

A. 研究目的

シックハウス症候群 (sick house syndrome: SHS) の発生原因としては、化学的要因、生物学的要因、物理的要因や心理的要因などさまざまな要因が指摘されているが明らかになっていない。要因の1つとして、匂いの影響も考えられる。特に匂いは、心地よい香りであればアロマセラピーなどに用いられるように心を落ち着かせる作用がある一方、不快な香りの場合、心的に負担を与える可能性がある。これまで、匂いの情報処理に関する脳領域などの研究はあるが、匂いが持続的に脳にどのような影響をあたるかという観点からの研究はなかった。

そこで、心地よい匂いと不快な匂いを嗅いでいる時の安静時脳活動を測定し、不快な匂いが安静時の脳活動に与える影響を調べ、SHS の要因を探る予備的な検討をおこなった。

B. 研究方法

a) 対象者について

被験者は健常大学生 19 名で、平均年齢 20.8 ± 1.25 歳 (男性 9 人: 20.56 ± 1.13 歳、女性 10 人: 21.1 ± 1.37 歳) であった。尚、被験者には、口頭ならびに書面において実験の内容等を説明し、書面で同意のとれた方を被験者とした。

b) 実験方法

匂い刺激として、市販のアロマオイル 9 種類 (Fresh Mint, Tropical Tuberose, Peach Mango, Zakuro, Tea Tree, Rain Forest, Marjoram, Lavender Silk, Jolly Orange) を使用した。プレレーティングと

して、各被験者は 9 種類のアロマオイルに対する好み (好き-嫌い) を VAS で評価した。その中で、最も評価の高いものを好きな匂い、最も評価が低いものを嫌いな匂いとした。課題条件は、匂い刺激なし条件 (コントロール)、好きな匂い条件 (快条件)、嫌いな匂い条件 (不快条件) の 3 条件とした。被験者は、MRI の中で安静、開眼の状態で見つめていた。MRI の撮像条件は、SIEMENS 社製 MAGNETOM Trio A Tim System 3T を使用し、EPI 法により TR2500ms、TE30msec、Slice 枚数 42 枚、FA90 度、 $3\text{mm} \times 3\text{mm} \times 3\text{mm}$ のボクセル、Ascending で撮像を行った。撮像時間は 6 分とした。

c) 解析

解析は、SPM12 (Wellcome Trust Center for Neuroimaging) を用いて行った。各被験者の条件毎のデータを、統計解析前に、Slice timing による撮像時間補正を行い、その後 realine による体動補正、T1 画像のセグメンテーション後、白質、灰白質のコントラスト補正を行った画像と標準脳と coregistration を行い変換行列を求め、その体動補正後の EPI 画像に適用し標準化を行った。その後、半値幅 8mm の smoothing を行った。その後、EPI 画像の白質部分、脳脊髄液部分の各 volume 毎の平均値を求め、統計解析時の変数とした。

その後、各被験者の課題条件毎に、realign で求められた体動補正データ (6 パラメータ) と白質部分、脳脊髄液部分の volume 毎の平均値を regressor として統計検定を行った。F コントラスト uncorrected $p > 0.001$ で VOI の信号を抽出するコントラストを作成した。その後、安静時脳活動と

して関連する Medial Prefrontal Cortex (MPFC) を VOI として信号を抽出した。MPFC の座標は、 $x=-10$, $y=58$, $z=2$ (Li et al., 2012, *Frontiers in Psychiatry*) とした。その後 VOI で得られた MPFC データ、体動補正データ、白質部分、脳脊髄液部分の volume 毎の平均値を regressor として統計検定を行った。MPFC データに対応する脳活動を T コントラストで求めた。

グループ解析として、各被験者の課題条件毎に得られた MPFC 関連の脳活動を、One-way ANOVA で解析し、それぞれの条件毎の安静時脳活動とした。それぞれの条件別の脳活動を求める統計値は corrected $p>0.05$ とした。快条件>コントロール、不快条件>コントロール条件を求める統計値は uncorrected $p>0.001$ とした。

d) 倫理的配慮

本研究内容は、玉川学園心理実験・脳活動計測実験倫理・安全委員会の承認を得た上で実験を行った。

C. 研究結果

コントロール時の安静時脳活動は、内側前頭葉 (MPFC) に加えて、線条体、後部帯状回 (PCC)、前頭眼窩野、前頭前野背外側部などの脳活動がみられた。一方、快条件では、MPFC に加え、PCC、前頭前野、島皮質などの活動がみられ、不快条件では、MPFC、PCC、上前頭回などの活動がみられた。快条件、不快条件ともにコントロール条件と比較すると、脳活動は低下していた。また、快条件とコントロール条件を比較し、快条件により強く活動している領域を求めたところ、有意な領域は認められなかった。不快条件

とコントロール条件を比較し、不快条件により強く活動している領域を求めたところ、前頭前野背外側部の活動が認められた。さらに、コントロール条件で不快条件と比較しより強く活動している領域を求めたところ MPFC の活動が認められた。

D. 考察

好きな匂いと嫌いな匂いを嗅いでいる時の安静時脳活動を fMRI により計測した。

快条件でコントロールと比較してより強く働く領域を調べたところ、統計的に有意な領域はでてこなかった。一方、不快条件でコントロールと比較してより強く働く領域を調べたところ、前頭前野が有意な領域としてでてきた。これは、前頭前野が不快な匂いに対して脳活動を持続的に抑制している可能性が考えられる。さらに、不快条件と比較しコントロールで MPFC の活動が強くなっていることから、前頭前野が MPFC の脳活動を抑制している可能性もある。今回の解析では、快条件ではコントロール条件と比較して、安静時脳活動に有意な差を認めないが、不快条件では変化がみられた。今回の解析だけでは、この因果関係をはっきりさせることはできないが、今後この関係性を検討する解析法を導入することが必要と思われる。

E. 結論

今回の実験では、快な匂い、不快な匂いを嗅いでいる時の安静時脳活動を計測することで、それぞれの匂いが安静な状態の脳にどのような影響を与えるかを調べた。その結果、快な匂いは匂いを嗅いでいない状

態と比較し違いは認められなかったが、不快な匂いを嗅いでいる時は、前頭前野の活動がより強くなり、MPFCの活動は低下した。

これらのことから、不快な匂いは安静にしている脳に何らかしらの影響を与えていることが明らかになった。今後この不快な匂いが安静時脳活動にどのような影響を与えているかについて、より詳細な検討ができるように新しい解析法を導入し検討することが必要である。

F. 健康危険情報

なし

G. 研究発表（査読付き論文）

- Okada R, Nakagawa J, Takahashi M, Kanaka N, Fukamauchi F, Watanabe K, Namatame M, Matsuda T. The deaf phonological representations in visually

presented verbal memory tasks. Neurosci. Res. 2015 Accepted.

- Ito T, Matsuda T, Shimojo S. Functional Connectivity of the Striatum in Experts of Stenography. Brain and Behavior. 2015 Accepted.
- Takahashi H, Matsuda T. A critical evaluation of current social neuroscience knowledge and new directions in understanding social behavior. Neurosci, Res. 2015 Accepted.
- Kanero J, Imai M, Okuda J, Okada H, Matsuda T. How sound symbolism is processed in the Brain: A study on Japanese Mimetic words. PLoS ONE. 2014, 9(5), e97905.

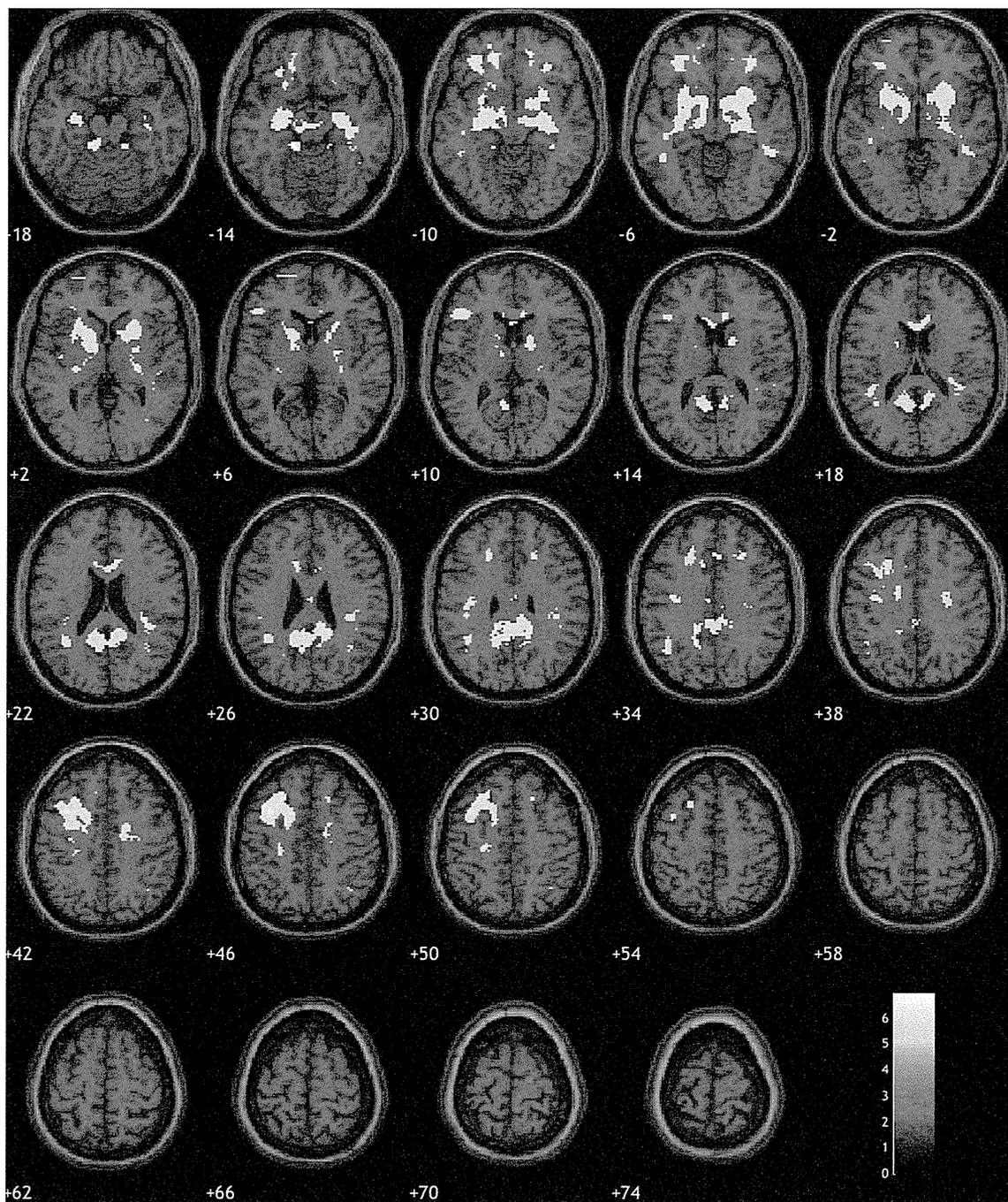


Fig1. 安静時脳活動（コントロール） corrected $p > 0.05$

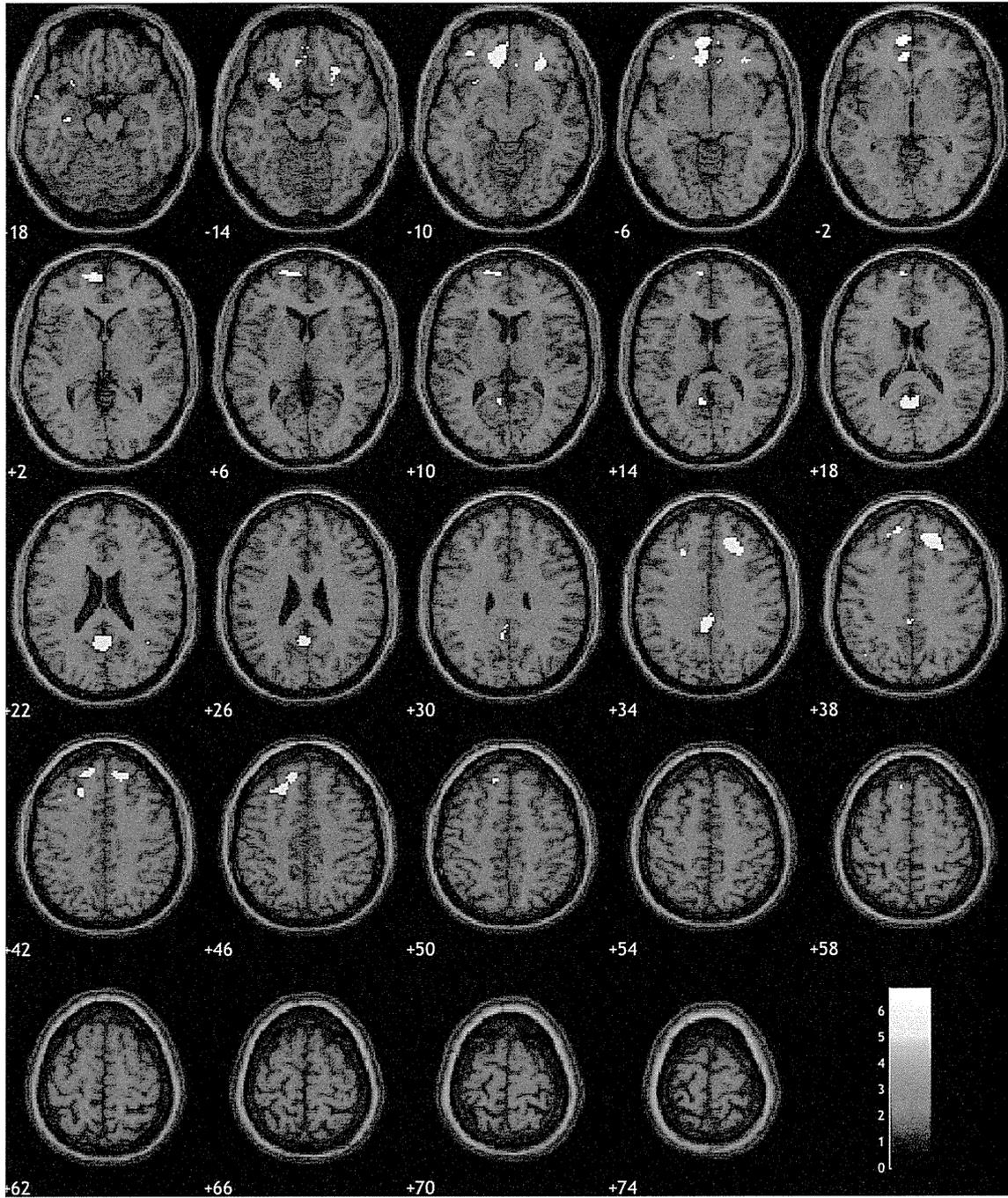


Fig2. 安静時脳活動（快条件） corrected $p > 0.05$

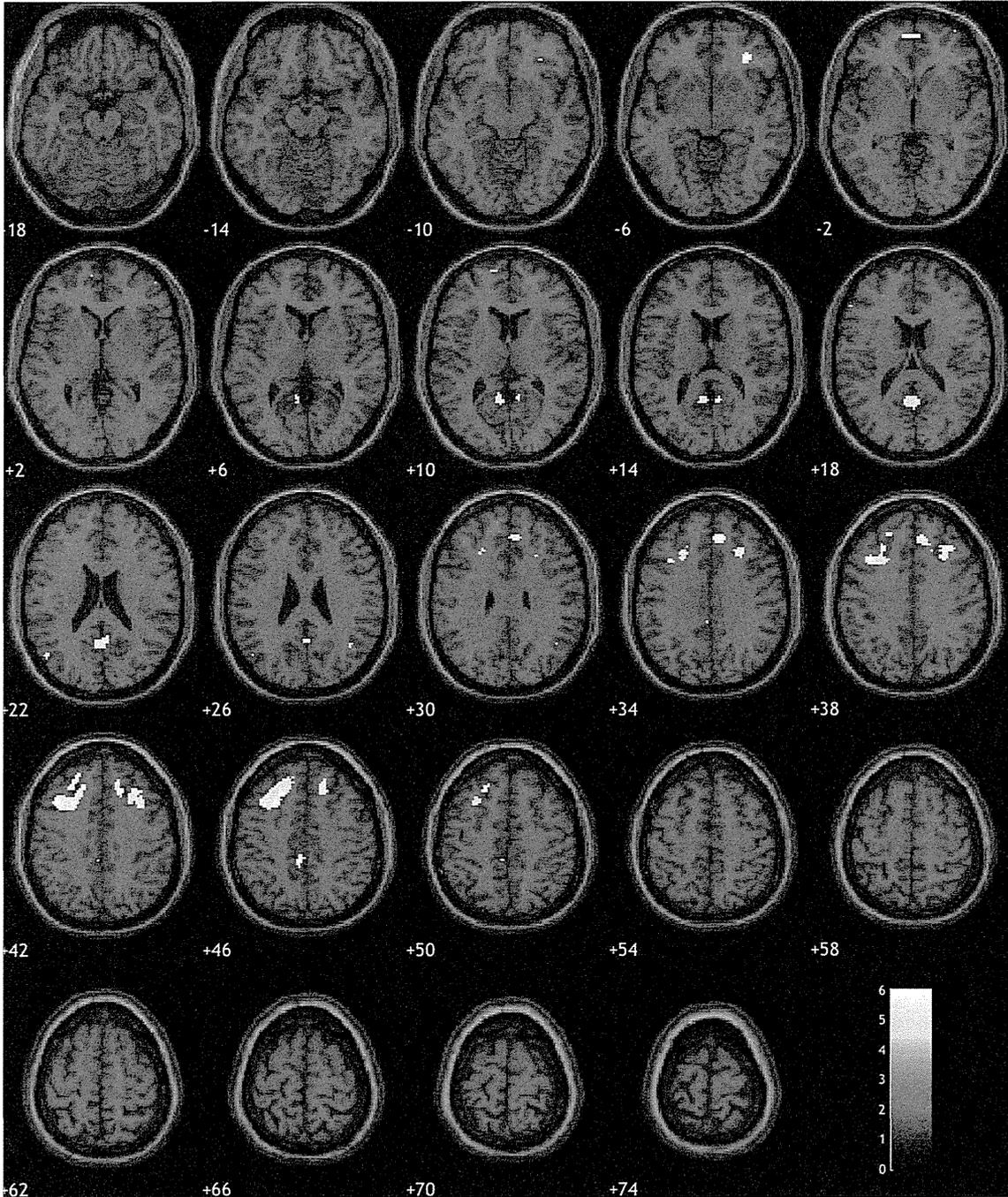


Fig3. 安静時脳活動（不快条件） corrected $p > 0.05$

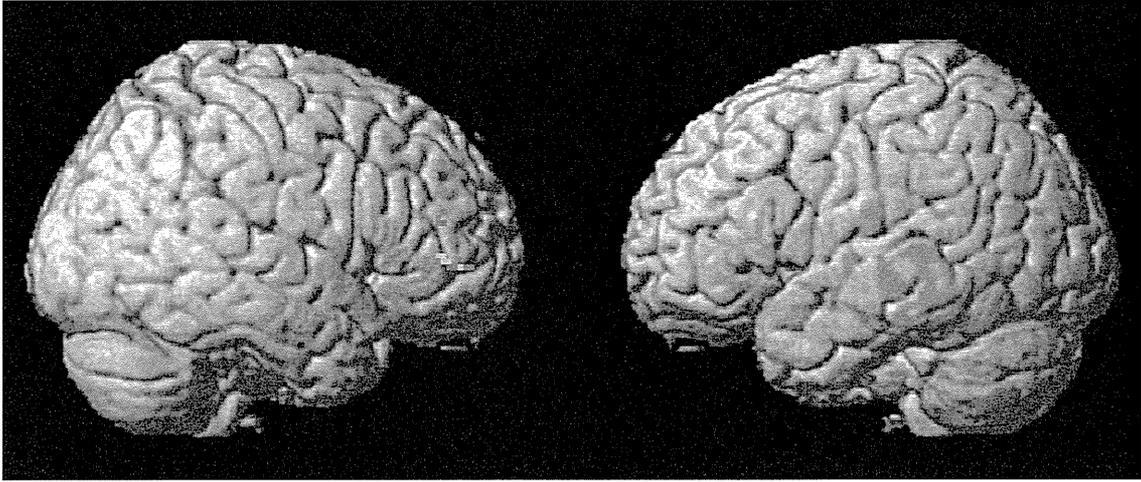


Fig4. 安静時脳活動（不快条件>コントロール） uncorrected $p>0.005$



Fig5. 安静時脳活動（コントロール>不快条件） uncorrected $p>0.005$

「シックハウス症候群の診断基準の検証に関する研究 分担研究報告書」
拡散サンプラーを用いた室内環境の実態調査

研究分担者 樺田 尚樹 国立保健医療科学院
研究協力者 内山 茂久 国立保健医療科学院
稲葉 洋平 国立保健医療科学院
田中 礼子 横浜市衛生研究所, 国立保健医療科学院（研究課程）

研究要旨

目的：シックハウス症候群の現状を評価するためには、室内空気質の適切な分析が必須である。我々は各種の拡散サンプラーを開発し、過去に全国の一般住宅の実態調査を実施した。引き続き本研究では、横浜市における公共住宅と一般住宅の室内空気質の調査を実施し、厚生労働省により指針値が策定されていない物質も含めた幅広いガス状化学物質について濃度測定評価を行うことを目的とした。

方法：横浜市内の公共建築物 18 施設および横浜市周辺区域の一般住宅 77 戸における屋内・屋外での空気環境中化学物質濃度の夏季および冬季における実態を 4 種の拡散サンプラーを用いて調査した。

結果：ほとんどの化学物質濃度は屋外より室内の方が高く存在したが、オゾンについては屋外空気質の寄与が大きく、特に冬季についてはこの傾向が顕著だった。公共建築物においては、夏季および冬季の屋内・屋外とも調査対象化学物質の中では厚労省が策定した室内濃度指針値および暫定目標値（以下、指針値等）を超過した物質はなく、室内空気質は良好であった。一方、一般住宅屋内においては夏季 15 戸（19%）、冬季 4 戸（5%）の住宅にて何らかの物質の濃度が指針値等を超過していた。公共建築物と一般住宅との比較を行ったところ、公共建築物における化学物質の屋内濃度の総和は夏季、冬季とも一般住宅より低い値を示していた。また、個人の一日本曝露量では、自宅の寄与が最も大きいことがわかった。

まとめ：空気質に関し、多くの人が曝露される曝露源が屋内にあることが改めて確認されるとともに、一般住宅に比し、建築物における衛生的環境の確保に関する法律（ビル管法）による規制を受ける建築物における空気質の方が良好であることが確認された。

A. 研究目的

住宅様式の変遷もある中で、室内空気質の実態がどのような状況であるのかについて、平成 23～25 年度厚生労働科学研究費「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」により、拡散サンプラーを用いて全国 602 件の一般住宅について実態調査を行った。本研究では、これらの成果を踏まえ、室内環境中の化学物質濃度の実態について厚生労働省による室内濃度指針値等と比較検討した。さらに居住空間の安全性確保のためには、様々な室内環境に存在する化学物質を総合的に把握する必要があるため、多くの人が利用する特定建築物との比較検討を行った。

B. 研究方法

B. 1. 調査期間および調査対象施設

夏季および冬季に計 95 棟の公共建築物または一般住宅にて空気環境実態調査を行った。公共建築物における調査は、横浜市内の公共建築物 18 施設（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）とし、各施設の事務フロアと屋外とで測定を実施した。一般住宅における調査は、横浜市およびその周辺地域にある個人が居住する住宅 77 戸の屋内と屋外において測定を実施した。

B. 2. 調査方法

測定箇所に 4 種類の拡散サンプラー（DSD-BPE/DNPH^{1,2)}、DSD-TEA、DSD-NH₃³⁾、VOC-SD）を設置して 24 時間の測定を行い、計 55 物質の空気環境中化学物質濃度の測定を行った。分析は文献¹⁻⁴⁾に従って行った。また、併せて調査対象施設

の状況に関するアンケート調査を実施した。

C. 研究結果と考察

C. 1. 全国調査結果

平成 23～25 年度厚生労働科学研究費「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」により、我々が、拡散サンプラーを用いた空気質のモニタリングを全国で実施し、全国 602 戸の住宅における屋内外の各種化学物質濃度を算術平均値、中央値、最大値を算出評価した結果を再掲した (Table 1)。なお、測定は夏季と冬季に同一住宅で行い、測定時間はすべて 24 時間である。

オゾンをのぞくほとんどの化学物質で室内の濃度が、屋外の濃度より高く、室内に発生源があることが確認された。室内化学物質濃度として高値を示したのは、これまでに報告されているように、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、アセトン、トルエン、リモネンなどであった。さらにこれまでほとんど評価されてこなかった、酢酸、蟻酸などの酸性ガスの濃度が高いことが確認された。濃度分布から、生活様式に左右されると考えられる、パラジクロロベンゼン、 α -ピネンなどにおいて一部の家屋で極端に高値を示す例が確認された。

基準値を超過した割合としては、ホルムアルデヒドが夏季に 0.7%、アセトアルデヒドが夏季 4.1%、冬季 6.7%、パラジクロロベンゼンが夏季 6.8%、冬季 2.3%、二酸化窒素が冬季 36.1% などであった。

室内環境におけるガス状有害物質は、ホルムアルデヒドやアセトアルデヒド等のカルボニル化合物、ベンゼンやトルエン等の揮発性有機化合物 (VOC)、二酸化窒素や二酸化硫黄等の酸性ガス、アンモニアやトリメチルアミン等の塩基性ガスに大別することができる。これまで、室内空気中のカルボニル化合物や VOC 濃度に関しては多くの報告があるが、酸性ガス、塩基性ガス、オゾンに関してはほとんど無い。しかし、これらの物質の中には、刺激性物質、悪臭物質、喘息を引き起こす物質など直接人体に影響を及ぼす物質ばかりでなく、人体には直接害を及ぼさないが、化学反応により有害物質に変化する物質も室内環境には存在する。例えば、リモネンとオゾンが反応してホル

ムアルデヒドを生成するという報告もある。また、二酸化窒素が VOC と反応してニトロ化合物を生成することも懸念される。したがって、シックハウス等の室内空気質調査では、全ての化学物質を測定することが望ましい。

最大の濃度を示した化学物質としては、パラジクロロベンゼンがあった。パラジクロロベンゼンの発生源は、防虫防臭剤であるが、未だに、わずかではあるがパラジクロロベンゼンを使用した防虫防臭剤の使用住宅の存在がうかがわれ、使用している住宅と全く使用していない住宅が存在したため、非常に幅広い濃度分布を示した。

C. 2. ガス状化学物質濃度

公共建築物および一般住宅における屋内と屋外の代表的な化学物質の濃度 (算術平均値、中央値、最大値) について、夏季の値を Table 2 に、冬季の値を Table 3 に示す。厚生労働省は室内濃度指針値 (以下、指針値) として、ホルムアルデヒド ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$)、アセトアルデヒド ($48 \mu\text{g}/\text{m}^3$)、トルエン ($260 \mu\text{g}/\text{m}^3$)、キシレン ($870 \mu\text{g}/\text{m}^3$)、エチルベンゼン ($3800 \mu\text{g}/\text{m}^3$)、パラジクロロベンゼン ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$)、暫定目標値として TVOC ($400 \mu\text{g}/\text{m}^3$) を策定している。これらの室内濃度指針値および暫定目標値 (以下、指針値等) と本調査における測定結果を比較した。

公共建築物 18 施設においては夏季および冬季の屋内・屋外とも調査対象とした化学物質の中では指針値等を超過した物質はなく、室内空気質は良好であると考えられた。本調査対象の公共建築物は全て、建築物における衛生的環境の確保に関する法律による規制に加え、横浜市が独自に定めている横浜市公共建築物シックハウス対策ガイドラインを順守している施設である。これらの規制による室内空気中の化学物質低減化には一定の効果があることが示唆された。一方、一般住宅 77 戸の屋内においては、何らかの物質の濃度が指針値等を超過した住宅が夏季 15 戸 (19%)、冬季 4 戸 (5.2%) あった。さらに、この中には夏季・冬季とも複数の物質が指針値等を超過した住宅が存在した。

Table 1. The concentrations of gaseous compounds in indoor and outdoor air at 602 houses in all over Japan. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Compound	Winter (n=602)						Summer (n=602)					
	Indoor air			Outdoor air			Indoor air			Outdoor air		
	mean	median	max.	mean	median	max.	mean	median	max.	mean	median	max.
formaldehyde	13	11	58	1.7	1.5	8.5	34	27	220	4.3	3.8	20
acetaldehyde	21	15	230	2.3	2.2	14	19	13	210	3.4	3.1	11
propanal	4.1	2.5	62	0.5	0.4	6.1	7.4	5.3	37	1.2	1.3	3.8
valeraldehyde	0.8	0.6	11	0.4	0.4	4.1	1.9	1.3	35	0.3	0.0	3.3
<i>i</i> -valeraldehyde	0.5	0.0	9.3	0.3	0.0	3.8	0.1	0.0	4.6	0.0	0.0	1.5
hexanal	3.2	2.4	23	0.5	0.1	4.6	7.0	4.2	110	0.4	0.0	7.8
heptanal	0.8	0.8	9.3	0.6	0.8	5.4	0.7	0.0	7.6	0.1	0.0	2.9
octanal	1.0	1.0	7.5	0.7	0.9	9.2	1.6	1.3	13	0.3	0.0	8.0
nonanal	4.3	3.1	33	1.5	1.4	14	12	11	37	5.5	5.5	14
decanal	1.4	1.3	32	1.1	1.3	6.9	3.7	3.5	15	1.0	0.0	8.8
acrolein	0.8	0.5	8.5	0.3	0.3	1.2	0.9	0.8	4.8	0.2	0.0	1.4
crotonaldehyae	0.5	0.4	18	0.3	0.4	2.2	0.2	0.0	18	0.1	0.0	1.6
2-nonenal	0.6	0.1	5.2	0.5	0.0	7.8	0.3	0.0	3.4	0.1	0.0	3.0
benzaldehyde	0.8	0.7	25	0.4	0.1	6.9	1.3	0.9	16	0.1	0.0	2.6
<i>o</i> -tolualdehyde	0.8	0.0	61	0.4	0.0	4.8	0.2	0.0	13	0.1	0.0	2.6
<i>m</i> + <i>p</i> -tolualdehyde	1.0	0.8	120	0.6	0.6	6.9	1.9	1.6	15	1.0	1.0	8.0
2,5-DMBA	0.9	0.9	11	0.9	0.9	7.0	2.6	2.2	19	2.6	2.2	17
acetone	27	14	2500	4.7	4.3	34	22	14	490	4.9	4.2	30
2-butanone	1.3	0.9	23	0.7	0.6	9.0	1.7	1.2	99	0.6	0.6	4.1
hexane	2.8	1.6	160	1.7	0.9	97	3.5	1.6	240	1.5	1.0	72
heptane	3.9	1.1	250	0.1	0.0	9.5	2.0	0.0	68	0.1	0.0	9.3
2,4-dimethylpentane	0.1	0.0	2.9	0.1	0.0	38	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	2.1
octane	2.8	0.6	110	0.1	0.0	8.1	2.0	0.0	110	0.1	0.0	13
nonane	11	1.2	460	0.9	0.4	42	6.6	0.0	540	0.4	0.0	110
decane	13	2.9	420	2.5	1.4	85	7.8	1.5	320	2.2	0.0	170
undecane	19	5.0	580	5.3	2.2	160	18	8.2	310	2.3	0.0	230
benzene	2.3	1.7	19	1.6	1.3	6.3	1.3	1.0	14	1.0	0.8	10
toluene	9.6	6.8	370	5.5	3.2	150	12	6.4	330	7.0	3.9	94
ethylbenzene	5.3	2.2	710	1.6	1.2	23	4.4	2.3	240	1.5	1.4	13
<i>o</i> -xylene	3.4	1.5	120	1.0	0.8	11	2.6	1.4	77	0.5	0.0	20
<i>m</i> , <i>p</i> -xylene	8.2	3.7	430	2.5	2.3	21	5.8	2.9	180	1.8	1.5	45
1,2,3-trimethylbenzene	1.7	0.5	46	0.4	0.2	8.1	0.9	0.0	31	0.1	0.0	19
1,2,4-trimethylbenzene	6.4	2.0	190	1.6	1.1	29	4.0	1.5	150	0.6	0.0	72
1,3,5-trimethylbenzene	1.9	0.7	49	0.5	0.4	11	1.2	0.0	45	0.2	0.0	20
trichloromethane	0.7	0.4	16	0.2	0.0	6.7	0.7	0.0	16	0.1	0.0	1.5
carbon tetrachloride	0.0	0.0	4.7	0.0	0.0	1.1	0.1	0.0	1.7	0.1	0.0	1.1
dibromochloromethane	0.1	0.0	12	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7	0.0	0.0	1.2
1,2-dichloroethane,	0.0	0.0	9.4	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	11	0.0	0.0	0.6
1,1,1-trichloroethane	0.1	0.0	26	0.0	0.0	2.0	0.2	0.0	40	0.0	0.0	0.5
1,2-dichloropropane	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0
trichloroethylene	0.1	0.0	2.5	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.9
tetrachloroethylene	0.4	0.0	45	0.0	0.0	3.3	0.2	0.0	18	0.0	0.0	3.9
<i>p</i> -dichlorobenzene	31	1.4	2100	0.5	0.0	38	120	4.3	13000	3.7	1.1	200
ethyl acetate	5.4	1.2	780	0.5	0.0	29	8.5	0.0	650	0.2	0.0	23
butyl acetate	3.8	1.4	220	0.3	0.0	9.7	6.2	0.0	410	0.2	0.0	16
α -pinene	5.6	1.3	180	0.2	0.0	46	30	3.7	1900	1.2	0.8	17
<i>d</i> -limonene	24	13	440	0.6	0.0	31	17	7.3	260	0.5	0.0	54
ozone	1.7	1.1	27	34	32	160	10	7.2	62	34	33	88
formic acid	54	21	440	13	9.9	92	28	24	240	15	14	51
acetic acid	93	84	330	38	33	150	130	97	840	39	37	100
hydrogen chloride	2.7	0.9	150	2.9	1.0	54	1.9	1.3	150	1.6	1.3	18
nitrogen dioxide	220	56	2000	28	20	380	13	9.7	99	11	9.2	83
sulfur dioxide	2.2	0.7	480	2.4	1.4	42	0.6	0.5	7.2	1.2	0.7	13
ammonia	16	12	350	5.0	3.8	18	37	28	1000	9.9	8.8	36
temperature ($^{\circ}\text{C}$)	17	18	27	4.7	4.9	21	28	28	35	26	27	31
humidity (%)	48	48	81	59	60	93	63	63	86	74	74	94

2,5-DMBA: 2,5-dimethylbenzaldehyde

Table 2. Summer concentrations of gaseous chemical compounds in indoor and outdoor air at 18 institutional buildings and 77 residential houses in Yokohama ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

compounds	Institutional buildings (n=18)						Residential houses (n=77)					
	Indoor air			Outdoor air			Indoor air			Outdoor air		
	mean	median	max.	mean	median	max.	mean	median	max.	mean	median	max.
formaldehyde	22	21	44	3.8	3.6	6.1	40	32	220	4.5	4.2	12
acetaldehyde	13	12	26	3.1	2.7	5.8	21	14	210	3.0	2.8	6.0
propanal	6.0	6.1	11	1.2	1.3	2.3	7.0	4.3	29	1.2	1.3	2.4
<i>i</i> -valeraldehyde	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.1	n.d.	4.6	n.d.	n.d.	n.d.
valeraldehyde	1.2	1.1	2.6	0.1	n.d.	0.7	2.6	1.3	34	0.2	n.d.	1.2
hexanal	4.5	4.0	7.8	n.d.	n.d.	0.7	9.9	4.8	110	0.1	n.d.	1.2
heptanal	0.1	n.d.	1.0	n.d.	n.d.	n.d.	0.7	n.d.	4.5	n.d.	n.d.	n.d.
octanal	0.9	1.1	2.2	0.1	n.d.	2.0	1.7	1.8	4.8	0.1	n.d.	3.2
nonanal	8.8	8.7	16	4.4	5.4	8.1	11	11	24	5.6	6.0	9.5
decanal	2.2	2.6	5.3	0.2	n.d.	2.0	3.8	3.7	9.5	0.5	n.d.	3.6
benzaldehyde	2.4	1.3	12	0.1	n.d.	1.1	1.6	1.3	8.0	0.1	n.d.	1.3
<i>o</i> -tolualdehyde	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.0	n.d.	n.d.	1.0
<i>m,p</i> -tolualdehyde	1.5	1.6	3.1	0.5	n.d.	1.4	1.6	1.2	11	0.8	0.9	2.2
2,5-DMBA	1.8	2.2	3.5	2.0	1.9	6.5	1.6	1.4	11	1.5	1.5	7.4
acrolein	0.9	0.8	1.7	0.2	n.d.	1.3	1.0	0.9	2.5	0.3	n.d.	1.4
crotonaldehyde	n.d.	n.d.	0.7	n.d.	n.d.	1.1	0.2	n.d.	1.8	n.d.	n.d.	0.7
acetone	13	14	20	3.2	2.5	8.0	23	16	200	3.8	3.4	16
2-butanone	1.5	1.3	4.3	0.4	n.d.	1.8	1.7	1.3	7.7	0.5	0.5	2.2
hexane	2.9	2.1	7.1	2.3	1.2	17	7.0	2.0	240	1.3	1.0	4.3
heptane	0.7	n.d.	3.3	n.d.	n.d.	1.2	2.1	n.d.	49	0.1	n.d.	5.6
octane	0.7	n.d.	3.5	n.d.	n.d.	n.d.	1.7	n.d.	30	n.d.	n.d.	0.6
nonane	1.3	n.d.	21	n.d.	n.d.	n.d.	2.8	n.d.	36	0.1	n.d.	3.9
decane	1.9	n.d.	25	0.4	n.d.	2.7	3.8	0.1	32	1.3	n.d.	8.9
undecane	18	11	77	0.9	n.d.	8.7	19	9.9	310	2.5	n.d.	19
benzene	1.4	1.4	2.7	1.2	1.5	2.2	1.2	1.0	6.5	1.1	0.9	9.3
toluene	19	8.1	190	5.0	4.6	13	20	9.0	330	11	5.7	83
ethylbenzene	4.4	3.9	9.8	2.2	2.1	5.8	6.7	2.5	110	2.2	2.0	11
<i>o</i> -xylene	1.5	1.8	4.0	0.5	n.d.	2.5	2.7	1.8	19	0.9	1.0	4.0
<i>m,p</i> -xylene	5.0	4.3	11	2.2	2.0	6.1	6.3	3.6	63	2.5	2.4	7.8
1,3,5-TMB	0.8	n.d.	9.1	n.d.	n.d.	1.1	0.8	n.d.	8.4	0.1	n.d.	1.9
1,2,4-TMB	3.5	1.9	31	0.4	n.d.	3.7	2.6	1.5	26	0.6	n.d.	4.9
1,2,3-TMB	0.4	n.d.	6.2	n.d.	n.d.	n.d.	0.5	n.d.	4.9	n.d.	n.d.	n.d.
α -pinene	1.7	1.2	7.8	n.d.	n.d.	0.4	51	3.3	1400	0.5	n.d.	5.9
<i>d</i> -limonene	1.4	n.d.	7.1	n.d.	n.d.	n.d.	22	10	220	0.6	n.d.	9.3
<i>p</i> -dichlorobenzene	4.5	4.3	9.9	1.2	0.6	4.8	85	5.6	2200	4.3	2.8	49
ethyl acetate	3.0	n.d.	36	n.d.	n.d.	1.4	12	n.d.	550	0.3	n.d.	19
ozone	3.9	3.1	7.7	27	24	65	7.7	5.2	43	32	26	85
hydrogen chloride	0.9	0.7	2.3	2.1	1.1	18	1.6	1.5	13	1.6	1.6	3.2
nitrogen dioxide	9.9	8.3	19	16	12	49	16	13	85	16	13	49
sulfur dioxide	0.4	0.6	1.0	2.1	1.1	6.0	0.6	0.6	3.8	1.4	0.9	6.2
formic acid	22	22	31	14	13	25	25	22	80	12	12	25
acetic acid	100	85	230	70	54	170	150	120	550	51	34	190
ammonia	44	45	61	13	15	19	37	29	160	8.4	7.2	23
temperature ($^{\circ}\text{C}$)	28	28	31	28	29	29	28	28	33	26	27	29
humidity (%)	58	58	66	73	75	81	66	67	82	79	78	94

n.d., not detected

C. 3. 公共建築物と一般住宅との比較

公共建築物と一般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) を夏季・冬季の屋内・屋外について求め、この平均値を公共建築物と一般住宅で比較した (Fig. 1)。なお、平均値の差の検定には Welch' s t test を用いた。公共建築物における化学物質の屋内濃度の総和の平均値は夏季、冬季とも一般住宅より有意に低い値だった (いずれも $p < 0.01$)。

C. 4. 個人の一曝露濃度の推定

調査対象の公共建築物はそこで働いている人にとっては職場でもある。今回調査を行った一般住宅 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 (抽出された一般住宅 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) の一日曝露量の評価を試みた。一日の曝露濃度は、職場 (公共建築物屋内) の滞在時間を 9 時間、屋外 (公共建築物と一般住宅における各屋外濃度の平均値) 1 時間、自宅屋内 14

Table 3. Winter concentrations of gaseous chemical compounds in indoor and outdoor air at 18 institutional buildings and 77 residential houses in Yokohama ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

compounds	Institutional buildings (n=18)						Residential houses (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
propanal	1.8	1.1	6.1	0.5	0.6	1.0	3.9	2.6	18	0.6	0.5	2.0
<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
hexanal	1.9	1.7	5.9	0.5	0.7	1.2	3.5	2.3	23	0.7	0.8	2.0
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
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
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>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
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
acroleine	0.5	0.4	1.0	0.4	0.3	0.8	0.5	0.4	3.7	0.3	0.3	0.9
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
acetone	11	11	19	4.2	4.0	8.0	30	15	1000	3.7	3.3	9.7
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
hexane	8.8	2.9	100	1.6	1.2	6.0	2.3	1.3	17	2.6	0.8	96
heptane	1.2	0.9	4.1	0.2	n.d.	0.8	1.9	0.6	32	0.1	n.d.	1.0
octane	0.4	0.3	2.0	n.d.	n.d.	0.3	2.4	n.d.	110	n.d.	n.d.	0.9
nonane	0.6	0.6	2.1	0.4	0.4	1.3	3.8	0.6	38	0.4	0.3	2.7
decane	1.3	0.9	6.3	1.2	0.9	4.8	5.5	1.9	54	1.6	1.3	6.5
undecane	3.9	4.0	8.3	1.9	1.8	7.3	9.6	3.0	140	2.1	1.8	8.7
benzene	2.0	1.7	4.3	1.6	1.2	3.3	1.6	1.5	10	1.4	1.3	4.1
toluene	13	9.1	52	9.4	6.7	56	8.3	6.0	53	5.4	3.6	55
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>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
<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
1,3,5-TMB	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-TMB	2.3	1.9	8.2	1.5	1.3	2.9	3.2	1.5	21	1.5	1.2	4.2
1,2,3-TMB	0.4	0.3	1.5	0.2	0.3	0.7	0.8	0.3	7.0	0.3	0.2	1.0
α -pinene	0.1	n.d.	0.8	n.d.	n.d.	0.3	7.8	2.0	120	n.d.	n.d.	1.6
<i>d</i> -limonene	2.1	2.3	5.4	n.d.	n.d.	n.d.	22	14	200	0.2	n.d.	3.3
<i>p</i> -dichlorobenzene	2.5	2.0	7.1	0.2	n.d.	1.3	29	1.7	1600	0.9	n.d.	34
ethyl acetate	3.1	1.9	22	0.4	n.d.	1.9	2.0	n.d.	56	0.5	n.d.	18
ozone	0.8	0.7	2.6	23	24	35	1.0	0.7	6.4	29	30	55
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
formic acid	9.2	9.0	16	9.4	8.8	16	32	13	310	8.6	9.1	20
acetic acid	45	40	96	32	28	81	87	76	330	41	31	150
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

n.d., not detected

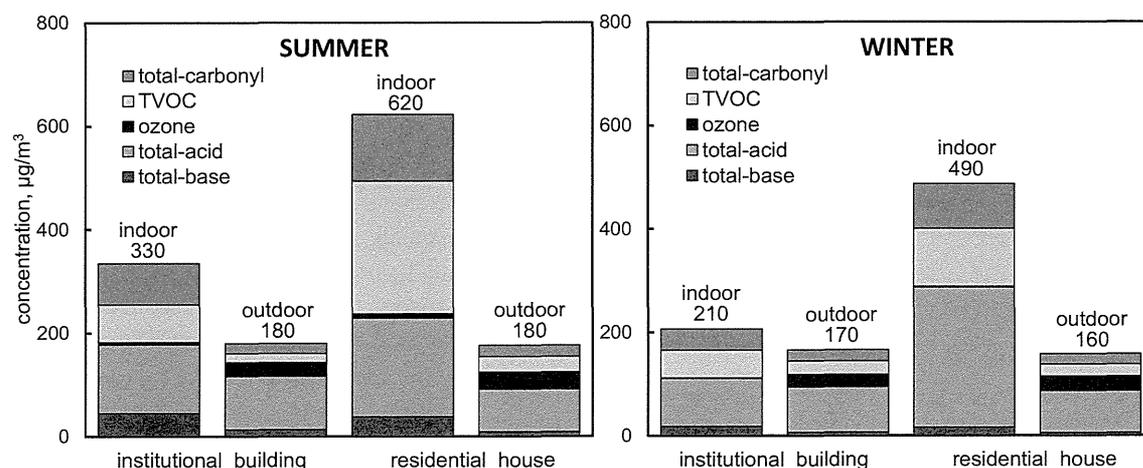


Fig. 1. Mean concentrations of total gaseous compounds in indoor and outdoor air at 18 institutional buildings and 77 residential houses in summer and in winter.

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算出した。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曝露量も増える。

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曝露に対する寄与が大きくなる。今回の調査においては公共建築物屋内よりも一般住宅屋内で高い濃度を示した物質が多かったため、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ているケースが多かった。特にパラジクロロベンゼン、 α -ピネンおよび α -リモネンや、冬季には二酸化窒素およびギ酸などの物質でこのような傾向が目立った。その一方で、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、屋外空気質の寄与が大きかった。特に冬季のオゾンについては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名中の16名、つまり3分の2のケース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曝露濃度のI/0比が1を下回り、屋外からの曝露の方が屋内からの曝露よりも大きいと算出された。

D. 結論

公共建築物18施設と一般住宅77戸にて屋内および屋外のガス状化学物質濃度の調査を行った。公共建築物の室内空気質は指針値等の超過もなく良好であると考えられたが、一般住宅では指針値等を超過した住宅があった。また、公共建築物における化学物質の屋内濃度の総和の平均値は夏季、冬季とも一般住宅より有意に低い値を示した。

一般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加味して個人(24名)の一日曝露量の評価を試みたところ、自宅の室内空気質の影響が大きい物質が多かった。ただし、オゾンについては屋外空気質の寄与が大きく、冬季にはこの傾向が顕著だった。

今後、シックハウス問題を検討していく中で、これらの曝露源の状況を踏まえた対策の検討がより重要になると考えられる。

参考文献

- 1) Uchiyama, S., et al. *Anal. Chem.* 2009; 81: 485-489.
- 2) Uchiyama, S., et al. *Anal. Chim. Acta* 2011; 691: 119-124.
- 3) Yamada, T., et al. *Atmos. Environ.* 2012; 54: 629-633.
- 4) Uchiyama S., et al. *Environ. Res.* 2015; 137: 364-372.

関連論文発表

- (1) Uchiyama S, Tomizawa T, Tokoro A, Aoki M, Hishiki M, Yamada T, Tanaka R, Sakamoto H, Yoshida T, Bekki K, Inaba Y, Nakagome H, Kunugita N. Gaseous chemical compounds in indoor and outdoor air of 602 houses throughout Japan in winter and summer. *Environ Res.* 2015, 137:364-72.
- (2) Azuma K, Uchiyama I, Uchiyama S, Kunugita N. Assessment of inhalation exposure to indoor air pollutants: Screening for health risks of multiple pollutants in Japanese dwellings. *Environ Res.* 2015, 145:39-49.
- (3) Azuma K, Uchiyama I, Katoh T, Ogata H, Arashidani K, Kunugita N. Prevalence and Characteristics of Chemical Intolerance: A Japanese Population-Based Study. *Arch Environ Occup Health.* 2015, 70(6):341-53.
- (4) 坂元 宏成, 内山 茂久, 木原 颯子, 都竹 豊茂, 戸次 加奈江, 稲葉 洋平, 中込 秀樹, 櫻田 尚樹. 拡散サンプラーを用いた千葉市周辺の住宅における室内外空気質の実態調査. *日本衛生学雑誌* 2015;70: 249-258.
- (5) 吉田 勤, 内山 茂久, 武口 祐, 宮本 啓二, 宮田 淳, 戸次 加奈江, 稲葉 洋平, 中込 秀樹, 櫻田 尚樹. 4種の拡散サンプラーを用いる札幌市における室内外のガス状化学物質の実態調査. *分析化学* 2015;64:55-63.

学会発表

- (1) Kunugita N, Uchiyama S, Inaba Y. Nationwide survey of chemical compounds in indoor and outdoor air in Japan using diffusive sampling devices. National Institute for Environmental Studies (NIES) and University of Public Health (UPH) Joint Symposium in 44th Myanmar Health Research Congress. 2016. 1. 5-9, Yangon, Myanmar. Programme and Abstracts. p. 86.

- (2) 伊豆里奈, 内山茂久, 戸次加奈江, 稲葉洋平, 中込秀樹, 櫻田尚樹. ピリジン-2-アルデヒド及び trans-1, 2-ビス(2-ピリジル)エチレンを含浸させた捕集剤を用いる大気中ヒドラジン類の分析. 平成 27 年室内環境学会学術大会; 2015. 12. 3-4; 沖縄. 平成 27 年室内環境学会学術大会講演要旨集. p. 63.
- (3) 伊豆里奈, 内山茂久, 戸次加奈江, 稲葉洋平, 櫻田尚樹, 中込秀樹. 2-ピリジンアルデヒドを捕集剤とした空气中ヒドラジン類の分析. 第 74 回日本公衆衛生学会総会; 2015. 11. 4-6; 長崎. 日本公衆衛生雑誌. 2015;62(10 特別附録):564.
- (4) 吉田勤, 内山茂久, 稲葉洋平, 櫻田尚樹, 猪股省三, 宮本啓二, 木田潔. LC-MS/MS によるグリオキサール, メチルグリオキサール, ジアセチルの分析. 第 24 回環境化学討論会; 2015. 6. 24-26; 北海道. 同要旨集 (DVD-ROM).
- (5) 山田智美, 内山茂久, 戸次加奈江, 稲葉洋平, 櫻田尚樹. 拡散サンプラーを用いる室内空気中のアンモニアとトリメチルアミンの長期捕集. 第 24 回環境化学討論会; 2015. 6. 24-26; 北海道. 北海道. 同要旨集 (DVD-ROM).
- (6) 戸次加奈江, 内山茂久, 富澤卓也, 稲葉洋平, 櫻田尚樹. 室内空気中揮発性有機化合物の好感度分析法の開発及び長期捕集の検討. 第 24 回環境化学討論会; 2015. 6. 24-26; 北海道. 同要旨集 (DVD-ROM).
- (7) 田中礼子, 山之内孝, 加藤元規, 内山茂久. 新築公共建築物における室内空気質の濃度推移. 第 24 回環境化学討論会; 2015. 6. 24-26; 北海道. 同要旨集 (DVD-ROM).

「シックハウス症候群の診断基準の検証に関する研究」

建築工学的見地から見た患者居住環境の解析とガイドライン作成に
有益な建築工学的知見の提供

研究分担者 田辺 新一 早稲田大学創造理工学部建築学科 教授

研究要旨

室内汚染物質についての指針値が検討されて以来、約 10 年が過ぎている。しかし、指針値に定められた化学物質以外の代替物質による問題が新たに指摘され、準揮発性有機化合物(SVOC)による室内汚染が懸念されている。室内における SVOC 汚染物質は可塑剤、難燃材、殺虫剤などが挙げられており、特にプラスチック製品に含有されているフタル酸エステル類とリン酸エステル類が主な汚染物質であると報告されている。室内で使用されるプラスチック製品から空気中に放散された SVOC は、空気中に存在することより、ハウスダストや室内表面に付着することが多いと報告されている。室内の SVOC 汚染物質は数多いが、室内の空気・ハウスダスト中には DBP、DEHP などのフタル酸エステル類濃度が高く、検出頻度も高いと報告されている。また、室内の SVOC 汚染に対する曝露は呼吸、経口、経皮の三つの経路が挙げられており、成人より幼児や子供のリスクが高いと報告されている。床上で生活をしている日本人、特に幼児や子供の場合は PVC 系の床表面と皮膚が接触する機会が多いと考えられる。そのため、室内での SVOC 汚染源の把握や放散メカニズムを明らかにし、室内における SVOC 汚染濃度を削減する必要があると考えられる。本研究ではマイクロチャンバーを用いて PVC 建材からの放散速度と試験片の表面 SVOC ブリードアウト量を測定することで、PVC 建材から放散する SVOC 物質の同定と放散特徴を測定した。測定した建材は 5 種類の PVC 建材であり、分析対象物質は 12 物質であった。今回測定した建材から 2E1H、DEP、C16、DBP、DEHP が放散された。また、2E1H、DEP、DBP、DEHP の検出頻度は 100% であり、特に DEHP の放散速度は他の物質より高く測定された。また、放散速度の実験の後、試験片の表面ブリードアウト量を測定した結果、DEHP 濃度が高く測定された。建材の表面から空気中に放散される量より、建材内部から染み出た DEHP が試験片の表面に高濃度でブリードアウトされることが分かった。

A. 研究目的

最近、室内におけるフタル酸エステル類、リン酸エステル類など準揮発性有機化合物に対する室内汚染物質が注目されている¹⁻⁵⁾。準揮発性有機化合物(SVOC)は高揮発性有機化合物(VVOC)、揮発性有機化合物

(VOC)に比べ、空気中に気体として存在することより、浮遊粉塵やダスト等に付着して、室内に蓄積することが報告されている⁶⁾。また、室内での SVOC 放散源が多種多様であり、体内に蓄積されて健康被害を導く可能性が考えられることから、新たな室内

汚染物質として研究されている。また、室内のSVOC汚染に対する曝露は呼吸、経口、経皮の三つの経路が挙げられており、成人より幼児や子供のリスクが高いと報告されている⁷⁾。特に床上で生活をしている日本人はPVC系床表面と皮膚が接触する機会が多いと考えられる。そのため、室内でのSVOC汚染源の把握や放散メカニズムを明らかにする必要がある。本研究ではマイクロチャンバーを用いてPVC建材からの放散速度と試験片の表面SVOCブリードアウト量を測定することで、PVC建材から放散するSVOC物質の同定と放散特徴を測定した。

B. 研究方法

1. PVC建材からのSVOC放散速度測定

1)分析対象化学物質

分析対象物質はD6(シロキサン6量体)、BHT(ブチル化ヒドロキシトルエン)、DBP(フタル酸ジ-n-ブチル)、DEP(フタル酸ジエチル)、C16(ヘキサデセン)、TBP(リン酸トリブチル)、TCEP(リン酸トリス(2-クロロエチル))、TPP(リン酸トリフェニル)、DBA(アジピン酸ジブチル)、DOA(アジピン酸ジオクチル)、DEHP(フタル酸ジ-2-エチルヘキシル)のSVOC11物質とSVOCより沸点が低く、DEHPの加水分解物質である2E1H(2-エチル-1-ヘキサノール)を加えた合計12物質を分析対象物質とした。

2)測定方法

測定対象建材はPVC系の床材5種類をとした。PVC床材からのSVOC放散速度は「マイクロチャンバー法」を用いて測定を行った⁸⁾。図1にマイクロチャンバー法のイメージを示す。

マイクロチャンバーの容積は630mlの耐熱ガラスで作られている。測定は放散実験(1段階)と加熱脱着実験(2段階)の2段階で行う。1段階の放散実験は建材から放散されたSVOC物質をチャンバーの内表面に付着させる実験で、測定条件は温度28[°C]、相対湿度50[%RH]に制御した恒温恒湿槽で行う。放散試験の時間は24時間で、チャンバー内の換気量は15[ml/min]である。チャンバーの排気口にはTenax TA捕集管を装着させ、チャンバー内の気中濃度を測定する。

放散実験が終了したら、2段階の加熱脱着試験を行う。マイクロチャンバーからPVC建材を取り除いた後、マイクロチャンバーを加熱脱着装置(GL Sciences Inc.のMSTD 258M)に入れ、内部温度を220[°C]まで上昇させながら、加熱脱着を行う。加熱脱着時間は1時間である。キャリアガスはヘリウムを用いる。吸引量は60ml/minであり、マイクロチャンバーの内壁から加熱脱着されたSVOC物質はTenax TA捕集管を用いて回収する。化学物質の分析条件は表1と2にTenax TA捕集管の加熱脱着条件、Tenax TAのGC/MS条件を示す。

チャンバー試験により得られた捕集量から気中濃度は式(1)を、放散速度は式(2)を用いて算出する。

$$C = \frac{M_a}{Q \times T} \quad \dots\dots(1)$$

$$EF = \frac{M_a + M_b}{A \times t} \quad \dots\dots(2)$$

- A : 試験片の表面積 [m²]
- C : チャンバー内の気中濃度 [µg / m³]
- EF : 放散速度 [µg / (m² · h)]

M_a : 放散試験時の捕集量 [μg]
 M_b : 加熱脱着時の捕集量 [μg]
 Q : マイクロチャンバーの換気量 [m^3/h]
 t : 経過時間 [h]
 T : 空気捕集時間 [h]

2. 表面ブリードアウト濃度

今回の研究における表面ブリードアウト濃度とは、マイクロチャンバー法(JIS A 1904)で、24時間の放散実験が終了後、試験片の表面に残留されたSVOC濃度を言う。測定方法は医療用のガーゼで製作したサンプリングガーゼを用いて試験片の表面を拭き取る。サンプリングガーゼはエタノールを用いて洗浄し、ガラス瓶に保管する。PVC表面を拭き取る時は、ガラスの瓶からガーゼを取り出し、サンプリングを行う。分析対象物質は建材からの放散速度の対象物質と同じである。表3に拭き取りガーゼ分析のGC/MS条件を示す。図2にガーゼとサンプラを、図3に表面濃度測定様子を示す。

C. 結果

1. PVC建材からのSVOC放散速度結果

測定したPVC床材は5種類である。表4にPVC床材からのSVOC放散速度の結果を示す。今回測定した建材から2E1H、DEP、C16、DBP、DEHPが放散された。また、2E1H、DEP、DBP、DEHPの検出頻度は100%であり、特にDBP、DEHPの放散速度は他の物質より高く測定された。

PVC床材からの2E1H放散速度は0.38～0.67 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]で、平均0.56 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]であった。DEPの放散速度は0.13～0.25 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]の範囲で、平均放散速度が

0.23 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]であった。C16の場合は5種類の建材の中、2種類の建材から放散し、それぞれの放散速度が0.17 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]であった。DBPの放散速度の範囲は0.42～1.52 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]であり、平均DBP放散速度が1.06 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]であった。最後に、DEHPは0.95～12.54 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]の範囲を示し、他のSVOC物質より放散速度の幅が広く測定された。DEHPの平均放散速度は7.61 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]であり、他の物質より高く測定された。

一方、TPP、TCEP、TBPなどのリン酸エステル類の放散はいずれの建材からも測定されなかった。

2. 表面ブリードアウト濃度

試験片の表面を拭き取ったガーゼからSVOC濃度を分析した。分析対象物質は放散速度と同じ12物質とした。しかし、DEHP以外には検出限界以下であった。表5に試験片表面からのDEHPブリードアウト濃度を示す。試験片の表面DEHPブリードアウト濃度は631～5683 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]であり、平均ブリードアウト濃度は2747 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]であった。

D. 考察

5種類のPVC系床材を用いてSVOC放散量測定を行った。分析した12種類の対象物質から2E1H、DEP、DBP、DEHPなどのフタル酸エステル類の可塑剤が放散された。特にDEHPは他の物質より放散量が高く、建材の種類によって放散量を幅が異なるため、放散量が少ない建材を選択することが室内汚染削減に繋がると考えられる。

また、試験片表面ブリードアウト濃度を

測定した。放散量が少なかった DEP、DBP などのフタル酸エステル類は検出されなかったが、放散量が高かった DEHP は試験片の表面から DEHP が検出された。表面ブリードアウト濃度を、面積・時間あたりに換算すると、DEHP 表面ブリードアウト速度が 631~5683[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]であり、平均 DEHP ブリードアウト速度は 2747[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]である。今回測定した 5 種類の平均 DEHP 放散速度と平均 DEHP ブリードアウト速度から比較すると、ブリードアウト量が放散量より、約 361 倍高いことが分かった。

E. 結論

マイクロチャンバーを用いて PVC 床材から SVOC 放散速度を行った。また、試験片の表面ブリードアウト量を測定した。

- 1) 建材から主に放散される物質は 2E1H、DEP、DBP、C16、DEHP であった。
- 2) 2E1H、DEP、DBP、DEHP は測定した全ての建材から放散され、室内の SVOC 汚染物質として注目される。
- 3) DEHP は他の物質より放散速度が高く、建材の種類によって放散速度の差が見られた。
- 4) 今回測定した 5 種類の DEHP 平均放散速度は 7.61[$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]であった。
- 5) 表面ブリードアウト測定では、DEHP のみ検出された。
- 6) 建材から放散される DEHP の場合、空気中に放散されることより、建材の表面にブリードアウトされ、高濃度になることが分かった。

今後の研究として、一般住宅における床表面 SVOC 濃度を測定し、床材の種類による表面 SVOC 濃度を比較する。

「参考文献」

- 1) EPA, U.S.A : A pilot study of children`s total exposure to persistent pesticides and other persistent organic pollutants(CTEPP),2005
- 2) Salthammer, T: Beurteilung der Belastung von Aufenthaltsräumen mit Pentachlorphenol anhand der PCP-Richtlinie. Umweltmedizin in Forschung & Praxis Vol.6, No.2, pp.79-85, 2001.
- 3) Meierhenrich, U: Nachweis und Toxikologie pyrethroider Verbindungen. Bremer Umwelt Institut, Reihe Umweltwis-senschaftler, Band I, Bremen, 1997.
- 4) Walker, G · Hostrup, O · Hoffmann, W. and Butte, W: Biozide im Hausstaub. Gerahrstoffe – Reinhaltung der Luft, Vol.59, pp.33-41, 1999.
- 5) L. Ernstgard · D. Norback · T. Nordquist · G. Wieslander · R. Walinder and G. Johanson: Acute effects of exposure to 1mg/m³ of vaporized 2-ethyl-1-hexanol in humans, Indoor Air, Vol.20, pp.168-175, 2010.
- 6) Environmental Health News, October 31, 2013, Common insecticides may be linked to kids' behavior problems, Synopsis by Lindsey Konkel
<http://www.environmentalhealthnews.org/ehs/newscience/2013/10/insecticides-kids-behavior/>, 2014.01.20
- 7) M. Wensing · E. Uhde · T. Salthammer : Plastics additives in the indoor environment-flame retardants and plasticizers; Science of the Total Environment, Vol.339, pp.19-40, 2005
- 8) JIS A 1904, 建築材料の準揮発性有機化合物 (SVOC) の放散測定方法—マイクロチ

ヤンバー法, 2008

F. 研究発表

1. 論文発表
2. 学会発表

(発表誌名巻号・頁・発行年等も記入)

G. 知的所有権の取得状況

1. 特許取得
2. 実用新案登録
3. その他

表一覧

表 1 Tenax TA 捕集管の加熱脱着条件

使用機器	GERSTEL TDS A
加熱脱着条件	280°C×10 分
トラップ温度	-60°C
注入温度	325°C×5 分