

原子力規制庁 殿

令和4年度 原子力規制庁委託成果報告書

放射線防護基準値の設定方法
に関する調査

令和5年3月

日本エヌ・ユー・エス株式会社

本報告書は、原子力規制委員会原子力規制庁からの委託により実施した業務の成果を取りまとめたものです。

本報告書に関する問い合わせは、原子力規制庁長官官房技術基盤グループ放射線・廃棄物研究部門までお願いいたします。

目次

はじめに	1
1. 諸外国における排気・排水基準に関する概要調査.....	2
1.1. 原子力施設又は放射線施設保有国における放射性物質の排出規制に係る調査	2
1.1.1. アルゼンチン	2
1.1.2. 中国	3
1.1.3. チェコ共和国.....	5
1.1.4. フランス.....	5
1.1.5. ドイツ	9
1.1.6. ハンガリー	10
1.1.7. インド	10
1.1.8. アイルランド.....	11
1.1.9. 韓国	12
1.1.10. マレーシア	13
1.1.11. メキシコ	13
1.1.12. オランダ.....	13
1.1.13. ノルウェー	14
1.1.14. スロベニア	15
1.1.15. スペイン.....	15
1.1.16. スウェーデン.....	16
1.1.17. 英国.....	17
1.1.18. 米国.....	18
1.1.19. カナダ	20
1.1.20. まとめ	21
1.2. 国際機関等の放射線の排出基準に係る文書等	24
1.2.1. IAEA	24
1.2.2. EURATOM	32
1.2.3. ICRP	33
1.2.4. OSPAR 条約.....	35
2. 英国における公衆被ばく線量評価手法及び基準値の導出方法に関する詳細調査.....	37
2.1. 英国の排出物・線量評価に関する規制	37
2.1.1. 原子力施設の放射性廃棄物排出に関する制限値設定のためのガイダンス ...	40
2.1.2. 線量評価に関するガイダンス	43
2.1.3. 初回の線量評価に関する科学報告書	53

2.2.	英国における年間放出制限値	54
2.2.1.	サイズウェル B サイトの概要	55
2.2.2.	サイズウェル B サイトの年間放出制限値	55
2.3.	英国の公衆の線量評価の詳細	57
2.3.1.	サイズウェル B サイトにおける放出制限値と線量評価の詳細	57
2.3.2.	サイズウェル C サイトにおける線量評価詳細	61
2.3.3.	PC-CREAM に関する詳細	134
3.	防護の最適化の考慮方法に関する調査	134
3.1.	最適化の考慮	134
3.1.1.	サイズウェル B サイトにおける放出制限値変更許可申請における BAT に関連する記述	136
3.1.2.	サイズウェル C サイトにおける最適化の考慮・BAT に関連する記述	137
3.2.	ヒト以外の生物種の防護	141
3.2.1.	サイズウェル B サイトの排出制限値変更許可申請におけるヒト以外の生物への影響の記載	144
3.2.2.	サイズウェル C サイトにおけるヒト以外の生物への影響の記載	145
4.	調査に必要な国内外の情報収集	160
付録 A	PC-CREAM に関する詳細	161
A-1.	拡散評価	161
1)	大気	161
2)	水域	196
	略語集	268

はじめに

我が国では、国際放射線防護委員会（ICRP）や国際原子力機関（IAEA）等で国際的に合意された放射線防護の考え方を尊重し、放射線防護基準値が設定されている。計画被ばく状況においては、複数の線源からの被ばくが重畳する場合であっても、個人の受ける被ばく線量の合計が一定の限度（線量限度）を超えないようにしなければならず、また、線量限度を下回る場合であっても、個々の線源からの被ばくについての上限（線量拘束値）を定めて、防護の最適化を行うことがICRPの勧告やIAEAの安全基準文書で示されている。さらに、公衆の受ける被ばく線量を直接測ることは多くの場合困難であるため、ICRPの2007年勧告で定義された代表的個人（集団内でより大量に被ばくした人々のうち代表的な線量を受けた個人）を設定することで、放射線防護基準値の遵守を判断することが示されている。

本事業では、線量拘束値や代表的個人の考え方が、いかにして公衆被ばく線量評価で用いられ放射線防護に係る基準値に影響を与えているか、諸外国における事例を調査することを目的とする。

1. 諸外国における排気・排水基準に関する概要調査では、IAEAが原子力施設又は放射線施設からの排気・排水基準の実践例について示した技術文書TECDOC-1638（2010年）の付属書（Appendix）を参考として、諸外国における、放射線防護に係る基準値に対する線量拘束値や代表的個人の考え方の導入状況について調査した。

2. 英国における公衆被ばく線量評価手法及び基準値の導出方法に関する詳細調査では、上記1.の調査結果を踏まえ、英国について、原子力施設又は放射線施設からの排気・排水基準を対象として、公衆被ばく線量評価手法（被ばくシナリオ、被ばく経路、数学モデル、パラメータ等）、不確かさの考慮、施設固有条件の考慮等について調査するとともに、これらの基準値の導出方法についてとりまとめた。

3. 防護の最適化の考慮方法に関する調査では、上記2.の調査において、基準値の導出における防護の最適化の考慮方法に関して調査した。その際、ヒト以外の生物種に対する考慮が施設に対する放射線防護の意思決定に組み込まれているか、実践例について調査した。

4. 調査に必要な国内外の情報収集では、本事業内容に関連する国内外の専門家と意見交換等を行った。

1. 諸外国における排気・排水基準に関する概要調査

1.1. 原子力施設又は放射線施設保有国における放射性物質の排出規制に係る調査

国際原子力機関（IAEA）による TECDOC-1638 「Setting Authorized Limits for Radioactive Discharges: Practical Issues to Consider」（2010年3月発行）¹（以下、TECDOC-1638）では、排出制限及び認可条件の設定の実際的な側面について概説している。これには、排出認可の設定に関連する主なプロセスの説明が含まれており、原子力産業と非原子力産業の両方から提示された現在の行為の例が示されている。限られた数の加盟国が記入した質問票と2003年と2008年に開催された技術委員会の会議での議論に基づいて、排出量の最適化と認可された排出量レベルの設定に関する国際的な経験を要約している。TECDOC-1638の付録には、各加盟国での放射性物質の排出認可を設定する際の経験がまとめられている。本節ではTECDOC-1638に掲載されている18カ国について概要をまとめるとともに、中国、フランス、ドイツ、韓国、英国、米国については、TECDOC-1638発行後のアップデート情報も記載した。さらに、TECDOC-1638に掲載されていないカナダについても調査を行った。以下に、その概要を記す。

1.1.1. アルゼンチン

アルゼンチンにおける放射線防護規制及び実践の基礎として、国際放射線防護委員会（ICRP）の1990年勧告²、IAEA安全原則が使用されている。

公衆の年間線量限度は1 mSvである。拘束値は施設の設計及び運転段階で使用され、アルゼンチン原子力規制庁（ARN: Autoridad Regulatoria Nuclear）によって設定されている。公衆の場合、線量拘束値は0.3 mSvであり、決定グループに適用され、行為によって変わることはない。決定グループの線量が0.1 mSvを超えず、かつ集団線量が年間1人・Svを超えなければ、システムが最適化されていることを証明する必要はない。したがって、このアプローチは、通常、小規模な施設に採用される。気体及び液体の放出モードについて、異なる線量拘束値があるわけではない。

小規模な施設では一般モデルによる評価で十分であるが、原子炉、研究炉、大型アイソトープ製造施設などの大規模な施設では、サイト固有の線量評価が必要である。線量評価の際には、仮想的な決定グループを考慮し、設計段階では、その施設の運転期間中の日常的な放出による個人への最大の被ばくを考慮する。

規制当局は、放出が最適化されることを要求している。これは、（公衆被ばくの場合）個人線量、被ばく者数、被ばくを受ける可能性（受けることが確実でない場合）のすべてが合理的に達成可能な限り低く保たれるような管理オプションを見つけることと定義される。

¹ IAEA TECDOC-1638 Setting Authorized Limits for Radioactive Discharges: Practical Issues to Consider (2010), <https://www.iaea.org/publications/8312/setting-authorized-limits-for-radioactive-discharges-practical-issues-to-consider>

² ICRP Publication 60, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3).

排出の最適化においては、費用便益分析、専門家の判断、一般的な認識が考慮される。最適化プロセスにおいて集団線量を使用する場合、1人・Sv 当たり 1 万米ドルという貨幣価値が採用される。

排出限度は、放出地点の放射エネルギーについては年単位で規定されている。各施設は個別の制限値を持つが、全施設の放出量の合計による決定グループへの線量は、線量拘束値を遵守する必要がある。年間の制限値に加えて、四半期及び1日の制限値があり、それぞれ年間の制限値の30%及び1%である。短期的な制限値の超過は、その原因を特定するための規制措置が開始されるが、罰則につながる規制違反にはならない。サイトからの最大排出放射能率は考慮されていない。

上記のように排出限度は年/四半期/1日単位の放射エネルギーで規定されており、放射能濃度での規制については公開情報からは確認できなかった。

アルゼンチンの石油・ガス採掘、採鉱施設等では、自然起源の放射性核種を含む排出物が発生するが、現在、これらの施設からの排出物は放射性物質含有量に関して規制されておらず、そのような放射性物質排出に関する関係当局も明確に定義されていない。このような排出を規制するための将来のアプローチが、2005年から産業界における NORM の影響を評価する研究（測定とシナリオ評価を含む）を行っているアルゼンチン原子力規制庁の技術的助言のもと、政府と産業界によって検討されている。

1.1.2. 中国

環境への放射性物質の放出は、放射性汚染の防止と管理に関する中国の法律とその施行規則及び電離放射線に対する防護及び放射線源の安全性に関する基本的な標準（GB 18871-2002³）に基づいて、環境保護部（現、生態環境部）の核安全放射線環境管理局によって規制されている。中国では IAEA BSS や ICRP1990 年勧告の考えに基づいて放射線防護基準を設定している。

TECDOC-1638 では、原子力発電所の PWR 1 基あたりの放出量の限度として、大気（希ガス： 2.5×10^{15} Bq/y、放射性ヨウ素： 7.5×10^{10} Bq/y、半減期 8 日以上粒子状物質： 2.0×10^{11} Bq/y）、液体（トリチウム： 1.5×10^{14} Bq/y、その他の放射性核種： 7.5×10^{11} Bq/y）、放出濃度限度として、内陸部： 370 Bq/L、沿岸 3700 Bq/L：と記載されているが、その後の要件改訂等を踏まえた情報を以下に示す。

公衆の放射線被ばくに関する線量限度は GB 18871-2002³に記載されており、1 mSv/y となっている。国家標準「原子力発電所の放射性液体流出物の排出技術要件」（GB 14587-2011）⁴では、放射性液体流出物に対する総量制御と濃度制御を規定しており、3.5 項には「放出制限値」とは放出濃度上限と年間放出総量制限値を指すことが明記されている。

³ GB 18871-2002, <http://www.nhc.gov.cn/wjw/pcrb/201410/5fffe01da4634747918d15662d3d22ae.shtml>

⁴ GB 14587-2011 Technical requirements for discharge of radioactive liquid effluents from nuclear power plant, <https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/hxxhj/fsxhjbz/201103/W020191222415914838455.pdf>

具体的な放出制限値と濃度は国家標準「原子力発電所環境放射線防護規則」（GB 6249-2011）⁵ に以下のように記載されている。

- ・ GB 6249-2011 の 6.1 項、6.2 項及び 6.3 項：液体放射性排出物の年間総放出量は、1 基の原子炉ベースで管理すべきである。3000 MW 熱出力の原子炉は 1 基あたりに気体及び液体放射性流出物の年間放出量が規制され、3000 MW 超えもしくは未満の場合は適宜調整が入る。また、いかなるサイトの全ての原子炉から環境中に放出された放射性物質による、公衆のいかなる個人に対する実効線量は、線量拘束値である毎年 0.25 mSv 以下である必要がある。原子力発電所の事業者は、審査管理部門が承認した線量拘束値に基づき、気体放射性排出物と液体放射性排出物の線量管理目標値を定めるべきである。
- ・ GB 6249-2011 の 6.4 項及び 6.6 項：同じタイプの原子炉を複数所有するサイトの場合、年間総放出量は GB 6249-2011 に示される表 1 及び表 2（本報告書表 1-1 及び表 1-3）の 4 倍以内とする。タイプが異なる原子炉を複数所有する場合は別途規定される。また、年間放出量（1～12 月）は、四半期及び月の単位でも管理されており、四半期単位では年間限度の 1/2 を超えてはならず、月単位では年間限度の 1/5 を超えてはならない。
- ・ GB 6249-2011 の 6.8 項：濃度の制限値を記載（本報告書の表 1-2）。タンク式放出口地点でのトリチウム及び炭素 14 を除くその他核種の濃度の合計は、沿岸部のサイトの場合には 1,000 Bq/L を超えてはならず、内陸部のサイトの場合には 100 Bq/L を超えてはならない。内陸部のサイトの場合、放出口から下流 1 km 地点の放流水域中の全ベータ線核種濃度は 1 Bq/L、トリチウム濃度は 100 Bq/L を超えてはならない。もしこれらの規制値を上回る場合は、事業者は放出口前に審査管理部門の承認を得なければならない。

表 1-1 中国の原子力発電所からの放出放射性物質の年間制限値（液体）⁵

	軽水炉 (Bq/y)	重水炉 (Bq/y)
トリチウム	7.5×10 ¹³	3.5×10 ¹⁴
炭素 14	1.5×10 ¹¹	2×10 ¹¹
その他核種	5.0×10 ¹⁰	(トリチウム除く)

表 1-2 中国の原子力発電所からの放出放射性物質の濃度制限値（液体）⁵

	内陸部サイト(Bq/L)	沿岸サイト (Bq/L)
トリチウム、炭素 14 を除くその他核種	100	1,000
トリチウム	100 (放出口から 1 km 下流)	—
全ベータ核種	1 (放出口から 1 km 下流)	—

⁵ GB 6249-2011 Regulations for environmental radiation protection of nuclear power plant, <http://sthjt.hubei.gov.cn/hjsj/hbbz/hfshjbz/fsxbz/fsxgb/201106/P020110630558585167276.pdf>

表 1-3 中国の原子力発電所からの放出放射性物質の年間制限値（気体）⁵

	軽水炉 (Bq/y)	重水炉 (Bq/y)
希ガス	6×10 ¹⁴	
ヨウ素	2×10 ¹⁰	
半減期 8 日以上の核種	5×10 ¹⁰	
炭素 14	7×10 ¹¹	1.6×10 ¹²
トリチウム	1.5×10 ¹³	4.5×10 ¹⁴

1.1.3. チェコ共和国

放射線防護に関する政令第 307/2002 Coll.⁶では、放射性核種の排出が正当化される場合にのみ環境中に放出することができると定めており、国家原子力安全庁(SUJB: Státní úřad pro jadernou bezpečnost) からの認可なしに放出するための一連の条件を規定している。その条件は国際的な勧告に基づいて設定される。原子力施設からの放出は認可の対象である（必ず認可を受けるもの）。

放射性核種排出の際に、集団実効線量が 1 人・Sv を超える可能性がある場合、又は決定グループにおける被ばく量が一般的な制限値の 20 分の 1 を超える可能性がある場合、放射線防護の最適化が定量的調査によって実証されなければならない。

原子力発電所の場合、放射性物質の総排出量に対する線量拘束値は、決定グループメンバーに対して平均実効線量で 250 μSv/y である（大気への排出は 200 μSv/y、水路への排出は 50 μSv/y）。原子力発電所では、最適化プロセスを実施することが求められている。その結果に基づいて、SUJB は原子力発電所の認可⁷排出限度を設定する。認可された排出限度はサイトごとに設定されている（ドコバニー原子力発電所（2 基、各 510 MWe）：大気 40 μSv、液体 6 μSv、テメリン原子力発電所（2 基、各 1,082 MWe）：大気 40 μSv、液体 3 μSv）。

また、排水（水路）に対する一般的な汚染限度として、政府の命令により放出単位体積当たりの放射エネルギー（=放出濃度）が規定されている。

なお、TECDOC-1638 では上記の記載があるものの、今回調査した範囲では放射能濃度の数値に関する情報を得ることはできなかった。

1.1.4. フランス

TECDOC-1638 の記載によると、フランスでは、TSN 法（2006 年 6 月 13 日付の原子力分野の透明性と安全性に関する法律 2006-686）に記載の通り、フランス国内の原子力施設（原子炉、研究炉、燃料濃縮施設、燃料製造施設、大規模研究所など）には排出許可が必要である。（TSN 法とは別に、）公衆衛生法と労働基準法では、電離放射線のリスクから住民

⁶ REGULATION No. 307/2002 Coll. of the State Office for Nuclear Safety of 13 June 2002 on Radiation Protection, https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/legislativa/vyhlasaky/R307_02.pdf

⁷ TECDOC-1638 では Authorized と記載。本報告書では Authorized を「認可」と翻訳。

と労働者の健康を保護するための基準を定めており、この法律は、1996年5月13日付の理事会指令 96/29/EURATOM のような規則や共同体指令など、国際的に採択された規則に基づいており、また、様々な基準、勧告、例えば IAEA、ICRP 等にも基づいて作成されている。放射線防護については、公衆の被ばくに関する規定が *Code de la santé publique*⁸ (公衆衛生法典)、労働者の被ばくに関する規定が労働法典で定められている。

1999年11月26日付けの政令(デクレ)は、原子力施設の排出認可の内容を規定している。この政令では、原子力施設は、大気中への排出と廃液の排出を制限するように設計、運用、維持されなければならないことが規定されている。また、その制限値が手頃なコストで利用可能な最善の技術とサイト環境の特性に基づくものとするが規定されている。フランスは OSPAR 条約の締約国であり、1999年11月26日付けの政令における規定は、すべての原子力産業からの放射性物質放出によって引き起こされる汚染を最小限に抑え、必要に応じて排除するための利用可能な最善の技術(BAT)の使用に関する PARCOM 勧告 91/4 (PARCOM Recommendation 91/4 on Radioactive Discharges)⁹に沿った内容となっている。

1999年11月26日付けの政令では、年間規制値の対象となる放射性核種のグループ分けが規定されている。

- 大気排出：トリチウム、炭素 14、希ガス、ヨウ素、その他 β - γ 放出体、 α 放出体
- 液体排出：トリチウム、炭素 14、ヨウ素、その他 β - γ 放出体、 α 放出体

線量拘束値は、公衆の放射線防護には使用されていない。しかし、1999年11月26日付けの政令では、大気中(空气中排出の場合)及び河川又は海水中(液体排出の場合)の核種又は核種のグループの濃度を適切に制限することができると規定されている。ほとんどの許可には、対応する年間制限値とサイト固有の拡散を考慮して規定されたそのような制限値が含まれている。

TECDOC-1638 では、原子力発電所の放出量又は濃度の限度として、具体的な数値は記載されていない。その後の要件改訂等を踏まえた情報を以下に示す。

EURATOM 2013¹⁰の取り込みが進められ、2018年に公衆衛生法典、労働法典の改正が行われた。公衆衛生法典 R1333-11¹¹に公衆の線量限度に関する法令があり、1 mSv/y が設定されている(ただし、R1333-12で規定される医療被ばくや、研究・労働・緊急時を除く)。

原子力分野の透明性と安全性に関する 2006年6月13日付けの法律 2006-686 (Loi n° 2006-686 du 13 juin 2006 relative à la transparence et à la sécurité en matière nucléaire

⁸ Code de la santé publique, <https://www.legifrance.gouv.fr/codes/id/LEGITEXT000006072665>

⁹ OSPAR, PARCOM Recommendation 91/4 on Radioactive Discharge, <https://www.ospar.org/documents?v=6961>

¹⁰ Directive 2013/59/Euratom - protection against ionising radiation, <https://osha.europa.eu/en/legislation/directives/directive-2013-59-euratom-protection-against-ionising-radiation>

¹¹ Articles R1331-1 à R1331-13,

https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006072665/LEGISCTA000006160960/#LEGISCTA000006160960

(Act No. 2006-686 of 13 June 2006 on Transparency and Security in the Nuclear Field¹²) によれば、フランスの原子力施設には排出許可が必要である。

排出制限は、大気中及び水中に排出される放射能に関して許認可で規定されている。様々な種類の施設を有する大規模なサイトの場合、大気中排出物の制限値は施設ごと、液体排出物の制限値は排出口ごとに規定されている。同じ種類の施設が複数あるサイトの場合、通常、サイト単位で制限値が規定される。すべての許可には少なくとも年間制限値が含まれているが、(放射性物質以外の物質について) より短期間 (月ごと、日ごと) の制限値も規定されている場合もある。サイトの排出制限値の例を以下の表 1-4~表 1-7 に示す (Décision n° 2018-DC-0639 de l'ASN du 19 juillet 2018¹³及び Décision n° 2018-DC-0646 de l'ASN du 16 octobre 2018¹⁴)。

表 1-4 フランスの原子力発電所からの放出放射性物質の年間制限値 (気体) ^{13,14}

	Flamannville (1300MW 級 2 基 +1600MW 級 1 基) (GBq)	Gravelines (900MW 級、6 基) (GBq)
トリチウム	11,000	12,000
炭素 14	2,300	3,300
希ガス	40,000	108,000
ヨウ素	1.0	2.4
その他核種*	0.15	2.4

*その他の β 又は γ を放出する核分裂生成物又は放射化生成物

¹² ACT No. 2006-686 of 13 June 2006 on Transparency and Security in the Nuclear Field, <https://www.french-nuclear-safety.fr/content/download/85450/file/loiTSN-uk.pdf>

¹³ Décision n° 2018-DC-0639 de l'ASN du 19 juillet 2018, <https://www.asn.fr/l-asn-reglemente/bulletin-officiel-de-l-asn/installations-nucleaires/decisions-individuelles/decision-n-2018-dc-0639-de-l-asn-du-19-juillet-2018>

¹⁴ Décision n° 2018-DC-0646 de l'ASN du 16 octobre 2018, <https://www.asn.fr/l-asn-reglemente/bulletin-officiel-de-l-asn/installations-nucleaires/decisions-individuelles/decision-n-2018-dc-0646-de-l-asn-du-16-octobre-2018>

表 1-5 フランスの原子力発電所からの放出放射性物質の放射能放出率制限値（気体）

13,14

	Flamannville (1300MW 級 2 基 +1600MW 級 1 基) 注 (Bq/s)	Gravelines (900MW 級、6 基) (Bq/s)
トリチウム	1.2×10^6 (3.3×10^6)	3.3×10^6
希ガス	1.0×10^7 (3.0×10^7)	3.3×10^7
ヨウ素	1.1×10^2 (3.3×10^2)	3.3×10^2
その他核種*	1.1×10^2 (3.2×10^2)	3.3×10^2

注：24時間平均値として表中の数値を基準とするが（）の数値を上限とする

*その他のβ又はγを放出する核分裂生成物又は放射化生成物

表 1-6 フランスの原子力発電所からの放出放射性物質の年間制限値^{13,14}（液体）

	Flamannville (1300MW 級 2 基 +1600MW 級 1 基) (GBq)	Gravelines (900MW 級、6 基) (GBq)
トリチウム	145,000*	120,000
炭素 14	280	900
ヨウ素	0.12	0.9
その他核種*	13	90

*高燃焼燃料使用の場合は 10,000GBq/基の追加放出可（ASN 許可要）

*その他のβ又はγを放出する核分裂生成物又は放射化生成物

表 1-7 フランスの原子力発電所からの放出放射性物質の放射能放出率制限値^{13,14}（液体：流量を D[L/s]）

	Flamannville (1300MW 級 2 基 +1600MW 級 1 基) (Bq/s)	Gravelines (900MW 級、6 基) (Bq/s)
トリチウム	800 Bq/L×D	800 Bq/L×D
ヨウ素	1 Bq/L×D	1 Bq/L×D
その他核種*	7 Bq/L×D	7 Bq/L×D

*その他のβ又はγを放出する核分裂生成物又は放射化生成物

1.1.5. ドイツ

ドイツでは原子力産業と非原子力産業共に、放出には許可を得ることが必要であり、その規制は ICRP Publication 60 及び Euratom Directive 96/29 を根拠としている。すなわち、年間実効線量限度として 1 mSv、眼の水晶体で 15 mSv、皮膚に対して 50 mSv である。原則として年間放出量を制限値とする（四半期/月/日毎の制限値、放出率制限値がある場合もある）が、敷地内の個々の施設に対する制限、又はサイト全体に対する制限とするかはケースバイケースとなっている。ドイツからの排出物は国境を超えることもあるので、その場合は排出の詳細を EURATOM Directive 96/29¹⁵にしたがって提出することになっている。病院や研究所のみからの放出に関する線量については、一般的なモデル評価で十分であると考えられるが、その他の全ての施設ではサイト固有の線量評価モデルが必要となる。その後の EURATOM 改訂等を踏まえた情報を以下に示す。

ドイツの放射線防護に関する法令は EURATOM 2013¹⁰ に対応して、放射線防護法¹⁶及び放射線防護令¹⁷が 2018 年に制定された。放射線防護法では ICRP Publication 103（2007 年勧告）¹⁸に対応して、被ばく状況を区別した法令となっている。放射線防護令では ICRP 2007 年勧告に対応し、公衆の被ばく限度は 1 mSv/y となっている。また原子力施設からの排出によって生じる公衆の線量拘束値は 0.3 mSv/y となっている。拘束値は複合的な放出に対して用いられ、すべての行為に対して同じ値が適用され、年間実効線量 0.3 mSv が含まれる。

ドイツでは電離放射線による障害からの保護に関する条例に基づき、最適化よりも最小化の原則が用いられている。放出レベルを決定する際、BAT、職業被ばく、意思決定支援技術は考慮されない。環境防護は、環境影響評価書を通じて、人間の防護とは別に明確に考慮される。最小化原則に基づき、原子力安全基準委員会の安全基準に従った廃棄物形態の発生を促す方針がある。

排出限度は、放出地点（多くの場合、スタック）での放射エネルギーについて規定されている。具体的には放射線防護令¹⁷の § 102 に規定されており、放射エネルギーと濃度で制限される。附属書 11 パート D に定められる値では、実効線量が 10 µSv/y を超えないと仮定できると記載されている。またサイトに複数の独立した施設がある場合、それらに個別の限度が設定されるか否か、又はサイト限度のみが設定されるか否かは、認可機関に依存する。限度値は年間であるが、四半期、月、日ごとの規制値もあり、これらは日割りで計算された値より高い。

¹⁵ Council Directive 96/29/Euratom of 13 May 1996 laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A31996L0029>

¹⁶ Gesetz zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung, <https://www.gesetze-im-internet.de/strlschg/>

¹⁷ Verordnung zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV), https://www.gesetze-im-internet.de/strlschv_2018/B-JNR203600018.html

¹⁸ ICRP Publication 103 The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, http://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/ANIB_37_2-4

また、放出可能な放射エネルギーの最大放出率もある。短期的な規制値超過は違反ではないが、事業者は原因を説明し、その原因を取り除く必要がある。

放射線防護令¹⁷ § 101 には、公衆が受ける被ばくの決定についての規定が記載されており、前暦年に代表的個人が受けた線量を毎年計算し、付属書 11 パート A～C に記載される残留物（例えば、食料中の放射性物質、以前に汚染された土壌からの被ばくなど）を考慮に入れて、付属書 6 に記載される被ばく経路、生活習慣などを決定し、現実的な被ばく量を決定する必要がある。

1.1.6. ハンガリー

認可義務に該当するすべての行為には、排出認可が必要である。防護の正当化は、放射線防護に関する政令 16/2000 (VI: 8) の基本的な要件である。放射線防護の規制は、IAEA BSS 及び ICRP Publication 60² に基づいており、公衆の年間線量限度は実効線量 1 mSv である。

線量拘束値は、最高医療責任者庁（責任者は国立公衆衛生センター長）により決定され、行為によって変更される。例えば、原子力発電所では 90 µSv/y（サイト単位）、ブダペストにある研究炉及びアイソトープ製造所では 100 µSv/y、訓練用原子炉では 50 µSv/y、その他のケースでは 30 µSv/y である。拘束値はサイトからの複合放出に用いられ、古い施設は新しい施設と同じ基準に沿って運転することが期待されている。

政令 15/2001. (VI: 6.) では、原子力の適用に関連して、大気中及び水中への放射性物質の放出とその制御を規定している。原子力発電所からの線量を評価するために、決定グループの考え方が用いられている。

排出限度は、通常の運転の場合、放出点からの年間の放射エネルギーで規定されている。サイトに対する制限のみが適用され、サイトにおける施設ごとに個別の制限はなく、短期間の制限や最大放出率もない。排出認可の有効期間は定められていない。

1.1.7. インド

通常の状態において、公衆の被ばくの管理は、線源における管理の適用によって行われる。原子力規制委員会（AERB: Atomic Energy Regulatory Board）は、ICRP の勧告に従い、原子力施設の敷地境界における公衆の年間実効線量限度を、通常の運転状態において 1 mSv と規定している。1 mSv の線量限度は、複数の原子力施設から構成されるサイト全体に適用される。排水の放出に関する主な管理原則は、放出源の管理、線量限度の適用、合理的に達成可能な限り低い放出量（ALARA）である。

原子力発電所から排出される放射性物質の排出規制は、図 1-1 に示すように、様々な経路や核種に割り当てられた線量に基づいて導出される。割り当てられた線量は、年間排出限度量と標準的な環境モデルに基づいた様々な放射性核種の濃度になる。さらに、1 日あたりの線量限度と最大放出制限が設定されている。これらの排出限度は、原子力発電所の運転に必要な技術的な仕様書の一部を形成している。排出限度の導出には、可能な限り、サイト固有

のパラメータが使用される。そのようなデータがない場合は、IAEA による推奨値が使用される。放射エネルギーの排出限度は、放出点で適用され、液体の場合は主要な排出口であり、気体の場合は排気筒である。

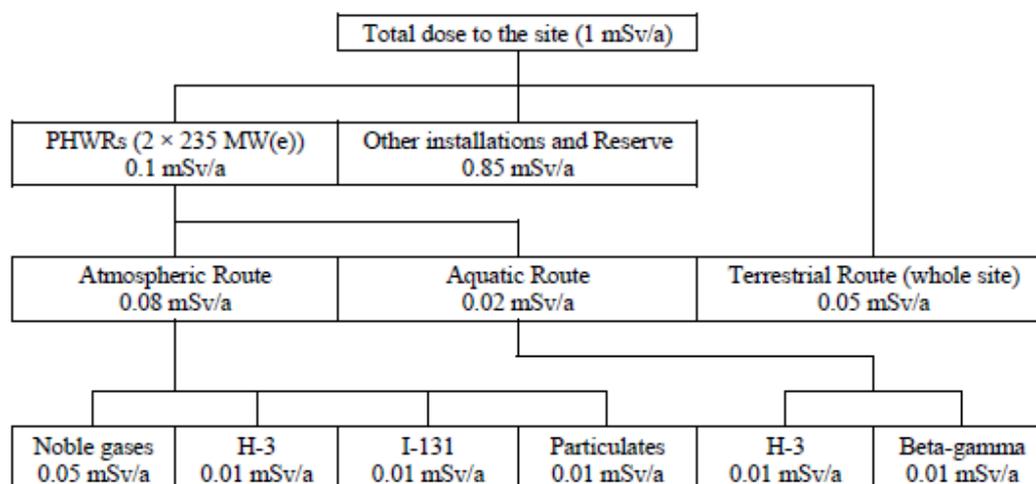


図 1-1 インドの排出規制に関する線量の配分

類似のプラントの運転経験に基づき、また、合理的な範囲でできるだけ低い値を達成するために ALARA (達成可能な放出) 排出量のうち、ごく一部だけが排出制限として規定されている。認可された限度値は、実際の排出量が限度値の約 50%になるように指定されており、緊急事態に対応するために運用上のマージンが提供されている。

インドでは、放射性廃棄物の発生を管理し、処分を規制するための適切な法的枠組みを備えた適切な規制管理メカニズムが確立されている¹。これにより、放射線の安全性に関して公衆と環境の適切な防護を確実にしている。また、原子力発電所及び関連する原子力施設の運営が安全な方法で実施されているという十分な保証と信頼を国民に提供されている。

1.1.8. アイルランド

アイルランドには原子力発電施設はないが、非原子力産業 (すなわち、病院、大学の研究実験室、アイソトープ製造施設及び照射装置) での放射性物質の使用には排出認可が必要である。認可の有効期間は、認可を受けた者の活動に応じて 1 年又は 2 年である。これらの施設からの排出物の規制は、ICRP Publication 60 の勧告に基づいており、適用される実効線量限度は、12 ヶ月間で 1 mSv である。アイルランドの放射線防護研究所が設定した線量拘束値も使用されており、すべての行為に対して同じ値となっている (作業者は 1 mSv/y、それ以外は 0.3 mSv/y)。これはサイトからのすべての放出に適用されているが、実際にはガス状物質の放出に対する認可はない (下水道及び海洋環境への放出はある)。

排水の排出限度は、放出点での放射能濃度に対して設定されており、施設ごとではなく、

サイト全体に設定されている。

1.1.9. 韓国

TECDOC-1638 において、IAEA BSS や ICRP 勧告に基づいていること、及び公衆の被ばく限度は 1 mSv/y と定められているとの記載があるが、その後の更新情報を踏まえて以下に示す（線量拘束値の変化はない）。

韓国では、IAEA BSS や ICRP 勧告に基づいており、公衆の被ばく限度は 1 mSv/y と定められている。線量基準については米国原子力規制委員会の 10 CFR Part 50 及び米国環境保護庁の 40 CFR Part 190 に基づいており¹⁹、発電所を含む原子力施設からの放出に対する線量基準（本報告書の表 1-8 の線量拘束値）を設定している²⁰。原子力発電所から排出される放射性物質は、『原子力安全法施行令』の下部法令にあたる『放射線防護等に関する基準』（原子力安全委員会告示第 2019-10 号）に、第 6 条（排出管理基準）、第 16 条（環境上の危害防止）があり、同基準の「別表 3」及び「別表 4」に、放射性物質の年間摂取限度、誘導空気中濃度及び排出管理基準が明示され、この排出管理基準の濃度は 1 年間継続的に吸入・摂取された場合の公衆の被ばく線量限度の 1 mSv/y に相当する。

表 1-8 韓国の主要な原子力施設に適用される線量拘束値¹

放出形態	対象となる線量	線量拘束値	サイト単位の年拘束値
気体	ガンマ線による年間空気吸収線量	0.1 mGy/y	運転中原子炉 (サイト単位) 実効線量： 0.25 mSv/y 甲状腺等価線量： 0.75 mSv/y
	ベータ線による年間空気吸収線量	0.2 mGy/y	
	外部被ばくによる実効線量	0.05 mSv/y	
	皮膚の等価線量	0.15 mSv/y	
	トリチウム、炭素 14、ヨウ素からの組織等価線量	0.15 mSv/y	
液体	実効線量	0.03 mSv/y	
	組織等価線量	0.1 mSv/y	

排出量を最小限に抑える必要があり、環境への影響は合理的に達成可能な限り低くする必要があり。BAT はこのプロセスでは考慮されず、最適化の一部ともみなされない。

排出限度は、線量レベルと放射能レベルの両方に設定されている。線量は、全ての液体排出物及びガス状排出物内の放射性核種グループに対して指定されている。放射能放出の場

¹⁹ Radioactive effluents released from Korean nuclear power plants and the resulting radiation doses to members of the public, Tae Young Kong et al., 2017, Nuclear Engineering and Technology, <https://doi.org/10.1016/j.net.2017.07.021>.

²⁰ Nuclear Safety and Security Commission Standards for Radiation Protection, etc Notice No. 2014-034 NSSC, Seoul (Korea) (2014) [in Korean]

合、制限は放出点で発生する。排水管理限度は、独立した施設ごとに設定され、線量拘束値は、サイト全体だけでなく、独立したユニットごとに設定される。線量拘束値は年次ベースで設定され、排水管理限度は週次ベース（又は可能であれば四半期ベース）で設定される。短期的な制限は原子力発電所にのみ設定されており、四半期ごとに年間制限の 50%が許可されている。

1.1.10. マレーシア

マレーシアにおける放射性物質を含む活動の規制は、IAEA BSS に基づいている。公衆の線量限度は 1 mSv/y であり、作業員の線量限度は 50 mSv/y である。線量拘束値は 0.3 mSv/y である。公式の最適化は行われず、BAT は考慮されていない。しかしながら、鉱物産業の事業者は、放射線影響評価を規制当局に提出する必要がある。

1.1.11. メキシコ

認可施設の放射線防護の基本は、米国連邦規則集及び米国原子力規制ガイドに加えて、IAEA BSS と ICRP Publication 26 である。規制の結果、現在の年間線量限度は 5 mSv/y である。線量拘束値は使用されていない。古い施設は、新しいプラントと同じ基準に準拠することが期待されている。

線量評価モデルには、原子炉施設を除いては一般的な評価、原子炉施設については施設固有の評価を用いる。

線量限度（敷地境界の決定グループに対して 5 mSv/y）と放射能限度（敷地境界の総排出量に対して）の両方が使用されている。制限値は、サイト内の施設数に関係なく、敷地全体に適用される。原子力発電所の場合、制限値は年間及び四半期の制限値に基づいている。非原子力施設については、年間の制限値で十分であると考えられている。その他の短期的な制限は課されない。放出される放射能の最大濃度制限がある。排出認可は定期的に更新され、平均で 2 年ごとに更新される。

1.1.12. オランダ

オランダにおける規制は、EURATOM Directive 96/29 に基づいている。年間線量限度は 1 mSv/y の実効線量で、眼の水晶体と皮膚はそれぞれ 15 mSv/y と 50 mSv/y の線量当量（dose equivalent）^{1,21}である。線量限度に加えて、すべての被ばく源及びすべての施設からの公衆のメンバーに対する実効線量 0.1 mSv/y の年間線量拘束値が使用されている。これは、2002 年 3 月に発効した放射線防護令（BS2000）の担当大臣によって設定された。

原子炉、放射性医薬品会社、研究炉、同位体製造施設、燃料濃縮工場などでは、サイト固有の線量評価が必要である。病院や研究所では、一般的な評価で十分である。

²¹ 原文ママ (The annual dose limits is 1 mSv effective dose; 15 mSv and 50 mSv dose equivalent to lens of the eye and skin, respectively.)

排出規制は、年間の放射能濃度で規定されている。しかしながら、制限値の許容範囲は、施設外の最も被ばく線量の高い公衆への結果として生じる線量に依存する。放射能は施設の主要な放出地点で測定され、年間制限に加えて、いくつかの短期制限が課されることがある。特定の事例として、放射性核種の大気中放出率の制限値については、認可された年間放出制限に基づいて導出される。

なお、TECDOC-1638 においては、年間総放出量制限値に関する具体的な数値の記載がないが、オランダの安全条約報告書²²には、以下の記載がある。

- ・ ボルセラ発電所の年間放出限度（気体）：希ガス 500 TBq、ハロゲン 50 GBq（ヨウ素 131 は最大 5 GBq まで）、エアロゾル 500 MBq、トリチウム 2 TBq、炭素 14 300 GBq
- ・ ボルセラ発電所の年間放出限度（液体）： α 核種 200 MBq、 $\beta \cdot \gamma$ 核種 200 GBq、トリチウム 30 TBq

1.1.13. ノルウェー

放射性物質の排出につながるすべての活動には、ノルウェー放射線防護局（NRPA: Norwegian Radiation Protection Authority）からの認可が必要である。NRPA は、以下に関する要件を確立している。

- ・ 正当化
- ・ 放射線防護担当者
- ・ 能力、指示、手順
- ・ リスク評価、物理的防護、緊急時への備え
- ・ 遮へい及び技術的安全要件
- ・ 作業場の分類と表示
- ・ 個人線量測定
- ・ 排出規制
- ・ 対策の調査及び実施の命令
- ・ 貯蔵要件
- ・ 放射性廃棄物の処理、貯蔵、及び最終処分に関する要件

ノルウェーにおける放射線防護の規制は、ICRP Publication 60 と、IAEA BSS に基づいている。したがって、公衆の年間線量限度は、実効線量 1 mSv/y である。規制法には 0.25 mSv/y という線量拘束値が含まれており、上記線量限度が使われることはほとんどない。

ノルウェーには原子炉はないが、研究炉や放射性医薬品製造会社等がある。全施設におい

²² Convention on Nuclear Safety (CNS), National Report of the Kingdom of the Netherlands for the Eighth Review Meeting, The Netherlands, 2019, https://www.iaea.org/sites/default/files/21/07/national_report_of_the_netherlands_for_the_8th_review_meeting.pdf

て、サイト固有の線量評価モデルを用いた評価が実施されており、線量評価の目的として仮想的な決定グループの考え方が用いられている。

すべての事業者は、環境への排出を回避するため、又は可能な限り低いレベルに抑えるために、BATを使用することが求められている。ここでは、OSPARのBATの定義が使用される。特定の意思決定支援技術は採用されていない。排出量は、上記の要件に基づいて最適化される。

研究炉については、線量の観点から年間排出限度（総量）が指定されているが、規制機関への届出のトリガーとして放射能限度（濃度）も提示されている。その他の施設については、排出限度は放射能（濃度）で示される。線量の観点から与えられている年間排出限度は、最も被ばく量の多い公衆の予測線量と総排出量との関係から評価され、通知のための放射能限度（濃度）は核種ごとに評価され、規定されている。

1.1.14. スロベニア

スロベニアでは、原子力施設と採掘・精錬施設のみが排出認可が必要とされている。放射線防護規制の基礎として、IAEA BSS、ICRP Publication 60、EURATOM Directive 96/29が使用されている。年間線量限度は1 mSvである（数年（several years）の平均値1 mSvを超えないという条件のもと、例外的に5 mSv）。厚生省と環境省が定めた線量拘束値が用いられ、行為に応じて変化する。原子力発電所の場合、年間線量拘束値は、排出については0.05 mSv/y、サイトからの直接外部放射線については0.2 mSv/yである。サイトからの複合的な放出に対しては、単一の線量拘束値が適用される。液体放射性物質（トリチウム、希ガス、炭素14を除く）の排出制限は、年間200 GBq、四半期80 GBqである。トリチウムの排出制限は、年間20 TBq、四半期8 TBqである。

排出規制は最小化の原則に則って行われている。スロベニアでは、現在のところ、最適化とBATは定義も適用もされていない。最小化を考える場合、意思決定支援技術は役割を果たしておらず、廃炉、職業被ばく、人の防護とは独立した環境の防護についても考慮されない。

排出制限は、液体については点源から、気体についてはサイト境界から放出される放射能と決定グループへの線量に基づいて設定され、すべて年単位で設定され、希ガスについては毎週と四半期、液体の排出については四半期単位で短期的な規制が追加されている。

1.1.15. スペイン

科学、医療、農業、商業、工業を目的とした放射性施設、放射性鉱石の採掘と加工から原子炉の運転と燃料製造に至る関連活動の全サイクルを含む原子力発電、放射性廃棄物の貯蔵所などには排出認可が必要である。規制は、IAEA BSS、ICRP Publication 60、及びその他のEU指令に基づいている。

スペイン原子力安全委員会（CSN: consejo de seguridad nuclear）は、最も被ばくを受け

る公衆に対して年間実効線量 0.3 mSv/y を線量拘束値として定めている。この値はスペインの法律には正式に含まれていないが、これらの施設から放出される放射性廃液を制御するための運用制限が設定される際に考慮される。一般的に、運用限度値は、線量拘束値として設定された値のパーセンテージで表される。この拘束値は、サイトからの複合的な放出に適用される。

原子炉等の原子力施設（核燃料サイクルに含まれる施設）には、サイト固有の線量評価が必要である。他の放射性物質取扱施設では、一般的な評価が行われ、放射能放出限度を設定する。ICRP Publication 60 にしたがって、決定グループが定義されている。

スペインの規制では、放射性物質の放出による公衆の被ばく線量は、経済的・社会的要因を考慮し、合理的に達成可能な限り低くなければならない（ALARA）とされている。BAT は OSPAR 条約の定義にしたがって考慮されているが、この概念は最適化プロセスの一部としては考慮されておらず、排出レベルの決定には使用されていない。職業被ばくは、BAT を用いて特定の技術が選択された場合に考慮される。環境は、人間の防護を通じて防護されるものとしている。

核燃料サイクルに含まれる施設の排出限度は、施設の活動に対して設定されているが、公衆に対する線量として規定されている。最も被ばくを受ける公衆に対して 0.1 mSv/y の排出限度を定めている（液体及び気体からの放出）。液体放出量をゼロと想定して認可された低・中レベル廃棄物処分場は例外であり、気体放出物の線量制限として 0.01 mSv/y とされている。

以上の記載から核燃料サイクルに含まれる施設の放出限度は（年間線量で規定されているため、）年間総量で規定されていると解釈できる。

1.1.16. スウェーデン

原子力施設と非原子力施設の両方について、スウェーデン放射線安全庁（SSM: Strål-säkerhets-myndigheten）から特定された行為については、排出認可が必要である。排出規制は、IAEA BSS、ICRP Publication 60 の勧告、EU 基本安全基準、及び EURATOM Directive 96/29 などのその他の EU 指令に基づいている。公衆の年間実効線量限度は 1 mSv/y である（SSI FS1984:4）。SSM によって設定された線量拘束値が使用され、行為によって異なる可能性がある。例えば、地理的に同一地域にある原子力施設からの複合放出については、 0.1 mSv/y の線量拘束値が設定されている。一部の行為及び作業活動については、放射能限度が設けられている。

原子力施設の場合では、排出量は、総排出量による決定グループへの年間線量を用いて設定されている。また、非原子力施設の場合、排出量は、短期間での放射エネルギーを用いて設定されている。原子力施設での線量調査レベルは、1 ヶ月あたり 0.01 mSv で、この規則は定期的に見直される。

1.1.17. 英国

TECDOC-1638 において、EURATOM Directive 96/29 に基づいている旨、及び非原子力施設においては一般的な線量評価を、原子力施設では固有の線量評価を実施する旨が記載されている。また、限度値 (limit) は、核種とその放射能の観点から示され、年単位で規定されるものであり、管理や通知の目的でより短期間の値が設定されることもある旨が記載されている。その後の更新情報を踏まえて以下に示す (年間被ばく限度の数値の変化はない)。

電離放射線の利用や管理に関する規制は、原子力施設法 (1965 年施行)、労働衛生安全法 (1974 年施行)、放射線物質法 (1993 年施行) を主要な法として原則などを定め、その下位の規則、指針、規格基準などによって整備されている。放射線防護 (人工放射線や自然放射線からの被ばくを合理的に実行可能な限り低く保ち、個人の線量限度を超えないようにするための枠組み) に関する主要な法令は、電離放射線規則 (Ionising Radiations Regulations : IRR) 2017 (以降、IRR17)²³である。最新の IRR17 は ICRP Publication 103 (2007 年勧告) の内容を取り入れた欧州基本安全基準指令 (2013/59/ EURATOM、以降 EURATOM 2013) にしたがっている。

原子力に関わる規制機関は、主に連邦行政機関である原子力規制局 (ONR) が有している。放射線廃棄物の処分に関わる事項については、イングランド、スコットランド、ウェールズ、北アイルランドのそれぞれの地域政府の環境当局が所管となる。

IRR17 では公衆の被ばくについて、計画被ばく状況では、1 mSv/y を線量限度として定めている。また、単一の被ばく源からは 0.3 mSv/y かつ単一サイトから 0.5 mSv/y と EURATOM 2013 に記載されるレベルと同様の線量拘束値が採用されている。

原子力安全評価原則 (SAP、指針レベル)²⁴以下の規格基準レベルでは、BSL (Basic Safety Limits (許認可で満たすべき基準))、BSO (Basic Safety Objectives (規制でこれ以上の低減を要求しない規準)) が設定されている。計画被ばく状況における公衆の年間実効線量は BSL で 1 mSv/y、BSO で 0.02 mSv/y となっている。0.02 mSv/y は線量評価がこれ以上要求されない線量レベルとして使用されている。また ICRP 2007 年勧告の取入れについて HPA (英国健康保護局、現 UKHSA) が報告書²⁵を公開しており、この中では、新規原子力発電所や廃棄物処分施設的设计段階においては 0.15 mSv/y を超えない線量拘束値を適用すべきであると記載されているが、法令への取入れは確認されていない。

放射性廃棄物の管理は、放射性物質に関する環境許認可の規定が適用される。この許認可とそれを裏付ける要件の下で、事業者は、様々な排出制限と要件を含む、英国環境庁が発行

²³ HEALTH AND SAFETY, Ionising Radiations Regulations, 2017 No. 1075, <https://www.legislation.gov.uk/uksi/2017/1075/made/data.pdf>

²⁴ SAFETY ASSESSMENT PRINCIPLES FOR NUCLEAR FACILITIES, 2014 EDITION, REVISION 1 (JANUARY 2020), <https://www.onr.org.uk/saps/saps2014.pdf>

²⁵ Application of the 2007 Recommendations of the ICRP to the UK: Advice from the Health Protection Agency. Documents of the H Health Protection Agency, Radiation, Chemicals and Environmental Hazards, HPA, 2009

した条件にしたがってのみ放射性廃棄物の排出及び処分を行うことが許可されている。なお、環境許可規則に関するガイダンスのうち線量評価に関するガイダンス²⁶では、排出許可・認可を決定する際には代表的個人の線量が評価されるべきであるとの記載がある。

英国環境庁の方針として、定期的に許可証を見直すことにしている。許可証の排出限度を設定する際、最新の関連する政府白書に示された放射線防護原則を考慮している。これらの原則は、政府の方針及び英国公衆衛生庁（PHE: Public Health England）の助言に基づいている。EURATOM 基本安全基準指令（BSS）1996 の線量限度に関する部分は、関係大臣が英国環境庁に発行した放射性物質 BSS 指令 2000 で英国法に組み入れられ、BSS 指令の他の条項は、IRR17 に準じている。なお Criteria for setting limits on the discharge of radioactive waste from nuclear site (2021 年 8 月) には「必要に応じて年間サイト規制値、個々の排出に対する規制値、レベル規制値を設定する」という記載がある²⁷。

1.1.18. 米国

TECDOC-1638 において、米国における規制は主に ICRP Publication 26 に基づいているものの、ICRP Publication 2、ICRP Publication60、及び IAEA BSS の一部も用いられている旨の他、原子炉等の原子力施設（核燃料サイクルに含まれる施設）には、サイト固有の線量評価が必要であり、他の放射性物質取扱施設では、一般的な評価が行われればよいとしている（場合によって補足評価を実施）。また、TECDOC-1638 では、排出制限及び限度に関して、以下の記載がある。

排出制限は、放射能レベル又は排出率と、線量で設定されている。放射能レベルの場合は、排出の結果として生じる濃度を非制限区域との境界において測定し、（その値から）総排出量を決定する。線量については、決定グループの線量、最も被ばくを受ける個人、又はサイト境界での線量として限度とすることが可能である。EPA（Environmental Protection Agency）はリスクも考慮する。通常、規制値はサイト内の個々の許可又は認可された施設に適用されるが、他の例では規制値がサイト全体に適用されることもある。EPA はまた、年間線量限度を用いるが、生涯限度も設定できる。EPA はまた、施設の種類に応じて、放射能レベルの最大値及び放出率限度を課している。このような限度には、年間の総放出放射エネルギー（Bq/y）が含まれる場合がある。

NRC は、環境中に放出される液体及び気体の排出物について、公衆の年間線量限度と濃度限度を課している。線量限度は 1 mSv/y で、原子力発電所及び研究試験炉以外の施設の

²⁶ Assessment of prospective public doses from authorised discharges (Radioactive Substances Regulation under the Radioactive Substances Act (RSA-93) or under the Environmental Permitting Regulations (EPR-10)(Principles for the Assessment of Prospective Public Doses arising from Authorised Discharges of Radioactive Waste to the Environment, 2012 年 8 月 24 日)

²⁷ Criteria for setting limits on the discharge of radioactive waste from nuclear site, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/296486/geho0612buqpe-e.pdf

気体排出物に対しては 0.1 mSv/y の線量拘束値が規定されている。原子力発電所及び研究試験炉について、NRC が規定する限度は以下の通りである。

- (1) 各原子炉から大気中に放出される全ての放射性物質の年間総量は、気体放出物による非制限区域の個人の年間推定外部被ばく線量が、全身で 0.05 mSv 又は皮膚で 0.15 mSv を超えないこと。
- (2) 各原子炉から大気中に放出される放射性物質の年間総量は、非制限区域の個人が居住し得る地上付近のいかなる場所においても、気体放出物からの推定年間空間線量が、ガンマ線について 0.01 cGy (1 cGy = 0.01 Gy) を、ベータ線について 0.02 cGy を超えないこと。
- (3) 当該サイトの各原子炉から大気中に放出される放射性ヨウ素、炭素 14、トリチウム、及び粒子状の全ての放射性物質の年間総量は、非制限区域の個人にとって、全ての被ばく経路からの当該放出物による推定年間線量又は線量預託が、いかなる臓器で 0.15 mSv を超えないこと。
- (4) 各原子炉から非制限区域の地表水域に放出される全ての放射性物質の年間総量は、非制限区域の個人にとって、全ての被ばく経路からの液体流出物からの推定年間線量又は線量預託が、全身で 0.03 mSv 又はいかなる臓器で 0.1 mSv を超えないこと。
- (5) サイトから放出される全ての放射性物質の年間総量及び全ての外部放射線源から非制限区域への (線量) 寄与は、全身で 0.25 mSv、甲状腺で 0.75 mSv、その他のいかなる臓器で 0.25 mSv を超える年間推定線量とならないこと。

また、補足情報を含めて以下に示す (線量限度の数値の変化はない)。

米国において、規制プロセスでは、放射性物質の使用に関するいかなる申請も正当化されることが要求される。これは、法律、規制、規制ガイダンスを通じて実施され、規制責任を有する機関の規制当局によって決定される。

放射線防護基準としては、NRC の定める 10 CFR Part 20 「放射線防護基準」²⁸が主要なものである。10 CFR Part 20 は、主に ICRP の Publication 26 (1977 年勧告)²⁹の内容を反映した基準となっており、Publication 60 (1990 年勧告) の採用は見送られていたが、現在、Publication 103 (2007 年勧告) の 10 CFR Part 20 への反映について検討が進められている (2014 年 7 月時点)。

この他には、エネルギー省 (Department of Energy : DOE) の定める基準がある。10 CFR Part 20 は NRC の認可を受けている施設に適用されるものであり、DOE の定める基準は、DOE の施設に適用されるものである。これらの基準は、主として ICRP 勧告の他、米国放射線防護審議会 (National Council on Radiation Protection and Measurements : NCRP) の勧告に基づいて作成されている。

²⁸ 10 CFR Part 20, <https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part020/index.html>

²⁹ ICRP Publication 26, 1977. Recommendations of the ICRP. Ann. ICRP 1 (3).

NRC が使用する線量限度は実効線量 1 mSv/y であり、EPA は設定された範囲 ($1 \times 10^{-4} \sim 1 \times 10^{-6}$ /y) 内でリスクを考慮している。規制の対象となる行為の種類に応じて、規制当局によって、時には特定の制限をもった拘束値が適用される。EPA は、気体放出と液体排出に対して別々の拘束値を設定している。

環境放射線基準の規定は、40 CFR³⁰があり、ICRP の Publication 2 がベースとなっている³¹。主として環境保護庁 (Environmental Protection Agency : EPA) が責任を有するが、NRC や DOE よって作成された基準についても、その基準が EPA の基準より厳しい場合や、EPA の要件に該当していない場合には、環境放射線基準として適用することが原則とされている。

公衆の被ばくについては、10 CFR Part 20§1301³²に記載されており、すべての線源からの被ばくを対象に 1 mSv/y が設定されている。外部被ばく、内部被ばくが加算される。(なお、許可取得者及び許可申請者は、以下の情報を含めた上で、5 mSv/y までの運転について、NRC の事前認可を申請することができる。(1) 上記の制限を超える運用の必要性と予想される期間、(2) 5 mSv/y の限度内で線量評価し管理するための許可取得者のプログラム、(3) 合理的に達成可能な限り線量を低く維持するために従うべき手順。)

また、ALARA 目標値が設定されている。軽水炉では、10 CFR Part 50 Appendix I 「軽水型原子力発電炉から放出される放射性物質に対する ALARA 規準に適合するための設計目標と運転制限条件についての数値指針」³³に「ALARA 基準」を満たすための設計目標及び制限に関する数値ガイドが記載されており、各軽水型原子力発電炉からの液体廃棄物の排出に関しては 0.03 mSv/y (全身)、0.1 mSv/y (臓器) の線量目標が設定されている。原子力発電所が暦の四半期にこれらの放射線量レベルの半分を超えた場合、発電所の運転員は、原因を調査し、適切な是正措置を開始し、当該四半期末から 30 日以内にその措置を NRC に報告しなければならないとされている。

1.1.19. カナダ

カナダでは原子力安全管理法³⁴が 2000 年 5 月 31 日に発行され、この法律によって原子力発電、原子力の利用等の規制に関する権限はカナダ原子力安全委員会 (CNSC : Canadian Nuclear Safety Commission) に与えられた。この他法務省における核テロ法や、環境アセスメント法などが法令として定められている。放射線防護に関連する法令は原子力安全管

³⁰ 40 CFR, <https://www.ecfr.gov/current/title-40>

³¹ REGULATORY GUIDE, <https://www.nrc.gov/docs/ML0911/ML091170109.pdf>

³² 10 CFR Part 20 §1301, <https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part020/part020-1301.html>

³³ 10 CFR Part 50 Appendix I, <https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part050/part050-appi.html>

³⁴ Nuclear Safety and Control Act (S.C. 1997, c. 9), <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/N-28.3/index.html>

理法に基づき、放射線防護規則（Radiation Protection Regulations、SOR / 2000-203）³⁵がある。また REGDOC-2.7.1 に放射線防護に関する規制文書³⁶があり、放射線防護プログラム、線量管理の原則、労働者と公衆の防護等のガイダンスが記載されている。この REGDOC 中には ICRP が参照されており、最新は ICRP Publication 116³⁷ が参照されている。Publication 103（2007 年勧告）¹⁸ についても取り込みが一部されており、検討が続けられている³⁸。

公衆の線量限度は SOR / 2000-203 によって、1 mSv/y とされており、さらに REGDOC -2.7.1 で、非必須の要求として、「公衆への線量が 50 μSv/y を上回る可能性が低い場合は、ALARA 評価は不要であるとみなすことができる」と記載されている。

REGDOC-2.9.1 の 4.2 に BAT の原則、ALARA の原則などに基づく環境への放出の管理が規定されている。またその中で国内の規格「CSA N288.1」で原子力施設の通常運転における大気中及び液体流出物中の放射性物質の放出限度の算出方法に関する規格があり、既存の施設では 0.05 mSv/y、新設の原子炉では 0.01 mSv/y の限度が記載されている。

上記のように放出限度は線量限度として年で規定されており、濃度規制については公開情報からは確認できなかった。

1.1.20. まとめ

上記でまとめた諸外国のうち、英国・米国・フランス・ドイツ・中国について、表 1-9 にまとめた。

表 1-9 英国・米国・フランス・ドイツ・中国のまとめ

国	公衆の線量限度と排出に関する線量拘束値等	代表的個人の考え方の導入状況
英国	<p>線量限度</p> <p>1 mSv/y：電離放射線規則 2017（IRR17）では、計画被ばく状況では 1 mSv/y と定められる。</p> <p>線量拘束値</p> <p>0.3 mSv/y（単一線源）かつ 0.5 mSv/y（単一サイト）</p> <p>設計時及び通常運転時の計画被ばくでの放射性物</p>	<p>事業者は、様々な排出制限と要件を含む、英国環境庁が発行した条件にしたがってのみ放射性廃棄物の排出及び処分を行うことが許可される。この時環境許可規則に関するガイダンスのうち線量評価に関するガイダンスでは、排出許可・認可を決定する際には代表的個人</p>

³⁵ Radiation Protection Regulations (SOR/2000-203), <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2000-203/index.html>

³⁶ REGDOC-2.7.1, Radiation Protection, <https://nuclearsafety.gc.ca/eng/acts-and-regulations/regulatory-documents/published/html/regdoc2-7-1/index.cfm>

³⁷ ICRP, Publication 116, 2010. Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures. Ann. ICRP 40(2-5).

³⁸ Canadian Regulatory Perspective -ICRP-103 Recommendations, <https://isoe-network.net/publications/pub-proceedings/symposia/north-american-tc-symposia/fort-lauderdale-usa-january-2010/slides-16/session-vi-icrp-103-implementation/1456-hicks2010-ppt/file.html>

国	公衆の線量限度と排出に関する線量拘束値等	代表的個人の考え方の導入状況
	<p>質の放出による公衆被ばくの上限は、年間実効線量 0.3 mSv/y。</p> <p>指針レベルでの線量（線量目標値）</p> <p>1 mSv/y：許認可で満たすべき基準（BSL: Basic Safety Limits）</p> <p>0.02 mSv/y: 線量評価がこれ以上要求されない基準（BSO: Basic Safety Objectives）</p> <p>放出制限は必要に応じてサイトごとに設定される。</p>	<p>の線量が評価することが求められている。</p>
米 国	<p>線量限度</p> <p>1 mSv/y：10CFR では、公衆に対しすべての線源からの被ばくを対象に設定されている。外部被ばく、内部被ばく、食物摂取が加算される。</p> <p>線量拘束値</p> <p>0.1 mSv/y：原子力発電所及び研究試験炉以外の施設の気体排出物に対する拘束値</p> <p>線量目標値</p> <p>0.03 mSv/y（全身）、0.1 mSv/y（臓器）：各軽水冷却型原子力発電炉の液体排出に対する拘束値</p> <p>放出制限は炉単位（サイト単位の場合もある）。 排出濃度制限（液体・気体）あり。</p>	<p>EPAが排出制限を決定する際に代表的個人の取り扱いはないが、排出制限を定める際に代表的個人に置き換えられた概念である決定グループの線量が考慮される。</p>
フ ラ ン ス	<p>線量限度</p> <p>1 mSv/y: 公衆衛生法典 R1333-11 にて規定される。ただし、R1333-12 で規定される医療被ばくや、研究・労働・緊急時は除く。</p> <p>線量拘束値</p> <p>公衆の放射線防護に適用されない。（ただし、ほとんどの許可には対応する年間制限値とサイト特有の分散を考慮して規定された制限値がある。）※</p>	<p>代表的個人の考え方の導入については、確認できなかった。</p>

国	公衆の線量限度と排出に関する線量拘束値等	代表的個人の考え方の導入状況
	放出制限はサイト単位。 排出濃度制限（液体・気体）あり。	
ドイツ	<p>線量限度 1 mSv/y：放射線防護令（StrlSchV）にて規定される。</p> <p>線量拘束値 0.3 mSv/y：原子力施設からの排出によって生じる公衆の線量拘束値。拘束値は複合的な放出に対して用いられ、すべての行為に対して同じ値が適用される。</p> <p>放出制限が炉単位かサイト単位かは認可機関に依存する。 排出濃度制限（液体・気体）あり。</p>	所管官庁は公衆が受ける被ばくを決定する際に、前暦年に代表的個人が受けた現実的な被ばく量を決定する必要がある。しかしこの値が排出の制限の決定時に考慮されるという記載は確認できなかった。
中国	<p>線量限度 1 mSv/y：国家標準「放射線防護のための規則」（GB8703-1988）に規定されている。</p> <p>線量拘束値 0.25 mSv/y：国家標準「原子力発電所環境放射線防護規則」（GB6249-2011）では「全ての原子炉から環境中に放出された放射性物質による、公衆のいかなる個人に対する実効線量は、線量拘束値である毎年 0.25 mSv 以下である必要がある。」とされている。</p> <p>放出制限は原則炉単位（同種複数基サイトの場合は最大で 1 基の 4 倍）。 排出濃度制限（液体・気体）あり。</p>	代表的個人の考え方の導入については、確認できなかった。

※具体的な法令・規制への記載は確認できなかったが、欧州基本安全基準指令（2013/59/ EURATOM、以降 EURATOM 2013）にしたがっていると推定されるので、単一の被ばく源からは 0.3 mSv/y かつ単一サイトから 0.5 mSv/y と EURATOM 2013 に記載されるレベルと同様の線量拘束値が採用されていると考えられる。

1.2. 国際機関等の放射線の排出基準に係る文書等

1.2.1. IAEA

IAEA 安全基準文書のうち、排気・排水基準に関する文書について、概要をまとめた。

・ Fundamental Safety Principles, IAEA Safety Standards Series No. SF-1, 2006^{39,40}

Safety Fundamental-1 (SF-1) は人及び環境を電離放射線の有害な影響から防護するための基本安全原則で、人（個人及び集団）及び環境を防護するは基本安全目的及び付随する以下 10 項目の安全原則を記載している。

原則 1：安全に対する責任

原則 2：政府の役割

原則 3：安全に対するリーダーシップとマネジメント

原則 4：施設と活動の正当化

原則 5：防護の最適化

原則 6：個人のリスクの制限

原則 7：現在及び将来の世代の防護

原則 8：事故の防止

原則 9：緊急時の準備と対応

原則 10：現存又は規制されていない放射線リスクの低減のための防護対策

「原則 5：防護の最適化」は「合理的に達成できる最高レベルの安全を実現するように防護を最適化しなければならない」とされており、放射線リスクが合理的に達成できる限り低いかどうかを判断するために、通常運転もしくは異常又は事故状態から生じる全てのリスクを演繹的に（**graded approach** を用いて）評価するとともに、施設と活動の存続期間全体を通して定期的に再評価しなければならないとされている。

また防護を最適化するには、次の事項を含む様々な因子間の相対的重要性に関する判断が要求される。

- 放射線に被ばくする可能性がある人（作業者と公衆）の数
- それらのものが被ばくする可能性
- 各人が受ける線量の大きさと分布
- 予見できる事象から生じる放射線リスク
- 経済的、社会的及び環境上の因子

・ Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety

³⁹ IAEA Fundamental Safety Principles, Safety Standards Series No.SF-1, <https://www.iaea.org/publications/7592/fundamental-safety-principles>

⁴⁰ IAEA 安全基準、人と環境を防護するために、基本安全原則 <https://warp.da.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/10207746/www.nsr.go.jp/archive/jnes/content/000013228.pdf>

Standards, IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 3, 2014^{41,42}

本一般安全要件は、全種類の被ばく状況に適用可能な要件と、計画被ばく状況、緊急時被ばく状況及び現存被ばく状況に適用可能な一連の個別の要件に分類され、それぞれの被ばく状況別に、職業被ばく、公衆被ばく及び（計画被ばく状況においてのみ）医療被ばくの要件へと、更にグループ分けされる構成となっている。

本基準では、防護と安全を決めるプロセスは、個人線量の大きさ、被ばく対象となる個人の数、そして「経済的及び社会的要因を考慮に入れて、合理的に達成できる限り低く」（ALARA）なった被ばくの起こり易さに帰着するとしている。

「要件 29：政府及び規制機関の公衆被ばくに係る責任」では、政府又は規制機関は、関連する関係者の公衆被ばくに係る責任を定めなければならず、最適化に関する要件を定め実行しなければならず、公衆被ばくに対する線量限度を定めなければならず、かつ規制機関はこれを遵守させなければならないとされている。

本要件の Paragraph 3.120 と 3.124 には、行為内の線源について以下のように記載されている。

(3.120) また政府又は規制機関は、公衆の構成員の防護と安全の最適化に使用される線量拘束値及びリスク拘束値を、規定し又は承認しなければならず、行為内の線源に関する拘束値を規定又は承認する場合、政府又は規制機関は、適宜、以下を考慮しなければならないとしている。

- (a) 公衆被ばくに関連する線源及び行為の特性；
- (b) 類似する線源の使用における良好事例；
- (c) 設計及び計画段階で推定される他の認可された行為又は将来認可される行為からの線量の寄与により、公衆の構成員が受ける総線量が、線源の運転開始後のいかなる時点でも線量限度を越えないこと；
- (d) 関心のある人々の見解。

(3.124) 行為内の線源がその線源が置かれている国の管轄又は管理下の領土又は他の領域の外側で、公衆被ばくを引き起こす可能性がある場合、政府及び規制機関は：

- (a) 放射線学的影響の評価が、国の管轄又は管理下の領土又は他の領域の外側での影響を含むことを確実にしなければならない；
- (b) 可能な範囲で排出管理のための要件を確立定めなければならない；
- (c) 適宜、影響を受けた国との情報交換及び協議のための手段を手配しなければならない。

計画被ばく状況における公衆の防護については、以下のような線量限度が定められてお

⁴¹ IAEA GSR Part 3, https://www-pub.iaea.org/mtcd/publications/pdf/pub1578_web-57265295.pdf

⁴² IAEA GSR Part 3 日本語翻訳版, <https://www.nra.go.jp/data/000354300.pdf>

り、III.3 項に以下のように記載されている。

(III.3.) 公衆被ばくに関して、公衆の線量限度は以下のとおりである：

- (a) 実効線量は 1 年間で 1 mSv；
- (b) 特殊な状況下で、連続する 5 年間の平均線量が 1 年間で 1 mSv を超えない限り、いずれかの 1 年間でより高い実効線量が適用される；
- (c) 眼の水晶体の等価線量は 1 年間で 15 mSv；
- (d) 皮膚の等価線量は 1 年間で 50 mSv

なお、本安全基準要件を満たすための一般的なガイダンスを提供する以下の 3 つの安全指針が策定されている。

GSG-8「公衆及び環境の放射線防護」

GSG-9「環境への放射性物質の放出に対する規制管理」

GSG-10「施設及び活動に対する予測的な放射線環境影響評価」

- ・ Radiation Protection of the Public and the Environment, IAEA Safety Standards Series No. GSG-8, 2018⁴³

GSG-8 は、計画被ばく状況、現存被ばく状況、緊急被ばく状況における公衆の防護と環境の防護に関して、すべての施設と活動に適用される GSR Part 3 と GSR Part 7 の要件の適用に関する汎用的なガイダンスを提供しており、最適化と線量拘束値については 3.33 項、3.34 項及び 3.38 項に以下のように記載されている。

(3.33) 防護と安全の最適化は、特定の行為の構成部分に適用することができ、特定の集団への被ばく線量を考慮することに限定することができる。しかし、最適化を目的とした解析の境界条件は、他の構成部分や他の集団に影響を及ぼす可能性があるため、慎重に選択されるべきである。例えば、原子力発電所における様々な排水処理のオプションの費用と便益は、環境への放射性物質の放出による被ばくに対する公衆の防護と環境の防護の最適化において考慮されるべきである。これらのオプションの中には、施設における固形廃棄物の保管方法や作業員の職業被ばくに対して重大な意味を持つものがあり、これらも最適化の過程で考慮されなければならない。

(3.34) 最適化の決定には多くの異なる要因が含まれるため、マトリックスタイプのアプローチで検討することが有効な場合がある。マトリックスの異なる要素は、公衆と環境の防護を含め、全体の決定に寄与する考慮事項である。例えば、通常運転中の施設や活動から環境に放出されるもの、あるいは施設や活動（例えば、病院の X 線撮影に使われる部屋や工業用放射線撮影施設）の設計における遮蔽を最適化するために、認可の申請が行われるすべての線源による公衆被ばくに関して、線量の制約が確立されるべきである。

⁴³ IAEA Safety Standards Series No. GSG-8, Radiation Protection of the Public and the Environment, https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/PUB1781_web.pdf

(3.38) 計画被ばく状況における公衆被ばくの線量拘束値の値は、1年間の実効線量 1 mSv の線量限度以下であることが望ましい。この線量限度は、計画被ばく状況において、個人がすべての線源から受ける総線量に適用される。一方、線量拘束値の値は、規制機関が定めた免除レベル、例えば、1年間に 10 μ Sv オーダーの線量よりも高くなければならない。したがって、現実的には、年間 0.1 mSv から <1 mSv の範囲内で線量拘束値を選択する必要がある。

・ Regulatory Control of Radioactive Discharges to the Environment, IAEA Safety Standards Series No. GSG-9⁴⁴, 2018.

GSG-9は計画被ばく状況における運転中に施設や活動家らの大気・表層水中への排出物についての安全指針である。本安全指針の適用範囲は、1.10項に以下のように記載されている。

(1.10) 計画的被ばく状況における通常運転中の施設や活動からの大気中への放出物及び表層水中への液体放出物に限定される。固体放射性廃棄物の処分、廃棄物処分施設の閉鎖後の放射性物質の放出、放射性核種を含む液体の地下水への移行、事故による環境への放出は、この安全ガイドでは扱っていない。(略)

放出限度の設定についての詳細は、3.6項に以下のように記載されている。

(3.6) 本安全指針に記載されている施設や活動に対する放出限度の設定は、主に公衆の防護の最適化のために行われる。すなわち、放出限度を決定するための評価の目的は、放出施設の作業者の放射線防護に適切に配慮した代表的個人に対する実効線量の制御である。このアプローチは、その行為が許可される条件によって環境が防護されるという結論に基づいている。

放射性物質の放出を伴う施設と活動に対する規制についての詳細は、1.1項、1.2項、1.4項及び1.5項に以下のように記載されている。

(1.1) 放射線リスクをもたらす施設と活動は、環境への放射性物質の放出を防止し、又はそのような放出の影響を最小限に抑え、公衆と環境の適切なレベルの防護を提供するために、設計、建設、認可、運用、維持されることが要求される。

(1.2) 施設と活動の中には、通常の操業中に、一般市民や環境が低レベルの放射線にさらされる可能性のある少量の放射性核種を含む気体や液体の放出物を発生させるものがある。多くの場合、このような廃液の放出を完全に防止することは技術的に困難であり、また非常にコストがかかる。どのような場合でも、その結果生じる公衆の被ばく線量は、確立された限界値以下でなければならない。

⁴⁴ IAEA Safety Standards Series No. GSG-9, Regulatory Control of Radioactive Discharges to the Environment

(1.4) 制御可能な放射性物質の放出を発生させる施設や活動は、段階的なアプローチを通じて様々な方法で規制される。多くの場合、通常運転中に放射性物質を放出する施設や活動の規制は、公衆への線量が非常に低く、予期せぬ事故による放出のリスクがない場合、適用除外の概念の適用や通知によって管理することが可能である。しかし、放出される放射線の中には、より高レベルの放射線量になるものや、潜在的により高い放射線リスクを持つ施設や活動もある。このような場合、このような施設又は活動からの放出の規制は、これらの放出物及びその放射線影響の適切な管理及び制御を含む、厳しい技術及び規制条件を確立する認可（必要に応じて登録又は認可）によって管理されることが適切である場合がある。正当化される行為については、そのような放出を許可する決定は、最適化と線量限度の放射線防護原則、及びその他の関連する安全原則を考慮に入れるべきである。

(1.5) 線量限度や線量拘束値は、認可された廃液の放出によって公衆が受ける線量について設定され、IAEA 安全基準シリーズ SF-1、IAEA 安全基準シリーズ GSR Part3 で定められた要件にしたがっている。廃液は、公衆と環境の最適な防護を保証するために、ライセンスによって適切に管理されることが要求される。

単一線源に対する線量拘束値の詳細は、5.16項に以下のように記載されている。

(5.16) 単一の線源に対して設定される線量拘束値は、年間の実効線量で表現されるべきである。線量拘束値は、計画的な被ばく状況においてすべての規制された線源による公衆への実効線量の限度値（すなわち、GSR Part 3 が要求する年間 1 mSv）以下であり、年間 10 μ Sv オーダーの線量より高い必要がある。したがって、現実的には、線量拘束値を年間 0.1 ~1 mSv の範囲で選択する必要がある。

すべての認可された放射線源から公衆のあらゆる構成員が受ける線量限度は、2.7 項に以下のように記載されている。

(2.7) 原子力発電所が通常運転している際の、計画被ばく状況において被ばくするすべての認可された放射線源から、公衆のあらゆる構成員が受ける線量限度は以下の通りである。

(a) 1 年間で 1 mSv の実効線量

(b) 特別な状況では、連続する 5 年間の平均実効線量が年間 1 mSv を超えないことを条件に、単年度の実効線量のより高い値を適用することが可能となる

更に、8.5 項及び 8.6 項に以下のように記載されている。

(8.5) あらゆる状況下で、事業者は代表的個人の年間被ばく線量が実効線量限度である 1 mSv を下回ることを証明することが求められるべきである。さらに、防護と安全をさらに最適化する可能性を検討する必要がある。

(8.6) 例外的に、評価された年間線量が 1 mSv を超えることが判明した場合、規制機関

は 5 年間の平均年間線量が 1 mSv を超えないこと、及び最大年間線量が任意の 1 年において 5 mSv を下回ることを保証する認可排出制限及び運転条件の設定を検討する必要がある。この線量平均の適用期間中に、数年以内に代表的個人の線量が年間 1 mSv を下回るよう、排出量の削減方法を検討すべきである。この期間経過後に認可の見直しを行い、排出認可の取り消しや制限・条件の改定を検討する。

- ・ Prospective Radiological Environmental Impact Assessment for Facilities and Activities, IAEA Safety Standards Series No. GSG-10, 2018.⁴⁵

GSG-10 の目的は、1.7 項に以下のように記載されている。

(1.7) 公衆及び環境に対する放射線影響を推定し管理するために、施設及び活動の放射線影響評価を行うための一般的な枠組みに関する勧告及びガイダンスを提供する。この放射線影響評価は、施設及び活動の認可プロセスの一部として、また、該当する場合には政府の意思決定プロセスの一部として、計画被ばく状況に対して行われる。対象となる状況は、通常運転で予想される被ばくと、潜在被ばくの両方を含む。

計画被ばく状況における公衆の線量限度と線量拘束値については、5.39 項に以下のように記載されている。

(5.39) GSR Part 3 では、計画被ばく状況における公衆の線量限度として、実効線量は 1 年間で 1 mSv を設定することを求めている。特殊な状況下で、連続する 5 年間の平均線量が 1 年間で 1 mSv を超えない限り、いずれかの 1 年間でより高い実効線量が適用される。線量拘束値は年間 0.1~1 mSv の範囲に収まるように選択されるべきで、施設や活動、被ばくシナリオによって異なる可能性があり、政府又は規制機関は、特定の種類の施設や活動に対する線量拘束値の一般的な値と、特定の状況に対する特定の線量拘束値（一般的な線量拘束値を超えるか下回る）を定義することができる。

通常運転時の公衆に対する放射線環境影響評価の方法に関する具体的なステップについては、5.8 項で以下のようにまとめられた。

- ソースタームの選択
- 環境中の直接照射、拡散、移動のモデリング
- 被ばく経路の特定
- 通常運転時の代表的個人の特定
- 代表的個人の被ばく線量の評価
- 推定された線量及びリスクと基準との比較

⁴⁵ IAEA Safety Standards Series No. GSG-10 “Prospective Radiological Environmental Impact Assessment for Facilities and Activities” <https://www.iaea.org/publications/12198/prospective-radiological-environmental-impact-assessment-for-facilities-and-activities>

これらのステップに関する詳細は 5.11 項、5.12 項、5.32 項、5.34 項及び 5.36 項に以下のように記載されている。

(5.11) 各放射性核種の総排出量は、規制機関が要求する期間にわたって積算する必要がある。一般的に、各放射性核種の排出量は運転期間 1 年あたりに放出される放射能で与えられる。通常における放射線環境影響評価は、ほとんどの施設及び活動による排出は運転期間中（例えば 30～50 年間）継続的かつ一定であると仮定している。（略）しかし、短時間の間に急峻な変化をする排出の影響が大きい場合は、この仮定は常に有効とは限らない。また、施設に残留する放射性核種の存在により、操業停止後も環境への排出が続く可能性があることを考慮する必要がある。

(5.12) 施設又は活動からの直接ガンマ線、場合によっては、近傍の公衆の外部被ばくに寄与しうる天空散乱ガンマ線（スカイシャイン）は評価に含まれるべきであり、必要であれば、モデル又は類似施設又は活動からの経験（例えば、モニタリングプログラムの結果）を用いて推定されるべきである。密封放射線源又は放射線発生装置のみを使用する施設及び活動については、そのような直接照射は、公衆の被ばくを決定する上で唯一又は最も重要な放射線源となり得る。その他の施設や活動では、直接照射は施設の近傍にいる公衆の外部被ばく線量に寄与する可能性がある。

(5.32) 代表的個人の線量は、集団の中でより高い被ばく量を代表する個人の集団から選ばれた特性を用いて計算されるべきである。ICRP Publication 101⁴⁶は、代表的個人の特性に関するガイダンスを示している。

(5.34) (略) 代表的個人の線量を評価する際に重要な特性は、代表的個人の想定位置（放射性物質の放出地点からの距離と方向など）である。また、代表的個人が食物を入手する場所、消費した食物のうち当地又は地方由来のもの割合、異なる場所での滞在時間、屋外と屋内で過ごした時間の割合も重要である。（略）

(5.36) 公衆への放射線影響の評価は放射性物質の経口摂取及び吸入摂取による内部被ばくの預託実効線量と外部被ばくによる実効線量の合計である代表的個人の実効線量を用いて推定されるべきである。内部被ばくによる線量は、放射性核種の摂取による線量係数を用いて計算され、単位摂取量あたりの預託実効線量が、Sv/Bq の単位で表される。公衆に適用される線量係数は ICRP など多くの出版物で入手可能であり、線量係数を計算するために ICRP が想定した期間は、成人摂取で 50 年、小児摂取で 70 年である。（略）

潜在被ばくの予測的な評価の方法に関する具体的なステップについては、5.45 項で以下のようにまとめられた。

- 潜在被ばくのシナリオの特定と選択

⁴⁶ ICRP Publication 101a, Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public. Ann. ICRP 36 (3).

- ソースタームの選択
- 環境中の直接照射、拡散、移動のモデリング
- 被ばく経路の特定
- 潜在被ばくの代表的個人の特長
- 代表的個人の潜在被ばく線量の評価
- 推定された線量及びリスクと基準との比較

・ **Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series No. 19⁴⁷, IAEA, Vienna, 2001.**

電離放射線に対する防護及び放射線源の安全に関する国際基本安全基準（BSS）は、放射線被ばくに伴うリスクに対する防護及び放射線被ばくをもたらす可能性のある放射線源の安全に関する基本及び詳細な要件を定めたものである。IAEA 安全レポート 19 は、ICRP1990 年勧告とその他の IAEA 安全シリーズ出版物に基づいている。BSS は、規制当局と線源に責任を持つ事業者に要件を課している。

IAEA 安全レポート 19 は、特に事業者が「線源に起因する被ばくの性質、大きさ及び可能性の評価を行う」ために必要な情報を提供する。また、放射性核種の放出がもたらす個人及び集団の被ばく線量の影響を評価するための実用的な一般的方法論を提供する。IAEA 安全レポート 19 の主な目的は、環境中に放出された放射性物質による線量を簡便に計算する方法を提供し、適切な放出限度を評価し、関連する規制当局が指定する線量限度の基準との比較を可能にすることである。

公衆が受ける可能性のある線量を正確に評価することは、複雑で時間のかかる作業である。多くの場合、公衆が受ける可能性のある線量が非常に低く、サイト別の評価を実施する費用が正当化されない場合、複雑なモデリング手順の適用やサイト別のデータ収集の必要性を排除する、いくつかの簡略化した、一般的に悲観的な仮定をすることが可能である。この安全レポートは、このような簡略化した評価を行うために必要な情報を提供し、予測される線量が規制当局により指定された線量限度の基準に関連する基準レベルに近づくか、それを超えることによって、モデリングの複雑さを増すという構造的な反復アプローチを推奨している。

本安全レポートで推奨する反復アプローチの第 1 段階である「無希釈モデル」は、公衆が放出地点で被ばくするという保守的な仮定に基づく非常に単純な評価である。この方法は、さらに洗練された方法が正当化されるかどうかを判断するための迅速かつ容易な方法を提供する。無希釈モデルによって予測された決定グループの線量が関連する線量基準（線量拘束値など）を超える場合には、より複雑なモデルが推奨される。反復プロセスの第 2 段階は、環境中の放射性物質の拡散を考慮した単純な汎用環境モデルを使用することである。こ

⁴⁷ Safety Reports Series No. 19 “Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment”, https://www-pub.iaea.org/mtcd/publications/pdf/pub1103_scr.pdf

これらのモデルにおける線量計算係数は IAEA 安全レポート 19 の付属書 I に示されている。

1.2.2. EURATOM

EURATOM の公衆の防護、排気排水に関する文書の概要をまとめる。

- ・ COUNCIL DIRECTIVE 2013/59/EURATOM of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, and repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom and 2003/122/Euratom (Basic Safety Standard (BSS)⁴⁸: 基本安全規則) の概要

電離放射線への被ばくから生じる危険から労働者や一般市民を最大限防護するために、最初の基本安全規則 (BSS) 指令が 1959 年に採択された。その後、この指令は、最新の科学的知見や勧告を考慮し、定期的に改正されている。最新の BSS 指令 (COUNCIL DIRECTIVE 2013/59/EURATOM) は 2014 年に採択され、2018 年 2 月までに国内法令に移項することが義務付けられている。

EURATOM の本 BSS では、引き続き直線しきい値なしモデルに立脚した防護の三原則 (正当化、防護の最適化、線量限度) を採用しつつ、ICRP 2007 年勧告の新たな防護概念を採用している。具体的には、計画被ばく状況、現存被ばく状況、緊急時被ばく状況の 3 つの被ばく状況に対応した構成となっており、現存及び緊急時被ばく状況において線源に注目した「参考レベル」や、原子力施設周辺の決定グループに代わる「代表的個人」に対する線量評価、最適化などの新たな概念が採用されている。

本 BSS では公衆の防護については以下のような線量限度が定められている。

- ・ 年間の公衆被ばくの実効線量限度 1 mSv
- ・ 年間の眼の水晶体の等価線量限度 15 mSv
- ・ 年間の皮膚の等価線量限度 皮膚 1 cm² 当たりの面積の平均で 50 mSv

また公衆の防護について、所轄官庁が放射性放出物の放出に関する承認及び条件の一部として承認する場合以下が求められると記載されている。

- (a) 放射線防護の最適化の結果を考慮する。
- (b) 同様の施設で運用される優れた行為を反映する。

⁴⁸ Council Directive 2013/59/Euratom of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, and repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom and 2003/122/Euratom
<https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2013/59/oj>

公衆の線量の現実的な評価について、所轄官庁が以下を実施することを求めている。

- (a) 放射性物質の拡散のための効果的経路を考慮して、実施すべき調査の合理的規模及び、代表的個人を特定するために考慮すべき情報を決定する。
- (b) (a)項で決定した通り、関連パラメータのモニタリングの合理的頻度を決定する。
- (c) 代表的個人の線量の予測には、以下を含めるよう確保する。
 - (i) 必要に応じて、問題となる放射線の種類を示す外部放射線による線量評価を行う。
 - (ii) 放射性核種の特性を示す放射性核種の摂取評価、必要に応じて、放射性核種の物理的及び化学的状态、食料及び飲料水又はその他の関連環境における放射性核種の放射能濃度を決定する。
 - (iii) (a)項に特定された、代表的個人が受ける可能性のある線量評価を行う。
- (d) 外部被ばく及び汚染の測定、放射性核種の摂取予測、代表的個人が受ける線量の評価の結果に関する記録を保管し、依頼によりすべてのステークホルダーが入手できるよう義務付ける。

- ・ COMMISSION RECOMMENDATION of 18 December 2003 on standardised information on radioactive airborne and liquid discharges into the environment from nuclear power reactors and reprocessing plants in normal operation (2004/2/EURATOM)⁴⁹：放射性物質の排出データの報告に関する標準的アプローチに関する欧州委員会勧告

この勧告は、通常運転中の原子炉及び再処理施設から放出された、又は放出される可能性のある放射性核種について、モニタリング及び欧州委員会への報告のために選択された情報を定義している。

1.2.3. ICRP

ICRP の主勧告で最新勧告の Publication 103⁵⁰では、職業被ばく、公衆被ばく、患者（及び介助者、介護者及び研究の志願者）の医療被ばくという 3 つのカテゴリーは引き続き区別されている。

本主勧告の総括では、計画被ばく状況に関する勧告は、Publication 60 とその後発行された刊行物に記載された内容と実質的に変化していない。行為に関する職業被ばくと公衆被ばくの線量限度は、計画被ばく状況における規制下の線源に対して引き続き適用されて

⁴⁹ Commission Recommendation of 18 December 2003 on standardised information on radioactive airborne and liquid discharges into the environment from nuclear power reactors and reprocessing plants in normal operation (notified under document number C(2003) 4832), <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32004H0002>

⁵⁰ ICRP Publication 103, 国際放射線防護委員会の 2007 年勧告、https://www.icrp.org/docs/P103_Japanese.pdf

いると記載されている。

表 1-10 ICRP の防護体系に用いられる線量拘束値と参考レベル (ICRP Publication 103 より転載) ⁵⁰

被ばく状況のタイプ	職業被ばく	公衆被ばく	医療被ばく
計画被ばく	線量限度 線量拘束値	線量限度 線量拘束値	診断参考レベル ^{d)} (線量拘束値 ^{e)})
緊急時被ばく	参考レベル ^{a)}	参考レベル	— ^{b)}
現存被ばく	— ^{c)}	参考レベル	— ^{b)}

^{a)} 長期的な回復作業は計画された職業被ばくの一部として扱うべきである。

^{b)} 該当なし。

^{c)} 長期的な改善作業や影響を受けた場所での長期の雇用によって生じる被ばくは、たとえその線源が「現存する」としても、計画職業被ばくの一部として扱うべきである。

^{d)} 患者。

^{e)} 介助者、介護者及び研究における志願者のみ。

ICRP Publication 103 では、公衆被ばくの線量拘束値は、管理された線源の計画的操業から公衆の構成員が受けるであろう年間線量の上限值と定義されている。

また、計画被ばく状況において勧告された線量限度 (公衆被ばく) の値は以下の通りである。

- ・実効線量：1年につき 1 mSv
- ・年等価線量 (眼の水晶体)：15 mSv
- ・年等価線量 (皮膚面積 1 cm² 当たりの平均)：50 mSv

公衆被ばくの評価については、150 項で以下のように記載されている。

(150) 実効線量推定の基本原則は、公衆の構成員に対しても、作業員に対するものと同じである。公衆構成員の年間実効線量は、1年以内に外部被ばくで受けた実効線量とその年に取り込まれた放射性核種による預託実効線量の合計である。この線量は、職業被ばくのよう個人被ばくの直接測定では得られず、主に放流物と環境の測定、習慣に関するデータ及びモデル化により決定される。放射性放流物の排出による成分は、既存設備に対する放流物モニタリング、又は設計中の設備あるいは線源からの放流物の予測によって推定することができる。放流物中及び環境中の放射性核種濃度の情報は、放射生態学的モデル化 (空気、水、土壌、堆積物、植物、動物を通じた放射性核種の人への移行など環境移行経路の分析) と合わせて、外部放射線被ばくと放射性核種の摂取による線量を評価するために用いられる (付属書 B 参照)。

また、本主報告では従来の「決定グループ」の代わりに、「代表的個人」の概念を勧告した。これについて、詳細は 5.4.2 節にて以下の通り記載されている。

5.4.2. 公衆の構成員

(191) 公衆の構成員は、「職業被ばくや医療被ばくのどちらでもない被ばくをするあらゆる個人である」として、委員会により定義されている。様々の広範な自然の及び人工の放射線源が公衆の構成員の被ばくに寄与する。

(192) 一般に、特に公衆被ばくについて、各線源は結果として多くの個人にわたる線量の分布をもたらす。公衆の防護の目的のために、委員会は、線量を受けている個人を特徴付けるために、その集団の中でより高く被ばくしている個人を代表とする「決定グループ (critical group)」の概念を用いてきた。線量制限は、適切な決定グループにおける平均線量に適用された。(略)

(193) 委員会は公衆の放射線防護の目的について、従来の決定グループの概念の代わりに、今回「代表的個人 (representative person)」を用いることを勧告する。委員会は、代表的個人の特徴付けと代表的個人の線量評価に関するガイダンスを ICRP Publication 101⁴⁶に示した。

(194) 代表的個人は仮想かもしれないが、代表的個人を特徴付けるために用いられる習慣 (例えば、食料の消費、呼吸率、居住地、地域の資源の使用量) は最も高い線量に被ばくする人々を代表する少数の個人の典型的な習慣であり、その集団の中の 1 人の極端な習慣ではないということは重要である。いくつかの極端なあるいは異常な習慣について考慮されることがあるかもしれないが、それらの習慣が代表的個人の特徴を決定付けるべきではない。

1.2.4. OSPAR 条約

OSPAR 条約は、北東大西洋の海洋環境保護のための条約 (Convention for the protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic⁵¹) で、1998 年に発効した。「シントラ声明 (Sintra Statement)」⁵²は、ポルトガルのシントラで 1998 年に開催された OSPAR 関連環境閣僚会議 (environmental ministers meeting) で出された声明であり、英国を含む 10 カ国と EU が署名している。このシントラ声明の中で、放射性廃棄物の海洋放出を 2020 年までにゼロに近づけることを確実なものとする (shall ensure) とされている。

この条約では OSPAR データ (2017 年調印) で、年間の排出実績が公開されている。2016 年以前の英国では、OSPAR 委員会が発行した「Summary of Radioactivity in Food and the Environment in the UK (2004-2016)」⁵³に、2004～2016 年の発電所における液体廃棄物

⁵¹ OSPAR 1992, CONVENTION FOR THE PROTECTION OF THE MARINE ENVIRONMENT OF THE NORTH-EAST ATLANTIC1, https://www.ospar.org/site/assets/files/1169/ospar_convention.pdf

⁵² Sintra Statement, https://www.ospar.org/site/assets/files/36552/98_sintra_statement_english.pdf

⁵³ Summary of Radioactivity in Food and the Environment in the UK (2004-2016) https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/841494/Summary_of_radioactivity_in_food_and_the_environment_2004_to_2016.pdf

放出による公衆への影響評価結果が示されている。フランスにおいては「**French Implementation Report of PARCOM Recommendation 91/4 on radioactive discharges**」⁵⁴には、ラ・アーク施設から海洋に放出される放射性物質による代表的個人（ゴウリー（Goury）の漁師）への年実効線量評価の結果が示されている。

OSPAR 条約付属書 A には BAT の利用について記載がある。

⁵⁴ “French Implementation Report of PARCOM Recommendation 91/4 on radioactive discharges”, <https://www.ospar.org/documents?v=40984>

2. 英国における公衆被ばく線量評価手法及び基準値の導出方法に関する詳細調査

2.1. 英国の排出物・線量評価に関する規制

放射性物質の環境中の規制は 1993 年放射性物質法 (RAS93)、1995 年環境法、2016 年環境許可規則 (EPR16: The Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2016)⁵⁵などがある。EPR16 は Environmental Permitting Regulations 2010 (EPR10)を統合して改訂されており、イングランド・ウェールズの様々な活動や産業に適用される環境許可及び遵守事項を定めている。環境の防護に関する事項を含め、規制当局と事業者双方にとって明確で管理負担を最小化する方法での目標の実現、規制当局が施設運用におけるベストプラクティスを推進するように推奨すること、国際基準を遵守することなどを目的として定められている。またこの EPR16 は EU の以下の 15 の指令に基づいている。

1. Council Directive 87/217/EEC on the prevention and reduction of environmental pollution by asbestos
2. Council Directive 96/29/Euratom laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionising radiation
3. Directive 2006/66/EC of the European Parliament and of the Council on batteries and accumulators and waste batteries and accumulators
4. Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council on end-of-life vehicles
5. Directive 2012/27/EU of the European Parliament and of the Council on energy efficiency
6. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council on the protection of groundwater against pollution and deterioration
7. Council Directive 2003/122/Euratom on the control of high activity sealed radioactive sources and orphan sources
8. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council on industrial emissions (integrated pollution prevention and control)
9. Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste read with Council Decision 2003/33/EC establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of, and Annex II to, Directive 1999/31/EC
10. Directive 2006/21/EC of the European Parliament and of the Council on the management of waste from extractive industries
11. European Parliament and Council Directive 94/63/EC on the control of volatile

⁵⁵ EPR16: The Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2016, <https://www.legislation.gov.uk/ukxi/2016/1154/contents/made>

- organic compound (VOC) emissions resulting from the storage of petrol and its distribution from terminals to service stations
12. Directive 2009/126/EC of the European Parliament and of the Council on Stage II petrol vapour recovery during refuelling of motor vehicles at service stations
 13. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council on waste
 14. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy
 15. Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council on waste electrical and electronic equipment (WEEE)

EPR16 の包括的ガイダンスは、「Environmental permitting: Core guidance For the Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2016 (SI 2016 No 1154)」⁵⁶ (2020年改訂)があり、EPRガイダンスはウェブサイトですべて公開されている。

1995年環境法の主な目的を反映するため、放射性物質規制(RSR: radioactive substances regulation)が定められており、EPR16の改正に伴い、2021年12月に改正が行われた。RSRの具体的な手続きや手法を提示した様々なガイダンス「放射性物質規制ガイダンス(Radioactive substances regulation (RSR) guidance)」⁵⁷は、環境許可のうち放射性物質及び放射性廃棄物に係る規制に特化したものであり、主に当該規制を実際に担う英国環境庁に対し、規制の適用方法及び特定事項の解釈に係るガイダンスを与えていたが、2021年12月のRSR改正に伴い、ガイダンスの一部が見直されている。Regulatory Guidance Series RSR 1: Radioactive Substances Regulation – Environmental Principles (2010)は、RSR規制当局が行わなければならない技術的な評価や判断のための標準的なガイダンスで、許可に関することも含め、放射性物質規制に関するすべての決定について詳細が記載されていたが、2021年12月のRSR改正に伴い撤回された。RSR1の一部は現在 Nuclear sites RSR: environmental permits⁵⁸又は Non-nuclear RSR: environmental permits⁵⁹ガイダンスに組み込まれている。また環境中の排出量について最小限にすることを求めるガイダンス、Regulatory Guidance Series RSR 2: The regulation of radioactive substances

⁵⁶ Environmental permitting: Core guidance For the Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2016 (SI 2016 No 1154), <https://www.gov.uk/government/publications/environmental-permitting-guidance-core-guidance--2>

⁵⁷ Radioactive substances regulation (RSR) guidance, <https://www.gov.uk/government/publications/radioactive-substance-regulations-rsr-guidance#:~:text=The%20main%20objectives%20of%20Radioactive,wastes%20are%20managed%20effectively%20to>

⁵⁸ Nuclear sites RSR: environmental permits, <https://www.gov.uk/guidance/nuclear-sites-rsr-environmental-permits>

⁵⁹ Non-nuclear RSR: environmental permits, <https://www.gov.uk/guidance/non-nuclear-rsr-environmental-permits>

activities on nuclear licensed sites (2012)⁶⁰では、事業者が放射性廃棄物の発生を最小限に抑え、環境中に排出する放射性廃棄物の量を最小限に抑え、結果として生じる公衆への放射性物質の影響を最小限に抑え、より広い環境を防護する方法で廃棄物を排出し、固体廃棄物の処分に最適なルートを使用することにより、人と環境を防護するよう努力すべきであることが求めている。

RSR 環境許可規則に関するガイダンスのうち排出に係るガイダンスは以下の通り。

- ✓ Radioactive substances regulation (RSR): objective and principles (2021年12月1日)
- ✓ RSR generic developed principles: regulatory assessment (2021年12月1日)
- ✓ RGN RSR 2: regulation of radioactive substances activities on nuclear licensed sites (2021年8月1日、法定ガイダンス)
- ✓ RSR: Principles of optimization⁶¹ (2010年4月1日) (3章で詳述)
- ✓ Discharge of radioactive waste from nuclear sites: setting limits⁶² (2012年6月8日) (以降に詳述)
- ✓ RSR: Management arrangements for nuclear sites (2010年4月1日)
- ✓ Integrated management prospectus for nuclear licensed sites (2008年9月1日)
- ✓ Guidance on the scope of and exemptions from the radioactive substances legislation in the UK (2018年8月2日)
- ✓ Radioactive substances regulation (RSR) guidance (2011年9月16日、法定ガイダンス)
- ✓ How we regulate radiological and civil nuclear safety in the UK (2021年4月20日)
- ✓ Principles for the assessment of prospective public doses arising from authorised discharges of radioactive waste to the environment⁶³ (2012年8月24日) (以降に詳述)

⁶⁰ Regulatory Guidance Series RSR 2: The regulation of radioactive substances activities on nuclear licensed sites, <https://www.gov.uk/government/publications/rgn-rsr-2-regulation-of-radioactive-substances-activities-on-nuclear-licensed-sites>

⁶¹ RSR: Principles of optimization, <https://www.gov.uk/government/publications/rsr-principles-of-optimisation>

⁶² Discharge of radioactive waste from nuclear sites: setting limits, <https://www.gov.uk/government/publications/discharge-of-radioactive-waste-from-nuclear-sites-setting-limits>

⁶³ Principles for the assessment of prospective public doses arising from authorised discharges of radioactive waste to the environment, <https://www.gov.uk/government/publications/assessment-of-prospective-public-doses-from-authorised-discharges>

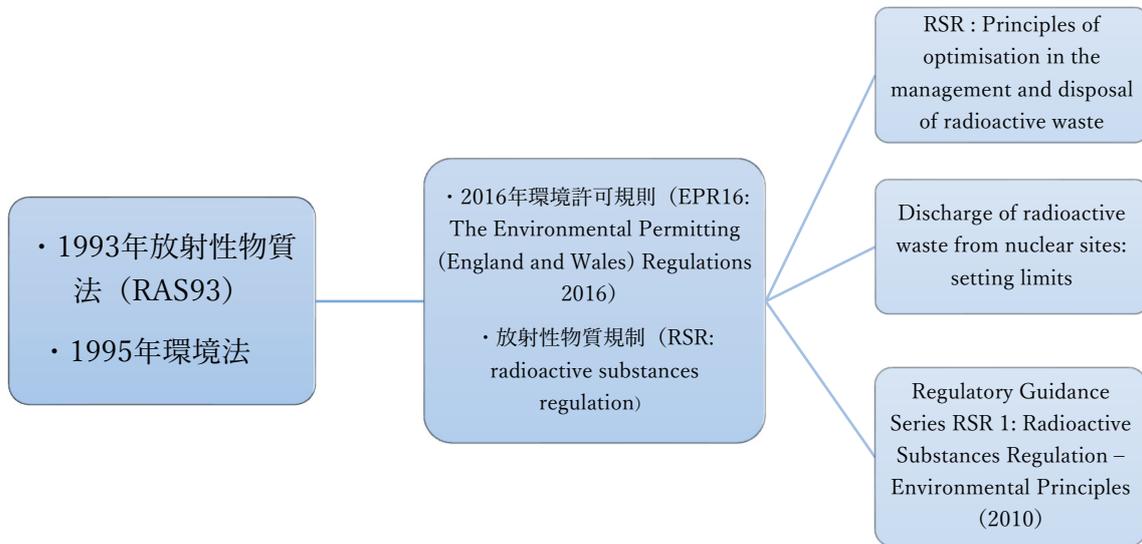


図 2-1 英国の放射性物質の環境規制に関する法令体系

2.1.1. 原子力施設の放射性廃棄物排出に関する制限値設定のためのガイダンス

RSR 環境規則に関するガイダンスのうち、**Environmental Permitting Guidance Radioactive Substances Regulation For the Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2010⁶⁴** (2011年9月)に排出に関するガイダンスが記載されている。このガイダンスには排出について、英国環境庁は規制された活動に関して公衆の線量限度 (1.0 mSv/y) を超えないことを保証しなければならず、計画段階で線源から生じる可能性のある放射性物質から個人に対する最大線量について放射性物質が放出されるすべての線源から 0.3 mSv/y、又は単一のサイトからの排出物から 0.5 mSv/y を考慮しなければならないと記載されている。英国環境庁が線量の基準を超えないことを保証し、また食品中の放射能レベルが **EU Council Regulation (EURATOM) 3954/87** で定められる介入レベルを超えないようにすることなどが求められている。排出の限度は予測的な線量推定に基づき、線量限度、線量拘束値を超えるべきではなく、予測的な線量推定は過去の排出や数値モデルに基づく推定値であることが求められている。事業者は、公衆への実効線量の観点から、許可された活動の影響の可能性を評価する必要があり、その実効線量の評価は、過去、現在、及び将来の規制された排出を考慮する必要があると記載されている。

また **Discharge of radioactive waste from nuclear sites: setting limits⁶²** のガイダンスに

⁶⁴ Environmental Permitting Guidance Radioactive Substances Regulation For the Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2010, Ver.2.0, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69503/pb13632-ep-guidance-rsr-110909.pdf

は放射性廃棄物の排出に関する制限値設定の基準が記載されている。このガイダンスには IAEA TECDOC-1638¹ の基準値の設定に関する図が引用されており、サイトの運営で予想され得るすべての変化を含む廃棄物の排出から基準の設定がされる。

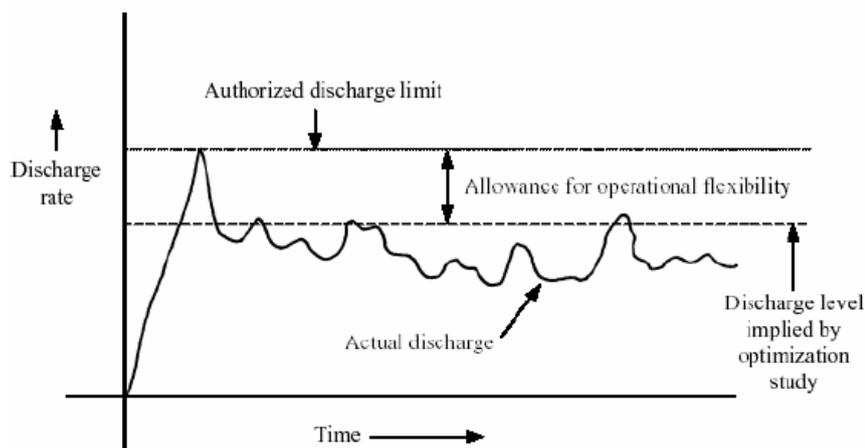


図 2-2 IAEA TECDOC-1638 における基準値の設定に関する解説図¹

排出の制限値の設定は以下の手順で行われる。

- 1) 申請者が、通常運転に伴う排出を評価し、排出を抑制するための BAT の評価を行う。
- 2) 申請者は、ステップ 1) で推定された排出量に基づき、年間サイト規制値を提案するか、既存の制限値を改定する。
- 3) 事業者の提案を評価し、必要に応じて年間サイト規制値、個々の排出に対する規制値、レベル規制値を設定する。

申請者が行うべき 1)、2) の詳細は Form guidance: Part RSR-B3: apply for an open sources and radioactive waste nuclear site permit⁶⁵ (以降 Part RSR-B3)、又は Form guidance EP-RSR: How to apply for an environmental permit _ Part RSR-C3 - Variation to a bespoke radioactive substances activity permit (nuclear site, open sources and radioactive waste)⁶⁶ の申請者が記入すべき申請書に記載されている。

Part RSR-B3 は新規の申請の場合のガイダンスで以下の内容を申請書に記載することが求められている。

⁶⁵ Form: Part RSR-B3: apply for an open sources and radioactive waste nuclear site permit, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/954709/Form-EP-RSR-App-for-an-environmental-permit-Part-RSR-B3-Nuclear-site.pdf

⁶⁶ Form guidance EP-RSR: How to apply for an environmental permit _ Part RSR-C3 - Variation to a bespoke radioactive substances activity permit (nuclear site, open sources and radioactive waste), https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/1057569/Form-guidance-Part-RSR-C3-Nuclear-site-variation.pdf

①申請者の活動内容について

- ・ 放射性廃棄物の管理、排出、処分に関するプロセス、BAT の正当化と最適化の申請事業者の取り決めについての体制

②操業方法

- ・ 環境と人の防護の最適化のための放射性廃棄物の排出・処分の管理について
- ・ BAT の正当化と最適化の実証について次の項目について対処しているか：放射性廃棄物の発生防止又は最小化、排出物が人に与える影響を最小限に抑え、ヒト以外の生物種を適切に防護する、非放射性的のハザードの管理、廃棄物の最適な処分ルート確保、液体排出物の場合は地下水への流入を防ぐこと

③処分

- ・ 排出物の定量的な見積（月単位）（停止、メンテナンス中など施設の運用中に発生するすべての変動を含む。事故、不適切な操作なども含まれる）
- ・ 重要な放射性核種は核種ごとに見積もる（人、又はヒト以外の生物種の放射線影響に重要な核種、放出される放射能の量に対して高い値を持つ核種、半減期が長く環境中に持続的に又は蓄積する可能性があり集団線量に大幅に寄与する可能性のある核種）
- ・ 他の核種についてはグループごとに見積もる

④モニタリング

- ・ モニタリングの詳細、モニタリングの BAT

⑤線量評価

- ・ 液体排出物によって最も被ばくする公衆の年間線量
- ・ 気体排出物に最も被ばくする公衆の年間線量
- ・ 施設のすべてからの排出物について、最も被ばくする公衆の年間線量
- ・ 代表的個人の年間線量
- ・ 食物連鎖を含む潜在的な線量
- ・ 英国、ヨーロッパ、及び世界の人口に対する集団線量（500年単位で区分）

制限値の決定

排出のパターンは施設の種類、操業の段階によって大きく異なる可能性があり、連続運転などでは比較的变化が少ないが、同じ施設でも放出パターン・放射性核種が異なる場合がある。これらの理由より実際の排出量又は予測される排出量から制限値を決定するための具体的な算術的方法を定めていない。

制限値は通常運転中（停止、再開、事故等を含む）の BAT の使用により達成可能な排出量に基づき決定される。事業者は、使用した技術が BAT であることの裏付けとなる正当な理由とともに、この情報を申請書に記載することが要求される。規制当局は、事業者から提供された排出量及び制限値に関する情報が、排出を制御するために使用される技術と整合しているかどうかを評価し、各施設の特定の特性及び事業者から提供された情報に基づいて、制限値を導き出す際には専門知識に基づく判断をしなければならない。

2.1.2. 線量評価に関するガイダンス

RSR 環境許可規則に関するガイダンスのうち線量評価に関するガイダンス⁶³には、EPR10 による認可、RSA による認可の対象となるすべての施設を対象について、放射性核種の摂取と外部被ばくから生じる預託実効線量を決定するための放射線評価に関する一般的な原則が記載されている。

以下は線量評価に関するガイダンスに記載される原則とその考え方である。

✓ 手法とデータの透明性

原則 1：予測的な線量評価方法、データ、結果については透明性を確保し、一般に公開されるべきである。

原則 1 の考え方：放射性廃棄物管理諮問委員会は、「線量計算の公然たる宣言と一貫した方法を求めるべきである」と勧告しており、報告された結果は明快で容易に理解でき、透明性を保つべきである。これを達成するため、すべての方法と基礎となるデータが（データ保護とセキュリティ問題を考慮した上で）、適切な形で一般に公開されるべきである。

原則 2：放射性廃棄物の排出で被ばくするが、放射線を直接扱う仕事ではない通常被ばくしない労働者は、排出の許可・認可の決定において公衆と同様に扱われるべきである。

原則 2 の考え方：放射性廃棄物の排出により被ばくする可能性があるが通常放射性物質を扱わない労働者と雇用者は EPR10、RSA93、IRR17 の要求事項を熟知していない可能性があるため、そのような労働者は公衆とみなす。

原則 3：排出許可・認可を決定する際には代表的個人の線量が評価されるべきである。

原則 3 の考え方：公衆一人一人を線量評価することは現実的ではないため、「代表的個人」による方法を用いる。ICRP は「代表的個人」とは、「集団の中で比較的高く

被ばくする複数の個人を代表する線量を受ける個人」と定義しており、代表的個人の線量は公衆の線量限度や線量拘束値と比較できると勧告している。また EURATOM BSS(1996)¹⁵ は公衆の参照群（Reference group）について線量評価することを求めている。参照群の定義は代表的個人とほぼ同義で、代表的個人と見なすことができる。排出許可・認可の決定過程で線源からの拘束値、サイトからの拘束値、線量限度との比較のため代表的個人の線量評価を行うことが推奨される。

原則 4：最も影響を受ける年齢層への線量は、排出許可又は認可を決定する目的で評価されるべきである。1 歳児、10 歳児、成人（適切な場合は胎児も）に対する線量を評価することが、適切な年齢層への対応である。

原則 4 の考え方：住民全員が被ばくすることを想定し、最も影響を受ける年齢層を選択する必要があるが、放出された放射性核種や線源周辺の環境に依存する。一般的には胎児、1 歳児、10 歳児、成人の 4 つの年齢層を考慮すれば十分である。胎児には胚、胎児、出生後 3 か月の母乳育児の乳児を含み母親の摂取量を考慮する。1 歳児、10 歳児、成人の年齢層は、たとえ対象地域にその年齢層がないという証拠があったとしても、予測的な線量評価を考慮すべきである。その年齢層がないという決定を支持する十分な証拠がある場合、より少ない年齢層の評価を行うことができる。

HPA（英国健康保護局、現 PHE）の胎児の線量評価に関するガイダンス⁶⁷では、リン 32、リン 33、カルシウム 45、ストロンチウム 90 が環境への放出の大部分を占める場合、評価を検討する必要があるとしており、その他の核種については胎児への線量評価を行う必要はなく、他の年齢層（1 歳児、10 歳児、成人）への線量評価を行うことが適切と考えられる。

✓ 評価基準と被ばく経路

原則 5：線源の拘束値及び適切な場合にはサイトの拘束値との比較のために評価される代表的個人の線量は、合理的に予見可能で関連する全ての将来の被ばく経路を含むべきである。

原則 5 の考え方：合理的に予見可能で関連するすべての将来の被ばく経路が、線源の拘束値と比較するための線量評価に含まれるべきである（線源からの放射性廃棄物の将来の放出、線源からの将来の直接の放射線被ばくから生じる線量）。サイトからの放射性廃棄物の将来の放出に起因する線量はサイトの拘束値との比較のために評価されるべきである。過去の放出による線量は線源又はサイトの拘束値との比較

⁶⁷ HPA, 2008, Guidance on the Application of Dose Coefficients for the Embryo, Fetus and Breastfed Infant in Dose Assessments for Members of the Public, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/335131/RCE-5_dosecoef.pdf

に含まれないが、線量限度との比較には含まれる。

原則 6 : 検討されている線源からの過去の排出、及び将来の排出、管理対象の他の関連線源からの直接放射線による代表的個人に対する有意な追加線量を評価し、その合計線量を線量限度 1 mSv/y と比較しなければならない。

原則 6 の考え方 : 放射性廃棄物の排出の許可・認可において、公衆の放射線被ばく線量の合計は線量限度を超えてはならない。また線量限度との比較を行う際には、過去の計画的な放出による線量を含めるべきであるとしている²⁵。もし他の線源や放射線、あるいは過去の放出（すなわち、当年より前の放出）による環境中の放射性核種の蓄積の結果として、将来追加的に重要となる被ばく経路があれば、公衆の線量限度との比較のためにこれらの評価を実施する必要がある。

✓ **現実的かつ慎重 (cautious) な前提条件**

原則 7 : 代表的個人の線量を慎重に見積もった結果、0.02 mSv/y を超える場合には、評価を精緻化し、適切な場合には、より現実的な仮定を行うべきである。ただし、代表的個人の実際の被ばく線量が線量限度以下であることを確信できるよう、評価には十分な注意を払う必要がある。

原則 7 の考え方 : 予測的な評価では、環境中の放射性核種の挙動やそれらにさらされる可能性のある人々の習慣を仮定することが必要である。線量を過小評価する可能性が極めて低いことを保証するため、単純で慎重な過程を用いて評価を行うことが一つの方法である。一般的な代表的個人とそれに関連する一般的な行動・習慣のデータを簡略化し、そのデータを用いて被ばく線量を決定する。慎重な評価では計算された線量が実際に被ばくした場合の線量を過大評価するように設計される。サイト固有の評価として、対象地域周辺の既知の人口集団に対する知見とデータを用いて線量を現実的又は最良の推定を行うことも可能である。

HPA は一般誘導拘束値 (General Derived Constraint; GDC) を公表^{68,69}しており、GDC は計画的な排出の評価に適用できる。GDC は固定的かつ慎重的なモデルを通じて、排出量 (Bq 単位) を 0.3 mSv/y の線量拘束値に関連付けるものである。GDC が使用される場合、計画的な排出が GDC の 30%以上であれば追加のサイト固有の調査が実施されるべきであることを推奨する。追加の調査で示唆される線量レベル

⁶⁸ NRPB, 13(2), Generalised Derived Constraints for Radioisotopes of Polonium, Lead, Radium and Uranium, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/505803/Documents_of_the_NRPB_volume_13_number_2.pdf

⁶⁹ NRPB, 11(2), 1-41. Generalised Derived Constraints for Radioisotopes of Strontium, Ruthenium, Iodine, Caesium, Plutonium, Americium and Curium. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/505794/vol_11_no_2_2000_for_publication.pdf

は 0.1 mSv/y でサイト固有の要因や線源の放射能、拡散、排出の持続時間などが考慮される。線量が最適化の閾値 (0.02 mSv/y) 以下、あるいは規制上の懸念がない実効線量 (0.01 mSv/y) 以下の場合にはより現実的な評価を行う必要はない。

線量が 0.02 mSv/y を超える場合、すべての線源から受ける実際の線量が、線量限度以下であると確信できるよう、十分な注意を払う必要がある。

英国環境庁では主に環境モニタリング結果を用いて排出後に遡及的な線量評価を行い、公衆の被ばく線量を評価し、その線量を線量限度と比較する報告書を毎年公表している⁷⁰。

✓ 環境中の蓄積

原則 8 : 代表的個人の線量評価は、将来の放出による環境中の放射性核種の蓄積を考慮しなければならない。

原則 8 の考え方 : 個人の線量評価では環境中の放射性核種の蓄積を考慮することが適切であり、通常代表的個人の線量が最も高くなる年の線量評価を実施する。これによって将来の世代と現在の世代が同じ防護を受けることができる。排出の制限に変更がない場合、代表的個人の線量が最も高くなるのは、一般的に閉鎖前の数年間である。閉鎖日を特定することが難しい場合は通常 50 年が仮定される。

一般的に環境中の放射性核種の濃度は、排出量に伴い低下するが、親核種から娘核種が増加するアメリシウム 241 などは例外である。環境中の蓄積やそのほか合理的に予見可能な影響に関連する情報がある場合で、それらが被ばく線量に重大な影響を与える可能性が高い場合は、線量評価で考慮されるべきである。

環境モデルは、主要な放射性核種について、約 50 年スケールで将来の平均濃度を合理的な信頼度で推定できるように十分に開発されなければならない。

✓ 代表的個人と生活習慣

原則 9 : 代表的個人の現実的な生活習慣は、5 年程度の間実際に現場で観察されたものを採用すること。また、合理的に起こりうる習慣の変化も考慮する必要がある。

原則 9 の考え方 : 代表的個人の特定については、地域調査を実施し、特定の管理対象線源の代表的個人を特定する方法と、国又は地域調査のデータに基づき一般化されたアプローチから一般的な代表的個人を特定する方法がある。代表的個人の線量評価は、線量限度等と比較するため年間の被ばく線量が必要で、この有効期間は 5 年程度である。代表的個人の線量が 0.02 mSv/y を超える場合、レビューを 1~5 年ごとに行う。この線量のレビューには、線量評価の結果に影響を与える可能性のある新しい情報が入手可能かどうかも検討に含まれる。原子力発電所周辺的生活習慣調査

⁷⁰ Radioactivity in food and the environment (RIFE) reports, <https://www.gov.uk/government/publications/radioactivity-in-food-and-the-environment-rife-reports>

は、サイト周辺の総線量を現実的に、遡及的評価を行うために提供しており、代表的個人の遡及的な線量が 0.02 mSv/y を超えるサイトでは、4～6 年ごとに調査を行っている。

将来の世代に現在の世代と同レベルの防護を与えるには、現在の世代で観察された習慣が将来も続くと仮定することが重要である。また、将来、習慣が変わる可能性も考慮する必要がある。当該地点で現在又は過去に観察された習慣や行動に基づいて、もっともらしい仮定をすることが受け入れられる方法である。ある場所で最近（例えば 5 年間）起こった活動が将来も続く、あるいは現在起こっていない場合は再び起こる、と仮定することが適切かもしれない。生活習慣データは、5 年程度先まで大きく変化しないと考えるのが妥当であろう。しかし、近い将来に起こる可能性が高く（すなわち、今後 5 年間に起こる確率が 50%以上）、生息環境に大きな変化をもたらす可能性のある変化がサイト周辺にある場合は、それを考慮する必要がある。

また代表的個人が想定する将来の習慣は、潜在的な被ばくの影響を受けてはならない（すなわち、代表的個人は潜在的な被ばくを知らないものと想定する必要がある）。ただし、不法侵入等の法的な違反、意図的な被ばくは線量評価に含めるべきではない。

原則 10：土地利用やインフラは、代表的個人の生活習慣を支えるのに十分な収容能力を有していなければならない。土地利用やインフラの変更は、5 年程度の期間で合理的に起こりうるもので、毎年持続可能なものでなければならない。

原則 10 の考え方：代表的な生活習慣は、特定の土地利用やインフラ要件によって支えられており、それらのインフラ、土地、海域について代表的個人の生活習慣を 5 年程度支援する量があるか、食料の供給にとって特に重要である。将来、地域の食料をどこで生産するかを決定する場合、代表的個人が消費すると想定されるすべての種類の食料の生産を支えるのに十分な土地又は海域があることが重要である。

土壌の種類や気候などの要因により特定の農業ができないことが証明されない限り、現在生産されていない食品の消費を可能にする農業慣行の変化（例：牛乳生産の導入）は、将来の代表的個人の習慣に考慮されるべきである。

✓ 短期間の排出

原則 11：提案された通知レベル又は限度値における運用上の短期間の放出について評価された線量は、線源拘束値（最大 0.3 mSv/y）及び線量限度（1 mSv/y）と比較されるべきである。ただし、残りの期間における残りの継続的排出、及び管理下にある他の線源からの寄与を考慮する。

原則 11 の考え方：代表的個人の線量は、放出が年間を通じて継続的かつ均一に放出されることを想定している。しかし実際には一様に継続して放出することはあり得

ない。12 か月間の排出制限のかなりの割合（例えば 12 か月の実排出量又は予想排出量の 2%以上）が、短時間（例えば 1 日以下）で放出された場合、継続的に排出を想定した代表的個人の線量より高くなる可能性がある。

運用上の短期放出による線量を抑制するための予防措置として、短期（すなわち、日、週、月又は四半期）の通知レベル又は制限を課すことを決定する場合がある。短期間の制限値又は通知レベルでの放出に対する線量評価は、年間放出による線量の評価に使用されるものと同じ原則に従う必要がある。評価プロセスは初回の評価から始まり、慎重に見積られた線量が 0.02 mSv/y を超える場合は、より現実的な仮定を採用することができる。

✓ 集団線量評価

原則 12：許可又は認可の目的のために、英国、欧州、世界の集団線量を 500 年で打ち切って推定しなければならない。

原則 12 の考え方：ICRP Publication 103 などで、集団線量がある線源からのすべての有意な被ばく経路から被ばくした集団の構成員が受けた線量の合計と定義している。炭素 14 のように半減期の長い放射性核種は、放出が終わった後も長期間にわたって線量を生じさせる可能性がある。集団線量は 500 年単位で合計される。

集団線量の法的上限はない。集団線量は通常様々なプロセス又は排出・処分の選択肢（例えば、排出物の軽減のため）の評価に使用される。英国環境庁はこの目的のために集団線量の評価結果を利用している。IAEA は十分に低いと考えられる線量基準を提示しており、集団線量については 1 年間の作業で 1 人・Sv 以下である。

HPA は 500 年先の将来にわたる集団線量の計算は、健康影響を推定するうえでほとんど価値がないことを指摘した^{71,72}。HPA は引き続き放出許可・認可のための集団線量を 500 年で打ち切るべきと勧告している²⁵。

✓ ばらつき (variability) と不確実性 (uncertainty) の評価

原則 13：代表的個人の評価された平均線量が 0.02 mSv/y を超える場合は、線量評価に用いた主要な仮定における不確実性と変動性を検討すべきである。

原則 13 の考え方：線量評価には代表的個人の特定と行動、環境中の放射性核種の挙動など、仮定が必要である。これらの仮定があるため線量の分布が生じる。この分布にはばらつきと不確実性が含まれる。不確実性は計算に使用されるパラメータの知見の程度などに関係する。ばらつきはグループ内での個人の消費の程度の違いや、環

⁷¹ NRPB-R211. The radiological impact of routine discharges during 1970 – 1984 and estimated discharges up to 1989 from the UK civil nuclear power programme.(1988)

⁷² NRPB-R312. Radiological impact of routine discharges from UK civil nuclear sites in the mid 1990s. (1999)

境中での放射性核種の移行の差異などから生じる。ばらつきと不確実性については、予想される排出量と制限値の比較、選択された放射性核種と異なる放射性核種の影響などを含むべきである。

このばらつきと不確実性のレビューの目的は、線量評価に適切なレベルの慎重さが適用されているという確信を得ることである。原則7にしたがって、遡及的な線量評価が線量限度を超える可能性が低くなるよう十分に注意が払われていることを確認するが、過度な注意が払われていないこととのバランスをとる。ばらつきと不確実性のレビューが必要になるのは、慎重に推定された代表的個人の線量が 0.02 mSv/y を超える場合で、詳細な必要になった場合でのみである。

また法令、規則、ガイダンスで制定される線量基準及び線量評価の適用範囲等が当該ガイダンス⁶³の表 2-1、2-2 にまとめられている。

尚、最適化の閾値 (0.02 mSv/y) は、当該ガイダンスで以下のようにまとめられている。

耐容性 (Tolerability) とリスク低減と防護に関する報告書^{73,74}により社会がその活動から得る便益にもかかわらずリスクに耐えられなくなる上限と、日常生活で遭遇する他のリスクと比較してリスクが無視でき、広く受け入れられる下限が特定されており、原子力施設の安全性評価指針⁷⁵によって BSO として、敷地外にいる人が敷地内の電離放射線源から受ける線量を 0.02 mSv/y と定めている。また、政府は放射性廃棄物の排出の最適化に関して、閾値又は下限値を導入しこの閾値は 0.02m S/y に設定した⁷³。この下限値は耐容性の報告書⁷³による広義の許容リスクの下限レベルと同様である。

このほか、ICRP Publication 103 (2007 年勧告) の取入れに関する助言をまとめた報告書²⁵では、新規原子力発電所や廃棄物処分施設の設計段階においては、0.15 mSv/y を超えない低い線量拘束値を適用すべきであると記載されている。

⁷³ HSE (1992). The Tolerability of Risk from Nuclear Power Stations.
<https://www.onr.org.uk/documents/tolerability.pdf>

⁷⁴ HSE (2001). Reducing Risks, Protecting People. HSE's Decision-Making Process. HSE Books.

⁷⁵ Safety Assessment Principles for Nuclear Facilities(2006),
<https://www.onr.org.uk/saps/saps2006.pdf>

表 2-1 公衆の被ばくに関する放射線防護基準の概要⁶³

基準	線量	基準に対する評価に含めるべき線量					
		サイトの放射線源			その他の放射線源（医療・天然を除く）		
		過去の排出量	今後の排出量	将来の直接放射線	過去の排出量	今後の排出量	将来の直接放射線
線量限度 (Dose limit) (実効線量)	1 mSv/y	✓	✓	✓	✓	✓	✓
皮膚に対する線量限度 (等価線量)	50 mSv/y (任意の面 1cm ² で平均した量)	✓	✓	(a)	✓	✓	(a)
眼の水晶体に対する線量限度 (等価線量)	15 mSv/y	✓	✓	(a)	✓	✓	(a)
サイトの拘束値 (Site constraint) (実効線量)	0.5 mSv/y		✓	(b)			
線源の拘束値 (Source constraint) (実効線量)	0.3 mSv/y (最大)		✓	✓			
一般誘導拘束値 (GDC) 調査レベル (Investigation level for Generalised Derived Constraint)	GDC の 30% 又は 0.1 mSv/y		✓				
最適化のしきい値 (Threshold of optimization) (実効線量)	0.02 mSv/y		✓	✓			
潜在的に「規制上の懸念がない」 (Potentially 'of no regulatory concern') (実効線量)	≤0.01 mSv/y		✓	✓			

(a) 直接放射線については、等価線量限度よりも実効線量限度が厳しく設定されているため、(等価線量を) 評価する必要はない。直接放射線から評価される実効線量は実効線量限度と比較すると小さい一方で、直接放射線から評価される等価線量の実効線量への寄与は小さい。

(b) この英国固有の拘束値の導出は、将来の直接放射線の考慮を厳密に排除している。

表 2-2 英国の予測的な線量評価 (prospective dose assessment) における線量基準とその適用範囲⁶³

線量の基準	線量	予測的な線量評価への適用	評価の目的
線量限度 (Dose limit)	1 mSv/y	今後 1 回以上の排出が予定されており、その放射能は、1 つ以上の線源からの過去の放出の残存 (residue) と直接放射線と結びつけられる。	過去及び現在、将来の 1 つ以上の線源からの総線量が線量限度を超えないことを示すこと。
サイトの拘束値 (Site constraint)	0.5 mSv/y	線源が隣接する敷地内にある場合、複数の線源の計画的運用による将来の排出を含む。直接放射線は含まれない。	線源が別々に管理されているが、近くに位置している場合、線源の計画的な運用の最適化を支援する。
線源の拘束値 (Source constraint)	0.3 mSv/y	単一线源の計画的な運転による将来の排出及び直接放射線の上限拘束値。線量評価は、十分に現実的であると考えられるか、0.02 mSv/y を下回るまで精緻化されるべき。	単一线源の運転計画における制約された最適化を支援する。最適化プロセスへのインプットとして、現実的な線量の評価を提供する。
最適化のしきい値と線源からの拘束値の間 (Between threshold of optimisation and source constraint)	0.02 ~ 0.3 mSv/y	単一线源の計画的な運転による将来の排出及び直接放射線。線量評価は、十分に現実的であると考えられるまで、あるいは評価された線量が 0.02 mSv/y を下回るまで精緻化されなければならない	単一线源の運転計画における制約された最適化を支援する。最適化プロセスへのインプットとして、現実的な線量の評価を提供する。
線量評価がこれ以上要求されない線量レベル (Level of dose below which the dose assessment requires no further work)	0.02 mSv/y	単一线源の計画的な運転による将来の排出及び直接放射線。線量がこの閾値を下回る場合、線量評価をさらに精緻化する必要はない。	単一ソースの計画的な運用の制約された最適化を支援する。最適化プロセスへの入力として使用するために、さらに精緻化する必要はないが、十分に低い線量を使用する。

また本ガイダンスには線量評価のプロセスとして、以下の図 2-3、図 2-4 が示されている。

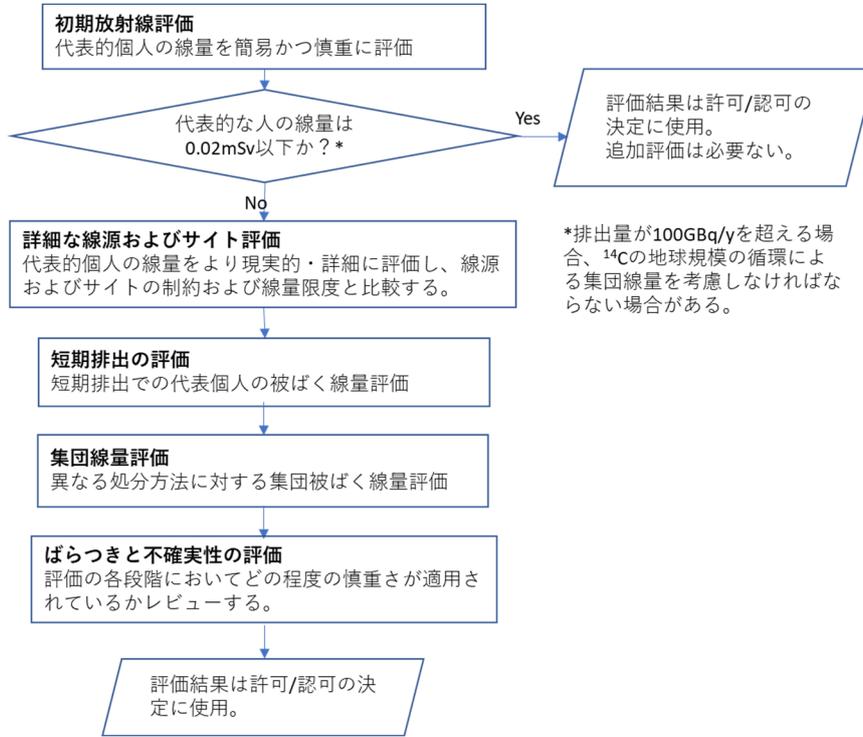


図 2-3 線量評価プロセスのフロー⁶³

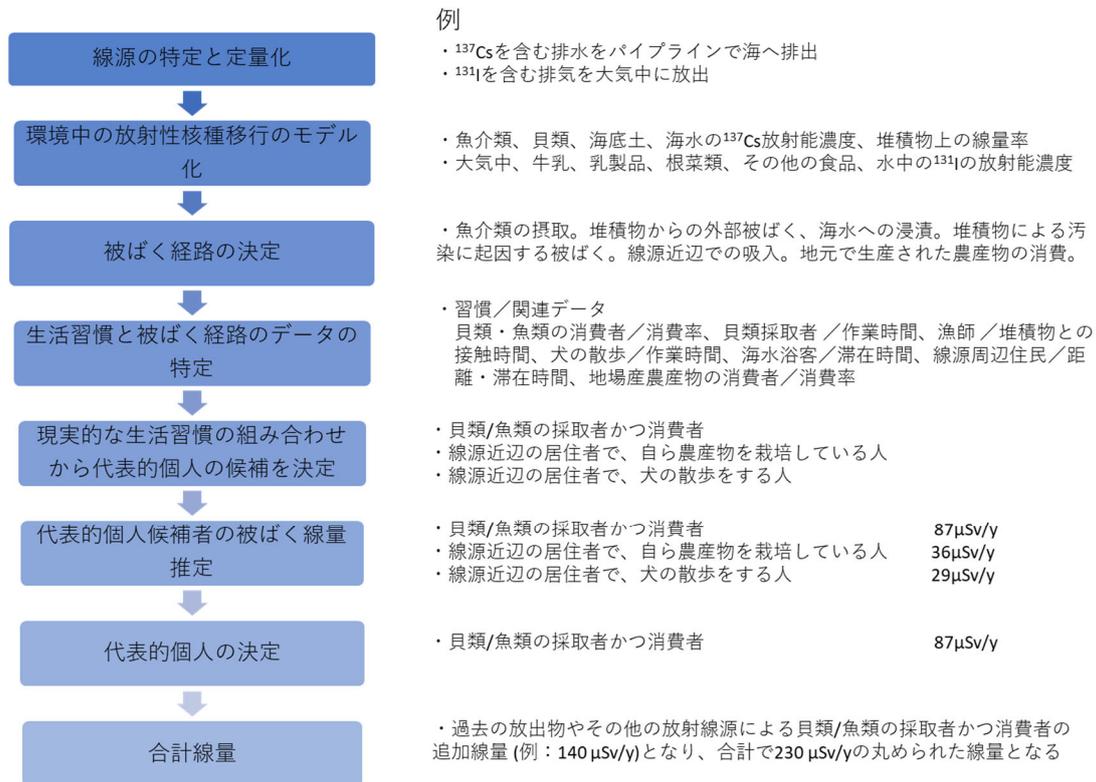


図 2-4 サイトと線源の詳細な評価⁶³

2.1.3. 初回の線量評価に関する科学報告書

2.1.2 項のガイダンスについて、初回の放射線評価法の詳細が科学報告書に公表されている。RSA93 の放射性廃棄物の発生と処分の管理で要求される事項を支援している科学報告書で、Initial radiological assessment methodology tool – part 1 user guide⁷⁶ (以降 IRAT1)、Initial radiological assessment methodology tool —part 2 methods and input data Science Report⁷⁷ (以降 IRAT2) がある。IRAT1 は、初回の評価を実施するために必要なデータ、データの適用方法に関するガイダンス、及び多くの事例を紹介している。IRAT2 は放射性廃棄物の環境への放出について、ヒトや野生生物への放射線量の評価のための方法論及びスプレッドシートが掲載されており、4 つの放出シナリオ、100 種類の核種、7 つのクリティカルグループ、41 の被ばく経路に対する単位放出量当たりの線量 (DPUR) 係数を計算するためのデータセットのまとめ、4 つの年齢層が考慮されている。

また IRAT1 には放射性廃棄物の排出を許可する際に使用される英国環境庁の線量評価プロセスが図解 (図 2-5) されており、排出などによる予測的な線量評価について、段階的な

⁷⁶ Initial radiological assessment tool 2: part 1 user guide, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/1112651/Initial_radiological_assessment_tool_2_-_part_1_user_guide.pdf

⁷⁷ Initial radiological assessment tool 2: part 2 methods and input data https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/1112652/Initial_radiological_assessment_tool_2_-_part_2_methods_and_input_data.pdf

アプローチ (Staged approach) の一環として IRAT2 を使用し、1 段階目のスクリーニング評価と 2 段階目の精緻評価を行うことが記載されている。

これらの環境拡散モデル及び線量評価モデルについて、英国環境庁は特定のモデルを推奨していないが、2.1.2 項で紹介したガイダンスでは PC-CREAM⁷⁸ (PC-CREAM についての詳述は、本報告書付録 A を参照) が多くの用途に適したモデルであると記載されており、IRAT2 には PC-CREAM を用いた初回の放射線評価方法の例が記載されている。

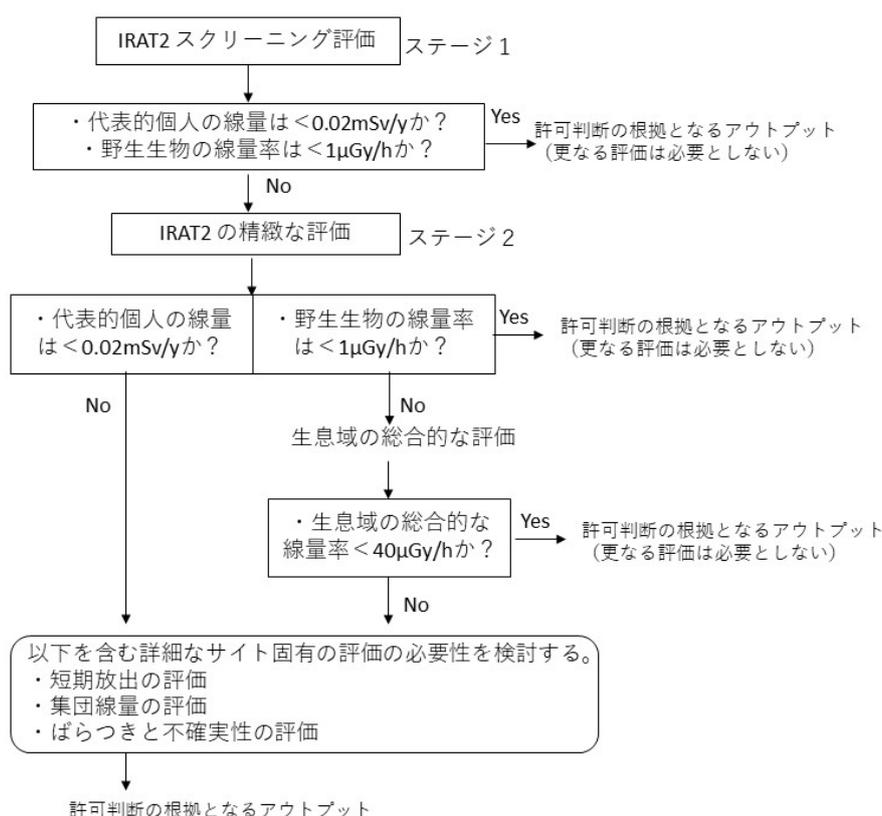


図 2-5 放射性廃棄物の排出を許可する際に使用される英国環境庁の線量評価プロセス⁷⁶

2.2. 英国における年間放出制限値

英国の原子力発電所からの排気・排水は、適用される法令及び RSR1 及び RSR2 に従い、2.1.2 項に記載した RSR のガイダンスに基づき、規制当局が、専門家の判断によって地域の状況を考慮した上で、放出制限値が設定される。本節では加圧水型軽水炉のサイズウェル B サイト (以下、SZB) についての放出制限について詳述する。

⁷⁸ PC-CREAM Radiological Impact Assessment Software, <https://www.ukhsa-protectionservices.org.uk/pccream>

2.2.1. サイズウェル B サイトの概要

サイズウェルサイトは北海沿岸のサフォークのサイズウェル近郊に位置している。SZB サイトは 1988 年に建設が始まり、1995 年に発電を開始し、2035 年には発電を終了する予定である。総供給量は 1198 MW で、英国で唯一の軽水炉となっている。運営事業者は EDF Energy Nuclear Generation 社（以降、EDF 社）で、原子炉の製造元はウェスティングハウス社である。EDF 社は現在予定されている 2035 年の閉鎖を 20 年延長し、2055 年までの運転を検討している。

2.2.2. サイズウェル B サイトの年間放出制限値

SZB サイトの年間放出量は、2021 年 9 月に更新されている。最新の放出制限値は以下の表 2-3 の通りである。

1995 年の運転開始時、原子炉の設計時予測された炭素 14 の生成速度に基づき、大気中への炭素 14 年間排出上限は 600 GBq に設定されていた。その後 2007 年に RAS93 認可の見直しによりブリティッシュ・エナジー社（当時の運営事業者）が提出した、過去の排出情報に基づき、年間 500 GBq に引き下げられた。排出量データの見直しが行われ、その時点では上限値の引き下げとなった。

最近の燃料サイクルの運転経験では当該発電所の運転が長期間定常運転を実施しており、炭素 14 の生成が増加する可能性がある。連続の定常運転では設計上年間 300～600 GBq の炭素 14 の生成が予測されており、メタンの形で大気中に放出される。将来的な放出プロファイルの予測では炭素 14 の生成が、年間制限値 500 GBq を超える可能性があり、600 GBq への引き上げが申請された。それに伴い四半期ごとの通知レベルも引き上げられた⁷⁹。

⁷⁹ XB3539DH-V007 Decision document , <https://consult.environment-agency.gov.uk/nuclear/consultation-on-the-variation-of-permit-xb3538dh-t/results/xb3539dh-v007decisiondocumentshortform-finalversion.pdf>

表 2-3 SZB サイトの排気・排水の年間放出制限値⁸⁰

排気 (Bq/y)	
トリチウム	3.0E+12
炭素 14	6.0E+11
希ガス	3.0E+13
ヨウ素 131	5.0E+08
β 粒子	1.0E+08
排水 (海) (Bq/y)	
トリチウム	8.0E+13
セシウム 137	2.0E+10
その他*	1.3E+11
*排水 (海) その他の核種 (1.3E+11)	
炭素 14	6.0E+09
クロム 51	3.5E+10
マンガン 54	6.3E+09
鉄 55	1.1E+10
コバルト 58	4.3E+09
コバルト 60	1.3E+10
ニッケル 63	5.6E+09
アンチモン 124	2.1E+09
アンチモン 125	7.2E+09
テルル 125m	1.6E+09
セシウム 134	3.5E+10
プルトニウム 238	1.9E+07
プルトニウム 239	3.0E+07
プルトニウム 241	2.8E+09
アメリカシウム 241	3.8E+07
キュリウム 242	2.5E+07

⁸⁰ Consultation on the variation application for permit XB3539DH to increase the C-14 gaseous discharge limit at Sizewell B nuclear power station
<https://consult.environment-agency.gov.uk/nuclear/consultation-on-the-variation-of-permit-xb3538dh-t/results/xb3539dh-v007decisiondocumentshortform-finalversion.pdf>

2.3. 英国の公衆の線量評価の詳細

2.3.1. サイズウェル B サイトにおける放出制限値と線量評価の詳細

RSR generic developed principles: regulatory assessment⁸¹ (2021年12月1日)に基づき、Radiological protection of people and the environment: generic developed principle⁸² (2021年12月)のガイダンスでは、環境中への放射性物質の放出に対する予測的な線量評価について、放射性廃棄物の排出に関する新しい許可や、改定された許可の際に、ヒト及びヒト以外の生物種に対する潜在的な線量評価を行うことが求められている。

新規又は改訂の許可申請予定している申請者は、申請書の提出の際に予測的な線量評価を実施し、人間への被ばく線量と、ヒト以外の生物種への線量率を含める必要がある。線量評価は、2.1節に記載した Assessment of prospective public doses from authorised discharges⁶³のガイダンス、及び国家線量評価作業部会によって作成されたガイダンスの要件を満たす必要がある。

以下では、SZB サイトの放出制限値の設定について記載する。

2.3.1.1. EPR16 で規定される基準値

EPR16⁵⁵の Schedule 23 Part4 Section 1 に示されている人と野生生物に与える放射線影響の基準値は以下の通りである。

- ・ 線量拘束値 300 $\mu\text{Sv/y}$
- ・ 敷地内線量拘束値 500 $\mu\text{Sv/y}$
- ・ 公衆の線量限度 1000 $\mu\text{Sv/y}$

2.3.1.2. サイズウェル B からの排出上限値に関する変更申請

EDF 社は英国環境庁に対し 2020年7月31日に、SZB サイトからの放射性廃棄物の排出上限値の変更について、申請を行った⁸³。英国環境庁は 2020年10月19日に EDF 社から更なる情報の提出を求め、2021年2月26日までに回答が提出された。SZB サイトは公共性の高い場所ではないが、同時期に隣接のサイズウェル C (以下、SZC) サイトでも許認可の申請のためのコンサルティングを行っていたため、手続き上必要とされる以上に広く公表することが決定された。その結果、本申請書は 2020年8月19日から 10月1日に英国環境庁によって公告され、コンサルテーションを行った。コンサルテーションの際の Q&A はすべて Permitting decisions⁶²の付録に示されている。

⁸¹ RSR generic developed principles: regulatory assessment, <https://www.gov.uk/government/publications/rsr-generic-developed-principles-regulatory-assessment>

⁸² Radiological protection of people and the environment: generic developed principle, <https://www.gov.uk/government/publications/rsr-generic-developed-principles-regulatory-assessment/radiological-protection-of-people-and-the-environment-generic-developed-principles>

⁸³ Consultation on the variation application for permit XB3539DH to increase the C-14 gaseous discharge limit at Sizewell B nuclear power station <https://consult.environment-agency.gov.uk/nuclear/consultation-on-the-variation-of-permit-xb3538dh-t/>

申請書には排出限度において、放射性廃棄物の排出による影響評価が合理的であることを検証するため、BAT の考慮とともに線量評価について検討結果が記載されている。

サイズウェルの敷地内線量を敷地内線量拘束値 500 $\mu\text{Sv/y}$ と比較するため、敷地内の他の線源と隣接する他の敷地からの将来の放出による線量が含まれる。サイズウェルには、サイズウェル A (以下、SZA) と SZB という 2 つの線源があり、これらは隣接しているため、SZA 及び SZB の放出物からの線量は、敷地内線量拘束値との比較のために合計されるべきである。実施された評価では、敷地からの直接放射線及び隣接する SZA 敷地からの線量も考慮されている。SZC サイトの建設予定地からの潜在的な排出は、許可が下りていないため、含められなかった。

2.3.1.3. サイズウェル B サイトの公衆への線量評価

以下に SZB サイトにおける排出制限値の変更許可⁷⁹に関する公衆への線量評価の概要を記載する。

【概要】

線量評価は、EPR16⁵⁵で要求されているように、代表的な行動と食事パターンに関する現実的な仮定が使用された⁷⁹。申請者は、申請で要求された排出限度において放射線学的な評価を実施した。放射性廃棄物の排出による影響の評価が合理的であることを検証するために、許可で設定した排出限度での評価を実施した。

また、特定のプラント条件下で発生する可能性のある、短時間の大気への排出の影響に関する評価も実施し、最大 4 時間の間、炭素 14 の排出を増加させる可能性があることを示した。将来の放出による公衆への放射線量の放射線学的評価は、環境中に存在する放射性核種の挙動と濃度に基づいている。発電所の運転期間中、現在又は提案されている排出制限の 100%で排出されると仮定している。IRAT2 は、環境中の放射性物質の拡散と輸送、及び食物連鎖への取り込みに関して、非常に保守的な仮定を含んでいるため、スクリーニングモデルによる結果は、より精緻なモデルを使用した場合よりも大きくなる。

ICRP の勧告にしたがって、代表的個人の線量が計算された。これは、全体として最も高い線量を受けると推定される公衆の代表的個人の線量である(気体、液体廃棄物及び直接放射線による)。この代表的個人の線量を、線量拘束値や線量限度と比較する。異なる種類の排出物について別々に線量が評価される場合、それぞれの排出物について「最も被ばくするグループ」という用語が使用される。代表的個人は、すべての放出物や直接放射線を完全に受けていない可能性があるため、代表的個人の線量は、最も被ばくするグループのすべての線量の合計よりも小さくなる可能性がある。

大気中への炭素 14 放出の数値制限を引き上げる申請の根拠として、公衆に対する線量評価が実施された。線量評価には、直接放射線による影響だけでなく、大気や海域への放出(提

案された数値制限の場合)の影響も含まれている。線量評価の結果は EPR16 の Schedule 23 Part 4 Section 1 に規定された以下の基準と比較した。

- ・ 線量拘束値 300 $\mu\text{Sv/y}$
- ・ 敷地内線量拘束値 500 $\mu\text{Sv/y}$

線量拘束値 300 $\mu\text{Sv/y}$ と比較するために、SZB (単一線源) からの放出に起因する公衆の線量が評価された。次に、500 $\mu\text{Sv/y}$ の制約に対する比較のために、SZA 及び SZB (隣接したサイト) からの放出による公衆の線量が評価された。

代表的個人の線量を計算するために PC-CREAM08 を使用し、以下の代表的個人が特定された。

- ・ 隣接する SZA サイトのスタッフ
- ・ 最も近い住宅の住民 (成人、小児、乳児、胎児)
- ・ 基地南側の海岸でボートや漁具を管理する漁業者とその家族 (成人、小児、乳児、胎児)

気象データは、オープンデータを提供している最寄りの気象観測所であるワッティシヤム空軍基地の 10 年平均のデータが使用された。このデータは、ホニントン空軍基地の気象観測所から通常年の地表風のデータ (The CEDA Archive - <https://archive.ceda.ac.uk> のデータを使用) と比較された。ワッティシヤム空軍基地からの地表風データは、サフォーク沿岸地域の天候の一般的なパターンを代表するものであるとみなされた。

海域に放出される「その他の放射性核種」の組成は、SZB については毎年まとめて採取した廃液の分析結果 10 年分、SZA については 2000 年から 2004 年までの分析結果 (減衰補正済み) に基づいている。

評価においては、現時点で 25 km 圏内に地元の牛乳を生産している農場が確認されず、これは 2015 年の習慣調査でも確認されているため、地元の牛乳や乳製品の消費を経由した被ばくは含まれていないことに注意が必要である。ただし、将来的に酪農が再導入された場合に備えて、一般的なデータを用いてこの経路での被ばくが評価された。

直接放射線を含む SZB からの放出による代表的個人は、300 $\mu\text{Sv/y}$ の線量拘束値の 4% に相当する 10.8 $\mu\text{Sv/y}$ の線量を受ける漁業者の家族の成人である。同様に、SZA・SZB からの提案制限値による複合的な排出の代表的個人は、500 $\mu\text{Sv/y}$ の拘束値の 3% に相当する 16.6 $\mu\text{Sv/y}$ の線量を受ける漁業者の家族の成人である。最も寄与の高い放射性核種は、SZA から海洋放出されたセシウム 137 であり、放出が許可限度を超えた場合であっても、炭素 14 は総線量の約 1% しか占めていないことに留意が必要である。

下表は、異なる被ばく経路から代表的個人が受ける線量をまとめたものである。直接被ばく線量の評価では、乾式燃料貯蔵所が原子炉の出力に依存しない主要な放射線源であると仮定している。この評価のために現場で測定された線量率は、地域のバックグラウンドと統

計的に区別できないため、評価では一般市民/Magnox⁸⁴作業員の被ばく量を推定するために上限値を使用していることに留意が必要である。

表 2-4 許可限度での SZA 及び SZB からの排出物が代表的個人に与える被ばく線量⁷⁹

Source of exposure	Dose/ μ Sv per year							
	Local Resident				Local Fisherman's family			
	Adult	Child	Infant	Foetus	Adult	Child	Infant	Foetus
Discharges to Air								
Sizewell B								
C-14 discharged to air	7.3E-01	2.9E-01	2.8E-01	5.3E-01	2.7E-02			
Co-60 discharged to air	1.7E-03	1.2E-03	1.8E-03	1.2E-03	1.8E-03			
H-3 discharged to air	3.0E-02	1.3E-02	1.2E-02	1.9E-02	3.6E-03			
I-131 discharged to air	4.5E-03	4.6E-03	1.1E-02	3.0E-03	2.2E-04			
Kr-88 discharged to air	2.4E-01	1.7E-01	2.4E-01	1.7E-01	2.2E-01			
Sizewell A								
C-14 discharged to air	1.4E-01	4.5E-02	5.5E-02	8.9E-02	7.5E-03			
Co-60 discharged to air	1.4E-02	9.7E-03	1.5E-02	1.0E-02	1.3E-02			
H-3 discharged to air	3.5E-02	1.0E-02	1.4E-02	2.3E-02	3.6E-03			
Discharges to Sea								
Sizewell B								
H-3 discharged to sea					2.9E-03	1.1E-03	1.1E-03	2.9E-03
Cs-137 discharged to sea					2.8E-01	1.2E-01	1.7E-02	2.2E-02
Other activity discharged to sea					1.8E+00	7.4E-01	1.6E-01	1.7E-01
Sizewell A								
H-3 discharged to sea					1.8E-04	7.2E-05	6.8E-05	1.8E-04
Cs-137 discharged to sea					1.4E+01	5.8E+00	8.3E-01	2.2E+00
Other activity discharged to sea					2.0E-01	8.7E-02	2.2E-02	3.6E-02
Totals	1.2	0.5	0.9	0.9	16.6	6.7	1.0	2.4

2.3.1.4. 放射線評価に関する考察

申請報告書 ERO/REP/0245/SZB⁸⁵ に記載された放射線量と影響に関する申請者の評価について検討が行われた⁷⁹。被ばく経路は、直接放射線が最も多く、次いで海域への放出、大気への放出となっているが、大気への放出は被ばく線量の約 2%に過ぎないと推定される。

初回の放射線評価ツール (IRAT2) を用いて、SZB の放出と SZA・SZB の複合放出の制限案における公衆と野生生物の被ばく線量を推定した。また、生活習慣評価ツールを使って評価を行い、最も影響を受ける Natura 2000 (自然保護) サイトを特定した。

その結果、SZB からの大気及び海洋への放出は、許可限度内で放出された場合、代表的個人への推定線量が約 35 μ Sv/y 以下となることが示された。この主な要因は、コバルト 60 とセシウム 134、セシウム 137 の海への放出と、炭素 14 と希ガスの大気への放出によるものである。

SZA・SZB の複合排出による代表的個人の推定線量は、許可限度で放出された場合の約 85 μ Sv/y よりも小さい。この主な要因は、コバルト 60 とセシウム 137 の海への放出と炭

⁸⁴ 英国原子力廃止措置期間所管の SZA の Magnox 炉 2 基は廃炉作業中であり、Magnox Ltd が廃炉作業を実施 (及び管理) している。

⁸⁵ Generation Environment Management Report Assessment of Dose from Increased Discharges of Carbon-14 from Sizewell B, https://consult.environment-agency.gov.uk/nuclear/consultation-on-the-variation-of-permit-xb3538dh-t/supporting_documents/ERO%20REP%200245%20SZB.pdf

素 14 の大気への放出である。

上記のように、これらの値はスクリーニングモデルで使用された保守的な仮定のために過大評価されているが、結果は申請者の評価と同じ桁である。

SZB の周辺では、サイズウェル湿原 (Sizewell Marshes Site of Special Scientific Interest)、ミンスミア／ウォルバーウィックヒースと湿原のラムサール条約指定サイト、サンドリング特別保護区 (SPA) の 3 つの Natura 2000 サイトへの影響が検討された。1 つのサイトから個々の生物への線量率を初回の評価する場合、単純化した仮定と 1 $\mu\text{Gy/h}$ の線量率スクリーニング基準を使用した。このレベル以下であれば、放射性廃棄物の放出によって野生生物やその生息地に悪影響が及ぶことはないと考えられる。

SZB からの大気中への流出による野生生物の評価結果では、最も影響を受けるヒト以外の生物種が受ける線量率はスクリーニング基準である 1 $\mu\text{Gy/h}$ の約 6%であった。同様に、SZB からの海域への流出により最も影響を受ける野生生物が受ける線量率は、スクリーニング基準である 1 $\mu\text{Gy/h}$ の約 6%であった。

生息地評価の結果、最も影響を受けるサンドリング SPA のピーク線量率は 17 $\mu\text{Gy/h}$ であることがわかった。SZA・SZB の複合放出による寄与は約 14.5 $\mu\text{Gy/h}$ である。保護地域に影響を及ぼす放射性物質の放出に適用される線量率の基準は 40 $\mu\text{Gy/h}$ である。サンドリング SPA に重大な影響を与えないことが確信された。

IRAT 内の非常に保守的な仮定にもかかわらず、野生生物への推定線量率は申請者の評価結果と一致している。

2.3.2. サイズウェル C サイトにおける線量評価詳細

SZB サイトの公開資料では、代表的個人の設定方法の詳細や線量評価に関する具体的な手法の記述が確認できなかったため、許認可申請手続き中の SZC サイト⁸⁶に関する公開資料から、さらに詳細な内容を調査した。

SZC は SZB サイトに隣接しており、2022 年 7 月 4 日に英国環境庁は SZC 原子力発電所を建設及び運転した場合の環境影響に関して、3 種類の許可を発給する方針を提案した。同提案を 9 月 25 日まで 12 週間にわたりパブリックコメントを募集した。パブリックコメント募集後に最終的な判断を下し 2023 年初頭に結果が公表される予定となっている (2023 年 2 月 15 日時点では公表されていない)。

2.3.2.1. サイズウェル C サイトにおける代表的個人の特定と線量評価結果

2022 年 7 月に EDF 社から英国環境庁に提出された SZC の環境影響評価に関する文書 (Radioactive Substances Regulation (RSR) Permit Application Appendix D, Support

⁸⁶ Sizewell C: environmental permits for a new nuclear power station , <https://www.gov.uk/government/consultations/sizewell-c-environmental-permits-for-a-new-nuclear-power-station>

Document D1 - Human Radiological Impact Assessment (EDF) ⁸⁷ (以降、SZC-D1) について、以下に代表的個人の特定方法及び、線量評価結果の概要をまとめた。

2.3.2.1.1. 代表的個人の特定と線量評価の概要

【1】SZC サイトにおける代表的個人の設定に当たり、SZC からの気体・液体放出量（ソースターム）として、提案制限値（Proposed limits (Bq/y)）を採用。

提案制限値は、不確実性を確認した上で核種毎に決定され、SZC では同じ炉型のシンクリーポイント C（以下、HPC、2011 年 10 月に開発同意書（DCO）提出）と同じ手続きによって同じ値が提案されている。

【2】PC-CREAM 08 の大気・海洋拡散モデルを採用。

液体廃棄物は、サイトから約 3.5 km の沖合の地点から放出し、気体廃棄物は高さ 70 m の 2 つの排気筒から放出。海洋拡散は DORIS モジュール、大気拡散は PLUME 及び FARMLAND モジュールを用いて評価。

【3】英国環境庁の初回の線量評価ツール IRAT を用いて、簡易的に線量評価を実施。

IRAT は、気体・液体の放出ルートごとに核種の単位放出量に対する線量（DPUR）を年齢群別に計算するツール（係数）で、内部被ばく・外部被ばく線量を合計した値として、子孫（胚、胎児、新生児）、幼児（～1 歳）、小児（～10 歳）、成人の線量を評価。DPUR は、保守的な値（ステージ 1）と、ステージ 1 で 20 $\mu\text{Sv/y}$ を超える場合には現実的なパラメータを考慮した値（ステージ 2）の 2 つを用いて評価する。

【4】代表的個人の候補（CRP）を決定。

簡易的線量評価から線量の高くなるルートを決める。結果として、海洋放出では、魚介類の摂取と浜辺の堆積物からの外部被ばくを受ける漁師の家族、大気放出では沈着核種からの外部被ばくと陸生食材の摂取による内部被ばくから地域居住者の家族と想定された。

【5】CRP の詳細線量評価

CEFAS（Centre for Environment Fisheries and Aquaculture Science, 英国環境・漁業・養殖科学センター）による Sizewell Habits Survey Report 等の習慣データとソースタームを利用し、PC-CREAM 08 の DORIS 及び ASSESSOR モジュールを用いて液体排出、PLUME、FARMLAND、GRANIS、RESUS、ASSESSOR モジュールを用いて気体排出に

⁸⁷ Radioactive Substances Regulation (RSR) Permit Application Appendix D, Support Document D1 - Human Radiological Impact Assessment (EDF) , https://consult.environment-agency.gov.uk/psc/ip16-4ur-nnb-generation-company-szc-ltd-hb3091dj/supporting_documents/SZC%20RSR%20Appendix%20D%20%20D1%20Human%20Radiological%20Impact%20Assessment.pdf

係る線量を評価。SZC からの直接放射線も考慮。

【6】線量評価の結果から、漁師の家族のうちの成人が代表的個人と決定し、線量評価。

【5】の線量評価結果と代表的個人で想定される生活習慣を組み合わせることで線量を評価。SZC からの排出に関する代表的個人の線量は、13 $\mu\text{Sv/y}$ となった。

2.3.2.1.2. 代表的個人の特異性と線量評価

i. 連続放出に伴う個人の年間線量

a) 線量評価のアプローチ

SZC の通常運転時における環境中への放射性核種の連続排出に伴う個人の線量を評価している。

b) 放出量（ソースターム）

SZC からの提案制限値（Proposed limits (Bq/y)）をサイトからの放射性核種の排出量としている。

表 2-5 SZC 及び SZB 施設の年間液体排出量⁸⁶

Radionuclide	SZC		SZB	
	Proposed limits (Bq/y)	Expected best performance (Bq/y)	Annual discharge limits (Bq/y)	Annual discharges (Bq/y) (based on a 3 year average)
Ag-110m	1.12E+09	7.51E+07	-	-
C-14	1.90E+11	4.60E+10	-	-
Co-58	4.07E+09	2.73E+08	-	-
Co-60	6.00E+09	3.95E+08	-	-
Cr-51	1.18E+08	7.91E+06	-	-
Cs-134	1.10E+09	7.38E+07	1.30E+11	4.50E+09
Cs-137	1.90E+09	1.10E+08	2.00E+10	7.82E+08
H-3	2.00E+14	1.04E+14	8.00E+13	2.39E+13
I-131	9.83E+07	6.59E+06	-	-
Mn-54	5.31E+08	3.56E+07	-	-
Ni-63	1.89E+09	1.27E+08	-	-
Sb-124	9.63E+08	6.46E+07	-	-
Sb-125	1.60E+09	1.07E+08	-	-
Te-123m	5.11E+08	3.43E+07	-	-

注) SZB ではトリチウム、セシウム 137 及びその他の核種について許可されており、その他の核種はセシウム 134 として評価される。

表 2-6 SZC 及び SZB 施設の年間ガス排出量⁸⁶

Radionuclide	SZC		SZB	
	Proposed limits (Bq/y)	Expected best performance (Bq/y)	Annual discharge limits (Bq/y)	Annual discharges (Bq/y) (based on a 3 year average) ⁴
Ar-41	1.31E+12	4.64E+10	3.00E+13	2.94E+12
C-14	1.40E+12	7.00E+11	5.00E+11	2.33E+11
Co-58	1.09E+07	7.24E+05	-	-
Co-60	1.28E+07	8.54E+05	1.00E+08	7.67E+06
Cs-134	9.98E+06	6.65E+05	-	-
Cs-137	8.95E+06	5.96E+05	-	-
H-3	6.00E+12	1.00E+12	3.00E+12	6.73E+11
I-131	4.00E+08	5.00E+07	5.00E+08	1.30E+07
I-133	7.74E+07	5.16E+06	-	-
Kr-85	6.26E+12	2.22E+11	-	-
Xe-131m	1.35E+11	4.80E+09	-	-
Xe-133	2.84E+13	1.01E+12	-	-
Xe-135	8.92E+12	3.17E+11	-	-

初回の評価後、詳細評価、サイト固有のパラメータを用いたより現実的な評価を実施。60年操業を想定

c) 拡散モデル

拡散モデルは PC-CREAM 08 を用いて評価している。

海洋拡散（液体廃棄物は、サイトから約 3.5km の沖合の地点から放出）

PC-CREAM 08 の DORIS モジュールを用いて、液体廃棄物中の放射性核種の継続的な放出による海洋環境（海水、堆積物、海洋生物相）における拡散と蓄積がモデル化されている。

局所的な海洋コンパートメントは、SZC サイトから海に向かって 4 km、両側の海岸線に沿って 5 km（合計 10 km）に広がり、十分に混合された水域と関連する堆積物としてモデル化されている。

局所的な海洋コンパートメントは、より大きな地域コンパートメント（PC-CREAM 内の「北海南西部」デフォルトの地域コンパートメント）内に含まれており、コンパートメント間で水と浮遊堆積物をやり取りする。

表 2-7 海洋拡散パラメータ ⁸⁶

Parameter	Local compartment	North Sea South West compartment
Volume (m ³)	4.00E+08	4.50E+11
Depth (m)	1.00E+01	3.10E+01
Coastline length (m)	1.00E+04	-
Volumetric exchange rate (m ³ /y)	1.10E+10	-
Suspended sediment load (t/m ³)	8.00E-05	6.00E-06
Sedimentation Rate (t/m ² /y)	1.00E-04	1.00E-04
Sediment density (t/m ³)	2.60E+00	2.60E+00
Diffusion rate (m ² /y)	3.15E-02	3.15E-02

気体廃棄物は、70 m 高の 2 つの排気等から放出。

大気拡散

PC-CREAM 08 内の PLUME 及び FARMLAND モジュールを用いて、陸域環境及び食物中の放射性核種の拡散、沈着、蓄積がモデル化されている。

PC-CREAM 08 の GRANIS 及び RESUS モジュール内の単位沈着率から、沈着した放射性核種による外部線量と、再浮遊した放射性核種の吸入による内部線量が計算される。

表 2-8 大気拡散・沈着パラメータ ⁸⁶

Parameter	Value
Physical stack height (m)	70
Height of tallest building affecting stack releases (m)	60
Effective stack height (m)	20
Meteorological data	Site specific (Sizewell C centred windrose)
Roughness length (m)*	0.3
Deposition velocity (m/s)	<ul style="list-style-type: none"> • 5.00E-03 (tritium) • 0 (noble gases and C-14) • 1.00E-02 (iodine) • 1.00E-03 (particulates)
Washout coefficient (1/s)	1.00E-04 (excluding gases, which were set to 0E+00, but including tritium)
Deposition rates (GRANIS, FARMLAND and RESUS) (Bq/m ² /s)	1
Soil model (GRANIS)	Default generic wet soil
Food transfer factors (FARMLAND)	Refer to Appendix C.2

d) 線量評価

代表的個人の候補 (Candidates for the Representative Person : CRP) の実効線量は、ICRP 勧告に基づいた PC-CREAM 08 内の ASSESSOR モジュールを用いて計算される。食品及び環境中の放射性核種のモデル化された単位排出あたりの濃度 (PLUME、FARMLAND、DORIS モジュールの出力ファイル) が ASSESSOR にアップロードされ、これと 2015 年の CEFAS による Sizewell Habits Survey Report⁸⁸(2015 年 CEFAS 調査) 及び 英国放射線防護局 (NRPB) による NRPB-W41⁸⁹から得られる習慣データと組み合わせることで評価する。

習慣や被ばく経路、入力データの詳細については、続くセッションにて紹介される。

表 2-9 主要な線量評価パラメータ (ASSESSOR 入力)

Parameter	Value
Output times (y)	60
Number of gaseous release stacks	2
Bearing of 2 nd stack relative to the reference stack (°)	0
Distance between stacks (m)	230
Effective stack height (m)	20
Met data	Site specific (Sizewell C centred windrose)
Age groups	Adult, child (10 y) and infant (1 y)
Receptor location (aqueous discharges)	Local compartment (fishing family) Regional compartment (houseboat occupant & wildfowler)
Receptor location (gaseous discharges)*	1.04 km (farm residential location) 552 m, (farm livestock grazing location) 330 m (Sizewell B worker – working hours only) These distances are from the south stack.
CRP habits and exposure pathways	Described in the ensuing sections under the relevant headings.
Roughness length (m)	0.3

ii. 初回の線量評価

a) 評価手法

まず英国環境庁の初回の線量評価ツール IRAT を用いて、簡易的に線量評価を実施する。IRAT は、大気や沿岸水域など放出ルートごとに、核種の単位放出量に対する線量 (DPUR) を年齢群別に計算するツール (線量換算係数) で、内部被ばく線量と外部被ばく線量を合計

⁸⁸ CEFAS Sizewell Habits Survey Report(2016),
<https://www.cefass.co.uk/publications/environment/sizewell2015.pdf>

⁸⁹ Smith KR and Jones AL (2003). Generalised habit data for radiological assessments. Chilton, NRPB-W41.

した値として、子孫（胚、胎児、新生児）、幼児（～1歳）、小児（～10歳）、成人の線量が評価される。

初回の線量評価はステージ1とステージ2の2つ実施される。ステージ1の評価では、環境分散に関するデフォルトの仮定（海洋環境への液体排出については30 m³/s、大気への気体排出については地上放出）を使用し、ステージ2の評価では、より現実的な結果を得るために、サイト固有の拡散パラメータを使用する。

b) 評価パラメータ

沿岸/河口水域への液体排出に関して、CRPは漁師の家族であり、放射性核種を含む魚介類の摂取及び浜辺の堆積物に沈着した放射性核種からの外部被ばくを受けると想定される。

大気中への気体排出の場合、CRPは、地域居住者の家族であり、気体状プルーム中の放射性核種の吸入、気体状プルーム中の放射性核種及び地面に沈着した放射性核種からの外部被ばく、及び地元で栽培された陸生食材に含まれる放射性物質の摂取によって内部被ばくしたと想定される。

表 2-10 液体排出の単位放出量当たりの線量 (DPUR)

Radionuclide	External DPUR ($\mu\text{Sv/y}$ per Bq/y)	Fish / shellfish DPUR ($\mu\text{Sv/y}$ per Bq/y)	Total DPUR ($\mu\text{Sv/y}$ per Bq/y)	Worst age group
Ag-110m	1.2E-10	3.9E-09	4.0E-09	Adult
C-14	1.6E-16	4.6E-10	4.6E-10	Offspring
Co-58	5.4E-11	1.5E-11	6.9E-11	Adult
Co-60	2.7E-09	7.5E-11	2.8E-09	Adult
Cr-51	3.7E-13	2.3E-13	6.0E-13	Adult
Cs-134	8.4E-11	4.0E-11	1.2E-10	Adult
Cs-137	1.2E-10	2.8E-11	1.5E-10	Adult
H-3	0.0E+00	8.9E-16	8.9E-16	Offspring
I-131	2.5E-15	2.5E-12	2.5E-12	Adult
Mn-54	2.2E-10	5.0E-12	2.3E-10	Adult
Ni-63	0.0E+00	3.6E-12	3.6E-12	Adult
Other beta/gamma (Sb-124, Sb-125 & Te- 123m)	1.2E-10	2.8E-11	1.5E-10	Adult

表 2-11 気体排出の単位放出量当たりの線量 (DPUR)

Radionuclide	Inhalation DPUR ($\mu\text{Sv/y}$ per Bq/y)	External DPUR (cloud and deposited) ($\mu\text{Sv/y}$ per Bq/y)	Food DPUR ($\mu\text{Sv/y}$ per Bq/y)	Total DPUR ($\mu\text{Sv/y}$ per Bq/y)	Worst age group
Ar-41	0.0E+00	3.2E-12	0.0E+00	3.2E-12	Adult
C-14	3.5E-11	6.4E-17	3.3E-11	6.8E-11	Infant
Co-58	3.6E-11	2.7E-10	4.4E-12	3.1E-10	Adult
Co-60	2.2E-10	1.1E-08	5.3E-11	1.2E-08	Adult
Cs-134	1.5E-10	3.6E-09	4.7E-10	4.2E-09	Adult
Cs-137	1.0E-10	6.5E-09	3.8E-10	7.0E-09	Adult
H-3	6.9E-13	0.0E+00	2.7E-13	9.6E-13	Offspring
I-131	3.9E-10	3.8E-11	4.1E-09	4.5E-09	Infant
Kr-85	0.0E+00	1.3E-14	0.0E+00	1.3E-14	Adult
Xe-133	0.0E+00	7.0E-14	0.0E+00	7.0E-14	Adult

ステージ 1 の評価では、IRAT の保守的な値とデフォルトの環境拡散パラメータが変更せずに使用された。

ステージ 2 の評価では、より現実的な線量評価を可能にするため、SZC に固有の条件を考慮するため、IRAT の既定の環境拡散パラメータを以下に変更した。

- ・ 海洋拡散パラメータ：ローカルコンパートメントにおいて、体積交換率 = 349 m^3/s 。
- ・ 大気拡散パラメータ：有効放出高度 20 m。

c) 評価結果

SZC からの気体・液体放出に伴う年間線量

SZC からの液体放出に対する漁師の年間線量は、ステージ 1 と 2 の結果として、それぞれ 370 $\mu\text{Sv/y}$ と 32 $\mu\text{Sv/y}$ と計算された。両ステージで評価された線量は、経口摂取による内部被ばく線量が支配的であり（両ケースとも総線量の 84%）、すべての経路で計算された炭素 14 の線量は 総線量の 79% を占めた。コバルト 60 は、主に外部被ばく経路を介して評価された線量の約 15% を占めた。

表 2-12 SZC からの液体放出に伴う漁師の年間線量 (μSv/y)

Radionuclides	Stage 1 - SZC discharges (30 m/s volumetric exchange rate)			Stage 2 - SZC discharges (349 m/s volumetric exchange rate)		
	External dose (μSv/y)	Fish/ shellfish dose (μSv/y)	Total dose (μSv/y)	External dose (μSv/y)	Fish/ shellfish dose (μSv/y)	Total dose (μSv/y)
Ag-110m	4.5E-01	1.5E+01	1.5E+01	3.9E-02	1.3E+00	1.3E+00
C-14	1.0E-04	2.9E+02	2.9E+02	8.7E-06	2.5E+01	2.5E+01
Co-58	7.3E-01	2.0E-01	9.4E-01	6.3E-02	1.8E-02	8.1E-02
Co-60	5.4E+01	1.5E+00	5.6E+01	4.6E+00	1.3E-01	4.8E+00
Cr-51	1.5E-04	9.0E-05	2.4E-04	1.3E-05	7.8E-06	2.0E-05
Cs-134	3.1E-01	1.5E-01	4.4E-01	2.6E-02	1.3E-02	3.8E-02
Cs-137	7.6E-01	1.8E-01	9.5E-01	6.5E-02	1.5E-02	8.2E-02
H-3	0.0E+00	5.9E-01	5.9E-01	0.0E+00	5.1E-02	5.1E-02
I-131	8.2E-07	8.2E-04	8.2E-04	7.0E-08	7.0E-05	7.0E-05
Mn-54	3.9E-01	8.9E-03	4.1E-01	3.3E-02	7.6E-04	3.5E-02
Ni-63	0.0E+00	2.3E-02	2.3E-02	0.0E+00	2.0E-03	2.0E-03
Other beta/gamma*	1.2E+00	2.9E-01	1.5E+00	1.1E-01	2.5E-02	1.3E-01
Total dose	5.8E+01	3.1E+02	3.7E+02	5.0E+00	2.7E+01	3.2E+01

SZC からの気体放出に対する地域住民の年間線量は、ステージ 1 と 2 の評価でそれぞれ 110 μSv/y と 19 μSv/y と計算された。ステージ 1 の線量は、吸入経路と経口摂取経路による内部被ばく線量が支配的で（総線量のそれぞれ 48%と 45%）、すべての経路で計算された炭素 14 の線量は総線量の 87%を占めた。ステージ 2 の線量は、経口摂取経路による内部被ばく線量が支配的で（84%）、炭素 14 はすべての経路で計算された線量の 92%を占めた。

表 2-13 SZC からの気体放出に伴う地域住民の年間線量 (μSv/y)

Radionuclide	Stage 1 - SZC discharges (ground release)				Stage 2 - SZC discharges (20m release)			
	Inhalation dose (μSv/y)	External dose (cloud and deposited) (μSv/y)	Food dose (μSv/y)	Total dose (μSv/y)	Inhalation dose (μSv/y)	External dose (cloud and deposited) (μSv/y)	Food dose (μSv/y)	Total dose (μSv/y)
Ar-41	0.0E+00	4.2E+00	0.0E+00	4.2E+00	0.0E+00	1.7E-01	0.0E+00	1.7E-01
C-14	4.9E+01	9.0E-05	4.6E+01	9.5E+01	2.0E+00	3.6E-06	1.5E+01	1.7E+01
Co-58	3.9E-04	2.9E-03	4.8E-05	3.4E-03	1.6E-05	1.2E-04	1.6E-05	1.5E-04
Co-60	2.8E-03	1.4E-01	6.8E-04	1.4E-01	1.1E-04	5.6E-03	2.2E-04	6.0E-03
Cs-134	1.5E-03	3.6E-02	4.7E-03	4.2E-02	6.0E-05	1.4E-03	1.5E-03	3.0E-03
Cs-137	9.0E-04	5.8E-02	3.4E-03	6.2E-02	3.6E-05	2.3E-03	1.1E-03	3.5E-03
H-3	4.1E+00	0.0E+00	1.6E+00	5.8E+00	1.7E-01	0.0E+00	5.3E-01	7.0E-01
I-131	1.6E-01	1.5E-02	1.6E+00	1.8E+00	6.2E-03	6.1E-04	5.4E-01	5.5E-01
I-133	7.5E-03	5.9E-04	5.6E-03	1.4E-02	3.0E-04	2.4E-05	1.8E-03	2.2E-03
Kr-85	0.0E+00	8.1E-02	0.0E+00	8.1E-02	0.0E+00	3.3E-03	0.0E+00	3.3E-03
Xe-133*	0.0E+00	2.6E+00	0.0E+00	2.6E+00	0.0E+00	1.0E-01	0.0E+00	1.0E-01
Total dose	5.3E+01	7.1E+00	4.9E+01	1.1E+02	2.1E+00	2.9E-01	1.6E+01	1.9E+01

iii. 液体放出に係る代表的個人の候補の年間線量

a) 評価方法

英国環境庁では、推定線量が $20 \mu\text{Sv/y}$ を超える場合に、線量評価に使用された仮定と関連した不確実性・変動性を見直すことを推奨している。 $20 \mu\text{Sv/y}$ をスクリーニングレベルとし、これを上回る場合には、PC-CREAM 08 の DORIS 及び ASSESSOR モジュールを用いて、サイト固有の詳細な線量評価が実施される。

摂取に関する線量係数は、全放射性核種に関して PC-CREAM 内のデフォルトの値が使用された。吸入に関する線量係数については、トリチウムを除く放射性核種については PC-CREAM のデフォルトの値が使用された。

トリチウムには、ICRP Publication 119⁹⁰のタイプ M 吸入線量係数が使用された。この値は、ICRP Publication 119 で指定された可溶性ガス又は反応性ガスの値よりも高い値であり、同じ値が HPC 発電所の放射線影響評価 (RIA) において使用されている。外部被ばくの線量係数は、PC-CREAM のデフォルト値であった。

b) 代表的個人の候補の被ばく経路

CRP は、一般的な被ばく経路についてチェックリストが示されている英国線量評価ワーキンググループ (NDAWG) ガイダンスノート 3 (2009) と、サイズウェル近隣地域の生活習慣に伴う放射性核種の摂取量をまとめた CEFAS 調査 (2010) に基づいて特定された。評価は 2015 年 CEFAS 調査の習慣データを使用して更新されたが、CRP を変更する必要はないと見なされた。液体廃棄物については、魚介類の摂取と沿岸居住の習慣から、漁師の家族、ハウスボートに居住する成人、野鳥の猟師の 3 つの被ばくグループが、公衆の最も被ばくする構成員の代表であると想定された。

・漁師の家族

漁師の家族は、SZC 近くの沿岸地域に沿って時間を過ごす家族の成人、小児、及び幼児で構成される。これらの CRP は、地元で獲れた魚介類の平均摂取率がより高いと考えられる。

漁師の家族のメンバーは、次の経路を通じて被ばくすると考えられる。

- ・ 海洋環境に放出された放射性核種を含む、地元で捕獲された魚介類 (魚、甲殻類、軟体動物、及び海生植物) の摂取による内部被ばく。
- ・ 波しぶきに含まれる放射性核種の吸入による内部被ばく。
- ・ 浜辺の堆積物に取り込まれた放射性核種からの外部被ばく (ベータ線核種の皮膚への等価線量とガンマ線核種の等価線量)。

⁹⁰ ICRP Publication 119, 2012, Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60, Ann. ICRP 41(Suppl.).

- ・ 放射性核種で汚染された漁具の取り扱いによる外部被ばく（ベータ線核種の皮膚への等価線量とガンマ線核種の等価線量）（これには、幼児や小児によるカニの釣り糸の限定的な取り扱いが含まれる）。

海水や浜辺の堆積物の不注意による摂取に伴う被ばくは、マイナーな経路であると考えられる。年間線量へのこれらの経路の寄与は、感度分析の一部として個別に考慮される。

・ ハウスボートに居住する成人

ハウスボートに居住する成人は、SZC から約 8 km 離れた港に係留されたハウスボートにパートタイムで滞在する成人を指す。ハウスボートは満潮に近づいている以外の、かなりの割合（約 67%）の時間、汚染された泥の上に停泊していると想定される。この CRP の特徴は、ハウスボートが地域コンパートメント内に位置していることと、CRP がこの地域の海洋コンパートメントで獲れる魚介類を調達していることを除いて、漁師の家族の成人メンバーの習性とほぼ一致していることである。

ハウスボートに居住する成人は、次の経路を介して被ばくすると考えられる。

- ・ 海洋環境に放出された放射性核種を含む、地元で捕獲された魚介類（魚、甲殻類、軟体動物、及び海生植物）の摂取による内部被ばく。
- ・ 波しぶきに含まれる放射性核種の吸入による内部被ばく。
- ・ 浜辺の堆積物に取り込まれたベータ/ガンマ線核種からの外部被ばく。
- ・ ハウスボートでの居住による外部被ばく（汚染された水に浮いている、又は汚染された泥の上にある）。

ハウスボートでの居住による外部被ばくは、DORIS 内でモデル化された海底堆積物及びろ過されていない海水中の放射能濃度に対して、連邦ガイダンスレポート No. 12 (FGR12) に基づく線量係数（汚染された土地での被ばく及び汚染された水への水没）を適用することにより、Excel スプレッドシートを使用して計算された。オークリッジ国立研究所によって開発された Radiological Toolbox ソフトウェア（バージョン 3.0.0）から取得された FGR12 の実効線量係数は、ソフトウェアに組み込まれている ICRP Publication 60 の放射線加重係数を使用して修正された。リブル河口での潜在的なハウスボート居住者と野鳥の猟師の被ばくに関する英国環境庁の評価に基づいて、ボートの船体による遮蔽を考慮するため、係数 0.75 が適用された。

・ 野鳥の猟師

野鳥の猟師は、SZC から約 8 km に位置する沿岸の塩性湿地で野鳥を撃つ公衆の成人メンバーを指す。この CRP の特徴は、ハウスボートの居住者の習性とほぼ一致すると考えら

れており、主な違いは、ハウスボートでの居住と塩性湿地で過ごす時間である。この CRP は、次の経路を介して被ばくすると考えられる。

- ・ 海洋環境に放出された放射性核種を含む、地元で捕獲された魚介類（魚、甲殻類、軟体動物、及び海生植物）の摂取による内部被ばく。
- ・ 波しぶきに含まれる放射性核種の吸入による内部被ばく。
- ・ 浜辺の堆積物に取り込まれたベータ/ガンマ線核種からの外部被ばく。
- ・ 汚染された塩性湿地で過ごした時間による外部被ばく。

ハウスボートの居住者と同様に、塩性湿地で過ごすことによる外部被ばくによる線量は、DORIS 内でモデル化された海底堆積物が塩性湿地地域に堆積すると想定し、FGR12（及び ICRP Publication 60 の放射線加重係数を使用して補正）の汚染された土地における線量係数を放射能濃度に適用することによって計算された。野鳥は、狩猟時間のかなりの部分（75%）で汚染された塩性湿地の堆積物の上に横たわり、残りの時間は直立姿勢で立っていると想定された。リブル河口における潜在的なハウスボート居住者及び野鳥の被ばくに関する英国環境庁の評価に基づく補正係数を適用して、野鳥への外部線量に対するジオメトリの影響について検討した。ベータ線照射に対する衣服による遮蔽は考慮されていない。

c) 習慣データ

生活習慣に係るデータは以下の通り。

表 2-14 漁師の家族の食物摂取データ

Parameter	Adult	Child	Infant
Fraction of seafood caught in the local compartment	1	1	1
Fraction of seafood caught in the regional compartment	0	0	0
Fish ingestion rates (kg/y) (97.5 th percentile)	39	17.5	1.95
Crustaceans ingestion rates (kg/y) (97.5 th percentile)	12.1	1.7	0.605
Molluscs ingestion rates (kg/y) (mean)	3.2	0.8	0.16
Sea plants ingestion rates (kg/y) (mean)	0.6	0	0

表 2-15 ハウスボートの居住者と野鳥の猟師の食物摂取データ

Parameter	Value
Fraction of seafood caught in the local compartment	0
Fraction of seafood caught in the regional compartment	1
Fish ingestion rates (kg/y) (97.5 th percentile)	39
Crustaceans ingestion rates (kg/y) (97.5 th percentile)	12.1
Molluscs ingestion rates (kg/y) (mean)	3.2
Sea plants ingestion rates (kg/y) (mean)	0.6

表 2-16 野鳥の狩猟活動及び海岸の滞留による被ばくを計算するパラメータ

Parameter	Adult	Child	Infant
Occupancy on beach (h/y) (97.5 th percentile) for external exposure	2960	331	94
Time spent near the sea (h/y) for sea spray inhalation and external exposure (97.5 th percentile)	2627	98	36
Handling of fishing equipment (h/y) (97.5 th percentile)	2113	18*	18*
Fraction of time spent in local compartment	1		
Fraction of time spent in regional compartment	0		
Inhalation rates (m ³ /h)	1.69	1.12	0.35
Distance from the sea (m) for sea spray dose	10	50	50
Shoreline attenuation factor	0.5		

d) 結果と考察

SZC からの液体放出による被ばくの年間線量

表 2-17 SZC からの液体放出による漁師の家族の年間実効線量(μ Sv/y)

	Crustaceans	Fish	Molluscs	Sea plant	External beta (beach)	External beta (fishing equipment)	External gamma (beach)	External gamma (fishing equipment)	Sea spray inhalation	Total
Adult	2.1E+00	6.8E+00	5.7E-01	5.4E-02	1.1E-03	3.0E-03	5.8E-01	8.3E-03	2.2E-05	1.0E+01
Child	4.2E-01	4.2E+00	2.0E-01	0.0E+00	1.3E-04	2.5E-05	6.5E-02	7.1E-05	2.9E-06	4.9E+00
Infant	3.0E-01	9.4E-01	8.0E-02	0.0E+00	3.6E-05	2.5E-05	1.9E-02	7.1E-05	8.4E-07	1.3E+00

表 2-18 SZC からの液体放出によるハウスボートの居住者と野鳥の猟師の年間実効線量 ($\mu\text{Sv/y}$)

	Crustaceans	Fish	Molluscs	Sea plant	External beta (beach)	External gamma (beach)	Sea spray inhalation	External exposure during Houseboat occupancy/wildfowling	Total
Houseboat Dweller	2.9E-02	9.1E-02	7.6E-03	7.2E-04	5.1E-06	3.2E-03	1.1E-07	1.9E-03	1.3E-01
Wildfowler	2.9E-02	9.1E-02	7.6E-03	7.2E-04	5.1E-06	3.2E-03	6.1E-08	3.0E-04	1.3E-01

iv. SZB 及び SZC からの液体廃棄物を合わせて考慮した被ばくの年間線量

表 2-19 SZB 及び SZC からの液体放出による漁師の家族の年間実効線量($\mu\text{Sv/y}$)

	Crustaceans	Fish	Molluscs	Sea plant	External beta (beach)	External beta (fishing equipment)	External gamma (beach)	External gamma (fishing equipment)	Sea spray inhalation	Total
Adult	2.2E+00	7.6E+00	5.9E-01	6.0E-02	8.3E-03	5.5E-03	1.6E+00	2.3E-02	3.2E-05	1.2E+01
Child	4.3E-01	4.5E+00	2.0E-01	0.0E+00	9.3E-04	4.7E-05	1.8E-01	2.0E-04	4.1E-06	5.3E+00
Infant	3.0E-01	9.8E-01	8.1E-02	0.0E+00	2.6E-04	4.7E-05	5.1E-02	2.0E-04	1.2E-06	1.4E+00

表 2-20 SZB 及び SZC からの液体放出によるハウスボートの居住者と野鳥の猟師の年間実効線量($\mu\text{Sv/y}$)

	Crustaceans	Fish	Molluscs	Sea plant	External beta (beach)	External gamma (beach)	Sea spray inhalation	External Exposure During Houseboat occupancy/wildfowling	Total
Houseboat Dweller	2.9E-02	1.0E-01	7.8E-03	7.9E-04	3.0E-05	6.6E-03	1.6E-07	3.5E-03	1.5E-01
Wildfowler	2.9E-02	1.0E-01	7.8E-03	7.9E-04	3.0E-05	6.6E-03	8.8E-08	5.4E-04	1.4E-01

SZC からの液体放出に係る年間線量

- ・ 漁師の家族における成人の線量：10 $\mu\text{Sv/y}$
- ・ ハウスボート居住者の線量：0.13 $\mu\text{Sv/y}$
- ・ 野鳥の猟師の線量：0.13 $\mu\text{Sv/y}$

SZB 及び SZC からの液体放出に係る年間線量

- ・ 漁師の家族における成人の線量：12 $\mu\text{Sv/y}$
- ・ ハウスボート居住者の線量：0.15 $\mu\text{Sv/y}$
- ・ 野鳥の猟師の線量：0.14 $\mu\text{Sv/y}$

v. 気体放出に係る代表的個人の候補の年間線量

a) 評価方法

PC-CREAM 08 の PLUME、FARMLAND、GRANIS、RESUS、ASSESSOR モジュールを用いて、気体放出に伴う CRP の年間線量が計算された。評価は単位排出率に対して実施した。

全放射性核種に対して、PC-CREAM においてデフォルトで設定された経口摂取の線量係数が使用された。PC-CREAM のデフォルトの吸入線量係数は、炭素とヨウ素を除く全元素に使用された。炭素とヨウ素は、それぞれ気体と元素状であると想定された。炭素 14、ヨウ素 131、ヨウ素 133 の吸入線量係数は、ICRP Publication 119⁹⁰ から取得された。外部線量係数は、PC-CREAM のデフォルト値が用いられた。

b) 代表的個人の候補の被ばく経路

CRP は、NDAWG ガイダンス ノート 3 に記載されている関連する被ばく経路と、2010 年 CEFAS 調査のレビューに基づいて特定された。評価は 2015 年 CEFAS 調査の習慣データを使用して更新されたが、CRP を変更する必要はないと見なされた。

地元の農家は、食物摂取と居住習慣のため、SZC からの気体排出物に最もさらされている一般市民の代表であると考えられた。農家に加えて、隣接する SZB 発電所の成人労働者は、SZC 放射線評価の目的で一般市民と見なされる可能性が検討されたが、勤務中の被ばくは職業被ばくと見なされるため、SZB 労働者は CRP 検討から除外された。

・農場の家族

農場の家族は、SZC の排気筒から約 1 km の場所に住む家族の成人、小児、幼児で構成される。この場所は、SZC からの気体放出の影響を受ける可能性のある最も近い居住場所として特定された。サイト周辺の土地の環境保護に関する指定により、現在、又は将来的に、より近い場所に住居を構えることは不可能である。この家族の成人メンバーは、隣接する土地で時間を過ごし、小児と幼児は屋外で遊ぶ時間を過ごす想定される。この家族は、自宅/農場で栽培された果物、葉野菜、根菜、基準排気筒から約 550 m 離れた放牧地の湿地において餌を食べた家畜に由来する動物性食品を消費すると想定される。

農場の家族は、次の経路を介して被ばくすると考えられる。

- ・ 気体状プルーム中の放射性核種の吸入による内部被ばく、及び地上に堆積した放射性核種の大気への再浮遊による内部被ばく。
- ・ トリチウムの皮膚吸収。
- ・ 大気中に放出された放射性核種が沈着し、そこで生産された陸生食品に取り込まれた放射性核種の摂取による内部被ばく。
- ・ 気体状プルーム中のベータ/ガンマ放射性核種からの被ばく、及び大気への放出後に地表に堆積した放射性核種からの外部被ばく。

表 2-21 農場の家族の食物摂取データ

Parameter	Adult	Child	Infant
Faction of food produced locally	1	1	1
Cow milk (kg/y)	240*	240*	320*
Green vegetables (kg/y)	88.3	16.3	11.8
Cow meat (kg/y)	19.2	15.7*	4.3
Sheep meat (kg/y)	7.2	2.88	0.86
Root vegetables (kg/y)	167.7*	30.2	16.3*
Fruit (kg/y)	36.9	12.5	3.1

※97.5 パーセントイルの摂取率（無印は平均値）。

表 2-22 農場の家族と SZB の作業員の滞在データ

Parameter	Adult	Child	Infant	SZB worker
Time at location (h/y)	8620	8620	8620	6620
Fraction of time spent indoors	0.75	0.8	0.9	0.9
Cloud gamma location factor	0.2	0.2	0.2	0.2
Deposited gamma location factor	0.1	0.1	0.1	0.1
Cloud beta location factor	1.0	1.0	1.0	1.0
Deposited beta location factor	1.0	1.0	1.0	1.0
Inhalation location factor	1.0	1.0	1.0	1.0
Inhalation rates at home (m ³ /h)	1.11	0.63	0.21	0.91
Inhalation rates at work (Sizewell B worker only) (m ³ /h)	-	-	-	1.5
Time spent by worker at the Sizewell B station (h/y)	-	-	-	2000
Fraction of time spent outdoors by Sizewell B worker	-	-	-	0.5
Distance of Sizewell B worker from Sizewell C stack (m)	-	-	-	330

c) 結果と考察

- ・ SZC からの気体放出による被ばくの年間線量

表 2-23 SZC からの気体放出による農場の家族と SZB の作業員の年間実効線量($\mu\text{Sv/y}$)

	Inhalation	External Beta/gamma (Plume)	External Beta/gamma (Ground)	Resuspension	Cow meat	Cow milk	Fruit	Green vegetables	Root vegetables	Sheep meat	Total
Adult	1.3E-01	2.0E-02	1.7E-03	3.5E-06	3.5E-01	1.6E+00	2.2E-01	5.3E-01	1.0E+00	1.3E-01	4.0E+00
Child	9.9E-02	1.8E-02	1.5E-03	4.8E-06	4.0E-01	2.2E+00	1.0E-01	1.4E-01	2.5E-01	7.3E-02	3.3E+00
Infant	6.8E-02	1.4E-02	1.0E-03	5.4E-06	2.2E-01	6.0E+00	5.2E-02	2.0E-01	2.7E-01	4.4E-02	6.9E+00
Sizewell B Worker	2.0E-01	3.9E-02	2.9E-03	5.8E-06	3.5E-01	1.6E+00	2.2E-01	5.3E-01	1.0E+00	1.3E-01	4.1E+00

表 2-24 SZB 及び SZC からの気体放出による農場の家族と SZB の作業員の年間実効線量($\mu\text{Sv/y}$)

	Inhalation	Beta/gamma (Plume)	Beta/gamma (Ground)	Resuspension	Cow meat	Cow milk	Fruit	Green veg.	Root veg.	Sheep meat	Total
Adult	1.8E-01	1.5E-01	8.9E-03	8.1E-06	4.8E-01	2.2E+00	3.1E-01	7.3E-01	1.4E+00	1.8E-01	5.6E+00
Child	1.4E-01	1.4E-01	7.6E-03	1.1E-05	5.4E-01	3.1E+00	1.4E-01	1.9E-01	3.4E-01	1.0E-01	4.7E+00
Infant	9.5E-02	1.1E-01	5.2E-03	1.2E-05	3.0E-01	8.6E+00	7.2E-02	2.8E-01	3.7E-01	6.0E-02	9.8E+00
Sizewell B Worker	2.8E-01	3.1E-01	1.5E-02	1.3E-05	4.8E-01	2.2E+00	3.1E-01	7.3E-01	1.4E+00	1.8E-01	5.9E+00

vi. 代表的個人の候補の直接放射線による年間線量

評価方法

SZC 原子炉建屋から放射される直接放射線は、建屋の遮蔽によって無視しうる。

SZC からの直接放射は、現場の使用済燃料中間貯蔵庫 (HHK) 及び中間レベル廃棄物 (ILW) 中間貯蔵施設 (HHI) に大きく起因する。貯蔵施設の屋根から漏れた放射線が大気によって反射された結果としてのスカイシャインからの線量も考慮される。

建物の外面の線量率として $0.5 \mu\text{Sv/h}$ が、直接被ばくによる年間線量を評価する目的でソースタームとして使用される。この値は、年間線量限度 ($1000 \mu\text{Sv/y}$) での被ばくが 2000 時間の通常の労働時間中に発生するという悲観的な仮定に基づいている。簡単のため、この線量率は、HHK 及び HHI の外壁から 1 m の距離にあると仮定される。実際には、規制要件にしたがって「合理的に実行可能な限り低く」の原則を実証する必要があり、線量率は年間制限をはるかに下回る可能性がある。

代表的個人の候補の被ばく経路

2010 年 CEFAS 調査のレビュー、及び英国環境・食糧・農村地域省 (DEFRA) の MAGIC インタラクティブ・マッピングツールで公開された地理情報から、生活習慣を考慮した結果として、公衆の中で最も直接放射線を被ばくすると考えられる 3 人の個人が特定された。これらの CRP は、サイトの近くに住む地元住民、近くの歩道で犬の散歩をする人、及び労

働時間の大部分（50%）を屋外で過ごす近隣の SZB 発電所の労働者であった。

結果

表 2-25 直接放射線とスカイシャインからの総線量

		CRP				
		Dog Walker (adult)	Sizewell B worker (adult)	Adult local resident	Child local resident	Infant local resident
Dose from HHI ($\mu\text{Sv}/\text{y}$)	Direct dose	2.0E-02	2.4E-03	1.1E-03	9.9E-04	6.7E-04
	Skyshine dose	1.7E-05	1.6E-04	7.8E-05	6.7E-05	4.6E-05
	Total dose	2.0E-02	2.6E-03	1.2E-03	1.1E-03	7.1E-04
Dose from HHK ($\mu\text{Sv}/\text{y}$)	Direct dose	2.1E-03	3.7E+00	1.7E-03	1.5E-03	1.0E-03
	Skyshine dose	1.5E-05	1.7E-03	1.2E-04	1.0E-04	6.9E-05
	Total dose	2.1E-03	3.7E+00	1.8E-03	1.6E-03	1.1E-03

表 2-26 スカイシャインが 2 桁増加した場合の直接放射線とスカイシャインからの総線量

		CRP				
		Dog Walker (adult)	Sizewell B worker (adult)	Adult local resident	Child local resident	Infant local resident
Dose from HHI ($\mu\text{Sv}/\text{y}$)	Direct dose	2.0E-02	2.4E-03	1.1E-03	9.9E-04	6.7E-04
	Skyshine dose	1.7E-03	1.6E-02	7.8E-03	6.7E-03	4.6E-03
	Total dose	2.2E-02	1.9E-02	8.9E-03	7.7E-03	5.2E-03
Dose from HHK ($\mu\text{Sv}/\text{y}$)	Direct dose	2.1E-03	3.7E+00	1.7E-03	1.5E-03	1.0E-03
	Skyshine dose	1.5E-03	1.7E-01	1.2E-02	1.0E-02	6.9E-03
	Total dose	3.6E-03	3.8E+00	1.4E-02	1.2E-02	7.9E-03

vii. 代表的個人の年間線量

代表的個人とは、集団内でより高い線量を被ばくした個人を代表する個人を指す。代表的個人の線量は、SZC からの直接放射線による被ばくだけでなく、液体及び気体放出の両方に関連する、すべての関連する被ばく経路からの線量を集計することによって計算される。この線量は、300 $\mu\text{Sv/y}$ の線量拘束値の対象となる。SZB 及び SZC からの液体及び気体放出（ただし、直接放射線は除く）の複合排出による代表的個人への線量は、500 $\mu\text{Sv/y}$ のサイト線量拘束値と比較される。

代表的個人への線量を決定するため、2つのシナリオが考慮された。なお、SZB 作業員への線量評価は、地元の居住者と同じであると想定されたため、これ以上実施されなかった。

- ・ 液体放出の CRP（漁師の家族）も、現地で調達された陸生食品を平均的な割合で消費し、サイトの近くに住み、サイト近くの公共の歩道を毎日歩く。
- ・ 気体放出の CRP（農家）は、地元で調達した魚介類を平均的な割合で消費し、サイト近くの公共の歩道を毎日歩き、地元のビーチでレクリエーションの時間を過ごす。

PC-CREAM 08の6つのモジュール(DORIS、PLUME、FARMLAND、GRANIS、RESUS、ASSESSOR) をすべて使用し、液体及び気体の両方の廃棄物にさらされた CRP の年間線量が計算された。評価は単位排出率に対して実施され、結果は提案された年間排出量制限にスクレーンされ、エラーがないことを確認するために慎重に検証された Excel スプレッドシートが使用された。

viii. 代表的個人の候補と被ばく経路

a) 液体・気体両方の廃棄物にさらされる漁師の家族

海洋経路

- 海洋環境に放出された放射性核種を含む、地元で捕獲された魚介類（魚、甲殻類、軟体動物、海藻）の摂取による内部被ばく。
- 波しぶきに含まれる放射性核種の吸入による内部被ばく（トリチウムの皮膚吸収を含む）。
- 浜辺の堆積物に取り込まれたベータ/ガンマ線核種からの外部被ばく。
- 放射性核種で汚染された漁具の取り扱いによる外部被ばく。

地上経路

- 気体状プルーム中の放射性核種の吸入（トリチウムの皮膚吸収を含む）による内部被ばく、及び地上に堆積した放射性核種の大気への再浮遊による内部被ばく。

- 大気からの沈着した土地で生産された陸生食品に取り込まれた放射性核種の摂取による内部被ばく。
- 気体状プルーム中の β ・ γ 線核種への被ばく及び地面に堆積した物質からの外部被ばく。

b) 液体・気体両方の廃棄物にさらされる農家の家族

この CRP は、農家と同様の習慣を持つ農家の成人、小児、及び乳幼児のメンバーで構成されるが、地元の海岸で時間を過ごし、魚介類を平均的な割合で摂取すると仮定している。被ばく経路は、液体と気体の両方の廃棄物から被ばくした漁師の家族と同じであった。地元の歩道を歩いたときの直接被ばく線量（スカイシャインを含む）を追加している。

核種の海から陸への移動は、HPC サイトについて独立して評価された。この結果、波しぶきの吸入による線量が、他のどの経路よりも少なくとも 1 桁低く、ほとんどの場合、数桁低いことが示された。地表への沈着や食品への取り込みなど、海の波しぶきによる陸への移行の他のメカニズムは、より低い線量となるため、これ以上は考慮されていない。

ix. 習慣データ

a) 食物摂取

表 2-27 液体及び気体放出による被ばくを同時に受ける漁師の家族の食物摂取データ

Parameter	Adult	Child	Infant
Marine Pathways	Refer to Table 2-10		
Terrestrial Pathways			
Fraction of food produced locally	1	1	1
Cow milk (mean ingestion rates) (kg/y)	95	110	130
Green vegetables (mean ingestion rates) (kg/y)	88.3	16.3	11.8
Cow meat (mean ingestion rates) (kg/y)	19.2	12.8	4.3
Sheep meat (mean ingestion rates) (kg/y)	7.2	2.9	0.86
Root vegetables (mean ingestion rates) (kg/y)	128.4	30.2	12.8
Fruit (mean ingestion rates) (kg/y)	36.9	12.5	3.1

表 2-28 液体及び気体放出による被ばくを同時に受ける農場の家族の食物摂取データ

Parameter	Adult	Child	Infant
Terrestrial Pathways	Refer to Table 2-19		
Marine Pathways			
Fraction of seafood caught in the local compartment	1	1	1
Fraction of seafood caught in the regional compartment	0	0	0
Fish ingestion rates (kg/y) (mean ingestion rates)	23.46	14	7.4
Crustaceans ingestion rates (kg/y) (mean ingestion rates)	10.4	1.4	0.52
Molluscs ingestion rates (kg/y) (mean ingestion rates)	3.2	0.8	0.16
Sea plants ingestion rates (kg/y) (mean ingestion rates)	0.6	0.0	0.0

b) 居住習慣

表 2-29 液体及び気体放出による被ばくを同時に受ける漁師の家族の居住データ

Parameter	Adult	Child	Infant
Marine Pathways	Refer to Table 2-12		
Terrestrial Pathways			
Time at home (h/y)	5660	8289	8526
Fraction of time spent indoors	0.75	0.8	0.9
Cloud gamma location factor	0.2	0.2	0.2
Deposited gamma location factor	0.1	0.1	0.1
Cloud beta location factor	1.0	1.0	1.0
Deposited beta location factor	1.0	1.0	1.0
Inhalation location factor	1.0	1.0	1.0
Inhalation rates at home (m ³ /h)	0.9	0.63	0.21

表 2-30 液体及び気体放出による被ばくを同時に受ける農場の家族の居住データ

Parameter	Adult	Child	Infant
Terrestrial Pathways			
Time spent at home (h/y)	7919	8453	8620
Fraction of time spent indoors	0.75	0.8	0.9
Inhalation rates at home	1.07	0.63	0.21
Marine Pathways			
Occupancy on beach (h/y) (97.5 th percentile rates) for recreational activities	847	313	76
Time spent near the sea (h/y) for sea spray inhalation and external exposure	847	313	76
Handling of fishing equipment (h/y)	0	0	0
Fraction of time spent in local compartment	1	1	1
Fraction of time spent in regional compartment	0	0	0
Inhalation rates on the beach (m ³ /h)	1.5	1.12	0.35

x. 結果と考察

a) 液体・気体両方の廃棄物にさらされた漁師の家族の被ばくによる年間線量

漁師の家族の年間線量は表 2-31 の通りで、SZC からの排出で一番高い線量は成人の 13 $\mu\text{Sv/y}$ であった。

表 2-31 SZC からの液体・気体両方の廃棄物にさらされた漁師の家族の被ばくによる年間線量($\mu\text{Sv/y}$)

	Marine Pathways	Terrestrial Pathways	Total
Adult	10	3.1	13
Child	4.9	2.1	7.0
Infant	1.3	3.3	4.6

表 2-32 SZB 及び SZC からの液体・気体両方の廃棄物にさらされた漁師の家族の被ばくによる年間線量($\mu\text{Sv/y}$)

	Marine Pathways	Terrestrial Pathways	Total
Adult	12	5.0	17
Child	5.3	3.0	8.3
Infant	1.4	4.7	6.1

b) 液体・気体両方の廃棄物にさらされた農場の家族の被ばくによる年間線量

表 2-33 SZC からの液体・気体両方の廃棄物にさらされた農場の家族の被ばくによる年間線量($\mu\text{Sv/y}$)

	Terrestrial Pathways	Marine Pathways	Total
Adult	4.1	6.7	11
Child	3.3	4.0	7.3
Infant	6.9	3.9	11

表 2-34 SZB 及び SZC からの液体・気体両方の廃棄物にさらされた農場の家族の被ばくによる年間線量($\mu\text{Sv/y}$)

	Terrestrial Pathways	Marine Pathways	Total
Adult	5.9	7.6	13
Child	4.8	4.3	9.1
Infant	9.9	4.1	14

c) 代表的個人の年間線量

線源に関する線量拘束値に対する線量評価

合理的に予測可能で関連のある将来の被ばく経路はすべて、線量評価に含め、線源拘束値（つまり、SZC からの放射性廃棄物の将来の放出と SZC からの将来の直接被ばくから生じる線量）と比較する必要がある。過去の放出による環境中の放射性核種への被ばくから生じる線量は、線源拘束値との比較には含まれない。

液体・気体放出に伴う被ばく、及び SZC からの直接放射線への被ばくによる最大線量は、漁師の家族の成人で $13 \mu\text{Sv/y}$ であった。これは、直接放射線を計算する目的で、彼らが地元の居住者であり犬の散歩をしていると仮定しており、両方のサイトからの線量が含まれている。したがって、この個人は代表的個人と見なされる。この線量は、現在の線源に対する線量拘束値である $300 \mu\text{Sv/y}$ と、PHE が 2009 年に新しい原子力施設に対して提案した線量拘束値である $150 \mu\text{Sv/y}$ （法的基準にはなっていない²⁵⁾ の両方よりも大幅に少ない。

表 2-35 SZC による代表的個人（漁師家族の成人メンバー）の年間線量($\mu\text{Sv}/\text{y}$)と線源拘束値の比較

	Historical exposures	Future exposures			Total	% of relevant constraint/limit
		Terrestrial Pathways	Marine Pathways	Direct Radiation		
Dose (source constraint)	n/a	10	3.1	0.025	13	4.4%

サイトに関する線量拘束値に対する線量評価

サイズウェルサイトからの将来の放射性廃棄物の放出から生じる、すなわち SZB 及び SZC からの放出を含む線量（ただし、直接放射線を除く）は、サイトの線量拘束値と比較するために評価する必要がある。過去の放出による環境中の放射性核種への被ばくから生じる線量は、サイトの線量拘束値との比較には含まれない。

SZB 及び SZC からの液体・気体放出を合わせた廃棄物からの代表的個人への線量（直接放射線を除く）は、 $17 \mu\text{Sv}/\text{y}$ である。これは、隣接する境界を持つサイトに対する線量拘束値である $500 \mu\text{Sv}/\text{y}$ よりも大幅に小さい。

表 2-36 SZC による代表的個人（漁師家族の成人）の年間線量($\mu\text{Sv}/\text{y}$)とサイトの線量拘束値の比較

	Historical exposures	Future exposures			Total	% of relevant constraint/limit
		Terrestrial Pathways	Marine Pathways	Direct Radiation		
Dose (site constraint)	n/a	12	5.0	n/a	17	3.4%

公衆の線量限度に対する線量の評価

英国の規制ガイダンスでは、考慮されている線源からの過去の放出による代表的個人への追加線量、及び過去及び将来の放出による線量、及び管理対象の他の関連する線源からの直接放射線を評価し、総線量を $1 \text{ mSv}/\text{y}$ の線量限度と比較する必要があると述べている。

代表的個人の総線量は、SZA、SZB、及びその他の施設からの過去の排出（チオルノーベリの沈着、セラフィールド及びその他の許可された排出からの長期寄与を含む）、SZB 及び SZC からの将来の排出、ならびに SZB と SZC からの将来の直接放射を集約して計算される。規制ガイダンスは、過去の排出による線量は、RIFE 年次報告書で発表されたものなどの予測的な評価の結果から取得できることを助言している。RIFE 年次報告書⁷⁰には、英国全土の主要な原子力認可サイトの代表的個人に対する予測的な線量評価の公開結果が含まれている。現時点で利用可能な最新の 4 つの RIFE 年次報告書（RIFE 20、21、22、及び

23) で報告された、サイズウェルの代表的個人への線量は、地上経路で<5~6 $\mu\text{Sv/y}$ の範囲であった（直接放射線を除く）。海洋経路（ハウスボートの居住又は魚の消費に起因する）については、<5~10 $\mu\text{Sv/y}$ であり、直接放射線については 20 $\mu\text{Sv/y}$ であった。評価が悲観的であることを確認するため、陸上経路の場合は 6 $\mu\text{Sv/y}$ 、海洋経路の場合は 10 $\mu\text{Sv/y}$ の最高値が、過去の排出から生じる SZC の代表的個人への総線量の構成要素として採用された。したがって、海と陸の経路を介した過去の放出による総線量は、16 $\mu\text{Sv/y}$ であると見なされる。SZB と SZC を合わせた総直接線量は、サイズウェルサイトにおける現在の観測線量 (20 $\mu\text{Sv/y}$) として推定できると想定された。これは SZC から計算された直接線量 (スカイシャイン成分を含む) よりもはるかに大きい。

代表的個人（漁師の家族の成人）の総線量には、海と陸の経路を介した過去の放出の 16 $\mu\text{Sv/y}$ が含まれる。SZB と SZC からの液体・気体の廃棄物を合わせた放出量からの線量は、17 $\mu\text{Sv/y}$ 、SZB と SZC からの直接放射線は 20 $\mu\text{Sv/y}$ である。

表 2-37 SZC による代表的個人（漁師家族の成人メンバー）の年間線量($\mu\text{Sv/y}$)のまとめ

	Historical discharges	Future exposures			Total	% of relevant constraint/limit
		Terrestrial Pathways	Marine Pathways	Direct Radiation		
Total Dose*	16	12	5.0	20	53	5.3%

SZC からの液体及び気体放出の被ばくによる代表的個人の線量の内訳として、経口摂取による線量は、気体及び液体放出の両方で支配的であった。液体放出からの線量が全体を支配し、SZC からの放出に伴う線量の 76%、SZB 及び SZC からの放出に伴う線量の 71%を占めた。

表 2-38 SZC からの液体及び気体放出の被ばくによる代表的個人の線量($\mu\text{Sv/y}$)

Radionuclide	Doses from Gaseous Discharges				Doses from Aqueous discharges				Total	% contribution
	Inhalation & resuspension	External	Ingestion	Total	Inhalation	External	Ingestion	Total		
Ar-41	0.0E+00	3.0E-02	0.0E+00	3.0E-02	N/A	N/A	N/A	N/A	3.0E-02	0.2%
C-14	3.3E-01	3.5E-06	2.5E+00	2.9E+00	6.0E-07	2.8E-03	9.5E+00	9.5E+00	1.2E+01	92.8%
Co-58	7.1E-06	1.2E-05	2.2E-06	2.1E-05	8.0E-09	6.4E-03	2.3E-03	8.7E-03	8.7E-03	0.1%
Co-60	5.2E-05	5.8E-04	1.6E-05	6.5E-04	8.4E-08	5.5E-01	1.8E-02	5.7E-01	5.7E-01	4.3%
Cs-134	2.7E-05	1.5E-04	6.8E-04	8.5E-04	1.1E-08	6.7E-03	6.5E-03	1.3E-02	1.4E-02	0.1%
Cs-137 (Ba-137m, gaseous only)*	1.7E-05	2.4E-04	4.8E-04	7.4E-04	1.4E-08	2.3E-02	8.0E-03	3.1E-02	3.2E-02	0.2%
H-3	6.6E-02	0.0E+00	7.5E-02	1.4E-01	2.1E-05	0.0E+00	1.8E-02	1.8E-02	1.6E-01	1.2%
I-131 (Xe-131m)*	3.2E-03	1.3E-04	2.4E-02	2.7E-02	5.3E-10	5.1E-08	1.0E-04	1.0E-04	2.7E-02	0.2%
I-133 (Xe-133m, Xe-133)*	1.2E-04	6.1E-06	6.4E-05	2.0E-04	N/A	N/A	N/A	N/A	2.0E-04	0.0%
Kr-85	0.0E+00	1.1E-03	0.0E+00	1.1E-03	N/A	N/A	N/A	N/A	1.1E-03	0.0%
Xe-131m	0.0E+00	3.1E-05	0.0E+00	3.1E-05	N/A	N/A	N/A	N/A	3.1E-05	0.0%
Xe-133	0.0E+00	2.4E-02	0.0E+00	2.4E-02	N/A	N/A	N/A	N/A	2.4E-02	0.2%
Xe-135 (Cs-135)*	3.2E-12	4.6E-02	1.0E-10	4.6E-02	N/A	N/A	N/A	N/A	4.6E-02	0.3%
Ag-110m	N/A	N/A	N/A	N/A	1.3E-08	1.8E-03	2.9E-02	3.1E-02	3.1E-02	0.2%
Cr-51	N/A	N/A	N/A	N/A	4.6E-12	1.8E-06	9.9E-07	2.8E-06	2.8E-06	0.0%
Mn-54	N/A	N/A	N/A	N/A	1.1E-09	3.3E-03	3.2E-04	3.6E-03	3.6E-03	0.0%
Ni-63	N/A	N/A	N/A	N/A	1.4E-09	0.0E+00	1.6E-04	1.6E-04	1.6E-04	0.0%
Sb-124	N/A	N/A	N/A	N/A	8.2E-09	2.3E-04	2.8E-03	3.0E-03	3.0E-03	0.0%
Sb-125 (Te-125m)*	N/A	N/A	N/A	N/A	1.3E-08	1.6E-03	3.3E-03	4.9E-03	4.9E-03	0.0%
Te-123m (Te-123)*	N/A	N/A	N/A	N/A	2.9E-09	2.1E-05	3.4E-03	3.4E-03	3.4E-03	0.0%
Total	4.0E-01	1.0E-01	2.6E+00	3.1E+00	2.2E-05	5.9E-01	9.6E+00	1.0E+01	1.3E+01	100.0%
% contribution from pathway	3.0%	0.8%	19.8%	23.6%	0.0%	4.5%	71.9%	76.4%	100.0%	

この表には、直接放射線とスカイシャインからの総線量 (0.025 $\mu\text{Sv/y}$) は含まれない。

* 括弧内に記載の子孫核種からの線量は、親核種からの線量に含まれる。

表 2-39 SZB 及び SZC からの液体及び気体放出の被ばくによる代表的個人の線量($\mu\text{Sv/y}$)

Radionuclide	Doses from Gaseous Discharges				Doses from Aqueous discharges				Total	% contribution
	Inhalation & resuspension	External	Ingestion	Total	Inhalation	External	Ingestion	Total		
Ar-41	0.0E+00	7.3E-01	0.0E+00	7.3E-01	N/A	N/A	N/A	N/A	7.3E-01	4.3%
C-14	4.5E-01	4.8E-06	3.4E+00	3.9E+00	6.0E-07	2.8E-03	9.5E+00	9.5E+00	1.3E+01	78.5%
Co-58	7.1E-06	1.2E-05	2.2E-06	2.1E-05	8.0E-09	6.4E-03	2.3E-03	8.7E-03	8.7E-03	0.1%
Co-60	4.6E-04	5.1E-03	1.4E-04	5.8E-03	8.4E-08	5.5E-01	1.8E-02	5.7E-01	5.7E-01	3.4%
Cs-134	2.7E-05	1.5E-04	6.8E-04	8.5E-04	1.3E-06	8.0E-01	7.8E-01	1.6E+00	1.6E+00	9.3%
Cs-137 (Ba-137m, gaseous only)*	1.7E-05	2.4E-04	4.8E-04	7.4E-04	1.6E-07	2.7E-01	9.2E-02	3.6E-01	3.6E-01	2.1%
H-3	9.9E-02	0.0E+00	1.1E-01	2.1E-01	3.0E-05	0.0E+00	2.5E-02	2.5E-02	2.4E-01	1.4%
I-131 (Xe-131m)*	7.2E-03	3.0E-04	5.3E-02	6.1E-02	5.3E-10	5.1E-08	1.0E-04	1.0E-04	6.1E-02	0.4%
I-133 (Xe-133m, Xe-133)*	1.2E-04	6.1E-06	6.4E-05	2.0E-04	N/A	N/A	N/A	N/A	2.0E-04	0.0%
Kr-85	0.0E+00	1.1E-03	0.0E+00	1.1E-03	N/A	N/A	N/A	N/A	1.1E-03	0.0%
Xe-131m	0.0E+00	3.1E-05	0.0E+00	3.1E-05	N/A	N/A	N/A	N/A	3.1E-05	0.0%
Xe-133	0.0E+00	2.4E-02	0.0E+00	2.4E-02	N/A	N/A	N/A	N/A	2.4E-02	0.1%
Xe-135 (Cs-135)*	3.2E-12	4.6E-02	1.0E-10	4.6E-02	N/A	N/A	N/A	N/A	4.6E-02	0.3%
Ag-110m	N/A	N/A	N/A	N/A	1.3E-08	1.8E-03	2.9E-02	3.1E-02	3.1E-02	0.2%
Cr-51	N/A	N/A	N/A	N/A	4.6E-12	1.8E-06	9.9E-07	2.8E-06	2.8E-06	0.0%
Mn-54	N/A	N/A	N/A	N/A	1.1E-09	3.3E-03	3.2E-04	3.6E-03	3.6E-03	0.0%
Ni-63	N/A	N/A	N/A	N/A	1.4E-09	0.0E+00	1.6E-04	1.6E-04	1.6E-04	0.0%
Sb-124	N/A	N/A	N/A	N/A	8.2E-09	2.3E-04	2.8E-03	3.0E-03	3.0E-03	0.0%
Sb-125 (Te-125m)*	N/A	N/A	N/A	N/A	1.3E-08	1.6E-03	3.3E-03	4.9E-03	4.9E-03	0.0%
Te-123m (Te-123)*	N/A	N/A	N/A	N/A	2.9E-09	2.1E-05	3.4E-03	3.4E-03	3.4E-03	0.0%
Total	5.6E-01	8.0E-01	3.6E+00	5.0E+00	3.2E-05	1.6E+00	1.0E+01	1.2E+01	1.7E+01	100.0%
% contribution from pathway	3.3%	4.7%	21.2%	29.2%	0.0%	9.6%	61.3%	70.8%	100.0%	

* 括弧内に記載の子孫核種からの線量は、親核種からの線量に含まれる。

xi. その他

SZC では子孫（胚、胎児、新生児）、幼児（～1歳）、小児（～10歳）、成人の線量評価が行われたが、子孫（胚、胎児、新生児）についてスクリーニング評価を行っている。HPA（現PHE）は胎児の線量評価に関するガイダンス⁶⁷で、計画的な排出については胎児の被ばくによる追加リスクは生涯リスクと比較して小さいとしており、リン 32、リン 33、カルシウム 45、ストロンチウム 90 が環境への放出の重要な部分を占める場合のみ、胎児への線量を考慮する必要があるとしている。他核種の放出については他の年齢層に対する線量評価が適切であるとしており、胎児に対する線量の明示的な評価は必要ないと記載されている⁶⁷。SZC-D1 ではトリチウムと炭素 14 が胎児の線量の寄与が高いため、胎児と乳児の線量のスクリーニング評価を行っている。

SZCからの液体及び気体廃棄物による胎児と母乳育児の乳児の線量は、年間の提案制限値ではそれぞれ17 $\mu\text{Sv/y}$ と5.6 $\mu\text{Sv/y}$ と計算された。炭素14が計算された線量の97-99%を占めている。SZC からの胎児への線量は、他の年齢層の複合的な放出について計算された線量より高かった。しかし、この線量は線源とサイトの線量拘束値である 300 $\mu\text{Sv/y}$ と 500 $\mu\text{Sv/y}$ の 6%未満であり、低線量であると考えられる。母乳育児の乳児の線量は、漁師家族の乳児の線量と同程度であり、いずれも胎児への線量よりはるかに低い。

2.3.2.2. サイズウェル C サイトにおける線量評価手法の詳細

本節では SZC D-1⁸⁷ を基に公衆の被ばく線量評価手法の調査結果をまとめた。

2.3.2.2.1. 全体概要

D-1 は、SZC の運用段階に伴う公衆の被ばく線量の評価方法及び評価結果をまとめたものである。評価は、感度分析及びスクリーニング評価とともに、以下のように実施され、その結果がまとめられている。本書では、以下のうち調査目的と関わりのある赤字の項目について調査しその結果をまとめた。

- ・ 代表的個人候補者（CRP）、すなわち、液体及び気体放射性核種の環境中への継続的な放出により生じる、集団の中でより高線量に被ばくした人の代表となる見込みの線量を受ける人の年間被ばく線量を示す。
- ・ 英国、欧州、世界の集団への集団線量。
- ・ 敷地内インフラからの直接放射線及びスカイシャインによる被ばく線量。
- ・ 液体、気体及び外部放射線（直接放射線及びスカイシャインを含む）による代表的個人物の年間線量。この用語は、「average member of the critical group」と同等であり、これに取って代わるものである。
- ・ 気体放射性核種の大気中への短期放出による線量。
- ・ 環境中の放射性核種の蓄積。

SZC からの連続排出の影響を評価するためのアプローチは、NDAWG、英国環境庁、及び ICRP、イングランド公衆衛生局（PHE、旧健康保護庁、HPA）などの国際及び国の諮問機関が提唱するアプローチを考慮したものであった。英国環境庁が開発した初回の放射線評価ツール（IRAT）により評価が実施され、より詳細な評価が必要であることが示された。この評価は、拡散及び線量評価モジュールの PC-CREAM 08 ソフトウェアを使用して実施された。短期排出の評価は、業界標準の大气拡散モデリングシステム（ADMS）を用いて実施された。影響は、HPC で許可された制限に基づいて導き出された、提案された排出制限で評価された。

水系排出物の代表的な被ばく者としては、漁業家族、屋形船ハウスボート居住者、猟師が候補に挙げられた。SZC からの液体廃棄物へのばく露による漁師の家族の成人、小児、幼児の年間線量は、関連する海洋経路の合計でそれぞれ 10 $\mu\text{Sv/y}$ 、4.9 $\mu\text{Sv/y}$ 、1.3 $\mu\text{Sv/y}$ となった。すべての年齢層で支配的な経路は魚の摂取で、成人、小児、乳児の線量にそれぞれ約 67%、86%、70% 寄与していた。炭素 14 は支配的な放射性核種であり、漁師家族の評価線量の 93% から 98% に寄与している。SZB と SZC からの複合液体放出物への被ばくによる漁師の家族の成人、小児、幼児の年間線量はそれぞれ 12 $\mu\text{Sv/y}$ 、5.3 $\mu\text{Sv/y}$ 、1.4 $\mu\text{Sv/y}$ と算出された。ここでも、炭素 14 が主要な放射性核種であり、魚の摂取が主要な被ばく経路であった。SZC からの液体排出、及び SZB と SZC を合わせた流出による成人ハウスボート居住者と猟師の年間線量は 0.2 $\mu\text{Sv/y}$ 未満であった。

ガス状物質へのばく露の代表的個人として、農家の家族及び隣接する SZB 施設の作業員が候補に挙げられた。SZC からの気体廃棄物へのばく露による農家の家族の成人、小児、幼児の年間線量を、関連する陸上経路で合計すると、それぞれ 4.0 $\mu\text{Sv/y}$ 、3.3 $\mu\text{Sv/y}$ 、6.9 $\mu\text{Sv/y}$ となった。主な経路は牛乳の摂取で、成人、小児、乳児の年齢層でそれぞれ評価線量の約 40%、67%、87% に寄与していた。炭素 14 は支配的な放射性核種であり、農民の評価線量の 89% から 94% に寄与していた。SZB 作業員の線量は 4.1 $\mu\text{Sv/y}$ であり、牛乳と根菜類の摂取が支配的である。SZB と SZC からの複合気体排出にさらされた農家の家族の成人、小児、幼児の年間線量は、それぞれ 5.6 $\mu\text{Sv/y}$ 、4.7 $\mu\text{Sv/y}$ 、9.8 $\mu\text{Sv/y}$ と算出された。ここでも牛乳の摂取が主要な経路であり、炭素 14 が主要な放射性核種であった。SZB と SZC からのガス状放射性核種の複合排出による SZB 作業員の年間線量は 5.9 $\mu\text{Sv/y}$ と計算された。

SZC の原子炉建屋から発せられる直接放射線による一般市民の被ばくは、原子炉建屋の設計に組み込まれた遮蔽物（例えば SZB が示したように）により、ごくわずかなものとなるであると推測している。したがって、SZC からの直接放射線は、主に敷地内の HHK と ILW、HHI に起因するものである。また、これらの貯蔵施設からの放射線に関連したスカイシャインによる線量も考慮された。外部被ばく線量評価では、犬の散歩者、地元住民の家族、SZB 作業員の 3 人の代表的個人候補者が考慮された。SZC からの直接放射線の被ばくによる SZB 作業員の年間線量は 3.7 $\mu\text{Sv/y}$ と算出された。地域住民の線量は、犬の散歩をしている人の線量（0.022 $\mu\text{Sv/y}$ ）と同様に、かなり低い値（成人で 0.0029 $\mu\text{Sv/y}$ 、小児と

幼児の線量はさらに低い) と計算された。スカイシャインによる線量は、すべての CRP の直接線量よりも少なくとも一桁小さかった。感度分析の結果、スカイシャイン線量が 2 桁増加しても、貯蔵施設から放出される放射線による総線量は数ナノシーベルトのオーダーであり、SZB 作業員の場合の総線量は $3.8 \mu\text{Sv/y}$ であることが示された。

代表的個人はサイズウェルサイトの近くに住む漁師の家族の成人と特定された。この代表的個人は、液体及び気体廃棄物のばく露と SZC からの直接放射線へのばく露により $13 \mu\text{Sv/y}$ の線量を受け。この線量は、現在の線源の線量拘束値である $300 \mu\text{Sv/y}$ を大幅に下回っている。サイト (すなわち SZB と SZC) からの代表的個人の線量は $17 \mu\text{Sv/y}$ で、サイトの線量拘束値 ($500 \mu\text{Sv/y}$) の 3.4% である。過去と将来の放出物を含む代表的個人の年間線量は $53 \mu\text{Sv/y}$ と推定され、 1 mSv である一般公衆の線量限度の 5.3% となる。

SZC からの液体及び気体廃棄物による胎児への被ばく線量を、母親を代表者と仮定して計算した。計算された胎児への線量は $17 \mu\text{Sv/y}$ であり、SZC からの複合排出物について他の年齢層について計算された線量より高い。しかし、この線量は、法定 (線源とサイト) 線量拘束値である $300 \mu\text{Sv/y}$ と $500 \mu\text{Sv/y}$ の 6% 未満であり、低線量であると考えられる。

連続的な放出による線量に加えて、短期的な線量を明示的に評価することが求められている。SZC からのガス状放射性核種の短期放出にさらされた農家の成人、小児、幼児の線量を関連する陸上経路で合計すると、 $3.8 \mu\text{Sv/y}$ 、 $3.5 \mu\text{Sv/y}$ 、 $6.9 \mu\text{Sv/y}$ となる。

主な経路は牛乳の摂取で、成人、小児、乳児の年齢層でそれぞれ短期線量の約 43%、64%、87% を占めている。摂取経路は計算された短期線量の約 98-99% を占めている。炭素 14 は支配的な放射性核種であり、農民の評価線量の 99% を占めている。

SZC から放出され地上に沈着したガス状放射性核種の蓄積による線量を建設作業員の総線量として評価したところ、 $0.0034 \mu\text{Sv/y}$ と些細なものであることがわかった。

英国環境庁は、代表的個人の推定線量が $20 \mu\text{Sv/y}$ を超える場合、線量評価で使用した主要な仮定に関連する不確実性と変動性を見直しを実施することを推奨している。分析した具体的な仮定とパラメータは以下の通り。

- ・ 排出物-提案制限値に対して予想されるベストパフォーマンスの排出量。
- ・ 生活習慣- サイト固有の食物摂取率に対する一般的な食物摂取率。
- ・ 食物 - 50%の地元産の魚介類に対して 100%の地元産の魚介類。

ベストパフォーマンスによる排出で生じる漁師の家族の成人、小児、幼児の線量は、それぞれ $2.4 \mu\text{Sv/y}$ 、 $1.2 \mu\text{Sv/y}$ 、 $0.32 \mu\text{Sv/y}$ であると計算された。これは、年間の提案制限値で放出された場合に予測される線量の約 23-24% に相当し、約 4 分の 1 にまで低減されている。予想される最高の性能で排出された場合、農家の家族の成人、小児、幼児の線量は、それぞれ $1.9 \mu\text{Sv/y}$ 、 $1.5 \mu\text{Sv/y}$ 、 $3.2 \mu\text{Sv/y}$ と計算された。これは、年間の提案制限値での放出から生じると予測される線量の約 46% から 48% に相当し、線量を約 2 分の 1 に低減して

いる。サイト固有の食品摂取率を使用することで、一般的な摂取率を使用して計算されたものとはほぼ同等の線量を推定することができる。全水産物の 50%のみが地域の区画から供給される場合、この摂取線量経路は実質的に半減する。全体として、本評価で採用した食品摂取経路による CRP の線量評価手法は、合理的で堅牢な手法であり、CRP の線量を著しく過小評価する結果にはなっていないと考えられる。

計算された個々の線量はすべて、対応する線源及びサイト制約並びに公衆の線量限度より有意に低い。感度解析の結果、予測された線量は保守的な値である可能性が高く、実際の被ばく量はより少なくなることが示された。

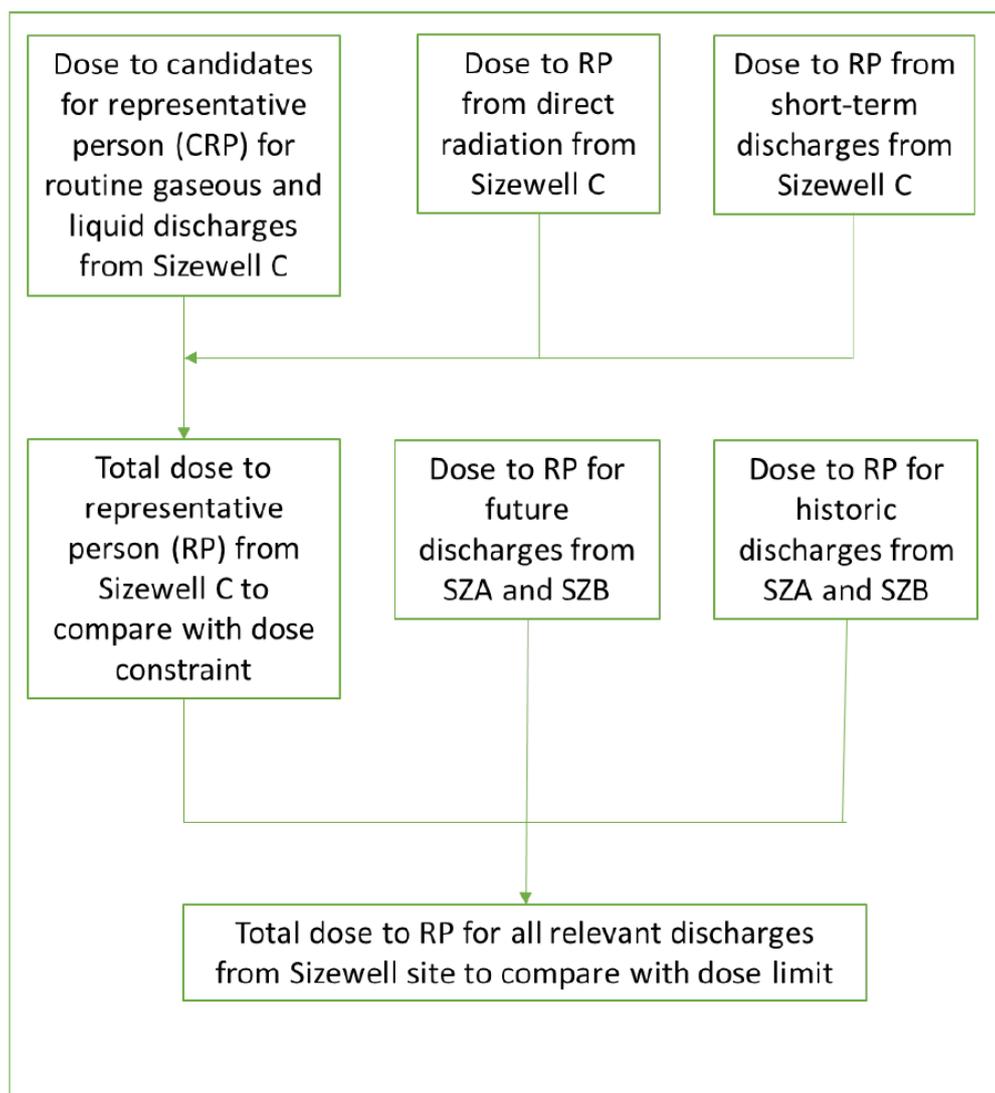


図 2-6 代表的個人線の線量計算のステップの模式図⁹¹

⁹¹ Environmental Agency 2022 July, Radiological impact assessment for the proposed Sizewell C nuclear power station
https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/1086593/Sizewell_C_Independent_Dose_Assessment_Report.pdf

2.3.2.2.2. 連続放出による年間個人線量

表 2-40 モデル及びパラメータ整理表（連続放出による被ばく線量評価）

項目	モデル/パラメータ/ データ	内容	データ固有 性	SZC D-1 での 記載箇所
適用ガイド	-	DAWG と英国環境庁が提唱するアプローチ ^{92,93} を採用	-	2.1 a)16
初回の線量 評価	-	英国環境庁が初回の放射線評価法（IRAT） ^{76,77} に基づき開発した Excel ベースの IRAT を用いて実施	-	2.1 a)16
ソースター ム	-	液体及び気体状放射性核種の年間放出制限値、現実的な推定値、隣接 プラント放出量（重ね合わせ評価用）がある。	エリア固有	2.1 b)19、20 Table2-1 、 Table2-2
評価一般	使用コード	PC-CREAM 08、バージョン 1.5.1.89、データベースバージョン 2.0.0 利用	-	2.1 c)35
気象	気象データ	SZC サイトの 2003 年から 2012 年までの 10 年間の 1 時間ごとの 連続気象 データ（図 2-7、表 2-43 参照）。 PC-CREAM 08 ⁹⁴ と互換性のある Pasquill 安定カテゴリー形式。 SZB 施設からのガス状放射性核種の大気への放出は、SZC の放出と一 緒に同じ場所から放出されると仮定している	エリア固有	2.1 c)37
プルームの	(モデルなし)	熱的・機械的浮力は PC-CREAM では評価できないため有効放出源高さ	-	-

⁹² SEPA / FSA / Environment Agency / HPA / NIEA, Principles for the Assessment of Prospective Public Doses arising from Authorised Discharges of Radioactive Waste to the Environment, Radioactive Substances Regulation under the Radioactive Substances Act (RSA-93) or under the Environmental Permitting Regulations (EPR-10).

⁹³ NDAWG, NDAWG (2008). Overview of Guidance on the Assessment of Radiation Doses from Routine Discharges of Radionuclides to the Environment, National Dose Assessment Working Group (NDAWG) Guidance Note 1.

⁹⁴ Met Office, RPS pasquill analysis, wind X code – Post code IP16 4UR, spreadsheet.

項目	モデル/パラメータ/ データ	内容	データ固有 性	SZC D-1 での 記載箇所
上昇及び初期拡散		をあらかじめ評価し利用している		
	有効放出源高さ	表 2-44 参照	エリア固有	2.1 c)39
	排気筒高さ	表 2-44 参照	エリア固有	2.1 c)39
	隣接建屋の高さ	表 2-44 参照	エリア固有	2.1 c)39
移流拡散	モデル	ガウスプルーム PC-CREAM では混合層の反射をモデル化したものなど複数の評価式があるが、すべての計算結果の中で一番保守的な値となるものを採用する仕様となっている ⁹⁵ 。	-	2.1 c)39
	拡散係数	明確な記載が無いが Pasquill 方式による分類をおこなった気象データを用いていることから Pasquill / Smith / Hosker 方式と推測される	一般	2.1 c)39
	地表面粗度	表 2-44 参照	一般	2.1 c)39
放射性崩壊 (移流拡散中)	崩壊系列	重要な短寿命放射性核種や親核種と経時的平衡に達しない最初の子孫核種を明示的にモデル化する、とある。モデルにより出力される予測濃度から単位濃度当たりの線量を評価している。	一般	2.1 c)30
湿性沈着	ウォッシュアウト係数	表 2-44 参照	エリア固有	2.1 c)39
乾性沈着	乾性沈着速度	核種グループ別沈着速度 (表 2-44 参照)	トリチウム : エリア固有	2.1 c)39

⁹⁵ 4章のヒアリングにて得た情報。

項目	モデル/パラメータ/ データ	内容	データ固有 性	SZC D-1 での 記載箇所
			それ以外： 一般	
沈着の蓄積	-	Deposition rates (Bq/m ² /s) はマイナーな被ばく経路に適用されるものであり、放射性核種や物理的・化学的形態によって変化する。(表 2-44 参照) ⁹⁶	エリア固有	2.1 c)39
再浮遊	再浮遊モデル	明確な記載が無いが Table C-12 の FARMLAND パラメータの一覧に再浮遊係数があり、PC-CREAM の再浮遊モデルが適用されていると推測される。	一般	-
ウェザリング	ウェザリングモデル	PC-CREAM のモデル及びパラメータを適用。 PC-CREAM では、ウェザリングとして植物表面に沈着した放射性核種の風等の自然現象による地表面への移行(除去)を評価している。HPA-RPD-058 Appendix B P.245 には、実験データに基づいた transfer factor が記載されており、元素に依存しない係数として示している ⁹⁶ 。	一般	-
土壌	土壌モデル	GRANIS モジュールの Default generic wet soil	一般	2.1 c)39
水系評価一 般	コンパートメントモ デル諸量	コンパートメントの定義パラメータは一部を除く PC-CREAM のデフォルト値を適用している。(表 2-41 参照) PC-CREAM では放出点を指定すると自動でコンパートメントが決定される。 ⁹⁷	一般	2.1 c)31

⁹⁶ 4章のヒアリングにて得た情報。

⁹⁷ 4章のヒアリングにて得た情報。

項目	モデル/パラメータ/ データ	内容	データ固有 性	SZC D-1 での 記載箇所
	元素依存パラメータ	表 2-42 参照	一般	Table C-11
	河川モデル	明確な記載は無いが、放出点が海洋 (onshore outfall shaft から約 3.5km 沖合、図 2-8 参照)、CRP が海及び海岸滞在の集団であることから不要と考えられる。	-	2.1 b)19
	堆積物に関するパラメータ	表 2-41 参照	サイト固有	2.1 c)33
食物連鎖	食物連鎖モデル	FARMLAND モジュール	一般	-
	食物依存パラメータ	表 2-45 参照 表 2-45 参照	一般	Table C-12
	家畜依存パラメータ一式	表 2-46 参照	一般	Table C-13
	食物への移行係数一	表 2-47 参照	一般	Table C-14

項目	モデル/パラメータ/ データ	内容	データ固有 性	SZC D-1 での 記載箇所
	式			
	家畜への移行係数一 式	表 2-48 参照	一般	Table C-15
	FARMLAND モジ ュールでの評価におけ るその他パラメータ 一式	表 2-49 参照	一般	Table C-16
被ばく線量 評価一般	被ばく経路	ASSESSOR モジュールにより、以下の経路を評価している。 ・放射性核種の吸入 ・放射性核種の摂取 ・放射性雲からの外部被ばく ・汚染土壌からの外部被ばく	一般	2.1 d)41
	習慣データ	2015 年の CEFAS Sizewell Habits Survey Report (2015 CEFAS 調査) 98 及び NRPB-W41 ⁹⁹	エリア固 有、一般	2.1 d)41
	評価位置	表 2-50 参照	エリア固有	Table-2-5
被ばく線量 評価一般 (大気)	CRP	Farming Family : 地元の農家 Sizewell B Worker : Sizewell B 作業員	一般、エリ ア固有	2.4 a)96
	被ばく経路	CRP 別に評価対象とする被ばく経路を選定している。 Farming Family :	一般、エリ ア固有	-

⁹⁸ CEFAS, Radiological Habits Survey: Sizewell, 2015, RL 01/16

⁹⁹ NRPB, Generalised Habits Data for Radiological Assessments, NRPB-W41

項目	モデル/パラメータ/ データ	内容	データ固有 性	SZC D-1 での 記載箇所
		<ul style="list-style-type: none"> ・ 気体状プルーム中の放射性核種の吸入による内部被ばく、及び大気への放出による地上に沈着した放射性核種の再浮遊による内部被ばく ・ トリチウムの皮膚吸収（PC-CREAM 08 の吸入の線量換算係数は、皮膚吸収経路が考慮されている、とある） ・ 大気中に放出された放射性核種が沈着した後、地場産の陸上食品に取り込まれた放射性核種の摂取による内部被ばく ・ 気体状プルーム中のベータ／ガンマ放射性核種による被ばく及び大気放出後に地表に堆積した物質からの外部被ばく <p>SizeWell B Worker：明確な記載無いが Farming Family と同様と思われる</p>		
外部被ばく 線量評価 (大気)	外部被ばく線量換算 係数	PC-CREAM のデフォルト値	一般	2.4 a)92
内部被ばく 線量評価 (大気)	炭素 14、ヨウ素以外 の内部被ばく線量換 算係数	PC-CREAM のデフォルト値	一般	2.4 a)92
	炭素 14、ヨウ素 131、 ヨウ素 133 の吸入線 量係数	ICRP Publication 119 炭素 14、ヨウ素 131、ヨウ素 133 はそれぞれ蒸気と元素状ヨウ素の形を 考慮して調整している、とある。	一般	2.1 b)27、2.4 a)92
	呼吸率	呼吸率等の習慣データ：表 2-57 参照	エリア固 有、一般	2.1 d)43 2.4 b)101

項目	モデル/パラメータ/ データ	内容	データ固有 性	SZC D-1 での 記載箇所
		居住時間、ICRP Publication 66 ¹⁰⁰ と NRPB-W41 ⁹⁹ の異なる活動（例えば、重労働や睡眠）を行う時間の推奨値、及び NRPB-W41 で適用された方法論を使用してそれらの活動に関連する吸入率に基づいて導き出されている。		
	食物の摂取率	<p>Farming Family 及び SZB 作業員：表 2-56 参照</p> <p>CEFAS 調査に明示されている高摂取率グループの平均値を使用とある。</p> <p>スクリーニング評価を行う top-two approach により計算している。具体的には以下の手順となる。</p> <ul style="list-style-type: none"> すべての食品カテゴリーを高い摂取率（97.5 パーセントイル）で計算 結果としての線量に最も寄与の大きい 2 つの食品カテゴリー（考慮する年齢群によって異なる場合がある）を 97.5 パーセントイルの摂取率で維持し、残りの食品カテゴリーを実際の評価のための平均摂取率に変更 	エリア固有	2.1 d)44 2.4 b)98
被ばく線量 評価一般 (水系)	CRP	<p>以下の 3 つのグループを選定</p> <p>Fishing Family : SZC 近郊の沿岸域で過ごす家族の成人、小児、幼児から構成</p> <p>Houseboat Occupant : SZC から約 8km 離れた港に係留された屋形船にパートタイムで居住する成人</p> <p>Wildfowler : SZC から約 8km 離れた海岸の塩湿地で猟をする成人の一</p>	一般、エ リア固有	-

¹⁰⁰ ICRP Publication 66, Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, 1994, Ann. ICRP 24 (1-3).

項目	モデル/パラメータ/ データ	内容	データ固有 性	SZC D-1 での 記載箇所
	被ばく経路	<p>般市民</p> <p>CRP 別に評価対象とする被ばく経路を占めている</p> <p>Fishing Family :</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 海洋環境中に放出された放射性核種を取り込んだ地元で獲れた魚介類（魚類、甲殻類、軟体動物、海草類）の摂取による内部被ばく（海草摂取による被ばく影響評価は PC-CREAM08 パラメータを使用とある） ・ 波しぶきに巻き込まれた放射性核種の吸入による内部被ばく ・ 海浜堆積物に取り込まれた放射性核種からの外部照射（ベータ線核種の皮膚等価線量、ガンマ線核種の皮膚等価線量） ・ 放射性核種で汚染された漁具の取り扱いによる外部照射（ベータ線核種については皮膚への等価線量、ガンマ線核種については等価線量） （これにはカニ糸の取り扱いに限定した幼児・児童の取り扱いが含まれる） <p>Houseboat Occupant :</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 海洋環境中に放出された放射性核種を取り込んだ地域区画（魚類、甲殻類、軟体動物、海草類）で捕獲された魚介類の摂取による内部被ばく ・ 波しぶきに巻き込まれた放射性核種の吸入による内部被ばく ・ 海浜堆積物に取り込まれたベータ／ガンマ放射性核種からの外部照射 	一般、エリア固有	<p>2.3 b)62</p> <p>2.3 b)65</p> <p>2.3 b)67</p>

項目	モデル/パラメータ/ データ	内容	データ固有 性	SZC D-1 での 記載箇所
		<ul style="list-style-type: none"> ・ 屋形船（汚染された水に浮かぶ、又は汚染された泥の上に静止している）の乗船による外部被ばく <p>Wildfowler :</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 海洋環境中に放出された放射性核種を取り込んだ地域区画（魚類、甲殻類、軟体動物、海草）で捕獲された魚介類を摂取することによる内部被ばく ・ 波しぶきに巻き込まれた放射性核種の吸入による内部被ばく ・ 海浜堆積物に取り込まれたベータ／ガンマ放射性核種からの外部照射 ・ 汚染された塩湿地での滞在時間による外部被ばく 		
	Sea Spray のモデル 及びパラメータ	本文には言及されていないが、スクリーニング計算（付録 A）の欄に記載あり。	エリア固有、一般	A
外部被ばく 線量評価 (水系)	外部被ばく線量換算 係数	PC-CREAM のデフォルト値	一般	2.3 a)59
	Houseboat Occupant 及び Wildfowler の外部 被ばく線量換算係数	FGR12 ¹⁰¹ に基づく線量係数（汚染地での被ばく及び汚染水への浸漬に対する）を適用して Excel 表計算で算出されたものとある。 リブル河口におけるハウスボート居住者と猟師の被ばくの可能性に関する英国環境庁の評価 ¹⁰² に基づく補正係数が適用された。	一般、エリア固有	2.3 b)66 2.3 b)68

¹⁰¹ US EPA, External Exposure to Radionuclides in Air, Water, and Soil. Federal Guidance Report No. 12, EPA-402-R-93-081

¹⁰² Environment Agency, Measurement and Assessment of External Radiation Dose Rates to People on Houseboats and using Riverbanks – using the Ribble Estuary as a case study, SC060080/SR4

項目	モデル/パラメータ/ データ	内容	データ固有 性	SZC D-1 での 記載箇所
	遮蔽係数	Houseboat Occupant に適用する船体による遮蔽係数 : 0.75	エリア固有	2.3 b)66
内部被ばく 線量評価	トリチウム以外の内 部被ばくの線量換算 係数	PC-CREAM のデフォルト値	一般	2.3 a)59
	トリチウムの形態及 び内部被ばく線量換 算係数	トリチウムはトリチウム水（酸化水素トリチウム (HTO)）の形とし、 ICRP Publication 119 ⁹⁰ のタイプ M の吸入線量係数を使用	一般	2.1 b)24 及び 27、2.3 a)59
	食物の摂取率	CRP 別に設定 Fishing Family : 表 2-51 参照 Houseboat Occupant 及び Wildfowler : 表 2-52	エリア固有	2.3 c)
	呼吸率等の習慣デー タ	CRP 別に設定 Fishing Family : 表 2-53 参照 Houseboat Occupant : 表 2-54 参照 Wildfowler : 表 2-55 参照	エリア固有	2.3 c)

※各記載が示す概要を以下に示す。

一般： ICRP Publication などの国際機関が発行しているデータや FGR といいた英国外機関発行のデータ、NDAWG のガイダンスノートなどの英国内の規制及び指針、PC-CREAM や IAEA の ADO モデルなどのツール及びモデル類など

エリア固有： 特定地域を対象とした調査報告書（CEFAS Sizewell Habits Survey Report）、他のサイトのデータの転用、SZC 施設固有のデータなど

表 2-41 海洋拡散パラメータ

Parameter	Local compartment	North Sea South West compartment
Volume (m ³)	4.00E+08	4.50E+11
Depth (m)	1.00E+01	3.10E+01
Coastline length (m)	1.00E+04	-
Volumetric exchange rate (m ³ /y)	1.10E+10	-
Suspended sediment load (t/m ³)	8.00E-05	6.00E-06
Sedimentation Rate (t/m ² /y)	1.00E-04	1.00E-04
Sediment density (t/m ³)	2.60E+00	2.60E+00
Diffusion rate (m ² /y)	3.15E-02	3.15E-02

表 2-42 海洋拡散における元素依存パラメータ (DORIS のデフォルト)

Element	Partition Coefficient, Kd (Bq/t per Bq/m ³)		Concentration Ratios, CR (Bq/t per Bq/m ³)			
	Deep	Coastal	Fish	Crustaceans	Molluscs	Seaweed
Ag	1.0E+04	1.0E+03	5.0E+02	5.0E+03	1.0E+04	2.0E+03
Sb	5.0E+02	1.0E+03	4.0E+02	2.5E+01	2.0E+01	2.0E+01
Cs	2.0E+03	3.0E+03	1.0E+02	3.0E+01	3.0E+01	5.0E+01
C	2.0E+03	2.0E+03	2.0E+04	2.0E+04	2.0E+04	1.0E+04
Cr	5.0E+04	5.0E+04	2.0E+02	5.0E+02	8.0E+02	2.0E+03
Co	1.0E+07	2.0E+05	1.0E+03	1.0E+04	5.0E+03	1.0E+04
H	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00
I	2.0E+02	2.0E+01	1.0E+01	1.0E+01	1.0E+01	1.0E+03
Mn	2.0E+08	2.0E+05	4.0E+02	5.0E+02	5.0E+04	6.0E+03
Ni	1.0E+06	1.0E+05	1.0E+03	1.0E+03	2.0E+03	2.0E+03
Te	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+03	1.0E+04
Xe	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00

表 2-43 SZC の方位別大気安定度分類別の平均気象データ

Stability Category	Wind Angle (°)											
	15-45	45-75	75-105	105-135	135-165	165-195	195-225	225-255	255-285	285-315	315-345	345-15
A.	0E+00	1.14E-05	1.14E-05	2.28E-05	1.14E-05	1.14E-05	1.14E-05	0E+00	1.14E-05	1.14E-05	0E+00	3.42E-05
B.	2.28E-04	2.40E-04	4.22E-04	3.99E-04	2.05E-04	2.05E-04	3.08E-04	1.59E-03	1.94E-03	1.90E-03	1.03E-03	4.59E-04
C.	6.98E-03	8.08E-03	8.89E-03	1.01E-02	5.74E-03	4.25E-03	6.98E-03	1.14E-02	8.81E-03	7.85E-03	8.69E-03	1.35E-02
D.	6.57E-02	6.87E-02	5.13E-02	4.31E-02	2.32E-02	1.67E-02	2.10E-02	2.34E-02	1.84E-02	1.42E-02	1.33E-02	3.49E-02
E.	3.21E-02	3.56E-02	2.54E-02	1.68E-02	1.02E-02	8.16E-03	8.73E-03	1.04E-02	1.11E-02	8.70E-03	9.78E-03	1.69E-02
F.	3.56E-03	4.35E-03	3.97E-03	3.05E-03	2.28E-03	2.25E-03	2.42E-03	2.26E-03	2.43E-03	2.67E-03	3.03E-03	3.07E-03
C+Rain.	1.64E-03	2.01E-03	1.73E-03	1.90E-03	1.76E-03	1.51E-03	1.53E-03	1.69E-03	1.69E-03	8.44E-04	1.00E-03	1.94E-03
D+Rain.	4.44E-02	2.75E-02	1.85E-02	1.95E-02	2.16E-02	1.88E-02	2.01E-02	1.64E-02	1.12E-02	8.78E-03	1.27E-02	2.84E-02

表 2-44 SZC 連続放出の大気分における年間平均被ばく線量評価パラメーター式

Parameter	Value
Physical stack height (m)	70
Stack diameter (m)	3
Stack exit velocity (m/s)	9.6
Discharge gas	Air
Ambient temp. of discharge gases (°C)	15
Averaging period (h)	24
Surface roughness length (m)	0.3
Deposition velocity (m/s)	<ul style="list-style-type: none"> • 5.00E-03 (tritium) • 0 (noble gases and C-14) • 1.00E-02 (iodine as I-131) • 1.00E-03 (aerosols as Cs-137)
Washout coefficient (1/s)*	<ul style="list-style-type: none"> • AR^B (tritium) • 0 (noble gases and C-14) • AR^B (iodine) • AR^B (aerosol as Cs-137)
Meteorological Data	NWP site-specific met data for Sizewell C for 2003-2012

表 2-45 FARMLAND における食物依存パラメーター式 (デフォルト値)

Parameter	Green Vegetables	Pasture	Root Vegetables	Fruit
Yield Fresh Weight (kg/km ²)	1.00E+06	5.00E+05	3.00E+06	1.69E+06
Plant Interception Factor	3.00E-01	2.50E-01	4.00E-01	7.40E-01
Seed Interception Factor	-	-	-	-
Fruit Interception factor	-	-	-	7.00E-03
Weathering half-life for plant (d)	1.40E+01	1.40E+01	1.40E+01	1.40E+01
Weathering half-life for seeds (d)	-	-	-	-
Weathering half-life for winter (d)	-	2.80E+01	-	-
Weathering half-life for fruit (d)	-	-	-	1.40E+01
Soil Contamination (%)	1.00E-01	-	1.00E-01	1.00E-01
Preparation Loss	8.00E-01	-	0.00E+00	0.0E+00
Dry Weight (%)	2.00E+01	2.00E+01	2.00E+01	1.56E+01
Soil density (g/cm ³)	1.50E+00	1.50E+00	1.50E+00	1.50E+00
Resuspension coefficient (1/m)	8.00E-08	1.00E-08	8.00E-08	8.00E-08
Deposition Velocity (m/s)	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03
Half-life in 30cm soil (d)	3.65E+04	3.29E+02	3.65E+04	3.65E+04

表 2-46 FARMLAND における家畜依存パラメーター式 (デフォルト値)

Parameter	Cow	Sheep
Dry weight intake of pasture (kg/d)	13	1.5
Fraction of dry matter intake as soil (%)	4	20
Inhalation rate (m ³ /s)	1.5E-03	1.0E-04
Mean life span (y)	6	1
Grazing density (1/km ²)	400	500
Mass of Carcass (kg)	230	18
Mass of liver (kg)	6	0.8
Milk production rate (l/d)	10	-

表 2-47 FARMLAND における食物への移行係数一式 (デフォルト値)

Element	Green Vegetables	Pasture	Root vegetables	Fruit
Argon	0.0E-00	0.0E-00	0.0E-00	0.0E-00
Barium	1.0E-02	1.0E-02	5.0E-03	1.0E-02
Caesium	1.0E-02	3.0E-02	6.0E-03	3.0E-03
Cobalt	1.0E-02	1.0E-02	1.0E-02	5.0E-03
Iodine	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02
Krypton	0.0E-00	0.0E-00	0.0E-00	0.0E-00
Xenon	0.0E-00	0.0E-00	0.0E-00	0.0E-00

表 2-48 FARMLAND における家畜への移行係数一式 (デフォルト値)

Element	Cow Milk	Cow Meat	Sheep Meat
Argon	0.0E-00	0.0E-00	0.0E-00
Barium	5.0E-04	5.0E-04	5.0E-03
Caesium	5.0E-03	3.0E-02	5.0E-01
Cobalt	1.0E-04	1.0E-04	1.0E-03
Iodine	5.0E-03	2.0E-03	5.0E-02
Krypton	0.0E-00	0.0E-00	0.0E-00
Xenon	0.0E-00	0.0E-00	0.0E-00

表 2-49 FARMLAND におけるその他パラメータ

Element	Bio half-life meat (y)	Bio half-life liver (y)	Fraction inhaled/ingested	Element Mobility
Barium	9.00E-02	9.00E-02	7.04E-01	Semi-mobile
Caesium	-	-	3.48E-01	Mobile
Cobalt	5.00E-01	5.00E-01	1.15E+00	Semi-mobile
Iodine	-	-	3.48E-01	Mobile

表 2-50 ASSESSOR モジュール主要パラメーター一覧

Parameter	Value
Output times (y)	60
Number of gaseous release stacks	2
Bearing of 2 nd stack relative to the reference stack (°)	0
Distance between stacks (m)	230
Effective stack height (m)	20
Met data	Site specific (Sizewell C centred windrose)
Age groups	Adult, child (10 y) and infant (1 y)
Receptor location (aqueous discharges)	Local compartment (fishing family) Regional compartment (houseboat occupant & wildfowler)
Receptor location (gaseous discharges)*	1.04 km (farm residential location) 552 m, (farm livestock grazing location) 330 m (Sizewell B worker – working hours only) These distances are from the south stack.
CRP habits and exposure pathways	Described in the ensuing sections under the relevant headings.
Roughness length (m)	0.3

表 2-51 Fishing Family の摂取パラメーター一覧

Parameter	Adult	Child	Infant
Fraction of seafood caught in the local compartment	1	1	1
Fraction of seafood caught in the regional compartment	0	0	0
Fish ingestion rates (kg/y) (97.5 th percentile)	39	17.5	1.95
Crustaceans ingestion rates (kg/y) (97.5 th percentile)	12.1	1.7	0.605
Molluscs ingestion rates (kg/y) (mean)	3.2	0.8	0.16
Sea plants ingestion rates (kg/y) (mean)	0.6	0	0

表 2-52 Houseboat Occupant と Wildfowler の摂取パラメーター一覧

Parameter	Value
Fraction of seafood caught in the local compartment	0
Fraction of seafood caught in the regional compartment	1
Fish ingestion rates (kg/y) (97.5 th percentile)	39
Crustaceans ingestion rates (kg/y) (97.5 th percentile)	12.1
Molluscs ingestion rates (kg/y) (mean)	3.2
Sea plants ingestion rates (kg/y) (mean)	0.6

表 2-53 Fishing Family の習慣パラメーター一覧

Parameter	Adult	Child	Infant
Occupancy on beach (h/y) (97.5 th percentile) for external exposure	2960	331	94
Time spent near the sea (h/y) for sea spray inhalation and external exposure (97.5 th percentile)	2627	98	36
Handling of fishing equipment (h/y) (97.5 th percentile)	2113	18*	18*
Fraction of time spent in local compartment	1		
Fraction of time spent in regional compartment	0		
Inhalation rates (m ³ /h)	1.69	1.12	0.35
Distance from the sea (m) for sea spray dose	10	50	50
Shoreline attenuation factor	0.5		

表 2-54 ハウスボート居住者の習慣パラメーター一覧

Parameter	Value
Occupancy on beach (h/y) (97.5 th percentile)	847
Time spent near the sea (h/y) (97.5 th percentile)	2101
Fraction of time spent in local compartment	0
Fraction of time spent in regional compartment	1
Inhalation rate (m ³ /h)	1.06
Time spent on the houseboat (h/y)	1253.7
Fraction of time spent inside houseboat	0.75
Fraction of time houseboat rests on mud	0.67
Fraction of time houseboat floats on water	0.33
Boat shielding factor	0.75
Soil density (kg/m ³)	1600
Shoreline attenuation factor (beach only)	0.5
Distance from the sea (m) for sea spray dose	10

表 2-55 Wildfowler の習慣パラメーター一覧

Parameter	Value
Occupancy on beach (h/y) (97.5 th percentile)	847
Time spent near the sea (h/y) (97.5 th percentile)	847
Fraction of time spent in local compartment	0
Fraction of time spent in regional compartment	1
Inhalation rates (m ³ /h)	1.5
Shoreline attenuation factor (beach only)	0.5
Time spent on saltmarsh (h/y)	88
Fraction of time spent standing upright on saltmarsh	0.25
Fraction of time spent lying down on saltmarsh	0.75
Correction factor applied to dose coefficient for exposure over saltmarsh to account for the fraction of time spent lying down	1.29
Soil density (kg/m ³)	1600
Distance from the sea (m) for sea spray dose	100

表 2-56 Farming Family の摂取パラメーター一覧

Parameter	Adult	Child	Infant
Faction of food produced locally	1	1	1
Cow milk (kg/y)	240*	240*	320*
Green vegetables (kg/y)	88.3	16.3	11.8
Cow meat (kg/y)	19.2	15.7*	4.3
Sheep meat (kg/y)	7.2	2.88	0.86
Root vegetables (kg/y)	167.7*	30.2	16.3*
Fruit (kg/y)	36.9	12.5	3.1

表 2-57 Farming Family 及び Sizewell B worker の習慣パラメーター一覧

Parameter	Adult	Child	Infant	SZB worker
Time at location (h/y)	8620	8620	8620	6620
Fraction of time spent indoors	0.75	0.8	0.9	0.9
Cloud gamma location factor	0.2	0.2	0.2	0.2
Deposited gamma location factor	0.1	0.1	0.1	0.1
Cloud beta location factor	1.0	1.0	1.0	1.0
Deposited beta location factor	1.0	1.0	1.0	1.0
Inhalation location factor	1.0	1.0	1.0	1.0
Inhalation rates at home (m ³ /h)	1.11	0.63	0.21	0.91
Inhalation rates at work (Sizewell B worker only) (m ³ /h)	-	-	-	1.5
Time spent by worker at the Sizewell B station (h/y)	-	-	-	2000
Fraction of time spent outdoors by Sizewell B worker	-	-	-	0.5
Distance of Sizewell B worker from Sizewell C stack (m)	-	-	-	330

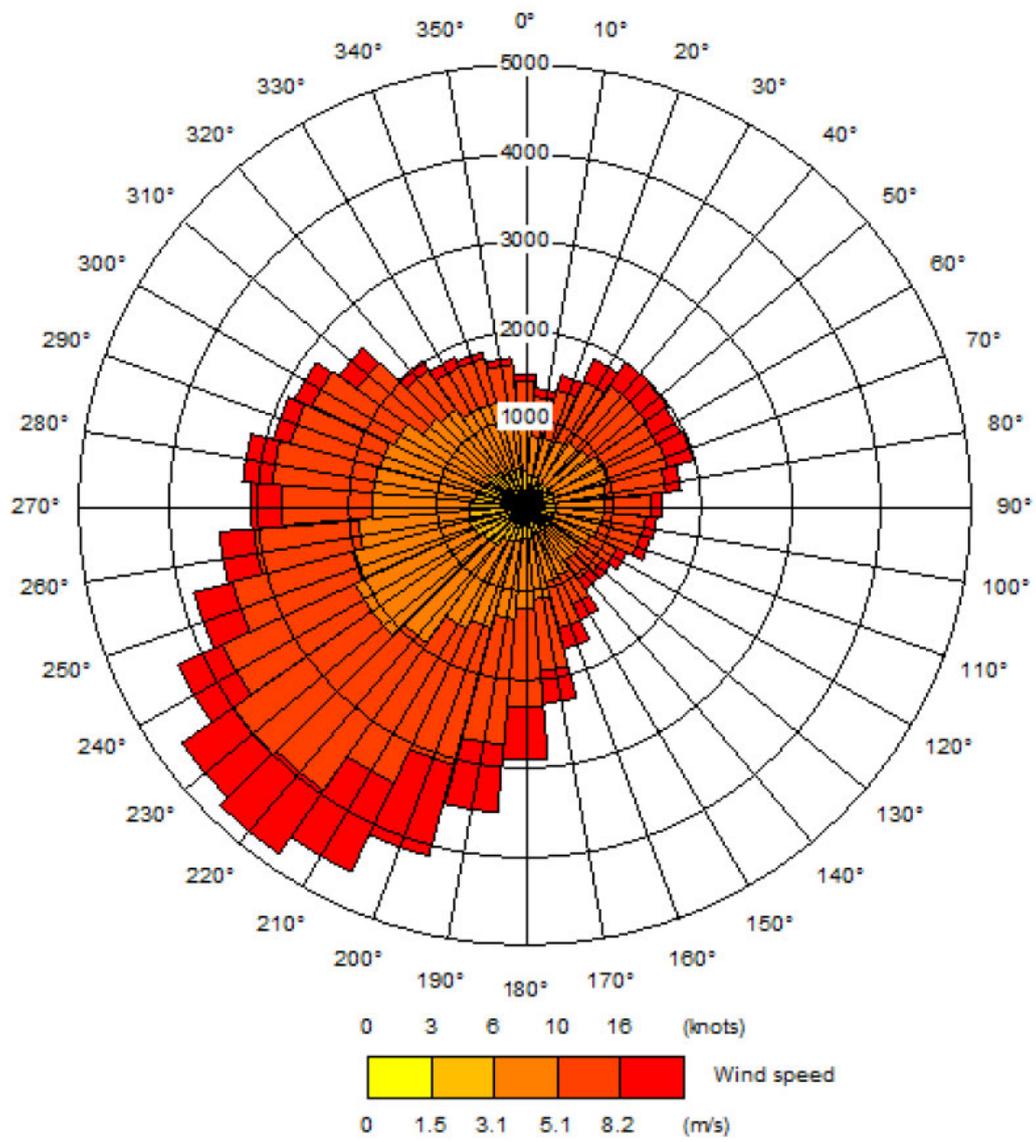


図 2-7 SZC の風配図

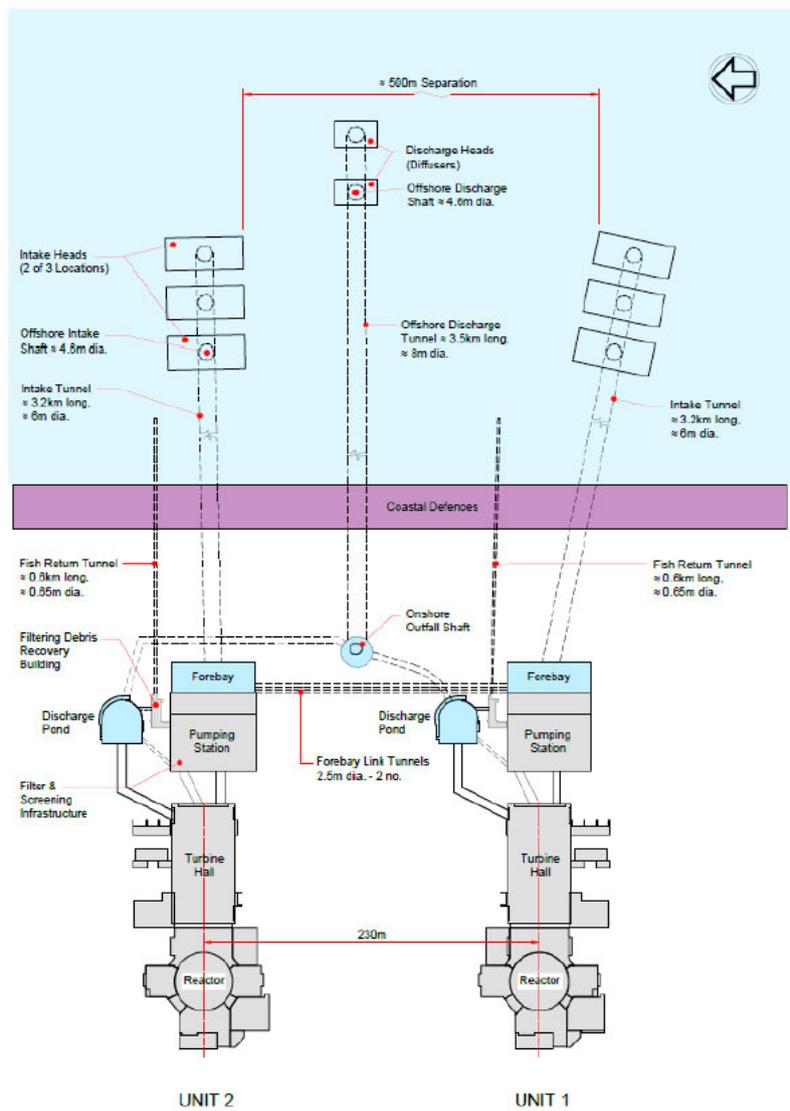


図 2-8 SZC のプラントロケーション¹⁰³

¹⁰³ Sizewell C Project, Water Discharge Activity Permit Application Submission Sizewell C, 100232385 Revision 02 https://consult.environment-agency.gov.uk/psc/ip16-4ur-nnb-generation-company-szc-ltd-cb3997ad/supporting_documents/SZC%20WDA%20Environmental%20Permit%20Application%20and%20Appendix%20A%20%20Site%20Maps%20Plans%20and%20Drawings.pdf

2.3.2.2.3. CRP の直接放射線等の外部被ばく線量

表 2-58 モデル及びパラメータ整理表 (CRP の直接放射線等の外部被ばく線量)

項目	モデルパラメータ/データ	内容	データ固有性	SZC D-1 での記載箇所
線源	評価対象線源 (施設)	<ul style="list-style-type: none"> 原子炉建屋からの直接放射線等は設計上遮蔽効果が高いと考え対象外 主な線源は HHK 及び HHI となりこれらを対象とした 	エリア固有	3.1 117
	線源強度	HHK 等の建屋の設計が未定であるため、年間線量限度 (1000 $\mu\text{Sv/y}$) の被ばくが、通常の労働時間である 2000 時間に発生するという悲観的な仮定から、HHK と HHI の外壁から 1m の距離の線量率を 0.5 $\mu\text{Sv/h}$ と設定し評価に用いている。	一般	3.1 120
被ばく一般	CRP	<p>2010 年 CEFAS 調査¹⁰⁴ と、DEFRA が主催する MAGIC インタラクティブ・マッピングツール¹⁰⁵ に掲載された地理的情報から、その習慣から直接放射線を最も多く受けると思われる 3 グループを特定している。</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dog Walker • Local Resident • Sizewell B Worker 	エリア固有	3.2 126
	被ばく経路	<p>以下の 2 つの被ばくを評価</p> <ul style="list-style-type: none"> • 直接放射線 • スカイシャイン 	-	3.1
直接線による	手法	<p>CRP 別に以下の様に評価</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dog Walker 	エリア固有	3.2 -

¹⁰⁴ Garrod, C.J., et al., Radiological Habits Survey: Sizewell, 2010., Environment Report RL 12/11

¹⁰⁵ DEFRA, MAGIC, OSGB36

項目	モデルパラメータ/データ	内容	データ固有性	SZC D-1 での記載箇所
被ばく線量評価		<p style="text-align: center;"> $\text{Annual Dose} = \sum_n \frac{365.25 D l_n}{j_n v}$ </p> <p>Where:</p> <p><i>j_n (m)</i>: If the distance from the store to the CRP (<i>r_n</i>, a variable distance) is less than three times that of the store, <i>j_n</i> = <i>r_n</i>. If <i>r</i> is more than three times the width of the store, <i>j_n</i> = <i>r²</i>.</p> <p><i>D</i> = dose rate at 1 m from external surface of building (0.5 μSv/h)</p> <p><i>v</i> = walking speed (5 km/h)</p> <p><i>l_n</i> = length of path walked at distance <i>r_n</i> from the waste store (km)</p> <p>• Local Resident</p> <p style="text-align: center;"> $\text{Annual Dose} = \frac{D(LF_i O_i + LF_o O_o)}{r^2}$ </p> <p>Where:</p> <p><i>r</i> = distance from the waste store to dwelling (900 m for the HHK, 1107 m for the HHI)</p> <p><i>D</i> = dose rate at 1 m from external surface of building (0.5 μSv/h)</p> <p><i>LF_i</i> = indoor location factor (0.1)</p> <p><i>LF_o</i> = outdoor location factor (1)</p> <p><i>O_i</i> = indoor occupancy rate (e.g. for adult 8,620 h/y x 0.75 = 6,465 h/y)</p> <p><i>O_o</i> = outdoor occupancy rate (e.g. for adult 8,620 h/y x 0.25 = 2,155 h/y)</p>		

項目	モデルパラメータ/データ	内容	データ固有性	SZC D-1 での記載箇所
		<p>• Sizewell B Worker</p> $\text{Annual Dose} = \frac{D(LF_i O_i + LF_o O_o)}{j}$ <p>Where:</p> <p><i>j</i>: The SZB worker is taken to be 150 m from the HHK, which is less than three times the width of the store, so <i>j</i> = 150 m in this case. The worker is taken to be 477 m from the HHI, which is more than three times the width of the store, so <i>j</i> = (477 m)² in this case.</p> <p><i>D</i> = dose rate at 1 m from external surface of building (0.5 μSv/h)</p> <p><i>LF_i</i> = indoor location factor (0.1)</p> <p><i>LF_o</i> = outdoor location factor (1)</p> <p><i>O_i</i> = indoor occupancy rate (2,000 h/y x 0.5 = 1,000 h/y)</p> <p><i>O_o</i> = outdoor occupancy rate (2,000 h/y x 0.5 = 1,000 h/y)</p>		
スカイシ	手法一般	NCRP 報告書 ¹⁰⁶ に基づいて開発された簡易モデルを適用している（下式、図 2-9 参照）。	一般	3.1 122

¹⁰⁶ NCRP, Structural Shielding Design and Evaluation for Megavoltage X- and Gamma-Ray Radiotherapy Facilities. NCRP 151., NCRP 151

項目	モデルパラメータ/データ	内容	データ固有性	SZC D-1 での記載箇所
ヤインによる被ばく線量評価		$D_s = \frac{2.5 \times 10^{-2} D_0 B_{xs} \Omega^{1.3}}{(d_i d_s)^2}$ <p>Where:</p> <p>D_s is the dose at point d_s ($\mu\text{Sv/h}$). This is equal to the distance from the store to the CRP, denoted by r.</p> <p>D_0 is the absorbed dose rate ($\mu\text{Gy/h}$) 1 m above the source (and therefore the store roof). In this case, it is equivalent to the effective dose rate ($\mu\text{Sv/h}$), as the effective dose rate is derived from the limit on whole body radiation, and skyshine is gamma radiation, so tissue and radiation weighting factors are both 1.</p> <p>B_{xs} is a shielding factor for the roof, but is set to 1 here as the store is taken to be the source so there is no roof above the 'source', this is a conservative assumption.</p> <p>Ω is a restricting aperture and was based on a square aperture in reference [Ref 47]. However, in this case, the whole store is treated as the radiation source, with a known dose rate 1 m above the source. As such, there is no aperture restricting the radiation beam, so Ω is equal to 2π. This is a conservative approach.</p> <p>d_i is the distance from the source to 2 m above the roof, so in this case is 2 m.</p>		
	手法 (CRP 別)	• Dog Walker	エリア固有	3.2

項目	モデルパラメータ/データ	内容	データ固有性	SZC D-1 での記載箇所
		$\text{Annual Dose} = \sum_n \frac{365.25 D_{s,n} l_n}{v}$ <p>Where:</p> <p>$D_{s,n}$ is the dose rate from skyshine calculated using Equation 1 at point n</p> <p>v = walking speed (5 km/h)</p> <p>l_n = length of path walked at distance rn from the waste store (km)</p> <p>• Local Resident</p> $\text{Annual Dose} = D_s(LF_i O_i + LF_o O_o)$ <p>here all parameters are as defined in Equation 4 and D_s is the skyshine dose rate at the residence location using Equation 1.</p> <p>• Sizewell B Worker Local Resident と同様</p>		

※各記載が示す概要を以下に示す。

一般： ICRP Publication などの国際機関が発行しているデータや FGR といった英国外機関発行のデータ、NDAWG のガイダンスノートなどの英国内の規制及び指針、PC-CREAM や IAEA の ADO モデルなどのツール及びモデル類など

エリア固有： 特定地域を対象とした調査報告書（CEFAS Sizewell Habits Survey Report）、他のサイトのデータの転用、SZC 施設固有のデータなど

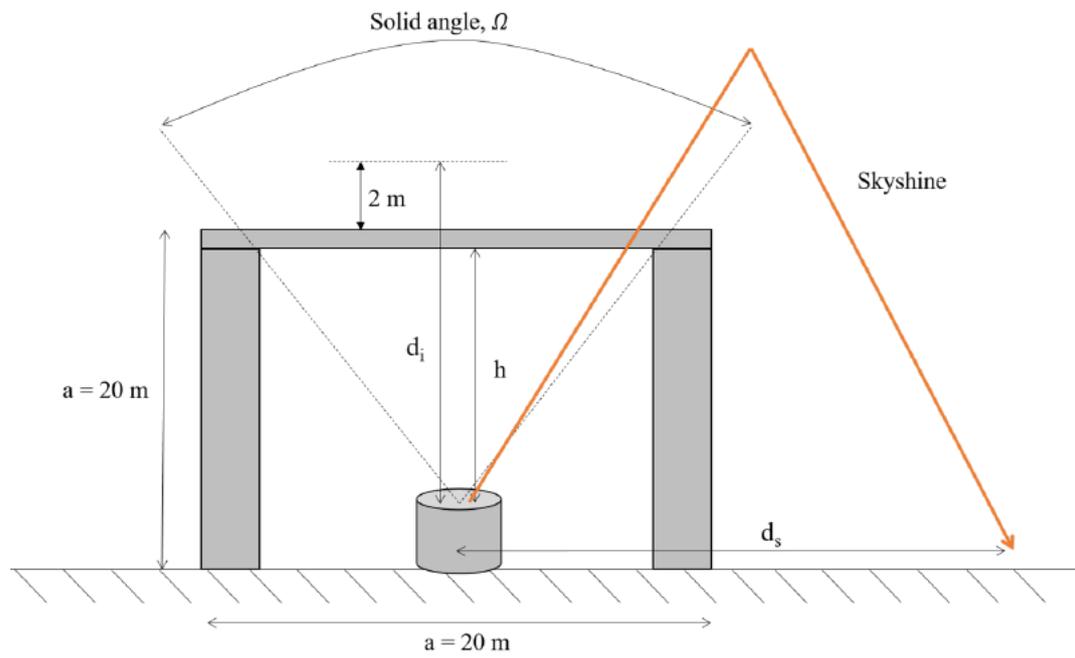


図 2-9 スカイシャイン線量評価のモデル

2.3.2.2.4. CRP の年間線量

表 2-59 モデル及びパラメータ整理表 (CRP の年間被ばく線量)

項目	モデル/パラメータ/データ	内容	データ固有*	SZC D-1 での記載箇所
(本節では 2.3.2.2.2 と 2.3.2.2.3 との合算による CRP の年間線量を整理しており、既に明記した手法やパラメータ等以外を以下に示す)				
被ばく線量評価	食物の摂取率	<ul style="list-style-type: none"> • Fishing Family : 表 2-60 参照 • Farming Family : 表 2-61 参照 	エリア固有	4.3 a)
	習慣データ	<ul style="list-style-type: none"> • Fishing Family : 表 2-62 参照 • Farming Family : 表 2-63 参照 	エリア固有	4.3 b)

※各記載が示す概要を以下に示す。

一般： ICRP Publication などの国際機関が発行しているデータや FGR といった英国外機関発行のデータ、NDAWG のガイダンスノートなどの英国内の規制及び指針、PC-CREAM や IAEA の ADO モデルなどのツール及びモデル類など

エリア固有： 特定地域を対象とした調査報告書 (CEFAS Sizewell Habits Survey Report)、他のサイトのデータの転用、SZC 施設固有のデータなど

表 2-60 Fishing Family の摂取率パラメーター一覧

Parameter	Adult	Child	Infant
Marine Pathways	<i>Refer to Table 2-10</i>		
Terrestrial Pathways			
Fraction of food produced locally	1	1	1
Cow milk (mean ingestion rates) (kg/y)	95	110	130
Green vegetables (mean ingestion rates) (kg/y)	88.3	16.3	11.8
Cow meat (mean ingestion rates) (kg/y)	19.2	12.8	4.3
Sheep meat (mean ingestion rates) (kg/y)	7.2	2.9	0.86
Root vegetables (mean ingestion rates) (kg/y)	128.4	30.2	12.8
Fruit (mean ingestion rates) (kg/y)	36.9	12.5	3.1

表 2-61 Farming Family の摂取率パラメーター一覧

Parameter	Adult	Child	Infant
Terrestrial Pathways	<i>Refer to Table 2-19</i>		
Marine Pathways			
Fraction of seafood caught in the local compartment	1	1	1
Fraction of seafood caught in the regional compartment	0	0	0
Fish ingestion rates (kg/y) (mean ingestion rates)	23.46	14	7.4
Crustaceans ingestion rates (kg/y) (mean ingestion rates)	10.4	1.4	0.52
Molluscs ingestion rates (kg/y) (mean ingestion rates)	3.2	0.8	0.16
Sea plants ingestion rates (kg/y) (mean ingestion rates)	0.6	0.0	0.0

表 2-62 Fishing Family の習慣パラメーター一覧

Parameter	Adult	Child	Infant
Marine Pathways	<i>Refer to Table 2-12</i>		
Terrestrial Pathways			
Time at home (h/y)	5660	8289	8526
Fraction of time spent indoors	0.75	0.8	0.9
Cloud gamma location factor	0.2	0.2	0.2
Deposited gamma location factor	0.1	0.1	0.1
Cloud beta location factor	1.0	1.0	1.0
Deposited beta location factor	1.0	1.0	1.0
Inhalation location factor	1.0	1.0	1.0
Inhalation rates at home (m ³ /h)	0.9	0.63	0.21

表 2-63 Farming Family の習慣パラメーター一覧

Parameter	Adult	Child	Infant
Terrestrial Pathways			
Time spent at home (h/y)	7919	8453	8620
Fraction of time spent indoors	0.75	0.8	0.9
Inhalation rates at home	1.07	0.63	0.21
Marine Pathways			
Occupancy on beach (h/y) (97.5 th percentile rates) for recreational activities	847	313	76
Time spent near the sea (h/y) for sea spray inhalation and external exposure	847	313	76
Handling of fishing equipment (h/y)	0	0	0
Fraction of time spent in local compartment	1	1	1
Fraction of time spent in regional compartment	0	0	0
Inhalation rates on the beach (m ³ /h)	1.5	1.12	0.35

2.3.2.2.5. 短期放出による年間個人線量

表 2-64 モデル及びパラメータ整理表（短期放出による年間被ばく線量）

項目	モデル/パラメータ/データ	内容	データ固有性*	SZC D-1 での記載箇所
適用ガイド		NDAWG ガイダンスノート 6 ¹⁰⁷ と NRPB-W54 ¹⁰⁸ に基づくアプローチを採用	-	5.1 183
シナリオ	放出経路	<ul style="list-style-type: none"> ・施設からの短期的なガス状物質の放出を評価対象としている ・海への放出（流出）は流出前にタンクに蓄積するプロセスになるので連続的な評価で考慮されているとしてここでは対象外としている ・両方の原子炉が同時に短期排出を行うことは考えにくいので、2つのスタックのうち最も悪い結果（南スタック）を対象としている ・短期線量を評価するために、連続放流による年間個人線量の評価と同じ地域の居住地と同じ農業地域を使用 	エリア固有	5.1 184 5.1 b)
ソースターム	放出量及び放出率	表 2-65 参照 短期排出量は、予測される 12 ヶ月間の排出量の 2%以上が比較的短期間に発生するものと定義している	一般、エリア固有	Table5-1
	放出高さ	70 m	エリア固有	5.1 a)189
	放出継続時間	24 時間	一般	5.1 a)189

¹⁰⁷ NDAWG, Guidance on Short Term Release Assessments – Guidance Note 6.

¹⁰⁸ PHE, A Methodology for Assessing Doses from Short-Term Planned Discharges to Atmosphere (NRPB-W54 National Radiological Protection Board, NRPB-W54

項目	モデル/パラメータ/データ	内容	データ固有性*	SZC D-1 での記載箇所
被ばく線量評価一般	使用コード	ADMS、バージョン 5 ¹⁰⁹	一般	5.1 b)190
気象	気象データ	<ul style="list-style-type: none"> ・気象庁から入手した 2003 年から 2012 年までの 10 年間の SZC のサイト別時間順次気象データを ADMS コードへの入力として使用 ・10 年間の各 6 月 1 日から 8 月 31 日までのデータのサブセットを使用して、これらの期間の 24 時間平均大気中濃度の 95 パーセントイルと平均沈着量を評価する ・6 月 1 日から 8 月 31 日までは、英国における陸上食物や飼料（牧草や干し草）の生育の最盛期であるため、選択された 	エリア固有	5.1 b)192
拡散評価	放出、移流拡散、沈着、ウォッシュアウトの評価パラメータ	表 2-66 参照	エリア固有	Table5-2
食物連鎖	コンバージョンファクター	表 2-67 参照	一般、エリア固有	-

¹⁰⁹ Cambridge Environmental Research Consultants, ADMS Version 5, CERC 2020

項目	モデル/パラメータ/データ	内容	データ固有性*	SZC D-1 での記載箇所
被ばく評価	CRP	連続放出の評価における Farming Family と同様	一般、エリア固有	5.1 d)200
	被ばく経路	<p>連続放出の評価における Farming Family と同様（以下）</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 気体状プルーム中の放射性核種の吸入による内部被ばく、及び大気への放出による地上に沈着した放射性核種の再浮遊による内部被ばく ・ トリチウムの皮膚吸収（PC-CREAM 08 の吸入の線量換算係数は、皮膚吸収経路が考慮されている、とある） ・ 大気中に放出された放射性核種が沈着した後、地場産の陸上食品に取り込まれた放射性核種の摂取による内部被ばく ・ 気体状プルーム中のベータ/ガンマ放射性核種へのばく露及び大気放出後に地表に堆積した物質からの外部被ばく <p>なお、地表に沈着した放射性核種による外部被ばくと再浮遊した放射性核種による吸入被ばくは、プルームが通過した後も継続的に発生する。そこで、これらの経路について、1年間の総線量を計算した。地上からの外部被ばく線量の計算には、1年間の放射性核種の減衰が考慮されている。大気中の再浮遊物質の濃度は時間とともに変化するため、NRPB-W54¹⁰⁸ に示された方法にしたがって1年間の再浮遊物質濃度の積算値を算出し、1年間の日数で割って1年間の再浮遊物質による平均大気濃度を決定。</p>	一般、エリア固有	5.1 d)200 5.1 f)209

項目	モデル/パラメータ/データ	内容	データ固有性*	SZC D-1 での記載箇所
	食物の摂取率	<p>表 2-68 参照</p> <p>top-two approach により以下の様に設定</p> <ul style="list-style-type: none"> ・成人については牛乳と根菜類を 97.5th パーセンタイルの摂取率、それ以外は平均消費率が適用 ・小児、幼児については牛乳と牛肉を 97.5th パーセンタイルの摂取率、それ以外は平均消費率が適用 	エリア固有	Table5-4
	習慣データ	<p>表 2-69 参照</p> <p>呼吸率は以下の考え方で設定された</p> <ul style="list-style-type: none"> ・成人は、屋内で過ごす時間の割合 (0.75) をもとに、1 日 6 時間 (h/day) 屋外で過ごす と 仮定する。成人は 1 時間、重作業の呼吸率 3 m³/h で呼吸し、残りの 5 時間は軽作業の呼吸率 1.5 m³/h で屋外に過ごす と 仮定する。したがって、屋外での平均呼吸率は 1.75 m³/h となる。 ・成人は 1 日 18 時間室内で過ごす。この成人は、4 時間は安静時呼吸率 0.54 m³/h、5 時間は軽作業時、1 時間は重労働時、残りの 8 時間は睡眠時呼吸率 0.45 m³/h で呼吸すると想定される。したがって、屋内での平均呼吸率は 0.9 m³/h と計算される。上記の吸入率は、ICRP Publication 66¹⁰⁰ から引用している。 ・小児の室内占有率は 0.8 (屋外では 4.8 時間/日に相当) と 仮定する。小児はこの間、軽作業時の 1.12 m³/h で 3.2 時間、安静時の 0.38 m³/h で 1.6 時間呼吸すると 仮定している。小児は 1 日 19.2 時間室内で過ごし、その間 6.1 時間は軽作業時の呼吸率、3.1 時間は安静時の呼吸率、残りの 10 	エリア固有	Table5-5

項目	モデル/パラメータ/データ	内容	データ固有性*	SZC D-1 での記載箇所
		<p>時間は睡眠時の呼吸率 $0.31 \text{ m}^3/\text{h}$ で呼吸するとしている。したがって小児の平均室内呼吸率は $0.58 \text{ m}^3/\text{h}$。呼吸率は、ICRP Publication 66¹⁰⁰ から引用した。</p> <p>・乳児は、屋内占有率を 0.9 として、2.4 時間/日を屋外で過ごすとして仮定する。乳児は軽作業時の呼吸率 $0.35 \text{ m}^3/\text{h}$ で 1.6 時間、安静時の呼吸率は $0.22 \text{ m}^3/\text{h}$ でこの間 0.8 時間である。乳児は 21.6 時間/日を室内で過ごし、2.5 時間は軽度の呼吸率で、5.1 時間は安静時の呼吸率で、残りの 14 時間は睡眠時の乳児呼吸率である $0.15 \text{ m}^3/\text{h}$ で呼吸する。したがって、室内における平均乳児呼吸率は $0.21 \text{ m}^3/\text{h}$ である。呼吸率は ICRP Publication 66 から引用された。</p>		
	線量換算係数	<p>吸入と食物摂取：PC-CREAM 08 ユーザーガイド¹¹⁰ から引用</p> <p>外部被ばく線量係数（プルームへの浸漬、沈殿物からの浸漬、皮膚線量）：FGR12¹⁰¹ から取得し、Radiological Toolbox ソフトウェア（バージョン 3.0.0）¹¹¹ 内で ICRP Publication 60 の放射線加重係数を用いて補正</p>	一般	5.1 f)208

※各記載が示す概要を以下に示す。

一般：ICRP Publication などの国際機関が発行しているデータや FGR といった英国外機関発行のデータ、NDAWG のガイダンスノートなどの英国内の規制及び指針、PC-CREAM や IAEA の ADO モデルなどのツール及びモデル類など

エリア固有：特定地域を対象とした調査報告書（CEFAS Sizewell Habits Survey Report）、他のサイトのデータの転用、SZC 施設固有のデータなど

¹¹⁰ Smith, J. Oatway, W., Brown, I. and Sherwood J., PC-CREAM 08 User Guide, RPD-EA-9-2009

¹¹¹ Eckerman, K., F., R.W. Leggett, M. Cristy, C.B. Nelson, J.C. Ryman, A.L. Sjoreen, R.C. Ward, User's Guide to the DCAL System, ORNL/TM-2001/190

表 2-65 短期放出の放出量及び放出率

Radionuclide	Total Release in 24h (Bq)	Emission Rate over 24 hours (Bq/s)
Ar-41	1.09E+11	1.26E+06
C-14	1.17E+11	1.35E+06
Co-58	9.08E+05	1.05E+01
Co-60	1.07E+06	1.23E+01
Cs-134	8.32E+05	9.63E+00
Cs-137	7.46E+05	8.63E+00
H-3	5.00E+11	5.79E+06
I-131	3.33E+07	3.86E+02
I-133	6.45E+06	7.47E+01
Kr-85	5.22E+11	6.04E+06
Xe-131m	1.13E+10	1.30E+05
Xe-133	2.37E+12	2.74E+07
Xe-135	7.43E+11	8.60E+06

表 2-66 短期放出の評価パラメーター式

Parameter	Value
Physical stack height (m)	70
Stack diameter (m)	3
Stack exit velocity (m/s)	9.6
Discharge gas	Air
Ambient temp. of discharge gases (°C)	15
Averaging period (h)	24
Surface roughness length (m)	0.3
Deposition velocity (m/s)	<ul style="list-style-type: none"> • 5.00E-03 (tritium) • 0 (noble gases and C-14) • 1.00E-02 (iodine as I-131) • 1.00E-03 (aerosols as Cs-137)
Washout coefficient (1/s)*	<ul style="list-style-type: none"> • AR^B (tritium) • 0 (noble gases and C-14) • AR^B (iodine) • AR^B (aerosol as Cs-137)
Meteorological Data	NWP site-specific met data for Sizewell C for 2003-2012

*AR^B: A= 1.00E-4, B=0.64 & R=rainfall (mm/h). It is pessimistically assumed that radionuclides that are washed out of the air and deposit to the ground remain there and do not get washed into watercourses and then to the sea.

表 2-67 短期放出におけるコンバージョンファクター

Radionuclide	Green Vegetables	Root Vegetables	Fruit	Cow Milk	Cow Meat	Sheep Meat
C-14	2.63E+00	6.59E+00	6.33E+00	3.30E+00	1.57E+01	2.01E+01
Co-58	3.17E-03	4.05E-05	1.87E-03	4.23E-03	1.12E-03	9.66E-04
Co-60	3.17E-03	4.05E-05	1.87E-03	4.23E-03	1.12E-03	9.66E-04
Cs-134	3.73E-03	9.53E-03	3.72E-02	1.10E-02	5.49E-02	4.60E-02
Cs-137	3.73E-03	9.53E-03	3.72E-02	1.10E-02	5.49E-02	4.60E-02
H-3	1.95E-03	1.95E-03	1.95E-03	9.06E-04	7.83E-04	1.19E-03
I-131	1.25E-03	2.73E-04	2.99E-03	1.84E-03	7.84E-04	1.01E-03
I-133	1.25E-03	2.73E-04	2.99E-03	1.84E-03	7.84E-04	1.01E-03

表 2-68 短期放出における食物の摂取率

Parameter	Adult	Child	Infant
Faction of food produced locally	1	1	1
Cow milk (kg/y)	240*	240*	320*
Green vegetables (kg/y)	88.3	16.3	11.8
Cow meat (kg/y)	19.2	15.7*	5.2*
Sheep meat (kg/y)	7.2	2.88	0.86
Root vegetables (kg/y)	167.7*	30.2	12.8
Fruit (kg/y)	36.9	12.5	3.1

*The 97.5th consumption rate was used for data marked. All remaining consumption rates were mean rates.

表 2-69 短期放出における生活習慣データ

Parameter	Adult	Child	Infant
Home location - distance (m)	~ 1km		
Farm location - distance (m)	550m		
Time at location (h/y)	8620	8620	8620
Fraction of time spent indoors	0.75	0.8	0.9
Cloud gamma location factor	0.2	0.2	0.2
Deposited gamma location factor	0.1	0.1	0.1
Cloud beta location factor	1.0	1.0	1.0
Deposited beta location factor	1.0	1.0	1.0
Indoor reduction factor for inhalation pathways	0.5	0.5	0.5
Indoor inhalation rates (m ³ /h)	0.9	0.58	0.21
Outdoor inhalation rates (m ³ /h)	1.75	0.87	0.31

2.3.2.2.6. 環境中の放射性核種の蓄積

表 2-70 モデル及びパラメータ整理表（環境中の放射性核種の蓄積）

項目	モデル/パラメータ/データ	内容	データ固有性*	SZC D-1 での記載箇所
海洋環境への蓄積	使用コード・モジュール	PC-CREAM 08 の DORIS モジュール	一般	7.1 a)238
陸上環境への蓄積	使用コード・モジュール	PC-CREAM 08 の PLUME モジュール及び FARMLAND モジュール	一般	7.1 b)239
	評価地点	空気濃度と沈着が最大となる方向の基準排気筒からサイト周辺までのおおよその距離に相当する 450 m の距離	エリア固有	7.1 b)239
	評価方法（スケールリング）	PC-CREAM08 の FARMLAND モジュールから取得した単位沈着量に対する土壌濃度係数（Bq/m ² /s）を単位放出量を入力した PLUME 出力に適用し、結果を SZC の年間排出制限案にスケールリングして土壌中の放射能濃度を評価	一般あるいはエリア固有	7.1 b)240
湖沼への蓄積	使用コード・モデル	SRS-19 スクリーニングモデル ¹¹²	一般	7.1 c)241
	パラメータ	沈着速度：表 2-44 参照 その他希釈等に係るパラメータ：表 2-71 参照	エリア固有	7.1 c)240 Table7-1
将来の土地利用者	シナリオ	・発電所の運転寿命が終了する時点（60 年）を評価対象時期とし、60 年間の蓄積を評価する	一般	7.1 d)244

¹¹² IAEA, Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. IAEA Safety Reports Series 19, STI/PUB/1103

の被ばく 線量評価		<ul style="list-style-type: none"> ・土地の将来の利用は、農業、住宅、工業利用を含む現在の利用と同様であると予想し、農業、住宅、建設、工業、学校、被覆区域、レクリエーションといった将来の土地利用を考慮した 		
	評価対象者	コバルト 60 と セシウム 137 の均一被ばく汚染で影響の大きい建設作業員を代表としている。	一般あるいはエリア固有	7.1 d)244
	手法	<ul style="list-style-type: none"> ・将来の土地利用者の被ばく影響を NRPB-W36¹¹³に記載されている方法適用 ・36 核種の土壤中の単位放射能濃度あたりの線量 (DPUC) の値を用いて評価 ・コバルト 58、ヨウ素 131、ヨウ素 133 の DPUC 値は提供されていないため、これらの放射性核種については コバルト 60 の DPUC を使用 	一般	7.1 d)244
	被ばく経路	<ul style="list-style-type: none"> ・放射性核種汚染地盤からの外部照射。 ・汚染土壌からの外部照射を皮膚に受ける。 ・土壌の吸入による内部被ばく。 ・汚染物質の誤飲による内部被ばく。 	一般	7.1 d)246
	評価条件	<ul style="list-style-type: none"> ・建設作業員は、放射性核種に汚染された地表で 1 年間 (2000 時間) 過ごすとは保守的に仮定 ・個人防護具による減衰や、機械式掘削機の運転席のような囲いによる遮蔽は考慮しない 	一般	7.1 d)247
将来の海	シナリオ	・SZC 周辺の海洋環境の現在の利用 (漁業とレクリエーション活動) と、	エリア固有	7.1 d)248

¹¹³ PHE, Methodology for Estimating the Doses to Members of the Public from the Future Use of Land Previously Contaminated with Radioactivity, NRPB W-36

洋環境利 用者の被 ばく線量 評価		<p>連続放出による年間個人線量評価で特定された一般市民の習慣は、将来にわたって継続する可能性が高いと考えた</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ ソースタームと海洋モデリングパラメータ（サイズウェルローカルコンパートメント、放出 60 年後の環境濃度で線量計算）は、以前（連続放出による年間個人線量評価）検討したものと同じであることから、さらなる線量評価はしていない 		
----------------------------	--	---	--	--

※各記載が示す概要を以下に示す。

一般： ICRP Publication などの国際機関が発行しているデータや FGR といった英国外機関発行のデータ、NDAWG のガイダンスノートなどの英国内の規制及び指針、PC-CREAM や IAEA の ADO モデルなどのツール及びモデル類など

エリア固有： 特定地域を対象とした調査報告書（CEFAS Sizewell Habits Survey Report）、他のサイトのデータの転用、SZC 施設固有のデータなど

表 2-71 湖沼の蓄積の評価パラメーター式

Parameter	Value
Distance from reference stack (m)	2500
Bearing relative to reference stack (°)	345-15
Lake surface area [Ref 6] (m ²)	40,450
Lake depth (m)	2
Lake volume (m ³)	80,900
Flow rate (m ³ /s)	0

2.3.2.3. サイズウェル C サイトにおける線量評価の不確実性に関する考慮

SZC の線量評価には将来排出される放射性物質の予測的な評価で、使用されるモデルと入力データは十分に確立・検証され、妥当性が確認されている。前述の通り、英国環境庁は、代表的個人の推定線量が 20 $\mu\text{Sv/y}$ を超える場合、線量評価で使用した主要な仮定に関連する不確実性と変動性を見直しを実施することを推奨している。SZC-D1 では SZC からの気体・液体放出による放射線影響評価に使用されたキーとなる仮定やパラメータに関して感度解析を実施している。感度解析を実施した具体的な仮定とパラメータは以下の通りである。

- ・ 排出量：提案された制限値に対して予想されるベストパフォーマンスでの排出量
- ・ 生活習慣データ：サイト固有の食品摂取量に対して一般的な食品摂取量
- ・ 食料供給源：50%の地元産魚介類に対して 100%地元産の魚介類

A) 排出物

SZC における年間の提案制限値と期待される排出量で感度分析を行った。SZC から期待されるベストパフォーマンスにおける排出量は年間の提案制限値より、かなり低い値である。ベストパフォーマンスにおける排水では漁業家族の成人、小児、幼児の線量は、それぞれ 2.4 $\mu\text{Sv/y}$ 、1.2 $\mu\text{Sv/y}$ 、0.32 $\mu\text{Sv/y}$ と算出され、年間の提案制限値での推定量の約 23%から 24%に相当し、約 4 分の 1 に減少する。排気では農家の家族の成人、小児、幼児の線量は、それぞれ 1.9 $\mu\text{Sv/y}$ 、1.5 $\mu\text{Sv/y}$ 、3.2 $\mu\text{Sv/y}$ と算出され、年間の提案制限値での推定量の約 46~48%に相当し、約 2 分の 1 に減少する。

B) サイト固有の食物の摂取率

食物摂取率、食物の生産場所、地元で生産される割合に関する仮定について、感度分析を行った。

SZC の初回の RIA で周辺地域に住む一般市民の食物摂取の習慣決定について NDAWG は 2009 年に検討¹¹⁴を行った。その結果 SZC では、サイト固有の習慣データを使用し、極端な摂取率と平均摂取率を用いた **top-two approach** が採用された。

サイト固有の習慣と一般的な英国の習慣を用いた場合について線量の推定値を比較した。

C) 魚介類の産地

SZC の線量評価にはすべての魚介類（海藻を含む）が地元で生産されると仮定した。地元での生産量を 50%にした場合では、魚介類からの線量は 2 分の 1 に減少した。

上記の感度分析以外に、他要因による重大な線量の発生についてスクリーニング評価が行われた。胎児と母乳育児の乳児、土砂・海水の偶発的な摂取、放射性核種濃度が高い海水

¹¹⁴ Acquisition and Use of Habits Data for Prospective Assessments, NDAWG Habits Sub-group, https://www.ukhsa-protectionservices.org.uk/cms/assets/gfx/content/resource_4615cs8011ecba39.pdf

の波しぶきの吸入、排水中のトリチウム濃度の増加が検討されたが、代表的個人の全線量のうち微量であった。

不確実性と変動についての全体的な結論として、線量評価手法が合理的で堅牢であり、線量を大幅に過小評価する結果にはなっていない。

2.3.3. PC-CREAM に関する詳細

RSR 環境許可規則に関するガイダンスのうち線量評価⁶³に関するガイダンスは、線量評価モデルについて特定のモデルは推奨していないとしているが、PC-CREAM が多様なモデルに適していることが記載されている。また IRAT2 においても PC-CREAM の使用が記載されている。2.2 節の SZB サイトにおける排出物の制限の変更許可でも、PC-CREAM が利用されている。

放出制限値の許可（変更）に求められる予測的な線量評価及び英国内の原子力施設における環境モニタリング及び公衆の被ばく線量評価プログラムに用いられる、PC-CREAM について、PC-CREAM08 解説書「HPA-RPD-058: the methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment used in PC-CREAM 08」¹¹⁵を基に公衆被ばく線量評価手法の調査結果を付録 A にまとめた。

3. 防護の最適化の考慮方法に関する調査

3.1. 最適化の考慮

Part RSR-B3⁶⁵には申請の際に、環境と人の防護の最適化のための放射性廃棄物の排出・処分の管理及び・BAT の正当化と最適化の実証について対処しているかなどについて記載することが求められている。また RSR generic developed principles: regulatory assessment (2021 年 12 月 1 日)のもと、Guidance Radiological protection of people and the environment: generic developed principle (2021 年 12 月)のガイダンスが公開されている。このガイダンスには放射線からの人と環境の防護に関する基本原則が記載されており、最適化についての以下のように記載されている。

- ・ 最適化とは、放射性物質の利用者が放射性廃棄物の排出量を最小限に抑えるなど、放射線被ばくを最小限に抑えるために最善を尽くさなければならないことを意味している。
- ・ 防護の最適化は、公衆及び人口全体の電離放射線へのすべての被ばくは、経済的及び社会的要因を考慮して、合理的に達成可能な限り低く（ALARA）保つものとする。

¹¹⁵ HPA-RPD-058: The Methodology for Assessing the Radiological Consequences of Routine Releases of Radionuclides to the Environment Used in PC-CREAM 08, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/434637/HPA-RPD-058_June_2015.pdf

さらに RSR に基づき、放射性廃棄物の処分に関する BAT と最適化の原則⁶¹のガイダンスが 2010 年に公開されている。以下に概要を記載する。

事業者は、放射性廃棄物を処分する際、経済的・社会的要因を考慮し、人への放射線影響を合理的に達成可能な限り低く抑える必要があり、これが最適化の要件である。事業者が放射性廃棄物の生成と処分の管理に関して、「利用可能な最善の技術」(BAT)を用いることによって、これを達成することが期待される。本ガイダンスは、最適化及び BAT の特定に関する研究を実施するための原則及び枠組みを提供し、合理的に実行可能な限りリスクを低減(ALARP)、最善の実践的手段の使用(BPM)及び最善の実践的環境オプション(BPEO)、そして現在、イングランド及びウェールズにおいて利用できる最善の技術の使用(BAT)について記載する。

最適な結果を得るために BAT を利用していることを証明するため、事業者は以下のような意思決定プロセスで BAT を決定することが期待される。ただし、他のガイダンスの要求事項を満たしていればどのようなアプローチをとるかは事業者任せられる。

- ・適切な経験や資格を持つスタッフの選定、必要な管理体制の整備
- ・BAT の体系的な決定を行うこと
- ・期待される結果及び意思決定プロセスに関連する情報の記録を残し、正当化すること
- ・BAT の見直し

また放射性廃棄物の量などを最小限に抑えるために BAT を使用することについて事業者は以下を示す必要がある

- ・短期的・長期的にヒトと環境を最もよく防護する選択をしたこと。
- ・運用、保守など提案された技術の選択で、環境影響を最適化したこと。

BAT を決定するうえで重要な検討事項は不確実性の問題である。BAT の決定の際には不確実性を考慮し、確実な BAT 評価と確実な実施を確保するため、必要に応じて緊急時の対応計画を検討し、組み込む必要がある。特に何十年にも及ぶと考えられる廃炉のプロセスでは不確実性がある。また公衆の線量という観点で、単純にその値が低いからといって BAT であるということにはならず、排出物のレベルや影響だけを参照して BAT を正当化することはできない。特定の事業に利益がないということが BAT の評価に影響を与えるべきではなく、同等の施設・事業においてある技術が BAT であると確立されている場合、通常同等の他の施設でもその技術が採用されることが期待される。ただし以下の理由では異なる技術が適用される場合がある。

- ・コスト・便益のバランスが特定の地域環境で異なる
- ・特定の施設の技術的な状況（施設の使用年数、残りの稼働年数など）

- ・地域の安全性、社会性、経済性の配慮が異なる

BAT の見直しは法律・政策の変更、人と環境への影響に関する新しい事実・知識、技術開発、プロセスやオペレーションの変化（操業から廃炉へなど）のいずれかが、放射性廃棄物の管理と処分又は人と環境への影響、認可条件の遵守に重大な影響を与える可能性がある場合見直す必要がある。

3.1.1. サイズウェル B サイトにおける放出制限値変更許可申請における BAT に関連する記述

加圧水型原子力発電所（PWR）において炭素 14 は、主に冷却水/減速材中の酸素 17 不純物が炉心の熱中性子により放射化された結果として発生する。また、給水中の溶存空気中の窒素 14 の放射化もわずかに寄与している。炭素 14 のインベントリと生成率は原子炉の出力に依存し、軽水炉から排出される気体から炭素 14 を除去する利用可能な技術は存在しない。炭素 14 が生成されると、SZB サイトと他の加圧水型原子炉の設計では、気体状排出物として大気中に放出されるのが主な経路になる。これは、同じ量の炭素 14 を水溶液で放出した場合に大きくなる環境影響と公衆の線量を、BAT で最小化することを促すものである。SZB では、炭素 14 の放出率制御の鍵は、気体放射性廃棄物処理システム（Gaseous Radioactive Waste System : GRWS）の稼働率を最大化することにある。

一次系水の放射化による炭素 14 の生成は、空気の侵入が最小限に抑えられ、BAT が適用されるように監視プログラムによって制御されている。原子炉補給水中の溶存酸素濃度は、放射化による炭素 14 の生成を最小化するように制御されている。

SZB サイトの場合、2007 年に大気中への炭素 14 の年間放出制限値を 500 GBq に引き下げた。しかし実際、2019 年 11 月～2020 年 3 月及び 2020 年 11 月～2021 年 5 月の期間において、炭素 14 の大気への排出量が許可証に定められた四半期ごとの通知レベル（QNL）を超えた。2020 年 10 月 27 日から 2021 年 1 月 26 日の期間では、大気への炭素 14 の排出量は QNL が 110 GBq であるのに対し、115 GBq であった。四半期ごとの合計値は、2021 年 5 月まで QNL を上回り続けた。

1. 2007 年に検討された期間（最初の 8 つの燃料サイクルに相当）の排出量が、その後の燃料サイクルに比べてはるかに不規則で、一般に少なかった。
2. 2006 年以前は発電所の負荷率が低く、長期間にわたって定格運転されていたわけではない。発電所がより長時間に渡って定格運転を行う場合、気体の放出は初期の運転サイクルよりも高くなる。
3. 1 回の 18 ヶ月の燃料サイクルで最大 625 GBq の炭素 14 が生成され、GRWS を介して処分されると推定される。すべてが速やかに排出されるわけではなく、原子炉冷却系（RCS）に循環する可能性があり、即時排出と遅延排出の合計が年間排出制限値 500GBq を超える可能性がある。

4. メンテナンス停止後に GRWS がサービスに復帰した直後に、系統がパーズされて RCS 内の炭素 14 が GRWS ルートを通じて排出されるため、毎月の排出のピークが発生する。
5. カーボンベッドディレイシステム (Carbon Bed Delay System) に保持されている炭素 14 のインベントリは 1.6 TBq であると推定されており、合理的に予見可能な障害条件下では、事業者による介入前の 4 時間に、このうちの一部が発電所から放出されると推定される。4 時間の推定放出量は 20 GBq である。

以上の理由から、炭素 14 の大気への放出の上限を 600 GBq に設定することが決定される。申請者は、炭素 14 の年間規制値を以前の値である 600 GBq に引き上げることで、このような排出の変動に対応できると予測している。

3.1.2. サイズウェル C サイトにおける最適化の考慮・BAT に関連する記述

SZC の環境許認可に関する 2022 年 7 月の報告書¹¹⁶では、SZC で計画された施設が最適化され、関連する放射性廃棄物の生成・排出・処分を最小化する能力において、BAT の実証を立証している。

最適化については「主に固体廃棄物に関連する機器の最適化であり、利用可能な処分経路を最大限に活用するために廃棄物の流れの選別と分離を支援するものである。放射性廃棄物の不必要な生成を避けることにより、二次廃棄物の生成を最小化することができる。しかし放射能の発生源や発生源での廃棄物の生成を最小化しないため、「最小化」機能とは異なる。最適化には放射性核種を選択的に配分する機能も含まれる。」と定義されている。

以下に SZC の BAT に概略を記載する。

SZC の BAT は HPC の設計と教訓を生かして可能な限り、コピーする戦略を用いる。したがって BAT の正当化については、HPC の論拠に基づく。排気筒の高さ、冷却水ポンプ場のヒートシンク部分、中レベル廃棄物の廃棄物貯蔵施設・使用済燃料中間貯蔵施設の位置と大きさについては SZC 固有の特徴があり、それぞれ検討された。SZC の BAT について CAE (Claim, Argument, Evidence) がまとめられている。C (Claim) は環境上の成果・最適化の観点から何を求めているのかを主張し、A (Argument) は主張の実現に寄与する要素を示し、E (Evidence) は議論や主張の妥当性を示す情報である。SZC では以下の 5 つが主張された。

- C1. 放射性廃棄物の発生をゼロにする、又は低減する。
- C2. 環境へ排出・排水される放射エネルギーを最小限に抑える。
- C3. ほかの施設に廃棄される量を最小限に抑える。

¹¹⁶ Sizewell C Project Radioactive Substances Regulation (RSR) Permit Application Head Document

C4. 環境に排出又は処分される放射性廃棄物が環境及び公衆に与える影響を最小化する。

C5. RSR の許可条件遵守を確認するために適切なモニタリングを実施する。

提示されている主張と議論はすべて SZC の環境許可申請の準備中に入手された証拠に基づいている。C1~C5 に対する議論と証拠については以下、図の通りにまとめられている。

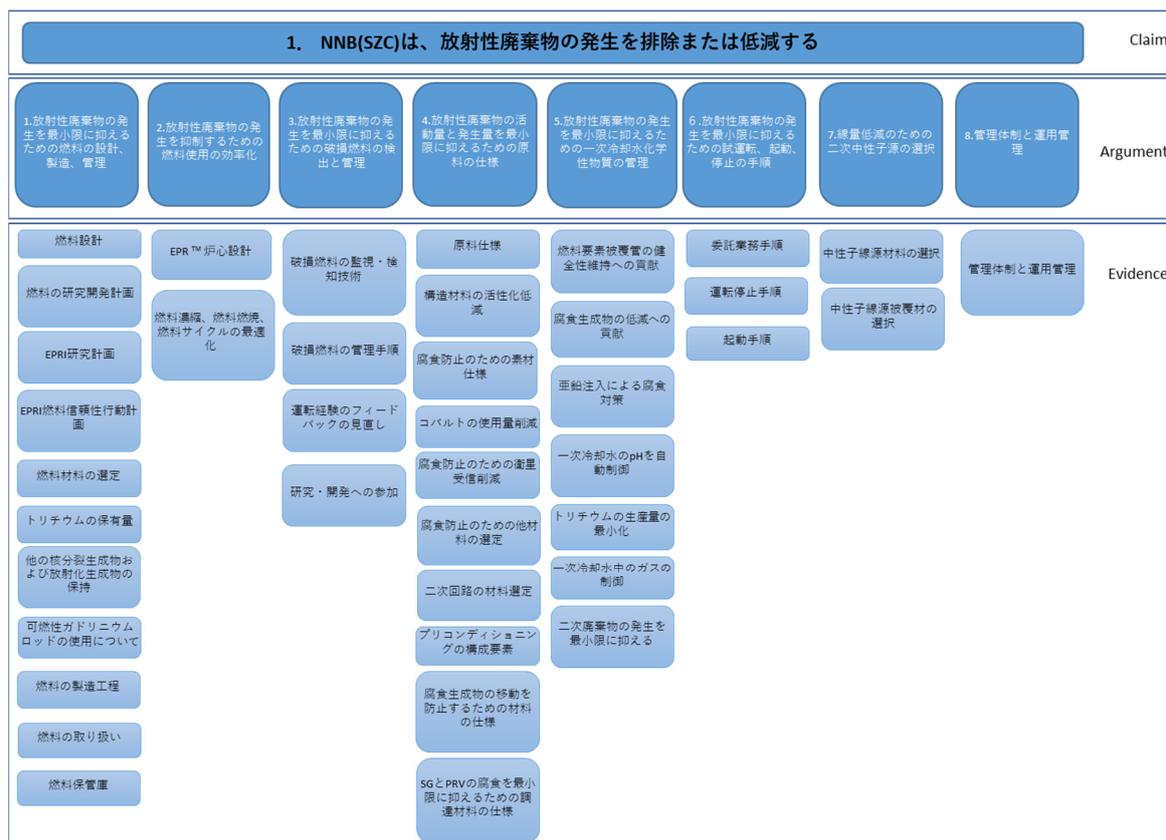


図 2-10 C1 に対する議論と証拠

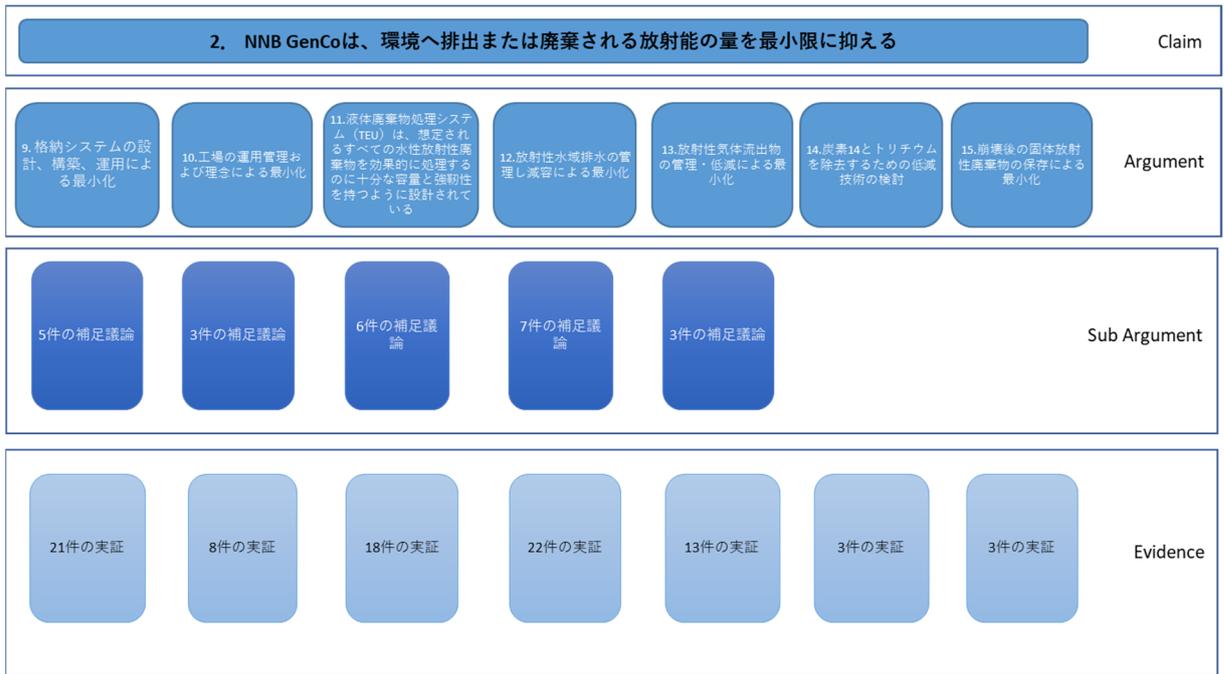


図 2-11 C2 に対する議論と証拠

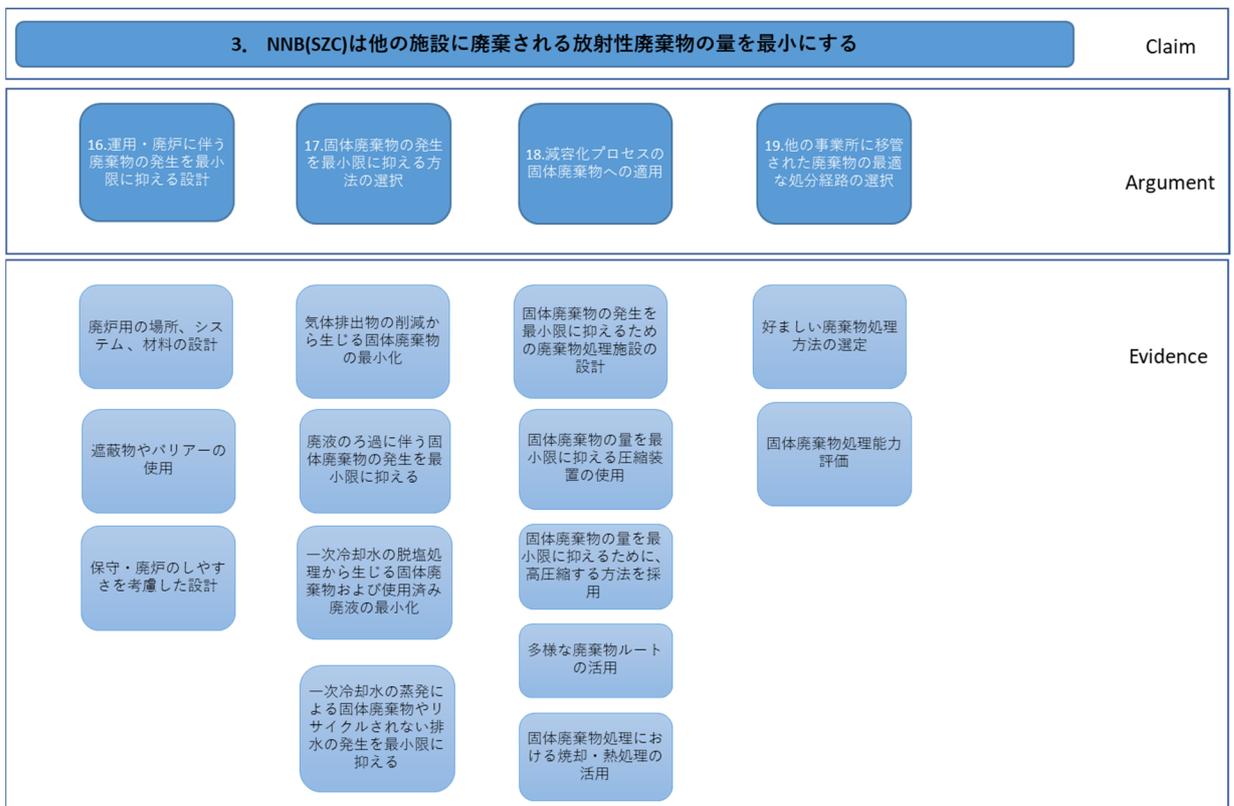


図 2-12 C3 に対する議論と証拠

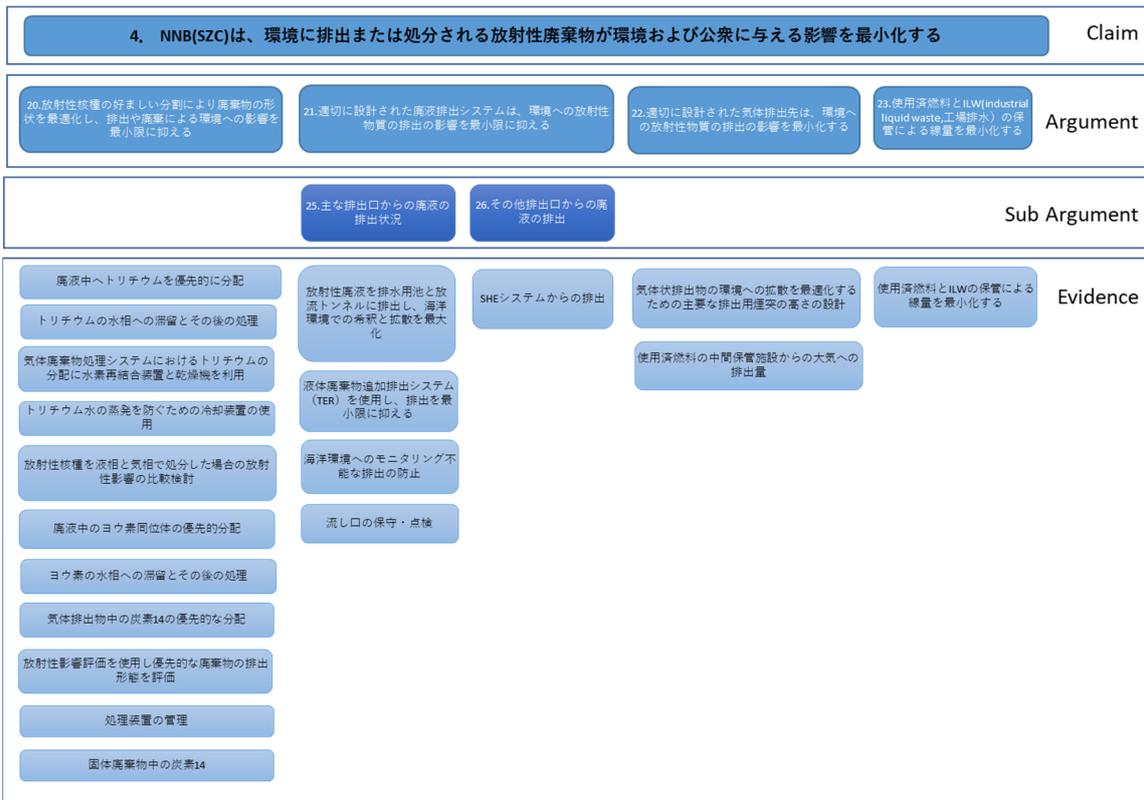


図 2-13 C4 に対する議論と証拠

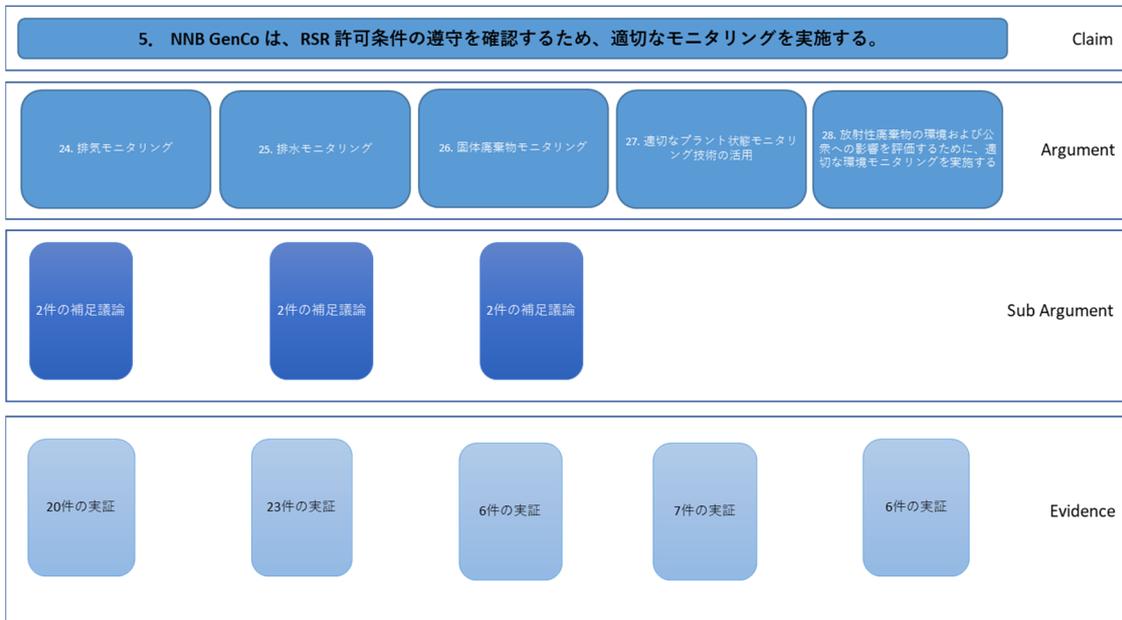


図 2-14 C5 に対する議論と証拠

3.2. ヒト以外の生物種の防護

英国におけるヒト以外の生物種の防護について RSR generic developed principles: regulatory assessment (2021年12月1日)のもと、Guidance Radiological protection of people and the environment: generic developed principle (2021年12月) のガイダンスが公開されている。このガイダンスには放射線からのヒトと環境の防護に関する基本原則が記載されている。

ヒト以外の生物種が電離放射線のばく露から適切に防護されるべきと記載されており、法令で指定されている場合を除き、動植物の種の個体群を防護することが目的とされている。ヒト以外の生物種の防護の妥当性の評価には R&D Publication 128 Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife(2002)¹¹⁸ (以降 R&D Publication 128) 又は、R&D Technical Report P3-101/SP1a Habitats regulations for Stage 3 assessments: radioactive substances authorisations(2003)¹¹⁷に記載されている方法でなければならないとされている。生息地の特徴から防護が必要な主要な種を特定する必要がある、ヒト以外の生物種への線量率は上記レポートの情報を使用して推定する。線量率のガイダンス値は1時間当たり40 µGyである。ただし最適化の要件は人への放射線リスクにのみ適用され、ヒト以外の生物種は防護されなければならないが最適化を必要としないとされている。

R&D Publication 128¹¹⁸にはヒト以外の生物種のばく露について線量測定の基本事項などが記載されている。以下に概要を記載する。図 2-15 と図 2-16 は影響評価手法の概要を示しており、図 2-15 は影響評価のアプローチにおいて、これらのセクションがどのように相互に関連しているかを示し、図 2-16 では評価自体に必要な情報を示している。

環境中の電離放射線源を考察した後(第1章)、野生生物の電離放射線被ばく経路に関する現在の知見を検討した(第2章)。第3章では、電離放射線の野生生物への影響に関する現在の文献をレビューした。第4章では、電離放射線の影響に関する法規制と、電離放射線からの環境防護に関する各国の取り組みについて検討した。第5章では、入手可能な最善の情報に基づき野生生物の被ばく線量を計算するための線量測定法について、第6章では影響評価の方法について説明した。

被ばく経路と放射性核種源は、濃縮係数の導出により評価することができ、一方、生態学的パラメータは外部被ばくを決定するために使用される。

このアプローチは、環境中の予測濃度又は測定濃度に基づくというように、組み立てるべきデータが若干異なるものの、予測的にも遡及的にも評価するために使用することができる。予測的な評価では、水、大気、土壌中の放射性核種濃度は、長期間にわたる流出率を想

¹¹⁷ Copplestone, D., Wood, M.D., Bielby, S., Jones, S.R., Vives, J. and Beresford, N.A. Habitat regulations for Stage 3 assessments: radioactive substances authorisations. October 2003. R & D Technical Report P3-101/SP1a (Bristol: Environment Agency, 2003)

¹¹⁸ R&D Publication 128 Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290300/sr-dpub-128-e-e.pdf

定して算出されるべきである。遡及的な評価の場合、土壌、大気、又は水中の放射性核種濃度の測定値を用いて評価を開始するべきである。

電離放射線の野生生物への影響評価の方法については、国際的なコンセンサスがなない。被ばくする可能性のあるすべての生物相のリスクを評価することは非常に困難であるため、線量測定（第5章）及び被ばく経路（第2章）に関する入手可能な最善の知識に基づき、野生生物へのリスクが無視できることを示すことを目的に、保守的な仮定を用いた簡便なアプローチが必要とされている。このアプローチは、電離放射線の影響評価を行う実務者向けに提案されたもので、エクセル表計算ソフトでサポートされている（表計算ソフトの操作ガイドは付録3に、カラーバージョンは付属のCD-ROMに収録されている。）。

放射性物質の認可排出が起こりうるシナリオの範囲と、影響を受ける可能性のある野生生物の幅を考慮すると、代表的な放射性核種と電離放射線の影響を最も受けやすい野生生物を特定するアプローチを用いて問題を単純化することが必要である。そのため、本報告書で採用した評価手法は、いくつかの標準生物種と放射性核種に限定している。これらの制限を考慮し、スプレッドシートに含まれる情報は、放射性核種の取り込みと野生生物への影響に関する広範な研究を記述した文献から入手したものである。提供されたデフォルト値を使用すれば、一般的な影響評価を行うことができる。あるいは、特定の状況に対してより現実的な線量推定値を導き出すために、サイト固有の情報を評価プロセスに取り入れることもできる。実際、希少種や絶滅危惧種が存在するシナリオがある場合は、サイト固有の特性を評価プロセスに組み込むことが推奨される。

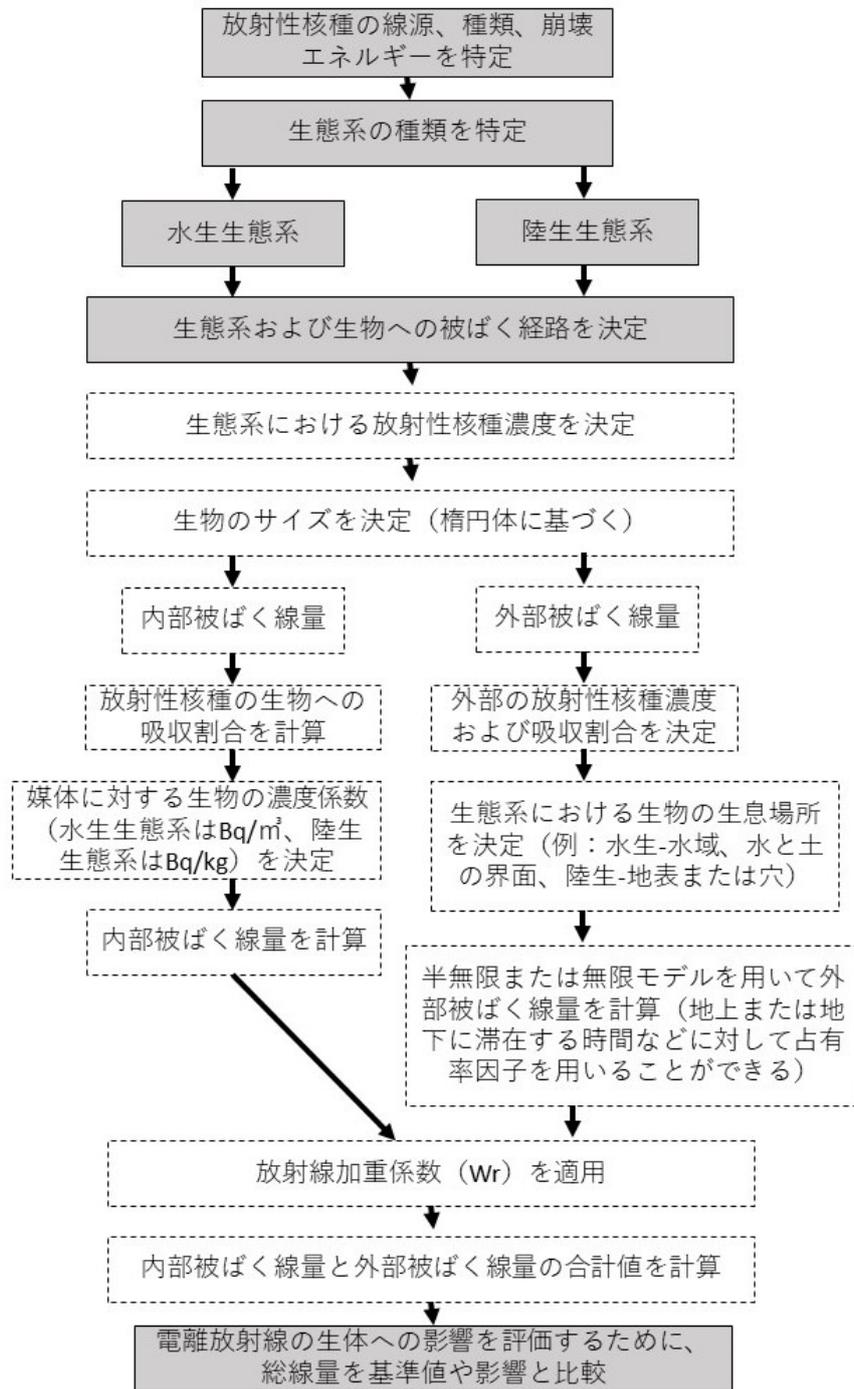


図 2-15 影響評価フローチャート 118

注：図中の放射線加重係数（ W_r ）は、生態学的に重要なエンドポイントを生成するための、X線や γ 線に対する様々な放射線の生物学的効果の相対値を表している。

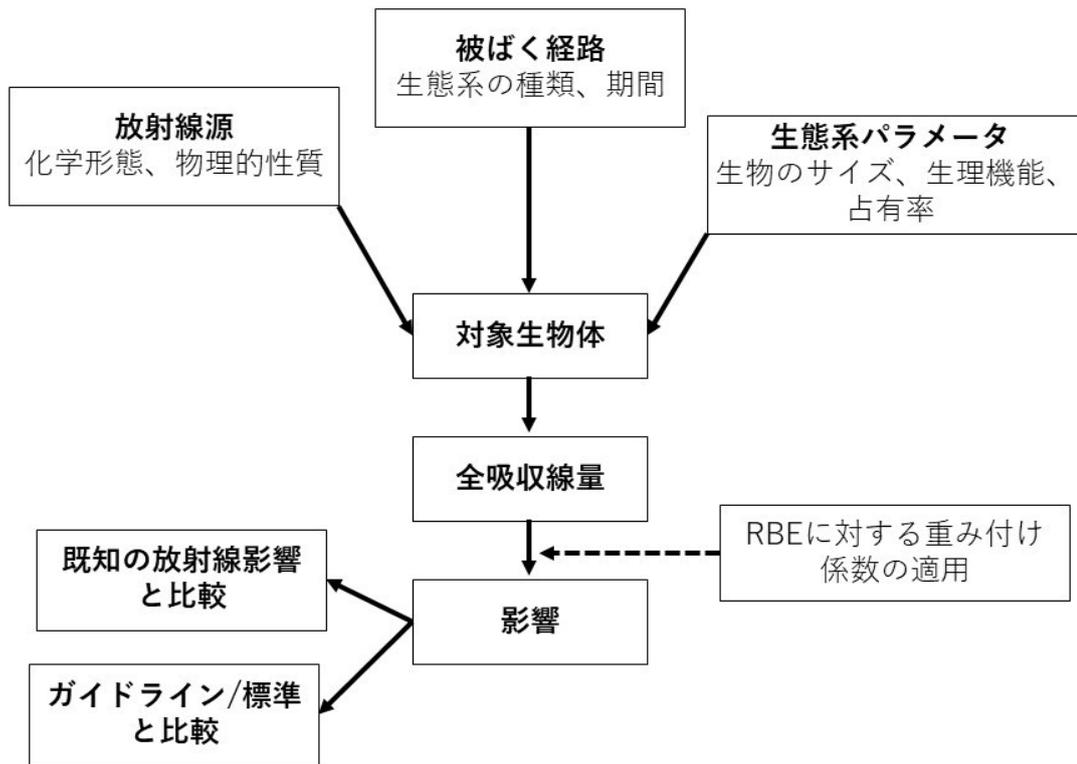


図 2-16 影響評価手法の模式図¹¹⁸

3.2.1. サイズウェル B サイトの排出制限値変更許可申請におけるヒト以外の生物への影響の記載

SZB サイトの周辺には、敷地北側のラムサール条約における指定のサイトと敷地西側の SSSI (Site of Special Scientific Interest) に指定される特別自然保護区が特定された。放射性核種 (微粒子) が沈着するこれらの場所の野生生物への影響を評価するために、ERICA (Environment Risks from Ionising Contaminants: Assessment and Management) 線量評価ツールが使用された。気体放射性核種が野生生物に与える影響を評価するために、陸上生態系 SCK CEN ツールが使用された。これは R&D Publication 128¹¹⁸ にある Environment Agency のツールを発展させたものである。これにより、両ツールの結果を単純に加算して、各参照動植物の全体線量を導出することができる。

欧州の研究プロジェクト「環境影響評価の枠組み」(FASSET) では、生物に統計的に有意な影響を与える閾値を約 100 $\mu\text{Gy/h}$ と結論づけ、比較の基準を示している。自然界のバックグラウンドからの線量率が最大で約 60 $\mu\text{Gy/h}$ であることを考慮し、それ以下ではヒト以外の種に悪影響がないと考えられるレベルとして 40 $\mu\text{Gy/h}$ の値が採用された。この線量基準は、保護地域に影響を及ぼすすべての放射線放出に適用される。

申請者の評価結果によると、ラムサール と SSSI のサイトでは、草/植物が大気への放

出で最も高い線量率を受ける。最も高い線量率は、SSSI では 0.005 $\mu\text{Gy/h}$ と予測される。

野生生物への線量率が最も高いのは海洋排出で、最大値は多毛類で 0.19 $\mu\text{Gy/h}$ であった。多毛類の線量への主な寄与はマンガン 54（「その他の放射性核種」のグループに含まれる）で、全体の 40%以上を占めており、炭素 14 は 0.1%未満である。炭素 14 による線量の影響を最も受ける海洋生物は動物プランクトンで、この核種から総線量の約 30%を受ける。

この結果は、閾値線量率である 40 $\mu\text{Gy/h}$ をはるかに下回っている。

3.2.2. サイズウェル C サイトにおけるヒト以外の生物への影響の記載

2022 年 7 月に提出された、SZC の環境影響評価に関する文書のうち、ヒト以外の生物種に関する線量評価方法（Radioactive Substances Regulation (RSR) Permit Application Appendix D, Support Document D2 - Non-Human Biota Radiological Impact Assessment¹¹⁹）（以下、SZC-D-2）について概要を示す。

3.2.2.1. ヒト以外の生物への影響評価の概要

【1】RSR (EPR16)の許可申請を目的として、SZC からの大気・海洋環境へ通常運転時に放出される放射線・放射性核種が、動植物相に与える放射線影響を評価。

【2】SZC 周辺の動植物の代表的な 5 つの生息地を特定。

【3】SZC からの気体・液体放出量（ソースターム）として、提案制限値（Proposed limits (Bq/y)）を採用。SZB からの放出については、許可排出制限値を考慮。

【4】PC-CREAM 08 の拡散モデルを採用。希ガスについては IAEA SRS-19⁴⁷ モデルを採用。

【5】ERICA 統合アプローチを用いて生物種の時間当たりの線量率を評価。

【6】英国環境庁の評価基準値 40 $\mu\text{Gy/h}$ と比較し、SZC からの環境放出による最も影響を受ける生物（海洋生息地に生息する多毛類）の線量率 0.80 $\mu\text{Gy/h}$ が十分低いことを確認。

¹¹⁹ Radioactive Substances Regulation (RSR) Permit Application Appendix D, Support Document D2 - Non-Human Biota Radiological Impact Assessment, https://consult.environment-agency.gov.uk/psc/ip16-4ur-nnb-generation-company-szc-ltd-hb3091dj/supporting_documents/SZC%20RSR%20Appendix%20D%20%20D2%20Non%20Human%20Biota%20Radiological%20Impact%20Assessment.pdf

3.2.2.2. ヒト以外の生物への影響評価の詳細

i. 対象範囲（規制の枠組み）

EPR16⁵⁵ の許可申請を目的として、SZC 建設予定地から大気・海洋環境へ通常運転時に放出される放射線・放射性核種（許可排出物）が、ヒト以外の動植物相（総称して NHB）に与える放射線影響の評価を行う。

RSR の重要な環境原則の一つとして、電離放射線への被ばくからヒト以外の生物種を適切に保護することが示されている。英国環境庁は、特定の生息地で保護が必要な主要な生物種と生息地域の特徴を特定し、そのような種への線量率を推定し、現在のガイドライン線量率 40 $\mu\text{Gy/h}$ と比較するよう求めている。

ii. 生態学的背景

SZC はサフォーク海岸とヒースの自然美観地域内に位置し、地域、国、国際的に重要な指定地からなる、生態学的に多様な環境に囲まれている。サイト近辺の主な生態学的受容体には以下のものがある。

- **ミンスメア-ウォルバーウィック湿原**：SZC 計画地の北側にある特別科学関心地区（SSSI）に指定されており、その一部は特別保護区（SPA）、保全特別区（SAC）、ラムサール条約湿地にも指定されている。
- **サイズウェル湿原 SSSI**：SZC サイトのすぐ北と西にあり、計画地の一部は SSSI 内にある。
- **ライストン-アルデバーク SSSI、サンドリング SPA**：SZC の南と南西に位置する。
- **アウターテームズ河口 SPA**：サイズウェルサイトの東に位置する。

生態学的 重要性と SZC 施設計画地との相対的位置関係から、放射線影響に潜在的に敏感であると同定される代表的な 5 つの動植物の指標生息地が指定された。

生息地 1：SZC の西と北に隣接し、サイズウェル湿地帯 SSSI を代表する陸上生息地。

生息地 2：SZC の東に位置するアウターテームズ河口 SPA 地域を代表する海洋生息地。

生息地 3：SZC の北側、ラムサール条約に含まれる地域を代表する海岸生息地。

生息地 4：淡水生息地。

生息地 5：ラムサール条約に含まれる湿地帯を代表する混合生息地。

iii. ソースターム

海洋環境への放射性核種の液体放出は、沖合約 3.5 km の 2 ヶ所に建設される排水口を介して行われ、大気中への状放射性核種の気体放出は、物理的高さ 70 m の 2 つの排気筒を介して行われる。

線量評価にあたり、ソースタームは SZC の提案制限値 (Proposed limits (Bq/y)) と、SZB の許可排出制限値を考慮する。

表 2-72 SZC 及び SZB からの年間液体放出量¹¹⁹

Radionuclide	SZC		SZB	
	Proposed limits (Bq/y)	Expected best performance (Bq/y)	Annual discharge limits (Bq/y)	Annual discharges (Bq/y) (based on a 3 year average)
Ag-110m	1.12E+09	7.51E+07	-	-
C-14	1.90E+11	4.60E+10	-	-
Co-58	4.07E+09	2.73E+08	-	-
Co-60	6.00E+09	3.95E+08	-	-
Cr-51	1.18E+08	7.91E+06	-	-
Cs-134	1.10E+09	7.38E+07	1.30E+11	4.50E+09
Cs-137	1.90E+09	1.10E+08	2.00E+10	7.82E+08
H-3	2.00E+14	1.04E+14	8.00E+13	2.39E+13
I-131	9.83E+07	6.59E+06	-	-
Mn-54	5.31E+08	3.56E+07	-	-
Ni-63	1.89E+09	1.27E+08	-	-
Sb-124	9.63E+08	6.46E+07	-	-
Sb-125	1.60E+09	1.07E+08	-	-
Te-123m	5.11E+08	3.43E+07	-	-

注) SZB ではトリチウム、セシウム 137 及びその他の核種について許可されており、その他の核種はセシウム 134 に含まれる。

表 2-73 SZC 及び SZC からの年間気体放出量¹¹⁹

Radionuclide	SZC		SZB	
	Proposed limits (Bq/y)	Expected best performance (Bq/y)	Annual discharge limits (Bq/y)	Annual discharges (Bq/y) (based on a 3 year average)
Ar-41	1.31E+12	4.64E+10	3.00E+13	2.94E+12
C-14	1.40E+12	7.00E+11	5.00E+11	2.33E+11
Co-58	1.09E+07	7.24E+05	-	-
Co-60	1.28E+07	8.54E+05	1.00E+08	7.67E+06
Cs-134	9.98E+06	6.65E+05	-	-
Cs-137	8.95E+06	5.96E+05	-	-
H-3	6.00E+12	1.00E+12	3.00E+12	6.73E+11
I-131	4.00E+08	5.00E+07	5.00E+08	1.30E+07
I-133	7.74E+07	5.16E+06	-	-
Kr-85	6.26E+12	2.22E+11	-	-
Xe-131m	1.35E+11	4.80E+09	-	-
Xe-133	2.84E+13	1.01E+12	-	-
Xe-135	8.92E+12	3.17E+11	-	-

注：英国環境庁の許可制限では、希ガス（アルゴン 41 として評価）、粒子状ベータ核種（コバルト 60 として評価）、及び トリチウム、炭素 14、ヨウ素 131 が指定されている。

iv. 拡散モデル

SZC 施設から放出された放射性核種の拡散とその後の環境蓄積は、PC-CREAM 08 ソフトウェア内のサポートモジュールを使ってモデル化された。

① 生息地 1（陸上生息地）

PC-CREAM 08 の PLUME と FARMLAND モジュールを用いて、気体放出物から大気中への放射性核種の拡散、沈着、蓄積をモデル化した。

表 2-74 気体拡散・沈着パラメータ 119

Parameter	Value
Distance from reference stack (m)	450
Bearing from reference stack (°)	15-45
Physical stack height (m)	70
Height of tallest building affecting stack releases (m)	60
Effective stack height (m)	20
Meteorological data	Site specific (SZC centred windrose)
Roughness length (m) ⁵	0.3
Deposition velocity (m/s)	5.00E-3 (tritium) 0 (noble gases and C-14) 1.00E-2 (iodine) 1.00E-3 (particulates)
Washout coefficient (1/s)	1.00E-4 (excluding gases, which were 0)
Deposition rates (Bq/m ² /s)	1

② 生息地 2 (海洋生息地)

PC-CREAM 08 の DORIS モジュールを用いて、液体廃棄物の継続的放出による生息地 2 (局所海域コンパートメントの未濾過海水及び海底堆積物) への放射能の拡散及び蓄積をモデル化した。

表 2-75 海洋拡散パラメータ 119

Parameter	Local compartment	Regional compartment
Volume (m ³)	4.00E+08	4.50E+11
Depth (m)	1.00E+01	3.10E+01
Coastline length (m)	1.00E+04	-
Volumetric exchange rate (m ³ /y)	1.10E+10	-
Suspended sediment load (t/m ³)	8.00E-05	6.00E-06
Sedimentation Rate (t/m ² /y)	1.00E-04	1.00E-04
Sediment density (t/m ³)	2.60E+00	2.60E+00
Diffusion rate (m ² /y)	3.15E-02	3.15E-02

③ 生息地 3 (沿岸域の生息地)

上記の生息地 1、2 と同様に陸上と海洋の生息地で構成され、上記の生息地 1、2 と同じ生物が生息していると考えられることから、別途評価を行う必要はないと判断された。

④ 生息地 4、5（湖沼（Scrape）と湿地の生息地）

IAEA SRS-19 モデルによって、放射性核種の気体放出の沈着による湖沼（Scrape¹²⁰）と湿原中の放射性核種の濃度が評価された。SRS-19 モデルは、小さな湖（< 400 km²）への放射性核種の直接沈着と、流出水、表土侵食、地下水浸透を通じてその流域に沈着した放射性核種からの間接的寄与の両方を考慮したものである。

表 2-76 淡水生息地（湖沼と湿原）のパラメータ¹¹⁹

Parameter	Value
Generic PLUME Model Parameters	
Distance from reference stack (m)	2500
Bearing from reference stack (°)	345
Effective stack height (m)	20
Meteorological data	Site specific (SZC centred windrose)
Roughness length (m)	0.3
Deposition velocity (m/s)	5.00E-3 (tritium) 0 (noble gases and C-14) 1.00E-2 (iodine) 1.00E-3 (particulates)
Washout coefficient (1/s)	1.00E-04 (excluding gases, which were 0)
Scrape Parameters [Ref 16]	
Scrape surface area (m ²)	40450
Scrape depth (m)	2
Scrape volume (m ³)	80900
Inflow (m ³ /s)	0
Outflow (m ³ /s)	0
Marshland Parameters [Ref 16]	
Marshland surface area (m ²)	1861554
Marshland depth (m)	0.1
Marshland volume (m ³)	186155
Inflow (m ³ /s)	0
Outflow (m ³ /s)	0

¹²⁰ Scrape は湖沼と訳した。

v. 評価アプローチ

SZC と隣接する SZB 施設からの放出による NHB への放射線影響の評価は、ERICA 統合アプローチを用いて実施された。

ERICA ツールは、環境媒体中あるいは生物相中の放射性核種濃度に線量換算係数 (DCC) を適用して、生物に対する線量率を計算するものである。DCC は、生物体 (Bq/kg 生体体重 (fw)) あるいは環境媒体 (Bq/kg あるいは Bq/l 媒体質量 fw) 中の単位放射能濃度あたりの吸収線量率 ($\mu\text{Gy/h}$) と定義される。内部被ばくと外部被ばくの両方に対する一連の DCC は、標準生物、放射性核種、放射線の種類の組み合わせについて計算されており、ERICA ツールに組み込まれたデータベースに含まれている。

英国環境庁の R&D Publication 128¹¹⁸ の手法は、希ガス (クリプトン 88、キセノン 131m、キセノン 133) の放出に伴う生体の線量率評価で採用された。

vi. 標準生物

SZC サイト周辺に生息する動植物種は、SZC Stage 1 Report (表 4.2.2、4.2.4、パラグラフ 4.2.8) で特定され、ERICA の デフォルトの標準生物と比較し、SZC の NHB 評価には 2 種類の追加生物 (コウモリとアナグマ) が含まれている。

生息習性

ERICA 内の標準生物の生息習性は、標準生物が関連する生態系の異なる区画に費やす時間の割合で記述される。

水生 (海洋・淡水) 生態系の習性の選択項目は以下の通り。

- ・ 水面：鴨などの生物が水面で過ごす時間。
- ・ 水：遠洋魚 (サケ・マスなど) がカラムの中を泳いでいる時間。
- ・ 底質・表面：カラムの底に近い生物 (ヒラメやコイなどの底生魚) や底質の表面で過ごす生物 (一部のマクロファージなど) の時間。
- ・ 底質：底質に埋もれた生物 (海産多毛類など) が過ごす時間。

陸域生態系の習性の選択項目は以下の通り。

- ・ 土の上：生物が土の表面で過ごす時間。例えばネズミなどの哺乳類が餌を探すときに使う。
- ・ 土中：生物 (ミミズやアナグマなど) が土中に埋まっているときに、土のマトリックス内で過ごす時間。
- ・ 空中：空中で過ごした時間。鳥などの飛行生物に適用される。

vii. 結果及び考察

表 2-77 提案制限値における SZC からの気体放出による生息地 1（陸上）生物への線量率

Organism	Total Dose Rate per organism ($\mu\text{Gy/h}$)	Risk Quotient (expected value) (unitless)
Amphibian	4.8E-03	1.2E-04
Annelid	2.0E-03	4.9E-05
Arthropod - detritivorous	2.0E-03	4.9E-05
Bat	4.9E-03	1.2E-04
Bird	5.0E-03	1.2E-04
Flying insects	1.9E-03	4.8E-05
Grasses & Herbs	3.4E-03	8.5E-05
Lichen & Bryophytes	3.4E-03	8.6E-05
Mammal - large	5.0E-03	1.2E-04
Mammal - small-burrowing	5.0E-03	1.2E-04
Mollusc - gastropod	2.0E-03	4.9E-05
Reptile	5.0E-03	1.2E-04
Shrub	3.4E-03	8.5E-05
Tree	4.9E-03	1.2E-04
Badger	4.9E-03	1.2E-04

表 2-78 提案制限値における SZC からの液体放出による生息地 2（海洋）生物への線量率

Organism	Total Dose Rate per organism ($\mu\text{Gy}/\text{h}$)	Risk Quotient (expected value) (unitless)
Bird	2.1E-03	5.2E-05
Benthic fish	3.7E-01	9.2E-03
Crustacean	3.7E-01	9.2E-03
Macroalgae	4.0E-01	1.0E-02
Mammal	4.0E-03	1.0E-04
Mollusc - bivalve	3.9E-01	9.9E-03
Pelagic fish	1.9E-03	4.8E-05
Phytoplankton	6.3E-04	1.6E-05
Polychaete worm	8.0E-01	2.0E-02
Sea anemones & True coral	4.0E-01	9.9E-03
Vascular plant	3.9E-01	9.8E-03
Zooplankton	5.4E-03	1.3E-04

表 2-79 提案制限値における SZC からの液体・気体放出による生息地 3（沿岸域）生物への線量率

Coastal Habitat	Organism	Total Dose Rate per organism ($\mu\text{Gy}/\text{h}$)	Risk Quotient (expected value) (unitless)
Terrestrial compartment	Bird	5.0E-03	1.2E-04
Marine compartment	Bird	2.1E-03	5.2E-05
Both compartments (assuming 50/50 occupancy)	Bird	3.5E-03	8.8E-05

表 2-80 提案制限値における SZC からの気体放出による生息地 4（淡水湖沼）生物への線量率

Organism	Total Dose Rate per organism ($\mu\text{Gy}/\text{h}$)	Risk Quotient (expected value) (unitless)
Amphibian	1.8E-03	4.5E-05
Benthic fish	1.5E-02	3.6E-04
Bird	1.8E-03	4.4E-05
Crustacean	1.7E-02	4.2E-04
Insect larvae	3.2E-02	8.0E-04
Mammal	1.8E-03	4.4E-05
Mollusc - bivalve	1.6E-02	3.9E-04
Mollusc - gastropod	1.6E-02	4.0E-04
Pelagic fish	1.8E-03	4.5E-05
Phytoplankton	1.6E-03	4.1E-05
Reptile	1.4E-02	3.6E-04
Vascular plant	1.7E-02	4.2E-04
Zooplankton	1.6E-03	4.1E-05

表 2-81 提案制限値における SZC からの気体放出による生息地 5 (湿地) 生物への線量率

Organism	Total Dose Rate per organism ($\mu\text{Gy}/\text{h}$)	Risk Quotient (expected value) (unitless)
Amphibian	3.6E-02	9.0E-04
Benthic fish	2.9E-01	7.3E-03
Bird	3.5E-02	8.8E-04
Crustacean	3.4E-01	8.4E-03
Insect larvae	6.4E-01	1.6E-02
Mammal	3.5E-02	8.9E-04
Mollusc - bivalve	3.1E-01	7.8E-03
Mollusc - gastropod	3.2E-01	8.0E-03
Pelagic fish	3.6E-02	9.0E-04
Phytoplankton	3.3E-02	8.2E-04
Reptile	2.9E-01	7.2E-03
Vascular plant	3.4E-01	8.4E-03
Zooplankton	3.3E-02	8.2E-04

表 2-82 SZC 周辺の Natura 2000 サイトに生息する最悪の影響を受ける生物への線量率

Environment Agency Site Code	Site name	Priority ¹²	Total dose rate ($\mu\text{Gy}/\text{h}$) ¹³	Coastal – Local comp. ($\mu\text{Gy}/\text{h}$)	Coastal–Regional comp. ($\mu\text{Gy}/\text{h}$)	Total coastal ($\mu\text{Gy}/\text{h}$)	Fresh-water ($\mu\text{Gy}/\text{h}$)	Max water dose rate ($\mu\text{Gy}/\text{h}$)	Terrestrial dose rate ($\mu\text{Gy}/\text{h}$)
A28	Minsmere to Walberswick SPA	M	9.3	1.3E-01	1.3E-02	1.4E-01	3.1E-01	3.1E-01	9.0
A29	Minsmere to Walberswick Heaths and Marshes SAC	M	9.1	1.3E-01	1.3E-02	1.4E-01	0.0	1.4E-01	9.0
A46	Sandlings pSPA	L	16	1.5	1.3E-02	1.5	3.6	3.6	12
A35	Orfordness – Shingle Street cSAC	L	1.5	1.5	1.3E-02	1.5	0.0	1.5	0.0
A02	Alde-Ore Estuary SPA	M	9.3	1.3E-01	1.3E-02	1.4E-01	3.1E-01	3.1E-01	9.0
A03	Alde, Ore and Butley Estuaries cSAC	M	12	1.3E-01	1.3E-02	1.4E-01	0.0	1.4E-01	12

表 2-83 年間制限値における SZB 及び SZC からの気体複合放出による生息地 1（陸上）生物への線量率

Organism	Total Dose Rate per organism ($\mu\text{Gy/h}$)	Risk Quotient (expected value) (unitless)
Amphibian	6.7E-03	1.7E-04
Annelid	2.7E-03	6.9E-05
Arthropod - detritivorous	2.8E-03	6.9E-05
Bat	6.8E-03	1.7E-04
Bird	6.9E-03	1.7E-04
Flying insects	2.7E-03	6.7E-05
Grasses & Herbs	4.7E-03	1.2E-04
Lichen & Bryophytes	4.8E-03	1.2E-04
Mammal - large	6.9E-03	1.7E-04
Mammal - small-burrowing	6.9E-03	1.7E-04
Mollusc - gastropod	2.7E-03	6.9E-05
Reptile	6.9E-03	1.7E-04
Shrub	4.7E-03	1.2E-04
Tree	6.7E-03	1.7E-04
Badger	6.8E-03	1.7E-04

表 2-84 年間制限値における SZB 及び SZC からの液体複合放出による生息地 2 (陸上) 生物への線量率

Organism	Total Dose Rate per organism ($\mu\text{Gy/h}$)	Risk Quotient (expected value) (unitless)
Bird	3.5E-03	8.8E-05
Benthic fish	4.2E-01	1.1E-02
Crustacean	4.2E-01	1.0E-02
Macroalgae	4.6E-01	1.1E-02
Mammal	5.7E-03	1.4E-04
Mollusc - bivalve	4.5E-01	1.1E-02
Pelagic fish	2.2E-03	5.5E-05
Phytoplankton	7.1E-04	1.8E-05
Polychaete worm	9.1E-01	2.3E-02
Sea anemones & True coral	4.5E-01	1.1E-02
Vascular plant	4.5E-01	1.1E-02
Zooplankton	5.6E-03	1.4E-04

表 2-85 年間制限値における SZB 及び SZC からの液体・気体複合放出による生息地 3 (沿岸域) 生物への線量率

Coastal Habitat	Organism	Total Dose Rate per organism ($\mu\text{Gy/h}$)	Risk Quotient (expected value) (unitless)
Terrestrial compartment	Bird	6.9E-03	1.7E-04
Marine compartment	Bird	3.5E-03	8.8E-05
Both compartments (assuming 50/50 occupancy)	Bird	5.2E-03	1.3E-04

表 2-86 年間制限値における SZB 及び SZC からの気体複合放出による生息地 4 (湖沼) 生物への線量率

Organism	Total Dose Rate per organism ($\mu\text{Gy/h}$)	Risk Quotient (expected value) (unitless)
Amphibian	2.6E-03	6.6E-05
Benthic fish	6.2E-02	1.6E-03
Bird	2.7E-03	6.8E-05
Crustacean	6.9E-02	1.7E-03
Insect larvae	1.3E-01	3.4E-03
Mammal	2.7E-03	6.6E-05
Mollusc - bivalve	6.7E-02	1.7E-03
Mollusc - gastropod	6.8E-02	1.7E-03
Pelagic fish	2.7E-03	6.7E-05
Phytoplankton	2.5E-03	6.2E-05
Reptile	6.1E-02	1.5E-03
Vascular plant	6.8E-02	1.7E-03
Zooplankton	2.5E-03	6.3E-05

表 2-87 年間制限値における SZB 及び SZC からの気体複合放出による生息地 5 (湿地) 生物への線量率

Organism	Total Dose Rate per organism [$\mu\text{Gy/h}$]	Risk Quotient (expected value) [unitless]
Amphibian	5.3E-02	1.3E-03
Benthic fish	1.2E+00	3.1E-02
Bird	5.4E-02	1.4E-03
Crustacean	1.4E+00	3.4E-02
Insect larvae	2.7E+00	6.7E-02
Mammal	5.3E-02	1.3E-03
Mollusc - bivalve	1.3E+00	3.3E-02
Mollusc - gastropod	1.3E+00	3.4E-02
Pelagic fish	5.3E-02	1.3E-03
Phytoplankton	5.0E-02	1.2E-03
Reptile	1.2E+00	3.1E-02
Vascular plant	1.4E+00	3.4E-02
Zooplankton	5.1E-02	1.3E-03

viii. 結論

評価したすべての生物について、線量率（電離放射線の生物学的影響）は、現在の英国環境庁の評価基準値である $40 \mu\text{Gy/h}$ より大幅に低いままであった。

評価の結果、SZC からの環境放出による最も影響を受ける生物（海洋生息地に生息する多毛類）の線量率は $0.80 \mu\text{Gy/h}$ であり、RQ 値（リスク指標：評価基準値 $40 \mu\text{Gy/h}$ に対する推定線量率の比）は 0.020 であった。SZB と SZC 施設からの放射性廃液の複合排出による最悪の影響を受ける生物（湿地生息地に生息する昆虫の幼虫）は $2.7 \mu\text{Gy/h}$ 、RQ 値は 0.067 であった。この線量率は、現在の基準値である $40 \mu\text{Gy/h}$ を 1 桁以上下回っている。

したがって、SZC 原子力発電所単独及び SZB との組み合わせによる NHB への放射性廃液の影響は、非常に低いと予測される。

4. 調査に必要な国内外の情報収集

2 章及び 3 章で調査した、SZC の環境影響評価に係る文書について、詳細を把握するため、EDF エナジー社（ロンドン）の Head of Environment, Decommissioning & Radiation Safety である Dr P. Bryant らに、オンラインにてヒアリング（2023 年 3 月 7 日 17～18 時（日本時間））を実施した。ヒアリングを通じて入手した公開情報については、適宜、2 章及び 3 章の調査結果に追記した。

付録 A PC-CREAM に関する詳細

A-1. 拡散評価

1) 大気

1)-1 はじめに

放射性物質の大気中への放出は、様々な経路で人間の被ばくにつながる可能性がある。大気中の放射性核種は、放射性崩壊過程の結果として放出される光子や電子による外部被ばくと、吸入による内部被ばくの 2 つの主要な経路で被ばくを引き起こす可能性がある。プルーム中の放射性核種は、地表への沈着と放射性崩壊の過程によって徐々に減少していく。放射性核種の湿性及び乾性沈着は、陸上環境で移行し、そこで放射性核種は人間集団を被ばくさせ続けることができる。沈着した放射性核種は、風力又は人為的な攪乱による再浮遊の結果、再び吸入可能になることがある。沈着した放射性核種の放射性崩壊は、光子と電子による外部被ばくを引き起こす。植生や土壌への沈着は、人間の食物への放射性核種の移行につながり、その摂取は内部被ばくにつながる。また、内部被ばくの経路として、汚染土壌の不注意による摂取も考えられるが、この経路は現在のところ PC-CREAM 08 には含まれていない。したがって、集団又は個人の線量評価では、放射性核種の拡散とその後の沈着だけでなく、陸上環境中に存在する放射性核種の行方も考慮する必要がある。

この手法では、大気中の放射性核種濃度、沈着率、及び空気中の放射性核種による外部被ばく率を、選択した大気条件下で、選択した放射性核種の単位放出率に対する距離の関数として算出する。大気中の放射能濃度及び外部被ばく線量率を、当該サイトに関する EU 人口の空間分布と組み合わせ、プルームからの吸入及び外部被ばくによる集団線量を推定することができる。同様の方法で、単位濃度での放射性核種の陸上環境での移行が評価され、地表での外部被ばく線量率の時間変化、空気中の再浮遊放射能濃度、及び様々な食物中の時間積分濃度が決定される。これらの値の行列をサイト周辺の人口や農業生産のサイト固有の分布と組み合わせることで、EU の人口に対するこれらの経路を介した集団線量を計算することができる。

サイトから約 30 km 以内の個人の線量を計算するためには、よりサイト特有の要因を考慮する必要があるかもしれない。個人の所在地と、その個人が食べる地元の食べ物が栽培されている地点に関する情報が必要である。次に、関連する環境媒体中の放射能濃度と外部被ばく線量を、集団線量に用いたのと同じモデルを用いて予測する。放射性核種の摂取量と外部被ばく線量をそれぞれ推定するためには、消費率や居住地などの個人の生活習慣データも必要となる。

図 A-1 に、大気放出後の集団又は個人線量の評価における主な段階を模式的に示す。

この方法論に含まれる放射性核種は表 A-1 に示す通りである。これらの核種は、潜在的な重要性に基づいて選択された。このリストは網羅的ではなく、他の放射性核種もこの方法論で容易に扱うことができる。大気中に放出されたすべての放射性核種を、陸上環境を通じた移行を評価する際に考慮する必要はない。これは、放射性核種の半減期が短いものや、

化学的性質により陸上環境に移行しないもの、例えば、地表面に沈着しない不活性ガスや希ガスである。

放射性核種が大気中を移動する距離は、放射性半減期、物理化学的形態、気象条件、沈着プロセスなど多くの要因に依存する。この研究では、放出された物質の拡散は、ECの極限点の距離を超える3000 kmの距離にわたってモデル化されている。ほとんどの場合、ほとんどの放射性核種はこの距離の範囲内で大気から除去される。しかし、一部の放射性核種は、その不活性な性質と長い半減期、あるいは大気と環境の他の部分との間の急速な交換により、はるかに長距離を輸送され、その後地球規模で分布するようになる。このような状況を考慮する場合に別のモデルが開発される必要がある。

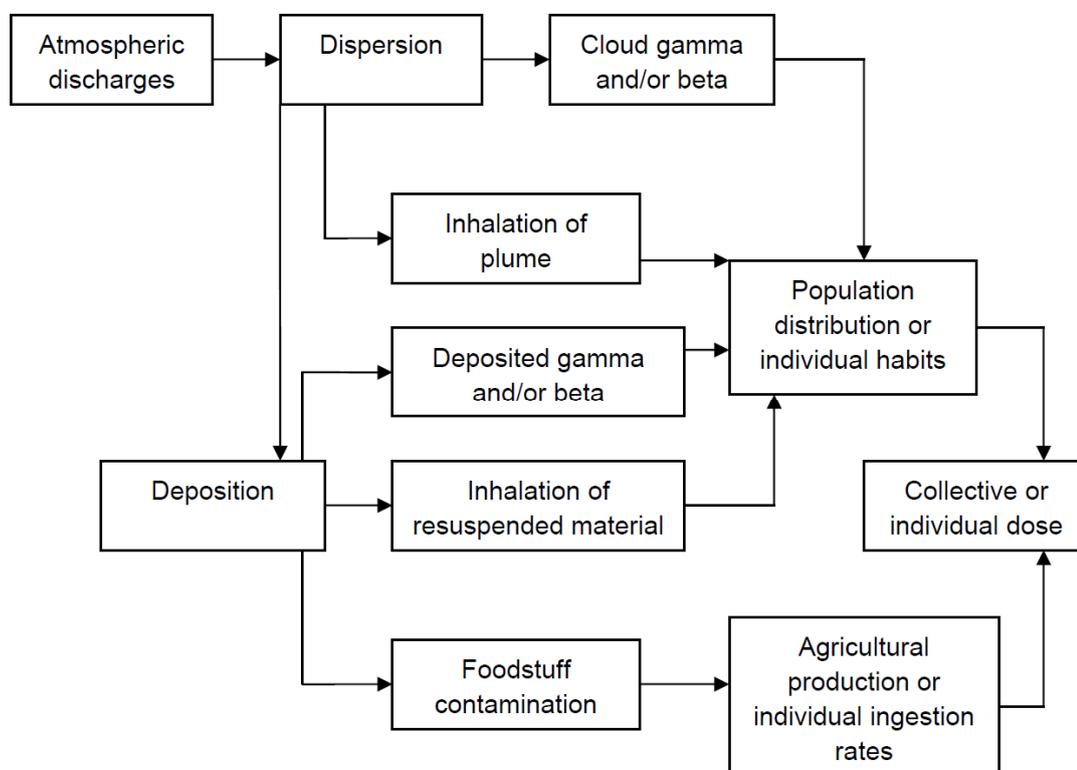


図 A-1 大気拡散による被ばく影響評価の流れの模式図

表 A-1 PC-CREAM 08 の評価対象核種（大気）

Nuclide	Half-life (days)	Nuclide	Half-life (days)
³ H	4.51E+03	¹²² Sb	2.70E+00
¹⁴ C	2.09E+06	¹²⁴ Sb	6.02E+01
³⁵ S	8.74E+01	¹²⁵ Sb	1.01E+03
⁴¹ Ar	7.61E-02	¹²⁹ I	5.73E+09
⁵¹ Cr	2.77E+01	¹³¹ I	8.04E+00
⁵⁴ Mn	3.13E+02	¹³² I	9.58E-02
⁵⁶ Fe	4.45E+01	¹³³ I	8.67E-01
⁵⁸ Co	7.08E+01	¹³⁵ I	2.75E-01
⁶⁰ Co	1.92E+03	^{131m} Xe	1.19E+01
⁶⁵ Zn	2.44E+02	¹³³ Xe	5.24E+00
⁸⁵ Kr	3.91E+03	^{133m} Xe	2.19E+00
^{85m} Kr	1.87E-01	¹³⁵ Xe	3.79E-01
⁸⁷ Kr	5.30E-02	^{135m} Xe	1.06E-02
⁸⁸ Kr	1.18E-01	¹³⁷ Xe	2.67E-03
⁸⁹ Kr	2.21E-03	¹³⁸ Xe	9.84E-03
⁸⁹ Sr	5.05E+01	¹³⁴ Cs	7.53E+02
⁹⁰ Sr	1.06E+04	¹³⁷ Cs	1.10E+04
⁹⁵ Nb	3.51E+01	¹⁴⁰ Ba	1.27E+01
⁹⁵ Zr	6.40E+01	¹⁴⁰ La	1.68E+00
¹⁰⁶ Ru	3.68E+02		

1)-2 大気拡散モデル及びパラメータ

・移流拡散の基本式

放射性半減期の長い放射性核種の大気中濃度 $X(x, y, z)$ は、ガウスプルームモデルの最も単純な形で次のように与えられる。この式は気体に対して導出されたものであるが、エアロゾルを考慮する場合にも同様に適用できるものと仮定している。

$$X(x,y,z) = \frac{Q_o}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{(z-h_e)^2}{2\sigma_z^2}\right)\right] \quad (3.1)$$

where $X(x,y,z)$ is the activity in air concentration at the point (x,y,z) in Bq m^{-3} . The origin of the co-ordinate system is at ground level beneath the discharge point.

- x is the downwind distance (m)
- y is the cross wind distance from the centre line of the plume (m)
- z is the height above ground for which the concentration is calculated (m)
- σ_y is the standard deviation of the horizontal Gaussian distribution (m)
(or horizontal dispersion coefficient)
- σ_z is the standard deviation of the vertical Gaussian distribution (m)
(or vertical dispersion coefficient)
- Q_o is the release rate (Bq s^{-1})
- u is the mean windspeed (ms^{-1}) and
- h_e is the effective release height (m)

・ 拡散が進み一様に達した場合の評価式

式 (3.1) から得られる濃度は、風向きが変わるまでの時間に比べて短時間の放出に適用される。より長時間の放出では、物質の水平方向の広がり風向きの変動に支配される。気象条件が一定で風向きが一様と仮定した連続的な放出では、式 (3.1) は次のように書き直すことができる。

$$\bar{X}(x,z) = \frac{Q_o}{2\pi x \sqrt{2\pi} \sigma_z u_s} \exp\left[-\left(\frac{(z-h_e)^2}{2\sigma_z^2}\right)\right] \quad (3.2)$$

・ 混合層との反射を考えた場合の評価式

高所から物質が放出されると、プルームは拡散し、最終的には地上に到達する。地上に到達すると、プルームは反射され、効果的に大気中に戻って分散される。地上からのプルームの反射を考慮し、大気中の平均放射能濃度は式 (3.2) のものから次のように修正される。

$$\bar{X}(x,z) = \frac{Q_o}{2\pi x \sqrt{2\pi} \sigma_z u_s} \left[\exp\left(-\frac{(z-h_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad (3.3)$$

・ 放出源の高さを考慮した評価式

さらに、有効高さ h_e の放出源による拡散も含まなければならない。この項は、高さ h_e の仮想放出源からの反射項とともに、地表反射を含む拡散に関する式 (3.3) の項に対応するものである。したがって、有限の混合層では、平均濃度は次式で与えられる。

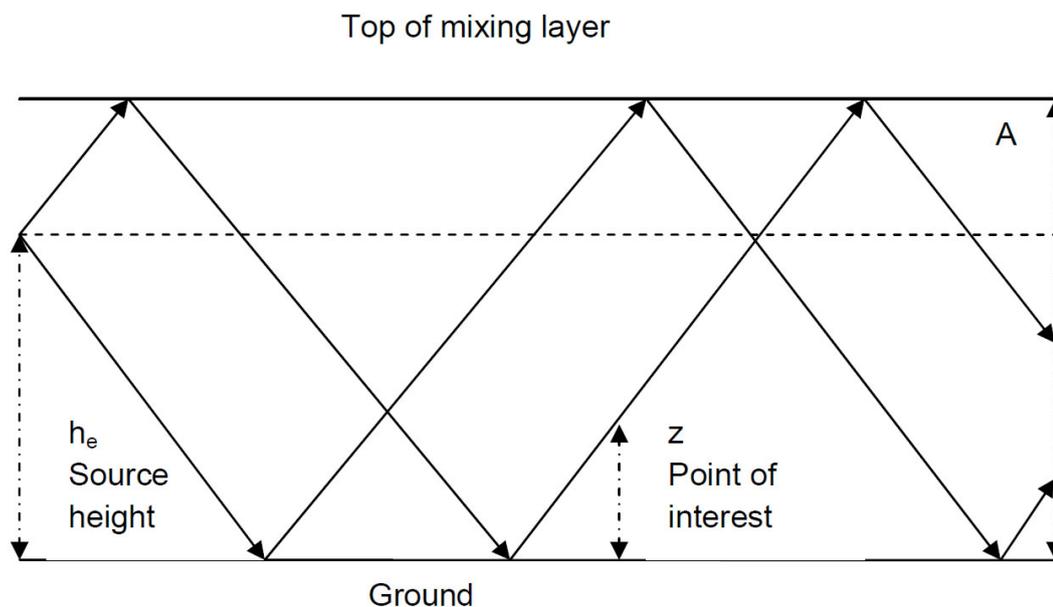


図 A-2 仮想放出源からの放出における混合層及び地表面との反射の模式図

$$\bar{X}(x, z) = \frac{Q_0}{2\pi x \sqrt{2\pi} \sigma_z u_s} \sum_{s=0}^{\infty} \exp \left[- \left(\frac{(2sA \pm h_e \pm z)^2}{2\sigma_z^2} \right) \right] \quad (3.4)$$

・鉛直方向も一様になった場合の評価式

多重反射の後、又は垂直分散係数の値が混合層の深さより大きくなったとき、活動の鉛直濃度分布は地上と混合層上部の間で本質的に一様となる。そのとき、式 3.4 は以下のように簡略化できる。

$$\bar{X}(x, z) = \frac{Q_0}{x 2\pi u_s A} \quad (3.5)$$

・パラメータ

EC では大気の実定性は一般に Pasquill (1961)¹²² 又は Doury (1976)¹²³ によるシステムで導出される。

○Pasquill / Smith /Hosker 方式

Smith¹²¹は、Pasquill スキーム¹²²で使用されている離散的なカテゴリー（大気安定度）ではなく、連続的な変数 P で大気安定性を定義した。安定度指数の値の 0.5、1.5、2.5、3.6、4.5、5.5 は、それぞれ Pasquill の大気安定度分類 A から F に相当すると考えてよい。Smith はこの方式を拡張し、P 値が 6.5 の非常に安定した状態、すなわち大気安定度 G と呼ばれる状態を含むようにした。

Smith は、大気条件と風速の範囲にわたって拡散方程式を数値的に解き、 σ_z の値を計算し、ガウス型ブルームモデルがより複雑なモデルと同じ濃度予測値を与えるようにした。これにより、計算にはさらに地表面粗度というパラメータを導入することができる。

$$\sigma_z = \frac{ax^b}{1+cx^d} F(z_0, x) \quad (3.6)$$

where $F(z_0, x)$ is a roughness correction factor given by

$$F(z_0, x) = \ln \left(f x^g \left[1 + \frac{1}{hx^i} \right] \right), \quad z_0 > 0.1 \text{ m} \quad (3.7)$$

$$F(z_0, x) = \ln \left(f x^g \left[\frac{1}{1+hx^i} \right] \right), \quad z_0 \leq 0.1 \text{ m} \quad (3.8)$$

$$u(z) = u_{10}(z/10)^n \quad (3.10)$$

表 A-2 放出点別の風速補正に係るパラメータ

Terrain	Roughness length z_0 (m)	n
Sea, very short grass	0.01	0.14
Open grassland	0.04	0.17
Low lying crops, eg, root crops	0.1	0.20
Agricultural areas	0.3	0.26
Parks, open suburbia	0.4	0.28
Cities, woodlands	1 to 4	0.39 to 1.1

¹²¹ Smith FB (1973). A scheme for estimating the vertical dispersion of a plume from a source near ground level. IN Proc 3rd Meeting of an expert panel on air pollution modelling. Paris, Oct 1972. Brussels, NATO-CCMS Report 14.

¹²² Pasquill F (1961). The estimation of the dispersion of windborne material. Met Mag, 90, 1063, 33.

表 A-3 鉛直方向の拡散係数導出に係るパラメータ

Stability category	a	b	c	d
A	0.112	1.06	5.38×10^{-4}	0.815
B	0.130	0.950	6.52×10^{-4}	0.750
C	0.112	0.920	9.05×10^{-4}	0.718
D	0.098	0.889	1.35×10^{-3}	0.688
E	0.0609	0.895	1.96×10^{-3}	0.684
F	0.0638	0.783	1.36×10^{-3}	0.672

Coefficients for the roughness correction factor, $F(z_0, x)$

Roughness length (m)	f	g	h	j
0.01	1.56	0.0480	6.25×10^{-4}	0.45
0.04	2.02	0.0269	7.76×10^{-4}	0.37
0.1	2.72	0	0	0
0.4	5.16	-0.098	18.6	-0.225
1.0	7.37	-0.0957	4.29×10^3	-0.60
4.0	11.7	-0.128	4.59×10^4	-0.78

○Doury 方式

Doury (1976)¹²³は、実験データのレビューから、鉛直拡散係数と移動時間 t の関係を導き出した。

時間の経過に伴う σ_z の 2 つのバリエーションを考慮し、正常な拡散と不十分な拡散に分類した。これらを異なる風速と組み合わせることにより、様々な拡散状態を表現することができる。各拡散カテゴリーにおける様々な移動時間に対する M と k の値を

表 A-4 に示す。各拡散カテゴリーについて、3つの風速が考慮されている。

$$\sigma_z = (Mt)^k \quad (3.9)$$

¹²³ Doury A (1976). Une méthode de calcul pratique et générale pour la prévision numérique des pollutions véhiculées par l'atmosphère. Rapport CEA-R-4280 (rev 1).

表 A-4 Doury スキームに係るパラメータ

Diffusion condition	Time of travel, ² t Seconds	M	k
Normal	0 - 2.4 10 ²	0.42	0.814
	2.4 10 ² - 3.28 10 ³	1.0	0.685
	> 3.28 10 ³	20	0.5
Poor	All	0.2	0.5

Notes

- 1 The vertical standard derivation of the $\sigma_z = (Mt)^k$.
- 2 Time of travel is obtained as x/u , that is the distance travelled divided by the mean wind speed. Wind speeds of 1, 2 and 5 m s⁻¹ are considered for normal diffusion and 1, 2 and 3 m s⁻¹ for poor diffusion conditions.

表 A-5 Pasquill / Smith /Hosker 方式及び Doury 方式の風速及び混合層高さ

Stability category	Typical wind speed at 10 m (m/s)	Typical mixing layer depth (m)
A	1	1300
B	2	900
C	5	850
D	5	800
E	3	400
F	2	100
G	1	100

(b) Doury scheme

Dispersion condition	Mean wind speed, m s ⁻¹	Depth of boundary layer (m)
Poor	1,2,3	200
Normal	1,2	2000
Normal	5	1000

Note

- 1 From Clarke (1979) and Jones (1980)

・放射性崩壊

放射性崩壊は、放射性核種が風下に拡散する際に濃度を低下させる。減衰後濃度は、修正線源強度 $Q_0 R_p$ を式 (3.4) に代入することによって得ることができる。ここで、 R_p は次式で表される。

$$R_p = \exp\left[-\lambda_p \frac{x}{u_s}\right] \quad (3.11)$$

where λ_p is the radioactive decay constant of the radionuclide (s^{-1}).

子孫核種は親核種の崩壊に伴ってプルームに成長し、子孫核種の濃度は $Q_0 R_d$ を式(3.4) の Q_0 に代入することによって求めることができる。

$$R_d = \frac{\lambda_d}{\lambda_p - \lambda_d} \left[\exp\left(-\lambda_d \frac{x}{u_s}\right) - \exp\left(\lambda_p \frac{x}{u_s}\right) \right] \quad (3.12)$$

where λ_d is the radioactive decay constant of the daughter (s^{-1}) and λ_p that of the parent.

PC-CREAM 08 では、プルームに成長する最初の子孫（分岐がすぐに起こる場合は最初の 2 つ）だけがモデル化される。子孫核種が非常に短命の場合、親核種と経時的平衡にあると仮定し、無視される。

・湿性沈着

プルーム中の放射性微粒子やガスは、様々なタイプの降水メカニズムによって除去される可能性がある。この除去には 2 つの明確なプロセスがある。降雨による除去（洗浄あるいはウォッシュアウト）、雨雲に取り込まれた放射能の除去（レインアウト）である。本方法論で検討するモデルは、これらのプロセスの両方を含む。レインアウトとウォッシュアウトの影響を分離することは困難なため、ウォッシュアウト係数の値には両方のプロセスの影響が含まれている。

The wet deposition rate per unit area D_w is then found by:

$$D_w = \frac{\Lambda Q'(t)}{x \alpha u_s} \quad (3.14)$$

where x is the distance from the release point, α is the angular width of the sector (radians) and u_s is the mean wind speed.

表 A-6 湿性沈着速度とウォッシュアウト係数

Type of material	Deposition velocity ¹ m s ⁻¹	Washout coefficient ² s ⁻¹
Noble gas	0 (0)	0 (0)
Reactive gas	10 ⁻³ to 10 ⁻² (10 ⁻²)	3.10 ⁻⁵ to 3.10 ⁻⁴ (10 ⁻⁴)
Particles ~ 1 μm AD	10 ⁻⁴ to 10 ⁻³ (10 ⁻³)	3.10 ⁻⁵ to 3.10 ⁻⁴ (10 ⁻⁴)
Particles ~ 10 μm AD	10 ⁻² to 3.10 ⁻²	3.10 ⁻⁵ to 3.10 ⁻⁴

Notes

- 1 Applicable to neutral stability and deposition to grass
- 2 For a rainfall rate of 1 mm h⁻¹

・ 乾性沈着

乾性沈着は、物質が下層表面又は植生のような下層表面上の障害物と衝突することによって、ブルームから除去される複雑なプロセスである。ブルームから物質が沈着する速度は、空気中の物質の性質、下層表面、及び大気の状態に依存し、沈着速度の概念 V_g を使って推定できる。沈着速度は、Chamberlain (1953)¹²⁴ によって、単位時間当たりの単位面積当たりの表面上に沈着した物質の量と、表面での単位体積当たりの空気濃度の比と定義された。

乾燥沈着率又はその時間積分値 D_D は次式で与えられる

The dry deposition rate or its time integral, D_D , is given by

$$D_D = V_g C \quad (3.15)$$

where C is the activity concentration in air at ground level or its time integral, respectively.

¹²⁴ Chamberlain AC (1953) Aspects of travel and deposition of aerosol and vapour clouds. Harwell, UKAEA, AERE-HP/R1261.

表 A-7 放出源高さ別の乾性沈着速度

Effective release height - 30 m									
Stability category	Wind speed at stack height (m s ⁻¹)	Fraction left in plume							
		0.5 km	1 km	2 km	5 km	10 km	20 km	50 km	100 km
A	1.32	0.96	0.94	0.92	0.89	0.86	0.81	0.68	0.51
B	2.65	0.98	0.96	0.94	0.90	0.87	0.83	0.73	0.59
C	6.62	0.99	0.98	0.97	0.95	0.93	0.90	0.85	0.78
D	6.62	1.00	0.98	0.97	0.93	0.90	0.86	0.78	0.69
E	3.97	1.00	0.98	0.94	0.86	0.78	0.68	0.51	0.36
F	2.65	1.00	0.99	0.95	0.79	0.61	0.40	0.13	0.19
G	1.32	1.00	1.00	0.99	0.80	0.44	0.14	0.0068	0.000087
Effective release height = 70 m									
A	1.64	0.99	0.97	0.95	0.93	0.90	0.86	0.75	0.59
B	3.28	1.00	0.99	0.97	0.94	0.92	0.88	0.80	0.67
C	8.21	1.00	1.00	0.99	0.97	0.96	0.93	0.89	0.83
D	8.21	1.00	1.00	0.99	0.97	0.94	0.91	0.84	0.77
E	4.93	1.00	1.00	0.99	0.95	0.89	0.81	0.65	0.49
F	3.28	1.00	1.00	1.00	0.98	0.89	0.68	0.28	0.060
G	1.64	1.00	1.00	1.00	1.00	0.97	0.79	0.23	0.081
Effective release height = 100 m									
A	1.80	0.99	0.98	0.97	0.94	0.92	0.88	0.77	0.62
B	3.60	1.00	0.99	0.98	0.96	0.93	0.90	0.82	0.70
C	8.99	1.00	1.00	0.99	0.98	0.97	0.95	0.91	0.85
D	8.99	1.00	1.00	1.00	0.98	0.96	0.93	0.87	0.80
E	5.40	1.00	1.00	1.00	0.98	0.94	0.85	0.72	0.55
F	3.60	1.00	1.00	1.00	1.00	0.94	0.76	0.33	0.083
G	1.80	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.94	0.44	0.056

・連続放出における分散・沈着モデルの適用について

前節で説明した大気拡散と沈着のモデルは、放出期間中、大気の安定性が一定であると仮定できる場合に適用される。年平均濃度を計算する場合、この仮定は適用できないので、それに応じてモデルを修正する必要がある。

大気中の放射能濃度又は沈着量は、次式で与えられると仮定する。

The activity concentration in air or deposition rate is assumed to be given by

$$X_i(r, z) = \sum_j f_{ij} X_{ij}(r, z) \quad (3.20)$$

where f_{ij} is the frequency with which the wind blows into a particular sector in the direction of interest (i) in atmospheric stability category j
 r is the distance from the source

1)-3 プルームからの外部被ばく線量の推定

プラームからの外部被ばく線量の推定は、一般に、空気中の吸収線量を評価する段階と、空気中の吸収線量を適切な組織における等価線量や実効線量に変換する段階の 2 段階で行われる。

・ガンマ線（光子）による外部被ばく線量評価

プラームの大きさやプラーム内の放射能分布によって、2つのモデルが一般的に使用されており、それぞれ半無限雲モデルと有限雲モデルに分類される。有限雲モデルは PC-CREAM08 に実装されており、20 keV 以上のすべてのエネルギーで使用される。20 keV 以下のエネルギーでは、以下に示すように半無限雲モデルが使用される。

光子を放出するプラームからの空気中の吸収線量を推定するためには、半無限雲モデルを用いるのが最も簡単である。このアプローチには、空気中の放射能濃度が、評価地点に到達できるプラームの体積にわたって均一であること、及び雲が放射平衡状態にあることが暗黙の前提となっている。

$$D_\gamma = k_1 X \sum_{j=1}^n I_j E_j \quad (3.21)$$

where D_γ is the absorbed dose rate in air (Gy y^{-1})
 X is the atmospheric concentration of the nuclide (Bq m^{-3})
 E_j is the initial energy of the photon (MeV)
 I_j is the fraction of photons of initial energy E_j emitted per disintegration
 n is the number of photons of particular energies emitted per disintegration
 $k_1 = 2.0 \cdot 10^{-6}$ (Gy y^{-1} per $\text{MeV m}^{-3} \text{s}^{-1}$)

プラーム内の濃度分布が十分に非一様でこの方法が無効な場合は、有限雲モデルを使用しなければならない。PC-CREAM08 では、半無限雲モデルを使用すると、特に高所放出に対して風下のかかなりの距離で大きな誤差を生じる可能性があるため、後者のアプローチを採用している。

有限雲モデルでは、一連の少量線源によってプラームを表現し、これらからの寄与を積分する。計算には 2つの段階があり、注目する地点での光子フルエンスの評価と、光子フルエンスを空気中の吸収線量に変換することである。一般に、特定の放射性核種の崩壊には、エネルギーと強度が異なる多数の光子が関連している。放射性核種の崩壊に伴う線量は、崩壊

エネルギースペクトルの総和として算出される。

点線源からの距離における光子フルエンスは、非散乱光子フルエンスと散乱光子フルエンスの2つの成分から構成される。点線源からの距離 r における有効光子フルエンス F は、多重散乱ビルドアップ係数を用いて得られ、Jones (1980)¹²⁵によって与えられている。

$$F = \frac{q B(E_\gamma, \mu r) e^{-\mu r}}{4 \pi r^2} \quad (3.22)$$

where F is the effective flux ($\gamma \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
 q is the source strength ($\gamma \text{ s}^{-1}$)
 r is the distance from the source (m)
 μ is the linear attenuation coefficient (m^{-1})
 B is the energy deposition build up factor and
 E_γ is the initial photon energy (MeV)

有限な雲からの全有効光子フルエンス F_c は、この修正された式を全空間にわたって積分することによって得られる。

$$F_c = \int_V \frac{f X B(E_\gamma, \mu r) e^{-\mu r}}{4 \pi r^2} dV \quad (3.23)$$

where f = intensity of the specified gamma energy

・ 大気中の吸収線量から実効線量及び体内臓器への線量への変換

フラックスは、表 A-8 の係数を用いて単位時間当たりの空気中の吸収線量に換算し、吸収線量 から実効線量へは、照射形状を考慮した係数を用いて換算する必要がある。等方性照射の実効線量を計算するための換算係数を表 A-8 に示す。これらの関係は、半無限雲からの照射に適用されるが、有限雲の場合にも同様に有効であると仮定されている。

¹²⁵ Jones JA (1980). ESCLOUD: A computer program to calculate the air concentration, deposition rate and external dose rate from a continuous discharge of radioactive material to atmosphere. Chilton, NRPB-R101.

表 A-8 光子フルエンスから実効線量への換算係数

Photon energy (Mev)	Absorbed dose in air per unit fluence (Gy m ² /photon) (ICRP 74, p159)	Ratio of effective dose to air dose for each energy for isotropic irradiation geometry (Sv Gy ⁻¹) (ICRP 74, p175)
0.01	7.43 10 ⁻¹⁶	2.71 10 ⁻³
0.015	3.12 10 ⁻¹⁶	1.23 10 ⁻²
0.02	1.68 10 ⁻¹⁶	3.62 10 ⁻²
0.03	7.21 10 ⁻¹⁷	1.43 10 ⁻¹
0.05	3.23 10 ⁻¹⁷	5.11 10 ⁻¹
0.1	3.71 10 ⁻¹⁷	7.48 10 ⁻¹
0.2	8.56 10 ⁻¹⁷	6.79 10 ⁻¹
0.5	2.38 10 ⁻¹⁶	6.75 10 ⁻¹
1	4.47 10 ⁻¹⁶	7.19 10 ⁻¹
1.5	6.14 10 ⁻¹⁶	7.46 10 ⁻¹
2	7.54 10 ⁻¹⁶	7.74 10 ⁻¹
4	1.21 10 ⁻¹⁵	8.24 10 ⁻¹

Note

1 The derivation of these data is described in section 3.2.6.1.

・遮蔽効果

評価された線量は、プルームの通過中に農村部の屋外にいる個人に対して適切なものである。屋内にいる人の線量は、建物の構造などによって遮蔽されるため、大幅に低下する。この減少は、屋内にいる時間や建物の性質に依存する。

EU 諸国では、一戸建てで 0.2、多層階で 0.07、一般評価で 0.2 が典型的とされている (Brown and Jones, 1993) ¹²⁶。都市部の屋外にいる人の線量も、周囲の建物による遮蔽のため、農村部の屋外にいる人の線量より小さいと考えられる。Brown and Jones は、都市部の屋外における線量率は、農村部の屋外における線量率の計算値に 0.7 を乗じることで求められると提案している。

PC-CREAM08 のクラウドガンマでは、屋内ロケーションファクター0.2、屋外ロケーションファクター1 がデフォルトとして設定されており、デフォルトの屋内活動時間割合は 90%となっている。PC-CREAM08 では、個人線量を計算する際に、ガンマ線被ばくのロケーションファクターと屋内活動時間割合を変更することが可能である。

¹²⁶ Brown J and Jones JA (1993). Location factors for modification of external radiation doses. Rad ProtBull,144.

・ベータ線（電子）による外部被ばく

対象核種が放出する電子の空気中の範囲は、一般にプルームの大きさに比べて小さく（せいぜい数メートル）、線量率の推定には無限雲モデルを使用することが可能である。PC-CREAM 08 では、単位大気濃度当たりの皮膚線量率を提供するデータセットを用いて、電子線による外部被ばく線量を推定している。

表 A-9 大気中濃度からベータ線被ばく線量への換算係数

Radionuclide	Cloud beta dose (Sv y ⁻¹)/(Bq m ⁻³)	Radionuclide	Cloud beta dose (Sv y ⁻¹)/(Bq m ⁻³)
³ H	-	¹³² I	9.51 10 ⁻⁷
¹⁴ C	7.86 10 ⁻⁹	¹³³ I	7.70 10 ⁻⁷
³⁵ S	9.70 10 ⁻⁹	¹³⁵ I	6.81 10 ⁻⁷
⁴¹ Ar	8.92 10 ⁻⁷	^{131m} Xe	1.28 10 ⁻⁷
⁵¹ Cr	-	^{133m} Xe	2.67 10 ⁻⁷
⁵⁴ Mn	-	¹³³ Xe	9.00 10 ⁻⁸
⁵⁹ Fe	1.26 10 ⁻⁷	^{135m} Xe	1.85 10 ⁻⁷
⁵⁸ Co	4.41 10 ⁻⁸	¹³⁵ Xe	5.51 10 ⁻⁷
⁶⁰ Co	7.92 10 ⁻⁸	¹³⁷ Xe	3.92 10 ⁻⁶
⁶⁵ Zn	2.26 10 ⁻⁹	¹³⁸ Xe	1.26 10 ⁻⁶
⁸⁵ Kr	4.24 10 ⁻⁷	¹³⁴ Cs	2.39 10 ⁻⁷
^{85m} Kr	4.35 10 ⁻⁷	¹³⁷ Cs	2.36 10 ⁻⁷
⁸⁷ Kr	2.86 10 ⁻⁶	¹⁴⁰ Ba	4.76 10 ⁻⁷
⁸⁸ Kr	6.73 10 ⁻⁷	¹⁴⁰ La	1.05 10 ⁻⁶
⁸⁹ Kr	2.97 10 ⁻⁶	¹⁴¹ Ce	1.92 10 ⁻⁷
⁸⁹ Sr	1.18 10 ⁻⁶	¹⁴⁴ Ce	6.19 10 ⁻⁸
⁹⁰ Sr	3.00 10 ⁻⁷	²³⁸ Pu	-
⁹⁵ Zr	1.21 10 ⁻⁷	²³⁹ Pu	-
⁹⁵ Nb	8.49 10 ⁻⁹	²⁴⁰ Pu	-
¹⁰⁶ Ru	-	²⁴¹ Pu	-
¹²² Sb	1.13 10 ⁻⁶	²⁴¹ Am	2.86 10 ⁻¹¹
¹²⁴ Sb	7.11 10 ⁻⁷	²⁴² Cm	-
¹²⁵ Sb	9.08 10 ⁻⁸	²⁴³ Cm	8.54 10 ⁻⁸
¹²⁹ I	4.81 10 ⁻⁹	²⁴⁴ Cm	-
¹³¹ I	2.73 10 ⁻⁷		

Note

1 USDOE (1988)

1)-4 陸域の環境移行

大気から地表に沈着した放射性物質は、陸上環境を通じて移行し、再浮遊放射能の吸入、外部被ばく、汚染された食品の摂取の3つの主要な経路で人体に被ばくする可能性がある。

・再浮遊

地表に沈着した放射性物質は、風やその他の擾乱によって空中に再浮遊することがある。その結果、放射性物質を吸入することが重要な被ばく経路になる可能性があることが認識されている。また、農地への再浮遊やその後の再沈着により、作物や放牧された動物由来の食品が汚染される可能性がある。

再浮遊のメカニズムは、人為的な擾乱と風による擾乱に大別される。自動車交通、掘削、農作業などの人為的な攪乱による再浮遊は、通常、局所的である。その規模は擾乱の性質によって変化する。局所的な再浮遊は特定の個人にとって重要な被ばく経路となり得るが、集団への集団線量については風によるメカニズムがより重要である。PC-CREAM 08 では、人工的な擾乱による再浮遊は非常に不確かさが大きいので、風による再浮遊のみが含まれており、サイトに特有のものであるため、この一般的なモデルには含まれていない。

PC-CREAM 08 では、再浮遊係数を用いて再浮遊をモデル化している。北ヨーロッパの条件下での風による再浮遊については、PC-CREAM 08 では Garland et al. (1992)¹²⁷ が提案したモデルが使用されている。初日の再浮遊係数 $1.2 \cdot 10^{-6} \text{ m}^{-1}$ を仮定し、放射性崩壊を考慮した修正ガーランドの式は以下のようになる。

$$k(t) = (1.2 \cdot 10^{-6} t^{-1} + 10^{-9}) e^{-\lambda t} \quad (3.30)$$

where k is the resuspension factor (m^{-1}), λ is the radioactive decay constant (day^{-1}) and t is the time after deposition in days.

・食物連鎖

放射性核種が陸上環境から食品に移行する過程は複雑で、多くの過程が関与し、放射性核種の特性や特定の環境に大きく依存する。より重要な移行過程を以下に模式的に示す。

¹²⁷ Garland JA, Pattenden NJ and Playford K (1992). Resuspension following Chernobyl. In First report of VAMP Terrestrial Working Group. International Atomic Energy Agency. IAEA-TECDOC-647.

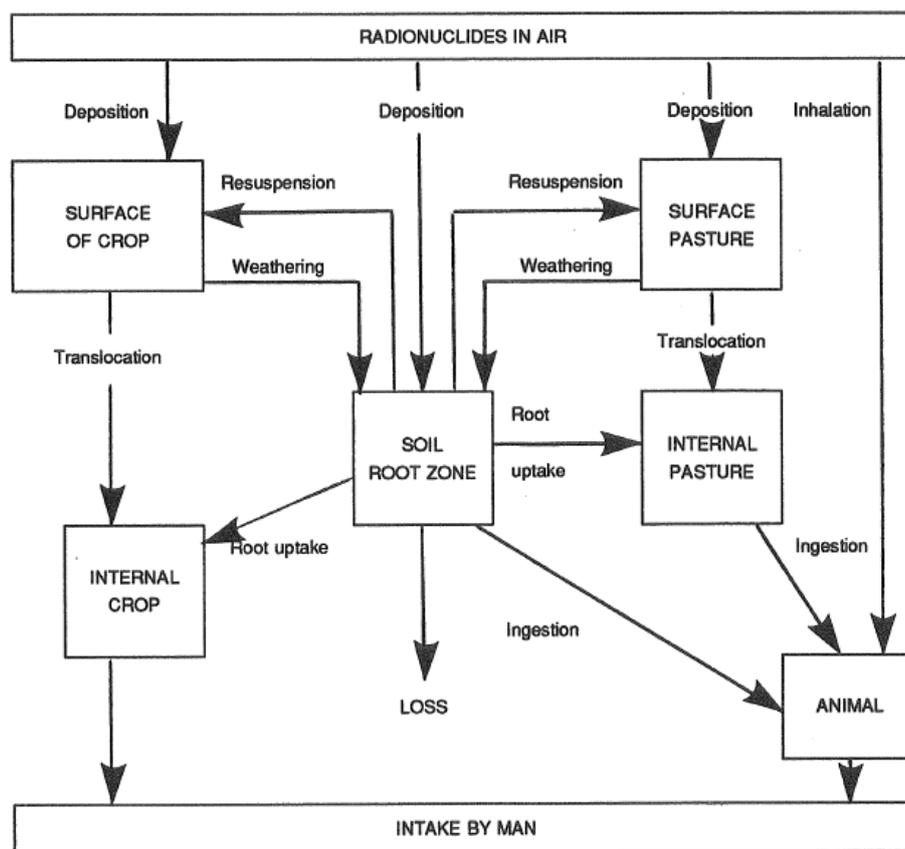


図 A-3 放射性核種の食物連鎖における重要プロセスの模式図

食物連鎖を介した放射性核種から人間への移行に影響を与えるものとして 3 つの主要なプロセスがあり、土壌中の放射性核種の移動、植物への移行、動物への移行である。各プロセスでの放射性物質の移行をモデル化するために、コンパートメント解析の手法を採用した。放射能は、システムの異なる部分を表す区画間で、所定の移行率にしたがって移行することができ、各区画内では均一な混合が仮定されている。

PC-CREAM 08 では HPA の動的な食物連鎖モデル FARMLAND (Brown and Simmonds, 1995)¹²⁸が使用されている。

・土壌中の移行

土壌への移行と放射性壊変は、放射性核種の土地への沈着後、植物や動物製品への取り込みの長期的な時間依存性を決定する主要なメカニズムである。元素によっては、化学形状の変化が根からの取り込みに影響する場合もある。多くのパラメータが移行速度に影響を与え、特に元素の性質とその化学形態、土壌組成、気候、降雨量が影響する。農地は、移動のモデル化のために、攪乱されていない土地（例えば、永久放牧地）と、頻繁に耕作や開墾が

¹²⁸ Brown J and Simmonds JR (1995). FARMLAND: NRPB's dynamic model for the transfer of radionuclides through terrestrial foodchains. Chilton, NRPB-273.

行われて土壌がよく混ざった状態の土地の2種類に分類することができる。

土壌の移行に関するデータが限られていることを考慮し、モデルで使用される移行係数はプルトニウムの土壌移行データに基づき、他のすべての元素に適用可能であると仮定されている。このアプローチは、プルトニウムと同程度の速度で移行すると考えられるセシウムやストロンチウムのような元素については現実的であると考えられるが、ヨウ素のような移動性の高い元素については保守的なアプローチとなっている。移行係数は、様々な土壌中の単一沈殿プルトニウムの移行に関する実験的測定から導き出され、表 A-10 に要約されている。

(a) Model for well-mixed soil

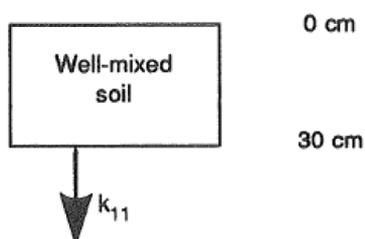


図 A-4 混合が進んだ土のモデル

(b) Model for undisturbed land

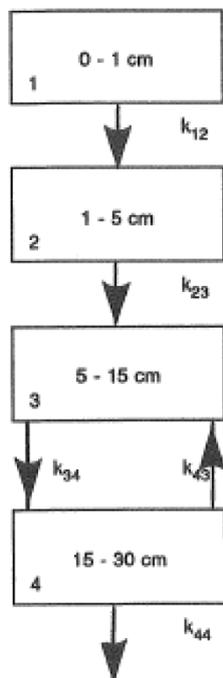


図 A-5 混合が進んでいない土のモデル

表 A-10 土壌モデル別の移行係数

Transfer coefficient	Value in d ⁻¹
Well mixed soil²	
k ₁₁	1.90 10 ⁻⁵
Undisturbed land³	
k ₁₂	6.64 10 ⁻⁴ 4
k ₂₃	1.72 10 ⁻⁴
k ₃₄	1.07 10 ⁻⁴
k ₄₃	4.03 10 ⁻⁶
k ₄₅	3.80 10 ⁻⁵

Notes

- 1 Values from Brown and Simmonds (1995).
- 2 See diagram 3.3, section 3.3.3.2.
- 3 See diagram 3.4, section 3.3.3.2.
- 4 k₁₂ = 1.27 10⁻³ d⁻¹ for strontium.

・植物への移行

放射性核種の植物への移行を記述するモデルの主な特徴を以下に模式的に示す。

植物については、内部と外部の両方の区画が考慮されている。葉面への移動は、堆積した放射能の遮断又は土壌からの放射能の再浮遊によって起こり、植物内への移動は、根からの取り込みと葉面からの転流によって起こる。最近完成した果実モデルの場合、移行率の算出方法は他の作物とほぼ同じ方法論にしたがっている。

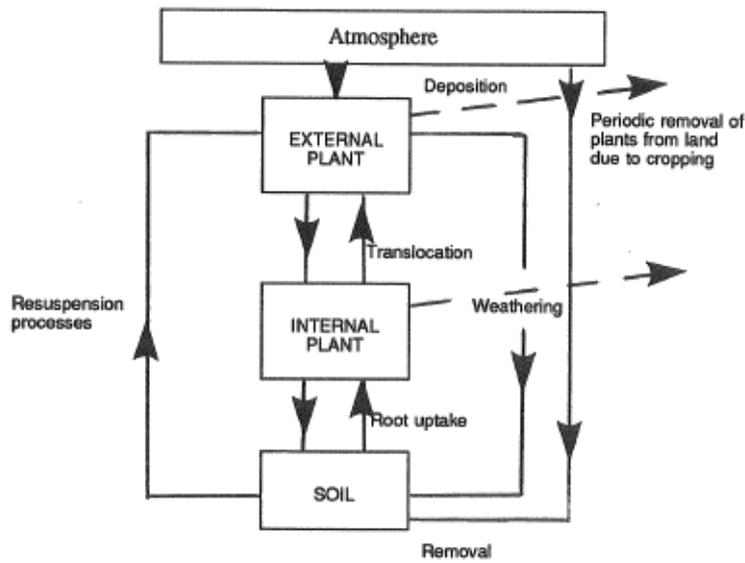


図 A-6 放射性核種の食物への移行モデル

○土壌からの放射性核種の遮断、保持、転流

FARMLAND では、作物（緑黄色野菜、穀物、根菜類、果物）の転流を表す移行係数とともに、遮断係数、保持半減期、加工・準備ロスがすべて、利用できる環境と実験データに適合するように選択されている。単一沈着での移動の時間依存性と連続沈着での全体的な移動の両方を考慮している（Simmonds and Linsley、1982¹²⁹；Brown and Simmonds、1995¹²⁸）。連続的な沈着のデータは、Chamberlain (1970)¹³⁰によって次のように定義された規格化比放射能、NSA の形で表すことができる

$$\text{NSA (m}^2 \text{ days kg}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Activity kg}^{-1} \text{ dry weight of crop}}{\text{Activity deposited per day per m}^2 \text{ of ground}} \quad 1 \quad (3.34)$$

¹²⁹ Simmonds JR and Linsley GS (1982). Parameters for modelling the interception and retention of deposits from atmosphere by grain and leafy vegetables. Health Phys, 43, 679–691.

¹³⁰ Chamberlain AC (1970). Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation. Atmos Environ, 4, 57–78.

表 A-11 作物別の土壌からの移行係数（規格化比放射能 NSA）

Crop/product	NSA (m ² d kg ⁻¹ dry weight)					
	Strontium		Caesium		Plutonium	
	Based on measurements	Model prediction	Based on measurements	Model prediction	Based on measurements	Model prediction
Grain	2.7 - 4.5 ²	1.5	4.7 - 6.9 ²	7.1	0.52 - 0.8 ²	0.69
Flour	0.5 - 1.4 ²	0.9	5.6 - 6.2 ²	6.5	0.02 - 0.05 ²	0.07
Green vegetables:						
before processing	34 - 57 ²	30.1	-	30.1	-	30.3
after processing	3.5 - 16.8 ²	6.7	3.0 - 10.7 ²	7.7	0.27 - 0.78 ²	6.1
Root crops ¹	0.55 - 1.7	0.06	4.6 - 8.6	7.1	-	-
Fruit ³	1.5 - 2.0	1.7	5.1 - 10.7	26.6	0.93	0.54

Notes

- 1 See Brown and Simmonds (1995).
- 2 See Simmonds and Linsley (1982).
- 3 See Mayall (1995).

○土壌から植物外表面への再浮遊

再浮遊による植物表面の汚染は、2つの段階を経て考察される。第一段階は、風による沈着直後の放射能の再浮遊に関するものである。もう一つは、沈着後数ヶ月（又は数年）以内に放射能が付着した土壌粒子が、様々なプロセスによって再浮遊することである。この関係を FARMLAND に組み込むために様々な近似がなされ (Brown and Simmonds, 1995)¹²⁸、同じ式が最近の Fruit モデル (Brown and Sherwood, 2008)¹³¹における再浮遊移動係数の導出に用いられている。

○根からの取り込み

根からの取り込みに関するデータは、生育期間終了時の植物と土壌の間の濃度比という形になりがちである。このようなデータには、取り込みメカニズムの時間依存性に関する情報は含まれておらず、そのような文脈で厳密に適用することはできない。時間依存性のあるモデルへの適用は、生育期間中の根域の放射性核種濃度の変動が小さい限りにおいてのみ有効である。長寿命放射性核種では、この仮定は一般的に有効である。そうでない場合は、濃縮係数によって決定されるように、植物が急速に土壌と平衡になることをモデルで仮定している。土壌中の放射能濃度が時間と共に急速に変化する場合、植物中の放射能は収穫直前の土壌中の濃度によって大きく決定される。濃縮係数からモデルで使用される移行係数の導出は、Brown and Simmonds (1995)¹²⁸に記述されている。

○植物への移行における非元素依存及び元素依存パラメータ

モデルで使用する非元素依存パラメータに採用した値を表 A-12 にまとめる。植物収量、植物表面での遮蔽率と半減期、植生している土壌の消費準備前の汚染度、収穫前の生育期間、

¹³¹ Brown J and Sherwood J. Modelling Approach for the Transfer of Radionuclides to Fruit Species of Importance in the UK. (To be published)

根域の深さに関するデータが示されている。元素に依存するパラメータ、特に濃縮係数に採用した値を表 A-13 にまとめている。モデルで使用される移行係数は、表 A-12 と表 A-13 のデータから導き出さる。

表 A-12 植物への移行における非元素依存パラメータ

Parameter	Value				
	Green vegetables	Grain	Pasture	Potatoes	Fruit
Yield, fresh wt kg/km ²	1 10 ⁶	4 10 ⁵	5 10 ^{5 6}	3 10 ⁶	1.69 10 ⁶
Interception Factor	0.3	0.3 ¹ 0.012 ²	0.25	0.4	0.74 (plant) 0.007 (fruit)
Half-life on plant surface, d	14	14 ¹ 14.4 ²	14 ³ 28 ⁴	14	14 (plant) 14 (fruit)
Soil on plant surface % of dry plant weight	0.1 ⁵	0.01 ⁵	4	0.1 ⁵	- (plant) 0.1 (fruit)
Depth of soil, cm	30 ⁷	30 ⁷	15 ⁸	30 ⁷	30 ⁷
Fraction of activity retained after preparation ⁹	0.2	0.1	-	1.0	1.0

Notes

- 1 Whole cereal plant.
- 2 Grain seed.
- 3 Summer.
- 4 Winter.
- 5 Before preparation and processing.
- 6 This is the yield from 3 harvests and is expressed as dry weight.
- 7 Depth of well mixed soil from which root uptake occurs.
- 8 Depth of undisturbed soil from which root uptake occurs.
- 9 Applies to surface contamination only.

表 A-13 食物重量と土壌乾燥重量の比

Element	Crop					Trans- location ⁴	Ref ¹
	Green vegetables	Grain	Potatoes	Pasture	Fruit		
Sulphur	6 10 ⁻¹	6 10 ⁻¹	6 10 ⁻¹	6 10 ⁻¹	6 10 ⁻¹	m	SC
Chromium	3 10 ⁻⁴	3 10 ⁻⁴	3 10 ⁻⁴	3 10 ⁻⁴	3 10 ⁻⁴	i	SC
Manganese	1 10 ⁻¹	1 10 ⁻¹	1 10 ⁻¹	1 10 ⁻¹	1 10 ⁻¹	s	IUR
Iron	2 10 ⁻⁴	4 10 ⁻⁴	3 10 ⁻⁴	4 10 ⁻⁴	4 10 ⁻⁴	s	SC
Cobalt	1 10 ⁻²	5 10 ⁻³	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	5 10 ⁻³	s	IUR
Zinc	1	1	5 10 ⁻¹	1	1	s	IUR
Strontium	2 10 ⁻¹	1 10 ⁻¹	4 10 ⁻²	5 10 ^{-2 2}	2 10 ⁻²	s	IUR +
Yttrium	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	s	NG
Zirconium	1 10 ⁻⁴	1 10 ⁻⁴	1 10 ⁻⁴	1 10 ⁻⁴	1 10 ⁻⁴	s	EC
Niobium	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	s	SC
Ruthenium	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	i	EC
Antimony	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	s	SC
Tellurium	3 10 ⁻³	3 10 ⁻³	1 10 ⁻³	5 10 ⁻³	3 10 ⁻³	m	EC
Iodine	2 10 ⁻²	2 10 ⁻²	2 10 ⁻²	2 10 ⁻²	2 10 ⁻²	m	EC
Caesium ³	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	6 10 ⁻³	3 10 ⁻²	3 10 ⁻³	m	IUR +
Barium	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	5 10 ⁻³	1 10 ⁻²	1 10 ⁻²	s	EC
Lanthanum	3 10 ⁻³	3 10 ⁻³	3 10 ⁻³	3 10 ⁻³	3 10 ⁻³	s	SC
Cerium	1 10 ⁻³	1 10 ⁻³	1 10 ⁻³	1 10 ⁻³	1 10 ⁻³	i	EC
Plutonium	1 10 ⁻⁵	2 10 ⁻⁵	5 10 ⁻⁵	1 10 ⁻⁴	1 10 ⁻⁵	i	IUR +
Americium	5 10 ⁻⁵	5 10 ⁻⁵	8 10 ⁻⁵	1 10 ⁻³	1 10 ⁻⁵	i	IUR +
Curium	5 10 ⁻⁵	2 10 ⁻⁵	3 10 ⁻⁵	1 10 ⁻³	2 10 ⁻⁵	i	IUR

Notes

1 Key to references: SC = Simmonds and Crick (1982); IUR = IUR (1989); NG = Ng (1982a, 1982b); EC = work done for EC (1991) but not published.

In addition (+):

Nisbet and Shaw (1994) for strontium, caesium and plutonium values.

Nisbet and Woodman (2000) for strontium and caesium values.

Green et al (1997) for strontium, caesium, plutonium and americium values.

Carini (2001) for strontium, caesium, plutonium and americium values (fruit only).

2 This value applies to uptake from the lower layers of soil, for the top 1 cm a value of 2 10⁻¹ is appropriate.

3 For crops other than pasture, fixation of caesium is incorporated implicitly in the root uptake values.

4 Mobility of each radionuclide for translocation has been classified as mobile (m), semi-mobile (s) and immobile (i).

• 動物への放射性核種の移行

放射性核種の動物への移行は、摂取や吸入による動物への放射性核種の取り込みと、その

後の代謝、特に人間が消費する動物の組織（及び／又は農産物）への移行という2つの段階で考える。

○放牧動物による放射性核種の摂取

放牧動物への放射性核種の移行に関わる主なメカニズムを以下に模式的に示す。

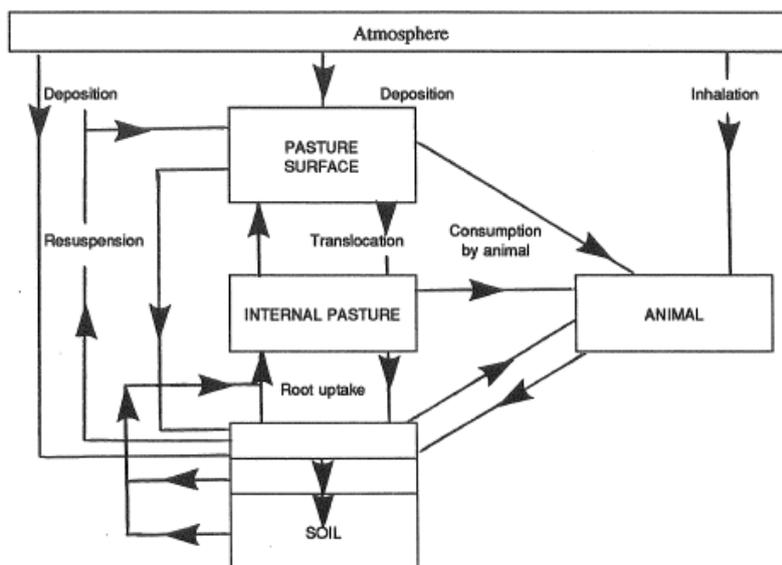


図 A-7 放牧動物への放射性核種の移行に関わる主なプロセス

摂取の主な経路は、経口摂取と吸入の2つである。経口摂取は、ほとんどの放射性核種の摂取において圧倒的に重要な経路であるが、動物の腸管を通過する移行が小さい放射性核種については、吸入が重要である場合がある。

牧草の消費は、一般的に経口摂取が最も重要な経路である。放牧動物による土壌の不注意な消費は、牧草とともに考慮しなければならないもう一つの経路である。根からの吸収による土壌から牧草への移行が少ない放射性核種については、土壌の摂取が最も重要な摂取経路である可能性がある。

一般的に、動物が放射性核種を吸入する場合、2つの摂取経路を考慮しなければならない：牧草に沈着している間の放射性核種の吸入と、その後再浮遊した放射性核種の吸入である。前者は、汚染源が大気からの沈着でない場合や、沈着プロセスが停止した後に動物が牧草に導入された場合などには適用されないことがある。沈着が続いている間の吸入による放射能の摂取は、動物の呼吸速度と空気中の放射能濃度の時間依存性から容易に評価することができる。前述した放射性核種の大気中濃度と人間の吸入を評価する手順は、動物にも同様に適用できるので、その目的で採用している。

牧草への放射性核種の移行に関連する様々なパラメータに採用された値は、他の植物の

類似データとともに表 A-12 と表 A-13 のデータに要約されている。

表 A-14 放牧動物への移行に係る非元素依存パラメータ

Parameter	Cattle	Sheep
Amount eaten per day (kg dry wet/d)		
pasture	13	1.5
grain	-	-
Mean life (y)	6	1
Soil consumption as % of dry matter intake	4	20
Weight of muscle (kg)		
simple model ²	230 ⁴	18 ⁴
complex model ³	360 ⁵	30 ⁵
Weight of liver (kg)		
simple model ²	6	0.8
complex model ³	6	1.0
Milk production rate (litres per day)	10	-
Number of animals per km ²	400	500
Inhalation rate m ³ s ⁻¹	1.5 10 ⁻³	1.0 10 ⁻⁴

Notes

- 1 These values are taken from Brown and Simmonds (1995).
- 2 The simple model values are for all elements other than caesium, strontium and iodine.
- 3 The complex model values are for caesium, strontium and iodine only.
- 4 This is the carcass weight, the weight of lean meat is 150 kg for cattle and 15 kg for sheep.
- 5 This is the weight of all soft tissues, the weight of lean meat is 150 kg.

○吸入・摂取された放射性核種の代謝

動物が吸入又は摂取した放射性核種の体内での挙動は、対象となる特定の化学元素に依存する。動物における放射性核種の代謝に関するデータは限られており、ヒトの代謝を表すために開発されたデータやモデルがしばしば利用される。動物における放射性核種の代謝をモデル化する際に必要となる複雑さの程度は、当該元素と特定の状況によって異なる。通常、筋肉、肝臓、牛乳、卵への放射性核種の移行を考慮することで十分であり、これらは人が消費する主な動物性食品である。各臓器での生物学的半減期が動物の寿命に比べて短い放射性核種については、比較的単純なモデルを採用することができる。摂取又は吸入された放射性物質の特定の臓器への移行割合と、それらの臓器における放射性物質の半減期をモデル化すれば十分である。少数の放射性核種の代謝を適切に表現するためには、より複雑なモデルが必要である。

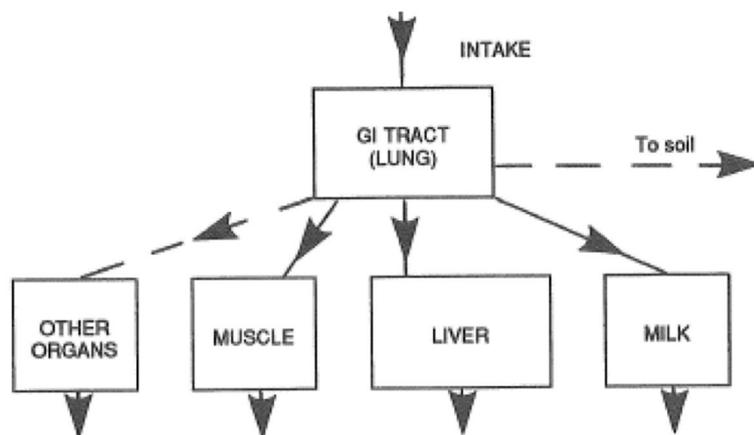


図 A-8 単純な代謝モデルの模式図

この研究で採用したデータは表 A-15 にまとめられている。肉と牛乳の単位質量に含まれる安定元素の一日摂取量（連続的と仮定）の割合が、動物の筋肉における生物学的半減期とともに示されている。これらのデータは、モデルで使用する移行係数を導き出すために使用することができる。

表 A-15 放牧動物への放射性核種の移行に係るデータ

	Cattle			Sheep		Biological ½ life, y	
	F_m^2	$F_f^{\text{meat}^3}$	$F_f^{\text{liver}^4}$	$F_f^{\text{meat}^3}$	$F_f^{\text{liver}^4}$	Meat	Liver
Sulphur	$2 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^{-1}$	$3 \cdot 10^{-1}$	5	2	$3 \cdot 10^{-1}$	$3 \cdot 10^{-1}$
Chromium	$1 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-2}$	$9 \cdot 10^{-2}$	$9 \cdot 10^{-2}$
Manganese	$2 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$6 \cdot 10^{-2}$	$7 \cdot 10^{-2}$
Iron	$5 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-3}$	4	$1 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^1$	5	5
Cobalt	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-1}$
Zinc	$3 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$8 \cdot 10^{-1}$	$8 \cdot 10^{-1}$
Strontium	$2 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	_(5)	_(5)
Yttrium	$2 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^1$	$4 \cdot 10^1$
Zirconium	$6 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$
Niobium	$4 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-1}$	$3 \cdot 10^{-1}$
Ruthenium	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$7 \cdot 10^{-1}$	$7 \cdot 10^{-1}$
Antimony	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^{-2}$	1	$5 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-2}$
Tellurium	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-2}$
Iodine	$5 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-2}$	_(5)	_(5)
Caesium	$5 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-1}$	_(5)	_(5)
Barium	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$9 \cdot 10^{-2}$	$9 \cdot 10^{-2}$
Lanthanum	$2 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-2}$	2	$1 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^1$
Cerium	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^{-2}$	2	$1 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^1$
Plutonium	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-2}$	_(5)	_(5)
Americium	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-2}$	_(5)	_(5)
Curium	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-2}$	_(5)	_(5)

Notes

- 1 Values taken from Sinnaeve and Gerber (1991); ERDA (1975); Ng (1968); Fletcher and Dotson (1971); Baes et al (1984); Adams et al (1978); Ng et al (1977); Voigt et al (1987).
- 2 F_m denotes the fraction of the daily intake by ingestion transferred to a litre of milk.
- 3 F_f denotes the fraction of the daily intake by ingestion transferred to a kg of muscle.
- 4 F_f denotes the fraction of the daily intake by ingestion transferred to a kg of liver.
- 5 Not required in the FARMLAND model used for this element.

放牧動物の1日の吸入摂取量のうち、特定の臓器又はミルクに現れる割合 $F(\text{inh})_c$ は、次のように求められる。

$$F(\text{inh})_c = \frac{f(\text{inh})_M}{f(\text{ing})_M} F(\text{ing})_c \quad (3.35)$$

where $f(\text{inh})_M$ is the fraction of inhaled activity reaching body fluids in man,

$f(\text{ing})_M$ is the fraction of ingested activity reaching body fluids in man,

and $F(\text{ing})_c$ is the fraction of the ingested daily intake appearing in the organ of or milk from cattle (see Table 3.21).

摂取又は吸入された放射能が人間の体液に到達する割合は、考慮される元素の物理化学的形態に依存する。しかし、PC-CREAM 08 で使用する各元素のデフォルトの形態は、吸入された場合、1 μm の AMAD エアロゾルの形態であると仮定されている。

放牧動物における超ウラン元素の代謝を説明するために使用されるモデルを以下に模式的に示す。様々な臓器への物質の移動と、これらの臓器と体液の間の放射能の循環が考慮されている。

筋肉と肝臓以外の臓器は、動物の代謝に大きな影響を与え、肉やミルクへの移動の時間依存性に影響を与える場合に含まれる。超ウラン元素については、骨は単一の臓器として含まれる。一方、ストロンチウムについては、骨が含まれるが、2つの成分からのストロンチウムの異なる保持と再循環をモデル化できるように、骨量と表面は区別される。セシウムについては、その後食肉として使用される軟部組織を表現するために2つの異なる区画が使用されている。ヨウ素は甲状腺に集中するため、ヨウ素の代謝モデルには甲状腺も臓器として含まれ、体内の有機ヨウ素と無機ヨウ素を区別している。

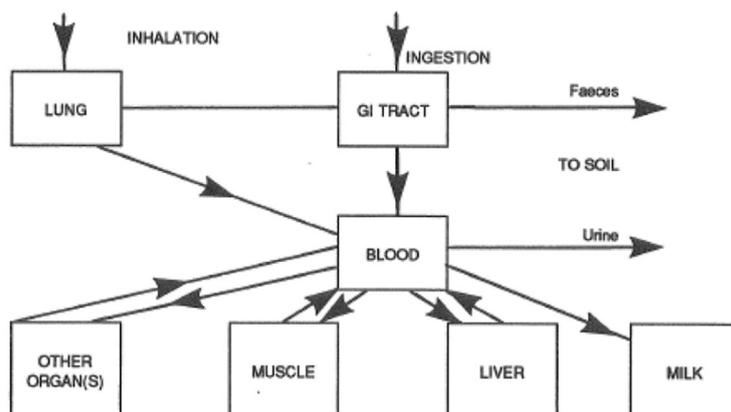


図 A-9 複雑な代謝モデルの模式図 (超ウラン元素)

・トリチウムと炭素 14

大気と陸上環境間のトリチウムと炭素 14 の移行は、これまでのセクションで他の放射性核種について説明しモデル化したものよりもいくらか複雑である。

人体への炭素 14 とトリチウムの吸入及び摂取は、様々な経路による炭素と水のそれぞれの摂取量から決定することができる。

PC-CREAM08 で採用されたもう一つの方法は、特定の放射能モデルを用いて食品中のトリチウムと炭素 14 の放射能濃度を推定する方法である。これらの放射能濃度は、通常の方法で、食品摂取による線量と、吸入線量の推定に使用する分散計算で予測される空気中の放射能濃度を推定するために使用することができる。表 A-16 は、PC-CREAM08 の食品中放射能モデルに関連する因子を示している。

表 A-16 トリチウムと炭素 14 に係るデータ

Foodstuff	Water content %	Carbon content %	Concentration in food Bq kg ⁻¹ per Bq m ⁻³ (air concentration) ²	
			³ H	¹⁴ C
Grain	10	36	12.5	2400
Green vegetables	80	8	100	533
Root vegetables	80	8	100	533
Fruit	84.4	8	100	533
Cow's milk	90	4	112.5	267
Cow/sheep/pig/chicken - meat/offal/eggs	70	12	87.5	800.0

Notes

- 1 Carbon content is taken as being 40% of dry matter.
- 2 The atmospheric specific activities are:

125.0 Bq (³ H)	kg ⁻¹ (H ₂ O) per Bq m ⁻³ (³ H)
6667.0 Bq (¹⁴ C)	kg ⁻¹ (¹² C) per Bq m ⁻³ (¹⁴ C)

1)-5 汚染土壌による外部被ばく

土壌の上部 30 cm の汚染による外部被ばくは、放射性核種から放出される光子について計算されている。電子による外部被ばくは、表面堆積物について提示されている。土壌深部 (30 cm 以下) の汚染による外部被ばくは、影響度が小さいことから無視している。

・ガンマ線による外部被ばく

土壌中に分布する放射性核種から放出される光子による外部被ばくは、まず土壌表面から 1 m の高さにおける空気中の吸収線量を計算することによって評価されている。これは、ある深さの土壌の環状の部分に存在する放射性核種からの空気中の吸収線量率への寄与を計算し、環状の部分からの線量を積分し、異なる土壌層からの線量寄与を合計することで空気中の全吸収線量率を算出した (図 A-10 を参照)。

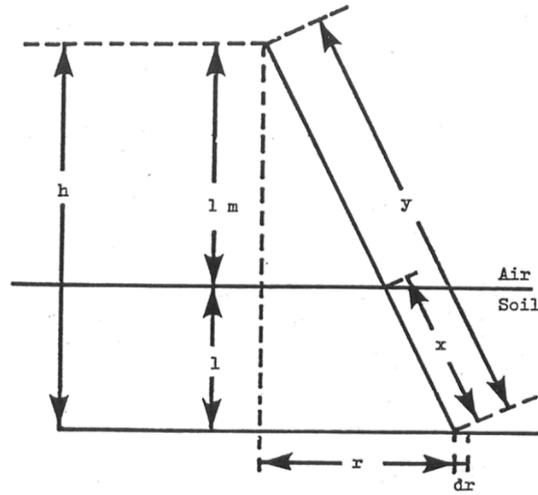


図 A-10 汚染土壌から外部被ばく評価の模式図

この計算では、土壌と空気中の蓄積と土壌と空気中の減衰が考慮される。この式は次のような形式をとる (Kowe et al., 2007)¹³²。

¹³² Kowe R, Carey AD, Jones JA and Mobbs SF (2007). GRANIS: A Model for the Assessment of External Photon Irradiation from Contaminated Media of Infinite Lateral Extent. Chilton, HPA-RPD-032.

$$dD(r,l,E) = \frac{PTE}{2} \left(\frac{\mu_{ab}}{\rho} \right)_{air} C_A B \left(\frac{rdr}{y^2} \right) e^{-\mu_s x} e^{-\mu_a (y-x)} \quad (3.36)$$

where

$dD(r,l,E)$ is the component of dose in Gy per year due to photons of energy E MeV from an annular source between r and $r+dr$ at a depth of l in the soil (see Figure 3.12),

l is the depth of a disk annulus,

P energy conversion constant ($1.6 \cdot 10^{-12}$ J MeV⁻¹),

T time conversion constant (3600 s h⁻¹)

$(\mu_{ab} / \rho)_{air}$ mass absorption coefficient of air (m^2 kg⁻¹) for photons of energy E ,

ρ density of air (kg m⁻³),

B is the build up factor for scattered radiation,

C_A is the number of photons of initial energy E (MeV) emitted per second per m² of surface and cm depth soil layer considered,

x, y and r are lengths (metres) indicated in Figure 3.12,

μ_a and μ_s are the linear attenuation coefficients for the photons of energy E in air and material respectively (m^{-1}).

PC-CREAM 08 で使用している線量換算ライブラリは、ICRP Publication 74 に基づいている。

屋内にいる個人は、屋外の地面、彼らがいる建物、及び隣接する建物に堆積したガンマ線放出物質からある程度遮蔽されることになり、それらも考慮される。遮蔽の程度は、壁、床、屋根の厚さ、窓の面積、建物内の個人の位置によって決まる。PC-CREAM 08 では、沈着した放射能による屋内のガンマ線量率を次のように仮定している。土壌への沈着密度が同じであれば、屋外の農村環境での線量率の 0.1 としている。

・ベータ線による外部被ばく

地表に沈着したベータ線放出核種からの外部被ばくは、土壌中の電子の飛程が小さいため、地表付近の被ばくが支配的となる。約 1 MeV 以下のエネルギーでは空気中の減衰も大きく、地表からの高さに応じて空気中の吸収線量率が大きく変化する。皮膚基底層、すなわち深さ 70 μm における線量率は、表面に沈着した様々な放射性核種について、表面から 0.8 m の高さで計算されている (Holford, 1989)¹³³。陸上モデルで考慮されたいくつかの放射性核種の値を表 A-17 に示す。地表からの高さによる線量の変化は、これらの値を注意して使用する必要があることを意味する。表 A-17 に示された

¹³³ Holford RM (1989). Supplement to dose conversion factors for air, water, soil and building materials. Report AECL 9825-1.

値は、衣服や近くの物体や建物による遮蔽を考慮に入れていない。

表 A-17 ベータ線による皮膚被ばく線量換算係数

Radionuclide	Dose rate to skin (Sv y ⁻¹ per Bq m ⁻²)	Radionuclide	Dose rate to skin (Sv y ⁻¹ per Bq m ⁻²)
³ H	-	¹²² Sb	3.01 10 ⁻⁰⁷
¹⁴ C	9.16 10 ⁻¹⁰	¹²⁴ Sb	1.81 10 ⁻⁰⁷
³⁵ S	1.41 10 ⁻⁰⁹	¹²⁵ Sb	2.80 10 ⁻⁰⁸
⁴¹ Ar	2.66 10 ⁻⁰⁷	¹²⁹ I	3.47 10 ⁻¹⁰
⁵¹ Cr	2.92 10 ⁻¹¹	¹³¹ I	8.58 10 ⁻⁰⁸
⁵⁴ Mn	1.15 10 ⁻¹⁰	¹³² I	2.62 10 ⁻⁰⁷
⁵⁹ Fe	3.79 10 ⁻⁰⁸	¹³³ I	2.32 10 ⁻⁰⁷
⁵⁸ Co	1.35 10 ⁻⁰⁸	¹³⁵ I	2.00 10 ⁻⁰⁷
⁶⁰ Co	2.34 10 ⁻⁰⁸	^{131m} Xe	4.09 10 ⁻⁰⁸
⁶⁵ Zn	7.16 10 ⁻¹⁰	¹³³ Xe	2.62 10 ⁻⁰⁸
⁸⁵ Kr	1.31 10 ⁻⁰⁷	^{133m} Xe	7.86 10 ⁻⁰⁸
^{85m} Kr	1.38 10 ⁻⁰⁷	¹³⁵ Xe	1.73 10 ⁻⁰⁷
⁸⁷ Kr	4.61 10 ⁻⁰⁷	^{135m} Xe	6.10 10 ⁻⁰⁸
⁸⁸ Kr	1.49 10 ⁻⁰⁷	¹³⁷ Xe	-
⁸⁹ Kr	-	¹³⁸ Xe	2.95 10 ⁻⁰⁷
⁸⁹ Sr	3.16 10 ⁻⁰⁷	¹³⁴ Cs	7.66 10 ⁻⁰⁸
⁹⁰ Sr	5.07 10 ⁻⁰⁷	¹³⁷ Cs	1.20 10 ⁻⁰⁷
⁹⁵ Zr	3.61 10 ⁻⁰⁸	¹⁴⁰ Ba	1.49 10 ⁻⁰⁷
⁹⁵ Nb	1.43 10 ⁻⁰⁹	¹⁴⁰ La	2.95 10 ⁻⁰⁷
¹⁰⁶ Ru	4.95 10 ⁻⁰⁷		

Note:

1 Holford (1989).

1)-6 人口分布と農業生産モデル

放射性物質の大気放出による集団線量を評価するためには、対象地域の人口分布や農業生産に関する情報が必要である。PC-CREAM 08 で使用されているデータは、PC-CREAM 98 で使用されているものと同じであり、事故影響モデル PC COSYMA (Jones et al., 1995)¹³⁴が保有するデータから導出されている。PC COSYMA のデータは、Commissariat à l'Energie Atomique (CEA、フランス) によって緯度と経度の座標系を使用して生成された

¹³⁴ Jones JA, Mansfield PA and Haywood SM (NRPB) and Hasemann I, Steinhauer C, Ehrhardt J and Faude D (Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik)(1995). PC COSYMA (Version 2): An Accident Consequence Assessment Package for use on a PC. EUR 16239. Luxembourg, EC.

グリッドデータに基づくものである。集団線量の評価を行うには、PC-CREAM 08 は、新鮮な牛乳、乳製品、牛肉、牛レバー、羊肉、羊レバー、葉菜、根菜、穀物の人口分布と生産量を、排出点を中心とする極座標の形で必要とする。PC COSYMA は、基礎となる緯度と経度のグリッドからこのような極座標グリッドを生成するのに使用することができる。

1)-7 モデル及びパラメータまとめ (大気)

表 A-18 モデル及びパラメータ整理表

物理過程	モデル	パラメータ	備考
移流拡散	・ガウスプルームモデル	拡散係数： ・ Pasquill / Smith / Hosker 方式 ・ Doury 方式	<ul style="list-style-type: none"> ・ 地表面粗度による影響を考慮できる ・ 風速の鉛直分布を考慮できる ・ 長距離での拡散評価には考慮すべき点がでてくる ・ 風速の鉛直分布はべき乗則で考慮 ・ 連続放出条件における年平均濃度は風向別大気安定度別の計算結果の和を取り評価する
放射性崩壊	-	-	・ 移流拡散中の崩壊と娘核種の生成を考慮
湿性沈着	・ ウォッシュアウト係数	・ ウォッシュアウト係数	・ ウォッシュアウトとレインアウトを考慮
乾性沈着	・ 乾性沈着速度	・ 乾性沈着速度	・ 放出源高さを考慮
放射性雲からのガンマ線による外部被ばく	<ul style="list-style-type: none"> ・ 半無限雲モデル ・ 有限雲モデル 	有限雲モデルにおける光子フルエンス： ・ ビルドアップ係数 実効線量及び等価線量への変換： ・ ICRP Publication 74	<ul style="list-style-type: none"> ・ 光子エネルギー強度に応じてモデルが切り替わるとの記載あり ・ 屋内退避時の遮蔽効果を考慮可能
放射性雲からのベータ線による外部被ばく	(単位大気濃度当たりの皮膚線量率のデータセットからの推計)	-	-
再浮遊	・ 再浮遊係数	-	・ 風による擾乱のみを考慮し人為的な擾乱は考慮してな

物理過程	モデル	パラメータ	備考
			い
食物連鎖	<ul style="list-style-type: none"> 動的な食物連鎖モデル FARMLAND 	<ul style="list-style-type: none"> 土壌モデル別の移行係数 土壌からの作物への移行係数（遮断、保持、転流） 土壌から作物外表面への再浮遊移行係数 根からの移行係数 土壌から食物への非元素依存パラメータ 食物重量と土壌乾燥重量の比 放牧動物への移行に係る非元素依存パラメータ 放牧動物への移行に係るデータ トリチウムと炭素14に係るデータ 	<ul style="list-style-type: none"> 一部係数は引用文献の記載のみ（数値の記載なし） 放牧動物（畜産）としては牛と羊を想定している トリチウムと炭素14は他の核種より複雑な移行を考慮する
汚染土壌からのガンマ線による外部被ばく	（明確な記載は無いが点減衰核積分法と推測）	<ul style="list-style-type: none"> ビルドアップ係数 ICRP Publication 74 	<ul style="list-style-type: none"> 土壌深部（30cm以下）の汚染による外部照射は無視 屋内退避時の遮蔽効果を考慮可能
汚染土壌からのベータ線による外部被ばく	<ul style="list-style-type: none"> 地表面濃度からの線量換算係数 	<ul style="list-style-type: none"> ベータ線による皮膚被ばく線量換算係数 	<ul style="list-style-type: none"> 土壌深部（30cm以下）の汚染による外部照射は無視

2) 水域

2)-1 はじめに

液体放射性排水は、淡水（主に河川）、河口、又は海洋環境に排出される可能性がある。河川に流出した放射性核種は、一般的な水の動きや堆積プロセスによって分散される。現時点では、排出された放射性物質の河口経由での海への移行は、PC-CREAM 08 には含まれていないが、河口に関する情報は、Simmonds et al. (1995)¹³⁵に含まれている。海洋環境に放出された放射性核種の拡散は、まず環境の局所的な特徴、特に潮流と堆積の程度によって決定される。その後の分散は、より大きな海や海洋塊における一般的な水の動きや堆積プロセスの影響を受ける。海洋放出の分散モデルには、北ヨーロッパ海域と地中海の両方が含まれている。それぞれのケースで、局所 (local) モデルと地域 (regional) モデルがあり、局所モデルは流出点と地域モデルの間のインターフェースとして機能する。

河川に流出した放射性核種による人への主な被ばく経路は、堆積物からの外部被ばく、河川由来の食品の摂取、河川からの飲料水の摂取、河川水を作物や牧草の灌漑に使用した後の食品の摂取、などである。PC-CREAM 08 では、河川水による農作物や牧草の灌漑を除く、これらの各被ばく経路が考慮されている。海洋環境に放出された放射性核種の拡散による人への被ばく経路は、海産食品の摂取、海岸堆積物による外部被ばく、波しぶきの吸入など多数が存在する。PC-CREAM 08 で検討されている液体排出による被ばく経路のリストを表 A-19 に示す。

ここでデータが提示されている放射性核種を表 A-20 に示す。これらの核種は、水域放出にとってより重要な核種が含まれていると考えられる。他の放射性核種も、適切なパラメータ値が利用可能であれば、開発したモデルに含めることができる。

¹³⁵ Simmonds JR, Lawson G and Mayall A (1995). Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment. Radiation Protection 72, EC Report EUR 15760, EC, Luxembourg.

表 A-19 水系への排出に関する被ばく経路

Exposure pathway	Freshwater	Marine
Ingestion	Fish	Fish
	Treated/untreated drinking water	Crustacea
		Molluscs
		Seaweed
	Terrestrial foods from land irrigated with river water**	Terrestrial foods from land subject to seaspray deposition*
	Terrestrial foods from land treated with river sediments*	Terrestrial foods from land treated with marine sediments*
	Terrestrial foods from land treated with river plants*	Terrestrial foods from land treated with marine plants*
	Animal products where animals' drinking water has been taken from a river or lake*.	
	River water whilst swimming (inadvertent)*	Sea water whilst swimming (inadvertent)*
	River bank sediments (inadvertent)*	Marine sediments (inadvertent)*
Inhalation	Resuspended river sediments*	Resuspended marine sediments*
		Seaspray
External irradiation	River bank sediments	Marine sediments
	Fishing gear*	Fishing gear
	River / lake water while swimming*	Sea water while swimming*
	River / lake water while boating*	

* Pathways not considered in PC-CREAM 08

** Can be calculated using the FARMLAND model

表 A-20 水域放出の放射線影響を評価するために考慮されている放射性核種
(PC-CREAM 08 の共通放射性核種) (ICRP、1993) ¹³⁶

Radionuclide	Half Life (y)	Radionuclide	Half Life (y)
³ H	1.23 10 ¹	¹³¹ I	2.20 10 ⁻²
¹⁴ C	5.73 10 ³	¹³⁴ Cs	2.06 10 ⁰
³² P	3.92 10 ⁻²	¹³⁷ Cs	3.00 10 ¹
³³ P	6.96 10 ⁻²	¹⁴⁰ Ba	3.49 10 ⁻²
³⁵ S	2.40 10 ⁻¹	¹⁴⁰ La	4.60 10 ⁻³
⁵¹ Cr	7.59 10 ⁻²	¹⁴¹ Ce	8.90 10 ⁻²
⁵⁴ Mn	8.56 10 ⁻¹	¹⁴⁴ Ce	7.79 10 ⁻¹
⁵⁵ Fe	2.70 10 ⁰	Pm-147	2.62 10 ⁰
⁵⁹ Fe	1.22 10 ⁻¹	Eu-152	1.33 10 ¹
⁵⁷ Co	7.42 10 ⁻¹	Eu-154	8.80 10 ⁰
⁵⁸ Co	1.94 10 ⁻¹	Eu-155	4.96 10 ⁰
⁶⁰ Co	5.27 10 ⁰	²¹⁰ Pb	2.23 10 ¹
⁶³ Ni	9.60 10 ¹	²¹⁰ Po	3.78 10 ⁻¹
⁶⁵ Zn	6.68 10 ⁻¹	²²⁶ Ra	1.60 10 ³
⁷⁵ Se	3.29 10 ⁻¹	²³⁰ Th	7.70 10 ⁴
⁸⁹ Sr	1.38 10 ⁻¹	²³⁴ Th	6.60 10 ⁻²
⁹⁰ Sr	2.91 10 ¹	²³⁴ U	2.44 10 ⁵
⁹⁵ Zr	1.75 10 ⁻¹	²³⁵ U	7.04 10 ⁸
⁹⁵ Nb	9.63 10 ⁻²	²³⁸ U	4.47 10 ⁹
⁹⁹ Tc	2.13 10 ⁵	²³⁷ Np	2.14 10 ⁶
¹⁰³ Ru	1.08 10 ⁻¹	²³⁸ Pu	8.78 10 ¹
¹⁰⁶ Ru	1.01 10 ⁰	²³⁹ Pu	2.41 10 ⁴
¹²² Sb	7.40 10 ⁻³	²⁴⁰ Pu	6.54 10 ³
¹²⁴ Sb	1.65 10 ⁻¹	²⁴¹ Pu	1.44 10 ¹
¹²⁵ Sb	2.77 10 ⁰	²⁴¹ Am	4.32 10 ²
^{123m} Te	3.28 10 ⁻¹	²⁴² Cm	4.46 10 ⁻¹
^{125m} Te	1.59 10 ⁻¹	²⁴³ Cm	2.85 10 ¹
¹²⁹ I	1.57 10 ⁷	²⁴⁴ Cm	1.81 10 ¹

¹³⁶ ICRP Publication 38,1983, Radionuclide Transformations: Energy and Intensity of Emissions. Pergamon Press, Oxford.

水環境への放出に関するモデル化では、水環境の媒体間の放射性物質の動きをモデル化するためにコンパートメント分析が使用されている。この手法では、各コンパートメント内での瞬時均一混合を仮定しており、コンパートメント間の移行はソースコンパートメント内の放射性物質のインベントリに比例する。

コンパートメント i の放射能 A_i の変動を記述する微分方程式は、次式で表される。

$$\frac{dA_i}{dt} = \sum_{j=1}^n k_{ji} A_j - \sum_{j=1}^n k_{ij} A_i - k_i A_i + Q_i \quad (1)$$

ここで、すべての $i=1, \dots, n$ について、 $k_{ii} = 0$ とする。

A_i, A_j : コンパートメント i, j に時間 t で存在する放射能 (Bq)

k_{ij}, k_{ji} : コンパートメント i と j 間の移行率 (s^{-1})

k_i : コンパートメント i からの損失率で、例えば放射性崩壊による、他のコンパートメントに移動しない物質の損失を考慮したもの (s^{-1})

Q_i : コンパートメント i への継続的なインプットのソース、例えば排出率 ($Bq s^{-1}$)

n : 系内のコンパートメントの数

任意のコンパートメント内のインベントリの時間積分は、次式で与えられる。

$$A_i' = \int_0^t A_i dt \quad (2)$$

それぞれのインベントリの時間変化と時間積分は、連立方程式(1)と(2)を解くことによって得られる。

水域モデルでしばしば用いられる量は、コンパートメント i からコンパートメント j への体積交換、 R_{ij} ($km^3 s^{-1}$) である。

$$R_{ij} = k_{ij} V_i \quad (3)$$

V_i : コンパートメント i によって表現される水の体積 (km^3)

微分方程式系 (1) (2) を解くことで、各コンパートメントに存在する総放射エネルギーを時間の関数又は時間積分として、コンパートメントのいずれかに流出した場合について計算できる。水 (又は堆積物) 中の放射能濃度 ($Bq m^{-3}$) は、その放射能をコンパートメント体積で割ることにより、各コンパートメントについて得られる。これらの濃度は、摂取と吸入による被ばく量、外部被ばく量、そして個人と集団の線量の計算に使用される。

2)-2 河川モデル

一般に、河川のモデル化には下記の3つの異なる理論的アプローチがある。

1. 単純な希釈モデル
2. 水理モデル
3. 半経験的モデル

河川における放射性核種の移動の主なプロセスは、移流と拡散である。しかしながら、一部の元素については、化学吸着として浮遊堆積物との相互作用が発生し、その結果、堆積物中に放射能が蓄積される。したがって、濾過されていない河川水は、浮遊堆積物と水相に放射能を含んでいる。濾過された河川水は、水相にのみ放射能を含んでいる。浮遊堆積物とろ過水中の放射性核種濃度の関係は、 K_d として知られる当該放射性核種又は元素の吸着特性に依存する。

濾過されていない水中の放射能濃度 C_{uw} ($Bq\ m^{-3}$) は、次式で与えられる。

$$C_{uw} = C_{fw} + C_{ssl} \alpha \quad (4)$$

ここで、溶質の放射能濃度 C_{fw} は、濾過された水中の放射能濃度としても知られており、次式で与えられる。

$$C_{fw} = \frac{C_{uw}}{1 + K_d \alpha} \quad (5)$$

また、浮遊堆積物中の放射能濃度 C_{ssl} ($Bq\ t^{-1}$) は、単純に $C_{fw} K_d$ 、あるいは次式で与えられる。

$$C_{ssl} = \frac{C_{uw} K_d}{1 + K_d \alpha} \quad (6)$$

ここで、 K_d は適切な堆積物-水の分配係数 ($m^3\ t^{-1}$)、 α は浮遊堆積物量 ($t\ m^{-3}$) である。

なお、PC-CREAM 08 には、「2. 水理モデル」のタイプのモデルの例は含まれていない。このモデルは、河川の水質と土砂輸送を記述するために、水流研究から開発されたものである。米国原子力規制委員会 (NRC) は、河川サイトにある原子力施設からの線量を計算する際に使用することを推奨している¹³⁷。しかしながら、このモデルの大きな欠点は、浮遊物質量の少ない河川に限定されることであり、ほとんどの河川ではあり得ないケースである。堆積物との相互作用や堆積・再懸濁を考慮したパラメータを含めると、最も複雑な水理モデルとなり、重要なパラメータの評価やキャリブレーションに大きな問題が生じる。

したがって、以降では、「1. 単純な希釈モデル」及び「3. 半経験的モデル」についてそ

¹³⁷ US Nuclear Regulatory Commission (1976). Calculation of annual doses to man from routine release of reactor effluents for the purpose of evaluating compliance with 10 CFR, Part 5-0, Appendix 1. USNRC, Regulatory Guide 1.109.

の概要を記す。

単純な希釈モデル

単純な希釈モデルでは、排水が放出されると同時に、河川の総量で希釈されると仮定している。河川系をコンパートメントに分割する試みはなされていない。このアプローチの大きな問題は、河川水からの放射性核種の移行と除去において重要であるにもかかわらず、堆積物の相互作用が、通常無視されることである。それでもこのモデルは、堆積物と強く相互作用しない放射性核種に適用可能である。より複雑な希釈モデルには、河川の流れによる希釈と、放出地点と下流の特定の地点との間を通過する際の放射性核種の放射性崩壊に関する項が組み込まれている。

PC-CREAM 08 には、スクリーニングモデルとして 3 種類の単純な希釈モデルが含まれており、それらについて以下で説明する。

(a) 単純なスクリーニングモデル

当該期間にわたって平均化された、河口での河川水中の放射性核種濃度は、次式により推定できる。

$$C_{uw} = \frac{Q}{F} \quad (7)$$

ここで、 C_{uw} は、瞬時希釈を仮定した場合の河口における未濾過水中の放射能濃度 ($Bq m^{-3}$)、 Q は放射性核種の年間流出量 ($Bq s^{-1}$)、 F は河口における河川の容積流量 ($m^3 s^{-1}$) である。

このようなモデルの使用に固有の仮定は次の通りである。

- 当該期間中の流出量は一定である。
- 当該期間中の河川流量は一定である。
- 排水自体での放射能の希釈はない。
- 放射性流出物は、河川の全流量で瞬時に完全に希釈される。
- 放射性崩壊は無視される。

このアプローチの主な問題は、堆積物の相互作用が明示的にモデル化されていないことであり、むしろ (6) 式を用いて、河川堆積物中の放射能濃度が浮遊堆積物中の放射能濃度と同じであると仮定されている。堆積プロセスは、河川水からの放射性核種の移行と除去において重要である。したがって、このモデルは、トリチウムなどの堆積物と強く相互作用しない放射性核種や、流出点のすぐ下流の距離に対してより適用可能であると考えられる。このモデルは、水柱中の放射性核種に関連する被ばくを慎重に推定するためのスクリーニング ツールとして使用できる。

(b) 拡張スクリーニングモデル

単純な希釈モデルの拡張では、河川の流れによる希釈、放射性物質の崩壊、及び下流の通過時間などの項を組み込んでいる。このモデルは、半減期が1年未満の短寿命放射性核種、例えば ^{32}P や ^{65}Zn により適している。

このアプローチに固有の仮定は次の通りである。

- 当該期間中の流出量は連続的で一定である。
- 当該期間中の河川流量は一定である。
- 河川水中での排水の希釈は、希釈係数を用いて説明される (1 m^3 の排水が 1000 m^3 の水に含まれる場合の希釈は、希釈係数 1000 で表わされる)。
- 下流における水中の放射能濃度は、希釈の度合い、通過時間、放射性物質の崩壊の関数である。

PC-CREAM 08 には、完全混合と不完全混合による2種類の拡張スクリーニングモデルが搭載されている。これらは、当該期間にわたって平均化された、河口下流の任意の地点における濾過されていない水中の放射性核種濃度を推定するために使用することができる。

完全混合

完全混合を仮定する場合、河川水中の放射能濃度は次式で与えられる。

$$C_{uw} = \frac{Q}{F} e^{-\lambda t} \quad (8)$$

ここで、 λ は崩壊定数 (s^{-1} 又は y^{-1})、 t はその地点での通過時間 (対応する単位) である。通過時間 (秒) は、下式を用いて算出することができる。

$$t = \frac{x}{v_w} \quad (9)$$

ここで、 x は地点の下流距離 (m)、 v_w は水の速度 (m s^{-1}) である。河川の流速は、次式によって、河口 F での河川の体積流量 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) に関連付けられる。

$$v_w = \frac{F}{wd} \quad (10)$$

ここで、 w (m) と d (m) はそれぞれ川幅と水深を表す。

(8) 式で与えられる濾過されていない水中の放射能濃度を用いて、溶液 ((5) 式) と浮遊堆積物 ((6) 式) に関連する両方の放射能濃度を推定することも可能である。

不完全混合

不完全な混合の場合、河川水中の放射能濃度は次式で与えられる。

$$C_{uv} = \frac{Q}{ED} e^{-\lambda t} \quad (11)$$

ここで、E は排水流量 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)、D は河川水における排水の希釈の度合いを考慮した希釈係数 (無次元) である。

(11) 式で与えられるろ過されていない水中の放射能濃度を用いて、溶液中 ((5)式) と浮遊堆積物に関連する放射能濃度 ((6) 式) の両方を推定することが可能である。

不完全な混合を仮定する場合、選択された希釈係数が不完全な混合に適合していることを確認することが重要である。2000 m^3 の水に 1 m^3 の排水が分散するような 2000 という高い希釈係数が選択された例を考えてみる。これは、放射性物質の放出が河川の総流量に分散される場合、すなわち、希釈係数の適用が河川の総流量を超えている場合、完全混合時に予想される放射能濃度よりも低い放射能濃度を生じさせる可能性がある。したがって、排水流量 E と希釈係数 D の積が河川流量 F 以上である場合、完全混合の式 (8) を使用する必要がある。

半経験的モデル／ダイナミックモデル

PC-CREAM 08 で採用されている半経験的モデルは、水理モデルの空間的・時間的分解能をある程度維持しつつ、経験的に導き出された分配係数 (Kd) を用いることで放射性核種-堆積物の相互作用を単純化するものである。提案されているモデルは、Schaeffer (1976)¹³⁸によって開発され、1979 年の CEC 方法論レポート (NRPB and CEA, 1979)¹³⁹及び Simmonds et al. (1995)¹³⁵に記述されている。Schaeffer のモデルでは、溶液中の放射性核種の濃度は、放射性核種の希釈と堆積物への吸着により、放出点から下流に向かって指数関数的に減少すると仮定されている。このモデルでは、一定かつ継続的な流出と、流出点での河川の総流量での流出水の瞬時希釈を仮定している。また Schaeffer は、ベッドロード堆積物は水よりも遅い速度で下流に移動し、河川堆積物は川沿いに住む人々へ主要な放射線源になる可能性があると指摘している。このモデルを PC-CREAM 08 で実装したものを、「ダイナミックモデル」と呼んでいる。

図 A-11 に、PC-CREAM 08 に含まれるダイナミックモデルで使用されている一般的なコンパートメントモデルの構造を示す。モデルでは、各河川セクション内での、溶存水、浮遊堆積物、河床堆積物の間での放射能の移行が含まれている。

¹³⁸ Schaeffer R (1976). Conséquences du déplacement des sédiments sur la dispersion des radionucléides. IN Procs of the Conference on Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment, Otaniemi 1975. Vienna, IAEA, p263, IAEA-SM 198/4 (see also ORNL-tr-4348).

¹³⁹ NRPB and CEA (1979). Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operations. Commission of the European Communities, Doc No V/3865/1/79 (2nd impression 1982, with corrections).

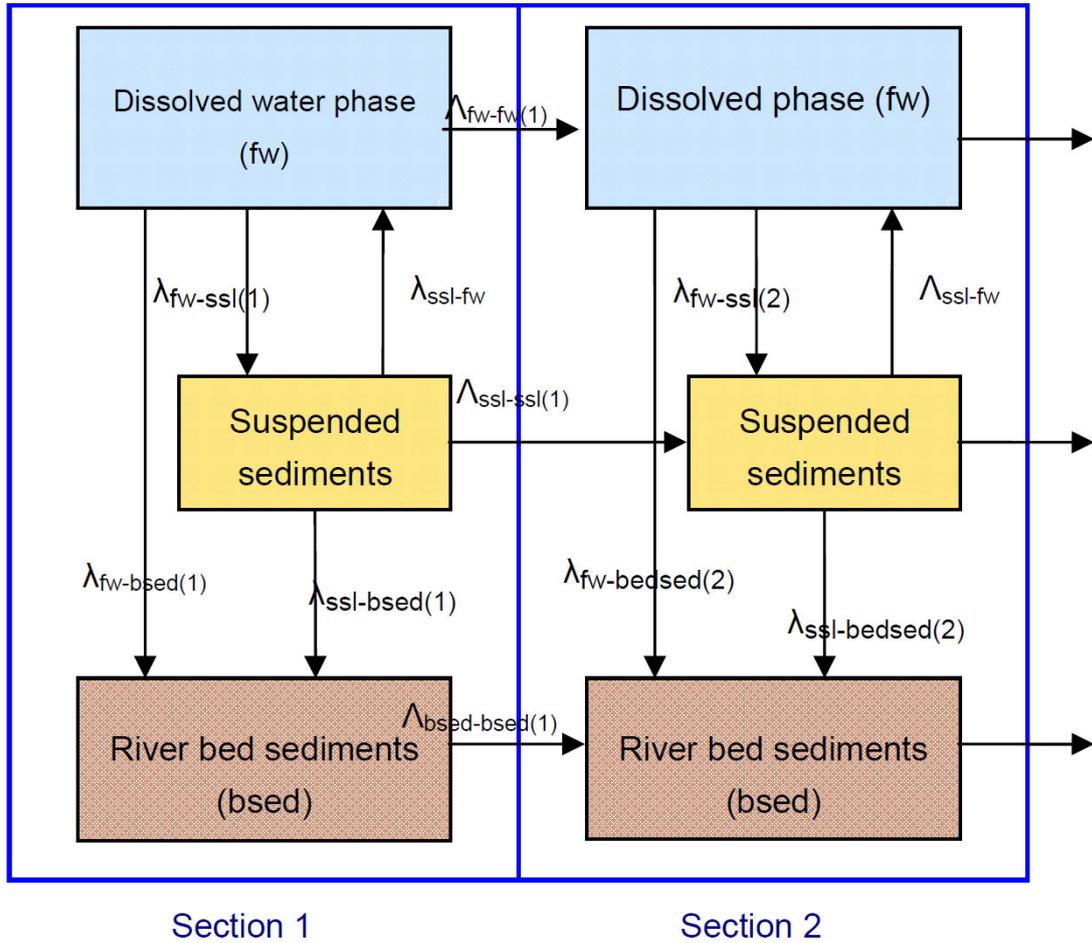


図 A-11 PC-CREAM 08 で使用されている Schaeffer 河川コンパートメントモデル

移行率は以下のようにして与えられる。

濾過された水から浮遊堆積物への移行は次式で与えられる。

$$\lambda_{fw-ssl} = K_d \alpha \lambda_{ssl-fw} \quad (12)$$

ここで、 λ_{ssl-fw} ：浮遊堆積物から溶存態を含む水相への放射能の移行率 = $3.15 \cdot 10^7 \text{ y}^{-1}$

浮遊堆積物から河床堆積物への移行は次式で与えられる。

$$\lambda_{ssl-bsed} = k'v \quad (13)$$

濾過された水から河床堆積物への移行は次式で与えられる。

$$\lambda_{fw-bsed} = k'v \quad (14)$$

河川セクションに沿った水コンパートメント間の移行は次式で与えられる。浮遊堆積物ロードについても同じ移行率が算出される。

$$\lambda_{fw-fw} = \frac{V}{l} \quad (15)$$

河川セクションに沿った河床堆積物コンパートメント間の移行は次式で与えられる。

$$\lambda_{bsed-bsed} = \frac{V_{bsed}}{l} \quad (16)$$

ここで、 v_{bsed} : $1 \cdot 10^{-4} \times$ 河川の流速 (v) (測定データがない場合)

K_d : 堆積物の収着係数 ($m^3 t^{-1}$) (表 A-21 参照)

α : 浮遊堆積物ロード ($t m^{-3}$) (河川セクション)

k' : Schaeffer の堆積物相互作用係数 (m^{-1}) (表 A-21 参照)

v : 河川の流速 ($m y^{-1}$) (河川セクション)

l : 河川セクションの長さ (m) (河川セクション)

λ : 放射性崩壊定数 (y^{-1})

Schaeffer のパラメータ k' は、放射性核種の河床堆積物への除去の可能性を表し、指数関数的な損失を考慮する。 k' の値は、関連する各放射性核種について経験的に決定されなければならない。ローヌ川での測定から得られた k' の最初の近似値として、元素の淡水の K_d 値に基づく単純な「経験則」を用いて使用することができる。

$$\begin{cases} \text{if } K_d \leq 10^4 m^3 t^{-1} & \text{then } k' = 2 \cdot 10^{-6} m^{-1} \\ \text{if } K_d > 10^4 m^3 t^{-1} & \text{then } k' = 110^{-5} m^{-1} \end{cases}$$

元々 (Simmond et al., 1995¹³⁵) k' は、 $1 \cdot 10^3$ 以下の K_d 値に対して 0 という値が与えられていたが、現在は $2 \cdot 10^{-6}$ という低い k' 値が $1 \cdot 10^4$ 以下のすべての K_d に対してより適切であると考えられている。PC-CREAM 08 で使用される一般的な放射性核種の崩壊定数、 K_d 、 k' の河川モデルで使用する放射性核種固有のパラメータを、表 A-20、表 A-21 に示す。

提案されている河川モデルの適用には、河川をセクションに分割することが必要である。セクションの定義は、河川の物理的特性、及び河川水と堆積物の利用状況によって決まる。各セクション内では、水流速、河床堆積物速度、浮遊堆積物量などの河川特性は一定であるとみなす。

なお Schaeffer モデルの改良点については、現在、PC-CREAM 08 には含まれておらず、Simmonds et al. (1995)¹³⁵ で詳述されている。

表 A-21 PC-CREAM 08 における一般的な放射性核種の淡水堆積物分配係数 (K_d)、 k' 、及び淡水魚の濃縮係数

Element	K_d ($m^3 t^{-1}$)	Reference	k' (m^{-1})	Fish ($m^3 t^{-1}$)	Reference
H	$3 \cdot 10^{-2}$	Kane (1984)	0	$1 \cdot 10^0$	NCRP (1996)
C	$2 \cdot 10^3$	Booth (1976)	$2 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{4a}$	IAEA (1994)
P	$5 \cdot 10^1$	IAEA (2001)	$2 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{4b}$	IAEA (2001)
S	$2 \cdot 10^2$	Booth (1976)	$2 \cdot 10^{-6}$	$8 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Cr	$2 \cdot 10^4$	Booth (1976)	$1 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Mn	$5 \cdot 10^4$	Zeevaert (1987)	$1 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Fe	$1 \cdot 10^4$	Booth (1976)	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Co	$2 \cdot 10^4$	Zeevaert (1987)	$1 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Ni	$1 \cdot 10^4$	Coughtrey et al (1985)	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Zn	$1 \cdot 10^3$	Booth (1976)	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^3$	IAEA (2001)
Se	$4 \cdot 10^3$	Coughtrey et al (1985)	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Sr	$2 \cdot 10^3$	Booth (1976)	$2 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{1c}$	IAEA (1994)
Zr	$6 \cdot 10^4$	Booth (1976)	$1 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Nb	$1 \cdot 10^2$	Booth (1976)	$2 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Tc	$1 \cdot 10^1$	Kane (1984)	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Ru	$7 \cdot 10^3$	Zeevaert (1987)	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Sb	$5 \cdot 10^2$	Zeevaert (1987)	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Te	$3 \cdot 10^1$	Booth (1976)	$2 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
I	$3 \cdot 10^2$	Coughtrey et al (1985)	$2 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Cs	$1 \cdot 10^4$	Brach-Papa et al, 2005	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^3$	IAEA (2001); NCRP (1996)
Ba	$2 \cdot 10^3$	Subgroup IIa element(Alkaline earth) similar to strontium	$2 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^0$	IAEA (2001)
La	$6 \cdot 10^4$	Booth (1976)	$1 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^1$	NCRP (1996)
Ce	$1 \cdot 10^4$	IAEA (2001)	$2 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Pm	$5 \cdot 10^3$	IAEA (2001)	$2 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Eu	$1 \cdot 10^4$	Similar to cerium (Lanthanides)	$2 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Pb	$1 \cdot 10^4$	Kane (1984)	$2 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
Po	$4 \cdot 10^4$	Shahul Hameeed et al (1997)	$1 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Ra	$5 \cdot 10^2$	IAEA (2001)	$2 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Th	$5 \cdot 10^6$	Kane (1984)	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^2$	IAEA (2001)
U	$5 \cdot 10^1$	IAEA (2001)	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Np	$5 \cdot 10^2$	Kane (1984)	$2 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Pu	$1 \cdot 10^5$	IAEA (2001)	$1 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Am	$4 \cdot 10^5$	Coughtrey et al (1985)	$1 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^1$	IAEA (2001)
Cm	$1 \cdot 10^5$	Coughtrey et al (1984), Matsunaga et al (1998)	$1 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^1$	IAEA (2001)

Notes:

a This is PC-CREAM default. Recommended UK value of $5 \cdot 10^3$ given in Thompson et al (1972) and Smith (2006).

b This is PC-CREAM default. For UK lowland phosphate-receiving rivers and other rivers with a high phosphorus content a value of $5 \cdot 10^3$ is considered more appropriate (Hilton et al, 2002).

c This is PC-CREAM default. For areas sedimentary bedrock with hard water use low values (15). For regions with igneous rocks, sandy or organic soils with soft water use high values (75). IAEA (2001)

d This is PC-CREAM default value. For areas sedimentary bedrock with hard water use low values ($2 \cdot 10^3$) . For regions with igneous rocks, sandy or organic soils with soft water use high values ($1 \cdot 10^4$) IAEA (2001).

2)-3 河川に関する被ばく経路

飲料水の摂取、魚の摂取、灌漑作業によって汚染された農産物の摂取から受ける被ばく線量の推定は、河川水中の放射性核種濃度を算出することで得られる。また、河川堆積物の汚染も、河岸の人々への被ばくにつながる可能性がある。以下では、これらの河川に関する人々への被ばく線量の導出方法を記す。

飲料水の摂取

PC-CREAM 08 では、飲料水中の放射性核種の摂取による成人、小児（10 歳）、幼児（1 歳）の被ばく線量は、各モデルから得られる濾過された河川水の放射能濃度から計算される。ダイナミックモデルの場合、飲料水は、流出点の下流にある、モデルに含まれる任意のセクションから抽出されると仮定することができ、水処理損失を含めるオプションがある。単純な希釈モデルでは、飲料水の摂取による線量は次式で与えられる。

$$E = C_{fw} I_w H_{ing} \quad (17)$$

ここで、

E : 飲料水からの個人実効線量 ($Sv\ y^{-1}$)

C_{fw} : 濾過された河川水中の放射能濃度 ($Bq\ l^{-1}$)

I_w : 飲料水の摂取量 ($l\ y^{-1}$)

H_{ing} : 経口摂取による単位摂取量あたりの実効線量 ($Sv\ Bq^{-1}$)

ダイナミック河川モデルの場合、飲料水の摂取による線量は次式で与えられる。

$$E_i = C_{fwi} I_w H_{ing} Treat \quad (18)$$

ここで、

E_i : 河川セクション i の個人実効線量 ($Sv\ y^{-1}$)

C_{fwi} : 河川セクション i の濾過された河川水中濃度 ($Bq\ l^{-1}$)

I_w : 飲料水の摂取量 ($l\ y^{-1}$)

H_{ing} : 摂取による単位摂取量あたりの実効線量 ($Sv\ Bq^{-1}$)

$Treat = 1 - Removal\ efficiency\ (R) / 100$ (無次元 - 任意) - 除去効率 (R) は表 A-22

PC-CREAM 08 では、現在、飲料水の摂取による集団線量は直接計算されていない。しかしながら、最近の EC 研究で行われたように (Harvey et al., 2008)¹⁴⁰、PC-CREAM 08 の結果を用いて、飲料水からの集団線量を推定することは可能である。この研究では、

¹⁴⁰ Harvey M, Oatway W, Smith J and Simmonds JR (2008). Implied doses to the population of the EU arising from reported discharges from EU nuclear power stations and reprocessing sites in the years 1997 to 2004. European Commission, RP 153.
http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radioprotection/publication/doc/153_en.pdf

飲料水は地下水井戸から得られることも知られているため、住民は水の一部（50%）を河川から飲むと仮定された。関連する河川からの飲料水の集団線量は、各河川セクションの飲料水からの推定個人線量と各河川セクション周辺に住む人口の積を合計することによって計算された（Harvey et al., 2008）¹⁴⁰。

魚の摂取

PC-CREAM 08 では、魚の摂取による線量は次式で与えられる。

$$E = C_{\text{food}} I_f H_{\text{ing}} \quad (19)$$

ここで、

E : 魚の摂取による個人実効線量 (Sv y^{-1})

C_{food} : 魚中の放射能濃度 (Bq t^{-1})

I_f : 魚の摂取量 (t y^{-1})

H_{ing} : 摂取による単位摂取量あたりの実効線量 (Sv Bq^{-1})

ここで、

$$C_{\text{food}} = C_{\text{fw}} CF \quad (20)$$

C_{fw} : 濾過された水柱の放射性核種の放射能濃度 (Bq m^{-3})

CF : 魚の元素固有の濃縮係数 (表 A-21) ($\text{Bq t}^{-1}/\text{Bq m}^{-3}$)

河川への流出に対する集団被ばく線量は、現在のところ PC-CREAM 08 には含まれていない。しかしながら、必要に応じて、魚の可食部における放射能濃度の計算値と、その河川セクションで捕獲された魚の量及び可食部割合を乗じることによって、河川セクションごとの魚の摂取による特定の放射性核種の集団摂取を計算することができる。

表 A-22 水処理施設の放射性核種の除去効率 (R) (%) ^{141,142}

Element	Flocculation / coagulation / clarification	Sand Filtration (Rapid & Slow)
H ^a	0	0
C ^a	0	0
P ^a	0	0
S ^b	40	10
Cr ^c	40	10
Mn ^c	40	10
Fe ^c	40	10
Co	40	10
Ni ^c	40	10
Zn ^c	40	10
Se	40	10
Sr	10	10
Zr	70	10
Nb	70	10
Tc	40	40
Ru	40	10
Sb ^d	40	10
Te	40	10
I	10	10
Cs	10	10
Ba	10	40
La	70	40
Ce	70	70
Pm ^e	70	70
Eu ^e	70	70
Pb ^f	40	10
Po ^f	40	10
Ra	10	40
Th ^g	70	10
U	70	0
Np ^g	70	10
Pu	70	10
Am	70	10
Cm ^g	70	10

Notes:

a - Hammond, 2009; b - Assumed to be largely removed as sulphate or liberated as SO₂ etc.

c - Assume same as Co, transition metals; d - Similar to Te; e - lanthanides same as Ce

f - Similar to Sb; g - Similar to Am

¹⁴¹ Brown J, Hammond D and Wilkins BT (2008a). Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinking water and risks to water treatment plant operatives. Chilton, HPA-RPD-040, available at www.hpa.org.uk.

¹⁴² Brown J, Hammond D and Wilkins BT (2008b). Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinking water and risks to water treatment plant operatives: Supporting Report HPA-RPD-041, available at www.hpa.org.uk.

農作物の摂取

放射能は、汚染された河川水で灌漑された作物、又は土壌改良剤又は肥料とするために浚渫された河床堆積物を使用した作物から人間に到達する可能性があるが、PC-CREAM 08では、現在、これらの経路を考慮されていない。しかしながら、作物の摂取による線量は、河川モデルから導出される未濾過水及び堆積物中の放射能濃度から算出することが可能である。

外部被ばく

人々への外部被ばくは、水浴びや釣りの最中に河川水に浸かったり、河岸やボートに乗ったりすることで発生する可能性がある。人々がこのような活動に従事するのに費やす最大時間はサイト固有であり、習慣調査によって決定する必要があるが、河川水や河岸での滞在時間に関するデータは乏しい。PC-CREAM 08で現在モデル化されている外部被ばく経路は、汚染された河岸堆積物によるものであり、おそらく、線量及び発生の可能性の点で最も重要な経路である (Jones et al., 2002)¹⁴³。PC-CREAM 08で使用されているモデルでは、河岸堆積物中の放射能濃度は河床堆積物中の放射能濃度と同じであると仮定されている。ダイナミックモデルでは、堆積物中の放射能濃度は放出の期間にわたって蓄積され、長寿命の放射性核種の場合、堆積物中の推定放射能濃度は、単純な希釈モデルによって推定される放射能濃度よりも大きくなる可能性がある。

PC-CREAM 08では、ガンマ線及びベータ線による外部被ばく線量について、下記のアプローチにより算出している。

●ガンマ線

$$E = C_{bedsed} \text{ GAMM DF Conv } 0.87 \text{ DTW Occ} \quad (21)$$

ここで、

E : 実効線量 (Sv y⁻¹)

C_{bedsed} : 堆積物中の放射能濃度 (dry) (Bq kg⁻¹)

GAMM : ガンマ線エネルギー (MeV)

DF : 堆積物 (wet) 中の線量率 = 0.288 (μGy h⁻¹ per Bq g⁻¹ per MeV) (Hunt, 1984)¹⁴⁴

Conv : Bq kg⁻¹ から Bq g⁻¹ への変換 (1 10⁻³)

0.87 : Sv/Gy

¹⁴³ Jones KA, Walsh C, Bexon A, Simmonds JR, Jones AL, Harvey M, Artmann A, Martens R (2002). Guidance on the assessment of radiation doses to members of the public due to the operation of nuclear installations under normal conditions. EC <http://europa.eu.int/comm/environment/radprot/guidanceonassessment.pdf>

¹⁴⁴ Hunt GJ (1984). Simple models for prediction of external radiation exposure from aquatic pathways. Radiat Prot Dosim, 8 (4), 215-224.

DTW : dry から wet への放射能濃度の変換=0.9

Occ : 堆積物上での占有時間 (h y⁻¹)

●ベータ線

$$E = C_{\text{bsed}} \text{Dens } t \text{ DF } wt \text{ Occ } \text{Conv} \quad (22)$$

ここで、

E : 実効線量 (Sv y⁻¹)

C_{bsed} : 堆積物中の放射能濃度 (dry) (Bq kg⁻¹)

Dens : 1500 (kg m⁻³)

t : 堆積物の厚さ (0.01 m)

DF : 1m でのベータ線皮膚線量係数 (Sv y⁻¹ per Bq m⁻²)¹⁴⁵

wt : 皮膚の組織加重係数 (0.01)

Occ : 堆積物上での占有時間 (h y⁻¹) / 8760 h y⁻¹

Conv : Sv y⁻¹ から μSv y⁻¹ への変換 (1 10⁶)

スプレイ灌漑

スプレイ灌漑は、前述の気からの放射能の沈着についてと同様の方法で、植物の外部表面への放射能の移行、経根吸収、及び転流を考慮することによってモデル化できる。ソースが灌漑による場合の放射能の移動を表すために使用される移行係数は、一般に、気中での沈着について採用されたものと同じである。例外として考えられるのは、沈着過程において植物表面で遮断される放射能の割合である。スプレイ灌漑が高速で行われた場合、植生に沈着する割合は低くなる (Pröhl and Hoffman, 1996)¹⁴⁶。

前述のモデルは、1 Bq m⁻² s⁻¹ で1年間灌漑された土地から得られる農作物中の時間積算濃度 (Bq y kg⁻¹) を推定するために使用することができる。各核種の沈着速度は、未濾過水中の濃度 (Bq m⁻³) に1m²当たりの灌漑率 (m³ s⁻¹) を乗じることで得られる。汚染土壌の再浮遊とその後の吸入、あるいは汚染土壌からの外部被ばくなど、灌漑作業から他の経路で人間に到達する可能性があることに注意が必要である。これらの経路は、農作物の摂取と比較して、集団線量という点では無視できると想定される。これは、吸入や外部被ばくによる線量が、汚染された農地土壌に個人が近接しているかどうかによって依存するためである。多くの人にとって、そのような近接はありえない。しかしながら、特定の個人に対する線量を考える場合、これらの経路は重要となる可能性がある。

¹⁴⁵ Holford RM (1989). Supplement to dose conversion factors for air, water, soil and building materials. Report AECL 9825-1, Chalk River, Ontario AECL.

¹⁴⁶ Pröhl G and Hoffman FO (1996). Radionuclide interception and loss processes in vegetation. Chapter 2 of IAEA-TECDOC-857. Second report of VAMP Terrestrial Working Group. Vienna, IAEA.

堆積物の使用

放射性核種は、河川堆積物を土壌改良材として利用することによって、食物連鎖経路に移行することもある。その後数年にわたり、これらの作業によって農地土壌に放射性核種を蓄積される。浚渫作業は河床堆積物を農地に直接移動させることができ、その場合、各放射性核種の沈着率は、河床堆積物中の濃度 $Bq\ m^{-3}$ に、利用率 $m^3\ y^{-1}/m^2$ を乗じることによって得られる。あるいは、浚渫された土壌は、後で農業用土壌に移すため川岸に置かれることもある。この場合の放射性核種の沈着率は、河岸堆積物中の濃度 $Bq\ m^{-3}$ と利用率 $m^3\ y^{-1}/m^2$ の積となる。いずれの場合も、土壌改良材は、関連する河川堆積物コンパートメントの最上層から除去されると仮定している。

動物の水の摂取 (未濾過河川水)

家畜が未濾過の河川水を摂取することで、肉や乳製品に放射性核種が蓄積する可能性もある。例えば、牛肉に含まれる放射性核種の濃度は、次のように計算される。牛による放射性核種の年間摂取量は、未濾過の河川水中の放射性核種濃度 $Bq\ m^{-3}$ と水の年間消費量 $m^3\ y^{-1}$ の積から導出される。移行係数を使用して、肉における放射性核種濃度を $Bq\ kg^{-1}$ で導出することができる。

2)-3 海洋モデル

海洋への放射性物質放出による集団及び個人被ばくを計算するためには、海水中の放射性核種の分散、環境物質への再濃縮の可能性、及び人への被ばく経路をモデル化する必要がある。特定の場所で放射性核種が放出された場合、以下で説明するモデルでは、移流と拡散、放射性崩壊、放射性核種と浮遊堆積物及び海底堆積物との相互作用を考慮して、様々な海域における時間依存の放射能濃度を計算する。計算された環境物質中の放射性核種濃度は、適切な習慣データを考慮して、集団及び個人被ばくの計算に使用される。

放射性物質は、直接又は淡水域を経由して間接的に海洋環境へ排出される可能性がある。後者の場合、淡水システムの環境特性は、最終的に海洋に到達する放射能の割合に影響する。この割合は、前述のモデルを用いて評価することができる。海洋環境への直接流出では、地域の環境条件が個人の最大被ばく量を決定する上で重要であり、また、より広く分散される放射エネルギーに影響し、流出地点から離れた場所にいる集団が被ばくする可能性がある。このため、海洋環境における拡散を表現するためのモデルは、「局所(local)」及び「地域(regional)」に細分化され、これらは相互に接続されている。地域モデルは、それぞれが1つのサイトからの流出を表現する多くの局所モデルと相互に接続させることが可能である。

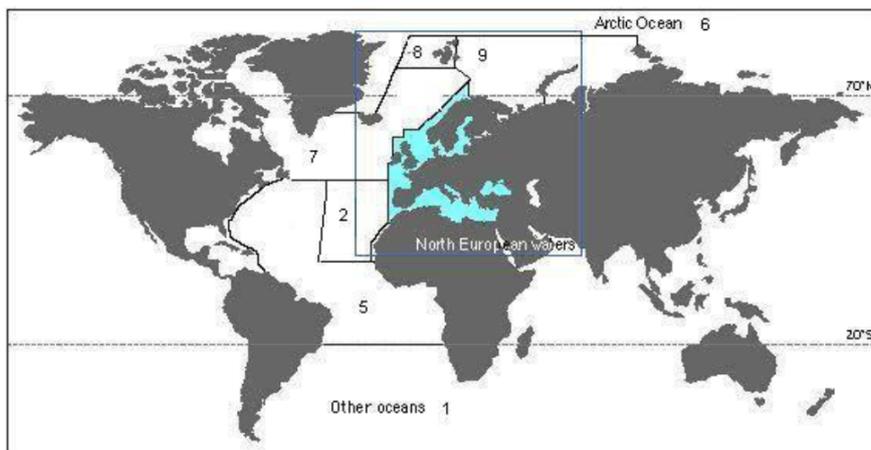
PC-CREAM 08 で使用されているモデルは、MARINA II プロジェクトのワーキンググループ D によって開発された、北欧海域の放射能による EU 加盟国の放射線被ばくを評価す

るためのモデル (Simmonds et al., 2002)¹⁴⁷を応用したものである。このモデルは、最初の MARINA プロジェクトのために開発され、Simmonds et al. (1995)¹³⁵に記述されたモデルに基づいている。オリジナルのモデルは、北ヨーロッパの海域と関連する隣接海域を表す 44 のコンパートメントで構成されていた。修正されたモデル Simmonds et al. (2002)¹⁴⁷では、特定の海域での移行をよりよく表すためにコンパートメントの数を増やし、放射性核種の堆積物への移行の表現も改善されている。MARINA II のフルモデルの実行には、かなりのコンピューターリソースが必要となるため、PC-CREAM 08 では、55 のコンパートメントから成る簡略化されたモデル (大西洋、北極海、バレンツ海、カラ海のコンパートメントを統合) が実装されている。

地域モデル

PC-CREAM 08 には、2つの海洋モデルが含まれている。

- a) 北欧モデル：図 A-12～図 A-15 に示すコンパートメントを含み、地中海は一つのコンパートメントとして含まれる。
- b) 地中海モデル：地中海を詳細にモデル化したもので、その他の海域はわずか2つのコンパートメントで構成されている。



※詳細は表 A-23 参照

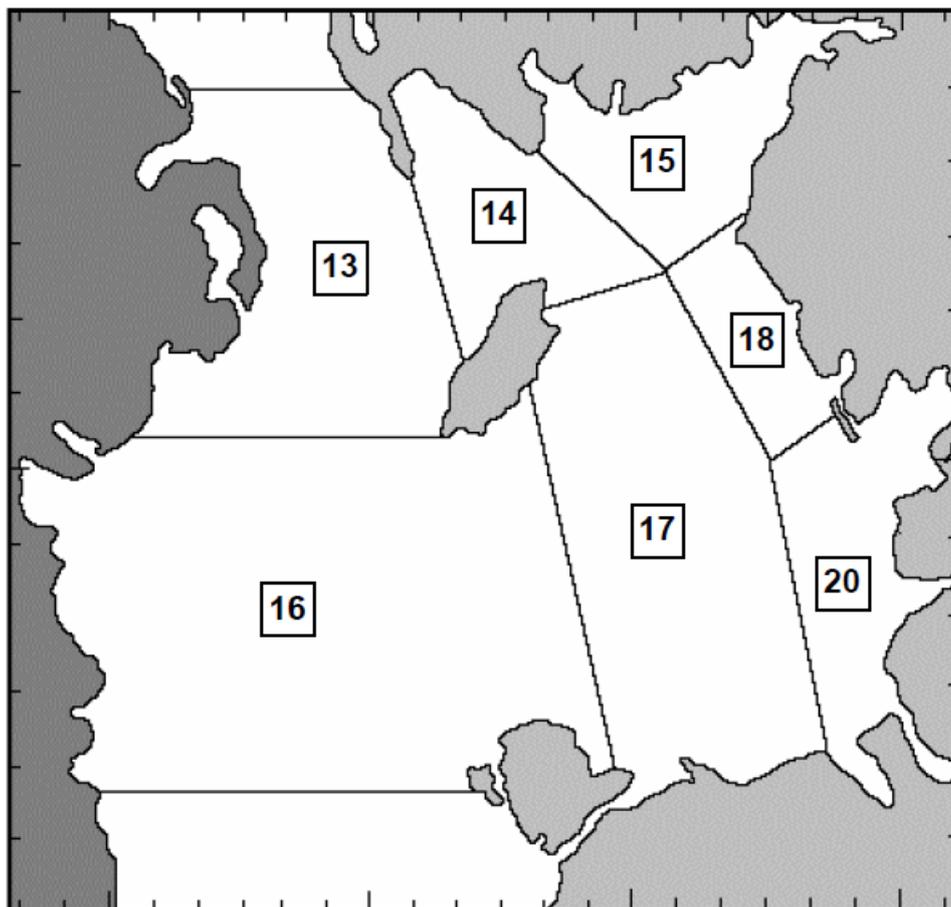
図 A-12 PC-CREAM 08 用に修正された海洋拡散モデルに含まれる世界の海洋コンパートメント

¹⁴⁷ Simmonds JR, Bexon AP, Lopicard S, Jones AL, Harvey MP, Sihra K and Nielson SP (2002). MARINA II, Report of Working Group D - Radiological impact on EU member states of radioactivity in northern European waters. (RP 132). <http://europa.eu.int/comm/environment/radprot/#studies> European Commission



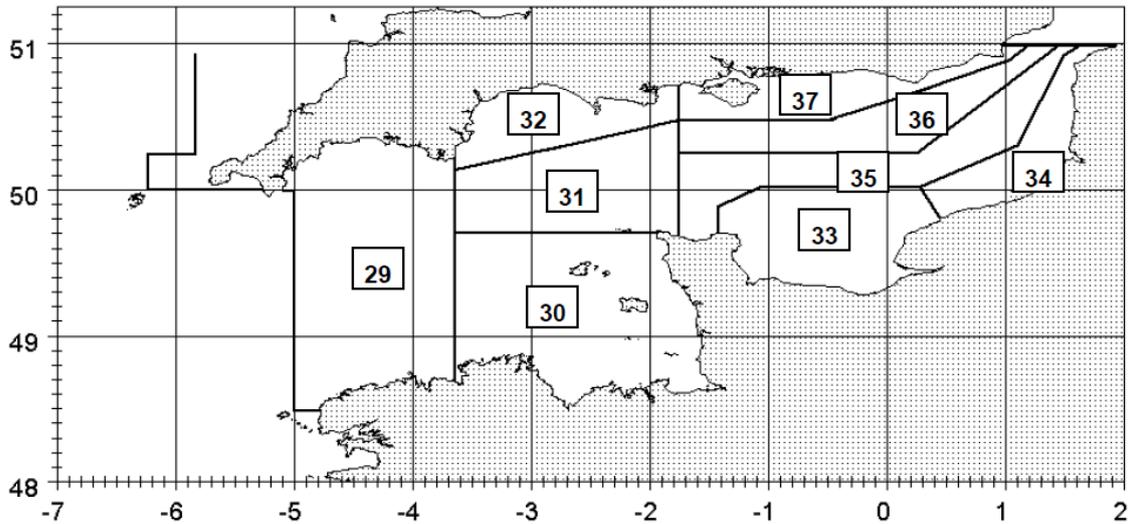
※詳細は表 A-23 参照

図 A-13 PC-CREAM 08 用に修正された海洋拡散モデルに含まれる北欧地域コンパートメント



※詳細は表 A-23 参照

図 A-14 PC-CREAM 08 の海洋拡散モデルにおけるアイリッシュ海域のコンパートメント



※詳細は表 A-23 参照

図 A-15 PC-CREAM 08 の海洋拡散モデルによる英仏海峡コンパートメント

モデルは、便宜上次の 3 項目で説明することが可能である。

(a) 水の動き

表 A-23、表 A-24 に、モデルの実行に必要なパラメータ値を示す。表 A-23 は、コンパートメントの寸法と、各コンパートメントに必要な主要なモデル化パラメータを示す。複数の鉛直水層を含む水域コンパートメント（大西洋北東部、カテガット海、ベルト海、バルト海など）は、堆積物との相互作用は底水層を介してのみ考慮される。一般に、放射性核種の移行は、海流の作用を表す移流フラックスによってモデル化される。しかしながら、特に大西洋地域のような深いコンパートメントでは、乱流拡散が放射性核種の移行に大きく寄与する可能性があることに留意する必要がある（特に鉛直移行の場合）。したがって、乱流拡散は、必要に応じて、移流フラックスを補完する拡散フラックスを使用してモデル化されてきた。表 A-24 は、コンパートメント間の移流フラックスと拡散フラックスを示す。これらを合計して、モデルで実装するための総フラックスとする。

表 A-23 地域海洋モデルコンパートメントのパラメータ値

Compartment No	Compartment name	Volume (m ³)	Depth (m)	α (t m ⁻³)	SR (t m ⁻² y ⁻¹)	D (m ² y ⁻¹)	ϵ
1	Other oceans	8.98 10 ¹⁷	3800	1. 10 ⁻⁸	3. 10 ⁻⁶	3.15 10 ⁻³	0.3
2	Atlantic North N.E. (surface 0-1000m)	1.02 10 ¹⁶	1000	1. 10 ⁻⁸	3. 10 ⁻⁶	3.15 10 ⁻³	0.3
3	Atlantic North N.E. (middle 1000-2000m)	1 10 ¹⁶	1000	1. 10 ⁻⁸	3. 10 ⁻⁶	3.15 10 ⁻³	0.3
4	Atlantic North N.E. (deep 2000-4000m)	2.1 10 ¹⁶	2000	1. 10 ⁻⁸	3. 10 ⁻⁶	3.15 10 ⁻³	0.3
5	Other Atlantic	3.83 10 ¹⁷	3.22 10 ³	1. 10 ⁻⁸	3. 10 ⁻⁶	3.15 10 ⁻³	0.3
6	Arctic Ocean	1.69 10 ¹⁶	1200	1. 10 ⁻⁷	1. 10 ⁻⁵	3.15 10 ⁻²	0.75
7	Arctic South	2.17 10 ¹⁶	2.20 10 ³	1. 10 ⁻⁸	3. 10 ⁻⁶	3.15 10 ⁻³	0.3
8	Spitzbergen	8 10 ¹³	1200	1. 10 ⁻⁷	1. 10 ⁻⁵	3.15 10 ⁻²	0.75
9	Kara and Barents sea	3.85 10 ¹⁴	1.33 10 ²	1. 10 ⁻⁷	1. 10 ⁻⁵	3.15 10 ⁻²	0.75
10	Norwegian Waters	1 10 ¹⁵	1200	1. 10 ⁻⁷	1. 10 ⁻⁵	3.15 10 ⁻²	0.75
11	Scottish Waters W.	1 10 ¹³	110	1. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
12	Scottish Waters E.	3 10 ¹²	110	1. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
13	Irish Sea N.W.	4.08 10 ¹¹	93	2. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
14	Irish Sea N.	6.1 10 ¹⁰	34	2. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
15	Irish Sea N.E.	5.2 10 ¹⁰	24	3. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
16	Irish Sea W.	6.62 10 ¹¹	63	3. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻³	3.15 10 ⁻²	0.75
17	Irish Sea S.E.	1.62 10 ¹¹	31	2. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
18	Cumbrian Waters	3.8 10 ¹⁰	28	1. 10 ⁻⁵	6. 10 ⁻³	3.15 10 ⁻²	0.75
19	Irish Sea S.	1.1 10 ¹²	57	1. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
20	Liverpool and Morecambe Bays	3.2 10 ¹⁰	13	3. 10 ⁻⁶	6. 10 ⁻³	3.15 10 ⁻²	0.75
21	Celtic Sea	2.02 10 ¹³	150	1. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
22	Bristol Channel	1 10 ¹²	50	1. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
23	Bay of Biscay	6.5 10 ¹⁴	4000	1. 10 ⁻⁷	1. 10 ⁻⁵	3.15 10 ⁻²	0.75
24	French Continental Shelf	3.5 10 ¹³	350	5. 10 ⁻⁷	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
25	Cantabrian Sea	3 10 ¹³	760	1. 10 ⁻⁶	2. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
26	Portuguese Continental Shelf	1.5 10 ¹³	490	1. 10 ⁻⁶	2. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
27	Gulf of Cadiz	2.3 10 ¹⁴	1700	2. 10 ⁻⁷	5. 10 ⁻⁵	3.15 10 ⁻²	0.75
28	Mediterranean	3.91 10 ¹⁵	1400	1. 10 ⁻⁶	8. 10 ⁻⁵	3.15 10 ⁻²	0.75
29	English Channel W.	1.41 10 ¹²	77.7	1. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
30	Channel Islands	6.99 10 ¹¹	47.2	3. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
31	Cap de la Hague	6.16 10 ¹¹	66.8	1. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
32	Lyme Bay	2.01 10 ¹¹	39.5	3. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
33	Baie de la Seine	2.62 10 ¹¹	34.3	3. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
34	Sam's Beach	9.94 10 ¹⁰	25.3	3. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
35	Central Channel S.E.	4.08 10 ¹¹	49	1. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
36	Central Channel N.E.	3.02 10 ¹¹	49	1. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
37	Isle of Wight	1.53 10 ¹¹	29.5	5. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
38	North Sea S.W.	4.5 10 ¹¹	31	6. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
39	North Sea S.E.	9.5 10 ¹¹	37	6. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
40	North Sea Central	1.28 10 ¹³	50	6. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75

Compartment No	Compartment name	Volume (m ³)	Depth (m)	α (t m ⁻³)	SR (t m ⁻² y ⁻¹)	D (m ² y ⁻¹)	ϵ
41	North Sea E.	1.2 10 ¹²	22	6. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
42	North Sea N.	5.6 10 ¹³	240	6. 10 ⁻⁶	1. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
43	Skagerrak	6.78 10 ¹²	210	1. 10 ⁻⁶	5. 10 ⁻³	3.15 10 ⁻²	0.75
44	Kattegat (surface 0-20m)	3.2 10 ¹¹	20	1. 10 ⁻⁶	8. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
45	Kattegat (bottom 20-120m)	2 10 ¹¹	100	1. 10 ⁻⁶	8. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
46	Belt Sea (surface 0-14m)	1.5 10 ¹¹	14	1. 10 ⁻⁶	8. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
47	Belt Sea (bottom 14-44m)	1.4 10 ¹¹	30	1. 10 ⁻⁶	8. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
48	Bothnian Bay	1.48 10 ¹²	41	1. 10 ⁻⁶	5. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
49	Bothnian Sea	4.89 10 ¹²	62	1. 10 ⁻⁶	5. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
50	Baltic Sea W. (surface 0-49m)	3.79 10 ¹²	49	1. 10 ⁻⁶	5. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
51	Baltic Sea E. (surface 0-53m)	6.97 10 ¹²	53	1. 10 ⁻⁶	5. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
52	Baltic Sea W. (bottom 49-159m)	7.7 10 ¹¹	110	1. 10 ⁻⁶	5. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
53	Baltic Sea E. (bottom 53-163m)	1.53 10 ¹²	110	1. 10 ⁻⁶	5. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
54	Gulf of Finland	1.1 10 ¹²	37	1. 10 ⁻⁶	5. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75
55	Gulf of Riga	4.05 10 ¹¹	23	1. 10 ⁻⁶	5. 10 ⁻⁴	3.15 10 ⁻²	0.75

表 A-24 地域海洋モデルの交換率

Exchange rate (m^3y^{-1})	From compartment number	To compartment number	Exchange rate (m^3y^{-1})	From compartment number	To compartment number
6.94×10^{14}	1	5	6.00×10^{11}	16	19
3.19×10^{13}	2	3	5.68×10^{11}	17	14
5.89×10^{14}	2	5	4.33×10^{11}	17	16
3.47×10^{14}	2	7	2.30×10^{11}	17	18
2.00×10^{14}	3	2	7.50×10^{10}	17	19
3.22×10^{13}	3	4	1.29×10^{11}	17	20
1.40×10^{14}	3	5	2.05×10^{11}	18	15
1.30×10^{14}	4	5	1.45×10^{11}	18	17
3.16×10^{13}	4	7	3.50×10^{10}	18	20
1.09×10^{15}	5	1	1.32×10^{12}	19	16
8.60×10^{14}	5	2	7.50×10^{10}	19	17
4.73×10^{13}	5	3	6.00×10^{11}	19	21
3.16×10^{13}	5	4	1.09×10^{11}	20	17
6.16×10^{13}	5	7	5.50×10^{10}	20	18
1.46×10^{14}	6	7	2.60×10^{12}	21	7
9.45×10^{12}	6	9	1.32×10^{12}	21	19
1.00×10^{14}	7	8	2.00×10^{12}	21	22
1.04×10^{13}	7	11	1.50×10^{14}	21	23
1.03×10^{13}	7	21	1.40×10^{14}	21	24
4.60×10^{13}	7	42	8.65×10^{12}	21	29
8.00×10^{13}	8	6	2.00×10^{12}	22	21
2.00×10^{13}	8	7	5.70×10^{14}	23	2
3.15×10^{13}	9	10	1.00×10^{14}	23	3
1.89×10^{13}	9	7	1.50×10^{14}	23	21
3.15×10^{13}	10	7	5.80×10^{14}	23	24
6.00×10^{13}	10	9	3.90×10^{14}	23	25
9.00×10^{11}	11	7	1.40×10^{14}	24	21
1.07×10^{13}	11	12	5.80×10^{14}	24	23
2.00×10^{11}	11	13	7.50×10^{13}	24	25
5.00×10^{11}	12	11	1.10×10^{14}	25	2
8.00×10^{12}	12	40	3.90×10^{14}	25	23
2.40×10^{12}	12	42	7.50×10^{13}	25	24
9.20×10^{11}	13	11	1.50×10^{13}	25	26
3.33×10^{11}	13	14	4.60×10^{14}	26	2
5.00×10^{11}	13	16	1.30×10^{13}	26	25
8.33×10^{11}	14	13	6.00×10^{13}	26	27
1.83×10^{11}	14	15	4.10×10^{14}	27	2
1.73×10^{11}	14	17	1.00×10^{14}	27	3
2.88×10^{11}	15	14	5.80×10^{13}	27	26
1.00×10^{11}	15	18	5.29×10^{13}	27	28
7.20×10^{11}	16	13	5.06×10^{13}	28	27
9.33×10^{11}	16	17	3.69×10^{12}	29	21

Exchange rate ($\text{m}^3 \text{y}^{-1}$)	From compartment number	To compartment number	Exchange rate ($\text{m}^3 \text{y}^{-1}$)	From compartment number	To compartment number
$2.95 \cdot 10^{12}$	29	30	$8.96 \cdot 10^{12}$	40	42
$3.30 \cdot 10^{12}$	29	31	$2.68 \cdot 10^{11}$	40	43
$1.27 \cdot 10^{12}$	29	32	$1.50 \cdot 10^{11}$	41	39
$1.51 \cdot 10^{12}$	30	29	$1.63 \cdot 10^{12}$	41	40
$6.25 \cdot 10^{12}$	30	31	$1.73 \cdot 10^{12}$	42	7
$8.97 \cdot 10^{11}$	31	29	$6.00 \cdot 10^{13}$	42	10
$4.81 \cdot 10^{12}$	31	30	$1.00 \cdot 10^{11}$	42	12
$2.73 \cdot 10^{12}$	31	32	$2.05 \cdot 10^{12}$	42	40
$4.97 \cdot 10^{12}$	31	35	$2.58 \cdot 10^{13}$	42	43
$1.07 \cdot 10^{12}$	31	36	$1.68 \cdot 10^{11}$	43	40
$1.56 \cdot 10^{11}$	32	29	$1.00 \cdot 10^{10}$	43	41
$3.41 \cdot 10^{12}$	32	31	$3.23 \cdot 10^{13}$	43	42
$6.29 \cdot 10^{11}$	32	37	$1.50 \cdot 10^{12}$	43	45
$7.70 \cdot 10^{11}$	33	34	$2.00 \cdot 10^{12}$	44	43
$2.61 \cdot 10^{12}$	33	35	$1.00 \cdot 10^{11}$	44	45
$1.70 \cdot 10^{11}$	34	33	$9.30 \cdot 10^{11}$	45	44
$6.53 \cdot 10^{12}$	34	35	$7.20 \cdot 10^{11}$	45	47
$6.07 \cdot 10^{11}$	34	39	$1.20 \cdot 10^{12}$	46	44
$1.24 \cdot 10^{12}$	35	31	$7.00 \cdot 10^{11}$	46	47
$3.21 \cdot 10^{12}$	35	33	$9.30 \cdot 10^{11}$	47	46
$6.38 \cdot 10^{12}$	35	34	$2.70 \cdot 10^{11}$	47	51
$9.45 \cdot 10^{12}$	35	36	$2.20 \cdot 10^{11}$	47	53
$2.43 \cdot 10^{12}$	35	39	$2.75 \cdot 10^{11}$	48	49
$2.86 \cdot 10^{11}$	36	31	$1.75 \cdot 10^{11}$	49	48
$8.43 \cdot 10^{12}$	36	35	$7.15 \cdot 10^{11}$	49	50
$6.89 \cdot 10^{12}$	36	37	$6.97 \cdot 10^{12}$	50	51
$1.92 \cdot 10^{12}$	36	39	$1.07 \cdot 10^{11}$	50	52
$1.95 \cdot 10^{11}$	37	32	$5.25 \cdot 10^{11}$	51	49
$6.85 \cdot 10^{12}$	37	36	$6.97 \cdot 10^{12}$	51	50
$5.47 \cdot 10^{11}$	37	39	$2.08 \cdot 10^{11}$	51	53
$6.09 \cdot 10^{11}$	38	39	$5.95 \cdot 10^{11}$	51	54
$3.81 \cdot 10^{11}$	38	40	$3.12 \cdot 10^{11}$	51	55
$1.60 \cdot 10^{11}$	39	34	$2.20 \cdot 10^{11}$	52	46
$1.63 \cdot 10^{11}$	39	35	$1.07 \cdot 10^{11}$	52	50
$1.47 \cdot 10^{11}$	39	36	$2.20 \cdot 10^{11}$	52	53
$7.60 \cdot 10^{10}$	39	37	$2.08 \cdot 10^{11}$	53	51
$2.94 \cdot 10^{11}$	39	38	$4.40 \cdot 10^{11}$	53	52
$5.12 \cdot 10^{11}$	39	40	$7.20 \cdot 10^{11}$	54	51
$5.01 \cdot 10^{12}$	39	41	$3.44 \cdot 10^{11}$	55	51
$1.00 \cdot 10^{11}$	40	12			
$6.96 \cdot 10^{11}$	40	38			
$5.40 \cdot 10^{10}$	40	39			
$2.66 \cdot 10^{12}$	40	41			

(b) 堆積物

分配係数 k_d は、乾燥堆積物の単位重量当たりの放射性核種量と水の単位体積当たりの量の比 ($Bq\ g^{-1}/Bq\ cm^{-3}$ 又は $Bq\ t^{-1}/Bq\ m^{-3}$) として定義され、表 A-25 に、PC-CREAM 08 で使用される一般的な核種について採用されている K_d の値を示す。なお、表 A-25 の値は、サイト固有の情報がない限り、沿岸水域及び深海に対して推奨される値である。

PC-CREAM 08 に実装されている堆積モデルは、上部堆積物層から水柱への放射性物質の再移動と、深部堆積物への放射性物質の移行から成る。上部堆積物層の再移動モデルは、COLDOS モデル (MacKenzie and Nicholson, 1987)¹⁴⁸及び (Mitchell et al., 1999)¹⁴⁹から採用された。このアプローチは、上部堆積物と水の間を移動を計算するために使用された (図 A-16 の λ_1 、 λ_2)。下部堆積層間の移行は、Simmonds et al.(1995)¹³⁵と同じアプローチを使用してモデル化された。

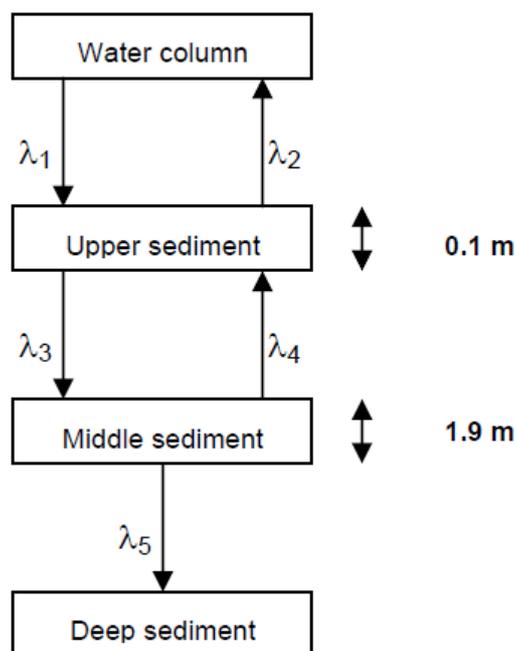


図 A-16 水-堆積物コンパートメントモデルの一般的な構造

¹⁴⁸ MacKenzie J and Nicholson S (1987). COLDOS - A computer code for the estimation of collective doses from radioactive releases to the sea. SRD R389.

¹⁴⁹ Mitchell PI, Condren OM, Leon Vintro L and McMahon CA (1999). Trends in plutonium, americium and radiocaesium accumulation and long-term bioavailability in the western Irish Sea mud basin. J Environ Radioact, 44, 223-251.

表 A-25 海洋堆積物の K_d ($Bq\ t^{-1}/Bq\ m^{-3}$) a,b,c

Element	Coast	Ref	Ocean	Ref
H	$1.0\ 10^0$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^0$	IAEA (1985)
C	$2.0\ 10^3$	IAEA (1985)	$2.0\ 10^3$	IAEA (1985)
P	$1.0\ 10^2$ ^a	IAEA (2001)	$1.0\ 10^2$	IAEA (2001)
S	$5.0\ 10^{-1}$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^0$	IAEA (1985)
Cr	$5.0\ 10^4$	IAEA (1985)	$5.0\ 10^4$	IAEA (1985)
Mn	$2.0\ 10^5$	IAEA (1985)	$2.0\ 10^8$	IAEA (1985)
Fe	$5.0\ 10^4$	IAEA (1985)	$5.0\ 10^7$	IAEA (1985)
Co	$2.0\ 10^{5b}$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^7$	IAEA (1985)
Ni	$1.0\ 10^5$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^6$	IAEA (1985)
Zn	$2.0\ 10^4$	IAEA (1985)	$2.0\ 10^5$	IAEA (1985)
Se	$1.0\ 10^3$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^3$	IAEA (1985)
Sr	$1.0\ 10^3$	IAEA (1985)	$2.0\ 10^2$	IAEA (1985)
Zr	$1.0\ 10^6$	IAEA (1985)	$5.0\ 10^5$	IAEA (1985)
Nb	$5.0\ 10^5$	IAEA (1985)	$2.0\ 10^5$	IAEA (1985)
Tc	$1.0\ 10^2$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^3$	Bishop et al (1989)
Ru	$3.0\ 10^{2b}$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^3$	IAEA (1985)
Sb	$1.0\ 10^3$	IAEA (1985)	$5.0\ 10^2$	IAEA (1985)
Te	$1.0\ 10^3$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^3$	IAEA (1985)
I	$2.0\ 10^1$	IAEA (1985)	$2.0\ 10^2$	IAEA (1985)
Cs	$3\ 10^{3b}$	IAEA (1985)	$2.0\ 10^3$	IAEA (1985)
Ba	$5.0\ 10^3$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^4$	IAEA (1985)
La	$2.0\ 10^{6c}$		$1.0\ 10^{8c}$	
Ce	$2.0\ 10^6$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^8$	IAEA (1985)
Pm	$2.0\ 10^6$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^6$	IAEA (1985)
Eu	$5.0\ 10^5$	IAEA (1985)	$4.0\ 10^6$	IAEA (1985)
Pb	$5.0\ 10^3$	Mc Donald et al (1992)	$3.0\ 10^7$	IAEA (1985)
Po	$1.0\ 10^4$	Mc Donald et al (1992)	$2.0\ 10^7$	IAEA (1985)
Ra	$5.0\ 10^3$	IAEA (1985)	$3.0\ 10^4$	IAEA (1985)
Th	$2.0\ 10^6$	IAEA (1985)	$5.0\ 10^6$	IAEA (1985)
U	$1.0\ 10^3$	IAEA (1985)	$5.0\ 10^2$	IAEA (1985)
Np	$1.0\ 10^3$	Bishop et al (1989)	$1.0\ 10^3$	IAEA (2004)
Pu	$1.0\ 10^5$	IAEA (1985)	$1.0\ 10^5$	IAEA (1985)
Am	$2.0\ 10^{6b}$	IAEA (1985)	$2.0\ 10^6$	IAEA (1985)
Cm	$2.0\ 10^6$	IAEA (1985)	$2.0\ 10^6$	IAEA (1985)

Notes:

a- Assume coastal K_d the same as deep K_d

b- Values for coastal K_d for Irish sea: $^{60}Co - 2.5\ 10^3$; $^{106}Ru - 7.1\ 10^2$; $^{137}Cs - 2.3\ 10^2$ (Titley, 2001; Mc Donald et al, 1992); $^{241}Am - 1\ 10^5$ (Mitchell et al, 1999).

c- Use value for cerium as chemically analogous (Lanthanide)

深海での移行過程が沿岸環境でのそれと異なるために、放射性核種の堆積物への移行のモデル化では、深海と沿岸域の2種類の海洋環境が定義されている。堆積物への移行は、堆積物の交換性や生物相の豊富さなど、多くの要因によって影響を受ける可能性がある。したがって、沿岸域、すなわち水深200 m未満のコンパートメントでは、表 A-26 に示すように、堆積物の更新や間隙水のターンオーバーに関するパラメータ値は深海のパラメータ値と異なるものとなっている。

PC-CREAM08 では、乾燥底部堆積物あたりの放射能濃度が計算されるが、間隙水に関連する放射能を含んでいることに留意する必要がある。底部堆積物濃度を測定値と比較する場合は、乾燥底部堆積物濃度に $(1-1/R)$ を乗じることで間隙水に関連する放射能を除去することを検討する必要がある。パラメータ R は、堆積物の空隙率、密度、及び分配係数に依存する (Simmonds et al., 1995) ¹³⁵。

なお、溶液中の放射能濃度は、(5) 式の淡水の場合と同じ方法で計算される。

表 A-26 すべてのコンパートメントに共通のデフォルトの堆積物モデルパラメータ値
(Simmonds et al., 2002) ¹⁴⁷

Parameter	Default value	Description
Lt	0.1 m	Thickness of top sediment layer
Lm	1.9 m	Thickness of middle sediment layer
P	2.6 t m^{-3}	Sediment mineral density
RW	$5 \cdot 10^{-3} \text{ m y}^{-1}$	Sediment reworking rate for shallow seas up to 200 m, also local compartment.
	$5 \cdot 10^{-4} \text{ m y}^{-1}$	Sediment reworking rate deep for deep seas greater than 200 m.
RT	1 y^{-1}	Pore water turn over rate for shallow seas up to 200 m, also local compartment.
	0.1 y^{-1}	Pore water turn over rate for deep seas greater than 200 m.
D	$3.15 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2 \text{ y}^{-1}$	Sediment diffusion rate for local compartments (see Table 4.9 for regional compartments)
ϵ	0.75	Sediment porosity for local compartment (see Table 4.9 for regional compartments)

海底と直接接触している水コンパートメントごとに、図 A-16 に示すコンパートメント構造を用いて、堆積による放射性核種の移行を表現する。水中の放射能濃度と浮遊堆積物中の放射能濃度の関係は、(4) 式で与えられるのと同じである。乾燥底部堆積物中の放射能は次式から推定することができる。

$$C_{mbsed} = \frac{A_{mbsed}}{WV WD Lt \rho (1-\varepsilon) Conv} \quad (23)$$

ここで、

- C_{mbsed} : 底部堆積物中の放射能濃度 (Bq t⁻¹)
- A_{mbsed} : 底部堆積物コンパートメント中の放射能 (Bq)
- WV : 水層の体積 (m³)
- WD : 水層の深さ (m)
- Lt : 上部堆積物層の厚さ (m) (表 A-26 参照)
- ρ : 堆積物の密度 (t m⁻³) (表 A-26 参照)
- ε : 堆積物の空隙率 (表 A-23 参照)
- $Conv$: t から kg への変換 = 1000

図 A-16 に示すような水コンパートメントと堆積物コンパートメント間の移行率を決めるためには、以下の式が使用される。

水から上部堆積物間への移行 (λ_1)

この移行には、粒子への吸着による除去、分子拡散、間隙水混合、及び粒子混合を表す 4 つの項がある。

$$\lambda_1 = \frac{1}{WD(1+k_d\alpha)} \left(SRk_d + \frac{D}{L_t} + R_T\varepsilon L_t + R_w\rho k_d(1-\varepsilon) \right) \quad (24)$$

ここで、

- k_d : 堆積物の分配係数 (m³ t⁻¹)
- SR : 堆積速度 (沈殿率) (t m⁻² y⁻¹)
- α : 浮遊堆積物量 (t m⁻³)
- D : 堆積物の拡散係数 (m² y⁻¹) (表 A-23 参照)
- WD : 水層の深さ (m)
- Lt : 上部堆積物層の厚さ (m) (表 A-26 参照)
- ε : 堆積物の空隙率 (表 A-23 参照)
- R_T : 間隙水のターンオーバー率 (浅海 (水深 200m まで) では 1 y⁻¹ (Mitchell et al., 1999)¹⁴⁹; 深海の場合 0.1 y⁻¹ (Mackenzie and Nicholson, 1987)¹⁴⁸)

R_w : 堆積物の更新率 (浅海 (水深 200m まで) では $5 \cdot 10^{-3} \text{ m y}^{-1}$ (Mitchell et al., 1999)

¹⁴⁹; 深海の場合 $5 \cdot 10^{-4}$ (Mackenzie and Nicholson, 1987) ¹⁴⁸)

ρ : 堆積物の密度 (t m^{-3}) (表 A-26 参照)

拡散項は次式で表現される。

$$\frac{D}{b \cdot \min(b, c)} \quad (25)$$

ここで、 b と c は、拡散が起こる関連する 2 つの層の堆積物の深さである。しかしながら、以下に示すすべての方程式について、拡散項は、図 A-16 に示す堆積物層の深さを使用して評価されている。これらの深さが変わると、それに応じて方程式を修正する必要がある。

上部堆積物と水との間の移行 (λ_2)

この移行には、分子拡散、間隙水混合、及び粒子混合の 3 つのプロセスが含まれる。

$$\lambda_2 = \frac{DF_s}{L_t^2 \varepsilon} + R_T F_s + \frac{R_w (1 - F_s)}{L_t} \quad (26)$$

ここで、 F_s は、遅延係数 R の逆数 ($1/R$) である (Simmonds et al., 1995) ¹³⁵。

$$F_s = \frac{1}{1 + \frac{k_d \rho (1 - \varepsilon)}{\varepsilon}} \quad (27)$$

上部堆積物と中部堆積物との間の移行 (λ_3)

この移行プロセスには 2 つの項、堆積と拡散がある。

$$\lambda_3 = \frac{(1 - F_s)SR}{\rho L_t (1 - \varepsilon)} + \frac{DF_s}{L_t^2} \quad (28)$$

中部堆積物と上部堆積物との間の移行 (λ_4)

この移行プロセスには拡散項のみが含まれる。

$$\lambda_4 = \frac{DF_s}{L_m L_t} \quad (29)$$

ここで、 L_m は中部堆積物層の厚さ (1.9 m) である。

中部堆積物と深部堆積物との間の移行 (λ_5)

この移行プロセスには堆積項のみが含まれる。

$$\lambda_5 = \frac{(1 - F_s)SR}{\rho L_m(1 - \varepsilon)} \quad (30)$$

(c) 被ばく経路

被ばく経路は、波しぶきの結果として生じるものと、モデルにより計算された水や堆積物中の放射性核種濃度から直接生じるものとに便宜上分けられる。ここで検討された被ばく経路の全リストは表 A-19 に示す通りである。

波しぶきにより生じる被ばく経路

人への被ばくは、波しぶきの吸入による直接被ばくと、波しぶきが陸上に沈着した後の多くの陸上経路による被ばくの 2 つがある。波しぶきの吸入による個人の被ばく線量は、波しぶき中の放射能濃度、個人の呼吸率、単位摂取量当たりの吸入量、及び人が波しぶきにさらされる時間によって決まる。最も単純なアプローチは、海岸線が波しぶき中の放射性核種濃度が最大となる場所であるため、この時間を海岸線で過ごすことと仮定することである。エアロゾルサイズの測定で異なる値が示されない限り、1 μm の空気力学的放射能中央径 (AMAD: activity median aerodynamic diameter) 粒子の単位摂取量当たりの線量値が使用される。波しぶきの吸入により生じる集団線量は、例えば、年間人時で表される海岸線の集団占有率を用いて同様に計算することができる。

波しぶき中の放射性核種の陸上への沈着は、他の大気中放射性核種の沈着と同様の方法で扱うことができる。すなわち、陸上への同じ沈着は、放射性核種が大気中からの放出である場合と同じように、土壌や作物中の濃度を生じると仮定する。考慮された陸上被ばく経路は、大気放出を参照されたい。

現在、PC-CREAM 08 では、個人線量の計算において、波しぶき中の放射性核種の直接吸入のみを含めている。陸上への沈着による線量や波しぶきによる集団線量の推定は含まれていない。

PC-CREAM 08 での波しぶきからの吸入を計算する式は、Howorth and Eggleton (1988) ¹⁵⁰で説明され、Cumbria の研究 (Wilkins et al., 1994) ¹⁵¹で使用された経験的アプローチに基づいている。

$$D_{\text{seaspray}} = C_{\text{air}} R_{\text{inh}} Occ DC_{\text{inh}} \quad (31)$$

¹⁵⁰ Howorth JM and Eggleton AE (1988). Studies of environmental radioactivity in Cumbria. Part 12: Modelling of sea-to-land transfer of radionuclides and an assessment of the radiological consequences. UKAEA, AERE-R11733.

¹⁵¹ Wilkins BT, Simmonds JR and Cooper JR (1994). Assessment of the Present and Future Implications of Radioactive Contamination of the Irish Sea Coastal Region of Cumbria. Chilton, NRPB-R267.

ここで、

D_{seaspray} : 波しぶきの吸入による個人線量 (Sv y^{-1})

C_{air} : 波しぶきの放射能濃度 (Bq m^{-3})

R_{inh} : 個人の呼吸率 (成人 = $7300 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$)

Occ : 沿岸部での個人の滞在時間 (成人 = 2000 h y^{-1})

DC_{inh} : $1\mu\text{m}$ 粒子に対する公衆への吸入に関する線量係数 (Sv Bq^{-1})

C_{air} は、カンブリアの海岸線におけるプルトニウム、アメリシウム、セシウムの土壌コアとプルトニウム、セシウムの沈着速度の測定結果に基づく経験式から導出されている。下記のパラメータ値は、PC-CREAM 08 で使用されているものである。

$$C_{\text{air}} = \frac{C_{\text{soil}}}{TDV} \quad (32)$$

ここで、 C_{soil} は測定された土壌中の累積沈着量 (Bq m^{-2}) であり、 TDV は、海岸線から 300m の地点でプルトニウムとセシウムについて測定された元素依存の総沈着率 (m y^{-1}) である。 TDV の値を表 A-27 に示す。PC-CREAM 08 では、すべてのアクチノイドに対してプルトニウムの値を採用し、それ以外の元素にはセシウムの値を採用している。

表 A-27 波しぶき中の放射能濃度算出のために使用されるパラメータ値

Parameter	Cs	Pu	Am
$TDV (\text{m y}^{-1})$	$3.15 \cdot 10^6$	$9.46 \cdot 10^6$	$9.46 \cdot 10^6$
$A (\text{m y}^{-1})$	0.00555	0.103	0.057
B^*	0.95	2.95	1.77
$\alpha (\text{km}^{-1})$	0.028	0.025	0.065
$\beta (\text{km}^{-1})$	0.37	0.616	0.44

Notes:

*: Values apply for distances of less or equal to 2 km. For greater distances $B = 0$

土壌中の累積沈着量 C_{soil} は、(計算上の) 累積海上放射能量 C_{sea} (Bq m^{-3}) と次式で関連付けられる。

$$C_{\text{soil}} = C_{\text{sea}} A 10^{-\alpha d} (1 + B 10^{-\beta d}) \quad (33)$$

PC-CREAM 08 では、 C_{sea} は、海岸に隣接する海水中の単位排出あたりの未濾過水濃度 ($\text{Bq m}^{-3} / \text{Bq y}^{-1}$) を表すと仮定された。 d は、平均高水位標から内陸への距離 (km) である。 $A (\text{m y}^{-1})$ 、 $B (-)$ 、 $\alpha (\text{km}^{-1})$ 、及び $\beta (\text{km}^{-1})$ は、プルトニウム、アメリシウム、及びセシウムについて決定された元素依存の経験定数である。PC-CREAM では、プルトニウムの値は、アメリシウムとキュリウムを除くすべてのアクチノイドに適用されると仮定し

ている。アメリカシウム¹³⁷の値は、アメリカシウムとキュリウムとルテニウムに適用されると仮定され、セシウム¹³⁷の値は、セシウムと前述の元素を除くすべての元素に適用されると仮定されている。

海産物の摂取による被ばく経路

より直接的な被ばく経路のうち、線量に関して最も重要なのは、通常、海産物の摂取である (Jones et al., 2002) ¹⁴³。海産物の可食部の放射性核種濃度は、濃縮係数を使用して、海水の濾過水の濃度から求められる。濃縮係数の使用は、海産物中の放射性核種濃度と周囲の水中の放射性核種濃度とが平衡状態にあることを前提としている。各放射性核種に対する魚類、甲殻類、軟体動物、及び海藻の濃縮係数の一般的な値を表 A-28 に示す。可能な限り、これらの一般的な値の代わりにサイト固有のデータ (例えば、Pentreath et al., 1988) ¹⁵²を使用する必要がある。

海産物の摂取による個人の線量は、海産物中の放射性核種濃度の値と、どの海域からどの程度の割合で摂取されたかという情報から求められる PC-CREAM 08 では、デフォルトの仮定として、個人が魚介類の 90%を放出地点に最も近い地域海洋コンパートメント、すなわち、局所海洋コンパートメントを包含するコンパートメントから、10%を局所コンパートメントから取得するとしている。また、甲殻類、軟体動物及び海藻の個人の摂取は、すべて局所コンパートメントからであると仮定されている。ただし、個人線量や集団線量を推定する際に、これらの係数をユーザが変更することは可能である。

海産物の摂取に対する個人線量は次式で与えられる。

$$E_i = \sum_{f=1}^n H_{i,f} \quad (34)$$

ここで、

E_i : 地域 i の個人実効線量 ($Sv\ y^{-1}$)

$H_{i,f}$: 地域 i の食品 f の摂取による個人線量 ($Sv\ y^{-1}$)

n : 考慮される食品の数

$$H_{i,f} = \left((C_{food_{local}} I_{i,f} f_{local}) + (C_{food_{regional}} I_{i,f} f_{regional}) \right) H_{ing} \quad (35)$$

ここで、

$C_{food_{local}}$: 局所コンパートメントにおける食物中の放射能濃度 ($Bq\ t^{-1}$)

$C_{food_{regional}}$: 地域コンパートメントにおける食物中の放射能濃度 ($Bq\ t^{-1}$)

$I_{i,f}$: 地域 i での食物の摂取量 ($t\ y^{-1}$)

¹⁵² Pentreath RJ, Hunt GJ, Gurbutt PA, Kershaw P J and Woodhead DS (1988). Estimating future doses from long-lived radionuclides discharged to sea from the British Nuclear Fuels reprocessing plant at Sellafield. IN Conf Procs Radiation Protection in Nuclear Energy, held in Sydney, 18–22 April 1988. Vol 2, 135–50. IAEA.

f_{local} : 局所コンパートメントにおいて摂取のために捕獲される食物の割合

$f_{regional}$: 地域コンパートメントにおいて摂取のために捕獲される食物の割合

H_{ing} : 摂取による単位摂取あたりの実効線量係数 ($Sv Bq^{-1}$)

ここで、

$$C_{food_{local}} = C_{fmw_{local}} CF \quad (36)$$

$C_{fmw_{local}}$: 局所コンパートメントにおける濾過海水中の核種の放射能濃度 ($Bq m^{-3}$)

CF : 海産物に対する核種固有の濃縮係数 (表 A-28 参照) ($Bq t^{-1}/Bq m^{-3}$)

$$C_{food_{regional}} = C_{fmw_{regional}} CF \quad (37)$$

$C_{fmw_{regional}}$: 地域コンパートメントにおける濾過海水中の核種の放射能濃度 ($Bq m^{-3}$)

CF : 海産物に対する核種固有の濃縮係数 (表 A-28 参照) ($Bq t^{-1}/Bq m^{-3}$)

表 A-28 海産物の濃縮係数 (Bq t⁻¹/Bq m⁻³) a,b

Element	Fish	Ref	Crustacea	Ref	Mollusc	Ref	Seaweed	Ref
H	1.0 10 ⁰	IAEA (1985)	1.0 10 ⁰	IAEA (1985)	1.0 10 ⁰	IAEA (1985)	1.0 10 ⁰	IAEA (1985)
C	2.0 10 ⁴	IAEA (1985)	2.0 10 ⁴	IAEA (1985)	2.0 10 ⁴	IAEA (1985)	1.0 10 ⁴	IAEA (1985)
P	3.0 10 ⁴	IAEA (2001)	2.0 10 ^{4a}		2.0 10 ⁴	IAEA (2001)	2.0 10 ^{4a}	
S	2.0 10 ⁰	IAEA (1985)	1.0 10 ⁰	IAEA (1985)	4.0 10 ⁰	IAEA (1985)	4.0 10 ⁰	IAEA (1985)
Cr	2.0 10 ²	IAEA (1985)	5.0 10 ²	IAEA (1985)	8.0 10 ²	IAEA (1985)	2.0 10 ³	IAEA (1985)
Mn	4.0 10 ²	IAEA (1985)	5.0 10 ²	IAEA (1985)	5.0 10 ⁴	IAEA (2004)	6.0 10 ³	IAEA (1985)
Fe	5.0 10 ²	Pentreath (1977)	5.0 10 ³	IAEA (1985)	3.0 10 ⁴	IAEA (1985)	3.0 10 ⁴	IAEA (1985)
Co	1.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ⁴	IAEA (1985)	5.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ⁴	IAEA (1985)
Ni	1.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	2.0 10 ³	IAEA (1985)	2.0 10 ³	IAEA (1985)
Zn	1.0 10 ³	IAEA (1985)	5.0 10 ⁴	IAEA (1985)	3.0 10 ⁴	IAEA (1985)	2.0 10 ³	IAEA (2004)
Se	6.0 10 ³	IAEA (1985)	5.0 10 ³	IAEA (1985)	6.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)
Sr	2.0 10 ⁰	IAEA (1985)	2.0 10 ⁰	IAEA (1985)	1.0 10 ⁰	IAEA (1985)	5.0 10 ⁰	IAEA (1985)
Zr	2.0 10 ¹	IAEA (1985)	2.0 10 ²	IAEA (1985)	5.0 10 ³	IAEA (1985)	3.0 10 ³	IAEA (1985)
Nb	3.0 10 ¹	IAEA (1985)	2.0 10 ²	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	3.0 10 ³	IAEA (1985)
Tc	3.0 10 ¹	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	3.0 10 ⁴	IAEA (2004)
Ru	2.0 10 ⁰	IAEA (1985)	1.0 10 ²	IAEA (1985)	2.0 10 ³	IAEA (1985)	2.0 10 ³	IAEA (1985)
	4.0 10 ²	IAEA (1985)	2.5 10 ¹	Swift and Kershaw (1999)	2.0 10 ¹	Swift and Kershaw (1999)	2.0 10 ¹	IAEA (2004)
Sb								
Te	1.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ⁴	IAEA (1985)
I	1.0 10 ¹	IAEA (1985)	1.0 10 ¹	IAEA (1985)	1.0 10 ¹	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)
Cs	1.0 10 ²	IAEA (1985)	3.0 10 ¹	IAEA (1985)	3.0 10 ¹	IAEA (1985)	5.0 10 ¹	IAEA (1985)
Ba	1.0 10 ¹	IAEA (1985)	1.0 10 ⁰	IAEA (1985)	2.0 10 ¹	IAEA (1985)	1.0 10 ²	IAEA (1985)
La	1.0 10 ²	NCRP (1996)	1.0 10 ^{3b}		1.0 10 ³	NCRP (1996)	5.0 10 ^{3b}	
Ce	5.0 10 ¹	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	2.0 10 ³	IAEA (2004)	5.0 10 ³	IAEA (1985)
Pm	5.0 10 ²	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	5.0 10 ³	IAEA (1985)	3.0 10 ³	IAEA (1985)
Eu	3.0 10 ²	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	7.0 10 ³	IAEA (1985)	3.0 10 ³	IAEA (1985)
Pb	2.0 10 ²	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)
Po	2.0 10 ⁴	Swift and Kershaw	5.0 10 ⁴	IAEA (1985)	1.0 10 ⁴	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)

表 A-28 海産物の濃縮係数 (Bq t⁻¹/Bq m⁻³)^{a,b} (続)

Element	Fish	Ref	Crustacea	Ref	Mollusc	Ref	Seaweed	Ref
		(1999)						
Ra	5.0 10 ²	IAEA (1985)	1.0 10 ²	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ²	IAEA (1985)
Th	6.0 10 ²	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	1.0 10 ³	IAEA (1985)	2.0 10 ²	IAEA (1985)
U	1.0 10 ⁰	IAEA (1985)	1.0 10 ¹	IAEA (1985)	3.0 10 ¹	IAEA (1985)	1.0 10 ²	IAEA (1985)
Np	1.0 10 ¹	IAEA (1985)	1.0 10 ²	IAEA (1985)	4.0 10 ²	IAEA (1985)	5.0 10 ¹	IAEA (1985)
Pu	1.0 10 ²	Swift and Kershaw (1999)	2.0 10 ²	Gomez et al (1985)	3.0 10 ³	IAEA (1985)	2.0 10 ³	IAEA (1985)
Am	1.0 10 ²	Coughtrey et al (1984)	5.0 10 ²	IAEA (1985)	2.0 10 ⁴	IAEA (1985)	8.0 10 ³	IAEA (1985)
Cm	5.0 10 ¹	IAEA (1985)	5.0 10 ²	IAEA (1985)	3.0 10 ⁴	IAEA (1985)	8.0 10 ³	IAEA (1985)

Notes:

a- Assume same value as for mollusc

b - Use value for cerium as chemically analogous (Lanthanide) (IAEA, 1985)

海産物の摂取による集団線量は、国際海洋探査委員会（ICES: International Council for the Exploration of the Sea）が年次報告書（ICES, 2001）¹⁵³で発表した魚、甲殻類、軟体動物、海藻の漁獲量と MARINA II Working Group C レポート（Hagel, 2002）¹⁵⁴に記載されているものを用いて算出されている。表 A-29～表 A-31 に示された漁獲高のデータのほとんどは、MARINA II Working Group C レポート（Hagel, 2002）¹⁵⁴から引用したものである。これらの値は、輸出入、非食用、可食分を考慮したものである（表 A-32 参照）。バルト海の漁獲データは EC MARINA BALT 調査（Nielsen, 2000）¹⁵⁵から、地中海の漁獲データは EC MARINA MED 調査（Cigna et al., 1994）¹⁵⁶から得たものである。これら二つの地域の水産物の可食分についてのデータが含まれていないため、表 A-32 に提示されたデフォルト値を使用した。局所コンパートメントの漁獲データは、地域コンパートメントの漁獲データに、地域コンパートメントの体積に対する局所コンパートメントの比率を乗じることによって得られる。甲殻類、軟体動物及び海藻類については、地域の漁獲量と収穫量に、地域の海岸線の長さに対する局所の比率を乗じて、局所コンパートメントのデータを得ることができる。

¹⁵³ ICES (2001). ICES Fisheries Statistics 1973 - 1999, Nominal Catch Statistics, STATLANT Programme, ICES, Copenhagen, Denmark (CD-ROM).

¹⁵⁴ Hagel (2002). Update of the original Marina Project on the radiological exposure of the European community from radioactivity in North European marine waters. MARINA II. Final draft report of the Working Group C: analyses of data on seafood catches and trade.

¹⁵⁵ Nielsen SP (2000). The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Baltic Sea. Marina-Balt project. Radiation Protection 110, EC Report EUR 19200, EC, Luxembourg.

¹⁵⁶ Cigna A, Delfanti R and Serro R (1994). The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Mediterranean Sea. Marina-Med project. Radiation Protection 70, EC Report EUR 15564, EC, Luxembourg.

表 A-29 モデルコンパートメントごとの年間海水魚摂取量^a

Nation	Annual marine fish consumption t y ⁻¹										
	Atlantic North NE (surface 0-1000 m)	Baie de la Seine	Baltic Sea E (bottom 53-163 m)	Baltic Sea E (surface 0-53 m)	Baltic Sea W (bottom 49-159 m)	Baltic Sea W (surface 0-49 m)	Bay of Biscay	Belt Sea (bottom 14-44 m)	Belt Sea (surface 0-14 m)	Bothnian Bay	Bothnian Sea
Austria	8.0 10 ²	0.0 10 ⁰					0.0 10 ⁰				
Belgium	4.5 10 ³	3.3 10 ²	7.8 10 ¹	3.6 10 ²	4.9 10 ¹	2.4 10 ²	2.5 10 ¹	9.4 10 ¹	1.0 10 ²	1.1 10 ⁰	4.0 10 ⁰
Denmark	2.5 10 ⁴	6.9 10 ²	9.9 10 ²	4.5 10 ³	2.8 10 ³	1.4 10 ⁴	0.0 10 ⁰	4.8 10 ³	5.2 10 ³	5.0 10 ¹	1.8 10 ²
Finland	6.5 10 ²	5.0 10 ¹	1.4 10 ³	6.2 10 ³	7.0 10 ²	3.4 10 ³	0.0 10 ⁰	3.4 10 ¹	3.6 10 ¹	3.8 10 ³	1.7 10 ⁴
France	3.9 10 ⁴	1.0 10 ¹	5.7 10 ²	2.6 10 ³	2.8 10 ²	1.4 10 ³	7.0 10 ²	5.6 10 ²	5.9 10 ²	2.0 10 ⁰	7.0 10 ⁰
Germany	4.7 10 ⁴	0.0 10 ⁰	1.9 10 ³	8.6 10 ³	6.5 10 ²	3.2 10 ³	1.0 10 ²	1.4 10 ³	1.5 10 ³	6.0 10 ⁰	2.0 10 ¹
Greece	4.5 10 ³	2.5 10 ¹	1.1 10 ¹	4.9 10 ¹	9.3 10 ⁰	4.6 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.9 10 ¹	2.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Ireland	1.5 10 ⁴	2.0 10 ²	3.5 10 ⁰	1.6 10 ¹	1.7 10 ¹	8.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.4 10 ¹	1.4 10 ¹	7.0 10 ⁻¹	2.2 10 ⁰
Italy	7.5 10 ³	3.4 10 ²	1.6 10 ²	7.4 10 ²	1.3 10 ²	6.2 10 ²	1.0 10 ²	2.7 10 ²	2.8 10 ²	2.0 10 ⁻¹	7.0 10 ⁻¹
Netherlands	2.4 10 ⁴	3.0 10 ¹	2.5 10 ²	1.1 10 ³	2.4 10 ²	1.2 10 ³	0.0 10 ⁰	3.6 10 ²	3.9 10 ²	7.5 10 ⁰	2.6 10 ¹
Norway	7.5 10 ³	3.5 10 ²					0.0 10 ⁰				
Portugal	1.5 10 ⁴	2.4 10 ²	5.0 10 ¹	2.3 10 ²	4.6 10 ¹	2.3 10 ²	5.0 10 ¹	7.7 10 ¹	8.3 10 ¹	8.0 10 ⁻¹	2.4 10 ⁰
Spain	3.0 10 ⁴	2.6 10 ³	1.2 10 ²	5.3 10 ²	8.2 10 ¹	4.0 10 ²	1.1 10 ³	1.7 10 ²	1.8 10 ²	6.5 10 ⁻¹	2.6 10 ⁰
Sweden	1.1 10 ³	1.5 10 ¹	1.1 10 ³	4.9 10 ³	7.6 10 ³	3.7 10 ⁴	0.0 10 ⁰	3.1 10 ³	3.4 10 ³	4.4 10 ²	1.3 10 ³
United Kingdom	8.5 10 ⁴	1.0 10 ¹	1.5 10 ²	7.0 10 ²	1.0 10 ²	5.0 10 ²	2.5 10 ¹	2.1 10 ²	2.2 10 ²	6.0 10 ⁻¹	1.9 10 ⁰
World	8.2 10 ⁵	6.4 10 ³	2.3 10 ⁴	1.1 10 ⁵	1.4 10 ⁴	6.8 10 ⁴	3.0 10 ³	1.2 10 ⁴	1.2 10 ⁴	4.5 10 ³	1.9 10 ⁴

表 A-29 モデルコンパートメントごとの年間海水魚摂取量^a (続)

Nation	Annual marine fish consumption t y ⁻¹										
	Bristol Channel	Cantabrian Sea	Cap de la Hague	Celtic Sea	Central Channel NE	Central Channel SE	Channel Islands	Cumbrian Waters	English Channel W	French Continental Shelf	Gulf of Cadiz
Austria	0.0 10 ⁰	2.5 10 ¹	1.5 10 ¹	1.5 10 ²	2.0 10 ¹	2.5 10 ¹	2.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.0 10 ²	1.5 10 ²
Belgium	7.0 10 ²	5.0 10 ¹	1.5 10 ²	1.2 10 ³	5.0 10 ²	6.8 10 ²	1.7 10 ²	8.0 10 ⁰	1.3 10 ³	9.0 10 ²	1.5 10 ²
Denmark	2.5 10 ¹	5.0 10 ¹	1.3 10 ²	5.0 10 ²	3.5 10 ¹	5.0 10 ¹	1.5 10 ²	5.0 10 ⁻¹	8.3 10 ³	1.0 10 ²	5.0 10 ¹
Finland	1.7 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	1.5 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰						
France	2.2 10 ³	2.1 10 ³	1.8 10 ³	1.5 10 ⁴	3.7 10 ³	4.9 10 ³	2.1 10 ³	2.0 10 ¹	3.5 10 ¹	2.5 10 ⁴	1.6 10 ³
Germany	1.0 10 ²	3.0 10 ²	5.0 10 ²	4.5 10 ³	4.7 10 ²	6.4 10 ²	5.7 10 ²	5.0 10 ⁰	5.0 10 ⁰	1.8 10 ³	2.5 10 ²
Greece	0.0 10 ⁰	1.5 10 ²	1.0 10 ¹	1.0 10 ²	1.0 10 ¹	1.5 10 ¹	1.5 10 ¹	0.0 10 ⁰	3.3 10 ²	5.0 10 ¹	1.5 10 ²
Ireland	2.5 10 ¹	0.0 10 ⁰	7.5 10 ¹	2.4 10 ³	1.0 10 ¹	1.5 10 ¹	8.5 10 ¹	1.5 10 ¹	6.0 10 ²	5.0 10 ¹	0.0 10 ⁰
Italy	1.0 10 ²	4.1 10 ³	2.3 10 ²	1.9 10 ³	2.9 10 ²	4.0 10 ²	2.6 10 ²	2.0 10 ⁰	1.1 10 ³	2.0 10 ³	2.1 10 ³
Netherlands	1.0 10 ²	5.0 10 ¹	3.7 10 ²	3.5 10 ³	4.8 10 ²	6.5 10 ²	4.5 10 ²	3.5 10 ⁰	1.0 10 ²	1.2 10 ³	1.0 10 ²
Norway	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.8 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Portugal	2.5 10 ¹	2.8 10 ³	5.0 10 ¹	2.5 10 ²	4.5 10 ¹	6.0 10 ¹	5.0 10 ¹	5.0 10 ⁻¹	8.5 10 ²	5.0 10 ²	3.7 10 ⁴
Spain	2.5 10 ²	4.8 10 ⁴	3.3 10 ²	3.3 10 ³	3.5 10 ²	4.6 10 ²	3.8 10 ²	1.0 10 ¹	4.7 10 ³	9.0 10 ³	2.0 10 ⁴
Sweden	2.5 10 ¹	2.5 10 ¹	5.5 10 ¹	4.0 10 ²	5.0 10 ¹	8.0 10 ¹	6.0 10 ¹	5.0 10 ⁻¹	5.0 10 ¹	3.5 10 ²	5.0 10 ¹
United Kingdom	1.7 10 ³	4.0 10 ²	3.2 10 ³	5.0 10 ³	1.0 10 ³	1.3 10 ³	3.6 10 ³	7.5 10 ¹	2.0 10 ²	5.0 10 ²	5.0 10 ²
World	6.0 10 ³	7.1 10 ⁴	8.8 10 ³	5.7 10 ⁴	9.1 10 ³	1.2 10 ⁴	1.0 10 ⁴	1.9 10 ²	2.3 10 ⁴	5.2 10 ⁴	6.9 10 ⁴

表 A-29 モデルコンパートメントごとの年間海水魚摂取量^a (続)

Nation	Annual marine fish consumption t y ⁻¹										
	Gulf of Finland	Gulf of Riga	Irish Sea N	Irish Sea NE	Irish Sea NW	Irish Sea S	Irish Sea SE	Irish Sea W	Isle of Wight	Kara and Barents sea	Kattegat (bottom 20-120 m)
Austria			0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	4.0 10 ⁰	5.0 10 ⁻¹	4.5 10 ⁰	1.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	5.0 10 ¹
Belgium	9.5 10 ⁻¹	3.0 10 ⁻¹	2.0 10 ¹	1.5 10 ¹	1.0 10 ²	3.5 10 ²	4.5 10 ¹	2.1 10 ²	1.7 10 ²	1.0 10 ¹	1.0 10 ²
Denmark	2.1 10 ²	1.3 10 ²	1.5 10 ⁰	1.0 10 ⁰	1.1 10 ³	2.5 10 ¹	3.0 10 ⁰	1.0 10 ¹	1.0 10 ¹	3.0 10 ³	1.7 10 ³
Finland	3.8 10 ³	2.9 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.0 10 ¹	1.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	5.0 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	1.0 10 ²	5.0 10 ¹
France	6.5 10 ⁰	1.6 10 ⁰	5.0 10 ¹	2.5 10 ¹	3.0 10 ⁰	7.6 10 ²	9.0 10 ¹	4.4 10 ²	1.1 10 ³	4.0 10 ²	7.0 10 ²
Germany	7.0 10 ¹	1.5 10 ¹	2.0 10 ¹	1.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	3.0 10 ²	3.5 10 ¹	1.8 10 ²	1.5 10 ²	2.1 10 ³	8.5 10 ²
Greece	1.5 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	5.0 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	1.0 10 ¹	1.0 10 ¹	1.0 10 ⁰	5.0 10 ⁰	5.0 10 ⁰	5.5 10 ¹	2.5 10 ¹
Ireland	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	4.0 10 ¹	2.5 10 ¹	3.0 10 ¹	6.4 10 ²	8.0 10 ¹	3.7 10 ²	5.0 10 ⁰	1.0 10 ¹	2.5 10 ¹
Italy	9.5 10 ⁻¹	3.1 10 ¹	5.0 10 ⁰	2.5 10 ⁰	5.0 10 ¹	9.0 10 ¹	1.0 10 ¹	5.5 10 ¹	8.5 10 ¹	7.5 10 ¹	2.5 10 ²
Netherlands	6.0 10 ¹	1.0 10 ¹	1.0 10 ¹	5.0 10 ⁰	5.0 10 ⁰	1.5 10 ²	2.0 10 ¹	8.5 10 ¹	1.5 10 ²	4.5 10 ²	2.0 10 ²
Norway			0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.2 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	2.2 10 ³	1.0 10 ²
Portugal	2.8 10 ¹	1.2 10 ¹	1.5 10 ⁰	5.0 10 ⁻¹	1.1 10 ²	2.0 10 ¹	2.5 10 ⁰	1.5 10 ¹	1.0 10 ¹	5.0 10 ²	1.0 10 ²
Spain	4.3 10 ¹	5.0 10 ¹	2.0 10 ¹	1.0 10 ¹	2.6 10 ²	3.3 10 ²	4.0 10 ¹	1.9 10 ²	1.0 10 ²	1.5 10 ²	2.5 10 ²
Sweden	1.1 10 ²	9.0 10 ¹	1.5 10 ⁰	1.0 10 ⁰	2.0 10 ⁰	2.5 10 ¹	3.0 10 ⁰	1.5 10 ¹	2.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	5.5 10 ³
United Kingdom	6.0 10 ¹	4.1 10 ⁰	2.1 10 ²	1.1 10 ²	2.2 10 ²	3.1 10 ³	3.8 10 ²	1.8 10 ³	3.1 10 ²	1.5 10 ³	1.5 10 ²
World	1.6 10 ⁴	1.1 10 ⁴	5.0 10 ²	2.7 10 ²	2.6 10 ³	7.6 10 ³	9.3 10 ²	4.5 10 ³	2.9 10 ³	1.1 10 ⁵	3.0 10 ⁴

表 A-29 モデルコンパートメントごとの年間海水魚摂取量^a (続)

Nation	Annual marine fish consumption t y ⁻¹										
	Kattegat (surface 0-20 m)	Liverpool and Morecambe Bays	Lyme Bay	Mediterranean	North Sea Central	North Sea E	North Sea N	North Sea SE	North Sea SW	Norwegian Waters	Portuguese Continental Shelf
Austria	5.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	5.0 10 ⁰		8.0 10 ²	1.0 10 ²	3.5 10 ²	7.5 10 ¹	7.5 10 ¹	2.0 10 ²	1.0 10 ²
Belgium	1.0 10 ²	1.5 10 ¹	3.0 10 ¹	1.5 10 ³	6.5 10 ³	6.5 10 ²	1.4 10 ³	2.0 10 ³	2.0 10 ³	6.5 10 ²	1.0 10 ²
Denmark	1.7 10 ³	1.5 10 ⁰	2.5 10 ¹	6.4 10 ²	1.9 10 ⁴	1.9 10 ³	1.4 10 ⁴	3.0 10 ²	3.0 10 ²	3.1 10 ⁴	5.0 10 ¹
Finland	5.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰		2.0 10 ²	5.0 10 ¹	2.5 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	8.0 10 ²	0.0 10 ⁰
France	7.0 10 ²	3.0 10 ¹	3.8 10 ²	1.7 10 ⁴	1.6 10 ⁴	1.6 10 ³	1.7 10 ⁴	2.8 10 ³	2.8 10 ³	7.0 10 ³	1.6 10 ³
Germany	8.5 10 ²	1.5 10 ¹	1.1 10 ²	6.1 10 ³	2.4 10 ⁴	2.5 10 ³	2.1 10 ⁴	1.4 10 ³	1.4 10 ³	2.5 10 ⁴	2.5 10 ²
Greece	2.5 10 ¹	5.0 10 ⁻¹	5.0 10 ⁰	3.5 10 ⁴	5.0 10 ²	5.0 10 ¹	2.5 10 ²	5.0 10 ¹	5.0 10 ¹	2.5 10 ²	1.0 10 ²
Ireland	2.5 10 ¹	2.5 10 ¹	1.5 10 ¹	7.0 10 ⁰	4.0 10 ²	5.0 10 ¹	1.3 10 ³	2.5 10 ¹	2.5 10 ¹	1.1 10 ³	0.0 10 ⁰
Italy	2.5 10 ²	5.0 10 ⁰	5.0 10 ¹	1.2 10 ⁵	7.0 10 ³	7.0 10 ²	3.0 10 ³	1.0 10 ³	1.0 10 ³	1.6 10 ³	2.2 10 ³
Netherlands	2.0 10 ²	5.0 10 ⁰	6.5 10 ¹	3.9 10 ³	1.2 10 ⁴	1.2 10 ³	4.9 10 ³	2.9 10 ³	2.9 10 ³	6.0 10 ³	5.0 10 ¹
Norway	1.0 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰		3.1 10 ³	3.5 10 ²	7.5 10 ³	1.0 10 ²	1.0 10 ²	2.2 10 ⁴	0.0 10 ⁰
Portugal	1.0 10 ²	1.5 10 ⁰	1.0 10 ¹	3.6 10 ³	2.5 10 ³	2.5 10 ²	2.4 10 ³	1.5 10 ²	1.5 10 ²	7.0 10 ³	3.9 10 ⁴
Spain	2.5 10 ²	1.5 10 ¹	7.0 10 ¹	4.9 10 ⁴	6.5 10 ³	6.5 10 ²	5.0 10 ³	9.0 10 ²	9.0 10 ²	3.8 10 ⁴	2.1 10 ⁴
Sweden	5.5 10 ³	1.5 10 ⁰	1.0 10 ¹		5.0 10 ³	5.0 10 ²	2.2 10 ³	1.0 10 ²	1.0 10 ²	3.3 10 ³	5.0 10 ¹
United Kingdom	1.5 10 ²	1.3 10 ²	6.8 10 ²	2.5 10 ³	3.2 10 ⁴	3.1 10 ³	7.5 10 ⁴	1.8 10 ³	1.8 10 ³	2.1 10 ⁴	5.0 10 ¹
World	3.0 10 ⁴	3.3 10 ²	1.9 10 ³	2.4 10 ⁵	2.5 10 ⁵	2.5 10 ⁴	2.9 10 ⁵	2.3 10 ⁴	2.3 10 ⁴	5.6 10 ⁵	7.2 10 ⁴

表 A-29 モデルコンパートメントごとの年間海水魚摂取量^a (続)

Nation	Annual marine fish consumption t y ⁻¹				
	Sam's Beach	Scottish Waters E	Scottish Waters W	Skagerrak	Spitzbergen
Austria	5.0 10 ⁰	5.0 10 ¹	3.5 10 ²	1.5 10 ²	5.0 10 ¹
Belgium	1.8 10 ²	2.0 10 ²	1.8 10 ³	3.0 10 ²	1.0 10 ²
Denmark	1.0 10 ¹	1.8 10 ³	3.5 10 ³	5.5 10 ³	1.0 10 ³
Finland	0.0 10 ⁰	5.0 10 ¹	1.0 10 ²	2.0 10 ²	5.0 10 ¹
France	1.2 10 ³	2.1 10 ³	2.0 10 ⁴	2.3 10 ³	1.0 10 ³
Germany	1.6 10 ²	2.5 10 ²	1.5 10 ⁴	2.6 10 ³	2.3 10 ³
Greece	5.0 10 ⁰	5.0 10 ¹	3.0 10 ²	5.0 10 ¹	5.0 10 ¹
Ireland	5.0 10 ⁰	1.5 10 ²	1.2 10 ⁴	5.0 10 ¹	1.0 10 ²
Italy	1.0 10 ²	4.0 10 ²	3.2 10 ³	8.0 10 ²	4.5 10 ²
Netherlands	1.7 10 ²	6.5 10 ²	6.5 10 ³	7.0 10 ²	3.0 10 ²
Norway	0.0 10 ⁰	1.0 10 ³	1.7 10 ³	3.0 10 ²	6.0 10 ²
Portugal	1.5 10 ¹	3.5 10 ²	1.0 10 ³	3.5 10 ²	1.3 10 ³
Spain	1.2 10 ²	6.5 10 ²	8.0 10 ³	7.5 10 ²	3.7 10 ³
Sweden	2.0 10 ¹	3.0 10 ²	6.5 10 ²	1.6 10 ⁴	5.0 10 ¹
United Kingdom	3.0 10 ²	9.0 10 ³	6.8 10 ⁴	5.0 10 ²	3.0 10 ³
World	3.1 10 ³	3.4 10 ⁴	2.1 10 ⁵	3.7 10 ⁴	4.5 10 ⁴

Zero catch for Atlantic NE middle and deep; Other Atlantic, Arctic Ocean; Arctic South, Other Oceans.(Atlantic NE includes Arctic South data)

Notes:

a - Hagel (2002); ICES (2001); Nielson (2000).

表 A-30 モデルコンパートメントごとの年間海洋甲殻類摂取量^a

Nation	Annual marine crustacean consumption t y ⁻¹										
	Atlantic North NE (surface 0-1000 m)	Baie de la Seine	Bay of Biscay	Belt Sea (surface 0-14 m)	Bristol Channel	Cantabrian Sea	Cap de la Hague	Celtic Sea	Central Channel NE	Central Channel SE	Channel Islands
Austria	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	2.3 10 ⁻²		5.0 10 ⁻²	7.5 10 ⁻²	3.3 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹
Belgium	6.0 10 ¹	2.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	2.7 10 ⁰	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	6.7 10 ⁰	1.7 10 ¹	1.7 10 ⁰	2.3 10 ⁰	1.3 10 ¹
Denmark	3.0 10 ³	6.7 10 ⁻¹	4.6 10 ⁻²	5.6 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	6.7 10 ⁻¹	1.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰
Finland	3.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	5.3 10 ⁻³	2.1 10 ⁻¹	3.4 10 ⁻²	8.8 10 ⁻²	0.0 10 ⁰	8.6 10 ⁻²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
France	1.8 10 ³	5.0 10 ¹	5.3 10 ¹	1.8 10 ¹	1.0 10 ²	6.7 10 ⁰	4.0 10 ²	7.7 10 ²	4.3 10 ¹	5.7 10 ¹	7.3 10 ²
Germany	4.7 10 ²	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.5 10 ¹	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	6.7 10 ⁰	1.3 10 ¹	2.0 10 ⁰	2.7 10 ⁰	1.3 10 ¹
Greece	6.7 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	4.2 10 ⁻²	6.3 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	3.3 10 ⁻¹	2.0 10 ⁰
Ireland	1.2 10 ³	2.3 10 ⁰	1.0 10 ⁻¹	2.8 10 ⁻¹	3.3 10 ⁰	5.9 10 ⁰	6.7 10 ⁰	2.0 10 ²	2.0 10 ⁰	2.3 10 ⁰	1.0 10 ¹
Italy	5.0 10 ²	6.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	9.1 10 ⁰	1.7 10 ¹	6.7 10 ⁰	3.3 10 ¹	6.7 10 ¹	6.7 10 ⁰	6.7 10 ⁰	3.7 10 ¹
Netherlands	3.3 10 ²	1.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.1 10 ¹	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	5.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	1.3 10 ⁰	2.0 10 ⁰	1.0 10 ¹
Norway	4.7 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰		0.0 10 ⁰						
Portugal	6.7 10 ¹	2.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	2.6 10 ⁰	3.3 10 ⁰	6.7 10 ⁰	1.0 10 ¹	1.7 10 ¹	2.0 10 ⁰	2.3 10 ⁰	2.0 10 ¹
Spain	1.0 10 ³	1.7 10 ¹	1.7 10 ⁰	6.3 10 ⁰	3.3 10 ¹	3.3 10 ²	5.0 10 ¹	6.7 10 ¹	1.3 10 ¹	2.0 10 ¹	8.7 10 ¹
Sweden	4.3 10 ²	0.0 10 ⁰	1.7 10 ⁻²	1.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	1.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	1.0 10 ⁰
United Kingdom	5.3 10 ³	5.3 10 ¹	6.7 10 ⁰	6.3 10 ⁰	1.0 10 ²	0.0 10 ⁰	1.4 10 ²	6.7 10 ¹	4.7 10 ¹	6.0 10 ¹	2.3 10 ²
World	3.1 10 ⁴	1.9 10 ²	6.7 10 ¹	1.1 10 ²	3.3 10 ²	3.7 10 ²	8.2 10 ²	1.3 10 ³	1.7 10 ²	2.2 10 ²	1.4 10 ³

表 A-30 モデルコンパートメントごとの年間海洋甲殻類摂取量^a (続)

Nation	Annual marine crustacean consumption t y ⁻¹										
	Cumbrian Waters	English Channel W	French Continental Shelf	Gulf of Cadiz	Irish Sea N	Irish Sea NE	Irish Sea NW	Irish Sea S	Irish Sea SE	Irish Sea W	Isle of Wight
Austria	0.0 10 ⁰	6.7 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Belgium	1.0 10 ⁰	2.3 10 ¹	3.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.0 10 ⁰	1.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	1.2 10 ¹	3.3 10 ⁰	6.7 10 ⁰	1.3 10 ⁰
Denmark	3.3 10 ⁻¹	5.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	6.7 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	1.3 10 ⁰	5.0 10 ⁰	2.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹
Finland	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
France	1.3 10 ¹	1.1 10 ³	2.6 10 ³	1.7 10 ¹	2.0 10 ¹	2.0 10 ¹	5.0 10 ¹	2.0 10 ²	6.7 10 ¹	1.1 10 ²	2.7 10 ¹
Germany	1.0 10 ⁰	2.0 10 ¹	1.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.3 10 ⁰	1.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰	1.3 10 ¹	3.3 10 ⁰	6.7 10 ⁰	1.3 10 ⁰
Greece	0.0 10 ⁰	3.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	6.7 10 ⁻¹	2.0 10 ⁰	1.0 10 ⁰	1.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Ireland	1.7 10 ¹	1.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	2.0 10 ¹	2.3 10 ¹	5.7 10 ¹	2.2 10 ²	6.7 10 ¹	1.3 10 ²	1.3 10 ⁰
Italy	6.7 10 ⁰	5.3 10 ¹	3.3 10 ¹	1.7 10 ¹	1.0 10 ¹	1.0 10 ¹	2.3 10 ¹	9.7 10 ¹	3.3 10 ¹	5.7 10 ¹	3.3 10 ⁰
Netherlands	6.7 10 ⁻¹	1.3 10 ¹	1.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.0 10 ⁰	1.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	1.0 10 ¹	3.3 10 ⁰	5.7 10 ⁰	1.3 10 ⁰
Norway	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Portugal	1.0 10 ⁰	2.7 10 ¹	3.3 10 ¹	2.3 10 ²	1.3 10 ⁰	1.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰	1.3 10 ¹	3.3 10 ⁰	6.7 10 ⁰	1.0 10 ⁰
Spain	1.0 10 ¹	1.3 10 ²	6.7 10 ¹	1.1 10 ³	1.3 10 ¹	1.7 10 ¹	3.7 10 ¹	1.4 10 ²	4.3 10 ¹	8.0 10 ¹	1.0 10 ¹
Sweden	1.0 10 ⁰	1.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.3 10 ⁰	1.3 10 ⁰	4.7 10 ⁰	1.4 10 ¹	3.3 10 ⁰	1.0 10 ¹	0.0 10 ⁰
United Kingdom	2.7 10 ¹	3.6 10 ²	3.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	3.3 10 ¹	3.7 10 ¹	9.0 10 ¹	3.4 10 ²	1.0 10 ²	2.0 10 ²	2.7 10 ¹
World	1.0 10 ²	2.2 10 ³	3.0 10 ³	1.4 10 ³	1.3 10 ²	1.4 10 ²	3.5 10 ²	1.4 10 ³	4.3 10 ²	8.0 10 ²	1.0 10 ²

表 A-30 モデルコンパートメントごとの年間海洋甲殻類摂取量^a (続)

Nation	Annual marine crustacean consumption t y ⁻¹										
	Kara and Barents sea	Kattegat (bottom 20-120 m)	Kattegat (surface 0-20 m)	Liverpool and Morecambe Bays	Lyme Bay	Mediterranean	North Sea Central	North Sea E	North Sea N	North Sea SE	North Sea SW
Austria	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	6.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰		3.3 10 ¹	3.3 10 ⁰	1.3 10 ¹	3.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰
Belgium	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	6.7 10 ⁰	2.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	1.7 10 ¹	2.7 10 ²	3.3 10 ¹	3.3 10 ¹	2.0 10 ²	2.0 10 ²
Denmark	1.7 10 ²	0.0 10 ⁰	1.7 10 ²	6.7 10 ⁻¹	2.3 10 ⁰	1.1 10 ⁰	1.3 10 ²	1.7 10 ¹	1.3 10 ²	3.3 10 ¹	3.3 10 ¹
Finland	1.0 10 ²	0.0 10 ⁰	5.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰		1.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	3.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
France	1.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.3 10 ²	3.0 10 ¹	2.2 10 ²	2.7 10 ²	6.0 10 ²	6.7 10 ¹	4.3 10 ²	2.7 10 ²	2.7 10 ²
Germany	3.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	6.7 10 ¹	2.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	4.1 10 ¹	3.3 10 ³	3.7 10 ²	1.0 10 ²	1.3 10 ²	1.3 10 ²
Greece	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	1.1 10 ³	1.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	2.0 10 ¹	3.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰
Ireland	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.7 10 ¹	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ¹	3.3 10 ⁰	3.3 10 ¹	1.0 10 ¹	1.0 10 ¹
Italy	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.3 10 ²	1.7 10 ¹	1.0 10 ¹	1.1 10 ⁴	2.0 10 ²	3.3 10 ¹	2.0 10 ²	6.7 10 ¹	6.7 10 ¹
Netherlands	1.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	6.7 10 ¹	1.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰	1.3 10 ¹	7.0 10 ²	6.7 10 ¹	6.7 10 ¹	2.8 10 ²	2.8 10 ²
Norway	1.9 10 ³	0.0 10 ⁰	8.0 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰		0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	6.7 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Portugal	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.7 10 ⁰	6.7 10 ⁰	9.1 10 ¹	3.3 10 ¹	3.3 10 ⁰	3.3 10 ¹	3.3 10 ¹	3.3 10 ¹
Spain	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ¹	2.3 10 ¹	2.7 10 ¹	2.8 10 ³	3.0 10 ²	3.3 10 ¹	3.7 10 ²	1.0 10 ²	1.0 10 ²
Sweden	2.0 10 ²	0.0 10 ⁰	9.7 10 ²	2.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹		1.0 10 ²	6.7 10 ⁰	2.3 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
United Kingdom	3.7 10 ²	0.0 10 ⁰	2.7 10 ²	5.7 10 ¹	7.0 10 ¹	2.8 10 ¹	8.7 10 ²	1.0 10 ²	1.3 10 ³	1.7 10 ²	1.7 10 ²
World	4.3 10 ³	0.0 10 ⁰	3.7 10 ³	2.2 10 ²	4.3 10 ²	1.5 10 ⁴	9.0 10 ³	1.0 10 ³	5.3 10 ³	1.9 10 ³	1.9 10 ³

表 A-30 モデルコンパートメントごとの年間海洋甲殻類摂取量^a (続)

Nation	Annual marine crustacean consumption t y ⁻¹						
	Norwegian Waters	Portuguese Continental Shelf	Sam's Beach	Scottish Waters E	Scottish Waters W	Skagerrak	Spitzbergen
Austria	2.1 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	6.7 10 ⁰	3.1 10 ⁻²
Belgium	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰	6.7 10 ¹	6.7 10 ⁰	3.3 10 ⁰
Denmark	6.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	3.3 10 ¹	3.3 10 ¹	1.7 10 ²	4.3 10 ²
Finland	6.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	5.0 10 ¹	2.3 10 ²
France	3.3 10 ⁰	1.7 10 ¹	3.0 10 ¹	6.7 10 ¹	6.3 10 ²	1.3 10 ²	2.7 10 ¹
Germany	2.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.3 10 ⁰	1.7 10 ¹	6.7 10 ¹	6.7 10 ¹	6.7 10 ¹
Greece	3.3 10 ⁻²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.7 10 ¹	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Ireland	5.2 10 ⁻³	0.0 10 ⁰	1.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰	4.7 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Italy	1.4 10 ⁻¹	1.7 10 ¹	3.3 10 ⁰	3.3 10 ¹	3.0 10 ²	1.3 10 ²	3.3 10 ⁰
Netherlands	3.5 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	3.3 10 ¹	6.7 10 ¹	3.3 10 ¹
Norway	1.0 10 ³	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.0 10 ²	0.0 10 ⁰	8.0 10 ²	1.0 10 ³
Portugal	3.6 10 ⁻³	2.7 10 ²	1.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰	5.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	3.3 10 ¹
Spain	0.0 10 ⁰	1.1 10 ³	1.0 10 ¹	6.7 10 ¹	5.0 10 ²	3.3 10 ¹	1.3 10 ²
Sweden	1.3 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ¹	3.3 10 ¹	9.7 10 ²	5.0 10 ²
United Kingdom	1.7 10 ²	0.0 10 ⁰	3.0 10 ¹	2.0 10 ²	1.4 10 ³	2.7 10 ²	1.0 10 ³
World	1.6 10 ³	1.5 10 ³	1.1 10 ²	8.0 10 ²	5.0 10 ³	3.7 10 ³	7.3 10 ³

Zero catch for Atlantic NE middle and deep; Other Atlantic, Arctic Ocean; Arctic South, Baltic Sea W,E, surface and bottom) Belt sea bottom, Bothonian Bay, Bothonian Sea, Gulf of Finland, Gulf of Riga, Kattegat Bottom, Other Oceans, (Atlantic NE includes Arctic South data).

Notes:

a - Hagel (2002); ICES (2001); Nielson (2000).

表 A-31 モデルコンパートメントごとの年間海洋軟体動物摂取量^a

Nation	Annual marine mollusc consumption t y ⁻¹										
	Atlantic North N.E. (surface 0-1000 m)	Baie de la Seine	Bay of Biscay	Belt Sea (surface 0-14 m)	Bristol Channel	Cantabrian Sea	Celtic Sea	Central Channel SE	Channel Islands	Cumbrian Waters	English Channel W
Austria	4.3 10 ⁻¹	5.0 10 ⁻¹	5.2 10 ⁻³		0.0 10 ⁰	5.0 10 ⁻²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.2 10 ⁰	0.0 10 ⁰	8.3 10 ⁻¹
Belgium	1.9 10 ¹	3.8 10 ¹	0.0 10 ⁰	2.3 10 ⁰	2.7 10 ¹	1.7 10 ⁰	1.0 10 ¹	5.0 10 ⁰	6.3 10 ¹	3.3 10 ⁰	4.2 10 ¹
Denmark	1.1 10 ²	1.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	9.2 10 ²	1.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.7 10 ⁻¹	3.3 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	3.3 10 ⁰
Finland	2.3 10 ⁻¹	1.7 10 ⁻¹	2.2 10 ⁻³	1.8 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	4.1 10 ⁻²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	5.0 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹
France	8.2 10 ²	5.8 10 ²	5.0 10 ⁰	1.3 10 ¹	1.8 10 ²	2.7 10 ¹	2.8 10 ¹	7.2 10 ¹	1.4 10 ³	5.5 10 ¹	9.0 10 ²
Germany	2.8 10 ¹	1.5 10 ¹	0.0 10 ⁰	2.9 10 ¹	3.3 10 ⁰	5.0 10 ⁰	6.7 10 ⁰	1.7 10 ⁰	3.5 10 ¹	1.7 10 ⁰	2.3 10 ¹
Greece	3.5 10 ⁰	1.7 10 ⁰	7.2 10 ⁻²	4.8 10 ⁻¹	1.7 10 ⁰	3.3 10 ⁰	1.7 10 ⁰	1.7 10 ⁻¹	3.3 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	3.3 10 ⁰
Ireland	4.0 10 ²	8.3 10 ⁻¹	8.4 10 ⁻⁴	2.3 10 ⁻¹	3.3 10 ⁰	7.0 10 ⁰	5.0 10 ¹	1.7 10 ⁻¹	5.0 10 ⁰	2.8 10 ¹	3.3 10 ⁰
Italy	9.7 10 ¹	4.2 10 ¹	1.7 10 ⁰	6.9 10 ⁰	4.8 10 ¹	5.8 10 ¹	3.3 10 ¹	5.0 10 ⁰	1.2 10 ²	1.0 10 ¹	8.3 10 ¹
Netherlands	3.4 10 ¹	1.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	8.6 10 ⁰	2.5 10 ¹	0.0 10 ⁰	6.7 10 ⁰	8.3 10 ⁻¹	3.8 10 ¹	3.3 10 ⁰	2.5 10 ¹
Norway	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰		0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Portugal	2.8 10 ¹	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	2.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	3.3 10 ¹	3.3 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	8.3 10 ⁰	6.7 10 ⁻¹	6.7 10 ⁰
Spain	2.4 10 ²	1.2 10 ²	1.0 10 ¹	4.8 10 ⁰	8.3 10 ¹	5.2 10 ²	9.3 10 ¹	1.5 10 ¹	3.2 10 ²	1.5 10 ¹	2.0 10 ²
Sweden	2.1 10 ⁰	5.0 10 ⁻¹	5.6 10 ⁻³	5.9 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.7 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	5.0 10 ⁻¹
United Kingdom	2.6 10 ²	1.5 10 ²	3.2 10 ⁻²	4.8 10 ⁰	6.5 10 ²	1.7 10 ⁰	1.0 10 ²	1.8 10 ¹	7.3 10 ²	7.2 10 ¹	4.8 10 ²
World	5.8 10 ³	1.0 10 ³	1.8 10 ¹	1.0 10 ³	1.0 10 ³	7.0 10 ²	6.3 10 ²	1.2 10 ²	2.8 10 ³	2.1 10 ²	1.8 10 ³

表 A-31 モデルコンパートメントごとの年間海洋軟体動物摂取量^a (続)

Nation	Annual marine mollusc consumption t y ⁻¹										
	French Continental Shelf	Gulf of Cadiz	Irish Sea N	Irish Sea NE	Irish Sea NW	Irish Sea S	Irish Sea SE	Irish Sea W	Isle of Wight	Kara and Barents sea	Kattegat (surface 0-20 m)
Austria	1.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.7 10 ⁻¹	3.3 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	8.3 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Belgium	5.0 10 ¹	5.0 10 ⁰	5.0 10 ⁰	6.7 10 ⁰	8.3 10 ⁰	1.8 10 ¹	3.3 10 ⁰	6.7 10 ⁰	4.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Denmark	1.7 10 ⁰	1.7 10 ⁰	5.0 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	1.2 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	1.7 10 ⁰	5.0 10 ¹	6.7 10 ⁰
Finland	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.7 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
France	1.2 10 ³	8.3 10 ¹	8.7 10 ¹	1.6 10 ²	2.0 10 ²	4.1 10 ²	9.0 10 ¹	1.5 10 ²	7.1 10 ²	1.7 10 ¹	0.0 10 ⁰
Germany	3.3 10 ¹	1.7 10 ¹	1.7 10 ⁰	3.3 10 ⁰	5.0 10 ⁰	1.0 10 ¹	1.7 10 ⁰	3.3 10 ⁰	1.7 10 ¹	1.7 10 ¹	3.3 10 ⁰
Greece	3.3 10 ⁰	1.7 10 ¹	3.3 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	3.3 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	1.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Ireland	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	4.5 10 ¹	8.5 10 ¹	1.1 10 ²	2.1 10 ²	4.7 10 ¹	7.7 10 ¹	1.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Italy	8.3 10 ¹	1.7 10 ²	1.5 10 ¹	2.8 10 ¹	3.7 10 ¹	7.3 10 ¹	1.7 10 ¹	2.7 10 ¹	5.2 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Netherlands	8.3 10 ⁰	1.7 10 ⁰	5.0 10 ⁰	8.3 10 ⁰	1.0 10 ¹	2.0 10 ¹	5.0 10 ⁰	6.7 10 ⁰	1.2 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Norway	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	4.2 10 ²	0.0 10 ⁰
Portugal	1.7 10 ¹	1.8 10 ³	6.7 10 ⁻¹	1.3 10 ⁰	1.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰	8.3 10 ⁻¹	1.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Spain	3.2 10 ²	1.8 10 ³	2.2 10 ¹	4.2 10 ¹	5.3 10 ¹	1.1 10 ²	2.3 10 ¹	3.8 10 ¹	1.5 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Sweden	1.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.7 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	5.0 10 ⁻¹	1.0 10 ⁰	1.7 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹	5.0 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰
United Kingdom	1.7 10 ¹	8.3 10 ⁰	1.2 10 ²	2.2 10 ²	2.7 10 ²	5.4 10 ²	1.2 10 ²	2.0 10 ²	1.8 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
World	1.8 10 ³	4.2 10 ³	3.2 10 ²	6.0 10 ²	7.5 10 ²	1.5 10 ³	3.3 10 ²	5.5 10 ²	1.2 10 ³	1.5 10 ⁴	1.7 10 ¹

表 A-31 モデルコンパートメントごとの年間海洋軟体動物摂取量^a (続)

Nation	Annual marine mollusc consumption t y ⁻¹										
	Liverpool and Morecambe Bays	Lyme Bay	Mediterranean	North Sea Central	North Sea E	North Sea N	North Sea SE	North Sea SW	Norwegian Waters	Portuguese Continental Shelf	Sam's Beach
Austria	1.7 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹		6.7 10 ¹	5.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.0 10 ¹	1.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	5.0 10 ⁻¹
Belgium	1.0 10 ¹	3.5 10 ¹	3.9 10 ¹	5.0 10 ¹	5.0 10 ¹	1.7 10 ¹	1.5 10 ³	1.5 10 ³	6.3 10 ⁻²	5.0 10 ⁰	3.5 10 ¹
Denmark	5.0 10 ⁻¹	1.7 10 ⁰	1.4 10 ⁰	4.7 10 ³	3.7 10 ³	3.3 10 ⁰	1.7 10 ¹	1.7 10 ¹	1.0 10 ¹	1.7 10 ⁰	1.3 10 ⁰
Finland	1.7 10 ⁻¹	3.3 10 ⁻¹		3.3 10 ¹	2.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.7 10 ⁰	1.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.7 10 ⁻¹
France	2.4 10 ²	7.8 10 ²	3.1 10 ³	9.2 10 ²	7.3 10 ²	1.3 10 ²	1.6 10 ³	1.6 10 ³	5.0 10 ⁰	8.3 10 ¹	5.3 10 ²
Germany	5.0 10 ⁰	1.8 10 ¹	2.3 10 ²	6.3 10 ³	5.0 10 ³	3.3 10 ⁰	2.2 10 ²	2.2 10 ²	1.7 10 ⁰	1.7 10 ¹	1.3 10 ¹
Greece	5.0 10 ⁻¹	1.7 10 ⁰	1.4 10 ³	1.7 10 ¹	1.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.0 10 ¹	1.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	1.7 10 ¹	1.7 10 ⁰
Ireland	1.3 10 ²	1.7 10 ⁰	3.0 10 ⁻¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	6.7 10 ⁰	6.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	8.3 10 ⁻¹
Italy	4.3 10 ¹	6.7 10 ¹	2.8 10 ⁴	2.0 10 ²	1.7 10 ²	3.3 10 ¹	5.8 10 ²	5.8 10 ²	2.1 10 ⁻²	1.7 10 ²	3.8 10 ¹
Netherlands	1.3 10 ¹	2.0 10 ¹	2.8 10 ¹	1.1 10 ³	8.3 10 ²	1.7 10 ¹	1.6 10 ³	1.6 10 ³	2.1 10 ⁻²	1.7 10 ⁰	8.3 10 ⁰
Norway	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰		0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	1.0 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Portugal	1.7 10 ⁰	5.0 10 ⁰	8.0 10 ¹	3.3 10 ¹	3.3 10 ¹	3.3 10 ⁰	1.3 10 ²	1.3 10 ²	0.0 10 ⁰	1.8 10 ³	3.3 10 ⁰
Spain	6.2 10 ¹	1.8 10 ²	3.5 10 ³	1.0 10 ²	8.3 10 ¹	6.7 10 ¹	6.7 10 ²	6.7 10 ²	0.0 10 ⁰	1.8 10 ³	1.1 10 ²
Sweden	3.3 10 ⁻¹	6.7 10 ⁻¹		6.7 10 ¹	5.0 10 ¹	0.0 10 ⁰	5.0 10 ⁰	5.0 10 ⁰	1.1 10 ⁰	0.0 10 ⁰	5.0 10 ⁻¹
United Kingdom	3.2 10 ²	4.0 10 ²	1.3 10 ¹	3.0 10 ²	2.3 10 ²	5.7 10 ²	1.2 10 ³	1.2 10 ³	2.1 10 ⁻²	8.3 10 ⁰	1.3 10 ²
World	8.8 10 ²	1.6 10 ³	3.6 10 ⁴	1.6 10 ⁴	1.3 10 ⁴	8.5 10 ²	8.2 10 ³	8.2 10 ³	1.2 10 ²	4.2 10 ³	9.0 10 ²

表 A-31 モデルコンパートメントごとの年間海洋軟体動物摂取量^a (続)

Nation	Annual marine mollusc consumption t y ⁻¹			
	Scottish Waters E	Scottish Waters W	Skagerrak	Spitzbergen
Austria	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Belgium	8.3 10 ⁰	1.7 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Denmark	1.7 10 ⁰	1.7 10 ⁰	6.7 10 ⁰	2.8 10 ¹
Finland	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
France	5.0 10 ¹	3.3 10 ²	1.7 10 ⁰	1.3 10 ¹
Germany	1.7 10 ⁰	8.3 10 ⁰	1.7 10 ⁰	5.0 10 ⁰
Greece	0.0 10 ⁰	1.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Ireland	1.7 10 ⁰	8.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Italy	1.7 10 ¹	8.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	6.1 10 ⁻²
Netherlands	1.7 10 ¹	3.3 10 ¹	0.0 10 ⁰	6.1 10 ⁻²
Norway	1.7 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	2.8 10 ²
Portugal	1.7 10 ⁰	5.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Spain	3.3 10 ¹	1.3 10 ²	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰
Sweden	0.0 10 ⁰	0.0 10 ⁰	3.3 10 ⁰	3.3 10 ⁰
United Kingdom	2.5 10 ²	9.2 10 ²	0.0 10 ⁰	6.1 10 ⁻²
World	3.8 10 ²	1.7 10 ³	1.7 10 ¹	3.3 10 ²

Zero catch for Atlantic NE middle and deep; Other Atlantic, Arctic Ocean; Arctic South, Baltic Sea W,E, surface and bottom) Belt sea bottom, Bothonian Bay, Bothonian Sea, Cap de la Hague, Central Channel NE, Gulf of Finland, Gulf of Riga, Kattegat Bottom, Other Oceans, (Atlantic NE includes Arctic South data)

Notes:

a - Hagel (2002); ICES (2001); Nielson (2000).

表 A-32 海産物の可食部割合^a

Food	Fraction edible
Fish	0.5
Crustaceans	0.35
Mollusc	0.15
Seaweed	0.2

Notes:

a - Simmonds et al (1995) (Seaweed assumed 2 x value in this reference).

集団線量は次式で与えられる。

$$H_c(t) = \sum_{f=1}^M IC_f(t) H_{ing} \quad (38)$$

ここで、

$H_c(t)$: 時間 t まで積分した集団実効線量 (man Sv)

H_{ing} : 摂取による単位摂取当たりの実効線量 (Sv Bq⁻¹)

M : 食物の数

食物の摂取による集団線量は次式で与えられる。

$$IC_f(t) = \sum_{i=1}^n C_{food_{i,f}}(t) P_i^f \quad (39)$$

ここで、

$IC_f(t)$: 時間 t までの集団摂取量の時間積分値 (Bq)

$C_{food_{i,f}}(t)$: 地域 i 、食物 f 中の核種濃度の時間 t までの時間積分値 (Bq y t⁻¹)

P_i^f : 地域 i における食物 f の年間漁獲 (t y⁻¹) (輸出入分と可食部を含む)

n : 地域の数

$$C_{food_{i,f}}(t) = C_{ifmw}^i(t) CF_f \quad (40)$$

ここで、

$C_{food_{i,f}}(t)$: 地域 i 、食物 f 中の核種濃度の時間 t までの時間積分値 (Bq y t⁻¹)

$C_{ifmw}^i(t)$: 地域 i における濾過海水中の放射性核種濃度の時間 t までの時間積分値 (Bq y m⁻³)

CF_f : 食物 f の核種依存濃縮係数 (Bq t⁻¹/Bq m⁻³)

堆積物からの被ばく経路

海辺での放射性核種濃度は、隣接する海洋コンパートメントの底部堆積物の上層部の濃度と同じとみなすことができる。しかしながら、底部堆積物のほとんどは、多くの人が利用

する海辺を形成する大きな砂粒や砂利ではなく、細かい泥の粒子で構成されているので、最も頻りに利用される海辺での放射性核種濃度を得るために 10 という低減係数 (reduction factor) を適用することができる。この低減係数は、アイリッシュ海の底部堆積物中の放射性核種濃度の予測値と潮間帯の物質の測定値の比較から得られたものである (Charles, Jones and Cooper, 1990)¹⁵⁷。PC-CREAM 08 では、海辺での滞在による外部被ばくからの集団線量を推定する際に、この低減係数 10 が含まれるが、個人線量を推定する際には含まれていない。

また、人々は不注意により海浜堆積物を吸い込んだり、摂取したりすることがある。この経路は、他の経路と比較して一般的に線量が重要でないため、現在のところ PC-CREAM 08 には含まれていない (Jones et al., 2002)¹⁴³。

ある種の放射性核種については、海浜堆積物からの外部被ばくが重要な経路となる可能性がある。これらの外部被ばく線量を計算する最も簡単な方法は、海辺が一様に汚染された半無限媒体であると仮定することである。このような媒体から計算された線量率 (Hunt, 1984)¹⁴⁴ は、居住率 (occupancy factor) 又は集団居住率と組み合わせられるべきものである。PC-CREAM 08 では、淡水及び海洋堆積物からの外部被ばく線量は、ベータ線及びガンマ線の両方について計算されている。ガンマ線による線量は、Hunt (1984)¹⁴⁴ が示した方法で計算されている。

PC-CREAM 08 では、次式を用いて線量を算出している。

●ガンマ線

$$E = C_{mbsed} DTW GAMM DF 1.7 Conv 0.87 Occ \quad (41)$$

ここで、

E : 実効線量 ($\mu\text{Sv y}^{-1}$)

C_{mbsed} : 海洋堆積物 (dry) 中の放射能濃度 (Bq kg^{-1})

DTW : dry から wet への放射能濃度の換算 0.65/1.7

GAMM : ガンマ線エネルギー (MeV)

DF : 堆積物中 (wet) の線量率 0.1584 ($\mu\text{Gy h}^{-1}$ per Bq cm^{-3} per MeV) (Hunt, 1984)

¹⁴⁴

1.7 : DF を ($\mu\text{Gy h}^{-1}$ per Bq g^{-1}) に変換するための湿潤密度 (g cm^{-3})

Conv : Bq kg^{-1} から Bq g^{-1} への換算 ($1 \cdot 10^{-3}$)

0.87 : Sv/Gy

Occ : 堆積物上での滞在時間 (h y^{-1}) (表 A-33 参照)

したがって、次式となる。

¹⁵⁷ Charles D, Jones M and Cooper JR (1990). Radiological Impact on EC Member States of Routine Discharges Into North European Waters Report of Working Groups IV of CEC Project MARINA. Chilton, NRPB-M172.

$$E = C_{mbsed} 0.65 \text{ GAMM DF Conv } 0.87 \text{ Occ} \quad (42)$$

ここで、

DF 堆積物中の線量率 (wet) 0.1584 ($\mu\text{Gy h}^{-1}$ per Bq g^{-1} per MeV) ¹⁴⁴

● ベータ線

$$E = C_{mbsed} \text{ Dens } t \text{ DF } wt \text{ Occ } \text{ Conv} \quad (43)$$

ここで、

E : 実効皮膚線量 ($\mu\text{Sv y}^{-1}$)

C_{mbsed} : 堆積物中 (dry) の放射能濃度 (Bq kg^{-1})

Dens : 650 kg m^{-3}

t : 堆積物の厚さ 0.01 m

DF : 1 m でのベータ線皮膚線量係数 ($\text{Sv y}^{-1}/\text{Bq m}^{-2}$) ¹³³

wt : 皮膚加重係数 (0.01)

Occ : 堆積物上での滞在時間 (h y^{-1}) /8760 h y^{-1} (表 A-33 参照)

Conv : Sv y^{-1} から $\mu\text{Sv y}^{-1}$ への換算 ($1 \cdot 10^6$)

表 A-33 個人の海辺での滞在時間^a

Region /critical group	Occupancy h y^{-1}
All age groups and regions	2000

Notes:

a - Jones (2002).

場合によっては、汚染された漁具からの外部被ばくが少数の個人にとって重要な経路となる可能性がある。漁具を扱う人の線量率を悲観的に見積もるには、**Hunt (1984)** ¹⁴⁴ に記載されている方法がある。漁具に近接している時間は短いと思われる。

PC-CREAM 08 では、海辺での集団の占有率の推定値を用いて、ガンマ線による集団被ばく線量を算出している。

集団線量は次式で与えられる。

$$H_{c,i}(t) = \sum_{j=1}^n C_{i,j}^{j,imb} (t) BF 0.65 \text{ GAMM DF Conv } 0.87 \text{ Occrate}_j \text{ CI}_j \quad (44)$$

ここで、

$H_{c,i}(t)$: 被ばく源 j からの時間 t まで積算された集団実効線量 (man Sv)

$C_{i,j}^{j,imb}$: 地域 i の堆積物中での被ばく源 j に対する核種濃度の時間 t までの時間積分

(Bq y kg⁻¹)

BF : 海辺係数 (Beach factor) 0.1 は、海辺での被ばくが最も起こる砂質堆積物中の濃度の低下を考慮した低減係数

Occrate_i : 地域 i における平均占有率 (man h y⁻¹ m⁻¹) (表 A-34 参照)

Cl_i : 地域 i における海岸線の長さ (m) (表 A-35 参照)

海洋モデルの適用例を図 A-17～図 A-20 に示す。これらの図は、スペインのバンデロス及びイングランド北西部のセラフィールド周辺の局所海洋コンパートメントに、1年間で1TBqの仮想的な流出があった場合の結果を示している。堆積物への親和性が低いセシウム137と、堆積物への親和性が高いプルトニウム239の2つの核種が考慮されている。図A-17～図A-20は、海水中と海底堆積物上部の放射能濃度の時間変化を示している。図A-21及び図A-22は、セシウム137とプルトニウム239について、それぞれ50年間連続的に排出した場合のEUの人々に対する集団線量の結果を示す。

表 A-34 海辺での集団占有率^a

Region /critical group	Occupancy man h y ⁻¹ m ⁻¹
Arctic Regions	5
Scandinavia (Norway Iceland etc)	10
Northern Europe	50
Mediterranean	75

Notes:

a - Simmonds et al (1995)

表 A-35 北欧の海岸線の長さ^a

Nation	Coastline length (m)										
	Arctic Ocean	Arctic south	Baie de la Seine	Baltic Sea E (surface 0-53 m)	Baltic Sea W (surface 0-49 m)	Belt Sea (surface 0-14 m)	Bothnian Bay	Bothnian Sea	Bristol Channel	Cantabrian Sea	Cap de la Hague
Austria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Belgium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Denmark	-	-	-	8.700 10 ⁴	8.700 10 ⁴	6.350 10 ⁵	-	-	-	-	-
Finland	-	-	-	2.500 10 ⁵	-	-	5.300 10 ⁵	1.400 10 ⁶	-	-	-
France	-	-	3.200 10 ⁵	-	-	-	-	-	-	-	2.000 10 ⁴
Germany	-	-	-	2.500 10 ⁵	-	3.700 10 ⁵	-	-	-	-	-
Greece	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ireland	-	5.700 10 ⁵	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Italy	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Netherlands	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Norway	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Portugal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spain	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.500 10 ⁵	-
Sweden	-	-	-	-	1.259 10 ⁶	2.500 10 ⁵	4.900 10 ⁵	7.700 10 ⁵	-	-	-
United Kingdom	-	-	-	-	-	-	-	-	6.272 10 ⁵	-	-
World	1.600 10 ⁶	1.380 10 ⁷	3.200 10 ⁵	2.066 10 ⁶	1.346 10 ⁶	1.260 10 ⁶	1.020 10 ⁶	2.170 10 ⁶	6.272 10 ⁵	8.500 10 ⁵	2.000 10 ⁴

表 A-35 北欧の海岸線の長さ^a (続)

Nation	Coastline length (m)										
	Celtic Sea	Central Channel SE	Channel Islands	Cumbrian Waters	English Channel W	French Continental Shelf	Gulf of Cadiz	Gulf of Finland	Gulf of Riga	Irish Sea N	Irish Sea NE
Austria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Belgium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Denmark	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Finland	-	-	-	-	-	-	-	3.900 10 ⁵	-	-	-
France	1.500 10 ⁵	3.000 10 ⁴	3.800 10 ⁵	-	1.000 10 ⁵	1.020 10 ⁶	-	-	-	-	-
Germany	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Greece	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ireland	5.100 10 ⁵	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Italy	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Netherlands	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Norway	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Portugal	-	-	-	-	-	-	2.000 10 ⁵	-	-	-	-
Spain	-	-	-	-	-	1.500 10 ⁵	2.800 10 ⁵	-	-	-	-
Sweden	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
United Kingdom	1.110 10 ⁵	-	5.000 10 ⁴	7.650 10 ⁴	1.600 10 ⁵	-	-	-	-	1.000 10 ⁵	2.250 10 ⁵
World	7.710 10 ⁵	3.000 10 ⁴	4.300 10 ⁵	7.650 10 ⁴	2.600 10 ⁵	1.170 10 ⁶	4.800 10 ⁵	1.108 10 ⁶	7.110 10 ⁵	1.000 10 ⁵	2.250 10 ⁵

表 A-35 北欧の海岸線の長さ^a (続)

Nation	Coastline length (m)										
	Irish Sea NW	Irish Sea S	Irish Sea SE	Irish Sea W	Isle of Wight	Kara and Barents sea	Kattegat (surface 0- 20 m)	Liverpool and Morecambe Bays	Lyme Bay	Mediterranean Sea	North Sea Central
Austria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Belgium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Denmark	-	-	-	-	-	-	3.500 10 ⁵	-	-	-	-
Finland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
France	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.100 10 ⁵	-
Germany	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Greece	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.050 10 ⁶	-
Ireland	-	2.130 10 ⁵	-	1.650 10 ⁵	-	-	-	-	-	-	-
Italy	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.540 10 ⁶	-
Netherlands	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Norway	-	-	-	-	-	1.660 10 ⁶	-	-	-	-	-
Portugal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spain	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.890 10 ⁶	-
Sweden	-	-	-	-	-	-	2.500 10 ⁵	-	-	-	-
United Kingdom	2.350 10 ⁵	2.210 10 ⁵	1.200 10 ⁵	1.340 10 ⁵	3.500 10 ⁵	-	-	2.100 10 ⁵	2.500 10 ⁵	-	8.000 10 ⁵
World	2.350 10 ⁵	4.340 10 ⁵	1.200 10 ⁵	2.990 10 ⁵	3.500 10 ⁵	1.240 10 ⁷	6.000 10 ⁵	2.100 10 ⁵	2.500 10 ⁵	1.858 10 ⁷	8.000 10 ⁵

表 A-35 北欧の海岸線の長さ^a (続)

Nation	Coastline length (m)										
	North Sea E	North Sea N	North Sea SE	North Sea SW	Norwegian Waters	Other Atlantic	Other Oceans	Portuguese Continental Shelf	Sam's Beach	Scottish Waters E	Scottish Waters W
Austria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Belgium	-	-	6.300 10 ⁴	-	-	-	-	-	-	-	-
Denmark	3.000 10 ⁵	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Finland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
France	-	-	4.000 10 ⁴	-	-	-	-	-	2.200 10 ⁵	-	-
Germany	3.700 10 ⁵	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Greece	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ireland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.700 10 ⁵
Italy	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Netherlands	-	-	3.700 10 ⁵	-	-	-	-	-	-	-	-
Norway	-	6.100 10 ⁵	-	-	1.800 10 ⁶	-	-	-	-	-	-
Portugal	-	-	-	-	-	-	-	1.170 10 ⁶	-	-	-
Spain	-	-	-	-	-	-	-	2.200 10 ⁵	-	-	-
Sweden	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
United Kingdom	-	2.500 10 ⁵	7.650 10 ⁴	4.600 10 ⁵	-	-	-	-	-	4.200 10 ⁵	1.390 10 ⁶
World	6.700 10 ⁵	8.600 10 ⁵	5.500 10 ⁵	4.600 10 ⁵	1.800 10 ⁶	1.900 10 ⁷	2.377 10 ⁸	1.390 10 ⁶	2.200 10 ⁵	4.200 10 ⁵	1.760 10 ⁶

表 A-35 北欧の海岸線の長さ^a (続)

Nation	Coastline length (m)	
	Skagerrak	Spitzbergen
Austria	-	-
Belgium	-	-
Denmark	1.700 10 ⁵	-
Finland	-	-
France	-	-
Germany	-	-
Greece	-	-
Ireland	-	-
Italy	-	-
Netherlands	-	-
Norway	3.050 10 ⁵	1.350 10 ⁶
Portugal	-	-
Spain	-	-
Sweden	1.300 10 ⁵	-
United Kingdom	-	-
World	6.050 10 ⁵	1.350 10 ⁶

No coastline for Atlantic NE surface, middle and deep; Baltic Sea W,E, surface, Belt sea bottom, Central Channel NE, Kattegat Bottom, Bay of Biscay

Notes:

a - Simmonds et al (2002)

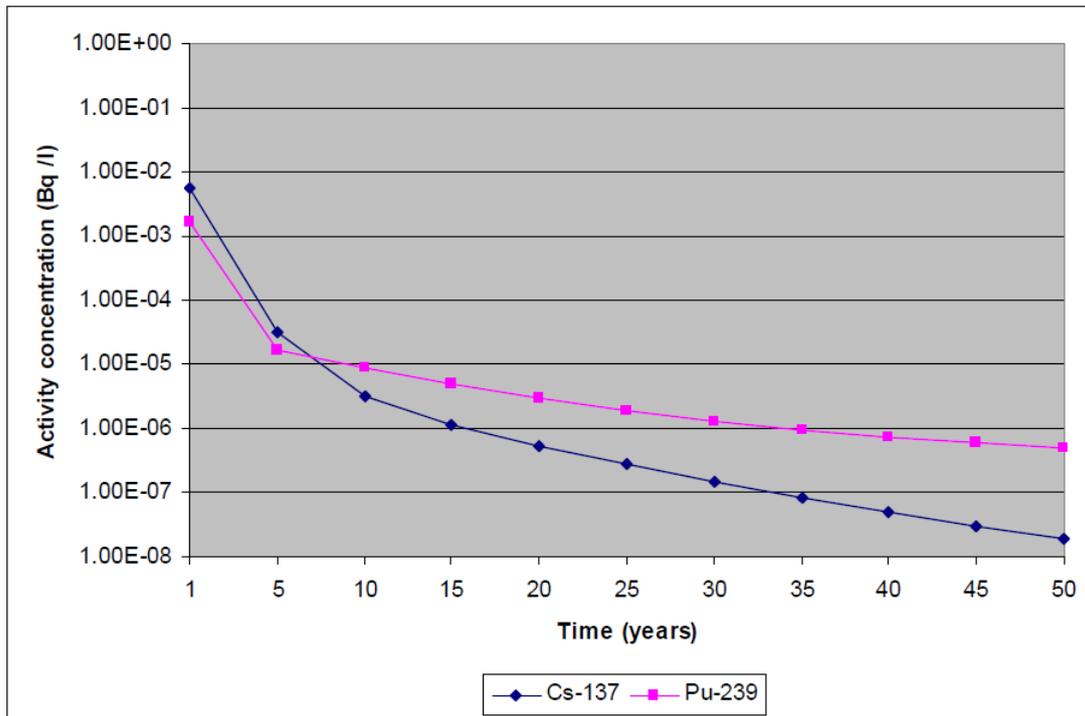


図 A-17 1年間に1TBqのセシウム137とプルトニウム239が放出されたと仮定した場合の、セラフィールド局所コンパートメントにおける濾過海水中の年平均濃度

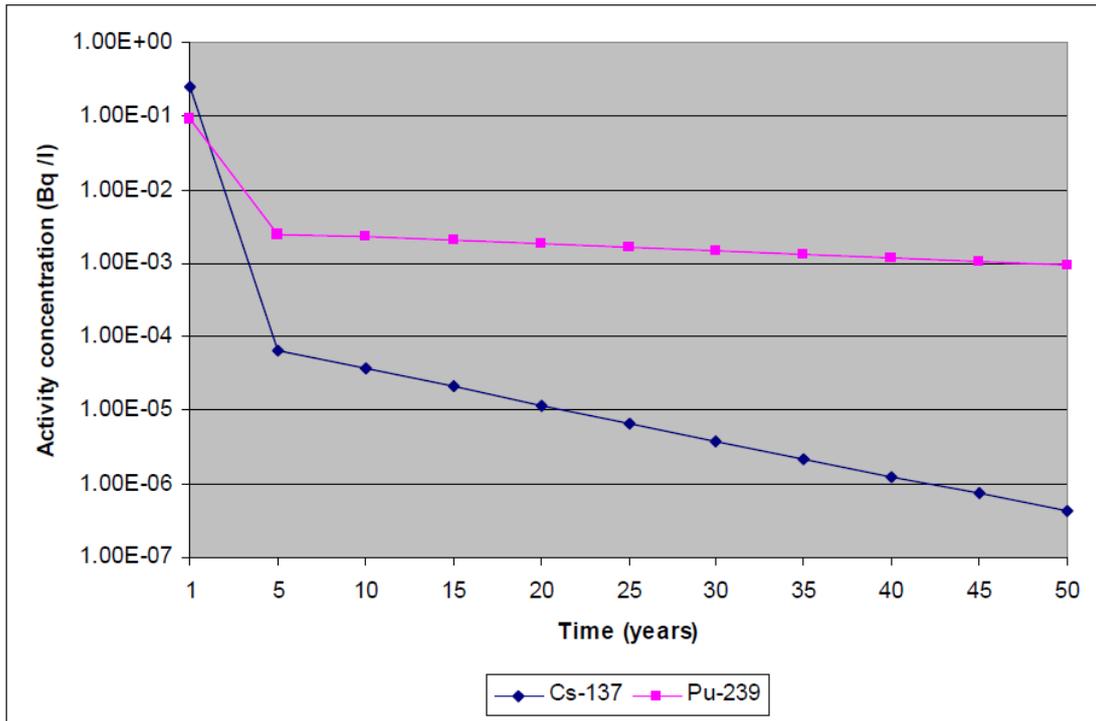


図 A-18 1年間に1TBqのセシウム137とプルトニウム239が放出されたと仮定した場合の、バンドロス局所コンパートメントにおける濾過海水中の年平均濃度

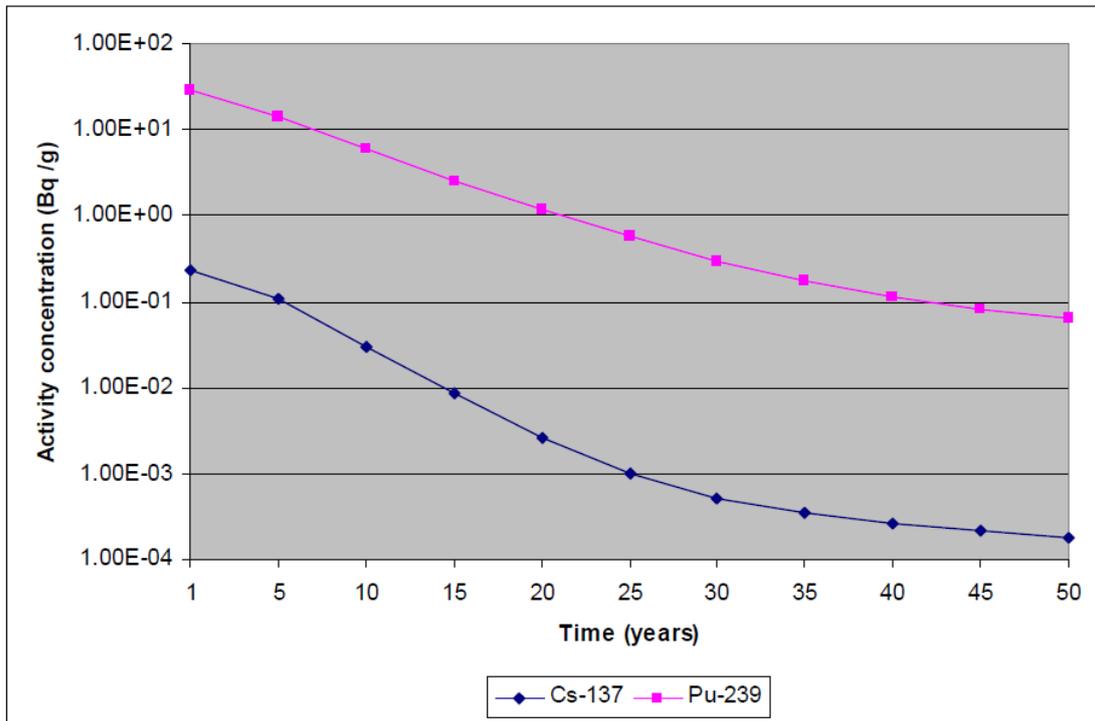


図 A-19 1年間に1TBqのセシウム137とプルトニウム239が放出されたと仮定した場合の、セラフィールド局所コンパートメントにおける海底堆積物上部の年平均濃度

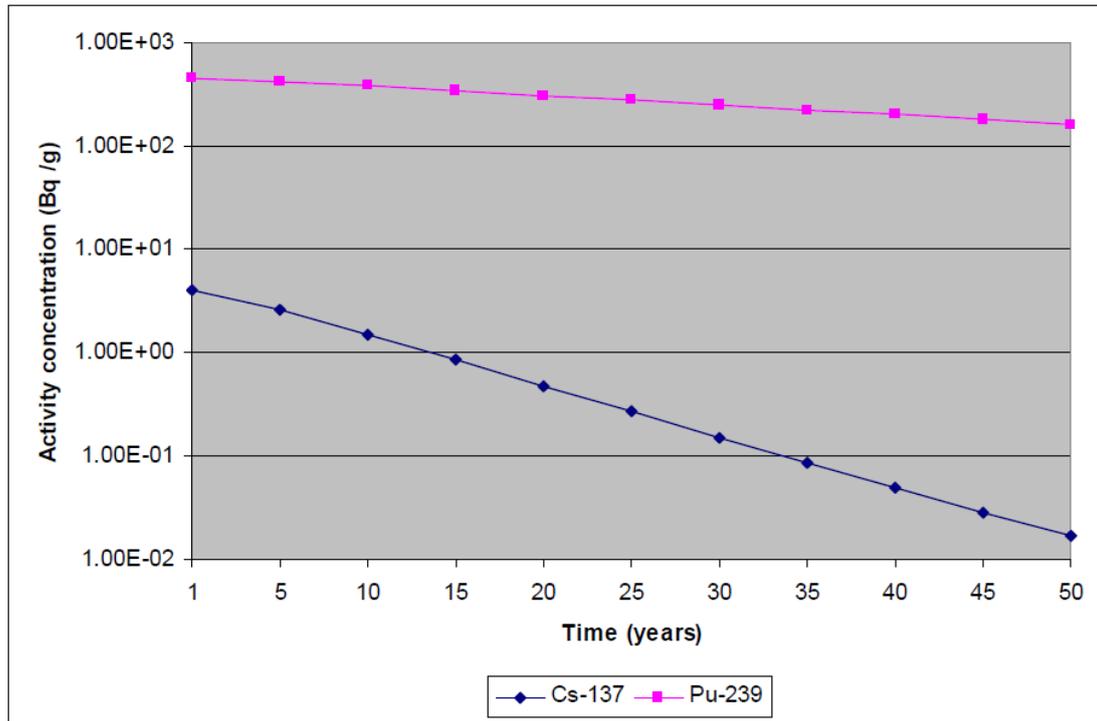


図 A-20 1年間に1TBqのセシウム137とプルトニウム239が放出されたと仮定した場合の、バンデロス局所コンパートメントにおける海底堆積物上部の年平均濃度

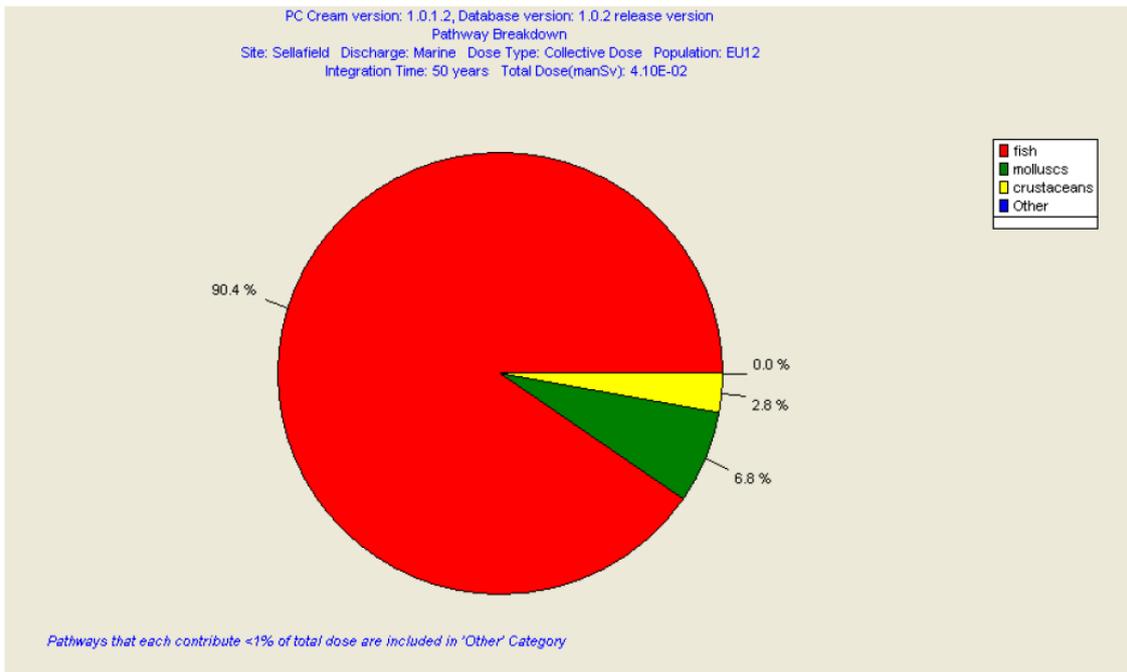


図 A-21 PC-CREAM 08 による、1 年間に 1 TBq のセシウム 137 がセラフィールドの局所コンパートメントに放出されたと仮定した場合の、50 年まで積算した EU 12 カ国の人々への集団線量を示した結果

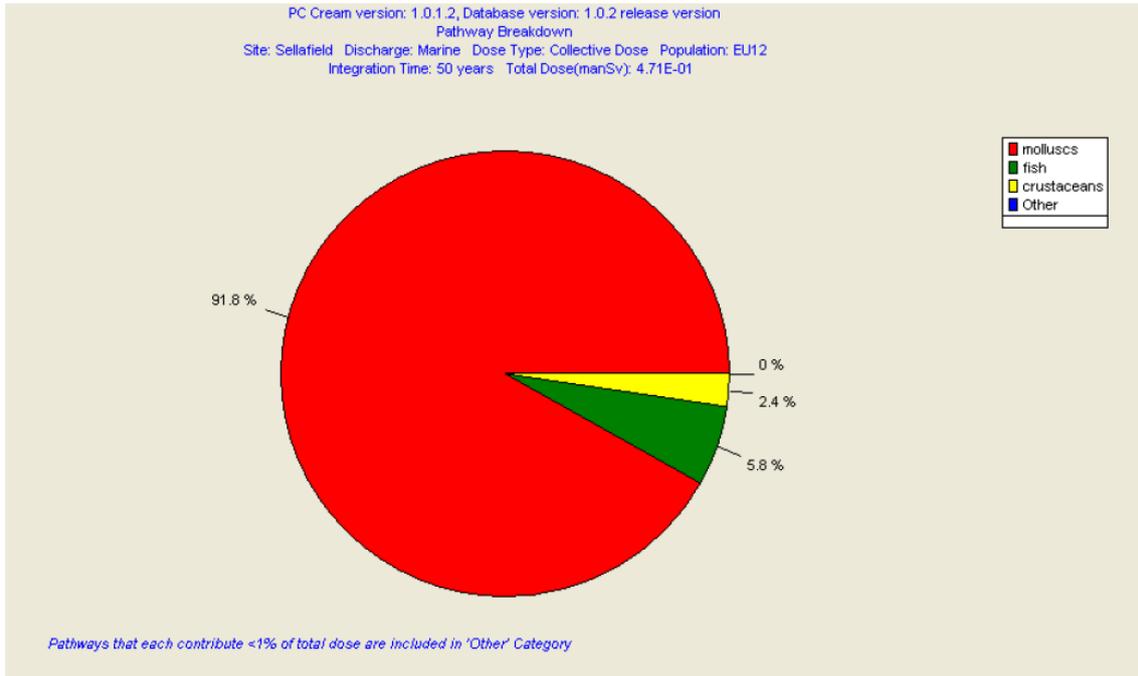


図 A-22 PC-CREAM 08 による、1 年間に 1 TBq のプルトニウム 239 がセラフィールドの局所コンパートメントに放出されたと仮定した場合の、50 年まで積算した EU 12 カ国の人々への集団線量を示した結果

局所モデル

局所モデルのボックスは、地域海洋モデルと連結され、隣接する地域海洋モデルコンパートメントと水及び浮遊堆積物が交換される（図 A-23）。3つの「一般的な」タイプの局所モデルのボックス（河口、沿岸及び露出した沿岸）の導出は、Camplin, Clark and Delow（1982）¹⁵⁸に記載されている。特定のサイトからの流出による局所的な放射線影響の詳細な評価を行う場合には、サイト固有の水文学的データが必要となる。

海洋環境に排出される EC サイトに適した局所コンパートメントパラメータ値を表 A-36 に示す。

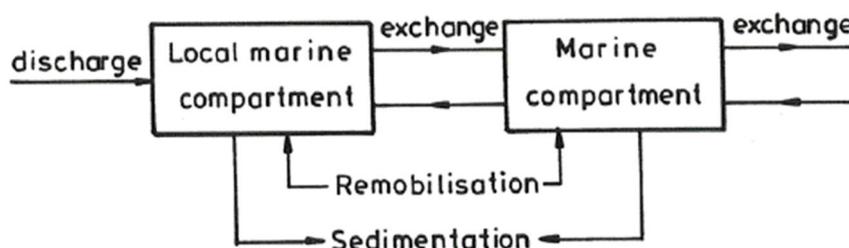


図 A-23 局所モデルの海洋コンパートメントと地域モデルとのインターフェース

2)-4 河口モデル

前述の通り河口への流出に関するモデルは、現在のところ PC-CREAM 08 には含まれていない。

¹⁵⁸ Camplin WC, Clark MJ and Delow CE (1982). The Radiation Exposure of the UK Population from Liquid Effluents Discharged from Civil Nuclear Installations in the UK in 1978. Chilton, NRPB-R119.

表 A-36 サイト及び局所海洋コンパートメントパラメータ^{a,b}

Local marine compartment No	Site Name	Type of site ^a	Discharging state	River discharged to, if inland site ^b	Regional marine compartment	Volume exchange rate with regional compartment (m ³ y ⁻¹)	Volume (m ³)	Depth (m)	α (t m ⁻³)	SR (t m ⁻² y ⁻¹)
74	Almaraz	(i)	Spain	Tajo (Modelled as Loire 3)	26	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
75	Barsebaeck	(c)	Sweden	-	46	1.00 10 ¹¹	5.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	7.50 10 ⁻⁴
76	Belleville	(i)	France	Loire (1)	24	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
77	Berkeley	(c)	UK	-	22	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
78	Beznau	(l)	Switzerland	Rhine (1)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
79	Biblis	(l)	Germany	Rhine (4)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
80	Blayais	(c)	France	-	24	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
81	Borssele	(c)	Netherlands	-	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
82	Bradwell	(c)	UK	-	38	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
83	Brokdorf	(c)	Germany	-	41	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
84	Brunsbüttel	(c)	Germany	-	41	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
85	Capenhurst	(c)	UK	-	20	8.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁴	5.00 10 ⁻³
86	Cattenom	(i)	France	Moselle (Rhine 7)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
87	Chapelcross	(c)	UK	-	15	1.00 10 ¹¹	5.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	5.00 10 ⁻³
88	Chinon	(i)	France	Loire (3)	24	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
89	Chooz	(i)	France	Meuse	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
90	Dampierre	(i)	France	Loire (1)	24	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
91	Doel	(c)	Belgium	-	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.10 10 ⁻⁴
92	Dodewaard	(i)	Netherlands	Rhine (10)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
93	Dounreay	(c)	UK	-	12	1.60 10 ¹¹	3.20 10 ⁹	40	1.00 10 ⁻⁶	1.00 10 ⁻⁴
94	Dungeness	(c)	UK	-	37	8.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	1.00 10 ⁻⁴

表 A-36 サイト及び局所海洋コンパートメントパラメータ a,b (続)

Local marine compartment No	Site Name	Type of site ^a	Discharging state	River discharged to, if inland site ^b	Regional marine compartment	Volume exchange rate with regional compartment (m ³ y ⁻¹)	Volume (m ³)	Depth (m)	α (t m ⁻³)	SR (t m ⁻² y ⁻¹)
95	Emsland	(i)	Germany	Ems – (Modelled as Rhine 10)	41	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
96	Fessenheim	(i)	France	Rhine (1)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
97	Flamanville	(c)	France	-	30	1.00 10 ¹¹	5.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	1.00 10 ⁻⁴
98	Golfech	(i)	France	Garonne - (Modelled as Loire 3)	24	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
99	Gosgen	(i)	Switzerland	Rhine (1)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
100	Grafenrheinfeld	(i)	Germany	Main – (Rhine 5)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
101	Gravelines	(c)	France	-	39	8.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	2.00 10 ⁻⁴
102	Grohnde	(i)	Germany	Weser- (Modelled as Rhine 7)	41	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
103	Hartlepool	(c)	UK	-	40	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
104	Harwell	(i)	UK	Thames (3)	38	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
105	Heysham	(c)	UK	-	20	8.00 10 ⁹	1.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁵	4.90 10 ⁻³
106	Hinkley Point	(c)	UK	-	22	1.00 10 ¹¹	5.00 10 ⁹	20	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
107	Hunterston	(c)	UK	-	11	1.00 10 ¹¹	5.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	1.00 10 ⁻⁴
108	Jose Cabrera	(i)	Spain	Tajo (Modelled as Loire 1)	26	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
109	Kahl	(i)	Germany	Main – (Rhine 5)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
110	Karlsruhe WAK	(i)	Germany	Rhine (2)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
111	Kruemmel	(i)	Germany	Elbe (Modelled as Rhine 10)	41	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴

表 A-36 サイト及び局所海洋コンパートメントパラメータ a,b (続)

Local marine compartment No	Site Name	Type of site ^a	Discharging state	River discharged to, if inland site ^b	Regional marine compartment	Volume exchange rate with regional compartment (m ³ y ⁻¹)	Volume (m ³)	Depth (m)	α (t m ⁻³)	SR (t m ⁻² y ⁻¹)
112	Cap de la Hague	(c)	France	-	31	8.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	1.02 10 ⁻⁴
113	Leibstadt	(i)	Switzerland	Rhine (1)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
114	Muelheim-Kaerlich	(i)	Germany	Rhine (8)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
115	Muhlberg	(i)	Switzerland	Rhine (1)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
116	Neckarwestheim	(i)	Germany	Nekar (Rhine 3)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
117	Nogent	(i)	France	Seine (Modelled as Loire 2)	33	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
118	Obrigheim	(i)	Germany	Nekar (Rhine 3)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
119	Oldbury	(c)	UK	-	22	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
120	Paluel	(c)	France	-	34	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁵	5.00 10 ⁻⁵
121	Penly	(c)	France	-	34	8.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	1.00 10 ⁻⁴
122	Philippsburg	(i)	Germany	Rhine (2)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
123	Rheinsberg	(i)	Germany	Elbe (Modelled as Rhine 10)	41	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
124	Ringhals	(c)	Sweden	-	44	1.00 10 ¹¹	5.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	7.50 10 ⁻⁴
125	Risø	(c)	Denmark	-	46	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	5.00 10 ⁻⁴
126	Sellafield	(c)	UK	-	18	5.00 10 ¹¹	2.00 10 ⁹	20	5.00 10 ⁻⁶	1.00 10 ⁻²
127	Sizewell	(c)	UK	-	38	1.10 10 ¹⁰	3.00 10 ⁸	10	8.00 10 ⁻⁵	1.00 10 ⁻⁴
128	Springfields	(c)	UK	-	20	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	5.00 10 ⁻³
129	St Laurent des eaux	(i)	France	Loire 2	24	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
130	Stade	(c)	Germany	-	41	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴

表 A-36 サイト及び局所海洋コンパートメントパラメータ a,b (続)

Local marine compartment No	Site Name	Type of site ^a	Discharging state	River discharged to, if inland site ^b	Regional marine compartment	Volume exchange rate with regional compartment (m ³ y ⁻¹)	Volume (m ³)	Depth (m)	α (t m ⁻³)	SR (t m ⁻² y ⁻¹)
131	Tihange	(i)	Belgium	Muese (Modelled as Rhine 8)	39	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
132	Tomess	(c)	UK	-	40	8.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	1.00 10 ⁻⁴
133	Trawsfynydd	(i)	UK	Lake Trawsfynydd	19	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
134	Trillo	(i)	Spain	Tajo (Modelled as Loire 1)	26	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	2.00 10 ⁻⁴
135	Unteweser	(c)	Germany	-	41	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
136	Winfrith	(c)	UK	-	32	4.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	1.02 10 ⁻⁴
137	Wuergassen	(i)	Germany	Weser (Modelled as Rhine 8)	41	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
138	Wylfa	(c)	UK	-	16	4.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	5.00 10 ⁻³
139	Devonport	(c)	UK	-	29	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁴	2.00 10 ⁻⁴
140	Rosyth	(c)	UK	-	12	1.00 10 ¹¹	5.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	1.00 10 ⁻⁴
141	Faslane	(c)	UK	-	11	1.00 10 ¹¹	5.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	1.00 10 ⁻⁴
142	Barrow	(c)	UK	-	20	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	5.00 10 ⁻³
143	Cardiff	(c)	UK	-	22	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
144	Aldermaston	(i)	UK	Thames (5)	38	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
145	Amersham	(i)	UK	Thames (7)	38	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴
146	Loviisa	(c)	Finland	-	54	4.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	5.00 10 ⁻⁴
147	Olkiluoto	(c)	Finland	-	49	4.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	5.00 10 ⁻⁴
148	Oskarshamn	(c)	Sweden	-	50	4.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	5.00 10 ⁻⁴
149	Forsmark	(c)	Sweden	-	49	4.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	5.00 10 ⁻⁴
150	Greifswald	(c)	Germany	-	51	4.00 10 ¹⁰	2.00 10 ⁹	20	1.00 10 ⁻⁵	5.00 10 ⁻⁴

表 A-36 サイト及び局所海洋コンパートメントパラメータ a,b (続)

Local marine compartment No	Site Name	Type of site ^a	Discharging state	River discharged to, if inland site ^b	Regional marine compartment	Volume exchange rate with regional compartment (m ³ y ⁻¹)	Volume (m ³)	Depth (m)	α (t m ⁻³)	SR (t m ⁻² y ⁻¹)
151	Asco	(i)	Spain	Ebro (Modelled as Rhone 7)	60	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
152	Cofrentes	(i)	Spain	Jucar (Modelled as Rhone 7)	60	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
153	Sta Maria de Garona	(i)	Spain	Ebro (Modelled as Rhone 1)	60	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
154	Vandellos	(c)	Spain	-	60	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
155	Bugey	(i)	France	Rhone 1	63	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
156	Creys-Malville	(i)	France	Rhone 1	63	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
157	Cruas Meysse	(i)	France	Rhone 5	63	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
158	Marcoule	(i)	France	Rhone 7	63	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
159	St Alban	(i)	France	Rhone 4	63	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
160	Tricastin	(i)	France	Rhone 6	63	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
161	Gundremmingen	(i)	Germany	Danube (Modelled as Rhine 1)	68	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
162	Isar	(i)	Germany	Danube (Modelled as Rhine 1)	68	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	1.00 10 ⁻⁶	7.50 10 ⁻⁵
163	Calder Hall	(c)	UK	-	18	5.00 10 ¹¹	2.00 10 ⁹	20	5.00 10 ⁻⁶	1.00 10 ⁻²
164	Civaux	(i)	France	Vienne (Loire 3a)	24	4.00 10 ⁹	2.00 10 ⁸	10	2.00 10 ⁻⁴	1.00 10 ⁻⁴

Notes:

a - I = inland site; c = coastal site

b- numbering denotes the river section in which discharge occurs (see Appendix C)

略語集

略語	原語	訳語
ADMS	Atmospheric Dispersion Modelling System	大気拡散モデリングシステム
AERB	Atomic Energy Regulatory Board	原子力規制委員会（インド）
ALARA	As Low As Reasonably Achievable	合理的に達成可能な限り低く
ALARP	As Low As Reasonably Practicable	合理的に実行可能な限り低く
ARN	Autoridad Regulatoria Nuclear	原子力規制庁（アルゼンチン）
ASN	Autorité de sûreté nucléaire	原子力安全局（フランス）
BAT	Best Available Techniques	利用可能な最善の技術
BPEO	Best practicable environmental option	最善の実践的環境オプション
BPM	Best practicable means	最善の実践的手段
BSL	Basic Safety Limits	許認可で満たすべき基準（英国）
BSO	Basic Safety Objectives	規制でこれ以上の低減を要求しない 規準（英国）
BSS	Basic Safety Standards	国際基本安全基準
CEFAS	Centre for Environment Fisheries and Aquaculture Science	環境・漁業・養殖科学センター（英国）
CF	Concentration Factor	濃縮係数
CNSC	Canadian Nuclear Safety Commission	カナダ原子力安全委員会
CRP	Candidate for the Representative Person	代表的個人の候補
CSN	Consejo de Seguridad Nuclear	原子力安全委員会（スペイン）
DCC	Dose conversion coefficients	線量換算係数
DCO	Development Consent Order	開発同意書
DEFRA	Department for Environment, Food and Rural Affairs	環境・食糧・農村地域省（英国）
DOE	Department of Energy	エネルギー省（米国）
DPUC	Dose per Unit Activity Concentration	単位放射能濃度あたりの線量
DPUR	Dose Per Unit Release	単位放出量あたりの線量
EA	Environment Agency	環境庁（英国）
EPA	Environmental Protection Agency	環境保護庁（米国）
EPR16	the Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2016	2016年環境許可規則（英国）

略語	原語	訳語
ERICA	Environment Risks from Ionising Contaminants: Assessment and Management	ERICA
EU	European Union	欧州連合 (EU)
EURATOM	European Atomic Energy Community	欧州原子力共同体
FGR12	Federal Guidance Report No. 12	FGR12
GDC	Generalised Derived Constraint	一般誘導拘束値
GRWS	Gaseous Radioactive Waste System	気体放射性廃棄物処理システム
GSG	General Safety Guidance	IAEA 一般安全指針
GSR	General Safety Requirements	IAEA 一般安全要件
HHI	ILW Interim Storage Facility	中間レベル廃棄物中間貯蔵施設
HHK	Interim Spent Fuel Store	使用済燃料中間貯蔵庫
HPA	Health Protection Agency (now PHE)	英国健康保護庁 (現 PHE)
HPC	Hinkley Point C	ヒンクリーポイント C
IAEA	International Atomic Energy Agency	国際原子力機関
ICRP	International Commission on Radiological Protection	国際放射線防護委員会
ILW	Intermediate Level Waste	中間レベル廃棄物
IRAT	initial radiological assessment Tool	初回の線量評価ツール
IRAT1	Initial radiological assessment methodology tool – part 1 user report	IRAT1
IRAT2	Initial radiological assessment methodology tool —part 2 methods and input data Science Report	IRAT2
IRR17	Ionising Radiations Regulations : IRR 2017	電離放射線規則 (英国)
NCRP	National Council on Radiation Protection and Measurements	米国放射線防護委員会
NDAWG	National Dose Assessment Working Group	英国線量評価ワーキンググループ
NHB	Non-Human Biota	ヒト以外の動植物相
NRC	U.S. Nuclear Regulatory Commission	米国原子力規制審議会
NRPA	Norwegian Radiation Protection Authority	ノルウェー放射線防護局

略語	原語	訳語
NRPB	National Radiological Protection Board	英国放射線防護局
ONR	Office for Nuclear Regulation	原子力規制局（英国）
OSPAR Convention	Oslo and Paris Convention	OSPAR 条約
PHE	Public Health England	公衆衛生庁（英国）
PWR	Pressurised Water Reactor	加圧型原子炉
QNL	Quarterly Notification Level	通知レベル
RIA	Radiological Impact Assessment	放射線影響評価
RIFE	Radioactivity in Food and the Environment	食品と環境中の放射能
RSR	radioactive substances regulation	放射性物質規制（英国）
SAC	Special Area of Conservation	保全特別区
SPA	Special Protection Area	特別保護区
SSM	Strålsäkerhetsmyndigheten	スウェーデン放射線安全庁
SSSI	Site of Special Scientific Interest	特別科学関心地区
SUJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost	国家原子力安全庁（チェコ）
SZA	Sizewell A	サイズウェル A
SZB	Sizewell B	サイズウェル B
SZC	Sizewell C	サイズウェル C