

東海第二発電所 審査資料	
資料番号	SA設-C-1 改12
提出年月日	平成29年6月19日

東海第二発電所

重大事故等対処設備について

平成29年6月
日本原子力発電株式会社

本資料のうち、は商業機密又は核物質防護上の観点から公開できません。

目 次

- 1 重大事故等対処設備
- 2 基本設計の方針
 - 2.1 耐震性・耐津波性
 - 2.1.1 発電用原子炉施設の位置
 - 2.1.2 耐震設計の基本方針
 - 2.1.3 耐津波設計の基本方針
 - 2.2 火災による損傷の防止
 - 2.3 重大事故等対処設備の基本設計方針
 - 2.3.1 多様性，位置的分散，悪影響防止等について
 - 2.3.2 容量等
 - 2.3.3 環境条件等
 - 2.3.4 操作性及び試験・検査性について
- 3 個別設備の設計方針
 - 3.1 緊急停止失敗時に発電用原子炉を未臨界にするための設備
 - 3.2 原子炉冷却材圧力バウンダリ高圧時に発電用原子炉を冷却するための設備
 - 3.3 原子炉冷却材圧力バウンダリを減圧するための設備
 - 3.4 原子炉冷却材圧力バウンダリ低圧時に発電用原子炉を冷却するための設備
 - 3.5 最終ヒートシンクへ熱を輸送するための設備
 - 3.6 原子炉格納容器内の冷却等のための設備
 - 3.7 原子炉格納容器内の過圧破損を防止するための設備
 - 3.8 原子炉格納容器下部の熔融炉心を冷却するための設備

- 3.9 水素爆発による原子炉格納容器の破損を防止するための設備
- 3.10 水素爆発による原子炉建屋等の損傷を防止するための設備
- 3.11 使用済燃料貯蔵槽の冷却等のための設備
- 3.12 工場等外への放射性物質の拡散を抑制するための設備
- 3.13 重大事故等の収束に必要な水の水の供給設備
- 3.14 電源設備
- 3.15 計装設備
- 3.16 原子炉制御室
- 3.17 監視測定設備
- 3.18 緊急時対策所
- 3.19 通信連絡を行うために必要な設備

別添資料-1 耐津波設計

別添資料-2 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

別添資料-3 代替循環冷却の成立性について

別添資料-4 水素爆発による原子炉建屋等の損傷を防止するための設備に
ついて

別 紙

- 別紙 1 水素の滞留に対する設計上の考慮について
- 別紙 2 格納容器フィルタベント系の系統設計条件の考え方について
- 別紙 3 格納容器フィルタベント系の漏えいに対する考慮について
- 別紙 4 フィルタ装置の各構成要素における機能について
- 別紙 5 金属フィルタドレン配管の閉塞及び逆流防止について
- 別紙 6 流量制限オリフィスの設定方法について
- 別紙 7 ベント実施時の放射線監視測定の考え方について
- 別紙 8 電源構成の考え方について
- 別紙 9 エアロゾルの再浮遊・フィルタの閉塞について
- 別紙 10 ベンチュリスクラバにおける無機よう素の再揮発・薬剤の容量不足について
- 別紙 11 よう素除去部におけるよう素の再揮発・吸着剤の容量の減少について
- 別紙 12 スクラビング水の保有水量の設定根拠について
- 別紙 13 スクラビング水が管理範囲を超えた場合の措置について
- 別紙 14 よう素除去部へのスクラビング水の影響について
- 別紙 15 圧力開放板の信頼性について
- 別紙 16 フレキシブルシャフトが常時接続されている状態における弁操作の詳細メカニズム
- 別紙 17 フィルタベント実施に伴うベント操作時の作業員の被ばく評価
- 別紙 18 スクラビング水補給及び窒素供給作業の作業員の被ばく評価
- 別紙 19 格納容器内の圧力が計測できない場合の運用について

- 別紙 20 ベント停止の判断について
- 別紙 21 格納容器雰囲気温度によるベントの運用について
- 別紙 22 格納容器減圧に伴うベント管からサプレッション・プールへの冷却水の流入について
- 別紙 23 有効性評価における炉心損傷の判断根拠について
- 別紙 24 格納容器からの異常漏えい時における対応について
- 別紙 25 格納容器スプレイに失敗した場合のベント運用について
- 別紙 26 ベント準備操作開始タイミングについて
- 別紙 27 格納容器フィルタベント系の計装設備の網羅性について
- 別紙 28 格納容器フィルタベント系の計装設備の概略構成図
- 別紙 29 フィルタ装置水素濃度計の計測時間遅れについて
- 別紙 30 配管内面に付着した放射性物質による発熱の影響について
- 別紙 31 地震による損傷の防止に関する耐震設計方針の説明
- 別紙 32 フィルタベント設備の外部事象に対する考慮について
- 別紙 33 主ライン・弁の構成について
- 別紙 34 格納容器負圧防止対策について
- 別紙 35 ベント実施によるプルーム通過時の要員退避について
- 別紙 36 エアロゾルの保守性について
- 別紙 37 希ガスの減衰効果に期待してドライウェルベントを実施した場合の影響評価について
- 別紙 38 コリウムシールド侵食時のガス及びエアロゾル発生について
- 別紙 39 格納容器フィルタベント系使用後の保管管理
- 別紙 40 ベント放出位置の違いによる公衆被ばくへの影響について

フィルタベント実施に伴うベント操作時の作業員の被ばく評価

フィルタベント実施に伴うベント操作を手動で行う場合の作業員の被ばく評価を以下のとおり行った。

ベント操作としてサプレッション・チェンバ（S/C）からのベントを行う場合及びドライウェル（D/W）からのベントを行う場合のそれぞれにおける第一弁及び第二弁の開操作時の被ばく評価を行った。

(1) 評価条件

a. 放出量評価条件

想定事象として格納容器破損モード「大LOCA＋高圧炉心冷却失敗＋低圧炉心冷却失敗＋全交流動力電源喪失」で想定される事故シーケンスにおいて、代替循環冷却系を使用しない場合を想定した事故シナリオを選定する。また、放出量評価条件を第1表、大気中への放出過程を第1図～第4図に示す。

b. 被ばく評価条件

被ばく経路は、第5図～第7図に示すとおり大気中へ放出される放射性物質による外部被ばく及び内部被ばく、格納容器フィルタベント系配管及び原子炉建屋からの直接ガンマ線等による外部被ばくを考慮した。

大気中へ放出される放射性物質については、第2表及び第3表に示すとおり拡散効果を考慮した。また、作業場所に流入する放射性物質による被ばくについては、屋外の放射性物質の濃度と作業場所の放射性物質の濃度を同じとし、第4表及び第5表に示すとおり外部被ばくについては作業場所の空間体積を保存したサブマージョンモデルで評価を行い、内部被ばくについては呼吸率、線量換算係数等から評価を行った。なお、第二弁の操作においては、空気ボンベにより加圧された待避室（遮蔽厚

コンクリート相当) 内で作業することを考慮し評価を行った。

格納容器フィルタベント系配管，原子炉建屋からの直接ガンマ線等による外部被ばくについては，第 6 表及び第 7 表に示すとおり原子炉建屋の外壁，作業場所の遮蔽壁の遮蔽効果を考慮し評価を行った。

c. アクセスルート及び評価地点

第一弁（S/C側）のベント操作を行う場合のアクセスルートは，第 8 図～第 10 図に示すとおりである。第一弁（D/W側）のベント操作を行う場合のアクセスルートは，第 11 図～第 14 図に示すとおりである。第二弁のベント操作を行う場合のアクセスルートは第 15 図～第 18 図に示すとおりである。

評価点は，第 8 図～第 19 図に示すとおり，ベント操作時は作業場所とし，移動時はアクセスルートで被ばく評価上最も厳しい地点とする。

d. 作業時間

第一弁の開操作は，フィルタベント実施前に行うものとし，第一弁（S/C側）の作業時間は 160 分（移動時間（往復）70 分＋作業時間 90 分），第一弁（D/W側）の作業時間は 190 分（移動時間（往復）100 分＋作業時間 90 分）とする。また，第二弁の開操作は，フィルタベント実施直後から 180 分作業場所（待避室）に滞在するものとし，作業時間は 270 分（移動時間（往復）90 分＋作業時間（待避室滞在）180 分）とする。

(2) 評価結果

フィルタベント実施に伴うベント操作を手動で行う場合の作業員の被ばく評価結果は以下に示すとおりであり，作業員の実効線量は緊急作業時の線量限度である 100mSv 以下であり，フィルタベント実施に伴うベント操作を手動で行うことができることを確認した。また，実効線量の内訳を第 8 表～第 10 表に示す。

a. S / Cからのベント操作時の作業員の実効線量

作業員の実効線量は第一弁開操作で約 20mSv, 第二弁開操作で約 25mSv となった。

b. D / Wからのベント操作時の作業員の実効線量

作業員の実効線量は第一弁開操作で約 50mSv, 第二弁開操作で約 40mSv となった。

第 1 表 放出量評価条件 (1/3)

項目	評価条件	選定理由
評価事象	「大LOCA+高圧炉心冷却失敗+低圧炉心冷却失敗+全交流動力電源喪失」(代替循環冷却系を使用しない場合)	格納容器破損防止対策の有効性評価で想定する格納容器破損モードのうち、原子炉制御室の運転員又は対策要員の被ばくの観点から結果が最も厳しくなる事故収束に成功した事故シナリオを選定
炉心熱出力	3293MWt	定格熱出力
運転時間	1 サイクル当たり 10,000 時間 (416 日)	1 サイクル 13 ヶ月 (395 日) を考慮して設定
取替炉心の燃料装荷割合	1 サイクル : 0.229 (200 体) 2 サイクル : 0.229 (200 体) 3 サイクル : 0.229 (200 体) 4 サイクル : 0.229 (200 体) 5 サイクル : 0.084 (72 体)	取替炉心の燃料装荷割合に基づき設定
放出開始時間	格納容器漏えい : 事象発生直後 格納容器ベント : 事象発生から約 19h 後	MAAP 解析結果
格納容器内 pH 制御の効果	考慮しない	格納容器内 pH 制御設備は、重大事故等対処設備と位置付けていないため、保守的に設定
よう素の形態	粒子状よう素 : 5% 無機よう素 : 91% 有機よう素 : 4%	R. G. 1. 195 ^{※1} に基づき設定
格納容器から原子炉建屋への漏えい率 (希ガス及びエアロゾル)	1Pd以下 : 0.9Pdで0.5%/day 1Pd超過 : 2Pdで1.3%/day	MAAP 解析にて格納容器の開口面積を設定し格納容器圧力に応じ漏えい率が変化するものとし、格納容器の設計漏えい率 (0.9Pd で 0.5%/day) 及び A E C の式に基づき設定

第 1 表 放出量評価条件 (2/3)

項目	評価条件		選定理由																																
格納容器から原子炉建屋への漏えい率 (無機よう素及び有機よう素)	1.5h後～19.5h後 : 1.3%/day (一定) その他の期間 : 0.5%/day (一定)		格納容器の設計漏えい率 (0.5%/day) 及び A E C の式に基づき設定 (格納容器圧力が 0.9Pd を超える期間を包絡するように 1.3%/day の漏えい率を設定)																																
格納容器内での除去効果 (エアロゾル)	M A A P 解析に基づく		M A A P 解析で評価																																
格納容器内での除去効果 (有機よう素)	考慮しない		保守的に設定																																
格納容器等への除去効果 (無機よう素)	自然沈着率 9.0×10^{-4} (1/s) (格納容器内の最大存在量から 1/200 まで)		CSE 実験及び Standard Review Plan 6.5.2 ^{**2} に基づき設定																																
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 (無機よう素及び有機よう素)	S / C ベント 無機よう素 : 10 有機よう素 : 1	D / W ベント 無機よう素 : 1 有機よう素 : 1	Standard Review Plan 6.5.5 ^{**3} に基づき設定																																
格納容器から原子炉建屋への漏えい割合	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>S / C ベント</th> <th>D / W ベント</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>希ガス類</td> <td>: 約 4.3×10^{-3}</td> <td>: 約 4.4×10^{-3}</td> </tr> <tr> <td>C s I 類</td> <td>: 約 6.3×10^{-5}</td> <td>: 約 6.3×10^{-5}</td> </tr> <tr> <td>C s O H 類</td> <td>: 約 3.2×10^{-5}</td> <td>: 約 3.2×10^{-5}</td> </tr> <tr> <td>S b 類</td> <td>: 約 6.8×10^{-6}</td> <td>: 約 6.8×10^{-6}</td> </tr> <tr> <td>T e O₂ 類</td> <td>: 約 6.8×10^{-6}</td> <td>: 約 6.8×10^{-6}</td> </tr> <tr> <td>S r O 類</td> <td>: 約 2.7×10^{-6}</td> <td>: 約 2.8×10^{-6}</td> </tr> <tr> <td>B a O 類</td> <td>: 約 2.7×10^{-6}</td> <td>: 約 2.8×10^{-6}</td> </tr> <tr> <td>M o O₂ 類</td> <td>: 約 3.4×10^{-7}</td> <td>: 約 3.4×10^{-7}</td> </tr> <tr> <td>C e O₂ 類</td> <td>: 約 6.8×10^{-8}</td> <td>: 約 6.8×10^{-8}</td> </tr> <tr> <td>L a₂O₃ 類</td> <td>: 約 2.7×10^{-8}</td> <td>: 約 2.8×10^{-8}</td> </tr> </tbody> </table>		S / C ベント	D / W ベント	希ガス類	: 約 4.3×10^{-3}	: 約 4.4×10^{-3}	C s I 類	: 約 6.3×10^{-5}	: 約 6.3×10^{-5}	C s O H 類	: 約 3.2×10^{-5}	: 約 3.2×10^{-5}	S b 類	: 約 6.8×10^{-6}	: 約 6.8×10^{-6}	T e O ₂ 類	: 約 6.8×10^{-6}	: 約 6.8×10^{-6}	S r O 類	: 約 2.7×10^{-6}	: 約 2.8×10^{-6}	B a O 類	: 約 2.7×10^{-6}	: 約 2.8×10^{-6}	M o O ₂ 類	: 約 3.4×10^{-7}	: 約 3.4×10^{-7}	C e O ₂ 類	: 約 6.8×10^{-8}	: 約 6.8×10^{-8}	L a ₂ O ₃ 類	: 約 2.7×10^{-8}	: 約 2.8×10^{-8}	M A A P 解析結果及び N U R E G -1465 ^{**4} に基づき設定
	S / C ベント	D / W ベント																																	
希ガス類	: 約 4.3×10^{-3}	: 約 4.4×10^{-3}																																	
C s I 類	: 約 6.3×10^{-5}	: 約 6.3×10^{-5}																																	
C s O H 類	: 約 3.2×10^{-5}	: 約 3.2×10^{-5}																																	
S b 類	: 約 6.8×10^{-6}	: 約 6.8×10^{-6}																																	
T e O ₂ 類	: 約 6.8×10^{-6}	: 約 6.8×10^{-6}																																	
S r O 類	: 約 2.7×10^{-6}	: 約 2.8×10^{-6}																																	
B a O 類	: 約 2.7×10^{-6}	: 約 2.8×10^{-6}																																	
M o O ₂ 類	: 約 3.4×10^{-7}	: 約 3.4×10^{-7}																																	
C e O ₂ 類	: 約 6.8×10^{-8}	: 約 6.8×10^{-8}																																	
L a ₂ O ₃ 類	: 約 2.7×10^{-8}	: 約 2.8×10^{-8}																																	
原子炉建屋から大気への漏えい率 (非常用ガス処理系及び非常用ガス再循環系の起動前)	無限大/day (地上放出) (格納容器から原子炉建屋へ漏えいした放射性物質は、即座に大気へ漏えいするものとして評価)		保守的に設定																																
原子炉建屋から大気への放出率 (非常用ガス処理系及び非常用ガス再循環系の起動後)	1 回/day (排気筒放出)		設計値に基づき設定 (非常用ガス処理系のファン容量)																																

第 1 表 放出量評価条件 (3/3)

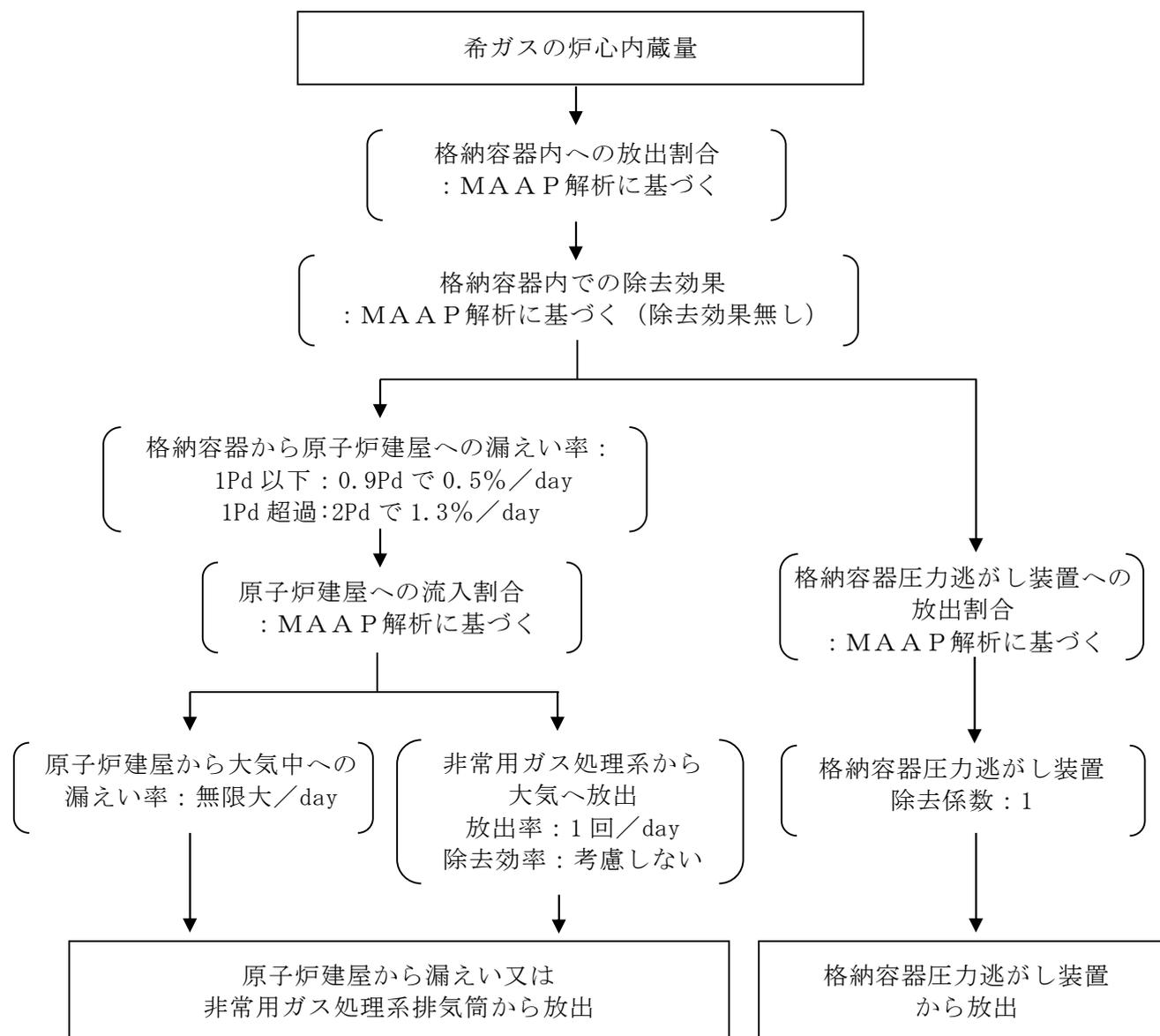
項目	評価条件			選定理由
非常用ガス処理系及び非常用ガス再循環系の起動時間	事象発生から2h後			起動操作時間に余裕を見込み設定
非常用ガス処理系及び非常用ガス再循環系のフィルタ除去効率	考慮しない			保守的に設定
格納容器圧力逃がし装置への放出割合	希ガス類 : 約 9.5×10^{-1} CsI類 : 約 1.1×10^{-6} CsOH類 : 約 4.0×10^{-7} Sb類 : 約 9.0×10^{-8} TeO ₂ 類 : 約 9.0×10^{-8} SrO類 : 約 3.6×10^{-8} BaO類 : 約 3.6×10^{-8} MoO ₂ 類 : 約 4.5×10^{-9} CeO ₂ 類 : 約 9.0×10^{-10} La ₂ O ₃ 類 : 約 3.6×10^{-10}	S/Cベント : 約 9.5×10^{-1}	D/Wベント : 約 9.5×10^{-1}	MAAP解析結果及びNUREG-1465に基づき設定
格納容器圧力逃がし装置の除去係数	希ガス : 1 有機よう素 : 50 無機よう素 : 100 エアロゾル (粒子状よう素含む) : 1000			設計値に基づき設定

※ 1 : Regulatory Guide 1.195, "Methods and Assumptions for Evaluating Radiological Consequences of Design Basis Accidents at Light-Water Nuclear Power Reactors", May 2003

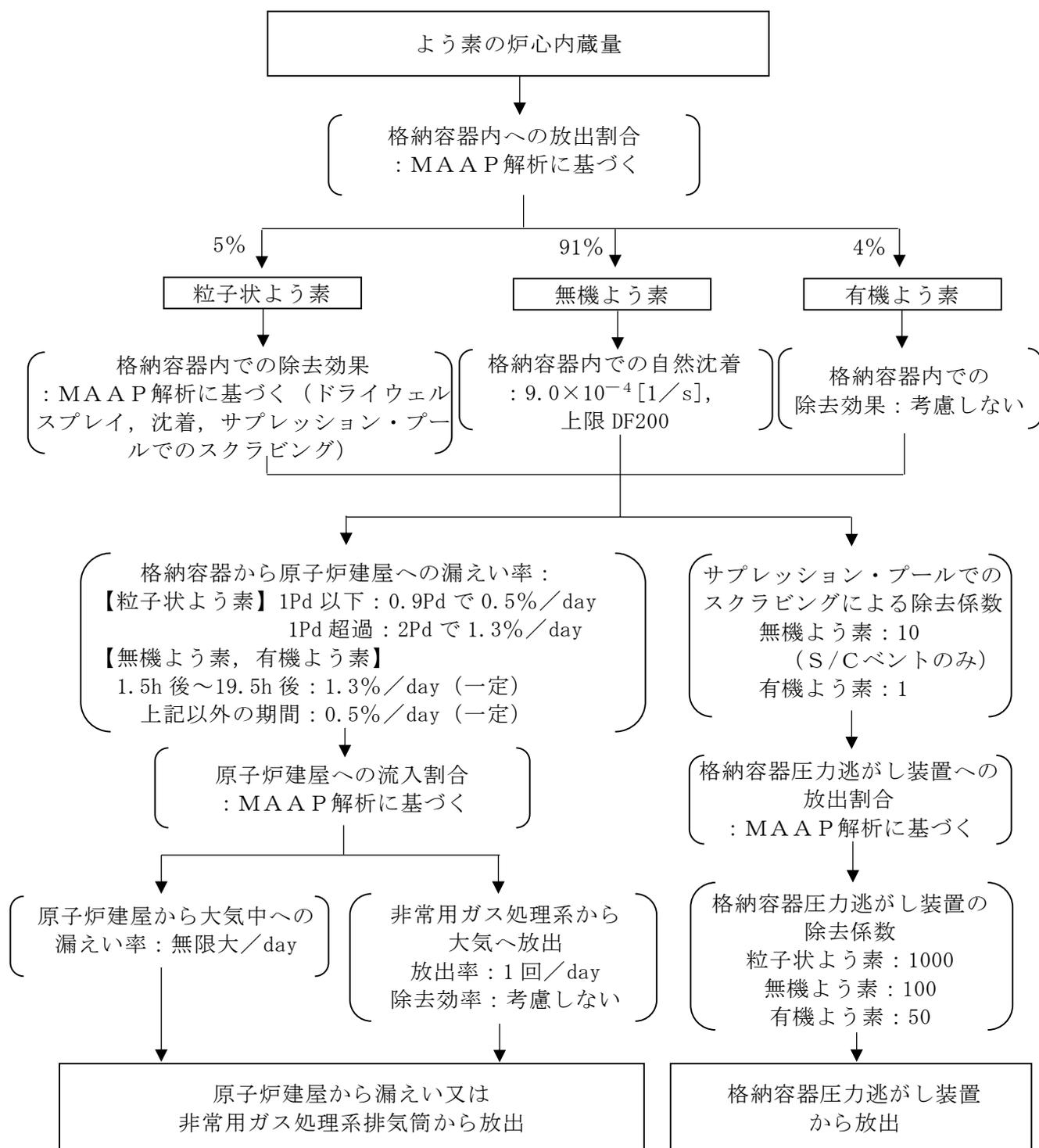
※ 2 : Standard Review Plan 6.5.2, "Containment Spray as a Fission Product Cleanup System", March 2007

※ 3 : Standard Review Plan 6.5.5, "Pressure Suppression Pool as a Fission Product Cleanup System", March 2007

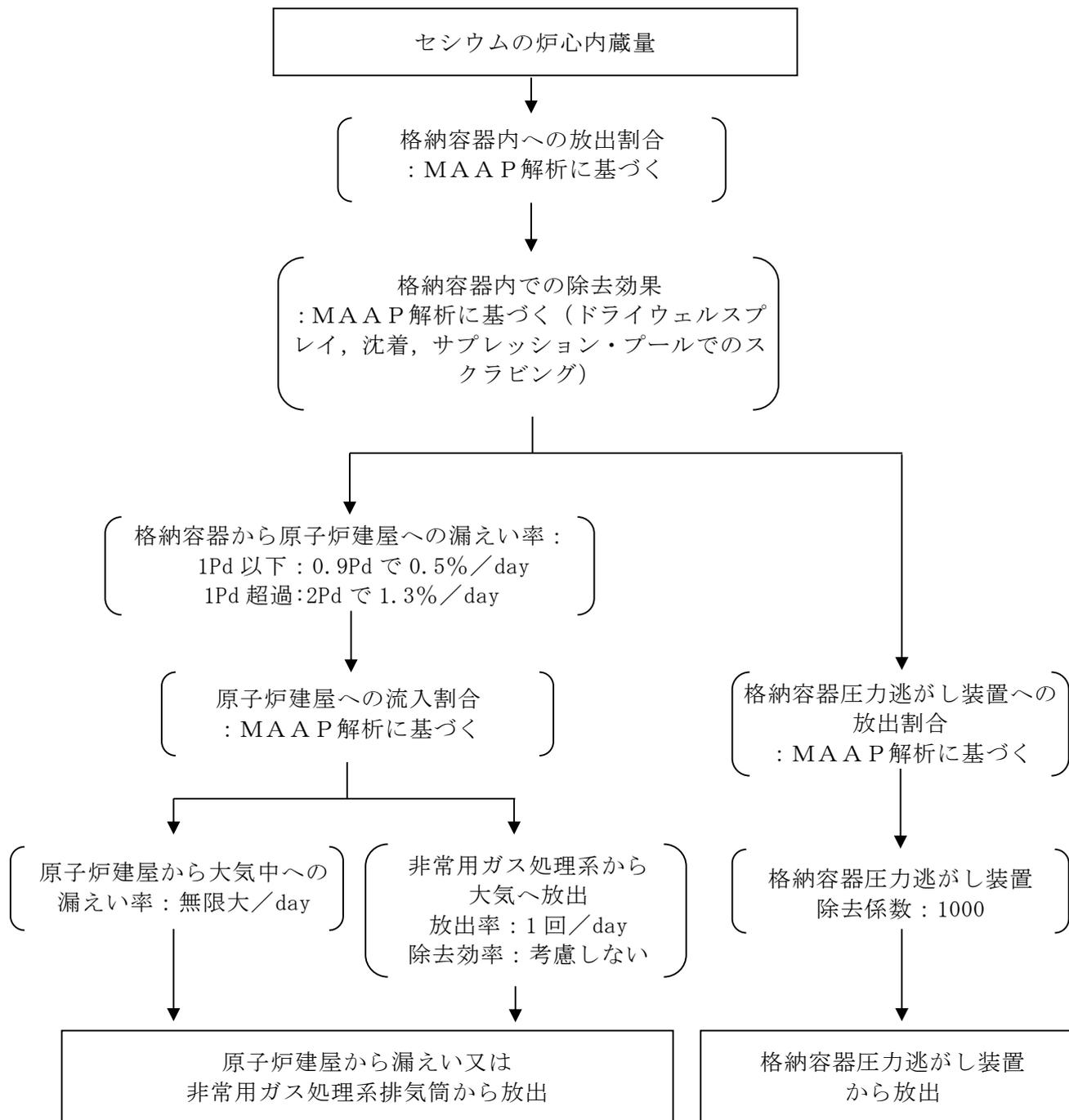
※ 4 : NUREG-1465, "Accident Source Terms for Light-Water Nuclear Power Plants", 1995



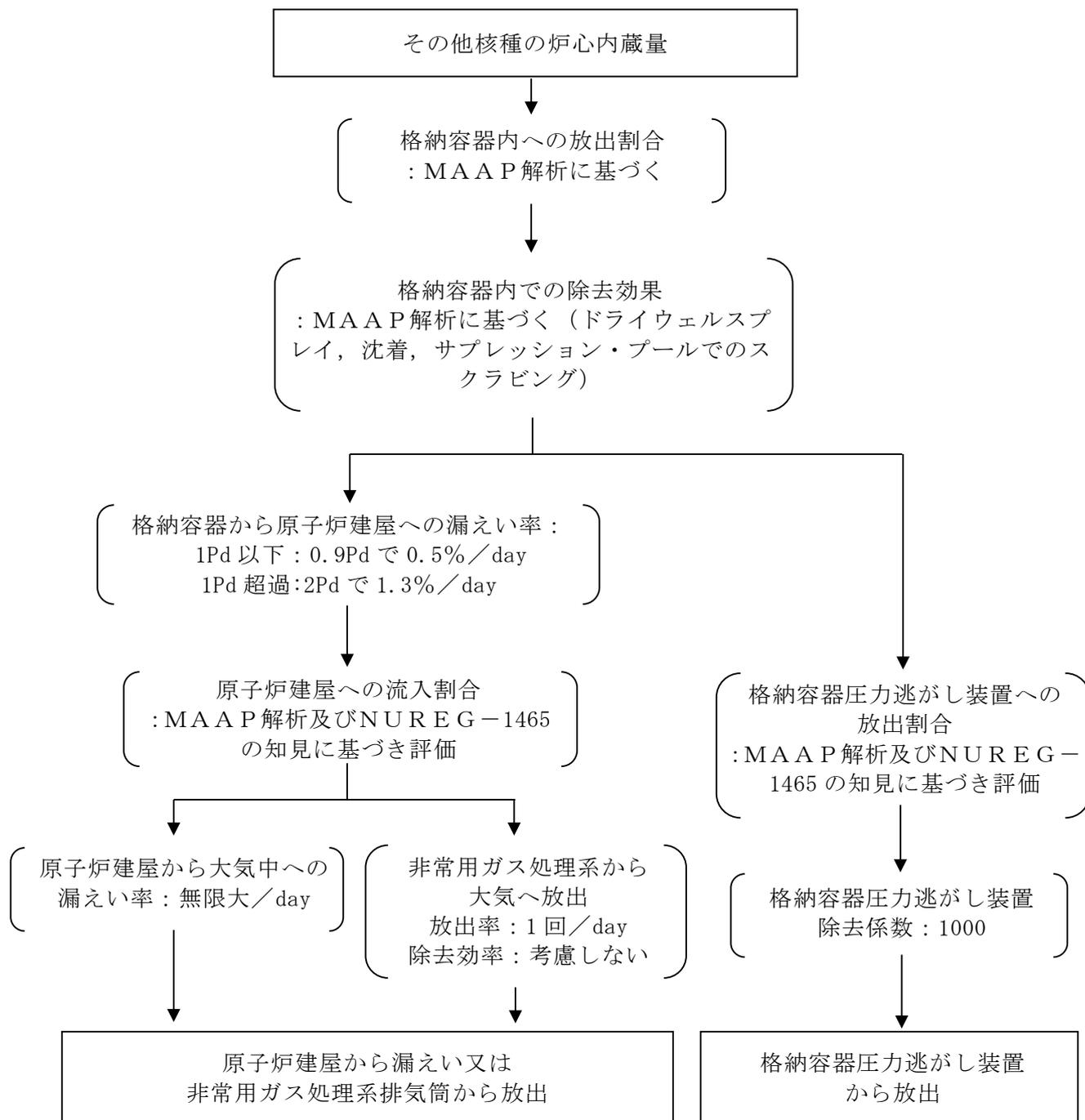
第 1 図 希ガスの大気放出過程



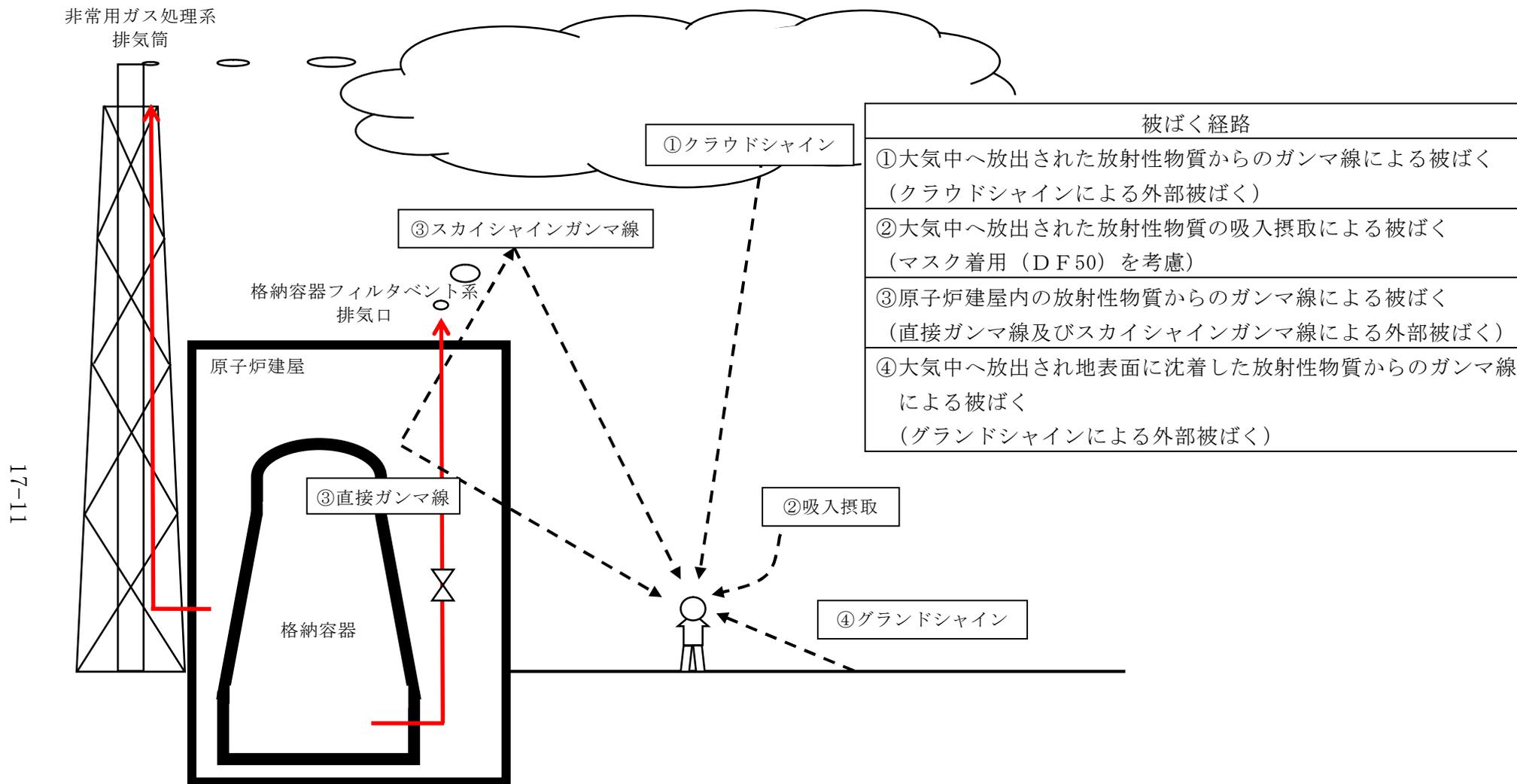
第 2 図 よう素の大気放出過程



第 3 図セシウムの大気放出過程

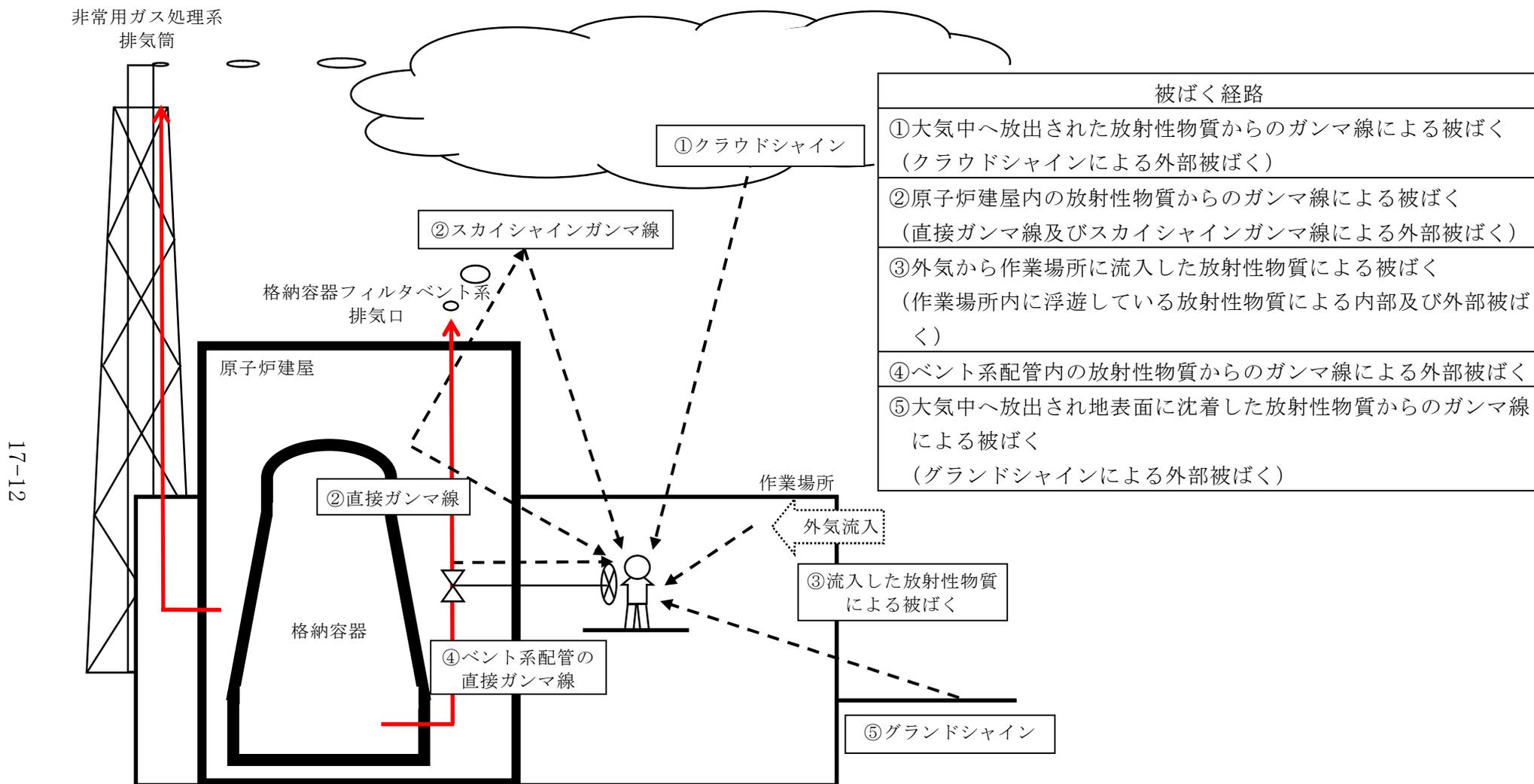


第 4 図 その他核種の大気放出過程



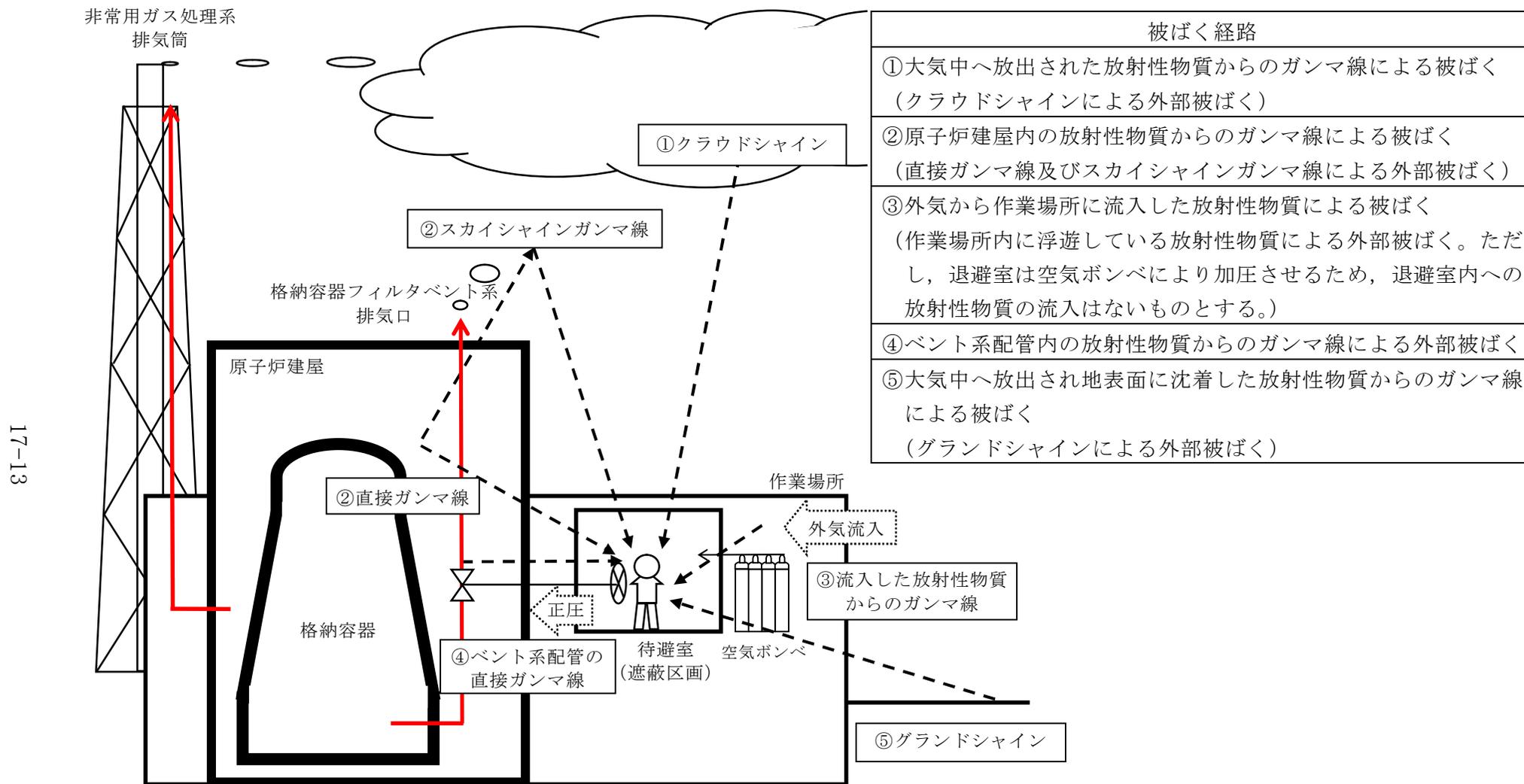
17-11

第 5 図 ベント操作に係る作業時の被ばく評価経路イメージ (屋外移動時)



17-12

第 6 図 ベント操作に係る作業時の被ばく評価経路イメージ (屋内移動時及び第一弁開操作時)



17-13

第 7 図 ベント操作に係る作業時の被ばく評価経路イメージ (第二弁開操作時)

第 2 表 大気拡散評価条件

項目	評価条件	選定理由
大気拡散評価モデル	ガウスプルームモデル	発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針（以下「気象指針」という。）に基づき評価
気象資料	東海第二発電所における 1 年間の気象資料（2005 年 4 月～2006 年 3 月） 地上風：地上 10m 排気筒風：地上 140m	格納容器フィルタベント系排気口及び原子炉建屋からの放出は地上風（地上 10m）の気象データを使用 非常用ガス処理系排気筒からの放出は排気筒風（地上 140m）の気象データを使用
放出源及び放出源高さ（有効高さ）	原子炉建屋漏えい：地上 0m 格納容器フィルタベント系排気口からの放出：地上 55m 非常用ガス処理系排気筒からの放出：地上 95m	格納容器フィルタベント系排気口からの放出は建屋影響を考慮し原子炉建屋屋上からの放出と想定し設定 非常用ガス処理系排気筒からの放出は方位ごとの風洞実験結果のうち保守的に最低の方位の有効高さを設定
実効放出継続時間	1時間	保守的に最も短い実効放出継続時間を設定
累積出現頻度	小さい方から 97%	気象指針に基づき設定
建屋の影響	考慮する	格納容器フィルタベント系排気口放出及び原子炉建屋漏えいにおいては放出源から近距離の原子炉建屋の影響を受けるため、建屋による巻き込み現象を考慮
巻き込みを生じる代表建屋	原子炉建屋	放出源から最も近く、巻き込みの影響が最も大きい建屋として選定
大気拡散評価点	第 19 図参照	屋外移動時は敷地内の最大濃度点で設定 屋内移動時は原子炉建屋付近の最大濃度点で設定 作業時は作業地点のある原子炉建屋外壁で設定
着目方位	非常用ガス処理系排気筒：1 方位 原子炉建屋及び格納容器フィルタベント系排気筒：9 方位	非常用ガス処理系排気筒（排気筒放出）については評価点の方位とし、原子炉建屋漏えい及び格納容器フィルタベント系排気口については放出源が評価点に近いことから、180 度をカバーする方位を対象とする。
建屋影響	3000m ²	原子炉建屋の最小投影断面積を設定
形状係数	0.5	気象指針に基づき設定

第 3 表 評価に使用する相対濃度 (χ/Q) 及び相対線量 (D/Q)

作業内容		放出箇所	χ/Q 及び D/Q	
第一弁 (S/C側) 開操作	屋内移動時/ 作業時	原子炉建屋漏えい (地上放出)	χ/Q (s/m ³)	約 8.0×10^{-4}
		非常用ガス処理系排気筒 (排気筒放出)	χ/Q (s/m ³)	約 3.0×10^{-6}
第一弁 (D/W側) 開操作	屋内移動時	原子炉建屋漏えい (地上放出)	χ/Q (s/m ³)	約 8.0×10^{-4}
		非常用ガス処理系排気筒 (排気筒放出)	χ/Q (s/m ³)	約 3.0×10^{-6}
	作業時	原子炉建屋漏えい (地上放出)	χ/Q (s/m ³)	約 7.4×10^{-4}
		非常用ガス処理系排気筒 (排気筒放出)	χ/Q (s/m ³)	約 2.1×10^{-6}
		D/Q (Gy/Bq)	約 6.4×10^{-20}	
第二弁 開操作	屋外移動時	原子炉建屋漏えい (地上放出)	χ/Q (s/m ³)	約 8.3×10^{-4}
		格納容器フィルタベント系 排気口 (建屋屋上放出)	χ/Q (s/m ³)	約 4.2×10^{-4}
			D/Q (Gy/Bq)	約 8.7×10^{-19}
		非常用ガス処理系排気筒 (排気筒放出)	χ/Q (s/m ³)	約 3.0×10^{-6}
	D/Q (Gy/Bq)		約 1.2×10^{-19}	
	屋内移動時	原子炉建屋漏えい (地上放出)	χ/Q (s/m ³)	約 8.0×10^{-4}
		格納容器フィルタベント系 排気口 (建屋屋上放出)	χ/Q (s/m ³)	約 4.0×10^{-4}
		非常用ガス処理系排気筒 (排気筒放出)	χ/Q (s/m ³)	約 3.0×10^{-6}
	作業時	原子炉建屋漏えい (地上放出)	χ/Q (s/m ³)	約 7.4×10^{-4}
		格納容器フィルタベント系 排気口 (建屋屋上放出)	χ/Q (s/m ³)	約 3.7×10^{-4}
非常用ガス処理系排気筒 (排気筒放出)		χ/Q (s/m ³)	約 3.0×10^{-6}	

第 4 表 建屋内に流入した放射性物質による外部被ばく評価条件

項目	評価条件	選定理由
サブマージョンモデル (評価式)	$D = 6.2 \times 10^{-14} \cdot Q_Y \cdot \chi / Q \cdot E_Y \cdot (1 - e^{-\mu \cdot R}) \cdot 3600$ <p> D : 放射線量率 (Sv/h) Q_Y : 大気に放出された放射性物質放出率 (Bq/s) (0.5MeV 換算値) E_Y : ガンマ線エネルギー (0.5MeV/dis) μ : 空気に対するガンマ線エネルギー吸収係数 (3.9×10⁻³/m) R : 作業エリア等の空間体積と等価な半球の半径 (m) $R = \sqrt[3]{\frac{3 \cdot V_R}{2 \cdot \pi}}$ V_R : 作業エリア等の空間体積 (m³) </p>	—
作業場所等の空間体積 (V _R)	< S / Cからのベントを行う場合 > ・ 第一弁 操作場所 : 2,200m ³ 屋内移動アクセスルート : 2,200m ³ ・ 第二弁 操作場所 : 590m ³ 屋内移動アクセスルート : 2,200m ³ < D / Wからのベントを行う場合 > ・ 第一弁 屋外のため相対線量より評価 ・ 第二弁 操作場所 : 590m ³ 屋内移動アクセスルート : 2,200m ³	アクセスルートとなる建屋内の区画で最も線量率が高くなる区画の空間体積で設定 操作エリアは作業区画の空間体積で設定
屋内作業場所流入率の考慮	考慮しない	保守的に外気濃度と同一濃度とする。
待避室の遮蔽及び空気ボンベ加圧考慮 (第二弁操作場所のみ)	待避室の遮蔽厚 : <input type="text"/> (コンクリート相当) 空気ボンベによる加圧時間 : ベント実施から 3 時間 ※格納容器フィルタベント系配管がある部分の遮蔽厚は <input type="text"/> (コンクリート相当)	第二弁操作場所にベント後 3 時間滞在する。

第 5 表 線量換算係数, 呼吸率等

項目	評価条件	選定理由
線量換算係数	成人実効線量換算係数を使用 (主な核種を以下に示す) I-131 : 2.0×10^{-8} Sv/Bq I-132 : 3.1×10^{-10} Sv/Bq I-133 : 4.0×10^{-9} Sv/Bq I-134 : 1.5×10^{-10} Sv/Bq I-135 : 9.2×10^{-10} Sv/Bq Cs-134 : 2.0×10^{-8} Sv/Bq Cs-136 : 2.8×10^{-9} Sv/Bq Cs-137 : 3.9×10^{-8} Sv/Bq 上記以外の核種は ICRP Pub. 71 等に基づく	ICRP Publication 71 に基づき設定
呼吸率	1.2m ³ /h	成人活動時の呼吸率 を設定
マスクの 除染係数	DF 50	性能上期待できる値 から設定
地表面への 沈着速度	粒子状物質 : 0.5 cm/s 無機よう素 : 0.5 cm/s 有機よう素 : 1.7×10^{-3} cm/s	東海第二発電所の実 気象から求めた沈着 速度から保守的に設 定 (補足 1~補足 3 参照)

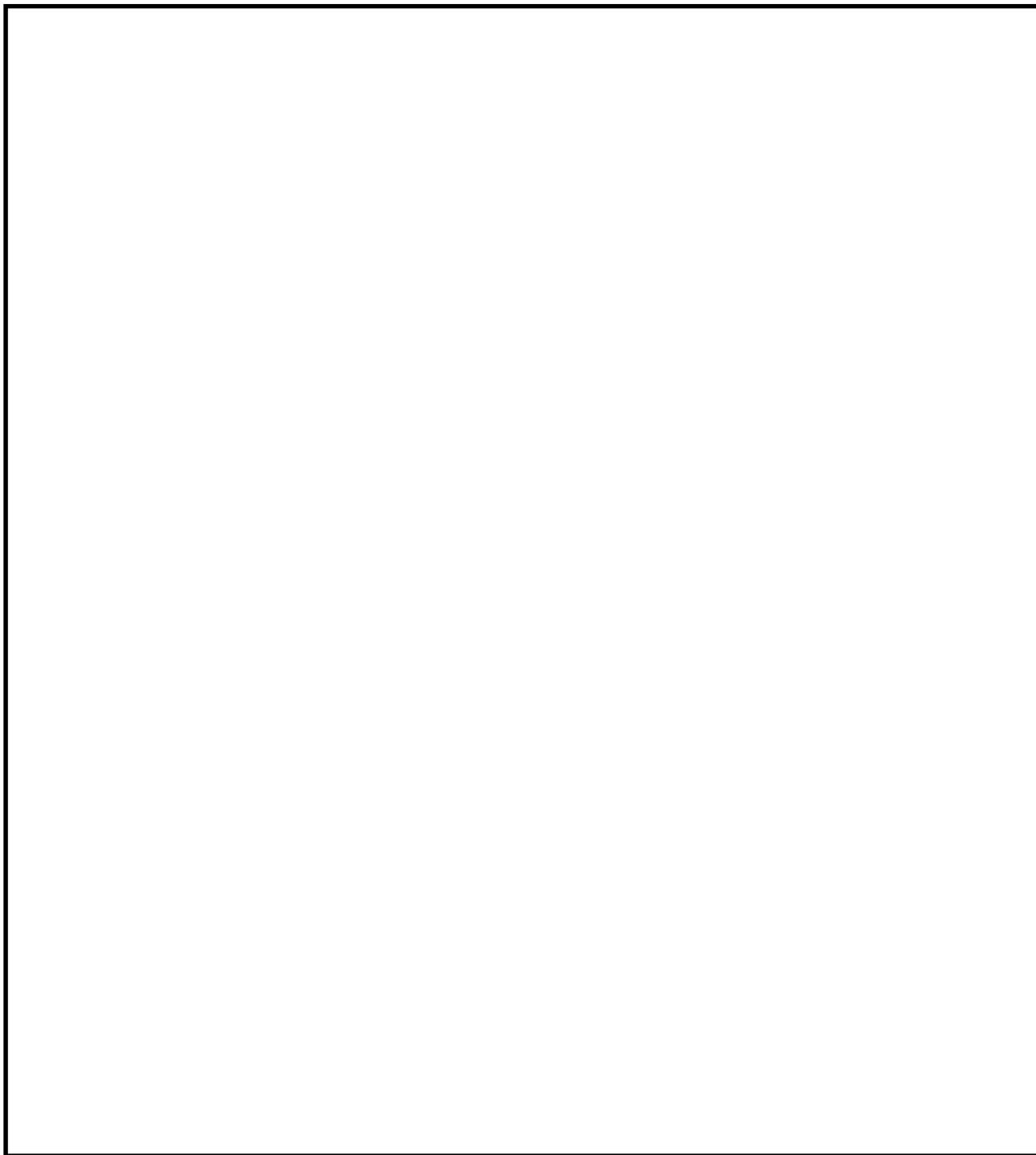
第 6 表 格納容器フィルタベント系配管からの直接ガンマ線

項目	評価条件		選定理由
遮蔽厚さ※	第一弁 (S/C側)	作業場所	ベント操作エリアにおける原子炉建屋壁，補助遮蔽設備等を考慮 (第 8 図～第 18 図参照)
		移動ルート	
	第一弁 (D/W側)	作業場所	
		移動ルート	
	第二弁	作業場所	
		移動ルート	
配管中心から評価点までの距離	第一弁 (S/C側)	作業場所	—
		移動ルート	
	第一弁 (D/W側)	作業場所	
		移動ルート	
	第二弁	作業場所	
		移動ルート	

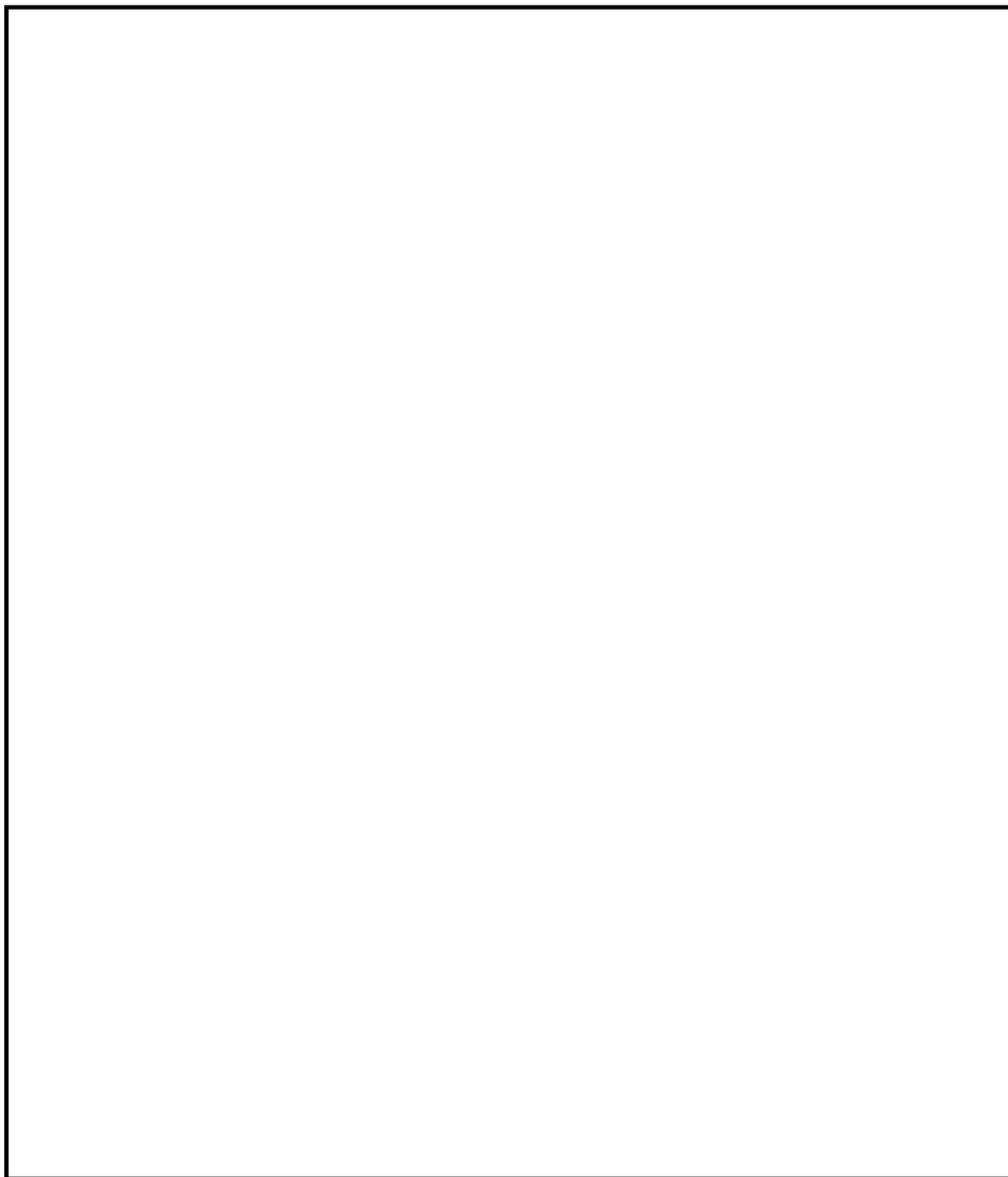
※遮蔽厚はコンクリート相当の厚さとする。

第 7 表 原子炉建屋からの直接ガンマ線及びスカイシャインガンマ線

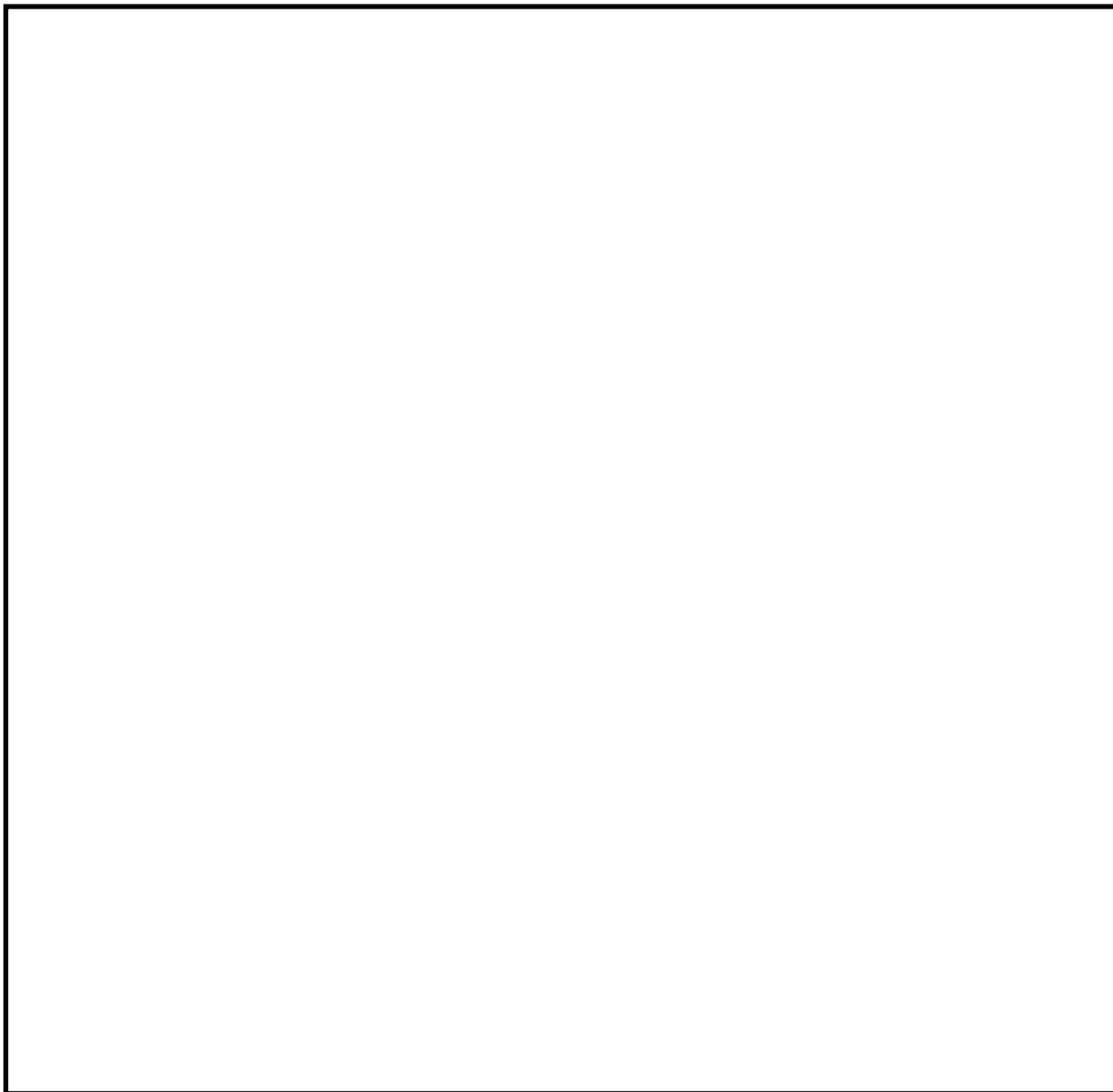
項目	評価条件	選定理由
原子炉建屋内線源強度分布	原子炉建屋内に放出された放射性物質が均一に分布	審査ガイドに示されたとおり設定
原子炉建屋のモデル	原子炉建屋の幾何形状をモデル化	建屋外壁を遮蔽体として考慮
直接ガンマ線・スカイシャインガンマ線評価コード	直接ガンマ線評価： QAD-CGGP2R スカイシャインガンマ線評価： ANISN G33-GP2R	現行許認可（添十）に同じ



第8図 第一弁（S / C側）操作場所及びアクセスルート



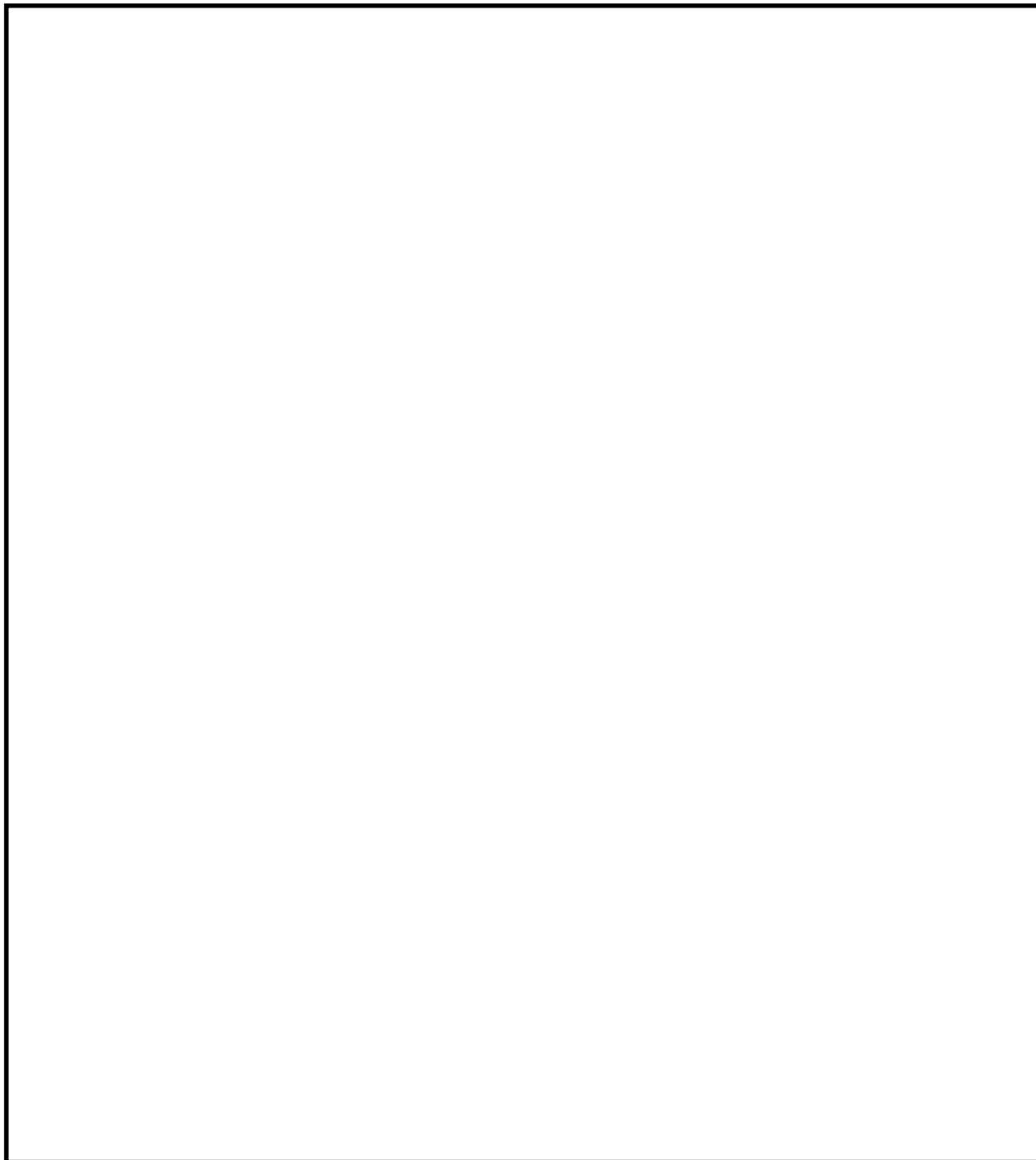
第9図 第一弁（S／C側）操作場所及びアクセスルート



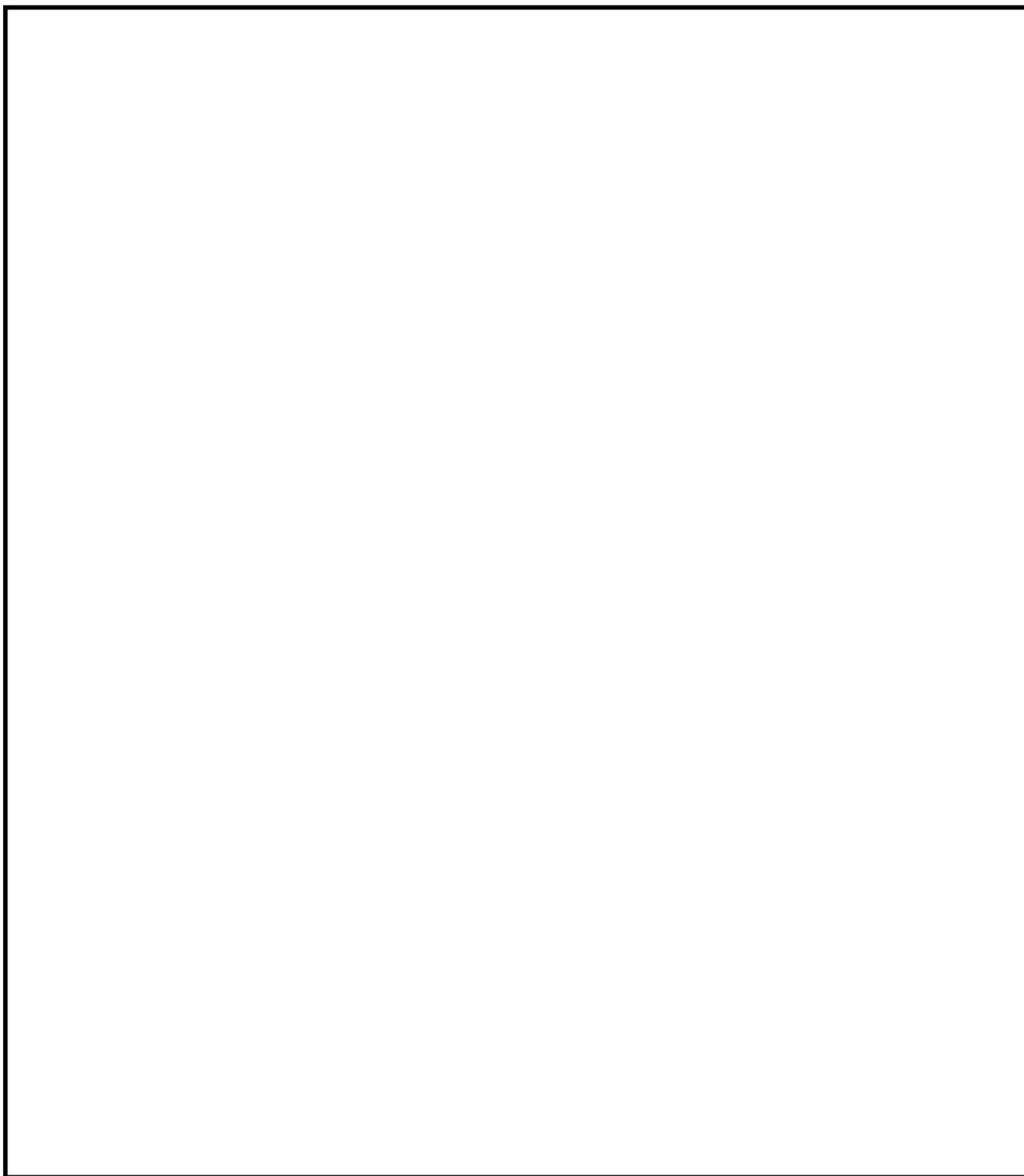
第10図 第一弁（S／C側）操作場所及びアクセスルート



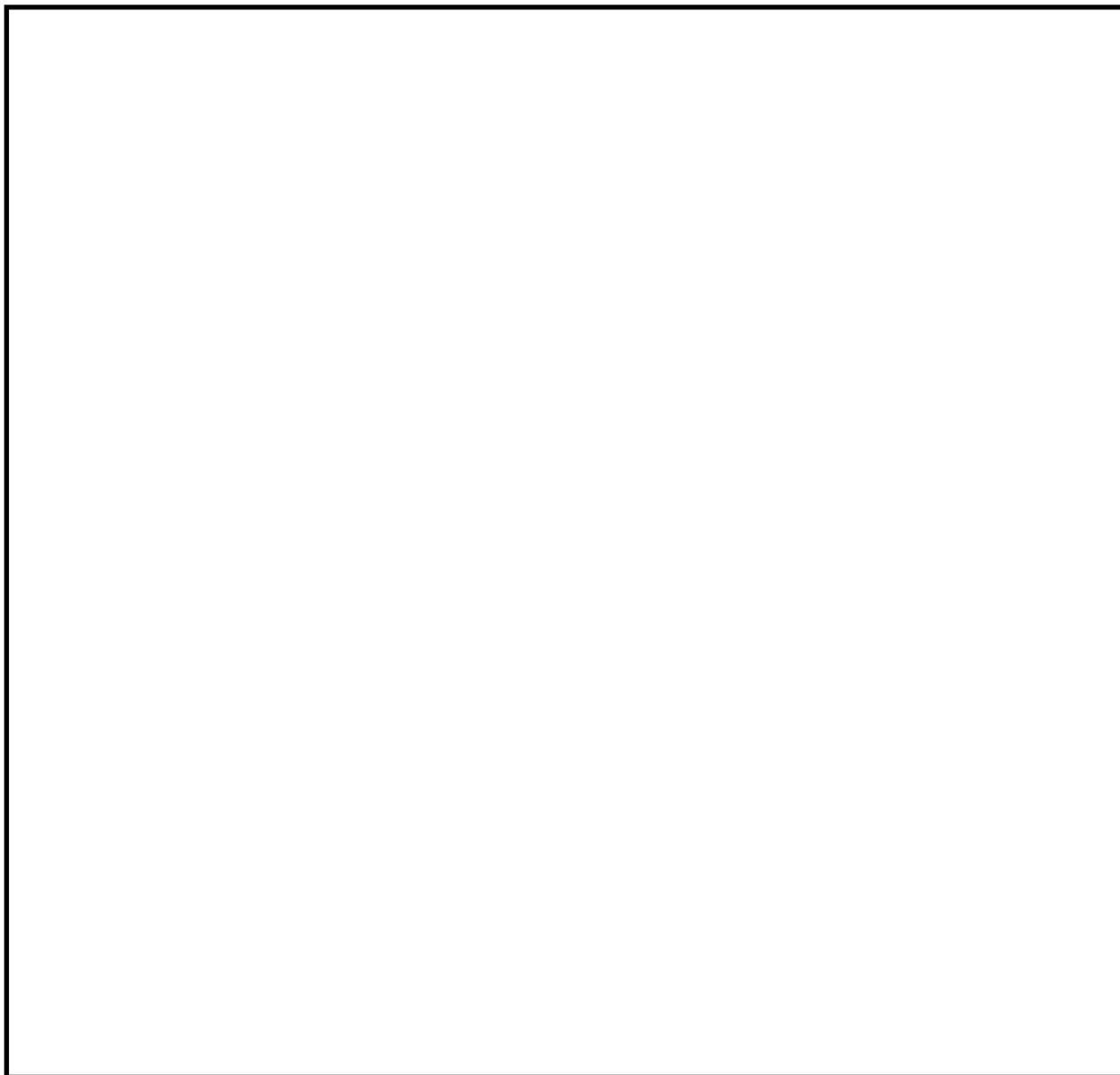
第11図 第一弁（D/W側）操作場所及びアクセスルート



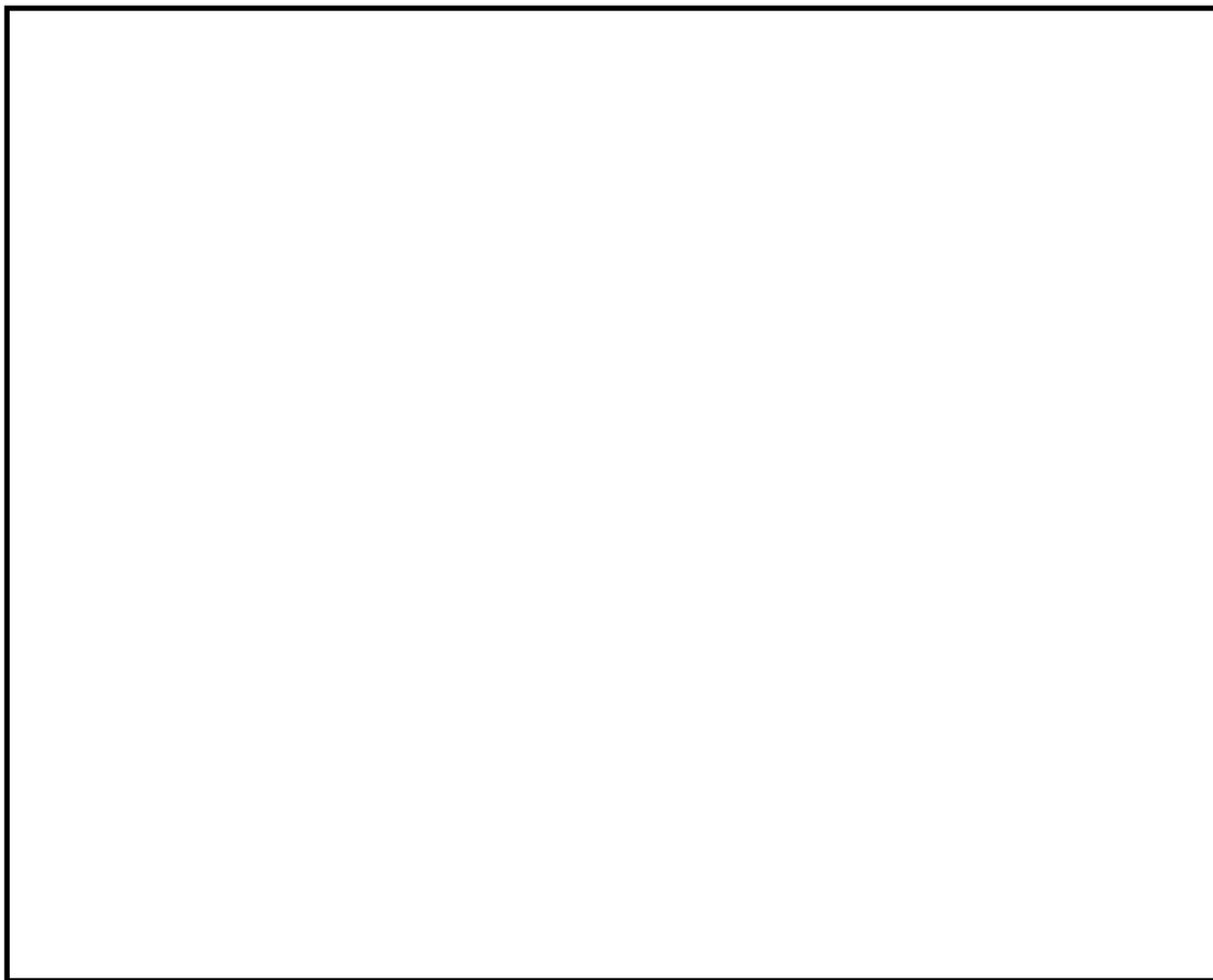
第12図 第一弁（D/W側）操作場所及びアクセスルート



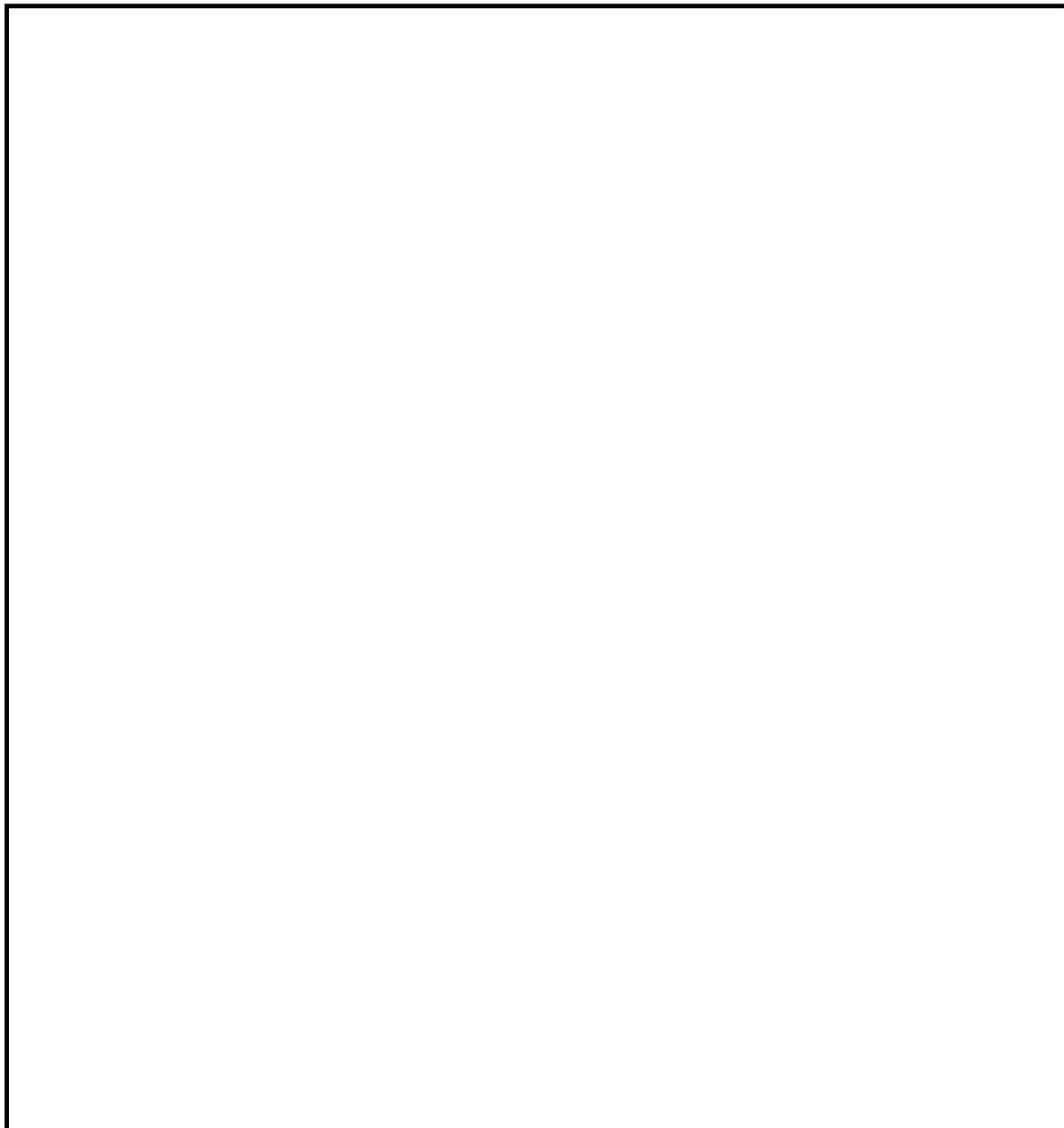
第13図 第一弁（D/W側）操作場所及びアクセスルート



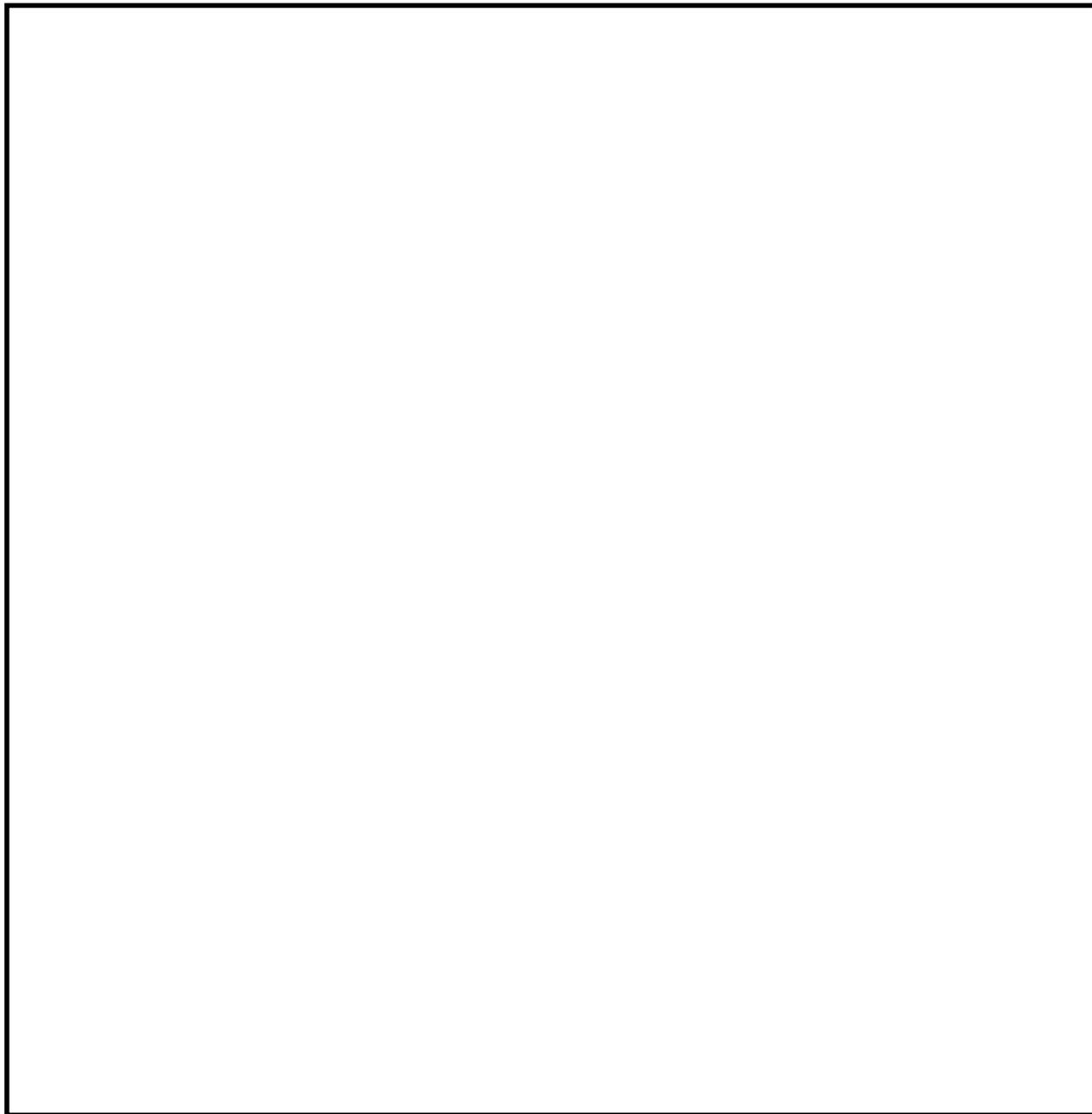
第14図 第一弁（D/W側）操作場所及びアクセスルート



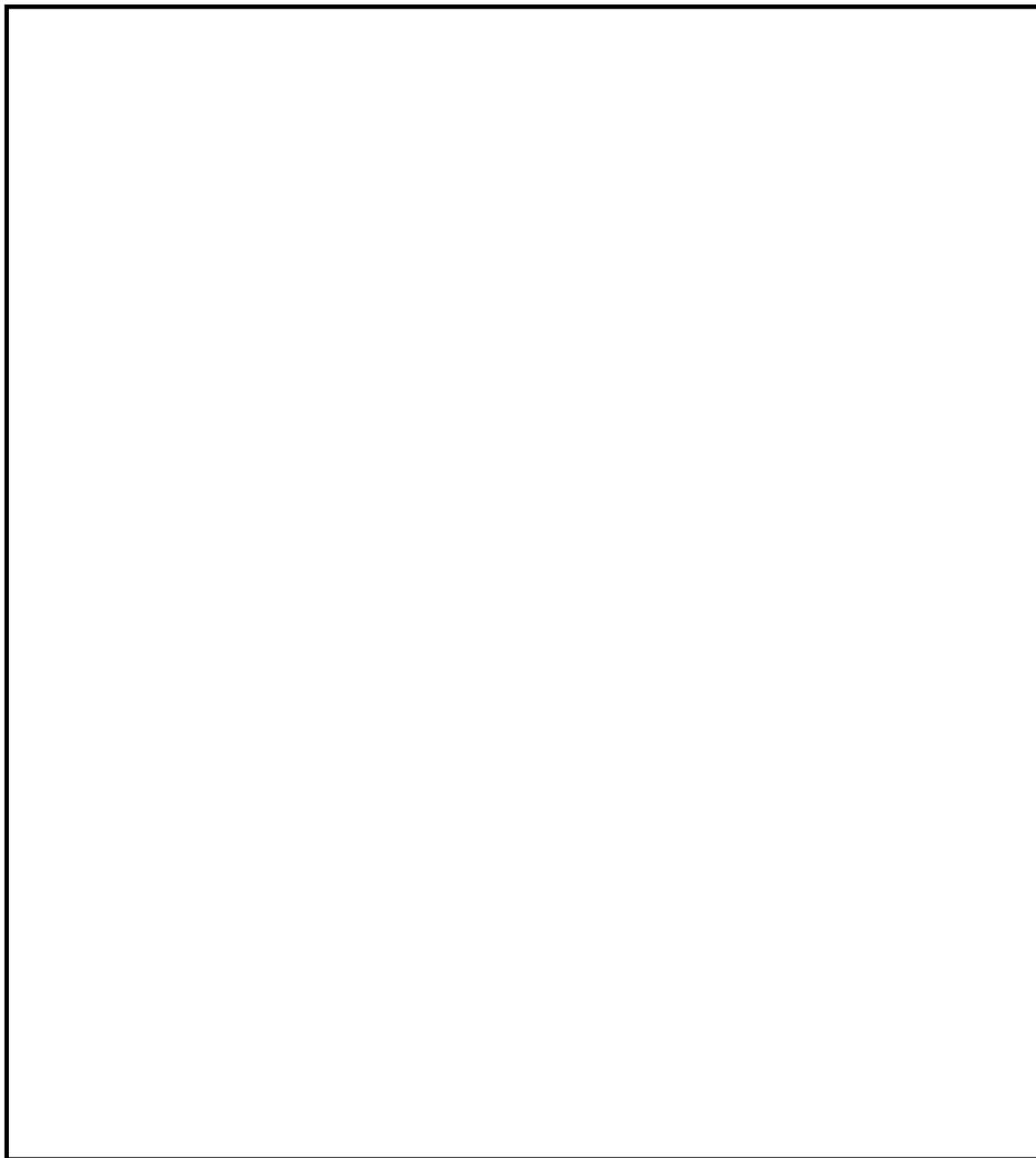
第15図 第二弁操作場所及びアクセスルート（屋外移動）



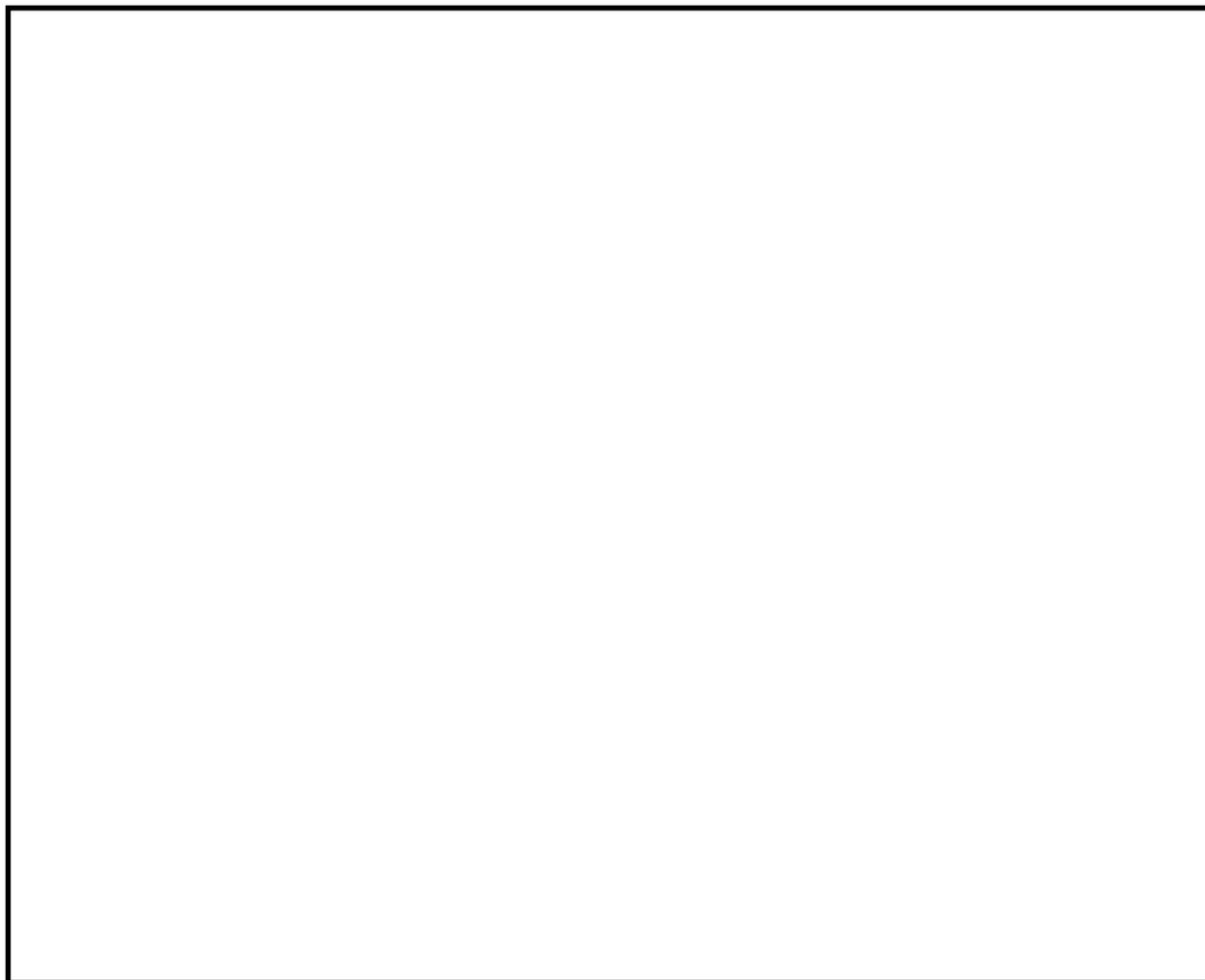
第16図 第二弁操作場所及びアクセスルート



第17図 第二弁操作場所及びアクセスルート



第18図 第二弁操作場所及びアクセスルート



第 19 図 大気中に放出された放射性物質の濃度評価点

第 8 表 第一弁開操作に伴う移動時及び作業時の被ばく線量

(単位：mSv/h)

被ばく経路		第一弁 (S/C側) 開操作		第一弁 (D/W側) 開操作	
		ベント操作時	屋内移動時 (中央制御室⇔作業場所)	ベント操作時	屋内/屋外移動時 (中央制御室⇔作業場所)
原子炉建屋内の放射性物質からのガンマ線による外部被ばく		約 1.9×10^0	約 2.7×10^0	約 4.2×10^0	約 4.2×10^0
大気中へ放出された放射性物質による被ばく	外部被ばく	屋内に流入する放射性物質の影響に包絡される		約 2.6×10^{-2}	約 2.6×10^{-2}
	内部被ばく			約 1.0×10^{-2} 以下	約 1.0×10^{-2} 以下
外気から作業場所内へ流入した放射性物質による被ばく	外部被ばく	約 1.0×10^{-2} 以下	約 1.0×10^{-2} 以下	大気中へ放出された放射性物質の影響に包絡される	
	内部被ばく	約 1.0×10^{-2} 以下	約 1.0×10^{-2} 以下		
ベント系配管内の放射性物質からのガンマ線による外部被ばく		約 1.0×10^{-2} 以下	約 5.7×10^{-2} (復路のみ)	約 2.4×10^{-1}	約 2.4×10^{-1} (復路のみ)
大気中へ放出され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		約 1.3×10^{-2}	約 1.2×10^1	約 1.1×10^1	約 1.2×10^1
合計線量率		約 1.9×10^0	約 1.4×10^1	約 1.5×10^1	約 1.6×10^1
作業時間及び移動時間		90分	70分 (往復)	90分	100分 (往復)
作業線量 (作業時及び移動時)		約 2.8×10^0 mSv	約 1.7×10^1 mSv	約 2.3×10^1 mSv	約 2.7×10^1 mSv
作業線量 (合計)		約 2.0×10^1 mSv		約 5.0×10^1 mSv	

※第一弁開操作はフィルタベント実施前に行う。
 ※移動ルートは中央制御室から作業場所であり屋内移動のみである。

第 9 表 第二弁開操作に伴う移動時及び作業時の被ばく線量（S/Cからのベント操作の場合）

(単位：mSv/h)

被ばく経路		第二弁開操作時 (ベント実施時)			屋内移動時 (原子炉建屋入口⇔作業場所)		屋外移動時 (緊急時対策所⇔原子炉建屋入口)	
		ベント開始～ 1時間	1時間～ 2時間	2時間～ 3時間	ベント 実施前	ベント 実施後	ベント 実施前	ベント 実施後
原子炉建屋内の放射性物質からの ガンマ線による外部被ばく		1.0×10^{-2} 以下	1.0×10^{-2} 以下	1.0×10^{-2} 以下	約 2.2×10^0	約 2.2×10^0	約 1.7×10^0	約 1.7×10^0
大気中へ放出された放射 性物質による被ばく	外部被ばく	屋内に流入する放射性物質の 影響に包絡される			屋内に流入する放射性物質の 影響に包絡される		約 4.8×10^{-2}	約 1.1×10^{-1}
	内部被ばく						1.0×10^{-2} 以下	約 2.7×10^{-2}
外気から作業場所内へ 流入した放射性物質 による被ばく	外部被ばく	約 3.6×10^0	約 4.4×10^{-2}	1.0×10^{-2} 以下	1.0×10^{-2} 以下	約 4.1×10^{-2}	屋外のため対象外	
	内部被ばく	正圧化により流入なし			1.0×10^{-2} 以下	約 2.7×10^{-2}		
ベント系配管内の放射性物質からの ガンマ線による外部被ばく		約 2.6×10^{-1}	約 2.6×10^{-1}	約 2.6×10^{-1}	約 7.7×10^{-2}	約 1.7×10^{-1}	屋外のため対象外	
大気中へ放出され地表面に沈着した 放射性物質からのガンマ線による被ばく		約 1.7×10^{-2}	約 1.7×10^{-2}	約 1.7×10^{-2}	約 1.2×10^1	約 1.2×10^1	約 1.2×10^1	約 1.2×10^1
合計線量率		約 3.8×10^0	約 3.3×10^{-1}	約 2.8×10^{-1}	約 1.4×10^1	約 1.4×10^1	約 1.4×10^1	約 1.4×10^1
作業時間及び移動時間		60分	60分	60分	10分 (往路)	10分 (復路)	35分 (往路)	35分 (復路)
作業線量 (作業時及び移動時)		約 3.8×10^0 mSv	約 3.3×10^{-1} mSv	約 2.8×10^{-1} mSv	約 2.3×10^0 mSv	約 2.3×10^0 mSv	約 8.1×10^0 mSv	約 8.1×10^0 mSv
作業線量 (合計)		約 2.5×10^1 mSv						

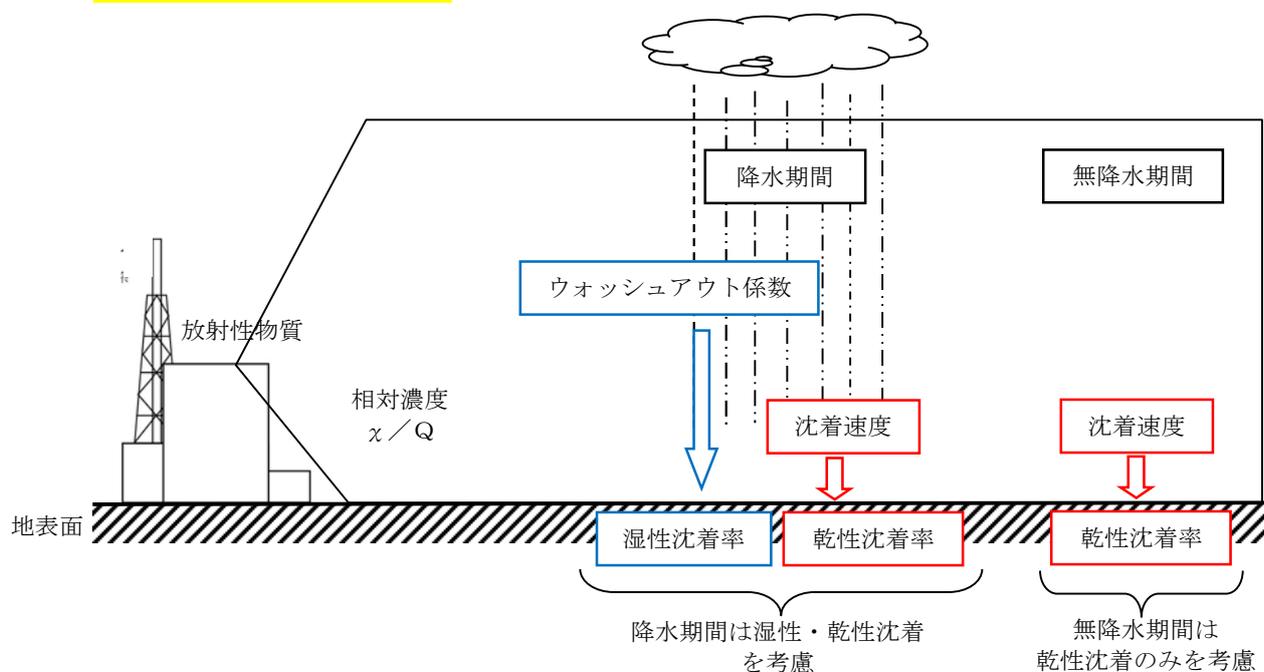
第 10 表 第二弁開操作に伴う移動時及び作業時の被ばく線量 (D/Wからのベント操作の場合)

(単位 : mSv/h)

被ばく経路		第二弁開操作時 (ベント実施時)			屋内移動時 (原子炉建屋入口⇄作業場所)		屋外移動時 (緊急時対策所⇄原子炉建屋入口)	
		ベント開始～ 1時間	1時間～ 2時間	2時間～ 3時間	ベント 実施前	ベント 実施後	ベント 実施前	ベント 実施後
原子炉建屋内の放射性物質からの ガンマ線による外部被ばく		1.0×10 ⁻² 以下	1.0×10 ⁻² 以下	1.0×10 ⁻² 以下	約2.3×10 ⁰	約2.3×10 ⁰	約1.7×10 ⁰	約1.7×10 ⁰
大気中へ放出された放射 性物質による被ばく	外部被ばく	屋内に流入する放射性物質の 影響に包絡される			屋内に流入する放射性物質の 影響に包絡される		約4.8×10 ⁻²	約1.5×10 ¹
	内部被ばく						1.0×10 ⁻² 以下	約1.3×10 ⁰
外気から作業場所内へ 流入した放射性物質 による被ばく	外部被ばく	約3.1×10 ⁰	約2.6×10 ⁻¹	約6.0×10 ⁻²	1.0×10 ⁻² 以下	約8.3×10 ⁰	屋外のため対象外	
	内部被ばく	正圧化により流入なし			1.0×10 ⁻² 以下	約1.3×10 ⁰		
ベント系配管内の放射性物質からの ガンマ線による外部被ばく		約2.9×10 ⁻¹	約2.9×10 ⁻¹	約2.9×10 ⁻¹	約1.8×10 ⁻²	約1.9×10 ⁻¹	屋外のため対象外	
大気中へ放出され地表面に沈着した 放射性物質からのガンマ線による被ばく		約2.3×10 ⁻²	約2.3×10 ⁻²	約2.3×10 ⁻²	約1.2×10 ¹	約1.6×10 ¹	約1.2×10 ¹	約1.6×10 ¹
合計線量率		約3.4×10 ⁰	約5.8×10 ⁻¹	約3.8×10 ⁻¹	約1.4×10 ¹	約2.8×10 ¹	約1.4×10 ¹	約3.4×10 ¹
作業時間及び移動時間		60分	60分	60分	10分 (往路)	10分 (復路)	35分 (往路)	35分 (復路)
作業線量 (作業時及び移動時)		約3.4×10 ⁰ mSv	約5.8×10 ⁻¹ mSv	約3.8×10 ⁻¹ mSv	約2.3×10 ⁰ mSv	約4.6×10 ⁰ mSv	約8.1×10 ⁰ mSv	約2.0×10 ¹ mSv
作業線量 (合計)		約4.0×10 ¹ mSv						

補足 1 地表面への沈着速度の設定について

地表面への放射性物質の沈着は、第 1 図に示すように乾性沈着と湿性沈着によって発生する。乾性沈着は地上近くの放射性物質が、地面状態等によって決まる沈着割合（沈着速度）に応じて地表面に沈着する現象であり、放射性物質の地表面濃度に沈着速度をかけることで計算される。湿性沈着は降水によって放射性物質が雨水に取り込まれ、地表面に落下・沈着する現象であり、大気中の放射性物質の濃度分布と降水強度及び沈着の割合を示すウォッシュアウト係数によって計算される。



第 1 図 地表面沈着のイメージ

現場作業の線量影響評価においては、地表面の放射性物質の沈着速度として、乾性沈着及び降雨による湿性沈着を考慮した地表面沈着速度として 0.5cm/s を用いる。

以下では、湿性沈着を考慮した地表面沈着速度として 0.5cm/s を用いることの適用性について確認した。

1. 評価手法

湿性沈着を考慮した地表面沈着速度（0.5cm/s）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% 値を求め、乾性沈着率の累積出現頻度 97% 値との比を求める。その比と乾性沈着速度（0.3cm/s、補足 3 参照）の積が 0.5cm/s を超えていないことを確認する。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）」[【解説 5.3】(1)] に従い、放出経路毎の相対濃度を用いて評価した。

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

$(\chi/Q)_D(x,y,z)_i$: 時刻 i での乾性沈着率 [$1/m^2$]

$\chi/Q(x,y,z)_i$: 時刻 i での相対濃度 [s/m^3]

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

(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 $(\chi/Q)_w(x,y)_i$ は学会標準解説 4.11 より以下のように表される。

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

.....②

$\left(\frac{\chi}{Q}\right)_w(x,y)_i$: 時刻 i での湿性沈着率 [$1/m^2$]

$\frac{\chi}{Q}(x,y,0)_i$: 時刻 i での地表面高さでの相対濃度 [s/m^3]

Λ_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]

Σ_{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。

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 (①+②)

乾性沈着率の累積出現頻度 97% 値 (①)

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

2. 評価結果

沈着率の評価結果を第 1 表に示す。

乾性沈着率に各放出点の相対濃度を用いたとき、各地表面沈着率（乾性+湿性）は乾性沈着率の約 1.22~1.34 倍程度となった。

以上より、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 (0.3cm/s) の 1.34 倍 (約 0.4cm/s) から保守的に 0.5cm/s と設定することは適切であると考えられる。また、有機よう素の湿性沈着を考慮した沈着速度は、NRPB-B322 レポートから乾性沈着速度 10^{-3} (cm/s) を引用する。(補足 2 参照)

なお、中央制御室の居住性評価及び緊急時対策所の居住性評価においては、更に保守性を持たせ、沈着速度として 1.2cm/s を採用している。

第 1 表 沈着率評価結果

放出点	相対濃度 (s/m^3)	乾性沈着率 (①) ($1/m^2$)	乾性沈着率 +湿性沈着率 (①+②) ($1/m^2$)	③比 ((①+②) /①)	湿性沈着を考慮 した沈着速度 (cm/s)
原子炉建屋	約 8.3×10^{-4}	約 2.5×10^{-6}	約 3.0×10^{-6}	約 1.22	約 0.36
原子炉 建屋屋上	約 4.2×10^{-4}	約 1.2×10^{-6}	約 1.5×10^{-6}	約 1.22	約 0.36
排気筒	約 3.0×10^{-6}	約 8.9×10^{-9}	約 1.2×10^{-8}	約 1.34	約 0.40

補足 2 有機よう素の乾性沈着速度について

原子炉建屋から放出されるよう素のうち、無機よう素はエアロゾルと同じ沈着速度を用いる。有機よう素についてはエアロゾルと別に設定した。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 $10^{-4} \sim 10^{-2} \text{ cm/s}$ 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の乾性沈着速度 0.3 cm/s に比べて小さいことがいえる。

また、原子力発電所内は、コンクリート、道路、芝生及び木々で構成されて

いるがエアロゾルへ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。

※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} 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^{-3} m s^{-1} and the 'conservative' value as 10^{-4} 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.

補足 3 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、地表面への放射性物質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 ，補足 1 参照）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。以下に，乾性沈着速度の設定の考え方を示す。

エアロゾルの乾性沈着速度は，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。原子力発電所内も同様の構成であるため，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 $0.5\mu\text{m}\sim 5\mu\text{m}$ 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，相対的に粒子径の大きなエアロゾル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の放出は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 $0.1\mu\text{m}\sim 5\mu\text{m}$ の粒径では沈着速度は 0.3cm/s 程度（第 1 図）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。

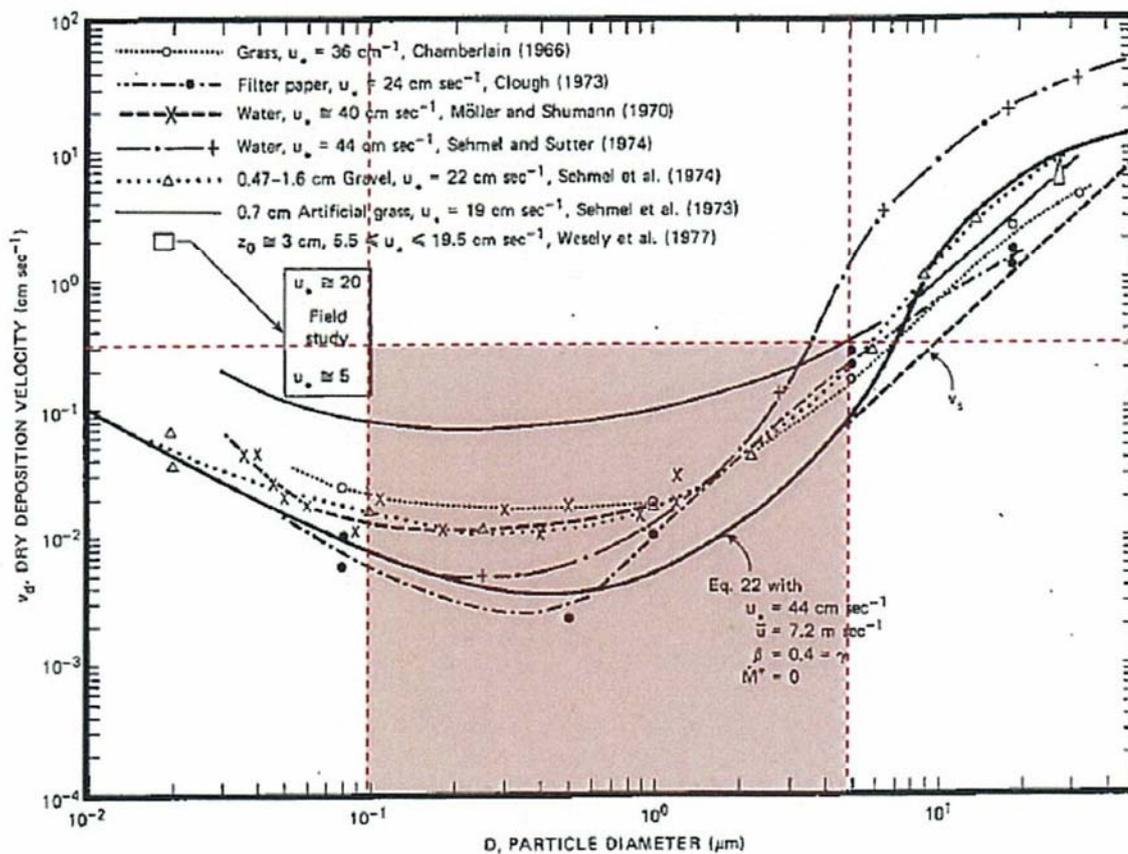


Fig. 4 Dry deposition velocity as a function of particle size. Data were obtained from a number of publications.¹⁹⁻²³ The theoretical curve appropriate for a smooth surface is shown for comparison. Note that the theoretical curve is strongly dependent on the value for u_* and that Eq. 22 does not contain a parameterization for surface roughness. For a preliminary study of the effect of surface roughness and other factors, see Ref. 5.

第 1 図 様々な粒径における地表沈着速度 (Nuclear Safety Vol. 19^{*2})

※1 J.L. Sprung 等 : Evaluation of severe accident risk : quantification of major input parameters, NUREG/CR-4451 Vol.2 Rev.1 Part 7, 1990

※2 W.G.N. Slinn : Environmental Effects, 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

(参考) シビアアクシデント時のエアロゾルの粒径について

シビアアクシデント時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径分布として「 $0.1\mu\text{m}\sim 5\mu\text{m}$ 」の範囲であることは、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。

シビアアクシデント時には原子炉格納容器内にスプレー等による注水が実施されることから、シビアアクシデント時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第1表の②、⑤に示す試験等を調査した。さらに、シビアアクシデント時のエアロゾル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シビアアクシデント時のエアロゾルの挙動の試験等（第1表の①、③、④）を調査した。以上の調査結果を第1表に示す。

この表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、1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径はこれらのエアロゾル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カバーする値として、 $0.1\mu\text{m}\sim 5\mu\text{m}$ のエアロゾルを想定することは妥当である。

第 1 表 シビアアクシデント時のエアロゾル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	エアロゾル粒径 (μm)	備考
①	LACE LA2 ^{※1}	約0.5~5 (第1図参照)	シビアアクシデント時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した条件とした比較試験
②	NUREG/CR-5901 ^{※2}	0.25~2.5 (参考1-1)	原子炉格納容器内に水が存在し、熔融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が実施した試験 ^{※3}	0.1~3.0 (参考1-2)	シビアアクシデント時の炉心損傷を考慮した1次系内のエアロゾル挙動に着目した実験
④	PBF-SFD ^{※3}	0.29~0.56 (参考1-2)	シビアアクシデント時の炉心損傷を考慮した1次系内のエアロゾル挙動に着目した実験
⑤	PHEBUS-FP ^{※3}	0.5~0.65 (参考1-2)	シビアアクシデント時のFP挙動の実験 (左記のエアロゾル粒径はPHEBUS 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)

※1 J. H. Wilson and P. C. Arwood, Summary of Pretest Aerosol Code Calculations for LWR Aerosol Containment Experiments (LACE) LA2, ORNL A. L. Wright, J. H. Wilson and P.C. Arwood, PRETEST AEROSOL CODE COMPARISONS FOR LWR AEROSOL CONTAINMENT TESTS LA1 AND 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)

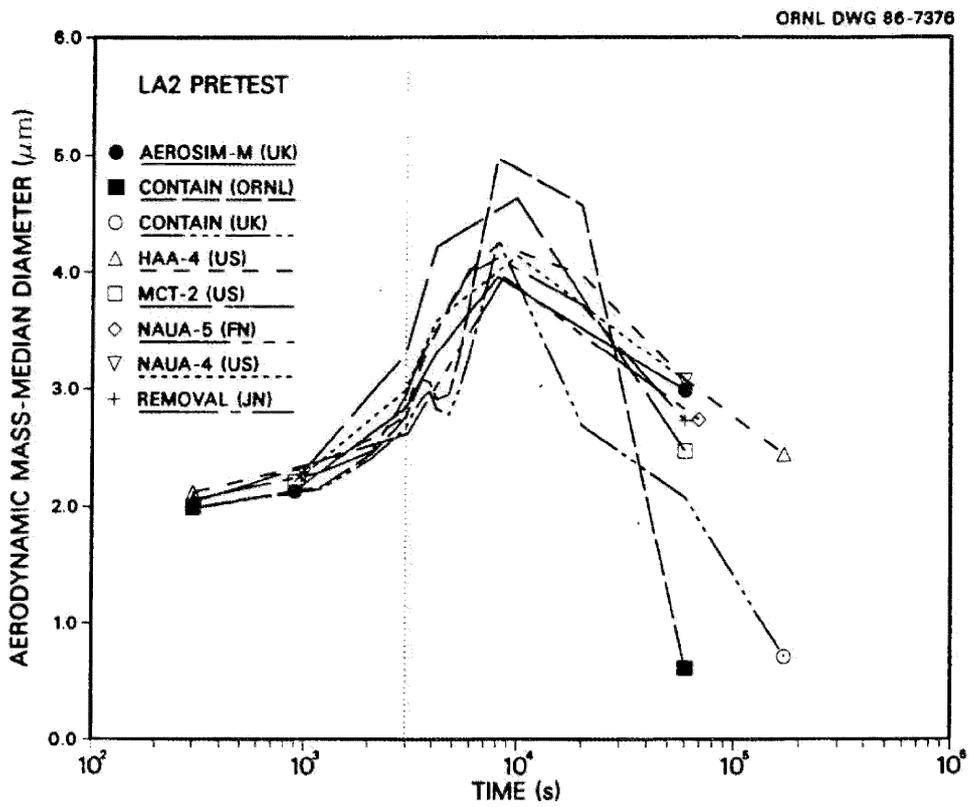


Fig. 11. LA2 pretest calculations — aerodynamic mass median diameter vs time.

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

so-called "quench" temperature. At temperatures below this quench temperature the kinetics of gas phase reactions among CO, CO₂, H₂, and H₂O 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)₂ ($\rho = 2.2 \text{ g/cm}^3$) or SiO₂ ($\rho = 2.2 \text{ g/cm}^3$) from the concrete and UO₂ ($\rho = 10 \text{ g/cm}^3$) or ZrO₂ ($\rho = 5.9 \text{ g/cm}^3$) 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/cm³. The upper limit is chosen based on the assumption that suspended UO₂ 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 ϵ 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 μm 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, UO_2 with a solid density of around 10 g/cm^3 is the predominant aerosol material. As the interaction progresses, oxides of iron, manganese and chromium with densities of about 5.5 g/cm^3 and condensed products of concrete decomposition such as Na_2O , K_2O , Al_2O_3 , SiO_2 , and CaO with densities of 1.3 to 4 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 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 ϵ 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:

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

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

参考1-2 STATE-OF-THE-ART REPORT ON NUCLEAR AEROSOLS,
NEA/CSNI/R(2009)5の抜粋及び試験の概要

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 μm formed (though their composition was not established) then these agglomerated giving rise to a mixture of compact particles between 0.1 and 3.0 μm 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 μm (elimination of the first filter due to it being early with respect to the main transient gives the range 0.32-0.56 μm) 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 PHEBUS FP

The aerosol size distributions were fairly lognormal with an average size (AMMD) in FPT0 of 2.4 μm at the end of the 5-hour bundle-degradation phase growing to 3.5 μm before stabilizing at 3.35 μm ; aerosol size in FPT1 was slightly larger at between 3.5 and 4.0 μm . Geometric-mean diameter (d_{50}) of particles in FPT1 was seen to be between 0.5 and 0.65 μm ; 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
AFCLが実施した実験	CANDUのジルカロイ被覆管燃料を使用した、1次系でも核分裂生成物の挙動についての試験
PBF-SFD	米国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の放出についての試験
PHEBUS FP	フランスカダラッシュ研究所のPHEBUS研究炉で実施された、シビアアクシデント条件下での炉心燃料から1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験燃料を用いた総合試験

スクラビング水補給及び窒素供給作業の作業員の被ばく評価

格納容器圧力逃がし装置フィルタ装置格納槽へのスクラビング水の補給及び原子炉建屋系統内への窒素ガスの供給作業における作業員の被ばく評価を以下のとおり行った。

(1) 評価条件

a. 放出量評価条件

想定事象として格納容器破損モード「大LOCA+高圧炉心冷却失敗+低圧炉心冷却失敗+全交流動力電源喪失」で想定される事故シーケンスにおいて、代替循環冷却系を使用しない場合を想定した事故シナリオを選定する。また、放出量評価条件を第1表、大気中への放出過程を第1図～第4図に示す。また、サプレッション・チェンバ（S/C）からのベントを行う場合及びドライウェル（D/W）からのベントを行う場合のそれぞれについて評価を行った。

b. 被ばく評価条件

被ばく経路は、第5図及び第6図に示すとおり大気中へ放出される放射性物質による外部被ばく及び内部被ばく、地表面に沈着した放射性物質からのガンマ線、原子炉建屋からの直接ガンマ線等による外部被ばくを考慮した。

大気中へ放出される放射性物質による外部被ばく及び内部被ばく、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については、第2表～第4表に示すとおり拡散効果等を考慮し、作業場所における相対線量（D/Q）及び相対濃度（ χ /Q）から被ばく評価を行った。なお、内部被ばくについてはマスク等の放射線防護効果を考慮し評価を行った。

原子炉建屋及びフィルタ装置格納槽からの直接ガンマ線等による外部被ばくについては、第 5 表及び第 6 表に示すとおり原子炉建屋の外壁及びフィルタ装置格納槽の遮蔽壁の遮蔽効果を考慮し評価を行った。

c. 評価地点

評価地点は、第 7 図に示すとおりとした。

d. 作業開始時間

スクラビング水の補給及び窒素ガスの供給は事象発生から 7 日後に実施することを想定し評価した。

(2) 評価結果

スクラビング水の補給及び窒素ガスの供給作業場所の線量率は、第 7 表及び第 8 表に示すとおり、サプレッション・チェンバ (S/C) からのベントを行う場合、スクラビング水の補給作業については 13mSv/h、窒素ガスの供給作業については 3.6mSv/h となり、ドライウエル (D/W) からのベントを行う場合、スクラビング水の補給作業については 15mSv/h、窒素ガスの供給作業については 4.6mSv/h となり、スクラビング水の補給及び窒素ガスの供給作業を行うことができることを確認した。

第 1 表 放出量評価条件 (1/3)

項目	評価条件	選定理由
評価事象	「大LOCA+高圧炉心冷却失敗+低圧炉心冷却失敗+全交流動力電源喪失」(代替循環冷却系を使用しない場合)	格納容器破損防止対策の有効性評価で想定する格納容器破損モードのうち、原子炉制御室の運転員又は対策要員の被ばくの観点から結果が最も厳しくなる事故収束に成功した事故シナリオを選定
炉心熱出力	3293MWt	定格熱出力
運転時間	1 サイクル当たり 10,000 時間 (416 日)	1 サイクル 13 ヶ月 (395 日) を考慮して設定
取替炉心の燃料装荷割合	1 サイクル : 0.229 (200 体) 2 サイクル : 0.229 (200 体) 3 サイクル : 0.229 (200 体) 4 サイクル : 0.229 (200 体) 5 サイクル : 0.084 (72 体)	取替炉心の燃料装荷割合に基づき設定
放出開始時間	格納容器漏えい : 事象発生直後 格納容器ベント : 事象発生から約 19h 後	MAAP 解析結果
格納容器内 pH 制御の効果	考慮しない	格納容器内 pH 制御設備は、重大事故等対処設備と位置付けていないため、保守的に設定
よう素の形態	粒子状よう素 : 5% 無機よう素 : 91% 有機よう素 : 4%	R. G. 1. 195 ^{*1} に基づき設定
格納容器から原子炉建屋への漏えい率 (希ガス及びエアロゾル)	1Pd以下 : 0.9Pdで0.5%/day 1Pd超過 : 2Pdで1.3%/day	MAAP 解析にて格納容器の開口面積を設定し格納容器圧力に応じ漏えい率が変化するものとし、格納容器の設計漏えい率 (0.9Pd で 0.5%/day) 及びAECの式に基づき設定

第 1 表 放出量評価条件 (2/3)

項目	評価条件		選定理由																																
格納容器から原子炉建屋への漏えい率 (無機よう素及び有機よう素)	1.5h後～19.5h後 : 1.3%/day (一定) その他の期間 : 0.5%/day (一定)		格納容器の設計漏えい率 (0.5%/day) 及び A E C の式に基づき設定 (格納容器圧力が 0.9Pd を超える期間を包絡するように 1.3%/day の漏えい率を設定)																																
格納容器内での除去効果 (エアロゾル)	M A A P 解析に基づく		M A A P 解析で評価																																
格納容器内での除去効果 (有機よう素)	考慮しない		保守的に設定																																
格納容器等への除去効果 (無機よう素)	自然沈着率 9.0×10^{-4} (1/s) (格納容器内の最大存在量から 1/200 まで)		CSE 実験及び Standard Review Plan 6.5.2 ^{**2} に基づき設定																																
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 (無機よう素及び有機よう素)	S/C ベント 無機よう素 : 10 有機よう素 : 1	D/W ベント 無機よう素 : 1 有機よう素 : 1	Standard Review Plan 6.5.5 ^{**3} に基づき設定																																
格納容器から原子炉建屋への漏えい割合	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>S/C ベント</th> <th>D/W ベント</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>希ガス類</td> <td>: 約 4.3×10^{-3}</td> <td>: 約 4.4×10^{-3}</td> </tr> <tr> <td>C s I 類</td> <td>: 約 6.3×10^{-5}</td> <td>: 約 6.3×10^{-5}</td> </tr> <tr> <td>C s O H 類</td> <td>: 約 3.2×10^{-5}</td> <td>: 約 3.2×10^{-5}</td> </tr> <tr> <td>S b 類</td> <td>: 約 6.8×10^{-6}</td> <td>: 約 6.8×10^{-6}</td> </tr> <tr> <td>T e O₂ 類</td> <td>: 約 6.8×10^{-6}</td> <td>: 約 6.8×10^{-6}</td> </tr> <tr> <td>S r O 類</td> <td>: 約 2.7×10^{-6}</td> <td>: 約 2.8×10^{-6}</td> </tr> <tr> <td>B a O 類</td> <td>: 約 2.7×10^{-6}</td> <td>: 約 2.8×10^{-6}</td> </tr> <tr> <td>M o O₂ 類</td> <td>: 約 3.4×10^{-7}</td> <td>: 約 3.4×10^{-7}</td> </tr> <tr> <td>C e O₂ 類</td> <td>: 約 6.8×10^{-8}</td> <td>: 約 6.8×10^{-8}</td> </tr> <tr> <td>L a₂O₃ 類</td> <td>: 約 2.7×10^{-8}</td> <td>: 約 2.8×10^{-8}</td> </tr> </tbody> </table>		S/C ベント	D/W ベント	希ガス類	: 約 4.3×10^{-3}	: 約 4.4×10^{-3}	C s I 類	: 約 6.3×10^{-5}	: 約 6.3×10^{-5}	C s O H 類	: 約 3.2×10^{-5}	: 約 3.2×10^{-5}	S b 類	: 約 6.8×10^{-6}	: 約 6.8×10^{-6}	T e O ₂ 類	: 約 6.8×10^{-6}	: 約 6.8×10^{-6}	S r O 類	: 約 2.7×10^{-6}	: 約 2.8×10^{-6}	B a O 類	: 約 2.7×10^{-6}	: 約 2.8×10^{-6}	M o O ₂ 類	: 約 3.4×10^{-7}	: 約 3.4×10^{-7}	C e O ₂ 類	: 約 6.8×10^{-8}	: 約 6.8×10^{-8}	L a ₂ O ₃ 類	: 約 2.7×10^{-8}	: 約 2.8×10^{-8}	M A A P 解析結果及び N U R E G - 1465 ^{**4} に基づき設定
	S/C ベント	D/W ベント																																	
希ガス類	: 約 4.3×10^{-3}	: 約 4.4×10^{-3}																																	
C s I 類	: 約 6.3×10^{-5}	: 約 6.3×10^{-5}																																	
C s O H 類	: 約 3.2×10^{-5}	: 約 3.2×10^{-5}																																	
S b 類	: 約 6.8×10^{-6}	: 約 6.8×10^{-6}																																	
T e O ₂ 類	: 約 6.8×10^{-6}	: 約 6.8×10^{-6}																																	
S r O 類	: 約 2.7×10^{-6}	: 約 2.8×10^{-6}																																	
B a O 類	: 約 2.7×10^{-6}	: 約 2.8×10^{-6}																																	
M o O ₂ 類	: 約 3.4×10^{-7}	: 約 3.4×10^{-7}																																	
C e O ₂ 類	: 約 6.8×10^{-8}	: 約 6.8×10^{-8}																																	
L a ₂ O ₃ 類	: 約 2.7×10^{-8}	: 約 2.8×10^{-8}																																	
原子炉建屋から大気への漏えい率 (非常用ガス処理系及び非常用ガス再循環系の起動前)	無限大/day (地上放出) (格納容器から原子炉建屋へ漏えいした放射性物質は、即座に大気へ漏えいするものとして評価)		保守的に設定																																
原子炉建屋から大気への放出率 (非常用ガス処理系及び非常用ガス再循環系の起動後)	1 回/day (排気筒放出)		設計値に基づき設定 (非常用ガス処理系のファン容量)																																

第 1 表 放出量評価条件 (3/3)

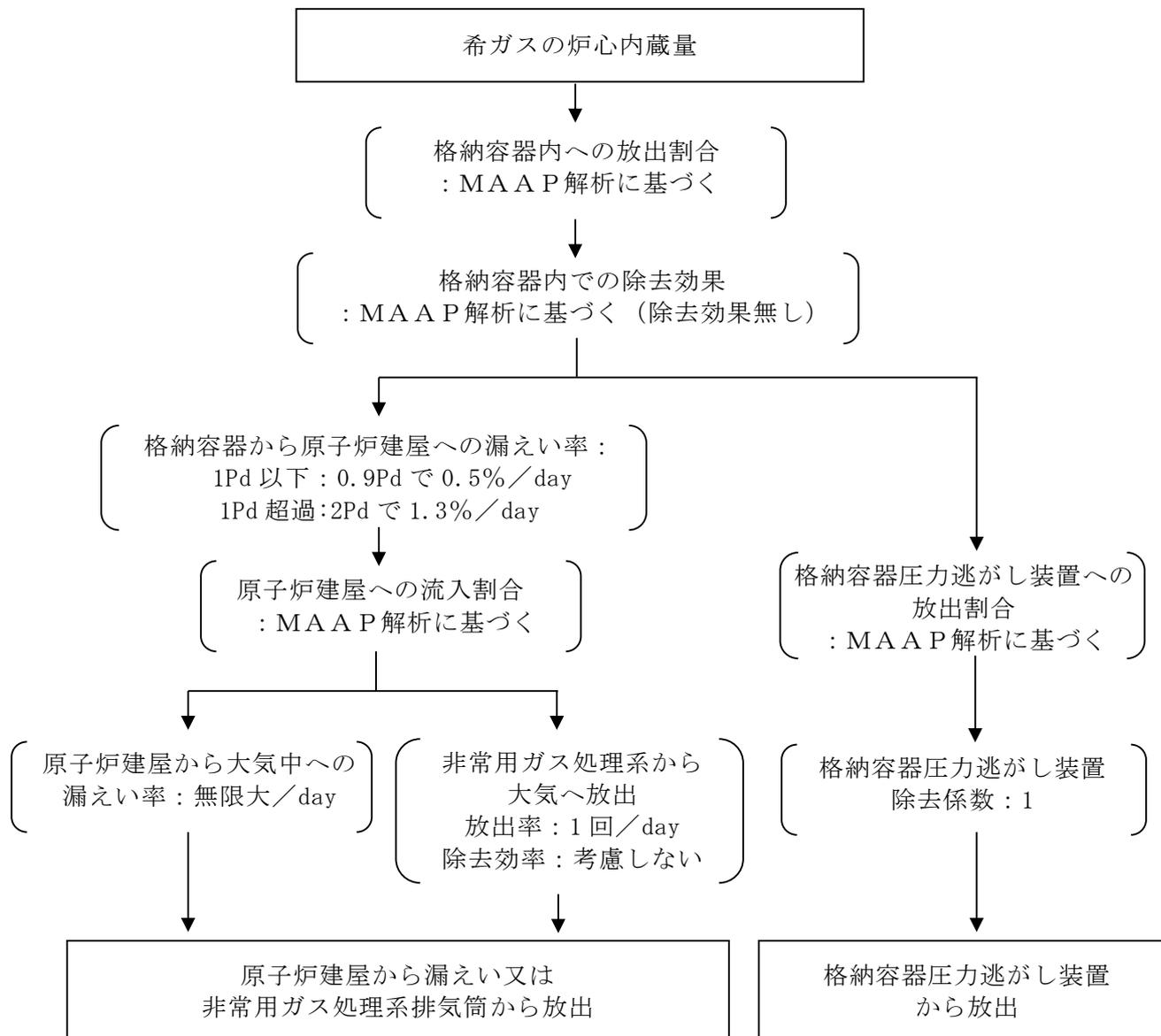
項目	評価条件			選定理由
非常用ガス処理系及び非常用ガス再循環系の起動時間	事象発生から2h後			起動操作時間に余裕を見込み設定
非常用ガス処理系及び非常用ガス再循環系のフィルタ除去効率	考慮しない			保守的に設定
格納容器圧力逃がし装置への放出割合	希ガス類 : 約 9.5×10^{-1} CsI類 : 約 1.1×10^{-6} CsOH類 : 約 4.0×10^{-7} Sb類 : 約 9.0×10^{-8} TeO ₂ 類 : 約 9.0×10^{-8} SrO類 : 約 3.6×10^{-8} BaO類 : 約 3.6×10^{-8} MoO ₂ 類 : 約 4.5×10^{-9} CeO ₂ 類 : 約 9.0×10^{-10} La ₂ O ₃ 類 : 約 3.6×10^{-10}	S/Cベント : 約 9.5×10^{-1}	D/Wベント : 約 9.5×10^{-1} : 約 4.0×10^{-3} : 約 7.5×10^{-3} : 約 1.5×10^{-3} : 約 1.5×10^{-3} : 約 5.8×10^{-4} : 約 5.8×10^{-4} : 約 7.2×10^{-5} : 約 1.5×10^{-5} : 約 5.8×10^{-6}	MAAP解析結果及びNUREG-1465に基づき設定
格納容器圧力逃がし装置の除去係数	希ガス : 1 有機よう素 : 50 無機よう素 : 100 エアロゾル (粒子状よう素を含む) : 1000			設計値に基づき設定

※ 1 : Regulatory Guide 1.195, "Methods and Assumptions for Evaluating Radiological Consequences of Design Basis Accidents at Light-Water Nuclear Power Reactors", May 2003

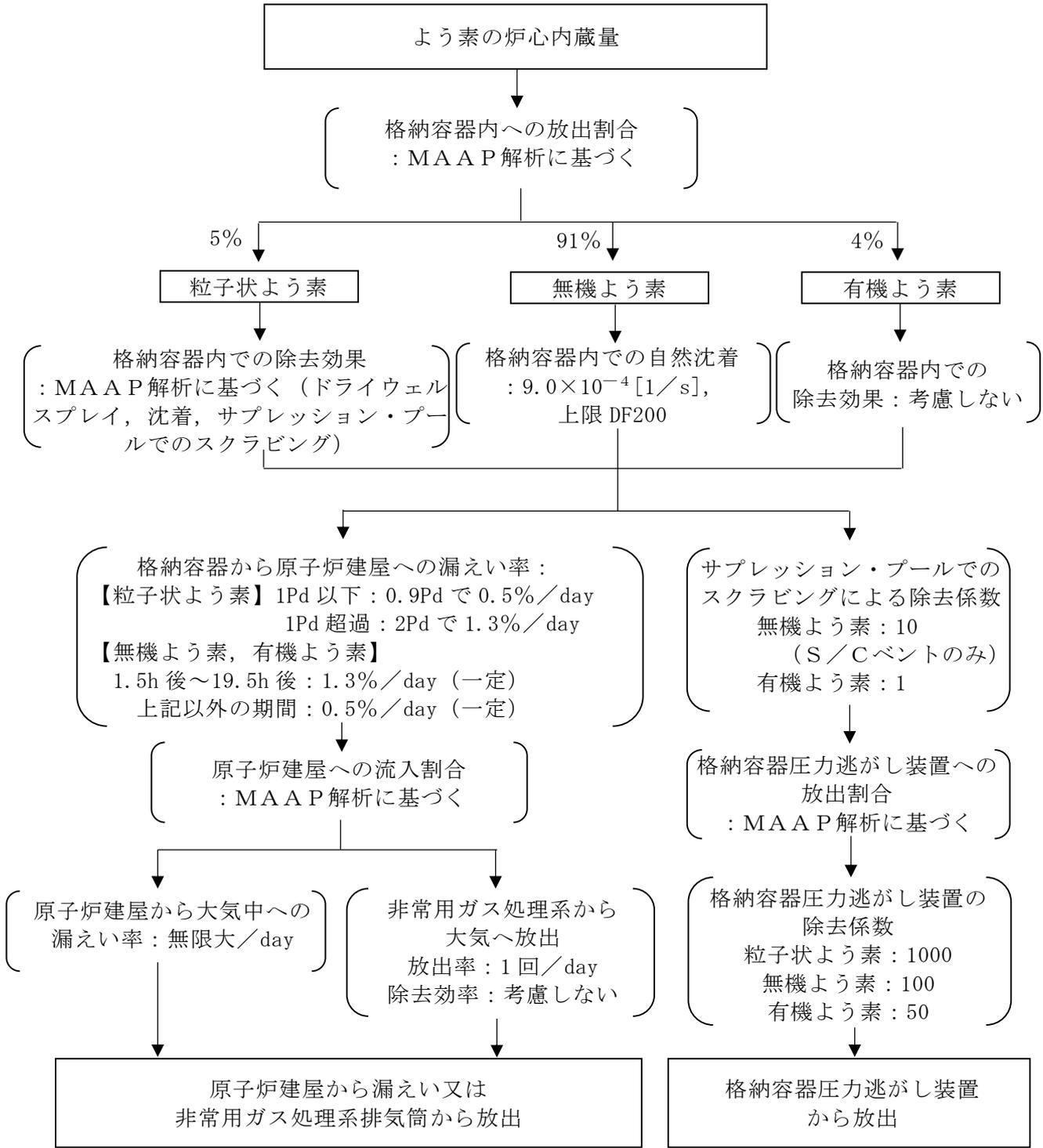
※ 2 : Standard Review Plan 6.5.2, "Containment Spray as a Fission Product Cleanup System", March 2007

※ 3 : Standard Review Plan 6.5.5, "Pressure Suppression Pool as a Fission Product Cleanup System", March 2007

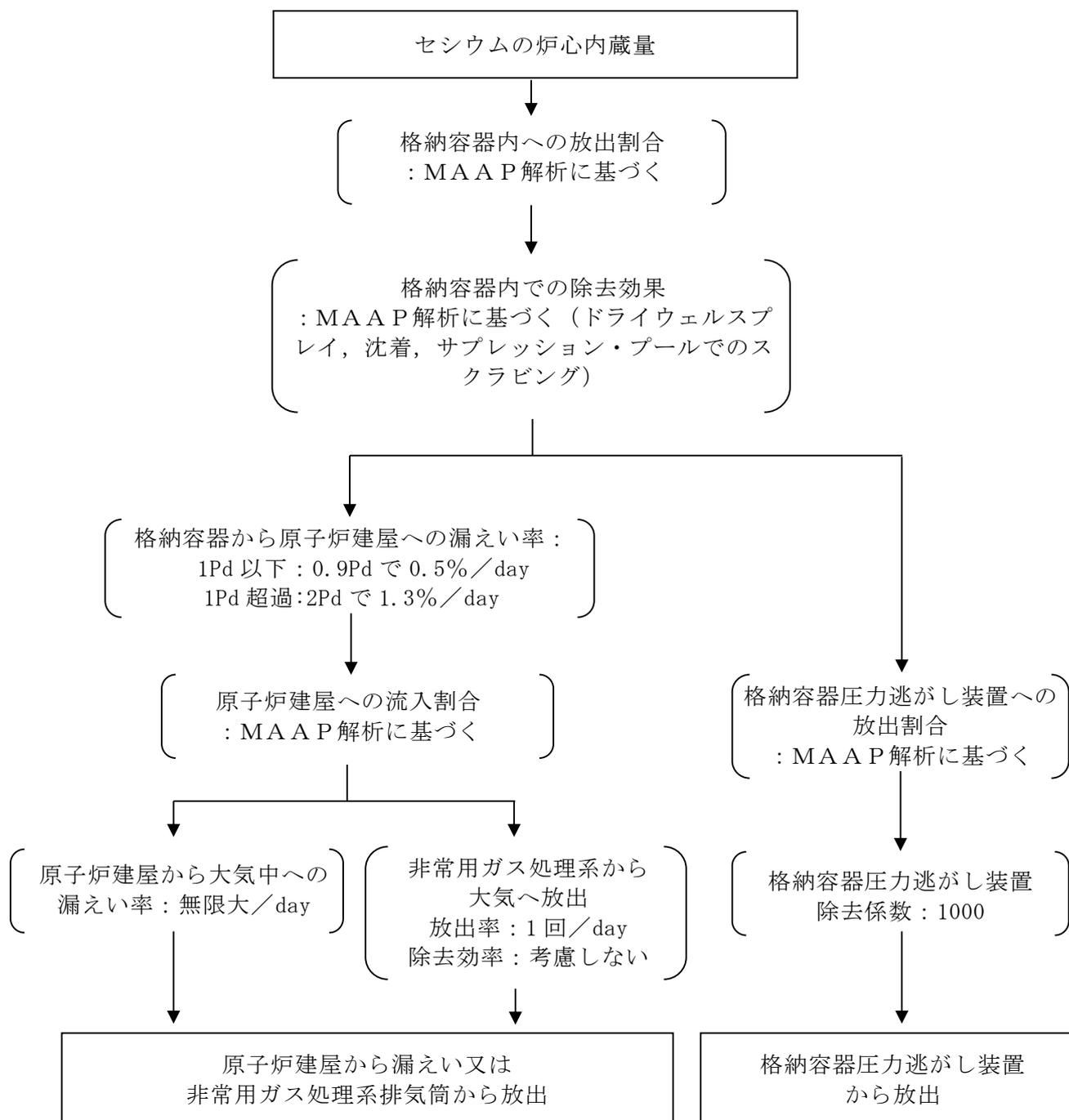
※ 4 : NUREG-1465, "Accident Source Terms for Light-Water Nuclear Power Plants", 1995



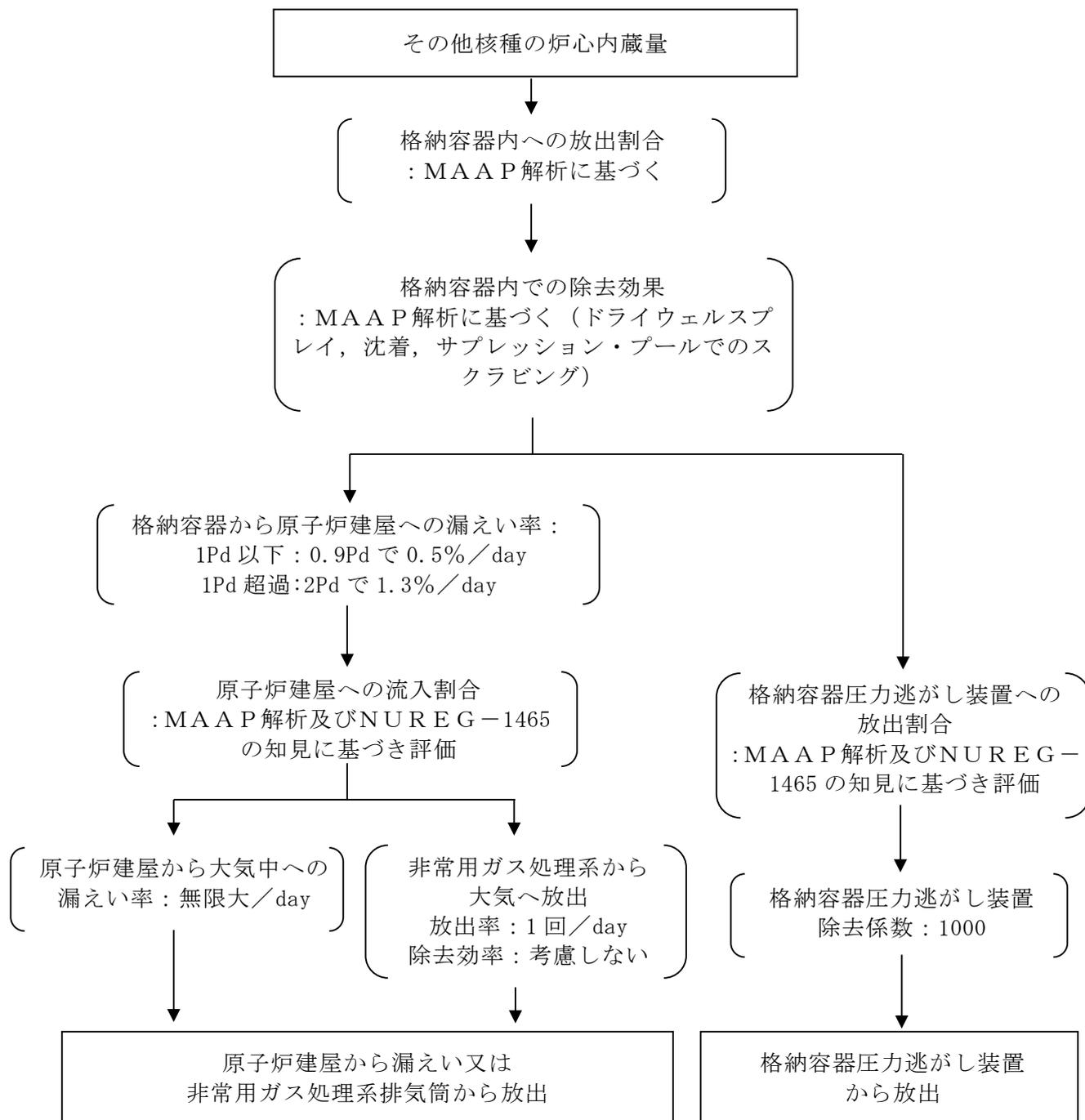
第 1 図 希ガスの大気放出過程



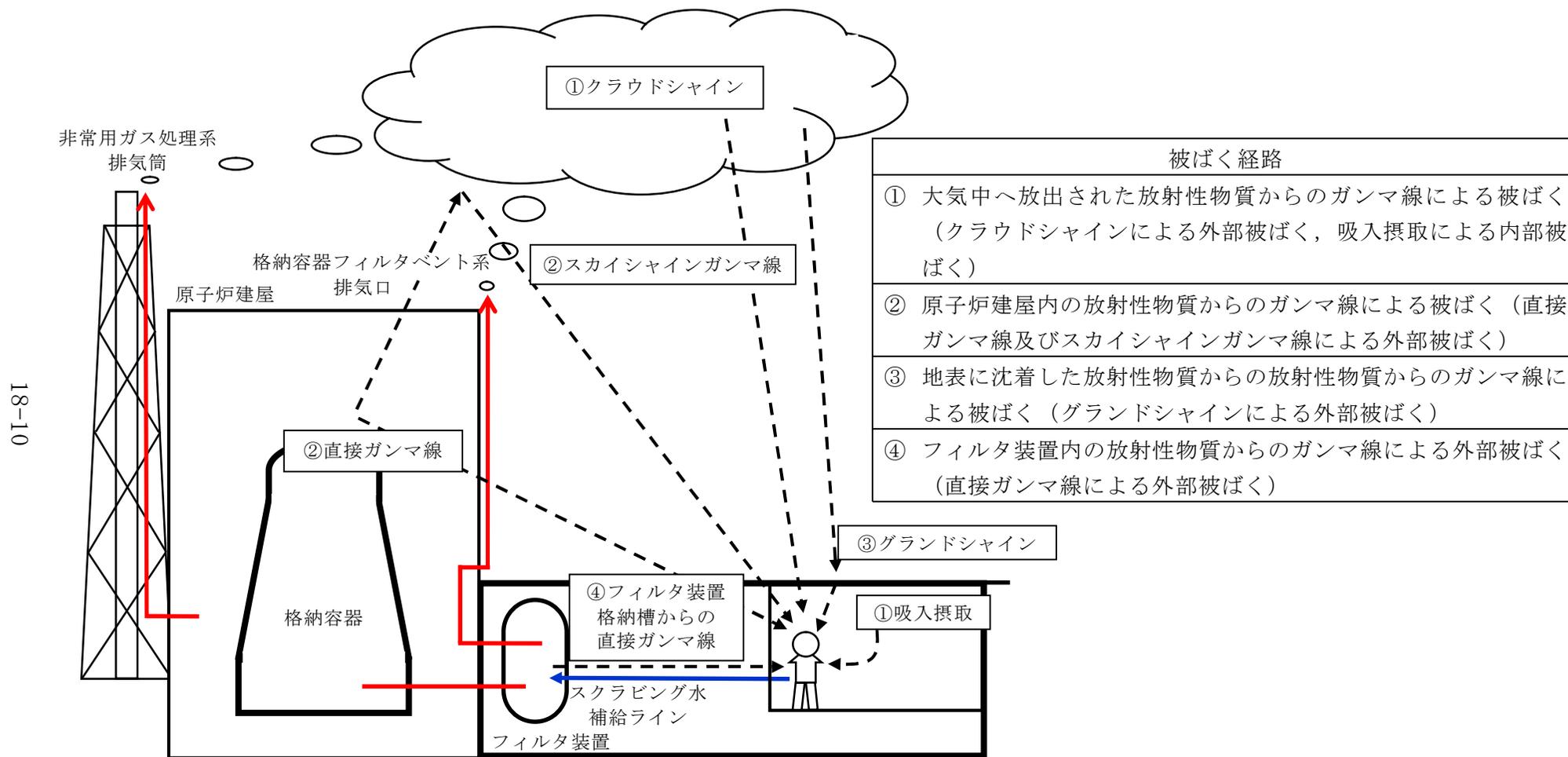
第 2 図 よう素の大気放出過程



第 3 図 セシウムの大気放出過程

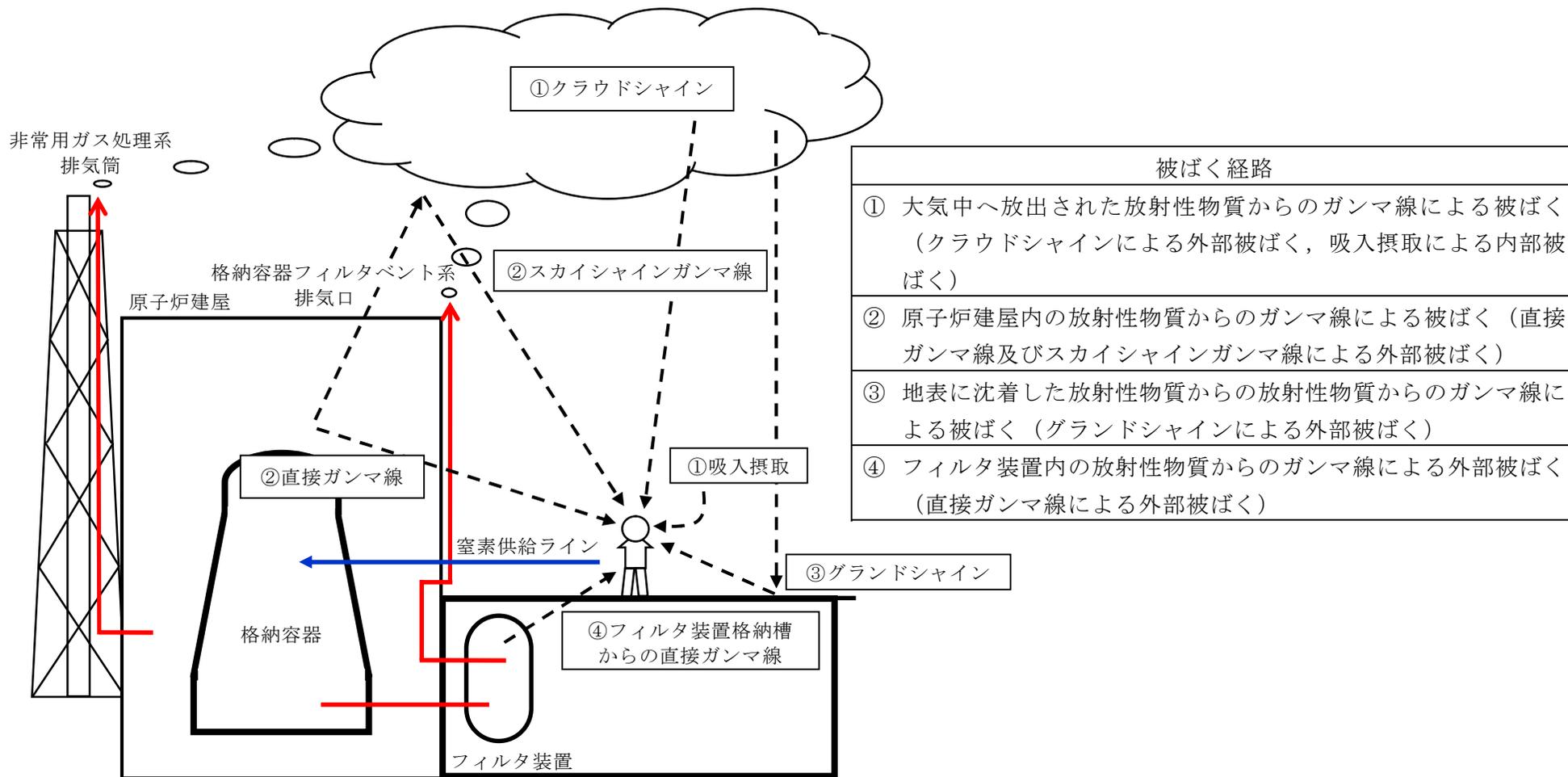


第4図 その他核種の大気放出過程



第5図 スクラビング水補給作業時の作業員の被ばく評価経路イメージ

18-11



第 6 図 窒素供給作業時の作業員の被ばく評価経路イメージ

第 2 表 大気拡散評価条件

項目	評価条件	選定理由
大気拡散評価モデル	ガウスプルームモデル	発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針（以下「気象指針」という）に基づき評価
気象資料	東海第二発電所における 1 年間の気象資料（2005 年 4 月～2006 年 3 月） 地上風：地上 10m 排気筒風：地上 140m	格納容器フィルタベント系排気口及び原子炉建屋からの放出は地上風（地上高 10m）の気象データを使用 非常用ガス処理系排気筒からの放出は排気筒風（地上高 140m）の気象データを使用
放出源及び放出源高さ（有効高さ）	原子炉建屋漏えい：地上 0m 格納容器フィルタベント系排気口からの放出：地上 55m 非常用ガス処理系排気筒からの放出：地上 95m	格納容器フィルタベント系排気口からの放出は建屋影響を考慮し建屋屋上からの放出と想定し設定 非常用ガス処理系排気筒からの放出は方位ごとの風洞実験結果のうち保守的に最低の方位の有効高さを設定
実効放出継続時間	1時間	保守的に最も短い実効放出継続時間を設定
累積出現頻度	小さい方から 97%	気象指針に基づき設定
建屋の影響	考慮する	格納容器フィルタベント系排気口放出及び原子炉建屋漏えいにおいては放出源から近距離の原子炉建屋の影響を受けるため、建屋による巻き込み現象を考慮
巻き込みを生じる代表建屋	原子炉建屋	放出源から最も近く、巻き込みの影響が最も大きい建屋として選定
大気拡散評価点	第 6 図参照	屋外移動時は敷地内の最大濃度点で設定 作業時は作業地点のある原子炉建屋外壁で設定
着目方位	非常用ガス処理系排気筒：1 方位 原子炉建屋及び格納容器フィルタベント系排気口：9 方位	非常用ガス処理系排気筒（排気筒放出）については評価点の方位とし、建屋放出及び格納容器フィルタベント系排気口については放出源が評価点に近いことから、180 度をカバーする方位を対象とする。
建屋影響	3000m ²	原子炉建屋の最小投影断面積を設定
形状係数	0.5	気象指針に基づき設定

第 3 表 評価に使用する相対濃度 (χ/Q) 及び相対線量 (D/Q)

作業内容		放出箇所	χ/Q 及び D/Q	
スクラビング 水補給作業	屋外移動時 /作業時	原子炉建屋漏えい (地上放出)	χ/Q (s/m^3)	約 8.3×10^{-4}
		格納容器フィルタベント系 排気口 (建屋屋上放出)	χ/Q (s/m^3)	約 4.2×10^{-4}
			D/Q (Gy/Bq)	約 8.7×10^{-19}
		非常用ガス処理系排気筒 (排気筒放出)	χ/Q (s/m^3)	約 3.0×10^{-6}
D/Q (Gy/Bq)	約 1.2×10^{-19}			
窒素供給作業	屋外移動時	原子炉建屋漏えい (地上放出)	χ/Q (s/m^3)	約 8.3×10^{-4}
		格納容器フィルタベント系 排気口 (建屋屋上放出)	χ/Q (s/m^3)	約 4.2×10^{-4}
			D/Q (Gy/Bq)	約 8.7×10^{-19}
		非常用ガス処理系排気筒 (排気筒放出)	χ/Q (s/m^3)	約 3.0×10^{-6}
	D/Q (Gy/Bq)		約 1.2×10^{-19}	
	作業時	原子炉建屋漏えい (地上放出)	χ/Q (s/m^3)	約 7.4×10^{-4}
		格納容器フィルタベント系 排気口 (建屋屋上放出)	χ/Q (s/m^3)	約 3.7×10^{-4}
			D/Q (Gy/Bq)	約 7.7×10^{-19}
		非常用ガス処理系排気筒 (排気筒放出)	χ/Q (s/m^3)	約 3.0×10^{-6}
			D/Q (Gy/Bq)	約 6.3×10^{-20}

第 4 表 線量換算係数, 呼吸率等

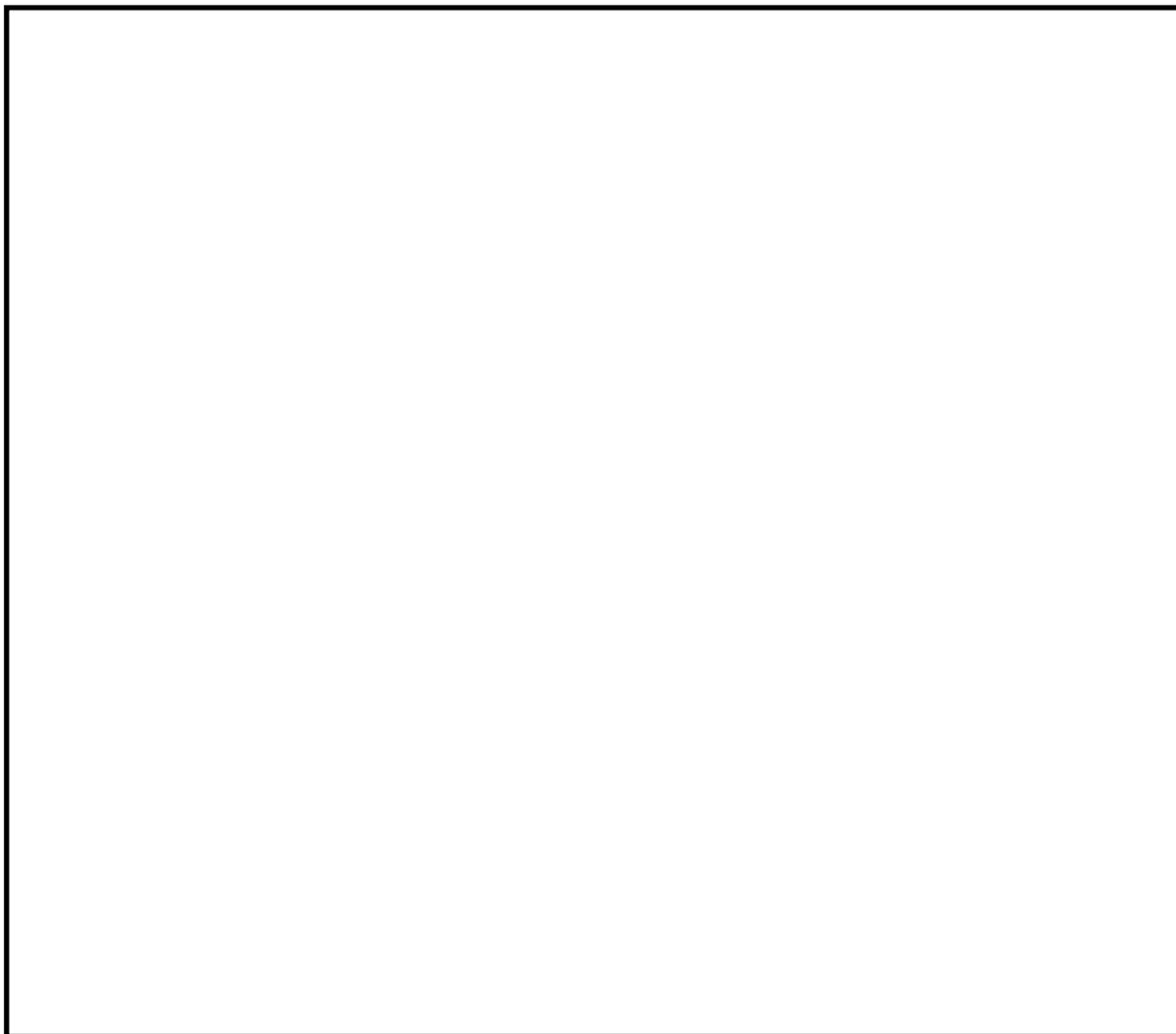
項 目	評価条件	選定理由
線量換算係数	成人実効線量換算係数を使用 (主な核種を以下に示す) I-131 : 2.0×10^{-8} Sv/Bq I-132 : 3.1×10^{-10} Sv/Bq I-133 : 4.0×10^{-9} Sv/Bq I-134 : 1.5×10^{-10} Sv/Bq I-135 : 9.2×10^{-10} Sv/Bq Cs-134 : 2.0×10^{-8} Sv/Bq Cs-136 : 2.8×10^{-9} Sv/Bq Cs-137 : 3.9×10^{-8} Sv/Bq 上記以外の核種は ICRP Pub. 71 等に基づく	ICRP Publication 71 に基づき設定
呼吸率	1.2m ³ /h	成人活動時の呼吸率を設定 ICRP Publication 71 に基づき設定
マスクの除染係数	D F 50	性能上期待できる値から設定
地表面への沈着速度	粒子状物質 : 0.5cm/s 無機よう素 : 0.5cm/s 有機よう素 : 1.7×10^{-3} cm/s	東海第二発電所の実気象から求めた沈着速度から保守的に設定 (別紙 17 補足 1~補足 3 参照)

第 5 表 原子炉建屋からの直接ガンマ線及びスカイシャインガンマ線

項 目	評価条件	選定理由
原子炉建屋内線源強度分布	原子炉建屋内に放出された放射性物質が均一に分布	審査ガイドに示されたとおり設定
原子炉建屋のモデル	原子炉建屋の幾何形状をモデル化	建屋外壁を遮蔽体として考慮
直接ガンマ線・スカイシャインガンマ線評価コード	直接ガンマ線評価： QAD-CGGP2R スカイシャインガンマ線評価： ANISN G33-GP2R	現行許認可（添十）に同じ

第 6 表 フィルタ装置からの直接ガンマ線

項 目	評価条件	選定理由
スクラビング水補給場所作業場所壁厚		フィルタ装置遮蔽設計値（10mSv/h 以下）に基づき設定
フィルタ装置格納槽外壁壁厚		フィルタ装置遮蔽設計値（0.62mSv/h 以下）に基づき設定



第 7 図 大氣中に放出された放射性物質の濃度評価点

第 7 表 スクラビング水補給作業及び窒素供給作業における被ばく評価（S/Cからのベント操作の場合）

（単位：mSv/h）

被ばく経路		スクラビング水補給作業		窒素供給作業	
		補給作業時	屋外移動時	供給作業時	屋外移動時
原子炉建屋内の放射性物質からのガンマ線による外部被ばく		1.0×10^{-2} 以下			
大気中へ放出された放射性物質による被ばく	外部被ばく	1.0×10^{-2} 以下			
	内部被ばく	1.0×10^{-2} 以下			
大気中へ放出され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		3.3×10^0	3.3×10^0	2.9×10^0	3.3×10^0
格納容器圧力逃がし装置 フィルタ装置格納槽からの直接線		1.0×10^1	6.3×10^{-1}	6.3×10^{-1}	6.3×10^{-1}
作業線量率		1.3×10^1	3.9×10^0	3.6×10^0	3.9×10^0

第 8 表 スクラビング水補給作業及び窒素供給作業における被ばく評価（D/Wからのベント操作の場合）

（単位：mSv/h）

被ばく経路		スクラビング水補給作業		窒素供給作業	
		補給作業時	屋外移動時	供給作業時	屋外移動時
原子炉建屋内の放射性物質からのガンマ線による外部被ばく		1.0×10^{-2} 以下			
大気中へ放出された放射性物質による被ばく	外部被ばく	1.0×10^{-2} 以下			
	内部被ばく	1.0×10^{-2} 以下			
大気中へ放出され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		4.5×10^0	4.5×10^0	4.0×10^0	4.5×10^0
格納容器圧力逃がし装置 フィルタ装置格納槽からの直接線		1.0×10^1	6.3×10^{-1}	6.3×10^{-1}	6.3×10^{-1}
作業線量率		1.5×10^1	5.1×10^0	4.6×10^0	5.1×10^0

ベント放出位置の違いによる公衆被ばくへの影響について

格納容器フィルタベント系の放出位置（原子炉建屋屋上放出，排気筒放出）の違いによる公衆被ばくへの影響を評価した。

- (1) 炉心損傷防止対策の有効性評価においては、格納容器フィルタベント系によるベント放出時の非居住区域境界外での実効線量を評価し、周辺の公衆に著しい放射線被ばくのリスクを与えない（発生事故当たり概ね 5mSv 以下）ことが要求される。放出高さの違いによる非居住区域境界外の実効線量の差異については、原子炉建屋屋上放出（地上放出）とした場合約 0.15mSv、排気筒放出とした場合約 0.018mSv と評価され、5mSv に対していずれも十分余裕があり、放出高さの違いによる有意な差はない（補足 1 参照）。
- (2) 被ばく評価に使用する事故時の気象条件については、気象指針に基づき、保守的な気象条件として 97%値が使用されるが、現実的な評価として、中央値（50%値）を求めると、従来の 97%値に比べ約 1/2 となり 5mSv に対する余裕をより確保できる（補足 2 参照）。
- (3) 格納容器フィルタベント系の主な設置目的として長期土壌汚染の主要因となる放射性セシウム等の低減効果があげられる。このため放出位置から風下距離 30km までの遠距離地点の地上濃度について原子炉建屋屋上放出（地上放出）、排気筒放出の場合についてそれぞれ評価を行った。その結果、風下距離が延びるとともに、原子炉建屋屋上放出（地上放出）と排気筒放出の差異は小さくなる（補足 3 参照）。
さらに、3次元移流拡散コードにより風下 5km の地点での放出高さの違いの影響を確認したところ、上記と同等の結果が得られた（補足 4 参照）。
- (4) 格納容器損傷防止対策の有効性評価においては、 $Cs-137$ の放出量を 100TBq 未満にすることが要求されているが、放出量評価において、放出高

さの違いによる影響はなく，原子炉建屋屋上放出においても 100TBq を十分下回る結果となる。

- (5) 以上の被ばく評価結果等を踏まえ，格納容器フィルタベント系の放出位置については，非常用ガス処理系排気筒（耐圧強化ベント系で使用）との位置的分散も考慮し，原子炉建屋屋上としている（補足 5 参照）。

補足 1 短期被ばくの主因となる放射性希ガス及びよう素による影響

(非居住区域境界周辺への影響)

格納容器フィルタベント系によって粒子状の放射性物質は大幅に低減されることから、短期的には放射性希ガス及びよう素による被ばくが支配的となる。格納容器フィルタベント系の放出位置は原子炉建屋屋上としているが、非居住区域境界外の被ばく評価では、放出高さを保守的に地上放出としている。ここでは、排気筒放出と仮定した場合の放射性希ガスによる外部被ばく及び放射性よう素の吸入による内部被ばくの実効線量の合計を比較して第 1 表に示す。また、排気筒放出の場合の放出源の有効高さは、東海第二発電所での風洞実験結果を用いる。

放出高さの違いによる実効線量の差異については、地上放出とした場合約 0.15mSv、排気筒放出とした場合約 0.018mSv と評価され、5mSv に対していずれも十分余裕がある。

また、参考として格納容器フィルタベント系の放出高さを原子炉建屋屋上とし放出源の有効高さを設定した場合の実効線量を第 1 表に示す。ここで、原子炉建屋屋上放出の放出源の有効高さは、当社敦賀発電所 2 号炉での風洞実験結果を参考に 30m とした。なお、放出源の有効高さの設定に当たっては、東海第二発電所周辺の状況を考慮し、地形影響の小さい方位のデータを用い、建屋近傍のデータを参考にしている。原子炉建屋屋上放出時の放出源の有効高さの推定手順を第 1 図に示す。

放出源の有効高さを 30m と設定した場合でも、実効線量は約 0.13mSv であり、5mSv に対して十分余裕がある。

第 1 表 放出高さの違いによる非居住区域境界外での実効線量等の比較

項目	建屋屋上放出 ^{※1}	排気筒放出	参考 ^{※3}
放出高さ (m)	0 (地上)	95～115 (排気筒)	30 (建屋屋上相当)
風向風速 データ	地上風 (地上高 10m)	排気筒風 (地上高 140m)	地上風 (地上高 10m)
評価方位	NW	W	NW
相対線量 (Gy/Bq)	約 4.0×10^{-19}	約 8.1×10^{-20}	約 3.5×10^{-19}
相対濃度 (m^3/s)	約 2.9×10^{-5}	約 2.0×10^{-6}	約 2.5×10^{-5}
実効線量 ^{※4} (mSv)	約 0.15 ^{※2}	約 0.018	約 0.13

※1 申請書ではフィルタベント放出について保守的に地上放出と想定し被ばく評価している。

※2 炉心損傷防止対策の有効性評価における非居住区域境界外での周辺公衆の実効線量

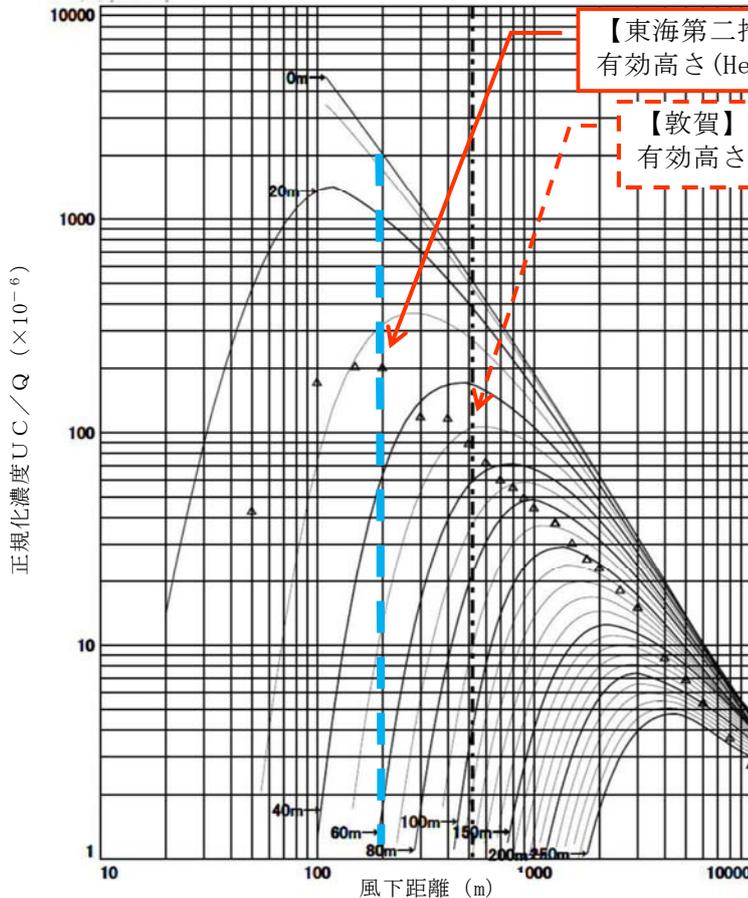
※3 敦賀発電所 2 号炉の事故時排気筒放出時（地上 58m）の風洞実験結果を参考に推定した放出高さを使用した場合の評価結果

※4 実効線量の評価に用いる希ガスの放出量は約 $1.5 \times 10^{14} \text{Bq}$ (ガンマ線 0.5MeV 換算値),
よう素の放出量は約 $2.3 \times 10^{11} \text{Bq}$ (I-131 等価量)

※ 図中曲線は平地実験による放出源高さごとの地表煙軸濃度分布、また三角プロットは模型実験での放出源高さの地表濃度分布を示す。
 評価地点以遠において模型実験の濃度分布を下回らない濃度を示す平地実験の放出源高さを有効高さとする。

測定風向	NW
排気筒	敦賀発電所 2号炉
△	模型実験結果 H ₀ =58m
—	平地実験結果

(周辺監視区域境界)



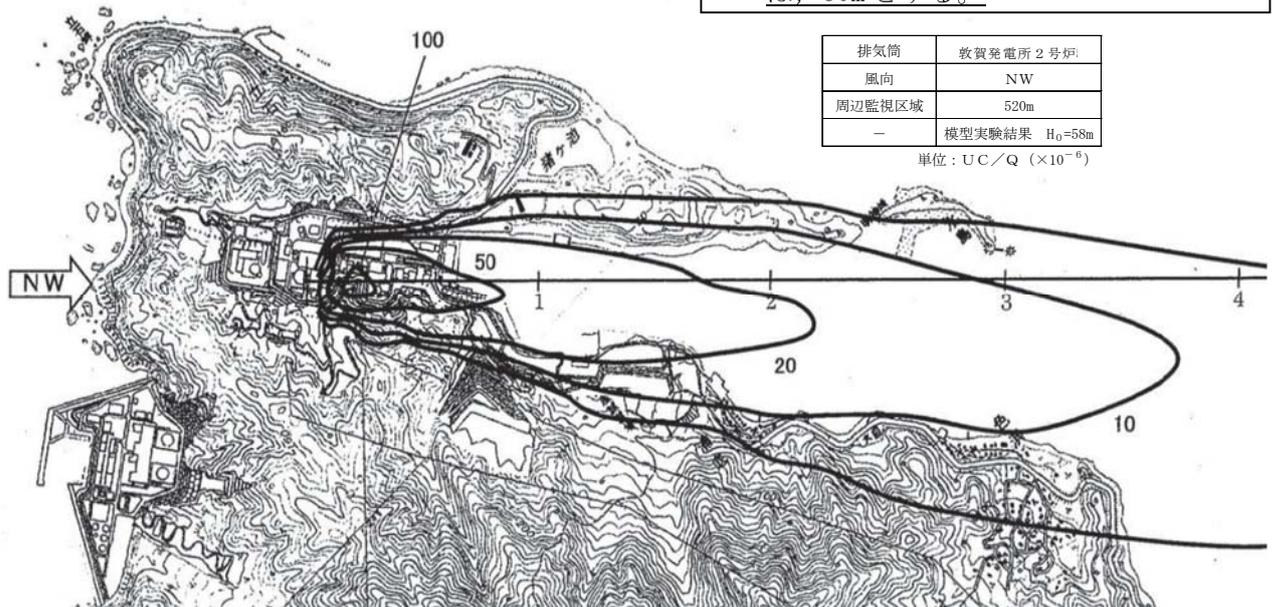
地表煙軸濃度分布図 (風向: NW, 放出源: 2号炉排気筒)

【東海第二推定値】
 有効高さ (He) 30m (風下 200m 付近)

【敦賀】
 有効高さ (He) 55m (風下距離 520m)

東海第二発電所の原子炉建屋放出時 (55m) の有効高さの推定手順

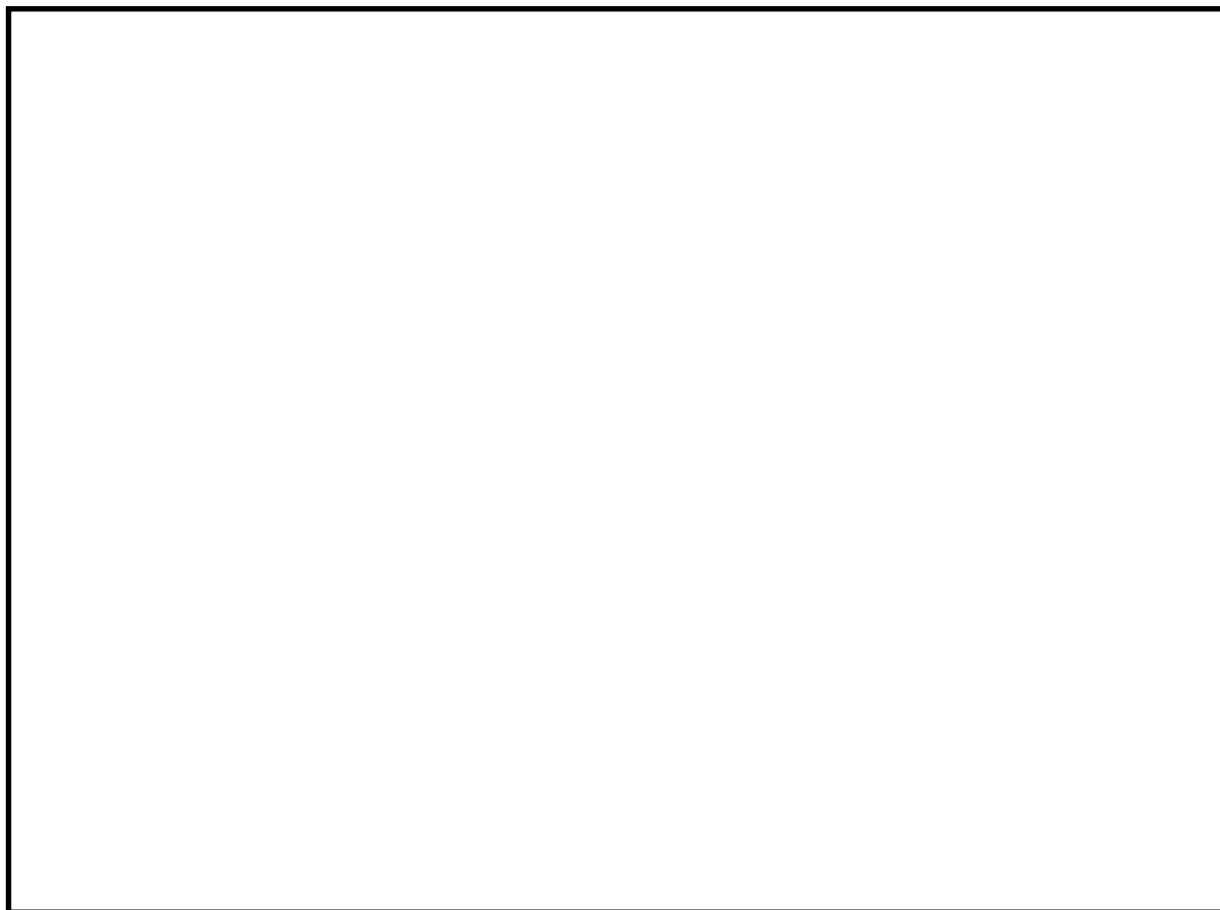
- 1) 敦賀 2号炉 (PWR) は、原子炉格納容器付属排気筒で、放出高さが東海第二発電所の原子炉建屋高さと同等 (58m) であるため、この風洞実験結果を参考にする。
- 2) 敦賀発電所は起伏のある地形であり、建屋影響が比較的大きい風向の風洞実験結果を用いる。この実験によれば排気筒から放出されたガスは建屋の影響で拡散が促進される。
- 3) 東海第二発電所の原子炉建屋周辺もタービン建屋等が存在しており、原子炉建屋から放出されたガスも拡散が期待できるが、敦賀発電所のように建屋が密集していないため、原子炉建屋による影響が主と考えられる風下距離 200m での有効高さを用いる。(第 2 図、第 3 図参照)
- 4) 以上から、東海第二発電所の原子炉建屋から放出した時の有効高さの推定値は、30m とする。



第 1 図 原子炉建屋屋上から放出した時の有効高さ (推定値) について



第 2 図 東海第二発電所配置図



第 3 図 敦賀発電所配置図

補足 2 気象条件における中央値について

事故時の大気拡散評価に係る気象条件は、気象指針に基づき整理しており、これを参考に次式(相対濃度の場合)により風下方位が陸側の全ての方位を対象に現実的な気象条件として中央値を求めた。

$$\chi/Q = \frac{1}{T} \sum_{i=1}^T (\chi/Q)_i \cdot \delta_i$$

ここで、

χ/Q : 実効放出継続時間中の相対濃度 (s/m³)

T : 実効放出継続時間 (h)

$(\chi/Q)_i$: 時刻 i における相対濃度 (s/m³)

δ_i : 時刻 i において風向が陸に向う方位にあるとき $\delta_i = 1$
時刻 i において風向が海に向う方位にあるとき $\delta_i = 0$

相対濃度及び相対線量の試算値(地上放出, 実効放出継続時間 1 時間)を従来
の 97%相当値と比較して第 2 表に示す。相対濃度, 相対線量とも中央値は従来
値の約 1/2 となる。

第 2 表 相対濃度及び相対線量の試算値

	相対濃度 (s/m ³)	相対線量 (Gy/Bq)
従来値(97%相当値)	約 2.9×10^{-5}	約 4.0×10^{-19}
試算値(中央値)	約 1.6×10^{-5}	約 2.3×10^{-19}

補足 3 長期土壌汚染の主原因となる放射性セシウム等による影響

(遠距離地点への影響)

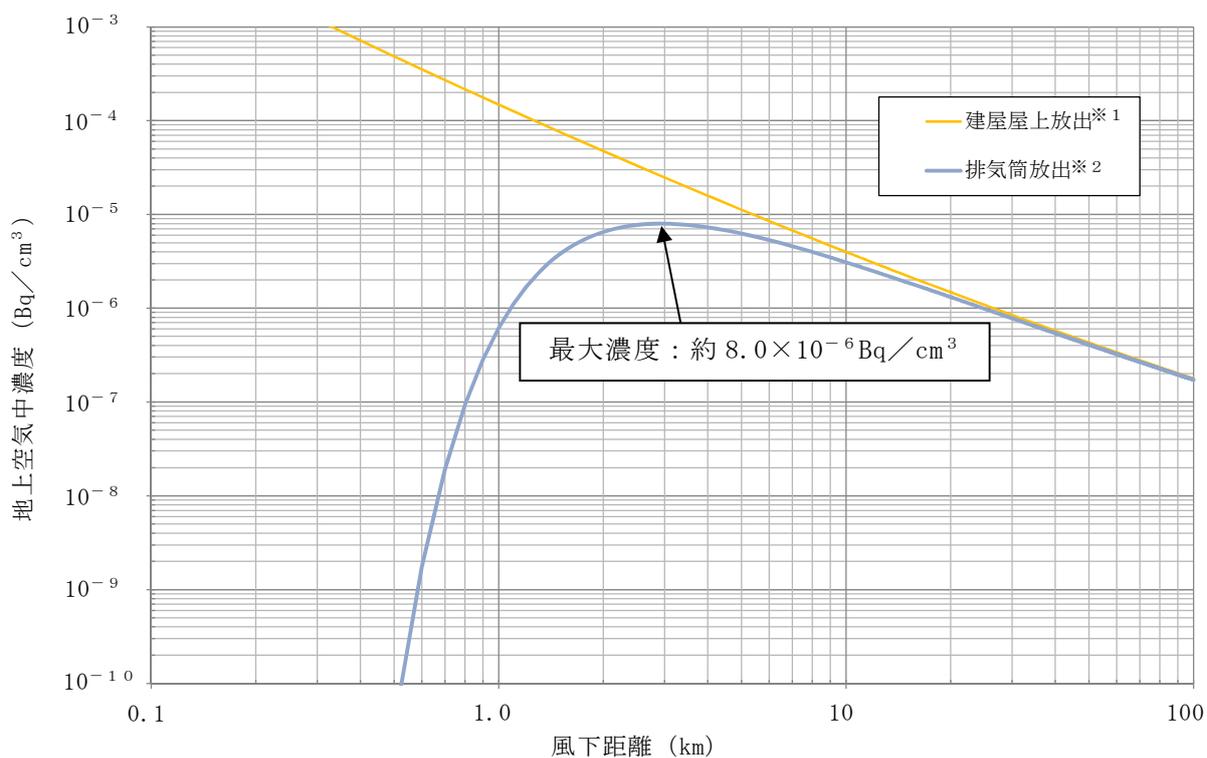
格納容器フィルタベント系は広域の地表汚染を防止するために設置するものであり、風下距離で 5km, 10km, 20km, 30km 地点での放出高さの影響を検討する。また、参考として非居住区域境界外での影響を確認した。

土壌汚染は大気中に拡散した放射性セシウム等が地表に沈着することによって生じることから、地上空気中濃度に依存する。このため、放出高さを排気筒と仮定した場合と原子炉建屋屋上の場合の上記の地点における地上空気中濃度を比較して第 3 表に示す。また、風下距離による地上空気中濃度の変化を第 4 図に示す。ここで、放出高さは排気筒放出の場合は東海第二発電所の風洞実験で風向毎に求めた値の平均値 (105m)、原子炉建屋屋上放出の場合は地上 (0m) とし、大気安定度は中立、風速は 1m/s、放出率は 1Bq/s とした。地上空気中濃度は、原子炉建屋屋上放出の場合には排気筒放出の場合に比べ、風下距離 5km では約 1.7 倍、10km では約 1.3 倍、20km では約 1.2 倍、30km では約 1.1 倍であり、風下距離とともにその差は小さくなる。

なお、格納容器フィルタベント系での放射性物質の低減効果 (粒子状物質で 1/1000) を考慮すれば、土壌汚染抑制の観点からは原子炉建屋屋上放出と排気筒放出では大差はないと考える。

第 3 表 遠距離地点の地上空气中濃度の比較

風下距離	建屋屋上 (Bq/cm^3)	排気筒 (Bq/cm^3)	備 考 (屋上 : 排気筒)
5km	約 1.1×10^{-5}	約 6.3×10^{-6}	1.7 : 1
10km	約 4.0×10^{-6}	約 3.1×10^{-6}	1.3 : 1
20km	約 1.5×10^{-6}	約 1.3×10^{-6}	1.2 : 1
30km	約 8.4×10^{-7}	約 7.8×10^{-7}	1.1 : 1



第 4 図 風下距離による地上空气中濃度の変化

※1 放出点からNW方向の非居住区域境界は 600m

※2 放出点からW方向の非居住区域境界は 530m

補足 4 AREDESを用いた放出高さの違いによる影響評価

a. AREDESについて

放出高さの違いによる拡散効果への影響について、3次元移流拡散評価コードである緊急時環境影響評価システム（以下「AREDES」という。）を用いて評価を行った。AREDESには、東海第二発電所周辺の地形データが入力されており、地形の形状を考慮した大気拡散評価が可能である。AREDESにより、単位放出量当たりの拡散係数（相対濃度（ χ/Q ）及び相対線量（ D/Q ））を評価し、放出高さの違いによる拡散効果への影響を評価した。

b. AREDESへの入力条件について

東海第二発電所における放出高さの違いによる拡散効果の影響を確認するために、原子炉建屋屋上（フィルタベント系排気口）及び排気筒の2つの放出高さを設定した。

拡散効果を確認するために、各高度における一定の気象条件（風向、風速、大気安定度）を入力条件として評価を行った。なお、AREDESは地形影響を考慮できるため、放出高さは実際の放出位置を設定した。

主な入力条件を第4表に示す。また、AREDESの評価画面を用いた評価位置を第5図に示す。

第 4 表 AREDES への主な入力条件

項目	評価条件	備考
風速	地上 10m : 3.1m/s 地上 81m : 5.1m/s 地上 140m : 5.4m/s	東海第二発電所構内で観測された各高度の年間（2005 年度）の平均風速から設定
風向	E 方向、SE 方向	地上放出時，排気筒放出時の主風向を参考に設定
大気安定度	D 型（中立）	東海第二発電所構内で観測された大気安定度のうち、年間（2005 年度）で最も出現頻度の高い大気安定度
放出高さ	屋上放出：地上 57m	格納容器フィルタベント系の放出位置から設定
	排気筒放出：地上 140m	耐圧強化ベント系の放出位置から設定
評価地点	W 方向：5km	放出点から W 方向の遠距離地点（5km）に設定
	NW 方向：5km	放出点から NW 方向の遠距離地点（5km）に設定



第 5 図 AREDES 評価画面を基にした評価位置図

c. AREDESによる評価結果

AREDESによるシミュレーション結果を第5表に示す。

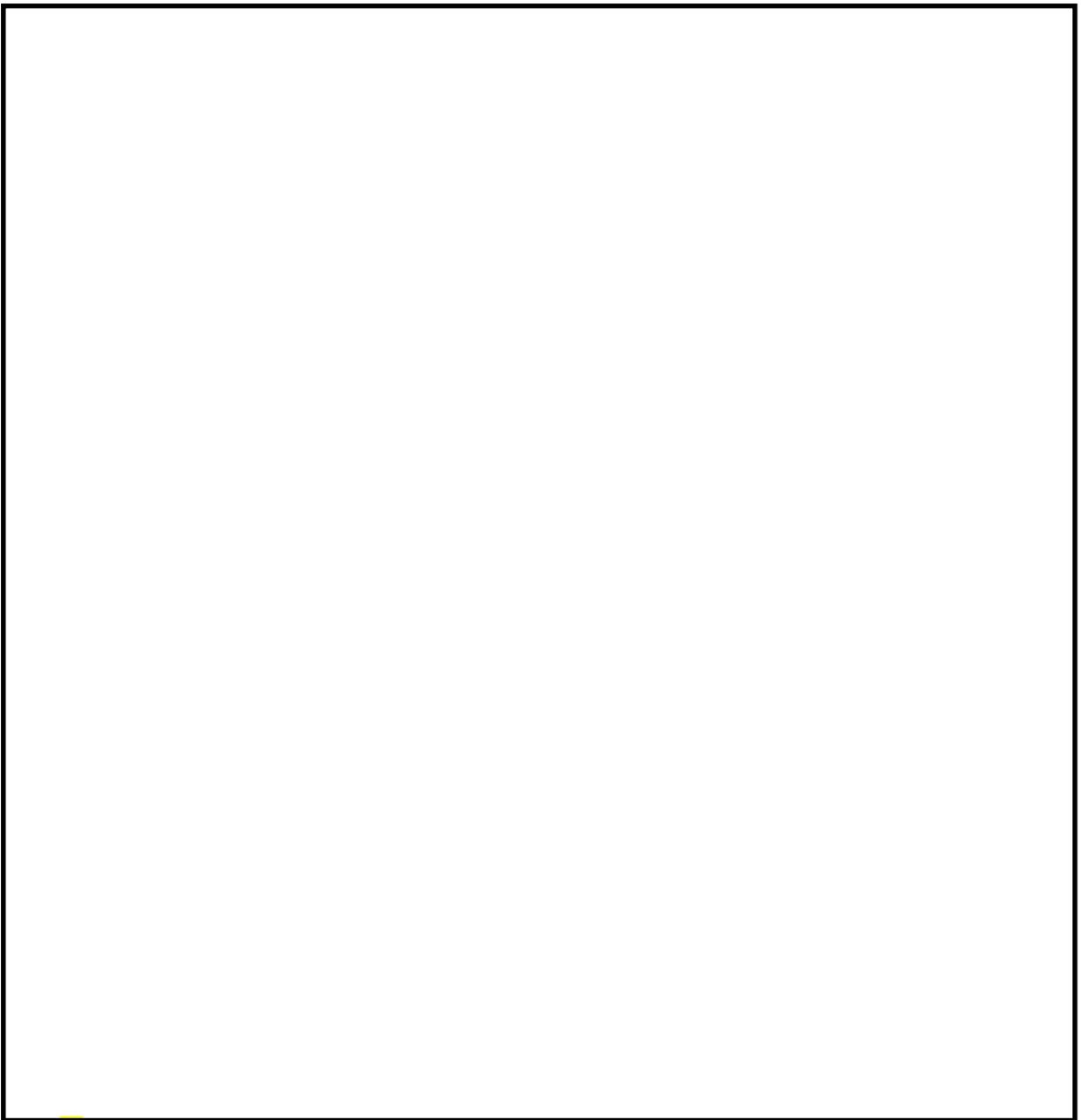
気象指針に基づいた評価と同様、遠距離地点においては原子炉建屋屋上放出と排気筒放出の拡散効果の差異が小さく、その差は約2~3倍となった。

第5表 遠距離地点の χ/Q 及び D/Q の比較

評価地点	拡散係数	屋上放出 (地上 57m)	排気筒放出 (地上 140m)	屋上 : 排気筒
W方位 5km	χ/Q (s/m^3)	2.1×10^{-6}	9.0×10^{-7}	2.3 : 1
	D/Q (Gy/Bq)	9.1×10^{-20}	5.6×10^{-20}	1.6 : 1
NW方位 5km	χ/Q (s/m^3)	1.7×10^{-6}	6.4×10^{-7}	2.7 : 1
	D/Q (Gy/Bq)	1.0×10^{-19}	5.2×10^{-20}	1.9 : 1

補足 5 格納容器フィルタベント系放出位置と排気筒放出位置の位置関係
について

耐圧強化ベント系による格納容器ベントは、排気筒に支持される非常用ガス処理系排気筒より排気筒高さで放出される。格納容器フィルタベント系の排気を原子炉建屋屋上からの放出とすれば、耐圧強化ベント系の放出箇所と位置的分散を図ることが可能である。第 6 図に各系統の放出配管の配置を示す。



第 6 図 格納容器フィルタベント系放出位置と排気筒放出位置の位置関係図