第 3 部　チェルノブイリ原子力発電所における事故

3.1 事故の性格

3.1.1 事故の記述

チェルノブイリ原発事故は現地時間 1986 年 4 月 26 日 1 時 24 分に発生した。この事故は、放出された放射能量に関しても、土地汚染面積に関しても、原子力史上最も深刻なものだった。事故は 4 号機の計画停止時にタービン発電機実験を実施する際に発生した。実験目的は、電源喪失時にロータの機械[=回転]エネルギーを所内負荷に利用する可能性の検証だった。しかし実験プログラムは、然るべく準備・承認がされておらず、その中では追加の安全措置は準備されておらず、こともあろうに、原子炉緊急冷却系の切り離しが予め計画されていた。その結果、運転員には実験実施時に安全性を確保する手段がなかった。

原子炉出力低下は、4 月 25 日 1 時 00 分に始められた。14 時に実験プログラムに従い、原子炉緊急冷却系が切り離され、原子炉の安全性を大きく低下させた。しかしそれ以後ユニット出力は給電指令所の要求により維持された。運転規則に違反し、ユニットは、緊急炉心冷却系を切り離したまま運転を続けた。

23 時 10 分出力降下が再開された。プログラムにより、原子炉熱出力 700-1000MW でタービン発電機実験の実施が予定されていた。しかし、原子炉局所自動制御系の切り離し時に、熱出力が 30MW 未満に下がった。4 月 26 日 1 時 00 分に、制御棒を引き抜き反応度操作余裕を大きく低減させて、やっと原子炉熱出力を 200MW レベルで安定化させるのに成功した。注釈すべきこととして、原子炉停止時に、熱中性子捕獲断面積の大きいキセノン(Xe135)が蓄積した。「キセノン中毒」状態の原子炉運転は非常に不安定で危険だ。キセノンによる中性子吸収が強かったため原子炉出力上昇のため、大きな正の反応度を導入する必要があった。規則によりそういう行為は禁止されていて、原子炉は数十時間運転を停止し、キセノンを妥当なレベルまで崩壊させねばならない。規則の要求を無視し、運転員は「キセノン中毒」状態にある原子炉の出力上昇の試みを続けた。これにより、反応度の余裕が規則で予定されている最小レベルの 2-3 分の 1 に下がった。深刻な安全規則違反にも拘らず、実験は継続された。

1 時 03 分と 1 時 07 分、6 台の運転中の主循環ポンプに加え、更に 2 台が投入され、4 台が実験に使用し、残りの 4 台で炉心冷却が確保されるようにした。しかし原子炉出力が低い時には、この行為により冷却材の全体流量が大幅に増え、ポンプ吐出水が中断し、キャビテーションにより振動が発生する可能性があった。追加のポンプを起動し、冷却材流量が増えたため、蒸気発生量が減り、汽水分離器圧力が下がり、他の原子炉パラメータが危険な方向に変わった。手動で主要パラメータを維持しようという運転員の試みは、有効でなかった。蒸気圧と汽水分離器水位の急低下が見られた。原子炉を停止させないため、運転員はこのパラメータによる安全保護信号を阻止した。その間も原子炉の反応度は下がり続けた。

1 時 22 分 30 秒、反応度余裕迅速評価プログラムの印字は、遅滞なく原子炉停止が必要なことを示した。これにも拘わらず実験は継続された。1 時 23 分 04 秒、原子炉熱出力 200MW の時にタービン発電機塞止-制御弁の閉止による保護信号が阻止された。これは最初の試みが不首尾だった時に実験を繰り返せるようにするためだった。実験開始後すぐに出力はゆっくり上がり始めた。1 時 23 分 40 秒、ユニット当直長は AZ-5 ボタンを押すよう指令し、この信号により炉心内に

全ての制御棒と停止棒が入った。制御棒は下に進んだが、数秒後衝撃があり、制御棒は停止した。運転員はサーボ機器のクラッチを切り、自重で炉内に落下させようとした。目撃者によると、4号機の外で1時24分頃順次2回の爆発があり、ユニット上方に燃える破片と火花が飛び、その一部がタービン建屋屋根に落ち、火災を引き起こした。4 秒後危険な出力上昇のピークは定格出力の 100 倍を超えたと見なされている。開放されたエネルギーは 1000 トンの板-原子炉のカバー-を動かした。損傷原子炉は大気に開放され、更に黒鉛燃焼に至った。

上述の通り、タービン発電機の実験準備と実施中に、要員は一連の防護装置を切り、原子炉運転規則に違反した。この主な動機は、速く実験を終えようと言う気持ちだった。規律違反は実験プログラムと原子炉運転規則に対し「創造的」なもので、原子炉制御への無頓着さが事故原因の一つだった。なお、意図的に防護設備を切ったり運転規則に違反する事態は、原子炉設計者により予見されていなかった。事故が惨事になったのは、運転員により原子炉が規則に違反した不安定状態にもって行かれたからだ。こうして、出力増加に対する正のボイド係数の影響が大きく増加した。原子炉暴走の直接の物理的原因は、正のボイド係数と制御棒挿入初期段階の正の反応度付加であり、事故進展の発端となる役割を演じた。

事故後第 1 の課題は、火災との闘いだった。原子炉中の爆発の結果、灼熱の炉心断片が放出され、30 を超える火元が出来た。1 時 30 分、現地に向けプリピャチとチェルノブイリ市から原発保全当直消防隊が出発した。火災が 3 号機に拡大する可能性があったので、最初の措置は、タービン建屋被いの火災の克服に向けられた。消火器と常設所内消火栓を用い施設内部の火元の消火も組織化された。2 時 10 分にタービン建屋屋根の主な火元は制圧され、2 時 30 分には原子炉部分の屋根も制圧された。5 時までに火災は鎮火された。消火活動は、高レベルの放射線と強い煙と言う厳しい条件中で行われた。消防士と運転員の英雄的行為により事故の進展が防がれ、更に大きな惨事が避けられた。

3.1.2 チェルノブイリ 4 号機原子燃料の特徴

RBMK-1000 原子炉(大出力チャンネル型炉)は、非均質熱中性子炉である。電気出力 1000MW、熱出力 3200MW。チェルノブイリ原発 4 号炉は 1983 年 12 月に運開し、1986 年 4 月 26 日までに 865 日間運転した。原子炉の際立つ特徴は，大寸法炉心(直径 6m、高さ 7m);多数の運転チャンネル、2 種類の冷却材(黒鉛と汽水混合物)の存在、炉心チャンネル内に様々な燃焼度の燃料の存在である。これらの全てから、原子炉特性は空間的に非均質になり、これは炉内放射性核種分布にも反映されている。

事故時点で炉心内には 1659 体の燃料集合体、1 体の追加吸収体と 1 つの未装荷チャンネルがあった。大部分は初装荷の集合体で燃焼度は 12-14MWd/kg、炉心平均計算燃焼度は 10.9MWd/kg だった。各集合体のウラン量は 114.7kg だった。炉心に装荷された燃料の全量は約 190t だった。

事故前の炉内の放射性核種含有量の評価は、燃料燃焼度に依存する放射性核量の計算を含んでいる(表 3.1)。次に、各 1659 集合体の燃焼度データに基づき、各集合体内に蓄積される核種量が計算された。これを集合体毎に積算し、炉心全体の核種含有量が評価された。炉内にある核種の合計放射能は約 10+20Bq だった。平均して、大多数の放射性核種に対し放射能値の差は 10-20%を越えない。評価計算の誤差を考えれば、この差は有意でない。放射能評価上最も有意な放出は Ru106、Ag110m、Te132 と Np239 だった。短寿命よう素同位体の炉内含有量は次の値と評価さ

れる。I132 が $4.5 \cdot 10^{18}$Bq; I133 が $6.7 \cdot 10^{18}$Bq。

表 3.1 チェルノブイリ原発 4 号炉心中の事故前の放射性核種含有量

核種	クルチャトフ研究所の評価	他の評価[指数部は同左]
Kr85	$3.3 \cdot 10^{16}$	2.5-3.3
Xe133	$6.3 \cdot 10^{18}$	6.2-7.3
Sr89	$2.3 \cdot 10^{18}$	2.3-4.0
Sr90	$2.3 \cdot 10^{17}$	1.7-2.3
Zr95	$5.6 \cdot 10^{18}$	5.1-5.8
Mo99	$4.8 \cdot 10^{18}$	4.8-6.1
Ru103	$4.8 \cdot 10^{18}$	3.8-5.0
Ru106	$8.6 \cdot 10^{17}$	8-20
Ag110m	$1.3 \cdot 10^{15}$	1-19
Sb125	$1.9 \cdot 10^{16}$	1.5-2.6
I131	$3.2 \cdot 10^{18}$	2.4-3.2
Te132	$2.7 \cdot 10^{18}$	2.7-4.5
Cs134	$1.5 \cdot 10^{17}$	1.1-2.0
Cs137	$2.6 \cdot 10^{17}$	2.2-2.9
Ba140	$4.8 \cdot 10^{18}$	4.8-6.1
Ce141	$5.6 \cdot 10^{18}$	5.1-5.6
Ce144	$3.9 \cdot 10^{18}$	3.2-3.9
Np239	$5.8 \cdot 10^{19}$	2.7-6.7
Pu238	$1.0 \cdot 10^{15}$	0.7-1.6
Pu239	$1.0 \cdot 10^{15}$	0.8-1.0
Pu240	$1.5 \cdot 10^{15}$	1.2-1.6
Pu241	$1.8 \cdot 10^{17}$	1.7-1.9
Am241	$1.4 \cdot 10^{14}$	1.4-1.7
Cm242	$3.1 \cdot 10^{16}$	2.5-4.3

3.1.3 事故時の放射性核種放出

極めて深刻な放射線影響をもたらした RBMK-1000 の特徴として、

- 正のボイド反応度
- 事故時中性子出力の特定の挙動
- 反応度擾乱に対する中性子分布の感度が高く、炉心出力分布安定化のため複雑な制御系が必要
- 大量の熱エネルギーが金属構造物、燃料と原子炉黒鉛ブロック中に蓄積
- 原子炉緊急停止系の不備
- 格納容器なし

事故時に放出された核種組成評価を表 3.2 に示す。

全体として、1986 年核種評価は、より後のものと合致した。例外は I と Cs の放出量で、現在のデータによれば I131 は炉内蓄積量の 50-60%が放出され、最初の評価の 2.5-3 倍である。Cs134 と Cs137 の放出率は 23-43%、これは 2-4 倍である。

正確で完全なデータを得るのは次の理由から非常に困難である。

- 直接測定値がない
- 放出形成の物理-化学プロセスが複雑
- 比較的長い放出期間中にチ原発地区の気象条件が変化
- 4 号炉区画、敷地と近隣区域の放射線状況が複雑

放出量評価は、大気中の輸送モデルを用いた計算により得られた。初期情報としては:

1986.4.26 事故炉上部で採取されたエアロゾル試料の核種組成;チ原発地区の航空ガンマ測量;降下物試料分析;汚染空気塊が通った地区の気象観測が用いられた。核分裂生成物の合計放出量(放射性希ガスを除く)は $1.85 \cdot 10^{18}$ Bq (50 MCi)と評価された(放射性崩壊を考慮し 86.05.06 換算データ)。計算精度は 50%とされた。希ガスは蓄積量 100%の放出が仮定された。

表 3.2 チェルノブイリ原発事故放出放射性核種組成、 10^{15} Bq (%)

核種	IAEA 専門家会議(1986)	IAEA(1996)*
Kr85	33 (100%)	33 (100%)
Sr89	81 (4%)	81 (3.5-4.5%)
Sr90	8 (4%)	8 (3.5-4.5%)
Zr95	140 (3.2%)	170 (3.5%)
Mo99	110 (2.3%)	210 (3.5-6%)
Ru103	120 (2.9%)	170 (3.5-6%)
Ru106	60 (2.9%)	30 (3.5-6%)
I131	270 (20%)	1200-1700 (50-60%)
Te132	48 (15%)	1000 (10-60%)
Xe133	1700 (100%)	6500 (100%)
Cs134	18 (10%)	44-48 (23-43%)
Cs137	37 (13%)	70-85 (23-43%)
Ba140	160 (5.6%)	170 (3.5-6%)
Ce141	100 (2.3%)	200 (3.5%)
Ce144	90 (2.8%)	140 (3.5%)
Np239	440 (3%)	1700 (3.5%)
Pu238	0.03 (3%)	0.03 (3.5%)
Pu239	0.026 (3%)	0.03 (3.5%)
Pu240	0.037 (3%)	0.044 (3.5%)
Pu241	5.2 (3%)	5.9 (3.5%)
Cm242	0.78 (3%)	0.93 (3.5%)

注*: Guntay S.、Powers D.A.、Devell L.、The Chernobyl reactor accident source term: development of a consensus view // One decade after Chernobyl: Summing up the consequences of the accident、Vol.2、IAEA-TECDOC-964、1996、p183

放射能放出は幾つかの段階からなる。

第 1 段階(事故の初め)には、爆発型の分散燃料の機械的放出。核種組成は、炉心燃料と同じ。若干揮発性の I、Te、Cs と不活性ガスが多い。温度は 1800-2000K まで上昇。

第 2 段階は、4 月 26 日から 5 月 2 日まで続いた。放射性核種放出は、炉心燃料ブロックの燃焼による。放出強度は数分の 1 に下がり、下がり続けた。組成は燃料に近い微細化した燃料片が、熱い空気流、そして黒鉛の埃-爆発時に生成し、黒鉛燃焼時にも生成-と共に放出された。

第 3 段階は、5 月 2-5 日。放出強度が急上昇。最初の段階では、殆どが揮発性成分、特に I。その後の組成は照射燃料に近くなった。この特徴は、崩壊熱による燃料の段階的加熱。最終段階で温度は 2500-2800K に達した。

最後の第 4 段階には、5 月 5 日から 6 日にかけて放出量が 1/100 に急減した。

多段階放出プロセスは、複雑な物理化学的変態を伴った。初期段階で大きく影響した形成過程は:燃料の急加熱と破砕、燃料の部分的熔融、熔融物が水や構造材と相互作用、放出過程で燃料の追加破砕。これらの物理プロセスにより粒の大きい「ホット」粒子が出来た。

その後の段階の物理-化学プロセスはもっと複雑である。物理プロセス(黒鉛燃焼、燃料過熱、構造材熔融、燃料から期待と揮発性生成物放出、沈着と離脱、熱い空気によるアエロゾル輸送)と共に、様々な化学的変態も大きな役割を演じた。そこに参加したのは、燃料、FP、放射化生成物、

黒鉛、構造材、空気の酸素と窒素、そして原子炉に投下された様々な物質であった(砂と粘土1800t、鉛2400t、ドロマイト600t、硼素化合物40t)。

上述の特性と気象条件により、環境汚染も非常に複雑だ。近くには燃料に似た組成で降下した。この外側の降下物ではI131とCs137が多かった。原発敷地近くではPu、Sr他の非揮発性核種汚染が高かった。近くには大部分の「ホット」粒子も降下した。土壌と事故炉区画からは、寸法と核種組成の異なる2つの形態の燃料放出物が分離できた。

第1の形態は比較的寸法の大きい直径40-50μのアエロゾルである。核種組成は燃料に近い。Ba、Ce、Zr、Nb他が同定された。サイズ分布は対数正規分布で、遠くなるほどメジアンは小さくなる。大きい粒子のなかには所謂「ルテニウム粒子」もあった-事故後その放射能はい先ずRu103により、次にRu106により規定された-いずれも金属マトリックス中にある。近くでもルテニウム粒子の割合は10%を超えなかった。

第2の形態はより細かいメジアン直径0.4-1.3μの粒子である。サイズ分布はこれもほぼ対数正規分布で、核種組成は粒子により大きく異なる。ウランマトリックスは幾つかの粒子ではUO3に近かった。成分中には、Fe、Zr、シリカ化合物がみつかっている。ガンマ放射能は常にCo-60と同定されている。これらの全てから、この形態は燃料粒子が圧力管内で熔融した際に形成されたとみなせる。この群の粒子にも「ルテニウム粒子」がみつかっている。中には殆ど純粋のルテニウム粒子もある。個々の「ホット」粒子の放射能は数十から数千ベクレルと広く分布している。原発敷地近くだけでなく、ソ連国境遥か外でも見つかっている。例えばスエーデンで「ルテニウム」粒子や、基本成分がBaとLaの粒子も見つかっている。球形で直径2-3μである。

放射性物質の放出量と組成の決定時に用いられたものは、

- 事故の初期段階とその後得られた放出量変化データ(測定精度は既述の通り非常に低い)
- 土地放射能汚染に関する系統的観察データ
- 「シェルタ」内に残った燃料の量と組成評価

I131の全放出量評価値は誤差が大きい。これは2.7･10+17Bq(7.3MCi)と評価され、燃料中放射能の20±10%である(1986.5.6換算)。現在の評価によればI131放出量は(1.2-1.7)･10^{18}Bq(燃料中放射能の50-60%)である(表3.2)。特別の興味を持たれるのが、今のチェルノブイリ跡地域の放射能状況を規定している長寿命Cs137の全放出量である。ソ連地域の放射能汚染データによれば、Cs137全放出量は3.7･10^{16}Bq(1MCi)ないし燃料中蓄積量の13±7%と評価される。

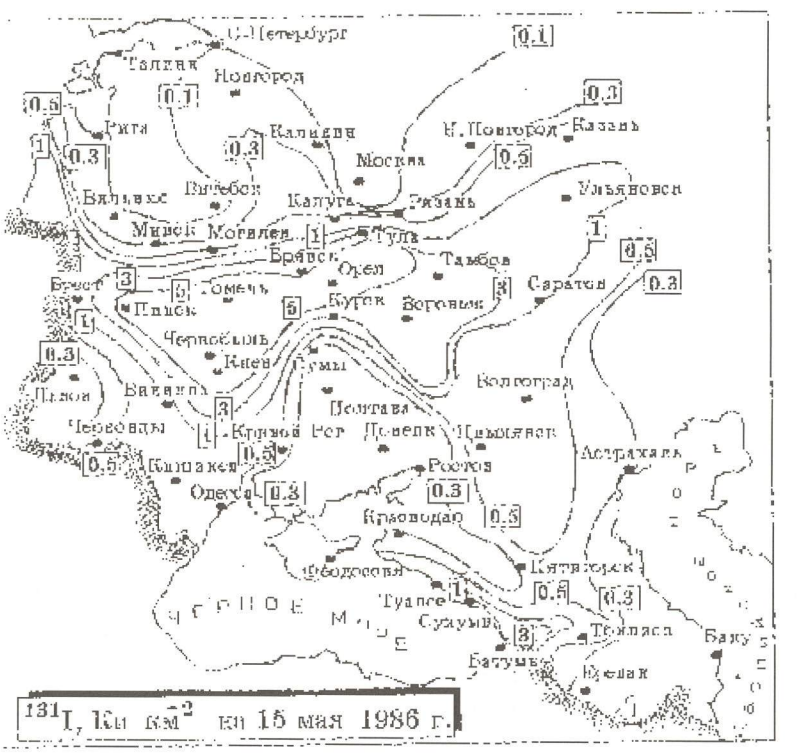
チェルノブイリ事故処理の主要課題の一つは、崩壊した4号機に残された燃料保管の核的および放射線的安全確保である。この課題解決のため、しばしば「石棺」と呼ばれ、技術文献では「シェルタ」と呼ばれる特別の構造物が建設された。この建設は1986年11月に終わった。困難な状況で建設されたため、現実には気密構造ではない。屋根と壁にある隙間の全面積は1000m^2と評価される。この隙間は、屋根のハッチ設備と長い排気管と共に流路を形成し、そこを通って放射性のダストとガスが、「シェルタ」の下から環境に放出され得る。放出量は非常に少なく(約3.7GBq/y)、周辺の放射線状況に対する有意な影響はない。「シェルタ」は20-30年は持つと評価されている。今、「シェルタ」内に集まっている燃料の長期埋設に関する提案が検討中である。特に、放射性廃棄物を数百年間隔離できるものを建設する提案がある。

3.2　ソ連地域の放射能汚染

3.2.1 環境放射能汚染の拡大過程

チェルノブイリ事故の環境に対する放射線作用は、国家水紋委放射能測定部により 1986 年 4 月 26 日朝、チェルノブイリ市測候所における通常のγ線量率測定時に見出された。事故時点で放射能測定部には、ガンマ線量計を備える 2247 の測候所、475 の放射性降下物採取板設置地点と 73 の空気中放射能濃度を測定するための空気フィルタ測定点があった。事故後、放射能観測地点数は増やされた。国家水紋委の専門家と共に、環境の放射能汚染の測定とモニタリングには、中級機械省(その後、原子力省)、保健省、国防省、国家農業委、地質委、科学アカデミー他の専門家が参加した。

事故直後、放射線学的に最も危険だったのは、放射性ヨウ素の同位体だった。4 月 26 日朝 8 時に採取された平板試料によれば、広範な地域で I131 が見つかった(図 3.1)。放射性物質の主な移行は、西と北西方向に起こった。しかし局所的なホットスポットが別の方向、特に南のオデッサ地区にある。そこでは豪雨があった。放出が続いた以後の 10 日間、気象条件が変化し、様々な高さにおける風向が変わったため、汚染地図は非常に複雑になった。


Ленинград
Таллин
Новгород
Рига
Калинин
Москва
Н. Новгород
Казань
Ульяновск
Рязань
Калуга
Витебск
Минск
Могилев
Тула
Брянск
Орел
Тамбов
Саратов
Гомель
Пинск
Курск
Воронеж
Волгоград
Киев
Полтава
Ровно
Ростов
Одесса
Краснодар
Астрахань
Кировоград
Кишинев
Кривой Рог
Запорожье
Днепропетровск
Харьков
Сумы
Черновцы
Ивано-Франковск
Львов
Брест
Житомир
Белгород
Курск
Воронеж
Тамбов
Саратов
Ульяновск
Казань
Н. Новгород
Ярославль
Вологда
Архангельск
Мурманск
Петрозаводск
Хельсинки
Таллин
Рига
Вильнюс
Минск
Могилев
Гомель
Брянск
Орел
Тула
Калуга
Рязань
Москва
Тверь
Смоленск
Витебск
Калинин
Новгород
Ленинград
Псков
Пермь
Свердловск
Челябинск
Курган
Тюмень
Омск
Новосибирск
Кемерово
Красноярск
Иркутск
Чита
Хабаровск
Владивосток
Якутск
Магадан
Петропавловск-Камчатский
Южно-Сахалинск
Оренбург
Самара
Пенза
Тольятти
Ижевск
Пермь
Уфа
Челябинск
Курган
Тюмень
Омск
Новосибирск
Кемерово
Красноярск
Иркутск
Чита
Хабаровск
Владивосток
Якутск
Магадан
Петропавловск-Камчатский
Южно-Сахалинск
Оренбург
Самара
Пенза
Тольятти
Ижевск

事故後初期の日々に、ベラルーシ、ウクライナとロシア中央の諸州では、I131 の空気中許容濃度超過が見られた。放射線安全規則(NRB-76)によれば、全形態の I131 合計放射能許容濃度は 5.5Bq/m^3 だった。この期間中実際には、空気中の I131 濃度はアエロゾル形態のものしか測定されなかった。その後配備された活性炭カセット・フィルタによる I131 濃度の測定によれば、チェルノブイリ原発から遠距離において事故直後の日々の I131 アエロゾル割合は約 15-30%と評価できた。

遠いチェルノブイリ原発事故跡ゾーンにおける事故直後の日々の環境物と現地食品中の I131 含有量データを表 3.3 に示す。短寿命核種崩壊後、空気の放射能汚染の大部分は Cs137 と Cs134 により規定された。

表 3.3 遠いチェルノブイリ原発事故跡ゾーンにおける事故直後の日々の環境物と現地食品中の I131 濃度（レニングラード州ソスノブィ・ボル市*)、Bq/kg 乾燥重量　[訳注*:ﾚﾆﾝｸﾞﾗｰﾄﾞ原発所員の町]

要　素	1986.04.30	1986.05.02	1986.05.04	1986..5.12
川水(飲用)	1.5	110	56	11
ミルク	-	85	70	70
凝乳	-	-	8	-
パン	-	110	25	2
サラダ野菜	63	520	-	63
緑ねぎ	-	14	-	26
トマト	-	10	-	15
きゅうり	-	4	740	11
雨水	-	1300	-	-
魚	-	-	-	50

3.2.2 I-131 放射性降下物場の再構築

事故後最初の日々に土地放射能汚染に最も寄与したのは、比較的短寿命の放射性核種 - Sr89、Zr95、Nb95、I131、Te132、I132、Np239、Ba140、La-140 - だった。近くでは Zr95、Nb95、Ce141 と Ce144 が多く、遠くには I131、Cs137 と Cs134 が多かった。土中の放射性ヨウ素の最大濃度は、4 月 28 日から 5 月 9 日の期間に見られ、事故放出の輸送 Trajectory と現地気象条件によった。場合によっては、I131 濃度の 2 次ピークが見られた。これは、対流圏下部からの洗い出しによる。

表 3.4 1986 年のチェルノブイリ原発事故後の I131 最大土地汚染、(kBq/m^2)

居住地	日付	I131
Baltiysk	04.30 - 05.01	315
Brest	04.29 - 04.30	160
Gomel‘	04.28 - 04-30	2400
Kaliningrad	04.29 - 04.30	350
Kerch‘	05.02 - 05.03	17
Kiev	05.02 - 05.03	500
Sankt-Peterburg	05.01 - 05.02	8
Mariupol‘	05.02 - 05.03	24
Minsk	04.30 - 05.01	30
Mogilev	04.28 - 04.29	60
Moskva	05.02 - 05.03	5
Obninsk	05.02 - 05.03	3
Odessa	05.02 - 05.03	70
Pinsk	04.28 - 04.29	810
Feodosiya	05.03 - 05.04	11
Xar‘kov	05.01 - 05.02	14
Cherkassy	05.01 - 05.02	290
Chernobyl‘	05.01 - 05.02	2400

I131 と Cs137 の土地汚染密度の間には相関があり、ソ連欧州部に対する相関係数は r=0.91 だ

った。そこで、I131 土地汚染場の再構築のため、1 次近似として、より詳細な Cs137 に関するデータベースが用いられた。I131 土地汚染が最も大きかったのは、北部ウクライナ、東部ベラルーシとロシア中部の隣接州の諸地区だった。個別の I131 汚染の「染み」が、ソ連西側国境バルト地区-カリニングラードと、ゴメリとブリャンスクと南トゥーラの間の諸地区に発生していた(表 3.4)。

なお、上記データは全てチェルノブイリ原発事故の大分後になって纏められた。つまり、「ヨウ素危険」期間中には、近くや遠くの地域における放射性ヨウ素降下物に関するデータは、事実上存在しなかった。

3.2.3 長寿命放射性核種による土地汚染

I131 や他の短寿命放射性核種が崩壊した後 1986 年中頃からは、大部分の事故跡の土地汚染は Cs137 と Cs134 により規定され、幾つかの地区では Sr90 により規定された。相対的に Cs137 汚染密度の高い地区が形成されたのは、主に、放射性雲通過期間中の降雨による。主な汚染ゾーンは – 中央、北北東と北東の - 3 つに分けられる。中央ゾーンは、主に、チェルノブイリ原発から近くの西と北西に横たわっている。非常に強い放射性降下物が 30km ゾーンの特徴である。このゾーンと、チェルノブイリ原発から西と北西にある幾つかの地区では、Cs137 土地汚染密度が 1500 kBq/m^2 を超えた。北北東ゾーンには、ゴメリ、モギレフとブリャンスク州の汚染地区が含まれ、チェルノブイリ原発からほぼ 200km の所にある。それは主に、1986 年 4 月 27-29 日の放射能降下の結果形成された。このゾーンの幾つかの居住地の Cs137 土地汚染密度は 1500 kBq/m^2 を超えた。北西ゾーンはチェルノブイリ原発からおよそ 500km にあり、カルガ、トゥーラとオリョール州の幾つかの地区が含まれる。それは、4 月末の放射性物質大気降下により形成された。このゾーンでの Cs137 土地汚染密度は、通常、600 kBq/m^2 を超えない。これらの最高汚染地域の境界外に Cs137 降下密度 37-200 kBq/m^2 の汚染地区が十分に沢山ある。Cs137 放射能降下地図を図 3.2 に示す。Cs137 汚染密度 37 kBq/m^2 以上の土地は、全部で約 15 万 km^2 だった。ソ連領土に対する Cs137 の全降下量は $4 \cdot 10^{16}$Bq と評価されている(ベラルーシに約 41%、ロシアに 35%、ウクライナに 24%、残りの共和国は 1%未満)。

住民に対する放射線安全性確保の決定をする観点から特に重要なのは、Cs137 の等高線 185、555 と 1480 kBq/m^2 である。ロシア領土で、Cs137 汚染密度が 1480 kBq/m^2 を超える染みのある面積は 310km^2 、555-1480 kBq/m^2 は 2100km^2 、180-555 kBq/m^2 は約 5500km^2 ある。汚染形態は「染み」状で、比較的広範囲に及んだだけでなく、特に居住地区にあった。ある場合には、Cs137 汚染密度に数十倍の差があった。.

Sr90 は、主にチェルノブイリ原発に近いゾーンに降下し、地区によっては汚染密度が 100kBq/m^2 を超えた。比較的少数の Sr90 土地汚染密度 37-100kBq/m^2 の地区が、ゴメリ、モギレフとブリャンスク州に分布している(図 3.3)。

プルトニウム汚染密度が高い(ほぼ 4kBq/m^2 以上)地区も、チェルノブイリ原発に近いゾーン境界内にある。より離れた諸地区では、プルトニウムの土地汚染は通常 0.07-0.7kBq/m^2 を超えない(図 3.4)。

放射線状況モニタリングに関する最も大量の作業は、居住地の汚染密度に関する情報の獲得だった。1995 年現在、ロシアで 23 州中の約 11600 の地点が検査されている。これらの地点で約 90000 の試料が採取され、スペクトル分析されている(表 3.5-3.7)。

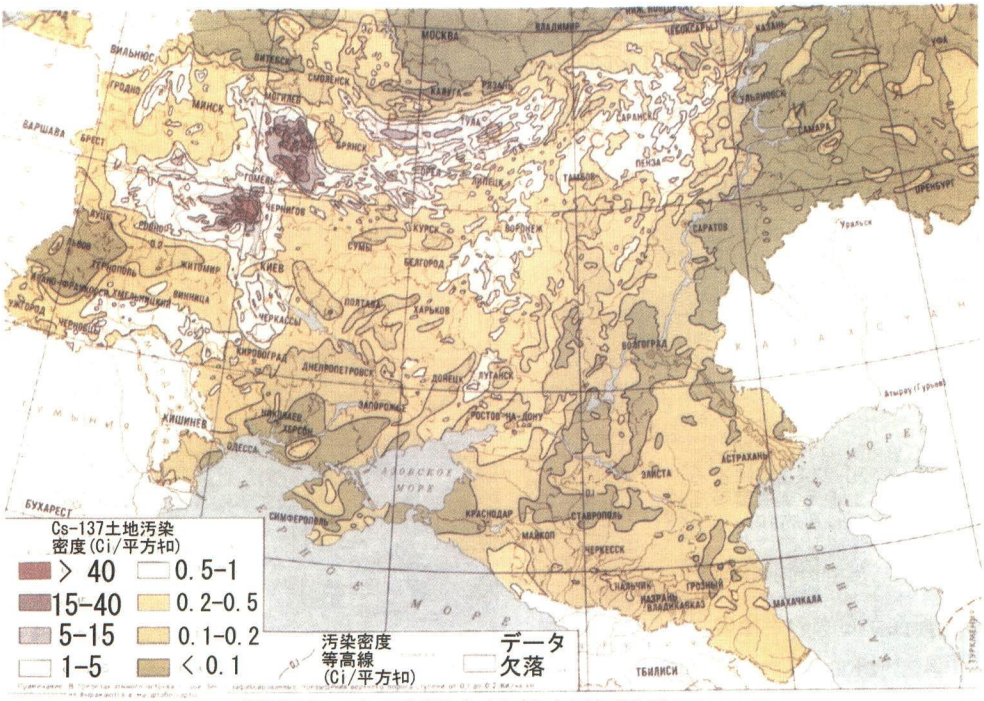


図3.2　Cs-137土地放射能汚染

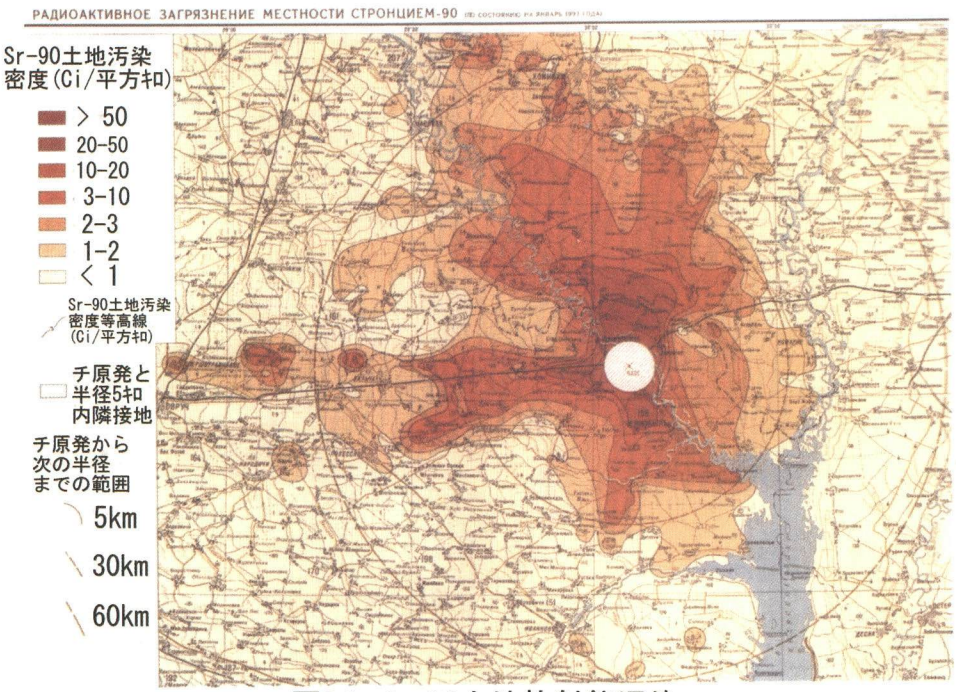


図3.3　Sr-90土地放射能汚染

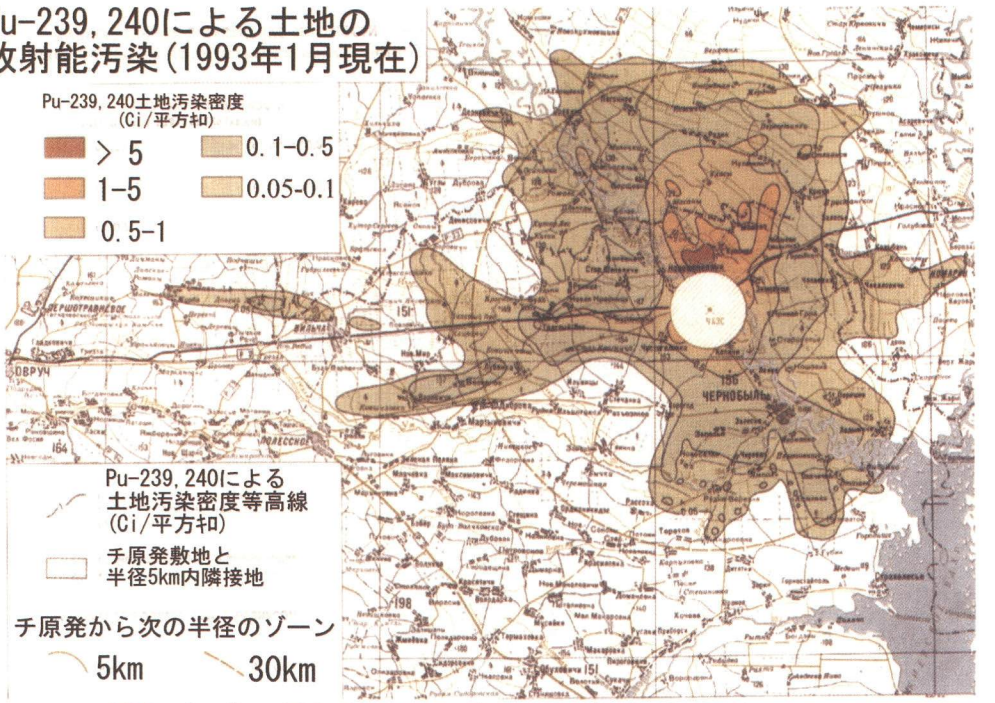


図3.4　Pu-239, 240による土地の放射能汚染

表 3.5 Cs137 汚染密度に対するロシア居住地数分布（1996 年 1 月現在）単位: kBq/m^2

共和国、州	18-37	37-185	185-555	555-1480	計
Bashkortostan	16	-	-	-	16
Belgorodskaya	327	223	-	-	550
Bryanskaya	1166	505	260	91	2022
Bolgogradskaya	2	3	-	-	5
Voronejskaya	967	241	-	-	1208
Kalujskaya	267	277	-	-	610
Kurskaya	925	191	-	-	1116
Leningradskaya	75	85	-	-	160
Lipetskaya	128	87	-	-	215
Mariy El	25	-	-	-	25
Mordoviya	351	44	-	-	395
Moskovskaya	9	-	-	-	9
Nijegorodskaya	141	-	-	-	141
Novgorodskaya	85	-	-	-	85
Orlofskaya	709	852	14	-	1575
Penzenskaya	96	24	-	-	120
Rostovskaya	2	-	-	-	2
Ryazanskaya	264	292	-	-	556
Smolenskaya	89	-	-	-	89
Tambovskaya	117	6	-	-	123
Tul'skaya	1099	1151	120	-	2370
Ul'yanovskaya	125	8	-	-	133
Chuvashiya	33	-	-	-	33
計	7018	3989	460	91	11558

表 3.6 Sr90 汚染密度に対するロシア居住地数分布（1996 年 1 月現在）単位: kBq/m^2

州	1-3.7	3.7-18.5	18.5-37	37-74	計
Bryanskaya	164	284	37	6	491
Kalujskaya	33	58	1		92
Leningradskaya	13				13
Orlovskaya	2	19			21
Ryazanskaya	10	7			17
Tul'skaya	6	52			58
計	228	420	38	6	692

表 3.7 Pu239、240 汚染密度に対するロシア居住地数分布（1996 年 1 月現在）単位: kBq/m^2

州	0.01-0.037	0.037-0.185	0.185-0.37	0.37-0.74	計
Bryanskaya	7	70	5	4	86
Kalujskaya		2	1		3
Ryazanskaya	2	3			5
Tul'skaya		3	1		4
計	9	78	7	4	98

3.3 農業と環境の側面

チェルノブイリ原発事故の最も深刻な環境影響の一つは、農地と自然環境系(草原、牧場、森、貯水池等)の放射能汚染であり、人体内に放射性核種が摂取される危険性があった。この危険性は第一に、汚染地域住民の全被ばく線量に対する内部被ばくの大きな寄与による(汚染農産物-ある場合には、キノコ、魚、果実、野生動物肉等いわゆる自然産物-の摂取による)。他に、原発事故後の農地汚染問題としては、非常な大面積に放射性核種が降下し、降下密度が高い面積がかなりあり、農産物生産から除外された。スカンジナビア諸国と英国で、幾つかの種類の畜産物において許容値を超えた核種濃度が記録されたと言えば十分である。汚染地域の一部(原発 30km ゾーンと、その境界外の一連の地区 - 200km 以上離れた所もある。例えばロシアのブリャンスク州)では、農業生産が全体的に中断された。

上述の諸要因同様、原発事故影響の克服又は軽減に際しては、地域のマクロ経済構造中における農業分野の基本的役割を考慮すべきである(最初と遅れて導入された生産中断又は制限の導入により農業は大きな損失を受けた)。注目する必要があるのは、住民(先ず村に住む)の複雑な社会-心理問題である。環境の放射能汚染により個人副業事業の導入が非常に困難になり、村民の慣れ親しんだ生活様式の変更もマイナスだった。既に述べたように(第 2 部)、農地等が放射能汚染すると、2 種類の影響がある。①農業用動植物が放射能汚染し、許容濃度を超えるため人間による食品利用ができなくなる。それと、②動植物そのものの放射線障害である。現代の環境放射線学の基本的パラダイムによれば、動植物に直接の放射線障害 (生体、母集団及び農業全般レベルで)が見られる分布圏は、農産物中の核種濃度が許容値を超える地域の面積よりもかなり狭い。「東ウラル放射能跡(1957 年事故)」における環境放射線学的研究結果に基き初めて定式化されたこの観点の妥当性は、チェルノブイリ事故影響処理の際にも示され、食品の放射能汚染問題には、農業連結体の放射線障害よりも、相当多くの注意が向けられた。表 3.8 から判るように、動植物(生体と母集団レベル)に対する直接の放射線影響が見られるのは、食品中許容濃度を超えるため使用できなくなる土地汚染密度よりも、相当高い土地汚染密度においてである。

表 3.8 チ原発事故の影響を受けた地域における様々な環境系に対する放射線環境学的効果の閾値

効 果	被ばく線量、Gy(Sv)/y (初年)	Cs137 汚染密度、Ci/km^2 (MBq/m^2)
環境系障害		
針葉樹の森	10	>300 (>11)
広葉樹の森	30	見つからず(極小面積を除き)
天然草地[農業利用されている]	70	見つからず
農業種まき地	50	見つからず
甲状腺に I131 蓄積による哺乳類に	50	200 (7.4)
放射線障害の徴候(特に農業動物)	(甲状腺に対し)	
早期遺伝効果	0.1	50 (1.9)
Cs137 暫定許容レベル超過		
ミルク(370 Bq/ﾘｯﾄﾙ)	-	15 (0.6)
肉(1900 Bq/kg)	-	80 (3.0)
穀物(370 Bq/kg)	-	>100 (>3.7)

ソ連の経済的困難に非常に大きな放射能汚染面積が重なって、生産を確保し、住民の許容被ばく基準と食品中の核種濃度を順守しつつ、現地で得られる農産物を利用することが、当初より緊急の課題になった。この関連で農業生産面での防護措置の実施は、事実上、他の緊急放射線防護措置と同時に始められた。チ事故後、汚染地で農業を行う問題は、長期的性格をおび何年にも及

んだ。何故なら、降下放射性物質中には長寿命核種(Sr90、Cs137、Pu239、Pu240)があったからである。

3.3.1 事故ゾーン中での農業生産面における全般的及び放射能学的特徴

チェルノブイリ原発事故後に放射能汚染した地域(Cs137 降下密度 185 kBq/m^2 以上(5 Ci/km^2 以上)は、旧ソ連(ベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナ)では、様々な農業が発展していた。土壌-気候条件のおかげで、様々な農作物(穀物、野菜、飼料、じゃがいも等)が栽培できた。飼料ベースも良く発達し(生産性の高い草原と牧場)、肉とミルク方面の畜産がしっかり機能していた。加工農業でも、企業ネットワークが展開していた。住民の食生活に対する追加の寄与として自然界からの食品があった(キノコ、果実、魚、野獣)。汚染地域におけるマクロ経済構造中、農業分野は重要な位置を占めていた。

汚染地域における農産物の放射能汚染と農業用動植物の放射線障害の危険性の程度を条件付ける基本要因の中には、次のものが含まれねばならない。①土地の放射能汚染の強度、核種組成および汚染面積の大きさ(特に強い汚染地域の)、②環境の生物地質化学的条件、表土の特性、植生型他、③放射線作用を受けた地域の農業生産の特徴(農業生産の主な方向と強さ、他)、④事故が起きた季節。

生物学的に有意な放射性核種が非常に大量に放出され、時間的に継続したため、かなりの農地の防護措置が必要になった。地域に放射能作用地域と認められ得る線を引くことが避けられなかったので、Cs137 初期汚染密度 37 kBq/m^2 (1 Ci/km^2)の等高線が採用された。旧ソ連欧州部では、これは全面積の 3.2%になる。ロシアではこういう農地面積は約 280 万 ha である。

ロシア国境内で農地汚染が最も強かったのはブリャンスク州で、77.8%(40 万 1200ha)が Cs137 汚染密度 37 - 185 kBq/m^2 (1 - 5Ci/km^2)、18.9% (97500 ha)が 555 - 1480 kBq/m^2 (15 - 40 Ci/km^2)、3.3% (1 万 7 千 ha)が 1440 - 2880 kBq/m^2 (40 - 80 Ci/km^2)だった。トゥーラ州では農地の約 9%(全汚染地域 47 万 1 千 ha のうち)の Cs137 汚染密度が 555 - 1480 kBq/m^2 (15 - 40 Ci/km^2)だった。カルガ州では、全汚染面積 15 万 8 千 ha のうち 3.3%の Cs137 汚染密度が 555 - 1480 kBq/m^2 (15 - 40 Ci/km^2)だった。

事故ゾーン中の農産物汚染の重要因子として、降下核種中には生物学的連鎖により移行するものがあった。土→植物→動物→食品中の I131(事故初期)と Cs137(初期には代りに Cs134)。Cs137 と比べチェルノブィリ・ゾーン中における Sr90 と Pu239 の役割が大きかった地域は、比較的小さかった。チ原発事故後、Cs137 が主な線量形成核種となった。

最も汚染した地域の大部分の表土は生産性が小さく機械的に軽い(砂質、砂質土)、褐鉄鉱質-ポドゾール[以後「灰白土」、不毛]土壌で、泥炭質(泥炭-沼土)である。pH は低く腐植土や養分は少なく、基層との交換容量も少なく、飽和性も低い。その結果、放射線学的観点からは、放射性核種の移動性が非常に高く、根から Cs137 と Sr90 が摂取され植物中に大量に蓄積される。放射線影響を受けた地域の一部には、機械的により重く、より生産性の高い土壌が広がっている。つまり軽質-、中間的粘土質と粘土質褐鉄鉱質-灰白土、灰色の森林土と黒土であり、そこでの放射性核種の生物学的摂取度は、上の型の土壌より低い。広く分布している機械的に軽い褐鉄鉱質-灰白土と特に泥炭土は、地域農業の放射線状況に対する緊張が長く続く主要因の一つである。

放射性物質が環境に放出された春は、農業放射線学的影響の観点からは、事実上最も有難くな

い季節だった(もし放射能降下が収穫期の秋に起こっていたら、同程度或いは幾分上の放射線学的損失がもたらされていたかもしれないが)。1986 年 4 月末、最大汚染ゾーンでは(ウクライナのキエフ州、ベラルーシのゴメリ州、ロシアのブリャンスク州他)、家畜が小屋から牧場に移され、生え始めた草地で放牧されていたため、大量の放射性核種が動物体内に取りこまれることになった(放射能濃度の高い土壌粒子も含め)。蓄積飼料は事実上無く、きれいな飼料に移行することも出来なかった。春の野良仕事は終わっていた(種まきが終り、じゃがいもと野菜の植え付け)。秋まき植物が茂っていて、空気汚染をかなり防いでいた。このように、植物汚染の観点から重要な時期に放射性核種が農地に降ったため、1986 年夏と春の大量の農産物は放射性物質濃度が高かった。農地の放射能汚染が(夏の終りと秋の初めを除き)他のどの季節に起こったとしても、影響はより緩かったと確信できる。

このように、農産物の放射能汚染を規定する基本的要因に鑑みても、チェルノブイリ原発事故は農業にとって例外的に深刻なものに分類される。

3.3.2 動植物の放射線障害

放射線事故の結果環境が汚染すると、動植物(農業用を含む)は、死を含む様々なレベルでの放射線障害を引き起こす線量を受ける可能性がある。

農業播種の放射線障害は、若い核分裂生成物混合体の降下密度 2 GBq/m^2 で起こり得る。しかし収穫時の放射線防護措置実施は妥当ではない。何故なら経済的及び線量の影響が大きく、収穫物の救済はその放射能汚染が高いため事実上不可能だからである。

事故後最初の 1 年が、動植物の被曝線量形成上最も重要であり、深刻な放射線生物学的影響が発生した。事故後大部分の放射性降下物が 30 km(特に 4 号機から 10 km)ゾーン内に集中した結果、死に至るものを含む最も深刻な放射線影響はこの圏内に発生した。

最初の 1 年間の植物の吸収線量レベルに影響した主要因は、β 線だった。γ 線照射線量と $\beta+\gamma$ 線量の機器測定からの評価によれば、外部 γ 線の農業植物と自然植生に対する寄与は全 $\beta+\gamma$ 線量の約 5-10%だった。β 線の作用は、地表と植物表面と内部の線源(放射性物質)による。草原と農地植物の外部 $\beta+\gamma$ 線吸収線量は、1986 年 5 月 10 日の γ 線照射線量率 1 mR/h に対し計算上、1986 年の植生季に対し 0.45 Gy と評価された。この線量の 2/3 は最初の 1 ヶ月内に形成された。30 km ゾーンの草の吸収線量は、最初の 1 月内に 1-100 Gy(最大 1000 Gy)に達したかも知れない。

農業と野生植物の被曝線量の大部分が形成された 1986 年 5 月初-中旬は、最も放射線感受性の高い期間に該当し、配偶子と接合子の形成過程が進行していた。これらの過程が破壊されると、細胞形成指標が変化し、ある線量に達すると、植物体損傷や枯死が起こる。

最初の植生季には農業と野生草植物に、外見上や植物体生産性、多様性の種類(野生)に関し、放射線障害は 10 km ゾーン内ですら見られなかった。しかし、秋播きライ麦の収穫は 50%に下がり、吸収線量 15 Gy では最初の 1 月内に穀物が部分的に死んだ。野生植生(ソラマメ、クサフジ、タンポポなど)では、線量 40 Gy(ソラマメ)と 10 Gy(残り 2 種)で最初の 1 ヶ月内に播かれた種子が部分的又は完全に枯死した。

1986 年夏の野生草の細胞生成効果は、ムラサキツユクサを例に研究された。0.5-260 Gy の範囲で明確な被曝線量-効果依存性は見られなかったが、被曝線量が増えるほど影響も増えるようだった。特に線量 5 Gy で葉の 40%の面積が着色し、葉の細胞数は線量が増えるにつれて減り、上の

線量範囲で葉の単位面積当たり 3.2-4.7 分の 1、葉 1 枚当たり計算上 3.9 分の 1 になった。ポリサド細胞サイズは 30 - 40%減り、ポリサド細胞中の葉緑体体積は殆ど 2.5 倍増え、葉緑体が 1 つか全くない細胞の体積が 70 %から 20 %に減った。

1986 年収穫種子を播くと、実を結び成熟したものの生存能力は様々だった。特に、幾つかの野生植物の種子は、1986 年 5 月末で約 10 Gy 線量になると、発芽しなくなったり(タンポポ)、発芽率が下がった(20 %、アラビドピス)。しかし秋播き小麦の発芽率は(最初の月の線量 10 - 400 Gy)満足すべきで(67-95%水準)、発芽の形態学的徴候(長さ、数、根の深さ)は正常だった。初期γ線照射線量 0.05　-0.1 から 500 - 700 mR/h の 30 km ゾーン内から、1986 年 5 - 10 月に集められた 26 種の野生草の種子は、生命力に何の変化も見られなかった(種子量 1000、発芽性、成長力)。

農業植物の種子に対する電離性放射線作用に関する統計的に信頼できるデータは、近い(30 km)ゾーンで最初の植生季(1986 年)おいてすら、集まらなかった。このゾーン中幾つかの植生(秋播きライ麦)では事故後 40 日間の吸収線量は 12 Gy 以上に達し、直接の放射線障害の発生が想定できた。この地区の秋播きライ麦では第 2 世代に信頼性のある遺伝的影響(染色体異常頻度増加)が、汚染密度(放射性核種合計)250 MBq/m^2 (合計吸収線量 3.1 Gy 以上)、細胞有糸分裂活性の低下が汚染密度 350 MBq/m^2 (4.0 Gy 以上)、発芽率低下は汚染密度 800 MBq/m^2 (12.0 Gy 以上)で見られた。

1986 年に収穫された秋播き小麦とライ麦発芽根の第 1 分裂組織の細胞遺伝学的分析によれば、染色体異常が存在し、第 1 分裂組織の被曝線量が増えるほど、その頻度は増えた。秋播き小麦では最初の 3 ヶ月間の線量が 5 から 30 Gy まで増えるにつれて、染色体異常の頻度は 1.1%から 12%まで増え、秋播きライ麦では 5 から 30 Gy に増えると 1.4 から 6.2%に増えた。

β+γ 合計線量が 1.3 から 12 Gy の地区に播かれた 1986 年収穫の秋播きライ麦の種子の発芽における遺伝的影響が研究された。発芽根の第 1 分裂組織中の染色体異常の全頻度と染色体型の評価により、母植物の被曝線量が増えるほどこの頻度も増え、最大線量に対してはコントロール群の 2-4 倍に達した。コントロール群レベルに対し有為な染色体異常の増加は吸収線量 3.1 Gy で見られ、有糸分裂活性の抑制は 4 Gy で、発芽性抑制は 12 Gy で見られた。

30km ゾーン中の 1987 年の野生草植生の状況観察によれば、植物と群に目に見える影響が発現していた。これは 1986 年には見られなかった。1986 年に対する 1987 年の線量増加は 10%以下だった*。*[脚注*:草植生の吸収線量:1986 年-47 Gy、1987 年-2.0 Gy、1988 年-1.0 Gy、1989 年-0.5 Gy、1990 年-0.3 Gy。1986 年 5 月 10 日におけるγ線量率 1 R/h に対する計算による]* これらの変化は植物の形態学的変化と植物群落の構造変化として現れた。灰色アブラナ、カナダ・ノミヨケソウ、普通のノコギリソウ、ネズミキビ他の種類の植物は、茎が異常扁平化し、花弁が多くなり、茎が枝化し、花序、葉や花の色と寸法が変わった。

変態は、1986 年 5 月 10 日にγ線照射線量率が閾値 20-30 mR/h に達すると始まった。この期間に線量率が 75-150 mR/h を超えると、植物体異常増殖(ヒース)、ある植物種では巨大化も見られた。

30km ゾーン内の居住地ヤノフ付近の代表的な自然の草植生群の地球植物学的観察によれば 1987 年に、植物は質的変化を示した。1986 年 5 月 10 日の照射線量率が 50 から 350 mR/h に増えるにつれて、植物の全体数は 740 /m^2 から 310 /m^2 に減った。ここで、幾つかの優越種の数は線量が増えるほど減り、放射線感受性の高い種が脱落し生育空間における品種間競争が弱まった結

果、別の種類が増えた。全体として、事故後第2の植生季における草植物種の急減は、初期γ線量80mR/h で見られた。植物の形態学的変化と草植物群の変化に至る照射線量率の閾値を、表 3.9 に示す。

表 3.9 野生草植物における 1987 年夏の放射線影響

影響	閾γ線照射線量率、 mR/h	
	1986 年 5 月 10 日	1987 年夏
形態変化:		
茎の扁平化	30	0.75
葉の白化	50	1.2
葉の色変化	50	1.2
巨大化	75	1.9
一部外観の枯れ	48	12

1987 年、初期線量が最も高かった箇所では事故前と比べ多様性が明らかに急減し、1990 年まで回復しなかった。草植生中で最も放射線感受性の高い種類は 1988 年には約 4 分の 1 に減った(表 3.10)。

表 3.10 30km ゾーンにおける植生構成と草植生の生産性

植物群生	1986.06.10 初期照射線量率、mR/h	1986 年	1987 年	1988 年	1989 年	1990 年
			$100m^2$ 当りの豊かさ			
草の生えた松林	5	60	58	60	60	60
同(「赤毛の森」)	500	40	18	16	16	16
			バイオマス量	g/m^2	空気乾燥物質	
草の生えた松林	1	44	65	70	88	-
同(「赤毛の森」)	500	40	10	15	30	-

動物は植物より放射線感受性が高いために、事故ゾーン中の農業家畜の放射線学的状況は、特に最も高いレベルの放射性降下物が降った地区で、より厳しかった。牧場又は厩舎収容時の汚染飼料摂取により、十分高い被曝線量が形成された。事故早期段階の主な放射線危険因子は、動物生体中への放射性沃素(先ず I131)の摂取だった。家畜が合計放射能 5 GBq 以上の I131 を摂取すれば、甲状腺は機能廃絶の線量(200 Gy 以上)を被曝し得る。造血系と胃腸系の障害はこれに比べるとかなり低い被曝レベルでも起こり得る。

家畜を含む動物の被曝は、最初の 1 年間は外部 $\beta+\gamma$ 線と汚染飼料摂取による内部被曝による。最大の被曝を経験したのは胃腸系と、そして放射性核種を選択的に取り込む個別の器官と組織-例えば放射性ヨウ素を取り込む甲状腺のように-だった。初期に動物が摂取した飼料中の放射性核種混合物放射能濃度は、30 km ゾーン内で 10^6 から 10^7 Bq/kg に達した。哺乳類と常時住む鳥(野生と住民移住時に放された家畜)の被曝線量は、原発から 10-20 km 半径において、最初の数カ月で外部被曝 3 Gy、個々の器官と組織の内部被曝は 1- 100 Gy に達し得た。

家畜の被曝線量は、動物が置かれた場所の初期γ線量率(土地の放射能汚染密度)、強い汚染地域の境界外に動物避難の有無とこの地域から搬出されるまでの動物の居住長さに依存する。

大型有角獣は次の 3 つに分類される。

- 移住ゾーン外の動物で移動を経験せず。最初の年の外部γ線吸収線量は 0.3 Gy を超えない。甲状腺線量の最大値は 23 Gy と評価される(グループ A)
- 最初の 2-4 ヶ月移住地域に居た動物。最初の年の全身線量は最大 2.8 Gy、甲状腺は 280 Gy に達し得た(グループ B)

- 放射能降下後 7-9 日間に避難した動物。全身線量は 1.4 Gy、甲状腺は 140 Gy を超えない。年間線量の約 90%は最初の 9 日間に形成された(グループ C)。

大型有角獣の最初の 1 月間の胃腸系粘膜に対する線量は、少数の動物では 10 Gy、避難した数万頭は 7 Gy、残りは 1 Gy 以内に達し得た。

30km ゾーン内と近くの場所の雌牛の甲状腺予測線量は、ほぼ 50-70 Gy と評価されたが、より高い線量 230 Gy も示された。甲状腺に深刻な放射線障害を引き起こす線量は 200 Gy である。従って、放射性ヨウ素による甲状腺障害の結果としての有意な放射線病は見られなかった。但し、肉工場で大型有角獣の屠殺時に甲状腺の形態学的変化が記録された。家畜の放牧中断と移住ゾーンからの迅速な避難により、甲状腺線量を下げることが出来た。

チェルノブイリ原発から 35km 地点(ベラルーシ共和国、ゴメリ州、ホイニク地区、コジュシカ村)での現実の放射線状況評価によれば、事故の 3 日後に家畜を避難すると甲状腺線量は半分になった。雌牛の全身線量(1/6 まで)の胃腸系粘膜線量(1/5 まで)の最も有意な低下が、家畜避難時に見られた。動物避難(又は汚染飼料肥育停止)の最大効果は、肉中の Cs137 濃度の 1/12 までの低下である(図 3.5)。

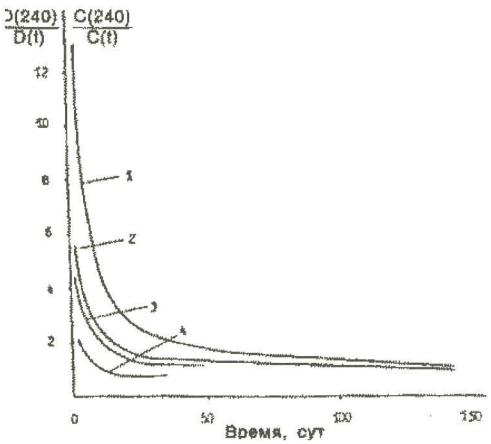


図 3.5 事故後様々な時点で避難した動物における線量と Cs134 と Cs137 濃度と避難しなかった動物における線量と Cs134 と Cs137 濃度の関係

1:Cs134 と Cs137 濃度; 2:全ゆる種類の被曝による大型有角獣の軟組織線量; 3:胃腸系粘膜のβ被曝; 4:I131 による甲状腺線量

D(240)と C(240):それぞれ事故後 240 日目の Cs134 と Cs137 の吸収線量と濃度;D(t)と C(t):それぞれ事故後 t 日目時点の指標。計算は次の避難時期に対し行われた:事故後 3、7、30、60、150 と 240 日目。

事故ゾーン中の農業家畜で最大の被曝線量があったのは甲状腺、次に胃腸系粘膜(線源-汚染飼料)で主にβ線の寄与による。Cs134 と Cs137 からの全身線量は、比較的小さかった。つまり、事故後 8 ヶ月間の甲状腺、胃腸系粘膜と全身の吸収線量の比は、ほぼ 230:1:0.5 だった。

胃腸系粘膜の放射線障害は、1986 年 5 月の最初の 10 日内に発生し、胃腸系の線量は最初の 1 ヶ月内に 10 Gy に達した。臨床的にこれらの影響は、子牛における出血性下痢、あらゆる年齢の家畜において顎下組織のむくみとして現れた。しかし、家畜における全般的及び局所的放射線障害の臨床像は、30km ゾーン内でもその外でも無かった。避難した動物に、最初と以後の月に気の付くような偏差は見られなかった。

避難動物とゴメリ州の現地動物の血液検査でも、造血系の大きな偏差は示されなかった。ただ、

何匹かでは血液凝固指標が普通より少し低く、白血球と血小板の数が正常値の下限にあった。

1986-1987 年の冬、一部家畜の状況が悪化し、30km ゾーンから避難された。疫病死率が増え血中白血球数が減った。解剖時に肝臓の変質、内部脂肪量の増加、胆嚢、脾臓の肥大、心筋ジストロフィーが記録されており、粘液水腫[甲状腺障害による]の存在が想定される。1987 年春、家畜に放射線障害の徴候の現れは無かった。

1987-1988 年、ブリャンスク州ノヴォズィプコフ地区の Cs137 汚染密度 1.5 MBq/m^2 の所の家畜の挙動、運動能力、外見、先天性奇形や異常の発現に変化は見られなかった。血液検査によれば、血液系に軽度の慢性放射線病の徴候が見られた。それは、白血球減少症の弱度の(時には中程度の)発現、白血球細胞形態の左変移、血小板減少症の弱度の発現により評価された。自然の免疫指標(細胞食活性、骨髄ミエロペルオキシダーゼ、凝着反応、殺菌活性)は、十分高レベルにあった。

ベラルーシ汚染地域の雌牛のミルク生産性と、甲状腺吸収線量と甲状腺機能低下症の発現度の関係が研究された。生体内 I131 摂取による甲状腺吸収線量の評価値が 270 – 280 Gy になると、血清中の甲状腺ホルモン含有量が大きく低下する(チロキシンが正常値の 69 – 76 %、TSH が 49 - 66%)。甲状腺被曝線量 180 - 200 Gy での変化は、それぞれ正常値の 40 – 58 %と 17 – 35 %だった。検査された群の 20 %は死に、70 %は血清中に甲状腺ホルモンが無く、粘液水腫の徴候があったため、屠殺する必要があった。甲状腺吸収線量 20 - 30 Gy の雌牛の毎日の乳量は 8 リットル、180 - 200 Gy では 3.3 リットルだった。

事故の 5 ヶ月後、羊に対し一般的な血液検査が行われた(約 1000 頭の群から 64 匹)。これは最初の 10 日を過ぎて、原発近くの新及び旧シェペリチ居住地から搬出された。全頭に、末梢血の明確な血液学的変化が見られた。これらの羊は全て 1986 年 9 月に亜急性から慢性放射線病への中間移行期段階にあったことを、変化の特徴とその頻度は証明している。障害の最も明確な徴候は白血球減少症(89 %の動物)とリンパ球減少症(90 %)だった。54 %の初期及び明確な形態変化を伴なう貧血が見られた。明確な貧血と明確又は深刻な白血球減少症が重なり、造血全般の深刻な抑制の証明が 34%に見られた。白血球減少症と、顆粒球とリンパ球生産の抑制の重なりは、細胞性及び体液性による免疫能を下げている。

1986 年 9 月に 30 km ゾーンに居た 5 匹の若い豚に対する血液検査データは、血液指標の大きな変化を証明している。その特徴は、赤血球とヘモグロビン量の低下(正常色素と過剰色素貧血の徴候)だった。他に、胸骨骨髄検査によれば(核を含む細胞数と骨髄所見による)、骨髄白血球系列細胞の増殖活性が大きく抑制され、顆粒球の成熟にブレーキがかかっていた。つまりこの結果、血中を循環する顆粒球数が減った。

殆どは白血球減少症と正常及び過剰色素型貧血として明確に現れた血液の変化が、1986 年夏原発から距離 10 – 20 km で捕獲された犬 10 匹と他の種類の 28 頭の放置及び野生動物(野ねずみ、猫、はりねずみ)に記録された。1986 年夏、10 及び 30 km ゾーンに放射線障害による家畜死亡の証拠はなかったが、1986 年 5 - 6 月に既に動物の深刻な放射線障害が見られた。放置動物(犬、猫、豚)は 1 - 2 度の放射線火傷が見られ、鼻面に潰瘍が出来、足と腹に脱毛が見られた。後の 1986 年 8 - 9 月にはそういう障害は観察されなかった。犬には、慢性放射線病に特徴的な内臓と組織の変化が診断された。その病理学的変化は、筋肉と脂肪組織の重量減少、肝臓、腎臓、腸と胃の出血から局所的な壊死(肝臓、腎臓)に至る変化だった。鶏では、肝臓の変化の他に、卵巣萎縮が観察された。これは巣の中に産卵が無かったことにより説明出来る。

1987 年、放置家畜の研究は、犬を除き、居なくなったため大幅削減された。1986 年同様、動物の放射線死という事実はなかった。これは、餌が増え人間の影響が弱くなったため、ネズミ類と鳥の数が増えたことからわかる。この年の病理解剖研究によれば、放射線影響はより軽かった。肝臓に変化が記録されたのは、犬、ガチョウ、鴨、サギ、鳩、烏で、他の臓器にも見られたのは犬だけだった。ネズミ類には、病理学的変化は事実上無かった。何故なら多くは既に第 2 - 3 世代で被曝線量も大幅に低かったからである。

十分に高い汚染密度ゾーンに住む動物に奇形形成(不具の発生)の強まりに関する納得出来るデータは得られなかった(奇形発現頻度増加-動物の足の数、各器官の形態変化等)。より低い汚染ゾーンに住む動物にも、そういう種類の放射線の影響は確認されなかった。汚染地区と「きれい」な地区の家畜のそういう奇形数に関するデータを比較すると(特にウクライナ共和国)、統計的に信頼できる差は現れなかった。

事故の長時間後(4-5 年以上経過)、汚染地区の農業植物と動物は、低線量の放射線照射と体内被ばくを受けたが、動物に農業上有意な変化(生産性、再生産性等)は何ら見られなかった。汚染地域における農業加工工場で農業用動物の状況が 12 年間(1986 - 1997 年)観察されたが、動物の健康に何ら異常は現れなかった。確認されたのは、高汚染地域 Cs137 で 15 Ci/km^2 (555 kBq/m^2) までのゾーンにおける幾つかの生化学的及び細胞学的変化だけだった。これらの変化と放射能汚染作用(低線量放射線)との間の相関の有無の問題は、得られた実データの統計的信頼性にもよるが、詳細な検討を要する。

3.3.3 農業環境系における放射性核種の移行

事故後初期の期間。空気による植物の汚染。農地に降下した放射性核種は、次の食物連鎖プロセスで移行した。降下→土→植物→動物→農産物。チェルノブイリ原発事故の際、放射性核種は晩春-初夏に降下したため、種播き地、草原と牧場の植物体地上部が強い放射能を含むことになり、事故後最初の年には、本質的に全ての農業対象物が強く放射能汚染した。

1986 年に収穫された地上部植物体への空気からの主な放射性核種摂取プロセスは次の通りだった。初期における植物体に対する放射性物質の直接降下(1986 年 4 月末-5 月初;秋播き作物、天然及び多年生の草)、作物と自然植物の残留放射能汚染、全ての生育期間を通じての風による地表放射性物質の巻き上げと植物中への摂取、表土と物理的接触時に植物体地上部が直接放射能汚染。収穫時の放射能汚染レベル全体に対するこれらのプロセスの寄与を実際に評価するのは困難とは言え、1986 年では空気からの汚染が主要な植物体への摂取経路だったことが示される。つまり、収穫物の放射能汚染は、根からの摂取により可能な汚染レベルを大きく超えており、土と植物体の核種組成が近かった。

様々な作物中の空気からの摂取量の違いは、植物表層の降下物に対する保有能力により規定され、それは、第一には降下期間中の植物体成長の程度、そして植物が降下物に被ばくした時期と期間に依存する。この観点から植物表層の空気からの汚染レベルが最も高いのは、降下開始直後と、その後に放射性核種が風運搬された期間に、地上植物体の量が多かった作物である。表 3.11 から明らかに、植物体表層で放射性核種が最も多いものは、全体として植物体量も最も多い。しかし時が経過すると共に結果的に植物体に付加される放射能の「希釈」効果により、放射能濃度が最大のものは収穫が少ない。1986 年収穫の最も典型的な植物種の中で最も放射能濃度が高

表 3.11 野生及び種播き多年草及び秋播き作物の植物体放射能汚染相対レベルと地上植物体重量の関係 (1986 年 6 月末-7 月初の状態)

植物体量 kg/m^2	地上植物体の相対汚染、全γ核種放射能による	
	植物体量に対し(単位土地面積当り)	単位植物体当り放射能濃度に対し
0.1-0.5	0.05	0.4-1.2
0.5-1.5	0.53	1.6-2.6
1.6-2.5	0.58	0.9-1
2.5-4.5	1.0	1.0

注:初期土地汚染密度の範囲 11-9200kBq/m^2 、-全γ核種放射能による

かったのは、緑の植物体、干草、わらと秋播き作物だった(表 3.12 と 3.13)。

1986 年の汚染した植物体と穀物及び土地の核種組成は、幾つかの例外を除き(Cs134、Cs137)近く(表 3.14)、空気による汚染が優越しており、事実上完全に根からの摂取より多かったことを証明している。期待される最も想定される中-及び長寿命放射性核種の根からの摂取についての、その後の評価によれば、初めの降下とその後の風による吹き上げの直接的影響が、1986 年産物の放射能の大部分 95-99%を占める。

1987 年には、収穫物中への空気からの放射性核種摂取経路の寄与は大きく下がった。これらの評価は、植物体にカバー・フィルムを付けた野外実験に基き行われた。それによれば(表 3.15)、空気汚染による、とうもろこし、じゃがいも、多年草、ヤハズエンドウ-カラスムギ混合物とカラスムギの植物体中の最終放射能濃度への寄与は、Sr90 で 8 – 44 %、Cs137 で 14 – 38 %だった。1986 年の植生期の関係では、これらの核種の 1987 年の濃度は、多年草の干草で 10 - 30 分の 1 に、秋播き穀物では 14 - 65 分の 1 に、じゃがいもと根菜では 2 - 7 分の 1 に下がった。

表 3.12 チェルノブイリ原発 30km ゾーンにおける 1986 年収穫農産物の放射能濃度

産物	放射能濃度、 kBq/kg		
	合計	Cs137	Sr90
種播き草:			
・緑植物体(n=5)	74 - 2000	6.3 - 370	0.78 - 2.3
・干草(n=6)	16 - 360	1.5 - 70	-
秋播きライ麦:			
・穀物(n=10)	7.4 - 300	1.2 - 110	0.024
・わら(n=17)	25 - 5600	1.8 - 150	3.00
秋播き小麦:			
・穀物(n=5)	3.0 - 15	0.37 - 1.1	0.017
・わら(n=6)	6.2 - 5600	1.6 - 11	-
大麦:			
・穀物(n=5)	2.0 - 9.6	0.011 - 0.59	0.026
・わら(n=6)	25 - 170	(0.56 - 10)	0.48
クローバ:			
・緑植物体(n=3)	0.74 - 25	0.037 - 4.4	-
じゃがいも:			
・塊茎(n=3)	0.74 - 1.8	0.022 - 0.35	-
・植物体(n=1)	480	5.9	-
りんご(n=3)	15 - 115	0.59 - 4.1	-

表 3.13 ウクライナ地域で 1986 年(1986 年 8 月 1 日)に収穫された農産物の平均放射性核種濃度、 (Bq/kg 空気乾燥重量)/(kBq/m^2)

産物	Sr90	Zr95	Nb95	Ru103	Ru106	Cs137	Ce141	Ce144
多年草、干草	26	230	520	110	130	70	90	280
秋播き小麦、穀物	0.6	11	20	4.1	6.5	8.5	7.1	9.4
ジャガイモ	0.23	0.4	0.4	0.5	0.4	4.1	0.2	0.2
根菜	0.04	0.22	0.21	0.15	0.6	0.3	0.15	0.1
りんご	0.02	2.5	3.4	1.1	2.1	1.4	1.2	5.5

表 3.14 1986 年収穫物の核種組成と土地汚染核種との関係(土地と産物中の Zr95 の比を 1)

産物	Sr90	Nb95	Ru103	Ru106	Cs134	Cs137	Ce141	Ce144
ウクライナ地域(1986 年 8 月 1 日)								
多年草、干草	2.7	1.7	0.97	1.4	-	2.4	0.48	2.5
秋播き小麦、穀物	1.4	1.5	1.5	1.3	-	6.3	0.82	2.4
ベラルーシ地域(モギレフ州、ゴメリ州(バルトロメエフク)1986 年 7-8 月)								
草	-	1.6 - 2.4	0.7 - 0.8	1.0 - 1.1	1.1 - 1.3	1.2 - 1.2	3.0	3.4
干草	-	0.8 - 1.2	0.4 - 0.5	0.6 - 0.7	2.1 - 6.0	2.2 - 6.1	-	-
ゴメリ州(1986 年 5 月 15 日)								
植物体	-	1.0	0.65	0.53	0.57	0.60	1.38	1.96

表 3.15 作物の地上植物体中に見られた Sr90 と Cs137 放射能濃度に対する空気汚染経路の寄与に関する 1987 年の実験的評価

作物	Sr90			Cs137		
	放射能濃度 (Bq/kg)/(kBq/m^2)		空気経路の寄与 %	放射能濃度 (Bq/kg)/(kBq/m^2)		空気経路の寄与 %
	カバー無し	カバー有り		カバー無し	カバー有り	
とうもろこし	5.1	4.7	7.8	0.47	0.29	38
じゃがいも	7.0	5.1	27		0.55	19
多年生種まき草	3.2	2.0	38		22	27
ﾔﾊｽﾞｴﾝﾄﾞｳ+ｶﾗｽ麦	14	7.9	44		0.47	14
カラス麦	9.6	7.4	23		0.50	14

注:実験はベラルーシのゴメリ州ベトコフ地区とモギレフ州クラスノポリ地区の生産農場で行われた。土地汚染密度は Cs137 が 560 - 3300 kBq/m^2 で、Sr90 は 56 kBq/m^2 を超えなかった-これは「セシウム」の染みに相当する。各カバーフィルムは、土地面積 1.4 m^2 を遮蔽し、曝露は 25 日間だった。

最初の植生期を通じて(1986 年)、植物体中の主な放射能量は、特に牧草地では、地上植物体に降下による空気汚染により規定された。最も放射性核種の蓄積量が多かったのは、天然草原と多年生種播き草で(表 3.16)、最も少なかったのは農業作物だった-これは地上部の空気汚染が少なかった(例えば、大麦、とうもろこし、からす麦)。事故後最初の数週間に降下した放射性核種は基本的には、土と芝生に保持された(平均 60 – 70 %)。

表 3.16 1986 年 6 月 10 日における植物地上部中への混合放射性核種の移行係数 (乾燥重量に関する計算)

植生、植物の種類	移行係数、(Bq/kg)/(kBq/m^2)
天然の草	100 - 162
多年生種播き草	15 - 22.5
秋播きライ麦	11 - 75
大麦	3 - 5
カラス麦	2 - 3
とうもろこし	4 - 20

1986 年夏、時の経過と共に植物の空気汚染は下がった。初期の半減期は、秋播きライ麦で 15 日だったが、第 2 の類似期間には長くなり約 50 日になった*。

[脚注:農業連鎖中を移行する放射性核種の濃度(農産物や農業環境系構成要素中)の時間変化を評価するため、半減期が用いられる。等価と環境半減期が区別される。等価半減期 Teff は全ての減少要因を含む;環境半減期 Tecol は放射性崩壊を含まない。]*

自然の草に対するこの値はそれぞれ 10 - 12 日と 25 - 30 日だった。植物が最も浄化されるのは強い雨が降る期間で、浄化速度が最も遅いのは圧倒的に乾季だった。

1986 年 6 月初、冬播きライ麦の植物体は 10 – 20 %以下の、収穫物は 5 - 10 %のγ核種を含んでいた。天然の草ではこの値は低く、それぞれ 9 – 15 %と 1 – 6 %だった(図 3.6)。

初期における植物の放射性核種混合物汚染の速い低下は、主に短寿命核種の崩壊による。植物

中の Cs137 濃度の減少は、全γ放射核種よりも遅い。1986 年 6 月初、秋播きライ麦の植物体は降下した Cs137 の 50 – 70 %までを含んでいたが、収穫物では 30 – 40 %までだった。自然の草ではこれらの値はそれぞれ 15 - 40 及び 5 – 10 %だった。

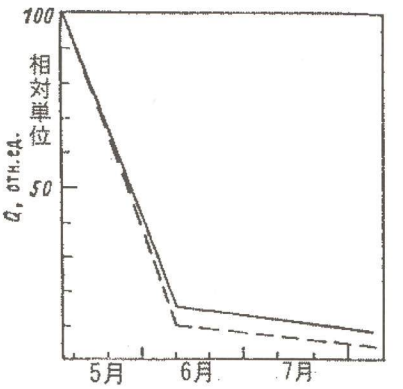


図 3.6 1986 年の植物体中の全γ核種含有量変化 (横軸:5 月、6 月、7 月; 縦軸:相対単位)
実線:秋播きライ麦; 破線:草

表土中の放射性核種の挙動。汚染地域の農業及び自然環境系において、放射性核種が沈着したのは、主に表層土であり、土壌中の放射性核種挙動の時間変化は、農業連鎖の全ての環における放射性核種の含有量により規定されるという原則がある。例外として事故の早期期間は、植物の放射能汚染は主に空気経路による。放射性核種の土壌固体相への沈着は、一面では、植物の根からの摂取と以後の人間に至る移行を難しくするが、別の面では放射性核種が植物根の有る層に長期間保持され、生化学的に変化すると多くの放射性核種が植物に吸収されるようになる。

チェルノブイリ原発事故による放射能汚染の降下物には主に 2 つの構成要素がある。寸法 10-100 μ の粒子で Sr90 と Cs137 放射能が 0.1 - 1000 Bq/粒子の「燃料」要素と、自然及び事故に由来する「蒸気ガス」(「凝結」)アエロゾル粒子成分で、ここには Cs137 他の放射性核種が化学化合物 (hydrooxide、主に carbonate、 nitirate)として凝結していた。その評価によれば原発から 60 km 半径の地域内の放射性降下物は 85%以上が「燃料」成分で、より離れた地域では「蒸気ガス」成分が優位となっていた。

チェルノブイリ降下物の特徴として、分散度が大きいガスアエロゾル成分の他に、様々な寸法の成分があった(例えば、破壊燃料棒に由来する燃料酸化物の遺残、構造材等)。近いゾーンには (原発から 15 – 20 km)では、燃料粒子成分中の Cs137 が優位となり、遠くなるとガスエロゾル形態の Cs137 が優位に占められていた。

降下粒子中の核種組成は、かなり照射燃料の組成に近かったが、1 - 2 の核種(Ce144、 Ru106、Cs134、Cs137)しか含まない粒子も存在した。原発から 10 km の降下「燃料」成分中に Cs134 と Cs137 が見つかり、その放射能は全放射能の 50 %を超えていた。北方向では、75 %を超える Cs134 と Cs137 が「蒸気ガス」成分の形で降下した。

降下した放射性物質は、先ず表層土に集り、その後、自然に進行するプロセスと放射性物質(と放射性核種)の土と水との物理-化学的相互作用により、放射性核種は土壌断面に移行して行った。土壌層や表土を動かし放射性核種を深く埋める人間の介入(例えば深耕)がなければ、放射性

核種の土壌中沈降を支配する主なプロセスは、対流輸送-大気中の降水によりろ過される際の固体粒子の水流による溶解と、土壌中水分が地表から蒸発する際の毛細管流、土壌中溶液-土壌固相のイオン交換、最初に降下した放射性核種を固定した固相からの湿分抽出(脱着)、自由及び吸着された放射性核種イオンの拡散である。上述のプロセスの強さは、マトリックス成分中の放射性核種化合物の物理-化学特性と、放射性核種の化学活性により規定される。

この複雑な総合要因が影響する結果、時の経過につれて、最初は土壌の最上層部に連続分布していた放射性核種が、その後より深い層に移行していく。しかし、土壌断面中の放射性核種移行プロセスの強さは、時と共に弱くなる一方で最終的には、ある深さに達すると深い層に殆ど定常分布するようになる。それは又、土壌の物理-化学特性と水相状況に依存する。

事故ゾーン中における放射能降下とその後の表土中の放射性核種の分布は、空間-時間的に非均質であった。それは何日も放出が続く中で放射性核種混合物の組成が変化し、気象条件等の影響もあったからである(表 3.17)。広い土地汚染密度の範囲で Zr95/Ce144 比は一定で、1986 年 6 月 15 日には 0.35 だった。当時、土壌中の Cs137/Ce144 比は、6 から 0.66 まで下がり、原発から遠くなるにつれて揮発性の Cs137 が増えた(図 3.7)。チェルノブイリ地域各地区の土壌中の 1986 年における交換性 Sr90 の濃度は、平均して交換性 Cs137 の 1.5 倍あった(それぞれ 8.7 - 40.7 %と 3.6 - 20.8 %の範囲)。

最初の年の土壌放射能汚染は、軽い組成のベラルーシ、ウクライナ、ポーレスの砂と砂質土ですら、事実上全ての放射能核種の大部分(70 – 80 %まで)は、連続相として土壌又は耕作土に含まれ、事故後深耕されなければ深さ 5 cm までの表層にあった。この層中の放射性核種の分布特性は、土壌と放射性核種の物理-化学特性により変った。特に大部分の核種が深さ 2.5 - 3 cm の層に集中している場合(図 3.8)、この層中の相対濃度は、有機物や粘土の割合が多いほど高くなった。

表 3.17 放射性核種組成(主な核種):チ原発 30km ゾーン、1986 年 6 月 15 日 (γ核種全放射能の%)

セクタ	Zr95+ Nb95	Ru103+ Rh103	Ru106+ Rh106	I131	Cs134	Cs137	Ba140+ La140	Ce141+ Pr141	Ce144+ Pr144
北	5.5	23.7	27.0	1.8	5.2	12.3	2.1	4.7	6.0
	8.2	24.5	13.6	2.0	13.2	30.0	3.2	1.8	3.4
	0.8	24.4	-	4.8	14.6	43.7	4.4	0.9	2.0
南	28.6	11.4	5.5	2.6	11.2	15.9	5.7	6.3	12.3
	33.1	10.4	6.0	0.5	4.5	8.1	19.6	4.8	13.0
西	17.0	9.0	10.2	2.7	10.3	16.7	14.0	4.3	9.2
東	2.9	22.8	4.2	5.1	7.7	24.4	9.2	8.4	8.3

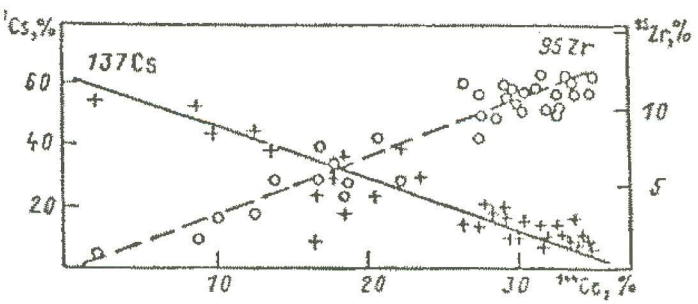


図 3.7 Zr95、Cs137 と Ce144 土壌中濃度の相関

1986 年の土壌表層 10 cm 中の放射性核種分布は、事故降下物の性格-「燃料」又は「蒸気ガス」か

-によった。降下物の特性の影響として、沈降しても核種分離がない(基本的移行プロセスは水流による固体粒子の移動と想定される)こともあったが、「蒸気ガス」降下物に対してはそういう分離があった(想定移行プロセス-水流に放射性核種が溶け移動し吸着)。

土壌深層部(30 – 35 cm まで)の放射性核種マクロ分布研究によれば、1986 - 1989 年間の土壌断面中の放射性核種分布の経時変化は十分に遅かった。変化とは、最上層 5 cm までの放射性核種含有量の減少と、より深い層(5 – 10 cm)の含有量の増加にあった。しかし、原発からの距離、土壌の型と放射性核種の様々な化学元素との親和性とは無関係に、1989-1990 年を通じ、大部分の放射性核種は深さ 10 cm までの表層部にあり、4 – 5 cm の層に最も集中していた(全量の 90 – 95 %)。

また、個々の放射性核種、特に Sr90 と Cs137 が 1987 - 1989 年には 30 km ゾーン内で深さ 35 cm まで貫通していた。遠いゾーンでは「蒸気ガス」降下物が優性で、Zr95、Ru106、Ce144 と Pu は深くは移行しなかった。湿水性の泥炭土地帯では、縦断面に放射性核種がより深く貫通した。放射性核種濃度中心部の沈降速度は、1986 - 1989 年の期間に対し、0.4 - 1.6 cm/年(Sr90 は 2 - 2.5 倍高い)で、最大は湿水タイプの土壌だった。

Cs137 の土壌中の移動と、土壌-植物系中での移動性は、降下した核種の形態によった。近いゾーン(原発から 2 – 5 km)では、交換性と「移動性」(3n HCl に可溶)の量は、事故後初年中、遠いゾーン(チ原発から 15 – 50 km)の 1.8 - 3.3 分の 1 だった。事故後最初の 6 年間に、湿水性土壌中の交換性と「移動性」の Cs137 は 1.5 - 12.8 分の 1 に下がり、1986 - 1988 年間に対する土中の交換性 Cs137 の半減期は 2.0 - 2.9 年、1989 - 1991 年間に対しては 4.6 - 12.6 年だった。

割れ目のない土壌断面中の放射性核種移行の優越メカニズムは、特に軽質のポレス土においては、水による対流輸送であると見なされる。Sr90 と Cs137 の土壌断面中の移動速度評価の際には、2 つの要素の存在に注意が向けられた。つまり「速い」もの(地層中の全含有量の、Cs137 に対しては 0.1%、Sr90 に対しては 2.5%以下)と「遅い」ものである。対流輸送、拡散、溶出等が同時に起こるので、「速い」要素は圧倒的に対流輸送に関するものかも知れない。評価によれば、垂直移行における真の拡散の役割は、深くなるほど増える。1987 年に 0 – 5 cm 層での拡散係数は $4 \cdot 10^{-8}$ cm^2 /s、5 - 10cm では $5 \cdot 10^{-7}$ cm^2 /s だった。1988 年には、差は平滑化された。

30km ゾーンと遠いゾーンの芝生-灰白土カラムに対するモデル実験結果によれば、Cs137 と Sr90 の拡散係数は、乾燥土に対し 0.8 - 1.0 cm^2 /s (0 – 2 cm 層)から 24 - 30 cm^2 /s (8 - 10cm 層)の範囲にあり、湿水土に対してはそれぞれ 3.0 - 5.5 と 40.8 - 59.8 cm^2 /s だった。対流輸送と拡散が重畳し核種が移動する中で、拡散の寄与は、0 – 5 cm 層で、Cs137 に対し 61 – 90 %、Sr90 に対し 40 – 78 %だった。

割れ目のない構造の土壌断面中を放射性核種が沈降した場合の主な結果は、深さ 2 cm までの表層の放射性核種含有量の消耗である。30 km ゾーンと遠いゾーン(原発から 50 – 80 km)の土地のこの層の放射性核種含有量は、1986 - 1987 年間と比較し、1988 年には 3 – 15 %、1989 年には 35 - 40%下がった。ここで深さ 0 - 2cm 層中の放射性核種含有量の減少は、休耕地より未開地のほうが遅く、湿水土よりも乾燥土の方が遅かった。最後のモデル実験により、様々な湿分の芝-灰白土カラム中の放射性物質垂直移動が研究された。絶対湿度を 49.0 から 24.4 %(又は限界湿分体積の 100 から 50%に)に変えると、5 ヶ月後に 0 – 10 cm 層の Cs134 と Cs137 含有量は 91 から 74%に下がった。同じ実験で、Zr95 は表面から 3 cm 以上は移動せず、Nb95 は 15 cm より深くには移動しないことが判った。

上層中に腐植土含有量が増えると、この層中の放射性核種の消耗が遅くなった。指数減少モデルを適用すると、30km ゾーンの土壌中の Cs137 半減期は、0 - (2 - 4) mm 層に対し 1.3 - 1.5 年、0 –10 mm 層に対し 2.2 年で、遠いゾーンでは 1 – 10 mm 層に対し 2.0 年であった。

チェルノブイリ原発近くの土壌中の放射性核種は(0 – 10 cm 層)圧倒的に吸着体積の大きい水底泥土や粘土の成分と結合している。芝-灰白土中のこれらの成分割合は(寸法 50 μ 以下) 30 – 40 %を超えなくても、30 km ゾーン土壌中のこれらの成分が 0 – 10 cm 層中の Sr90 のほぼ 100 %、Cs137 の 95 %、Ru106 の 90 %と Ce144 の 85%と結合している。遠いゾーンの乾いた谷土(ベラルーシのゴメリとモギレフ州)では、これらの成分と、全 β 放射能の 51 – 81 %、全 γ 放射能の 42 –78%と Cs137 の 42 –79 %が結び付き、湿水性土ではそれぞれ 38 - 81、32 - 52 と 31 – 79 %である。

土壌中の放射性核種移動性の生物地球化学的尺度となるのは、様々な試薬による放射性核種の脱着の程度である。普通、脱着に対する頑固さの小さい順に放射性核種は 4 つの基本的形態に分類できる。水溶性、交換性(1M NH_4Ac により解離可)-両者とも移動可能な結合形態で、植物の根から摂取可能;難溶解性又は酸溶解性(無機酸、例えば HCl や HNO_3 溶液により解離可);そして固定(普通に用いられる無機酸溶液では解離不能)形態である。

ベラルーシ、ウクライナとロシアの大面積汚染地域の土壌中の存在形態とこれらの形態による寄与の変化の関係について、現存する実験情報は全体として非常に不確定で矛盾しており、正確な評価が得られるようなものではない。

これらの情報の系統的分析に基き、一般的結論が下せる(表 3.18)。

1986 年における 30km ゾーンと境界隣接ゾーンでの土壌中の放射性核種の生物地球化学的移動性は、1 桁の差があった。最も移動性が高かったのは、30km 境界と外側で、これは圧倒的に「蒸気ガス」降下物だったためである。移動性が最低だったのは 30km ゾーン、特に近い部分、原発から西に 5km までの部分で、これは圧倒的に「燃料」降下物だったことから説明される。最初の 4 年間に近いゾーンでの移動性はほぼ 10 倍に上がり、遠いゾーンでは 2 - 2.5 倍になった。これは、「燃料」成分の浸出と思われる。30 km 内の土壌で最も浸出が大きい代表は Sr90 で、境界外では Cs137 である。

表 3.18 1986-1989 年間の原発近くと遠くのゾーンにおける土地表層部*の水溶性、交換性、酸溶解形態の放射性核種

水溶形態						交換形態				酸溶解形態				
Sr90	Zr95	Ru103 Ru106	Cs134 Cs137	Ce141 Ce144	Pu	Sr90	Ru103 Ru106	Cs134 Cs137	Ce141 Ce144	Sr90	Ru103 Ru106	Ru103 Ru106	Ce141 Ce144	Pu
30km ゾーン														
0.1- 0.9	0.2-0. 5	0.1- 1.5	0.1- 1.1	0.1- 0.8	0.1- 0.3	1.2- 12	0.9- 30	0.6- 38	0.4-7. 5	3.2- 43	1.9-3 0	13- 46	2- 51	0.4- 2.1
遠いゾーン**														
0.4- 11	-	-	0.1- 0.9	-	-	1.5- 8.7	30- 80	15- 43	3.4- 8.6	0.6- 29	2.0- 38	0.1- 43	18- 69	-

30km ゾーンは圧倒的に芝-灰白質、砂質と砂土。遠いゾーンは灰色森土と芝-草原の砂質土を含む。

**ベラルーシのゴメリ州とモギレフ州の南部、そしてロシアのブリャンスク州を含む*

浸出の他、土壌中の移動性増加に大きな役割を演じているのが、腐植土と低分子酸、そして放射性核種と Ca、Fe、Al とそれらの水酸化物との相互作用である。つまり、難溶性のフミン酸、フミン酸塩と水酸化物、粘土中の鉱物は吸収を増やし、放射性核種と土壌との結合を強めるが、土壌中の有機物は放射性核種を動きやすい状態に変え、雷酸や低分子酸と共に Fe と Al の複雑な形

態の陽イオンを形成すると見なされる。このため、土壌中の放射性核種は次のような形態になり得ると思われる。水溶性0.5 %;フミン化合物5 – 25 %; 雷酸化合物1 – 10 % ;有機ミネラル化合物50 – 90 %;ミネラル化合物 10 – 60 %。

上記アエロゾル成分が、土壌-植生の表土に沈降すると、放射性核種が土壌固相に固定され、生物学的移動性は下がるが、粒子形態の降下物には逆の現象が起き、粒子が徐々に風化し放射性核種が植物に摂取されることになった。燃料粒子形態の降下物が多いゾーンではSr90とCs137は様々な挙動をした。原発に近いゾーンでは Sr90 は固体粒子中に取り込まれていて、それが風化し破壊されるにつれて、植物により摂取されやすくなったが、Cs137 の特徴は不動性で、植物摂取も少なかった。つまり、1987 年に植物中の Cs137/Sr90 比は 1 弱だったが、1994 年には植物の Cs137 摂取は 50 分の 1 以下に下がり、Sr90 の摂取係数は逆に上がり 1991 年にはほぼ 10 倍になり、1994 年まで変わらなかった(図 3.8)。土壌中の放射性核種の移動性低下は、先ず土壌固相への吸着強化、粘土鉱物の結晶構造への取り込み他の一連のプロセスだった。この経時変化は、Cs137 の大きな特徴で、Sr90 では大したことはなく、長期間土壌中で交換可能状態 (つまり植物に吸収され得る形態) に維持された。

Cs137 の土壌固相吸着の特性は、-例えば Sr90 の-吸着にとり特徴的なカチオン容量だけでなく、ミネラル中に特別の Cs137 固定場所(FES = Frayed Edge Sites)があることである。一連の土壌(特にイライト、クリノプチロライト)粘土ミネラルには多くの FES があり、これらのミネラルが多い土壌には、より強く Cs137 を固定する特性がある。Cs137 の経時変化による植物に吸収されにくい形態への移行は、粘土ミネラルと有機物が多い黒土中の方が、酸性の芝-灰白土中よりも速く起こる。

植物による放射性核種の蓄積。植物による Cs137 は、土壌の特性に依存した汚染地域を最も良く代表する3つの型として芝-灰白砂質土、灰色森土と黒土の3種に異なる割合で蓄積した。そして、代表的な飼料作物中の Cs137 濃度は 2.5 から 13 倍の範囲にあった(表 3.19)。

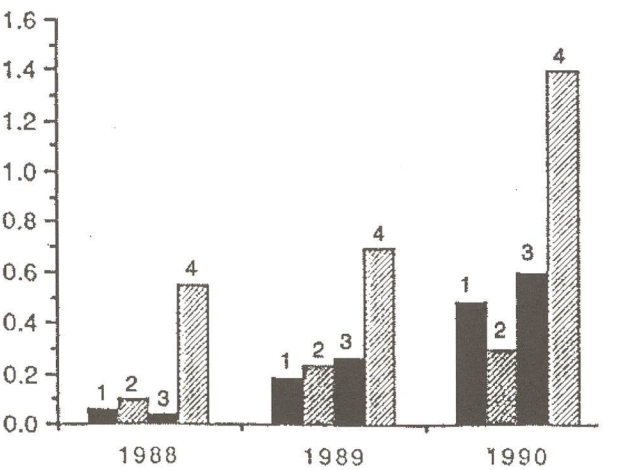


図 3.8 耕作穀物中の Sr90 蓄積係数の変化(30km ゾーン、芝-灰白土)
1-秋播きライ麦; 2-秋播き小麦; 3-大麦; 4-カラス麦

植物による Cs137 蓄積の観点から重要なのは、ポレスにおける泥炭[torf]、泥炭-Glee と泥炭-沼土の分布で、非常に多くの有機物を含み(20 - 60%)、粘土ミネラルと粘泥成分、土壌溶出物(pH =

4.2 - 5.4)との酸反応が極度に少ない。これらの土壌中で、土壌-植物連鎖の Cs137 移行係数は 3.7-30 (Bq/kg)/(kBq/m^2)だった。なお、芝-灰白土では、植物栽培技術によって 0.2 - 7.6 (Bq/kg)/(kBq/m^2)の範囲で変化した。

汚染ゾーン中で重要な環境系は草原と牧場である。何故なら、この２つが食品中(第 1 にミルク)への放射性核種取り込みと直接結び付いているからである。草原と牧場での放射性核種移行の特徴は、大気から降下後、植物が摂取しやすい形態で長く保持されることである(芝土は、放射性核種を吸着するミネラル成分が少ない。これは Cs137 に対し重要)。

表 3.19 土壌から飼料作物中への Cs137 移行係数、(Bq/kg)/(kBq/m^2)、1987-1990 年間平均

作物	土壌型、 塩押し出し pH			土壌型による差の倍率
	芝-灰白砂質、4.5 - 5.5	灰色森土、5.6 - 6.5	黒土、6.6 - 7.2	
自然の草(干草)	10.00	4.00	1.80	**5.5**
種播き草(干草)	4.00	3.00	1.60	**2.5**
ヤハズエンドウ	2.70	0.45	0.20	**13.0**
クローバ	1.80	0.30	0.30	**6.0**
ハウチワマメ	1.50	0.40	0.15	**10.0**
ムラサキウマゴヤシ	0.80	0.40	0.20	**4.0**
トウモロコシ(サイロで)	0.40	0.20	0.08	**5.0**
飼料用テンサイ	0.50	0.35	0.20	**2.5**
じゃがいも	0.25	0.13	0.045	**5.5**
秋播き穀物	0.50	0.20	0.05	**10.0**
ライ麦	0.40	0.10	0.04	**10.0**
大麦	0.30	0.10	0.06	**5.0**
作物による差の倍率	**40**	**40**	**30**	**-**

草原植物中の Cs137 移行係数は、耕作土壌と比べ大きく高い。草への Sr90 と Cs137 蓄積は草原のタイプにより、大きい順に、「沼>氾濫原と低地>乾いた谷」である。様々なタイプの草原での植物への Cs137 平均移行係数は 0.5 - 32.7 (Bq/kg)/(kBq/m^2)の範囲にあり、Sr90 は平均 2.1 - 5.2 倍[1.8 - 109.7 (Bq/kg)/(kBq/m^2)あった。草原タイプの環境放射線学的分類が策定された。これは一面では草原の生物地球物理連鎖特性、他方では環境放射能指針を考慮したものである(表 3.20)。耕作地と同様、草原植物への Cs137 の移行は事故後時の経過と共に段々下がった 1987-1990 年間に植物への Cs137 移行係数は 3 - 5 分の 1 になり(Teff = 2.0 -2.2 年)、1990 年からは実効半減期(Teff)は延びて 4 - 17 年になった。草原群生で最も多く植物中に Cs137 を蓄積したのは、低地と氾濫原耕地で、最も少なかったのは黒土砂粘土だった(表 3.21)。

草原土の放射性核種自己浄化特性の総合指標として、植物根層における環境半減期(Tecol)が用いられた。Cs137 の環境半減期は、水相と土壌特性により広範に変化した(表 3.22)。乾燥谷草原に対し、Tecol は計算上 2000 年にも達したが、低地と氾濫原草原では大幅に小さく 60 - 500 年だった。土壌中の Sr90 の移動は、全てのタイプの草原について Cs137 より速かった。Sr90 に対する Tecol は計算上、乾燥谷草原に対し 30 から 96 年の範囲で、低地草原では 13 から 18 年だった。

土壌から植物への Cs137 摂取率は、事故後の時間経過と共に変化し、土壌から植物への Cs137 移行係数は非均質で、根からの摂取強度の減少については 2 つの期間に分けられる(図 3.9)。第 1 期間の移行係数の半減期は、様々な型の土壌や農業植物に対し 1.3-2.9 年だった。第 2 期間の移行係数の半減期は 4.6 から 17.3 年の間にあり、最長期間を示したものは砂土、砂質と泥炭土だった。植物中の Cs137 蓄積量の時間変化は作物の特性による。第 1 期間の Cs137 移行係数の環境半減

期が最大だったのは、トウモロコシとビートで、特に多くの窒素肥料が使われたためだろう(表3.23)。

類似のCs137摂取変化の周期性が草原植物にも記述されている(図3.10)。Cs137の生物学的移動性の変化は、土壌と植物の特性だけでなく、降下物の型にも依存した。事故後初年の草原植物中へのCs137摂取は、ガス-エロゾル降下物ゾーンの方が、燃料粒子ゾーンの4-5倍あった(図3.11)。

表3.20 草原の環境放射能学的分類

草原型	土壌グループ	機械組成による土壌ｸﾞﾙｰﾌﾟ	植物中への移行係数 (Bq/kg)/(kBq/m^2)		根が存在する土壌層の環境半減期(Tecol/年)	
			Sr90	Cs137	Sr90	Cs137
乾燥谷	ミネラル質	砂質	5.0-25	1.0-15	50 (20-70)	70 (50-90)
		粘土質	2.0-15	0.2-10	60 (30-90)	100 (90-110)
		粘土	0.3-3	0.05-0.3	70 (50-100)	130 (110-150)
氾濫原	ミネラル質	砂質	5.0-25	1.0-15	30 (25-50)	70 (40-90)
		粘土質	2.0-15	0.5-10	50 (25-70)	100 (90-110)
		粘土	-	0.3-1.0	-	120 (100-140)
低地	有機質	泥炭質	3.0-30	5-20	30 (20-40)	45 (20-70)
	ミネラル質	砂質	5-35	3-20	35 (25-50)	50 (40-90)
		粘土質	-	2-15	-	60 (50-70)
沼	有機質	泥炭質	10-45	3-30	30 (20-50)	45 (33-80)
	ﾐﾈﾗﾙ質	泥炭質	5-150	3-90 (150)	16 (13-30)	18 (13-40)

表3.21 芝と草のCs137含有量、自然草原の土壌汚染密度1kBq/km^{2}に対し、1988-1989年間

土壌型	草原型	Cs137濃度 Bq/kg 空気-乾燥重量	
		芝	草
草原-黒土 粘土質	湿った氾濫原	3.0	0.6
草原 砂質	普通の乾燥谷	10 - 04	2 - 3
草原 砂	湿った氾濫原	12 - 15	8 - 11
芝-灰白土 粘土質	普通の乾燥谷	4.0 - 14	1 - 4
芝-灰白土 砂	普通の乾燥谷	40 - 63	5 - 9
芝-灰白土 砂	湿分過剰の乾燥谷	40 - 69	13 - 22
芝-灰白土 砂	湿った氾濫原	53 - 75	25 - 39
泥炭	乾いた泥炭	77 - 90	30 - 45
泥炭	水辺の泥炭	123 - 172	58 - 82
泥炭	低地の泥炭	170 - 198	135 - 189

表3.22 土壌の植物根層からのCs137半減期(年)

機械的組成による土壌グループ	Tecol			
	モード	95%信頼度範囲		Teff
		下限	上限	
	乾燥谷草原			
砂	1870	1380	2515	29.5
砂質	2030	1690	2400	29.6
重い粘土質	1970	1260	3070	29.5
	低地草原			
軽い粘土質	530	403	692	28.4
泥炭	280	200	387	27.1
	氾濫原草原			
砂質	440	220	890	28.1
泥炭	60	49	73	20.0
	沼草原			
泥炭[移行]	17.4	14.2	21.3	11.0
泥炭[低地]	26	19	35	13.9

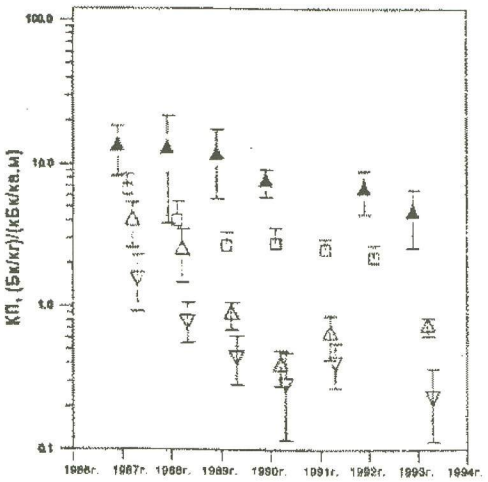


図 3.9 多年生種播き草の様々なタイプの土壌における Cs137 移行係数の時間変化
縦軸:(Bq/kg)/(kBq/m^2)
□-砂、砂質土; △-軽いか、中程度の砂質粘土; ▽-重い砂質粘土又は粘土; ▲:泥炭土

□
□

表 3.23 農業植物への Cs137 移行係数の等価半減期(年)

機械的組成による土壌グループ	第 1 期、1987-1989 年間	第 2 期、1989-1994 年間
	大麦	
砂、砂質	1.37	6.2
軽い-及び中程度に粘土質	1.9	6.7
重い粘土質、粘土	1.4	3.8
	とうもとこし	
砂、砂質	2.4	7.5
軽い-及び中程度に粘土質	1.5	16.1
重い粘土質、粘土	1.9	17.3
	じゃがいも	
砂、砂質	1.2	7.5
軽い-及び中程度に粘土質	2.4	8.5
重い粘土質、粘土	2.9	5.0
	自然の草	
砂、砂質	1.6	15.4
軽い-及び中程度に粘土質	1.3	4.7
重い粘土質、粘土	1.3	4.9
泥炭	1.8	10.9
	種撒き草	
砂、砂質	2.3	4.8
軽い-及び中程度に粘土質	2.5	4.6
重い粘土質、粘土	2.5	10.2
泥炭	2.6	21.0

2-3 年目には逆になり、燃料粒子のあるゾーンの方が、ないゾーンより摂取が多かった。天然抽出剤の作用に対し安定な降下粒子があると、燃料粒子が大きく破壊される時期に植物中への Cs137 摂取が大きく増え得た。

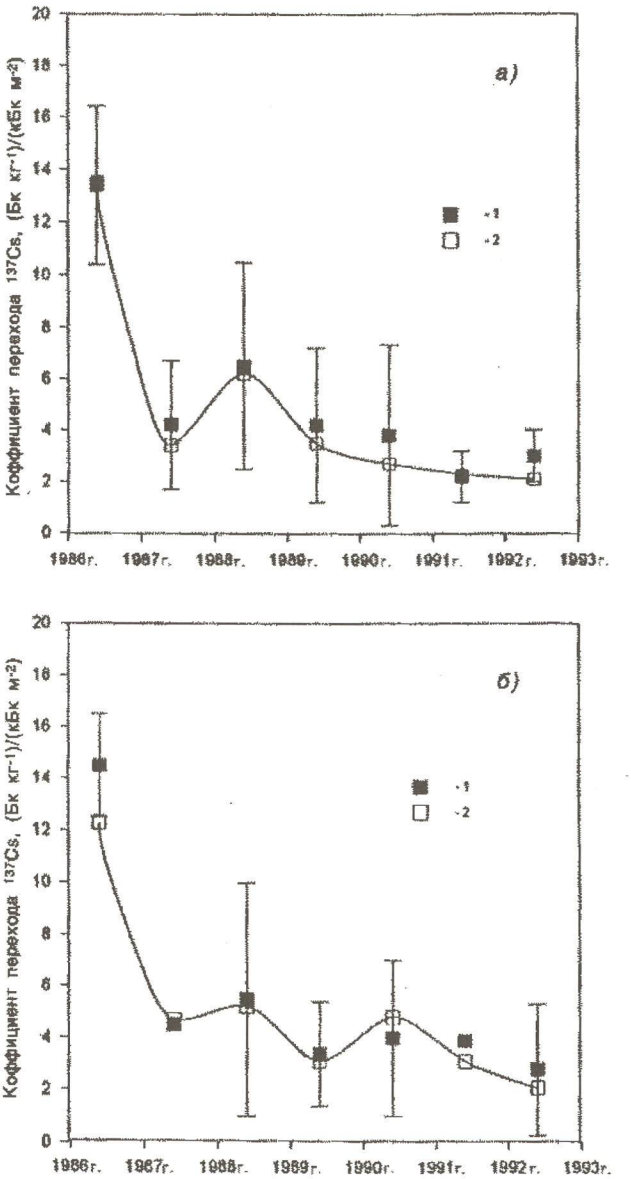


図 3.10　Cs137 の草原植物中への移行係数の変化: (Bq/kg)/(kBq/m^2)
а)湿水土壌; б)乾燥土壌
チェルノブイリ原発 50km ゾーンの「近い」サブゾーン: 1-実験データ; 2-計算データ

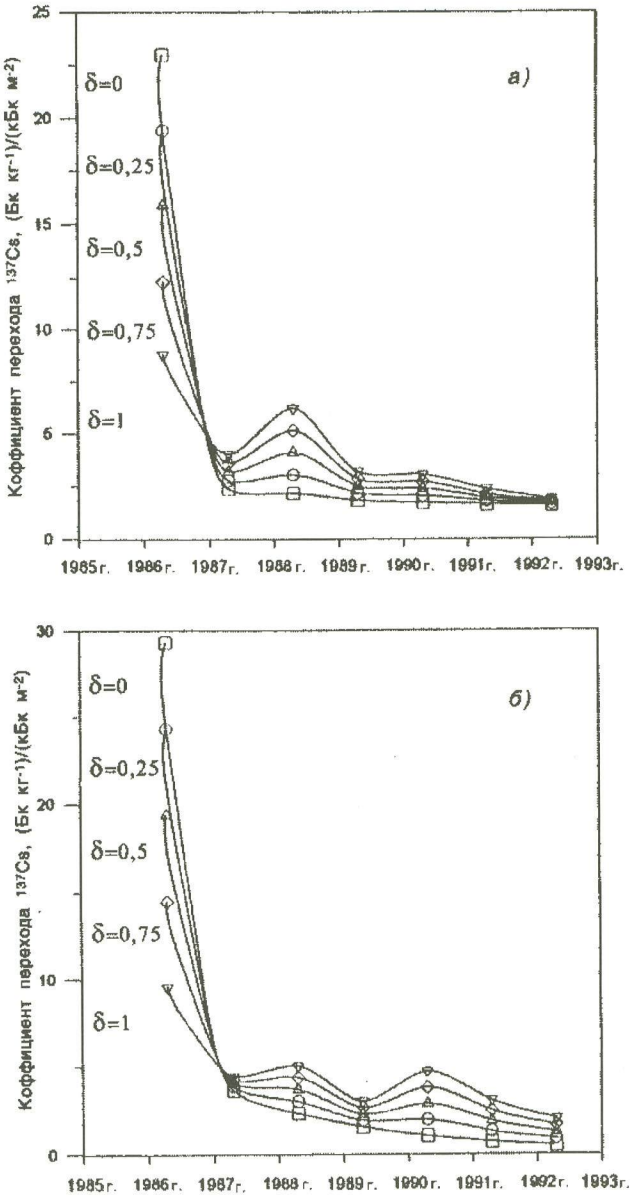


図 3.11　降下物中の燃料成分割合に対する草原植物中への Cs137 移行係数の依存性
(Bq/kg)/(kBq/m^2)　　а)湿水土壌; б)乾燥土壌

3.3.4　汚染地域における農業生産体制

放射線基準に応える農業生産体制は一連の課題の解決が前提であり、第一に農業分野での放射線モニタリング実施、農業加工コンビナートにおける総合的防護措置の定着化と農産物の放射線管理体制が取上げられた。汚染地域農業における実施時期、防護及び復旧措置の強さに関し、幾つかの期間に分けられる(表 3.24)。

事故後の各段階における農業生産体制 ***初期(急性)期間。*** この期間(事故後数ヶ月間)は住民の被曝線量は十分高い可能性があるが、未だ十分な量の放射線状況モニタリングは行われておら

表 3.24　チェルノブイリ原発事故後の農業生産面での放射線学的防護措置

措置	措置の基本的内容	実施期間
禁止と制限	ミルクと野菜(葉菜)摂取中止、放牧と新鮮飼料での家畜肥育中止、可能な動物避難	事故直後直ちに、放射線状況詳細把握まで
農業動物と植物の放射線障害予測	現地の照射γ線量率測定、動物と種播された植物体表面のγ線量率評価、動物の健康状態を臨床観察、動植物の吸収線量評価	事故直後直ちに、最初の 1 週間
農業生産面の一次放射線モニタリング	農地の放射性核種組成と汚染密度の評価、重要核種と重要食品の暫定規定	事故直後直ちに、数ヶ月間
農業生産面の基本放射線モニタリング	農地の放射能汚染地図を編成、農業対象物の放射線管理体制、農業連鎖中の放射性核種移行に関する環境放射能情報の収集	事故後最初の 2 年間
農業加工コンビナートにおける総合防護措置実施の第 1 段階	全ての農業加工コンビナートにおける総合防護措置の定着化プログラムの編成と実施、第一の防護措置実施(最も汚染した土地は輪作から外す、農業生産転換、等)	事故後最初の 2 年間
農業加工コンビナートにおける総合防護措置実施の第 2 段階	農業加工コンビナートにおける全面的総合防護措置の定着化に関する多年プログラムの実施	事故後 3 年目から 10-12 年目まで
農業生産面における事故後措置の完結	農業生産復興。最も汚染した農地のリハビリ原則策定。「非事故」状態に対する農産物中の放射性核種含有量基準に移行。	事故後 10-12 年経過

ず、汚染農地にある農業加工コンビナートは制限や禁止という性格の緊急措置が採られた。これにより人体と家畜への管理されない放射性核種摂取が防止され、許容放射性核種濃度を超える農産物(先ず、ミルクと肉)の大量生産が中止された。(動物の放牧と新鮮飼料による肥育の中止)。動物の過剰被曝を低減させる為に上記措置に加えて、最高汚染地区-移住と収用ゾーン-からの避難が追加された。許容放射性核種濃度の農産物が得られないと判った、強く汚染した土地は利用されないことになった。

事故初期は、しばしば「ヨウ素」危険期と呼ばれる。何故なら、この期間中の主な危険性は I131($T_{1/2}$=8.0 日)によるものだから。これは強く環境連鎖(ミルク)を通じ人体に移行し、甲状腺に蓄積される。I131 で、ミルクと共に住民の生体中に摂取されたのが 80 – 90 %、残りの 10 – 20 % は葉菜摂取と吸入径路だった。人間と同様、I131 は家畜の甲状腺にも蓄積され、この器官の放射線病の原因になった。1986 年 5 - 6 月に、農地の「ミルク」汚染地図編成についての大量の研究が行われ、ミルク中の I131 濃度を下げるため禁止措置が導入された(動物放牧中止)。広く利用された措置として、摂取前にミルクを保持し I131 を崩壊させた(生乳を濃縮ないし粉末化後)。残念ながら、事故規模が巨大で、この種の惨事への備えが無かったので、住民に対し I131 を含む食品の完全な制限はできなかった(同様に、必要な範囲でヨウ素予防措置も適切にできなかった)。

農地の放射能汚染初期の日々から、その放射線モニタリングは始まっていた。最初は主に航空γ測定データで、その結果γ線量率と汚染核種組成から降下密度が評価された。ここで主に注意が向けられたのは、生物学的に重要な核種(Sr90、I131、Cs134、Cs137、Pu239) による農業面の汚染だった。更に航空γ測定の結果は、地上のγ線量率測定値により補足された。同時に、主な農業物-土壌、動植物製品-の放射性核種含有量が測定された。最終的には、農業化学と獣医部の放射線研究室のネットワークが組織化された。

農業分野においては、非常に大量の農産物が放射線モニタリングされ、科学的根拠があり経済的に妥当な大規模な放射性核種低減対策が採られ、食品からの放射性核種摂取が制限された。更に 1986-1987 年中には、Cs134 と Cs137 含有量が規制レベルを超えた場合には強力な制限措置

が、限定範囲で実施された。つまり、これらの核種の暫定許容レベルを超えた肉を部分的にソーセージ製造に使う場合、Cs134 と Cs137 濃度の放射線基準を満足させた(きれいな肉で「希釈」)。こういうソーセージ又は「汚染」肉を、汚染地区の外に搬出しソーセージを製造し、事故ゾーン住民の線量負荷を下げる可能性も検討された。この措置は実施されたが、肉の再利用は非常に大きな困難に直面し、最終的には汚染肉は廃棄された。

限定規模のこういう一部不十分な決定は、緊張した経済的及び放射線学的状況の産物であったが、環境放射線学的情報が不足していたためでもあった。その後、放射性核種許容濃度を超える農産物を除外する(立法に至る)全ての措置が採られた。

こういう巨大事故の影響を清算する準備がなされていたとは言えず(発生そのものが予想されていなかった)、家畜に発生し得る放射線障害の予測が不正確だったため、ベラルーシとウクライナでは一部の家畜(大型有角獣)が誤って屠殺された。つまり、ウクライナだけで事故後最初の数週間に 1 万 5 千頭が屠殺された。ベラルーシでは、予備的予測により放射線障害と深刻な製品汚染が想定されたため、13 万頭の大型有角獣が殺された。その後の詳細評価ではこの予測の正当性は確認されなかったが、一部の動物が屠殺された。その主な原因は、「きれいな」飼料の入手困難と、放射線以外に起因する動物の病気だった。

農業加工コンビナートにおける農産物中の放射性核種濃度を下げるための第 1 期の復旧措置は、主に対策の経済的基盤が弱かったため不十分だった。農産物中の放射性核種濃度を下げる(その結果、内部被ばく線量が下がる)多くの積極的な手法があったが、一連の高価な防護措置に基くもので、定着化は経済的及び放射線学的観点から正当化されなかった。1986-1988 年間に農業加工コンビナートにおいて採用された対策システムは、住民の外部と内部被ばくを十分に考慮しておらず、一連の(全線量中、外部被ばくが圧倒的な)場合、農業面で非常に長期的な措置を適用するのは、完全には正当でなかった。経済面では、常に線量が根拠となり、個々の比較的高い放射性核種を蓄積する農業作物が栽培されなかったり、幾つかの食用豆類の種播き面積が削減された訳ではなかった。何故なら、これらの植物の、住民の食事(又は動物飼料)における放射性物質源としての役割は、小さかったからである。ソバと食用豆類の商品となる収穫物中の Cs137 濃度が比較的高かったため、これらの作物の種播き面積は激減した。例えば、ブリャンスク州では 1990 年にソバの種播きは 80%以上、豆類は 50%以上減った。なお、一連の地区ではこれらの作物の種播きは 1988-1989 年間ほぼ中断された。

住民食餌中の主な Cs134 と Cs137 摂取源の一つが畜産物であることから出発し、既に 1986 年夏、「1986 年に収穫された飼料の利用に関する勧告」が策定され、ウクライナ共和国とベラルーシ共和国の国家農業委員会に渡された。この勧告は、飼料植物中の Cs134 と Cs137 の含有量、チェルノブイリ原発事故後 1986 年に評価された飼料から肉乳製品への Cs134 と Cs137 移行係数と、施行中の食品中の放射性核種含有量に関する国家基準(ミルクと肉中の Cs134 と Cs137 の暫定許容レベル)、そして 1957 年の生産連合「マヤク」事故[訳注:ウラルの核惨事]により引き起こされた土地放射能汚染事故時での含有量制限と動物肥育の経験に基き作成された。

勧告された Cs134 と Cs137 許容濃度を、代表的な個々の飼料種別に対し、表 3.25 に示す。

穀物飼料、干草、草粉、わら、サイロまぐさと根菜に対する暫定許容レベル勧告値は、飼料摂取経路に応じ、例えば次のように分類されている。制限なしに適用(ミルク生産用の最も厳格な要求を含む)、大型有角獣と豚の肥育、肉用鶏、産卵用鶏、屠殺年齢以前の若い大型有角獣などである。

飼料と食品の汚染レベルの管理を実際に行う際の困難を克服するため、産物中の Cs134 と Cs137 の許容量勧告は、類似の全β放射能の値も伴っていたので、特に 1987 年冬のウクライナ農業化学と衛生-獣医部による組織的で広範な実践では、γスペクトル測定なしで済ませることが出来た。これらの部門には単純な感度の低い放射能測定器の装備しかなかったので、灰化試料

表 3.25 典型的な食餌構成と家畜·家禽飼育法においてミルクと肉の暫定許容元素を確実に超えない 1986 年収穫飼料の許容放射能濃度

飼料の目的	飼料の種類	飼料の許容放射能濃度、kBq/kg			
		Cs134 と Cs137 1986.08.15	全β放射能		
			1986.08.15	1986.12.15	1987.03.15
制限なし、乳牛含め	緑のまぐさ、 乾草、草の粉 わら サイロ 根菜	0.74 1.8 1.5 0.37 0.11	6.2 15 12 3.1 0.92	3.1 7.4 6.0 1.6 0.46	2.5 6.0 4.8 1.2 0.37
肉用大型有角獣の肥育	緑のまぐさ、 乾草、草の粉 わら サイロ 根菜	1.1 3.0 2.2 0.56 1.1	9.2 25 18 4.7 9.2	4.6 12 9.0 2.4 4.6	3.7 10 7.2 1.9 3.7
肉用豚の肥育	緑のまぐさ、 乾草、草の粉 サイロ 根菜	2.2 5.6 0.37 0.30	18 46 3.1 2.5	9.0 23 1.6 1.2	7.2 18 1.2 1.0
肉用鶏の飼育	緑のまぐさ、 乾草、草の粉 根菜	0.74 5.6 0.11	6.2 46 0.92	3.1 23 0.46	2.5 18 0.37
産卵用鶏の飼育	緑のまぐさ、 乾草、草の粉 根菜	11 26 1.6	9.2 210 13	4.6 110 6.5	3.7 84 5.2
12 ヶ月までの若い大型有角獣の飼育	緑のまぐさ、 乾草、草の粉 わら サイロ 根菜	110 300 220 56 22	910 2500 1800 470 180	460 1200 900 230 90	360 1000 740 190 74

注: *Cs134 に Cs137 対する暫定許容レベルは、ミルク 370Bq/リットル、肉 3000Bq/kg。*

の全β放射能測定が勧告され、基準値未満のレベルまで感度が高められた。元の最小試料量は、干草と穀物に対し 100g、新鮮なじゃがいもと根菜、他の野菜、果物と肉に対し 400g、ミルクに対し 200g が勧告された。灰化率を考慮し、濃縮係数が導入され、商品試料に対し結果が換算された(干草 15、穀物 25、ミルク 110、肉 70 等)。

これらの勧告により、食品汚染レベルの管理が円滑化され、1986-1987 年間の収容期に家畜や家禽に汚染のより少ない飼料が供給できた。

個々の汚染飼料を「きれいな」(搬入された)ものに変えた時に期待されるミルク汚染レベル低下効果が評価された。サイロまぐさ 40、わら 30、干草 15、根菜 5、濃縮飼料 10%。これに基き、乳牛には、専ら根菜配合飼料が勧告され、サイロまぐさは最小限にされた。こうして、ミルク中の Cs134 と Cs137 濃度が 1.5 分の 1 に下げられた。

肉生産のため、屠殺前のきれいな飼料による 4 - 6 ヶ月の肥育が勧告され、筋肉中の Cs134 と Cs137 濃度が 1/10 に下げられた。屠殺前の家畜の肥育に比べ、肉年齢が 6 歳から 12 歳の若い大

型有角獣には、100 倍汚染レベルの高い飼料を用いることが出来た。同じく豚も屠殺前にきれいな飼料を 35 日間与え、若い大型有角獣の肉汚染を同じく 1/10 に出来た。

第 2 と第 3 期。事故後初年が過ぎ、第 2 植生期(1987 年)に入ると、汚染農地における農業加工コンビナートにおいて第 2 段階が始まり、2-3 年後に(1988 - 1889 年まで)汚染ゾーンにおける放射線状況がある程度安定するまで続いた。この期間には農業面での放射線モニタリングが完全に行われ、農業加工コンビナートにおいて対策システムの計画的実施が始まった。放射線モニタリングデータに基き農地汚染地図が編成され、主な線量形成核種(大部分のゾーンでは Cs137、初期には Cs134 も。小部分では Sr90 も)の降下密度に応じて、農業にゾーン化原則が導入された。

この原則に従い、全ての農地は、Cs137 汚染密度により基本的に 3 つのゾーンに分けられた。1) 555 kBq/m^2 (15 Ci/km^2)まで; 2) 555 - 1480 Bq/m^2 (15 - 40 Ci/km^2) ;3) 1480 kBq/m^2 (40 Ci/km^2) 以上。第 1 のゾーンでは大きな変更なしに農業が出来た。重要な例外は畜産だけだ(ミルク生産を初めとする)。生産性の低い草原牧場耕地では放牧と干草刈りが行われたが、ミルクの暫定許容レベルを超え得たのは Cs137 汚染密度が約 37 kBq/m^2 (1 Ci/km^2)に達した場合だけだった。第 2 のゾーンでの農業は、放射能基準を満足する産物を確実に得るため、完全な対策の導入が前提だった。

Cs137 の土壌から農作物への移行の法則性に基き、Cs137 土壌汚染が 185 kBq/m^2 (5 Ci/k m^2) 未満なら、事実上全ての作物を栽培しても安全と見て良かった。この Cs137 汚染レベルにおける穀物中の Cs137 最大含有量は 100 Bq/kg に達し得たが、毎日人間が摂取しても年間被ばく線量は 0.3 mSv 内だった。1993 年に導入された規則(暫定許容レベル-93)を参照しても、Cs137 を 600 Bq/kg 含む穀物は Cs137 汚染密度 1110 kBq/m^2 (30Ci/km^2)以上の土地でのみ生産され得た。毎年、簡単な農業化学的措置を実施し、収穫物中への Cs137 の移行を下げ、Cs137 汚染密度が 1480 Bq/m^2 (40 Ci/km^2)までのあらゆるタイプの土壌において、基準内の農産物生産を保証できた。なお殆どの作物に対しては 2220 kBq/m^2 (60 Ci/km^2)まで基準内の産物が得られた。

畜産物中の放射性核種含有量減少は、特別な手段が定着化・完成され、畜産物への放射性物質の移行が下がったためだった。牛乳生産では、先ず動物を厩舎に収容し、新鮮な緑の飼料を食わせ、生産性を上げた。乳牛に対する勧告として、汚染密度が最も低い牧草地からの飼料だけが用いられ(先ず、種播き草、根菜、緑飼料、サイロ飼料)、自然の干草の含有量は最小にされた。動物飼育能力を決める際の主な要求は、計画的な飼料の消費だった。

1988 年に、放射能汚染を被った土地における農業の専門化と転換の放射線学的根拠が策定された。土地資源の完全で効果的な利用、そして制限と義務的な放射線管理のない利用に適した産物の獲得。専門化と転換が行われた経営体は、農地の 35 %以上が、Cs137 で 555 - 1480 kBq/m^2 (15 - 40 Ci/ km^2)及び Sr90 で 111 kBq/m^2 (3 Ci/km^2)以上汚染した所だった。上述の汚染密度が農地の 35%未満なら根本的な転換は全体としては要求されず、Cs137 で 555 kBq/m^2 (15 Ci/ km^2)及び Sr90 で 111 kBq/m^2 (3 Ci/km^2)以上汚染した農地だけで特別の改善措置が行われた。田畑の Cs137 汚染密度が 555 kBq/m^2 (15Ci/km^2)未満の経営体は、全体的な専門変更や転換は不要だった。必要に応じそういう経営体では、農業化学的防護措置が、個々の畑や牧草地で行われた。同様に地区農業当局により農業加工コンビナートの方向変更問題が全体として解決された。ロシアで Cs137 汚染密度が 1480 kBq/m^2 (40 Ci/ km^2)以上、及び Sr90 で 370 kBq/m^2 (10 Ci/km^2)以上汚染した土地では、農業は停止された。ロシアでは 1987 - 1988 年間、汚染地域にお

ける輸出用農産物生産は、禁止された。

第2期が終わると、放射線作用を被ったゾーン中での農業加工コンビナートが復旧され出し、事故影響処理の第3段階に入り、1997 - 1998年まで続いた。農産物が放射能基準を満足できない地域では、農産物中の放射性核種含有量の最小化を目指し、長期的で全面的な総合防護措置が採られた。この段階で、Cs137 暫定許容レベルを超える農産物は非常に制限されており、不都合な要因が影響した結果だった(改善措置がされてない牧草地に放牧せざるを得ない、特に春に、乾燥気候時に、等)。

防護措置システムの評価は、1986 - 1991年に、Cs137汚染密度が555 - 1480 kBq/m^2 (15 - 40 Ci/km^2)の地域で行われ、それによると 1988 年と比べると 1991 年には効果が若干下がっていた。他に、Cs137汚染密度が185 - 555 kBq/m^2 (5 - 15 Ci/ km^2)のゾーンで行われた類似の計算によると、これらの条件中で対策の効果は3 - 4分の1に下がっていた。これらのデータに基き結論してよかったこととして、事故後、相対的に高い汚染密度の所で実施された最初期の対策システムは全て妥当で高い効果があった。これが明瞭にたどれるのは、例えばロシアのブリャンスク州とカルガ州である。前者はロシア連邦の最高汚染地域として、後者より早期に防護措置が始まり、より大規模に行われた。その結果、農産物中の Cs137 濃度低下のテンポは、ブリャンスク州の方がカルガ州より速かった。

汚染地域の農業体制導入における重要時点は、ゾーン分け原則が実施された事故後第 1、2 期から、最終的に第3期の線量(人間の被ばく)原則への移行である。何故なら、人間に対する放射線作用の唯一の基準は線量だから。線量原則の実現は、食品への放射性核種移行の法則性に関する十分に広範なデータの収集後、可能となった。これは、土壌の型や長寿命核種の生物学的摂取度の変化に依存する。住民の日常の食餌に関するデータ収集と、被ばく危険の高い重要食品の明確化も必要である。

第4(最終)期。 1997 - 1998年間に、農業加工コンビナートにおける事故後対策は、第4の最終段階に入った。この段階の印となる主要な転換点は、食品中の放射性核種含有量基準の「事故時」基準(暫定許容レベル)から、「普通の」(事故時でない)状況に対応する放射性核種濃度基準への移行である。ここで食品中の放射性核種含有量基準に基き、人間の内部被ばく線量が制限されることになる(現時点では 1 mSv/年)。農産物中への放射性核種移行がある程度高まったと言う影響はあったが、1995 - 1998年間に、ロシアと他の CIS 諸国では、農業加工コンビナートにおいて防護措置の範囲が削減 (時には完全廃止)された。

最終段階の重要課題は、Cs137 により高レベル汚染した(1480 kBq/m^2 、40 Ci/km^2 以上)農地のリハビリだ。短期間の内にこれらの地域を措置すべきなのは、経済的に妥当なだけでなく、望ましくない自然のプロセスが進行し危険だからでもある。これらの地域では有害な昆虫が繁殖し、植物や雑草の病気の元になっている。そこの土壌は大きく劣化し、生産性を失い、ごみの潅木が茂り、保全されていないため Cs137 含有量の多い干草が大量に採取されている。環境中の生物化学プロセスの経時傾向を考慮し、何よりも先ず農業連鎖に入る Cs137 を減らした農業面での強力な防護措置の定着化経験に注目し、Cs137汚染密度が1480 kBq/m^2 (40 Ci/km^2)を超える移住ゾーンの土地の農業利用は現実的と見なし得る。

3.3.5　農業における総合防護措置とそれらの効果の評価

防護措置の目標、課題と効果の指針。汚染地域における農業面での防護措置定着化の基本目標は、個人と集団線量の低減であり、それは何よりも先ず農産物中の放射性物質含有量の低減により達成される。一連の防護措置の実施により、一時、外部線量率が低下した(例、耕地)。他に、農業加工コンビナートでは、農作業時の外部被ばくと放射性核種吸入だけを制限する、防護措置システムが実施された。後者には、農機具キャビン気密化が含まれ、事故地域では大きな意義があるとされた。但し、この装備の放射線-衛生学的意義(線量経済性)については未だ議論中である。

強調すべきこととして、農業放射線学の基本パラダイムの一つに、「土壌の生産性-作物の収穫量や動物の生産性-が高いほど、通例、農産物の放射性核種濃度は低い」がある。このため農業加工コンビナートにおいての対策では、土地の生産性を高め、作物の収穫量を増やし畜産の生産性を高め、農産物の品質を高める可能性が追求された。しかし除外できないこととして、一連の状況で、農産物中の放射性核種濃度を下げると言う唯一の目的で、農業加工コンビナートで防護措置が実施されたこともあった。コメントすべきこととして、時には、かなり稀だが、汚染農地に防護措置を適用すると、対策が実施された地域の農産物を摂取している住民の集団被ばく線量が増える可能性も有った。これが起きたのは特に次のような場合である。防護措置の結果、収穫量の増加が、植物中の放射性核種濃度の低下を追い越した。しかし農産物の収穫量が増えているのだから、一義的にマイナスの現象と見てはならない。

農業における防護措置の効果として、次の指標が用いられた。環境放射線学的(対策実施後の農産物中の放射性核種含有量の、実施前に対する低減倍率)、放射線学的(対策実施の結果としての被ばく線量低減)、及び放射線-経済学的(単位予防線量の価値(ドル/(人 Sv)))。

環境放射線学的指標は、事故後初期(急性)段階で最も有意義だ。この時、農産物中の放射性核種濃度が、通例、最大となり、しばしば暫定許容レベルを超える。より後の事故後段階では、多くの経路により食品中の放射性核種濃度が下がり得る(様々な対策の結果)。食品中の放射性核種濃度が基本的にはもう暫定許容レベルを超えない条件で重要な役割を演じるのが、放射線学的、及び特に放射線経済学的指標である。3つの指標のうち最初の2つは導入された対策の放射線学的な優劣を評価するだけだが(食品中の放射性核種濃度低下と被ばく線量低下)、第3の指標では別の種類の利益 (例えば、植物の収穫量又は畜産生産性増加)、そして、防護措置定着化の対価(例えば、農産物品質の若干の低下)を評価できる。

農業における防護措置の根拠付けには幾つかの段階がある。

1) 農業における放射線状況の分析と、十分な放射線指針に立脚した防護措置導入の必要性評価(食品中の放射性核種許容量を超過、集団被ばく線量の最小化、等)
2) 放射線学的、経済的、他の指標に従い、具体的な状況において各種対策の効果の評価
3) 価格、実施のための資源の入手可能性、可能な制約と社会経済的影響を考慮した比較分析と最も有効な防護措置の選択
4) 主な線量形成放射性核種の人体内摂取に際し、様々な食品の寄与の評価し、住民食餌中の重要汚染産物を解明する

農業加工コンビナートにおける防護措置は次の 2 グループに分けられる。禁止(制限)と、放射性核種含有量が少ない食品生産である。最初のグループの対策は経済的には損失であり、その定着化は、放射線安全性確保と言う目的でのみ正当化され、事故後第 1(早)期にのみ言及される。導

入戦略における第 1 の課題は、禁止(制限)防護措置を最大限速く止めることである。その中で汚染地域において最も重要なものは:暫定許容濃度を超える食品の摂取禁止(これは最も高い汚染密度の州で行われ、先ず畜産物-ミルク、肉-そして緑の野菜とイチゴ類が対象だった)、放射線基準を満足する製品が得られなかったのでミルクの生産中止、「ヨウ素」危険期には生乳の摂取禁止、Cs137 濃度の高い所では耕作中止。

ミルクの放射能汚染の特徴として、個人の乳牛が改良処理されていない牧草地に放牧されているので、個人セクタと社会セクタの指標は類似している。汚染地域でかなり広く利用されているミルク中の Cs137 濃度低減対策が組織的に行われ、その一部として、個人の乳牛を社会の群に収容したり、個人の乳牛を処理された草原や牧草地に移送した。この禁止措置は、事故影響処理に際し大きな経済的及び社会的困難に導いた。

個別農業分野における禁止措置〔*土地区分と植物生産*〕。植物中への放射性核種蓄積を下げる最も簡単な方法は、耕作による上部汚染地層と深層との交換で、制限因子は土地の生産性である。機械的に軽い土壌(砂、砂質)では、放射性物質を含む層を十分に深い所に移すのは不可能である。何故なら、地表に生産性の低い灰白土層が出てしまうから。そこでブリャンスク州では、生産性の高い地層は 15 – 20 cm までなので通常より 4 – 5 cm 深く 25 cm まで耕作し、地層交換が行われた。この方法により、収穫物への放射性核種移行だけでなく、外部γ線量率も 2 - 3 分の 1 に減った。

汚染地域の土地区分における防護措置の基本は、有機及びミネラル肥料を施し、酸性土に石灰を施す合理的なシステムの適用である。農業化学手法実施後の収穫物の放射能汚染減少は、次の要因により規定される。

- 作物の収量増加と、結果的な単位植物重量当りの放射性核種の希釈
- 植物根摂取プロセスにおいて Sr90 や Cs137 と競合する土壌水中 Ca と K イオン含有量の増加;
- 土壌の吸収物質に放射性物質が固定され、植物への到達が減る

Cs137 含有量が高かった場所での施肥で良く行われたのは、K の大量施肥で(基準の 2 - 3 倍)、K と Cs137 の植物吸収が競合することを考慮した。また燐酸肥料も施された(これはより強力に Cs137 を固定する)。

芝-灰白土に対し特に有効なのは、石灰散布と同時に糞とミネラル肥料の施肥だった。ロブノ州(ウクライナ)のこの型の土壌に対し P と K を強化した完全ミネラル肥料と糞を施すと、穀物中の Cs137 濃度は 7.5 分の 1、豆類では 24 分の 1 になり、収量は大きく増えた(表 3.26)。泥炭土に対しては、化学的な改良と並び、砂と粘土添加が有効で、それは Cs137 の土壌固相との吸着を強め植物への移行が 2.5 - 5.2 分の 1 になった(表 3.27)。オリョール州のアルカリ黒土に対し、燐酸とカリウム肥料が施され、ここでも植物中への Cs137 摂取が 1.5 - 3.6 分の 1 に減った。広い面積に実生産条件で対策を行った際の効果は、実験条件の場合に比べ、少し低く評価されている。これは主に設備が不十分だったためで、ミネラル土で 1.5 - 2.7 分の 1、泥炭土で 2.7 - 16 分の 1 になった(表 3.28)。

ベラルーシ平均で植物中の Cs137 蓄積は、カリウムと燐酸肥料により 2 - 3 分の 1 に、酸性土の石灰散布により 1.1 - 1.7 分の 1 に減った。また Sr90 は 1.5 - 2.2 分の 1 になった。総合的防護措置により、植物中への Sr90 摂取は 15 – 30 %、Cs137 は 20 – 40 %減った。

表 3.26 芝-灰白土に対する農業化学的防護措置の効果(ロブノ州、1992 年)

実施措置	乾草収量、100kg/ha		土地汚染密度 1kBq/m^2 の時の植物体 Cs137 濃度			
	穀物	豆類	穀物、Bq/kg	低減倍率	豆類、Bq/kg	低減倍率
コントロール	24.8	44.3	0.82	1.0	7.60	1.0
N60	25.6	31.2	1.40	+1.70	5.60	1.40
P90	33.4	51.0	1.40	+1.70	3.90	1.90
K120	41.7	58.3	0.25	3.30	0.42	18.0
P90K120	37.5	67.6	0.11	7.50	0.58	13.0
N60P90K120	50.8	63.3	0.38	2.20	0.54	14.0
N60P90K180	39.9	46.3	-	-	0.78	9.70
石灰と微量肥料	34.4	41.3	1.60	+2.20	2.40	3.20
糞、60t/ha	45.7	45.9	0.30	2.70	0.32	24.0
腐泥、100t/ha	53.5	50.9	2.08	+2.50	2.10	3.60
石灰+微量肥料+N60P90K120	35.6	47.6	0.71	1.20	0.26	29.0
同上+糞	43.3	55.5	0.20	4.10	0.25	30.0
同上+腐泥	46.9	40.4	0.70	1.20	0.57	13.0

表 3.27 泥炭土に対する農業化学的防護措置の効果(ロブノ州、1992 年)

実施措置	乾草収量、100kg/ha		土地汚染密度 1kBq/m^2 の時の植物体 Cs137 濃度			
	穀物	豆類	穀物、Bq/kg	低減倍率	豆類、Bq/kg	低減倍率
コントロール	43.5	50.8	13	1.0	30	1.0
P	68.6	56.5	21	+0.62	20	1.5
K	72.9	67.9	14	+1.1	7.6	3.9
PK	62.4	66.3	12	1.1	9.2	3.3
K	73.3	63.5	12	1.1	8.2	3.7
石灰	64.2	69.8	6.5	2.0	15	2.0
石灰＋PK	44.6	60.2	4.1	3.2	6.2	4.6
糞、60t/ha	75.5	60.9	3.9	3.3	5.5	5.5
糞+P90K120+石灰	68.6	66.6	3.8	3.4	4.4	6.8
砂、100t/ha	51.5	59.5	3.7	3.5	12	2.5
砂+P90K120+石灰	71.3	68.3	6	2.2	5.8	5.2
粘土、100t/ha	78.2	71.2	9	1.4	11	2.7

表 3.28 実生産条件での様々な土壌に対する対策 1987-1992 年の効果、ウクライナ (植物生産物中の Cs137 含有量低減倍率)

対策	普通の黒土、灰色森土(キエフ州)	芝-灰白土質砂(キエフ州)	芝-灰白土質砂と草原-沼土(ブィンスク州)
乾燥	-	2.7	2.7
草原の根本的改良	1.7-2.6	1.7-2.6	16.0
草原の表層改良	1.5-2.0	1.5-2.0	4.0
作物残す	1.1	-	1.1
土壌上層部削り	-	-	10.0
施肥、t/ha			
腐泥、80	1.7-2.7	1.7-2.7	-
粘土、200	-	2.0-2.3	-
石灰、1.5	2.0-2.7	1.8-2.7	-
糞、50	2.0-2.7	-	-

事故後早期段階には、ゼオライト他の吸着材を適用した、収穫物中への放射性核種摂取の低減が大きく期待された。汚染土壌中にゼオライトを施した実験では、全体として、植物中の Cs137 濃度低減についてプラスの結果は得られなかった。それどころか、一連の場合には収穫物中の蓄積量が増えた。より良い結果は、機械的に軽い成分の粘土で得られたが、この手法は非常に高価である。幾つかの場合には、現地にある天然吸着材(泥灰土、様々な粘土、他)を用い、放射性核種と土壌固相による固定を強め、植物中への蓄積を弱めるのが、経済的に妥当だった。

汚染地域の自立問題は、糞の使用が前提だったが、その中の Cs137 他の放射性核種含有量はか

なり高かった。放射線学的に正当な条件と認識されたのは、対象となる農地よりも、Cs137 濃度が 10 分の 1 以下の糞であった。上層土がチェルノブイリ降下物により汚染していた泥炭地の施肥についても、類似の決定がなされた。

植物産物中の Cs137 含有量を下げる一つの方法として、植物種と品種間の差を考慮し.この核種濃度が最も少ない種類の栽培があり得る。つまり 1986-1993 年間でブリャンスク州ノヴォズィプコフ地区の Cs137 濃度の最大差(同年という条件で)は、穀物で 176 倍、乾燥飼料で 14.1 倍あった。Cs137 濃度が最少だったのは、小麦、大麦、ライ麦、じゃがいもで、最大は、ソバ、ハウチワマメ、ムラサキウマゴヤシ、クローバだった。品種間差(小麦、ライ麦、カラス麦、大麦、ソバ、ハウチワマメ)は、Cs137の最小と最大濃度の差のことで、2-5倍あった。この方法の放射線学的魅力は疑いないが、定着化には種生産の困難や植物保護の問題等がある。

草原と飼料の生産性。放射性降下物により汚染した草原と牧草地は、畜産物への主要な放射性核種摂取源である。このため防護措置システムとして、総合的な農業化学的措置を実施し、草原汚染の低減が予定されていた。草原の生産性増加、そして草原が成熟後にのみ飼料利用し、飼料中の放射性核種を希釈する。このためあらゆる措置が、草原と牧草地の生産性向上に向けられ、飼料汚染が下げられた。

汚染地域における畜産物生産(第 1 にミルクと肉)に関する戦略的決定では、農地リハビリの長期展望が考慮され、飼料基地が設けられ、製品中の放射性核種が許容レベルを超えない保証ができるようになった時には、そういう飼料が確実に得られるようにされた。汚染地域の乳牛の餌は、50 –70 %が干草と牧草、18 – 36 %がサイロからで、濃縮飼料と根菜は 12 – 14 %しかなかった。ミルク中の Cs137 に対する天然草の寄与率はほぼ 80 %で、濃縮飼料は 10 %未満だった。これから結論として、ミルクの汚染を下げる観点から最も有効なのは、天然の草を、種播き草に換え、牧草地の植物根のある層と表層を改良することである。

表 3.29 草原牧草地に対する防護措置の効果

防護措置	植物中 Cs137 濃度低減倍率	
	ミネラル土壌(砂、粘土質)	有機土壌(泥炭)
乾燥	-	2 - 4
耕作-円盤耕作機又は切削機で	1.2 - 1.5	1.8 - 3.5
深耕	1.8 - 2.5	2.0 - 3.2
深耕により深さ 35-40cm 層と交換	8 - 12	10 - 16
石灰散布	1.3 - 1.8	1.5 - 2.0
ミネラル肥料		
窒素	*1.1 -3.0 倍に増加*	←
カリウム(60-240kg/ha)	1.5 - 3.0	1.5 - 3.0
窒素、燐、カリウム(1:1.5:2)	1.2 - 2.0	1.5 - 2.0
表面改良	1.6 - 2.9	1.8 - 14
根本改良	3.0 - 12	4.0 - 16

草原牧草地の改良は、総合防護措置の実施を含んでいる(表 3.29)。円盤耕作機、削り耕作機又は単なる深耕により草原の芝土を攪拌すると、植物中への Cs137 摂取が 1.2 - 3.2 分の 1 に下がった。草原土に対し伝統的な石灰散布により草の Cs137 濃度は 1.3 - 2.0 分の 1 になった。ほぼ類似の効果が、カリウムと燐酸肥料でも得られたが、バランス以上に窒素肥料を増やすと、耕地と同様、植物中の Cs137 が増えた。深耕により土層を交換し、表層の汚染土を深さ 35 – 40 cm に埋めるのが最も効果のある対策だったが(植物中の Cs137 が 12 - 16 分の 1 に低下)、この方法の適用

は機械的に重い土壌だけに限定され、砂や砂質土には事実上適用できない。何故なら表土が生産性の低い砂や砂質土となるから。草原と牧草地の草へのCs137蓄積低減の最大効果は、根本的な改良により達成され、それは次を含んでいる。

- 芝土表面の石灰散布
- 前部小犂付きの犂により深耕し、汚染芝土を深さ18 – 20 cmに移す
- ミネラル肥料を施す
- 穀物性草を用い草原化

有機性土壌の草原と牧草地に対しては、どの対策の効果も、ミネラル土のものより高かった。芝土の攪拌、耕作、円盤耕作機、有機及びミネラル肥料、石灰により、ミネラル土の乾燥地と水際草原の草中のCs137蓄積が平均1.5 - 3分の1に下がり、低地及び泥炭草原では2 - 10分の1になった。

牧草地と干草地の土壌特性の影響により、ミルクと乳製品摂取による住民の内部被ばく線量は、30倍の差が出た。植物、そしてミルクへのCs137の移行係数が最大なのは、泥炭-沼土だった。泥炭土の牧草地と干草地を用い得られたミルクからの被ばく線量は、他の土壌よりも有意に高かったが、防護措置を実施した場合は(個人家畜を置く為に用いる天然干草地と牧草地の根本的改良)、砂質地で防護措置のない場合の線量に近くなった。

強調の必要があることとして、草原と牧草地にある植物へのCs137の移行を制限する防護措置の効果は、耕作地よりも高かった。後者では、最も有効な対策を実施した時でさえも、植物中のCs137の目覚ましい低減は得られなかった。防護措置が定着化した結果、チェルノブイリ原発事故地域中で盛んに利用されている天然の干草地と牧草地の割合は約4分の1に減った。

畜産。内部被ばく線量を低減する上で決定的意義があるのは、畜産物中へのCs137摂取低減だった。放射線基準に対応しない肉の生産を除く問題の解決において、大きな転換が1987-1990年間に得られ、動物屠殺前の「きれいな」(又は相対的に「きれいな」)飼料による肥育のような対策が組織的に導入された。Cs137の動物筋肉組織中の代謝は比較的速い(半分排出期間は20 - 30日)。肉用家畜の組織的な3段階肥育により、餌の中のCs137を順次下げ、屠殺前の4 - 10週間「きれいな」(又は相対的に「きれいな」)飼料で肥育するのは、非常に有効な対策の一つだった。この方法の定着化を成功させたものに、生きた動物体内のCs137濃度迅速測定法の開発があった(特に汚染地域と言う現地条件において)。

汚染草原と牧草地の改良は、初期に多くの経済的出費が必要で、高く汚染した農地面積が広いため、時と共に広がるという状況の中で、広く広まった対策に、いわゆるCs137に結合する化合物-6シアン酸鉄の家畜飼料への導入があった。適用の殆どは特に根拠があった低地と沼の牧草と干草だったが、森の牧草地等で放牧や干草刈りが行われた場合にも適用された。6シアン酸鉄(CISでこの化合物はferrocin - 95% $Fe_4[Fe(CN)_6]$と5% $KFe[(CN)_6]$の混合物 - として得られ、動物の胃腸系内で選択的にCs137を固定する高い能力があり、代謝によりミルクと肉に移行しないようにする。CIS諸国でferrocinは4つの形態 - 粉末、bifej(おがくずとferrocinの混合物)、ferrocin+NaCl、大丸薬(カプセルでferrocin、蜜蝋と硫酸Baの混合物で動物の胃に入れられる) - で用いられた。1989-1991年間の実験室及び工場実験の後、CISにおけるferrocinの大規模利用は1992年に、始まり、現時点でも続いている。大型有角獣、羊と豚の現実の条件におけるミルクと肉に移行するCs137に対する、この薬による低減効果は8 - 16分の1に達し、最小値でも1.5 - 2分の1だった(表3.30)。

表 3.30 フェロシン含有薬剤によるミルクと肉中の Cs137 濃度低減効果の比較、1996 年、現地条件(ブリャンスク州)

薬剤	一匹当り計算上の薬剤摂取量、g/日	一匹当り計算上の ferrocin 摂取量、g/日	Cs137 濃度低減倍率
乳牛(ミルク)			
ferrocin	5	5	8 - 10
(粉末)	3	3	6 - 8
Bifej	60	6	8 - 14
	50	5	8 - 10
	30	3	8 - 10
大丸薬	3 個 (90g/日)	1	2 - 3
	2 個 (60 g/日)	1	1.7 - 2
なめ塩	1 本 (220 g/日)	-	1.5 - 1.7
羊(羊肉)			
ferrocin	3	3	8 - 11
(粉末)	1	1	4 - 5
	0.5	0.5	3 - 4
	30	30	14 - 16
	15	15	12 - 14
	10	10	5 - 6
	5	5	4 - 5
豚(豚肉)			
Bifej	30	3	2 - 3

ミルクと肉への Cs137 の移行を下げるため、飼料添加物として餌の中に入れる 6 シアン酸鉄以外の吸収剤を利用する試みも行われた(様々な腸吸収剤、クリモプチオライト、チュモライト、ベース他の添加剤)が、あまり広まらなかった。個別の実験では、ミルク中の Cs137 が 5 分の 1 に、肉では 2.9 分の 1 になったが。

加工分野。農業加工コンビナートにおける防護措置として、独立した意義があるのは、農産物加工の技術段階を経る中で放射性核種濃度を変え、製品中濃度を制御することだ。農業原料や一次産物を得る際の Sr90 や Cs137 濃度の低減は、事故ゾーンで十分広く適用されている。何よりも先ずこれが係るのは生乳(特に基準以上に Cs137 汚染した)のチーズとバターへの加工だ。ミルクの体積当り放射能濃度 1Bq/ﾘｯﾄﾙは、バターに対し 0.02 Bq/kg とチーズで 0.4 Bq/kg に相当する。1986 - 1987 には、ミルクのバターへの加工は、汚染地域における最も有効な方法の一つだった。ミルクをバター、チーズと凝乳に加工すると I131 濃度は、ミルクの 2.5 - 3 分の 1 に下がった。

Cs137 含有量を下げる観点から、肉の技術的及び調理手段による処理(煮る、塩漬け等)の効果は低い。事実上「きれいな」(放射性核種を含まない)ものが得られるのは、汚染植物原料を処理した植物性バター(ひまわり、大麻、他)、澱粉、スピリッツ(じゃがいも、小麦)である。

汚染地域に、実験施設が建設され、イオン交換樹脂と Cs137 に結合する薬剤を用い、ミルクが浄化された。しかしこれらの方法は広まらなかった。Cs137 結合薬剤を用いたミルク浄化の定着化が、個人の副業では努力されたが、組織体制や又主に、心理的性格から、この方法も広まらなかった。

組織的措置と農業の転換。汚染地域の放射性核種分布は均一ではなかったので(一事業所内ですら)、農地利用に対し特別の輪作区分や経営体活動の全体的転換に基く、異なるアプローチが必要だった。食品に利用できる放射性核種濃度の収穫物が得られる農地では、作物の輪作(穀物、豆類、野菜、じゃがいも)体制が策定され、食物や大型有角獣の飼料として直接利用された。

予測計算によればそういう「きれいな」産物が得られないが、許容放射性核種含有量の飼料が得られる土地汚染密度の経営体では、飼料作物の輪作が導入され、肉と乳用家畜に用いられた。

許容放射性核種含有量の飼料が得られない土壌汚染レベルなら、産業用や採油用の作物(亜麻、大麻、砂糖大根)が植えられ、あらゆる種類の作物の種が生産された。

組織的措置の中で最も効果があったものの一つは、土地利用構造を変更し、線量形成上最も重要な作物を、汚染が最少で生産性が最大の土地に配置することだった。これにより何よりも先ず、草原や牧草地の放牧と干草刈り利用が変化した。泥炭-沼土を輪作から外せば、住民の被曝線量は大きく減り得た。

放射性核種を含む製品摂取による住民の被ばく線量を下げるための、汚染地域における農業の方向転換は、事故影響を清算する上で、最もラジカルで潜在的に有効な方法だ。しかし、その定着化は、深刻な経済的、およびしばしば、社会的困難を伴う。チェルノブイリ地区でこの問題が最も浮き彫りされたのは、ミルク生産中止とその重要な制限(例えば、雌牛を個人セクタから社会群に移す際の)の時だった。農業加工コンビナートの方向転換は、住民の放射線安全性確保のために絶対的に必要な場合に行わねばならない。

3.3.6 防護措置の効果についての放射線学的及び放射線-経済学的な指標

事故後後期の段階では、対策実施による集団線量低減は、通常、様々な防護措置の組合わせにより達成される。この状況では対策が競合するので、防止線量に対する金銭費用を対比評価するのが妥当だ(1 人 Sv 当りドルの単位)。事故対策実施時の 1 人 Sv の価格の計算は、次のような多数の因子に依存する汚染密度。放射性核種放出後時間、土壌の型、等。このアプローチを事故地域における防護措置に利用し、実践に定着化するには、まだ問題がある。

例えばロシア汚染地域の代表的な経営体の一つ(ブリャンスク州ノヴォズィプコフ地区のコルホーズ・ロジィーナ)は、Cs137 汚染密度 250 - 1300 kBq/m^2 (全経営体の農産物利用による集団線量は、対策なしの 1987 年では 41.8 人 Sv)は、防護措置の様々な約 200 のシナリオを分析した。このコルホーズでは 1986 - 1990 年間にミルクの Cs137 暫定許容レベル(370 Bq/ﾘｯﾄﾙ)を超え、1988 年までは肉(1480 Bq/kg)も超えていた。主な線量形成食品はミルクで、次に線量に貢献したのはじゃがいもだった。1991 年に、典型的な総合防護措置実施の結果(強力な施肥、草原牧草農地の根本的改良と組織的な土地利用順序措置)暫定許容限度を超える製品の生産がなくなった。防護措

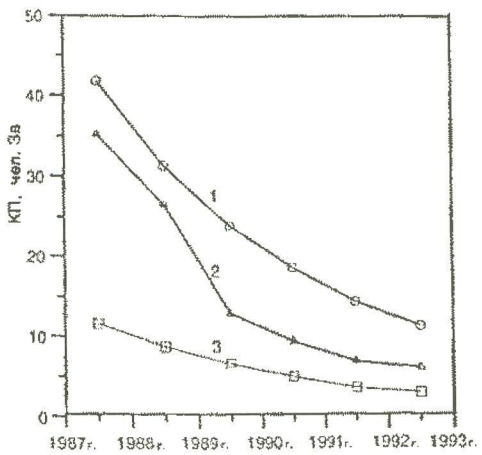


図 3.12 様々な防護措置定着化戦略に対するコルホーズ「Rodina」で生産される農産物摂取による集団線量の変化: 1-防護措置なし; 2-現実の状況; 3-防護措置を強力に定着化

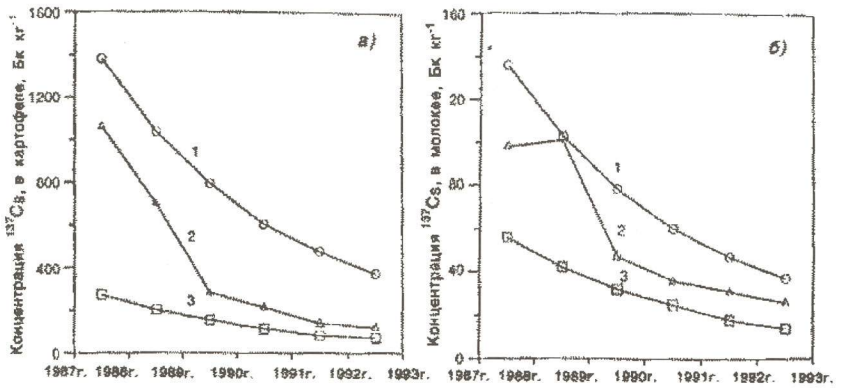


図 3.13　様々な防護措置定着化戦略に対するコルホーズ「Rodina」で生産される じゃがいも(ａ)とミルク(б)中の Cs137 濃度変化:　1-防護措置なし; 2-現実の状況; 3-防護措置を強力に定着化

置の定着化により(図 3.12 と図 3.13)、集団線量とミルクのじゃがいも中の Cs137 濃度は 3 - 6 分の 1 に減り、ここで集団線量低減に対する対策の効果は、時間により変化した。現実の線量低下は、1987 年に 1.2 分の 1、1989 - 1992 年間に 1.7 - 1.9 分の 1 だった。耕地に対する対策の効果は、草原と牧草地よりも大幅に低かった(集団線量の低下はそれぞれ 1.0 - 7.4 と 14.0 - 20.7 人 Sv、1 人 Sv 当りの費用は 400 – 25 万と 1200 – 1500 ドル)。ferrocin 処方は集団線量を 12.4 - 16.5 人 Sv だけ下げ、1 人 Sv 当りの費用は 1400 - 2700 ドルだった。これは、全体として、草原牧草地を改良する防護措置の効果を表す類似の指標に相当近い。

カルガー州ジズドリンスク地区のコルホーズ「Avangard」は、Cs137 汚染密度 40 - 240 kBq/m^2 で、土壌は芝-灰白土の砂粘土質、そして泥炭-沼土だった。総合防護措置(特別スキームでミネラルと有機肥料、石灰散布、草原牧草地の根本的改良、土地利用構造変更)により、畜産物中の Cs137 は 2 - 3 分の 1 に、植物産物中では 5 分の 1 まで下がった。ここで 1 人 Sv 当りの費用は 7 万 6 千 - 13 万 4 千ドルだった(防止線量は 0.026 から 0.157 人 Sv まで)。対策の組合わせを最適化すると、防止線

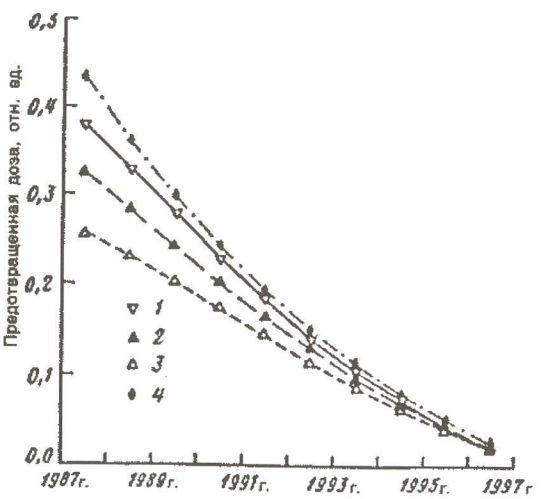


図 3.14　様々な Cs137 降下期間に対策実施時の合計防止線量(10 年間に対する)低下、線量に対し正規化、期間蓄積線量: ▽−砂と砂質土; ▲:重い粘土質と粘土; △軽いか、中程度の粘土; ∗−泥炭土

量 0.247 人 Sv が達成され、この時の 1 人 Sv 当り費用は 22 万 1 千ドルになった。

放射線学的及び放射線-経済学的指標により評価される防護措置の効果は、一連の要因に依存する。その中で主なものは、事故後定着化が始まった時間と、対策が適用される農業環境系の特質(第一に土壌の型)である。所有形態(社会及び個人セクタ)は、ある程度の意味を持つ。

農業における防護措置効果の、最初からの変化を図 3.14 に示す。 効果の基準 I として、1987 - 1996 年間の個人セクタのミルク摂取による被曝線量の低下が用いられた(主な防護措置-汚染地区に対し標準なもの。第一に「きれいな」飼料の利用): $I = (E0 - E1)/E0$ ここで $E0$ と $E1$ は、1987 - 1996年間に対策が無い場合と、行った場合に形成される線量である。農業における防護措置の効果は、土壌の型にも依存する:泥炭-沼土は、ミネラル質よりも有意に速く低下する-特にその機械組成が重いなら。

対策の効果の時間、更に土壌の型と所有形態(社会又は個人セクタ)に対する依存性を図 3.15 に示す。全ての検討された土壌グループに対し、1 人Sv 当りの費用は単調に増加した。1987年に防護措置定着化した際の 0.8 千ドルから、1997年にした場合の 3 千ドルまで、砂土に対してはこれらの値は 6 千と 1 万 8 千ドル、重い粘土質と粘土では 2 万 4 千から 8 万ドルとなった。

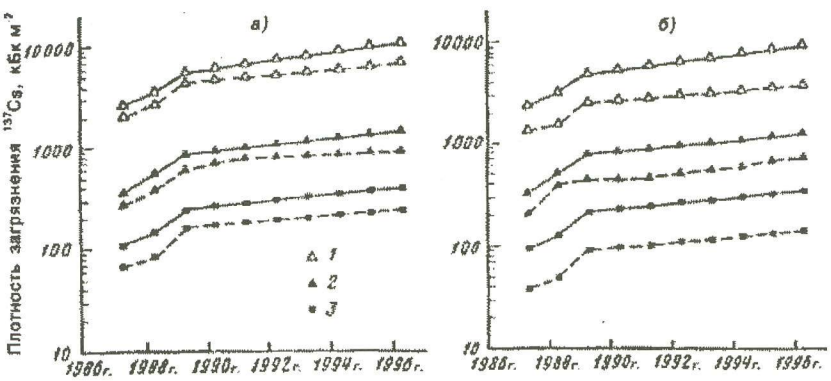


図 3.15　対策が行われた Cs137 農地汚染密度
破線-1 人 Sv 当り線量低減費用基準による; 実線-ミルク暫定許容レベル超過基準による
а-社会セクタ、б-個人セクタ; △-重い粘土質・粘土、▲-砂と砂質、■-泥炭

1 人 Sv 線量低下当りの費用の正確な評価は(特にロシアの経済状況では)、非常に困難である。様々な特性の土壌に対する防護措置の効果を事故後毎年比較分析するために、天然農地の Cs137 汚染レベルが考慮され、そこに対策実施時の 1 人 Sv 当りの費用は 1 万と 2 万ドルだった(図 3.16)。防護措置を図 3.16 より Cs137 汚染密度が高い農地に用いた場合には、集団線量 1 人 Sv 低減に要する費用は 1 万(又は 2 万)ドル未満になり、適用は妥当と見なされるが、逆に汚染密度がより低いと同じ費用は 1 万(又は 2 万)ドルを超え、根拠がなくなる。示されたデータは、放射能降下後最初の 10 年の介入レベルと見て良い。事故後初年間の泥炭土に対する防護措置は、社会セクタでは Cs137 汚染密度 74 kBq/m^2 から、個人セクタでは 37 kBq/m^2 から始めるのが妥当だった。砂と重い粘土質土に対しては、それぞれ 200、370 と 1300、2300 kBq/m^2 となった。事故後 10 年目では、1 人 Sv 低減する費用を対策適用の指針とするのが正当と見られ、Cs137 汚染密度は大きく増加し、社会セクタでは泥炭 300、砂土 890 及び重い粘土 6700 kBq/m^2 となった。個人セクタでは、それぞれ 140、520 と 3900 kBq/m^2 だった。

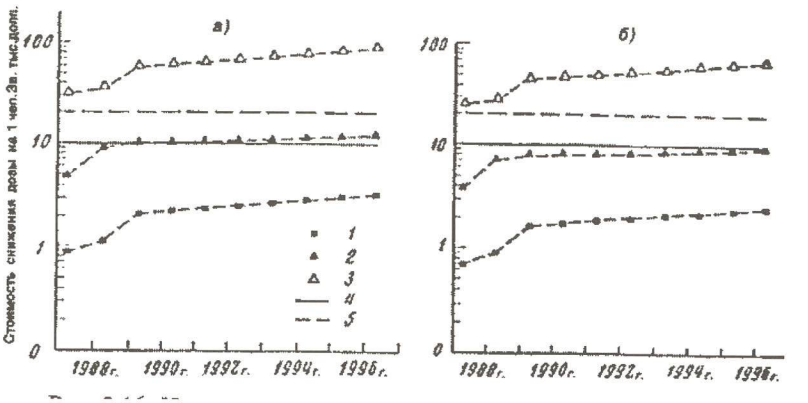


図 3.16　根本的土壌改良実施の結果、線量を 1 人 Sv 低減する費用の変化
а)-社会セクタ、б)-個人セクタ; Cs137 汚染密度 740 kBq/m^2
1-泥炭土; *2*-砂と砂質; *3*-重い粘土質と粘土; *4*, *5*-対策が正当化される線量 1 人 Sv 低減費の範囲

ロシアで最も汚染した地域-ブリャンスク州南西部の 6 地区の放射線状況分析に基けば、1989 年から 1996 年まで毎年、内部被曝による集団線量は、防護措置と他の要因の影響(第一に、Cs137 の生物学的移動性低下)により、例えば 1990 人 Sv から 390 人 Sv まで、5 分の 1 未満に下がった。ここで耕地からの製品の集団線量への寄与は、牧草地と乾草場の 1/10 だった。1989-1996 年間の集団線量に主に寄与した製品は、ミルク(55%)と肉(32%)で、じゃがいも(11%)と穀物(約 1%)の役割は少なかった。集団線量に対する最大値(70%)は、農業が続いていた最高汚染ゾーン(Cs137 汚染密度 555 - 1480 kBq/m(15 - 40 Ci/km^2))で得られる産物から摂取された放射性核種だった。単位予防線量に対する費用は、汚染密度 185 kBq/m(5 Ci/km^2)のゾーンの方が、555 - 1480 kBq/m(15 - 40 Ci /km^2)ゾーンの 4 - 50 倍高かった。

全体としてロシアの汚染地域に対し適用された農業防護措置は、農産物摂取による集団線量(つまり内部被曝)を、4-5 分の 1 に低減できた。しかし、定着化が遅れたため、実際の効果は潜在的可能性に対し、制限実施された地域で 20%、強力に行われた地区で 50%だった。

3.3.7　農産物汚染の経時変化

チェルノブイリ地域の農業加工コンビナートにおける総合防護措置の強力な定着化の結果、放射線基準に対応しない農産物の生産は、事故後最初の年々(1986-1988 年間)に激減し、以後も事実上完全に無くなった。強調すべきこととして、これは植物生産よりも、畜産の方が遥かに手間がかかった。1987 年(天然の Cs137 不動化が最少)、Cs137 汚染密度が 555 kBq/m (15 Ci/km^2)までの土地の植物産物は、防護措置がなくても、Cs137 含有量は基準内だった。1989-1990 年には全ての植物製品が消費に適するようになった。1991 年に厳しくなった規則(暫定許容レベル-91)により、基準の要求に対応しない植物製品が(主に市場で)時たま現れただけだ。

汚染畜産物の生産はゆっくり減った。放射能降下から最初の 10 年間に、ミルクの連鎖から形成される線量は 3-5 分の 1 に減った。ここで農産物の特徴により、社会セクタで生産されるミルクと乳製品による内部被曝線量は 3 倍変わり得た。時の経つと畜産物中に移行する Cs137 が減ったのは、防護措置の量だけでなく、土壌型にも依存した。つまり、土壌-ミルクと土壌-肉の連鎖中の Cs137 移行係数は、黒土では 1987 年から 1993 年までに 4-5 分の 1 に減ったが、芝-灰白土では 1.5-2 分の 1 でしかなかった。

ロシア連邦で放射線基準に対応しない製品が製造されたのは、主に最も汚染したブリャンスク州南西諸地区だった。農業加工コンビナートにおける総合防護措置の実施と自然の生物地球化学的プロセスの影響で、土壌から植物へのCs137移行は減少し、農産物中の濃度は大きく減少するに至った。つまり、ブリャンスク州とカルーガ州のミルク中のCs137濃度は、1987年から1992年までに10分に1以下に下がった(図3.17)。

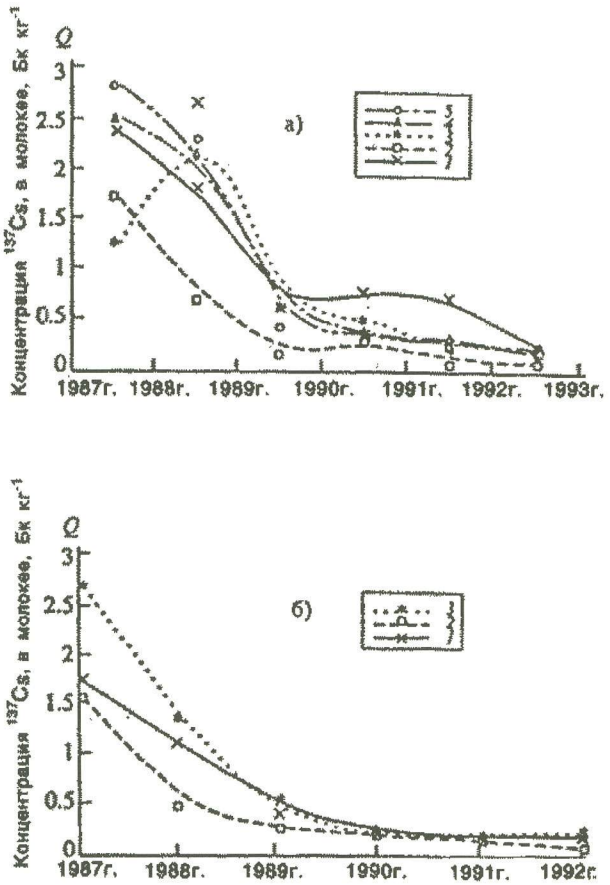


図3.17　ロシア汚染諸地区のミルク中Cs137濃度変化、 Bq/kg
а-ブリャンスク州:1-ゴロデエフ地区;2-クリモフ;3-クリンツォフ;4-クラスノゴル;5-ノヴォズィプコフ
б-カルガ州:1-ウィリヤーノフ地区;2-ジズドリンスク;3-フヴァストビチ

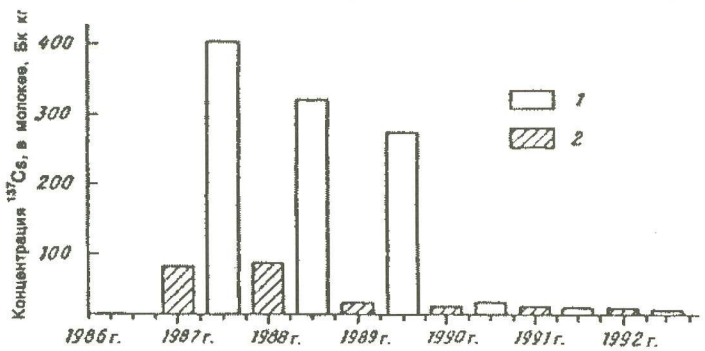


図3.18　動物飼育期の差によるミルク中のCs137含有量変化: 1-牧場期; 2-厩舎期

カルーガ州では1986-1989年の放牧期のミルク中Cs137濃度は、厩舎収容期の4-5倍あったが(図3.18)、1990年にこの差は、牧草地や草原に対する防護措置の結果、平均化した。これは、厩舎期にきれいな飼料を確保する上で、耕地より草原や牧草地への対策の効果が大きいことを部分的に証明している。牧草地と草原の改良は放牧時に土壌粒子から動物体内に入る放射性物質も減らした。

ブリャンスク州では、基準を上回る濃度のCs137を含むミルクの生産は、1987年の18 %から1992年に4.5 %まで下がり、主に個人の副業品だった。ミルク中Cs137の1987-1992年間の半減期は、ブリャンスク州で1.6-2.3年、カルーガ州で2.3-4.8年で、これは何よりも先ず、ブリャンスク州の農業加工コンビナートにおける大量の防護措置のより早い実施により説明される(表3.31)。同じ要因が、2つの事故後期間に対する等価半減期の違いも予定することになった。時が経つとミルク中Cs137の半減期は2.0 - 6.5倍に増えたが、これも対策定着の範囲と時期に依存している。

表3.31　ロシアにおけるミルク中のCs137含有量半減期、　年

地区	1987-1992年間	第1期、1987-1989(1990)年	第2期、1989(1990)-1992年
ブリャンスク州			
ゴルデエフ	1.7	1.2	2.6
クリモフ	1.8	-	4.7
クリンツォフ	2.3	1.3	2.6
クラスノゴル	1.8	1.0	3.5
ノヴォズィプコフ	1.6	0.8	4.2
カルーガ州			
ジズドリンスク	2.9	1.1	5.7
ウリヤーノフ	4.8	1.8	11.7
フヴァストビチ	2.3	1.5	6.3

汚染肉の生産が減り、その後事実上完全に無くなったのは、1987年に開発・定着化された、屠殺前に肥育された家畜体内のCs137濃度を生きたまま測定する方法による。「汚い」肉の生産は、1986年の15.2 %(5400 t)から1990年に0.3 %(60 t)まで下り、同時にブリャンスク州では肉の全生産量も増えた。1991年に肉に対するCs137暫定許容レベルは4倍厳しくされ、動物体内Cs137測定器と屠殺前肥育法を急いで改良する必要があった。

1994年になると防護措置によりロシアでは、1993年に定められた基準(暫定許容レベル-93)を超える放射性核種を含む農産物は事実上完全に無くなった。ただ通常、家付き菜園や個人の副業として生産されているごく僅か(2 %以下)のミルクは、暫定許容レベル-93の要求に対応していなかった。つまり、1994年にはブリャンスク州で7万7300 tのミルクが加工され、その中で592 t (0.7 %)が暫定許容レベル-93以上に汚染していた。

ウクライナ農業で実施された対策により、1992年には、社会セクタでは、基準以上のCs134とCs137を含む産物を、事実上完全に無く出来た(図3.19と図3.20)。然るに、個人の副業では、放射線状況は相当複雑なままで、これは乾草の準備や放牧から、自然や半自然の環境系の利用を完全に外すのは困難だからである-特に泥炭－沼土地区では。

ベラルーシでは防護措置実施により、事故後最初の年々に、農産物中のCs134とCs137は平均4分の1に下がった。つまり、社会セクタでのCs134とCs137許容量を超えるミルクの生産は、1986年の52万4600トン(13.8 %)から1991年には2万2100トン(0.7 %)まで減り、1994年まで事

実上この水準に留まっている(0.3 - 0.6 %)(図 3.21)。Cs134 と Cs137 暫定許容レベルを超える肉も、1986 年の 2 万 2100 トン(4.3 %)から 1993 - 1994 年には数トンまで減った。ほぼ全量の穀物とじゃがいもが共和国基準を満足していたが、その中の Sr90 と Cs137 は事故前の何倍もあった。

農産物中の Cs137 他の含有量変化は、農業加工コンビナートにおける防護措置の定着化だけでなく、自然の生物地球化学プロセスによっても規定される。それは、放射性核種の生物学的移

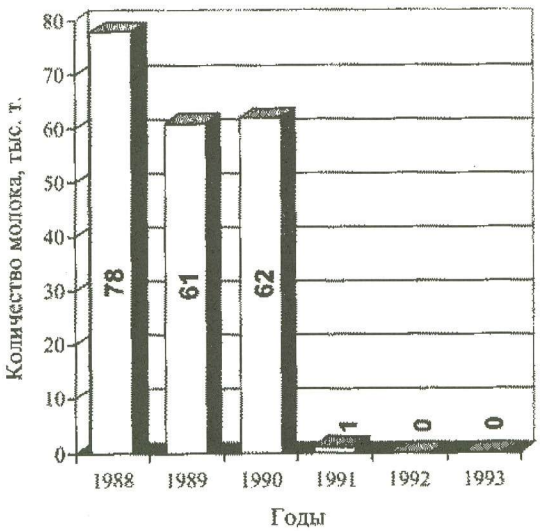


図 3.19　社会セクタからウクライナのミルク工場に入るミルク中、千トン
Cs137 含有量基準(370Bq/リットル)を超える量

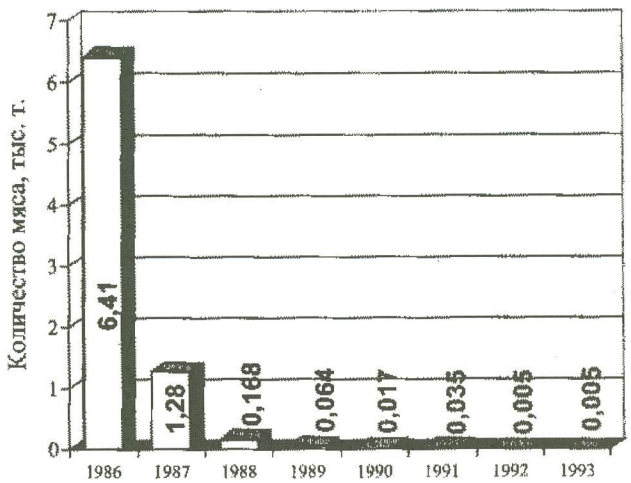


図 3.20　ウクライナの肉コンビナートに入る肉中、暫定許容レベルを超える量、千トン

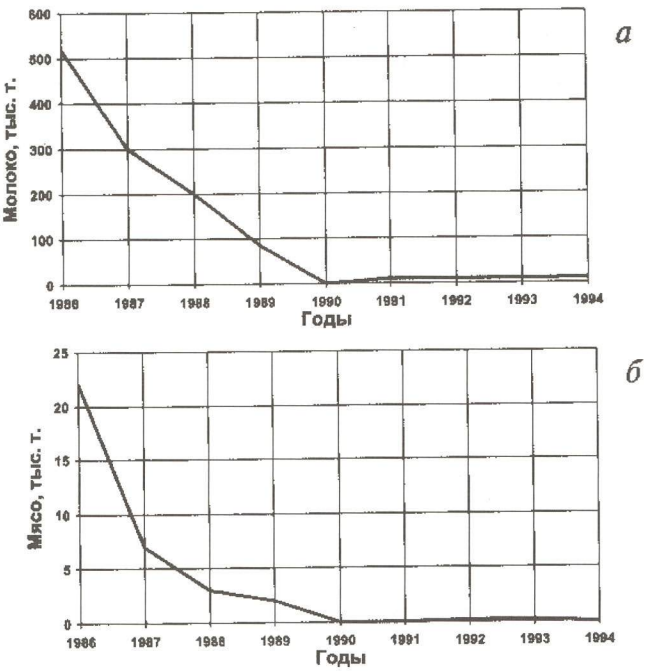


図 3.21　Cs134 と Cs137 暫定許容レベルを超える
ベラルーシ社会セクタのミルク(ａ)と肉(６)の生産量の変化、 千 t

動性(主に下げる)、天候条件の作用を変え、農業連鎖における放射性核種移行パラメータを変える。農産物中の Cs137 濃度変化中における上記諸因子の役割は、様々な事故後期間とゾーン中の対策の規模により、大きな差があり得た。つまり、ロシア地域で農業加工コンビナートにおいて強力な対策が行われた所(ブリャンスク州)では、農産物中の Cs137 濃度低下は、対策の影響により大きく規定された(1986 - 1992 年間の Cs137 濃度低減に関する寄与率は 60 %に及んだ)。防護措置が限定実施された地区では、農産物中の Cs137 汚染低下に対する寄与の多く(約 70 %)は、自然の生物地球化学プロセスで、Cs137 と土壌-吸着体が結合し、植物に吸収され難い状態に変る(表 3.32)。

表 3.32　1986-1992 年間に農産物中の Cs137 含有量低下を規定した因子の意義

要因	強力に対策が行われた地区、ブリャンスク州		限定対策が行われた地区、カルーガ州	
	ミルク、肉	じゃがいも、穀物	ミルク、肉	じゃがいも、穀物
自然の生物地球化学プロセス	0.33	0.36	0.60	0.73
防護措置	0.61	0.57	0.28	0.12
放射性崩壊	0.06	0.07	0.12	0.15

注:農産物中の Cs137 濃度減少による線量への寄与率*

事故後時の経過と共に農産物中の放射性核種濃度が下がるのは、農業と自然の環境系への移動に特徴的な現象である。事故後最初の数週間 (2 ヶ月まで)は、空中から播かれた放射性物質の植物による自然の自己浄化だったが、それに続く農産物中の放射性核種含有量減少は、総合防護措置の定着化と、土壌中の放射性物質挙動特性によった。後者は、農業面における放射性核種の循環の最初の環である。

事故ゾーン中の農産物汚染の変化は、2 つの減少段階に分けられる。対策定着化によるものと、事故後時と共に放射性核種が農業連鎖中に移動する自然のプロセスによる順次低下である。第 1 の期間は 1986 - 1989(1990)年で、農業加工コンビナートの防護措置効果が高く、放射性核種の自然の生物地球化学的プロセスによる移動も十分速かったので、減少率はかなり速かった。対策の効果が下がり、食物連鎖中に移行する際の放射性核種不動化プロセスの速度も下がったので、第 2 の期間(1990 年から)の Cs137 濃度低下は遅い。

ロシアの最高汚染地域の農産物中の Cs137 含有量変化の分析によれば、、事故後期間平均のミルク中 Cs137 半減期は、強力な防護措置が採られた地区(ブリャンスク州)で 1.6 - 2.3 年、制限付きで対策された地区(カルーガ州)で 2.3 - 4.8 だった。主な種類の植物産物に対し計算された Cs137 濃度の半減期はミルクよりも大きく、ブリャンスク州諸地区は 1.6 - 2.8 年、カルーガ州諸地区は 2.3 - 6.9 年だった。このように、ブリャンスク州の方がカルーガ州より明らかに短い。これは大量の防護措置が、事故後より早期から行われたことと符合する。

汚染農地での総合防護措置の実施は、基本目的-避けられない個人及び集団線量の低減-と並んで、第一に経済的、社会的及び心理的性格がある(農業方向の転換、住民の食習慣の変更等)。表 3.33 に農業における幾つかの対策の一般的影響を示す。

表 3.33　Cs137 汚染地域で農業における防護措置実施の効果と影響

防護措置	Cs137 濃度低減倍率	社会と経済的影響
一つの栽培物の範囲内で種類変更	2-4 まで	非常に小さい
植物の種類変更(同種の作物)	2-3 まで	小さい
野菜を穀物に変更	5 まで	大きい
非食用加工用穀物に変更(例、てんさい、オリーブ)	>>10	小さい
食用加工穀物に変更(例.亜麻)	>>10	小さい
耕作を止め畜産に転換	10-100	非常に大きい
羊と山羊生産を乳牛生産(大型有角獣)に転換	10 まで	小さい
ミルクから肉用家畜生産に転換	生産設備に大依存	同じ
農業から林業に転換	>>100	非常に大きい
畜産業から林業に転換	>>100	同じ

汚染地域での一連の措置の実施は、住民にとってプラスとしてのみ認識され得る。何故ならこの対策の本質上、被曝線量低減だけでなく、収穫量と動物の生産性を高める目的(肥料、生産性の低い草原の改良、より収量の高い品種の選択と栽培等)もあると見られ得るからだ。しかし、一連の防護措置、特に事故ゾーン内で実施されたもの-特に乳牛飼育停止-には、大きなマイナスの経済的及び社会的影響があった。相対的に高く汚染した農地での農業を止め、この地域を森にしようとした際には、深刻な経済的及び社会的問題が起った。

ロシア連邦における汚染農地のリハビリ段階の完了は、事実上、Sr90 と Cs137 含有量に関する 1997 年衛生規則(SanPin2.3.2.560-96)の採択により始まった。この規則に拠れば、食品中の Sr90 と Cs137 の放射能濃度は、事故時の暫定許容レベル-93 に比べ非常に厳しくなった。つまり、Cs137 許容濃度は、ミルクで 50 Bq/kg、肉で 160 Bq/kg であり、暫定許容レベル-93 のそれぞれ 7.4 と 3.8 分の 1 である。SanPin[1997 年衛生規則]策定時の線量制限から出発すると、食品摂取による年間等価線量は 1mSv を超えない。チェルノブイリ地域農地で、内部被曝線量がこの値を超えない Cs137 最大汚染密度は、泥炭-沼土では約 10-20 kBq/m^2 であるが、黒土の場合は 10-15 倍の約 220-300 kBq/m^2 になる(表 3.34)。

表 3.34　放射性核種による内部被曝線量が 1mSv/年に達する Cs137 土地汚染密度(kBq/m^2)

土壌型	草原	牧草地
泥炭-沼	11 - 22	22 - 93
灰白-砂	74	130
明るい-灰色森	148	185
粘土質黒土	222	295

3.3.8　事故影響清算時の農業防護措置の意義

チェルノブイリ原発事故により放射能汚染を被った地域の農業総合防護措置の実施は、事故影響清算に関する全体の措置システム中の決定的な環[構成要素]の一つだった。農業面における対策の一次的意義は、先ず放射能要因により規定された。住民の合計被曝線量に対する、放射性核種を含む農産物摂取の寄与は重要だった。

住民の全線量負荷における内部被曝と、農業における総合防護措置適用の意義の一般的評価は、甲状腺及び内部と外部の線源による全身の集団被曝線量分析から出発し行えよう(表 3.35)。旧ソ連 3 共和国-ベラルーシ、ロシアとウクライナ-における事故後最初の 10 年間の外部と内部線量の比は 1.3 に近かった。70 年間で合計線量中の内部被曝割合(約 34 %)は、外部被曝線量を少し下回るだけだ。甲状腺被曝線量(154 万人 Gy)は主に I131 を含む食品摂取により規定された。このように放射性核種を含む食品の摂取は一つの重要な被曝源であり、その値は全体として外部被曝源に劣るものではない。

表 3.35　チェルノブイリ原発地区に事故後住んだ住民に対する甲状腺と全身の計算線量(避難者除く)

国	1986 年甲状腺集団線量、人 Gy	全身集団線量、人 Gy					
		外部被曝		内部被曝		合計	
		1986-1995	1986-2056	1986-1995	1986-2056	1986-1995	1986-2056
ベラルーシ	550000	9600	16000	5500	6100	15100	22100
ロシア	250000	8500	14200	5000	5500	13500	19700
ウクライナ	740000	6100	10100	7900	8800	14000	18900
合計	1540000	24200	40300	18400	20400	42600	60700

事故地域の農業加工コンビナートの役割についての大規模評価の他に強調する必要があるのは、十分に巨大な地区において、住民の線量負荷中における内部被曝の役割は更に高く、合計線量の 70 – 80 %に達した(泥炭-沼土が広がっているゾーンと、生産性の低い草原牧草農地)。仮に事故後最初の 10 年間に防護措置が行われなければ、全被曝線量中の内部被曝の寄与は、泥炭土での農業なら 82 – 89 %、砂と砂質芝-灰白土で 59 – 70 %になった。トゥーラ、オリョール、クルスクとボロネジ州の特徴である重い粘土質と粘土(芝-灰白土、灰色森土、黒土)では、内部被曝の寄与は 17 – 20 %を超えない。

第一に重要なのは、ミルク摂取による甲状腺への放射性よう素の蓄積だった(特に子供集団)。何故なら後で明らかになったように、甲状腺がんが被曝の重要な医学的影響の一つだったから。

農業における防護措置システム定着化の主な結果として、1987 年に放射線基準を満たさない食品の生産が激減し、1990 - 1991 年にはソ連地域でそういう製品の生産は事実上無くなった。

近似計算によれば、ロシア連邦で 1991 年までに農業加工コンビナートで実施された対策により、農地で栽培された植物製品中への Cs137 蓄積量は平均 2.2 分の 1 に、草原-牧草地の植物では 2.8 分の 1 に減った。

農業コンビナートにおけるチ原発事故影響清算経験が証明しているように、時機を得た全面的な農業防護措置の実施により、農産物摂取に伴う集団線量を潜在的には 4 - 5 分の 1 に低減で

きたはずだ。しかし、農業対策の実際の効果は、強力に実施されたゾーンで潜在能力の約 50 %、制限実施又は実施が遅れた所では 20 %だった。

放射線学的要因の他、農業総合対策の実施は、汚染地域で農業を維持する上で重要な経済的役割を演じ、全体として農業コンビナートが保存できた。その上、多くの汚染地区で大規模防護措置が実施された結果、放射線基準を満足する農産物の生産量増加が達成された。

最後に、更にもう一つの要因として、農業対策で想定された重要な役割は、社会的側面だった。現地産食品の放射性核種含有量を大きく下げ、放射線基準を満たさない農産物が完全に無くなったため、村の社会状況が安定化した。

3.4 事故ゾーンの森と林業

3.4.1放射能汚染物としての森環境系

チェルノブイリ原発事故により放射能汚染した面積の約 30%を森が占める。Cs137 汚染密度が 37 kBq/m^2 (1 Ci/ km^2)を超える森の面積は 40000 km^2 を超え、その中でロシアは約 10000 km^2 だった。それは国民経済と現地住民の生活の中で重要な役割を演じている。Cs137 汚染密度が 1480 kBq/m^2 (40 Ci/km^2)を超えた面積は約 500 km^2 、その中でロシアは 20 km^2 だった。

ベラルーシ、ウクライナとロシア・ブリャンスク州の汚染ゾーン中の森の 60-70%は針葉樹で、30 – 40 %が混合と広葉樹だった。これらの地域の森の 30 から 50 %は、湿水地帯に属する。土壌上層 20 cm 以上は泥炭から成る。乾燥森地帯は、主に芝-灰白土(ポドゾール)質の砂及び砂粘土から形成されている。ロシア汚染地帯の森の残りの、主にトゥーラとオリョール州は、圧倒的に灰色森土又はアルカリ黒土上の広葉樹である。これらの森は全て経済活動の対象で、かなりの部分が水源涵養林だった。ロシアの汚染ゾーンには約 50000 人の林業労働者とその家族が住んでいる。林業と林業製品の制限と禁止は、大きな経済的損失に至り、数千万ドルが失われた。

森の巨大規模汚染は、次の学問的-実践的課題を設定した。

- 森の環境系とその構成要素に対する放射線因子の作用の評価
- 降下放射能地域分布における森の環境系の役割を定量的に評価
- 放射性核種の垂直及び水平移動、そして局所的及び全地球的規模での移行を削減する要素としての、森の生物地球物理的役割の解明
- 様々な住民グループの被ばく要因としての、汚染した森の役割の評価
- 放射能汚染条件中での森利用システムに根拠を与え、放射能汚染した森のマイナス影響の低減に向けた対策の開発
- 汚染した森に適用できる長期放射線予測の策定

3.4.1 汚染した森における主な線量形成放射性核種の生物地球化学的サイクル

森の環境系要素における放射性核種の分布。チェルノブイリ事故影響ゾーンで単位面積に降下した放射性核種の量は、他の条件が同じなら森以外の隣接地域よりも森の方が仮に大きかったにしても、20 – 30 %を超えることはなかった。「東ウラル放射能跡」でも放射性雲の移動の方向に向け、かなり高い汚染密度が、森の縁で深さ 20 - 50 m まで記録されている。全体的結論として、降下放射能の分布における森の役割は基本的に局所的で、全地球的及び地方的規模では、余り大したことはない。

森に降下した放射性核種の 40 から 90 %は、先ず第 1 に樹冠の積み重なる列に保持された。放

射性核種維持係数は、木立の密集度と樹冠密度に依存する。従って落葉樹の森の場合、事故期間中に葉が出ている程度によって変わる。北の地域では、葉は未だ出ておらず、保持係数も南より低かった。木立の各要素の汚染レベルは、初期には主に空気汚染によるもので、季節、構成、種類組成と木立の年齢に依存し、土壌条件とは無関係だった。以後、森の環境系要素への降下放射性核種分布は、時間と共にダイナミックに変わり、初期には主に、樹冠から地上敷物への移行による。第 1 期の樹冠の半減期(放射性崩壊を考えない)は 3 週間から 1 ヶ月だった。3 ヶ月後、木立の地上植物体には、森に降下した放射性核種の 15 %以下しか残っていない。地上敷物が鉱物質であるほど、放射性核種は土壌の植物根が有る層に到達しやすく、根から吸収されやすい。

全体として、森の環境系要素の放射性核種移行と分布の時間変化は、2 つの段階に分けられる(表 3.36)。第 1 段階は 2 – 4 年続き、木立の各要素の汚染は、主に事故進展初期段階における樹冠の積み重なる列に降下した放射性アエロゾルにより規定される。ここで最も汚染が高いのは表面要素(針葉、広葉、枝、外皮)である。最も汚染が少ないのは、降下物から守られている構造要素(木質、内皮)で、その汚染は圧倒的に放射性セシウムで、木の外部から根を含む内部器官に移行する能力がある。

表 3.36 ポリエス森の乾燥および湿水地帯の
松木立の構成部への放射性核種移行係数の時間変化(10^{-3}m1/kg)

構成部	1986 年	1987 年	1988 年	1989 年	1990 年	1991 年	1992 年	1993 年	1994 年	1995 年
乾燥地帯										
木質部	1.11	0.97	0.51	0.2	0.32	0.38	0.22	0.27	0.32	0.35
内皮	-	4.38	1.52	2.46	3.17	1.85	1.65	0.94	1.66	1.51
外皮	-	24.9	21	12.1	10.1	14.2	6.2	1.1	5.9	8
若い針葉	-	7.63	3.27	3.48	6.87	3.12	2.19	1.4	1.25	1.42
古い針葉	38.5	5.74	1.15	3.65	0.87	0.62	0.52	0.44	0.65	0.84
球果	1.54	-	2.08	3.79	-	0.81	-	0.58	-	-
細枝	70	-	22.3	2.87	2.12	0.54	1.01	0.57	0.89	0.8
太枝	7.17	8.16	2.58	1.7	0.71	0.4	-	-	-	-
湿水地帯										
木質部	-	-	2.26	3.5	3.19	4.81	6.12	3.97	4.87	5.44
内皮	-	-	17.1	33.4	45.1	53.8	87.1	20.5	23.5	59.5
外皮	-	-	15.5	24.8	26.1	17.7	17.9	8.95	14.5	16.7
若い針葉	-	-	23.3	52	66.7	92.6	111	36.3	81.4	40
古い針葉	-	-	8.63	7.8	18.5	16.4	21.9	13.1	13.8	14.3
球果	-	-	14.5	-	-	68.9	-	21.5	-	24.4
細枝	-	-	20.4	11.8	15.8	18.3	28.8	14.1	15.2	19.8
太枝	-	-	3.27	5.6	5.83	9.9	-	-	-	-

第 2 段階では、自己浄化プロセスは遅くなり、そのバックグランドの上に、放射性核種の根摂取の寄与がますます分離できるようになる。それは土壌の属性と、これに関連して根システムからの吸収に大きく依存する。時が経つと、動的な擬似平衡状態が達成される。ここでは木立を上下する放射性核種の流れが互いに等しくなり、その森環境系要素における分布も、時が経っても余り変わらない(図 3.22)。擬似平衡条件では、大部分の放射性核種は、森土の有機物層に沈着している(80 %までの放射性核種)。この条件における他の大きな放射性核種蓄積場所は、木質層で、この場合、地上植物体に固定されている放射性核種の量は、土壌特性に強く依存する。ここで対照的な関係にあるのが、自己成形と水成形地帯で、放射性セシウムの根吸収性が大きく違う。前者では木立の地上植物体部に含まれている Cs137 の量は降下量の 1 %を超えないが、後者では 20 %に達し得る。森の環境系中で Cs137 合計放射能が最小なのは草と潅木の樹冠で、十分の数%

しかないが、水成形地帯だけは 1.7 %まで増える。

森の環境系と隣接地域における放射性核種の移行は、垂直及び水平輸送プロセスによる。環境放射能学的立場から最も興味が持たれるのは、土壌内及び表層水流中の放射性核種の流れである。まさにこの流れが、放射性核種の洗い出しと地下水への取り込み、そして表層水による搬出と隣接地帯からの流れ込みと関連している。森の土壌の上層(有機起源)部(0 – 5 cm)からの放射性核種洗い出しは十分多い;この層内の含有率は年間 1.5 - 3.5 %の範囲で変わる(図 3.22)。この層の下境界では、その下の層で放射性核種が捕獲固定されるため、流れはコンマ数%に下がる。自己形成森土地帯の根がある層の範囲(0.5 m)には土壌中ある Cs137 量の 100 分の数%しかない。Sr90 についてこの流れは年間 0.1%である。例外は水成形地帯土で(図 3.22 参照)、そこでは土壌内流は多い(十分の数%)。そういう条件で、土壌部分の範囲外に少し Cs137 が搬出され、地下水に入るのが見られる。換言すれば Cs137 の垂直移行中における浸透流の役割は、泥炭土の方が、芝-灰白土より大きい。表層流による水平輸送は、1986 - 1996 年間のチェルノブイリ・ゾーンの森では事実上なかった。換言すれば、森の Sr90 と Cs137 自己浄化プロセスの主要要素は、土壌内や表面の水流による搬出ではなく、放射性崩壊である(年間 2%超)。

このように森環境系の生物学的循環への放射性セシウムの取込みは、局所的で事実上閉じている。即ち、基本地形の空間的広がりにより制限される。その主な構成要素は、下向き及び上向きの水流である。下向きの流れは、落下物から成る森の地上敷物、樹冠と幹にある水による。上昇流は、木立地上部による土壌からの放射性核種摂取による。つまり、水成形土壌の森では、Cs137 の土壌から植物への摂取は、絶対値において、落下物による回収量にほぼ等しく、現地植物集落が持っている Cs137 量のコンマ数%である。自己成形地帯(乾燥谷)では、植物の Cs137 摂取性が低いため、根からの吸収は 1 桁低く、落下物による回収量は徐々に減る。これは表面汚染の木立による自己浄化プロセスが継続する結果である。森土壌中の Cs137 の流れに有意に寄与するのが、樹冠と幹の水と一緒の摂取である(0.05%)。この値は、この元素の上部層からの垂直地層内流れによる搬出や、自己成形土森地帯での木質層への取り込みに比肩する。

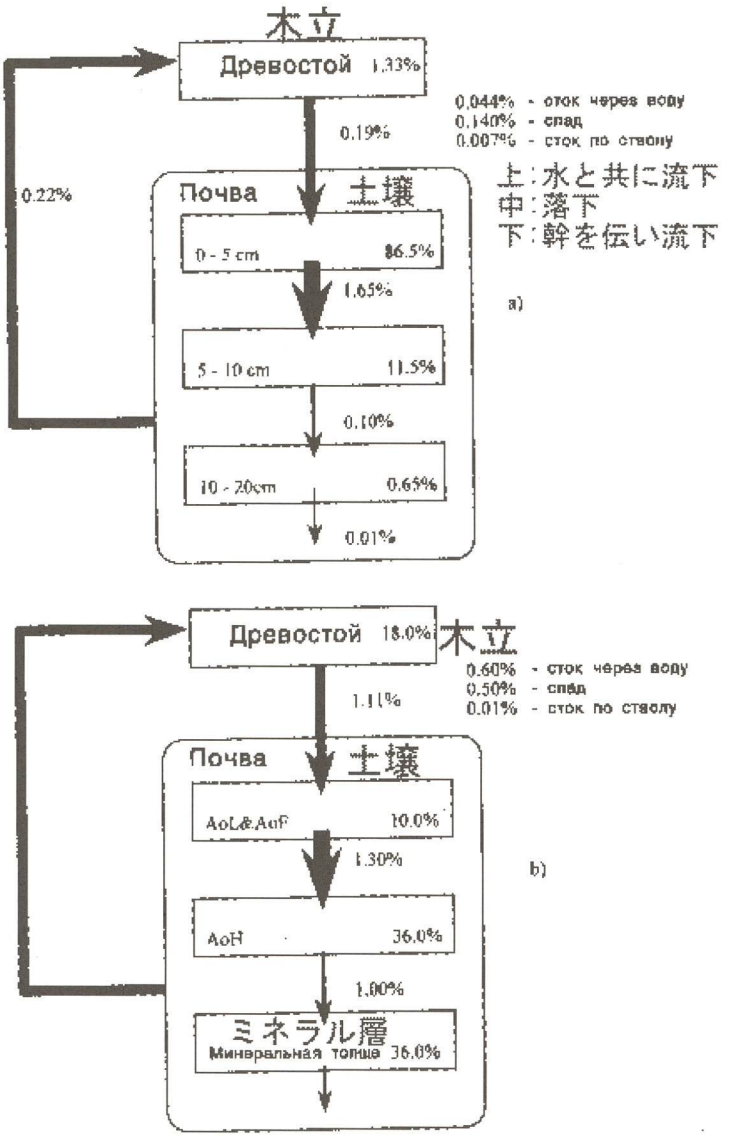


図 3.22　平均年齢の松林中の Cs137 流れ図:芝-灰白土(ａ)と泥炭土(６)

3.4.2　林産物中への放射性核種の取り込み

林業製品中-何よりも先ず木材-の放射性核種含有量についての情報は、放射能汚染条件中での森利用に関する勧告の科学的根拠となっている。

木材の汚染。事故から 5 - 10 年後、木材や他種の林業製品の汚染は、圧倒的に根システムを通る土壌からの Cs137 の摂取によった(図 3.23)。この結果、林産物の汚染レベルを規定する基本因子としては、放射性核種が蓄積する土壌上層の特性、有機物の量、ミネラル組成と水理である(図 3.22)。疑似平衡状態では、木材への Cs137 移行係数は、上記諸因子により 100 倍以上変化する。幹部木材の Cs137 濃度は、木立の他の構成部よりもかなり低いが、その寄与は地上植物体中の Cs137 含有量の 50 %に達する。

Cs137 移行係数に関し、汚染した森は 4 つのカテゴリーが分類された。最も移行係数値が高いのは最上層に泥炭がある湿水土で、最少は黒土と灰色の森土である。より移行係数が高いのは、芝-灰白土の乾燥土地帯である。半湿水土(遷移-蓄水地帯)は、中間状態である。地帯の型とは無関係に、木質部への移行係数は木立が高くなると下がる。これは土壌から吸収される Cs137 が、枝繁殖による「きれい」な木質により希釈されるからである。

キノコ中の Cs137 含有量。キノコの果実体は、他の森産物種と比べ、Cs137 移行係数が最も高い。それは 2 つの要因に依存する。①上層の最も汚染した土壌の特性と②この層の中での菌糸の分布である。後者はキノコの種類による。同じ種類のキノコでも、土壌型によって移行係数は 200 倍以上変わり得る。つまり、木材の場合と同様、キノコに対する移行係数が最高[(5 - 200)・10^{-3} m^2 /kg]なのは、湿水土地帯の森で、乾燥土地帯では(1 - 10)・10^{-3} m^2 /kg の範囲にある。種類間の差は、一桁以上ある。最も蓄積が少ないのは、株タケ*、白タケ*、ウラベニイロガワリ、アミタケ、キツネタケ*のような種類で、濃縮される種類は、バタータケ[黄色い食用キノコ]、ナマタケそして特に誘惑タケとムラサキハラタケである。天候条件によっても移行係数は大きく変る。植生期の降水量炉と正の相関がある。*[訳注*:キノコ名は正確な和名ではなく、原文の意味から作成]*

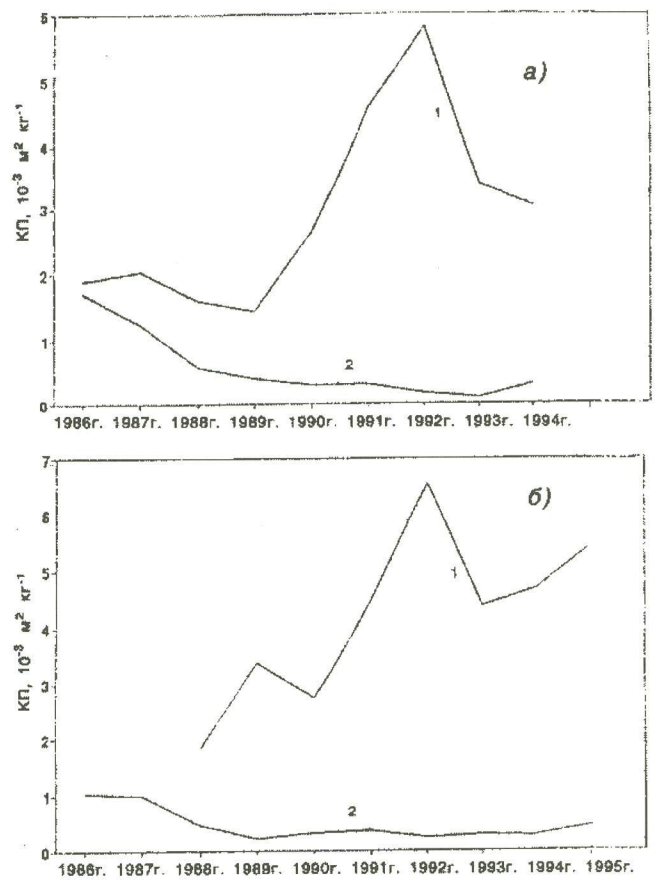


図 3.23　木質部への Cs137 移行係数の変化:　10^{-3} m^2 /kg
а)白樺、б)松　; 1-泥炭土の森、2-芝-灰白土の森

森のいちご中の Cs137 含有量。Cs137 移行係数は、自己形成土の $1 \cdot 10^{-3}$ m^2 /kg 生重量から、水形成土の $1 \cdot 10^{-2}$ m^2 /kg まで変化する。これは平均してキノコより 1 桁低い。

森の野獣中の Cs137 含有量森の野獣(イノシシ、鹿)肉中への Cs137 移行係数は、2 桁以上変動し、平均 $3 \cdot 10^{-3}$ m^2 /kg である。

放射能汚染に対する森環境系の安定性

クィシトィム事故ゾーンでの研究結果により、事故進展の初期段階において、放射能放出規模に関する最初の方向性を示す情報が現れた時既に、チェルノブイリ原発周辺の森汚染の放射線影響を予測できた。予測によれば、放出源から 7 – 10 km の距離の松の森の障害が期待された。この障害の最初の徴候－2 - 3 週間後の松葉の黄色化と枯れが破壊原子炉の直ぐ近くの木で発生した。1986 年夏を通じ、放射線障害ゾーンは北西部に 5 km まで拡大し、松の森の深刻な障害が 7 km の距離まで見られた。換言すれば、現実の状況は、予測とかなり良く符合していた。我々の評価によれば、松の致死線量 - 樹冠が完全に干乾び木が枯れる - は、約 10 krad(100 Gy)である。これに相当する頂端分裂組織の被曝線量は 2 – 3 krad(20 – 30 Gy)に等しい。より少ない吸収線量でも、次のような深刻な形態異常が見られた。松葉の形態と寸法の異常、所謂「魔女の箒」、樹冠部に若芽房の形成、又、種子の質低下。

原子炉周囲の 5 km ゾーンでは類似の影響が広葉樹にも現れた(巨大な葉、葉の形態変化)。特徴として、これらの影響を引き起こした吸収線量の大部分(80 %まで)は、事故後最初の月に蓄積され、針葉樹の樹冠の放射線障害過程の進行は 1986 年秋まで続いた。1987 年夏、放射線状況は安定化し、小部分とは言え松葉部分が残っていた障害を受けた木の再生が始まった。この再生の歩みは、放射線抵抗性の強い、一面ではβ線から保護されている組織 - 樹皮や、別の面では鱗状の表皮の房 - の休眠細胞の成長として始まった。事故の 1 年後線量率が下がり、事実上全ての地域で障害を受けた木立の自然或いは人工の再生が可能になった。

草の群生 - 特に森の下草 - は、最高の汚染密度でも、大した被曝のマイナス影響は受けなかった。少数の種類だけに数の減少と種子の品質悪化が見られたが、短期的だった。哺乳類母集団における放射線障害は、事故後初年にネズミ類げっ歯類でのみ見られた。汚染ゾーン中のかなりの距離を移動する動物の総数は、迅速に回復しただけでなく、事故前のレベルを超えた(特に、イノシシは何倍にも)。

事故後遠い期間の、森の植生とキノコ中の Cs137 含有量評価として、森の植物中への移行係数の公開データを用い、チェルノブイリ由来の Cs137 と 30 年前の核実験由来の Cs137 が比較された。「チェルノブイリ」Cs の木質植物への移行係数はグローバルなものに比べ約 3 倍高く、潅木と草に対しては 2 - 15 倍、キノコに対しては 1.1 - 2-2 倍だった。これが意味するように、チェルノブイリ Cs の等価半減期(放射性崩壊考慮)は、木質植物に対し 10 - 11 年、潅木で 7 - 15 年、草で 6 - 12 年、そして、キノコでは 14 - 26 年である。

汚染木材からの被曝。計算によれば、木材とその加工製品の Cs137 濃度は、施行中の暫定許容レベルを満足し、この線源からの被曝は、現実に可能な人間との大多数の接触機会において 0.2 m Sv/年を超えない(表 3.37)。労働者に高い被曝が起り得るのは、セルロース紙産業で、エネルギーを得るため廃棄物を焼く時である。汚染ゾルと接触のある個人は、木材廃棄物の Cs137 濃度が 100 Bq/kg を超えれば、暫定許容レベルを超える線量を被曝し得る。

表 3.37　Cs137 限界許容濃度の汚染木材と接触する住民の被曝線量

接触の種類	暫定許容レベル、Bq/kg	被ばく線量、mSv/年(人/年)
根を出していない芝土の堆積物上で仕事	11000	1.8 (1800)
木材壁の家に住む	740	0.17 (5800)
木材天井の家に住む	1850	0.17 (5800)
燃料木材のゾルと接触	740	0.02 (500)
他の接触	1850 - 3700	< 0.01

内部被曝。森利用による主な内部被曝寄与は、森の食品-キノコの摂取による(表 3.38)。

表 3.38　汚染ゾーンの村住民のキノコと森イチゴから人体内への Cs137 摂取、1994-1995

地区	全摂取量 kBq/年	キノコからの摂取		イチゴからの摂取	
		kBq/年	合計中%	kBq/年	合計中%
ウクライナ、ドゥブロヴィツァ	210	70	33.3	4	2
ロシア、ノヴォズィプコフ	320	140	43.7	6	2

様々な種類のキノコの放射能濃度と Cs137 汚染密度との関係を表 3.39 に示す。

表 3.39　土壌-キノコ移行係数の統計平均パラメータ、(Bq/kg)/(kBq/m^2)

キノコの種類	ロシア、1986-1994 年間			ベラルーシ、1989-1990 年間			ベラルーシ、1994 年		
	平均	ﾒｼﾞｱﾝ値	標準偏差	平均	ﾒｼﾞｱﾝ値	標準偏差	平均	ﾒｼﾞｱﾝ値	標準偏差
白タケ*	7.3	1.6	7.2	7.8	6.4	6.0	13.9	9.9	11.0
狐タケ*	6.2	4.6	5.8	8.6	5.2	10.4	11.7	6.8	14.6
生タケ*	10.0	6.3	10.0	28.3	17.0	42.7	50.3	25.6	74.8
バタータケ*	32.0	23.0	26.0	98.3	90.1	68.3	41.7	32.9	33.4
株タケ*	1.6	1.2	1.5	7.4	7.9	4.2	4.8	3.4	4.6
アミタケ	15.0	10.0	17.0	46.4	40.0	57.2	48.9	35.0	72.9

訳注:キノコ名は正確な和名ではなく、原文の意味から作成*

森のイチゴ摂取による線量は約 10 分の 1 である。森の獣の摂取による被曝線量は更に低い。これは住民食餌中、狩の獲物の寄与が小さいことから説明される。森の土壌処理時 - 樹液採取その他の林業仕事 - の放射性ダスト吸入による摂取は、事実上無意味で、その寄与は通常、全線量の 1 %未満である。森のキノコの被曝源としての意義が近年増えたのは、汚染地域住民の物質的状況が悪化したため、森産物の採取、調理と摂取禁止が、大々的に破られているからである。特に、森林に近い居住地に居る村民の内部被曝線量は、森林から 5 km 以上離れている村民より、大幅に高かった。

キノコとイチゴの放射能の個人線量への寄与に関する定量的データを得るため、2 つの方法が用いられた。第 1 の方法は、村民コントロール群の各食餌構成要素(森のキノコとイチゴを含む)中の Cs137 含有量測定に基く。2 つの群 -「森の賜」摂取群と非摂取群 - が分離された。その結果、全観察集団平均で食餌中からの Cs137 摂取のうち、キノコとイチゴの平均寄与率は、現地条件に依存し 12 から 38 %まで変わる。キノコ産物を摂取する食餌群における Cs137 の寄与率は平均の 2 倍ある。森のイチゴからの体内への Cs137 摂取は、通常、キノコより 1 桁低い。第 2 の方法は、様々なレベル - アンケート調査による - のキノコを摂取する村民の全身放射能測定に基く。この指標により次の 4 つの住民群が分離された。①全体的にキノコを摂取しない、②稀、③頻繁及び④非常に頻繁に摂取。計算によると、ベラルーシ、ウクライナとロシアの汚染地域の検査居住地における全線量中の内部被曝の寄与は約 50 %で、ノヴォズィプコフ地区では～25 %だった(表 3.40)。内部線量中のキノコの荷重平均寄与率は、地区により 20 から 40 %まで変

わる。林業労働者という重要集団に属する何人かの個人は、この寄与が内部被曝の 80 %に達した。

表 3.40 汚染ゾーンの村の居住地における内部被曝と外部被曝線量の関係と、様々なキノコ摂取レベルの各住民集団の線量におけるキノコの寄与

地区 (地点)	Cs137 平均汚染密度、kBq/m²	単位汚染当り線量、(mSv/年)/(kBq/m²)		全被曝に対する内部被爆割合、%	Cs137 摂取中のキノコの寄与率、% 食習慣を持つ人の全住民数に対する割合、%				キノコ摂取線量、(mSv/年)/(kBq/m²)
		外部被曝	内部被曝		摂取しない	稀に摂取	頻繁に摂取	非常に頻繁	住民全体に対する荷重平均	
ロシア:										
ノヴォズイプコフ(Shelomi、Korchi)	700	$1.7\cdot10^{-3}$	$5.6\cdot10^{-4}$	24.8	0/47.0	28.3/22.0	68.1/27.0	83.7/4.0	46.5/100	$2.6\cdot10^{-4}$
スタロドゥプ(Voronok)	70	$1.7\cdot10^{-3}$	$1.4\cdot10^{-3}$	45.2	0/56.6	42.3/37.2	79.4/6.2	0/0	30.0/100	$4.2\cdot10^{-4}$
ウクライナ:										
ドゥブロヴィツァ(Milyach、Lugovoe、Bila、Vilun、Zagreblya)	130	$1.7\cdot10^{-3}$	$1.8\cdot10^{-3}$	51.4	0/25.0	50.0/63.0	78.0/12.0	0/0	52.0/100	$9.4\cdot10^{-4}$
ベロルーシ:										
ブラギン(Savichi、Dvor-Savichi)	350	$1.7\cdot10^{-3}$	$1.5\cdot10^{-3}$	46.9	0/40.7	47.9/36.5	54.0/21.7	68.5/1.1	41.0/100	$6.0\cdot10^{-4}$

単位汚染密度に換算したキノコ摂取による平均被曝線量の絶対値は、地域により $1.6\cdot10^{-4}$ から $7.4\cdot10^{-4}$ (mSv/年)/(kBq/m²)まで変わる。この変動は、Cs137 汚染密度によりキノコの摂取制限に差があり、また、居住地周辺の森の土壌特性にも差があるためである。内部被曝線量は時と共に弱く変化する。つまり、林業労働者と言う重要集団中の 1990 年と 1995 年の内部被曝線量測定値の差は有意でなかった(それぞれ 0.53 と 0.63 mSv/年)。

合計線量。汚染ゾーン中で最高の線量負荷を経験したのは森で働く人 - 林業員、森林保護官、きこり - である(表 3.41)。1995 年現在、この群の平均合計線量は、Cs137 汚染密度範囲 480 – 1480 kBq/m2 で約 3 mSv/年だった。ここで 80 %の線量は外部被曝による。このゾーン全体として村民の全カテゴリーの平均合計線量は 1.5 から 3 mSv/年まで変わった。ここで外部被曝はこの値の 50 – 70 %である。期待出来ることとして、今後の 10 年間(1997 - 2006 年)、村民中の重要集団の汚染した森との接触による年間被曝線量は、半減期 10 - 15 年で下がるだろう。

表 3.41 林業労働者の平均外部及び内部被曝線量、1990 年、Cs137 汚染密度 0.4 – 1.0 MBq/m²

職業	ブリャンスク州、クリノツォフ地区			ブリャンスク州、ズルィンコフ地区			ジトミル州、オヴルーチ地区		
	合計、mSv/年	外部、%	内部、%	合計、mSv/年	外部、%	内部、%	合計、mSv/年	外部、%	内部、%
森保全、森作業	4.00	62.5	37.5	3.3	82.6	17.4	4.6	60.9	39.1
作業場、運転手、ﾄﾗｸﾀ運転手	1.84	87.0	13.0	3.5	88.0	12.0	4.2	54.8	45.2
技術と技能員	1.6	92.0	8.0	2.7	92.6	7.4	3.2	71.9	28.1

3.4.3 対策の列挙と分析

森の放射能汚染による可能なマイナス影響の規模を低減するための措置は、次の 2 グループに分けられる。積極的対策により直接、林産物の汚染を下げ、外部被曝線量を下げる、及び林業活動の管理による制限。

積極的対策。チェルノブイリ事故進展の初期段階で既に緊急措置が採られ、森の放射能汚染により起り得る損害の低減が目指された。しかしこれらの措置は、環境放射能分野で以前に蓄積されていた経験を考慮に入れずに実施され、効果が低かった。特に、降下したエアロゾルを樹冠表面に固定するための木立に固定溶剤散布は、望む効果が得られなかった。それは事実上、樹冠の放射性核種からの自己浄化に影響しなかった。なぜならこのプロセスは次の生物起源の要因に

関係があるから:森の帳の下での生物起源の葉が散ること等による放射性核種輸送(成長プロセス中で弱くなるウロコ状の覆い、葉片)。1986 年にキエフ市の公園と大通りで行われた落葉の収集も効果が無いと判った。この期間中の落葉に含まれる放射性核種含有量は、降下量の 3 %以下で、それを集めても放射線状況に大きな影響は得られなかった。収集された大量の有機物を収容する問題が発生しただけだ。

1987年に30 kmゾーンで劇的状況が勃発した。これは環境放射線学者の抗議にも拘らず、「赤毛の森」の残骸を土壌表層と共に約2 m深さに埋葬することが決定された時だった。まさにこの深さに、該当場所では地下水レベルがあった。その結果、大量の放射性物質が、事実上、地下水中に放出された。この条件における最適な選択枝は、我々の考えによれば、枯れた森を伐採し倉庫に入れ、土壌表層の有機層を保全すれば、そこに放射性核種が長年間固定状態に維持されよう。

他の対策のうち、想起すべきものは、

- 森の下敷物から落葉層を撤去(事故後初年に有効)
- 化学薬品で土壌処理し、放射性核種の林産物への移行を下げる
- 汚染した裸地の森林化
- 伐採区の枯れ木から樹皮撤去、及び、残りの伐採区全域に種撒き
- 加工木材と食用林産物の特別処理設備
- 木材準備を含む林業作業を冬季のみに行い、要員の外部線量を大きく下げる[積雪効果?]など
- 森の獣を特別の化学薬品で肥育
- 燃料木材燃焼時に生成する放射性ゾルを集中収集・処理するよう組織化
- 汚染森の火災防護を強化

これらの措置の多くは、実現に大きな経済的費用が必要だったので、広くは適用されなかった。

管理上の対策。森汚染のマイナスの影響を下げるためには、個人被曝線量と林産物の汚染度が、介入レベル(制限)を規定する主な基準だった。しかし実践では、誘導基準であるCs137土地汚染密度が用いられている。このパラメータ値により、5 つのゾーンに分けられ、その各々で木材準備と利用、キノコ・イチゴの採集と利用他の林業活動が制限され、制限は汚染が高いほど厳しい。最も厳しい制限が導入されたのは、汚染密度が 40 Ci/km^2 (1480 kBq/m^2)を超えたゾーンである。そこでは2000年まで、防火活動を除く全ての種類の林業活動が禁止された。これらの制限の効果は、単位防止集団線量の費用から評価できよう。こういう近似評価が、追加被曝の大部分を占める幾つかの種類の森利用に対し行われた。例えば、ロシアの Cs137 汚染密度 550 – 1480 kBq/m^2 ゾーンにおける木材準備禁止は、0.38 人 Sv/年の被曝を防止した。1 人 Sv の線量を防ぐ費用は約 6·10^6 ドルである(表 3.42)

表 3.42 機械化林業場労働者の集団線量と汚染森の木材製品の価値
[森の木材蓄積量 樹齢 60 年 – 240 m^3 /ha; 採取量 – 4 m^3 /(ha 年); 労働支出 - 2.5 時間/m^3 ; 森の外部線量率 - 1·10 – 12 (Sv/時)/(Bq/m^2); 木材 1 m^3 の価値 - 20ドル]

Cs137 汚染密度、kBq/m^2 、(平均)	ロシアの汚染森面積、千 ha	潜在採取量、10^{6}m^3 /年	木材価値、10^6 ドル/年	労働支出、10^6 時間/年	集団線量、人 Sv/年	1 人 Sv 当り費用、10^6 ドル
37 - 185 (70)	830	3.33	66.6	1.33	0.98	68
185 - 555 (330)	100	0.387	7.74	0.155	0.51	15.1
555 - 1480 (850)	30	0.110	2.2	0.044	0.38	5.8

Cs137 濃度 740 Bq/kg 未満(暫定許容レベル-97)の木材を用い、村の家を建てると(4 人家族当り 1000 m^3)、初年に防止される線量は加工用木材(1 m^3 当り 20 ドル)1000 m^3 当り 0.1 人 Sv である。家を 50 年間使う間にこの線量は 3 人 Sv に上がり、この場合、1 人 Sv 防止費用は約 7000 ドルになる。これが意味するように、建設木材中の Cs137 許容レベルは、もっと厳しく 100 Bq/kg まで下げられる。

キノコとイチゴの採取と狩で得た獣の食用禁止の対価は、毎年失われる産物の価格から計算した(表 3.43)。Cs137 汚染密度 37 kBq/m^2 超過ゾーンでのキノコ採取と食用禁止は、32 人 Sv/年の線量を防止した。ロシアでの 1 人 Sv 防止費用は、この場合、5000 ドル(同 1480 kBq/m^2)から $1 \cdot 10^5$ ドル(同 37 – 185 kBq/m^2)である。森のイチゴ摂取禁止に対しては、相当する費用は $4 \cdot 10^4$ から $8 \cdot 10^5$ ドルである。森の獣の食用禁止費用は、同様に $3 \cdot 10^5$ ドル(37 – 185 kBq/m^2)、$8 \cdot 10^4$ ドル(185 – 555 kBq/m^2)、及び、$3 \cdot 10^4$ ドル(555 – 1480 kBq/m^2)である。

表 3.43 キノコ、森のイチゴと獣の放射能によるロシア汚染地域の集団線量への寄与

指標	汚染密度の範囲 (平均値)、kBq/m^2			
	37 - 185 (74)	185 - 555 (330)	555 - 1480 (850)	> 1480 (1500)
キノコ				
移行係数=$1 \cdot 10^{-2}$ m^2 /kg				
収穫量、t/年	1700	200	56	7
収穫価値、ドル	$1.7 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^5$	$5.6 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^3$
収穫物中 Cs137 量、MBq	1200	660	480	100
収穫物摂取集団線量、人 Sv/年	15.6	8.6	6.2	1.3
1 人 Sv 当り費用、ドル	$1 \cdot 10^5$	$2.3 \cdot 10^4$	$9.0 \cdot 10^3$	$5.4 \cdot 10^3$
イチゴ				
移行係数=$1 \cdot 10^{-3}$ m^2 /kg				
収穫量、t/年	850	100	30	4
収穫価値、ドル	$8.5 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^3$
収穫物中 Cs137 量、MBq	60	30	26	6
収穫物摂取集団線量、人 Sv/年	1.0	0.5	0.34	0.1
1 人 Sv 当り費用、ドル	$8 \cdot 10^5$	$2.0 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^4$
獣				
移行係数=$3 \cdot 10^{-3}$ m^2 /kg				
狩猟量、t/年	400	50	15	2.0
肉の価値、ドル	$4 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^4$	$1.5 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^3$
獲物中 Cs137 量、MBq	100	50	40	9.0
収穫物摂取集団線量、人 Sv/年	1.3	0.6	0.5	0.1
1 人 Sv 当り費用、ドル	$3 \cdot 10^5$	$8 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$

大多数の場合、もし現行の勧告により指示されるなら、これらの費用は法外と思われる。もし制限導入時に、汚染密度だけでなく、環境系の型、何よりも先ず土壌-環境条件も考慮に入れられていたならば、この種の評価結果は修正されていたかもしれない。既にコメントしたように、森は、土壌から林産物への Cs137 移行係数の範囲が相対的に狭い 4 グループに分けられる。こういう分類を策定し、汚染森をこれに基き地域割りすれば、より根拠があり森の各環境系毎に区別した制限が出来ただろう。

3.5 水相に対するチェルノブイリ事故の環境放射能影響

チェルノブイリ原発の冷却池は、事故放射能跡地域中で最も汚染した貯水池の一つである。これはプリピャチ川の氾濫原の一部をダムで塞き止めて作られた。面積は約 22 km^2 、体積 0.15 km^3 、平均深さは 6.6 m である。貯水池中には 500 種以上の水棲植物、200 種以上の無脊椎動物、

20 種以上の魚が棲息している。事故までチ原発の温排水は魚の養殖に用いられていた。水中の Ca は平均 43 mg/ﾘｯﾄﾙ、Mg - 7 mg/ﾘｯﾄﾙ、K と Na - 20 mg/ﾘｯﾄﾙ、Fe - 0.5 mg/ﾘｯﾄﾙ、pH=7.5。これらの値は事実上ドニエプル川の類似の指標と差はない。冷却池から直接の流出はないが、ダムの土堤から毎年 0.12 km^3 の体積の水が染み出し、プリピャチ川に達している。

水環境系の高度の汚染には、事故後第 1 期-1986 年 5 月初に気付いた。この期間の主な環境放射能値は、短寿命放射性核種、何よりも先ず I131 が持っていた。その表層水中の最大濃度は、一連の地域で飲料水中の許容濃度(37 Bq/ﾘｯﾄﾙ)の何十倍もあった。

1986 年 5 月末の冷却池の放射性核種含有量評価を表 3.44 に示す。1986 年 5 月の水の放射能は主に I131 他の短寿命放射性核種により規定された。1986 年 5 月 1 日の冷却池の I131 放射能濃度は 1 – 5 kBq/ﾘｯﾄﾙだった。引き続く数ヶ月間に、水放射能は、崩壊と底堆積物中への沈着により、大きく減った。1986 年 7 - 8 月、底堆積物中には、Zr95、Nb95、Ru106、Ce144 のような放射性核種の全放射能の 96 – 99 %が含まれていた。この期間中、水放射能に主に寄与したのは Cs137 と Cs134 だった。水中 Cs137 濃度は 0.3 - 0.8 kBq/ﾘｯﾄﾙだった。底堆積物中の放射性核種分布の特徴として、かなり空間的に非均質だった。特に、底面積の 27 %を占める泥土中の濃度は高かった。1986 年に泥土中で見られた全放射能の最大値は 8 – 10 MBq/kg だった。

表 3.44 チェルノブイリ原発の冷却池中の放射能、1986 年 5 月 30 日における核種(TBq)
(評価精度は大多数の核種に対し 40 – 60 %)

放射性核種	水	底堆積物
Sr90	6	50
Zr95	50	1200
Nb95	70	1100
Ru103	40	700
Ru106	20	220
I131	250	30
Cs134	30	60
Cs137	60	110
Ba140	120	400
La-140	80	280
Ce141	50	640
Ce144	30	860

大多数の種類の魚に対し、最も環境上重要な放射性核種は、筋肉中に蓄積するセシウムだった。時の経過によるセシウム放射性核種の濃度の減少は、筋肉中よりも、エラ、ウロコ、皮膚、ヒレ中の方が速かった。放射性セシウムの筋肉への蓄積は主に生物的吸収の結果であるが、表面組織への蓄積は吸着のよるから、吸着に比べ生物的吸収の意義が徐々に上昇していると結論できる。放射性セシウムの汚染が最も少なかったのは脂肪組織だった。Ce144、Ru106、Zr95、Nb95 のような核種は主に腸、エラと表面組織に含まれ、事実上、魚の筋肉には見られなかった。

各種の魚の筋肉中 Cs137 含有量の変化を分析すると、「肉食」と「平和」種の蓄積プロセスに差がある。事故後の 1 年間、最も汚染していたのは、底食(こい、ふな)、プランクトン食(れんぎょ)と雑食種(なまず)だった。その後、「肉食」種の魚 - すずき、かわかます他 - の放射性セシウム汚染が上がった。この時、「平和」種の魚の筋肉中の放射性セシウム濃度は下がった。1987 - 1988 年からは平均して、「肉食」魚の放射性セシウム汚染は「平和」種の 3 - 10 倍高くなった。これは明かに食物連鎖の効果である。

計算評価によれば、水に含まれる放射性核種からのγ線量率は、事故後最初の日々に最大値(2

- 3 mGy/日)に達した。この時期の底堆積物からのγ線の最高レベルは、0.1 - 0.2 Gy/日だった。1986 年秋には、底の放射能汚染は主に長寿命核種により規定され、以後の底体積物からの線量の低下は非常に遅く進んだ。

事故後最初の日々、水棲植物表面近くの外部被曝線量率は 0.1 Gy/日を超えた。これは天然レベルの 10 万倍だった。全体として、水棲植物からのγ線は、底堆積物からの線量に比肩し、植物好きの魚や植物食魚に対する線量形成上、重要な意味を持ち得る。事故の 1 年後でも水棲植物からの放射線量は、依然、天然レベルの千倍あった。

内部線量が最も高かったのは魚の腸と筋肉である。1987 年、ふなとれんぎょの腸の被曝線量率は 15 mGy/日に達した。水から直接放射性核種を吸着する表皮組織の被曝レベルは明らかにこれより低かった。

魚の被曝線量は、その環境、先ず第 1 に食餌の特質と居住環境の汚染度と密接に関連している。「平和」種の魚に対する(こい、ふな、他)内部被曝率が最高だったのは、1986 年で、2 – 3 mGy/日に達し、事故前のレベルの千倍だった。1988 年には事実上「平和」魚の全種で、体内摂取放射性核種からの被曝が目覚しく減った。「肉食」魚の傾向は別で、内部被曝レベルは、1987 - 1988 年に減らなかったどころか、1986 年に比べ反って増えた(すずき)。これは上述の食物連鎖効果による蓄積である。事故の 2 年後、「肉食」魚(すずき、かわかます、等)の内部被曝線量率は、天然レベルの 500 - 800 倍あった。底近くか水棲植物の藪の中に住む魚の外部被曝線量は、内部被曝を大きく超え得る。この理由から、年間の合計被曝線量が最高(10 Gy 以上に及ぶ)なのは、底食魚(ふな、こい等)である。プランクトン食魚(白れんぎょ)の合計被曝線量は、大きく低い。

白れんぎょには、生殖異常の魚数が増えた。これは、不妊の雌、生殖腺の変態と生殖細胞の一部退縮として現れた。生殖細胞異常の魚数は、事故後様々な年に 50 – 90 %になった。ここでれんぎょの全身被曝線量率は 0.2 – 3 mGy/日と、天然バックグランドの百-千倍あった。生殖系異常数の増加は、電離性放射線の作用だけでなく、原発冷却池に特徴的な一連の要因 - 追加の被曝、熱及び化学汚染-の結果である可能性もある。

3.5.1 川環境系の放射能汚染

事故後直ぐ、ドニエプル川の水環境系に、事故後環境に放出された事実上全ての放射性核種が同定された。最も水中放射能が高かったのはプリピャチ川(10 kBq/ﾘｯﾄﾙ)、ウシ川(5 kBq/ﾘｯﾄﾙ)とキエフ貯水池(4 kBq/ﾘｯﾄﾙまで)だった。ここで、短寿命核種の放射能が長寿命の Cs と Sr 放射能を何十倍も上回っていた。この期間の川水中の I131 濃度は、飲料水許容濃度の 30 - 120 倍あった。水溶分に比べ、浮遊状態の Te、Ba、Mo、Ru、Ce、Zr、Nb と Np が多かった(表 3.45)。短寿命核種が崩壊し、浮遊粒子が底堆積物中に沈着するにつれて、水中放射能は激減した。既に 1986 年 6 月、最大値表に比べ数百分の 1 に下がり、かなりの程度 Cs と Sr により規定された。プリピャチ川水中の Pu239、240 濃度は、5 月初めに 0.4 Bq/ﾘｯﾄﾙ、8 月には 7 mBq/ﾘｯﾄﾙまで下がった。1986 年 5 月のドニエプル貯水池カスケード H3 濃度は 20–40 kBq/ﾘｯﾄﾙと、バックグランド値の 5-10 倍あった。ドニエプル貯水池カスケードには、川底堆積物中の Cs137 濃度により、3 つのゾーンが現れた。

- プリピャチ河口近くのキエフ貯水池の最高汚染地区(1986.05.20 現在、40 MBq/m^2 まで)
- キエフ及びカネフ貯水池南部(1 MBq/m^2 まで)
- カネフの南部のドニエプル河口まで(10 – 40 kBq/m^2)

3.45　チェルノブイリ事故後初期の川水中の放射性核種濃度(1986 年 5 月 1 日)(Bq/ﾘｯﾄﾙ)

放射性核種	プリピャチ川、水	プリピャチ川、浮遊	キエフ貯水池、水	キエフ貯水池、浮遊
I131	2100	100	140	80
I132	750	240	60	220
Ba140	1400	180	-	240
Mo99	670	70	-	200
Ru103	550	230	15	310
Ce144	380	160	-	200
Ce141	400	260	-	250
Zr95	400	270	7	250
Nb95	420	250	6	230
Pu239	-	360	-	50
Cs134	130	10	4	10
Cs137	250	20	10	20
Sr89	320		53	
Sr90	30		5	

底堆積物中の放射性核種分布の特徴は、大きな非均質性である(「斑点状」)。特に、底泥上層の放射能汚染が高かった。キエフとカネフ貯水池中の魚他の棲息物の放射能汚染は、事故後初期には、比較的短寿命の核種－I131、Ba140、La-140 他－により規定された。1986 年 4 月 29 日から 5 月 3 日までのこれらの貯水池の魚の I131 濃度は 1 – 10 kBq/kg、Ba140 は 0.4 – 2 kBq/kg 生重量だった。1986 年 6 月中旬には、魚中のこれらの核種は 10 - 100 分の 1 に下がった。1986 年 6 - 7 月、川水中の放射能に対する Cs の寄与は 50 %まで上がり、残りの核種の放射能割合は約半分になった。この時期、最も高い汚染が見られたのは植物食魚と底食魚(こい類)で、3 – 5 kBq/kg 生重量だった。

キエフ貯水池(ダム近く)で 1986.05.13 に採取した軟体動物(川胎生)の合計放射能濃度は 240 kBq/ kg 生重量に達し、ここで Cs137 は 1 %未満だった。1986 年夏、軟体動物(浮遊索と川胎生)の合計放射能濃度は、キエフ貯水池で 20 kBq/kg、カネフ貯水池で 8 – 14 kBq/kg、クレメンチュグ貯水池で 0.2 - 0.5 kBq/km、ドニエプルゼルジンスクとザポロジで 0.3 kBq/kg、カホフで 0.06 - 0.14 kBq/kg 生重量だった。

表 3.46 に水棲生物による、「チェルノブイリ起源」放射性核種の蓄積係数を示す。これらのデータは、しばしば自然では決して実現されない実験室条件で測定される、所謂「平衡」蓄積係数とは大きく異なり得る。軟体動物に対し特徴的に最も蓄積されるのは、強力に吸着される核種の Ce、Zr、Nb、Ba、La、Ru である。生物摂取される I、Cs、Sr の蓄積係数はもっと低い。生物摂取は比較的遅いプロセスであるから、軟体動物の貝殻中に選択的に蓄積される Sr90 の蓄積係数は、

表 3.46　ドニエプル川水棲生物の放射性核種蓄積係数、1986 年 6 月

放射性核種	軟体動物	水棲植物	魚
Sr90	440	240	50
Zr95	2900	20000	190
Nb95	3700	22000	220
Ru103	1000	11000	120
Ru106	750	17000	130
I131	120	60	30
Cs134	300	2700	300
Cs137	270	3000	300
Ba140	2800	3600	420
La-140	2400	3000	400
Ce141	3000	20000	500
Ce144	4600	24000	900

まだ比較的低かった。水棲植物に対する放射性核種の蓄積においても、軟体動物と似た傾向が見られた。水棲植物への蓄積係数が高いのは、吸着され易い特徴を持つ Ce、Zr、Nb Ru で;主に生物摂取の結果蓄積する I と Sr は最少だった。大多数の核種の魚に対する蓄積係数は、1 桁の範囲内にあるが、I と Sr は例外で少し低かった。

表 3.47 に、1986 年 4-6 月の魚の筋肉への I131 蓄積係数を示す。よう素汚染の全期間を通じ、このプロセスは非平衡だった。ここで、時と共に魚への I131 蓄積係数が増えた。これは次の 2 つの対立プロセスに依存する:放射性よう素の魚筋肉中への生物摂取とその放射性崩壊による減少である。I131 の生物摂取には若干の遅れ時間があるので、筋肉の放射能汚染レベルの減少の方が、水中 I131 放射能の減少より遅くなった。

表 3.47 ドニエプル川魚への I131 蓄積係数の変化、1986 年 4-6 月

日付	魚、Bq/kg	水、Bq/ﾘｯﾄﾙ	蓄積係数
4.30	6000	3000	2
5.03	1900	480	4
5.18	1000	220	5
5.24	750	150	5
6.01	540	30	18
6.10	440	22	20
6.11	380	10	38
6.18	160	4	40

長期的なチェルノブイリ原発事故の環境放射線学的意義は、かなりの程度、長寿命核種 (Cs137 と Sr90)による土地汚染により規定される。放射性 Cs と Sr 同位体による汚染レベルが最も高かった川は、原発に近いゾーンの川であり、特にプリピャチ川である。ドニエプル川系の他の川と貯水池の汚染は、プリピャチ川の数十から数百分の 1 だった。表 3.48 に、事故後最初の年々のキエフ貯水池環境系要素の Cs137 と Sr90 の平均放射能濃度を示す。

表 3.48 キエフ貯水池環境系要素の Cs137 と Sr90 の平均放射能濃度、1986-1989 年(kBq/kg)

年	水	軟体動物	コイ	スズキ
Cs137				
1986	2	670	960	220
1987	0.5	110	480	590
1988	0.4	70	440	1000
1989	0.4	70	370	440
Sr90				
1986	0.85	1000	60	-
1987	0.56	700	16	10
1988	0.78	1100	30	70
1989	0.37	1200	20	40

表 3.49 ドニエプル川水棲生物中の Cs137 と Sr90 の蓄積係数の変化

水棲生物	1986 年	1987 年	1988 年	1989 年
Cs137				
コイ	760	1300	600	460
スズキ	220	1400	1400	>1000
軟体生物	300	500	390	320
藻	3200	5200	6000	2600
Sr90				
コイ	70	60	50	120
スズキ	24	15	70	80
軟体生物	440	700	1000	1700

チェルノブイリ事故の際立つ生物地球化学的様相として、長期間を通じての生物起源の放射性核種移行に、かなり非平衡的な性格がある。ドニエプル川生物圏を構成する要素中の Cs137 と Sr90 の蓄積係数の変化を、表 3.49 に示す。

ドニエプル川と貯水池カスケードの組織的な環境放射線学的観察に際して、特に注意が割かれたのは、魚の放射能汚染分析である。魚に蓄積される放射性核種の研究は、次の 2 つの面で重要な意義を持つ。

- 放射性核種により汚染した魚の種類の採取は、川環境からの食物連鎖により、住民の追加被曝源となり得る
- 他の水棲生物と比べ、魚は比較的に放射線感受性が高い

このように、魚の放射能汚染レベルの評価と予測は、人間と生物の放射線防護の観点から、疑いなく実践的利益がある。

チェルノブイリ汚染地域にあるロシアとベラルーシの川における環境放射能プロセスを規定する主な要因の一つは、川集水域のセシウム放射性同位体による汚染である。こういう川に属するのが、ソジ、イプチ、ベセチ、オカ、ジズラ、プラヴァ、ウパとレセッタである。1987 年春の増水期にイプチとベセチ川水の Cs137 濃度は 4 – 6 Bq/ﾘｯﾄﾙに達し、残りの川では 2 Bq/ﾘｯﾄﾙ未満だった。その後の年の川水中の Cs137 濃度は 1987 年より低かった。全体として、川水の Cs137 汚染は、飲料水に対する許容濃度 5 kBq/ﾘｯﾄﾙや暫定許容レベル-91(180 Bq/ﾘｯﾄﾙ)よりも十分低かった。同じことが川水中の Sr90 に対しても言える。イプチ川集水域は長寿命核種による汚染の程度が最も高いので、貯水池の放射能汚染の変化を研究する実験場として選ばれ、ロシアの汚染地域における水利用による線量が再構築された。集水域の放射能汚染は非均質なので、イプチ川水中の Cs137 濃度には、上下流で 40 - 100 倍、Sr90 では 2 - 6 倍の差があった。

チェルノブイリ地区のプリピャチ川では、水棲生物の被曝線量率は、天然バックグランドの数百-数千倍あったが、ウシ川とテテレフ川では数十から数百倍だった。ドニエプル貯水池カスケードで 1986 年 5 月に最も線量率が高かったのは、プリピャチ川河口地区(天然バックの 1 万倍)、キエフとカネフ貯水池の残りの地区での底からの外部線量率は、1 - 2 桁低かった。クレメンチュグ貯水池の 1986 年 5 月の底からの照射線量率は、キエフとカネフ貯水池より 1 桁低かった。ドニエプロジェルジンスクとカホフ貯水池は、天然バックグランドと同等だった。底からの外部線量に主に寄与したのは、比較的短寿命の核種(Zr95、Nb95、Ba140 と La-140)だった。放射性セシウムのこの期間の寄与は数パーセントを超えなかった。底堆積物からの 1986 年の年間合計外部線量は、ドニエプル集水域の大多数の川(プリピャチ川を除き)とキエフとカネフ貯水池に対し、0.02 - 0.15 Gy/年を超えなかった。つまり低線量の域を出なかった。時と共に、川の水棲生物の被曝線量は、1986 年の線量に比べ、数十から数百分の 1 に減った。

原発に近いゾーンの様々な種の川魚の内部被曝線量率の変化分析によれば、

- 最大レベルは 1986 年の主に事故後 1 ヶ月間だった
- 1987 - 1988 年には、特に「平和」種の魚の内部被曝線量が減った
- 肉食魚については内部被曝の目覚ましい低下はなかった。これは既述の食物連鎖により蓄積したもの
- 摂取放射性核種による年間合計線量は、1986 年に 0.01 Gy、1987 年に 0.002 Gy、1988 年には 0.001 Gy を超えなかった

このように、チェルノブイリ事故跡地域にある大多数の川と貯水池に居た水棲生物の内部と外部被曝線量は、主に低線量に属し、それに対し放射線生物学的な障害効果は確認されていない。

3.5.2 湖の放射能汚染

最も汚染度が高かったのはグルボコエ[深い]湖で、原発の北 10 km、土地汚染密度は Sr90 で 30 MBq/m^2 、Cs137 は 37 MBq/m^2 を超えた地域にあった。事故の 9 年後でも、水中 Sr90 と Cs137 濃度はかなり高く、それぞれ 150 - 200 と 15 – 30 Bq/ﾘｯﾄﾙまでだった。1994 年、各種の魚の筋肉内の Cs137 濃度は 10 – 120 kBq/kg で、プリピャチ川の魚より 1 桁高かった(表 3.50)。

表 3-50 チェルノブイリ事故後の湖環境系要素中の Cs137 放射能

湖	観測年	水、 Bq/kg	魚、 kBq/kg
グルボコエ(原発に近いゾーン)	1994	15 - 30	10 - 120
コジャノフクコエ(ブリャンスク州)	1991 - 1993	6 - 12	8 - 90
フィンランドの湖	1986 - 1987	0.3 - 0.8	7.4 - 130
	1990 - 1994	0.02 - 0.1	0.1 - 48
	1986 - 1987	0.1 - 1.2	1.3 - 33

水と水棲生物の高いレベルの汚染が、ブリャンスク州(Cs137 汚染密度 0.6 – 1 MBq/km^2)にあるコジャノフスコエ湖とスビャトエ[聖]湖に見られた。これらの湖の特徴として、底堆積物の Cs137 固定能力が比較的弱かった。このために、湖水中の Cs137 濃度が、原発に最も近い湖と同程度になった。コジャノフスコエ湖には 10 種を下らない魚が住んでいて、住民により摂取されている。1991 - 1993 年の湖の魚中の Cs137 濃度は 8 – 90 kBq/kg で、暫定許容レベル-88 の基準の 1 桁上だった。

チェルノブイリ原発事故により、事故放出源から大きな距離にあるスカンジナビアと西欧の一連の湖が放射能汚染するに至った(表 3.50)。スエーデンの 41 の湖の 1986 - 1987 年のスズキ中の Cs137 濃度は平均 7.4 kBq/kg で、同国の基準限度(1.5 kBq/kg)より高かった。魚中の最大放射能濃度は 130 kBq/kg に達した。幾つかのスエーデンの湖でスズキの高レベル Cs137 汚染(48 kBq/kg まで)は 1990 - 1994 年にも見られた。スズキの年間被曝線量は 0.06 - 0.3 Gy/年と評価される。フィンランドの湖の 1986 - 1987 年の魚中 Cs137 放射能濃度は平均 1.3 kBq/kg で、最高 33 kBq /kg に及んだ。ここで 1987 年からは、湖の魚の摂取が、住民の主な被曝源の一つだった。平均、チェルノブイリ事故後 50 年間の内部被曝線量中の湖魚摂取の寄与は約 40 %と評価され、以下重要度順に、ミルク(18 %)と森のキノコ(9 %)である。ドイツの 1986 - 1987 年の湖魚の Cs137 汚染レベルは 1 – 9 kBq/kg に達した。

3.5.3 水保全対策の効果

チェルノブイリ事故の結果、ドニエプル川とプリピャチ川の集水域全体が放射能汚染した。ドニエプル川水の飲用により約 8 百万、又、魚摂取や汚染水の灌漑利用のため 3 千 2 百万の人々が追加の被曝を受けることになった。ドニエプル川系の貯水池における年間漁獲高は、2 万 5 千トンを超え、ドニエプル川水は 180 万 ha を超える農地を灌漑している。ドニエプル低地の全水利構造を表 3.51 に示す。

ドニエプル低地住民の水利用による事故後 70 年間の集団線量は 3000 人 Sv と評価される(事故第 1 期の I131 他の短寿命核種の寄与を考慮しない)。住民の形成線量中における水経路の寄与は平均 4 – 5 %と評価されるが、個別地域では(ザポロジ州)全線量の 20 - 60%に達し得る。

表 3.51 ドニエプル低地の水利用

川と貯水池(州)	人口、百万人	飲料水利用、百万人	灌漑面積、千ha
ドニエプルとデスナ(チェルニゴフ)	1.4	-	6
キエフとカネフ(キエフ)	4.5	0.75	116
クレメンチュグ			
(チェルカス	1.5	0.2	66
キロヴォグラド、	1.2	0.4	56
ポルタフ)	1.7	0.3	57
ﾄﾞﾆｴﾌﾟﾛｼﾞｪﾙｼﾞﾝｽｸ、ｻﾞﾎﾟﾛｼﾞ、ｶﾎﾌ			
(ドニエプロペトロフ)	3.8	2.0	254
カホフ			
(ザポロジ、	2.0	1.0	272
ニコラエフ)	1.3	0.4	190
ドニオプロジェルジンスク			
(ハリコフ、	3.2	0.4	-
ルガンスク、	2.9	0.1	-
ドネツ)	5.3	2.2	-
カホフ			
(ヘルソン)	1.2	-	464
クリミヤ	2.5	0.5	390
計	32.5	8.25	1871

チェルノブイリ事故の影響として、事故放出源から遠く離れた汚染地で多くの淡水と海の環境系が被害を受けた。バルト海産物中のチェルノブイリ由来の放射性セシウム摂取による集団線量は 1400 人 Sv と評価される。

チェルノブイリ事故前に、ソ連、米国他の原子力利用国で事故があり、一連の水保全技術が開発されていた。テチャ川上流では 1956 - 1963 年に産業用貯水池-放射性核種貯留池のカスケードが建設され、放射性核種の水相への流出が大きく下げられた。60 - 70 年代に、ゼオライト・ベースのイオン交換材による放射能汚染水の浄化が広まった。特にこの方法は、「スリー・マイル・アイランド」原発(米国)の事故影響処理に際し、水から放射性核種を除去するために利用された。70 年代には、放射性核種が水相に入る恐れのある場所で、不透水性の粘土バリヤを建設する方法が開発された。地下水管理のため保水層に水を汲み出す動的な方法が提案され、ソ連と米国の核実験場で適用された。しかし、水資源保護のための大規模対策は、チェルノブイリ事故まで、事実上行われなかった。この理由の一つは、水保全技術の高い費用である。例えば、軍用炉サバンナ・リバー(米)の冷却池 Par-Pond 除染のためには最低 1 千万ドルかかると評価されている。貯水池の完全なリハビリには、相当の多額の費用がかかり得る(10 億ドルに及ぶ)。

水保全対策問題は、事実上チェルノブイリ事故直後に現れた。1986 年 4 月 29 日のモニタリング・データによれば、プリピャチ川の全 β 線汚染は 5 kBq/ﾘｯﾄﾙに達した。キエフ取水所の飲料水中の全 β 線は、5 月初に 2 kBq/ﾘｯﾄﾙで、事故前レベルの千倍を超えていた。キエフではドニエプル川水を飲料水として 75 万人が利用している。事故後第 1 期の水環境の高レベル汚染により、水資源保全緊急措置の実施に必要性について非常に厳しい状況に至った。1986 年 5 月の最も重要な水保全措置の時系列を表 3.52 に示す。

事故後第 1 期には、基本的に、I131 他の放射性核種の人体摂取低減に向けた管理措置が採られた。これは、汚染飲料水利用制限、地下水供給割合増加、飲料水追加浄化、等によった。大きな注

表 3.52　1986 年 5 月における水利分野の防護措置の時系列

日付	措　　置
5.6	飲料水(3.7 kBq/ﾘｯﾄﾙ)と魚の中の I131 暫定許容レベル導入
5.7	地下水による飲料水供給割合を増やすため、井戸掘り開始
5.8	取水所で水浄化するため、活性炭の生産増加を決定
5.10	ドニエプル取水所で水浄化のため、吸着材の利用決定
5.12	原発破壊炉ゾーンからプリピャチ川への地下水流を阻止するため、地下粘土バリヤの建設を決定
5.13	政府決定「キエフ貯水池とドニエプル川の放射性物質による汚染を防止するための第 1 の措置について」
5.23	排水幕と原発貯水池から汚染水を逆送ろ過する系統の計画決定
5.24	政府による、チェルノブイリ事故の水環境に対する可能な影響の最初の予測
5.29	プリピャチ川、ウシ川の岸と低地の他、原発ゾーンの表土固定し、汚染土の侵食を防ぐ作業と、貯水池に放射性核種吸着・沈殿材撒布の実施決定
5.31	飲料水中の放射性核種暫定許容レベル(全 β 線で 370 Bq/ﾘｯﾄﾙ)承認

意が払われたのは、水環境の放射線モニタリング・システムで、これは汚染飲料水の実際の管理を含んでいた。例えば、事故放出の 1 ヶ月後、水環境の放射能汚染予測がなされた。水相の大規模放射能汚染、実験情報の不足、検証済みの環境放射能モデルの不在という条件中、最初の予測評価は非常に保守的であり、水相に対する可能な事故影響は大きく過大評価されることになった。チェルノブイリ原発に近い地区から川への放射性核種洗い出し係数は非常に高めだった(10 - 100 倍)。最も保守的な評価ではキエフ貯水池の汚染レベルが 37 kBq/ﾘｯﾄﾙにもなり、そういう水なら住民の摂取禁止が必要だった。極端な評価と並んで、より現実的な予測も策定され、放射性物質の比較的小部分だけ(1%未満)が汚染集水域表面から貯水池に達すると想定された。この場合、1986 年夏のドニエプル川水中のチェルノブイリ由来の全放射能は 40 Bq/ﾘｯﾄﾙを超えないはずで、これは以後の観測データにより確認された。しかし対策の計画時には、現実的なものではなく、最悪の水相放射能汚染予測から出発した。

1986 年 6 月から、ドニエプル川系貯水池汚染防止措置として、次の総合措置が実施された。

- 原発敷地と近いゾーンから放射性核種を流出隔離するためダム・システムの建造
- ダム(全部で 131)を小さい川と流れに作り、ろ過ダム中のゼオライトに放射性核種を保持
- プリピャチ川底に砂場を作り、浮遊放射性核種を捕獲する

1986 - 1987 年に水保全措置の効果が評価された。1986 年秋、ダム下流の Sr90 濃度低下度は、平均 1.2 分の 1 で、1.04 - 1.4 分の 1 の範囲にあった。つまり、ろ過ダムによる Sr90 の吸収は有意でなく、浮遊物質中の Cs137 減少も見られなかった。更に、浮遊物質 Cs137 濃度は、上中流より下流の方が 20 %多かった。

数百から数千立米のゼオライトを詰めたフィルタ・ダムの効果は短期的で、1986 年夏の運用開始時にのみ見られた。この期間、ダム下流の Cs、Ce と Ru は数十分の 1 に、Zr と Nb は百から千分の 1 に減った。しかし、以後、ダム中の吸着材は急速(数ヶ月の内)に浮遊物質により塞がってしまい、ろ過ダムは詰ってしまった。1986 年秋、既にダムの保水効果は大きく下がった。ろ過ダムの効果は、カセット型と言う特殊構造を採用し、使用済み吸着材が交換できれば、高められたかも知れなかった。しかしこうすると大量の使用済み吸着材 - これ自身、固体廃棄物である - の埋設と言う問題が起こる。埋設費は 1 立米当り 1 千ドルである。川水浄化のためこの技術を大規模適用すると非常に高いものにつく。この方法は、少量の高汚染流出物の浄化のために用いるのが、より妥当である。

1987 年 5 月に全ての防護施設のゼオライト中に蓄積した Cs137 の放射能は約 10^{11}Bq で、この期間中にプリピャチ川が搬出した放射性核種の約 1 %になる。つまり、小さい川のろ過ダムは 1987 年春の増水期に放射性核種を保持しなかった。更に、小さい川の氾濫原が塞がったため、土から放射性核種が離脱し、水中濃度が増えた。ろ過ダムの放射性核種吸収はないか非常に小さいため、この建造はマイナスだった。1987 年増水期の浮遊放射能沈殿効果は、たったの 3 – 5 %しかなく、不十分だった。

1987 - 1988 年に、チェルノブイリ原発冷却池をプリピャチ川から隔離する試みとして、排水井戸(排水幕)システムが建造され、排水井戸から汚染水を汲み出し、冷却池に戻せるようにされた。排水システムの建造には約 7 百万ドルが費やされたが、その水保全効果が明確でないので、運開していない。

全体として、チ原発に近いゾーンで事故後初年に行われた水保全措置は、極めて高価についたが、効果は低かった(表 3.53)。そのため事実上、水利用による集団線量の大きな減少には至らなかった。ここで、水保全措置による線量効果の費用は、1 人 Sv 当り 10 万ドルを超え、ろ過ダムは百万ドルを超える。

増水期のプリピャチ川の放射能汚染を下げるために、ある程度のプラスの効果があったのは、1993 年に左岸に建造された総合水保全施設で、対洪水ダムとポンプ・ステーションを持ち、プリピャチ川左岸氾濫原の最も汚染した区域の水の様相を管理する。この建造により、春の増水期

表 3.53　チェルノブイリ事故後の水環境保全に関する幾つかの対策の効果、実施開始時点から 1997 年まで

措置	効果の評価
プリピャチ川岸チ原発ゾーンに堤防建造、1986 年	対策費 - 10 万ドル超過 動員された事故処理者[liquidator]の集団線量が、住民に対する期待防止線量を上回る
プリピャチ川底に砂場-トラップ建造、1986 - 1987 年	対策費 - 3 百万ドル 防止線量 - 10-15 人 Sv 線量効果費用 - 1 人 Sv 当り 20 - 30 万ドル 1992 年、砂場には約 1.1 TBq の Cs137 と Sr90 が沈着
原発ゾーンの小さい川にゼオライトのろ過及び盲ダムを建造、1986 - 1987 年	対策費 - 1 千万ドル 予防線量 - 4-5 人 Sv 線量効果費用 - 1 人 Sv 当り 250 - 300 万ドル。釣り場閉鎖効果費用 - 1 人 Sv 当り 2 万 5 千 - 3 万ドル
冷却池排水幕建造、1987 - 1988 年	対策費 - 7 百万ドル 支出は正当でない、システムは運転されていない
冷却池流出流のろ過排水システム、1993 - 1998 年	対策費 - 5 年運転に対し 50 万ドル 防止線量 - 5 人 Sv まで 線量効果費用 - 1 人 Sv 当り 10 万ドル
左岸総合水保全システム、1993 年	対策費 - 5 年稼動に対し 7 百万ドル 予防線量 - 1997 年までで 120 - 150 人 Sv。1997 - 2056 年間の期待防止線量は 500 - 600 人 Sv。 線量効果費用 - 1 人 Sv 当り 3 - 6 万ドル

と夏の雨季に、氾濫原からプリピャチ川への放射性核種搬出が 2 - 3 分の 1 に減った。1993 - 1997 年間の運用期間中の防止線量は 120 - 150 人 Sv と評価される。

チェルノブイリ事故後、湖の汚染リハビリに関する大量の研究が、スカンジナビア諸国で行われた。これらの湖が存在する地区での集水域の平均汚染レベルは 10 - 30 kBq/m^2 で、最高 50 - 70 kBq/m^2 に達した。しかし、魚への放射性セシウムの蓄積係数が高いため、多くの湖で筋肉中の Cs137 濃度は欧州基準 600 Bq/kg を超え、一連の湖では 10 kBq/kg 生重量以上に及んだ。対策として想定されたのは、湖回りと集水域の酸性土に石灰散布、侵食防止措置により放射性核種の湖への洗い流れ込みを防ぐ、薬剤の利用(石灰、燐酸化合物、カリウム肥料)により生物学的な放射性核種の水中移行を下げる、粘土を添加し放射性核種の沈殿を増やす、漁獲を増やし湖環境系から放射性セシウムを撤去する。放射性セシウム汚染低減措置は、重金属汚染を下げる効果もあると想定される。対策効果の研究のため、スエーデンでは 1986 - 1988 年間に約 4 百万ドルが費やされた。それによれば、湖の魚中の放射性セシウム含有量を下げる効果は、天然プロセスの 5 – 10 %を超えなかった。

3.6 住民と事故処理者の被曝線量

事故後 10 年間に、放射線作用を受けた個人の被曝線量評価法には、大きな進歩があった。最も完全かつ系統的な評価が行われたグループは、放射線ゾーン分けと事故影響清算措置に関する決定を行う目的のものだった。これらの評価では、入力データとして、人間居住環境における実際の放射線パラメータの測定結果(土地放射能汚染密度、γ線量率、ミルクの放射能濃度、他)が用いられ、居住地毎に年間累積ないし予測線量のカタログが編纂された。第 1 に、計算は住民の放射線感受性の高い集団に対する線量評価に向けられた。これは、ソ連国家衛生法と防疫上の保守的な原則から出発した。その後、1991 年にソ連と共和国でチェルノブイリ法が採択された後、居住地平均線量の評価に移った。この結果、「登録」居住地の年間線量は自動的に 2 - 3 分の 1 に下がった。

第 2 の線量評価集団は、人々の個人線量測定及び放射能測定管理に基き編成された。住民の大規模線量測定により、一面では上の第 1 集団についての公式方法論の精度が上がり、別の面では現地の社会及び経済的条件の中で行われた防護措置というバックグランド上で、個人線量が形成される法則性が確立できた。

第 3 の線量評価集団は、「逆行性線量測定」という一般名称を得ており、生体線量測定法を含む、広範な理論的及び実験的手法を利用し、放射線-疫学研究を目指している。

様々な線量評価値を分析・比較する際には、それぞれの手法の特質と、それぞれの手法の枠内で得られる値には若干差があることを考慮する必要がある。

3.6.1 事故放射線作用を受けた個人の分類

チェルノブイリ原発事故の結果被曝した個々人は、次の 3 つの主要カテゴリーに分けられた。

① 1986 年に避難した住民 - 187 の居住地から 116317 人

② 様々な放射能汚染ゾーンに常時住んでいる住民 - 516 万人。事故後遅い時期(1989 - 1995 年) に移住した約 22 万人の住民を含む(厳重管理区域から移住した 12 万人以上を含む)

③ 原発敷地と汚染地域において、事故後措置と事故影響清算に参加した市民と軍人。総数約 60 万人のうち、1986 - 1987 年間にチ原発 30 km ゾーンで働き公式の事故処理者(除染作業者)としての地位を得ている 22 万 6 千人が分離された。何故なら、まさにこの期間こそ線量が一番高かったからである

ソ連崩壊後、ベラルーシ、ロシアとウクライナの立法で採用された基準には、放射線管理と医療観察法に差があり、各国のデータを纏めたり解釈するのにある種の困難を生んでいる。

放射線作用を受け、特典と補償がなされる個人の法的地位を正確に規定するため、ロシア連邦法により次の 12 のカテゴリーが設定されている。

1) 放射線病患者
2) チェルノブイリ惨事による身体障害者
3) 1986 - 1987 年間の事故処理者
4) 1988 - 1990 年間の事故処理者
5) チ原発要員と収用区域労働者
6) 避難と移住者
7) 移住ゾーンに住んでいる個人
8) 移住権付きゾーンに住んでいる個人
9) 社会-経済的地位による特典地域に住んでいる個人
10) 移住ゾーンで働いた個人
11) 移住権付きのゾーンから自主的に出た個人
12) 放射能汚染ゾーンで除染作業を行った内務省軍人

最後に、ソ連保健省により 1986 年に 5 つの観察カテゴリーが設定され、国家医療-線量測定登録に入力されている。これは一般医と各種専門医による活発な医療検診の対象である。

3.6.2 避難民

ウクライナとベラルーシの原発に近い地区からの住民避難は、放射線状況の進展や、事故炉からの距離を考慮し、事故後様々な時期に行われた。避難の時系列を表 3.54 に示す。その基準と効果は第 3.9 節で検討される。

表 3.54 1986 年の住民避難

国	居住地数、位置	避難日	避難民数
ベロルーシ	30 km ゾーン内 51 村	5 月 2 - 7 日	11358
	30 km ゾーン外 28 村	6 月 3 - 10 日	6017
	30 km ゾーン外 29 村	8 月 / 9 月	7350
	108 村合計		*24725*
ロシア連邦	ブリャンスク州クラスノゴル地区の 4 村	8 月	186
ウクライナ	プリピャチ市	4 月 27 日	49360
	ヤノフ鉄道駅	4 月 27 日	254
	ブラコフカ村	4 月 30 日	226
	10 km ゾーン内 15 村	5 月 3 日	9864
	チェルノブイリ市	5 月 5 日	13591
	30 km ゾーン内 43 村	5 月 3 - 7 日	14542
	30 km ゾーン外 8 村	5 月 14 - 31 日	2424
	30 km ゾーンに近い 4 村	6 月 10 日 - 8 月 16 日	434
	ボベル村	9 月	711
	75 居住地合計		*91406*
旧ソ連	***187 避難居住地合計***		***116317***

外部γ線。避難時点までの住民の外部γ線被曝線量は、基本的に次の情報により求められた。

- 線量率測定値-プリピャチ市の 30 地点で毎時、また、村居住地では毎日測定された
- 原発 30km ゾーンの土壌試料のスペクトル測定
- Cs137 平均降下密度評価－指標核種として、各居住地で。ウクライナとベロルーシのデータベースからの公式情報による
- アンケート-プリピャチ市から避難した 3 万 5 千人、ウクライナの村から 8 千人、ベロルーシ住民 1 万 7 千人に対し、挙動、食物及び個人防護措置の実施状況について

被曝民の平均外部被曝線量は、ウクライナ住民に対し 17 mSv、ベロルーシ人に対し 31 mSv;集団線量は、それぞれ 1500 人 Sv(91406 人に対し)と 770 人 Sv(24725 人に対し)だった。

個人被曝線量の範囲は、汚染地域で後になって行われた個人線量測定の結果から、個々の居住地における住民線量の統計分布法則を得て、評価された。それによれば、線量分布は対数正規分布で、標準偏差は 1.3 から 1.7 まで居住地により僅かな違いがあった。このように評価によれば、約 30 %のベラルーシ被曝民の被曝は 10 mSv 未満、86 %が 50 mSv 未満、4 %だけが 100 mSv を超えた。ベラルーシ住民で最も高い外部被曝線量を受けたのは、ゴメリ州ホイニク地区の村だった(チャムコフとマサヌィ-約 300 mSv)。

ウクライナでの個人線量の範囲は、0.1 – 380 mSv だった。プリピャチ市の避難までの平均線量は 13.4 mSv;住民の 98.6 %の線量は 50 mSv 未満;100 mSv を超えたのはたった 0.14 %の住民だった。ウクライナの避難村民の個人線量分布は上述のベラルーシに非常に近い。

住民が事故の数日後避難した最も汚染した居住地では、外部線量の 60 – 80 %は短寿命核種 I131、Te132+I132 と Ba140+La140 により規定され、長寿命の Cs137 の寄与はたったの 3 – 5 %だった。

居住地に対する線量評価における誤差の幾何標準偏差は 1.3 だった。主な誤差の原因は、降下物中の Te132 と I131 と Cs137 の放射能比の評価誤差だった。

皮膚被曝。離れた線源(土地、建物と施設表面の汚染)や接触線源からの β-γ 線による皮膚被曝は、平均して全身外部被曝線量の 3 - 4 倍あり、最大 1500 mGy に達した。この重畳被曝の評価誤差の幾何標準偏差は約 1.6 である。

内部被曝。被曝民の内部被曝は、主に、食品と汚染空気からの放射性ヨウ素の摂取により規定された。甲状腺中の放射性ヨウ素含有量の大規模測定(約 2 万人の測定)とその後の期間における避難民の特別アンケート調査により、個人被曝線量が再現できた(表 3.55)。

表 3.55　避難民の I131 摂取による甲状腺被曝線量
ウクライナ

年齢、(歳)	プリピャチ市			チェルノブイリ市			避難村			全数、人	全集団線量、人 Gy
	人数、人	平均線量、Gy	集団線量、人 Gy	人数、人	平均線量、Gy	集団線量、人 Gy	人数、人	平均線量、Gy	集団線量、人 Gy		
< 1	340	2.18	741	219	1.5	329	369	3.9	1439	928	2509
1-3	2030	1.28	2598	653	1	653	1115	3.6	4014	3798	7265
4-7	2710	0.54	1463	894	0.48	429	1428	1.7	2428	5032	4320
8-11	2710	0.23	623	841	0.15	126	1360	0.62	843	4911	1592
12-15	2710	0.12	325	846	0.11	93	1448	0.46	666	5004	1084
16-17	2120	0.066	140	650	0.09	59	941	0.39	367	3711	566
=>18	36740	0.066	2425	9488	0.16	1518	21794	0.40	8718	68022	12661
計	49360	0.17	8315	13591	0.24	3206	28455	0.65	18475	91406	29996

ベラルーシ

年齢、歳	検査数	住民数	平均線量、Gy	集団線量、人 Gy
< 1	145	586	4.3	2519
1-3	290	966	3.7	3573
4-7	432	1199	2.1	2517
8-11	460	1105	1.4	1548
12-15	595	1392	1.1	1531
16-17	221	704	1.0	704
=>18	7332	18773	0.68	12766
計	9475	24725	1.0	25158

このように、I131 摂取による集団甲状腺被曝線量は、ウクライナ避難民に対し約 30000 人 Gy、ベラルーシ避難民に対し約 25000 人 Gy である。

短寿命のヨウ素同位体と Te132 の寄与は、仮に事故後最初の数日には吸入摂取経路だけしかなく(きれいな地区に避難したプリピャチ市住民のシナリオ)、又、摂取放射性ヨウ素の 10%が吸入からだったとすれば、I131 からの被曝の約 50 %になり得た。

他の核種による内部被曝線量は、主に燃料粒子の吸入と、Cs134、Cs137、Sr89 と Sr90 で汚染したミルクの摂取によった。例えば、5 - 6 月に避難したベラルーシ村民では、ミルク中のセシウム摂取による平均個人線量は 1.4 mSv だった。全体として、全避難民に対する Cs134 と Cs137 摂取による集団内部被曝線量の上限値は 1700 人 Sv である。

このように、1986 年の避難民の受けた集団線量は、全身に対し 4000 人 Sv を超えず、甲状腺に対しては 5 万 5 千人 Sv を超えない。

3.6.3 汚染地域に住んでいる住民

原発事故の結果汚染した地域と居住地の公式移住は、Cs137 降下レベルに従って行われた。事故後最初の年に厳重管理ゾーンの名を与えられた地域の Cs137 汚染密度は 15 Ci/km^2 (555 kBq/m^2)以上で、旧ソ連 3 共和国の 10340 km^2 に 27 万 2800 人が住む。現時点では、3 国の法律上の汚染地域の外部境界として、大幅に低い値 1 Ci/km^2 (37 kBq/m^2)が採用されている。

3 共和国の総面積 14 万 5300 km^2 に約 520 万人が住んでいる。この他、被災民には、Cs137 土地汚染密度が 37 kBq/m^2 未満の居住地住民にも、社会-経済的配慮がなされた。

甲状腺被曝線量。事故後最初の 2 ヶ月、I131 が大量放出され、最も重要だったのは、甲状腺被曝であり、食物連鎖「牧草地→乳牛→ミルク」の圧倒的役割だった。約 35 万人について、甲状腺中の放射性ヨウ素の含有量が測定された。普通そういう測定は 1 回だけ行われ、放射性ヨウ素の生体内への取り込みの時間変化を考慮し、被曝線量が計算される-牧草地植物と牛乳の事故後の浄化についての環境放射能モデルから出発し。こういう線量評価の特徴としての幾何標準偏差は 1.7 - 2.5 の範囲にある。

放射性ヨウ素含有量の直接測定がなされなかった人々に対する被曝線量は、別の住民により評価された居住地線量(もし居住地の測定が多ければ)の統計分布に基き再構築されるか、或いは、Cs137 と I131 の降下データとミルク中の I131 の放射能濃度データと、個々人の食習慣情報から再構築される。これらの方法により得られる個人線量評価値の幾何標準偏差は 2.3 - 3.3 である。

強調すべきこととして、事故後の全期間を通じて個人甲状腺線量の精度向上が行われた。これ

は、入力生データの検証、環境放射能モデルの改良、更にこういう評価が必要な地域の拡大によった。以後の年々、初期のデータがなかった遠い地域に対し、チェルノブイリ事故放出の結果に加え、外部環境にある長寿命 I129 測定による I131 放射能降下再構築モデルの適用が始まった。

表 3.56 - 3.58 に、個人及び集団の甲状腺線量の最新評価値を示す。

表 3.56　幾つかの汚染地区における甲状腺線量範囲に対する住民数分布、総人口の%

国、州、地区	年齢カテゴリー	線量範囲、Gy				
		0 - 0.3	0.3 - 0.75	0.75 - 1.0	1.0 - 2.0	> 2.0
ベラルーシ、ｺﾞﾒﾘ、ﾎｲﾆｸ*	成人	54.5 %	26.3 %	14.3 %	4.1 %	0.8 %
	子供	8.9	12.1	30.8	30.5	17.7
ﾛｼｱ、ｶﾙｶﾞ、ｳｨﾘﾔｰﾉﾌ	成人	83.5	15.0	1.5	-	-
	子供	25.2	48.9	13.7	11.4	0.8
ｳｸﾗｲﾅ、ｼﾞﾄﾐﾙ、ﾅﾛｼﾞﾁ**	成人	20.8	37.5	22.7	19.0***	
	子供	11.0	25.1	20.1	43.8***	
*地区被曝民を除く　　**1 回の吸入摂取を仮定した計算線量。著者の見解によれば、個人線量は 2-3 倍高くなる。　　***範囲 > 1.0 Gy に対し						

表 3.58 に示すロシア各州の集団線量評価値には約 2 倍の差がある。この理由として、「16 万人の甲状腺中 I131 含有量についてのデータ」と「1 回汚染牧草地」という想定に基く半経験的モデルは、弱い汚染地域では単位 I131 降下量に対する線量係数が、より高くなることがある。

表 3.57　Cs137 汚染地域各ゾーンにおけるロシア住民の平均甲状腺被曝線量値(mGy)

州	Cs137 汚染密度範囲(kBq/m^2)			
	3.7 - 37	37 - 185	185 - 555	> 555
ブリャンスク	12.4	76.5	229	376
カルガ	28.4	65.5	103	-
オリョール	22.6	54.5	95.1	-
トゥーラ	30.6	77.4	126	-

表 3. 58　甲状腺集団線量評価

国	州	住民数、百万人	集団線量、千人 Gy
ベロルーシ	全部の州	10	553
	ブレスト	1.4	101
	ヴィテプ	1.4	2
	ゴメリ	1.7	301
	グロドネン	1.1	49
	ミンスク	3.1	68
	モギレフ	1.3	32
ロシア連邦*	全部の州	150	250 - 300
	ブリャンスク	1.5 - 1.2	60 - 95
	カルガ	1.0 - 0.4	10 - 11
	オリョール	0.9 - 0.5	15 - 22
	トゥーラ	1.9 - 1.3	60 - 93
ウクライナ	全部の州	51	740
	キエフ州 7 地区、ジトミルとチェルニゴフ州**	0.4	160
	キエフ市	2.5	110
* 集団線量と住民数の範囲は文献による;　** 避難民を除く			

このように、ベラルーシ、ロシア、ウクライナの全住民に対する集団甲状腺被曝線量を丸めると、それぞれ 55 万人 Gy、25 - 30 万人 Gy と 74 万人 Gy となった(計 154 - 160 万 Gy)。汚染地域 (=>37kBq/m^2)住民の合理的な集団線量は 120 万 Gy であろう。

外部被曝線量。放射性ヨウ素吸収線量の他に、汚染地域住民は過去の年々に、地表に降下した放射性物質から外部線量も受けた。線量評価に際しては、指標核種 Cs137 単位汚染密度に対する正規化値が用いられた。この線量係数は、毎年、住民の個人線量管理の結果により検証された。事故後初年の線量係数は降下核種組成により大きく変わり、原発に近いゾーンでは高く、遠く離れると殆どセシウム降下物の寄与になり、下がった。近年、外部線量は事実上 Cs134 と Cs137 によるもので、崩壊と土壌沈降の結果、徐々に下がってきた。Cs137 土地汚染密度が同じなら、線量は町より村の居住地の方が約 1.5 倍高い。事故後各期間における正規化外部線量値を表 3.59 に示す。

表 3.59　Cs137 単位汚染密度に対する正規化外部被曝線量　μSv/(kBq/m^2)

共和国	住民カテゴリー	1986 年	1987-1995 年	1996-2056 年	1986-2056 年
ベロルーシ	村	21	22	28	71
	町	16	14	17	47
ロシア連邦	村	15	22	28	65
	町	11	14	17	42
ウクライナ	村	21	22	28	71
	町	16	14	17	47

平均して、事故後最初の 10 ヶ月間に受けた外部線量は、生涯線量の 60 %になる。生涯正規化線量は 42 - 71 μSv/(Cs137 地表放射能 1 kBq/m^2)にある。

住民の個人線量管理は、世界で始めてチェルノブイリ汚染地域で定着化され、居住条件や職業活動による外部被曝線量の変動を確実に評価できた。相対的に分布値の中央にある居住地の住民の 90 %をカバーする線量の分散は 2 - 2.5 倍だった。ここで線量が最高だったのは、村の家に住み、建屋外で長時間過ごす人だった(農業と林業従事者)。最高汚染地域(555 kBq/m^2 超)の 10 年間の被曝線量は平均 32 mSv で、個人線量の分布を図 3.24 に示すように、100 mSv を超えたのは厳重管理区域住民総数の約 3 %だった(つまり 27 万 3 千人のうち 1 万人)。

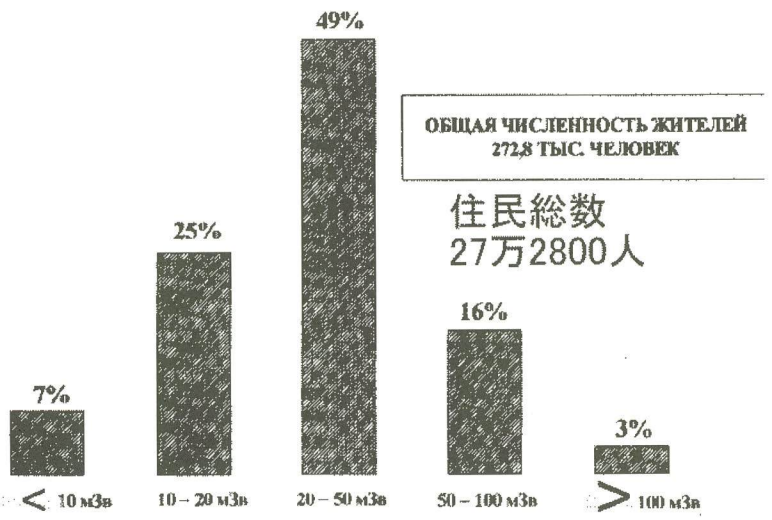


図 3.24　ベラルーシ、ロシアとウクライナの厳重管理ゾーン住民の累積外部被曝線量の範囲分布

内部被曝線量。内部被曝は主に、Cs134 と Cs137 で汚染した食品の摂取による。他に、意義は小さいが住民の被曝径路として、Sr90 汚染食品の摂取、特に Pu-239 と Pu-240 を含む放射性エアロゾルの吸入径路がある。

Cs134 と Cs137 からの内部被曝線量は、2 つの方法により評価された。

a) 計算-現地産食品中の放射能濃度測定データと村住民の標準食餌データに基き、食餌からのこれらの核種の摂取

b) 測定-WBC を用いた人体中の Cs 同位体放射能測定データによる

先ず、居住地の線量カタログ編集に際しては、計算法が用いられ、入力データとして、個人副業産物のミルクとジャガイモの放射能濃度測定値分布の 90 %をカバーする値が用いられた。

「この方法により得られた評価線量」と、「事故後最初の 4 年間、現住管理ゾーン(> 555 kBq/m2)居住地で多くの住民に対し行われた WBC データから得られた現実の平均線量」の比は、2.5 から 25 の範囲にあった。何故なら、計算では、住民の汚染していない食品の摂取、一連の防護措置や自己規制による放射性核種摂取の減少は考慮されていないからである。1991 年から、被曝線量の編集時に、計算値だけでなく測定値も用いるようになった。

放射性セシウム摂取に最も寄与した食品は、ミルク、肉、ジャガイモとキノコだった。その汚染はかなりの程度、土壌特性～土壌から農産物や森の賜への Cs137 移行に影響する～に依存する。

内部被曝線量や食餌成分データが無いなら、ロシアの公式の累積線量再構築法が勧告され、個人の副業として生産されるミルクやジャガイモ中に土壌から移行するセシウム放射性同位体の移行係数が、土壌型に応じ用いられる(表 3.60)。

原発事故後 3 共和国で、研究所と現地実践機関の部隊によりホールボディカウンター(WBC)を用い約百万回の人体内 Cs134 と Cs137 含有量測定が行われた。補足として、ドイツ連邦共和国環境保護・原子力安全省によりキャンペーンが組織化され 1991 - 1993 年間に、約 30 万人が検査された。検査された個人の 90 %の内部被曝線量は、0.3 mSv/年を超えなかった。

内部被曝線量を下げる上で最も有意な結果が、厳重管理ゾーン(Cs137 で 555 kBq/m^2 以上)で得られた。4 年間の内部被曝累積線量(ゾーン平均)は 8.6 mSv だったが、外部被曝は 26.7 mSv あった。

表 3.60　土壌からミルクとジャガイモへの Cs134、Cs137 と Sr90 平均移行係数($10^{-3}m^2$ /kg)

土壌型	Cs134、 Cs137				Sr90			
	ミルク		ジャガイモ		ミルク		ミルク	
	1987 年	1993-95	1987 年	1993-95	1987 年	1993-95	1987 年	1993-95
芝-灰白土:								
砂	7.0	0.2	0.2	0.04	0.3	0.2	0.2	0.15
砂質	3.5	0.1	0.1	0.02	0.25	0.2	0.15	0.1
軽粘土質	2.0	0.05	0.05	0.01	0.2	0.2	0.1	0.07
中間粘土質	1.0	0.04	0.035	0.007	0.15	0.1	0.07	0.05
重粘土質	0.5	0.03	0.025	0.005	0.1	0.07	0.05	0.03
灰色森	0.5	0.03	0.025	0.005	0.1	0.07	0.05	0.03
栗色と草原	0.5	0.03	0.025	0.005	0.1	0.07	0.05	0.03
黒土	0.1	0.01	0.02	0.004	0.05	0.03	0.03	0.02

全体として Cs137 汚染密度が 37 kBq/m^2 を超える場所の 1986 - 1995 年間の住民の集団実効線量に対する内部被曝の寄与は、ベラルーシで 5500 人 Sv(36 %)、ロシアで 5 千人 Sv(37 %)とウクライナで 7900 人 Sv(56 %)だった。換言すれば、内部と外部線量の比は、ベラルーシとロシアに対し約 1:2、ウクライナに対し 1:1 だった。この差が果たして各共和国における土壌型の差によってのみ説明され得るか、それとも防護措置の効果の差によるのか。最もありそうな説明は次の通り。ベラルーシの評価は、WBC のセシウム同位体含有量についての直接測定結果による。何故なら、

この共和国ではこの検査が最も完全に住民をカバーしていたから。ロシアの評価は、WBC 測定と汚染食餌計算によった。ウクライナの線量評価は、現地食餌から人体中への放射性セシウムの摂取計算に基いていた。従って普通は高い値に至った。上述から、3 共和国(520 万人)に関する 10 年間の最も現実的な内部被曝集団線量は、1500 人 Sv と想定される。

Sr90 の放出は比較的少なく(Cs137 の約 1/10)、圧倒的に原発 30 km ゾーン内に降下したので、放射能汚染が 37 - 100 kBq/m^2 に達したのは、ゴメリ-モギレフ-ブリャンスクゾーンの幾つかの個別区域だけだった。内部被曝実効線量に対する Sr90 の寄与は、食品中と、人間の骨組織試料中の含有量測定値により評価され、5 – 10 %を超えない。

内部と外部の合計線量の分布。旧ソ連の汚染州住民の 10 年間累積集団被曝線量評価を、図 3.25 に示す。ロシアとベラルーシに比べウクライナが高いのに注意。ウクライナの汚染地域住民はロシアやベラルーシの 1.5 分の 1 なのに、集団線量には殆ど差が無い。これは第 1 に、ウクライナのロブノ州では Cs137 の土壌中の移動度が極度に高く、村民の内部被曝線量が大幅に高くなったことで説明される。第2に、ウクライナの累積線量計算法は、内部被曝を事実(WBC測定データ)よりも保守的に計算する傾向がある。

被曝個人線量範囲に関する住民数の分布を表 3.61 に示す。これから判るように、事故後 10 年間の線量が 100 mSv を超えた住民は 1 万人以下で、汚染地域住民総数の約 0.2 %である。全住民の半分は、5 mSv 未満だった。

3.6.4 事故影響処理作業参加者

事故影響処理作業に参加した個々人は、主に外部被曝を受けた。残念ながら、1986 年 6 月中頃まで、全面的で効果的な線量測定サービスはうまく行かなかった。6 - 7 月に始まった民間事故処理者の個人線量管理は、TLD を用い、軍人に対してはフィルム又は TLD が用いられた。それはグループ員の 1 人に配分された。また計算法も用いられた(作業場所の測定γ線レベルに、作業時間をかける)。様々なやり方で得られた個人線量評価誤差は、

- 50 % - 機器測定
- 300 %まで - グループ機器測定の場合
- 500 %まで - 計算法に対し

表 3.61 1986-1995 年の個人被曝線量範囲についての旧ソ連住民数分布(甲状腺被曝を除く)

線量範囲 mSv	住民数、千人			
	ベラルーシ	ロシア	ウクライナ	計
< 1	133	155	-	288
1 - 2	445	445	-	890
2 - 3	362	383	26	771
3 - 4	221	259	96	576
4 - 5	135	166	209	510
5 - 10	277	317	441	1035
10 - 20	163	157	367	687
20 - 30	64	50	99	213
30 – 40	32	22	31	85
40 - 50	18	11	18	47
50 - 100	25	15	8	48
100 - 200	5	3	< 1	8
> 200	< 1	< 1	-	1
計	1881	1983	1295	5159

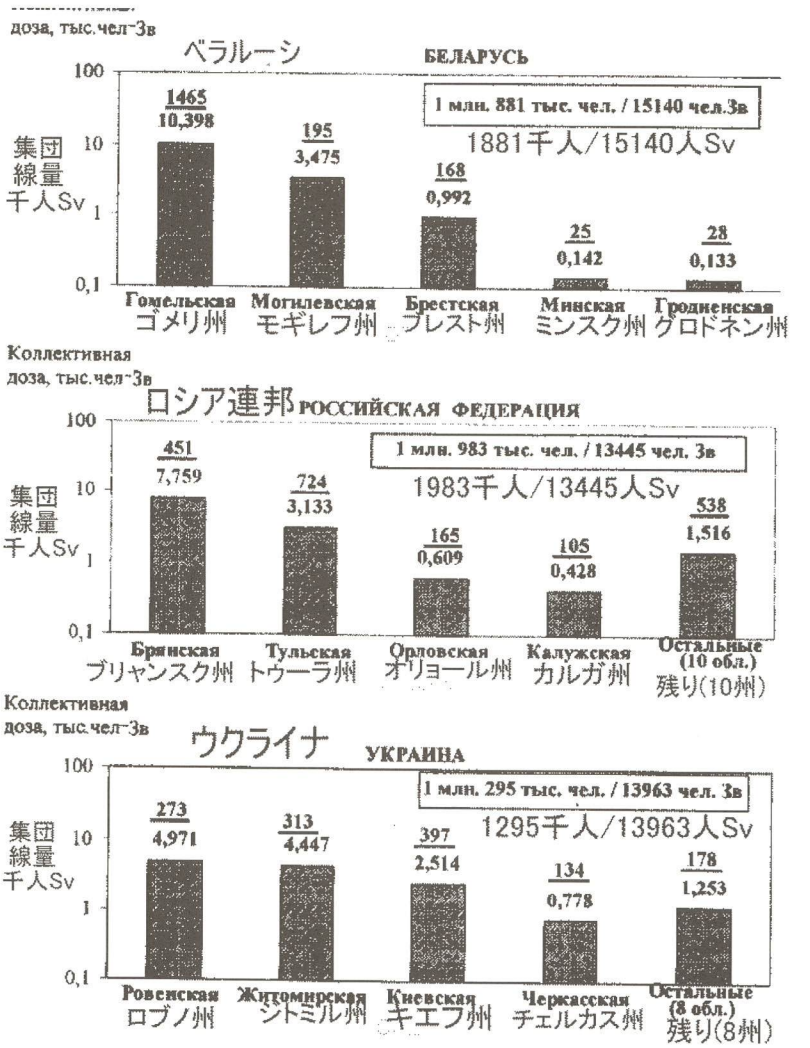


図 3.25　事故後 10 年間の累積集団線量の分布(土地汚染密度 >= 37kBq/m^2 の地域)
住民数、千人／集団線量、千人 Sv

様々な事故処理者カテゴリーに対する 1986 - 1987 年間の個人外部被曝線量の特徴的値を表 3.62 に示す。

大きな外部被曝線量を受けた事故処理者の個別集団として、1125 人のヘリコプター・チームを挙げるべきだ。彼らは、事故後最初の3ヶ月間、事故対策に動員された。このパイロットの被曝線量

表 3.62　原発 30km ゾーン内の事故影響処理者の個人及び集団線量

グループ	数、人		平均線量、mGy		集団線量、人 Gy	
	1986 年	1987 年	1986 年	1987 年	1986 年	1987 年
原発要員	2358	4498	87	15	210	70
「石棺」建設者	21500	5376	82	25	1760	130
サービス要員	31021	32518	6.5	27	200	870
軍人	61762	63751	110	63	6800	4000
他原発労働者		3458		9.3		30
計	116641	109601	77	47	8970	5100
総計	226242		62		14070	

は、個人線量計の指示或いは計算により評価された。約 200 人の飛行家に対し、計算法で得た線量は直接測定データと同等だった。線量分布は次の通り。

a) 50 mGy 未満 - 約 10 %

b) 50 から 100 mGy - 約 33 %

c) 100 mGy 超 - 約 57 %

平均線量は、4 月末から 5 月初まで処理作業に参加した者が 0.26 Gy、5 月初から参加した者は 0.14 Gy だった。

その後、年々事故処理者の個人線量が大きく下がっているのが、表 3.63 に見事に示されている。

表 3.63　チェルノブイリ原発 30km ゾーン要員の線量範囲分布 1 行目-要員数、2 行目全数に対する%

範囲 mGy	1988 年	1989 年	1990 年	1991 年	1992 年	1993 年	1994 年	1995 年	1996 年	1997 年
1-4	10562	8010	6950	4996	12822	12929	11488	9522	9419	8200
	39.94%	42.57%	36.84%	34.82%	95.74%	98.16%	97.71%	96.89%	96.72%	98.12%
4-8	5994	2950	3199	8940	410	104	66	57	52	37
	22.67%	15.57%	16.95%	62.31%	3.06%	0.79%	0.56%	0.58%	0.53%	0.44%
8-15	9140	7764	8469	377	93	57	91	116	140	74
	34.57%	40.97%	44.89%	2.63%	0.695%	0.43%	0.77%	1.18%	1.44%	0.88%
15-23	583	176	197	26	33	50	71	77	96	29
	2.20%	0.92%	1.04%	0.183%	0.25%	0.38%	0.6%	0.78%	0.97%	0.35%
23-45	148	42	45	7	9	29	31	43	26	12
	0.56%	0.22%	0.23%	0.05%	0.255%	0.22%	0.26%	0.45%	0.27%	0.14%
45-50	5	2	3	-	-	-	12	12	6	6
	0.023%	0.01%	0.01%	-	-	-	0.1%	0.1%	0.06%	0.07%
＞50	10	2	2	10	-	-	-	1	-	-
	0.037%	0.01%	0.01%	0.07%	-	-	-	0.01%	-	-
全数	26442	18946	18865	14356	13367	13169	11759	9828	9739	8358
平均 mGy	6.9	6.2	5.8	4.4	2.1	1.5	1.3	1.7	1.6	1.6

全身γ線の他、事故処理者は外部β線による皮膚被曝や、甲状腺被曝及び内部被曝を受けた。防護されていない皮膚のβ線被曝は、評価によれば、γ線量の数倍あった。β+γ線合計線量率のγ線量率に対する比は、個人レベルで測定され、通常作業と除染作業に対し 2.5 から 11 の範囲(平均値は約 5)、Ⅲ号機中央ホールの除染に対しては 7 から 50 の範囲(平均値は 28)にあった。

I131 と沃素の短寿命核種の吸入により、敷地に事故後最初の数週間居ると、甲状腺吸収線量は平均 0.21 Gy になった。

1986 年 4 月 30 日から 5 月 7 日の間に、生体内甲状腺測定が 600 人を超える事故処理者に対し行われた。甲状腺線量の予備的評価は(事故日に 1 回摂取し、安定沃素による予防措置なし)次の通りだった:64 %は 0.15 Gy 未満; 33 %は 0.15 - 0.75 Gy の範囲; 2.5 %は 0.75 - 1.5 Gy;残り 0.5 %は 1.5 - 3.0 Gy。甲状腺吸収線量と全身吸収線量の比のメジアン値は 1.3 だった。

Cs134、Cs137、Sr90、Pu239 他の核種の生体摂取からの内部被曝線量が、1986 年 6 月から 1987 年 9 月にかけて管理下にあった約 300 人の事故処理者について、直接測定された。その大部分は、事故後 3-4 日目から事故処理作業に参加したチ原発要員である。線量評価は、WBC を用いγ核種の体内量直接測定と、排泄物中の核種濃度測定によった。預託(50 年間)実効線量は 85 mSv だった。

3.7　健康状態の臨床-疫学的評価

人間一般そして特に住民の健康状態評価は、複雑な課題である。それは、WHO により評価される健康の哲学的考え方「完全な身体的、心理的及び社会的安寧状態」の限界にある。原発事故と関連して、完全に符合して「ペレストロイカ[建て直し]」が始まり、その後、ソ連が崩壊した。大多数の場合、健康状態悪化の一次原因を確定するのは、個別の人に対してすら不可能である。我々の課題は、放射線の作用を被った職業人や住民の個人に対し、幾つかの健康指標に対する事故の影響要因を列挙することにある。

3.7.1　原発運転要員と消防士における急性放射線病と健康状態(有病率)

事故開始から 53 分、3 時間、8 時間及び 12 時間後、第 126 医療部(プリピャチ市)には、それぞれ 1、60、98 及び 132 人(合計数)の急性放射線病の徴候のある患者が到着していた。患者は到着後、直ちに医療衛生部病院に入院した。

事故開始から 36 時間の間に、モスクワの生物物理学研究所から医者と物理学者の部隊が惨事の現場に到着し、敷地内に居た事故対応要員全員に対し急性放射性病患者の一次分類と診断を行った。入院者 132 人を含む 350 人について臨床検診と検査が行われ、125 人が翌日から航空便で生物物理研究所特別病院に送られた。以後 3 日間、モスクワとキエフの病院には急性放射線病の疑いにより 299 人が入院し、数日後更に 200 人が検査のためキエフの病院に送られた。表 3.64 と図3.26に、事故後初期における患者数と病気割合を示す。精密検診により急性放射線病と診断されたのは 134 人だった。

急性放射線病と 1 次診断された 237 人のうち、140 人はⅠ度、55 人はⅡ度、21 人はⅢ度、そして 21 人がⅣ度だった。診断を下す主な基準は:吐き気と嘔吐の存在と発生時と強度、皮膚と粘膜の 1 次紅斑、初期の日々に血中白血球数の $1 \cdot 10^9$ 個/ﾘｯﾄﾙ[1000 個/mm^3]未満への低下だった。

急性放射線病を進展させた原因は、事故放出された外部 γ - β 線との直接接触、そして放射性核種の吸入だった。皮膚と粘膜の障害により、発煙期に放射性核種が深く固着した。空気中の核

表 3.64　急性放射線病の原発要員と消防士の数と分類

町	入院						
	計	急性放射線病深刻度				診断確定*	診断確定せず
		Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ		
モスクワ	125	31	43	21	20	115	10
キエフ	190	109*	12	0	1	122	68

* 診断確定総数-134。キエフの全 19 症例のうち、急性放射線病Ⅰ度が 6 例、Ⅱ度が 12 例、Ⅳ度が 1 例。

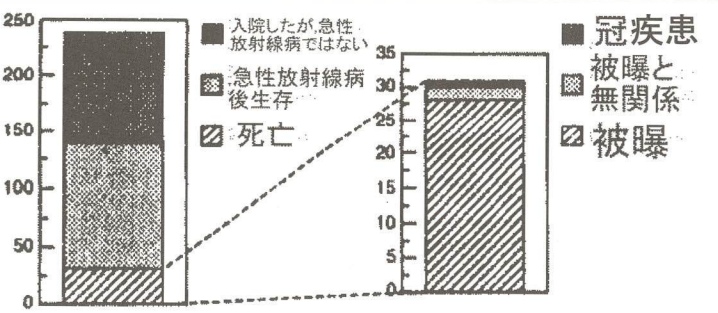


図 3.26　事故処理者における放射線作用の臨床観察(事故後入院者の総数、急性放射線病の診断確定者の数、そのうちの死者数-被曝による死者と被曝に無関係の死者を含む)

種組成は、原子炉内に存在していた全ての範囲を含んでいた。皮膚、排泄物の生体測定、そして死後の内臓の検査から、事実上全ての核分裂生成物核種が見つかった。その体内分布は、非溶解性化合物の典型的分布像だった。吸入経路により摂取された放射性核種の量では、大部分の被災者の内臓中で「障害」を引き起こす被曝線量を形成しなかった。

測定と計算によれば、急性放射線病患者の外部被曝線量は、0.8 から 16 Sv の範囲にあった。原発で働く被災者の甲状腺吸収線量は 1.23 から 23.2Gy の範囲にあり、10 人は 10 Gy を超えたが、199 人は 10 Gy 未満だった(表 3.65)。

表 3.65　1986 年に生物物理学研究所の病院に入院した被災者の甲状腺被曝線量の分布

線量範囲、 Gy	患者数
0 - 1.2	173
1.2 - 3.7	18
3.7 - 6.1	4
6.1 - 8.6	4
8.6 - 11	2
11 - 13	2
13 - 16	0
16 - 18	2
18 - 21	1
21 - 23	2
> 23	2

表 3.65 が証明しているように、患者 208 人のうち甲状腺線量が 13 Gy を超えたのは 5 人[訳注:7 人の間違いか?]だけで、203 人は 0 から 13 Gy の範囲にあった。細胞遺伝学的基準によれば 139 人の入院労働者の外部被曝線量は 0.1 から 13.7 Gy だった(表 3.66)

表 3.66　139 人の入院患者において細胞遺伝学的基準により測定された外部被曝線量

線量範囲、Gy	患者数	試料中の変化細胞数	誤差、%
0.1 - 0.4	25	50 - 350	-100 - 300
0.5 - 0.9	17	65 - 900	-100 - 100
1.0 - 1.9	19	30 - 300	33 - 100
2.1 - 3.8	33	30 - 300	25 - 56
4.0 - 5.8	16	65 - 650	8.6 - 36
6.1 - 9.5	12	19 - 101	11 - 16
10.1 - 13.7	7	19 - 100	11 - 18

甲状腺線量は、80 %が I131、15 %が I133 によるもので、残りのヨウ素同位体の寄与合計は 2 %以下だった。Cs134 と Cs137 のβ放射能は、全被災者で 0.2 mCi($7.4 \cdot 10^6$ Bq)未満、Pu は肺に対し 30 Bq 未満、超ウラン元素合計で肺に対し 300 Bq 未満だった。人体のγ線スペクトルは、Nb-95、Ce-144、La140 他の 20 種の核分裂生成物に対応していた。これらの核種の量は少なく、累積線量は無視できる位小さい。

表 3.66 から判るように、細胞遺伝学的基準による線量評価の誤差は、線量が増えるほど下がる。それは線量が 2 Gy 未満の場合、特に大きい。しかしこの方法により測定される線量は、第 1 に事実上外部被曝と内部被曝を区別せず、第 2 に検査時点に依存する。何故なら細胞遺伝学的変化は、例えば歯のエナメル質やセラミック中の変化よりも寿命が短いから。

内部被曝と外部被曝線量の比は、大多数の患者において、数桁差があった。例として幾つかの研究データが示される(表 3.67)。

表 3.67 が示すように、放射性核種が吸着により生体内に取り込まれる最初の器官である肺の

表 3.67　患者における肺と甲状腺の線量と外部被曝線量の関係

患者コード	内部被曝、 Gy		外部被曝、Gy
	肺	甲状腺	
25	0.00026	0.021	8.2
1	0.0087	0.34	11.1
18	0.0028	0.024	6.4
22	0.00047	0.054	4.3
21	0.00068	0.077	6.4
3	0.0068	0.54	7.2
10	0.0094	0.89	8.6
7	0.0047	0.78	10.2
24	0.021	2.2	3.5
19	0.040	4.1	4.2

線量は、甲状腺の 40-200 分の 1 である。これは、他の核種に比べ、沃素同位体は速く沢山溶けるからである。甲状腺内部被曝線量そのものは、外部γ線量の数十から数百分の 1 だった。コード番号 24 と 19 の患者だけは、摂取されたヨウ素による線量が、外部被曝線量と同等だった。

全ての被災者中で 2 人の患者では、体内摂取セシウム同位体の量が 4 と 10 mCi($1.5\cdot10^8$ と $3.7\cdot10^8$ Bq) 、ヨウ素同位体が 12 – 30 mCi($4.4\cdot10^8$ Bq - $1.1\cdot10^9$ Bq)だった。全外部被曝線量 4 – 5 Gy に加えて、これは、患者の寿命 2 - 3 週間の間に内部被曝線量 1.5 – 4 Sv を形成した。別の患者の内部被曝線量は、外部被曝の 3 %を超えなかった。外部被曝線量と死亡頻度を表 3.68 に示す。

表 3.68　生物物理研究所病院における急性放射線病患者の臨床徴候全体の深刻度分布

患者数	深刻度	骨髄線量範囲、Gy	最初の 3 ヶ月間の死者数	死亡までの日数
31	I	0.8-2.1	0	なし
43	II	2.2-4.0	1	96
21	III	4.2-6.3	7	16、18、21、23、32、34-40
20	IV	6.4-<16	19	14、14、14、15、17、17、18、18、18、18、20、21、22
115	(合計)		29*	
* 更に 1 人のIV度患者がキエフの病院で放射線障害で死に、1 人の患者はプリピャチ市病院で火傷により 12 時間内に死亡。				

急性放射線病の骨髄症候群は、血液検査結果の変化、被曝開始後出現までの時間を考慮した臨床指標、全ての臨床及び細胞遺伝学的変化の安定性変化、染色体変異による吸収線量の間接的測定、ESR 線量測定に基き確定された。急性放射線病患者の骨髄症候群 I - II - III - IV度の診断は、最終的にそれぞれ 31、43、21 と 20 人の患者に確定された(115 人の患者が生物物理研究所の病院で治療)。

全ての患者の治療は、保存療法の原則に基き行われた。II - IV度の骨髄症候群患者は全員、特別の無菌治療設備のある大広間に収容された。

所員と消防士の急性放射線病の経過の特徴は、甚大な合併障害だった。十分均一だった外部γ線の他に、皮膚は表面付着β線により、骨髄の 10-20 倍の線量、つまり数十 Gy を受けた。そういうレベルの線量により、急速に 1 次紅斑の形成に至り、その後、様々な深刻度の炎症に発展した。被災者の皮膚は、こうして、重要損傷系統の一つになった。被災者の皮膚炎はすぐ広がり易かったので、一連の場合に表 3.69 から判るように、この放射線傷害により治療が大きく困難になった。

表 3.69 から、急性放射線病の深刻度と放射線皮膚炎の拡散性の相関が見える。深刻度 I の患者では、放射線皮膚炎は 3 人、即ち 10%であり、皮膚表面の 1-50%に及んでいた。IV度になると 20

表 3.69　様々な重症度の急性放射線障害における放射線皮膚炎の程度

患者数	急性放射線病重症度	体表面火傷割合(放射線火傷)　%			皮膚吸収線量 Gy (目安値)
		50 - 100	10 - 50	1 - 10	
31	I	0	1	2	8 - 12
43	II	1	9	2	12 - 20
21	III	3	15	3	20 - 25
20	IV	9	10	1	> 26

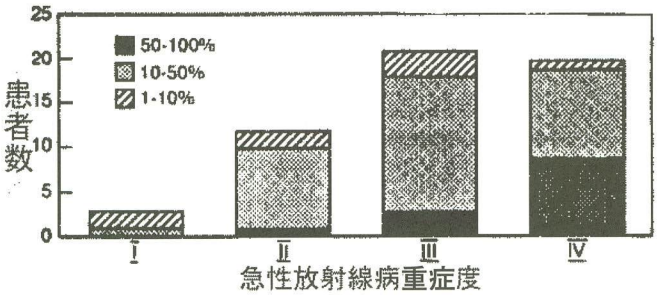


図 3.27　急性放射線病の重症度と皮膚障害

人のうち 19 人、即ち 95%の人で皮膚表面の 10-50%を超えていた(図 3.27)。

炎症は、通例、手首、顔、首、足裏、胸、背中、脛部、腰、臀部に局在化した。炎症の始まりは、充血の進展で、3-4 日ないし 5-6 日で潜伏期が終わり、その後、乾いた或いは湿った紅斑が進展し、水泡、炎症潰瘍、又は潰瘍-壊死性皮膚炎が形成される。障害部位は非常に痛い他、一連の場合には発熱し全体状況が悪化した。もし深刻度Ⅲ-Ⅳで炎症が体表面の 30 – 40 %面積に広がり、その後、充血が広がったなら、生命とは両立できない。そういう患者が、放射線火傷患者 56 人のうち 19 人だった。これらの患者には、先ず中毒症候群が進展し、発熱し、その後、腎不全と肝不全そして脳性昏睡になり、脳髄浮腫になった。これらの現象が、被曝後 14 - 18 日目の死因になった。

骨髄症候群と「皮膚症候群」の他、急性放射線病の恐い現象が、腸症候群だった。10 人の患者に 4 - 8 日目から下痢が進展した-全被曝は～10 Gy レベルある証明だった。これらの患者は被曝後 3 週間内に死亡した。8 日を過ぎてから 7 人に下痢が現れた-これはより少ない線量、従ってより低い障害の証明だった。この場合、積極的に治療すれば、腸障害だけで死ぬことはなかった。

口喉症候群-口と喉粘膜の急性放射線炎は、80 %の患者に見られた。重症度Ⅰ-Ⅱの口喉症候群-上皮の剥離、口粘膜浮腫と歯茎軟弱化-は、8 - 25 日目に起った。重症度Ⅲ - Ⅳの口喉症候群では、口喉粘膜のびらんと潰瘍、劇痛、多数の粘液、しばしば咽喉の前庭が塞がり呼吸困難になった。口喉症候群には、しばしば 2 次的な細菌とビールス感染が合併し、唇にヘルペス性発疹、唇と顔の皮膚に大きなかさぶたが出来た。これらの現象は、深刻な骨髄症候群患者の 30 %に起った。重症度Ⅳの患者には、放射線耳下腺が進展し唾液分泌異常となり 1 から 4 日間血中アミラーゼ・レベルが高まった。

急性放射線肺炎が、急性放射線病Ⅲ-Ⅳ度の患者 7 人に見られた。急に呼吸困難に喘ぎ、肺内でぜえぜえと響き、2-3 日間呼吸不全が進み、酸素不足から昏睡により死に至った。

解剖によると、大きな青い肺に目覚しい間質性の水腫があったが、気管と気管支の粘膜破壊の徴候はなかった。間質性肺炎は死亡の数日前に進展し、通例、皮膚と腸の極度に重い障害と重畳していた。死は被曝から 14 - 30 日目に訪れた。

特に注目されたのが、視覚器の変化だった。表 3.70 の資料は、被曝後初期の視覚器の放射線障害の頻度と変化の特徴を示している。

表 3.70　視覚器変化の頻度(%)と性格

変化特性	急性放射線病深刻度			
	I	II	III	IV
紅斑:				
第 1 波	6.1	39.5	10.0	100
第 2 波	-	20.9	80.9	100
角膜の感覚低下	-	18.6	100	100
眉の脱毛	-	16.3	66.7	100
睫毛の脱落	-	4.6	52.4	100
眼底:	-			
血管拡張		32.6	74.4	100
網膜中央動脈最低血圧低下	-	48.8	95.2	100
網膜出血	-	4.6	データ無	80
出血	-	13.9	23.8	80
血漿出血	-	4.6	23.8	80

紅斑の波は、障害が重いほど早く来た。急性放射線病 I 度なら紅斑は 2－4 日後に、急性放射線病IV度なら 1 - 2 時間後と 8 - 10 日目(第 2 波)に来た。II 度の放射線障害が組み合わさると、皮膚と結膜に解離性びらんが発生した。

初日から目の血流異常の徴候が現れ、網膜中央動脈の最低血圧が下がり、網膜に低血圧性血管症の徴候があった。急性放射線病IV度の患者は4.5ヶ月後、網膜血管症の徴候が再発した。これは、網膜中央動脈の低血圧というバック・グランド上に、血液及び血漿出血を伴っていた。

被曝後 1 年間、水晶体の変化は見られなかった。

3.7.2　急性放射線病患者の死亡率

急性放射線病により最初の 3 ヶ月間に 28 人が死亡した。急性放射線病 I 度患者(線量 2.1 Sv まで)に死亡はなかった。急性放射線病 II 度(4 Sv まで)と診断された 43 人のうち 42 人(98 %)が生き残った。3 ヶ月間に、急性放射線病III度(6.3 Sv まで)21 人のうち 7 人が死んだ(生存率 67 %)。6.3 Sv 以上被曝した 20 人のうち生存は 1 人だった。全ての患者が、骨髄症候群と診断され、56 人は放射線皮膚炎、17 人は腸症候群、7 人には急性放射線肺炎が合併していた。主な死因は、11 人が腸症候群、7 人が急性放射線肺炎、5 人は皮膚の放射線障害、5 人が骨髄症候群だった。同時に、IAEA 専門家は、死亡 28 件のうち 26 件の死因は皮膚障害と断定している。この断定に同意するのは困難である。何故なら、まさに彼らに、肺炎、腸及び骨髄症候群があったのだから。他の放射線病の発現は、行われた治療により完全にコントロールされた。

全般的皮膚障害のあった患者 15 人には、常に被曝の影響と直接関連するとは限らない徴候も現れた。表3.71から判るように、典型的な放射線被曝後変化には十分頻繁に遭遇した。これは、白内障、甲状腺機能不全であり、皮膚側からのケラトーシスのような前がん症状である。他の発現は、直接放射線障害と関係はないかもしれないが、感染耐力の低下等による。全ての場合に、患者は長期の組織的な疾病予防治療を必要とした。

表3.72の資料が示すように、急性放射線病患者が完全に健康を回復したと言うべきではない。例え大多数の死因は放射線障害と関連が無くても、病気の急性期の経過が重かったほど、ずっと後の時期の死亡率も高いことが、しばしばある。

表 3.71　チェルノブイリ事故の放射線皮膚炎患者 15 人の合併症

徴候	発現頻度
カリエス	12
白内障	10
頭痛、抑うつ	10
精力弱化	10
肝炎	8
甲状腺機能不全	4
低血圧	2
喘息	1
関節炎	1
糖尿病　臨床的には前がん変化	1
皮膚の前がん変化ケラトーシス	9
プロラクテノーマ	1
骨髄異形性症候群	1

表 3.72　急性放射線病と診断された生存者の死亡病名

急性放射線病生存者数	死亡年	死亡時の診断	12 年間の死者数
Ⅰ度　31 人	1993	心冠不全	1
	1995	肺結核	1
	1995	脂肪塞栓	1
Ⅱ度　42 人	1987	肺結節	1
	1990	心冠不全	1
	1995	肝硬変症	1
	1998	肝硬変症	1
Ⅲ度　21 人	1992	心冠不全	1
	1993	骨髄異形性症候群	1

3.7.3　事故影響の予測評価

急性放射線病を患った人々の健康は、常時管理下にある。厳密な医療措置の後、先ず労働の範囲やレベルが制限された。最初の5年間に急性放射線病を患った16人は、労働不能者と認定された。被害者は最初の5年間は年間2回以上、モスクワとキエフの専門病院で検査された。健康回復はゆっくりと起こり、常に何らかの治療介入が必要だった。過去 11 年間に、急性放射線病と 1 次診断された237人のうち15人が死んだ。彼らの死は、常に当初の重い急性放射線病により引き起こされたとは限らないが、事故の関与を除外すべきではない。実際、死亡者 15 人のうち 6 人は急性放射線病と確定診断はされていない。残り 9 人の状況は全体としての医療措置は満足すべきもので、定期的に検査されていた。彼らの死因は、全身病、中毒と外傷だった。

最も障害を受け事故後 10 年間生存しえた 199 人(急性放射線病と 1 次診断)は、現時点でも多くの種類の病気に苦しみ、最新の治療と疾病予防措置の繰り返しを必要としている。今後 20 - 30 年間、彼らの観察を続ける必要がある。

気懸かりなのは、1986 - 1987 年間に 30 km ゾーン内で働いた、別の事故処理者集団である。彼らの個人被曝線量は、ソ連保健省の禁止にも拘らず、比較的短い時間内にしばしば 250 mSv に達し得た。2000.01.01 の国家医療線量登録によれば、179,993 人の事故処理参加者の登録は、約 20,000 人の省庁登録と 12,500 人のウクライナ臨床-疫学登録を含んでいる。事故処理者の 90 %は年齢 30 - 50 歳の男性、7 %が 30 歳未満で 4 %が 50 歳以上である。集団平均線量 165 msV は、明確に作業期間と関連がある。早くゾーンに入った集団ほど、50 mSv を超えて被曝した事故処理者の数が多かった。国家医療線量登録データから作成された。表 3.73 が示すように、1986 年と 1987 年に働いた者の平均線量はぞれぞれ 165 と 35 mSv だった。

表 3.73　事故処理作業参加者の個人線量範囲の分布と、事故処理者総数の%

線量範囲、mSv	1986 年	1987 年
50 未満	10	18
50 - 250	85	80
250 - 500	5	1.5
労働期間平均線量	165	130

事故処理者の別の線量分布評価が、幾つか発表されている。

事故処理者の死亡率内訳は、ロシア連邦男性と大差ないが、悪性新生物の頻度については、白血病と甲状腺がんの潜伏期が短いことに留意する必要がある。国家医療線量登録データに基づき、こういう分析が 1995 年に行われた。それによれば(図 3.28)、白血病の有意なピークが放射線作用のたった 4-5 年後に発生し、その後頻度は下がっている。この病気と被曝との一義的な関連を確認するには注意が必要である。何故なら、全ての型の白血病-被曝に関連する急性白血病も、関連の無い慢性リンパ白血病も-を一緒にして解析されたから。ここで、総数 48 中、2 つの型の比は与えられていない。しかし、著者らは事故処理者と日本の被曝者集団の放射線白血病リスクを対比した(表 3.74)。

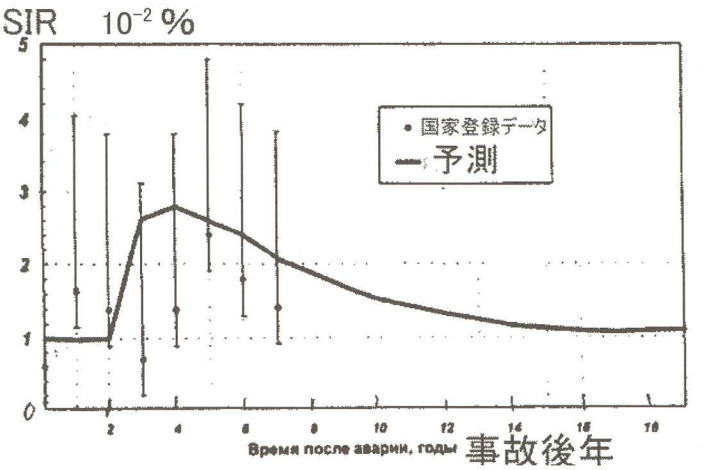


図 3.28　事故処理者の白血病頻度指標の予測と実データ

表 3.74　事故処理者の放射線白血病リスク

データ	過剰絶対リスク、10+4 人年/Gy	過剰相対リスク、/Gy	寄与リスク %/Gy
事故処理者	1.31 (0.23 – 2.39)*	4.30 (0.83 – 7.75)*	81
LSS**(日本人 cohort)	2.38	2.8	88
* 括弧は分散の範囲を示す。 [訳注** Leukemia Study Subjects 長期追跡母集団]			

事故処理者と日本人における白血病発生過剰相対リスクは、それぞれ 1 Gy 当り 4.30 と 2.80 で、寄与リスクは81 %と 88 %である。これは白血病の型の違いを考慮しており、低線量被曝には白血病を引き起こす影響はないことの、間接的証明であり得る。これは特に、250 mSv 未満の線量では白血病の頻度増加はないという良く知られたデータに照らし、示される。

1995.01.01 現在、つまり事故の 8 年後、国家医療線量登録データによれば、47 件の甲状腺の悪性新生物が明らかになった。そのうち 42.8 %は濾胞がんで、33 %が乳頭がん、そして、14.3 %が他のがん組織型だった。1986 年と 1987 年に働いた事故処理者は、放射線に被曝後 5 年から甲状腺が

んの頻度が増加し(最初の統計的に信頼できる増加)10 万人当り 9 件になり、7 年後には 14 件になったが、8 年目には 8 件に減った。表 3.75 に示すように、甲状腺の悪性新生物発生頻度は、事故処理に参加した時期に大きく依存する。

実際、甲状腺がん発生リスクは、1986 年 4 - 6 月に働いた者で(2 - 2.8)・10^{-3} /Gy 外部被曝だが、1986 年 8 - 12 月に働いた者は(0.9 - 1.3)・10^{-3} /Gy 外部被曝だった。1987 - 1990 年間に働いた者の 1 Gy 外部被曝線量当りの甲状腺がん頻度は(1.1 - 1.8)・10^{-3} である。従って、1986 年 4 - 6 月に働いた者の甲状腺がん発生頻度が高いのは、甲状腺に蓄積した I131 の被曝により説明され得る。事故処理者における甲状腺がん発生頻度の計算を表 3.76 に示す。これから判るように、事故処理者の甲状腺がん発生頻度は、BAIR-V 評価(甲状腺内の線量因子として、体内摂取された I131 を除外)と良く一致している。上述の計算は逆に、空気中に I131 があると作業員への影響は倍増することを意味している。

表 3.75　事故処理者の作業時間に対する甲状腺がん発生頻度

特性	1986 年					1987 年	1988-90	1986-90
	IV-V	VI	VII	VIII-IX	X-XII	IXII	IXII	IXII
事故処理者数	19600	9800	11100	20200	17100	58700	31600	168100
平均線量、Gy	0.16	0.19	0.16	0.17	0.17	0.10	0.04	0.04 - 0.19
集団線量、Gy	3136	1862	1776	3430	2907	5870	1264	20245
がん病の数	8	6	4	6	4	15	4	47
8 年間のｺﾝﾄﾛｰﾙ超過数	6.4	5.2	3.1	4.4	2.6	10.5	1.4	33.5
1Gy 当り絶対ﾘｽｸ(8 年間)	0.002	0.0028	0.0017	0.0013	0.0009	0.0018	0.0011	0.0016

表 3.76　1986-1994 年間の事故処理者の放射線甲状腺がん発生リスクの BAIR-V 評価との比較

評価の種類	過剰絶対リスク 10+4 人年/Gy 当り	過剰相対リスク /Gy	寄与リスク 1Gy 当り%
事故処理参加者	1.15 (0.08 – 2.22)	5.31 (0.04 – 10.58)	84
BAIR-V 評価	1.25	5.8	85

国家医療線量登録データを用いた事故処理者の全般的な腫瘍有病率と死亡率、及び、放射線リスク評価が、事故以前に腫瘍がなかった 143,032 人に対し行われた。事故後 8 年間に、彼らの中で 1026 件の病気が診断され、341 人が死亡した。最も多く観察されたのは、消化器系と腹部(MKB-9 番号 150 - 159)、胸部と呼吸器(MKB-9 番号 160 - 165)の悪性新生物だった。しかし著者らの解析では、有病率や死亡率と、被曝線量或いは 1986 - 1990 年間の作業開始時期との間に、統計的に有意な依存性を見出さなかった。一方作業者の年齢や事故後期間が増加すると、これらの指標値も増加するという統計的に有意な傾向の存在が示された。

有病率と死亡率に対し行われた 1 Gy 当りの相対リスク値評価により、指標が増加する傾向が証明された。しかし評価値の信頼度範囲の下限は、負の領域にあり、死亡率指標が確かに増えるという最終的な結論は導けない。著者らの結論として、1994 年初めまでのデータでは、相対リスク値(死亡率と有病率の双方について)と、年齢、ゾーン到着日やそこでの滞在長さの間に統計的に有意な関連があるという結論が得られる可能性もない。

最後までの観察期間における事故処理者の晩発性影響の予測評価を、図 3.29 に示す。見て取れるように、白血病、がんと遺伝異常を含め、どの指標についても、最初の 10 年間もその後の 75 年間も、自然発生バックグランド指標の上にあり、統計的な差は現れていない。

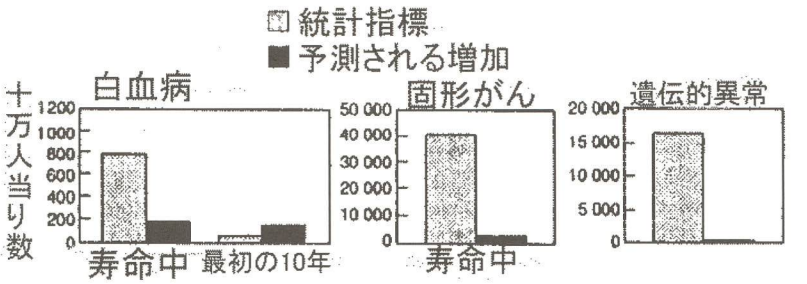


図 3.29　統計指標の比較による事故処理者における可能な晩発性影響評価

3.7.4　事故の結果被災した成人と子供住民の健康状態

チェルノブイリ原発に事故が発生した 1986 年 4 月時点で、ソ連には、1951 年のテチャ川と 1957 年の東ウラル放射能跡という放射線事故による土地汚染と住民の健康状態への影響について大量の情報が蓄積されていた。30 年の被曝により住民の健康状態に対し起り得る影響の客観的評価により、健康にマイナスの影響があり得るのは、ある程度十分高い 500 mSv を超える線量レベルの被曝であるとの結論が得られていた。従って、チェルノブイリ事故における放射線防護戦略と戦術の策定に際しては、所有する全てのデータが考慮された。初年の暫定線量レベル(100 mSv)は事実上の安全線量の 5 分の 1 に設定された。

国家放射線防護委員会による安全居住のための線量レベルを 350 mSv に下げる勧告は、国際機関による移住勧告～1000 mSv の 1/3 だが、この勧告がどこでも平等に採用された訳ではなかった。放射線生物学や放射線安全分野の専門家の意見を無視したため、放射能汚染を被ったソ連全域で、汚染レベル、被曝線量や汚染地域居住時間とは無関係に、子供と成人住民の間に何らかの病気が「ほぼ全員に見つかる」ことになった。過剰診断において少なからぬ役割を演じたのが、電離性放射線の作用について表面的な知識しかない医療従事者だった。

ソ連、そしてその後ベラルーシ、ウクライナで行われた学問的な会議により、徐々に放射線の危険性に対する認識は変わった。客観的な真の健康状態の研究が現れるようになり、放射線作用だけでなく、-生活様式の破壊、様々な制限、物質的条件の変化、子孫に対する深刻な影響の心配などのような-他の事故の様相を条件付ける指標が考慮された。

事故要因の医学的影響は、汚染地域に住んでいて避難しなかった子供の間に明瞭に現れている。何よりも先ずこれは貧血、生体の免疫能の低下、倦怠感、授業時の失神として現れた。この現象の原因分析によれば、もっともあり得るのは、栄養不足との関係であり、これは現地産物の摂取が禁止されたことによるもので、食糧の搬入は不十分だった。多くの子供に対し制限が課せられ～例えそういう制限はごく短時間導入されただけにせよ～、何週間・何ヶ月も新鮮な空気の中で居住できなかった者も相当居た。そういう生活の結果、風邪や、扁桃腺炎、鼻血などが観察された。

コメントすべきこととして、事故の5年後約200人の国際的な専門家により行われたチェルノブイリ・プロジェクトが証明したように、汚染地域に住んでいた子供、青年と成人住民の間に、身体病及び感染症などの増加は無かった。しかし成人住民の 20 %以上が、心臓血管系の病気について、入院治療を必要とすることが示された。

最初の数週間、数ヶ月とその後数年間に最も注意が払われたのは、放射線作用の最も鋭敏な指標～特に子供の血液系の変化～の研究だった。つまり、プリピャチ市から避難した子供と、汚染地域に住んでいる子供には、早い期間に未熟な形態の白血球が現れ 1 ヶ月間造血異常が認めら

れ、正常化したのは 6 ヶ月後だった。最も大きな変化は血小板の構成異常だった。被曝線量が 50 mSv を超えるベラルーシ移住民には、血液の酸化系が不十分なことが見つかった。ポレス地区出身と被曝した母から事故後生まれた子供の血液指標の系統的評価によれば、網状赤血球とメガカリオサイト胚芽の縮小と、リンパ球や単球の数の増加が証明されている。造血不良の指標として、初めの数年間Cs137汚染密度5 – 40 Ci/km^2 の地域に住んだ人には、異常ヘモグロビンが増えている。しかし、2 - 5 年後には、血液系の大多数の定量的な数値指標は正常化したが、この期間中定性的な変化は残っていた。カルーガ州汚染地区の子供の血液系検査結果の変化は、事故の 6 年後にも異常が残っていることを証明している。ヘモグロビン、赤血球容量低下、リンパ球減少症などである。良く似た変化が、ブリャンスク州の放射線被曝の高い子供達にも現れている。しかし、著者らは、これらの変化を放射線が原因とは結び付けなかった。

何故ならば 80 mSv を超えない被検集団において観察される血液学的変化は、吸収線量との関連がないため、何らかの地域的な状況因子と結びつくようなものだと結論できるからである。

我が国と世界のデータによれば、電離性放射線の影響として可能性が高いものには、確率的影響としての悪性新生物や遺伝的欠陥の現れがある。チェルノブイリでもこれらの病気が現れる可能性は、世界の学会の興味を引いた。専門基金が設けられ晩発性効果が研究された。この研究には WHO、仏、独、日の医学者と物理学者が参加した。これらの共同研究にはすべて、ロシア、ベラルーシとウクライナの学者が参加し、現地や国連科学委員会で取り纏めや審議をしている。

3.7.5 成人と子供住民の有病率: がん以外の身体病、甲状腺炎、血液病

汚染地域に住む成人住民の間に、健康状態の悪化という愁訴は、現在の学問体系では確認されていない。汚染地域と非汚染地域に住む数百人からのアンケート回答によると、2 つのカテゴリーの間で愁訴の頻度に差はない(図 3.30)。つまり愁訴の頻度は線量又は汚染密度と関係が無い。しかし、頭痛の頻度が 80 %、抑うつが 40 %そして食欲無しが～40 %、疲れが 90 %あるのは、全ての被検地域において同一の問題があることを証明している。それは放射線以外の要因であり得る。これについては他の資料が証明している。様々な汚染スポットに居住する 5000 人へのアンケート調査によれば、時が経っても不安のレベルは下がっていない。不安は主に、住民自身が移住するか移住を拒否するか決断しなければならないことによる。これから、低レベル放射線の自覚症状や健康状態への身体影響はないという想定を支持できる。しかし心理的問題は、住民の身体面での健康に比較し依然主要な影響を及ぼしている。

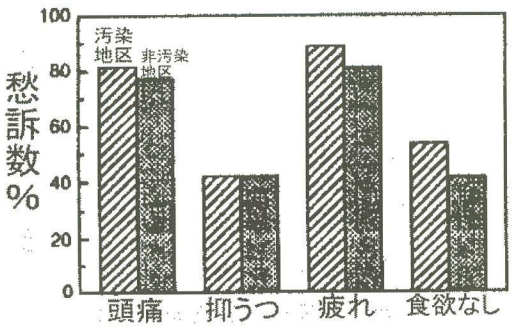


図 3.30　汚染及び非汚染地区に住む成人住民の間の自覚症状に対する愁訴の比較

汚染地域住民の健康状態の研究は、コントロール地域の対照集団と対比し行われた。著者らは、各地域の子供の貧血率に差は見出さず、鉛中毒の差についても同様だった。その血中レベルは全体として西欧や米国の基準より低かった。免疫異常の差も見つからなかった。

国際チェルノブイリ・プロジェクトの枠内で、汚染居住地ときれいな居住地の被検者の間に、高血圧と口腔病の頻度が高かった。この点では被検者の 10 – 20 %は医療支援が必要だった。

1990 - 1995 年間、被曝及び非被曝住民の出産率が下がった。これは放射線の直接作用とは関係なく、社会的要因による。

子供の検査時に特に注意が向けられたのは、先天性の発達異常の発現であった。しかしこの現象の頻度増加という事実は、1996 年までの全観察期間中、見つけられなかった。

3.7.6　成人と子供の悪性新生物: 白血病、甲状腺腫瘍、他の固形腫瘍

確定論的な反応を引き起こさなかった被曝線量の主なマイナスの発現としては、確率的現象の悪性新生物と先天性発達異常を伴う遺伝的影響がある。他の条件が同じなら、被曝者の中で、最も影響を受けやすい集団は子供である。ロシアの子供の悪性新生物による死亡率は、不慮の事故、周産期死亡、先天性発達異常、呼吸器病と感染症に次ぐ 6 番目の場所を占める。

5 - 14 歳では、悪性新生物による死亡は 2 - 3 位を占める。

表 3.77 のデータが示すように、事故の 5 - 8 年後、汚染州の子供の間での腫瘍有病率と死亡率は、ロシア全体の指標と同じで有意差がない。

表 3.77　事故の 8 年後、血液異常症、急性リンパ球性白血病と甲状腺がんの子供人口 10 万当り有病率

病気の種類	年	ロシア	ﾌﾞﾘｬﾝｽｸ、ｵﾘｮｰﾙ、ｶﾙｰｶﾞ、ﾄｳｰﾗ州	汚染の少ない 11 州
全血液異常	1989 - 1993	4.76 (4.6 - 4.9)	5.33 (2.8 - 9.0)	4.6 (2.3 - 6.7)
急性リンパ球性白血病	1989 - 1993	1.8 (1.6 - 2.0)	2.5 (0.73 - 4.6)	1.4 (0 - 4.3)
甲状腺がん	1989 - 1993	0.08 (0.07 - 0.10)	0.29 (0 - 1.0)	0.05 (0 - 0.57)

事故後の観察期間における成人と子供の有病率と死亡率指標は、事故前の 5 年間と比較すると変わっていない。以前と同様、有病率も死亡率も毎年上昇する傾向が続いている。警戒されたのは、最も被災した 4 つの州の子供に甲状腺がんの発現が増加していたことであった。最初の 8 年間の増加は有意でなかったとは言え、死亡率指標は年齢に依存する。表 3.78 から、最も汚染しているブリャンスク州では最も若い子供の死亡率は高いどころか、逆にロシア全体の半分である。他の年齢カテゴリーでは、差は有意でない。

表 3.78　事故後期間の様々な年齢の人々の 10 万人･年当り死亡率

年齢、歳	ロシア	ブリャンスク州	カルガ州
0 - 4	744	349	300
5 - 9	25.5	51	64
10 - 14	53	55	41
20 - 29	284	446	420
30 - 39	483	638	726
40 - 49	1056	1474	1467
50 - 59	2362	2873	3070
60 - 69	5313	5734	6575
70 - 79	12682	12720	13720
> 80	31006	35200	36950

特に注目されるのは、全悪性新生物、白血病、肺腫瘍と乳腺腫瘍の住民有病率の分析である。表

3.79 に示すように、ウクライナでは全ての年齢の男女に全悪性新生物の増加が 1980 年から始まっている。この増加率は、ウクライナ全体でも、個々の州、そして 6 つの汚染州でも同一である。ここで全悪性新生物の絶対数は、上の血液異常症と同様、男の方が女より高い。悪性新生物増加のテンポも、男の方が女より高い。

表 3.79　ウクライナにおける 1980 年からの期間の住民 10 万人当り悪性新生物有病率

病気型	性	年	全ウクライナ	キエフ州	ジトミール州	北ウクライナの 6 汚染州
全悪性新生物	男	1980 年	270	295	245	255
		1980-93 線形回帰係数	5.27±0.67	5.28±0.53	5.84±0.90	5.60±1.23
	女	1980 年	182	190	150	150
		1980-93 線形回帰係数	1.52±0.25	1.23±0.35	2.26±0.56	1.49±0.55
白血病とリンパ腺腫	男	1980 年	13	12.5	12.5	13
		1980-93 線形回帰係数	0.31±0.05	0.29±0.16	0.063±0.20	0.63±0.28
	女	1980 年	8.5	8.5	7.0	8.5
		1980-93 線形回帰係数	0.16±0.03	0.25±0.07	0.35±0.12	0.27±0.17

ベラルーシの事故前後各 10 年間の有病率指標を表 3.80 に示す。明かに、事故後期間には、男にも女にもあらゆる種類の悪性腫瘍の頻度が有意に増えている。ここで最も汚染したゴメリ州の有病率指標の絶対値は、比較的短い潜伏期を持つ固形がんと白血病の頻度に関しては、差が無い。この関係で、ベラルーシのデータは、ロシアとその汚染地域のデータと差が無く、またウクライナとその汚染地域のデータとも差が無い。

表 3.80　チェルノブイリ原発事故後のベラルーシにおける悪性新生物有病率頻度

	MKB-9 番号 (病名)	男		女	
		事故前	事故後	事故前	事故後
ベラルーシ共和国	140-208(全悪性新生物)	201.7±7.0	269.5±4.35*	133.8±2.6	163±3.1*
	204-208(白血病)	6.5±0.15	9.0±0.47	3.9±0.14	5.3±0.25*
	162(肺がん)	44.1±2.4	65.9±1.48*	4.7±0.15	5.7±0.11*
	174(乳がん)	-	-	20.9±0.70	29.9±1.1*
ゴメリ州	140-208(全悪性新生物)	191.5±5.6	260.8±7.58*	130.9±1.65	161.8±3.95*
	204-208(白血病)	5.5±0.6	9.1±0.7*	3.2±0.42	5.5±0.5*
	162(肺がん)	38.1±1.6	59.3±2.5*	3.3±0.21	4.8±0.2*
	174(乳がん)	-	-	20.5±0.58	28.7±1.4
*事故前に比べ有意に増加					

汚染地区における甲状腺がんの有病率頻度の増加は、研究者全体の考えによれば、甲状腺が体内摂取された放射性ヨウ素により被曝してから 5 年後の 1990 年に始まった。しかし提示されている資料は均一ではない。吸収線量がないのは頻繁で、しばしば患者の年齢が無く、また別の研究では被曝したある年齢の個人の数が判らない。

表 3.81 の資料が示すように、汚染地域において甲状腺悪性新生物の頻度が事故後期間に増加しているのは、被曝時に 0 から 14 歳だった人々だけである。他の年齢カテゴリーには、時間と共に頻度増加は起らないか、或いは偶発的に遭遇する。例えば 15 - 44 歳の事故後 3、4 年目と、45 – 64 歳の 2 年目、65 歳以上の事故後 6 年目のみとか。高年齢の人々に甲状腺がんが見られない年が散見されるのも、同様に体系的な解析ではない。

ロシアにおける甲状腺がん症例の増加は、最も汚染したブリャンスク州で見られた。ここでは有病率指標が常に標準化可能とは限らない。30 例の甲状腺がんに対する吸収線量は < 10 mGy から 2700 mGy だった。ここで腫瘍の数は各グループとも 6 - 10 件だった。

表3.82から判るように、この個別具体例では潜伏期の長さも、被曝時の線量と年齢に依存して

表 3.81　ウクライナの 6 つの汚染地域における甲状腺がんの年齢別有病率指標
(各年齢の 10 万人当り)

年	男＋女	年齢			
		0 - 14	15 - 44	45 - 64	> 65
1980 – 1986	0.4 - 2.4	ND	0 - 1.8	0 - 6	0 - 7.5
1987	2.4	ND	3	3.5	0
1988	2.8	ND	1.6	9.0*	0
1989	2.7	0	4.9*	1.8	2.5
1990	3.9*	6*	3.4*	4.0	2.5
1991	0.7	0	1.8	6.0	2.5
1992	4.0*	4*	1.8	6.1	13.5*
1993	3.9*	7.5*	1.9	6.1	0
* 1980 - 1986 年間の初期値と比べ有病率が増加					

表 3.82　ロシア、ブリャンスク州の子供における 1990 - 1994 年間の甲状腺がん

平均線量(範囲)、mGy	患者数	被曝時平均年齢(範囲)	平均潜伏期(範囲)、年
10 (=< 10)	10	12.4 (8 - 16)	6.1 (4 - 8)
26.4 (20 - 50)	7	8 (0.1 - 18)	7.1 (6 - 8)
586 (200 - 900)	7	4.45 (0.2 - 14)	7 (5 - 8)
1683 (1000 - 2700)	6	2.35 (0.1 - 8)	7 (4 - 8)

表 3.83　ベラルーシにおける事故後 3 - 9 年間の子供の甲状腺がん有病率指標(子供 10 万人当り)

	患者数	年齢	1989 年	1990 年	1991 年	1992 年	1993 年	1994 年
ブレスト州	74	0 – 14	0.3	1.7	1.1	4.5	6.7	5.5
		15 – 17	0	4.4	4.4	8.9	5.9	8.6
ビテプ州	6	0 – 14	0	0.3	1	0.7	0	0
		15 – 17	0	0	1.7	1.7	1.7	1.7
ゴメリ州	180	0 – 14	1.0	3.3	11.3	8.8	9.4	11.8
		15 – 17	1.4	2.9	11.9	4.4	17.7	13.0
グロドネンスク州	19	0 – 14	0.8	0	0.8	4.4	1.5	1.8
		15 – 17	0	0	2.0	1.5	0	4.0
ミンスク州	19	0 – 14	0.3	0.3	0.3	1.1	1.1	1.6
		15 – 17	-	-	1.5	1.5	1.5	1.5
モギレフ州	16	0 – 14	0	0.7	0.7	0.4	2.4	1.4
		15 – 17	0	1.8	-	-	-	-
ミンスク市	18	0 – 14	-	1.3	0.5	1	1.3	0.2
		15 – 17	-	-	-	-	6.9	2.7
ベラルーシ共和国	332	0 – 14	0.3	1.2	2.5	2.8	3.4	3.5
		15 – 17	0.2	1.4	3.2	3.0	5.2	4.7

いない。これは、現代の放射線生物学と放射線発がんの学問的立場からは、不思議であり説明できない。

ベラルーシ共和国では 1995 年初め、332 人からなる子供の甲状腺がん患者集団のうち、251 人が若年者で、81 人が青少年だった。ここで大部分の小児甲状腺がんは事故時に最も汚染したゴメリ州、そしてブレスト州とビテプ州に住んでいた。

表 3.83 から判るように、有病率が最も高いのはゴメリとブレスト州である。注目されるのは、これら 2 つの州における有病率がピークになる事故後の時間が合致し、他の地域より 1 - 2 年早く病気の増加が始まることである。潜伏期間の差は、様々な地域に住んでいる子供の被曝線量の差と関係があるのかも知れない。実験的にはこの事実は知られている。最も信頼できる疫学データがあるのは、頭と首に治療用レントゲン照射を受けた子供に対してである。1955 - 1986 年間に治療照射を受けた子供 18920 人が検査され、<1 年から 7.4 年までの間に、277 件の甲状腺がんと 487 件の甲状腺良性腫瘍が報告されている(表 3.84)。

表 3.84 から判るように、被曝線量が増えると甲状腺悪性新生物の頻度が増える。線量 90-150 mGy では 0.4 %だが、1400-2900 mGy だと 1.1-1.2 %に、7800 mGy だと 7.02 %になる。ここで被曝初期の患者増加は、厳密には現れていない。甲状腺良性腫瘍については、その大きな増加が確認できたのは、線量が 7800 mGy に達してからだけで、被検者の 12 %が甲状腺良性腫瘍と登録された。

表 3.84　1955 - 1986 年間に頭と首に局所被曝した後の子供における甲状腺新生物

平均被曝線量、mGy	被検者数	被曝時平均年齢	悪性新生物数	良性新生物数	%悪性新生物 /Gy
90	10834	7.4	43 (0.4)*	55 (0.5)*	4.4
150	1590	6.9	7 (0.4)*	44 (2.7)*	2.7
1400	2652	< 1	30 (1.1)*	59 (2.2)*	0.8
2900	1266	3.6	16 (1.2)*	15 (1.1)*	0.4
7800	2578	5.9	181 (7.02)*	314 (12)*	0.9
* 括弧内は被曝後全期間における被検者数に対する%					

類似の状況が、Rongelap と Utirik 環礁の住民にも発生した。10 から 50 Gy の線量(Rongelap)で被曝者の 36 % (19 症例)に。主に甲状腺結節と腺腫で、乳頭がんは 5 例、つまり～4 分の 1 だった。しかし線量 1.5 から 14 Gy (Utirik)では、病気は 15 %の被曝者に現れた。非がん変化のがんに対する比は 16: 4 又は 16: 11 だった。後者で 11 のがんのうち、7 は同定されていない。重要なこととして、診断された乳頭がんは臨床的な障害の発生を引き起こさない場合が多い。しかし、被曝の影響下でこれらの小さな腫瘍の悪性度が強まることは除外できない。

子供の甲状腺悪性新生物 40 例については、甲状腺線量が知られている(表 3.85)。全ての甲状腺がんの症例を線量によりグループ化すると、線量増加に伴う頻度の増加が、非常に明確に現れる。ここで器官吸収線量 1 Gy 当りを計算すると反比例が見られる。特に 1 Gy 当りの発生が多いのは最低線量 0.066 と 0.015 Gy で、それぞれ被曝者 1 万人当り 73 と 240 件に達する。

表 3.85　被曝時年齢 0 から 7 歳の子供 40 人における甲状腺悪性新生物頻度

症例数	線量、 Gy	被曝者 1 万人当り頻度	1 万人 Gy 当り頻度
3	0.015 (0.012 - 0.021)	3.6 (1.5 - 7.5)	240
3	0.066 (0.06 - 0.08)	4.8 (1 - 10)	73
5	0.210 (0.19 - 0.22)	10.2 (1 - 23)	48
17	0.42 (0.30 - 0.65)	15.6 (4 - 38)	37
6	0.78 (0.70 - 0.90)	20.8 (6 - 40)	27
6	1.57 (1.10 - 1.90)	15.5 (10 - 30)	10

甲状腺がんの頻度と吸収線量の関連についての、これら一連の予期せぬデータに対して、ヤコブがデータ解析を行った。

表 3.86 から判るように、ヤコブらは、現存モデルを利用し、次の結論に至った。即ち、計算上の 1 Gy 当り過剰絶対リスクは、0.05 から 3Gy までの範囲では甲状腺吸収線量に依存しない。しかし、表 3.85 では最少吸収線量 0.015 Gy が計算上 1 Gy 当り最も障害性があった。恐らく、吸収線量評価値が、特に低線量の場合、実際よりも低いのであろう。

類似の結論をしている論文もあり、そこではゴメリ州汚染地区に 7 年まで居た子供の平均線量は 1 Gy であるが、9 %は 10 - 40 Gy だった。こういう結論の間接的証明として、成人患者の診断・治療用に I131 を服用しても甲状腺組織に悪性の変質はないという、世界的なデータがある。更にコメントとして、頭、首、扁桃腺への外部被曝後、甲状腺がんが発生した子供の線量は 100 mGy を超えていた。大部分の場合、甲状腺がんを誘発する最低線量は 1 Gy に近かった。

非常に多くの例では、発生した甲状腺がんの殆ど半分が周辺組織に直接侵入し、60 %近くに

表 3.86　チェルノブイリ事故時に 0-18 歳だった子供に対する甲状腺がんとリスク
（ロシアとベラルーシの 2729 居住地において 1991-1995 年間）

甲状腺線量 (Gy)	リスク下にある人・年	症例数	期待症例数	過剰絶対リスク (1 万人・年・Gy 当り)
0 - 0.1 (0.05)	1756000	38	16	2.6 (0.5 - 6.7)
0.1 - 0.5 (0.21)	1398000	65	13	1.9 (0.8 - 4.1)
0.5 - 1.0 (0.68)	386000	52	3.6	2.0 (0.9 - 4.2)
1.0 - 2.0 (1.4)	158000	50	1.5	2.3 (1.1 - 4.9)
> 2.0 (3.0)	56000	38	0.5	2.4 (1.1 - 5.1)

はリンパ節に転移が見られた。ベラルーシ、ウクライナとロシアで、病理診断により、257 件の甲状腺がんが確認され、247 件-つまり 96 %-が乳頭がん、7 件-2.7 %-が(被曝の特徴の)濾胞がん、そして 1.3 %が髄様がんだった。これらの病理学的特徴は間接的に、甲状腺がんの胚芽的発生が放射線に起因することを示唆している。

自然発生甲状腺がんの場合は、圧倒的に甲状腺濾胞由来のがんで、髄様がんはより稀である。それらの潜伏期が、乳頭がんより長くなり得るのは正しいのだろうか。全ての場合に、甲状腺のスクリーニングは、子供の時に放射性ヨウ素の作用を受けた人々の間で行われた。これらの検診はタイムリーで必要な治療のため、今後 20 - 40 年間続ける必要がある。

重要なコメントとして、ベラルーシにおける子供の甲状腺がん急増にも拘らず、死亡率は事実上変わらず、事故前のレベルのままである。もっとも、事故前の 20 年間に子供には 21 件のがん症例があったが、事故後 6 年間には 332 件になった。事故後 9 年間に乳頭がん死亡 1 例と、髄様がん死亡 1 例が登録された。いずれの場合も進行がんで診断が遅れた。もし全年齢の甲状腺がん死亡率を考慮すれば、1977 年から 1995 年までで $0.6 \cdot 10^{-5}$ (0.4 - 0.8)。ここで男 0.4 (0.2 - 0.7)と女 0.8 (0.5 - 1.1)の差がある。65 歳以上ではそれぞれ 2.9 と 3.7 である。

国連科学委員会の最新報告 -2000 年- には、甲状腺がんの発生に関するデータがあり、子供の甲状腺には大きな放射線感受性があるという考えを堅持している。国連科学委が発表した資料によれば、1990 年から 1998 年までの、事故時に 0 - 15 歳だった甲状腺がん患者数は、3 国で 972 件で、0 から 17 歳だったものは 1791 件である。つまり、2 歳以上の年齢層に 1791 – 972 = 819 例発生した。16 - 17 歳が特に感受性が高いとはどういうことか? 恐らく見つかった差は、診断法の違い又は病気数の数え方の違いによるのだろう。

表 3.87　1990-1998 年間の子供(事故時点)の甲状腺がん数

国	事故時年齢	
	0-15 歳	1-17 歳
ベラルーシ	578	1067
ロシア	26	205
ウクライナ	368	519
計	972	1791

この甲状腺がんの数はベラルーシ 130 万人、ロシア 30 万人そしてウクライナ 900 万人の子供の母集団の中に見つかった。

甲状腺の発がんの感受性が年齢の差によるかどうかは疑わしい。何故なら、1 Gy 当り計算上の誘発率の年齢依存は弱いからである。明らかなのは、若年層の子供にがん発生が高いのは、子供の甲状腺中 I131 濃度が高く、従って吸収線量も高いことによる。

表 3.88 に示すように、吸収線量が 0.3 Gy 以下なら、同年齢の人々の計画的な内分泌検査時や、偶発的な発見時、さらに甲状腺が肥大又は結節がある人々の検査時のいずれにおいても、コント

ロール群の方が甲状腺悪性新生物の発見頻度が高い。しかし、より高い被曝線量では、逆に、コントロール群が少なかった。これは、甲状腺がん誘発に対する被曝線量そのものの大きな影響を証明している。

ロシア、ベラルーシとウクライナの子供の甲状腺がん有病率と変化を図 3.31 と 3.32 に示す。図 3.31 が示すように、信頼性のある甲状腺がんの頻度増加は、被曝の 4 年後、つまり 1990 年に始まり、ベラルーシ、ウクライナとロシアで増え続けている。1992 - 1995 年間の毎年の小児甲状腺がんの数は、それぞれの国で 120、40 と 30 件に達した。1995 年以後、増加傾向が止まるか、逆に減少に転じている。事故時点で 0 から 14 歳だった子供 10 万人当りの計算値は 1995 年(事故の 9 年後)に最高となり、ロシアで 11 件、ベラルーシでは少なく 6 件、ウクライナでは 1 件未満だった。甲状腺がん発生の年齢分布の更に詳しい分析は、Kofler の論文にある。

表 3.88　ベラルーシの子供の甲状腺がん相対リスクと、同じ年齢、居住地と被曝線量のコントロール群との対比

診断確定の状況	I131 による甲状腺線量の再構築値、 Gy				
	< 0.30	0.30 - 0.99	> 0.99	全数	リスク*
計画的内分泌検査					
症例数	32	16	15	63	2.1
コントロール	43	16	4	63	(1.0 - 4.3)
偶発的発見					
症例数	13	4	2	19	8.3
コントロール	18	1	0	19	(1.1 - 58)
甲状腺肥大又は結節形成					
症例数	19	6	0	25	3.6
コントロール	23	2	0	25	(0.7 - 18)
症例数	64	26	17	107	3.1
コントロール	84	19	4	107	(1.7 - 5.8)

**0.30 Gy 未満の被曝線量グループとより高い線量グループの比較; 括弧内は 95%信頼度区間。*

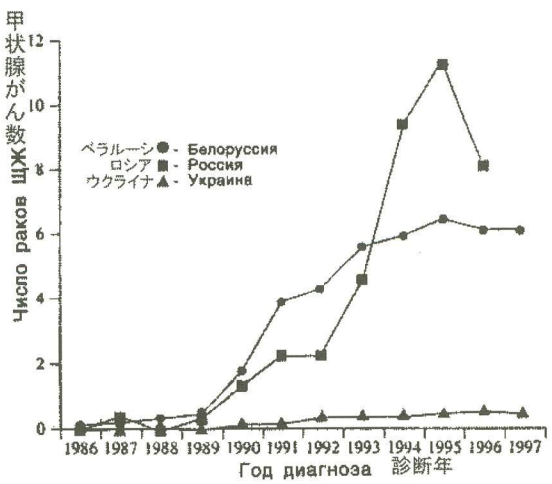


図 3.31　チェルノブイリ事故の結果被曝した 14 歳までの小児甲状腺がん数の推移

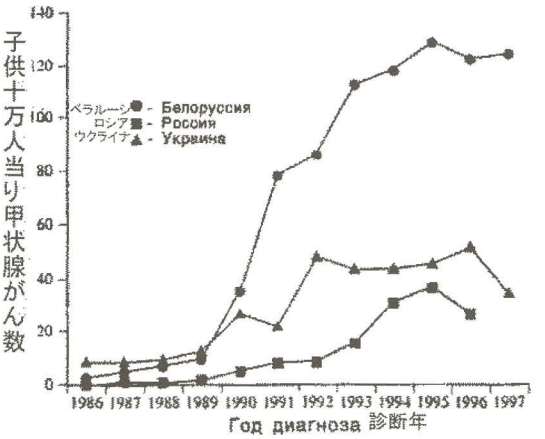


図 3.32　チェルノブイリ事故後の甲状腺がんの症例数、（子供 10 万人当り）

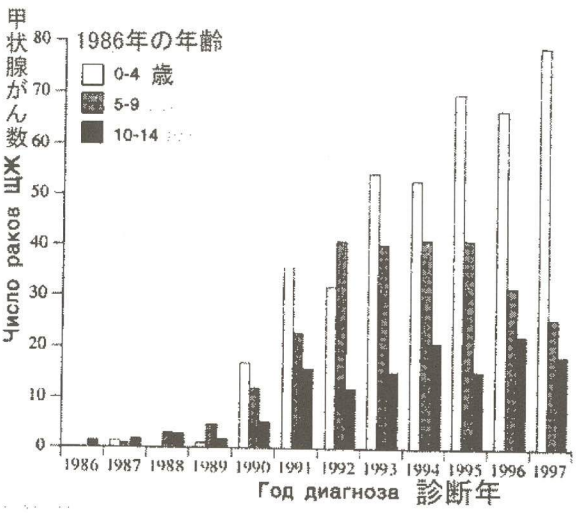


図 3.33　チェルノブイリ事故後ベラルーシで診断された小児甲状腺がん数

ヒストグラム(図 3.33)から判るように、事故当時 0-4 歳の被曝者は腫瘍の発生が最高であるだけでなく、に極大値 ~40 件に達し、1997 年には 20 件まで下がった。高年齢の子供集団の頻度は、1994 年から毎年 18 - 20 件レベルを維持している。今後、この年齢群での甲状腺がんの発生が増加する可能性がある。

ブリャンスク、カルーガ、オリョールとトゥーラ州成人女性の甲状腺がんの標準化有病率指標を図 3.34 に示す。

明らかに、1985 年から 1991 年まで甲状腺がんの標準化有病率は、ロシア全体と有意差はない。しかし 1992 年から 1995 - 1996 年間に、標準化有病率は 3.5 倍に上がった。これは疑いなく、女性の甲状腺に吸収された線量の現実の影響である。思うに、女性の甲状腺がんの標準化有病率が増加するのに、成人男性ではないのは、男と女の感受性に差があるためで、女性に自然発生甲状腺がんが多いことを関連がある。これはまた、女と男の甲状腺がん発生率比が 1.1: 1 という Astakhova と Anspo のデータも証明している。Tron'ko の研究によれば、子供ではこの比は 2.1: 1

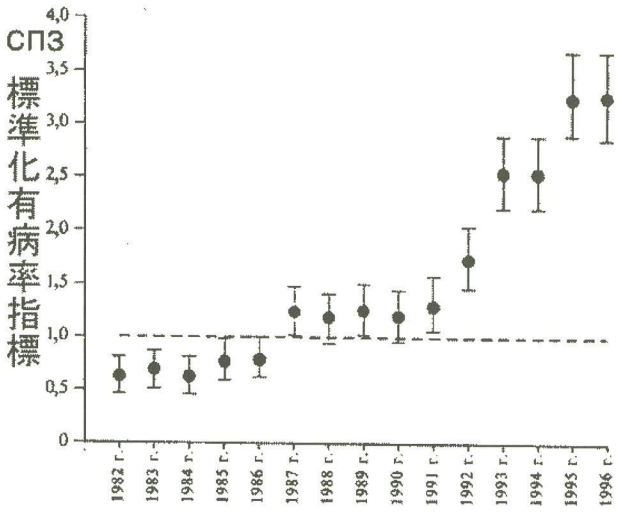


図 3.34　診断時点で 60 歳未満の成人女性の甲状腺がんの標準化有病率指標。ロシアで最も汚染した州(ブリャンスク、カルガ、オリョールとトゥーラ)とロシア全体との比較

になり、1.7: 1 (4 歳まで)から 2.6: 1(5 - 9 歳)まで変わる。

重要なので強調するが、組織診断学的に甲状腺がんの 98 %は乳頭がんだった。Ron の公表データによると、甲状腺がんの絶対リスク増加は 4.4 件/(1 万人年 Gy)(98 %範囲 1.9 - 10.1)で、Jakob の相対リスクデータ 1.9 - 2.6/(1 万人年 Gy)(98 %範囲 0.5 - 6.7)と合っている。小さな差は、診断法(スクリーニング)や吸収線量の評価精度と関連するのかもしれない。

1991 - 1996 年間に行われた「チェルノブイリ-笹川プロジェクト」の資料は、遥かに示唆に富む。119178 人の子供の超音波検査時に、原発事故時に 0 から 10 歳だった 45,905 人(38.5 %)に何らかの甲状腺異常が見つかった。表 3.89 から判るように、病変の 91 %以上は良性の甲状腺腫だった。62 人(0.13 %)が、甲状腺がんと診断されている。

表 3.89 によれば、最も汚染したゴメリ州では、甲状腺腫は最も稀だったが、結節形成とがんは最も頻繁だった。まさに後の 2 つの病変が、放射線作用の影響と関連があり得る。尿中の安定ヨウ素量の分析によると、甲状腺腫分布とマイナスの相関が証明される。つまり、安定ヨウ素が最も少ないキエフ州では、甲状腺腫頻度が最高の- 53.9 %で、甲状腺がん頻度は最少の~ 0.02 %である。逆に、ゴメリ州はヨウ素が補充され甲状腺腫頻度 17.7 %は最低で、結節形成頻度 1.8 %とがん頻度 0.19 %は最高である。得られたデータは、甲状腺疾患の進行におけるヨウ素不足の役割について事故当時を反映しているのか不明であり、今後の専門的で深い研究が必要である。

表 3.89　超音波検査時に診断された甲状腺異常の頻度

州	子供被検者千人当りの有病率指標						
	甲状腺腫	エコー輝度変化	嚢胞	結節形成	がん	低形成	計
モギレフ	219	11.9	1.9	1.0	0.08	1.5	235.38
ゴメリ	177	48.6	6.3	17.7	1.9	7.3	258.80
ブリャンスク	409	21.2	5.4	5.0	0.4	0.8	441.80
キエフ	539	30.3	2.1	1.7	0.2	0.4	573.70
ジトミル	377	4.3	5.9	2.3	0.3	1.02	390.82
平均	352	21.8	4.2	4.8	0.5	2.0	380.1
全体の%	91.5	5.5	1.10	1.25	0.13	0.52	100

甲状腺がんの他、被曝の晩発性影響としては、理論的には、急性骨髄白血病と他の固形がんの増加が期待できる。類似の影響は、短期(瞬時)高線量被曝を受けた広島と長崎の住民にも記されている。チェルノブイリ原発事故時に、線量率に関し比較的線量の多い被曝をした人々は、1986 年 4 月 26 日に発電所で働いていた人々だけだった。しかし、事故処理者と住民は、0.01 Sv から 1 Sv に至る非常に広範な線量を受けたが、原爆の被曝と比べれば話にならないくらい低い。従って、腫瘍の影響が現れる確率は、日本より明らかに低いに違いない。更に、固形がんの潜伏期は10年以上あり、その大部分は被曝後 10 - 25 年間に発生する。常に線量率が下がっている慢性被曝の存在を考慮しても、今後 50 年間、甲状腺がん以外の固形腫瘍の発現が現れない可能性もある。

白血病、潜伏期が 2 - 10 年と短い他の悪性腫瘍の 1993 - 1994 年の発生率を、表 3.90 に示す。表 3.90 の資料は、ベラルーシがん登録、ロシアとウクライナのチェルノブイリ登録から得られた。明らかに、悪性新生物の症例数は、ベラルーシの事故処理者の間では期待値よりも少ないが、ロシアとウクライナでは多い。この差の原因は、各国の登録の質と構成の問題であり、他に説明困難である。

汚染地域の住民の間においても、全悪性新生物と白血病について、リスク差が現れるには至っていない。チェルノブイリ周辺 3 ヶ国の標準化有病率も同一である。これは不思議なことではない。何故なら事故処理者の 95 %の被曝線量は 100 mSv 未満で、それも低線量率だった。比較のため言うと、日本の原爆被災者の間で白血病の頻度が高まった線量は、300 mSv でそれも高線量率だった。

表 3.90　事故処理者と汚染地区住民の白血病他の種類の悪性新生物有病率(1993 - 1994 年の間)

	白血病症例数*		悪性新生物全数**		標準化有病率指標	
	観察数	期待数	観察数	期待数	白血病	全悪性新生物
事故処理者***						
ベラルーシ	9	4.5	102	136	200	75
ロシア	9	8.4	449	405	108	111
ウクライナ	28	8	399	329	339	121
汚染地域住民、Cs137 > 185 kBq						
ベラルーシ	281	302	9682	9387	93	103
ロシア	340	328	17260	16800	104	103
ウクライナ	592	562	22063	22245	105	99

*　国際病気分類コード: 204–208　白血病
**　同上:　140–208　全ての悪性新生物
*** 30 km ゾーン内で 1986 – 1987 年に働いた男性

ロシアの事故処理者の全がん(白血病以外)指標は 10 万人当り、1989、1991、1993 と 1995 年に対し、それぞれ 152、193、177 と 390 件だった。最後の値は、集団の老齢化と関係があり得る。1996 年の死亡の 43 %は心臓血管病に関連があり、20 %が悪性新生物で、15 %だけが不慮の事故と外傷だった。これは上の考えを支持している。事故後初期の間での死因としては、逆に、外傷と不慮の事故が圧倒的に多かった。

3.7.7 放射線作用を被った住民の生殖影響

再生産健康状態を示す多くの指標のうち、最も知られているのは、出生率、母体有病率、新生児有病率、小児死亡率と先天性発達異常頻度である。

Cs137 汚染密度 1 – 40 Ci/km^2　(37 – 1480 kBq/m^2)の汚染地域に住む条件での外部被曝線量は、最初の 3 年間は 10 – 100 mSv の範囲にある。ここで放射性ヨウ素の同位体摂取による甲状腺被

曝線量は成人で 7 Gy に達し得た。そういうレベルの放射線の、事故後 1 - 14 日間の短期作用は、短時間精子形成を停止させ「妊娠」の困難さを引き起こし得る。被曝が長引いた場合にマイナスの影響を引き起こすためには、数十、数百、いや数千 mSv で計測される線量が必要である。

事故前後の出生率と新生児死亡率を表 3.91 に示す。明らかに、コントロール地区、弱く汚染したリャザン州と強く汚染したブリャンスク州で、1987 年以後の出生率は確かに下がっている。しかし、出生率低下の程度は、土地放射能汚染密度や、その結果としての被曝線量に依存していない。小児死亡率も、全ての検定地域で有意に下がっている。これは、産院での衛生-防疫状態の改善を間接的に証明している。

表 3.91　コントロール地域(モスクワ州)と様々な程度の放射能汚染地域における、住民千人当り出生率と、新生児千人当り小児死亡率

期間	出生率			小児死亡率		
	モスクワ州	リャザン州	ブリャンスク州	モスクワ州	リャザン州	ブリャンスク州
1985	13.1	13.0	15.3	19.1	17.4	18.4
1986 - 1987	13.1	14.1	16.1	18.6	16.9	17.9
1988 - 1989	11.9	12.9	14.5	16.4	16.7	16.0
1990 - 1993	9.6	11.0	12.7	15.2	16.2	16.9

しかし、新生児の全有病率は表 3.92 から判るように、前にこれらの指標が良かった地域で 1987-1991 年間に上昇し、コントロール地区の有病率に近寄っている。ここで最も汚染したノボズィプコフ地区では全有病率が $107.5 \cdot 10^{-3}$ に達し、コントロール地区の有病率を超えた。しかし、この増加は信頼できない。何故なら、コントロール地区の新生児の全有病率は 90 から $130 \cdot 10^{-3}$ の範囲を変動しているから。更に、新生児の感染頻度は、データによれば汚染地域の方がコントロールよりも高い。ここで、胎盤表面、へその緒や胎便から抽出される羊水中にある細菌の絶対数は、コントロールも汚染地区も同一だった。

表 3.92　新生児の全有病率(誕生千当り)

期間	コントロール地区	クリンツォフ地区、5 – 15 Ci/km^2 Cs137	ノヴォズィプコフ地区、15 – 40 Ci/km^2 Cs137
1983 – 1985	128.3	40.0	65.0
1986 – 1987	130.0	49.5	64.5
1988 – 1989	91.5	51.0	76.0
1990 – 1991	90.0	73.0	107.5

次の事実に注目しよう。つまり汚染地域に住む女性の妊娠障害[妊娠のまずい帰結]の頻度は、観察期間中変わっていない。表 3.93 から判るように、汚染密度 5 – 15 Ci/km^2 で妊娠障害が若干増えているが、統計的に有意でない。

表 3.93　様々な Cs137 汚染密度における妊娠千当り、年当り妊娠障害の全頻度

地域	1981 – 1985	1986 – 1993
非汚染地域	94 (72.8 – 1201)	89 (60.3 – 117.8)
リャザン、トゥーラ、ブリャンスク州		
～1 – 5 Ci/km^2	85.6 (74.6 – 115.2)	89.4 (61.3 – 120.4)
5 – 15 Ci/km^2	94.2 (78.8 – 108.9)	98.8 (70.3 – 127.7)

コメントする必要があることとして、妊娠障害の頻度には、心理的ストレスや標準価格の食品の遅配等、事故の全ゆる要因が影響している。最も被災したブリャンスク州だけの資料を分析しても、同じ結論に到着し得る。

被曝の影響の一つに、先天性発達異常の増加があり得る。放射線生物学の前提によれば、線量

が増えるとあらゆる病変の頻度も増える。ある研究で得られた結果は、チェルノブイリ原発事故後5年間、致死的な先天性発達異常の頻度増加を結論する根拠を示していない(表3.94)。5年間、致死的先天性発達異常の頻度はブリャンスク州の最も汚染した地区で誕生千当り 2.40 - 4.11 の範囲を変動し、リャザン州では 3.05 から 5.24 だった。然るに、汚染の無いモスクワ州では 3.87 - 4.47 だった。従って、吸収線量が 80 mSv 未満なら、自然発生頻度と変わらない。こういう結果は、胎児被曝時に先天性発達異常が発現する閾線量値が 250 – 500 mSv に等しいと言うデータを、間接的に支持している。このような吸収線量は、妊娠最初の 3 ヶ月時にも全妊娠期間を通じても、チェルノブイリ事故後確認できなかった。中絶者の先天性発達異常の研究時に、別のデータが得られた。母体の被曝線量は 8 – 52 Sv だった。1986 年から 1988 年までに、先天性発達異常は、中絶千当り 5.43±0.94 から 7.02 - 8.67 まで増えた。しかし、先天性発達異常の頻度と線量との関係は見当たらなかった。これに基き結論できることとして、事故後に存在した放射線作用のレベルでは大きな影響はなく、女性の生殖能力状況は完全に保存されていた。

表 3.94　新生児千人当り致死性先天性発達異常の頻度

州	Cs137 汚染密度、Ci/km^2	可能な母体被曝線量、mSv	誕生時					
			1985	1986	1987	1988	1989	1986 - 1989
モスクワ	0	0	3.92	4.43	4.47	4.37	3.87	4.28
リャザン	1 - 5	25	4.55	5.24	5.17	4.45	3.05	4.07
カルガ	1 - 15	15 - 25	4.94	4.00	4.13	7.80	4.30	5.03
トゥーラ	1 - 15	15 - 40	4.96	4.40	4.19	4.09	4.14	4.32
ブリャンスク	1 - 40	4 - 80	2.8	3.98	4.11	3.68	2.40	3.54

1980 年から 1993 年までのロシア 3 州の妊娠結果の比較を表 3.95 に示す。これが示すように、様々な Cs137 土地汚染レベルの地域に、出生率、自然流産、死産率、小児死亡率、新生児の全有病率と妊娠障害に関し、原則的な差は現れていない。しばしば汚染の少ない地域の方がより悪い状況のことがある - それも全ての研究指標について。これは、放射線作用レベルが、再生産機能にマイナスの影響を形成するためには不十分だったことを証明している。

表 3.95　ロシア連邦の人口グループにおける生殖影響指標の比較（1980 – 1993 年間）

パラメータ	事故前／後の影響比							
	ブリャンスク州			トゥーラ州			リャザン州	
	< 37*	37 – 185	185 - 555	< 37	37 - 185	185 - 555	< 37	37 - 185
出生率	0.81	0.83	0.75	0.87	0.73	0.69	1.0	0.90
自然流産	1.27	1.34	1.34	0.90	1.03	1.18	1.22	0.91
先天性異常	0.66	1.41	1.67	1.32	1.28	0.91	1.43	0.91
死産	0.66	1.39	1.29	1.50	0.93	1.41	0.90	0.97
若年死	1.18	1.13	0.91	0.77	1.57	1.21	1.13	1.00
早産	1.07	0.95	1.39	0.88	0.86	0.71	0.83	1.23
新生児全有病率	1.02	1.03	1.42	1.06	1.32	1.29	1.00	1.38
全妊娠障害	1.07	1.16	1.35	0.95	0.97	0.92	1.07	1.00

*　*Cs137 汚染密度 kBq/m^2* 。

3.8　事故後初期の日々とその後の継年的な医学検診体制

大規模事故には常に前例がない。これは、1957 年ウラル事故、1986 年チェルノブイリ事故、そして、産業による環境汚染にも当てはまる。強調すべきこととして、如何なる大規模事故にせよ、主な被災者は人間である。この状況は常に、保健体制に特別の責任を課す。事前に策定されていた放射線防護計画はあっても、個別の具体的なケースでは様々な原因から、事前に策定されてい

た計画の完全な実施の障害となるような条件が発生する。

例えば、テチャ川の汚染の場合、最初の3年間、放射性核種の放出を防止する設備上の措置は、事実上全く採られなかった。医者の活発な活動は、彼らの罪ではないが、住民が大きく被曝した後、ようやく始まった。

1957 年の「マヤク」事故時には、放射性核種混合物の大気放出から遅滞無く医療部門が稼動した。放射線の生物学的作用分野の経験と知識に依拠し、線量が測定され、放射線防護措置を採らなかった場合の可能な影響が評価された。医療部門の主な課題は、吸収線量の防止と最大限の低減、及び、あらゆる種類の衛生と医療支援の提供にあった。これは、日用品と住居の除染、食品中の放射性核種量の基準作り、事故初期期間中の開放空間滞在制限、事故の性格と放出放射能核種組成に応じた特別の疾病予防措置を含む。行われた作業により、事故状況から住民の健康にとって好都合な結果に至った。人々の健康に事実上被害は無かった。

1957年の化学コンビナート「マヤク」事故後の、医療と衛生-防疫部門の全ての活動は－住民避難の決定と全権組織の編成を含め－厳格な秘密体制中で行われた。然るに、チェルノブイリ事故後は1989年から保健部門の各活動が、社会のコントロール下に置かれるようになった。

ソ連保健省生物物理学研究所の事故部隊が迅速に事故現地に派遣され、そこで被災者の最終分類が行われ、専門病院に送られた。つまり、原発事故第1報通報の25分後、126医療衛生部から専門家が現地へ到着し、被災者の分類と支援が行われた。事故の3時間後60人、8時間後98人、12時間後に132人の被災者が病院に到着した。その30%が重症だった。

ソ連保健省部隊と専門家チームは直ちに次の緊急課題の解決に向けられた。被災者の医療支援、原発要員、プリピャチ市住民と 30km ゾーン避難民が受けた可能性のある内外被曝線量評価、30km ゾーン外住民の被曝線量予測し生活活動(避難、行動様式、食餌、開放空間滞在等)に関する勧告を策定・採択するという作業である。

こういう困難な作業を調整するため、ソ連保健省内に運営グループが編成され、1986年5月1日からソ連保健省政府委員会となった。

モスクワ、キエフ、ミンスク、レニングラード、ブリャンスクとオブニンスクにある一連の医療機関が再編成され、被災者の検査と医療支援がなされ、健康な住民の疾病予防観察が組織化され、放射線事故の被災者の全ソ登録を作る決定が採択された。1993年9月22日付けロシア連邦政府決定 No.948 により、ロシア国家医療-線量登録が設けられ、チェルノブイリ事故放射線被曝者とその子供と子孫について、被曝線量、健康状態とその変化を評価し、長期に渡る個人のモニタリングが自動化された。

ロシア国家医療-線量登録には次の4つのグループが含まれている。

- グループ1－チェルノブイリ原発において事故処理作業に参加した人
- グループ2－強制避難したか、自主的に避難ゾーンを退去した人
- グループ 3－観察地域(政令により設定)に住むか、又は、事故後そこに住み、登録に含まれ、疾病予防観察された後、別の住所に移った人
- グループ4－高リスク集団の人の子供

上のグループは、1次モニターグループを構成する

チェルノブイリ事故後の緊急医療防護措置の中で、プリピャチ市やチェルノブイリ市と30kmゾーン内の居住地からの迅速な避難以外の、甲状腺を放射性ヨウ素内部被曝から守るための安

定ヨウ素剤の予防的服用は、事前に策定され指示されていたが、実施は不十分だった。この手順は、一連の原因から、全面的実施とは程遠かった。更に、全てのヨウ素剤予防措置は、I131 の 1 回又は短期の大気放出に対して策定されていたのに、チェルノブイリ事故の場合は、破壊原子炉から 10 日間も放射性核種が大気中に放出された。このため、予防体制もこれに応じ変更しなければならなかった。そうすれば甲状腺防護のレベルを向上できたはずである。

490 万人が住む原発周辺約 13 万平方キロの面積で放射線-衛生状況が複雑化していったのを考慮し、ソ連保健省、又後でロシア保健省は、防護措置の実現に関する努力を重ね、食品中放射能の暫定許容レベルを設けることにより住民の線量負荷を下げた。こういう作業により、1991 年 1 月まで系統的に住民防護にむけた要求が厳格化された。コメントすべきこととして、既に事故初期の日々から、ソ連の主な食品中の放射性核種含有量基準は、欧米の対応する値より甘くは無かった。事故後ほぼ直ぐに、ソ連国家主任衛生医により、チェルノブイリ原発における事故影響清算期間中の、皮膚、シーツ、着物、履物、輸送材、機械と個人防護材の放射能汚染に関する暫定許容レベルが、策定・承認された。居住地にある様々なものに対する放射能汚染基準の厳格化は、その後の保健省公布文書により行われ、放射線安全性の許容レベルを考慮し、可能な限り放射線影響の防護基準値が下げられた。思い起こそう。住民に対する許容線量は、最初の年は 10rem(100mSv)だったが、3 年目には 2.5rem(25mSv)まで下げられたという事実を。

防護措置の実施により保健機関からの要求が確保され、事故後 5 年目には、事故による住民への被曝線量は天然バックグランド相当のレベルまで下がった。

放射線被災民の医学検査は以後の全期間行われ、放射線被曝に特有及び非特有の全ての種類の現象が解明された。現在の放射線作用についての報告によれば、確率的影響として 1986 年 4 月に 0 から 10 歳だった当時の子供に甲状腺がんが有意に増えている。がんの発見頻度は、放射性ヨウ素による土地汚染密度に比例している。

住民の間に他の確率的病気を見い出すことはできなかった。勿論、ソ連国家医療-線量登録に入力されているあらゆる種類の病変の入念な解析研究は、常時続けられている。被災者の間に周期的に見られる、多彩な病気の発生に関しては体系的な解析が無く、放射線の影響と結び付けることは出来ない。

3.9 住民被曝制限に関する緊急及び長期的安全措置。住民と事故処理作業者に対する防護措置の根拠

計画され実施された事故の封じ込めと影響軽減のための大規模な措置は、特にその進展予防の初期段階では、以前に策定されていた放射線防護システムに基いて行われた。このシステム中で重要な根拠は、「原子炉事故時住民防護措置決定基準」だった(表 3.96)。

表 3.96 原子炉事故時住民防護措置決定基準(1983.08.04 承認)

放射線作用の性格	作用レベル	
	A	B
外部γ線 (Gy)	0.25	0.75
放射性ヨウ素の体内摂取による甲状腺被曝 (Gy)	0.25 - 0.30	2.5
I131 空気中の累積濃度 (kBq・s/ﾘｯﾄﾙ)		
子供	1480	14800
成人	2590	25900
食品からの I131 全摂取量 (kBq)	55.5	555
生乳の I131 による最大汚染(kBq/ﾘｯﾄﾙ)又は 1 日摂取量(kBq/日)	3.7	37
牧草地の初期 I131 汚染密度 (kBq/m^2)	25.9	259

これらの基準を放射線測定データに応じて実際に用いるために、予想される放射線作用レベルの差により地域を分け(放射線ゾーン分け)、合理的でタイムリーな防護措置の計画と実施が提案されている。

チェルノブイリ原発事故の特徴は、放射性物質の長期(約2週間)放出だった。この期間中、放射能降下物は、発電所からの距離と方向そして気象条件に依存し広域に不均一に汚染を拡大した。1986年5月6日まで、事故ユニットに対し積極的な措置が行われ、放出源の制圧に寄与した。そういう措置の正当性について完全な回答は存在しなかった。放射能の放出状況の進展を予測できなかったことが、住民防護の最初期の決定を不確かなものとし、一貫性を制約した。

キエフとゴメリ州民間防衛部と発電所によりそれぞれ事前に計画されていた最初期の要員と住民防護措置は、実際に起こったことよりも、短期で少量の放射性物質放出シナリオに基づいていた。このため、30-km ゾーン内のみで実施される措置であった。例えばゴメリ州民間防衛部の計画によれば、自身の行政地区内(ホイニク、ナロヴリャンへとブラギン)の 30-km ゾーン内住民の避難が想定されていた。更に、ブラギン地区にキエフ州から避難した 4200 人を収容することになっていた。現実の放射能汚染状況では、これらの事前の計画は明らかに全く不十分だった。

これらの困難な状況の中で、住民防護に関する決定を行う責任は、共和国(州と施設)レベルから全ソレベルに移った。この期間中主に活動した人々は、政府委員会委員、プリピャチ市(4月28日からチェルノブイリ市も追加)とモスクワにいた専門家の集団だった。

3.9.1 事故初期段階での避難

最も実務的かつ組織的に行われた防護措置は、プリピャチ市からの住民避難で、これは現実の放射能汚染状況から住民の被曝が基準値を超過(表 3.96)する可能性があったからである。避難の決定は4月27日12:00に行われ、同日の14:30から17:45に実施された。町には約5千人の原発労働者が残ったが、彼らも4月28日に30-km ゾーン内の保養所に脱出した。

30-km ゾーン内の村の居住地とチェルノブイリ市からの避難の動機は若干異なる。4月30日、破壊された原子炉の炉心過熱が始まり、専門家は原子炉容器底が破壊し、熔融物が原子炉下部区画-そこには水が詰っていると想定された-に落下する可能性を検討した。この場合には、強力な蒸気爆発が起き、破砕された放射性物質が大気中に放出される現実の脅威が発生した。クルチャトフ原研で行われた計算とモデル実験は、こういう帰結を否定しなかった。最悪の場合に形成され得る被曝線量の迅速評価によれば、深刻な確定論的影響が及ぶ範囲(半径)は約 30 km だった。爆発は何時起こるか予測できず、又、気象条件の変化も考慮し、5月2日に「半径」30-km ゾーンからの住民避難決定がなされ、近い居住地から避難が始まった。

コメントとして、1986年5月1から5日の間の風向は北から南で、従って、蒸気爆発シナリオが実現された際には、南側セクタが最も重要だった。しかし実際の放射能汚染状況は、西と北方向が、より深刻だったが。

全体として事故初期段階(5月7日まで)に、113居住地から99,195人が避難した。この数にはベラルーシの51の村居住地からの11,358人も含まれる。

我が国の文書や国際勧告の中で、避難は、緊急の暫定的防護措置と規定されてきたし、されている。第 1 の目的は、数日間の短期被曝を防ぎ、住民に確定論的な影響が現れないようにすることである。しかし、今に至るも、残留汚染が残る地域に住民を帰還させる具体的な基準では、合意

が得られていない。その際には、避難するまでの被曝線量も考慮されるべきだろう。

国際機関の勧告は、避難と一時移住は、放射線作用の長さと事故段階(早期と中間)を認識した2つの独立した措置としている。例えば国際安全基準[IAEA、1996]では、30 mSv/月以上の被曝を防ぐために一時移住を想定し、10 mSv/月未満になれば帰還を想定している。これらの最新の勧告を 30-km ゾーン内の被曝民に一貫した適用したと仮想すると、それまでに受けた線量とは無関係に、居住地の線量が約 1 mR/h(措置廃止の任意基準)に下がれば住民帰還の決定がなされ得る。1986年9月既に、30-km ゾーンの約37%はこの線量等高線の外側にあった。しかし、ICRPとIAEAの手法では具体的回答は得られない。何故なら避難と移住の基準そのものを、現実のチェルノブイリの長期放出という条件、破壊4号機の炉心挙動の予測が困難であり、既に着手していた早期避難日程と言う中で、調整する必要があったからである。

事故時点でソ連における長期事故線量の制限は、暫定年間線量と言う考え方に立脚していた。それは放射線被曝の安全性が保証されていると認識する観点からは、政策決定者や広範な住民層にとって、防止線量と言う考え方より、納得できるものだった。現実の放射能汚染状況と放射線衛生学分野の専門家評価から出発し、暫定線量限度として、ソ連保健省は 100 mSv (10 rem)の線量を設定し、50 mSv づつ内部被曝と外部被曝に割り当てた。

外部被曝に関しゾーン分けするため、1986年5月10日の屋外開放場所における平均γ線量率の利用が提案された。ベースとしてこのパラメータの選択は、次の2つの要因により規定された。

- 全ての居住地における完全で信頼できる線量率データ情報
- 線量率と年間外部被曝線量との間の単純な関係

評価によれば、近いゾーンでの最初の1年間の、(時の経過による線量率の低下は指数法則に従い)、指数値は0.75だった。この場合、1986年5月10日現在1 mR/時の線量率は、住民の放射線感受性の高い集団の外部被曝線量11 mSvに対応した。

これらの単純な関係から出発し、次のゾーンが設定された。

- 20 mR/時 － 収用ゾーン。住民は永久に避難
- 5－20 mR/時－ 一時避難ゾーン。放射線状況が正常化するに従い、住民の帰還を想定
- 3－5 mR/時 － 厳重管理ゾーン。1986 年夏の期間、子供と妊婦は国内のきれいな地区に搬出

図3.35に1986年に測定された原発周辺の等線量率地図を示す。

線量率によるゾーン分けに対応して、ウクライナでは5月14日から31日までと、6月10日から8月16日までに、ポレス、ナロヂチとオヴルチ地区(西の痕跡)の12居住地から、2858人が移住した。ベラルーシでは、6月3日から10日までに30-km円形ゾーン外にある28の居住地から総員6017人が移住した。

内部被曝の恐れに従い汚染地域をゾーン分けするため、長寿命で生物学的に重要な核種であるCs137、Sr90とPu-239、240の居住地における平均表土汚染密度の採用が提案された。表土汚染密度の数値基準は、Cs137 に関し $5.55 \cdot 10^5$ Bq/m^2 、Sr90 に関し $1.11 \cdot 10^5$ Bq/m^2 、そしてPu-239、240に関し $3.7 \cdot 10^3$ Bq/m^2 だった。

以後の年々、これらの基準は、変更や追加の根拠付けもなされず、ソ連や共和国における市民社会保護法に用いられ、又、移住や収容ゾーンの境界を決める考え方として用いられた。ところで、放射能汚染密度を適用するそもそもの条件は、1986年における我が国の放射線規則の特徴

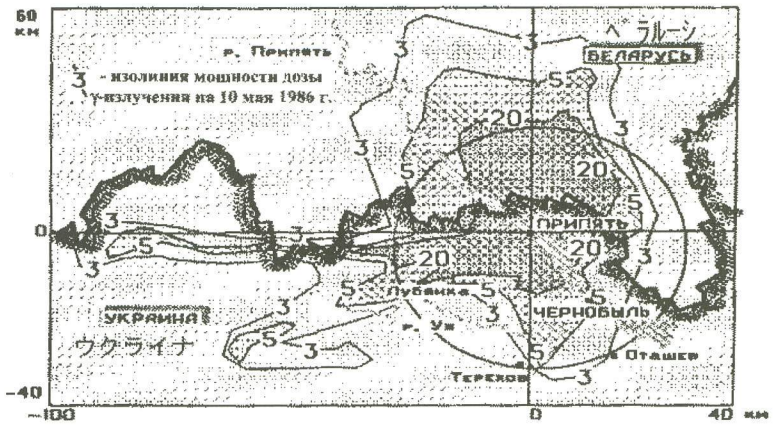


図 3.35　1986 年 5 月 10 日の原発周辺の等線量率地図

を反映していた。つまり住民の被曝集団に対する被曝臓器における予想年間線量当量値に依拠しており、1991 年に採択された平均実効線量当量とは異なっていた。

上記の値の選定は、我が国の以前の経験－事故状況を含む－に基いていた。

Cs137 による食品汚染(先ずミルク)は、事故後最初の年は空気汚染経路により規定され、2 年目からは土壌経路により規定されるとされた。土壌経路の場合、セシウムの移動性が高いと言うウクライナ-ベラルーシのポレス地区の環境放射能上の特徴を考慮した。事故後最初の年における住民中の被曝集団に対する Cs134 と Cs137 による最初の内部被曝評価値は、1 Ci/km^2 -Cs137 の土地で常時居住の場合 6.2 mSv/年、事故後一時的にきれいな地域に 10 から 128 日間(9 月 1 日)移った場合は 2.8 mSv/年だった。このように汚染密度 15 Ci/km^2 (555 kBq/m^2)は、常時居住時の内部被曝約 100 mSv/年、一時脱出時には 50 mSv/年に相当する。

Sr90 に関する境界値 3 Ci/km^2 (111 kBq/m^2)の選定は、「マヤク」事故(1957 年)後のゾーン分け経験に基いていた。そこでは移住計画ゾーンの境界として 2 – 4 Ci/km^2 (74 – 148 kBq/m^2)が策定された。第 2 部に示すように、汚染密度が 3 Ci/km^2 の場合、事故後最初の 2 年間の成人住民の骨組織実効線量が 20 mSv/年、骨髄は 7 mSv/年となった。事故後 25 年間の累積線量はそれぞれ 234 と 72 mSv と評価された。従って、Sr90 に関し 3 Ci/km^2 のゾーン内からその外側では、放射線衛生規則(NRB-76)規定の一部住民(カテゴリーB)が被曝線量限度を超過するとは予想されなかった(この核種に関してのみ)。

最後に、プルトニウムによる線量評価に際しては、冬季を除き、2 次的な風による吹き上げ係数 10^{-7}/m が変わらないという大きな単純化がなされた。この場合、土地汚染密度 0.1 Ci/km^2 (3.7 kBq/m^2)-Pu239、240 なら 50 年間の肺の実効線量は、2 倍の余裕をもって NRB-76 のカテゴリーB の住民に対する線量限度に達することはなかった。

チェルノブイリ事故後の外部環境汚染における放射性セシウム、ストロンチウムとプルトニウムの動態観察によれば、上述の汚染密度と線量との関係については、特に Pu239、240 は、十二分な安全性の確保がなされている。

3 Ci/km^2 -Sr90 と 0.1 Ci/km^2 -Pu239、240 の土壌汚染等の等高線境界は、30-km ゾーン内であり、そこでは住民避難が行われた。しかし仮想的には、放出核種組成が違っていたら、これらの核種が Cs137 の値と競合した可能性もある。この場合に感受性の高い被曝臓器の考えを用いると、放

射線規則と線量の体系が扱い難くなるだろう。地区や時期によって、被曝臓器は全身になったり、骨髄になったり、肺になったりする可能性がある。このように、一般的には実効線量という考え方はより好都合であるが、高線量になるとその考え方の利用には明らかに限界がある。

ここでコメントすべきとして、事故時点に存在していた放射線モニタリング系は、γ線量率の大量測定、食品の放射能測定、環境試料の抜取りスペクトル測定に向けられていたことである。これらの結果は、放射性核種、放出源の広がり、そして、発電所地区と放射性空気塊が移動する経路における必要気象条件を得て放射能汚染状況を予測するものではなかった。すなわち放射性雲が通る時間中に環境モニタリングを実時間で行い、データに基く防護措置の意思決定プロセスを支援するものではなかった。

これらの状況の中で、予測の信頼性とその運用は、主に、専門家の知識と実践経験に大きく依存していた。明らかに、現場の情報の範囲は限られていたので、これらの予測は必然的により安全な方向へシフトする性格を持った。

これと関連し、住民の避難ゾーンの編成は、地理的状況と放射線安全基準を組み合わせて、1986年8月に行われた。政府委員会により、ソ連の国家水紋委、保健省と国防省に委任され、避難ゾーンの南と西部にある最も汚染した47居住地の詳細な放射能汚染調査が行われ、住民帰還の可能性が協議された。調査結果により、石棺完成後、27(12はベラルーシ、15はウクライナ)の居住地からの帰還が勧告された。

帰還を認定する主な放射線安全基準は、長寿命の生物学的に重要な核種による汚染密度が、一時的に次の表土汚染密度を超えず－$5.55\cdot10^5$ Bq/m^2-Cs137、$1.11\cdot10^5$ Bq/m^2-Sr90、$3.7\cdot10^3$-Pu239、240－、1986年9月のγ線量率が0.2 mR/時を超えないことだった。

住民帰還のために採用された安全基準によれば、1987年の暫定線量限度30 mSvを超えないことが保証された。その安全側への配慮は実際の1.5 - 2倍であった。

ソ連保健省と国家水紋委の勧告に応じ、石棺建設後、居住地においても関連する除染作業が実施され、1986 - 1987年の冬に、ベラルーシの12の村では住民の帰還が行われた。

ウクライナ行政機関は、自らの立場としては、30-km ゾーン内への住民の帰還は、経済的-社会的に妥当でないとした。

このように、30-kmゾーン(現在「収用ゾーン」と呼ばれる)は、次の部分からなる。ベラルーシ地域－そこでは環境保護区が組織化。そしてウクライナ地域は、チェルノブイリ原発、石棺と、チェルノブイリ市とプリピャチ市や他の研究-実践基地。

収用ゾーン南部地域は放射能汚染状況が比較的軽いにも拘らず(期待年間線量 1 mSv 水準以下)、そこの特別の法体制によって立入り禁止とされている。その為、この地域リハビリの可能性と妥当性の観点からは帰還が妥当と思われても、社会意識上、克服不能の住民の心理的障壁になっている。

1986年の避難の効果(帰還できなく移住に移行)は、次の2つの面から評価すべきである。

- 住民における確定論的影響の防止
- 確率的効果発生リスクの低減指標としての被曝線量の低下

事故直後の防護基準については、避難により住民個人の放射線障害の発生を無くできたと確信をもって断言できる。この重要な成果は、避難民の医療観察と間接的な線量評価によって確認されている。例えば、もし避難がなかったら、ベラルーシの村民は外部被曝だけで初年に1200人

が 0.4 Gy を超え得た。避難により、その数が 30 人に減った。表 3.97 に、ベラルーシ避難民の期待(第2列)と実際(第3列)の線量分布を示す。これから一覧できるように、段階的避難により十分効果的に最大被曝線量を低減させることが出来た。ウクライナの避難民に対しても、効果的に最大被曝線量が下げられた。

表 3.97　ベラルーシ 30km-収用ゾーン住民の 1986 年間の個人外部被曝線量分布

線量範囲 mSv	線量範囲に入る住民数、 人	
	避難を考慮せず	避難を考慮
0 – 10	1956	7357
10 – 20	4710	7652
20 – 30	3726	3480
30 – 40	2552	1764
40 – 50	1795	1094
50 – 60	1226	761
60 – 70	961	556
70 – 80	726	416
80 – 90	565	314
90 – 100	453	239
100 – 150	1513	605
150 – 200	1015	195
200 – 250	814	109
250 – 300	646	67
300 – 350	494	42
350 – 400	371	26
> 400	1204	28

第2の指標に関する効果(事故後一年における集団線量の安全防護)については、ベラルーシ住民に対する外部被曝だけでも 2260 人 Sv(年間期待の 75 %)、放射性セシウムからの内部被曝は 270 人 Sv(期待の 90 %)が防がれた。ここで、避難が無い場合、摂取を制限する防護措置の効果は、隣接する厳重管理ゾーンと同じと仮定した。ウクライナの避難民に対する一年目の防護線量の妥当な評価値は、外部被曝に関し避難時期と人数を考慮に入れると、約 6000 人 Sv になり得た。このように、1986 年における外部と内部被曝の予防線量は、全避難民に対し約 10000 人 Sv に達し得た(実現されたのは、4000 人 Sv 以下)。

厳密に言えば、予防線量の正当な評価のためには、後の全ての年に実現され得た予防線量の勘案が必要だろう。しかし、そういう集団線量の予防線量計算(追加約 20000 人 Sv)の信頼性は、高くない。何故なら人口動態、経済活動、長期的防護措置の線量分布に対する影響を正しく推定することは不可能だから－特にプリピャチにおいて避難しなかった場合を仮想するのは困難である。

避難の経済損失についての評価は、複雑な問題である。何故なら住民避難実施、新居の供与、職場の確保、財産損害の補償に係る直接費用以外に、30-km ゾーン内にあった土地と施設の経済利用停止、家畜の屠殺等に関連する損失等にも一連の研究者が係っているからである。恐らく、後段の費用は別の総合措置(土地収用)によるものとすべきだろう。1986 年の住民移住の結果予防された 1 人 Sv の価格は、10^9 ルーブリ / $3 \cdot 10^4$ 人 Sv = $3 \cdot 10^4$ ルーブリ/(人 Sv) (1986 年価格)であろう。

3.9.2　ヨウ素予防措置

世界初の「原子炉事故時のヨウ素予防実施手順書」は、我が国の学者により策定され、ソ連保健

省により 1967 年 12 月 27 日に公開の場で公式承認された。3 年後の 1970 年 12 月、ソ連保健省により公開の「原子力発電所事故時に住民防護に関する措置を策定するための暫定方法論指示」が承認された。

チェルノブイリ事故の 5 年前、ソ連保健省により、ヨウ素予防導入について決定する際の基準とその実施計画を含む勧告が承認された。主な出発条件は次のことにあった。

- ヨウ素予防が最も有効なのは、事前適時又は放射能汚染の最初の数時間中に服用する場合である。例えば、放射性雲通過の 6 時間後、予防措置を実施すると I131 吸入摂取による甲状腺線量は 50 %下がり得る
- これと関連し、現実の放射能汚染状況データの入手が遅れるので、ヨウ素予防措置の導入決定は、確認測定を待たず、予備的な予測線量評価に基づかねばならない可能性がある
- 第一に、ヨウ素防護措置は、甲状腺被曝線量が 0.3 Gy を超えると期待される子供と成人に行わねばならない
- 汚染食品－第一にミルク－からの I131 摂取食物径路は、甲状腺被曝の原因として最も重要であり得る。この経路からの摂取を制限する有効な措置として、汚染ミルク摂取禁止、乳牛に対するきれいな飼料とまぐさの利用がある

勧告には、「ヨードカリ丸薬服用指示書」と、「甲状腺被曝線量評価－甲状腺内に摂取されたヨウ素の放射性同位体からの線量率測定による」が添付されていた。しかし、この勧告は、「内部用」の書き付けがあったため、チェルノブイリ事故時、多くの現場周辺の保健関連組織にはなかった。

ヨウ素防護措置を実施しなければならない地域を決定する最も実務的な手法は、γ線量率によるゾーン分けであり得た。ある論文では、事故 24 時間後の線量率と甲状腺被曝予測線量との関係を、次の 4 つの事故シナリオに対し評価している。

- 設計事故(PA): 希ガスが放出され、I131 は全放出量の 0.1 %程度
- 最大設計事故(MPA): 希ガスと沃素の放射性同位体の混合物が放出(35 %　I131)
- 想定事故(HA): 炉内蓄積量の約 10 %の放射能が放出
- 最大想定事故(MHA): 放射性核種が環境放出

表 3.98 に、組織的なヨウ素防護措置の指針となり得た、現地γ線量率の限界値を示す。

表 3.98　放射性ヨウ素による内部被曝を制限する目的でゾーン分けするための事故 24 時間後のγ線量率限界値 mR/h

ゾーン	介入レベル (小児甲状腺被曝線量、Gy)	摂取経路	事故の型			
			PA	MPA	HA	MHA
緊急事故対策	2.5	吸入	50	90	190	140
予防措置	0.25	吸入	5	9	19	14
制限	0.25	経口	0.06	0.09	0.19	0.14

表 3.98 のヨウ素剤介入の指針値(HA 欄)を、チェルノブイリ事故後の実際の線量率と比較すると、吸入要因によるヨウ素防護措置ゾーンは主に 30-km ゾーン圏内であることが証明される。この結論は、I131 土地汚染密度データにより確認される。これが一瞥できるよう図示したのが図 3.36 で、I131 降下密度 300 Ci/km^2 の境界が遡及的に[retrospective:後付けで作成]示されており(1986 年 5 月 10 日現在)、防護措置ゾーンに対応する。

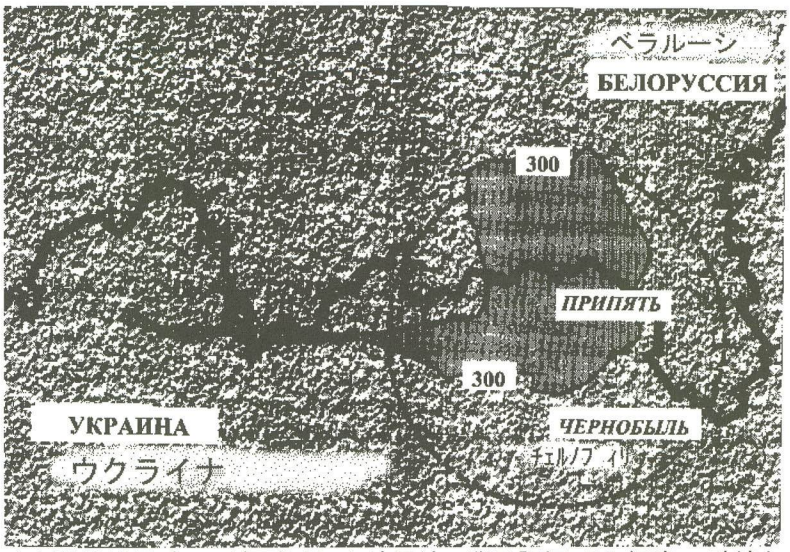


図 3.36　ヨウ素剤防護措置ゾーンが可能だった境界線の遡及評価(吸入経路)　破線丸:30 km ゾーン
I131 汚染密度 300 Ci/km2 (11.1 MBq/m^2) 等高線

明らかに、この緊急ヨウ素剤防護措置は、事故後最初の 2 日間に完了しなくてはならなかった－少なくとも 30-km ゾーンの全ての子供集団に対して(約 3 万人)。

実際には、事故後最初の日々に住民にヨウ素剤防護措置が行われたのは、プリピャチ市だけだった。住民 854 人のアンケート調査に依れば、彼らの 73 %は安定ヨウ素剤を処方され、約 60 %は 4 月 26 日に投与が開始された。26 日と 27 日に薬剤を処方された人々は、避難までこの措置がなされなかった住民に比べ、被曝線量が 2.3 分の 1 に下がった。4 月 26 日又は 27 日に 1 回のみ服用の場合もほぼ同じ効果で、線量低下率は 1.6－1.7 分の 1 だった。

他の村居住地でのヨウ素剤防護措置は遅れ、範囲も不十分だった。例えば、ベラルーシ南部地区でミルクを摂取している子供に対するアンケート調査によれば、約 68 %に対するヨウ素剤防護措置が始まったのは 4 月 28 日以後であった。図 3.37 にヨウ素剤防護措置実施行程とその処方の期間を示す。見れば判るように、1986 年 5 月 2 - 4 日、約 75 %の子供に安定ヨウ素剤の処方が始まり、約 67 %では 2 - 5 日間薬剤処方が続いた。現地観察とモデル計算によれば、1 回降下後何の制限も無ければ、ミルクから人体中への全摂取量の 50 %以上が、最初の週に摂取されたことになる。

このように、組織的な準備が無かった結果、ヨウ素剤防護措置の実施が 1 週間遅れ、30 km ゾーン住民を完全にカバー出来なかったため、食物連鎖「牧草-乳牛-ミルク-人」からの子供集団に対する予測線量のせいぜい 30 %しか防止できなかった。

ヨウ素剤防護措置の遅れは、図 3.38 も示している。ここでは、ウクライナ避難民の甲状腺被曝線量範囲が、決定指針値と比較されている。

30 km ゾーン外の残りの村の汚染地域では、全 3 共和国において、ヨウ素剤防護措置は 5 月中旬まで事実上行われず、遅れて処方されたが－一連の場所で 1986 年夏季の全期間を通じて不適切なヨウ素剤投与が行われたが－もはや効果はなかった。

避難民に対する防止線量の上限評価は 1 万 5 千人 Gy、残りの住民に対しては 5 万人 Gy である。

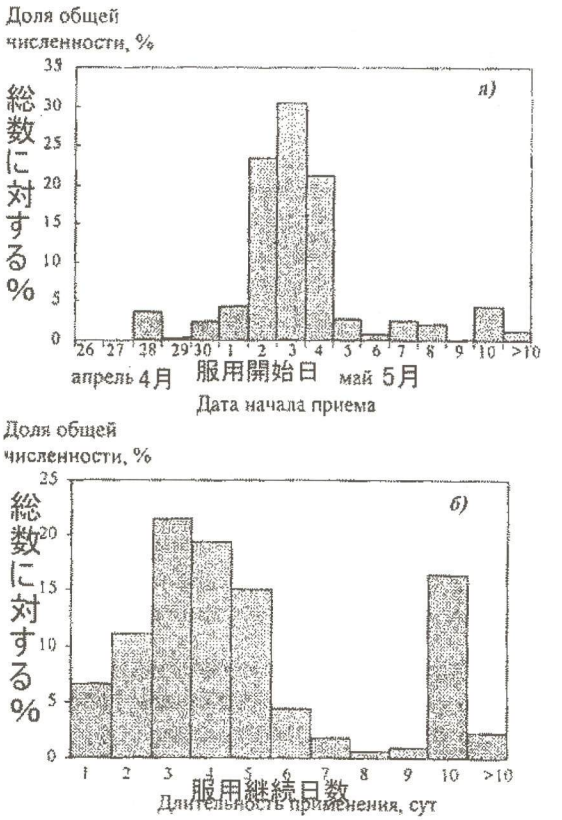


図 3.37　ゴメリ州ブラギン、ナロヴリャンとホイニク地区の子供に対するヨウ素剤防護措置のカバー率:(ａ)薬剤摂取開始日;(６)薬剤服用継続日数

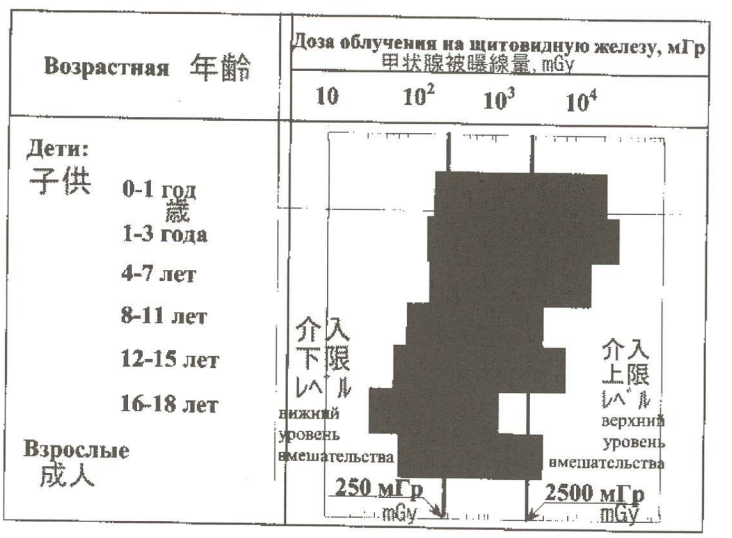


図 3.38　原発 30-km ゾーン住民の甲状腺被曝線量と決定指針値との比較

ヨウ素剤防護措置の実施が遅れた客観的及び主観的要因は、次の3つに分けるべきだ。

第1に、すでに存在していた厳格な縦の放射線防護の意思決定システムに対して、当時の秘密体制が、現場の迅速な事故対応を遅らせた。

例えば、ウクライナ保健省は、1986年4月27日にチェルノブイリ事故に関する通報を受けたが、具体的情報が無かったため、ヨウ素剤防護組織を作る自身の努力の殆どを、大きな州の中心都市、先ずキエフに集中した。5月2日には、ウクライナで7百万錠という十分なヨウ素剤のストックを集めるのに成功した。ウクライナ保健省の声明により、全体として、ヨウ素剤防護措置は4,283,500人をカバーし、その中で699,000人は子供だった。しかし、最も汚染した村地区を対象としたヨウ素剤防護措置の実施には成功しなかった。

原発事故清算に関する政府医学委員会がヨウ素剤防護措置の問題に最初に注意を向けたのは、1986年5月1日の会議の席上で、そこでは米国から申入れのあったヨウ化ナトリウム薬剤服用の可能性と、防護措置をスモレンスク、ロブノとノボボロネジ原発で行うことが審議された。その後5月8日までの会議で、ヨウ素剤の増産、現地医療-衛生部[保健所]に対する配分と服用指示の問題が審議された。

ソ連共産党中央委政治局運営グループは、1986年5月7日から12日まで、ヨウ素剤防護措置確保の問題を検討した。

このように、汚染地域全体における住民感情にパニックの危険があったので、現地執行機関の機敏な自律的な対応が、ソ連と共和国の政府権力により大きく抑制された。

第2に、現地の民間防衛部は、方法論的及び組織面でヨウ素剤防護措置の広汎な実施についての準備が出来ていなかった。

第3に、事故時点で、特にベラルーシとロシヤ西部地区において、ヨウ素剤の備蓄量が不十分だったのに、その入手が集中化供給システムの怠慢により遅れた。

このように、ソ連国家の権力と資源の集中化は、避難の組織化と実施時には例外的に有用だったが、ヨウ素剤防護措置に関しては客観的に大きな支障となった。

3.9.3 食品と飲料水の放射能汚染暫定許容レベル

チェルノブイリ原発事故までソ連と世界各国での内部被曝分野における基準は、消化器系を通じ体内に入る放射性核種の年間摂取限度と、飲料水中の放射性核種許容限度だけだった。個々の食品中の許容放射性核種含有量は規定されていなかった。

衛生－線量管理規則は、国家医学衛生監視機関と特別の省庁部門により施行された。ソ連各州の主な食餌製品中の放射能濃度が測定された後、年間分が加算され、年間摂取限度として比較された。グローバルな核爆発降下物、事業所から環境に放出される放射性物質による放射能汚染状況の多年に及ぶ観察により、放射能汚染状況形成の地域特性が研究され、放射性核種の様々な人体摂取経路の重要性評価が出きるようになった。

チェルノブイリ原発事故後、個人及び企業により生産される食品の放射能評価に関する問題の日常的解決が必要になった。そうして、品質仕分け又は具体的な種類の食品摂取を禁止する等の必要性が出てきた。

事故後第1週の主な線量形成放射性核種はI131であり、一部ミルク試料中の濃度は$3.7\cdot10^4$－$3.7\cdot10^5$ Bq/ﾘｯﾄﾙに達した。決定基準(表3.93)に基づき、事故後最初の日々のミルク中のI131放射

能の暫定許容レベルとして3700 Bq/リットルが導入された。1986年5月6に飲料水、乳製品、魚、野菜に対する基準が追加された(表3.99)。現地の事故時衛生管理は、既に4月最後の日々に、ソ連国家主任衛生医の指示により始まった。基準を超えるI131を含むミルクは製品(バター、チーズ)加工に回され、I131が崩壊するに十分な時間、倉庫に置かれた。

表3.99　飲料水と食品中の暫定許容レベル

食品名	決定日					
	1986年5月6日	1986年*5月30日	1987年**12月15日	1988年10月6日	1991年1月22日	1993年7月21日
飲料水	3700	370	20	20	20	
ミルク	3700	370	370	370	370	370
濃縮ミルク		18500	1110	1110	1110	***
ドライミルク		3700	1850	1850	1850	***
凝乳	37000	370	370	370	370	370
醗酵クリーム	18500	3700	370	370	370	370
植物バター		7400	370		185	370
マーガリン		7400	370		185	370
動物油			370		185	370
チーズ	74000	7400	370	370	370	370
バター	74000	7400	1110	1110	370	370
肉、肉製品		3700	1850	1850	740	***
牛肉			2960	2960	740	***
豚肉、羊肉			1850	1850	740	***
家禽		3700	1850	1850	740	***
卵		1850	1850	1850	740	***
魚	37000	3700	1850		740	***
野菜		3700	740	740	600	***
葉(食用)菜	37000	3700	740	740	600	***
根菜			740	740	600	***
じゃないも		3700	740	740	600	***
新鮮果物、イチゴ		3700	740	740	600	***
乾燥果実、イチゴ		3700	11100	1110	2900	***
ジュース		3700	740			***
ジャム			740			***
穀物		370	370	370	370	370
パン		370	370	370	370	370
砂糖		1850	370	370	370	370
新鮮なキノコ		18500	1850		1480	***
乾燥キノコ			11100		7400	***
野生のイチゴ			1850		1480	***
保存野菜、果物			740	740	600	***
蜜			740	740	600	***
薬草		18500			7400	
子供食品			370	370	185	185

*全β放射能の制限;　**以後は放射性セシウムの制限
***「別食品」と呼ばれ、許容値は600 Bq/リットル又はBq/kg

I131の暫定許容限度は事故後最初の1ヶ月という短期適用を予定したもので事前に策定されていた勧告に準じていたが、その後の長寿命核種Cs134とCs137に関する暫定許容レベルの設定は、次のような一連の新しい原則的問題の解決を必要とした。

- 暫定年当たり線量限度から内部被曝へ線量の割り当て
- 暫定許容レベルの定期的見直し
- ウクライナ-ベラルーシ共和国境界地域のポレス地域の環境放射能上の特徴を考慮し、

様々な食品での許容放射能の比率を設定することの妥当性

- 汚染地域住民の典型的な食事献立を設定
- 放射能測定管理下に置かれる主な食品名を規定
- 大量の食品に対して放射能測定管理を行うため、現在倉庫にある機器を応用し、測定できる放射能測定パラメータと測定法の選定

これと関連し、汚染地域に常時住む住民の外部被曝を少しでも下げるため、内部被曝への割り当て線量は、「暫定年間線量限度」と、「最も汚染した居住地における年間予測外部被曝線量」の差として定められた。こうして、内部被曝への年間割り当て線量は次のようになった。50 mSv(1986年)、10 mSv(1987年)、8 mSv(1988 - 1992年)と5 mSv(1993 - 1997年)である。

事故直後に採用された決定で、その後の事態と対策の進展に大きく影響したのは、1986年5月30日既に採られた、例外的に厳しいミルクに対する防護基準－合計放射能370 Bq/ﾘｯﾄﾙ－だった。

本決定の意義は次の通りである。

- 主な線量源となる食品から体内への放射性核種摂取を制限することにより、現地住民の内部被曝線量を最も効果的に低減
- 乳製品として汚染地域から国の別の地域に搬出される集団線量の低減
- 子供の食品の基本となるミルク汚染に対する厳格な防護の要求
- 植物由来の食品の選り分けを除外。特に村民の食事の大部分を占めるジャガイモに対して過剰な制限に至らないよう食品基準を段階的に厳格化(表3.99と3.100)

表3.100　ブリャンスク州における食品汚染管理の範囲と結果の変化

年	試料総数: 暫定許容限度超(%)	内訳						
		水	ミルクと乳製品	肉と肉製品	パン製品	緑色野菜	イチゴ果物	その他
1986	36734	3706	11545	7079	906	4348	4727	4423
	(14)	(4.8)	(23.6)	(11.8)	(-)	(3.0)	(20)	(6.0)
1987	43982	5411	13356	9322	1539	4506	2305	7543
	(10.0)	(-)	(26.0)	(2.0)	(-)	(0.2)	(5.5)	(4.1)
1988	41367	2742	16641	8759	1735	4331	926	6233
	(10.8)	(-)	(19.8)	(2.2)	(-)	(0.6)	(2.1)	(15.2)
1989	45769	1577	19543	3502	789	6415	2100	11843
	(7.6)	(-)	(16.2)	(0.6)	(-)	(-)	(3.8)	(1.8)
1990	63231	1277	28304	8827	1716	8556	4330	10221
	(8.3)	(-)	(9.4)	(0.9)	(-)	(1.0)	(9.8)	(19.7)
1991	46319	502	16703	9662	2596	7084	1830	7246
	(4.6)	(-)	(6.5)	(1.8)	(-)	(0.8)	(6.8)	(9.0)
1992	48882	1882	18150	8578	2759	11062	3246	3205
	(2.2)	(-)	(2.4)	(1.5)	(-)	(0.7)	(7.1)	(6.3)
1993	38818	1480	14617	5341	2299	8796	1588	4697
	(3.1)	(-)	(1.8)	(1.2)	(-)	(0.2)	(18.5)	(12.5)
1994	39984	2251	13541	5196	2287	10619	1394	4696
	(1.6)	(-)	(1.45)	(1.00)	(-)	(0.07)	(7.6)	(6.2)
1995	31473	1870	9045	3995	2224	7886	1833	4620
	(0.85)	(-)	(1.03)	(0.38)	(-)	(-)	(3.44)	(2.08)

しかし、ミルクに関する基準が厳格だったので、事故対策ゾーンに3共和国の広い地域が含まれてしまい、村民の伝統的な食生活様式を破壊した。現地産物を公正価格の非汚染食品で代替出来なかったため、栄養のバランスが悪くなった。最も厳格に暫定許容レベルが管理されたのは生産企業と商業流通用食品だった。しかし、個人生産物と個人消費物に対しては、ことの本質上、勧

告基準であり、厳格な禁止や遵守はされなかった。

摂取制限の緩和や、現地産物と個人生産産物の自由販売は、1986 年 5 月にもう始まり、今に至るも撤廃されていない。損害補償のため、家族一人当り毎月 30 ルーブリ程度の手当て支払いと、ミルクを含む非汚染食品の持ちこみがが予定された。しかし、持ちこまれたミルクは食品としての価値が大きく下がっていた。その年の食品供給システムは、新鮮な野菜や果物を汚染地域の村民に届けるようには出来ていなかった。森のキノコやイチゴは言うに及ばない。

当初の制限措置は、特に 1986 - 1989 年に内部被曝を制限する効果を発揮した。1986 年の平均内部被曝線量は、ブリャンスク州「厳重管理」区域で 15 mSv だったが、1989 年にはこのゾーン住民の 95 %は 2.5 mSv 未満だった。以後、多くの原因により、防護措置の効果が下がった。それはより柔軟な住民の対応を引き出した。農夫に対し、自留地経営について多数の勧告が策定された。しかし勧告された対策の多くは、多年に亙り行なわれてきた生活習慣に反していた(糞、森の薪利用制限等)。

幾つかの住民に対する制限は今もって大きな問題である。食品衛生検査を実施し、汚染地域からの生産物に対処する際、村民には事実上自主的に自分の生産物を我が国の他地域に販売することができない。禁止と制限措置により、事故影響の認識が先鋭化したどころか、一時的でなく、これらの措置が長期的な性格を持つことになった。十分に早かった補償金支払いは、「棺桶代」と呼ばれ始めた。一事が万事、このように住民は政府の行為を非難している。

実際に汚染食品の制限を実現するためには、大規模な管理システムが必要で、農産物生産者(獣医と農業化学実験室)と衛生部により実施された。獣医と衛生管理者は、原則として全ての汚染行政区をカバーしている。1986 年後半から、事実上どの住民でも、食品中の放射能量分析結果を得られた。表3.100にブリャンスク州衛生部による汚染食品管理結果を示す。この場合、暫定許容限度を超えていれば、いかなる販売や公式の食品利用としても許されない。更にそれらは、通常、加工か、家畜飼料に向けられた。

管理システムの他、更に強力な制限措置が採られた。自留地からの汚染食品の利用を防ぐため、1986 年 9 月に、ブリャンスク州厳重管理区域住民から、1300 頭の大型有角獣と 1500 頭の豚と羊が接収され農場に送られ、家禽が買い上げられ加工場に送られた。

汚染食品の摂取を防ぐ目的で、多くの制限が行われ、実行性が確認された。森でのキノコ、イチゴ、薬草、乾草の採取禁止等。最も汚染した地域で一連の制限を続ける妥当性は、管理の結果により確認されている。1994 - 1995 年間にブリャンスク州では、個人セクタの食品で次の Cs131 最大濃度が記録されている。ミルク - 3070 Bq/ﾘｯﾄﾙ、家畜肉 - 7000 Bq/kg、野生動物肉 - 28800 Bq/kg、乾燥キノコ- 345000 Bq/kg、キノコ･マリネ[酢漬け] – 2700 Bq/kg、ジャム – 3700 Bq/kg、森イチゴ - 4400 Bq/kg。

食品中の放射性セシウム量の厳重な制限に関する直接費用(経済損失、不十分な食餌バランス)の他、更に幾つかの重要な影響に触れる必要が有る。1986 年に導入されたミルクに対する暫定許容レベルは、より非汚染の食品を得るための要求や勧告を伴っていなかった(放牧規則の遵守等)。結果として、放射性セシウムの量が暫定許容限度を上回るミルクが得られたのは 1 回こっきりでも、この経営体制では非汚染のミルクを得るのは原則的に不可能だと解釈された。然るに、1990 年に導入された、暫定許容レベル超過が見られた居住地に対する補償に誘発され、他の居住地でも汚染ミルクが現れた。この予防の為には、森で放牧した動物のミルクを線量分析に回

せば十分だった。

3.9.3 居住地の除染

特に汚染地域住民の外部被曝線量低減に効果を有する主な防護措置として、除染という技術が利用された。その効果に影響したのは、実施時期と技術内容そのものだった。

除染作業は、1986 年 5 月末に 30 km ゾーン内の一連の地点で始まり、その後、厳重管理ゾーン中の汚染地域で行われた。それは主に、軍化学部隊と民間防衛軍により行われた。

1986 年、様々な施設(居住区画、輸送機器等)表面の放射能汚染レベルの安全基準が導入された。それが目指したものは、衛生-防疫措置の積極的導入と、除染作業の計画と実施時に基準となるものだった。許容汚染レベルの規定に際しては、全身と皮膚の線量区分から出発した。表 3.101 に、住民居住地における幾つかの型の施設に対する許容表面汚染レベルの変化を示す。

表 3.101 幾つかの施設の暫定許容線量率と暫定許容表面汚染密度

施設	基準採用日				
	1986.6.12	1986.10.24	1987.7.29	1988.7.19	1990.5.11
	mR/h	mR/h	mR/h [粒子/分.cm]	mR/h [粒子/分.cm]	粒子/分.cm
道路	1.5	0.2	0.2 [2000]	0.1 [1000]	-
建屋内面	0.3	0.1	0.04 [400]	- [200]	100
地表開放面と建屋外面	0.7	0.5	0.5 [5000]	0.2	-

除染の決定は、次の 2 つの基準に基づいていた。放射能汚染ゾーンの所属(事実上全ての作業は厳重監視ゾーンで行われた)と除染施設の社会-経済的重要性。時たま、表面汚染基準を超えた場合にも除染が決定された。

1986 年、ブリャンスク州では、126 居住地で 16,700 の住居と公共建物が除染の対象とされ、道路 152 km が改修され、95 km がアスファルト舗装され、埋設所に 9 千立米の土壌が運ばれた。1987 年には 193 km が堅く舗装され、152 km の道路が洗浄され、160 km の路傍がスルフォン酸リグニン処理された。1988 年には、2845 km の道路が除染され、19 の畜産農場と 12 の機械建屋が洗浄され、368 千立米のきれいな土壌が運び込まれた。現地政府により 91 のうち 88 の居住地で除染がなされた。1989 年には 87 居住地が処理され、その中で 1437 千平米の土地が除染され、140 の畜産農場と機械建屋が洗浄され、466 千立米のきれいな土壌が搬入され、道路と通りは 94 km が洗浄され 96 km が磨かれた。事故後ブリャンスク州西部で全部で 472 の居住地が除染された。50 居住地では除染は 2 回、6 居住地では 3 回行われた。

1986 - 1987 年間には、頻繁に人の居る個別居住地の線量を何分の 1 にも下げ、状況の目覚しい改善を目指した。然るに、1989 年には、技術的な除染は、事実上その可能性を使い果たしてしまっていた。達成可能な汚染軽減係数はたったの 1.2 - 1.6 だったが、狭い範囲ではこういう作業がその後も続けられた。経験によれば、事故後の 3 年間に行われた除染作業により、住民の外部被曝による 70 年間期待実効線量を平均 10 %下げられたと考えられている。

1991 年以後、伝統的な形態の大規模除染は行われていない。国家プログラムにより予定されているのは、常に住民又は事故処理者(除染作業者)が住む居住地で、放射能汚染が高い限られた部分、収用ゾーン及び移住ゾーン中にある社会経済施設で、利用価値は小さいが放射能汚染が高く火災の危

険性があるか他の意味で危険なものだけである

全体として、旧ソ連の居住地の管理ゾーン中の除染作業サイクルにより、約1500人Svの集団線量が防止された。ここで約700人Svがブリャンスク州の住民らである。

3.10 結論概要

チェルノブイリ原子力発電所における1986年の事故は、環境中に放出された放射性物質の量においても、汚染をもたらした面積においても、原子力史上、最も大規模で深刻だった。

核分裂生成物合計放出量は、1986年4月26日換算で(放射性希ガスを除き)$5.3 \cdot 10^{18}$ Bq (143 MCi)と評価された。それには多くの段階が有り、4月26日から5月6日までのデータを含んでいた。複雑な物理-化学的及び気象プロセスにより放射性降下物の特徴が分析された結果、環境汚染地図は複雑な性格を持った。事故に近いゾーン(原発から10 - 30 km)では降下した放射性核種組成は燃料中の組成に近く、このゾーンの外側では放射性核種の大きな分溜が起り、特にI131とCs137が大きく増えた。近いゾーンでは、多数の「ホット・パーティクル」(密度の高い)降下が目立った。ここには降下したプルトニウムの大部分が集中していた。

早期の放射能汚染状況は、短寿命の核分裂生成物と中性子放射化生成物、特にI131により形成された。より後の期間の汚染決定核種はCs134とCs137－ある極限された地域ではSr90－になった。後期の主な線量形成核種はCs137になり、環境中におけるその含有量に関し、環境放射能状況調査が行われた。旧ソ連地域に降下したCs137の全放射能は、$4 \cdot 10^{16}$ Bq(ここで、ベラルーシに約41%、ロシアに約35 %、ウクライナに約24 %、残りの共和国は1 %未満)だった。

放射能汚染を被った全地域は複雑な様相をしている。Cs137の汚染密度が1 Ci/km^2 (37 kBq/m^2)を超える面積は、約15万km^2 だった。旧ソ連の汚染地域だけでなく、相当離れた地区に放射性降下物による高い汚染地区が見られ、国境も超えた(特にスカンジナビア諸国、英、独、他)。

事故後初年における住民の放射線防護の確保について政策決定する観点から特に重要なのは、Cs137汚染密度の等高線15と40 Ci/km^2 だった(555と1480 kBq/m^2)。

ロシア地域で汚染密度1480 kBq/m^2 を超える面積は310 km^2 、555 - 1480 kBq/m^2 は2100 km^2 だった。かなり強いSr90の降下(100 kBq/m^2 までで原発に近いゾーンのみ)により、Sr90汚染密度が100kBqになる地域は比較的少数で、ベラルーシのゴメリとモギレフ州とロシアのブリャンスク州に分布していた。プルトニウム含有量が多い地区は、原発に近いゾーン内にあり、より遠い地区ではPu-239、240の含有量は0.07 - 0.7 kBq/m^2 以下だった。

本原発事故の最も深刻な環境影響の一つは、農地と自然環境系(草原、牧草地、森、川、貯水池、他)の大規模放射能汚染だった。原発事故ユニット近く(10 - 30 km内)の高レベル放射能降下により、自然と植栽環境系に十分に高い被曝線量を形成した。地上生物群レベルでの放射線障害の程度は、最も放射線感受性が高い環境系の完全破壊から、細胞遺伝学及び分子生物学的レベルの変化まで幅がある。針葉樹(松)の森は、放射線耐性が最も低い地質生物群で(数十平方キロの面積)、強い障害を受け、完全に枯れ死した(線量50 - 100 Gyで)。致死放射線効果は、最も放射線感受性の高い生物の代表(先ず哺乳類)にも影響を与えた。自然環境系(草原、牧草地、水棲生物)の障害はこれより少なかった。農業種撒き植物も同じである(近いゾーン中ですら)。事故後2年目以後、線量率が大きく下がると、修復再生過程が大きく作用し、被曝により障害を受けた生物群が再生し

た。事故ゾーンでは、一般的な動植物の被曝による遺伝的変化に気付いたが、それも被曝後の一定期間中には再生した。全体として、動植物の1次的放射線障害の危険性は、事故後最初の4 - 5年間は大きく過剰評価されていた。線量率が下がった後、自然は自身で再生するため十分に強い潜在能力を持っているのである。

しかし、放射能汚染による主な環境への危険性は、環境(先ず農業面)から人体への放射性核種の移行によるものである。この危険性は内部被曝に係るもので、汚染地域住民の全被曝線量に大きく寄与する(汚染農産物摂取、一連の場合には自然の食品-キノコ、イチゴ、魚、野生動物の肉、等)。

原発事故ゾーンでは、現代の環境放射線学の基本的概念が確認された。それによれば、動植物に直接観察される放射線障害(生体レベル、集団レベル、生物群レベル)は、農産物中の放射性核種が許容濃度を超えている地域に比べると、非常に狭い地域にしか見られない。しかし、この環境汚染の結果、後の地域での経済活動を制限するか、極端な場合には、住むのを止めることになる。

人間に対する線量負荷構成中の内部被曝の大きな役割も、事故ゾーンに分布している泥炭系土壌と生産性の低い機械的に軽い組成(砂、砂質)の芝-灰白[ポドゾール]土壌の結果だった。その特徴として、土壌から植物へのSr90とCs137の移行が多く(もっと生産性の高い機械的に重い土壌の3-5倍)、更にそこから汚染が食物連鎖により家畜に移行した。

放射能汚染を被った地域は、農業が多面的に大きく発達していた地域であった。事故時－晩春から初夏－は、農産物汚染の観点からは重要だった(種播きが終り、家畜が厩舎から牧草地に移され、きれいな飼料の蓄えはなくなっていた)。放射能降下物の中で生物的に動きやすい核種(I131、Sr90 と Cs137)が重要な汚染要因となり、農業に対する放射能汚染の結果を厳しくした。このように、農地として使われていた土地全体が大規模に汚染したため、事故が農業分野にとって最も深刻なものになった。

上述のことを考慮し、汚染地域での農業分野における防護措置の導入は、放射線安全確保システム中、最重要要因となった。事故後第1期には、農業面での放射線モニタリングに関し、大規模の作業が実施され、農地汚染地図が編まれ、農地における放射性核種蓄積の流れが測定され、人体への放射性核種摂取に至る主な農業連鎖として放射性核種移行の特徴が研究された。

事故後直ちに農業コンビナートにおいて防護措置の実施が始まり、農産物中への放射性核種移行が下げられた。農業における最初の対策は、基本的に、制限又は禁止措置の性格を帯びた。事故影響緩和のために重要だったのはI131を含むミルクの制限と、乳牛の放牧中止だった(牧草地からの連鎖から人体にI131の80%が入った)。しかし、農業加工コンビナートにおける組織的な対策でも最も「きれいな」土地で、線量形成上重要な汚染食品が作られた。農業にゾーン分け原則が導入され(汚染密度による)、人間の食事中の放射性核種が大きく低減された。残念ながら一連の理由により－先ず事故後の汚染面積が広く、又、放射線モニタリングの範囲が不十分だったため－汚染ミルクの摂取を完全に除外することは出来なかった。

その後の事故後対応段階での農業における防護措置は、本質的に全ての農業分野をカバーした。放射性核種(先ず Cs137)の製品中への移行を制限する最も有効な対策は、草原の根本的改良措置－ミネラル肥料と吸着剤を用いる特別なシステム－、シアン化鉄を含む薬剤の畜産使用、合理的な動物の肥育(屠殺前に「きれいな」飼料に移行)と、汚染ミルクのバター加工だった。最も効

果的な農業加工コンビナートにおける防護措置では、最終製品中のCs137濃度を3－5分の1に出来た(最大1/10)。当初は有望と判断された一連の手段は、実際には妥当でなかった(土壌中にゼオライト他一連の吸着剤を入れる、放射性核種蓄積が少ない植物栽培、幾つかの機械的な土壌処理)。結果として、事故の2－3年後に旧ソ連3共和国(ロシア、ベラルーシ、ウクライナ)のチェルノブイリ・ゾーンにある農業加工コンビナートに既に導入された防護措置により、暫定許容レベルを超える放射性核種を含む農産物は事実上無くなった。

事故後3－4年目の主要食品(ミルク、パン、ジャガイモ、肉、他)中のCs137濃度の半減期は、1.5－2年だった。これは、より後の事故後期間(事故後5－12年間)になると5－10年と大分長くなった。

森の広範囲な放射能汚染により、林業面で一連の問題が発生した。森の汚染は、除染作業員と現地住民の追加被曝源となった(つまり、キノコや森のイチゴの住民の被曝線量への寄与は、個別の場合には、内部被曝の50－60 %に達し得た)。林業における防護措置システムは、基本的に、幾つかの種類の経済活動や森の食品摂取の制限と禁止であった。汚染地域における森の植生は、地帯間の放射性核種移行に対する重要な生物地球化学的障壁で、森で覆われた地域の保存と拡大が汚染利用地リハビリの重要要素である。

放射性核種の降下により水理網も汚染した。その主な対象は原発貯水-冷却池(事故ゾーン中最も汚染した貯水池の一つ)、プリピャチ川、ドニエプル川水、ドニエプル貯水池カスケード、そして湖と細かな支脈の川であった。汚染貯水池水における放射性核種の最高濃度は、1986年に見られ、その後、底土への沈着(貯水池中の放射性物質の95－99 %まで)と放射性崩壊により下がった。人間が摂取する魚への放射性核種蓄積は、大きな内部被曝源であり得た。

チェルノブイリ事故後、早期の深刻な確定論的影響は、急性放射線病の形で－1986年4月26日夜、自己犠牲的に自分の職務を遂行した原発運転要員と消防士－134人に記録された。

急性全身被曝により、56人に放射線皮膚炎が併発し、うち2人は放射線火傷を伴っていた。モスクワとキエフの専門医の努力にも拘らず、事故後3ヶ月内に28人が死んだ(この他、事故後直ぐに2人の原発労働者が死んだ－1人は4号炉爆発時に直接死に、もう一人は重い熱火傷で死んだ)。

1987年から1998年までに、臨床的に急性放射線病診断され、生存していた患者106人のうち、11人が死んだ(3人-心臓虚血病、2人-骨髄異形成症候群、2人-肝硬変、1人-肺腫瘍、1人-肺結核、1人-肺栓塞、1人-急性骨髄性白血病。

チェルノブイリ事故の住民に対する医学的影響は、全面的に、政府と保健機関の十分な活動により、基本的には緩和された。この行為により、住民の被曝線量低減に関し最大限可能な措置が採られた。迅速かつ計画的な避難の結果、放射線障害を引き起こす累積被曝線量が防止された。11万6千人の避難民のうち250 mSvを超えた線量を被曝したのは1 %未満だった。

3共和国の汚染地域に住む住民中(約520万人)、最初の10年間の累積線量が100 mSvを超えたのは約1万人で、千人が200 mSvを超えた。従って、事故後初期にも、この15年間にも放射線特有の障害が現れていないことは、何の不思議も無い。最も早い骨髄性白血病を含め、如何なる種類の悪性新生物発生増加も見出せず、有意な再生産[訳注:子供作り]健康障害や先天性発達異常は確認されない。

事故の医学的影響として、唯一事故時に0から15歳だった人々に、甲状腺がんの有病率増加が現れた。1999年までの総数は1036件で、自然発生レベルの5.7倍だった。3ヶ国で患者(事故時に

17 歳まで)の総数は 1791 件－つまり、自然発生レベルの殆ど 10 倍－に達した。こういう深刻な影響の原因は、大きな対応のまずさと関連がある－つまり原子炉事故時に安定ヨウ素剤によりタイムリーに甲状腺を守る保健省の指示要求が実施されなかったことである。残念ながら、迅速な対応が必要な時に現地にヨード・カリが届けられず、薬剤服用開始についてタイムリーな管理がなされなかった。

住民の健康防護戦略と戦術に関する他の不備は次の通りである。

- 放射線の生体作用に関する事前の啓蒙活動が無かった
- 被曝線量を考慮せずに、根拠なくあらゆる病気が放射線作用の影響に結び付けられた
- 住民避難や移住の際に、放射線以外の他の事故要因に対する考慮が不十分だった。それは馴れた生活様式の変更、財産喪失、つまり緊張や心理的ストレスに至る多くの複雑な要因を伴った。これらの全てにより、様々な病気が発生し得たが、それが誤って放射線だけの影響として結び付けられた

全体として、強調する必要があることとして、事故後の対応はかなりの部分で正当化されるものである。原発事故時に、真剣な防護措置が実施されなかったら、原発労働者、事故処理者と住民の健康状態の今以上の遥かに大きな損失が起こり得た。

事故後 10 年間放射線の影響を被った人々の姿は、例が無いほど複雑で、モザイク状であるが、一般的には次のように単純化できよう。

避難民(11 万 6 千人)

－数日から数ヶ月の間に形成された集団線量は 4 千人 Sv
－平均個人線量 35 mSv、個人線量の平均値からの分散は 1 桁
－甲状腺集団吸収線量 5 万 5 千人 Gy
－甲状腺の平均個人線量 500 mGy、分散は 1 桁より若干高い

事故処理者(約 30 万人)

－集団線量 1 万 5 千人 Sv
－平均個人線量 50 mSv、平均からの分散は高い側に 1 桁、低い側に 2 桁

汚染地区住民(5 百万人以上)

－内外被曝集団実効線量(甲状腺を除く)10 年間で約 4 万 2 千人 Sv
－平均個人線量 8 mSv、個人線量の平均値からの分散は高い側に 50 倍、低い側に 1 桁。
－甲状腺集団線量約 120 万人 Gy
－甲状腺の平均個人線量約 0.2 Gy、平均値からの分散は高い側に 3 桁、低い側に 2 桁

このように、全てのカテゴリーの人々に対する実際の被曝線量レベルは、－最も汚染した地区住民の甲状腺に対する放射線作用と、事故現場で作業した人の直接被曝を除けば－概念的には低線量の範囲に入る。

原発事故の教訓として、事故の放射線影響を最も低減する総合的防護措置の中で、治療-疾病予防と放射線-衛生措置が、最優先課題である。ここで、医療支援の期待される効果は、事故に関する迅速で高品質な情報確保と、医療機関と各部門の円滑な連携に、大きく左右される。

科学的な根拠のある放射線防護の原則と準備された指針、行政上の決定の支援体制、医療機関の業務分担と役割などの体制編成は、種々の課題として相互に検討され、今後、具体的に改善されることが常に必要である。