

### 3. 溶媒抽出法と加熱脱離法による TVOC 測定値の妥当性

#### 3. 1. 溶媒抽出法と加熱脱離法との TVOC 測定値の同等性

124 化学物質の総和である TVOC が溶媒抽出法による結果と加熱脱離法とで整合性があるか否かは、TVOC 測定方法としての妥当性を評価するには極めて重要である。そこで、124 化学物質の中で評価された対象物質についてこれらを合計した TVOC について、ヒストグラムを描かせ正規分布か否かについて評価したところ、低濃度領域に偏る非正規性がみられ、正規分布でないことがみられた。

そこで、溶媒抽出法と加熱脱離法による個々の TVOC のデータを対数変換して正規性の検討を行ったところ、エタノールを含めた TVOC では正規性はみられないものの、エタノールを除いた TVOC では有意水準 10%で正規分布となり、対数正規分布であることが判明した。この結果からさらに、溶媒抽出及び加熱脱離の両法における測定値のバラツキについての F 検定および個々の TVOC 値の差異についての t 検定を行ったところ、それぞれの方法による TVOC のデータは統計的に同等性が証明された。

上記のことから、TVOC における溶媒抽出法と加熱脱離法との相関関係を対数値と対数から常数に変換した値を用いて相関図を作成したところ直線関係が得られ、しかも、それらの単回帰直線、回帰式、相関性および信頼性は、エタノールを除いた場合の TVOC では、 $Y = X$ に近い回帰直線が得られた。

#### 3. 2. 相関式に問題がある化学物質と TVOC

溶媒抽出法及び加熱脱離法における TVOC

では、エタノールが大きな違いを生じさせた。このことから、特にエタノールは、TVOC を加えて算出すると極端に高い値となり、またばらつきも大きくなることがみられたことから、溶媒抽出法においてエタノールの分離が不十分と捕集効率が低いため測定値にばらつきが大きいことに起因すると推定された。我が国では、高温多湿によるカビや細菌に対する国民の関心は高く、必要以上に滅菌、殺菌、除菌等の習慣が定着し、その一つとして室内でのエタノールの使用量が高いと考えられ、その結果として特定の居住環境において極端に高濃度になるものとする。したがって、本来の TVOC 測定においては、我が国ではエタノールを除くことが妥当であると考えられる。

また、テルペン類は、溶媒抽出法においてテルペン類の吸着効率が低いため、加熱脱離法に比べて 1/5~1/10 程度の値であった。溶媒抽出法においては、テルペン類も吸着効率が低いため、加熱脱離法に比べて 1/5~1/10 程度の値であった。この事実については、既に、“V. 溶媒抽出法および加熱脱離法による室内空气中化学物質の実態に関する研究”において各化学物質について溶媒抽出法と加熱脱離法とでの比較を行ったが、その結果が直接的に影響していることが見られた。

このように、エタノールおよびテルペン類は、その濃度に関係があり、極端に高濃度を示す家屋がみられ、溶媒抽出法と加熱脱離法の相関性に違いを生じさせることが明らかになった。このことから、溶媒抽出法においてはテルペン類の捕集効率を向上させる吸着剤を利用することが必要であることが認められた。

## E. 結論

TVOCの定義を確定するための全国調査を実施した。

TVOCの50%タイル、平均値、最小最大値は、溶媒抽出法で553, 374, 335 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であるのに対して加熱脱離法では2119, 1142 および1187  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と加熱脱離法が極端に高い値を示したが、溶媒抽出法においてはエタノールによって測定値が低下したと考えられた。しかし、エタノールを除いたTVOCを比較すると、溶媒抽出法では381, 251, 213 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であるのに対して、加熱脱離法で563, 399 および362 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と近似した。

個々のTVOCのデータを対数変換して正規性の検討を行ったところ、特にエタノールを除いたTVOCでは対数正規分布であることが判明した。さらに、溶媒抽出及び加熱脱離の両法における測定値のバラツキと、個々の値の差異のt検定を行ったところ、それぞれの方法によるTVOCのデータは統計的に同等性が証明され

た。しかしながら、エタノールおよびテルペン類は、その濃度に関係があり、極端に高濃度を示す家屋がみられ、溶媒抽出法と加熱脱離法の相関性に違いを生じさせることが明らかになった。

上記のことから、TVOCにおける溶媒抽出法と加熱脱離法との相関関係を対数値と対数から常数に変換した値を用いて相関図を作成したところ直線関係が得られ、しかも、それらの単回帰直線、回帰式、相関性および信頼性は、エタノールを除いた場合のTVOCでは、 $Y=X$ に近い回帰直線が得られた。

我が国では、高温多湿によるカビや細菌に対する国民の関心が高いことから、エタノールの使用量も多く、TVOCの正確な指標化とならない可能性が高い。このことから、我が国のTVOC測定においては、エタノールを除くことが妥当であると考えられる。

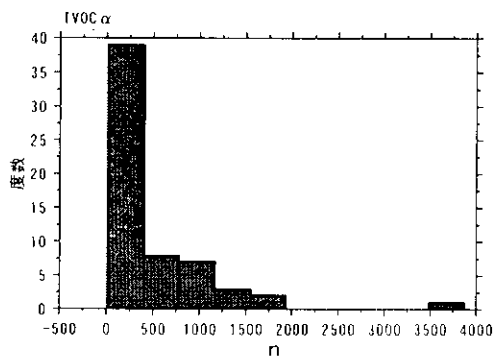
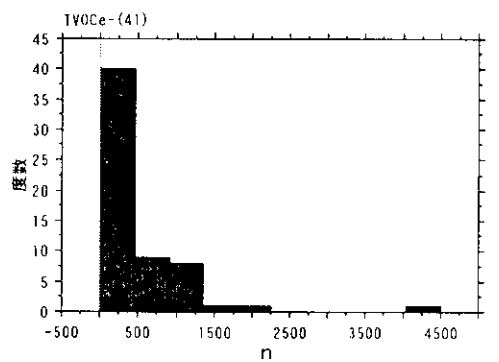
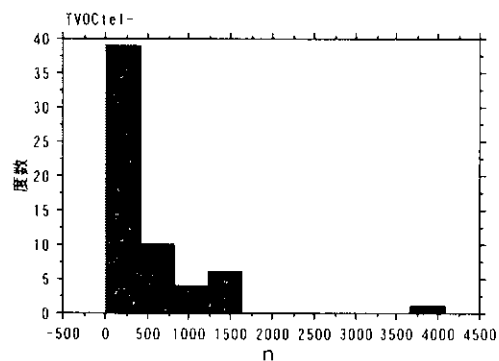
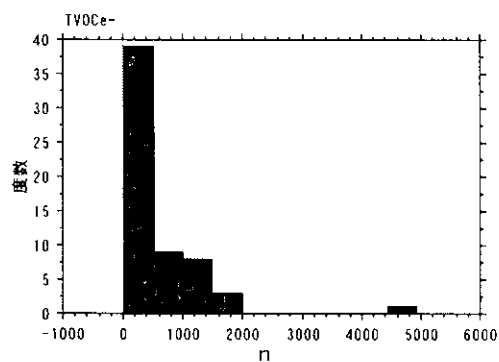
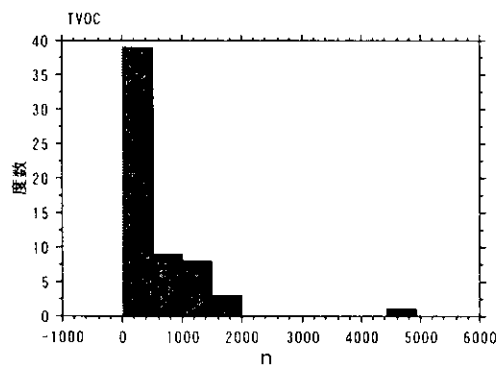
なお、本研究報告書は研究論文として投稿手続中であることを付記しておく。

表1 両測定法におけるTVOCの測定結果

	TVOC		TVOC(エタノール削除)		TVOC(エタノール・テールン類削 (エタノール・テールン類削)		TVOC(H9,10)に測定し た化学物質(41)		TVOC(Ⅲで選定した 化学物質(55))	
	溶媒	加熱	溶媒	加熱	溶媒	加熱	溶媒	加熱	溶媒	加熱
平均値	680.093	2410.776	590.992	763.057	493.479	456.100	491.856	601.127	514.076	643.577
中央値	383.328	1393.669	313.417	450.246	269.667	338.825	259.534	346.243	275.585	343.870
幾何平均	411.814	1318.964	325.777	471.754	261.37048	329.131	263.202	352.520	281.959	386.476
最大値	4924.042	16771.706	4924.042	6258.170	4079.443	2062.079	4498.955	5763.811	4409.756	5854.132
最小値	14.594	42.329	14.594	14.572	14.207	13.094	14.342	12.270	14.296	12.750
n	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60

図1 溶媒抽出法と加熱脱離法におけるTVOCのヒストグラム

溶媒抽出法



加熱脱離法

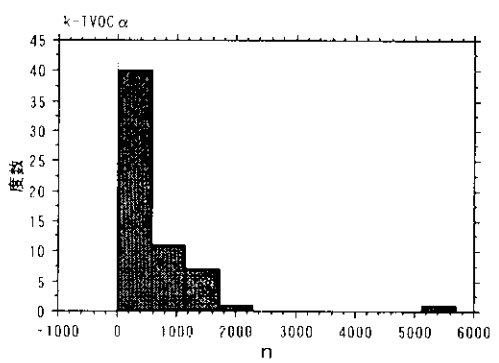
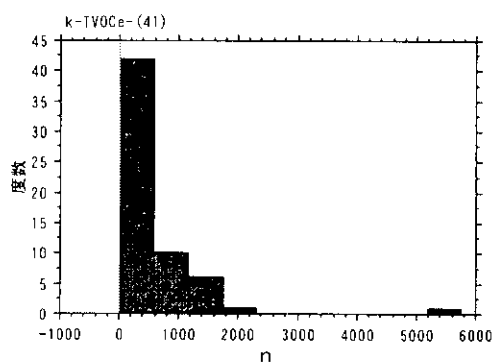
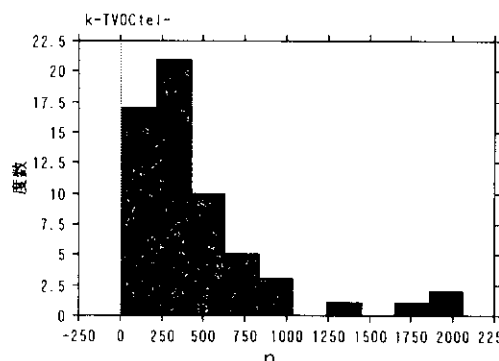
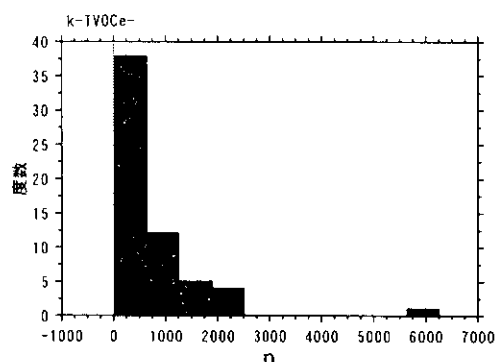
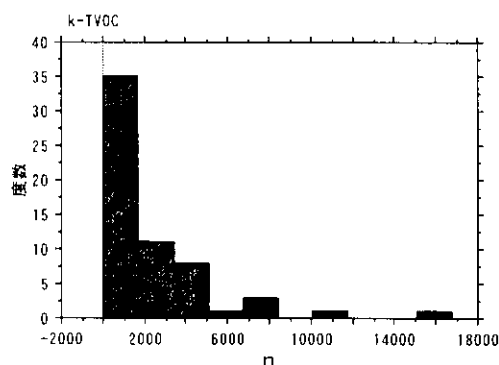
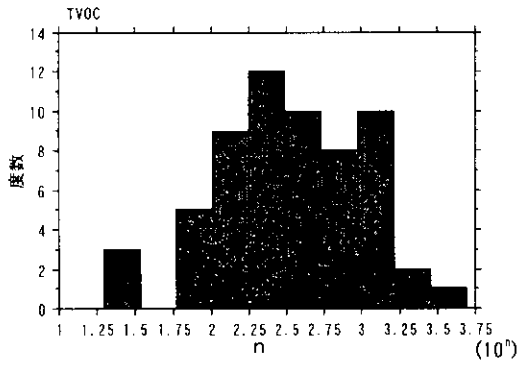


図2 溶媒抽出法と加熱脱離法における対数変換TVOC値のヒストグラム

溶媒抽出法



加熱脱離法

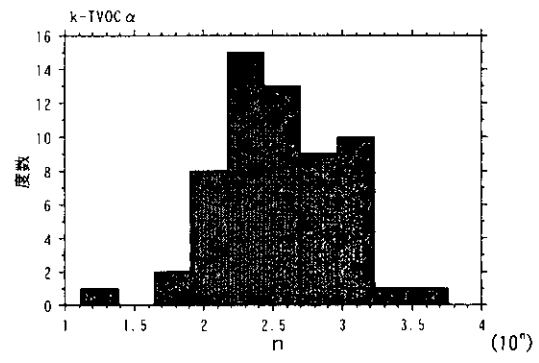
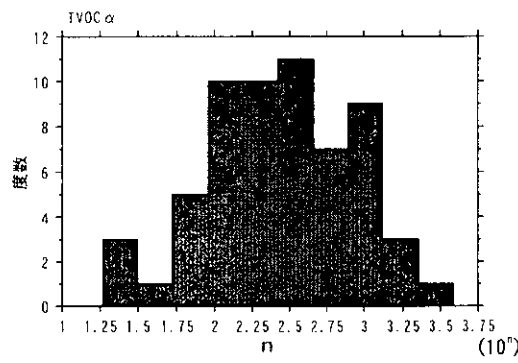
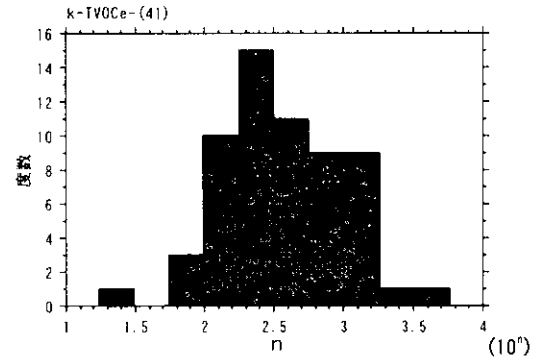
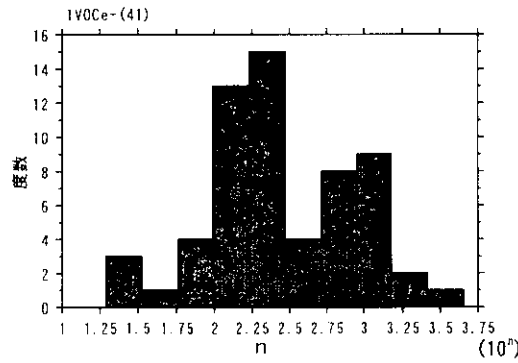
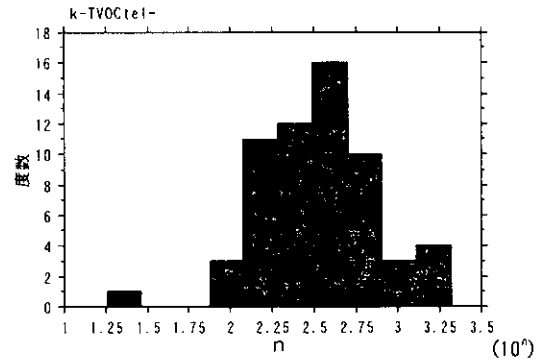
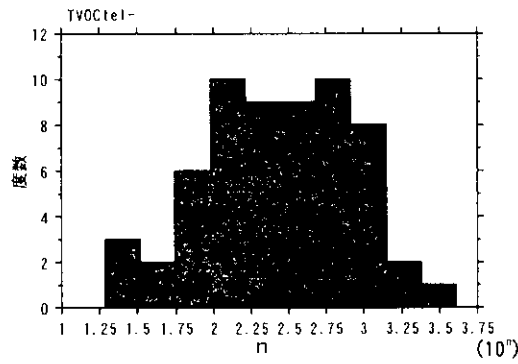
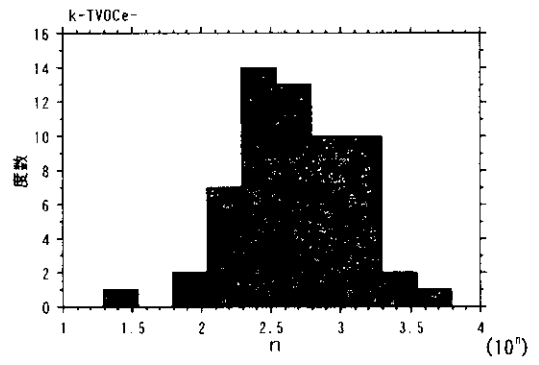
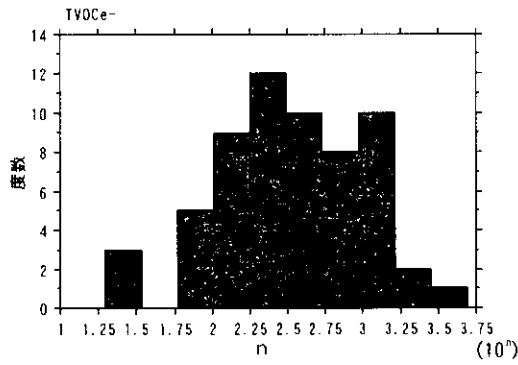
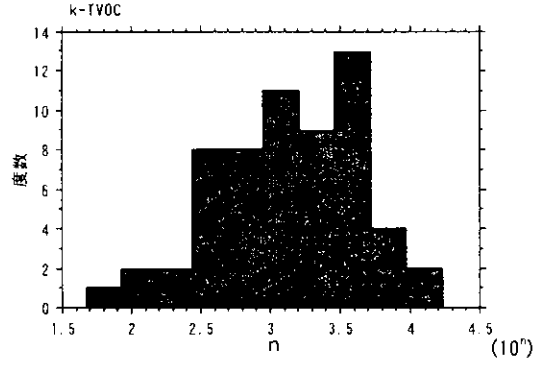


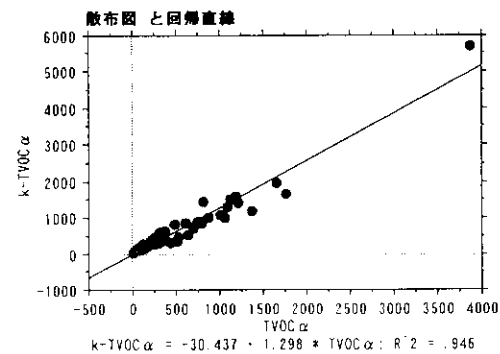
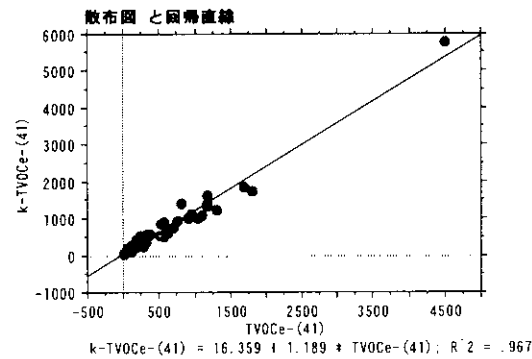
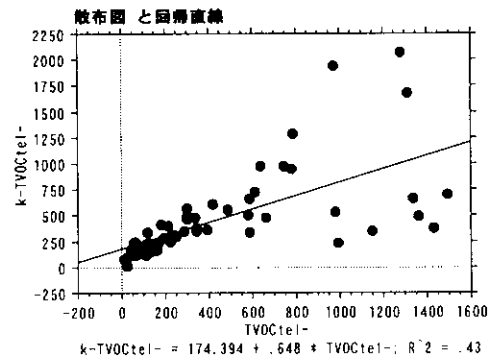
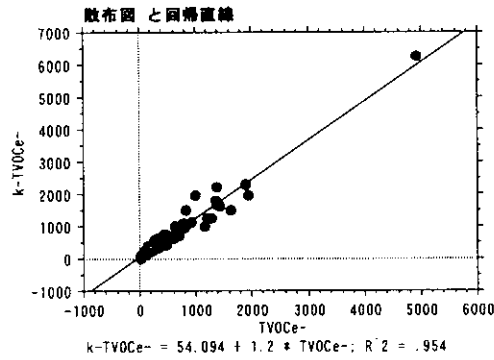
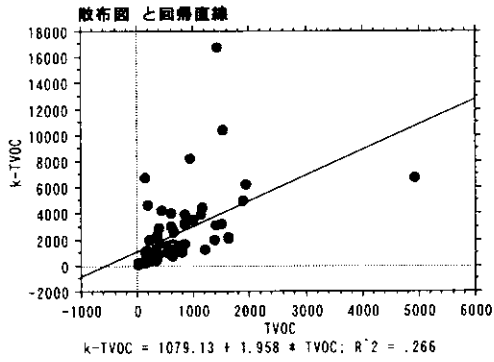
表2 溶媒抽出法と加熱脱離法における対数変換TVOC値のF検定t検定

		n		F検定			t検定			結果		
		溶媒	加熱	F値	10%	5%	1%	t値	10%		5%	1%
実数	TVOC	60	60	0.069	×	×	×	-4.738	×	×	×	×
	TVOCe-	60	60	0.668	○	○	○	0.668	○	○	○	○
	TVOCtel-	60	60	2.296	×	×	×	0.345	○	○	○	×
	TVOC(42)	60	60	0.059	×	×	×	-4.719	×	×	×	×
	TVOCe-(41)	60	60	0.691	○	○	○	-0.789	○	○	○	○
実数 	TVOC	60	60	0.069	×	×	×	-4.738	×	×	×	×
	TVOCe-	60	60	0.668	○	○	○	-1.108	○	○	○	○
	TVOCtel-	60	60	2.296	×	×	×	0.345	○	○	○	×
	TVOC(42)	60	60	0.028	×	×	×	-4.944	×	×	×	×
	TVOCe-(41)	60	60	0.347	×	×	×	-1.359	○	○	○	×
対数	TVOC	60	60	0.909	○	○	○	-6.541	×	×	×	×
	TVOCe-	60	60	1.300	○	○	○	-1.887	×	○	○	○
	TVOCtel-	60	60	1.000	○	○	○	0.000	○	○	○	○
	TVOC(42)	60	60	0.843	○	○	○	-6.866	×	×	×	×
	TVOCe-(41)	60	60	1.214	○	○	○	-1.479	○	○	○	○
対数 	TVOC	60	60	0.909	○	○	○	-6.541	×	×	×	×
	TVOCe-	60	60	1.300	○	○	○	-1.887	×	○	○	○
	TVOCtel-	60	60	1.000	○	○	○	0.000	○	○	○	○
	TVOC(42)	60	60	0.677	○	○	○	-7.413	×	×	×	×
	TVOCe-(41)	60	60	1.085314	○	○	○	-1.888	×	○	○	○

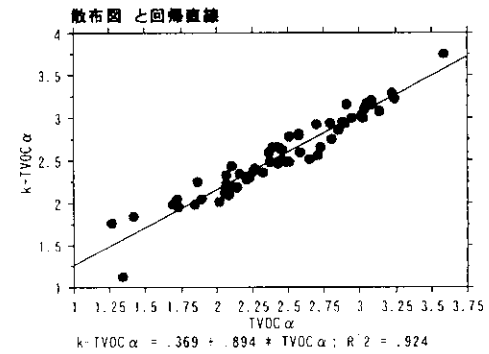
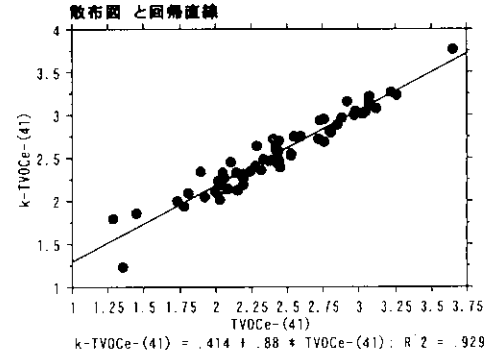
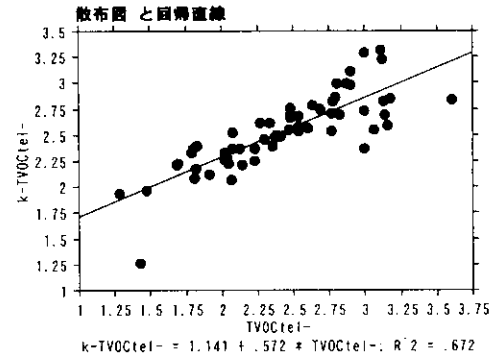
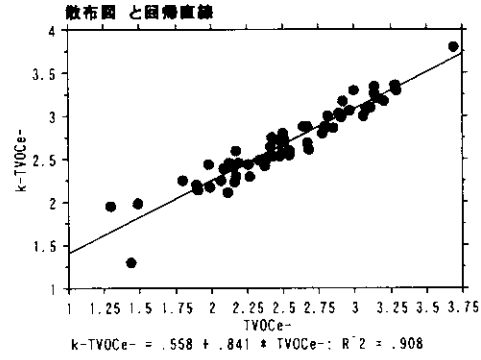
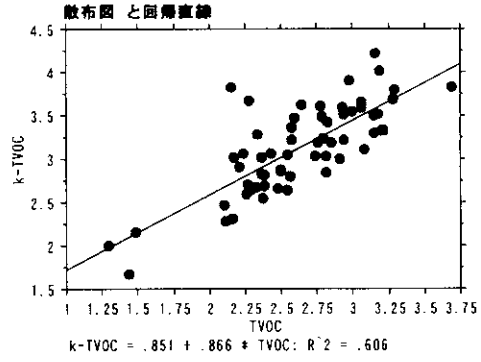
TVOC : 全対象化学物質  
 TVOCe- : " からエタノールを削除した  
 TVOCtel- : " からエタノールとテルペン類を削除した  
 TVOC(42) : 平成9、10年度に実施した42化学物質  
 TVOCe-(41) : " からエタノールを削除した

図3 溶媒抽出法と加熱脱離法における散布図

実数



対数



y 軸 (縦軸) : 加熱脱離法    x 軸 (横軸) : 溶媒抽出法

表3 両測定法における回帰直線式と相関係数

実数 化学物質	相関式	R <sup>2</sup>	相関値	P値
TVOC	y=1079.13+1.958x	0.266	0.516	<0.0001
TVOC(-ethanol)	y=54.094+1.2x	0.954	0.977	<0.0001
TVOC(-ethanol,telbene)	y=297.56+0.324x	0.240	0.490	<0.0001
TVOC(41化学物質)	y=16.359+1.189x	0.967	0.983	<0.0001
TVOC(46化学物質)	y=-30.437+1.298x	0.946	0.972	<0.0001

対数 化学物質	相関式	R <sup>2</sup>	相関値	P値
TVOC	y=0.851+0.866x	0.606	0.778	<0.0001
TVOC(-ethanol)	y=0.558+0.841x	0.908	0.953	<0.0001
TVOC(-ethanol,telbene)	y=1.141+0.572x	0.672	0.820	<0.0001
TVOC(41化学物質)	y=0.414+0.88x	0.929	0.964	<0.0001
TVOC(46化学物質)	y=0.369+0.894x	0.924	0.961	<0.0001



## Ⅶ 居住空間におけるカルボニル化合物の実態と特性

主任研究者 安藤正典 国立医薬品食品衛生研究所  
内山茂久 千葉大学工学部

**研究要旨** 居住空間に残留するカルボニル化合物の実態を把握するために、全国規模の濃度調査を行った。調査は2001年12月から2002年3月まで行い、全国25の衛生研究所の協力を得て185戸の屋内屋外で空気中のカルボニル化合物の捕集を行った。捕集時間は全て24時間であり、DNPHカートリッジを用いたアクティブサンプリング法とDSD-DNPHを用いた拡散サンプリング法を同時に実施した。生成したDNPH誘導体をアセトニトリルで溶出し5 mlに定容した後、20 µlをHPLCに導入しC<sub>1</sub>~C<sub>10</sub>までの20種類のカルボニル化合物を分析した。

全国185戸の住宅におけるホルムアルデヒドの屋内濃度は、3.1~110 µg/m<sup>3</sup>、平均27 µg/m<sup>3</sup>を示した。厚生省の指針値（100 µg/m<sup>3</sup>）を超える住宅は1戸のみであった。一方、アセトアルデヒドの室内濃度は、3.0~150 µg/m<sup>3</sup>、平均25 µg/m<sup>3</sup>を示し、厚生省の指針値（48 µg/m<sup>3</sup>）を超える住宅は18戸で総戸数の約1割を占めた。ヘキサナールとペンタナール、ヘキサナールとヘプタナール、ヘキサナールとオクタナール間の高い相関関係が認められた。すなわち、C<sub>5</sub>、C<sub>6</sub>、C<sub>7</sub>、C<sub>8</sub>のアルデヒド類は発生源が同一であることが推測された。また、各種カルボニル化合物のアクティブサンプリング法（DSD-DNPH）と拡散サンプリング法との比較では良好な相関関係が得られたことから、拡散サンプリングは有効な捕集方法であることが明らかになった。

### A. 研究目的

最近、新しい化学物質を用いた建築材料や生活用品が居住環境の中に進出し、生活が非常に便利になってきている。その反面、種々の問題が浮上し、室内空気の汚染は世界的な関心事になりつつある。室内空気に存在する化学物質は、屋外に存在する化学物質に室内の建材や家庭用品から放散する揮発性の化学物質が加算されたものである。特に、居住空間に存在するホルムアルデヒドやアセトアルデヒドなどのカルボニル化合物は、主として建材・施工剤から放散することが報告されている<sup>1)</sup>。そのため、室内濃度が極めて高く、ヒトに対して刺激を与えるばかりでなく、喘息などのアレルギー症状<sup>2)</sup>や発がん<sup>3)</sup>を引き起こす疑いのある有害物質であり、変異原性を有する<sup>4)</sup>。昨今、シックビルディングシンドロームや化学物質過敏性といった様々な建物に関連した健康被害の問題が浮上しているが、これらの原因物質としても取りざたされている。したがって、ホルムアルデヒドなどのカルボニル化合物の居住空間濃度や個人暴露濃度を測定し、汚染の実態を把握することは極めて重要である。

従来、カルボニル化合物のモニタリングには、ポンプを使用したアクティブサンプリングが行われていたが、室内空気を測定する場合には捕集装置の大きさ、

電源、騒音、ポンプ排気等の問題が生じる。拡散サンプリングは電源を必要とせず、騒音を伴わずに測定できるため、室内の測定に適していると思われる。

本研究では、アクティブサンプリングと拡散サンプリングを同時に多地点で実施することにより、両者を比較検討した。また、居住空間におけるカルボニル化合物の挙動と特性についても考察を行った。

### B. 研究方法

**測定対象住宅:** 全国185戸の住宅で、原則として居間、屋外で測定を行った。屋外はベランダ等住宅に接近した場所である。測定は2000年10月から2001年3月まで半年間に渡って行った。

#### カルボニル化合物の捕集（拡散サンプリング）

アルデヒド・ケトン類測定用の拡散サンプラーDSD-DNPH<sup>5),6)</sup>をアルミ製保存袋より取り出し、床から1.5 mに拡散フィルター一部が位置するように、天井から風糸で吊り下げる。暴露開始時にDSD-DNPHのシェルターを取り外し24時間暴露する。暴露終了時にシェルターを取り付け、アルミ製保存袋に保管した。

#### カルボニル化合物の捕集（アクティブサンプリング）

DNPHカートリッジ(LpDNPH S10 L, スペルコ社製)2本直列に接続した後、ポンプ(SP204-100Dual, GLサ

イエンス社製)を稼動し 24 時間捕集を行った。尚、屋外の測定時にはカートリッジの前端にオゾンスクラバーを取り付けた。捕集を終えたカートリッジは両端を密栓し、アルミ製保存袋に保管した。

カルボニル化合物の分析：(拡散サンプリング) DSD-DNPH をアルミ製保存袋から取り出し、4~5 回振った後、拡散フィルター側を上にしてシェルターを取り外す。DSD-DNPH のキャップ側を実験台等でタッピングした後、拡散フィルターを取り外し、アセトニトリルを満たした 10 ml の注射筒を取り付ける。2~5 ml/min の流速で溶出し、5 ml に定容する。溶出液の 20  $\mu$ l を分取し、Table 1 の条件で HPLC に導入した。

(アクティブサンプリング) DNPH カートリッジをアルミ製保存袋から取り出し、アセトニトリルを満たした 10 ml の注射筒を取り付ける。以下、拡散サンプリングと同様の操作を行った。

Table 1. Operating conditions in HPLC analysis

Instrument	Shimadzu LC-10A
Column	Agilent ZORBAX Bonus-RP, 4.6mm 250 mm, 5 $\mu$ m
Oven Temp.	40 °C
Mobile Phase	a: Water/Acetonitrile 60/40 v/v b: Water/Acetonitrile 40/60 v/v
Gradient	100 % A for 8 min then a liner gradient from 100 % A to 100% B in 22 min
Flow Rate	1.5 ml/min
Injection Volume	20 $\mu$ l
Detection	absorbance at 360 nm

定量用の標準試料には各カルボニル化合物の DNPH 誘導体を使用し、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、アセトン、アクロレイン、プロピオンアルデヒド、クロトンアルデヒド、n-ブチルアルデヒド、ベンズアルデヒド、i-バレルアルデヒド、バレルアルデヒド、p-トルアルデヒド、m,o-トルアルデヒド、ヘキサアルデヒド、2,5-ジメチルベンズアルデヒド、ヘプタナール、ヘキサナール、オクタナール、ノナナール、デカナールの計 20 成分を分析した。

### C. 研究結果および考察

#### ホルムアルデヒド、アセトアルデヒドの濃度分布

2001 年 12 月から 2002 年 3 月まで、全国各地の住宅 (185 戸) で測定したホルムアルデヒドおよびアセトアルデヒドの濃度分布を Fig.1 に示す。ホルムアルデヒドの室内濃度は 25  $\mu$ g/m<sup>3</sup> 付近を頂点とし、裾が 80  $\mu$ g/m<sup>3</sup> 付近まで達するなだらかな一山型の分布を示した。アセトアルデヒドの室内濃度は 18  $\mu$ g/m<sup>3</sup> 付近を頂点とし、裾が 80  $\mu$ g/m<sup>3</sup> 付近まで達するなだらかな一山

型の濃度分布を示したが、ホルムアルデヒド濃度に比べピークは鋭い。屋外濃度はホルムアルデヒド、アセトアルデヒドとも濃度分布の幅が狭く、ほぼ正規対称分布を示したことから、地域的な濃度差が少なく濃度

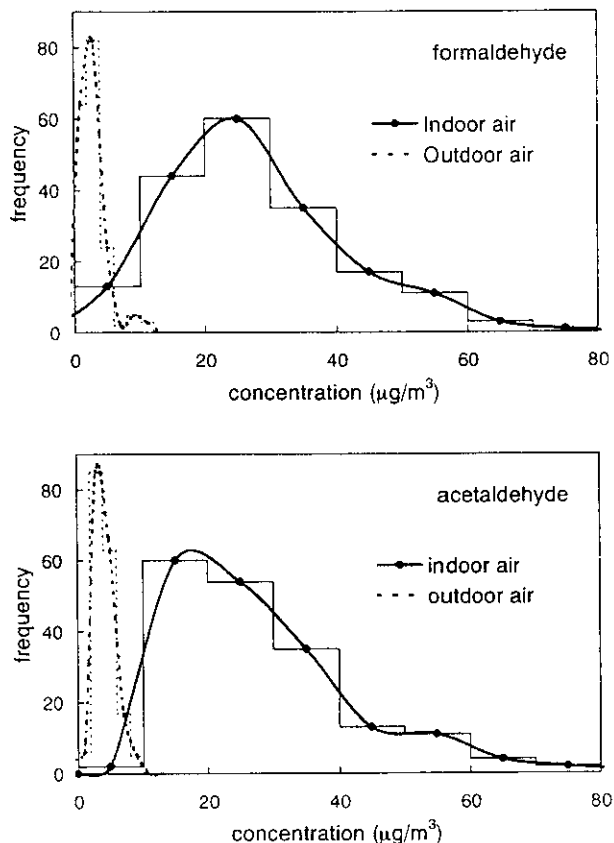


Fig. 1. The concentration distributions of formaldehyde and acetaldehyde in indoor and outdoor air.

変動が小さいことが推測される。

#### カルボニル化合物の室内、屋外濃度

アクティブサンプリングと拡散サンプリングにより、2001 年 12 月から 2002 年 3 月まで、全国各地の住宅 (185 戸) で測定したアルデヒド・ケトン類濃度の平均値、最大値、最小値、中央値を Table 2 と Table 3 に示す。アクティブサンプリングによるホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、アセトンの屋内平均濃度は、それぞれ 27, 24, 31  $\mu$ g/m<sup>3</sup> である。2000 年 10 月から 3 月にかけて実施した昨年度の調査では、それぞれ 28, 21, 32  $\mu$ g/m<sup>3</sup> であったので、平均値はほとんど変化していない。国立医薬品食品衛生研究所が 1997 年 2 月から 4 月にかけて実施したホルムアルデヒドの全国調査<sup>9)</sup>では、室内(居間)濃度の平均値が 62  $\mu$ g/m<sup>3</sup> であったので、4 年前の平均濃度に比べ 34% に減少している。WHO、厚生労働省が公示しているホルムアルデヒドの室内濃度指針値は 100  $\mu$ g/m<sup>3</sup> であるが、この指針値を超えた住宅は 185 戸中に 1 戸存在し 110  $\mu$ g/m<sup>3</sup> を示した。同様に、アセトアルデヒドの指針値は 48  $\mu$ g/m<sup>3</sup>

であるが、この指針値を超えた住宅は 185 戸中に 18 戸存在した。ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド以外に最大値が特異に高い物質はアセトン (320  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ),

2-ブタノン (200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), o-トルアルデヒド (240  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) であった。

ホルムアルデヒドの屋外濃度は、平均値 3.1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,

Table 1. Concentrations of carbonyl compounds measured by an active sampling in indoor and outdoor air.

	indoor air				outdoor air			
	mean	max.	min.	median	mean	max.	min.	median
formaldehyde	27.4	110.6	3.1	24.1	3.1	23.3	0.1	2.4
acetaldehyde	24.7	151.6	3.0	20.2	3.6	43.1	0.0	3.0
acetone	31.8	316.6	2.1	25.0	3.4	29.5	0.0	2.2
acrolein	0.3	3.0	0.0	0.2	0.0	1.4	0.0	0.0
propionaldehyde	1.9	10.4	0.0	1.8	0.3	13.5	0.0	0.2
crotonaldehyde	0.2	31.7	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
butanone	13.5	196.4	0.0	5.7	3.9	72.3	0.0	1.6
butyraldehyde	2.0	58.6	0.0	1.4	0.2	4.4	0.0	0.2
cyclohexanone	1.9	25.7	0.0	1.0	0.0	1.1	0.0	0.0
benzaldehyde	2.3	63.4	0.0	1.6	0.3	2.5	0.0	0.1
i-valeraldehyde	0.4	8.2	0.0	0.2	0.1	0.8	0.0	0.0
valeraldehyde	1.8	16.0	0.0	1.4	0.8	16.4	0.0	0.0
o-tolualdehyde	2.7	238.0	0.0	0.0	0.7	19.1	0.0	0.0
m,p-tolualdehyde	0.9	4.5	0.0	0.7	1.3	13.0	0.0	0.6
hexanal	7.7	81.5	0.0	5.6	0.4	14.2	0.0	0.1
2,5-DMBA	0.7	6.3	0.0	0.5	0.3	2.8	0.0	0.2
heptaldehyde	1.5	13.4	0.0	1.2	0.2	9.6	0.0	0.0
octaldehyde	1.6	20.0	0.0	1.2	0.0	0.7	0.0	0.0
nonanal	4.8	16.2	0.0	4.3	0.4	2.8	0.0	0.3
decanal	1.2	6.1	0.0	0.9	0.1	7.4	0.0	0.0

Table 2. Concentrations of carbonyl compounds measured by a diffusive sampling (DSD-DNPH) in indoor and outdoor air.

	indoor air				outdoor air			
	mean	max.	min.	median	mean	max.	min.	median
formaldehyde	27.3	117.9	3.2	24.4	2.5	8.4	0.6	2.1
acetaldehyde	24.0	147.2	2.5	19.6	3.1	16.0	0.3	2.8
acetone	30.6	267.6	1.0	24.2	12.1	63.7	3.2	9.7
acrolein	0.2	0.9	0.0	0.1	0.0	1.1	0.0	0.0
propionaldehyde	1.9	17.9	0.0	1.7	0.4	1.7	0.0	0.3
crotonaldehyde	0.3	33.6	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0
butanone	13.4	213.1	0.0	5.9	6.5	104.0	0.0	3.7
butyraldehyde	2.0	56.5	0.0	1.4	0.6	4.8	0.0	0.5
cyclohexanone	2.4	28.0	0.0	1.6	0.6	8.8	0.0	0.0
benzaldehyde	2.7	50.2	0.0	2.2	2.4	5.7	0.0	2.4
i-valeraldehyde	0.6	2.9	0.0	0.3	0.4	5.4	0.0	0.0
valeraldehyde	2.1	12.0	0.0	1.5	0.7	10.6	0.0	0.0
o-tolualdehyde	3.2	247.4	0.0	0.0	1.1	18.1	0.0	0.0
m,p-tolualdehyde	1.7	6.1	0.0	1.4	1.8	12.6	0.0	1.3
hexanal	7.0	62.8	0.0	5.4	0.3	9.0	0.0	0.2
2,5-DMBA	1.3	16.7	0.0	0.8	0.7	4.2	0.0	0.5
heptaldehyde	1.1	28.7	0.0	0.6	0.1	5.5	0.0	0.0
octaldehyde	1.1	14.5	0.0	0.7	0.1	1.1	0.0	0.0
nonanal	4.8	27.7	0.0	4.4	1.9	5.6	0.0	2.2
decanal	2.0	121.2	0.0	0.9	0.1	3.4	0.0	0.0

最大値 23  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最小値 0.1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , アセトアルデヒドの屋外濃度は, 平均値 3.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最大値 43  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最小値 0.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。環境省が全国の地方公共団体で実施した平成 11 年度有害大気汚染モニタリング調査結果<sup>10)</sup>によると, ホルムアルデヒドの屋外濃度は平均値 3.1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最大値 8.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最小値 0.24  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , アセトアルデヒドの濃度は平均値 2.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最大値 9.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最小値 0.28  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であるので, 平均値は今回の調査結果と概ね等しい結果となった。

#### アクティブサンプリング法と拡散サンプリング法の比較

全国 185 戸の住宅で, アクティブサンプリング (TO-11/IP-6A) と拡散サンプリング (DSD-DNPH) を同時に実施した。測定場所は室内 (居間) で, 測定期間は全て 24 時間である。アクティブサンプリングと拡散サンプリングで得られた濃度の比較を散布図として Fig. 2 に示す。これらの物質の室内濃度は比較的高濃度であるが, いずれの物質についても傾きが 1 に近く, 相関係数も高い。また, 平均値の比較 (Table 1, 2) でも, アクティブサンプリング法と拡散サンプリング法で求めた結果はよく一致した。

#### カルボニル化合物相互の関係

発生源が同一であれば, 発生するアルデヒド・ケトン類の間に高い相関が期待される。そこで 20 成分のカルボニル化合物について相互の相関関係を求めた。結果を Table 2 に示す。表の中で, ブチルアルデヒドとクロトンアルデヒド,  $\alpha$ -トルアルデヒドとクロトンアルデヒド,  $\alpha$ -トルアルデヒドとブチルアルデヒド, ヘキサナールとペンタナール, オクタナールとペンタナール, ヘキサナールとペンタナール, ヘプタナールとヘキサナール, オクタナールとヘキサナール, オクタナールとヘプタナールの相関係数が高い。しかし, これらの中には特異に高いデータが 1~2 個存在したため, 見かけ上相関係数が高くなった場合がある。これらのデータを外して解析を行うと, ヘキサナールとペンタナール, ヘキサナールとヘプタナール, ヘキサナールとオクタナールの相関が高くなる。すなわち, C5, C6, C7, C8 のアルデヒド間で, 高い相関関係が認められた (Fig. 3)。

#### D. 結論

全国 185 戸の住宅におけるホルムアルデヒドの屋内濃度は, 3.1~110  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 平均 27  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を示した。厚生省の指針値 (100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) を超える住宅は 1 戸のみであった。一方, アセトアルデヒドの室内濃度は, 3.0~150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 平均 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を示し, 厚生省の指針値 (48  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) を超える住宅は 18 戸で総戸数の約 1 割を占めた。また, ホルムアルデヒドの濃度分布は, 屋内

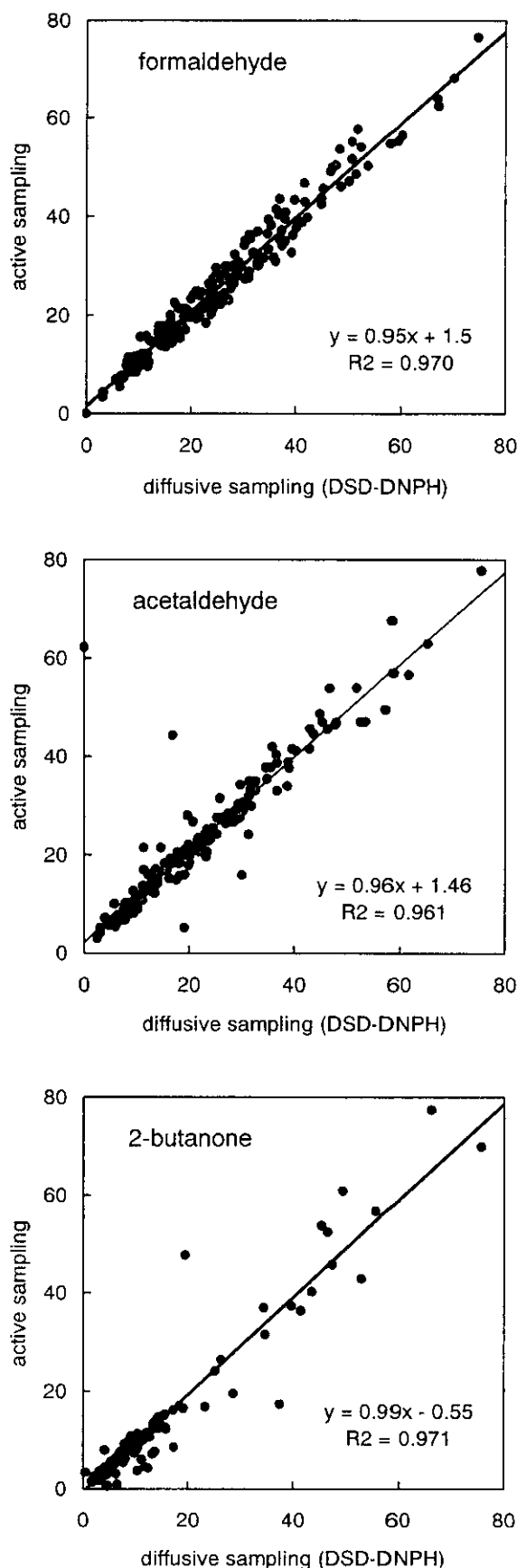


Fig. 2. Relationship between diffusive sampling method (DSD-DNPH) and active sampling method on formaldehyde, acetaldehyde and 2-butanone. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

Table 3. Correlations among carbonyl compounds in indoor air and outdoor air. The data higher than 0.8 are showed in bold face. n=185

	formaldehyde	acetalddehyde	acetone	acrolein	propionaldehyde	crotonaldehyde	butanone	butyraldehyde	cyclohexanone	benzaldehyde	i-valeraldehyde	valeraldehyde	o-tolualdehyde	m,p-tolualdehyde	hexanal	2,5-DMBA	heptaldehyde	octaldehyde	nonanal	decanal			
formaldehyde	1.00																						
acetalddehyde	0.41	1.00																					
acetone	0.37	0.63	1.00																				
acrolein	0.38	0.42	0.27	1.00																			
propionaldehyde	0.31	0.28	0.29	0.50	1.00																		
crotonaldehyde	0.09	0.48	0.14	0.04	-0.11	1.00																	
2-butanone	0.12	0.58	0.51	0.16	-0.01	0.55	1.00																
butyraldehyde	0.17	0.58	0.26	0.15	-0.04	<b>0.96</b>	0.59	1.00															
cyclohexanone	0.23	0.35	0.47	0.14	0.17	0.09	0.45	0.15	1.00														
benzaldehyde	0.10	0.14	0.22	0.28	0.05	0.02	0.23	0.12	0.08	1.00													
i-valeraldehyde	0.10	0.26	0.25	0.08	0.06	0.24	0.23	0.24	0.41	0.32	1.00												
valeraldehyde	0.23	0.36	0.42	0.39	0.22	0.03	0.40	0.17	0.34	0.32	0.14	1.00											
o-tolualdehyde	0.07	0.47	0.14	0.04	-0.08	<b>0.98</b>	0.56	<b>0.95</b>	0.10	0.02	0.24	0.06	1.00										
m,p-tolualdehyde	-0.02	-0.04	-0.03	0.03	-0.04	0.05	-0.08	0.05	-0.01	-0.03	0.00	-0.03	0.02	1.00									
hexanal	0.26	0.40	0.43	0.35	0.20	0.05	0.42	0.19	0.32	0.30	0.05	<b>0.95</b>	0.08	-0.07	1.00								
2,5-DMBA	0.24	0.30	0.09	0.23	0.14	0.07	0.22	0.13	0.14	0.09	0.15	0.14	0.09	-0.09	0.15	1.00							
heptaldehyde	0.29	0.41	0.31	0.46	0.20	0.10	0.32	0.24	0.19	0.24	0.04	0.83	0.12	-0.06	<b>0.83</b>	0.25	1.00						
octaldehyde	0.21	0.35	0.30	0.39	0.11	0.02	0.34	0.16	0.21	0.18	0.05	<b>0.85</b>	0.04	0.00	<b>0.88</b>	0.19	<b>0.88</b>	1.00					
nonanal	0.33	0.34	0.29	0.35	0.20	0.22	0.19	0.34	0.14	0.21	0.09	<b>0.56</b>	0.22	-0.02	0.63	0.07	0.65	1.00					
decanal	0.22	0.19	0.07	0.14	0.06	0.02	-0.03	0.10	0.06	0.07	0.06	0.20	0.01	0.03	0.25	0.16	0.42	0.43	1.00				

Outdoor Air

	formaldehyde	acetalddehyde	acetone	acrolein	propionaldehyde	crotonaldehyde	butanone	butyraldehyde	cyclohexanone	benzaldehyde	i-valeraldehyde	valeraldehyde	o-tolualdehyde	m,p-tolualdehyde	hexanal	2,5-DMBA	heptaldehyde	octaldehyde	nonanal	decanal				
formaldehyde	1.00																							
acetalddehyde	0.54	1.00																						
acetone	0.40	0.44	1.00																					
acrolein	0.14	0.18	0.34	1.00																				
propionaldehyde	0.20	0.19	0.36	0.84	1.00																			
crotonaldehyde	-0.09	0.11	-0.13	-0.04	-0.07	1.00																		
2-butanone	0.36	0.26	0.31	0.25	0.18	-0.06	1.00																	
butyraldehyde	0.15	0.10	0.21	0.42	0.41	0.00	0.11	1.00																
cyclohexanone	0.03	-0.07	-0.03	-0.03	-0.03	0.12	-0.04	0.00	1.00															
benzaldehyde	0.20	0.13	0.17	0.12	0.00	0.00	0.39	0.23	-0.20	1.00														
i-valeraldehyde	0.03	-0.08	0.03	-0.04	-0.04	-0.09	0.24	-0.10	-0.06	0.14	1.00													
valeraldehyde	-0.12	-0.05	-0.21	-0.06	-0.10	0.54	-0.09	-0.06	0.16	0.04	-0.13	1.00												
o-tolualdehyde	-0.01	0.07	0.02	0.06	0.07	-0.05	0.07	0.12	-0.07	0.09	-0.02	0.06	1.00											
m,p-tolualdehyde	0.01	0.13	0.01	-0.02	-0.02	0.20	-0.05	0.02	0.20	-0.02	-0.13	0.06	-0.07	1.00										
hexanal	0.23	0.05	0.04	0.03	0.07	-0.04	0.00	0.05	0.03	-0.02	0.16	0.01	0.11	-0.05	1.00									
2,5-DMBA	0.38	0.40	0.47	0.49	0.52	-0.02	0.48	0.15	-0.02	0.26	0.16	0.01	0.11	-0.05	-0.07	1.00								
heptaldehyde	0.41	0.02	0.01	0.07	0.07	-0.05	0.02	0.05	0.15	-0.05	-0.04	-0.01	0.11	-0.01	0.06	0.35	1.00							
octaldehyde	0.13	0.10	0.24	0.59	0.64	0.06	0.01	0.42	0.04	0.21	-0.09	-0.01	0.11	-0.01	0.06	0.06	0.06	1.00						
nonanal	0.12	0.06	0.33	0.32	0.32	0.08	-0.01	0.32	0.03	0.26	-0.10	-0.04	-0.01	0.06	0.12	0.15	-0.02	0.67	1.00					
decanal	0.03	0.03	0.08	0.11	0.12	-0.01	-0.03	0.06	-0.05	0.11	-0.06	-0.03	-0.02	-0.04	0.02	0.14	0.00	0.26	0.26	1.00				

(最頻値  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) と屋外 (最頻値  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) で異なる一山型の様子を示した。

ホルムアルデヒドの濃度は、4 年前の平均濃度に比べ 34 % に減少していた。昨今、シックビルディングシンドロームや化学物質過敏性といった問題が浮上し、関心が高まったため、ホルムアルデヒドの含有量が少ない建材・施工材等の使用が増えていることが推測される。しかしその反面、アセトアルデヒドの残留濃度が非常に高く、ホルムアルデヒドの代替として使用されていることも示唆される。アセトアルデヒドは発ガン性を示す有害物質 (IARC Group 2B) であるので、今後注意が必要である。

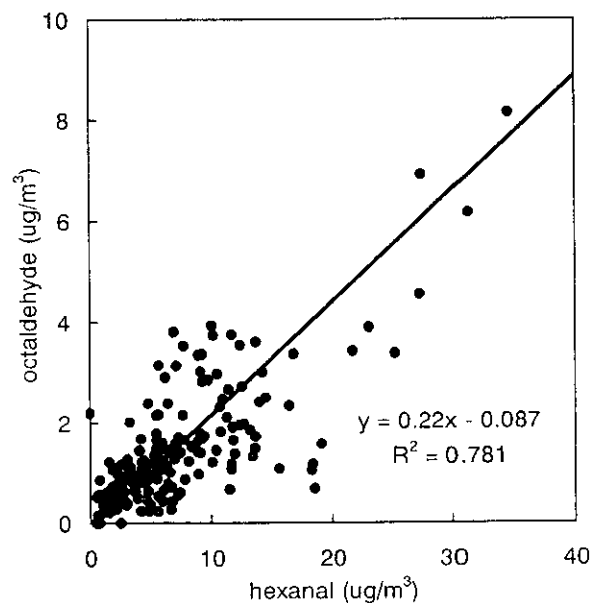
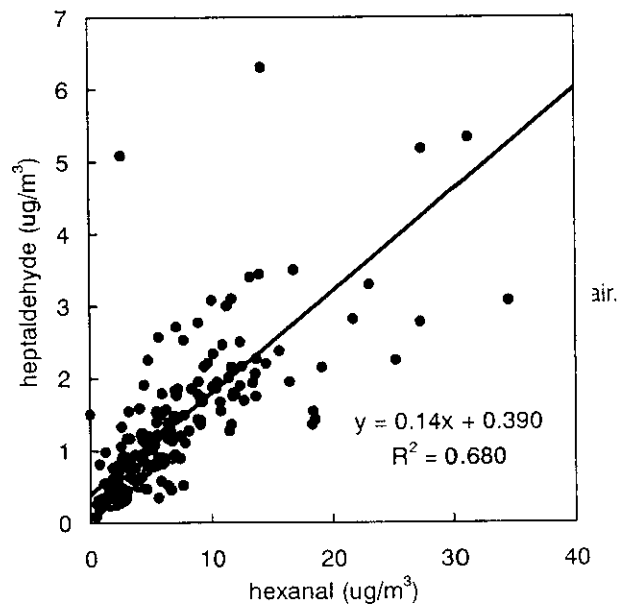
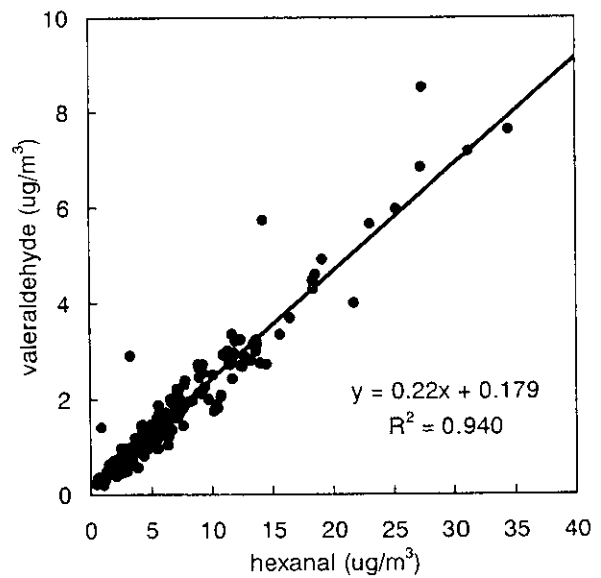
ヘキサナールとバレルアルデヒドは、高い相関関係が認められたことから同一の発生源であることが推測される。

各種カルボニル化合物のアクティブサンプリングと拡散サンプリングによる屋内・屋外の測定結果は、ほぼ一致し良好な相関関係が得られた。この結果から、拡散サンプリングは屋内の測定に適していることが確認された。

今回の調査は秋-冬-春にかけて行われたため、一年の中で比較的気温が低い時期の調査であった。ホルムアルデヒドは気温が高くなると放散量が増加することが報告されているので、一年を通じた正確な平均濃度を求めるためには、今後更に調査を続け、春-夏-秋のデータをとる必要がある。

## E. 文 献

- 1) 花井義道, 陳永紅, 中西順子, 建材による室内空気汚染, 横浜国大環境研紀要 1996, 22, 1-10.
- 2) Kiec, Swierczynska, M.; Krecisz, B.; Krysiak, B.; Kuchowicz, E.; Rydzynski, K. Occupational allergy to aldehydes in health care workers. Clinical observations. Experiments. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health* 1998, 11, 349-358.
- 3) Kerns, W. D.; Pavkov, K. L.; Donofrio, D. J.; Gralla, E. J.; Swenberg, J. A., Carcinogenicity of formaldehyde in rats and mice after long-term inhalation exposure, *Cancer Research*, 1983, 43, 4382-4392.
- 4) M. Te-Hsui, et al: Review of the Genotoxicity of Formaldehyde, *Muta. Res.*, 196, 37 (1988).
- 5) Uchiyama, S.; Hasegawa, S., A reactive and sensitive diffusion sampler for the determination of aldehydes and ketones in ambient air, *Atmospheric Environment*, 1999, 33, (13), 1999-2005.
- 6) 内山茂久; 金子敏郎; 田辺新一; 長谷川修司, 分子



拡散型サンプラーDSD-DNPHによる大気中カルボニ

- ル化合物の測定, 千葉市環境保健研究所年報, 1999, 6, 106-113.
- 7) United States Environmental Protection Agency, 1990. Compendium method IP-6A: Determination of formaldehyde and other aldehydes in indoor air using a solid adsorbent cartridge. In: Compendium of methods for the determination of air pollutants in indoor air. Report No. EPA/600/4-90/010, US EPA, Research Triangle Park, NC.
- 8) United States Environmental Protection Agency, 1988. Compendium method TO-11: Method for the determination of formaldehyde in ambient air using adsorbent cartridge followed by high performance liquid chromatography (HPLC). In: Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air. Report No. EPA/600/4-89/018, US EPA, Research Triangle Park, NC.
- 9) 国立医薬品食品衛生研究所, 暴露評価研究 (ホルムアルデヒド) 中間報告書, 1998. 3.
- 10) 環境庁, 平成 11 年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果, 2000. 3.
- F. 研究発表**
1. 論文発表
- 1) 内山茂久; 長谷川修司; 田辺新一, 新築集合住宅における揮発性有機化合物の挙動と発生源の推定, 日本建築学会計画系論文集, 2001, (9) No.547, 75-80.
- 2) 内山茂久; 秋元孝之; 田辺新一, 発泡プラスチック系断熱材から放散する化学物質の同定と放散速度の測定, 日本建築学会計画系論文集, 2001, (6) No.544. 25-30.
2. 学会発表
- 1) Uchiyama, S.; Akimoto, T.; Tanabe, S., Emission rate measurement of chemical compounds emitted from the thermal insulating materials, *Proceeding of Second International FLEC Symposium*, September 6-7, 2001, Copenhagen. p110-115,

## 2. 病院等多量放散施設における室内空气中

### 化学物質の調査と評価に関する研究

#### VIII. 病院内における化学物質汚染に関する実態調査

国立公衆衛生院 建築衛生学

池田耕一

#### IX. 医療行為の行われていない開院前の医療施設での空気質調査

国立公衆衛生院 建築衛生学

池田耕一



## VIII 病院内における化学物質汚染に関する実態調査

分担研究者 池田耕一 国立公衆衛生院

研究協力者 朴俊錫 塩津弥佳（国立公衆衛生院）

**研究要旨** 本研究では、病院内における化学物質による室内空気汚染とその濃度レベルを把握することを目的とし、まず化学物質測定の実測評価のバラツキについて検討を行い、次に病院内における測定場所別時間帯別の化学物質濃度変動について実測調査を行った。以下の本研究で得た結果をまとめる。

化学物質の定量の際には同一分析者による同一分析方法においても約 10%~20%の定量誤差があり、その誤差はサンプリング空気中の化学物質濃度が 1/10 に下がると約 2 倍に大きくなることが示された。今後、化学物質サンプリング結果における濃度の信頼性を確認するためには、更にサンプリング方法及び分析方法の違いによる定量バラツキへの影響についても検討する必要があると考えられる。

### 1. 研究目的

いわゆる化学物質過敏症が発症、もしくは疑われた際におこる体の不調からまず医療機関へ足を運ぶ機会が多い。しかし、そうした人々の多くからは、病院に行きたくても病院に入る事ができないという声をよく耳にする。そこで我々は診察を受ける医療施設内の空気質の実態に注目をした。

その最初の段階として現在わが国でいわゆる化学物質過敏症に関する専用の診察施設を備え持つ医療機関において、来院者の動線にあわせていくつかの地点で施設内の空気質の実態を調査した。ただし、実態調査を行うためには空気を採集し分析する必要があるが、実験室と異なり様々な外乱要因のある病院の現場における実測となると、被験空気採集位置や分析の仕方による結果のばらつきが予想されるため、これらに

関する検討実施した。

### 2. 定量評価のバラツキに関する検討

#### 2. 1 調査の目的

室内化学物質の定性・定量分析には、クロマトグラフィによる分離法が主に用いられているが、同じ試料でも分析方法と分析機器、又は研究者によってはその定量値に差が生じる場合がある。そこで本調査では、室内化学物質の定量評価における捕集及び分析法の違いによる定量結果への影響について検討を行うことを目的とし、まず同一の分析機器と分析方法における定量評価のバラツキについて検討を行った。以下にはその実験結果を報告する。

#### 2. 2 実験概要

図1に実験装置及び場所の概要を示す。

実験では会議室と講義室を測定対象とし、図2に示すステンレス製の円形を用いて化学物質のサンプリングを行った。ステンレス製の円形は各捕集管のサンプリング面が会議室の中央、高さ 1m になるように設置し、円形の上には 8 ヶ所のサンプリングポイントを設けた。なお、各サンプリングポイントには化学物質サンプリングのための捕集管を固定可能な挟みを設置した。測定は一定量の標準試料(トルエン、キシレン、p-ジクロロベンゼン等計3物質)を会議室内に発生させた後、会議室の全ての扉と窓を閉まった状態でサンプリングした。

表1に実験条件及び化学物質分析条件を示す。実験Ⅰでは、まず会議室を対象にトルエンのみについて3段階濃度で実験装置におけるバラツキ程度について検討を行った。実験Ⅱでは講義室で4つの標準試料を発生させた後、2段階の濃度レベルでのバラツキ程度について実験を行った。VOCs のサンプリングと分析にはチャコールチューブ(柴田)と溶媒抽出法による GC-MS を用いた。なお、実験中にはトレイサーガス(SF<sub>6</sub>)とマルチガスモニターを用いて実験対象室における換気量を測定した。

## 2. 3 実験結果

### 1) 実験Ⅰの結果

図3にマルチガスモニターによる実験中のトルエン濃度変動とサンプリング時間間隔を示す。実験では会議室中のトルエン濃度が「高」、「中」、「低」の3段階濃度になるように、以下の各条件で一回ずつ計3回のサンプリングを行った。

① 前日から部屋を閉めた状態で一定量のトルエンを発生させ、12 時間後に

第1回目のサンプリング、

② 1回目のサンプリングを終了した後、会議室の全開放部の半分開けて約 20 分間換気した後、再び全開放部を閉まった状態で第2回目のサンプリング

③ 2回目のサンプリングが終了した後、会議室の全開放部を開けて約 30 分間換気した後、再び全開放部を閉まった状態で第3回目のサンプリング

図4に会議室の閉まった状態における換気量の測定結果を示す。閉まった状態における換気回数は約 0.26 回/h であった。図5には各サンプリングポイントにおける定量結果を、表2にはトルエン濃度の標準偏差と変動係数を示す。高濃度と中濃度側、即ち、平均濃度が  $4450.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と  $2207.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  では、各サンプリングポイントにおける濃度分布のバラツキは少なく、濃度偏差は変動係数からみると平均濃度に対して約 5-8% 前後であることが確認された。また、低濃度側(平均濃度が  $132.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )では、高濃度、中濃度側より各ポイントにおける濃度偏差が大きくなっており、各ポイントにおける濃度偏差値は平均濃度に対して約 25%に達していた。これは特に A ポイントと F ポイントにおけるトルエン濃度が平均値から大きく外れたためであると考えられる。A ポイントと F ポイントの濃度が平均値から大きく外れた理由としては空間的な濃度分布の影響も考えられるが、気中濃度と換気量を考慮するとその影響が大きいとは考えにくく、換気回数が約 0.26 回/h のほぼ無風状態であったこと、更には 23°C に室温におけるトルエン分子の気中拡散速度が

0.0709m<sup>2</sup>/sec、分子速度が約 9.0m/sec であることを考えると、低濃度側で特に A と F ポイントで濃度が大きく外れた原因の大半は、定量分析を行う際の抽出作業と定量作業から来た誤差が原因ではないかと考えられる。今回の実験で用いたチューブは必ずしも捕集効率と性能が良いものとは考えにくく、捕集管の品質面も濃度偏差への一つの要因であると考えられる。しかし、各サンプリングポイントにおける濃度のバラツキについて見ると、各濃度条件において必ず低く濃度を示すポイントは無く、その揺らぎはほぼランダムであった。

## 2) 実験 II の結果

講義室を対象として実験 II では実験中の換気回数は約 1.1 回/hour で、平均温度は約 20℃、相対湿度は 25%であった。図6に実験 II の各測定点におけるトルエンの濃度分布(高濃度条件)を、表3には全結果のバラツキ結果を示す。

トルエンの場合、実験 I と同様に高濃度域(平均濃度 1343.5 μg/m<sup>3</sup>)では約 5%の定量バラツキが、低濃度域では(94.0 μg/m<sup>3</sup>)それより高い約 20%の定量誤差があった。他の物質においても高濃度域では約 10%のバラツキを、低濃度域では約 20%の定量バラツキがあった。以上の結果より、同一分析者による同一分析方法においても約 10%~20%の定量誤差があり、その誤差はサンプリング空気中の化学物質濃度が 1/10 に下がると約 2 倍に大きくなることが示された。今後、室内化学物質サンプリング結果における濃度の信頼性を確認するためには、更にサンプリング方法及び分析方法

の違いによる定量バラツキへの影響についても検討する必要があると考えられる。

## 3. 病院における化学物質レベルに関する実測調査

### 1) 実測調査概要

表 4 に調査対象病院と測定場所を示す。実測調査では、2002 年 3 月 11 日~28 日まで 4 つの病院を対象に化学物質の測定を行った。なお、K 病院においては化学物質レベルの時間別及び日変動を調べるため、3 日間実測を行った。各病院では一般施設と共に化学物質過敏症患者専用の設備についても化学物質のサンプリングを行った。表 5 には化学物質のサンプリング方法及び分析条件を示す。

### 2) 実測調査結果

表 6 ~ 10 までに調査結果をまとめて示す。まず K 病院における時間帯別及び日濃度変動についてみると、外来の受付では 3 日目の測定では ethanol 濃度が若干増加しているが、時間及び日濃度変動は少なく、化学物質の構成もそれほど大きく変わることはなかった。しかし、病棟のナースセンターではアルコール系の Isopropyl alcohol と ethanol 濃度変動が大きくなっていた。なお、3 日目の測定では病院の入り口でアスファルト工事を行ったため、他の日より化学物質濃度が高くなっていた。H 病院の病棟廊下においても isopropyl alcohol と ethanol 以外の物質では時間帯による化学物質レベルの変動は少なく、病院の室内では消毒と清掃作業に使われるアルコール系以外では、それほど大きな化学物

質の濃度変動はないと考えられる。

各物質の濃度についてみると、ホルムアルデヒドは  $0.1\sim 40\mu\text{g}/\text{m}^3$  の濃度分布を示しており、一般の居住環境よりは低い値を示した。しかし、VOCs では約 105 種類の物質が検出されており、アルコール、芳香族、脂肪族炭化水素が多く占めていた。化学物質過敏症患者用の病室は、S 病院では過敏症患者診察室でトルエン濃度が高くなっているほかには、各病院ともに他の室より化学物質濃度がかなり低い値を示しており、ほとんどの VOCs が検出限界以下であった。しかし、全ての病院で過敏症患者が移動する廊下、外来などは、過敏症患者用の病室により多くの化学物質が高濃度で存在していることが確認された。

図 7～10 には各病院で検出された全化学物質の合計濃度の分布を示す。K 病院の外来(K-2F)では約  $200\sim 300\mu\text{g}/\text{m}^3$  の濃度を示したが、3月14日ではアスファルト工事により約  $700\mu\text{g}/\text{m}^3$  まで化学物質濃度が増加した。病棟のナースセンター(K-6F)では外来よりは高い  $215\sim 1840\mu\text{g}/\text{m}^3$  の濃度を示したが、外来より濃度が大きく増加した物質は主にアルコールと芳香族物質であった。H 病院では診察室(H-2)で化学物質濃度が最も高く、次に病棟廊下、レントゲン室(H-3)、過敏症患者病室(H-5,H-6)の順であった。連続測定を行った病棟廊下(H-4)では約  $120\sim 311\mu\text{g}/\text{m}^3$  の濃度分布を示した。O 病院では薬局前(O-5)で  $994\mu\text{g}/\text{m}^3$  と最も高い濃度を示し、次に診察室(O-7)、外来(O-6)の順であり、過敏症患者病室(O-1,O-2)で化学物質濃度が最も低かつ

た。S 病院では病室(S-3)で約  $2614\mu\text{g}/\text{m}^3$  の濃度を、アレルギー待合室(S-5)、過敏症患者病棟への渡り廊下(S-4)、過敏症患者診察室の順であった。

## 4. まとめ

### 4. 1 定量評価のバラツキに関する検討

病院内における化学物質による室内空気汚染とその濃度レベルを把握することを目的とし、まず化学物質測定の実量評価のバラツキについて検討を行い、次に病院内における測定場所別時間帯別の化学物質濃度変動について実測調査を行った。以下の本研究で得た結果をまとめる。

- ① 化学物質の定量の際には同一分析者による同一分析方法においても約 10%~20%の定量誤差があり、その誤差はサンプリング空気中の化学物質濃度が 1/10 に下がると約 2 倍に大きくなることが示された。今後、化学物質サンプリング結果における濃度の信頼性を確認するためには、更にサンプリング方法及び分析方法の違いによる定量バラツキへの影響についても検討する必要があると考えられる。
- ② K 病院及び H 病院においては Isopropyl alcohol と ethanol 以外の物質では時間帯による化学物質レベルの変動は少なく、病院の室内では消毒と清掃作業に使われるアルコール系以外では、それほど大きな化学物質の濃度変動が少ないことが示された。
- ③ 各物質の濃度についてみると、ホルムアルデヒドは  $0.1\sim 40\mu\text{g}/\text{m}^3$  の濃度分布を示しており、一般の居住環境よりは