결과해석에 한계성이 존재할 수 있다. 이를 감안하면 수용지역과 인접한 오염원의 경우 바람에 의한 직접적 영향이 대기 중 체류시간 동안의 화학반응성보다 지배적인 영향 요인으로 판단되기 때문에 VOCs는 근거리오염원 평가에 더 적합하다.

현재 국외 VOC 오염원 기여도 분석 연구는 VOCs 측정자료와 PMF 수용모델을 활용하여 오염원을 분석하고, 분석된 오염원에 대한 위해성 평가를 결합한 연구가 수행되고 있다 (Paul and Bari, 2022; Pinthong et al., 2022; Liu et al., 2021; Zheng et al., 2020; Yang et al., 2019; Bari and Kindzierski, 2018b; Hsu et al., 2018). 오염원을 구성하는 개별 VOC 농도와 독성정보를 활용한 방법으로 다른 HAPs에 비해 VOCs 화학종들의 독성정보가 많아 위해성 평가가 용이한 측면이 있다. 이는 환경·보건학적 측면의 수용체 중심의 연구방향으로 오염원 관리를 위한 정책적 의사결정에 기초자료를 제공한다.

본 연구는 석유화학산업단지의 영향을 받는 인근 지역 대기의 VOCs를 분석하고, CPF와 PMF 모델로 오염원 추정 및 분석, 기여도를 평가한 후, 분석된 오 염원들에 대한 위해성 평가를 수행하여 우선순위 관 리 오염원을 선별하였다. 또한, 오염원과 수용체 지점의 농도관계를 바람 영향으로 해석하였다. 본 연구는 위해성 측면에서 중요한 오염원의 선별과 바람에 따른 변동성을 예측할 수 있는 방법으로 활용될 수 있다.

2. 연구내용 및 방법

2, 1 측정지점 및 기간, 기상개황

본 연구의 VOCs 시료채취 지점은 그림 1과 같이 전라남도 여수시 석유화학산업단지의 남서쪽 방향에 위치한 주변 지역(위도 34.799868°, 경도 127.648043°) 에 해당한다. 지형적 특성을 고려했을 때 산업단지로 부터 배출되는 VOCs의 영향을 받고 있을 것으로 생각되는 지점으로 20호 내외의 주택이 존재한다. 주변 VOCs 오염원의 위치를 살펴보면, 측정지점에서 인접

한(20 m 내) 위치에 9차선의 도로가 북서 방향에서 산업단지 남쪽 경계를 거쳐 동 방향으로 이어져 있고, 산단 아래의 남남동 방향으로도 이어져 차량 통행이 많은 지역이다. 또한 도로 건너편에 차량 주차장과 산업단지 진입로가 존재한다. 그리고 산업단지 동남쪽 경계(수용체 지점으로부터 2.5 km 내) 지역에 다수의 자동차 정비소 및 부품 가공 업체 등의 소규모 사업장이 있으며, 산업단지의 남쪽 방면의 도로 주변에도 소규모 사업장들이 위치해 있다. 앞서의 주변 오염원 정보는 VOCs 오염원 분석에 필요한 자료로서 참고하였다.

시료채취 시기의 기상개황을 표 1에 정리하여 나타 냈다. 시료채취는 2018년 12월부터 2019년 8월 사이 에 이루어졌으며, 총 6회로 회차별 7일 연속, 일간 오 전(09~11시)과 오후(15~17시)에 각각 1시간씩 시료 를 채취하였다. 대기오염물질의 대기 거동은 기상과 밀접한 관계가 있음으로 측정기간 동안의 기상요인을

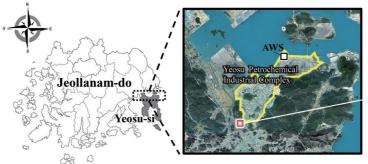




Fig. 1. Sampling site around the Yeosu Petrochemical Industrial Complex.

Table 1. Seasonal weather conditions during VOCs sampling period.

Sampling date		$ \begin{array}{ccc} \text{Temperature}^{1)} & \text{Wind speed}^{1)} \\ \text{(°C)} & \text{(m/s)} \end{array} $		Rainfall ²⁾	Prevailing
		Mean ± SD ³⁾	Mean ± SD	(mm)	wind direction
\A/' .	2018.12.14.~12.20.	6.5 ± 1.5	2.8 ± 1.0	1.5	SW
Winter	2019.01.17.~01.23.	1.4 ± 1.9	4.8 ± 1.6	0.5	WNW
Ct	2019.04.24.~04.30.	14.3 ± 1.6	3.2 ± 1.2	4.1	NNW
Spring	2019.05.26.~06.01.	20.3 ± 2.9	1.3 ± 0.9	3	E
C	2019.07.12.~07.18.	23.9 ± 1.6	2.7 ± 1.1	7.5	NNW, ENE
Summer	2019.08.02.~08.08.	28.3 ± 2.6	2.5 ± 1.3	3	E, SSE

¹⁾¹ hour average data, 2)7 days accumulated data, 3)Standard deviation

파악하고자 측정지점에서 7.4 km 떨어진 여수산단의 기상청 자동기상관측소 (Automatic Weather Station, AWS) 자료를 정리하였다. 강수량은 각 계절별 7일 동안 누적량이 0.5~7.5 mm 범위로 측정농도에 대한 영향은 적을 것으로 판단된다. 풍향은 계절적 특성과 상관없이 측정시기마다 다르게 나타나고 있어 다양한주변 오염원의 영향을 받은 시기에 해당한다.

2.2 시료채취 및 분석 방법

본 연구에서는 환경 독성이 높은 방향족탄화수소류 와 유기염소계 탄화수소류, 알데하이드류 및 케톤류 등의 68종을 분석하였다. 분자 그룹으로 보면, alkanes 3종 (hexane, cyclohexane, heptane), aromatic hydrocarbons 10종 (benzene, toluene, ethylbenzene, naphthalene 등), oxygenated VOCs (OVOCs) 18종 (isopropyl alcohol, methyl isobutyl ketone, formaldehyde 등) halogenated hydrocarbons 35종(dichloromethane, chloroform, trichloroethylene 등), alkene 1종(1,3-butadiene), 그 외 1종(carbon disulfide)이 해당한다. 이 중 58종은 Tenax-TA (40/60 mesh, Markers Inc., UK)의 고체흡착관에 소 용량 펌프(SIBATA MP-∑30KN, Japan)로 100 mL/ min의 유량으로 1시간 채취하였다. OVOCs의 카보닐 화합물 10종 (formaldehyde, acetaldehyde, acetone, acrolein, propionaldehyde, butyraldehyde, methyl ethyl ketone, benzaldehyde, i-valeraldehyde, n-valeraldehyde) 은 DNPH cartridge (Top trading, Korea)에 소용량 펌 프(SIBATA MP-∑300N, Japan)를 사용하여 1 L/min 의 유량으로 1시간 채취하였다. 이때 대기 중 오존에 의한 영향을 배제하기 위하여 요오드화칼륨(KI)이 충 전된 오존스크러버(Ozone Scrubber, Top trading, Korea)를 cartridge 앞에 장착하여 시료를 채취하였다.

검정곡선 작성 및 채취된 시료의 정량을 위한 표준 물질은 US EPA (environmental protection agency) TO-14/15용 VOCs 표준혼합시료(Supelco, Inc., USA) 를 사용하였고, naphthalene은 1,000 µg/mL의 표준용 액(Accustandard, USA)을, 카보닐화합물은 Carbonyl-2,4-DNPH (dinitrophenylhydrazine) 혼합표준물질 (Custom Mix 50 μg/mL in acetonitrile, LC10224)을 사용하였다. 고체흡착관에 채취된 시료의 분석은 자동열탈착장치(TD, Thermal Desorption, TurboMatrix, PerkinElmer, USA)가 Gas chromatogram cloumn (DB-1, 0.32 mm×60 m×3 μm, Agilent Technologies, USA)으로 연결된 GC/MS (Gas Chromatography/Mass Spectrometry) (HP 6890/5973 inert, Hewlett Packard, USA)를 사용하였다. DNPH cartridge에 채취된 시료는 하이드라존 유도체(hydrazone derivative)가 생성되는데, cartridge에 아세토나이트릴을 3~5 mL 범위에서 일정량을 주입, 추출하여 검출기 파장 360 nm에서 HPLC (high performance liquid chromatography)로 분석하였다.

분석 결과의 신뢰성 확보를 위한 정도관리 평가에 서, 방법검출한계 (Method Detection Limit, MDL), 분 석 재현성, 분석 정확도, 검정곡선의 결정계수(R²)를 평가하였다. 여기서 MDL은 기기검출한계의 3~5배 수 준의 낮은 농도로 제조된 각 표준시료를 7회 반복 분 석하여 얻은 표준편차(Standard Deviation, SD)에 3.14 를 곱한 값이고, 분석 재현성은 반복 분석 결과의 평 균과 표준편차를 이용한 상대표준편차(Relative Standard Deviation, RSD)이며, 정확도는 인증값에 대한 회수율로 구한다. GC/MS 분석의 MDL은 0.01~0.13 nmol/mol, 분석 재현성(%RSD) 0.12~8.92%, 정확도 76.2~116.0%, 검정곡선의 결정계수(R²)는 0.98 이상 이었다. HPLC 분석에서는 MDL 0.51~2.17 nmol/mol, 분석 재현성(%RSD)은 0.27~2.80%, 정확도 101.64~ 103.64%, 검정곡선의 결정계수(R²)는 0.98 이상으로 평가되었다.

2.3 PMF (positive matrix factorization) 모델

본 연구에서는 VOCs의 오염원 분석 및 기여도 평가를 위해 미국 EPA의 PMF 모델(Ver. 5.0)을 사용하였다. PMF 모델은 통계기법인 인자 분석(factor analysis)의 한 종류로 대기 중에 거동하는 오염물질 간의 상관성을 확인하고, 유사한 거동을 보이는 화학성분들을 그룹으로 묶어 오염원 분석을 위한 통계기법으

로 폭넓게 사용된다. PMF 모델은 기존 인자 분석보다 진보한 모델로서, 인자 분석 시 발생할 수 있는 음수의 인자부하량 (factor loading)이 항상 양수로 계산되며, 개개 자료의 최소제곱값이 최소가 되게 하는 (leastsquares minimization) 오차추정에 기반한 알고리즘을 가진다 (Hwang and Kim, 2013). 특히 PMF 모델은 오 염원분류표 없이 측정자료만으로 오염원의 분석이 가 능하여 국내·외 많은 연구자들이 활용하고 있는 오염 원 평가 모델이다.

PMF 모델의 입력자료로는 측정자료와 측정자료에 대응하는 오차추정의 불확도 자료가 필요하다(US EPA, 2014). 선행 연구에 따라 측정자료에서 불검출 (Not Detected, N.D.)된 화학종은 검출한계(Method of Detection Limit, MDL) 값의 1/2을 적용하였다. 불확도 자료는 MDL를 초과하는 값은 식 (1)로 계산되며 이때 오차율 (error fraction)은 10%이고, MDL 이하의 값은 식 (2)와 같이 MDL 값의 5/6를 적용하였다(Li et al., 2020; Yang et al., 2019). 앞서와 같이 자료행렬을 구축 PMF 모델의 전반적인 수행은 US EPA (2014)의 "US EPA PMF 5.0 Foundamentals and User guide"에 따라 수행하였다.

 $Unc = \sqrt{(concentration \times error fraction)^2 + (0.5 \times MDL)^2}$ $(conc > MDL) \quad (1)$

$$Unc = \frac{5}{6} \times MDL(\cos \le MDL) \tag{2}$$

2. 4 CPF (conditional probability function) 분석

CPF는 수용체 위치에서 측정된 풍향자료와 PMF modeling을 통해 추정된 오염원 기여도를 결합하여 오염원의 국지적인 영향과 잠재적인 위치를 평가하는 방법이다 (Begum et al., 2005; Kim and Hopke, 2004; Zhou et al., 2004). CPF의 분석 결과는 0 에서 1 사이의 확률값으로 주어지며, 특정 풍향에 대한 CPF 값(최대 1)이 크면, 그 방향에 오염원이 존재할 가능성이 높다. CPF 모델 구현은 R 프로그램의 OpenAir 패키지를 사용하였다. CPF는 다음의 식 (3)으로 표현할 수있다.

$$CPF_{(\Delta\theta)} = m_{(\Delta\theta)}/n_{(\Delta\theta)} \tag{3}$$

여기서, $m_{(\Delta\theta)}$ 는 측정농도가 일정 기준치 이상일 때의 $\Delta\theta$ 방향에서 불어오는 풍향의 빈도이며, $n_{(\Delta\theta)}$ 는 전체 자료에 대해 $\Delta\theta$ 의 방향에서 불어오는 풍향을 의미한 다. 국내 기상자료는 16방위에서 관측된 풍향을 제공하고 있으므로 이때 $\Delta\theta$ 를 22.5로 하였다. 본 연구의 VOC 측정은 1시간 기준 측정이고, 풍향과 풍속 자료는 분단위 자료가 제공된다. 따라서 1시간 관측농도와 오염원 기여농도는 모든 풍향, 풍속의 분단위 관측시간에 대하여 동일하게 할당하여 CPF 모델 입력자료를 구축하였다. 일정 농도 기준치는 75th percentile을 사용하였고, 9.5 m/s 이하는 무풍조건으로 가정하여 분석에서 제외하였다.

2.5 오염원 위해성 평가

PMF로 분석된 오염원의 건강위해성 평가는 여러연구에서 사용된 점 추정 접근법(point estimate approach)을 적용하였다(Bari and Kindzierski, 2017; Khan et al., 2016; Wu et al., 2009). PMF 모델수행 결과인 오염원을 구성하는 각각의 화학종들의 기여농도를이용하여 개별 화학종별로 위해성 평가를 수행한 후모든 위해성 VOC 종의 발암위해도 및 비발암 위해성을 합산하여 각 오염원별 위해성 결과를 도출하였다. 개별 VOC에 대한 발암위해도(Carcinogenic Risk, CR)평가는 노출농도(Exposure Concentration, EC)에 흡입 단위위해도(Inhalation Unit Risk, IUR)와의 곱으로 평가하며, 비발암성의 위해지수(Hazard Quotient, HQ)는 노출농도(EC)에 흡입 독성참고치(Reference Concentration, RfC)로 나는 몫으로 평가한다(Bari and Kindzierski, 2017; Khan et al., 2016; Wu et al., 2009).

$$EC_{ij} = (C_{ij} \times ET \times EF \times ED)/AT$$
 (4)

Carcinogenic risk_i(CR) =
$$\sum_{i=1}^{n} EC_{ij} \times IUR_{j}$$
 (5)

Non-carcinogenic risk_i (HI) =
$$\sum_{j=1}^{n} EC_{ij}/RfC_{j}$$
 (6)

여기서 EC_{ii} 와 C_{ii} 는 각각 i번째 오염원에 대한 j번째

종의 노출농도 (unit: μg/m³)와 기여농도 (μg/m³)이다. ET는 노출시간 (exposure time, hours/day), EF는 노출 빈도 (exposure frequence, days/year), ED는 노출기간 (exposure duration, year), AT는 평균노출시간 (averaging time, hours)이다. EC를 구하기 위한 ET는 2.18 hour/day, EF는 365 day/year, ED는 82.7 year, AT는 724,452 hour (ED × 365 days × 24 hour/day)를 적용하였다. 여기서 ET와 ED는 한국인의 노출계수 핸드북을 참고하였다(NIER, 2019d). 단위위해도와 독성참고 치의 독성정보는 IRIS (US EPA, 2024a), Dose Response Assessment Tables (US EPA, 2024b), California EPA (CalEPA, 2024), US Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2023)의 자료를 이용하였다.

US EPA (2009)가 권장하는 초과 발암위해도 (Excess Cancer Risk, ECR) 관리범위는 백만분의 1 (1.0E-6) 수준에서 만분의 1 (1.0E-4)을 기본 범위로 하며, 만분의 1을 초과하였을 시 법적인 규제가 필요하다고 판단한다. 비발암 위험은 비발암 위해지수를 활용한 누적 가산된 위해지수 (Hazard Index, HI)로 표시된다.

US EPA (2009)는 HI<1일 경우 건강에 미치는 영향이 유의한 위험이 없는 반면, HI>1인 경우 비발암 위험의 발생 가능성을 나타낸다.

3. 연구 결과 및 고찰

3.1 VOCs 농도 분포

수용체 지점의 VOCs 농도는 표 2와 같이 formaldehyde 4.63 ppb, acetaldehyde 2.83 ppb, acetone 2.40 ppb 순으로 OVOCs 그룹의 성분들 농도가 높고 검출빈도가 높았다. 위 3종을 제외하고는 1.0 ppb 이상의 농도를 가진 성분은 없었다. 0.5 ppb 이상의 성분으로는 alkanes 그룹의 hexane 0.83 ppb, aromatics 그룹의 toluene 0.78 ppb, benzene 0.77 ppb, OVOCs 그룹의 methyl ethyl ketone 0.66 ppb로 분포하였다. VOCs 중 유일하게 국내 대기환경기준치가 5.0 µg/m³ (약 1.5 ppb)로 설정된 benzene은 0.77 ppb로 기준치의 약 51% 농도 수준에서 분포하였다. 검출빈도로 살펴보면, 80% 이상

Table 2. Concentrations of VOCs measured in the vicinity of petrochemical industrial complex

(unit: ppbv)

NO.	VOC groups	Compounds	Mean	SD ¹⁾	Max ²⁾	DF ³⁾
1	OVOCs	Formaldehyde	4.63	3.89	16.57	97.6
2	OVOCs	Acetaldehyde	2.83	3.05	18.92	96.4
3	OVOCs	Acetone	2.40	1.49	7.00	100.0
4	Alkane	Hexane	0.83	1.38	8.10	76.2
5	Aromatics	Toluene	0.78	0.82	3.70	98.8
6	Aromatics	Benzene	0.77	1.02	5.81	97.6
7	OVOCs	Methyl ethyl ketone	0.66	0.90	3.94	63.1
8	Halohydrocarbons	Dichloromethane	0.39	0.76	4.82	67.9
9	Aromatics	Ethylbenzene	0.36	0.39	2.38	98.8
10	OVOCs	Propionaldehyde	0.27	0.43	2.29	58.3
11	Aromatics	m,p-Xylene	0.26	0.28	1.48	94.0
12	Aromatics	Styrene	0.25	0.41	2.99	82.1
13	OVOCs	Butyraldehyde	0.23	0.30	1.59	56.0
14	OVOCs	Tetrahydrofuran	0.22	0.32	1.53	46.4
15	Alkane	Cyclohexane	0.21	0.35	1.95	52.4
16	Aromatics	o-Xylene	0.21	0.23	1.04	89.3
17	Halohydrocarbons	1,2-Dichloroethane	0.17	0.28	1.47	45.2
18	OVOCs	Ethyl acetate	0.16	0.33	1.53	27.4
19	Halohydrocarbons	Freon 11	0.14	0.32	1.65	33.3
20	Aromatics	1,2,4-Trimethylbenzene	0.13	0.17	0.78	52.4

¹⁾Standard Deviation; 2)Maximum; 3)Detection Frequency (%)

의 검출빈도를 보인 VOCs는 7종, 50% 이상은 17종, 10% 미만은 33종이며 이 중 검출한계 미만으로 나타나 불검출(Not Detected, ND)로 처리된 성분은 19종이다.

VOCs 부피농도 (ppbv)를 질량농도 (μg/m³)로 환산하여 단위부피(1 m³)당 VOC 질량농도를 그룹별로 정리하여 그림 2에 나타냈다. 본 연구에서 상대적으로농도가 높은 formaldehyde, acetaldehyde, acetone 등으로 인하여 OVOCs의 기여도가 52.1% (24.9 μg/m³)로가장 높았다. 다음으로 aromatics 그룹이 27.1% (12.9 μg/m³), halogenated 그룹 11.0% (5.2 μg/m³), alkanes 그룹 9.5% (4.5 μg/m³), 그 외 그룹 0.4% (0.2 μg/m³) 순으로 나타났다.

표 3에 타 연구사례를 정리하여 나타냈다. VOCs 는 종류가 매우 다양하고, 연구 목적에 따라 VOCs의

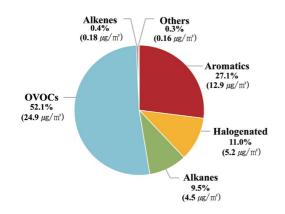


Fig. 2. Mass concentration ratio of VOC groups for total VOCs.

분석 대상물질이 다르기 때문에 VOC 그룹들이 차지하고 있는 비율이 다르다. 오존전구물질을 대상으로 분석한 경우 alkane의 상대적인 비율이 크며, 본 연구와 같이 독성물질 위주일 경우 OVOCs와 aromatics의 비율이 크다.

3.2 풍속에 의한 VOCs 농도 변동

본 연구지역과 같이 오염원이 인접한 지역은 기상 인자들 중 바람의 영향이 수용체 지점의 농도 변화에 가장 큰 영향인자이다. 일반적으로 풍속이 강하면 대 기의 희석효과(깨끗한 공기의 유입)에 의하여 농도가 감소할 것으로 예상할 수 있는데, 풍속이 강한 시기이 더라도 오염원에서의 대기오염물질의 배출이 많은 시 기가 길어지면 자료수가 적을 시 풍속과 오염농도의 정확한 관계 분석이 어려워질 수 있다. 이러한 문제점 을 해결하기 위하여 다음 순서대로 자료를 정리하여 풍속에 대한 영향을 분석하였다. 1) 1시간 시료채취 기준의 측정자료(84개)에 대응하는 평균풍속 84개 자 료를 1분 시간 기준의 평균풍속으로 정리, 총 5,037개 자료 구축(84×60=5,040 중 3개 자료 결측), 2) 5,037 개 자료에 1시간 VOC 측정자료(84개)를 84개 구간으 로 나눠 구간 내에서 동일한 측정값으로 할당, 3) 5,037개의 VOC 자료(5,037개)를 풍속 구간별로 분류 하여 자료를 구축하였다. 표 4와 같이 총 84개의 VOC 측정농도 자료를 풍속 구간별로 구분한 것과 1분 단 위의 풍속자료(5,037개)로 구분했을 시의 풍속 구간 별 자료수의 구성비율이 달라졌다. 2 m/s 미만 풍속의 경우 1시간 자료는 11개이나 1분 단위 풍속은 905개

Table 3. Comparison of VOC groups concentration with other countres.

Cita Carratura	Period	VOC groups (%)					
Site, Country	Period	Alkane	Alkene	Aromatic	Halohydrocarbons	OVOCs	Reference
Yeosu, South Korea	2018.12~2019.08	9.5	0.4	27.1	11.0	52.1	This study
Bangkok, Thailand	2020.12~2021.02	6.4	3.7	22.6	14.1	53.2	Jookjantra et al., 2022
New York, USA	2015~2019	-	1.9	25.0	45.0	29.6	Paul and Bari, 2022
Beijing, China	2016.01~10	32.7	6.8	12.6	20.6	23.7	Liu et al., 2021
Beijing, China	2016.03~2017.01	59.7	12.8	23.5	-	-	Li et al., 2020
Vancouver, Canada	2012~2016	74.8	11.0	9.4	_	-	Xiong and Du, 2020
Paris, France	2010.01~02	40.1	6.0	17.5	_	36.0	An <i>et al.</i> , 2014

Table 4. Subdivision of 1-hour measurement data into
1-minute wind direction and wind speed.

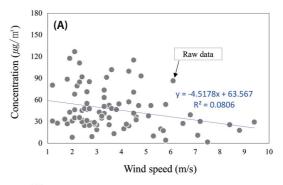
	VOC	Cs .	Wind 1 min		
Wind speed	1 h	1			
(m/s)	Number of data	Ratio (%)	Number of data	Ratio (%)	
<2	11	(13.1)	905	(18.0)	
2~4	45	(53.6)	2,453	(48.7)	
4~6	19	(22.6)	1,064	(21.1)	
≥6	9	(10.7)	615	(12.2)	
Total	84	(100)	5,037	(100)	

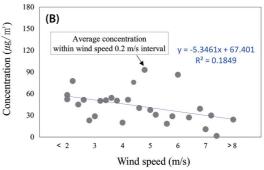
존재하여, 구성비율이 13.1%에서 18.5%로 증가하였다. 이는 1시간 시료채취 동안에 세부적인 풍속의 변화가 있었음을 의미한다.

풍속 변화에 의한 TVOC (68종 합계 농도) 농도 변 화를 그림 3에 그래프로 나타냈다. 그림 3(A)는 1시간 측정자료(총 84개 자료)이고, 그림 3(B)는 1시간 측정 자료를 평균풍속 0.2 m/s 구간으로 구분하여 구간 내 에 있는 자료들을 평균한 결과(총 27개 자료)이다. 결 과에서 보듯이 결정계수(R²)가 각각 0.0806, 0.1849로 풍속과 농도와의 상관성이 낮은 결과를 나타냈다. 그 림 3(C)는 표 4에 정리한 자료 총 5,037개를 0.2 m/s 풍 속 구간 순으로 정리하여 구간 내의 값들을 평균화한 47개 자료의 상관분석 결과이다. 회귀식의 결정계수 (R²)가 0.8404 (t-test, p<0.01)로서 풍속이 빠른 영역 에 속할수록 VOC 농도가 선형적으로 감소하는 지점 으로 확인된다. 이와 같은 자료 해석 방법은 풍속 측 정시간에 대응할 수 있는 수 초 또는 수 분 기준의 높 은 시간해상도를 가진 측정자료를 획득할 수 없을 시 적용할 수 있는 방법이다.

3.3 PMF 모델 결과

본 연구에서는 68×84 (화학성분종수×시료수)의 자료행렬 중 검출한계 미만(N.D)의 19종과 Paatero and Hopke (2003)의 연구에 따라 S/N (Signal/Noise) 비가 0.2 미만의 "Bad"로 지정한 종을 제외하고, PMF 모델 입력 종을 선정하고자 검출빈도가 높은 종들 순





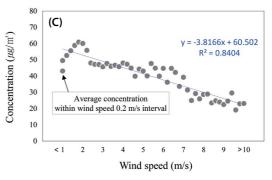


Fig. 3. Regression analysis result of TVOC concentration variation by wind speed change. (A) 1 hour measurement concentration data (total 84 data), (B) Average concentration data (total 27 data) within the average wind speed 0.2 m/s interval for 1 hour measurement concentration data, (C) Average concentration data (total 47 data) within the average wind speed 0.2 m/s interval for 1 minute measurement data (for total 5,037 data assigned the same concentration within 1 hour measurement concentration intervals).

으로 높여가며 사전 모델을 실행하였다. 최종적으로 표준화 잔차가 정규분포의 ±4.0 범위를 벗어나고 모 델 예측치와 실측치의 결정계수(R²)가 0.5 미만 수준 으로 나타난 종을 제외한 검출빈도 60% 이상인 12종

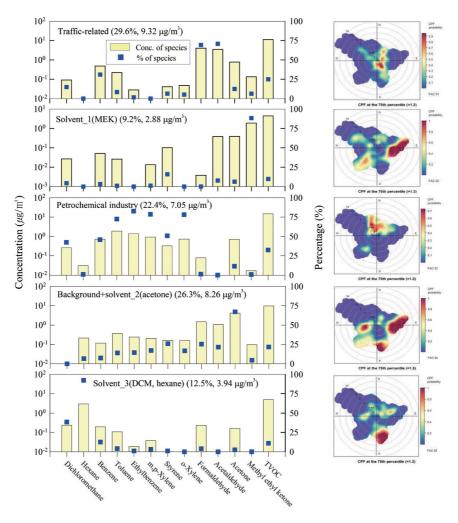


Fig. 4. The identified sources with VOC profiles from the PMF model and corresponding CPF plot results for receptor site.

(dichloromethane, hexane, benzene, toluene, ethylbenzene, m,p-xylene, styrene, o-xylene, formaldehyde, acetaldehyde, acetone, methyl ethyl ketone)이 선정되어 모델을 수행하였다. 인자수(오염원 수) 결정을 위해, 모델에서 제공되는 최소의 Q 값과 인자 분석 과정의 인자회전을 제어할 수 있는 FPEAK 값의 검토(Heo et al., 2018), 실측값과 모델 예측값의 상관성 검토, 화학종 간 상관분석 등을 수행하여 PMF 모델수행의 초기 인자수를 결정하고, 최종적으로 연구자의 시행착오(trial and error) 방법으로 반복 수행하여 인자수 5

개로 확정하였다. 본 연구에서는 전체화학종의 질량 농도를 total variable로 두고 모델을 수행하였으며, 그 결과 실측값에 대한 예측값의 결정계수(R^2)는 0.8880로 나타났다.

그림 4는 5개 오염원 분석을 위한 PMF 오염원 분류 표와 해당 오염원의 CPF plot을 나타낸 것이다. 첫 번째 오염원은 교통 관련(traffic-related)으로 분류하였다. 오염원 분류표상에서 formaldehyde와 acetaldehyde의 상대적 비율이 매우 높게 나타나고 있다. 소형 디젤자동차의 도로 주행 시 formaldehyde는 평균 0.204~

4.29 mg/km, acetaldehyde 0.20~3.76 mg/km, benzene 0.05~0.70 mg/km, toluene 0.04~0.93 mg/km으로 상대적으로 OVOCs인 formaldehyde와 acetaldehyde가 높게 배출되는 것으로 확인되었다(Lim et al., 2019), 국내 자동차(7종: 승용차, 택시, 승합차, 버스, 화물차, 특수차, RV) 배출량 분석 연구에서는 toluene 864 ton/yr, acetaldehyde 555 ton/yr, formaldehyde 499 ton/yr, benzene 318 ton/yr 순으로 높았다(Kim et al., 2013). 첫 번째 오염원에 대한 CPF plot에서 측정지점 주변 도로운행 방향에 따라 고농도 빈도가 높게 나타나고 있다. 종합적으로 교통 관련(traffic-related) 오염원으로 판단하였다.

두 번째 오염원은 solvent_1 (Methyl Ethyl Ketone, MEK)의 유기용매로 분류하였다. 오염원 분류표에서 MEK의 상대적 비율이 매우 높았다. MEK는 일반적으로 산업공정에서의 용제 또는 합성고무 산업에서의 재료, 플라스틱 접착제, 보호 코팅으로 사용되며, 페인트 희석 및 제거제, 인쇄 잉크 등의 세척 용액의 용매로 사용된다(US EPA, 1994). CPF plot에서는 오염원이 산단 동쪽 경계 방향에 위치한 것으로 나타나며, 해당 방향에 다수의 자동차 정비소와 자동차 부품업체들이 모여 있다. 자동차 도장 작업 시의 도료 희석제, 부품 접착제, 금속 세척제(탈지제) 사용 등과 관련이 있을 수 있다.

세 번째 오염원은 석유화학산업 (petrochemical industry)으로 분류하였다. Dichloromethane (이하 DCM) 및 BTEX (benzene, toluene, ethylbezene, xylene) 등이 높은 비율로 나타났다. 화학물질배출 이동량 정보 (Pollutant Release and Transfer Registers, PRTR)에는 2022년 기준 여수 국가산업단지에서 연간 benzene 25.3톤, toluene 33.4톤, ethylbezene 6.6톤, xylene 33.4톤 이 대기배출량으로 집계되었다 (PRTR, 2022). CPF plot에서 북쪽과 북동쪽 방향의 오염원에 지배적인 영향을 받는 것으로 나타나 여수 석유화학산업단지에서 배출된 VOCs의 영향으로 판단된다.

네 번째 오염원은 배경농도와 acetone 사용(background+solvent 2 (acetone))으로 분류하였다. 여러

VOCs가 고르게 분포하고 있어 배경농도로 사료되며, 유기용매로 많이 쓰이는 acetone이 개별 오염원으로 서 분리가 되지 않아 네 번째 오염원으로서 같이 제시 하였다. Acetone은 다양한 페인트, 잉크, 수지, 바니시, 래커, 표면 코팅, 페인트 제거제 및 자동차 관리 제품 의 용제로 사용된다(EC, 2014).

다섯 번째 오염원은 DCM, hexane의 상대적인 비율이 높아 유기용매(solvent_3) 사용으로 분류하였다. 앞서의 MEK, acetone과 같이 대표적인 유기용매로 많이쓰이는 물질들이다. CPF plot에서는 남남동(SSE) 방향에 위치한 오염원의 영향을 받고 있는 것으로 나타났으며, 자동차 공업사, 윤활유 취급사업장, 철근가공 판매사업장(철근 도색 활동) 등이 존재한다. Hexane은 페인트와 에나멜 희석제, 또한 잉크 희석액과 클리닝용매에 사용되고, DCM은 페인트 제거제나 접착제 제거제, 부품 세척제로 널리 쓰인다(NICS, 2025).

PMF 결과 분류된 5개 오염원의 비율(%)과 질량 농도 기여도 (μg/m³)를 정리하면, 교통관련 오염원이 29.6% (9.32 μg/m³)로 수용체 지점에 가장 오염 영향력이 높았고, 배경농도+유기용매_2 (acetone) 26.3% (8.26 μg/m³), 석유화학산업 22.4% (7.05 μg/m³), 유기용매_3 (DCM, hexane) 12.5% (3.94 μg/m³), 유기용매_1 (MEK) 9.2% (2.88 μg/m³) 순으로 나타났다. 이 중 유기용매에 해당하는 2개 오염원과 아세톤의 총 기여도는 전체 중량농도 (31.45 μg/m³)의 약 35%에 해당한다.

3.4 PMF 오염원의 바람 영향 분석

앞서 실측자료에서 풍속 변화에 의한 VOC 농도변 동이 있음을 확인하였고, 이러한 특성이 PMF 모델로 분리된 오염원에도 반영되는지 평가하였다. 그림 5는 PMF 모델로부터 분석된 5개 오염원의 기여농도를 그 림 3(C)와 같은 자료처리 과정을 거쳐 풍속 변화에 대한 농도 그래프로 나타낸 것이다.

전체 오염원(total sources) 그래프는 오염원 5개의 농도를 합산한 그래프로 그림 3(C)의 실측값 그래프 와 유사한 분포를 나타냈다. 이는 분석된 5개 오염원으로 수용지점의 농도 변동을 해석하는 데 무리가 없

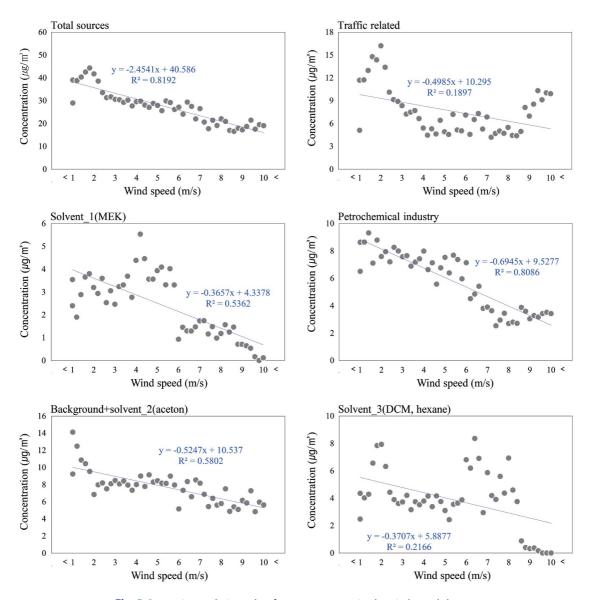


Fig. 5. Regression analysis results of source concentration by wind speed change.

음을 의미한다. 가장 결정계수가 높은 오염원은 석유화학산업 0.8086, 배경농도+유기용매_2 (aceton) 0.5802, 유기용매_1 (MEK) 0.5362 순으로 높았고, 교통관련 오염원과 유기용매_3 (DCM, Hexane)은 결정계수가 0.5 미만이었다. 특히 풍속은 석유화학산업 관련 공장들이 다수 존재하는 산업단지 오염원과 상관성이가장 높게 나타나, 지속적인 오염물질을 배출하는 다

수의 고정오염원이 분포하고 있는 지역대기를 이해하는 데 중요한 기상인자로 판단된다. 교통관련 오염원은 교통량에 의한 영향이 크게 작용하기 때문에 풍속과의 연관성은 낮게 평가되었다. 유기용매 사용 오염원들은 특정 사업장에서 주기적으로 이루어지는 배출 공정이 아닐 경우 대기 중 농도 변동폭이 커서 풍속과의 연관성이 낮게 나타났을 것으로 판단된다.

3.5 수용체에 대한 석유화학산업단지 배출 영향 범위 분석

분석된 오염원들 중 석유화학산업단지는 배출원 정보를 대기배출원관리시스템 (Stack Emission Management System, SEMS) 자료에서 확인할 수 있다(SEMS, 2025). SEMS는 1~3종 사업장의 대기배출원(고정오염원)의 전반적인 시설운영 현황 자료로 배출구 위치정보(위도, 경도), 측정된 대기오염물질 농도, 실측기반배출량 등이 제공된다(Chae et al., 2024). 산단 내에 다수의 사업장이 분포하고 있으나 모든 사업장이 수용체 지점의 대기오염 영향을 미치지는 않을 것으로 판단되어 주요 영향 범위를 추정하기 위해 SEMS 자료를 활용하였다.

그림 4의 석유화학산업 오염원 분류표의 구성물질 과 SEMS에 존재하는 사업장들의 측정물질 중 VOC 4 종 (benzene (Bz), ethylbenzene (Ebz), dichloromethane (DCM), styrene (Sty))의 자료가 공통으로 존재한다. 4 종에 대한 수용체 지점의 질량농도 비율 (Ebz/Bz, DCM/Bz, Sty/Bz)과 산단 내 배출량 비율의 수치가 유사한 이격거리를 확인하였다. PMF 모델 결과로부터 얻어진 표 S1의 석유화학 오염원의 기여농도 (µg/m³) 비율은 Ebz/Bz=1.93, DCM/Bz=0.37, Sty/Bz=0.46이다. 그림 6과 같이 수용체 지점으로부터 3.0~3.1 km 이격거리 내에 분포한 전체 사업장의 배출량 비율인 Ebz/Bz=1.83~3.54, DCM/Bz=0.26~0.47, Sty/Bz=

7.82~10.77의 범위에 Ebz/Bz과 DCM/Bz의 기여농도 비율이 존재한다(표 S2). 이 결과를 토대로 약 3.1 km 내의 사업장을 수용체 지점의 주요 영향 범위로 한정 하였으며, 도식화하여 그림 S1에 나타냈다. 3.0~3.1 km 이격거리에서 Sty/Bz의 기여농도 비율과 배출량 비율이 큰 차이를 보이는 부분은 대기 중 물질별 lifetime 차이에 기인한 것으로 사료된다. VOC 4종의 lifetime은 benzene 9.4일, ethylbenzene 1.6일, styrene 4.9 시간이고(Monod et al., 2001), dichloromethane 158일 로 보고된다(Olaguer, 2002). Styrene은 대기 중 빠른 소멸로 대기 안정성이 낮기 때문으로 판단된다. 따라 서 석유화학산업단지에 의한 수용체에 위해성 영향이 클 경우 우선적으로 약 3.1 km 내의 사업장을 우선적 으로 관리해야 할 것이다. 참고로, NIER (2019a)의 선 행 연구에서 여수 석유화학산업단지의 benzene 배출 량(PRTR 배출량 자료 이용)을 이용한 대기확산모델 링 결과를 제시하였다. 본 연구 결과와 비교 시 영향 범위의 지리적 특성이 확인된다(그림 S2).

수용체 지점의 농도 비율과 오염원의 배출량 비율을 이용한 방법은 배출량 정보가 없는 소규모 사업장들이 분포하고 있는 오염지역보다는, 법적규제에 의해 정기적인 오염물질 측정 및 배출량 산정이 이루어지는 산업단지에 적용 가능한 방법이다. 또한 SEMS는 배출허용기준이 설정된 물질 위주의 자료만 제공되며, 연구자의 측정물질과 동일한 물질들이 SEMS에

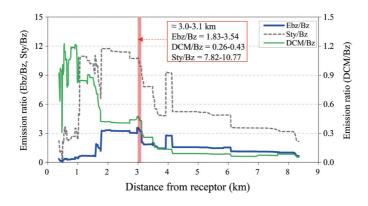


Fig. 6. Distance between receptor and industrial complex with similar values of emission ratio (ethylbenzene (Ebz)/benzene (Bz) and dichloromethane (DCM)/benzene (Bz)) and receptor mass concentration ratio (1.93, 0.37) in the petrochemical industrial complex.

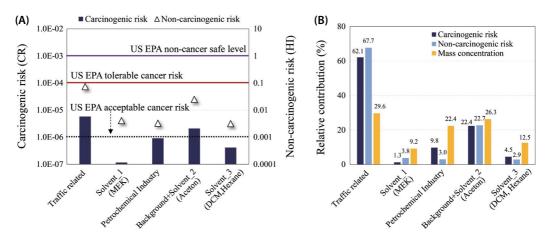


Fig. 7. Carcinogenic risk and non-carcinogenic risk of PMF-derived VOC sources and relative mass and risk contribution by each source.

존재해야 상호간 비교평가가 가능하기 때문에 보다 신뢰성 있는 평가를 위해서는 많은 화학종의 정보구 축과 추가적인 검증이 필요하다.

3.6 오염원 위해성 평가

오염원 분석에 사용된 12종의 VOC 측정자료를 활용하여 오염원의 위해성 평가를 수행하였다. 위해성 평가에 사용된 VOC 11종(이성질체(m,p/o-)xylene은 합산하여 산정)의 발암성의 단위위해도(Inhalation Unit Risk, IUR)와 비발암성의 흡입독성참고치(Reference Concentration, RfC)의 독성정보를 표 S3에 정리하였다.

그림 7(A)는 5개 오염원의 발암성 및 비발암성의 위해성 평가를 수행하여 발암위해도(CR)와 비발암위해지수(HI)를 산정하여 나타낸 그래프이다. 본 연구의 수용체 지점에 가장 발암위해도가 높은 오염원은 교통 관련 오염원 5.8E-06이며, 배경농도+유기용매_2 (acetone) 2.1E-06, 석유화학산업 9.1E-07, 유기용매_3 (DCM, hexane) 4.1E-07, 유기용매_1 (MEK) 1.2E-07의 순으로 평가되었다. 이 중 EPA 발암위해도기준인 1.0E-06을 초과한 오염원은 교통 관련과 배경농도+유기용매_2 (acetone)로 나타났다. EPA 위험수준기준인 1.0E-04를 초과하지는 않았다. 비발암성 위

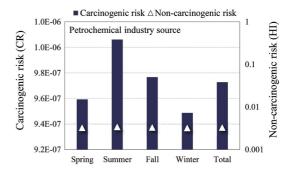


Fig. 8. Prediction of relative seasonal variation in carcinogenic risk and non-carcinogenic risk of VOCs emitted from petrochemical industry by wind speed.

해지수(HI) 평가에서도 교통관련 오염원 0.07, 배경농도+유기용매_2 (acetone) 0.025로 가장 높았으나, 관리기준인 EPA 위해지수 1을 초과하지는 않았다.

그림 7(B)는 발암, 비발암 및 질량농도의 전체 위해도 및 농도에 대한 상대적인 비율을 그래프로 표현한 것이다. 중량농도 측면에서는 교통관련, 배경농도 + 유기용매_2 (acetone), 석유화학산업이 22~30% 수준에서 기여하고 있으나, 위해성 측면에서는 교통관련 오염원이 상대적인 기여도(발암 62%, 비발암 68%)가 매우 높게 나타났다.

그림 8은 그림 5의 풍속과 오염원 농도 간의 선형성

Table 5. Research cases of VOC sources apportionment by PMF.

Site,	Station	Evaluation items			Main sources			References
Country	Station	Evaluation items	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	References
	Petrochemical	Main sources	Traffic-related	Background + solvent1 (acetone)	Petrochemical industry	Solvent3 (DCM, Hexane)	Solvent1 (MEK)	
Yeosu,	complex	Mass ¹⁾	29.6% , $9.32 \mu g/m^3$	26.3% , $8.26 \mu g/m^3$	22.4%, 7.05 μg/m ³	12.5% , $3.94 \mu g/m^3$	9.2%, 2.88 μg/m ³	This study
South Korea	nearby	Cancer risk ²⁾	62.1%	22.4%	9.8%	4.5%	1.3%	ŕ
		Non-cancer risk ³⁾	67.7%	22.7%	3.0%	2.9%	3.8%	
		Main sources	Background	Petroleum-related	Aldehyde-rich	MEK-rich	Vehicular traffic	
New York,	11.5	Mass	$30\%, 3.8 \mu g/m^3$	22% , $2.9 \mu g/m^3$	$21\%, 2.7 \mu g/m^3$	8.8%, 1.2 μg/m ³	$3.3\% 0.4 \mu g/m^3$	Paul and Bar
USA Urban	Cancer risk	19.2%*	6.9%	45.0%*	3.4%	12.3%*	2022	
		Non-cancer risk	15.2%	8.8%	44.7%	3.6%	12.1%	
		Main sources	Mixed source	Vehicle exhaust	Industrial emissions	Biomass combustion	Coal burning	
Beijing,	Urban	Mass	22.2%, 23.8 μ g/m ³	14.5%, 15.5 μg/m ³	14.4%, 15.4 μg/m ³	12.9%, 13.8 µg/m ³	12.2%, 13.0 μg/m ³	Liu et al.,
China		Cancer risk	38.8%*	13.8%*	12.1%*	11.1%*	6.6%	2021
		Non-cancer risk	3.8%	2.6%	39.7%	37.4%	5.3%	
		Main sources	Fuel evaporation	Ethylene industry	Background	Industrial sources	-	
Yangtze	Petrochemical	Mass	35.6%, NA	26.5%, NA	25.9%, NA	12.0%, NA	-	Zheng <i>et al</i> .
	complex nearby	Cancer risk	10.2%**	10.0%**	58.4%**	21.3%**	-	2020
Cillia	Пеагру	Non-cancer	30.5% [†]	15.9% [†]	38.3% [†]	15.3% [†]	-	
Xianghe,		Main sources	Vehicle exhaust	Industrial sources	Solvent utilization	Liquefied petroleum gas & Natural gas	Secondary and long-lived species	Yang et al.,
China	Urban	Mass	31.0%, 18.7 ppbv	26.4%, 15.9 ppbv	13.6%, 8.2 ppbv	18.6%, 11.2 ppbv	10.4%, 6.3 ppbv	2019
		Cancer risk	30.3%*	15.0%*	32.6%*	11.5%*	10.6%*	20.7
		Non-cancer risk	56.2%	17.7%	0.8%	2.2%	23.1%	
Calgary,		Main sources	Oil/natural gas extraction/combusion	Fuel combusion	Background	Industrial coatings/solvents	Traffic-related (gasoline + diesel)	Bari and
Alberta,	Urban	Mass	$26\%, 10.7 \mu g/m^3$	$20\%, 8.1 \mu g/m^3$	$18\%, 7.63 \mu g/m^3$	12%, 4.8 μg/m ³	9.5%, 3.92 μg/m ³	Kindzierski
Canada		Cancer risk	10%	16%	30%*	about 5%	33%	2018a
		Non-cancer risk	7%	17%	about 17.5%	about 10%	40%	
Edmonton,		Main sources	Traffic	Background/secondary organic aerosol	Fossil fuel combustion	Biomass burning	Metals industry	Bari and
Alberta,	Urban	Mass conc.	42% , $4.33 \mu g/m^3$	25%, 1.92 μg/m ³	11%, 0.92 μg/m ³	5.5%, 0.52 μg/m ³	1.3%, 0.11 μg/m ³	Kindzierski
Canada		Cancer risk	35%*	31%*	13%	7.1%	11%*	2017
		Non-cancer risk	40%	21%	16%	7.2%	14%	

 $^{^{1)}}$ Mass concentration and contribution $^{2)}$ Contribution to carcinogenic risk value: "no marker" is $<10^{-6}$; "*" $10^{-6}\sim10^{-5}$; "**" $10^{-5}\sim10^{-4}$ $^{3)}$ Contribution to non-carcinogenic risk value: "no marker" is <1; "†" >1 hazard index (HI) NA: not available

이 가장 우수한 석유화학산업의 회귀식에 연간 풍속 자료(여수산단 방재기상관측소 자료)를 적용하여 생 성된 농도자료를 토대로 계절별 위해성 평가를 수행 한 그래프이다. 그래프는 위해성 기준과의 비교가 아 닌 상대적으로 위해도가 높은 시기의 확인을 위한 결 과이다. 수용체 측면에서 석유화학산업 오염원은 여 름철에 VOC 위해성의 영향이 증가하는 시기로 나타 났다.

본 연구의 오염원 위해성 평가는 우선순위 관리대상 오염원 선정을 위한 스크리닝(screening) 수준의위해성 평가이다. 측정된 VOC 종과 이용 가능한 독성자료 기반의 위해성 평가로 중요 화학종 측정이 이루어지지 않을 경우 추산된 총 위해성 값이 과소평가될수 있는 한계성이 존재한다. 그러나 우선순위 관리대상 오염원의 사전 선별 방법으로서는 충분히 합리적인 접근 방법이라고 판단된다.

표 5에 VOCs 오염원을 PMF로 분석하고, 분석된 오 염원의 위해성 평가를 수행한 선행 연구 결과들을 주 요 오염원 위주로 정리하였다. VOC 오염원에는 차량 교통, 산업공정(석유 및 천연가스 추출, 산업용 용매 사용, 금속코팅 공정 등), 석유관련 제품 취급시설 (LPG/LNG 비산배출, 저장 및 운송시설에서의 증발 등), 연료(석유제품, 석탄, 바이오매스) 연소, 배경농 도, 유기용매 사용, 2차 유기에어로졸 등이 있으며, 주 로 자연적 배출보다는 인위적 배출이 주요 오염원인 것으로 확인된다. 이 중, 본 연구와 같이 배경농도를 주 요 오염원으로 파악한 사례들에서 기여도는 농도 18~ 30%, 발암 위해성 19.2~58.4%, 비발암 위해성 15.2~ 38.3%이다 (Paul and Bari, 2022; Zheng et al., 2020; Bari and Kindzierski, 2018a, 2017). 특히 Zheng et al. (2020) 의 연구에서는 중국 우한(Wuhan) 화학산업단지 인근 에 위치하여 여러 화학약품 취급 공장에 의해 영향을 받는 지역으로 배경농도 오염원의 기여도가 농도는 25.9% 수준이나 발암 위해성은 가장 높은 58.4%로 평 가되었다. 따라서 VOC는 다양한 오염원에 의해 배경 농도에 영향을 주기 때문에 배경농도 관리의 중요성 이 크다.

4. 결 론

본 연구에서는 석유화학산업단지 인근 지역 대기에서 측정한 VOCs 농도자료를 PMF 수용모델을 이용하여 오염원을 분석하고, 중요 오염원을 선별하기 위해 위해성 평가를 수행하였다. 또한, 오염원과 인접한지역일 경우 바람이 농도 변화의 큰 영향인자임으로수용체 지점의 농도 변화 경향성을 풍속으로 정리하여 해석하였다. 측정 결과, formaldehyde, acetaldehyde, acetone 등의 농도가 높아 VOC 그룹 중 OVOCs의 기여도가 52.1% (24.9 μg/m³)로 가장 높았다. 다음으로 aromatics 그룹이 27.1% (12.9 μg/m³), halogenated 그룹 11.0% (5.2 μg/m³), alkanes 그룹 9.5% (4.5 μg/m³), 그 외그룹 0.4% (0.2 μg/m³) 순으로 나타났다. 본 연구의 수용체 지점은 풍속이 빠른 영역에 속할수록 VOCs 농도가 선형적으로 감소하는 지점으로 분석된다.

수용체 지점의 영향 오염원은 교통관련 29.6% (9.32 μg/m³), 배경농도+유기용매_2 (acetone) 26.3% (8.26 μg/m³), 석유화학산업 22.4% (7.05 μg/m³), 유기용매_3 (DCM, hexane) 12.5% (3.94 µg/m³), 유기용매_1 (MEK) 9.2% (2.88 μg/m³)로 분석되었다. 분류된 오염원들의 풍속과의 회귀분석 결과에서 결정계수(R²)가 가장 높 은 오염원은 석유화학산업 0.8086이었고, 그 외 오염 원은 0.6 미만이었다. 특히 풍속은 석유화학산업 오염 원과 상관성이 가장 높게 나타나, 지속적인 오염물질 을 배출하는 다수의 고정오염원이 분포하고 있는 지 역대기를 이해하는 데 중요한 기상인자로 판단된다. 수용체 지점까지 영향을 미치는 석유화학산업 오염 원의 영향 범위를 추정하기 위해 3개 물질 간의 비율 (ethylbenzene/benzene, dichloromethane/benzene)을 이용하여 수용체 지점의 질량농도 비율과 산단 내 배 출량 비율을 확인한 결과, 수용체로부터 약 3.0~3.1 km 이격거리 내에 분포한 전체 사업장의 배출량 비율 의 범위에 기여농도 비율이 존재하여 수용체 지점의 주요 영향 범위로 판단하였다.

오염원의 건강 위해성 평가 결과, 교통관련 오염원이 상대적인 기여도(발암 62%, 비발암 68%)가 매우

높게 나타나 우선순위 관리 오염원으로 나타났다. 풍속과의 상관성이 높은 석유화학산업 오염원은 여름철에 VOC 위해성의 영향이 증가하는 시기로 나타났다. 본 연구와 같이 수용체에 영향을 미치는 위해성 측면의 중요 오염원을 정량적으로 평가하고 제시하였을 시 오염원 관리의 설득력을 더욱 높일 수 있을 것이다.

References

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2023) Toxicological Profiles. https://www.atsdr.cdc.gov/toxicological-profiles/about/index.html (accessed on Jan. 24, 2025).
- An, J., Zhu, B., Wang, H., Li, Y., Lin, X., Yang, H. (2014) Characteristics and source apportionment of VOCs measured in an industrial area of Nanjing, Yangtze River Delta, China, Atmospheric Environment, 97, 206-214. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.021
- Baek, S.O., Seo, Y.K., Kim, J.H. (2020) Occurrence and Distributions of Volatile Organic Compounds in the Ambient Air of Large Petro-chemical Industrial Complexes: Focusing on Daesan Area, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 36(1), 32-47, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE. 2020.36.1.032
- Bari, M.A., Kindzierski, W.B. (2017) Concentrations, sources and human health risk of inhalation exposure to air toxics in Edmonton, Canada, Chemosphere, 173, 160-171. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.157
- Bari, M.A., Kindzierski, W.B. (2018a) Ambient volatile organic compounds (VOCs) in Calgary, Alberta: Sources and screening health risk assessment, Science of The Total Environment, 631-632, 627-640. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.023
- Bari, M.A., Kindzierski, W.B. (2018b) Ambient volatile organic compounds (VOCs) in communities of the Athabasca oil sands regions: sources and screening health risk assessment, Environmental Pollution, 235, 602-614. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.065
- Begum, B.A., Hopke, P.K., Zhao, W. (2005) Source identification of Fine particles in Washington, DC by expended factor analysis modeling, Environmental Science & Technology, 39(4), 1129-1137. https://doi.org/10.1021/es049
- California Environmental Protection Agency (CalEPA) (2024)

- OEHHA Air Chemical Database. https://oehha.ca.gov/air/chemicals (accessed on Jan. 24, 2025).
- Chae, J.-S., Lee, S.-M., Jeon, J.-M., Hong, J.-H., Lee, C.H., Ham, S.-W., Park, J.H., Seo, K.-A., Kang, D.-I., Jang, K.-W. (2024) Emission characteristics of hazardous air pollutants in industries subject to domestic fugitive emissions reduction, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 40(2), 263-281, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/kosae. 2024.40.2.263
- Choi, W.C., Jang, S.K., Lee, C.W., Park, C.H., Kim, M.S., Song, M.K.,
 Bae, M.S. (2020) Assessment of Behavior for Volatile
 Organic Compounds and Trace Elements in the
 Changwon Industrial Complex, Journal of Korean
 Society for Atmospheric Environment, 36(3), 293-398,
 (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.
 5572/KOSAE.2020.36.3.293
- Choi, W.-G., Cho, Y.-H., Jang, H.-S., Kim, C.-H., Kim, T.-O. (2010)
 Analysis of VOCs Characterization in Gumi Industrial
 Complex by Positive Matrix Factorzation, Korean
 Journal of Odor Research and Engineering, 9(2),
 90-100, (in Korean with English abstract).
- Derwent, R.G., Simmonds, P.G., Manning, A.J., Spain, T.G. (2007)

 Reactivity-based strategies for photochemical ozone
 control in Europe, Environmental Science & Policy,
 10(5), 445-453. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2007.
 01.005
- Environment Canada (EC) (2014) Screening assessment acetone chemical abstracts service registry number 67-64-1. https://www.canada.ca/content/dam/eccc/migration/ese-ees/cb62cb1d-cbda-49f2-b617-2fbde814 65fb/fsar_acetone_en.pdf
- Fujita, E.M., Campbell, D.E. (2003) Validation and application Protocol for Source Apportionment of photochemical assessment monitoring stations (PAMS) Ambient Volatile Organic Compound (VOC) Data. Final Report, Desert Research Institute, Reno, NV. https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=777104f7559d8e7b39dd0bd60b1694d3796cce47
- Gentner, D.R., Isaacman, G., Worton, D.R., Chan, A.W.H., Dallmann, T.R., Davis, L., Liu, S., Day, D.A., Russell, L.M., Wilson, K.R., Weber, R., Guha, A., Harley, R.A., Goldstein, A.H. (2012) Elucidating Secondary Organic Aerosol from Diesel and Gasoline Vehicles through Detailed Characterization of Organic Carbon Emissions, PNAS, 109(45), 18318-18323. https://doi.org/10.1073/pnas. 1212272109
- Heo, J.W., Kim, C.H., Min, Y.K., Kim, H.J., Sung, Y.G., Kim, J.S., Lee, K.B., Heo, J.B. (2018) Source Apportionment of PM₁₀

- at Pyeongtaek Area Using Positive Matrix Factorization (PMF) Model, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 34(6), 849-864, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE. 2018.34.6.849
- Hsu, C.Y., Chiang, H.C., Shie, R.H., Ku, C.H., Lin, T.Y., Chen, M.J.,
 Chen, N.T., Chen, Y.C. (2018) Ambient VOCs in residential areas near a large-scale petrochemical complex: spatiotemporal variation, source apportionment and health risk, Environmental Pollution, 240, 95-104. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.076
- Hwang, I.J. (2022) Estimation of Source Apportionment for PM_{2.5} Data of Air Pollution Monitoring Site in Pohang Using the EPA-PMF Model, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 38(3), 354-374, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE. 2022.38.3.354
- Hwang, I.J., Kim, D.-S. (2013) Research Trends of Receptor Models in Korea and Foreign Countries and Improvement Directions for Air Quality Management, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 29(4), 459-476, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE.2013.29.4.459
- Jeong, Y.J., Hwang, I.J. (2015) Source Apportionment of PM_{2.5} in Gyeongsan Using the PMF Model, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 31(6), 508-519, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE.2015.31.6.508
- Jookjantra, P., Thepanondh, S., Keawboonchu, J., Kultan, V., Laowagul, W. (2022) Formation potential and source contribution of secondary organic aerosol from volatile organic compounds, Journal of Environmental Quailty, 51, 1016-1034. https://doi.org/10.1002/jeq2. 20381
- Khan, M.F., Latif, M.T., Saw, W.H., Amil, N., Nadir, M.S.M., Sahani, M., Tahir, N.M., Chung, J.X. (2016) Fine particulate matter in the tropical environment: monsoonal effects, source apportionment, and health risk assessment. Atmospheric Chemistry and Physics, 16(2), 597-617. https://doi.org/10.5194/acp-16-597-2016
- Kim, D.G., Woo, J.S., Han, H.S., Kim, Y.J., Kim, W.S., Hong, S.M., Kim, J.S., Yoon, M.H. (2020) Distribution Characteristics of Volatile Organic Compounds (VOCs) in an Industrial Complex and in Affected Areas in Siheung and Ansan, Journal of Environmental Health Sciences, 46(3), 256-266, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5668/JEHS.2020.46.3.256
- Kim, E., Hopke, P.K. (2004) Source apportionment of fine particles in Washington, DC utilizing temperature-resolved car-

- bon fractions, Journal of the Air & Waste Management Association, 54(7), 773-785. https://doi.org/10.1080/10473289.2004.10470948
- Kim, E.k., Song, H.B., Park, M.S., Lim, J.K., Kwon, J.D., Choi S.J., Park, S.K., Han, G.H. (2014) The Concentrations of Ambient VOCs at Industrial Complex Area in Daegu City, Journal of Korean Society of Environmental Engineers, 36(7), 498-505, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.4491/KSEE.2014.36.7.498
- Kim, J., Jang, Y.-K., Choi, S.-J., Kim, J.-S., Seo, C.-Y., Son, J.-H. (2013) Estimation of Gaseous Hazardous Air Pollutants Emission from Vehicles, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 29(1), 1-9, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE.2013. 29.1.001
- Kim, M.J., Seo, Y.K., Cho, B.Y., Baek, S.O. (2018) Characteristics of Hazardous Air Pollutants in the Steel Industrial City, Pohang (II) Volatile Organic Compounds, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 34(2), 244-258, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.2.244
- Lee, H.-W., Lee, T.-J., Kim, D.-S. (2009) Identifying Ambient PM_{2.5}
 Sources and Estimating their Contributions by Using
 PMF: Separation of Gasoline and Diesel Automobile
 Sources by Analyzing ECs and OCs, Journal of Korean
 Society for Atmospheric Environment, 25(1), 75-89,
 (in Korean with English abstract).
- Lee, S.H., Lee, B.M., Kang, B.W., Jeon, J.M. (2017) Characteristics of VOCs and PAHs Distribution in the Ambient Air in the Area near the Shipbuilding, Journal of the Korean Society for Environmental Technology, 18(6), 501-516, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10. 26511/JKSET.18.6.1
- Li, X., Zhang, L., Yang, Z., Wang, P., Yan, Y., Ran, J. (2020) Adsorption materials for volatile organic compounds (VOCs) and the key factors for VOCs adsorption process: A review, Separation and Purification Technology, 235, 116213. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116213
- Lim, J.H., Han, S.W., Kim, J., Jang, Y.K., Chon, M.S., Hwang, S.C., Kim, J.H., Jung, S.W., Kim, J.S., Han, J.S. (2019) Emission Factor of Hazardous Air Pollutants in Gas-phase from Light Commersial Vehicle using PEMS on Real-road Driving, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 34(2), 191-206, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.
- Liu, Y., Kong, L., Liu, X., Zhang, Y., Li, C., Zhang, Y., Zhang, C., Qu, Y.,
 An, J., Ma, D., Tan, Q., Feng, M., Zha, S. (2021) Characteristics, secondary transformation, and health risk

- assessment of ambient volatile organic compounds (VOCs) in urban Beijing, China, Atmospheric Pollution Research, 12(3), 33-46. https://doi.org/10.1016/j.apr. 2021.01.013
- Monod, A., Sive, B.C., Avino, P., Chen, T., Blake, D.R., Rowland, F.S. (2001) Monoaromatic compounds in ambient air of various cities: a focus on correlations between the xylenes and ethylbenzene, Atmospheric Environment, 35(1), 135-149. https://doi.org/10.1016/s1352-2310(00)00274-0
- National Institute of Chemical Safety (NICS) (2025) Comprehensive Chemical Information System. https://icis.me.go. kr/main.do (accessed on Jan. 25, 2025)
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2014) Monitoring of Hazardous Air Pollutants in the Urban Ambient Atmosphere (I).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2015) Monitoring of Hazardous Air Pollutants in the Urban Ambient Atmosphere (II).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2016) Monitoring of Hazardous Air Pollutants in the Urban Ambient Atmosphere (III).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2018) Monitoring of Hazardous Air Pollutants in the Urban Ambient Atmosphere (IV).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2019a)

 Monitoring of Hazardous Air Pollutants and Health
 Risk Assessment in the Industrial Area (I).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2019b)

 Monitoring of Hazardous Air Pollutants and Health
 Risk Assessment in the Industrial Area (II).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2019c)

 Monitoring of Hazardous Air Pollutants in the Urban

 Ambient Atmosphere (V).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2019d)

 Korean Exposure Factors Handbook.
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2020a)

 Monitoring of Hazardous Air Pollutants and Health
 Risk Assessment in the Industrial Area (III).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2020b)

 Monitoring of Hazardous Air Pollutants in the Urban

 Ambient Atmosphere (VI).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2021) Monitoring of Hazardous Air Pollutants and Health Risk Assessment in the Industrial Area (IV).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2022) Monitoring of Hazardous Air Pollutants and Health Risk Assessment in the Industrial Area (V).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2024)

- Annual Report of Air Quality in Korea 2023.
- Olaguer, E.P. (2002) The distribution of the chlorinated solvents dichloromethane, perchloroethylene, and trichloroethylene in the global atmosphere, Environmental Science and Pollution Research, 9(3), 175-182. https://doi.org/10.1007/bf02987485
- Paatero, P., Hopke, P.K. (2003) Discarding or downweighting high-noise variables in factor analytic models, Analytica Chimica Acta, 490(1-2), 277-289. https://doi.org/ 10.1016/s0003-2670(02)01643-4
- Park, J.-H., Park, B.-H., Kim, S.-H., Yang, Y.-C., Lee, K.-W., Bae, S.J., Song, H.-M. (2021) Estimation of Contribution by Pollutant Source of VOCs in Industrial Complexes of Gwangju Using Receptor Model (PMF), Journal of Environmental Science International, 30(3), 219-234, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5322/JESI.2021.30.3.219
- Paul, S., Bari, M.A. (2022) Elucidating sources of VOCs in the Capital Region of New York State: Implications to secondary transformation and public health exposure, Chemosphere, 299, 134407. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134407
- Pinthong, N., Thepanondh, S., Kondo, A. (2022) Source Identification of VOCs and their Environmental Health Risk in a Petrochemical Industrial Area, Aerosol Air Quality Research, 22, 210064. https://doi.org/10.4209/aaqr. 210064
- Pollutant release and transfer registers (PRTR) (2022) https://icis. me.go.kr/prtr/main.do (accessed on Jan. 24, 2025).
- Rumchev, K., Spickett, J., Bulsara, M., Phillips, M., Stick, S. (2004)
 Association of Domestic Exposure to Volatile Organic
 Compounds with Asthma in Young Children, Thorax,
 59(9), 746-751. https://doi.org/10.1136/thx.2003.013
- Ryoo, I.H., Park, J.E., Kim, T.Y., Ryu, J.W., Cheong, Y.S., Ahn, J.Y., Yi, S.M. (2022) Study of PM_{2.5} Using PMF Receptor Model and Advancement of Source Apportionment, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 38(4), 493-507, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE.2022.38.4.493
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (2016) Atmospheric Chemistry and Physics from Air Pollution to Climate Change, John Wiley & Sons. https://doi.org/10.1080/00139157.1999. 10544295
- Shuai, J., Kim, S., Ryu, H., Park, J., Lee, C.K., Kim, G.B., Ultra, V.U., Yang, W. (2018) Health risk assessment of volatile organic compounds exposure near Daegu dyeing industrial complex in South Korea, BMC Public Health, 18(1), 1-13. https://doi.org/10.1186/s12889-018-54

54-1

- Song, M.G., Oh, S.-H., Choe, S.Y., Jeon, H.J., Yu, G.H., Bae, M.S. (2023) Assessment of Gaseous Pollutants and Oxidative Potential in the National Steel Industrial Complex - Implication of PMF Model (PART II), Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 39(2), 227-238, (in Korean with English abstract). https://doi.org/10.5572/KOSAE.2023.39.2.227
- Stack Emission Management System (SEMS) (2025) https://sems. nier.go.kr/main/intro.jsp (accessed on Jan. 24, 2025).
- U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (1994) Locating and estimating air emissions from sources of methyl ethyl ketone, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, North Carolina 27711. https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-11/documents/methyl_ethyl.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (2009) Risk
 Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Volume
 I Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment),
 EPA-540-R-070-002, OSWER 9285.7-82, Washington,
 DC. https://semspub.epa.gov/work/HQ/140530.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (2014) EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-02/documents/pmf_5.0_user_guide.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (2024a) Integrated risk information system. https://www.epa.gov/iris (accessed on Jan. 24, 2025).
- U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (2024b) IDose response assessment tables. https://www.epa.gov/fera/dose-response-assessment-tables (accessed on Jan. 24, 2025).
- Wu, C.-F., Wu, S.-Y., Wu, Y.-H., Cullen, A.C., Larson, T.V., Williamson, J., Liu, L.-S. (2009) Cancer risk assessment of selected hazardous air pollutants in Seattle, Environment Inter-

- national, 35(3), 516-522. https://doi.org/10.1016/j.env int.2008.09.009
- Xiong, Y., Du, K. (2020) Source-resolved attribution of groundlevel ozone formation potential from VOC emissions in Metropolitan Vancouver, BC. Science of The Total Environment, 721, 137698. https://doi.org/10.1016/j. scitotenv.2020.137698
- Yang, Y., Ji, D., Sun, J., Wang, Y., Yao, D., Zhao, S., Wang, Y. (2019)
 Ambient volatile organic compounds in a suburban site between Beijing and Tianjin: Concentration levels, source apportionment and health risk assessment, Science of The Total Environment, 695, 133889. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133889
- Yujing, M., Hai, W., Zhang, X., Jiang, G. (2002) Impact of anthropogenic sources on carbonyl sulfide in Beijing City, Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 107(D24), ACH-13. https://doi.org/10.1029/2002JD00 2245
- Zheng, H., Kong, S., Yan, Y., Chen, N., Yao, L., Liu, X., Qi, S. (2020)
 Compositions, sources and health risks of ambient volatile organic compounds (VOCs) at a petrochemical industrial park along the Yangtze River, Science of The Total Environment, 703(10), 135505. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135505
- Zhou, L., Kim, E., Hopke, P.K., Stanier, C.O., Pandis, S. (2004)
 Advanced factor analysis on Pittsburgh particle sizedistribution data, Aerosol Science and Technology,
 38(S1), 118-132. https://doi.org/10.1080/027868203
 90229589

Authors Information

채정석((주)그린환경종합센터 이사)(chaejs21@gecc.co.kr) 전준민((주)그린환경종합센터 대표)(jmjeon4959@gecc.co.kr)

Supplementary Materials

Table S1. Contribution concentration by VOC source apportionment.

Factor profile	Traffic-related	Solvent_1	Petrochemical industry	Background + solvent_2	Solvent_3
	μg/m³	μg/m³	μg/m³	μg/m³	μg/m³
Dichloromethane	0.09	0.03	0.26	0.00	0.23
Hexane	0.00	0.00	0.03	0.21	2.95
Benzene	0.48	0.05	0.71	0.12	0.20
Toluene	0.22	0.03	1.88	0.36	0.11
Ethylbenzene	0.03	0.00	1.37	0.24	0.02
m,p,-Xylene	0.00	0.01	0.93	0.20	0.04
Styrene	0.04	0.10	0.33	0.17	0.01
o-Xylene	0.05	0.00	0.72	0.16	0.00
Formaldehyde	4.02	0.00	0.08	1.47	0.23
Acetaldehyde	3.48	0.38	0.00	1.06	0.00
Acetone	0.78	0.39	0.71	4.17	0.16
Methyl ethyl ketone	0.13	1.89	0.02	0.10	0.00
Sum	9.32	2.88	7.05	8.26	3.94

Table S2. Emission information for ethylbenzene and benzene in industrial complexes according to distance from the receptor.

Distance Ethylbenzene		Dichloro	methane	Benz	zene	ene Styrene		Ratio			
from receptor	Emission (kg/year)	Number of stack	Ebz/Bz	DCM/Bz	Sty/Bz						
0 km (receptor)	1.37 (μg/m³)	-	0.26 (μg/m³)	-	0.71 (μg/m³)	-	0.33 (μg/m³)	2	1.93	0.37	0.46
< 3.0 km	3,922.8	138	522.6	111	1108.4	113	11,932.3	140	3.54	0.47	10.77
< 3.1 km	3,963.3	140	557.8	113	2,160.5	124	16,895.2	150	1.83	0.26	7.82
< 5.0 km	11,484.2	193	664.4	114	7,363.5	174	38,453.5	195	1.56	0.09	5.22
< 7.0 km	12,085.3	201	674.0	122	10,871.3	194	38,499.5	201	1.11	0.06	3.54
< 8.0 km	12,219.5	208	1,019.1	126	12,160.9	241	38,611.7	205	1.00	0.08	3.18

Table S3. VOCs toxicity data used in study.

	Carcinoge	enic risk	Non-carcino	genic risk
Species	IUR (μg/m ³) ⁻¹	Reference*	RfC (mg/m³)	Reference
Dichloromethane	1.00E-08	IRIS	6.00E-01	IRIS
n-Hexane	-	-	7.00E-01	IRIS
Benzene	7.80E-06	IRIS	3.00E-02	IRIS
Toluene	-	-	5.00E + 00	IRIS
Ethylbenzene	2.50E-06	Cal EPA	1.00E + 00	IRIS
m,p,o-Xylene	-	-	1.00E + 00	IRIS
Styrene	_	_	1.00E + 00	IRIS
Formaldehyde	1.30E-05	IRIS	9.83E-03	ATSDR
Acetaldehyde	2.20E-06	IRIS	9.00E-03	IRIS
Acetone	-	-	3.10E + 01	ATSDR
Methyl ethyl ketone	-	-	5.00E + 00	IRIS

^{*}IRIS: Integrated Risk Information System; CalEPA: California Environmental Protection Agency; ATSDR: US Agency for Toxic Substances and Disease Registry

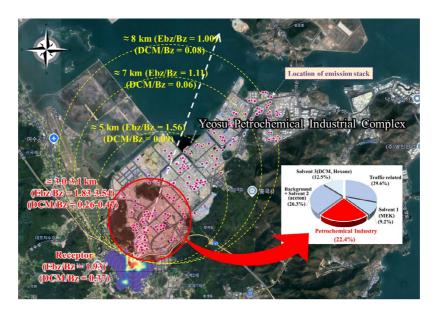


Fig. S1. The emission range of the petrochemical industrial complex source where emission ratio (ethylbenzene (Ebz)/benzene (Bz) and dichloromethane (DCM)/benzene (Bz)) and mass concentration ratio of receptor are similar.

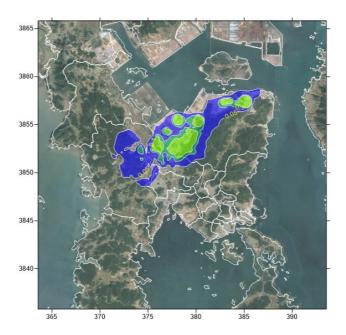


Fig. S2. Atmospheric diffusion modeling result using annual PRTR emissions for benzene in the Yeosu Petrochemical Industrial Complex (NIER, 2019a).