

수산화바륨을 이용한 이산화탄소 확산측정법의 개발 및 평가

Development and Evaluation of a Carbon Dioxide Diffusive Sampling Method using Barium Hydroxide

임 봉 빈*

(주)나인에코 기업부설연구소

(2012년 10월 18일 접수, 2012년 11월 9일 수정, 2013년 1월 16일 채택)

Bongbeen Yim*

Research & Development Center, NINECO Inc., 420, Migun Techno World II,
Yongsan-dong 533-1, Yuseong-gu, Daejeon 305-500, Korea

(Received 18 October 2012, revised 9 November 2012, accepted 16 January 2013)

Abstract

This study was aimed at developing and evaluating a diffusive sampling method using a barium hydroxide solution as an absorbent for measuring carbon dioxide (CO₂) in ambient air. The collected CO₂ concentration was calculated by the change of conductivity resulted in the reaction of CO₃²⁻ and Ba²⁺ in aqueous solution. The sampling rate for the diffusive sampler was determined 0.218 mL/min, as obtained from the slope of the linear correlation between the CO₂ mass collected by the diffusive sampler and the time-weighted CO₂ concentration with the active sampling method. The unexposed blank sampler sealed in aluminium foil-polyethylene laminated packets has remained stable during at least one-month storage period. A good correlation was observed between the diffusive sampler and active sampler with a coefficient of determination of 0.956. This diffusive sampler would be suitable for the indoor CO₂ concentration monitoring.

Key words : Passive sampler, Carbon dioxide, Barium ion, Electrical conductivity, Greenhouse gases, Indoor pollution

1. 서 론

산업혁명 이후 인간의 산업활동에 의한 화석연료의 소비가 지속적으로 증가하면서 지구온난화 가스로 알려진 이산화탄소의 농도가 급격히 증가하였다.

대기 중 이산화탄소 농도는 산업혁명 이전 1,000년 동안 280±10 ppm이었지만, 최근에는 380 ppm까지 증가하여 그로인한 온실효과(greenhouse effect)의 증대는 지구규모의 환경문제로 대두되기 시작했다(IPCC, 2001; Kwon, 1996). 한편 이산화탄소는 빌딩 증후군(sick building syndrome)의 원인물질 중 하나로 실내공기질관리 측면에서 실내 환기상태를 나타내는 지표물질로도 알려져 있다(Battermana and Penga, 1995).

*Corresponding author.

Tel : +82-(0)42-931-5730, E-mail : yim-b@daum.net

따라서 지구온난화에 의한 기후변화의 지속적인 분석과 실내공기질의 관리가 필요한 시점에서 실내외 환경의 이산화탄소 농도를 측정하고 농도분포를 파악하는 것은 현재의 오염상태를 이해하여 장래의 대기질을 관리하고 대책을 수립하는 데 중요하다. 이에 국내외 연구자들은 일반대기 중에서 이산화탄소 농도의 연속적인 변화 (Kim *et al.*, 2001; Reid and Steyn, 1997; Aikawa *et al.*, 1995; Derwent *et al.*, 1995; Ghauri *et al.*, 1994; Sigrist, 1994; Lee and Chung, 1993) 와 도로변에서의 측정 (Idso *et al.*, 2001; Idso *et al.*, 1998) 및 실내환경에서의 농도현황과 실내외 농도비교 (Chan, 2003; Lee *et al.*, 1999; Chuah *et al.*, 1997) 등에 관하여 보고하였다.

일반적으로 대기 중 이산화탄소를 측정하기 위한 방법은 비분산적외선법 (non-dispersive infrared spectrometry)을 채택한 연속측정방법이 있다. 이 측정방법은 높은 정밀도와 정확도를 유지하면서 연속측정이 가능하여 시간별 이산화탄소의 변화를 관찰할 수 있으며, 현장에서 측정값을 바로 확인할 수 있는 장점을 가지고 있다. 그러나 한 지역에서 오염물질을 집중적으로 측정하여 농도의 공간적인 분포를 파악하기 위해서는 다수의 측정장비가 필요하며, 이를 위한 고가의 자동연속측정기를 이용한 조사의 경우 상당한 비용과 시간이 요구된다. 또한 전문적인 분석장비의 운용 및 보수를 위한 전문가도 필요할 것이다 (UNEP/WHO, 1994).

이산화탄소를 비롯한 대기오염물질 측정을 위한 확산측정기 (diffusive sampler)는 전문적인 지식이 없이 간편하게 측정할 수 있어 누구나 손쉽게 사용할 수 있으며, 전원을 사용하지 않기 때문에 소음문제가 발생하지 않고 부수적인 장치가 필요 없어 실내를 비롯한 측정지역에 상관없이 사용할 수 있다. 이러한 장점 때문에 대기오염물질 농도의 공간적인 분포를 파악하거나 실내오염 현황을 파악하는 데 많이 이용되고 있다 (Yim *et al.*, 2007; Cruz *et al.*, 2004; Rabaud *et al.*, 2001; Stevenson *et al.*, 2001; Gillett *et al.*, 2000). 따라서 실내오염의 지표물질 중 하나인 이산화탄소 농도의 공간분포 및 정온한 실내에서의 측정을 위한 확산측정기의 활용도는 높을 것으로 생각된다. 그러나 현장에서 측정된 정확한 오염물질의 농도값을 실시간으로 획득할 수 없기 때문에 시간적인 변화를 파악하는 데 다소 어려움이 있다.

확산측정법을 이용한 이산화탄소 측정은 수용액 속의 바륨농도를 ICP-AES (Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy)를 이용하여 분석함으로써 이산화탄소의 양을 정량하는 방법은 보고되었으나 (Giuliano *et al.*, 2004), 이 방법은 분석과정의 복잡함과 고도의 분석장비를 이용하기 때문에 보다 손쉬운 측정 및 분석을 위한 확산측정법이 필요하게 되었다.

일반적으로 수산화바륨 (Ba(OH)₂) 수용액은 이산화탄소나 탄산이온의 검출시약으로 자주 사용된다. 따라서 본 연구에서는 수산화바륨 용액을 대기 중 이산화탄소를 측정하기 위한 흡수제로 이용하고 용액의 전기전도도를 측정함으로써 이산화탄소 농도를 산정할 수 있는 방법을 개발하여 기존의 능동형 (active) 방식의 이산화탄소 측정기와 비교, 측정함으로써 확산측정기의 실험적 시료채취율을 평가하는 데 있으며, 또한 실험실 평가를 통하여 이산화탄소 확산측정기를 이용한 실내 및 실외에서의 측정가능성을 검토하였다.

2. 실험 방법

2.1 확산측정기 (diffusive sampler)

확산측정의 기본원리는 정상상태 (steady-state)에서 식 (1)의 Fick's의 법칙에 의해 설명되는 분자확산 (molecular diffusion)이다.

$$J = -D \frac{\Delta C}{\Delta L} \quad (1)$$

여기서, J는 이산화탄소의 flux ($\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$)이고, D는 이산화탄소 분자의 확산계수 (m^2/s)로 온도의 영향을 받는 함수이고, ΔC 는 대기 중 이산화탄소의 평균농도 (C_a)와 흡수제 표면에서의 이산화탄소 농도 (C_s)의 차 (difference, $\mu\text{g}/\text{m}^3$)이고, ΔL 은 확산측정기의 확산길이 (m)이다. 이산화탄소가 높은 농도로 존재하는 대기와 이산화탄소가 존재하지 않는 측정기 반응면 사이에 농도구배가 존재하고, 이 농도차에 의한 이산화탄소의 분자확산에 의해 흡수제와 반응하는 것이다. 일정시간 동안 확산에 의해 이동된 이산화탄소의 양은 농도구배가 직선성을 가지고 있으며, 흡수제의 효율이 100%라는 가정 하에 식 (2)와 같이 나타낼 수

있다.

$$M = JAt = DA \frac{C_a}{\Delta L} t \quad (2)$$

여기서, M 은 흡수제에 축적된 이산화탄소의 양(μg)이고, A 는 확산측정기의 확산단면적(cross-sectional area, m^2)이고, t 는 측정시간(s)이다. 확산측정기의 흡수제에 축적되는 이산화탄소의 양은 확산측정기의 확산단면적과 측정시간 및 이산화탄소의 flux의 함수이다. $DA/\Delta L$ (m^3/s)은 펌프를 이용한 능동형 시료채취방법에서의 시료채취 유량과 유사한 개념으로 확산측정기의 경우 시료채취율(sampling rate, SR)로 표현할 수 있다.

본 연구에서 사용된 확산측정기는 그림 1과 같이 튜브(tube)형태로 몸통(길이: 75 mm, 직경: 11 mm)과 소수성 멤브레인(semi-permeable membrane, 공극률: 37%, 공극크기: $0.117 \times 0.042 \mu\text{m}$, 두께: $25 \mu\text{m}$, Celgard-2500, USA) 그리고 몸통 양쪽에 두개의 뚜껑으로 구성되어 있으며, 시료를 채취하는 동안 측정기의 위쪽에는 대기와 접촉할 수 있도록 개방된 뚜껑($\varnothing 7 \text{ mm}$)을 사용한다. 측정기 본체는 사용 전에 표면에

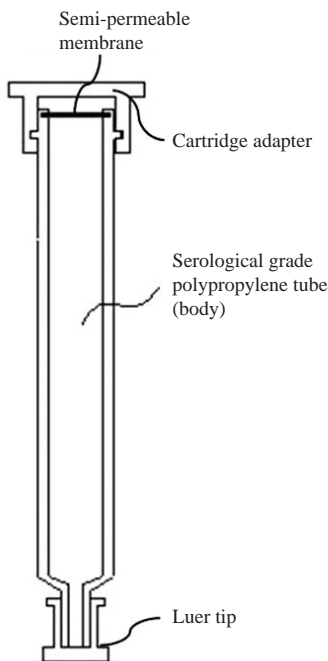
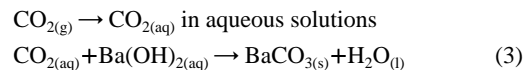


Fig. 1. Schematic diagram of the diffusive sampler.

존재하는 오염물질과 먼지를 제거하기 위하여 초음파세척기(40 kHz, 1,500 W, Seong Dong, Korea)와 초순수(저항률= $18.3 \text{ M}\Omega\text{cm}$)를 이용하여 세척하였으며, 세척 후 건조기(60°C , Jeio Tech OF-22, Korea)에서 완전히 건조하여 사용하였다.

2.2 측정원리

이산화탄소 측정원리는 식 (3)과 같이, 대기 중 이산화탄소가 흡수액에 간단하게 용해되고 흡수액에 존재하는 수산화바륨(barium hydroxide)과의 반응에 의해 불용성의 탄산바륨(barium carbonate)을 생성한다. 즉, 이산화탄소가 용해된 용액에 존재하는 탄산이온(CO_3^{2-})은 바륨(Ba^{2+})과 반응하여 침전물을 형성하며, 이 과정에서 용액의 전기전도도(conductivity)가 낮아진다. 따라서 흡수된 이산화탄소 양과 전기전도도 감소량의 관계를 이용하여 이산화탄소 흡수 전후, 수산화바륨용액에서의 전기전도도를 측정하여 이산화탄소의 양을 산출한다.



2.3 실험방법

본 연구에서 물에 포함된 이산화탄소에 의한 오차를 최소화하기 위해 흡수액 제조 및 분석에 사용되는 물은 초순수(저항률= $18.3 \text{ M}\Omega\text{cm}$)를 사용하기 전에 바로 끓인 것을 사용하였으며, 사용한 물의 전기전도도는 $2 \mu\text{S}/\text{cm}$ 이하로 나타났다. 흡수액은 수산화바륨($\text{Ba}(\text{OH})_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, $\geq 98\%$, Sigma-Aldrich)을 준비한 초순수에 녹여 $10 \text{ g}/\text{L}$ 의 농도로 제조하였다. 독립적으로 제조된 이 용액의 전기전도도는 $13.38 \pm 0.23 \text{ mS}/\text{cm}$ ($n=42$)이며 상대표준편차(RSD, Relative Standard Deviation)가 1.7%로 나타나 용액제조에 따른 편차는 적은 것으로 나타났다.

대기 중 이산화탄소의 측정은 제조한 수산화바륨 용액 2 mL를 각각의 측정기에 정확히 주입한 후 바로 밀폐시켜 제작한 측정기를 이용하였으며, 비분산적외선법(non-dispersive infrared)을 채택한 이산화탄소 측정기(IAQ-CALC Model 8762, TSI, USA)와 확산측정기를 동시에 측정하여 두 측정값을 비교하였다. 일정시간 측정이 완료된 후, 측정기 안의 수산화바륨용액을 유리바이알에 옮긴 후 증발 등에 의해 흡

수액이 감소될 가능성도 있기 때문에 측정대상 용액의 부피를 일정하게 하기 위해 초순수로 20mL로 맞추고 전기전도도(Handlab LF11, SI Analytics GmbH, Germany)를 측정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 확산측정기에 의한 이산화탄소 채취량 산정

이산화탄소의 정량분석을 위한 검량선은 수산화바륨 용액 (10 mg/mL)을 이용하였으며, 0.15~1.0 mg/mL의 범위에서 작성하였다. 식 (3)을 기초로 계산된 바륨 1g과 반응할 수 있는 최대 이산화탄소 양은 0.152g이다. 따라서 수산화바륨용액 중 바륨이 전부 이산화탄소와 반응하면 용액의 전기전도도는 0 μ S/cm이 되고, 바륨이 이산화탄소와 전혀 반응을 하지 않았다면 전기전도도는 제조 시 수산화바륨용액의 전기전도도와 같을 것이다. 이 관계를 그래프로 나타내면 그림 2와 같으며, 각 측정 전기전도도 값은 상대표준편차(relative standard deviation)가 1% 이하로 정밀도가 양호한 것으로 나타났다. 따라서 이 그래프의 관계식 ([conductivity]= -10292[collected CO₂]+1568)을 이용하면 측정기에 채취되어 바륨과 반응한 이산화탄소의 양을 정확하게 계산할 수 있다.

3.2 확산측정기의 시료채취율 산정

이론상 일정한 온도에서 동일한 형태의 확산측정기를 사용한다면 대상오염물질의 시료채취율은 일정할 것이다. 그러나 배지형태(badge-type)의 확산측정기의 경우 사용되는 멤브레인, 뚜껑 및 확산측정기 입구에 존재 가능성이 있는 층류층(laminar boundary layer) 등과 같이 가스의 흐름을 방해하는 원인이 존재할 경우, 시료채취율을 산정할 때 이러한 구조물에 의한 저항을 고려해야 하지만, 측정기의 구조와 멤브레인과 같은 구조물에 의해 시료채취에 미치는 영향을 정확하게 산정하는 것은 간단하지 않다. 따라서 현장이나 실험실에서 실험적으로 확산측정기의 시료채취율을 산정하는 방법은 식(4)에 나타낸 것과 같이, 정확도가 높은 능동형 측정방법(reference method)과 동시에 비교, 측정함으로써 확산측정기에 측정된 오염물질의 양과 능동형 측정방법에 의해 산정된 오염물질의 농도와 관계를 이용하여 이루어진다(De Santis

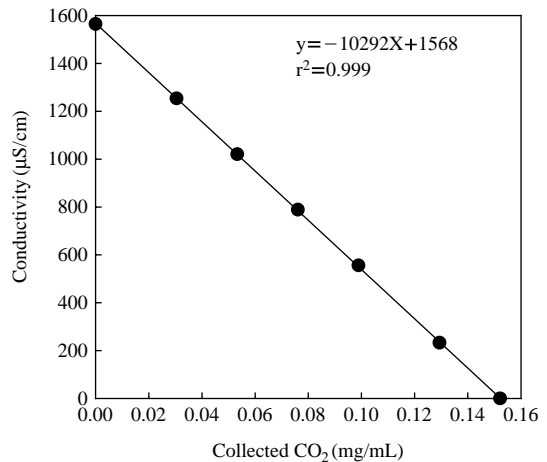


Fig. 2. Relationship between conductivity and collected CO₂ in barium hydroxide solution (10 mg/mL).

et al., 1997).

$$SR = \frac{DA}{\Delta L} = \frac{M_d}{C_r t} \quad (4)$$

여기서, SR은 확산측정기의 시료채취율 (m³/s)이고, M_d (μg)는 확산측정기에 채취된 대상오염물질의 양으로 분석과정에서 검량선에 의해 산출된다. C_r는 능동형 측정방법에 의해 측정된 대상오염물질의 농도 (μg/m³)이다.

동일한 시료채취 시간별로 능동형 측정방법에 의해 측정된 대기 중 이산화탄소 농도와 확산측정기에 의해 채취된 이산화탄소 양 사이의 관계를 그림 3에 나타내었다. x축은 능동형 측정방법에 의해 측정된 이산화탄소의 농도(mg/mL)와 시료채취 시간의 곱을 나타내며, y축은 확산측정기에 의해 채취된 이산화탄소의 양이다. 즉, 이 관계의 기울기가 확산측정기의 시료채취율이 된다 ([CO₂ mass]=0.218[CO₂ conc × sampling time]). 이러한 과정을 통해 산정된 이산화탄소 확산측정기의 시료채취율은 0.218 mL/min으로 계산되었다. 이 값은 수동형(passive) 샘플링법에 의한 장기간 평균 이산화탄소 농도를 측정하여 산정된 시료채취율(측정기 길이가 6 cm인 경우: 0.211 mL/min)과 유사하게 나타났다(Giuliano *et al.*, 2004). 한편, 측정 및 분석환경 등에 의해 샘플러의 시료채취율이 달라질 수 있는 가능성이 있기 때문에 지속적

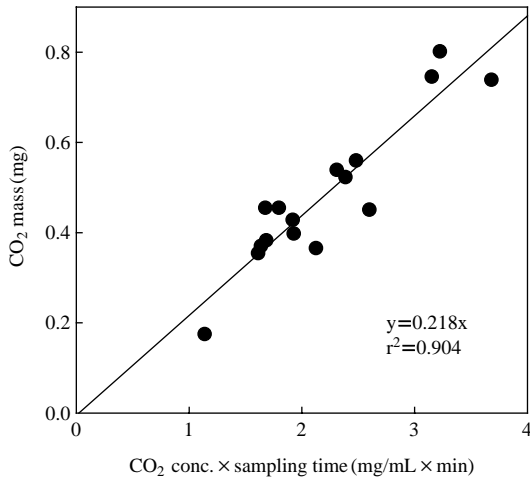


Fig. 3. Correlation between the CO₂ mass collected by the diffusive sampler and the time-weighted CO₂ concentration with the active sampling method.

인 자료확보 및 보정작업을 통해 시료채취율의 검토는 반복적으로 이루어져야 할 것이다.

3. 3 확산측정기의 평가

확산측정기는 제작 후 사용하기까지 보관기간을 필요로 할 경우가 있기 때문에 시료채취를 위한 흡수매체의 안정성이 중요하다. 흡수매체의 안정성이 의심스러운 경우에는 공시험 (blank)용 샘플러를 준비하여 실제 시료채취 한 샘플러와 동시에 분석할 필요성이 있다. 따라서 본 연구에서는 공시험을 위한 측정기의 안정성을 평가하였다. 표 1은 제작된 확산측정기를 실온상태에서 보관한 경우 보관기간에 따른 전기전도도의 변화를 나타낸 것이다. 35일간의 보관기간 중 공시험용 측정기의 전기전도도(평균±표준편차)는 1,592±13 μS/cm로 나타나 양호한 안정성을 나타내었다.

그림 4는 실제 실내환경(인구유동이 일정하고 자연환기 상태로 실내 기류속도가 0.3 m/s 이하인 공간, 측정지점은 바닥에서 1.5 m)에서 능동형 측정방법과 확산측정기를 24시간 동시에 측정을 수행하여 얻어진 결과를 비교한 것으로 실제 실내오염물질 측정을 위한 확산측정기의 정확도를 평가하기 위해 실시하였다. 또한, 확산측정기의 경우 세 개를 동시에 설치하여 측정기 상호간의 정밀도도 검토하였다. 전체적

Table 1. Evaluation of stability of the unexposed blank diffusive sampler.

Day	Average ± SD (μS/cm)	RSD (%)
0	1,576 ± 24	1.5
1	1,596 ± 21	1.3
3	1,569 ± 18	1.2
4	1,594 ± 8	0.5
7	1,606 ± 3	0.2
15	1,580 ± 13	0.8
23	1,593 ± 16	1.0
28	1,606 ± 8	0.5
35	1,607 ± 11	0.7
Average	1,592 ± 13	0.8

Note) SD: standard deviation, RSD: relative standard deviation.

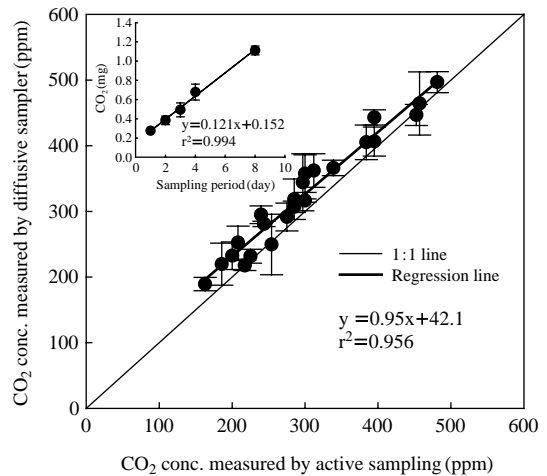


Fig. 4. Correlation between diffusive and active sampler for the measurement of CO₂. Relationship between the collected CO₂ mass and the sampling period (inset).

으로 능동형 측정방법과의 상관성이 양호한 것으로 나타났으나($r^2=0.956$), 확산측정기의 결과가 다소 과대평가($9.9 \pm 7.6\%$)되는 것으로 나타났다. 비록 실내환경의 기류속도가 0.3 m/s 이하일지라도 측정기 구조상 입구부분이 한 장의 얇은 멤브레인으로 구성되어 있고 대기와 접촉하는 면적이 14 mm²으로 넓기 때문에 시료채취기간 동안 영향을 받은 것으로 생각된다.

그림 4에 삽입된 그래프는 시료채취 기간에 따른 이산화탄소 채취량을 나타낸 것으로 1~8일 동안에

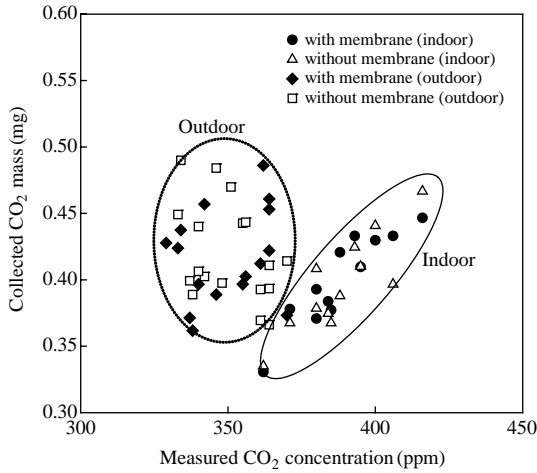


Fig. 5. Result of the CO₂ measurement in indoor and outdoor air with the diffusive sampler with and without membrane.

채취된 이산화탄소의 양은 직선적으로 증가하는 것으로 나타났으며, 측정기간 별로 3개의 측정기를 동시에 설치 및 측정하여 분석한 결과, 각 측정기별 상대표준편차 (relative standard deviation)가 평균 9%로 나타나 측정기의 정밀도는 양호한 것으로 생각된다.

한편 확산측정기의 실내 및 실외에서의 비교실험을 통해 실제 이산화탄소 측정을 위한 적용가능성을 검토하였다. 실내 측정은 앞의 실험과 동일한 환경에서 수행되었으며, 실외측정은 실내 측정장소와 인접한 (2m 이내) 일반 대기환경에서 수행되었다. 측정시간은 24시간이었으며, 측정 후 바로 분석을 수행하여 이산화탄소 농도를 산정하였다. 그림 5는 확산측정기를 실내 및 실외에 설치하여 채취된 이산화탄소의 양과 농도를 비교한 것이다. 실내에서의 측정결과와 농도와 채취한 양의 관계가 양호한 비례관계를 나타내고 있지만, 실외측정에서는 대기 중 농도가 일정함에도 불구하고 채취된 이산화탄소의 양은 불규칙적으로 변화되는 것으로 나타났다. 또한, 실외측정에서는 멤브레인의 장작용부에 관계없이 불규칙한 측정 결과가 나타났다. 이 결과로부터 실외측정을 위해서는 현재 적용된 확산측정기의 형태 및 구조를 풍속 및 풍향 등과 같은 기상조건에 의한 영향 등을 고려하여 개선해야 할 것으로 판단된다.

확산측정기의 정확한 측정을 위해서 최소 측정시

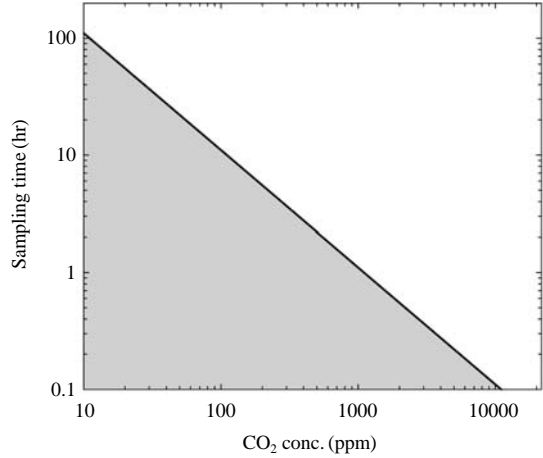


Fig. 6. Minimum sampling time of the CO₂ diffusive sampler calculated for LOQ, CO₂ concentration, sampling rate.

간을 결정하는 것은 중요한 요소이다. 최소 측정시간은 식 (5)와 같이 확산측정기의 공시험의 평균농도와 표준편차를 이용하여 산정한 정량한계 (LOQ, limit of quantification, $C_{blk} + \sigma \cdot t_{(n-1,0.01)}$)와 식 (4)에 의해 산정된 시료채취율 (SR) 및 대기 중 이산화탄소의 농도 (C_{CO_2})에 의해 결정된다 (Ockenden *et al.*, 2001).

$$ST_{Min} = \frac{C_{blk} + \sigma \cdot t_{(n-1,0.01)}}{SR \cdot C_{CO_2}} \quad (5)$$

여기서, ST_{Min} 은 최소 측정시간 (h), C_{blk} 는 공시험의 농도, σ 는 공시험의 표준편차, $t_{(n-1,0.01)}$ 은 Student's *t* distribution의 99th percentile으로 일반적으로 10을 사용하며, *n*은 공시험의 수, C_{CO_2} 는 대기 중 이산화탄소 농도 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)이다.

이 식을 이용하면, 그림 6과 같이 이산화탄소 농도와 측정시간과의 관계를 통해 이산화탄소 농도에 따른 최소 측정시간의 결정이 가능하다. 예를 들면 측정시간을 1일 (24시간)로 할 경우 이산화탄소의 최소 농도는 46 ppm이 되어야 한다. 따라서 이러한 결과는 동일한 조건에서 공시험용 확산측정기를 분석하여 얻어진 농도 및 표준편차에 의해 영향을 받기 때문에 확산측정기를 안정적으로 이용하는 것도 중요하다고 생각된다. 그리고 확산측정기의 활용을 위해서는 비교적 낮은 농도가 존재하는 일반대기와 그에

비해 높은 농도가 예상되는 작업환경을 포함한 실내 환경에서 측정 시 예상농도와 측정시간을 고려할 필요가 있을 것으로 생각된다.

4. 결 론

본 연구는 수산화바륨 용액 중에서 이산화탄소와 반응한 바륨(Ba^{2+})량의 변화에 따른 전기전도도의 차이를 이용하여 이산화탄소 농도를 측정할 수 있는 확산측정기를 평가함으로써 확산측정기를 이용한 실내의 이산화탄소의 측정 가능성을 검토하였다.

이산화탄소와 수산화바륨과의 반응에 의한 전기전도도의 변화는 이산화탄소의 양을 정확하게 측정할 수 있을 정도로 양호한 정밀도를 나타내었으며, 본 연구에서 이용한 확산측정기의 시료채취율은 실내환경에서의 측정에 의해 0.218 mL/min으로 산정되었다. 제작된 확산측정기의 보관기간에 따른 흡수체의 안정성은 35일까지 양호한 것으로 나타났으며, 시료채취 기간(1일~8일)에 따른 이산화탄소의 채취량도 직선적인 경향을 나타내었다. 한편, 능동형 측정장치와의 실내 동시측정 결과, 다소 과대평가되는 것으로 나타났지만, 두 방법이 양호한 상관관계($r^2=0.956$)가 있는 것으로 판단되어 실제 실내환경에서의 이산화탄소 측정에 적용할 수 있는 것으로 생각된다.

한편, 확산측정기는 실외 및 실내에서 적용하는 대기상조건의 영향에 의해 풍속에 따른 난류발생으로 인한 오염물질의 확산 차이, 온도변화에 따른 반응성 차이로 인한 시료채취율의 변화 등이 발생할 가능성이 있어 정기적인 신뢰성 평가를 통해 시료채취율의 보정이 필요할 경우도 있다. 따라서 앞으로의 추가적인 연구에서는 실외측정에서의 적용가능성을 판단하기 위한 풍속 및 풍향 등 기상조건에 의한 영향인자를 검토할 필요가 있으며, 이러한 기상요소의 영향을 최대한 억제할 수 있는 측정기의 구조 및 반응효율이 뛰어난 흡수체에 대한 추가적인 검토 등이 필요할 것으로 생각된다.

참 고 문 헌

- Aikawa, M., K. Yohikawa, M. Tomida, F. Aotsuka, and H. Haraguchi (1995) Continuous monitoring of the carbon dioxide in the urban atmosphere of Nagoya, 1991-1993, *Anal. Sci.*, 11, 357-362.
- Battermana, S. and C. Penga (1995) TVOC and CO₂ Concentrations as Indicators in indoor air quality studies, *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 56, 55-65.
- Chan, A.T. (2003) Commuter exposure and indoor-outdoor relationships of carbon oxides in buses in Hong Kong, *Atmos. Environ.*, 37, 3809-3815.
- Chuah, Y.K., Y.M. Fu, C.C. Hung, and P.C. Tseng (1997) Concentration variations of pollutants in a work week period of an office, *Build. Environ.*, 32, 535-540.
- Cruz, L.P.S., V.P. Campos, A.M.C. Silva, and T.M. Tavares (2004) A field evaluation of a SO₂ passive sampler in tropical industrial and urban air, *Atmos. Environ.*, 38, 6425-6429.
- Derwent, R.G., D.R. Middleton, R.A. Field, M.E. Goldstone, J.N. Lester, and R. Perry (1995) Analysis and interpretation of air quality data from an urban roadside location in central London over the period from July 1991 to July 1992, *Atmos. Environ.*, 29, 923-946.
- Ghauri, B., M. Salam, and I.I. Mirza (1994) An assessment of air quality in Karachi, Pakistan, *Environ. Monit. Assess.*, 32, 37-45.
- Gillett, R.W., H. Kreibich, and G.P. Ayers (2000) Measurement of indoor formaldehyde concentration with a passive sampler, *Environ. Sci. Technol.*, 34, 2051-2056.
- Giuliano, B., C. Ciuchini, and R. Tappa (2004) Measurement of long-term average carbon dioxide concentrations using passive diffusion sampling, *Atmos. Environ.*, 38, 1625-1630.
- Idso, C.D., S.B. Idso, and R.C. Balling (1998) The urban CO₂ dome of Phoenix, Arizona, *Physic. Geo.*, 19, 95-108.
- Idso, C.D., S.B. Idso, and R.C. Balling (2001) An intensive two-week study of an urban CO₂ dome in Phoenix, Arizona, USA, *Atmos. Environ.*, 35, 995-1000.
- IPCC (2001) The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide, *Climate change 2001: The scientific basis*, Houghton, J.T., Ding Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K. and Johnson C.A. (Eds.), Cambridge university press, New York, 201-203.
- Kim, K.H., Y.H. Youn, and K.B. Song (2001) A study of long-term change in carbon dioxide concentrations within and across the Korean peninsula between 1995 and 1997, *J. Korean Society for Atmos. Environ.*, 17(1), 105-115. (in Korean with English abstract)
- Kwon, O.Y. (1996) Scenario analysis of the atmospheric carbon dioxide in the urban atmosphere of Nagoya, 1991-1993, *Anal. Sci.*, 11, 357-362.

- bon dioxide concentration, *J. Korean Society of Environ. Eng.*, 18(2), 1493-1506. (in Korean with English abstract)
- Lee, K.J. and Y.S. Chung (1993) On the background levels of CO₂ observed at Tae-ahn Peninsula in Korea during 1990-1992, *J. Korean Society for Atmos. Environ.*, 9(1), 61-68. (in Korean with English abstract)
- Lee, S.C., M. Chang, and K.Y. Chan (1999) Indoor and outdoor air quality investigation at six residential buildings in Hong Kong, *Environ. Inter.*, 25, 489-496.
- Ockenden, W.A., B.P. Corrigan, M. Howsam, and K.C. Jone (2001) Further Developments in the Use of Semi-permeable Membrane Devices as Passive Air Samplers: Application to PCBs, *Environ. Sci. Technol.*, 35(22), 4536-4543.
- Rabaud, N.E., T.A. James, L.L. Ashbaugh, and R.G. Flocchini (2001) A passive sampler for the determination of airborne ammonia concentrations near large-scale animal facilities, *Environ. Sci. Technol.*, 35(6), 1190-1196.
- Reid, K.H. and D.G. Steyn (1997) Diurnal variations of boundary-layer carbon dioxide in a coastal city-observations and comparison with model results, *Atmos. Environ.*, 31, 3101-3114.
- De Santis, F., I. Allegrini, M.C. Fazio, D. Pasella, and R. Piredda (1997) Development of a passive sampling technique for the determination of nitrogen dioxide and sulphur dioxide in ambient air, *Anal. Chim. Acta*, 346, 127-134.
- Sigrist, M.W. (1994) Laser photoacoustic spectrometry for trace gas monitoring, *Analyst*, 119, 525-531.
- Stevenson, K., T. Bush, and D. Mooney (2001) Five years nitrogen dioxide measurement with diffusion tube samplers at over 1000 sites in the UK, *Atmos. Environ.*, 35, 281-287.
- UNEP/WHO (1994) GMES/AIR methodology reviews handbook series Vol. 4: Passive and active sampling methodologies for measurement for air quality, UNEP, Nairobi, 25-38.
- Yim, B.B., S.T. Kim, J.H. Jung, and B.J. Lee (2007) Air quality monitoring in Daejeon city with long-term NO₂ and SO₂ passive diffusive samplers, *J. the Environ. Sci.*, 16(2), 187-195. (in Korean with English abstract)