

平成 30 年度原子力施設等防災対策等委託費  
(防護措置の実効性向上に関する調査研究) 事業

## 報告書

日本原子力研究開発機構

2019 年 3 月

## 正誤表

令和4年11月  
日本原子力研究開発機構

平成30年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する調査研究）事業報告書において、誤記がありましたので、下記の通り訂正いたします。

正誤箇所	誤	正
P2-14 7行目	半径 <u>1000</u> m の円柱状の土壌層	半径 <u>500</u> m の円柱状の土壌層

以上

## 目次

1. 実施計画.....	1-1
1.1 事業名.....	1-1
1.2 事業の目的.....	1-1
1.3 事業の内容.....	1-1
1.3.1 残されている課題や不明点・問題点、根拠等の整理.....	1-1
1.3.2 吸入被ばくの低減効果の評価.....	1-1
1.3.3 外部被ばくの低減効果の評価.....	1-2
1.4 実施方法.....	1-2
2. 屋内退避の低減効果を評価するうえでの課題、不明点、問題点、根拠.....	2-1
2.1 屋内退避による吸入被ばくの低減効果.....	2-1
2.1.1 自然換気率.....	2-3
2.1.2 屋内での沈着率.....	2-3
2.1.3 浸透率.....	2-6
2.1.4 屋内退避の低減効果を高める行動に係るパラメータ.....	2-9
2.2 屋内退避による外部被ばくの低減効果.....	2-14
2.3 第2章の参考文献.....	2-16
3. 屋内退避による吸入被ばくの低減効果.....	3-1
3.1 ラボ実験.....	3-1
3.1.1 ラボ実験概要.....	3-1
3.1.2 粒子状物質の沈着率.....	3-1
3.1.3 粒子状物質の浸透率.....	3-6
3.1.4 I <sub>2</sub> の沈着率.....	3-10
3.1.5 I <sub>2</sub> の浸透率.....	3-13
3.1.6 粒子状物質のマスクフィルターによる除去.....	3-16
3.2 実家屋実験.....	3-19
3.2.1 実家屋実験概要.....	3-19
3.2.2 実験対象家屋.....	3-19
3.2.3 実験方法と自然換気率、沈着率、浸透率、空気清浄機の除去率の決定方法.....	3-19
3.2.4 測定結果①.....	3-21
3.2.5 測定結果② 変動要因の検討.....	3-26
3.2.6 ラボ実験結果との比較.....	3-35
3.3 吸入被ばく低減効果の解析.....	3-37
3.3.1 条件設定.....	3-37
3.3.2 解析結果.....	3-39
3.4 第3章の参考文献.....	3-42
4. 屋内退避による外部被ばくの低減効果.....	4-1
4.1 実験概要.....	4-1
4.2 実験設備.....	4-1
4.2.1 初期沈着割合.....	4-2
4.2.2 ウェザリング係数.....	4-3

4.3 実験条件 .....	4-4
4.3.1 屋根材 .....	4-4
4.3.2 初期沈着割合 .....	4-5
4.3.3 ウェザリング係数 .....	4-14
4.4 第4章の参考文献 .....	4-20
付録1 再処理施設事故時に考慮すべき項目 .....	A-1
付録2 I <sub>2</sub> の定量方法の補足 .....	A-14
付録3 実家屋実験の詳細 .....	A-15

## 1. 実施計画

### 1.1 事業名

平成 30 年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する調査研究）事業

### 1.2 事業の目的

原子力災害時には、原子力施設から異常な水準で放射線または放射性物質が放出される前に屋内退避を実施することにより、被ばく線量を低減することができる。

この屋内退避の実効性を向上させるため、特に低減効果を高めるための屋内退避の行動に関して、より詳しく整備する必要がある。屋内退避時の被ばく経路には、屋外からもたらされる外部被ばくと、屋内に侵入した放射性物質によりもたらされる吸入被ばくがあり、本事業では、この双方における被ばく線量の低減効果に関する技術的知見を整備する。

### 1.3 事業の内容

本委託事業は、平成 27 年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する技術的知見の整備）事業及び平成 28 年度、平成 29 年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する調査研究）事業において得られた成果等を踏まえ、必要な文献調査を追加的に実施するとともに、吸入被ばくの低減効果の定量的な評価に資するラボ実験及び実家屋実験、並びに外部被ばくの低減効果の定量的な評価のための実験及び解析等を進める。

なお、これら作業の実施に当たっては、必要に応じて専門家へのヒヤリングや海外の会合等での情報収集等を実施する。

#### 1.3.1 残されている課題や不明点・問題点、根拠等の整理

平成 29 年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する調査研究）事業において得られた成果等を踏まえ、吸入被ばく及び外部被ばくの低減効果を定量的に評価、及び屋内退避による低減効果を高めるための行動を検討する上で残されている課題や不明点・問題点、根拠等を明らかにする。

平成 29 年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する調査研究）事業までに得られた調査結果は主に原子力発電所からの放出のものである。一方、再処理施設からの放出時には、原子力発電所とは放出形態等が異なる可能性があるため、平成 29 年度までに調査した結果をそのまま反映することができない可能性がある。そこで、原子力発電所からの放出と再処理施設からの放出の異なる点について調査・検討し、再処理施設からの放出を考慮する際に新たに検討すべき点を明らかにする。

#### 1.3.2 吸入被ばくの低減効果の評価

平成 29 年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する調査研究）事業では、ラボ実験と実家屋実験の両者を行い、吸入被ばくの低減効果に影響を与える室内での沈着率と浸透率の知見を整理した。しかしながら、ラボ実験と実家屋実験で値が異なるケースが存在し、その原因として部屋の体積表面積比の違い、床面等の材質の違いが指摘された。平成 29 年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する調査研究）事業で得られた結果の一般性、汎用性を検討するため、以下の項目についてラボ・実家屋実験等を行う。また、再処理施設からの放出時を考慮するために新たに検討すべき点が明らかになった場合、可能であればその点についても以下の項目に追加して実験を行う。

## ① ラボ実験

平成 29 年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する調査研究）事業までのラボ実験では、以下の各々の項目について整理した。しかしながら実際の現象に近づけるためには、以下の項目について複合的に調査する必要がある。例えば、壁面と床面の材質と電荷の両者を変えた場合のラボ実験を実施し、ラボ実験値の一般性、汎用性を検討する。

### a. 室内での沈着率

化学形態／壁面と床面の材質／壁面と床面の電荷／体積表面積比／粒径等

### b. 浸透率

化学形態／隙間の材質／隙間の形状／隙間の電荷／換気率／粒径等

さらに屋内退避による吸入被ばくの低減効果を高めるための行動を定量的に検討するため、マスク、空気清浄機等の使用を想定した放射性物質の除去効率などに関する情報を収集し、そのための実験を行う。

## ② 実家屋実験

平成 29 年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する調査研究）事業までの実家屋実験では、戸建住宅に対しては極端に風速の強い日のデータのみであった。集合住宅での実験では、風速が弱い日に自然換気率と浸透率に相関が見られたものの、戸建住宅に対して相関が現れるかの確認が取れていない。そこで、戸建て住宅に対しても風速が弱い日のデータの拡充を目的に実家屋実験を行う。また、エアロゾル（粒子状物質想定）を対象に室内での沈着率、浸透率、及び空気清浄機使用等によるエアロゾルの除去効率の実家屋実験を行い、ラボ実験で得られた結果の実家屋への適用可能性を検討するとともに、実家屋実験値の一般性、汎用性を検討する。

### 1.3.3 外部被ばくの低減効果の評価

日本家屋での外部被ばくの低減効果を正確に把握するために、住宅家屋及び公共施設に使用される壁材・屋根材に対して、乾性沈着と湿性沈着を模擬して、初期沈着割合及びウェザリング効果を評価するための実験系を構築する。また、初期沈着割合を評価するための基礎実験を実施する。

## 1.4 実施方法

### 1) 計画書の策定

受注者は、「1.3 事業の内容」を具体的に進めるにあたっての計画書（作業体制、実施スケジュール、管理方法等）を作成し、事前に原子力規制庁担当者の了解を得る。

### 2) 事業の進捗報告

委託事業の進捗について、原子力規制庁担当者に定期的に報告を行う（報告の頻度は、2ヶ月に1回程度）。報告方法については、原子力規制庁担当者で調整する。

### 4) 事業成果報告書の作成

上記「1.3 事業の内容」の結果を事業成果報告書としてまとめる。

## 2. 屋内退避の低減効果を評価するうえでの課題、不明点、問題点、根拠

本章では、平成 29 年度原子力施設等防災対策等委託費（防護措置の実効性向上に関する調査研究）事業（以下、H29 事業と呼ぶ）において得られた成果等をまとめ、吸入被ばくと外部被ばくの低減効果を定量的に評価、屋内退避による低減効果を高めるための行動を検討する上で残されている課題、不明点、問題点、根拠等を示す。

### 2.1 屋内退避による吸入被ばくの低減効果

H29 事業では、屋内退避による吸入被ばくの低減効果は以下の式で表される線量比（以下、被ばく低減係数）を用いて評価された。

$$\frac{D_{in}(t)}{D_{out}(t)} = \frac{\sum_i S_{i,in}(t) \cdot e_i}{\sum_i S_{i,out}(t) \cdot e_i} \quad (2.1)$$

$D_{in}(t)$  : プルーム通過開始時刻から時刻  $t$  までに屋内で受けた吸入被ばくによる線量の積算値 (Sv)

$D_{out}(t)$  : プルーム通過開始時刻から時刻  $t$  までに屋外で受けた吸入被ばくによる線量の積算値 (Sv)

$S_{i,in}(t)$  : プルーム通過開始時刻から時刻  $t$  までの核種  $i$  の屋内での積算吸入量（積算空气中放射能濃度に呼吸量を掛けたもの） (Bq)

$S_{i,out}(t)$  : プルーム通過開始時刻から時刻  $t$  までの核種  $i$  の屋外での積算吸入量（積算空气中放射能濃度に呼吸量を掛けたもの） (Bq)

$e_i$  : 核種  $i$  の吸入摂取による甲状腺等価線量または実効線量への換算係数 (Sv Bq<sup>-1</sup>)

被ばく低減係数を求めるためには、屋外のみならず屋内の放射能濃度の時間変化も必要である。屋内の放射能濃度の時間変化を評価するために、屋内外の空気交換を模擬したコンパートメントモデル（以下、CP モデル）が使用された。この CP モデルは過去の文献 (Brenk and Witt, 1987; Roed, 1991; Hussein et al., 2015; Thomburg et al., 2001) を基に作成された (図 2.1)。このモデルは屋外空気、屋内空気、及び屋内壁面の 3 つの CP から構成される。屋外と屋内の空気交換は自然換気と強制換気のみであるとされ、屋外からの侵入は隙間、亀裂、換気扇のフィルターなどへの沈着による放射性物質のフィルタリングが考慮されている。このフィルタリングを表す物理量として浸透率  $P_e$ <sup>1</sup> が用いられた。屋内の空間と壁面の放射性物質の交換は沈着と再浮遊のみであるとされた。

被ばく低減係数を求める上で必要な屋内放射能濃度に係るパラメータをまとめたものを図 2.2 に示す。屋内の放射能濃度を決定するパラメータは自然換気率、屋内での沈着率、浸透率、強制換気・循環、再浮遊、屋内ソースである。このうち、再浮遊と屋内ソースは事故初期時では他のパラメータに比べて屋内濃度への影響が小さいため無視された。屋内退避時には換気扇等を稼働させないことを想定しているため、換気扇を稼働させる等の強制換気は考慮されなかった。H29 事業内ではほとんど考慮されていないものの、今年度の事業で考慮する空気清浄機による除去を、図 2.1 に示されるようにフィルターを通して屋内の空気を循環するように表現し、図 2.2 では強制循環として表現した。次に H29 事業で得られた各パラメータのまとめと課題、問題点、不明点、

<sup>1</sup> 浸透率の定義は屋外から侵入する物質の量に対する、隙間の壁面等に付着せずに実際に屋内に侵入した物質の割合である。

さらに屋内退避の低減効果を高める行動について調査した結果を示す。

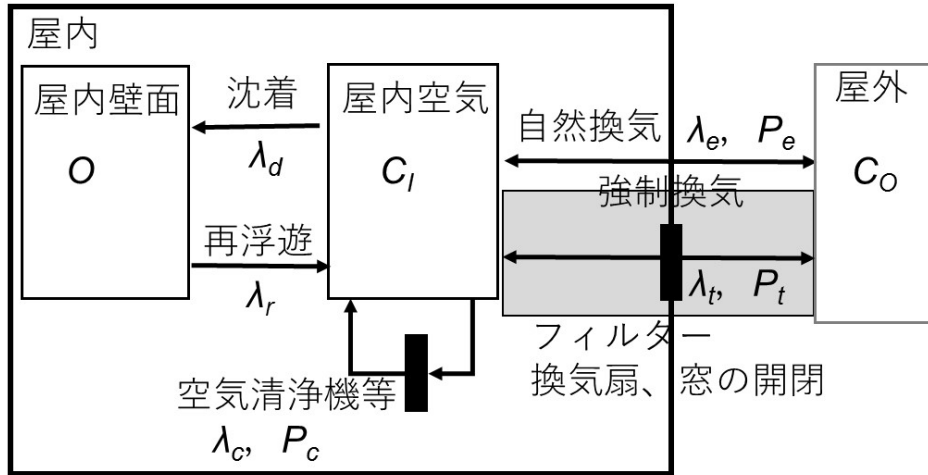


図 2.1 屋内放射性物質の挙動を表した CP モデルの概要図。C は各 CP の空気中濃度、O は壁面上濃度、λ は各 CP 間の移行率、P<sub>e</sub> は浸透率、P<sub>t</sub> と P<sub>c</sub> はフィルター等による除去率。

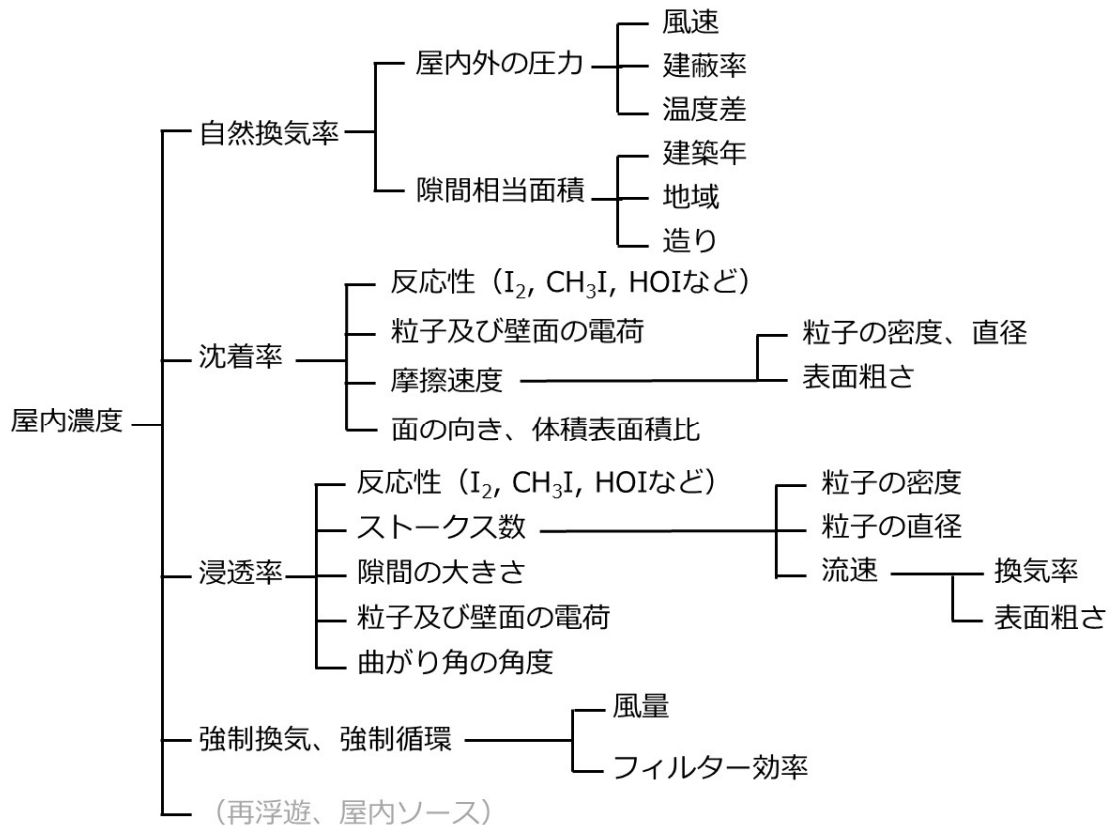


図 2.2 屋内濃度に係るパラメータのまとめ



### 2.1.1 自然換気率

自然換気率は住宅の隙間相当面積と屋内外の圧力差に依存する。住宅の気密性能を表す隙間相当面積は建築年、地域、建屋分類に依存し、屋内外の圧力差は屋外の風速と屋内外の温度差に依存する(吉野他, 1984, 1987; 赤林他, 1994)。H29 事業では、赤林他(1994)の作成した自然換気率と隙間相当面積、風速、グロス建蔽率の関係図を基に自然換気率を求めた。さらに、関係図の妥当性確認と集合住宅での自然換気率を求めるために、実家屋で実験的に自然換気率を求めた。

戸建住宅と集合住宅では、建築年が新しいほど、または風速が弱いほど自然換気率が小さい傾向が見られた。1980 年以前に建築された家屋では集合住宅のほうで自然換気率が小さい傾向であったものの、1981 年以降に建築された家屋では集合住宅と戸建住宅の自然換気率はほぼ同等であった。自然換気率は 1980 年と 1992 年の気密性能に関する建築基準法の更新の度に小さくなることも示された。

H29 事業内では、赤林の関係図から推定した自然換気率と実家屋で実験的に求めた自然換気率はほぼ同じ値を示し、戸建住宅に対しては関係図を用いて自然換気率を推定しても問題ないことが示された。H29 事業で自然換気率に大きく影響を与える建築年、風速との関係を全体的に示されていることから、新たに調査すべき項目は無いと判断した。

### 2.1.2 屋内での沈着率

H29 事業では、原子力発電所事故時に放出される核種のうち、甲状腺被ばくに最も寄与するヨウ素(被ばく低減係数計算では全て I-131 と仮定)を対象とした。ヨウ素の放出形態は元素状ヨウ素( $I_2$ )、有機状ヨウ素( $CH_3I$  など)、粒子状ヨウ素(CsI など)の3つに大別される<sup>2</sup>。元素状ヨウ素と有機状ヨウ素はともにガス状であるものの、その反応性の違いによって異なった挙動を示す。元素状ヨウ素は反応性が高く、空気中の水分や粒子、屋内の壁面等に付着しやすく、一方で有機状ヨウ素は反応性が低く、屋内の壁面等に付着しにくく、沈着率は粒子状と元素状ヨウ素に比べて二桁程度と低いと報告されている(Bunch, 1968; Schmel, 1980; Roed, 1988, 1990; EPA, 1978)。H29 事業では、実家屋実験で粒子状物質の屋内での沈着率、ラボ実験で元素状ヨウ素と粒子状ヨウ素の沈着率を求めることを目的に実験が行われた。ラボ実験と実家屋実験では対象領域の大きさが異なることによる沈着率への影響が懸念され、その影響を補正するための因子を把握するために、両実験で粒子状物質の沈着率が求められた。

H29 事業でラボ実験と実家屋実験で得られた粒子状物質の沈着率と粒径の関係を図 2.3 に示す。実家屋での沈着率は  $1 \mu m$  未満の粒子では概ね  $0.1 h^{-1}$  であり、粒径が大きくなるほど、沈着率は大きくなった。ラボ実験での沈着率は実家屋実験と同様の粒径依存性が見られたものの、全体的にラボ実験値のほうが大きい傾向であった。この原因として対象領域の体積表面積比(S/V)の違いが考えられた。ラボ実験のチャンバーの体積表面積比は  $7 m^{-1}$ 、実家屋の体積表面積比は約  $2.1 m^{-1}$  であったため、ラボ実験値を 3.5 で割ることで実家屋と同じ体積表面積比に換算した(図 2.3 のラボ実験(補正後))。体積表面積比を補正することによって、ラボ実験値と実家屋実験値が誤差の範囲内で一致することが示された。粒径ごとに見ると、 $1 \mu m$  以上の粒子ではよい一致である

<sup>2</sup> 文献では  $I_2$  と  $CH_3I$  について複数の記載方法がある。 $I_2$  は Elemental iodine (EPA, 1978; ICRP, 2012)、Inorganic (reactive) gases (Ramsdell et al., 1994)、Reactive gas (IAEA, 2003, 2012) と表記される。 $CH_3I$  は Organic iodide (EPA, 1978)、Methyl iodide (ICRP, 2012)、Organic gases (Ramsdell et al., 1994)、Organic (IAEA, 2003, 2012) と表記される。なお、有機状ヨウ素は複数の化学系( $C_2H_5I$  など)も存在しうが、 $CH_3I$  の発生量が多いため、 $CH_3I$  を有機状ヨウ素の代表的な化学系として使用している。測定においては、 $I_2$  と  $CH_3I$  を区別せずに Gaseous と表記することもある(IAEA, 2003; Lebel et al., 2016)。

ものの、1  $\mu\text{m}$  未満の粒子ではラボ実験値が小さい傾向であった。

H29 事業では家具の無い部屋で実験が行われ、実際の家屋には家具があることがほとんどである。沈着率は家具の量、電荷、床面の材質に依存することが報告されており (Otani et al., 1989; Opiolka et al., 1994; Lai and Nazaroff, 2000; Thatcher et al., 2002, 2003; Lai, 2004; 伊藤他, 2011; 野口他, 2011)、現実的な家屋での沈着率を得るためには、これらの因子による沈着率への影響を把握する必要がある。しかしながら、H29 事業の実家屋で行われた、ホウキで床面を掃くことによって屋内のエアロゾル濃度を人為的に上昇させる方法では、1  $\mu\text{m}$  未満の粒子の濃度上昇が小さく、沈着率にファクター4 (平均値の 1/4~4 倍) 程度の大きな誤差が伴い、各因子の沈着率への影響を把握することは困難である。推定誤差を小さくするために、1  $\mu\text{m}$  未満の粒子の濃度も上昇させる方法を検討する必要がある。

ラボ実験では  $\text{I}_2$  の沈着率を求める実験も行われた。ラボ実験では実験系の表面積または体積が異なることによる空気の滞留時間の違いを利用して、 $\text{I}_2$  の沈着率が求められた。H29 事業では、 $\text{I}_2$  が吸着しにくいといわれているテフロンが主に用いられた。同じ実験系で求めた粒径 0.3  $\mu\text{m}$  の粒子の沈着率と比較され、 $\text{I}_2$  は粒子に比べて沈着率が 3 倍程度大きいことが示された (図 2.4)。また、材質を塩化ビニルに変更した実験も行われた (図 2.5)。粒子状物質は材質を塩化ビニルに変更しても沈着率は変わらなかったものの、 $\text{I}_2$  は沈着率が 10 倍程度大きくなったことから、材質依存性も指摘された。H29 事業では、テフロンチューブと塩化ビニルのみを対象にしており、実際の家屋で使用される畳、フローリング、絨毯などでは行われておらず、実家屋で使用されている床材に対して沈着率を求める必要がある。

$\text{I}_2$  の実験を行うたびに、アルゴンガス等を通して測定系の除染を試みているものの、 $\text{I}_2$  の濃度を下げるのに時間がかかること、実験を行うたびに汚染が増え、測定精度に影響が出ることが指摘されており、 $\text{I}_2$  の汚染対策を検討する必要がある。

屋内での沈着率に関する課題、不明点、問題点として以下が挙げられる。

- 粒子状物質に関して、床材、電荷、家具の有無による沈着率への影響が不明。
- 上記項目の影響を調査する上で、1  $\mu\text{m}$  未満の粒子の濃度を人為的に上昇させる方法の検討が必要。
- $\text{I}_2$  に関して、実家屋で使用されている床材 (例えば、畳、フローリング、絨毯) に関する沈着率のデータ欠如。
- $\text{I}_2$  の汚染対策が必要。

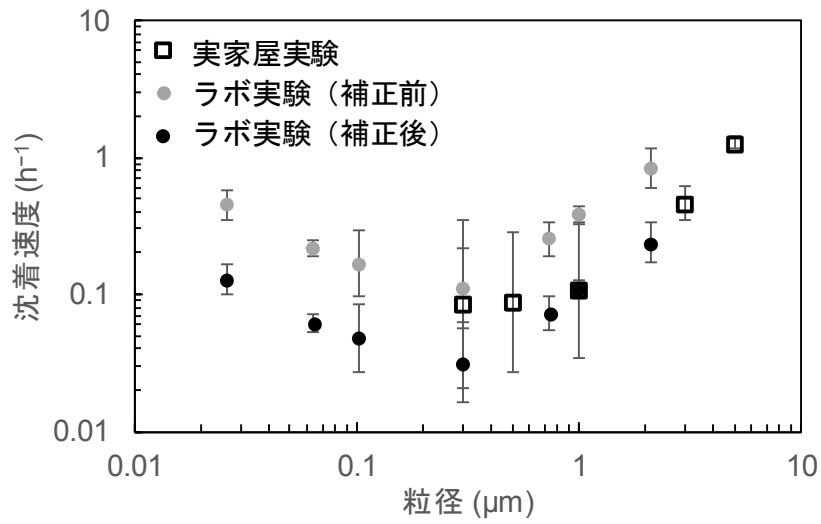


図 2.3 ラボ実験と実家屋実験で得られた沈着率と粒径の関係。ラボ実験値の補正は実家屋と同じ体積表面積比に換算するため、全体を 3.5 で除した。

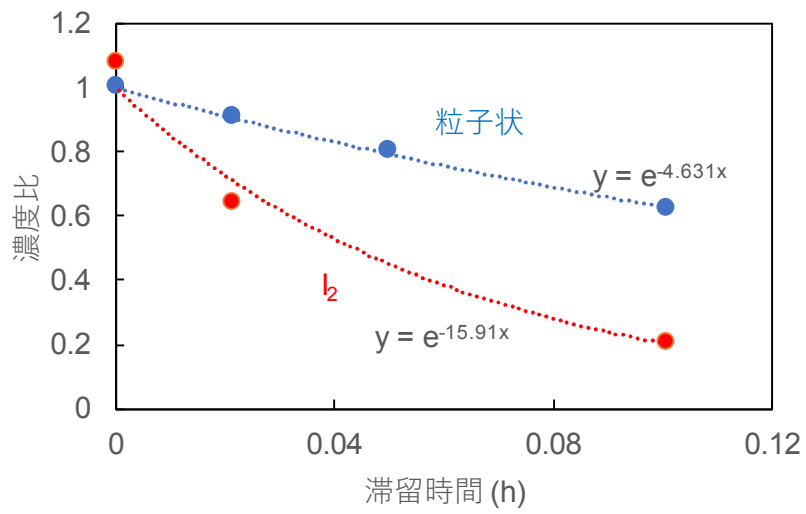


図 2.4 I<sub>2</sub>と粒子状物質の滞留時間ごとの濃度比。

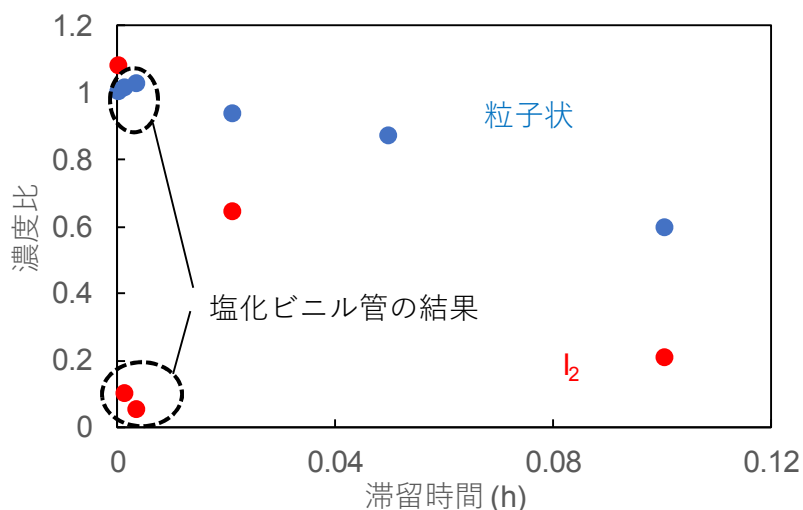


図 2.5 I<sub>2</sub>と粒子状物質の滞留時間ごとの濃度比。塩化ビニル管のケースを含む

### 2.1.3 浸透率

H29 事業では、実家屋実験で粒子状物質の浸透率、ラボ実験で I<sub>2</sub> と粒子状ヨウ素の浸透率を求めることを目的に実験が行われた。沈着率と同様に、ラボ実験と実家屋実験では対象領域の大きさが異なることによる浸透率への影響が懸念され、その影響を補正するための因子を把握するために、両実験で粒子状物質の浸透率が求められた。

H29 事業でラボ実験と実家屋実験で得られた粒子状物質の浸透率と自然換気率の関係を粒径別に図 2.6 に示す。粒径 0.3~1 μm の粒子では、実家屋での浸透率は自然換気率によって異なり、0.5~1 の値であった。浸透率と自然換気率の関係を見ると、自然換気率が 1h<sup>-1</sup> 以上では浸透率が概ね 1 であり、1h<sup>-1</sup> 以下では自然換気率が小さくなるにつれ、浸透率も小さかった。家屋が異なっても、上述した浸透率と自然換気率の関係に顕著な違いは見られなかった。ただし、戸建住宅に関しては自然換気率が小さい場合のケースが無く、戸建住宅に対しても同様の傾向が見られるかは確かではなく、データの拡充が必要である。

ラボ実験は窓を対象に行われた。ラボ実験でも同様に、浸透率は自然換気率が大きいほど 1 に近づく傾向が見られた。ラボ実験値は実家屋実験値と誤差の範囲で一致しているものの、自然換気率が小さくなるにつれ、ラボ実験値は実家屋実験値よりも小さい値をとり、その差は大きくなった。この要因の一つとして、実家屋ではラボ実験で考慮していない隙間からの粒子の侵入があったと考えられた。実家屋の浸透率は様々な隙間からの平均値で表されると考えられるため、ラボ実験で様々な隙間に対して浸透率を求める必要がある。H29 事業では示されていないが、他の要因として、ラボ実験と実家屋実験で対象領域の大きさが異なることによる、隙間を通る流速の違いが考えられる。浸透率は隙間を通る流速に依存すると報告されている (Liu and Nazaroff, 2001, 2003)。H29 事業では、隙間を通る流速を実家屋で測定することは難しいため、流速の代わりに自然換気率を用いた。ラボ実験と実家屋で同じ自然換気率に設定しても、対象領域の大きさが異なるため、領域の小さいラボ実験では隙間を通る流速が実家屋よりも遅くなり、浸透率が実家屋より小さく推定された可能性が考えられる。ヨウ素用の実験チャンバーは粒子状物質のチャンバーに比べて小さく、流速による違いが顕著になる可能性がある。そのため、規模効果による浸透率への影響の有無を検討するとともに、影響が大きい場合にはその補正法を考案する必要がある。

ラボ実験では $I_2$ の浸透率を求める実験も行われた。実験系は沈着率を求める実験と同様であり、対照ルートを通る前後の $I_2$ の濃度比が浸透率として扱われた。沈着率と同様に、同じ系で求めた粒子状物質の浸透率と $I_2$ で求めた浸透率の関係が求められた(図2.7)。図2.7は次式で表されるように、図2.4の近似式を用いて計算され、片方の近似式の $x$ にもう片方の近似式を代入することによって求めたものである。

$$y_{\text{粒子状}} = \exp(-4.631x)$$

$$y_{I_2} = \exp(-15.91x) \quad (2.2)$$

両式の対数をとると、(2.3)

$$\ln y_{\text{粒子状}} = -4.631x \quad (2.4)$$

$$\ln y_{I_2} = -15.91x \quad (2.5)$$

$x$ を消去すると、

$$\ln y_{I_2} = 3.4355 \ln y_{\text{粒子状}} \quad (2.6)$$

$$y_{I_2} = y_{\text{粒子状}}^{3.4355} \quad (2.7)$$

$I_2$ の浸透率は粒子状物質に比べて小さく、例えば粒子状物質の浸透率が0.5の場合、 $I_2$ の浸透率は約0.1であった。沈着率と同様に材質依存性が指摘されているものの、H29事業では、テフロンチューブのみを対象にしており、実際の家屋で使用される窓枠、換気口、ドアなどには行われておらず、実家屋で使用されている隙間に対して浸透率を求める必要がある。

浸透率に関する課題、不明点、問題点として以下が挙げられる。

- 粒子状物質に関して、戸建住宅での浸透率と自然換気率の関係のデータ欠如(自然換気率の小さい部分)。
- 規模効果による浸透率への影響の有無の検討が必要。
- 規模効果がある場合にはその補正法の検討が必要。
- $I_2$ に関して、実家屋で使用されている隙間(例えば、窓、換気口、ドア)に関する浸透率のデータ欠如。
- $I_2$ の汚染対策が必要。

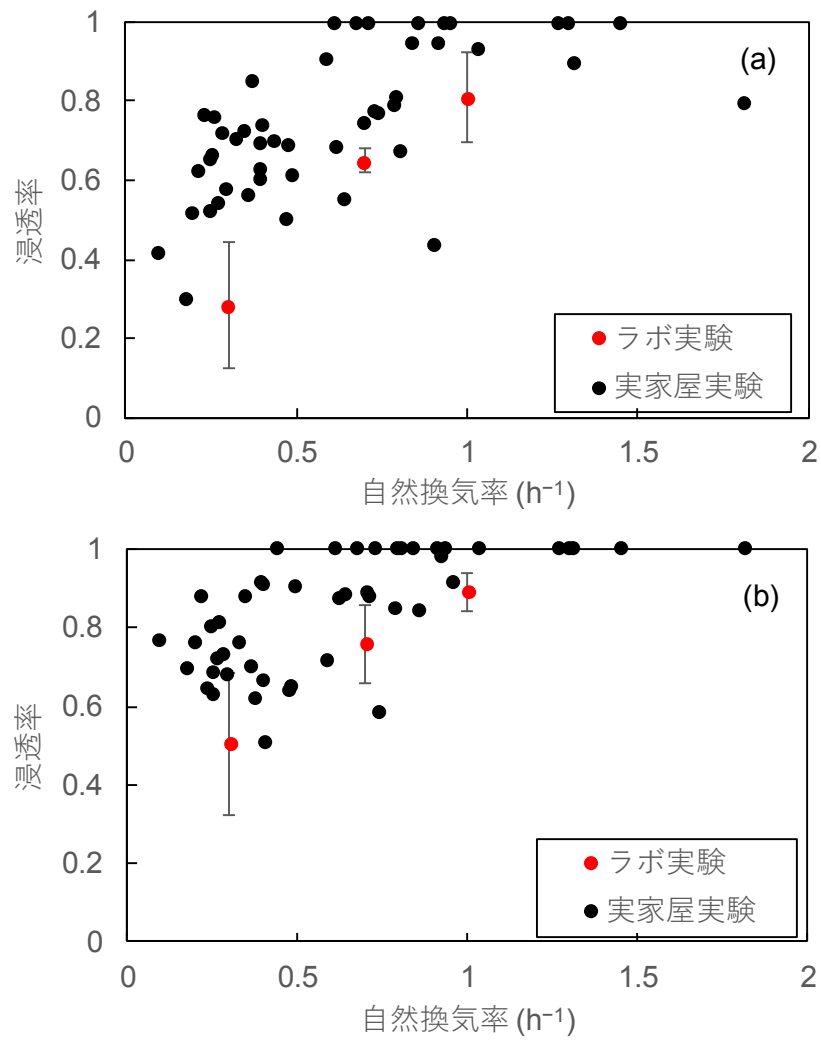


図 2.6 ラボ実験と実家屋実験で得られた浸透率と自然換気率の関係の比較。(a) 粒径  $0.3 \mu m$ 、(b) 粒径  $1 \mu m$ 。

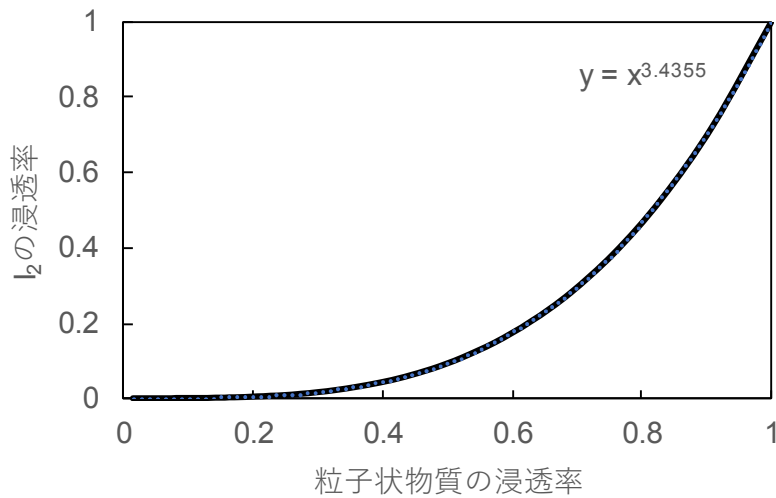


図 2.7 I<sub>2</sub>と粒子状物質（粒径 0.3 μm）の浸透率の関係

#### 2.1.4 屋内退避の低減効果をもつる行動に係るパラメータ

屋内退避時の低減効果をもつる行動として、空気清浄機の稼動、マスクの着用などが挙げられる。空気清浄機の稼動は、屋内空気に滞留している放射性物質を空気清浄機に捕集し、屋内の放射能濃度を迅速に下げることによって、被ばく低減係数を小さくすることが期待される。空気清浄機の稼動時の被ばく低減係数を求めるためには、空気を取り込む量（循環率  $\lambda$ ）と空気清浄機の除去率（ $P_c$ ）が必要である。ここでの空気清浄機の除去率  $P_c$  は空気清浄機に取り込まれる前と空気清浄機を通過した際に除去される濃度の比である。一方、空気清浄機メーカーが「除去率 0%」を提示するためには、0.1~2.5 μm の微小粒子状物質を 32 m<sup>3</sup> の密閉空間（換気等による屋外からの新たな粒子の侵入を考慮しない）で 0% 除去する時間が 90 分以内であることが条件であり、被ばく低減係数の計算時に必要な除去率とは異なる。メーカー提供の除去率は空気清浄機に取り込まれる前と空気清浄機を複数回通過した後の濃度の比とほぼ同意であるため、モデル計算時に必要な除去率  $P_c$  よりも大きくなる。その結果、メーカー提供値をそのまま使用すると空気清浄機稼動時の低減係数を過小（低減効果を過大）に評価する可能性がある。空気清浄機稼動時の低減係数を計算するために、空気清浄機の除去率  $P_c$  を実験的に求める必要がある。循環率はメーカーが提示している各稼動モードの風量（m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>）を部屋の体積で除することで求めることができる。

マスク着用時の物質移行の概要図を図 2.8 に示す。マスク着用による防護係数  $P_m$ （マスク未着用時と着用時の吸入量の比）はマスクの透過率  $F_m$  とマスクの漏れ率  $X$  で決定される。

$$P_m = X + F_m - XF_m \quad (2.8)$$

ここでのマスクの透過率  $F_m$  はマスクフィルターを通過する前と通過した後の濃度の比である。マスクメーカーなどで提示されているマスクによる粒子の捕集効率は  $(1-F_m) \times 100$  (%) で表される。マスクの漏れ率とは、マスクのフィルターを通らずに呼気に直接流入する割合を表す。漏れ率が 1 とは、物質が全てマスクを通らずにそのまま吸入されることを意味する。

粒子状物質に対するマスクの捕集効率はメーカーによって独自に測定されているものの、メー

メーカー提示値と実際の値に差が生じることが報告されている（国民生活センター, 2009）。国民生活センターが2009年に行った調査では、マスクの捕集効率を求めるための実験条件として、試験粒子をNaCl粒子（中央径：0.06～0.1 μm）、粒子濃度を約30～32 mg m<sup>-3</sup>、捕集流量を85 L min<sup>-1</sup>とし、光散乱式粉塵計を用いて連続的に捕集効率が測定された。その結果、風邪予防などでよく用いられるブリーツ型、立体型のマスクで捕集効率95%以上のものは3種しかなく、中には40%程度のものも存在した（図2.9）。この結果に対する各企業の見解として、実験方法<sup>3</sup>の違いにより捕集効率が異なることを指摘した。

マスクとは異なるが、HEPA フィルターなどの捕集効率は一般的に0.3 μm付近で最小値を取り、0.1～1 μmの粒子で悪い傾向が報告されている（NUREG/CR-6410, 1998）。そのため、対象とする粒径または物質によってマスクの捕集効率を変更する必要がある。本事業での粒子状物質は、過去の原子力発電所事故時に観測された粒径を基に0.1～1 μmの粒子を対象としている。一方でメーカーは主にPM2.5、花粉などの大きな粒径を対象としているため、メーカー提示の捕集効率をそのまま使用すると、マスク着用による防護効果を過大に評価する可能性がある。

メーカーが一般的に行っている試験法以外に、1 μm未満の粒子を対象とした場合のマスクの捕集効率を表す規格も存在する。例えばDS1、DS2、DS3、N95であり、DS1、2、3は0.06～0.1 μmの粒子に対してそれぞれ80%以上捕集、95%以上捕集、99%以上捕集した場合に認定され、N95は0.075 μm粒子に対して95%以上捕集した場合に認定される。しかしながら、捕集効率が最も悪いと言われている0.1～1 μmの粒子に対する捕集効率を示したものは無く、独自に調査する必要がある。

ヨウ素に対するマスクの透過率はほとんどのメーカーでは測定されていなく、実験データもほとんど無い。マスクとは異なるが、エアフィルターなどでヨウ素を捕集する際、活性炭フィルターなどが使われる。活性炭フィルターのみでは捕集効率は湿度に大きく依存する（湿度が高いほど捕集効率が悪い）ため、それを防ぐために無機化合物（KI+I<sub>2</sub>）や有機化合物（トリエチレンジアミン）などが添着されている（武田, 2011; 三菱重工業株式会社, 2011; 野川と古川, 2008; 村田, 1971）。ただし、マスクで使用されている（薄い）活性炭フィルターでヨウ素が吸着するかどうかまでは文献調査で分からなかったため、ヨウ素に対する透過率を調査する必要がある。

マスクの漏れ率を実験的に求めた例として、国民生活センター（2009）、日本くん蒸技術協会（2015）、黒須他（2011）が行った実験が挙げられる。国民生活センターは、10人の被験者（男5人、女5人）に対して各マスクを装着させ、労研式マウスフィッティングテスター MT-03を用いて、漏れ率を測定した。その結果、市販のマスク（図2.10の参考品以外）の漏れ率は40%が最小であり、ほとんどのマスクの漏れ率は80%程度であった（図2.10）。被験者によって漏れ率は20%程度異なり、この原因として顔の大きさ・形、マスクの着用方法が挙げられた。マスクと顔の主な隙間として、鼻の辺り、頬、あごが指摘されている。捕集効率と漏れ率に関して1枚あたりの値段との関係図を見ると、捕集効率については1枚当たり100円以下では値段が高いほど性能が高くなっているものの、100円を超えると値段が高いほど性能が高い傾向は見られなくなった（図2.11）。漏れ率については値段の違いによる漏れ率の違いは見られなかった（図2.12）。

<sup>3</sup> マスクの性能試験法として、VFE（ウイルス濾過効率）、BFE（最近濾過効率）、PFE（微粒子濾過効率）がある。VFE試験ではφX174と呼ばれる大腸菌のみに感染・増殖するバクテリオファージと呼ばれるウイルスの一種が使用される。BFE試験では、黄色ぶどう球菌が使用される。ともにエアロゾル化（平均粒子径3 μm）され、定流量吸引ポンプにより流量28.3 L min<sup>-1</sup>で吸引される。PFE試験は粒径0.1 μmのポリスチレンラテックス粒子が使用される。定流量吸引ポンプにより流量28.3 L min<sup>-1</sup>で吸引される。



日本くん蒸技術協会は、平成 27 年度に農薬使用時に着用する農薬用マスクについて、適正に着用するための講習を実施し、その講習前後でマスクの漏れ率を測定した。使用された農薬用マスクは 4 種類であった。マスクの漏れ率は労研式マウスフィッティングテスター MT-03 を用いて測定された。被験者は 232 名であった。講習前のマスク漏れ率の平均値は 38.7% (標準偏差 32.4%) であり、講習後の平均値は 10.4% (標準偏差 10.5%) であり、講習によりマスクの漏れ率の改善が見られた (図 2.13)。講習後に漏れ率が改善した件数は 209 であり、講習前に漏れ率が 30% 以上の人は全員漏れ率の改善が見られた。

黒須他 (2011) は医療用マスクを対象に人頭モデル (JIS 規格日本人標準人頭) を用いて漏れ率を測定した。対象としたマスクは 15 種であり、カップ式または折りたたみ式、国産または輸入品と分けられる。漏れ率を測定する際、人頭モデルに人工呼吸器をつけ、実際の呼吸を模擬して実験が行われた。漏れ率の測定には労研式マウスフィッティングテスター MT-03 が使用された。1 マスクにつき 15 回測定され、1 回 1 回マスクの着脱が行われた。結果として、漏れ率の平均値は 12% であり、国産マスクまたは折りたたみ式マスクの漏れ率が低い傾向であった。この理由として、国産マスクの大きさが日本人の標準的な顔の大きさに近いこと、折りたたみ式は凹凸の少ない日本人の顔にフィットしやすいためと考えられた。

マスクの漏れ率調査に使用されているマスクフィッティングテスターはマスク着用時のマスク内外のエアロゾル濃度の比を測定している。すなわち、式(2.8)の防護係数  $P_m$  を求めており、漏れ率  $X$  を測定していない。本事業では、粒子状物質のみならず  $I_2$  も対象としている。 $I_2$  と粒子状物質の透過率は異なることが予想され、マスクフィッティングテスターで得られた漏れ率をそのまま  $I_2$  に適用することはできない。そのため、マスクの透過率と漏れ率を区別して評価する必要がある。実験としては、透過率を別に求め、そのマスクに対してマスクフィッティングテスターを用いて漏れ率 (実際には防護係数  $P_m$ ) を求める。その後、式(2.8)を用いて、漏れ率  $X$  を求める必要がある。 $I_2$  に対しては、透過率を求めることはできるものの、漏れ率を実験的に求めることが困難であるため、粒子状物質と  $I_2$  の漏れ率は同値であるなどの仮定が必要となる。

屋内退避時の低減効果を高める行動に係るパラメータに関する課題、不明点、問題点として以下が挙げられる。

- 空気清浄機の除去率  $P_c$ 。
- 粒子状物質及び  $I_2$  に対するマスクの透過率と漏れ率。

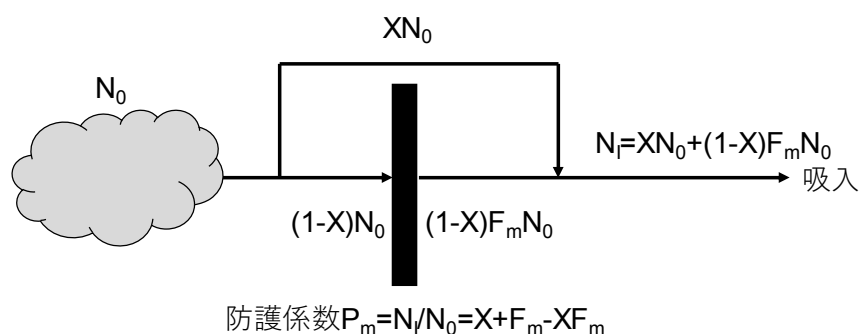
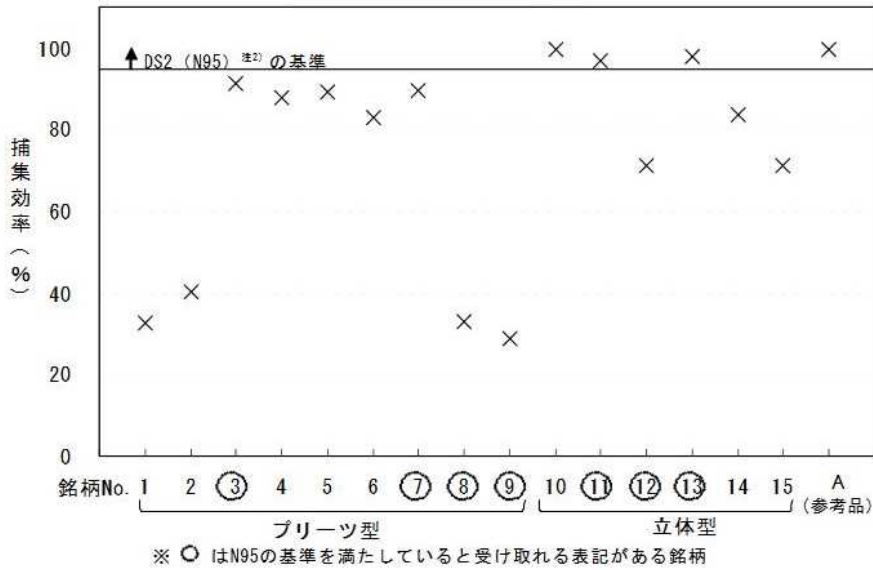


図 2.8 マスク着用時の吸入までの物質移行の概要図



注3) 防じんマスクDS2とN95マスクの捕集効率の試験方法は、使用されている試験粒子の種類、大きさなどほぼ同じであり、「新型インフルエンザ流行時の日常生活におけるマスク使用の考え方」(新型インフルエンザ専門家会議(厚生労働省))においても同等と扱われている。

図 2.9 フィルターの捕集効率 (引用：日本生活センター, 2009)。ブリーツ型と立体型は風邪予防などで使われるマスク。参考品は産業用でよく使われるカップ型マスク。

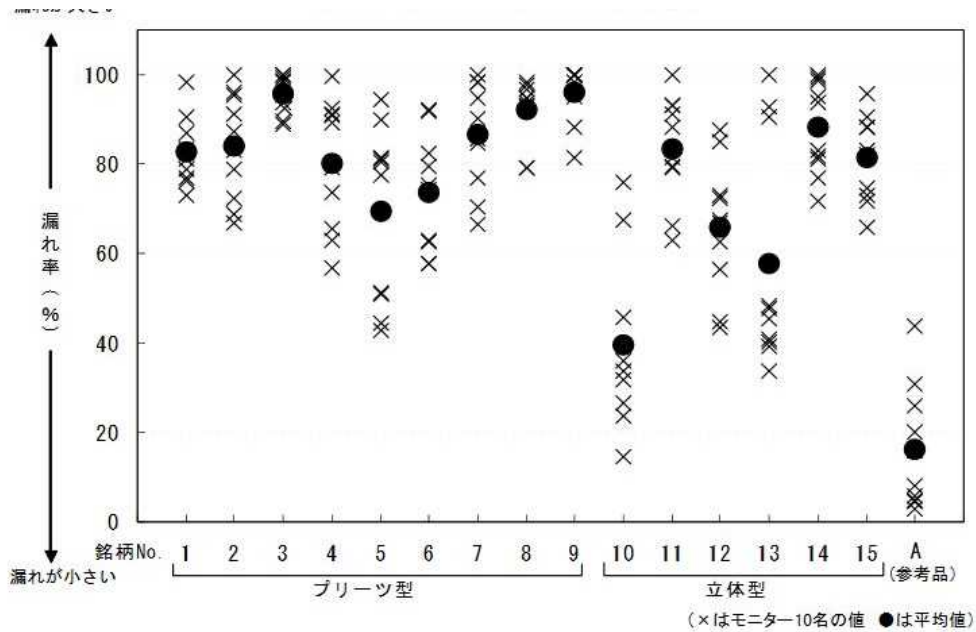


図 2.10 マスクを着用したときの漏れ率 (引用：日本生活センター, 2009)。ブリーツ型と立体型は風邪予防などで使われるマスク。参考品は産業用でよく使われるカップ型マスク。

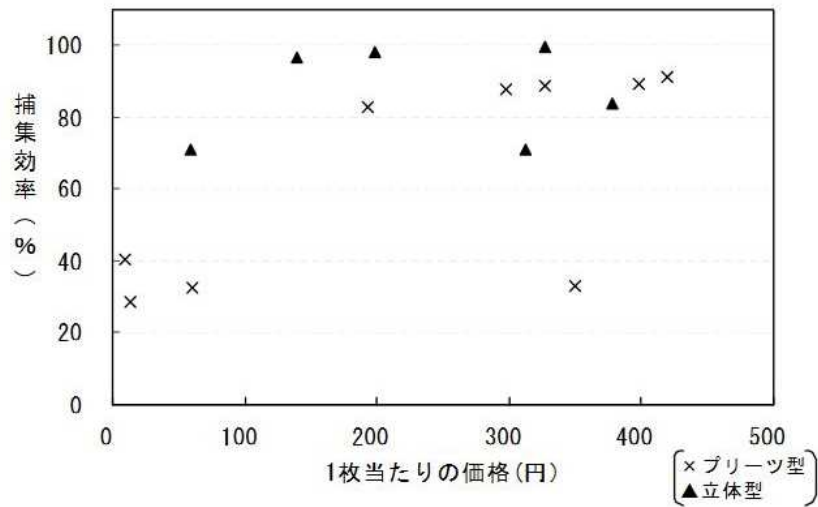


図 2.11 1枚あたりの価格と捕集効率の関係 (引用：日本生活センター, 2009)

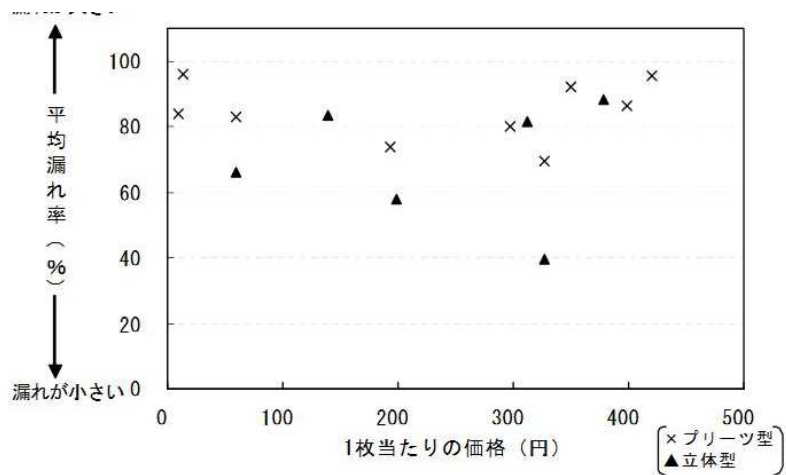


図 2.12 1枚あたりの価格と平均漏れ率の関係 (引用：日本生活センター, 2009)

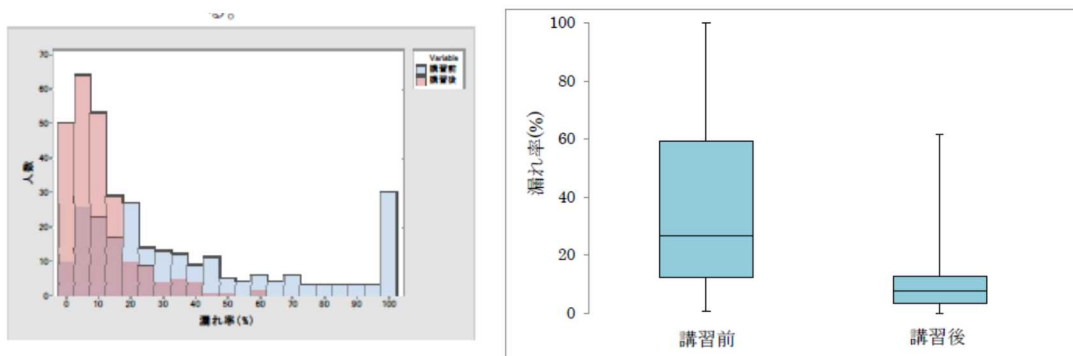


図 2.13 講習前後の漏れ率 (引用：日本くん蒸技術協会, 2015)。左：漏れ率の頻度分布 (青：講習前、赤：講習後)、右：全受講者の漏れ率 (最小値、25、50、75 パーセンタイル値、最大値)。

## 2.2 屋内退避による外部被ばくの低減効果

H29 事業では、屋内退避による外部被ばくの低減効果は以下の式で表される空間線量率比（以下、被ばく低減係数）を用いて評価された。

$$\text{被ばく低減係数} = \frac{\text{家屋内の床上 1m における空間線量率}}{\text{家屋外の地表面上 1m における空間線量率}} \quad (2.9)$$

家屋内外の空間線量率を求めるために、モンテカルロによる粒子・重イオン挙動解析コード PHITS Ver.3.02 (Sato et al., 2018) が用いられた。計算体系は半径 1000 m の半球状の空気層（密度  $1.2 \times 10^{-3} \text{ g cm}^{-3}$ ）と半径 1000 m の円柱状の土壌層（密度  $1.6 \text{ g cm}^{-3}$ ）から構成される。家屋外の線量率は周囲に建物の無い条件で計算され、家屋内の線量率は周囲に建物が無く、対象家屋が 1 軒存在する条件で計算された。建物のモデルは先行研究（古田・高橋, 2014）が基にされた。建築面積、壁の厚さ密度は後述の通り統計調査と文献調査結果が基にされた。家屋内と家屋床下の土壌上に放射性物質は存在しないとされ、空気層に放射性物質が一樣に存在する場合（クラウドシャイン）と土壌の表面上に放射性物質が一樣に存在する場合（グラウンドシャイン）の 2 つの条件で計算された。

H29 事業で評価対象とした建屋は、戸建住宅（木造、鉄骨造、鉄筋コンクリート造）、集合住宅（木造、鉄骨造、鉄筋コンクリート造）、病院、学校、及び体育館である。各建屋の被ばく低減係数を求めるためには、 $\gamma$  線のエネルギー、線源分布、壁・屋根の厚さ・密度、建築面積が必要である。次に H29 事業で得られた各パラメータのまとめを示す。

$\gamma$  線のエネルギー範囲は、各事故シナリオでの核種の放出割合から計算され、クラウドシャイン時には 0.4~1.5 MeV、グラウンドシャイン時には Cs-137 相当の 0.66 MeV とされた。

線源分布は上記のように、クラウドシャイン時には空気中に放射性物質が一樣分布、グラウンドシャイン時には地表面上に一樣分布である仮定された。さらにグラウンドシャインの場合には、壁面・屋根面汚染による被ばく低減係数への影響も計算された。壁面と屋根面の地面に対する汚染割合は、チェルノブイリ事故時と福島第一原子力発電所事故時における実測結果等（Jones et al., 2009, Roed and Jacob, 1990; Andersson et al., 2002; Yoshimura et al., 2017）を基に、それぞれ 0~10%、0~100%と幅を持たせて評価された。

壁・屋根等の厚さと密度は統計調査と文献調査を基に決定された。戸建住宅と集合住宅に対しては、平成 27 年度（日本サッシ協会, 2016）、平成 11 年度（住宅金融支援機構, 1999）、昭和 62 年度（住宅金融支援機構, 1987）に行われた新築住宅の外装仕上げ材の構成比の調査結果を基に、主要な外装材が評価対象とされた。H29 事業では、窯業系サイディング材、複合金属サイディング材（金属サイディング材）、軽量気泡コンクリート（Autoclaved Lightweight aerated Concrete, ALC）、モルタル、セラミックタイル、土壁、漆喰塗りが対象とされた。それぞれの材質の厚さと密度に関してカタログ調査等が行われ、窯業系サイディング材の厚さと密度はそれぞれ 14~25 mm、0.85~1.2  $\text{g cm}^{-3}$  の値をとり、金属サイディング材の厚さと密度はそれぞれ 0.27~0.35 mm、7.6  $\text{g cm}^{-3}$  の値をとり、ALC の厚さと密度はそれぞれ 35~50 mm、0.45~0.55  $\text{g cm}^{-3}$  の値をとり、モルタルの厚さと密度はそれぞれ 15~20 mm、1.2~1.4  $\text{g cm}^{-3}$  の値をとり、木製サイディング材の厚さと密度はそれぞれ 10~19 mm、0.39  $\text{g cm}^{-3}$  の値をとり、セラミックタイルの厚さと密度はそれぞれ 7~20 mm、1.6~2.4  $\text{g cm}^{-3}$  の値をとり、漆喰の厚さと密度はそれぞれ 15~20 mm、1.0~1.4  $\text{g cm}^{-3}$  の値をとり、土壁の厚さと密度はそれぞれ 60~70 mm、1.28  $\text{g cm}^{-3}$  の値をとり、鉄筋コンクリート壁の厚さと密度はそれぞれ 15 cm 以上、2.1  $\text{g cm}^{-3}$  の値をとる。屋根には、20 mm 厚の粘土瓦

(密度  $2.2 \text{ g cm}^{-3}$ )、 $20 \text{ mm}$  厚のサイディング材 (密度  $1.1 \text{ g cm}^{-3}$ )、 $5 \text{ mm}$  厚のスレート瓦 (密度  $1.5 \text{ g cm}^{-3}$ ) がよく使われる。木造住宅と鉄骨造住宅の床板は  $15 \text{ mm}$  厚の木材、鉄筋コンクリート造住宅の床板は  $35 \text{ mm}$  厚のコンクリートが使用される。

建築面積は統計調査と文献調査を基に決定された。原子力施設立地県の戸建住宅の建築面積は  $50 \sim 99 \text{ m}^2$  の間に最頻値があり、平均値は  $93 \text{ m}^2$  であった。集合住宅は  $100 \sim 199 \text{ m}^2$  の間に最頻値があった。体育館は  $660 \sim 1299 \text{ m}^2$  の間に最頻値があった。病院は  $2000 \sim 3999 \text{ m}^2$  の間に最頻値があった。学校の建築面積の分布は示されていないものの、1 学校あたりの建築面積は小学校で  $4600 \text{ m}^2$ 、中学校で  $6100 \text{ m}^2$ 、高等学校で  $13000 \text{ m}^2$  であり、1 教室あたりの標準面積は  $63 \text{ m}^2$  であった。

H29 事業で  $\gamma$  線のエネルギー、壁・屋根の厚さ・密度、建築面積が全体的に示されていることから、これらの因子については新たに調査すべき項目はないと判断した。一方、線源分布に関して、汚染割合に以下の課題が考えられる。

壁面と屋根面の汚染に対する感度解析を行う際に使用した汚染割合は、チェルノブイリ事故時と福島原子力発電所事故時の実測値が基にされた (Jones et al., 2009, Roed and Jacob, 1990; Andersson et al., 2002; Yoshimura et al., 2017)。しかしながら、図 2.14 に示されるように、チェルノブイリ事故時と福島原子力発電所事故時の屋根の汚染割合は、外挿して同じ経過時間で比較しても大きく異なっていた。例えば経過時間 4 年では、Roed and Jacob (1990) のチェルノブイリ事故時の測定結果を Andersson et al. (2002) のウェザリング効果を考慮して外挿した値は 30% 程度であり、福島事故後に吉村他 (2017) が測定した結果は 2% 程度であった。この差異の原因がウェザリング係数の時間変化の仮定が異なるためであるのか、屋根材の違いによるためであるのかは分かっていない。一方、壁汚染はどちらも 1% 程度であり、屋根汚染に比べて差は小さかった。過去の原子力発電所事故のデータをそのまま使用すると被ばく低減係数を過度に過大・過小評価する可能性がある。そこで、汚染割合が日本特有のものとして評価すべきであるか、降水量をパラメータとして内外挿すべきであるのかを調査する必要がある。

外部被ばく低減係数を求める上での課題、不明点、問題点として以下が挙げられる。

- 屋根面汚染の割合及びウェザリング係数の時間変化。

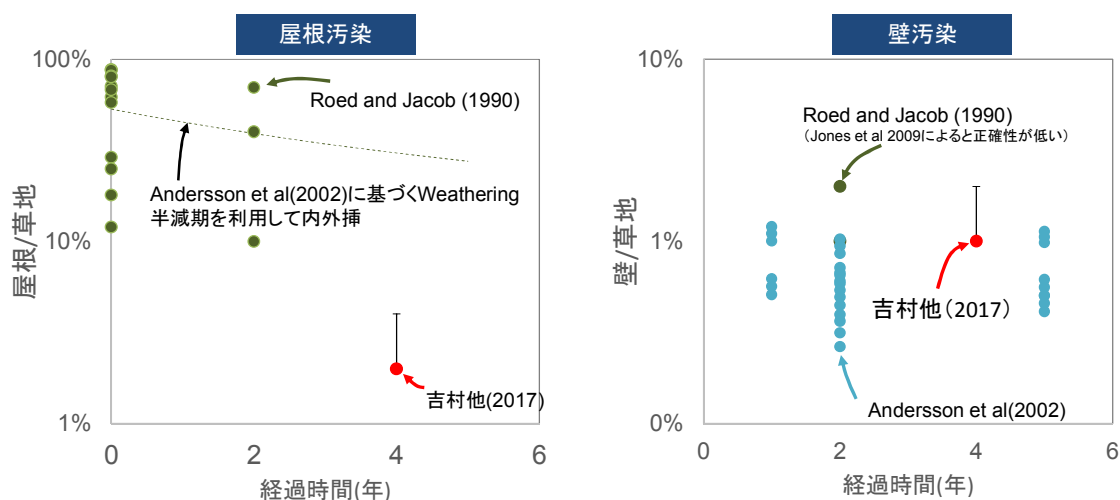


図 2.14 チェルノブイリ事故及び福島事故後における屋根及び壁汚染の比較

### 2.3 第2章の参考文献

- Andersson K.G., Roed J. and Fogh C.L. (2002): Weathering of radiocaesium contamination on urban streets, walls and roofs, *J. Environ. Radioact.*, **62**, pp.49–60.
- Brenk H.D. and Witt H.D. (1987): Indoor inhalation exposure after nuclear accidents, *Radiat. Prot. Dosimet.*, **21**(1/3), pp.117–123.
- Bunch D.F. (1968): Controlled Environmental Radioiodine Tests, Progress Report 4, Rep. IDO-12063.
- EPA (1978): Protective Action Evaluation Part I, The effective of sheltering as a protective action against nuclear accidents involving gaseous releases, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-520/1-78-001 A.
- Hussein T., Wierzbicka A., Londahl J., Lazaridis M. and Hanninen O. (2015): Indoor aerosol modeling for assessment of exposure and respiratory tract deposited dose, *Atmos. Environ.*, **106**, pp.402–411.
- IAEA. (2003): Testing of environmental transfer models using data from the atmospheric release of Iodine-131 from the Hanford site, USA, in 1963. Report of the Dose Reconstruction Working Group of the Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS) Programme, Theme 2.
- IAEA. (2012): The Chernobyl I-131 release: Model validation and assessment of the countermeasure effectiveness. Report of the Chernobyl <sup>131</sup>I Release Working Group of EMRAS Theme 1.
- ICRP (2012): Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60, ICRP Publication 119, *Ann. ICRP* **41**.
- Jones A., T. Charnock, L. Singer, J. Roed, K. Andersson, S. T. Nielsen, T. Mikkelsen, P. Astrup, J. C. Kaiser, H. Müller, G. Pröhl, W. Raskob, S. Hoe, L. H. Jacobsen, L. Schou-Jensen and F. Gering (2009) : Description of the Modelling of Transfer and Dose Calculations within ERMIN v1.0 and associated data libraries (all v1.0), EURANOS(CAT2)-TN(05)-04.
- Lai A.C.K. (2004): Particle deposition indoors: a review. *Indoor Air*, **12**, pp. 211–214.
- Lai A.C.K. and Nazaroff W.W. (2000): Modeling indoor particle deposition from turbulent flow onto smooth surfaces. *J. Aerosol Sci.*, **31**(4), pp. 463–476.
- Lebel L.S., Dickson R.S. and Glowa G.A. (2016): Radioiodine in the atmosphere after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *J. Environ. Radioact.*, **151**, pp. 82–93.
- Liu D.L. and Nazaroff W.W. (2001): Modeling pollutant penetration across building envelopes. *Atmos. Environ.*, **35**, pp. 4451–4462.
- Liu D.L. and Nazaroff W.W. (2003): Particle penetration through building cracks. *Aerosol Sci. Technol.*, **37**, pp. 565–573.
- Opiolka S., Schmidt F. and Fissan H. (1994): Combined effects of electrophoresis and thermophoresis on particle deposition onto flat surfaces. *J. Aerosol Sci.*, **25**(4), pp. 665–671.
- Otani Y., Emi H., Kanaoka C. and Kato K. (1989): Determination of deposition velocity onto a wafer for particles in the size range between 0.03 and 0.8 µm. *J. Aerosol Sci.*, **20**(7), pp. 787–796.
- Ramsdell J.V., Simonen C.A. and Burk K.W. (1994); Regional atmospheric transport code for Hanford emission tracking (RATCHET). Hanford Environmental Dose Reconstruction Project.
- Roed J. (1988): Parameters used in consequence calculations for an urban area, In Proc. Joint OECD(NEA)/CEC Workshop of Recent Advances in Reactor Accident Consequence Assessment, Rome (Italy), 25-29 January 1988. Report CSNI 145, OECD.
- Roed, J., and Jacob, P. (1990). Deposition on urban surfaces and subsequent weathering, *Proceedings of a seminar on methods and codes for assessing the off-site consequences of nuclear accidents* (vol. 1), Athens, Greece, 1990, EUR13013, pp. 335-356.

- Roed J. (1991): Ingress of radioactive material into dwellings, *Radiat. Prot.*, **1**, pp.433–450.
- Sato T., Iwamoto Y., Hashimoto S., Ogawa T., Furuta T., Abe S., Kai T., Tsai P. E., Matsuda N., Iwase H., Shigyo N., Sihver L. and Niita K. (2018): Features of particle and heavy ion transport code system (PHITS) version 3.02., *J. Nucl. Sci. Technol.* **55**, pp.684–690.
- Sehmel G.A. (1980): Particle and dry gas deposition, A review, *Atmos. Environ.*, **14**, pp.983–1011.
- Thatcher T.L., Lai A.C.K., Moreno-Jackson R., Sextro R.G. and Nazaroff W.W. (2002): Effects of room furnishings and air speed on particle deposition rates indoors. *Atmos. Environ.*, **36**, pp. 1811–1819.
- Thatcher T.L., Lunden M.M., Revzan K.L., Sextro R.G. and Brown N.J. (2003): A concentration rebound method for measuring particle penetration and deposition in the indoor environment. *Aerosol Sci. Technol.*, **37**, pp. 275–288.
- Thornburg J., Ensor D.S., Rodes C.E., Lawless P.A., Sparks L.E. and Mosley R.B. (2001): Penetration of particles into buildings and associated physical factors. Part I: Model development and computer simulations, *Aerosol Sci. Technol.*, **34**, pp.284–294.
- Yoshimura K., Saito K. and Fujiwara K. (2017): Distribution of <sup>137</sup>Cs on components in urban area four years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, *J. Environ. Radioact.*, **178-179**, pp.48–54.
- 赤林伸一, 村上周三, 水谷国男, 高倉秀一 (1994) : 周辺に建物群のある独立住宅の風圧分布に関する風洞実験および換気量予測その 1, 日本建築学会計画系論文集, **456**, pp.17–27.
- 一般社団法人日本くん蒸技術協会 (2016) : 平成 27 年度マスクの漏れ率調査業務委託事業報告書, 平成 27 年度農薬散布時の防護装備の基準見直しに向けた検討のための試験事業.
- 伊藤一秀, 成川潤, 李坐 (2011) : ナノスケール気中分散粒子の壁面沈着モデルの概要と感度解析 室内環境中のナノスケール気中分散粒子を対象とした CFD 解析用の壁面沈着モデル第 1 報, 日本建築学会環境系論文集, **76(669)**, pp.973–979.
- 武田隼人 (2011) : 放射性物質捕集用エアフィルタについて, 空気清浄, **49**, pp.34–37.
- 黒須一見, 小林寛伊, 大久保憲 (2011) : 各種 N95 微粒子用マスクの漏れ率に関する基礎的研究, 環境感染誌, **26**, pp. 345–349.
- 独立行政法人国民生活センター (2009) : ウィルス対策をうたったマスク -表示はどこまで当てになるの?-
- 独立行政法人住宅金融支援機構: 公庫融資を利用した一戸建住宅の建築的事項の調査(過去分)  
[http://www.jhf.go.jp/about/research/tech\\_h11old\\_kodate.html](http://www.jhf.go.jp/about/research/tech_h11old_kodate.html) (最終閲覧日:2019年2月21日).
- 日本サッシ協会 (2016) : 住宅用建材使用状況調査 平成 28 年 3 月.
- 野川憲夫, 古川修 (2008) : チャコールフィルタの現状と今後の課題, *Isotope News*, **645**, pp. 18–23.
- 野口泉, 山口高志, 川村美穂, 松本利恵, 松田和秀 (2011) : 乾性沈着量評価のための沈着速度推計プログラムの更新, 環境科学研究センター所報, pp.21–31.
- 古田琢哉, 高橋史明 (2014) : 環境に沈着した事故由来の放射性セシウムからのガンマ線に対する建物内の遮蔽効果及び線量低減効果の解析, JAEA-Research 2014-003.
- 村田寿典 (1971) : 放射性ヨウ素の捕集, 空気清浄, **8**, pp. 41–48.
- 森宜久, 上島直幸 (2011) : 放射性ヨウ素の吸着材及び放射性ヨウ素の除去装置, 三菱重工業株式会社, 特許公告番号 WO2011158564A1.
- 吉野博, 長谷川房雄, 内海康雄 (1984) : 住宅における自然換気量の予測に関する研究 その 2. 単室の場合の予測手法の検証及び気密性能と換気量との対応関係について, 日本建築学会学術講演梗概集.

吉野博, 長谷川房雄, 松本博, 内海康雄, 赤林伸一, 牧田一志 (1987) : 仙台市の枠組み壁工法による戸建住宅における温度・空気環境およびエネルギー消費量の実態調査, 日本建築学会計画論文報告集, **375**, pp.17-27.



### 3. 屋内退避による吸入被ばくの低減効果

第3章では、第2章に示した吸入被ばくの低減効果に係るパラメータの課題を解決するためのラボ実験と実家屋実験方法及びその結果を示す。ラボ実験と実家屋実験で得られたパラメータを用いて解析した吸入被ばくの低減効果を示す。

#### 3.1 ラボ実験

##### 3.1.1 ラボ実験概要

ラボ実験の目的は、吸入被ばくの低減効果の評価に必要な $I_2$ と粒子状物質の沈着率と浸透率を得ることである。前章で述べたように $I_2$ の沈着率と浸透率に関する知見は少なく、吸入被ばくの低減効果を正確に求めることができない。ラボ実験を行うことにより、 $I_2$ の沈着率と浸透率に関する知見を得ることで吸入被ばく低減効果の評価が可能となる。

しかしながら、ラボ実験値を実家屋にそのまま適用できるとは限らない。ラボ実験の環境と実家屋の環境が異なるため、その相違によってラボ実験値と実家屋での値が異なる可能性がある。本事業では、その相違を調査するため、粒子状物質に対してはラボ実験と3.2節で述べる実家屋実験を行い、それらの結果を相互に比較した(3.2.6節)。

##### 3.1.2 粒子状物質の沈着率

床材、静電気力による粒子状物質の沈着率への影響を求めするために実験を行った。本事業では、実家屋実験(3.2節)の対象家屋の床材である畳とフローリングに加えて、実際の家屋で使われているカーペットも対象とした。静電気力による沈着率への影響を調査する際、壁面と粒子の電位差が必要となる。しかしながら、壁面の電荷を調整することは困難であるため、粒子に電荷を変えることによって静電気力による沈着率への影響を調査した。

#### (1) 実験系、実験方法

実験系を図3.1に示す。粒子発生器は6-Jet Atomizer (TSI社製 Model 9306)を用いた。粒子発生器に、NaCl (粒子密度 $2,164 \text{ kg m}^{-3}$ )の質量濃度0.7%水溶液を入れ、流量を $1.0 \text{ L min}^{-1}$ に設定して粒子を発生させた。本実験では、過去の原子力発電所事故時の放出された粒径範囲である $0.3 \mu\text{m}$ の粒子を対象とした。粒子発生器から発生した粒子から $0.3 \mu\text{m}$ の粒子を抽出するために分級器DMA (TSI社製 Model 3082)を用いた。粒子の電荷に応じて、分級器からチャンバーへの系を変えた。0価の粒子を計測する際、分級した粒子を中和器<sup>4</sup>、電気集塵装置<sup>5</sup>の順に通すことで0価の粒子のみを抽出した。+1価の粒子を計測する際、DMAを通過した粒子は+1価の粒子であるため、そのままチャンバーに導入した。+5、+10、+19価の粒子を計測する際、分級した粒子を単極荷電装置 (Cambustion社製 Unipolar Diffusion Aerosol Charger)に導入し、平均価数が+5、+10、+19価になるように荷電した。荷電させた後、分級器DMAでさらに分級を行った。本実験で使用したチャンバーはH29事業に使用したチャンバー(図3.6)と異なる。H29事業に使用したチャンバーは床材の変更に1日かかるため、床材の変更が容易なチャンバーを使用した(図3.2)。チャンバーの体積は $0.0634 \text{ m}^3$ 、表面積は $0.795 \text{ m}^2$ である。チャンバーの床面に厚さ3 cm

<sup>4</sup> 内蔵されたAm-241から $\alpha$ 線が放出され、導入されたガスを電離することで正および負のイオンが同濃度で発生し、発生した両極イオンが粒子と付着することで安定して既知の帯電量分布を与える。

<sup>5</sup> 二重円筒の電極間に中和した粒子を導入し、両極間に電界を与えることで帯電した粒子を電極で捕集し、無帯電の粒子が通過する。

の板を置き、その上にチャンバー底面を覆う大きさ（1辺 34 cm）の床材を設置した。チャンバー内の粒子個数濃度（エアロゾル濃度）の測定には Condensation Particle Counter（CPC）（TSI 社製 Model 3776）を用いた。エアロゾル濃度測定のための吸入口は床材から上方に 1 cm 離れた位置である。

図 3.1 に示した系で電荷を調整した粒径 0.3 μm の粒子をチャンバーに注入した。エアロゾルの凝集による沈着率の過大評価を避けるため、エアロゾル濃度が 10<sup>4</sup> cm<sup>-3</sup> を超えないように発生量を調整した。エアロゾルの注入終了後、エアロゾル測定器への経路以外の経路を塞ぎ、エアロゾルのチャンバー外への流出はエアロゾル測定器への経路のみとした。エアロゾル注入時から、チャンバー内のエアロゾル濃度を連続的に測定した。

エアロゾル注入終了後のチャンバー内のエアロゾル濃度の時間変化は以下の式で表される。

$$\frac{dC_I}{dt} = -(\lambda_e + \lambda_d)C_I \quad (3.1)$$

$C_I$  : チャンバー内のエアロゾル濃度 (m<sup>-3</sup>)

$\lambda_e$  : 流出率 (h<sup>-1</sup>)

$\lambda_d$  : 沈着率 (h<sup>-1</sup>)

ここで流出率は、エアロゾル測定器の吸入量をチャンバーの体積で除したものである。測定されたエアロゾル濃度変化と式 (3.1) の計算値の差の二乗和が最小になるように沈着率  $\lambda_d$  を決定した。

## (2) 実験結果

価数別、床材ごとの沈着率の結果を図 3.3 に示す。フローリングとカーペットは、エアロゾル粒子の価数が大きいほど、沈着率が大きくなる傾向であった。フローリングとカーペットの沈着率を比較すると、概ねフローリングの沈着率のほうが大きかった。畳に対する沈着率は価数 10 で最小値をとり、その他の価数では大きな差が見られなく、他の床材で見られた価数依存性は見られなかった。

本研究で得られた沈着率を検討するため、Okuyama et al. (1986)が考案した拡散と沈降の作用を実験的に示した理論式を参照した（式 (3.2) の右辺第一項と第二項）。さらに静電作用による沈着率への影響を考慮するため、Okuyama et al. (1986)の考案した理論式に電界中の粒子の速度に関する項を加えた（式 (3.2) の右辺第三項）。沈着率  $\lambda_d$  の理論式は次式のように示される。

$$\lambda_d = \left(\frac{S}{V}\right) \left(\frac{D}{\delta}\right) + \left(\frac{u_t}{H}\right) + \left(\frac{u_e}{S'}\right) \quad (3.2)$$

$S$  : チャンバーの表面積 (m<sup>2</sup>)

$V$  : チャンバーの体積 (m<sup>3</sup>)

$D$  : 拡散係数 (m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>) (式 (3.3) 参照)

$\delta$  : 濃度境界線層の厚さ (m) (式 (3.4) 参照)

$u_t$  : 重力沈降速度 (m s<sup>-1</sup>) (式 (3.5) 参照)

$H$  : チャンバーの高さ (m)

$u_e$  : 電界中の粒子速度 ( $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ) (式 (3.6) 参照)  
 $S'$  : 床材面積 ( $\text{m}^2$ )

拡散係数  $D$  は次式で表される。

$$D = \frac{C_m k T}{3\pi\mu d_p} \quad (3.3)$$

$C_m$  : カニンガムの補正係数 (-)  
 $k$  : ボルツマン定数 ( $\text{J K}^{-1}$ )  
 $T$  : 絶対温度 (K)  
 $\mu$  : 気体粘度 ( $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$ )  
 $d_p$  : 粒径 (m)

濃度境界線層  $\delta$  の厚さは次式で表される。

$$\delta = 2.884 D^{1/3} \quad (3.4)$$

重力沈降速度  $u_t$  は次式で表される。

$$u_t = \frac{C_m (\rho_p - \rho_f) d_p^2 g}{18\mu} \quad (3.5)$$

$\rho_p$  : 粒子密度 ( $\text{kg m}^{-3}$ )  
 $\rho_f$  : 気体密度 ( $\text{kg m}^{-3}$ )  
 $g$  : 重力加速度 ( $\text{m s}^{-2}$ )

電界中の粒子速度  $u_e$  は次式で表される。

$$u_e = B_e E \quad (3.6)$$

$B_e$  : 電気移動度 ( $\text{m}^2 \text{V}^{-1} \text{s}^{-1}$ ) (式 (3.7) 参照)  
 $E$  : 電場の強度 (V)

電気移動度  $B_e$  は次式で表される。

$$B_e = \frac{neC_m}{3\pi\mu d_p} \quad (3.7)$$

$n$  : 粒子の価数 (-)  
 $e$  : 電気素量 ( $1.602 \times 10^{-19} \text{C}$ )

式 (3.2) の右辺第一項は拡散による沈着を表し、右辺第二項は重力沈降を表し、右辺第三項は静電気力による沈着を表している。静電気力による沈着は式 (3.6) と式 (3.7) より、価数  $n$  の増加とともに沈着率が線形に増加することが分かる。図 3.3 に示されるように、カーペットとフローリングに対する沈着率は価数の増加とともに概ね線形的に上昇していることから、理論どおり

の結果が得られた。一方、畳に対する沈着率は線形的に増加せずに、静電気作用以外の変動因子が沈着率に影響した可能性が考えられる。

畳の沈着率への他の変動因子として、床材付近の乱流層の形成を挙げ、その影響を検討するためにエアロゾル測定のための吸入口の位置をチャンバー真ん中付近（床材から上方に 18.5 cm）として測定した。その場合の実験結果を図 3.4 に示す。全ての価数で測定誤差の範囲で一致したものの、価数 1、2、10 で高さ 18.5 cm で測定したほうが沈着率は大きい傾向であった。沈着率と価数の関係は他の床材とより一層異なる傾向であり、沈着率と価数の関係が畳と他の床材とで異なる理由は不明のままである。

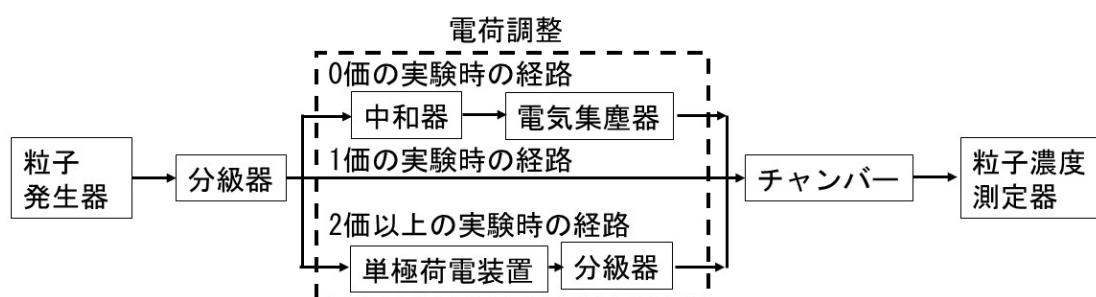


図 3.1 粒子状物質の沈着率に関する実験系

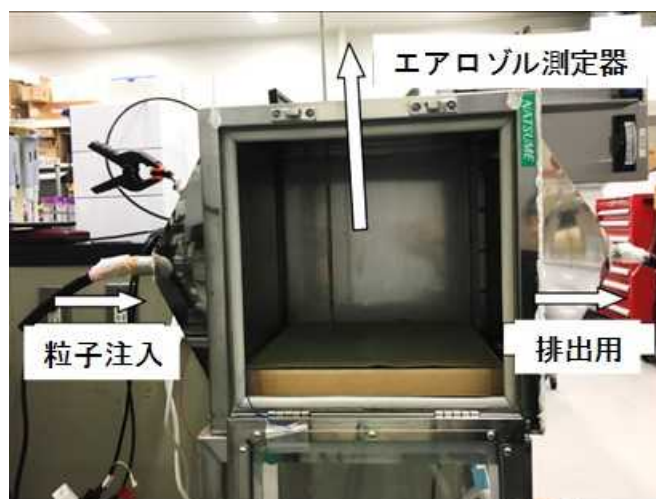


図 3.2 粒子状物質の沈着率を求めるためのチャンバーの写真と粒子の流れ

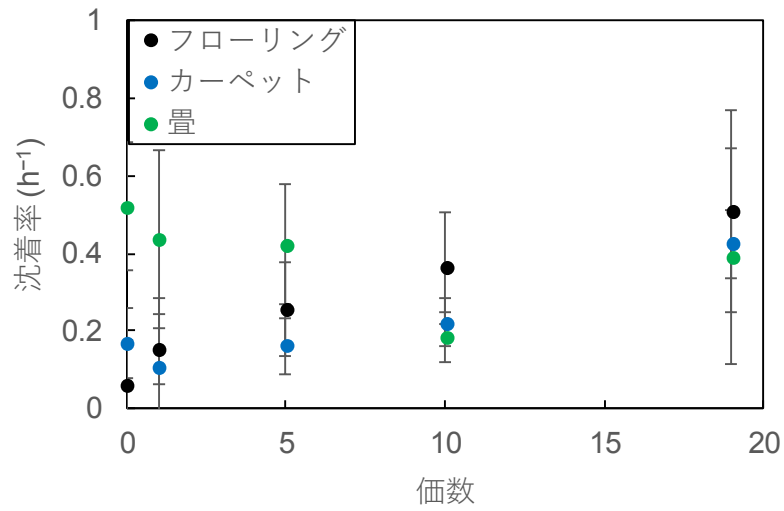


図 3.3 床材ごとの沈着率と価数の関係。エアロゾル測定のための吸入口は床材から 1cm 上方。プロットは実験 5 回の平均値であり、エラーバーは標準偏差である。

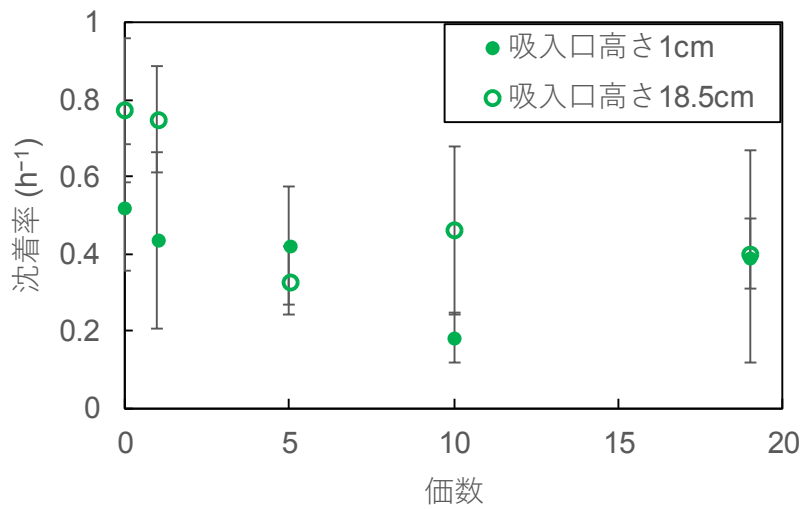


図 3.4 畳での沈着率と価数の関係。プロットは実験 5 回の平均値であり、エラーバーは標準偏差である。

### 3.1.3 粒子状物質の浸透率

材質の違いによる粒子状物質の浸透率への影響を求めるために実験を行った。本事業では、実際の家屋でも使用されているアルミフレームの窓枠と樹脂フレームの窓枠を模擬したものを対象とした。

#### (1) 実験系、実験方法

実験系を図 3.5 に示す。粒子発生器は沈着率実験と同じ 6-Jet Atomizer (TSI 社製 Model 9306) を用いた。粒子発生器に、NaCl (粒子密度  $2,164 \text{ kg m}^{-3}$ ) の質量濃度 10%水溶液を入れ、流量を  $1.0 \text{ L min}^{-1}$  に設定して粒子を発生させた。粒子発生器から発生した粒子を中和器に通すことで、中和状態<sup>6</sup>とした。本実験で使用したチャンバーは H29 事業で使用したチャンバーと同じである (図 3.6)。仮想屋外・屋内チャンバーの体積は  $0.645 \text{ m}^3$ 、表面積は  $4.48 \text{ m}^2$  である。仮想屋外チャンバーと屋内チャンバーの間に隙間を模擬した試験体を挟み、実験を行った。本実験で対象とした試験体である窓は鍵を締め切った状態である。チャンバー内のエアロゾル濃度の測定には SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer, TSI 社製 Model 3910) を用いた。

図 3.5 に示した系で中和状態の粒子を仮想屋外チャンバーに一定時間注入した。エアロゾルの凝集による影響を避けるため、チャンバー内のエアロゾル濃度が  $10^4 \text{ cm}^{-3}$  を超えないようにエアロゾルの注入量を調整した。さらに、仮想屋外チャンバーに注入したエアロゾルの仮想屋内チャンバーへの侵入量をなるべく少なくするため、注入時間を 5 分程度とした。エアロゾルを注入している間、仮想屋外チャンバー内のエアロゾル濃度を均一にするために攪拌器を稼働させた。エアロゾル注入後約 5 分で粒子の注入をやめ、攪拌器を止めた。その後の仮想屋外と屋内チャンバー内のエアロゾル濃度の時間変化を約 1 分間ごとに交互に測定し、約 40 分間連続的に測定した。なお、チャンバー内の換気率が対象とした換気率になるように、実験中常にポンプを稼働させた。

浸透率を推定するために必要なチャンバー内の換気率を測定するために  $\text{CO}_2$  を用いた。エアロゾル注入と同時に仮想屋内チャンバーに  $\text{CO}_2$  を注入した。注入後の仮想屋内チャンバー内の  $\text{CO}_2$  濃度の時間変化を  $\text{CO}_2$  センサー (Sense Air 社製  $\text{CO}_2$  Engine K30-FR) によって測定した。

$\text{CO}_2$  注入終了後の仮想屋内チャンバー内の  $\text{CO}_2$  濃度の時間変化は以下の式で表される。

$$\frac{dC_I}{dt} = -\lambda_e C_I \quad (3.8)$$

$C_I$  : 仮想屋内チャンバー内の  $\text{CO}_2$  濃度 (ppm)

$\lambda_e$  : 換気率 ( $\text{h}^{-1}$ )

測定された  $\text{CO}_2$  濃度変化と式 (3.8) の計算値の差の二乗和が最小になるように換気率  $\lambda_e$  を決定した。

粒子状物質の浸透率は、エアロゾルの注入を止め、攪拌器を止めた後のエアロゾル濃度の時間変化を用いた。仮想屋内チャンバーのエアロゾル濃度の時間変化は次式で表される。

$$\frac{dC_I}{dt} = -(\lambda_e + \lambda_d)C_I + P_e \lambda_e C_O \quad (3.9)$$

<sup>6</sup> 粒径ごとの価数分布が正規分布になった状態を中和状態と呼ぶ。

- $C_I$  : 仮想屋内チャンバー内のエアロゾル濃度 ( $\text{m}^{-3}$ )  
 $C_O$  : 仮想屋外チャンバー内のエアロゾル濃度 ( $\text{m}^{-3}$ )  
 $\lambda_e$  : 換気率 ( $\text{h}^{-1}$ )  
 $\lambda_d$  : 沈着率 ( $\text{h}^{-1}$ )  
 $P_e$  : 浸透率 (-)

測定されたエアロゾル濃度の時間変化と式 (3.9) の計算値の差の二乗和が最小になるように浸透率  $P_e$  を決定した。ここで、換気率  $\lambda_e$  は  $\text{CO}_2$  を用いて求めた値を代入した。沈着率  $\lambda_d$  は H29 事業で得られた値を用いた。

## (2) 実験結果

ラボ実験で得られた粒子状物質の浸透率と換気率の関係を図 3.7 に示す。浸透率は今回対象とした粒径及び換気率範囲では 0.3~0.8 程度であった。浸透率の粒径依存性を見ると、粒径  $0.3 \mu\text{m}$  と  $0.5 \mu\text{m}$  では大きな違いは見られなかった。浸透率の換気率依存性を見ると、両粒径ともに換気率が大きいほど浸透率が大きい傾向であった。材質による浸透率への影響を見ると、今回対象とした材質間の浸透率の違いはほとんど見られなかった。今回対象とした粒径、換気率、材質では換気率が最も浸透率に影響を与えることが分かる。

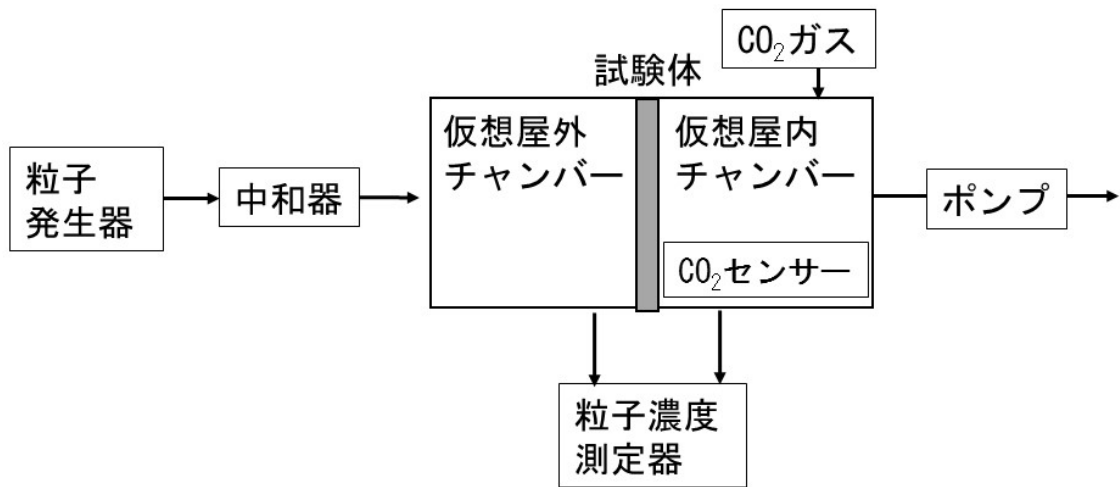


図 3.5 粒子状物質の浸透率に関する実験系

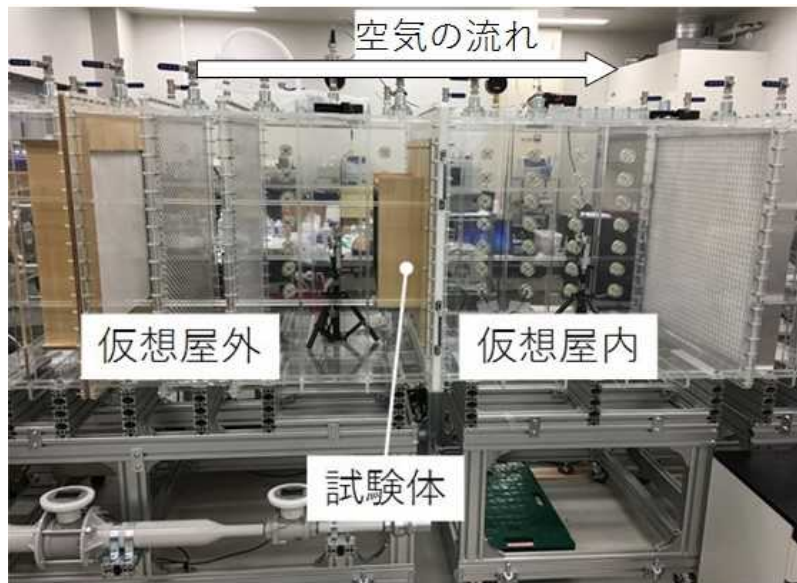


図 3.6 粒子状物質の浸透率を求めるためのチャンバーの写真と粒子の流れ



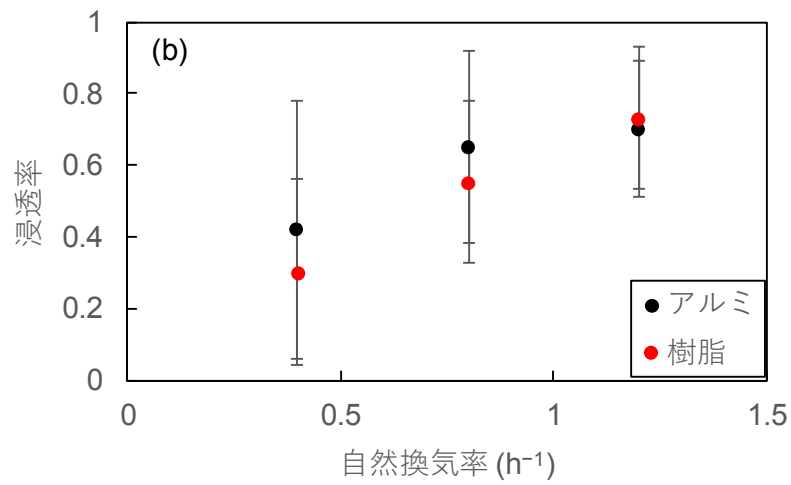
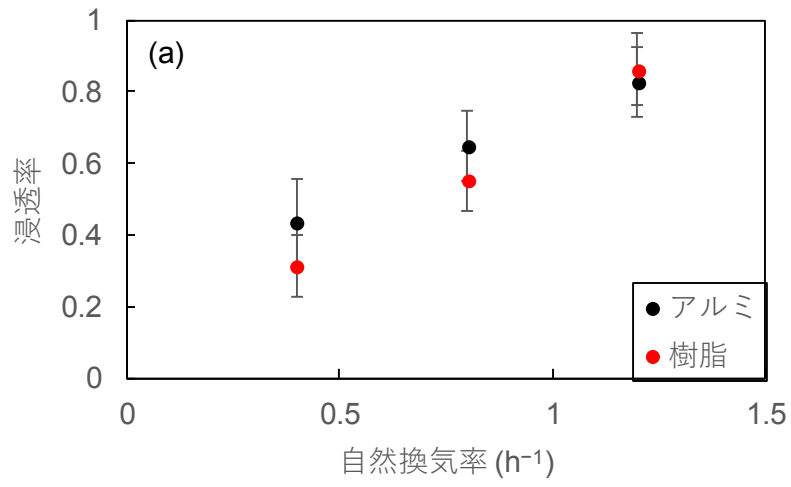


図 3.7 浸透率と換気率の関係。プロットは各換気率での浸透率の平均値（実験 5 回）であり、エラーバーは標準偏差である。(a) 粒径 0.3 μm、(b) 粒径 0.5 μm。

### 3.1.4 I<sub>2</sub>の沈着率

実家屋で使用される床材に対しての I<sub>2</sub> の沈着率を求めるために実験を行った。本事業では、3.1.2 節に示した床材と同じ畳、フローリング、カーペットを対象とした。

#### (1) 実験系、実験方法

実験系を図 3. 8 に示す。I<sub>2</sub> 源は図 3. 9 に示されている円筒形の容器の中に固体ヨウ素が入っており、ヨウ素の揮発性を利用し、I<sub>2</sub> が発生するようになっている。本実験で使用したチャンバーは床材の変更が容易であり、チャンバーの 1 辺の大きさは 10 cm であり、体積は 0.001 m<sup>3</sup>、表面積は 0.06 m<sup>2</sup> である。チャンバー通過後の空気は活性炭フィルターを通してドラフト内に排気した。

本実験では、チャンバー内に各床材 (2 cm×2 cm) を 3 サンプルずつ設置した。蓋を閉め、ヨウ素源から 0.5 L min<sup>-1</sup> で I<sub>2</sub> をチャンバー内に注入し続けた。本実験では曝露時間を 1 時間、2 時間、1 日間、2 日間、3 日間とし、各曝露時間のサンプルに対して ICP-MS (Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometer, Thermo Fisher Scientific 社製 iCAPQ) を用いてヨウ素の存在量を求めた。サンプルを取り出す前にはフィルターを通した空気をチャンバー内に流し、チャンバー内から I<sub>2</sub> を排気した。取り出したサンプルを 0.001 mol L<sup>-1</sup> の水酸化ナトリウム水溶液 10 mL に入れて 4 時間以上放置し、サンプルに沈着したヨウ素を液層に溶解させた。その溶解液を ICP-MS に導入してヨウ素量を測定した。サンプル曝露とは別に、ヨウ素注入中のチャンバー内空気を 5 L 採取した。その空気を 10 mL の水酸化ナトリウム水溶液に溶解させ、その溶解液を ICP-MS に導入してチャンバー内のヨウ素量を測定した。ICP-MS を用いた I<sub>2</sub> の定量方法の補足を付録 2 に示す。

サンプル上の I<sub>2</sub> 濃度 C<sub>S</sub> の時間変化は以下の式で表される。

$$\frac{dC_S}{dt} = \lambda_d C_I \frac{V}{S} \quad (3.10)$$

C<sub>S</sub> : サンプル上のヨウ素濃度 (ppb m<sup>-2</sup>)

C<sub>I</sub> : チャンバー内のヨウ素濃度 (ppb m<sup>-3</sup>)

λ<sub>d</sub> : 沈着率 (h<sup>-1</sup>)

V : チャンバーの体積 (m<sup>3</sup>)

S : チャンバーの表面積 (m<sup>2</sup>)

#### (2) 実験結果

今回対象とした床材の I-127 のバックグラウンド値を表 3. 1 に示す。以降の解析において、サンプル上のヨウ素濃度はこのバックグラウンドを差し引いたものである。元々、畳にはカーペットの 40 倍近くのヨウ素が含まれていた。大気中に含まれるヨウ素は風で陸地に運ばれ地表、植物系へ降下し沈着・吸着される (結田, 1994)。そのため畳の原料となるイグサにはカーペットやフローリングに比べ多くのヨウ素が含まれていたと考えられる。

図 3. 10 に曝露時間ごとのサンプル上のヨウ素濃度を示す。カーペットとフローリングは曝露時間が増加するとともに、ヨウ素濃度は増加した。カーペットとフローリングのサンプル上のヨウ素濃度はカーペットのほうが常時 5 倍程度大きく、カーペットに対する沈着率はフローリングよりも大きいことが予想される。カーペットとフローリングのヨウ素濃度は曝露時間とともに増加傾向が見られたものの、式 (3.10) で予想された直線的な増加ではなかった。曝露時間 1 時間、2 時間では直線的な増加が見られたものの、曝露時間が長くなるにつれ、ヨウ素濃度の上昇割合

が減少し、ある一定の値に収束する傾向が見られた。一方、畳は他の床材と異なり、曝露時間とともにヨウ素濃度が単調に増加する傾向は見られなかった。この原因の一つとして、畳はももとのバックグラウンド値が高く、沈着によるヨウ素濃度の増加よりもバックグラウンドのサンプル間のばらつきの方が大きかったことが考えられる。畳の沈着率に関するデータを取得するために、バックグラウンド値を減らすことが重要であり、例えば水酸化ナトリウムにサンプルを浸す時間、水酸化ナトリウム溶液の濃度などを検討する必要があると考えられる。

カーペットとフローリングのサンプル上のヨウ素濃度変化について、以下のことが考えられる。曝露時間が短い時間では、空気中に存在するヨウ素がある一定の割合でサンプル上に吸着し、サンプル上のヨウ素濃度は時間とともに比例して増加したと考えられる。しかしながら、曝露時間が長くなるにつれ、サンプル上に吸着できるヨウ素量の上限值に近づく、またはサンプルから空气中にヨウ素が移行する割合が増え、サンプル上のヨウ素濃度の上昇率が減少した可能性が考えられる。現段階では、上記の考えを立証することはできないため、特に曝露時間が短い場合（曝露時間3時間、6時間など）のデータを拡充し、拡充したデータを踏まえて、沈着率の解析方法に関するさらなる検討が必要であると考えられる。また、本実験で使用したチャンバーよりも大きなチャンバーを用意し、ヨウ素充填後のチャンバー内のヨウ素濃度の時間変化も測定することができれば、沈着率に関してより詳細な解析が可能であると考えられる。

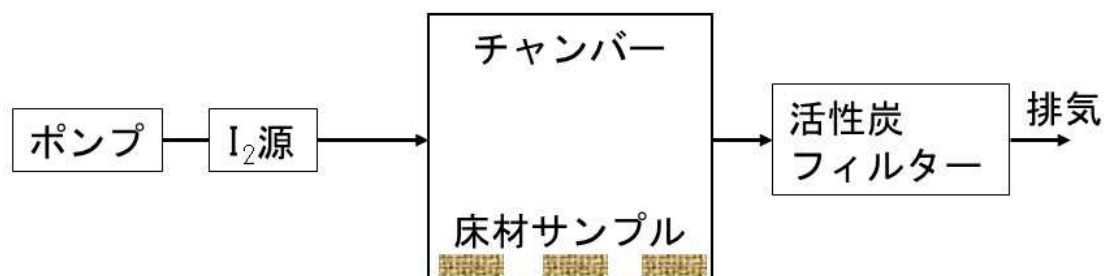


図 3.8 I<sub>2</sub>の沈着率に関する実験系



図 3.9 I<sub>2</sub>の沈着率を求めるためのチャンバーの写真

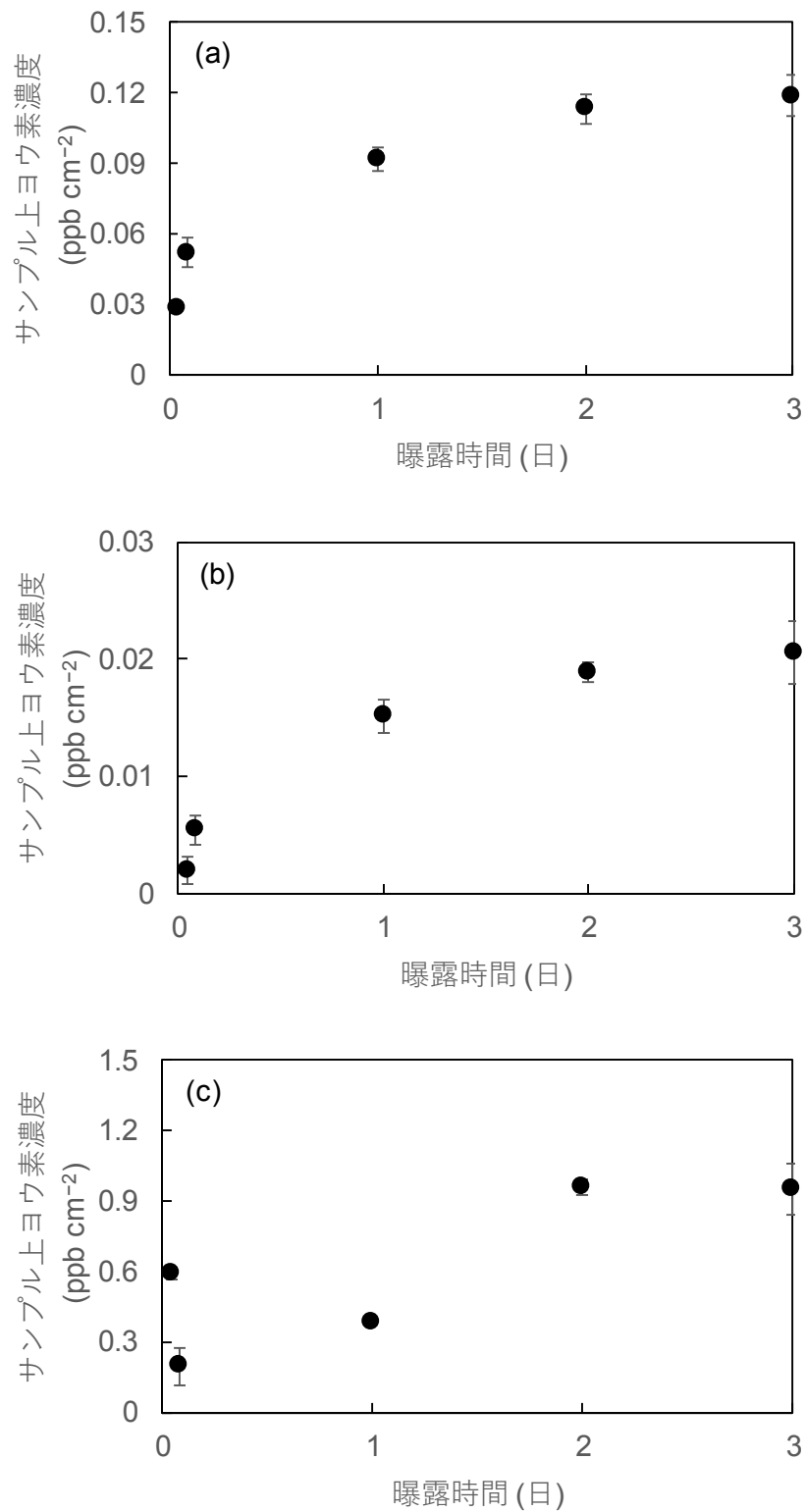


図 3.10 サンプル上ヨウ素濃度の時間変化。(a) カーペット、(b) フローリング、(c) 畳。

表 3.1 各床材における I-127 の平均検出強度（バックグラウンド値）（cps）

	平均検出強度	標準偏差
畳	$4.8 \times 10^6$	$0.2 \times 10^6$
フローリング	$2.6 \times 10^3$	$0.5 \times 10^3$
カーペット	$1.2 \times 10^4$	$0.1 \times 10^4$

### 3.1.5 I<sub>2</sub>の浸透率

実家屋で使用される隙間に対しての I<sub>2</sub> の浸透率を求めるために実験を行った。本事業では、3.1.3 節とは異なるチャンバーを用いているため、新たに試験体を準備して実験を行った。

#### (1) 実験系、実験方法

実験系を図 3.11 に示す。実験では、I<sub>2</sub> 沈着率実験と同様の I<sub>2</sub> 源を用いた。本実験で使用したチャンバーは粒子状物質の浸透率を求めるチャンバーと同様にチャンバー真ん中に隙間を模擬した試験体を設置することができる。試験体から I<sub>2</sub> 源側は実家屋の屋外側を模擬しており、排気側は実家屋の屋内側を模擬している。仮想屋内チャンバーと屋外チャンバーの体積はともに 0.0429 m<sup>3</sup> であり、表面積は 0.735 m<sup>2</sup> である。本実験では、換気口を模擬した試験体を用いた（図 3.12）。仮想屋外チャンバーの試験体付近には、6 枚のスリッドがあるシャッターがあり、開閉が可能となっている。これにより、仮想屋外チャンバーに気体を充満させた後にシャッターを開くことで、浸透率の開始時間をコントロールすることができ、対象物質を一様に仮想屋内チャンバーに送ることが可能となっている。チャンバー通過後の空気は活性炭フィルターを通してドラフト内に排気した。

本実験では、仮想屋内チャンバーと屋外チャンバー内に床材（2 cm×2 cm）を 3 サンプルずつ設置した。ICP-MS でヨウ素強度を測定する際、バックグラウンドとの差が大きい床材が浸透率を推定するのに最適であると考え、3.1.4 節の測定結果を踏まえて床材をカーペットとした。蓋を閉め、シャッターを閉めた状態でヨウ素源から 0.5 L min<sup>-1</sup> で I<sub>2</sub> をチャンバー内に 1 時間注入し続けた。注入から 1 時間後、シャッターを開け、I<sub>2</sub> を 1 時間流し続けた。その後、シャッターを閉め、シリンジで仮想屋外チャンバーと仮想屋内チャンバー内の空気をそれぞれ 5 mL 採取した。その空気を 0.001 mol L<sup>-1</sup> の水酸化ナトリウム 5 mL に溶解させ、その溶液を ICP-MS に導入して、仮想屋外と屋内チャンバー内のヨウ素量を測定した。空気を採取した後、フィルターを通した空気をチャンバー内に流し、チャンバー内から I<sub>2</sub> を排気した。取り出したサンプルを 0.001 mol L<sup>-1</sup> の水酸化ナトリウム水溶液 10 mL に入れて 4 時間以上放置し、サンプルに沈着したヨウ素を液層に溶解させた。その溶解液を ICP-MS に導入してヨウ素量を測定した。

チャンバー内及びサンプル上の I<sub>2</sub> 濃度の時間変化は以下の式で表される。

$$\frac{dC_1}{dt} = \frac{\lambda_{in} N_{in}}{V} - \lambda_{in} C_1 \quad (3.11)$$

$$\frac{dC_2}{dt} = P_e \lambda_{in} C_1 - \lambda_{in} C_2 \quad (3.12)$$

$$\frac{dC_{S1}}{dt} = \lambda_d C_1 \frac{V}{S} \quad (3.13)$$

$$\frac{dC_{S2}}{dt} = \lambda_d C_2 \frac{V}{S} \quad (3.14)$$

- $C_1$  : 仮想屋外チャンバー内のヨウ素濃度 (ppb m<sup>-3</sup>)  
 $C_2$  : 仮想屋内チャンバー内のヨウ素濃度 (ppb m<sup>-3</sup>)  
 $C_{S1}$  : 仮想屋外チャンバー内に設置したサンプル上のヨウ素濃度 (ppb m<sup>-2</sup>)  
 $C_{S2}$  : 仮想屋内チャンバー内に設置したサンプル上のヨウ素濃度 (ppb m<sup>-2</sup>)  
 $\lambda_{in}$  : I<sub>2</sub>を供給する際の流量にチャンバーの体積を除した値 (h<sup>-1</sup>)  
 $N_{in}$  : I<sub>2</sub>源からの供給量 (ppb)  
 $V$  : 仮想屋外チャンバーの体積、仮想屋内チャンバーの体積 (m<sup>3</sup>)  
 $P_e$  : 浸透率 (-)  
 $\lambda_d$  : 沈着率 (h<sup>-1</sup>)  
 $S$  : 仮想屋外チャンバーの表面積、仮想屋内チャンバーの表面積 (m<sup>2</sup>)

チャンバー内のヨウ素濃度が定常状態時になった場合、式 (3.12) は、

$$P_e \lambda_{in} C_1 - \lambda_{in} C_2 = 0 \quad (3.15)$$

$$P_e = \frac{C_2}{C_1} \quad (3.16)$$

となる。サンプル上のヨウ素濃度が定常状態時になった場合、式 (3.13) と式 (3.14) の解析解を式 (3.15) に代入することで、

$$C_{S1} = \lambda_d C_1 \frac{V}{S} t \quad (3.17)$$

$$C_{S2} = \lambda_d C_2 \frac{V}{S} t \quad (3.18)$$

$$P_e = \frac{C_{S2}}{C_{S1}} \quad (3.19)$$

となる。つまり、定常状態時のサンプル上のヨウ素濃度の仮想屋外チャンバーと屋内チャンバーの比、または仮想屋外チャンバー内のヨウ素濃度と仮想屋内チャンバー内のヨウ素濃度の比が浸透率に相当する。

## (2) 実験結果

曝露時間 1 時間ではサンプル上のヨウ素は有意に検出されなかった。チャンバー内のヨウ素濃度は、仮想屋外チャンバーで  $1.4 \times 10^{-5} \pm 0.2$  ppb cm<sup>-3</sup> であり、仮想屋内チャンバーで  $0.8 \pm 0.1 \times 10^{-5}$  ppb cm<sup>-3</sup> であった。その比は  $0.56 \pm 0.12$  であった。本実験で I<sub>2</sub> を流した流量は  $0.5$  L min<sup>-1</sup> であり、チャンバーの体積で除すると、換気率  $0.7$  h<sup>-1</sup> となる。H29 事業において、テフロンを用い

て得られた換気率  $0.7 \text{ h}^{-1}$  時の  $\text{I}_2$  の浸透率は  $0.57$  であり、本実験結果と近い値であった。しかしながら、式 (3.16) と式 (3.19) が使用できる条件は定常状態であり、曝露時間 1 時間で定常状態に達したかどうかを今後検討する必要がある。また、 $\text{I}_2$  を流す流量を変えることで、H29 事業で考案した浸透率の換気率依存性（流量依存性）が表れるかの確認が必要である。

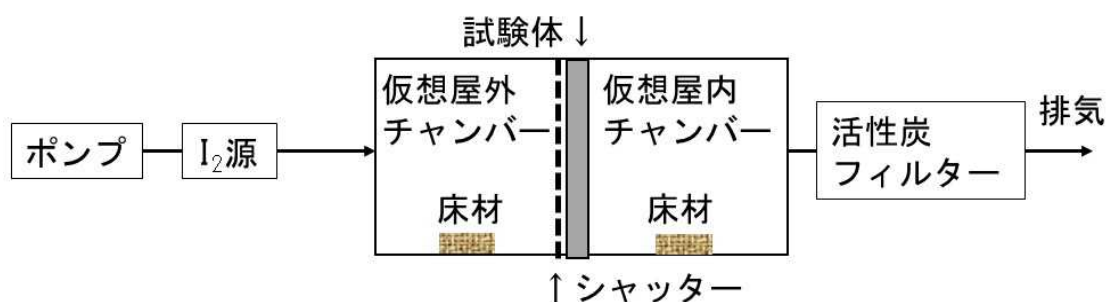


図 3.11  $\text{I}_2$  の浸透率に関する実験系



図 3.12  $\text{I}_2$  の浸透率を求めるためのチャンバー（左）と試験体（右）の写真

### 3.1.6 粒子状物質のマスクフィルターによる除去

マスクの透過率を求めるための実験系を製作し、本年度はその実験系の性能を確かめるために市販のマスクに対してマスクの透過率を求めた。本実験で使用したマスクを表 3.2 にまとめる。

#### (1) 実験系、実験方法

実験系を図 3.13 に示す。粒子発生器 (6-Jet Atomizer)、中和器、粒子濃度測定器 (SMPS) は粒子状物質の沈着率、浸透率実験時と同じものを用いた。製作したフィルターホルダー (直径 47 mm) は、マスクなどのフィルターをホルダーに挟み込むことが可能である。なお、図 3.13 は粒子状物質を対象とした系を示しているが、同じフィルターホルダーを用いて  $I_2$  を対象として実験することも可能である。流路を切り替えることで、フィルターを通過する前と後の対象物質の濃度を測定することが可能である。また、粒子発生器からの流量を調整することで、フィルターホルダーを通過する空気の流量を調整することが可能である。

フィルターホルダーにマスクをセットし、エアロゾルを発生し続けた。本実験ではフィルターホルダーを通る流速を  $0.01 \text{ m s}^{-1}$  (フィルターホルダーの断面積を掛けた値は  $0.062 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ) と  $0.1 \text{ m s}^{-1}$  (フィルターホルダーの断面積を掛けた値は  $0.62 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ) とした。それぞれのマスクに対して、各流速のマスクを通過する前後のエアロゾル濃度を測定した。

マスクの透過率  $F_m$  はマスクを通過する前と後の濃度の比であるため、以下の式で表される。

$$F_m = \frac{C_{out}}{C_{in}} \quad (3.20)$$

$C_{out}$  : マスクを通過した後のエアロゾル濃度 ( $\text{m}^{-3}$ )

$C_{in}$  : マスクを通過する前のエアロゾル濃度 ( $\text{m}^{-3}$ )

#### (2) 実験結果

マスクごとの透過率を図 3.14 に示す。  $0.1 \mu\text{m}$  以上の粒子の総粒子個数濃度を用いて求めた透過率を表 3.3 に示す。SMPS を用いて粒径別の個数濃度を計測する際、計測できる粒径は、SMPS への流量によって異なる。フィルターホルダーを通る流速を  $0.01 \text{ m s}^{-1}$  に設定した場合、SMPS の粒径測定範囲の最大は  $0.53 \mu\text{m}$  であり、フィルターホルダーを通る流速を  $0.1 \text{ m s}^{-1}$  に設定した場合、SMPS の粒径測定範囲の最大は  $0.22 \mu\text{m}$  である。フィルターホルダー内の流速が  $0.01 \text{ m s}^{-1}$  の場合、どのマスクにおいてもほとんどの粒径で透過率が  $0.01$  以下であった。流速が大きくなると ( $0.1 \text{ m s}^{-1}$ )、どのマスクにおいても透過率が大きくなった。透過率の粒径依存性を見ると、どのマスクにおいても  $0.3 \sim 0.5 \mu\text{m}$  付近で最小値をとる傾向である。

本実験より、透過率は元々提示されている値と類似しており、流量依存性が矛盾無く見られたため、本実験系の性能は問題ないと考えられる。本実験系を用いることで、口及び鼻をタオル等で保護した場合の透過率を実験的に求められ、屋内退避の防護効果を高めるための行動の知見を拡充できる。今回示した実験結果は呼吸率  $0.62 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  までしか対応できていない。放射線医学総合研究所 (1998) は日本人の呼吸率を行動別に分けており、睡眠と安らかな横臥が  $0.37 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ 、座った姿勢での活動が  $0.60 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ 、立った姿勢での軽い活動が  $0.91 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ 、家事の身体活動が  $1.17 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ 、活動的な娯楽が  $1.88 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ 、速やかな歩行が  $1.93 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  とまとめた。屋内退避時を考えると、少なくとも家事の身体活動の  $1.17 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  までの透過率を実験的に調査する必要がある。



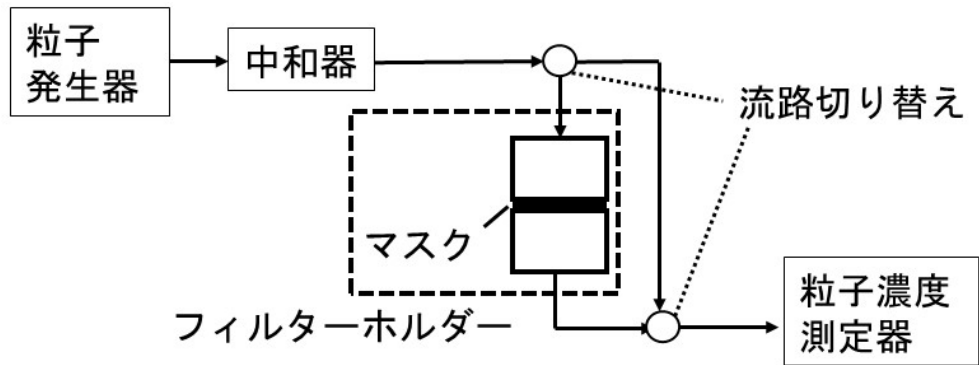


図 3.13 マスクの透過率に関する実験系

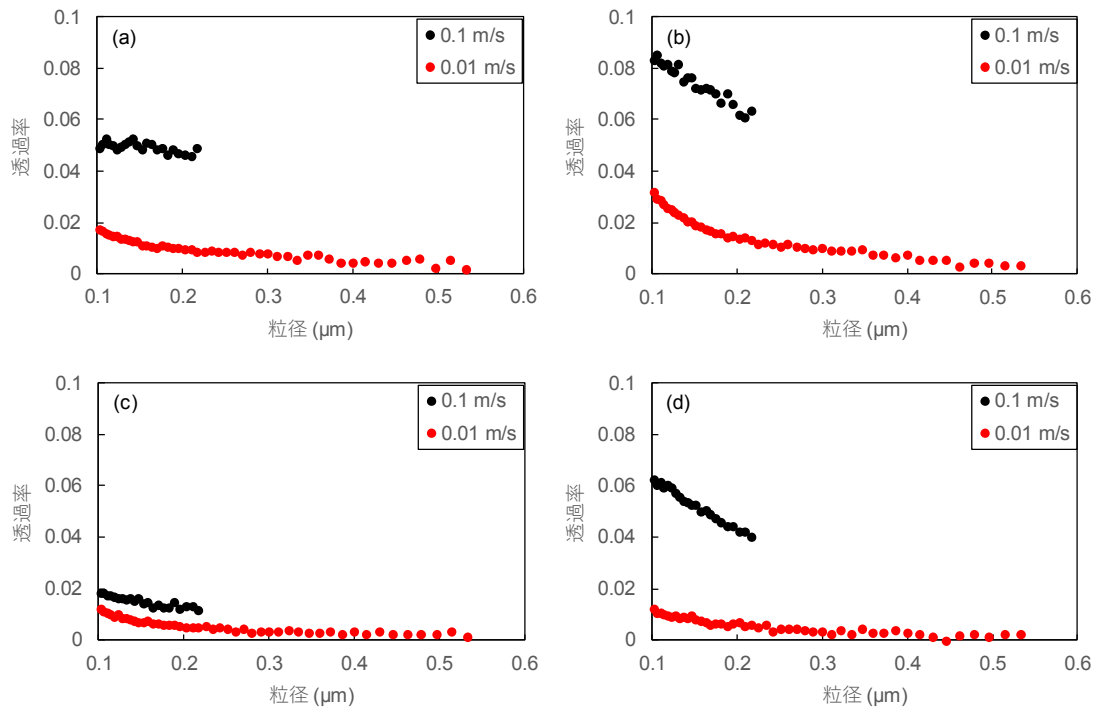


図 3.14 各マスクの透過率と粒径の関係。(a) マスク A、(b) マスク B、(c) マスク C、(d) マスク D。

表 3.2 本実験で使用了マスク

製品名	販売会社	素材	フィルター捕集効率試験*
(A) 7DAYS マスク	玉川衛材株式会社	不織物：ポリプロピレン	BFE 試験 99%
			PFE 試験 99%
			VFE 試験 99%
-----			
(B) 不織物マスク	阿蘇製薬株式会社	不織物：ポリプロピレン	花粉捕集効率試験
			BFE 試験 99%
			PFE 試験 99%
-----			
(C) ガーゼマスク	ピップ株式会社	ガーゼ：綿	BFE 試験 99%
		不織物：ポリプロピレン	
-----			
(D) 三層式マスク	アスクル株式会社	不織物：ポリプロピレン	BFE 試験 99%
		ポリエチレン	

\*BFE 試験 99%：細菌含む飛沫 99%カット(3 μm 以上)、VFE 試験 99%：ウィルス含む飛沫 99%カット(3 μm 以上)、花粉捕集効率試験：花粉 99%カット(30 μm 以上)、PFE 試験 99%：微粒子 99%カット(0.1 μm 以上)

表 3.3 0.1 μm 以上の粒子の総粒子個数濃度を用いて算出した透過率

	流量 0.1 m s <sup>-1</sup>	流量 0.01 m s <sup>-1</sup>
マスク A	0.05	0.01
マスク B	0.08	0.01
マスク C	0.02	0.01
マスク D	0.06	0.01

## 3.2 実家屋実験

### 3.2.1 実家屋実験概要

H29 事業と同様に、屋内退避の吸入被ばくの低減効果を導出するために必要な自然換気率、沈着率、及び浸透率を実家屋実験によって求めた。加えて、空気清浄機による除去率も求めた。本年度は第2章に示した課題を解決するために、戸建住宅の浸透率、家屋内の状況の違い（床材、家具の有無）による沈着率への影響を主に調査した。本事業では、粒子状物質のみを対象に行った。

### 3.2.2 実験対象家屋

対象家屋は H29 事業と同様の集合住宅（茨城県那珂郡東海村）、戸建住宅（福島県大熊町、双葉町）であり、表 3.4 にそれらの簡単な特徴を示す。住宅名は H29 事業の住宅名と合わせており、アルファベット順になっていない。体積表面積比（部屋の大きさ）の違いによる沈着率への影響を調査するため、同じ家屋内で床材は同じで大きさの異なる部屋も対象とした（表 3.4 の集合 A'）。

表 3.4 各住宅の特徴のまとめ

住宅名	建築年	造	床材	部屋の大きさ	家具の有無
集合 A	1994	鉄筋コンクリート造	フローリング	約 6 畳	有/無
集合 A'	1994	鉄筋コンクリート造	フローリング	約 10 畳	無
集合 C	1975	鉄筋コンクリート造	畳	約 6 畳	無
福島 1*	1993	木造戸建	畳	約 4.5 畳	有
福島 2*	2001	木造戸建	フローリング	約 10 畳	有
福島 3*	1995	木造戸建	フローリング	約 6 畳	有

\*対象とした部屋は地震等による損傷（ひび、窓の損傷）を目視では確認できなかった。

### 3.2.3 実験方法と自然換気率、沈着率、浸透率、空気清浄機の除去率の決定方法

#### (1) 実験方法

沈着率と浸透率に関する実験は Thatcher et al. (2003) の実験手法を基に行った。沈着率を求める場合、ホウキで約 1 分間床を掃くと同時にエアロゾル発生器（ATM-226, KANOMAX Co., 流量: 1 L min<sup>-1</sup>, エアロゾルソース: Di-Ethyl-Hexyl-Sebacat）を約 30 秒間稼働させて、屋内のエアロゾル濃度が高い環境を作り、その後約 3 時間のエアロゾル濃度の時間変化を計測した。第 2 章で示したように、H29 事業ではホウキを用いてエアロゾルを再浮遊させていた。しかしながらこの手法では、粒径 0.3~1 μm の粒子が再浮遊しにくく、その粒径の沈着率の推定精度が悪かった。推定精度を改善するため、エアロゾル発生器を用いて、小粒径のエアロゾル濃度も人為的に上昇させた。エアロゾルの凝集による沈着率の過大評価を避けるため、エアロゾル濃度が 10<sup>4</sup> m<sup>-3</sup> を超えないように発生量を調整した。浸透率を求める場合、空気清浄機を稼働させ（風量: 5.3 m<sup>3</sup> min<sup>-1</sup>）、屋外よりも屋内のエアロゾル濃度を大幅に低減させた。空気清浄機はタイマーにより 1 時間で電源が切れるようにし、その後約 3 時間のエアロゾル濃度の時間変化を計測した。空気清浄機の除去率を求める実験は、浸透率を求める実験とほとんど同じである。任意の風量で空気清浄機を 2 時間稼働させた。空気清浄機稼働時のエアロゾル濃度の時間変化を計測した。沈着率、浸透率、空気清浄機の除去率を決定する際、実験中の自然換気率が必要である。自然換気率を決定するために、JIS1406(1974)に基づき、エアロゾル測定部屋の中央付近で CO<sub>2</sub> を散布し、その後の CO<sub>2</sub> 濃度の時間変化を計測した。

屋内外の CO<sub>2</sub> 濃度は T&D 社製のおんどとり TR-76Ui（以下、おんどとり）、屋内外のエアロ

ゾル濃度は日本カノマックス社製のレーザーパーティクルカウンタ MODEL3886 と TSI 社製のオプティカルパーティクルサイザー (OPS) を用いて測定した。環境因子として、屋外の風向風速 (地上高さ 2m)、屋内外の温度も同時に測定した。風向風速計はなるべく周囲に建物、樹木がない場所を選んだ。部屋の間取り、測定器の配置、測定環境の写真を付録 3 に示す。

実験を行う間は人の出入りが無く、人の行動による実験値への影響は無い。

## (2) 自然換気率の決定方法

屋内の CO<sub>2</sub> 濃度の時間変化は以下の式で表される。

$$\frac{dC_I}{dt} = \lambda_e(C_O - C_I) \quad (3.21)$$

$C_I$  : 屋内の CO<sub>2</sub> 濃度 (ppm)

$C_O$  : 屋外の CO<sub>2</sub> 濃度 (ppm)

$\lambda_e$  : 自然換気率 (h<sup>-1</sup>)

測定された CO<sub>2</sub> 濃度変化と式 (3.21) の計算値の差の二乗和が最小になるように自然換気率  $\lambda_e$  を決定した。

## (3) 沈着率の決定方法

屋内のエアロゾル濃度の時間変化は以下の式で表される。

$$\frac{dC_I}{dt} = -(\lambda_e + \lambda_d)C_I + P_e\lambda_e C_O \quad (3.22)$$

$C_I$  : 屋内のエアロゾル濃度 (m<sup>-3</sup>)

$C_O$  : 屋外のエアロゾル濃度 (m<sup>-3</sup>)

$\lambda_e$  : 自然換気率 (h<sup>-1</sup>)

$\lambda_d$  : 沈着率 (h<sup>-1</sup>)

$P_e$  : 浸透率 (-)

沈着率  $\lambda_d$  を決定する際、自然換気率  $\lambda_e$  は CO<sub>2</sub> を用いて決定した値とした。実験では、屋内のエアロゾル濃度が高い環境であるため、エアロゾル濃度の時間変化は屋内での沈着項が支配的になり、外からの侵入項 (式 (3.22) の右辺第 2 項) の影響は小さくなる。そのため、外からの侵入項を 0 とし、測定されたエアロゾル濃度変化と式 (3.22) の計算値の差の二乗和が最小になるように沈着率  $\lambda_d$  を決定した。

## (4) 浸透率の決定方法

浸透率  $P_e$  を決定する際、自然換気率  $\lambda_e$  は CO<sub>2</sub> を用いて決定した値とした。空気清浄機を用いて屋内のエアロゾル濃度を屋外よりも大幅に低減させたため、エアロゾル濃度の時間変化は外からの侵入項が支配的になり、屋内での沈着項 (式 (3.22) の  $\lambda_d C_I$ ) の影響は小さくなる。そのため、 $\lambda_d=0$  とし、測定されたエアロゾル濃度変化と式 (3.22) の計算値の差の二乗和が最小になるように浸透率  $P_e$  を決定した。

### (5) 空気清浄機の除去率の決定方法

空気清浄機稼動時の屋内のエアロゾル濃度の時間変化は以下の式で表される。

$$\frac{dC_I}{dt} = -(\lambda_e + \lambda_d)C_I + P_e\lambda_e C_O - P_c\lambda_c C_I \quad (3.23)$$

$C_I$  : 屋内のエアロゾル濃度 ( $\text{m}^{-3}$ )

$C_O$  : 屋外のエアロゾル濃度 ( $\text{m}^{-3}$ )

$\lambda_e$  : 自然換気率 ( $\text{h}^{-1}$ )

$\lambda_d$  : 沈着率 ( $\text{h}^{-1}$ )

$P_e$  : 浸透率 (-)

$\lambda_c$  : 空気清浄機の循環率 ( $\text{h}^{-1}$ )

$P_c$  : 空気清浄機の除去率 (-)

空気清浄機の除去率  $P_c$  を決定する際、自然換気率  $\lambda_e$  は  $\text{CO}_2$  を用いて決定した値、沈着率  $\lambda_d$  と浸透率  $P_e$  は今までの実験で得られた値を使用した。循環率  $\lambda_c$  はメーカー提示の風量に部屋の体積を除することで決定した。測定されたエアロゾル濃度変化と式 (3.23) の計算値の差の二乗和が最小になるように除去率  $P_c$  を決定した。

### 3.2.4 測定結果①

#### (1) 沈着率

測定結果の例として、集合 C でのエアロゾル濃度の時間変化を図 3.15 に示す。なお、集合 A 及び戸建住宅も集合 C と同様のエアロゾル濃度の時間変化を示した。屋内でのエアロゾル濃度はエアロゾル発生直後に鋭いピークを持ち、そのあとは時間とともに指数関数的に減少した。H29 事業の実験結果とは異なり、 $0.3\sim 1\ \mu\text{m}$  のエアロゾル濃度も上昇し、エアロゾル発生直後の屋内エアロゾル濃度はどの粒径範囲に対しても屋外エアロゾル濃度に比べて 5 倍以上となった。沈着率を求めるために使用したエアロゾル濃度の時間帯は、エアロゾル濃度が部屋中で均一であると考えられる、エアロゾル発生後の 30 分後から 90 分間とした。

#### (2) 浸透率

測定結果の例として、集合 C でのエアロゾル濃度の時間変化を図 3.16 に示す。なお、集合 A 及び戸建住宅も集合 C と同様のエアロゾル濃度の時間変化を示した。 $3\ \mu\text{m}$  以上のエアロゾル濃度は測定値の下限值以下となっていたため、解析対象から外した。屋内でのエアロゾル濃度は空気清浄機を稼動させることにより減少し、空気清浄機の電源が切れた後は時間とともにエアロゾル濃度が上昇した。浸透率を求めるために使用したエアロゾル濃度の時間帯は、エアロゾル濃度の立ち上がり部分（空気清浄機の電源が切れた直後から 90 分間）とした。

#### (3) 空気清浄機の除去率

測定結果の例として、集合 C でのエアロゾル濃度の時間変化を図 3.17 に示す。なお、集合 A も集合 C と同様のエアロゾル濃度の時間変化を示した。屋内でのエアロゾル濃度は空気清浄機を稼動させることにより減少し、その減少速度は空気清浄機の循環率（風量）に依存した。空気清浄機の除去率を求めるために使用したエアロゾル濃度の時間帯は、空気清浄機稼動後のエアロゾル濃度の減少部分とした。

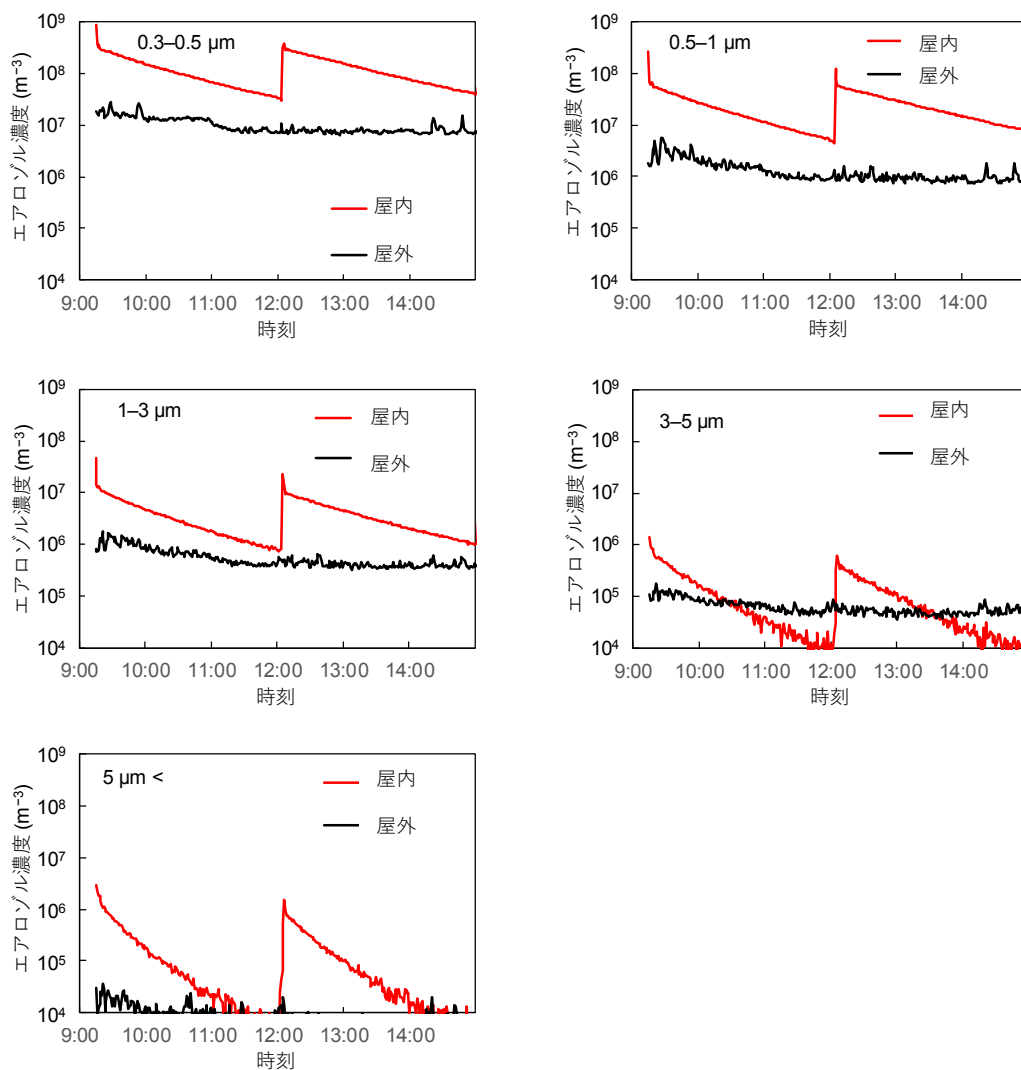


図 3.15 集合 C での沈着率に関する実験時のエアロゾル濃度の時間変化。9 時 15 分と 12 時 15 分に粒子を発生させた。

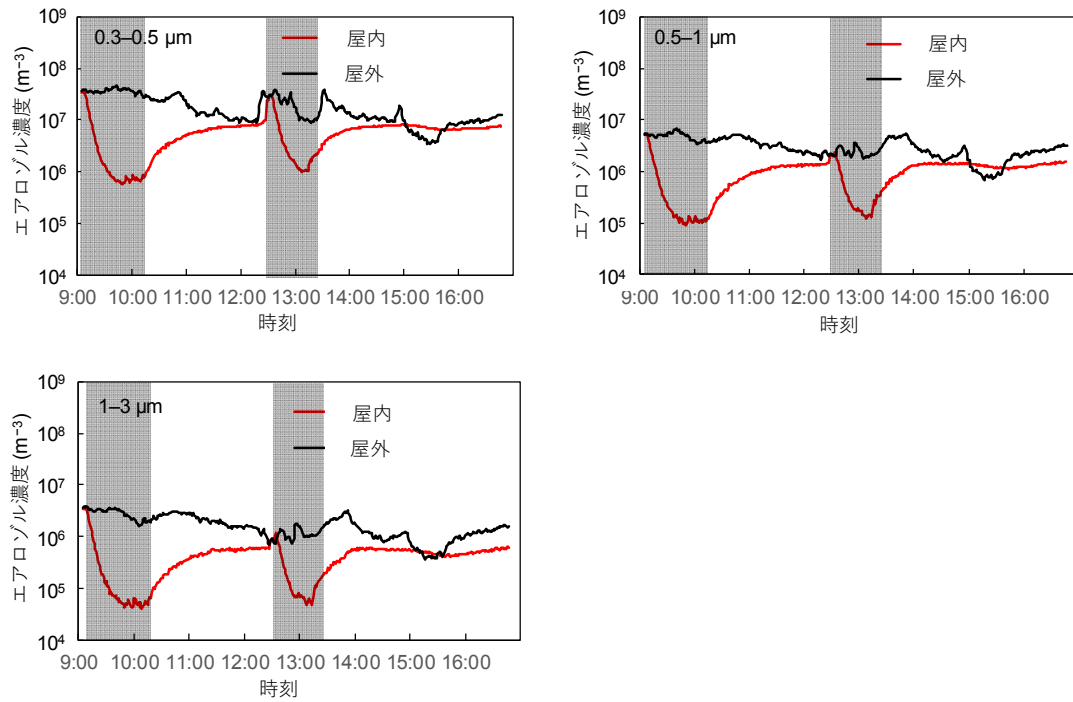


図 3.16 集合 C での浸透率に関する実験時のエアロゾル濃度の時間変化。影部が空気清浄機稼動時。

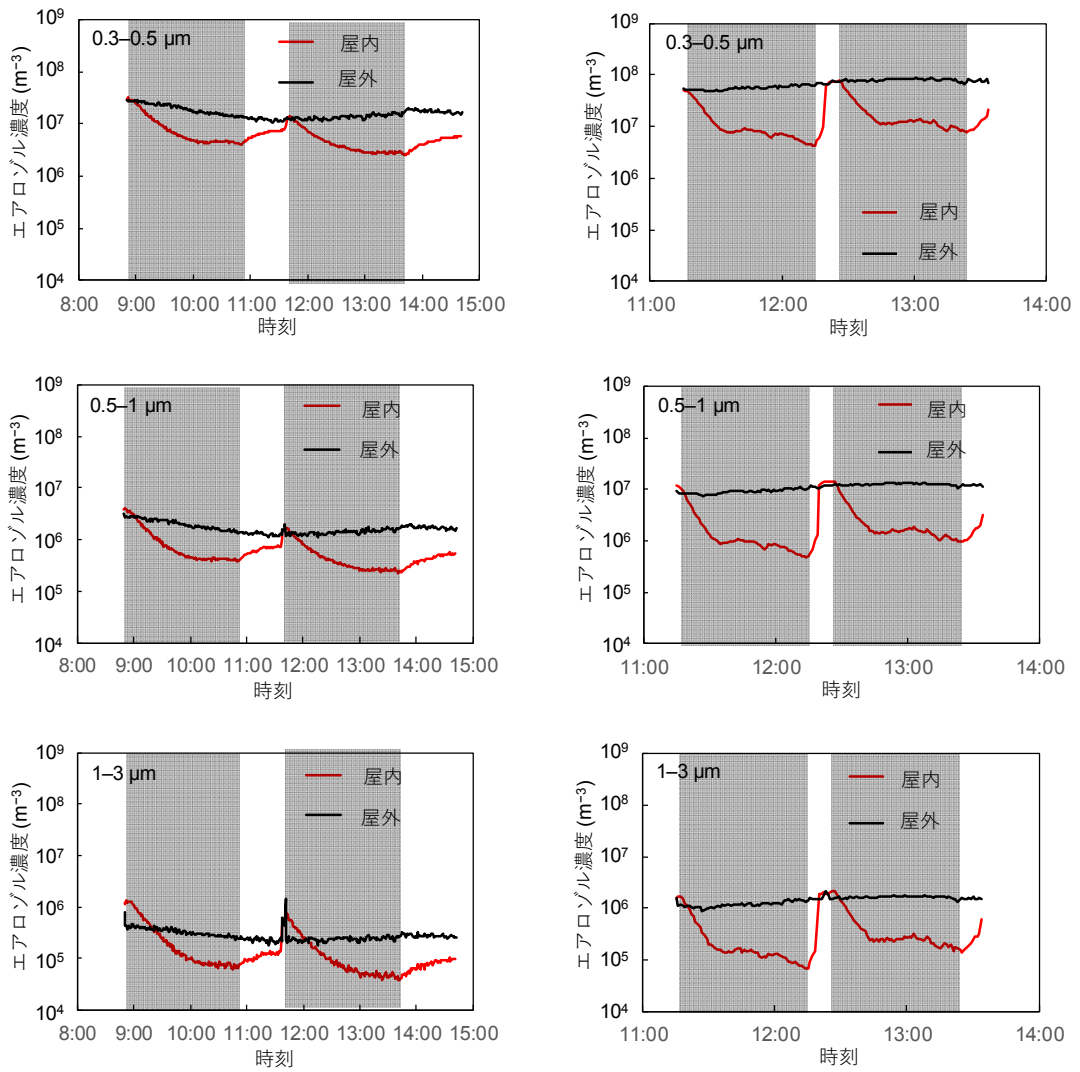


図 3.17 集合 C での空気清浄機の除去率に関する実験時のエアロゾル濃度の時間変化 (1/2)。影部が空気清浄機稼動時。左列が循環率  $2.6 \text{ h}^{-1}$ ，右列が循環率  $13.5 \text{ h}^{-1}$ 。



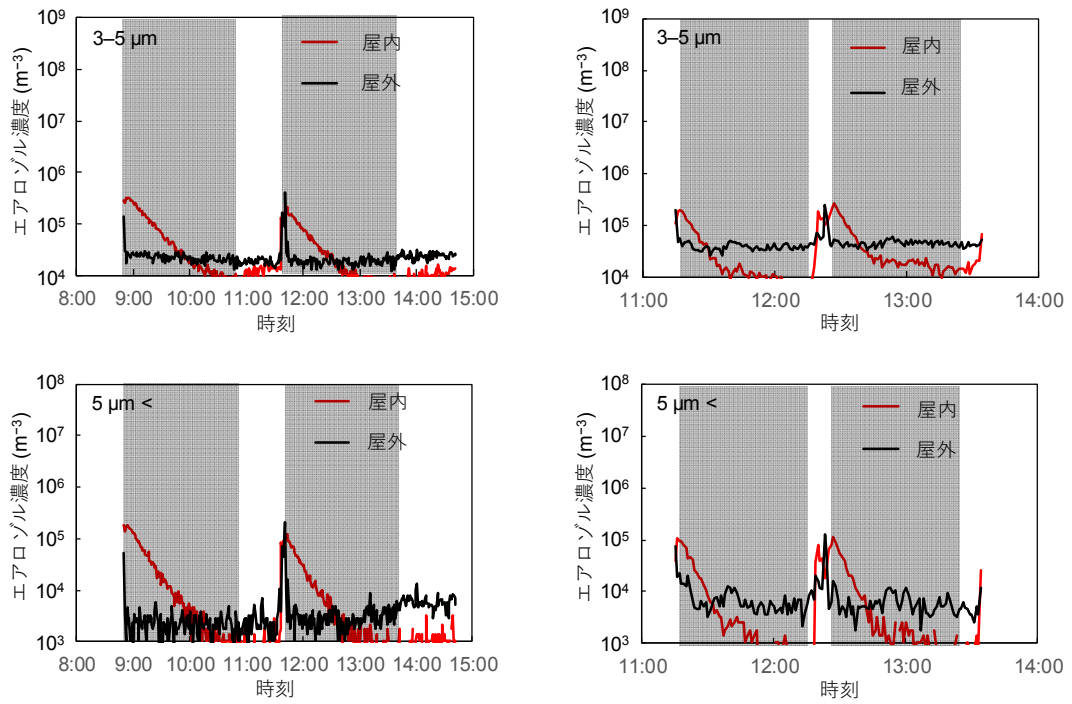


図 3.17 集合 C での空気清浄機の除去率に関する実験時のエアロゾル濃度の時間変化 (2/2)。影部が空気清浄機稼動時。左が循環率  $2.6 \text{ h}^{-1}$ , 右が循環率  $13.5 \text{ h}^{-1}$ 。

### 3.2.5 測定結果② 変動要因の検討

#### (1) 沈着率

沈着率と粒径の関係を図 3. 18 に、沈着率と自然換気率の関係を図 3. 19 に示す。図 3. 18 (a)は両方の部屋 (6 畳) で家具が無い状態であり、床材の違いによる沈着率の違いを示し、図 3. 18 (b)は同じ部屋で家具の有無による沈着率の違いを示し、図 3. 18 (c)は同じ建物と床材で部屋の大きさによる沈着率の違いを示し、図 3. 18 (d)は戸建住宅間の沈着率の違いを示している。

図 3. 18 (a)を見ると、粒径  $1\ \mu\text{m}$  以上の粒子では沈着率の違いは見られなかったものの、粒径  $1\ \mu\text{m}$  以下の粒子では沈着率は畳の部屋のほうで小さい傾向が見られた。図 3. 18 (b)を見ると、家具がある場合に沈着率が全体的に大きく、粒径  $1\ \mu\text{m}$  以下の粒子で 4 倍程度、粒径  $1\ \mu\text{m}$  以上の粒子で 1.5 倍程度の違いがみられた。図 3. 18 (c)を見ると、どの粒径においても沈着率の違いはみられなかった。図 3. 18 (d)を見ると、住宅ごとに沈着率は異なっており、粒径が小さいほど沈着率の差が大きく、粒径が大きいほど沈着率の差が小さかった。図 3. 19 に示されるようにどの条件においても沈着率と自然換気率との依存性は見られなかった。

図 3. 18 (a)～(d)で見られた床材の違い、家具の有無の違い、部屋の大きさによる違い、戸建住宅の違いによる沈着率への影響を説明するために、エアロゾルの捕集過程を把握する必要がある。エアロゾルの捕集過程には、ブラウン拡散による拡散沈着、さえぎりによる捕集、慣性衝突、重力沈降、電気泳動や熱泳動による捕集等が存在するとされている (伊藤他, 2011)。ブラウン拡散による拡散沈着は粒径  $1\ \mu\text{m}$  以下の粒径で顕著となり、さえぎりによる捕集は特に捕集面に繊毛等の微細構造が存在する場合に、サブミクロン粒子がそれ自身の半径距離まで沈着面に近づいた際に捕集される現象である。粒径  $1\ \mu\text{m}$  以上の粒子では、粒子自身に働く慣性力が相対的に大きくなり、慣性衝突、重力沈降の影響が大きくなるとされている。特に床材の違いによる床面粗さ (粗度) の違いは、さえぎりによる捕集に影響を与えうる。また、サブミクロン粒子の沈着速度は静電気力の影響を受けると報告されており (Opiolka et al., 1994; Otani et al., 1989; 山下他, 1991)、床材ごとの帯電のしやすさも沈着率に影響を与える可能性がある。

図 3. 18 (a)で見られた床材の違いによる沈着率の違いを述べる。今回対象とした家屋のフローリングは、粗度を測定してはいないものの、畳よりも平滑であると考えられる。それ故、沈着率は畳の部屋で大きくなることが予想された。しかしながら図 3. 18 (a)に示されるように、沈着率はフローリングの部屋で大きい傾向が見られた。この理由を明確に説明することはできないものの、実験結果の特徴として、(1)サブミクロン粒子では沈着率が異なっていること、(2) $1\ \mu\text{m}$  以上の粒子では沈着率がほぼ同じであることが挙げられる。この 2 点は電荷の違いによる沈着率の違いと同様の傾向であることを踏まえると、床材の帯電しやすさの違いが沈着率に影響を与えた可能性が考えられる。

図 3. 18 (b)～(d)で見られた家具の有無の違い、部屋の大きさによる違い、戸建住宅の違いによる沈着率の違いを説明するために、主に体積表面積比の違いを把握する必要がある。屋内の沈着率は、床面、壁面、天井面へのそれぞれの沈着速度 ( $\text{m s}^{-1}$ ) と各面の面積を掛け、部屋の体積で除したもので表される (Lai and Nazaroff, 2000)。それ故、沈着率は部屋の体積表面積比と各面の面積に依存すると考えられる。集合 A では、今回使用した家具が存在することによる体積表面積比の増加は約 1.2 倍、最も大きな沈着量であると考えられる床面と平行な面 (天井面方向は除く) の面積の増加は約 1.9 倍である。集合 A の家具の一つは二段ベッドであり、他の家具に比べて床面と平行な面の面積の増加が大きい。集合 A の部屋の大きさ (6 畳と 10 畳) の違いによる体積表面積比の違いは約 1.1 (6 畳/10 畳)、床面と平行な面の面積の違いは約 0.76 (6 畳/10 畳) であった。今回対象とした戸建住宅に対して、家具があることによる体積の減少及び表面積の増加も考慮したうえでの体積表面積比の住宅間の違いは最大で 1.3 程度 (福島 1/福島 2) であった。今回対

象とした戸建住宅に設置されてあった家具は、ほとんどがタンスなどであり、その家具が設置されても床面と平行な面の面積はほとんど増加しない。それ故、今回対象とした戸建住宅間の床面と平行な面の面積の違いは部屋の広さに依存し、最大で2.2程度（福島1/福島2）であった。

図3.18 (b)に示されるように、集合Aでの家具の有無による沈着率の違いは、測定誤差以上であり、有意な違いが見られた。一方、家屋は異なるが、同じ床材であり、同じ部屋の大きさである集合A（図3.18 (b)の家具なし）と家具が設置されている福島3（図3.18 (d)）を比較すると、測定誤差の範囲内で一致していた。今回の結果では、二段ベッドのように床面と平行な面の面積を増加させる家具が存在する場合には沈着率に影響を与えた一方で、タンスのように床面と平行な面の面積をほとんど増加させない家具が存在する場合には沈着率に大きな影響を与えなかった。

しかしながら図3.18 (c)に示されるように、部屋の大きさの違い（部屋が大きくなることによる床面と平行な面の面積の増加）は、今回の結果では沈着率にほとんど影響を与えなかった。理論的には、体積表面積比が小さくなると（部屋の大きさが大きくなると）、沈着率は小さくなる。図3.18 (d)の戸建住宅での沈着率の結果を見ると、福島2と福島3では部屋の大きさが大きくなると沈着率は小さくなる傾向が見られたものの、福島1は対象とした部屋の中で最も部屋の大きさが小さいにも関わらず、沈着率は最も小さかった。福島1は他の戸建とは異なり、床材は畳であり、図3.18 (a)で示した床材が畳の集合Cと沈着率は同様の値であった。床材の違いによる沈着率への影響のほうが、体積表面積比の違いによる沈着率への影響よりも大きく生じた可能性がある。

床材の違い、部屋の大きさの違い、家具の有無による沈着率への影響を実家屋で調査し、各因子の沈着率への影響は見られた。しかしながら、実家屋では各因子を分けて調査することは難しく、今回得られた結果は因子が複合的に影響しあったと考えられ、各因子がどの程度沈着率に影響を及ぼすかまでは調査できていない。

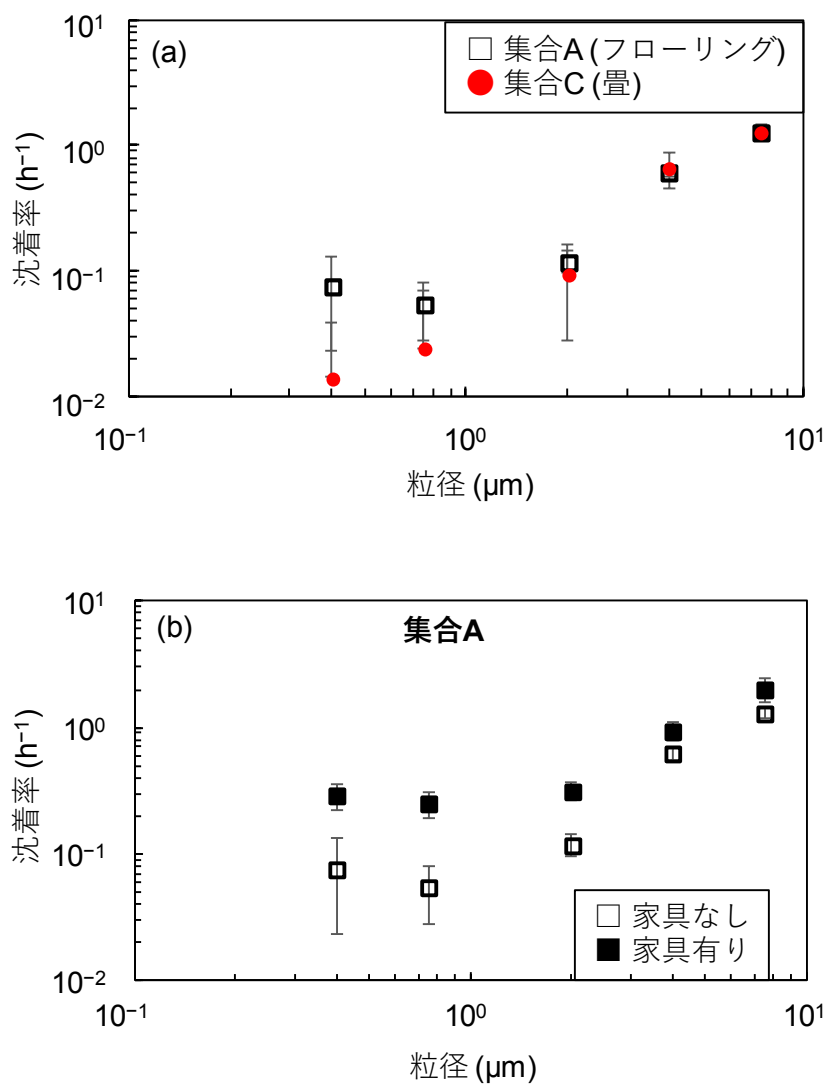


図 3.18 粒子状物質の粒径ごとの沈着率 (1/2)。沈着率は全実験の平均値と標準偏差を示す。(a) 床材の違い、(b) 家具の有無による違い、(c) 部屋の大きさによる違い、(d) 戸建住宅での結果。

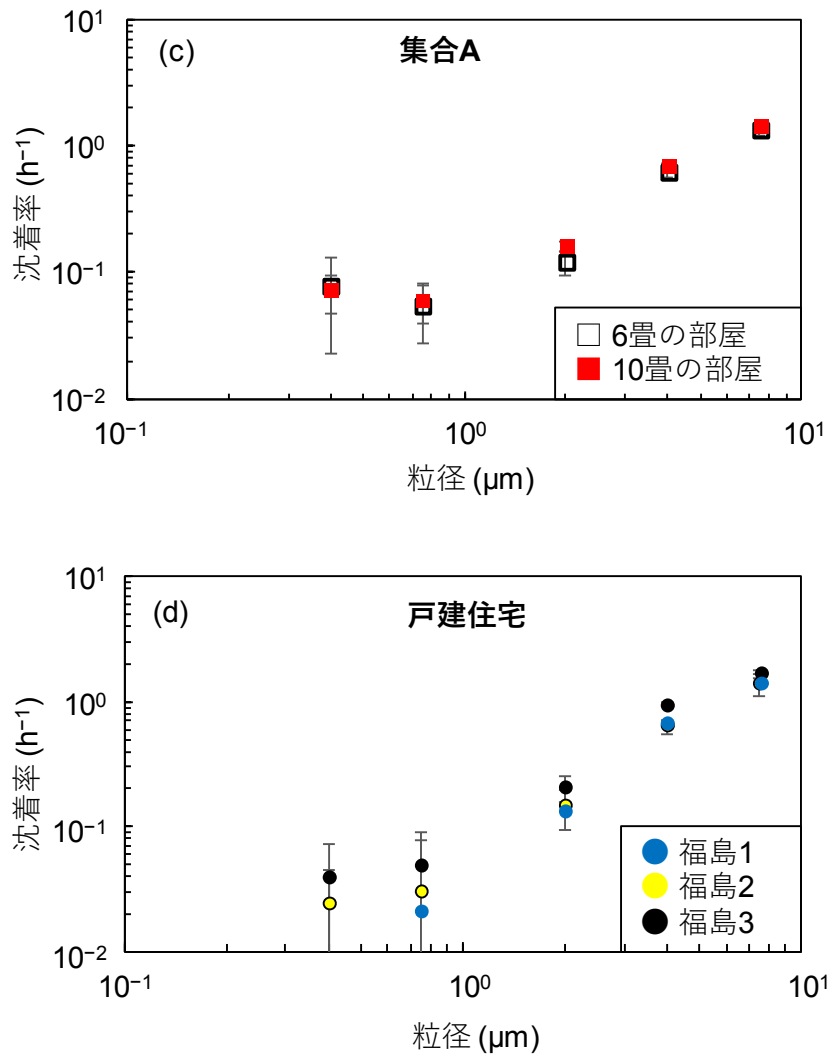


図 3.18 粒子状物質の粒径ごとの沈着率 (2/2)。沈着率は全実験の平均値と標準偏差を示す。(a) 床材の違い、(b) 家具の有無による違い、(c) 部屋の大きさによる違い、(d) 戸建住宅での結果。

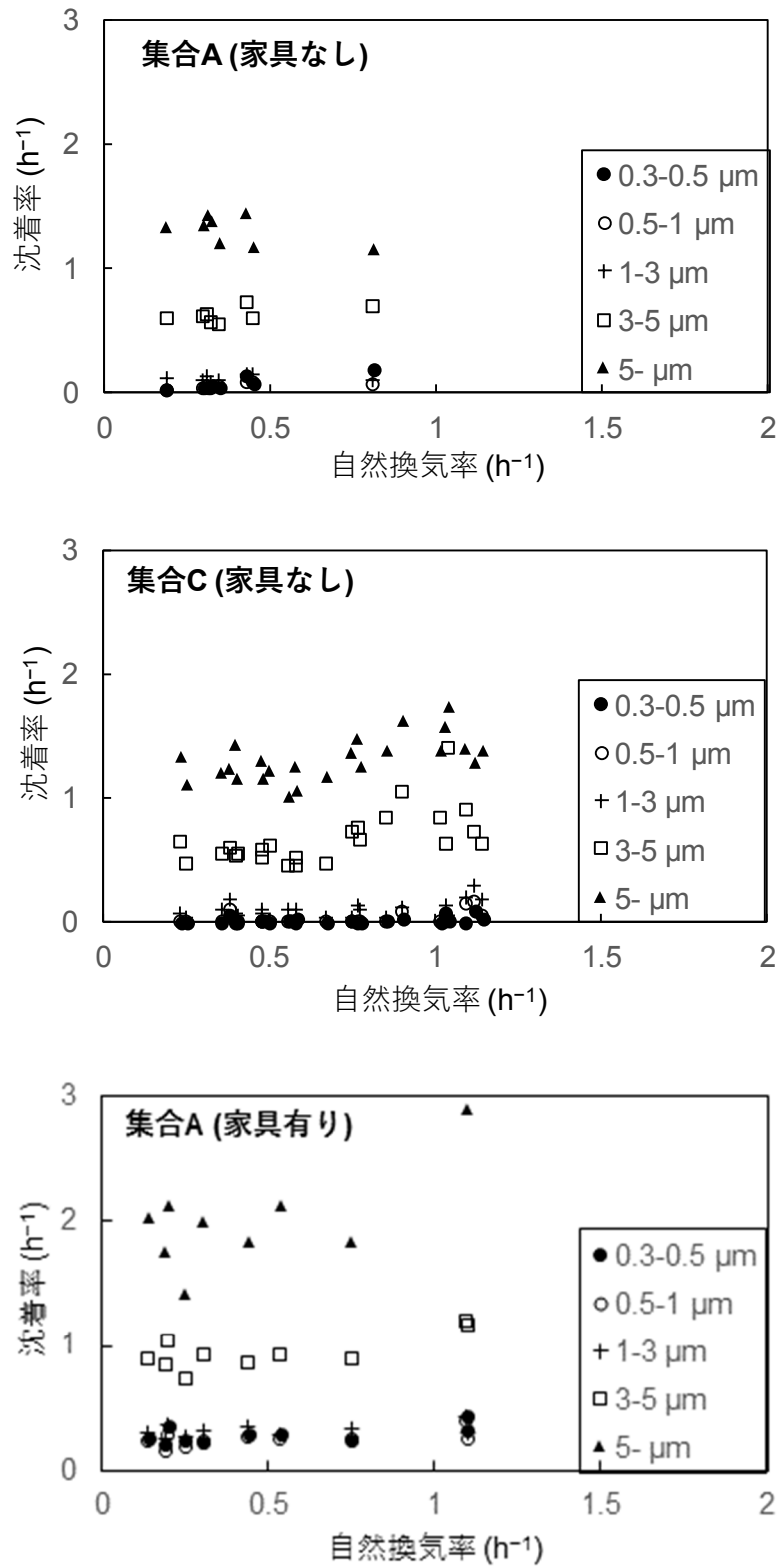


図 3.19 粒子状物質の沈着率と自然換気率の関係。実験毎にプロットしたもの。

## (2) 浸透率

図 3.20 に浸透率と自然換気率の関係を示す。図 3.20 は H29 事業の成果に本年度の事業の結果を追加したものである。粒径 0.3–3  $\mu\text{m}$  の粒子では、浸透率は自然換気率によって異なり、0.5–1 の値であった。浸透率と自然換気率の関係を見ると、自然換気率が  $1\text{h}^{-1}$  以上では浸透率が概ね 1 であり、 $1\text{h}^{-1}$  以下では自然換気率が小さくなるにつれ、浸透率も小さい。これらの傾向は集合住宅のみならず戸建住宅でも見られ、浸透率と自然換気率の関係式に大きな違いは見られなかった。自然換気率の範囲は住宅によって異なるものの、自然換気率を決定することができれば、同じ浸透率と自然換気率の関係式を用いることで浸透率を求めることができることを示している。

Liu and Nazaroff (2001)によると、浸透率は隙間の材質に依存すると報告されている。今回対象とした家屋の主な侵入口は窓、ドア、換気口が考えられる。これらの材質はどの家屋においても概ね同じであり、今回の実験では材質による違いが見られなかったと考えられる。Thatcher et al. (2003)によると、浸透率は家屋に依存すると報告されている。Thatcher et al. (2003)は自然換気率の異なる 2 家屋で浸透率を求める実験を行った。浸透率は自然換気率の大きい家屋で大きく、本実験と同様の結果であった。隙間の材質については言及されていないものの、浸透率が家屋間で異なった要因の一つとして、自然換気率が家屋間で異なっていたためであると考えられる。

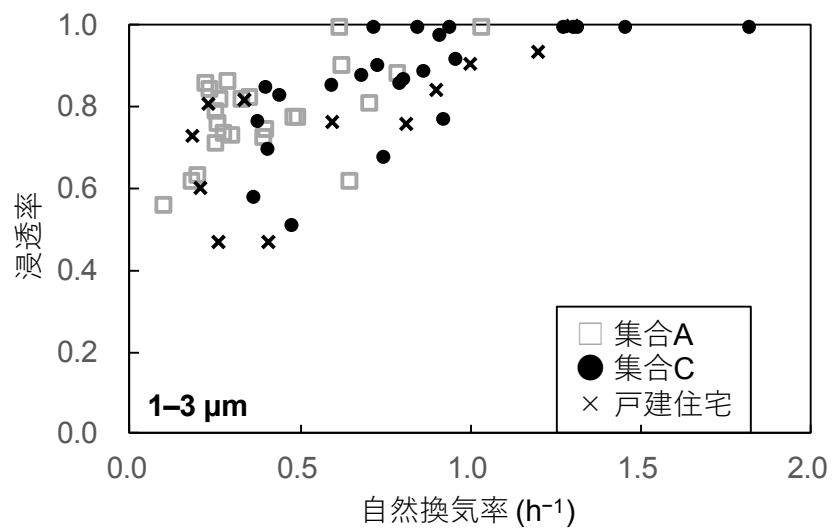
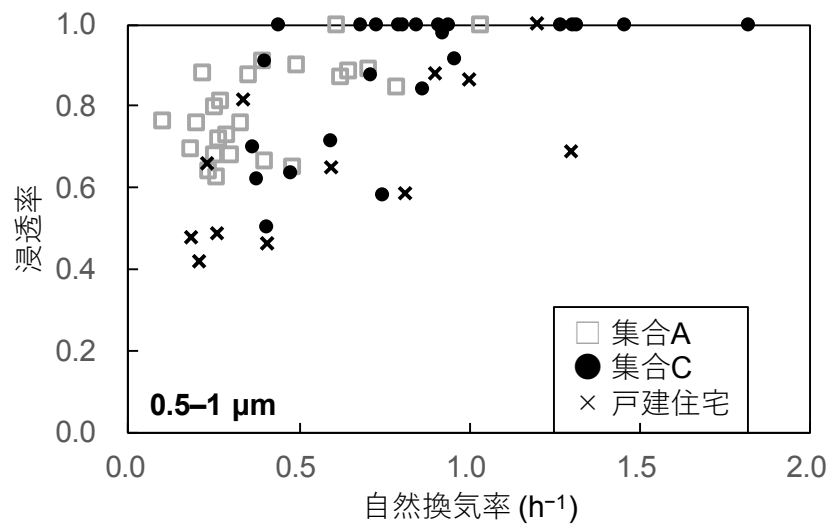
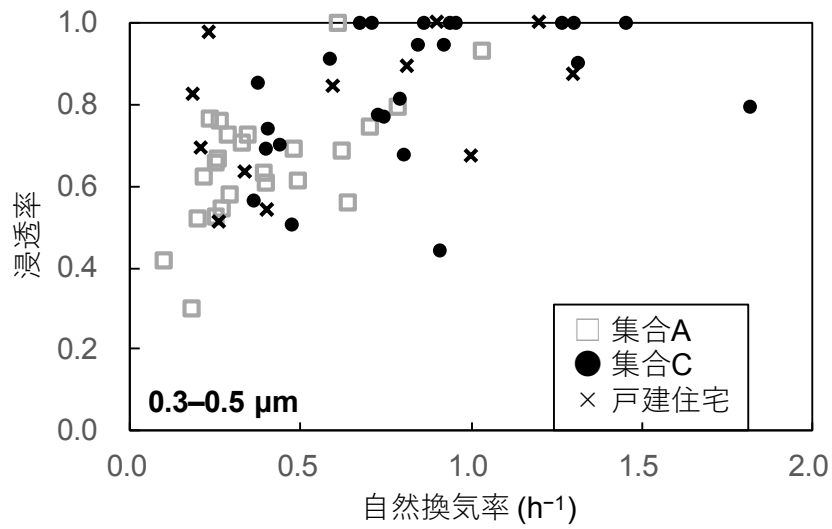


図 3.20 粒子状物質の浸透率と自然換気率の関係。実験毎にプロットしたもの。



### (3) 空気清浄機の除去率

循環率毎の除去率と粒径の関係を図 3. 21 に、循環率毎の除去率と自然換気率の関係を図 3. 22 に、粒径ごとの除去率と循環率の関係を図 3. 23 に示す。粒径が大きいほど除去率は大きく、循環率が小さい場合では粒径 1  $\mu\text{m}$  以上の粒子の除去率は 1 に近い値をとり、空気清浄機を通過するとほとんどの粒子を捕集できることを示している (図 3. 21)。この除去率の粒径依存性は HEPA フィルターの粒径ごとの捕集効率 (NUREG/CR-6410) と同様であった。空気清浄機の循環率の違いによる除去率を見ると、循環率が大きいほど除去率はどの粒径でも小さくなる傾向であった (図 3. 23)。粒径が大きくなると、ある循環率までは 1 に近い値をとり、その後は循環率が大きいほど直線的に減少する傾向が見られた。図 3. 22 より、除去率の実験毎の違いは見られなかった。また、部屋の違いによる除去率の違いも見られなかった (図 3. 22 の循環率 13.5  $\text{h}^{-1}$ )。

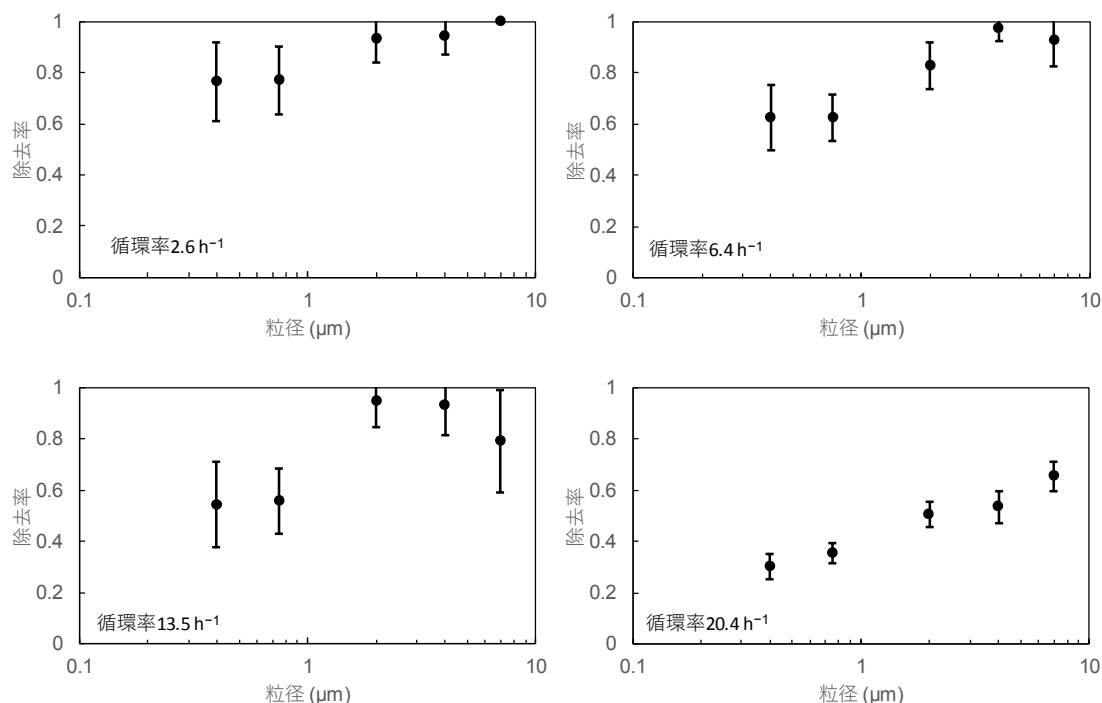


図 3. 21 粒子状物質の粒径ごとの空気清浄機の除去率。全実験の平均値をプロットしたもの。

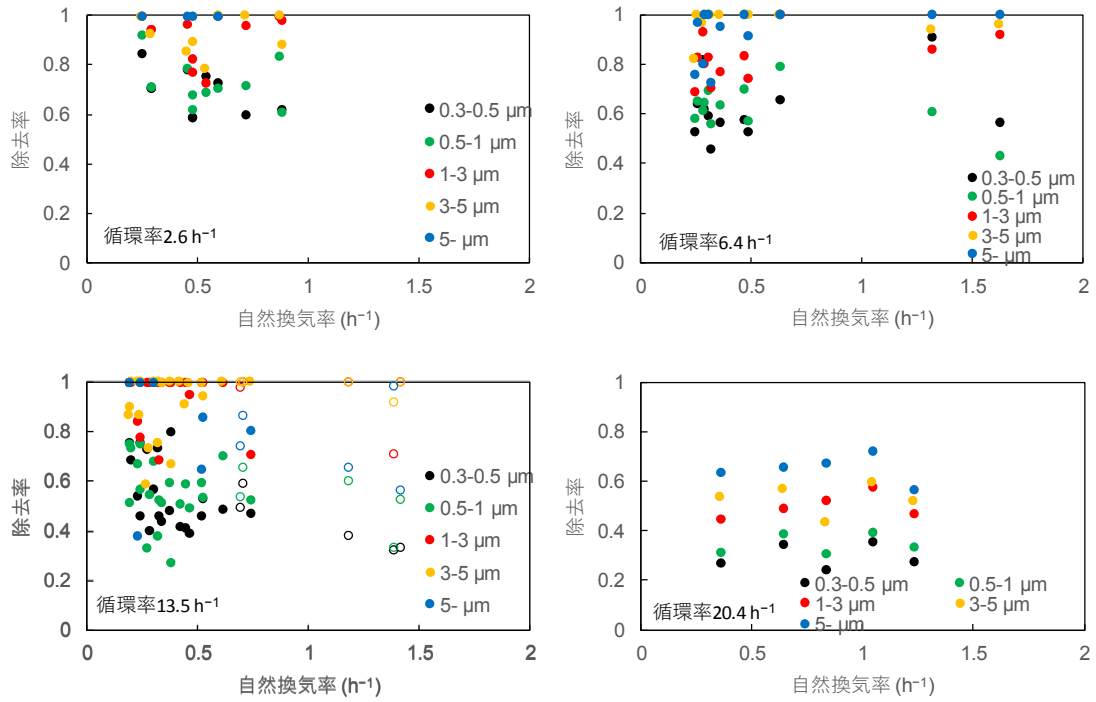


図 3.22 粒子状物質の空気清浄機の除去率と自然換気率の関係。実験毎にプロットしたもの。塗りつぶしは集合 A での値、白抜きは集合 C での値。

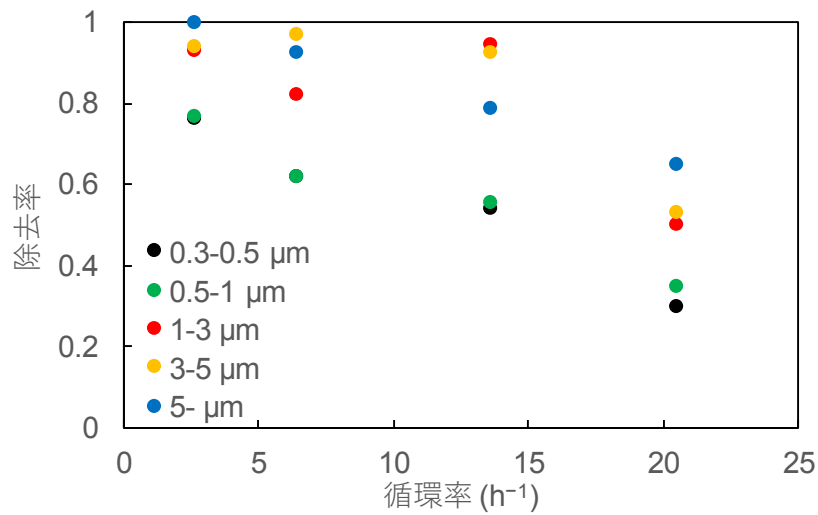


図 3.23 粒子状物質の空気清浄機の除去率と循環率の関係。全実験の平均値をプロットしたもの。

### 3.2.6 ラボ実験結果との比較

#### (1) 沈着率

H29 事業で、沈着率は体積表面積比の補正をすることで、ラボ実験値が実家屋での値に近づくことが示された。そこで、本年度の事業で得られたラボ実験での沈着率を実家屋の体積表面積比に補正した。ラボ実験で使用したチャンバーの体積表面積比は  $12.5 \text{ m}^{-1}$  であり、実家屋の体積表面積比は約  $2.1 \text{ m}^{-1}$  であるため、ラボ実験値 (図 3.3) を 6 で割ることで、実家屋と同じ体積表面積比に補正した (図 3.24)。補正後の沈着率 (粒径  $0.3 \mu\text{m}$ ) は  $0.01 \sim 0.1 \text{ h}^{-1}$  の値をとり、実家屋実験と同様の範囲であった。H29 事業と大きさの異なるチャンバーを用いても、同様の体積表面積比補正を行うことで、実家屋への沈着率に近づくことが示された。ラボ実験のように小さいチャンバーを用いた実験で得られた沈着率を実家屋に適用する際には、体積表面積比補正を最低限行う必要があることがいえる。実家屋実験での粒子の価数は不明であるが、粒径  $0.3 \mu\text{m}$  の畳に対する沈着率はフローリングに対する沈着率よりも大きい傾向であった。一方、図 3.24 の価数の小さな値に対する沈着率は畳のほうが大きな値を示している。この理由を明確に説明することはできないものの、実家屋実験の部分で述べたように、床材の帯電しやすさの違いが実家屋での沈着率に影響を与えた可能性が考えられる。

#### (2) 浸透率

ラボ実験と実家屋実験で得られた沈着率と自然換気率の関係を図 3.25 に示す。H29 事業と同様に両実験とも浸透率は自然換気率が大きいほど 1 に近づく傾向が見られた。ラボ実験値は実家屋実験値と誤差の範囲で一致したものの、H29 事業と同様にラボ実験値は実家屋実験値よりも小さい値をとっていた。この要因として、第 2 章でも述べたように、①実家屋ではラボ実験で対象としていない隙間による粒子の侵入があったこと、②換気率が同じであっても隙間を通る流速は部屋の体積が大きいほど大きくなるため、隙間を通る流速がラボ実験値と実家屋実験値で異なっており、浸透率が異なっていたことが考えられる。

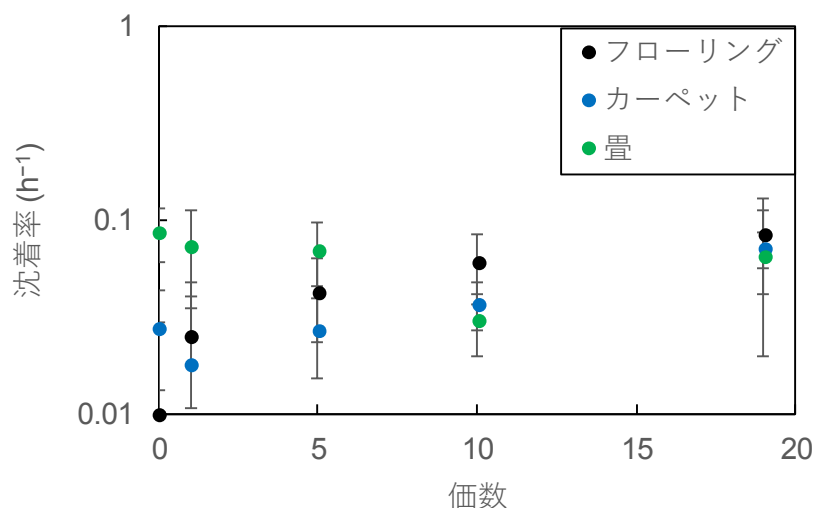


図 3.24 ラボ実験で得られた沈着率 (粒径  $0.3 \mu\text{m}$ ) と価数の関係。ラボ実験値を実家屋と同様の体積表面積比に換算するため、図 3.3 の値全体を 6 で除した。

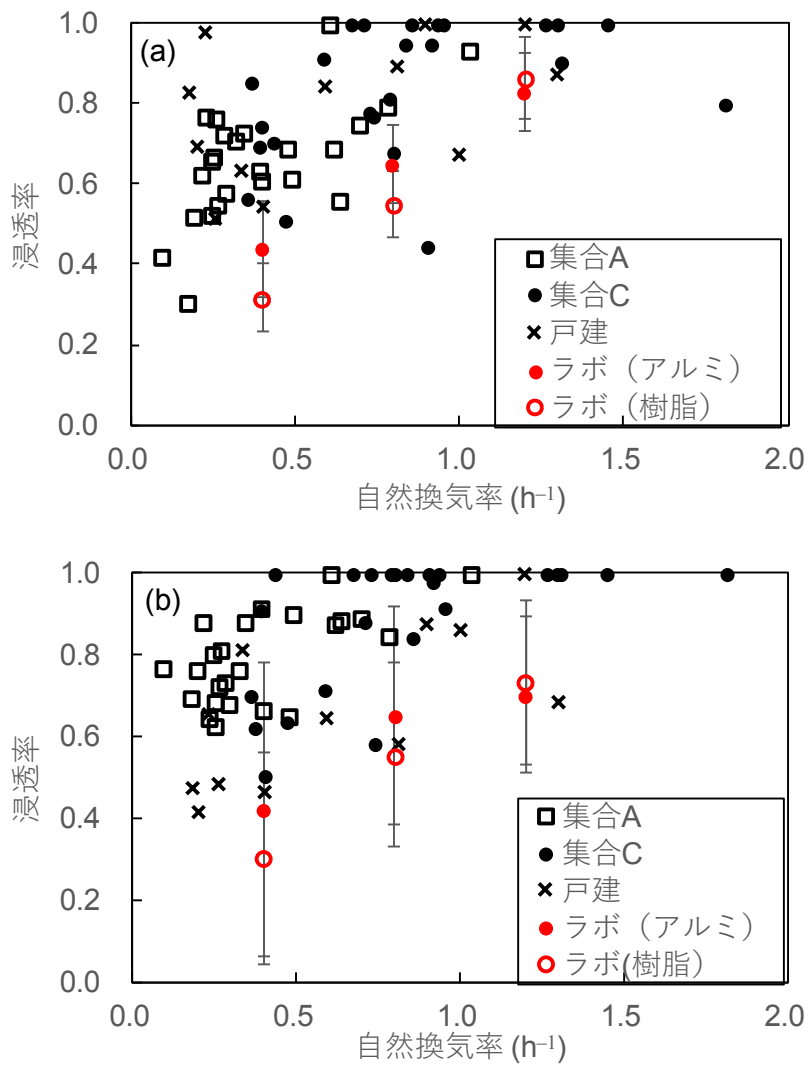


図 3.25 ラボ実験と実家屋実験で得られた浸透率と自然換気率の関係の比較。(a) 粒径  $0.3 \mu\text{m}$ 、(b) 粒径  $0.5 \mu\text{m}$ 。

### 3.3 吸入被ばく低減効果の解析

#### 3.3.1 条件設定

本年度は、H29 事業と同様の CP モデルに空気清浄機の影響を加えたものを用いて屋内退避による吸入被ばく低減効果の解析を行った。原子力発電所事故時に想定する核種は I-131 であり、ヨウ素の化学形態を元素状ヨウ素 ( $I_2$ )、有機状ヨウ素 ( $CH_3I$ )、粒子状ヨウ素の三種類に分類して解析を行った。H29 事業では、他に放出される核種も含めて計算を行ったが、I-131 のみの場合と計算結果がほとんど変わらなかったため、本報告書でも I-131 のみを対象とした。

本事業では屋内退避による吸入被ばくの低減効果を表す尺度として線量比（以下、被ばく低減係数）を用いた。被ばく低減係数の定義は核種  $i$  のプルーム通過開始時刻から時刻  $t$  までの積算吸入量 ( $S_i(t)$ ) に吸入摂取による甲状腺等価線量または実効線量への換算係数 ( $e_i$ ) をかけた値の屋内と屋外の比  $D_{in}(t)/D_{out}(t)$  である。

$$\frac{D_{in}(t)}{D_{out}(t)} = \frac{\sum_i S_{i,in}(t) \cdot e(i)}{\sum_i S_{i,out}(t) \cdot e(i)} \quad (3.24)$$

$D_{in}(t)$  : プルーム通過開始時刻から時刻  $t$  までに屋内で受けた吸入摂取による線量の積算値 (Sv)

$D_{out}(t)$  : プルーム通過開始時刻から時刻  $t$  までに屋外で受けた吸入摂取による線量の積算値 (Sv)

$S_{i,in}(t)$  : プルーム通過開始時刻から時刻  $t$  までの核種  $i$  の屋内での積算吸入量（積算空气中放射能濃度に呼吸量を掛けたもの） (Bq)

$S_{i,out}(t)$  : プルーム通過開始時刻から時刻  $t$  までの核種  $i$  の屋外での積算吸入量（積算空气中放射能濃度に呼吸量を掛けたもの） (Bq)

$e_i$  : 核種  $i$  の吸入摂取による甲状腺等価線量または実効線量への換算係数 (Sv Bq<sup>-1</sup>)

各核種の  $e_i$  は ICRP Publ. 119 の値を用いた（表 3.5）。本報告書では、1 歳児の甲状腺等価線量の比を計算した。屋内の放射能積分値  $S_{i,in}(t)$  と屋外の放射能積分値  $S_{i,out}(t)$  は以下の手順で導出される。

CP モデルから屋内の放射能濃度  $C_I$  は次式で表される。

$$\frac{dC_I}{dt} = P_e \lambda_e C_0 - (\lambda_e + \lambda_d + \lambda) \cdot C_I - P_c \lambda_c C_I \quad (3.25)$$

$C_0$  : 屋外の放射能濃度 (Bq m<sup>-3</sup>)

$\lambda_e$  : 自然換気率 (h<sup>-1</sup>)

$\lambda_d$  : 屋内での沈着率 (h<sup>-1</sup>)

$\lambda$  : 壊変定数 (h<sup>-1</sup>)

$P_e$  : 浸透率 (-)

$P_c$  : 空気清浄機の除去率 (-)

$\lambda_c$  : 空気清浄機の循環率 (h<sup>-1</sup>)

式 (3.25) の解析解は

$$C_I = \frac{\lambda_{in} \cdot C_0}{\lambda_{out}} [1 - \exp(-\lambda_{out}t)] \quad (\text{プルーム通過時 : } 0 \leq t \leq T_1) \quad (3.26)$$

$$C_I = \frac{\lambda_{in} \cdot C_0}{\lambda_{out}} [1 - \exp(-\lambda_{out}T_1)] \cdot \exp[-\lambda_{out}(t-T_1)] \quad (\text{プルーム通過後 : } T_1 \leq t) \quad (3.27)$$

$$\lambda_{in} = P_e \lambda_e \quad (3.28)$$

$$\lambda_{out} = \lambda_e + \lambda_d + \lambda + P_c \lambda_c \quad (3.29)$$

と表せる。ここで、 $t=0$  はプルーム通過開始時刻、 $T_1$  はプルーム通過継続時間 (h) である。プルーム通過時の屋内の積算放射能濃度  $S_1$  (式 (3.26) を時間 0 から  $T_1$  まで積分した値) は

$$S_1 = \frac{\lambda_{in} \cdot C_0}{\lambda_{out}} \left[ T_1 - \frac{1}{\lambda_{out}} (1 - \exp(-\lambda_{out}T_1)) \right] \quad (3.30)$$

と表せ、プルーム通過後の屋内の積算放射能濃度  $S_2(t)$  (式 (3.27) を時間  $T_1$  から  $t$  まで積分した値) は

$$S_2(t) = \frac{\lambda_{in} \cdot C_0}{\lambda_{out}^2} [1 - \exp(-\lambda_{out}T_1)] [1 - \exp(-\lambda_{out}(t - T_1))] \quad (3.31)$$

と表せる。式 (3.30) と式 (3.31) の和より、プルーム通過による屋内の積算放射能濃度  $S_m(t)$  は次式で表せる。

$$S_{in}(t) = S_1 + S_2(t) = \frac{\lambda_{in} \cdot C_0}{\lambda_{out}} T_1 + \frac{\lambda_{in} \cdot C_0}{\lambda_{out}^2} [\exp(-\lambda_{out}t) - \exp(-\lambda_{out}(t - T_1))] \quad (3.32)$$

プルーム通過時の屋外の積算放射能濃度  $S_{out}$  は、

$$S_{out} = C_0 T_1 \quad (3.33)$$

と表される。

被ばく低減係数を求めるために、屋内の放射能濃度の時間変化が必要である。屋内の放射能濃度を導出するために必要な自然換気率、沈着率、浸透率、空気清浄機の除去率は以下の手順で決定した。

自然換気率に係る因子 (風速、室内外の温度差、建蔽率) の変動幅は H29 事業に示されている値 (風速は  $1 \sim 4 \text{ ms}^{-1}$ 、室内外の温度差は  $0 \sim 20^\circ\text{C}$ 、建蔽率は  $0 \sim 40\%$ ) を用いて、自然換気率を算出した。各家屋の自然換気率は 1980 年以前の木造家屋では  $0.06 \sim 3.5 \text{ h}^{-1}$ 、1980 年以前の木造家

屋を除く 1992 年以前の家屋では  $0.05\sim 1.0\text{ h}^{-1}$ 、1993 年以降の家屋では  $0.05\sim 0.5\text{ h}^{-1}$  である。

沈着率は粒子状物質の場合、実家屋実験で得られた粒径  $0.3\ \mu\text{m}$  の沈着率を用いた。粒子状物質の沈着率は床材、家具の有無によって異なっており、 $0.01\sim 0.2\text{ h}^{-1}$  の範囲であった。CH<sub>3</sub>I は、反応性の低いガス状物質と扱われるため、沈着率は  $0\text{ h}^{-1}$  とした。I<sub>2</sub> の沈着率は H29 事業と同様に粒子状物質の沈着率の 3 倍とし、 $0.03\sim 0.6\text{ h}^{-1}$  とした。

浸透率は粒子状物質の場合、戸建住宅と集合住宅に対して同じ浸透率と自然換気率の実験式を用いた。H29 事業と同様に粒径  $0.3\ \mu\text{m}$  の浸透率と自然換気率の実験式（浸透率 =  $0.5 \times$  自然換気率 +  $0.5$ ）から求めた。CH<sub>3</sub>I は、反応性の低いガス状物質と扱われるため、浸透率は 1 とした。I<sub>2</sub> の場合、本年度の実験値は H29 事業と概ね一致していたため、H29 事業のラゴ実験で示された浸透率の粒子状物質と I<sub>2</sub> の関係図（図 2.7）を用いて、粒子状物質の浸透率から I<sub>2</sub> の浸透率を求めた。

空気清浄機の除去率は、実家屋実験で求めた各循環率での値をそのまま用いた（図 3.23）。ヨウ素に対する除去率は得られていないため、本報告書では空気清浄機稼働による被ばく低減係数への影響の検討は全て粒子状物質の場合のみとした。

その他の条件として、プルーム通過継続時間は福島第一原子力発電所事故時のモニタリングポストの線量率の時間変化から 30 分とした。なお、H29 事業で示したようにプルーム通過継続時間の違いによる被ばく低減係数の差異はプルーム通過開始から 3 時間以上で見られなくなる。原子力発電所事故時の化学形態の組成は全て粒子状、全て不活性なガス状、または I<sub>2</sub>:CH<sub>3</sub>I:粒子状ヨウ素 = 1:1:1 と仮定した。原子力発電所事故の場合、屋外の放射能濃度はプルーム通過期間中では計算上常に一定濃度の  $1\ \text{Bq m}^{-3}$  とし、プルーム通過後瞬時に  $0\ \text{Bq m}^{-3}$  になるとした。

表 3.5 各核種の半減期と放射能から吸入摂取による甲状腺等価線量への換算係数（1 歳児、粒径  $0.3\ \mu\text{m}$ ）（ICRP, 1995, 2012）

核種	壊変定数 ( $\text{h}^{-1}$ )	粒子状のタイプ* または化学形態	甲状腺等価線量 ( $\text{Sv Bq}^{-1}$ )
I-131	$3.6 \times 10^{-3}$	CH <sub>3</sub> I	$2.5 \times 10^{-6}$
I-131	$3.6 \times 10^{-3}$	I <sub>2</sub>	$3.2 \times 10^{-6}$
I-131	$3.6 \times 10^{-3}$	F	$1.4 \times 10^{-6}$

\*粒子状の場合、Type F, M, S の 3 タイプに分類されている。本事業では ICRP が推奨しているタイプ、または換算係数が最も大きいタイプを対象とした。

### 3.3.2 解析結果

各条件で求めたプルーム通過開始からの経過時間ごとの被ばく低減係数を表 3.6 と表 3.7 に示す。次に、沈着率、空気清浄機の稼働の有無の違いによる低減係数への影響について解析した結果を示す。

#### (1) 沈着率

原子力発電所事故時の被ばく低減係数の時間変化を表 3.6 に示す。自然換気率の大きい家屋（建築年の古い家屋）では、沈着率の不確かさによる被ばく低減係数への影響は、全て粒子状の場合に最大で 40% 程度、I<sub>2</sub>:CH<sub>3</sub>I:粒子状ヨウ素 = 1:1:1 の場合に最大で 10% 程度であった。自然換気率の小さい家屋（建築年の新しい家屋）では、沈着率の不確かさによる被ばく低減係数への影響は、

全て粒子状の場合に最大で40%程度、 $I_2:CH_3I$ 粒子状ヨウ素=1:1:1の場合に最大で10%程度であった。沈着率の変動幅は20倍程度の差があるものの、被ばく低減係数への影響は最大で2倍程度であった。

## (2) 空気清浄機の稼働の有無

全て粒子状物質とし、空気清浄機を稼働させた場合を含む被ばく低減係数の時間変化を表3.7に示す。全て粒子状物質の場合には、空気清浄機を稼働させることによって被ばく低減係数は半分以下になる。空気清浄機の除去率は循環率が大きいほど小さかったものの、被ばく低減係数は循環率が大きいほど小さくなるのが分かる。空気清浄機によって除去される量は、式(3.25)で表されるように除去率と循環率の積である。今回の実験結果で得られた除去率は0.4~0.8の範囲であり、差は2倍程度であったのに対し、循環率は2.6~20.4 h<sup>-1</sup>の範囲であり、差は8倍程度であった。空気清浄機の稼働モード間の差は循環率のほうが大きいため、風量(循環率)が大きい稼働モードほど被ばく低減係数は小さくなった。屋内退避時に空気清浄機を稼働させる際は、風量が大きいモードで稼働させるほうがより防護効果が高まることを示している。

表3.6 原子力発電所事故時でのプルーム通過開始からの経過時間ごとの被ばく低減係数。風速を1~4 m s<sup>-1</sup>、室内外の温度差を0~20°C、建蔽率を0~40%、粒子状物質の沈着率を0.01~0.2 h<sup>-1</sup>、 $I_2$ の沈着率を0.03~0.6 h<sup>-1</sup>と変動させたときの被ばく低減係数の最小値と最大値を示す。プルーム通過継続時間は仮に30分とした場合である。( )内の数字はH29事業で示した被ばく低減係数の最小値と最大値(粒子状物質の沈着率を0.1 h<sup>-1</sup>、 $I_2$ の沈着率を0.3 h<sup>-1</sup>としたとき)である。

ヨウ素の化学形態の組成	建屋	プルーム通過開始からの経過時間 (h)				
		1	3	6	12	24
全て粒子状	1980年以前の木造家屋	0.02-0.92 (0.02-0.88)	0.06-1.00 (0.07-0.97)	0.09-1.00 (0.12-0.97)	0.12-1.00 (0.17-0.97)	0.12-1.00 (0.19-0.97)
	1981-1992年の家屋	0.02-0.52 (0.02-0.50)	0.05-0.93 (0.06-0.86)	0.08-0.98 (0.10-0.91)	0.10-0.99 (0.14-0.91)	0.10-0.99 (0.17-0.91)
	1993年以降の家屋	0.02-0.23 (0.02-0.22)	0.05-0.55 (0.06-0.50)	0.08-0.69 (0.10-0.60)	0.10-0.73 (0.14-0.61)	0.10-0.73 (0.17-0.62)
$I_2:CH_3I$ 粒子状 I=1:1:1	1980年以前の木造家屋	0.02-0.92 (0.02-0.87)	0.07-1.00 (0.07-0.95)	0.13-1.00 (0.13-0.95)	0.20-1.00 (0.21-0.95)	0.29-1.00 (0.31-0.95)
	1981-1992年の家屋	0.02-0.52 (0.02-0.50)	0.06-0.92 (0.06-0.84)	0.11-0.98 (0.11-0.87)	0.18-0.98 (0.19-0.88)	0.26-0.98 (0.28-0.88)
	1993年以降の家屋	0.02-0.21 (0.02-0.20)	0.06-0.49 (0.06-0.45)	0.11-0.62 (0.11-0.55)	0.18-0.65 (0.19-0.57)	0.26-0.65 (0.28-0.57)
全て不活性なガス状	1980年以前の木造家屋	0.04-0.90 (0.04-0.90)	0.15-1.00 (0.15-1.00)	0.29-1.00 (0.29-1.00)	0.50-1.00 (0.50-1.00)	0.74-1.00 (0.74-1.00)
	1981-1992年の家屋	0.04-0.52 (0.04-0.52)	0.13-0.93 (0.13-0.93)	0.25-0.99 (0.25-0.99)	0.44-1.00 (0.44-1.00)	0.67-1.00 (0.67-1.00)
	1993年以降の家屋	0.04-0.30 (0.04-0.30)	0.13-0.74 (0.13-0.74)	0.25-0.94 (0.25-0.94)	0.44-0.99 (0.44-0.99)	0.67-0.99 (0.67-0.99)



表 3.7 空気清浄機稼働による被ばく低減係数の影響。ヨウ素の化学形態を全て粒子状としたときの、プルーム通過開始からの経過時間ごとの被ばく低減係数。風速を  $1\sim 4\text{ m s}^{-1}$ 、室内外の温度差を  $0\sim 20^\circ\text{C}$ 、建蔽率を  $0\sim 40\%$ 、沈着率を  $0.01\sim 0.2\text{ h}^{-1}$  と変動させたときの被ばく低減係数の最小値と最大値を示す。プルーム通過継続時間は仮に 30 分とした場合である。

建屋		プルーム通過開始からの経過時間 (h)				
		1	3	6	12	24
空気清浄機 未稼働	1980 年以前の木造家屋	0.02-0.92	0.06-1.00	0.09-1.00	0.12-1.00	0.12-1.00
	1981-1992 年の家屋	0.02-0.52	0.05-0.93	0.08-0.98	0.10-0.99	0.10-0.99
	1993 年以降の家屋	0.02-0.23	0.05-0.55	0.08-0.69	0.10-0.73	0.10-0.73
循環率 $2.6\text{ h}^{-1}$	1980 年以前の木造家屋	0.01-0.63	0.01-0.64	0.01-0.64	0.01-0.64	0.01-0.64
	1981-1992 年の家屋	0.01-0.30	0.01-0.34	0.01-0.34	0.01-0.34	0.01-0.34
	1993 年以降の家屋	0.01-0.13	0.01-0.15	0.01-0.15	0.01-0.15	0.01-0.15
循環率 $6.4\text{ h}^{-1}$	1980 年以前の木造家屋	0.01-0.45	0.01-0.45	0.01-0.45	0.01-0.45	0.01-0.45
	1981-1992 年の家屋	0.01-0.18	0.01-0.19	0.01-0.19	0.01-0.19	0.01-0.19
	1993 年以降の家屋	0.01-0.08	0.01-0.08	0.01-0.08	0.01-0.08	0.01-0.08
循環率 $13.5\text{ h}^{-1}$	1980 年以前の木造家屋	0-0.33	0-0.33	0-0.33	0-0.33	0-0.33
	1981-1992 年の家屋	0-0.12	0-0.12	0-0.12	0-0.12	0-0.12
	1993 年以降の家屋	0-0.05	0-0.05	0-0.05	0-0.05	0-0.05
循環率 $20.4\text{ h}^{-1}$	1980 年以前の木造家屋	0-0.30	0-0.30	0-0.30	0-0.30	0-0.30
	1981-1992 年の家屋	0-0.11	0-0.11	0-0.11	0-0.11	0-0.11
	1993 年以降の家屋	0-0.04	0-0.04	0-0.04	0-0.04	0-0.04

### 3.4 第3章の参考文献

- ICRP (1995): Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 4 inhalation dose coefficients, ICRP Publication 71, *Ann. ICRP* **25** (3–4).
- ICRP (2012): Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60, ICRP Publication 119, *Ann. ICRP* **41**.
- Lai A.C.K. and Nazaroff W.W. (2000): Modeling indoor particle deposition from turbulent flow onto smooth surfaces. *J. Aerosol Sci.*, **31**(4), pp. 463–476.
- Liu D.L. and Nazaroff W.W. (2001): Modeling pollutant penetration across building envelopes. *Atmos. Environ.*, **35**, pp. 4451–4462.
- Okuyama K., Kousaka Y., Yamamoto S. and Hosokawa T. (1986): Particle loss of aerosols with particle diameters between 6 and 2000 nm in stirred tank. *J. Colloid Interface Sci.*, **110**, pp. 214–223.
- Opiolka S., Schmidt F. and Fissan H. (1994): Combined effects of electrophoresis and thermophoresis on particle deposition onto flat surfaces. *J. Aerosol Sci.*, **25**(4), pp. 665–671.
- Otani Y., Emi H., Kanaoka C. and Kato K. (1989): Determination of deposition velocity onto a wafer for particles in the size range between 0.03 and 0.8  $\mu\text{m}$ . *J. Aerosol Sci.*, **20**(7), pp. 787–796.
- Thatcher T.L., Lunden M.M., Revzan K.L., Sextro R.G. and Brown N.J. (2003): A concentration rebound method for measuring particle penetration and deposition in the indoor environment. *Aerosol Sci. Technol.*, **37**, pp. 275–288.
- U.S. Nuclear Regulatory Commission (1998): Nuclear Fuel Cycle Facility Accident Analysis Handbook, NUREG/CR-6410.
- JIS1406 (1974): 屋内換気量測定方法（炭酸ガス法），日本規格協会。
- 伊藤一秀, 成川潤, 李坐 (2011) : ナノスケール気中分散粒子の壁面沈着モデルの概要と感度解析  
室内環境中のナノスケール気中分散粒子を対象とした CFD 解析用の壁面沈着モデル第  
1 報, 日本建築学会環境系論文集, **76**(669), pp.973–979.
- 放射線医学総合研究所 (1998) : ラドン濃度測定・線量評価最終報告書。
- 山下礼二, 島田学, 植林信一 (1991) : 気中浮遊粒子の沈着に及ぼす静電気力の影響の評価, 空気  
調和・衛生工学会論文集, **45**, pp.13–18.
- 結田康 (1994) : ヨウ素および臭素の土壌・植物系を中心とした動態: 欠乏, 過剰, 環境汚染問題  
とのかかわり, 日本土壌肥科学雑誌, **65**.

#### 4. 屋内退避による外部被ばくの低減効果

第4章では第2章で示した課題である、屋根面汚染の割合及びウェザリング係数の時間変化を求めるための実験系と実験手順案について述べる。

##### 4.1 実験概要

第2章で示した外部被ばくに関する課題を解決するために、大きく分けて2つの実験系を構築した。一つは初期の湿性沈着により、放射性物質が屋根面に付着する割合を求めるための実験、もう一つが湿性沈着した後の放射性物質の降雨等による除去割合の変化を求めるための実験である。なお、本実験では放射性物質を扱わずに非放射性物質（安定セシウム, CsCl）を使用する。

湿性沈着では、降雨に含まれる放射性物質が全て屋根面に付着せず、一部が雨水とともに流出する可能性がある。本報告書では、この割合を「初期沈着割合」と呼び、以下のように定義する。

$$\text{初期沈着割合} = \frac{\text{単位面積当たりの屋根面に付着した放射性物質の量 (Bq m}^{-2}\text{)}}{\text{単位面積を通過した放射性物質の全量 (Bq m}^{-2}\text{)}} \quad (4.1)$$

上式の分母は放射性物質の流出及び地中への浸透を考えない場合の地表面上の放射能濃度と等しい。

屋根面に放射性物質が沈着した後、降雨等により放射性物質が洗い流される（ウェザリング効果）。本報告書では、洗い流される割合を「ウェザリング係数」と呼び、以下のように定義する。

$$\text{ウェザリング係数 (t)} = \frac{\text{時刻 t 時点での沈着量 (Bq)}}{\text{初期沈着量 (Bq)}} \quad (4.2)$$

初期沈着割合を求める実験では、湿性沈着を模擬した実験系を作成する。既知濃度のセシウムを含んだ溶液をサンプル上に降らせ、その後のサンプル上のセシウム濃度を測定することにより、初期沈着割合を求める。

ウェザリング係数を求める実験では、初期沈着割合を求める実験系でセシウムを付着させたサンプルまたはセシウム溶液をサンプルに直接塗布したもののどちらかを使用する。サンプルを実環境に放置したものと、人為的に降水等を発生することができる装置を用いて、時間経過ごとにサンプル上のセシウム濃度を測定することにより、ウェザリング係数を求める。

##### 4.2 実験設備

本実験構成は、EC/PREPARE プロジェクトで行われている実験を参考にした (Brown et al., 2011)。EC/PREPARE プロジェクトでは、英国の建築材に Am-241、Sr-95、Co-60、Cd-109 を塗布し、そのサンプルを屋外に放置し、その後の各放射性物質のサンプル上の濃度が測定された。サンプルのみならず、サンプルを流れた雨水中の放射性物質の濃度も測定された。プロジェクトで得られた結果として、降水量とともに残存する放射性物質量は少なくなり、その傾きは表面の粗さに依存する可能性が指摘された。さらに、核種によっても傾きが異なった。また、天然の降雨と人工の降雨で濃度の減少速度が異なっており、この原因として天然降雨と人工降雨間で降水イベントの

時間、天候パターンが合致していないことが考えられた。

本実験では、安定セシウムを用いて日本家屋に使われる屋根材に対するセシウムの初期沈着割合及びウェザリング係数を実験的に求めることを目的とする。また、天然降雨では様々な降水イベント、天候パターンに対する実験が困難であるため、人為的に降水量、降水時間等を変更できる機器を用いて、これらの因子に対する初期沈着割合及びウェザリング係数への影響をまとめることができるように実験系を構築した。

#### 4.2.1 初期沈着割合

初期沈着割合を求めるための実験系の概略図を図4.1に示す。本実験系は上部（吊り下げ降水容器）に安定セシウムを溶かした水（模擬雨水）入れ、振とう機を用いて模擬雨水をサンプル上に降らせるものである。降水強度は $0\sim 10\text{ mm h}^{-1}$ 間に変更でき、これらの降水強度の範囲内で降水強度の違いによる初期沈着割合への影響を調査できるように設計した。この機器を用いてセシウムを付着させたサンプルは次のウェザリング係数を調査するために使用することを考え、サンプル上に一様に模擬雨水があたるようにし、サンプル上でセシウム濃度がばらつかないように模擬雨水を落とすための針の数、振とう機の振幅を調整した。サンプルを支える台は、サンプルと床面との角度を自由に変更できる設計となっており、屋根の角度の違いによる初期沈着割合への影響を調査できるように設計した。また、サンプルから流れ出した模擬雨水中のセシウム濃度を測定するために、すぐに排水しないように降雨水受け台を設置した。

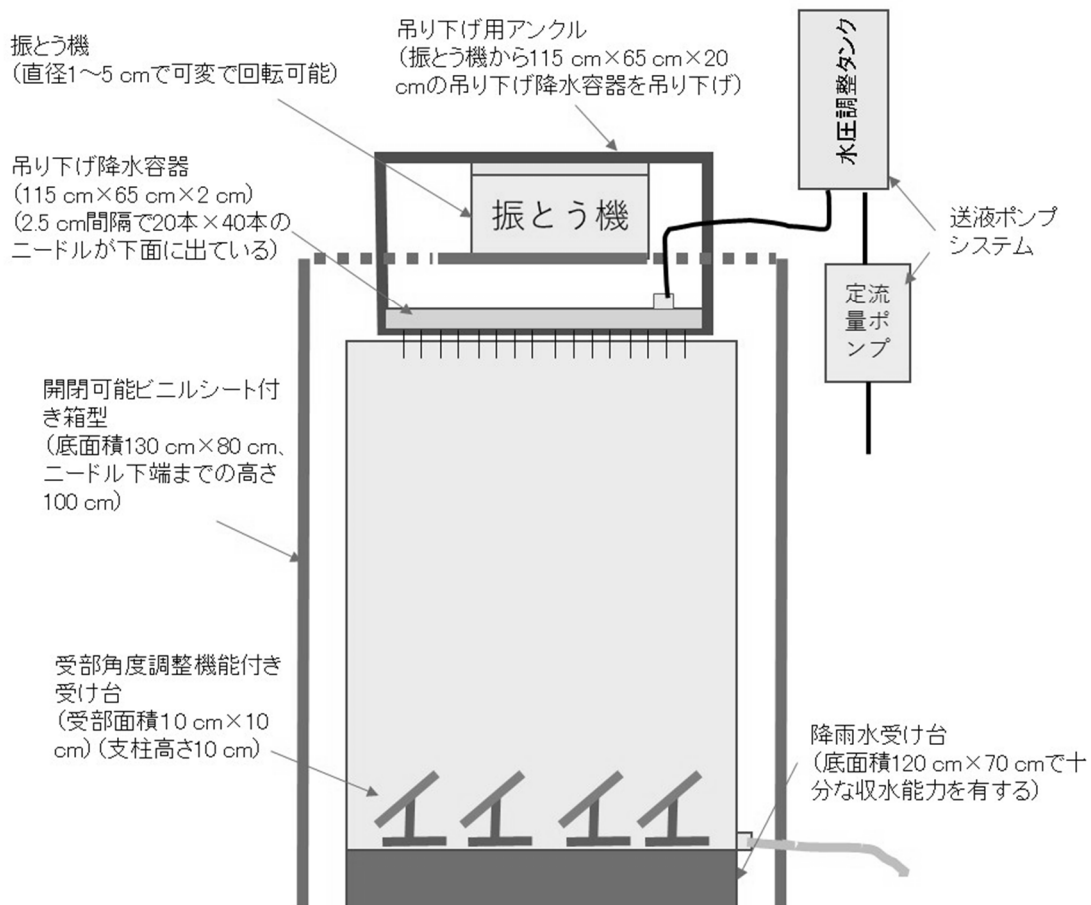


図4.1 人工降雨装置の概略図

#### 4.2.2 ウェザリング係数

ウェザリング係数を求めるための実験系を図 4.2 に示す。本実験では、スーパーキセノンウェザーメーター（スガ試験機製、SX75；以下、ウェザーメーターと呼ぶ）を用いた。ウェザーメーターは装置内にキセノンランプとスプレー口があり、キセノンランプで太陽光を模擬、スプレー口から放出される水で降雨を模擬している。一つのサンプルホルダーにつき、3つのサンプル（7 cm×15 cm）を取り付けることが可能であり、このサンプルホルダーをウェザーメーターに 18 個取り付けることができる。実験時は図 4.2 の左上図のようにサンプルホルダーでキセノンランプの周囲を囲んだ状態となる。

ウェザーメーターは促進耐候性試験機であり、太陽光・温度・湿度、降水などの屋内外の条件を人工的に再現し、材料の劣化を調査するためによく使用される。ウェザーメーターで使用されるランプはフィルターの組み合わせにより太陽光の分光放射照度分布を再現している。さらに、温度・湿度・降水条件により、屋外使用などで発生する劣化に対して加速評価も可能な機械である。耐候試験方法は材料、部品に対して JIS 等の規格で定められており、例えば自動車部品の耐候性試験方法は JIS D 0205-1987、建築用塗膜防水材の耐候試験方法は JIS K 6021-2000 で定められている（飯田他, 2006）。試験サンプル及び試験条件にも依存するが、概ね 200 時間の試験時間が屋外曝露 1 年間に相当することが報告されている（スガ試験機）。

本実験では、降水条件を変更でき、加速評価もできる点から、ウェザーメーターを使用し、実環境に比べて短い時間で様々な条件下でのウェザリング係数の変化を調査することを目的としている。ウェザーメーターに装着するサンプルは上記の初期沈着割合で使用したサンプルを使用する。ただし、初期沈着割合で使用したサンプル上のセシウム濃度が低い場合には、直接セシウムを塗布させたものを使用する。

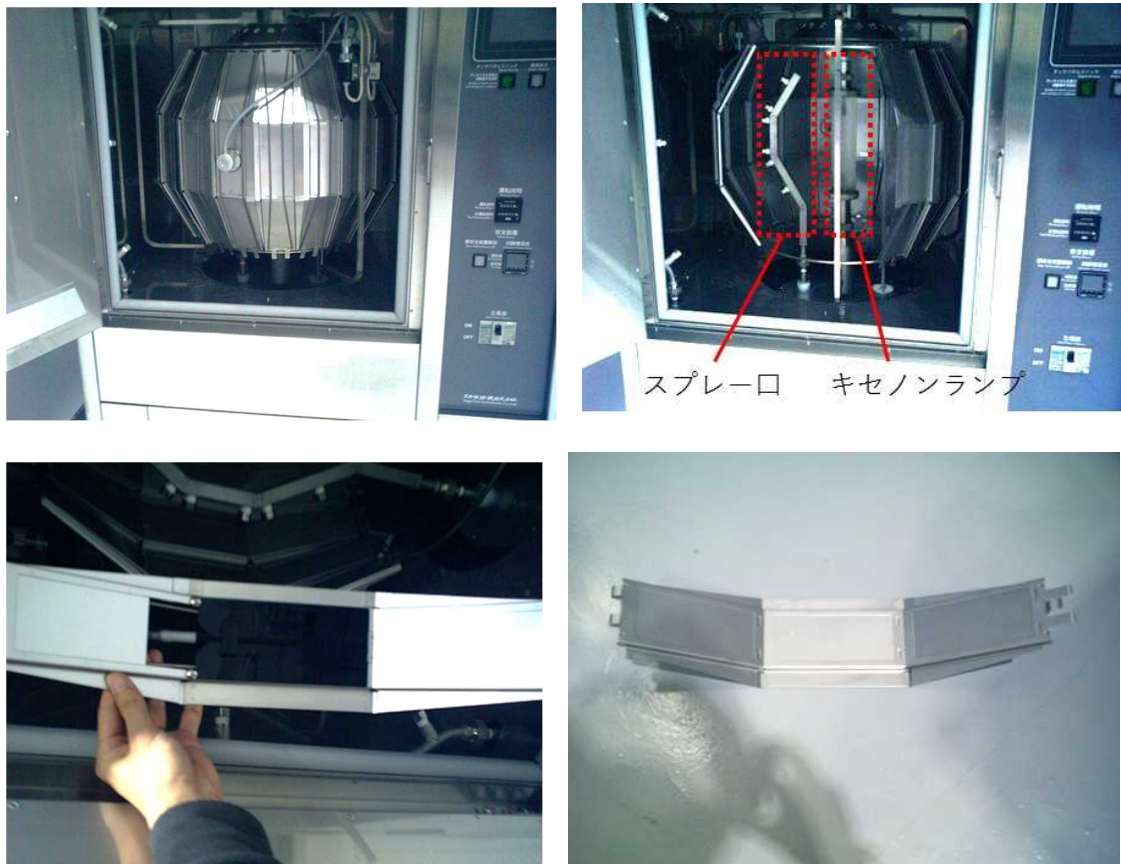


図 4.2 ウェザーメーターの概要図（左上：サンプルホルダーを全て設置した状態、右上：サンプルホルダーを一部取り外した状態、左下：黒板付きサンプルホルダー、右下：サンプルホルダー）

### 4.3 実験条件

#### 4.3.1 屋根材

平成 24 年度フラット 35 住宅仕様実態調査（住宅金融支援機構）によると、木造住宅の屋根葺き材の種類として、粘土瓦、スレート瓦、金属板が 9 割以上を占めている（表 4.1 と表 4.2）。各屋根材が占める割合は地域によって異なるものの、全体として粘土瓦、スレート瓦、金属板の占める割合は概ね均等である。本事業では粘土瓦、スレート瓦、金属板を対象とし、各々の初期沈着割合とウェザリング係数を求める。金属板はガルバリウム鋼板が一般的に使われており、これを対象とすることが望ましい。

表 4.1 各年度の新築の屋根材の割合 (%)

	粘土瓦	スレート瓦	金属板	その他
平成 24 年度	27.5	39.3	28.2	4.9
平成 19 年度	33.6	36.0	19.5	10.9
平成 14 年度	42.6	33.4	14.6	9.4
平成 11 年度	32.8	42.6	18.0	6.5
平成 7 年度	27.4	46.4	22.6	3.5

表 4.2 平成 24 年度の各地域における新築の屋根材の割合 (%)。() 内数字は軒数。

	粘土瓦	スレート瓦	金属板	その他
全体 (2886)	27.5	39.3	28.2	4.9
北海道 (96)	0	0	100	0
東北 (184)	20.1	6.5	70.7	2.7
首都圏 (852)	16.2	66.3	11.7	5.8
関東 (287)	38.7	29.3	30.0	2.1
北陸 (121)	41.3	11.6	46.3	0.8
東海 (424)	41.3	23.8	32.1	2.8
近畿 (433)	24.2	45.7	22.6	7.4
中国 (149)	53.0	20.1	25.5	1.3
四国 (76)	23.7	35.5	36.8	3.9
九州 (265)	30.9	38.9	18.1	12.1

### 4.3.2 初期沈着割合

初期沈着割合を求めるための実験手順は以下の通りである。

1. 模擬雨水の作成
2. 降水
3. 濃度測定

サンプル上に付着させたセシウム及び模擬雨水中のセシウムの濃度は ICP-MS を用いて測定する。サンプル上に付着させたセシウム濃度を ICP-MS で検出するために、模擬雨水のセシウム濃度を予め調整する必要がある。ICP-MS を用いた場合、セシウムの検出限界は約  $0.005 \text{ mg L}^{-1}$  であり、ICP-MS に導入する試料溶液は  $50 \text{ mL}$  である。仮に検出下限値の  $1000$  倍のセシウムを検出するためには、試料溶液中に  $2.5 \times 10^{-4} \text{ g}$  のセシウムが必要である。セシウム濃度  $C$  ( $\text{g L}^{-1}$ ) の模擬雨水を  $W$  ( $\text{L}$ ) 降らせた場合、試料溶液中に含まれるセシウムの量は以下の式で表される。

$$\text{試料溶液中のセシウムの量} = \frac{CW}{S_A} S_S \gamma \quad (4.3)$$

$S_A$  : 降雨域 (雨が降る全範囲) ( $\text{cm}^2$ )

$S_S$  : ICP-MS に入れるサンプルの面積 ( $\text{cm}^2$ )

$\gamma$  : セシウムがサンプルに付着する割合 (初期沈着割合)

ここで、 $S_A$  は約  $7500 \text{ cm}^2$  である。サンプル表面  $1 \text{ cm}^2$  を削り、それを試料溶液に溶かした後、ICP-MS に導入することを考えると、 $S_S$  は  $1 \text{ cm}^2$  である。EC/PREPARE プロジェクトで得られた初期沈着割合は  $0.3 \sim 1$  であり、保守的に初期沈着割合を  $0.3$  と仮定し、仮に  $W=5 \text{ L}$  (総雨量として  $1 \text{ mm}$  に相当) とした場合、模擬雨水中のセシウム濃度は  $1.25 \text{ g L}^{-1}$  となる。 $W$  が大きくなるほど、必要なセシウム量は少なくなるため、模擬雨水中のセシウム濃度は  $1.5 \text{ g L}^{-1}$  であれば問題なく、ICP-MS で測定可能であると考えられる。

初期沈着割合の変動因子として、材質以外に降水強度、積算降水量、屋根の傾きが考えられる。

それらの因子に対する初期沈着割合への影響を調査するために、各々のパラメータの現実的に取りうる範囲を調査する必要がある。降水強度及び積算降水量の設定について、2011年から2015年までの原子力施設周辺の自治体（H29事業と同じ市町村）のアメダスで測定された降水データを参考にした。初期沈着は短い時間で起こることを想定し、1日間の積算降水量と降雨があった日の最大降水強度の統計データをまとめた。各市町村の1日間の積算降水量の頻度分布と累積分布を図4.3に、降雨があった日の最大降水強度の頻度分布と累積分布を図4.4に示す。1日間の積算降水量の最頻値はどの市町村においても0~1mmであり、50パーセンタイル値は3~10mmであった。降雨があった日の最大降水強度の最頻値はどの市町村においても0~1mm h<sup>-1</sup>であり、50パーセンタイル値は2~5mm h<sup>-1</sup>であった。また、本装置の降水強度の範囲である0~10mm h<sup>-1</sup>は全降水イベントの8割以上をカバーできる。湿性沈着はブルーム通過と降雨が重なったときに生じる。H29事業によると、ブルーム通過継続時間は最大で60分であったことを踏まえると、積算降水量0~10mm、降水強度0~10mm h<sup>-1</sup>の組み合わせで初期沈着に対する大半の降水イベントを模擬できると考えられ、それぞれの初期沈着割合を評価することが望ましいと考えられる。

日本では、屋根勾配は水平距離10寸（303.03mm）に対して、高さが何寸あるかで表される。傾きによって呼び方が異なっており、6寸勾配以上の勾配を「急勾配」、3寸~5寸程度の勾配を（並勾配）、3寸勾配以下を「緩勾配」と呼ばれる。急勾配のメリットとして雨漏りのリスクが少ない、断熱効果が期待できるなどが挙げられるものの、デメリットとしてコストが高い、風の影響を受けやすいなどが挙げられる。緩勾配のメリットとして風の影響を受けにくい、コストが安いなどが挙げられるものの、デメリットとして雨漏りのリスクが高い、屋根材に限られるなどが挙げられる。また緩勾配は落雪防止などの観点から、雪国などでは多く採用されている。並勾配は多くの家で取り入れられるスタンダードな勾配であり、突出したデメリットは無い。屋根材によって最低勾配が決まっており、瓦屋根の場合には4寸勾配以上、スレート屋根の場合には3寸勾配以上、金属屋根の場合には1寸勾配以上（平葺き・横葺きの場合は3寸勾配以上）とされている。基準以下にすると雨漏りのリスクが高まると報告されている（株式会社シェアテック；一般社団法人日本住宅工事管理協会）。以上のことを踏まえると、屋根の傾きは一般的に施工される4寸勾配（21.8°）、5寸勾配（26.6°）、さらに雪国を想定して3寸勾配（16.7°）を対象とすることが望ましいと考えられる。



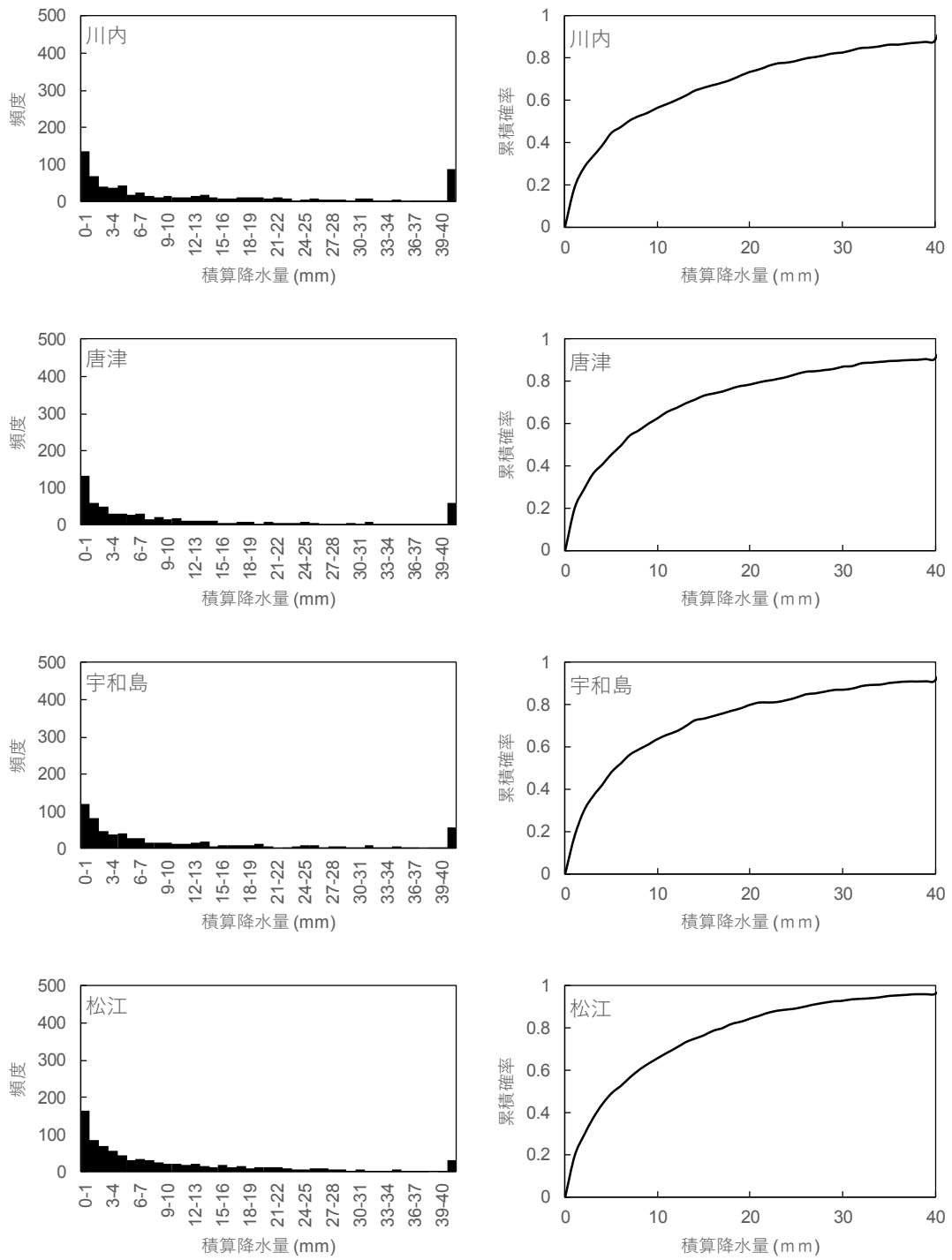


図 4.3 各市町村の 1 日間の積算降水量の頻度分布 (左) と累積分布 (右) (1/4)

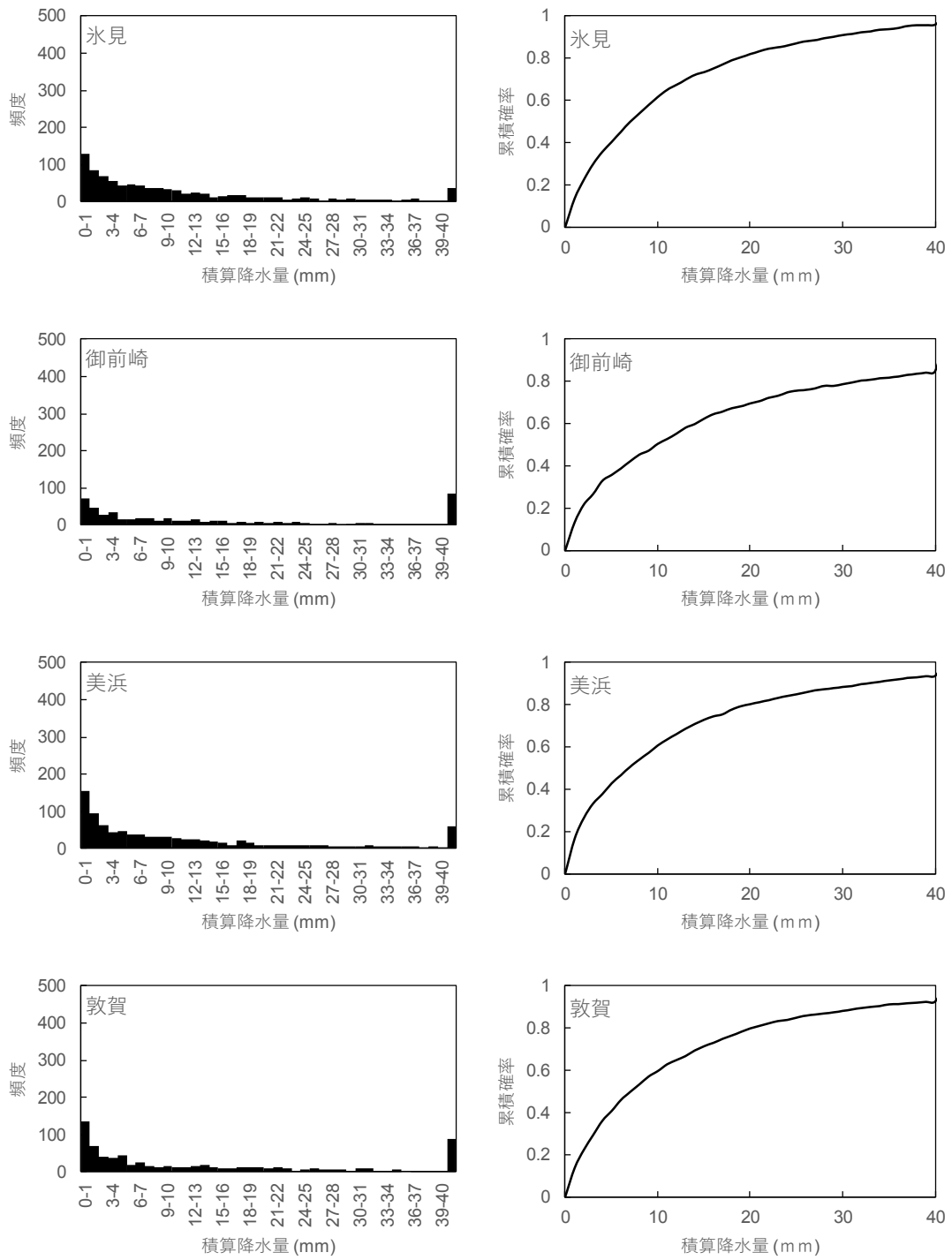


図 4.3 各市町村の 1 日間の積算降水量の頻度分布 (左) と累積分布 (右) (2/4)

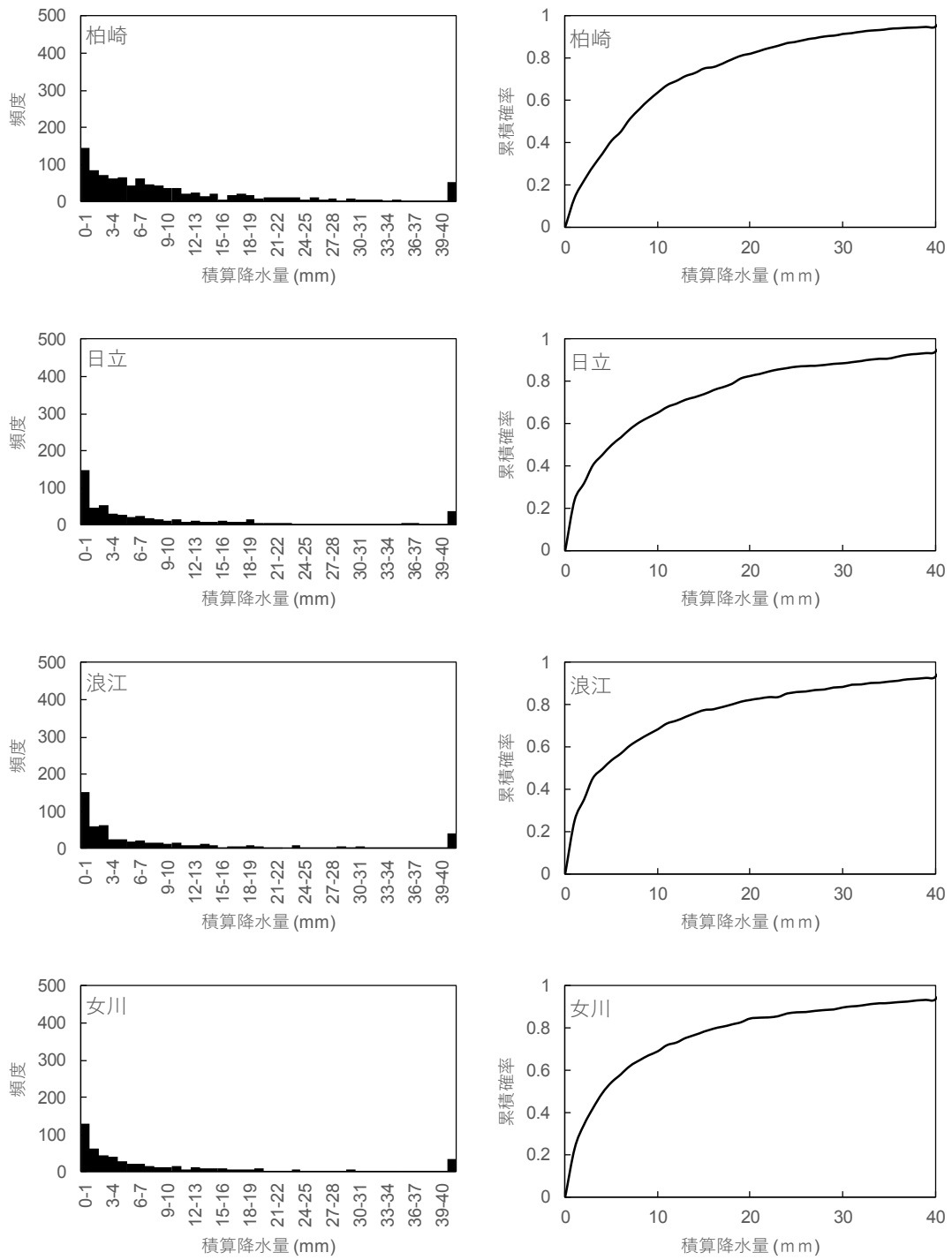


図 4.3 各市町村の 1 日間の積算降水量の頻度分布 (左) と累積分布 (右) (3/4)

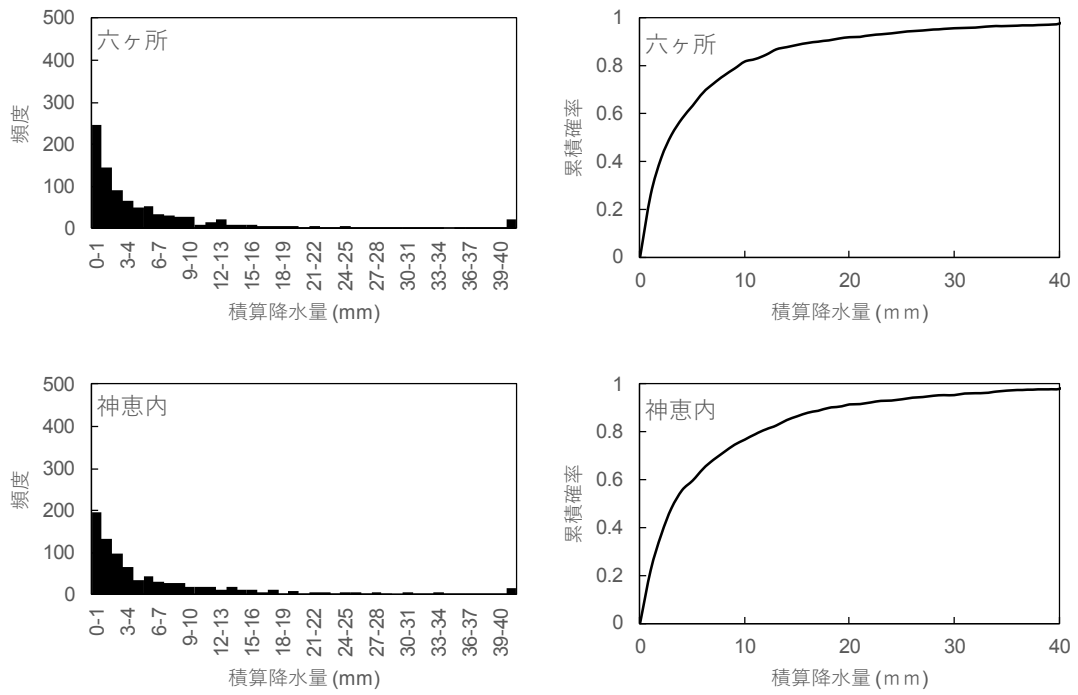


図 4.3 各市町村の 1 日間の積算降水量の頻度分布 (左) と累積分布 (右) (4/4)

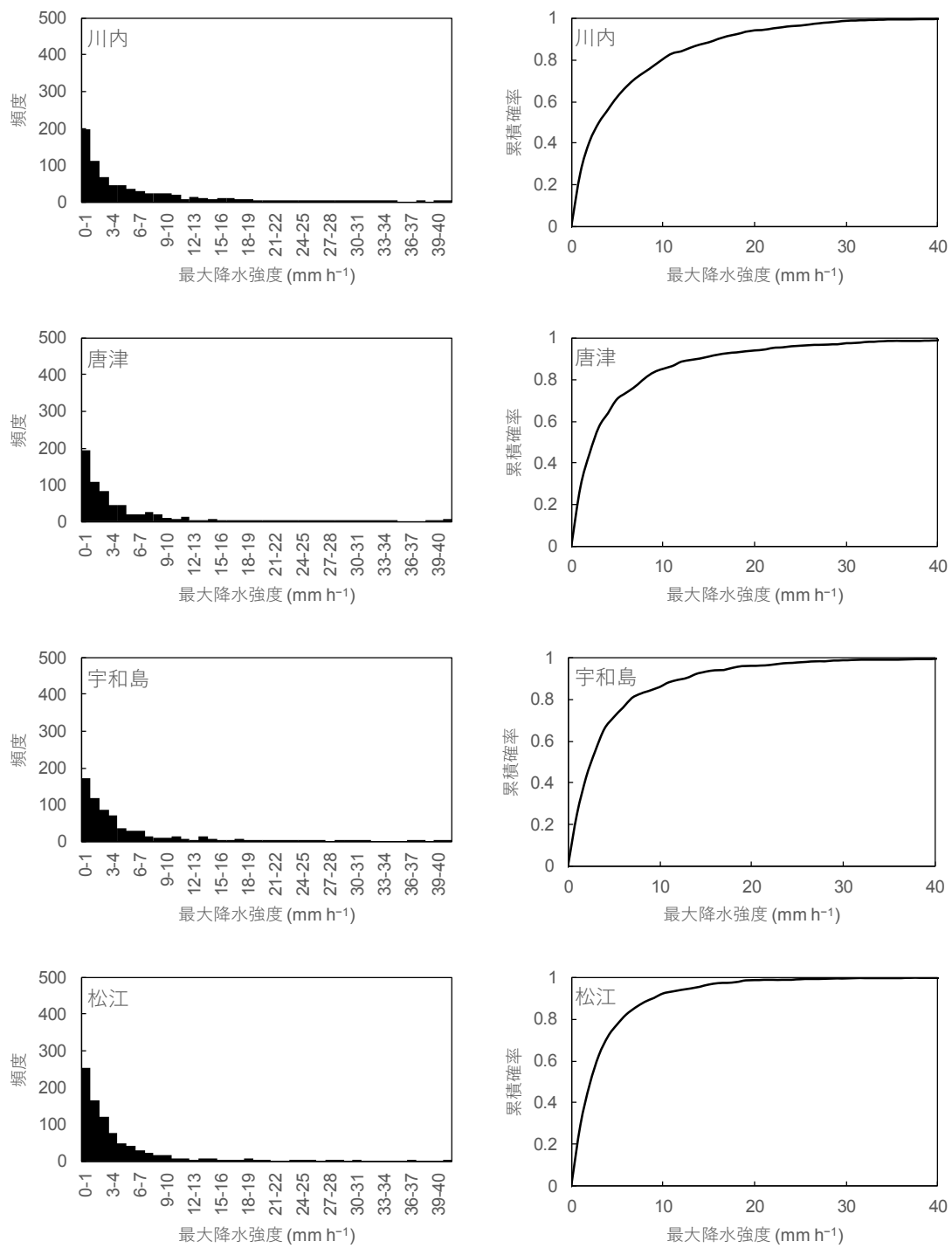


図 4.4 各市町村の降雨があった日の最大降水強度の頻度分布 (左) と累積分布 (右) (1/4)

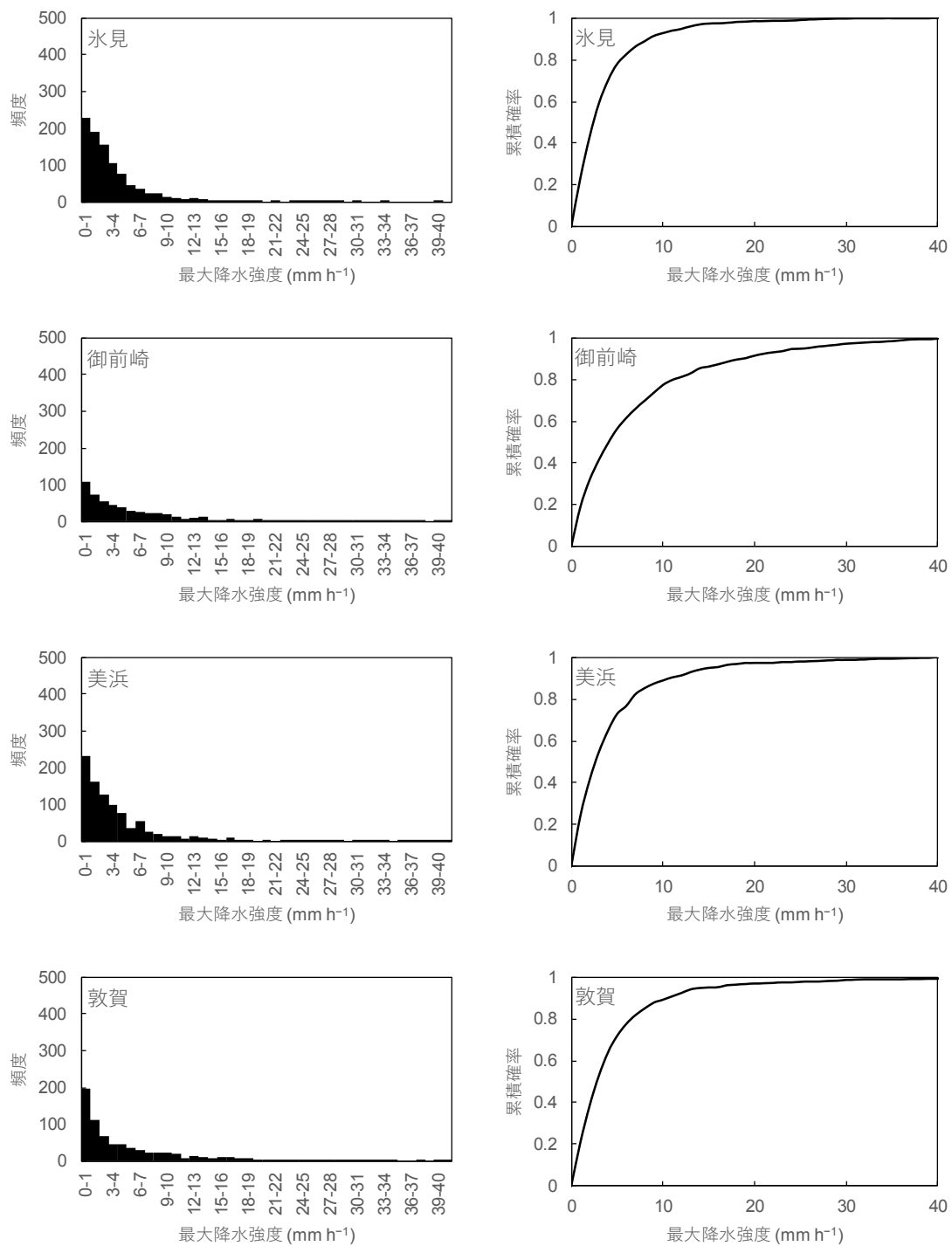


図 4.4 各市町村の降雨があった日の最大降水強度の頻度分布 (左) と累積分布 (右) (2/4)

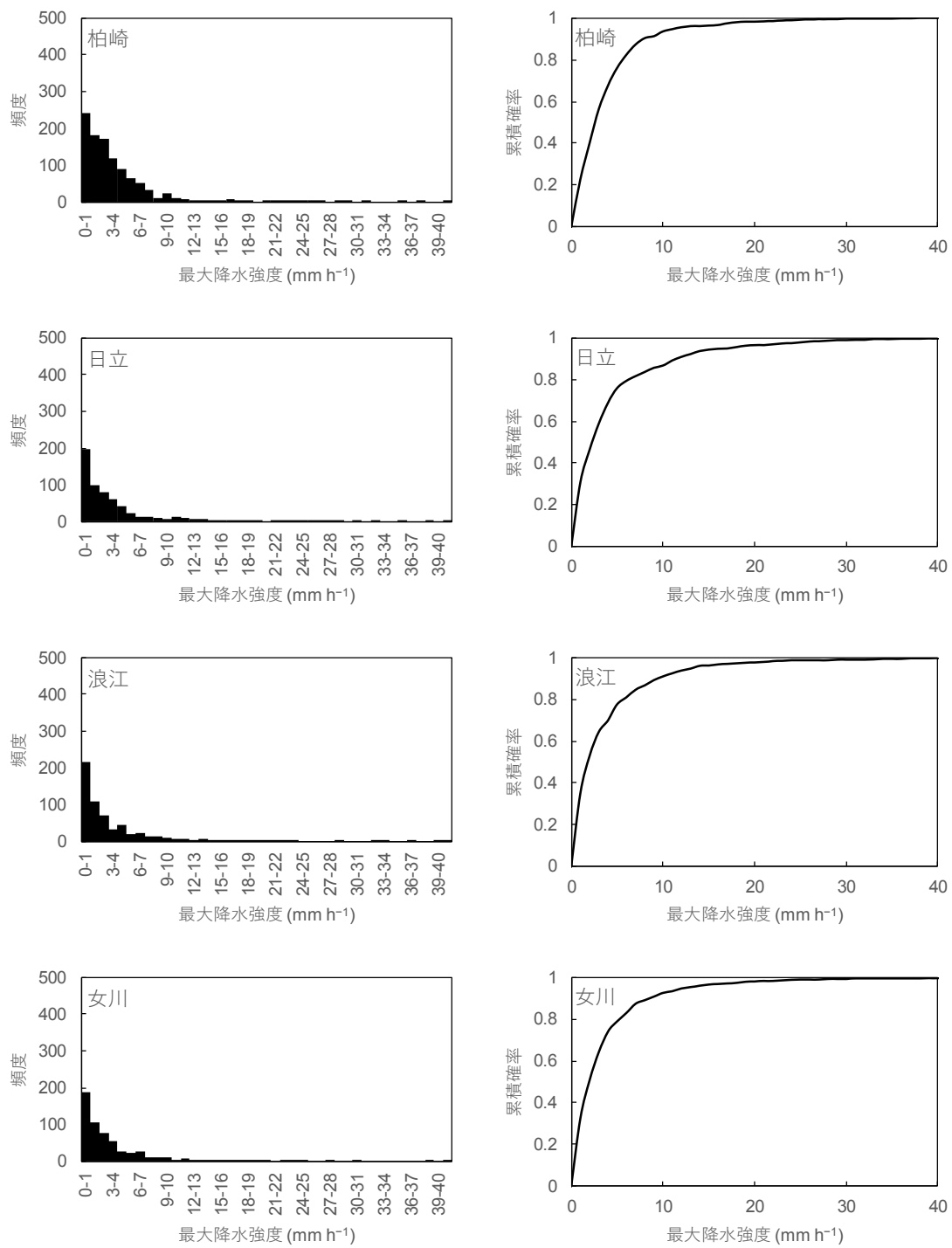


図 4.4 各市町村の降雨があった日の最大降水強度の頻度分布 (左) と累積分布 (右) (3/4)

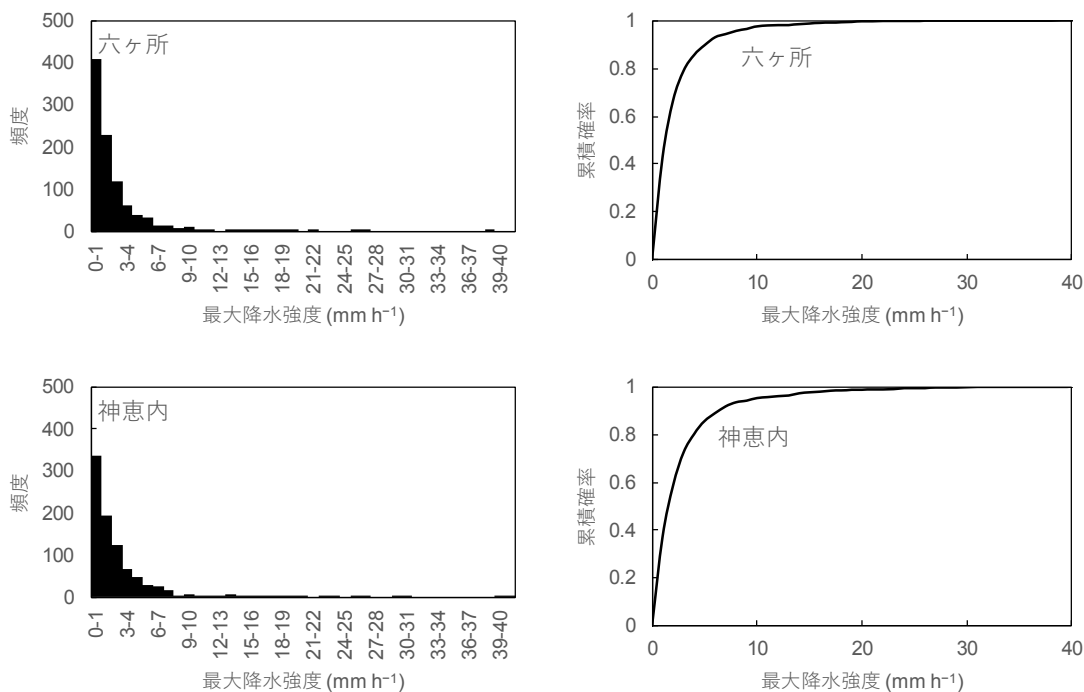


図 4.4 各市町村の降雨があった日の最大降水強度の頻度分布 (左) と累積分布 (右) (4/4)

### 4.3.3 ウェザリング係数

ウェザリング係数を求めるための実験手順は以下の通りである。

1. 降水と乾燥 (模擬太陽照射) の繰り返し
2. 濃度測定

ウェザーメーターを稼働させる際に必要な設定項目は、(1)運転モードの稼働時間、(2)放射照度、(3)黒板温度または槽内温度、(4)湿度である。これらの項目は促進暴露試験ハンドブック (財団法人日本ウェザリングテストセンター, 2009) や過去の試験方法 (飯田他, 2006) を参考にするとともに、実際に観測された降水イベントを基に決定することにした。

#### (1) 運転モードの稼働時間

ウェザーメーターは、「照射」、「照射+降雨」、「降雨のみ (照射なし)」、「照射なし」などの稼働モードがある。これらの稼働モードの順番、継続時間を決めて、自動的に環境を変化させることが可能である。例えば自動車部品の耐候性試験を行う際には1時間を1サイクルとし、そのうち48分間が「照射」、12分間が「照射+降雨」であり、これを100時間以上繰り返し稼働させられる。近年良く行われる試験サイクルは2時間を1サイクルとし、そのうち102分間が「照射」、18分間が「照射+降雨」である。降雨時間の設定は定かではないが、昔の装置の機構上の理由という説と、ある地域の降水量と降雨日数から決められたという説があると言われている (財団法人日本ウェザリングテストセンター, 2009)。

まずは降雨時間の設定について示す。ウェザーメーターの降水強度は概ね決まっており、積算降水量 (ウェザーメーターでの降雨時間) でウェザリング係数がどのように変化するかを調査する。ウェザーメーターの降雨時間を設定するためには、積算降水量の範囲とウェザーメーターで



の1分間の降水が実環境で何 mm に相当するかを予め求める必要がある。積算降水量の範囲を決定するため、原子力施設立地付近の市町村における降水データをまとめた。一つは7日間の降水イベントであり、もう一つは年間降水量である。7日間の降水イベントは各市町村の2011年から2015年のうち、ランダムに日時を選び、それから7日間の積算降水量を求め、これを1サンプルとして各市町村に対して100サンプル分の降水イベントの頻度分布を作成した(図4.5)。どの地点においても7日間の積算降水量は0~30 mm で最頻値が見られた。7日間の積算降水量が100 mm 未満の降水イベントが大半であるものの、御前崎のように100 mm を超える降水イベントが全体の10%以上となる地域も見られた。過去の実験では、ウェザリング係数は始めの降水で急激に減少する傾向が見られる(Brown et al., 2011) ことを踏まえて、短期間のウェザリング係数の時間変化を対象とする際は、積算降水量100 mm 未満は5 mm 毎などのように区切り幅を小さくし、積算降水量100 mm 以上では50 mm 毎などのように区切り幅を大きくすることが望ましいと考えられる。1年間の積算降水量を見ると(表4.3)、対象とした地域では年間降水量は1300~3200 mm の範囲であった。長期間のウェザリング係数の時間変化を対象とする際は、1年間の積算降水量をこの範囲に収めることが望ましいと考えられる。

上記の積算降水量になるようにウェザーメーターの降水稼働時間を設定するために必要である、ウェザーメーターでの1分間の降水が実環境で何 mm に相当するかを求める。ウェザーメーターの表面スプレーから放出される水の量は約 $480 \text{ mL min}^{-1}$ であり、スプレー口は6個あるため、1個当たり約 $80 \text{ mL min}^{-1}$ である。高さ方向に対しては、1サンプルあたり2個のスプレー口を用いてサンプル全体に水がかかる。水平方向に対しては、1個のスプレー口から放出される水がかかる範囲は2サンプル分である。サンプルは装置内を1分間あたり1回転または2回転し、サンプルホルダー数は全部で18個あるため、1分間あたりにサンプルが水にかかる時間は1/9分である。1分間でサンプルにかかる水の量は

$$\text{サンプルにかかる水の量} = 80 \text{ mL min}^{-1} \times 2 \text{ 個} \div \frac{2}{18} \approx 17.8 \text{ mL min}^{-1} \quad (4.4)$$

である。1サンプルの面積は $7 \text{ cm} \times 15 \text{ cm}$ であるため、 $17.8 \text{ mL min}^{-1}$ をこの面積で除すると、約 $1.7 \text{ mm min}^{-1}$ となる。つまり、1分間の降水では実環境で約1.7 mm の降水量に相当することが分かる。この値を用いることによって降水時間を決定でき、例えば積算降水量を10 mm とする場合には、降水時間を6分間と設定すれば良い。ただし、促進暴露試験ハンドブック(財団法人日本ウェザリングテストセンター, 2009)に記載されるように、ウェザーメーターは必ずしも降雨の影響を再現できているとは言えず、実環境での試験結果との比較は必須である。

次に照射時間の設定について述べる。上記でランダムに抽出した7日間の降水イベントは、7日間常に雨が降っていることはほとんどなく、間に晴れ間があり、屋根材が乾いた後に降雨によって放射性物質が流されるケースも考えられる。つまり同じ7日間の積算降水量においても、(1)サンプルが湿ったまま降雨に曝される条件と(2)サンプルが乾いた状態で降雨に曝される条件の大きく分けて2通りが考えられる。(2)の事象を模擬するために、ウェザーメーターの照射によって屋根材が乾く時間を予め把握する必要がある。そこで、ウェザーメーターにサンプルを入れ、「照射+降雨」を10分間稼働させた後、「照射」を1分間、3分間、5分間、10分間稼働させた場合のサンプル表面の状態を観測した(表4.4)。稼働モードの時間以外の設定は後述(4.3.3(2)以降)と同じである。表4.4より、照射時間5分以上でサンプル表面は乾いており、サンプル表面を乾かすための照射時間は5分以上に設定すれば良い。

運転モードの設定例として、サンプルが湿ったまま降雨に曝される条件では、対象としたい積算降水量を1.7で除した時間(分)の「照射+降雨」、5分間の「照射」と設定するのが良いと考えられる。サンプルが乾いた状態で降雨に曝される条件では、「照射+降雨」と「照射」を交互に繰り返す必要がある。1日間の積算降水量の頻度分布を見ると(図4.3)、どの地域においても1mmに最頻値があることから、「照射+降雨」<sup>7</sup>を1分間、「照射」を5分間とし、このサイクルを積算降水量相当になるまで繰り返すように設定するのが良いと考えられる。

## (2) 放射照度

本ウェザーメーターの放射照度は $60\sim 180\text{ W m}^{-2}$ (波長 $300\sim 400\text{ nm}$ )で調整可能である。放射照度が大きいほど耐候試験の促進倍率は高くなる。今までの耐候試験は $60\text{ W m}^{-2}$ で行われているものが多く、試験設定に関する知見が多い。放射照度 $60\text{ W m}^{-2}$ の試験が多い理由として、赤道地帯における水平面での代表的な太陽光の分光放射照度が基になっているためである。また、銚子曝露試験場でも真夏の快晴時の真昼時に $60\text{ W m}^{-2}$ が観測される(財団法人日本ウェザリングテストセンター,2009)。そこで、放射照度を $60\text{ W m}^{-2}$ と設定するのが良いと考えられる。

## (3) 黑板温度または槽内温度

ウェザーメーターの温度はウェザーメーター内にある黒い板上(図4.2の左下)の温度または槽内温度によってコントロールされる。照射時に良く使われるのは黑板温度であり、降雨時には槽内温度が使われる。黑板温度は $63^{\circ}\text{C}$ で設定されることが多い。これは米国マイアミ試験場での黑板温度の最高温度、財団宮古島試験場での黑板温度の最高温度と等しい。例は少ないものの、黑板温度を $55^{\circ}\text{C}$ に設定される試験もある。これは銚子曝露試験場の黑板温度の最高温度と同じである(財団法人日本ウェザリングテストセンター,2009)。今回対象としている地域は九州から北海道であるため、黑板温度を $55^{\circ}\text{C}$ に設定するのが良いと考えられる。槽内温度は黑板温度の $20^{\circ}\text{C}\sim 25^{\circ}\text{C}$ 低い温度に設定され、「照射+降雨」モードと「照射」モードのときの照射強度が極端に異ならないように設定することが望まれている。放射照度 $60\text{ W m}^{-2}$ 、黑板温度 $55^{\circ}\text{C}$ 、湿度 $65\%$ と設定し、1時間以上稼働させたときの槽内温度は $40^{\circ}\text{C}$ であったため、「照射+降雨」モード時の槽内温度を $40^{\circ}\text{C}$ に設定するのが良いと考えられる。

## (4) 湿度

湿度は $50\%$ に設定されることが多い。この詳しい根拠は分かっていないものの、おそらく欧米の気候が基準になっているのではないかとされている。湿度の影響を受けやすい材料は湿度を $65\%$ に設定することが推奨されている(財団法人日本ウェザリングテストセンター,2009)。日本の平均湿度は約 $70\%$ であること、ウェザーメーターは湿度 $65\%$ 以上の制御は機器の特性上困難であることを踏まえ、湿度を $65\%$ に設定するのが良いと考えられる。

---

<sup>7</sup> 「降雨のみ」の稼働モードも可能であるが、短い間隔でキセノンランプの点灯と消灯を繰り返す行為はキセノンランプの寿命を短くし、装置の負担が大きく、想定以上の電力消費を引き起こす可能性があり、注意が必要である。安全面をとり、実験では「降雨のみ」を行わずに全て「照射+降雨」とする。

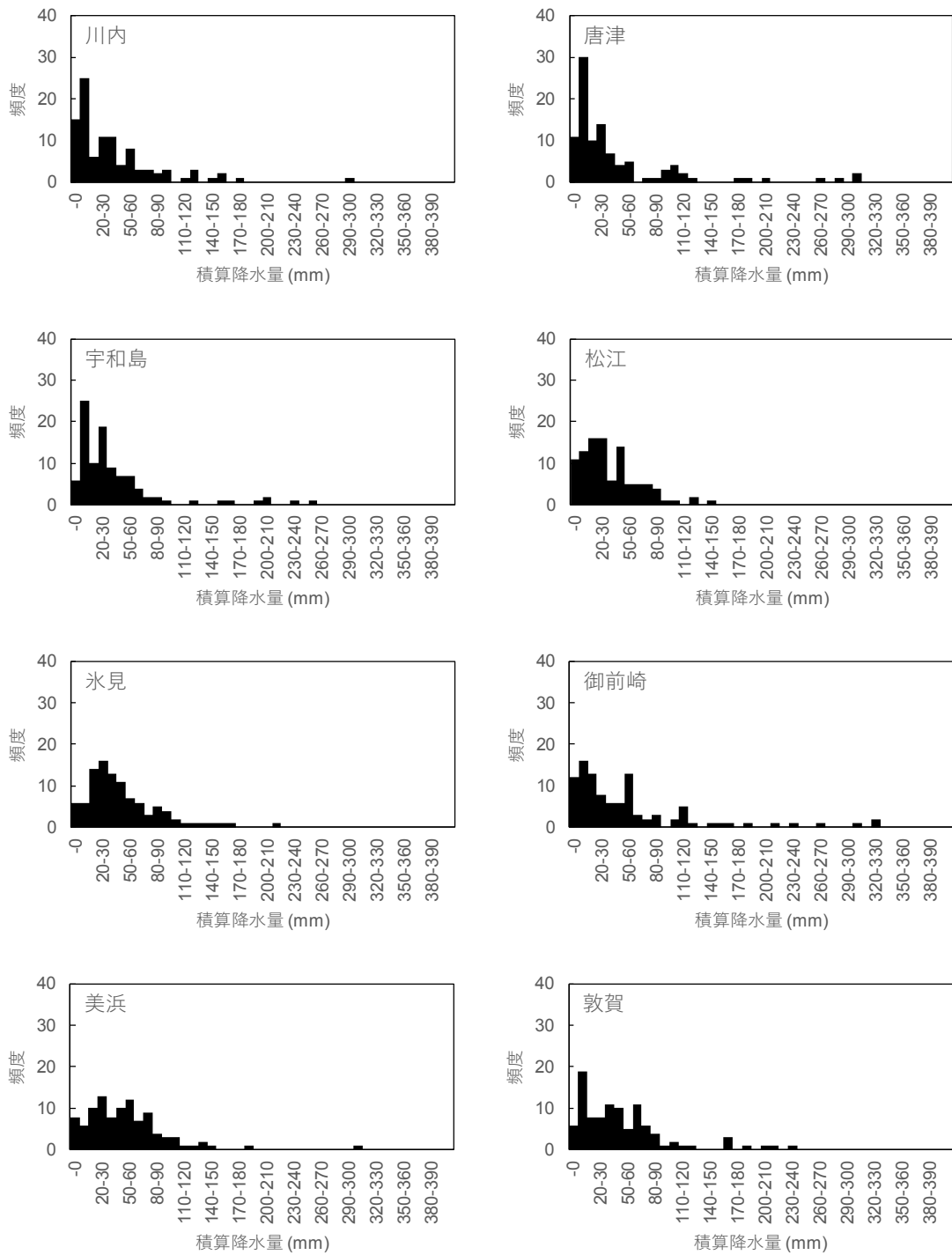


図 4.5 各市町村の 7 日間の積算降水量の頻度分布 (1/2)。2011 年～2015 年までの 7 日間データをランダムに 100 サンプル抽出したもの。

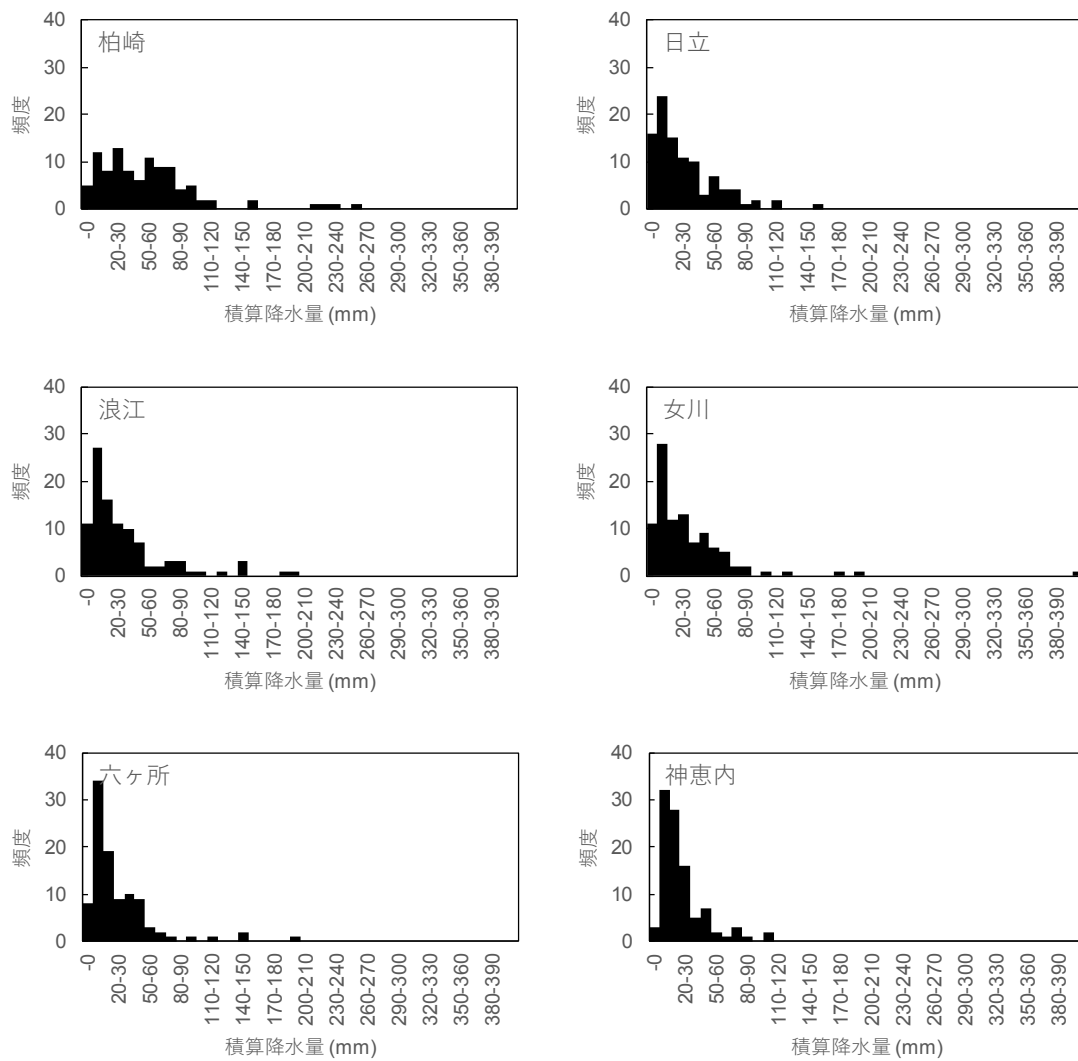


図 4.5 各市町村の7日間の積算降水量の頻度分布 (2/2)。2011年～2015年までの7日間データをランダムに100サンプル抽出したもの。

表 4.3 各市町村の 2011 年～2015 年までの年積算降水量 (mm)

年	川内	唐津	宇和島	松江	美浜	敦賀	氷見	御前崎	日立	柏崎	浪江	女川	六ヶ所	神恵内
2011	2088	1949	2142	1976	2939	2941	2221	1980	1514	2490	-	-	1366	1658
2012	2804	1957	1926	1562	2413	2389	2149	2309	1413	2542	1471	1466	1278	1495
2013	1859	2088	1364	2035	2487	2611	2820	1794	1395	2707	1249	1394	1435	1163
2014	2359	1907	1904	1819	2192	2363	2445	2038	1663	2493	1778	1684	1420	1080
2015	3167	1960	2095	1706	2342	2378	1780	2784	1392	1923	1633	1339	1179	1486

-はデータ欠損

表 4.4 照射時間後のサンプル表面の状態

	スレート材	金属板 (ステンレス)
「照射+降雨」10 分間、「照射」1 分間	湿っている	湿っている
「照射+降雨」10 分間、「照射」3 分間	9 割以上乾いている	9 割以上乾いている
「照射+降雨」10 分間、「照射」5 分間	完全に乾いている	完全に乾いている
「照射+降雨」10 分間、「照射」10 分間	完全に乾いている	完全に乾いている

#### 4.4 第4章の参考文献

Brown J., Kibble A., Mitchem L., Hammond D., Ham G., Pritchard R., Eslava-Gomez A. and Smith T. (2011):  
Development of experimental techniques to investigate the behaviour of chemical and radiological  
materials on urban surfaces, *Chemical Hazards and Poisons Report*, **20**, pp.13–16.

飯田眞司, 高柳弘道, 矢部政実 (2006) : 促進耐候性試験法, *塗料の研究*, **145**, pp. 22–37.

一般社団法人日本住宅工事管理協会 : 屋根工事コラム

<https://www.nichijuko.jp/ysapo/column-roof-gradient> (最終閲覧日 : 2019年2月19日) .

株式会社シェアテック : 勾配と屋根材の関係 <http://www.yaneyasan13.net/> (最終閲覧日 : 2019年2月19日) .

財団法人日本ウェザリングテストセンター (2009) : 促進暴露試験ハンドブック [I] 促進耐候性試験  
スガ試験機株式会社 : 耐候性を極める。 <http://www.sugatest.co.jp/contents/fields/content01.html> (最終  
閲覧日 : 2019年2月19日) .

独立行政法人住宅金融支援機構: フラット 35 住宅仕様実態調査報告—在来木造工法の戸建て住  
宅—

[http://www.jhf.go.jp/about/research/tech\\_flat35\\_siyou.html](http://www.jhf.go.jp/about/research/tech_flat35_siyou.html) (最終閲覧日 : 2019年2月19日) .

## 付録 1 再処理施設事故時に考慮すべき項目

H29 事業では、原子力発電所事故時に関してのみ対象とされており、再処理施設事故を対象としていなかった。原子力発電所と再処理施設では、事故形態、放出される核種が異なることから、被ばく低減係数を評価するうえで新たに調査すべき項目が存在する可能性がある。本報告書では、原子力災害事前対策等に関する検討チーム会合資料、核燃料施設等の新規性基準適合性に係る審査会合資料等を基に、再処理施設事故時についてまとめ、新たに考慮すべき項目の有無をまとめる。

第 15 回原子力災害事前対策等に関する検討チーム会合の資料では、以下の 5 つの事故シナリオが考えられた：(1)臨界事故、(2)冷却する機能が喪失した場合に発生する蒸発乾固、(3)放射線分解によって発生する水素爆発、(4)セル内有機溶媒火災、(5)使用済燃料貯蔵設備に貯蔵する使用済燃料の著しい損傷。この中でも臨界事故では短半減期の希ガスとヨウ素が放出され、他の事故シナリオとは放出される放射性物質が大きく異なる。臨界事故以外の事故シナリオでは、ルテニウムやプルトニウムなどの長半減期放射性物質が多く放出される。

### 付録 1.1 臨界事故

臨界事故の特徴として、短半減期の希ガスとヨウ素が放出されることである。事故シナリオで想定されていることとして、(1)重大事故等対処設備を用いた対処に失敗し、事故が拡大、(2)短半減期の希ガスとヨウ素が十分に減衰されずに放出、(3)溶液の蒸発に伴う放射性物質が気相中に放出、(4)総核分裂数は過去に発生した臨界事故等を踏まえて  $10^{20}$ 、(5)放射性物質は主排気筒から放出である。

放出量の算定は五因子法が用いられ、次式で表される。

$$RQ \text{ (放出量)} = MAR \times DR \times ARF \times RF \times LPF \quad (\text{付録 1.1})$$

各因子の説明及び臨界事故時の想定は下記の通りである。

MAR (重大事故等が発生する危機に保有される放射性物質質量) :

再処理する使用済燃料の冷却条件を 15 年とし、これを基に算出される放射性物質質量の最大値が設定されている。

DR (MAR のうち事故の影響を受ける割合) :

保守的に隔離措置が機能しなかった場合等の放出量では、過去に発生した臨界事故、臨界事故を模擬した過渡臨界実験の結果等の知見を踏まえた上で、臨界事故の規模を保守的に  $1.0 \times 10^{20}$  fissions が設定されている。なお、評価においては、核分裂により発生するエネルギーが全て溶液の蒸発に使用されるものとされている。また、可溶性中性子吸収材の供給により、35 分から 80 分以内に実効増倍率を 0.95 以下にすることが可能であり、臨界事故初期の急激な核分裂期における核分裂数を  $1.0 \times 10^{18}$  fissions、核分裂が継続的に発生する期間における核分裂率を  $1.0 \times 10^{15}$  fissions/s とした場合においては、放出量を少なくとも 15 分の 1 程度に低減できるとされている。

ARF (気相を通じて貯槽外部へ移行する割合) :

設計基準事故時の想定と同様に、臨界事故の評価に係る文献から得られる移行率 (溶液中の保有量及び生成量において、希ガス : 100%、ヨウ素 : 25%、ルテニウム : 0.1%、その他の核種については、全核分裂数のエネルギーによる蒸発量中の保有量の 0.05%) が設定されている。

RF（肺に吸収されうるような浮遊性の微粒子の割合）：

保守的に1が設定されている。

LPF（放出経路での低減割合）：

臨界事故により発生する蒸気雰囲気により、高性能粒子フィルターの除去効率が1桁低下しているものとし、除染係数<sup>8</sup>はDF100が設定されている。配管経路の曲がり部における放射性物質の沈着を考慮して、放出経路構築物による除染係数が期待できる場合においては、除染係数としてDF10が設定されている。DRの設定で用いた臨界事故初期の急激な核分裂期における核分裂数を $1.0 \times 10^{18}$  fissions、核分裂が継続的に発生する期間における核分裂率を $1.0 \times 10^{15}$  fissions/sとした場合における、放射性物質のセルへの滞留効果を考慮して、機器ごとに放出割合（0.4から0.8）が設定されている。保守的に隔離措置が機能しなかった場合等の放出量については、放出割合を見込まないとされている。

放射性物質の放出量について、IAEAの指針及びICRPの勧告を参考に、放射性物質が地表に沈着し、そこからの $\gamma$ 線による外部被ばく及び再浮遊に起因する吸入摂取による内部被ばくの50年間の実効線量を用いてセシウム137相当に換算されている。その際、セシウム137換算の放出量については、長期的な被ばく影響を評価する観点から算出していることから、地表沈着の考えられない希ガス及び放出量の大部分が半減期の短いヨウ素については換算の対象とされていない。本事業では、ヨウ素の割合も重要であるため、セシウム137換算されていないものを利用する。

## 付録 1.2 外的事象を要因として発生が想定される事故

この事故の特徴として、蒸発乾固では揮発性ルテニウムが放出、水素爆発では溶液等の一部が液滴となり放出、有機溶媒火災では引火点まで温度上昇するのに最短でも約半年かかり、放出量が極めて小さいことである。事故シナリオで想定されていることとして、(1)重大事故等対処設備を用いた対処に失敗し、事故が拡大、(2)蒸発乾固と水素爆発については、共通の外的要因により同時に発生、(3)さらに高レベル廃液ガラス固化廃ガス処理設備廃棄停止による閉じ込め機能の喪失が同時に発生である。

### (1) 冷却機能の喪失による蒸発乾固

想定事象として、貯槽の冷却機能が喪失し、蒸発乾固の発生の未然防止対策である内部ループへの注水に失敗し、高レベル廃液等が沸騰にいたる。沸騰開始前までに、常設重大事故等対処設備の凝縮器に可搬型代替冷却設備から注水し、上記に含まれる放射性物質を凝縮水として回収できる場合を想定して、大気への放出量が算出される。また、前記凝縮器が機能しなかった場合の、予備の凝縮器に切り替えるまでの間に放出する恐れのある放射性物質の放出量が算出される。算出に当たっては、予備機への切り替え時間を冷却機能の喪失から1.5日として算出されている。

冷却機能の喪失による蒸発乾固時の放出量を五因子法で算定する場合の想定は下記の通りである。

MAR（重大事故等が発生する危機に保有される放射性物質質量）：

再処理する使用済燃料の冷却条件を15年とし、これを基に算出される放射性物質質量の最大値が設定されている。

<sup>8</sup> 除染係数はフィルター等を通過する前と後の濃度の比である。DF100はフィルター等を通過した後の濃度は通過する前の100分の1であることを示す。



DR (MAR のうち事故の影響を受ける割合) :

溶液の崩壊熱密度に依存するパラメータであり、再処理する使用済燃料の冷却条件を 15 年とし、これを基に算出される崩壊熱密度の最大値が設定されている。

ARF (気相を通じて貯槽外部へ移行する割合) :

研究 (模擬実験) 結果の成果に対して保守性を見込んだ上で  $5 \times 10^{-5}$  が設定されている。

RF (肺に吸収されうるような浮遊性の微粒子の割合) :

保守的に 1 が設定されている。

LPF (放出経路での低減割合) :

高性能粒子フィルター 2 段による除染係数として  $DF10^5$ 、放出経路上の構造的特徴を考慮した除染係数として  $DF10$  及び凝縮器の効果による除染係数として  $DF10$  が設定されている。なお、凝縮器が機能するまでに放出される放射性物質に対しては、凝縮器の効果として期待していた  $DF10$  を除外するとともに、高性能粒子フィルターの除染係数は、蒸気雰囲気により、除去効率が 2 桁低下しているものとして  $DF1000$  が設定されている。

この事象に対する放出量の算定の注意点として、沸騰に伴い放出される放射性ルテニウムが揮発性の化学形態であった場合、除去の効果が見込めず、放出量に対して 5 倍程度の上振れする可能性がある。

### (2) 放射線分解による発生する水素による爆発

想定事象として、槽における水素掃気機能が喪失し、水素濃度が 8vol% まで上昇し、何らかの原因により着火することで水素爆発が発生することが想定されている。導出先セル及びセル換気システムに設置した可搬型代替換気設備を通じて、放射性物質が放出されることを想定し、放射性物質の放出量が算定されている。

放射線分解による発生する水素による爆発時の放出量を五因子法で算定する場合の想定は下記の通りである。

MAR (重大事故等が発生する危機に保有される放射性物質質量) :

再処理する使用済燃料の冷却条件を 15 年とし、これを基に算出される放射性物質質量の最大値が設定されている。

DR (MAR のうち事故の影響を受ける割合) :

爆発により飛散する割合を定量化することは困難であることから、保守的に 1 が設定されている。

ARF (気相を通じて貯槽外部へ移行する割合) :

模擬試験装置による試験結果及び NUREG/CR-6410 を参考に  $1 \times 10^{-4}$  が設定されている。

RF (肺に吸収されうるような浮遊性の微粒子の割合) :

保守的に 1 が設定されている。

LPF (放出経路での低減割合) :

高性能粒子フィルター 2 段による除染係数として  $DF10^5$ 、および放出経路上の構造的特徴を考慮した除染係数として  $DF10$  が設定されている。

### (3) 有機溶媒火災

想定事象として、セル内に有機溶媒が漏えいし、漏えい液の回収機能が喪失した場合で、未然防止対策に失敗し、有機溶媒火災が発生する。拡大防止対策である窒息消火は、多重性、多様性

及び独立性を確保した対策を整備しており、これらが全て機能しないことは想定しがたいことから、窒息消火ができることを踏まえ、窒息消火されるまでに放出される可能性のある放射性物質の放出量が算出されている。

有機溶媒火災時の放出量を五因子法で算定する場合の想定は下記の通りである。

MAR（重大事故等が発生する危機に保有される放射性物質質量）：

再処理する使用済燃料の冷却条件を 15 年とし、これを基に算出される放射性物質質量の最大値が設定されている。また、漏えい量が考慮されている。

DR（MAR のうち事故の影響を受ける割合）：

燃焼する有機溶媒の量に依存するパラメータであり、最大値として燃焼する溶媒量に基づく割合が設定されている。

ARF（気相を通じて貯槽外部へ移行する割合）：

NUREG/CR-6410 における非揮発性物質の燃焼の移行率を活用し、1%が設定されている。

RF（肺に吸収されうるような浮遊性の微粒子の割合）：

保守的に 1 が設定されている。

LPF（放出経路での低減割合）：

高性能粒子フィルター1 段による除染係数として  $DF10^3$  が設定されている。

#### (4) リン酸三ブチル（TBP）等の錯体の急激な分解反応

想定事象として、設計上定める条件よりも厳しい条件を想定した場合においても、TBP 等の錯体の急激な分解反応は発生しないが、当該事象が重大事故等で考慮する事項として含まれることを踏まえ、起因事象を特定せず TBP 等の錯体の急激な分解反応が発生することが想定されている。TBP 等の錯体の急激な分解反応の発生を検知した時点で、拡大防止対策及び放出抑制対策を実施することから、TBP 等の錯体の急激な分解反応が再発し、放射性物質が再処理施設外へ放出されることは想定せず、最初の TBP 等の錯体の急激な分解反応により放出される可能性のある放射性物質の放出量が算出されている。

TBP 等の錯体の急激な分解反応時の放出量を五因子法で算定する場合の想定は下記の通りである。

MAR（重大事故等が発生する危機に保有される放射性物質質量）：

再処理する使用済燃料の冷却条件を 15 年とし、これを基に算出される放射性物質質量の最大値が設定されている。

DR（MAR のうち事故の影響を受ける割合）：

濃縮缶内の溶液の量に依存するパラメータであり、最大値として濃縮缶の容積を想定して設定されている。

ARF（気相を通じて貯槽外部へ移行する割合）：

NUREG/CR-6410 における計算式のうち、最も保守的な結果が算出される計算式が活用されている。TBP 量については、設計上想定される最大値が設定されている。

RF（肺に吸収されうるような浮遊性の微粒子の割合）：

保守的に 1 が設定されている。

LPF（放出経路での低減割合）：

高性能粒子フィルター1 段による除染係数として  $DF10^3$  及び放出経路上の構造的特徴を考慮した除染係数として  $DF10$  が設定されている。

### 付録 1.3 使用済燃料貯蔵設備の事故

この事故は冷却機能の喪失により、燃料仮置きピット、燃料貯蔵プール、燃料送出しピットの水の温度が上昇し、沸騰する。燃料貯蔵プール等への水の補給に失敗すると、蒸発により貯蔵プール等の水が減少し、やがて使用済燃料は露出し、損傷にいたる事故である。しかしながら、この事故による重篤な影響を及ぼす恐れはないとされている。理由として、冷却停止後の時間余裕は約 43 日あり、それまでに水の補給対策ができ、事故収束できると考えられているためである。

### 付録 1.4 放射性物質の漏えい

想定事象として、全交流動力電源喪失又は地震により高レベル廃液ガラス固化廃ガス処理設備の排風機及び固化セル換気系排風機が停止し、当該排風機の機能が速やかに復旧できない状態において、固化セルクーラーの機能も併せて機能喪失している状態が想定されている。高レベル廃液ガラス固化廃ガス処理設備の停止に伴い、ガラス溶融炉の負圧維持ができなくなり、ガラス溶融炉から放射性物質を含む気体が固化セルに漏えいする。ガラス溶融炉から放射性物質を含む気体は、平常運転時にガラス溶融炉からガラス溶融炉気相部を換気している高レベル廃液ガラス固化廃ガス処理設備へ移行する放射性物質量の 1 時間分とされている。ガラス溶融炉からの放射性物質の固化セルへの漏えいは、ガラス溶融炉の加熱及びガラス溶融炉への溶液供給の停止により 1 時間相当量未満に限定されるが、ガラス溶融炉から固化セルへ移行する放射性物質の量として、安全側に評価されている。固化セルへ移行した放射性物質は、ガラス溶融炉の余熱による固化セル内空気の体積膨張に伴い、固化セル圧力放出系へ移行することが想定されている。固化セルの雰囲気は熱的に平衡状態に至り、固化セル内空気の体積膨張が停止するまでの時間はガラス溶融炉の余熱及び固化セル外への放熱を考慮した熱収支から 16 時間と算定されるが、保守的に熱平衡に至るまでに 24 時間要するものとして、当該期間に放出される放射性物質量が算定される。

放射性物質の漏えい時の放出量を五因子法で算定する場合の想定は下記の通りである。

MAR（重大事故等が発生する危機に保有される放射性物質量）：

平常運転時にガラス溶融炉から高レベル廃液ガラス固化廃ガス処理設備に移行する放射性物質量の 1 時間分の量として、平常運転時の最大濃度から設定される。

DR（MAR のうち事故の影響を受ける割合）：

実規模モックアップ溶融炉によるシャットダウン試験結果から、ガラス溶融炉への高レベル廃液の移送が停止した場合、移送停止直前までにガラス溶融炉へ投入され、溶融ガラス中に溶け込んでいない状態で存在する高レベル廃液がガラス溶融炉の余熱により蒸発する。そのことにより、平常時のガラス溶融炉から高レベル廃液ガラス固化廃ガス処理設備へ移行する放射性物質量の約 0.4 時間分の放射性物質の気相への移行が継続する。すなわち、MAR の約 40% が事故の影響を受ける割合とされているが、有効性評価上はこれに安全裕度を見込んで 100% とされている。

ARF（気相を通じて貯槽外部へ移行する割合）：

ガラス溶融炉気相部から固化セルへ移行する放射性物質を含む気体の移行率は 100% とされている。

RF（肺に吸収されうるような浮遊性の微粒子の割合）：

保守的に 1 が設定されている。

LPF（放出経路での低減割合）：

高性能粒子フィルター 2 段による除染係数として  $DF10^5$  及び揮発性ルテニウムに対しての除染

係数としてDF1が設定されている。

#### **付録 1.5 各シナリオの放出量**

核燃料施設等の新規性基準適合性に係る審査会合第160回の資料2(4)で示された、各シナリオの放出量を付録表1.1に示す。臨界シナリオでは短半減期核種のクリプトン、キセノン、ヨウ素が放出されており、他のシナリオではこれらの核種は放出されずに長半減期核種のみが放出されている。

付録表 1.1 各シナリオの放出量 (Bq) (1/3)

核種	前処理建屋溶解槽における 臨界事故	精製建屋ウラン逆抽出器 における臨界事故	精製建屋第5一時貯留処 理槽における臨界事故	精製建屋相分離槽にお ける臨界事故
Kr-83m	3.05E+13	3.05E+13	3.05E+13	3.05E+13
Kr-85m	2.36E+13	2.36E+13	2.36E+13	2.36E+13
Kr-85	2.66E+08	2.66E+08	2.66E+08	2.66E+08
Kr-87	1.44E+14	1.44E+14	1.44E+14	1.44E+14
Kr-88	9.08E+13	9.08E+13	9.08E+13	9.08E+13
Kr-89	5.30E+15	5.30E+15	5.30E+15	5.30E+15
Xe-131m	3.37E+10	3.37E+10	3.37E+10	3.37E+10
Xe-133m	8.20E+11	8.20E+11	8.20E+11	8.20E+11
Xe-133	1.06E+13	1.06E+13	1.06E+13	1.06E+13
Xe-135m	1.15E+15	1.15E+15	1.15E+15	1.15E+15
Xe-135	1.58E+14	1.58E+14	1.58E+14	1.58E+14
Xe-137	1.88E+16	1.88E+16	1.88E+16	1.88E+16
Xe-138	3.99E+15	3.99E+15	3.99E+15	3.99E+15
I-129	5.28E+02	5.28E+02	5.28E+02	5.28E+02
I-131	9.31E+11	9.31E+11	9.31E+11	9.31E+11
I-132	1.11E+14	1.11E+14	1.11E+14	1.11E+14
I-133	1.60E+13	1.60E+13	1.60E+13	1.60E+13
I-134	4.00E+14	4.00E+14	4.00E+14	4.00E+14
I-135	4.60E+13	4.60E+13	4.60E+13	4.60E+13
Sr-90	3.82E+03	3.82E+03	3.82E+03	3.82E+03
Y-90	1.50E+07	1.50E+07	1.50E+07	1.50E+07
Ru-106	9.20E+05	9.19E+05	9.19E+05	9.19E+05
Rh-106	2.36E+11	2.36E+11	2.36E+11	2.36E+11
Cs-134	8.29E+00	8.29E+00	8.29E+00	8.29E+00
Cs-137	1.15E+04	1.15E+04	1.15E+04	1.15E+04
Ba-137m	6.78E+10	6.78E+10	6.78E+10	6.78E+10
Ce-144	2.55E+05	2.55E+05	2.55E+05	2.55E+05
Pr-144	6.06E+09	6.06E+09	6.06E+09	6.06E+09
Sb-125	2.99E+03	2.43E+03	2.40E+03	2.39E+03
Pm-147	4.53E+04	4.15E+04	4.13E+04	4.12E+04
Eu-154	6.93E+03	5.55E+02	2.22E+02	9.81E+01
Pu-238	1.19E+09	1.19E+10	4.76E+09	2.10E+09
Pu-239	1.14E+08	1.14E+09	4.56E+08	2.01E+08
Pu-240	1.81E+08	1.82E+09	7.27E+08	3.21E+08
Pu-241	2.50E+10	2.50E+11	1.00E+11	4.42E+10
Pu-242	7.59E+05	7.61E+06	3.04E+08	1.34E+06
Am-241	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Am-242	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Am-243	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Cm-242	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Cm-243	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Cm-244	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00

付録表 1.1 各シナリオの放出量 (Bq) (2/3)

	前処理建屋における機器内蒸発乾固	前処理建屋における機器内蒸発乾固(ルテニウム)	分離建屋における機器内蒸発乾固	分離建屋における機器内蒸発乾固(ルテニウム)	精製建屋における機器内蒸発乾固	精製建屋における機器内蒸発乾固(ルテニウム)	ウラン・プルトニウム混合脱硝建屋における機器内蒸発乾固	ウラン・プルトニウム混合脱硝建屋における機器内蒸発乾固(ルテニウム)	高レベル廃液ガラス固化建屋における機器内蒸発乾固	高レベル廃液ガラス固化建屋における機器内蒸発乾固(ルテニウム)
Sr-90	4.94E+08	0.00E+00	7.95E+10	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.75E+02	0.00E+00	1.01E+12	0.00E+00
Y-90	4.95E+08	0.00E+00	7.95E+10	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.75E+02	0.00E+00	1.01E+12	0.00E+00
Ru-106	1.79E+07	0.00E+00	3.87E+09	9.28E+12	8.00E+03	1.71E+07	1.16E+02	2.79E+05	4.93E+10	1.15E+13
Rh-106	1.79E+07	0.00E+00	3.87E+09	9.28E+12	8.00E+03	1.71E+07	1.16E+02	2.79E+05	4.93E+10	1.15E+13
Cs-134	1.10E+07	0.00E+00	1.85E+09	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.63E+00	0.00E+00	2.35E+10	0.00E+00
Cs-137	6.94E+08	0.00E+00	1.17E+11	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.30E+02	0.00E+00	1.49E+12	0.00E+00
Ba-137m	6.56E+08	0.00E+00	1.11E+11	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.18E+02	0.00E+00	1.41E+12	0.00E+00
Ce-144	1.51E+04	0.00E+00	2.43E+06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.72E-02	0.00E+00	3.08E+07	0.00E+00
Pr-144	1.51E+04	0.00E+00	2.43E+06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.72E-02	0.00E+00	3.08E+07	0.00E+00
Sb-125	2.84E+06	0.00E+00	6.42E+08	0.00E+00	1.27E+02	0.00E+00	3.01E+02	0.00E+00	8.42E+09	0.00E+00
Pm-147	1.95E+07	0.00E+00	4.41E+09	0.00E+00	8.71E+02	0.00E+00	2.07E+03	0.00E+00	5.78E+10	0.00E+00
Eu-154	3.23E+07	0.00E+00	7.30E+09	0.00E+00	1.44E+03	0.00E+00	3.42E+03	0.00E+00	9.57E+10	0.00E+00
Pu-238	4.72E+07	0.00E+00	1.93E+07	0.00E+00	2.79E+10	0.00E+00	7.80E+09	0.00E+00	2.46E+08	0.00E+00
Pu-239	4.52E+06	0.00E+00	1.85E+06	0.00E+00	2.67E+09	0.00E+00	7.46E+08	0.00E+00	2.35E+07	0.00E+00
Pu-240	7.20E+06	0.00E+00	2.95E+06	0.00E+00	4.25E+09	0.00E+00	1.19E+09	0.00E+00	3.75E+07	0.00E+00
Pu-241	9.93E+08	0.00E+00	4.06E+08	0.00E+00	5.86E+11	0.00E+00	1.64E+11	0.00E+00	5.17E+09	0.00E+00
Pu-242	3.02E+04	0.00E+00	1.23E+04	0.00E+00	1.78E+07	0.00E+00	4.98E+06	0.00E+00	1.57E+05	0.00E+00
Am-241	4.95E+07	0.00E+00	8.07E+09	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.69E+08	0.00E+00	1.03E+11	0.00E+00
Am-242	1.62E+05	0.00E+00	2.64E+07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.36E+08	0.00E+00
Am-243	4.47E+05	0.00E+00	7.29E+07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	9.28E+08	0.00E+00
Cm-242	1.34E+05	0.00E+00	2.19E+07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.79E+08	0.00E+00
Cm-243	3.69E+05	0.00E+00	6.01E+07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.65E+08	0.00E+00
Cm-244	3.44E+07	0.00E+00	5.61E+09	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.14E+10	0.00E+00
平均エネルギー (MeV)	0.62	-	0.63	0.57	0.60	0.57	0.06	0.57	0.63	0.57

付録表 1.1 各シナリオの放出量 (Bq) (3/3)

	前処理建屋に おける機器内 水素爆発(1回 目)	前処理建屋に おける機器内 水素爆発(2回 目)	分離建屋にお ける機器内水 素爆発(1回 目)	分離建屋にお ける機器内水 素爆発(2回 目)	精製建屋にお ける機器内水 素爆発(1回 目)	精製建屋にお ける機器内水 素爆発(2回 目)	ウラン・プ ルトニウム混 脱硝建屋にお ける機器内水 素爆発(1回 目)	ウラン・プ ルトニウム混 脱硝建屋にお ける機器内水 素爆発(2回 目)	高レベル廃液 ガラス固化建 屋における機 器内水素爆発 (1回目)	高レベル廃液 ガラス固化建 屋における機 器内水素爆発 (2回目)	高レベル廃液 ガラス固化廃 ガス処理設備 廃棄停止によ る閉じ込め機 能の喪失 1	高レベル廃液 ガラス固化廃 ガス処理設備 廃棄停止によ る閉じ込め機 能の喪失 2	高レベル廃液 ガラス固化廃 ガス処理設備 廃棄停止によ る閉じ込め機 能の喪失 3
Sr-90	9.38E+10	9.36E+10	2.39E+11	1.62E+11	0.00E+00	0.00E+00	5.50E+02	5.50E+02	1.73E+12	1.73E+12	8.77E+08	8.52E+09	1.41E+08
Y-90	9.38E+10	9.36E+10	2.39E+11	1.62E+11	0.00E+00	0.00E+00	5.50E+02	5.50E+02	1.73E+12	1.73E+12	8.77E+08	8.52E+09	1.41E+08
Ru-106	3.41E+07	3.40E+07	1.11E+08	7.82E+07	8.48E+02	8.48E+02	2.33E+00	2.33E+00	8.43E+08	8.43E+08	1.81E+10	2.34E+10	4.25E+10
Rh-106	3.41E+07	3.40E+07	1.11E+08	7.82E+07	8.48E+02	8.48E+02	2.33E+00	2.33E+00	8.43E+08	8.43E+08	1.81E+10	2.34E+10	4.25E+10
Cs-134	2.08E+09	2.07E+09	5.52E+09	3.76E+09	0.00E+00	0.00E+00	7.26E+00	7.26E+00	4.02E+10	4.02E+10	1.24E+11	2.40E+10	3.27E+11
Cs-137	1.32E+11	1.31E+11	3.50E+11	2.36E+11	0.00E+00	0.00E+00	4.60E+02	4.60E+02	2.55E+12	2.55E+12	7.85E+12	1.52E+12	2.07E+13
Ba-137m	1.25E+11	1.24E+11	3.31E+11	2.25E+11	0.00E+00	0.00E+00	4.35E+02	4.35E+02	2.41E+12	2.41E+12	7.43E+12	1.44E+12	1.98E+13
Ce-144	2.86E+06	2.85E+06	7.29E+06	4.93E+06	0.00E+00	0.00E+00	9.44E-02	9.44E-02	5.26E+07	5.26E+07	2.67E+04	2.59E+05	4.29E+03
Pr-144	2.86E+06	2.85E+06	7.29E+06	4.93E+06	0.00E+00	0.00E+00	9.44E-02	9.44E-02	5.26E+07	5.26E+07	2.67E+04	2.59E+05	4.29E+03
Sb-125	5.59E+08	5.38E+08	1.84E+09	1.30E+09	1.34E+03	1.34E+03	6.03E+02	6.03E+02	1.44E+10	1.44E+10	6.73E+07	6.91E+08	1.14E+06
Pm-147	3.84E+09	3.70E+09	1.27E+10	8.95E+09	9.24E+03	9.24E+03	4.14E+03	4.14E+03	9.90E+10	9.90E+10	4.62E+08	4.74E+09	7.85E+06
Eu-154	6.35E+09	6.12E+09	2.10E+10	1.48E+10	1.53E+04	1.53E+04	6.85E+03	6.85E+03	1.64E+11	1.64E+11	7.64E+08	7.85E+09	1.30E+07
Pu-238	8.98E+09	8.94E+09	4.69E+09	2.42E+09	6.67E+10	6.67E+10	1.56E+10	1.56E+10	4.21E+08	4.21E+08	3.81E+05	3.68E+06	6.57E+04
Pu-239	8.59E+08	8.55E+08	4.49E+08	2.31E+08	6.38E+09	6.38E+09	1.49E+09	1.49E+09	4.02E+07	4.02E+07	3.65E+04	3.53E+05	6.28E+03
Pu-240	1.37E+09	1.36E+09	7.15E+08	3.69E+08	1.02E+10	1.02E+10	2.38E+09	2.38E+09	6.42E+07	6.42E+07	5.81E+04	5.62E+05	1.00E+04
Pu-241	1.89E+11	1.88E+11	9.86E+10	5.08E+10	1.40E+12	1.40E+12	3.28E+11	3.28E+11	8.84E+09	8.84E+09	8.01E+06	7.75E+07	1.38E+06
Pu-242	5.73E+06	5.71E+06	3.00E+06	1.54E+06	4.26E+07	4.26E+07	9.96E+06	9.96E+06	2.69E+05	2.69E+05	2.43E+02	2.35E+03	4.19E+01
Am-241	9.39E+09	9.37E+09	2.45E+10	1.64E+10	0.00E+00	0.00E+00	3.39E+08	3.39E+08	1.76E+11	1.76E+11	8.91E+07	8.62E+08	1.54E+07
Am-242	3.08E+07	3.07E+07	8.04E+07	5.37E+07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.75E+08	5.75E+08	2.92E+05	2.82E+06	5.03E+04
Am-243	8.49E+07	8.47E+07	2.22E+08	1.48E+08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.59E+09	1.59E+09	8.06E+05	7.79E+06	1.39E+05
Cm-242	2.55E+07	2.55E+07	6.66E+07	4.45E+07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.77E+08	4.77E+08	2.42E+05	2.34E+06	4.17E+04
Cm-243	7.00E+07	6.98E+07	1.83E+08	1.22E+08	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.31E+09	1.31E+09	6.64E+05	6.42E+06	1.14E+05
Cm-244	6.53E+09	6.51E+09	1.71E+10	1.14E+10	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.22E+11	1.22E+11	6.20E+07	5.99E+08	1.07E+07
平均エネルギー (MeV)	0.62	0.62	0.63	0.63	0.73	0.73	0.06	0.06	0.63	0.63	0.66	0.66	0.66

## 付録 1.6 MOX 燃料加工施設事故シナリオ調査

MOX 燃料加工施設では臨界は発生しないとされている。事故シナリオとして、爆発、火災が挙げられる。以下は、第 234 回核燃料施設等の新規性基準適合性に係る審査会合の資料 5 を基にまとめた。

### (5) MOX 燃料加工施設における爆発

事象として、焼結炉等の複数爆発が想定された。基準地震動を超える地震動の地震による粉末化したペレットの工程室への漏えい、爆発及び基準地震動を超える地震動の地震による高性能エアフィルターの機能低下を考慮し、移行率が設定されている。

MOX 燃料加工施設における爆発時の放出量を五因子法で算定する場合の想定は下記の通りである。

MAR (重大事故等が発生する危機に保有される放射性物質質量) :

250.3 kg・Pu (焼結炉ユニット (3 系統) :195.8 kg・Pu、小規模試験ユニット:54.5 kg・Pu)

DR (MAR のうち事故の影響を受ける割合) :

- ①2/3 (焼結炉ユニット (3 系統) の取扱制限値のうち、2/3 がグリーンペレットと想定)、
- ②1/10 (小規模試験ユニットの取扱制限値のうち、1/10 がグリーンペレットと想定)

ARF (気相を通じて貯槽外部へ移行する割合) :

$1 \times 10^{-2}$  (爆発により粉末化し、気相へ移行する割合として想定)

RF (肺に吸収されうるような浮遊性の微粒子の割合) :

保守的に 1 が設定されている。

LPF (放出経路での低減割合) :

- ① $1 \times 10^{-6}$  ( $1 \times 10^{-1}$  : 排ガス処理装置への移行率、 $1 \times 10^{-1}$  : 排ガス処理装置内付着を考慮した GB 排気系への移行率、 $1 \times 10^{-4}$  : 高性能エアフィルター4 段 (基準地震動を超える地震動の地震及び爆発による 1 段目一部損傷) の除去効率)、② $9 \times 10^{-6}$  ( $9 \times 10^{-1}$  : 工程室への移行率、 $1 \times 10^{-2}$  : 排風機停止を考慮した工程室排気系への移行率、 $1 \times 10^{-3}$  : 基準地震動を超える地震動の地震による高性能エアフィルター2 段の除去効率)

### (6) MOX 燃料加工施設における火災

事象として、複数火災が想定され、取扱 Pu 量が多い火災区域 2 室における火災が想定された。基準地震動を超える地震動の地震の発生による高性能エアフィルターの機能低下を見込んだ除去効率が設定された。

MOX 燃料加工施設における火災時の放出量を五因子法で算定する場合の想定は下記の通りである。

MAR (重大事故等が発生する危機に保有される放射性物質質量) :

- ①217.9 kg・Pu (ペレット加工第 1 室と粉末調整第 5 室の取扱制限値より)、②2.2 kg・Pu (上記室のグローブボックスへの付着分として①の 1/10 を想定)

DR (MAR のうち事故の影響を受ける割合) :

- ①1 (金属製容器等で取り扱うが、全量火災影響を受けると想定)、②1 (グローブボックス付着分は全量影響を受けると想定)

ARF (気相を通じて貯槽外部へ移行する割合) :

- ① $1 \times 10^{-2}$  (火災発生後から閉じ込め完了 (手動) まで 1 時間を想定 (1%/hr の移行率を想定)、②1 (グローブボックス付着分は保守的に全量気相へ移行すると想定))

RF (肺に吸収されうるような浮遊性の微粒子の割合) :

保守的に 1 が設定されている。

LPF (放出経路での低減割合) :

$1 \times 10^{-6}$  ( $1 \times 10^{-1}$  : グローブボックス排風機停止を踏まえた GB 排気系移行率、 $1 \times 10^{-5}$  : 基



準地震動を超える地震動の地震の発生を考慮した高性能エアフィルター4 段除去効率)

火災と爆発の重畳は2つの和で考えられている。

付録表 1.2 MOX 燃料加工施設事故での放出量 (Bq)

	爆発	火災
Pu-238	3.25E+08	1.08E+08
Pu-239	1.72E+07	5.74E+06
Pu-240	3.09E+07	1.03E+07
Pu-241	6.87E+09	2.29E+09
Am-241	7.71E+07	2.57E+07

### 付録 1.7 $\gamma$ 線平均エネルギー

外部被ばくの被ばく低減係数を求める際、原子力発電所事故時と再処理施設事故時で異なる点は放出される核種とその放出割合である。H29 事業では、シナリオごとに放出される核種とその放出割合を用いて  $\gamma$  線平均エネルギー  $E(t)$  が求められた。外部被ばくの低減係数は全シナリオを包含するエネルギー範囲で計算された。上記に示した調査から得られた放出核種とその放出割合を次式に代入し、再処理施設での各事故シナリオの  $\gamma$  線平均エネルギー  $E(t)$  を算出した。

$$E_i = \frac{\sum_j r_{i,j} \cdot E_{i,j}}{\sum_j r_{i,j}} \quad (\text{付録 1.2})$$

$$E(t) = \frac{\sum_i C_i(t) \cdot E_i}{\sum_i C_i(t)} \quad (\text{付録 1.3})$$

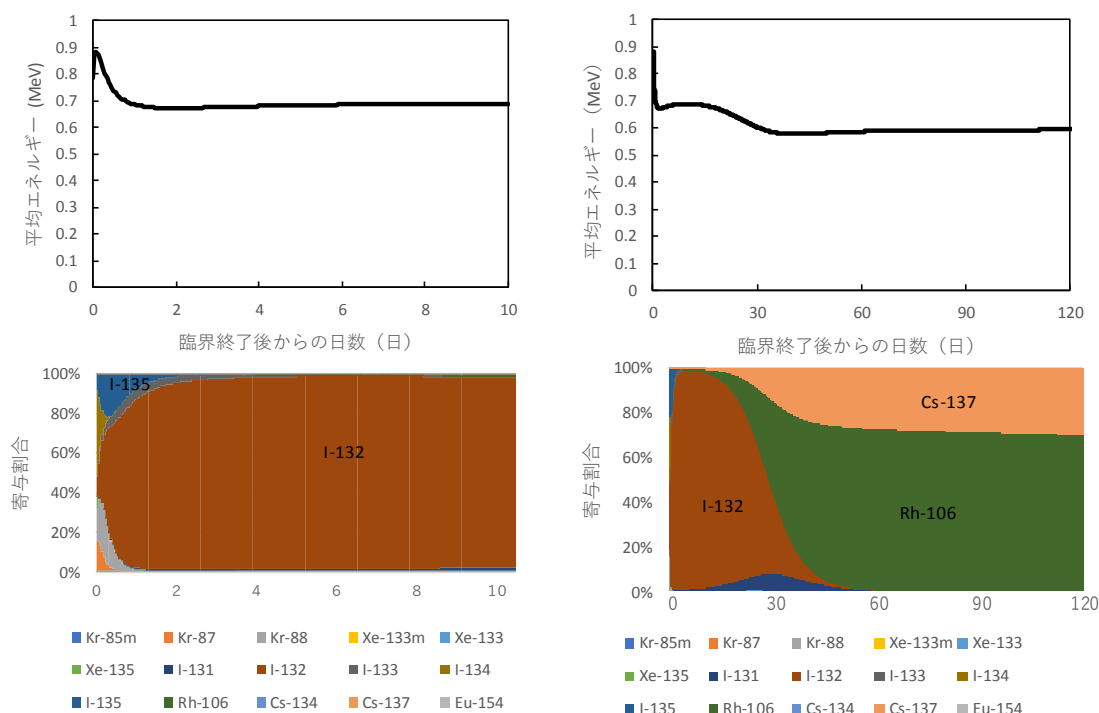
- $E_i$  : 核種  $i$  の平均エネルギー (MeV)
- $r_{i,j}$  : 核種  $i$  の  $j$  番目の放射線の放出率
- $E_{i,j}$  : 核種  $i$  の  $j$  番目の放射線のエネルギー (MeV)
- $C_i(t)$  : 時刻  $t$  における核種  $i$  の濃度比または濃度

臨界事象を除くシナリオでは、放出される核種が長半減期核種であるため、平均エネルギーは事故発生からの時間にほとんど依存しない。放出される核種のうち、 $\gamma$  線を放出するのは限られており、その核種と平均エネルギーは Rh-106 (0.57 MeV)、Cs-134 (0.69 MeV)、Cs-137 (0.66 MeV)、Eu-154 (0.74 MeV)、Am-241 (0.06 MeV) である。付録表 1.1 の平均エネルギーに示されるように、ほとんどのシナリオで 0.55~0.75 MeV の値である。Am-241 が他の核種に比べて多いシナリオでは、平均エネルギーが 0.05 MeV 程度である。

臨界事象では、ヨウ素などの短半減期核種が主となるため、平均エネルギーは臨界終了後からの時間に依存する。 $\gamma$  線を放出する核種でシナリオによって放出量が異なる核種は Eu-154 であり、その量は他の核種に比べて7桁以上小さいため、平均エネルギーの時間変化はシナリオに依存しない。平均エネルギーの時間変化(付録図 1.1)を見ると、はじめの1日間は 0.7~0.9 MeV で推移し、20日目までは約 0.7 MeV の値をとり、40日目以降は約 0.6 MeV である。最初の1日間は、半減期が1日未満の Kr-87 (平均エネルギー: 0.84 MeV)、Kr-88(1.45 MeV)、I-134 (0.84 MeV)、I-135 (1.39 MeV) が主であり、平均エネルギーは 0.7~0.9 MeV で推移した。その後は I-132 (0.73 MeV) が主となり、20日目まで平均エネルギーは 0.7 MeV 程度の値をとった。I-132 が壊変するにつれ、Cs-137 (0.66 MeV) と Rh-106 (0.57 MeV) の寄与が相対的に増加し、40日以降の平均エネルギーは 0.6 MeV 程度となった。

ほとんどのシナリオにおいて、原子力発電所事故を想定して計算したエネルギー範囲(0.4

～1.5 MeV) であり、新たにエネルギーを増やして外部被ばくの解析を行う必要はないと考えられる。



付録図 1.1 平均エネルギーとその寄与割合の時間変化

### 付録 1.8 吸入被ばく

吸入被ばくの被ばく低減係数を求める際、原子力発電所事故時と再処理施設事故時で異なる点は放出される核種、その放出割合、粒径である。ヨウ素とルテニウムは粒子状物質のみならず、ガス状物質も放出される可能性があるため、それらの化学形態の組成も重要となる。しかしながら、ヨウ素とルテニウムの化学形態の組成に関する知見はなかった。ヨウ素とルテニウム以外の核種は希ガスを除いて全て粒子状である可能性が高いため、ヨウ素とルテニウムが放出されないまたは放出量が少ないシナリオでは、粒径が同じであれば、原子力発電所事故時に想定した全て粒子状の場合の結果を用いることができる。粒子状物質の場合、被ばく低減係数を計算するためには粒径の情報が必要である。NUREG-1320、NUREG/CR-6410によると、炉内で気相中に放出される粒子状物質のAMAD(空気力学的放射能中央径)は条件によって異なり、0.3～45 μmであると報告されている。しかしながら、再処理施設から環境中に放出された後の粒子状物質の粒径に関する知見はなかった。

### 参考文献

- U.S. Nuclear Regulatory Commission (1988): Nuclear Fuel Cycle Facility Accident Analysis Handbook, NUREG-1320.
- U.S. Nuclear Regulatory Commission (1998): Nuclear Fuel Cycle Facility Accident Analysis Handbook, NUREG/CR-6410.
- 日本原燃株式会社 (2016) : 再処理施設災害対策上のハザード評価, 第15回原子力災害事前対策等に関する検討チーム会合資料 2-1  
<http://www.nsr.go.jp/data/000171088.pdf> (最終閲覧日: 2019年2月21日) .
- 日本原燃株式会社 (2016) : 六ヶ所再処理施設における新規性基準に対する適合性 [重大事

故等対処施設] 緊急時対策所の適合性, 第 160 回核燃料施設等の新規性基準適合性に係る審査会合資料 2(4)

<http://www.nsr.go.jp/data/000168749.pdf> (最終閲覧日: 2019 年 2 月 21 日) .

日本原燃株式会社 (2018) : MOX 燃料加工施設における新規性基準に対する適合性 MOX 燃料加工施設における設計基準事故及び重大事故等対処の再整理, 第 234 回核燃料施設等の新規性基準適合性に係る審査会合資料 5

<http://www.nsr.go.jp/data/000230712.pdf> (最終閲覧日: 2019 年 2 月 21 日) .

日本原燃株式会社 (2018) : 六ヶ所再処理施設における新規性基準への適合性について, 第 238 回核燃料施設等の新規性基準適合性に係る審査会合資料 5(1)

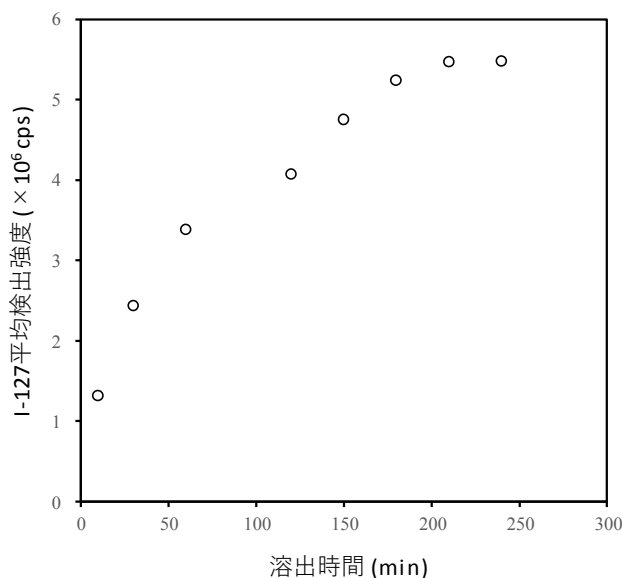
<http://www.nsr.go.jp/data/000237975.pdf> (最終閲覧日: 2019 年 2 月 21 日) .

## 付録2 I<sub>2</sub>の定量方法の補足

ヨウ素の定量方法には滴定法、吸光光度法、イオンクロマトグラフ法、ICP法などがある。滴定法、吸光光度法、イオンクロマトグラフ法はヨウ素イオンを標的とし、ICP法は直接ヨウ素原子を測定することが可能である。本実験では、ヨウ素の定量を行うのでICP法による測定を行った。

ICP-MSはI<sub>2</sub>を沈着させた各床材を固体のまま測定することはできないことから、沈着させたI<sub>2</sub>を液相に溶解させて測定する必要がある(Ohno et al., 2013; Xiaolin et al., 2010)。通常のICP-MS分析では溶解液として1%程度の薄い酸を用いる(吉永他, 1991)。しかし、ヨウ素は酸性条件下では不安定であるため、酸性溶液に溶出を行うと測定が難しくなる。一方で、アルカリ性の溶液に溶出させると、測定が容易となる。そこで本実験では、溶解液に0.001 mol/Lの水酸化ナトリウムを使用した(石丸, 2009)。

畳にI<sub>2</sub>を吸着させ水酸化ナトリウムで溶解させた溶解時間と、ICP-MSで検出したI-127平均検出強度の関係を付録図2.1に示す。付録図2.1より、240分を経過すると溶出が完了し、強度が安定していることがわかる。従って、本実験では溶出時間を4時間以上とした。溶出液をシリンジで吸い取りフィルター(ASONE社製 シリンジフィルターPTFE)を通し、細かい床材を取り除きI-127強度を測定した。



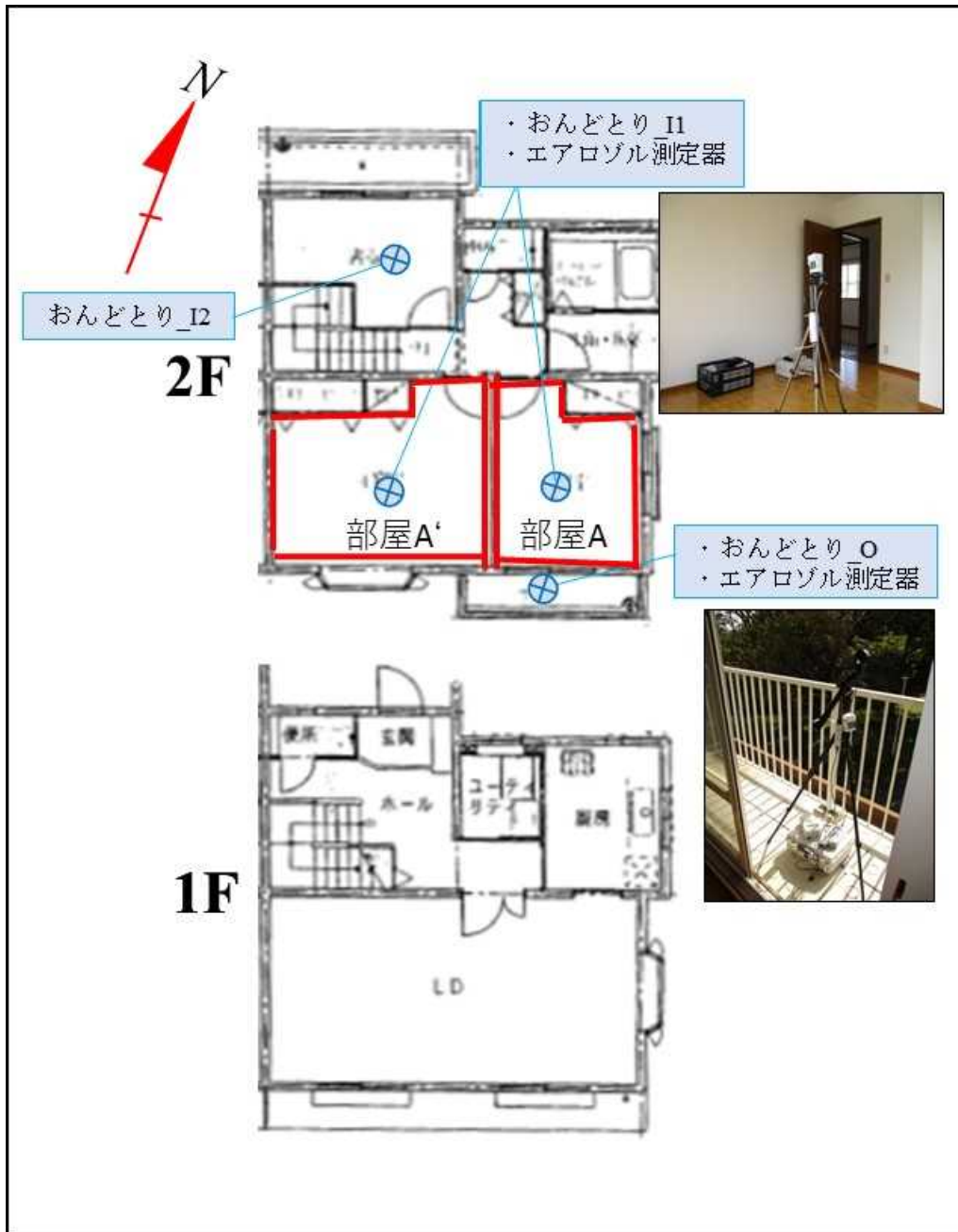
付録図 2.1 畳の溶解時間と I-127 平均検出強度の関係

### 参考文献

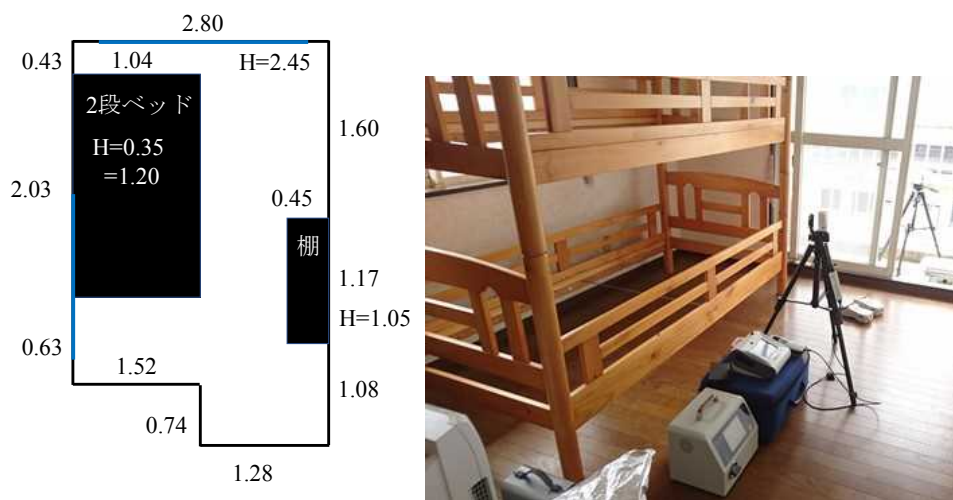
- Ohno T., Muramatsu Y., Toyama C., Nakano K., Kakuta S. and Matsuzaki H. (2013): Determination of 129I in Fukushima soil samples by ICP-MS with an octopole reaction system, *Anal. Sci.*, **29**, pp. 271–274.
- Hou X., Zhou W., Chen N., Zhang L., Liu Q., Luo M., Fan Y., Liang W., and Fu Y. (2010): Determination of Ultralow Level 129I/127I in Natural Samples by Separation of Microgram Carrier Free Iodine and Accelerator Mass Spectrometry Detection, *Anal. Chem.*, **82**, pp. 7713–7721.
- 吉永淳, 森田昌敏 (1991): 生体中ヨウ素の ICP-MS による分析, *Biomedical Research on Trace Elements*, **2**, pp. 143–144.
- 石丸章 (2009): 空气中微量ヨウ素の捕集法と ICP 発光分光分析, 神奈川県立産業技術総合研究所研究報告.

### 付録3 実家屋実験の詳細

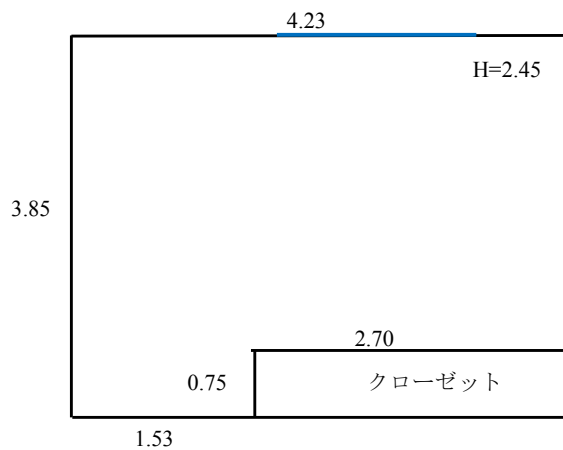
実家屋実験家屋の間取り図と測定機器の配置を示す。温湿度計及び CO<sub>2</sub> 濃度測定器は T&D 社製のおんどとり TR-76Ui (以下、おんどとり)、エアロゾル測定器はレーザーパーティクルカウンタとオプティカルパーティクルサイザー (以下、エアロゾル測定器)、実験家屋から少し離れた場所に設置した風向風速計はフィールドプロ社製の風向風速ロガー FieldLog-Wind C (以下、風向風速計) を用いた。赤枠で囲った部分が対象とした部屋である。



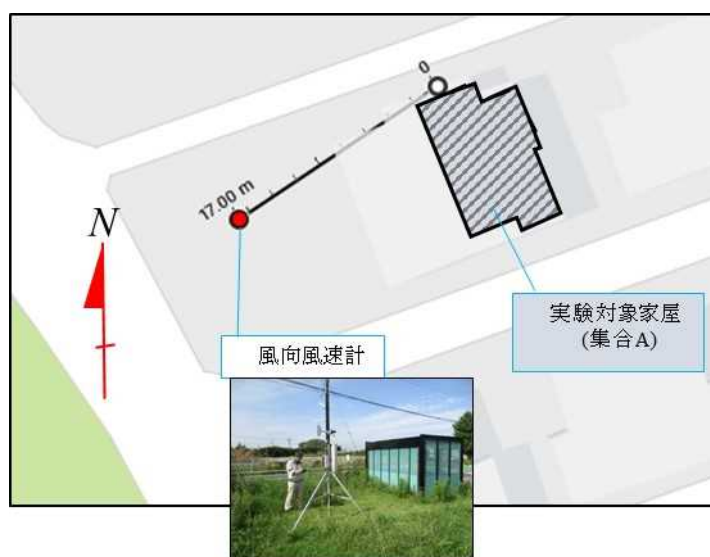
付録図 3.1 実験対象家屋の間取り図と測定機器の配置 (集合 A)



付録図 3.2 集合 A の対象部屋の見取り図と写真（見取り図の単位は m）



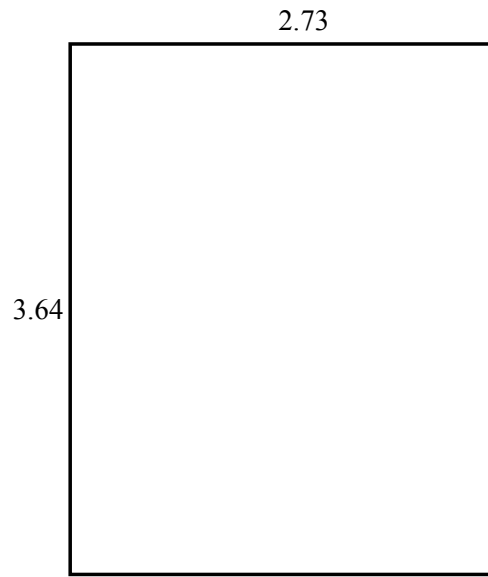
付録図 3.3 集合 A' の対象部屋の見取り図（見取り図の単位は m）



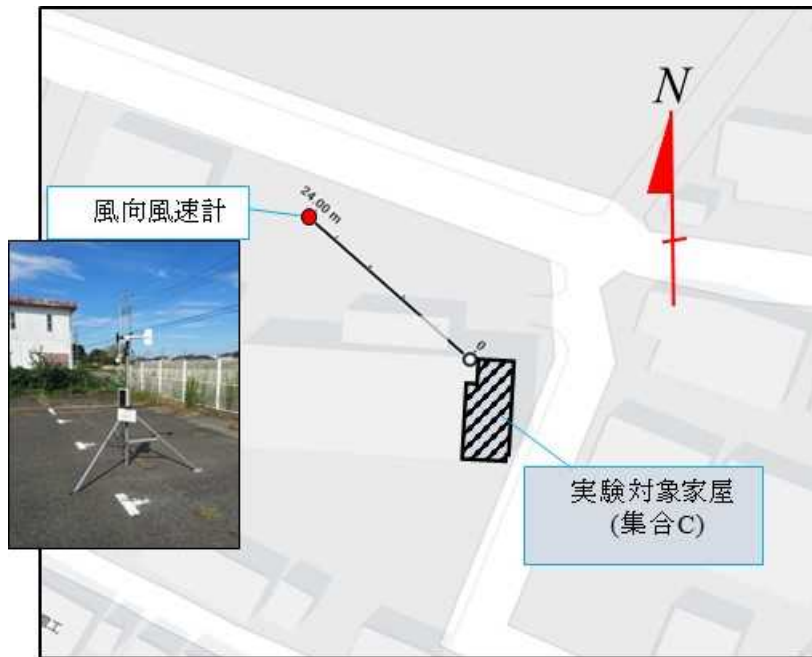
付録図 3.4 実験対象家屋と風向風速計の位置関係（集合 A）



付録図 3.5 実験対象家屋の間取り図と測定機器の配置 (集合 C)

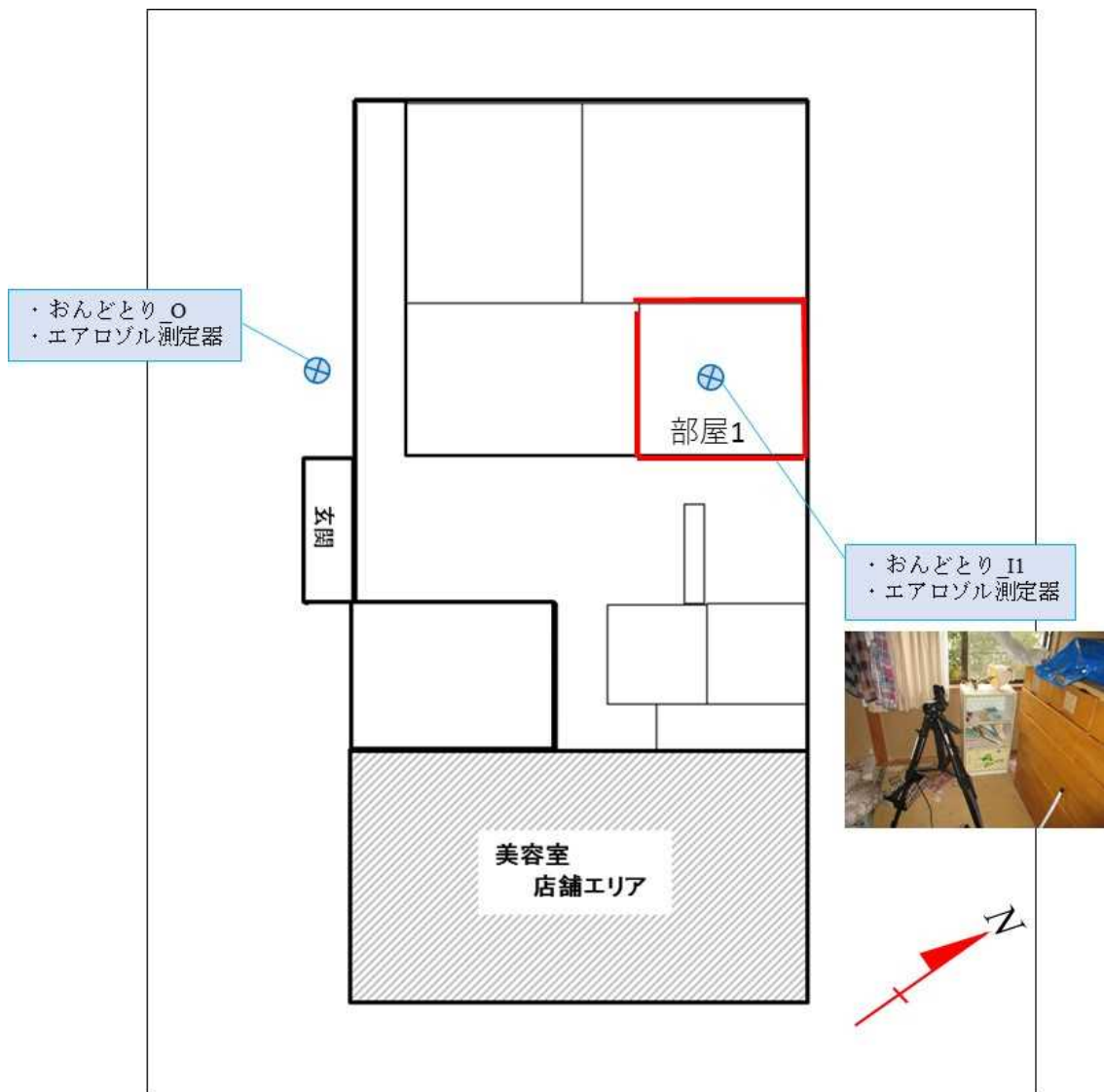


付録図 3.6 集合 C の対象部屋の見取り図（見取り図の単位は m）

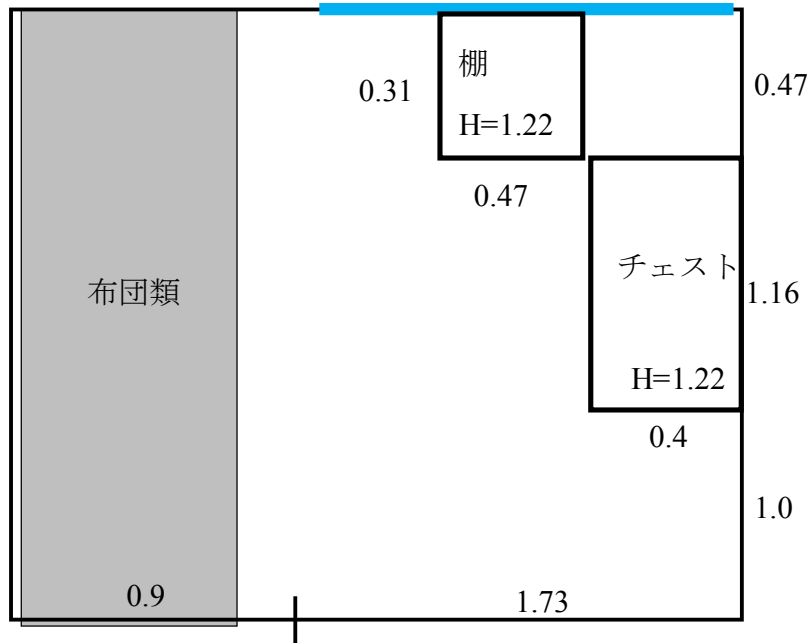


付録図 3.7 実験対象家屋と風向風速計の位置関係（集合 C）

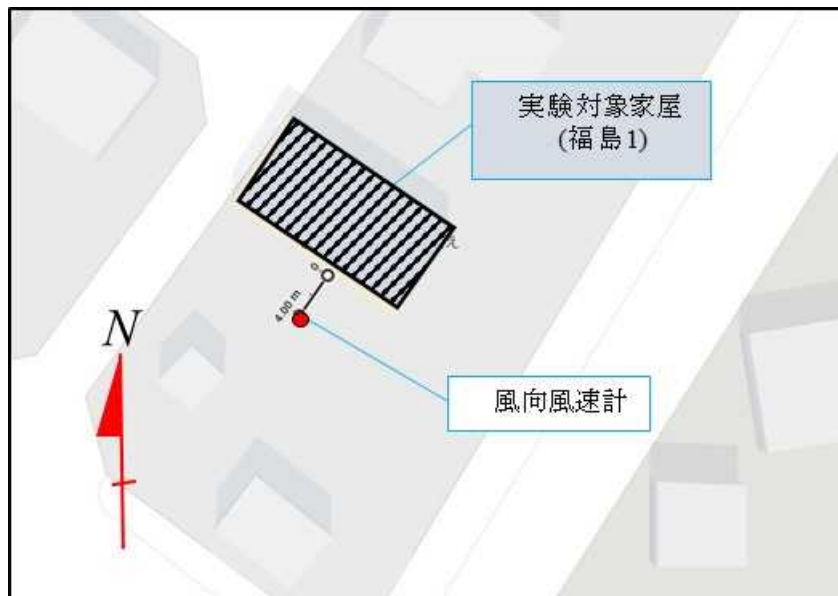




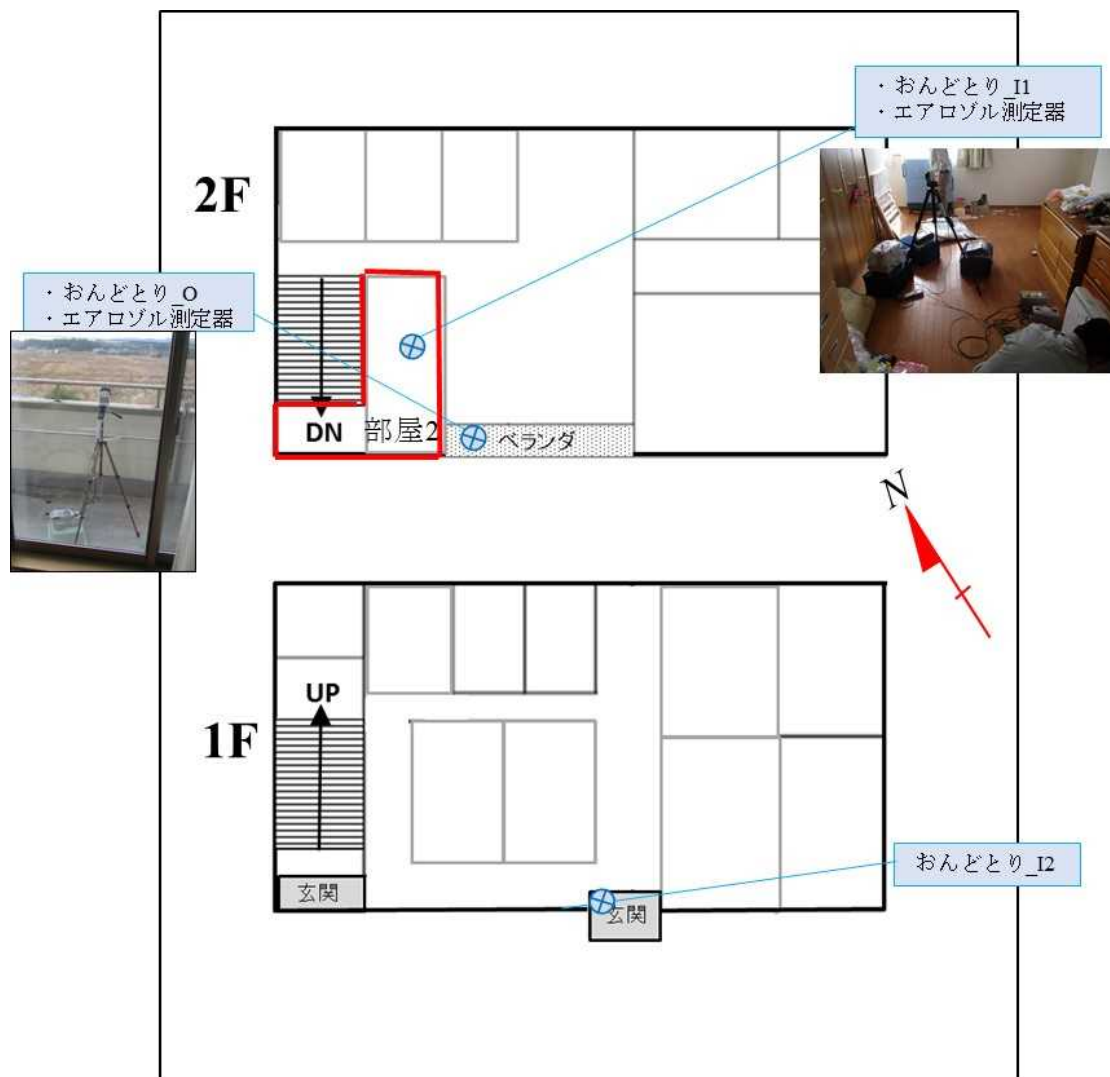
付録図 3.8 実験対象家屋の間取り図と測定機器の配置 (福島 1)



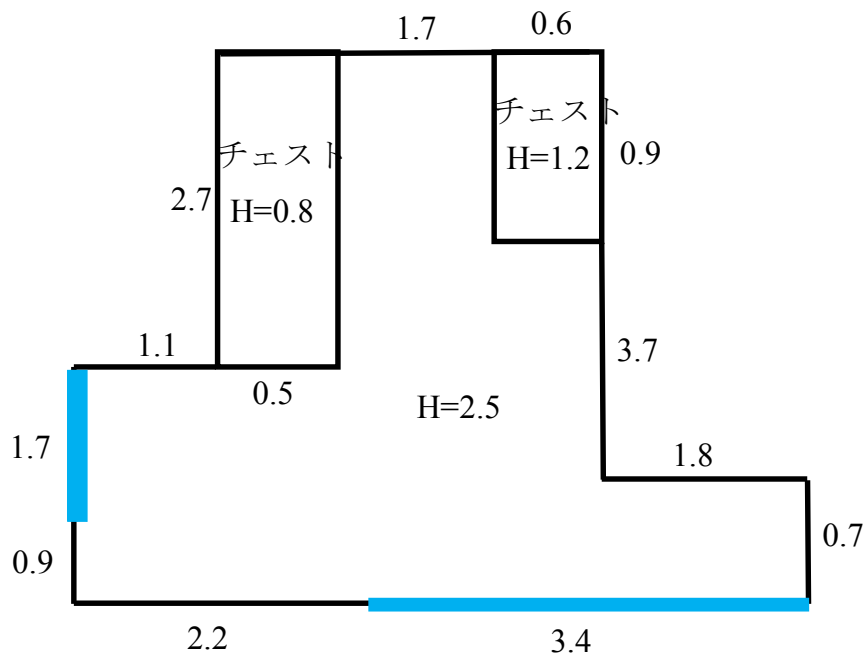
付録図 3.9 福島 1 の対象部屋の見取り図（見取り図の単位は m）



付録図 3.10 実験対象家屋と風向風速計の位置関係（福島 1）



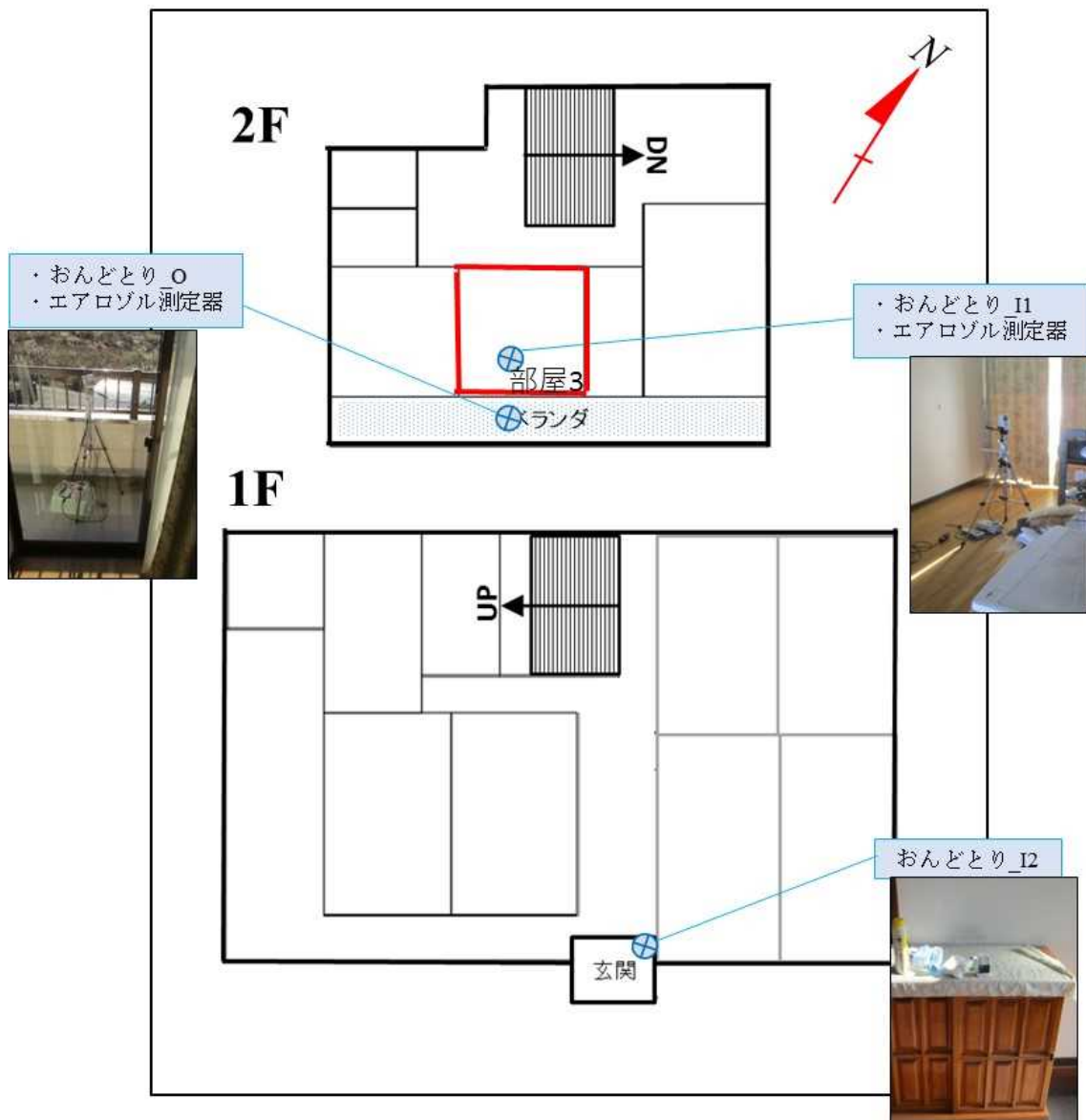
付録図 3.11 実験対象家屋の間取り図と測定機器の配置 (福島2)



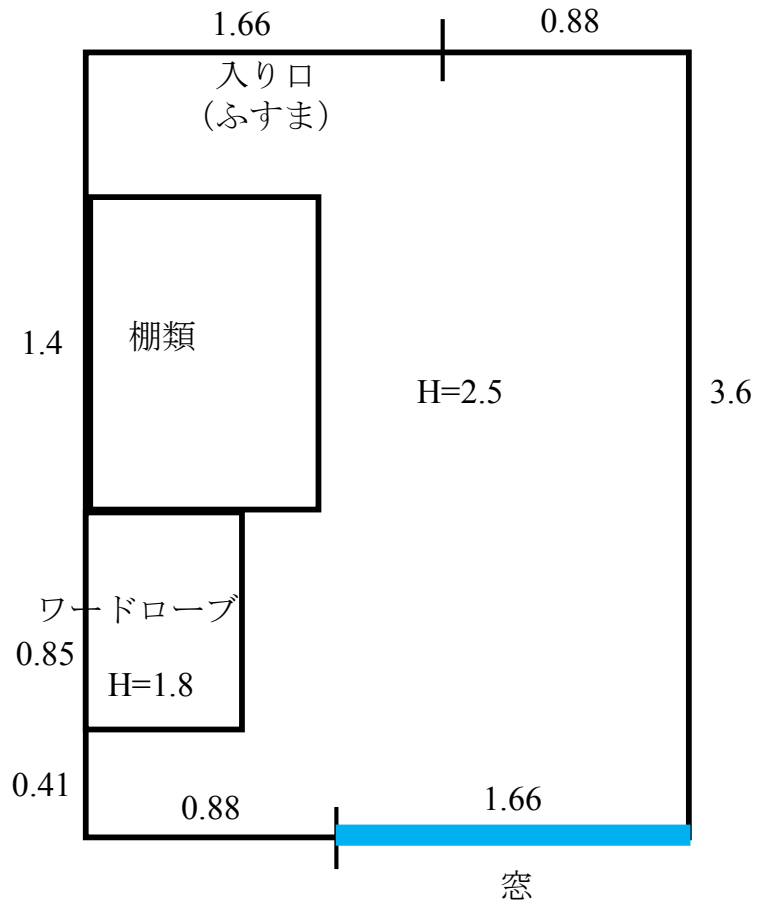
付録図 3.12 福島 2 の対象部屋の見取り図（見取り図の単位は m）



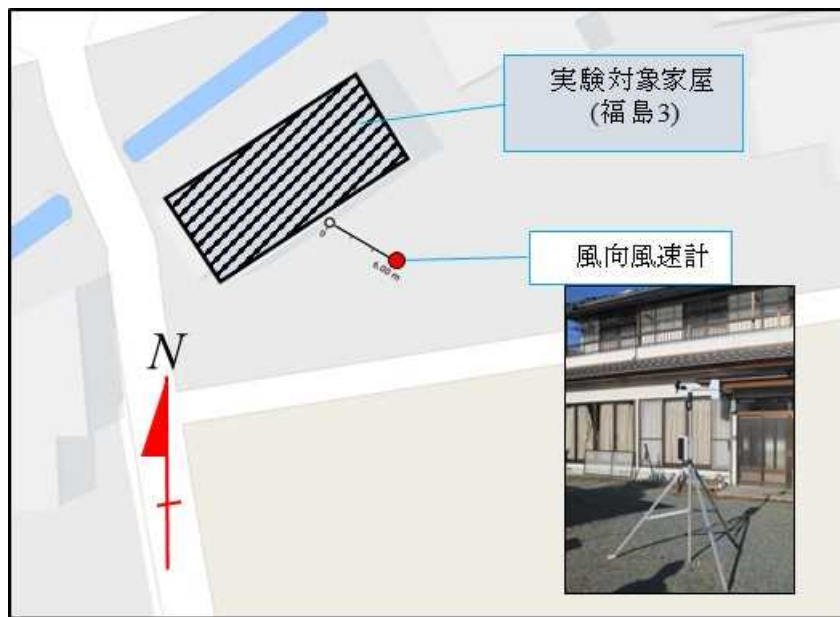
付録図 3.13 実験対象家屋と風向風速計の位置関係（福島 2）



付録図 3.14 実験対象家屋の間取り図と測定機器の配置 (福島3)



付録図 3. 15 福島 3 の対象部屋の見取り図（見取り図の単位は m）



付録図 3. 16 実験対象家屋と風向風速計の位置関係（福島 3）