

生衛発第 1852 号
平成 12 年 12 月 22 日

〔各都道府県知事
政令市市長
特別区区長〕 殿

厚生省生活衛生局長

室内空气中化学物質の室内濃度指針値及び総揮発性有機化合物の
室内濃度暫定目標値等について

厚生省では、関係省庁と連携して、シックハウス対策の総合的な推進に取り組んでいるところであり、既に平成 12 年 6 月 30 日付生衛発第 1093 号生活衛生局長通知（以下「第 1093 号通知」という。）により、ホルムアルデヒド等 4 種類の室内空气中化学物質の室内濃度指針値及び標準的な測定方法等について、貴職あて通知したところである。

今般、「シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会」（座長：林 裕造 前北里大学客員教授）において、新たに中間報告書がとりまとめられたことを受け、下記の通り、室内空气中化学物質の室内濃度指針値及び総揮発性有機化合物の室内濃度暫定目標値等について定めたので、貴職におかれては、建築物衛生その他の生活環境対策の推進に活用するとともに、市町村、関係団体、住民等への周知を図るようお願いする。

また保健所及び地方衛生研究所において、シックハウス症候群及び室内空気汚染の問題に関する相談及び測定等の体制の充実に努めていただくよう、特にお願い申し上げます。

なお、引き続き、その他の個々の室内空气中化学物質及び、総揮発性有機化合物の室内濃度指針値並びに測定マニュアルの策定、保健所・地方衛生研究所における測定・相談マニュアルの作成、空気質に関する情報開示及びモニタリング体制の検討等を行う予定であることを申し添える。

記

1. 個別の揮発性有機化合物(VOC)の指針値等について

(1) 指針値について

今般、室内空気汚染に係るガイドラインとして、新たにエチルベンゼン、スチレン、クロルピリホス、フタル酸ジ-*n*-ブチルの室内濃度に関する指針値を定めたので、既に指針値を定めた物質とともに下表に示す。

ここに示した指針値は、現状において入手可能な科学的知見に基づき、人がその化学物質の示された濃度以下の暴露を一生涯受けたとしても、健康への有害な影響を受けないであろうとの判断により設定された値である。これらは、今後集積される新たな知見や、それらに基づく国際的な評価作業の進捗に伴い、将来必要があれば変更され得るものである。

揮発性有機化合物	毒性指標	室内濃度指針値*
ホルムアルデヒド	ヒト暴露における鼻咽頭粘膜への刺激	1 0 0 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ (0. 0 8 ppm)
トルエン	ヒト暴露における神経行動機能及び生殖発生への影響	2 6 0 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ (0. 0 7 ppm)
キシレン	妊娠ラット暴露における出生児の中枢神経系発達への影響	8 7 0 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ (0. 2 0 ppm)
パラジクロロベンゼン	ビーグル犬暴露における肝臓及び腎臓等への影響	2 4 0 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ (0. 0 4 ppm)
エチルベンゼン	マウス及びラット暴露における肝臓及び腎臓への影響	3 8 0 0 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ (0. 8 8 ppm)
スチレン	ラット暴露における脳や肝臓への影響	2 2 0 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ (0. 0 5 ppm)
クロルピリホス	母ラット暴露における新生児の神経発達への影響及び新生児脳への形態学的影響	1 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ (0. 0 7 ppb) 但し、小児の場合は、 0. 1 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ (0. 0 0 7 ppb)
フタル酸ジ- <i>n</i> -ブチル	母ラット暴露における新生児の生殖器の構造異常等の影響	2 2 0 $\mu\text{mg} / \text{m}^3$ (0. 0 2 ppm)

*両単位の換算は、25° の場合による

各物質のリスク評価の詳細は別添に示す通りである。

(2) 採取方法及び測定方法について

エチルベンゼン及びスチレンについては、第1093号通知に基本的に従うものとする。クロルピリホス及びフタル酸ジ-n-ブチルについては、別添に示す案についてパブリックコメントを募集した後、正式に定める予定であることを申し添える。

なお各測定法については、同等以上の信頼性が確保できる方法であれば、設定した標準的方法に代えて用いても差し支えない。スクリーニングの目的で簡易な方法を用いる場合には、化学物質濃度の過小評価が行われないよう配慮するとともに、指針値に適合しているか否かの最終的判定は、標準的方法と同等以上の信頼性が確保できる方法により行うよう留意すべきである。

2. 総揮発性有機化合物(TVOC)の空気質指針値策定の考え方について

(1) 総揮発性有機化合物(TVOC)暫定目標値

室内空気質の TVOC 暫定目標値を $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ とする。この数値は、国内家屋の室内 VOC 実態調査の結果から、ある仮定（別添参照）に基づいて、合理的に達成可能な限り低い範囲で決定した値であり、室内空気質の状態の目安として利用されることが期待される。TVOC 暫定目標値は、毒性学的知見から決定したものではないことから、個別の VOC 指針値とは独立に扱われなければならない。今後 TVOC については、実施される必要な調査研究によって、暫定目標値の妥当性の追跡とリスク評価に基づいた指針の策定が必要である。また発生源や換気に注意し、住宅の構造や日常の住まい方の改善によって、室内空気質の状態を向上させる取組が不可欠である。

①個別 VOC 指針値と TVOC 暫定目標値について

個別 VOC 指針値はリスク評価に基づいた健康指針値であり、その濃度以下であれば通常の場合その VOC は健康への悪影響は起さないと推定された値である。しかしその濃度以下であればその空気質が快適で安全ということでは決してなく、実際には複数の VOCs が存在することから、他の VOC についても順次健康指針値を決めていかなければならない。しかしそれには多大な時間を有すること、またその間に指針値を決めていない有害物質による汚染の進行を未然に防ぐ目的から、VOC 全体としての空气中濃度の目安を示して、個別 VOC 指針値を補足することが重要であると判断した。その際、TVOC としてのリスク評価を行うにはデータが不足していることから、国内における室内 VOC 濃度の実態調査の結果を用いて、合理的に達成可能な限り低い範囲において暫定目標値を決定した次第である。従って個別 VOC 指針値と TVOC 暫定目標値は、現時点ではそれぞれ独立して扱われるべきものである。

将来リスク評価に基づく TVOC 指針値が設定された場合には、個別 VOC 濃度と

TVOC 濃度の双方がそれぞれの指針値を満たしていないと、その空気質は安全であるとは言えない。従って、関係者においては、暫定目標値が将来指針値として設定し直されたときのことを今から念頭におくと同時に、その間、暫定目標値を室内空気質の状態をモニタリングする際の目安として、是非とも快適で安全な室内空間の確保を目指して一層の努力をしていただきたい。

②測定結果の評価方法について

この暫定目標値は、竣工後居住を開始してある程度時間が経過した状態における目安であって、竣工後入居してしばらくの間は、暫定目標値を超える場合も予測される。

また TVOC に含まれる物質の全てに健康影響が懸念されるわけではないこと、またその中には日常の居住環境で用いられる発生源に由来する物質が含まれることに留意すべきである。

従って、測定された TVOC 値が暫定目標値を超える結果が得られた場合には、測定時期や、その中に含まれる物質の種類や由来を確認した上で、個々の良否の評価を行うべきである。例えば、天然材を用いた住宅のような場合は、特定の天然成分が高濃度で測定される可能性が高いことから、特別な配慮が必要である。

(2) 採取方法及び測定方法について

TVOC 測定マニュアルを作成・公表するまでの間、次の通りとする。

①採取と分離

第 1093 号通知に基本的に従うものとする。なお、少なくとも 2 本の捕集管に空気を採取すること。

②検出と定量

- ・まず、TVOC 値のスクリーニングのために直接読取法にて、指定範囲内のピーク面積をトルエン換算値として求める。
- ・スクリーニングにて暫定目標値を超過するような場合は、GC/MS 法により出来る限り個別物質の同定及び定量を行う。
- ・定量した物質に相当するチャート上のピークのトルエン換算値を差し引き、代わりに厳密に定量した値を加える。この定量値の合計を TVOC とする。
- ・同定すべき個別物質については暫定的にリスト（別添参照）に掲載されているが、実態調査を含め、現在精査・検討中である。

3. 室内空気質指針値の適用範囲の在り方について

策定される指針値は、生産的な生活に必須な特殊な発生源がない限り、次に示すあらゆる室内空間に適用されるべきである。特に弱者（小児、高齢者、妊婦、病人など）が暴露される可能性の高い空間においては、積極的な空気質管理が求められ、当事者による継続的なモニタリングによってその効果を高めていくべきである。

住居（戸建、集合住宅）、オフィスビル（事務所、販売店など）、病院・医療機関、学校・教育機関、幼稚園・保育園、養護施設、高齢者ケア施設、宿泊・保養施設、体育施設、図書館、飲食店、劇場・映画館、公衆浴場、官公庁施設、地下街、車両、その他

4. 室内空気中化学物質に関する機器等目録について

室内空気の測定機器や方法につき、目的に応じた選択をする際の参考となるものとして、原理その他特徴を含めて現時点で利用可能な測定機器についての目録を作成した。

当該目録は、(財)ビル管理教育センターを通じて行った製品調査による企業からの回答を基に作成したものである。従って本検討会として検証を行ったものではないので、技術的な参考資料として、測定依頼者等関係者に利用していただきたい。

なお本目録については、測定機器の新開発や改良等に伴い、順次更新していくこととし、厚生省や(財)ビル管理教育センターのホームページ等において、また別途作成中の測定・相談マニュアルに添付するなどの方法により提供していくこととしている。

(別添 1)

2000 年 9 月 25 日

厚生省生活衛生局企画課生活化学安全対策室
シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会事務局
(2000 年 12 月 15 日改訂)

室内濃度に関する指針値の概要

1. エチルベンゼンについては、マウス及びラットにおける吸入暴露に関する知見から、肝臓及び腎臓に影響を及ぼさないと考えられる無作用量を基に、室内濃度指針値を $3800 \mu \text{g}/\text{m}^3$ (0.88ppm) と設定した。
2. スチレンについては、ラットにおける吸入暴露に関する知見から、脳や肝臓に影響を及ぼすと考えられる最小毒性量を基に、室内濃度指針値を $220 \mu \text{g}/\text{m}^3$ (0.05ppm) と設定した。
3. クロルピリホスについては、母動物が経口暴露された仔ラットの発育に関する知見から、神経発達に影響を及ぼすと考えられる最小毒性量を基に、吸入暴露に置き換えて、室内濃度指針値を $1 \mu \text{g}/\text{m}^3$ (0.07ppb) と設定した。
また特に新生児脳の形態学的変化に係る知見を考慮し、小児を対象とした指針値を $0.1 \mu \text{g}/\text{m}^3$ (0.007ppb) と設定した。
4. フタル酸ジ・n・ブチルについては、母動物が経口暴露された仔ラットの発育に関する知見から、生殖器の構造異常等の影響を及ぼすと考えられる最小毒性量を基に、吸入暴露に置き換えて、室内濃度指針値を $220 \mu \text{g}/\text{m}^3$ (0.02ppm) と設定した。

1. エチルベンゼンの室内濃度指針値案の策定

- (1)発がん性に関して、マウスとラットへの各吸入暴露実験において、雄マウスの肺腺腫の発生増加、雌マウスの肝腺腫の発生増加、また雄ラットの尿細管腺腫・癌腫の発生増加が報告されている。
- (2)工場でエチルベンゼンに暴露されている可能性のある作業者を対象にした2つの調査では、発がん率や発がんによる死亡率が特に増加したという知見は得られていない。
- (3)変異原性に関して、細菌、酵母、昆虫細胞では陰性であった。チャイニーズハムスター胚細胞では染色体異常を誘発せず、培養ヒトリンパ球でも非常に弱い陽性を示す程度であった。シリアンハムスター胚細胞では陽性であったものの、*in vivo* では微小核を誘発しなかった。
- (4)以上のことから、エチルベンゼンの発がん性については、実験動物においては十分な証拠が認められるものの、遺伝毒性は多くの実験系において陰性であり、またヒトにおいては発がん性を示唆する証拠は得られていないことから、エチルベンゼンの指針値の策定には、その他の毒性指標を基に、耐容1日摂取量を算出して求める方法が適当と判断した。
- (5)エチルベンゼンは、動物及びヒトに対し、中枢神経系に対する毒性並びに鼻粘膜や眼に対する刺激性を示す。これらは、ヒトへの単回暴露の場合、430～860mg/m³の濃度より現れる。
- (6)Wistar系雌ラットにエチルベンゼン0、13.6、136、408及び680mg/kg/日を、週5日6ヶ月間、胃に強制経口投与した結果、408及び680mg/kg投与群にて、肝・腎重量の僅かな増加や一部の肝細胞の僅かな肥大等の変化が認められた。
- (7)ラット(F-344/N)及びマウス(B6C3F1)に、エチルベンゼン0、430、1075、2150、3225及び4300mg/m³を、1日6時間、週5日、13週間、吸入暴露した結果、3225及び4300mg/m³投与群にて、マウスの雄雌において、用量相関性のある肝臓絶対重量の増加が見られた他、4300mg/m³では、雌マウスの腎臓相対重量の増加が観察された。雄ラットにおいては、3225及び4300mg/m³投与群にて、肝臓・腎臓の絶対及び相対重量の増加が見られた。

雌ラットでは、2150、3225 及び 4300mg/m³ 投与群にて、肝臓・腎臓の絶対重量の増加が見られたが、相対重量の増加は観察されなかった。いずれの場合もエチルベンゼンに関係した組織学的変化は認められなかった。他の臨床化学検査にも異常は認められず、精子や膣粘膜上皮細胞にも変化は見られなかった。

(8)ラット (Wistar 系) の妊娠 1～19 日まで、及びウサギ (ニュージーランド白) の妊娠 1～24 日まで、0、430 及び 4300mg/m³ のエチルベンゼンを、1 日 6～7 時間吸入暴露させた場合、ウサギでは、2 用量群において対照群に比し有意に ($p<0.05$) 生存胎児数が減少したが、胎児着床数、死亡及び吸収胚数には対照群との間に有意差はみられなかった。ラットでは、4300mg/m³ 投与群にて母動物の肝臓、腎臓及び脾臓重量の増加が見られ、また胎児において、2 用量群とも有意な ($p<0.05$) 肋骨数の増加が観察された。

(9)ラット(CFY)の妊娠 7～15 日まで 600、1200 及び 2400mg/m³ のエチルベンゼンを 1 日 24 時間連続暴露させた結果、2400mg/m³ で骨格形成遅延、肋骨数の増加、胎児発育率の減少が見られた。ウサギ (ニュージーランド白) の妊娠 7～20 日まで 500 及び 1000mg/m³ のエチルベンゼンを連続暴露させた場合は、1000mg/m³ で流産による胎児数の減少が観察された。ラット胚をエチルベンゼン含有キシレン下で培養した実験では、用量依存的な胚の成長阻害が認められたものの、催奇形成は認められなかった。

(10)職業暴露に関する多くの疫学的調査が実施されているが、これらは、エチルベンゼンを含む溶媒混合物への暴露を調査しているため、観察された異常がエチルベンゼンに由来するものなのかどうかの特定は困難である。なお、エチルベンゼン生産工場の 200 人の作業者を対象にした 20 年間の健康医学調査が実施されているが、血液学的な異常は観察されていない。この際の、マンデル酸濃度から推定したエチルベンゼンの最大暴露濃度は 86mg/m³、平均暴露濃度は 8.6mg/m³ であった。

(11)ヒト暴露データからは、(10)より NOEL が 8.6～86mg/m³ の間にあると推定されるが、このデータからは用量相関性が導けないため、指針値の推定に用いることは適切ではない。生物学的に意義のある毒性知見としては、(7)の動物試験において用量相関性のある毒性発現が認められており、リスク評価には、このデータから無作用量(NOEL)を決定して指針値を求めることが適当と判断した。肝臓重量の増加は、病理組織学的変化を伴っていないので、無

毒性量 (NOAEL) は 4300mg/m^3 よりも高濃度に位置すると思われるが、無作用量 (NOEL) となる 2150mg/m^3 を指針値の計算に用いることとした。1 日 24 時間及び週 7 日に平均化し、不確実係数 100 (種差 10、個体間差 10) を考慮すると、エチルベンゼンの室内濃度指針値 $= 2150\text{mg/m}^3 \times 6/24 \times 5/7 \times 1/100 = 3.8\text{mg/m}^3$ ($= 3800 \mu\text{g/m}^3$; 0.88ppm) と推定された。

(参考文献)

1. IPCS Environmental Health Criteria 186, ETHYLBENZENE, World Health Organisation, Geneva 1996
2. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol 77, ETHYLBENZENE, World Health Organisation International Agency for Research on Cancer, Lyon 2000
3. NTP (1992) Toxicity studies of ethylbenzene in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies), US Department of Health and Human Services, National Toxicology Programme, NIH Publication No.92 - 3129

2. スチレンの室内濃度指針値案の策定

- (1) スチレンは代謝活性化されてエポキシド体となって変異原性を示す可能性が疑われるものの、細菌、酵母及びほ乳類細胞を用いた各種 *in vitro* 試験並びには乳動物を用いた各種 *in vivo* 試験の結果からは、むしろ変異原性を否定する結果が多く得られている。7,8-エポキシド体を直接作用させた場合においても、*in vitro* 試験では多くの実験系で陽性であったものの、*in vivo* 試験では変異原性を否定する結果が得られている。
- (2) 発がん性に関して、スチレン 1350mg/kg/日を O₂₀ 系マウスに経口投与した場合、肺腫瘍の増加を誘発したことが報告されているが、Fischer344 ラットでは、500、1000 及び 2000mg/kg/日の投与群で、腫瘍発生率に差が見られなかった。また 7,8-エポキシド体をラットに経口投与した場合は、50 及び 250mg/kg/日を週 4 又は 5 日、52 週の投与により、前胃の乳頭腫及び扁平上皮癌が観察され、また別の実験で、100～150mg/kg/日を 120 週、ラットに投与した場合、前胃癌及び肺腫瘍が誘発されたことが報告されている。
- (3) 非常に高濃度のスチレンに暴露された強化プラスチック生産作業員において、末梢血リンパ球の染色体異常の増加が認められている以外は、暴露量の低いそれ以外のプラスチック生産作業員の事例も含め、ヒト遺伝子への明確な影響は認められていない。各調査とも交雑因子が多く、結果のバラツキが非常に大きく、用量相関性は見いだされていない。
- (4) 発がん性に係る幾つかの疫学的調査では、スチレン含有ゴムを扱う作業員に白血病やリンパ腫が発生した等の報告が少数あるものの、因果関係は明かにされておらず、ヒトでのスチレン暴露と癌発生との関連性は否定されている。
- (5) このように、スチレンの発がん性を示唆する証拠は、一部の動物実験に限定されており、ヒトでの発がん性や遺伝子障害性を示唆する証拠は得られていないことから、スチレンの指針値の策定には、その他の毒性指標を基に、耐容 1 日摂取量を算出して求めることが適当と判断した。
- (6) 急性毒性に関して、ラットの経口 LD₅₀ は 5～8g/kg 体重であった。またラットにスチレンを 5460mg/m³ の濃度より 1～4 時間単回吸入させた場合、鼻粘膜及び眼の刺激や中枢神経系の抑制が見られている。

- (7)亜急性及び慢性毒性に関して、ラットに $1260\text{mg}/\text{m}^3$ のスチレンを 1 日 6 時間、週 5 日、11 週吸入させた場合、脳内軸索タンパク質の変化、腎臓及び肝臓の薬物代謝酵素誘導、肝臓の組織学的変化、肝臓等のグルタチオン量減少が認められている。 $420\text{mg}/\text{m}^3$ のスチレンを投与した場合は、グルタチオン量の大きな減少は認められていない。
- (8)雌ラットに週 5 日 6 ヶ月間経口投与した試験では、肝・腎重量の増加のみが観察され、NOAEL は $133\text{mg}/\text{kg}$ であった。またビーグル犬に 0、200、400 及び $600\text{mg}/\text{kg}/\text{日}$ のスチレンを 19 ヶ月間経口投与した試験では、 $400\text{mg}/\text{kg}$ 投与群より、用量依存的に、赤血球内ハインツ小体の増加が認められ、NOAEL は $200\text{mg}/\text{kg}$ であった。
- (9)生殖発生毒性に関して、ラットの妊娠 6～15 日にスチレン 180 及び $300\text{mg}/\text{kg}/\text{日}$ を投与しても胎児死亡率や妊娠率に変化は見られなかった。ラットの 3 世代試験は、2 年間スチレン混入飲料水 ($7.7\sim 21\text{mg}/\text{kg}/\text{日}$) を投与して実施されたが、スチレン暴露と関係のある生殖発生異常は認められなかった。一方、スチレン $400\text{mg}/\text{kg}/\text{日}$ を 60 日間経口投与した雄ラットでは、精子数の減少や精細管の萎縮が認められ、雌よりも雄の生殖系がスチレン暴露の影響を受けやすいことが示唆された。マウスに 1130 及び $1260\text{mg}/\text{m}^3$ のスチレンを 1 日 6 時間、5 日間吸入させても、精子頭の異常の頻度に差はみられなかった。
- (10)スチレンのヒト短期暴露に関して、健常ボランティアによる複数の暴露実験が報告されている。これらを要約すると、 $0.2\sim 0.34\text{mg}/\text{m}^3$ から臭いによる不快感、 $420\sim 840\text{mg}/\text{m}^3$ を超えると鼻腔粘膜や眼の刺激性、及びめまい・頭痛などの中枢神経系の症状が起きる傾向がある。 $630\sim 840\text{mg}/\text{m}^3$ から反応時間や行動、平衡感覚への影響、さらに $1470\text{mg}/\text{m}^3$ を超えると、明かな中枢神経系の障害が起こりうる。
- (11)また職域でのヒト長期暴露に関する各種疫学的調査成績を総合した結果、 $210\text{mg}/\text{m}^3$ の暴露で末梢神経伝達速度の遅れ、 $105\text{mg}/\text{m}^3$ 以上の暴露で数字符号テストや反応時間の遅れ、 $126\text{mg}/\text{m}^3$ 以上の暴露で色覚障害が起こりうるとされ、神経機能障害を引き起こす可能性のないと推定される職域の濃度として $85\text{mg}/\text{m}^3$ が提案されている。しかし、生殖への影響等については、交絡要因が非常に多く、現在までのデータからは明かになっていない。

(12)従ってスチレンの室内濃度指針値の算出には、入手した毒性知見から最も安全サイドにたった数値が得られるデータを採用することとし、(7)のラット11週の吸入毒性データを用いることとした。LOAEL=1260mg/m³として、耐容1日摂取濃度を計算すると、1日24時間及び週7日に平均化し、不確実係数を1000 (LOAEL10、種差10、個体間差10) で計算すると、スチレンの室内濃度指針値は、 $1260\text{mg/m}^3 \times 6/24 \times 5/7 \times 1/1000 = 0.225\text{mg/m}^3$ (=220 $\mu\text{g/m}^3$; 0.05ppm) と推定された。

(参考文献)

1. IPCS Environmental Health Criteria 26, STYRENE, World Health Organisation, Geneva 1983
2. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol 60, STYRENE, World Health Organisation International Agency for Research on Cancer, Lyon 1994
3. Savolainen, H. et al., Effects of chronic styrene inhalation on rat brain protein metabolism, *Acta Neuropath*, 1977, 40, 237-241
4. Savolainen, H. et al., Behavioural and glial cell effects of inhalation exposure to styrene vapour with special reference to interactions of simultaneous ethanol intake, *Acta Pharmacol. Toxicol.*, 1980, 46, 51-56
5. Vainio, H. et al., Adaptive changes caused by intermittent styrene inhalation on xenobiotic biotransformation, *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 1979, 49, 7-14
6. Elovaara, E. et al., Effects of intermittent styrene inhalation, ethanol intake and their combination on drug biotransformation in rat liver and kidneys, *Med. Biol.*, 1979, 57, 321-327
7. Toxicological profile for STYRENE (TP-91/25), US Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1992
8. 産業衛生学雑誌第41巻4号 p130 (1999年7月)、(社)日本産業衛生学会

3. クロルピリホスの室内濃度指針値の策定

- (1) 遺伝子毒性に関して、雄ショウジョウバエ *D.melanogaster* において、 0.717mg/m^3 (吸入)、 0.05mg/kg (経口) のクロルピリホスの投与によって、全染色体欠損の増加が誘発されることが認められている。またマウス経口 14 日間投与では、 4.18mg/kg/日 にて小核の増加が報告されている。
- (2) 発がん性を示唆する動物試験データはこれまでのところ報告されていない。ラット及びビーグル犬にクロルピリホス 3mg/kg/日 を 1～2 年食餌投与した試験では腫瘍の発生の増加は認められていない。
- (3) ヒト血液細胞に対する影響については、最近の報告で、有機リン系殺虫剤を家庭内使用した 8 事例について調査した結果、通常使用する用量への暴露で、染色体異常を引き起こしたことが示され、将来的な発がんリスク増大への懸念が指摘されている。しかしながら現時点においては、用量相関性を明かにした報告はなく、発がん性の有無についてのデータも報告されていない。
- (4) これらより、クロルピリホスについては、ヒト遺伝子障害の可能性を示唆する知見があるものの、用量相関性は明かにされておらず、発がん性との関係も明かにされていないことから、現時点では、クロルピリホスの指針値の策定には、耐容 1 日摂取量を算出して求めることが適当と判断した。
- (5) 急性毒性に関して、マウス吸入 LD_{50} が 94mg/kg 、雌ラット吸入 LD_{50} が 78mg/kg 、ラット経口 LD_{50} が $82\sim 163\text{mg/kg}$ と報告されている。
- (6) 亜急性及び慢性毒性に関して、Fischer344 ラットに 0、0.075、0.148 及び 0.295mg/m^3 のクロルピリホスを 1 日 6 時間、週 5 日、13 週間、吸入暴露した試験結果が報告されているが、最大用量でも、呼吸器や肝臓、腎臓、体重、中枢神経系、生殖器、血液学的検査及び生化学的検査等、いづれも影響は認められていない。
- (7) 経口投与では、中枢神経系以外の特記すべき影響は認められていない。中枢神経系への毒性に関しては、いくつかの報告がされている。Fischer344 妊娠ラットの妊娠 6～15 日に投与した場合、3 及び 15mg/kg/日 の用量で、赤芽球アセチルコリンエステラーゼ活性の著しい減少が認められ、 15mg/kg/日 では、有機リン系化合物による中毒症状（過剰唾液、震え等）が観察された。しか

し 0.1mg/kg/日では、異常は認められなかった。

- (8)雌 CF-1 マウスに 1、10 及び 25mg/kg/日の用量で妊娠 6～15 日投与した場合、1mg/kg/日より、血漿及び赤芽球コリンエステラーゼ濃度の著しい低下が認められた。同様な実験を 0.1、1 及び 10mg/kg/日で実施したところ、無影響量は、0.1mg/kg/日であることが確認された。
- (9)赤芽球及び血漿コリンエステラーゼ濃度の著しい低下は、1mg/kg/日を食餌投与した Sprague-Dawley 雌雄ラットの F1 及び F2 にも認められたが、0.1mg/kg 日では変化は認められなかった。
- (10)鶏を用いた反復投与試験では、1 日 10mg/kg を 20 日間投与、4 週間の回復期間において観察した結果、体重、脳重量、血中アセチルコリンエステラーゼの著しい減少が認められ、また脳内アセチルコリンエステラーゼ活性が大きく抑制された。
- (11)ラットに 2 年間食餌投与した場合、3mg/kg/日の用量では、いずれの測定時点でも脳内アセチルコリンエステラーゼ活性の抑制が見られ、1 及び 3mg/kg/日の用量では、血漿及び赤血球アセチルコリンエステラーゼ活性の抑制が認められたが、0.1mg/kg/日以下の用量では影響はみられていない。ビーグル犬に 2 年間食餌投与した結果でも、1～3mg/kg/日の用量で、同様の所見が認められている。
- (12)生殖発生毒性に関して、(7)においては、15mg/kg/日の用量で、膣出血が観察され、また(8)においては、25mg/kg/日の用量にて、母胎の毒性影響考えられる、胎児の骨格変化が認められているが、それ以外に特記すべき影響は報告されていない。
- (13)ヒトでは、クロルピリホスの誤吸入によるアセチルコリンエステラーゼ抑制に由来する中枢神経系の各種症例が報告されている。一方、慢性暴露に関して、クロルピリホスの生産に携わる作業員群 175 人と有機リン系化合物の暴露経験のないコントロール群 335 人との間で、疾病の発生の比較調査が実施されているが、特記すべき差は認められていない。
- (14)ボランティア成人男性を対象に 0.1mg/kg/日を 9 日、0.03mg/kg/日を 20 日経口投与した試験が報告されている。前者では血漿コリンエステラーゼ活性

が 66%抑制されたが、0.03mg/kg/日では影響はみられなかった。

- (15)眼毒性について、ヒト疫学的調査研究や、ビーグル犬に有機リン剤を 2 年間 5-15mg/kg/日経口投与した実験、およびラットにクロルピリホスを経口投与した実験によれば、近視誘発や眼軸延長の変化による眼屈折の異常の発生が報告されている。なお経口投与をビーグル犬に行なった場合は、半年、及び 1 年の投与では近視発生は対照との間に有意差なく、最低 15 ヶ月以上の投与が必要であるとされている。
- (16)本年 6 月に、米国環境保護庁(US-EPA)から、直近のデータを加味したクロルピリホスのリスク再評価の結果が明かにされているが、その中では、次の 2 つの新たな知見が報告されている。
- (17)まず、慢性毒性に関して、イヌ経口 90 日及び 2 年間投与試験、ラット 90 日及び 2 年間投与試験、ラット神経発達毒性試験の 5 試験の結果を weight-of-evidense の考え方に従って評価した結果、0.22~0.3mg/kg/日の用量で血漿及び赤血球コリンエステラーゼ活性の顕著な抑制が認められ、無毒性量 (NOAEL) は、0.03mg/kg/日と決定された。
- (18)次に、ラット神経発達毒性試験に関して、妊娠ラットに 2 週間クロルピリホスを投与した結果、1mg/kg/日群では、出生後 66 日の雌仔ラットにおいて、脳外皮質の減少が、顕著な用量依存性をもって認められ、また 5mg/kg/日群では、雌雄仔ラットにおいて体重及び体重増加率の減少、食餌摂取量の減少の他、成長抑制、発達遅延、脳重量の減少、脳の形態学的変化が認められた。一方母胎では、0.3mg/kg/日群にて血漿及び赤血球コリンエステラーゼ活性抑制が、1mg/kg/日群にて顕著な脳内コリンエステラーゼ活性抑制が、また 5mg/kg/日群では、筋線維束、過呼吸、過行動、体重増加抑制の所見が認められた。最小毒性量(LOAEL)が 0.3mg/kg/日と決定されている。
- (19)これらの試験結果から、クロルピリホスは低用量でも新生児に影響を及ぼす可能性があること、成熟動物と幼若動物でクロルピリホスへの反応性の明確な違いがあること、クロルピリホスはコリンエステラーゼ抑制作用とは関係なく脳発達に影響を及ぼす可能性のあること、また仔動物の無毒性量 (NOAEL)が決定できないこと、が指摘された。
- (20)そこで US-EPA の FQPA(Food Quality Protection Act)安全係数委員会は、

クロルピリホス暴露による新生児及び小児への影響を未然防止するためには、安全係数 10 を維持しなければならないと勧告し、さらにその係数は、急性・慢性暴露や居住暴露の全てにおいて、新生児、小児及び妊娠可能な女性に適用されうると決定している。

(21)以上のことから、クロルピリホスの指針値の推定においては、より直近のデータによって低濃度での影響が用量相関性をもって明かにされている(18)神経発達毒性試験の結果を用いて計算することが適当と判断した。すなわち、 $LOAEL = 0.3 \text{ mg/kg/日}$ として耐容 1 日摂取量を求めた場合、不確実係数 1000 ($LOAEL_{10}$ 、種差 10、個体間差 10)、ヒト体重 50kg、ヒト呼吸量 $15 \text{ m}^3/\text{日}$ として、クロルピリホスの室内濃度指針値 $= 0.3 \text{ mg/kg/日} \times 1/1000 \times 50 \text{ kg} \times 1/15 \text{ m}^3/\text{日} = 0.001 \text{ mg/m}^3 (= 1 \mu \text{ g/m}^3 ; 0.07 \text{ ppb})$ と推定される。なお本物質については、特に、新生児の脳に形態学的変化を起こす知見から、小児等弱者を対象とした指針値として、更に不確実係数 10 を考慮し、クロルピリホスの室内濃度指針値（小児等弱者に対して）を $0.0001 \text{ mg/m}^3 (= 0.1 \mu \text{ g/m}^3 ; 0.007 \text{ ppb})$ と推定した。

(22)また、直近のデータも加味した 5 種類の長期投与試験データから $NOAEL$ が決定されている(17)の結果を考慮した場合、 $NOAEL = 0.03 \text{ mg/kg/日}$ として耐容 1 日摂取量を求めると、不確実係数 100（種差 10、個体間差 10）、ヒト体重 50kg、ヒト呼吸量 $15 \text{ m}^3/\text{日}$ として、クロルピリホスの室内濃度指針値 $= 0.03 \text{ mg/kg/日} \times 1/100 \times 50 \text{ kg} \times 1/15 \text{ m}^3/\text{日} = 0.001 \text{ mg/m}^3 (= 1 \mu \text{ g/m}^3 ; 0.07 \text{ ppb})$ と推定され、(21)と同値となった。

(参考文献)

1. Toxicological profile for CHLORPYRIFOS, US Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1997
2. Human Health Risk Assessment CHLORPYRIFOS (revised), US Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programmes, 8 June 2000.
3. Genotoxicity from Domestic Use of Organophosphate Pesticides, A.D.Lieberman et al., JOEM, Volume 40, No.11, November 1998, p954
4. The Organophosphate Pesticide Chlorpyrifos Affects Form Deprivation Myopia, A.M. Geller et al., IOVS, June 1998, Vol.39, No.7, p1290
5. Development of Myopia following chronic organophosphate pesticide

intoxication: an epidemiological and experimental study, S.Ishikawa et al., Neurotoxicity of the Visual System, edited by W.H.Merigan and B. Weiss. Raven Press, New York, 1980, p233

- 6 . Increase of Myopia—possible interaction of environmental chemicals, S.Ishikawa et al., Springer-Verlag Tokyo 2000, printed in Hong-Kong.

4. フタル酸ジ-n-ブチルの室内濃度に関する指針値

ごく最近までのフタル酸ジ-n-ブチルに関する毒性研究報告について調査したところ、以下のような結論を得た。

- (1) 遺伝子傷害性については、細菌における変異原性試験が行われているが、陰性の結果が得られている¹⁾。

L5178Y マウスを用いた lymphoma cell assay では、非代謝活性化条件における最高用量で変異体の発現頻度の増加が認められたものの、当該試験については偽陽性の結果が得られやすいという特徴がある²⁾。

チャイニーズハムスターCHO 細胞においては娘染色体交換及び染色体異常が引き起こされなかったものの³⁾、チャイニーズハムスター線維芽細胞においては、非代謝活性化条件下で、疑陽性の結果が報告されている⁴⁾。

マウスを用いた *in vivo* の小核試験では陰性を示しており²⁾、その他の遺伝毒性試験においても、概ね陰性の結果が得られている¹⁾。

遺伝子傷害性に関しては、最近の研究報告においても、特に注目すべき知見は得られていない。

- (2) 発がん性試験は実施されていないが、2種類の1年間反復投与試験では、いずれも過剰腫瘍の発生は認められていない^{5),6)}。

発がん性に関しては、最近の研究報告においても、特に注目すべき知見は得られていない。

- (3) これらのことから、ヒトに対してフタル酸ジ-n-ブチルが発がん性であるかどうかは明白でないが、遺伝子傷害性を示さないことから、フタル酸ジ-n-ブチルの室内濃度に関する指針値については非発がん性影響を指標とし、TDIを求める方法で算出するのが適当と考えられる。

- (4) 一般毒性では、マウス及びラットに対する急性毒性は弱い⁷⁾が、通常行動の抑制、呼吸困難、運動調和の欠如等が認められている¹⁾。ヒトに対する感作性が数例報告されているものの、動物に対する皮膚又は眼への刺激性はほとんど認められておらず⁸⁾、感作性についてもほとんど認められていない¹⁾。ヒトに対する偶発的な大量暴露では、悪心、嘔吐感や目眩に引き続き、頭痛、眼の痛みと刺激、流涙、羞明感と結膜炎が引き起こされ、尿検査においても色調の異常や、潜血などの所見が認められている⁷⁾。

- (5) 短期間の反復投与毒性に関しては、ラットに 420mg/kg/day 以上の用量で経口投与を行ったところ、ペルオキシゾームの増加及び肝腫脹を含む、被験物質の投与影響が認められている¹⁾。

- (6) いくつかの長期反復投与毒性試験が行われているが、多くは経口投与によるものである。吸入暴露による毒性関連情報は限られており、毒性評価を行うに際し必ずしも十分なものとは言い難いことから、経口投与による毒性情報が評価の対象とされる。例えば、ラットに3ヶ月間、強制経口投与を行ったところ、120mg/kg/day以上の用量で肝相対重量の増加が認められている⁹⁾。また、ラットを用いた混餌投与による13週間の反復投与毒性試験において、体重増加抑制、肝腫脹、精巣及び精巣上体の重量減少、肝細胞変性、ペルオキシゾームの増加、精巣の胚細胞変性など、肝臓及び精巣が標的と考えられる投与影響が認められる。LOELはペルオキシゾームの増加で356mg/kg/day、それ以外の肝臓と精巣の変化で720mg/kg/dayとされている²⁾。さらに妊娠ラットを用いた同様の試験においても類似の変化が認められており、この場合のNOELは雄で138mg/kg/day、雌で294mg/kg/dayとされている²⁾。特に精巣への影響については種差が大きく、マウス及びハムスターでは発現の程度が弱いことが示唆されている¹⁾。なお、マウスを用いた亜慢性毒性試験では、体重及び臓器重量への影響や肝臓の病理組織学的変化が報告されており、NOELは353mg/kg/dayとされている¹⁾。
- (7) 作業環境条件下における疫学的な調査がいくつか行われているが、全般的な傾向として、勤続年数が長くなるに伴い、疼痛や知覚異常などが次第に持続していく労働者の割合が増えていくことが示唆されている¹⁾。
- (8) 一般毒性に関しては、最近の研究報告においても、特に注目すべき知見は得られていない。
- (9) 生殖発生毒性に関する知見がいくつか存在する。全体として、精巣等の顕著な重量減少、精母細胞数の減少、精細管の変性、精巣中における亜鉛及び鉄の含有レベルの低下、テストステロンの血清中濃度の減少及び精巣中濃度の増加、コハク酸脱水素酵素の活性の低下、亜鉛の尿中排泄量の減少等の投与影響が、250 mg/kg/day以上の用量で認められている¹⁾。
- (10) 実施された生殖発生毒性試験の中では、ラットを用いた世代試験の結果が注目される。フタル酸ジ-n-ブチルの混餌投与が、対照群と3投与群（それぞれ雌雄の平均値で66, 320及び651mg/kg/dayに相当⁸⁾）に対して行われており、320mg/kg/day群では、母動物の体重変動は認められないが第1世代の児動物で体重減少が認められており、これは被験物質の投与影響と考えられる。また、すべての投与群において、生存児動物数の減少が統計学的に有意に認められている。
- 一方、第2世代の児動物における影響はより大きく、すべての投与群において児動物の体重減少が認められている。また、320mg/kg/day群以上で陰核又は陰茎の奇形、精細管の変性、精巣上体の欠如又は発育不全などの異常所見が認められたことに加え、親動物には見られない、651mg/kg/day群での精子形成能への軽微でない影響が認めら

れている。

- (1 1) これらの結果より、フタル酸ジ-n-ブチルの毒性影響は、親動物が暴露されるよりも、発達及び成熟期の児動物に暴露された場合に、より顕著なものとなることが示唆される。当該試験結果から NOEL は明確にならないものの、LOAEL は 66mg/kg/day と考えられる^{1), 2), 9)}。
- (1 2) 発生毒性に関しては、ラットにおいて高用量で、統計学的に有意な母動物の体重増加及び児動物の体重減少、奇形の発現頻度の増加等が認められ、NOEL は 500mg/kg/day と考えられる¹⁰⁾。
- (1 3) フタル酸ジ-n-ブチルの生殖影響に関する疫学的な調査が行われており、定量的なデータには欠けるものの、フタル酸化合物に暴露された女性については、対照群と比較して妊娠頻度及び出産頻度が減少していることが報告されている。また、月経周期の変動などの生理的変化も観察されており、フタル酸化合物の暴露による影響であることが示唆されているが、定量的なデータに欠ける等により、因果関係等についての明確な結論を導き出すのは困難と考えられている¹⁾。
- (1 4) 生殖発生毒性に関しては、最近の研究報告においても、特に注目すべき知見は得られていない。
- (1 5) 以上の知見から、ヒトに対するフタル酸ジ-n-ブチルの毒性影響を考慮するに当たっては、ヒトの暴露に関する研究報告が重要と考えられるものの、得られているデータが科学的な評価を行うに足るものではなく、他にヒトでの研究報告は見いだされていない。したがって、科学的な評価を行うに足るものとして得られている動物実験データから、ヒトへの毒性影響を外挿することとする。
- (1 6) 動物実験データとしては、上記(1 0)で注目された、生殖発生毒性が認められた 66mg/kg/day がラットにおける LOAEL と考えられる¹⁾。NOAEL については特定されていない。
- (1 7) UF については、種差として 10、個体差として 10、及び NOAEL の代わりに LOAEL を用いたことから 10 となり、これらを乗じると 1000 になる¹⁾。
- (1 8) LOAEL を UF で除すことによって、TDI を求めると、

TDI=66 (mg/kg/day) /1000=0.066mg/kg/day となる。

- (19) 日本人の平均体重を 50kg、一日当たりの呼吸量を 15m³ とすると ¹¹⁾、
 $0.066 \text{ (mg/kg/day)} \times 50 \text{ (kg)} / 15 \text{ (m}^3\text{/day)} = 0.22 \text{ mg/m}^3 = 220 \mu \text{ g/m}^3$
となる。
これを ppm に換算すると、0.02ppm となる。

- (20) よって、ラットにおける生殖発生への影響に基づき、フタル酸ジ-*n*-ブチルの室内濃度に関する指針値は 220 $\mu \text{ g/m}^3$ (0.02ppm) と設定することが適当と考えられる。

参考文献

- 1) IPCS (International Programme on Chemical Safety). Di-*n*-butyl Phthalate. Environmental Health Criteria 1997; 189
- 2) NTP (National Toxicology Program). NTP technical report on toxicity studies of dibutyl phthalate (CAS No. 84-74-2) administered in feed to F344/N rats and B6C3F1 mice 1995; Toxicity Series No. 30
- 3) Abe, S. and Sasaki, M. Chromosome aberrations and sister chromatid exchanges in Chinese hamster cells exposed to various chemicals. Journal of the National Cancer Institute 1977; 58 (6): 1635-1641
- 4) Ishidate, M. and Odashima, S. Chromosome tests with 134 compounds on Chinese hamster cells *in vitro* - a screening for chemical carcinogens. Mutation Research 1977; 48 (3/4): 337-354
- 5) Smith, CC. Toxicity of butyl stearate, dibutyl sebacate, dibutyl phthalate and methoxyethyl oleate. Archives of Industrial Hygiene and Occupational Medicine 1953; 7: 310-318
- 6) Nikonorow, M., Mazur, H. and Piekacz, H. Effect of orally administered plasticizers and polyvinyl chloride stabilizers in the rat. Toxicology and Applied Pharmacology 1973; 26: 253-259
- 7) Sandmeyer, EE. and Kirwin, CJ. Esters. In: Clayton GD and Clayton FE ed. Patty's industrial hygiene and toxicology 1981; Volume 2A: Toxicology, 3rd rev ed. New York, John Wiley and Sons Inc., 2345-2346
- 8) NTP. Final report on the reproductive toxicity of di-*n*-butyl phthalate (CAS No. 84-74-2) in Sprague-Dawley rats 1991; Report No. T-0035C; NTIS Publication No. PB92-111996
- 9) Wine, R. N., Li, L. H. Barnes, L. H. Gulati, O. K. and Chapin, R. E. Reproductive toxicity of di-*n*-butylphthalate in a continuous breeding protocol in SD rats. Environmental Health Perspectives 1997; 105(1): 102-107
- 10) Ema, M., Amano, H., Itami, T. and Kawasaki, H. Teratogenic evaluation of di-*n*-butyl phthalate in rats. Toxicology Letters 1993; 69(2): 197-203
- 11) 厚生省生活衛生局企画課生活化学安全対策室. 「パラジクロロベンゼンに関する家庭用品専門家会議 (毒性部門) 報告書」. 平成 9 年 8 月 28 日

(別添 2)

採取方法と測定方法について

○エチルベンゼン測定法

VOC の標準的測定法を用いて測定する。以下を追補事項として加える。

- ・ 3.1.2(3)、3.2.2(3)、3.3.2(4)にある標準物質として、エチルベンゼンの純度が 98%以上の高純度試薬を用いる。
- ・ 3.1.3(7)、3.2.3(8)、3.3.3(8)の表 1 にある測定対象物質と測定用質量数は以下の表による。

測定対象物質	測定質量数
エチルベンゼン	91, 106

- ・ 3.1 注 7、3.2 注 10、3.3 注 8 にある標準源ガスにはエチルベンゼンも同時に混合してよい。

○スチレンの測定法

VOC の標準的測定法を用いて測定する。以下を追補事項として加える。

- ・ 3.1.2(3)、3.2.2(3)、3.3.2(4)にある標準物質として、スチレンの純度が 98%以上の高純度試薬を用いる。
- ・ 3.1.3(7)、3.2.3(8)、3.3.3(8)の表 1 にある測定対象物質と測定用質量数は以下の表による。

測定対象物質	測定質量数
スチレン	104, 77

- ・ 3.1 注 7、3.2 注 10、3.3 注 8 にある標準源ガスにはスチレンも同時に混合してよい。

注：捕集剤の種別やロットにより捕集効率が異なることがあるので、回収率を確認しておく必要がある。

(別添 3)

2000 年 9 月 25 日

厚生省生活衛生局生活化学安全対策室
シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会事務局
(2000 年 12 月 15 日改訂)

総揮発性有機化合物 (Total Volatile Organic Compounds: TVOC) の 空気質指針策定の考え方について

[はじめに]

シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会では、個別の VOC について、国内外の知見に基づき、順次室内濃度指針値の策定を進めているところ。一方 TVOC とは、複数の VOC 混合物の濃度レベルのことであり、第 3 回検討会（2000 年 6 月 26 日）においては、個別の VOC による汚染を全体として低減させ、より快適な室内環境を実現するための補完的指標としての導入に向けて、TVOC の指針値の策定方法を検討することが必要とされた。

事務局では、これを受けて、OECD 加盟 29 ヶ国及び欧州委員会に対し、TVOC の取扱状況等を調査したところ、20 ヶ国から回答を得た。その多くは、TVOC の導入については未定か若しくは予定がないということであったが、いずれも日本における取り組みへの大きな期待を寄せていた。

一方、EC 合同研究センターのような国際機関においては、以前から TVOC 策定方法の例について発表してきており、今回の調査においても、その報告書が参考文献として提示されているケースが見られた。

今回の調査は各国行政庁への調査であり、必ずしも各国の民意と一致していることにはならない点に留意すべきである。実際我が国では、パブリックコメントで、TVOC の導入を強く求める意見が散見されている。一方、科学的知見が限られている中、TVOC の早期導入にはその影響を考えると問題があるとの意見も見られる。

これらを踏まえ、*毒性学的知見に基づいた TVOC 指針値設定は現時点では困難ではあるが、現時点で得られる室内 VOC 実態等の調査結果を最大限活用し、合理的に達成可能な範囲で、空気質の状態の目安としての暫定目標値と暫定策定方法を提示することは、室内空気質の状態を向上し、居住者の健康を確保する上で、有効であると考えられるのではないか、と判断した。*

なお、TVOC については、個別の VOC のリスク評価や混合毒性の評価、あるいは測定法での改良を待たないと、指針値としては明確には定められないことは明らかであり、今後の調査研究や海外での状況を把握しながら、必要な見直しをしていくことが必要である。

〔要旨〕

室内空気質の TVOC 暫定目標値を $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ とする。この数値は、国内家屋の室内 VOC 実態調査の結果から、ある仮定（2.参照）に基づいて、合理的に達成可能な限り低い範囲で決定した値であり、室内空気質の状態の目安として利用されることが期待される。TVOC 暫定目標値は、毒性学的知見から決定したものではなく、含まれる物質の全てに健康影響が懸念されるわけではない。また、個別の VOC 指針値とは独立に扱われなければならない。今後 TVOC については、実施される必要な調査研究によって、リスク評価に基づいた指針の策定が必要である。また発生源や換気に注意し、住宅の構造や日常の住まい方の改善によって、室内空気質の状態を向上させる取組みが不可欠である。

個別 VOC 指針値と TVOC 暫定目標値について

個別 VOC 指針値はリスク評価に基づいた健康指針値であり、その濃度以下であれば通常の場合その VOC は健康への悪影響は起さないと推定された値である。しかしその濃度以下であればその空気質が快適で安全ということでは決してなく、実際には複数の VOCs が存在することから、他の VOC についても順次健康指針値を決めていかなければならない。しかしそれには多大な時間を有すること、またその間に指針値を決めていない有害物質による汚染の進行を未然に防ぐ目的から、VOC 全体としての空気中濃度の目安を示して、個別 VOC 指針値を補足することが重要であると判断した。その際、TVOC としてのリスク評価を行うにはデータが不足していることから、国内における室内 VOC 濃度の実態調査の結果を用いて、合理的に達成可能な限り低い範囲において暫定目標値を決定した次第である。従って個別 VOC 指針値と TVOC 暫定目標値は、現時点ではそれぞれ独立して扱われるべきものである。

将来リスク評価に基づく TVOC 指針値が設定された場合には、個別 VOC 濃度と TVOC 濃度の双方がそれぞれの指針値を満たしていないと、その空気質は安全であるとは言えない。従って、関係者においては、暫定目標値が将来指針値として設定し直されたときのことを今から念頭におくと同時に、その間、暫定目標値を室内空気質の状態をモニタリングする際の目安として、是非とも快適で安全な室内空間の確保を目指していっそうの努力をしていただきたい。

測定結果の評価方法について

この暫定目標値は、竣工後居住を開始してある程度時間が経過した状態における目安であって、竣工後入居してしばらくの間は、暫定目標値を超える場合も予測される。

また TVOC に含まれる物質の全てに健康影響が懸念される訳ではないこと、

またその中には日常の居住環境で用いられる発生源に由来する物質が含まれることに留意すべきである。

従って、測定された *TVOC* 値が暫定目標値を超える結果が得られた場合には、測定時期や、その中に含まれる物質の種類や由来を確認した上で、個々の良否の評価を行うべきである。例えば、天然材を用いた住宅のような場合は、特定の天然成分が高濃度で測定される可能性が高いことから、特別な配慮が必要であろう。

この点は、本検討会中間報告書（2000 年 6 月 26 日）において、背景因子の異なる個々の測定値と指針値との関係について更なる検討を進めることの重要性に言及している通りである。

1. OECD 加盟国に対する調査結果の概要

1-1 TVOC 又は個別の VOC について指針値又はこれに類するものが設定若しくは検討されているか

オーストラリアでは、1992 年に、健康状態に基づく基準により、TVOC を、単一の化合物が全体の 50%を超えない範囲において、 $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と勧告している。ただし個別の VOC の指針値を勧告するにはデータが不十分であり、TVOC が $250 \sim 400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ のレベルで呼吸器過敏症が報告されていることを指摘し、最新のデータを用いて新たな基準を設定すべきとしていた。現在、VOC に係る暴露モニタリング研究が実施されている他、2000 年 10 月には、室内空気質に関する報告書の最終案をとりまとめる予定との回答であった。

ノルウェーでは、旧指針(1990 年)で TVOC を $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ としていたが、科学的データに基づくものではないので説得性に欠けており有効ではないとして、新指針(1999 年)では削除され、個別の VOC の評価がなされている。

オーストリア及びドイツでは、TVOC 及び個別の VOC に関する指針値設定に関して共同研究を進めており、そのガイドラインの草案が来年 1 月に出来上がる予定とのことであるが、現時点で具体的な設定方法の説明は困難との回答であった。

カナダでは、室内空気質ガイドラインにおいて、アルデヒド類等幾つかの個別の VOC について指針値を定めている。TVOC に関する指針値策定の優先度は高くないが、将来考慮の対象になることはあり得るとしている。

ハンガリーでは、室内空気質の指標設定の努力がされているところではあるが、まだ承認に至っていないとの回答であった。

ポーランドでは、室内空気質の指標として、35 の個別の化合物について基準が設けられているが、TVOC に関する指針値は設定されていない。

米国からは、室内空気質ガイドラインの検討はされていないが、将来の指標設定に不可欠な健康及び暴露に関する基礎調査を行っているところであるとの回答があった。

英国からの回答は、VOCs の健康影響について検討を行ったが、室内空気質の指針を示すには疫学的なデータが不十分であること、しかし平均的な TVOC 濃度 ($0 \sim 1\text{mg}/\text{m}^3$) 下で何らかの健康影響が認められた場合は家庭内の VOC 発生源に注意し暴露の削減を図るべきと指摘している。具体的なスケジュールは未定であるが、今後指針の設定の検討を行うとの回答であった。

オランダからは、2000 年 5 月の保健議会において、室内の VOCs 濃度が $0.2\text{mg}/\text{m}^3$ を超えないことが望ましいこと、発がん性や生殖発生毒性並びに感作

性を有する物質の建材への使用を避けることなどが勧告されている、との回答であった。

EC からは、環境総局としての検討は行っていないものの、EC 共同研究センターにて室内空気質の研究が進められているとの回答であった。

TVOC 及び個別の VOC に関する室内空気質の指針の設定若しくは検討がされていない、という回答の場合、その主たる背景は、人体への毒性影響が明確に立証されなければ指標の設定はできない（米、チェコ、ポルトガル）、室外大気中の濃度基準が存在する（EC、ニュージーランド）、事業活動や職域あるいは建材等からの排出基準のほうが重要な課題である（EC、ニュージーランド、韓国、アイルランド、ポルトガル）、などであった。

1-2 TVOC に関する指針を考える上で、参考にできるような研究報告や文献等があるか

欧州委員会共同研究センター環境研究所による「室内空気質とヒトへの影響－報告書 No.19：室内空気質の検討における総揮発性有機化合物(TVOC)(1997年)」(“Indoor Air Quality & Its Impact on Man—Report No.19: Total Volatile Organic Compounds (TVOC) in Indoor Air Quality Investigations, European Commission Joint Research Center Environment Institute 1997”) 以外には、特に新たな知見は見い出せず、現時点では、この報告書が、TVOC の指針値策定の可能性を提供する唯一の文献と考えられる。

すなわち、この報告書では、TVOC の決定方法について、今までに報告されている TVOC 値は、分析方法や個別の VOC の合計方法が異なるため、比較ができないとした上で、以下の実際的な手順を提案している。

TVOC 決定手順の考え方

TVOC の決定には、次の 3 つを考慮すること。すなわち、

1. TVOC 値を構成する個別の化合物が明確に定義されなければならない。
2. TVOC 値は、採取空気中の全 VOC 濃度に出来る限り近いものとなるべきである。
3. TVOC 値は、室内空気質の評価に出来る限り有益となる方法で構築されるべきである。

そのためには、次の要件を満たすこと。すなわち、

- 採取空気中の出来る限り多くの化合物を同定すること、及び少なくとも検出上位 10 物質を同定すること
- TVOC の計算に含める VOCs リスト。すなわち、
 - 分析範囲 (*analytical window*)
 - 室内空気中に現れる各種 VOC のうち、必須な各化学分類を代表する化合物のリスト
 を明かにすること

勸告手順

上記の考え方に従って、TVOC 値の決定には、次の手順を勧告する。

1. 空気の採取には、Tenax TA 吸着体を使用する。同水準の吸着と脱着が確保できる場合は、他の吸着体を用いてもよい。
2. 加熱脱着により、採取した VOCs を吸着体から GC カラムに移す。
3. 分析には不活化された非極性の GC カラムを使用する。その分析システムは、トルエン及び 2-ブトキシエタノールの検出限界をそれぞれ少なくとも $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ まで許容しなければならない。
4. クロマトグラムでは、n-ヘキサンから n-ヘキサデカンまでの部分に見つけられる化合物を考慮すること。
5. 個別の検出ピークに基づいて、できるだけ多くの VOC を定量すること。その際には、少なくとも、別途示す必須 VOCs リストに含まれる化合物及び検出上位 10 ピークにそれぞれ該当する化合物を定量すること。同定された各化合物の合計濃度 S_{id} を計算する。
6. 未同定の各 VOC のピークについては、トルエンの検出量に換算して、合計濃度 S_{un} を決定する。
7. 手順 5 及び 6 の結果、 S_{id} が $S_{\text{id}} + S_{\text{un}}$ の合計の $2/3$ 量に達していれば、VOCs の特定は許容できる水準にあると言える。 $S_{\text{id}} + S_{\text{un}}$ の合計が $1\text{mg}/\text{m}^3$ 未満のときは、 S_{id} が $S_{\text{id}} + S_{\text{un}}$ の合計の $1/2$ 量に達していれば十分である。
8. $S_{\text{id}} + S_{\text{un}}$ の合計が TVOC 値と定義される。
9. たくさんの化合物ピークが手順 4 で示した VOC 範囲の外に観察される場合は、その旨注釈を付けること。

なお、上記の手順で決定された TVOC 値は、室内空気中の全 VOC を含む訳ではないことに留意すべきである。TVOC 値には反映されない、室内空気質に深く係る汚染物質が存在する。特に低分子のアルデヒド類はその代表例で、通常、TVOC とは別途、望ましくは DNPH 法を用いて測定される。

必須 VOCs リスト

○芳香族炭化水素

ベンゼン、トルエン、エチルベンゼン、キシレン、*n*-プロピルベンゼン、
1,2,4-トリメチルベンゼン、1,3,5-トリメチルベンゼン、2-エチルトルエン、
スチレン、ナフタレン、4-フェニルシクロヘキセン

○脂肪族炭化水素 (*n*-C6～C16)

n-ヘキサン、*n*-ヘプタン、*n*-オクタン、*n*-ノナン、*n*-デカン、*n*-ウンデカン、
n-ドデカン、*n*-トリデカン、*n*-テトラデカン、*n*-ペンタデカン、
n-ヘキサデカン、2-メチルペンタン、3-メチルペンタン、1-オクテン、
1-デセン

○環状アルカン

メチルシクロペンタン、シクロヘキサン、メチルシクロヘキサン

○テルペン

3-カレン、 α -ピネン、 β -ピネン、リモネン

○アルコール

2-プロパノール、1-ブタノール、2-エチル-1-ヘキサノール

○グリコール／グリコールエーテル

2-メトキシエタノール、2-エトキシエタノール、2-ブトキシエタノール、
1-メトキシ-2-プロパノール、2-ブトキシエトキシエタノール

○アルデヒド

ブタナール、ペンタナール、ヘキサナール、ノナナール、
ベンズアルデヒド

○ケトン

メチルエチルケトン、メチルイソブチルケトン、シクロヘキサノン、
アセトフェノン

○ハロゲン化炭化水素

トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタン、
1,4-ジクロロベンゼン

○酸

ヘキサン酸

○エステル

酢酸エチル、酢酸ブチル、酢酸イソプロピル、酢酸 2-エトキシエチル、
テキサノールイソブチレート

○その他

2-ペンチルフラン、テトラヒドロフラン

上記の報告書によれば、VOC 混合物のリスク評価について、VOC 混合物による暴露実験や疫学的な調査による幾つかの試みがなされているものの、TVOC と健康影響の首尾一貫した関係は未だ明かにされておらず、TVOC に係る明確な指針は存在しないとして、ALARA (as low as reasonably achievable: 合理的に達成可能な限り低く) の原則を勧告している。

そして、VOC 混合物の暴露－効果関係に係るより多くの情報と注意深くデザインされた疫学研究の必要性を指摘し、その結果として、例えば個別の VOC の生物反応性に基づく加重補正値を合計するような、より優れたモデルが確立される可能性を示唆している。

また、本報告書の中では、TVOC 決定の新しい勧告手順に先立って、従来利用されている、個別検出ピークの同定は行わない、水素炎イオン化法(FID)などの直接読取法による TVOC 測定法を紹介している。この方法は、ある 1 物質 (通常はトルエンか *n*-ヘキサン) についてのみ補正を行って、全ピークをその物質換算値に置き換えて TVOC を算出する方法である。この方法は、上記の勧告手順の中で、未同定ピークの定量にも利用することができる方法である。

両方法によって得られる TVOC はそれぞれ意味が異なるので、いくつかのサンプルを用いて両者の関係を検証しなければ、単純な数値の比較はできない。これを踏まえ、報告書では、例えば、この直接読取法をスクリーニング目的で使用して、ある一定以上の数値が得られた場合には、新しい勧告手順に従って詳細な分析を行うやり方を勧めている。

なお、本報告書の中では、これまで室内空気中の TVOC に係る指針の設定について、TVOC の定義と方法の異なる以下の 2 通りのアプローチが提案されたことを紹介している。

Molhave (1990) の方法

空気質毒性の健康影響に関する文献値から、影響が増す順に 4 段階の暴露レベル (測定は GC/FID) を示唆した。すなわち、快適レベル (<0.2mg/m³)、多因子性暴露レベル (0.2~3mg/m³)、不快レベル (3~25mg/m³)、毒性レベル (>25mg/m³)。

Seifert (1990) の方法

ドイツの家屋を対象にした実地試験の経験から、TVOC の上限値を推測した。すなわち、実地試験の平均値である 300 μ g/m³ が容易に達成可能なレベルであ

るので、これを超えないものとした。またこの TVOC を異なる化学分類に割り振る場合は、次の通りとした。脂肪族炭化水素 $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、芳香族炭化水素 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、テルペン $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、ハロゲン化炭化水素 $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、エステル $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、アルデヒド／ケトン（ホルムアルデヒドを除く） $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、その他 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。さらに個別の VOC 濃度に関して、該当する化学分類の平均値の 50%を超えている VOC が存在しないこと、及び測定された TVOC 値の 10%を超える VOC が存在しないこと、とした。これらの数値は、全て、毒性学的データから求めたものではなく、合理的に達成可能なレベルとして判断されたものである。

2. TVOC 指針値策定の可能性とその方法

現時点で得られている情報から、TVOC の指針値（暫定値）設定のアプローチをするとした場合、少なくとも下記の手順を踏むことが必要となる。

- 実態調査における測定値（例えば中央値）に基づき、合理的に達成可能なレベルを設定すること
- 測定の際には、日本版の必須 VOCs リストを準備すること
- リスト化された物質については、標準的な測定法が存在すること

そこで、1-2 で示された手順に沿って、厚生省の「居住環境内における揮発性有機化合物の全国実態調査」の結果をもとにシミュレーションをしてみると、以下の通りとなる。

2-1 調査時の測定対象物質と S_{id} の計算

調査時の測定対象物質リスト

（芳香族炭化水素）

ベンゼン、トルエン、エチルベンゼン、キシレン、スチレン、
1,2,4-トリメチルベンゼン、1,3,5-トリメチルベンゼン、
1,2,3-トリメチルベンゼン、1,2,4,5-テトラメチルベンゼン

（脂肪族炭化水素）

n -ヘキサン、 n -ヘプタン、 n -オクタン、 n -ノナン、 n -デカン、 n -ウンデカン、
 n -ドデカン、 n -トリデカン、 n -テトラデカン、 n -ペンタデカン、
 n -ヘキサデカン、2,4-ジメチルペンタン、2,2,4-トリメチルペンタン
 α -ピネン、リモネン

（オキシ化炭化水素）

1-ブタノール、ノナナール、デカナール、メチルエチルケトン、
メチルイソブチルケトン

（ハロゲン化炭化水素）

トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタン、
1,4-ジクロロベンゼン、クロロホルム、1,2-ジクロロエタン、
1,2-ジクロロプロパン、四塩化炭素、クロロジブロモメタン

（その他）

酢酸エチル、酢酸ブチル

S_{id} の計算

本調査では、全家屋数 205 戸に対し、新築住宅を竣工後 1 又は 3 ヶ月以内の建物、それ以外を中古住宅と定義して、いずれの場合も、居住・平常時の 24 時間連続空気採取にて行われたものであり、室内空気 200 試料を採取、41VOCs について濃度測定 ($n=177\sim 201$) を行っている。その結果は、対象家屋全体の物質毎の実測値データとしてとりまとめられており、各物質濃度の中央値が求められている。またいくつかの背景因子別（新築／中古、夏／冬、症状あり／なし）に層別解析した場合の物質毎の実測値データもまとめられており、同様に各物質濃度の中央値が求められている。

TVOC の計算では、個別の調査家屋のチャートを再解析する必要があるが、ここでは、便宜上、既にとりまとめられた物質ごとの測定データを用いて算出する。

実態調査における各 VOC 濃度の実測値分布は、全般的に低濃度領域に大きな母集団があり、高濃度領域にいくつかの特別に高濃度の汚染事例が散見する分布を示したことから、合理的に達成可能な限り低い範囲で TVOC 値を決定するには、分布上、より真の平均に近いと考えられる中央値を用いることによって、算出することとした。

下記の表は、これら中央値の総和を示したものである。

特定 VOC 濃度の中央値の総和(S_{id})	153 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
新築 1 ヶ月	436
新築 3 ヶ月	468
中古 1 ヶ月	178
中古 3 ヶ月	165
夏の場合	134
冬の場合	175
症状なし	154
症状あり	157

（平成 10 年度の調査結果より計算）

2-2 S_{un} 及び TVOC ($=S_{id}+S_{un}$) の計算

未同定 VOC 量 S_{un} については、元のチャートを再解析しないと推測できないが、ここでは便宜上、 $S_{id}+S_{un}$ が $1\text{mg}/\text{m}^3$ 未満であると想定すると、 S_{id} は $S_{id}+S_{un}$ の 1/2 量でよいことになる。 $TVOC (=S_{id}+S_{un})$ を計算すると、下記の表の通りとなった。

TVOC (=S _{id} +S _{un})	306 μ g/m ³
新築 1 ヶ月	872
新築 3 ヶ月	936
中古 1 ヶ月	356
中古 3 ヶ月	330
夏の場合	268
冬の場合	350
症状なし	308
症状あり	314

算出された数値は、200～400 μ g/m³の間（特に中古 1 ヶ月の場合で 356 μ g/m³、冬の場合で 350 μ g/m³）にあることから、TVOC 暫定目標値を、以下の通りとした。

TVOC 暫定目標値	400 μ g/m ³
------------	----------------------------

注）この暫定目標値は、竣工後居住を開始してある程度時間が経過した状態における目安であって、竣工後入居してしばらくの間は、暫定目標値を超える場合も予測される。また TVOC に含まれる物質の全てに健康影響が懸念される訳ではないこと、またその中には日常の居住環境で用いられる発生源に由来する物質が含まれることに留意すべきである。

3. 今後の進め方

上記の TVOC 暫定目標値は、限られたデータからの仮定に基づいて算定された数値であり、その TVOC の構成は、採取空気の構成に近いものとは言えない。しかし、一定の目安を与えることは、快適な室内空間の確保に一役を買うものと期待する。今後以下の検討を進めて、より採取空気の構成に近い必須 VOCs リストの作成、健康影響が起こりうる TVOC 濃度域の調査と TVOC リスク評価に基づく指針の策定をしなければならない。

- 本格的 TVOC 実態調査の実施（健康影響調査も同時）。必須 VOCs リストの完成（特に、グリコール、環状アルカン、フラン体、低分子アルデヒド類、有機リン系化合物、フタル酸エステル類の追加等。VVOCs（Very Volatile Organic Compounds）、SVOCs（Semi-volatile Organic Compounds）の区別を含む）。健康影響が起こる TVOC 濃度域の特定と TVOC のリスク評価。TVOC 指針値の策定。

- 詳細な測定手順の作成。既存標準測定法の測定範囲の特定。その方法ではカバーできない物質の測定法の確立。
- TVOC を化学分類に割り振った場合の生物反応性に基づく加重の方法の調査研究。各化学分類の目標値及び指針値の策定。
- 継続的なモニタリングによる、TVOC 目標値／指針値の見直し。

なお、詳細な TVOC 測定手順を作成・公表するまでの間、現時点のスキームは、1-2 で紹介した欧州委員会共同研究センターの報告書による勧告手順を参考にし、以下の通りとしたい。

採取と分離

- ・ 固層吸着／加熱脱着法とガスクロマトグラフ法の組合せにて行う。少なくとも 2 本の捕集管に空気を採取する。

検出と定量

- ・ まず、TVOC 値のスクリーニングのために直接読取法にて、指定範囲内のピーク面積をトルエン換算値として求める。
- ・ スクリーニングにて暫定目標値を超過するような場合は、GC/MS 法により出来る限り個別物質の同定及び定量を行う。
- ・ 定量した物質に相当するチャート上のピークのトルエン換算値を差し引き、代わりに厳密に定量した値を加える。この定量値の合計を TVOC とする。
- ・ 同定すべき個別物質については暫定的にリストに掲載されているが、実態調査を含め、現在精査・検討中である。

同定が必要な VOC の代表例

- ・ 芳香族炭化水素：トルエン、エチルベンゼン、キシレン、スチレンなど
- ・ 脂肪族炭化水素：ノナン、デカン、トリデカン、テトラデカンなど
- ・ オキシ化炭化水素：1-ブタノール、ノナナール、メチルエチルケトンなど
- ・ ハロゲン化炭化水素：トリクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタンなど
- ・ その他：酢酸エチル、酢酸ブチルなど

(別添4)

2000年9月25日

厚生省生活衛生局生活化学安全対策室
シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会事務局
(2000年12月15日改訂)

室内空気質指針値の適用範囲の在り方について

〔はじめに〕

第3回シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会（2000年6月26日）では、とりまとめた中間報告書のなかで、指針値の適用範囲の在り方について、以下のように報告した：「原則として全ての室内空間を対象とする。住宅以外の空間への適用の在り方については、本検討会にて引き続き検討していくこととするが、オフィスビル、病院・医療機関、福祉施設、学校・教育施設、役所、車両等、比較的長時間にわたって居する可能性のある空間への適用も考慮することが望まれる。なお工場その他の特殊な化学物質発生源のある室内空間は、別途検討されることが必要である。」

1. 保健及び公衆衛生上の見地からの考え方

現代社会に住む人々は、その多くの時間を室内空間で過ごす訳であるから、そこでの生活の質が保証されていなければならない。そのためには、全ての人々が、社会的及び経済的に生産的な生活を送ることができる生活環境が確保されているべきである。汚染物質への暴露は、居住者の健康や機能、快適さの質を損なうことになるので、望ましくない。

従って、保健及び公衆衛生上の見地からは、その空間がどこであろうと、汚染物質へのヒト暴露を低減する必要がある。本検討会で策定される指針値は、生産的な生活に必須な特殊な発生源がない限り、下記に示すあらゆる室内空間に適用されるべきである。

住居（戸建、集合住宅）、オフィスビル（事務所、販売店など）、病院・医療機関、学校・教育機関、幼稚園・保育園、養護施設、高齢者ケア施設、宿泊・保養施設、体育施設、図書館、飲食店、劇場・映画館、公衆浴場、役所、地下街、車両、その他

2. 供給側と居住者／消費者の責任関係の見地からの考え方

快適で汚染のない室内空間を提供することと同時に、室内空気の汚染に関して知り得た化学物質を明かにして情報開示することは、その空間の供給側の責任である。一方、その情報は消費者の知る権利であることと同時に、消費者自身には、その空間を選択する責任と自分自身の住まい方によって起こる汚染に対する責任が生じる。

小児の場合は、弱者であり、日常生活において、周囲や他人に物事の判断を委ねることを余儀なくされることが多く、自身を汚染から守る責任には限界がある。従って、小児への有害な暴露を未然に防ぐよう、事業者、消費者及び行政を含む当事者全員が、徹底した空気質管理を心がけなければならない。

従って、特に小児が暴露される可能性の高い空間（住居、病院、幼稚園、学校など）においては、積極的な空気質管理が求められる。このことは、他の弱者（高齢者、妊婦、病人など）が暴露される可能性の高い空間の場合にも当てはまることである。この空気質管理の効果を高めるために、継続的なモニタリングが必要である。

3. まとめ

本検討会で策定される指針値は、生産的な生活に必須な特殊な発生源がない限り、あらゆる室内空間に適用されるべきである。特に弱者（小児、高齢者、妊婦、病人など）が暴露される可能性の高い空間においては、積極的な空気質管理が求められ、当事者による継続的なモニタリングによってその効果を高めていくべきである。

[参考]

この報告書をまとめるにあたり、次の文献を参考にした：”Draft Report on the Right to Healthy Indoor Air, WHO Working Group Meeting, Bilthoven 15-17 May 2000”

(別添4)

2000年9月25日

厚生省生活衛生局生活化学安全対策室
シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会事務局
(2000年12月15日改訂)

室内空気質指針値の適用範囲の在り方について

〔はじめに〕

第3回シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会（2000年6月26日）では、とりまとめた中間報告書のなかで、指針値の適用範囲の在り方について、以下のように報告した：「原則として全ての室内空間を対象とする。住宅以外の空間への適用の在り方については、本検討会にて引き続き検討していくこととするが、オフィスビル、病院・医療機関、福祉施設、学校・教育施設、役所、車両等、比較的長時間にわたって居する可能性のある空間への適用も考慮することが望まれる。なお工場その他の特殊な化学物質発生源のある室内空間は、別途検討されることが必要である。」

1. 保健及び公衆衛生上の見地からの考え方

現代社会に住む人々は、その多くの時間を室内空間で過ごす訳であるから、そこでの生活の質が保証されていなければならない。そのためには、全ての人々が、社会的及び経済的に生産的な生活を送ることができる生活環境が確保されているべきである。汚染物質への暴露は、居住者の健康や機能、快適さの質を損なうことになるので、望ましくない。

従って、保健及び公衆衛生上の見地からは、その空間がどこであろうと、汚染物質へのヒト暴露を低減する必要がある。本検討会で策定される指針値は、生産的な生活に必須な特殊な発生源がない限り、下記に示すあらゆる室内空間に適用されるべきである。

住居（戸建、集合住宅）、オフィスビル（事務所、販売店など）、病院・医療機関、学校・教育機関、幼稚園・保育園、養護施設、高齢者ケア施設、宿泊・保養施設、体育施設、図書館、飲食店、劇場・映画館、公衆浴場、役所、地下街、車両、その他

2. 供給側と居住者／消費者の責任関係の見地からの考え方

快適で汚染のない室内空間を提供することと同時に、室内空気の汚染に関して知り得た化学物質を明かにして情報開示することは、その空間の供給側の責任である。一方、その情報は消費者の知る権利であることと同時に、消費者自身には、その空間を選択する責任と自分自身の住まい方によって起こる汚染に対する責任が生じる。

小児の場合は、弱者であり、日常生活において、周囲や他人に物事の判断を委ねることを余儀なくされることが多く、自身を汚染から守る責任には限界がある。従って、小児への有害な暴露を未然に防ぐよう、事業者、消費者及び行政を含む当事者全員が、徹底した空気質管理を心がけなければならない。

従って、特に小児が暴露される可能性の高い空間（住居、病院、幼稚園、学校など）においては、積極的な空気質管理が求められる。このことは、他の弱者（高齢者、妊婦、病人など）が暴露される可能性の高い空間の場合にも当てはまることである。この空気質管理の効果を高めるために、継続的なモニタリングが必要である。

3. まとめ

本検討会で策定される指針値は、生産的な生活に必須な特殊な発生源がない限り、あらゆる室内空間に適用されるべきである。特に弱者（小児、高齢者、妊婦、病人など）が暴露される可能性の高い空間においては、積極的な空気質管理が求められ、当事者による継続的なモニタリングによってその効果を高めていくべきである。

[参考]

この報告書をまとめるにあたり、次の文献を参考にした：”Draft Report on the Right to Healthy Indoor Air, WHO Working Group Meeting, Bilthoven 15-17 May 2000”

(別添 5)

室内空气中化学物質測定に関する機器等目録について

「シックハウス(室内空気汚染)問題に関する検討会」においては、6月26日の第3回検討会において、トルエン、キシレン、パラジクロロベンゼンの室内濃度に関する指針値、及び空气中化学物質(平成9年に指針値を策定したホルムアルデヒドと、その他の揮発性有機化合物(VOC))の採取方法と測定方法を取りまとめた。

ここに記された測定方法は、ガイドラインの最終的判定に用いられることを目的として作成されているため、厳密な測定結果を得ることが期待される反面、精密な分析装置と高度な技術が必要とされ、また、結果の判定までにある程度の時間を要する。

近年、室内空気汚染問題についての関心が高まるにつれ、様々な機器や測定法が検討されてきている。消費者、住宅生産者の中には、目に見えない室内化学物質濃度を、概ねの値でよいから手軽に知りたいという要求もあるものと思われる。厚生省が示している標準的測定法はいつも必ず用いなければならないという方法ではなく、このような、その目的がいわゆる化学物質濃度のスクリーニング的な測定を行いたいということである場合には、その要求レベルや条件に応じて、それに適した測定法や機器を選択して利用すればよい。

室内空気の測定機器や方法は現在いくつかのものが知られているが、それぞれ特徴を持っている。それらを理解した上で、使用機器の選択するとよいと思われる。また、得られた結果については、それらの特徴を十分に考慮する必要がある。

どのようなときに、どの測定法を用いるかは基本的に測定依頼者の判断に任されるものである。しかしながら、測定の目的が指針値を満たしているか否かを厳密に判定することにある場合には、標準的測定法をもって行う必要がある。測定のやり方に関わらず、測定結果に客観性を持たせ、それをもって何かを論じようとする場合には、その測定結果にはどの測定法でどの様に試料が採取され、分析されたものなのかを明記しなくてはならない。

以下に代表的な測定機器や測定方法について、原理を含め、特徴等を簡単に紹介する。また、別表として移動可能な測定機器についての目録を添付した。当目録は、(財)ビル管理教育センターを通じて行ったアンケート結果を基に作成されたものであり、全てを網羅しているとは言えない。また、その内容については各企業の回答に基づくものである。パブリックコメント等からの要望が高い情報であるため、情報提供するものであり、当検討会として検証を行っているものではない。参考資料として利用していただければ幸いである。

当該分野の機器の開発は日進月歩であるので、別表は順次更新され得るものである。

○標準的測定法

標準的測定法においては、適当な捕集管に、ポンプを用いて強制的に室内空気を接触させ、捕集した各物質を HPLC や GC 等、高度な分析機器を用いて分離し、UV 吸収や MS 等の適当な検出器を用いて同定、定量する。

ポンプを用いるアクティブサンプリングを行うため、比較的短時間の捕集でも多量の空気を捕集管に接触させることが出来、その中に含まれる測定対象物質を捕集することが出来る。また、HPLC や GC によるカラムクロマトグラフィーで対象物質と妨害物質を分離して測定するので、妨害ガスの影響を排除した正確な定量が可能である。カラム保持時間の比較や、さらには UV スペクトルやマススペクトルパターンを解析することにより、物質の正確な同定も同時に行える。このように、この方法では各物質の厳密な濃度の測定を行うことが期待できる。

その反面、採取だけでもポンプや流量計等の比較的高価で大がかりな器具を必要とするため、専門技術と設備を有した機関でないと行うことが出来ない。また、HPLC、GC 等の高度な分析機器に至っては、新規に立ち上げる場合、機器だけで数千万の設備投資が必要となり、機器の維持管理にも費用及び高度な技術が必要とされる。従って測定にかかる費用も大変高価なものとなる。

このように、設備と人の双方の問題から分析を行える機関は限られる。また、分析を依頼する側の負担が時間的、費用的に大きいので、これらの面を考慮して用いる必要がある。

別表には参考として捕集管等の製品例を掲載した。(別表 4 1 ～ 5 4)

○検知管法(別表 1 ～ 1 7)

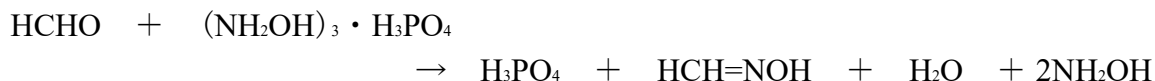
<特徴及び原理の概要>

検知管法は、一般的に、特定ガスと反応して変色する検知剤が充填されたガラス管に試料ガスを通気させ、変色領域を読みとることにより、特定ガスの濃度を測定するものである。通気にはポンプを用いて機械力で行う方法や、採取機を用いて人力で行う方法がある。パッシブタイプの検知管も一部存在している。その他には特別な機器、試薬を必要としない。様々なガスに対応した検知管が市販されており、これらを用いることにより各種の化学物質について対応が可能である。

検知剤の特性によって、妨害ガス等の影響が変わってくるため、同じ検知管とはいえ対象物質毎に原理は別物であり、個々に特性を考慮する必要がある。

・ホルムアルデヒド

検知管で用いられているホルムアルデヒド(HCHO)検知の一般的方法例として、リン酸ヒドロキシルアミン((NH₂OH)₃・HPO₄)や、塩酸ヒドロキシルアミン(NH₂OH・HCl)等とホルムアルデヒドを反応させ、反応の結果生じる酸(リン酸(H₃PO₄)、塩酸(HCl)等)によるpH指示薬の変色を利用して検出するものがある。



基本的にヒドロキシアミン類と反応可能な他のアルデヒド類、ケトン類やアルコール類が存在している場合、物質に応じて加算表示された結果が得られる可能性が考えられる。過度の湿気やアンモニアも結果に影響を及ぼす可能性があると思われる。

・トルエン，キシレン，エチルベンゼン

トルエン、キシレン、エチルベンゼン検知の一般的方法例は、硫酸存在下、五酸化ヨウ素で酸化し、還元されて生じてくるヨウ素の呈色を利用して検出するという基本は同じである。

基本的にトルエン、キシレン、エチルベンゼンは基本骨格と官能基が類似しており、これらの芳香族炭化水素類は同様の反応を示す傾向がある。同時に存在した場合、それぞれある程度加算表示された結果が得られる可能性がある。

- ・パラジクロロベンゼン

パラジクロロベンゼン検知の一般的方法例として、硫酸存在下でパラジクロロベンゼンを二酸化鉛で酸化し、反応の結果生じる塩酸による pH 指示薬の変色を利用して検出するものがある。

基本的にトリクロロエチレンやテトラクロロエチレン等、塩素化された炭化水素や芳香族は同様の反応を示し、加算表示した結果が得られる可能性がある。

- ・スチレン

スチレン検知の一般的方法例として、硫酸存在下で縮重合させ、その呈色を読みとるという方法がある。

ジビニルベンゼンや α -ピネンは同様の条件で呈色する。

検知管法では妨害ガスの影響を完全には除ききれないが、検知管毎に各種妨害物の除去剤が工夫されており、妨害ガスや条件についても記載があるのが通例であるので、使用前に確認し、環境の諸条件を考慮して用いるのがよいと思われる。

○蒸気拡散式分析法（パッシブ方式採取法，別表 18～22）

基本的に前記標準測定法に近いものではあるが、簡易測定として扱われている例が多い。空気の採取を特殊な機械を使用せずに行う、いわゆるパッシブ方式の空気採取法であり、簡易採取法というべき方法である。適当な種類・形の吸着剤を室内に静置し、これに化学物質を吸着させ、適当な溶媒で溶出して HPLC や GC のような分析機器を用いて分離・定量するものである。吸着剤には活性炭、Tenax TA、TenaxGC、TenaxGR、Carbotrap、Chromosorb106、DNPH、シリカゲル含有トリエタノールアミン等が用いられたものが市販されており、形としてバッジ型のもの、チューブ型のものがある。

空気の採取時にポンプを使用しないため、手軽にサンプルの採取が行える。また、採取現場に必要な器具は捕集管のみなので、単にサンプルを採取するだけであれば、捕集管を郵送するのみで、希望者にサンプルを採取してもらうことが出来る。その反面、他の簡易測定法の最大の利点である、「その場で結果を得る」ことは出来ない。採取から結果を得るまでに通常数日が必要であろう。

また、サンプルの吸着を分子の自然拡散のみに頼るため、安定した測定結果を高感度で得るためには、比較的長時間のサンプリングが必要である。24 時間平均値等の測定に向くが、30 分程度の短時間の測定には向いていない。VOC についてはそれ以上の時間が必要とされる可能性もある。

分析に高度な分析機器を用いる点は標準的測定法と同様であるため、妨害ガスの影響はほぼ除去できるが、これらの機器を備えた機関でないと分析できない。多くの場合、販売業者が仲介し、捕集管を郵送して分析を依頼できるようになっている。この場合、依頼者の負担は比較的安価である。

DNPH(捕集剤として広く用いられている)とホルムアルデヒドの反応

反応式添付

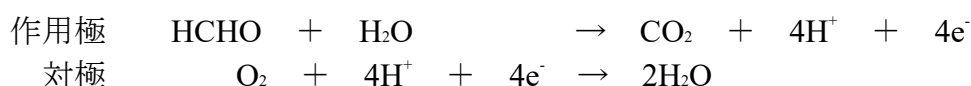
○電気化学分析法を利用したもの

<測定原理の概要>

上記にあげられた検出・測定法は物質の化学的反応を利用したものであるが、ガス検知の方法として、電気化学的反応を利用したガス検出法もある。基本的には、ガスを電極に吸着させたり、化学反応を起こさせたり、電極反応を起こさせたりして、電位や電流の変化を検知するものであるが、原理や特性は装置によって異なるのが普通である。

・定電位電解法を利用したもの（別表 2 3， 2 4）

定電位電解法は、物質が電解されるとき電流の大きさと、電解に必要な時間から電気量を測定し、物質の量を求める方法(クーロメトリー)の応用である。クーロメトリーには、電位を一定に保ちながら電解する定電位電解法(電量法)、一定電流で電解する定電流電解法の二つがある。装置は3電極からなり(図参照)、作用極上での物質酸化分解と、対極における酸素の還元を通じて電流が発生し、これを測定することにより対象物質濃度を測定するものである。各物質は、電解が起こる電位を固有の性質として持っているので、目的の物質が電解され、他の妨害ガスは電解されないような電位を設定することにより、ガス反応の特異性が得られるように工夫できる。しかしながら、全てを除くことは難しく、基本的には対象以外の物質が電解されても電流が生じ、加算表示される。これを回避するために、取り込みガスのフィルターによる選別等の工夫が並行してなされている。市販品はホルムアルデヒド対応のものである。



- ・電気化学式燃料電池法を利用したもの（別表２５）

通常の乾電池などの電池は、電池を構成している物質が酸化還元反応を起こすことにより起電力を得ているが、燃料電池とは図のように反応物が装置の外部から供給されるように工夫されたものである。図の左右のガスを代えることにより様々な燃料電池が形成され得る。その片方にホルムアルデヒドを使用することはもちろん可能であり、空気中のホルムアルデヒドの量により起電力が変化することを利用した検出法である。ホルムアルデヒド以外の物質も酸化を受ければ加算表示されることになるが、ホルムアルデヒドは酸化されやすいため寄与率は高いと考えられる。センサー部や取り込みガスのスクラバーによる選別等の工夫が並行してなされている。

＜水素・酸素燃料電池の例＞

○熱線型半導体ガスセンサーを利用したもの（別表 2 6）

<測定原理の概要>

酸化物半導体の電気抵抗がその雰囲気中のガス成分の変化により変動することを利用した、電気抵抗式半導体ガスセンサーは広く実用されている。ガスの吸着や反応にはある程度の高温が望ましく、基本的に半導体部分は加熱されている。通常の可燃性ガスは酸化物粒子の吸着酸素や表面酸素と反応する。基本的には粒子表面を触媒とした接触酸化であり、酸化されるガスの分圧が増大すると吸着酸素は一時的に減少し、素子の電気抵抗が減少する。これを計測することにより可燃性ガスの濃度を測定する。

通常の室内空気は混合ガスであり、この方式はいわゆる TVOC にあたるものを測定するためのものである。混合ガス中の個別のガスの特定と濃度測定は目的としていない。

○化学発光法を利用したもの（別表 2 7， 2 8）

<測定原理の概要>

ホルムアルデヒドは酸化されやすい性質を持っているが、アルカリ性の水溶液中、過酸化水素と没食子酸の共存下で酸化すると、強いオレンジ色の光を発することが知られている。化学発光という現象のうちでも古典的反応に入る部類ではあるが、なぜこのような発光が見られるのかは正確には明らかにされていない。しかしながら、この発光の強さは酸化されたホルムアルデヒドの量に比例することが知られている。このため反応の選択性は高い。反面、測定対象物質はホルムアルデヒドに限られる。

○赤外分光光度法を利用したもの（別表 2 9）

<測定原理の概要>

物質の赤外吸収スペクトルをとり、特性吸収帯や標準チャートと比較するなどの定性分析は有機化合物の分析に無くてはならない手法である。赤外吸収スペクトルは分子の振動によって生じ、これは各原子の配置によって異なってくるため、物質により固有のチャートを示す。特に指紋領域と呼ばれる波長領域($1500 \sim 650\text{cm}^{-1}$)に現れるスペクトルは、似かよった振動数の結合が相互作用することにより生じているため、隣接基の違いに敏感に反応し、類似の化合物でも異なるスペクトルが得られる。これを利用し、測定対象化合物に特有の波長を選別し、対象ガスの吸収を測定することにより、各化合物の量を測定しようというものである。対応可能な化合物の範囲はかなり広い。

○飛行時間型質量分析計(TOF-MS)を利用したもの（別表 3 0）

<測定原理の概要>

E I 法でイオン化された物質のマススペクトルをとる方法には、磁場中におけるイオンの飛行距離を利用した超大型の磁場型 MS や、分析機関で多用されている四重極中のイオンの通過性質を利用した四重極型 MS などがよく知られているが、飛行時間型の MS は一定の運動エネルギーを与えられたイオンの飛行時間を利用してマススペクトルを得る方法である。

運動エネルギーは質量×速度の自乗に比例するため、運動エネルギーが一定ならば、イオンが一定距離を飛行するのに要する時間は質量の平方根に比例することになる。これにより各フラグメントイオンを定量し、マススペクトルを得る。

多くの場合マススペクトルはガスクロマトグラフや液体クロマトグラフにより分離された試料画分についてとられているが、別表の機器は混合ガス全体のマススペクトルをとっている。既知物質のマススペクトルとこれを自動解析して濃度を得ているので、対応範囲は広い。ホルムアルデヒドは対象外である。未知物質がガス中に存在しているとその影響は出てくるが、別途それを同定し、影響を排除することも理論的には可能である。ただし、これにはある程度の専門知識が必要と思われる。

○吸光光度法を利用したもの

・ AHMT 法を利用したもの（別表 3 1）

<特徴及び測定原理の概要>

ホルムアルデヒドの検出法の一つであり、AHMT(4-アミノ-3-ヒドラジン-5-メルカプト-1,2,4-トリアゾール) とホルムアルデヒドとの反応を利用したものである。AHMT はアルカリ性下でホルムアルデヒドと反応し、縮合物を生じ、これをさらに過ヨウ素酸で酸化すると赤紫色の化合物を生じる。この化合物の生成量を 550nm 付近の吸光度を測定して定量するものである。アセトアルデヒド等の他のアルデヒド類も同条件では最終産物を生成せず、妨害ガスの影響は受けにくく選択性は高い。反面、測定対象物質はホルムアルデヒドに限られる。

(AHMT 法)

・アセチルアセトン法を利用したもの（別表 3 2）

＜測定原理の概要＞

ホルムアルデヒドの検出法の一つであり、ホルムアルデヒドが過剰の酢酸アンモニウムの存在下でアセチルアセトンと定量的に反応し、412 ～ 415nm に吸収極大波長を持つ呈色物質を生成することを利用したものである。アセトアルデヒドはこの方法で吸収極大波長が異なる物質を生じるため、妨害の程度は少なく選択性は高い。反面、測定対象物質はホルムアルデヒドに限られる。

（アセチルアセトン法）

○光電光度法を利用したもの（別表 3 3， 3 4）

＜測定原理の概要＞

フォトダイオードは入射した光の強さに応じて電圧を出力する性質がある。これを検出部として利用した方法である。ホルムアルデヒド対応用のもは、検知管の頁で前出したヒドロキシアミンの酸塩とホルムアルデヒドの反応による酸の生成と、それによる pH 指示薬の変色を利用している。異なるのは、前述のものが変色域を目で読みとるものであるのに対し、この方法では変色の度合いは光電光度法で電氣的に読みとられるという点である。

読みとりの特異性は、発光素子の発光波長とフォトダイオードの受光感度を変色する色に合わせることにより行うことになる。色が付いて見えるということは、その色に特定のある波長の光を吸収しているということに他ならない。変色することによりある領域の波長は変色部に吸収され、その分受光部から出力される電圧が下がる。この差を利用して濃度の測定を行うものである。

読みとり自体に妨害ガスが影響することはないと考えられるので、妨害ガスの影響は変色に関する部分において考慮する必要がある。検知管法の頁と同様、ヒドロキシアミン類と反応して酸を生じるものや、ガス状の酸、アルカリは結果に影響を及ぼす可能性が考えられる。

○ GC, FID, PID を利用したもの（別表 3 5 ～ 4 0）

それぞれが持つ本来の内容からするとよい分け方ではないが、ここでは GC、F I D、P I Dを便宜的に併記した。

GC(ガスクロマトグラフ) は対象物質を分離する手法であり、F I D(水素炎イオン化検出器) やP I D (光イオン検出器) は本来検出器の名称である。通常は GC 等と接続されて使用されることが多いが、簡易器として物質の分離を行わずまとめた定量を行う機器があるため、他の例に倣って分類している。

・ GC

簡単にはガスと固体や液体間に対する物質の分配係数の違いを利用して混合物質を分離する方法で、今日非常に広く用いられており、多数の機種が市販されている。

ここに掲載されているのは、アンケートに対し回答のあったものであるが、ガスクロマトグラフ装置のうち、10kg 程度で持ち運びを前提に作られたものや、100kg 程度と手軽に持ち運ぶものではないが、環境測定用に移設使用を前提としたものである。

対応可能物質や測定範囲は検出器の性能によるが、基本的に各物質を分離するので妨害ガスの影響は受けにくい。

・ FID(flame ionization detector, 水素炎イオン化検出器)

構造的には水素と空気で作られた水素炎を挟んで電圧を印加された電極が 1 対設置されている。燃えるもの、つまり有機化合物はこの水素炎中で燃焼するときイオンと電子を発生する。これが電極間の電気伝導度を変化させ、それを利用して物質を検出する方法である。燃えるもの全てを検出できるが、目的によってはメタンなどを除くように工夫されているものもある。炭素のみから構成される化合物に対しては、炭素数に比例した感度を示すが、ハロゲンなどが含まれている場合には比例しない。また、燃えないものは検出されない。

・ PID(photo ionization detector)

構造的には電圧を印加された 1 対の電極があり、そこに高周波をかけられた UV ランプより光子が放出されるようになっている。電極間を通るとき、放出される光子の持つエネルギーよりも小さいイオン化ポテンシャルを持つ物質はイオン化され、これが電極間に電流を生む。これを利用して物質を検出する方法である。ほとんどの有機化合物は 12eV のエネルギーを与えられるとイオン化するので検出できる。UV ランプの放出するエネルギーはある程度調節出来るので、これにより測定対象物質を調整できる。