

る人もいるため、公共建築物には職場としての側面もある。しかし、自宅と公共建築物とでは室内の建材や什器等以外に、広さや空調設備等も異なっており、室内空気質にも相違があることが予想される。本研究では、室内環境中の広範囲にわたる化学物質を測定することが可能な各種の拡散サンプラーを用い、公共建築物と個人住宅という異なる室内環境中の化学物質の冬季における実態を調査し、室内空気質を比較した。

## B. 研究方法

**調査期間および調査対象施設：**調査は2012年度の冬季（2012年12月～2013年3月）に計95棟の公共建築物あるいは個人住宅にて実施した。

**調査方法：**屋内、屋外に4種類の拡散サンプラーを設置して24時間の捕集を行い、計55物質の室内濃度測定を行った。また、併せて室内の温湿度測定と、住宅の種類や家庭用品の使用状況などのアンケート調査を実施した。

**用いた拡散サンプラーと測定対象物質：**オゾン、カルボニル化合物測定用拡散サンプラー（DSD-BPE/DNPH）<sup>1)</sup>を用いてオゾン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド等20物質、VOCs測定用拡散サンプラー（VOC-SD）を用いてトルエン、キシレン等29物質およびTVOC（本研究において、TVOCはVOC-SDで測定した29物質の合計値とした）、酸性ガス測定用拡散サンプラー（DSD-TEA）を用いて二酸化窒素、二酸化硫黄等5物質、そして塩基性ガス測定用拡散サンプラー（DSD-NH<sub>3</sub>）<sup>2)</sup>を用いてアンモニアの1物質に関する測定を行った。これらの拡散サンプラーについての原理、作成方法、分析方法およびアンケート内容に関しては前報<sup>3)</sup>のとおりである。

### B.1. 公共建築物における室内環境実態調査

横浜市内にある公共建築物18施設を調査対象とし、4種の拡散サンプラーを用いた屋内および屋外での24時間のサンプリングにより、公共建築物における室内環境の実態調査を行った。調査対象とした施設は全て特定建築物に該当する大規模施設、かつ、不特定多数の市民が利用する用途の施設を選定し（Fig. 1）、施設内の事務フロアおよび屋外にて測定を実施した。

#### B.1.1. 調査対象施設および調査箇所

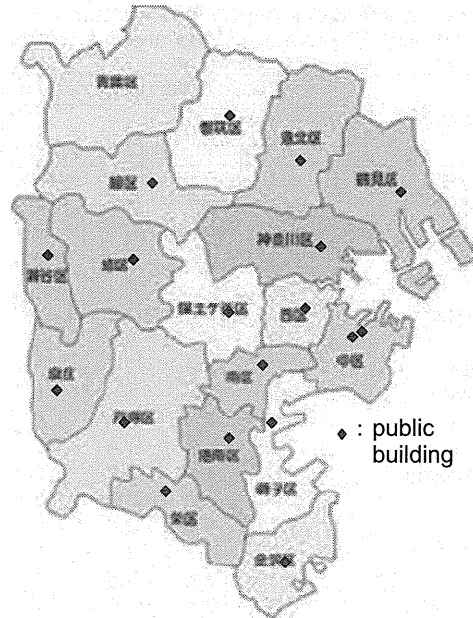


Fig. 1. Location of public buildings in Yokohama City.

### B.2. 個人住宅における室内環境実態調査

横浜市およびその周辺地域にある個人住宅77戸を調査対象とし、4種の拡散サンプラーを用いた屋内および屋外での24時間のサンプリングにより、個人住宅における室内環境の実態調査を行った。

#### B.2.1. 調査対象施設および調査箇所

横浜市およびその周辺地域にある個人住宅77戸の屋内および屋外

## C. 結果と考察

2012年度の冬季における公共建築物18施設および個人住宅77戸における屋内と屋外の化学物質濃度（算術平均値、中央値、最大値）をTable 1に示す。

### C.1. 公共建築物

#### C.1.1. 指針値等との比較

厚生労働省はホルムアルデヒド（100 μg/m<sup>3</sup>）、アセトアルデヒド（48 μg/m<sup>3</sup>）、トルエン（260 μg/m<sup>3</sup>）、キシレン（870 μg/m<sup>3</sup>）、エチルベンゼン（3800 μg/m<sup>3</sup>）、スチレン（220 μg/m<sup>3</sup>）、パラジクロロベンゼン（240 μg/m<sup>3</sup>）の室内濃度指針値を、暫定目標値としてTVOC（400 μg/m<sup>3</sup>）、暫定指針値案としてノナナール（41 μg/m<sup>3</sup>）を策定している。また、環境省は一般環境大気中のベンゼ

Table 1. The concentrations of gaseous compounds in indoor and outdoor air in winter at 18 public buildings in Yokohama City and 77 private houses around Yokohama City. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

Compounds	Public buildings in Yokohama (n=18)						Private houses around Yokohama (n=77)					
	Indoor air			Outdoor air			Indoor air			Outdoor air		
	mean	median	max.	mean	median	max.	mean	median	max.	mean	median	max.
formaldehyde	6.3	5.8	10	1.9	1.8	2.9	13	11	36	1.8	1.6	5.5
acetaldehyde	6.7	6.7	8.7	2.9	2.8	4.7	20	16	140	2.6	2.6	5.9
acetone	11	11	19	4.2	4.0	8.0	30	15	1000	3.7	3.3	9.7
acrolein	0.5	0.4	1.0	0.4	0.3	0.8	0.5	0.4	3.7	0.3	0.3	0.9
propanal	1.8	1.1	6.1	0.5	0.6	1.0	3.9	2.6	18.0	0.6	0.5	2.0
crotonaldehyde	0.5	0.4	1.4	0.5	0.5	0.9	0.5	0.4	5.1	0.4	0.4	1.5
2-butanone	2.1	1.6	6.4	1.2	1.1	2.5	1.7	1.2	23	0.9	0.7	4.2
benzaldehyde	1.0	0.9	2.5	0.7	0.6	1.3	0.9	0.7	4.5	0.5	0.6	1.4
<i>i</i> -valeraldehyde	0.5	0.6	1.0	0.4	0.5	1.3	0.5	0.6	1.6	0.4	0.5	1.6
valeraldehyde	0.6	0.7	1.4	0.7	0.7	1.6	0.9	0.7	6.0	0.6	0.6	1.7
<i>o</i> -tolualdehyde	0.5	0.4	1.4	0.6	0.8	1.3	1.6	0.8	61	0.6	0.8	2.1
<i>m+p</i> -tolualdehyde	1.0	1.0	2.3	0.7	0.8	1.3	2.5	0.9	120	0.7	0.8	2.3
hexanal	1.9	1.7	5.9	0.5	0.7	1.2	3.5	2.3	23	0.7	0.8	2.0
2,5-DMBA	1.1	1.1	2.7	1.0	1.1	1.6	1.2	1.1	5.2	1.0	1.1	2.3
heptanal	1.0	1.1	2.1	1.0	0.9	2.0	1.1	1.0	4.3	0.9	0.9	2.6
octanal	1.1	1.1	1.5	1.1	1.1	1.8	1.4	1.2	3.5	1.0	1.1	2.9
2-nonenal	0.6	0.4	1.7	0.7	0.9	1.9	0.7	0.9	2.2	0.8	0.9	4.5
nonanal	2.0	2.1	3.6	1.3	1.4	2.1	3.3	2.6	18	1.4	1.3	6.7
decanal	1.4	1.5	2.3	1.7	1.6	3.5	1.6	1.5	3.4	1.5	1.5	4.4
hexane	8.8	2.9	100	1.6	1.2	6.0	2.3	1.3	17	2.6	0.8	96
2,4-dimethylpentane	0.2	0.0	1.3	0.1	0.0	0.9	0.1	0.0	1.5	0.6	0.0	38
ethyl acetate	3.1	1.9	22	0.4	0.0	1.9	2.0	0.0	56	0.5	0.0	18
trichloromethane	0.1	0.0	0.8	0.0	0.0	0.4	0.7	0.4	8.2	0.1	0.0	1.5
1,1,1-trichloroethane	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	26	0.0	0.0	0.0
heptane	1.2	0.9	4.1	0.2	0.0	0.8	1.9	0.6	32	0.1	0.0	1.0
carbon tetrachloride	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.6	0.1	0.0	4.7	0.0	0.0	0.5
benzene	2.0	1.7	4.3	1.6	1.2	3.3	1.6	1.5	10	1.4	1.3	4.1
1,2-dichloroethane	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
trichloroethylene	0.3	0.0	2.5	0.1	0.0	1.1	0.1	0.0	1.7	0.0	0.0	0.8
1,2-dichloropropane	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
octane	0.4	0.3	2.0	0.1	0.0	0.3	2.4	0.0	110	0.1	0.0	0.9
toluene	13	9.1	52	9.4	6.7	56	8.3	6.0	53	5.4	3.6	55
butyl acetate	0.4	0.0	1.5	0.3	0.0	2.0	1.7	0.0	14	0.2	0.0	1.8
tetrachloroethylene	0.1	0.0	1.5	0.0	0.0	0.6	0.3	0.0	9.3	0.0	0.0	0.0
nonane	0.6	0.6	2.1	0.4	0.4	1.3	3.8	0.6	38	0.4	0.3	2.7
dibromochloromethane	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ethylbenzene	3.3	3.0	6.3	2.2	2.0	4.5	2.2	1.9	6.5	1.4	1.2	4.3
<i>m,p</i> -xylene	4.7	4.3	7.2	3.5	3.5	6.3	4.5	3.3	16	2.8	2.7	6.3
<i>o</i> -xylene	1.7	1.6	3.3	1.2	1.2	2.6	1.8	1.2	7.4	1.0	0.9	4.4
total-xylene	6.4	5.9	10	4.6	4.6	8.8	6.3	4.4	23	3.9	3.7	11
$\alpha$ -pinene	0.1	0.0	0.8	0.0	0.0	0.3	7.8	2.0	120	0.1	0.0	1.6
decane	1.3	0.9	6.3	1.2	0.9	4.8	5.5	1.9	54	1.6	1.3	6.5
1,3,5-trimethylbenzene	0.9	0.7	2.4	0.4	0.4	1.3	1.0	0.6	6.2	0.5	0.4	1.8
1,2,4-trimethylbenzene	2.3	1.9	8.2	1.5	1.3	2.9	3.2	1.5	21	1.5	1.2	4.2
<i>d</i> -limonene	2.1	2.3	5.4	0.0	0.0	0.0	22	14	200	0.2	0.0	3.3
undecane	3.9	4.0	8.3	1.9	1.8	7.3	9.6	3.0	140	2.1	1.8	8.7
1,2,3-trimethylbenzene	0.4	0.3	1.5	0.2	0.3	0.7	0.8	0.3	7.0	0.3	0.2	1.0
<i>p</i> -dichlorobenzene	2.5	2.0	7.1	0.2	0.0	1.3	29	1.7	1600	0.9	0.0	34
TVOC	53	45	180	27	22	77	110	66	1600	24	18	170
ozone	0.8	0.7	2.6	23	24	35	1.0	0.7	6.4	29	30	55
acetic acid	45	40	96	32	28	81	87	76	330	41	31	150
formic acid	9.2	9.0	16	9.4	8.8	16	32	13	310	8.6	9.1	20
hydrogen chloride	1.6	0.8	10	1.4	1.0	5.4	2.0	0.8	20	1.7	0.6	25
nitrogen dioxide	37	32	81	43	36	84	150	40	1300	28	23	110
sulfur dioxide	0.8	0.8	3.0	2.1	1.8	5.5	0.8	0.6	12	1.5	1.4	5.4
ammonia	18	16	32	6.0	4.6	17	16	13	80	5.0	3.3	42
Temperature( $^{\circ}\text{C}$ )	20	20	23	6.4	6.3	9.5	16	16	24	5.3	5.4	15
Humidity(%)	41	41	52	59	61	76	46	45	77	45	42	84

ン ( $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), トリクロロエチレン ( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), テトラクロロエチレン ( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 二酸化窒素 ( $60 \text{ ppb}$  ( $113 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )), 二酸化硫黄 ( $40 \text{ ppb}$  ( $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )) の環境基準値を策定している。公共建築物 18 施設においては屋内, 屋外とも本研究で調査対象とした化学物質のうち, 厚労省が策定した室内濃度指針値および暫定目標値を超過した物質はなかった。しかし, 環境省が環境基準値を策定した物質のうち, ベンゼンの超過が 18 施設中 3 施設で認められ, 超過率は 17%であった。3 施設のうち 1 施設については屋内, 屋外とも環境基準値を超過しており, 屋内が  $3.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 屋外が  $3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であった。また, この施設も含めて屋内が超過したのは計 3 施設で屋内超過率は 17%, 屋外が超過した施設は計 1 施設で屋外超過率は 5.6%であった。なお, 屋内のみが超過した 2 施設はそれぞれ  $4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $3.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  の濃度を示していた。屋外のみが超過した施設はなかった。

公共建築物において, なんらかの物質が厚労省および環境省で策定された指針値・暫定目標値・基準値 (以下, 指針値等) の 50%以上の値を示した施設は 18 施設中 13 施設にのぼった。指針値等の 50%以上を示した物質はベンゼンと二酸化窒素であった。ベンゼンは前述した基準値超過分も含めると, 18 施設中で屋内 11 施設, 屋外 8 施設が環境基準の 50%値を上回る数値を示していた。二酸化窒素については屋内における最大値が  $81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 屋外における最大値が  $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$  など, 18 施設中で屋内 3 施設, 屋外 6 施設が環境基準の 50%値を上回る数値を示していた。

ベンゼンについて, 公共建築物における屋内/屋外濃度比 (以下, I/O 比) の中央値は 1.2 であった。また, I/O 比が 1 以下の施設は 18 施設中 6 施設, 逆に I/O 比が 2.5 以上の施設は 1 施設 (屋内:  $3.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 屋外:  $1.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) であった。さらに, ベンゼン濃度の屋外と屋内の相関は公共建築物 18 施設全体では  $r=0.661$  だったが, I/O 比が 2.5 以上の 1 施設を除いた 17 施設での相関は  $r=0.800$  と, 高めの数値を示した。このことから, これら 17 施設のうち, 屋内, 屋外とも環境基準値を超過した 1 施設 (I/O 比: 1.2) などの, 屋内でベンゼン濃度が高めの値を示した施設は外気がその原因である可能生が考えられる。逆に, I/O 比が 2.5 以上の 1 施設は屋内濃度が環境基準値を

超過していたが, この施設については屋内にベンゼンの放散源が存在する可能性がある。

二酸化窒素については, 公共建築物における I/O 比の中央値は 0.78 であった。また, I/O 比が 1 以下の施設は 18 施設中 12 施設と約 7 割弱の割合を占め, 屋外が屋内よりも高い濃度を示した施設が多かった。逆に I/O 比が 2.5 以上の施設は 1 施設 (屋内:  $81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 屋外:  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) であった。さらに, 二酸化窒素濃度の屋外と屋内の相関は公共建築物 18 施設全体では  $r=0.604$  だったが, I/O 比が 2.5 以上の 1 施設を除いた 17 施設での相関は  $r=0.877$  と, 高めの数値を示した。このことから, これら 17 施設のうち, 屋内で二酸化窒素濃度が高めの値を示した施設は外気がその原因である可能生が考えられる。逆に, I/O 比が 2.5 以上であった 1 施設は屋内濃度が環境基準の 50%値を上回る数値を示していたが, この施設については屋内に二酸化窒素の放散源が存在する可能性がある。

#### C.1.2. 個別の指針値等が設定されていない物質

公共建築物 18 施設において, TVOC を除いた個別の化学物質の中で最も濃度が高かった物質はヘキサン (屋内:  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) で, 2 番目と 3 番目は酢酸 (屋内:  $96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 屋外:  $92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) だった。また, 平均値, 中央値については, 屋内で数値が最も高かった物質は酢酸であり, 平均値が  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 中央値が  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  だった。屋外において平均値, 中央値が最も高かった物質は二酸化窒素であったが, 指針値等が設定されていない物質としては酢酸の数値 (平均値  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 中央値  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) が二酸化窒素に次いで高かった。

### C.2. 個人住宅

#### C.2.1. 指針値等との比較

横浜市およびその周辺地域にある個人住宅 77 戸のうち, 屋内において何らかの物質の濃度が指針値等を超過した住宅は 24 戸あり, 指針値超過率は 31%を示した。複数の物質が指針値等を超過した住宅もあり, 屋内での延べ超過数は 30 物質であった。また, 屋外において何らかの物質の濃度が指針値等を超過した住宅は 3 戸あり, 指針値超過率は 3.9%を示した。屋外での延べ超過数は 3 物質であった。以下に個人住宅 77 戸における指針値等超過の状況を示す。

アセトアルデヒドについては, 屋内で指針値

(48  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 等を超過した住宅が 3 戸あり、超過率は 3.9%であった。3 戸の住宅の屋内濃度はそれぞれ 140  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 54  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 52  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。また、屋外においてアセトアルデヒドが超過した住宅はなかった。

パラジクロロベンゼンについては、屋内にて指針値 (240  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) を超過した住宅が 1 戸あり、超過率は 1.3%であった。この住宅はパラジクロロベンゼンの屋内濃度が 1600  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  と指針値の約 6.7 倍の数値を示した。また、この住宅は屋内の TVOC も 1600  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  であり、個人住宅 77 戸の中で TVOC の暫定目標値 (400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) を超過したのはこの住宅の屋内のみ (超過率: 1.3%) であった。この濃度は個人住宅 77 戸の屋内、屋外において、全測定対象物質中で最も大きな数値であった。

ベンゼンについては、6 戸で環境基準値 (3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の超過が認められ、超過率は 7.8%であった。6 戸の住宅のうち 1 戸については屋内、屋外とも環境基準値を超過しており、屋内が 5.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 屋外が 4.1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  であった。また、この住宅も含めて屋内が超過した住宅は計 4 戸で屋内超過率は 5.2%, 屋外が超過した住宅は計 3 戸で屋外超過率は 3.9%であった。なお、屋内のみが超過した 3 戸の住宅はそれぞれ 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 3.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 3.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  の屋内濃度を、屋外のみが超過した 2 戸の住宅は 3.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 3.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  の屋外濃度を示していた。ベンゼンについて、個人住宅における I/O 比の中央値は 0.99 であった。また、I/O 比が 1 以下の住宅は 77 戸中 41 戸と半数以上にのぼり、屋外が屋内よりも高い濃度を示した住宅が多かった。逆に I/O 比が 2.5 以上の住宅は 5 戸であった。さらに、ベンゼン濃度の屋外と屋内の相関を調べたところ、個人住宅 77 戸全体では  $r=0.570$  だったが、I/O 比が 2.5 以上の住宅 5 戸を除いた 72 戸での相関は  $r=0.858$  と高めの数値を示した。これら 72 戸の住宅のなかで、屋内、屋外とも環境基準値を超過した 1 戸 (I/O 比: 1.2) など、屋内でベンゼン濃度が高めの値を示した住宅は外気がその原因である可能生が考えられる。逆に、I/O 比が 2.5 以上の 5 戸の住宅のうち 2 戸は屋内濃度が環境基準値を超過していたが、この 2 戸の住宅については屋内にベンゼンの放散源が存在する可能性がある。

二酸化窒素については、21 戸で環境基準値 (113  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の超過が認められ、超過率は 27%であった。これらは全て屋内の値であり、個人住宅屋内において最大で 1300  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  の濃度を示した住宅が 1 戸、次いで 1100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  の濃度を示した住宅が 2 戸あった。これらの数値は個人住宅 77 戸における全測定対象物質中で、前述したパラジクロロベンゼンと TVOC (各 1600  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) に次いで大きな値であった。二酸化窒素については、個人住宅における I/O 比の中央値は 2.1 であった。また、I/O 比が 1 以下の住宅は 77 戸中 27 戸、逆に I/O 比が 2.5 以上の住宅は 77 戸中 30 戸だった。なお、屋内で環境基準値の超過が認められた 21 戸のうち 19 戸は、I/O 比が 2.5 以上の住宅 30 戸の中に含まれていた。二酸化窒素濃度の屋外と屋内の相関は個人住宅 77 戸全体では  $r=0.089$  だったが、I/O 比が 2.5 以上だった住宅 30 戸を除いた 47 戸での相関は  $r=0.731$  と、やや高めの数値を示した。これら 47 戸のうち、屋内で二酸化窒素濃度が高めの値を示した住宅は外気がその原因である可能生が考えられる。逆に、I/O 比が 2.5 以上

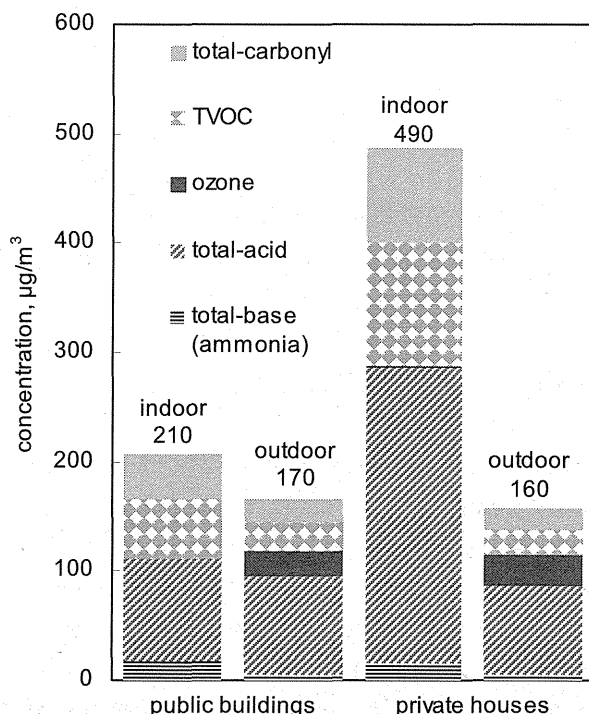


Fig. 2. The mean concentrations of total gaseous compounds in indoor and outdoor air in winter at 18 public buildings in Yokohama City and 77 private houses around Yokohama City.

であった 30 戸の住宅のうち、特に屋内で環境基準値の超過が認められた 19 戸については屋内に二酸化窒素の放散源が存在する可能性がある。

### C.2.2. 個別の指針値等が設定されていない物質

個人住宅において高い濃度を示した住宅があった物質は、前述したパラジクロロベンゼン、TVOC、二酸化窒素であったが、個別の指針値が設定されていない物質のなかではアセトン(最大値:屋内、1000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )、酢酸(最大値:屋内、330  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )、ギ酸(最大値:屋内、310  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )などの物質について、高い濃度を示した個人住宅があった。

## C.3. 公共建築物と個人住宅

### C.3.1. 測定値の比較

公共建築物と個人住宅の空気環境について比較を行った。各建築物ごとに、本調査で測定対象とした 55 物質全ての濃度の合計値(総和)を求め、この平均値を公共建築物と個人住宅で比較した (Fig. 2)。なお、平均値の差の検定には Welch's *t* test (片側)を用いた。屋外濃度については公共建築物と個人住宅の平均値はそれぞれ 170  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 160  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、有意差はなかった。一方、屋内濃度については、公共建築物 18 施設の平均値は 210  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 個人住宅 77 戸の平均値は 490  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と、公共建築物は個人住宅の 43%の値であった。公共建築物における化学物質の屋内濃度の総和は個人住宅よりも有意に低かった ( $p < 0.01$ )。

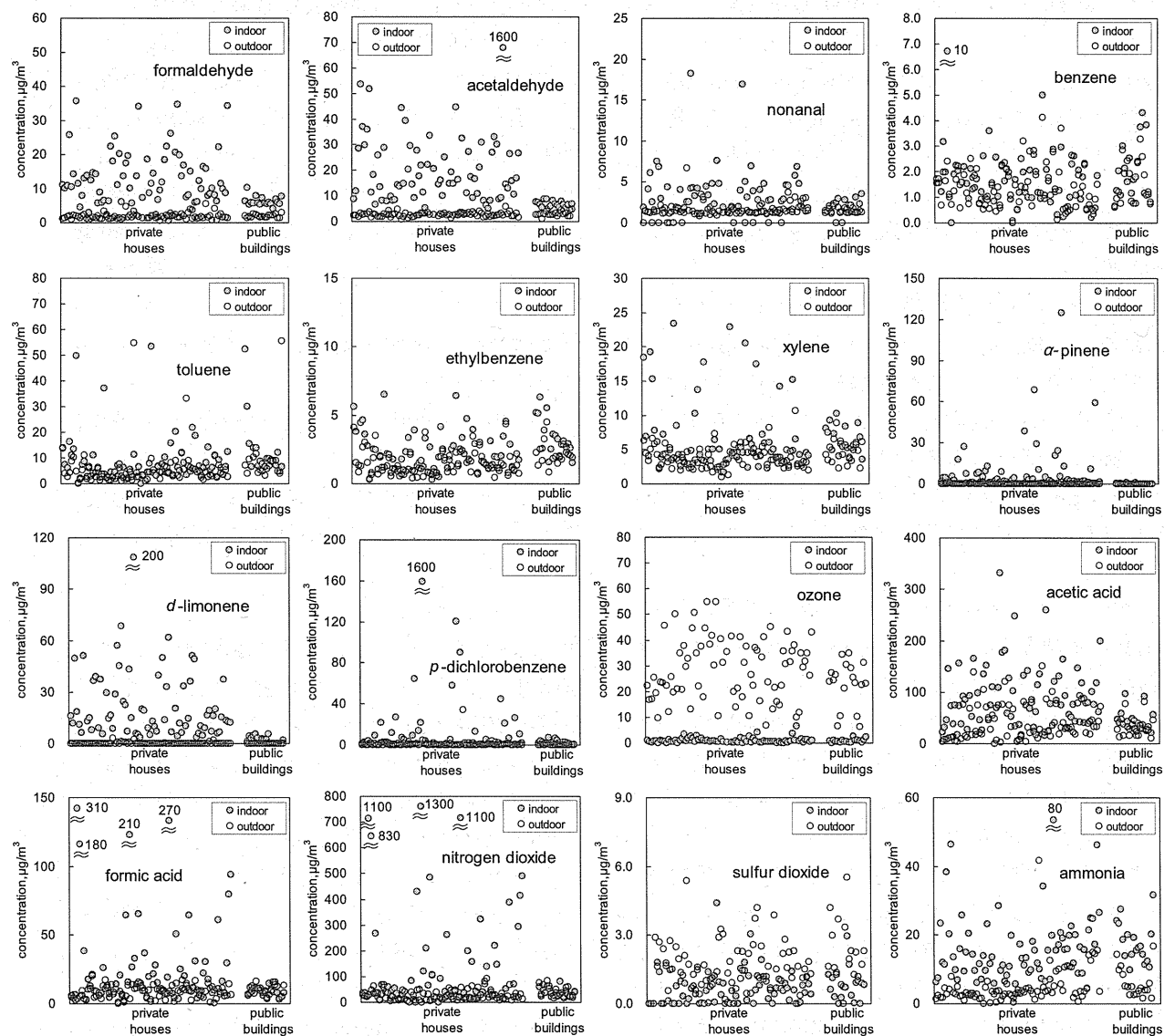


Fig. 3. Concentrations of gaseous compounds in indoor and outdoor air in winter at 18 public buildings in Yokohama City and 77 private houses around Yokohama City.

Fig. 3 に公共建築物と個人住宅における主な化合物の濃度分布を示す。各物質ごとに、公共建築物と個人住宅との比較を行った。平均値の差の検定には Welch's t test (片側) を用いた。

**カルボニル化合物：**屋内における平均値について、ホルムアルデヒドは公共建築物が  $6.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 ( $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 48% の値を示し、アセトアルデヒドは公共建築物が  $6.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 34% の値を示した。ノナナールは公共建築物が  $2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 ( $3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 61% の値を示した。ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、ノナナールとも、公共建築物屋内の数値は個人住宅屋内よりも有意に低い値を示していた (いずれも  $p < 0.01$ )。一方、屋外における平均値については、公共建築物と個人住宅のホルムアルデヒドはそれぞれ  $1.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $1.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , アセトアルデヒドは  $2.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ノナナールは  $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、3 物質ともそれぞれほぼ同じ値であり、公共建築物と個人住宅とで屋外の数値に有意差はなかった。また、これら 3 物質はいずれも屋内の方が屋外より高い平均値を示していた。

**VOCs：**トルエンの屋内における平均値は公共建築物が  $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 ( $8.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 157% の値を示し、公共建築物の方が個人住宅よりも有意に高い数値を示していた ( $p < 0.05$ )。また、屋外では公共建築物が  $9.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 ( $5.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 174% の値を示したが、公共建築物と個人住宅とで屋外の数値に有意差はなかった。

エチルベンゼンについては、屋内における平均値は公共建築物が  $3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と個人住宅 ( $2.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 150% の値を示し、屋外における平均値は公共建築物が  $2.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と個人住宅 ( $1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 157% の値を示した。屋内、屋外とも公共建築物の方が個人住宅よりも有意に高い値を示していた ( $p < 0.01$ )。

キシレンの屋内における平均値は公共建築物と個人住宅がそれぞれ  $6.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $6.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、ほぼ同じ値を示した。屋外では公共建築物が  $4.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 ( $3.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 118% の値を示したが、屋内、屋外とも公共建築物と個人住宅とで有意差はなかった。

パラジクロロベンゼンについては、屋内におい

て平均値では公共建築物が  $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 ( $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 8.6% の値であったが、中央値では公共建築物と個人住宅はそれぞれ  $2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  とほぼ同じ値を示していた。パラジクロロベンゼンには、個人住宅屋内にて  $1600 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と指針値 ( $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) を超えて突出した数値を示した住宅が 1 戸あったが、他の個人住宅 (77 戸中 76 戸) および全公共建築物 18 施設の屋内濃度は指針値の半分以下の値である  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  以下であった。このため、個人住宅屋内における濃度は平均値と中央値とが乖離した数値となった。なお、パラジクロロベンゼンが突出した数値を示した 1 戸を除いた個人住宅屋内 (76 戸) における平均値、中央値を算出すると、それぞれ  $8.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  となる。この個人住宅屋内 (76 戸) の平均値を公共建築物と比較したところ、個人住宅の方が有意に高いという結果となった ( $p < 0.01$ )。一方、屋外の平均値については、公共建築物と個人住宅はそれぞれ  $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  とほぼ同じ値であり、有意差はなかった。また、パラジクロロベンゼンは屋内の方が屋外より高い平均値を示していた。パラジクロロベンゼンの発生源となる防虫・防臭剤などの化学製品 (パラジクロロベンゼン製剤) の使用状況により数値が大きく分かれたと思われる。

ベンゼンの屋内における平均値は公共建築物と個人住宅がそれぞれ  $2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を、屋外においてはそれぞれ  $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を示した。屋内、屋外とも公共建築物と個人住宅とで有意差はなかった。

テルペン類、 $\alpha$ -ピネンおよび  $d$ -リモネンについては公共建築物と個人住宅の屋内濃度に大きな相違が見られた。 $\alpha$ -ピネンの屋内における平均値は公共建築物が  $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 ( $7.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 1.3% の値を示し、 $d$ -リモネンの屋内平均値は公共建築物が  $2.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 ( $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 9.5% の値を示した。 $\alpha$ -ピネンおよび  $d$ -リモネンについては、公共建築物屋内の数値は個人住宅よりも有意に低い値を示していた (いずれも  $p < 0.01$ )。一方、屋外における  $\alpha$ -ピネンおよび  $d$ -リモネンの平均値は公共建築物および個人住宅とも平均値が  $0 \sim 0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、検出されていないものも多く、ほとんど差は認められなかった。 $\alpha$ -ピネンおよび  $d$ -リモネンは木材から多く検出される

が、個人住宅には木造の住宅が含まれるのに対し、今回調査対象とした公共建築物は全て鉄筋コンクリート製である。建材の種類の違いがこの相違の一因になっていると考えられる。

**オゾン**：屋内におけるオゾンの平均値は公共建築物と個人住宅がそれぞれ  $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であり、公共建築物と個人住宅とで屋内におけるオゾン濃度に有意差はなかった。屋外については公共建築物と個人住宅がそれぞれ  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$  の値を示した。なお、調査対象とした全建築物のオゾン濃度の平均値は屋外が  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、屋内 ( $1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 28 倍であり、屋外のオゾン濃度は屋内よりも有意に高い数値であった ( $p < 0.01$ )。

**酸性ガス**：屋内における二酸化窒素の平均値は公共建築物が  $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、個人住宅は  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅は公共建築物の約 4 倍の値を示し、個人住宅の方が公共建築物よりも有意に高い値を示していた ( $p < 0.01$ )。一方、屋外の平均値は公共建

築物、個人住宅がそれぞれ  $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であり、公共建築物の方が個人住宅よりも有意に高い値を示していた ( $p < 0.01$ )。二酸化窒素について、個人住宅の I/O 比の中央値は 2.1 と、公共建築物 (0.78) の約 2.7 倍の数値を示していた。二酸化窒素は燃焼によって発生するが、公共建築物については測定箇所が事務フロアであったため、ガスコンロを使用している施設はなかったが、個人住宅においては 77 戸中 51 戸でガスコンロを使用していた。また、公共建築物の中には燃焼系暖房器具を使用している施設はなかったが、個人住宅においては、燃焼系暖房器具を使用していた住宅が 77 戸のうち 18 戸あった。公共建築物と個人住宅の I/O 比の相違は、屋内における二酸化窒素濃度の相違が主な要因であり、なかでもガスコンロや燃焼系暖房器具の使用状況の相違に由来すると考えられる。さらに、個人住宅において燃焼系暖房器具を使用していた住宅 18 戸のうちの 16 戸では二酸化窒素の I/O 比が 2.5 以上となってい

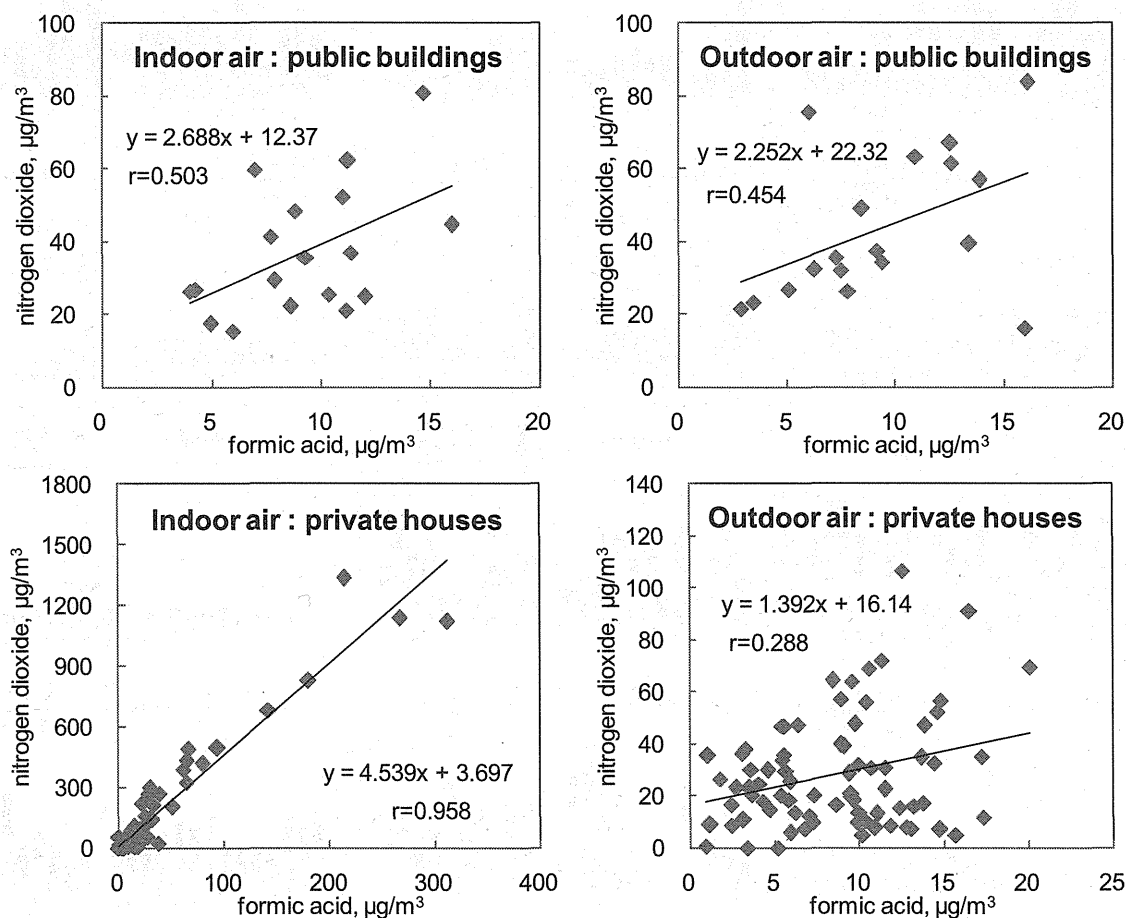


Fig. 4. Relationship between formic acid and nitrogen dioxide concentrations measured in indoor and outdoor air in winter at 18 public buildings in Yokohama City and 77 private houses around Yokohama City.



た。燃焼系暖房器具の使用は室内の二酸化窒素濃度の上昇に大きく寄与しているものと考えられる。

酢酸の屋内における平均値は公共建築物が 45  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 (87  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 52% の値を示した。公共建築物屋内の数値は個人住宅よりも有意に低かった ( $p < 0.01$ )。屋外については、公共建築物と個人住宅の平均値がそれぞれ 32  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 41  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  であり、公共建築物と個人住宅とで有意差はなかった。

ギ酸の屋内における平均値は公共建築物が 9.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  と、個人住宅 (32  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) の 29% の値を示した。公共建築物屋内の数値は個人住宅よりも有意に低かった ( $p < 0.01$ )。屋外については、公共建築物と個人住宅の平均値がそれぞれ 9.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 8.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  であり、公共建築物と個人住宅とで有意差はなかった。冬季においては、ギ酸の室内濃度は二酸化窒素との相関が高いことから燃焼系暖房器具との関連が示唆されている<sup>4)</sup>。Fig. 4 に公

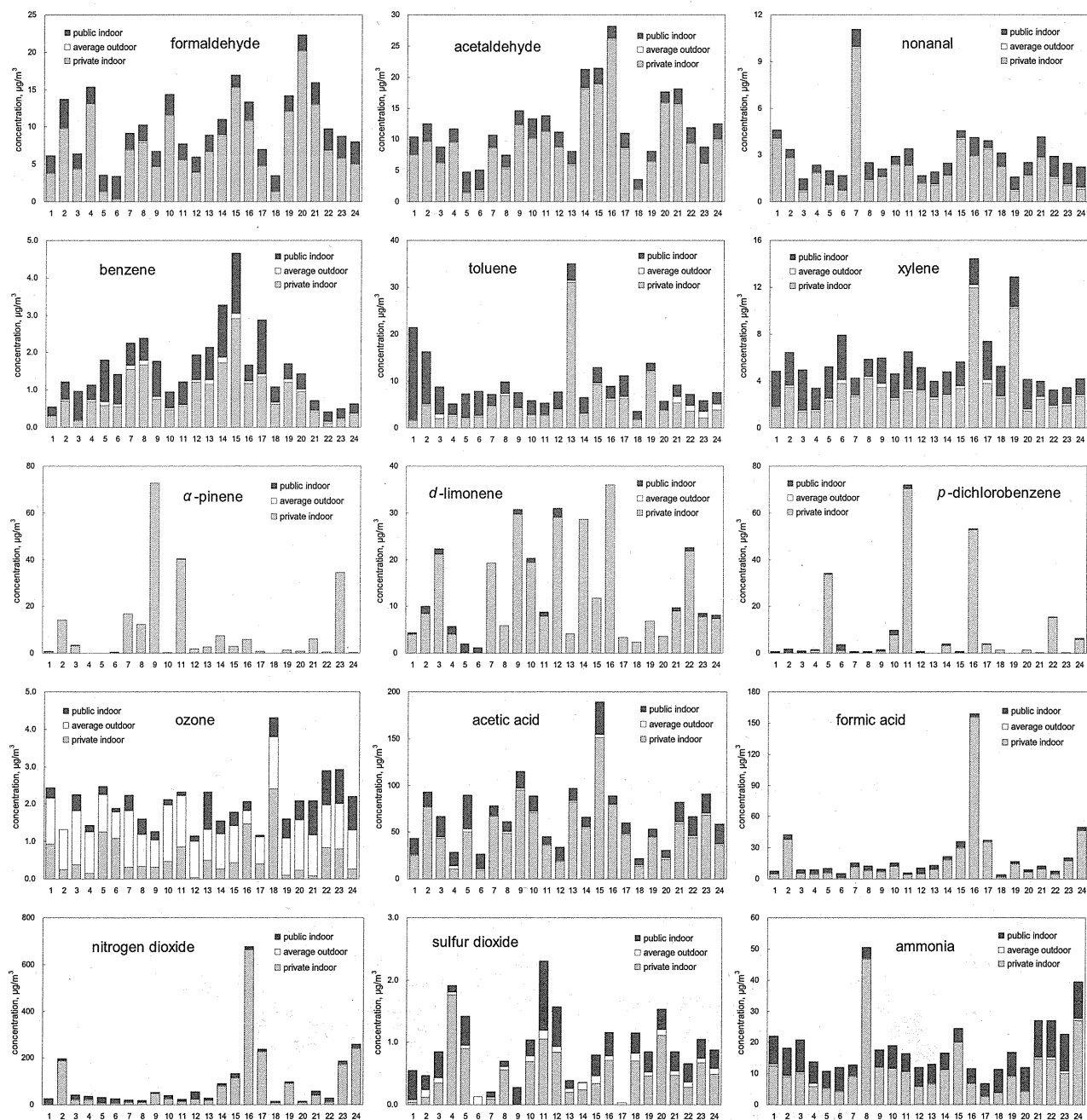


Fig. 5. Concentrations over personal environmental exposures at public building (9-hour), personal house (14-hour) and outdoor air (1-hour) in Yokohama City in winter.



共建築物と個人住宅の屋内および屋外におけるギ酸濃度と二酸化窒素濃度との関係を示す。公共建築物、個人住宅とも屋外よりも屋内の方が相関が高く、中でも個人住宅屋内においては $r=0.958$ と非常に高い相関が認められた。燃焼系暖房器具が使われていたのは個人住宅屋内のみであったために、個人住宅屋内ではギ酸と二酸化窒素との相関が高くなったと考えられた。

二酸化硫黄の屋内の平均値は公共建築物、個人住宅とも $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、公共建築物と個人住宅とで有意差はなかった。一方、屋外における二酸化硫黄の平均値は公共建築物が $2.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅( $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )の140%の値を示した。二酸化硫黄の平均値は屋外の方が屋内よりも高い数値であった。

**塩基性ガス：**屋内におけるアンモニアの平均値は公共建築物が $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅( $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )の113%の値であった。また、屋外については公共建築物と個人住宅がそれぞれ $6.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $5.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の値を示し、屋内、屋外とも公共建築物と個人住宅とで有意差はなかった。なお、調査対象とした全建築物のアンモニア濃度の平均値は屋内が $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、屋外( $5.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )の約3倍であり、屋内のアンモニア濃度は屋外よりも有意に高い数値であった ( $p < 0.01$ )。

### C.3.2. 冬季における個人の一暴露濃度の推定

調査対象の公共建築物は市民利用施設であると同時に、そこで働いている人にとっては職場でもある。今回調査を行った個人住宅の中には、公共建築物での勤務者自宅が一部含まれる。個人住宅77戸の中から、公共建築物18施設の勤務者自宅24戸を抽出し、職場(公共建築物18施設)および自宅(抽出された個人住宅24戸)の室内空気質と各場所での在室時間を併せて検証することにより、個人(24名)の一日暴露量の評価を試みた。なお、一日の暴露濃度は、職場(公共建築物屋内)で過ごす時間を9時間、屋外で過ごす時間を1時間、自宅屋内で過ごす時間を14時間と仮定し、それぞれの24時間平均濃度に、 $9/24$ 、 $1/24$ 、 $14/24$ を乗じたものを合計して暴露濃度を算出した。なお、屋外濃度は、公共建築物と個人住宅における各屋外濃度の平均値を採用した。24名の公共建築物屋内、屋外、自宅屋内における暴露濃度を Fig. 5 に示す。人は室内で過ごすことが多いため、室

内空气中化学物質が多いと暴露量も増える。特に、比較的長時間を過ごすことが多い自宅の室内空気質は、暴露に対する寄与が大きくなる。今回の冬季調査において、パラジクロロベンゼン、 $\alpha$ ピネン、 $\beta$ リモネン、二酸化窒素、ギ酸などについては、公共建築物よりも個人住宅で高い室内濃度を示していた。このため、このような物質については在室設定時間が加味された結果、自宅の室内空気質の影響がより大きくなった。一方、オゾンについては屋外で過ごす時間を一日のうち1時間と短時間に設定したが、屋外の数値に比べて屋内の数値が大幅に小さかったため、24名のオゾン暴露濃度のI/O比をそれぞれ算出したところ、平均値が1.1、中央値が0.80であった。また、24名中の16名については在室設定時間が加味されているにもかかわらず、オゾン暴露濃度のI/O比が1を下回っており、屋外からの暴露の方が屋内からの暴露よりも大きいと算出された。

## D. 結論

横浜市内の公共建築物18施設と、横浜市およびその周辺地域にある個人住宅77戸の屋内・屋外において、空気環境中の広範囲にわたる化学物質を測定することが可能な各種拡散サンプラーを用いたガス状化学物質の測定を行い、冬季における汚染の実態把握を行った。

公共建築物18施設においては屋内、屋外とも本研究で調査対象とした化学物質のうち、厚労省が策定した室内濃度指針値および暫定目標値を超過した物質はなかった。しかし、環境省が環境基準値を策定した物質のうち、ベンゼンの超過が3施設で認められ、超過率は17%であった。なお、この3施設のうち1施設については屋内、屋外とも環境基準値を超過していた。一方、個人住宅においては、77戸のうち、屋内において何らかの物質の濃度が指針値等を超過した住宅は24戸あり、指針値超過率は31%を示し、なかには複数の物質が指針値等を超過した個人住宅もあった。

また、今回調査を行った公共建築物と個人住宅の室内環境について比較を行ったところ、公共建築物の室内空气中化学物質の総和は個人住宅の43%であり、個人住宅に比べて有意に低い数値であった。

さらに、個人住宅の中から公共建築物18施設の勤務者自宅24戸を抽出し、職場および自宅の各室内空気質に在室時間を併せて検証することで、個人の一〇日暴露量の評価を試みた。今回の冬季調査において、パラジクロロベンゼン、 $\alpha$ ピネン、 $d$ リモネン、二酸化窒素、ギ酸などについては、公共建築物よりも個人住宅で高い室内濃度を示したため、このような物質については在室設定時間が加味された結果、自宅の室内空気質の影響がより大きくなった。一方、オゾンについては屋外で過ごす時間を一日のうち1時間と短時間に設定したにもかかわらず、屋外空気質からの暴露が室内空気質からの暴露よりも大きいと算出されたケースが3分の2の割合にのぼった。

#### 文 献

- 1) Uchiyama, S.; Inaba, Y.; Kunugita, N. A diffusive sampling device for simultaneous determination of ozone and carbonyls. *Analytica Chimica Acta* 2011, 691, 119-124.
- 2) Yamada, T.; Uchiyama, S.; Inaba, Y.; Kunugita, N.; Nakagome, N.; Seto, H. A diffusive sampling device for measurement of ammonia in air. *Atmospheric Environment* 2012, 54, 629-633.
- 3) 内山茂久; 稲葉洋平; 樺田尚樹 拡散サンプラーを用いた居住環境中に存在する化学物質の全国実態調査 平成24年度厚生労働科学研究費補助金(健康安全・危機管理対策総合研究事業)分担研究報告書 2013, 15-26
- 4) 所翌萌; 内山茂久; 稲葉洋平; 中込秀樹; 樺田尚樹 拡散サンプラーを用いた冬季と夏季における室内空気中化学物質の全国調査—無機ガス状物質— 平成25年室内環境学会学術大会講演要旨集, 2013, 21(2), 108-109.

平成25年度厚生労働科学研究費補助金（健康安全・危機管理対策総合研究事業）  
分担研究報告書

シックハウス症候群の発生予防・症状軽減のための室内環境の実態調査と改善対策に関する研究

1. 化学物質に対する感受性変化の要因及び室内空気汚染物質の健康リスク評価

分担研究者	東 賢一	近畿大学医学部講師
分担研究者	内山巖雄	財団法人ルイ・パストゥール医学研究センター上席研究員 京都大学名誉教授
分担研究者	緒方裕光	国立保健医療科学院研究情報支援研究センター
研究協力者	内山茂久	国立保健医療科学院生活環境研究部上席主任研究官

研究要旨

2012年1月に実施した Quick Environmental Exposure and Sensitivity Inventory (QEESI)による化学物質高感受性集団に関する全国規模の調査（回答者 7,245名）のうち、化学物質に対して感受性が高いと考えられる高感受性群と、それ以外の対照群を抽出し、化学物質への感受性に対する経年変化とそのリスク要因及び改善要因、心理面に関する影響について前年度に引き続き2年目の追跡調査を行った。調査は、これまでと同様にインターネット調査会社に委託し、2014年1月に実施した。回答は、高感受性群 489名（回答率 69.0%）、対照群 1,131名（67.4%）から得られた。得られた回答を解析した結果、化学物質への感受性増悪は、臭いや刺激への曝露がリスク要因となっていること、心理面では、自己の感情の自覚や認知の困難さ、不安や否定的感情の増加が感受性の増悪でみられること、感受性の改善では、換気や空気清浄機の使用などの物理的な方法での改善はみられないことなどが示唆され、1年目の調査結果と同様であった。生活や職場の変化では、感受性増悪の大きな要因はみられなかったが、感受性増悪を防止する要因としては、適度な運動があげられた。前年度では、規則正しい生活があげられており、生活面での改善が、感受性改善に寄与する可能性が示唆された。室内空気質では、温熱環境などの物理的因子、たばこ臭やカビ臭や不快臭などの化学的因子が感受性増悪のリスク要因としてあげられた。以上より、臭いや刺激への曝露を防止すること、室内空気質や生活面での改善によって、化学物質に対する感受性増悪の防止や感受性改善に結びつけることができると考えられる。但し、本研究は、シックハウス症候群の中でも、化学物質に対して敏感な状態にあるものを主な対象としている。従って、居住環境における高濃度の化学物質曝露等によって体調不良を生ずるものを含むシックハウス症候群に全てあてはまるわけではないことに留意しなければならない。

本研究班が2012年～2013年の冬期及び夏期に全国514の既築家屋で実施した54物質の室内濃度に対して、健康リスク評価を実施した。その結果、ベンゼン、二酸化窒素、ギ酸、塩化水素、酢酸エチルなど、指針値が策定されていないハイリスクと推定される物質を見いだした。

A. 研究目的

1990年代頃よりシックハウス症候群の問題が大きくなり、住宅における化学物質対策は、厚生労働省による室内濃度指針値の策定、建築基準法の改正等、幅広く産官学連携で種々の対応がとられ、大きく改善したといわれている<sup>1)</sup>。

しかし、室内濃度指針値が定められなかったその他の化学物質の使用が増加しているとの報告があり、シックハウス問題は解決したとは言いがたい状況にあると考えられている<sup>2)</sup>。

本研究の初年度において、著者らは、米国の Miller らによって開発された自記式調査票

「Quick Environmental Exposure and Sensitivity Inventory (以下 QEESI)」<sup>3)</sup>を用いて、日本で化学物質に高感受性を示す人の比率を把握するために、2012年1月に全国規模の調査を実施した。その結果、回答を得た7,245名のうち、Millerらの設定したカットオフ値に基づき化学物質に対して感受性が高いと考えられる人の割合は4.4%であったことから、現在でもある程度の割合で化学物質に対して感受性が高いと判断される人が依然として存在していることを明らかにした。

次年度は、ここで得た7,245名のうち、化学物質に対して感受性が高いと考えられる735名の高感受性群と、それ以外の1,750名の対照群について、化学物質への感受性に対する1年間の変化、その変化に関連するリスク要因と改善要因、心理面に関する影響について2013年1月に調査を行った。その結果、化学物質への感受性増悪は、臭いや刺激への曝露がリスク要因となっていること、心理面では、自己の感情の自覚や認知の困難さ、不安や否定的感情の増加が感受性の増悪でみられること、日常生活の出来事が感受性増悪に関わっていることが明らかとなった。

今年度は、日常生活の出来事を詳細に調査するために、生活や職業での変化、また、臭いや刺激要因として室内空気質に関する調査項目を追加し、2年目の追跡調査を実施した。

本研究班では、2012年から2013年にかけて、住宅の室内空气中化学物質濃度の実態調査を全国規模で実施してきた。最終年度である今年度は、著者らがその結果に対して、それぞれの化学物質の有害性評価に基づいた健康リスク評価を行い、ハイリスクと判断される室内空気汚染物質を明らかにした。

## B. 研究方法

### B1 化学物質に対する感受性変化の要因

#### B1.1 調査対象

今年度の調査では、前年度の調査で対象とした735名の高感受性群と、それ以外の1,750名の対照群のうち、今年度も引き続きモニター登録を行っている709名の高感受性群と、1,677名の対照群に対して前年度と同様にインターネ

ットによる質問調査を実施した。

#### B1.2 調査方法

本調査では、前述の高感受性群709名と対照群1,677名に対して、インターネット調査会社を通じて調査依頼を行い、3週間の回答期間を設け、その間に2回の催促をメールで行った。調査は2014年1月10日から同1月30日の間に実施した。

#### B1.3 調査票

前年度に使用した調査票に対して、過去1年間の生活や職業の変化に関する質問項目と、過去1ヶ月の室内空気質に関する質問項目を追加した。室内空気質に関する質問項目は、米国環境保護庁<sup>4)</sup>や米国国立労働安全衛生研究所<sup>5)</sup>が使用しているシックビルディング症候群の調査票の質問項目を使用した。

調査票の最初の画面では、情報バイアスをできるだけ排除するために、シックハウスや化学物質の言葉が出ないようにし、また、日常的な状況を問うよう説明文や質問文全体に渡って配慮した。

## B2 室内空気汚染物質の健康リスク評価

### B2.1 評価対象

本研究班が2012年～2013年の冬期及び夏期に全国514の既築家屋で実施した54物質の室内濃度を対象とした。

### B2.2 健康リスク評価方法

全国調査で得られた室内濃度の統計値（算術平均値、幾何平均値、中央値、90パーセンタイル値、95パーセンタイル値、99パーセンタイル値、最大値）に対して、各物質の非発がんリスク評価値（RfC）または発がんのユニットリスク（UR）を用い、非発がん評価では曝露余裕度（MOE）、発がん評価ではがん過剰発生率を算出した。非発がんリスク評価値は、国際機関及び各国の関係省庁等が公表している評価文書をもとに、最も信頼性のあると思われる亜急性毒性、慢性毒性または生殖発生毒性の無毒性量または最小毒性量を判断し、断続曝露から連続曝露への換算、デフォルトで用いられる曝露期間、最小毒性量、種差及び個体差に関する不確実係数から導出した。ユニットリスクは、国際がん研究機関の発がん性分類でグループ1か

つ発がんリスク評価が必要と判断される物質について、国際機関及び各国の関係省庁が公表しているユニットリスクを用いた。

MOE が 1 未満またはがん過剰発生率が  $10^{-5}$  以上であればリスク A (ハイリスク)、MOE が 1 以上 10 未満、がん過剰発生率が  $10^{-6}$  以上  $10^{-5}$  未満であればリスク B (調査等要検討)、MOE が 10 以上、がん過剰発生率が  $10^{-6}$  未満であればリスク C (静観) と判定した。これらのリスク評価方法は、著者らが既往研究で行ったものである。なお、非発がんリスク評価値については、曝露経路として経口曝露のデータを用いたものや、データ不足を追加で考慮した不確実係数の大きさに基づき評価値の確からしさを 3 段階(1000 未満を H、1000 以上 5000 未満を M、5000 以上を L) で評価した。L は不確実係数が大きく評価値の信頼性はかなり低いと判断される。

#### (倫理面での配慮)

高感受性集団の質問調査は、財団法人レイ・パストゥール医学研究センター倫理委員会の承認を得て実施した (承認番号 LPC. 12)。

### C. 研究結果

#### C1 化学物質に対する感受性変化の要因

##### C1.1 回答者の基本属性

調査の結果、高感受性群 489 名 (回答率 69.0%)、対照群 1,131 名 (67.4%) から回答を得た。全体での回答率は 67.9%であった。

回答者の平均年齢は高感受性群 55.4 歳 (23~84 歳)、対照群 55.9 歳 (22~83 歳)、男性の比率は高感受性群 33.9%、対照群 34.0%であった。

##### C1.2 化学物質感受性の経年変化とその要因

本研究での高感受性群は、昨年度の調査同様に、QEESI に関する Miller<sup>3)</sup>、北條<sup>7)</sup>、Skovbjerg<sup>8)</sup>のいずれかのクライテリアを満たすもの及びシックハウス症候群や化学物質過敏症の治療を受けていると回答したものを高感受性のクライテリアとしている。昨年度同様に、高感受性群と対照群について、この 1 年間の感受性変化を評価するにあたり、この高感受性クライテリアを満たしているかどうかで判断した。

高感受性群で、今回の調査で高感受性クライテリアを引き続き満たしていたものを「変化なし」、満たさなかったものを「感受性改善」とした。同様に対照群では、高感受性クライテリアを満たしたものを「感受性増悪」、引き続き満たしていないものを「変化なし」とした。

2 年間の追跡調査で実施した 3 回のアンケート全てに回答した 1,429 名の感受性変化の推移を図 1 に示す。1 年間で感受性の増悪や改善が高感受性群及び対照群いずれにもみられ、化学物質感受性は日常生活の影響を大きく受けていることが推察される。特に、高感受性集団では感受性が変化した割合が大きく、外的要因の変化に対して敏感であることが推察される。

過去 1 年間における感受性変化を図 2 に示す。高感受性群のうち、この 1 年間で感受性の改善がみられたものは 48.0%、対照群のうち、この 1 年間で感受性の増悪がみられたものは 8.5%であった。

この 1 年間の生活環境変化等による影響 (表 1~表 4) では、臭いや刺激の強いものに触れる機会があるものほど対照群で感受性が増悪したものが有意に増えた。この結果は前年度と同じであり、前年度の結果が再現された。また、この 1 年間で部屋のカビを除去したもののほど、対照群で感受性の増悪したものが有意に増えた。高感受性群では、この 1 年間で壁材を交換したもののほど、感受性が改善されていた。前年度と同様に、換気や空気清浄機の使用などの物理的な方法では、感受性の改善はみられなかった。

この 1 年間の生活や職場の変化等による影響 (表 5 及び表 6) では、感受性増悪を防止する要因として適度な運動があげられた。

過去 1 ヶ月の自宅の室内空気質では、感受性増悪要因として、空気よどみ、過度な温熱環境、湿気、エアコンの風や臭い、カビ臭、ほこりや汚れ、たばこ臭、不快な薬品臭、食品や香水等の不快臭があげられた (表 7)。

##### C.3 心理面に関する影響

CSS-SHR (化学物質過敏/感覚過敏)、CHS (環境の臭い)、MUSS (粘膜症状)、CNSS (中枢神経系症状)、CSAS (社会活動)、SSAS (身体感覚増幅尺度)、APQ (自律神経系の知覚・認知)、TAS (忘我性、没入性)、TMAS/MCSDS

(不安と社会的望ましさ)、TAS20 (失感情症)、NAS (否定的感情)、RTE (過去1年間の生活上の出来事)、PSS (過去1ヶ月に受けたストレス) のスケールで評価を行い、TAS20 は、DIF (感情同定困難)、DDF (感情伝達困難)、EOT (外向性思考) の3つに細分化した評価も行った。

この1年間の感受性変化と主症状や心理面での影響(表8)では、高感受性群で感受性が改善したものは、CHS、MUSS、CNSSともにスコアが有意に低かった。また、CSS-SHR、SSAS、APQ、CSASでもスコアが有意に低かった。従って、外的環境ストレスや臭いや刺激等に対する反応や身体的感覚の敏感さは全体的に低下していた。一方、対照群で感受性が増悪したものは、CSS-SHRとSSASを除き、これらの敏感さが有意に高くなっていた。

心理面での影響について、高感受性群で感受性が改善したものでは、MCSDS、TMAS、TAS20-DIF、TAS20-DDF、NASでスコアに有意な差がみられた。ライフイベントについてもRTEとPSSでスコアが有意に低くなっていた。一方、対照群で感受性が増悪したものは、TAS、MCSDS、TMAS、TAS20-DIF、NASでスコアが有意に高くなっていた。ライフイベントについてもPSSでスコアが有意に高くなっていた。

全体として、自己の感情の自覚や認知の困難さ、不安や否定的感情の増加が感受性の増悪で有意にみられ、社会活動の低下も有意であり、これらの項目のスコアは、高感受性群で感受性の改善がみられた場合には減少した。項目によっては若干の差があるものの、総じて平成24年度の結果が再現された。

## C2 室内空気汚染物質の健康リスク評価

図3に健康リスク評価スキームの概要<sup>6)</sup>、図4に健康リスク評価の判定基準<sup>6)</sup>を示す。全国調査を行った54物質のうち、7物質については、非発がんリスク評価値やユニットリスクが得られず有害性評価ができなかった。

表9に有害性評価結果と非発がんリスク評価値及びユニットリスクを示す。また、非発がんリスク評価値の確からしさをあわせて示す。

これらの評価値に対して、2012年から2013年にかけて冬期及び夏期実施した全国調査で得られた室内濃度の統計値(算術平均値、幾何平均値、中央値、90パーセンタイル値、95パーセンタイル値、99パーセンタイル値、最大値)に対して、各物質の非発がんリスク評価値(RfC)または発がんのユニットリスク(UR)を用い、非発がん評価では曝露余裕度(MOE)、発がん評価ではがん過剰発生率を算出した。そして、MOEが1未満またはがん過剰発生率が $10^{-5}$ 以上であればリスクA(ハイリスク)、MOEが1以上10未満、がん過剰発生率が $10^{-6}$ 以上 $10^{-5}$ 未満であればリスクB(調査等要検討)、MOEが10以上、がん過剰発生率が $10^{-6}$ 未満であればリスクC(静観)と判定した。冬期の結果を表10、夏期の結果を表11に示す。また、これらをまとめた結果を表12に示す。

冬期でリスク判定Aであった物質は、ベンゼンと二酸化窒素の中央値以上、アセトアルデヒド、ギ酸、塩化水素の95パーセンタイル以上、パラジクロロベンゼンの99パーセンタイル以上、キシレン、1,2,4-トリメチルベンゼン、二酸化硫黄、アンモニア、トルエン、四塩化炭素、1,2-ジクロロエタン、エチルベンゼン、酢酸エチルの最大値であった。夏期でリスク判定Aであった物質は、ベンゼン、ギ酸、塩化水素、パラジクロロベンゼンの95パーセンタイル以上、二酸化窒素、1,2-ジクロロエタン、アセトアルデヒド、酢酸エチルの99パーセンタイル以上、ホルムアルデヒド、アンモニア、トルエン、1,2,4-トリメチルベンゼン、n-ヘキサン、ヘキサナールであった。

## D. 考察

### D1 化学物質に対する感受性変化の要因

化学物質への感受性増悪は、臭いや刺激への曝露がリスク要因となっており、平成24年度の調査結果が再現された。感受性増悪を防止する要因としては、適度な運動があげられた。

心理面では、自己の感情の自覚や認知の困難さ、不安や否定的感情の増加が感受性の増悪で有意にみられ、社会活動の低下も有意であった。ここでも平成24年度の調査結果が再現された。これらの項目のスコアは、高感受性群で感受

性の改善がみられた場合には減少した。

平成 24 年度の調査結果と同様に、換気や空気清浄機の使用などの物理的な方法では感受性の改善はみられなかった。

自宅の室内空気質では、感受性増悪要因として、空気のだよみ、過度な温熱環境、湿気、エアコンの風や臭い、カビ臭、ほこりや汚れ、たばこ臭、不快な薬品臭、食品や香水等の不快臭があげられた。

以上より、臭いや刺激への曝露を防止することや、室内の物理的及び化学的な空気質を改善することで、化学物質に対する感受性増悪の防止や感受性改善に結びつけることができると考えられる。また、感受性の増悪や改善では心理スコアの悪化や改善がみられることから、心理面でのサポートも併せて検討することが重要であると考えられる。

## D2 室内空気汚染物質の健康リスク評価

ベンゼン、二酸化窒素、ギ酸、塩化水素は、年間を通じてハイリスク傾向にあった。特にベンゼン、二酸化窒素、アセトアルデヒドは冬期にリスクが高い傾向にあり、生活習慣や燃焼型暖房器具からの排出物が関与している可能性が推定される。パラジクロロベンゼンは室内濃度指針値策定物質であるが、いまだにハイリスク傾向であった。酢酸エチル、パラジクロロベンゼン、1,2-ジクロロエタンは夏期にリスクが高い傾向にあり、建材や家庭用品等からの揮発によるものと推定される。本リスク評価の結果、ベンゼン、二酸化窒素、ギ酸、塩化水素、酢酸エチルなど、指針値が策定されていないハイリスクと推定される物質を見いだした。

## E. 総括

化学物質への感受性増悪は、臭いや刺激への曝露がリスク要因となっていること、心理面では、自己の感情の自覚や認知の困難さ、不安や否定的感情の増加が感受性の増悪でみられることなどが明らかとなり、前年度と同様の結果が得られた。

感受性の改善では、換気や空気清浄機の使用などの物理的な方法での改善はみられなかった。また、感受性が改善されたものには、不安や感

情の不安定さの要因が改善された。これらについても、前年度と同様の結果であった。

生活や職場の変化では、感受性増悪の大きな要因はみられなかったが、感受性増悪を防止する要因としては、適度な運動があげられた。前年度では、規則正しい生活があげられており、生活面での改善が、感受性改善に寄与する可能性が示唆された。一方、室内空気質では、温熱環境などの物理的因子、たばこ臭やカビ臭や不快臭などの化学的因子が感受性増悪のリスク要因としてあげられた。

以上より、臭いや刺激への曝露を防止すること、室内空気質や生活面での改善によって、化学物質に対する感受性増悪の防止や感受性改善に結びつけることができると考えられる。

本研究は、シックハウス症候群の中でも、化学物質に対して敏感な状態にあるものを主な対象としている。従って、居住環境における高濃度の化学物質曝露等によって体調不良を生ずるものを含むシックハウス症候群に全てあてはまるわけではないことに留意しなければならない。室内空気汚染物質の健康リスク評価では、ベンゼン、二酸化窒素、ギ酸、塩化水素、酢酸エチルなど、室内濃度指針値が策定されていないハイリスク物質を見いだすことができた。本研究の成果は、今後の生活衛生行政の施策に大きく反映できると考えている。

今後は、本研究の成果に基づき、住まい方や生活上の注意点、シックハウス症状を有する人のサポートなど含むシックハウス対策マニュアルを作成することが今後の重要課題である。また、高感受性集団のリスク要因については、化学物質等の実測調査を含めた前向きコホート研究などにより、リスク要因に関するより客観的なエビデンスを得ることが今後の重要課題である。また、住生活で利用される化学物質は化学製品等の技術開発などによって時代とともに変化していくため、室内濃度の継続的なモニタリングと健康リスク評価が今後も必要である。

## 参考文献

- 1) Osawa H, Hayashi M. Status of the indoor air chemical pollution in Japanese houses based on the nationwide field



- survey from 2000 to 2005. *Building and Environment* 44: 1330–1336, 2009.
- 2) 東 賢一, 内山巖雄. 室内環境汚染と健康リスク (特集 環境リスク). *公衆衛生* 74 (4): 289–294, 2010.
  - 3) Miller CS, Prihoda TJ. The Environmental Exposure and Sensitivity Inventory (EESI): a standardized approach for measuring chemical intolerances for research and clinical applications. *Toxicology and Industrial Health* 15: 370–385, 1999.
  - 4) US Environmental Protection Agency. A standardized EPA protocol for characterizing indoor air quality in large office buildings. Washington, D.C., US Environmental Protection Agency, 2003
  - 5) National Institute for Occupational Safety and Health. Indoor Air Quality and Work Environment Symptoms Survey, NIOSH Indoor Environmental Quality Survey. Washington, DC: NIOSH, 1991
  - 6) Azuma, K., Uchiyama, I., Ikeda, K. The Risk Screening for Indoor Air Pollution Chemicals in Japan. *Risk Analysis* 27(6): 1623–1638, 2007.
  - 7) Hoji S et al: Evaluation of subjective symptoms of Japanese patients with multiple chemical sensitivity using QEESI. *Environ Health Prev Med* 14: 267–275, 2009.
  - 8) Skovbjerg S et al: Evaluation of the Quick Environmental Exposure and Sensitivity Inventory in a Danish Population. *Journal of Environmental and Public Health* Volume 2012, Article ID 304314, 10 pages, 2012.

#### F. 研究発表

##### 論文発表

- 1) 東 賢一, 内山巖雄. 化学物質過敏症の実態について—全国規模の調査と臨床の現場から—. *AROMA RESEARCH*, No. 54,

pp.107–110, 2013.

- 2) Azuma K, Uchiyama I, Katoh T, Ogata H, Arashidani K, Kunugita N. Prevalence and characteristics of chemical intolerance: a Japanese population-based study. (in submitted)

##### 学会発表

- 1) 東 賢一, 内山巖雄, 加藤貴彦, 緒方裕光, 嵐谷奎一, 樺田 尚樹. 化学物質高感受性集団の全国調査と室内空気汚染物質の健康リスク評価. 第83回日本衛生学会学術総会, 2013年3月、金沢.
- 2) Azuma K, Uchiyama I, Katoh T, Ogata H, Arashidani K, Kunugita N. A nationwide survey to elucidate the population susceptible to chemicals in Japan: trends in population characteristics in recent decades. Environment and Health—Bridging South, North, East and West Conference of ISEE, ISES and ISIAQ, Basel, Switzerland 19–23 August 2013.
- 3) 東 賢一, 内山巖雄, 加藤貴彦, 緒方裕光, 嵐谷奎一, 樺田 尚樹. 化学物質に高感受性を示す人の分布と感受性変化のリスク要因. 平成25年度室内環境学会学術大会シンポジウム, 2013年12月、佐世保.
- 4) 東 賢一, 内山巖雄, 内山茂久, 加藤貴彦, 緒方裕光, 嵐谷奎一, 樺田 尚樹. 化学物質高感受性集団のリスク要因と室内空気汚染物質の健康リスク評価. 第84回日本衛生学会学術総会シンポジウム, 2014年5月予定, 岡山 (予定).
- 5) Azuma K, Uchiyama I, Katoh T, Ogata H, Arashidani K, Kunugita N. Risk factors for self-reported chemical intolerance: two-year follow-up study. 26th Annual International Society for Environmental Epidemiology Conference, Seattle, Washington, August 24–28, 2014. (in submitted)

- #### G. 知的財産権の出願・登録状況 (予定含む)
- 予定なし

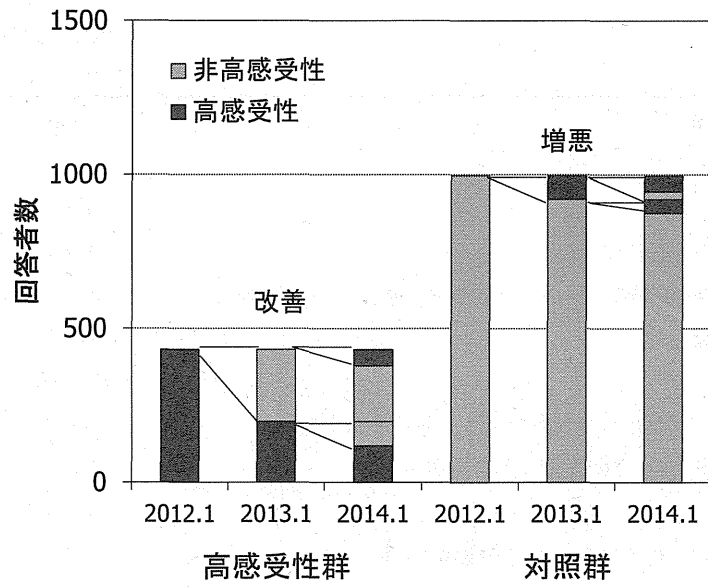


図1 QEEI 感受性変化の推移

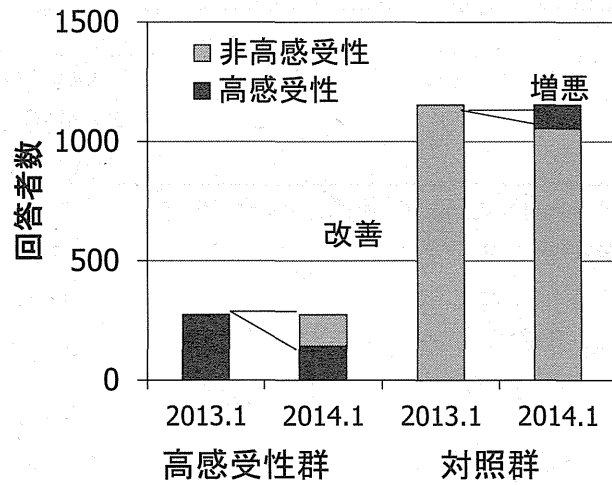


図2 過去1年間の QEEI 感受性の変化

表1 ここ1年の健康状態の変化に関する治療や生活改善、変化等

	オッズ比	
	高感受性群 (感受性改善) (n = 275)	対照群 (感受性増悪) (n = 1154)
1. 医療機関での診療	0.88	1.69*
2. 医薬品の服用	0.88	1.51
3. 病気になった	0.45	0.88
4. 心理カウンセリングを受けた	0.54	1.20
5. サプリメント（栄養補助食品、健康補助食品）の服用	0.93	1.50
6. 適度な運動を心掛けた	1.36	0.69
7. 運動不足	0.53*	1.40
8. 規則正しい生活（食事、睡眠など）を心掛けた	1.29	1.06
9. 不規則な生活（食事、睡眠など）を送った	1.30	1.35
10. 臭いや刺激の強いものを避けるようにした	0.54	3.46**
11. 臭いや刺激の強いものにふれる機会があった	1.09	10.98**
12. 生活習慣の変化	0.77	0.90
13. 生活環境の変化	1.09	2.18
14. 仕事や職場の変化	0.42	1.72
15. その他	0.75	2.00
16. 特に理由はない	1.16	0.76

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$

表2 主に過ごす部屋で1年以内に行った環境を良くする工夫

	オッズ比	
	高感受性群 (感受性改善) (n = 275)	対照群 (感受性増悪) (n = 1154)
1. 換気装置（換気システムや換気扇）の新設、増設、交換	1.09	0.61
2. 窓や扉の開放など、換気を心掛けるようにした	1.03	0.72
3. 掃除をこまめにするようにした	0.72	0.99
4. 除湿器を使用するなど、部屋がじめじめしないようにした	0.83	0.90
5. 部屋のカビを除去した	0.29*	2.87**
6. 部屋の改装やリフォームをした	1.87	2.01
7. 家を増改築した	1.64	1.55
8. 家を引っ越した	1.46	0.49
9. その他	1.17	1.04

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$

表3 主に過ごす部屋で1年以内に新しく交換したもの

	オッズ比	
	高感受性群 (感受性改善) (n = 275)	対照群 (感受性増悪) (n = 1154)
1. 畳	1.58	1.58
2. 木材フローリング	2.51	1.55
3. 壁材	4.55*	0.94
4. カーペット (じゅうたん)	0.67	1.16
5. 家具 (ベッド、戸棚類、机、テーブル、 タンス、椅子類など)	0.90	1.10
6. カーテン	1.25	1.24

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$

表4 空気清浄機の使用や購入状況

	オッズ比	
	高感受性群 (感受性改善) (n = 275)	対照群 (感受性増悪) (n = 1154)
1. 居間又は寝室で現在使用中	0.95	1.02
2. 1年以内に居間又は寝室に新設	0.35	1.21

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$

表5 過去1年間の生活の変化

	オッズ比	
	高感受性群 (感受性改善) (n = 275)	対照群 (感受性増悪) (n = 1154)
1. 新しい趣味ができた	0.67	1.41
2. 睡眠時間が減った	0.71	1.01
3. 睡眠が十分にとれた	1.51	0.72
4. 適度な運動ができた	1.39	0.61*
5. 食事や栄養が十分とれた	0.92	0.72
6. 家族や親族の介護をするようになった	1.42	0.74
7. 介護の負担が増えた	0.90	0.69
8. 介護から解放された	0.45	0.98
9. 在宅時間が増えた	0.80	1.29
10. 外出が増えた	0.85	0.99
11. 人間関係や仕事でストレスが増えた	0.49**	1.24
12. 人間関係や仕事でストレスが減った	0.90	1.09

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ 

表6 過去1年間の職場の変化

	オッズ比	
	高感受性群 (感受性改善) (n = 275)	対照群 (感受性増悪) (n = 1154)
1. 就職した	0.61	1.76
2. 失業していた／失業した	0.90	1.54
3. 転職した	2.22	2.05
4. 解雇された	-	1.55
5. 昇格／昇進した	1.08	1.08
6. やりがいのある仕事に就いた	0.40	0.39
7. 仕事で大きな成果があった	3.30	2.31
8. 職場で多くの変化があった	0.59	1.59
9. 仕事が増えた	0.45	1.65
10. 仕事が減った	0.75	0.81
11. 残業が多かった	0.59	2.00
12. 難しいプロジェクトで仕事した	1.46	-
13. 定年退職した	1.46	1.81
14. 定員削減や解雇の脅威を感じた	-	-
15. 自分の経営する会社が倒産／閉鎖した	-	3.62
16. 職場の同僚と意見の不一致があった	0.67	1.62

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$