小学校室内の大気およびダストを介した児童の化学物質暴露

佐賀大学農学部生物環境学分野　准教授　**上野　大介**
佐賀大学農学研究科　特定研究員　**溝内　重和**
佐賀大学医学部環境医学分野　教授　**市場　正良**

1．はじめに

室内環境中の化学物質が原因で起こるシックハウス症候群は 1990 年代に顕在化し大きな社会問題となった。これを受けた各省庁および業界の活動により代表的揮発性有機物質（VOCs）の指針値等が設定され、近年の建築物におけるそれら物質の大気中濃度は指針値よりおおむね低いことが報告されている（斎藤ら総説）[1]。しかしシックハウス症候群に関する問題は依然として収束しておらず、健康被害をうったえる報道は新聞等のメディアでも絶えない。

本研究では VOCs による健康被害の中でも、学校校舎の新築改修にともなう健康被害“シックスクール症候群”の問題に着目した。シックスクール症候群の報告例としては、2002 年の九州の小学校における健康被害[2]、2006 年の北海道の新築小学校における健康被害[3]、2000 年の新築大学校舎における健康被害[4, 5]、2007 年の新築大学校舎における健康被害[6]などがあげられ、潜在的にはより多くの事例があると推測される。

本研究グループでは佐賀市内小学校における室内環境 VOCs 調査を、市教育委員会と共同で平成 19 年より実施してきた[7]。その中で児童のシックスクール症候群とおもわれる様症状が複数報告されてはいるものの、現在のところ化学物質との因果関係は明らかとなっていない。このことは現状では明確な健康被害の報告がなされていない小学校でも、潜在的に健康被害が発生していることを示唆している。本研究では将来的な化学物質と健康に関する調査を視野に継続的な調査が可能である佐賀市内の小学校を対象とし、小学校室内環境の現状を把握するため曝露量評価を実施してきた。

ところで近年のシックスクール症候群の事例に見られる共通点の一つとして、指針値設定物質を測定しても濃度が低く原因が不明とされることが挙げられ、未規制物質がその要因として疑われている。本研究では未規制物質として、おもに水性塗料溶剤として利用されるグリコールエーテル類（GEs）およびテキサノール類（Texanols）、また樹脂や繊維、フロアワックスなどの難燃剤や可塑剤として利用されている有機リン系難燃可塑剤（PFRs）に着目した。本研究グループでは、小学校室内環境におけるこれら物質の残留濃度を測定し、小学生の曝露量とその影響評価に取り組んだので紹介する[8, 9]。

2．学校室内大気を介した未規制 VOCs 曝露量と影響評価[8]

2．1　背景

近年のシックスクール症候群の事例に見られる共通点の一つとして、指針値設定物質を測定しても濃度が低く、原因が不明とされることが挙げられる。一方で指針値設定物質の濃度が低くとも総揮発性有機化合物（TVOCs）の濃度は高いことが多く、代替物質としての未規制物質の利用が示唆されている。従って近年のシックスクール症候群については、室内における未規制物質の利用によって発生する“未規制 VOCs”が、その要因として疑われている。

ここでは未規制 VOCs として、おもに水性塗料（ペンキ・ワックス・接着剤など対象表面に塗布し保護膜を形成させる素材の総称）の溶剤として利用される物質であるグリコールエーテル類（GEs）およびテキサノール類（Texanols）に着目した。これらはトルエンをはじめとする有機溶媒を溶剤とした溶剤型塗料の規制が進む中で需要量の増加が予想されているにもかかわらず、管理を目的とした明確な規制が制定されていない物質群である。これらの物質は目や鼻、気道の炎症に関連することが報告されており[10, 11]、スウェーデンの疫学調査では子供のベッドルームの大気中濃度とアレルギー疾患との間に有意な関係があることも報告されている[12, 13]。加えてこれまで学校や病院で報告されている VOCs による健康被害の例のなかで、アレルギー疾患との関連が強く疑われている物質として 2-エチル-1-ヘキサノール（2E1H）[14, 4-6]があげられる。これまでの調査でも佐賀市内小学校の室内環境から比較的高濃度の 2E1H が検出されていることから[7]、より詳細な調査が望まれてきた。本研究では未規制 VOCs による小学校室内空気の汚染現状を把握するため、濃度実態調査と曝露量評価を行った。

2．2　試料と方法

試料は佐賀市内の小学校の室内大気を対象として、2011～2013 年に 70 教室で採取した（**写真１**）。大気試料の採取は学校環境衛生基準に準拠して実施した。大気試料採取は既報を参照し[3]、ガラス捕集管（吸着剤 Tenax TA/Carboxen 1000：Supelco)をローボリュームエアーポンプに接続し、0.1ml/min で 24 時間吸引した。水性ワックス試料は、各学校で使用されている製品をポリエチレン容器に分取した（n=4）。試料は、捕集管に内部標準(d_8Toluene)を添加後、加熱脱着装置を接続した GC-MS で定性・定量した。詳細は既報にまとめた[8]。

2．3　結果と考察

化学分析の結果、すべての小学校の室内環境から未規制 VOCs が検出された（**図１**）。検出された未規制 VOCs の総濃度（ΣVOCs）の範囲は 11～360 μg/m^3 であった。検出された未規制 VOCs の中では、2E1H、Nonanal、Texanol がすべての試料から検出され、また高い濃度範囲

写真１　小学校における室内環境調査の様子

がみられた（100%, 0.1～160 μg/m^3）。次に高い検出率が見られたのはエチレングリコールブチルエーテル（EtGBtE）、エチレングリコールフェニルエーテル（EtGPhE）であり（97%,<MDL～55 μg/m^3）、それに続く物質としてはジエチレングリコールメチルエーテル（DiEtGMeE）（96%,<MDL～92 μg/m^3）、ジエチレングリコールエチルエーテル（DiEtGEtE）（96%,<MDL～51 μg/m^3）、ジエチレングリコールブチルエーテル（DiEtGBtE）（86%,<MDL～22 μg/m^3）が挙げられた。ほぼ全ての試料からこれら物質が検出されたことから、小学校室内環境における本物質の幅広い存在が明らかとなった。検出された物質群の寄与率を検討したところ、ほぼすべての教室で 2E1H および総グリコールエーテル（ΣGEs）が高い割合を示し、なかでも DiEtGMeE、DiEtGEtE が比較的高い割合を示した。以下の議論では、検出率および寄与率共に高い値を示した 2E1H および GEs を対象とした。

本結果において 100%の検出率と高い濃度範囲を示した 2E1H は、可塑剤の一つであるであるフタル酸ジエチルヘキシル（DEHP）や 2-エチルヘキシルアクリレート（EHA）の加水分解物であることが知られており、床材接着剤などに含まれる DEHP や EHA のエステル結合が、コンクリート中のアルカリ成分によって加水分解され、2E1H が発生すると報告されている[5, 15]。親物質である DEHP や EHA は学校の室内環境でも塩化ビニル床材や塗装剤、接着剤などに多く使用されており、これら部材が 2E1H の発生源として寄与していることが考えられる。室内大気中の 2E1H 濃度は気温や湿度の高い夏期に上昇、冬期に低減するが、1 年後における濃度の低減は見られ

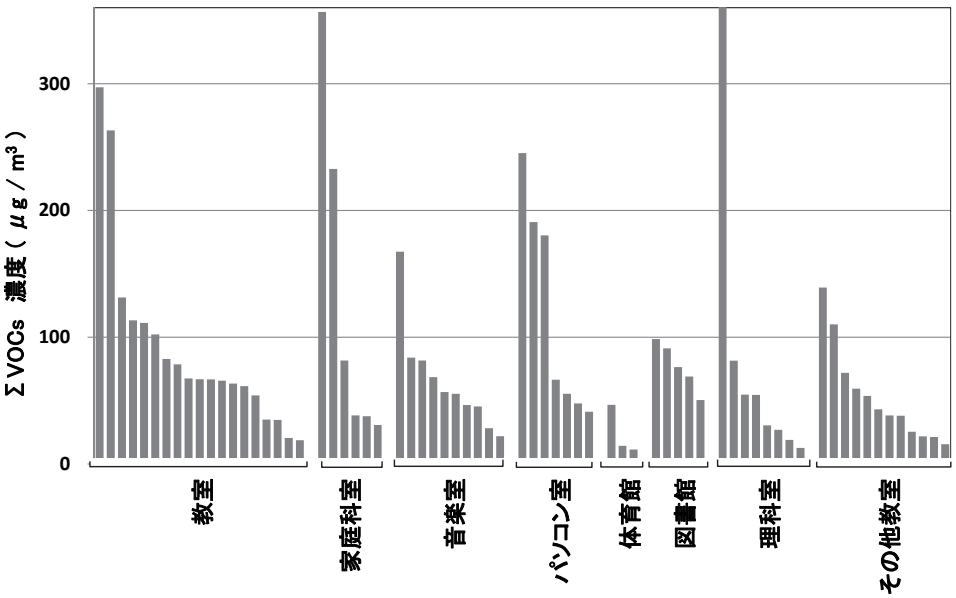

図１　小学校室内大気から検出された未規制 VOCs の総濃度（ΣVOCs： 総グリコールエーテル類 ＋ 総テキサノール類 ＋2 エチル 1 ヘキサノール ＋ ノナナール）[8)]

なかったことが報告されている[5)]。2E1H の自然低減には数年以上の期間が必要であることが予想され、今後の低減時間の推定に関する調査が望まれる。次に高い濃度と寄与率を示した GEs の発生源としては、水性ワックスや水性塗料の溶剤としての利用が知られている[16)]。水性ワックスからの放散を確認するため検査対象としている小学校で使用されている水性ワックスを分取し、固相マイクロ抽出法（SPME）をもちいたヘッドスペース GC-MS 分析に供試した。その結果、分析したすべての水性ワックス試料のヘッドスペース VOCs から高濃度の DiEtGMeE および DiEtGEtE が、一部の水性ワックスからは EtGBtE が検出された（n=4、拡散係数不明のため同定のみ、データ示さず）。加えて、斎藤らは、「子どもたちが気分が悪くなると感じる主な教材」について小学生を対象にアンケート調査実施し、各種教材から放散される VOCs を分析している。その結果、教科書やニス、接着剤等から GEs が検出されたことが報告されている[17, 18)]。本研究における GEs の検出率と濃度範囲の高さは、学校室内環境における本物質の利用範囲の広さを反映していると考えられる。

検出された未規制 VOCs 総濃度（ΣVOCs 濃度）を教室ごとに比較した（**図１**）。ΣVOCs はすべての教室で検出され、その濃度は同一種の教室内でもおおきなバラツキがみられた（最大で 100 倍程度）。ΣVOCs 濃度を教室種間で比較したところ、体育館がいくつかの教室（一般教室、家庭科室、パソコン室、図書館）より有意に低い傾向を示した（p<0.05, Conover-Inman Test）。体育館のΣVOCs が有意に低い要因は不明であるが、建築物の構造的に気密性が低いことや、他の教室では窓開放後に一晩放置することによって室内濃度が定常状態に達したが、体育館の場合は容積が大きいために定常状態に至らず、サンプリング位置の濃度が相対的に低くなっていた、という可能性が考えられる。今後の調査法の検討が必要であろう。一方で、体育館を除くその他の教室種（一般教室、家庭科室、パソコン室、図書館、音楽室、理科室）の間では、教室間でΣVOCs 濃度に差はみられなかった。これら結果は、未規制 VOCs の発生源は多岐にわたり、教室種には依存していないことが明らかとなった。

教室種間の濃度差を物質ごとに検討したところ、2E1H はパソコン室がいくつかの教室（一般教室、理科室、体育館）より有意に高い傾向を示した（p<0.05）。上述の通り、2E1H は、可塑剤 DEHP および EHA の加水分解物である[5, 15)]。パソコン室ではカーペットを接着剤でコンクリート床に直接貼り付けている部屋が多くあったこと、パソコン関連器機等の可塑剤を多く含むプラスチック製品が多く保管されていることなどがその要因として考えられる。ΣGEs も体育館がいくつかの教室（一般教室や

パソコン室、図書館）より有意に低い傾向を示したが（$p<0.05$, Conover-Inman Test）、他の教室種間で有意な濃度差はみられなかった。GEs の発生源としては、上述の通り水性ワックス[16]や水性塗料、接着剤、教材[17, 18]が知られている。これら資材は教室の種類に関係なく広く利用されているため、教室種間に明確な濃度差が見られなかったと考えられる。

本調査で得られた小学校室内環境の未規制 VOCs 濃度について暴露による影響を評価した。未規制 VOCs は室内濃度の指針値等が設定されていないため、室内大気中の化学物質の毒性指標としては、Lowest concentration of interest（LCI）[19, 20]を指標としてもちいた。LCI はヒトが感じる刺激を毒性指標として用いており、小学生に対する室内環境の評価指標として適切であると考えられる。また LCI が設定されていない物質に関しては既報を参照し[21]、無毒性量（NOAEL）[22, 23]を安全係数 100 で除して LCI と仮定した。推算の結果、すべての物質の HI は <1 であり、直ちに問題となる値ではないことが明らかとなった。

つぎに、実際に健康被害が発生した学校における調査、およびスウェーデンにおける疫学調査と濃度を比較した（**図２**）。上島ら[5]は、新築大学校舎で発生したアレルギー症状に対する 2E1H の閾値は、66～340 μg/m³ の間であると報告している。また森ら[6]は、学生および職員の体調不良が報告された新築大学校舎において各種 VOCs を測定し、その要因として疑われる 2E1H の濃度範囲を 12～62 μg/m³ と報告している。本調査において小学校教室から検出された 2E1H の濃度範囲は 1～160 μg/m³ であり、一部の教室では上述した既報の値を超えていた（**図２**）。

また Choi ら[12, 13]は、スウェーデンで VOCs と子供のアレルギー疾患に関する大規模な疫学調査を実施しており、子供のベッドルームにおける大気中 GEs 濃度の高さとアレルギー疾患の発症率の間に有意な関係を見いだしている。そこで、本研究で得られた小学校の室内環境から検出された GEs の濃度範囲と、既報の濃度範囲を比較した（**図２**）。その結果、本研究で得られた小学校の室内環境から検出された GEs 濃度範囲は、スウェーデンにおける調査でアレルギー疾患の発症群でみられた濃度範囲と同程度であった。TDI をもちいた暴露量評価では問題とならない値であったが、実際の学校における発症例や疫学調査の値と比較すると無視はできない濃度であると言える。監視の継続とともに、暴露量の低減が望まれる。

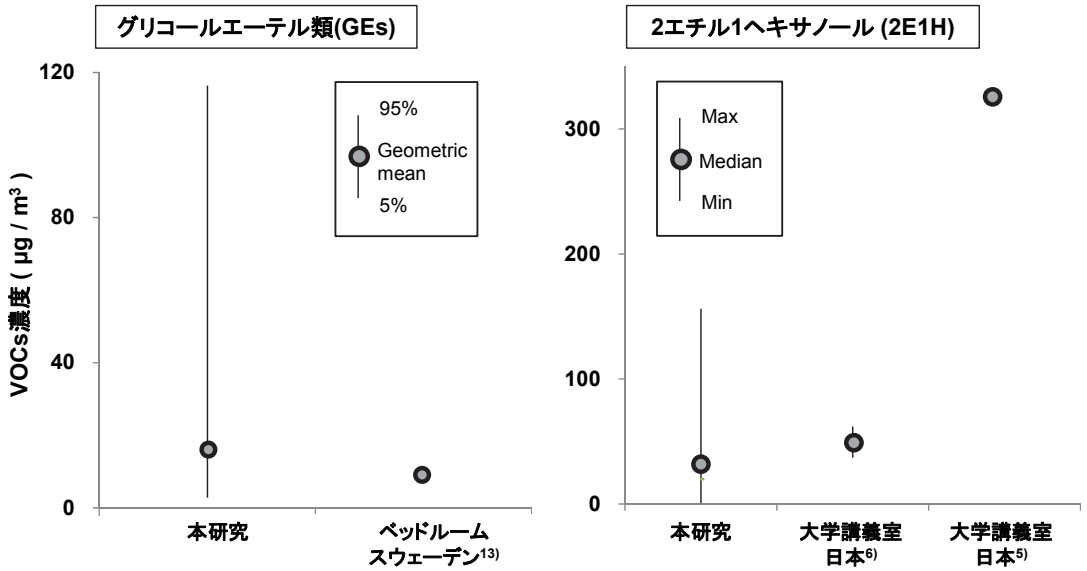

図２　本研究で検出された小学校室内大気中グリコールエーテル類および 2 エチル 1 ヘキサノール濃度とアレルギー症状が報告されている文献値の比較[8]

３．学校室内ダストを介した PFRs の曝露量と影響評価 [9]

３．１　背景

難燃・可塑剤とは、火災防止や柔軟性付与を目的に樹脂製品や塗料に添加する化学物質の総称であり、建材や内装、家電製品などに多用されている。これまで樹脂製品の難燃剤として多用されてきた臭素系難燃剤(BFRs)は環境汚染問題をきっかけとして使用量が減少しており、その代替物質として有機リン系難燃・可塑材(phosphorus flame retardants and plasticizers: PFRs）の使用量の増加が報告されている。これら難燃・可塑剤はおもに室内環境で使用される物質群であるため、さまざまな経路を介してヒトに摂取されていることが想定される。

近年、ハウスダストが難燃剤等の化学物質の重要な摂取経路であり、とくにダストを介した難燃剤摂取量は大人よりも子供で多いことが報告されている [24, 25]。また子供のダスト摂取の特徴として高頻度で手を舐めることなどがあげられ、手を介した化学物質摂取量は子供で多いことも示唆されている [26]。ここでは小学校児童による PFRs の摂取量を把握するため、ダストを介した PFRs 摂取量を推定する。また、とくに小学生児童による新たな PFRs 摂取経路として、手を介した経口摂取に着目した。実際の小学校において児童の手拭き試料を採取し、手を介した PFRs の経口摂取量の推算を目的とした。

３．２　試料と方法

ダスト試料は、佐賀市内の小学校から 2009 年の 8 月～9 月に採取した。比較対象として、2009 年の 10 月～12 月に佐賀大学生ボランティアより一般家庭のダスト試料を採取した。ダスト採取には紙パック式掃除機を使用した。手拭き試料は、2009 年の 8 月～9 月に佐賀大学付属小学校の児童を対象に、両手のひらをエタノール綿で拭き取ることで採取した（**写真２**）。本研究では代表的な PFRs、19 種類を分析対象とした [9]。ダスト試料および手拭き試料は、内部標準を添加しジクロロメタンを用いて超音波抽出した。抽出液を 10％含水フロリジルカラムをもちいて精製し GC/MS にて定性･定量した。詳細は既報にまとめた [9]。

写真２　小学生を対象とした手拭き試料採取の様子

３．３　結果と考察

分析に供したすべてのダスト試料から PFRs が検出された。分析対象とした 19 種類の PFRs の中ではリン酸トリスブトキシエチル（TBOEP）が最も高濃度で検出され、その濃度範囲は 3600～1900000ng/g 乾重であった。

公共施設である小学校では難燃剤の使用量が多いことが考えられるため、ダスト試料から検出された PFRs 濃度を小学校と一般家庭で比較した。その結果、総 PFRs 濃度は小学校で有意に高く、TBOEP とフェニル系 PFRs（リン酸トリフェニル（TPHP）およびリン酸トリクレジル（TMPPs））が有意に高濃度であった。また総 PFRs の濃度に対する各 PFRs 濃度の割合を参照すると、どの教室においても TBOEP が 50～99%と高い割合を示した（**図３**）。TBOEP はフロアワックスの可塑剤として多く利用されることが知られており、小学校におけるワックスの利用頻度の高さが影響していると考えられる。一方、一般家庭では小学校より塩素系 PFRs（リン酸トリスクロロエチル（TCEP）、リン酸トリルクロロイソプロピル（TCIPP））が有意に高濃度であった（**図３**）。塩素系 PFRs は、おもに難燃剤としてプラスチックに添加されることが知られている。一般家庭では小学校と比べ、プラスチックを使用した家電製品の密度が高いことがその要因と考えられる。ダスト試料から検出された PFRs 濃度から子供の PFRs 取り込み量を算出し、一日耐用摂取量（TDI）[27, 28]と比較した。その結果、TBOEP の取り込み量は TDI を最高で 10 倍超過しており、また、TMPP、TCEP の最大取り込み量も TDI に近い値であった（**図４**）。

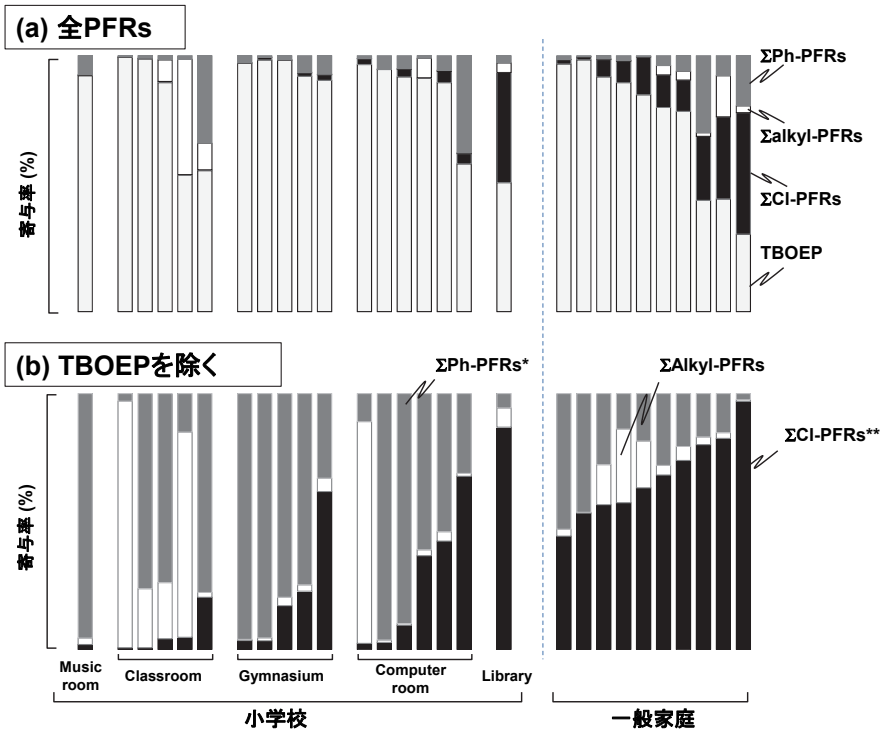

図３　教室と家庭のダストから検出された PFRs の寄与率。(a) 全 PFRs を対象とした寄与率；(b) TBOEP を除いた PFRs を対象とした寄与率 [9)]

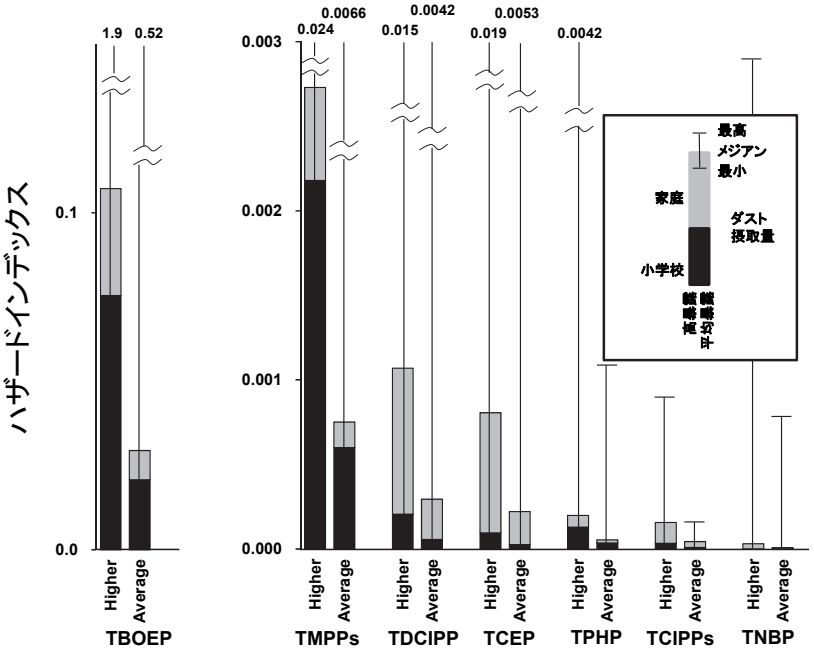

図４　教室と家庭のダストを介した PFRs 摂取量から算出した小学生のハザードインデックス（各物質の摂取量と一日耐容摂取量との比）[9)]

そこで小学生の PFRs 摂取の主な経路であると推測される、手に付着している PFRs の定量に着手した。化学分析の結果、すべての手拭き試料から PFRs が検出された。検出された PFRs の中では TBOEP が最も高濃度で検出され、その濃度範囲は 12～1,400 ng hands^{-1} であった。手拭き試料から検出された TBOEP が高い割合を示す PFRs の物質組成は、ダスト試料から検出されたものと類似していた。手拭き試料から検出された PFRs の起源と

してフロアワックスの影響を受けたダストが小学生の手に付着したことが要因と推察された。小学生児童の手拭き試料より検出されたPFRs濃度をもちいてPFRs摂取量を算出したところ最高値は2,900 ng day^{-1}であり、もっとも寄与率の高いTBOEPの摂取量は最大で2,400 ng day^{-1}と算出された。一日耐用摂取量と比較したところ一部の試料において TBOEP の取り込み量はハザードインデックスが1以上であり、摂取量がTDIを超過していた。小学生の PFRs 曝露量を低減させるためには、手を介した摂取の低減が有効であると推測された。

４．結論

本調査で得られた佐賀市小学校で検出された未規制VOCs濃度は、2E1Hがアレルギー発症の報告値に近く、またGEs濃度範囲はスウェーデンの疫学調査におけるアレルギー疾患と関係が見られた濃度範囲と同程度であった。またダストを介したTBOEPの取り込み量はTDIを最高で10倍超過しており、また、TMPP、TCEPの最大取り込み量もTDIに近い値であった。この結果は小学校児童における潜在的な健康被害の発生を示唆している。

多種多様な未規制化学物質が検出されることが予想される小学校等の公共建築物については、例えば新築改修後の引き渡し時における“臭気指数”をもちいた指針値の設定や、積極的な手洗いによるダストを介した化学物質摂取量の低減など、化学物質を特定しない包括的な曝露量低減の対応が必要であると考えられる。

参考文献

1) 斎藤育江, 大貫文, 戸髙恵美子, 中岡宏子, 森千里, 保坂三継, 小縣昭夫: 近年の室内空気汚染問題について：未規制物質による健康リスク. 日本リスク研究学会誌, 21, 91-100 (2011).

2) 原邦夫, 森美穂子, 石竹達也, 原田幸一, 魏長年, 大森昭子, 上田厚: 校舎改装後 2 年間の小学校教室内ホルムアルデヒドおよび VOCs の気中濃度の経時変化. 室内環境学会誌, 9, 97-103 (2007).

3) 小林智, 武内伸治, 小島弘幸, 高橋哲夫, 神和夫, 秋津裕志, 伊佐治信一: 水性塗料成分 1-メチル-2-ピロリドン及びテキサノールによる新築小学校の室内空気汚染. 室内環境, 13, 39-54 (2010).

4) Kamijima M., Sakai K., Shibata E., Yamada T., Itohara S., Ohno H., Hayakawa R., Sugiura M., Yamaki K., Takeuchi Y.: 2-Ethyl-1-hexanol in indoor air as a possible cause of sick building symptoms. J. Occup. Health, 44, 186-191 (2002).

5) 上島通浩, 柴田英治, 酒井潔, 大野浩之, 石原伸哉, 山田哲也, 竹内康浩, 那須民江: 2-エチル-1-ヘキサノールによる室内空気汚染. 日本公衛誌, 52, 1021-1031 (2005).

6) 森美穂子, 原邦夫, 宮北隆志, 石竹達也: 新築大学校舎の室内空気質と利用者の体調との関連. 日衛誌, 66, 122-128 (2011).

7) 市場正良, 高橋達也, 山下善功, 高石恵子, 西村晃一, 蒲池将史, 近藤敏弘, 松本明子, 上野大介, 宮島徹: 佐賀環境フォーラムにおけるシックスクール問題への取り組み. 日本衛生学雑誌, 64, 26-31 (2009).

8) 溝内重和, 市場正良, 宮島徹, 兒玉宏樹, 高椋利幸, 染谷孝, 上野大介: 小学校室内環境における未規制VOCs 濃度の現状把握. 室内環境, 17, 69-79 (2014).

9) Mizouchi S., Ichiba M., Takigami H., Kajiwara N., Takamuku T., Miyajima T., Kodama H., Someya T., Ueno D.: Exposure assessment of organophosphorus and organobromine flame retardants via indoor dust from elementary schools and domestic houses. Chemosphere, 123, 17-25 (2015).

10) Hardy C.J., Coombs D.W., Lewis D.J., Klimischf H.J.: Twenty-eight-day repeated-dose inhalation exposure of rats to diethylene glycol monoethyl ether. Fundam. Appl. Toxicol., 38, 143-147 (1997).

11) Ernstgard L., Lof A., Wieslander G., Norback D., Johanson G.: Acute effects of some volatile organic compounds emitted from water-based paints. J. Occup. Environ. Med., 49, 880-889 (2007).

12) Choi H., Schmidbauer N., Spengler J., Bornehag C.: Sources of propylene glycol and glycol ethers in air at

home. Int. J. Environ. Res. Public Health 7, 4213-4237 (2010).

13）Choi H., Schmidbauer N., Sundell J., Hasselgren M., Spengler J., Bornehag C.: Common Household Chemicals and the Allergy Risks in Pre-School Age Children. PLoS ONE, 5, e13423 (2010).

14）Wieslander G., Norbäck D., Nordström K., Wålinder R., Venge P.: Nasal and ocular symptoms, tear film stability and biomarkers in nasal lavage, in relation to building-dampness and building design in hospitals. Int. Arch. Occup. Environ. Health, 72, 451-461 (1999).

15）横田知博, 千野聡子, 加藤信介, 村上周三, 安宅勇二, 徐長厚: 塩化ビニル床材からの可塑剤分解物質等の放散メカニズムの解明 -セルフレベリング材の含水率、水分の状態が化学物質放散量に与える影響-. 日本建築学会環境系論文集, 617, 47-52 (2007).

16）大貫文, 斎藤育江, 瀬戸博, 上村尚: 水性フロアーポリッシュ（ワックス）清掃による室内空気中 VOC 濃度の変化. 東京健安研セ年報, 56, 259-263 (2005).

17）東京都健康安全研究センター: 教材から発生する化学物質について-教科書・絵の具・墨液・ニス・ラッカー・接着剤-. http://www.tokyo-eiken.go.jp/lb_kankyo/kankyo/s9/

18）斎藤育江, 大貫文, 瀬戸博, 上原眞一, 上村尚: 水性形接着剤から放散される化学物質による室内汚染濃度の予測. 室内環境学会誌, 8, 15-26 (2005).

19）Jensen L.K., Larsen A., Molhave L., Hansen M.K., Knudsen B.: Health evaluation of volatile organic compound (VOC) emissions from wood and wood-based materials. Arch. Environ. Health, 56, 419-432 (2001).

20）Danish-Environmental-Protection-Agency: Survey, emission and evaluation of volatile organic chemicals in printed matter. Survey of chemical compounds in consumer products, Survey no. 36, http://eng.mst.dk/media/mst/69119/36.pdf (2003).

21）大貫文, 齋藤育江, 多田宇宏, 福田雅夫, 栗田雅行, 小縣昭夫, 戸高恵美子, 中岡宏子, 森千里: 新築住宅における高濃度化学物質の傾向. 東京健安研セ年報, 60, 245-251 (2009).

22）European-Chemicals-Bureau: 2-(2-METHOXYETHOXY)ETHANOL. European Union Risk assessment report, EINECS-No.: 203-906-6, volume 1, http://echa.europa.eu/documents/10162/6d525882-1aae-407f-a17a-e182fd94a6da (2000).

23）USEPA: Flexographic ink options: a cleaner technologies substitutes assessment Office of pollution prevention and toxics (7404), Volume 1, http://www.epa.gov/dfe/pubs/flexo/ctsa/ (2002).

24）Jones-Otazo H.A., Clarke J.P., Diamond M.L., Archbold J.A., Ferguson G., Harner T., Richardson G.M., Ryan J.J., Wilford B.: Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs. Environ. Sci. Technol., 39, 5121-5130 (2005).

25）Wilford B.H., Shoeib M., Harner T., Zhu J., Jones K.C.: Polybrominated diphenyl ethers in indoor dust in Ottawa, Canada: implications for sources and exposure. Environ. Sci. Technol., 39, 7027-7035 (2005).

26）Stapleton H.M., Kelly S.M., Allen J.G., McClean M.D., Webster T.F.: Measurement of Polybrominated Diphenyl Ethers on Hand Wipes: Estimating Exposure from Hand-to-Mouth Contact. Environ. Sci. Technol., 42, 3329-3334 (2008).

27）Van den Eede N., Dirtu A.C., Neels H., Covaci A.: Analytical developments and preliminary assessment of human exposure to organophosphate flame retardants from indoor dust. Environ. Int., 37, 454-461 (2011).

28）Ali N., Ali L., Mehdi T., Dirtu A.C., Al-Shammari F., Neels H., Covaci A.: Levels and profiles of organochlorines and flame retardants in car and house dust from Kuwait and Pakistan: Implication for human exposure via dust ingestion. Environ. Int., 55, 62-70 (2013).