

閾値設定に用いた動物試験の種差、個体差の
情報、動物試験の確からしさ及び薬物動態学的
評価を考慮してUFを設定する。

人における十分な情報が存在する場合は、こ

の限りではなく、別に評価する。また、参考と
してWHO飲料水質ガイドラインとUSEPAに
おけるHA(Health Advisory)の設定基準を表2
及び3に示した。

表1 不確実係数の設定基準

| | 不確実性の因子 | 不確実係数 | 評 価 |
|--------|-------------------|-------|--|
| 動 物 | 種差・個体差 | 100 | 種差、個体差として各々10の不確実性を基本とする。 |
| | 薬物動態学 吸収・排泄・分布 | 1~10 | 薬物動態学検討・吸収・排泄・分布等の情報を考慮する。 |
| | 遺伝毒性 | 1~10 | 重篤な催奇形性や発がん性に対してはさらにx3~10 が適用される。 |
| | 情報の試験内容と 確からしさ | 1~10 | 設定に用いた動物試験の投与経路、投与期間、観察項目、 観察期間、投与群数、動物数(群)などの値を考慮する。 |
| ヒ ト | 暴露期間 | 1~10 | 高感受性の子供に対して、成人のデータに対しては成人 のデータのx10が提案されている。 |
| | 情報の試験内容と 確からしさ | 1~10 | 暴露機関等を考慮する。 |

表2 WHOの不確実係数の目安

| 不確実性の要因 | 係 数 |
|----------------|------|
| 種間の差異(動物-ヒト) | 1~10 |
| 種内の差異(個人差異) | 1~10 |
| 研究またはデータベース妥当性 | 1~10 |
| 影響の性質と深刻度 | 1~10 |

表3 USEPAの不確実係数の目安

| 不確実係数 | 選 択 基 準 |
|-------|--|
| 10 | NOAELを定めているヒトに対する慢性または亜慢性の有効な暴露データを利用可能であり、さらにほかの種に対する慢性あるいは亜慢性データによって確証を得た場合通常採用する。 |
| 100 | 一つまたは一つ以上の動物種についてNOAELを定めている有効な慢性毒性データを利用できる時(ヒトのデータではない)もしくはヒトについてのLOAELを定めている有効な慢性または亜慢性毒性データを利用可能な場合通常採用する。 |
| 1000 | 限られたまたは不完全な慢性もしくは亜慢性毒性データしか利用できないとき、あるいは一つまたは一つ以上の動物種についてのLOAELは定めているがそのNOAELは定めていない、有効な慢性もしくは亜慢性データが両可能な場合通常採用する。 |

*出典:NAS(1977、1980)のガイドラインをUSEPAのODWにて改訂したもの

(1) 動物実験における種差、個体差、
動物実験に対する不確実性は、不確実係数(UF)として種差10、個体差10を基本とする。

(2) 遺伝毒性等の評価

遺伝毒性等、特に催奇形性や発がん性等の評価できる毒性情報は不確実係数(UF)に1～10の重み付けを考慮する。

(3) 他の毒性指数の評価

閾値設定に用いた試験結果と他の試験結果は不確実係数(UF)に重み付けを考慮する。

(4) 薬物動態学的検討

薬物動態学的評価と共に吸収、蓄積、分布、排泄試験を不確実係数(UF)に重み付けを考慮する。

①薬物動態学的評価：薬物動態学的評価の情報は不確実係数(UF)に重み付けを考慮する。

②吸収、分布、排泄試験：経路別の生体内吸収、分布、代謝、排泄の状況は、不確実係数(UF)に重み付けを考慮する。

(5) 閾値設定に用いた情報の質

NOAEL、LOAEL等の閾値を用いた情報は、毒性試験の種類、投与経路、投与期間、観察項目、観察期間、投与群数、動物数(群)などの毒性試験の内容を不確実係数(UF)に1～10の重み付けを考慮する。

(6) ヒトのデータ

ヒトにおける十分な情報があるデータの場合にはこれを動物試験に優先させ、1～10のUFを設定する。

(7) 不確実係数の算出

上記の不確実性の係数を考慮して積算し、総合的な不確実係数10～10000を設定する。ただし、10000以上のあいまいな不確実係数は設定しない。

また、殺虫剤の毒性情報は、国際的あるいは国内機関からADIまたはTDIが公表されているものも多い。WHOやEPAなどの文献等で既に記載がある既存殺虫剤については、ここで設定したNOAEL、LOAELあるいはUFを考慮した上でUFを検討する。しかしながら、毒性情報には開発した企業の情報も多く、各種の制約下でNOAEL、LOAELあるいはUFについては非公表の場合がある。この場合は、TDIとUFが公表されていれば、NOAELまたはLOAELの推定は可能である。しかしながら、NOAEL、LOAELあるいはTDIのみの場合は、種差、個体差等や遺伝毒性、発ガン性などの毒性情報を包含するか否かを見極めて評価する必要がある。

VI-2. 4. TDI値の設定

(1) NOAEL等の情報がある場合

用量-反応評価から求めたNOEL、NOAELを算出した不確実係数(UF)で除してTDIを求める。

既存殺虫剤については、WHOやEPAなどの文献等あるいは開発企業から提供された資料などで既に情報の記載があるものについては、その設定内容を検討してこれを考慮してTDIを設定してもよい。

(2) 経口暴露試験データの人への経気道暴露による外挿

適切な経路による暴露試験の毒性データが無い場合は、表4に示すように科学的に受け入れられる変換式を用いて、他の経路からの情報を変換する。

表4 経路の違う毒性試験からの他の経路への暴露量の変換式

| | |
|-------------|---|
| RfD(経口参照用量) | = RfC*16m ³ /d/(呼吸量)50kg(体重) |
| RfC(吸入参照濃度) | = RfD*50kg(体重)/16m ³ /d(呼吸量) |

(3) 子供に対する外挿

高感受性の子供に対しては、暴露状況の可能性を検討して、TDIに対して不確実計数(UF)に1~10の重み付けを考慮する。

単独又は合計暴露量(mg/kg/day)

<TDI(mg/kg/day)

単独又は合計占有率(%)<100%

VI-3. 安全性評価(安全性の検証: リスクアセスメント)

暴露要因が異なるパターンごとに、閾値(NOEL、LOEL)またはTDIに対する暴露の程度・余裕(マージン)を推定し、安全性を検証する。この値を目安としてリスクマネジメントとして行政的施策を推進する。

(3) 家庭用品から放散される化学物質の占有率

また、家庭用品における占有率においても、個々の家庭用品の使用状況に合わせて求めることができ、今後の施策に生かすことができる。本項では、詳細な検討は省くこととした。ただし、6畳間で家庭用品を試料または利用した場合、子供の24時間滞在においては、TDIに対して45%にも達することは理解しておくべきである。

VI-3. 1. TDI等を用いた安全性評価方法

(1) 評価方法

TDIが単独の情報の場合のみは、各経路でのTDIを一つの経路(例えば経口)TDIに変換し、各経路および合計のヒトの暴露量を(例えば経口)TDIに対する占有率(%)を次式によって求め比較する。

個々又は単一経路のTDIによる占有率(%)=
各経路暴露量/個々または単一経路のTDI
×100

合計占有率は以下の式による

合計暴露量(mg/kg/day)=

吸入(mg/kg/day)+経口(mg/kg/day)
+経皮(mg/kg/day)

合計占有率(%)=合計暴露量(mg/kg/day)
/単一または個々のTDI×100

または、

合計占有率(%)=吸入占有率(%)

+経皮占有率(%) + 経口占有率(%)

(2) 安全性評価における基準

TDI等に対する安全性評価の基準は、TDIに対する暴露の占有率によって評価する。

ヒト暴露量の単独または複数経路の合計値は、TDI等の値を超えてはならない(占有率は合計占有率が100%を超えてはならない)。

単独占有率は暴露の寄与率を示すものでリスクマネジメントが判別する。

(4) 安全性評価(リスクアセスメント)の例

(1)、(2)において算出したTDIに対する占有率から安全性評価(リスクアセスメント)を行う。総暴露量の占有率から以下の結論が導くことができる。

6畳間において健常者では、6畳間に24時間居室することは、占有率がTDIの1/3程度までとなり、十分監視するなどの注意が必要である。特に、占有率の寄与が大きい経気道暴露源である家庭用品としての家電製品の使用は問題がある。このことは、子供ではさらに深刻となり、6割を超える占有率を示している。これに対して、健常者でも居室への滞在時間が少ない場合は1割強であり、6畳間での家庭用品の存在が大きいことが示された。

一方、一戸建てにおいて健常者が24時間滞在した場合は、1割程度であり課題は少ない。子供の場合、家庭用品が少ない状況では2割に近い占有率を示しているが、家庭用品が多く存在する状況が想定された場合は十分な監視が必要であることが認められる。

以上のように、家庭用品に由来すると考えられる占有率の高さから今後十分な詳細な暴露評価を行っていく必要があることがあり、以後の観察と研究の推進に心がける必要があると結論される。

VI-3.2. 閾値に対する暴露量の検証 (Margin of Exposure(MOE)を用いる方法)

各経路または合計の暴露量に対してNOAELが何倍高いかをMOE (暴露に対する余裕) として表わすものである。MOEはMOS(Margin of Safety; Safety Margin)、SF(Safety Factor ; 安全係数)とも呼ばれる。

(1) MOEによる暴露マージンの評価方法

経路別暴露予測及び総合暴露量の結果あるいは実際の暴露状況から得た暴露量に対して、設定したNOAELがどの程度の余裕かの割合を求め、これから安全性を評価する。ここでは、閾値としてNOAELで除いた値を用いる。

MOEは、 $MOE = NOAEL / \text{ヒト暴露量}$ の式で求める。

暴露が複数の経路、例えば吸入、経皮、経口による場合はそれぞれの経路でのMOEを算出し、次の式から総計MOEを算出する。

$$1 / \text{総計MOE} = 1 / \text{吸入MOE} + 1 / \text{経皮MOE} + 1 / \text{経口MOE}$$

また、殺虫剤中に類似の作用を持つ異なる2つの有効成分A及びBがある場合は、A、Bの合計MOEは次の式から計算する。

$$1 / A, B \text{の合計MOE} = 1 / A \text{のMOE} + 1 / B \text{のMOE}$$

(2) MOEによる暴露マージンからの安全性評価(リスクアセスメント)の基準

算出したMOEは以下の評価基準に従って評価する。

- ①100の内訳は10×10で、毒性的に特に問題にならないものに対して適用される。
- ②100以下だとリスク有りとなる。
- ③100を超えると、リスクは無視できる～僅かに有り、の判定となる。後者のリスク僅かに有りは催奇形性や発がん性に対して適用される。

1,000超はこれら毒性に対してもリスクは無視できる、と考えられる。

表1 リスクの判断基準

| MOE | リスクの表現 |
|-------------|---------------------|
| <100 | リスク 有り |
| 100 ~ 1,000 | リスク 無視できる ～僅かに有り |
| >1,000 | リスク 無視できる |

VI-3.3. MOEによる暴露マージンからの安全性評価(リスクアセスメント)の結論の例

算出したMOEについて安全性評価(リスクアセスメント)を行う。当該家庭用品などによる室内空気の暴露は、以下のように評価できると考える。

総暴露量から推定NOAELから総暴露量のMargin of Exposureは6日間、健康者子供の何れに対して、早急な対策が必要である。特に、子供に対しては、詳細な検討を実施しなければならない。また、戸建て住宅においても、100以上のMOEではあるものの、1000以下であり、且つ、対象とした家庭用品の一例について算出したのみであることから、健康人、子供の何れに対しても対策の必要性が認められる。

今回、はじめて家庭用品の暴露評価とそのリスクを例に挙げて算出したが、極めて僅かな情報を処理したのみではあるものの、今後のなお一層の詳細な検討が必要である。

VI-4. 家庭用品中放散性化学物質の具体的総合的リスク評価の例

上述したI. 各種家庭用品からの化学物質の放散の評価に関する研究、II. 室内空気中化学物質の濃度に対する各種家庭用品の寄与率の評価に関する研究、III. 室内空気中化学物質の中長期低濃度及び短期高濃度の吸入毒性評価に関する研究、IV. 家庭用品由来化学物質の推計モデルの開発と濃度予測に関する研究、V. 家庭用品中化学物質への暴露推計モデルの開発に関する研究を基に、最終的なVI. 家庭用品中化学物質の総合的リスク評価に関する研究を実施した。この研究を実施することによって、家庭用

品による室内空气中化学物質の存在状況と寄与率、リスク評価が示され、放散量の高い家庭用品に対する行政措置としての規制や指針の設定の糸口を見いだすことが可能であり、国民の居住環境からの化学物質の暴露からの安全性を確保することが期待できると考える。

総合的リスク評価はTDIの設定、TDIに対する占有率、リスク評価、Margin of Exposureによる安全性の確認、行政対応への提言等の手順に従って評価する。

1. 安全性評価(安全性の検証：リスクアセスメント)

(1) 評価方法

暴露要因が異なるパターンごとに、閾値(NOEL、LOEL) またはTDIに対する暴露の程度・余裕(マージン)を推定し、安全

性を検証する。この値を目安としてリスクマネージメントとして行政的施策を推進する。上記にて詳細は記述してあるので省略する。

(2) 安全性評価における基準

TDI等に対する安全性評価の基準は、次のような(表1) TDIに対する暴露の占有率によって評価する。ヒト暴露量の単独または複数経路の合計値は、TDI等の値を超えてはならない(占有率は合計占有率が100%を超えてはならない)。

単独占有率は暴露の寄与率を示すものでリスクマネージメントが判別する。

単独又は合計暴露量(mg/kg/day) < TDI(mg/kg/day)

単独又は合計占有率(<100%) < 100%

表1 TDIに対する暴露占有率と具体的対応

| TDIに対する占有率 | 対応 | 具体的対策 |
|------------|-------|---------------------------------------|
| <30% | 無視できる | 現在の使用状況で無視できる |
| 30 ~ 50% | 無視できる | 現在の暴露状況を監視する |
| 50 ~ 80% | 僅かに有り | 占有率の高い暴露経路の原因を調べ、リスクマネージメントの実施の可能性を探る |
| >80% | 有り | 上記の調査を実施し、リスクマネージメントにより具体的な対策を施す |

(3) TDIに対する占有率・寄与率の算出例

総暴露量の推定値を用いてTDIに対する寄与率を算出する。ここでトルエンのTDIは82.4µg/kg/day、LOAELから推定したNOAELは2600µg/m³とする。哺乳動物の経気道投与による最少影響量(LOAEL)のみの情報しかないと仮定して、TDIによる評価方法の例を以下に示す。

1) 毒性試験データ：LOAEL=332(mg/m³)

$$\times 40/7(\text{hr/day}) / 24(\text{hr/day}) = 79\text{mg/m}^3$$

不確実係数：300=個体差；10、LOAEL；10、神経毒性；3

$$\text{TDI} : 79(\text{mg/m}^3) / 300 = 260\mu\text{g/m}^3$$

2) TDIの算出：LOAEL=332(mg/m³)

$$\times 40/7(\text{hr/day}) / 24(\text{hr/day}) = 79\text{mg/m}^3$$

不確実係数：300=個体差；10、LOAEL；10、神経毒性；3

$$\text{TDI (濃度)} : 79(\text{mg/m}^3) / 300 = 260\mu\text{g/m}^3$$

$$\text{健全人TDI (量)} : 260(\mu\text{g/m}^3) \times 16(\text{m}^3) / 50 = 82.4 (\mu\text{g/kg/day})$$

3) TDIに対する各経路暴露量の占有率の算出例

① 健全者が六畳間に24時間居室した場合

$$28.7(\mu\text{g/kg/day}) / 82.4\mu\text{g/kg/day} \times 100 = 35\% \quad \text{となり、以下、表2のようである。}$$

表2 TDIに対する寄与率とMargin of Exposure

| | 滞在 hr | 外出 hr | 対象者 | 総暴露量 μg/kg/day | TDI(82.4μg/kg/day) に対する占有率 | TDIに対する家庭用 品の占有率(μg/day) |
|------|----------|----------|-----|-------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| 六畳間 | 24 | 0 | 健常者 | 28.7 | 0.35 | 0.24 |
| | 24 | 0 | 子 供 | 52.3 | 0.63 | 0.45 |
| | 16 | 8 | 健常者 | 22.1 | 0.27 | 0.18 |
| | 18 | 6 | 子 供 | 37.4 | 0.45 | 0.29 |
| | 8 | 16 | 健常者 | 11.5 | 0.14 | 0.07 |
| 一戸建て | 24 | 0 | 健常者 | 8.8 | 0.11 | 0.04 |
| | 24 | 0 | 子 供 | 15.7 | 0.19 | 0.08 |
| | 16 | 8 | 健常者 | 7.1 | 0.09 | 0.03 |
| | 18 | 6 | 子 供 | 13.2 | 0.16 | 0.05 |
| | 8 | 16 | 健常者 | 5.9 | 0.07 | 0.01 |

2. 閾値に対する暴露量の検証 (Margin of Exposure(MOE)を用いる方法)

(1) MOEによる暴露マージンの評価方法と安全性評価の基準

各経路または合計の暴露量に対してNOAELが何倍高いかをMOE (暴露に対する余裕) として表わすものである。MOEはMOS(Margin of Safety; Safety Margin)、SF(Safety Factor ; 安全係数)とも呼ばれる。上記3. にて詳細は記述してあるので省略する。

(2) MOEによる暴露マージンの計算例

MOEの算出例を以下に示す。

1) 経気道投与によるLOAELのみの情報しかないとした場合

LOAELから推定NOAELの算出：

$$\text{LOAEL} = 332(\text{mg}/\text{m}^3) \times 40/7(\text{hr}/\text{day}) = 1897\text{mg}/\text{day}$$

不確実係数：300＝個体差；10、LOAEL；10、神経毒性；3のうち、個体差、神経毒性の不確実性を除き、LOAELのみを評価して

$$1897 \text{ mg}/\text{day} / 50\text{kg} / 10 = 3.8\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$$

推定NOAEL：3800μg/kg/dayとした。

2) 総暴露量のNOAELに対するMOEの算出例

① 健常者が六畳間に24時間居室した場合

$$3800\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day} / 28.7(\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}) = 132 \text{ となる。}$$

② 子供においても同様に計算し、表3のような結果が得られる。

表3 TDIに対する寄与率とMargin of Exposure

| | 滞在 hr | 外出 hr | 対象者 | 総暴露量 μg/kg/day | 総暴露量のLOAEL (38,000μg/kg/day) に対する倍率 | Margin of Exposure (3,800μg/kg/day) |
|-----|----------|----------|-----|-------------------|---|---|
| 昼間 | 24 | 0 | 健常者 | 28.7 | 1320 | 132 |
| | 24 | 0 | 子供 | 52.3 | 730 | 73 |
| | 16 | 8 | 健常者 | 22.1 | 1720 | 172 |
| | 18 | 6 | 子供 | 37.4 | 1020 | 102 |
| | 8 | 16 | 健常者 | 11.5 | 3300 | 330 |
| 戸建て | 24 | 0 | 健常者 | 8.8 | 4320 | 432 |
| | 24 | 0 | 子供 | 15.7 | 2420 | 242 |
| | 16 | 8 | 健常者 | 7.1 | 5350 | 535 |
| | 18 | 6 | 子供 | 13.2 | 2880 | 288 |
| | 8 | 16 | 健常者 | 5.9 | 6440 | 644 |

以上のことから、家庭用品中放散性化学物質については、個々の家庭用品の放散特性、利用・使用方法、放散実態、暴露の実態などの情報を踏まえて、経路別、個別家庭用品の暴露評価、総合暴露、さらには総合的リスク評価、暴露の検証を実施することが必要不可欠であることが明らかになった。また、家庭用品のリスクアセスメントの概念と安全性評価の作業手順が提案できた。

3. その他の考察事項

以上の過程によって、リスクアセスメントを実施し、経気道、経口、経皮暴露と総合暴露による占有率とMOEとを検討し、いずれもの評価が十分であれば、リスクの低減化の施策を考慮する必要はない。占有率あるいはMOEが評価基準に隣接、超過した場合には行政的施策が必要となり、リスクマネジメントの実施の段階に移行する。

3. まとめ

I. 各種家庭用品からの化学物質の放散の評価に関する研究

18年度は家庭用品ばかりでなく、室内空気質に影響する発生源や抑制対策製品の実態を明ら

かにするため、1. 評価手法の検証のための実験装置・周辺機器、2. 家庭用品中放散性化学物質の検索に関する研究、3. 家庭用品と建材の化学物質の発生量・発生特性、4. 空気汚染対策製品・技術の化学物質除去性能の評価及び予測について研究を実施した。

II. 家庭用品の未調査化学物質の検索と家庭用品中化学物質のデータベースの構築に関する研究

本課題では、平成15年度までの過去8年間にわたる全国調査により、室内空気中での存在が明らかとなった化学物質について発生源たる各種家庭用品それぞれの寄与率を評価するための基盤的研究を実施することとした。さらに、過去に調査がなされていないWHO等の国際機関等により、室内汚染が指摘されている化学物質については存在実態を明らかにした上で評価を行うこととした。

III. 室内空気中化学物質の中長期低濃度及び短期高濃度の吸入毒性評価に関する研究

家庭用品中に含有する化学物質の吸入毒性の情報は極めて少ないので、家庭用品で用いられる化学物質のうち、昨年度までの研究の情報

を基にプライオリティ上位の化学物質について、吸入毒性試験を実施することとした。

以下のテーマで研究することとした。

1. 吸入による低濃度長期および高濃度短期の暴露における健康影響評価に関する研究
2. 免疫、神経、生理学あるいは生化学に関連する新たな毒性評価指標による影響に関する研究

IV. 家庭用品由来化学物質の推計モデル開発と濃度予測に関する研究

暴露によるリスクについて評価するには新たな評価を行う必要があることから、低濃度(平均的)あるいは高濃度暴露におけるリスクの考え方を構築するため、家庭用品から放散される化学物質の室内における放散濃度、頻度、期間などの違いによる暴露評価を行うこととした。さらに、室内空気による化学物質の暴露は人の行動パターンによって大きく左右されて暴露量に反映されることから、我が国における各施設、居室、移動媒体、大気などでの存在状況を把握し、行動パターンを予測し、家庭用品からの化学物質暴露のシナリオ、推計モデルを開発した。

V. 家庭用品中化学物質への曝露推計モデルの開発に関する研究

暴露評価は、ヒトが最終的に経口、経気道あるいは経皮的に暴露する化学物質の量を算出することにある。しかしながら、暴露源である種々の製品における利用の仕方は、千差万別であり、

暴露源における化学物質の存在量や放散量などの把握のみで、ヒトの暴露量を算定することはできない。本研究における家庭用品は、我々を取り巻くあらゆる製品が対照となるといっても過言ではない。したがって我々の周辺にある製品から放散される化学物質によって暴露する機会を把握する技術と評価の過程の手順を以下の項目に従って詳細に検討した。

VI. 家庭用品中放散性化学物質の総合的リスク評価に関する研究

前述した家庭用品による化学物質の暴露評価の結果と用量-反応評価を合わせてリスクアセスメントの手順を以下の項目に従って評価することを提案し、その具体的例を挙げて示した。

以上のことから、家庭用品中放散性化学物質については、個々の家庭用品の放散特性、利用・使用方法、放散実態、暴露の実態などの情報を踏まえて、経路別、個別家庭用品の暴露評価、総合暴露、さらには総合的リスク評価、暴露の検証を実施することが必要不可欠であることが明らかになった。また、家庭用品のリスクアセスメントの概念と安全性評価の作業手順が提案できた。

また、今後、本研究で提案した結果を踏まえて具体的な施策を実施していくための課題と問題を整理し、実証的研究を推進していく必要がある。

I. 各種家庭用品からの化学物質の放散の評価に関する研究

1. 評価手法の検証のための実験装置・周辺機器

1. 1. 微量化学物質測定チャンバーの性能検証

東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 野崎 淳夫

2. 家庭用品中放散性化学物質の検索に関する研究

2. 1. 家庭用品から放散される揮発性有機化合物の測定方法に関する研究

国立医薬品食品衛生研究所 環境衛生化学部 神野 透人

3. 家庭用品と建材の化学物質の発生量・発生特性

3. 1. 芳香剤、消臭剤、脱臭剤等

東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 野崎 淳夫

3. 2. 家電製品

東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 野崎 淳夫

3. 3. 内装材

東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 野崎 淳夫

3. 4. 寝具

東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 野崎 淳夫

3. 5. 汚染対策塗料

東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 野崎 淳夫

3. 6. 畳材

東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 野崎 淳夫

3. 7. 建具

東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 野崎 淳夫

4. 空気汚染対策製品・技術の化学物質除去性能の評価及び予測

4. 1. 初期性能と空気濃度予測

東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 野崎 淳夫

4. 2. 家庭用空気清浄機の製造年と初期性能との関係

東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 野崎 淳夫

厚生労働科学研究費補助金（化学物質リスク研究事業）
分担研究報告書

I. 各種家庭用品からの化学物質の放散の評価に関する研究

分担研究者 野崎 淳夫 東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 教授
神野 透人 国立医薬品食品衛生研究所 環境衛生化学部 室長
協力研究者 香川 聡子 国立医薬品食品衛生研究所 環境衛生化学部 主任研究官
大河原 晋 武蔵野大学 薬学部 環境化学研究室 助手

18年度は家庭用品ばかりでなく、室内空気質に影響する発生源や抑制対策製品の実態を明らかにするため、

- I-1. 評価手法の検証のための実験装置・周辺機器、
- I-2. 家庭用品中放散性化学物質の検索に関する研究、
- I-3. 家庭用品と建材の化学物質の発生量・発生特性、
- I-4. 空気汚染対策製品・技術の化学物質除去性能の評価及び予測

について研究を実施した。

I - 1. 評価手法の検証のための実験装置・周辺機器

分担研究者 野崎 淳夫 東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 教授

I - 1. 1. 微量化学物質測定チェンバーの性能検証

本研究では、新型の微量化学物質測定用チェンバーの性能検証を行った。具体的には、1) 温湿度と換気量についての制御値と実測値の符合性を検証し、2) チェンバーブランク値の推移を測定し、3) チェンバーブランク値が高い場合の対処法を明らかにすることとした。

I - 1. 2. ガス定常発生装置の検証

シックハウス問題の顕在化に伴い、室内空気汚染対策製品が数多く市販されており、これらの技術製品について多面的な試験評価法の検討が行われている。ただし、いずれの試験法に於いても、チェンバーや試験室にある一定量のガス状汚染物質を供給する装置（以下、ガス定常発生装置）が求められている。本研究では、本実験装置を用いたチェンバー内のホルムアルデヒド定常濃度構築実験を行い、本ガス定常発生装置の実用性の検討を行った。

I-1. 1. 微量化学物質測定用チェンバーの性能検証

分担研究者 野崎淳夫 東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 教授

A. 研究目的

家庭用品の化学物質発生量を測定する際、その発生量は微量であるため、実験チェンバーの性能向上が求められている。

本研究では、新型の微量化学物質測定用チェンバー(特定非営利活動法人 室内環境技術研究会所有)の性能検証を行った。

具体的には、1) 温湿度と換気量についての制御値と実測値の符合性を検証し、2) チェンバーブランク値の推移を測定し、3) チェンバーブランク値が高い場合の対処法を明らかにするものである。

度:20[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]以下)の制御が可能とされている。

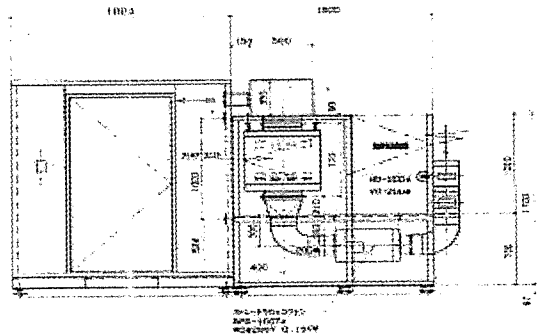


図-1 実験チェンバーの立面図

B. 研究概要

1. 実験チェンバーの概要

本実験チェンバーの概要を図-1、2に示す。本チェンバーでは、導入外気をガス除去装置と粉塵除去装置により浄化し、清浄空気としてチェンバー内に供給する機構となっている。

相対湿度と温度の制御は、センサーと制御プログラム、制御器により行っている。例えば相対湿度が設定値よりも低い場合、純水を気化器にて水蒸気化し、この水蒸気と清浄空気を混合させチェンバーに供給する。逆に高い場合には、供給空気中水分を除湿し供給する仕組みとなっている。すなわち、相対湿度制御は湿度センサーの出力信号をデジタル処理し、専用プログラムを用いて、制御信号を制御器に送り機械的に制御するものである。

相対湿度と同様に、温度制御はチェンバー内と吹出し口等に設置された温度センサーの出力信号とプログラムにより機械的制御が成される機構となっている。

本チェンバーは気積5.54[m^3]を有し、温度(10~40 \pm 1[$^{\circ}\text{C}$])、相対湿度(10~70 \pm 1[%])、換気回数(0.5~10 \pm 0.05[1/h])、空気清浄度(ホルムアルデヒド濃度: 定量下限値以下、VOC濃

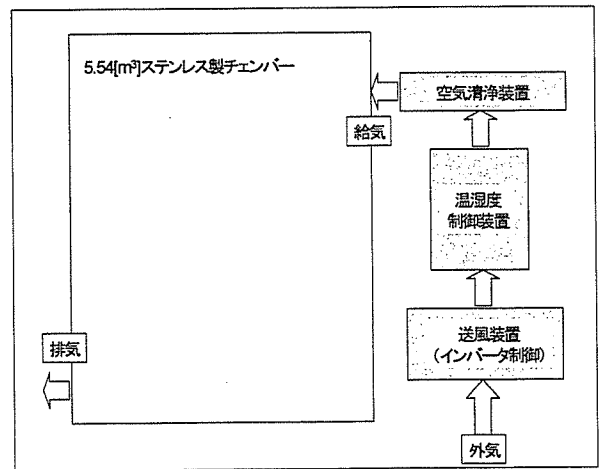


図-2 実験チェンバーの機構図

2. 実験概要

2. 1. 測定項目

測定項目は、温度、相対湿度、換気回数、ホルムアルデヒドおよびVOC濃度である。

2. 2. 使用機器

- ・ 光音響法測定機器 (INNOVA 社製、Air Tech Instruments 1312 Photo acoustic Multi-gas Monitor)
- ・ 温湿度計 (SATO 社製、MODEL: SK-100THP)

- (1) HCHO(固相捕集-溶媒抽出-高速液体クロマトグラフ法)
 - ・高速液体クロマトグラフ (日立社製、Model:L-7000)
- (2) VOC(固相捕集-加熱脱離-ガスクロマトグラフ/質量分析法)
 - ・加熱脱離装置 (Perkin Elmer 社製、Turbo Matrix ATD)
 - ・ガスクロマトグラフ/質量分析計 (Perkin Elmer 社製、Turbo Mass Gold)

C. 結果及び考察

1. チェンバー性能の検証結果

1. 1. 温湿度

測定結果を図-3 に示す。測定期間中の外気温度は低く、設定値と外気温度の差は 10[°C]を超えており、相対湿度の差も 30~40[%]に達していた。この様に、供給空気中の温度、湿度と目的値に大きな差がある状況ではあるが、設定値(目的値)と実測値とはよく符合しており、本チェンバーの温湿度制御機構は有効に機能していると判断された。

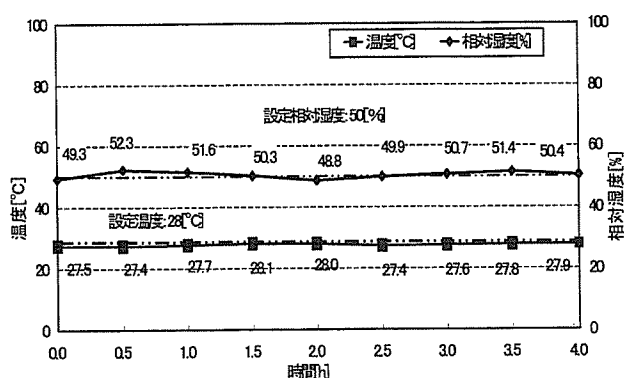


図-3 温湿度の設定値と実測値の比較

1. 2. 換気量

本チェンバーの換気量制御は、給排気装置の回転数をインバータ制御により行っている。

そこで、インバータ値と換気回数との関係をトレーサガス濃度減衰法により検証した。

チェンバー内に六フッ化硫黄ガス(SF₆)を供給し、その室内濃度の減衰性から換気回数 M[1/h]を算出した(図-4 参照)。

換気回数 M[1/h]の算出には次式(1)を用いた。その結果、インバータ値が給気側 12.5[Hz]、排

気側 4.0[Hz]の時にチェンバー内圧力は微正圧となり、目的換気回数の 0.50[1/h]になった。

$$N = 2.303 \times \frac{1}{t} \times \log \left\{ \frac{C_1 - C_0}{C_2 - C_0} \right\} \quad (1)$$

ここで、N:換気回数[1/h] t:測定時間[h]
 C₁:測定開始時におけるチェンバー内 SF₆濃度 [ppm]
 C₂:測定開始から t[h]後のチェンバー内 SF₆濃度 [ppm]
 C₀:供給空気中の SF₆濃度 [ppm] である。

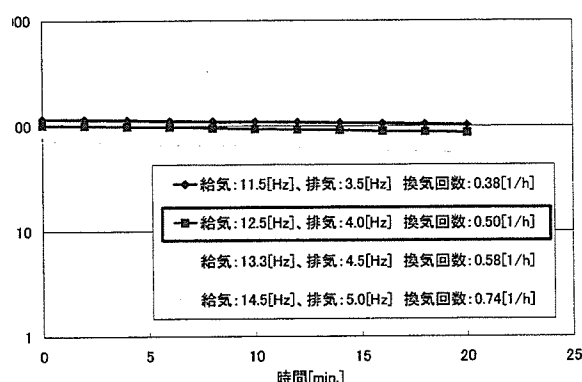


図-4 チェンバー内 SF₆ 濃度の経時変化

1. 3. チェンバーブランク値

一般に、新しいチェンバーのブランク値は高く、微量化学分析に問題があると言われている。そこで、新しいチェンバーのホルムアルデヒドと VOC のチェンバーブランク値を実験的に検証した。結果を図-5, 6 に示す。

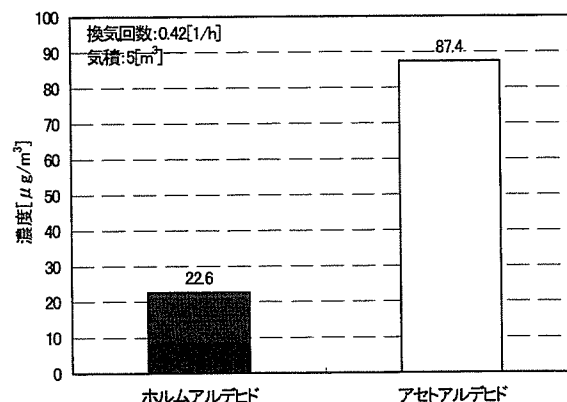


図-5 新チェンバーのアルデヒド類ブランク値

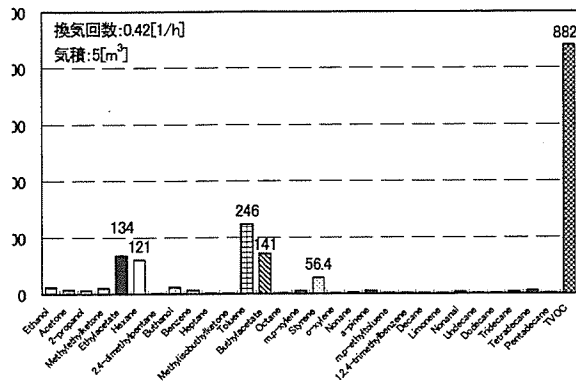


図-6 新チェンバーのVOCs ブランク値

チェンバーブランク値は、ホルムアルデヒドで $22.6[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ 、TVOC 濃度で $882[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ と高く、本チェンバーで微小発生量の物品測定は行えないと判断された。この原因を調査したところ、1)表面材（ステンレス（SUS304）製）の接合部に微量使用されたシーリング材、2)外気と水蒸気の混合器内に使用されたと思われる溶剤系洗浄剤、3)ガス除去フィルタ装置のフィルタボックス内に施された焼付け塗料によるものと判断された。

そこで、各所発生源の 1)物理的除去、2)薬液洗浄、3)アルミテープ等を用いた封止、4)加熱燻蒸処理(Bake-out)を行い、約 90 日にわたってチェンバーブランク値の推移を観察した。結果を図-7~11 に示す。

チェンバーブランク値は、ホルムアルデヒドと VOC 共に指数関数的に減衰し、2006 年 9 月 29 日の時点で、数 $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ 程度となり、微小発生量の物品測定に耐えうる性能を発揮した。

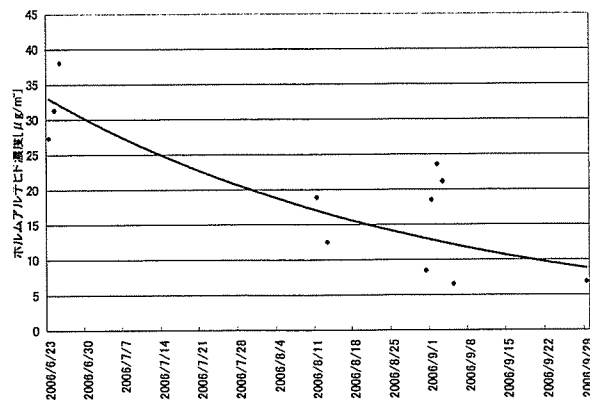


図-7 チェンバー内ホルムアルデヒド濃度の経時変化

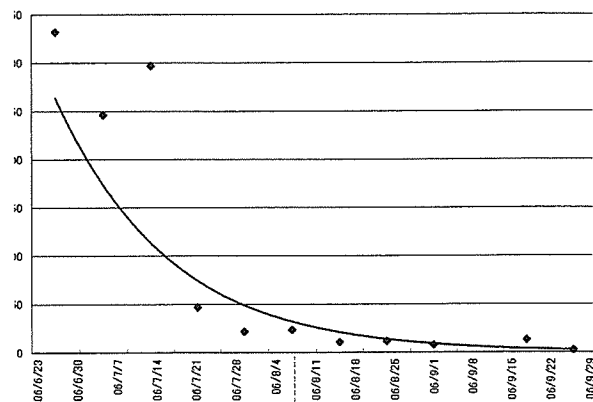


図-8 チェンバー内トルエン濃度の経時変化

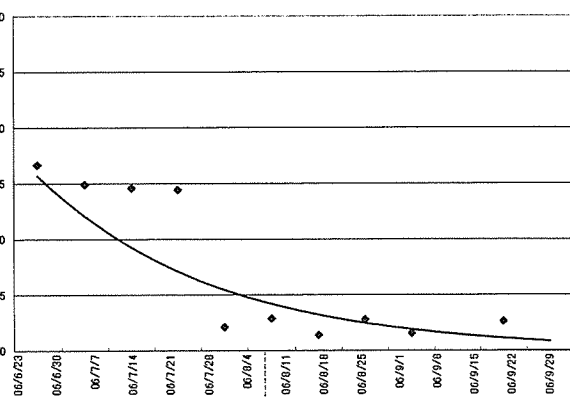


図-9 チェンバー内キシレン濃度の経時変化

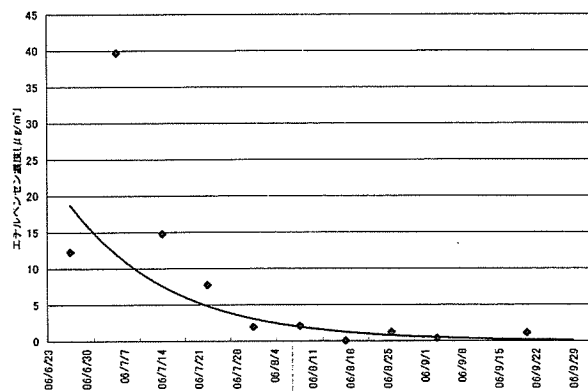


図-10 チェンバー内エチルベンゼン濃度の経時変化

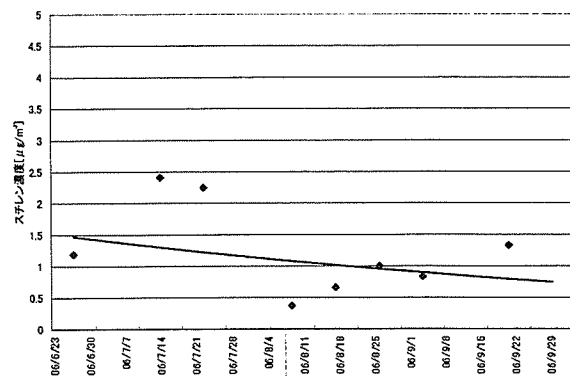


図-11 チェンバー内スチレン濃度の経時変化

D. 結論

- 1) 家庭用品等から発生する微量化学物質の測定用チェンバーの性能検証を行った。
- 2) 換気量は給排気装置のインバータ制御により、目的の換気回数 0.5 ± 0.05 [1/h] を精度良く再現した。
- 3) 温湿度は、温度と湿度の制御装置により、目的の温度: 28 ± 1 [°C]、相対湿度 50 ± 1 [%] を精度良く再現した。
- 4) 新チェンバーのブランク値は高く、各所発生源の特定を行い、発生源に対し 1) 物理的除去、2) 薬液洗浄、3) 封止、4) 加熱燻蒸処理 (Bake-out) を行ったところ、約 90 日後に問題の無い数 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] のレベルに到達した。これにより、本チェンバーで家庭用品から発生する化学物質の測定が行えるようになった。

E. 今後の課題

- 1) チェンバーの化学物質吸着率を算出。
- 2) チェンバーの冷却装置を作動させつつ、石油・ガストーブ等の開放型燃焼器具における化学物質発生量を正しく求めること。

F. 健康危機情報

特になし。

G. 知的財産権の出願・登録状況

特になし。

H. 謝辞

本研究は NPO 法人室内環境技術研究会の活動の一環として、また厚生科学研究「家庭用品中化学物質のリスク評価に関する総合研究」研究代表者 安藤正典 (武蔵野大学教授) により行われた。関係各位に深甚なる謝意を表す。

I-1. 2. ガス定常発生装置の検証

分担研究者 野崎淳夫 東北文化学園大学大学院 健康社会システム研究科 教授

A. はじめに

シックハウス問題の顕在化に伴い、室内空気汚染対策製品が数多く市販されており、これらの技術製品について多面的な試験評価法の検討が行われている。ただし、いずれの試験法に於いても、チェンバーや試験室にある一定量のガス状汚染物質を供給する装置（以下、ガス定常発生装置）が求められている。

この様な背景から、野崎らは液面気化型のガス発生装置を開発し、実環境に近い定常法除去性能試験を用いて対策技術製品の試験を行ってきた¹⁾。

ところが、同装置は一定量の試薬を分注した拡散管を加熱し、ガスを定常的に発生させるもので、1)沸点や揮発性状の異なる混合溶液に使用できない、2)高濃度の汚染ガスが作れない等の問題があり、特に大型チェンバーでは使用できない欠点があった。そこで、上記問題点を解決するため、液状試薬を一定量ずつ加熱炉へ供給し、全量を瞬時気化させ、実験室に供給する全量気化型ガス発生装置の開発を行っている。

本研究では、本実験装置を用いたチェンバー内のホルムアルデヒド定常濃度構築実験を行い、本ガス定常発生装置の実用性の検討を行い、その結果を報告するものである。

B. 研究方法

1. 実験概要

1. 1. ガス定常発生装置

新開発のガス定常発生装置の概要を写真-1と図-1に示す。

本装置は次の(1)～(4)により構成されている。

(1)薬液タンク：発生対象ガスの薬液の貯留タンクで、薬液移送ラインにはステンレス、テフロンを採用している。

(2)薬液移送装置：インバータ制御のパルスモータを用いて、一定量の薬液を(1)から(3)まで移送する。

(3)薬液気化部：ステンレス製の円筒炉で、外部にヒーターを設置して断熱材にて保温し、炉内温度の制御を行う。炉内に移送された薬液は、ここで瞬時に気化される。

(4)キャリアー空気清浄装置：清浄管により、供給空気を清浄化し、キャリアー空気として用いる。

1. 2. 実験装置

本実験評価システムは、大型環境制御チェンバー(気積：23.3[m³]、SUS304製)と本発生装置により構成されている(図-2参照)。

また、チェンバー内の環境条件は温度：28±1[°C]、相対湿度：50±1[%]、換気回数：0.50±0.01[1/h]、気流速度：0.2～0.3[m/s]に制御する。

なお、実験チェンバー内には一様拡散を図る為に、ミキシングファンが設置されている。

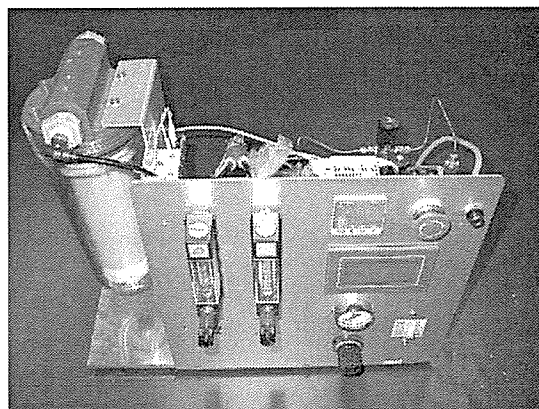


写真-1 ガス定常発生装置の外観

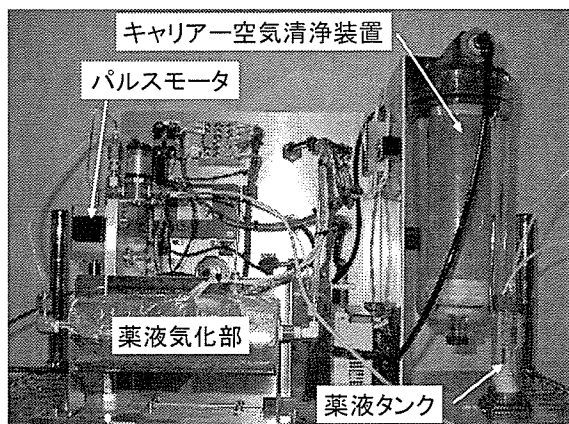


図-1 ガス定常発生装置の内部

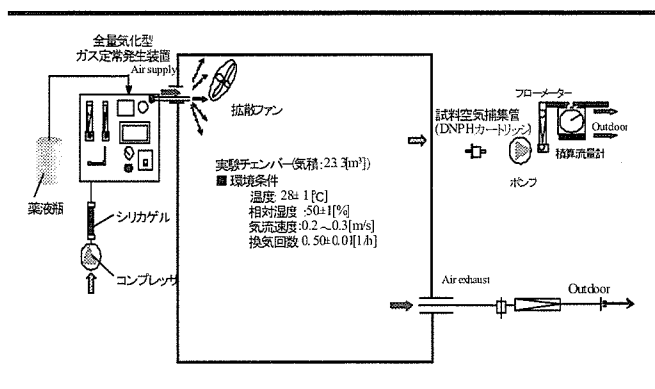


図-2 実験装置の概要

2. 発生装置運転に伴うガス発生量の算出

本発生装置運転に伴うガス発生量 M [$\mu\text{g/h}$] は、以下の2つの方法により求められる。

2. 1. チェンバー内定常濃度から求める発生量 (M_1)

チェンバー内定常濃度から算出するもので、次式 (1) により求められる。

$$M_1 = Q(C_{ss} - C_0) \quad (1)$$

ここで、 Q : チェンバー換気量 [m^3/h]、 C_{ss} : 汚染物質定常濃度 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]、 C_0 : チェンバー供給空气中汚染物質濃度 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]とする。

3. 2 薬液消費重量から求める発生量 (M_2)

発生量を発生装置運転中の薬液消費重量から求める (図-3 参照)。

$$M_2 = W \cdot D / t \quad (2)$$

ここで、 W : 薬液消費重量 [μg]、 D : 薬液希釈率 [%]、 t : 機器運転時間 [h]とする。

C. 結果及び考察

1. ホルムアルデヒド定常状態

換気回数 $0.5[1/\text{h}]$ の 6 畳大チェンバー ($23.3[\text{m}^3]$) 内において、実験 I では約 $500[\text{ppb}]$ 、実験 II では約 $300[\text{ppb}]$ 、実験 III では約 $200[\text{ppb}]$ のホルムアルデヒド定常濃度を構築することに成功した (図-4 参照)。

2. 発生量算出法の比較

測定結果を (1) 式に代入し、定常濃度から求めた発生量 (M_1) は、実験 I ($5544[\mu\text{g}/\text{h}]$)、実験 II ($3003[\mu\text{g}/\text{h}]$)、実験 III ($1905[\mu\text{g}/\text{h}]$) となった。また、発生量 (M_1) と薬液消費重量から求めた発生量 (M_2) の比較を実験 III において行った。結果として、 M_1 は $1905[\mu\text{g}/\text{h}]$ 、 M_2 は $1997[\mu\text{g}/\text{h}]$ となり、 M_1 が M_2 と比較して、 $4.6[\%]$ 小さい値を示した (表-1 参照)。

この差はチェンバー表面への吸着、気中での化学変化又は、測定誤差によるものと考えられる。

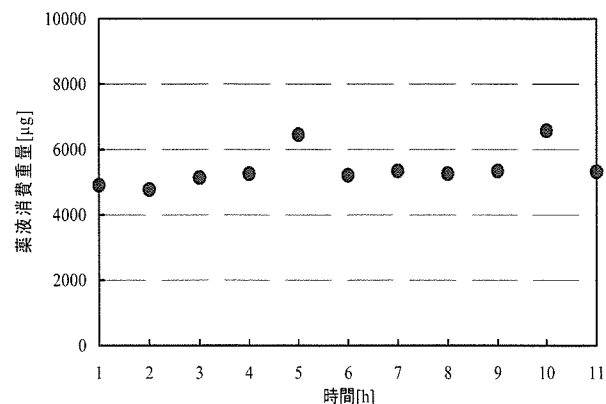


図-3 ガス定常発生装置運転に伴う薬液減少量の経時変化

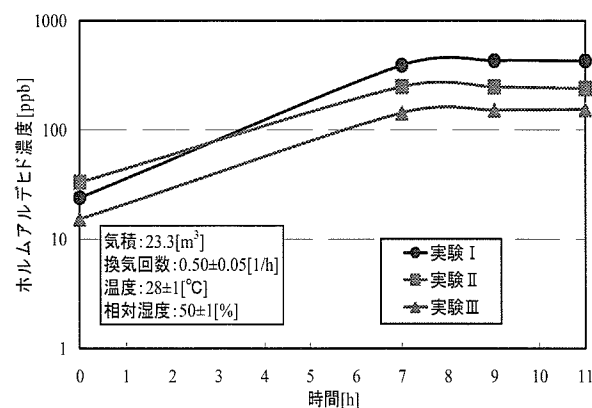


図-4 ガス定常発生装置運転に伴うチェンバー内ホルムアルデヒド濃度

表-1 ホルムアルデヒド発生量の比較

| | M ₁ [μgh] | M ₂ [μgh] | 誤差 $((1-M_1/M_2) \cdot 100)$ [%] |
|-------|----------------------|----------------------|----------------------------------|
| 実験I | 554 | - | - |
| 実験II | 303 | - | - |
| 実験III | 1905 | 1997 | 461 |

D. まとめ

本研究において得られた知見を以下に示す。

- 1) 本発生装置の基本性能・特性について確認した。
- 2) ガス定常発生装置を用いて、大型チェンバー内に任意のホルムアルデヒド定常濃度を構築することに成功した。
- 3) 定常濃度から求めた発生量は、薬液消費重量から求めた発生量より 4.6[%]小さかった。

E. 今後の課題

以下に示す項目を今後の課題とする。

- 1) 長時間にわたる定常濃度確認実験
- 2) 他の化学物質を用いた定常発生確認実験

F. 健康危機情報

特になし。

G. 知的財産権の出願・登録

特になし。

H. 引用文献

- 1) A. Nozaki, Y. Ichijo, S. Yosizawa : Studies on chemical substance removal rates of domestic air cleaners and development on the indoor pollutant concentration prediction method, INDOOR AIR 2005, pp.2991-2995, Sept. 2005

厚生労働科学研究費補助金（化学物質リスク研究事業）
分担研究報告書

I - 2. 家庭用品中放散性化学物質の検索に関する研究

分担研究者 神野 透人 国立医薬品食品衛生研究所 環境衛生化学部 室長
協力研究者 香川 聡子 国立医薬品食品衛生研究所 環境衛生化学部 主任研究官
大河原 晋 武蔵野大学 薬学部 環境化学研究室 助手

I - 2. 1. 家庭用品から放散される揮発性有機化合物の測定方法に関する研究

本研究ではマイクロチャンバー (μ CTE) による放散試験の High Throughput 化について検討を行った。

I-2. 1. 家庭用品から放散される揮発性有機化合物の測定方法に関する研究

分担研究者 神野 透人 国立医薬品食品衛生研究所 環境衛生化学部 室長
協力研究者 香川 聡子 国立医薬品食品衛生研究所 環境衛生化学部 主任研究官
大河原 晋 武蔵野大学 薬学部 薬学研究所 環境化学研究室 助手

研究要旨 家庭用品から放散される揮発性有機化合物（VOCs）のHigh Throughputな評価法の確立を目的として、テーブルクロスやカーペットをはじめとする30品目の家庭用品・建材についてマイクロチャンバー法による放散試験を実施した。

A. 研究目的

各種家庭用品からの揮発性有機化合物（VOCs）の放散量を定量的に評価し、室内空气中で検出されるVOCsに対する家庭用品の寄与を明らかにすることが本研究事業の主要な目的の一つである。

建材等からのVOCs放散量の評価法として「小形チャンバーを使用する放散試験法」（JIS A 1901）が定められている。多くの家庭用品、特に平面状の家庭用品についてはこのJIS A 1901法を流用してVOCs放散を測定することが可能であり、実際に著者らも30品目の家庭用品について小形チャンバー法によるTVOC放散量の評価を実施している。しかし、液状の製品を含む多種、多様な家庭用品に小形チャンバー法のみで対応するのは困難であり、放散試験に要するコストの面からも代替法あるいは補完法の開発が必須であると考えられる。

このような観点から、著者らは昨年度家庭用品から放散するVOCsの迅速評価法としてのDynamic Headspace (DHS)-GC/MS法について検討を行い、液状家庭用品を対象とするTVOC放散量の評価法を確立した。本年度はマイクロチャンバー（ μ CTE）による放散試験のHigh Throughput化について検討を行い、家庭用品から放散するVOCsを定量的に評価する上で μ CTE法が有用な方法であることを明らかにした。

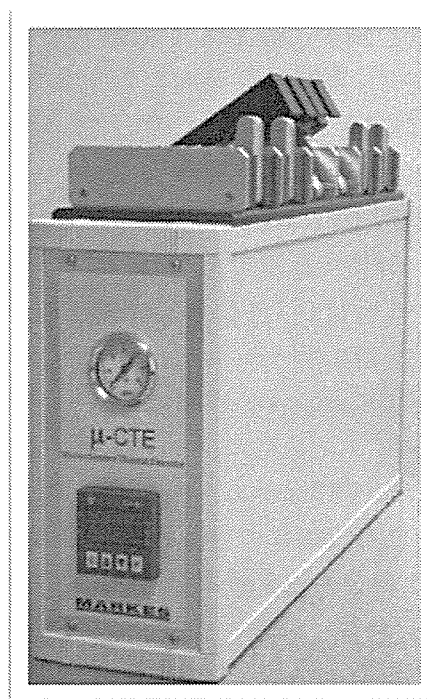


図1 マイクロチャンバー（ μ CTE）の外観

表1 小形チャンバー法（JIS A 1901）と μ CTE法の比較

| | JIS A 1901法 | μ CTE法 |
|-------|----------------------------------|----------------------------------|
| 容積 | $2.0 \times 10^{-2} \text{ m}^3$ | $3.2 \times 10^{-6} \text{ m}^3$ |
| 試料表面積 | $4.3 \times 10^{-2} \text{ m}^2$ | $1.3 \times 10^{-3} \text{ m}^2$ |
| 試料負荷率 | $2.2 \text{ m}^2/\text{m}^3$ | $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$ |
| 換気回数 | 0.5 回/h | 375 回/h |