

第4章 環境への対策と修復

チェルノブイリ原発事故による放射能汚染への対策が緊急に必要な事は、事故発生直後、既に明らかだった。そこで人々を被曝から守るために幅広い対策が講じられた。それは、1986年に【数日という短期間で】行われた放射能汚染の最も高い地域からの住民緊急避難から、多くの欧州諸国における食品中の放射性核種の継続的な検査という長期にわたるものまである。実施された対策とその有効性については、多数の国際的な報告書で幅広く検討されている[4.1-4.7]。

本章の主題は、放射能による環境汚染に対して、どういう対策を施せば人体への被曝を減らせるかという事である。人間以外の生物【野生動物など】への被曝に関しては、チェルノブイリ原発事故当時、被曝を防ぐという事の意味すら確立されておらず、ましてやその為の対策を立てる事に意義があるのかどうかすら分かっていなかった。この方面に関する理念は、今なお議論が続けられている段階である[4.8]。

本章では、破損した原子炉への応急措置については特には紙面を割かない。原子炉から周りの環境への放射能放出を事故後速やかに減らすことは応急措置の目的だから、これも環境対策には違いないが、これについては別の文献に譲る[4.2]。

環境汚染への対策は、事故の起こった1986年以来、都市・農地・森林・水域の各生態系で施されている。これらの対策のほとんどは、生態系ごとに、国際的な放射線管理基準や各国の放射線管理基準に沿って行われている。

4.1. 放射線の基準

被曝対策というのは、達成が十分に可能な範囲で被曝を減らす為の措置を行なうのが筋で、当然ながら緊急時と、緊急事態が過ぎた時期とで措置も違つて来る。そこで緊急時には応急被曝防止措置【protective actions】、その後の時期は中期放射線緩和措置【remedial actions】と呼んで区別する。被曝防止策を立てるに当たつて、基本的な大切なのは、コスト・パフォーマンスという考え方である。すなわち、同じコスト【費用+努力】で被曝を最小限にすることである。ただし、被曝対策のコスト・パフォーマンスを考えるとき、コストも成果も必ずしも金額に数値化できるものではない。例えば、被曝対策は多くの場合、被災者を安心させ、その不安を軽減させるが、この利点は金額に数値化できない。一方、被曝対策がマイナスの効果を及ぼす事もある。例えば【過剰な施肥でカリウムなどの】(養分の循環を阻害する等で) 生態系を直接変えたり、住民を【生産活動を禁止して】経済的に困らせたり、【キノコ採りや薪拾いのような】住民の日常習慣を止めさせたりするような事である。

4.1.1. 放射線に対する国際的な判断基準^{訳注1}

一般人と労働者の被曝防止の為の国際的な基準は、1986年のチェルノブイリ事故の時点でも既にあり、それは国際放射線防護委員会（ICRP）のPub26【Publication 26 1977年】に記述されている[4.9]。放射能汚染事故が深刻な場合については、ICRPのPub 40で、一般人の被曝防止の為の具体的な勧告が【1984年に】出されている[4.10]。これらの基準や勧告に対応する安全基準が1982年のIAEA安全基準【IAEA Basic Safety Standards】であり、これはICRPの各勧告に基づいている[4.11]。これらの文書には現代的な被曝防止の基本的考え方方が書かれてある。その内容は、正当化、最適化、線量限度^{訳注2}である。更に、平時の被曝防止策と事故時の介入【特別対策が必要な時に対策をとることを、介入するという】の違いについても書かれている。当時の基準では、被曝の上限は、放射線作業者で50 mSv/y、一般人で5 mSv/yであった^{訳注3}。後者の値は、人体が受けても問題ない被曝量だと當時認識されていた。

原子力事故や放射能漏れのような緊急事態で一般人が【過度な】被曝するのを防ぐための具体的な基準値は、これらの文書では特に確立されておらず、そのかわりに以下のように勧告されていた。

- (a) 偶発的に起こりうる人体被曝の際の被曝量が、確定的影響^{訳注4}（急性障害、特定の臓器・組織への放射線障害）の出ない範囲に収まるよう、あらゆる手段を尽くす。
- (b) 各種の被曝対策によって減らせる集団線量【各自の被曝線量に人口を掛けたもので、単位は man Sv（人・シーベルト）】と、被曝対策にかかる社会的・経済的コストの両者を比べて、最適化されるように介入すること（がんや遺伝的異常といった健康への確率的な影響を軽減することを目的として対策を適用し、その後、対策の効果が小さくなったら別の対策（あるいは対策無し）に切り替えるということ）。

チェルノブイリ事故に一番関係のあるICRP指針【Pub 40】では、事故直後の初期段階で介入【対策を実施】するに当たって、全身被曝と特定臓器被曝の2種類の判定基準を推奨している[4.10]。(a)屋内待避の場合、全身被曝が積算で5-50 mSvに達しそうか、特定臓器への被曝が積算で50-500 mSvに達しそうだったら屋内へ退避すべき。(b)放射性ヨウ素による被曝から甲状腺を守る為の対策(安定ヨウ素の投与)の場合は、甲状腺への被曝が積算で50-500 mSvに達しそうだったら、安定ヨウ素を飲むべき。(c)避難の場合は、全身被曝が積算で50-500 mSvに達しそうか、特定臓器への被曝が積算で500-5000 mSvに達しそうだったら避難すべき。(d)事故からの復興期【一息ついた時期、大体数日後～数年が目安】では、放射能汚染した食品からの内部被曝に対しては、全身被曝が積算で5-50 mSvに達しそうか、特定臓器への被曝が積算で50-500 mSvに達しそうだったら、食品の飲食を規制すべき。(e)全身被曝が積算で50-500 mSvに達しそうだったら、疎開すべき。

表 4.1. 放射能汚染事故後の食品中の放射性核種の国際貿易用ガイドライン【許容値】[4.12]

	一般消費用食品	ミルク及び乳児用食品
セシウム 134, 137	1000 Bq/kg	1000 Bq/kg
ヨウ素 131	1000 Bq/kg	100 Bq/kg
ストロンチウム 90	100 Bq/kg	100 Bq/kg
プルトニウム 239, アメリシウム 241	10 Bq/kg	1 Bq/kg

その後、チェルノブイリ原発事故による放射能汚染への一般人の不安を受けて、新しい国際規制が追加された。具体的には、1989年にコーデックス委員会^{誤注5}は、深刻な原子力事故が起った年の食料品貿易に対する放射能基準値を導入した（表4.1を参照）[4.12]。

また、1990年には、最新の研究データに基づいて、一般人と放射線作業者の被曝防止のための国際的なICRP被曝基準が改訂された。この改訂の基となった研究データでは、被曝による人体への影響の危険性を確率論的にきちんと求めると、以前に考えられていた危険性よりも大幅に高いことが示されている。改訂の結果、放射線被曝【平時】の年間許容量は大幅に低くなり（元の基準値の20%～40%の値）、放射線作業者で年間20 mSv、一般人で年間1 mSvとされた【Pub 60】[4.13]。後者の値は、現在、人間の被曝線量の安全な水準として認識されている。

一般人の被曝防止の為の基準値を、原子力事故または放射能漏れなどの緊急事態の場合にどの程度緩和するかについては、これらの改訂文書には与えられていない。放射能汚染の緊急事態に、一般人の被曝防止の為に行う介入について後に指針が作られた【Pub 63】[4.14]。この指針では、最適化を基本的な考え方として再確認し、緊急時にも適用できるとしているほか、介入によって減らす事の出来る被曝量が詳しく書かれている（図4.1参照）。ICRPは【Pub 40のように】判定基準を2種類に分ける事を止め、代わりに、各種の対策に対応する放射線量をいくつか提言した。ここでは、図4.1にあるように回避すべき放射線量という視点が使われている。すなわち、被曝が50 mSvを超えたたら屋内待避を、甲状腺線量が500 mSvに達しそうだったら安定ヨウ素の投与を、被曝が500 mSvを超えたたら避難を、更に生涯の積算被曝が1000 mSvを超えたたら移転を推奨した。食品の放射能に関しては内部被曝が10 mSv/yを超えたなら規制を行うことが推奨されている。

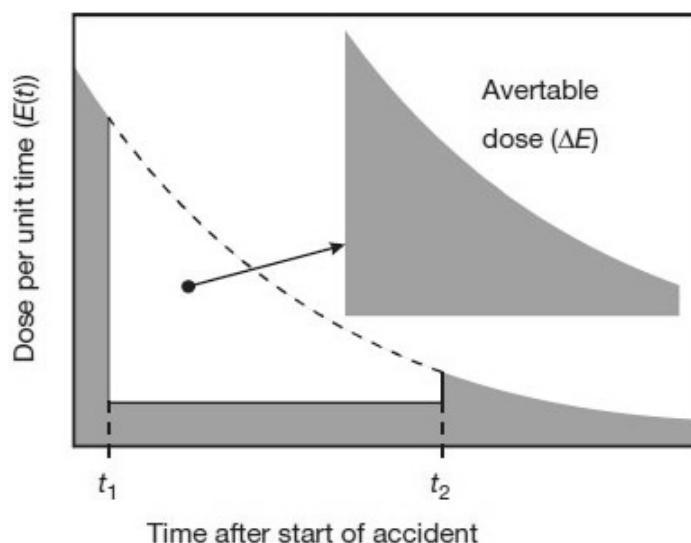


図4.1.: 被曝と防護対策の関係を模式的に示したグラフ。防護対策を取っているのは時刻 t_1 から t_2 の間。【オリジナル図】【図中右上の ΔE の部分が（室内退避やマスクなどによって）避ける事の出来た被曝を示す。縦軸は単位時間当たりの被曝量。横軸のスケールは1日単位ととっても1ヶ月単位ととっても数年単位ととっても良い。防護対策を始めるのに遅過ぎるということは決してなく、思い立った日が吉日であるである事を示している。】

より新しい1999年のICRP出版物（Pub 82）では、チェルノブイリ原発事故による汚染地域で見られるような長期的な被曝から一般人を守る方法が検討されている[4.15]。Pub 82でもICRPは最適化を提唱しているが、この文書では更に突っ込んで、被曝防止策を実施すべきかどうかを決める為の一般的な基準をも示している。特に、人工的な放射性元素だけでなく、自然界に存在する放射性元素による被曝を加えた総被曝（内部被曝+外部被曝）を考える事を提言し、更にこの総被曝量が年10 mSv/y未満である限り、コストに見合うだけの被曝防止効果が上がらないだろうから、介入の必要はないと提案をしている。もっとも、場所を限定して、そこできちんとコスト・パフォーマンスの計算の元に、介入する意義が見いだされた場合は、10 mSv/y未満でも話は別である。とりわけ、日用品に含まれる放射性核種についてICRPは、人体被曝の原因の大部分という事で1 mSv/yを介入免除レベルとして提唱している。1 mSv/yという基準値は、食品中の放射性元素に対する規制の参考レベルを設定する際の拠り所となるだろう。

訳注1：ここでいう基準には2種類あり、criteria=避難や退避などの行動を起こす為の判定基準と、standards=各状況での基準値の両方を指す。

訳注2：正当化とは、放射線や放射性同位元素を使用する際は、使用による便益が被曝等による損害を上回るようにすべきであること。最適化とは、使用する場合に社会的経済的要因を考慮して、合理的に達成できる限り放射線被ばくを下げるべきであること。線量限度とは、放射性物質等を使用する場合に線量限度を超えないようにしなければならないということ。これら3つの原則が防護の基本である。

訳注3：現在は、放射線作業者に対して100mSv/5yで50mSv/yを超えないこと、一般人に対して1mSv/yとされている。

訳注4：ある線量（閾線量という）を超えると現れ始める急性の影響のことで、因果がはっきりしており、閾線量以下であれば現れない。これに対し、細胞の中のDNAが放射線で傷つきその修復が誤ってなされ、異常な細胞が発生し、何段階かの過程を経て、がん細胞や異常な生殖細胞が生じる場合がある。これによりがんおよび遺伝的影響が起こる、これを確率的影響という。この場合は弱い放射線被ばくでもDNAが傷つくので、閾値はなく、線量に比例した影響が出るとして防護策が作られている。

訳注5：コーデックス委員会（Codex Alimentarius Commission）は国際的な食品規格：コーデックス規格を決める唯一の政府間機関で、FAO（国連食糧農業機関）とWHO（世界保健機関）の下部組織に当たる。

4.1.2. 放射線に対する各国の判断基準

チェルノブイリ原発事故による人体被曝の限度値は、食品・飲料水・木材等に対する基準値を含むものが事故直後に導入された。これらの限度値・基準値は、まずソビエト連邦【ソ連】で導入され、続いて他のヨーロッパ諸国（北欧諸国、EU諸国、東欧諸国）でも導入された[4.1]。

1986年に発効した放射線安全基準[4.16]に基づいて、ソ連の保健省はチェルノブイリ原発事故の

年（1986年4月26日から1987年4月26日まで）の被曝総量【正確には全身等価線量：equivalent whole body dose】として暫定的に平均100 mSvを上限値と決め、同様に2年目の上限を30 mSv、3年目と4年目（1988年と1989年）の上限をそれぞれ25 mSvとした[4.3]。1990年1月1日までの累積に直すと、一般人に関しては173 mSvが上限であり、これがチェルノブイリ原発事故に伴う放射性降下物から受ける放射線に対する被曝限度量とされた。

住民の内部被曝を抑える為、ソ連では食料品や飲料水に含まれる放射性核種の量に暫定許容値（TPL）が導入された^{訳注6}。表4.2は、主要な食品の暫定許容値（TPL）を示す[4.3、4.17]。ソ連の最初の暫定許容値は、¹³¹I（ヨウ素131）による食品の放射能汚染に関するもので、1986年5月6日に保健省から出された。この時の基準は子供の甲状腺被曝量を300 mGy【ガンマ線による被ばくなので1 mGy = 1 mSvとしてよい】以下に抑えるというものであった。¹³¹I以外の安全基準が出されたのは1986年5月30日の事で、食品に含まれる、地表汚染由来のベータ線放出全核種【放射性核種全て】に対する基準値が決まった。これらの核種の中でも、特に放射性セシウムに注意が払われた。というのも、放射性セシウムは【カリウムやナトリウムと化学的性質が近い故に】生態系の中を移動しやすく、しかも半減期が長いからである。その後、1988年（TPL-88）と1991年（TPL-91）に導入された暫定許容値は、¹³⁴Cs（セシウム134）と¹³⁷Cs（セシウム137）の放射能の総量を規制している。放射性セシウムに対して作られたTPL-91では、⁹⁰Sr（ストロンチウム90）に対する安全基準も追加された。

農村部住民が一年間に消費する食料による内部被曝は、もしも食品の全てがTPL-86ギリギリの放射性セシウムを含んでいたとして50 mSv未満となる。（ちなみに、TPL-88の基準値が守られれば8 mSv未満、TPL-91の基準値が守られれば5 mSv未満となる。）

表4.2. チェルノブイリ事故後にソ連（1986-1991）で制定された、食品及び飲料水中に含まれる放射性核種に対する暫定許容値（TPL）[4.3, 4.17]【単位は Bq/kg】

放射性核種	暫定許容値【TPL】 (Bq/kg)				
	4104-88 適用年月日 1986年5月6日	129-252 ヨウ素 131	TPL-88 ベータ放出核	1987年12月15日 セシウム 134 セシウム 137	TPL-91 セシウム 134 セシウム 137 ストロンチウム 90
					1991年1月22日
飲用水	3700		370	18.5	18.5
ミルク	370-3700		370-3700	370	370
酪農製品	18500-74000		370-18500	370-1850	370-1850
肉・肉製品	-		3700	1850-3000	740
魚	37000		3700	1850	740
卵	-		37000	1850	740
野菜、果物、ジャガイモ、根菜類	-		3700	740	600
パン、小麦粉、シリアル	-		370	370	370

表 4.3. チェルノブイリ事故後に制定された、食品中に含まれる放射性セシウムに対する安全基準値
【Action level】[4.3, 4.5] 【単位は Bq/kg】

適用年次	国際食品規格 委員会	安全基準値 (Bq/kg)				
		1989	1986	1999	2001	1997
ミルク		1000	370	100	100	100
乳児食品		1000	370	37	40-60	40
酪農製品		1000	600	50-200	100-500	100
肉・肉製品		1000	600	180-500	160	200
魚		1000	600	150	130	150
卵		1000	600	-	80	6 Bq/個
野菜、果物、ジャガ		1000	600	40-100	40-120	40-70
イモ、根菜類						
パン、小麦粉、シリ		1000	600	40	40-60	20
アル						

食料品に含まれる¹³¹Iの安全基準値は、ヨーロッパの複数の国々でも1986年5月に決められたが、その値は0.5-5 kBq/kgと幅があった。後日【1986年】、欧州共同体【EUの前身】によって、輸入食品中の放射性セシウム量に対する基準値が統一され、表4.3に示すように、食品の種類によって2つの基準値が使われるようになった。一つは牛乳や乳児食に対する基準値で、もう一つはその他すべての食品に対応する[4.3, 4.5]。同様の基準値は北欧諸国でも導入されたが、野生・半野生の動植物（トナカイの肉、狩猟の獲物、淡水魚、森林の野いちご（ベリー）、キノコ類、木の実）だけは例外とされた。というのも、これらの食料は、一部の地域住民、とりわけ先住民たちにとって重要だからである【汚染したからといって食べない訳にはいかなかった】。ともあれ、スウェーデンでは事故から1ヶ月以内に、¹³¹Iと¹³⁷Csに関する食品基準を、輸入食品と国産食品の両方に対して決めた。輸入食品の基準値は、¹³¹Iが5 kBq/kg、¹³⁷Csが10 kBq/kgで、国産食品の基準値は、¹³¹Iが2 kBq/kg、¹³⁷Csが1 kBq/kgである。5月中旬には、¹³⁷Csの安全基準値がすべての食品に対して300 Bq/kgに下げられ、¹³¹Iの安全基準値は、ミルクと乳製品に対して2 kBq/kgと定められた。北欧諸国で生産されたり消費されたりする野生の動植物に関しても安全基準値が定められたが、その値は国や時期によって1.5-6 kBq/kgとばらつきがある。

ソ連では、食品の安全基準に沿って、未加工農産品（4.3節）、木材（4.4節）、薬草・香料に対してそれぞれ基準値が決められ、同時にベータ放出核種による地表汚染に対しても基準が導入された[4.3]。

被曝防止に対するソ連の基本方針【それらはソ連崩壊後もロシア・ベラルーシ・ウクライナ各国政府の方針となった】として、汚染が時間と共に減るのに合わせて、被曝【シーベルトの概念】に関する基準と、放射能【ベクレルの概念】に関する暫定許容値（TPL）の両方の値を低くしていった。汚染が時間と共に減る主な理由は、放射性壊変【物理的半減期による減衰】による放射性核種の減少と、放射性核種が土壤深くに浸透したり土壤成分と固定したりする事で放射線に関する状況が改善されるからである。暫定許容値（TPL）が少しづつ厳しくなれば、生産者は、產品の放射能

値が新しい暫定許容値に収まるように放射能対策を施さなければならなくなる。こういうガイドライン的な手法により、結果的には、產品經由の被曝を減らす事に繋がってきた。暫定許容値（TPL）を専門家が決める際は、農產品・林產品經由の人々の内部被曝を出来るだけ抑えるという目標だけでなく、放射能汚染に対する管理をおこなっているような地域【低・中程度の汚染地域】でも農業生産や林業が経済的に成り立つように勘案された。実際の暫定許容値は、色々な食品群に対して、それぞれ異なる値が設定された。これには、食べてはならない食料品というタブーをなくし、どんな食品であれ、暫定許容値以下であれば消費を規制しないという事をはっきりさせる目的としている。

1991年の終わりまでに、ソ連は崩壊していくつかの国へと分かれたが、その中で、ベラルーシ、ロシア、ウクライナがチェルノブイリ原発事故で最も放射能に汚染されていた。ソ連崩壊後は、ベラルーシ、ロシア、ウクライナ各國とも、一般人の被曝防止に向けた独自の政策を実行した。1990年のICRP勧告で、普通の地域【事実上の非汚染地域】での一般人の被曝上限を1 mSv/yとした事から、これら3ヶ国政府も、この値を、緊急事態が終息した後の安全基準値に設定した。従って、3ヶ国の法令では、チェルノブイリ起源の放射能汚染による年間被曝がこの値【1 mSv】を超えそうだったら、長期的な浄化作業を含めて放射能対策を実行しなければならないという意味の介入レベルの値として定められている。

食料品・飲料水・木材の放射能汚染に関する現時点での暫定許容値（TPL）は、（表4.3参照）上記3ヶ国の中ではあまり大差がない。そしてEUの輸入品に対する上限値や[4.5]、国際貿易で取引される食品に対するコーデックス基準値[4.12]よりも大幅に厳しい。

上記3ヶ国の関係部局は、各環境での放射能対策【下記4.2節～4.5節】を実施し、すべての食品を検査することで、生産品に対して設定された暫定許容値（TPL）と、被曝限度を守ろうと努力し続けている^{訳注7}。

訳注6：日本で言う安全基準値と同じ。

訳注7：20年を経ても努力の途上である事は本節で更に詳しく述べられている。

4.2. 都市の除染

チェルノブイリ事故後、早い時期に取られた主要対策のうちの一つが居住地の除染である。これは住民と清掃作業員の外部被曝を減らすためのものである【ゴミ収集や道路清掃などの作業では、降り積もった放射性ダストに人一倍曝される】。居住地の除染では、実際に人が住んでいる市街地の放射性物質を取り除くことが当座の目標とされた。

汚染地に住む様々な人々の外部被曝源を調べたところ、被曝の主因は、土壤の放射線源や、アスファルトやコンクリートなどで覆われた表面の放射線源によるもので、建物の壁面や屋根の上の放射線源によるものも多少あった。このため、土壤表層を剥ぐ事は、最も効果的な除去法の一つである。

除染効果の目安として、線量率の減少率（DRRF）と外部被曝線量の減少率（DRF）の二つの指

標がある。線量率の減少率（DRRF）とは、汚染表面の上の空間線量率【Sv/h】が除染によってどれだけ減るかの割合で、外部被曝線量の減少率（DRF）とは、環境に沈着した放射性物質からのガンマ線による個人への実効外部線量【Sv/y】の減少率である【例えばDRRFがゼロでも高汚染地域に行くのを避ける事でDRFは上げられる】。

4.2.1. 除染に関する研究

低費用で効率良く除染する方法を求めて、除染法の効果を調べる検証プロジェクトがいくつかある[4.18-4.20]。それは、特定の除染法【プロジェクトごとに違う】を選び、人間活動のある地域の異なる表面や人工物に対して、線量率の減少率（DRRF）と外部被曝線量の減少率（DRF）をあちこち測定するものである。検証プロジェクトや理論研究の成果は、市街地の除染に関する有用なモデルとそれに必要な各種パラメータ及び、異なる時期【事故直後か半年後か数年後か】での都市の環境汚染の除染に対する具体的な提案を含んでいる。実際の除染活動に先だって、選ばれた除染法に対する費用対効果をきちんと考慮した評価が、除染法の正当化と最適化のために必要であると提案されている。

これらを含む複数の研究によれば、市街地表面から人体が受ける外部被曝の量や、それがどの程度軽減され得るかを決める要因は次の6つである（3.2節参照）：(a)居住地と家屋の設計、(b)建設資材、(c)住民の習慣、(d)放射能沈着時に降雨が関係しているかどうか、(e)フォールアウトの物理的化学的性質、(f)汚染からの時間。

雨を伴わない乾性沈着の場合は、道路の洗浄、樹木や低木の除去、庭の掘り起こし【表土を地中に混ぜ込むこと】が、安価でかつ効果的な対策で、これだけで空間線量率がかなり下がる。これらは、緊急対策の中でも優先順位が高い。屋根も重要な放射線源だが、除染が高額なので、緊急対策としての優先順位はそこまで高くない。壁はあまり重要な放射線源ではない上、除染が高額かつ困難なので、優先順位は低い。

湿性沈着の場合は、庭や芝生の掘り起しによって、相当量（～60%）の除染が比較的安価で出来るので、緊急対策としても長期的対策としても最優先であろう。更に道路の洗浄も有益である。

除染の長期計画を立てる際に考慮すべき事に、人体への総被曝（外部被曝+内部被曝）のうち、外部被曝がどのくらいの割合を占めるかという事がある。土壤が粘土質の地域では、食物連鎖による放射性セシウムの取り込みは比較的少なく、内部被曝も少なくなる^{訳注8}。これらの地域では、外部被曝が被曝の殆どを占めるので、総被曝量の減り具合は外部被曝線量の減少率（DRF）に近い。反対に、土壤に砂や泥炭が多い痩せた土地では、長期的な内部被曝が問題であって、村の除染をいくらしたところで、総被曝量の減少にはあまり関係しないと思われる。

訳注8：ここで話す地域全体として粘土質の場合である。農産物が地域産品の場合、3.3.4節に書いてある2つのメカニズムで内部被曝が減る：(1) 粘土質の土壤は泥炭土や砂質土よりもカリウムイオンを含みやすく、それと化学的性質の似たセシウムイオンの吸収を抑える、(2) 粘土内のミネラルの間にセシウムイオンがはまり込んでしまって植物に吸収されにくい。

4.2.2. チェルノブイリの経験

チェルノブイリ事故で特に汚染された旧ソ連の都市や村では、1986年～1989年に大規模な除染が実施された。大抵の除染は軍隊が行い、その内容は、水や特殊洗浄液による建物の洗浄、居住地区的清掃、汚染した表土の除去、道路の清掃と洗浄、表面水【川や湖】の水源での除染などである。幼稚園、学校、病院をはじめ、大勢の人が頻繁に集まるような建物には特に注意が払われた。大規模な除染が実施されたのは、合計で約1000の居住地で、数万の家屋や公共建物と、1000以上の農場も対象になった[4.18, 4.21, 4.22]。

事故後しばらくの間は、土壤と燃料粒子が土ぼこり【ダスト】となってまき上がる事があり、この放射性ダストを吸い込む事で、内部被曝が大きく増える危険があった。放射性ダストの生成を抑えるために、特別な有機溶剤【飛散防止剤】が汚染地表に散布された。この有機溶剤は地表で乾燥した時に透明な高分子薄膜を形成する。飛散防止剤は、原発と【チェルノブイリ30km圏立入禁止区域】CEZで、1986年の春から夏にかけて撒かれた。一方、街路には水が撒かれた。これは、放射性ダストの発生を防ぎ、放射性物質を下水道へ洗い流すためである。これら1986年に実施された緊急放射能除去が実際にどのくらいの効果があったかについて、数値として出せるような調査は現在もまだない。もっとも、参考文献[4.23]によれば、キエフの街路で毎日行われた洗浄で、集団線量（各自の被曝線量を全人口で足し合わせたもので、単位はman Sv【人・シーベルト】）が3000 man Sv減少し、特に学校内・学校地域では3600 man Sv減少したとされている。

除染方法によって差はあるものの、除染は確かに効果があり、各地の空間線量率は除染後に3分の2～15分の1にまで減った【DRRFに対応】。しかし、除染するのに高い費用がかかるため、汚染地区全体での総合的な除染はなかなか出来なかった。そのため、外部被曝の軽減【DRFに対応】は、現実には年ベースで住民平均10～20%減っただけに終わった。職業別では、幼稚園児や学校生徒・児童で30%の軽減で、野外労働者（家畜の世話、森林の管理など）で10%である。ちなみに、この数字（%）は、1989年にロシアのブリヤンスク州で行われた大規模な除染活動の前後の外部被曝線量の測定により確認されたものである。

除染を終えた地区での5年以上にわたる追跡測定によれば、1986年以降に本格的な再汚染は無く、長期的には外部被曝率は減少している。このことは5.1節で再び述べる。ブリヤンスク州内のもっとも汚染された93地域では総計9万人の居住者が除染の恩恵を受けた。回避できた集団線量は、約1000 man Svと見積もられる。

旧ソ連で続けられた大規模な除染は1990年以降行われていないが、それでも、特に汚染された地区や、高レベルの汚染が記録された建物に対しては、個別に除染作業が行われてきた。ベラルーシで多少とも続いている除染活動は、主に公共の建物（病院や学校）や地域（行楽地）に限られているが、それでも汚染された村のいくつかでは、住居や農場も除染の対象とされてきた[4.22]。

除染がずっと行われている対象は、他にも工業設備や商業施設がある。というのも、これらの施設では1986年の放射能の放出・沈着期に、換気システムが稼動していたために、換気システムを含めて建物内まで汚染されたからである。ベラルーシでは、毎年約20～30棟の工業用建物とその換気システムの除染が行われている[4.22]。

4.2.3. 推奨できる除染技術

現在の被曝予防の方法論によれば、介入（除染）するかどうかと、どのような除染法を使うかとは、総費用と社会的要因を考慮した上で決めるべきである。その際の費用の計算では、除染効果が数値として評価されている除染技術のみを対象とすべきで、それぞれの除染技術に対して、プラス面（集団線量の減少）とマイナス面（費用や除染作業員の被曝）を比較しなければならない。この比較の際にも、きちんと「費用対効果」分析[4.9]や「多属性分析」[4.24]に基づくべきで、後者の分析の際には、定性的な社会的要因も含まれる^{訳注9}。

ある地域の放射能除去の計画を立てる際、除染計画の中で個々の除染法の優先順位は、その地域の特殊事情に応じて決めるべきである。そうではあるものの、多くの経験と研究から、長期的な計画の場合は、次のような汚染作業【いずれも一般的な除染法】の組み合わせを推奨したい。

- (a)住居用の建物の前庭の土壤、公共の建物・学校・幼稚園の周囲の土壤、居住地区の道路の路肩の土壤のそれぞれ表層部5cm～10cmを除去する。何処まで地面を剥ぐかは、放射能が深さ方向にどういう分布をしているかによる。剥ぎとられた高汚染表土は、個人の敷地内または集落内に穴を掘って埋め、同時に穴を掘った時に出た未汚染土は、汚染表土を剥ぎ取った後にかぶせるべきである。この除染法では、放射性廃棄物の為の特別な埋蔵場所を作る必要はない。
- (b)個人の果樹園は、深く掘り返すか、表層部5cm～10cmを除去する。野菜畑に関しては今までに何度も耕されているから、土壤の深さ20cm～30cmの層までは放射能が均一となっているだろう。
- (c)砂や砂利で放射線を遮るために、中庭の汚染された部分は、きれいな砂（できれば砂利）で覆う。これは(a)にも適用出来る。
- (d)屋根はきちんと除染するか葺き替える。

これらの除染作業は、個人の庭や家にも、集落全体にも適用できる。言うまでもなく、集落全体の除染のほうが、外部被曝を減らすのにより有効である。表4.4に、都市部における場所別の除染法と除染効果【ベストの場合】をまとめる。各除染法の効率、技術、必要な機材、費用、時間、放射性廃棄物の量、その他の数値は、参考文献[4.25]に載っている。

表 4.4. 都市表面の達成可能な除染率（単位は無次元）【放射能汚染が何分の 1 になるかを示す係数で、ベストの場合の値】[4.25]

	技術	被曝線量率減少係数
窓	洗浄	10
壁	砂吹き磨き	10-100
屋根	放水及び/または砂吹き磨き	1-100
庭	掘り返し	6
庭	表面の除去	4-10
樹木・低木	刈り込みまたは除去	~10
街路	掃き掃除または吸引清掃	1-50
街路（アスファルト）	石灰をまく	> 100

都市部の除染で生じた放射性廃棄物は、法律や規定に基づき処理されるべきである。大規模な除染作業の際には、一時的な保管場所を人里離れた場所に設置して、そこから出て行く放射能が生活圏に影響を与えないようにしなければならない。設置場所には、放射線危険区域を示す国際標識が掲示されるべきである。

訳注9：ここでいう多属性解析（multi-attribute analysis）とは、要するに費用だけでなく社会的制約も考えろという極めて当たり前の意味で、日本の場合だと、除染が経済発展・技術発展・風評対策に役立つことも考えにいれなければならない。

4.3. 農業対策^{訳注10}

チェルノブイリ事故後の農地対策は、旧ソ連の中でも最も深刻な被害を受けた諸国【ロシア、ベラルーシ、ウクライナ】と西ヨーロッパで大規模に実施された。農地対策の主な目的は、農産品に含まれる放射能を安全基準値（旧ソ連内では暫定許容値TPL:temporary permission levelと呼ばれる）以下に抑える事である【ここでいう農産品は食物のことで、農作物と畜産物（酪農も含めて）をさす】。集約農業での農産品対策を行ったのは、おむねロシア、ベラルーシ、ウクライナの3ヶ国に限られており、西ヨーロッパでは初めのうちに一部の食品の出荷禁止が行われたに過ぎない。これら対策の多くは事故後数年間に集中的に行われ、【2006年】現在も続けられている。旧ソ連の3ヶ国に関して、高い¹³⁷Cs【半減期30年】濃度が長年続いている地域では、【集約農業だけでなく】零細な農家からの畜産物に対しても対策【検査など】がずっと施されている。その対象は汚染対策を施していない放牧地からの畜産品である[4.3, 4.4, 4.7]。

原発近隣諸国だけでなく、西ヨーロッパの汚染地域でも、農産品が¹³⁷Csに高濃度で汚染されつづけている。これらの国々では、農産品対策の殆どが畜産物対策であり、例えば、放射能対策を施していない土地で放牧されている動物【牛・羊・山羊・トナカイ】に集中している。

訳注10：ロシア・ヨーロッパと日本とでは土壤や気候の違いがあるので、対策に若干の差が出る場合がある。日本の場合について農林水産省の見解があるので、ホームページを記しておく。

http://www.maff.go.jp/noutiku_eikyo/maff2.html

4.3.1. 初期対策【事故から半年】

1986年5月2～5日の4日間に、CEZ【チェルノブイリ30km圏立入禁止区域】から約5万頭の牛と、1万3千匹の豚、3300匹の羊、700頭の馬が、住民とともに避難した[4.26]。この避難の際、CEZに2万匹以上の犬や猫などの家畜やペットが残されたが、これらは処分され地中に埋められた。避難した家畜も、飼料不足や、避難先での管理の難しさ【数が多いので難しい】のために、かなりの数が屠殺処分された[4.27, 4.28]。事故直後の緊急時【acute period】で、動物を放射能汚染のレベルごとに分けることができず、結局、1986年5月～7月の期間に全部で9万5500頭の牛と2万3000匹の豚が処分

された【避難数より多いのはCEZの外も汚染されていたから】。

処分された動物の死骸の多くは地中に埋められ、一部は冷蔵保管された。しかし、これらの処置は衛生上・実際上・経済上の問題を引き起こした。【汚染の程度にかかわらず】肉を食用禁止する事は、直ぐに行える効果的な内部被曝対策で、旧ソ連や他の地域で広く行われた。しかし、この方法は経済負担が大きく、【食用しない事で】汚染肉、即ち放射性廃棄物を大量に生み出した。

事故直後の数週間の旧ソ連での対策は、【牛乳などの】ミルクの¹³¹Iの濃度を低くすることと、汚染されたミルクが食物連鎖【food chain】に入らないようにすることである。そのために推奨された方法は以下のとおり[4.29]：

- (a)家畜を室内に入れて、外の汚染された牧草の代わりに、汚染されていない貯蔵飼料を与える。
- (b)加工工場に持込まれる原乳の放射能汚染を常時測定【モニター】して、安全基準値を越えた原乳の流通を禁止する（当時の安全基準値は、¹³¹Iの場合、3700 Bq/L）。
- (c)安全基準値を超えた原乳を保存食品（コンデンスマilk、粉ミルク、チーズ、バターなど）に加工する

事故直後の数日間は、【牛乳などの】ミルクの放射能対策が主で、集団農場といくつかの個人農家が対象となった^{訳注11}。残念ながら、ミルク汚染への対策は集団農場の管理者や地方当局にのみ知らされ、田舎の個人農家には知らされなかつた。そのため、地方の個人農場をはじめとしてミルク汚染対策【出荷停止等】が十分に行われたとは言い難く、効果があまり上がらなかつた地域すらある。

事故後3週間も経たないうちから、【一部の農場で】汚染されていない保存飼料【前年刈り入れの干し草など】が使われ始めた。その理由は、牛の体内の¹³⁷Csを、1～2ヶ月で許容水準にまで減らす可能性があるからである【牛の筋肉の代謝時間は1～2ヶ月】。しかし、春の新緑期という事で、汚染されていない保存飼料が不足しており、この方法は直ぐには広まらなかつた。

1986年6月初旬の時点で、すでに汚染区域での放射性物質の沈着密度の地図が出来上がっており、この地図から、牧場・放牧地の汚染の程度も推定できて、汚染牛乳の生産地域も明らかになつた。

1986年の生育期【春から夏】は、依然として植物の表面が多量に放射能汚染されていた。そのうえ、農業対策はあまり出来なかつた。事故直後の2～3ヶ月間は、放射能汚染の深刻な土地の使用が禁止され、同時に汚染の比較的少ない土地で農業生産を続けるための対策が次々に勧告されていった。放射能汚染が極めて深刻な地域では、乳牛を飼うことが禁止された。飼料や他の作物の収穫の時期を遅らせるというのは、農作物の放射能汚染を減らす有効な方法であった。農産品の放射能検査（Radiation control）が、生産・貯蔵・加工の各段階で導入された[4.3, 4.30]。

1986年5月～7月に実施された放射能調査に基づき、ベラルーシで13万ヘクタール、ロシアで1万7300ヘクタール、ウクライナで5万7千ヘクタールの農地の使用が取りあえず禁止された[4.31]。

1986年6月からは、新たに¹³⁷Csの農作物への取り込みを抑えるための対策が以下のように実行された。

- (i) ¹³⁷Csが555 kBq/m²を超える高汚染地域での屠殺の禁止。屠殺前の1ヶ月半の間は汚染されていない食物を与えなければならない。
- (ii) 農作で通常行われる作業のいくつかを省略する事で、【農民の】被曝と放射性ダストの発生

を防ぐ。

- (iii) 放射能汚染された堆肥の使用制限。
- (iv) トウモロコシ用のサイロの準備。干し草の代わりにトウモロコシを保存飼料に使うため。
- (v) 個人農場で生産された【牛乳等の】ミルクの消費の制限。
- (vi) 農産品の放射能検査の義務化。
- (vii) ミルクの加工の義務化

表土を取り除くのは、除染の手法としては不適切である。というのも、多額の費用がかかり、既に肥沃な土壤を破壊してしまい、しかも汚染土壤を埋める事で生態系に深刻な問題を引き起こすからである。

1986年8月～9月には、農地・牧場の放射能汚染地図と、農産品の放射能汚染に関する対処法が、集団農場ごとに与えられた。この説明には農場内の個人農地での農法の指導も含まれていた^{訳注12}[4.3, 4.30]

西ヨーロッパの初期対策としては、複数の国で現地飲用水をなるべく消費しないようにというアドバイスが事故直後に出された【水道水だけでなく、売っている水もその土地で取れた水を単純浄化している場合が多い】。

旧ソ連以外で高いレベルの放射能汚染を受けた国にスウェーデンがある。スウェーデンは、先ず輸入食品と国内生産食品の両方に対し、¹³¹Iと¹³⁷Csの両方の安全基準値を定めた(4.1.2節参照)。以下のような対策も立てられた。(a) 土壤汚染が¹³¹Iで10 kBq/m²、放射性セシウムで3 kBq/m²を超えた場合、牛を牧場に出してはならない。(b) 新鮮な葉野菜はなるべく食べない。他の野菜も出来るだけ洗う^{訳注13}。(c) 下水処理後の残土を肥料とする事の制限。(d) なるべく深く地面を耕す。(e) 牧草を収穫する際に、地面近くを捨てて、なるべく高い位置で刈り取る。

ノルウェーでは、収穫した農作物の放射能検査を行い、放射性セシウムの汚染が、生の状態で600 Bq/kg以上の場合、作物は畑に埋められて破棄された。また、6月に収穫された干し草や、それをサイロに貯蔵したものも放射能検査を行った。放射能がガイドライン値を超えた干し草は飼料には使われなかつた。

ドイツでは、バイエルン州の原乳の一部が、流通されずに、工場へ送られて粉ミルクへと加工された。この粉ミルクは豚への飼料として使用される予定だったが、実際には放射性セシウムが高濃度だったので、使用されなかつた。

イギリスではアカライチョウ(red grouse)を食べる事を規制すべきであるという勧告が出た。また、イギリス国内の比較的汚染の高い地域の多くで、高原の羊を移動することや屠殺することが制限された。

オーストリアでは1986年5月の短い期間だけ、新鮮な草を牛に与えないよう勧告された。

訳注11：旧ソ連の集団農場は政府が強く関与していたので対策を施しやすかつた。

訳注12：旧ソ連の集団農場には、農民の生産意欲を上げる為の個人農地があった。

訳注13：野菜の少ないスウェーデンでは葉野菜の寄生虫も少ない事から、栄養保持のために水洗いを避ける傾向があつた。

4.3.2. 中期対策【半年後以降】

農産物の放射能調査によると、1986年の終わりまでに旧ソ連の12の州で放射性セシウムが安全基準値を超えていた。内訳はロシアがブリヤンスク州【Bryansk】、トゥーラ州【Tula】、カルーガ州【Kaluga】、オリョール州【Orel】、ウクライナがキエフ州【Kiev】、ズトミュール州【Zhytomyr】、リウネ州【Rovno】、ボルイニ州【Volyn】、チェルニッフ州【Chernigov】、ベラルーシがゴメリ州【Gomel】、モギレフ州【Mogilev】、ブレスチ州【Brest】である。中でもGomel、Mogilev、Bryansk、Kiev、Zhytomyrの5州は汚染が深刻だった。これら5地域では、事故後一年間、穀物と【牛乳などの】ミルクの約80%が安全基準値を超えていた[4.3, 4.7, 4.26]。

1990年代初頭のウクライナで10万1285ヘクタールにおよぶ農地の使用が中止された（このうち約30%の面積で¹³⁷Cs汚染が依然として555kBq/m²以上であった）【555kBq/m²以上とは3章の分類で高濃度汚染に相当する】。これらの地域では、個人所有の牛は居住地からの避難の際に人々と一緒に移動した。移転しなかった人々には、集団農場や汚染されていない地域で生産された非汚染食品が提供された。

ロシアでは1987年や1988年も、家畜の避難が1986年以上に進められたが、避難の実施地はウクライナに比較してピンポイント的に選ばれた。555kBq/m²以上の地域の羊は全て処分された。というのも反芻動物は他の動物よりも放射性セシウムを吸収しやすいからである。555 kBq/m²以上の地域の牛については、6880頭が処分された一方で、多くの所有者が飼い続けていた。

ベラルーシでは、1989年になって、52の集落が移転する事になった。除染が不十分で、しかも放射能対策そのものも不十分であることが判明したからである。1991年に2つの法律が新しく可決され、より多くの人が汚染地域の外へ移住できるようになり、更にいくつかの集落が移転した^{訳注14}。結局、全部で470の集落が移転した。可能な限り家畜も一緒に移動した。

放射能汚染地域での対策には2つの達成目標があった。1. 安全基準値以下の食料生産を確保し、住民の被曝量を1 mSv/y以下にする。2. 農作物の【土壤から取り込まれる】放射性核種の量を最小限に抑える。一般に、農業対策が早く行われるほど、対策費用が安く済む[4.33]。

事故翌年の1987年には【既に汚染がかなり収まって】、放射性セシウムに高濃度に汚染された農産物といえば、畜産物に限られるようになった。そこで、【牛乳などの】ミルクおよび食肉中の¹³⁷Cs濃度を減らす為の対策が農業対策の焦点となった。一方、ジャガイモや根菜類の放射性セシウム濃度は十分に低い値に収まっていた。穀物でも、1987年の段階で、放射性セシウムの濃度は事故の年【1986年】よりはるかに低くなり、加えて農作物への放射能対策により、ほとんどの穀物の放射能汚染が安全基準値以下になった。上記3ヶ国で収穫された370 Bq/kgを超える穀類は、1991年には0.1%以下となった。

残っている課題で一番難しいものは、【牛乳などの】ミルクの品質を落とさないまま量を確保することであった。幸い、大規模対策【次節4.3.3】が実施され、放射性セシウム汚染が安全基準値以上の畜産物は、旧ソ連の3ヶ国とも急減した。安全基準値を超えるミルクや食肉の量の時間経過は図4.2に示されている。ちなみに、年を追って安全基準値そのもの厳しくなっているため【しかも各國でバラバラ】、安全基準値を超えた畜産品の量は、そのまま比較することはできない。これらの3ヶ国の中の安全基準値は図4.3に示されている。

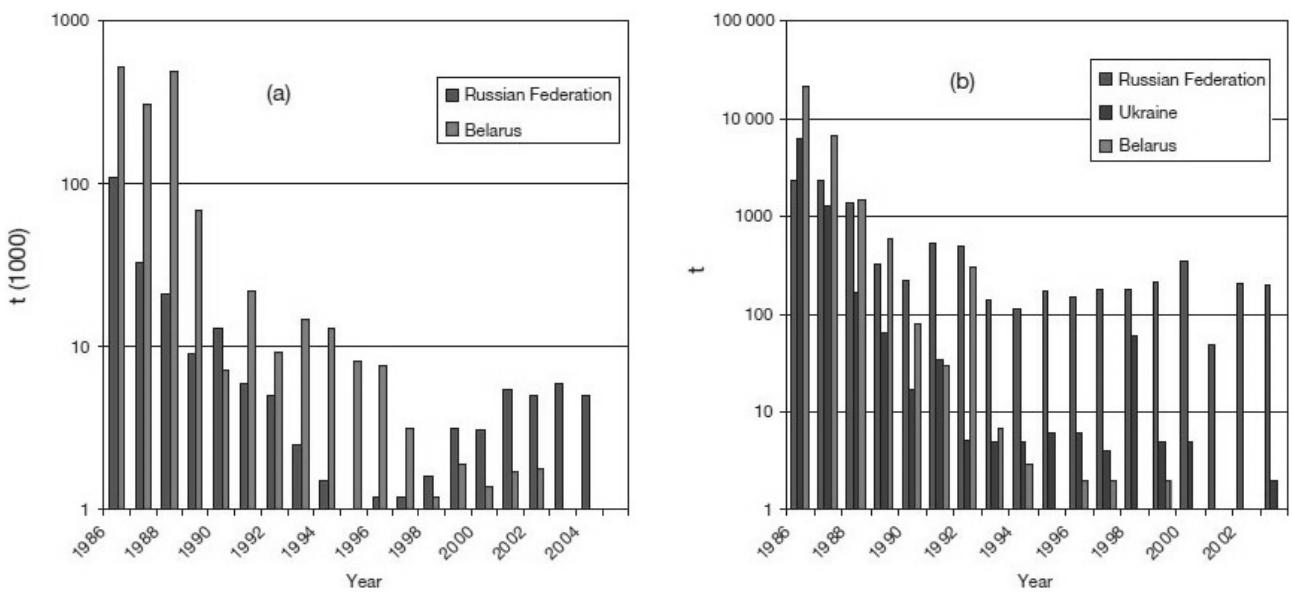


図4.2.: 放射性物質含有量が健康基準値 (action level) を越えたミルクと食肉の量の推移 (事故から18年間)。ロシア【左の縦棒】のデータは集団経営と個人経営の総和、ウクライナ【右図の中央の縦棒】とベラルーシ【右の縦棒】のデータは加工施設に持込まれた分のみ。[文献 4.26より引用]
【縦軸の単位は(a)ミルクが1000トンで、(b)食肉が1トン。健康基準値が各国で何度も見直されており（図4.3参照）、基準値の厳しくなった年には、見かけ上、基準値を越えるミルク・食肉の生産量が増えているが、1995年～2002年のロシアの推移に関しては、基準値が変わっていないにも関わらず汚染乳が増加している。】

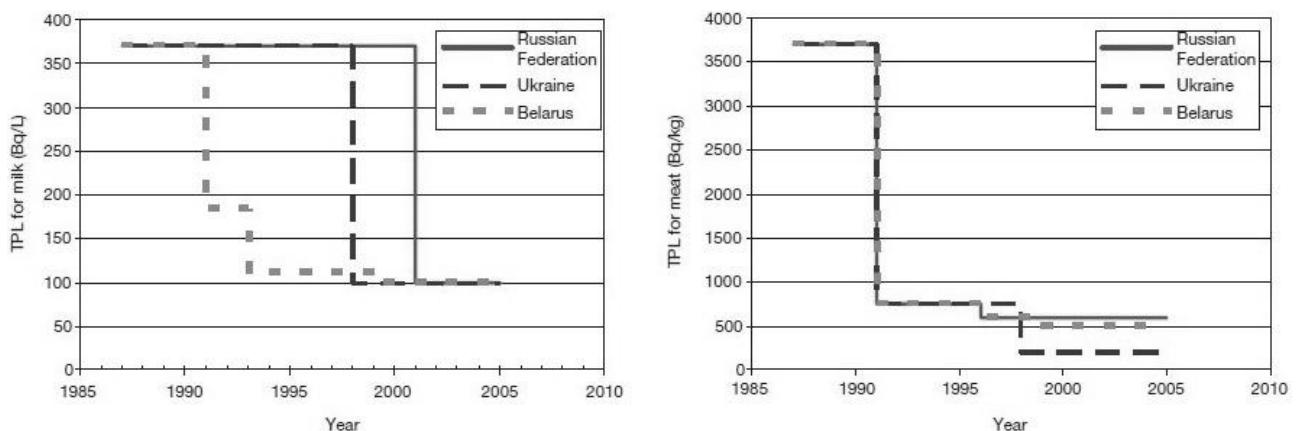


図4.3.: ミルクと食肉の放射性物質に関する安全基準値 (action level) の変遷。[文献 4.34より引用]
【単位は(a)ミルクがBq/Lで(b)食肉がBq/kg。ロシア、ウクライナ、ベラルーシの3ヶ国とも、安全基準値が事故当初より大幅に厳しくなっている。】

図4.2で見られる、3ヶ国の【汚染畜産品の】変遷の違いだが、主に3ヶ国での安全基準値の違いを反映しているものの、同時に放射能対策の規模の違いも反映している。対策効果が特に顕著なの

はロシア産ミルクで、1997年から対策が緩くなった為に放射性セシウム濃度が増えている【対策の種類については4.3.3節以降に説明してある】。ウクライナとベラルーシでは、安全基準値以上の食肉が近年急減している【2000年以降ゼロ】。これは安全基準値を守るべく、屠殺前に放射能を検査するようになった為である。ロシアでも屠殺前に放射能検査はあるが、データを見る限り汚染度は高止まりである。これは個人農場と集団農場の両方の食肉を測定の対象にしているためである【個人農場産が問題だから、それを統計に入れた国は見た目の汚染率が高くなる】。

対策の効果が一番上がったのは1986年から1992年の間だった。1990年代中頃は、経費の問題【ソ連崩壊の後遺症】の為に、農地対策は劇的に減少した。それでも、限られた対策費を効率的に使う事により、放射能対策はかなり上がり、大抵の畜産品で¹³⁷Cs濃度は許容範囲にとどまった。

訳注14：それまで移転出来なかった理由は書かれていないので不明。

4.3.3 集約農業での対策

ここでは旧ソ連と、その後独立した3ヶ国【ロシア、ウクライナ、ベラルーシ】での主な対策をまとめ。対策の柱は化学肥料の施肥で、これは土壤の改良に繋がる上に、農作物や飼料作物が土壤から取り込む放射性セシウムの量を減らす。3ヶ国での対策は多少異なる。対策指針は何度も改訂された[4.35-4.37]。

4.3.3.1. 土壤対策

土壤対策を施せば、放射性セシウムおよび放射性ストロンチウムの植物への取り込みを抑えられる。対策には、土壤を深く耕す事、種の蒔き直し、窒素・リン・カリウム（元素記号を合わせてNPKと呼ばれる）を含んだ肥料や石灰の散布が挙げられる。多くの作物は地表近くから栄養を吸収するので、深く耕す事によって放射性物質を地中深くに拡散させれば、地表近くの放射能を減らす事ができる。深く耕すことと浅く耕すことの両方の手段が大規模に行われ、また土の表面を剥ぎ取り地中に埋めるという作業も行われた【後者については問題があると前々節4.3.1で述べてある】。化学肥料を使用することにより植物の生産量が増え、これに伴って植物中の放射能が薄められた。加えて、カリウム系の化学肥料を使用すれば、土壤溶液【soil solution】中のカリウムに対するセシウムの比率を減らすので、汚染土壤からの取り込みを減らすことができる^{訳注15}[4.30]。

上記の土壤対策の全てを施した場合を『基礎改良』【radical improvement】とよぶ^{訳注16}。基礎改良はチェルノブイリ事故による【放射性】降下物で汚染された牧草地で、最も効果的かつ実用的な対策だった事が判明した。事故後数年で対策の重点は基礎改良に置かれ、化学肥料の施肥が急増した。高品位マメ科や穀類が改良地で栽培された。土地対策の成果や牧草地の基礎改良の成績は、牧草や土壤の種類に左右される。伝統的な土壤改良といえば地表近くだけを対象とするもので、例えば円盤耕法（discing：円盤状の農耕具で耕すこと）、表土施肥、表土石灰といった方法があるが、これらはあまり役立たなかった。いくつかの湿地が干拓と深く耕す事とで改善されて草地として使われるようになった【干拓をする理由は本文には書かれていない】。1990年代になると、それぞれの土

地特有の事情を考慮した上での最適の土地対策を行う事に重点が置かれるようになった。時の経過とともに、既に改良された土地を再改良する必要も出てきたが、それを行う頻度【施肥など】は慎重に見積もられた。もっとも、往々にして、予算の有無で土地改良の実施頻度が決まる事があった [4.30, 4.38]。

図4.4は放射能汚染の最も酷い3ヶ国【ロシア、ウクライナ、ベラルーシ】で、追加施肥による土地の再改良が行われた面積を示す。図4.5は基礎改良が実施された面積を示す。カリウム肥料（酸化カリウム : K₂O）の追加施肥の平均値は、1986年から1994年の間、1ヘクタールあたり約60kg/年であった。1990年代半ばに耕地の生産量が減少したのは、経済状況の悪化によって、放射能対策が以前ほどの規模で実施できなくなった為である。結果として、放射能で汚染された農産物が増えてしまった。ロシアのいくつかの地域では、安全標準値を超えるミルクや食肉の量の減少が下げ止まりしてしまった（図4.2）。例えば、ノボジブコフ【Novozybkov : ブリヤンスク州にある都市】などの高汚染地域では、農產品の¹³⁷Csの濃度が、1995年～1996年に、その4年前、すなわち適切な対策が取られていた時期【1991年～1992年】より5割以上も増加してしまった。4年前に比べてカリウム肥料が十分に投与されなかつた為である。

土壤対策の成績は、土の種類・肥沃度・酸性度（pH度）・蒔種する作物の種類に影響される。NPK肥料【三大肥料】や石灰を、どの程度頻繁に施肥するかも、放射能の減少に影響する。複数の調査によると、基礎改良や単純な石灰散布・施肥などを施した改良農地では、放射性セシウムの土壤から植物への移行量がかなり減る。移行の減少の度合いは、痩せた砂質土【sandy soils】で2分の1～4分の1、多くの有機物が未分解で残っている土壤で3分の1～6分の1である^{訳注17}。更にボーナスとして、外部被曝【農作業で重要】も2分の1～3分の1に減少した。これは深く耕す事で地表近くの放射能が地中に潜って、表土の汚染が減ったからである。

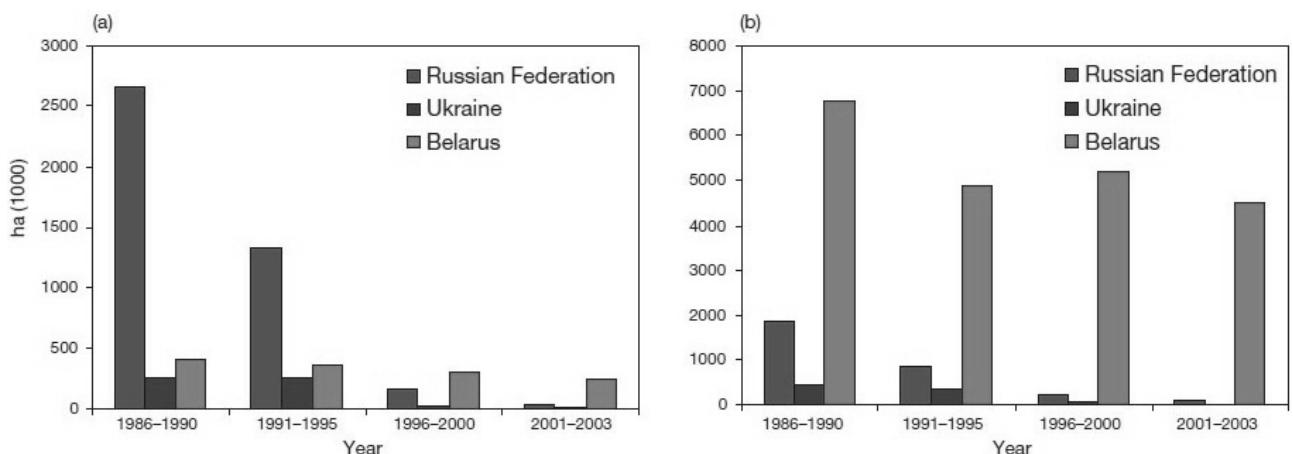


図4.4: 放射能対策を施した農地面積の変遷。対策法は(a)石灰の頒布と(b)無機肥料の頒布。 [文献4.34より引用] 【縦軸の単位は1000ヘクタール (10 km^2)。チェルノブイリ事故で最も被害を受けた3ヶ国（各縦棒は左からロシア、ウクライナ、ベラルーシの順）が対象。】

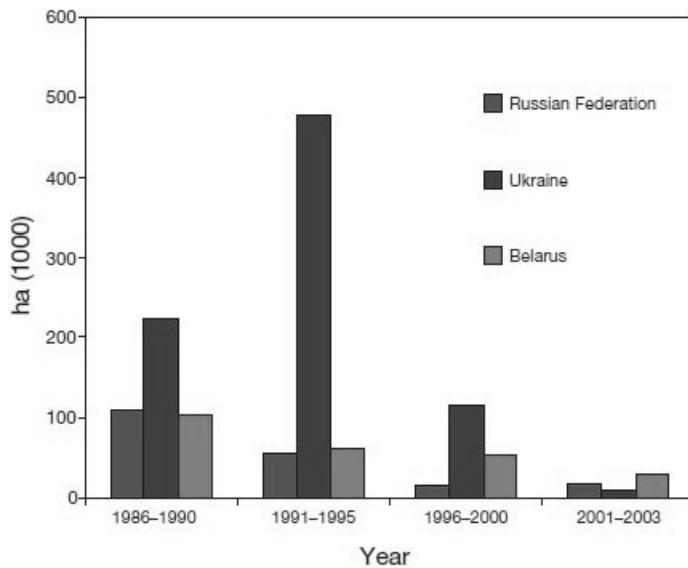


図4.5.: 『基礎改良』^{訳注16} (radical improvement) を新たに施した農地面積の推移。[文献 4.3.4より引用]【縦軸の単位は1000ヘクタール (10 km^2)。チェルノブイリ事故で最も被害を受けた3ヶ国(各縦棒は左からロシア、ウクライナ、ベラルーシの順)が対象。】

^{90}Sr 汚染の問題は、 ^{137}Cs ほど緊急ではないが、それでも対策は立てられ、上述円盤耕法、深く耕す事、種の蒔き直しなどが施されて、土壤から植物へのストロンチウムの移行量が2分の1~4分の1に改善された。

これらの土地対策にもかかわらず、ブリヤンスク州【Bryansk】の高汚染地域では、1997~2000年の段階で、牧草や干し草の20%が放射性セシウムの安全基準値を超えていた。干し草の ^{137}Cs 汚染は、乾燥重量で0.65~66 kBq/kgであった。

訳注15：植物はセシウムとカリウムを同じように取り込むので、カリウムに対するセシウムの比が小さくなればセシウムの取り込みが減る。同じ事は、ストロンチウムとカルシウムの間でも言える。

訳注16：radical improvementは根吸収改善と訳すべきか基礎改良・徹底改善と訳すべきか難しく、両方のニュアンスを持っていると思われる。

訳注17：有機物が多いと、分解の速い日本では肥えた土地になるが、寒冷地では分解しないまま残るので瘦せた土地になる。

4.3.3.2. 汚染土壤で育った飼料作物の経時変化

土壤から植物への放射性セシウムの吸収は、植物の種類により異なる。このことは、1997年から2002年までの間にベラルーシで集められたデータからわかる(図4.6)。吸収量の違いは大きく、ルピナス、エンドウ豆、ソバ、クローバーなどの飼料作物は放射性セシウムをより多く蓄積する。従って、全面的もしくは部分的に別の作物に切り替えられた。

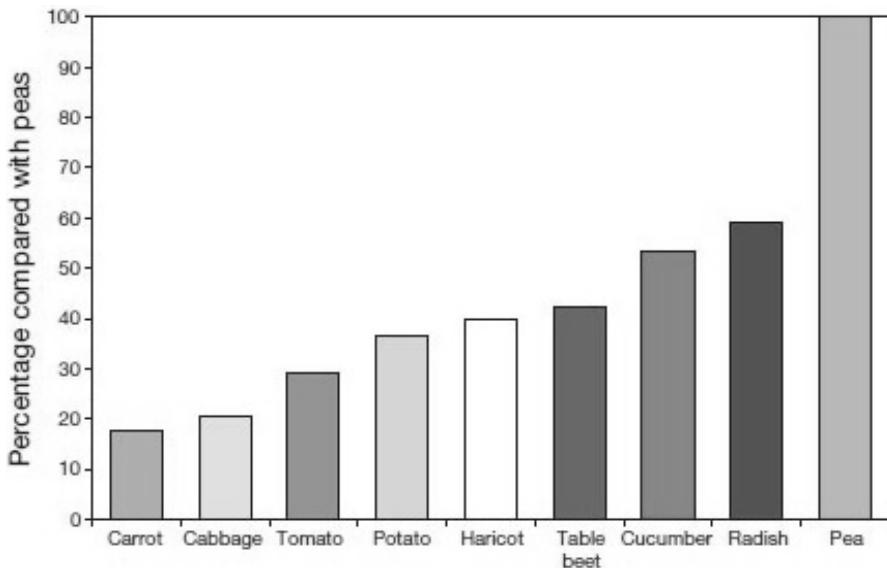


図4.6.: 各種作物の¹³⁷Cs取り込みの違い。エンドウ豆を100%とした時の相対値。[文献 4.39より引用]【左から人参、キャベツ、トマト、ジャガイモ、インゲン豆、table beet（赤カブに似た根菜）、胡瓜、赤ダイコン、エンドウ豆。】

ベラルーシでは、汚染地域で菜種が栽培された。その目的は食用油と飼料用蛋白ケーキ【protein cake】の2品目を生産することである。菜種の中でも、¹³⁷Csと⁹⁰Srの取り込みが少ない品種（2～3倍の差がある）が育てられた。菜種の栽培では、放射性セシウムと放射性ストロンチウムの植物への取り込みを更に半分に減らすため、1ヘクタール当たり6トンの石灰と、N₉₀ P₉₀ K₁₈₀肥料が追肥された^{訳注18}。こうして、飼料用蛋白ケーキ【protein cake】に使われる種の放射能汚染が減った。菜種を加工する際に、放射性セシウムおよびストロンチウムは効果的に取り除かれ、加工品に残った放射能は無視できるほど少なかった。こうして、菜種油の製造が、汚染地域を効率的・経済的に利用する実行可能な方法であることが示された。この方法は農家と食品加工業者の双方に有益である。過去10年間【2006年時点】で菜種の耕作面積は4倍に増え、2万2000ヘクタールになった。

訳注18：N₉₀ P₉₀ K₁₈₀というのは旧ソ連系の表記で、要するに肥料三大元素の比率を意味し、一例を挙げるとアンモニア（NH₃）、酸化リン（P₂O₅）、酸化カリウム（K₂O）からなる混合肥料。

4.3.3.3. 飼除染法

汚染された動物を、屠殺前・搾乳前の適当な期間、汚染されていない餌・牧草で飼育する方法を餌除染法（Clean feeding）といい、これにより、食肉およびミルク中の放射能を減らすことが出来る。その減少率は新陳代謝などによる生物学的な半減期の速さで決まるが、この速さは、動物ごとに違い、放射性元素の種類によっても違い、肉であるか乳であるかでも違う。【牛乳などの】ミルクに含まれる放射性セシウムの濃度は、飼料を変えた途端に減少し始め、その生物的半減期は2～3

日である。食肉だと、筋肉の生物的半減期が長いために、飼料を変えても直ぐには改善されない [4.28] 【1~2ヶ月で十分に効果があがる】。

餌除染法により放射性核種【 ^{137}Cs や ^{90}Sr 】の取り込みを抑えることができる。これは、チェルノブイリ事故後、旧ソ連諸国と西ヨーロッパで行われた食肉対策のなかで特に重要なもので、頻繁に行われた。公式な見積りによると、ロシアで5千~2万頭、ウクライナで2万頭の牛が餌除染法の対象となった（ウクライナでは1996年まで政府により支援された）[4.3]。餌除染法はロシア・ウクライナ・ベラルーシの3ヶ国で、全ての【屠殺前】食肉に対し定期的に行われ、同時に個々の家畜に対しての放射能検査も行われた。家畜の放射能が安全基準値以上だったら、農場へと返されて餌除染法を続行するのである。

4.3.3.4. セシウム結合剤の投与

六シアノ鉄酸塩は一般にprussian blue【紺青またはブルシアンブルー】と呼ばれ、最も効果的な放射性セシウム結合剤である^{訳注19}。これを乳牛・羊・山羊や他の食用畜の飼料に添加することにより、腸内での放射性セシウムの吸収を減らし、ひいてはセシウムのミルクや食肉への移行を減らすことができる^{訳注20}。セシウム結合剤は毒性が低いので安全性には問題ない^{訳注21}。六シアノ鉄酸塩はその化合物が各種あり、地域毎に【材料の違いがある】それぞれ効果的な安価な製品が各国で開発されている。六シアノ鉄酸塩の化合物の使用により、畜産物の放射能汚染を10分の1にまで低減できる[4.41]。

紺青(prussian blue)は粉末のまま飼料に添加することができるし、製造時にビー玉ぐらいの大きさに固めてそのまま食べられるようにする事も【塩塊】、おがくずに混ぜる事もできる。ロシアで開発された六シアノ鉄酸塩は $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ が5%と $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ が95%の混合物でフェロシニ(ferrocyn)と呼ばれる。98%純度の粉末、塩塊(フェロシニ含有率10%)あるいはフェロシニを10%含むおがくずとして投与された。(ちなみにこのおがくずはbifegeと呼ばれる。)

図4.7はロシア・ウクライナ・ベラルーシの3ヶ国で紺青【prussian blue】が投与された牛の数を表す。一方、六シアノ鉄酸塩を含むボリ【boli】という塊が開発され、胃に溜まったボリから動物の反芻によって数ヶ月かけて六シアノ鉄酸塩が溶け出して、そのままセシウムと結合させる事が可能になった^{訳注22}。ボリはノルウェーで開発された圧縮混合物で、15%の六シアノ鉄酸塩、10%の蜜蝸、75%の重晶石【barite】から成る[4.43]。

1990年代初頭以来、紺青は、畜産物の放射性セシウム汚染を減らすために用いられてきた。紺青は、基礎改良に適した牧草地が不足している集落で有用かつ有効な処方だった。紺青の試用段階で、飼料から【牛乳などの】ミルクおよび食肉への ^{137}Cs の移行が3分の2~6分の1に抑えられた[4.44]。ベラルーシでは紺青の濃縮物が、牛1頭あたり一日500 g【0.5kg/d】配給された。その結果、牛乳の放射能汚染が平均3分の1にまで軽減された。

紺青は、ウクライナではロシアやベラルーシほど大規模には使用されず、しかも使用は1990年代初頭に限られた。というのも、紺青の原材料がウクライナに無く、原材料を西ヨーロッパから輸入するには高過ぎたからである。代用として、国内でとれる粘土状の鉱物結合剤が小規模ながら使われた。この結合剤は安価であるが紺青に比べると効果も低かった。



図4.7.: 紺青（prussian blue）を飼料に添加して育てられた牛の頭数の推移（1991年～2003年）。【フォーラム参加国の公式情報源からの提供】【縦軸の単位は1000頭。チェルノブイリ事故の被害の最も深刻な3ヶ国（各縦棒は左からロシア＝、ウクライナ、ベラルーシの順）が対象。】

訳注19: prussian blueの日本名は、染料としては紺青、セシウム結合剤としてはプルシアンブルーだが、要するに同じものである。古来染料に使われており、セシウム結合剤として製造されている。

但し、餌に混ぜるには認可が必要で、2012年11月の段階で日本では認可されていない。

訳注20：お茶のタンニンが鉄分の吸収を抑えるのと原理は同じ。

訳注21：これには異論があり、その為に日本での認可が遅れている。

訳注22：一回の投与で数ヶ月の効果があり、長期間の放牧に都合がよい。

4.3.4. 集約農業での対策の成果のまとめ

農場で実際に使われた各種の農業対策の成果を表4.5に示す。表には、それぞれの対策について低減率（農產品内の放射性セシウムとストロンチウムの濃度を対策実施の前後で比をとったもの）が記されている。

4.3.5. 粗放農業【広い土地での放し飼い】における対策

旧ソ連3ヶ国における粗放農業【広い土地での放し飼い】のほとんどは、痩せた未改良地における、零細な個人農家の牛の放し飼いを指す。土地生産性が低いため、土壤から農產品への放射性セシウムの取り込みは集団農場より高かった²³。旧ソ連3ヶ国の個人所有の牛用の牧草地でも、基礎改良が1990年代初頭より実施してきた。餌除染法は個人農家では一般に行われていないが、たまに、集団農場が未汚染飼料や牧草を個人農家に提供することもある。紺青はロシアとベラルーシの個人農家でも使われた。ロシアでは3種の紺青の投与方法が入手可能性や好みに応じて用いられた。[4.46]。

表 4.5. 旧ソ連 3ヶ国で実施された各種対策と、それによって達成された放射性核種の低減率【何分の 1 に減ったか】[4.30, 4.34, 4.40, 4.45]

	セシウム 137	ストロンチウム 90
通常の耕耘（1年次）	2.5-4.0	-
表層剥ぎ取り、埋め戻し耕耘	8-16	-
石灰まき	1.5-3.0	1.5-2.6
鉱物肥料使用	1.5-3.0	0.8-2.0
有機肥料使用	1.5-2.0	1.2-1.5
基礎改良：		
第 1 回目	1.5-9.0 ^a	1.5-3.5
2 回目以降	2.0-3.0	1.5-2.0
表面的改良：		
第 1 回目	2.0-3.0 ^a	2.0-2.5
2 回目以降	1.5-2.0	1.5-2.0
家畜飼料用穀物の変更	3-9	-
汚染されていない飼料の使用	2-5 (時間に依存)	2-5
セシウム結合剤の投与	2-5	-
ミルクからバターへの加工	4-6	5-10
菜種から菜種油への加工	250	600

^a 泥炭湿地の場合、排水により最大 15 の減少係数

粗放農業は西ヨーロッパでは高原などで行われているが^{訳注24}、勝手に動き回る放家畜に対する放射能対策として最も共通するのは次の 5つである：餌除染法、セシウム結合剤（紺青など）の投与、飼育中の放射能検査、飼育管理における規制、屠殺時期の変更。これらの対策の多くは2004年時点でも行われている。長期を見据えた放射能対策は、ノルウェーやスウェーデンで最も大規模に実施され、他にイギリスやアイルランドでも実施してきた。

AFCFは六シアノ鉄酸塩【紺青】の化合物で、セシウムとの結合効果が高く、【動物が蓄積する】放射性セシウムを、羊やトナカイの肉で5分の1に、牛乳で3分の1に、山羊からのミルクで5分の1に低める。AFCFは今のところ欧洲連合プラス数ヶ国で使用が認められている^{訳注25}。AFCFはセシウム結合剤として粗放農業に有効であるが、他の農業対策は粗放農業ではありません効果がない。粗放農業の中でも、何日もほったらかしにする自由放牧となると、ボリ【boli】が向いている。というのも、動物が定期的に集められる時にボリを投与すればよいからである。その場合、ボリは表面をワックスで保護された状態で投与される。それによりAFCFの効果が始まるのを遅らせることができ、後に屠殺のために再び集められる時点で、投与の効果ができるように設定できる[4.47]。羊の場合、ボリを使えば、餌除染法の4割のコストで同様の効果が出ると推定されている[4.48]。AFCFを含む塩塊も使われてきたが、効果はボリほどなかった[4.49]。

放射能汚染地域での動物管理も修正してきた。例えば屠殺だが、¹³⁷Csの放射能が比較的低くなるように屠殺時期が変更された。イギリスでは高原の羊の移動や屠殺がいくつかの地域で制限されるようになった。家畜の飼育時の放射能検査も行われるようになり、それによって¹³⁷Csの放射能が屠殺前に安全基準値以下になるように安全性が確保されている。

畜産品の放射能追跡検査（家畜の飼育時での検査と、原乳検査、屠殺肉の各組織の検査）により、放射能対策の有効性が確認されている。放射能検査は、汚染地域での一般国民の信頼を維持する為にも重要である。

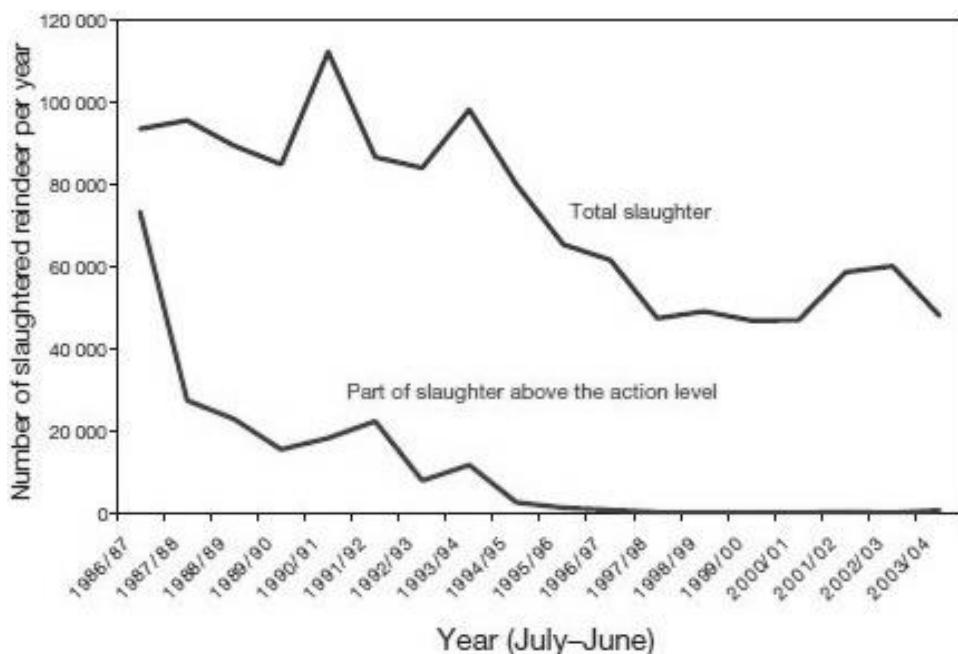


図4.8.: 屠殺時の¹³⁷Cs濃度が基準値を超えるトナカイ頭数【上の実線】とトナカイの屠殺総数【下の実線】の推移。場所はスウェーデン。[文献 4.50より引用]【事故から18年間。縦軸の単位は頭数。安全基準値は1986年だけが 300 Bq/kgで、翌年以降は 1500 Bq/kg。】

図4.8に事故の長期的影響の一例として、スウェーデンにおいてセシウム放射能が安全基準値を超えたトナカイの数と、比較の為に屠殺総数が示されている。事故の起きた年の屠殺数が多いのは、安全基準値が300 Bq/kgと厳しかった事を多少反映しており、その後1987年以降は安全基準値が、【当時として現実的な値】1500 Bq/kgにまで引き上げられた^{訳注26}。汚染トナカイの頭数の減少の理由に、餌除染法や屠殺時期の変更などの放射能対策が大規模に実施された事も挙げられよう。

訳注23 : 4.3.3節にもあるようにカリウムやカルシウムがセシウムやストロンチウムの吸収を抑える効果を持つため。

訳注24 : 本文で言う粗放農業とは、広い土地での放し飼いの事で、イギリスの羊やスウェーデンの牛、ラップランドのトナカイなどがここでは述べられている。

訳注25 : 六シアノ鉄酸塩（紺青）の毒性が低いという記述が4.3.3.4節にある。

訳注26 : 日本は現時点で500 Bq/Lで、3.3節によると旧ソ連圏では現在100 Bq/Lとなっている。

4.3.6. 農業対策の現状

旧ソ連3ヶ国では、現在も集約農場【集団農場のこと】で餌除染法が放射能対策として実施されており、それによって農場産の食肉が市場価値を持つようにしている。

ベラルーシではリン・カリウム系の肥料が集団農場で使われ、更に汚染原乳はバターへと加工される【理由は書かれていらないが、加工品は確かに放射能が減っている】。基礎改良は、紺青と共に個人農場で【牛乳などの】ミルク対策として実施されている。菜種の生産は加工工場不足で十分に伸びていないが、将来は改善されるだろう。

ウクライナの集約農業【集団農場】で今でも行われている放射能対策は屠殺前の餌除染法のみである。安全基準を超えた原乳は全て集落内で消費され、一部は豚の飼料として使われる。その他の放射能対策はいずれも個人農家向けであり、ミルクの汚染を減らすべく、牧草地の基礎改良や、無機粘土【セシウム結合剤の代用】の使用がなされている。

ロシアではカリウム系の肥料が集約農場へ提供されている。個人農家への対策としては、紺青がミルクの生産者に配給され、更に、市場向けの食肉生産者にも依頼に応じて配給されている。

放射能で汚染された農場の全てで、生産品の放射能検査が可能である。ただし、検査サービスの範囲は一定しない。

西ヨーロッパでは、ノルウェーとスウェーデンで、今でも粗放農業【放し飼い】の家畜に対する放射能対策がとられている。イギリスでは今でも高原の羊の移動や屠殺が制限されている地方がある【ノルウェーに関しては

<http://www.miljostatus.no/en/Topics/Radiation/Radioactive-contamination/>
を参照】。

4.3.7. 社会的・経済的な面まで考慮した上での修復の展望

チェルノブイリ事故後の経験で分かったことは、汚染状態の違う広大な汚染地域の全てを継続的に回復させる為には、長期的な方針の元で、広範囲にわたる個々の問題を解決して行かなければならぬという教訓である[4.51]。農産業回復の為に実行可能かつ堅実な戦略を立てるには、放射能を抑える技術も重要だが、他にも以下のように重要な事がある。(a) 効率的か、技術的に可能か、農民に受け入れられるかどうか、などの面で対策が実行可能であること；(b) 経済性・コストパフォーマンス；(c) 倫理および環境への配慮；(d) 関係住民との意思疎通の為の条件；(e) 上記の問題点の地域差；(f) 都市部、農村部、工業地域での人々の要求の違いの比較[4.52]。放射能という観点だけでなく、社会的や経済的な点も考慮されれば、関係する人々も対策を受け入れやすい。

欧州委員会【共同体でない方のEC】と国連が多くのチェルノブイリ関連プロジェクトを立ち上げたが、そういう多くのプロジェクトでは、上記に示されるような配慮によって、汚染地域住民への適切な情報提供や、住民からの意見交換が試みられた。更に、装荷した被曝量への対処方法や汚染地域にずっと住み続ける為の方策を決める際、そのプロセスに住民が参加できるようになった。とりわけ、(a)-(f)の配慮によって、汚染地域の住民に自助努力の道が開け、被曝量を抑える為にどのように生活・行動を変えればよいか自分で決める事ができるようになった。EC の ETHOSプロジェクト[4.53, 4.54]で分かったことは、放射能汚染に関する実務知識を、全ての関係者、とりわけ公衆衛生関係者に広く知らしめるべきだという事である。EC の TacisプログラムのENVREGプロジェクト[4.55]はベラルーシとウクライナで行われたが、それは、チェルノブイリ事故による環境

問題や二次的な健康影響を、住民に喚起・認識して貰う事で軽減しようというものであった。

最近では、ECのCOREプロジェクト[4.56]が、ベラルーシのブランギン【Bragin】、チェチエルスク【Chechersk】、スラブゴロッド【Slavgorod】、ストーリン【Stolin】の各市域で始められ、長期的な土壤再生や、継続的な地域開発が始まられた。COREプロジェクトでは、健康管理・被曝から身を守る方法・情報提供・教育といった項目を含んでいる。加えて、社会的・経済的にどうにもならない限界があることも言及されており、それを解決する具体的方策として、中小企業や農家に対する融資、放射能汚染の少ない農産品を安く生産する方法【経済的な生産】、農村部への事業者センターの設置、地域経済の活性化が特に挙げられている。

Chernobylに関する議論で近年増えているのが、社会的・経済的側面と技術的な側面を分かりやすく伝達する方法である。ETHOS、ENVREG、COREの各プロジェクトは、いずれも地域住民を強く意識しており、その対象はChernobyl事故により影響を受けた自治体と、利害関係者にターゲットを絞っている。逆に、自治体からは、どのやり方がどの程度成功したか、という報告が戻って来る。これらのプロジェクトは、環境問題と社会的な問題を考慮しており、その全体的な理念は、国連主導の『回復指針』【Strategy for Recovery】にも適うものである。

4.3.8. 原発事故後放棄された農地【事故放棄農地】の現状と将来

旧ソ連3ヶ国の事故放棄農地（原発事故で使用出来なくなった農地）の再生具合をまとめた。事故放棄農地のうち、2004年時点で、ベラルーシで1万6100ヘクタール、ロシアで1万1000ヘクタール、ウクライナで6095ヘクタールの土地が再び使用されるようになった[4.26]。現時点では、事故放棄農地を再生させる為の努力はほとんどなされていない。

4.3.8.1. ベラルーシの立入禁止区域と再入植予定地

ベラルーシ内のCEZ【Chernobyl 30km圏立入禁止区域】は総面積で21万5000ヘクタールにのぼる。CEZ内の住民は1986年に避難しており、1986年5月以来、CEZでは農業その他の生産活動が出来なくなった。1988年にはCEZを始めとする高濃度汚染地域は立入禁止となり、その区域がポリエシエ国立放射能管理区域【Polessye State Radioecological Reserve : PSRR】として政府の法令で定められた。PSRRには、ごくわずかな老人たちが許可なく住んでいるのみである。Chernobyl原発事故による汚染地域に関する法律によると[4.58]、CEZの大部分では超ウラン元素による汚染の為に、むこう1000年にわたって生産活動が出来ない。CEZでの人間活動は、今後の放射能被害を抑える活動【第7章参照】、森林火災の消火、放射性核種の移動の阻止、環境保全、科学的な研究や実験のみに限られている。

ベラルーシ内のCEZは、（ゴメリ州のBragin, Khoiniki, Narovlya地方）最も深刻に汚染された立入禁止区域である。更に、再入植予定地【resettlement zone : 放射能汚染で一旦避難したが、再び戻る事が出来そうなところ】は1990年代初頭に設定されて、総計45万ヘクタール【それまでの倍】となり、そこの住民もまた移住させられた。

ベラルーシでは、¹³⁷Csで1480 kBq/m²以上、⁹⁰Srで111 kBq/m²以上、Puで3.7 kBq/m²以上のいずれか

に相当するような、放射能汚染の酷い農地が全部で26万5000ヘクタールに及び、その全てで農業生産ができなくなった。

再入植予定地にある、他の事故放棄農地は将来再び利用できるかも知れない。再入植予定地の生態系の現状と、そのインフラが現在どれだけ役立つかは、もともと農地だったところの荒れ具合・排水施設・道路を見れば分かる。例えば排水設備のない事故放棄農地では水位が年々高くなっている。また、自然な生態系再生が続いたことで多年生雑草や灌木が増加している。CEZと異なり、再入植予定地には、道路や送電線などの維持・補修活動のために、ある程度の立ち入りが認められている。

ベラルーシでは、事故放棄農地をできるだけ農地に戻す事が重要だと考えられている^{訳注27}。集団農場や国営農場からの依頼を受けて管轄役所が認可した場合、事故放棄農地を農地に戻せるかどうかの調査が行われた。ただし、これは放射能の状態だけを見ての判断であった。

2001年までには、ベラルーシ内の事故放棄農地（26万5千ヘクタール）のうち、1万4600ヘクタールが再利用されるようになり[4.34]、2004年には更に増えて1万6000ヘクタールに達した。これら再生農地は人口の多い農村に近いところに位置する【だから再生作業が進んだ】。再生農地では、国のガイドラインに基づき、土壤の栄養が回復され、放射性セシウムや放射性ストロンチウムの農作物への取り込みを抑える対策がいろいろ実施された。

再入植予定地の農地やその他の土地は、ほとんどが森林省の管轄に移された。これは、再入植予定地の大部分が森林業に適しているためである【林業は農地より汚染が酷くても可能】。

文献[4.59]に述べられる調査によると、事故放棄農地のうち、土壤の肥沃な3万5000ヘクタールが再生に相応しいと思われる。しかしながら、農地再生や汚染対策に不可欠な経済援助が近年大幅に減少している。現在用いられている放射能対策は、牧草地の基礎改良と、牛への紺青投与、石灰の散布、施肥に限られている^{訳注28}。

事故放棄農地の再生方法は、特に経済効果を考慮するという面で発展・改良している。事故放棄農地を農地として再生する際の主な障害は、農業インフラが不十分である事、農産物の生産費用がかかる事、農産物の需要が低い事などが挙げられる。事故放棄農地の大規模の再生は、国の経済事情が好転しないと難しいだろう。

訳注27：ベラルーシにとってチェルノブイリに近いところは南部の暖かい（農業に向いた）地方にあたる。

訳注28：これは4.3.3節で述べられる対策の殆どを網羅しており、抜けているのは放射能検査ぐらいである。

4.3.8.2. ウクライナの汚染農地の再生

ウクライナでは、人々の住む土地の再生が最優先事項であり、その後、事故放棄農地の再生の可能性についても議論されてきた。これらの事故放棄農地の再生に、経済的効果と社会的効果が認められる場合、再生は可能である。このような土地に住むための主な条件は、余分に受ける実効被曝線量が1 mSv/yを越えない事である。

放射能対策の効果は以下の条件で決まる：

- (a) 放射能観点：農産品中の放射性核種の量をいかに減らし、農産品に関わる人々の個人線量と集団線量をいかに減らすか。
- (b) 経済的観点：対策によって農産品の市場価値がどれだけ上がるか。
- (c) 社会的・心理学的観点：個々の放射能対策に対する世論。

放射能の値だけをとれば、2004年の段階で、ウクライナの事故放棄農地の多く（70%以上）が農地として再生可能となっていた。しかし、これに(b)、(c)の経済的・社会的観点を加味すると、再生価値のある事故放棄農地は減ってしまう（表4.6参照）。表4.6は技術的な基準（放射能を減らす可能性）のみに基づいた農地再建計画を示す。再建計画は第一期（1998～2000年）と第二期（2001～2005年）の7年間に渡って立てられた、実行されたのは第一期分だけで、第二期は実行されていない。経済状況や社会的な条件が変わってしまったためである。

CEZ内で問題になるのは、2006年現在、¹³⁷Csより⁹⁰Srである。放射能の値だけをみると、CEZ南西部【図7.6】の利用に問題はない。だが、法的な制限・インフラ不足・経済的要因・心理的要因から^{訳注29}、CEZ内の事故放棄農地の再生は未だに不可能な状態である。

他の事故放棄農地の再生でも同じ問題があり、法的な制限のほか、経済が滞っているために、農地再生の為の放射能対策が実施できていない。更に、ウクライナでは農地が十分にあり、しかも南部が極めて生産性が高いため、【わざわざ北部の】事故放棄農地を再生させようと言う機運自体が下火になっている。

人々の中には事故放棄農地に戻って住むものや、住みはしないものの事故放棄農地で干し草の生産などの農作業をするものも出てきている。事故放棄農地では農業生産の為の放射能対策は実施されていないが、それでも、これら居住・農作業に関しては、健康上・規則上の制限が設けられている。

訳注29：汚染されているのはウクライナにとっては国の北端（農業の不向きの土地）に当たる。

表 4.6. 強制退去地域（チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域を除く）の復旧^a

地域	放棄地	放射線医学、経済、及び社会条件 から復旧可能と判断される地域
キエフ地域		
1998-2000（終了）	-	3475 ヘクタール
2001-2005	-	4720 ヘクタール
合計	29342 ヘクタール	8205 ヘクタール
ジトーミル地域		
1998-2000（終了）	-	2620 ヘクタール
2001-2005	-	4960 ヘクタール
合計	71943 ヘクタール	7580 ヘクタール

^a 公式の政府情報源からフォーラム参加者により提供されたもの

4.3.8.3. ロシアの事故放棄地域

ロシアでは、放射能汚染の酷い農地は1986年～1989年に段階的に放棄され、全部で1万7000ヘクタールの農地で農業が出来なくなった。これら事故放棄農地は17の集落にまたがり、事故当時、3000人の住民が住み12の集団農場があった。

1987年～1989年の間、高汚染農地でどうやって農業生産を維持するかに多くの労力が費やされ、その過程で放射能対策が集中的に試された。しかしながら、これらの努力が実ったのはごく一部で、これら高汚染農地は徐々に放棄され、1990年代には放射能対策も縮小された。結局のところ、1995年までに農業利用に再生されたのは約1万1000ヘクタールである【上記1万7000ヘクタールのうちの3分の2に当たる】。再利用の判断は個々の汚染農地に対して出され、たとえば放射能汚染が比較的低い農地に囲まれるような高汚染農地に対しては特別に認可するように配慮された。というのも、こういう農地を使いたがるのは自然な情であるからだ。再利用認可の為の調査は農産物の品質基準(TPL-93)を含むロシアの放射線安全水準に基づいた[4.60]。

1995年～2004年【の10年間】は、事故放棄農地が再生・再利用されることとはなかった。もっとも、公式には使用不可であっても、非公式にはこうした地域に住みつき農業をしている人々がいる。この場合、放射能対策の恩恵はない。

近年、まだ残っている事故放棄農地のうち、放射性セシウム濃度が農地平均で1540～3500 kBq/m²の【=基準値を大きく超えている】事故放棄農地を、徐々に再生する技術試験プロジェクトが、農業放射線研究所【Russian Institute of Agricultural Radiology】から提案された。生産の為の条件として、生産予定の農産品の¹³⁷Cs濃度が品質基準(TPL)以下になると見込まれる事と、それぞれの畠に合った最適の放射能対策を行うことが要求されている。計画の第一段階は2015年まで実施し、汚染地以外の地域に住んでいて、必要に応じて汚染地で働く意思のある農民が穀類とジャガイモを生産する。土壌対策(石灰散布、カリウム施肥)をすれば、事故放棄農地でも¹³⁷Cs汚染の十分低い作物を育てることが可能であろうと考えられている。2015年からは、第二段階として家畜の飼育に移行する予定で、2025年までには、普通の集落を再生する見込みである。プロジェクトが上手く行けば、2045年までに事故放棄農地の全てを再生利用しているかもしれない。もっとも、その為には農産品対策だけでなく、例えば住民の年間被曝量を1 mSv以下に押さえる為だけでも放射能対策が2055年まで必要となる。

4.4. 森林での対策

放射性核種で汚染された森林への対策は、現実的な内容でないと実現できない。現実的かどうかは森林の管理者や所有者が判断するもので、要は、通常の森林管理に上手く組み合わせる事が出来るかが鍵である。対策が上手くいくためには、さらに一般の人々にも受け入れられる内容でなければならない。森林汚染への対策は、労力と費用が多くかかるため、すぐに実施できるものではなく、綿密な計画が必要となる。対策の実施期間も、その成果があがるまでの期間も長くなる事が予想される。

4.4.1. 森林汚染への対策に関する研究

広大な面積の森林が放射能汚染を受けた場合に、どのようにして被曝を減らすか、という『森林汚染対策』問題は、チェルノブイリ事故以前はほとんど考えられていなかった。1990年代になって、ようやく複数の国際プロジェクトが実施された結果、森林汚染対策の為の提案や勧告がいくつか公表された[4.61-4.64]。とはいっても、それ以前から、旧ソ連3ヶ国の特に汚染された地域では人間活動が制限されており、その制限地域には広大な面積の森林が含まれていた[4.65]。大抵の場合は、森林への立入や、野生食物・薪木の採取といった基本的な活動が制限された。これ以上複雑な措置や技術的な対策を実際に行なえるのかという疑問や、研究者によって提案された対策が森林の現実にそぐわない机上の空論ではないかという疑問は、今でも答えられていない。次節4.4.2では、放射性セシウムで汚染された森林への対策のうち、実現可能性の高いものを説明する。4.4.3節では、これらの対策について、実際に行われた例をいくつかあげて、具体的に説明する。

4.4.2. 放射性セシウムで汚染された森林への対策

森林生態系に適用できる対策はいくつかの種類がある[4.66, 4.67]。そういう対策から実現性のあるものを選んで表4.7にまとめた。これらは、管理による対策と、技術による対策に分類できる。

4.4.2.1. 管理による対策

管理による対策のうち、チェルノブイリ事故後に実際に適用された主な対策は、森林での通常活動をいくつか制限するものである。汚染された森林への立入の制限と、林産物の利用の制限が、ソ連及び旧ソ連3ヶ国において適用された主な対策であった[4.65]。これらは、以下のように細分される。

- (a)一般人や森林労働者の立入の制限。これは、各地域のモニタリング活動からの情報提供^{訳注30}や、調理などの教育を通じた広報という形で周知された[4.65]。
- (b)一般人による野生食物の採取の制限。主なものは、狩猟獣、野いちご【ベリー】、キノコである。これらの食材の重要性は国により異なる。旧ソ連3ヶ国ではキノコ類は特に重要であるが、これは著しく汚染された可能性が高い。
- (c)一般人による薪木の採集の制限。これについては、薪を集め際に外部被曝するだけでなく、薪を燃やしたり、灰を処分したり、その灰を肥料として用いる際に、家屋内や庭でさらに将来的な被曝をもたらす可能性がある。
- (d)狩猟の変更。ノロジカなどキノコを食べる動物中の放射性セシウム濃度は、季節によって大きく変化する（3.4.4節参照）。したがって、キノコが動物のえさにならない季節の肉のみを食べることにより狩猟肉経由の過度な内部被曝を避けることができる^{訳注31}。

表 4.7. 森林汚染に対して適用できると考えられる放射能対策

対策	分類	注意点	利点	代償
通常運用	管理		生産性や快適さが損なわれない	放射線量が減らない、社会的に不利益な影響
最低限の管理： 森林火災の防止、病害 の防止、必要な狩猟	管理		自然保護および作業従事者への放射線量被曝の低減	作業従事者の放射線量被曝、生産性の損失、社会的に不利益な影響、狩猟コスト
成樹木の伐採の遅延	管理 農業技術	実施可能性が低い	下記による樹木汚染の低減 * 放射能の減衰 * セシウムの土壤中へ定着 * 土壤および木材からの流失	収入時期の大幅な遅れ
早期の皆伐と再植林 または自己再生	管理 農業技術	汚染時点での樹齢の把握が必須；土壤を混合する対策との組み合わせが可能	樹木汚染の低減； * 土壤から樹木への移行の低減 * 収穫時期の遅延【作物への汚染を低減】 * 代替樹木による樹木汚染の減少	再植林時の作業従事者の放射線量被曝量增加と経費
土壤の改良： 間伐や皆伐後耕作	農業技術	費用対効果は、対象地域により異なる；肥料散布との組み合わせが有効	樹木の成長による濃度低下；土壤の表面層の放射能濃度の低下、キノコ類、野いちご、低木の狩猟動物中の放射能の減少	運用経費、作業員の放射線量被曝、生態系への負担（硝酸塩や他の栄養分の喪失等）
リン・カリウム肥料の散布、石灰の散布	農業技術	リン・カリウムはセシウムのみに効果があり、特に若木に有効である。 石灰は、 ⁹⁰ Sr に有効である	樹木、野草等への取り込みの減少。成長の促進による希釈効果、固定化の向上の可能性あり	肥料の経費、作業員の放射線量被曝、生態系への悪影響
一般市民の立入の制限	管理	森林で寝起きする人は考慮されていない	被曝量の低減、一般市民からの信頼度の向上	快適さ、社会的価値、食物の喪失、社会的に不利益な影響
岩塩の利用	農業技術		放牧畜のセシウム摂取の減少	岩塩の継続的使用の経費
狩の禁止	管理		狩猟動物を食べることによる放射線量の減少	肉類の代替供給源の確保
キノコ類採取の禁止	管理		内部被曝線量の減少	キノコ類の代替品の確保

(e)防火は森林を管理する上で常に最優先だが、広範囲な放射能汚染の後は、放射性セシウムの汚染を避けるという意味においても防火が重要になる。この二次汚染は、樹木が燃えることと、特に森林生態系の中の放射性セシウムの主要な蓄積部の一つであるリター層【森林の地表を覆う落枝落葉層】が燃えることによって生じる（3.4.3節参照）。森林火災を避ける方法の一つは、森林に人々となるべく立入らせないようにすることである。このため、この対策は(a)の立入制限と密接に関係している。

訳注30：具体的な内容は不明だが森林監視員等と思われる。

訳注31：牛ですら筋肉の新陳代謝時間は1～2ヶ月なので、いったんセシウム汚染された狩猟獣もキノコを食べなければセシウムは抜けていく。

4.4.2.2. 技術による対策

技術による対策には、機械や化学肥料等を使って森林内での放射性セシウムの分布や循環を変える方法が含まれる^{訳注32}。機械化の多くは、既に通常の森林作業に組み込まれていて、その例が文献[4.69]に説明されており、文献には放射能対策への応用も説明されている。同様に、化学肥料や農薬も通常の森林管理に組み込む事が可能で、その場合は、森林の収穫サイクルと異なる時期に撒く事になる。しかし、技術的対策の多くは費用対効果が十分にあるのか疑わしく、特に対象が大規模な場合には、費用ばかりかかる結果になりかねない[4.68]。そのため、これらの対策は、たとえ実施可能であったとしても、狭い地域だけ行なうことが望ましい。例えば、都市部の公園等の森林が挙げられる。というのも、遠隔地の広大な森林に比べて、都市部の公園は訪れる人が多いからである。

技術的な対策には、機械による落ち葉の除去や、土壤の削り取り、皆伐、土壤の掘り返しの他、カルシウムやカリウムを含む肥料の使用などが挙げられる。しかしながら、これらの対策を通常の森林管理と別に行った場合、生態系の機能を損なうことが明らかである。この問題と、実施にかかる高額な費用を考えれば、これらの方法が放射能対策として現実的かどうか極めて怪しく、これらの方法がチェルノブイリ事故後に実施された例は小規模な実験のみである。実際、費用対効果の計算によれば、放射能汚染による総被害【経済的+人的】を最小限に抑える対策は、管理による対策のうちの、森林への立入制限と森林生産物の消費制限の2つが現実的という事になる。技術的な方法、例えば化学物質の使用や、森林の収穫期の変更などは、現実には使われないだろう。

訳注32：伐採や搬出などの作業を出来るだけ機械化して人間の役割を減らせば作業員の被曝が減る。

4.4.3. 森林対策の例

森林対策の事例研究、特に技術的な対策の事例研究は少ない。このことは、森林の環境修復対策が実施しにくいことを如実に物語っており、化学肥料の使用が功を奏した農業の分野と対象的である（4.3節を参照）。実際、森林対策は、旧ソ連3ヶ国や、スウェーデンなど、極少数の国で限定的に実施されたのみである。

表 4.8. 木材製品と森林食物中のセシウム 137 に対するロシア連邦の暫定許容値【TPL】 [4.70]

	暫定許容値 (Bq/kg)
樹皮を含む丸材	11100
樹皮を剥いだ切断前の木材	3100
切断後の木材（板材）	3100
建設用木材	370
パルプ及び製紙用木材	3100
家庭使用及び産業加工用の木材製品	2200
包装及び食品保存用木材製品	1850
燃料用木材	1400
キノコ及び森林小果実（採取直後重量）	1480
キノコ及び森林小果実（乾燥重量）	7400
薬用植物及び薬用原材料	7400
樹木・低木の種子	7400

ロシア連邦のブリヤンスク州【Bryansk】では、¹³⁷Cs沈着量の程度に応じて、森林活動を制限する事が勧告された。対象者は林業関係者と森林の近くの住民の両方である。¹³⁷Cs沈着量が1480 kBq/m²を超える森林への立ち入りは、森林保全・消防・病害虫対策に限られた。そこでは林業が完全に停止され、森林植物の採集はもとより、一般人の立ち入りが禁止された。¹³⁷Cs沈着量が555～1480 kBq/m²の森林では、森林生産物【木材と動植物】を採取する事が禁止されたが、林業活動は限られた範囲で続けられた。¹³⁷Cs沈着量が185～555 kBq/m²の場合、新たな放射能調査に基づいて、伐採できる場所・できない場所に分けられた。判定基準は森の中で林業労働者が受けるであろう被曝と木材の汚染である。一方、一般人による野いちご採りやキノコ採りが認められたのは、¹³⁷Cs沈着量が74 kBq/m²以下の森林のみである。

広大な面積の森林を対象に1990年までに実施された規制は、村に住む人々を困らせる事になってしまった^{訳注33}。1990年の頭に、ブリヤンスク州の全域で人々はキノコや野いちごの採集を再開した。それでも、¹³⁷Cs初期沈着量が555 kBq/m²から1480 kBq/m²だった森林では、未だに食物が採集できない。この例は、放射能対策という名の元に、住民全体の日常の一部となっている行動を制限する事の難しさを示している。住民の行動が管理されているだけでなく、木材生産も、今なお各地の森林管理局によって管理されている[4.65]。ロシア連邦の現時点【2006年】での木材や林産物の汚染に関する許容水準値を表4.8に示す。ベラルーシ国内の複数地域、特にゴメリ州【Gomel】とモギリヨフ州【Mogilev】でも、同様の森林活動制限と許容水準が適用されている。

旧ソ連3ヶ国では、セシウム結合剤、特に紺青【Prussian blue】を家畜に投与することが、森林汚染の影響を減らす上で効果的な方法である。セシウム結合剤が役に立つ理由は、4.3節に詳しく書いてある。放し飼いの家畜が森林の辺縁部まで足をのばす場合であっても^{訳注34}、セシウム結合剤が有効である事には変わりない。正しい量のセシウム結合剤を与えれば、¹³⁷Cs濃度を、通常、ミルクで5分の1、食肉で3分の1にまで抑えられる[4.65]。

森林にかかわる慣行の制限は旧ソ連以外でもあり、例えばスウェーデンではノロジカ狩りが制限された。1988年秋にイエブル【Gaevle】地域で狩猟したノロジカの筋肉の汚染は、平均で12000 Bq/kgであった。スウェーデンの食肉の介入レベル値は1500 Bq/kgである。ノロジカの汚染濃度がこれほ

ど高かったのは、秋の産物であるキノコが生えた時に、シカが集中的に食べる為である。試験狩猟の結果、スウェーデン当局はノロジカの狩猟シーズンを春に変更することように勧告した。1990年代の頭にはスムーズに勧告が実施された。お陰で、イエブレにおけるノロジカ肉の放射性セシウム濃度は、約6分の1に低下している。狩猟シーズンは今も勧告通りに春に変更されたままである[4.71]。

更に、北スウェーデンの原住民・サーミ人によるトナカイ放牧では、トナカイの放射性セシウム汚染を屠殺時までに減らすために、管理方法が色々と変更されてきた。例えば、汚染を介入基準値以下に下げるために、屠殺前に充分長い期間にわたって、汚染されていない飼料を与えていたりしている（4.3節参照）。同様の成果は、屠殺時期を変える事で得られるが、この場合、汚染されていない飼料の使用と組み合わせる事もある[4.72]。

訳注33：というのも生活習慣の一部であり重要な食料源であるキノコや野いちご、重要な熱源の薪が採れなくなったから。

訳注34：森の汚染キノコや汚染野いちごを食べてしまうと3.4節に書いてある。

4.5. 水域への対策

放射性物質のフォールアウトのあと、表層水【河川・湖沼】経路による公衆の被曝を減らすべく、さまざまな対策が取られている。これら一連の対策は大きく2つの種類に分けられる。一つは飲料水の汚染による内部被曝を減らすことを目的としており、もう一つは汚染された水産食品を摂取することによる内部被曝を減らすことを目的としている。

放射性核種が大気から陸域・水域の両方へフォールアウトした状況においては、一般的に農産・林産食品からの被曝が、飲料水や水産食品からの被曝よりもはるかに大きいことが明らかである[4.73-4.75]。しかし、ドニエプル川【Dnieper=全長2285 km】水系では、大気からのフォールアウトによる汚染が比較的少ない地域に、河川水が放射性核種を汚染地域から運んできてしまった【この水は飲料・灌漑に供されている】。そのため、流域住民に大きな不安を与え、河川経由で汚染地帯から流れ込む放射性核種を減らす必要に迫られた。多くの環境修復対策が施されたが、そのほとんどは効果がなかった。というのも、放射線量を減らすというはつきりした目的に基づいた対策でなかったからである。そればかりか、これらの作業に従事した作業者が高い被曝線量に曝された。

その一方で、飲料水汚染による内部被曝を減らすための措置は、特に表層水中の放射能濃度が比較的高いフォールアウト直後（数週間程度）は必要とされるであろう。事故直後に問題になるのが半減期の短い放射性核種【例えば半減期8日の¹³¹I】であることを考えると、早期に対策を実施すること、特に飲料水の供給源を変更する対策を実施することで、公衆の被曝線量を大幅に減らすことができる。一方、河川・湖沼の水産物による内部被曝を減らす為には、放射性核種が水中の食物連鎖によって生物に蓄積していくため、長期的な対策が必要とされる。

水汚染への対策に関する文献では、直接的対策（制限措置）と間接的対策の両方が考察されている[例えば4.76-4.79]。

- (a)水の使用の制限または水源の変更
- (b)魚の摂取の制限
- (c)水流の管理（例えば、堤防や排水システム）
- (d)汚染水域での魚や水産物の摂取制限
- (e)食用魚の特殊な調理法や処理

チェルノブイリ原発事故の場合、海洋環境の放射能対策が必要とされた、あるいは適用されたという形跡はない^{訳注35}。

訳注35：海が1000km近く離れていた為に、汚染が少なかった（3.5節参照）。

4.5.1. 取水と水処理で線量を減らす為の対策

事故後一年間はドニエプル川の水の使用が規制された。キエフ市一帯の飲料水の取水は、ドニエプル川からデスナ川に切り替えられ、その為に事故から数週間で水道管が緊急に設置された。ウクライナ当局は、他の地域でも、飲料水の取水先を汚染のより少ない川や地下水に切り替えており、そのまとめは文献[4.76]と文献[4.79]で見られる。

放射性核種は飲料用への水処理で取り除ける可能性がある。浮遊粒子は水処理中に取り除かれるうえ、ろ過により水に溶け込んだ放射性核種を取り除くことができる^{訳注36}。ドニエプル川沿いの浄水場では、活性炭やゼオライトを用いる方法が水のろ過システムに追加された。実際、活性炭は¹³¹Iと¹⁰⁶Ru【ルテニウム106】の除去に有効であることがわかり、ゼオライトは¹³⁷Cs、¹³⁴Cs、⁹⁰Srの除去に有効であることがわかった。これらの吸着剤は、最初の三ヶ月間は効果的であったが、その後は飽和状態になり効率が低下した^{訳注37}[4.80、4.81]。水から取り除かれた放射性核種（溶存状態）は平均で約半分であった。

事故後、キエフ貯水湖では、表層の水を放出するためにダム上部の水門が開放された。このときは、浮遊粒子が深層水に沈降するので表層水の放射性核種濃度が比較的低いと信じられていた。そこで、高濃度に汚染していると思われた上流からの汚染水をためるために、放流によって貯水湖に余裕を作ることとしたのである。しかし、現実には、放射性核種が大気から貯水湖表面に直接沈着したことにより、表層水は深層水に比べはるかに汚染されていた。Voitsekhovitchらは文献[4.80]において、「キエフの貯水湖内の水位を下げる為には、逆に下部水門を開いて、上部水門を閉じておけば良かった。そうすれば、事故から数週間は、下流の飲料水の放射能濃度を減少させたであろう」と指摘している。この対策は、チェルノブイリ事故後こそ上手くいかなかったが、汚染に関する正しい情報を得ることができれば、このような放流調整は、飲料水の放射能濃度を効果的に減少させることができる。何故なら、湖沼や貯水湖では、放射能は始めのうちは決して一様に分布しておらず、自然攪拌で一様になるまで（数日以上の）時間がかかるからである。

ドニエプル川水系ぐらいに大きな河川＝貯水湖水系では、水系内の水流の制御により、放射性物質が下流に流れる量を大幅に減らすことができる[4.82]。ドニエプル川の場合、キエフ貯水湖から

黒海まで水が流れるのに3ヶ月～10ヶ月かかる【約1000 kmの距離だから、途中に貯水湖がなければ10日もかかる】。水が下流へ移動するにつれ、放射能は次第に減少する。というのも半減期の短い放射性核種が崩壊し、更に放射性セシウムなどが川底の堆積物に吸着されるからである[4.82]。

訳注36：3.5節に詳しく書いてあるが放射性核種は3つの形で水に運ばれる：浮遊物質への付着（降下物そのものが浮遊する事もある）、水に溶け込んでイオンとなったもの、水に溶け込めきれずに残った分子レベルの元素、の3種類である。ろ過が関係するのは後者2つである。

訳注37：吸着剤は例えば乾燥剤（水蒸気吸着剤）と同じく、ある程度までしか吸着できない。この限界を飽和という。

4.5.2. 表層水【河川・湖沼】への直接及び二次汚染を減らす為の対策

土壤粒子にくっついた放射性核種が汚染地面から流出して河川・湖沼を汚染する問題に関しては、標準的な土壤侵食対策によって、この流出を減らす事ができる。しかし、地表汚染した放射性核種のうち、土壤粒子にくっついているのは、放射性セシウムの場合で大抵50%以下で、放射性ストロンチウムや放射性ヨウ素となると10%以下でしかない。従って、土壤侵食対策による効果には限りがある。しかも、飲料水や淡水生物中の放射能濃度を決めるのは、土壤粒子にくっついた放射性核種ではなく、主に水に溶け込んだ放射性核種であることに留意する必要がある訳注38。

プリピヤチ川では、汚染した河川水中の浮遊粒子を捕捉するため、導水路トラップの浚渫を実施した【トラップ（Trap）は、川の底に箱を置くようなものと思えば良い】。これらの導水路トラップは次の2つの理由から非常に非効率的であることが分かった。(a) 流量が多すぎて、放射能の殆どを運んでいる微小粒子が通り抜けてしまった。(b) 放射性核種のほとんど（二次汚染を起こしやすい形態になっている放射能のほとんど）が水に溶けた状態だったため、トラップ自体が無意味だった。

河川水に溶け込んだ放射性核種を取り除く為、チェルノブイリ周辺の小規模河川や小川にゼオライトを含む堤防が130か所建設された。結果的にゼオライト堤防はほとんど無意味で、堤防に吸着された⁹⁰Srと¹³⁷Csは全流量の5～10%に過ぎなかった[4.80]。さらに、堤防が設置された小規模河川や小川を流れる放射性核種の量は、プリピヤチ・ドニエプル水系を流れる放射性核種の全流量のわずか数パーセントしかなかった。この事は後日分かった。

チェルノブイリ事故後、地表汚染の特に酷いプリピヤチ【Pripyat】氾濫原は、⁹⁰Srの流出源となり、プリピヤチ川【Pripyat】を汚染した。そのため、特に春の洪水となると、プリピヤチ川の⁹⁰Sr濃度は、年平均値の1 Bq/Lから、最大で8 Bq/Lにまで上がり、その値が約2週間【洪水期間】続いた[4.83]。特に汚染が酷いのがプリピヤチ川左岸の氾濫原で、この氾濫原を取り巻くように堤防が1993年に建設された。この堤防により、この区画の氾濫が無くなって、洪水の際に、⁹⁰Srの川への流入が抑えられた事が確認された[4.80]。1999年には第二の堤防がプリピヤチ川右岸に建設された。もっとも、キエフ貯水湖については、湖水の⁹⁰Sr濃度の年平均値は、1987年以降ずっと1 Bq/L以下

であり、短期間（2週間）の洪水期を含め、湖水自体の⁹⁰Sr汚染は、放射線問題という意味では重要度は低い。その一方で、大勢の人間が河川・貯水湖の水系を利用する為、集団線量【各自の被曝線量に人口を掛けたもので、単位はman Sv（人・シーベルト）】を下げるという意味では重要であるという議論もある。

ゼオライトや（汚染されていない）ミネラル質の土など、吸着性の高い物質を湖水に投入する事で、湖沼や貯水湖中の放射性核種の沈殿量を増やす可能性がある。この方法はまだ試されていない。浮遊粒子を沈殿させることで湖沼から放射性セシウムを取り除くモデルを用いることにより、Smithらは吸着剤を湖水に投入する方法に2つの問題があることを明らかにしている[4.78]：(a) 大きく深い湖では非常に大量の吸着剤が必要となる、(b) 集水域からの放射性物質の流入や、湖底堆積物からの放射性元素の放出による二次汚染のため、たいていの湖沼で吸着剤を何度も繰り返し投入しなければならない^{訳注39}。

訳注38：飲料水については浄水場で粒子が取り除かれると4.5.1節に書いてあり、淡水生物については、栄養の吸収がイオンの形であることから（植物については3.3.4節を参照）、溶け込んでいるかどうかが重要になる。

訳注39：湖底堆積物は放射性元素のバッファーのようなもので、湖水の汚染が酷いと、そこから放射性元素を吸着するが、湖水が奇麗になると、逆に放射性元素を放出する。3.5.2.3節を参照。

4.5.3. 魚や水産食品への取り込みを減らす為の対策

チェルノブイリ事故で影響を受けた土地のうちの限られた地域で、淡水魚を食べる事が禁止された[4.84]。一部の地域では、汚染の著しい捕食性の魚に限って食用が禁止された^{訳注40}。もっとも、そのような禁止令を無視する漁師も多いと思われる。ノルウェーの一部地域では淡水魚の販売が禁止された[4.85]。捕獲禁止の影響を受ける地域では、養殖魚を淡水魚の替わりにする手がある。というもの、汚染されていない餌を養殖魚に与える事で、放射性核種の体内蓄積を抑える事ができるからである[4.86]^{訳注41}。

魚が放射性核種をあまり蓄積しないよう、湖水に石灰を加える方法が、スウェーデンの18か所の湖で試された[4.87]。実験の結果、石灰を散布しても、石灰を加えなくても、¹³⁷Csの魚への吸収はほとんど変わらなかった^{訳注42}。一方、⁹⁰Srの吸収に関してはこれらの実験で調べられていないが、石灰散布によって湖のカルシウム濃度が上がると、⁹⁰Srの魚中の濃度に影響を与えることが期待される【ストロンチウムの競合元素はカルシウム】。ウクライナで行われた、魚への撒き餌の際に湖水へ石灰散布を行なう試みの結果については、Voitsekhovitchらによってまとめられている[4.79]。

放射性セシウムの魚への濃縮係数は【濃縮の効率のこと、3.5.3.3節を参照】、水中のカリウム濃度に反比例することが知られている。チェルノブイリ事故後、スウェーデンでは、湖水にカリウムを加える方法も13の湖で試された[4.87]。その時に散布したカリウムは、炭酸カリウムまたは混合石灰の添加剤という形であった。炭酸カリウムを散布した結果はあまり芳しくない。2年間の実験でペーチ【perch：スズキの仲間】の稚魚の放射能濃度がわずかに減ったものの、他の魚に関しては【カ

リウムを散布しなかった湖と比べて】ほとんど差がなかった。上手く行かなかった理由は、湖の水の入れ替わりが速すぎて、カリウムイオン濃度を高いまま維持することが困難だったからである。

ベラルーシの閉鎖性湖沼（水の出入りのほとんどない湖）の一つであるスピヤートヤ湖【Svyatoe】で、Kudelskyらは凍った湖の表面に塩化カリウム肥料を散布する実験を行った[4.88、4.89]。この実験は成果が上がり、散布から数年の間、魚の¹³⁷Cs濃度が3分の1近くに減った。もっとも、予想はされていたが、水中の¹³⁷Cs濃度が散布後に2~3倍に増加した訳注43。カリウム散布が有効なのは、水の出入りが少なくて、水中のカリウムが高濃度のまま維持できるような湖だけなのだろう。また、飲料用に利用されている湖の場合、魚汚染の対策の為に水中の¹³⁷Csが増加するということは許容されない。

スウェーデンでは、集中的に魚を獲ることで水中の食物連鎖を操作する試みが、4つの湖で実施され、さらに、3つの湖で補足的な手段として実施された[4.87]。これにより魚の個体数は1ヘクタールあたり約5~10キログラム（5-10 kg/ha）減少した。減少したのは主にカワカマス【pike】、パーチ【perch：スズキの仲間】、ローチ【roach：コイの仲間】である。しかし、集中漁獲の効果は上がらず、湖に残った魚の¹³⁷Cs濃度は変わっていない。スウェーデンでは、更に2つの湖で、オスモコート肥料（Osmocoat、5%リンと15%窒素）を散布する試みがなされた訳注44。長期的な平均値で比較すると、リンの総量は、ほとんど増加しなかった。つまり散布による方法がほとんど無意味だった事を意味している。同時に、魚の¹³⁷Cs濃度にも影響しなかった。

調理方法を変えるだけで、食品に含まれる放射性核種の量が大きく変わり得る[4.90]。Ryabovは、燻製魚や干し魚の消費禁止を提言している[4.84]。その理由は、薰製したり干したりする事で【水分が抜けて】、（単位重量あたりの）放射性核種の量が増えるからである。一方、放射性核種の濃度を半分近くに減らす調理法もある。食材の放射性ストロンチウムの量を減らすのに効果的なやり方は、魚を料理する前に骨の多い部分【と皮】を取り除くことである。というのも、ストロンチウムは主に骨や皮に濃縮するからである。その他にも、さまざまな調理方法があり、それらは文献[4.91]で議論されている。

訳注40：食物連鎖により、肉食魚の方が非肉食魚よりも放射能濃度が高い。3.5.3.2節参照。

訳注41：養殖については提案だけで、実際に養殖したという話も、養殖魚の放射能を調べたという話もこの報告書にはない。

訳注42：石灰（CaCO₃）の競合元素（化学的性質の似た元素）はストロンチウムであってセシウムではないから（セシウムの競合元素はカリウム）、効果がなくても不思議はない。

訳注43：魚が吸収しなかった分、水中のセシウムが減らないが、それでは増加は説明しない。本文中に説明がないので理由は不明。

訳注44：なぜ、セシウムにもストロンチウムにも全然関係の無いリンなのか不明。

4.5.4. 地下水への対策

放射性物質のフォールアウトの後、地下水源を守るような対策がとられた形跡はない。地下水は、

滞留時間が十分に長いため、¹³¹Iのように半減期の短い放射性核種は、飲料水として摂取される前に崩壊してしまう。大気から地表に沈着後、土壤表面から地中へと浸み込んだ放射性ストロンチウムと放射性セシウムは極めて少ない^{訳注45}。ある調査によれば、チェルノブイリ事故後、地下水を経由した⁹⁰Srと¹³⁷Csによる被曝は、他の経路（食物による内部被曝、外部被曝、その他）と比較して、十分に小さいことが示されている[4.77]。

CEZ【チェルノブイリ30km圏立入禁止区域】内には、石棺シェルター【チェルノブイリ防護壁】と放射性廃棄物の貯蔵区域という2種類の高濃度汚染区域があるが（3.5.5参照）、これらの区域から放射性核種が地下に漏れて地下水を汚染する可能性がある。そこで、それを防ぐ為の対策が実施された。対策として主なものは、工学的防壁と地球化学的な防壁を【これらの】高汚染地点の周りに築くもので、それにより、高汚染地点の地下水が河川系へ流入する量を抑えるというものである。今後必要な対策としては、具体的には石棺シェルターの中へ雨水が浸入しないようにする事と、石棺シェルターの地下に溜まった雨水の【汚染水としての】排水がある。更に、チェルノブイリ原発敷地周辺の地下水汚染そのものを減らすための対策も検討しなければならない。

訳注45：日本では土壤の性質が違う上、原発から人家への距離が遙かに短いので、セシウム汚染が少ないかどうかは不明。一般に、浅い地下水ほど外に出て来るのが速く、標高差が大きいほど（里山の麓など）出て来るのが速い。

4.5.5. 灌溉用水への対策

前述（3.3節）したように、放射性核種の大気からの沈着によって既に汚染された農作物に対し、灌溉水によって追加された汚染はかなり少なかった。したがって、灌溉用水に対する直接的な対策は、実際のところ行なわれていない。しかし、ある実験によれば、野菜のような農作物の場合、散水の代わりに単純な農業利水【灌溉+排水の組み合わせ】に切り替えれば、放射性元素の作物への移行を数分の一に抑える事が出来る[4.79]。灌溉地への特別な施肥^{訳注46}と、この方法を組み合わせれば、たとえ灌溉水が、放射能汚染された貯水湖から引いた水であっても、作物中の放射性核種濃度を効果的に減らすことができる。

訳注46：セシウム対策としてカリウム肥料を追加すること、4.3.3.1節を参照。

4.6 結論と提言

チェルノブイリ事故による放射能汚染が最も酷かった地域【旧ソ連】では、事故の悪影響【被曝】を軽減する為の短期対策・長期対策の両方を、政府がかなり早期に数多く実施した。ただし、残念ながら、【ソ連当局の】行動はあまり公開されず、透明性も不十分で、情報が国民に届かなかった。こういう経緯は、政府と国民との間で起こったコミュニケーションの問題や、国民の政府当局に対する不信感の一因となったようである。ロシア、ベラルーシ、ウクライナ以外の国々でも、類似し

た【秘密主義的な】振る舞いがあつて、それが当局への不信感を招いた。その結果、多くの国々で、このような重大事故での対処法が検討されるようになった。検討内容は、重大事故に際して、いかに情報を十分に公開し、事故対策の決定を透明にしながら事故に対処していくかであり、同時に対策などを決める際のプロセスに、いかに被害者を参入させるかである。

チェルノブイリ事故後に実施した汚染対策は、特殊な経験であり、これを元に、多くの国家や国際機関で、将来に起こるかも知れない緊急事態に対する備えを改善する為にも役立てている[4.12、4.14、4.41、4.91、4.92]。

4.6.1. 結論

- (a) チェルノブイリ事故の結果、ソ連【とその後独立したロシア・ベラルーシ・ウクライナ各国】では、放射能汚染事故による悪影響を軽減する為に、短期対策・長期対策の両方を、政府がかなり早期に数多く実施する事になった。対策には、多くの人と大量の費用と多くの科学資源【研究施設】が投入された。
- (b) 放射能対策の立案や実施の際に、被曝を減らすという面だけでなく、社会的・経済的な面も考慮された場合、その対策は一般の人々により受け入れられやすかった。
- (c) チェルノブイリ事故による放射能汚染は前例のない規模であり、その影響は長期に渡るため、被曝に関する状況の変化を考慮して、国内あるいは国際的な放射線に関する安全標準値の追加が必要とされた。
- (d) チェルノブイリ事故直後の放射能対策は、放射性ヨウ素による汚染ミルクからの内部被曝を減らすのに十分ではなかった。というのも、事故情報が知らされるのが遅れた上に、対策として何をすれば良いのかの指導を、行政が十分に行わなかった為である。この問題は、特に個人農家で大きかった^{訳注47}。
- (e) 初期段階のもっとも効果的な対策は、汚染した牧草類を飼料として使わず、ミルクについては、放射能検査のモニタリングデータに基づき、ミルクを完全に廃棄したり加工に回したりする事であった。複数の被害国で、飼料を放射能に汚染されていないものに上手く切り替る事ができた。牛の屠殺【しばしば行われた】は、放射能対策としては不適当なもので、衛生上・実務上・経済上の大きな問題を引き起こした。
- (f) 長期的な放射能問題の中でもっとも深刻なのはミルクや食肉の放射性セシウム汚染であった。これに対し、旧ソ連と独立後の3ヶ国【ベラルーシ、ロシア、ウクライナ】では、飼料作物用の土地の改良を行ったり、放射能を含まない飼料を使用したり【clean feeding】、家畜へセシウム結合剤を投与したりした。これらの対策により、汚染地の大部分で農業生産を続ける事ができた。
- (g) チェルノブイリ事故後の数年間、旧ソ連の汚染地域では、外部被曝を減らすべく、居住地の放射能除去作業が広範囲で行われた。これは、放射能除去作戦の計画・実施に先だって、個々の除染法に対して、費用対効果関係と外部線量に関するデータを元に、評価を行って採用すべき除染法を決めたため、費用に対する外部線量低減効果が高かった。

- (h) 市街地の放射能除去の結果、大量の低レベル放射性廃棄物を生み出し、これが今度は廃棄物処分の問題を引き起こした。一方【地域全体が除染されたため】一旦除染された地点が再び汚染されることはなかった。
- (i) ソ連と後の独立3国【ロシア・ベラルーシ・ウクライナ】の広い領域とスカンジナビアの一部で実施された以下の(1)-(5)のような森林活動制限により、放射能に汚染された森林内での居住や、森林産物を使用・消費したりする事による被曝が減少した。
- (i) 一般人や森林労働者の立ち入り制限。これは外部被曝への対策である。
 - (ii) 内部被曝を減らすために、一般人が狩猟獣【鹿・猪・兔の類い】や、野いちご【ベリー】・キノコなどの野生食物を獲ったり採ったりする事の制限。事故の影響を受けた国々ではキノコを食べる事が一般的なため、この制限は特に重要である。
 - (iii) 一般人の薪集めの制限。木を燃やしたり、灰を処理・施肥したりする際に、屋内や庭で被曝するのを防止する為である。
 - (iv) 放射性セシウム濃度が高い季節【主にキノコの生える季節】の狩猟肉を食べることを避けることを目的とした、狩猟時期の変更。
 - (v) 特に放射性核種が大量に沈着した地域において、環境の汚染【火事による放射性物質の飛散】を避けるための防火対策。
- (j) こうした森林活動の制限は、社会的な悪影響も大きく、当局からの勧告が一般住民に無視される事があった。このような状況に対しては、森林活動に関して勧告された内容の目的について、地域ごとを対象として説明する適切な教育プログラムを準備すれば対応できるかもしれない。
- (k) 技術を利用した森林対策（例えば機械や化学肥料によって森林内での放射性セシウムの分布や移動性を変えること）は、広い範囲での実施には向いていない。
- (l) 汚染土壤から放射性核種が水系【河川・湖沼、海洋、地下水】へ流入するのを防ぐため、多くの対策が原発事故から数ヶ月～数年の間に実施された。残念ながら、その多くは効き目が薄い上に費用がかかり、しかも、対策を実施する作業従事者がかなりの被曝を受けるという結果に終わった。
- (m) 最も効果のあった水域経路の対策は、汚染河川・湖沼からの飲料水の取水制限と水源への切り替えを、事故直後に行った事である。淡水魚の食用を制限するのも有効な対策で、現にスカンジナビアやドイツでは効果があったが、旧ソ連3ヶ国【ベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナ】では、魚の食用制限は必ずしも守られなかった。
- (n) 表層水を守る為の今後の対策【工事や化学処理】は、どれも費用の割に線量の低減が少なく、実施を正当化できそうにない。従って、魚の食用制限は、一部【の水域】（特に水の出入りの少ない閉鎖性湖沼）で今後も数十年続くだろう。

訳注47：旧ソ連の農業の担い手は集団農場と個人農家に分けられる。

4.6.2. 提言

4.6.2.1. チェルノブイリ事故で影響を受けた国に対する提言

- (a) 放射性核種によって汚染された地域の長期的な環境修復等の対策は、正当化及び最適化されなければならない。
- (b) 長期的な放射線による障害発生のリスク要因と、技術的にそれらを抑える為の環境修復策や【被曝】対策の可能性について、当局と公衆の両方が情報を得るべきである。議論と意思決定の場には、関係する各地方の自治体と住民の両方が参加すべきである。
- (c) 土壌の痩せた農地（砂や泥炭の多い土壌）では、放射性核種が土壌から農作物へ移行しやすい。そのため、そういう所では、チェルノブイリ事故から長い時間が経っているにも関わらず、環境浄化の為の措置と一般的な対策が今でも有効かつ正当化されるので、対策を続けるべきである。
- (d) 特別の対策の必要な農地として、ベラルーシ・ロシア・ウクライナ3ヶ国の数百にのぼる集落の個人農場と、約50ヶ所の集約農場【集団農場】が特に挙げられる。というのも、これらの農場では、ミルク中の放射性核種の濃度が、依然として国の安全基準値を超えているからである。
- (e) 長期的な農地浄化策のうち、最も効果的だったのが、牧草地や草原の基礎改良（4.3.3.1節）と、泥炭湿地の排水だったことは強調すべきである^{訳注48}。農業における一般的な対策では、次の3つが最も効率的である。(1)屠殺前の暫くのあいだ、家畜の生体【筋肉等】をとって放射能検査しつつ、汚染されていない飼料を食べさせる【clean feeding：餌除染法】。(2)糸青【六シアノ鉄酸塩：セシウム結合剤】を牛に食べさせる。(3)農作時にミネラル肥料を追肥する。
- (f) 放射能汚染が国の安全基準値を超えていた地域では、一般人が狩猟したり、野いちご【ベリー】やキノコを探ったり、閉鎖系水域の淡水魚【水の出入りの少ない湖に棲む魚】を釣ったりしないよう、野生食物の収穫制限が今後も必要かもしれない。
- (g) 高濃度に汚染された野生食物をあまり食べなくてすむよう、個人の食事メニューに対するアドバイスを続けるべきである。また、簡単な調理手順で放射性セシウムを除去する方法についてもアドバイスを続けるべきである。
- (h) 事故の影響が最も深刻な地域では、地域社会の為にも、放射線による健康障害の危険性を考慮した上での、汚染地を継続的に活用する方法を見つけ、同時に汚染地の生産性を継続的に回復させる為の適切な方策を見つける必要がある。

訳注48：湿地の排水については4.3節に説明がないので根拠が不明。

4.6.2.2. 世界への提言

- (a) チェルノブイリ事故後に実施された対策は、人類にとって初めての経験である。従って、丁寧に文書化すべきであり、将来、放射線から人々と環境を守るべく、関係官庁や関係専門家の為の国際的な手引きを準備する際に使うべきである。
- (b) 事故の影響が最も大きかった3ヶ国では、汚染農地で大規模な放射能対策が長期にわたって実施された。これらの農業対策は、そのほとんどすべてについて、今後、汚染事故が万が一発生

した場合に実施する事を推奨する、ただし、土壤対策の効果は地域によって異なる。従って、土壤対策を実施する前に、土壤の特性と農業慣行を調べて専門家がきちんと考へることが極めて重要である^{訳注49}。

- (c) 放射性物質による大規模な汚染事故が万が一起こった場合に、市街地をどうやって除染するかについての提言は、そのような事故を起こす可能性がある原子力施設（原子力発電所や再処理工場）の所有者と作業者にきちんと知らしめるべきであるし、そのような施設に隣接する地域の自治体も知らしめるべきである。

訳注49：これは、日本の農地に当てはめる際には特に重要である。

4.6.2.3. 今後研究すべき事

- (a) 環境対策や除染技術は、その根本原理に、物理学と化学がある。前者に対応する機械的な手法に、放射性核種の除去や土壤の混ぜ返し【深く耕す事】などがあり、後者に対応する化学的な手法に、土壤への石灰散布や、施肥などがある。これらの手法における物理学的・化学的原理は、標準化できるほど十分に理解されており、世界中の類似の状況で応用できる。それと比べると、環境浄化に使えそうな生物プロセス、例えば、農業生産の作物の見直し^{訳注50}や生物を使った環境浄化技術などはあまり理解されていない。これら生物学に対応するプロセスについては、一層の研究が必要である。
- (b) 社会学的な面の研究が今後必要な重要事項として、放射能対策に対する一般の人々の反応がある。すなわち、緊急時において、対策を導入・実施・終了する際に、それを人々がどう受け止めるかである。そういう研究を基に、意思決定の最初から、対策実施にかかわる全ての過程で、公衆を参加させる為の社会的施策を開発することも同様に重要である。
- (c) 放射性核種によって汚染された地域の環境浄化にあたり、汚染地域に適用すべき基準^{訳注51}は、国際レベルと各国レベルを問わず、未だに大きなばらつきがある。チェルノブイリ事故後における公衆に対する放射線防護の経験は、国際的に合意できる適切な基準の必要性を明確に示している。

訳注50：reprofiling of agricultural productionという見慣れない言葉なので、とりあえずこのように訳した。

訳注51：criteria=避難や退避などの行動を起こす為の判定基準と、standards=各状況での基準値の両方。

4章の参照文献

- [4.1] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York

(1988) 309-374.

- [4.2] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Recovery Operations in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency (Proc. Symp. Vienna, 1989), IAEA, Vienna (1990).
- [4.3] INTERNATIONAL ADVISORY COMMITTEE, International Chernobyl Project: Technical Report, IAEA, Vienna (1991).
- [4.4] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, One Decade after Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident (Proc. Int. Conf. Vienna, 1996), IAEA, Vienna (1996).
- [4.5] EUROPEAN COMMISSION, Council Regulation (EEC) No. 1707/86 OJ No. L 146 of 31 May 1986 (1986) 88-90.
- [4.6] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000).
- [4.7] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Present and Future Environmental Impact of the Chernobyl Accident, IAEATECDOC-1240, IAEA, Vienna (2001).
- [4.8] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species, Pergamon Press, Oxford and New York (2003).
- [4.9] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 26, Pergamon Press, Oxford and New York (1977).
- [4.10] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents: Principles for Planning, Publication 40, Pergamon Press, Oxford and New York (1984).
- [4.11] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, WORLD HEALTH ORGANIZATION, Basic Safety Standards for Radiation Protection, Safety Series No. 9, IAEA, Vienna (1982).
- [4.12] CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION, Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental Nuclear Contamination for Use in International Trade, Rep. CAC/GL 5-1989, Codex Alimentarius Commission, Rome (1989).
- [4.13] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 60, Pergamon Press, Oxford and New York (1991).
- [4.14] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Principles for Intervention for Protection of the Public in a Radiological Emergency, Publication 63, Pergamon Press, Oxford and New York (1993).
- [4.15] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Protection of the Public in Situations of Prolonged Radiation Exposure, ICRP Publication 82, Pergamon Press, Oxford and New York (1999).
- [4.16] MINISTRY OF HEALTH, Standards of Radiation Safety SRS-76, Atomizdat, Moscow (1977) (in

Russian).

- [4.17] BALONOV, M., "Overview of doses to the Soviet population from the Chernobyl accident and protective actions applied", *The Chernobyl Papers* (MERWIN, S., BALONOV, M., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 23-45.
- [4.18] BALONOV, M.I., GOLIKOV, V.Y., ERKIN, V.G., PARCHOMENKO, V.I., PONOMAREV, A., "Theory and practice of a large-scale programme for the decontamination of the settlements affected by the Chernobyl accident", Proc. Int. Sem. on Intervention Levels and Countermeasures for Nuclear Accidents, Rep. EUR 14469, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1992) 397-415.
- [4.19] HUBERT, P., ANISIMOVA, L., ANTSIPOV, G., RAMZAEV, V., SOBOTOVICH, V. (Eds), *Strategies for Decontamination*, Final Report on Experimental Collaboration Project No. 4, Rep. EUR 16530 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).
- [4.20] ROED, J., et al., Mechanical Decontamination Tests in Areas Affected by the Chernobyl Accident, Rep. Riso-R-1029(EN), Risø National Lab., Roskilde (1998).
- [4.21] VOVK, I., BLAGOEV, V., LYASHENKO, A., KOVALEV, I., Technical approaches to decontamination of terrestrial environments in the CIS (former USSR), *Sci. Total Environ.* 137 (1993) 49-63.
- [4.22] ANTSIPOV, G., TABACHNY, L., BALONOV, M., ROED, J., "Evaluation of the effectiveness of decontamination activities in the CIS countries for objects contaminated as a result of the Chernobyl accident", Proc. Workshop on Restoration of Contaminated Territories Resulting from the Chernobyl Accident, Rep. EUR 18193 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (2000) 10-15.
- [4.23] LOS, I., LIKHTAREV, I., The peculiarities of urban environmental contamination and assessment of actions aimed at reduction of public exposure, *Int. J. Radiat. Hyg.* 1 (1993) 51-59.
- [4.24] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Optimization and Decision-making in Radiological Protection, Publication 55, Pergamon Press, Oxford and New York (1989).
- [4.25] ROED, J., ANDERSSON, K., PRIP, H., Practical Means for Decontamination 9 Years After a Nuclear Accident, Risoe-R-828(EN), Risø National Lab., Roskilde (1995).
- [4.26] NADTOCHIY, P.P., et al., Experience of Liquidation of the Chernobyl Accident Consequences, Svit, Kiev (2003) (in Ukrainian).
- [4.27] ALEXAKHIN, R.A., KORNEEV, N.A. (Eds), Agricultural Radioecology, Ecology, Moscow (1991) (in Russian).
- [4.28] PRISTER, B., PEREPELYATNIKOV, G.P., PEREPELYATNIKOVA, L.V., Countermeasures used in the Ukraine to produce forage and animal food products with radionuclide levels below intervention limits after the Chernobyl accident, *Sci. Total Environ.* 137 (1993) 183-198.
- [4.29] USSR STATE AGROINDUSTRIAL COMMITTEE, Guidance for Agricultural Workers and the Population Inhabiting the Area of the Radioactive Trail of the Chernobyl NPP, USSR State

Agroindustrial Committee, Moscow (1986) (in Russian).

- [4.30] ALEXAKHIN, R.M., Countermeasures in agricultural production as an effective means of mitigating the radiological consequences of the Chernobyl accident, *Sci. Total Environ.* 137 (1993) 9-20.
- [4.31] BARYAKHTAR, V.G., Chernobyl Catastrophe, Export Publishing House, Kiev (1997).
- [4.32] MÜCK, K., "Environmental restoration by natural effects - Advantages and limits", *Radiation Legacy of the 20th Century: Environmental Restoration*, IAEA-TECDOC-1280, IAEA, Vienna (2002) 115-126.
- [4.33] PRISTER, B., ALEKSAKHIN, R., FIRSAKOVA, S., HOWARD, B., "Short and long term environmental assessment", *Proc. Workshop on Restoration of Contaminated Territories Resulting from the Chernobyl Accident*, Rep. EUR 18193 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (2000) 103-114.
- [4.34] SHEVCHUK, V.E., GOURACHEVSKIY, V.L. (Eds), *15 Years After the Chernobyl Catastrophe: Consequences in the Republic of Belarus and their Overcoming*, National Report, Committee on the Problems of the Consequences of the Accident at the Chernobyl NPP, Minsk (2001).
- [4.35] ALEXAKHIN, R.M. (Ed.), *Recommendations for 1991-1995 on Agriculture Management in Areas Subjected to Contamination as a Result of the Accident at the Chernobyl NPP*, State Commission of the USSR Council of Ministers on Food and Procurement, Moscow (1991) (in Russian).
- [4.36] PRISTER, B. (Ed.), *Recommendations on Agriculture Management on Contaminated Territories*, Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, Kiev (1998) (in Ukrainian).
- [4.37] BOGDEVITCH, I.M., *Guidelines on Agricultural and Industrial Production Under Radioactive Contamination in the Republic of Belarus*, Minsk (2003) (in Russian).
- [4.38] VIDAL, M., et al., Soil- and plant-based countermeasures to reduce ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr uptake by grasses in natural meadows: The REDUP project, *J. Environ. Radioact.* 56 (2001) 139-156.
- [4.39] BOGDEVITCH, I.M., PUTYATIN, Y.V., SHMIGELSKAYA, I.D., SERAYA, T.M., CENCEVICKI, F.A., *Food Crop Production on Personal Plots of Land Contaminated with Radionuclides*, Institute for Soil Science and Agrochemistry of the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk (2003) (in Russian).
- [4.40] BOGDEVITCH, I., SANZHAROVA, N., PRISTER, B., TARASIUK, S., "Countermeasures on natural and agricultural areas after Chernobyl accident", *Role of GIS in Lifting the Cloud off Chernobyl* (KOLEJKA, J., Ed.), Kluwer, Dordrecht (2002) 147-158.
- [4.41] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, *The Use of Prussian Blue to Reduce Radicaesium Contamination of Milk and Meat Produced on Territories Affected by the Chernobyl Accident*, IAEA-TECDOC-926, IAEA, Vienna (1997).
- [4.42] RATNIKOV, A.N., et al., The use of hexacyanoferrates in different forms to reduce radiocaesium contamination of animal products in Russia, *Sci. Total Environ.* 223 (1998) 167-176.
- [4.43] HOVE, K., HANSEN, H.S., Reduction of radiocaesium transfer to animal products using sustained release boli with ammoniumiron(III)-hexacyanoferrate(II), *Acta Vet. Scand.* 34 (1993) 287-297.
- [4.44] HOVE, K., et al., "Use of caesium binders to reduce radiocaesium contamination of milk and meat in Belarus, Russia and Ukraine", *Environmental Impact of Radioactive Releases* (Proc. Int. Conf. Vienna,

- 1995), IAEA, Vienna (1995) 539-547.
- [4.45] DEVILLE-CAVELIN, G., et al., "Countermeasures in agriculture: Assessment of efficiency", Fifteen Years after the Chernobyl Accident: Lessons Learned (Proc. Int. Conf. Kiev), Chernobylinterinform, Kiev (2001) 118-128.
- [4.46] JACOB, P., et al., Remediation strategies for rural territories contaminated by the Chernobyl accident, *J. Environ. Radioact.* 56 (2001) 51-76.
- [4.47] HANSEN, H.S., HOVE, K., BARVIK, K., The effect of sustained release boli with ammoniumiron (III)-hexacyanoferrate(II) on radiocaesium accumulation in sheep grazing contaminated pasture, *Health Phys.* 71 (1996) 705-712.
- [4.48] BRYNILDSEN, L.I., SELNAES, T.D., STRAND, P., HOVE, K., Countermeasures for radiocaesium in animal products in Norway after the Chernobyl accident - Techniques, effectiveness, and costs, *Health Phys.* 70 (1996) 665-672.
- [4.49] HOVE, K., Chemical methods for reduction of the transfer of radionuclides to farm animals in seminatural environments, *Sci. Total Environ.* 137 (1993) 235-248.
- [4.50] ÅHMAN, B., personal communication: Data from the Swedish Board of Agriculture, Jönköping, 2005.
- [4.51] OUGHTON, D., FORSBERG, E.-M., BAY, I., KAISER, M., HOWARD, B., An ethical dimension to sustainable restoration and longterm management of contaminated areas, *J. Environ. Radioact.* 74 (2004) 171-183.
- [4.52] Sustainable Restoration and Long-term Management of Contaminated Rural, Urban and Industrial Ecosystems, www.strategy-ec.org.uk/
- [4.53] HERIARD DUBREUIL, G., et al., Chernobyl post-accident management: The ETHOS project, *Health Phys.* 77 (1999) 361-372.
- [4.54] LOCHARD, J., "Living in contaminated territories: A lesson in stakeholder involvement", *Current Trends in Radiation Protection*, EDP Sciences, Les Ulis (2004) 211-220.
- [4.55] ENVREG 9602, <http://mns.gov.ua/chornobyl/> envreg-9602icd/?m=17
- [4.56] CORE Program, <http://www.core-chernobyl.org/> eng/
- [4.57] UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME, UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND, The Human Consequences of the Chernobyl Nuclear Accident: Strategy for Recovery, UN, New York (2002).
- [4.58] On the Legal Regime of Territories Contaminated as a Result of the Chernobyl NPP Catastrophe, Bulletin of the Supreme Soviet of the Republic of Belarus No. 35 (1991) 622 (in Russian).
- [4.59] BOGDEVITCH, I.M., SHMIGELSKAYA, I.D., TARASIUK, S.V., Rational using of contaminated soils after the Chernobyl accident in Belarus, *Nat. Resour.* (1998) 15-29 (in Russian).
- [4.60] STATE COMMITTEE OF RUSSIA FOR SANITARY INSPECTION, TPL-1993 Temporary Permissible Levels of Caesium-134 and -137 and Strontium-90 in Food Products, Hygienic Standard GS 2.6.005-93, State Committee of Russia for Sanitary Inspection, Moscow (1993).
- [4.61] GUILLITTE, O., WILLDRODT, C., An assessment of experimental and potential countermeasures to

- reduce radionuclide transfers in forest ecosystems, *Sci. Total Environ.* 137 (1993) 273-288.
- [4.62] GUILLITTE, O., TIKHOMIROV, F.A., SHAW, G., VETROV, V., Principles and practices of countermeasures to be carried out following radioactive contamination of forest areas, *Sci. Total Environ.* 157 (1994) 399-406.
- [4.63] AMIRO, B.D., GREBEN'KOV, A., VANDENHOVE, H., "Countermeasures and risks associated with contaminated forests", *Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives* (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 395-401.
- [4.64] RAFFERTY, B., SYNNOTT, H., FORECO - Countermeasures Applied in Forest Ecosystems and their Secondary Effects, Serie Documenti 6/ 1998, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Rome (1998).
- [4.65] FESENKO, S., BROWN, J., Review of Countermeasures Options for Semi-natural Environments: Forest and Natural Meadows, Rep. NRPB-M1123, National Radiological Protection Board, Didcot, UK (2000).
- [4.66] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones, *Sci. Total Environ.* 157 (1994) 45-57.
- [4.67] PANFILOV, A., "Countermeasures for radioactively contaminated forests in the Russian Federation", *Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives* (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 271-279.
- [4.68] SHAW, G., ROBINSON, C., HOLM, E., FRISSEL, M.J., CRICK, M., A cost-benefit analysis of long-term management options for forests following contamination with ^{137}Cs , *J. Environ. Radioact.* 56 (2001) 185-208.
- [4.69] HUBBARD, L., RANTAVAARA, A., ANDERSSON, K., ROED, J., Tools for Forming Strategies for Remediation of Forests and Park Areas in Northern Europe after Radioactive Contamination: Background and Techniques, Rep. NKS-52, Nordisk Kernesikkerhedsforskning, Roskilde (2002).
- [4.70] MINISTRY OF HEALTH, Permissible Levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr Contents in Products of Forestry: Hygienic Standards, GH 2.6.1.670-97, Ministry of Health, Moscow (1997) (in Russian).
- [4.71] JOHANSSON, K., "Radiocaesium in game animals in the Nordic countries", *Nordic Radioecology: The Transfer of Radionuclides Through Nordic Ecosystems to Man* (DAHLGAARD, H., Ed.), Elsevier, Amsterdam (1994) 287-301.
- [4.72] ÅHMAN, B., Radiocaesium in Reindeer (*Rangifer Tarandus Tarandus*) after Fallout from the Chernobyl Accident, Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala (1994).
- [4.73] BERKOVSKI, V., VOITSEKHOVITCH, O.A., NASVIT, O., ZHELEZNYAK, M., SANSONE, U., "Exposures from aquatic pathways", *The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident* (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 283-294.
- [4.74] VOITSEKHOVITCH, O.V., SANSONE, U., ZHELESNYAK, M., BUGAI, D., "Water quality management of contaminated areas and its effects on doses from aquatic pathways", *The Radiological*

Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 401-410.

- [4.75] STONE, D., SMITH, J.T., JACKSON, D., IBBOTSON, A.T., Scoping Study on the Relative Importance of Freshwater Dose Pathways Following a Major Nuclear Accident, Westlakes Research Institute, Whitehaven, UK (1997).
- [4.76] VOITSEKHOVITCH, O., et al., "Hydrological processes and their influence on radionuclide behaviour and transport by surface water pathways as applied to water protection after Chernobyl accident", Hydrological Impact of Nuclear Power Plants (Proc. Int. Workshop, Paris, 1992), UNESCO, Paris (1993) 85-105.
- [4.77] WATERS, R., et al., "A review of post-accident measures affecting transport and isolation of radionuclides released from the Chernobyl accident", Environmental Contamination in Central and Eastern Europe (Proc. Int. Symp. Budapest, 1994), Florida State University, Tallahassee (1996) 728-730.
- [4.78] SMITH, J.T., VOITSEKHOVITCH, O.V., HÅKANSON, L., HILTON, J., A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and consumption of freshwater foodstuffs, *J. Environ. Radioact.* 56 (2001) 11-32.
- [4.79] VOITSEKHOVITCH, O.V., Management of Surface Water Quality in the Areas Affected by the Chernobyl Accident, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (2001) (in Russian).
- [4.80] VOITSEKHOVITCH, O.V., NASVIT, O., LOS'Y, Y., BERKOVSKI, V., "Present thoughts on aquatic countermeasures applied to regions of the Dnieper River catchment contaminated by the 1986 Chernobyl accident", Freshwater and Estuarine Radioecology (DESMET, G., et al., Eds), Elsevier, Amsterdam (1997) 75-86.
- [4.81] TSARIK, N., Supplying water and treating sewage in Kiev after the Chernobyl accident, *J. Am. Water Works Assoc.* 85 (1993) 42-45.
- [4.82] ZHELEZNYAK, M., SHEPELEVNA, V., SIZONENKO, V., MEZHUEVA, I., Simulation of countermeasures to diminish radionuclide fluxes from the Chernobyl zone via aquatic pathways, *Radiat. Prot. Dosim.* 73 (1997) 181-186.
- [4.83] VAKULOVSKY, S.M., et al., Cs-137 and Sr-90 contamination of water bodies in the areas affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident: An overview, *J. Environ. Radioact.* 23 (1994) 103-122.
- [4.84] RYABOV, I.N., "Analysis of countermeasures to prevent intake of radionuclides via consumption of fish from the region affected by the Chernobyl accident", Intervention Levels and Countermeasures for Nuclear Accidents (Proc. Int. Sem. Cadarache, 1991), Rep. EUR-14469, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1992) 379-390.
- [4.85] BRITTAIN, J.E., STORRUSTE, A., LARSEN, E., Radiocaesium in brown trout (*Salmo trutta*) from a subalpine lake ecosystem after the Chernobyl reactor accident, *J. Environ. Radioact.* 14 (1991) 181-191.
- [4.86] CAMPLIN, W.C., LEONARD, D.R.P., TIPPLE, J.R., DUCKETT, L., Radioactivity in Freshwater Systems in Cumbria (UK) Following the Chernobyl Accident, MAFF Fisheries Research Data Report No. 18, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London (1989).

- [4.87] HÅKANSON, L., ANDERSSON, T., Remedial measures against radioactive caesium in Swedish lake fish after Chernobyl, *Aquat. Sci.* 54 (1992) 141-164.
- [4.88] KUDELSKY, A.V., SMITH, J.T., PETROVICH, A.A., An experiment to test the addition of potassium to a non-draining lake as a countermeasure to ^{137}Cs accumulation in fish, *Radioprotection-Colloques* 37 (2002) 621-626.
- [4.89] SMITH, J.T., KUDELSKY, A.V., RYABOV, I.N., HADDERINGH, R.H., BULGAKOV, A.A., Application of potassium chloride to a Chernobylcontaminated lake: Modelling the dynamics of radiocaesium in an aquatic ecosystem and decontamination of fish, *Sci. Total Environ.* 305 (2003) 217-227.
- [4.90] RANTAVAARA, A.H., "Transfer of radionuclides during processing and preparation of foods: Finnish studies since 1986", *Radioactivity Transfer during Food Processing and Culinary Preparation* (Proc. Int. Sem. Cadarache, 1989), Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1989) 69-94.
- [4.91] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides, Technical Reports Series No. 363, IAEA, Vienna (1994).
- [4.92] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna (1996).

第5章 人の被曝レベル

5.1. はじめに

5.1.1. 問題となる対象集団と地域

チェルノブイリ事故後、労働者と一般公衆の双方が放射能の影響を受け、その結果健康への悪影響の可能性が生じた。原子放射線による影響に関する国連科学委員会【United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR】は被曝した対象集団を以下の三つの範疇に分けた：(a)緊急期間またはクリーンアップ期間に事故に関わった労働者、(b)1986年に避難した汚染地域の住民、及び(c)避難しなかった汚染地域の住民[5.1]。

本章では環境中に沈着した放射性核種にさらされた一般公衆の構成員が主に想定されている。事故への緊急対応または事故後のクリーンアップに関わり、主に現場（チェルノブイリ原子力発電所、及びチェルノブイリ立入禁止地域（Chernobyl Exclusion Zone, CEZ））で被曝した労働者は、ここでは対象としていない。チェルノブイリ労働者集団に関する情報については、UNSCEARによる包括的な報告[5.1, 5.2]とチェルノブイリ・フォーラムによる健康影響に関する報告書[5.3]とを参照されたい。

健康に関連する下記(a)-(d)の対策を行うために、事故地域から避難した住民と汚染地域に恒久的に住んでいる住民の双方の構成員が受けた被曝線量に関する情報が必要である。

- (a) 対処法及び治療法の具体化
- (b) 起こり得る健康への悪影響の予測、及び対応する健康保全策の正当化
- (c) 公衆及び行政機関への情報提供
- (d) 被曝の健康影響に関する疫学的医学的調査

本章では、特定の居住地【都市か農村か】の住民について、彼らが受ける外部被曝と内部被曝、あるいは両方に關して、被曝量に影響を与える要因ごとに区分し、こうして区別した対象集団それぞれが受ける平均被曝線量の推定に必要な具体的方法論とデータを示す。ここで言う要因は、通常は、年齢、性別、職業、食べ物の習慣、などが挙げられる。また対象集団の構成員内の被曝線量の分布、及び集団線量も考慮されている。主に解析的な疫学調査で使用される集団構成員一人ひとりの被曝線量は、チェルノブイリ・フォーラムのチェルノブイリ事故の健康影響に関する報告書に示されている[5.3]。これらの研究課題については、2000年に包括的なUNSCEAR報告書が出版されて以来、大きな進歩が見られた[5.1]。

3.1節で述べたように、旧ソビエト連邦全土およびヨーロッパ諸国における¹³⁷Cs【セシウム137】やその他の核種の汚染分布を示す地図がすでに作られており（5.4.5.5）、汚染が特に顕著な国がベラルーシ、ロシア連邦【以下ロシアという】、ウクライナであることが判明した。さらに

37kBq/m²(1Ci/km²)以上の¹³⁷Csが検出された地域を汚染エリアと定義すると、オーストリア、ブルガリア、フィンランド、ギリシャ、イタリア、ノルウェイ、モルドバ共和国、スロベニア、スウェーデン、スイスも含まれる（表3.2参照）。

5.1.2. 被曝経路

チェルノブイリ事故後、いくつかの経路によって人間が放射性物質にさらされた（図5.1）。以下に、被曝したおよその時間順序に従って、主要な経路を示す。

- (a) 放射性ダスト雲【放射性プルーム】の通過に伴う外部被曝線量
- (b) 放射性プルーム通過中と通過後の浮遊放射性物質の吸入による内部被曝線量
- (c) 土壌その他の地表に沈着した放射性核種からの外部被曝線量
- (d) 汚染された食品及び水の摂取による内部被曝線量

一般公衆の構成員に対するほとんどの被曝条件下において、最も重要なのは、土壤やその他の表面に沈着した放射性核種の放射性崩壊に伴う放射線被曝と、汚染された食品及び水を取りこむことによる被曝の2経路【cとd】である。人々が最初の放射性ダスト雲【放射性プルーム】の通過後すぐに避難した場合は後者【cとd】は防護されるので、最も重要な経路は上記に列記したものの中うち最初の2つ【aとb】となる。

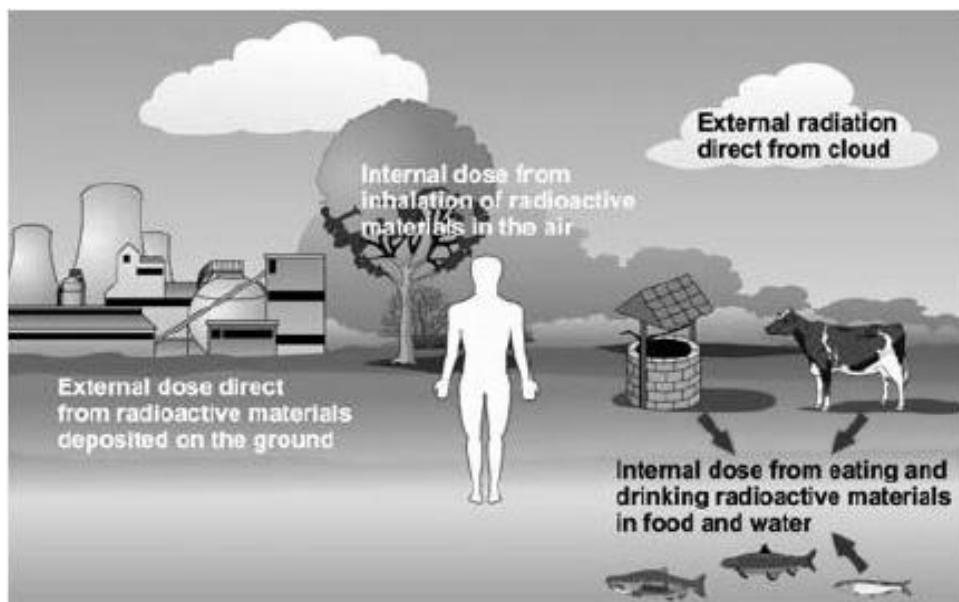


図5.1.: 環境中に放出された放射性物質による人体被曝の経路。[オリジナル図]【図の上から下の順に：(a)放射性雲（プルーム）の通過に伴う直接的な外部被曝（5.2節）、(b)大気中の浮遊性放射性物質の吸入による内部被曝（5.3節）、(c)地表や建物や植物に沈着した放射性物質からの外部被曝（5.2節）、(d)汚染された食物や水の摂取による内部被曝（5.3節）。なお(b)は放射性雲の通過の時と書いてあるが、これは風で巻き上げられたダストでも同じである。】

5.1.3. 放射線量という概念

放射線量を計算する方法は何年もかけて改善され、明確な概念が形成されている [5.1, 5.6]。ある生物臓器または組織に対する被曝放射線量を求める際の基本量は、吸収線量であり、それはその臓器または組織によって吸収されたエネルギー量を、その重量で割ったものである。吸収線量の国際単位はグレイ (Gy) で、1 Gy は 1 ジュール (J) /kg である。これはかなり大きな被曝線量であるため、通常は mGy【ミリ・グレイ】(1 グレイの千分の 1) または μ Gy【マイクロ・グレイ】(1 グレイの百万分の 1) といった単位を使う。

チェルノブイリ事故の結果、多くの臓器や組織が被曝したため、通常はもう一つの概念である「実効線量」を用いる。これは、個々の臓器毎の、吸収線量に放射線加重係数と組織加重係数を乗じた積の総和である。放射線加重係数は放射線で生成されたイオンの密度に関係するため、放射線の種類【アルファ、ベータ、ガンマ線など】によって異なる。組織加重係数は、特定の臓器において一定の吸収線量がガンを発生させる相対確率の近似値である。全臓器に対する組織加重係数の総和は 1.0 となる。

上記の概念は個人に適用される。チェルノブイリ事故後のように、多人数が一つの事故に遭遇した場合、さらに別の概念である「集団線量」が適応できる。集団線量とは、特定の集団内のすべての個人に対する線量の総和である。特定の集団とは、特定の国の住民でもいいし、事故の影響を受けた場所のクリーンアップなどの活動に関わった人々もそのように定義できる。この概念は実効線量についてもっとも頻用され、集団実効線量の共通単位は「man Sv【人・シーベルト】」である。

最後に、UNSCEAR は行為や事故の長期的影響を評価するために、「線量預託」という概念を採用している[5.1]。例えば、チェルノブイリ事故発生時、放射性物質放出の瞬間に線量預託が生じたと見なしうる。これは、事故当時生存していた人々のみならず、誕生前の人あるいは妊娠も含めて適応できる。

5.1.4. バックグラウンド放射線レベル

生命体は常に自然界の電離放射線^{訳注 1}にさらされている。そのような自然放射線源には、宇宙線及び地球上の放射性核種（例えば ^{40}K 【カリウム 40】、 ^{238}U 【ウラン 238】、 ^{232}Th 【トリウム 232】、あるいはそれらの壊変核種である ^{222}Rn 【ラドン 222】など）が含まれる。表 5.1 は自然放射線源による世界の平均年間線量とその代表的な線量範囲を示す。

自然放射線源に加えて、人間活動によっても放射線被曝が発生する。表 5.2 は、世界全体での 2000 年における個人の年間実効線量を示す。自然放射線源以外では、医学診断に伴う被曝が最大のものである。残存するチェルノブイリ事故の影響は地球全体としては今やわずかである。しかしながら言うまでもなく、ヨーロッパ諸国、とりわけベラルーシ、ロシア及びウクライナにおいては、その影響はより大きい。

表 5.1. 自然放射線源による被曝線量[5.1]

	年間実効線量の世界平均 (mSv/年)	典型的な値 (mSv/年)
外部被曝		
宇宙線	0.4	0.3-1.0
地上ガンマ線	0.5	0.3-0.6
内部被曝		
吸入（主にラドン）	1.2	0.2-10
経口摂取	0.3	0.2-0.8
合計	2.4	1-10

表 5.2. 自然放射線源および人間活動に由来する実効線量（2000 年）[5.1]

	一人当たりの年間 実効線量の世界平均 (mSv/年)	被曝の範囲または傾向
自然放射線源によるバックグラウンド線量	2.4	典型的には 1 から 10 mSv/年
医療診断による被曝	0.4	医療被曝の範囲は機器の性能に優劣により 0.04～1 mSv/年【今では更に高分解能の機器があって上限は 1 枠高くなっています。例えは胸部 CT（コンピューター断層撮影）検査 1 回で約 7 mSv/年】
大気圏内の核実験	0.005	1963 年の最大値 0.15 mSv/年から現在では減少している。北半球で高値
チェルノブイリ事故	0.002	1986 年の最大値 0.04 mSv/年（北半球）から現在では減少している。事故現場に近い場所でより高値
原子力発電	0.0002	核開発計画の拡大に伴い増加したが、改善された運用体制と共に減少している

訳注 1：放射性物質から出てくるガンマ線やベータ線など、放射線の経路の媒質を電離するだけのエネルギーを持つ放射線で、物質中の原子・分子を直接電離する性質を持つ直接電離放射線と軌道電子や原子核との相互作用で荷電粒子を発生させ、その荷電粒子が原子・分子を電離する間接電離放射線がある。

5.1.5. 線量率の経時的低下

ある一定の期間の放射線量を計算するには、時間経過に伴う線量率の減少を予測する必要がある。そのような減少を引き起こす最大のメカニズムは、放射性核種の壊変である。それ以外の線量率減少因子（【dose rate reduction factor】DRRF）は、通常、生態学的半減期と呼ばれる。例えば¹³⁷Cs のような長寿命放射性核種の場合でも、発生するガンマ線による外部被曝の線量率は時間経過とともに【放射性壊変による物理的減衰よりも速く】減少するが、これは地表への沈降とそ

の後の土壤中への浸透で、放出された放射線が土壤に吸収されるからである。典型的には、2成分指數関数モデルでこの減衰過程を説明できる[5.7, 5.8]。

飲食による¹³⁷Csの摂取量も、放射性壊変よりも速い速度で、時間とともに減少する。このような長期的減少は主に、セシウム原子が土壤中の【鉱物】粒子に結合する事で固定化し、植物などの生物がそれを取り込めなくなるためである。チェルノブイリ事故で汚染された地域のミルクや人間の¹³⁷Cs含有量の減少も、外部被曝線量率と同様に2成分指數関数に従って、時間とともに減少する[5.9, 5.10]。

5.1.6. 決定グループ

対象総人口の大部分が自然被曝あるいは人工的な放射性物質にさらされる状況では、どの場合でも同一の地域住人のなかで被曝量が大きく異なる。そのなかで特に高線量を受けた人々はしばしば決定グループと呼ばれる。これらの人々は地域住民の平均の2倍かそれ以上の被曝を受けていることがある。通常こうした人々は事前に特定できるので、状況によっては、それらの人たちに対しては特別な防護施策を検討する価値があるだろう。

外部被曝に関しては、決定グループの構成員は、仕事またはレジャーで長時間屋外で過ごした人々である。遮蔽性の乏しい建物の中で、暮らすあるいは働いている人々も決定グループの構成員といえる。放射性ヨウ素による被曝に関しては、決定グループがヤギの乳を飲んでいる乳児である事が多い。乳児の甲状腺の重さは2g程度しかないが、体内に取り込んだ放射性ヨウ素のおよそ30%がここに集中する。また、ヤギは牛よりも放射性ヨウ素がミルクに移行しやすい。放射性セシウムによる被曝【主に内部被曝】に関しては、汚染地域の家畜の乳や肉及び狩猟鳥獣肉、キノコ、野いちご【ベリー】、湖沼の魚などの野生動植物を大量に摂取する人々が決定グループとなる。

5.2. 外部被曝

5.2.1. 外部被曝モデルの構築

放射性物質の環境への放出に伴う人間の外部被曝では、どのような場合でも、臓器被曝線量または実効被曝線量を評価する際に以下の3種類のデータが必要になる。

- (a) 外部ガンマ線場のパラメータ
- (b) この放射線場における人間の行動のパラメータ
- (c) 空間線量から臓器被曝線量または実効被曝線量への転換係数

環境の放射能汚染が起きた場合の人体外部被曝の基本モデルは、放置地【undisturbed soil：自然

に放置した土地】の上の障害物のない区画上の被曝に対するモデルである。そういう土壤表面から 1m の高さでの空中線量 $D(t)$ が放射線場の基本パラメータとして使用される。この基本パラメータは、沈着した放射性核種の地表面での放射能のみならず、放射性核種の初期の土壤中への浸透度と放射性壊変、半減期の長い放射性核種の垂直方向の移動、そして雪による遮蔽によっても影響を受ける。

放射線被曝は環境の変化や擾乱によっても影響される。外部被曝モデルにおいてはこの点は、局在係数を用いることで考慮される。局在係数 LF_i は、ある居住地の地点 i における空間線量率と、放置地の上の空間線量率との比として定義される[5.11]。放射線場における人間行動は居住係数 OF_{ik} として記述され、これは評価対象集落の k 番目の集団内の一人一人が、 i 番目の地点で過ごした時間の割合を示す。実効外部被曝線量を推定するのに必要な 3 種類目のデータは変換係数 CF_{ik} であり、これによって測定値（大気中の吸収線量）を健康影響に直接関係づけることができるパラメータ、即ち k 番目の集団に属する i 番目の地点にいた場合に対する実効線量、に転換する。

これらに基づいて、 k 番目の集団の代表的な人々に対する実効外部線量率 E_k を見積もるための確定的モデルが図 5.2 のように表される。

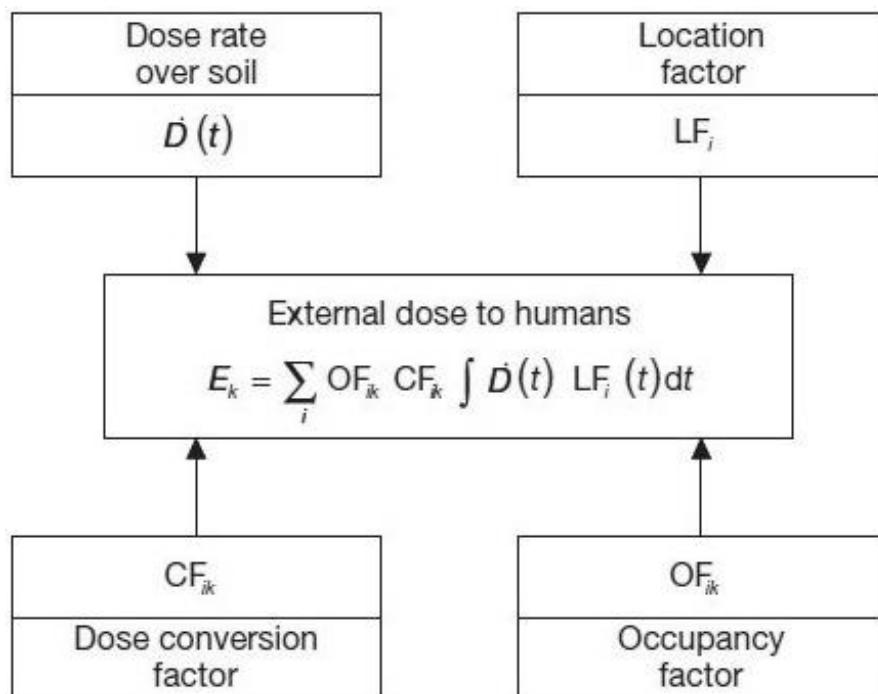


図5.2.: k 番目の集団に該当する人が受ける外部被ばく算定モデル。[文献 5.9より引用]【各記号の説明は本文を参照。 $D(t)$:障害物のない放置地 (undisturbed soil: 自然に放置した土地) の表面から高さ 1 メートルの空間線量率 (事故直後を除けば、主に地面からの放射線量)、 $LF_i(t)$: 局在係数 (i 番目の場所の線量率と $D(t)$ の基準となる場所の線量率の比)、 CF_{ik} : k 番目の集団に属する人が i 番目の地点にいた場合の線量変換係数 (空間線量率 Gy/h を被曝線量率 Sv/h に変換する係数で服等で異なる)、 OF_{ik} : k 番目の集団に属する人が i 番目の地点にいた時間割合。なお、我が国の原子力安全委員会は単純に全ての人間に對し室内16時間、屋外8時間で計算している。】

5.2.2. 実効外部被曝線量推定のための入力データ

上記に示されているパラメータの数値はチェルノブイリ事故後に最も汚染された地域での長期にわたる線量計を用いた調査によって得られた。

5.2.2.1. 障害物のない放置地での外部ガンマ線線量率の動態

事故直後、外部ガンマ線被曝率は相対的に高く、多くの短寿命放射性核種からの関与が大きかった。したがって、チェルノブイリ原子力発電所の敷地外の芝生及び牧草地での初期の線量率は、 $37 \text{ kBq/m}^2(1 \text{ Ci/km}^2)$ 程度に汚染された地域での $3\sim10$ マイクロ・グレイ/時【 $\mu\text{Gy/h}$ 】から、より高汚染レベルだったチェルノブイリ立入禁止区域（CEZ）内の $10000 \mu\text{Gy/h}$ までの幅を示した。そして被曝線量率はその後急速に減少した。これは、図 5.3 に示されている通り、短寿命の放射性核種の放射性壊変【による減衰】のためである。

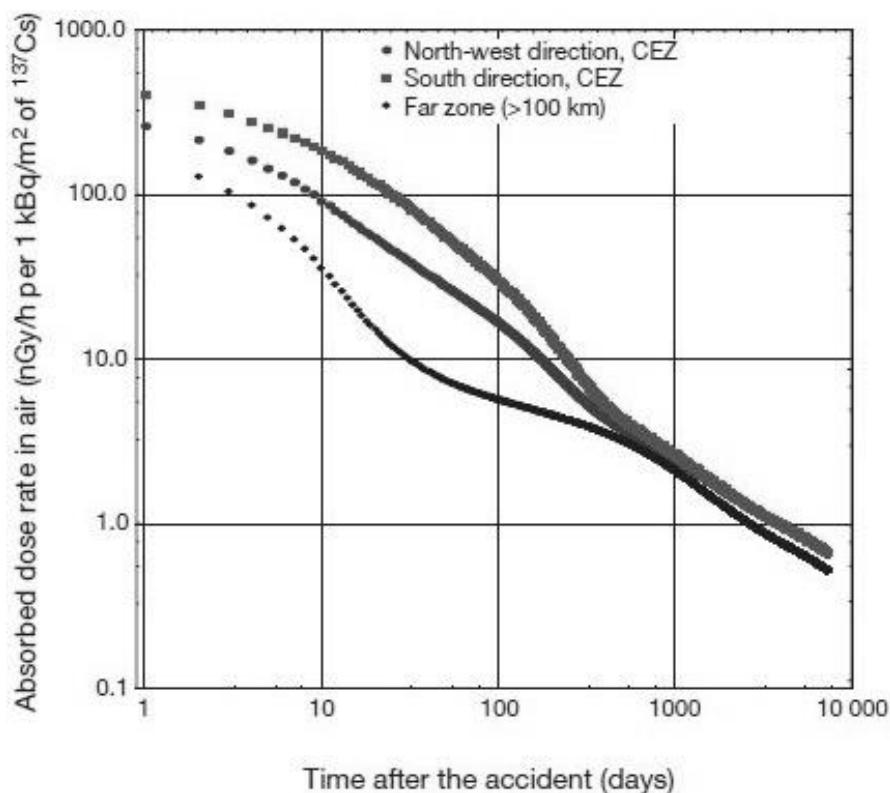


図5.3.: 各地の放置地（undisturbed soil: 自然に放置した土地）で測定したチェルノブイリ事故後の空間線量率の時間変化。[文献 5.12より引用]【青印は30km圏立入禁止区域（CEZ）の北西地域、赤印（=高めの値）はCEZの南方地域、黒印（低めの値）は100km以上離れた地域。縦軸の単位は nGy/h だが、実際には ^{137}Cs の沈着量で規格化して、 1 kBq/m^2 に対する放射線量が求められているので、実質的な単位は[nGy m²/kBq h]となる。縦軸も横軸も対数表示。約300日を境に一致が見られるのは、寿命の短い核種の影響が無視出来るようになるため。】

放射種降下物の組成が場所によって異なるため[5.8, 5.13, 5.14]、線量率全体に占める短寿命核種の関与の程度には大きな違いがある。チェルノブイリ立入禁止地域では、 ^{132}Te 【テルル 132】+ ^{132}I 【ヨウ素 132】、 ^{131}I 【ヨウ素 131】、及び ^{140}Ba 【バリウム 140】+ ^{140}La 【ランタン 140】が最初の1ヶ月間のほとんどを占め、続いての半年は ^{95}Zr 【ジルコニウム 95】+ ^{95}Nb 【ニオブ 95】が主要な核種となり、そのあとは ^{137}Cs 及び ^{134}Cs 【セシウム 134】が主要な核種となる（図 5.4 参照）。これとは対照的に、遠隔地では放射性ヨウ素が最初の1か月間の主要な核種となり、続いて ^{103}Ru 【ルテニウム 103】及び ^{106}Ru 【ルテニウム 106】がある程度寄与しつつも、 ^{137}Cs と ^{134}Cs とが主要な核種となった（図 5.5）。【そして全体としては】1987年以降の空間線量率の90%以上が、長寿命核種である ^{137}Cs と ^{134}Cs のガンマ放射線からのものであった。このように、沈着した放射性核種の組成が、事故後の初期段階での対象集団の外部被曝の主要な決定要因であった。沈着した放射能の核種組成に基づいて算定された大気中ガンマ線被曝線量率の推移（の90%信頼間隔）を図 5.6 に示すが、これは沈着が始まってから最初の1か月間の実測値とよく一致する。

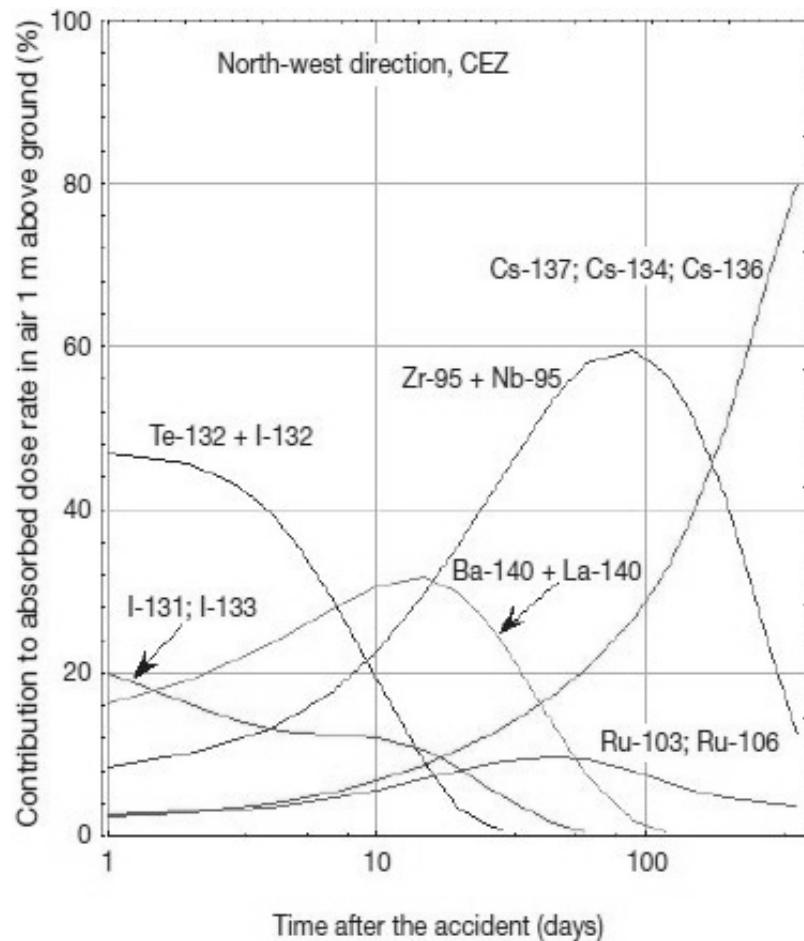


図5.4.: チェルノブイリ事故後の1年間のガンマ線【沈着した放射性核種による地上1mでの線量率】による外部被ばく線量の放射性物質ごとの相対寄与率(%)。(チェルノブイリ30km圏立入禁止区域(CEZ)内の北西地域)。[文献 5.12より引用]【縦軸が均等目盛りに対して、横軸が対数表示であることに注意。】

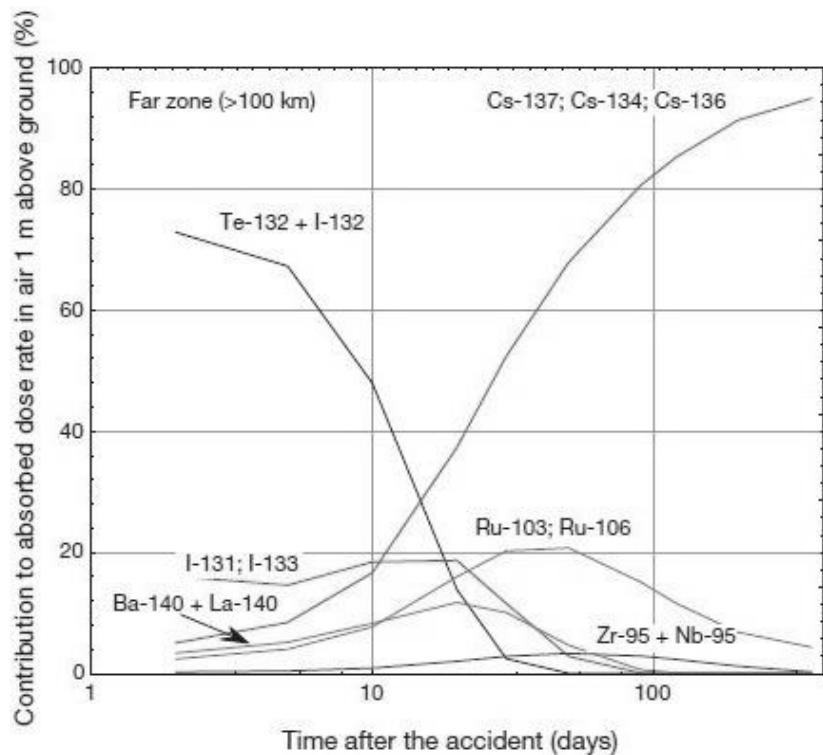


図5.5.: 図5.4と同様。チェルノブイリ原発から100km以上離れた地域について。[文献 5.12より引用]

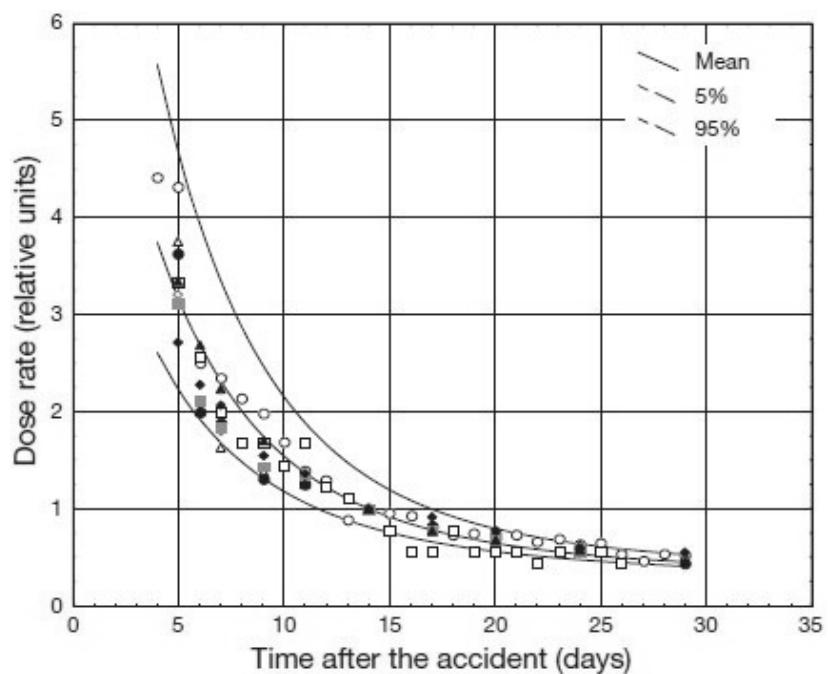


図5.6.: ロシアのブリヤンスク州とトゥーラ州 (Tula) の数ヶ所の地点での事故後一ヶ月間の空間線量率の変化 (1986年5月10日の値に規格化)。記号は測定値、実線は核種の組成を考慮した計算値を表す。[文献 5.7より引用] 【横軸は事故からの日数で、均等目盛りに戻っていることに注意。実線は、データから得られる減衰曲線の平均と測定点の5~95%がこの2つの線内に入るような線。】

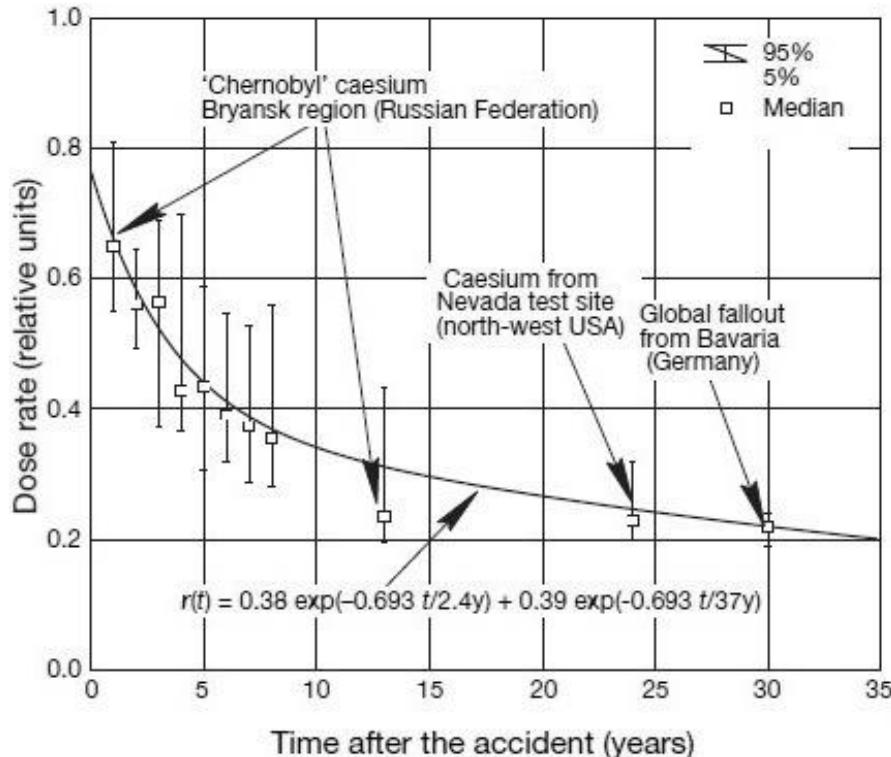


図5.7.: ^{137}Cs が地面に染み込む事によるガンマ線量率の減衰の評価。放置地（undisturbed soil: 自然に放置した土地）で測定されたガンマ線量率と土壤表面の面線源が半減期で減衰する場合の線量率との比。[文献 5.7より引用]【左側の白四角（15年までの値）は、ロシア、ブリヤンスク州（Bryansk、州都のブリヤンスク市は原発の北東150km）での測定値。長期的動向を示すため米国北西部のネバダ核実験場から採取されたセシウム（右端から2つめ）の測定値と、ドイツのババリアから採取された放射性降灰（右端）を加えてある。誤差表示（エラーバー）は、95%値と5%値。コンクリートのような硬い表面での減衰は半減期30年に従うが、放置地に降り積もった放射性セシウムの場合、地面の中に染み込む事により、空中放射線に寄与するセシウムが減って、結果的にセシウムの半減期よりも早いペースで線量率が少なくなる。】

放射性核種の土壤への移動がガンマ線被曝線量率に及ぼす影響を確定するのに、ドイツ（バイエルン）、ロシア、スウェーデン、及びウクライナの汚染地域で 1986-1999 年に採取された 400 を超える土壤試料がガンマ線分光法で分析された[5.7, 5.8, 5.15]。この分析にはまた、ネバダ実験場の核実験に起因する汚染を受けた米国北東地域のいくつかの場所、及び全球での放射性降下物によって汚染されたバイエルン（ドイツ）での、土壤中の ^{137}Cs の分布に関するデータも使用されている。後者の 2 つのデータは放射性物質の沈着後 20 から 30 年たったのちの測定であるから、これらによってチェルノブイリ事故後の放射性物質沈着の長期予測が可能になる。これらの測定場所は、代表的参照地点（すなわち木や人工物で遮蔽されておらず、人為的搅乱のない放置地）となるよう配慮された。

事故後の 2、3 年で、上記のような参考地点でも線量率は初期水準と比べて 100 分の 1 ないしそれ以下に減少した（図 5.3 参照）。この期間の線量率は主に放射性セシウムで決まっていた（すな

わち ^{137}Cs (半減期 30 年) 及び ^{134}Cs (半減期 2.1 年) のガンマ線が放射線の主体であり、事故後 10 年以上たつと、主に長寿命の ^{137}Cs が線量率を決定していた)。過去 17 年間の長期調査によれば、外部ガンマ線被曝率の減少は、放射性壊変のみによる場合よりも速かった。Golikov 他[5.7] 及び Likhatarev 他[5.8]は、図 5.7 に示されているような参照関数、即ち、1.5-2.5 年の生態学的半減期で減少する核種が 40-50% を構成し、40-50 年の生態学的半減期で減少する核種が残りの 50-60% を構成するような参照関数を算出した。後者の長い半減期はやや不確実であるが、これは ^{137}Cs の放射性壊変と土壤深部へのゆっくりとした移動との双方を考慮した 17-19 年という実効半減期に照応するものである。

5.2.2.2. 人間活動がある地域での外部ガンマ線線量率の動態

都市及び農村地域の居住地区の放射線場は、沈着した放射性物質からの人々への外部被曝線量の計算の基準点として用いられる参考地点、即ち遮蔽のない放置地とは大きく異なる特徴をもつ。こうした違いは、沈着、流出、風化及び遮蔽の結果として放射線源の分布がいろいろ変化することから生じる。このような効果は全て「局在係数」という用語で集約できる。

典型的な西ヨーロッパの建物における局在係数は具体的に見積もりがなされている[5.11, 5.17, 5.18]。ドイツ及びスウェーデンで行なわれたガンマ線分光分析[5.19-5.22]によって、都市環境における局在係数と、その切尔ノブイリ事故後数年間にわたる経年変化を確定することができた。これらの調査には、事故直後から開始されたという利点と特徴があり、それに比べて、ベラルーシ、ロシア及びウクライナの汚染地域での局在係数の体系的調査は事故後 2 から 3 年目によく着手された。遅れて開始された調査の一つであるノヴォズィブコフ（ロシアのブリヤンスク地方にある）での調査結果は図 3.12（第 3 章）に示されている。

5.2.2.3. 放射線場での人々の行動

もし k 番目の集団の人々が i 番目の種類の場所にとどまる頻度が分かれれば、異なる社会集団の行動が被曝レベルに及ぼす影響をも考慮できる。アンケート調査への解答を基に、異なる集団グループの構成員が、様々な場所（屋内、街路または庭などの屋外）で過ごした時間が算定された。収集されたデータには年齢、性別、職業、住居に関する情報、なども含まれていた。結果の一例が表 5.3 に示されている。ここにはベラルーシ、ロシア、及びウクライナの地方に住む人々の異なるグループの夏季の居住係数が示されている[5.15]。

表 5.3. ロシア連邦、ベラルーシ、ウクライナの農村地域の夏期における居住係数の値^a[5.15]

場所	屋内労働者	屋外労働者	年金受給者	学童	就学前児童
屋内	0.65/0.77/0.56	0.50/0.40/0.46	0.56/0.44/0.54	0.57/0.44/0.75	0.64/—/0.81
屋外（居住域）	0.32/0.19/0.40	0.27/0.25/0.29	0.40/0.42/0.41	0.39/0.45/0.21	0.36/—/0.19
居住域外	0.03/0.04/0.04	0.23/0.35/0.25	0.04/0.14/0.05	0.04/0.11/0.04	0/—/0

^a 数字は順にロシア連邦／ベラルーシ／ウクライナのデータに対応[5.15]

5.2.2.4. 単位ガンマ線による空間線量あたりの実効線量

ガンマ線空間線量率を、人口（年齢）集団 k の構成員への実効線量率に変換する転換係数 CF_k について、その平均値が人体模型実験[5.15]及びモンテカルロ法[5.23]を用いて 3 つの年齢集団に対して計算されており、成人で 0.75 Sv/Gy【シーベルト/グレイ】、就学児童(7-17 歳)で 0.80 Sv/Gy、就学前児童(0-7 歳)で 0.90 Sv/Gy であった。実効被曝線量の計算にあたっては、場所や事故後の経過時間に左右されない転換係数 CF_k が用いられた。

5.2.3. 結果

5.2.3.1. 外部実効被曝線量の動態

上述したように（図 5.4 及び 5.5 参照）、放射性降下物の沈着直後は、ガンマ放射線場はほとんど短寿命放射性核種からの放出によって占められていた。場所によって沈着した放射性核種の構成は大きく異なっており、この構成が住民の事故後初期の外部被曝を決定する主要因であった。

中間期のもう一つの関連パラメータは局在係数の時間依存性である。これはこの期間に放射性核種が比較的速く移動するためである。様々な都市で地表の ^{137}Cs 由来のガンマ線の線量率は、沈着後初期の数年で、半減期 1~2 年の指數関数的な減少を示した（図 3.12 参照）。そして沈着後 5~7 年後で、線量率の時間変化は安定した。これは短寿命放射性核種の壊変と土壤内へのセシウム放射性核種の固定によるものであった。

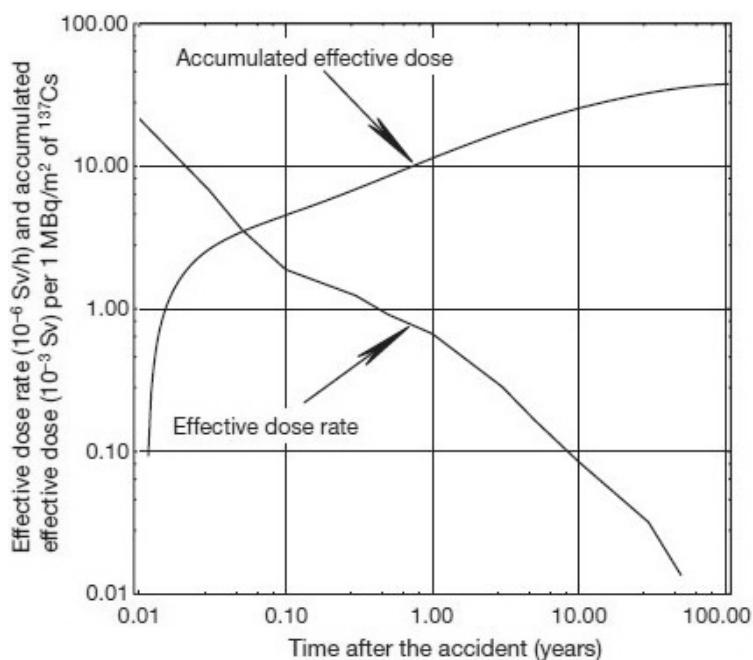


図5.8.: ロシア、ブリヤンスク州 (Bryansk、州都のブリヤンスク市は原発の北東150km) の都市部での外部実効線量率と積算外部実効線量の予測計算。【文献 5.7 より引用】 $[^{137}\text{Cs}$ の土壤濃度が $10^6\text{Bq}/\text{m}^2$ (高汚染) の場合の予測値を対数表示で示した。縦軸の単位は外部被曝線量率が $10^{-6}\text{Sv}/\text{h}$ で、積算外部被曝線量が 10^{-3}Sv 。縦軸だけでなく横軸 (年) も対数表示である事に注意。】

事故後初期数年の測定と評価では、外部被曝線量率は、主に短寿命放射性核種の放射性壊変によって、およそ 30 分の 1 に減少した（図 5.8 参照）。続く 10 年間では、外部被曝線量率は、 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射性壊変と放射性セシウムの土壤中への移動によって減少した。それ以降の外部被曝線量率は主に ^{137}Cs によるものである。長期的には放射性セシウムは土壤中の鉱物に固着し、その結果、土壤深層への移動は遅くなるので、外部被曝線量率の減少は緩やかになる。このような測定を基にして、事故後 70 年間の外部被曝累積線量のうち、約 30%が事故後 1 年間、70%が事故後 15 年間に累積すると推定される（図 5.8 参照）[5.7]。

5.2.3.2. 热蛍光線量計による個人の外部被曝線量の測定

チェルノブイリ事故以前は、個人の外部被曝線量の測定は通常職業上の被曝に対してのみ実施されていた。チェルノブイリ事故後は、一般住民個人の外部被曝線量の測定も行われた。その際には、ベラルーシ、ロシア、ウクライナの、高濃度汚染地域の住民に対して熱蛍光線量計が配布された[5.24-5.28]。住民は春から夏のおよそ 1 か月にわたって熱蛍光線量計を身につけた。こうした測定結果の例が、農村地域と都会について図 5.9 と 5.10 にそれぞれ示されている。これによると、都市居住者は、同程度の放射能汚染レベルの農村地域居住者と比べて被曝線量が 2 分の 1 から 3 分の 2 程度と低かった。この差は、都会の建物の遮蔽性が高いことと、職業習慣が異なることによって生じる。

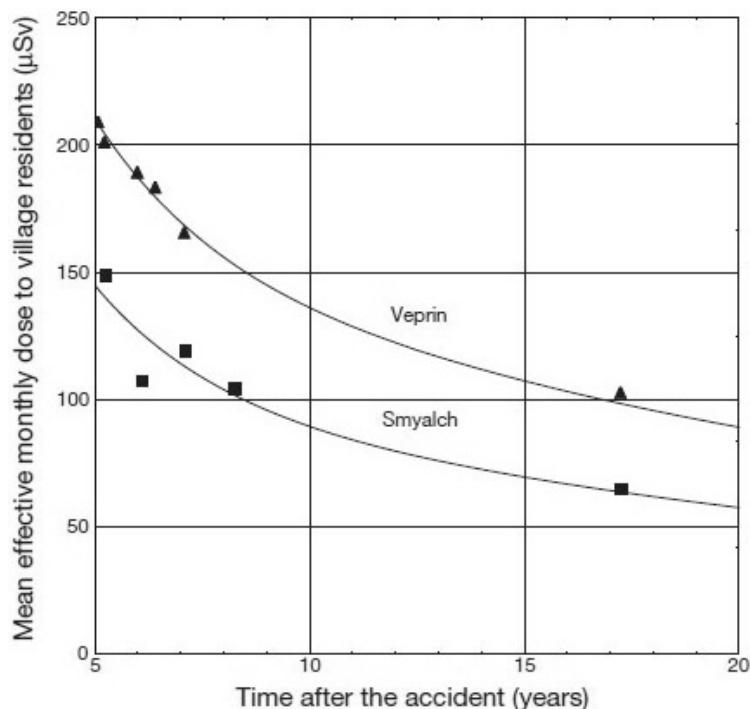


図5.9.: 放射性物質の沈着後、ベプリン村（Veprin）とスミヤルチ村（Sumyalch）（ロシア、ブリヤンスク州）の木造家屋に住む住民の月間平均実効線量の変化。測定は熱蛍光線量計による。[文献 5.28 より引用]【縦軸は月間被曝線量で、単位は 10^{-6} Sv 、横軸は事故後の年数。】

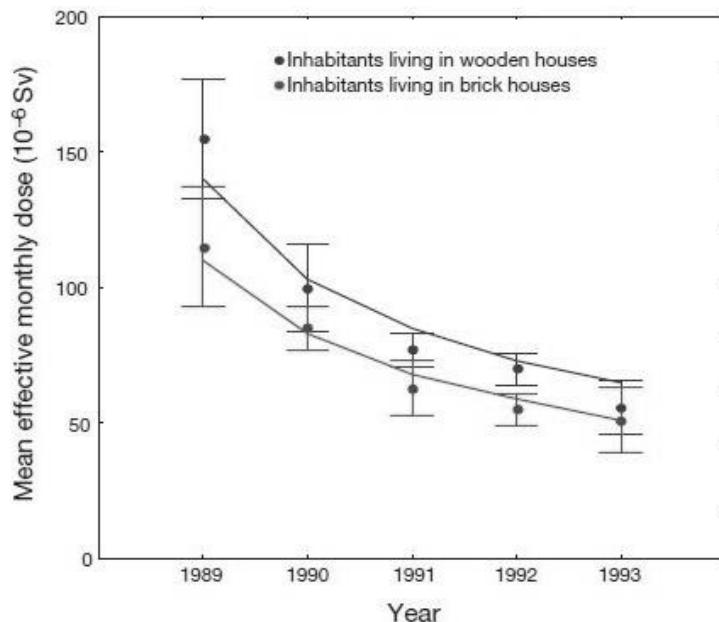


図5.10.: ロシア、ブリヤンスク州ノボジブコフ市 (Novozybkov) の屋内労働者の月間実効線量の変化。誤差は測定結果の95%信頼区間【標準偏差の2倍】を表す。測定は熱蛍光線量計による。 [文献 5.28より引用] 【木造 (wooden) レンガ造り (brick) の2種の家屋。単位は 10^{-6} Sv。】

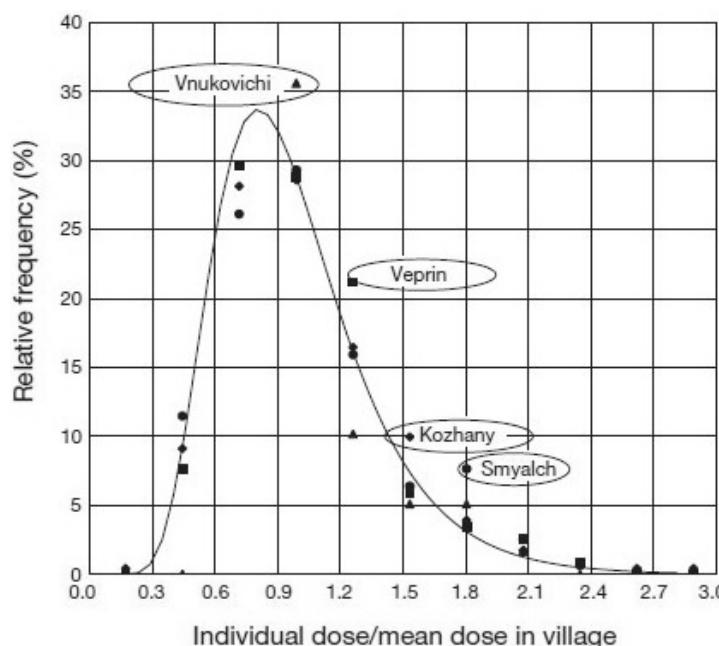


図5.11.: ロシア、ブリヤンスク州の4つの村 (Vnukovichi・Veprin・Kozhany・Smyalch) で1993年に熱蛍光線量計を用いて測定した個人の月間実効線量の相対頻度分布。縦軸は相対的な頻度(%)を示し、横軸は個人の値を各村ごとに村平均値(単純平均)で割った比率【だから単位は無次元】。実線はこれら測定値に基づいたモデル曲線。[文献 5.7より引用] 【モデル曲線とは今の場合、ある種のランダム分布を仮定して出て来る曲線。上記各村をそれぞれ三角・四角・ダイヤ・丸で示してある。】

外部照射の観点からの決定グループ【被曝の一番多い人々】は、職業上の理由や習慣としてかなりの時間を人の手が入っていない放置地、森林や牧草地といった屋外で過ごす人や、ほとんど遮蔽効果のない家屋に住む住民である。現時点では、どんな決定グループの平均外部被曝線量も、同地域の居住者の平均被曝線量の2倍以内であり、森林生活者（1.7倍）、羊飼い（1.6倍）、及び木造平屋の家屋に住む農業者（1.3倍）などが典型的な決定グループである[5.9, 5.15]。

居住者の測定結果の分析によれば、個々人の被曝線量は対数正規分布関数で表すことができる[5.7]。1993年に行われたブリヤンスク地方の4つの村で実施された個人の熱蛍光線量計による測定の結果（565人の測定）を用いた、複数のモデル計算の比較を図5.11に示す。村落全体の平均値と個人の外部被曝線量の比の分布は、どの村でもほぼ同一である。これらの結果からして、標準偏差約1.5（これは主に個々人の被曝線量の確率的変動に起因する）の対数正規分布が、チェルノブイリ事故の影響を受けた農村地域での典型的な外部被曝線量の分布とみなしてよいであろう。

5.2.3.3. 外部被曝のレベル

さまざまな対象集団の実際の外部被曝レベルとその群間差を示すため、表5.4にロシアとウクライナの地方と都市住民に対する異なる期間中の平均外部実効線量の計算値を表す。表5.5は同一居住形態の集団全体の平均外部実効線量と、集団内の異なったグループの平均線量の比を示している。ある対象住民における外部被曝線量の評価にあたって、異なる観察期間の被曝線量の計算は、このようなモデルを基に行われた。

現在時点の¹³⁷Csの土壤沈着レベルが700 kBq/m²（20 Ci/km²）程度の場合の農村地域住民の平均年間被曝線量は、今のところ0.9 mSvである。しかし決定グループでは、被曝線量は平常時的一般住民の年間線量限度1mSvを越えている。1986年に生まれてチェルノブイリ事故後も汚染地域に住み続けた住民では、現在までの外部被曝線量の累積は生涯（70年）総被曝線量の70-75%に相当する。

表5.4. チェルノブイリ汚染の中間ゾーン（100~1000km圏）における成人に対する規格化された平均外部実効線量【¹³⁷Csに関する値、単位は mSv · kBq⁻¹ · m²】

地域		¹³⁷ CsのE/σ ₁₃₇ ^a (mSv · kBq ⁻¹ · m ²)				
		1986	1987-1995	1996-2005	2006-2056	1986-2056
ロシア連邦 [5.7, 5.28]	農村地域	14	25	10	19	68
	都市域	9	14	5	9	37
ウクライナ [5.8]	農村地域	24	36	13	14	88
	都市域	17	25	9	10	61

^a σ₁₃₇は1986年の値

表5.5. 集落内の異なるグループの平均外部実効線量と集落の平均値に対する割合[5.9]

住居のタイプ	屋内労働者	屋外労働者	遊牧民、森林労働者	学童
木造	0.8	1.2	1.7	0.8
1-2階レンガ建て	0.7	1.0	1.5	0.9
多階建て	0.6	0.8	1.3	0.7

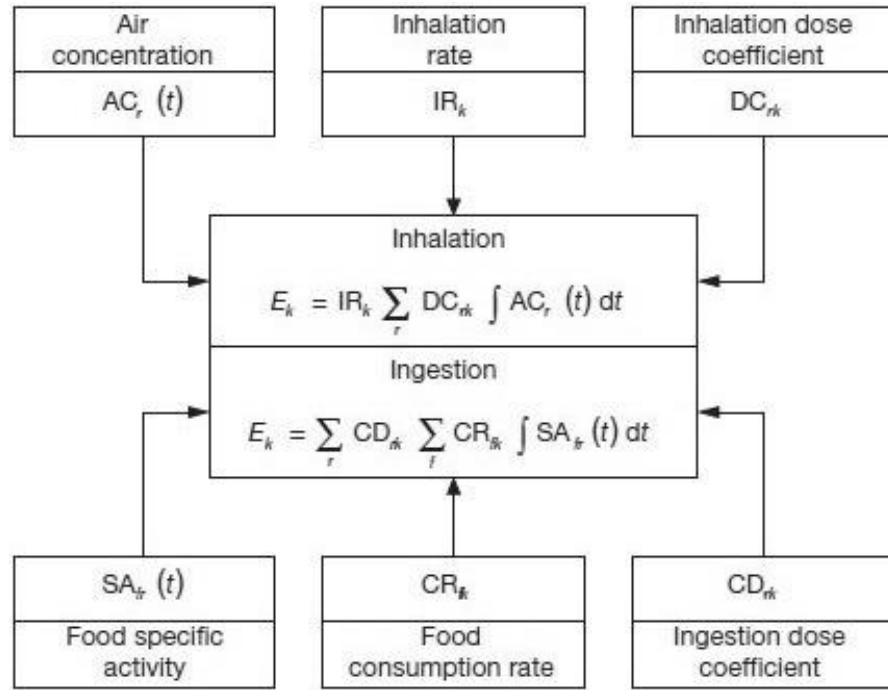


図5.12.: チェルノブイリ事故時のフォールアウトによる人の内部被ばくを計算するためのモデル。[文献 5.9より引用]【各記号の説明は本文を参照。AC_rは大気中に浮遊するr番目の放射性物質の放射能、IR_kはk番目の集団の呼吸率、DC_{rk}はr番目の放射性物質のk番目の集団に対する線量換算係数、SA_{rf}はf番目の食品に含まれるr番目の放射性核種の比放射能、CR_{fk}は年齢kの集団のf番目の食品の摂取率、CD_{fk}はr番目の放射性物質のk番目の集団に対する線量換算係数。現代日本では同じ年代でも食べ物の嗜好は大きく違うが、チェルノブイリ当時のソ連では街さえ決めれば街の中での差が余り無かったのでこのような簡素化が出来た。外部被曝モデルの図5.2を参照。】

5.3. 内部被曝線量

5.3.1. 内部被曝線量のモデル

内部被曝線量の計算に使用される一般的モデルを図5.12に示す。ここでは人体への放射性核種の主要な侵入経路である吸入と経口摂取に関して、年齢 K の一個人が、放射性核種 r が時間依存性の濃度 AC_r で混入している空気を平均吸入率 IR_k で吸入し、放射性核種 r が時間依存性の比放射能 SA_{rf} で含まれている f という組み合わせの食品と水を、摂取率 CR_{fk} で摂取するものと推定している。

空気中や食品の放射能濃度のデータに関する説明は前節まで（5.1節と5.2節）にある通りで、以下のようにまとめられる。食品摂取率のデータは、文献[5.2, 5.10]や、被災住民の専門調査のものを使用し、線量計算に必要な他のデータは、国際放射線防護委員会 ICRP の刊行物【Publication】の年齢別の呼吸率 [5.31]と、年齢別の線量係数 [5.32]のデータを使用している。線量係数は、吸入と摂取の両方に関するもので、単位量の放射性核種を吸入あるいは摂取した時に、どの程度の線量になるかを示す数値である。これらの値は預託線量を用いて計算されるが、この預託線量と

いうのは、成人についてはその後の50年の間、それ以下の若い人については70歳までの間に、個人が被曝することになる推定総線量である。 ^{90}Sr と ^{239}Pu を除けば、ほとんどの放射性核種は体内での生物学的滞留時間が短いため、預託線量の大部分は、最初の1年間の被曝線量である。他方 ^{90}Sr や ^{239}Pu のようにゆっくりと代謝される核種では、長い年数の間でも実際には預託線量の全量を被曝する訳ではない。

内部被曝線量の別の評価法として、人体内に存在する評価対象の放射線核種を直接測定する方法がある。この方法は、被害が最も大きかった3ヶ国[5.33-5.35]における人間の甲状腺内の ^{131}I 、および全身の ^{137}Cs （たとえば文献[5.10,5.36]）による内部被曝の評価の際に採用された。特に甲状腺の場合、直接測定だけでは被曝線量を計算するには十分ではないので、体内や各臓器における放射性核種の過去および将来の濃度を確定するためには、直接測定の情報を、体内取り込みに関する適切なモデルによって補足する必要がある。

将来の放射線被曝線量予測には、長寿命核種の体内取り込み量を予測する必要がある。主要放射性核種である ^{137}Cs の、環境から人体への長期にわたる移動については、【過去の】広範囲あるいは局所的放射性フォールアウトの際の経験を利用できる。また、チェルノブイリ事故から十分な時間が経過したため、チェルノブイリ事故自体の測定結果も、食品や体内における ^{137}Cs 濃度の推移を予測するために利用できる。例えば、Likhtarevら[5.10]は、1987年から1997年の間に集められた126,000のミルクのサンプルから ^{137}Cs の放射能の半減期を計算し、その90%が半減期 2.9 ± 0.3 年で、残りの10%は半減期 15 ± 7.6 年で、それぞれ指數関数的に減少することを見いだした。この【10年という】観察期間は、 ^{137}Cs の30年という半減期と比較して短いため、後者の半減期の値は確実性に乏しい。しかしこれらのデータはロシアで得られたデータ[5.37,5.38]ともおおむね一致している。

5.3.2. 内部被曝線量評価に用いるモニタリングデータ

チェルノブイリ事故に関する人体の内部被曝のモニタリングの特徴として、人体や臓器（主に甲状腺）の放射性核種の含有量の全身計測が広範囲に実施されたことが挙げられる。全身計測は、食品、飲料水や環境その他の定期的な測定と併せて実施された。こうした多様なモニタリングデータを組み合わせることで、内部被曝線量を再構築する際の精度を大幅に高めることが可能になった。

空気中からの吸入による内部被曝線量の評価には、前節で述べたような大気中濃度の測定が用いられた。このうち最も重要だったのは、大気中の放射性核種の濃度が相対的に高かった、事故直後の数日間の線量の評価である。それ以後に吸入由来の被曝線量の評価が必要になったのは、 plutoniumのように、食物連鎖中には入り込みにくい核種が、再度空气中に混入し内部被曝線量に関連した場合に限られた。

食品や飲料水とともに摂取された放射性核種の量は、ヨーロッパ全体や特に汚染度が最も高かった3カ国（ベラルーシ、ロシア、およびウクライナ）での ^{131}I 、 $^{134},^{137}\text{Cs}$ 、および ^{90}Sr の多数の測定結果から算定された。 ^{131}I や $^{134},^{137}\text{Cs}$ のガンマ線スペクトル計測と、 ^{90}Sr の放射化学的分析が主要な

計測法だったが、試料中の様々な核種を検出するために、ベータ線のスペクトル計測を採用した検査室もあった。核種の組成が既知の場合は、ベータ線放射能の全量測定も用いられた。未加工の畜産物（ミルク、肉など）中の¹³⁷Csの測定は、いずれの計測でも実施された。被曝線量予測にあたって、1986年以降実施されてきた数百万にのぼるこうした計測のデータが利用できる。食品中の放射性核種の計測の包括的なデータは、地上環境に関する章【3章と4章】に記してある。

水溶性の放射性核種（主に¹³¹I、^{134,137}Cs、および⁹⁰Sr）の飲料水中の濃度は、1986年に地表水源と地下水源の両者で測定された（3.5節参照）。それ以後については、飲料水中の放射能濃度は相対的に低いレベルまで低下し、内部被曝への寄与は、食品摂取に由来するものと比べると大抵は無視できる程度だった。

1986年の5月から6月に、放射性核種の沈着が多かった地域の住民を対象に、甲状腺内の¹³¹Iの計測が行われた。被害がもっとも大きかった3カ国では合計300,000以上実施され、他のヨーロッパ諸国でも相当な数が実施され、特に小児や若者に重点が置かれた。こうした大規模測定のデータは、注意深く較正された上で、甲状被曝線量の再構築の際に、中心的なデータとなった。

ヨーロッパの様々な国で1986年以降数多く実施された全身計測の多くは、^{134,137}Csの測定を目的としたものであった。計測数は100万を超えたが、その多くは被害が最も大きかった3カ国で実施された。測定データは、放射性核種の摂取に関するモデルの検証や、被爆防護策の有効性の評価のために幅広く利用された。ベラルーシ、ロシアおよびウクライナの最も汚染された地域では、放射線防護上のみならず、疫学調査の一環として、被曝線量をより正確に推定する必要があり、その為にこれら全身計測のデータが用いられた。

⁹⁰Srおよびプルトニウムといった核種は、ガンマ線を放出しないため全身計測器での検出に適さないので、排泄物のサンプルと、更に1990年以後は死体解剖で採取されたサンプルで計測された。⁹⁰Sr/⁹⁰Y含有量の測定には、人間の骨組織の数百のサンプルが放射化学的方法で分析された。プルトニウム核種の放射能については、人間の肺、肝臓および骨の数十のサンプルでの測定がなされた。

モニタリングプログラムは、規模を縮小しながらも、放射線防護と環境修復対策の正当性を確認するため、被害地域において継続されている。

5.3.3 人間の行動による被曝の低減

居住環境や農業食品の除染のために実施された各種対策に加えて、事故後の人間の慣習の変化も、汚染地域の住民の被曝線量を低減するのに有効であった。事故直後に最も明らかに有効な手段は、¹³¹Iの摂取を減らすためにミルクの摂取をやめることだったろう。しかしその有効性についてはきちんと文書化されていないし、3カ国の住民のうちで時宜にかなってこれを奨励されたのは、被害が大きかった地域の一部だけだった。

長期的にみると、^{134,137}Csによる汚染が大きいことが判明している食品の消費量を減らすという手だが、より有効であったように思われる。これらの食品の典型例として、汚染地域で生産されたミルクや牛肉、あるいは「野生」種の食品、つまり狩猟で採った鳥獣の肉やキノコおよび野

イチゴ【ベリー】が挙げられる。ただし事故後長い年数を経ると、経済状態の悪化や、野生食品に対する人々の注意が徐々に低下し、こうした自主規制はあまり遵守されなくなつた。

5.3.4. 個人の被曝線量に関する調査結果

5.3.4.1. 放射性ヨウ素由来の甲状腺被曝線量

事故の主な影響の一つとして、人の甲状腺の被曝があげられる。ヨウ素の食物連鎖中の移動の速さにくわえ、¹³¹Iの半減期が8日と短く、それ以外の放射性ヨウ素の半減期も短いので、被曝線量の蓄積は比較的急速におきる。甲状腺被曝線量の重要性は世界各国の専門家に認知されており、初期の努力はこの臓器に焦点を当てたものとなった。小児および成人が被曝した甲状腺被曝線量の国家毎の推定平均値が、UNSCEAR[5.2]によって公表されている。1990年代初頭に、チェルノブイリ・フォールアウトで汚染されたベラルーシ、ロシアおよびウクライナの諸地域で生活する小児や若者の甲状腺癌の罹患率が上昇していることが発見され、それ以来甲状腺被曝線量の評価に特に注意が払われている。

放射線疫学的な調査の進捗とともに、甲状腺被曝線量の主要規定因子と算定方法は、1990年代には報告され [5.33-5.35]、文献 [5.1] に要約されている。しかし最近になっても、この分野での重要な業績がみられる[5.43-5.45]。内部被曝線量算定の一般的なアプローチは、文献 [5.46]で詳述されている。

チェルノブイリの被害住民の甲状腺被曝線量の算定方法は、米国やEUの専門家の参画のもと、ベラルーシ、ロシア、およびウクライナで、同時平行して整備された。3ヶ国の方針論には、多くの共通点があるものの、いくつかの重大な違いもあり、このために本来望まれるそれらの統合が困難になっている。まず、3ヶ国すべてで、質に違いはあるものの、¹³¹Iの甲状腺計測の数万の結果が利用可能であり、それが甲状腺被曝線量算定の基礎データとして用いられている。ロシアでは、これに加えて、ミルク中の¹³¹Iのデータも用いられた。人体および環境中の¹³¹Iの計測結果を用いて算定されたこの被曝線量は、控えめな推定値というより実際の値に近い。

一つの集落あるいは近隣しあう集落群において年齢層がいくつか設定され、これが平均的な甲状腺被曝線量推定の集団単位として用いられていることも、共通点の一つである。ある集落において、人体および環境中の¹³¹Iの直接計測の結果が数多く利用可能な場合、それが線量算定に用いられる。過去の¹³¹Iの測定結果が利用可能でない集落の場合、地域の放射能汚染の指標である¹³⁷Csの土壤沈着量が、線量算定を補助する数値として用いられる。

これら共通点の一方、環境や人体の¹³¹Iの直接計測データがない集落の甲状腺被曝線量の算定方法は、3ヶ国で大きく異なっている。乾燥した気象条件でほとんどの放射性ヨウ素が沈着【乾性沈着】したウクライナでは、Likhtarevら[5.45]によって、甲状被曝線量が¹³⁷Csの土壤沈着量に線形に依存するモデルが作成された。放射性ヨウ素の乾性沈着および湿性沈着【降雨による沈着】の両方が起こったベラルーシでは、甲状被曝線量は¹³⁷Csの土壤沈着量と非線形的に依存するという半経験的モデルが、Gavrilinら[5.35]によって作成され、広く用いられた。最近出版された別の論文では、同じこの問題を扱うにあたって、放射性ヨウ素の環境中の移動に関する放射線生態学的な包括モデルを作成しており、甲状腺被曝線量の算定にこれを適用することにも成功している

[5.44]。放射性ヨウ素の沈着の殆どが湿性沈着だったロシアでは、 $37\text{ kBq}/\text{m}^2$ を越える ^{137}Cs 沈着量に對して ^{131}I のミルク中の濃度や甲状腺被曝線量が線形的に依存するという半經驗的なモデルが作成され[5.43]、用いられた[5.47]。このように使われた算定に違いはあるものの、低濃度汚染地域を除けば、算定内容には妥当な整合性がある[5.3]。

チェルノブイリ事故に由来する甲状腺被曝線量は、4つの要素からなる：すなわち、(a) ^{131}I 摂取による内部被曝線量、(b) 短寿命核種(^{132}I , ^{133}I および ^{135}I)摂取による内部被曝線量、(c) 地表に沈着した放射性核種からの外部被曝線量、(d) ^{134}Cs や ^{137}Cs のような長寿命核種の摂取による内部被曝線量である。

チェルノブイリ被害地域のほとんどの住民にとって、 ^{131}I の摂取に起因する内部被曝線量がこれまでのところ最も重要であり、関心のほとんどはここに向けられてきた。 ^{131}I による被曝線量の主体は牛乳の摂取であり、一部緑色野菜の摂取による。一般に小児は成人に比べて被曝線量がかなり高かった。甲状腺が小さいにも関わらず、小児の牛乳の摂取量は成人とほぼ同じだったからである。

一集落の住民の平均甲状腺被曝線量と年齢、性別の関係を図5.13[5.48]に示す。これは1986年5月にウクライナで実施された延べ60,000回の甲状腺内 ^{131}I の計測結果である。小児の平均甲状腺被曝線量は、同じ農村集落あるいは都市集落に暮らす若年成人(19~30歳)と比較して約7倍大きい。この比率は、青年期で部分的に逸脱はあるものの、年齢とともに指數関数的に減少する。この年齢依存性の減少傾向には明らかな性差はみられない。ベラルーシおよびロシアの甲状腺内 ^{131}I の計測からも、同様のパターンが明らかになっている[5.34,5.35]。

汚染地域で生活する農村住民は、都市住民と比較して、地元の農産物への依存度が高いため、汚染されたミルクや乳製品の摂取が主因の甲状腺被曝線量は、農村住民では都市住民よりも約2倍高かった。

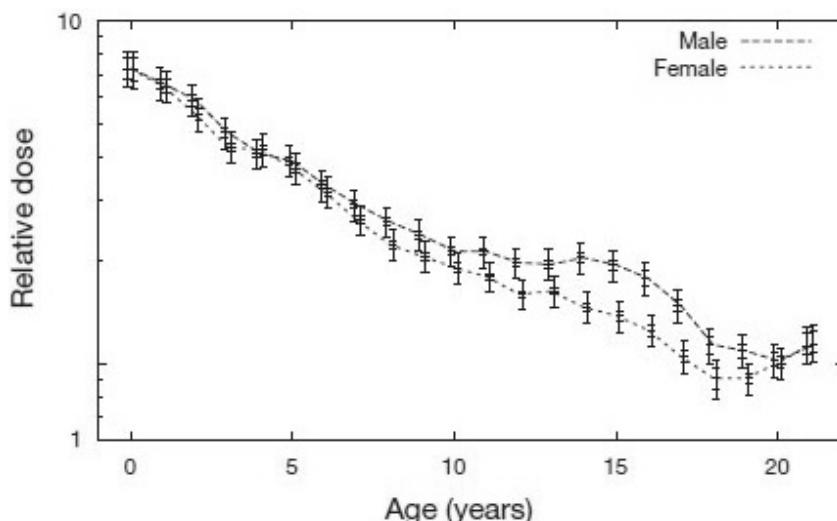


図5.13.: 居住区内住民の男女別甲状腺被曝の年齢依存性。大人の平均被曝線量を1に規格化した。[文献 5.48より引用] 【甲状腺被曝に関しては多くの異なるデータや議論があり、ここに出したのはその一例。】

甲状腺被曝線量は主に¹³¹Iの摂取で規定されるが、短寿命核種 (¹³²I, ¹³³Iおよび¹³⁵I) による内部被曝も考慮する必要がある。一般公衆のなかで甲状腺被曝線量中の短寿命核種の割合が最大だったのは、プリピヤチの住民と推測されている。この住民集団は、事故の約1.5日後には避難させられたので、放射性ヨウ素による被曝が事故直後の吸入によるものに限られたからである。プリピヤチからの避難住民65名に実施された甲状腺および肺の直接スペクトル計測によって、短寿命核種の甲状腺被曝線量への寄与度が、甲状腺のヨウ素取り込みをブロックするための安定化ヨード剤を服用しなかった人の場合で20%であり、事故後すぐにヨウ化カリウムの錠剤を服用した人の場合には50%以上であることが判明している[5.49]。しかしいずれにせよ、プリピヤチからの避難住民の甲状腺の総被曝線量は、汚染食品を摂取した住民と比較して、相対的に小さいものであった。

汚染地域に住み続けた住民の場合、甲状腺被曝線量のうち短寿命核種に由来するものの割合は小さかった。甲状腺被曝のほとんどは、汚染されたミルクやその他の食品に由来したのだが、食物連鎖の中を放射性ヨウ素が移動し人間に摂取されるまでの間に、短寿命の放射性ヨウ素は放射性壊変するため、短寿命放射性ヨウ素の寄与は、¹³¹Iによる甲状腺被曝線量の、1%程度と推測されている。

チェルノブイリ事故後の放射線によって最も被害を受けたウクライナ北部地域（すなわち、キエフ、ZhytomyrおよびChernigov地域）における、個人毎の甲状腺被曝線量の分布を表5.6に示す[5.45]。この表に示された線量分布は、およそ100,000人の甲状腺の計測結果に基づくものである。集団内の甲状腺被曝線量の分布範囲は広く、0.2Gy以下から10Gy以上にまで及ぶ。10Gy以上の線量集団には、乳幼児の1%が含まれるが、5~9歳児は0.1%未満、青年層では0.01%未満である（図5.13参照）。表5.6の全年齢層、特に低い年齢層において、一時的甲状腺機能障害や甲状腺癌の発生例がみられたことからみても、この被曝線量はかなり高レベルだったといえる。

表 5.6. 甲状腺のヨウ素 131 測定に基づく、ウクライナのキエフ、ジトーミルとチェルニゴフ地域の子供や若者の甲状腺被曝線量の分布[5.45]

カテゴリと年齢層	測定回数	下記の甲状腺線量に該当する子供の比率					
		0.2 Gy以下	0.2~1 Gy	1~5 Gy	5~10 Gy	10 Gy 超	
避難していない居住地							
農村地域							
1-4 歳	9119	40 %	43 %	15 %	1.7 %	0.9 %	
5-9 歳	13460	62 %	31 %	6.5 %	0.44 %	0.07 %	
10-18 歳	26904	73 %	23 %	3.7 %	0.16 %	<0.01 %	
都市域							
1-4 歳	5147	58 %	33 %	7.5 %	1.0 %	0.7 %	
5-9 歳	11421	82 %	15 %	2.6 %	0.23 %	0.04 %	
10-18 歳	24442	91 %	7.7 %	1.4 %	0.12 %	<0.01 %	
避難済みの居住地							
1-4 歳	1475	30 %	45 %	22 %	2.7 %	1.0 %	
5-9 歳	2432	55 %	36 %	8.4 %	0.6 %	0.08 %	
10-18 歳	4732	73 %	23 %	3.6 %	0.13 %	0.02 %	

表 5.7. チェルノブイリ汚染の中間ゾーン（100～1000km 圏）にある農村地域の成人の内部被曝の平均実効線量の再構成と予測値【 ^{137}Cs に関する値、単位は $\text{mSv} \cdot \text{kBq}^{-1} \cdot \text{m}^2$ 】

土壌の種類	^{137}Cs の $E/\sigma_{137}^{\text{a}}$ ($\text{mSv} \cdot \text{kBq}^{-1} \cdot \text{m}^2$)				
	1986	1987–1995	1996–2005	2006–2056	1986–2056
ロシア連邦 [5.9]	ポドゾル風砂質 土	90	60	12	16
	大陸型黒土	10	5	1	1
ウクライナ [5.10, 5.15]	泥炭土	19	167	32	31
	砂質土	19	28	5	5
	粘土	19	17	3	3
	大陸型黒土	19	6	1	1

^a σ_{137} は 1986 年の値

ベラルーシおよびロシアにおいても、同様のデータがある[5.35,5.47]。個人の甲状腺被曝線量の算定の詳細に関しては、健康影響に関するチェルノブイリ・フォーラム報告書【WHOから出版されている】の線量測定に関する節のなかで説明されている。

全般的にみると、1986年の春にベラルーシ、ロシアおよびウクライナの汚染地域で生活していた住民の甲状腺被曝線量を算定するのに十分な方法論がこれまでに考案され公表してきたと言える。これら個人および集団の推定線量は、甲状腺疾患の発症予測および放射線疫学的研究的目的として、科学研究者や国の健康関連専門家が幅広く利用している。

5.3.4.2. 地域経路からの長期的な内部被曝

1986年に放射能汚染された地域の住民は、 ^{137}Cs や、より少ない量ではあるが、 ^{90}Sr を含有する地元産の食品を摂取することによる内部被曝に未だに曝されている。その一方、モデルによる推定や人体の直接計測からみて[5.39]、プルトニウム核種や ^{241}Am の吸入による人体被曝への関与は重大なものではない。

過去から現在の実効内部被曝線量を算定し、将来の追加線量を定量的に予測するための、包括的な線量変換パラメータがこれまでに考案されてきた。実験データおよびロシアやウクライナで作成されたモデルに基づいた、中距離(事故原発からの距離が 100 km から 1000 km) の汚染ゾーンに位置する農村集落の成人住民に関する算定例を、表 5.7 に示す [5.9, 5.10, 5.15]。この表には各期間ごとに、平均内部被曝線量 (E) と 1986 年に集落に沈着した ^{137}Cs の量 (δ_{137}) との比の値 ($\mu\text{Sv} \cdot \text{kBq}^{-1} \cdot \text{m}^2$) が、土壌タイプ別に示してある。

一連の試験的な全身計測と、それに関連して行われた年毎の内部被曝線量計算を通じて、セシウム核種を含有する食品の摂取に起因する、小児の長期的な内部被曝線量は、成人および若年者のそれより小さく、3 分の 2 から 9 割程度であることがわかった(たとえば、文献 [5.51, 5.52] を参照)。

農村集落の住民の平均内部被曝線量は、土壌の特性に応じて大きく異なっていた。この点を明らかにするために、土壌を 3 つの主要タイプに分類する。すなわち、(a) 大陸型黒土またはチェルノ

ゼウム土、(b) ポドゾル土（ポドゾル風砂質土とポドゾル風ローム土の両者）、および(c)泥炭泥土あるいは泥炭土である【土壤の説明は3章を参照】。 ^{137}Cs は、環境中での分布や移動特性のため、泥炭系土壤の地域では内部線量が外部線量を上回る一方、砂質土壤の地域では内部被曝と外部被曝の割合は同等で、大陸型黒土主体の地域では内部被曝の割合は総線量の10%を超えない。一方、多くの報告を総合すると、このような自然条件に関わらず、内部被曝線量中の ^{90}Sr の寄与の割合は通常5%以下である。

ロシアとウクライナではそれぞれのデータから別個に被曝量算定のための規定因子が導き出されたが、これらの因子は、一部の土壤や時期では大きく異なるものとなった（表5.7参照）。この乖離の一部は、チェルノブイリ事故の被害地域の場所によって気象条件が異なっていたこと（ウクライナにおいては乾性沈着が主で、ロシアでは湿性沈着が主であった）、および食習慣が異なっていたことによって説明可能である。

表5.7に示した国・土壤タイプ別係数と（1986年当時の）土壤への ^{137}Cs の平均沈着量とをかけ算すれば、放射性ヨウ素を含まない ^{137}Cs と ^{134}Cs 由来の（ロシアの場合は、さらに ^{90}Sr および ^{89}Sr 由来の）放射線に起因する内部実効被曝線量が推定できる。この推定値は内部被曝の軽減策が実施されないと仮定した場合のものである。大きく見ると、農村住民の内部被曝線量を左右する最大の要因は、土壤の種類と ^{137}Cs の沈着量である。

町や都市では、内部被曝線量は周辺地域で生産される食品の放射能汚染による影響も受けた。とはいっても非汚染地域からの食品の輸入によって、放射性核種の摂取はかなり低減されたこともあり、都市の住民の一般的内部被曝線量は、同程度の放射能汚染であった農村集落住民の1/2から1/3であった。

内部被曝に関しては、危険集団【高リスク集団】は集落平均値の約3倍だった。 ^{137}Cs による内部被曝が最大となったのは、地元で生産された畜産物（たとえば、ミルク、乳製品など）と自然食品（たとえばキノコ、湖の魚、野いちご【ベリー】など）との両方を、平均以上に摂取した成人である。

現在では、汚染レベルが低かった（ ^{137}Cs で0.04 MBq/m²未満）地域の住民は、地元産の食品の摂取によって、大陸型黒土の地域では最大0.004 mSv/年、砂質土の地域では最大0.04 mSv/年、そして泥炭土の地域の村では最大約0.1 mSv/年を被曝する。2002年から2056年までの期間に浴びる内部被曝線量の追加分は、大陸型黒土の地域で0.1mSv、砂質土の地域で0.7mSv、そして泥炭土の地域の村ではおよそ1~2mSVである。

場所ごとの線量計算データを個別に並べるかわりに、農村地域および都市地域の成人の平均実効線量は、土壤の ^{137}Cs 沈着量と主要土壤のタイプとの関数として決定される。こうしたデータを表5.8および5.9に示す。ここでは1986年の ^{137}Cs の土壤への沈着量を0.04- 0.6 MBq/m² (1~15Ci/km²) と0.6MBq/m²以上（すなわち0.6 - 4MBq/m² あるいは15 - 100 Ci/km²）とに区別した。この0.04 MBq/m²という数字は、「非汚染」地域と「汚染」地域とを区別する慣例的な境界値とみなされている。 ^{137}Cs で 0.6MBq/m²以上汚染された地域では、行政の介入による対応策（つまり、農業の制限、除染措置、地元で収穫された自然食品（森のキノコ、木の実、湖の魚など）の消費制限の勧告）が必要となった。

表 5.8. 1986 年に 0.04 MBq/m^2 (1 Ci/km^2) 以上のセシウム 137 の土壤への沈着があった地域に住む成人の過去 (1986–2000 年) と未来 (2001–2056 年) におけるチェルノブイリ事故由来の内部被曝実効線量【単位 mSv】[5.53]

居住域	土壤のセシウム 137 沈着密度	土壤の種類／期間					
		大陸型黒土 1986-2000 (mSv)	2001-2056 (mSv)	大陸型黒土 1986-2000 (mSv)	ポドゾル土 2001-2056 (mSv)	泥炭土 1986-2000 (mSv)	泥炭土 2001-2056 (mSv)
農村地域	$0.04\text{--}0.6 \text{ MBq/m}^2$	1-10	0.1-1	3-30	0.5-7	8-100	2-30
	$0.6\text{--}4 \text{ MBq/m}^2$	—	—	30-100	7-50	—	—
都市域	$0.04\text{--}0.6 \text{ MBq/m}^2$	1-8	0.1-0.6	2-20	0.3-5	6-80	1-20

表 5.9. 1986 年に 0.04 MBq/m^2 (1 Ci/km^2) 以上のセシウム 137 の土壤への沈着があった地域に住む成人のチェルノブイリ事故由来の内部被曝実効線量の年間平均 (2001 年) [5.53]

居住域	土壤のセシウム 137 沈着密度	土壤の種類		
		大陸型黒土 (mSv/年)	ポドゾル土 (mSv/年)	泥炭土 (mSv/年)
農村地域	$0.04\text{--}0.6 \text{ MBq/m}^2$	0.004-0.06	0.03-0.4	0.1-2
	$0.6\text{--}4 \text{ MBq/m}^2$	—	0.4-2	—
都市域	$0.04\text{--}0.6 \text{ MBq/m}^2$	0.003-0.04	0.02-0.2	0.1-1

定量的測定モデルで計算すると、2001年までに、住民は ^{137}Cs 、 ^{134}Cs 、 ^{90}Sr 、 ^{89}Sr 由来の生涯内部被曝線量のうち少なくとも75%をすでに被曝してしまっている（表5.8参照）。そして、今後の年月（2001-2056）に、残りの25%（つまり、大陸型黒土で1mSv未満、ポドゾル土で7mSvまで、そして泥炭土だと30mSvまで）を被曝するだろう。おなじポドゾル土壤地域でも汚染がさらに大きかったエリアでは、今後の実効線量は最大で50mSvに及ぶと見込まれている。

表5.9に見られるように、内部被曝線量が、国の安全基準である1mSv/年を超過した地域もいくつかあった。汚染地域の住民の一部では、野生の食用動植物（キノコ、鳥獣の肉、木の実、魚）が内部被曝線量の重要な原因となりうる[5.9, 5.15, 5.30]。ロシアのブリヤンスク地域における農村人口の ^{137}Cs 摂取量の調査によれば、1987年には放射能の全体内摂取量のうち自然食品によるものが約20%であったが、1994年～1999年には、これが80%に上昇した[5.29]。畜農産食品中の放射性元素の量が著しく減少したため、相対的に野生動植物の摂取による内部被曝線量の割合が徐々に上昇したからである【4.4節にあるようにセシウムは森林内で循環するので農地に比べてあまり減らず、それが野生動植物に反映している】。1994年～1999年には、 ^{137}Cs 摂取量（とそれによる内部被曝線量）のうち、最大の割合を占めたのはキノコによるもので、木の実、鳥獣の肉、湖の魚がそれに続いた。

同様の傾向がKozhany（ブリヤンスク地域）の住民でも見られた。Kozhanyは、高度に汚染された湖の湖畔に位置しており、そこでは¹³⁷Cs摂取量の50～80%が自然食品由来であった。男性の方が女性よりも自然食品を多く食べる傾向があり、キノコと魚の消費量の間には正相関があった。これは多くの住民が、「自然の贈り物」への嗜好を持っていることを示している。1996年の¹³⁷Csに起因する内部被曝線量の年間平均は、男性で1.2mSv、女性で0.7mSvであった。

5.3.4.3 水域経路からの長期的な被曝線量

水系からの人間の被曝は、飲料水、魚、そして汚染された水源【池や湖や川】からの灌漑水を用いて育てられた農産物を摂取することから生じる。汚染水源からの水を家畜類の飲料水に用いたり、それが農地の洪水を引き起こしたりすると、農産物経由の人体被曝にもつながりうる。

ドニエプル水系【3.5節と4.5節を参照】の中流～下流域は、1986年にはそれほど深刻な直接の放射能汚染を受けなかった地域で、そこではチェルノブイリに関連があるとされる被曝の少なからぬ部分（10～20%）が水系を介したものとなっている[5.53]。この分の被曝線量は実際には非常に低いと推測れるものの、汚染された利水システム由來の水を使用することのリスクが、地元住民に十分理解されていなかったのは不適当であろう。このため水供給システムの安全性に関する（予期しない）不安が住民を襲うことになった。チェルノブイリに近い地域では、水経路を通じた放射線被曝ははるかに程度が大きかったが、それでも地上経路を通じたものと比較すると小さいものにとどまった。

水系からの被曝は3つの経路が考察されなければならない。すなわち：

(a) 汚染地域の河川、湖、貯水池、および井戸由來の飲料水【3.5.2節と4.5.1節を参照】。

飲料水による被曝がもっとも重大だったのは、ドニエプル川流域、特にドニエプル上水路システムにからの飲料水によるものであった。ドニエプル川沿いの一連の貯水湖は800万人以上の人々の飲料水源であり、最大の消費者は、Dnipropetrovsk や Donetsk 地域に暮らす住民である。キエフでは、ドニエプル川および Desna川からの水が約75万の人々に利用されている。それ以外の人々は、主に地下水源由來の水を用いている。

(b) 魚の摂取【3.5.3節と4.5.3節を参照】。

ドニエプル川の貯水池は広く商業的漁業に利用されている。年間漁獲量は25,000トン以上である。ほとんどの貯水池では、事故後の10年は漁獲量の大きな減少は見られなかつたが、最初の当初2～3年はキエフ貯水湖で採れた魚の消費は規制された。旧ソ連やヨーロッパのこれより小さな湖でも漁業が禁止されたところがあり、禁止期間は事故後最初の数ヶ月から時に数年にわたった。

(c) ドニエプル貯水池の水で灌漑された土地の農産物の摂取【3.5.5.2節と4.5.5節を参照】。

ドニエプル川流域には、 1.8×10^6 ha以上の灌漑農地が存在する。この面積の72%近くがドニエプル川の貯水システムであるカッホフカ（Kakhovka）貯水池からの水で灌漑されている。灌漑された農地での植物内への放射能の蓄積は、灌漑水中の放射能の根からの吸収や、スプリンクラーによる散水で、葉から直接放射能を吸収することによって生じる。しかし南ウクライナの灌漑農地での最近の研究によれば、最初に大気中からの【放射性物質の】フォールア

ウトの後で土壤から作物に取り込まれた量と比較して、灌漑水由来の汚染量はたいした量とはならなかつたようだ。

¹³⁷Csや⁹⁰Srの経口摂取に占める水系の割合は、 Chernobyl 起源の【放射性物質の】フォールアウトによって深刻な被害を受けた地域においてさえ、通常はきわめて小さい。ただし、農村では、地元の河川や湖で採れた魚を摂取する住民が比較的多く、その場合の被曝は重大になりうる。これに加え、 Pripyat-Dnieper 水系の貯水池システムからの水を利用している多数の都市および農村住民での集団線量も比較的高い。 Pripyat-Dnieper 水系の流域ではフォールアウト量が多かったので、この水系はこれまで集中的に監視されているし、水系由来の被曝線量の見積もりもずっと行われている。

汚染された河川は、事故後最初の数ヶ月の間は、主に短寿命核種によって汚染された飲料水を通じて、重大な被曝を来す可能性があった。最も重大な個人被曝線量は¹³¹Iによるもので、キエフ市民の場合、 Chernobyl 事故の後最初の数週間で最大0.5~1mSvに達すると推定された[5.53]。

事故後1ヶ月目以降は、水系由来被曝の主体は¹³⁷Csと⁹⁰Srになった。 Dnieper 川の貯水池システムについて、これらの核種に起因する被曝線量が、モニタリングデータと洪水の頻度から推測された。最悪のケースシナリオとして、事故後10年(1986-1995)の間に起こる大洪水も想定された。しかし水系由来の個人被曝線量は1-5 μ Sv/年を超えないだろうと見積もられた。したがって、飲料水からの長期的な被曝線量は、初期の（主として短寿命核種に起因する）被曝線量と比較して小さいものであった[5.53]。

ベラルーシのホメリ地区の Svetilovichy の村での、被曝線量に占める様々な被曝経路の割合の調査結果を図5.14に示す。この場合、淡水魚の摂取が食事由来の汚染の大きな部分を占めており、一部の人においては重大な汚染源になった。

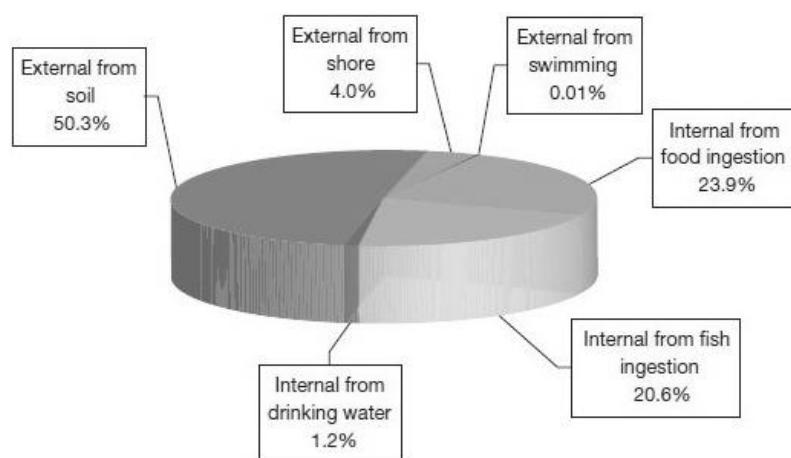


図5.14.: ベラルーシ、ゴメリ州のスペチロビッチ村 (Svetilovichy) 住民の決定グループ【被曝が最も深刻と思われる人々】の受ける総実効線量に対する経路別被曝寄与の割合。[文献 5.53, 5.54 より引用]【外部被曝として、ブルーム、地表に沈着した放射性物質から (総被曝量の50.3%)、海岸(4%)、遊泳(0.01%)、内部被曝として、食料(魚以外)摂取 (23.9%)、魚肉摂取 (20.6%)、飲用水(1.2%)。】

5.4 (外部被曝と内部被曝を合わせた) 総被曝線量

表5.4および5.9にそれぞれ示された一般公衆の外部および内部被曝（甲状腺への線量を含まない）両方を合わせたデータを、表5.10にまとめる。これは1986年～2000年の間に、放射能汚染された地域の住民に蓄積された総（外部および内部）実効線量の個人あたりの平均を概算し、2001年～2056年の被曝線量を予測するためのものである。表5.11には2001年の年間総線量の推定値を示す。この二つの表では、ベラルーシ、ロシア、およびウクライナの現在の居住地域における実効線量を、農村および都市住民それぞれについて、1986年時点での¹³⁷Csの土壤沈着量のレベルで分け、更に土壤のタイプごとに示しているが、その際に現在実施されている被曝低減対応策は考慮に入れていない。蓄積線量および現在の年間総線量は、いずれも成人の場合を示している。成人限定なのは、¹³⁷Csによる環境汚染から子どもが蒙る外部および内部被曝線量が、一般的に（放射性ヨウ素の摂取に由来する甲状腺の内部被曝線量の場合とは対照的に）大人より低いためである。子どもの被曝量が相対的に少ないのは、居住形態（表5.3、5.5参照）や食習慣、そして代謝特性に起因する。

表 5.10. 1986 年に 0.04 MBq/m^2 (1 Ci/km^2) 以上のセシウム 137 の土壤への沈着があった地域に住む成人のチェルノブイリ事故由来の過去 (1986–2000 年) と未来 (2001–2056 年) における外部被曝と内部被曝を合計した実効線量[5.53]

居住域	土壤のセシウム 137 沈着密度	土壤の種類／期間					
		大陸型黒土		ボドゾル土		泥炭土	
		1986-2000 (mSv)	2001-2056 (mSv)	1986-2000 (mSv)	2001-2056 (mSv)	1986-2000 (mSv)	2001-2056 (mSv)
農村地域	0.04-0.6 MBq/m ²	3-40	1-14	5-60	1-20	10-150	3-40
	0.6-4 MBq/m ²	—	—	60-300	20-100	—	—
都市域	0.04-0.6 MBq/m ²	2-30	1-9	4-40	1-13	8-100	2-20

表 5.11. 1986 年に 0.04 MBq/m^2 (1 Ci/km^2) 以上のセシウム 137 の土壤への沈着があった地域に住む成人のチェルノブイリ事故由来の外部被曝と内部被曝を合計した実効線量の年間平均 (2001 年) [5.53]

居住域	土壤のセシウム 137 沈着密度	土壤の種類		
		大陸型黒土 (mSv/年)	ボドゾル土 (mSv/年)	泥炭土 (mSv/年)
農村地域	0.04-0.6 MBq/m ²	0.05-0.8	0.1-1	0.2-2
	0.6-4 MBq/m ²	—	1-5	—
都市域	0.04-0.6 MBq/m ²	0.03-0.4	0.05-0.6	0.1-1

表5.10からわかるように、集落住民の蓄積被曝線量および将来の予想被曝線量の平均は、地域の放射能汚染の程度、土壤のタイプおよび集落のタイプに応じて、2桁の幅で変動する。すなわち1986年～2000年までの被曝線量は、大陸性黒土の地域の都市部における2 mSvから、ポドゾル砂質土の地域の村における300 mSvまでの幅がある。2001年～2056年に見込まれる線量は、これまでに被曝した線量（すなわち数mSvから数百mSvの範囲）より相当低いものである。これらを併せて推定すると、ベラルーシとロシアの平均以上の汚染を受けた一部の村の住民は、もし被曝低減対応策が実施されなかつたら、甲状腺の被曝線量を除いても、生涯実効被曝線量は400 mSvに達していただろう。しかしながら、集落の除染や農業上の対策が集中的に実施された結果、この値が約1/2に低下した。ちなみに、自然放射線による生涯線量は世界的には70-700m Svで、平均約170 mSvである。

各地方の地理的データ [5.51]、¹³⁷Csの土壤沈着マップ（3.1節参照）および現時点で行われている対応策の実施レベル（4節参照）からみて、現在すなわち2000年代初頭に、ベラルーシ、ロシアおよびウクライナの汚染地域（表3.2）で生活する500万の人々が1年間に被曝する実効線量は大多数が1 mSv以下である（つまり、3国の政府介入レベルを下回っている）。ちなみに、自然放射線による年間線量の世界的には平均値は1-10 mSvで、平均約2.4 mSvである[5.1]。

3つの最大被害国の汚染地域において現在年間1mSv以上被曝する住民の数は、約10万人と推測される。外部被曝線量率、食物中の放射能（主として¹³⁷Cs）とともに、これから先の低下はゆっくりとしたものになる（5.2節および3.3-3.5節参照）ため、人間の被曝レベルの低下も緩徐（すなわち、現在実施されている対応策のもとで、約3-5%/年）になると推測されている。

5.5. 集団線量

5.5.1 甲状腺

汚染度が最も高かった3ヶ国について、5.3.4.1 節で述べた甲状腺被曝線量再構築法から求めた甲状腺集団線量を表 5.12 に示す。甲状腺の集団線量の3国の総計は 160 万 man Gy【人・グレイ】で、そのほぼ半分はウクライナで被曝した集団のものである。この甲状腺の集団線量の現在における見積もりは、文献[5.1]に示された線量とほぼ一致する。

表 5.12. チェルノブイリ事故で最も汚染された3か国における集団甲状腺被曝線量[5.1]

集団甲状腺被曝線量	
ロシア連邦	30 万 man Gy
ベラルーシ	55 万 man Gy
ウクライナ	74 万 man Gy
合計	160 万 man Gy

表 5.13. ベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナの汚染地域(1986 年のセシウム 137 の土壤への沈着が 37 kBq/m^2 以上) の住民における 1986-2005 年の集団実効線量の推定値【単位は 10^4man Sv 】

	人口	集団線量		
		外部被曝	内部被曝	合計
ベラルーシ	190 万人	1.19	0.68	1.87
ロシア連邦	200 万人	1.05	0.60	1.65
ウクライナ	130 万人	0.76	0.92	1.68
合計	520 万人	3.0	2.2	5.2

^a集団甲状腺被曝線量を除く(引用文献[5.1]の付録 J の表 34
より改変引用。本報告書で示した線量推定モデルを使用)

5.5.2. 陸域経路からの総（内部および外部）被曝線量

上記の高汚染 3ヶ国における、1986 から 2005 年の 20 年間の、地表からの外部被曝と、汚染食 物の摂取による内部被曝の累積集団線量の推定値を表 5.13 に示す。UNSCEAR[5.1]の添付書類 J - 表 34 によれば、1986～1995 年の 10 年間の集団線量【上記の甲状腺被曝線量を除く】の合計は 43000 man Sv【人・シーベルト】で、その内訳は外部被曝 24000 man Sv、内部被曝 19000 man Sv である。前述の被曝動態モデルに従えば[5.7]、1986 年から 2005 年の 20 年間の外部被曝の推定集団実効線量は 1986～1995 年の 10 年間のおよそ 1.2 倍、内部被曝の推定集団実効線量は 1.1 から 1.5 倍（土壤の性質と実施された被曝防護策如何で異なる）程度になる。後半の 10 年【1996～2005 年】での集団線量の追加分は 9000 man Sv、あるいは事故後の最初の 10 年間の 21% に留まり、事故後 20 年全体としては 52000 man Sv だった。この量は 1988 年に UNSCEAR が行った予測とよく一致する[5.2]。

人体と環境の計測に基づく最近の集団線量推定値からみて、その程度は具体的に特定できないものの、汚染居住区からの避難や引っ越し、汚染食材の使用制限、長期的な汚染エリアの清浄化作業などを含む被曝防護策の制度が、集団線量を減少させる事にかなり有効だった事が暗に示唆されている。

5.5.3. 水域経路からの内部被曝線量

最も重要な水路系（ドニエプル川流域）は広大な面積を占め、その流域では 3200 万人がその水を飲用、漁業、灌漑に利用している。これら 3 種の水経路からの住民への集団被曝線量については、事故後 70 年間（すなわち 1986～2056 年）の見積もりがなされている（5.55、5.56）。長期の水系汚染の推移予測の解析にコンピュータモデルを用い[5.57]、流水量の変動は過去の観測データを元に予測したうえで、この 3 つの水路系からの集団被曝線量の推定が行われた[5.58]。その計算結果を表 5.14 に示す。

表 5.14. プリピヤチ川からドニエプル川とその下流に流れこむストロンチウム 90 とセシウム 137 による集団線量預託 (CDC₇₀) [5.56, 5.58] 【単位は man Sv】

地域	人口	ストロンチウム 90 による	セシウム 137 による	比率 (ストロンチウム 90 / CDC ₇₀ / セシウム 137)
		CDC ₇₀	CDC ₇₀	
チェルニゴフ	140 万人	4	2	2
キエフ	450 万人	290	190	1.5
チェルカスイ	150 万人	115	50	2.3
キロボグラード	120 万人	140	40	3.5
ポルタバ	170 万人	130	60	2.2
ドニエプロペトロフスク	380 万人	610	75	8
ザボリージャ	200 万人	320	35	9
ニコラエフ	130 万人	150	20	8
ハリコフ	320 万人	60	4	15
ルガンスク	290 万人	15	1	15
ドネツク	530 万人	330	20	17
ヘルソン	120 万人	100	20	5
クリミア半島	250 万人	175	5	35
合計	3250 万人	2500	500	5

【集団線量預託 (collective dose commitment) は、特定の線源から或いは行為により生じると予測される集団線量率を、将来の全期間までにわたって合計して得られる集団線量の総和】

ドニエプル川流域の汚染線量から推定すると、もし放射性物質の河川への流入を減らす手だけが取られなかつたとすると、ウクライナの住民に預託される線量（主に放射性セシウムとストロンチウムによる）は、3000 man Sv に達していたと考えられる。しかし、1992 から 1993 年にプリピヤチ川左岸の氾濫原で実施された被曝防護措置（4.5.2 節参照）で、被曝量は約 700 man Sv 減少した。チェルノブイリ立入禁止区域の右岸で 1999–2001 年に行われたその他の防護策は、今後更に 200~300 man Sv の集団線量を減らす事だろう[5.59]。

5.6. 結論と提言

5.6.1. 結論

- (a) ベラルーシ、ロシア、ウクライナで、チェルノブイリ事故後に汚染をうけた地域 (¹³⁷Cs の地面への沈着が 37 kBq/m² 以上) の住民 500 万人の、1986~1995 年の集団実効線量（甲状腺への線量を除く）は、約 40000 man Sv 【人・シーベルト】で、いずれの国でも被曝した集団の集団線量はほぼ同等だった。そして 1996 から 2006 年の間の集団実効線量の追加分は、9000

man Sv と推定される。

- (b) 甲状腺の集団線量はおよそ 200 万 man Gy 【人・グレイ】で、その約半分はウクライナで被曝した住民のものである。
- (c) 人体被曝の主要経路は、地表に沈着した放射性核種からの外部被曝と、汚染された土壤から収穫された農作物の摂取である。空気中からの吸入、飲用水、魚や灌漑用水で栽培された作物の摂取による汚染は一般にわずかであった。
- (d) 居住状況や年齢、性別による甲状腺の被曝量の違いは大きく、0.1 Gy から 10 Gy に及ぶ。いくつかの年齢集団、とくに幼少児では、被曝量は短期的に甲状腺機能障害をきたす程の量であり、一部の被曝者からは甲状腺がんが発生した。
- (e) ^{131}I の摂取による甲状腺の内部被曝は、主に未加工牛乳の摂取によるもので、生野菜からの被曝も加わった：小児は平均して大人よりずっと被曝量が高かった。これは甲状腺の大きさが大人より小さいが、牛乳の摂取量は大人と同等だったからである。
- (f) 汚染区域に留まって居住し、主に飲食により被曝した住民では、半減期の短い核種（即ち ^{132}I 、 ^{133}I 、 ^{135}I ）による甲状腺被曝線量への寄与はわずかだった (^{131}I による被曝量の約 1 %)。これは食物連鎖の過程で、短半減期ヨウ素の放射能が速やかに減衰したためである。一般人の甲状腺被曝に関して、これら半減期の短い核種の割合が相対的にもっとも大きかった (20~50%) のは、プリピヤチの住民で、彼らは避難前に主に吸入によって被曝した。というのも、これらの住民は、汚染された食品を摂取するようになる前に避難したためである。
- (g) 実測値、推定値のいずれでも、都市居住者は農村部居住者と比べると、環境の放射線汚染が同程度であっても被曝量は 2/3 から 1/2 程度だった。これは都市の建物の方の放射線遮蔽効果が高い事と、職業内容の差による。また都市居住者は農村部居住者より地元の農作物や野生動植物の摂取が少ないので、飲食が主要経路となる実効内部被曝線量や甲状腺被曝線量も、前者は後者の半分から 1/3 だった。
- (h) 事故後初期の高レベルの被曝は、半減期の短い核種の減衰と放射性セシウムの【大気中から】土壤への移行によって急速に減少した。後者は、遮蔽の増加による外部被曝の低減効果にも関与している。更に土壤中に浸透したセシウムは、土中の【鉱物】粒子に結合するが、それは植物への移行を減らし、ひいては食物連鎖への混入も減少させる。
- (i) 事故後の放射性物質の体内蓄積は、現時点ではほぼ終結しているといってよい（今後の新たな大量追加蓄積はない）。
- (j) 農村部の平屋建ての家に住み、狩猟獣やキノコや野いちご【ベリー】など野生の動植物を沢山食べていた人は、平均的住民の 2~3 倍の実効線量を受けた（甲状腺被曝量を除く）。
- (k) 農村部居住者の長期間の内部被曝線量は、土壤の性質に大きく影響される。砂質土地域では、内部被曝と外部被曝はほぼ等量だが、大陸型黒土地域では、内部被曝は総被曝量の 10% に満たない。また内部被曝に占めるストロンチウムの割合は、自然環境の如何にかかわらず、通常 5% 未満である。
- (l) 放射性セシウムを含有した食物による長期内部被曝線量は、小児の方が大人や青少年より 1 割から 3 割少ない。
- (m) 居住者のこれまでの蓄積被曝線量および今後の予測被曝線量の平均値は、その地域の汚染程

度や、主要な土壤の種類、また居住形態によって、2桁の開きがある。1986から2000年の期間の蓄積線量でいうと、地域の汚染程度は大陸型黒土地域の市街地での2mSVに対し、ポドゾル風砂質土壌の村落では300mSVにのぼった。2001から2056年の間に予測される線量は、これまでの蓄積線量より遙かに少ない（すなわち、1～100mSVの範囲内）。

- (n) もし被曝低減対策がとられてこなかったとすると、いくつかのより高レベル汚染の村落では、生涯（70年）実効線量として最大400mSVまで被曝する可能性があったが、居住地の除染や農作物の清浄化対策といった被曝防護策の積極的な実施により、被曝量がかなり低減した。参考までに、世界平均でみると一生の間の自然被曝量は約170mSVであり、地域によって70～700mSVの幅がある。
- (o) ベラルーシ、ロシア、ウクライナの汚染地域に住む約500万人の住民の圧倒的多数の現在の年間実効被曝線量は1mSv未満である（これら3国の安全基準以下である）。参考値として、年間自然被曝量の世界平均は2.4mSvであり、おおむね1～10mSvの間に分布している。
- (p) これら汚染の最も顕著だった3国で、汚染区域に住み今も年間被曝量が1mSvを超えると推定される住民はおよそ10万人である。今後の外部被曝量と食物中の放射性物質（主に¹³⁷Cs）の減少は、次第に鈍化すると予想されるので、人体の被曝程度の減少幅も小さくなるだろう（すなわち現在取られている対策が続く場合に、年3～5%の減少が見込まれる程度）。
- (q) 入手可能な情報から判断すると、放射性物質を含んだ粒子【ホットパーティクル】による被曝は重要ではない。
- (r) ベラルーシ、ロシア、ウクライナの3国の住民の被曝量に関しては、チェルノブイリ・フォーラムとUNSCEAR[5.1]の見積もりは一致する。

5.6.2. 提言

- (a) 食料の大規模なモニタリング、個人レベルの全身被曝量計測、一般公衆への熱蛍光式線量計の提供は、現段階でもはや不要である。一方、高汚染地域並びに放射性セシウムが大量に食物に混入しうる地域の、高被曝線量を受ける決定グループは、既にわかっているので、このような典型的な決定グループを代表する人々には、線量計による外部被曝モニタリングと、全身計測による内部被曝のモニタリングを継続すべきである。
- (b) より高濃度の汚染があるが今後の除染作業が予定されていない地域については、代表的な住民を特定したうえで定期的全身計測と外部被曝量測定を考慮してもいいのではなかろうか。その目的とするところは、予測される外部被曝と内部被曝の減少を経過観察することであり、またその減少が放射性核種の放射性壊変のみによるものか、生態的影響によるものなのかを確認するためである。

5章の参照文献

- [5.1] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000).
- [5.2] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (1988).
- [5.3] WORLD HEALTH ORGANIZATION, Health Effects of the Chernobyl Accident and Special Health Care Programmes, Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Health" (EGH), WHO, Geneva (in press).
- [5.4] IZRAEL, Y. (Ed.), Atlas of Radioactive Contamination of European Russia, Belarus and Ukraine, Federal Service for Geodesy and Cartography of Russia, Moscow (1998).
- [5.5] DE CORT, M., Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, Rep. 16733, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1998).
- [5.6] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 60, Pergamon Press, Oxford and New York (1991).
- [5.7] GOLIKOV, V.Y., BALONOV, M.I., JACOB, P., External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident, *Radiat. Environ. Biophys.* 41 (2002) 185-193.
- [5.8] LIKHTAREV, I.A., KOVGAN, L.N., JACOB, P., ANSPAUGH, L.R., Chernobyl accident: Retrospective and prospective estimates of external dose of the population of Ukraine, *Health Phys.* 82 (2002) 290-303.
- [5.9] BALONOV, M., JACOB, P., LIKHTAREV, I., MINENKO, V., "Pathways, levels and trends of population exposure after the Chernobyl accident", The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 235-249.
- [5.10] LIKHTAREV, I.A., et al., Internal exposure from the ingestion of foods contaminated by ^{137}Cs after the Chernobyl accident - Report 2. Ingestion doses of the rural population of Ukraine up to 12 y after the accident (1986-1997), *Health Phys.* 79 (2000) 341-357.
- [5.11] MECKBACH, R., JACOB, P., PARETZKE, H., Gamma exposures due to radionuclides deposited in urban environments. Part I: Kerma rates from contaminated urban surfaces, *Radiat. Prot. Dosim.* 25 (1988) 167-169.
- [5.12] GOLIKOV, V.Y., personal communication, 2004.
- [5.13] IZRAEL, Y.A., et al., Chernobyl: Radioactive Contamination of the Environment, Gidrometeoizdat, Leningrad (1990) (in Russian).
- [5.14] MÜCK, K., et al., A consistent radionuclide vector after the Chernobyl accident, *Health Phys.* 82 (2002) 141-156.
- [5.15] JACOB, P., LIKHTAREV, I. (Eds), Pathway Analysis and Dose Distributions, Joint Study Project No. 5, Final Report, Rep. EUR 16541, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).
- [5.16] MILLER, K.M., KUIPER, I.L., HELFER, I.K., Cs-137 fallout depth distributions in forest versus field sites: Implication for external dose rates, *J. Environ. Radioact.* 12 (1990) 23-47.
- [5.17] MECKBACH, R., JACOB, P., Gamma exposures due to radionuclides deposited in urban environments. Part II: Location factors for different deposition patterns, *Radiat. Prot. Dosim.* 25 (1988) 181-190.

- [5.18] HEDEMANN-JENSEN, P., Shielding factors for gamma radiation from activity deposited on structures and ground surfaces, Nucl. Technol. 68 (1985) 29-39.
- [5.19] JACOB, P., MECKBACH, R., MILLER, H.M., Reduction of external exposures from deposited Chernobyl radioactivity due to run-off, weathering, street-cleaning and migration in the soil, Radiat. Prot. Dosim. 21 (1987) 51-57.
- [5.20] KARLBERG, O., Weathering and migration of Chernobyl fallout in Sweden, Radiat. Prot. Dosim. 21 (1987) 75-78.
- [5.21] JACOB, P., MECKBACH, R., "External exposure from deposited radionuclides", paper presented at Proc. Sem. on Methods and Codes for Assessing the Off-site Consequences of Nuclear Accidents, Athens, 1990.
- [5.22] JACOB, P., MECKBACH, R., Measurements after the Chernobyl Accident in Relation to an Exposure of an Urban Population, IAEA-TECDOC-1131, IAEA, Vienna (2000) 34-41.
- [5.23] JACOB, P., ROSENBAUM, H., PETOUSSI, N., ZANKL, M., Calculation of Organ Doses from Environmental Gamma Rays Using Human Phantoms and Monte Carlo Methods, Part II: Radionuclides Distributed in the Air or Deposited on the Ground, GSF-Bericht 12/90, National Research Center for Environment and Health, Munich (1990).
- [5.24] ERKIN, V.G., LEBEDEV, O.V., "Thermoluminescent dosimeter measurements of external doses to the population of the Bryansk region after the Chernobyl accident", The Chernobyl Papers (BALONOV, M.I., MERWIN, S.E., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 289-311.
- [5.25] SKRYABIN, A.M., et al., Distribution of Doses Received in Rural Areas Affected by the Chernobyl Accident, Rep. NRPB-R277, National Radiological Protection Board, Didcot, UK (1995).
- [5.26] LIKHTAREV, I.A., et al., Effective doses due to external irradiation from the Chernobyl accident for different population groups of Ukraine, Health Phys. 70 (1996) 87-98.
- [5.27] CHUMAK, V.V., LIKHTAREV, I.A., PAVLENKO, J.V., Monitoring of individual doses of populations residing in the territories contaminated after the Chernobyl accident, Radiat. Prot. Dosim. 85 (1999) 137-139.
- [5.28] GOLIKOV, V., BALONOV, M., ERKIN, V., JACOB, P., Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident, Health Phys. 77 (1999) 654-661.
- [5.29] BRUK, G.Y., et al., "The role of the forest products in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl accident", Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 343-352.
- [5.30] TRAVNIKOVA, I.G., et al., Lake fish as the main contributor of internal dose to lakeshore residents in the Chernobyl contaminated area, J. Environ. Radioact. 77 (2004) 63-75.
- [5.31] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, Publication 66, Pergamon Press, Oxford and New York (1994).
- [5.32] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, The ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public, ICRP CD-ROM System, Version 2.01, Pergamon Press, Oxford and New York (2001).
- [5.33] LIKHTAREV, I.A., SHANDALA, N.K., GULKO, G.M., KAIRO, I.A., CEPURNY, N.I., Ukrainian

thyroid doses after the Chernobyl accident, *Health Phys.* 64 (1993) 594-599.

- [5.34] ZVONOVA, I.A., BALONOV, M.I., "Radioiodine dosimetry and prediction of consequences of thyroid exposure of the Russian population following the Chernobyl accident", *The Chernobyl Papers* (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 71-125.
- [5.35] GAVRILIN, Y.I., et al., Chernobyl accident: Reconstruction of thyroid dose for inhabitants of the Republic of Belarus, *Health Phys.* 76 (1999) 105-119.
- [5.36] BALONOV, M.I., et al., "Long term exposure of the population of the Russian Federation as a consequence of the accident at the Chernobyl power plant", *Environmental Impact of Radioactive Releases* (Proc. Int. Conf. Vienna, 1995), IAEA, Vienna (1995) 397-411.
- [5.37] BRUK, G.Y., SHUTOV, V.N., BALONOV, M.I., BASALEYAVA, L.N., KISLOV, M.V., Dynamics of ^{137}Cs content in agricultural food products produced in regions of Russia contaminated after the Chernobyl accident, *Radiat. Prot. Dosim.* 76 (1998) 169-178.
- [5.38] FESENKO, S.V., et al., Regularities of changing in ^{137}Cs activity concentrations in the long term after the accident at the Chernobyl NPP, *Radiat. Biol. Radioecol.* 44 (2004) 35-49.
- [5.39] IVANOVA, N.P., SHVYDKO, N.S., ERSHOV, E.B., BALONOV, M.I., Population doses in Russia from plutonium fallout following the Chernobyl accident, *Radiat. Prot. Dosim.* 58 (1995) 255-260.
- [5.40] KUTKOV, V., SKRAYBIN, A., POGODIN, R., AREFIEVA, Z., MURAVYEV, Y., "Inhalation of the aerosol of nuclear fuel particles from the Chernobyl nuclear power plant by adult persons from the Gomel region of Belarus", *Environmental Impact of Radioactive Releases* (Proc. Int. Conf. Vienna, 1995), IAEA, Vienna (1995) 107-115.
- [5.41] BALONOV, M.I., TRAVNIKOVA, I.G., "The role of agricultural and natural ecosystems in the internal dose formation in the inhabitants of a controlled area", *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-natural Environments* (DESMET, G., NASSIMBENI, P., BELL, M., Eds), Elsevier, London and New York (1990) 419-430.
- [5.42] THOMAS, G., KARAOGLOU, A., WILLIAMS, E.D. (Eds), *Radiation and Thyroid Cancer*, World Scientific, Singapore (1999).
- [5.43] ZVONOVA, I., et al., "Methodology of thyroid dose reconstruction for population of Russia after the Chernobyl accident", *Harmonization of Radiation, Human Life and the Ecosystem* (Proc. Int. Congr. Hiroshima, 2000), International Radiation Protection Association, Fontenay-aux-Roses (2000) P-11-265.
- [5.44] KRUK, J.E., PROHL, G., KENIGSBERG, J.A., A radioecological model for thyroid dose reconstruction of the Belarus population following the Chernobyl accident, *Radiat. Environ. Biophys.* 43 (2004) 101-110.
- [5.45] LIKHTAREV, I.A., et al., Post-Chernobyl thyroid cancers in Ukraine, Report 1: Estimation of thyroid doses, *Radiat. Res.* 163 (2005) 125-136.
- [5.46] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL UNITS AND MEASUREMENTS, Retrospective Assessment of Exposures to Ionising Radiation, *J. Int. Comm. Radiat. Prot.* 2 2 (2002) 1-136.
- [5.47] BALONOV, M.I., ZVONOVA, I.A. (Eds), Mean thyroid doses for inhabitants of different age who lived in 1986 in settlements of the Bryansk, Tula, Orel and Kaluga regions contaminated by radionuclides as a result of

- the Chernobyl accident, Radiat. Risk, Special issue (2002) (in Russian).
- [5.48] HEIDENREICH, W., et al., Age- and sex-specific relative thyroid radiation exposure to ^{131}I in Ukraine after the Chernobyl accident, Health Phys. 80 (2001) 242-250.
- [5.49] BALONOV, M., et al., Contributions of shortlived radioiodines to thyroid doses received by evacuees from the Chernobyl area estimated using early in-vivo activity measurements, Radiat. Prot. Dosim. 105 (2003) 593-600.
- [5.50] GAVRILIN, Y., et al., Individual thyroid dose estimation for a case-control study of Chernobylrelated thyroid cancer among children of Belarus, Part 1: ^{131}I , short-lived radioiodines (^{132}I , ^{133}I , ^{135}I), and short-lived radiotelluriums (^{131}mTe and ^{132}Te), Health Phys. 86 (2004) 565-585.
- [5.51] INTERNATIONAL ADVISORY COMMITTEE, The International Chernobyl Project: Technical Report, IAEA, Vienna (1991).
- [5.52] SHUTOV, V.N., BRUK, G.Y., BALONOV, M.I., PARHOMENKO, V.I., PAVLOV, I.J., "Caesium and strontium radionuclide migration in the agricultural ecosystem and estimation doses to the population", The Chernobyl Papers (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993).
- [5.53] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Radiological Conditions in the Dnieper River Basin, IAEA, Vienna (2006).
- [5.54] DROZDOVITCH, V.V., MINENKO, V.F., KUKHTA, T.S., ULANOVSKY, A.V., BOUVILLE, A., personal communication, 2003.
- [5.55] ZHELEZNYAK, M., et al., "Modelling of radionuclides transport in the set of river reservoirs", Computational Methods in Water Resources, X, Vol. 2 (PETERS, A., et al., Eds), Kluwer, Dordrecht (1994) 1189-1196.
- [5.56] BERKOVSKI, V., VOITSEKHOVITCH, O., NASVIT, O., ZHELEZNYAK, M., SANSONE, U., "Exposures from aquatic pathways", The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 283-294.
- [5.57] ZHELEZNYAK, M.K., et al., Mathematical modeling of radionuclides dispersion in the Pripyat-Dnieper aquatic system after the Chernobyl accident, Sci. Total Environ. 112 (1992) 89-114.
- [5.58] BERKOVSKI, V., RATIA, G., NASVIT, O., Internal doses to Ukrainian population using Dnieper river water, Health Phys. 71 (1996) 37-44.