

原子炉施設の重大事故時のソースターム及び
敷地境界近傍の影響解析に関する研究

2017年 9月

舟山 京子

原子炉施設の重大事故時のソースターム及び
敷地境界近傍の影響解析に関する研究

舟山 京子

システム情報工学研究科

筑波大学

2017年 9月

原子炉施設の重大事故時のソースターム及び敷地境界近傍の 影響解析に関する研究

要 旨

本研究では、確率論的な環境影響評価（レベル 3PRA）を適用して原子炉施設周辺の公衆リスクを評価するために、著しい炉心損傷を伴う重大事故時に大気中に放出される放射性物質挙動、環境影響を支配する事故シーケンスの特徴、原子炉施設の型式によるリスクプロファイル及びその支配要因、さらに福島第一原子力発電所事故のような複数基立地における環境影響の評価手法を開発するとともに、沸騰水型原子炉施設（BWR）のリスク評価に適用し、環境影響を支配する要因を明らかにした。

- (1) BWR-5 Mark-II 原子炉施設を対象にして、典型的な事故シーケンスである冷却材喪失事故（LOCA）における格納容器内へのソースターム及び大気中に放出される放射性物質挙動に及ぼす影響を明らかにした。
- (2) 大気中への放射性物質放出に大きな影響を及ぼす格納容器スプレイによる放射性物質除去について、非スプレイ空間を含む格納容器スプレイによるエアロゾル除去を適切な近似で簡易に解析するモデルを開発した。
- (3) BWR-5 Mark-II 原子炉施設を対象にして、代表的な事故シーケンスとその発生頻度を考慮した環境影響評価を行い、線量リスクの結果から、重大事故時の放射性物質の拡散・被ばく評価の対象となる事故の種類は、事故シーケンス及び放射性物質の性状によって、小数のグループに分類できることを明らかにした。
- (4) 国内 4 つの BWR 原子炉施設を対象に確率論的リスク評価（レベル 3PRA）を行い、原子炉の型式別にリスクドミナントな事故シーケンスを分析しその特徴を明らかにするとともに、アクシデントマネジメント策及び避難等によるリスクの低減効果を明らかにした。
- (5) 福島第一原子力発電所の事故のように、異なる型式の BWR 原子炉施設で異なった事故シーケンスが発生した場合に、しきい値のある急性障害の非線形性効果が環境に及ぼす影響を支配することを明らかにした。

原子炉施設の重大事故時のソースターム及び敷地境界近傍の 影響解析に関する研究

目 次

1. 序論 -----	1-1
1.1 研究の背景 -----	1-1
1.2 原子炉施設のリスク -----	1-2
1.3 本研究の目的-----	1-4
2. 原子炉施設の重大事故時のソースターム評価 -----	2-1
2.1 格納容器へのソースターム -----	2-1
2.1.1 TID-14844 のソースターム -----	2-1
2.1.2 NUREG-1465 のソースターム -----	2-2
2.1.3 NUREG-1465 の技術的背景 -----	2-3
2.2 NUREG-1465 の更新ソースタームを適用した大気中への 放出量の評価 -----	2-5
2.2.1 代表的な BWR 及び PWR 原子炉施設におけるソース ターム評価 -----	2-5
2.2.2 大口径破断 LOCA シーケンスのソースターム評価 -----	2-15
2.3 NUREG-1465 に適用する自然沈着及び格納容器スプレー による除去モデル-----	2-18
2.3.1 放射性物質の自然沈着及び格納容器スプレーによる除去 ----	2-18
2.4 エアロゾル状放射性物質のスプレー除去に関する簡易 解析手法の開発 -----	2-21
2.4.1 解析モデル -----	2-21
2.4.2 簡易モデルを用いた解析 -----	2-26
2.4.3 簡易モデルの適用 -----	2-31

2.4.4	まとめ	2-33
3.	重大事故時の主要な事故シーケンスの環境影響評価	3-1
3.1	環境影響評価モデル	3-1
3.1.1	大気拡散モデル	3-1
3.1.2	地表面沈着モデル	3-3
3.1.3	被ばく線量評価モデル	3-4
3.1.4	健康影響の発生確率の評価モデル	3-6
3.2	線量リスクの特徴による事故シーケンスの類型化	3-8
3.2.1	線量リスクの解析条件	3-9
3.2.2	線量リスクの解析結果の概要	3-11
3.2.3	被ばく経路別の線量リスクの傾向の検討	3-12
3.2.4	核種グループ別の線量リスクの傾向の検討	3-16
3.2.5	まとめ	3-20
4.	国内原子炉施設の原子炉施設周辺の環境影響評価	4-1
4.1	実機の解析条件	4-1
4.2	解析結果	4-10
4.2.1	リスクドミナントな事故シーケンス	4-10
4.2.2	平均個人リスク	4-22
4.2.3	平均個人リスクの距離依存性	4-23
4.3	リスクプロファイルの検討	4-25
4.3.1	アクシデントマネジメント策とリスクとの関係性	4-25
4.3.2	避難とリスクとの関係性	4-31
5.	複数基立地における原子炉施設周辺の環境影響評価	5-1
5.1	評価手法の検討	5-1

5.1.1	複数の放出源による急性障害の発生確率の特徴 -----	5-1
5.1.2	複数放出源に関する重ね合わせ評価モデル -----	5-10
5.1.3	放射性物質の濃度計算 -----	5-11
5.1.4	風向発生確率の計算 -----	5-12
5.1.5	健康影響の発生確率の計算 -----	5-14
5.2	評価手法を用いた解析 -----	5-14
5.2.1	計算条件 -----	5-15
5.2.2	計算結果 -----	5-17
5.3	まとめ -----	5-23
6.	結論 -----	6-1

謝辞

参考文献

付録 A 放射性雲の濃度計算

付録 B 放射性雲の重なりで急性障害の発生確率が増加する例

解説 A プラント損傷状態 (PDS) 及び格納容器破損モード

1. 序論

1.1 研究の背景

発電用軽水型原子炉施設（以下「原子炉施設」という。）の炉心損傷事故時には、多量の放射性物質が大気中に放出され、環境への影響も甚大である。2011年3月11日の東日本大震災の際に、東京電力株式会社福島第一原子力発電所の1号炉から3号炉までが炉心損傷に至り、希ガス、ヨウ素、セシウム類が多量に環境へ放出され、5年を経過した2016年においても、多数の住民が避難生活を余儀なくされている。

福島第一原子力発電所の事故後、2012年9月19日に原子力規制委員会が発足し、炉心の著しい損傷を伴う事故（以下「重大事故」という。「シビアアクシデント」と同じ）に対して、炉心損傷防止及び格納容器機能喪失防止並びに放射性物質拡散抑制に関する規制が策定され、2013年7月8日に施行された^(1.1)。

また、事故後、2011年6月には、日本政府による国際原子力機関（IAEA）（以下「IAEA」という。）報告書^(1.2)がIAEA総会に提出され、その後も政府事故調査報告書^(1.3)、国会事故調査報告書^(1.4)、東京電力の事故調査報告書^(1.5)、民間の事故調査報告書^(1.6)等の多くの報告書が公表されて、事故の原因及び教訓が取りまとめられた。このような報告書において、重大事故対策の強化及び確率論的リスク評価（PRA；Probabilistic Risk Assessment）（以下「PRA」という。）による安全対策の継続的な向上の必要性が指摘された。さらに、原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCAER）の報告^(1.7)によれば、福島第一原子力発電所の事故において、事故時の被ばくによる放射線障害の影響は小さいことが明らかにされるなど、定量的な検討も進められた。

そもそも、シビアアクシデント研究及び確率論的リスク評価の研究は、1970年代から米国で始まり^(1.8)、1975年には米国の代表的なBWR原子炉施設（Peach Bottom炉）及びPWR型原子炉施設（Surry炉）を対象にした確率論的リスク評価の結果が公表された（通称WASH-1400）^(1.9)。また、1979年に発生した米国ペンシルバニア州のスリーマイル島2号炉（TMI-2炉）の炉心損傷事故を受けて、1985年に米国は「シビアアクシデント研究」の政策声明を公表し^(1.10)、シビアアクシデント研究が推進された。その後、1986年にチェルノブイリ原子力発電所で発生した事故を契機に、シビアアクシデント研究によって炉心損傷進展に伴う原子炉施設内の熱

水力学的挙動及び放射性物質挙動等の物理化学的現象が次第に明らかにされ、また、PRAによって、物理化学的現象の発生に至る事故の種類及び発生頻度が分析され、相互に補完しながら重大事故対策の研究が国内外において進められてきた。

しかしながら、炉心損傷及び格納容器機能喪失に至る事故の発生頻度は小さく(1.11)、このような事故の対策は日本では原子力事業者の自主保安活動とされ、対策の頑健性に課題が残った。そして、福島第一原子力発電所の炉心損傷事故を踏まえて、先に述べた原子力規制委員会において、「重大事故」に対する新たな規制基準が策定された。さらに、新たな規制制度の中において、原子炉施設の定期的な安全性向上評価に際して、事業者はPRAの結果を公表することが義務づけられた。

このような状況の下で、原子力規制委員会、研究機関、大学及び電気事業者において、重大事故に至る事故シーケンス及びその影響並びに発生頻度を系統的に定量化できるPRAの重要性が認識されることになった(1.3~1.6)。

1.2 原子炉施設のリスク

原子炉施設のリスクを把握する上で、「どのような事象が起こるのか?」、 「どの程度起こりやすいのか?」及び「その影響はどの位か?」を把握することが重要である。

これまでに、重大事故時に炉心損傷及び格納容器機能喪失に至る事故シーケンスの種類及び発生頻度については、原子炉施設内を対象にしたシビアアクシデント(以下「SA」という。)研究及びPRA研究の相互補完によって明らかにされてきた。図1.1にPRA研究及びSA研究の分野の関係を示す。

PRAは、原子炉施設のリスクを系統的な手法で定量化するものであり、原子炉施設の弱点を見つけ、その対策を検討する上で有効な評価手法の一つである。

PRAから得られたリスク情報を原子炉施設の安全評価に活用するには、レベル1PRA(炉心損傷)、レベル2PRA(格納容器機能喪失及び放射性物質の環境への放出)並びにレベル3PRA(環境における影響)による一貫したリスク評価が肝要となる。このため、環境における影響を把握するには、レベル3PRAだけに着目するのではなく、環境へ放出される放射性物

質の挙動に関するレベル 2PRA の知見も必要である。

このような背景の中で、大気拡散及び線量に関する研究は進歩したものの、レベル 3PRA まで含めた確率論的リスク評価は、WASH-1400 及びその改訂版である NUREG-1150^(1.12)等の研究の範囲に限られていた。

しかしながら、WASH-1400 では、当時の SA 研究の知見が不足する中で、ソースターム評価を実施し、NUREG-1150 では、多大な事故シーケンスのソースターム評価のために、簡略化された解析モデルを適用した。

また、低頻度でも一旦発生すると人や環境に影響が大きい事象についても、防災の観点から、万一、事象が発生した場合の影響を系統的に把握することが必要である。

なお、原子力施設のリスクを系統的な手法で定量化することを PRA と呼び、PRA から得られるすべての分析結果（リスク情報）を原子力安全の規制等に活用する際には確率論的安全評価（以下「PSA」という。）を用いる等使い分けしている場合もある。また、PRA は PSA とも呼ばれるとの定義もある^(1.13)。本論文では、いずれの用語を用いても許容されると考え、参考文献で既に PSA を使用している場合以外は、統一的に PRA を用いることとする。

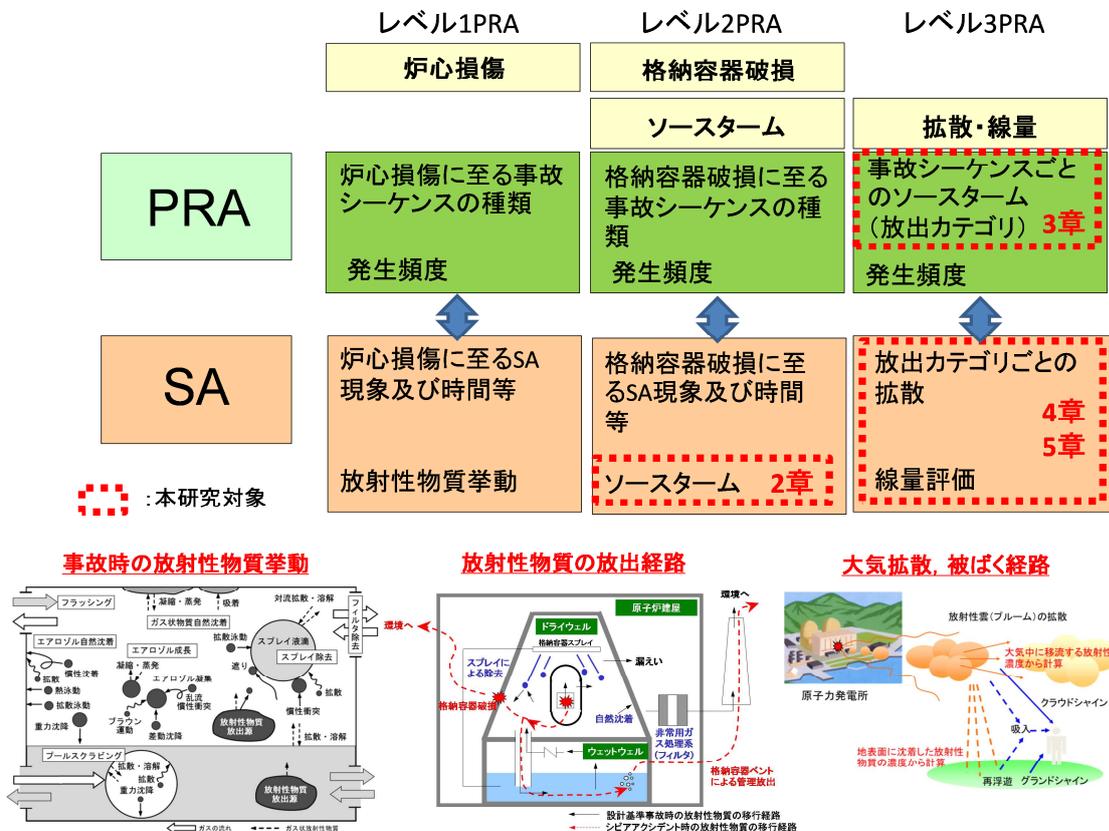


図 1.1 PRA 研究及び SA 研究の相関関係

1.3 本研究の目的

PRAによって重大事故時の環境影響を評価するためには、特に大気中へ放出される事故シーケンスごとのソースターム及び発生頻度、放出された放射性物質が大気中に拡散する際の気象状態の発生確率、気象状態に応じた放射性物質の大気拡散・沈着、そして拡散・沈着した放射性物質による原子炉施設周辺の線量評価が必要である。

本研究の対象は、図 1.1 に示したとおり、ソースターム及び放出カテゴリごとの大気拡散・沈着並びに線量評価を含めた原子炉施設周辺のリスク評価（レベル 3PRA）に係る領域である。

なお、ソースタームは、大気中に放出される放射性物質の種類、性状、放出割合、放出タイミング等をいう。

放射性物質の大気中へのソースタームは、格納容器スプレイ等の工学的安全設備による除去の成否及び大気中への放出経路に強く依存し、大規模な放出を誘発する格納容器機能喪失に至る時期は事故シーケンスによって異なる。また、大気中に放出された放射性物質は、原子炉施設周辺に拡散するとともに、一部は地表面に沈着する。これは、降雨、風向、風速、大気安定度等の気象条件に強く依存する。さらに、原子炉施設周辺の公衆は、大気中を拡散する放射性物質、地表面に沈着した放射性物質等、種々の経路で被ばくを受けることになる。レベル 3PRA では、このような物理的現象の解析に加えて、それらの発生頻度を解析する必要がある。

また、福島第一原子力発電所事故後、複数基立地において、それぞれの原子炉で異なった事故シーケンスが発生するような、複数の放出源の影響が IAEA 及び経済協力開発機構原子力機関 (OECD/NEA) 等^{(1.14)(1.15)}で課題とされている。しかしながら、複数の放出源の扱いは課題とされながらも、具体的な研究は未だ途上である。

これらの一連の PRA による環境影響評価の課題の中で、本研究は、次を目的とする。表 1.1 に各章との関係を示す。

(1) 代表的な原子炉施設における環境影響評価

研究を行うに当たり、まず代表的な原子炉施設を対象に、ソースターム及び環境に及ぼす影響を検討する。

- 1) BWR-5 Mark-II 原子炉施設を対象にして、典型的な事故シーケンスである冷却材喪失事故 (LOCA) におけるソースターム及び環境に及ぼす影響を明らかにする。また、ソースタームに大きな影響のある格

納容器スプレイ除去モデルを開発する。

- 2) BWR-5 Mark-II 原子炉施設を対象にして、代表的な事故シーケンスとその発生頻度を考慮した環境影響評価を行い、事故シーケンスのプロファイルを解析して、環境影響を支配する要因を明らかにする。

(2) 国内実機の BWR 原子炉施設の確率論的な環境影響評価（レベル3PRA）

原子炉の型式による環境影響プロファイルを解析して、主要な事故シーケンス、アクシデントマネジメント策等の効果を明らかにする。

(3) 複数基立地の影響

福島第一原子力発電所の事故のように、異なる型式の BWR 原子炉施設で異なった事故シーケンスが発生した場合に、環境に及ぼす影響の要因を明らかにする。

表 1.1 研究目的と各章との関係

章	研究内容とその意義	対象プラント
代表的な原子炉施設における環境影響評価		
2	典型的な事故シーケンス(LOCA)における環境への影響の把握 ➤ 格納容器内及び大気中へのソースタームの特徴を明らかにする。 ➤ ソースタームに大きな影響のある格納容器スプレイ除去モデルを開発する。	BWR-5
3	代表的な事故シーケンスとその発生頻度を考慮した環境影響評価 ➤ 被ばく経路別、核種グループ別に環境に及ぼす影響を明らかにする。 ➤ 移流・拡散挙動及び被ばくの観点から、放出カテゴリを分類できることを明らかにする。	BWR-5
国内実機のBWR原子炉施設の確率論的な環境影響評価(レベル3PRA)		
4	原子炉の型式による環境影響プロファイルの把握 ➤ リスクドミナントな事故シーケンスを明らかにする。 ➤ アクシデントマネジメント策、防護対策の有効性を明らかにする。	原子炉の型式別
複数基立地の影響		
5	複数基立地の影響評価 ➤ 福島事故のように、異なる型式のBWRで異なった事故シーケンスが発生した場合の環境に及ぼす影響の要因を明らかにする。	複数基

2. 原子炉施設の重大事故時のソースターム評価

原子炉の炉心が著しく損傷する重大事故においては、炉心内の燃料から多量の放射性物質が格納容器内へ放出される。米国の原子力規制委員会（NRC）（以下「NRC」という。）は、1990年に「重大事故のリスク：5つの米国原子炉施設の評価」（NUREG-1150^(1.12)）を報告した後に、原子炉施設の許認可のために重大事故時の格納容器への放射性物質放出量を標準化し、1995年に、それまでの格納容器へのソースターム（TID-14844^(2.1)）に代わる更新ソースターム（NUREG-1465^(2.2)）を策定した。更新ソースタームは、冷却材喪失事故（LOCA）（以下「LOCA」という。）のように原子炉冷却系が低圧で事故が推移する事故シーケンスを想定している。これによって、LOCAが起因となり重大事故に至るような典型的な炉心損傷事故時の大気中への放射性物質の放出量及び原子炉施設周辺の影響を評価する手法開発の道が開けた。

そこで、本研究では、日本の代表的なPWR及びBWR原子炉施設を対象にして、NUREG-1465の更新ソースタームを適用した場合の格納容器内での放射性物質挙動及び大気中への放射性物質放出量を評価し、従来の日本の「仮想事故」のソースタームと比較することによって、LOCA時の大気中への放出の特徴を明らかにする。

また、D.A. Powersらは、NUREG-1465の更新ソースタームを適用する際の格納容器内での自然沈着及び格納容器スプレイ等の工学的安全設備による放射性物質除去の計算手法の標準化を併せて検討した^{(2.3),(2.4),(2.5),(2.6)}。しかしながら、これらの計算手法は、パラメトリックなモデルで構成されており、重大事故時の支配的な物理現象を究明する等の研究には適さない。

そこで、本研究では、非スプレイ領域を含む格納容器内において、エアロゾル状放射性物質のスプレイ除去挙動を簡易に精度よく解析するモデルを提案する。

2.1 格納容器内へのソースターム

2.1.1 TID-14844のソースターム

TID-14844のソースタームは、格納容器雰囲気中への放出割合が炉心内蔵量に対して、希ガス類100%、よう素類50%である。このうち、よう素類の組成は5%が粒子状、91%が無機よう素、有機よう素4%である^(2.1)。これは、日本の旧指針類^(2.7)の「仮想事故」の大口径破断LOCAの格納容器へのソースタームが、希ガス100%、よう素50%、このうち、よう素類の組成は無機よう素90%、有機よう素10%になっているのと類似している。

2.1.2 NUREG-1465 のソースターム

NUREG-1465 では、重大事故研究の成果を踏まえて、放射性物質の種類が、Xe-Kr 類、I 類、Cs 類、Te 類、Sr-Ba 類、Ru 類、Ce 類及び La 類の 8 種類の元素グループに拡大している^(2.2)。また、格納容器への放出時期を、事故の進展に沿って、燃料被覆管破損時期、早期原子炉容器内放出時期、原子炉容器破損時期及び晚期原子炉容器内放出時期の 4 区分に分割している^(2.2)。

NUREG-1465 のソースタームについて、BWR 原子炉施設の場合を表 2.1(a)に、PWR 原子炉施設の場合を表 2.1(b)にまとめて示す。同表は、元素グループごとに、炉心内蔵量に対する放射性物質の格納容器への放出割合及び放出時期を示している。NUREG-1465 の適用に際しては、放出時期の区分の放出割合を該当時間で除して、一定の放出率を用いる。また、よう素類の組成は、CsI が 95%、残りの 5%は、I₂ が 4.85% 及び有機よう素が 0.15%である。ただし、この組成が適用できるのは冷却材の pH が 7 以上の場合である。

表 2.1(a) NUREG-1465 の更新ソースターム (BWR 原子炉施設)

放射性物質の種類		性状	被覆管破損 放出	早期圧力容器内 放出	圧力容器外 放出	晚期圧力容器内 放出
希ガス	NG	G	0.05*	0.95	0	0
ハロゲン	I	G, A	0.05*	0.25	0.30	0.01
アルカリ金属	Cs	A	0.05*	0.20	0.35	0.01
テルル	Te	A	0	0.05	0.25	0.005
ストロンチウム	Sr	A	0	0.02	0.10	0
貴金属	Ru	A	0	0.0025	0.0025	0
セリウム	Ce	A	0	0.0005	0.005	0
ランタン	La	A	0	0.0002	0.005	0
放出継続時間			0.5h	1.5h	3.0h	10h
事故開始からの経過時間			120s~0.5h	0.5h~2h	2h~5h	2h~12h

表 2.1(b) NUREG-1465 の更新ソースターム (PWR 原子炉施設)

放射性物質の種類		性状	被覆管破損 放出	早期原子炉容器 内放出	原子炉容器外 放出	晚期原子炉容器 内放出
希ガス	NG	G	0.05*	0.95	0	0
ハロゲン	I	G, A	0.05*	0.35	0.25	0.01
アルカリ金属	Cs	A	0.05*	0.25	0.35	0.01
テルル	Te	A	0	0.05	0.25	0.005
ストロンチウム	Sr	A	0	0.02	0.10	0
貴金属	Ru	A	0	0.0025	0.0025	0
セリウム	Ce	A	0	0.0005	0.005	0
ランタン	La	A	0	0.0002	0.005	0
放出継続時間			0.5h	1.3h	2.0h	10h
事故開始からの経過時間			30s~0.5h	0.5h~1.8h	1.8h~3.8h	1.8h~11.8h

* 炉心が損傷しない事故の場合は 0.03 とする。

2.1.3 NUREG-1465 の技術的背景

H.P. Nourbakhsh らは、NUREG-1150 報告の際に事故進展解析に使用されたシビアアクシデント解析コード STCP^(2.8)及びその後の MELCOR コード^(2.9)による解析結果から、NUREG-1465 の更新ソースターム策定に必要な燃料被覆管破損放出，早期原子炉容器内放出，原子炉容器破損時期の放出及び晩期原子炉容器内放出の時期及び格納容器への放射性物質の放出量を分析した^(2.10)。

(1) 元素グループ及びよう素の組成

NUREG-1150 報告は、環境への影響が大きい元素グループを 9 種類に分類しており^(1.12)，NUREG-1465 の更新ソースタームでは、表 2.2 に示すとおり，Sr と Ba とを一つの元素グループにまとめて，8 分類にしている。

表 2.2 NURG-1465 の元素グループ

NUREG-1150	NUREG-1465		性状
NG	希ガス	Xe, Kr	G
I	ハロゲン	I, Br	G, A
Cs	アルカリ金属	Cs, Rb	G, A
Te	テルル	Te, Sb, Se	A
Sr	ストロンチウム	Ba, Sr	A
Ba	バリウム		
Ru	貴金属	Ru, Rh, Pd, Mo, Tc, Co	A
Ce	セリウム	Ce, Pu, Np	A
La	ランタン	La, Zr, Nd, Eu, Nb, Pm, Pr, Sm, Y, Cm, Am	A

G : ガス (気体) A : エアロゾル (粒子)

よう素類の組成は、95%が CsI のエアロゾルである。残りの 5%は、A.K. Postma らによる無機よう素から有機よう素の転換率 3.2%^(2.11)を適用して、有機よう素が 0.15% 及び無機よう素が 4.85%としている。

(2) 放出継続時間

NUREG-1465 では、事故の進展に応じて放射性物質の放出継続時間を，燃料被覆管破裂時の放出，早期原子炉容器内での放出，原子炉容器破損後の格納容器内での放出，事故晩期の原子炉容器から格納容器への放出に分類している。そして，NUREG-1150 の典型的な事故シーケンスを分析することによって，それぞれの放出継続時間を求めている^{(2.10),(2.12)}。

STCP コードを用いた BWR 原子炉施設の燃料被覆管破裂時の放出継続時間は 1.0h，MELCOR コードを用いた場合では 0.5h である。また，STCP コードを用いた PWR 原

子炉施設の燃料被覆管破裂時の放出継続時間は 0.5h, MELCOR コードを用いた場合も 0.5h である。その結果, BWR 原子炉施設及び PWR 原子炉施設のいずれも, 燃料被覆管破裂時の放出継続時間は, 0.5h としている。

早期原子炉容器内での放出の継続時間を求める際に対象とした BWR 原子炉施設の事故シーケンス及びそれに対応した放出継続時間を, 表 2.3(a)にまとめて示す。

BWR の Peach Bottom 原子炉施設においては, 原子炉未臨界確保失敗シーケンス, 全交流電源喪失シーケンス, 小口径破断 LOCA シーケンス及び格納容器バイパスシーケンス, LaSalle 原子炉施設では全交流電源喪失シーケンス, Grand Gulf 原子炉施設では原子炉未臨界確保失敗シーケンス及び全交流電源喪失シーケンスの結果を算術平均して, 放出継続時間は 1.50h としている^(2.10)。

表 2.3(a) BWR 原子炉施設における早期压力容器内放出の継続時間

原子炉施設	事故シーケンス	識別子	1次冷却系 圧力	放出継続時間 (h)
Peach Bottom	原子炉未臨界確保失敗	TC ₁	L	1.61
		TC ₂	H	1.10
		TC ₃	—	1.13
	全交流電源喪失	TB ₁ /TB ₂	H	1.51
		TBUX	H	1.12
	小口径破断 LOCA	S ₂ E ₂	H	1.35
格納容器バイパス	V	L	1.15	
LaSalle	全交流電源喪失	TB	H	1.35
Grand Gulf	原子炉未臨界確保失敗	TC	L	2.17
	全交流電源喪失	TB ₁	H	2.03
		TBS/TBR	L	1.06
平均値				1.50

また, 早期原子炉容器内での放出の継続時間を求める際に対象とした PWR 原子炉施設の事故シーケンス及びそれに対応した放出継続時間を, 表 2.3(b)にまとめて示す。

PWR の Surry 原子炉施設では大口径破断 LOCA シーケンス, 全交流電源喪失シーケンス及び格納容器バイパスシーケンス, Zion 原子炉施設では小破断 LOCA シーケンス及び過渡事象(給水喪失)シーケンス, Oconee 3 原子炉施設では全交流電源喪失シーケンス及び中破断 LOCA シーケンス, 全交流電源喪失シーケンス及び大口径破断 LOCA シーケンスの計算結果を算術平均して, 放出継続時間を求めている^(2.10)。

表 2.3(b) PWR 原子炉施設における早期圧力容器内放出の継続時間

原子炉施設	事故シーケンス	識別子	1次冷却系 圧力	放出継続時間 (h)
Surry	大口径破断 LOCA	AG	L	3.58
	全交流電源喪失	TMLB'	H	0.68
		S ₃ B	H	0.60
	格納容器バイパス	V	L	1.73
Zion	小口径破断 LOCA	S ₂ DCR/S ₂ DCF	H	0.65
	過渡事象	TMLU	H	0.68
Oconne	全交流電源喪失	TMLB'	H	0.58
	中口径破断 LOCA	S ₁ DCF	L	1.40
Sequoyah	極小口径破断 LOCA	S ₃ HF1/S ₃ B	H	0.77
		S ₃ B ₁	H	1.25
	全交流電源喪失	TMLB'	H	1.23
		TBA	L	3.22
	大口径破断 LOCA	ACD	L	1.22
平均値				1.23(1.3)

2.2 NUREG-1465 の更新ソースタームを適用した大気中への放出量の評価

NUREG-1465 の更新ソースタームを適用した場合、大気中への放射性物質の放出挙動への影響を分析しておくことが重要である。

本研究では、日本の代表的な BWR 原子炉施設及び PWR 原子炉施設に対して NUREG-1465 の更新ソースタームを適用し、日本の立地評価の「仮想事故」^(2.7)の LOCA と比較することによって、大気中への放射性物質放出挙動に及ぼす影響を明らかにする。

2.2.1 代表的な BWR 及び PWR 原子炉施設におけるソースターム評価

110 万 kW 級の BWR-5 Mark-II 原子炉施設及び 4-loop PWR PCCV 原子炉施設を対象にして、NUREG-1465 の更新ソースタームを適用し、格納容器内の放射性物質挙動及び大気中への放出挙動を解析する^{(2.13), (2.14), (2.15)}。

(1) 放射性物質の移行経路

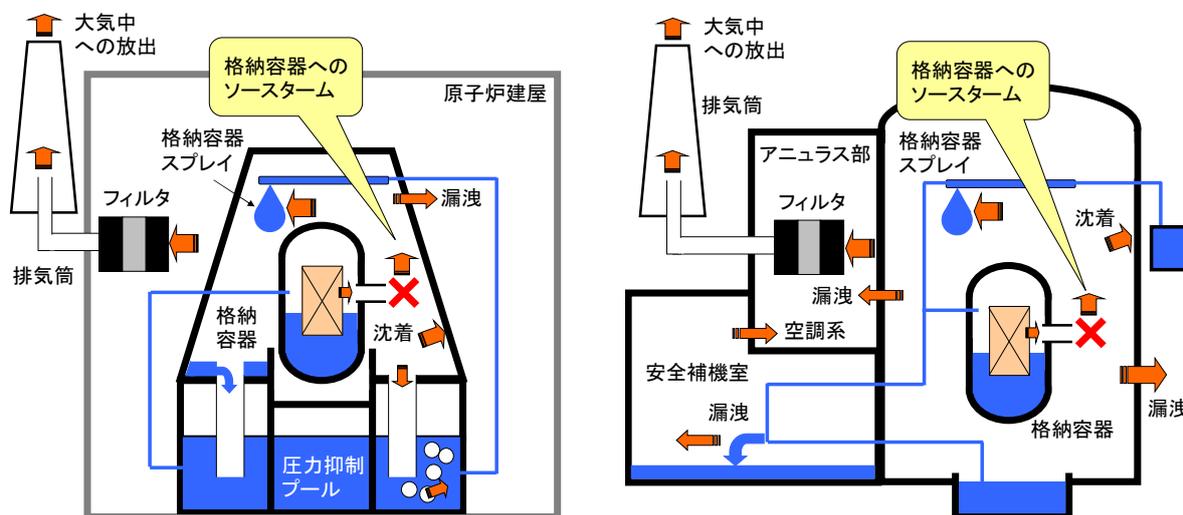
BWR-5 Mark-II 原子炉施設及び 4-loop PWR PCCV の大口径破断 LOCA を対象にす

る。放射性物質の放出経路を図 2.1 に示す^{(2.13), (2.14), (2.15)}。

BWR-5 Mark-II 原子炉施設の場合、格納容器へ放出された放射性物質の一部は、格納容器構造物表面に沈着し、多くは、格納容器スプレイによって雰囲気中から除去される。格納容器雰囲気中に浮遊する放射性物質の一部は、格納容器からの漏洩によって原子炉建屋に移行する^{(2.7), (2.14)}。原子炉建屋に移行した放射性物質は、非常用ガス処理系のフィルタによって除去され、一部が排気筒から大気中に放出される^{(2.7), (2.14)}。

また、PWR 原子炉施設の場合、格納容器周辺のアニュラス部の負圧達成までは、格納容器へ放出された放射性物質の一部は、直接大気中へ放出される^{(2.7), (2.13)}。負圧達成後は、格納容器からの漏洩によって、放射性物質の一部がアニュラス部に移行する。アニュラス部にはフィルタが設置されており、アニュラス部の放射性物質はフィルタで除去された後に、大気中へ放出される^{(2.7), (2.13)}。

格納容器スプレイが作動すると、格納容器に浮遊する放射性物質の多くは、スプレイによって除去され格納容器サンプに移行する。格納容器サンプのスプレイ水は、再循環によって再び格納容器スプレイ水に利用される。この再循環系の配管は安全補機室を経由しており、冷却水中に溶解した放射性物質の一部が漏洩・再放出によって安全補機室に移行する^{(2.7), (2.13)}。安全補機室内の放射性物質の一部は、構造物表面に沈着するが、多くは換気空調系によってアニュラス部のフィルタを経由して大気中へ放出される^{(2.7), (2.13)}。



(a) BWR-5 Mark-II

(b) 4-loop PWR PCCV

図 2.1 放射性物質の移行経路

a) BWR 原子炉施設の放射性物質移行

BWR 原子炉施設の場合、格納容器及び原子炉建屋を区画で分離し、区画内の放射

性物質を一点集中定数で近似して、放射性物質の質量に関する連続の式を適用すると、放射性物質の移行方程式は、次の(2.1)式で表すことができる。ただし、格納容器内のドライウエル及びウェットウエルは、格納容器スプレイで除去された放射性物質がウェットウエルに移行して、再循環スプレイで再びドライウエルに散布されるので、一区画にまとめるものとする。

$$\frac{dM_{c,k}}{dt} = -(\lambda_{n,k} + \lambda_{s,k} + \lambda_{L,k})M_{c,k} + S_k \quad \text{-----} \quad (2.1)$$

$$\frac{dM_{l,k}}{dt} = \lambda_{s,k}M_{c,k} \quad \text{-----} \quad (2.2)$$

$$\frac{dM_{b,k}}{dt} = \lambda_{L,k}M_{c,k} - \frac{G}{V_b}M_{b,k} \quad \text{-----} \quad (2.3)$$

$$\frac{dM_{e,k}}{dt} = (1 - E_k)\frac{G}{V_b}M_{b,k} \quad \text{-----} \quad (2.4)$$

- $M_{c,k}$: 格納容器に浮遊する放射性物質割合 (-)
- $M_{l,k}$: 冷却水中に溶解している放射性物質割合 (-)
- $M_{b,k}$: 原子炉建屋に浮遊する放射性物質割合 (-)
- $M_{e,k}$: 大気中への放出割合 (-)
- S_k : 放射性物質 k の格納容器への放出率 (1/s)
- E_k : フィルタによる放射性物質 k の除去効率 (-)
- V_b : 原子炉建屋体積 (m^3)
- G : 非常用ガス処理系の流量 (m^3/s)
- $\lambda_{n,k}$: 放射性物質 k の自然沈着率 (1/s)
- $\lambda_{s,k}$: 放射性物質 k の格納容器スプレイによる除去率 (1/s)
- $\lambda_{L,k}$: 放射性物質 k の格納容器からの漏洩率 (1/s)

b) PWR 原子炉施設の放射性物質移行

PWR 原子炉施設の場合、格納容器及びアニュラス部を区画で分離し、区画内の放射性物質を一点集中定数で近似して、放射性物質の質量に関する連続の式を適用すると、放射性物質の移行方程式は、次の(2.5)式で表すことができる。ただし、安全補機室は、放射性物質の沈着割合が既知とすれば、区画に分離する必要がない。

$$\frac{dM_{c,k}}{dt} = -(\lambda_{n,k} + \lambda_{s,k} + \lambda_{L,k})M_{c,k} + S_k \quad \text{-----} \quad (2.5)$$

$$\frac{dM_{l,k}}{dt} = \lambda_{s,k}M_{c,k} - \frac{L_e}{V_e}M_{l,k} \quad \text{-----} \quad (2.6)$$

$$\frac{dM_{a,k}}{dt} = \lambda_{L,k}f_aM_{c,k} - \frac{R_a}{V_a}M_a + g_2\frac{R_a}{V_a}(1 - E_k)M_{a,k} + g_2F_{1,k}F_{p,k}(1 - E_k)\frac{L_e}{V_e}M_{l,k} \quad \text{-----} \quad (2.7)$$

$$\frac{dM_{e,k}}{dt} = g_1(1 - E_k)\frac{R_a}{V_a}M_{a,k} + g_1F_{1,k}F_{p,k}(1 - E_k)\frac{L_e}{V_e}M_{l,k} \quad \text{-----} \quad (2.8)$$

$$g_1 + g_2 = 1 \quad \text{-----} \quad (2.9)$$

- $M_{c,k}$: 格納容器に浮遊する放射性物質割合 (-)
- $M_{l,k}$: 冷却水中の放射性物質割合 (-)
- $M_{a,k}$: アニュラス部に浮遊する放射性物質割合 (-)
- $M_{e,k}$: 大気中への放出割合 (-)
- S_k : 放射性物質 k の格納容器への放出率 (1/s)
- V_a : アニュラス部気相部体積 (m^3)
- R_a : アニュラス部換気流量 (m^3/s)
- V_e : 冷却水体積 (m^3)
- L_e : 再循環系から漏洩する冷却水流量 (m^3/s)
- $F_{p,k}$: 再循環系から漏洩した放射性物質のうち気相に移行する割合 (-)
- $F_{l,k}$: 安全補機室で沈着しない放射性物質の割合 (-)
- E_k : アニュラス部のフィルタによる放射性物質 k の除去効率 (-)
- g_1 : アニュラス換気流量のうち再循環しない割合 (-)
- g_2 : アニュラス換気流量のうち再循環する割合 (-)
- $\lambda_{n,k}$: 放射性物質 k の自然沈着率 (1/s)
- $\lambda_{s,k}$: 放射性物質 k の格納容器スプレイによる除去率 (1/s)
- $\lambda_{L,k}$: 放射性物質 k の格納容器からの漏洩率 (1/s)

ここで、対象とする PWR 4-loop PCCV 原子炉施設では、アニュラス部での再循環をしないので、 $g_1=1, g_2=0$ である。

(2) 解析条件

a) 格納容器へのソースターム

格納容器へのソースタームは NUREG-1465 を適用する。ただし、「仮想事故」との比較のため、燃料被覆管破裂放出及び早期原子炉容器内放出までの格納容器へのソースタームを用いる。表 2.4(a)に、NUREG-1465 の BWR 原子炉施設の更新ソースタームと「仮想事故」との比較を示す。また、よう素類の組成の比較を表 2.4(b)に示す。また、表 2.5 に PWR 原子炉施設の更新ソースタームと「仮想事故」との比較を示す。

燃料被覆管破裂時期及び早期原子炉容器内放出時期の放射性物質の格納容器雰囲気への放出率は、表 2.1(a)及び表 2.1(b)に示した放出割合を放出継続時間で除した値を適用する。

表 2.4(a) 格納容器への放射性物質の放出量及び放出時期（BWR 原子炉施設）

元素	NUREG-1465			仮想事故
	燃料被覆管破裂放出 (120s~0.5h)	早期原子炉容器内放出 (0.5~2.0h)	合計	格納容器雰囲気への 放出（瞬時放出）
Xe-Kr	0.05	0.95	1.00	1.00
I	0.05	0.25	0.30	0.50
Cs	0.05	0.20	0.25	—
Te	0	0.05	0.05	—
Sr-Ba	0	0.02	0.02	—
Ru	0	0.0025	0.0025	—
Ce	0	0.0005	0.0005	—
La	0	0.0002	0.0002	—

表 2.4(b) よう素類の組成

よう素類	NUREG-1465	仮想事故
エアロゾル (CsI)	95%	—
無機よう素 (I ₂)	4.85%	90%
有機よう素 (CH ₃ I)	0.15%	10%

表 2.5 格納容器への放射性物質の放出量及び放出時期（PWR 原子炉施設）

元素	NUREG-1465			仮想事故
	燃料被覆管破裂放出 (30s~0.5h)	早期原子炉容器内放出 (0.5~2.0h)	合計	格納容器雰囲気への 放出（瞬時放出）
Xe-Kr	0.05	0.95	1.00	1.00
I	0.05	0.35	0.40	0.50
Cs	0.05	0.25	0.30	—
Te	0	0.05	0.05	—
Sr-Ba	0	0.02	0.02	—
Ru	0	0.0025	0.0025	—
Ce	0	0.0005	0.0005	—
La	0	0.0002	0.0002	—

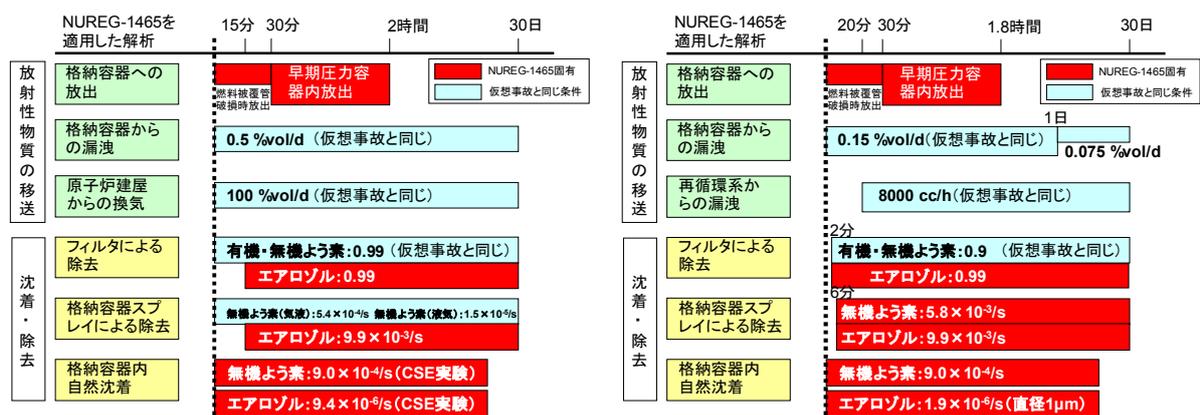
b) 放射性物質の沈着・除去

BWR 原子炉施設の場合，気体状の無機よう素の自然沈着率は，無機よう素の米国ハンフォード国立研究所の CSTF 試験装置を用いた CSE 実験 A9 の結果^(2.16)を適用し， 9.0×10^{-4} (1/s)とする。エアロゾルの自然沈着率は，直径 $1\mu\text{m}$ の重力沈降の終端速度に格納容器床面積と格納容器自由体積との比を乗じた値とする。

格納容器スプレイによる無機よう素の除去率は，気液相間の移行速度を 0.01m/s と想定し，気液分配係数 100 を用いた。格納容器スプレイによるエアロゾルの除去率は，CSE 実験 A9 の結果を適用し， 9.9×10^{-3} (1/s)とする。

フィルタによる除去率は，BWR 原子炉施設，PWR 原子炉施設ともに，設計値を用いる。

これらの解析条件及び時系列条件を図 2.2 にまとめて示す。なお，時系列条件は，日本の「仮想事故」と同じとする^(2.7)。



(a) BWR-5 Mark-II 原子炉施設

(b) 4-loop PWR PCCV 原子炉施設

図 2.2 解析条件

また，PWR 原子炉施設の場合，気体状の無機よう素の自然沈着率，エアロゾルの自然沈着率及び格納容器によるエアロゾルの除去率は，BWR 原子炉施設の場合と同様な仮定で求める。ただし，格納容器スプレイによる無機よう素の除去率は，BWR 原子炉施設とは異なり，等価半減期 100 秒とする^(2.7)。これは，PWR 原子炉施設の格納容器スプレイ水には，よう素除去の目的で，水酸化ナトリウム等のアルカリ剤を添加していることによる。

(3) 解析結果

NUREG-1465 の更新ソースタームを適用した場合の格納容器内の放射性物質浮遊の解析結果を図 2.3 に示す^{(2.13), (2.14)}。

BWR 原子炉施設及び PWR 原子炉施設のいずれにおいても、希ガス類の格納容器内浮遊割合は燃料被覆管破裂放出が開始すると徐々に増加し、早期原子炉容器内放出が終了するまでに、ほぼ全量が格納容器雰囲気中に浮遊する。

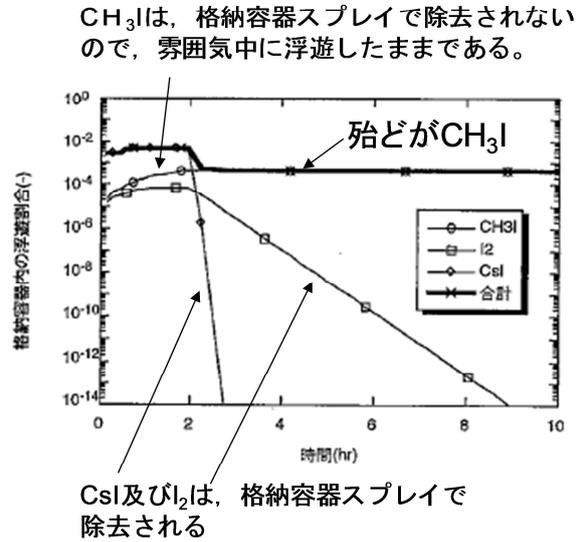
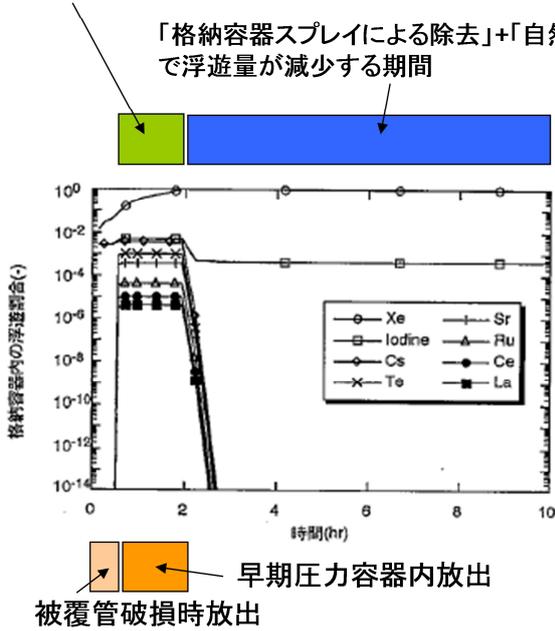
BWR 及び PWR 原子炉施設のいずれの場合においても、よう素類及び他の粒子状放射性物質は、燃料被覆管破裂放出及び早期原子炉容器内放出の時期の放出率と、自然沈着率、格納容器スプレイによる除去率、格納容器からの漏洩率が釣り合うように、格納容器内に浮遊する^{(2.13), (2.14)}。早期原子炉容器内放出が終了すると、よう素類及び粒子状放射性物質の浮遊量は、格納容器スプレイによる除去によって、急速に減少する。

よう素類の格納容器浮遊量に着目すると、エアロゾルの CsI は粒子状物質と同じ挙動を示し、無機よう素はスプレイ除去率の違いによって穏やかに減少する。しかしながら、有機よう素は格納容器スプレイで除去されないために、格納容器雰囲気に浮遊したままになる。ただし、PWR 原子炉施設の無機よう素については、BWR 原子炉施設の場合の図 2.3 と比べると、格納容器スプレイによる除去による無機よう素の浮遊量の減少が顕著である。

図 2.4 に、放射性物質の元素グループ別の格納容器内への放出量、格納容器内の浮遊量、沈着量、大気中への放出量を、炉心内蔵量に対する割合で示す。同図に示すとおり、格納容器内に放出された放射性物質は、希ガス類を除いて、格納容器スプレイで除去され、冷却材中に移行することが分かる^{(2.13), (2.14)}。ただし、PWR 原子炉施設の粒子状放射性物質に注目すると、PWR 原子炉施設の格納容器体積が大きく沈着面積と体積との比が BWR 原子炉施設と比べて小さくなることから、粒子状物質の沈着割合が少ない。

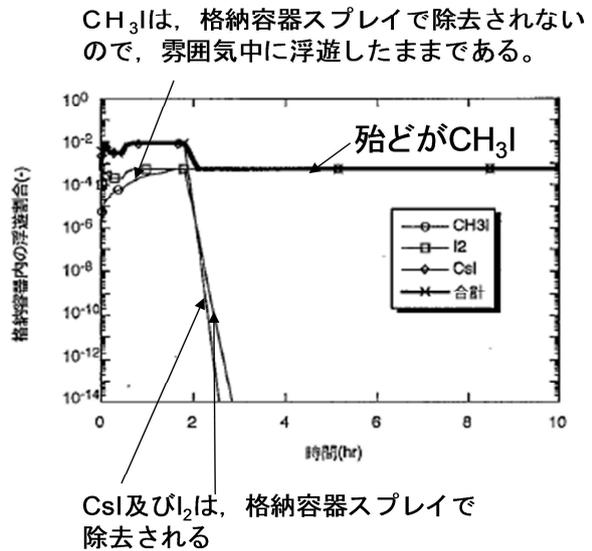
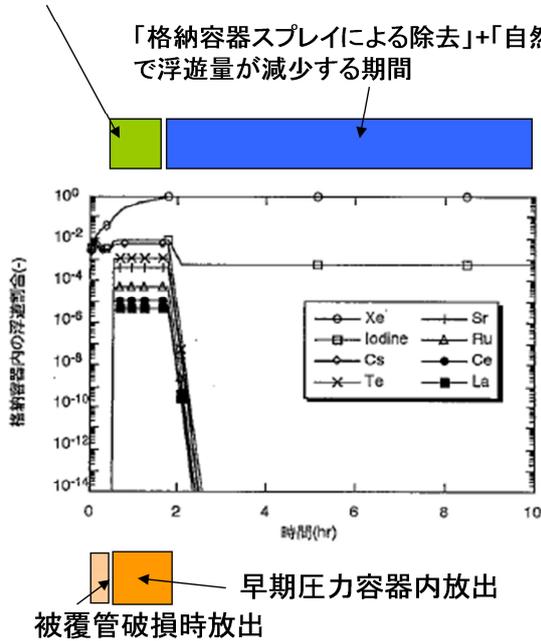
また、大気中への放射性物質の放出割合を、「仮想事故」の場合と比べて、図 2.5 にまとめて示す^{(2.13), (2.14)}。よう素類に着目すると、同図に示すとおり、大気中への放出割合は、いずれの場合も有機よう素に支配されていることが分かる。なお、NUREG-1465 では有機よう素の組成が 0.15%、「仮想事故」では 10%となっており、NUREG-1465 の更新ソースタームを適用すると、BWR 原子炉施設及び PWR 原子炉施設のいずれにおいても、「仮想事故」と比べてよう素の大気中への放出量が少ない。

早期压力容器内放出時の「格納容器への放出率」と「格納容器スプレイによる除去率」+「自然沈着率」+「格納容器からの漏洩率」とが釣り合う期間



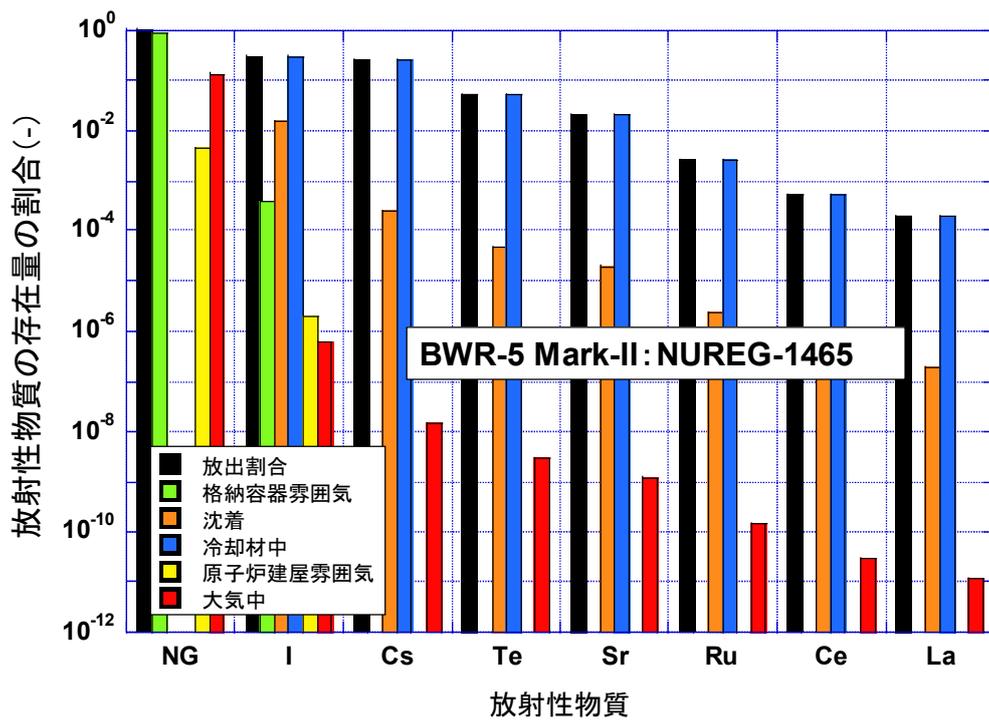
(a) BWR-5 Mark-II 原子炉施設

早期压力容器内放出時の「格納容器への放出率」と「格納容器スプレイによる除去率」+「自然沈着率」+「格納容器からの漏洩率」とが釣り合う期間

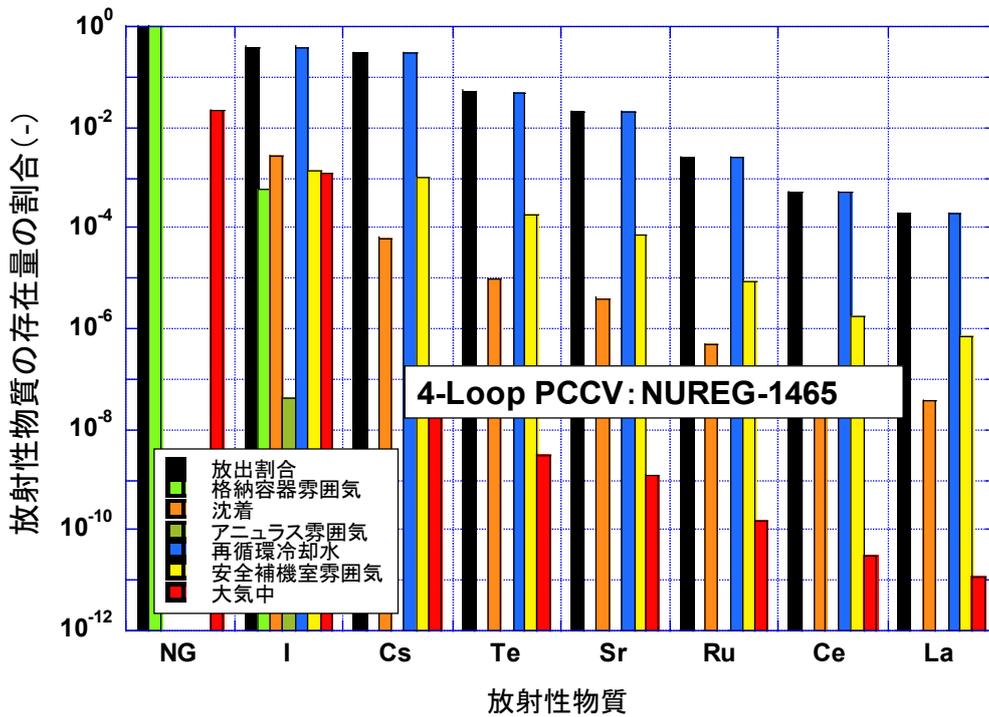


(b) 4-loop PWR PCCV 原子炉施設

図 2.3 格納容器内放射性物質挙動の解析結果

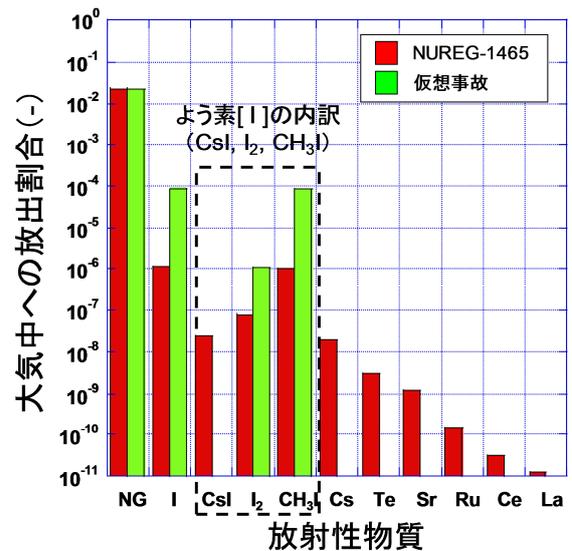
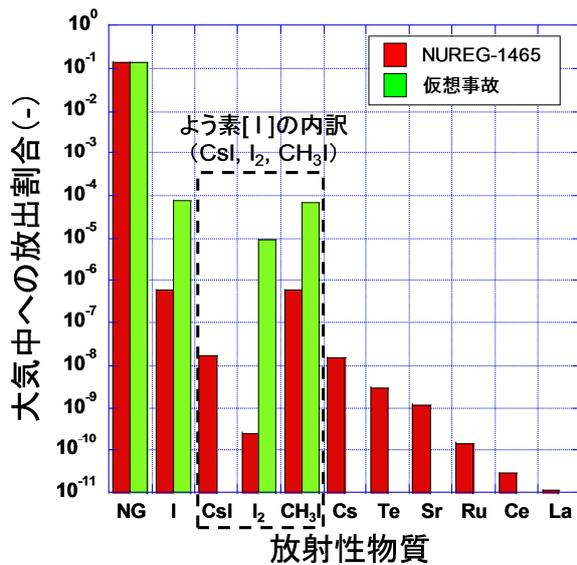


(a) BWR-5 Mark-II 原子炉施設



(b) 4-loop PWR PCCV 原子炉施設

図 2.4 放射性物質の存在量分布の解析結果



(a) BWR-5 Mark-II 原子炉施設

(b) 4-loop PWR PCCV 原子炉施設

図 2.5 大気中への放射性物質の放出割合

(4) 解析結果のまとめ

BWR-5 Mark-II 原子炉施設及び 4-loop PWR PCCV 原子炉施設を対象にして NUREG-1465 の更新ソースタームを適用し、日本の「仮想事故」のソースタームを適用した場合と比較することによって、放射性物質挙動の特徴を分析した。その結果、次のことが明らかになった。

- 1) 希ガスの大気中への放出割合は、NUREG-1465 及び「仮想事故」のソースタームのいずれを適用しても、同程度である。
- 2) 大気中へのよう素の放出割合は、NUREG-1465 及び「仮想事故」のソースタームのいずれの場合も、自然沈着及び格納容器スプレーで除去しにくい有機よう素が支配的である。大気中へのよう素の放出割合が NUREG-1465 と「仮想事故」とで顕著に相違するのは、有機よう素の割合が異なることによる。
- 3) 大気中へのよう素の放出割合は、NUREG-1465 のソースタームを適用した場合、BWR 原子炉施設では「仮想事故」のソースタームを適用した場合と比べて 1/120 程度である。また、PWR 原子炉施設のよう素の放出割合は、「仮想事故」のソースタームを適用した場合と比べて 1/80 程度である。
- 4) NUREG-1465 のソースタームを適用する場合、希ガス類を除く放射性物質は、格納容器スプレーによって雰囲気から除去され、冷却材中に移行する。

2.2.2 大口径破断 LOCA シーケンスのソースターム評価

前項までに、NUREG-1465 の更新ソースタームを適用して、日本の代表的な BWR 及び PWR 原子炉施設の放射性物質挙動を解析し、大気中への放射性物質の放出挙動を検討する。ここでは、シビアアクシデント総合解析コード MELCOR^(2.10)を適用して、大口径破断 LOCA シーケンスを解析し、NUREG-1465 の更新ソースタームを適用した解析結果と比較する。

(1) MELCOR の放射性物質挙動解析モデル

MELCOR1.8.3^(2.10)では、放射性物質を物理化学的な性状によって 12 種に分類しており、NUREG-1465 の Xe-Kr, I, Cs, Te, Sr-Ba, Ru, Ce, La の 8 種類の放射性物質を含む。燃料からの放射性物質の放出率は、燃料温度の時間変化に応じて、CORSOR-M の放出率モデル^(2.17)で計算する。

放射性物質の自然沈着については、構造物表面への吸着、凝縮、蒸発、拡散、重力沈降、熱泳動及び拡散泳動を計算する。放射性物質のスプレイ除去については、エアロゾルの拡散、衝突、遮り及び慣性衝突を計算し、プールスクラビングによる放射性物質の除去は、気泡表面へのエアロゾルの慣性衝突、拡散、重力沈降を計算する。

(2) 解析条件

BWR-5 Mark-II 原子炉施設 (3,293MWt) の大口径破断 LOCA の注水失敗事故シーケンスを対象にして、MELCOR を適用して、放射性物質挙動及び大気中への放出量を解析した。

また、2.2.1 項で述べた NUREG-1465 の早期原子炉容器内放出及び「仮想事故」の解析結果と比較するために、事故開始後 30 分で低圧注水系による炉心への注水に成功し、事故が収束すると仮定する。事故開始後 30 分で注水に成功すると、よう素の格納容器内への放出量は、炉心内蔵量に対して概ね 30%になり、NUREG-1465 の早期原子炉容器内の放出量と一致する^(2.18)。

(3) 解析結果

a) 格納容器内の CsI 挙動

MELCOR によるドライウエル雰囲気中の CsI の浮遊量の時間変化を、図 2.6 に示す。事故後約 12 分には燃料が損傷して、燃料から放出したよう素は破断口からドライウエルへと移行し、ドライウエル雰囲気中の CsI が増加する。一部の CsI は、自然沈着によって構造物表面に移行する。また、ドライウエル雰囲気の圧力増加に伴って、混合ガスがウェットウエルに流出するのに伴って、CsI も圧力抑制プールでのプールスクラビングを経た後にウェットウエル気層部に移行する。この間の格納容器内の CsI

の浮遊量の時間変化は、原子炉冷却系からの CsI の移行率と自然沈着率及びウェットウェルへの移行率との兼ね合いで決まる^(2.18)。

事故後 30 分に低圧注水系による炉心への注水が開始すると、炉内で多量の水蒸気が発生して、原子炉冷却系内の CsI が格納容器内に移行するため、格納容器雰囲気中の CsI の浮遊量が増加する。

その後、格納容器スプレ이가作動すると、格納容器内の CsI の浮遊量は、急速に減少する。その後、格納容器スプレイによってドライウェル雰囲気中の CsI は、ウェットウェルの真空破壊弁を介してウェットウェル気層部からドライウェルに移行する CsI とスプレイによる除去とが均衡するようになる^(2.18)。この時期には、スプレイで除去しにくいサブミクロンのエアロゾル状 CsI が浮遊している。事故後 30 日までの計算結果によれば、結局、サブミクロンのエアロゾル状 CsI は、自然沈着によって徐々に減少する。

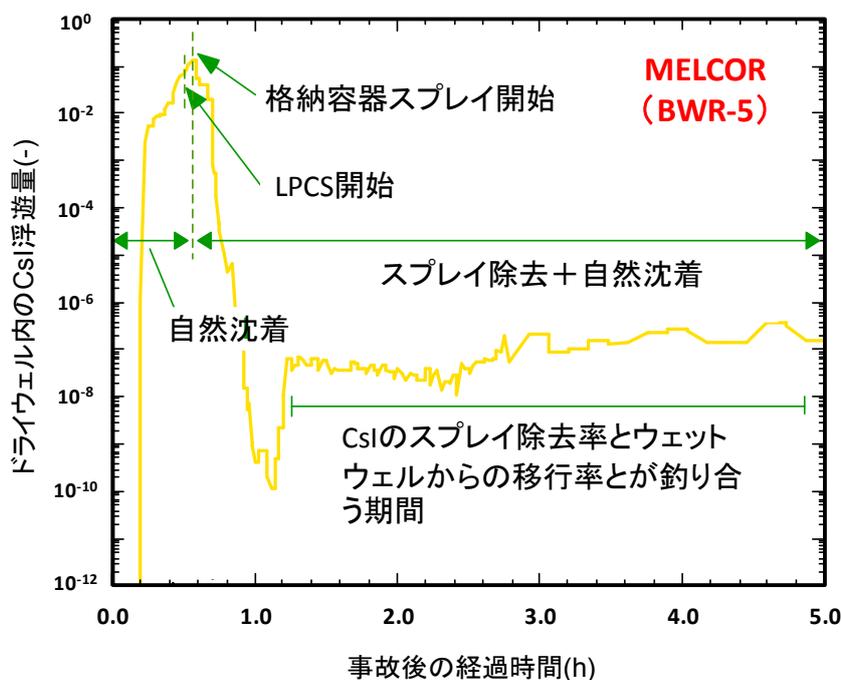
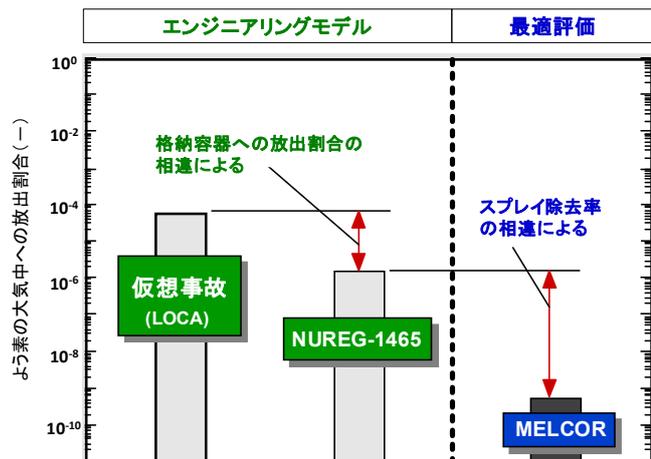
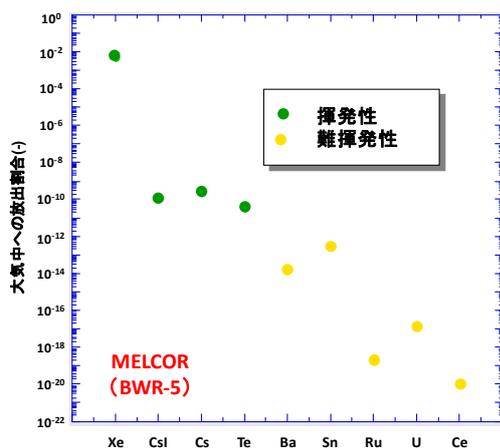


図 2.6 MELCOR によるドライウェル内の CsI 浮遊量の解析結果

b) 大気中への放出量

放射性物質の環境への放出割合を、図 2.7(a)に示す。30 日間の Xe 類の環境への放出割合は、炉内内蔵量の約 10^{-3} であり、Cs 及び CsI 類の放出割合はそれぞれ約 10^{-10} であり、Te 類の放出割合は約 10^{-11} である。また、Ce 類の放出割合も非常に小さい。



(a) MELCORによる大気中への放出量 (b) NUREG-1465 及び仮想事故との比較

図 2.7 MELCOR による放射性物質の大気中への放出割合の解析結果

c) NUREG-1465, 仮想事故との比較

大気中へのよう素放出量を、MELCOR で解析した場合と 2.2.1 項で述べた NUREG-1465 及び「仮想事故」の場合とを比較して、図 2.7(b)にまとめて示す。「仮想事故」及び NUREG-1465 では、よう素の環境への放出割合は、炉心内蔵量に対して、それぞれ約 10^{-4} 及び 10^{-6} である。また、MELCOR で解析したよう素の大気中への放出量は、約 10^{-9} である。

「仮想事故」と NUREG-1465 とのよう素の大気中への放出量の違いは、格納容器内への放出割合の違いが支配的である。さらに、NUREG-1465 と MELCOR との違いはスプレイ除去の違いが支配的であるといえる。

(4) まとめ

BWR-5 Mark-II 原子炉施設の大口径破断 LOCA を対象にして、「仮想事故」、NUREG-1465 及びシビアアクシデント総合解析コード MELCOR1.8.3 を適用して大気中への放射性物質放出量を解析した。その結果、次のことが明らかになった。

- 「仮想事故」及び NUREG-1465 におけるよう素の環境への放出割合は、それぞれ炉内内蔵量の約 10^{-4} 及び 10^{-6} であった。MELCOR1.8.3 では、CsI の環境への放出割合は 10^{-9} であった。
- Ce の環境への粒子状の放出割合は、希ガス及びよう素の放出割合に比べて非常に小さかった。
- 本研究により、「仮想事故」又は NUREG-1465 に適用した自然沈着及び格納容器スプレイによる放射性物質の除去の工学的モデルが大きな保守性を持っていることが示された。

2.3 NUREG-1465 に適用する自然沈着及び格納容器スプレイによる除去モデル

NUREG-1465 の更新ソースタームは、格納容器への放出量を定めたものであるが、放射性物質が大気中へ放出されるまでに、格納容器内での自然沈着及び格納容器スプレイ等の工学的安全設備によって、格納容器雰囲気から除去される。

D.A. Powers らは、NUREG-1465 の更新ソースタームを適用する際の格納容器内での自然沈着及び格納容器スプレイ等の工学的安全設備による放射性物質除去の計算手法の標準化を併せて検討した^{(2.3),(2.4),(2.5),(2.6)}。

しかしながら、これらの計算手法は、パラメトリックなモデルで構成されており、重大事故時の放射性物質挙動の支配的要因を分析する等には適さない。

このため、本研究では、放射性物質の自然沈着及び格納容器スプレイによる除去に注目して、NUREG-1465 の更新ソースタームに適用できる計算手法を検討する。

2.3.1 放射性物質の自然沈着及び格納容器スプレイによる除去

格納容器内での放射性物質の自然沈着及び格納容器スプレイによる除去に対して、D.A. Powers らは、エアロゾルの自然沈着の解析モデルに含まれる動的形状因子及び形状因子等のパラメータ並びに米国原子炉施設の格納容器形状（高さ、体積、沈着面積）の変化幅に対して不確実さ伝播解析を実施して、原子炉熱出力のみをパラメータとした、自然沈着率及び格納容器スプレイによる除去率の 10%値、50%値、90%値を与えるパラメトリックな計算モデルを提唱した。

(1) 自然沈着のパラメトリックモデル

D.A. Powers らの自然沈着モデル^(2.3)は、NUREG-1465 の放射性物質の放出時期の区分に応じて、原子炉熱出力のみをパラメータにして、放射性物質の自然沈着率を次のとおり計算する。

$$\lambda_{ei}(90) = C_i(90)[1 - \exp(-D_i(90)/P)] \text{ ----- (2.10)}$$

$$\lambda_{ei}(50) = C_i(50)[1 - \exp(-D_i(50)/P)] \text{ ----- (2.11)}$$

$$\lambda_{ei}(10) = C_i(10)[1 - \exp(-D_i(10)/P)] \text{ ----- (2.12)}$$

$\lambda_{ei}(f)$: 放出 *phase i* の自然沈着率の *f*%値 (1/h)

$C_i(f), D_i(f)$: 放出 *phase i* の定数 (-)

P : 炉の熱出力 (MWt)

例として、表 2.6 に、BWR 原子炉施設の自然沈着率の計算モデルを示す。

表 2.6 パラメトリックな自然沈着モデル^(2,3)

Material	Time interval (s)	Correlation* ($1/h$)
<i>gap</i>	0-3600	$\lambda_e(90) = 2.912[1 - \exp(-0.798 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(50) = 4.186[1 - \exp(-0.134 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(10) = 2.131[1 - \exp(-0.140 P(MW)/1000)]$
<i>gap</i>	3600-9000	$\lambda_e(90) = 6.201[1 - \exp(-0.887 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(50) = 4.611[1 - \exp(-0.155 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(10) = 2.217[1 - \exp(-0.124 P(MW)/1000)]$
<i>gap</i>	9000-19800	$\lambda_e(90) = 3.303 + 5.75 \times 10^{-6} P(MW)$ $\lambda_e(50) = 1.563[1 - \exp(-0.897 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(10) = 0.579 + 87.0 \times 10^{-6} P(MW)$
<i>gap</i>	19800-45000	$\lambda_e(90) = 1.561[1 - \exp(-1.210 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(50) = 0.787[1 - \exp(-1.318 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(10) = 0.591[1 - \exp(-1.255 P(MW)/1000)]$
<i>gap</i>	45000-80000	$\lambda_e(90) = 1.200[1 - \exp(-1.004 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(50) = 0.462[1 - \exp(-0.893 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(10) = 0.274[1 - \exp(-0.902 P(MW)/1000)]$
<i>gap</i>	80000-100000	$\lambda_e(90) = 1.085[1 - \exp(-1.018 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(50) = 0.398[1 - \exp(-0.673 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(10) = 0.210[1 - \exp(-0.579 P(MW)/1000)]$
<i>gap</i>	100000-120000	$\lambda_e(90) = 1.041[1 - \exp(-1.084 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(50) = 0.388[1 - \exp(-0.695 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(10) = 0.190[1 - \exp(-0.558 P(MW)/1000)]$
<i>in-vessel</i>	3600-9000	$\lambda_e(90) = 4.495[1 - \exp(-0.120 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(50) = 2.188[1 - \exp(-0.131 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(10) = 1.089[1 - \exp(-0.124 P(MW)/1000)]$
<i>ex-vessel</i>	90000-19800	$\lambda_e(90) = 0.756 + 3.50 \times 10^{-6} P(MW)$ $\lambda_e(50) = 0.532[1 - \exp(-1.232 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(10) = 0.374[1 - \exp(-1.263 P(MW)/1000)]$
<i>late in-vessel</i>	19800-45000	$\lambda_e(90) = 0.0648[1 - \exp(-0.959 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(50) = 0.0254[1 - \exp(-0.0943 P(MW)/1000)]$ $\lambda_e(10) = -0.089 + 10.72 \times 10^{-6} P(MW)$

* $\lambda_e(50)$ is the median value of the effective decontamination coefficient. $\lambda_e(90)$ and $\lambda_e(10)$ are the 90th and 10th percentile values, respectively

(2) 格納容器スプレイによる除去モデル

D.A. Powers らは、スプレイ液滴の粒子径分布、液滴形状等の形状因子に加えて、エアロゾルの慣性衝突、差動沈降、拡散、熱泳動、拡散泳動、エアロゾル凝集及び水蒸気凝縮に含まれるパラメータの不確かさ伝播解析を実施した。その結果、スプレイ流束及びスプレイ散布高さのパラメータのみでスプレイによる除去率を計算する次のパラメトリックなモデルを提案した^(2,4)。

$$\lambda(h^{-1}) = \lambda(m_f = 0.9) [\lambda(m_f) / \lambda(m_f = 0.9)] \text{-----} (2.13)$$

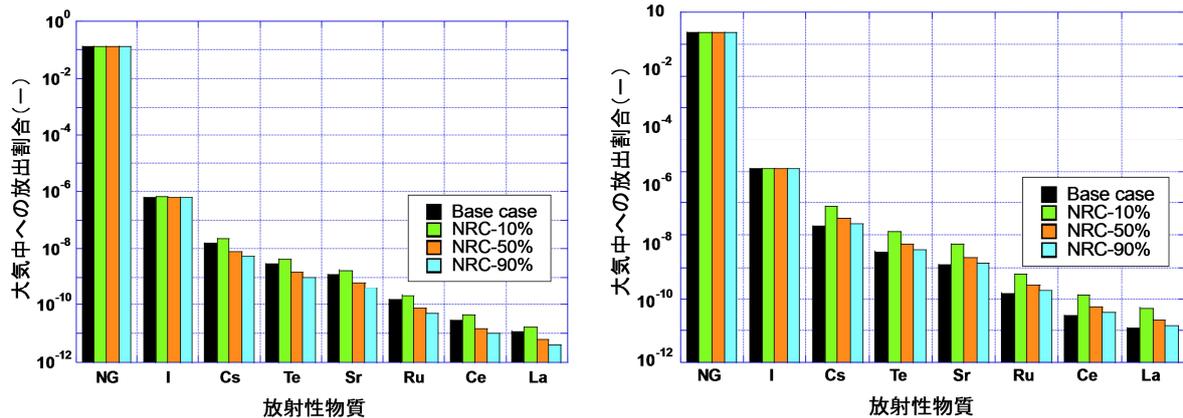
$$\ln \lambda(m_f = 0.9) = A + B \ln Q + CH + DQ^2H + EQH^2 + FQ \text{-----} (2.14)$$

$$\frac{\lambda(m_f)}{\lambda(m_f=0.9)} = (a + b \log_{10} Q) \left[1 - \left(\frac{m_f}{0.9} \right)^c \right] + \left(\frac{m_f}{0.9} \right)^c \text{-----} (2.15)$$

- λ : スプレイによるエアロゾル除去率 ($1/h$)
- Q : スプレイ水の流束 ($cm^3/cm^2 s$)
- H : スプレイ散布高さ (cm)
- m_f : 浮遊するエアロゾルの質量割合 (-)
- A, B, C, E, F, a, b, c : 定数 (-)

そこで、本研究では、2.2.1 項で検討した NUREG-1465 の更新ソースタームの解析において、D.A. Powers らの自然沈着による除去のパラメトリックモデルを適用して、大気中への放射性物質放出量の影響を分析する^(2.15)。

その結果を、BWR-5 Mark-II 原子炉施設の場合を図 2.8(a)に、4-loop PWR PCCV 原子炉施設の場合を図 2.8(b)に示す。図中の Base case は、それぞれ図 2.5(a) (BWR) 及び図 2.5(b) (PWR) の大気中の放出量を表している。図 2.8 の結果から分かるとおり、2.2.1 項の BWR-5 Mark-II 及び 2.2.2 項で述べた 4-loop PWR PCCV 原子炉施設の放出量は、いずれにおいても、D.A. Powers らのパラメトリックモデルによる大気中への放出量の 10%値、50%値、90%値の範囲になっている。特に、直径 $1\mu m$ の終端速度を用いた沈着率は、D.A. Powers らのモデルの 50%値に近い値になっている。



(a) BWR 原子炉施設の場合

(b) PWR 原子炉施設の場合

図 2.8 自然沈着のパラメトリックモデルを適用した計算

なお、D.A. Powers らの格納容器スプレイによる除去率のパラメトリックモデルは、

非スプレイ空間の影響が含まれていない。また、2.2.2 項で述べたシビアアクシデント総合解析コード MELCOR を適用する場合においても、非スプレイ空間を考慮するためには格納容器を複数の区画に分割する等、工学的な工夫が必要になる。

このため、本研究では、非スプレイ空間の影響を考慮した格納容器スプレイモデルを提案する^(2.19)。

2.4 エアロゾル状放射性物質のスプレイ除去に関する簡易解析手法の開発

東京電力株式会社福島第一原子力発電所においては、2011年3月11日の東日本大震災の際に、1号炉から3号炉までが炉心損傷するという、深刻な重大事故に至った^{(1.2)(2.20)}。

現在、日本を含む欧米諸国の様々な機関において種々の重大事故対策が検討される中で、格納容器スプレイ又は代替格納容器スプレイは、重大事故時の放射性物質の大気中への放出を低減する対策として重要である。

これまでに、格納容器スプレイによるエアロゾル除去の試験は、米国ハンフォード国立研究所の CSTF 装置を用いた CSE 実験^(2.16)を含めて、多数実施されている。また、試験結果に基づいたスプレイ除去率の解析モデルも提案されている^(2.16)。しかしながら、格納容器内の非スプレイ領域の影響を考慮したスプレイ除去の解析手法は、格納容器内を2つ以上の複数区画に分割した数値解析などが主流であって、必ずしも容易ではない。

本研究では、スプレイ作動時における格納容器内のエアロゾル状放射性物質の浮遊量の時間変化について、単一区画の格納容器体系モデルによって、格納容器内の非スプレイ領域の影響を適切に考慮できる簡易モデルを検討する^(2.19)。

2.4.1 解析モデル

(1) 格納容器の体系モデル

非スプレイ領域を含む格納容器内において、エアロゾル状放射性物質のスプレイ除去挙動を把握するために、格納容器を非スプレイ領域及びスプレイ領域の2区画に分割した体系モデル（以下「2区画モデル」という。）を想定する。非スプレイ領域を含めた格納容器の体系モデルを図2.9に示す。

格納容器を非スプレイ領域とスプレイ領域とに分割し、その間を体積のない流路で連結する。スプレイ領域では、浮遊するエアロゾル状放射性物質の一部がスプレイによって除去される。また、エアロゾル状放射性物質の一部は、非スプレイ領域とスプレイ領域との間を、雰囲気ガスの循環流に伴って移行する。

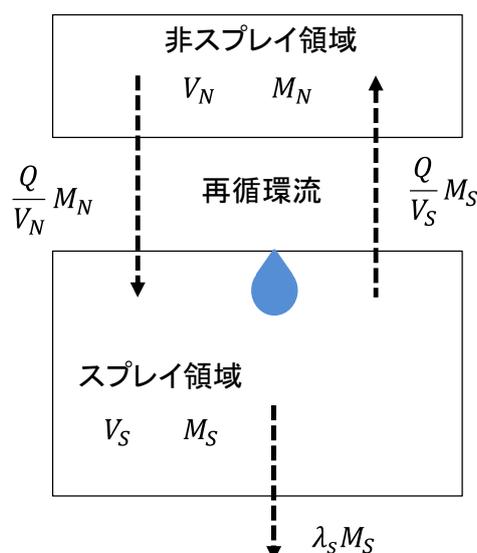


図 2.9 非スプレイ領域を含む格納容器スプレイモデル

(2) エアロゾル状放射性物質の移行

エアロゾル状放射性物質は、非スプレイ領域及びスプレイ領域のそれぞれで、一様混合とする。ただし、格納容器スプレイは、スプレイ領域のみで作動するとする。

格納容器に浮遊するエアロゾル状放射性物質の質量を一点集中型近似で扱えば、質量連続の式から、図 2.9 に示した非スプレイ領域内及びスプレイ領域内のエアロゾル状放射性物質の浮遊量の時間変化を、次のとおりに表すことができる。

$$\frac{dM_N}{dt} = -\frac{Q}{V_N} M_N + \frac{Q}{V_S} M_S \quad \text{-----} \quad (2.16)$$

$$\frac{dM_S}{dt} = -\lambda_s M_S - \frac{Q}{V_S} M_S + \frac{Q}{V_N} M_N \quad \text{-----} \quad (2.17)$$

M_N :非スプレイ空間のエアロゾル状放射性物質の浮遊量 (kg)

M_S :スプレイ空間のエアロゾル状放射性物質の浮遊量(kg)

Q :循環流の体積流量 (m^3/s)

V_N :非スプレイ領域体積 (m^3)

V_S :スプレイ領域体積 (m^3)

λ_s :スプレイによるエアロゾル状放射性物質の除去率 (1/s)

ただし、本研究では、循環流量 Q 及びスプレイ除去率 λ_s は、時間によらず一定とする。スプレイ除去率 λ_s は、スプレイ流量及びエアロゾル粒子とスプレイ液滴との衝突機構に依存する。衝突機構を支配するのは、雰囲気温度・圧力、スプレイ液滴径、エアロゾル粒子径及びその相対速度である^(2.16)。ここでは、スプレイによるエアロゾル状放射性物質の除去率 λ_s は、与えられたものとする。

(2.16)式において、非スプレイ空間のエアロゾル状放射性物質 M_N は、循環流 Q によって非スプレイ領域から流出するとともに、循環流 Q によってスプレイ領域からエアロゾル状放射性物質が流入する。また、(2.17)式のとおり、スプレイ領域のエアロゾル状放射性物質 M_S は、スプレイによる除去 λ_s とともに循環流 Q によって非スプレイ領域へ流出する。さらに、非スプレイ領域のエアロゾル状放射性物質が、循環流 Q によってスプレイ領域に流入する。

ここで、体系のパラメータ依存性を適切に表すために、次の無次元数を導入する。

なお、 $M_N(0)$ 及び $M_S(0)$ は、時刻 0 の非スプレイ空間及びスプレイ空間のエアロゾル状放射性物質の浮遊量をそれぞれ示す。

$$M_N^* = \frac{M_N}{M_C(0)}, \quad M_S^* = \frac{M_S}{M_C(0)}, \quad M_C(0) = M_N(0) + M_S(0)$$

$$M_C^* = M_N^* + M_S^*$$

$$R^* = \frac{V_N}{V_S}, \quad t^* = \frac{t}{\tau}, \quad \tau = \frac{V_C}{Q}, \quad V_C = V_N + V_S,$$

$$\lambda_s^* = \lambda_s \tau$$

これによって、(2.16)式及び(2.17)式は、次のとおりになる。

$$\frac{dM_N^*}{dt^*} = -\left(1 + \frac{1}{R^*}\right)M_N^* + (1 + R^*)M_S^* \quad \text{-----} \quad (2.18)$$

$$\frac{dM_S^*}{dt^*} = -\lambda_s^* M_S^* - (1 + R^*)M_S^* + \left(1 + \frac{1}{R^*}\right)M_N^* \quad \text{-----} \quad (2.19)$$

ここで、(2.18)式及び(2.19)式は、表 2.7 に示すとおり、解析解を容易に求めることができる。

表2.7 エアロゾル物質移行の微分方程式の解析解

$$M_N^*(t^*) = \frac{(\lambda_S^* + b^* + \alpha^*)(\lambda_S^* + b^* + \beta^*)}{a^*(\beta^* - \alpha^*)} M_S^*(0) [\exp(\alpha^* t^*) - \exp(\beta^* t^*)] - \frac{M_N^*(0)}{(\beta^* - \alpha^*)} [(\lambda_S^* + b^* + \alpha^*) \exp(\alpha^* t^*) - (\lambda_S^* + b^* + \beta^*) \exp(\beta^* t^*)] \quad (1a)$$

$$M_S^*(t^*) = \frac{M_S^*(0)}{(\beta^* - \alpha^*)} [(\lambda_S^* + b^* + \beta^*) \exp(\alpha^* t^*) - (\lambda_S^* + b^* + \alpha^*) \exp(\beta^* t^*)] - \frac{a^* M_N^*(0)}{(\beta^* - \alpha^*)} [\exp(\alpha^* t^*) - \exp(\beta^* t^*)] \quad (2a)$$

$$a^* = 1 + \frac{1}{R^*}, \quad b^* = 1 + R^* \quad (3a)$$

$$\alpha^* = \frac{-(\lambda_S^* + a^* + b^*) + \sqrt{(\lambda_S^* + a^* + b^*)^2 - 4a^* \lambda_S^*}}{2} \quad (4a)$$

$$\beta^* = \frac{-(\lambda_S^* + a^* + b^*) - \sqrt{(\lambda_S^* + a^* + b^*)^2 - 4a^* \lambda_S^*}}{2} \quad (5a)$$

$$\alpha = \frac{-(\lambda_S + a + b) + \sqrt{(\lambda_S + a + b)^2 - 4a \lambda_S}}{2} \quad (6a)$$

$$\beta = \frac{-(\lambda_S + a + b) - \sqrt{(\lambda_S + a + b)^2 - 4a \lambda_S}}{2} \quad (6b)$$

$$a = \frac{Q}{V_N}, \quad b = \frac{Q}{V_S}, \quad \alpha^* = \alpha \tau, \quad \tau = \frac{V_N + V_S}{Q} \quad (7a)$$

(3) 簡易モデル

非スプレー領域を含む格納容器を1区画で模擬する場合について、前項(2)の2区画体系モデルの解析解を利用して、等価なスプレー除去率を簡易に計算する方法を検討する。

非スプレー領域及びスプレー領域のエアロゾル状放射性物質の浮遊量の時間変化を把握するために、表2.7の(1a)式と(2a)式の比に対して、スプレー作動後に十分な時間が経過する場合を考える。

$$\lim_{t^* \rightarrow \infty} \left(\frac{M_N^*}{M_S^*} \right) = \frac{\lambda_S^* + b^* + \alpha^*}{a^*} \quad \text{-----} \quad (2.20)$$

$$a^* = 1 + \frac{1}{R^*}, \quad b^* = 1 + R^*$$

$$\alpha^* = \frac{-(\lambda_S^* + a^* + b^*) + \sqrt{(\lambda_S^* + a^* + b^*)^2 - 4a^*\lambda_S^*}}{2} \quad \text{-----} \quad (2.21)$$

$$\lambda_S^* = \lambda_S \tau, \quad \alpha^* = \alpha \tau$$

ここで α は、表 2.7 の(6a)式及び(7a)式に示したとおりである。

したがって、十分な時間が経過すると、 M_N^* 及び M_S^* は、次のとおりに近似することができる。

$$M_N^* \sim \frac{\lambda_S^* + b^* + \alpha^*}{a^*} M_S^* \quad M_S^* \sim \frac{a^*}{\lambda_S^* + b^* + \alpha^*} M_N^* \quad \text{-----} \quad (2.22)$$

この場合、格納容器内のエアロゾル状放射性物質の浮遊量の時間変化は、簡単な計算の後、次のとおりになることが分かる。

まず、長時間経過した際に、(2.23)式及び(2.24)式において、

$$M_N^* \sim \frac{\lambda_S^* + b^* + \alpha^*}{a^*} M_S^* \quad M_S^* \sim \frac{a^*}{\lambda_S^* + b^* + \alpha^*} M_N^*$$

を代入する。

$$\begin{aligned} \frac{dM_N^*}{dt^*} &= - \left(1 + \frac{1}{R^*} \right) M_N^* + (1 + R^*) M_S^* \\ &\sim - a^* M_N^* + \frac{a^* b^*}{\lambda_S^* + b^* + \alpha^*} M_N^* \\ &= \frac{-a^*(\lambda_S^* + \alpha^*)}{\lambda_S^* + b^* + \alpha^*} M_N^* \end{aligned}$$

$$= \frac{\alpha^{*2} + \alpha^*(\lambda_S^* + b^*)}{\lambda_S^* + b^* + \alpha^*} M_N^* = \alpha^* M_N^*$$

ここで、 $\alpha^{*2} + \{(\lambda_S^* + b^*) + \alpha^*\}\alpha^* + \alpha^*\lambda_S^* = 0$ の関係を用いた。
同様にして、次を得ることができる。

$$\begin{aligned} \frac{dM_S^*}{dt^*} &= -\lambda_S^* M_S^* - (1 + R^*)M_S^* + \left(1 + \frac{1}{R^*}\right)M_N^* \\ &\sim -(\lambda_S^* + b^*)M_S^* + \alpha^* M_N^* \\ &= -(\lambda_S^* + b^*)M_S^* + \alpha^* \left(\frac{\lambda_S^* + b^* + \alpha^*}{\alpha^*}\right)M_S^* \\ &= \alpha^* M_S^* \end{aligned}$$

$$\frac{dM_N^*}{dt^*} = -\left(1 + \frac{1}{R^*}\right)M_N^* + (1 + R^*)M_S^* \sim \alpha^* M_N^* \text{-----} \quad (2.23)$$

$$\frac{dM_S^*}{dt^*} = -\lambda_S^* M_S^* - (1 + R^*)M_S^* + \left(1 + \frac{1}{R^*}\right)M_N^* \sim \alpha^* M_S^* \text{-----} \quad (2.24)$$

このように、非スプレイ領域を含む格納容器内のエアロゾル状放射性物質の浮遊量 M_C^* を、 $M_C^* = M_N^* + M_S^*$ とすると

$$\frac{dM_C^*}{dt^*} \sim \alpha^* M_C^* \text{-----} \quad (2.25)$$

となる。

この結果が示すとおり、非スプレイ領域及びスプレイ領域のいずれのエアロゾル状放射性物質の浮遊量も、 α^* で減衰する。したがって、非スプレイ領域及びスプレイ領域を含めた格納容器内のエアロゾル状放射性物質の浮遊量の時間変化は、 α^* を使用して簡単に表すことができる（以後、「簡易モデル」と略称する）。

2.4.2 簡易モデルを用いた解析

前述の(3)項で述べた簡易スプレイ除去モデルの適用性を確認するために、表 2.7 の解析解(1a)式及び(2a)式並びに簡易モデルの(2.25)式を適用して、格納容器内に浮遊す

るエアロゾル状放射性物質の時間変化を解析し、それぞれの結果を比較する。

(1) 解析条件

現在、設置変更許可が申請されている PWR 原子炉施設の格納容器体積は、申請件数が最も多い 80 万 kW 級 PWR で、おおむね 80,000m³ 程度である。本研究の解析では、非スプレイ領域を含む格納容器体積 V_c を 80,000 m³ と仮定する。解析条件を、表 2.8 にまとめて示す。

本研究では、計算を簡単にするため、非スプレイ領域とスプレイ領域とが等しい $R^*=1$ とした。また、エアロゾル状放射性物質のスプレイ除去率 λ_s は、原子炉施設の設備容量に依存する。この報告では、 λ_s を求めることが目的ではないので、CSE 実験^(2.16)のエアロゾル (Cs 及びウラン) の早期スプレイ散布 (注入モード) の半減期の平均値 (約 23 分) から、 $\lambda_s=1.8$ (1/h) とする。ただし、重大事故対策で使用する代替スプレイにおいては、1.8(1/h) よりも小さい。

エアロゾル状放射性物質は、(a)初期に、非スプレイ領域に全量が浮遊する場合 (Case-(a))、(b)初期に、スプレイ領域に全量が浮遊する場合 (Case-(b))、(c)初期に、それぞれ 0.5 が浮遊する場合 (Case-(c)) を計算する。

表2.8 解析条件

項目		数値	単位	備考
格納容器体積	V_c	80,000	m ³	代表的 3-loop PWR
スプレイ領域	V_S	40,000	m ³	
非スプレイ領域	V_N	40,000	m ³	
V_c/Q	τ	1.0	h	$Q = V_c/\text{hour}$
V_N/V_S	R^*	1.0	—	
エアロゾル除去率	λ_s	1.8	1/h	CSE 実験
	λ_s^*	1.8	—	
解析ケース		$M_N^*(0)$		$M_S^*(0)$
Case-(a)		1		0
Case-(b)		0		1
Case-(c)		0.5		0.5

(2) 解析結果

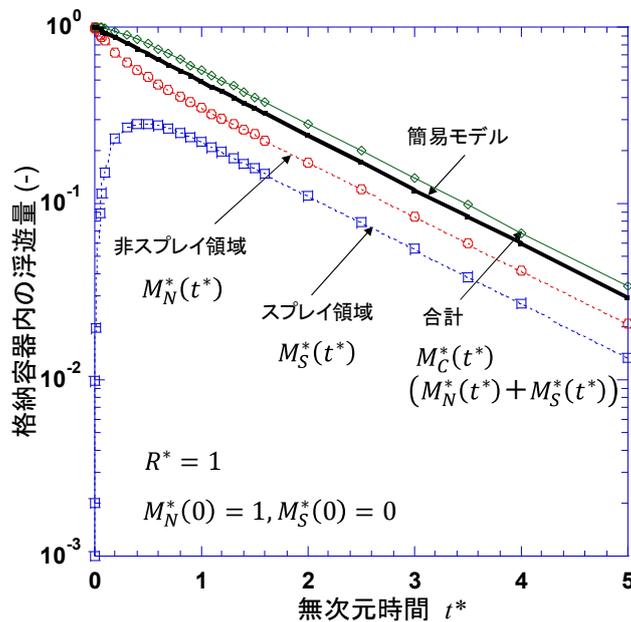
a) 初期に、非スプレイ領域に全量が浮遊する場合(Case-(a))

格納容器内に浮遊するエアロゾル状放射性物質の質量変化について、2区画モデルによる解析解と簡易モデルによる計算結果との比較を図2.10(a)に示す。

解析解によれば、初期に非スプレイ領域に浮遊するエアロゾル状放射性物質 $M_N^*(t^*)$ は、循環流によってスプレイ領域に移行する。このため、スプレイ領域のエアロゾル状放射性物質の浮遊量 $M_S^*(t^*)$ は、急速に増加する。しかしながら、エアロゾル状放射性物質が再び非スプレイ領域に移行すること、スプレイ領域でのスプレイ除去が継続することによって、スプレイ領域に浮遊するエアロゾル状放射性物質 $M_S^*(t^*)$ は、ピークに達した後に、時間の経過に伴って減少する。

簡易モデルによるエアロゾル状放射性物質の浮遊量は、解析解による格納容器内に浮遊するエアロゾル状放射性物質の総量 $M_C^*(t^*)$ と比べると、良く一致していることが分かる。

また、解析解から分かるとおり、解析開始から t^* が1よりも小さい時点で、非スプレイ領域及びスプレイ領域に浮遊するエアロゾル状放射性物質の減衰率は、いずれの領域においても α^* になる。



(a) $M_N^*(0) = 1, M_S^*(0) = 0$

図2.10(a) 格納容器内に浮遊するエアロゾル状放射性物質の時間変化
($M_N^*(0) = 1, M_S^*(0) = 0$)

b) 初期に、スプレイ領域に全量が浮遊する場合(Case-(b))

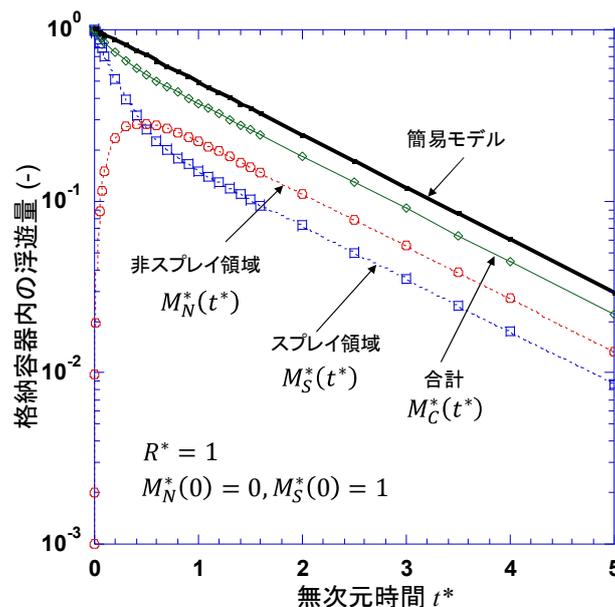
格納容器内に浮遊するエアロゾル状放射性物質の時間変化について、解析解と簡易

モデルによる計算結果との比較を図 2.10(b)に示す。解析解によれば、初期にスプレー領域に浮遊するエアロゾル状放射性物質 $M_S^*(t^*)$ は、スプレーで除去されるとともに、一部は循環流によって非スプレー領域に移行する。このため、非スプレー領域のエアロゾル浮遊量 $M_N^*(t^*)$ は急速に増加する。

しかしながら、非スプレー領域のエアロゾル状放射性物質の浮遊量 $M_N^*(t^*)$ がピークに達した後は、スプレー領域への移行及びスプレー領域でのスプレー除去が継続することによって、エアロゾル状放射性物質の浮遊量は次第に減少する。

簡易モデルによるエアロゾル状放射性物質の浮遊量と解析解による格納容器内に浮遊するエアロゾル状放射性物質の総量 $M_C^*(t^*)$ とを比べると、おおむね一致していることが分かる。

また、解析開始から t^* がやはり 1 よりも小さい時点で、非スプレー領域及びスプレー領域に浮遊するエアロゾル状放射性物質の減衰率は、いずれの領域においても α^* になる。



(b) $M_N^*(0) = 0, M_S^*(0) = 1$

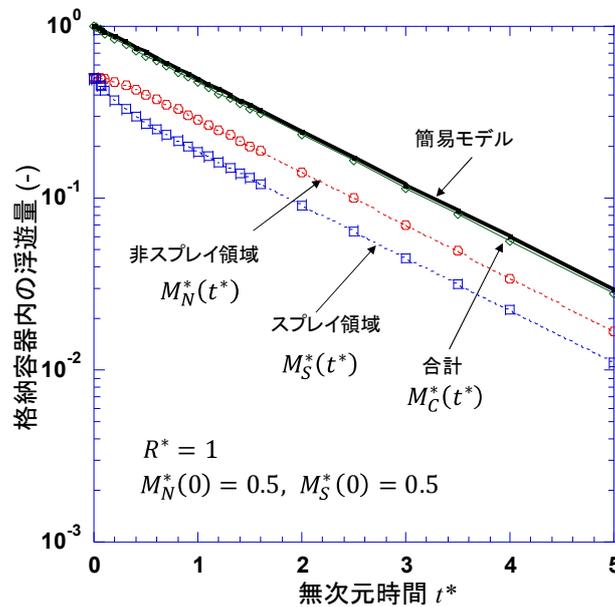
図2.10(b) 格納容器内に浮遊するエアロゾル状放射性物質の時間変化
($M_N^*(0) = 0, M_S^*(0) = 1$)

c) 初期に、非スプレー領域及びスプレー領域にエアロゾルが浮遊する場合(Case-(c))

格納容器内に浮遊するエアロゾル状放射性物質の時間変化について、解析解と簡易モデルによる計算結果との比較を、図 2.10(c)に示す。

この場合、非スプレー領域及びスプレー領域において、エアロゾル状放射性物質の混合が速やかに進む。この結果、簡易モデルは、早期から解析解のエアロゾル状放射

性物質の浮遊総量の時間変化を良く模擬している。



(c) $M_N^*(0) = 0.5, M_S^*(0) = 0.5$

図2.10(c) 格納容器内に浮遊するエアロゾル状放射性物質の時間変化
($M_N^*(0) = 0.5, M_S^*(0) = 0.5$)

d) 解析結果のまとめ

前項(1),(2)及び(3)の結果のうち、解析解による格納容器内のエアロゾル状放射性物質の浮遊量 $M_C^*(t^*)$ と簡易モデルによる計算結果とを、まとめて図 2.11 に示す。簡易モデルによるエアロゾル状放射性物質の格納容器内の浮遊量の計算結果は、 $M_N^*(0)=1$ 及び $M_S^*(0)=1$ の両極限の範囲内であり、簡易モデルによって、エアロゾル状放射性物質の浮遊量は、適切に計算されていることが分かる。

なお、Case (a)において、解析解の浮遊量が簡易モデルの結果よりも若干大きい。ただし、(2.20)式の近似の範囲であれば、解析解と簡易モデルとの結果の比は、 $\beta^*/(\beta^* - \alpha^*) \sim 1 + \alpha^{*2}/(\lambda s^* a^*)$ を超えることはない。

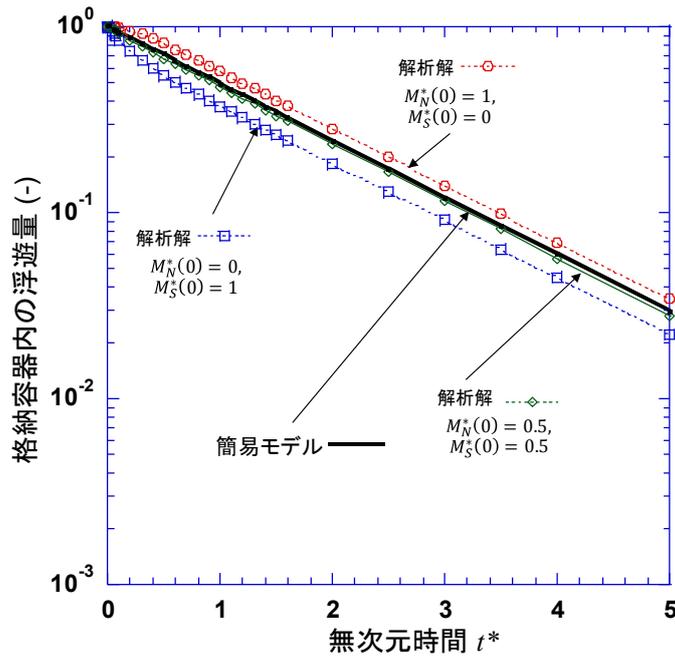


図2.11 解析解と簡易モデルによる計算結果との比較

2.4.3 簡易モデルの適用

(1) 簡易モデルの特性

簡易モデルの $|\alpha^*|$ は、簡単な計算の後、次の関係を得ることができる。

$$\lim_{Q \rightarrow \infty} \frac{|\alpha^*|}{\lambda_S^*} \sim \frac{1}{1 + R^*} \quad \text{-----} \quad (2.26)$$

$|\alpha^*|$ と R^* との関係を図 2.12 に示す。 $R^* = 0$ においては、格納容器内がすべてスプレイ領域になることから、 $|\alpha^*| = \lambda_S^*$ になる。また、格納容器内のスプレイ領域が減少することに伴って、 $|\alpha^*|$ は λ_S^* と比べて $1/(1 + R^*)$ に減少する。非スプレイ領域の割合が増大して R^* が大きくなると、 $|\alpha^*|$ は $1/R^*$ で零に近づく。

したがって、非スプレイ領域とスプレイ領域との間で、頻りに雰囲気ガスの循環がある場合、それぞれの領域のエアロゾル状放射性物質の浮遊量の時間変化は、次のように表すことができる。

$$\frac{dM_N^*}{dt^*} \sim -\frac{\lambda_S^*}{1 + R^*} M_N^* , \quad \frac{dM_S^*}{dt^*} \sim -\frac{\lambda_S^*}{1 + R^*} M_S^* \quad \text{-----} \quad (2.27)$$

$$\frac{dM_C^*}{dt^*} \sim -\frac{\lambda_S^*}{1+R^*}(M_N^* + M_S^*) = -\frac{\lambda_S^*}{1+R^*}M_C^*$$

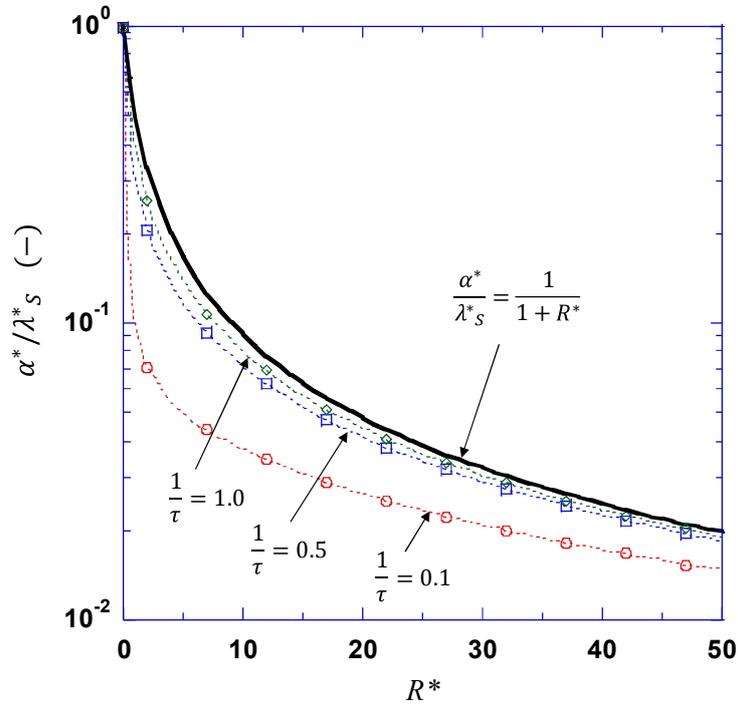


図2.12 (2.16)式の近似での τ への依存性

(2) 米国 NRC の解析モデルとの関係

米国 NRC の Standard Review Plan, NUREG-0800 (SRP) の 6.5.2 節^(2.21)に報告されているエアロゾルのスプレイ除去率の評価において, R. K. Hilliard ら^(2.16)が提唱した次の解析モデルが推奨されている。

$$\lambda_S = \frac{3F_{sp} h_{sp}}{2V_{sp}} \cdot \frac{E_S}{D_{sp}} \quad \text{-----} \quad (2.28)$$

- λ_S : 格納容器スプレイによるエアロゾル除去率(1/s)
- F_{sp} : スプレイ流量 (m^3/s)
- h_{sp} : スプレイ散布高さ (m)
- V_{sp} : スプレイ領域体積 (m^3)
- E_S : エアロゾルのスプレイ液滴による除去効率 (-)
- D_{sp} : スプレイ液滴直径 (m)

この米国 NRC の SRP の解析モデルでは, 格納容器内のスプレイ領域の体積を適用

することになっている。ここで、簡易モデルの α^* は、非スプレー領域とスプレー領域との間で、エアロゾル状放射性物質の混合が十分に進むと(2.26)式から、 $\alpha^* = -\lambda_s^*/(1+R^*)$ となり、 R^* の定義から、 α について、次の関係が得られる。

$$|\alpha| = \frac{\lambda_s}{1+R^*} = \frac{3F_{sp} h_{sp}}{2(1+R^*)V_C} \cdot \frac{E_s}{D_{sp}} = \frac{3F_{sp} h_{sp}}{2V_S} \cdot \frac{E_s}{D_{sp}} \quad (2.29)$$

したがって、簡易モデルの $|\alpha|$ は、(2.28)式のスプレー領域体積 V_{sp} の場合と一致し、米国 NRC の SRP の解析モデルとも整合する。

また、これまでの(2.25)式の導出過程から明らかとなり、米国 NRC の SRP の解析モデルの V_{sp} は、非スプレー領域とスプレー領域との間で、循環流によってエアロゾル状放射性物質の移行が生じる領域に適用されるべきであることが明らかである。

(3) 簡易モデルの適合性

本研究で提示した非スプレー領域を含む格納容器におけるエアロゾル状放射性物質のスプレー除去率について、次のことが明らかになった。

- a) 非スプレー領域を含む格納容器内のエアロゾル状放射性物質のスプレー除去挙動を単一区画で模擬する場合、エアロゾル状放射性物質のスプレー除去率は、簡易モデルの(2.25)式の α^* 又は α よって近似することができる。
- b) 非スプレー領域とスプレー領域との間で、エアロゾル状放射性物質の混合が十分に達成される場合には、簡易モデルの α は米国 NRC の SRP が推奨する λ_s がそのまま適用できる。

2.4.4 まとめ

本研究では、非スプレー領域を含む格納容器において、スプレー作動時のエアロゾル状放射性物質の浮遊量の時間変化を、簡易モデルで適切に計算する方法を示した。

簡易モデルは、格納容器の形状、非スプレー領域の割合及び雰囲気ガスの循環流量など、原子炉施設の設計値から容易に得られるパラメータのみを含むことから、原子炉施設の格納容器スプレー除去の解析に汎用的に適用できるという利点がある。

また、本研究の 2.4.1(3)の簡易モデルで述べた時間が経過した場合の近似の考え方は、中央制御室と空気の流出を伴う周辺設備とを一体として扱う中央制御室インリーク試験の計画及び結果の分析に適用できる等、簡易な上に応用範囲が広い。

3. 重大事故時の主要な事故シーケンスの環境影響評価

確率論的リスク評価のうち、レベル 3PRA では、重大事故の事故シーケンスごとに、大気中へのソースターム及び発生頻度、放出された放射性物質が大気中に拡散する際の気象状態の発生確率、気象状態に応じた放射性物質の大気拡散・沈着、そして拡散・沈着した放射性物質による任意の地点の線量及びそのリスクを解析する。

また、線量計算では、核種によって線量への寄与度が異なる。対象とする核種は、被ばく上で重要な希ガス類、よう素類、セシウム類、テルル類のアイソトープを含む約 60 種類である。このため、レベル 3PRA では多大なデータ処理が必要になる。

本研究では、国内の代表的な BWR-5 MARK-II 原子炉施設を対象に、被ばく経路別、核種グループ別の線量リスク（線量×発生頻度）に着目して特徴を分析し、多大なデータ処理を必要とする解析手法を体系的に実施できるように、事故シーケンスのパターン化を検討する。

3.1 環境影響評価モデル

本研究で用いた、大気拡散、地表面沈着量、被ばく線量及び健康影響に係る主な環境影響評価モデルについて述べる。

3.1.1 大気拡散モデル

放射性物質の大気拡散を解析するモデルは、大気汚染の分野で古くから研究されており、放射性雲（プルーム）の計算方法によって、ガウスプルームモデル、ガウスパフモデル、数値解析モデル等がある。

近年では、米国コロンビア州立大学が開発した RAMS/HYPACT^{(3.1),(3.2)}、日本の SPEEDI^(3.3)等の数値解析モデルによって、風速場及び粒子拡散を数値解析する手法が、計算機の発達と歩調を合わせるように開発が進められている。しかしながら、このような数値解析モデルは、数値解析で計算した放射性雲挙動の発生確率を求めることに難点があり、レベル 3PRA に適用することが現状では困難である。

このため、レベル 3PRA では、ガウスプルームモデル又はガウスパフモデルのように、年間の観測データによって、風向、風速等の初期条件及び

境界条件の発生確率を対応させやすい解析モデルを用いる。

米国ローレンスリバモア国立研究所の C. R. Molenkamp らによって、放射性雲の濃度をガウスプルームモデル (MACCS2^(3.4)) 及び 3 次元数値解析モデル (ADAPT/LODI^(3.5)(^{3.6})等) で計算した結果、ガウスプルームモデル (MACCS2) による放出源から 160km までの同心円上の各地点での放射性物質の濃度は、3 次元数値解析モデルと比べて、0.64~1.58 の範囲であることが示されている^(3.7)。

本研究では、重大事故時では放射性物質が大気中へ放出する期間が数時間程度継続することを踏まえて、ガウスプルームモデルを適用する。ガウスプルームモデルの概要を図 3.1 に示す。

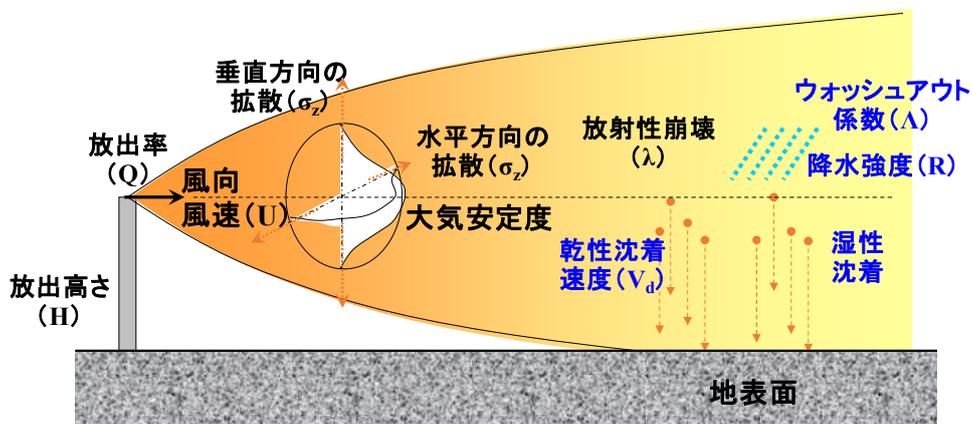


図 3.1 大気拡散及び地表面沈着

放射性物質の濃度は、放出源を原点にして風下方向を x 軸とした直角座標では、「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針」に示された基本拡散式^(3.8)で求めることができるが、通常、放射性物質の核崩壊による減衰項を考慮せず保守性を確保するため、(3.1)式に示すガウスプルームモデルによって計算する。

ガウスプルームモデルでは、放射性物質は一定の放出率で定常的に放出され、地形等の影響を無視し、放射性雲の形状は時間に対して一定であると仮定する。

$$\chi(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \cdot \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \quad (3.1)$$

$\chi(x, y, z)$: 風下位置 (x, y, z) での放射性物質の濃度 (Bq/m^3)

Q : 環境への放出率 (Bq/s)

U : 風速 (m/s)

σ_y, σ_z : プルームの水平方向及び鉛直方向の拡散パラメータ (m)

H : 放出源高さ (m)

ここで、水平方向及び鉛直方向の拡散パラメータは、風下距離 x と大気安定度の関数として、(3.2)式で示される。

$$\begin{aligned} \sigma_y &= a \cdot x^b \\ \sigma_z &= c \cdot x^d \end{aligned} \quad \text{----- (3.2)}$$

なお、本研究の計算に使用した、米国 NRC が開発を進めているレベル 3PRA コード MACCS2 では、Tadmor-Gur の近似式^(3.9)を用いている。(3.2)式の $a \sim d$ のパラメータの値を表 3.1 に示す。

表 3.1 Tadmor-Gur の σ_y, σ_z のべき乗則のパラメータ値^(3.10)

大気安定度	べき乗則のパラメータ			
	a	b	c	d
A	0.3658	0.9031	0.00025	2.125
B	0.2751	0.9031	0.0019	1.6021
C	0.2089	0.9031	0.2	0.8543
D	0.1474	0.9031	0.3	0.6532
E	0.1046	0.9031	0.4	0.6021
F	0.0722	0.9031	0.2	0.6020

3.1.2 地表面沈着モデル

湿性沈着及び乾性沈着を考慮した地点 $(x, y, 0)$ における単位面積当たりの地面上への移行率は、(3.3)式によって計算する。

$$\phi_D(x, y) = \chi(x, y, 0) \left\{ V_d + \Lambda \sqrt{\frac{\pi}{2}} \sigma_z(x) \exp \left[+ \frac{H^2}{2\sigma_z^2(x)} \right] \right\} \quad \text{----- (3.3)}$$

$\phi_D(x, y)$: 地表面移行率 (Bq/m²/s)

- $\chi(x,y,0)$: 地表面高さ付近での空气中濃度 (Bq /m³)
 V_d : 乾性沈着速度 (m/s)
 Λ : ウォッシュアウト係数 (1/s)

ここで、乾性沈着速度 V_d は、地表面でのエアロゾルの慣性衝突及び重力沈降を考慮した G. A. Sehmel のモデルを適用する^(3.11)。ウォッシュアウト係数 Λ は、単位時間当たり放射能雲から除去される物質の割合であり、降水強度の関数として、H. D. Brenk らの(3.4)式によって計算する^(3.12)。

$$\Lambda = CR^\alpha \text{ ----- (3.4)}$$

- R : 降水強度 (mm/h),
 α, C : 定数

3.1.3 被ばく線量評価モデル

早期被ばくによる線量評価では、図 3.2 に示すとおり、放射性雲中の放射性物質からの外部被ばく（クラウドシャイン）、地表面に沈着した放射性物質からの外部被ばく（グランドシャイン）、放射性雲中の放射性物質の吸入による内部被ばく及び地表面から再浮遊した放射性物質の吸入による内部被ばくの4つの被ばく経路を対象とする。

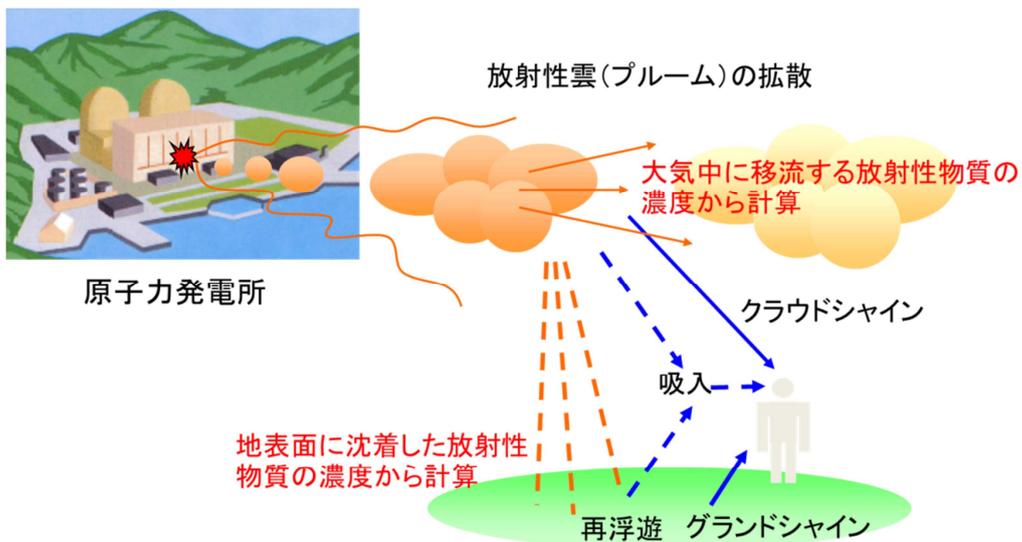


図 3.2 被ばく経路別の線量

(1) 放射性雲中の放射性物質からの外部被ばく（クラウドシャイン）線量
 放射性雲が通過している間，放射性雲中の放射性物質からの外部被ばく線量は，放射性雲が半無限空間に一様の濃度で存在するとした半無限雲近似を用い，J.W. Healy の(3.5)式で計算する^(3.13)。

$$DC_k = \left[\sum_i (AC_i \cdot DFC_{\infty ik}) \right] \cdot C \cdot SFC \text{ ----- (3.5)}$$

- DC_k : 臓器 k のクラウドシャイン線量(Sv)
- AC_i : 放射性核種 i の地表空气中時間積分濃度(Bq s/m³)
- $DFC_{\infty ik}$: 放射性核種 i の臓器 k に対するクラウドシャインの線量換
算係数(Sv m³ /Bq s)
- C : 有限雲補正係数(-)
- SFC : クラウドシャインに対する遮へい係数(-)

(2) 地表面に沈着した放射性物質からの外部被ばく（グランドシャイン）線量

地表面に沈着した放射性物質からの外部被ばく線量は，H-N Jow らの(3.6)式で計算する^(3.14)。

$$DG_k = \left[\sum_i (GC_i \cdot DFG_{ik}) \right] \cdot SFG \text{ ----- (3.6)}$$

- DG_k : 地表面に沈着した放射性物質からの臓器 k の外部被ばく線量(Sv)
- GC_i : 放射性核種 i の地表面濃度(Bq/m²)
- DFG_{ik} : 放射性核種 i の臓器 k に対するグランドシャインの線量換
算係数(Sv m²/Bq)
- SFG : グランドシャインに対する遮蔽係数(-)

(3) 放射性雲中の放射性物質の吸入による内部被ばく線量

放射性雲が通過する間，放射性雲中の放射性物質の直接吸入による内部被ばく線量は，H-N Jow らの(3.7)式で計算する^(3.14)。

$$DI_k = \left[\sum_i (AC_i \cdot DFI_{ik}) \right] \cdot BR \cdot SFI \text{ ----- (3.7)}$$

- DI_k : 放射性雲中の放射性物質の吸入による臓器 k に対する内部被ばく線量(Sv)
 AC_i : 放射性核種 i の地表付近の空气中時間積分濃度(Bq s/m³)
 DFI_{ik} : 放射性核種 i の吸入による臓器 k に対する内部被ばく線量換算係数(Sv/Bq)
 BR : 呼吸率(m³/s)
 SFI : 吸入に対する低減係数(-)

(4) 地表面から再浮遊した放射性物質の吸入による内部被ばく線量

地表面から再浮遊した放射性物質の吸入による内部被ばく線量は、H-N Jow らの(3.8)式で計算する^(3.14)。

$$DR_k = \sum_i (GC_i \cdot DFR_{ik}) \cdot SFI \text{ ----- (3.8)}$$

- DR_k : 地表面から再浮遊した放射性物質の吸入による臓器 k の内部被ばく線量(Sv)
 GC_i : 放射性核種 i の地表面濃度(Bq/m²)
 DFR_{ik} : 放射性核種 i の臓器 k に対する再浮遊吸入線量係数(Sv m²/Bq)
 SFI : 吸入に対する低減係数 (-)

3.1.4 健康影響の発生確率の評価モデル

(1) 健康影響の発生確率の計算

健康影響の発生確率は、急性障害確率及び晩発性障害確率といった健康障害確率を用い、(3.10)式によって計算する。

$$F_i = risk_i \cdot m \text{ ----- (3.9)}$$

- F_i : 健康障害 i の発生者数 (人)
 ($i=1$; 急性障害, $i=2$; 晩発性障害)
 $risk_i$: 健康障害確率 (-)
 (急性障害確率は(3.11)式, 晩発性障害確率は(3.13)式をそれぞれ参照)

m : 健康障害にさらされる人口 (人)

$$G_i = F_i/M \text{ ----- (3.10)}$$

G_i : 健康影響 i の発生確率 (-)

M : 評価対象範囲の全人口 (人)

(2) 急性障害確率の計算

急性障害確率 r ($risk_i, i=1$) は, J.S. Evans らの(3.11)式及び(3.12)式に示す累積ハザード関数によって計算する^(3.15)。

$$r = 1 - \exp(-H) \text{ ----- (3.11)}$$

r : 急性障害確率 (-)

H : 累積ハザード関数 (-)

$$H = \ln 2 \left(\frac{D}{D_{50}} \right)^V \quad D > T \text{ ----- (3.12)}$$

$$H = 0 \quad D \leq T$$

D : 確定的影響の対象とする臓器の吸収線量 (Gy)
(対象臓器は, 骨髄, 肺及び大腸下部)

D_{50} : 半致死線量 (Gy)

V : 形状係数 (-)

T : しきい線量 (Gy)

このため, 急性障害は, 被ばく線量がしきい線量を超えた場合に発生する。しきい線量を超えた場合, 被ばく線量の増加とともに発生確率が増加し, 重篤度も高くなる (図 3.3 (左) 参照)。

(3) 晩発性障害確率の計算

晩発性障害確率 $R(D)$ ($risk_i, i=2$) は, 線量及び線量率の効果を考慮して, がんの部位別に J.S. Evans らの(3.13)式の線形の線量反応関係式で計算する^(3.15)。

$$R(D) = c \cdot D \cdot \frac{1}{DDREF} \text{-----} \quad (3.13)$$

- $R(D)$: 線量 D の被ばく後の晩発性障害確率 (-)
- c : 高線量及び高線量率における疫学的調査から得られた単位リスク係数 (晩発性障害数(人)/(1000人・Gy))
- D : 確率的影響の対象とする臓器の吸収線量 (Gy)
(対象は、白血病、骨がん、乳がん、肺がん、甲状腺がん、胃腸がん及びその他のがん)
- $DDREF$: 線量・線量率効果係数 (-)
 D が 0.2Gy 未満又は 0.1Gy/h 未満の場合に考慮する。

ここでは、晩発性障害は、急性障害と異なり、しきい線量がないと仮定する。線量の増加とともに発生確率が増加するが、重篤度は被ばく線量に関係なく同じである (図 3.3 (右) 参照)。

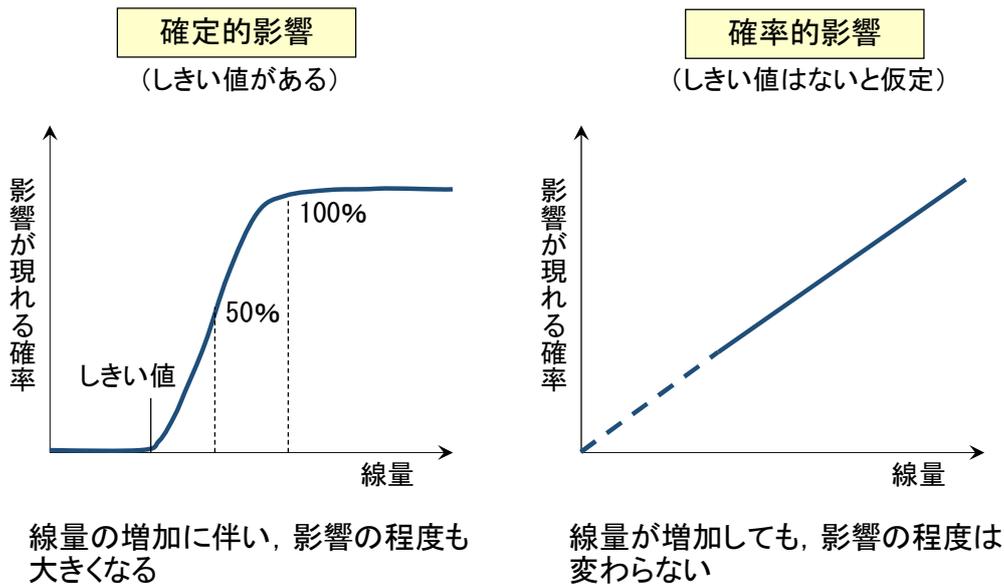


図 3.3 確定的影響及び確率的影響

3.2 線量リスクの特徴による事故シーケンスの類型化

本研究では、国内の代表的な BWR-5 Mark-II 原子炉施設を対象に環境影響解析^(3.16)を行い、被ばく経路別、核種グループ別の線量リスク (線量×発生頻度) に着目して特徴を分析し、多大なデータ処理を必要とする解析

手法を体系的に実施できるように、事故シーケンスのパターン化を検討する。

なお、線量リスクは、①クラウドシャイン及びグランドシャインの外部被ばくによる全身線量リスク、並びに、②プルームの吸入及び再浮遊物質の吸入の内部被ばくによる甲状腺線量リスクを取り上げる。

3.2.1 線量リスクの解析条件

大気中への放射性物質の放出量、放出開始時期、放出継続時間等といったソースターム及び気象データを用いて、3.1.1 及び 3.1.2 に示した評価モデルによって大気拡散解析を行い、大気中濃度及び地表面沈着濃度を計算する。

(1) 気象条件

解析に用いた気象条件については、年間の種々の気象条件を網羅できるように、年間 1 時間ごとの 8760 の気象データ（風向、風速、大気安定度、降雨量）から、風速、大気安定度、降雨量等が類似する気象カテゴリに分類し、各カテゴリから気象条件（120 時間分の一連の気象データ）をラテンハイパーサンプリング（LHS）法でサンプリング処理を行い抽出する。本研究では、31 の気象カテゴリの中から 4 種類のデータを抽出するため、最大 124 種類の気象条件となる。この抽出方法は、ビンサンプリング法と呼ばれる。

(2) 線量リスクの解析

大気中濃度及び地表面沈着濃度から、3.1.3 に示した評価モデルを用いて、被ばく経路ごとの線量を計算する。本研究では、被ばく線量は、最大 124 種類の気象条件を用いて計算した線量の平均値に着目する。さらに、事故シーケンスごとの線量に発生頻度を乗じて、線量リスクを計算する。

(3) 大気中へのソースタームの解析条件

図.3.4 に大気中への放出割合、図.3.5 に大気中への放出開始時刻をそれぞれ示す^(3.17~3.22)。

大気中への放出割合については、初期インベントリに対する割合で示しているが、どの事故シーケンスも希ガス類（Xe）の放出割合はほぼ全量に近く、次いでよう素類（I）、セシウム類（Cs）及びテルル類（Te）といった揮発性のエアロゾルのグループが数%~数十%と高い。また、事故シーケンスによっても、放射性物質の放出割合が異なり、例えば、格納容器破

損モードのうちの In-Vessel での水蒸気爆発 (α) では，原子炉容器の頂部がミサイルとなり格納容器が破損する際に，難揮発性のエアロゾルグループも一緒に大気中に放出される。早期格納容器ベント ($v-e$) では，原子炉容器破損前に格納容器ベントが実施されるため，他のモードに比べて，どの核種グループについても大気中への放出割合が小さい。

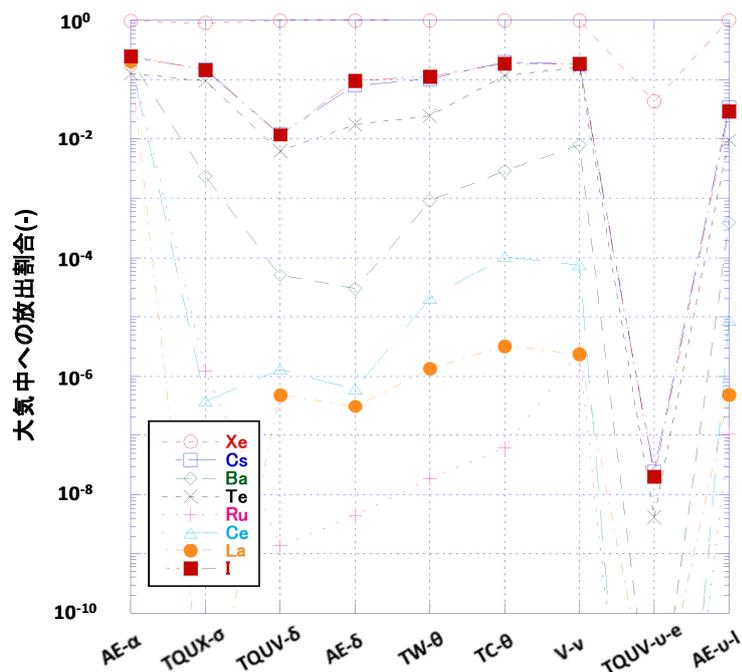


図 3.4 大気中への放出割合

大気中への放出開始時刻については，In-Vessel での水蒸気爆発 (α)，格納容器雰囲気直接加熱による過圧 (σ)，原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) 及び格納容器バイパス (v) は放出開始時期が早く，崩壊熱除去失敗時の晚期格納容器先行破損 (TW- θ) は 40 時間以上と放出開始時期が遅い。

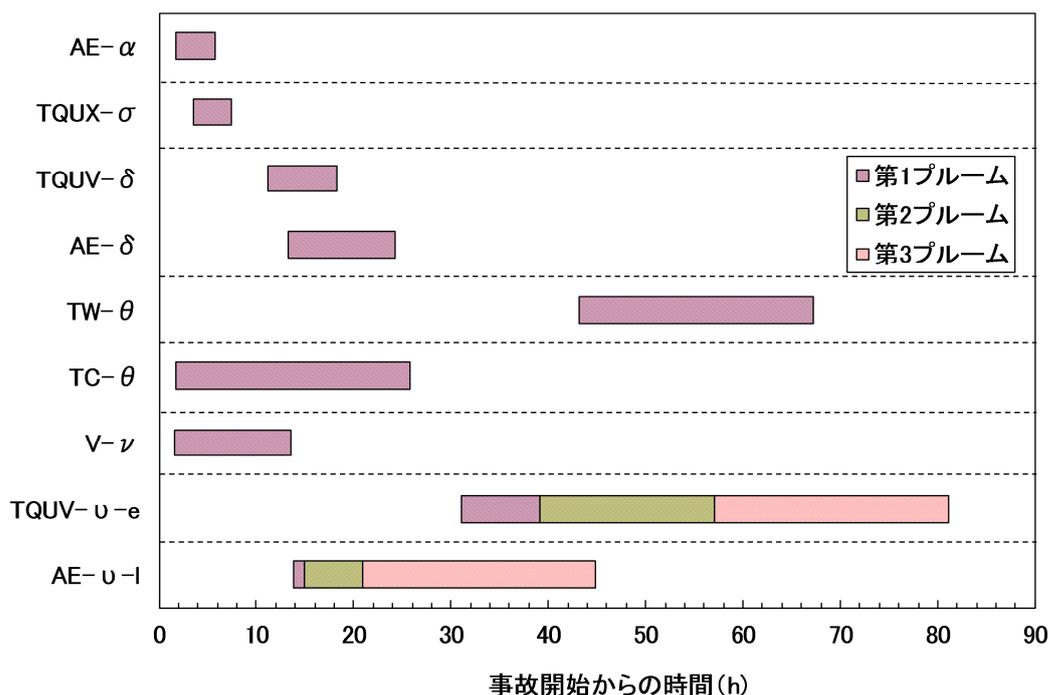


図 3.5 大気中への放出開始時刻

3.2.2 線量リスクの解析結果の概要

図 3.6 に、線量リスクの解析結果を示す。同図から、線量リスクの分布に、格納容器破損モードに起因した三つの傾向が認められる^(3.23)。

第一の傾向は、In-Vessel での水蒸気爆発 (α) に見られるもので、他の格納容器破損モードに比べて、線量リスクが距離とともに比較的早く減少する。

第二の傾向は、格納容器雰囲気直接加熱による過圧 (σ) に見られるもので、他の格納容器破損モードに比べて、放出源近傍で線量リスクが急激に低下し、その後はなだらかに減少する。

第三の傾向は、線量リスクが距離とともになだらかに減少するものであり、水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (δ)、崩壊熱除去失敗時の晚期格納容器先行破損 (TW- θ)、原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ)、格納容器バイパス (ν)、早期格納容器ベント (ν -e) 及び後期格納容器ベント (ν -l) に見られる。

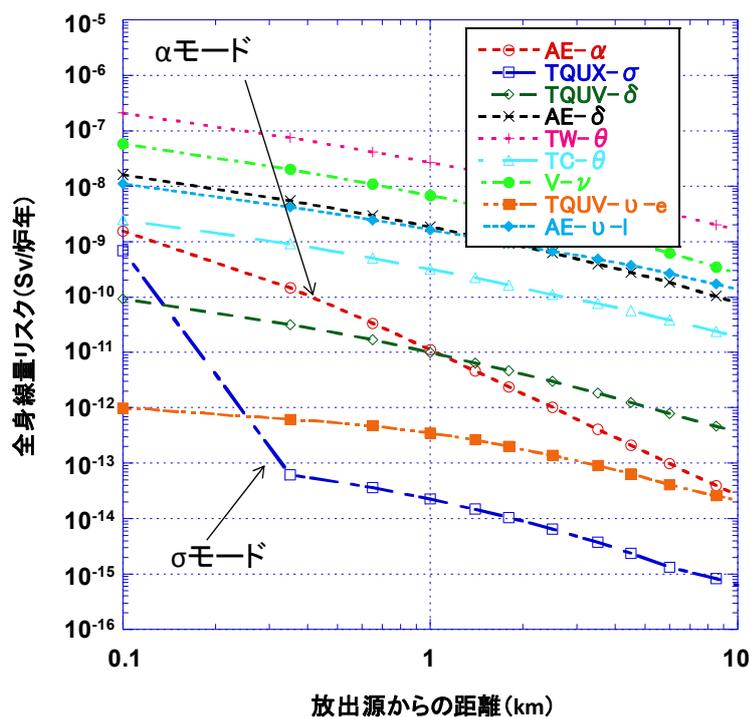


図 3.6 全身線量リスクの距離変化

3.2.3 被ばく経路別の線量リスクの傾向の検討

(1) 第一の傾向（線量リスクが距離とともに、比較的早く減少する）

図 3.6 に示した線量リスクの結果のうち、In-Vessel での水蒸気爆発（ α ）モードの場合である。

図 3.7 に、第一の傾向である In-Vessel での水蒸気爆発（ α ）の一例として、大破断 LOCA 時の注水失敗（AE）の解析結果を示す。

外部被ばくによる全身線量リスクでは、クラウドシャインよりもグランドシャインの方がリスクへの寄与が大きい。また、内部被ばくによる甲状腺線量リスクでは、プルームの吸入よりも再浮遊物質の吸入の方がリスクへの寄与が大きい。

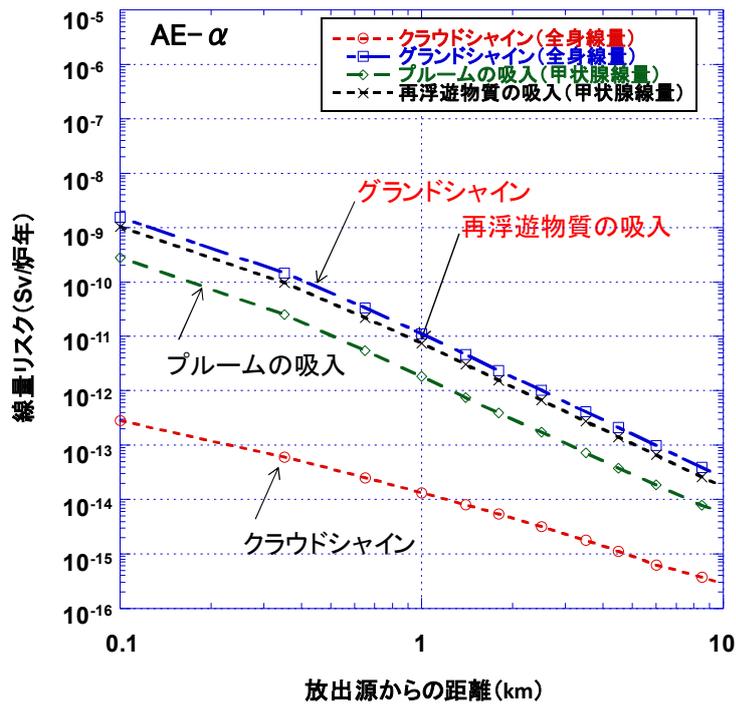


図 3.7 被ばく経路別線量リスク（第一の傾向； α モード）

(2) 第二の傾向（線量リスクが放出源近傍で急速に減少する）

図 3.6 に示した線量リスクの結果のうち、格納容器雰囲気直接加熱による過圧（ σ ）モードの場合である。

図 3.8 に、第二の傾向である格納容器雰囲気直接加熱による過圧（ σ ）の一例として、高圧注水・減圧失敗（TQUX）の解析結果を示す。

外部被ばくによる全身線量リスクでは、放出源近傍を除くと、クラウドシャインの方がリスクへの寄与が大きい。グランドシャインは、放出源近傍で急激に低下する。

内部被ばくによる甲状腺線量リスクでは、放出源近傍を除くと、プルームの吸入の方がリスクへの寄与が大きい。再浮遊物質の吸入は、放出源近傍で急激に減少する。

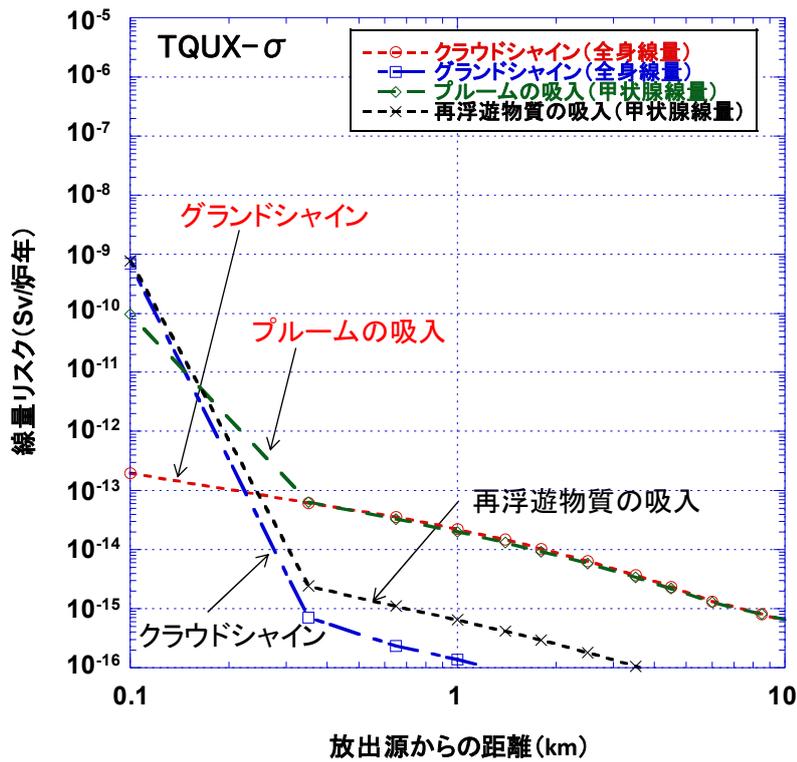


図 3.8 被ばく経路別線量リスク（第二の傾向； σ モード）

(3) 第三の傾向（線量リスクが距離とともに緩やかに減少する）

図 3.6 に示した線量リスクの結果のうち、その他の格納容器破損モードの場合である。

図 3.9 に、第三の傾向の一例として、LOCA 時の注水失敗時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧（AE- δ ）ケースの解析結果を示す^(3.23)。

外部被ばくによる全身線量リスクでは、クラウドシャインよりもグラウンドシャインの方がリスクへの寄与が大きい。また、内部被ばくによる甲状腺線量リスクでは、再浮遊物質の吸入よりもプルームの吸入の方がリスクへの寄与が大きい。

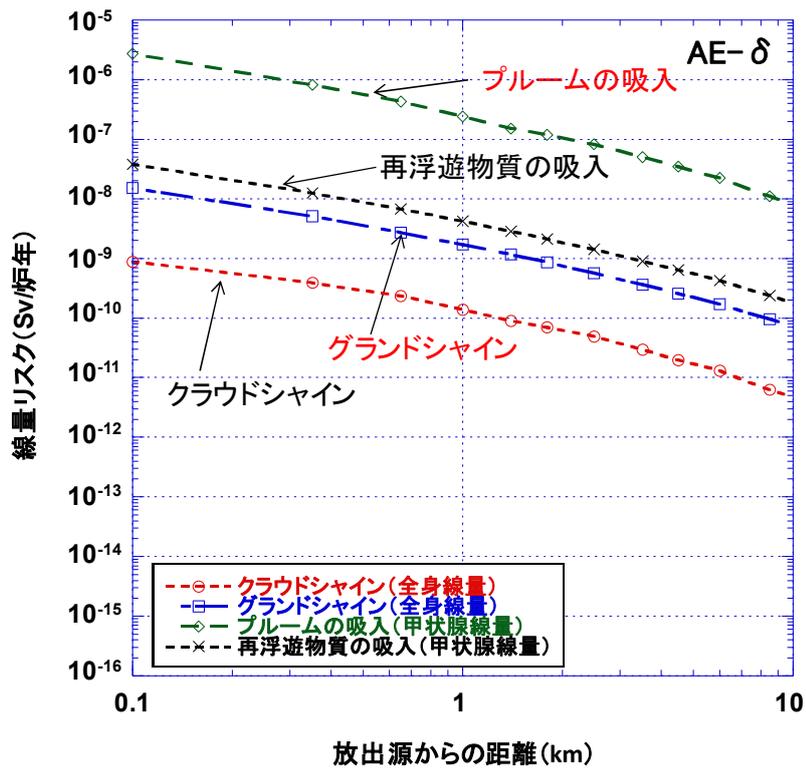


図 3.9 被ばく経路別線量リスク（第三の傾向；その他のモード）

図 3.10 に、本研究で仮定した三つの傾向におけるエアロゾルの沈着速度を示す。

格納容器雰囲気直接加熱による過圧 (σ) モードは、半径が約数 mm 程度で、沈着速度にすると 10^3cm/s 程度と非常に大きい。このため、放出源近傍で急激に沈着する。

In-Vessel での水蒸気爆発 (α) モードは、半径が約 $50\mu\text{m}$ 程度で、沈着速度にすると 10^1cm/s 程度である。格納容器雰囲気直接加熱による過圧 (σ) モードには及ばないが、その他の格納容器破損モードに比べると大きいいため、ある程度拡散し、放出源周辺に沈着する。

その他の格納容器破損モードは、半径が約数 μm 程度で、沈着速度にすると 10^{-2}cm/s 程度と小さいため、遠方まで移流し、徐々に沈着する。

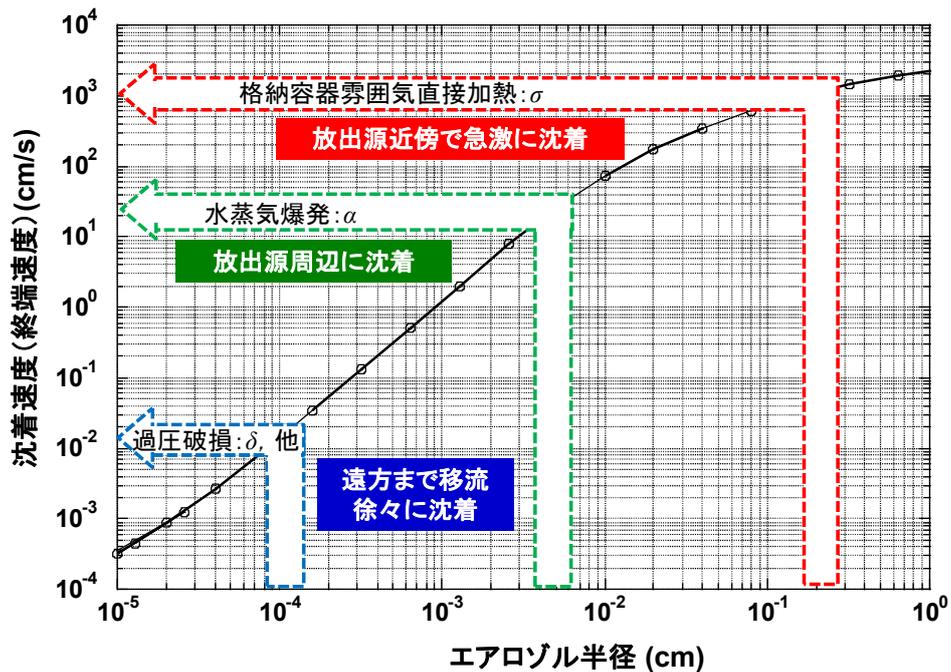


図 3.10 エアロゾル沈着速度（終端速度）

3.2.4 核種グループ別の線量リスクの傾向の検討

被ばく経路別に、各核種グループの線量リスクへの寄与割合の特徴を検討する。本項では、低圧注水・減圧失敗時の格納容器雰囲気直接加熱による過圧（TQUX- σ ）を例示する。

なお、対象とした核種グループは、希ガス類（Xe）、セシウム類（Cs）、バリウム類（Ba）、テルル類（Te）、ルテニウム類（Ru）、セリウム類（Ce）、ランタン類（La）及びよう素類（I）の 8 種類である。また、核種グループの結果には、放射性壊変により生成した核種も含まれる。

(1) クラウドシャインによる外部被ばく

クラウドシャインによる外部被ばく線量は、大気中に移流する放射性物質の濃度により計算される。このため、地表面に沈着せずに遠くまで移流する希ガス類（Xe）は、クラウドシャインによる外部被ばくへの寄与が高い。

希ガス類（Xe）以外の核種グループについては、放射性核種の形態がエアロゾルであるため、エアロゾルの沈着速度の相違により、クラウドシャインによる外部被ばくへの寄与割合が異なる。

なお、よう素類（I）については、エアロゾルの形態をとるものが大部分であるが、ガス状の有機よう素も存在すると仮定しており、希ガス類（Xe）

に放射性壊変する核種があるため、希ガス類 (Xe) と類似の傾向が見られる。テルル類 (Te) についても、よう素類 (I) に放射性壊変する核種があるため、よう素類 (I) と類似の傾向が現れる。このため、他の核種グループに比べ、クラウドシャインによる外部被ばくへの寄与が大きい。

乾性沈着以外の要素として、大気中への放出割合が挙げられる。希ガス類 (Xe)、テルル類 (Te)、セシウム類 (Cs) 及びよう素類 (I) といった大気中への放出割合の大きいグループは、線量リスクへの寄与が大きい。また、大気中への放出開始時刻が遅い方が、物理的減衰により線量リスクへの寄与が小さくなる。

さらに、気象条件についても、風速やプルームの上昇が線量リスクに影響を及ぼす。

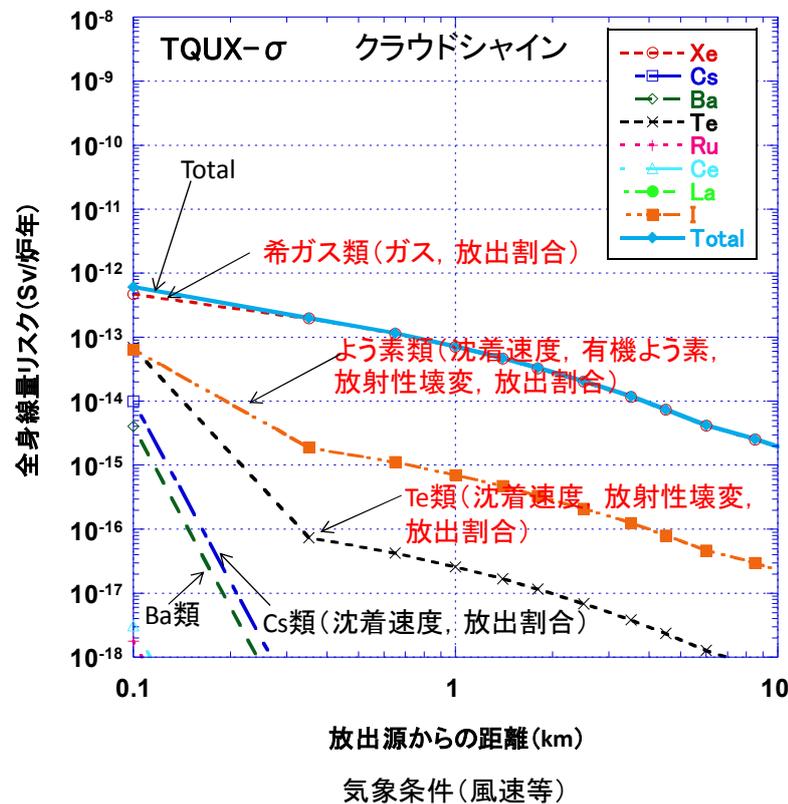


図 3.11 核種グループ別線量リスク (クラウドシャイン)

(2) グランドシャインによる外部被ばく

グランドシャインによる外部被ばく線量は、地表面にある放射性物質の濃度から計算される。このため、地表面に沈着しない希ガス類 (Xe) は、グランドシャインによる線量リスクへの寄与が無い。

エアロゾルの核種グループについては、クラウドシャイン同様、エアロゾルの沈着速度の違いにより、グランドシャインへの寄与割合が異なる。

また、大気中への放出割合及び大気中への放出開始時刻についても、クラウドシャインと同様の傾向となる。

さらに、気象条件については、乾性沈着とプルームの上昇のバランスや降雨沈着が線量リスクに影響を及ぼす。

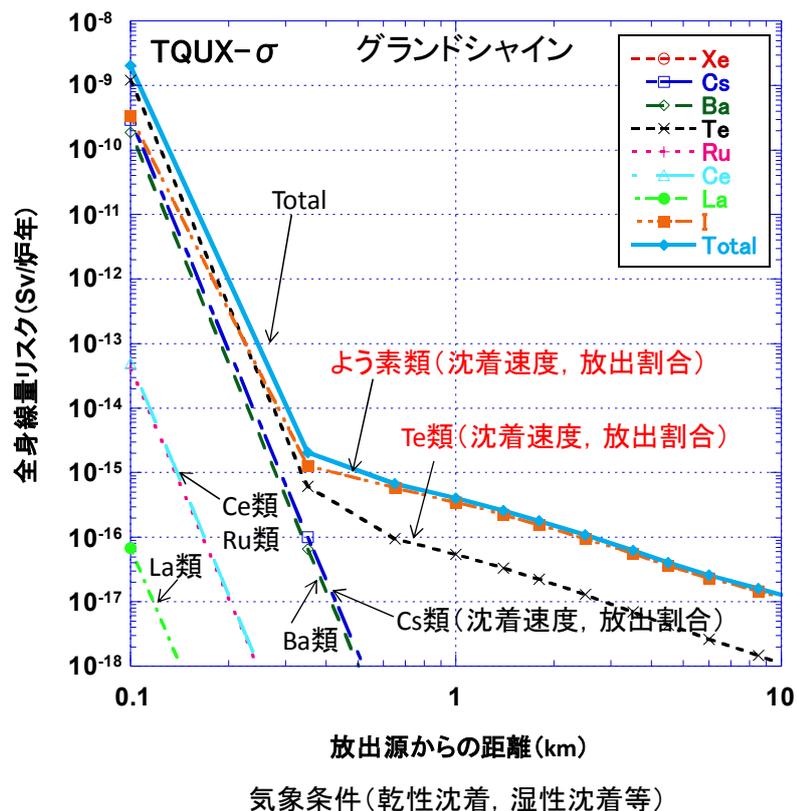


図 3.12 核種グループ別線量リスク (グランドシャイン)

(3) プルームの吸入による内部被ばく

プルームの吸入による内部被ばく線量は、空気中にある放射性物質の濃度により計算されるが、吸入という被ばく経路を取るため、地表面濃度に起因するグランドシャイン線量リスクに近い挙動を示す。しかし、空気中濃度を用いるため、グランドシャインとは異なり、希ガス類 (Xe) の線量リスクへの寄与が発生する。

プルームの吸入による内部被ばくについては、よう素類 (I) の吸入に対する線量換算係数が高いため、よう素類 (I) の寄与割合が非常に高い。このため、よう素類 (I) に放射性壊変する核種が存在するテルル類 (Te) に

についても、プルームの吸入による線量リスクへの寄与が大きい。

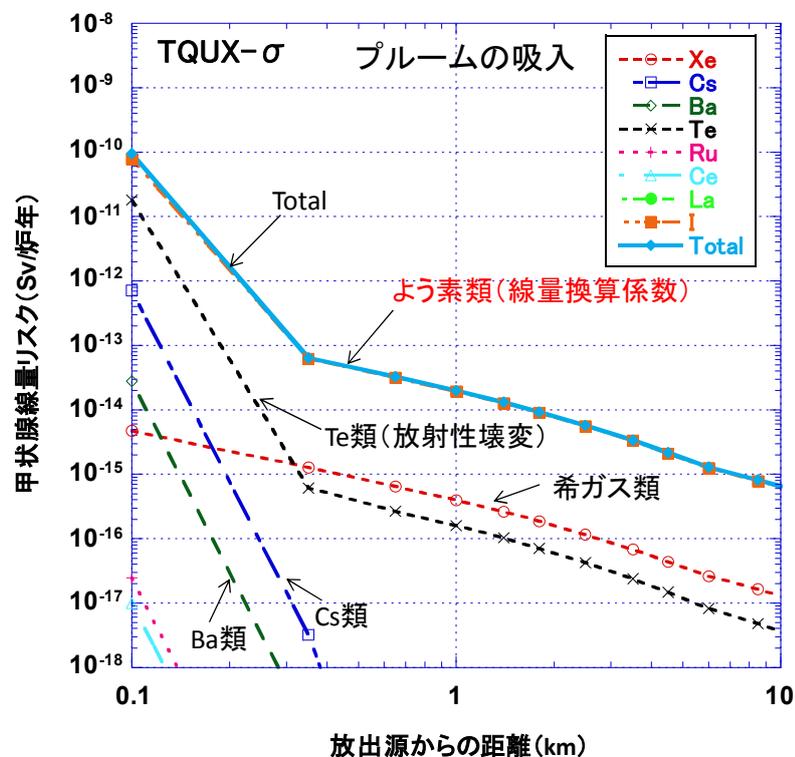


図 3.13 核種グループ別線量リスク（プルームの吸入）

(4) 再浮遊物質の吸入による内部被ばく

再浮遊物質の吸入による内部被ばく線量は、放射性物質の地表面濃度に起因するため、核種グループの線量リスクは、グランドシャインと類似の挙動を示す。また、希ガス類（Xe）は地表面に沈着しないため、線量リスクへの寄与は無い。

また、再浮遊物質の吸入による内部被ばくは、前述したプルームの吸入と同様、よう素類（I）の吸入に対する線量換算係数が高いため、よう素類（I）及びテルル類（Te）の寄与が大きい。

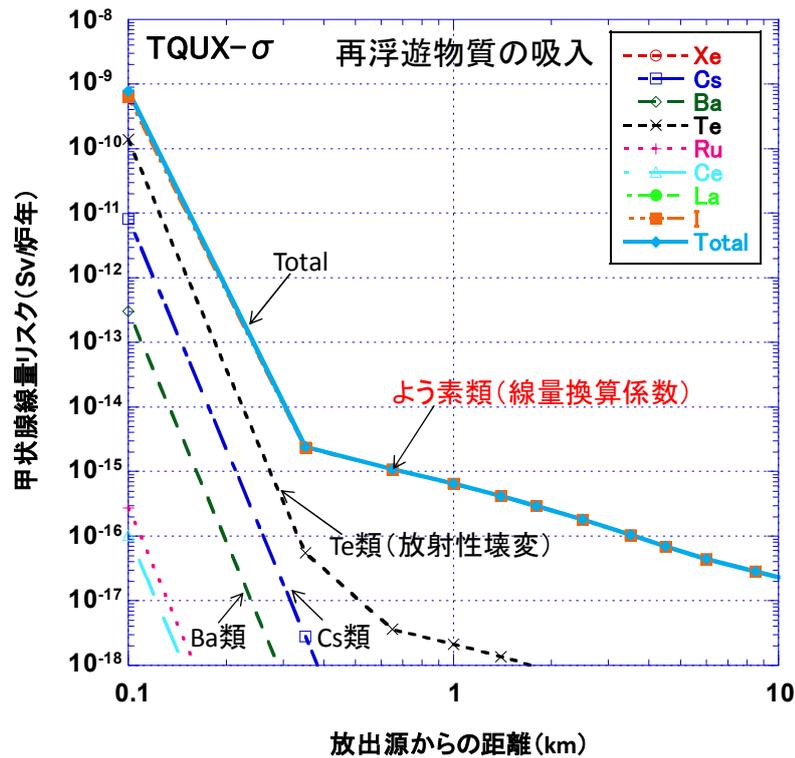


図 3.14 核種グループ別線量リスク（再浮遊物質の吸入）

3.2.5 まとめ

被ばく経路別，核種グループ別の線量リスクに着目して特徴を分析すると，希ガス類（Xe）以外のエアロゾル状の核種グループは，In-Vesselにおける水蒸気爆発（ α ）モード，格納容器雰囲気直接加熱による過圧（ σ ）モード及びその他の格納容器破損モードの三つに事故シーケンスをパターン化できることが明らかになった。

- (1) これらの三つのパターンは，降雨，風速，プルームの上昇といった気象条件，放射性物質の大気中への放出割合の大小，減衰時間と放射性物質の放出開始時刻との兼ね合いに依存するが，その中でも，エアロゾルの沈着速度の相違に起因する。希ガス類（Xe）は地表面に沈着せず，その他の核種グループは沈着することから，被ばく経路別の核種グループの寄与割合に大きな影響を与えている。
- (2) これらの三つのパターンは，降雨，風速，プルームの上昇といった気象条件，放射性物質の大気中への放出割合の大小，減衰時間と放射性物質の放出開始時刻の兼ね合いに依存するが，その中でも，エアロゾルの沈着速度の違いに起因するところが大きい。
- (3) 希ガス類は地表面に沈着せず，その他の核種グループは沈着すること

から、被ばく経路別の核種グループの寄与割合に大きな影響を与えている。

4. 国内原子炉施設の原子炉施設周辺の環境影響評価

国内の代表的な実機の原子炉施設を対象に、原子炉施設周辺の確率論的な環境影響評価（レベル 3PRA）手法を適用し、原子炉施設ごとにリスクドミナントな事故シーケンス及び平均個人リスクを解析する。また、放射性物質の放出開始時期と線量リスクとの関係、発生頻度とリスクとの関係、線量と放出量の超過発生頻度等のリスクプロファイルを検討する。

4.1 実機の解析条件

大気中への放射性物質の放出量、放出開始時期、放出継続時間等といったソースターム及び気象データを用いて、3.1.1～3.1.4 に示した評価モデルによって原子炉施設周辺の影響評価を行い、被ばく線量、平均個人リスク等を計算する。

(1) 解析対象とした原子炉施設及び放出カテゴリ

解析対象とした原子炉施設は、国内の代表的な BWR-3 Mark- I 原子炉施設、BWR-4 Mark- I 原子炉施設、BWR-5 Mark- II 原子炉施設及び ABWR RCCV 原子炉施設の 4 種類とする。

これらの実機の原子炉施設における内部事象のレベル 2PRA 結果^{(3.17～3.22)(4.1～4.3)}から、BWR-3 Mark- I 原子炉施設については 32 種類、BWR-4 Mark- I 原子炉施設については 31 種類、BWR-5 Mark- II 原子炉施設については 26 種類、ABWR RCCV 原子炉施設については 27 種類の放出カテゴリを解析対象とする。

表 4.1 に、解析対象とした原子炉施設別の放出カテゴリを示す。放出カテゴリは、プラント損傷状態、格納容器が破損する時期、破損形態（格納容器破損モード）及び放出量等の類似性でグループ化したものである。In-Vessel での水蒸気爆発（ α ）のように、高圧・低圧注水失敗（TQUV）、LOCA 時注水失敗（AE）等の低圧で事故が進展するプラント損傷状態、さらには高圧注水・減圧失敗（TQUX）、電源喪失（長期）（TB）、電源喪失（短期）（TBU）等の高圧で事故が進展するプラント損傷状態に共通して存在する放出カテゴリがある一方、格納容器雰囲気直接加熱による過圧（ σ ）のように高圧で事故が進展するプラント損傷状態に限られる放出カテゴリ等、放出カテゴリは事故の特徴によって異なる。

プラント損傷状態及び格納容器破損モードについては、解説 A に概要を

示す。

(2) ソースターム

解析に用いたソースタームの主な条件を、原子炉施設別に、図.4.1(a)～(d)に大気中への放出割合、図.4.2(a)～(d)に大気中への放出継続時間をそれぞれ示す^{(3.17~3.22)(4.1~4.3)}。

大気中への放出割合は、原子炉の初期インベントリに対する割合で示している。いずれの原子炉施設も希ガス類 (Xe) の放出割合はほぼ全量に近く、格納容器ベントを除いては、よう素類 (I)、セシウム類 (Cs) 及びテルル類 (Te) といった揮発性のエアロゾルのグループが数%～数十%である。また、難揮発性のバリウム類 (Ba)、ルテニウム類 (Ru) 及びランタン類 (La) の放出割合は、In-Vessel での水蒸気爆発 (α) 等のエナジェティック事象を除くと、1%未満である。

放出継続時間は、内部事象のレベル 2PRA の解析結果^{(3.17~3.22)(4.1~4.3)}を基に、事故開始から放出終了までの単位時間当たりの放出割合の挙動から判断して、大気中への放出が無視できるようになるまでの時間とする。この際、単位時間当たりの放出割合の挙動が時間によって大きく異なる場合には、放射性雲 (プルーム) の放出形態を複数に分割して模擬する。

放出開始時期は、In-Vessel での水蒸気爆発 (α)、崩壊熱除去失敗時の晚期格納容器先行破損 (TW- θ)、原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) 及び格納容器バイパス (v) については炉心支持板破損時とし、原子炉圧力容器破損時の高圧熔融物放出 (μ) 及び格納容器雰囲気直接加熱による過圧 (σ) については原子炉圧力容器破損時とする。また、水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (δ) については格納容器破損時とし、早期格納容器ベント (v -e) 及び後期格納容器ベント (v -l) についてはベント開始時とする。

放出エネルギーは、プルームごとに、放出開始から放出終了までの累積放出エネルギーをそれぞれのプルームの放出継続時間で除した値とする。

放出カテゴリの発生頻度は、レベル 1 及びレベル 2PRA のアクシデントマネジメント策を考慮した内部事象のレベル 2PRA 結果を用いる^(4.3)。図 4.3 に、原子炉施設別に、格納容器破損モード別の発生頻度を示す。同図の発生頻度は、BWR-4 原子炉施設の発生頻度の合計値を 1 として規格化したものである。

(3) 気象条件

解析に用いる気象データは、原子炉施設別に、年間の種々の気象条件を網羅できるように、年間 1 時間ごとの 8760 の気象データ（風向、風速、大気安定度及び降雨量）から、風速、大気安定度、降雨量等が類似する気象カテゴリに分類し、各カテゴリから気象条件（120 時間分の一連の気象データ）をラテンハイパーサンプリング（LHS）法でサンプリング処理を行い抽出する。本研究では、ビンサンプリング法によって、31 の気象カテゴリの中から 4 種類のデータを抽出しており、最大 124 種類の気象条件となる。

なお、対象とする気象観測年は 1992 年で、気象データは、サイトで観測されたものではなく、サイト近辺のアメダス、日原簿及び高層気象の各気象観測データを用いる。

(4) 想定する避難モデル

解析に用いた避難モデルは、原子力災害対策特別措置法（制定：平成 11 年 12 月 17 日号外法律第 156 号。最終改正：平成 29 年 4 月 14 日号外法律第 15 号）（以下「原災法」という。）、これまでに国内で実施された原子力防災訓練のシナリオ等を参考に想定する。

図 4.4 に示すように、警告時間の 2 時間 30 分後に、3km 圏内の住民が徒歩（速度：4km/h）で移動を開始し、その 50 分後に、10km 圏内の全住民がバス（速度：35km/h）で原子炉施設を中心に放射状に移動するという、地形、道路等を無視した仮想的なモデルとする。

避難対象地域は、原子炉施設中心から半径 10km までと仮定する。

警告時間は、放出カテゴリごとに事故開始から原災法第 15 条で定める「原子力緊急事態」が通報されるまでの時間を参考にする。また、事業者の防災業務計画に、国への通報を 15 分以内を目途とするとの記載があることから、原子力緊急事態発生から 15 分の通報遅れを見込む。

避難遅れ時間は、警告を認識する時間、職場を離れる時間、家までの移動時間、家を離れるまでの準備時間等を考慮して、3km 圏内の住民については、平成 12～14 年度に国内で実施された原子力防災訓練のシナリオを参考にし、警告時間から避難開始までを 2 時間 30 分とする。また、3km 圏外の住民については、3km 圏内の住民が一次集合場所への避難が終了する時間までを避難遅れ時間とする。

一次集合場所は、原子炉施設中心から 2～3km の距離に設定するが、解析結果の分析を容易にするため、建屋の遮へい効果は考慮しない。

表 4.1 解析ケース

		放出カテゴリ			BWR-3	BWR-4	BWR-5	ABWR
		記号	プラント損傷状態	格納容器破損モード				
格納容器破損	エナジェテック事象	TQUV- α	高圧・低圧注水失敗 (TQUV)	In-Vesselでの水蒸気爆発 (α)	○	○	○	○
		TQUX- α	高圧注水・減圧失敗 (TQUX)		○	○	○	○
		TB- α	電源喪失 (長期) (TB)		○	○	○	○
		TBU- α	電源喪失 (短期) (TBU)		○	○	○	○
		AE- α	大破断LOCA時注水失敗 (AE)		○	○	○	○
		TQUX- μ	高圧注水・減圧失敗 (TQUX)		原子炉圧力容器破損時の高圧溶融物放出 (μ)	○	○	○
		TB- μ	電源喪失 (長期) (TB)	○		○	○	○
		TBU- μ	電源喪失 (短期) (TBU)	○		○	○	○
		TQUX- σ	高圧注水・減圧失敗 (TQUX)	格納容器雰囲気直接加熱による過圧 (σ)	○	○	○	○
		TB- σ	電源喪失 (長期) (TB)		○	○	○	○
		TBU- σ	電源喪失 (短期) (TBU)		○	○	○	○
		TQUV- ϕ	高圧・低圧注水失敗 (TQUV)	ドライウエルシエルメルトスルー (ϕ)	○	○	-	-
	TQUX- ϕ	高圧注水・減圧失敗 (TQUX)	○		○	-	-	
	TB- ϕ	電源喪失 (長期) (TB)	○		○	-	-	
	TBU- ϕ	電源喪失 (短期) (TBU)	○		○	-	-	
	AE- ϕ	大破断LOCA時注水失敗 (AE)	○		○	-	-	
	格納容器過圧破損	TQUV- δ	高圧・低圧注水失敗 (TQUV)	水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (δ)	○	○	○	○
		TQUX- δ	高圧注水・減圧失敗 (TQUX)		○	○	○	○
		TB- δ	電源喪失 (長期) (TB)		○	○	○	○
		TBU- δ	電源喪失 (短期) (TBU)		○	○	○	○
AE- δ		大破断LOCA時注水失敗 (AE)	○		○	○	○	
格納容器先行破損	TW- θ	崩壊熱除去失敗 (TW)	晚期格納容器先行破損 (θ -TW)	○	○	○	○	
	TC- θ	原子炉未臨界確保失敗 (TC)	早期格納容器先行破損 (θ -TC)	○	○	○	○	
格納容器バイパス	V- ν	インターフェイスシステムLOCA (V)	格納容器バイパス (ν)	○	○	○	○	
管理放出 (格納容器ベント)	TQUV- $u-e$	高圧・低圧注水失敗 (TQUV)	早期格納容器ベント ($u-e$)	○	○	○	○	
	TQUX- $u-e$	高圧注水・減圧失敗 (TQUX)		○	○	○	○	
	AE- $u-e$	大破断LOCA時注水失敗 (AE)		○	○	○	○	
	TQUV- $u-l$	高圧・低圧注水失敗 (TQUV)	後期格納容器ベント ($u-l$)	○	○	○	○	
	TQUX- $u-l$	高圧注水・減圧失敗 (TQUX)		○	○	○	○	
	TB- $u-l$	電源喪失 (長期) (TB)		○	○	○	○	
	TBU- $u-l$	電源喪失 (短期) (TBU)		○	○	○	○	
	AE- $u-l$	大破断LOCA時注水失敗 (AE)		○	-	-	○	
事故終息	TQUV- $\psi-e$	高圧・低圧注水失敗 (TQUV)	原子炉冷却系内で事故終息 ($\psi-e$)	-	-	○	-	
	TQUX- $\psi-e$	高圧注水・減圧失敗 (TQUX)		-	-	○	-	
	TC- $\psi-e$	原子炉未臨界確保失敗 (TC)		-	-	○	-	
	TQUV- $\psi-l$	高圧・低圧注水失敗 (TQUV)	格納容器系内で事故終息 ($\psi-l$)	-	-	○	-	
	TQUX- $\psi-l$	高圧注水・減圧失敗 (TQUX)		-	-	○	-	
	TB- $\psi-l$	電源喪失 (長期) (TB)		-	-	○	-	
	TBU- $\psi-l$	電源喪失 (短期) (TBU)		-	-	○	-	
	AE- $\psi-l$	大破断LOCA時注水失敗 (AE)		-	-	○	-	

※ $\psi-e$ 及び $\psi-l$ は、4.3.1 章の検討のみに用いる。

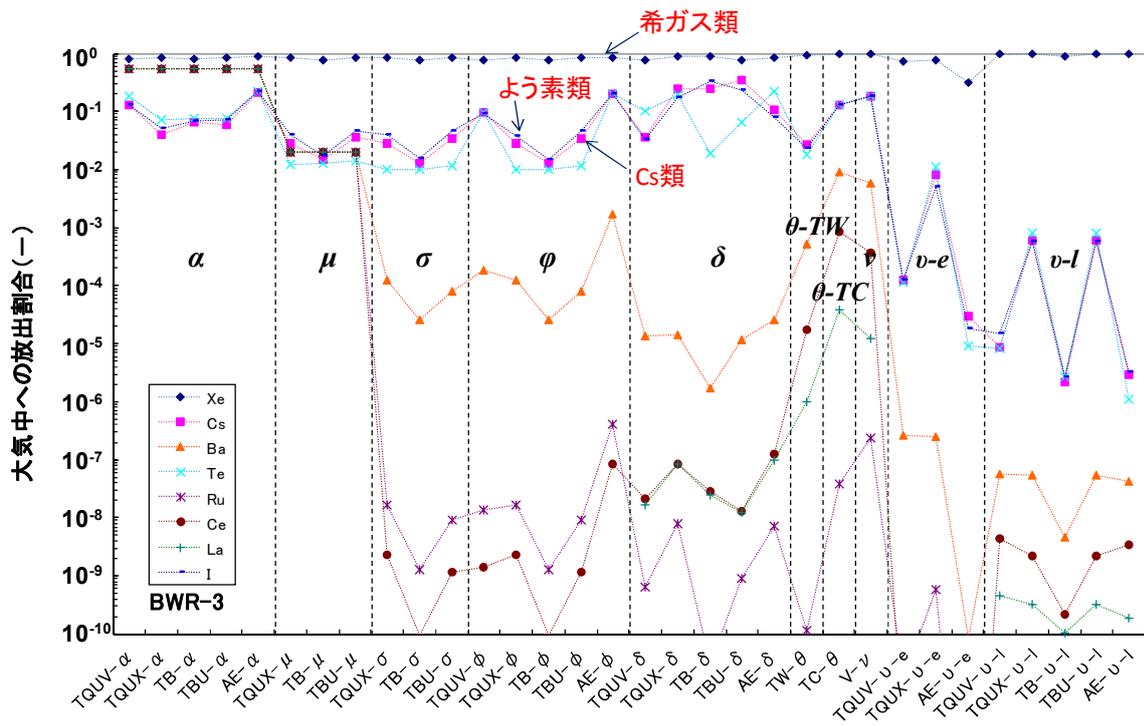


図 4.1(a) 環境への放出割合 (BWR-3)

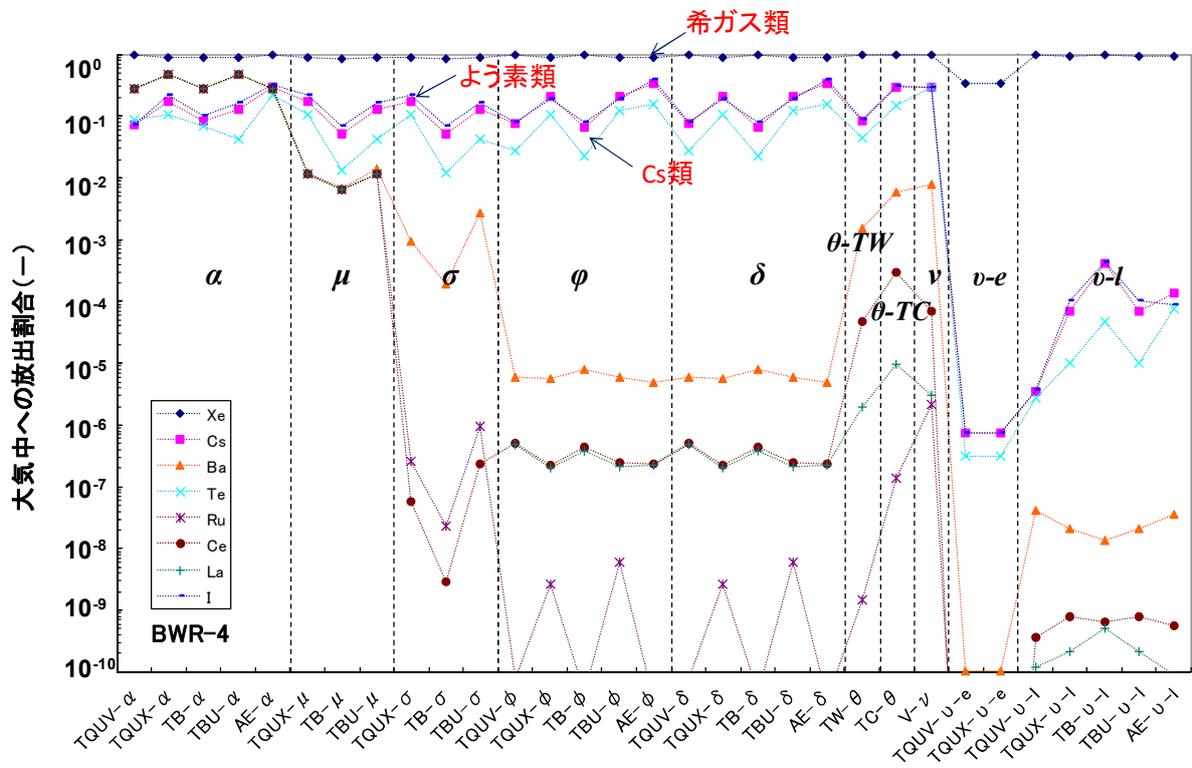


図 4.1(b) 環境への放出割合 (BWR-4)

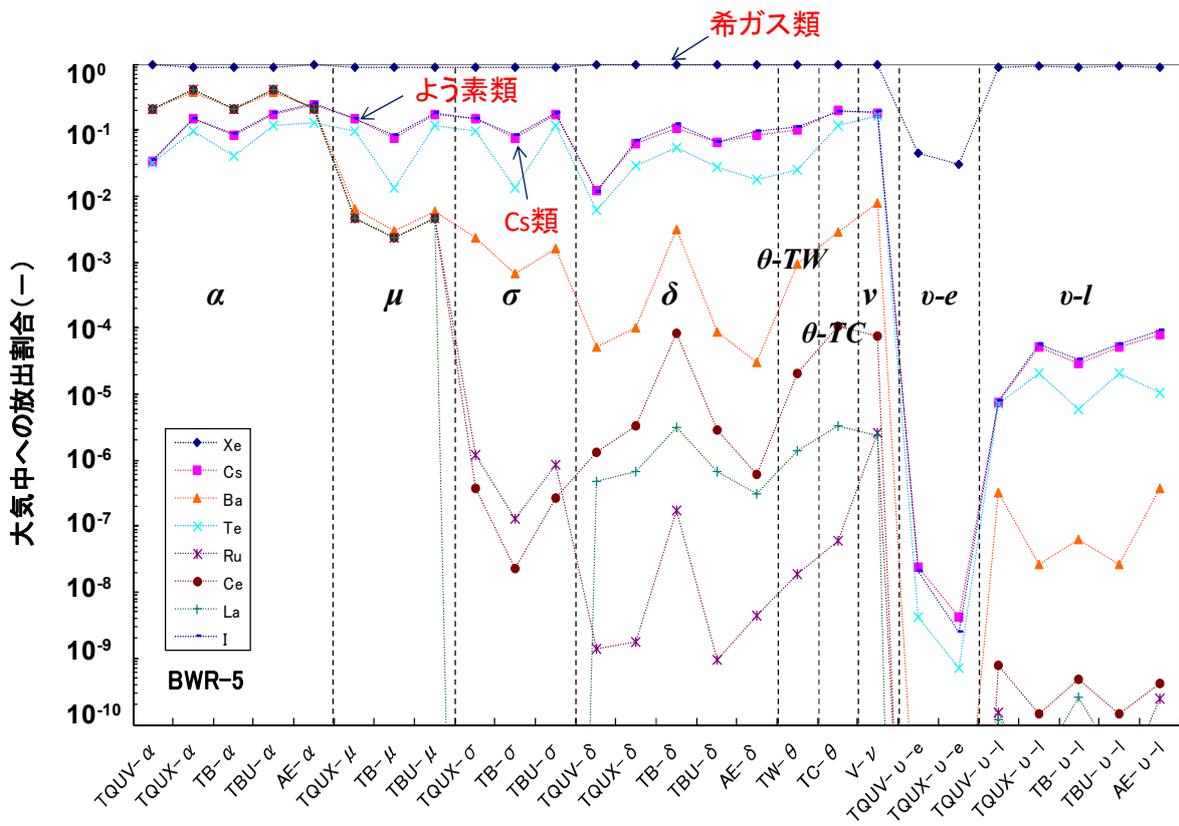


図 4.1(c) 環境への放出割合 (BWR-5)

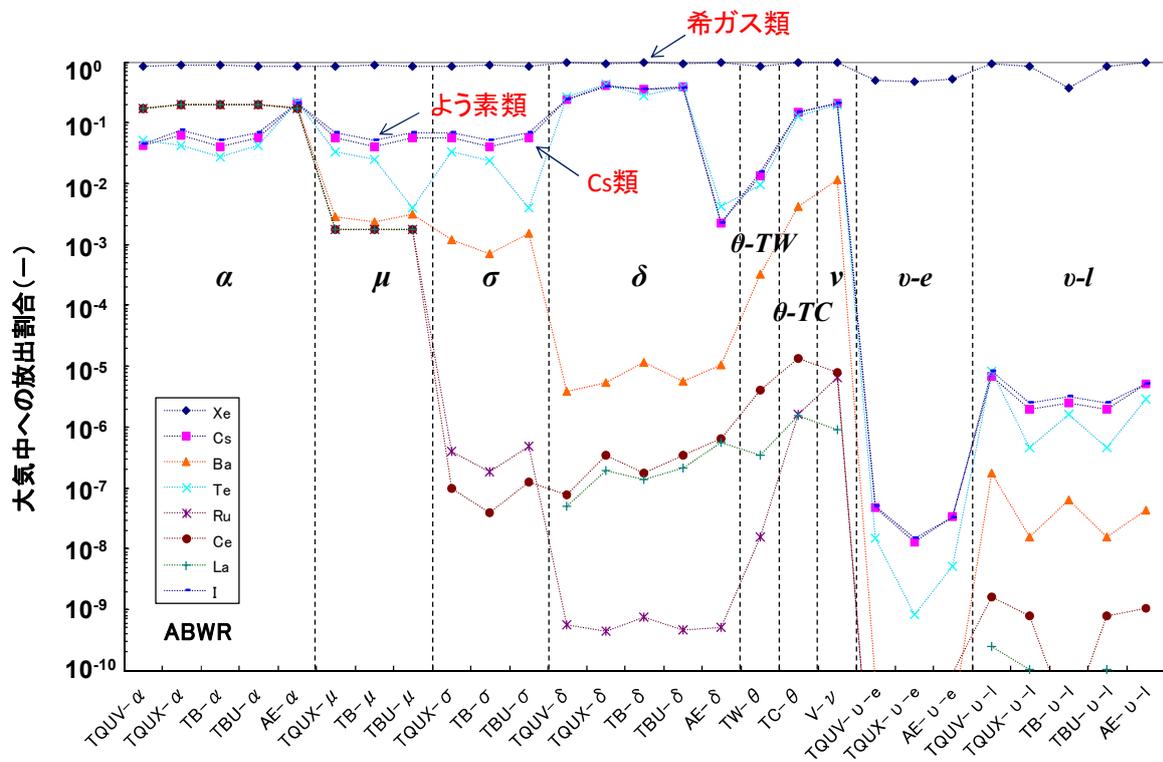


図 4.1(d) 環境への放出割合 (ABWR)

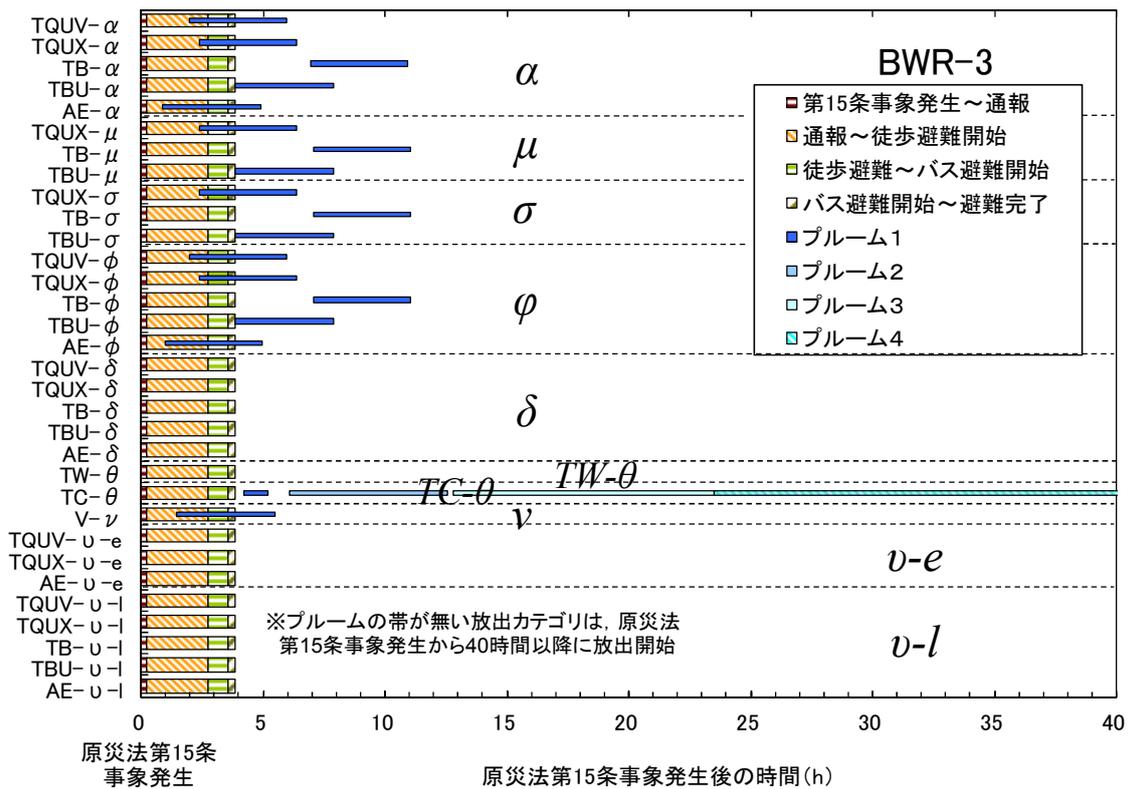


図 4.2(a) 放出開始時期 (BWR-3)

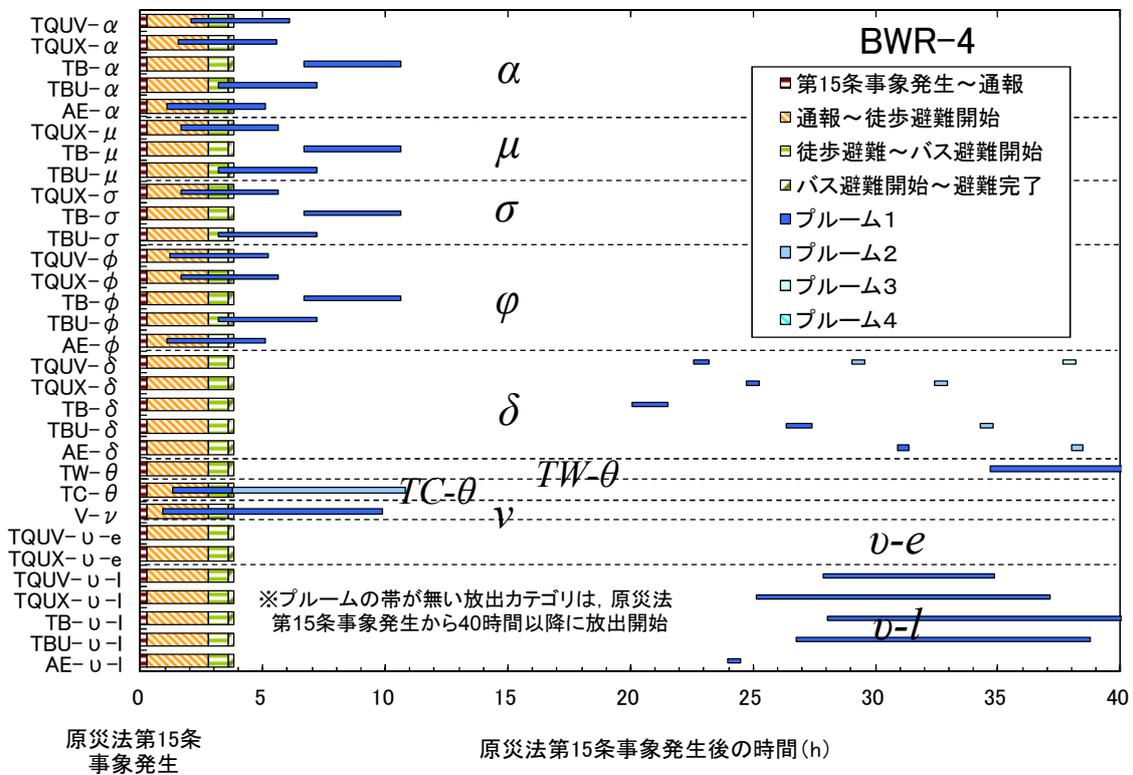


図 4.2(b) 放出開始時期 (BWR-4)

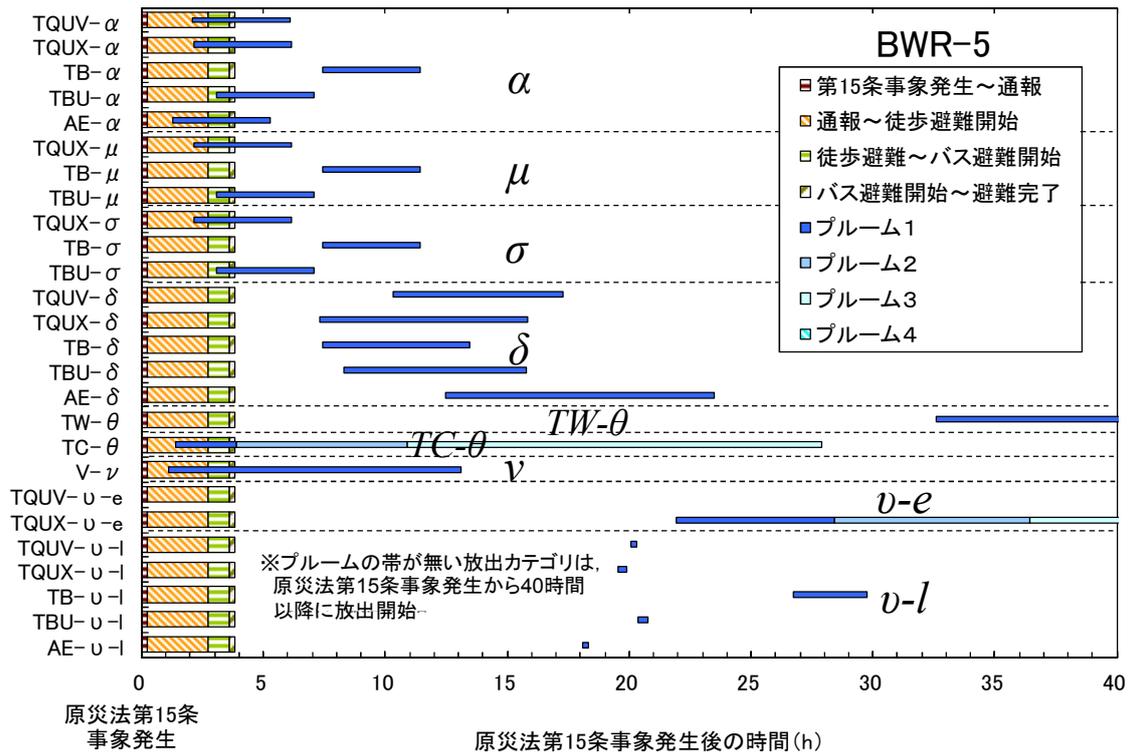


図 4.2(c) 放出開始時期 (BWR-5)

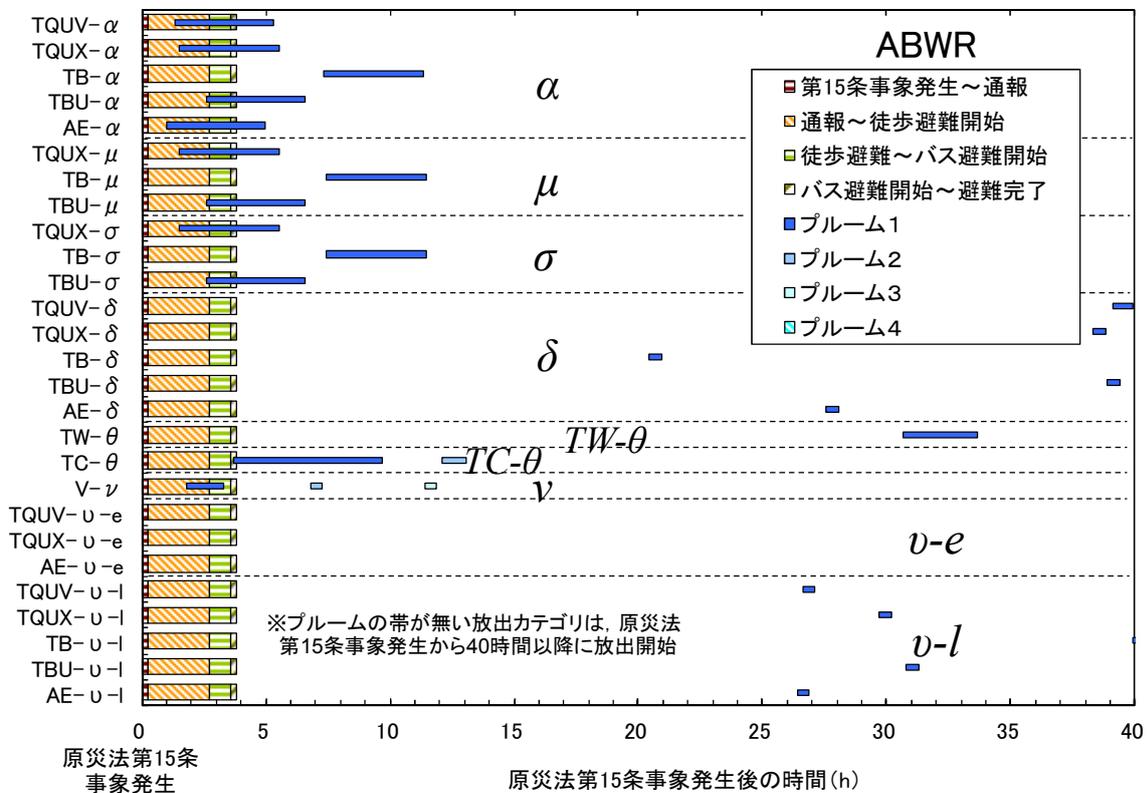


図 4.2(d) 放出開始時期 (ABWR)

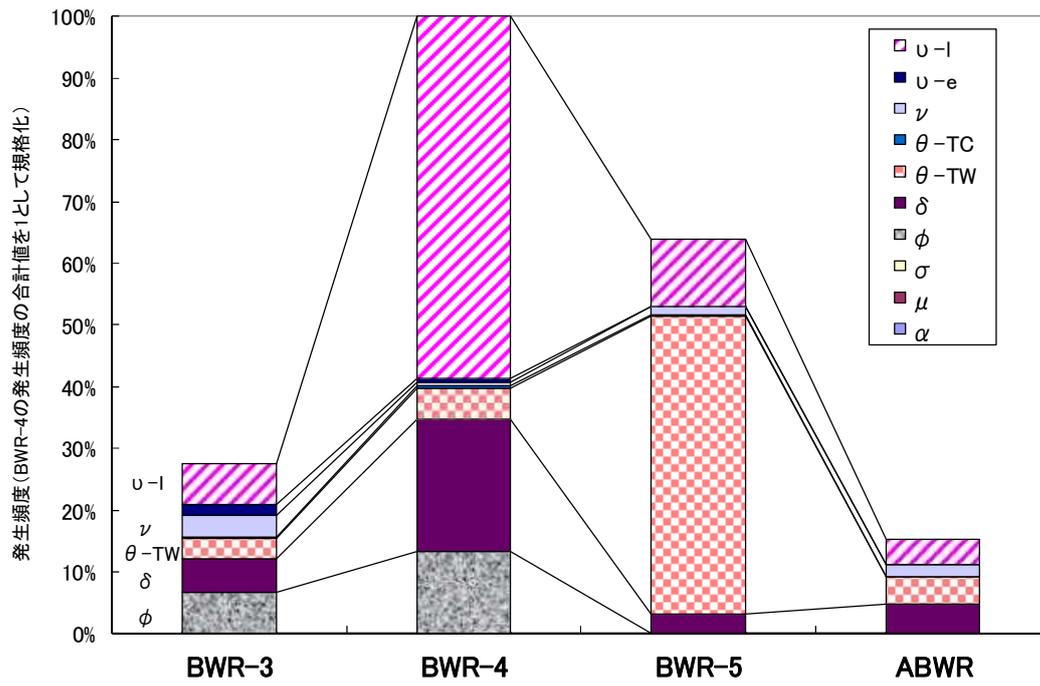
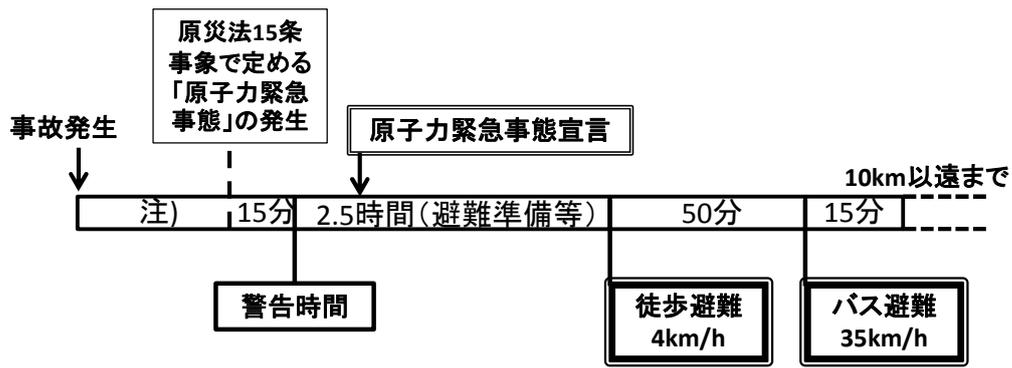
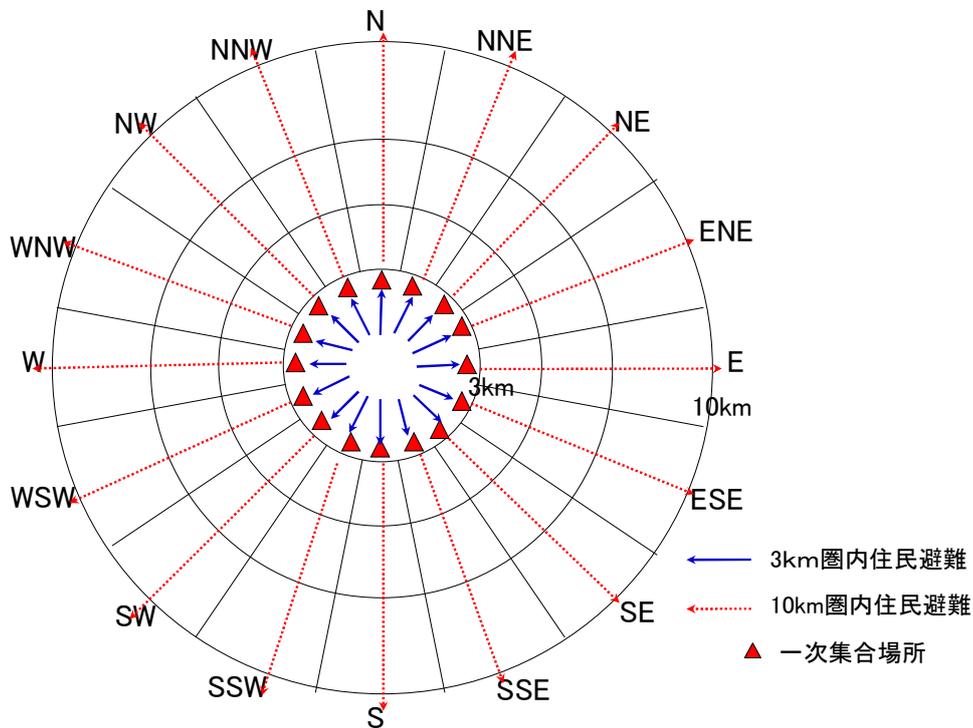


図 4.3 格納容器破損モード別の発生頻度



注) 事故発生から原災法15条事象で定める「原子力緊急事態」の発生までの時間は、事故シーケンスごとに設定される。「原子力緊急事態」の発生から15分の通報遅れを見込み、警告時間を設定。



避難を実施する住民が避難対象区域を越えると、被ばくしないと仮定する。

図 4.4 想定した避難モデル

4.2 解析結果

4.2.1 リスクドミナントな事故シーケンス

本研究では、国内の代表的な実機の BWR 原子炉施設を対象に、内部事象のレベル 2PRA の結果^{(3.17~3.22)(4.1~4.3)}から得られたソースタームを用いて、原子炉施設周辺の影響評価を行う^(4.4)。

放出カテゴリの平均個人リスク（急性死亡，晩発性がん死亡）は， 3.1.4

章の (3.10) 式及び (4.1) 式から得られる放出カテゴリの平均個人リスクを，急性死亡，晩発性がん死亡ごとに求める。

$$RISK_i = G_i \cdot f \text{-----} \quad (4.1)$$

- $RISK_i$: 放出カテゴリの平均個人リスク (/炉年)
($i=1$; 急性障害, $i=2$; 晩発性障害)
- G_i : 健康影響 i の発生確率 (-)
- f : 放出カテゴリの発生頻度 (/炉年)

ただし，(4.1) 式では，簡便のため，放出カテゴリを識別する添え字を省略している。そこで，まず，(4.1) 式を，表 4.1 に示した原子炉施設別の放出カテゴリごとに適用して，放出カテゴリごとの平均個人リスク $RISK_i$ を求める。次に，放出カテゴリごとの $RISK_i$ を合計して原子炉施設の急性死亡及びがん死亡の平均個人リスクを求める。

なお，がん死亡については，長期の被ばくを仮定した晩発性のがん死亡ではなく，事故後 7 日間の早期被ばく量から計算する。

また，リスクドミナントな事故シーケンスは，原子炉施設の急性死亡及び晩発性がん死亡のそれぞれの平均個人リスク（合計値）に対する，放出カテゴリ別の $RISK_i$ の寄与割合で表すことにする。

(1) BWR-3 原子炉施設のリスクドミナントな事故シーケンス

a) 急性死亡の平均個人リスク

図 4.5(a) に，サイト中心から 0.8~1.2km 地点での平均個人リスク（急性死亡）への放出カテゴリの寄与割合を示す。避難を想定しない場合，インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) が約 60% と最も高く，次いで，電源喪失（長期）時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (TB- δ) が約 15%，原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) が約 9%，崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損 (TW- θ) が約 8%，LOCA 時注水失敗時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (AE- δ) が約 6% である。平均個人リスクは健康影響の発生確率と発生頻度を乗じた値なので，図 4.1(a) に示したよう素類 (I) 及びセシウム類 (Cs) の大気中への放出割合が大きい放出カテゴリの中で，図 4.3 に示したように発生頻度が大きい格納容器破損モードに該当するもの（格納容器バイパス (v モード)，水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (δ モード)，晩期格納容器先行破損 (θ -TW) 等) がリスクへの寄与割合も大きい。

避難を想定した場合、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) が 100%となる。これは、図 4.2(a)に示したように、避難を想定しない場合で、リスクへの寄与割合が大きい放出カテゴリのうち、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) が、避難完了前に放射性物質の大気中への放出が開始されているため、避難による低減効果が小さいことによる。

b) 晩発性がん死亡の平均個人リスク

図 4.5(b)に、サイト中心から 0.8~1.2km 地点での平均個人リスク（晩発性がん死亡）への放出カテゴリの寄与割合を示す。避難を想定しない場合、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) が約 37%と最も高く、次いで、電源喪失（長期）時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (TB-δ) が約 29%，崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損 (TW-θ) が約 19%，LOCA 時注水失敗時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (AE-δ) が約 7%，原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC-θ) が約 5%である。これは、急性死亡と同様、発生頻度が大きく、かつ、大気中への放出割合も大きな放出カテゴリがリスクへの寄与割合も大きいことによる。

避難を想定した場合、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) がほぼ 100%となる。これは、急性死亡と同様、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) が、避難完了前に放射性物質の大気中への放出が開始されているため、避難による低減効果が小さいことによる。

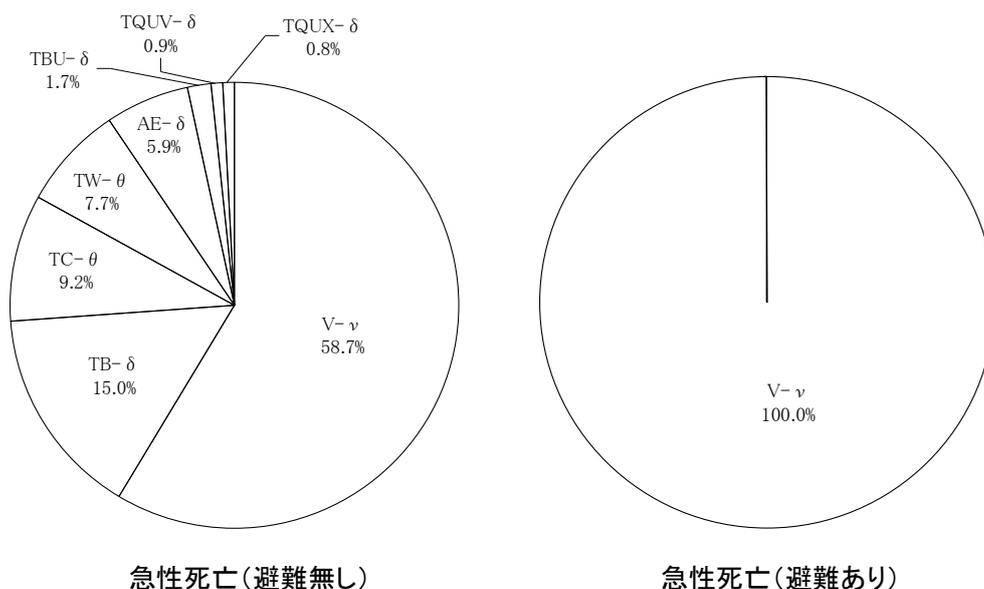


図 4.5(a) 平均個人リスク（急性死亡）内訳（BWR-3）

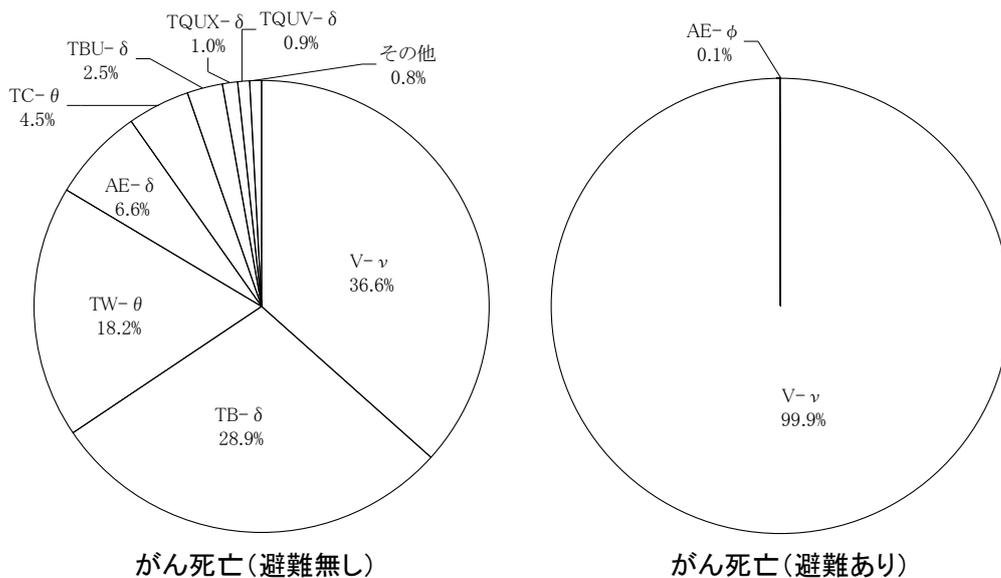


図 4.5(b) 平均個人リスク（がん死亡）内訳（BWR-3）

(2) BWR-4 原子炉施設のリスクドミナントな事故シーケンス

a) 急性死亡の平均個人リスク

図 4.6(a)に、サイト中心から 0.8~1.2km 地点での平均個人リスク（急性死亡）への放出カテゴリの寄与割合を示す。避難を想定しない場合、LOCA 時注水失敗時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧（AE-δ）が約 80%と最も高く、次いで、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス（V-v）及び崩壊熱除去失敗時の晚期格納容器先行破損（TW-θ）が各々約 6%，電源喪失（長期）時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧（TB-δ）が約 5%である。図 4.1(b)に示したよう素類（I）及びセシウム類（Cs）の大気中への放出割合が大きい放出カテゴリの中で、図 4.3 に示したように発生頻度が大きい格納容器破損モードに該当するもの（水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧（δ モード）、晚期格納容器先行破損（θ-TW）等）がリスクへの寄与割合も大きい。

避難を想定した場合、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス（V-v）が約 90%で、残りは、原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損（TC-θ）となる。これは、図 4.2(b)に示したように、避難を想定しない場合で、リスクへの寄与割合が大きい放出カテゴリのうち、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス（V-v）が、避難完了前に放射性物質の大気中への放出が開始されているため、避難による低減効果が小さいことによる。また、避難を想定しない場合で、約 2%であった原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損（TC-θ）も、インタ

インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) と同様、避難完了前にソースタームが放出開始されている放出カテゴリであるため、避難を想定した場合においても、リスクが生じる。

b) 晩発性がん死亡の平均個人リスク

図 4.6(b)に、サイト中心から 0.8~1.2km 地点での平均個人リスク (晩発性がん死亡) への放出カテゴリの寄与割合を示す。避難を想定しない場合、LOCA 時注水失敗時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (AE- δ) が約 53% を占め、次いで、崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損 (TW- θ) が約 20%、電源喪失 (長期) 時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (TB- δ) が約 15% である。また、急性死亡ではリスクへの寄与割合が小さい LOCA 時注水失敗時のドライウエルシェルメルトスルー (AE- ϕ) が約 3% となり、原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) (約 2%) よりも大きい。これは、晩発性がん死亡の平均個人リスクが、急性死亡の残余リスクとしての性質を有するため、急性死亡の平均個人リスクが低ければ、晩発性がん死亡のリスク値は高くなることによる。

図 4.1(b)に示したとおり、原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) と LOCA 時注水失敗時のドライウエルシェルメルトスルー (AE- ϕ) のソースタームの放出割合を比較すると、希ガス類 (Xe)、セシウム類 (Cs)、テルル類 (Te) 及びヨウ素類 (I) の各核種グループはほぼ同じであるが、残りの核種グループの放出割合については、LOCA 時注水失敗時のドライウエルシェルメルトスルー (AE- ϕ) は 3 桁以上小さい。このため、急性死亡の場合には、放出割合の大きな原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) がリスクへの寄与割合が大きいが、晩発性がん死亡の場合には、急性死亡の残余リスクであることから、LOCA 時注水失敗時のドライウエルシェルメルトスルー (AE- ϕ) が大きくなる。

避難を想定した場合、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) が約 74% と高く、次いで、LOCA 時注水失敗時のドライウエルシェルメルトスルー (AE- ϕ) が約 26% となる。これは、急性死亡と同様、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) 及び LOCA 時注水失敗時のドライウエルシェルメルトスルー (AE- ϕ) が、避難完了前に放射性物質の大気中への放出が開始されているため、避難による低減効果が小さいことによる。

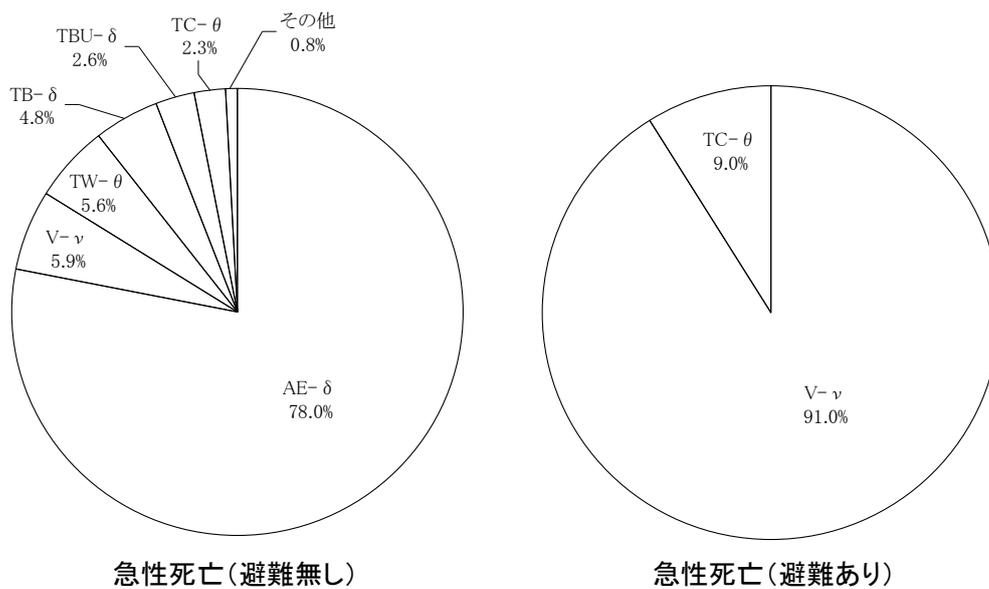


図 4.6(a) 平均個人リスク（急性死亡）内訳（BWR-4）

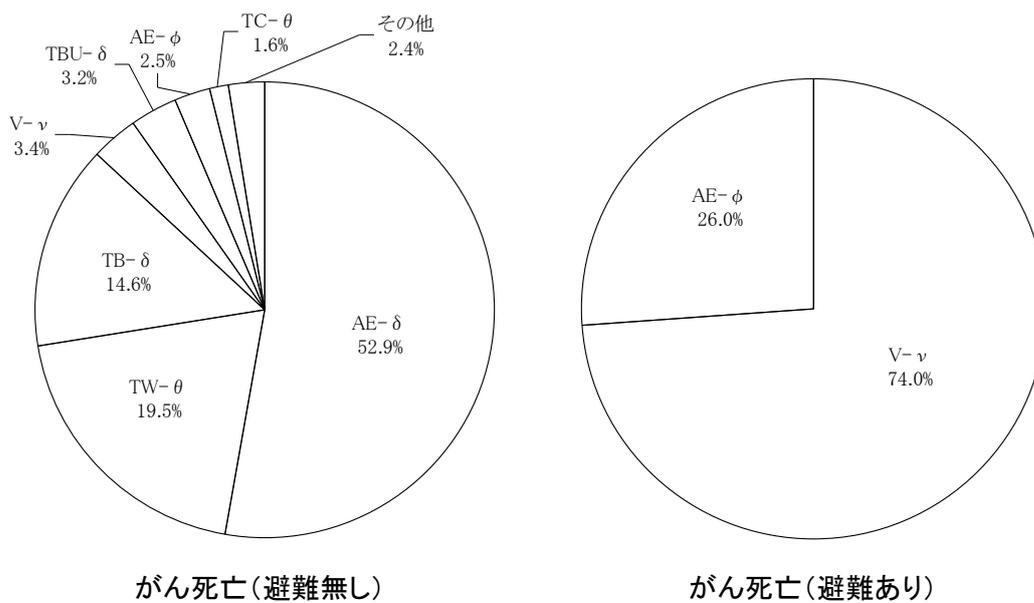


図 4.6(b) 平均個人リスク（がん死亡）内訳（BWR-4）

(3) BWR-5 原子炉施設のリスクドミナントな事故シーケンス

a) 急性死亡の平均個人リスク

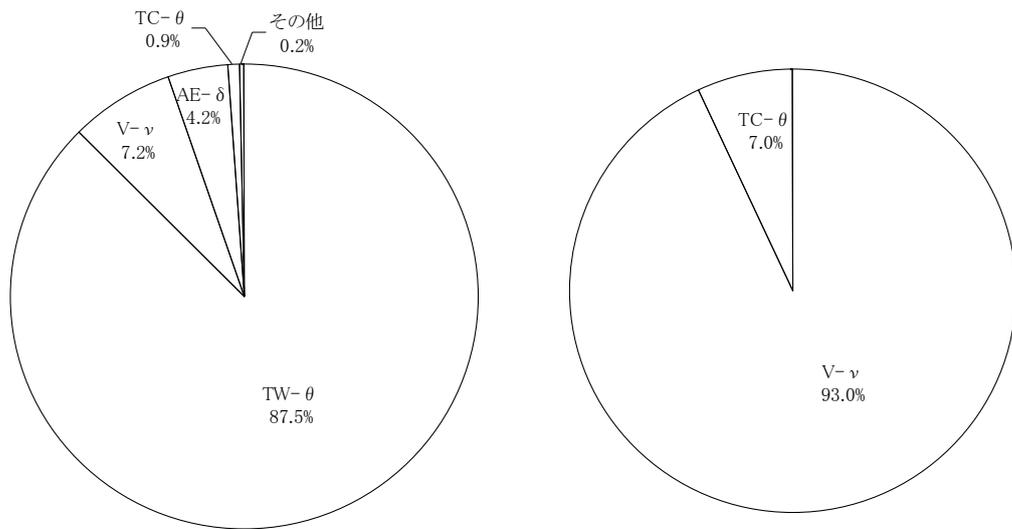
図 4.7(a)に、サイト中心から 0.8~1.2km 地点での平均個人リスク（急性死亡）への放出カテゴリの寄与割合を示す。避難を想定しない場合、崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損（TW- θ ）が約 88%を占める。次いで、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス（V- ν ）が約 7%、LOCA 注水失敗時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧（AE- δ ）が約 4%で

ある。図 4.1(c)に示したよう素類 (I) 及びセシウム類 (Cs) の大気中への放出割合が大きい放出カテゴリの中で、図 4.3 に示したように発生頻度が大きい格納容器破損モードに該当するもの(晩期格納容器先行破損(θ -TW)等)がリスクへの寄与割合も大きい。

避難を想定した場合、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) が約 93%となり、残りが原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) (約 7%) となる。これは、図 4.2(c)に示したように、避難を想定しない場合で、リスクへの寄与割合が大きい放出カテゴリのうち、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) 及び原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) が、避難完了前に放射性物質の大気中への放出が開始されているため、避難による低減効果が小さいことによる。

b) 晩発性がん死亡の平均個人リスク

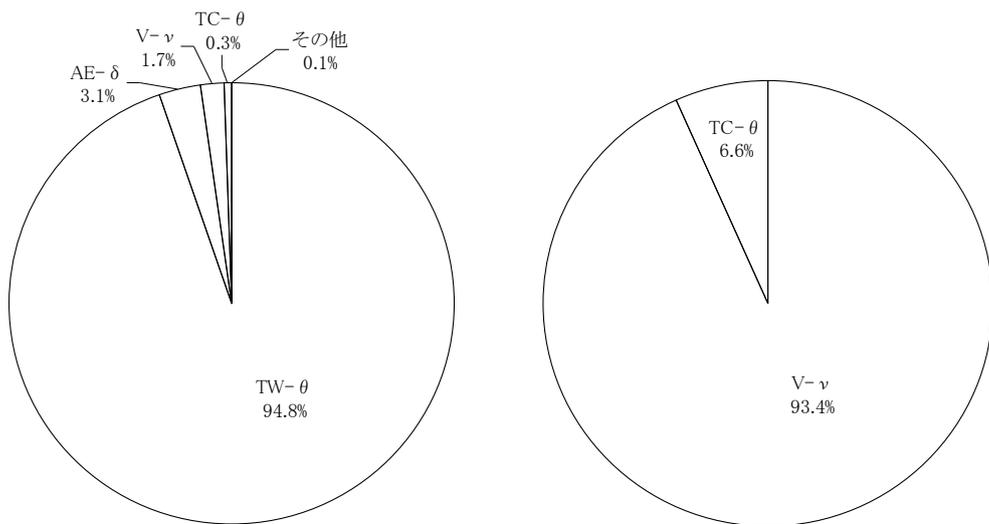
図 4.7(b)に、サイト中心から 0.8~1.2km 地点での平均個人リスク(晩発性がん死亡)への放出カテゴリの寄与割合を示す。避難を想定しない場合、崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損 (TW- θ) が約 95%を占め、避難を想定すると、崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損 (TW- θ) の避難による低減効果が大きいためリスクへの寄与割合が小さくなり、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) が約 94%と高い。これは、急性死亡と同様、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) が、避難完了前に放射性物質の大気中への放出が開始されているため、避難による低減効果が小さいことによる。



急性死亡(避難無し)

急性死亡(避難あり)

図 4.7(a) 平均個人リスク（急性死亡）内訳（BWR-5）



がん死亡(避難無し)

がん死亡(避難あり)

図 4.7(b) 平均個人リスク（急性死亡）内訳（BWR-5）

(4) ABWR 原子炉施設のリスクドミナントな事故シーケンス

a) 急性死亡の平均個人リスク

図 4.8(a)に、サイト中心から 0.8~1.2km 地点での平均個人リスク（急性死亡）への放出カテゴリの寄与割合を示す。避難を想定しない場合、インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス (V-ν) (約 42%) 及び電源喪失(長期)時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (TB-δ) (約 33%)

で全体の 3/4 を占める。次いで、電源喪失（短期）時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧（TBU- δ ）が約 18%，崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損（TW- θ ）が約 8%である。図 4.1(d)に示したよう素類（I）及びセシウム類（Cs）の大気中への放出割合が大きい放出カテゴリの中で，図 4.3 に示したように発生頻度が大きい格納容器破損モードに該当するもの（格納容器バイパス（v モード），水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧（ δ モード），晩期格納容器先行破損（ θ -TW）等）がリスクへの寄与割合も大きい。

避難を想定した場合，インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス（V-v）が 100%となる。これは，図 4.2(d)に示したように，避難を想定しない場合で，リスクへの寄与割合が大きい放出カテゴリのうち，インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス（V-v）が，避難完了前に放射性物質の大気中への放出が開始されているため，避難による低減効果が小さいことによる。

b) 晩発性がん死亡の平均個人リスク

図 4.8(b)に，サイト中心から 0.8~1.2km 地点での平均個人リスク（晩発性がん死亡）への放出カテゴリの寄与割合を示す。避難を想定しない場合，電源喪失（長期）時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧（TB- δ ）が約 32%，崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損（TW- θ ）が約 31%，インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス（V-v）が約 22%，電源喪失（短期）時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧（TBU- δ ）が約 15%である。避難を想定した場合，インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス（V-v）が 100%となる。これは，急性死亡と同様，インターフェイスシステム LOCA 時の格納容器バイパス（V-v）が，避難完了前に放射性物質の大気中への放出が開始されているため，避難による低減効果が小さいことによる。

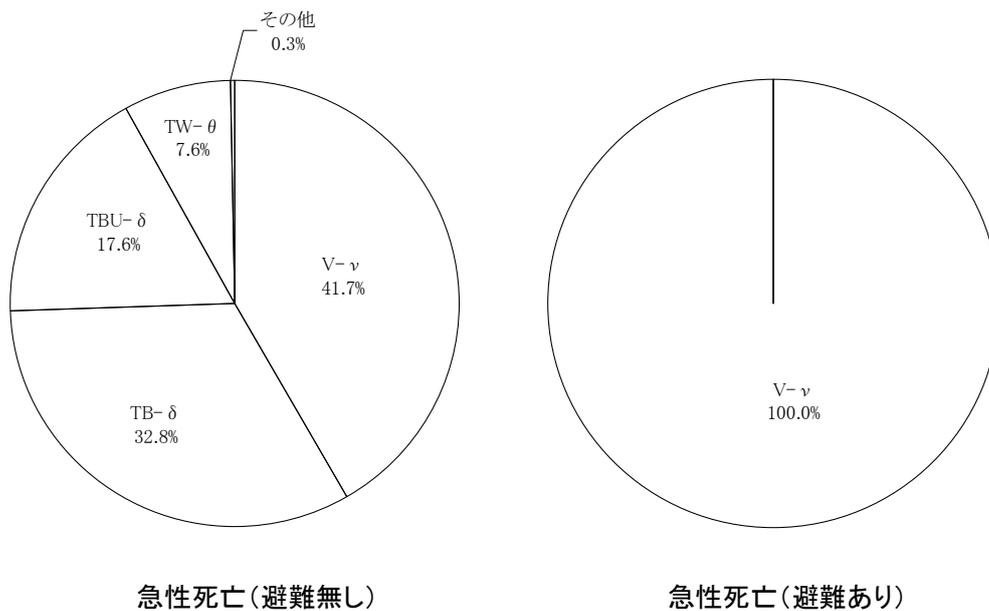


図 4.8(a) 平均個人リスク（急性死亡）内訳（ABWR）

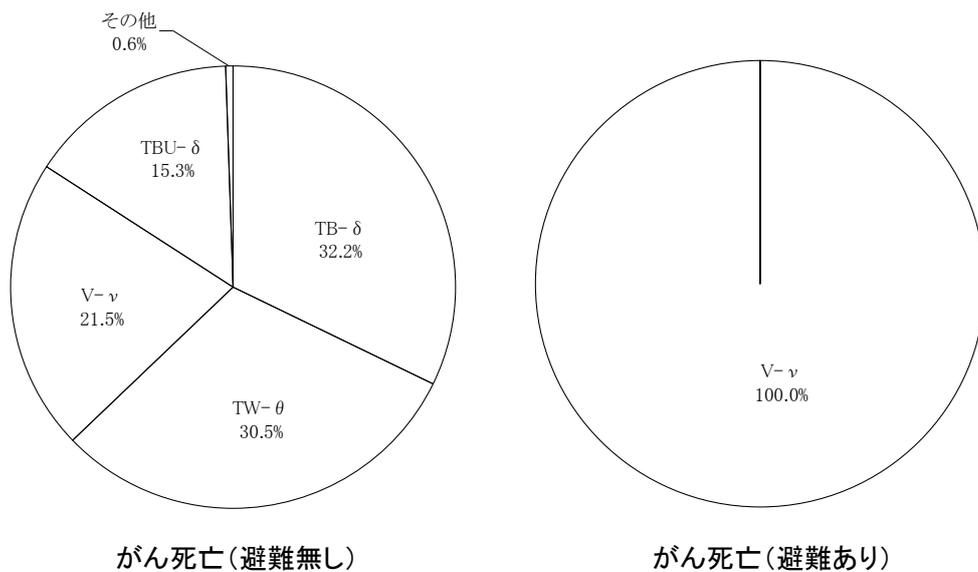


図 4.8(b) 平均個人リスク（がん死亡）内訳（ABWR）

表 4.2(a)に、避難を考慮しない場合の原子炉施設別リスクドミナントな事故シーケンスをまとめる。いずれの原子炉施設でも、表 4.3 及び表 4.4 に示すように、よう素類及び Cs 類の大気中への放出割合が多く、かつ、事故シーケンスの発生頻度が高い事故シーケンスがリスクへの寄与割合が多いことが分かる。

また、避難を考慮した場合には、表 4.2(b)に示すように、いずれの原子炉施設においても、格納容器バイパス (V-v) がリスクドミナントな事故

シーケンスとなる。これは、表 4.5 に示すように、放射性物質の大気中への放出開始時期が早いため、避難による低減効果が見込めないことによる。

表 4.2(a) 原子炉施設別リスクドミナントな事故シーケンス（避難無し）

	BWR-3	BWR-4	BWR-5	ABWR
AE-φ	--	-▲	/	/
TB-δ	■ ■	▲ ■	--	■ ■
TBU-δ	▲ ▲	▲ ▲	--	■ ■
AE-δ	▲ ▲	● ●	▲ ▲	--
TW-θ	▲ ■	▲ ■	● ●	▲ ■
TC-θ	▲ ▲	▲ ▲	--	--
V-v	● ■	▲ ▲	▲ ▲	■ ■

表 4.2(b) 原子炉施設別リスクドミナントな事故シーケンス（避難有り）

	BWR-3	BWR-4	BWR-5	ABWR
AE-φ	--	-■	/	/
TB-δ	--	--	--	--
TBU-δ	--	--	--	--
AE-δ	--	--	--	--
TW-θ	--	--	--	--
TC-θ	--	▲-	--	--
V-v	● ●	● ●	● ●	● ●

(左) 急性死亡, (右) がん死亡

※寄与割合 ● : 50%以上, ■ : 10~50%, ▲ : 1~10%, - : 1%未満

表 4.3 原子炉施設別環境への放出割合

	Xe 類 全原子炉施設	よう素類, Cs 類			
		BWR-3	BWR-4	BWR-5	ABWR
AE-φ	ほぼ全量	10 ⁻¹	10 ⁻¹		
TB-δ	ほぼ全量	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻¹	10 ⁻¹
TBU-δ	ほぼ全量	10 ⁻¹	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻¹
AE-δ	ほぼ全量	10 ⁻¹	10 ⁻¹	10 ⁻¹	10 ⁻³
TW-θ	ほぼ全量	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻¹	10 ⁻²
TC-θ	ほぼ全量	10 ⁻¹	10 ⁻¹	10 ⁻¹	10 ⁻¹
V-v	ほぼ全量	10 ⁻¹	10 ⁻¹	10 ⁻¹	10 ⁻¹

※赤字は、急性死亡リスクへの寄与割合が大きい事故シーケンス

表 4.4 原子炉施設別事故シーケンスの発生頻度

	BWR-3	BWR-4	BWR-5	ABWR
AE-φ	—	▲		
TB-δ	■	▲	—	■
TBU-δ	▲	▲	—	▲
AE-δ	▲	■	▲	—
TW-θ	■	▲	●	■
TC-θ	▲	—	—	—
V-v	■	▲	▲	■

※寄与割合 ●：50%以上，■：10～50%，▲：1～10%，—：1%未満
赤字は、急性死亡リスクへの寄与割合が大きい事故シーケンス

表 4.5 原子炉施設別放出開始時期

	BWR-3	BWR-4	BWR-5	ABWR
AE-φ	早い	早い		
TB-δ	遅い	遅い	中程度	遅い
TBU-δ	遅い	遅い	中程度	遅い
AE-δ	遅い	遅い	中程度	遅い
TW-θ	遅い	遅い	遅い	遅い
TC-θ	早い	早い	早い	早い
V-v	早い	早い	早い	早い

※原災法 15 条事象発生後の経過時間

早い：5 時間以下，中程度：5～20 時間，遅い：20 時間超過

赤字は、急性死亡リスクへの寄与割合が大きい事故シーケンス

4.2.2 平均個人リスク

原子力安全委員会が安全目標に対する検討が進められ、「安全目標に関する調査審議状況の中間とりまとめ」（以下「中間とりまとめ」という。）^(4.5)が報告された。この中間とりまとめでは、安全目標の定量的目標案として、「原子力施設の事故に起因する放射線被ばくによる、施設の敷地境界付近の公衆の平均急性死亡リスクは、年あたり百万分の1程度を超えないように抑制されるべきである。また、原子力施設の事故に起因する放射線被ばくによって生じ得るがんによる、施設からある範囲の距離にある公衆の個人の平均死亡リスクは、年あたり百万分の1程度を超えないように抑制されるべきである。」とある。

解析結果から得られた平均個人リスクが、「年あたり百万分の1程度」（安全目標の定量的目標案）を満足するかどうかを確認する。距離については、本研究では、急性死亡の場合、「敷地境界付近」をサイト中心から0.8～2km平均、晩発性がん死亡の場合、「施設からある範囲の距離」をサイト中心から0.8～5km平均と仮定する。

図4.9に、各原子炉施設の平均個人リスクの解析結果と安全目標の定量的目標案との比較を示す。急性死亡、晩発性がん死亡ともに、避難を想定しない場合の平均個人リスクの解析結果は、 10^{-10} ～ 10^{-9} /炉年となる。避難を想定すると、約1～2桁小さい。

安全目標の定量的目標案と比較すると、図4.9に示すように、内的事象のレベル3PRAから得られた平均個人リスクでは、どの原子炉施設も3桁以上の余裕がある。

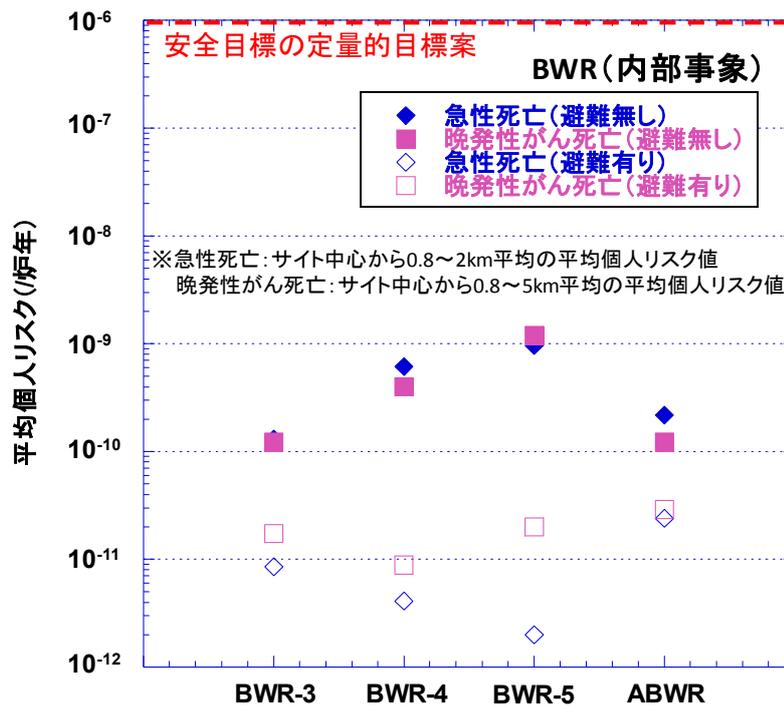


図 4.9 安全目標の定量的目標案との比較

4.2.3 平均個人リスクの距離依存性

中間とりまとめ^(4.5)では、公衆個人の範囲については、急性死亡では「施設の敷地境界付近」、晩発性がん死亡では「施設からある範囲の距離」と定性的な表現となっている。

そこで、国内 BWR 原子炉施設の内的事象を対象に行ったレベル 3PRA 結果^{(3.17~3.22)(4.1~4.3)}から、評価対象とする距離範囲の変化が平均個人リスク（急性死亡及び晩発性がん死亡）に及ぼす影響を検討する^(4.6)。

サイト中心から 0.8km 地点を敷地境界と仮定し、これを基準にして、1.2km から 50km まで評価対象とした距離範囲を変化させた場合の平均個人リスク（急性死亡及び晩発性がん死亡）を算出し、平均個人リスクを評価する距離範囲を検討する。図 4.10 に、検討結果を示す。

なお、晩発性がん死亡は、長期の被ばくを仮定した晩発性のがん死亡ではなく、事故後 7 日間の早期被ばく量から計算したものである。

避難を想定しない場合、サイト近傍を除き、サイトから遠くなればリスクは減少するので、距離範囲を広げれば平均個人リスクも小さくなる。しかし、その度合いは原子炉施設及びサイトによって異なっている。BWR-3 Mark- I 原子炉施設及び BWR-4 Mark- I 原子炉施設では、0.8~1.2km で算出した平均個人リスク（急性死亡）は 0.8~50km に広げると約 1.5 桁小さ

くなるが、ABWR RCCV 原子炉施設だと約 1 桁、BWR-5 Mark-II 原子炉施設で約 2 桁小さくなる。

これらの相違は、BWR 原子炉施設の炉型によって解析対象となる放出カテゴリが異なること、各放出カテゴリの発生頻度の寄与割合が異なること、サイト周辺の人口分布が異なること、サイトによって気象条件が異なることが挙げられる。

特にリスクドミナントな放出カテゴリの平均個人リスクの距離変化に強く依存している。平均個人リスク（急性死亡）に対するリスクドミナントな放出カテゴリは、BWR-3 Mark-I 原子炉施設で格納容器バイパス (V-v)、BWR-4 Mark-I 原子炉施設で LOCA 時注水失敗時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (AE- δ)、BWR-5 Mark-II 原子炉施設で崩壊熱除去失敗時の晚期格納容器先行破損 (TW- θ)、ABWR RCCV 原子炉施設で格納容器バイパス (V-v) 及び電源喪失(長期)時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (TB- δ) であり、これらの結果は、平均個人リスクの距離変化と類似している。

また、平均個人リスク（晩発性がん死亡）では、評価対象とした距離範囲を広げると、平均個人リスクが小さくなるが、急性死亡に比べ、その下がり方は緩やかである。

本研究では、平均個人リスク（急性死亡）を評価する際の「施設の敷地境界付近」を、サイト中心から 0.8~2km 程度と仮定する。さらに、平均個人リスク（晩発性がん死亡）を評価する際の「施設からある範囲の距離」を検討するため、各原子炉施設について、0.8~2km 範囲での平均個人リスク（急性死亡）とほぼ同等の値となる距離範囲に着目する。

その結果、BWR-3 Mark-I 原子炉施設については 0.8~5km 範囲、BWR-4 Mark-I 原子炉施設については 0.8~2km 範囲、BWR-5 Mark-II 原子炉施設については 0.8~7km、ABWR RCCV 原子炉施設については 0.8~3km 範囲となる。

これらの解析結果から、安全目標案の急性死亡の「施設の敷地境界付近」の設定は適切であり、晩発性がん死亡の「施設からある範囲の距離」は 5km 程度であることを示した。

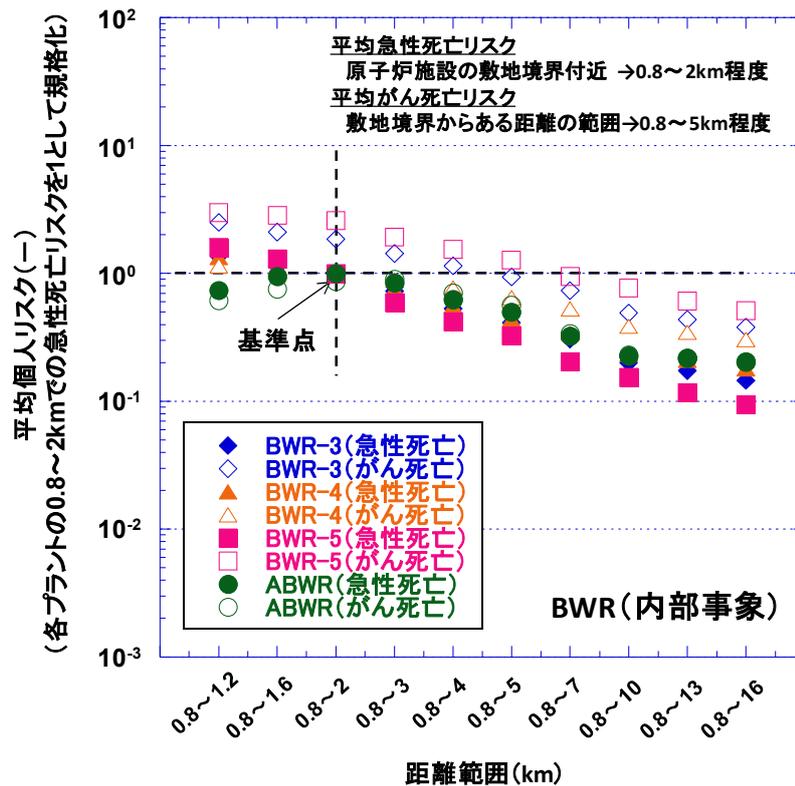


図 4.10 距離変化による平均個人リスク

4.3 リスクプロファイルの検討

4.3.1 アクシデントマネジメント策とリスクとの関係性

(1) AM 策による低減効果

国内の代表的な BWR-5 Mark-II 原子炉施設でのレベル 2PRA^(3.17~3.22)の結果を用いたレベル 3PRA^(4.7)から、アクシデントマネジメント策（以下「AM 策」という。）による線量リスクの低減効果について検討する。本研究では、線量（全身線量及び甲状腺線量）に発生頻度を乗じた値を線量リスクとして重篤度の目安に用いる。

格納容器破損モード別に、図 4.11 に全身線量リスクについて、図 4.12 に甲状腺線量リスクについてそれぞれ示す。

これらの図は、AM 策を考慮しない場合の線量リスクの合計値を 1 として規格化したものである。AM 策により、全身線量リスクでは全体で約 25%、甲状腺線量リスクでは全体で約 24%低減する。ただし、レベル 1PRA に係る炉心損傷防止の AM 策による低減効果は考慮していない。

抽出したドミナントシーケンスについて AM 策による低減効果に着目す

ると、全身線量リスク及び甲状腺線量リスクともに、原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損(TC- θ)では、スクラム失敗過渡事象(ATWS)発生後の高圧炉心スプレイ系の流量調整により、AM策を考慮しない場合に比べ、線量リスクは約51%低減する。崩壊熱除去失敗時の晚期格納容器先行破損(TW- θ)及び格納容器バイパス(ν)では、有効なAM策が無いため低減効果が期待できない。放出カテゴリの中で、最もAM策による線量リスクの低減効果が大きいものは、全身線量リスク及び甲状腺線量リスクともに、水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧(δ)で、電源復旧、代替注水及び耐圧強化ベントにより、AM策を考慮しない場合に比べ、線量リスクが90%近く低減する。

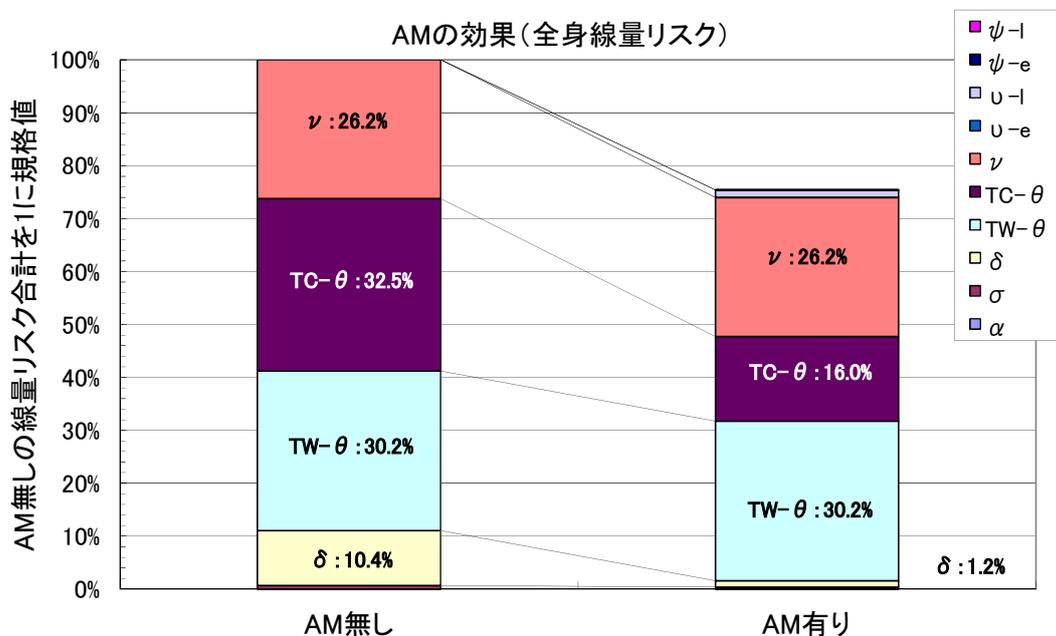


図 4.11 AM 策による線量リスク低減効果 (BWR-5, 全身線量リスク)

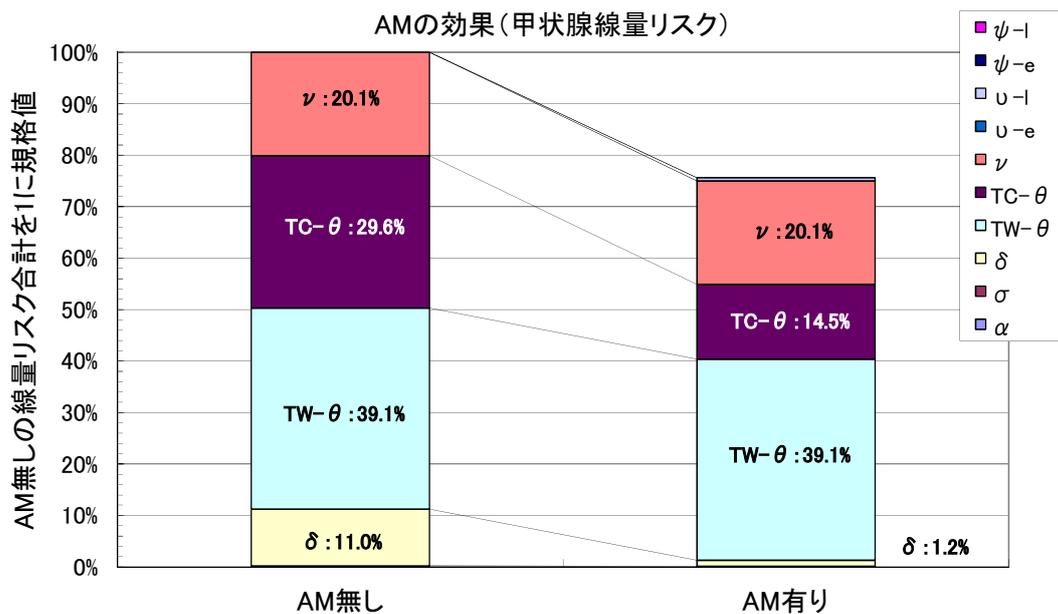


図 4.12 AM 策による線量リスク低減効果 (BWR-5, 甲状腺線量リスク)

(2) 放射性物質の放出開始時期とリスクとの関係

次いで、AM 策の有無に着目して、放射性物質の大気中への放出開始時期と線量リスクとの関係について検討する。

放射性物質の放出開始時期と全身線量リスクとの関係について、図 4.13(a)に AM 策を考慮しない場合を、図 4.13(b)に AM 策を考慮する場合をそれぞれ示す。

本研究では、まず全身線量リスクを、原子炉冷却系内で事故終息 ($\psi-e$) 及び格納容器系内で事故終息 ($\psi-l$) といった格納容器が健全なケースの中から全身線量リスクの最大値を選び分割する。格納容器健全の最大値以下の範囲を「リスクの小さい範囲」と仮定する。次に、格納容器健全の最大値を超える範囲を、事故開始から 1 日で 2 分割する。事故開始から 1 日未満を「AM 策等による低減が有効な領域」、事故開始から 1 日以上を「防災対応による低減が有効な領域」と仮定する。

AM 策を考慮しない場合では、殆どのケースが AM 策等による低減が有効な領域に入るが、AM 策を考慮する場合には、代替注水、電源復旧、耐圧強化バント等の AM 策により全身線量リスクが小さくなるため、1/3 程度のシーケンスが格納容器が健全なリスクの小さい範囲に移ってくる。

選定したドミナントシーケンスについて見ると、早期格納容器先行破損 ($\theta-TC$) は、スクラム失敗過渡事象 (ATWS) 発生後の高圧炉心スプレイ系の流量調整により、AM 策を考慮しない場合に比べ、AM 策を考慮する

場合では全身線量リスクは約 1/2 程度になるが，他のシーケンスに比べると高い。また，放射性物質の大気中への放出開始時期も早いので，AM 策等による低減が有効な領域にある。格納容器バイパス (v) は，有効な AM 策が無いので，AM 策の有無にかかわらず，全身線量リスクは高く，また，放射性物質の大気中への放出開始時期も早いので，AM 策等による低減が有効な領域にある。晩期格納容器先行破損 (θ -TW) は，格納容器バイパス (v) 同様，有効な AM 策が無いので，AM 策の有無にかかわらず，全身線量リスクは高いが，放射性物質の大気中への放出開始時期が事故から 1 日を超えるため，防災対応による低減が有効な領域にある。

放射性物質の放出開始時期と甲状腺線量リスクとの関係についても，全身線量リスク同様に処理し，3 分割する。図 4.14(a)に AM 策を考慮しない場合を，図 4.14(b)に AM 策を考慮する場合をそれぞれ示す。これらの図から，放射性物質の放出開始時期と甲状腺線量リスクとの関係についても，全身線量リスクと同様の傾向が認められる。

これらの解析結果から，AM 策の有効性を定量化し，原子炉施設のリスクを現実的かつ総合的に評価することが確認された^(4.8)。

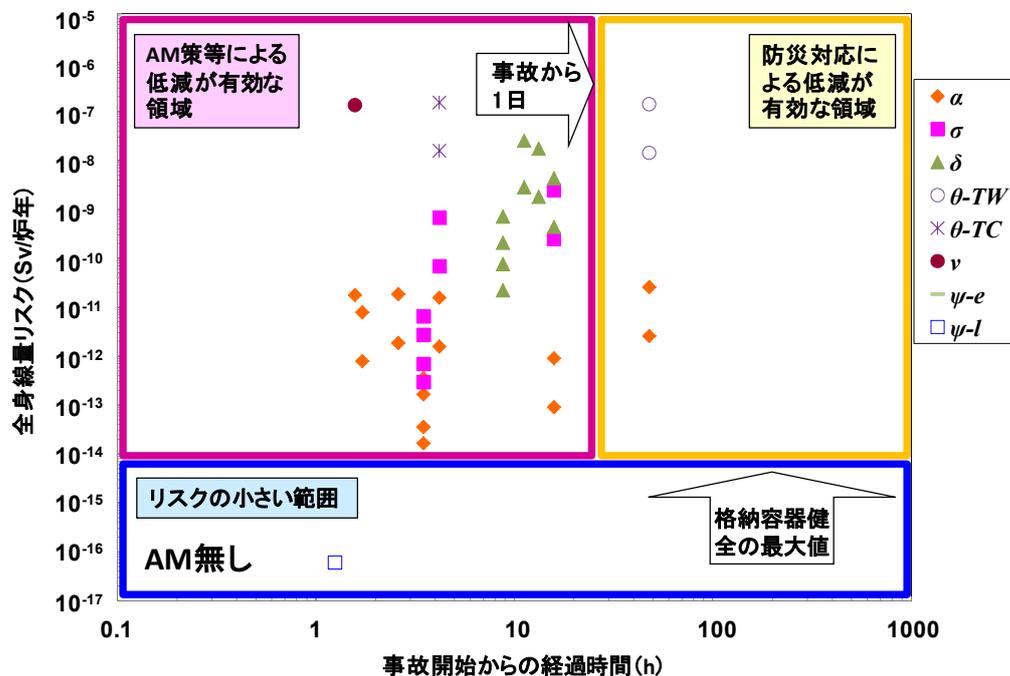


図 4.13(a) 放射性物質の放出開始時期と全身線量リスクとの関係 (BWR-5, AM 無し)

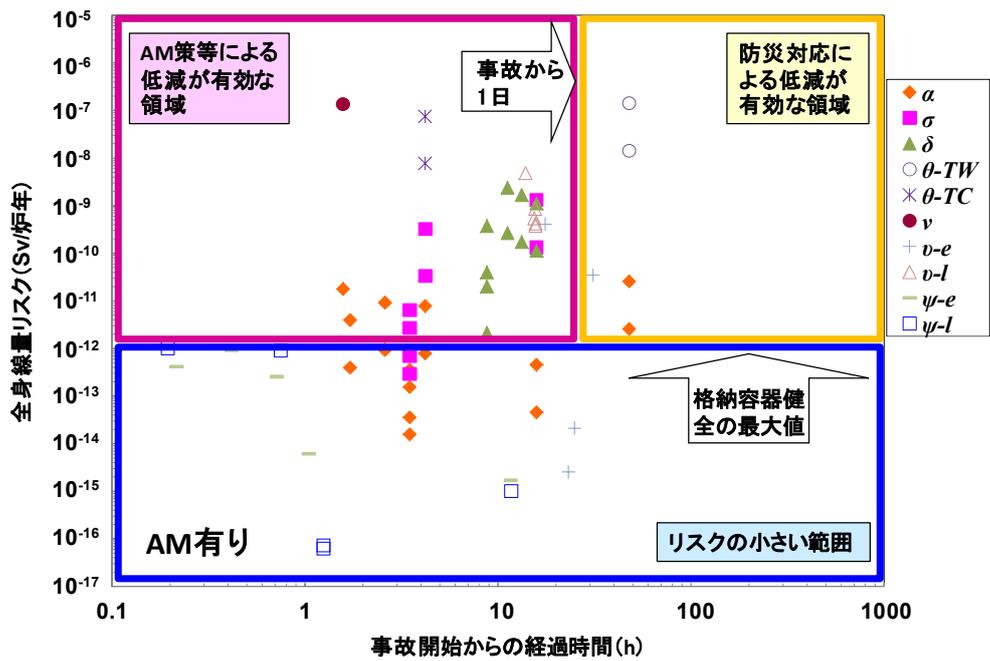


図 4.13(b) 放射性物質の放出開始時期と全身線量リスクとの関係
(BWR-5, AM 有り)

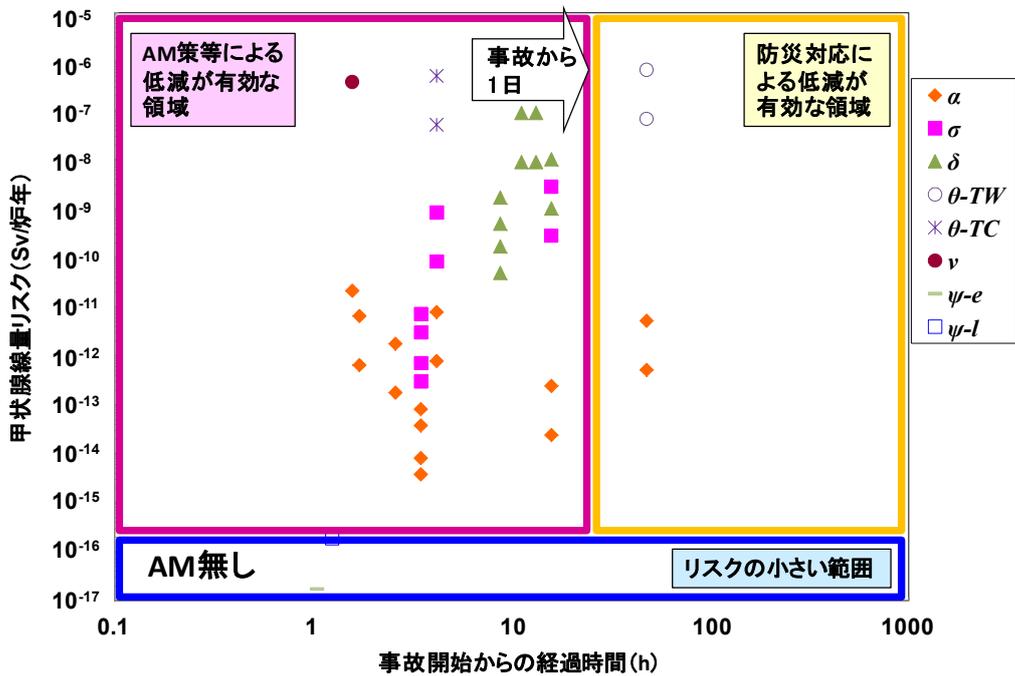


図 4.14(a) 放射性物質の放出開始時期と甲状腺線量リスクとの関係
(BWR-5, AM 無し)

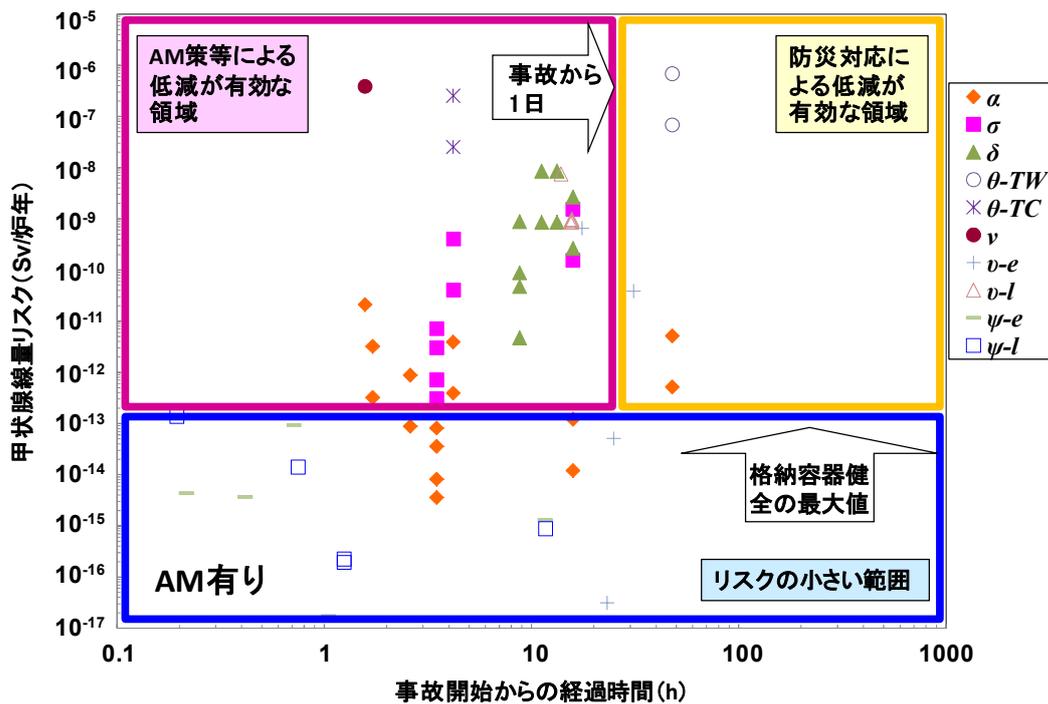


図 4.14(b) 放射性物質の放出開始時期と甲状腺線量リスクとの関係
(BWR-5, AM 有り)

(3) 放出割合の超過発生頻度

多くのプラント損傷状態では、炉心損傷シーケンスは格納容器破損後に、希ガスの炉心内蔵量の殆どが大気中に放出される。AM 策によるソースターム低減について、図 4.15 に、代表的な核種グループであるヨウ化セシウム (CsI) のような揮発性の高い放射性核種の放出割合に対する格納容器破損の超過発生頻度を示す。

AM 策の効果について、CsI の放出割合の殆どすべての範囲で、AM 策を考慮した超過発生頻度は、AM 策を考慮しない場合に比べて、1/4 から 1/5 となった。CsI の放出割合が 0.2 を超えている範囲では、AM 策有無によらず、両者の超過発生頻度の曲線は重なっている。これは、インターフェイスシステム大破断 LOCA 時の格納容器バイパス (V-v) 及び大破断 LOCA 時の In-Vessel での水蒸気爆発 (AE- α) については、AM 策による低減効果が認められないことによる^(3.22)。

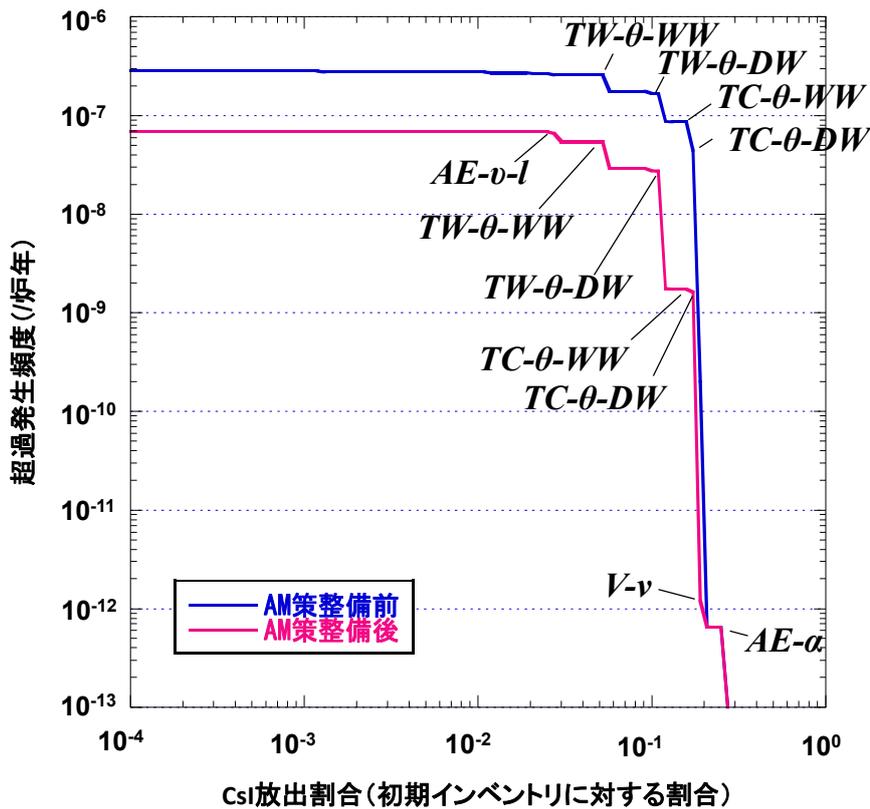


図 4.15 CsI 放出割合の超過発生頻度

4.3.2 避難とリスクとの関係性

図 4.16 に、BWR-5 原子炉施設について、サイト中心から約 1km 地点での早期被ばくによる健康影響の発生確率（急性障害，晩発性障害）と発生頻度との関係を，避難を想定しない場合と想定する場合について示す。

避難を想定しない場合，発生頻度も高く，健康影響の発生確率も高い事故シーケンスは，崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損（TW-θ），格納容器バイパス（v）及び原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損（TC-θ）である。In-Vessel での水蒸気爆発（α）の中にも，健康影響の発生確率が高い事故シーケンスが存在するが，図に示すように，これらの格納容器破損モードは発生頻度が非常に低い。

避難を想定する場合，避難終了後にプルームの放出が始まる崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損（TW-θ），水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧（δ）及び格納容器ベント（v）については，健康影響の発生確率は無視できるほど小さい。避難を想定しても，健康影響の発生確率も発生頻度も高い事故シーケンスは，格納容器バイパス（v）及び原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損（TC-θ）である。

BWR-5 同様，他の原子炉施設についても，図 4.17(a)～(c)に，健康影響の発生確率（急性障害，晩発性障害）と発生頻度との関係を，避難を想定しない場合と想定する場合別にそれぞれ示す。ただし，事故終息する ψ モードについて解析を行っていないため，当該モードを除いた図である。

BWR-3 原子炉施設では，避難を想定しない場合，発生頻度も高く，健康影響の発生確率も高い事故シーケンスは，格納容器バイパス (v)，水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (δ)，崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損 (TW- θ) 及び原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) である。避難を想定しても，健康影響の発生確率も発生頻度も高い事故シーケンスは，格納容器バイパス (v) である。

BWR-4 原子炉施設では，避難を想定しない場合，発生頻度も高く，健康影響の発生確率も高い事故シーケンスは，水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (δ)，崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損 (TW- θ)，格納容器バイパス (v) 及び原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) である。避難を想定しても，健康影響の発生確率も発生頻度も高い事故シーケンスは，格納容器バイパス (v) 及び原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) である。

ABWR 原子炉施設では，避難を想定しない場合，発生頻度も高く，健康影響の発生確率も高い事故シーケンスは，格納容器バイパス (v)，水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (δ) 及び崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損 (TW- θ) である。避難を想定しても，健康影響の発生確率も発生頻度も高い事故シーケンスは，格納容器バイパス (v) である。

原子炉施設によってドミナントシーケンスに若干の相違はあるが，避難を想定しない場合でも，BWR-5 原子炉施設と似たような傾向を示す。4つの原子炉施設とも，避難を想定すると，放射性物質の放出開始時期が早い事故シーケンス（格納容器バイパス (v) 及び原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ)) の健康影響の発生確率が高くなっている。

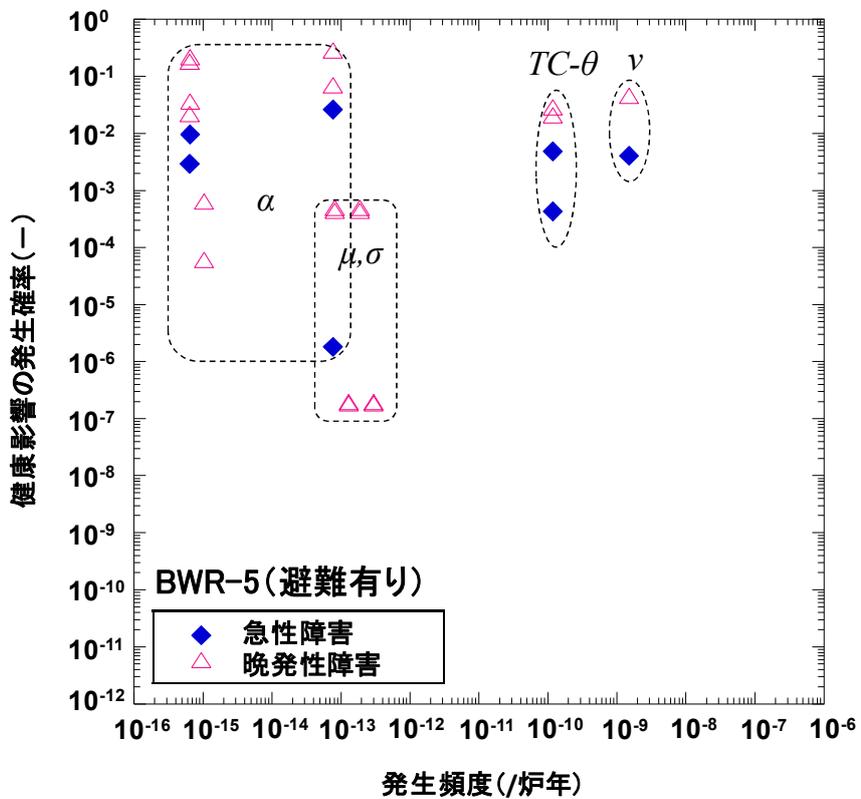
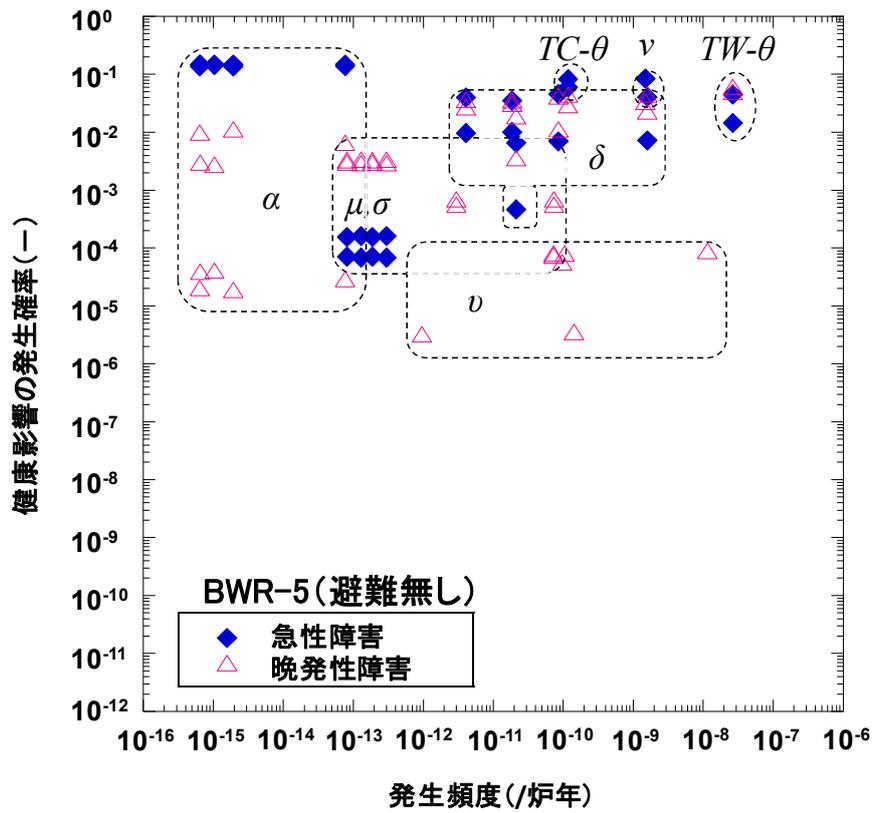


図 4.16 健康影響の発生確率と発生頻度との関係 (BWR-5)

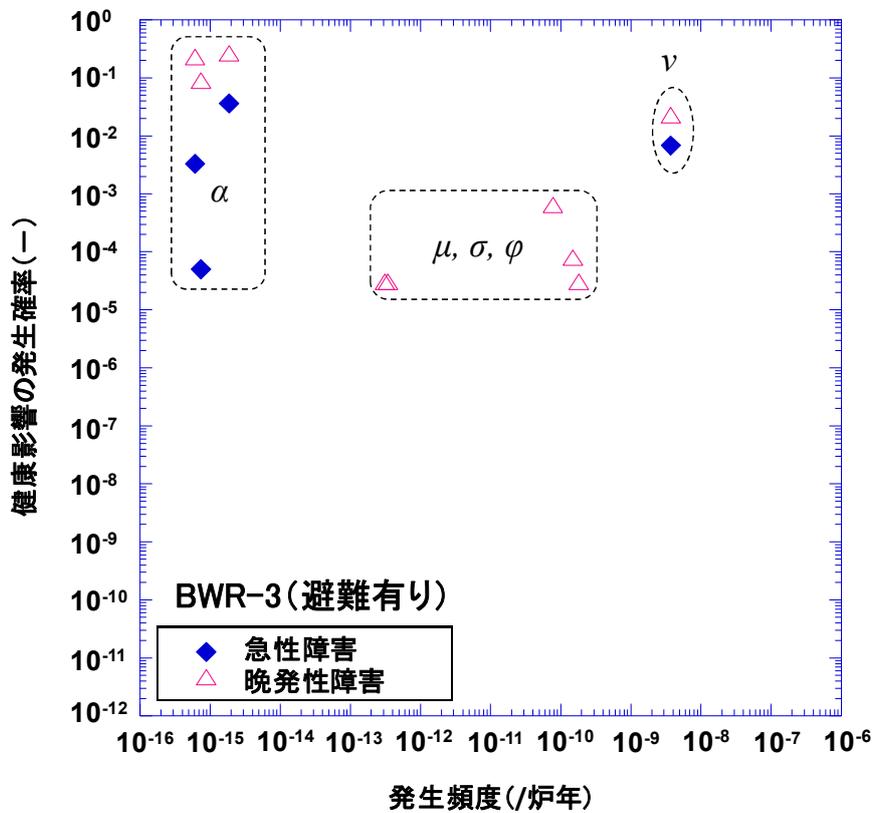
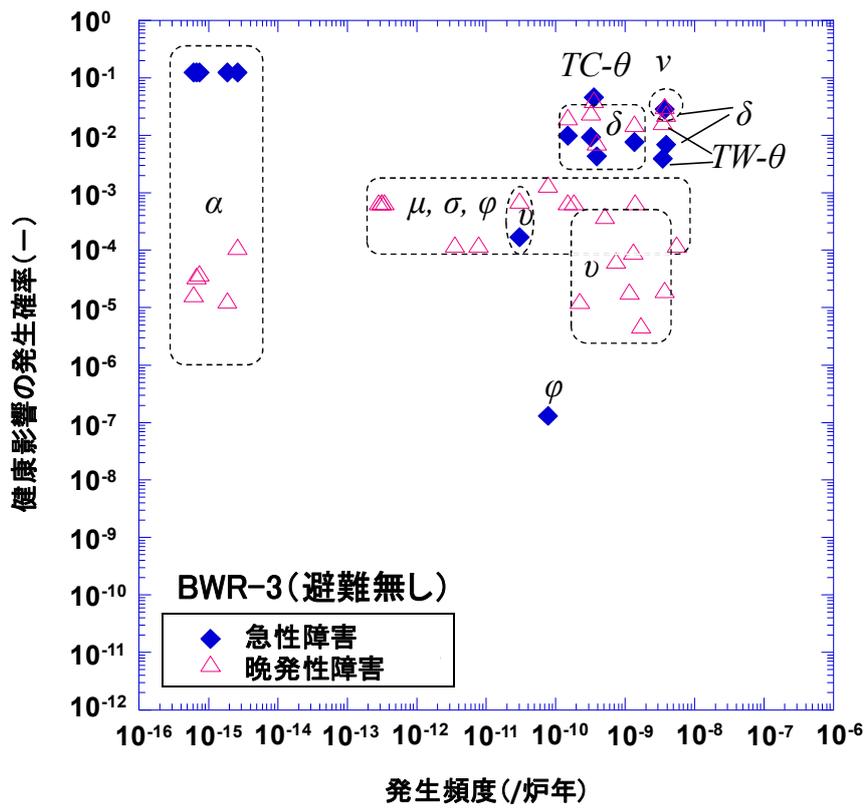


図 4.17(a) 健康影響の発生確率と発生頻度との関係 (BWR-3)

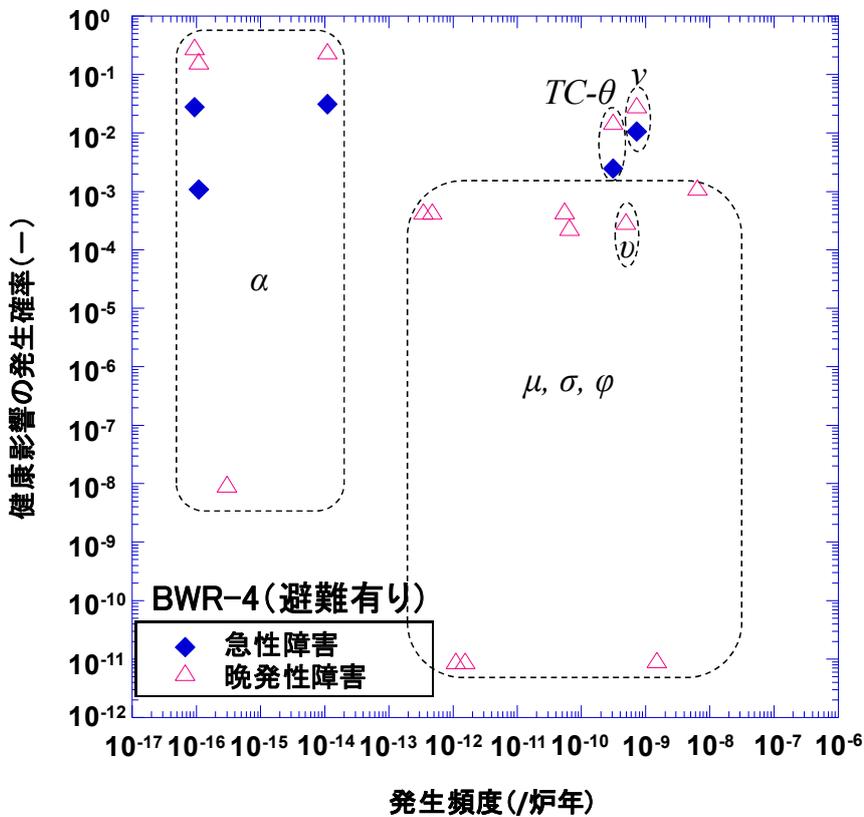
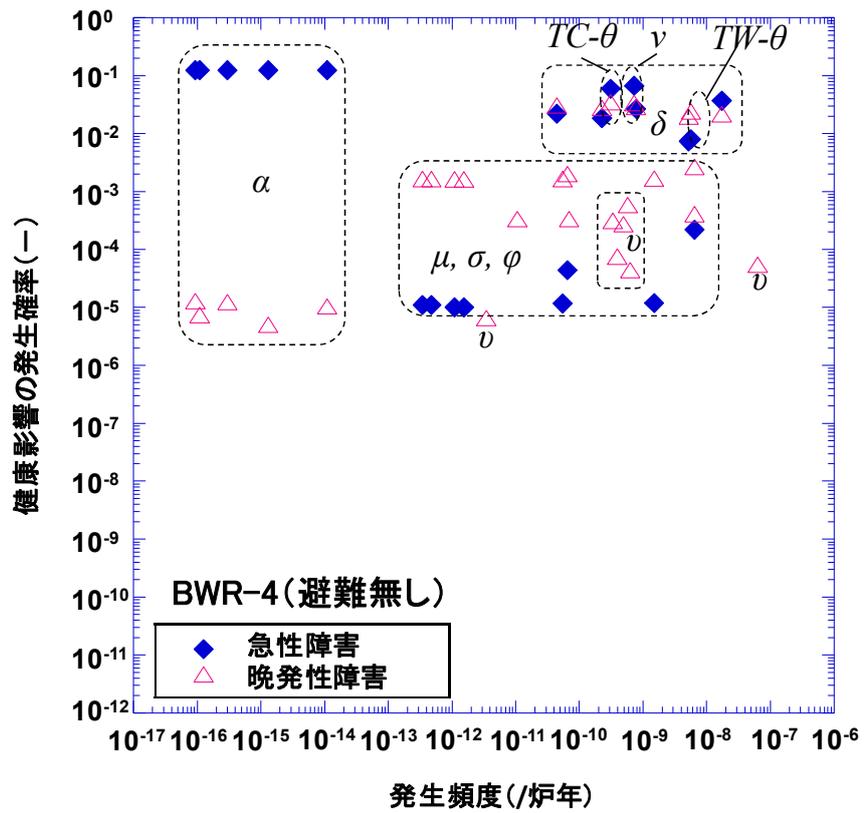


図 4.17(b) 健康影響の発生確率と発生頻度との関係 (BWR-4)

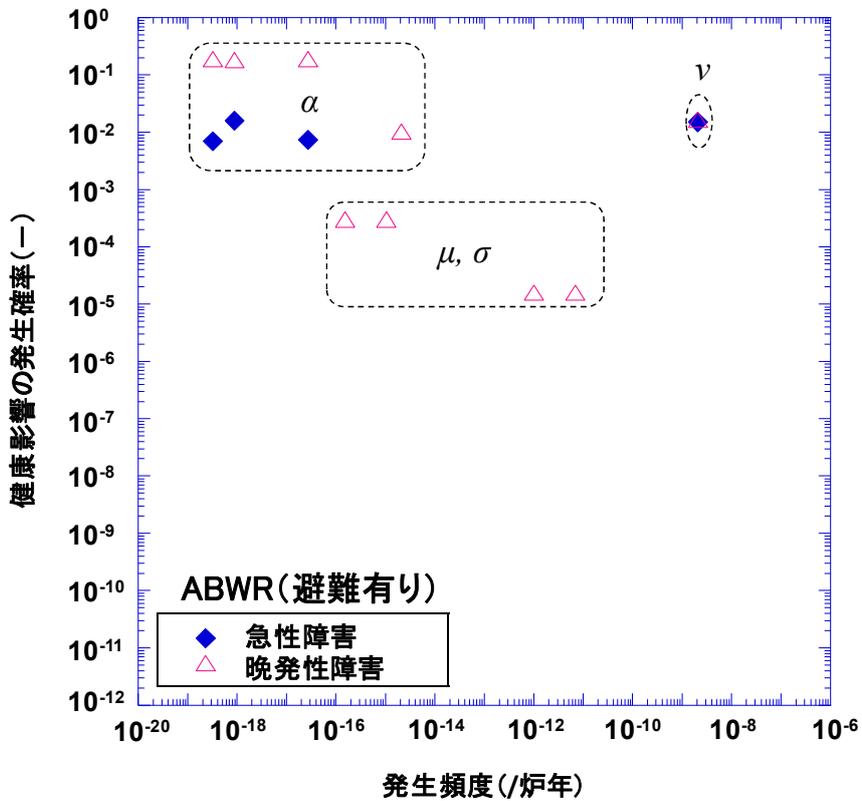
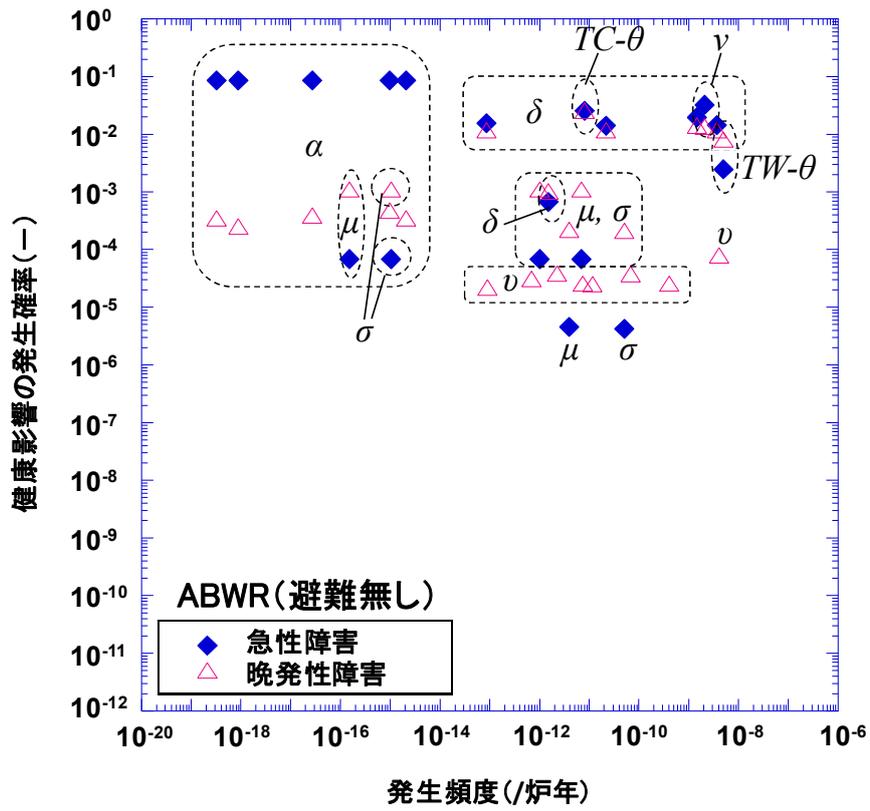


図 4.17(c) 健康影響の発生確率と発生頻度との関係 (ABWR)

5. 複数基立地における原子炉施設周辺の環境影響評価

東京電力株式会社福島第一原子力発電所において、2011年3月11日の東日本大震災の際に、1号機から3号機までが炉心損傷するという、深刻な重大事故に至った^{(1.2)(2.20)}。事故後、IAEA及び経済協力開発機構原子力機関原子力施設安全委員会（OECD/NEA/CSNI）において、複数基立地の原子炉施設のリスク評価が注目されている^{(5.1)(1.14)}。ただし、これらのリスク評価の検討の多くは、炉心損傷頻度等の発生頻度に着目したものである。

複数基立地の同時発災においては、複数の原子炉から放射性物質が大気中に放出されることから、発生頻度のみならず環境影響評価もリスク評価上重要である。このような複数の放出源を想定した環境影響評価は、米国のVogtle原子炉施設のレベル3PRAの例^(1.15)があるものの、複数の放出源による影響の支配要因を具体的に検討した研究の報告は見当たらない。

レベル3PRA解析コードは、米国NRCが開発を進めているMACCS2コード^(3.4)が国内外で広く利用されており、また、国内においては国立研究開発法人日本原子力研究開発機構によってOSCAARコード^(5.2)が開発されている。しかし、これらのコードは単一の放出源を想定したものであり、複数基立地の原子炉施設に適用する場合、複数の放出源を対象とした新たな解析手法が必要である。

本研究では、複数の放出源からの放射性雲の重ね合わせによる急性障害の発生確率の特徴を明らかにし、それらを支配する要因を検討する^(5.3)。そして、MACCS2コードに適用できる複数の放射性雲の重ね合わせの解析手法を構築し、典型的な炉心損傷事故を対象にして、複数の放出源による急性障害及び晩発性障害の発生確率への影響を定量的に分析する。

5.1 評価手法の検討

5.1.1 複数の放出源による急性障害の発生確率の特徴

複数基の原子炉施設の環境影響リスクを解析する際に、それぞれの原子炉の環境影響リスクの結果を合算する方法が考えられるが、その結果が複数基の環境影響リスクを包絡する保証はない。

例えば、急性障害の発生にはしきい値があることから、急性障害の発生確率は、複数の放射性雲の重ね合わせに対して線形関係にならない。そこで、複数基の原子炉から放射性物質が放出される際、放射性雲の重ね合わ

せによる急性障害の発生確率の特徴を把握するために、単基ごとに急性障害の発生確率を計算して合算する場合（独立和）と、複数基の重ね合わせで急性障害の発生確率を計算する場合（条件付重ね合わせ）とを比較する。

(1) 計算条件

図 5.1 に示すとおり、敷地内に 110 万 kWe 級の原子炉が、4 基 $P_i(i=1,4)$ 設置されているとする。 $P_i(L_i, \phi_i)$ の座標は、表 5.1 に示すとおりである。評価点 $E(R, \theta)$ は半径 $R=500m$ の円周上に設置し、人口分布は、この円周上で一様に分布すると想定する。風下方向の放射性物質の濃度は、(5.1) 式のガウスプルームモデルで計算する。また、評価点の線量率は、濃度分布から空間積分によって計算するのではなく、簡便のため評価点の濃度から線量換算係数^(5.4)を適用して求める。本研究で用いた骨髄の線量換算係数を表 5.2 にまとめて示す。さらに、放射性雲による急性障害の発生確率は、(3.9) 式及び(3.10) 式によって計算し、同式に用いる急性障害確率は、(3.11) 式及び(3.12) 式を用いて計算する。

このケースでは、風下風向は 315 度(= $7\pi/4$)、大気安定度 D 及び風速 4.0 m/s とする。また、計算結果の分析を容易にするために、4 基の原子炉のソースタームは、炉心内蔵量に対していずれも、希ガス類が 1.0、よう素類が 0.01、テルル類が 0.001 とし、放出開始時期は原子炉停止後 12 時間、放出継続時間は 1 時間とする。

表 5.1 プラントの位置座標

配置	座標	位置座標 (m, deg)
プラント 1(P_1)	(L_1, ϕ_1)	$(100, 60)$
プラント 2(P_2)	(L_2, ϕ_2)	$(200, 120)$
プラント 3(P_3)	(L_3, ϕ_3)	$(300, 240)$
プラント 4(P_4)	(L_4, ϕ_4)	$(400, 300)$
評価点	(R, θ)	$(500, \theta) \quad 0 \leq \theta < 360$

表5.2 線量換算係数 (赤色骨髓)

核種	線量換算係数 (Sv per Bq s m ⁻³)	核種	線量換算係数 (Sv per Bq s m ⁻³)
Kr-83m ^{*1}	3.83E-19	I-131 ^{*2}	1.68E-14
Kr-85m ^{*1}	6.43E-15	I-132 ^{*2}	1.07E-13
Kr-85 ^{*1}	1.09E-16	I-133 ^{*2}	2.77E-14
Kr-87 ^{*1}	4.00E-14	I-134 ^{*2}	1.25E-13
Kr-88 ^{*1}	1.00E-13	I-135 ^{*2}	7.76E-14
Xe-131m ^{*1}	2.27E-16	Br-83 ^{*2}	3.54E-16
Xe-133m ^{*1}	1.10E-15	Te-132 ^{*3}	8.95E-15
Xe-133 ^{*1}	1.07E-15	Te-134 ^{*3}	3.94E-14
Xe-135m ^{*1}	1.91E-14		
Xe-135 ^{*1}	1.07E-14		
Xe-138 ^{*1}	5.60E-14		

*1; 希ガス類, *2; よう素類, *3; テルル類

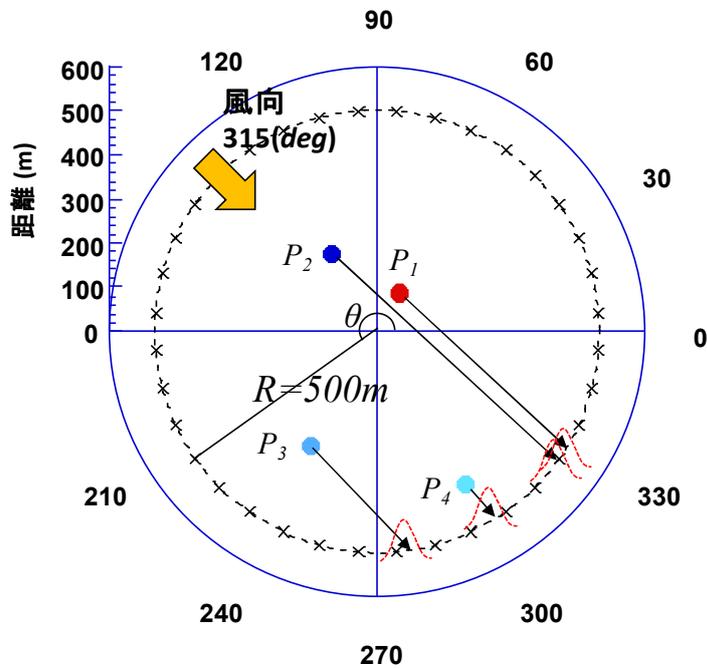


図 5.1 複数基の配置

(2) 計算結果

単基による急性障害の発生確率をそれぞれ独立に合算した結果を図 5.2(a)に示す。

図 5.2(a)では、原子炉 P_3 からの放射性雲によって約 270 度～285 度近傍で急性障害の発生確率のピークが見られ、また、原子炉 P_4 からの放射性雲によって約 300 度～310 度近傍にも発生確率のピークが出現する。原子炉 P_1 及び P_2 の放射性雲によって、約 310 度～340 度において急性障害のしきい値を超える（ P_2 は約 310 度～335 度、 P_1 は約 315 度～340 度）。この状況で急性障害の発生確率をそれぞれ独立に合算すると、約 315 度～335 度において急性障害の発生確率を二重に加算してしまう。本来、図 3.3（左）に示すとおり、一定の線量に達すると急性障害確率は 1 となり、それ以上被ばくしても変わらないが、図 5.2(a)では二重に加算しているため、この領域で急性障害の発生確率が非物理的に増大する。

一方、4 基の放射性雲の重ね合わせで発生確率を計算した結果を図 5.2(b)に示す。図 5.2(b)では、原子炉 P_1 及び P_2 からの放射性雲の重ね合わせを適切に計算していることから、約 315 度～335 度近傍において急性障害の発生確率を二重に加算することはない。したがって、この領域の急性障害の発生確率は、単基の独立和よりも小さくなる。

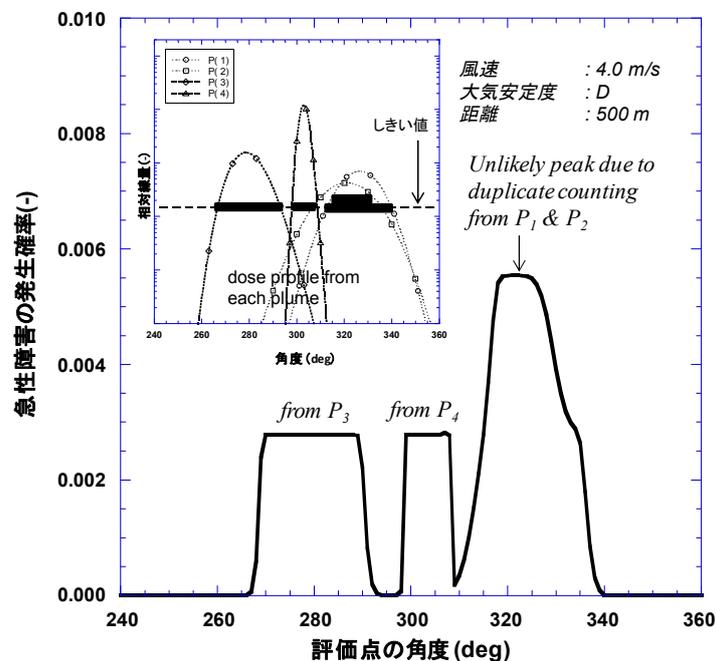


図 5.2(a) 急性障害の発生確率（それぞれ単独で計算した場合）

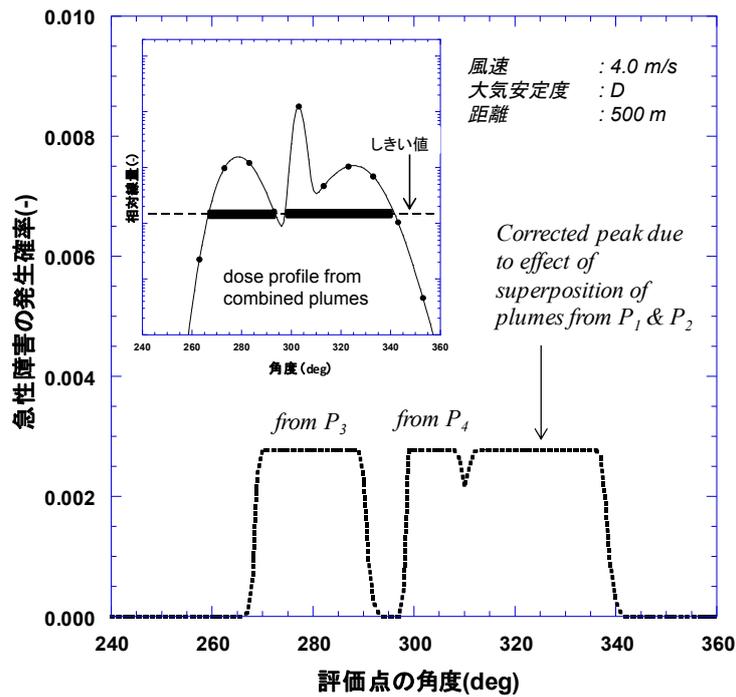


図 5.2(b) 急性障害の発生確率（複数基の重ね合わせで計算した場合）

(3) 距離による影響

単基の放射性雲による急性障害の発生確率をそれぞれ独立に合算した場合及び4基の放射性雲の重ね合わせで発生確率を計算した場合について、急性障害の発生確率の距離変化を図 5.3 に示す。

なお、同図の急性障害の発生確率は、ある距離における全方位の合計値を表示している。

4基の放射性雲を重ね合わせた場合の急性障害の発生確率は、特に近距離において4基の独立和の急性障害の発生確率よりも小さくなる。これは、4基の独立和の結果では、原子炉 P_1 及び P_2 からの放射性雲による急性障害の発生確率を二重に加算するため、急性障害の発生確率が非物理的に大きくなることによる。一方、遠距離においては、4基の独立和の結果よりも大きくなる。これは、4基の放射性雲の重ね合わせによって、新たに急性障害が発生する領域があることによる。

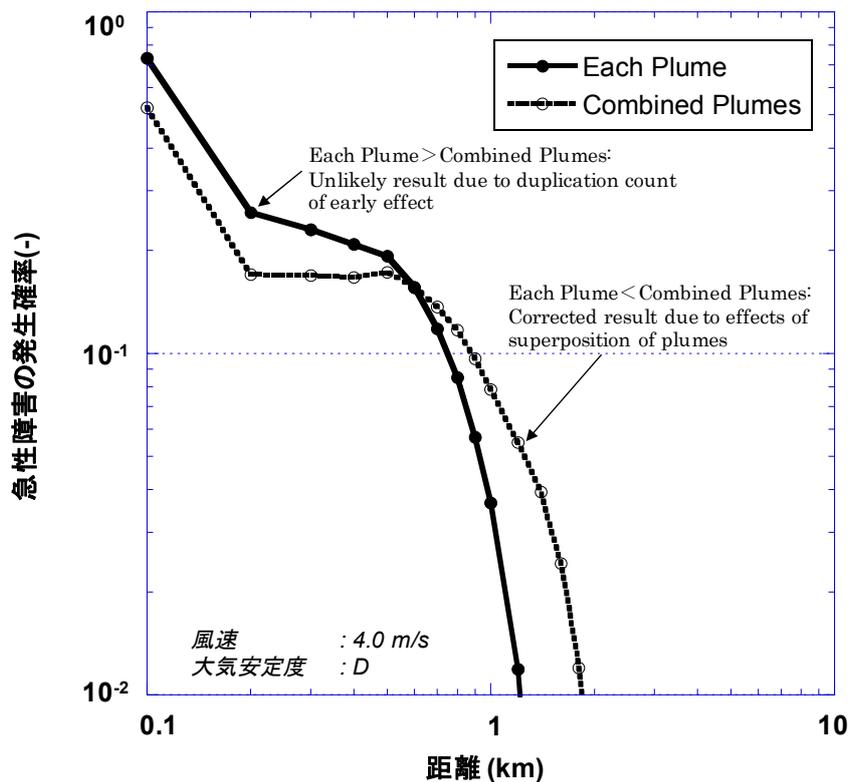


図 5.3 急性障害の発生確率の距離変化

また、5.1.1(2)項の計算結果の距離を 500m から 1km に変更した場合について、単基の放射性雲による急性障害の発生確率をそれぞれ独立に合算した結果を図 5.4(a)に、4 基の放射性雲の重ね合わせで発生確率を計算した結果を図 5.4(b)にそれぞれ示す。

図 5.4(a)では、原子炉 P_3 からの放射性雲によって約 290 度～305 度近傍で、原子炉 P_4 からの放射性雲によって約 305 度～315 度近傍で、原子炉 P_1 及び P_2 からの放射性雲によって約 315 度～325 度近傍で、それぞれ急性障害の発生確率のピークが 3 つ出現する。これに対して、図 5.4(b)では、4 基の放射性雲の重ね合わせによって約 290 度～330 度近傍に図 5.4(a)の 3 つのピークを包絡する発生確率のピークが 1 つ出現している。また、500m の場合の図 5.2(a)及び図 5.2(b)に比べると、線量が急性障害のしきい値を大きく越えていないことから、急性障害の発生確率の値が小さく、かつ、出現する角度の範囲も狭い。これらの計算結果から、異なる重ね合わせの影響が 500m の場合と比べて変化することが分かる。

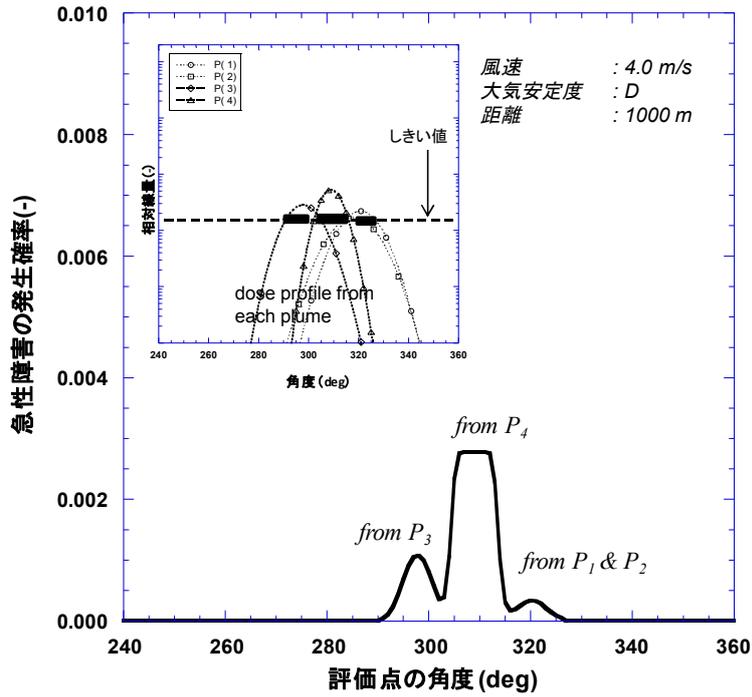


図 5.4(a) 急性障害の発生確率（それぞれ単独で計算した場合）

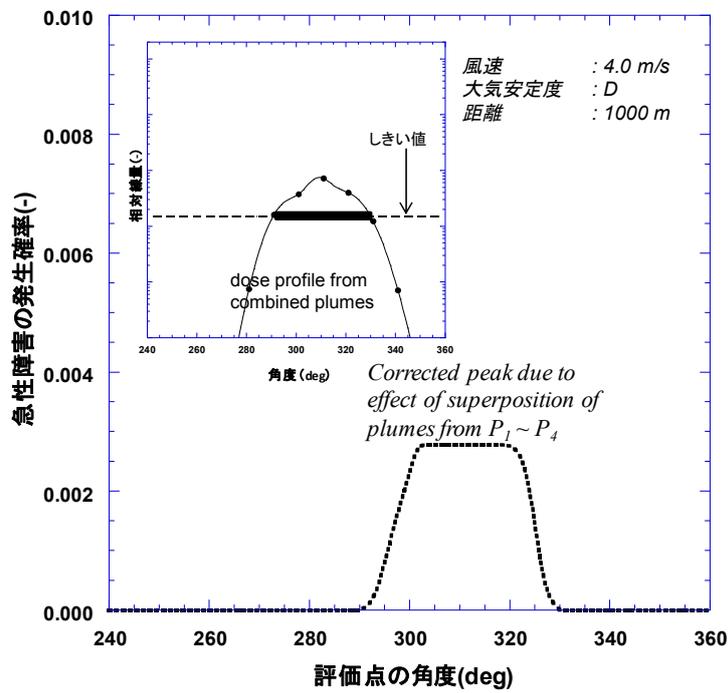


図 5.4(b) 急性障害の発生確率（複数基の重ね合わせで計算した場合）

(4) ケーススタディ（大気安定度）

5.1.1 (1)項の計算条件のうち、大気安定度を F で、風速は大気安定度 F

に対する平均的な値（1.5 m/s と仮定）とした場合を計算した。この場合，大気安定度 D と比べて，放射性雲は広がり難く評価点においても高濃度になるが，急性障害の発生確率の傾向は同様である。単基の放射性雲による急性障害の発生確率をそれぞれ独立に合算した結果を図 5.5(a)に，4 基の放射性雲の重ね合わせで発生確率を計算した結果を図 5.5(b)にそれぞれ示す。

図 5.5(a)の場合，原子炉 P_1 及び P_2 の放射性雲によって，約 310 度～335 度において急性障害のしきい値を超える（ P_2 は約 310 度～335 度， P_1 は約 315 度～335 度）。この状況で急性障害の発生確率をそれぞれ独立に合算すると，約 315 度～335 度において急性障害の発生確率を二重に加算してしまう。このため，この領域で急性障害の発生確率が非物理的に増大する。

これに対して，図 5.5(b)では，原子炉 P_1 及び P_2 からの放射性雲の重ね合わせを適切に計算していることから，約 310 度～335 度において急性障害の発生確率を二重に加算することは無い。したがって，この領域の急性障害の発生確率は，単基の独立和よりも小さくなる。

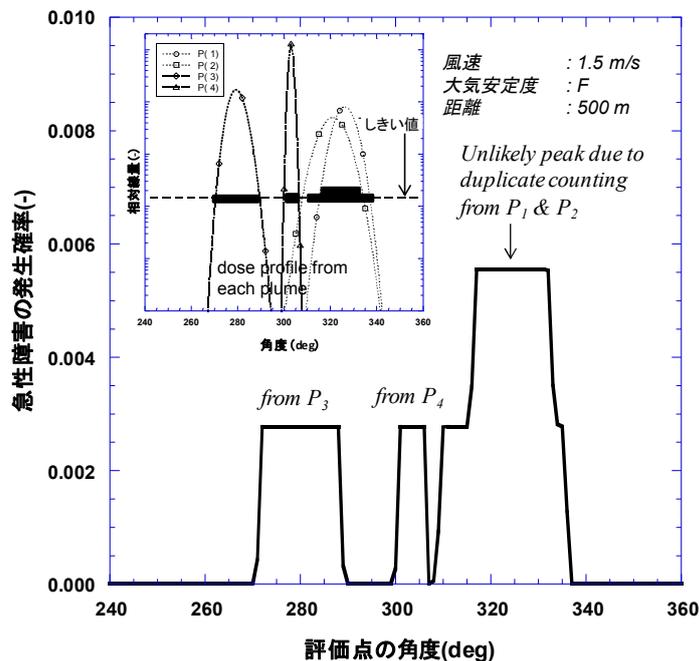


図 5.5(a) 急性障害の発生確率（それぞれ単独で計算した場合）

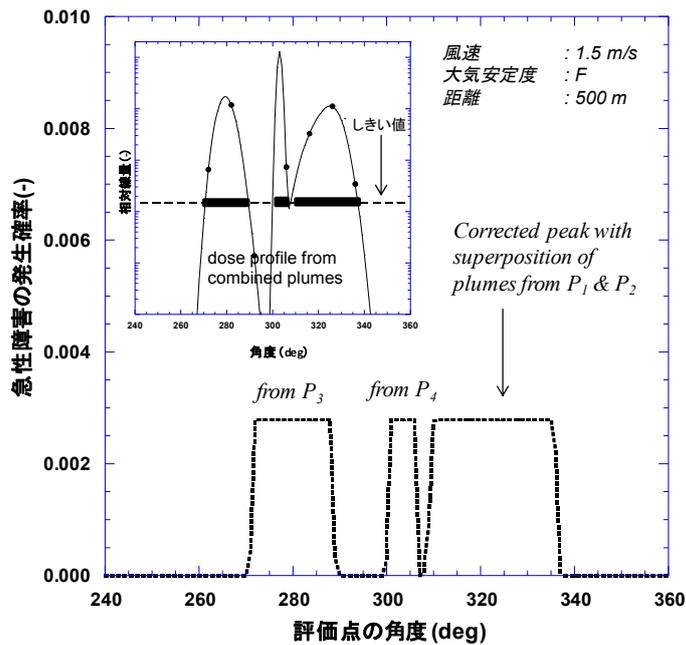


図 5.5(b) 急性障害の発生確率（複数基の重ね合わせで計算した場合）

(5) ケーススタディ（風向，風速等）

5.1.1 (1)項の計算条件のうち，風向，風速等を変えたケーススタディの結果を表 5.3 にまとめて示す。いずれのケースにおいても，放射性雲を重ね合わせた急性障害の発生確率は，4 基の独立和とは異なった結果になる。

例えば，表 5.3 の 4 基の原子炉を原点に配置したケースにおいては，放射性雲の重ね合わせで急性障害の発生確率を計算した結果は，4 基の独立和の約 0.3 倍である。急性障害が二重に発生しないことを踏まえると，急性障害の発生確率は 4 基の独立和の 1/4 (=0.25) になるところであるが，この差異は，単基ではそれぞれしきい値を若干下回る領域が，放射性雲の重ね合わせによって新たにしきい値を超えることによる。

このように，急性障害の発生確率は，4 基のそれぞれの独立和にはならない。また，4 基の独立和が急性障害の発生確率を包絡するとは限らず，非物理的な結果になる場合がある。したがって，複数の放出源を有するサイトでは，急性障害の発生確率は，原子炉の配置，風向，風速及び大気安定度に応じて，評価点における各号機からの放射性雲の重ね合わせを適切に計算する必要がある。

表5.3 ケーススタディの結果

風向	解析条件		急性障害の発生確率 (-) (4基単独で計算)				独立和 (A)	急性障害の発生確率 (-)	B/A (-)
	大気 安定度	風速	P_1	P_2	P_3	P_4		(複数基の重ね合わせ で計算)(B)	
315deg	D	4.0m/s	0.057	0.047	0.062	0.028	0.193	0.173	0.89
		5.0m/s	0.049	0.027	0.057	0.027	0.160	0.160	1.00
	F	1.5m/s	0.055	0.066	0.048	0.017	0.185	0.140	0.76
135deg	D	4.0m/s	0.057	0.050	0.068	0.015	0.190	0.186	0.98
315deg	F	1.5m/s	0.053*	0.053*	0.053*	0.053*	0.213	0.064	0.30

※このケースでは、 $P_{1,4}$ は原点に位置する。

5.1.2 複数放出源に関する重ね合わせ評価モデル

前項の複数の放出源による急性障害の発生確率の特徴を踏まえ、複数放出源の重ね合わせを適切に考慮するための評価モデルを構築する^(5.5)。放射性物質の濃度は、放出源を原点にして風下方向を x 軸とした直角座標では、3.1.1 章の(3.1)式のガウスプルームモデルで表すことができる。

なお、放出源が原点にない場合の放射性物質濃度の計算方法を付録 A に示す。

MACCS2 コードは、プラントを中心とした極座標で施設周辺に広がる空間を距離 l と方位 θ とでメッシュに分割 ($l(i), \theta(i)$) して表現しているが、ガウスプルームモデルを用いて気象シーケンスのすべてについて風下方向の中心軸上の放射性物質の濃度を計算する。放出源から放出された放射性雲は、原点から $\pi/8$ (rad) の拡がりをもって、16 方位のいずれかの風下方向に向かうこととなるが、ガウスプルームモデルでは風下方向の中心軸上の放射性物質の濃度を計算するため、風下方向か否かについては、別途、風配図（方位別の風向発生確率）から決まることとなる。距離別の放射性物質の濃度に対して、各気象シーケンスの方位別発生確率を乗じて、各気象シーケンスの方位ごとの放射性物質の濃度を算出する。

複数基 (n 基) に対しては、 n 回計算を繰り返す。その結果、極座標の原点からの風下方位の中心軸上に濃度の計算結果を合算し、合算した風配図を n 基で除した原点から見た風向発生確率を用いて計算する。このため、複数の放出源がある場合、放出源から評価地点までの距離及び方位の違い並びに放出開始時期の違いを考慮して、空間メッシュについて濃度及び風向発生確率を計算する必要がある。

5.1.3 放射性物質の濃度計算

プラント a を極座標の原点に配置し、プラント b は原点から離れた地点に配置する。プラント a については、図 5.6(a) に示すように、評価点 E の方位 θ が異なっても、プラント a が極座標の原点に位置するため、同心円上の各評価点 E までの距離 l_a は θ によらず一定である。しかし、プラント b は、原点とは異なる場所に位置しているため、評価点 E の方位 ξ 及び評価点 E までの距離 l_b は異なる。このため、評価点 E の濃度は、放射性雲ごとに距離 l_b と方位 ξ について計算する必要がある。

ここで 3.1.1 章の(3.1)式のガウスプルームモデルにおいて、 $\chi(x,y,z)/Q$ は、放射性物質の放出率に依存しない距離の関数であることに着目すると、プラント b の $\chi(x,y,z)/Q_b$ の中心軸上で l_b の距離に相当する値は、プラント a の $\chi(x,y,z)/Q_a$ の中心軸上の l_b の値になる。このように、プラント b から見ると、評価点 E は、 $l_a(i-1) \leq l_b < l_a(i)$ を満たす地点になるので、図 5.6(b) に示すとおりメッシュ境界 $\chi(x,y,z)/Q_a$ から直線内挿して評価点 E の相対濃度を求める。ただし、(3.1)式が風速に依存すること及び拡散パラメータ σ_y 及び σ_z が大気安定度に依存することから、これらの諸量を(5.1)式により直線内挿して求め、改めて(3.1)式から相対濃度を計算する。プラント a, b による評価点の濃度は、相対濃度にそれぞれ Q_a, Q_b を乗ずることで求める。

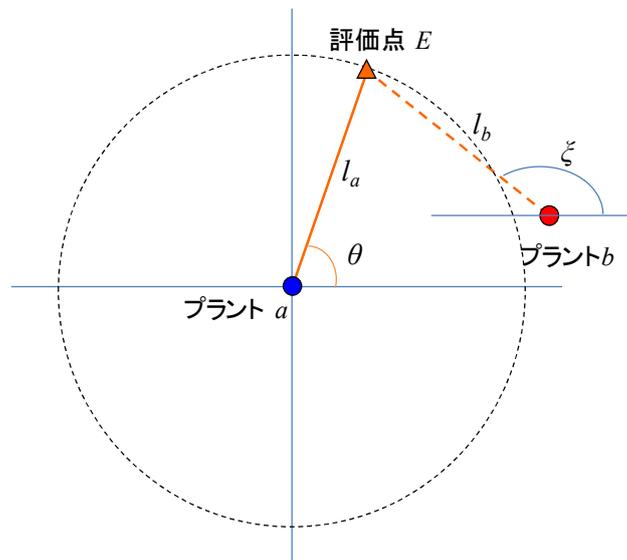


図 5.6(a) 複数基の極座標

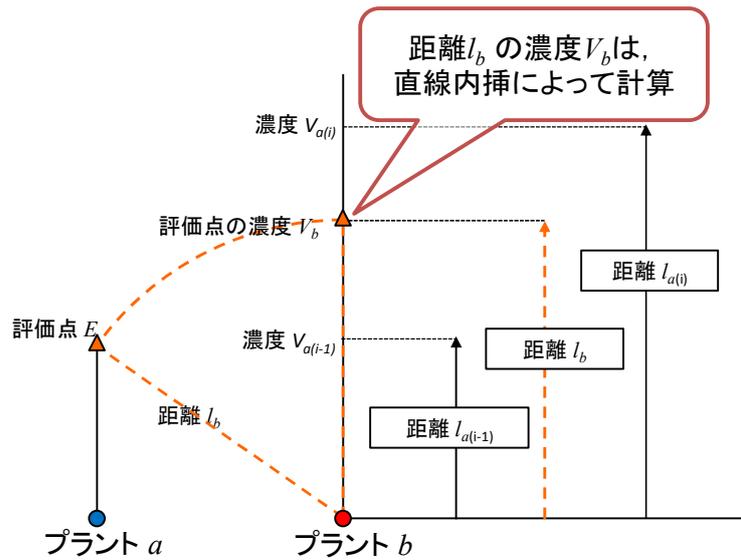


図 5.6(b) 複数基における濃度計算

$$V_b = V_a(i-1) + (V_a(i) - V_a(i-1)) \cdot \frac{l_b - l_a(i-1)}{l_a(i) - l_a(i-1)} \quad (5.1)$$

$$l_a(i-1) \leq l_b < l_a(i)$$

V_b : プラント b の評価点における物理量

l_b : プラント b から評価点 (評価メッシュの中心点) までの距離 (m)

$V_a(i)$, $V_a(i-1)$: プラント a の空間メッシュの上下限における物理量

$l_a(i)$, $l_a(i-1)$: プラント a の空間メッシュの上下限までの距離 (m)

なお、ガウスプルームモデルによる拡散濃度は、距離により急激に変化する場合があるため、直線内挿する場合には、空間メッシュの設定を十分に小さくする必要がある。

5.1.4 風向発生確率の計算

放出源から放出された放射性雲は、原点から $\pi/8$ (rad) の拡がりをもって、16 方位のいずれかの風下方位に向かうこととなる。複数の放出源から放出された放射性雲が評価点 E に到達するような風向発生確率 (確率密度関数) は、放出源の配置を考慮して求める必要がある。このため原点を基点として、反時計回りに区分した 16 方位の風下方向の風向発生確率を用

いる。特に 16 方位に限定する必要性はないが、多くの場合、気象データが 16 方位で集計されていることによる。

ここでサイト内に n 基のプラントが異なる位置にある場合を想定する。それぞれのプラントからの放射性雲の中心軸が評価点 E に向かう風向発生確率 F_p は、(5.2)式で計算する。

$$F_p = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n f_i \text{-----} (5.2)$$

- F_p : n 基のプラントから評価点 E への風向発生確率 (-)
- f_i : プラント i から評価点 E への風向発生確率 (-)
- n : 全プラント数 (-)

n 基のプラントを想定する場合、 n 本の中心軸を同定して n 回計算し合算するため、風配図を n 数使用することとなる。このため、 $1/n$ とする。

複数の放出源の配置を考える場合においても、原子炉が近接している場合、16 方位別の風向発生確率は、いずれの放出源の位置に対しても共通と考えることができる。ただし、プラント i から評価点 E への風向発生確率 f_i については、放出源が原点にあるプラントでは、当該プラントからの風向発生確率はそのまま用いることができるが、放出源が原点にないプラントでは、原点から見た風向発生確率に変更する必要がある。そこでプラント i から評価点 E に至る方位角 ξ_i の風向発生確率 f_i は、16 方位のうち $j \leq \xi_i < j+1$ となる方位角 j 及び $j+1$ に対応する既知の風向発生確率 $W(j)$ 及び $W(j+1)$ を(5.3)式のとおりに入挿して求める。図 5.7 に風向発生確率 f_i を求める方法を模式的に示す。

$$f_i = \frac{W(j)\omega_{i1} + W(j+1)\omega_{i2}}{\omega_{i1} + \omega_{i2}} \text{-----} (5.3)$$

$$\omega_{i1} + \omega_{i2} = \pi/8$$

$$j \leq \xi_i < j+1$$

- f_i : プラント i から評価点 E への風向発生確率 (-)

- $W(j)$: 16 方位角 j の風向発生確率 (-)

- $W(j+1)$: 16 方位角 $j+1$ の風向発生確率 (-)

- ω_{i1} : 16 方位角 j から ξ_i までの角度 (rad)

- ω_{i2} : ξ_i から 16 方位角 $j+1$ までの角度 (rad)

ξ_i : プラント i から評価点 E への角度 (rad)

この計算をサイト内の全プラントについて繰り返すことで、評価点 E の風向発生確率を計算する。

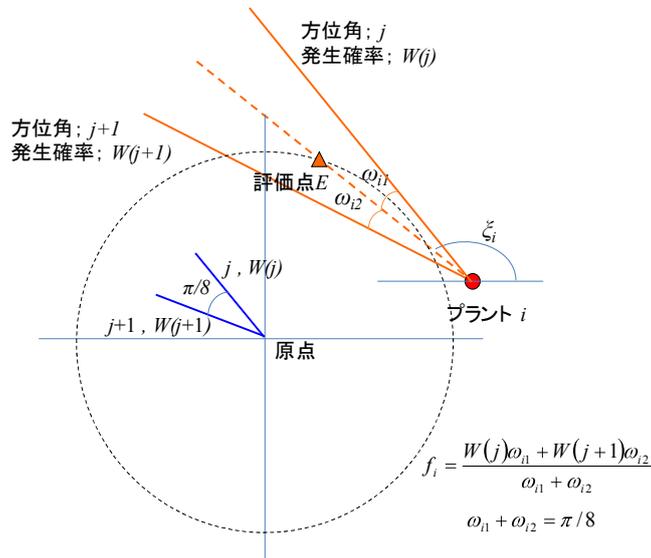


図 5.7 風向発生確率の計算方法

5.1.5 健康影響の発生確率の計算

健康影響の発生確率（急性障害及び晩発性障害）は、急性障害確率及び晩発性障害確率といった健康障害確率を用い、3.1.4 章の(3.9)式及び(3.10)式によって計算する。

急性障害確率は、3.1.4 章の(3.11)式及び(3.12)式に示した累積ハザード関数によって計算する^(3.15)。急性障害は、被ばく線量がしきい線量を超えた場合に発生する。

また、晩発性障害確率は、線量及び線量率の効果を考慮して、がんの部位別に 3.1.4 章の(3.13)式の線形の線量反応関係式で計算する^(3.15)。晩発性障害は、急性障害と異なり、しきい線量がないと仮定している。

5.2 評価手法を用いた解析

検討した評価手法を用いて、複数の事故シーケンスが進展する場合について、放射性物質の濃度、被ばく線量及び健康影響の計算結果に及ぼす影響を検討する。

5.2.1 計算条件

仮想サイト内に 110 万 kWe 級の原子炉が 2 基設置されているとし，図 5.8 に示すとおり，プラント a は原点に，プラント b は，プラント a から南に 300m 離れた位置に配置した。原子炉周辺の人口分布は，一様と仮定する。

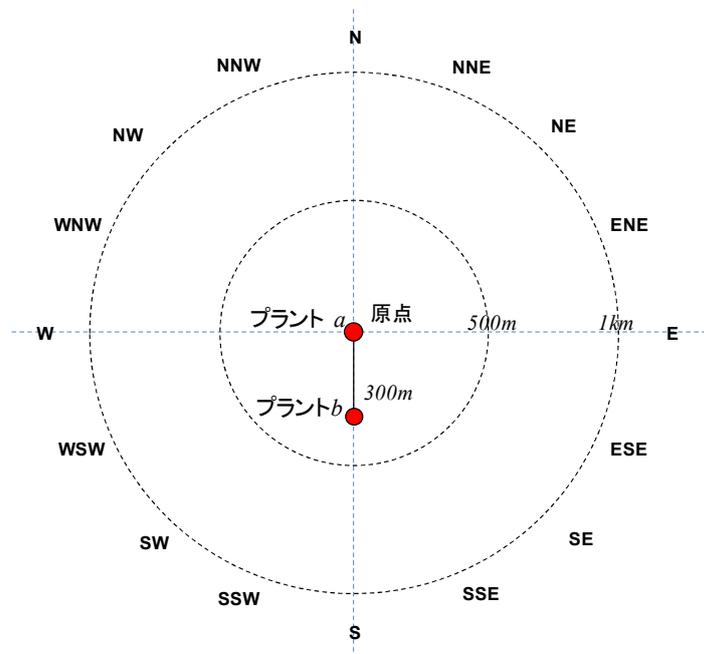


図5.8 プラントa及びプラントbの配置

事故発生後，プラント a は，全交流電源喪失時の格納容器過圧破損（以下「TBU- δ 」という。）に至る事故シーケンスが，プラント b は，崩壊熱除去失敗時の晩期格納容器先行破損（以下「TW- θ 」という。）に至る事故シーケンスが，それぞれ進展すると仮定する。

それぞれの事故シーケンスの放射性物質の大気中への放出割合を図 5.9 に示す。TW- θ は，格納容器が炉心損傷前に先行破損することから，炉心損傷後の格納容器内での放射性物質の沈着効果が少なく，TBU- δ と比べて，よう素及びセシウム類の大気中への放出割合が多い^(5,6)。計算条件をまとめて表 5.4 に示す。気象条件については，アメダス，気象官署等で観測された年間 1 時間ごとの風向，風速，降雨量及び大気安定度から LHS 手法でサンプリング処理した最大 124 種類の気象データを用いる。評価メッシュについては，プラント a を原点に放射状に等角度の 16 方位に分割し，原点から 6km の距離を 200m ごとに区分した同心円メッシュとする。

表5.4 主な解析条件

項目	パラメータ	単位	備考
放出高さ	0	<i>m</i>	TBU- δ , TW- θ
放出開始時刻*	7.5	<i>h</i>	TBU- δ
	43.5	<i>h</i>	TW- θ
放出継続時間	24	<i>h</i>	TBU- δ , TW- θ
- 計算ケース -			
ケース	説明	プラント	
TBU	全交流電源喪失時に高圧系による炉心注水に失敗。炉心損傷後、水蒸気及び非凝縮性ガスの蓄積によって格納容器が過圧破損に至る事故シーケンス	プラント <i>a</i>	
TW	過渡事象で、崩壊熱除去機構が喪失。水蒸気の蓄積によって格納容器が破損し、その後、炉心損傷に至る事故シーケンス	プラント <i>b</i>	
TBU+TW	2つの事故シーケンスによる放射性雲の重畳を考慮した場合	プラント <i>a</i> , プラント <i>b</i>	
SUM	TBU- δ の放射性雲, TW- θ の放射性雲をそれぞれ独立に計算して、その結果の単純和で計算する場合	プラント <i>a</i> , プラント <i>b</i>	

* 事故発生からの経過時間

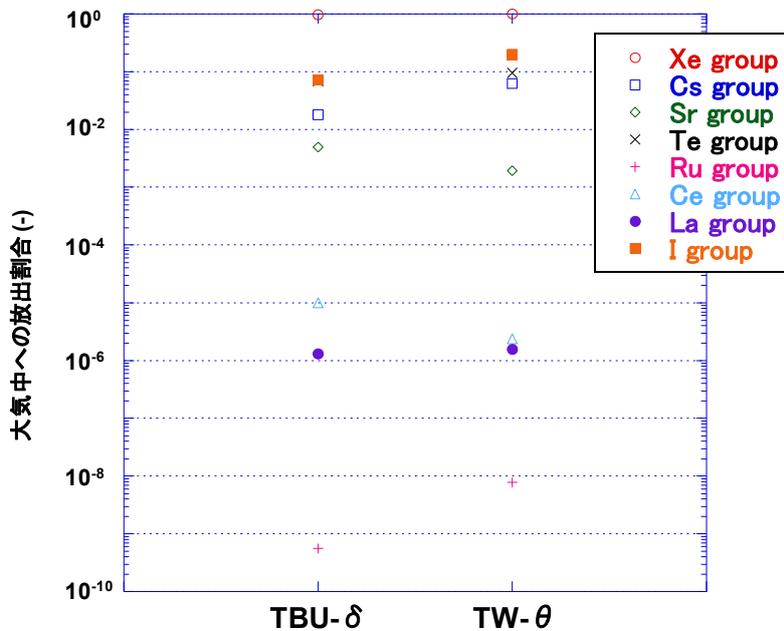


図5.9 放射性物質の大気中への放出割合

また、複数基の放出源の影響を分析するために、表 5.4 に示したとおり、
 1)プラント *a* で TBU- δ のみの放射性雲が形成される場合 (TBU ケース)、
 2)プラント *b* で TW- θ のみの放射性雲が形成される場合 (TW ケース)、
 3)プラント *a* で TBU- δ の放射性雲が、プラント *b* で TW- θ の放射性雲がそれぞれ形成され、それらの放射性雲が重ね合わさる場合 (TBU+TW ケース) 及び 4)比較のため 1)と 2)の結果を単純に合算する場合 (SUM ケース) を計算する。

なお、これらのケースでは、事故シーケンスの発生頻度は考慮しない。

5.2.2 計算結果

(1) 方位別の地表面沈着濃度

0.4km 地点の評価点における 16 方位別の Cs-137 の地表面沈着濃度 (平均値) の計算結果を図 5.10(a)に示す。同図には、TBU ケース、TW ケース及び TBU+TW ケースの結果並びに風下方向の風向発生確率を併せて示す。なお、地表面沈着濃度は、総放出量で規格化した値で表示する。また、方位別の濃度については、プラント配置の関係、風向発生確率の分布の影響を把握するために示す。

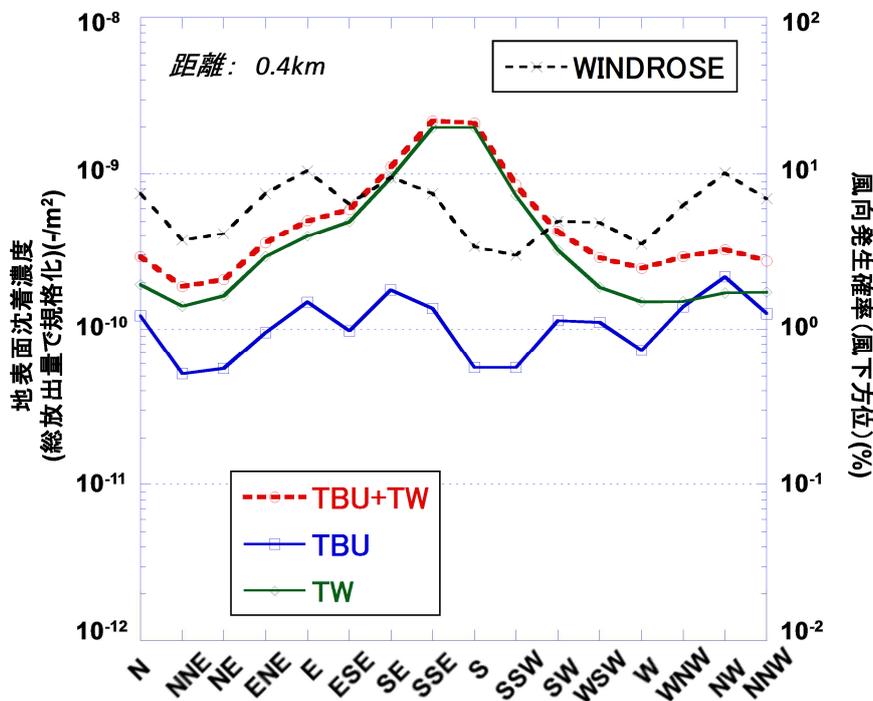


図 5.10(a) 16 方位別の Cs-137 の地表面沈着濃度 (TBU+TW ケース, 0.4km)

TBU ケースでは、プラント *a* が原点にあることから、地表面沈着濃度は風向発生確率の分布に比例する。一方、TW ケースでは、プラント *b* が原点から南に 300m 離れているために、地表面沈着濃度の分布が S 方位側で大きくなっている。TW ケースの地表面沈着濃度の分布が東に偏重しているのは、風向発生確率が SE 方位及び E 方位で大きいことによる。

プラント *a* 及びプラント *b* の放射性雲の重ね合わせを考慮した TBU+TW ケースでは、2 つの放射性雲からの沈着によって地表面沈着濃度が増加し、大気中への放出量が多いプラント *b* の TW- θ の寄与によって、S 方位及び SSE 方位に偏重した地表面沈着濃度の分布になっている。

2.0km 地点の評価点における 16 方位別の Cs-137 の地表面沈着濃度（平均値）の計算結果を図 5.10(b)に示す。0.4km 地点の場合と比較して、TBU+TW ケースの地表面沈着濃度は、S 方位で大幅に減少し、分布は SSE 方位、SE 方位及び E 方位に偏重する。また、プラント *a* 及びプラント *b* の配置の関係による影響が小さくなり、風向発生確率の分布に類似するようになる。

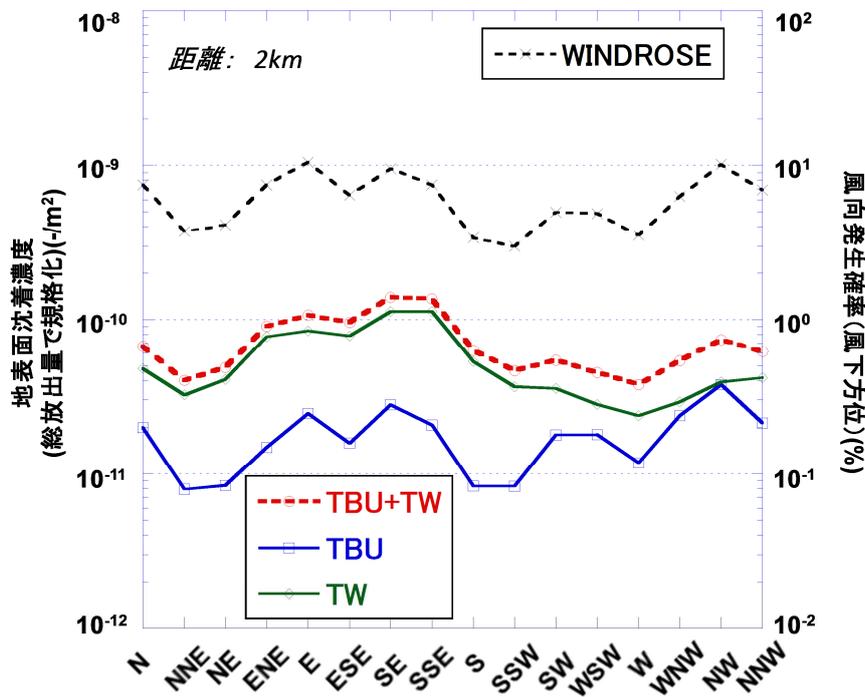


図 5.10(b) 16 方位別の Cs-137 の地表面沈着濃度(TBU+TW ケース, 2.0km)

これまでの計算結果から明らかとなっており、プラント *a* 及びプラント *b* からの放射性雲が重ね合わさる TBU+TW ケースは、プラントの配置を考慮し、これらの放射性雲を風向の発生確率で重みづけして線形結合した放射

性雲になる。したがって、地表面沈着濃度の分布は、この線形結合した放射性雲からの沈着によって決まる。

(2) 地表面沈着濃度の距離変化

原点からの距離に対する S 方位の Cs-137 の地表面沈着濃度の変化を図 5.11(a)に示す。同図には、TBU ケース、TW ケース及び TBU+TW ケースの結果を併せて示す。

TBU ケースでは、プラント a が原点にあることから、地表面濃度は距離の増加とともに単調に減少する。TW ケースにおいては、プラント b が原点から南に 300m 離れており、S 方位のうち評価点に近い 0.4km 近傍から遠方になると単調に減少する。

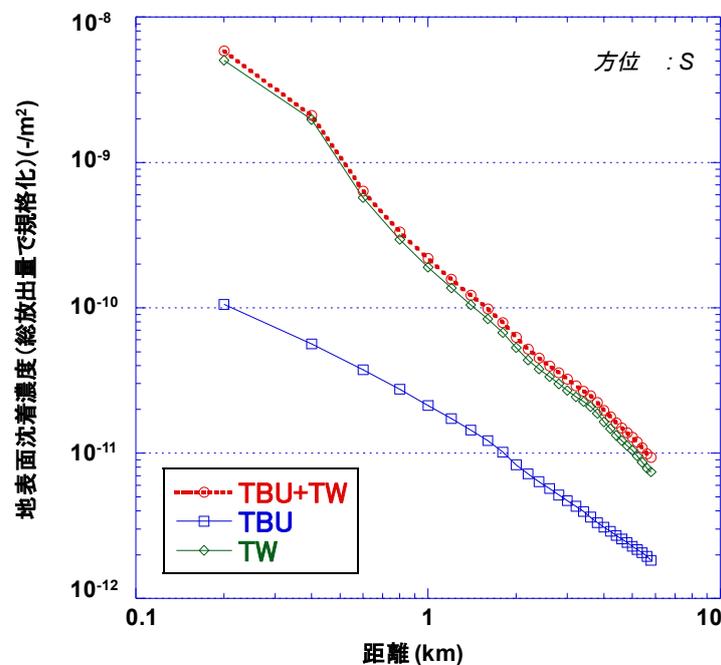


図.5.11(a) Cs-137 の地表面沈着濃度の変化(TBU+TW ケース, S 方位)

原点からの距離に対する SSE 方位の Cs-137 の地表面沈着濃度の変化を図 5.11(b)に示す。

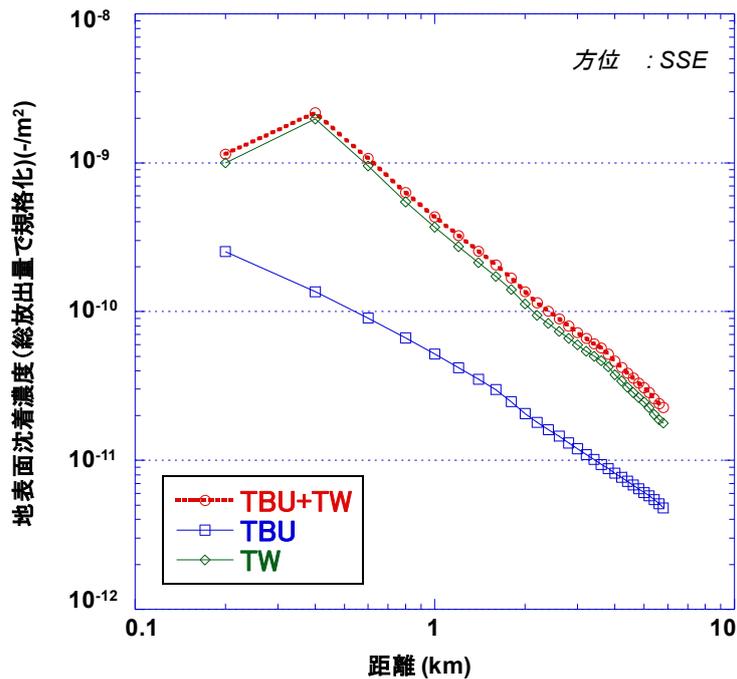


図.5.11(b) Cs-137の地表面沈着濃度の変化(TBU+TWケース, SSE方位)

TBU ケースでは、S 方位の図 5.11(a)の場合と同様に、地表面濃度は距離の増加に伴って単調に減少する。しかしながら、SSE 方位の風向発生確率が S 方位よりも大きいことから、地表面沈着濃度は S 方位の結果よりも大きい。また、TW ケースでは、プラント *b* の配置の関係及び風向の影響から、0.4km 付近に地表面沈着濃度のピークが出現する。これは、S 方位の場合と比べて、SSE 方位とは逆の NNW へ向かう風向発生確率が若干小さく、かつ、プラント *b* が原点から南に 300m 離れているための距離減衰の効果による。原点からの距離が 0.4km 近傍よりも遠方になると、SSE 方位の地表面沈着濃度は、S 方位と同様に、単調に減少する。

TBU+TW ケースの地表面沈着濃度の変化は、プラント *b* の TW- θ の影響が強く、TW ケースの傾向と概ね一致する。

(3) 急性障害及び晩発性障害の発生確率

TBU ケース及び TW ケースについて、急性障害及び晩発性障害の発生確率（平均値）の計算結果を図 5.12(a)に示す。

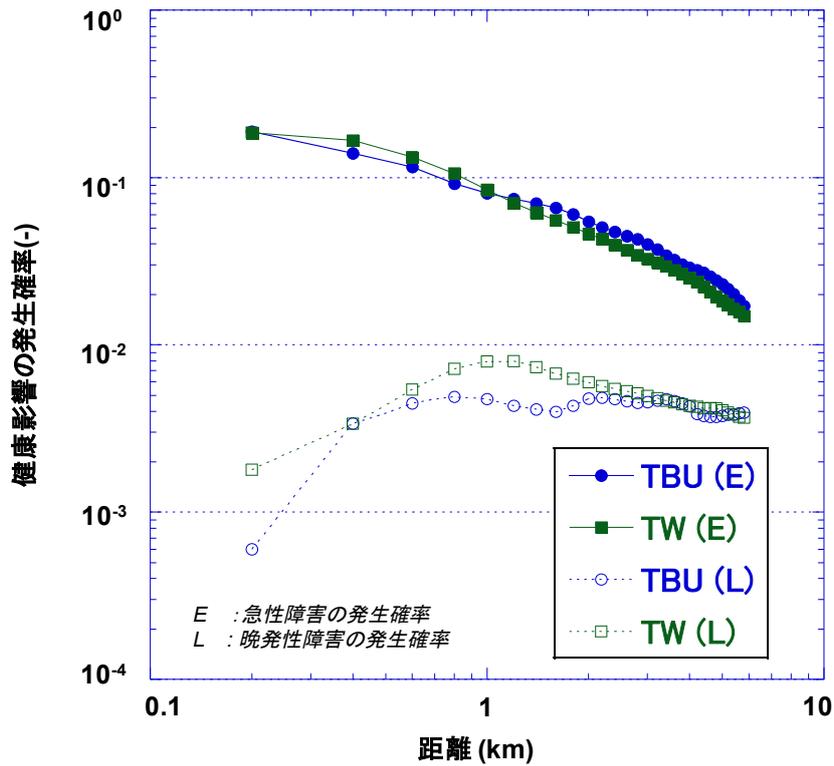


図 5.12(a) 急性障害及び晩発性障害の発生確率 (TBU ケース, TW ケース)

なお、同図の急性障害及び晩発性障害の発生確率は、ある距離において全方位のうち最大値を表示している。

TBU ケース, TW ケースともに、急性障害の発生確率は、距離の増加に伴って急速に減少する。1km までの急性障害の発生確率は、大気中への放出量が多い TW ケースの方が大きい。また、近距離では急性障害の発生確率が高く、晩発性障害の発生確率では逆に低くなる。

0.2km 近傍に着目すると、急性障害の発生確率は、TBU ケースと TW ケースとではほぼ同じ計算結果となっているが、これは両ケースともに被ばく線量がしきい値を超えたことによる。晩発性障害の発生確率では、TBU ケースよりも TW ケースの方が被ばく線量が大きいため、両者に差が出ている。

次に、プラント a 及びプラント b の放射性雲の重ね合わせを考慮した TBU+TW ケースの急性障害並びに晩発性障害の発生確率（平均値）の計算結果を図 5.12(b)に示す。同図には、TBU ケース及び TW ケースの結果を単純和した SUM ケースの結果も併せて示す。

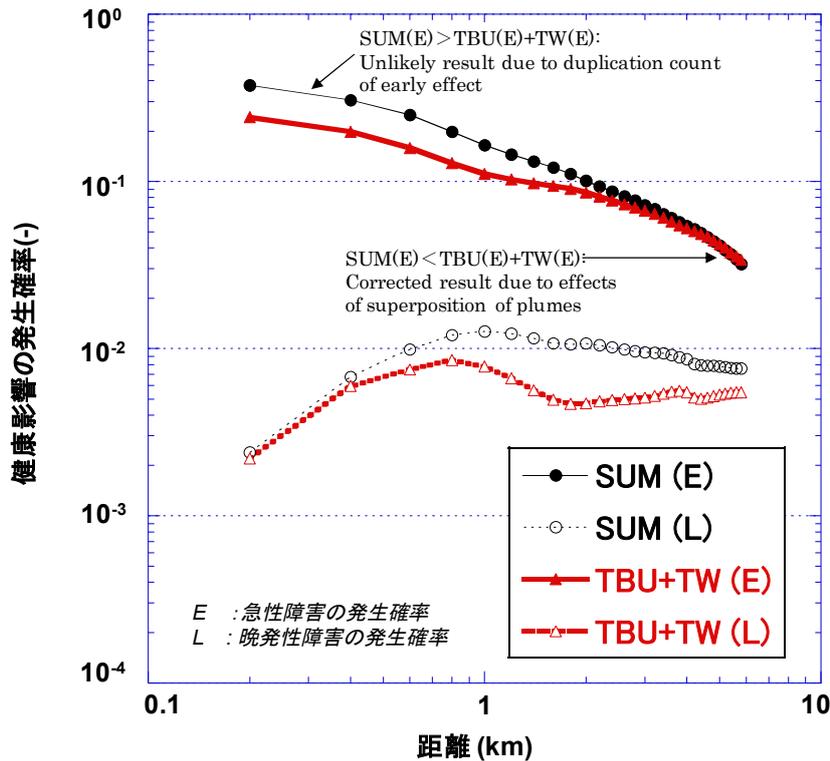


図 5.12(b) 急性障害及び晩発性障害の発生確率(TBU+TW ケース)

TBU+TW ケースの急性障害の発生確率は、距離による放射性雲の拡散によって、遠方において減少する。一方、本計算モデルでは、晩発性障害は急性障害に至らない場合を対象としているため、急性障害の発生確率が減少すると晩発性障害の発生確率が増加する。

TBU+TW ケースの急性障害の発生確率は、特に近距離において TBU ケースと TW ケースを単純和した SUM ケースよりも小さくなる。これは、SUM ケースでは、TBU- δ 及び TW- θ の放射性雲による急性障害の発生確率を 2 重に加算するため、急性障害の発生確率が非物理的に大きくなることによる。一方、遠距離においては、SUM ケースよりも若干大きくなる。これは、TBU- δ 及び TW- θ の放射性雲の重ね合わせによって、新たに急性障害が発生することによる。

なお、遠方において新たに急性障害が発生する例を付録 B に示す。

これらの計算結果から明らかなどおり、TBU+TW ケースの結果は、TBU ケース及び TW-ケースの結果の単純和にはならない。また、晩発性障害の発生確率は、急性障害の発生確率に影響を受けることから、やはり、それぞれのケースの単純和にはならない。さらに、TBU ケースと TW ケースの単純和は TUB+TW ケースを包絡する関係にもない。このため、複数の放

出源に伴う放射性雲の重なりを，プラントの配置及び気象条件を適切に考慮して急性障害及び晩発障害の発生確率を解析する必要がある。

5.3 まとめ

本研究では，複数基立地における異なる放出源からの様々なソースタームの放出を重ね合わせてリスク評価を行う手法を構築するとともに，複数基立地が放射性物質の濃度，被ばく線量及び健康影響の発生確率の計算結果に及ぼす影響を検討した。

複数の放出源がある場合，急性障害及び晩発性障害の発生確率は，複数の放射性雲の寄与の単純な独立和にならず，かつ，独立和で包絡できるとは言えず非物理的な結果になる場合があることを明らかにした。

これらの結果は，急性障害の発生にはしきい値があって，この非線形効果のために，リスクが複数の放射性雲の寄与の単純な独立和（線形）にならないことによる。

このため，複数の放出源がある場合，放射性物質の環境への放出開始時期，放出割合等が異なる事故シーケンスの組合せ，風速，大気安定度などの気象条件の相違，並びに，放出源の配置関係を適切に考慮した解析が必要である。

6. 結論

本研究では、確率論的リスク評価を適用して原子炉施設周辺の公衆リスクを評価するために、重大事故時に大気中に放出される放射性物質挙動、環境影響を支配する事故シーケンスの特徴、原子炉施設の型式によるリスクプロファイル及びその支配要因、さらに福島第一原子力発電所事故のような複数基立地における環境影響の評価手法を開発するとともに、環境影響を支配する要因を明らかにした。

(1) BWR-5 Mark-II 原子炉施設を対象にして、典型的な事故シーケンスである大破断 LOCA について環境への影響を把握した。大破断 LOCA のソースタームについては、NUREG-1465 の更新ソースタームを適用し、日本の仮想事故を適用した場合と比較することによって、放射性物質挙動の特徴を分析した。その結果、次のことが明らかになった。

- 1) 希ガスの大気中への放出割合は、NUREG-1465 及び仮想事故のソースタームのいずれを適用しても、同程度である。
- 2) 大気中へのよう素の放出割合は、NUREG-1465 及び仮想事故のソースタームのいずれの場合も、自然沈着及び格納容器スプレイで除去しにくい有機よう素が支配的である。
- 3) 大気中へのよう素の放出割合は、NUREG-1465 のソースタームを適用した場合、BWR 原子炉施設では仮想事故のソースタームを適用した場合と比べて 1/120 程度である。これは、沈着・除去し難い有機よう素の組成が支配することによる。
- 4) NUREG-1465 のソースタームを適用する場合、希ガス類を除く放射性物質は、格納容器スプレイによって雰囲気から除去され、冷却材中に移行する。

(2) 大気中への放射性物質放出に大きな影響を及ぼす格納容器スプレイによる放射性物質除去について、非スプレイ空間を含む格納容器スプレイによるエアロゾル除去を適切な近似で簡易に解析するモデルを開発した。簡易モデルは、格納容器の形状、非スプレイ領域の割合及び雰囲気ガスの循環流量など、原子炉施設の設計値から容易に得られるパラメータのみを含むことから、原子炉施設の格納容器スプレイ除去の解析に汎用的に適用できるという利点がある。

(3) BWR-5 Mark-II 原子炉施設を対象に、代表的な事故シーケンスとその発生頻度を考慮した環境影響評価を行い、重大事故時の放射性物質の拡散・被ばく評価の対象となる事故の種類は、事故シーケンス及び放射性物質の性状によって、少数のグループに分類できることを明らかにした。

- 1) 被ばく経路別、核種グループ別の線量リスクに着目して特徴を分析すると、希ガス類 (Xe) 以外のエアロゾル状の核種グループは、In-Vessel における水蒸気爆発 (α) モード、格納容器雰囲気直接加熱による過圧 (σ) モード及びその他の格納容器破損モードの三つに事故シーケンスをパターン化できる。
- 2) これらの三つのパターンは、降雨、風速、プルームの上昇といった気象条件、放射性物質の大気中への放出割合の大小、減衰時間と放射性物質の放出開始時刻との兼ね合いに依存するが、その中でも、大気中を拡散するエアロゾルの沈着速度の相違に起因する。

(4) 国内の 4 つの BWR 原子炉施設を対象に確率論的リスク評価 (レベル 3PRA) を行い、原子炉の型式別に、リスクドミナントな事故シーケンスを分析し、その特徴を明らかにした。

- 1) リスクドミナントな事故シーケンスについては、避難を想定しない場合、4 つの原子炉施設ともに、格納容器バイパス (V- ν)、電源喪失時及び LOCA 時の水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (TB- δ , TBU- δ 及び AE- δ) 及び崩壊熱除去失敗時の晚期格納容器先行破損 (TW- θ) がリスクへの寄与割合も大きい。これは、大気中への放出割合が大きく、かつ、事故シーケンスの発生頻度が大きいことによる。
また、避難を考慮する場合、いずれの原子炉施設においても、格納容器バイパス (V- ν) がリスクドミナントな事故シーケンスとなる。これは、放射性物質の大気中への放出開始時期が早いため、避難による低減効果が見込めないことによる。
- 2) また、AM 策による低減効果に着目すると、BWR-5 原子炉施設の場合、原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (TC- θ) では、スクラム失敗過渡事象 (ATWS) 発生後の高圧炉心スプレイ系の流量調整により、AM 策を考慮しない場合に比べ、線量リスクは約 51% 低減する。最も AM 策による線量リスクの低減効果が大きいものは、水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (δ) で、電源復旧、代替注水、耐圧強化ベントにより、AM 策を考慮しない場合に比べ、線量リスクが 90% 近く低減する。

- (5)福島第一原子力発電所の事故のように、異なる型式の BWR 原子炉施設で異なった事故シーケンスが発生した場合に、環境に及ぼす影響の要因を明らかにした。
- 1) 複数基立地における異なる放出源からの様々なソースタームの放出を重ね合わせてリスク評価を行う手法を開発した。
 - 2) その手法を、複数の放出源がある場合に適用した結果、急性障害及び晩発性障害の発生確率は、複数の放射性雲の寄与の単純な独立和にならず、かつ、独立和で包絡できるとはいえないことを明らかにした。放射性物質の環境への放出開始時期、放出割合等が異なる事故シーケンスの組合せ、風速、大気安定度などの気象条件の相違、並びに、放出源の配置関係を適切に考慮した解析が必要である。
 - 3) また、複数基立地における異なる事故シーケンスによるソースタームを適用して、年間の気象データを用いて環境影響評価を行い、しきい値のある急性障害の非線形性効果が環境に及ぼす影響を支配することを明らかにした。

謝辞

1986年に原子力工学試験センター（NUPEC）に入社し、原子力発電技術機構（NUPEC）及び原子力安全基盤機構（JNES）において、重大事故時のソースターム及び敷地境界近傍の環境影響に係る研究を始めて20年になりますが、この間に、チェルノブイリ原子力発電所事故及び福島第一原子力発電所事故が起き、現在、原子力安全の研究は関心が高い分野と言えます。

このたび、筑波大学大学院システム情報工学研究科構造エネルギー工学専攻の博士後期課程において、阿部豊教授のご指導のもと、ソースターム及びレベル3PRAの評価モデルの開発、体系化、検証及びそれらの実機への適用について、学位論文としてまとめることができました。

指導教官の阿部豊教授には、論文を取りまとめるにあたって適切なお指導を賜りました。また、構造エネルギー工学専攻の文字秀明教授、リスク工学専攻の岡島敬一教授及び庄司学准教授並びに筑波大学の成合英樹名誉教授には、論文に対して貴重なご意見を頂きました。

また、阿部研究室の皆様には、博士後期課程の履修に際して、お世話になりました。

さらに、職場の上司である原子力規制庁技術基盤グループの梶本光廣安全技術管理官（シビアアクシデント担当）にご支援頂き、社会人としての責務を果たしながら論文を取りまとめることができました。

ここに改めまして、ご指導及びご支援を頂きました皆様に、深く感謝致します。

参考文献

- (1.1) 原子力規制委員会, 「実用発電用原子炉及びその附属施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則の解釈」及び「実用発電用原子炉及びその附属施設の技術基準に関する規則の解釈」(2013).
- (1.2) 原子力災害対策本部, 「原子力安全に関する IAEA 閣僚会議に対する日本政府の報告書－東京電力福島原子力発電所の事故について－」(2011年6月).
- (1.3) 東京電力福島原子力発電所における事故調査・検証委員会, 「中間報告」(2011)及び「最終報告」(2012).
- (1.4) 東京電力福島原子力発電所事故調査委員会, 「報告書」(2012).
- (1.5) 東京電力株式会社, 「福島原子力事故調査報告書(中間報告書)」(2011)及び「福島原子力事故調査報告書」(2012).
- (1.6) 福島原発事故独立検証委員会「調査・検証報告書」(2012).
- (1.7) UNSCAER, “Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation,” UNSCEAR 2013 Report, Vol.1, Scientific Annex A (2014).
- (1.8) USNRC, “Perspectives on Reactor Safety,” NUREG/CR-6042, Rev. 2, SAND 93-0971 (2002).
- (1.9) USNRC, “Reactor Safety Study: An Assessment of Accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants,” NUREG-75/014 (WASH-1400) (1975).
- (1.10) USNRC, “Policy Statement on Severe Accidents Regarding Future Designs and Existing Plants,” (50 FR 32138) (1985).
- (1.11) 原子力安全・保安院, 「軽水型原子力発電所における「アクシデントマネジメント整備後確率論的安全評価」に関する評価報告書」(2014).
- (1.12) USNRC, “Severe Accident Risk: Five U.S. Nuclear Power Plants,” NUREG-1150, Vol.1, Vol.2, (1990), Vol.3(1991).
- (1.13) 山口彰, 「確率論的安全評価(PAS)と確率論的リスク評価(PRA)」, 日本原子力学会誌, Vol.54, No.6 (2012).
- (1.14) OECD/NEA, “Probabilistic Safety Assessment (PSA) of Natural External Hazards Including Earthquakes,” Workshop Proceedings, Prague, Czech, OECD/NEA/CSNI/R(2014)9 (2014).
- (1.15) M. Stutzke, M. Drouin, N. Siu, M. Tobin, K. Coyne, A. Kurtzky, “Consideration of external hazards and multi-source interactions in the

USNRC's site level 3 PSA project," Proc. of WS, Plague, Czech, OECD/NEA/CSNI/R(2014)9 (2014).

- (2.1) J. J. DiNunno, F. D. Anderson, R. E. Baker and R. L. Waterfield, "Calculation of Distance Factors for Power and Test Reactor Sites," USAEC TID-14844, U.S. Atomic Energy Commission (now USNRC) (1962).
- (2.2) L. Soffer, S. B. Burson, C. M. Ferrell, R. Y. Lee and J. N. Ridgely "Accident Source Terms for Light-Water Nuclear Power Plants," NUREG-1465 (1995).
- (2.3) D. A. Powers, K. E. Washington, S. B. Burson and J. L. Sprung "A Simplified Model of Aerosol Removal by Natural Processes in Reactor Containments," NUREG/CR-6189, SAND94-0407 (1996).
- (2.4) D.A. Powers and S.B. Burson, "A Simplified Model of Aerosol Removal by Containment Sprays," NUREG/CR-5996, SAND92-2689 (1993).
- (2.5) D. A. Powers and J. L. Sprung, "A Simplified Model of Aerosol Scrubbing by a Water Pool Overlying Core Debris Interacting With Concrete," NUREG/CR-5901, SAND92-1422 (1993).
- (2.6) S. L. Humphreys, T. J. Heames, L. A. Miller and D. K. Monroe, "RADTRAD: A Simplified Model for RADionuclide Transport and Removal And Dose Estimation," NUREG/CR-6604, SAND98-0272 (1998).
- (2.7) 原子力安全委員会指針集, 「発電用軽水型原子炉施設の安全評価に関する審査指針」, 内閣府原子力安全委員会事務局監修, 大成出版 (2003).
- (2.8) J. A. Gieseke, P. Cybulskis, H. Jordan, K. W. Lee, P. M. Schumacher, L. A. Curtis, R. O. Wooton, S. F. Quayle and V. Kogan, "Source Term Code Package: A User's Guide," Battelle Columbus Division, NUREG/CR-4587, BMI-2138 (1986).
- (2.9) R. M. Summers, R. K. Cole, Jr., R. C. Smith, D. S. Stuart, S. L. Thompson, S. A. Hodge, C. R. Hyman and R. L. Sanders, "MELCOR computer code manuals, Primer and user's guide, Version 1.8.3," SNL, USNRC (1995).
- (2.10) H. P. Nourbakhsh, "Estimates of Radionuclide Release Characteristics into Containment under Severe Accidents," NUREG/CR-5747,

- BNL-NUREG-52289 (1993).
- (2.11) A. K. Postma, and R. W. Zavadowski, “Review of Organic Iodide Formation Under Accident Conditions in Water-Cooled Reactors,” WASH-1233, U.S. Atomic Energy Commission (1972).
- (2.12) J. J. Carbajo, “Severe Accident Source Term Characteristics for Selected Peach Bottom Sequences Predicted by the MELCOR Code,” NUREG/CR-5942, ORNL/TM-12229 (1993).
- (2.13) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所, 「平成7年度科学技術調査報告書 原子力安全審査の基準等に関する調査」, INS/S95-29 (1996).
- (2.14) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所, 「平成8年度科学技術調査報告書 原子力安全審査の基準等に関する調査」, INS/S96-27(1997).
- (2.15) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所, 「NUREG-1465のソースタームを用いた放射性物質放出量の評価」, INS/M97-35 (1998).
- (2.16) R. K. Hilliard, A. K. Postma, J. D. McCormack and L. F. Coleman, “Removal of Iodine and Particles by Sprays in the Containment Systems Experiment,” J. of Nucl. Technol., Vol.10, 499 (1971).
- (2.17) M. R. Kuhlman, D. J. Lehmicke, and R. O. Meyer, “CORSOR User’s Manual, BMI-2122,” NUREG/CR-4173 (March 1985).
- (2.18) K. Funayama, M. Kajimoto, T. Nagayoshi and N. Tanaka, “Analysis of Radionuclide Behavior in a BWR Mark-II Containment under Severe Accident Management Condition in Low Pressure Sequence,” Proceedings of the Workshop on Severe Accident Research held in Japan (SARJ-98), Tokyo, JAERI-Conf. 99-05, 385 (1999).
- (2.19) 舟山京子, 青野健二郎, 星陽崇, 森田彰伸, 堀田亮年, 梶本光廣, 「非スプレイ空間を含む格納容器内のエアロゾル状放射性物質のスプレイ除去に関する簡易解析手法の開発」, 日本原子力学会和文論文誌, Vol.14, No.1, 69 (2015).
- (2.20) 原子力災害対策本部, 「国際原子力機関に対する日本国政府の追加報告書－東京電力福島原子力発電所の事故について－ (第2報)」 (2011年9月).
- (2.21) USNRC, “Containment Spray as a Fission Product Cleanup System,” NUREG-0800, Chap.6.5.2, 6.5.2-13 (2007).

- (3.1) R. A. Pielke, W. R. Cotton, R. L. Walko, C. J. Tremback, W. A. Lyons, L. D. Grasso, M. E. Nicholls, M. D. Moran, D. A. Wesley, T. J. Lee, and J. H. Copeland, “A Comprehensive Meteorological Modeling System-RAMS,” *Meteorol. Atmos. Phys.*, 49, 69-91 (1992).
- (3.2) R. L. Walko, C. J. Tremback and M.J. Bell, “The Hybrid Particle and Concentration Transport Model Version 1.0, User’s guide,” (1995).
- (3.3) K. Imai, M. Chino, H. Ishikawa, M. Kai, K. Asai, T. Homma, A. Hidaka, Y. Nakamura, T. Iijima and S. Moriuchi, “SPEEDI: A Computer Code System for the Real-Time Prediction of Radiation Dose to the Public due to an Accidental Release,” JAERI 1297 (1985).
- (3.4) D. Chanin, M. L. Young and J. Randall, “Code Manual for MACCS2: Volume 1, User’s Guide,” NUREG/CR-6613, SAND97-0594 (1998).
- (3.5) G. Sugiyama and S. T. Chan, “A New Meteorological Data Assimilation Model for Real-Time Emergency Response,” 10th Joint Conference on the Applications of Air Pollution Meteorology with the Air and Waste Management Association, preprint, UCRL-JC-127579 (1998).
- (3.6) J. S. Nasstrom, G. Sugiyama, J. M. Leone, Jr. and D. L. Ermak, “A Real-time Atmospheric Dispersion Modeling System,” 11th Joint Conference on the Applications of Air Pollution Meteorology with the Air and Waste Management Association, preprint, UCRL-JC-135120 (2000).
- (3.7) C. R. Molenkamp (LLNL), N. E. Bixler, C.W. Morrow (SNL), J. V. Ramsdell, Jr., (PNNL), J.A. Mitchell (NRC) , “Comparison of Average Transport and Dispersion Among a Gaussian, a Two-Dimensional, and a Three-Dimensional Model”, NUREG/CR-6853 (2004).
- (3.8) 原子力安全委員会, 「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針」(昭和57年1月28日原子力安全委員会決定, 平成13年3月29日一部改定).
- (3.9) J. Tadmor, and Y. Gur, “Analytical Expressions for the Vertical and Lateral Dispersion Coefficients in Atmospheric Diffusion,” *Atmos. Environ.*, 3, 688 (1969).
- (3.10) J. L. Sprung, J. A. Rollstin, J. C. Helton and H-N Jow, “Evaluation of Severe Accident Risks: Quantification of Major Input Parameters, MACCS Input,” NUREG/CR-4551, SAND86-1309, Vol.2, Rev.1, Part 7,

- Sandia National Laboratories, Albuquerque (1990).
- (3.11) G. A. Sehmel, "Particle and Gas Deposition - A Review," *Atmos. Environ.*, 14, 983 (1980).
 - (3.12) H. D. Brenk and K. J. Vogt, "The Calculation of Wet Deposition from Radioactive Plumes," *Nuclear Safety*, 22, 362 (1981).
 - (3.13) J. W. Healy, "Radioactive Cloud Dose Calculations," *Atmospheric Sciences and Power Production*, Chapter 16, D. Randerson, Editor, U. S. Department of Energy, Washington, DC, DOE/TIC-27601 (1984).
 - (3.14) H-N Jow, J. L. Sprung, J. A. Rollstin, L. T. Ritchie and D. I. Chanin, "MELCOR Accident Consequence Code System (MACCS), Model Description," NUREG/CR-4691, SAND86-1562, Vol.2, Sandia National Laboratories, Albuquerque (1990).
 - (3.15) J. S. Evans, S. Abrahamson, M. A. Bender, B. B. Boecker, E. S. Gilbert and B. R. Scott, "Health Effects Model for Nuclear Power Plant Accident Consequence Analysis, Part I: Introduction, Integration, and Summary," NUREG/CR-4214, Rev.2, Part I (1993).
 - (3.16) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所,「環境影響評価手法の調査検討に関する報告書＝BWRプラント＝」, INS/M02-36 (2003).
 - (3.17) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所,「レベル2 PSA手法の整備に関する報告書＝BWRプラント＝」, 平成10年度, INS/M98-14 (1999).
 - (3.18) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所,「アクシデントマネジメントに係る放射性物質挙動の評価に関する報告書＝耐圧強化ベント＝」, 平成10年度, INS/M98-15 (1999).
 - (3.19) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所,「レベル2 PSA手法の整備に関する報告書＝BWRプラント＝」, 平成11年度, INS/M99-17 (2000).
 - (3.20) M. Kajimoto, K. Funayama, O. Kawabata and N. Tanaka, "Effects of Severe Accident Management Measures on Radionuclide Behavior for BWR-5 with Mark-II Containment," PSAM-5, Vol.3, 1771, Osaka (2000).
 - (3.21) M. Kajimoto, O. Kawabata, K. Funayama and N. Tanaka, "Analysis of Radionuclide Behavior during Containment Venting for BWR-5 Plant with Mark-II Containment," PSAM-5, Vol.3, 1777, Osaka (2000).
 - (3.22) S. Sumida, K. Funayama, M. Kajimoto and N. Tanaka, "An Analysis of

- Source Term Reduction by Implementing Accident Management Measures to BWR-5 Plant,” PSAM-7, Vol.5, 3009, Berlin (2004).
- (3.23) K. Funayama, S. Sumida and M. Kajimoto, “Analysis of Radiological Consequences and its Characteristics in a typical BWR with a MARK-II Containment,” PSAM-7, Vol.6, 3244, Berlin (2004).
- (4.1) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所,「レベル2 PSA 評価等に関する報告書=BWR プラント=」,平成15年度,INS/M03-22 (2003).
- (4.2) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所,「レベル2PSA手法の整備に関する報告書=BWRプラント=」平成12年度,INS/M00-14 (2001).
- (4.3) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所,「レベル2PSA手法の整備に関する報告書=BWR プラント=」,平成14年度,INS/M02-11 (2003).
- (4.4) 独立行政法人原子力安全基盤機構,「内の事象のレベル3PSAの検討(BWR)」,05解剖報-0003 (2005).
- (4.5) 原子力安全委員会 安全目標専門部会,「安全目標に関する調査審議状況の中間とりまとめ」(2003).
- (4.6) 独立行政法人原子力安全基盤機構,「性能目標策定のための課題検討(BWR)」,05解剖報-0022 (2005).
- (4.7) 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所,「環境影響評価手法の調査検討等に関する報告書」平成12年度,INS/M00-31 (2001).
- (4.8) K. Funayama and M. Kajimoto, “Analysis of Radiological Consequences in a BWR with a Mark-II Containment,” ICONE 11, ICONE11-36022, Tokyo (2003).
- (5.1) IAEA, “Severe Accident Management in the Light of the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant,” Report on International Experts Meeting, 17-20 March 2014 (2014).
- (5.2) 本間ほか,「軽水炉モデルプラントの広範な事故シナリオに対する環境影響評価」,JAEA Research 2000-060 (2000).
- (5.3) 舟山京子,梶本光廣,「シビアアクシデント時の複数の放射性雲による敷地境界近傍への影響に関する分析」,日本原子力学会和文論文誌,Vol.16, No.4(2017掲載予定).

- (5.4) K. F. Eckerman and J. C. Ryman, “External Exposure to Radionuclides in Air, Water, and Soil,” Federal Guidance Report No.12, EPA-402-R-93-081 (1993).
- (5.5) 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「レベル3PSA手法の整備」, 06原部報-0005 (2006).
- (5.6) 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「予防的防護措置範囲検討のためのレベル2PSAの解析 (BWR)」, 10原シ報-0010 (2014).

付録 A 放射性雲の濃度計算

原点 O に対して，原子炉 P の座標が $P(L, \varphi)$ 及び評価点 E の座標が $E(R, \theta)$ の場合，原子炉 P から見た評価点 E までの距離 l 及び方位角 ξ は，余弦定理から簡単に求めることができる。原子炉 P 及び評価点 E 並びに風向の関係を図.A1 に示す。ここで，原子炉 P での風向を η とすると，評価点の濃度は，次の(a-1)式で計算することができる。

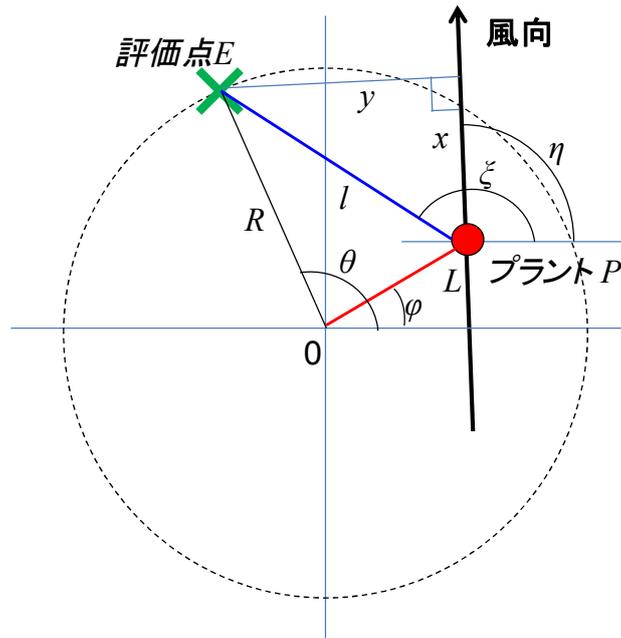


図.A1 原子炉P及び評価点E並びに風向の関係

$$\chi(x, y, z) = \chi(l \cos(\xi - \eta), l \sin(\xi - \eta), z) \text{----- (a-1)}$$

- $\chi(x, y, z)$: 放射性物質の濃度 (Bq/m³)
- l : 原子炉 P から評価点 E までの距離(m)
- ξ : 原子炉 P から見た評価点 E の方位角(rad)
- η : 原子炉 P での風向の方位角(rad)

ただし，

$$l^2 = R^2 + L^2 - 2LR \cos(\theta - \varphi)$$

$$\xi = (n-1)\pi + \varphi + \text{Arccos}\left((-1)^{n-1} \frac{R \cos(\theta - \varphi) - L}{l} \right) \quad (n=1, 2, \dots)$$

また、濃度計算の対象になる領域は、原子炉 P の風上には放射性雲が拡散しないことから、次の(a-2)式の条件を満たす範囲になる。

$$x = l \cos(\xi - \eta) \geq 0 \text{ ----- (a-2)}$$

付録 B 放射性雲の重なりで急性障害の発生確率が増加する例

環境への放出量が少ない場合について、急性障害及び晩発性障害の発生確率に及ぼす影響を検討する。

1. 計算条件

仮想サイト内のプラント *a* 及びプラント *b* の配置，原子炉周辺の人口分布並びに気象データは，本文の計算条件と同じである。

この付録の計算例では，事故発生後，プラント *a* 及びプラント *b* のいずれにおいても，小破断 LOCA 時の格納容器過温破損（以下「 $S_2QUV-\tau$ 」という。）に至る事故シーケンスが進展すると仮定した。 $S_2QUV-\tau$ の放射性物質の大気中への放出割合を， $TBU-\delta$ 及び $TW-\theta$ の大気中への放出割合とともに，図.B1 に示す。 $S_2QUV-\tau$ は， $TBU-\delta$ 及び $TW-\theta$ に比べて，格納容器内での沈着及び除去が大きいことから，よう素及びセシウム類の環境への放出割合が少ない^(5,6)。また，環境への放出開始時期は， $TBU-\delta$ とほぼ同じである。

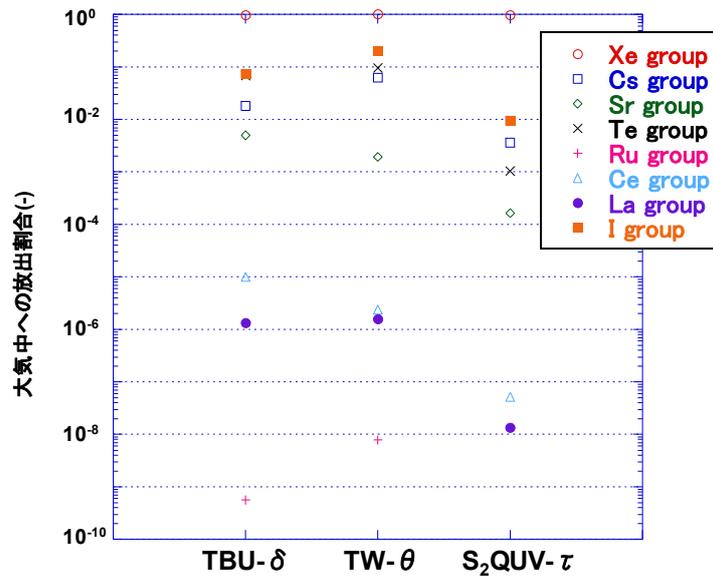


図.B1 放射性物質の大気中への放出割合

2. 計算結果

二つの $S_2QUV-\tau$ の放射性雲の重ね合わせを考慮した S_2QUV+S_2QUV ケースの急性障害及び晩発性障害の発生確率（平均値）の計算結果を図.B2 に示す。同図には，プラント *a* 及びプラント *b* の放射性雲ごとにそれぞれ独立に計算した結果を単純和した SUM ケースの結果も併せて示す。

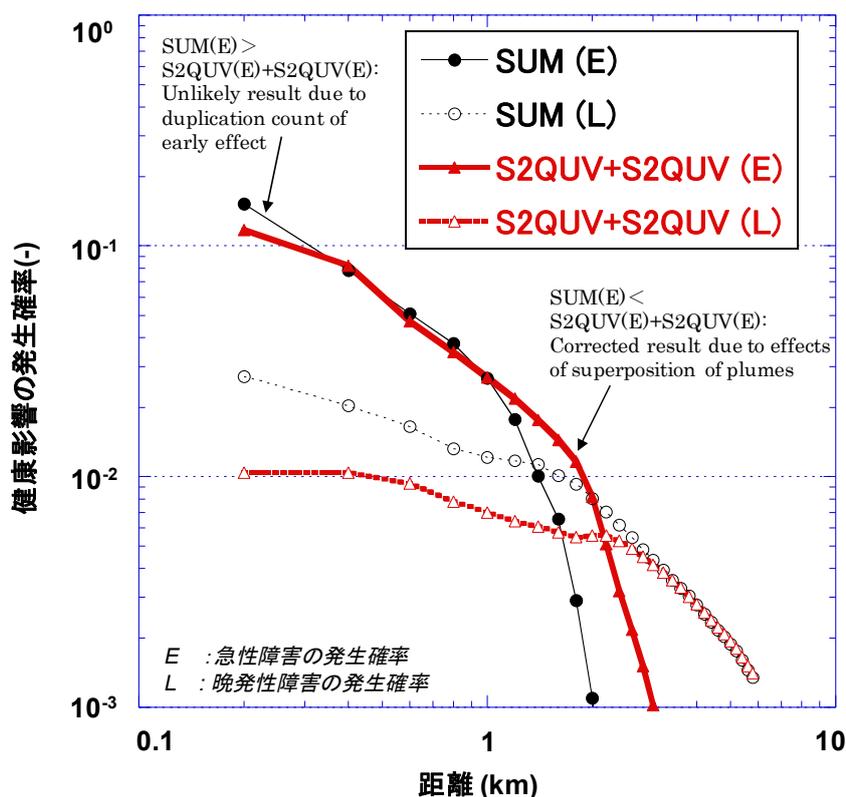


図.B2 急性障害及び晩発性障害の発生確率(S₂QUV+S₂QUVケース)

S₂QUV+S₂QUV ケースの急性障害の発生確率は、近距離においてそれぞれのケースを単純和した SUM ケースよりも若干小さい。これは、SUM ケースでは、本文で述べた TBU- δ 及び TW- θ の場合と同じく、近距離において急性障害の発生確率を非物理的に 2 重に加算することによる。しかしながら、1km 以遠においては、本文で述べた TBU- δ 及び TW- θ の場合と相違して、S₂QUV+S₂QUV ケースの急性障害の発生確率は、SUM ケースよりも顕著に大きくなる。これは、S₂QUV- τ の放出量が小さいことから、遠距離において、プラント a 又はプラント b の単独の放射性雲では急性障害が発生しないものの、二つの S₂QUV- τ の放射性雲の重ね合わせによって、新たに急性障害が発生することによる。

また、本計算モデルでは、晩発性障害は急性障害に至らない場合を対象とする。

【解説 A】 プラント損傷状態（PDS）及び格納容器破損モード

1. プラント損傷状態

BWR 原子炉施設では，レベル 2PSA の結果^{(4.1)(4.3)}から，環境へ影響を及ぼす可能性があるプラント損傷状態として，表 C.1 に示すように，高圧・低圧注水失敗（TQUV），高圧注水・減圧失敗（TQUX），電源喪失（長期）（TB），電源喪失（短期）（TBU），崩壊熱除去失敗（TW），原子炉未臨界確保失敗（TC），LOCA 時注水失敗（AE）及びインターフェイスシステム LOCA（V）が抽出されている。

なお，各プラント損傷状態における事故進展及びこれらのプラント損傷状態で想定可能なアクシデントマネジメント（AM）策は，次のとおりである。

(1) 高圧・低圧注水失敗（TQUV）

高圧・低圧注水失敗（TQUV）は，主蒸気隔離弁誤閉鎖を起因とする過渡事象発生後，原子炉スクラムには成功するが，高圧の非常用炉心冷却系の作動に失敗し，その後，運転員の手動により原子炉圧力容器の減圧には成功するが，低圧の非常用炉心冷却系の作動にも失敗し，炉心損傷及び格納容器破損に至る事故シーケンス（起因事象と安全系の作動・不作動の組合せから決まる事故シナリオ）である。炉心損傷時期は事故開始後 1 時間程度であり，格納容器の破損は炉心損傷後に生じる。

AM 策は，原子炉圧力容器破損以前での原子炉冷却系への代替注水及び代替除熱，原子炉圧力容器破損後の原子炉冷却系への代替注水及び格納容器への代替注水，非常用炉心冷却系及び崩壊熱除去系の復旧，耐圧強化ベント等が挙げられる。

(2) 高圧注水・減圧失敗（TQUX）

高圧注水・減圧失敗（TQUX）では，主蒸気隔離弁誤閉鎖を起因とする過渡事象発生後，原子炉スクラムには成功するが，高圧の非常用炉心冷却系の作動に失敗し，さらに運転員による原子炉冷却系の減圧に失敗する。原子炉冷却系の圧力が高いため，低圧の非常用炉心冷却系で炉心に注水することができず，炉心損傷に至る。炉心損傷時期は事故開始後 1 時間程度であり，格納容器の破損は，炉心損傷後に生じる。

AM 策は，炉心水位低信号から約 10 分で自動減圧させる。また，非常用炉心冷却系及び崩壊熱除去系の復旧，耐圧強化ベントによる除熱があ

る。

(3) 全交流電源喪失 (TB)

全交流電源喪失 (TB) では、外部電源喪失を起因とする過渡事象発生後、原子炉スクラムに成功し、所内バッテリーにより事故後 8 時間は直流電源が確保されるため、この間は蒸気駆動の原子炉隔離時冷却系により炉心へ注水ができ、炉心の冷却が維持される。原子炉隔離時冷却系の水源は、圧力抑制プールの水位高で復水貯蔵タンクから圧力抑制プールに切り替わる。所内バッテリー枯渇後は、電源確保に失敗するため、原子炉隔離時冷却系は停止し、炉心への注水が困難になり炉心損傷に至る。格納容器の破損は、炉心損傷後に生じる。

AM 策は、隣接した原子炉施設からの電源融通が想定されており、事故進展緩和策としては電源復旧が想定されている。

(4) 全交流・直流電源喪失 (TBU)

全交流・直流電源喪失 (TBU) は、外部電源喪失を起因とする全交流電源喪失の過渡事象である。前述(3)項の全交流電源喪失と異なり、直流電源の確保にも失敗し、原子炉隔離時冷却系も利用できないため、炉心への注水ができず、炉心損傷に至る。

AM 策は、隣接した原子炉施設からの電源融通が想定されており、事故進展緩和策としては電源復旧が想定されている。

(5) 崩壊熱除去失敗 (TW)

崩壊熱除去失敗 (TW) では、主蒸気隔離弁誤閉鎖を起因とする過渡事象発生後、原子炉スクラム及び高圧炉心スプレイ系の作動には成功して炉心の水位は維持されるが、崩壊熱除去系の作動に失敗する。高圧炉心スプレイ系からの注水によって炉心の水位は維持されるが、崩壊熱除去系の作動が失敗して格納容器からの除熱ができないため、水蒸気の蓄積によって格納容器圧力は徐々に上昇し、ついには格納容器が過圧破損する。格納容器の破損により、高圧炉心スプレイ系は機能喪失する可能性が高いため、その結果、炉心への注水が困難になり、格納容器破損後に炉心損傷に至る。高圧炉心スプレイ系の水源は、圧力抑制プール水位高で復水貯蔵タンクから圧力抑制プールに切り替わる。

AM 策は、炉心損傷防止策として耐圧強化ベントによる除熱がある。

(6) 原子炉未臨界確保失敗 (TC)

原子炉未臨界確保失敗 (TC) では、主蒸気隔離弁誤閉鎖を起因とする過渡事象発生後、原子炉停止系 (原子炉スクラム及びホウ酸水注水系) の故障により原子炉未臨界確保に失敗する。高圧炉心スプレイ系の作動には成功するが、崩壊熱除去系の作動には失敗する。原子炉冷却系から放出される水蒸気の蓄積により格納容器圧力は上昇し、格納容器が破損する。格納容器破損後は高圧炉心スプレイ系の利用が期待できないため、炉心の冷却が困難になり、炉心損傷に至る。

AM 策は、代替反応度制御による事故防止策である。また、事故緩和策として、高圧注水系の流量を調整することで炉心出力を低下させ、崩壊熱除去系による熱除去を行うと格納容器の健全性が維持できる。

(7) LOCA 時注水失敗 (AE)

LOCA 時注水失敗 (AE) では、再循環配管の大破断を起因とする冷却材喪失事故 (LOCA) 発生後、原子炉スクラムには成功するが、高圧及び低圧の非常用炉心冷却系の故障により炉心水位を確保できなくなり、炉心損傷に至る。本解析では、崩壊熱除去系の作動失敗を仮定しているため、格納容器内の圧力が上昇し、格納容器破損に至る。

AM 策は、原子炉圧力容器破損以前での原子炉冷却系への代替注水及び代替除熱、原子炉圧力容器破損後の原子炉冷却系への代替注水及び格納容器への代替注水、非常用炉心冷却系及び崩壊熱除去系の復旧、耐圧強化ベント等が挙げられる。

(8) インターフェイスシステム LOCA (V)

インターフェイスシステム LOCA (V) では、低圧炉心スプレイ系配管の格納容器外側の隔離弁部における配管破断を起因とする冷却材喪失事故 (LOCA) 発生後、原子炉スクラムには成功するが、健全配管の非常用炉心冷却系は作動するが水源が枯渇するため、炉心損傷に至る。格納容器は破損しないが、原子炉冷却系の冷却水は、低圧炉心スプレイ系配管の破断口を通り、格納容器をバイパスして原子炉建屋へ流出する。

炉心損傷後の事故進展緩和策は無い。

2. 格納容器破損モード

BWR 原子炉施設では、レベル 2PSA の結果^{(4.1)(4.3)}から、格納容器が破損する時期及び破損形態を分類するために定める格納容器破損モードとし

て、表 C.2 に示すように、In-Vessel での水蒸気爆発 (α)、原子炉圧力容器破損時の高圧溶融物放出 (μ)、格納容器雰囲気直接加熱による過圧 (σ)、水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (δ)、崩壊熱除去失敗時の晚期格納容器先行破損 (θ -TW)、原子炉未臨界確保失敗時の早期格納容器先行破損 (θ -TC)、格納容器バイパス (v)、早期格納容器ベント (v -e) 及び後期格納容器ベント (v -l) が挙げられる。この他に、BWR-3 Mark- I 原子炉施設及び BWR-4 Mark- I 原子炉施設には、ドライウェルシエルメルトスルー (φ) が追加される。

表 C.1 プラント損傷状態 (PDS) (BWR)

PDS	概要
TQUV	過渡事象発生後，原子炉未臨界確保には成功するが， <u>高圧注水に失敗</u> する。その後，運転員の手動操作により原子炉減圧には成功するが， <u>低圧注水に失敗</u> する。このため，炉心冷却手段が確保できず炉心損傷，格納容器破損に至る。
TQUX	過渡事象発生後，原子炉未臨界確保には成功するが， <u>高圧注水に失敗</u> する。その後， <u>原子炉減圧に失敗</u> し，原子炉冷却系の圧力が高く，低圧系からの注水が出来ないため，炉心冷却手段が確保できず炉心損傷，格納容器破損に至る。
TB	全交流電源喪失後，原子炉隔離時冷却系による原子炉注水に成功するが，8時間後には直流電源バッテリーが枯渇するため，原子炉隔離時冷却系は停止する。このため，炉心冷却手段が確保できず炉心損傷，格納容器破損に至る。
TBU	<u>全交流電源喪失</u> 後，原子炉隔離時冷却系の作動に失敗する。このため，炉心冷却手段が確保できず炉心損傷，格納容器破損に至る。
TW	過渡事象発生後，原子炉未臨界確保及び高圧注水に成功するものの，格納容器からの <u>崩壊熱の除去に失敗</u> するため，格納容器圧力は徐々に上昇し，数十時間後に格納容器が先行破損する。その結果，高圧注水が停止するため，炉心冷却手段が確保できず炉心損傷に至る。
TC	過渡事象発生後， <u>原子炉未臨界確保に失敗</u> する。その後，高圧注水に成功して，炉心水位は維持される。しかしながら，原子炉冷却系から放出される水蒸気の蓄積により格納容器圧力は上昇し，格納容器が先行破損する。その結果，高圧注水が停止するため，炉心冷却手段が確保できず炉心損傷に至る。
AE	原子炉冷却材喪失 (LOCA) 発生後， <u>原子炉未臨界確保には成功</u> するが， <u>高圧・低圧系による注水に失敗</u> する。このため，炉心冷却手段が確保できず炉心損傷，格納容器破損に至る。
V	LOCA 発生後，原子炉未臨界確保には成功するが，健全配管の非常用炉心冷却系は作動するが水源が枯渇するため，炉心損傷に至る。格納容器は破損しないが，原子炉冷却系の冷却水は，配管の破断口を通り， <u>格納容器をバイパス</u> して原子炉建屋へ流出する。

表 C.2 格納容器破損モード (BWR)

格納容器破損モード	概要
In-vessel での水蒸気爆発 (α)	原子炉圧力容器内の水蒸気爆発により、原子炉圧力容器の頂部がミサイルとなり、格納容器が破損する。
原子炉圧力容器破損時の 高圧溶融物放出 (μ)	原子炉圧力容器破損時の高圧溶融物放出に伴う格納容器の過圧により破損する。
格納容器雰囲気直接加熱による過圧 (σ)	格納容器雰囲気直接加熱 (DCH) 現象により、格納容器雰囲気の温度が上昇し、それに伴って格納容器の雰囲気が急速に上昇して破損する。
ドライウェルシェルメルトスルー (ϕ)	原子炉圧力容器破損時に、炉心デブリがドライウェル床に広がり、ドライウェルシェルに直接接触し、格納容器破損に至る。
水蒸気・非凝縮性ガスによる過圧 (δ)	原子炉圧力容器破損後に、水蒸気及び炉心デブリ／コンクリート反応に伴う非凝縮性ガスの蓄積により格納容器が過圧破損する。
晩期格納容器先行破損 (θ -TW)	崩壊熱除去失敗に伴う、晩期格納容器先行破損。 (炉心損傷以前に格納容器が破損)
早期格納容器先行破損 (θ -TC)	原子炉未臨界確保失敗に伴う、早期格納容器先行破損。 (炉心損傷以前に格納容器が破損)
格納容器バイパス (ν)	低圧炉心スプレイ系又は低圧注水系配管の逆止弁破損に伴うインターフェイスシステム LOCA 時に、格納容器をバイパスして原子炉建屋に放射性物質が放出される。
早期格納容器ベント (ν -e)	原子炉圧力容器破損前の早期格納容器ベント (アクシデントマネジメント策整備後の管理放出)
後期格納容器ベント (ν -l)	原子炉圧力容器破損後の後期格納容器ベント (アクシデントマネジメント策整備後の管理放出)
原子炉冷却系内で事故終息 (ψ -e)	原子炉圧力容器内での事故終息 (格納容器健全。設計漏洩率で漏洩)
格納容器系内で事故終息 (ψ -l)	格納容器内での事故終息 (格納容器健全。設計漏洩率で漏洩)

論文リスト

査読付研究論文

- [1] 舟山京子, 青野健二郎, 星陽崇, 森田彰伸, 堀田亮年, 梶本光廣, 「非スプレイ空間を含む格納容器内のエアロゾル状放射性物質のスプレイ除去に関する簡易解析手法の開発」, 日本原子力学会和文論文誌, Vol.14, No.1, 69 (2015).
- [2] 舟山京子, 梶本光廣, 「シビアアクシデント時の複数の放射性雲による敷地境界近傍への影響に関する分析」, 日本原子力学会和文論文誌, Vol.16, No.4(2017掲載予定).

査読付研究発表論文

- [3] K. Funayama and M. Kajimoto, “Analysis of Radiological Consequences in a BWR with a Mark-II Containment,” ICONE 11, ICONE11-36022, Tokyo (2003).
- [4] K. Funayama, S. Sumida and M. Kajimoto, “Analysis of Radiological Consequences and its Characteristics in a typical BWR with a MARK-II Containment,” PSAM-7, Vol.6, Berlin, 3244 (2004).
- [5] M. Kajimoto, K. Funayama, O. Kawabata and N. Tanaka, “Effects of Severe Accident Management Measures on Radionuclide Behavior for BWR-5 with Mark-II Containment,” PSAM-5, Vol.3, Osaka 1771 (2000).
- [6] M. Kajimoto, O. Kawabata, K. Funayama and N. Tanaka, “Analysis of Radionuclide Behavior during Containment Venting for BWR-5 Plant with Mark-II Containment,” PSAM-5, Vol.3, Osaka, 1777 (2000).
- [7] S. Sumida, K. Funayama, M. Kajimoto, M. Hirano and N. Tanaka, “Effectiveness of Preventing and Mitigating Severe Accident Management Measures for BWR Plants in Japan,” PSAM-6, San Juan, Puerto Rico (2002).
- [8] S. Sumida, K. Funayama, M. Kajimoto and N. Tanaka, “An Analysis of Source Term Reduction by Implementing Accident Management Measures to BWR-5 Plant,” PSAM-7, Vol.5, Berlin, 3009 (2004).
- [9] S. Sumida, K. Funayama and M. Kajimoto “Analysis of Accident Progression and Source Terms in Seismic Events for BWR-4 Plant,” PSAM-8, PSAM-0053, New Orleans (2006).
- [10] S. Sumida, K. Funayama and M. Kajimoto, “Uncertainty Evaluation of Source Terms in Seismic Level-2 PSA,” PSAM-10, Seattle, WA, USA (2010).

研究発表論文

- [11] K.Funayama, M.Kajimoto, T.Nagayoshi and N.Tanaka, "Analysis of Radionuclide Behavior in a BWR Mark-II Containment under Severe Accident Management Condition in Low Pressure Sequence," Proceedings of the Workshop on Severe Accident Research held in Japan (SARJ-98), Tokyo, JAERI-Conf. 99-05, 385 (1999).
- [12] K. Funayama and M. Kajimoto, "Analysis of radionuclide release to the environment using source term of Hypothetical Accident, NUREG-1465 and MELCOR prediction, "The 7th Information Exchange Meeting on Nuclear Safety between KINS and NUPEC/INS, Tokyo (1999).
- [13] K. Funayama, Y. Takahashi and M. Kajimoto, "Siting Analysis Methodology for Mixed-Oxide (MOX) Fuel in ABWRs," The 8th Information Exchange Meeting on Nuclear Safety between KINS and NUPEC/INS, Daejeon (2001).
- [14] 舟山京子, 住田 侑, 梶本光廣, 「内的事象のレベル3PSA (BWR)」, 日本原子力学会「2005年秋の大会」H7, 八戸工業大学 (2005).
- [15] K. Funayama, S. Sumida, M. Kajimoto and M. Sakagami, "The Radiological Consequence Analysis by Evacuation Model for Earthquake Event of a BWR plant," OECD/NEA Specialist Meeting on the Seismic Probabilistic Safety Assessment of Nuclear Facilities, Jeju Island, Korea, NEA/CSNI/R(2007)14 (2007).
- [16] 舟山京子, 住田 侑, 梶本光廣, 「地震時のレベル3PSA (BWR)」, 日本原子力学会「2007年秋の大会」H19, 小倉 (2007).
- [17] K. Funayama, T. Tachino and M. Kajimoto, "Radiological Consequence Analysis for Seismic Events in BWR Plants," Proc. of the 10th Korea-Japan Joint Workshop on PSA, Jeju, 643 (2009).
- [18] Kyoko FUNAYAMA, Toru TACHINO and Mitsuhiro KAJIMOTO, "Outline of Dose Evaluation for Control Room Habitability," 2nd KINS – JNES Information Exchange Meeting on Safety Analysis and Risk Evaluation, Daejeon (2009).
- [19] Kyoko FUNAYAMA, Toru TACHINO and Mitsuhiro KAJIMOTO, "State of Siting Evaluation in Japan (Source Term, Dose Evaluation and EAB Determination)," 2nd KINS – JNES Information Exchange Meeting on Safety Analysis and Risk Evaluation, Daejeon (2009).
- [20] 舟山京子, 舘野 徹, 梶本光廣, 「PWR 原子炉施設における地震時

- のレベル3PSAの検討」, 日本原子力学会「2009年秋の大会」E39, 仙台 (2009).
- [21] 舟山京子, 舘野 徹, 渡部 厚, 「定格出力運転時の地震を対象にしたレベル3PSAの不確かさ試解析 (BWR)」, 日本原子力学会「2010年秋の大会」O29, 札幌 (2010).
- [22] M.Kajimoto and K.Funayama, "Effects of Natural Deposition, Spray removal on Radionuclide Release to the Environment for NUREG-1465 Source Terms," 7th Information Exchange Meeting on Nuclear Safety, INS and KINS, Tokyo (1999).
- [23] M. Kajimoto, M. Sugawara, S. Sumida, K. Funayama, F. Kasahara, N. Tanaka and M. Hirano, "Evaluation of Technological Appropriateness of the Implemented Accident Management Measures for BWR by Level 1 and Level 2 PSA Methods," OECD/NEA/CSNI/R(2001)20, PSI report Nr.01-15, Workshop on the Implementation of Severe Accident Management Measures, Villigen-PSI (2001).
- [24] M. Kajimoto S. Sumida & K. Funayama, "MELCOR Applications to Examine Effectiveness of Accident Management for BWR Plants in JAPAN," CSARP/MCAP/MELCOR WS Meeting, Albuquerque (2002).
- [25] 住田 侑, 舟山京子, 梶本光廣, 「内的事象のレベル2PSA ソースターム解析(BWR-5)」, 日本原子力学会「2005年秋の大会」H6, 八戸工業大学 (2005).
- [26] 住田侑, 舟山京子, 梶本光廣, 「プラント停止時のレベル2PSA 事故進展解析 (BWR-5)」, 日本原子力学会「2006年秋の大会」M07, 札幌 (2006).
- [27] 住田侑, 舟山京子, 梶本光廣, 「プラント停止時のレベル2PSA 事故進展解析(BWR-4)」, 日本原子力学会「2007年秋の大会」H14, 小倉 (2007).
- [28] 住田 侑, 舟山京子, 渡部 厚, 「地震時の格納容器破損モードの不確かさ解析 (BWR)」, 日本原子力学会「2010年秋の大会」O28, 札幌(2010).
- [29] 山田博幸, 蛭澤勝三, 伊東守, 梶本光廣, 小倉克則, 舟山京子, 「TiPEEZ システムの整備と適用 (1)TiPEEZシステムの整備」, 原子炉施設の地震安全性に関する第1回柏崎国際シンポジウム, Session D III(6) (2010).

安全審査関係報告書 (舟山：主執筆者【30】～【33】)

- [30] 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所, 「電源開発株式会社大間発電所原子炉設置許可申請に係る原子力発電所安全解析に関する報告書」(2000).

- [31] 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所, 「北海道電力株式会社泊発電所3号炉の立地評価に関する調査報告書」, INS/G02-02 (2003).
- [32] 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「電源開発株式会社大間原子力発電所の原子炉設置許可申請に係る仮想事故(原子炉冷却材喪失)時の被ばく評価に係るクロスチェック解析報告書」, H16-C01-2 (2005).
- [33] 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「大間原子力発電所原子炉の仮想事故(原子炉冷却材喪失)時の被ばく評価」, 05解部報-0001 (2005).
- [34] 小野 寛, 星 陽崇, 舟山京子, 「東京電力株式会社福島第一原子力発電所第1~4号機に対する「中期的安全確保の考え方」への適合に係る評価に関する報告書」(第4章執筆), JNES-EV-2011-9012 (2012).

事業報告書(公開報告書) (舟山:主執筆者【35】~【48】)

- [35] 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所, 「環境影響評価手法の調査検討等に関する報告書」, INS/M00-31 (2001).
- [36] 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所, 「環境影響評価手法の調査検討に関する報告書=PWR及びBWRプラント=」, INS/M01-37 (2002).
- [37] 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所, 「環境影響評価手法の調査検討に関する報告書=BWRプラント=」, INS/M02-36 (2003).
- [38] 財団法人原子力発電技術機構 原子力安全解析所, 「レベル2PSA評価等に関する報告書=BWRプラント=」, INS/M03-22 (2003).
- [39] 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「レベル3PSA手法の整備」, 05解部報-0002 (2005).
- [40] 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「内の事象のレベル3PSAの検討(BWR)」, 05解部報-0003 (2005).
- [41] 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「性能目標策定のための課題の検討(BWR)」, 05解部報-0022 (2005).
- [42] 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「レベル3PSA手法の整備」, 06解部報-0005 (2006).
- [43] 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「レベル3PSAの検討」, 06解部報-0060 (2007).
- [44] 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「レベル3PSAの検討」, 07解部報-0046 (2007).
- [45] 独立行政法人原子力安全基盤機構, 「レベル3PSAの検討」, 08解部報-0018 (2008).

- [46] 独立行政法人原子力安全基盤機構,「中央制御室居住性に係る被ばく評価手法の整備」, 09解部報-0021 (2009).
- [47] 独立行政法人原子力安全基盤機構,「地震時のレベル3PSAの検討(PWR及びBWR)」, 09原シ報-0005 (2009).
- [48] 独立行政法人原子力安全基盤機構,「地震時のレベル3PSAの検討＝不確かさ解析手法の検討＝」, 10原シ報-0004 (2010).

国, 学協会の報告書 (舟山: 担当部分執筆, 主執筆者【53】～【55】)

- [49] 原子力安全委員会 安全目標専門部会,「発電用軽水型原子炉施設の性能目標について－安全目標案に対応する性能目標について－」, (2006)
- [50] 社団法人日本原子力学会,「原子力発電所の出力運転状態を対象とした確率論的安全評価に関する実施基準(レベル2PSA編):2008」, AESJ-SC-P009:2008 (2009).
- [51] 社団法人日本原子力学会,「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」, AESJ-SC-P010:2008 (2009).
- [52] 原子力安全・保安院,「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)」(2009).
- [53] 原子力規制委員会,「実用発電用原子炉に係る重大事故時の制御室及び緊急時対策所の居住性に係る被ばく評価に関する審査ガイド」(2013).
- [54] 原子力規制委員会,「実用発電用原子炉の安全性向上評価に関する運用ガイド」(2013).
- [55] 原子力規制委員会,「有毒ガス防護に係る影響評価ガイド」(2017).