

本資料のうち、枠囲みの内容は、機密事項に属しますので公開できません。

柏崎刈羽原子力発電所第7号機 工事計画審査資料	
資料番号	KK7補足-011-5 改1
提出年月日	2020年5月7日

資料5 原子炉格納施設の設計条件に関する説明書に係る補足説明資料  
(ベント実施に伴う作業等の作業員の被ばく評価について)

2020年5月  
東京電力ホールディングス株式会社

原子炉格納施設の設計条件に関する説明書に係る補足説明資料

(ベント実施に伴う作業等の作業員の被ばく評価について)

## 目 次

補足1	原子炉格納容器漏えい率の設定について	補足1-1
補足2	原子炉格納容器内での除去効果について	補足2-1
補足3	原子炉格納容器内における無機よう素の自然沈着効果について	補足3-1
補足4	サプレッションプールでのスクラビングによる除去効果（無機よう素）について	補足4-1
補足5	原子炉格納容器外への核分裂生成物の放出割合の設定について	補足5-1
補足6	地表面への沈着速度の設定について	補足6-1
補足7	有機よう素の乾性沈着速度について	補足7-1
補足8	エアロゾルの乾性沈着速度について	補足8-1
補足9	実効放出継続時間の設定について	補足9-1
補足10	ベント実施に伴う操作時の作業員の被ばく評価で考慮している 線源の選定について	補足10-1
補足11	気象資料の代表性について	補足11-1
補足12	原子炉建屋内の放射性物質からの直接ガンマ線及びスカイシャインガンマ線 並びにグラウンドシャインガンマ線評価モデルについて	補足12-1
補足13	ベント弁開操作時の作業員の被ばく評価における評価条件について	補足13-1
補足14	重大事故等時におけるフィルタベント遮蔽壁の遮蔽の熱除去の評価について	補足14-1
補足15	ベント実施に伴う現場作業の被ばく評価の評価条件の変更点等について	補足15-1

原子炉格納容器漏えい率の設定について

重大事故等時における原子炉格納容器からの原子炉建屋への漏えい率は、設計漏えい率を基に算出した等価漏えい面積を持つ漏えい孔をMAAP内で格納容器内圧力に応じて模擬し（後述の 1. 及び 2. を参照）、当該漏えい面積及び格納容器内圧力を基に評価している。

模擬する漏えい孔の等価漏えい面積は、格納容器内圧力が最高使用圧力 310kPa[gage] (1Pd) 以下の場合と最高使用圧力を超過した後の場合の 2 種類を設定する。

なお、よう素の漏えい量の評価に当たっては、MAAP解析においては、よう素の化学組成について考慮されておらず、すべて粒子状よう素として扱われることから、無機よう素及び有機よう素の原子炉格納容器漏えい率は別途設定する。

1. 格納容器内圧力が最高使用圧力以下の場合

格納容器内圧力が最高使用圧力以下の場合、設計漏えい率（0.9Pd で 0.4%/日）を基に算出した等価漏えい面積（ドライウェル及びウェットウェルの総等価漏えい面積は約  $3 \times 10^{-6} \text{m}^2$ ）を設定し、MAAP内で圧力に応じた漏えい量を評価している。

2. 格納容器内圧力が最高使用圧力を超過した場合

格納容器内圧力が最高使用圧力を超過した場合、620kPa[gage] (2Pd) で漏えい率 1.3%/日となる等価漏えい面積（ドライウェルとウェットウェルの総等価漏えい面積は約  $1 \times 10^{-5} \text{m}^2$ ）を設定し、1. と同様にMAAP内で圧力に応じた漏えい量を評価している。

格納容器内圧力 2Pd における漏えい率 1.3%/日は、以下の AEC の評価式、GE の評価式によって評価した漏えい率の結果を包絡する値として設定した。これらの式は、設計基準事故の原子炉冷却材喪失時の被ばく評価において、原子炉格納容器漏えい率の評価に用いている理論式\*1 である。格納容器内圧力が最高使用圧力の 2 倍である 620kPa[gage] (2Pd) 及び格納容器雰囲気温度が 200℃までは、事故後 7 日間に渡り、原子炉格納容器本体並びに開口部及び貫通部の健全性が確保されることを確認していることから、これらの理論式を用いて格納容器内圧力 2Pd 及び格納容器雰囲気温度 200℃における漏えい率を設定することは可能と判断した。

○AEC の評価式

$$L = L_0 \sqrt{\frac{(P_t - P_a) \times R_t \times T_t}{(P_d - P_a) \times R_d \times T_d}} = 1.024 \text{ \% / 日}$$

L	: 事故時の原子炉格納容器漏えい率	
L <sub>0</sub>	: 設計漏えい率（圧力 Pd に対して（ここでは 0.9Pd）	【0.4%/日】
P <sub>t</sub>	: 事故時の格納容器内圧力	【721kPa[abs]】
P <sub>d</sub>	: 設計圧力	【380kPa[abs]】
P <sub>a</sub>	: 原子炉格納容器外の圧力	【101.325kPa[abs]】
R <sub>t</sub>	: 事故時の気体定数*2	【523.7J/kg・K】

$R_d$ : 空気の気体定数	【287J/kg・K】
$T_t$ : 事故時の格納容器内温度	【473.15K】
$T_d$ : 設計格納容器内温度	
漏えい試験時の温度 (20°C)	【293.15K】

○GE の評価式 (General Electric 社の漏えいモデル式)

$$L = L_0 \frac{\sqrt{1 - \left(\frac{P_a}{P_t}\right)^2}}{\sqrt{1 - \left(\frac{P_a}{P_d}\right)^2}} = 0.42\%/日$$

$L$ : 事故時の原子炉格納容器漏えい率	
$L_0$ : 設計漏えい率 (設計圧力 $P_d$ に対して (ここでは 0.9Pd))	【0.4%/日】
$P_t$ : 事故時の格納容器内圧力	【721kPa[abs]】
$P_d$ : 設計圧力	【380kPa[abs]】
$P_a$ : 原子炉格納容器外の圧力	【101.325kPa[abs]】

注記\*1: 「沸騰水型原子力発電所 事故時の被ばく評価手法について (平成 16 年 1 月)」(株式会社日立製作所)

\*2: 事故時の気体定数は水素ガス(2.016):窒素ガス(28.01):水蒸気(18.02)のガス組成 34%:33%:33%より計算している。AEC の評価式が事故時の気体定数に依存し、水素ガス等のように気体定数が小さい気体の割合が大きい場合に漏えい率が高くなるため、燃料有効部被覆管が全てジルコニウム-水反応した場合の水素ガス量発生(約 1600kg)を考慮して設定している。

### 3. 無機よう素及び有機よう素の原子炉格納容器漏えい率

#### 3.1 無機よう素

他の核種と同様に格納容器内圧力に応じて漏えい率が変動すると考えるが、MAAP解析において無機よう素を模擬していないため、別途、MAAP解析結果の格納容器内圧力を基に漏えい率を設定する。

漏えい率の設定に当たっては、MAAP解析結果の格納容器内圧力変化に伴う漏えい率の変化を包絡する原子炉格納容器漏えい率を設定する。

漏えい率は、事故発生から最初に格納容器内圧力が 0.9Pd に到達するまで (事故発生から 1.5 時間後まで) は 0.4%/日 (一定) とし、それ以降 (1.5~168 時間後) は 1.3%/日 (一定) とする (図 1 を参照)。

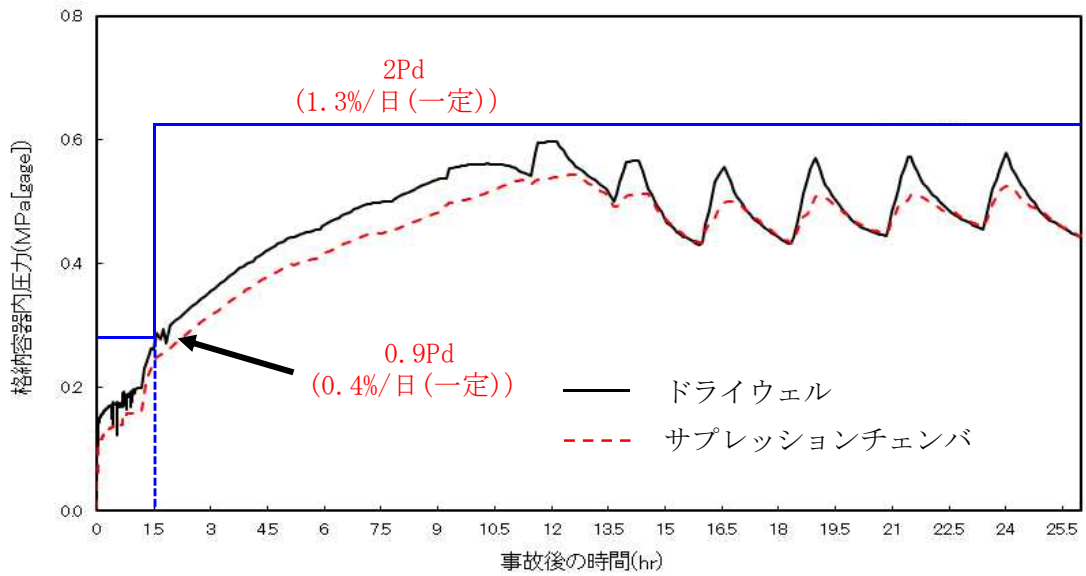


図1 原子炉格納容器圧力と漏えい率の時間変化  
(無機よう素の原子炉格納容器漏えい率の設定)

### 3.2 有機よう素

有機よう素についても、無機よう素と同様の漏えい率の設定が可能であるが、有機よう素がガス状として振る舞うこと及び原子炉格納容器内での除去効果を受けない点で希ガスに類似していることから、MAAP解析における希ガスと同じ挙動を示すものとし、1.及び2.に基づき漏えい率を設定する。

原子炉格納容器内での除去効果について

MAAPにおけるエアロゾルに対する原子炉格納容器内の除去効果として、沈着、サブプレッションプールでのスクラビング及びドライウェルスプレーを考慮している。また、沈着については、重力沈降、拡散泳動、熱泳動、慣性衝突、核分裂生成物（以下「FP」という。）ガス凝縮/再蒸発で構成される（「重大事故等対策の有効性評価に係るシビアアクシデント解析コードについて」の「第5部 MAAP」（抜粋）参照）。

「重大事故等対策の有効性評価に係るシビアアクシデント解析コードについて」の  
「第5部 MAAP」（抜粋）

(2) FPの状態変化・輸送モデル

高温燃料から出た希ガス以外のFPは雰囲気温度に依存して凝固し、エアロゾルへ変化する。気相及び液相中のFPの輸送においては、熱水力計算から求まる体積流量からFP輸送量を計算する。FPがガス状とエアロゾル状の場合は、気体の流れに乗って、原子炉压力容器内と原子炉格納容器内の各部に輸送される。水プール上に沈着したFPの場合は、区画内の水の領域間の移動に伴って輸送される。また、炉心あるいは溶融炉心中のFPの場合は、溶融炉心の移動量に基づいて輸送される。

FPの輸送モデルは上述の仮定に基づいており、炉心燃料から放出されてから原子炉格納容器に到達する経路としては、次のとおりである。燃料から原子炉压力容器内に放出されたFPは、原子炉压力容器破損前にはLOCA破損口あるいは逃がし安全弁から原子炉格納容器へ放出される。また、原子炉压力容器破損後には原子炉压力容器破損口若しくは格納容器下部に落下した溶融炉心からFPが原子炉格納容器へ放出される。逃がし安全弁を通じて放出されたFPはスクラビングによってサブプレッション・チェンバ液相部へ移行する。原子炉格納容器の気相部へ放出されたFPは、気体の流れに伴って原子炉格納容器内を移行する。

原子炉圧力容器及び原子炉格納容器内での気体、エアロゾル及び構造物表面上（沈着）の状態間の遷移を模擬している。原子炉格納容器内のF P輸送モデル概要を図3.3-15に示す。

エアロゾルの沈着の種類としては、重力沈降、拡散泳動、熱泳動、慣性衝突、F Pガス凝縮、F Pガス再蒸発を模擬している。なお、沈着したエアロゾルの再浮遊は考慮していない。

重力沈降は、Stokesの重力沈降式とSmoluchowski方程式（エアロゾルの粒径分布に対する保存式）の解から得られる無次元相関式を用いて、浮遊するエアロゾル質量濃度から沈着率を求める。なお、Smoluchowski方程式を無次元相関式としているのは解析時間短縮のためであり、この相関式を使用したMAAPのモデルは様々な実験データと比較して検証が行われている。

拡散泳動による沈着は、水蒸気凝縮により生じるStefan流（壁面へ向かう流体力学的気流）のみを考慮して沈着率を求める。

熱泳動による沈着は、Epsteinのモデルを用い、沈着面での温度勾配による沈着速度及び沈着率を求める。

慣性衝突による沈着は、原子炉格納容器内でのみ考慮され、流れの中にある構造物に、流線から外れたエアロゾルが衝突するものと仮定し、沈着率は重力沈降の場合と同様にSmoluchowski方程式の解から得られる無次元相関式を用いて求める。

F Pガスの凝縮は、F Pガスの構造物表面への凝縮であり、雰囲気中の気体状F P圧力がF P飽和蒸気圧を超えると構造物表面への凝縮を計算する。

F Pガスの再蒸発は、凝縮と逆であり、気体状F Pの圧力がF Pの飽和蒸気圧を下回ると、蒸発が起こると仮定している。

エアロゾルのプール水によるスクラビング現象による除去効果の取り扱いに関しては、スクラビングによる除染係数(D F)を設定し、エアロゾル除去効果が計算される。D Fの値は、クエンチャ、垂直ベント、水平ベントの3つの種類のスクラビング機器に対し、詳細コード SUPRA<sup>[9]</sup>を用いて、圧力、プール水深、キャリアガス中の水蒸気質量割合、プール水のサブクール度及びエアロゾル粒子径をパラメータとして評価した結果を内蔵しており、これらのデータから求める。

また、格納容器スプレーによるF P除去も模擬しており、スプレー液滴とエアロゾルとの衝突による除去率を衝突効率、スプレーの液滴径、流量及び落下高さから計算する。



## 1. 沈着及びドライウェルスプレイによる除去効果

沈着及びドライウェルスプレイによる除去効果を確認するため、MAAPにおいて特定の沈着メカニズムを除外した場合の感度解析を行った。ある沈着メカニズムを除いた場合、他の沈着メカニズムにより、FP沈着が進むことから、この比較により定量的な寄与割合を算出することはできないが、影響の度合いを確認することが可能と考える。なお、DFにはサブプレッションプールでのスクラビングによるDFも含まれる。

事故シーケンスとしては、「大破断LOCA+ECCS注水機能喪失+全交流動力電源喪失」においてW/Wベントを実施する場合を想定する。解析結果を図1に示す。なお、感度解析では、以下の式により原子炉格納容器内の除去効果（除染係数（以下「DF」という。））を算出している。

原子炉格納容器内DF = 原子炉格納容器内へのCsI放出割合 / ベントラインへのCsI流入割合

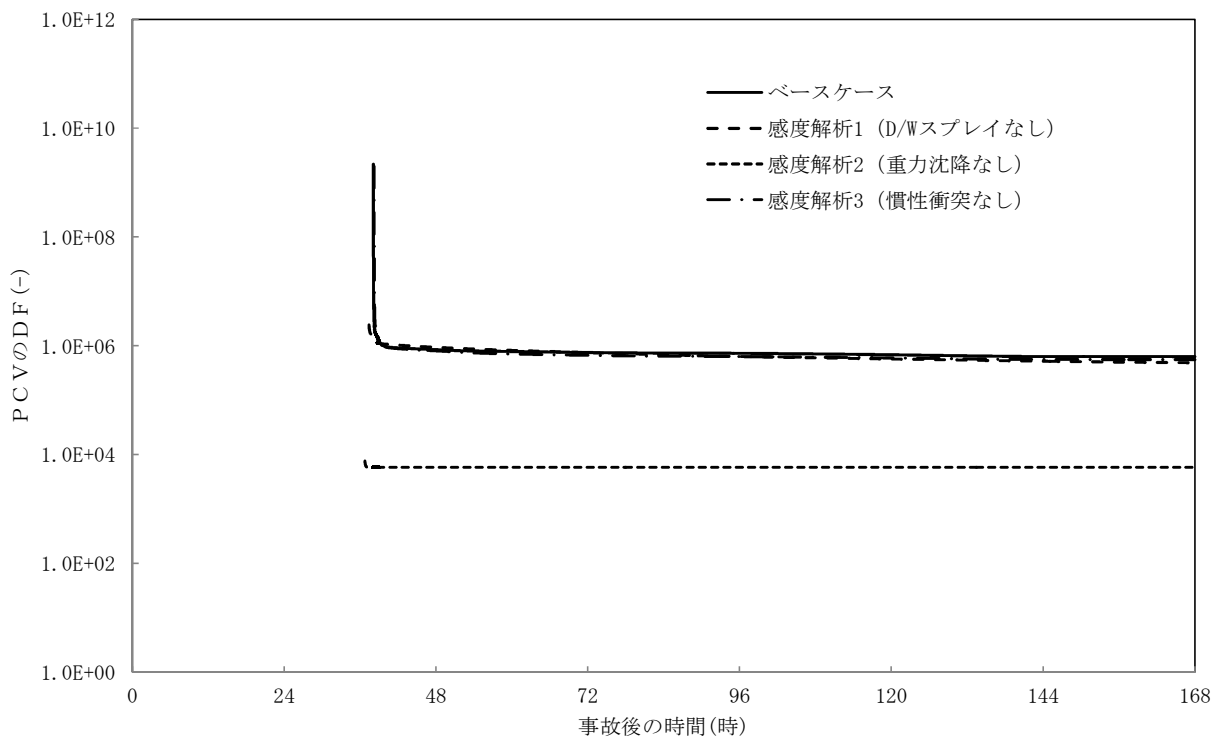


図1 エアロゾルに対する原子炉格納容器内の除去効果（積算値）の感度解析結果

各ケースのDF結果を比較すると、感度解析1 (D/W スプレイなし) \*や感度解析3 (慣性衝突なし) ではベースケースに対して僅かにDFが減少し、感度解析2 (重力沈降なし) ではベースケースに対して2桁程度DFが大きく低下する結果となった。

感度解析1 (D/W スプレイなし) において大きな感度が出ない理由として、本DFにはサブプレッションプールにおけるスクラビングによるFP除去効果が重畳していることが挙げられる。D/W スプレイによるFP除去の効果には、スプレイによる直接的なFP除去効果だけではなく、スプレイによってD/W圧力が低下し、真空破壊弁を経由してW/WのFPがD/Wへ流入し、スプレイ停止後に再度サブプレッションプールでスクラビングが生じFPが除去される効果が含まれる。つまり、サブプレッションプールにおけるFP除去効果がスプレイによる直接的なFP除去効果に比べ

て大きいために、感度解析 1 (D/W スプレイなし) とベースケースに大きな差が生じていないと推定される。

一方、重力沈降や慣性衝突による FP 除去効果はスプレイとは異なり、サブプレッションプールによる FP 除去効果とは独立していると考えられる。重力沈降を考慮しない感度解析 2 の場合には、ベースケースに比べて DF が大きく低下しているが、これは重力沈降による FP 除去の効果大きいことが原因と推定される。また感度解析 3 (慣性衝突なし) はベースケースとほぼ同じ DF であることから、慣性衝突による FP 除去の効果は相対的に小さいことが原因と推定される。

注記\* : 評価上、スプレイによる FP の除去効果は考慮していないが、蒸気凝縮等の効果については考慮されている。

## 2. サプレッションプールでのスクラビングによる除去効果

### 2.1 スクラビング効果について

スクラビングは、エアロゾルを含む気体がプール内に移行する場合、気泡が分裂しながら上昇していく過程においてエアロゾルが気泡界面に到達した時点で水に溶解して気体から除去される現象である。スクラビングにおけるエアロゾル除去のメカニズムは、プールへの注入時の水との衝突や気泡がプール水中を上昇していく過程における慣性衝突等が考えられる。

### 2.2 MAA P 解析上の扱いについて

スクラビングによる除去効果について、MAA P 解析ではスクラビング計算プログラム (S U P R A コード) により計算された DF 値のデータテーブルに、プール水深、エアロゾルの粒子径、キャリアガス中の水蒸気割合、原子炉格納容器圧力及びサブプレッションプールのサブクール度の条件を補間して求めている。

S U P R A コードでは、スクラビングに伴う初期気泡生成時及び気泡上昇時のエアロゾルの除去効果をモデル化しており、気泡挙動(気泡サイズ及び気泡上昇速度)、初期気泡生成時の DF、気泡上昇時の DF を評価式により与えている。図 2 に、気泡中のエアロゾルが気泡界面に到達するまでの過程を示す。気泡上昇時における各過程の除去速度を評価することでエアロゾルの DF を与えている。

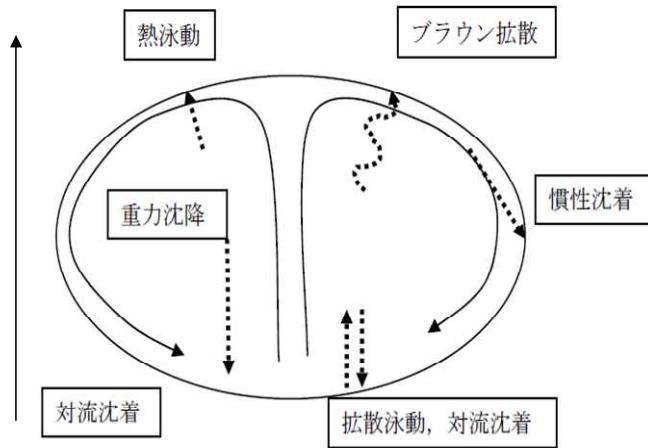


図2 スクラビングによるエアロゾル捕集効果

### 2.3 SUPRAコードによる計算結果と実験結果の比較について

SUPRAコードによる計算結果については、電力共同研究\*1にて実験結果との比較検討が行われている。試験条件及び試験装置の概要を表1及び図3に示す。また、試験結果を図4から図10に示す。

試験結果より、SUPRAコードによる計算結果と実験結果について、キャリアガス流量等のパラメータ値の増減によるDF値の傾向は概ね一致していることを確認した。

また、粒径   $\mu\text{m}$  までの粒子について、SUPRAコードによる計算結果が実験結果より小さいDF値を示しており、保守的な評価であることを確認した。

一方、粒径   $\mu\text{m}$  の粒子について、SUPRAコードによる計算結果が実験結果より大きいDF値を示しているが、これは実験とSUPRAコードで用いている粒子の違い(実験:LATEX粒子(密度  $1\text{g}/\text{cm}^3$ ), SUPRAコード:CsOH(密度  $3.675\text{g}/\text{cm}^3$ ))が影響しているためである。SUPRAコードの計算結果を密度補正\*2した図7及び図9では、SUPRAコードによる計算結果は実験結果より概ね小さいDF値を示すことが確認できる。

以上より、SUPRAコードにより計算されたDF値を用いることは妥当と考える。

注記\*1：共同研究報告書「放射能放出低減装置に関する開発研究」(PHASE2)最終報告書 平成5年3月

\*2：実験ではLATEX粒子を用いているため、その粒径は  となる。一方、SUPRAコードではCsOHの粒径を基にしているため、粒径に粒子密度(密度  $3.675\text{g}/\text{cm}^3$ )の平方根を乗じることにより  に換算する。

表1 試験条件

Parameter		Standard Value	Range
Geometric property	injection nozzle diameter (cm)	15	1~15
	scrubbing depth (meters)	2.7	0~3.8
Hydraulic property	pool water temperature (°C)	80	20~110
	carrier gas temperature (°C)	150	20~300
	steam fraction (vol.%)	50	0~80
	carrier gas flow rate (L/min)	500	300~2000
Aerosol property	particle diameter (μm)	0.21~1.1	0.1~1.9
	material	LATEX	LATEX, CsI

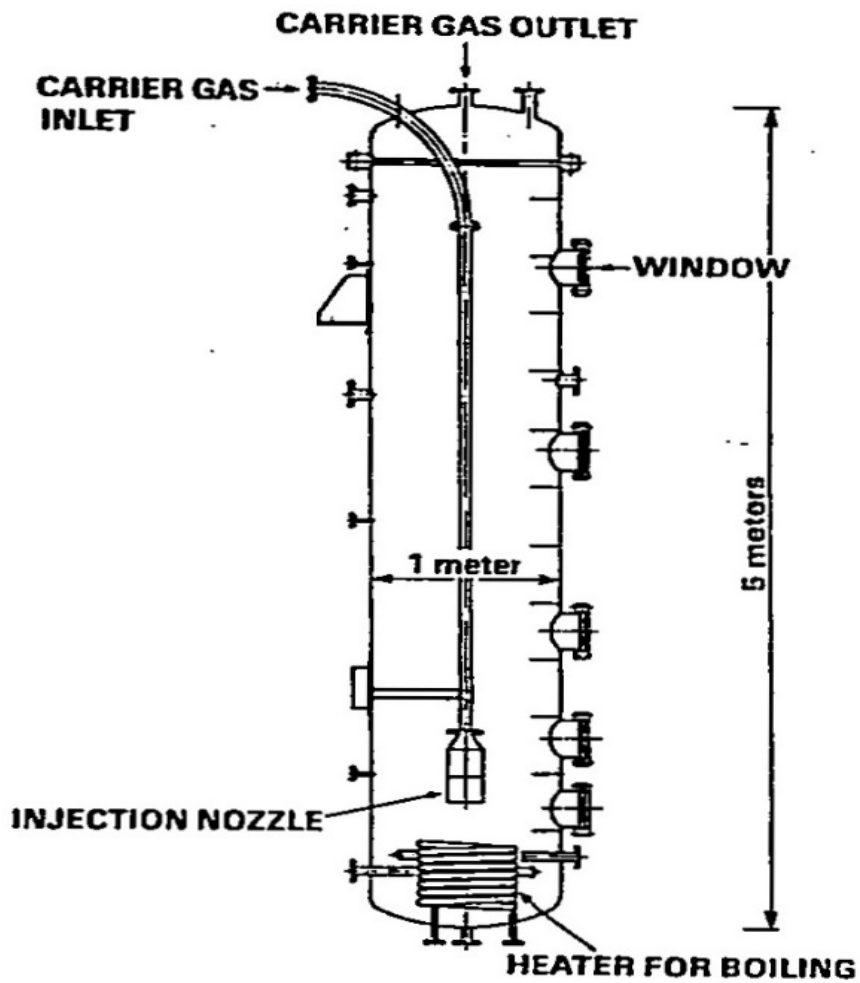


図3 試験装置の概要

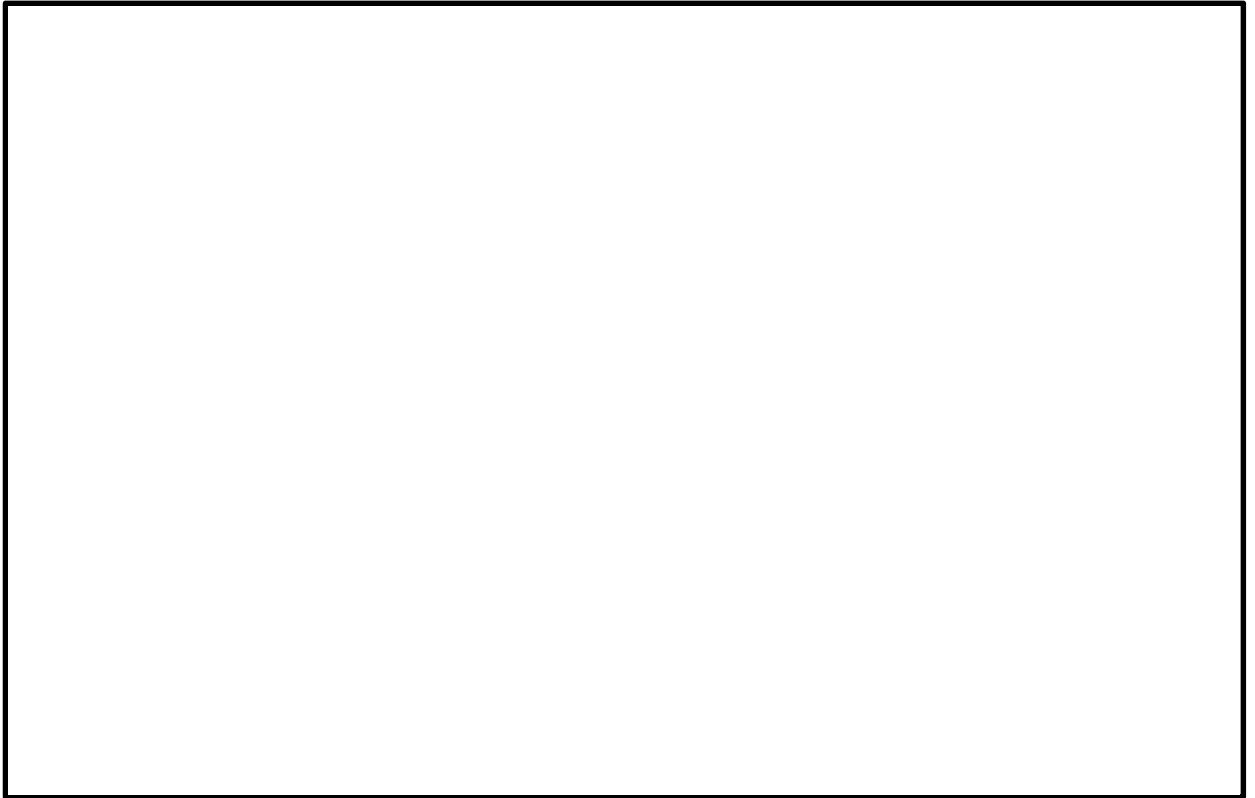


図4 キャリアガス流量に対するDFの比較

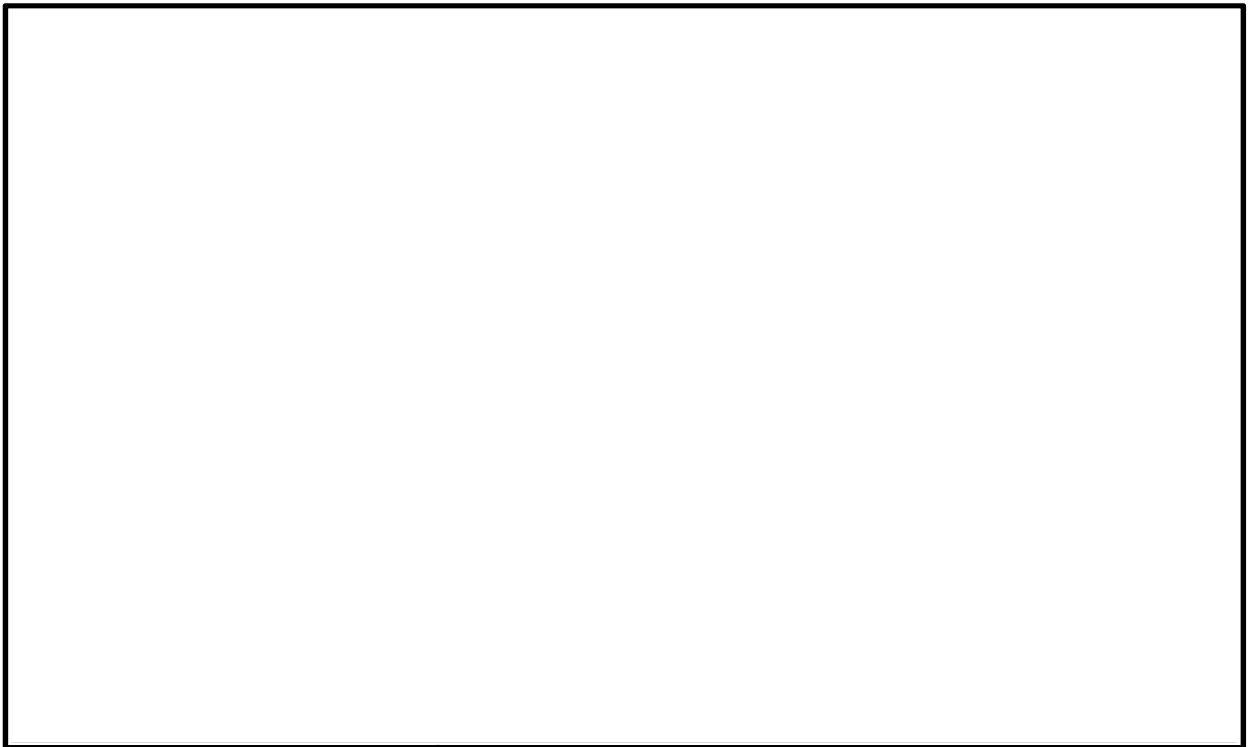


図5 プール水温に対するDFの比較

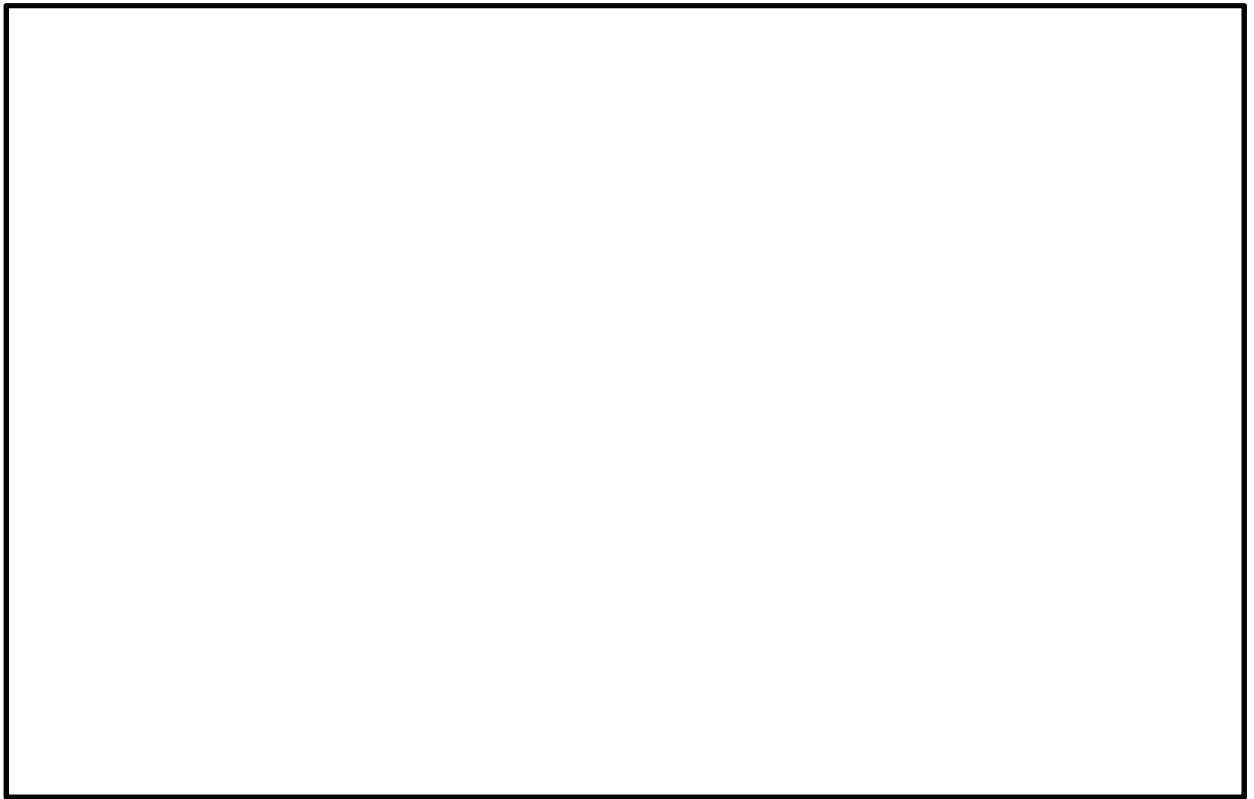


図 6 水蒸気割合に対する DF の比較

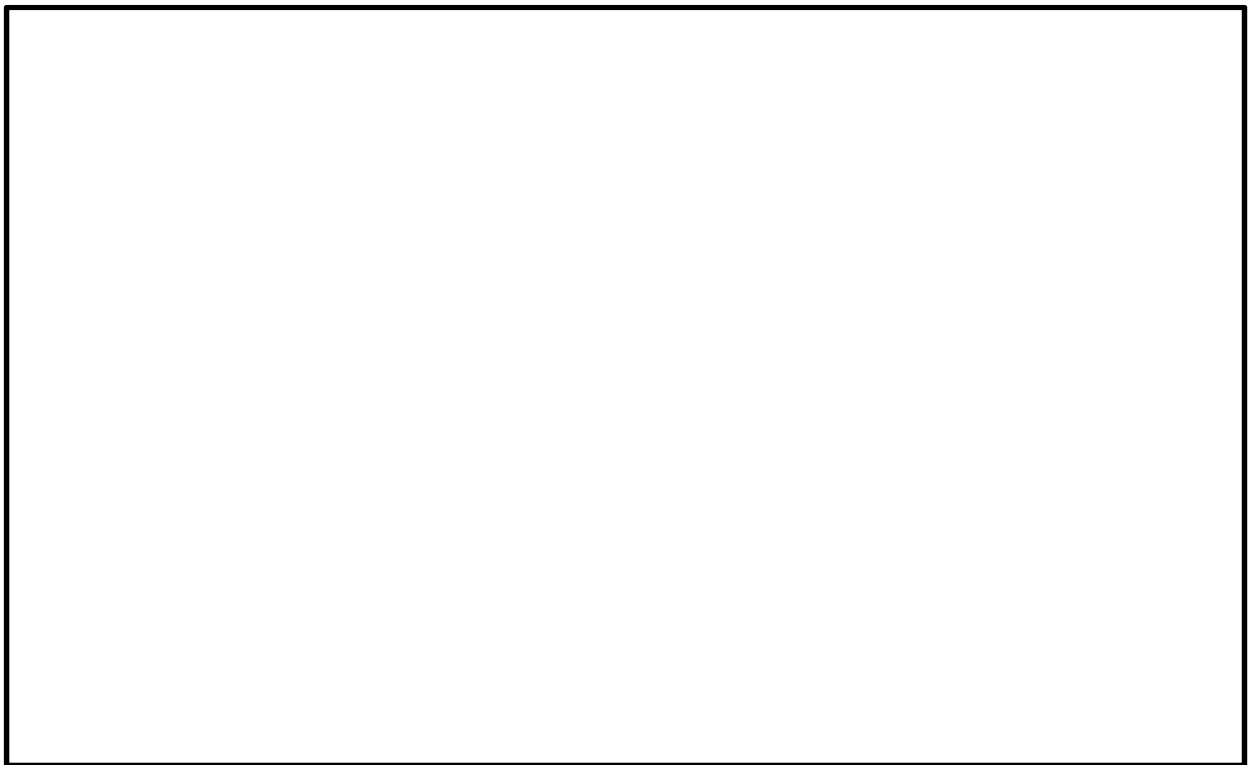


図 7 水蒸気割合に対する DF の比較 (密度補正)

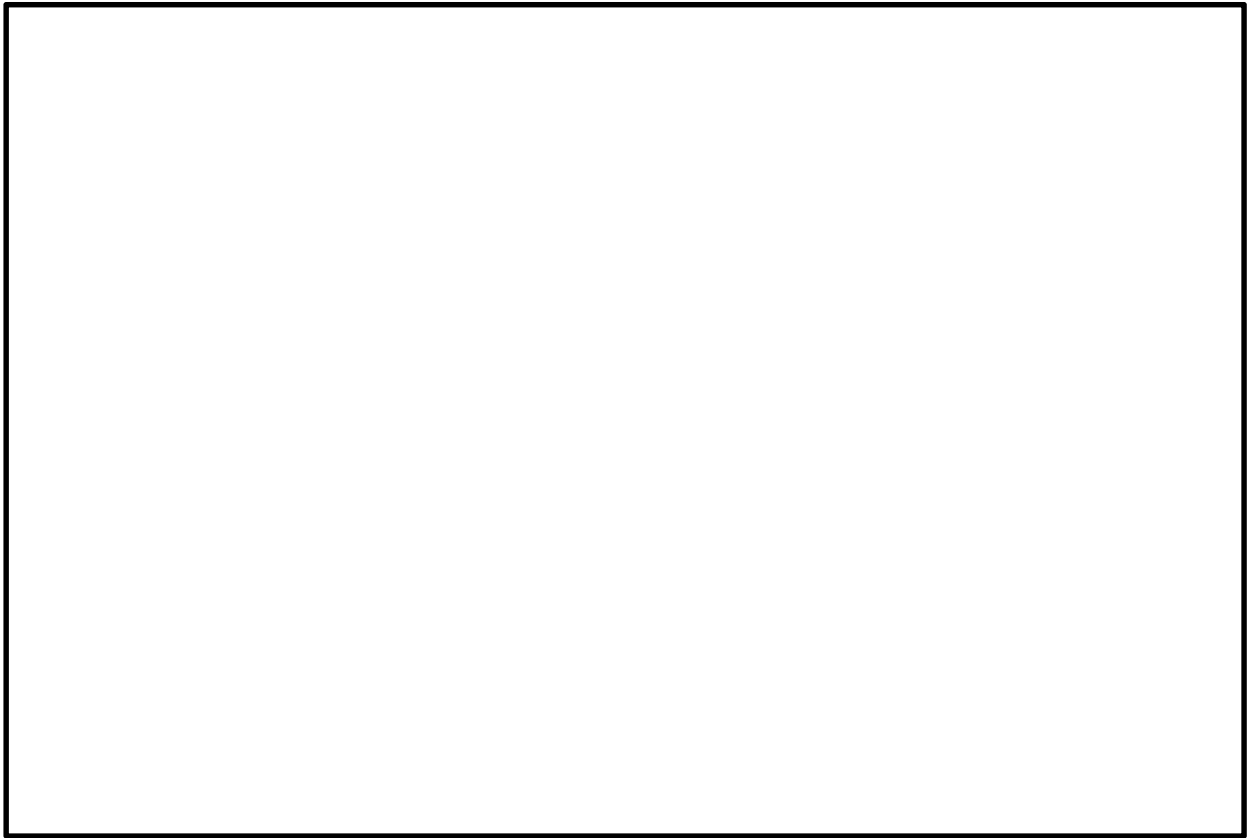


図8 スクラビング水深に対する DF の比較

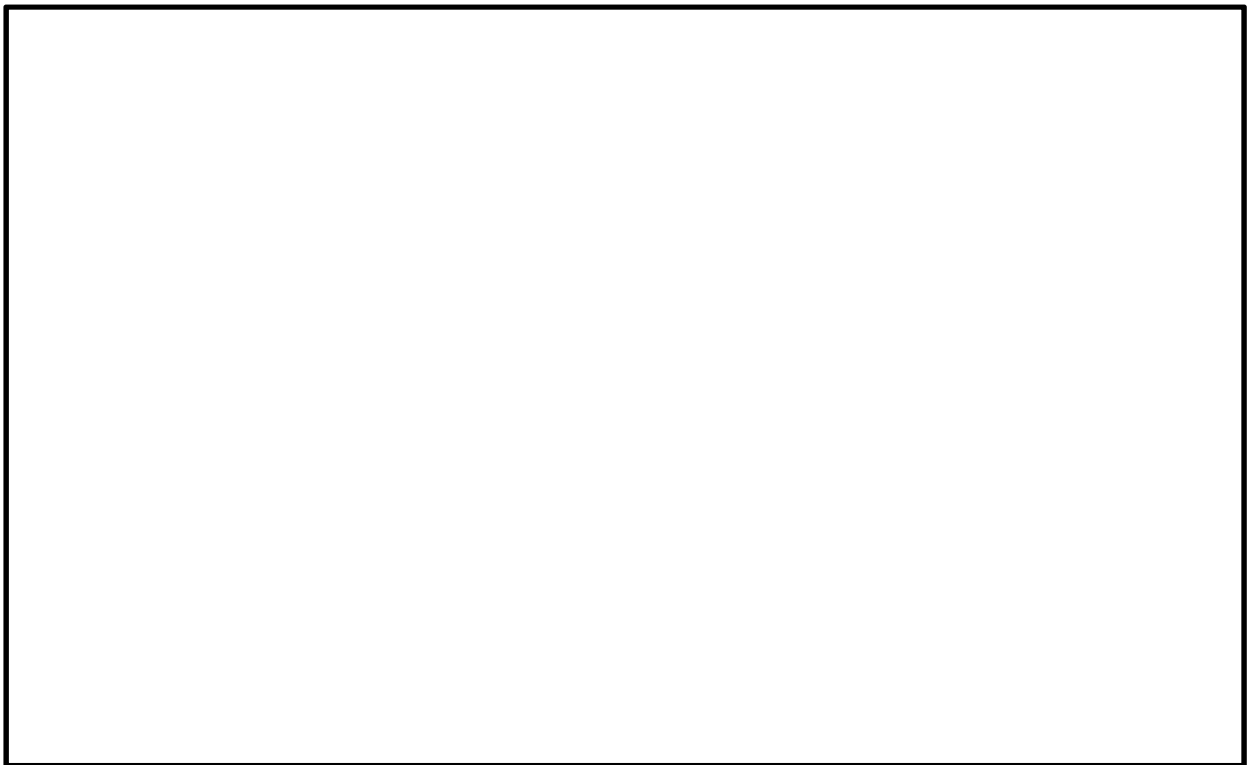


図9 スクラビング水深に対する DF の比較（密度補正）

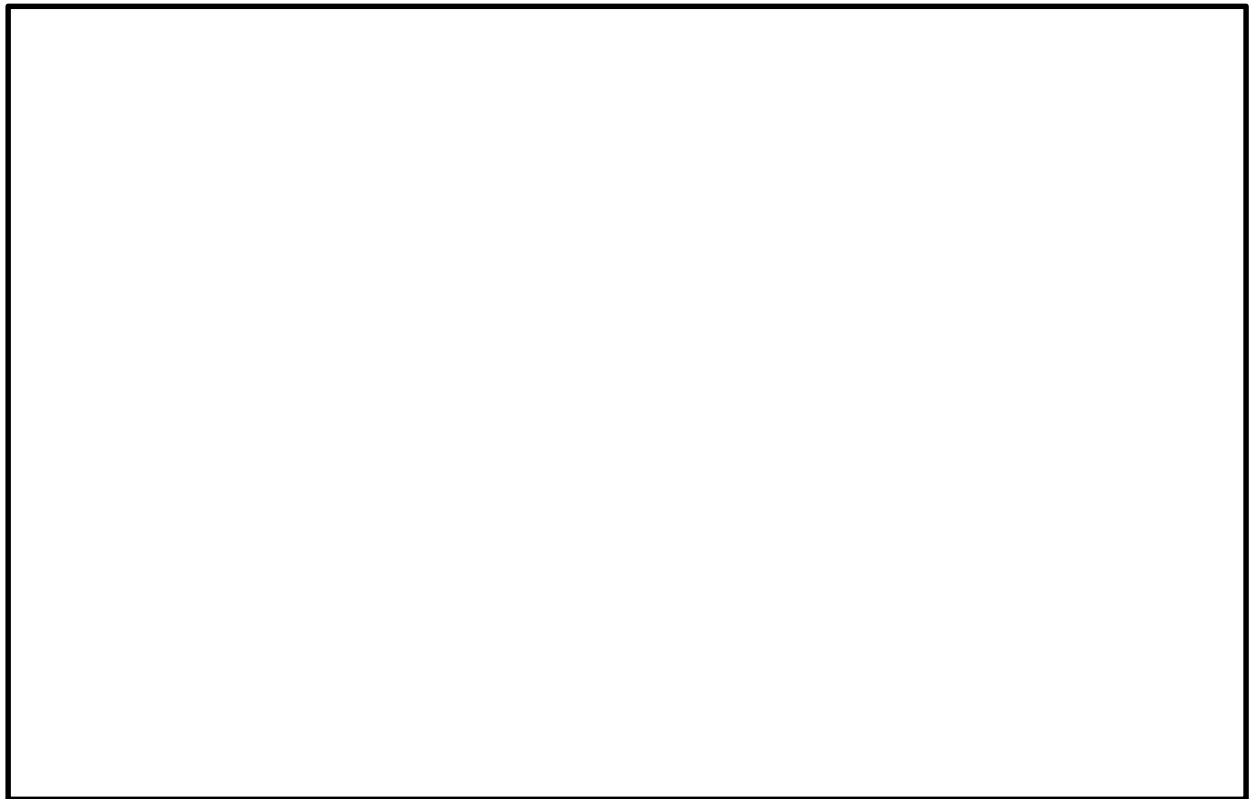


図 10 ガス温度に対する DF の比較

#### 2.4 沸騰による除去効果への影響について

事故シーケンス（大破断 LOCA+ECCS 注水機能喪失+全交流動力電源喪失）においてベントを実施する場合，図 11 のとおり，格納容器圧力逃がし装置による原子炉格納容器減圧及び除熱の実施に伴いサプレッションプールは飽和状態（沸騰状態）になるため，サプレッションプールの沸騰による除去効果への影響を確認した。M A A P 解析条件及び評価結果を表 2 及び表 3 に示す。なお，エアロゾルの粒径については，スクラビング前後で最も割合の多い粒径について除去効果を確認した。その結果，表 3 のとおり，沸騰時の除去効果は非沸騰時に比べて小さいことを確認した。

ただし，事故シーケンス（大破断 LOCA+ECCS 注水機能喪失+全交流動力電源喪失）では，図 12 のとおり，原子炉圧力容器内の Cs-137 は，大破断 LOCA により生じた破断口より原子炉格納容器内気相部へ移行し，その後重力沈降等により，事象発生 8 時間程度で大部分が原子炉格納容器液相部へ移行するため，本評価においてサプレッションプールの沸騰による除去効果の減少の影響はほとんどないと考ええる。なお，CsI，CsOH の沸点はそれぞれ 1280℃，272.3℃\*であり，シビアアクシデント時に原子炉格納容器内で CsI，CsOH が揮発することは考えにくい，サプレッションプールの沸騰に伴い液相部中の CsI，CsOH の一部が気相部へ移行する可能性がある。ただし，その場合でも，ドライウェルから格納容器圧力逃がし装置を介した場合の Cs-137 放出量に包絡されると考えられる。

注記\*：化合物の辞典 高本進・稲本直樹・中原勝儼・山崎昶[編集] 1997 年 11 月 20 日



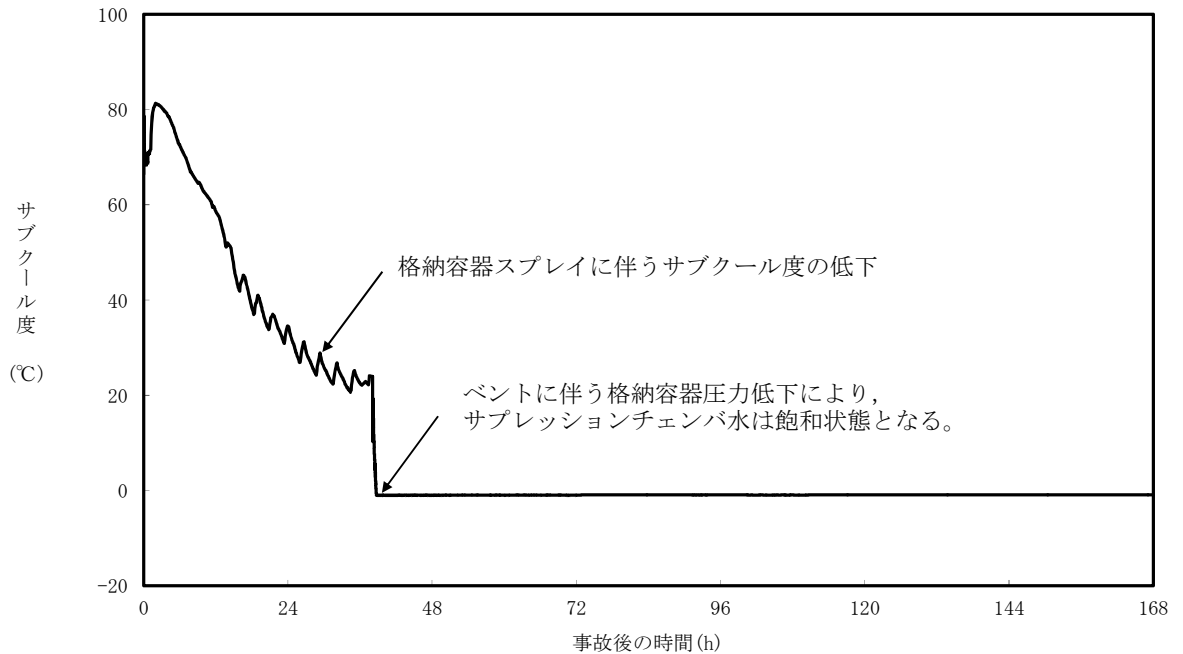


図 11 サプレッションプールのサブクール度の推移

表 2 評価条件

項目	評価条件*	選定理由
蒸気割合	□%	ベント実施前のドライウェルにおける蒸気割合 (約 62%) 相当
原子炉格納容器圧力	□kPa[gage]	ベント実施前の格納容器圧力 (約 600kPa[gage]) を考慮して, 設定上限値を採用
サプレッションプール水深	□m	実機では水深 3m 以上のため, 設定上限値を採用
サブクール度	□°C	未飽和状態として設定 (設定上限値)
	□°C	飽和状態として設定 (設定下限値)
エアロゾル粒径 (半径)	□μm	スクラビング前において, 最も割合が多い粒径 (約 0.46 μm) に相当する設定値を採用
	□μm	スクラビング後において, 最も割合が多い粒径 (約 0.46 μm) に相当する設定値を採用

注記\* : SUPRAコードにより計算されたデータテーブルの設定値を採用

表 3 評価結果

粒径 (半径)	DF	
	未飽和状態 (サブクール度 <input type="text"/> °C)	飽和状態 (サブクール度 <input type="text"/> °C)
<input type="text"/> μm	<input type="text"/>	<input type="text"/>

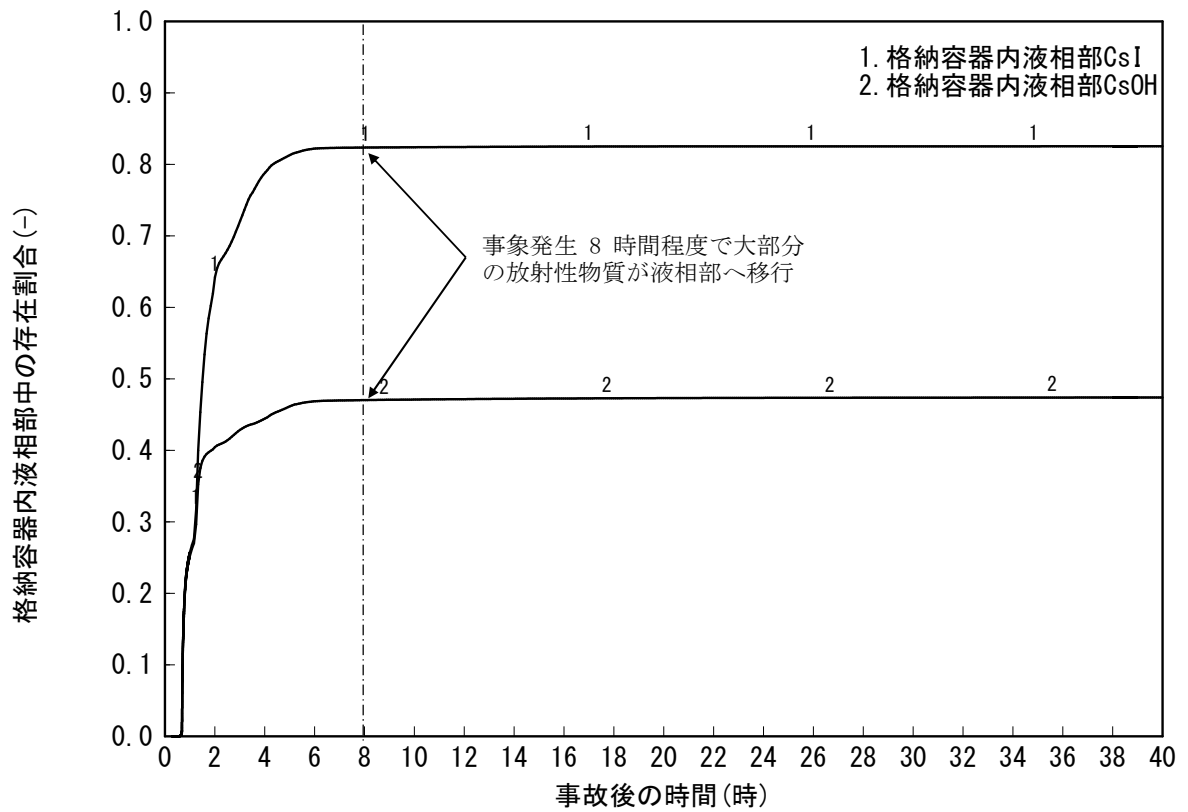


図 12 原子炉格納容器内液相部中の存在割合

原子炉格納容器内における無機よう素の自然沈着効果について

原子炉格納容器内における無機よう素の自然沈着率については、財団法人 原子力発電技術機構（以下「NUPEC」という。）による検討「平成9年度 NUREG-1465 のソースタームを用いた放射性物質放出量の評価に関する報告書」において、CSE A6 実験に基づく値が示されている。

自然沈着率の算出に関する概要を以下に示す。

原子炉格納容器内における無機よう素の濃度の時間変化は、無機よう素の自然沈着率を用いると以下の式で表される。

$$\frac{d\rho(t)}{dt} = -\lambda_d \cdot \rho(t)$$

$\rho(t)$  : 時刻  $t$  における原子炉格納容器内における無機よう素の濃度 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

$\lambda_d$  : 自然沈着率 [1/s]

これを解くことで、自然沈着率は、時刻  $t_0$ ,  $t_1$  での原子炉格納容器内における無機よう素の濃度を用いて以下のように表される。

$$\lambda_d = -\frac{1}{t_1 - t_0} \cdot \log\left(\frac{\rho(t_1)}{\rho(t_0)}\right)$$

NUPEC 報告書では、Nuclear Technology “Removal of Iodine and Particles by Sprays in the Containment Systems Experiment” の記載（CSE A6 実験）より、「CSE A6 実験の無機ヨウ素の濃度変化では、時刻 0 分で濃度  $10^5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であったものが、時刻 30 分で  $1.995 \times 10^4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  となる。」として、時刻及び濃度を上式に代入することで無機よう素の自然沈着率  $9.0 \times 10^{-4}$  [1/s] を算出している。これは事故初期のよう素の浮遊量が多く、格納容器スプレイをしていない状態下での挙動を模擬するためのものであると考えられる。なお、米国 SRP6.5.2 では原子炉格納容器内の無機よう素が 1/200 になるまでは無機よう素の除去が見込まれるとしている。

CSE A6 実験等から、原子炉格納容器に浮遊している放射性物質が、放出された放射性物質量の数 100 分の 1 程度に低下する時点までは自然沈着速度がほぼ一定であり、原子炉格納容器内の無機よう素はその大部分が事故初期の自然沈着速度に応じて除去されることが分かっている。そこで、原子炉格納容器等への無機よう素の沈着効果の設定に当たっては、自然沈着率として上式により得られた事故初期の自然沈着率 ( $9.0 \times 10^{-4}$  [1/s]) を代表として適用し、また、自然沈着による上限 DF を 200 とした。

CSE A6 実験の詳細は前述の Nuclear Technology の論文において BNWL-1244 が引用されている。参考として、BNWL-1244 記載の原子炉格納容器内における無機よう素の時間変化を図 1 に示す。

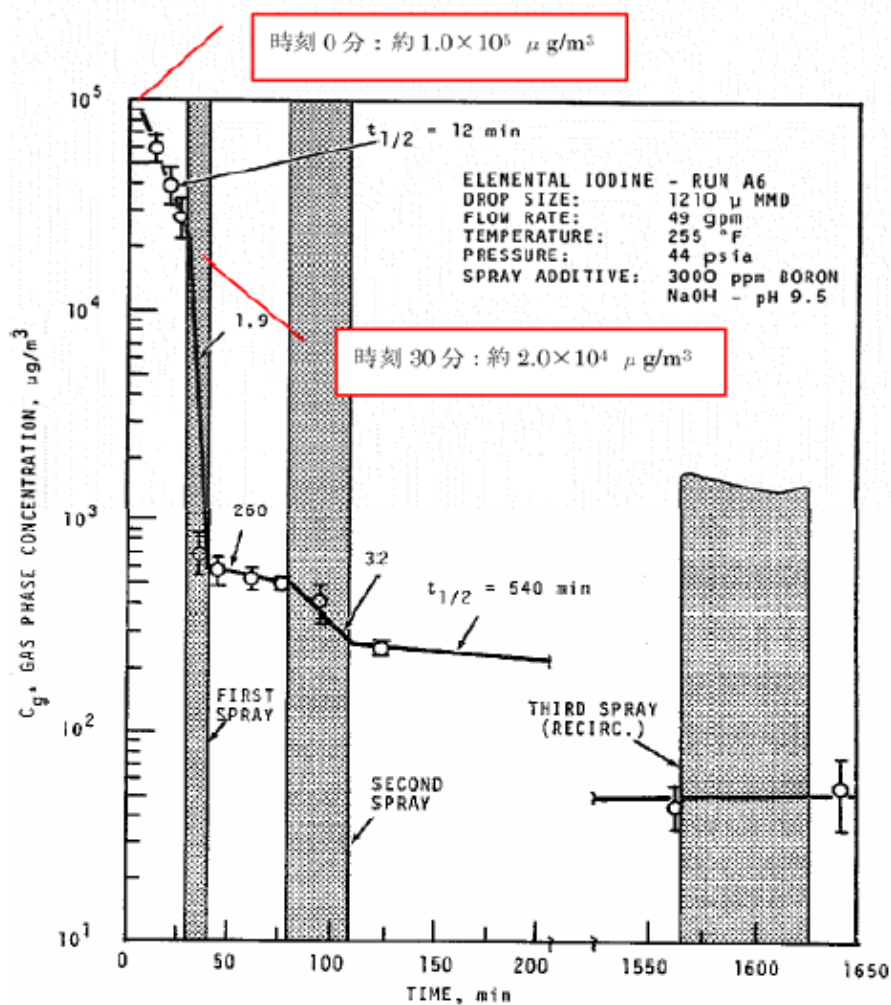


FIGURE 9. Concentration of Elemental Iodine in the Main Room, Run A6

図1 原子炉格納容器内における無機よう素濃度の時間変化\*

注記\* : BNWL-1244, "Removal of Iodine and Particles from Containment Atmospheres by Sprays—Containment Systems Experiment Interim Report"

## CSE 実験の適応性について

CSE 実験と本被ばく評価で想定している事故シーケンス（大破断 LOCA+ECCS 注水機能喪失+全交流動力電源喪失）におけるMAAP解析結果による原子炉格納容器内の条件を表1で比較する。

なお、NUPEC 報告書においては、スプレーが使用される前の期間のよう素濃度に基づき自然沈着速度を設定しており、実験条件は6号機及び7号機の事故シーケンスに対するMAAP解析結果により得られた原子炉格納容器内の条件と概ね同等である。

表1 CSE 実験条件と6号機及び7号機の比較

	CSE 実験の Run No.			6号機及び7号機解析結果
	A-6 <sup>*1,*2</sup>	A-5 <sup>*3</sup>	A-11 <sup>*3</sup>	
雰囲気	蒸気+空気	同左	同左	蒸気+窒素ガス (+水素ガス)
雰囲気圧力 (MPaG)	約 0.20	約 0.22	約 0.24	約 0.3 <sup>*5</sup>
雰囲気温度 (°C)	約 120	約 120	約 120	約 207 <sup>*5</sup>
スプレーの有無	あり <sup>*4</sup>	なし	なし	あり (無機よう素に対しては自然沈着のみ考慮)

注記\*1: R. K. Hilliard et. al “Removal of iodine and particles by sprays in the containment systems experiment”, Nucl. Technol. Vol 10 p449-519, 1971

\*2: R. K. Hilliard et. al “Removal of iodine and particles from containment atmospheres by sprays”, BNWL-1244

\*3: R. K. Hilliard and L. F. Coleman “Natural transport effects on fission product behavior in the containment systems experiment”, BNWL-1457

\*4: 自然沈着速度の算出には1回目のスプレーが使用される前の原子炉格納容器内の濃度を用いている。

\*5: 格納容器破損防止対策の有効性評価の事故シーケンス（大破断 LOCA+ECCS 注水機能喪失+全交流動力電源喪失）において、炉心からよう素が大量放出された後（事象初期）の値

CSE 実験でスプレイを使用していない A-5 及び A-11 における無機よう素の格納容器内気相部濃度の時間変化を図 1 に示す。初期の沈着（スプレイ未使用の期間）については、A-6 の場合と大きな差は認められず、初期濃度より数 100 分の 1 以上低下した後、沈着が穏やかになること（カットオフ）が認められる。

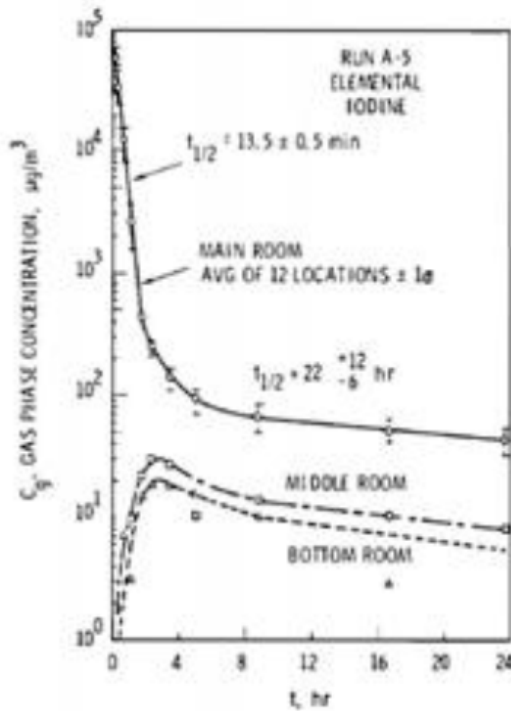


FIGURE B-5.  
Concentration of Elemental Iodine in Gas Space, Run A-5

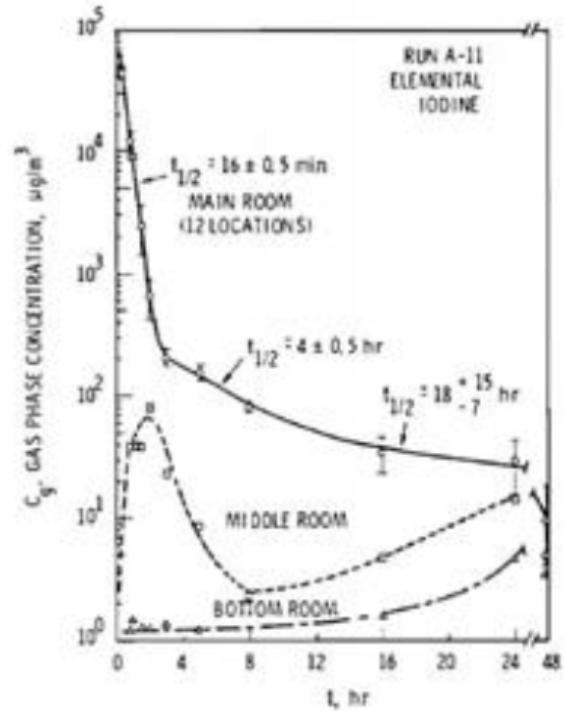


FIGURE B-6.  
Concentration of Elemental Iodine in Gas Space, Run A-11

図 1 CSE A-5 及び A-11 実験による無機よう素の格納容器内気相部濃度の時間変化

自然沈着率は、評価する体系の体積と内面積の比である比表面積の影響を受け、比表面積が大きいほど自然沈着率は大きくなると考えられる。

CSE 実験における体系と 6 号機及び 7 号機の比表面積について表 2 に示す。CSE 実験と 6 号機及び 7 号機の比表面積は同程度となっており、CSE 実験で得られた自然沈着速度を用いることができると考えられる。

表 2 CSE 実験と 6 号機及び 7 号機の比表面積の比較

	CSE 実験体系	6 号機及び 7 号機
体積 (m³)	約 600	約 13000
内面積 (m²)	約 570	約 12000
比表面積 (1/m)	約 0.9	約 0.9

サブレーションプールでのスクラビングによる除去効果（無機よう素）について

サブレーションプールでのスクラビングによる無機よう素の除去効果（以下「DF」という。）として、Standard Review Plan 6.5.5に基づき DF10 を設定している。これは Standard Review Plan 6.5.5 において、「無機よう素のスクラビングによる除去効果として、Mark-II 及び Mark-III に対して DF10 以下、Mark-I に対して DF5 以下を主張する場合は、特に計算を必要とせず容認しても良い」との記載（抜粋参照）に基づくものである。柏崎刈羽原子力発電所第 7 号機は ABWR を採用しているが、サブレーションプールでのスクラビングに期待可能な水深等、Mark-II と大きな差異はないことから、Standard Review Plan 6.5.5 の記載に基づき、サブレーションプールの沸騰の有無に関わらず、DF10 を適用することとしている。

なお、有機よう素についてはガス状の性質であることから、本 DF の効果には期待していない。粒子状よう素の DF については、MAAP 解析のスクラビング計算プログラム（SUPRA コード）にて評価している。

「Standard Review Plan 6.5.5」（抜粋）

1. **Pool Decontamination Factor.** The decontamination factor (DF) of the pool is defined as the ratio of the amount of a contaminant entering the pool to the amount leaving. Decontamination factors for each fission product form as functions of time can be calculated by the SPARC code. An applicant may use the SPARC code or other methods to calculate the retention of fission products within the pool, provided that these methods are described in the SAR adequately to permit review. If the time-integrated DF values claimed by the applicant for removal of particulates and elemental iodine are 10 or less for a Mark II or a Mark III containment, or are 5 or less for a Mark I containment, the applicant's values may be accepted without any need to perform calculations. A DF value of one (no retention) should be used for noble gases and for organic iodides. The applicant should provide justification for any DF values greater than those given above.

サプレッションプールでのスクラビングによる無機よう素の除去効果に関する他の知見について

サプレッションプールでのスクラビングによる無機よう素の除去効果に関する他の知見として、S P A R Cコードによる計算結果並びに UKAEA 及び POSEIDON にて行われた実験がある。

#### 1. S P A R Cコードによる計算結果

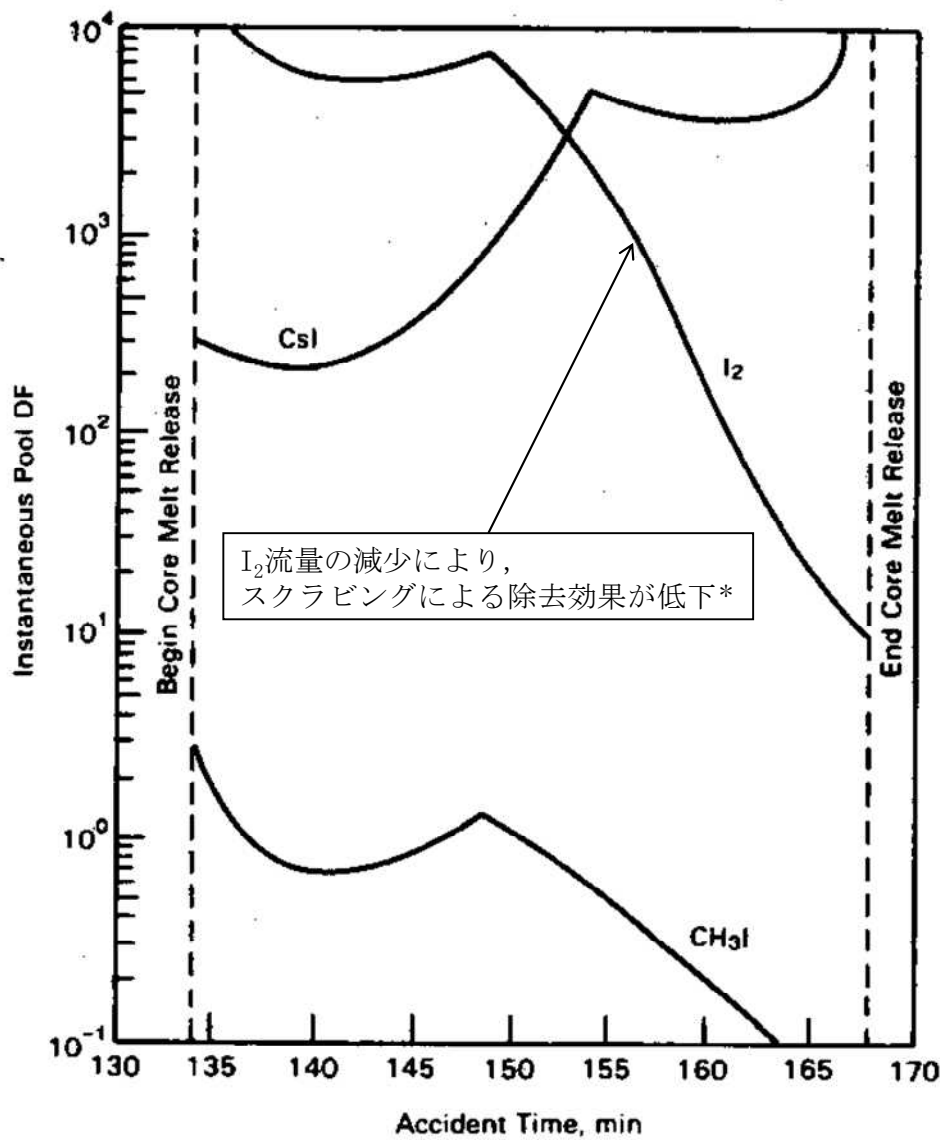
Standard Review Plan 6.5.5 の引用文献\*において、S P A R Cコードを用いたよう素のスクラビングによる除去効果を計算している。当該文献では、Mark-I 型原子炉格納容器を対象として無機よう素 ( $I_2$ )、粒子状よう素 ( $CsI$ ) 及び有機よう素 ( $CH_3I$ ) に対するスクラビングによる除去効果を計算している。計算結果は図 1 のとおりであり、無機よう素に対する DF は最小 10 程度である。

なお、選定した事故シーケンスは、原子炉停止機能喪失であり、以下の事故進展を想定している。

- ・ 過渡時において制御棒の挿入不良が発生
- ・ 緊急炉心冷却システムは作動するが、原子炉出力レベルはサプレッションプールの冷却能力を超過
- ・ 原子炉圧力容器の過圧破損の発生により冷却材が喪失した結果、炉心損傷が発生

注記\* : P. C. Owczarski and W. K. Winegardner, “Capture of Iodine in Suppression Pools”,  
19th DOE/NRC Nuclear Air Cleaning Conference.





注記\* : 文献中の記載 (抜粋)

“Here the  $I_2$  flow rate is fairly high until 148.5min, then the rate (and incoming  $I_2$  concentration) decreases. These decreases cause the pool scrubbing to become less effective at the iodine concentrations of the pool.”

図1 SPARC計算結果 (瞬時値 DF)

## 2. UKAEA 及び POSEIDON にて行われた実験

無機よう素に対するスクラビングによる除去効果について、UKAEA\*<sup>1</sup> 及び POSEIDON\*<sup>2</sup> において実験が行われている。実験体系を図 2 及び図 3, 実験条件及び実験結果を表 1 及び表 2 に示す\*<sup>3</sup>。表 2 のとおり, 無機よう素の DF は最少で 14 である。

注記\*1: イギリスのウィンフリス (重水減速沸騰軽水冷却炉 (SGHWR)) の蒸気抑制システムにおける核分裂生成物の保持を調べるための実験

\*2: スイスのポール・シェラー研究所で行われた水中へのガス状よう素のスクラビングに関する実験

\*3: “State-of-the-art review on fission products aerosol pool scrubbing under severe accident conditions”, 1995

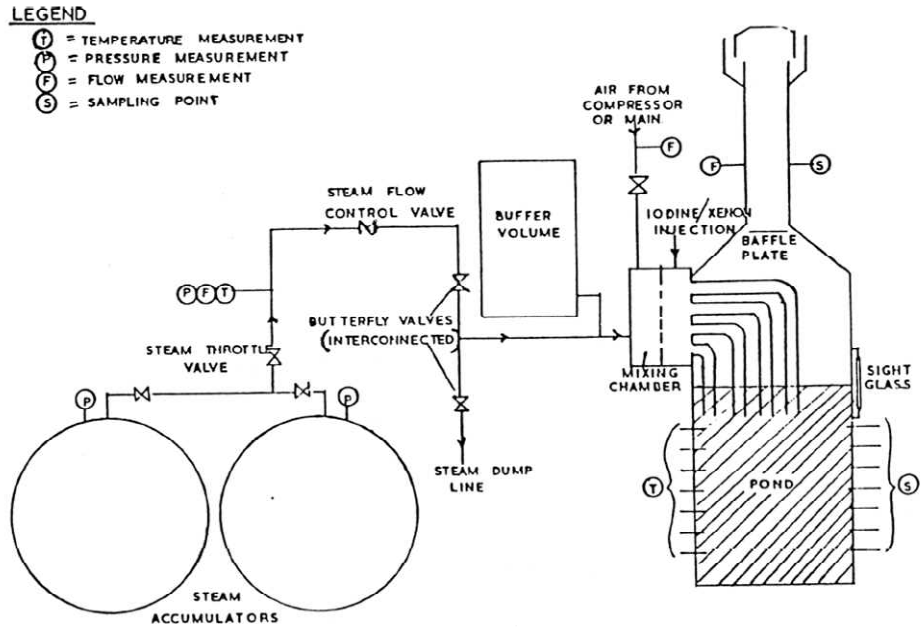


図2 UKAEA 実験体系

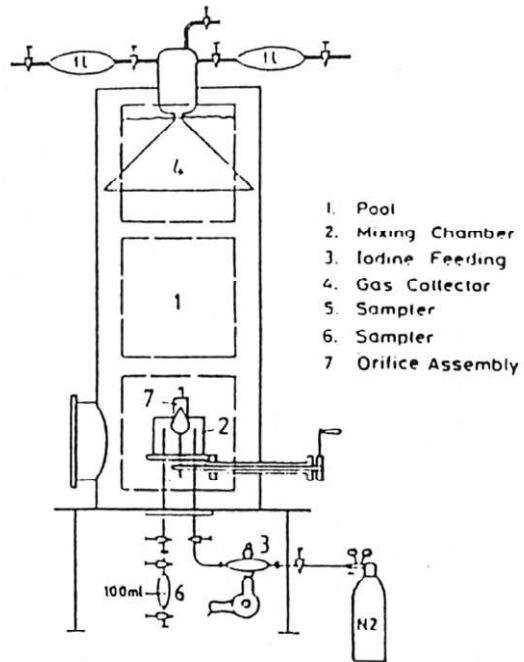


図3 POSEIDON 実験体系

表 1 実験条件

Program	Aerosol	Aerosol size, $\mu\text{m}$	Carrier fluid	Steam mass fraction	Water temp., $^{\circ}\text{C}$	Pool pressure	Injector
ACE	CsI CsOH MnO	1.7 - 2.7 1.6 - 2.8 1.7 - 2.3	$\text{N}_2$ + steam	0.008 - 0.31	25 83	ambient	sparger
EPRI	CsI $\text{TeO}_2$ Sn	0.2 - 3.0 0.4 - 2.7 2.7	air, $\text{N}_2$ or He + steam	0 - 0.95	- ambient - near sa- - turated	ambient	single orifice
EPSI	CsI CsOH	~4.5 (radius)	steam	1	273 (initially)	1.1 MPa 3.1 MPa 6.1 MPa	single orifice
GE	$\text{Eu}_2\text{O}_3$ CsI	0.1 - 40.0 < 0.3	air	0	ambient	ambient	single orifice
JAERI	DOP	0.3 - 10.0	air	0	ambient	ambient	single orifice
LACE - España	CsI	1.7 - 7.2	$\text{N}_2$ + steam	0.07 - 0.85	110	3 bar (abs.)	-single orifice -multior.
SPARTA	CsI	0.7	air + $\text{N}_2$	0	close to saturation	ambient	2 orifices
UKAEA	Cr/Ni	0.06	air + steam	0.25 - 0.96	ambient	ambient	4 orifices (downco- mers)
UKAEA	$\text{I}_2$ vapour	-	air and/or steam	0 - 1	ambient	ambient	4 orifices (downco- mers)
POSEI- DON	$\text{I}_2$ vapour	-	$\text{N}_2$	0	ambient	ambient	-single orifice - multior.

表 2 実験結果

Experiments	Species tested	DF range
ACE	Cs Mn I DOP	145 - 3000 11 - 260 47 - 1500 6 - 12
EPRI	CsI, $\text{TeO}_2$ Sn	1.4 - 1600 110 - 6800
EPSI	CsI	2100 - 3300
GE	$\text{Eu}_2\text{O}_3$ CsI	68 - 2900 7 - 10
JAERI	DOP	10 - 150
LACE-España	CsI	16 - 3000
SPARTA	CsI	7 *
UKAEA	Ni/Cr $\text{I}_2$	15 - 1680 14 - 240
POSEIDON	$\text{I}_2$	20 - 300 000

\* Only one test performed.

原子炉格納容器外への核分裂生成物の放出割合の設定について

放射性物質の原子炉格納容器外への放出割合をMAAPコードと NUREG-1465 の知見を利用し評価している。

事故シーケンス（大破断 LOCA+ECCS 注水機能喪失+全交流動力電源喪失，W/W ベント）でのMAAP解析による放出割合の評価結果（事故発生から 168 時間後時点）を表 3 に示す。ただし，以下に示すとおり，表 3 の値は現場作業の線量影響評価に使用していない。

表 3 によると，高揮発性核種（CsI や CsOH）の放出割合（ $10^{-6}$  オーダー）と比べ，中・低揮発性核種の放出割合が極めて大きい（ $10^{-4}$  オーダー）という結果となっている。

一方，TMI 事故や福島第一原子力発電所事故での観測事実から，事故が起こった場合に最も多く放出される粒子状の物質はよう素やセシウム等の高揮発性の物質であり，中・低揮発性の物質の放出量は高揮発性の物質と比べ，少量であることが分かっている。

表 4 は，TMI 事故後に評価された放射性核種の場所ごとの存在量であるが，希ガスや高揮発性核種（セシウムやよう素）が原子炉圧力容器外に全量のうち半分程度放出されている一方で，中・低揮発性核種はほぼ全量が原子炉圧力容器内に保持されているという評価となっている。

さらに，表 5 は，福島第一原子力発電所事故後に実施された発電所敷地内の土壌中放射性核種のサンプリング結果であるが，最も多く検出されているのは高揮発性核種（セシウムやよう素）であり，多くの中・低揮発性核種は不検出という結果となっている。

また，燃料からの核分裂生成物の放出及び移動挙動に関する実験結果より，各元素の放出挙動は以下のように整理されており\*，希ガスが高温で燃料からほぼ全量放出されるのに対し，それ以外の核種の放出挙動は雰囲気条件に依存するとしている。

希ガス：高温にて燃料からほぼ全量放出される。

I, Cs：高温にて燃料からほぼ全量放出される。放出速度は希ガスと同等。

Sb, Te：高温にて燃料からほぼ全量放出される。また被覆管と反応した後，被覆管の酸化に伴い放出される。

Sr, Mo, Ru, Rh, Ba：雰囲気条件（酸化条件 or 還元条件）に大きな影響を受ける。

Ce, Np, Pu, Y, Zr, Nb：高温状態でも放出速度は低い。

注記\*：「化学形に着目した破損燃料からの核分裂生成物及びアクチニドの放出挙動評価のための研究（JAEA-Review 2013-034，2013 年 12 月）」

表 3 の評価結果はこれらの観測事実及び実験結果と整合が取れていない。これは，事故シーケンス（大破断 LOCA+ECCS 注水機能喪失+全交流動力電源喪失）においては，MAAP解析が中・低揮発性核種の放出割合を過度に大きく評価しているためであると考えられる。

MAAP解析の持つ保守性としては，炉心が再冠水し熔融炉心の外周部が固化した後でも，燃料デブリ表面からの放射性物質の放出評価において熔融プール中心部の温度を参照して放出量を評価していることや，炉心冠水時において燃料デブリ上部の水によるスクラビング効果を考慮していな

いことが挙げられる。MAAPコードの開発元であるEPRIからも、再冠水した炉心からの低揮発性核種の放出についてMAAP解析が保守的な結果を与える場合がある旨の以下の報告がなされている。

- ・炉心が再冠水した場合の低揮発性核種（Ru及びMo）の放出について、低温の溶融燃料表面付近ではなく、溶融燃料の平均温度を基に放出速度を算出しているため、MAAP解析が保守的な結果を与える場合がある。

- ・Moの放出量評価について、NUREG-1465よりもMAAPコードの方が放出量を多く評価する。なお、高揮発性核種（セシウムやヨウ素）については炉心溶融初期に炉心外に放出されるため、上述の保守性の影響は受けにくいものと考えられる。

以上のことから、事故シーケンス（大破断LOCA+ECCS注水機能喪失+全交流動力電源喪失）において中・低揮発性核種の放出割合を評価する際、単にMAAP解析による評価結果を採用すると、放出割合として過度に保守的な結果を与える可能性があるため、他の手法を用いた評価が必要になると考えられる。

そこで、MAAP解析による放出割合の評価結果以外に、海外での規制等にも活用されているNUREG-1465（米国の原子力規制委員会（NRC）で整備されたものであり、米国でもシビアアクシデント時の典型的な例として、中央制御室の居住性等の様々な評価で使用されている）の知見を利用するものとした。このことにより、TMI事故や福島第一原子力発電所事故の実態により見合った評価が可能となる。

なお、事故シーケンス（大破断LOCA+ECCS注水機能喪失+全交流動力電源喪失）において、原子炉注水機能が使用できないものと仮定した場合における、炉心損傷開始から、原子炉压力容器が破損するまでのMAAP解析事象進展（事故シーケンス（大破断LOCA+ECCS注水機能喪失+全交流動力電源喪失）では、当該事故シーケンスにおいて原子炉注水機能を使用することにより原子炉压力容器破損には至らない）とNUREG-1465の想定と比較は表1のとおりであり、NUREG-1465の想定とMAAP解析の事象進展に大きな差はなく、本評価においてNUREG-1465の知見は使用可能と判断した。

NUREG-1465の知見を利用した場合の放出割合の評価結果を表6に示す。

表1 MAAP解析事象進展とNUREG-1465の想定と比較

	燃料被覆管の損傷が開始し、ギャップから放射性物質が放出される期間	炉心溶融が開始し、溶融燃料が原子炉压力容器破損するまでの期間
MAAP	約17分～約41分*1	約41分～約6.4時間*2
NUREG-1465	～30分	30分～2時間

注記\*1：炉心損傷開始（燃料被覆管温度1000K）～炉心溶融開始（燃料被覆管温度2500K）

\*2：原子炉注水機能が使用できないものと仮定した場合における原子炉压力容器破損時間

各MAAP核種グループの放出割合の具体的な評価手法は以下に示すとおり。

(1) 希ガスグループ, CsI グループ, CsOH グループ

希ガスを含めた高揮発性の核種グループについては、格納容器圧力逃がし装置への放出割合、原子炉格納容器から原子炉建屋への漏えい割合ともにMAAP解析の結果得られた放出割合を採用する。

なお、Csの放出割合は、CsI グループとCsOH グループの放出割合\*1\*2、及び、I 元素とCs 元素の停止時炉内内蔵量より、以下の式を用いて評価する。

$$F_{Cs}(T) = F_{CsOH}(T) + \frac{M_I}{M_{Cs}} \times \frac{W_{Cs}}{W_I} \times (F_{CsI}(T) - F_{CsOH}(T))$$

$F_{Cs}(T)$  : 時刻 T におけるセシウムの放出割合

$F_{CsOH}(T)$  : 時刻 T における CsOH グループの放出割合

$F_{CsI}(T)$  : 時刻 T における CsI グループの放出割合

$M_I$  : 停止直後の I 元素の停止時炉内内蔵量

$M_{Cs}$  : 停止直後の Cs 元素の停止時炉内内蔵量

$W_I$  : I の原子量

$W_{Cs}$  : Cs の原子量

注記\*1 : MAAP コードでは化学的・物理的性質を考慮し核種をグループ分けしており、各グループの放出割合は、当該グループの停止時炉内内蔵量と放出重量の比をとることで評価している。

\*2 : 各核種グループの停止時炉内内蔵量は以下の手順により評価している。

- ① ORIGEN コードにより核種ごとの初期重量を評価する。
- ② ①の評価をもとに、同位体の重量を足し合わせ、各元素の重量を評価する。
- ③ ②の結果をMAAPコードにインプットし、MAAPコードにて、各元素の化合物の重量を評価する。
- ④ 各化合物は表 2 に示す核種グループに属するものとして整理している。核種グループの炉内内蔵量は、当該の核種グループに属する化合物の炉内内蔵量の和として評価している。

表2 各核種グループの炉内内蔵量

核種グループ	各核種グループに対応する化合物	炉内内蔵量[kg] (安定核種を含む)
希ガス	Xe, Kr	約 750kg
CsI	CsI, RbI	約 57kg
TeO <sub>2</sub> , Te <sub>2</sub>	TeO <sub>2</sub> , Te <sub>2</sub>	約 74kg, 約 63kg*
SrO	SrO	約 160kg
MoO <sub>2</sub>	MoO <sub>2</sub> , RuO <sub>2</sub> , TcO <sub>2</sub> , RhO <sub>2</sub>	約 600kg
CsOH	CsOH, RbOH	約 470kg
BaO	BaO	約 220kg
La <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	La <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , Pr <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , Nd <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , Sm <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , Y <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , ZrO <sub>2</sub> , NbO <sub>2</sub> , AmO <sub>2</sub> , CmO <sub>2</sub>	約 1200kg
CeO <sub>2</sub>	CeO <sub>2</sub> , NpO <sub>2</sub> , PuO <sub>2</sub>	約 470kg
Sb	Sb	約 2.2kg
UO <sub>2</sub>	UO <sub>2</sub>	約 180000kg

注記\* : 表中に示す Te<sub>2</sub> の炉内内蔵量[kg]は、停止時に炉内に存在する Te 元素の全量が Te<sub>2</sub> の形態で存在する場合の値に相当する。



(2) それ以外の核種グループ

中・低揮発性の核種グループについては、MAAP解析の結果から得られた放出割合は採用せず、MAAP解析の結果から得られたCsの放出割合、希ガスグループの放出割合及びNUREG-1465の知見を利用し放出割合を評価する。

a. 格納容器圧力逃がし装置への放出割合

放出割合の経時的な振る舞いは希ガスと同一\*とし、Csの放出割合に対する当該核種グループの放出割合の比率が、168時間経過時点においてNUREG-1465で得られた比率に等しいとして、以下の評価式に基づき評価した。表7及び表8にNUREG-1465で評価された原子炉格納容器内への放出割合を示す。

$$F_i(T) = F_{\text{noble gass}}(T) \times \frac{\gamma_i}{\gamma_{\text{Cs}}} \times \frac{F_{\text{Cs}}(168\text{h})}{F_{\text{noble gass}}(168\text{h})}$$

$F_i(T)$  : 時刻 T における i 番目のMAAP核種グループの放出割合

$F_{\text{noble gass}}(T)$  : 時刻 T における希ガスグループの放出割合

$F_{\text{Cs}}(168\text{h})$  : 168 時間経過時点におけるセシウムの積算放出割合

$F_{\text{noble gass}}(168\text{h})$  : 168 時間経過時点における希ガスグループの積算放出割合

$\gamma_i$  : NUREG-1465 における i 番目のMAAP核種グループに相当する核種グループの原子炉格納容器への放出割合

$\gamma_{\text{Cs}}$  : NUREG-1465 における Cs に相当する核種グループの原子炉格納容器への放出割合

注記\* : 中・低揮発性の核種グループは、事故初期の燃料が高温となっているとき以外は殆ど燃料外に放出されないものと考えられる。そのため、ベント後の燃料からの追加放出はほとんどなく、事故初期に原子炉格納容器内に放出され、原子炉格納容器気相部に浮遊しているものだけが大気中に放出され得ると考えられる。

ベントに伴い中・低揮発性核種は原子炉格納容器気相部からベントラインに流入するが、その流入の仕方、すなわち放出割合の経時的な振る舞いは、同じく原子炉格納容器気相部に浮遊しており壁面等からの追加放出がない希ガスの放出割合の振る舞いに近いと考えられる。

以上のことから、中・低揮発性の核種グループの「各時刻における放出割合」は、「各時刻における希ガスグループの放出割合」に比例するものとした。

b. 原子炉格納容器から原子炉建屋への漏えい割合

放出割合の経時的な振る舞いは Cs と同一\*とし, Cs の放出割合に対する当該核種グループの放出割合の比率は, 168 時間経過時点において NUREG-1465 で得られた比率に等しいとして, 以下の評価式に基づき評価した。

$$F_i(T) = F_{Cs}(T) \times \frac{\gamma_i}{\gamma_{Cs}}$$

$F_i(T)$  : 時刻 T における i 番目の M A A P 核種グループの放出割合

$F_{Cs}(T)$  : 時刻 T におけるセシウムの放出割合

$\gamma_i$  : NUREG-1465 における i 番目の M A A P 核種グループに相当する核種グループの原子炉格納容器への放出割合

$\gamma_{Cs}$  : NUREG-1465 における Cs に相当する核種グループの原子炉格納容器への放出割合

注記\* : 中・低揮発性の核種グループは原子炉格納容器内で粒子状物質として振る舞い, 沈着や格納容器スプレイ等により気相部から除去され则认为られる。また, 事故発生後, 原子炉格納容器の気相部からの除去が進んだ後は原子炉格納容器からの漏えいはほとんどなくなるものと考えられる。

本評価では, 中・低揮発性の核種グループ同様, 原子炉格納容器内で粒子状物質として除去される Cs を代表として参照し, 中・低揮発性の核種グループの「各時刻における漏えい割合」を, 「各時刻における Cs の漏えい割合」に比例するものとした。

表3 MAA P解析による放出割合の評価結果（現場作業の線量影響評価に使用しない）

核種グループ	停止時炉内内蔵量に対する 格納容器圧力逃がし装置への放出割合 (事故発生から 168 時間後時点)
希ガス	約 $9.2 \times 10^{-1}$
CsI	約 $1.3 \times 10^{-6}$
TeO <sub>2</sub>	約 $1.7 \times 10^{-6}$
SrO	約 $2.0 \times 10^{-4}$
MoO <sub>2</sub>	約 $3.0 \times 10^{-6}$
CsOH	約 $2.7 \times 10^{-6}$
BaO	約 $4.2 \times 10^{-5}$
La <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	約 $1.0 \times 10^{-4}$
CeO <sub>2</sub>	約 $1.0 \times 10^{-4}$
Sb	約 $2.9 \times 10^{-6}$
Te <sub>2</sub>	0
UO <sub>2</sub>	0
Cs*	約 $2.6 \times 10^{-6}$

注記\*： CsI グループと CsOH グループの放出割合から評価（評価式は参考 1 を参照）

表4 TMI 事故後に評価された放射性核種の場所ごとの存在量

(単位: %)

核種	低揮発性			中揮発性			高揮発性		
	<sup>144</sup> Ce	<sup>154</sup> Eu	<sup>155</sup> Eu	<sup>90</sup> Sr	<sup>106</sup> Ru	<sup>125</sup> Sb	<sup>137</sup> Cs	<sup>130</sup> I	<sup>85</sup> Kr
原子炉建屋									
原子炉容器	105.4	122.7	109.5	89.7	93.2	117.2	40.1	42	30
原子炉冷却系	—	—	—	1	—	0.2	3	1	—
地階水, 気相タンク類	0.01	—	—	2.1	0.5	0.7	47	(47)†	54
補助建屋	—	—	—	0.1	—	0.7	5	7	—
合計	105	122	110	93	94	119	95	97	85

† 広範囲の I 濃度測定値と多量のデブリ(おもに地階水沈殿物)のため, ここでの保持量は炉心インベントリーを大きく上回る分析結果となってしまいました。したがって, ここに保持された I のインベントリーはCsと同等であると考えます。

出典: TMI-2 号機の調査研究成果 (渡会偵祐, 井上康, 梶田藤夫 日本原子力学会誌 Vol. 32, No. 4(1990))

表5 福島第一原子力発電所事故後に検出された土壤中の放射性核種

(単位: Bq/kg-乾土)

試料採取場所	【定点①】*1 グラウンド (西北西約500m)*2			【定点②】*1 野鳥の森 (西約500m)*2			【定点③】*1 産業処分場近傍 (南南西約500m)*2			④5.6号機サビ スビ前 (北約1,000m)*2	⑤固体廃棄物貯 蔵庫12号近傍 (北約500m)*2	⑥南南西 約500m*2	⑦南南西 約750m*2	⑧南南西 約1,000m*2
	試料採取日	3/21	3/25	3/28	3/25	3/28	3/25	3/28	3/25	3/22	3/22	3/22	3/22	3/22
分析機関	JAEA	JAEA	日本分析 センター*3	JAEA	日本分析 センター*3	JAEA	日本分析 センター*3	JAEA	JAEA	JAEA	JAEA	JAEA	JAEA	JAEA
測定日	3/24	3/28	3/30	3/28	3/30	3/28	3/30	3/28	3/25	3/25	3/25	3/24	3/25	
核種	I-131(約8日)	5.8E+06	5.7E+06	3.8E+06	3.0E+06	3.9E+04	1.2E+07	2.6E+06	4.6E+05	3.1E+06	7.9E+05	2.2E+06	5.4E+06	
I-132(約2時間)	*4	*4	2.3E+05	*4	1.3E+02	*4	1.5E+05	*4	*4	*4	*4	*4	*4	
Cs-134(約2年)	3.4E+05	4.9E+05	5.3E+05	7.7E+04	3.2E+02	3.5E+06	9.7E+05	6.8E+04	9.5E+05	8.7E+03	1.7E+04	1.6E+05		
Cs-136(約13日)	7.2E+04	6.1E+04	3.3E+04	1.0E+04	2.8E+01	4.6E+05	6.9E+04	8.6E+03	1.1E+05	1.9E+03	2.2E+03	2.5E+04		
Cs-137(約30年)	3.4E+05	4.8E+05	5.1E+05	7.6E+04	3.2E+02	3.5E+06	9.3E+05	6.7E+04	1.0E+06	2.0E+04	1.6E+04	1.6E+05		
Te-129m(約34日)	2.5E+05	2.9E+05	8.5E+05	5.3E+04	ND	2.7E+06	6.0E+05	2.8E+04	8.9E+05	9.5E+03	1.9E+04	1.7E+05		
Te-132(約3日)	6.1E+05	3.4E+05	3.0E+05	6.5E+04	1.4E+02	3.1E+06	2.0E+05	3.2E+04	1.9E+06	2.1E+04	3.9E+04	3.8E+05		
Ba-140(約13日)	1.3E+04	1.5E+04	ND	2.5E+03	ND	ND	ND	ND	8.0E+04	ND	ND	ND		
Nb-95(約35日)	1.7E+03	2.4E+03	ND	ND	ND	5.3E+03	ND	ND	8.1E+03	ND	ND	7.9E+02		
Ru-106(約370日)	5.3E+04	ND	ND	6.4E+03	ND	2.7E+05	ND	ND	6.8E+04	1.9E+03	ND	3.2E+04		
Mo-99(約66時間)	2.1E+04	ND	ND	ND	ND	6.6E+04	ND	ND	ND	ND	ND	ND		
Tc-99m(約6時間)	2.3E+04	2.0E+04	ND	ND	ND	4.5E+04	ND	1.8E+03	2.3E+04	ND	ND	8.3E+03		
La-140(約2日)	3.3E+04	3.7E+04	ND	2.3E+03	ND	9.7E+04	ND	2.5E+03	2.1E+05	4.2E+02	6.2E+02	7.8E+03		
Be-7(約53日)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3.2E+04	ND	ND	ND		
Ag-110m(約250日)	1.1E+03	2.6E+03	ND	ND	ND	ND	ND	1.7E+02	1.8E+04	ND	ND	ND		

出典: 東京電力 HP (<http://www.tepco.co.jp/cc/press/11040609-j.html>)

表 6 NUREG-1465 の知見を用いた補正後の放出割合（現場作業の線量影響評価に使用）

核種グループ	停止時炉内内蔵量に対する 格納容器圧力逃がし装置への放出割合 (事故発生から 168 時間後時点)
希ガス	約 $9.2 \times 10^{-1}$
CsI	約 $1.3 \times 10^{-6}$
TeO <sub>2</sub>	約 $5.2 \times 10^{-7}$
SrO	約 $2.1 \times 10^{-7}$
MoO <sub>2</sub>	約 $2.6 \times 10^{-8}$
CsOH	約 $2.7 \times 10^{-6}$
BaO	約 $2.1 \times 10^{-7}$
La <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	約 $2.1 \times 10^{-9}$
CeO <sub>2</sub>	約 $5.2 \times 10^{-9}$
Sb	約 $5.2 \times 10^{-7}$
Te <sub>2</sub>	0*2
UO <sub>2</sub>	0*2
Cs*1	約 $2.6 \times 10^{-6}$

注記\*1：CsI グループと CsOH グループの放出割合から評価（評価式は参考 1 を参照）

\*2：本評価において「Te<sub>2</sub>グループ」及び「UO<sub>2</sub>グループ」の放出割合のMAAP解析結果はゼロであるため、NUREG-1465 の知見を用いた補正の対象外とした。

表7 NUREG-1465 での原子炉格納容器内への放出割合

核種グループ	原子炉格納容器への放出割合*
Cs	0.25
TeO <sub>2</sub> , Sb, Te <sub>2</sub>	0.05
SrO, BaO	0.02
MoO <sub>2</sub>	0.0025
CeO <sub>2</sub> , UO <sub>2</sub>	0.0005
La <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.0002

注記\* : NUREG-1465 の Table 3.12 「Gap Release」 の値と 「Early In-Vessel」 の値の和を参照 (NUREG-1465 では, 「Gap Release」, 「Early In-Vessel」, 「Ex-Vessel」 及び 「Late In-Vessel」 の各事象進展フェーズに対して原子炉格納容器内への放出割合を与えている。現場作業の線量影響評価における想定事故シナリオでは, 原子炉圧力容器が健全な状態で事故収束するため, 原子炉圧力容器損傷前までの炉心からの放出を想定する 「Gap Release」 及び 「Early In-Vessel」 の値の和を用いる。)

表8 NUREG-1465 (抜粋)

Table 3.8 Revised Radionuclide Groups

Group	Title	Elements in Group
1	Noble gases	Xe, Kr
2	Halogens	I, Br
3	Alkali Metals	Cs, Rb
4	Tellurium group	Te, Sb, Se
5	Barium, strontium	Ba, Sr
6	Noble Metals	Ru, Rh, Pd, Mo, Tc, Co
7	Lanthanides	La, Zr, Nd, Eu, Nb, Pm, Pr, Sm, Y, Cm, Am
8	Cerium group	Ce, Pu, Np

Table 3.12 BWR Releases Into Containment\*

	Gap Release***	Early In-Vessel	Ex-Vessel	Late In-Vessel
Duration (Hours)	0.5	1.5	3.0	10.0
Noble Gases**	0.05	0.95	0	0
Halogens	0.05	0.25	0.30	0.01
Alkali Metals	0.05	0.20	0.35	0.01
Tellurium group	0	0.05	0.25	0.005
Barium, Strontium	0	0.02	0.1	0
Noble Metals	0	0.0025	0.0025	0
Cerium group	0	0.0005	0.005	0
Lanthanides	0	0.0002	0.005	0

\* Values shown are fractions of core inventory.

\*\* See Table 3.8 for a listing of the elements in each group

\*\*\* Gap release is 3 percent if long-term fuel cooling is maintained.

## セシウムの放出割合の評価方法

## 1. セシウムの放出割合

## (1) CsI の形態で存在しているセシウム

全よう素が CsI の形態で存在するものとして整理する。CsI の形態で存在しているセシウムの重量は以下のとおりとなる。

$$\text{CsI の初期重量[kg]} = M_I + M_I/W_I \times W_{Cs}$$

$$\text{CsI 初期重量中のセシウム重量[kg]} = M_I/W_I \times W_{Cs}$$

$$\text{セシウム元素初期重量[kg]} : M_{Cs} \qquad \text{よう素元素初期重量[kg]} : M_I$$

$$\text{セシウム原子量[-]} : W_{Cs} \qquad \text{よう素原子量[-]} : W_I$$

## (2) CsOH の形態で存在しているセシウム

全セシウムが CsI と CsOH の形態で存在するものとして整理する。CsOH の形態で存在しているセシウムの重量は以下のとおりとなる。

$$\begin{aligned} \text{CsOH 初期重量中のセシウム重量[kg]} &= M_{Cs} - \text{CsI 初期重量中のセシウム重量[kg]} \\ &= M_{Cs} - M_I/W_I \times W_{Cs} \end{aligned}$$

## (3) セシウムの放出量

MAAP 解析により CsI と CsOH の原子炉格納容器外への放出割合を評価

$$\text{セシウムの放出重量[kg]} = M_I/W_I \times W_{Cs} \times X + (M_{Cs} - M_I/W_I \times W_{Cs}) \times Y$$

X : CsI 放出割合 (MAAP 解析により得られる)

Y : CsOH 放出割合 (MAAP 解析により得られる)

## (4) セシウムの放出割合

1. (3) で得られたセシウムの放出量から、セシウムの放出割合を評価

$$\begin{aligned} \text{セシウムの放出割合} &= \text{セシウムの放出量} / \text{セシウム元素初期重量} \\ &= M_I/W_I \times W_{Cs}/M_{Cs} \times X + (1 - M_I/W_I \times W_{Cs}/M_{Cs}) \times Y \\ &= Y + M_I/M_{Cs} \times W_{Cs}/W_I (X - Y) \end{aligned}$$

以上

地表面への沈着速度の設定について

現場作業の線量影響評価においては、エアロゾル粒子及び無機よう素の地表面への沈着速度として、乾性沈着及び降水による湿性沈着を考慮した沈着速度 (0.5cm/s\*) を用いている。以下では、湿性沈着を考慮したエアロゾル粒子及び無機よう素の地表面への沈着速度として0.5cm/sを用いることの適用性について検討を行った。

注記\*：有機よう素の地表面への沈着速度としては  $1.7 \times 10^{-3}$ cm/s

1. 検討手法

上記沈着速度の適用性は、乾性沈着率と湿性沈着率を合計した沈着率の累積出現頻度97%値と乾性沈着率の累積出現頻度97%値の比と、エアロゾル粒子及び無機よう素の乾性沈着速度(0.3cm/s)の積が0.5cm/sを超えていないことによって示す。乾性沈着率及び湿性沈着率は以下のように定義される。

(1) 乾性沈着率

乾性沈着率は、「日本原子力学会標準 原子力発電所の確率論的安全評価に関する実施基準 (レベル3PSA編)：2008」(社団法人 日本原子力学会) (以下「学会標準」という。) 解説4.7を参考に評価した。「学会標準」解説4.7では、使用する相対濃度は地表面高さ付近としているが、ここでは「原子力発電所中央制御室の居住性に係る被ばく評価手法について(内規)」(原子力安全・保安院 平成21年8月12日) [【解説5.3】(1)]に従い評価した、放出点高さの相対濃度を用いた。

$$(X/Q)_D(x,y,z)_i = V_d \cdot \frac{X}{Q(x,y,z)_i} \dots \dots \dots \textcircled{1}$$

$(X/Q)_D(x,y,z)_i$  : 時刻*i*での乾性沈着率[1/m<sup>2</sup>]

$X/Q(x,y,z)_i$  : 時刻*i*での相対濃度[s/m<sup>3</sup>]

$V_d$  : 沈着速度[m/s] (0.003) (NUREG/CR-4551 Vol.2より\*)

注記\*：NUREG/CR-4551 Vol.2 “Evaluation of Severe Accident Risks: Quantification of Major Input Parameters”

(2) 湿性沈着率

降雨時には、評価点上空の放射性核種の地表への沈着は、降雨による影響を受ける。湿性沈着率 $(X/Q)_w(x,y)_i$ は「学会標準」解説4.11より以下のように表される。

$$(X/Q)_w(x,y)_i = \Lambda_i \cdot \int_0^\infty X/Q(x,y,z)_i dz = X/Q(x,y,0)_i \cdot \Lambda_i \sqrt{\frac{\pi}{2}} \Sigma_{zi} \exp\left[-\frac{h^2}{2\Sigma_{zi}^2}\right] \dots \dots \dots \textcircled{2}$$

$(X/Q)_w(x,y)_i$  : 時刻*i*での湿性沈着率[1/m<sup>2</sup>]

$X/Q(x,y,z)_i$  : 時刻*i*での相対濃度[s/m<sup>3</sup>]



- $\chi/Q(x, y, 0)_i$  : 時刻*i*での地表面高さでの相対濃度[s/m<sup>3</sup>]  
 $\Lambda_i$  : 時刻*i*でのウォッシュアウト係数[1/s]  
 (=  $9.5 \times 10^{-5} \times Pr_i^{0.8}$  学会標準より)  
 $Pr_i$  : 時刻*i*での降水強度[mm/h]  
 $\Sigma_{zi}$  : 時刻*i*での建屋影響を考慮した放射性雲の鉛直方向の拡散幅[m]  
 $h$  : 放出高さ[m]

乾性沈着率と湿性沈着率を合計した沈着率の累積出現頻度97%値と、乾性沈着率の累積出現頻度97%値の比は以下で定義される。

$$\frac{\text{乾性沈着率と湿性沈着率を合計した沈着率の累積出現頻度97\%値}}{\text{乾性沈着率の累積出現頻度97\%値}}$$

$$= \frac{\left( V_d \cdot \chi/Q(x, y, z)_i + \chi/Q(x, y, 0)_i \cdot \Lambda_i \sqrt{\frac{\pi}{2}} \Sigma_{zi} \exp\left[\frac{h^2}{2\Sigma_{zi}^2}\right] \right)_{97\%}}{(V_d \cdot \chi/Q(x, y, z)_i)_{97\%}} \dots \textcircled{3}$$

## 2. 評価結果

沈着率の評価結果を表1に示す。乾性沈着率に放出点と同じ高さの相対濃度を用いたとき、乾性沈着率と湿性沈着率を合計した沈着率の累積出現頻度97%値と、乾性沈着率の累積出現頻度97%値の比は1.00～1.54程度となった。以上より、エアロゾル粒子及び無機よう素の湿性沈着を考慮した沈着速度として、乾性沈着速度の1.54倍（約0.46cm/s）を丸め0.5cm/sと設定することは適切であると考えられる\*。

注記\*：有機よう素の湿性沈着を考慮した沈着速度としては、有機よう素の乾性沈着速度（ $10^{-3}$ cm/s）に対して上記と同じ倍率（=0.5/0.3）を参照し、値を丸め  $1.7 \times 10^{-3}$ cm/s を採用した。

表1 沈着率評価結果

放出点及び 放出点高さ*	相対濃度 [s/m <sup>3</sup> ]	①乾性沈着率 [1/m <sup>2</sup> ]	②乾性沈着率 +湿性沈着率 [1/m <sup>2</sup> ]	比 (②/①)
7号機格納容器 圧力逃がし装置配管 (地上 39.7m)	$1.0 \times 10^{-3}$	約 $3.1 \times 10^{-6}$	約 $3.5 \times 10^{-6}$	約 1.12
7号機原子炉建屋中心 (地上 0m)	$2.1 \times 10^{-3}$	約 $6.2 \times 10^{-6}$	約 $6.2 \times 10^{-6}$	約 1.00
7号機主排気筒 (地上 73m)	$6.8 \times 10^{-4}$	約 $2.0 \times 10^{-6}$	約 $3.1 \times 10^{-6}$	約 1.54

注記\*：放出点高さは、放出エネルギーによる影響は未考慮

有機よう素の乾性沈着速度について

現場作業の線量影響評価では、屋外に放出されたよう素のうち、無機よう素はエアロゾル粒子と同じ沈着速度を用いた。有機よう素についてはエアロゾル粒子とは別に、乾性沈着速度として、NRPB-R322 を参照し  $10^{-3}$ cm/s と設定した。以下にその根拠を示す。

(1) 英国放射線防護庁 (NRPB) による報告

英国放射線防護庁 大気拡散委員会による年次レポート (NRPB-R322\*1) に沈着速度に関する報告がなされている。本レポートでは、有機よう素について、植物に対する沈着速度に関する知見が整理されており、以下のとおり報告されている。

- ・植物に対する沈着速度の “best judgement” として  $10^{-5}$ m/s ( $10^{-3}$ cm/s) を推奨

(2) 日本原子力学会による報告

日本原子力学会標準レベル 3PSA 解説 4.8 に沈着速度に関する以下の報告がなされている。

- ・ヨウ化メチルは非反応性の化合物であり、沈着速度が小さく、実験で  $10^{-4}$ ~ $10^{-2}$ cm/s の範囲である。
- ・ヨウ化メチルの沈着は、公衆のリスクに対し僅かな寄与をするだけであり、事故影響評価においてはその沈着は無視できる。

以上のことから、有機よう素の乾性沈着速度はエアロゾル粒子の乾性沈着速度 0.3cm/s に比べて小さいことが言える。

また、原子力発電所構内は、コンクリート、道路、芝生及び木々で構成されているが、エアロゾル粒子の沈着速度の実験結果 (NUREG/CR-4551) によると、沈着速度が大きいのは芝生や木々であり、植物に対する沈着速度が大きくなる傾向であった。

したがって、有機よう素の乾性沈着速度として、NRPB-R322 の植物に対する沈着速度である  $10^{-3}$ cm/s を用いるのは妥当と判断した。

注記\*1 : NRPB-R322-Atmospheric Dispersion Modelling Liaison Committee Annual Report,  
1998-99

**2.2.2 Meadow grass and crops**

*Methyl iodide*

There are fewer data for methyl iodide than for elemental iodine, but all the data indicate that it is poorly absorbed by vegetation, such that surface resistance is by far the dominant resistance component. The early data have been reviewed elsewhere (Underwood, 1988; Harper *et al.*, 1994) and no substantial body of new data is available. The measured values range between  $10^{-6}$  and  $10^{-4}$   $\text{m s}^{-1}$  approximately. Again, there are no strong reasons for taking  $r_s$  to be a function of windspeed, so it is recommended that  $v_d$  is taken to be a constant. Based on the limited data available, the ‘best judgement’ value of  $v_d$  is taken as  $10^{-5}$   $\text{m s}^{-1}$  and the ‘conservative’ value as  $10^{-4}$   $\text{m s}^{-1}$ . Where there is uncertainty as to the chemical species of the iodine, it is clearly safest to assume that it is all in elemental form from the viewpoint of making a conservative estimate of deposition flux.

**2.2.3 Urban**

*Methyl iodide*

There appear to be no data for the deposition of methyl iodide to building surfaces: the deposition velocity will be limited by adsorption processes and chemical reactions (if any) at the surface, for which specific data are required. No recommendations are given in this case. For vegetation within the urban area (lawns and parks etc), it is recommended that the values for extended grass surfaces be used.

エアロゾルの乾性沈着速度について

現場作業の線量影響評価では、地表面へのエアロゾル粒子の沈着速度として乾性沈着及び降水による湿性沈着を考慮した沈着速度 (0.5cm/s) を用いており、沈着速度の評価に当たっては、乾性沈着速度として0.3cm/sを用いている。乾性沈着速度の設定の考え方を以下に示す。

エアロゾル粒子の乾性沈着速度は、NUREG/CR-4551\*1に基づき 0.3cm/s と設定した。NUREG/CR-4551では郊外を対象としており、郊外とは道路、芝生及び木々で構成されるとしている。原子力発電所内は舗装面が多く、建屋屋上はコンクリートであるため、この沈着速度が適用できると考えられる。また、NUREG/CR-4551では0.5 $\mu\text{m}$ ~5 $\mu\text{m}$ の粒径に対して検討されているが、原子炉格納容器内の除去過程で、相対的に粒径の大きなエアロゾル粒子は原子炉格納容器内に十分捕集されるため、粒径の大きなエアロゾル粒子は放出されにくいと考えられる。

また、W.G.N. Slinn の検討\*2によると、草や水、小石といった様々な材質に対する粒径に応じた乾性の沈着速度を整理しており、これによると 0.1 $\mu\text{m}$ ~5 $\mu\text{m}$ の粒径では沈着速度は0.3cm/s程度(図1)である。以上のことから、現場作業の線量影響評価におけるエアロゾル粒子の乾性の沈着速度として0.3cm/sを適用できると判断した。

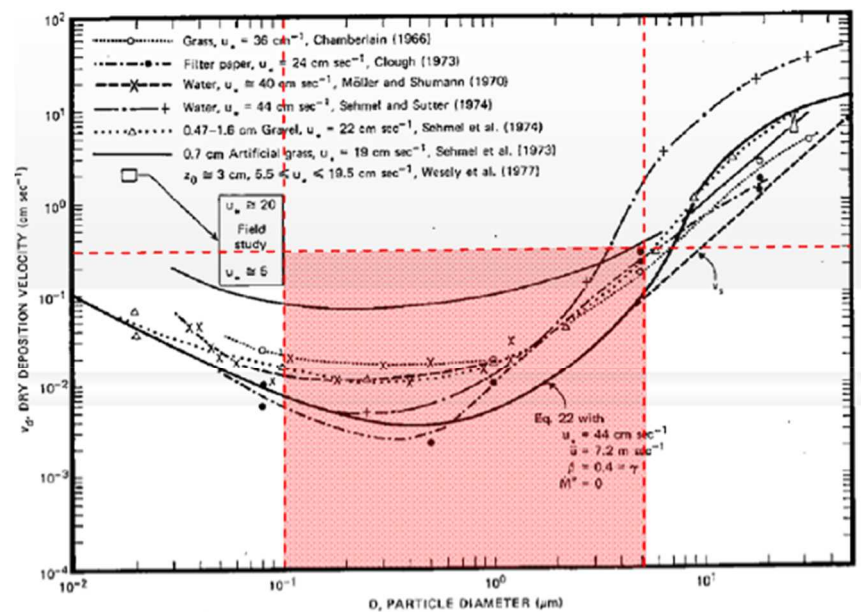


Fig. 4 Dry deposition velocity as a function of particle size. Data were obtained from a number of publications.<sup>1,2-5</sup> The theoretical curve appropriate for a smooth surface is shown for comparison. Note that the theoretical curve is strongly dependent on the value for  $u_*$  and that Eq. 2.2 does not contain a parameterization for surface roughness. For a preliminary study of the effect of surface roughness and other factors, see Ref. 5.

図1 様々な粒径における乾性沈着速度 (Nuclear Safety Vol.19\*2)

注記\*1: J.L. Sprung 等: Evaluation of severe accident risks: quantification of major input parameters, NUREG/CR-4551 Vol.2 Rev.1 Part 7, 1990

\*2: W.G.N. Slinn: Parameterizations for Resuspension and for Wet and Dry Deposition of Particles and Gases for Use in Radiation Dose Calculations, Nuclear Safety Vol.19 No.2, 1978

### 炉心の著しい損傷が発生した場合のエアロゾル粒子の粒径について

炉心の著しい損傷が発生した場合に原子炉格納容器内で発生する放射性物質を含むエアロゾル粒子の粒径分布として本評価で設定している「 $0.1\mu\text{m}$ 以上」は、粒径分布に関して実施されている研究を基に設定している。

炉心の著しい損傷が発生した場合には原子炉格納容器内にスプレイ等による注水が実施されることから、炉心の著しい損傷が発生した場合の粒径分布を想定し、「原子炉格納容器内でのエアロゾルの挙動」及び「原子炉格納容器内の水の存在の考慮」といった観点で実施された表1の②、⑤に示す試験等を調査した。さらに、炉心の著しい損傷が発生した場合のエアロゾル粒子の粒径に対する共通的な知見とされている情報を得るために、海外の規制機関（NRC等）や各国の合同で実施されている炉心の著しい損傷が発生した場合のエアロゾルの挙動の試験等（表1の①、③、④）を調査した。以上の調査結果を表1に示す。

表1で整理した試験等は、想定するエアロゾル発生源、挙動範囲（原子炉格納容器、一次冷却材配管等）、水の存在等に違いがあるが、エアロゾル粒子の粒径の範囲に大きな違いはなく、原子炉格納容器内環境でのエアロゾル粒子の粒径はこれらのエアロゾル粒子の粒径と同等な分布範囲を持つものと推定できる。

したがって、過去の種々の調査・研究により示されている範囲を包含する値として、 $0.1\mu\text{m}$ 以上のエアロゾル粒子を想定することは妥当である。

表1 炉心の著しい損傷が発生した場合のエアロゾル粒子の粒径についての文献調査結果

番号	試験名又は報告書名等	エアロゾル粒子の粒径( $\mu\text{m}$ )	備考
①	LACE LA2* <sup>1</sup>	約0.5~5 (図1参照)	炉心の著しい損傷が発生した場合の評価に使用されるコードでの原子炉格納容器閉じ込め機能喪失を想定条件とした比較試験
②	NUREG/CR-5901* <sup>2</sup>	0.25~2.5 (参考1-1)	原子炉格納容器内に水が存在し、溶解炉心を覆っている場合のスクラビング効果のモデル化を紹介したレポート
③	AECL が実施した実験* <sup>3</sup>	0.1~3.0 (参考1-2)	炉心の著しい損傷が発生した場合を考慮した一次系内のエアロゾル挙動に着目した実験
④	PBF-SFD* <sup>3</sup>	0.29~0.56 (参考1-2)	炉心の著しい損傷が発生した場合を考慮した一次系内のエアロゾル挙動に着目した実験
⑤	PHÉBUS FP* <sup>3</sup>	0.5~0.65 (参考1-2)	炉心の著しい損傷が発生した場合のFP挙動の実験(左記のエアロゾル粒径はPHÉBUS FP実験の原子炉格納容器内のエアロゾル挙動に着目した実験の結果)

参考文献

注記\*1: J. H. Wilson and P. C. Arwood, Summary of Pretest Aerosol Code Calculations for LWR Aerosol Containment Experiments (LACE) Test LA2

\*2: D. A. Powers and J. L. Sprung, NUREG/CR-5901, A Simplified Model of Aerosol Scrubbing by a Water Pool Overlying Core Debris Interacting With Concrete

\*3: STATE-OF-THE-ART REPORT ON NUCLEAR AEROSOLS, NEA/CSNI/R(2009)5

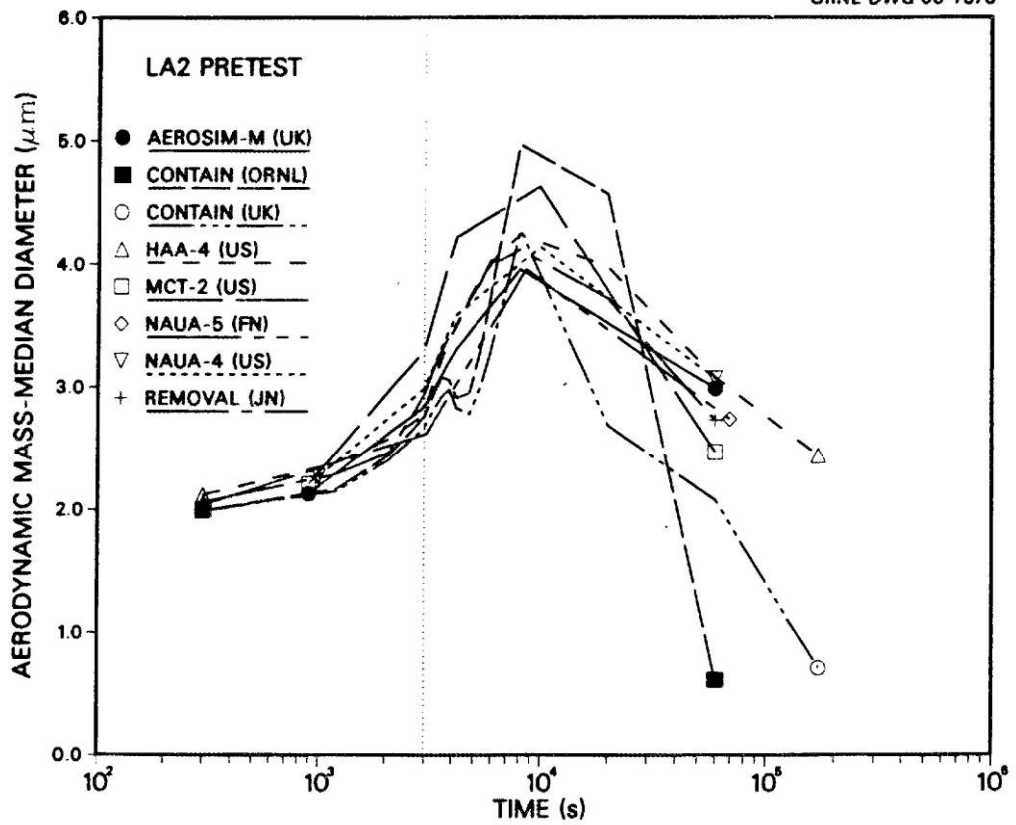


Fig. 11. LA2 pretest calculations — aerodynamic mass median diameter vs time.

図1 LACE LA2 でのコード比較試験で得られたエアロゾル粒子の粒径の時間変化グラフ

so-called "quench" temperature. At temperatures below this quench temperature the kinetics of gas phase reactions among CO, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, and H<sub>2</sub>O are too slow to maintain chemical equilibrium on useful time scales. In the sharp temperature drop created by the water pool, very hot gases produced by the core debris are suddenly cooled to temperatures such that the gas composition is effectively "frozen" at the equilibrium composition for the "quench" temperature. Experimental evidence suggest that the "quench" temperature is 1300 to 1000 K. The value of the quench temperature was assumed to be uniformly distributed over this temperature range for the calculations done here.

(6) Solute Mass. The mass of solutes in water pools overlying core debris attacking concrete has not been examined carefully in the experiments done to date. It is assumed here that the logarithm of the solute mass is uniformly distributed over the range of  $\ln(0.05 \text{ g/kilogram H}_2\text{O}) = -3.00$  to  $\ln(100 \text{ g/kilogram H}_2\text{O}) = 4.61$ .

(7) Volume Fraction Suspended Solids. The volume fraction of suspended solids in the water pool will increase with time. Depending on the available facilities for replenishing the water, this volume fraction could become quite large. Models available for this study are, however, limited to volume fractions of 0.1. Consequently, the volume fraction of suspended solids is taken to be uniformly distributed over the range of 0 to 0.1.

(8) Density of Suspended Solids. Among the materials that are expected to make up the suspended solids are Ca(OH)<sub>2</sub> ( $\rho = 2.2 \text{ g/cm}^3$ ) or SiO<sub>2</sub> ( $\rho = 2.2 \text{ g/cm}^3$ ) from the concrete and UO<sub>2</sub> ( $\rho = 10 \text{ g/cm}^3$ ) or ZrO<sub>2</sub> ( $\rho = 5.9 \text{ g/cm}^3$ ) from the core debris or any of a variety of aerosol materials. It is assumed here that the material density of the suspended solids is uniformly distributed over the range of 2 to 6 g/cm<sup>3</sup>. The upper limit is chosen based on the assumption that suspended UO<sub>2</sub> will hydrate, thus reducing its effective density. Otherwise, gas sparging will not keep such a dense material suspended.

(9) Surface Tension of Water. The surface tension of the water can be increased or decreased by dissolved materials. The magnitude of the change is taken here to be  $S\sigma(w)$  where S is the weight fraction of dissolved solids. The sign of the change is taken to be minus or plus depending on whether a random variable  $\epsilon$  is less than 0.5 or greater than or equal to 0.5. Thus, the surface tension of the liquid is:

$$\sigma_1 = \begin{cases} \sigma(w) (1-S) & \text{for } \epsilon < 0.5 \\ \sigma(w) (1+S) & \text{for } \epsilon \geq 0.5 \end{cases}$$

where  $\sigma(w)$  is the surface tension of pure water.

(10) Mean Aerosol Particle Size. The mass mean particle size for aerosols produced during melt/concrete interactions is known only for situations in which no water is present. There is reason to believe smaller particles will be produced if a water pool is present. Examination of aerosols produced during melt/concrete interactions shows that the primary particles are about 0.1  $\mu\text{m}$  in diameter. Even with a water pool present, smaller particles would not be expected.



Consequently, the natural logarithm of the mean particle size is taken here to be uniformly distributed over the range from  $\ln(0.25 \mu\text{m}) = -1.39$  to  $\ln(2.5 \mu\text{m}) = 0.92$ .

(11) Geometric Standard Deviation of the Particle Size Distribution. The aerosols produced during core debris-concrete interactions are assumed to have lognormal size distributions. Experimentally determined geometric standard deviations for the distributions in cases with no water present vary between 1.6 and 3.2. An argument can be made that the geometric standard deviation is positively correlated with the mean size of the aerosol. Proof of this correlation is difficult to marshal because of the sparse data base. It can also be argued that smaller geometric standard deviations will be produced in situations with water present. It is unlikely that data will ever be available to demonstrate this contention. The geometric standard deviation of the size distribution is assumed to be uniformly distributed over the range of 1.6 to 3.2. Any correlation of the geometric standard deviation with the mean size of the aerosol is neglected.

(12) Aerosol Material Density. Early in the course of core debris interactions with concrete,  $\text{UO}_2$  with a solid density of around  $10 \text{ g/cm}^3$  is the predominant aerosol material. As the interaction progresses, oxides of iron, manganese and chromium with densities of about  $5.5 \text{ g/cm}^3$  and condensed products of concrete decomposition such as  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{SiO}_2$ , and  $\text{CaO}$  with densities of  $1.3$  to  $4 \text{ g/cm}^3$  become the dominant aerosol species. Condensation and reaction of water with the species may alter the apparent material densities. Coagglomeration of aerosolized materials also complicates the prediction of the densities of materials that make up the aerosol. As a result the material density of the aerosol is considered uncertain. The material density used in the calculation of aerosol trapping is taken to be an uncertain parameter uniformly distributed over the range of  $1.5$  to  $10.0 \text{ g/cm}^3$ .

Note that the mean aerosol particle size predicted by the VANESA code [6] is correlated with the particle material density to the  $-1/3$  power. This correlation of aerosol particle size with particle material density was taken to be too weak and insufficiently supported by experimental evidence to be considered in the uncertainty analyses done here.

(13) Initial Bubble Size. The initial bubble size is calculated from the Davidson-Schular equation:

$$D_b = \epsilon \left( \frac{6}{\pi} \right)^{1/3} \frac{V_s^{0.4}}{g^{0.2}} \text{ cm}$$

where  $\epsilon$  is assumed to be uniformly distributed over the range of 1 to 1.54. The minimum bubble size is limited by the Fritz formula to be:

$$D_b = 0.0105 \Psi[\sigma_l / g(\rho_l - \rho_g)]^{1/2}$$

where the contact angle is assumed to be uniformly distributed over the range of  $20$  to  $120^\circ$ . The maximum bubble size is limited by the Taylor instability model to be:

## 9.2.1 Aerosols in the RCS

### 9.2.1.1 AECL

The experimenters conclude that spherical particles of around 0.1 to 0.3  $\mu\text{m}$  formed (though their composition was not established) then these agglomerated giving rise to a mixture of compact particles between 0.1 and 3.0  $\mu\text{m}$  in size at the point of measurement. The composition of the particles was found to be dominated by Cs, Sn and U: while the Cs and Sn mass contributions remained constant and very similar in mass, U was relatively minor in the first hour at 1860 K evolving to be the main contributor in the third (very approximately: 42 % U, 26 % Sn, 33 % Cs). Neither break down of composition by particle size nor statistical size information was measured.

### 9.2.1.2 PBF-SFD

Further interesting measurements for purposes here were six isokinetic, sequential, filtered samples located about 13 m from the bundle outlet. These were used to follow the evolution of the aerosol composition and to examine particle size (SEM). Based on these analyses the authors state that particle geometrical-mean diameter varied over the range 0.29-0.56  $\mu\text{m}$  (elimination of the first filter due to it being early with respect to the main transient gives the range 0.32-0.56  $\mu\text{m}$ ) while standard deviation fluctuated between 1.6 and 2.06. In the images of filter deposits needle-like forms are seen. Turning to composition, if the first filter sample is eliminated and “below detection limit” is taken as zero, for the structural components and volatile fission products we have in terms of percentages the values given in Table 9.2-1.

## 9.2.2 Aerosols in the containment

### 9.2.2.1 PHÉBUS FP

The aerosol size distributions were fairly lognormal with an average size (AMMD) in FPT0 of 2.4  $\mu\text{m}$  at the end of the 5-hour bundle-degradation phase growing to 3.5  $\mu\text{m}$  before stabilizing at 3.35  $\mu\text{m}$ ; aerosol size in FPT1 was slightly larger at between 3.5 and 4.0  $\mu\text{m}$ . Geometric-mean diameter ( $d_{50}$ ) of particles in FPT1 was seen to be between 0.5 and 0.65  $\mu\text{m}$ ; a SEM image of a deposit is shown in Fig. 9.2-2. In both tests the geometric standard deviation of the lognormal distribution was fairly constant at a value of around 2.0. There was clear evidence that aerosol composition varied very little as a function of particle size except for the late settling phase of the FPT1 test: during this period, the smallest particles were found to be cesium-rich. In terms of chemical speciation, X-ray techniques were used on some deposits and there also exist many data on the solubilities of the different elements in numerous deposits giving a clue as to the potential forms of some of the elements. However, post-test oxidation of samples cannot be excluded since storage times were long (months) and the value of speculating on potential speciation on the basis of the available information is debatable. Nevertheless, there is clear evidence that some elements reached higher states of oxidation in the containment when compared to their chemical form in the circuit.

試験名又は報告書名等	試験の概要
AECL が実施した実験	CANDU のジルカロイ被覆管燃料を使用した、一次系での核分裂生成物の挙動についての試験
PBF-SFD	米国のアイダホ国立工学環境研究所で実施された炉心損傷状態での燃料棒及び炉心のふるまい並びに核分裂生成物及び水素ガスの放出についての試験
PHÉBUS FP	フランスのカダラッシュ研究所の PHÉBUS 研究炉で実施された、炉心の著しい損傷が発生した場合の、炉心燃料から一次系を経て原子炉格納容器に至るまでの核分裂生成物の挙動を調べる実機燃料を用いた総合試験

実効放出継続時間の設定について

大気拡散評価に用いる実効放出継続時間は、「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針」\* に従い、事故期間中の放射性物質の全放出量を1時間当たりの最大放出量で除した値として計算する。実効放出継続時間は、大気拡散評価で放出継続時間を考慮した単位時間当たりの拡散係数を求めるために設定するものであり、被ばく評価においては、評価対象期間の放出率に拡散係数を乗じることにより大気拡散を考慮した評価を行う。

実効放出継続時間は放出経路ごとに設定しており、原子炉建屋、主排気筒及び格納容器圧力逃がし装置配管のそれぞれの放出経路における実効放出継続時間を計算した結果について、サプレッションチェンバの排気ラインを使用したベントを実施する場合を表1に、ドライウェルの排気ラインを使用したベントを実施する場合を表2に示す。

原子炉建屋及び格納容器圧力逃がし装置配管からの放出の実効放出継続時間は1時間未満であり、主排気筒からの放出の実効放出継続時間は17～19時間程度となっている。

大気拡散評価に用いる風速、風向などの気象データは、1時間ごとのデータとして整理されており、実効放出継続時間として設定できる最小単位は1時間である。

また、実効放出継続時間を2時間以上で設定した場合は、その期間に同一風向の風が吹き続けることを想定し、その期間の拡散係数の平均を単位時間当たりの拡散係数としている。なお、平均する期間に異なる風向が含まれる場合は、拡散係数を0として平均を計算する。このため、実効放出継続時間が長くなるほど平均される期間が長くなり拡散係数は小さい傾向となる。

ベント実施に伴う被ばく評価では、原子炉建屋及び格納容器圧力逃がし装置配管からの放出の実効放出継続時間は1時間を適用し、主排気筒からの放出の実効放出継続時間は10時間を適用して大気拡散評価を行った。

注記\*：（気象指針解析抜粋）

(3) 実効放出継続時間（T）は、想定事故の種類によって放出率に変化があるので、放出モードを考慮して適切に定めなければならないが、事故期間中の放射性物質の全放出量を1時間当たりの最大放出量で除した値を用いることもひとつの方法である。

表1 W/W からベントを行う場合の実効放出継続時間

	放出経路	原子炉建屋 放出分	主排気筒 放出分	ベント 放出分
① 放出量* (Bq)	希ガス	約 $1.6 \times 10^{16}$	約 $4.0 \times 10^{15}$	約 $1.0 \times 10^{18}$
	希ガス以外	約 $1.4 \times 10^{16}$	約 $4.4 \times 10^{15}$	約 $1.6 \times 10^{16}$
② 最大放出率* (Bq/h)	希ガス	約 $1.1 \times 10^{17}$	約 $2.1 \times 10^{14}$	約 $3.2 \times 10^{18}$
	希ガス以外	約 $1.0 \times 10^{17}$	約 $2.5 \times 10^{14}$	約 $4.9 \times 10^{16}$
(①÷②) 実効放出継続時間 (h)	希ガス	約 0.15	約 19	約 0.32
	希ガス以外	約 0.14	約 17	約 0.32

注記\* : ガンマ線エネルギー0.5MeV換算値

表2 D/W からベントを行う場合の実効放出継続時間

	放出経路	原子炉建屋 放出分	主排気筒 放出分	ベント 放出分
① 放出量* (Bq)	希ガス	約 $1.7 \times 10^{16}$	約 $4.1 \times 10^{15}$	約 $8.3 \times 10^{17}$
	希ガス以外	約 $1.5 \times 10^{16}$	約 $4.4 \times 10^{15}$	約 $1.5 \times 10^{16}$
② 最大放出率* (Bq/h)	希ガス	約 $1.1 \times 10^{17}$	約 $2.2 \times 10^{14}$	約 $1.4 \times 10^{18}$
	希ガス以外	約 $1.1 \times 10^{17}$	約 $2.6 \times 10^{14}$	約 $2.5 \times 10^{16}$
(①÷②) 実効放出継続時間 (h)	希ガス	約 0.15	約 19	約 0.58
	希ガス以外	約 0.14	約 17	約 0.59

注記\* : ガンマ線エネルギー0.5MeV換算値

ベント実施に伴う操作時の作業員の被ばく評価で考慮している線源の選定について

ベント実施に伴う操作時の作業員の被ばく評価では、以下の被ばく経路\*1を考慮している。

- ・原子炉建屋内の放射性物質からのガンマ線による被ばく\*2
- ・放射性雲中の放射性物質からのガンマ線による被ばく
- ・原子炉建屋内に浮遊する放射性物質を吸入摂取することによる被ばく
- ・格納容器圧力逃がし装置の配管内の放射性物質からのガンマ線による被ばく

注記\*1：「地表面に沈着した放射性物質からのガンマ線による被ばく」は、原子炉建屋外壁が十分厚いことから影響は軽微であるとし、評価の対象外としている。

\*2：原子炉建屋内の作業エリアに浮遊する放射性物質による外部被ばくを含む。

上記の被ばく経路以外にアクセスルート等には、表1に示すとおり、線源となりうる非常用ガス処理系フィルタがあるが、「設備とアクセスルートが十分に離れていること」、「設備とアクセスルートとの間の壁に十分な遮蔽効果があること」及び「移動時間を考慮すると設備からの影響は短時間であること」から、被ばくへの影響が小さいと考え、評価上考慮していない。なお、アクセスルート上において、その他に特筆すべき線源はないことを確認している。

設備とアクセスルートの関係を図1から図5に示す。

表1 線源となる設備とアクセスルート等への影響

設備	考慮しない理由	離隔距離 及び遮蔽厚	設置位置
非常用ガス 処理系フィ ルタ	原子炉建屋3階管理区域内の設備であり、非管理区域内であるアクセスルートとは十分離れており、設備とアクセスルートの間には原子炉建屋の壁、床があり十分な遮蔽効果に期待できることから被ばくへの影響は小さいと考えられるため。	離隔距離：10m以上 遮蔽厚：50cm以上	図5

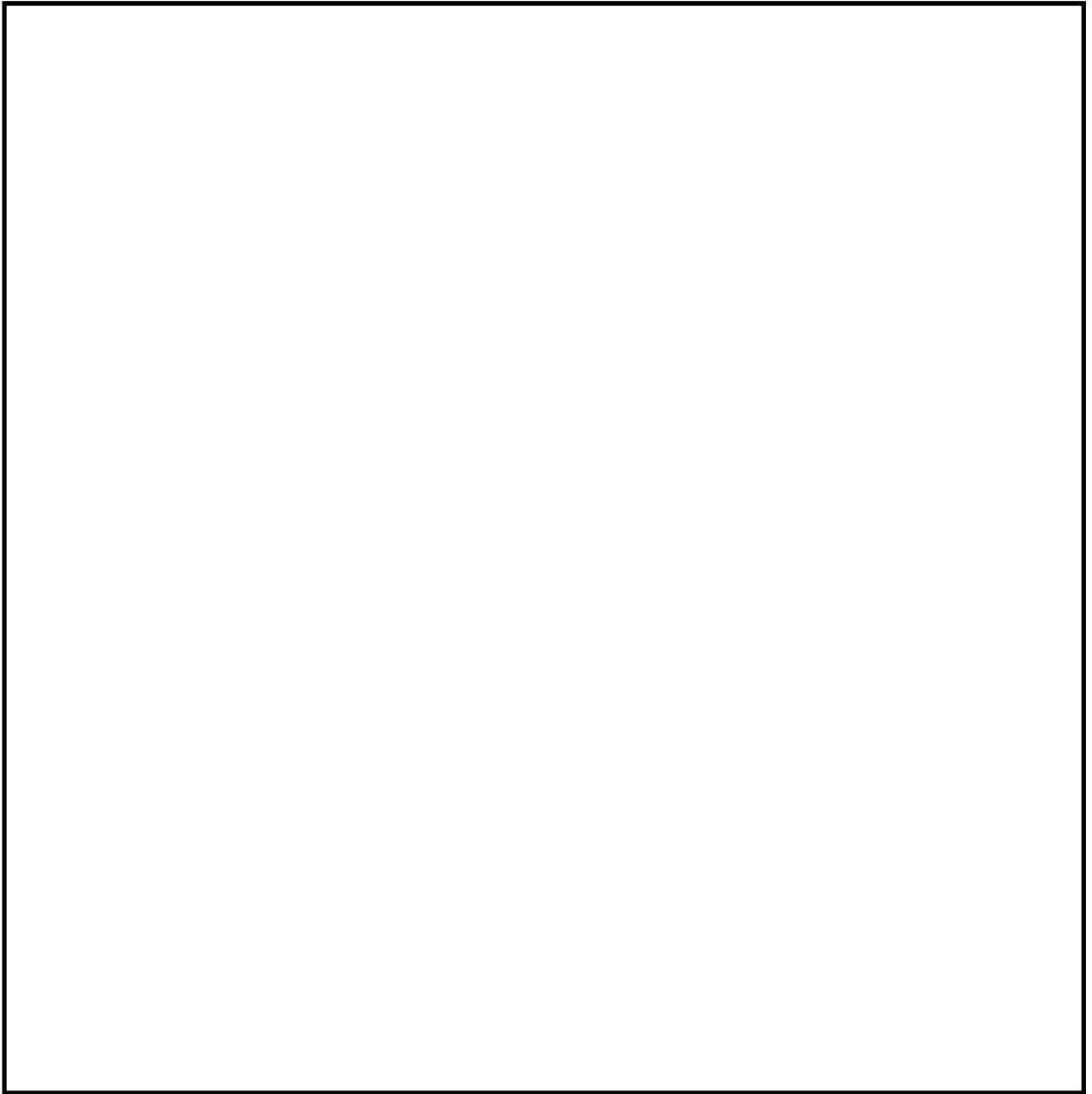


図1 コントロール建屋及びサービス建屋のアクセスルート (2階)

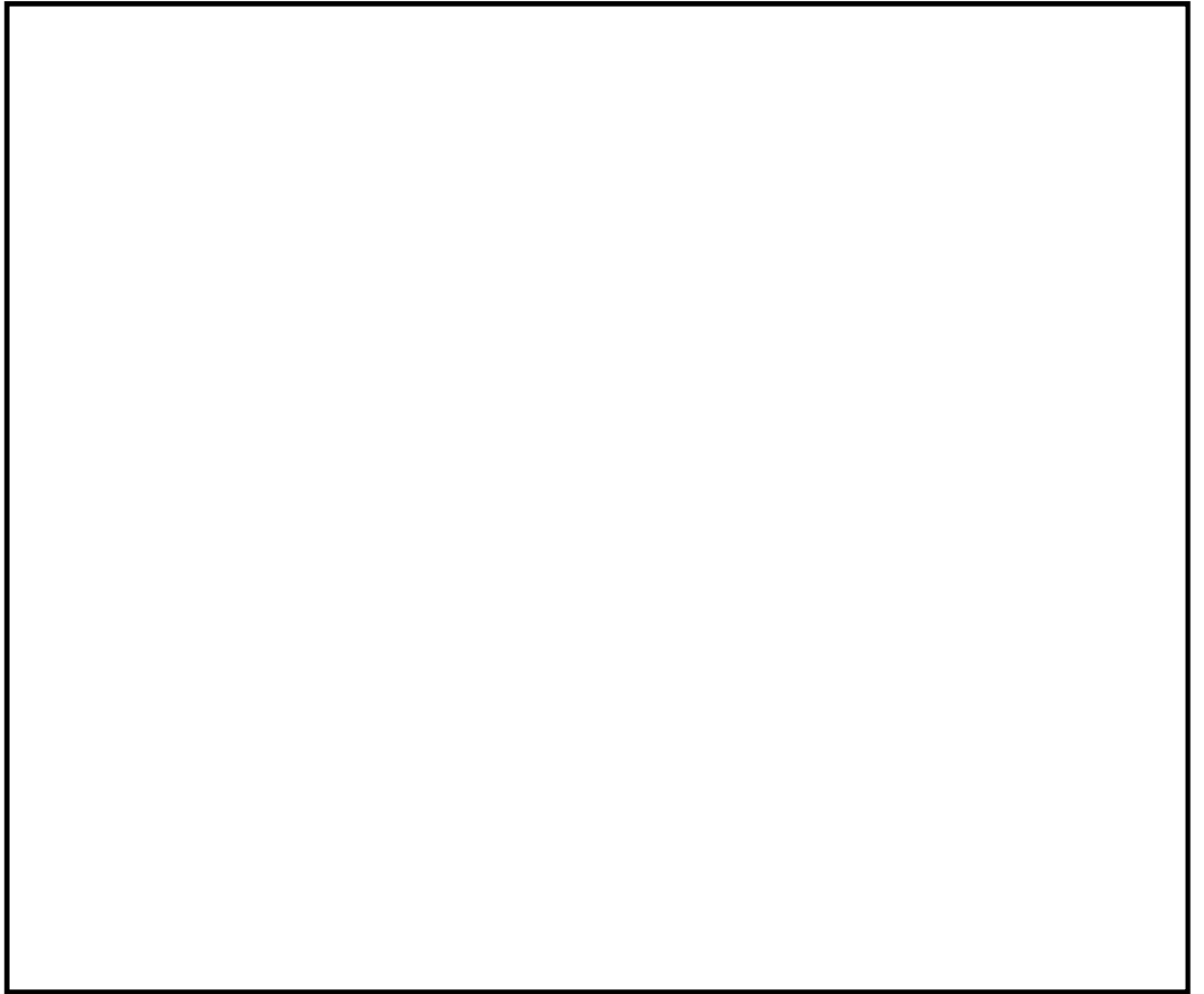


図2 コントロール建屋及びサービス建屋のアクセスルート（地下1階）

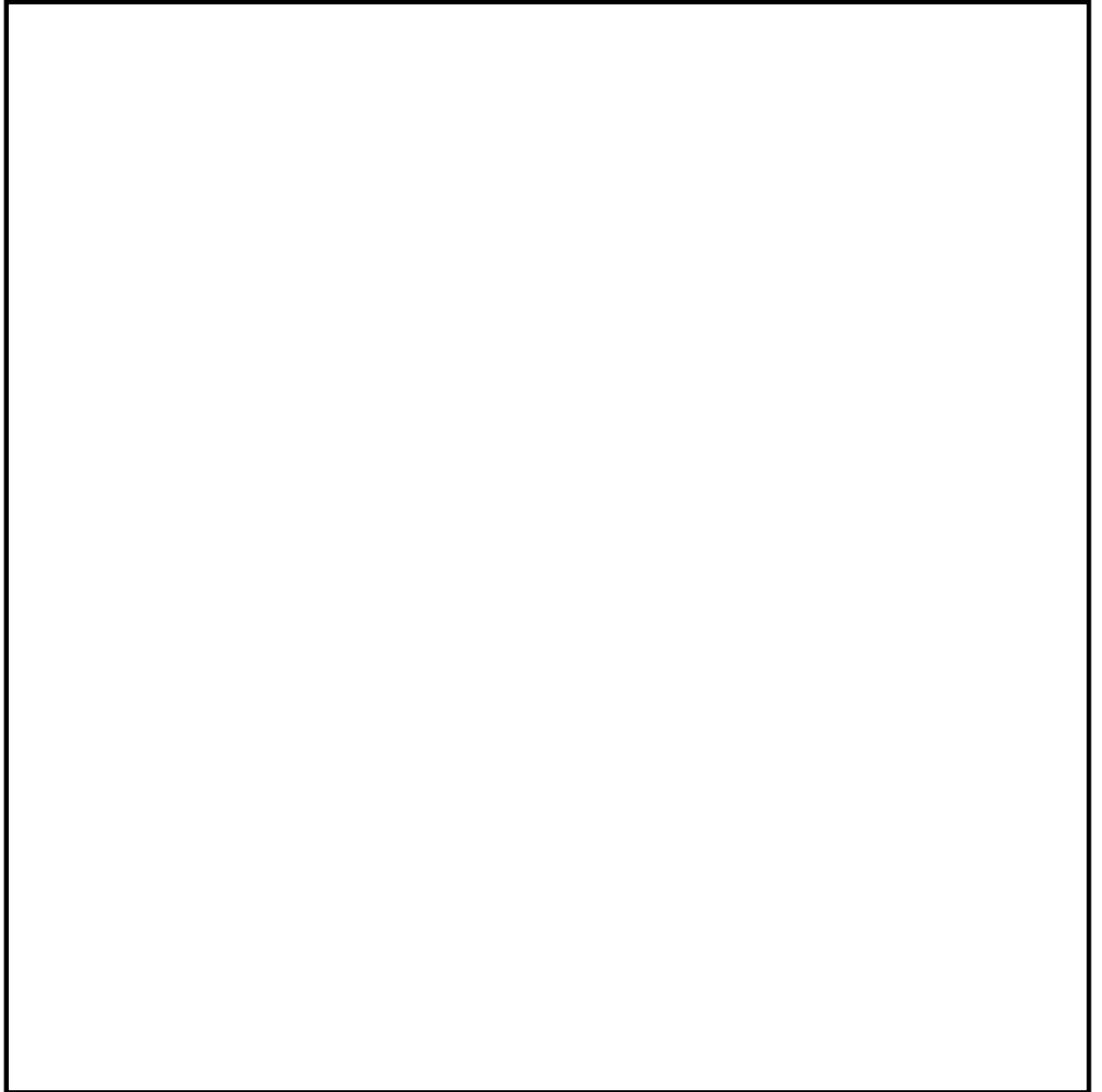


図 3 原子炉建屋の操作場所及びアクセスルート（地下 1 階）



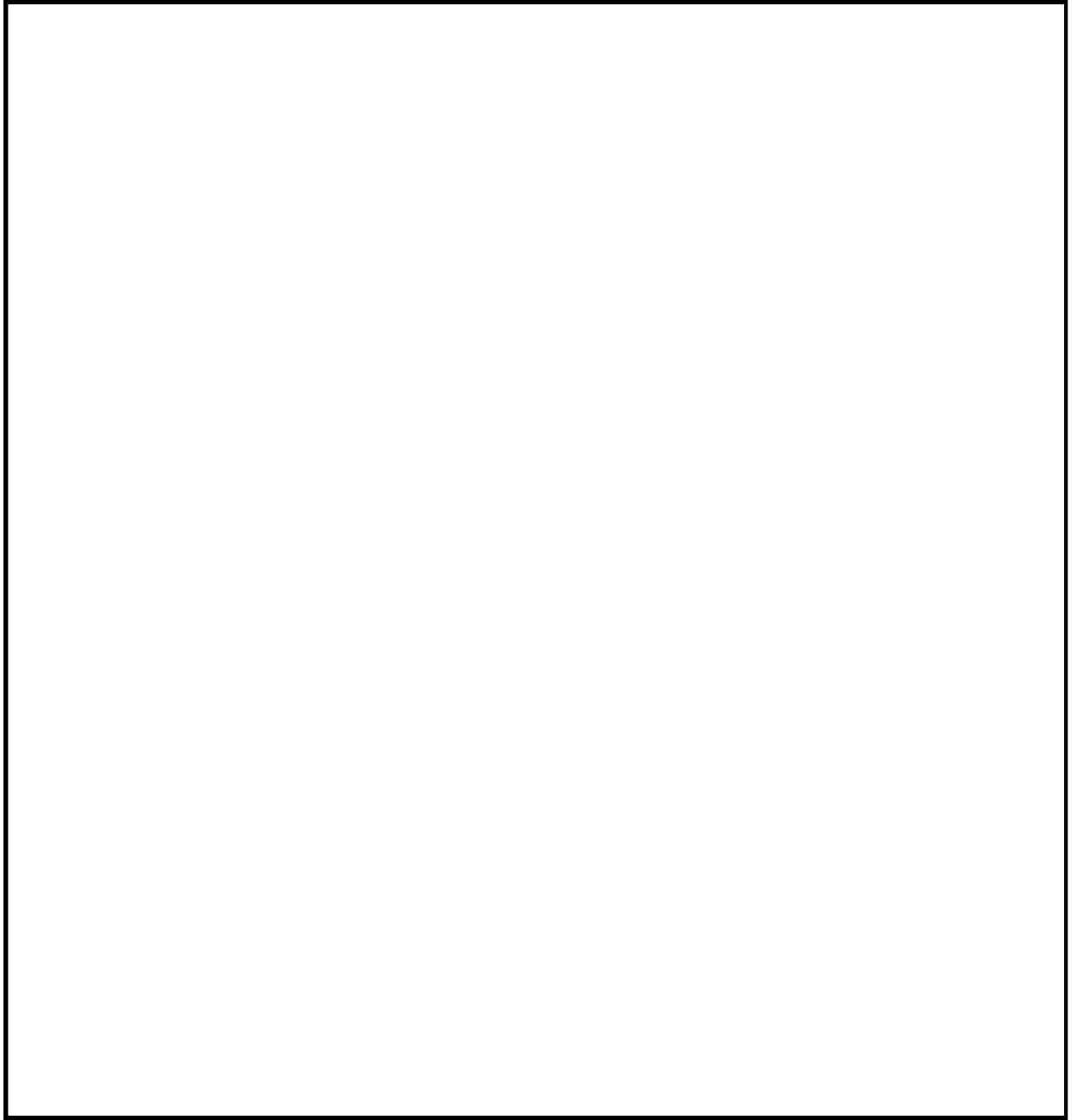


図4 原子炉建屋の操作場所及びアクセスルート（2階）

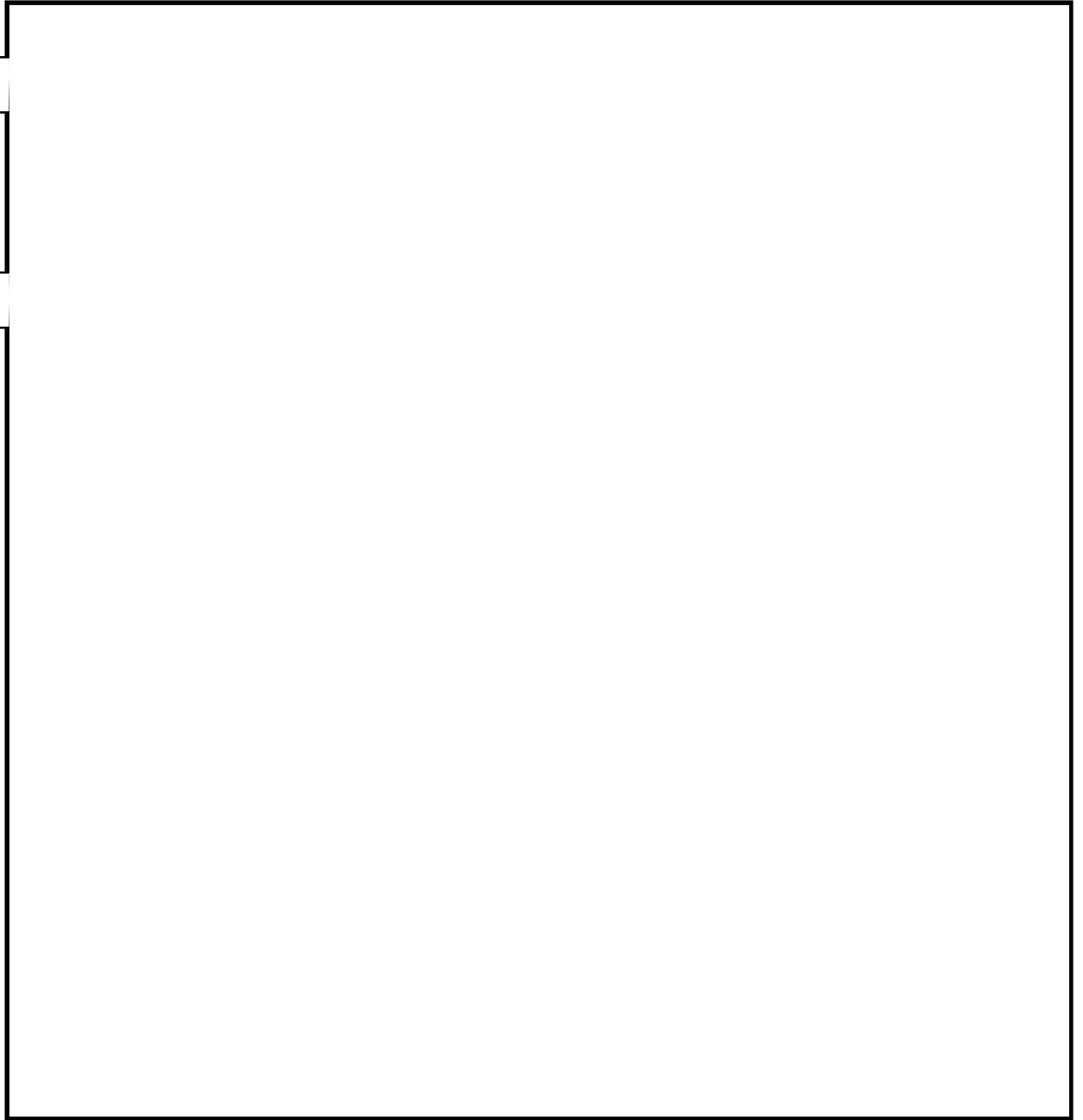


図 5 原子炉建屋の操作場所及びアクセスルート（中 3 階）

### 気象資料の代表性について

柏崎刈羽原子力発電所敷地内において観測した 1985 年 10 月から 1986 年 9 月までの 1 年間の気象データを用いて評価を行うに当たり、当該 1 年間の気象データが長期間の気象状態を代表しているかどうかの検討を F 分布検定により実施した。

以下に検定方法及び検討結果を示す。

#### (1) 検定方法

##### a. 検定に用いた観測データ

気象資料の代表性を確認するに当たっては、通常は被ばく評価上重要な排気筒高風を用いて検定するものの、被ばく評価では保守的に地上風を使用することもあることから、排気筒高さ付近を代表する標高 85m の観測データに加え、参考として標高 20m の観測データを用いて検定を行った。

なお、検定には、申請時の最新気象データ（2004 年 4 月～2013 年 3 月）及び最新気象データ（2008 年 4 月～2018 年 3 月）を用いた。

##### b. データ統計期間

検定年：1985 年 10 月～1986 年 9 月

統計年：① 2004 年 4 月～2013 年 3 月（申請時の最新気象データ）

② 2008 年 4 月～2018 年 3 月（最新気象データ）

##### c. 検定方法

不良標本の棄却検定に関する F 分布検定の手順に従って検定を行った。

#### (2) 検定結果

検定結果は表 1 に示すとおり、排気筒高さ付近を代表する標高 85m の観測データについては、有意水準 5% で棄却されたのは、統計年①及び統計年②において、それぞれ 3 項目であった。また、統計年①で棄却された 2 風向（E, SSE）及び統計年②で棄却された 3 風向（E, ESE, SSE）は、いずれも海側に向かう風であり、統計年①で棄却された風速（5.5～6.4m/s）は、棄却限界をわずかに超えた程度である。

以上のことから、評価に使用している気象データは、長期間の気象状態を代表しているものと判断した。

なお、標高 20m の観測データについては、有意水準 5% で棄却されたのは、統計年①では 10 項目、統計年②では 8 項目であったものの、排気筒高さ付近を代表する標高 85m の観測データにより代表性は確認できていることから、当該データの使用には特段の問題はないものと判断した。

棄却検定表を表 2 から表 9 に示す。

表 1 検定結果

統計年	棄却数	
	標高 85m	標高 20m
統計年① 2004 年 4 月～2013 年 3 月	3 個 (風向 2 個, 風速 1 個)	10 個 (風向 5 個, 風速 5 個)
統計年② 2008 年 4 月～2018 年 3 月	3 個 (風向 3 個)	8 個 (風向 1 個, 風速 7 個)

表2 棄却検定表（風向）

検定年：敷地内C点（標高85m，地上高51m）1985年10月～1986年9月

統計年①：敷地内A点（標高85m，地上高75m）2004年4月～2013年3月

(%)

風向 \ 統計年	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	平均値	検定年 1985	棄却限界		判定 ○採択 ×棄却
												上限	下限	
N	5.69	5.93	6.42	6.24	6.96	7.84	4.80	5.14	6.46	6.16	5.73	8.40	3.93	○
NNE	2.37	2.67	2.64	2.52	2.71	2.71	1.81	2.64	2.59	2.52	2.05	3.21	1.82	○
NE	3.72	3.22	2.93	2.63	2.78	3.67	2.67	2.58	1.80	2.89	1.91	4.33	1.44	○
ENE	4.01	3.08	3.35	3.21	3.41	3.89	2.26	3.21	2.67	3.23	2.80	4.55	1.91	○
E	5.00	4.09	4.96	4.36	4.91	4.24	4.05	4.77	3.46	4.43	5.73	5.70	3.15	×
ESE	9.57	7.00	8.17	7.24	7.57	6.22	5.91	6.72	6.61	7.22	9.16	9.93	4.52	○
SE	12.55	11.46	15.22	14.10	16.82	14.55	14.59	16.25	16.02	14.62	15.18	18.86	10.38	○
SSE	9.61	10.11	11.19	11.20	10.09	12.53	13.86	12.30	11.71	11.40	7.24	14.71	8.08	×
S	3.94	5.28	4.47	4.64	3.53	4.94	5.03	4.38	4.19	4.49	4.26	5.84	3.14	○
SSW	2.77	3.13	2.26	2.75	2.23	2.74	2.40	2.33	2.10	2.52	2.09	3.34	1.70	○
SW	6.53	5.31	2.40	3.02	2.64	2.71	3.47	2.66	2.59	3.48	3.00	7.00	0.00	○
WSW	7.34	6.87	5.49	6.14	4.57	4.82	5.57	5.09	4.89	5.64	6.90	7.98	3.31	○
W	6.83	6.61	7.40	7.14	7.03	6.69	7.91	6.47	6.30	6.93	6.96	8.15	5.71	○
WNW	7.98	7.58	9.82	9.34	9.38	7.14	8.94	7.54	9.23	8.55	9.82	10.95	6.15	○
NW	7.25	11.76	8.16	9.98	10.21	8.06	10.81	11.02	12.59	9.98	10.97	14.38	5.58	○
NNW	4.37	5.38	4.54	4.59	4.37	4.94	5.46	6.03	5.81	5.05	5.30	6.60	3.51	○
CALM	0.47	0.53	0.58	0.89	0.80	2.31	0.47	0.86	1.00	0.88	0.91	2.26	0.00	○

表3 棄却検定表（風速）

検定年：敷地内C点（標高85m，地上高51m）1985年10月～1986年9月

統計年①：敷地内A点（標高85m，地上高75m）2004年4月～2013年3月

(%)

統計年 風速(m/s)	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	平均値	検定年 1985	棄却限界		判定 ○採択 ×棄却
												上限	下限	
0.0～0.4	0.47	0.53	0.58	0.89	0.80	2.31	0.47	0.86	1.00	0.88	0.91	2.26	0.00	○
0.5～1.4	4.75	5.71	6.03	7.32	7.90	6.85	7.07	6.46	7.24	6.59	6.92	8.94	4.24	○
1.5～2.4	11.41	11.40	12.47	13.01	12.69	12.88	12.03	12.79	12.87	12.40	11.37	13.93	10.86	○
2.5～3.4	13.48	14.54	16.18	15.98	15.91	15.58	14.65	14.25	13.59	14.91	15.33	17.43	12.38	○
3.5～4.4	13.37	13.96	14.49	14.81	13.94	13.26	14.43	14.30	12.81	13.93	14.83	15.53	12.33	○
4.5～5.4	13.08	11.42	13.71	12.68	11.37	11.06	12.54	12.17	10.20	12.03	11.51	14.71	9.35	○
5.5～6.4	9.70	9.33	9.65	9.03	9.22	9.13	8.88	9.14	8.85	9.22	8.38	9.95	8.48	×
6.5～7.4	6.83	6.47	5.78	5.13	6.33	7.48	6.02	6.47	6.48	6.33	6.12	7.93	4.73	○
7.5～8.4	3.93	4.15	3.58	3.49	4.32	4.47	4.07	4.43	4.40	4.09	4.41	4.98	3.21	○
8.5～9.4	2.88	2.99	2.67	2.53	2.62	3.73	2.25	2.94	3.35	2.88	3.16	3.97	1.80	○
9.5以上	20.11	19.50	14.87	15.12	14.90	13.26	17.59	16.18	19.20	16.75	17.07	22.68	10.81	○

表4 棄却検定表（風向）

検定年：敷地内A点（標高20m，地上高10m）1985年10月～1986年9月

統計年①：敷地内A点（標高20m，地上高10m）2004年4月～2013年3月

(%)

風向 \ 統計年	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	平均値	検定年 1985	棄却限界		判定 ○採択 ×棄却
										上限		下限		
N	6.69	6.51	7.04	7.31	7.68	7.57	4.58	6.12	6.88	6.71	7.29	9.00	4.42	○
NNE	1.16	1.25	1.61	1.52	1.46	2.26	1.08	1.82	1.37	1.50	1.83	2.39	0.62	○
NE	2.05	2.04	2.54	2.44	2.71	2.92	2.23	2.69	1.85	2.38	1.76	3.27	1.50	○
ENE	2.23	1.98	2.39	1.87	2.22	2.69	2.21	2.87	2.03	2.28	3.37	3.07	1.48	×
E	7.67	7.29	8.01	7.76	9.52	10.10	9.25	9.08	9.49	8.68	5.30	11.13	6.24	×
ESE	11.24	9.56	9.53	8.74	8.87	8.91	9.27	9.60	10.55	9.59	12.40	11.60	7.58	×
SE	16.89	17.03	19.17	18.62	16.29	14.20	16.10	13.36	12.51	16.02	14.47	21.54	10.49	○
SSE	2.90	2.67	2.73	2.69	2.52	1.89	2.46	2.57	1.89	2.48	5.59	3.35	1.61	×
S	2.80	2.94	3.00	2.92	2.33	2.22	2.56	2.82	2.54	2.68	2.56	3.37	2.00	○
SSW	1.25	1.43	1.12	1.48	1.12	1.12	1.54	1.66	1.21	1.33	1.85	1.82	0.83	×
SW	2.56	3.19	2.76	3.57	2.81	2.86	3.23	3.19	2.97	3.02	2.93	3.76	2.27	○
WSW	7.22	6.41	5.70	5.69	5.24	5.80	5.88	5.30	5.25	5.83	6.56	7.39	4.28	○
W	8.17	9.30	10.30	9.31	9.11	8.53	10.63	7.79	8.87	9.11	8.66	11.35	6.87	○
WNW	8.14	9.96	7.98	7.75	8.04	7.21	8.33	7.40	9.02	8.20	9.11	10.25	6.15	○
NW	8.73	9.09	6.53	8.78	8.31	7.85	8.26	9.57	10.52	8.63	8.56	11.34	5.92	○
NNW	3.74	3.60	2.70	2.37	2.60	3.72	4.27	3.76	3.60	3.38	4.31	4.95	1.80	○
CALM	6.55	5.75	6.88	7.16	9.17	10.14	8.11	10.41	9.43	8.18	3.45	12.27	4.09	×

表5 棄却検定表（風速）

検定年：敷地内A点（標高20m，地上高10m）1985年10月～1986年9月

統計年①：敷地内A点（標高20m，地上高10m）2004年4月～2013年3月

(%)

統計年 風速(m/s)	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	平均値	検定年 1985	棄却限界		判定 ○採択 ×棄却
												上限	下限	
0.0～0.4	6.55	5.75	6.88	7.16	9.17	10.14	8.11	10.41	9.43	8.18	3.45	12.27	4.09	×
0.5～1.4	44.91	45.66	49.32	47.96	47.40	47.44	48.83	49.05	46.74	47.48	28.26	51.17	43.80	×
1.5～2.4	16.53	15.25	16.39	15.74	16.31	15.49	15.64	13.87	14.91	15.57	30.49	17.60	13.53	×
2.5～3.4	7.82	8.12	7.90	8.26	8.39	8.26	7.15	8.02	7.74	7.96	10.11	8.87	7.05	×
3.5～4.4	4.93	6.14	4.78	4.98	4.44	5.04	4.55	5.68	5.27	5.09	6.12	6.41	3.77	○
4.5～5.4	4.74	4.30	3.34	3.96	3.60	3.55	3.80	4.39	4.43	4.01	4.34	5.17	2.86	○
5.5～6.4	3.65	3.58	2.93	3.55	2.77	2.77	3.57	3.31	3.27	3.27	4.00	4.14	2.40	○
6.5～7.4	3.67	3.67	2.75	3.29	2.27	1.99	2.90	2.54	2.86	2.88	3.16	4.30	1.47	○
7.5～8.4	3.06	3.08	1.95	2.40	2.13	1.89	2.45	1.51	2.30	2.31	3.21	3.57	1.04	○
8.5～9.4	1.85	1.97	1.17	1.39	1.75	1.43	1.52	0.66	1.36	1.46	2.39	2.41	0.50	○
9.5以上	2.28	2.47	2.59	1.32	1.75	2.00	1.48	0.56	1.69	1.79	4.47	3.34	0.25	×



表6 棄却検定表（風向）

検定年：敷地内C点（標高85m，地上高51m）1985年10月～1986年9月

統計年②：敷地内A点（標高85m，地上高75m）2008年4月～2018年3月

(%)

風向	統計年											検定年 1985	棄却限界		判定 ○採択 ×棄却
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	平均値		上限	下限	
N	6.96	7.84	4.80	5.14	6.46	5.20	5.59	5.54	6.40	4.93	5.89	5.73	8.24	3.53	○
NNE	2.71	2.71	1.81	2.64	2.59	2.76	3.06	3.68	5.13	2.76	2.98	2.05	5.08	0.89	○
NE	2.78	3.67	2.67	2.58	1.80	2.11	1.84	2.79	2.91	1.97	2.51	1.91	3.90	1.12	○
ENE	3.41	3.89	2.26	3.21	2.67	2.06	2.16	3.16	2.55	2.80	2.82	2.80	4.23	1.41	○
E	4.91	4.24	4.05	4.77	3.46	2.98	3.46	4.84	4.05	4.15	4.09	5.73	5.62	2.56	×
ESE	7.57	6.22	5.91	6.72	6.61	5.27	6.25	7.41	5.66	7.02	6.47	9.16	8.23	4.70	×
SE	16.82	14.55	14.59	16.25	16.02	15.85	15.55	16.07	15.46	15.44	15.66	15.18	17.34	13.98	○
SSE	10.09	12.53	13.86	12.30	11.71	12.09	11.92	11.72	10.96	10.93	11.81	7.24	14.25	9.37	×
S	3.53	4.94	5.03	4.38	4.19	4.41	4.26	3.72	4.19	4.26	4.29	4.26	5.39	3.20	○
SSW	2.23	2.74	2.40	2.33	2.10	2.49	2.53	2.12	2.04	2.41	2.34	2.09	2.86	1.82	○
SW	2.64	2.71	3.47	2.66	2.59	2.93	3.02	2.70	2.64	2.82	2.82	3.00	3.46	2.18	○
WSW	4.57	4.82	5.57	5.09	4.89	6.09	5.74	5.97	4.48	6.60	5.38	6.90	7.08	3.68	○
W	7.03	6.69	7.91	6.47	6.30	7.28	7.26	7.12	6.09	8.40	7.05	6.96	8.75	5.36	○
WNW	9.38	7.14	8.94	7.54	9.23	9.95	9.86	6.98	7.82	9.26	8.61	9.82	11.29	5.93	○
NW	10.21	8.06	10.81	11.02	12.59	12.26	11.04	9.49	11.58	9.82	10.69	10.97	13.90	7.48	○
NNW	4.37	4.94	5.46	6.03	5.81	4.97	5.21	5.57	7.04	4.91	5.43	5.30	7.20	3.66	○
CALM	0.80	2.31	0.47	0.86	1.00	1.28	1.23	1.12	1.01	1.54	1.16	0.91	2.34	0.00	○

表7 棄却検定表（風速）

検定年：敷地内C点（標高85m，地上高51m）1985年10月～1986年9月

統計年②：敷地内A点（標高85m，地上高75m）2008年4月～2018年3月

(%)

統計年 風速(m/s)	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	平均値	検定年 1985	棄却限界		判定 ○採択 ×棄却
													上限	下限	
0.0～0.4	0.80	2.31	0.47	0.86	1.00	1.28	1.23	1.12	1.01	1.54	1.16	0.91	2.34	0.00	○
0.5～1.4	7.90	6.85	7.07	6.46	7.24	7.45	7.79	8.67	7.85	7.73	7.50	6.92	8.99	6.01	○
1.5～2.4	12.69	12.88	12.03	12.79	12.87	11.60	13.84	14.02	13.19	12.41	12.83	11.37	14.59	11.08	○
2.5～3.4	15.91	15.58	14.65	14.25	13.59	13.95	15.14	17.33	15.60	15.73	15.17	15.33	17.79	12.56	○
3.5～4.4	13.94	13.26	14.43	14.30	12.81	14.20	13.47	14.61	13.06	14.32	13.84	14.83	15.35	12.33	○
4.5～5.4	11.37	11.06	12.54	12.17	10.20	10.82	10.51	11.10	11.06	11.24	11.21	11.51	12.87	9.54	○
5.5～6.4	9.22	9.13	8.88	9.14	8.85	8.74	7.77	8.03	8.66	8.17	8.66	8.38	9.86	7.46	○
6.5～7.4	6.33	7.48	6.02	6.47	6.48	6.46	5.85	4.98	5.67	6.16	6.19	6.12	7.73	4.65	○
7.5～8.4	4.32	4.47	4.07	4.43	4.40	3.62	3.86	3.44	3.96	3.77	4.03	4.41	4.90	3.17	○
8.5～9.4	2.62	3.73	2.25	2.94	3.35	2.93	2.30	2.49	2.79	2.49	2.79	3.16	3.90	1.67	○
9.5以上	14.90	13.26	17.59	16.18	19.20	18.93	18.25	14.22	17.16	16.45	16.61	17.07	21.37	11.86	○

表8 棄却検定表（風向）

検定年：敷地内A点（標高20m，地上高10m）1985年10月～1986年9月

統計年②：敷地内A点（標高20m，地上高10m）2008年4月～2018年3月

(%)

風向	統計年											検定年 1985	棄却限界		判定 ○採択 ×棄却
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	平均値		上限	下限	
N	7.68	7.57	4.58	6.12	6.88	5.16	6.09	5.58	6.51	5.55	6.17	7.29	8.56	3.78	○
NNE	1.46	2.26	1.08	1.82	1.37	1.42	1.67	3.76	4.06	2.48	2.14	1.83	4.57	0.00	○
NE	2.71	2.92	2.23	2.69	1.85	1.42	1.18	2.18	2.05	1.60	2.08	1.76	3.46	0.70	○
ENE	2.22	2.69	2.21	2.87	2.03	2.46	2.38	2.65	2.13	2.18	2.38	3.37	3.04	1.72	×
E	9.52	10.10	9.25	9.08	9.49	8.31	6.80	5.80	5.19	4.95	7.85	5.30	12.53	3.17	○
ESE	8.87	8.91	9.27	9.60	10.55	12.77	12.57	10.15	9.91	9.76	10.24	12.40	13.53	6.95	○
SE	16.29	14.20	16.10	13.36	12.51	10.78	12.56	15.84	16.36	18.73	14.67	14.47	20.35	8.99	○
SSE	2.52	1.89	2.46	2.57	1.89	2.83	2.72	4.17	4.81	5.31	3.12	5.59	5.98	0.25	○
S	2.33	2.22	2.56	2.82	2.54	1.94	1.88	1.91	2.30	2.17	2.27	2.56	3.00	1.53	○
SSW	1.12	1.12	1.54	1.66	1.21	1.39	1.08	1.36	1.54	1.67	1.37	1.85	1.91	0.83	○
SW	2.81	2.86	3.23	3.19	2.97	2.22	2.59	1.62	1.86	2.08	2.54	2.93	3.88	1.20	○
WSW	5.24	5.80	5.88	5.30	5.25	7.69	6.38	6.44	4.75	6.62	5.94	6.56	7.99	3.88	○
W	9.11	8.53	10.63	7.79	8.87	8.64	7.93	7.88	8.06	9.36	8.68	8.66	10.76	6.60	○
WNW	8.04	7.21	8.33	7.40	9.02	10.16	9.29	6.56	8.57	7.76	8.23	9.11	10.78	5.69	○
NW	8.31	7.85	8.26	9.57	10.52	8.98	9.39	8.44	10.40	9.07	9.08	8.56	11.22	6.94	○
NNW	2.60	3.72	4.27	3.76	3.60	4.72	4.53	3.96	4.85	3.77	3.98	4.31	5.54	2.42	○
CALM	9.17	10.14	8.11	10.41	9.43	9.10	10.96	11.71	6.67	6.94	9.26	3.45	13.18	5.35	×

表9 棄却検定表（風速）

検定年：敷地内A点（標高20m，地上高10m）1985年10月～1986年9月

統計年②：敷地内A点（標高20m，地上高10m）2008年4月～2018年3月

(%)

統計年 風速(m/s)	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	平均値	検定年 1985	棄却限界		判定 ○採択 ×棄却
													上限	下限	
0.0～0.4	9.17	10.14	8.11	10.41	9.43	9.10	10.96	11.71	6.67	6.94	9.26	3.45	13.18	5.35	×
0.5～1.4	47.40	47.44	48.83	49.05	46.74	46.58	47.32	44.92	43.28	39.98	46.15	28.26	52.70	39.61	×
1.5～2.4	16.31	15.49	15.64	13.87	14.91	14.47	13.03	18.22	19.88	23.82	16.56	30.49	24.29	8.84	×
2.5～3.4	8.39	8.26	7.15	8.02	7.74	7.30	6.72	7.81	8.44	8.54	7.84	10.11	9.29	6.38	×
3.5～4.4	4.44	5.04	4.55	5.68	5.27	5.62	4.78	4.72	6.14	4.54	5.08	6.12	6.45	3.70	○
4.5～5.4	3.60	3.55	3.80	4.39	4.43	5.42	4.14	3.32	4.58	3.65	4.09	4.34	5.59	2.58	○
5.5～6.4	2.77	2.77	3.57	3.31	3.27	4.30	3.92	3.16	4.25	2.94	3.43	4.00	4.78	2.07	○
6.5～7.4	2.27	1.99	2.90	2.54	2.86	2.88	3.79	2.18	3.07	2.42	2.69	3.16	3.94	1.44	○
7.5～8.4	2.13	1.89	2.45	1.51	2.30	1.96	2.32	1.61	1.92	2.31	2.04	3.21	2.79	1.29	×
8.5～9.4	1.75	1.43	1.52	0.66	1.36	1.22	1.57	1.21	1.20	1.89	1.38	2.39	2.20	0.57	×
9.5以上	1.75	2.00	1.48	0.56	1.69	1.16	1.45	1.14	0.57	2.96	1.48	4.47	3.15	0.00	×

原子炉建屋内の放射性物質からの直接ガンマ線及びスカイシャインガンマ線  
並びにグランドシャインガンマ線評価モデルについて

原子炉建屋内の放射性物質からの直接ガンマ線及びスカイシャインガンマ線評価は、原子炉建屋の二次遮蔽壁及び補助遮蔽の遮蔽効果を考慮し、評価している。評価モデルを図1及び図2に示す。

また、グランドシャインガンマ線評価は、大気中へ放出され地表面に沈着した放射性物質を線源とし、線源は地表面に均一分布しているものとする。グランドシャインガンマ線による被ばく線量は、単位面積当たりの積算崩壊数( $\text{Bq} \cdot \text{s}/\text{m}^2$ )に、「External Exposure to Radionuclides in Air, Water, and Soil FGR-12 EPA-402-R-93-081. (1993) Table III.3」に記載の、地表面濃度から実効線量率への換算係数を乗じることで評価する。

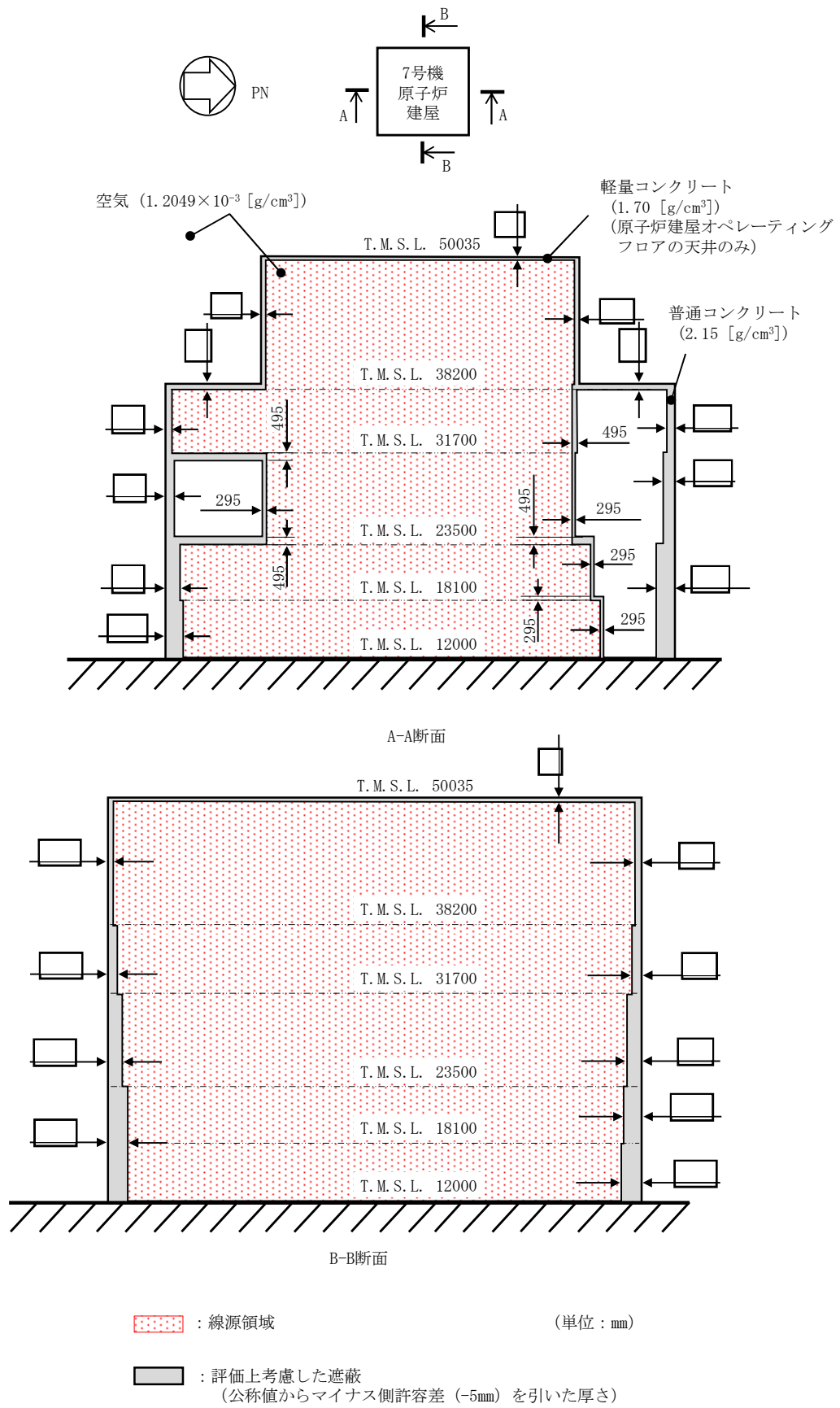
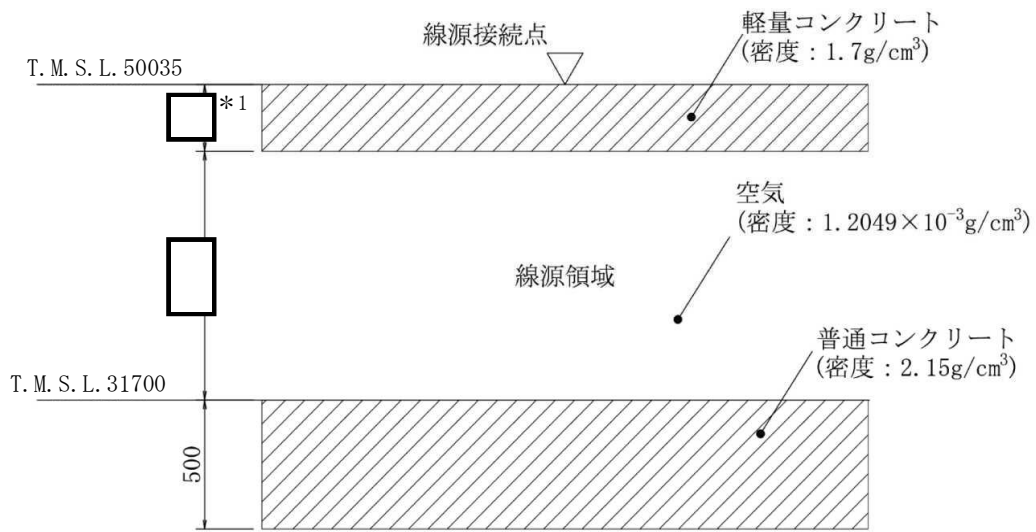
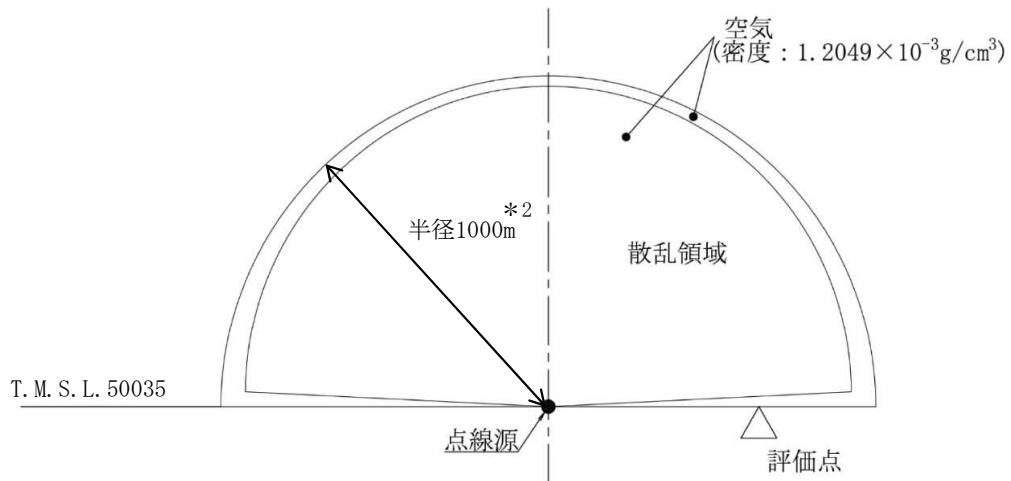


図1 7号機原子炉建屋内の放射性物質からの直接ガンマ線による被ばく評価モデル



線源計算モデル(ANISNコードの計算モデル)



散乱計算モデル(G33-GP2Rコードの計算モデル)

(単位: mm)

注記\*1: 遮蔽として考慮する天井コンクリート厚さ  は公称値からマイナス側許容差 (-5mm) を引いた厚さ

\*2: 散乱領域の半径は、点線源から評価点までの距離を超える長さを設定する。

図2 7号機原子炉建屋内の放射性物質からのスカイシャインガンマ線による被ばく評価モデル

ベント弁開操作時の作業員の被ばく評価における評価条件について

ベント実施に伴うベント操作時の作業員の被ばく評価においては、ウェットウェル（以下「W/W」という。）からのベントを行う場合及びドライウェル（以下「D/W」という。）からのベントを行う場合について評価を行っている。それぞれの評価条件の違いについて以下に示す。

1. 放出量評価における評価条件の違い

放出量評価におけるW/Wベント、D/Wベントの条件の違いは、原子炉格納容器内における除去効果であり、その違いは表1に示すとおりである。

表1 放出量評価条件の違い

項目		評価条件	
		W/W	D/W
サプレッションプールでのスクラビングによる除去効果（無機よう素）		10	考慮しない
格納容器圧力逃がし装置への放出割合	希ガス類	約 $9.2 \times 10^{-1}$	約 $8.1 \times 10^{-1}$
	よう素類	約 $3.3 \times 10^{-2}$	約 $3.7 \times 10^{-2}$
	Cs類	約 $2.6 \times 10^{-6}$	約 $3.9 \times 10^{-3}$
	Te類	約 $5.2 \times 10^{-7}$	約 $7.7 \times 10^{-4}$
	Ba類	約 $2.1 \times 10^{-7}$	約 $3.1 \times 10^{-4}$
	Ru類	約 $2.6 \times 10^{-8}$	約 $3.9 \times 10^{-5}$
	La類	約 $2.1 \times 10^{-9}$	約 $3.1 \times 10^{-6}$
原子炉格納容器から原子炉建屋への漏えい割合	希ガス類	約 $1.4 \times 10^{-2}$	約 $1.5 \times 10^{-2}$
	よう素類	約 $6.6 \times 10^{-4}$	約 $7.1 \times 10^{-4}$
	Cs類	約 $2.8 \times 10^{-5}$	約 $3.1 \times 10^{-5}$
	Te類	約 $5.6 \times 10^{-6}$	約 $6.2 \times 10^{-6}$
	Ba類	約 $2.3 \times 10^{-6}$	約 $2.5 \times 10^{-6}$
	Ru類	約 $2.8 \times 10^{-7}$	約 $3.1 \times 10^{-7}$
	La類	約 $2.3 \times 10^{-8}$	約 $2.5 \times 10^{-8}$
Ce類	約 $5.6 \times 10^{-8}$	約 $6.2 \times 10^{-8}$	



## 2. 被ばく評価条件の違い

W/Wベント、D/Wベント実施に伴う作業のうち、一次隔離弁開操作についてはW/Wベント、D/Wベントでアクセスルート及び作業場所に違いがあるため、被ばく評価における評価点をそれぞれ設定しており、評価条件に違いがある。なお、二次隔離弁開操作、フィルタ装置スクラバ水pH調整、ドレンタンク水抜き等の一次隔離弁開操作以外の作業についてはW/Wベント、D/Wベントでアクセスルート及び作業場所は同じであり評価条件の違いはない。

### (1) 大気拡散条件

大気拡散評価条件については違いはない。

なお、評価に使用した大気拡散係数は、着目方位を全方位（16方位）とし、評価距離を放出点から10m刻みとした大気拡散評価において、最大の評価結果を与えた距離の評価結果である。このため、作業エリア全域に対し、保守的な結果を与えることとなる。

### (2) 格納容器圧力逃がし装置配管からの直接ガンマ線の遮蔽条件

W/Wベント、D/Wベントにおける一次隔離弁開操作時の格納容器圧力逃がし装置配管からの直接ガンマ線の評価点における遮蔽厚さ及び配管からの距離の違いを表2に、一次隔離弁開操作時の評価点やベントライン等の位置を図1から図4に示す。

表2 遮蔽条件の違い

項目			評価条件*		備考
			W/W	D/W	
一次 隔離 弁開 操作	遮蔽厚さ	移動時 及び作業時	コンクリート60cm +コンクリート30cm +追設遮蔽（鉄）10cm	コンクリート60cm +追設遮蔽（鉄）5cm	移動時においても、作業時の評価点を代表として評価。
	配管からの距離	移動時 及び作業時	4.3m	1.7m	

注記\*：二次隔離弁開操作、フィルタ装置スクラバ水pH調整、ドレンタンク水抜き等の一次隔離弁開操作以外の作業についてはW/Wベント、D/Wベントでアクセスルート及び作業場所は同じであり評価条件の違いはない。

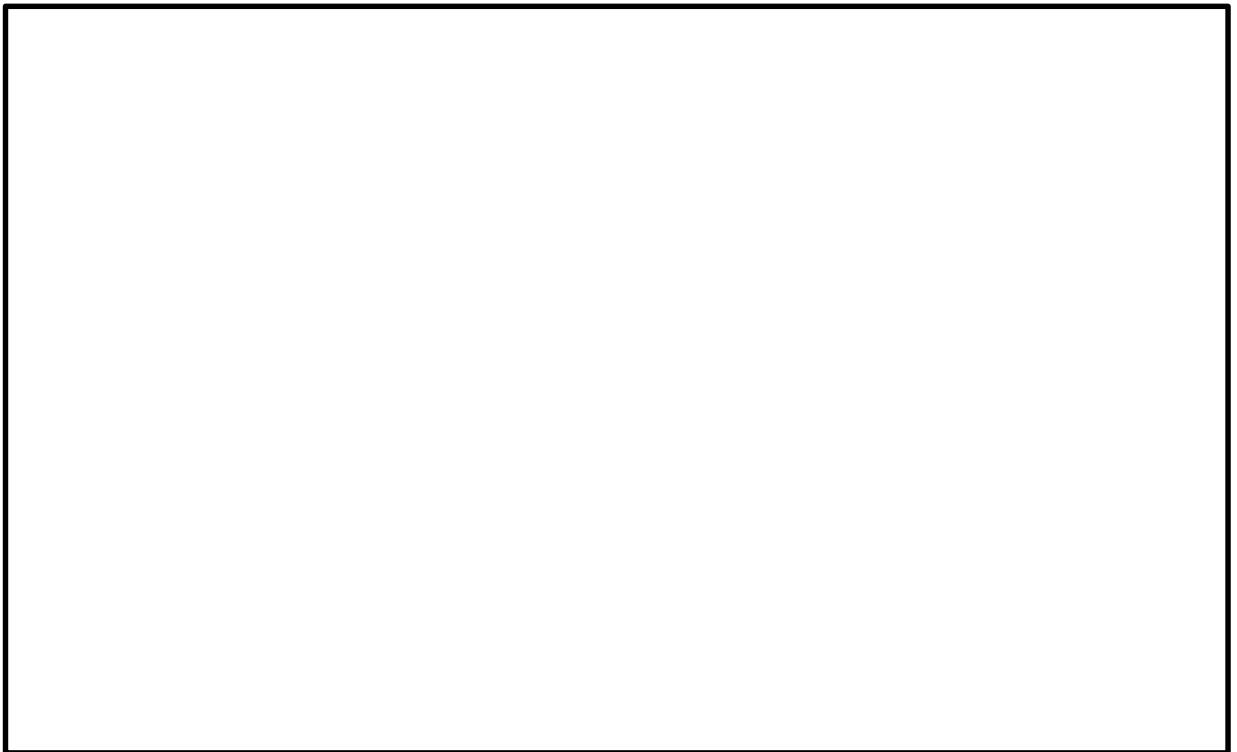


図1 7号機屋内遮蔽壁等（原子炉建屋地下1階）



図2 7号機屋内遮蔽壁等（原子炉建屋地下1階（中間階））

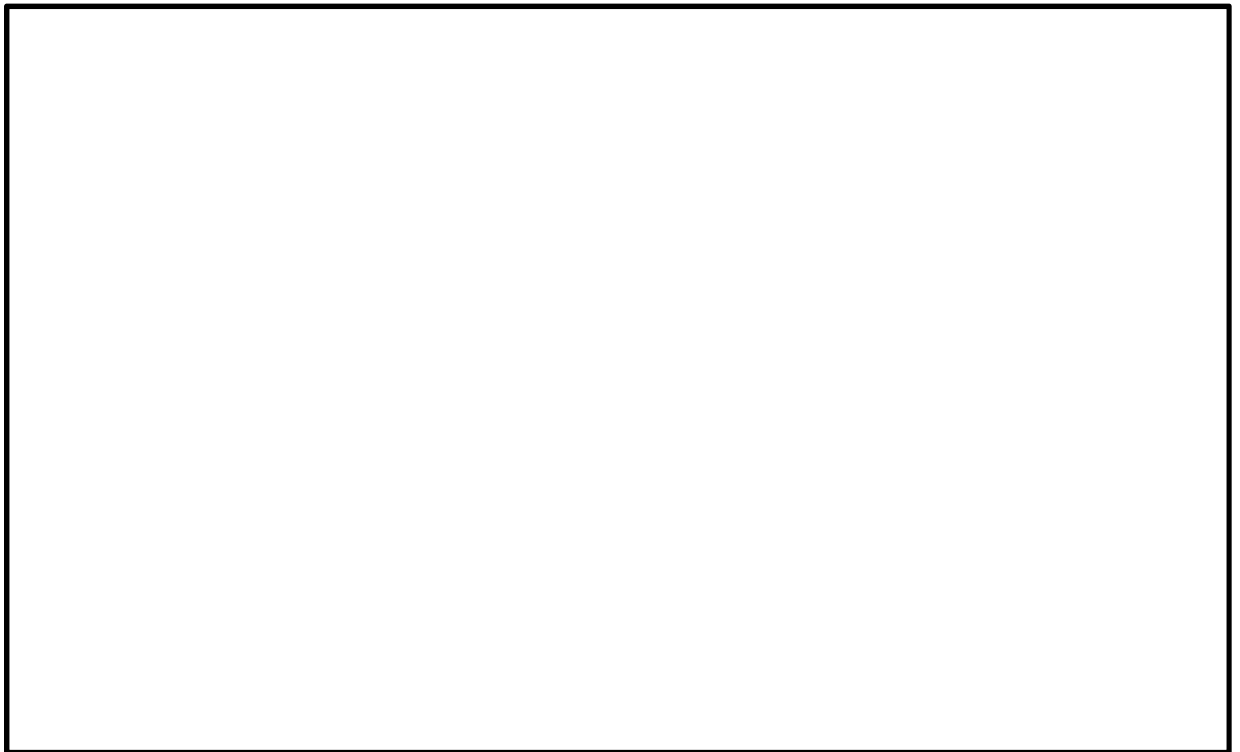


図3 7号機屋内遮蔽壁等（原子炉建屋2階）

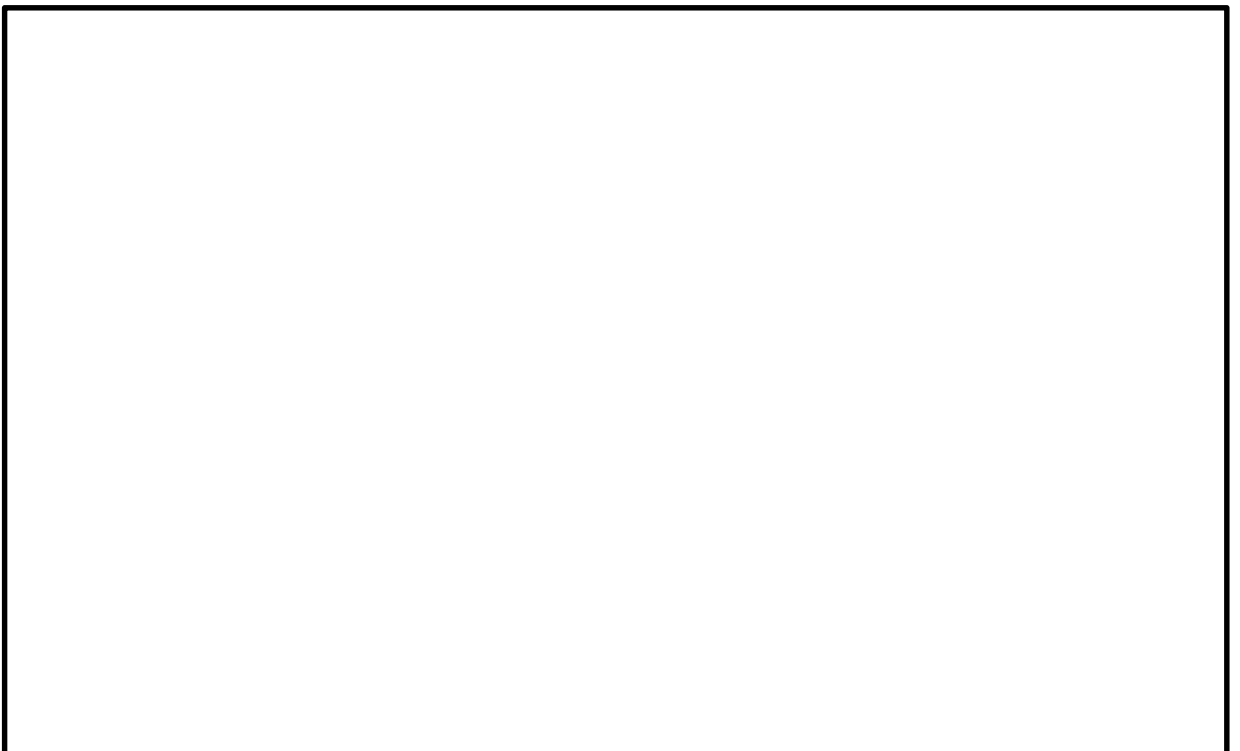


図4 7号機屋内遮蔽壁等（原子炉建屋3階（中間階））

3. 被ばく評価結果の違い

W/Wベント、D/Wベントにおける一次隔離弁開操作時の被ばく評価結果の違いを表3に示す。

表3 被ばく評価結果の違い（単位：mSv）

評価内容	ベント実施前の作業	
	一次隔離弁の 開操作（W/W側）	一次隔離弁の 開操作（D/W側）
	屋内 （二次格納施設外）	屋内 （二次格納施設外）
原子炉建屋内に浮遊する放射性物質からのガンマ線による外部被ばく*1	約 $1.5 \times 10^1$	約 $1.6 \times 10^1$
放射性雲中の放射性物質からのガンマ線による外部被ばく	約 $4.7 \times 10^0$	約 $2.8 \times 10^0$
放射性物質を吸入摂取することによる内部被ばく*2	約 $1.4 \times 10^0$	約 $1.6 \times 10^0$
地表面に沈着した放射性物質からのガンマ線による外部被ばく	—*3	—*3
格納容器圧力逃がし装置配管内の放射性物質からのガンマ線による被ばく	0.1以下	約 $5.5 \times 10^0$
被ばく線量	約 21mSv	約 25mSv

注記\*1：ベント流体が原子炉建屋内に流入することによる影響は考慮しない。

\*2：マスク着用（PF1000）による防護効果を考慮する。

\*3：線源との間に十分な遮蔽があるため、影響は軽微であり、評価の対象外とする。

### 重大事故等時におけるフィルタベント遮蔽壁の遮蔽の熱除去の評価について

フィルタベント遮蔽壁について、重大事故等時の熱除去の評価を行う。熱除去の評価は、遮蔽体中の温度上昇が厳しい箇所を想定し、伝熱理論に基づいた解析手法により評価する。

#### 1. フィルタベント遮蔽壁における入射線量の設定方法

フィルタベント遮蔽壁に入射するガンマ線の線源として、よう素フィルタ、フィルタ装置、金属フィルタ、フィルタ装置入口配管、ドレン配管及び pH 計装配管を想定し、これら線源に含まれる放射性物質からの直接ガンマ線の合計入射線量を、遮蔽体表面の入射線量として設定する。

#### 2. フィルタベント遮蔽壁の温度上昇の計算方法

遮蔽体は主にコンクリートで構成されており、評価上、コンクリートのみとして評価する。

重大事故等時における 7 日間積算の線源機器に含まれる放射性物質からのガンマ線による入射線量は約 63 (kGy/7 日間) となった。評価方法を図 1 に示す。

当該入射線量からフィルタベント遮蔽壁表面の 7 日間積算のガンマ線発熱量を求めると、約  $1.4 \times 10^{-1} \text{kJ/cm}^3$  となる。これによる温度上昇は次式により算出する。

$$\Delta T = Q \cdot 1000 / (c \cdot \rho)$$

$\Delta T$  : 温度上昇(°C)

$Q$  : ガンマ線発熱量(kJ/cm<sup>3</sup>)

$c$  : コンクリートの比熱 (1.05kJ/(kg・°C)) \*

$\rho$  : コンクリートの密度 (2.15g/cm<sup>3</sup>)

注記\* : 「コンクリート標準示方書 構造性能照査」(土木学会, 2007)

#### 3. 温度上昇のまとめ

コンクリート遮蔽体表面でのガンマ線による温度上昇は約 60°C となり、「遮蔽設計基準等に関する現状調査報告 (1977 年, 日本原子力学会)」において示されているガンマ線に対するコンクリート温度制限値 (内部最高温度 177°C/周辺最高温度 149°C) 以下であることを確認した。なお、本温度評価は、保守的にコンクリートの断熱状態を仮定した評価である。

① 「大破断 LOCA+ECCS 注水機能喪失+全交流動力電源喪失」の発生  
シナリオ：事象発生約 38 時間後に格納容器ベント（D/W ベント）を実施する

② 格納容器圧力逃がし装置への放射性物質の流入

評価対象線源：

よう素フィルタ：事故発生 7 日後までに格納容器圧力逃がし装置に流入する有機よう素及び無機よう素の総量が、格納容器ベント直後に取り込まれる想定

スクラバ水：事故発生 7 日後までに格納容器圧力逃がし装置に流入する無機よう素及び粒子状放射性物質の総量が、格納容器ベント直後に取り込まれる想定

金属フィルタ：事故発生 7 日後までに格納容器圧力逃がし装置に流入する無機よう素及び粒子状放射性物質の 10%が、格納容器ベント直後に取り込まれる想定

主配管\*1：事故発生 7 日後までに格納容器圧力逃がし装置に流入する無機よう素及び粒子状放射性物質の 10%が、格納容器ベント直後に配管 100m に付着すると想定

ドレン配管：格納容器ベント直後に放射性物質を含む水を内包すると想定\*2

pH 計装配管：格納容器ベント直後に放射性物質を含む水を内包すると想定\*2

注記\*1：フィルタ装置入口側

\*2：事故発生 7 日後までに格納容器圧力逃がし装置に流入する無機よう素及び粒子状放射性物質の総量を、フィルタ装置水位調整（水抜き）前のスクラバ水の水量（35m<sup>3</sup>と仮定）で除した濃度を想定

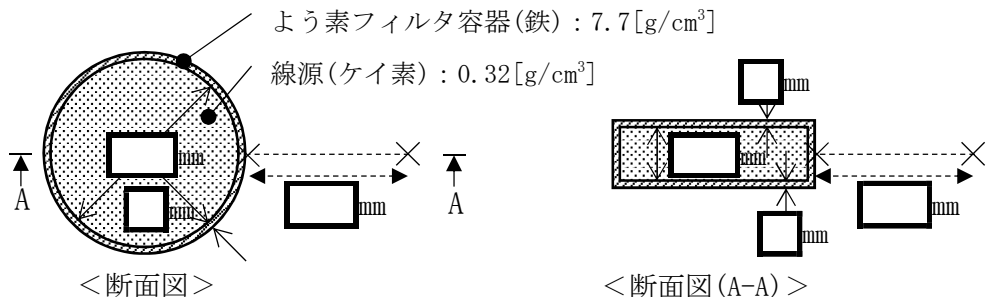
③ 各核種に応じ、ガンマ線エネルギー範囲ごとに線源強度を算出\*1

注記\*1：積算線源強度計算については、各線源の放射性物質によるガンマ線エネルギーをエネルギー範囲によって区分する。

④ フィルタベント建屋内の線量を評価するため、各線源を下図のようにモデル化し、QADコードにて積算線量を算出

<よう素フィルタ>

×：評価点



<スクラバ水>

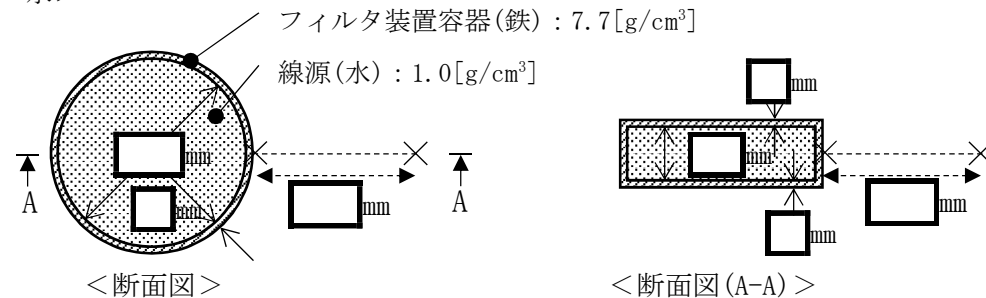
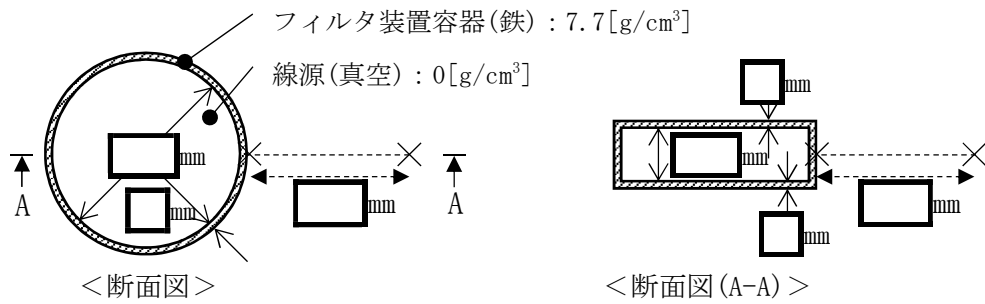


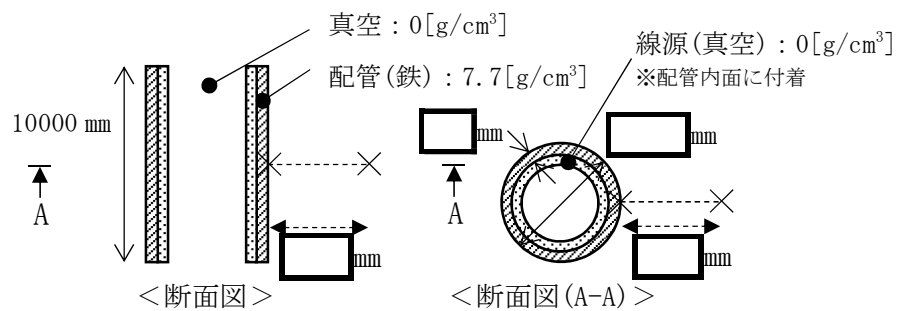
図1 フィルタベント遮蔽壁の遮蔽体表面における入射線量の評価のフロー図（1/3）

④ フィルタベント建屋内の線量を評価するため、各線源を下図のようにモデル化し、QADコードにて積算線量を算出  
 <金属フィルタ>

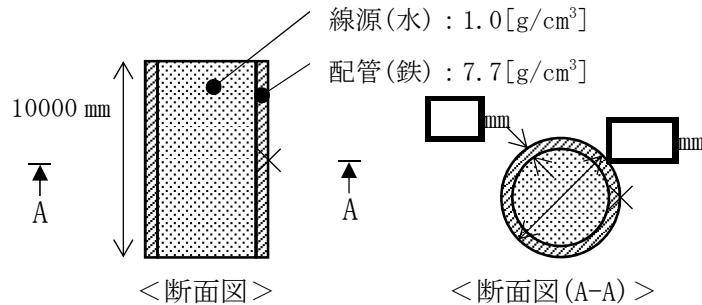
×：評価点



<主管管 (フィルタ装置入口側) >



<ドレン配管>



<pH計装配管>

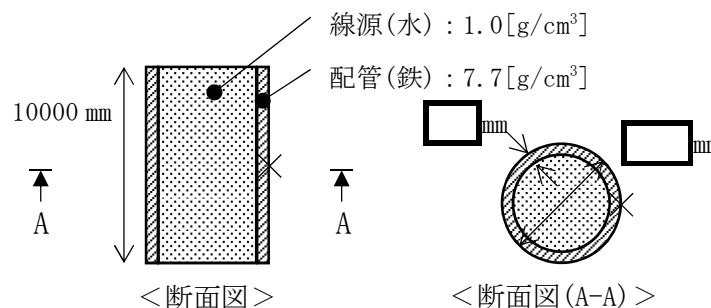


図1 フィルタベント遮蔽壁の遮蔽体表面における入射線量の評価のフロー図 (2/3)

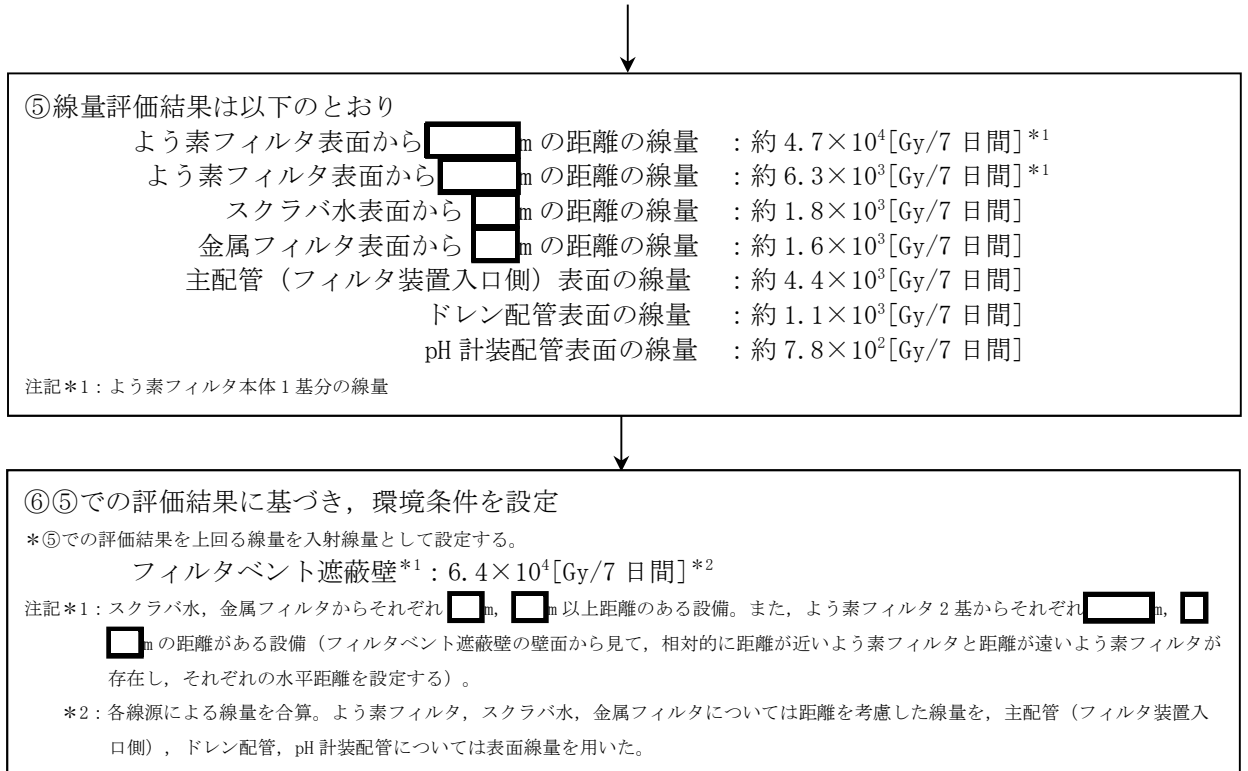


図1 フィルタベント遮蔽壁の遮蔽体表面における入射線量の評価のフロー図 (3/3)



## ベント実施に伴う現場作業の被ばく評価の評価条件の変更点等について

「別紙 6 ベント実施に伴う現場作業の被ばく評価について」で示したベント実施に伴う現場作業の被ばく評価（以下、「CP 評価」という。）について、設置変更許可申請時評価\*1（以下、「EP 時評価」という。）からの評価条件の変更点及び差異を以下 1.～5. に示す。また、CP 評価の被ばく評価結果に対して、1.～5. の変更点等が影響する範囲を表 1 に示す。

注記\*1： 柏崎刈羽原子力発電所 6 号及び 7 号機の設置変更許可申請時の資料「柏崎刈羽原子力発電所 6 号及び 7 号炉 重大事故等対処設備について 別添資料-1 原子炉格納容器の過圧破損を防止するための設備（格納容器圧力逃がし装置）について」の「別紙 33 格納容器ベント実施に伴う現場作業の線量影響について」

### 1. 想定する発災プラントについて

#### 【EP 時評価】

柏崎刈羽原子力発電所 6 号及び 7 号機の設置変更許可申請時の評価であったため、発災プラントとして「6 号及び 7 号機」を想定していた。

#### 【CP 評価】

柏崎刈羽原子力発電所 7 号機単独の工事計画認可申請における評価であるため、発災プラントとして「7 号機」のみを想定している。なお、6 号機を含めた影響については、今後の 6 号機の工事計画認可申請において示す予定である。

### 2. 原子炉建屋内（二次格納施設外）での作業における被ばく経路「原子炉建屋原子炉区域（二次格納施設）内の放射性物質からガンマ線による被ばく」の考慮について

#### 【EP 時評価】

大気中への放射性物質の放出量評価の条件と合わせて、原子炉建屋原子炉区域（二次格納施設）の換気率は無限大(回/日)とし、原子炉格納容器から漏えいした放射性物質が原子炉建屋原子炉区域（二次格納施設）内に蓄積しないものと整理していた。

#### 【CP 評価】

保守的に、大気中への放射性物質の放出量評価における原子炉建屋原子炉区域（二次格納施設）の換気率は EP 時評価と同様に無限大(回/日)としつつ、原子炉建屋原子炉区域（二次格納施設）内の放射性物質の量の評価としては原子炉建屋原子炉区域（二次格納施設）からの漏えいは考慮せず、原子炉格納容器から漏えいした放射性物質が全て蓄積するものとし、原子炉建屋原子炉区域（二次格納施設）内の放射性物質からガンマ線による被ばくを評価して

いる。

### 3. ドレン移送ライン内の放射性物質からの寄与の追加について

#### 【EP 時評価】

格納容器圧力逃がし装置のフィルタ装置内スクラバ水のドレン移送ラインは、地中の埋設U字溝内に格納する設計としていたため（図1及び図2参照）、被ばく評価においては線源として考慮していなかった。

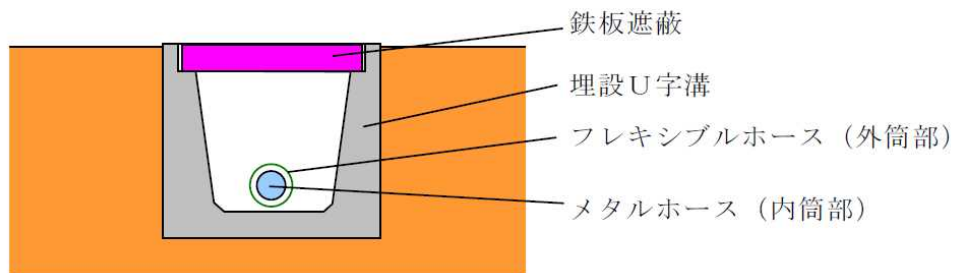


図1 U字溝内メタルホース敷設図\*2

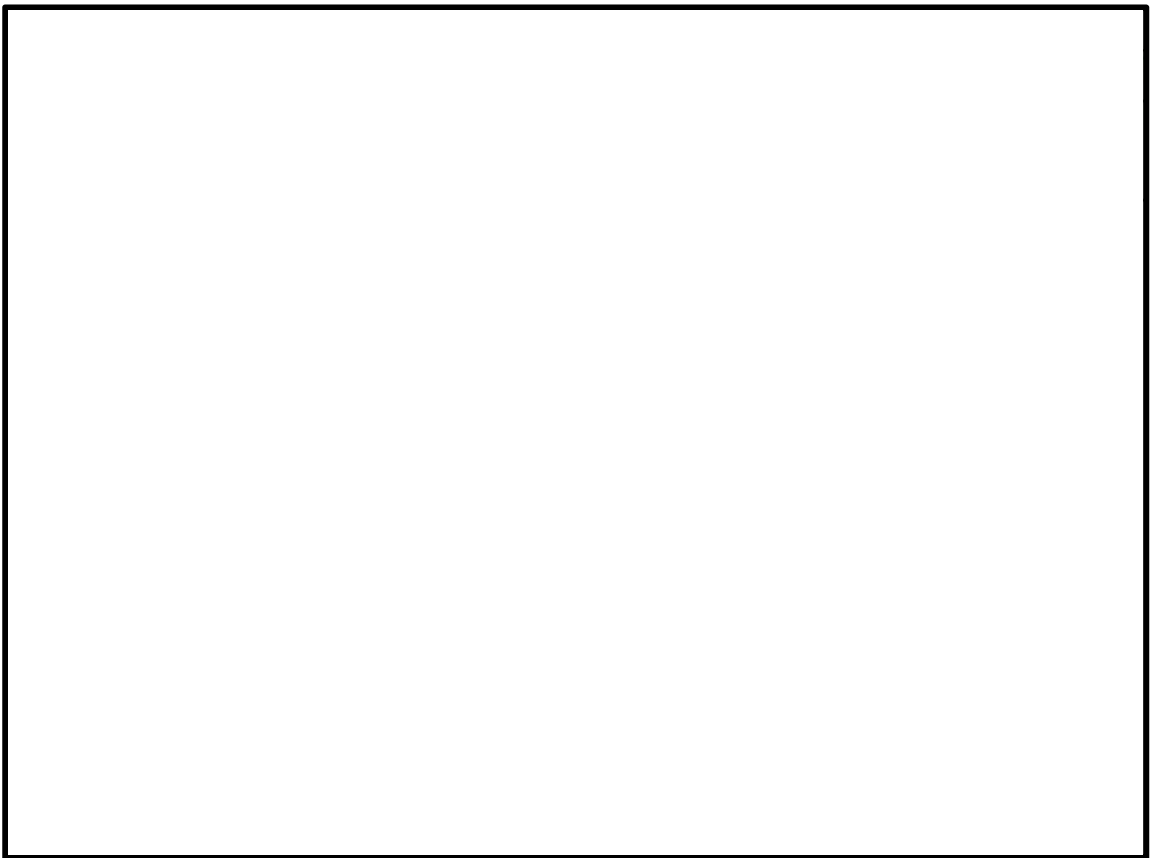


図2 メタルホース敷設範囲図（7号機）\*2

注記\*2： 柏崎刈羽原子力発電所6号及び7号機の設置変更許可申請時の資料「柏崎刈羽原子力発電所6号及び7号炉 重大事故等対処設備について 別添資料-1 原子炉格納容器の

過圧破損を防止するための設備（格納容器圧力逃がし装置）について」の抜粋

【CP 評価】

ドレン移送ラインの敷設ルートを設備の信頼性向上の観点から、図3で示すように地上に敷設するルートに設計変更したため、ドレン移送ラインを線源として考慮し、ドレン移送ライン内の放射性物質からのガンマ線による被ばくを評価している。

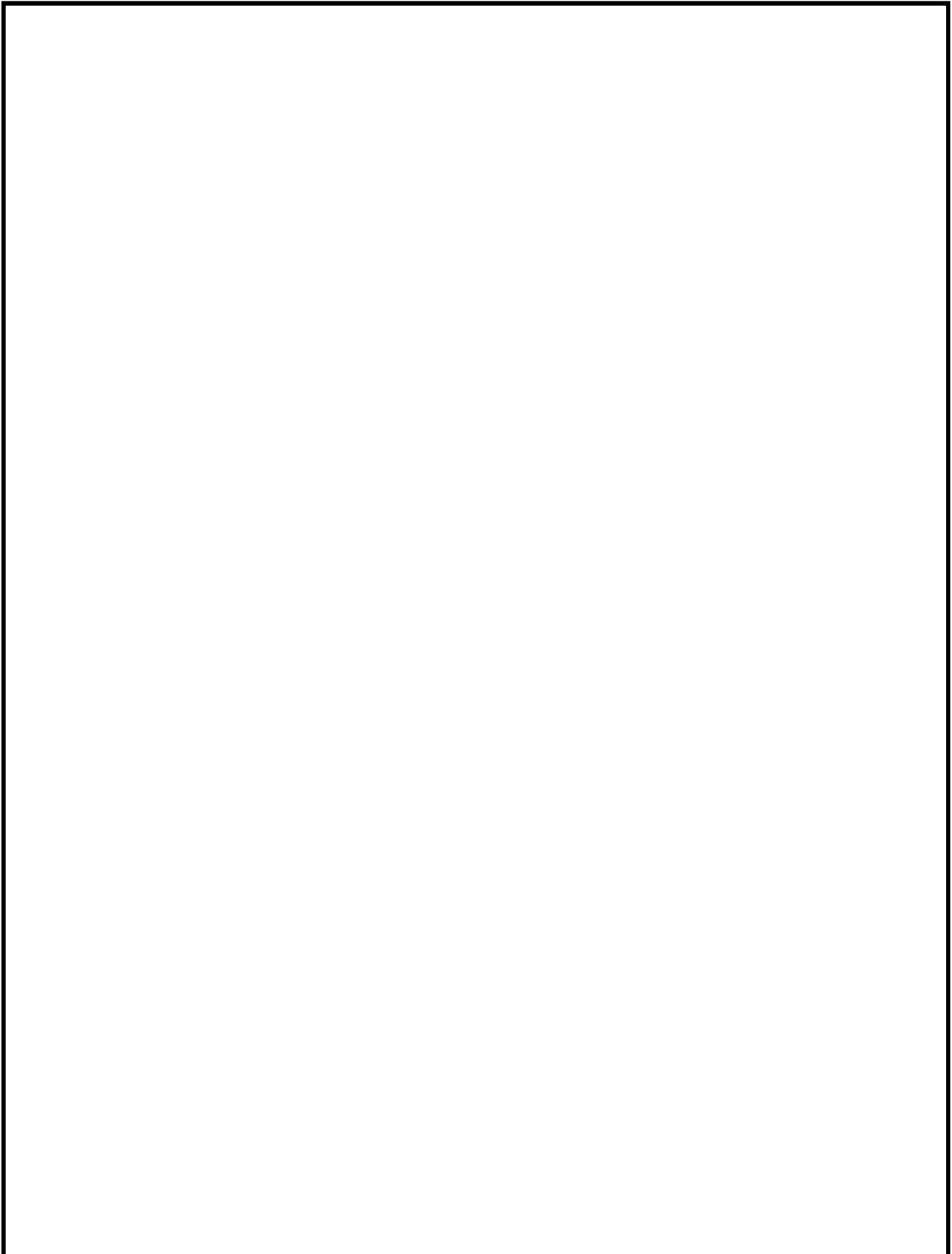


図3 ドレン移送ライン配置図

#### 4. 主配管（フィルタ装置入口側）の遮蔽厚さの変更について

##### 【EP 時評価】

主配管（フィルタ装置入口側）の配管遮蔽<sup>\*3</sup>について、EP 時評価では鉄 120 mmの遮蔽を考慮して評価していた。

注記\*3： 図4で示す範囲の配管遮蔽。なお、図4は現在の設計図を示している。

##### 【CP 評価】

ドレン移送ラインの敷設ルート変更に伴い、ドレン移送ラインの敷設スペースの確保及び耐震性確保の観点から図4で示した遮蔽厚さに変更したため、遮蔽厚さの変更を反映して主配管内の放射性物質からのガンマ線による被ばくを評価している。

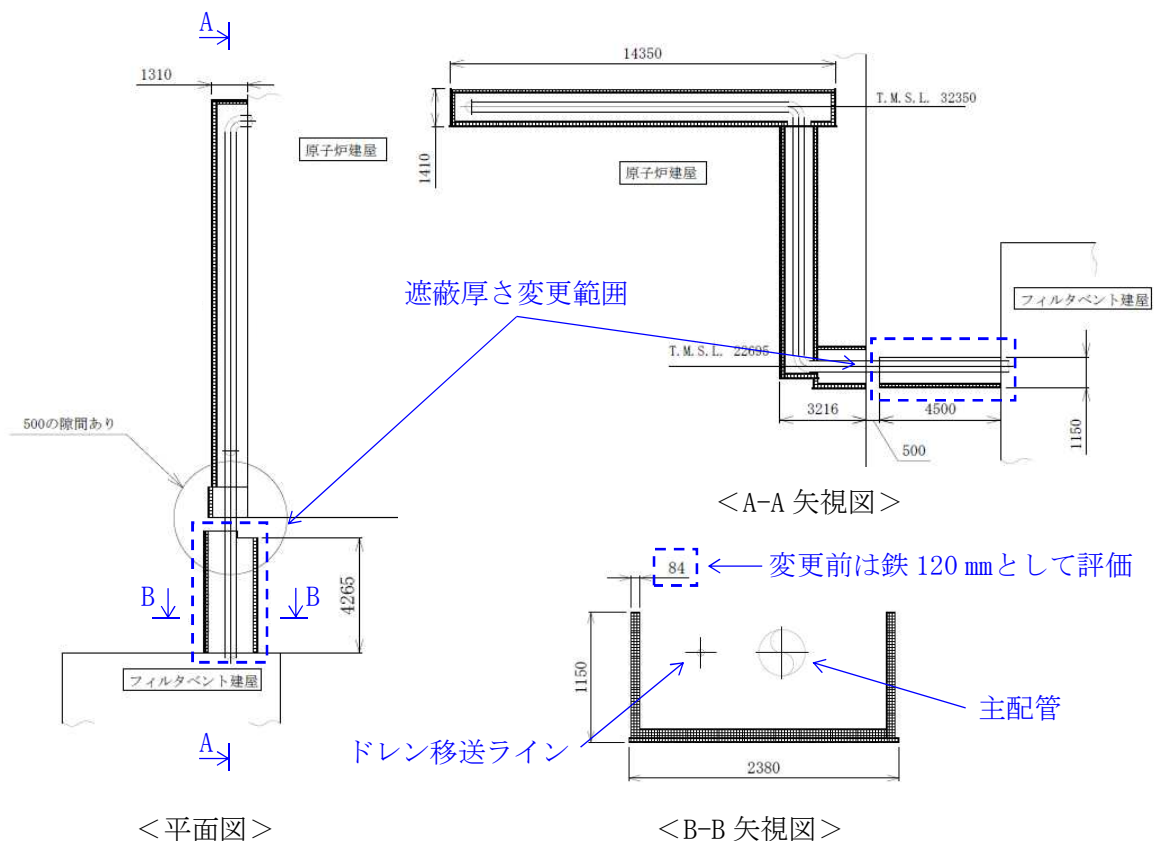


図4 主配管（フィルタ装置入口側）の配管遮蔽構造図

#### 5. pH 計装配管内の放射性物質からの寄与の追加について

##### 【EP 時評価】

pH 計装配管（図5参照）は、pH 計測後に清浄な水でフラッシングを実施することから当該配管内の放射性物質による放射線影響は限定的と考え、対象から除外していた。

【CP 評価】

保守的に、pH 計装配管は格納容器ベント直後から常に放射性物質を含む水を内包すると想定し、pH 計装配管内の放射性物質からのガンマ線による被ばくを評価している。

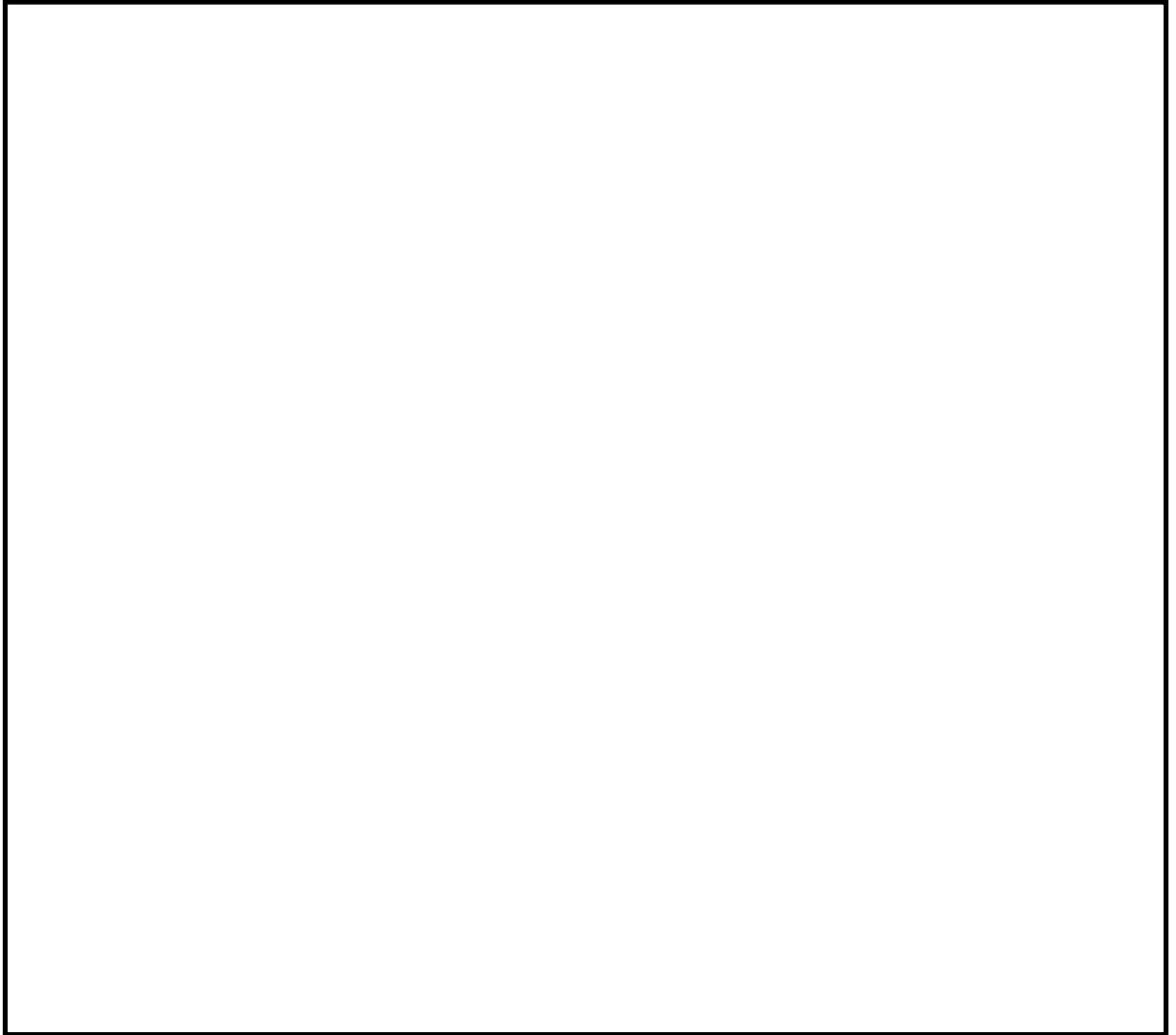


図 5 pH 計装配管配置図

表1 CP評価の被ばく評価結果に対して1.～5.の変更点等が影響する範囲

(7号機のW/Wベント実施に伴う被ばく評価結果(単位:mSv))

評価内容	ベント実施前の作業					ベント実施後の作業			
	フィルタベント 大気放出ライン ドレン弁の開操作*1	SGTS側PCVベント 用水素ガスベント 止め弁の開操作*1	二次隔離弁の 開操作*1	フィルタ装置 ドレン移送ポンプ 水張り	一次隔離弁の 開操作(W/W側)	フィルタ装置 水位調整 (水抜き)*2	フィルタ装置 スクラバ水 pH調整*1*2	排水ライン 窒素ガス パージ*1*2	ドレンタンク 水抜き*1*2
	屋外 (原子炉建屋屋上)	屋内 (二次格納施設外)	屋内 (二次格納施設外)	屋外	屋内 (二次格納施設外)	屋外	屋外	屋外	屋外
原子炉建屋内に浮遊する放射性物質からのガンマ線による外部被ばく	約 $7.0 \times 10^0$	約 $6.4 \times 10^0$	約 $6.4 \times 10^0$	約 $2.7 \times 10^0$	約 $1.5 \times 10^{1*3}$	約 $4.3 \times 10^{-1}$	約 $8.6 \times 10^{-1}$	約 $5.5 \times 10^{-1}$	約 $1.9 \times 10^{-1}$
放射性雲中の放射性物質からのガンマ線による外部被ばく	約 $9.0 \times 10^{-1}$	0.1以下	0.1以下	約 $1.0 \times 10^1$	約 $4.7 \times 10^0$	約 $1.0 \times 10^0$	約 $2.7 \times 10^0$	約 $2.4 \times 10^0$	約 $2.7 \times 10^{-1}$
放射性物質を吸入摂取することによる内部被ばく*4	約 $5.5 \times 10^{-1}$	約 $6.4 \times 10^{-1}$	約 $6.4 \times 10^{-1}$	約 $1.4 \times 10^0$	約 $1.4 \times 10^0$	0.1以下	0.1以下	0.1以下	0.1以下
地表面に沈着した放射性物質からのガンマ線による外部被ばく	約 $4.2 \times 10^0$	—*5	—*5	約 $2.3 \times 10^1$	—*5	約 $5.6 \times 10^0$	約 $1.5 \times 10^1$	約 $1.3 \times 10^1$	約 $2.9 \times 10^0$
フィルタ及び配管内の放射性物質からのガンマ線による被ばく	—*5	—*5	—*5	—*5	0.1以下	約 $2.9 \times 10^1$	約 $4.8 \times 10^1$	約 $2.4 \times 10^1$	約 $1.3 \times 10^1$
被ばく線量	約13mSv	約7.0mSv	約7.0mSv	約38mSv	約21mSv	1班:約36mSv 2班:約36mSv	1班:約36mSv 2班:約22mSv 3班:約67mSv 4班:約49mSv	1班:約40mSv 2班:約35mSv 3班:約35mSv	1班:約17mSv 2班:約17mSv

注記\*1: 被ばく線量が比較的大きくなる時間帯で作業を実施した場合の被ばく線量を記載

\*2: 被ばく線量の内訳は、被ばく線量が最も大きい班について記載

\*3: ベント流体が原子炉建屋内に流入することによる影響は考慮しない。

\*4: マスク着用(PF1000)による防護効果を考慮する。

\*5: 線源との間に十分な遮蔽があるため、影響は軽微であり、評価の対象外とした。

凡例

--- : 「1. 想定する発災プラント」の影響範囲

--- : 「2. 原子炉建屋内放射性物質の想定」の影響範囲

--- : 「3. ~5. ドレン移送ライン, 主配管, pH計装配管」の影響範囲

表2 CP評価の被ばく評価結果に対して1.～5.の変更点等が影響する範囲

(7号機のD/Wベント実施に伴う被ばく評価結果(単位:mSv))

評価内容	ベント実施前の作業					ベント実施後の作業			
	フィルタベント 大気放出ライン ドレン弁の開操作*1	SGTS側PCVベント 用水素ガスベント 止め弁の開操作*1	二次隔離弁の 開操作*1	フィルタ装置 ドレン移送ポンプ 水張り	一次隔離弁の 開操作(D/W側)	フィルタ装置 水位調整 (水抜き)*2	フィルタ装置 スクラバ水 pH調整*1*2	排水ライン 窒素ガス パージ*1*2	ドレンタンク 水抜き*1*2
	屋外 (原子炉建屋屋上)	屋内 (二次格納施設外)	屋内 (二次格納施設外)	屋外	屋内 (二次格納施設外)	屋外	屋外	屋外	屋外
原子炉建屋内に浮遊する放射性物質からのガンマ線による外部被ばく	約 $7.1 \times 10^0$	約 $6.5 \times 10^0$	約 $6.5 \times 10^0$	約 $2.8 \times 10^0$	約 $1.6 \times 10^{1*3}$	約 $3.3 \times 10^{-1}$	約 $6.5 \times 10^{-1}$	約 $4.1 \times 10^{-1}$	約 $2.0 \times 10^{-1}$
放射性雲中の放射性物質からのガンマ線による外部被ばく	約 $9.1 \times 10^{-1}$	0.1以下	0.1以下	約 $1.0 \times 10^1$	約 $2.8 \times 10^0$	約 $2.3 \times 10^0$	約 $5.6 \times 10^0$	約 $4.8 \times 10^0$	約 $2.4 \times 10^{-1}$
放射性物質を吸入摂取することによる内部被ばく*4	約 $5.6 \times 10^{-1}$	約 $6.5 \times 10^{-1}$	約 $6.5 \times 10^{-1}$	約 $1.4 \times 10^0$	約 $1.6 \times 10^0$	0.1以下	0.1以下	0.1以下	0.1以下
地表面に沈着した放射性物質からのガンマ線による外部被ばく	約 $4.2 \times 10^0$	—*5	—*5	約 $2.3 \times 10^1$	—*5	約 $5.0 \times 10^0$	約 $1.3 \times 10^1$	約 $1.2 \times 10^1$	約 $3.1 \times 10^0$
フィルタ及び配管内の放射性物質からのガンマ線による被ばく	—*5	—*5	—*5	—*5	約 $5.5 \times 10^0$	約 $5.3 \times 10^1$	約 $6.2 \times 10^1$	約 $3.1 \times 10^1$	約 $3.8 \times 10^1$
被ばく線量	約13mSv	約7.2mSv	約7.2mSv	約38mSv	約25mSv	1班:約60mSv 2班:約60mSv	1班:約55mSv 2班:約38mSv 3班:約81mSv 4班:約60mSv	1班:約48mSv 2班:約43mSv 3班:約43mSv	1班:約42mSv 2班:約42mSv

注記\*1: 被ばく線量が比較的大きくなる時間帯で作業を実施した場合の被ばく線量を記載

\*2: 被ばく線量の内訳は、被ばく線量が最も大きい班について記載

\*3: ベント流体が原子炉建屋内に流入することによる影響は考慮しない。

\*4: マスク着用(PF1000)による防護効果を考慮する。

\*5: 線源との間に十分な遮蔽があるため、影響は軽微であり、評価の対象外とした。

凡例

--- : 「1. 想定する発災プラント」の影響範囲

--- : 「2. 原子炉建屋内放射性物質の想定」の影響範囲

--- : 「3. ~5. ドレン移送ライン, 主配管, pH計装配管」の影響範囲