

る。

平均化の手順は、クリアランスのシステムの不可欠な部分であり、サイトを離れる物質の種類に応じて選択する必要がある。放出される物質の行く先はわからないので、放出された物質が分解され、誘導レベルよりはるかに高い放射能濃度をもつ断が生じる可能性がある。この発生の確率は少量で平均化することによって低減することができる。このような平均化をどのように実施できるかについてのガイダンスは、付録 A に述べられている。

4. 放射線量の評価

この章の目的は、規制管理からの廃薬物のクリアランスを支持し、正当化するために必要となる放射線学的評価の種類と範囲を示すことである。

理想的には、処分の放射線学的影響の評価は、数学モデル化ならびに環境モニタリング情報の使用を含むであろう。しかしながら、このようなモニタリング情報は、なかんづく環境中の放射性核種の量と濃度が低すぎて測定できないため、通常利用できない。

放射性核種の環境放出の影響評価には、幅広い方法とモデルが存在する。いろいろなモデルはその複雑性においてかなり異なる。簡単なモデルを適用し第三者に説明することは容易であるが、重要な全ての特徴を含まないことがある。全ての過程を詳細に考慮し、結果である放射線量を過少評価するより過大評価しそうなモデルを設計するよりも、保守的な仮定をすることのほうが可能である。

広範囲な状況の中で適用できる一般的なクリアランスレベルを作成するためには、単純で頑健な仮定が必要となるであろう。多くの詳細な仮定を含む精巧なモデルは、詳細な仮定が一般的には適用できないことがあるので、役に立たないかもしれない。しかしながら、単純なモデルが確かに頑健であること（すなわち、詳細な審査に耐えるということ）を論証するためには、提案された処分に関連する因子について、十分理解することが要求されることを認識すべきである。

何がクリアされるのか、どこで規制管理が終了するのかを正確に確信するために、提案された処分の特性について明確な考えを持つことから始めることが重要である。もし、クリアランス規準に合致せず、計画された処分が規制管理に従わなければならない時には、放射線学的評価のためのより詳細なモデルが、放出源モニタリングと環境モニタリングと共に要求されるかもしれない。結果として生じるもっと高い線量が合理的に達成できる限り低いことの正当化を、規制当局に対してさらに行わなければならない。そのようなモデルはこの報告

書の範囲外である。

4.1. 廃棄物の放射線学的特性

放射線影響評価を実施する際の最初のステップは、提案された処分に含まれる放射性廃棄物を特徴づけることである。処分しようとする廃棄物中の放射性核種の量、特性及びタイプ、処分の方法及び処分の場所に関する情報が求められる。

放射線学的特性及び環境特性は広範囲にわたるため、それぞれの核種についてクリアランスレベルを決めることが必要である。いくつかの基本的な放射線学的データ（半減期、経口摂取と吸入摂取に対する線量係数、点線源及び無限平板線源に対する外部照射線量係数）が、関連のあるいくつかの放射性核種について表Ⅱに与えられている。体内摂取に対する線量係数は化学形に依存し、かなり異なることがある。処理後及び特に環境中に存在する時の核種の化学形を予測することは、一般的に困難である。このような状況では、評価の目的上最も高い線量係数を与える化学形を採用することが推奨される。表Ⅱに示された値はそのようした。着目すべき 2 つの放射性核種はトリチウムと C-14 である。どちらも広く使用され、しばしば比較的移動しやすい形態となり、またどちらも比較的長半減期である。トリチウムの場合、経路、挙動及び放射線学的特性がトリチウムガスとトリチウム水の 2 つの場合で非常に異なるため、両者を区別することが重要である。トリチウムガスのトリチウム水への転換は、環境中では緩やかである。このため、気体放出に対して 2 つの形態を考慮することが必要である。表Ⅱで示された吸入摂取、経口摂取および外部照射に対する線量係数は、それぞれ IAEA 基本安全規準[1]及び文献[8, 9]から引用されている。これらの線量係数が適用される幾何学的条件を考慮しなければならない。

4.2. 放射線被ばくの評価

人々が放射線にさらされうる主要な経路の概要を第 2 章で特定した各廃棄物タイプについて以下に示す。全ての可能性のある被ばく経路や被ばくにつながる事象を含めることはできないが、関係する局地的及び地域的条件と処分の実施に関する環境の知識によって、関連する不確実性を減らすことができる。ここで考慮されている廃棄物処分の選択肢に対して重要な被ばく経路とシナリオは、長年にわたって十分研究されてきた。いくつかの事例では、予測が環境での測定と比較されるような確証研究を実施することが可能であった。この経験は、ここで考察されている事例の結果に確信を与えるものである。

廃棄物処分の選択肢や廃棄物のタイプがなんであれ、放射能が環境を通して人に至る経路

を決定する必要がある。可能性のある希釈や分散のみならず、環境媒体中での放射性核種の起こりうる蓄積を考慮に入れる必要がある。事故による被ばくのような潜在被ばくも、考察の結果や発生確率とともに考慮に入れる必要がある。主要な関心は、決定集団[6]の構成員への線量の評価であるが、集団線量も要求されることがある。環境が異なることによって、異なった線量評価モデルが必要になるかもしれない。

IAEA は、大気中及び水系への放射性核種の計画放出の放射線影響を評価する方法及びデータに関する情報を出版した[7]。この方法論は、ある行為が関連する線量制限規準に合致しているかどうかを見るため、計画放出の迅速な評価を可能にする比較的単純な評価ツールとなるように意図されている。放出に対するクリアランスレベルの初期の評価で用いるには、これは十分に頑健なものと考えられる。

4.2.1. 気体状の放出

大気中に連続的に混合されることになる気体状放射性核種の生成と放出の間には、通常ほとんどあるいは全く時間的な遅れがない。これは、通常収集され、その後適切な管理下で放出される他の廃棄物タイプとは対照的である。このため、気体放出を生じる物質は、通常、放出量が適切な規準に合致することを確実にするため、取扱量を制限することによって管理されている。大気中への気体の放出は、排気筒又は換気口を通して行われると仮定される。フィルタの処分によって起こりうる放射線被ばくも考慮する必要があるかもしれない。フィルタの処分による被ばくは、その他の固体廃棄物による被ばくと同じ種類のものである(4.2.3.節参照)。

大気中へ放出された放射性核種は、局地的な気象条件に依存して拡散する。それらは、通り過ぎる放射性雲の吸入又は放射性雲からの外部照射による被ばくを引き起こすであろう。拡散中に、放射性核種は、その物理的形態に応じて地上に沈着することがある。その際の主要な被ばく経路は、沈着した物質からの外部照射、陸圏の食物連鎖を経た放射性核種の移行による内部照射、風又は機械的擾乱の作用で大気中に戻る(再浮遊)放射性核種の吸入である。環境中での沈着物の蓄積は、比較的長い半減期の核種に対して考慮する必要がある。

もし放出が連続的または頻繁であるならば、その時は、平均気象条件が線量評価に関係する。もし放出が頻繁でないとしたら、最も好ましくない拡散状態の間に、大部分の放出が生じることの影響を考慮することが適切かもしれない。建物に強く影響されるか、建物の吸気口に吸い込まれるか、あるいは、拡散を制限するかもしれないその他の情況に影響されるような、あらゆる放出の可能性も考慮すべきである。

IAEA安全シリーズNo. 57（現在改訂中）[7]には、4つの異なる拡散状況のモデルすなわち：高い排気筒からの放出、建物の影響のある低い排気筒からの拡散、線源とレセプタが同じ建物表面にあるような拡散、レセプタが非常に近くにいるが、その建物ではなく、建物の流跡効果の影響下にある拡散、が示されている。陸圏の食物連鎖を通じた放射性核種の移行モデルも含まれる。大気中への放射性核種の定常的な放出に続く再浮遊は、あまり重要でない被ばく経路であることがわかっているため、文献[7]では考慮されていない。大気放出がもはやなく、また外部照射や食物連鎖移行による線量があまり重要でないアクチニドのような放射性核種に対してのみ、再浮遊は重要である。もし、必要であれば、風による再浮遊や文献[10]に与えられた人的擾乱による再浮遊のモデルを引用すればよい。

文献[7]のモデルは、第5章で概説される気体放出に対する一般的なクリアランスレベルを導出するために用いられた。

4.2.2. 液体の放出

この節は、水溶性液体廃棄物の放出を扱う。有機廃棄物や汚染された液体シンチレータのような非水溶性液体廃棄物は、通常、焼却によって処分されるが、それは4.2.1節及び4.2.3節で述べる被ばくを引き起こすことがあろう。

極低レベル液体廃棄物の処分に頻繁に使用される経路は、通常の下水系を介したものである。この場合、下水システムの作業員の被ばくを評価する必要がある。また、下水の処理は、汚染されたスラッジや、水系に放出される汚染液体も生じることがある。スラッジは焼却され、汚染された気体放流物や固体の残留物を発生させることもある。また、スラッジは処理して肥料として利用され、大気放出後の放射性核種の沈着に似た被ばくをもたらすかもしれない。スラッジはまた、固体廃棄物として処分される可能性もある。

液体放流物あるいは下水流自体は、河川、湖、河口あるいは海洋環境といった表面水系に直接放出されることがある。一般的には、これによってかなりの希釈が生じ、クリアランスレベルの評価の際にそれを考慮することができる。しかしながら、この希釈が生じないような状況がありえないことを確認することが重要である。

河川に液体状放流物が放出されると、その放流物は下流に運ばれ、放射線被ばくを起こすかもしれないような河川水のあらゆる利用の可能性について考察しなければならない。重要な経路には、飲料水の経口摂取、河川から捕られた魚の経口摂取、及び、河川水で灌漑された土地で栽培された食物の経口摂取が含まれる。さらに、いくつかの放射性核種は沈積物に付着し、川床に沈降することがある。そうすると、これらの沈積物は外部放射線源として作

用したり、吸入による摂取を生じるかもしれない。また沈積物は、ある場合には農地に利用され、そのため陸圏の食物連鎖を介した放射性核種の移行を生じることがある。それゆえ沈積物中の長半減期放射性核種の蓄積の可能性とそれに続く被ばくの経路も考慮されなければならない。極短半減期の放射性核種については、評価は飲料水経路に注目すべきである。

他の水系への放出についても同様の考察が適用される。液体廃棄物処分のもう1つの可能性は浸透ピット (seepage pit) への放出である。この場合、放射性核種はピット内に保持されるか、浸透水とともに運び去られる。このようなピットを閉鎖すると放射性物質が埋設される。埋設された物質と浸透水とともに、4.2.3節で論議した固体廃棄物処分と同様のやり方で評価することができる。

水系や下水への放射性核種の放出を評価するためのモデルは、それに続く被ばく経路とともに文献[7]に与えられている。これらのモデルは第5章で概説する液体放出に対する一般的なクリアランスレベルの導出に用いられている。

4.2.3. 固体廃棄物

可燃性の固体は有機液体や動物死体と同様に焼却されて気体状放流物を生じることがある(4.2.1節参照)。不燃性の固体は焼却灰を含め、自治体の埋立の形で処分されるかもしれない。これらの施設は設計及び操業管理の程度の両面で相当な違いがある。極端な場合、このような処分は、地表面を軽くたたく程度で、しばらくして最終覆土をするだけかもしれない。また別の極端な場合には、操業が注意深く管理され、処分された物質を速やかに覆い、操業に直接従事する作業者を除いてあらゆる人の接触を防いでいるかもしれない。このような作業者にとっては、廃棄物からの直接照射による被ばくや再浮遊した放射性核種の吸入による被ばくが主要な被ばく経路になるであろう。しかしながら、最初のケースでは、被ばくシナリオとして清掃 (scavenging) の可能性を考慮すべきである。

放射性核種は、一度地中に入ると、多くのメカニズムにより人のほうに運ばれていく可能性がある。浸透する地下水による浸出は最も重要なメカニズムの1つになりそうである。汚染した浸出水は表面水系に運ばれて行くことがあるが(4.2.2節参照)、それが生じるまで地中でかなり遅れがあるかもしれない。放射性核種の溶解度及び地中での収着の可能性は重要な因子であり、両方とも元素固有で、地中の物質の特性に応じてサイトごとに変わる。地下水流動系も重要である。これもやはりサイト固有であり、完全な解析には降水や浸透、埋設物との関連での地下水位、及び、浸出の最小化及び/又は浸出水の移動の抑制のために設計された施設の工学的な特徴といった因子を考慮しなければならない。

いくつかの放射性核種については、埋立地でのガスの発生が関連するプロセスになることがある。例えば、トリチウムや C-14 は埋立地で発生するメタンに取り込まれるかもしれない。しかしながら、これは湿潤な気候よりも乾燥地域でより重要になるかもしれない。

いくつかの放射性核種はあまり移動性でなく、埋立地に留まる傾向がある。この場合、放射線被ばくは埋立地が閉鎖後に再掘削される時にのみ発生するかもしれない。ある場合には、以前の埋立サイトを閉鎖後ある一定の期間にわたって、処分後のあらゆる侵入を禁止するように管理する。一方、別のケースでは、管理がほとんどまたは全くなされず、サイトが閉鎖されるとすぐに侵入が起こりうる。このような侵入が起こる確率は多くの因子に依存し、そのうちのいくつかはサイト固有または国に固有である。これは比較的長い半減期の核種に対してのみ関係がある。

下水スラッジの形態の固体廃棄物は、肥料として農地に撒かれることがある。そのさいには、食物連鎖を通じた放射性核種の移行の可能性を考慮すべきである。

ある種の固体の汚染物は、再利用または再使用にも適していることがある。この報告書で考察されている物質を再利用することはありそうにないが、器具や装置の再使用は起こるかもしれない。これらの物質のクリアランスは文献[4]に言及されており、また、このクリアランスは大量の物質に適用されるものである。しかしながら、放射性物質の安全輸送に関する IAEA 規則[11]に、表面汚染に関する限度が定められていることに注意しなければならない。これらのレベルを超える表面汚染物は、文献[11]の要件に従って輸送されるべきである。

表Ⅱ 対象とした放射性核種の基本的な放射線学的データ

放射性核種	物理的半減期	単位摂取あたりの線量 (a) Sv/Bq		
		吸入		経口摂取
H-3	12.3a	2.6E-10	S	1.8E-11
C-14	5.73E+3a	5.8E-09	S	5.8E-10
Na-22	2.6a	1.3E-09	F	3.2E-09
Na-24	15.0h	2.7E-10	F	4.3E-10
P-32	14.3d	3.4E-09	M	2.4E-09
S-35	87.4d	1.9E-09	S	1.3E-10
Cl-36	3.01E+5a	7.3E-09	M	9.3E-10
K-42	12.4h	1.2E-10	F	4.3E-10
Ca-45	163d	3.7E-09	S	7.1E-10
Ca-47	4.53d	2.1E-09	S	1.6E-09
Cr-51	27.7d	3.7E-11	S	3.8E-11
Fe-59	44.5d	4.0E-09	S	1.8E-09
Co-57	271d	1.0E-09	S	2.1E-10
Co-58	70.8d	2.1E-09	S	7.4E-10
Ga-67	3.26h	2.4E-10	M	1.9E-10
Se-75	120d	1.3E-09	S	2.6E-09
Sr-85	64.8d	8.1E-10	S	5.6E-10
Sr-89	50.15d	7.9E-09	S	2.6E-09
Y-90	2.67d	1.9E-09	S	2.7E-09
Mo-99	2.75d	9.9E-10	S	6.0E-10
Tc-99	2.13E+5a	1.3E-08	S	6.4E-10
Tc-99m	6.02h	2.0E-11	S	2.2E-11
In-111	2.83d	2.3E-10	M	2.9E-10
I-123	13.2h	7.4E-11	F	2.1E-10
I-125	60.1d	5.1E-09	F	1.5E-08
I-131	8.04d	7.4E-09	F	2.2E-08
Xe-127	36.4d	(b)		(b)
Xe-133	5.24d	(b)		(b)
Pm-147	2.62a	5.0E-09	M	2.6E-10
Er-169	9.4d	1.0E-09	M	3.7E-10
Au-198	2.69d	8.6E-10	S	1.0E-09
Hg-197 (無機)	2.67d	3.0E-10	M	2.3E-10
Hg-203 (有機)	46.6d	5.6E-10	F	1.9E-09
Tl-201	3.04d	4.4E-11	F	9.5E-11
Ra-226	1.60E+3a	9.5E-06	S	2.8E-07
Th-232	1.40E+10a	1.1E-04	F	2.3E-07

a : years, d : days, h : hours

(a) ここでは線量は預託実効線量当量を意味する。公衆の構成員（17歳以上）に対する吸入または経口による単位摂取あたりの預託実効線量は、最大線量を与える化学形に対するものである。

(b) 体内への希ガスの取り込みは極めてわずかであり、単位摂取あたりの線量は評価しない。主たる危険は外部放射線によるものである。

注：F、M及びSはそれぞれ肺からの速い、中程度の、及び、遅い吸収を意味する。

5. クリアランスレベルの導出

この章では一連の一般的なクリアランスレベルを導出する。固体物質に対するクリアランスレベルは放射能濃度で与えられ、BSS の規制免除レベル[1]に基づいている。しかしながら、気体状及び液体の放出に対するクリアランスレベルは、BSS の値[12]を導出する際に関連する放出シナリオが含まれていないため、別に導出する必要がある。このようなクリアランスレベルを導出するためにこの報告書で用いられた方法は文献[7]から引用した。

大気、淡水への放出及び固体廃棄物としての放出に対する一般的な値は、表Ⅲ、Ⅳ及びⅤにそれぞれ示されており、以下の節で議論されている。一般的な値の適用性と必要性も議論されている。これらの表の値は、この種の一般的評価に伴う不確実性の程度を反映して、オーダーの値と考えるべきである。大気及び液体放出に対するクリアランスレベルの導出において、いくつかのパラメータについては年平均値が用いられた。したがって、それらは短期間の放出に対しては適切でない。

表Ⅲ、Ⅳ及びⅤの値は、それに従えば、1 回のクリアランス行為による公衆構成員の個人の年線量が $10 \mu\text{Sv}$ を超えないことを確実にするという意図で導出された。したがって、仮定やシナリオ、モデルデータの選定の全てに保守的なアプローチが採用された。しかしながら、このような評価が全てそうであるように、結果は注意して扱わなければならない。特に廃棄物が放出後仮定されたように希釈されなかったり、仮定したものと異なる被ばく経路が重要になる可能性を考慮すべきである。これは 5.4 節でさらに議論される。

5.1. 大気放出に対する一般的なクリアランスレベル

表Ⅲで示されている大気放出に対する一連の一般的なクリアランスレベルは、付録 B で概説するように導びかれている。これらの値を導出する際には数多くの仮定が必要であり、これらの仮定は、クリアランスレベルの慎重な評価値を与えるように意図した。特に、放出は建物の側部の排気口から生じ、この点からわずか 20m のところに人が住むと仮定した。これは、例えば、都市の病院で起こりうる比較的極端な条件を説明することを意図している。しかしながら、もし線源とレセプタの距離がもっと離れていれば、また特に排気筒放出の場合には、かなり低い線量が得られるであろう。このことは付録 B で例証されている。反対に、建物の吸気口が排気口と同じ面にあるような、あまりありそうにない状況では、かなり高い線量が得られるであろう。この可能性を考慮すべきであり、もし適切であれば、改訂されたクリアランスレベルを推定すべきである。

この一般的なクリアランス値は、放出点から 100m の地点で生産される農作物の経口摂取と放出点から 800m の地点で生産される畜産物の経口摂取を考慮しており、食品摂取率は決定集団の典型的な値を仮定した。用いられたモデルとデータは、温暖な欧州と北米の条件に適用するために開発されたものである。したがって、食生活、農業及び生活スタイルのかなり異なるタイプの国に対しては、このクリアランス値を再評価する必要がある。

るかもしれない。表Ⅲは、大気放出に対するクリアランスレベルを決定する際にどの被ばく経路が最も重要であるかを示している。

5.2. 水系への放出に対する一般的なクリアランスレベル

下水や淡水系への液体放出に対する一般的なクリアランス値は表Ⅳに与えられ、付録 B にその導出の概要が示されている。下水への放出に対して起こりうる 2 つの極端なシナリオが考慮された。すなわち、放射性物質が下水スラッジに保持されず、全てが水系に液体の形で放出されるという仮定と、全ての放射性物質が下水処理施設の下水スラッジに保持されるという仮定である。両ケースについて線量が計算され、最も制約的な値が表Ⅳの一般値を与えるために用いられた。もし廃棄物が直接河川に放出され、下水シナリオが最も制約的な場合には、線量は過大評価となるであろう。放出は低流量で放出点から 1km 下流にレセプタがある比較的小さな河川に行われると仮定する。これらの仮定の変更、特に河川規模や流量の変更は結果の線量に大きな影響を与えうる。河口や海洋環境への放出ではもっと低い線量になるであろう。しかしながら、湖への放出はもっと高い線量になるかもしれず、別に考察する必要がある。

下水スラッジ中の放射性核種については、外部照射と再浮遊物質の吸入の 2 つのシナリオが考察された。河川への放出について考察された経路は、飲料水の摂取、魚の経口摂取及び汚染された沈積物からの外部照射である。灌漑や下水スラッジの処理による陸圏の食物連鎖への放射性核種の移行はこれらの計算では考慮されていない。特別な状況では、これらの経路は重要であることがあり、考慮すべきである。表Ⅳは水系への放出に対するクリアランスレベルを決定する際に、どの被ばく経路が最も重要であるかを示している。

5.3. 固体廃棄物に対する一般的なクリアランスレベル

基本安全規準(BSS)[1]の別表 I には広範な核種の規制免除レベルが含まれている。放射線量または放射能濃度が特定された規制免除レベルを下回る線源には、さらなる考慮なしに、BSS の要件を自動的に免除してよい。これらの免除レベルは、一連の制限的な利用や処分のシナリオに対する保守的なモデルを用いて導出された[12]。値は全てのシナリオで計算された最小値のオーダーを表している。それらは、中ぐらいの量（1 トンのオーダーかそれ以下）しか関係しない放射能の小規模な利用を含む行為に適用される。1 トンのオーダーの量の場合には、BSS の規制免除レベルをクリアランスレベルとして使用してよい。しかしながら、もっと多くの物質が係わる場合には、これらの値はもはや適切ではなく、関与する量を考慮するための修正係数が必要であろう。

1996 年に IAEA は、固体物質中の放射性核種のクリアランスレベルに関する中間報告書を出版した[4]。その目的は、放射線管理が行われなくなった後、廃棄物がどのように利用されるか、またその行く先はどこであるかに関わらず、固体廃棄物に適用できる核種

固有のクリアランスレベルのセットを提供することであった。これらの値は一般に大量の物質に適用できるものである。その値は BSS の規制免除レベル[1]とは独立に導出されているが、これらのクリアランスレベルと BSS の規制免除レベルの 1/10 とはかなり良く一致していることがわかる。実際、多くの核種について同じオーダーの範囲に入っている[13]。

規制免除とクリアランスに対して国際的に勧告された値の整合と一致を促進するため³、この報告書で推奨する固体廃棄物に対する一般的なクリアランスレベルは、数値的に BSS の別表 I の規制免除値に等しい。しかしながら、クリアランスの対象量が大きい場合には、1/10 の修正係数を用いて補正すべきである（表 V）。

³ BSS の規制免除レベルは、IAEA の放射性物質安全輸送規則 1996 年版[11]でも採用された。

表 V に関連する量は、年間の行為あたりの物質量、すなわち、1 つの施設で 1 年間に発生する廃棄物量である。1 トンのオーダーという用語は、0.3 トンと 3 トンの間の範囲という意味であり、1 トンはその範囲の上限と下限の値の幾何平均である。この報告書では、中程度の量（moderate quantity）という用語は、1 トンのオーダーまたはそれ以下と等価であり、したがって、3 トン以下の量と解釈される。

5.4. 一般的なクリアランス値の適用性

理想的には、クリアランスレベルは特定の行為や着目する状況に適した仮定とモデルパラメータを用いて導かれるべきである。こうすれば、一般的な仮定に基づいて導出されたものと比較して、これらのレベルを用いる際の確信の程度が増加するであろう。サイト固有の適切な情報がないと、線量評価における不確実性はより高くなりがちであり、この不確実性を補償するために保守的な仮定をしなければならない。

ここに示されている一般的なクリアランス値は、保守的な仮定を用いて導出されている。それらは、提案された処分が規制管理から解放できるかどうかの初期の評価には有効であるかもしれない。しかしながら、もっと適切な局地的又は地域的な情報を用いて導出された他のクリアランス値の使用を排除するものではない。特定の線源については、サイト固有の情報と もっと現実的な仮定を用いることが適切なこともある。しかしながら、クリアランスレベルが特定の国又は地域内の多くの同様の施設に一般的に適用されることを意図しているのであれば、サイト固有のアプローチは適用できず、ここで概要を示した一般的で慎重なアプローチが適切かもしれない。

一般値の導出に使用されているシナリオ、モデル及びデータは全て、欧州と北米の経験から引用されている。慎重な評価手順によって、例えば食物連鎖や食習慣などが国家間でいくらか違っていても補償されると予想される。しかしながら、この解析でカバーされる可能性の範囲を外れた状況又は被ばく経路があるかもしれない。例えば、廃棄物は実際に処分施設に到着すると仮定してきた。もしそうでなければ、早期の被ばくの可能性がいく

つも存在する。しかし、このことは固体廃棄物のクリアランスレベルの導出ではある程度注意が払われている。この報告書で概説する方法論が局地的な条件に合っているかどうかについては、規制当局による判断がなされるべきである。もし、潜在的に重要なシナリオ又は被ばく経路が除かれていると思われたら、特別な解析を行うべきである。

5.5. 集団線量

規制免除とクリアランスの重要な原則は、行為に伴う集団線量の考慮を含む放射線防護の最適化である。集団線量預託が年間の行為あたり約 1manSv 以下であることが示されれば、それ以上の対策は必要ないが、そうでなければ、もっと周到な最適化が必要とされるかもしれない。

集団線量の評価には、リスクにさらされる集団、被ばく経路等に関するサイト固有のデータとともに処分方法に関する情報が必要である。しかし、放射性廃棄物の処分からもたらされる集団線量のオーダーを一般的な方法で探ることは可能である。IAEA は多くの放射性核種の大気や水系への単位放出に対する集団線量の一般的な推定値を刊行した[7]。これらは、スクリーニングの目的を意図したオーダーの推定値である。それらは、気体状又は液体放出のクリアランスレベルに対応する集団線量が 1manSv の規準を満たすかどうかを決定するために用いることができるかもしれない。付録 C には一般的なクリアランスレベルに対応する集団線量推定値とともに、文献[7]から引用した一連の放射性核種に対する単位放出あたりの集団線量が示されている。付録 C より、全てのケースで集団線量は 1manSv を下回っており、それ以上の考慮は必要ないことがわかる。

同様に、固体廃棄物については、集団線量が 1manSv の規準を超えることはありそうにないことが、文献[4]で議論されている。同様の議論が少量の物質に対する文献[1]の規制免除レベルに基づくクリアランスレベルの場合にもあてはまるはずである。したがって、この報告書で考慮されている行為に対して、集団線量は重要な因子ではなさそうであり、クリアランスレベルの決定には、個人線量の考慮だけが通常適切であろう。

5.6. 放射性核種の混合物の考察

放射性核種の混合物がクリアランスの規準に適合するかどうかを決定するためには、単純な比率式を用いることができる。この式は、

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_{li}} \leq 1$$

ここで、 C_i は提案された放出率 (Bq/y) または廃棄物中の放射性核種 i の濃度 (Bq/g)、 C_{li} はクリアランスで制限される放出率 (Bq/y) または廃棄物中の放射性核種 i の濃度 (Bq/g)、また n は混合物中の放射性核種の数である。

上式においてクリアランス放出率または濃度に対する各核種の提案された放出率または濃度の比が混合物中の全ての放射性核種について合計される。もしこの合計が 1 より小さいか 1 に等しければ、この混合物に対して提案された放出率または濃度は規準に合致しているとみなすことができる。この種の関係は、廃棄物混合物中に多くの放射性核種が存在する状況を考慮するために、国の規制当局により、それぞれの国のクリアランス放出率又は濃度のガイダンスで用いられていることがある。

表Ⅲ 気体放出に対して導出された一般的なクリアランスレベル

放射性核種	年放出率 (Bq/y)	主要な被ばく経路及び 制限となる年齢グループ
H-3	1E+11	経口摂取
C-14	1E+10	経口摂取
Na-22	1E+06	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
Na-24	1E+09	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
P-32	1E+08	経口摂取 (幼児)
S-35	1E+08	経口摂取 (幼児)
Cl-36	1E+07	経口摂取 (幼児)
K-42	1E+10	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
Ca-45	1E+08	経口摂取 (幼児)
Ca-47	1E+09	沈着物からの外部被ばくと経口摂取 (成人及び幼児)
Cr-51	1E+09	沈着物からの外部被ばく (幼児)
Fe-59	1E+08	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
Co-57	1E+09	経口摂取 (幼児)
Co-58	1E+09	経口摂取 (幼児)
Ga-67	1E+10	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
Se-75	1E+08	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
Sr-85	1E+08	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
Sr-89	1E+08	経口摂取 (幼児)
Y-90	1E+10	吸入及び経口摂取 (幼児)
Mo-99	1E+09	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
Tc-99	1E+07	経口摂取 (幼児)
Tc-99m	1E+11	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
In-111	1E+09	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
I-123	1E+10	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
I-125	1E+08	経口摂取 (幼児)
I-131	1E+08	経口摂取 (幼児)
Xe-127	1E+11	放射性雲からの外部被ばく (成人及び幼児)
Xe-133	1E+12	放射性雲からの外部被ばく (成人及び幼児)
Pm-147	1E+10	吸入 (成人及び幼児)
Er-169	1E+10	吸入及び経口摂取 (幼児)
Au-198	1E+09	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
Hg-197	1E+10	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
Hg-203	1E+08	沈着物からの外部被ばくと経口摂取 (成人及び幼児)
Tl-201	1E+10	沈着物からの外部被ばく (成人及び幼児)
Ra-226	1E+06	吸入及び経口摂取 (成人及び幼児)
Th-232	1E+05	吸入 (成人)

注 (a) これらの値は建物の換気や窓からの放出を想定した計算に基づく。最も接近した個人は放出点から20mに位置し、食料を100m及び800m地点から得る。線量は、吸入、経口摂取及び外部被ばくの経路について評価されている。

(b) 線源・レセプタ (被照射体) 間距離の差異により、これらの値にはかなりの差異が起りうる (付録B参照)。

表IV 液体放出に対して導出された一般的なクリアランスレベル

放射性核種	年放出率 (Bq/y)	主要な被ばく経路
H-3	1E+12	河川一経口摂取
C-14	1E+10	河川一経口摂取
Na-22	1E+05	下水一外部被ばく
Na-24	1E+08	下水一外部被ばく
P-32	1E+06	河川一魚摂取
S-35	1E+09	河川一魚摂取
Cl-36	1E+10	河川一魚及び飲料水摂取
K-42	1E+09	下水一外部被ばく
Ca-45	1E+10	河川一魚及び飲料水摂取
Ca-47	1E+08	下水一外部被ばく
Cr-51	1E+08	下水一外部被ばく
Fe-59	1E+06	下水一外部被ばく
Co-57	1E+09	下水一外部被ばく
Co-58	1E+08	下水一外部被ばく
Ga-67	1E+08	下水一外部被ばく
Se-75	1E+06	下水一外部被ばく
Sr-85	1E+06	下水一外部被ばく
Sr-89	1E+09	河川一魚及び飲料水摂取
Y-90	1E+10	河川一魚及び飲料水摂取
Mo-99	1E+08	下水一外部被ばく
Tc-99	1E+10	河川一魚及び飲料水摂取
Tc-99m	1E+09	下水一外部被ばく
In-111	1E+08	下水一外部被ばく
I-123	1E+09	下水一外部被ばく
I-125	1E+08	下水一外部被ばく
I-131	1E+07	下水一外部被ばく
Xe-127	適用しない	
Xe-133	適用しない	
Pm-147	1E+10	下水一外部被ばく及び河川一魚及び飲料水摂取
Er-169	1E+10	河川一魚及び飲料水摂取
Au-198	1E+08	下水一外部被ばく
Hg-197	1E+09	下水一外部被ばく
Hg-203	1E+07	下水一外部被ばく
Tl-201	1E+08	下水一外部被ばく
Ra-226	1E+06	下水一外部被ばく
Th-232	1E+06	下水一外部被ばく

注：これらの値は河川への放出または下水への放出に伴う計算値のうち最も制限となるものである。

表V 固体廃棄物に対する一般的なクリアランスレベル (Bq/g)

放射性核種	中程度の量に対する クリアランスレベル (a)	放射性核種	中程度の量に対する クリアランスレベル (a)
H-3	1E+06	Sr-89	1E+03
C-14	1E+04	Y-90	1E+03
Na-22	1E+01	Mo-99	1E+02
Na-24	1E+01	Tc-99	1E+04
P-32	1E+03	Tc-99m	1E+02
S-35	1E+05	In-111	1E+02
Cl-36	1E+04	I-123	1E+02
K-42	1E+02	I-125	1E+03
Ca-45	1E+04	I-131	1E+02
Ca-47	1E+01	Pm-147	1E+04
Cr-51	1E+03	Er-169	1E+04
Fe-59	1E+01	Au-198	1E+02
Co-57	1E+02	Hg-197	1E+02
Co-58	1E+01	Hg-203	1E+02
Ga-67	1E+02	Tl-201	1E+02
Se-75	1E+02	Ra-226	1E+01
Sr-85	1E+02	Th-232	1E+00

(a) 中程度の量とは施設あたり年間3トン以下を意味する。より多量のクリアランスレベルは、表Vのレベルの1/10である(5.3章参照)。

注：中程度の量に対するクリアランスレベルは、BSS [1] 規制免除レベルと同じである。

付録 A

平均化の手順

固体廃棄物については、クリアランスレベルは放射能濃度で導かれている。これらの値はある中位の量の物質の平均であることを意味する。また、放射性核種が多かれ少なかれ物質中に均一に分布していることも想定されている。

推定された平均放射能と放射性核種の分布の重要性を判断することのできる方法を確立することは慎重なやり方である。

平均濃度を評価する簡単な方法は、1個のパッケージ（たとえば200リットルドラム、1m³ボックス）中に物質が占める体積を、決められた大きさの部分に分割し、それらの部分のおおのこの放射能濃度を評価し、それを該当するクリアランスレベルと比較することである。

部分の体積でいずれがより制限的であるにせよ、分割した各部分の最小の数を10、また部分の最大の体積を20Lとすることを提案する。ついで、各体積の放射能を測定、計算、あるいはそれらの組み合わせによって評価すべきである。

各部分の放射能濃度はクリアランスレベルの10倍を超えず、一方、容器全体で平均した放射能濃度は該当するクリアランスレベルを超えないことを提案する。

付録 B

気体状及び液体の放出に対する一般的なクリアランス値の推定

この付録は、本文の表Ⅲ及び表Ⅳに与えられた放出に対する一般的なクリアランスレベルの導出のために行われた計算を概説する。基本的な仮定を示し、一例として1つの核種に対する詳細な計算を記述する。さらに、仮定のいくつかが変わった時の影響を追加の計算とともに示す。計算に用いたモデルとデータは全て参考文献[7]による。

B.1. 気体状放出

B.1.1. 拡散及び地表沈着の計算

気体状放出に対しては、対象とする核種は建物の側面の排気口から大気中に放出されると仮定する。排気ダクトの直径は0.5m、建物の断面積は500m²である。個人が20m高さの独立した建物の排気口に接近して住むと仮定する。線源からレセプタ（被照射体）までの距離は20mである。ここでの状況は、放出高さが建物の高さの2.5倍以下で、レセプタまでの距離が当該建物の側壁の面積の平方根の2.5倍以内である、空洞内の建物の風下における拡散である。空气中放射性核種濃度の計算には次式を用いる[14]。

$$C_A = (P_p Q_i) / (\pi u_n H_B K) \quad (\text{B.1})$$

C_A : 大気中の放射性核種濃度 (Bq/m³)

P_p : 風向が方位 p にいる着目レセプタの方向に吹く年間の時間割合

Q_i : 核種 i の年平均放出率 (Bq/s)

u_n : 放出高さにおける風速の年幾何平均 (m/s)

H_B : 建物の高さ (m)

K : 定数 (値は 1m)

B.1 式は鉛直方向の寸法が建物の高さに等しく、横幅の寸法が 1m のボックスモデルを表す。このモデルは、原子炉建屋周辺でのトレーサ実験で得られた 40 組のフィールドデータと比べると、空气中濃度を保守的に予測する経験式である[7]。

検討したケースでは、B.1 式はレセプタまでの距離が 56m ($2.5 \times \sqrt{500}$) 以内の全ての線源に適用される。文献[7]から、 u_n のデフォルト値 2m/s と P_p の 0.25 は、スクリーニング計算のためには適切かつ十分保守的であると信じられる。1年を通じて 1Bq/s の

放出に対して予測される空气中濃度は、それ故、

$$\begin{aligned} C_A &= (0.25 \times 1) / (3.14 \times 2 \times 20 \times 1) \\ &= 2 \times 10^{-3} \text{ Bq/m}^3 \end{aligned}$$

文献[7]より、地表沈着速度は、次式で与えられる：

$$C_{gr} = (V_d + V_w) C_A \quad (\text{B.2})$$

ここで

C_{gr} ：乾性及び湿性沈着の両過程による、ある放射性核種の日平均地表沈着速度 (Bq/m²/d)

V_d ：ある放射性核種の乾性沈着速度 (m/d)

V_w ：ある放射性核種の湿性沈着速度 (m/d)

文献[7]には、エアロゾル及び放射性ガスの沈着に対するスクリーニングの目的に、全沈着速度($V_d + V_w$)として 1000m/d を使用することが示唆されている。トリチウム、C-14 及びクリプトンのような非反応性ガスについては、全沈着速度は 0 と仮定すべきである[7]。クリアランスについて考察されたこのケースでは、個人の位置での地表沈着は $1000 \times 2 \times 10^{-3}$ 、すなわち 2Bq/m²/d になる。

上に与えられた空气中濃度と地表沈着はその個人のいる位置では適切であるが、その場所から全ての食料が得られるわけではない。それ故、全ての野菜及びその他の農作物は線源から 100m の地点で、また肉やミルクは線源から 800m の地点で得ると仮定する。これらの地点は、流跡領域内の建物の風下における拡散が適切であるような場所である。そうすると、着目地点の空气中放射性核種濃度は、次式で与えられる：

$$C_A = (P_p \times B \times Q_i) / u_a \quad (\text{B.3})$$

ここで、 C_A 、 P_p 、 u_a 及び Q_i は上に定義したとおりであり、 B は着目する風下距離、建物の該当する壁の表面積及び鉛直拡散パラメータに関するパラメータである[7]。種々の風下距離と中庸な大気安定度に対する適切な断面積に対する B の値の表が文献[7]に与えられている。この表から、401~800 m² の表面積及び 100m と 800m の距離に対し、 B の値はそれぞれ 1×10^{-3} 及び 6×10^{-5} m² となる。それゆえ 100 m 地点での空气中濃度は、

$$C_A = (0.25 \times 1 \times 10^{-3}) / 2 = 1.3 \times 10^{-4} \text{ (Bq/m}^3) / \text{(Bq/s)}$$

100m 地点では、

$$C_A = (0.25 \times 6 \times 10^{-5}) / 2 = 7.5 \times 10^{-6} \text{ (Bq/m}^3) / \text{(Bq/s)}$$

と推定される。

これらの地点における地表沈着は上記のように計算され、 $1000 \times C_A$ 、すなわち 100m

では $1.3 \times 10^{-1} \text{ Bq/m}^2/\text{d}$ 及び 800m では $7.5 \times 10^{-3} \text{ Bq/m}^2/\text{d}$ となる。

放出点とレセプタの点の相対的な位置関係は、大気拡散については空气中濃度と地表沈着にかなりの差異をもたらす。例えば、もしレセプタの点が放出点の建物と同じ面で 10m の距離とすると（文献[7]から）、予想される空气中濃度は 0.15 Bq/m^3 となる。これはここで考察したケースより 2 桁高い。一方、レセプタの点が放出点から 400m として、文献[7]から予想される空气中濃度は $2.5 \times 10^{-5} \text{ Bq/m}^3$ となり、標準的なクリアランスレベルの計算において仮定したよりも 2 桁低い。同様に食料生産について仮定した距離は、関連する沈着速度にかなり影響する。

B.1.2. 被ばく経路

空气中の放射性核種に関する 2 つの被ばく経路は吸入と外部照射である。吸入による年間線量 E_{inh} (Sv/y) は次式で与えられる：

$$E_{inh} = C_A \cdot R_{inh} \cdot DF_{inh} \quad (\text{B.4})$$

ここで、

C_A : 着目地点での空气中の放射性核種の年平均濃度 (Bq/m^3)

R_{inh} : 呼吸率 (m^3/y)

DF_{inh} : 吸入摂取に対する線量係数 (Sv/Bq)

このケースに対する C_A の値は上記から $2 \times 10^{-3} \text{ Bq/m}^3$ である。 R_{inh} の値は幼児に対して $1400 \text{ m}^3/\text{y}$ 、成人に対して $8400 \text{ m}^3/\text{y}$ である[7]。 DF_{inh} の値は核種に依存し、例えば I-131 では、幼児 (1~2 歳) に対して $7.2 \times 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$ 、成人に対して $7.4 \times 10^{-9} \text{ Sv/Bq}$ である[1]。

それゆえ、I-131 に対する吸入からの線量は、幼児に対して $2 \times 10^{-7} \text{ Sv/y}$ 、成人に対して $1.2 \times 10^{-7} \text{ Sv/y}$ となる。

放射性雲中の放射性核種からの外部照射による線量 E_{im} (Sv/y) は次式で与えられる：

$$E_{im} = C_A \cdot DF_{im} \cdot O_f \quad (\text{B.5})$$

ここで、

DF_{im} : イメージョン線量変換係数 ($\text{Sv/y} / (\text{Bq/m}^3)$)

O_f : 年間の被ばく時間割合 (-)

この場合 O_f は 1、すなわち、関係する個人はその全ての時間を着目地点で過ごすのみなす。I-131 に対する DF_{im} の値は全年齢に対して $4.7 \times 10^{-7} (\text{Sv/y}) / (\text{Bq/m}^3)$ である[7]。

よって、I-131 に対しては、

$$E_{im} = 9.4 \times 10^{-10} \text{ Sv/y}$$

地表に沈着した核種については 2 つの追加の被ばく経路、すなわち沈着物質からの外部照射と食物中の放射性核種の経口摂取がある。

沈着物質からの外部照射線量 E_{gr} (Sv/y) は次式で与えられる。

$$E_{gr} = C_{gr} \cdot DF_{gr} \cdot Q_f \quad (\text{B.6})$$

ここで、

C_{gr} : 地表への年平均沈着率 (Bq/m²/d)

DF_{gr} : 汚染地面からの被ばくに対する線量変換係数 (Sv/y) / (Bq/m²/d)

着目点では、 Q_f は再び 1、 C_{gr} は全年齢に対して 2Bq/m²/d と上に与えられている。 DF_{im} の値は放射性核種に依存し、I-131 では全年齢に対して 1.2×10^{-7} (Sv/y) / (Bq/m²/d) である。建物の遮へい効果は一切考慮されていないことを注意すべきである。

それ故、

$$E_{gr} = 2.4 \times 10^{-7} \text{ Sv/y}$$

食物中の放射性核種の経口摂取による線量 E_{ing-p} (Sv/y) は次式で与えられる：

$$E_{ing-p} = C_{p-i} \cdot H_p \cdot DF_{ing,i}$$

ここで、

C_{p-i} : 摂取時点での食物 p 中の放射性核種 i の濃度 (Bq/kg)

H_p : 食物 p の消費率 (kg/y)

$DF_{ing,i}$: 核種 i の経口摂取に対する線量係数 (Sv/Bq)

また、

$$C_{p-i} = C_{gr} \cdot CU_{p,i} \quad (\text{B.8})$$

ここで、

C_{gr} : 地表への年平均沈着率 (Bq/m²/d)

$CU_{p,i}$: 単位沈着あたりの食物 p 中の放射性核種 i の濃度 (Bq/kg) / (Bq/m²/d)

上記から農作物は、地表沈着がそれぞれ 1.3×10^{-1} 及び 7.5×10^{-3} Bq/m²/d である放出地点から 100m の地点、またミルク及び肉類は 800m の地点で得られるとすると仮定する。消費される食物は 3 つのグループ、すなわち農作物、ミルク及び牛肉に分けることができる。農作物には果実、野菜、穀類が含まれる。幼児 (1~2 歳) 及び成人に対する各食物の摂取率は表 B. I にある。単位沈着率あたりの食物中濃度は放射性核種に依存する。文献[7]から I-131 に対する値は：

農作物 : 6.6×10^{-1} (Bq/kg) / (Bq/m²/d)

ミルク : 2.2 (Bq/kg) / (Bq/m²/d)