

第3章 環境の放射能汚染

チェルノブイリ原子力発電所【原発と略称する】の事故で大量の放射性物質（放射性元素）が大気中に放出され、大規模な環境汚染を引き起こした。ヨーロッパの多くの国々に放射能汚染がもたらされたが、汚染が最も酷かったのが旧ソビエト連邦【以下、ソ連と略称する】の3つの共和国：現ベラルーシ、ロシア連邦【以下、ロシアと略称する】、ウクライナである。環境中の放射性物質の放射能は、放射性壊変【いわゆる半減期に従う減衰】によって次第に減少した。同時に大気、海洋、地表、都市などの各環境中で放射性物質が拡散した。第3章ではこれら各環境中での放射能汚染状況を決めた諸過程【どのように放射能汚染が進行したのか】を紹介する。

第3章では、主に原発から遠く離れた広範な地域での放射能汚染に焦点をあてる。チェルノブイリ原発敷地内や、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）、シェルター【石棺】については第7章で詳述する。

訳注：この報告書で用いられている土壌の種類に関する訳語と説明を以下に記す。

automorphic：自成土（土壌形成の水因子は降水が主体）

black soil：大陸型黒土

chernozem：大陸型黒土：

冷帯地方の肥沃な腐植土：ロシア語で黒い土のこと。ステップと呼ばれる冷温帯草原の黒色土で、土壌 pH は中性、草原の深い根が有機物を供給し、これが腐食化した厚い黒色表層をもつ。生物活性が高く、よい団粒構造をもち、肥沃度が高い。湿潤な日本に存在しない。

clay：粘土

clay mineral：粘土鉱物

gley：グライ土

light sandy soil：軽砂質土

mineral soil：鉱物質土

peat bog：泥炭地

peat bog soil：泥炭泥土

peat soil：泥炭土

podzol sandy soil：ポドゾル風砂質土

podzol soil：ポドゾル土

sandy soil：砂質土

sandy loam soil：砂質ローム土

semihydromorphic：半水成土（土壌形成の水因子は降水のみならず地下水/地表水が寄与する）

soddy gley：草の生えたグライ土

soddy podzolic loam：ポドゾル風のローム土：

soddy podzolic sandy soil：ポドゾル風砂質土

ポドゾル（酸性）はロシア語で、表層下が灰白色を示す土のこと。湿潤な冷温帯から亜寒帯の針葉樹林下の土壌で、分解しにくい地表の堆積有機物層からの有機酸が土壌の粘土を破壊し、腐植層の直下には漂白された酸性の砂質土が見られ、その下に鉄、アルミニウムと腐植が沈積している。肥沃度は極めて低い。日本では、高山のケイ酸質風化物土にまれに見られる。soddyとは草の生えたという意味で、森林になっていない事から弱いポドゾルという事になる。なお、soddy podzolicは草の生えたポドゾル風であるが、soddy「草の生えた」は常に一緒に出てくるので訳出していない。

3.1. 放射性物質の放出と沈着

3.1.1. 汚染源としての放射性核種の量

チェルノブイリ原発4号炉の事故は1986年4月26日の午前零時過ぎに起きた。事故が起こる前、原子炉はある実験の準備のため、特殊な条件【この条件が原子炉設計条件を超えていた】で何時間も稼働していた。この実験は、原子炉の計画外停止にそなえるもので、緊急停止の際にタービン内のエネルギーを回復させる事を目的としていた。事故の原因は複雑だが、主因は原子炉内の熱エネルギーの異常な急上昇が原子炉内の冷却水を蒸発させたためと考えられる^{（訳注1）}。その結果、更に原子炉内の熱エネルギー【圧力と思って良い】が高まり、蒸気爆発が起きて原子炉を破壊した。一度目の爆発の後に原子炉内の黒鉛が発火した。所員たちの英雄的な消火活動にもかかわらず黒鉛は何日間も燃え続け、放射性物質の飛散は1986年5月6日まで続いた。放射性物質の飛散の時間的な経過をデータに基づいて推定したものが図3.1である[3.1, 3.2, 3.3]。

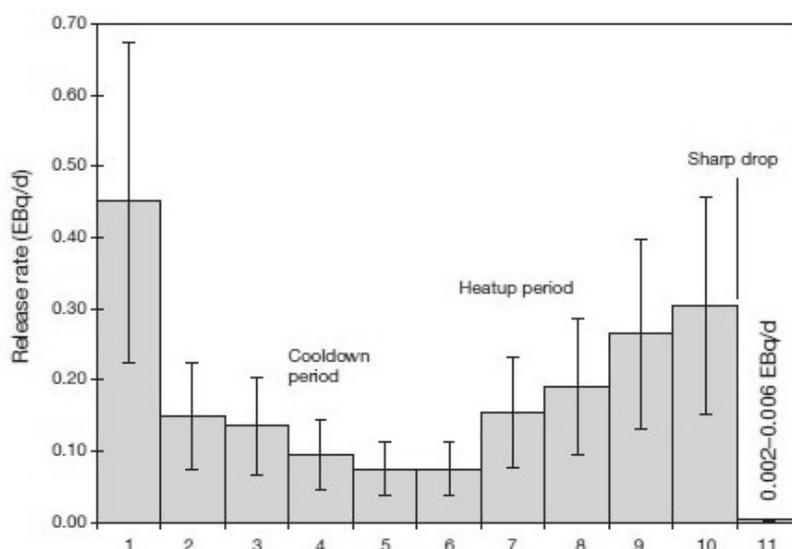


図3.1.: チェルノブイリ事故による放射性物質の大気への放出の11日間の推移（推定値）。希ガスは除く。放射性核種の半減期を使って1986年5月6日での値を推定した（誤差±50%）。[文献 3.1より引用]【縦軸は一日あたりの放出量で単位は 10^{18} Bq/d。横軸は事故（1986年4月26日）からの日数。】

当時のソ連政府は事故発生の報告をすぐには行わなかった。しかし大量の飛散物質が発生したために、新たに生じた核分裂生成物が北欧諸国ですぐ検知され^{訳注2)}、発生源を遡って計算すると、当時のソ連で事故が発生した可能性が高いと考えられた。事故の詳細と、それによって引き起こされた結果に関しては、国際原子力安全諮問委員会[3.1]、国際諮問委員会[3.4]、そして原子放射線による影響に関する国連科学委員会(UNSCEAR)[3.5、3.6]が報告書を出している。

事故で飛散して旧ソ連内に降灰した¹³⁷Cs【セシウム137、半減期30年】の総量は、先ず、旧ソ連の汚染地域の上空のガンマ放射線を航空機で定量分析して見積もられた^{訳注3)}。その段階で、地上汚染総量は40PBq【40ペタベクレル、40 PBq = 4×10¹⁶ Bq】と見積もられた。放出量の推定値は何年にもわたって修正されており、現在では約2倍の80 PBq と見積もられている^{訳注4)}。主要な放射性核種の放出量の現在の推定値を表3.1に示す。大量に飛散した放射性核種のほとんどは半減期が短く、長い半減期を持つ放射性核種の飛散量は概ね少ない。事故からそれほど日数が経過しないうちは、人体への影響が最も懸念された放射性核種は¹³¹I【ヨウ素131、半減期8日】だったが、その後、対象は¹³⁷Csに移った。

事故によって飛散した放射性核種は、放射性壊変による減衰の結果、そのほとんどの放射能は2005年までには問題となるレベル以下になった^{訳注5)}。今後数十年は主に¹³⁷Cs、次いで⁹⁰Sr【ストロンチウム90、半減期29年】に注意すべきだろう。この⁹⁰Srはチェルノブイリ原子力発電所の周辺で特に問題となる。さらに、数百年後～数千年後にはPu【プルトニウム、いくつか同位体があるが、半減期は²³⁸Puが88年、²³⁹Puが2.4万年、²⁴⁰Puが6600年、²⁴¹Puが14年、²⁴²Puが38万年】だけが問題になる。今後増量することが予想されるのは²⁴¹Am【アメリシウム241、半減期430年】だけである。これは²⁴¹Puの放射性壊変によって生成される核種で、最大量に達するのは百年ほど後である。

訳注1：要するに冷却水を失ったという事。

訳注2：最初に発見された場所はスウェーデンの原子力発電所で、その後、他の原子力発電所やフィンランドでも確認された。ここで探知された物質は、半減期が短い為に自然界には存在せず、原子炉から放出された直後の核分裂生成物としか考えられなかった。

訳注3：ガンマ線【 γ 線】の定量分析というのは、放射線の強さをガンマ線のエネルギー別に測定すること。特定の核種（元素だけでなく同位体の違いまで区別した言い方）は特定のエネルギーの放射線を出すので、放射線のエネルギー値から、そのエネルギーに対応する核種の量が分かり、その放射線の量から核種の量が分かる。¹³⁷Csの検出もガンマ線で測定する。

訳注4：東京電力福島第一原発事故の¹³⁷Csの推定放出量（2011年6月推定）が15 PBqだから、その6倍という事になる。この数字はあくまで¹³⁷Csのみの、しかも旧ソ連内の沈着量であり、放出総量は図3.1や表3.1を参照のこと。

訳注5：放射性核種は放射線を放出する事によって別の核種にかわる。これを放射性壊変と呼ぶ。大抵は安定な核種に変わるが一部は別の放射性核種に変わる。この壊変によって減っていく量は核種の種類ごとに一定の比率で、例えば¹³¹Iが半分に減るのにかかる時間は¹³¹Iの量に関係なく約8日で（4分の1なら16日、8分の1なら24日、16分の1なら32日）、¹³⁷Csが半分に減るのにかかる時間は¹³⁷Csの量に関係なく約30年である。これが物理的半減期と呼ばれるものである。

表3.1. チェルノブイリ事故を通して放出された主要放射性核種の放射能の最新推定値^a。

	半減期	放出された放射能 (PBq=10 ¹⁵ Bq)
希ガス		
クリプトン 85	10.72 年	33
キセノン 133	5.25 日	6500
揮発性元素		
テルル 129m	33.6 日	240
テルル 132	3.26 日	~1150
ヨウ素 131	8.04 日	~1760
ヨウ素 133	20.8 時間	910
セシウム 134	2.06 年	~47 ^b
セシウム 136	13.1 日	36
セシウム 137	30.0 年	~85
中間的揮発性を持つ元素		
ストロンチウム 89	50.5 日	~115
ストロンチウム 90	29.12 年	~10
ルテニウム 103	39.3 日	168 以上
ルテニウム 106	368 日	73 以上
バリウム 140	12.7 日	240
不揮発性元素 (燃料粒子を含む) ^c		
ジルコニウム 95	64.0 日	84
モリブデン 99	2.75 日	72 以上
セリウム 141	32.5 日	84
セリウム 144	284 日	~50
ネプツニウム 239	2.35 日	400
プルトニウム 238	87.74 年	0.015
プルトニウム 239	24065 年	0.013
プルトニウム 240	6537 年	0.018
プルトニウム 241	14.4 年	~2.6
プルトニウム 242	376000 年	0.00004
キュリウム 242	18.1 年	~0.4

^a 大部分のデータは参考文献[3.6, 3.7]による

^b 1986年4月26日時点のセシウム 134/セシウム 137 比の値 0.55 に基づく [3.8]

^c 燃料粒子の放出比率 1.5%に基づく [3.9]

3.1.2. 飛散物質の物理的及び化学的形態

事故を起こした原子炉から放出された放射性核種は、気体や濃縮された粒子、燃料粒子の状態になっていた。燃料粒子が存在することは、事故の性格を語る上で重要である。というのも、これは核燃料の酸化によって出来るのが普通だからだ。あまり酸化していない燃料粒子は初期爆発の時に生成され、主に西の方角へ飛散した。その後は、酸化が進んで水に溶けやすくなった燃料粒子が主

となり、広い地域にフォールアウトした【fallout:火山灰の降灰と同じように降り積もる事、なおフォールアウトにより降り積もるものを降下物という】。

核燃料の酸化と分解飛散が進む中で、何種類かの放射性核種が揮発した【放射性ガスになったという事】。原子炉から初期段階で放出された放射性ダスト塊が大気中で冷えたあと、放出された放射性核種のうち揮発性の高いものは気体の状態に留まった^{訳注6}。一方、揮発性の低い放射性元素は凝縮して^{訳注7}、爆発で生成したすすや塵【ここでは粉々になった原子炉建築材、すす、微小粒子を総称する】に付着した。こういう具合に、放射性核種を含む物質の揮発性と原子炉内での状態によって、チェルノブイリから放出された放射性同位元素の化学的形態【何かに結合しているか独立しているか】・物理的形態【気体か固体か液体か】が決まっていた。蒸気圧の比較的高い放射性化合物（主に不活性ガスの同位体とヨウ素の各種化合物等）は、気体状態で大気中に運ばれ、揮発しにくい元素（セリウム、ジルコニウム、ニオブ、プルトニウム）の同位体は、基本的に燃料粒子の形のまま大気に放出される。他の放射性核種（セシウム、テルル、アンチモン等の同位体）は、燃料粒子と凝縮粒子【一旦気化した後に固化した粒子】の双方の形態で放出される。【このことから、逆の推定ができる。つまり、】ある地点での沈着物質中の凝縮粒子と燃料粒子の割合は、その地点での揮発性の異なる放射性元素の放射能比率から推定できる。

燃料粒子は特に事故原子炉の周辺での降下物の中では重要な存在である。⁹⁵Zr【ジルコニウム95】、⁹⁵Nb【ニオブ95】、⁹⁹Mo【モリブデン99】、^{141,144}Ce【セリウム141,144】、^{154,155}Eu【ユーロピウム154,155】、^{237,239}Np【ネプツニウム237,239】、²³⁸⁻²⁴²Pu、^{241,243}Am、^{242,244}Cm【キュリウム242,244】といった放射性同位元素は燃料粒子の成分としてのみ放出された。放射性の^{89,90}Sr及び^{103,106}Ru【ルテニウム103,106】の90%以上についても、燃料粒子として放出された。放出された⁹⁰Sr、¹⁵⁴Eu、²³⁸Pu、²⁴¹Amのうち原発敷地の外に飛散した割合、即ち燃料粒子のうち敷地の外に出て行った割合は1.5%【誤差0.5%】[3.9]と推定され、事故直後に推定した値の半分となっている[3.1]。

燃料粒子の化学組成や同位体組成は、中性子で照射された核燃料に近いものとなっているが、揮発性放射性核種の割合がより低く、ウランがより酸化されて、特に燃料粒子の表層では、より様々な物質が混ざった状態になっている。対照的に、揮発したガスが再び凝縮した場合、その凝縮粒子の化学組成や同位体組成は多様なものとなっている。これらの粒子の放射性核種の比放射能【単位質量あたりの放射能】は、粒子の特性もさることながら、凝縮にかかる時間や凝縮温度によって決まる。粒子によっては一つか二つの放射性核種で大部分が構成されていることもあり、例として^{103,106}Ruや¹⁴⁰Ba【バリウム140】/¹⁴⁰La【ランタン140】などがあげられる[3.10]。

放射性元素の大気中での移動距離は、放出時の各元素の状態【ガスか、凝縮粒子か、燃料粒子のままか】によって決まった。燃料粒子の場合、核燃料微結晶を一個しか含まないような最小サイズのものでも、その大きさは10 μ m【10マイクロメータ=0.01 mm】に達し、比重も8-10 g/cm³と重かった。そのため燃料粒子の到達距離は数十キロメートル程度でとどまった。もっと大きな粒子の凝集体は発電所から数キロメートル範囲内でのみ検知された。同じ理由で、難揮発性の放射性同位元素による汚染は事故原子炉から離れるに従って急激に減り、原発敷地の外ではわずかに痕跡だけしか検知されなかった。対照的に、気体状の放射性元素や1 mm未満の大きさの凝縮粒子は、チェルノブイリから何千キロメートルも離れた所まで運ばれて、そこで大量にフォールアウトする事もあった。例えばルテニウム粒子はヨーロッパ全域各国で検知された[3.11]。チェルノブイリから数百キ

ロメートル離れた場所の中には¹³⁷Csによる沈着が1 MBq/m²【=1000kBq/m²=10⁶Bq/m²】という高濃度の所もあった[3.12, 3.13]。

降下物に関して、もうひとつ重要なのは、その水溶性【どのくらい水に溶けやすいか】である。土壌や表面水【河川、湖等】に沈着した放射性核種が、沈着直後の早い時期にどの程度【環境内を】移動して生物に摂取されるかは、放射性核種の種類よりも、その核種が水に溶けやすい形かどうか、水に溶け難いかどうかで決まる【3.3-3.5節に詳述する】。1986年4月26日から5月6日の期間、チェルノブイリの気象観測所において降下物のサンプルが24時間おきに採取されたが、¹³⁷Csのうち、水に溶けやすくイオン化しやすい形態でフォールアウトした比率は（この時の判定条件は、1モル/リットルの酢酸アンモニウムCH₃COONH₄に溶けるかどうか）、¹³⁷Csの5%から30%以上にわたる幅広い値を示していた[3.14]。⁹⁰Srについては、4月26日の沈着では、水に溶けやすくイオン化しやすい形態だったのは全体の1%未満だったが、この値は数日後に5%から10%に増加した。

原子力発電所近くで飛散した¹³⁷Csや⁹⁰Srは水に溶け難い形態をしていた。このことから、発生源から20 km離れた地点でも、降下物の大部分が燃料粒子であった事がわかる【元素が裸でないから水に溶け難い】。¹³⁷Csや⁹⁰Srのうち、水に溶けやすくイオン化しやすい形態の割合は、20 kmよりも近い地点では、大きな粒子の存在割合が高くなるため、さらに低かったと思われる。逆に原子炉から遠い距離では、水に溶けやすい形態【気化したのが再凝縮したもの】の比率が高くなった。一例をあげるなら、1986年に英国内に沈着した¹³⁷Csのほとんどが水に溶けやすくイオン化しやすいものだった。

訳注6：例えばXe(キセノン)は揮発性が高く半減期も5日しかないので、放出量がいくら多くてもフォールアウトで地上を汚染する量は少ない。

訳注7：蒸発の反対の事で、気化していたものが液体になること、例えば朝露など。

3.1.3. 事故発生時の気象条件

事故発生時、ヨーロッパのほとんどが高気圧に覆われていた^{訳注8}。チェルノブイリ原発は高気圧帯の南西部周縁に当たり、原発上空は高度700~800 mでも高度1500 mでも、南東から北西への風(空気塊)が秒速5~10 mで吹いていた。

一方、夜明けの時点で、大気の高層の高さは2500 mであった^{訳注9}。その結果、混合層まで達した放射性ダストは、そこで急速に攪拌されて、混合層全体【厚み方向】に放射性プルーム【水滴の代わりに放射性ダストを主体とする雲、放射性ダスト雲】として広がった。一方、高度700~1500 mにまでしか昇らなかった汚染粒子は、そこで風【大気塊の移動】に乗って、まず北東方向、続いて北方向へと広がった。この放射性プルームはスカンジナビア諸国で観測された。

このように、4月26日に地表面にあった大気塊【放射性ダストを多く含む】は、西~北西へと運ばれ、4月27日から29日にかけてポーランドやスカンジナビア諸国へ到達した。ウクライナの南部と西部、モルドバ、ルーマニア、スロバキア、そしてポーランドは、気圧勾配の弱い状態【大気が安定し風が吹きにくい状態】だった。この後、アイスランド付近の大型低気圧【サイクロン】がゆ

つくりと南西方向へと移動し、その結果【大陸高気圧が張り出して】旧ソ連のヨーロッパ部も概ね気圧勾配の弱い状態となったが、その中に、大気不安定な所もいくつかあった。そのうちの 하나가、【北東にゆっくり移動していた黒海付近の】弱い低気圧で、4月27日の朝にはゴメリ州南部【チェルノブイリの近く】に達している。

その後、5月7～8日頃まで、原子炉からの放出物のほとんどが、南西あるいは南方向へと運ばれた。事故発生から5日間、風向きは全方位に変化していた[3.12]。

事故から数日のうちにヨーロッパ、日本、米国で空気中の放射能を測定した結果、高度7000 mまで放射性物質が浮遊していることがわかった。爆発の威力、チェルノブイリ原発付近での雷雨により大気が各層を超えて攪拌されたこと、原発とバルト海の間温暖前線に近い空気塊があったこと【雨を降らさない程度の温暖前線は空気を持ち上げる】、これらすべての要因によって、放射性ダストがこの高さまで持ち上げられた。

複雑な気象状況を更に理解するために、ボルジロフとクレピコバ[3.16]は、以下のようなコンピュータ・シミュレーション計算を行った。このシミュレーション計算では、一単位の放射性ダストが瞬間的に一定の高さまで放出されたと仮定し、【このダストが放射性プルームとして】その時の気象条件のもとでどのように動いていくかを計算した^{訳注10}。計算で想定した6回の放出における放出の高さは、4月28日の14時（世界時＝グリニッジ時間）までが1000 m、その後は500 mに設定された。6つの放出時刻は世界時で4月26日0時、4月27日0時、4月27日12時、4月29日0時、5月2日0時、5月4日12時である^{訳注11}。計算結果は図3.2に示されているとおりで、以下に示した長距離輸送条件で計算した。

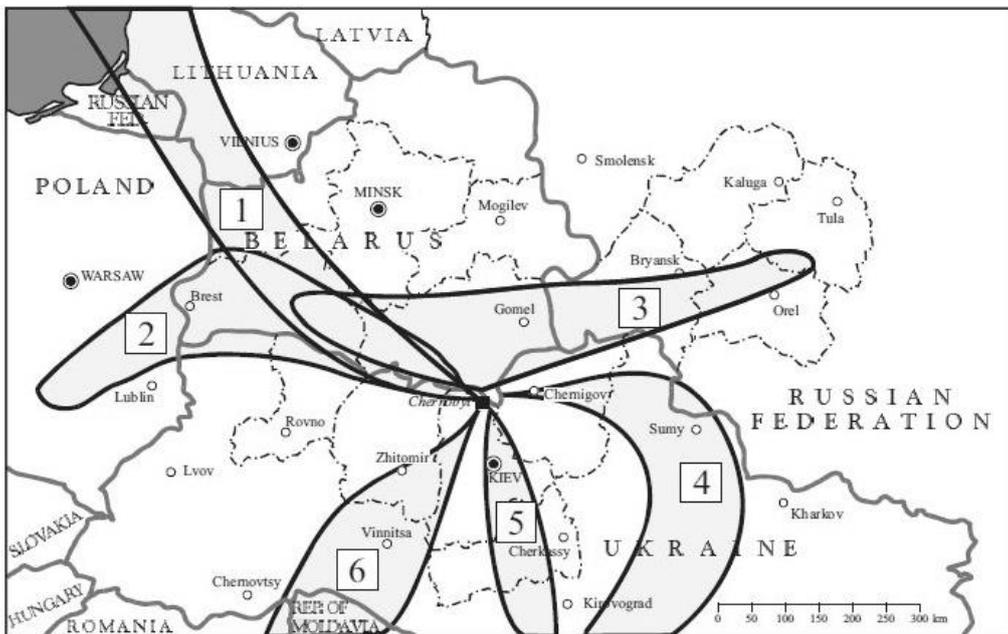


図3.2.: チェルノブイリからのプルーム（放射性煙雲）の形成と行き先。放射性物質の放出が、短時間の爆発的なものによるものだけと仮定し、下記の時刻での気象条件から計算した。(1) 1986年4月26日深夜0時（世界時:グリニッジ時間）、(2) 4月27日深夜0時、(3) 4月27日12時正午、(4) 4月29日深夜0時、(5) 5月2日深夜0時、(6) 5月4日12時正午。[文献 3.16より引用]

- (1) 事故発生から4月26日12時までの間、放出は26日0時（世界時）：ベラルーシ、リトアニア、カリーニングラード（ロシア）、スウェーデン、フィンランドの方角
- (2) 4月26日12時から27日12時までの間、放出は27日0時（世界時）：ポーランド、その後ポーランド、その後南西方角
- (3) 4月27日12時から29日の間、放出は27日12時（世界時）：ゴメリ地域（ベラルーシ）、ブリヤンスク（ロシア）、その後東の方角
- (4) 4月29日から30日の間、放出は29日0時（世界時）：スミ及びポルタバ地域（ウクライナ）、その後ルーマニアの方角
- (5) 5月1日から3日、放出は2日0時（世界時）：ウクライナ南部、黒海を越えてトルコの方角
- (6) 5月4日から5日、放出は4日12時（世界時）：ウクライナ西部、ルーマニア、その後ベラルーシの方角

ある地域がどのくらい汚染されるかは降雨に左右される。レインアウト（風雨の中で放射性物質が雨滴に巻き込まれて降下すること）とウォッシュアウト（汚染された空気塊の中を雨滴が落下して、汚染物質を取り込んでしまうこと）によって、放出された物質が降雨により地表へ運ばれるためである。特に、放射性プルームが通過する空域に雨滴【雨雲】があるかどうかによって、沈着量がどのくらい不均一になるかが決まる。また、放射性同位元素の種類が異なる場合や、同じ放射性同位元素でも化学形が異なると、レインアウトやウォッシュアウトの効率も違ってくる。

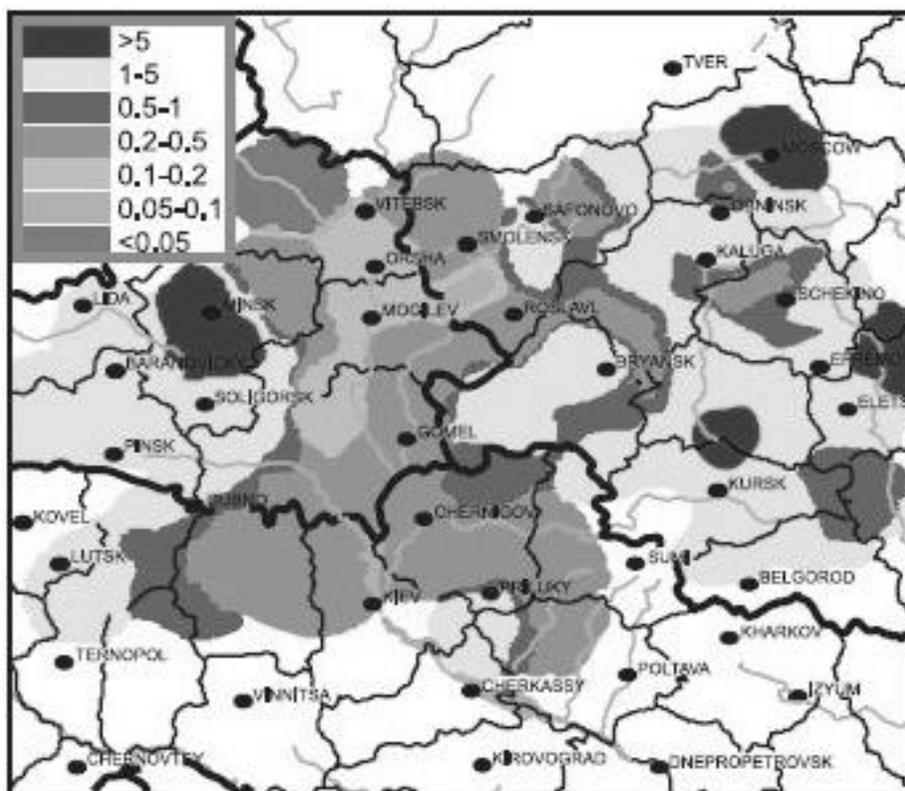


図3.3.: 1986年4月29日のチェルノブイリ原発近郊での平均降雨量（mm/h）のマップ。[文献 3.12より引用]

事故の経過と共に何度も降水があり、そのため、原子炉から遠く離れた場所でも、地表汚染の酷い地域が出てきた。実際、事故発生時の降雨状況は複雑な分布をしていて、その例が図3.3に示されている。これは事故による放射能被害が最も深刻な地域（ベラルーシ、ロシア、ウクライナのそれぞれの一部）の4月29日の降水量を示した地図である。

降雨によらない汚染【乾性汚染：風による付着や自然な降灰】の場合、地表汚染の量は相対的に低いですが、混ざっている核種の中で植生による影響により放射性ヨウ素が濃縮されている。降雨による放射能汚染【湿性汚染】の場合、降下物の元素組成は、放射性プルームと近似していた。結果として、沈着は地域によって異なり、放射性元素の比率【ヨウ素とセシウムの比など】や量は、フォールアウトが降雨によるかよらないかで異なった。

訳注8：大西洋のアイスランドに大型低気圧（サイクロン）が、フランス南西部と黒海に弱い低気圧があっただけ。

訳注9：混合層とは上向きの熱対流が止まって停滞する層で、これが低いと汚染物質は地表近くに留まる。

訳注10：放射性物質が国境を越えて汚染する量の数値計算は、東京電力福島第一原発事故でも気象庁が行なってIAEAに報告した。一方、SPEEDIは、近距離予想が目的である為、これよりも桁違いに高い解像度で計算する。

訳注11：事故が起こったのは世界時で25日夜22時23分である。

3.1.4. 大気中の放射性核種の濃度

大気中に浮遊する放射性物質の放射能が、旧ソ連ならびに世界の各地で測定された。例として2ヶ所（チェルノブイリ、ウクライナのバリシェフカ（Baryshevka））の大気中の放射能濃度が図3.4に示されている。チェルノブイリのサンプル採取装置は、原発の南東15km以上離れたチェルノブイリ市内の気象観測所にある。大気浮遊物質の濃度は始めのうちは非常に高かったが、2段階で低下している。つまり、始めの数ヶ月で急速に低下し、その後、数年間かけてゆっくりと低下したことが分かる。一方、バリシェフカの装置は原発の南東約150km離れたところ【10倍の距離】にある。比較すると、長期間にわたって、チェルノブイリでの測定値は、バリシェフカの測定値より高い放射能濃度を示し続けている。恐らく、地面を汚染した放射性物質が再び舞い上がって飛散しているのだろう[3.17]。移動平均^{訳注12}によってスムーズにプロットしたデータであっても、長期にわたって収集されたデータにはいくつかの注目すべき特徴がある。事故発生から78か月後の1992年夏に、測定値の明らかな上昇が認められるが、これはベラルーシとウクライナで広がった森林火災によるものである^{訳注13}。

訳注12：グラフを作る時のプロットの方法の一つで、全体的な変化を掴むのに使われる。

訳注13：火事で地面・落葉の汚染物質や焼けた植物中の汚染物質が空中に舞い上がる。詳しくは3.4.3節参照。

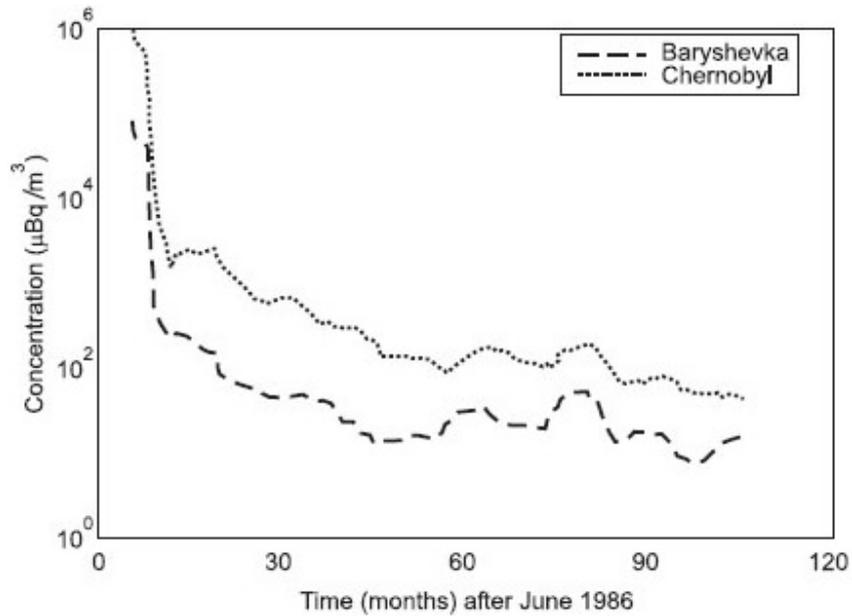


図3.4.: バリュシェクワ (Barychevka) とチェルノブイリにおける、大気中の¹³⁷Cs濃度の長期推移 (1986年6月～1994年8月の100ヶ月)。[文献 3.17より引用]【横軸は1986年6月からの月数。縦軸は¹³⁷Csの放射能濃度 (10⁻⁶ Bq/m³) を更に7ヶ月移動平均した値。】

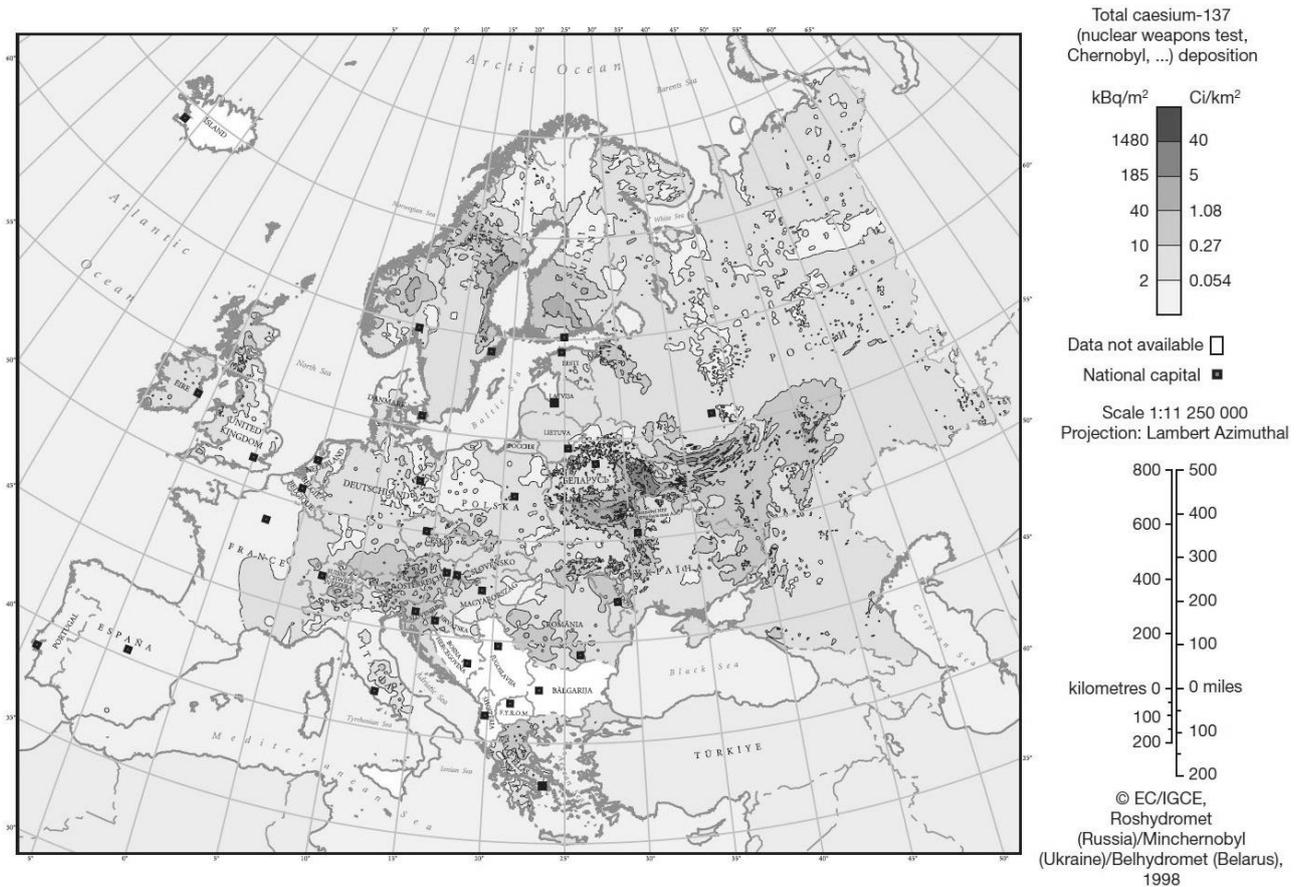


図3.5.: チェルノブイリ事故による¹³⁷Csの地表への沈着量のマップ (ヨーロッパ全体)。[文献 3.13より引用]【縦軸の単位はkBq/m²とCi/km²の併記。】

3.1.5. 放射性核種の土壌表面への沈着

前述したように、 ^{137}Cs や他の放射性核種による地表への沈着状況は、航空機に搭載したガンマ線測定器を用いて、事故後の早い時期に数ヶ国にわたる広範な地域で調べられた。沈着状況の地図は ^{137}Cs について作られたが、この物質が選ばれたのは、測定が容易で、被曝源として重要だからである。 ^{137}Cs 汚染の暫定値として、 37kBq/m^2 が選ばれた。この値を暫定値とした理由は2つある。

- (a)このレベルは、大気核実験でヨーロッパ全般に沈着した ^{137}Cs の10倍の濃度である。
- (b)このレベルとなると、事故から一年間の人体被曝量【外部被曝】が約1 mSvとなり、被曝の影響を考慮すべきである。

汚染物質の沈着の範囲と、その地域分布を理解することは、事故の規模を知る上で必要不可欠であり、更には、将来にわたる内部被曝量と外部被曝量を予測し、どのような放射能対策が必要かを定めるために重要なことである。空中からの測定に加えて、多数の土壌サンプルが採集され、放射能関係の研究室等で分析された。こうして大量のデータが収集され、ヨーロッパのほぼ全域の汚染地図として出版された[3.13]。ロシアでも沈着地図が出版されたが、それには旧ソ連のヨーロッパ側の地域が含まれている[3.12]。一例を図3.5に示す。

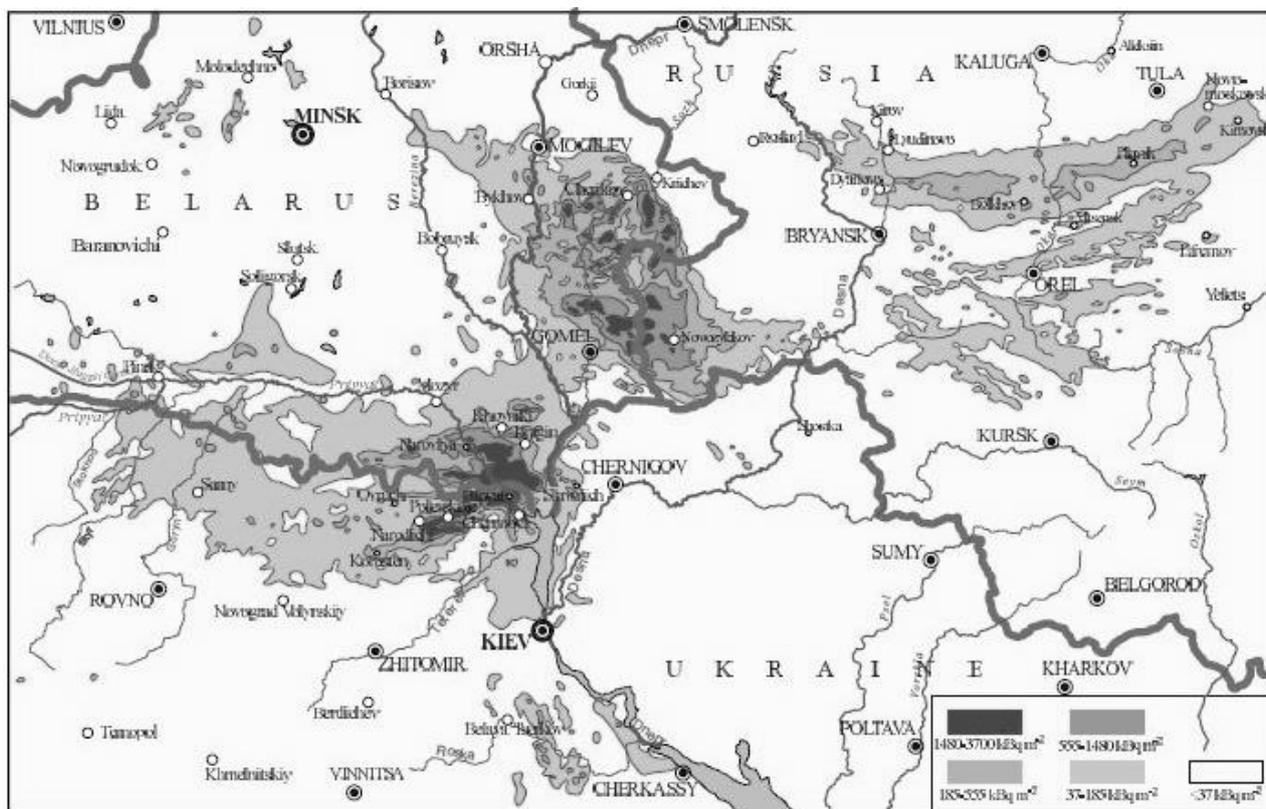


図3.6.: チェルノブイリ事故による ^{137}Cs の地表への沈着量マップ (ベラルーシ、ロシア、ウクライナにまたがる地域)。[文献 3.4より引用]【スケールの単位は kBq/m^2 。】

表 3.2. 1986年のチェルノブイリ事故によるフォールアウトで汚染されたヨーロッパ各地の面積[3.6, 3.13]

	¹³⁷ Cs の放射能沈着密度で区分した各区分の面積 (km ²)			
	37-185 kBq/m ²	185-555 kBq/m ²	555-1480 kBq/m ²	> 1480 kBq/m ²
ロシア連邦	49800	5700	2100	300
ベラルーシ	29900	10200	4200	2200
ウクライナ	37200	3200	900	600
スウェーデン	12000	-	-	-
フィンランド	11500	-	-	-
オーストリア	8600	-	-	-
ノルウェー	5200	-	-	-
ブルガリア	4800	-	-	-
スイス	1300	-	-	-
ギリシャ	1200	-	-	-
スロベニア	300	-	-	-
イタリア	300	-	-	-
モルドバ共和国	60	-	-	-

図3.5及び表3.2から明らかなように、事故によって最も大きな被害を受けたのはベラルーシ、ロシア、ウクライナの3ヶ国である。1986年の調査で、ヨーロッパ地域の¹³⁷Cs沈着総量は約64 TBq【6.4 × 10¹³Bq】であったが、その23%がベラルーシ、30%がロシア、18%がウクライナに沈着している。もっとも、3.1.2節で説明したように、降雨による汚染【湿性汚染】は高汚染の飛び地をヨーロッパ各地に作り、その結果、オーストリア、フィンランド、ドイツ、ノルウェー、ルーマニア、スウェーデンのそれぞれ一部も深刻に汚染された。図3.6に原発から数百km圏以内における詳細な高汚染地図を示す[3.4]。

風水によって土壌が浸食される際に、¹³⁷Csが【風で舞い上がったり水に流されたりして】、比較的近い距離を移動し、その範囲で汚染分布が変わり得る。また風による土壌の捲き上げの場合、土壌の粒子と共に¹³⁷Csが地域間で移動する事もあり得る。

事故直後、原子炉から半径30kmが立入禁止区域（CEZ）となった。さらにベラルーシ、ロシア、ウクライナの3ヶ国では、その後何ヶ月、何年にもわたり居住者の移住が進められた。最終的に11万6000人が避難または移住した。

表3.3. ベラルーシ、ロシア、ウクライナの放射能汚染地域に住む人々の1995年における人口[3.6]

セシウム 137 の沈着密度 (kBq/m ²)	住民数 (単位 1,000 人) ^a			
	ベラルーシ	ロシア連邦	ウクライナ	合計
37-185	1543	1654	1189	4386
185-555	239	234	107	580
555-1480	98	95	0.3	193
合計	1880	1983	1296	5159

^a 社会的、経済的(地域区分の)理由により、汚染濃度が 37 kBq/m²以下の地域に住む人々も含まれる。

^{137}Cs による土壌沈着が 600kBq/m^2 を超えるような、汚染の極めて酷い地域は、1986年当時、 10300 km^2 あり【 100 km 四方に相当】、そのうちベラルーシが 6400 km^2 、ロシアが 2400 km^2 、ウクライナが 1500 km^2 である。この高汚染区域内に全部で23万人の住民が住み、640の居住地区が存在していた。これら3ヶ国では、社会防護に関する法律に基づいて、 ^{137}Cs による土壌沈着が 37 kBq/m^2 を越える地域を、放射能汚染区域と規定している。1995年の段階での汚染区域内の人口を表3.3に示す。

事故直後に最も懸念されたのは、 ^{131}I による食物汚染である。広範囲にわたる ^{131}I の沈着状況は図3.7に示されている。残念なことに、 ^{131}I の急速な放射性壊変【半減期8日の減衰】のため、データを十分に収集する時間がなく、詳しい解析はできていない。初めは、 ^{131}I の沈着量と ^{137}Cs の沈着量の比率が場所によらずほぼ一定であると仮定されたが、このような関係が必ずしもいつでも成り立つ訳でない事が今では分かっている。そこで最近、 ^{129}I に対する土壌サンプルの分析が行なわれた^{訳注14}。 ^{129}I は半減期が1600万年と長いので、出す放射線も少なく^{訳注15}、沈着した量だと、放射線が弱すぎてガンマ測定ができない。従って ^{129}I は加速器質量分析^{訳注16}でしか測定できない。それでも、Staume（ストロウメ）[3.19]によれば、ベラルーシの土壌サンプルの分析に成功し、事故当時の ^{131}I と ^{129}I の比率を推定した。それによると、事故当時、 ^{131}I の原子1個に対し、 ^{129}I の原子が15個（誤差3個）の比率で存在している事が推定された。現在でも測定可能な ^{129}I の量を求め、更にこの比率を用いることで、事故当時の ^{131}I による沈着量をより正確に見積もることが可能になった。これにより、事故直後の ^{131}I による人体被曝量がより詳細に推定できる。

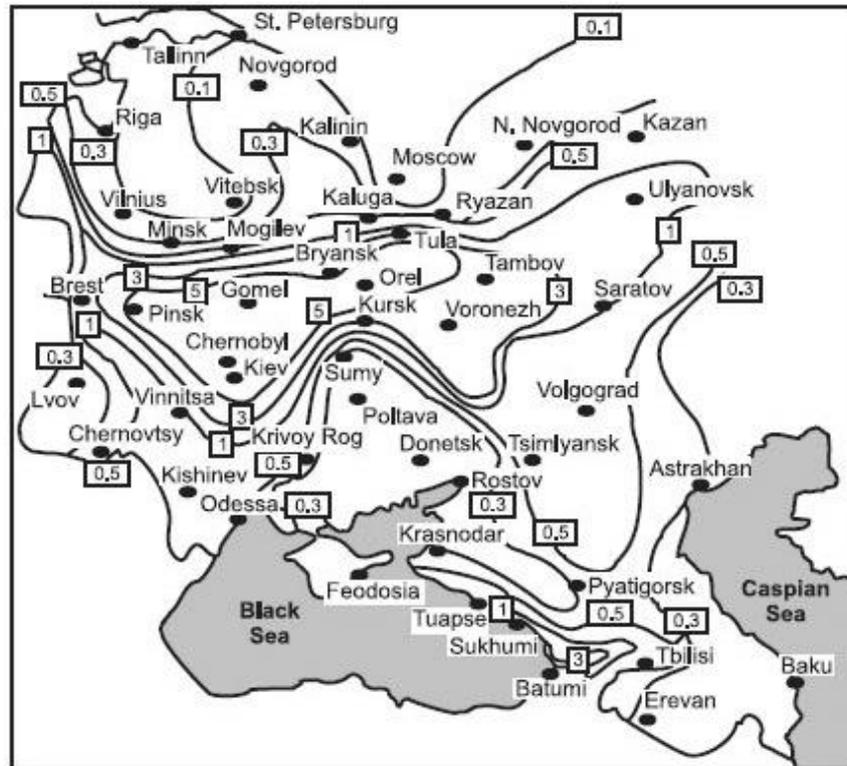


図3.7.: ^{131}I 【半減期8日】の地表への沈着量マップ。1986年5月15日【事故から20日】の時点の値。[文献 3.18より引用]【スケールの単位は Ci/km^2 。ベラルーシとウクライナにまたがる地域。】

放射性セシウム以外の放射性核種（表3.1参照）についても、セシウム同様の沈着量の地図を作ることができる。 ^{90}Sr による沈着量は、図3.8に示されている。 ^{137}Cs の分布と比較すると次のことが言える：(a)原子炉から放出された ^{90}Sr は ^{137}Cs より量が少ない、(b)ストロンチウムがセシウムより揮発性の低い形態【燃料粒子】で放出された。従って、 ^{90}Sr が沈着した地域は、 ^{137}Cs に比べれば、図3.8に示すように、チェルノブイリ原子力発電所周辺に集中した。土壤に沈着したプルトニウムの量も測定されている（図3.9参照）。プルトニウムは猛毒なので、 3.7 kBq/m^2 【セシウムの10分の1の濃度】を警戒すべき目安とするが、それ以上の地表汚染があった地域のほとんどは、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の中におさまっている。



図3.8.: ^{90}Sr の地表への沈着量マップ。[文献 3.4より引用]【スケールの単位は kBq/m^2 。ベラルーシとウクライナにまたがる地域。】

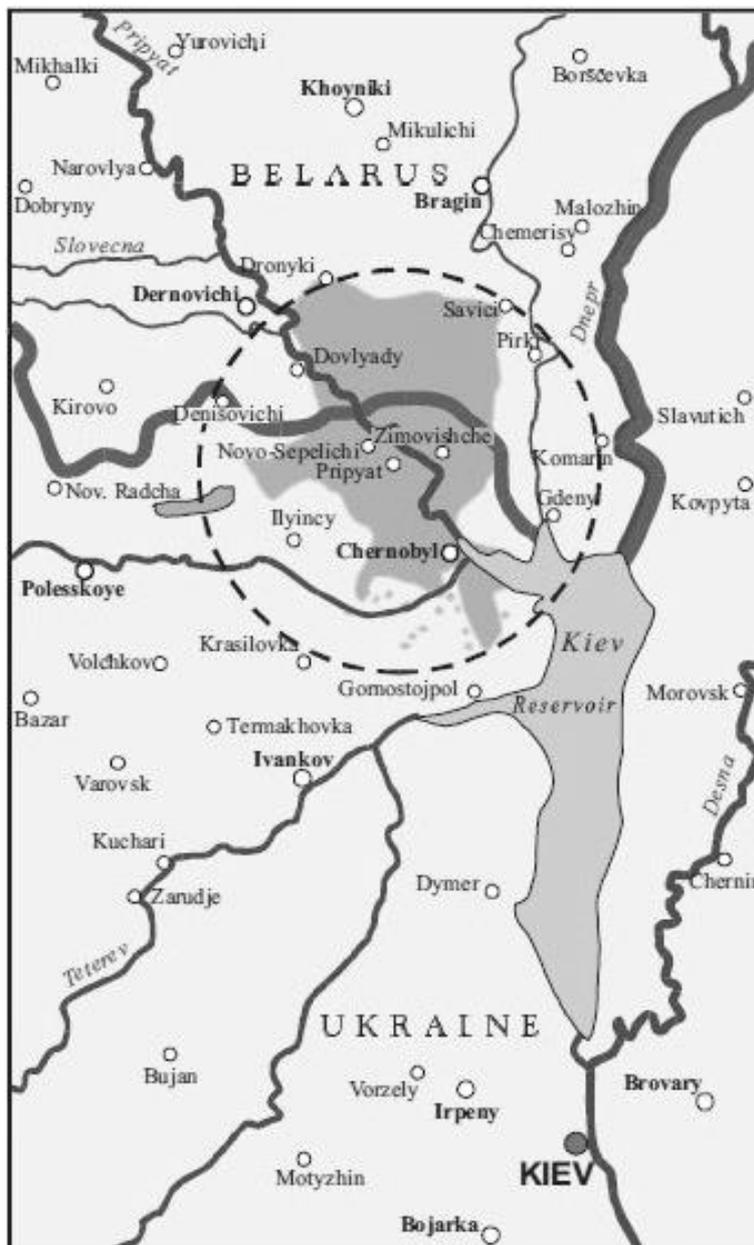


図3.9.: ^{239}Pu と ^{240}Pu の地表への沈着量マップ。高汚染の暫定的な指標値である 3.7kBq/m^2 以上の汚染地域をオレンジ色で示している。【文献 3.4より引用】【チェルノブイリ近郊。点線はチェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）。他の放射能汚染の詳細分布は図7.6を参照。】

訳注14：セシウムとヨウ素の量の比率は場所によって異なるが、 ^{129}I と ^{131}I の比率は一定であると仮定する事ができる。

訳注15：放射性核種は放射性壊変して別の核種に変わるが、同じ数の放射性核種があっても半減期が長いとゆっくり壊変するので、単位時間に放出される放射線の量も少なくなる。

訳注16：質量分析の精度を上げるために測定試料をイオン化し、加速器で加速した後に速度測定などで分析する方法で、半減期の長い核種では放射線測定より感度が上がる。

3.1.6. 地表汚染の同位体組成

地表を沈着した放射性核種のうち、最も広範囲に測定されたのが¹³⁷Csである。その他の放射性核種 (¹³⁴Cs、¹³⁶Cs、¹³¹I、¹³³I、¹⁴⁰Ba/¹⁴⁰La、⁹⁵Zr/⁹⁵Nb、¹⁰³Ru、¹⁰⁶Ru、¹³²Te、¹²⁵Sb、¹⁴⁴Ceなど) の濃度は、¹³⁷Cs濃度に対する比率という形で求められた¹⁷。この比率は場所によって異なる。というのも、(a)沈着の際、放射性物質の形態がいくつかあって(燃料粒子=不揮発・不溶、エアロゾル=不揮発・水溶、気体=揮発・水溶)、それぞれの形態で沈着する地域・到達距離が違う為であり、(b)事故の進行に伴って、原子炉内の放射性核種の組成が、放出時刻によって変わってくる為である。実際、各放射性核種の濃度の¹³⁷Cs濃度に対する比率は時間と共に変動する。チェルノブイリ事故後の測定によれば、この比率は、放出された時刻や、放出の特徴(炉心部分の温度等)によって大きく異なっていた[3.2, 3.20]。

最初に発生した放射性プルームは、露出した炉心がまだ比較的低温の時期に爆発して放出されたもので、その核種組成は低温期を反映していて、西に向かった。第二の放射性プルームは、急速に温度が上昇しつつあった炉心から放出されたもので、北～北東へ向かった。第三の放射性プルームは、2000℃以上となった炉心から放出されたもので、主に南へ向かった。2000℃以上という高温では、揮発性の低い放射性同位元素(モリブデン、ストロンチウム、ジルコニウム、ルテニウム、バリウムなど)ですら簡単に放出される。この時期にはヨウ素の放射性同位体の放出量も増加した。

ベラルーシの原発から遠く離れた地域や、ロシアのカルーガ州【Kaluga】、トゥーラ州【Tula】、オリョール州【Orel】など【いずれも原発から数百km離れている】に、セシウムのホットスポット【周囲よりも高汚染の場所】がある。これらホットスポットにおける放射性核種の組成には共通点があった。地表に沈着したいろいろな放射性核種の測定値【具体的には¹³⁷Cs濃度に対する比率】を、放出の各方角について表3.4に示す。

表3.4. チェルノブイリ原発から放出された各種放射性核種【1986年4月26日】の地表面密度の相対値の推定値【¹³⁷Csの放射能密度に対する比率として求められている】[3.2]

	半減期	¹³⁷ Csに対する単位面積あたりの放射能			
		西方プルーム (近傍)	北方プルーム (近傍)	南方プルーム (近傍)	セシウム濃縮地 (遠隔地)
ストロンチウム 90	28.5 年	0.5	0.13	1.5	0.014
ジルコニウム 95	64.0 日	5	3	10	0.06
モリブデン 99	66.0 時間	8	3	25	0.11
ルテニウム 103	39.35 日	4	2.7	12	1.9
テルル 132	78.0 時間	15	17	13	13
ヨウ素 131	8.02 日	18	17	30	10
セシウム 137	30.0 年	1.0	1.0	1.0	1.0
バリウム 140	12.79 日	7	3	20	0.7
セリウム 144	284.8 日	3	2.3	6	0.07
ネプツニウム 239	2.355 年	25	7	140	0.6
プルトニウム 239	24400 年	0.0015	0.0015	-	-

西や北へ向かった放射性プルームに含まれる放射性核種の比率はどの場所でも似通っており、多くの地点で一致していたが、南に向かった放射性プルームにおける放射性核種の比率は異なっていた。すべての放射性核種の対セシウム比率は、 $^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ の濃度比を除いて、原子力発電所から離れるほど低くなっていた。遠いほど対セシウム比が小さくなるという傾向は、 ^{99}Mo や ^{140}Ba で顕著（二桁の低下）で、 ^{90}Sr や ^{103}Ru だと一桁の低下になるが、 ^{95}Zr や ^{144}Ce だと三分の一ほどしか低下しない。 $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ の濃度比はほとんど変化せず、原発から1000 km離れた地点ですら、わずかに四分の一ほどの低下であり、半径200 km以内となると、この濃度の比はほとんど変化がない。

訳注17：微量成分の分析では絶対値を求めるのが難しいので、より誤差範囲の少ない比率を使うのが普通である。

3.2. 都市環境

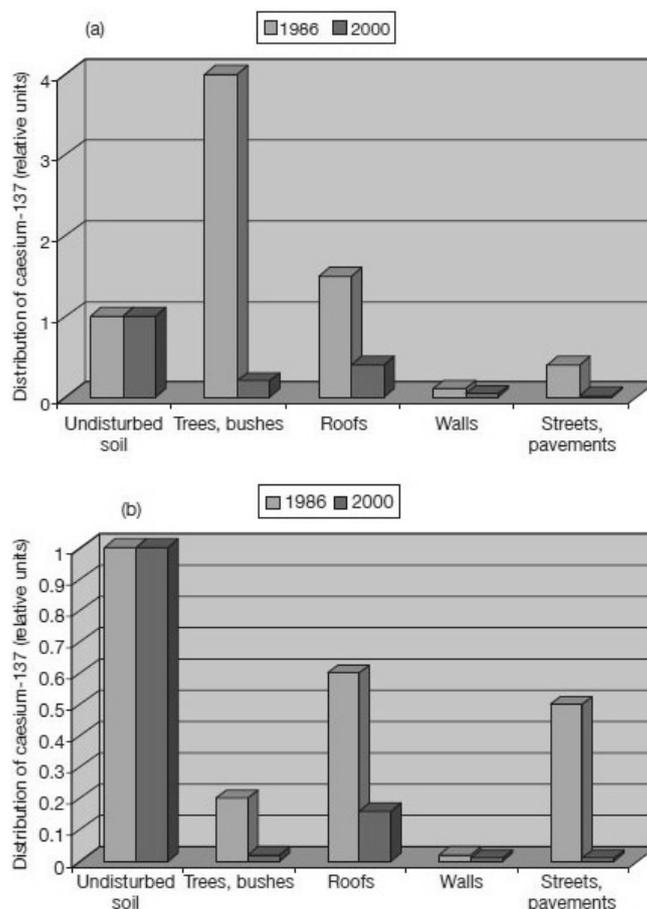


図3.10.: 地面の種類別に、 ^{137}Cs 沈着量の違いを示したもの。調査年度は1986年と2000年。(a)風による沈着（乾式沈着）と(b)雨による沈着（湿式沈着）[文献 3.23より引用]【地面の種類は自然に放置された土地=undisturbed soil、木や藪など葉に覆われているところ、屋根、壁、道路や舗装地。縦軸は、undisturbed soilでの汚染を1とした相対値。】

3.2.1. 沈着状況のパターン

放射性物質のフォールアウトで、旧ソ連やヨーロッパ諸国の数千に及ぶ居住地が長期に渡って放射能汚染され、住民は、ガンマ線で外部被曝したり、汚染食品を飲食して内部被曝したりした。チェルノブイリ原発に近いプリピャチ【Pripyat】市街やチェルノブイリ市街、いくつかの居住地などは、乾燥した天気の下で放射性プルームが直撃して相当に汚染された。より遠く離れた居住地も、上空を放射性プルームが通過している間に降雨があった場合は、かなり汚染された。

降下物が居住地に沈着した際、芝生・公園・路・屋根・壁などの野ざらしの表面に放射性核種が沈着した。フォールアウトした放射性物質の放射能の強さや元素組成は、3.1.2節でも述べたように、沈着が降雨によるもの【湿性汚染】か、そうでないものか【乾性汚染：風による付着や自然の沈着】かによって大きく左右される。後者の乾性汚染は、風などによる大気への混合、単純な拡散、化学的な吸収の影響を受ける。樹木・茂み・芝生・屋根などの地表の汚染は、湿性汚染より乾性汚染のほうが酷かった。湿性汚染に限ると、図3.10(b)にあるように、水平な地表【露な地面や芝生など】が最も汚染される。特筆すべきは、家屋の周辺で¹³⁷Csの放射能濃度が高くなっている事で、その場所は【乾性汚染によって汚染されていた】屋根から放射性物質が雨によって流し落とされる場所である。

3.2.2. 都市環境での放射性核種の移動

降雨や雪解けなどによる自然におこる風化作用や、交通・道路の洗浄・清掃などの人間活動によって、放射性物質は一旦取り付いた表面から離れて、居住区内を移動する。例えば、樹木や灌木の汚染された広葉・針葉は自然な落葉と共に居住区から除去され、アスファルトやコンクリート舗装に積もった放射性物質は、道路の摩滅で削り取られたり雨で洗い流されたりして、排水溝を通して除去された。このような自然・日常活動により、住宅地や余暇で使われる地区での放射線量が1986年のうちに大幅に減り、その後数年間も減り続けた[3.21]。

一般に、家屋の垂直面【外壁】は、屋根などの水平面ほどには、雨による風化を受けない。事故から14年間で放射能が減った割合は、外壁の場合で50～70%程度である【図3.10にもあるように、元々の量は少ない】。屋根の場合（データはデンマーク）、風化による放射能の減少は14年間でもとの60～95%である（図3.11参照）[3.22]。

これとは対照的に、アスファルト表面の放射性セシウム汚染は非常に改善し、一般に汚染当初の10%以下しか残っていない。僅かに残った放射性セシウムは、アスファルトの瀝青^{訳注18}に付着している。これは主に道路粉塵の薄い層に存在し、最終的には風化で取り除かれるだろう。

チェルノブイリ原発近くのプリピャチ市で1993年に行われた測定によれば、道路は依然として放射性セシウムに酷く汚染されたままだった。ちなみに、この町では事故直後に避難措置が取られており、それ以来交通が制限されている。当初に沈着した放射性セシウムの、およそ5～10%がコンクリート舗装表面に固着している模様で、過去数年にわたってほとんど減っていない。この事は、硬い水平表面では交通量が多い所ほど速く風化がすすむという一般的傾向と合っている。

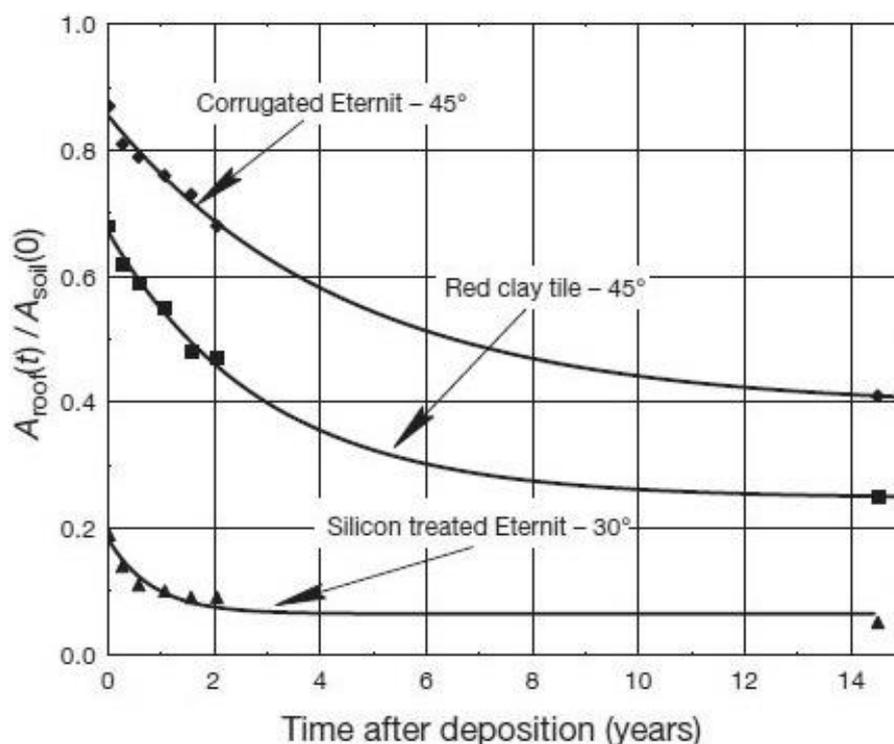


図3.11.: ^{137}Cs の汚染を3つの異なるタイプの屋根（デンマーク、リーセ市（Risoe））で15年に渡って測定した結果。【文献 3.22より引用】【横軸は沈着後の年数。縦軸は初期の地表の沈着量に対する相対値。】

こういった風化プロセスの結果、下水システムと下水汚泥【スラグ：下水を濾過したり沈殿させたりした後の汚泥】貯蔵地が二次汚染を起こし^{訳注19}、特別な浄化策が必要となった。一般に土壌内の放射性元素が他の市街地に拡散する事はなかったが、自然におこるプロセスや庭・家庭菜園・公園の掘り返しの際に土壌が交じり合う事で、放射性元素は土壌を下向きに移動した。

訳注18：瀝青（bitumen）の例としてコールタールがある。

訳注19：濾過によって放射性物質は非常に濃縮される。

3.2.3. 都市環境での被曝線量率の推移

都市域に沈着した放射性核種からのガンマ線は外部被曝を引き起こした。屋外における被曝と比べて（5.2.2節参照）、屋内における被曝は非常に低い。これは建築構造物、とりわけレンガとコンクリートで出来た構造物にガンマ線が吸収されるためである。建物のなかでは、特に複数階ある建築物の上層階が最も被曝が少ない。放射性壊変による減衰【物理的半減期に従う減衰】、硬い表面からの雨による洗い流し、土壌深部への移動により、普通の都市域の空間線量率は時間とともに

徐々に減ってきている。

都市での被曝を決める要素は他にもある。都市内の一地点と、空が妨げられていない場所【芝生の公園など】との空間線量率の比の時間変動である。この比をlocation factor=位置係数と呼ぶ^{訳注20}。位置係数が時間変化するのは、放射核種が都市内で移動する為である。チェルノブイリ事故後、位置係数が時間とともに変化している事は、図3.12に示すようにロシアのノボジブコフ市【Novozybkov】での測定でも明らかに認められる[3.24]。公園や草地のような未利用地の位置係数は比較的一定だが、アスファルトのような硬い表面の位置係数は時間とともに大幅に減少した。同様の時間変化は他の国々でも見られている[3.25、3.26]。

現在、チェルノブイリ事故で放射能汚染した居住地区のほとんどで、硬い表面の上での空間線量率は事故前の水準に戻っている。空間線量率の測定値が高めなのは主に放置地【人の手が数ヶ月以上入っていない空き地】である。最も酷く放射能汚染された都市は、チェルノブイリ原発の北3kmのプリピャチ市街である。住民は事故から1日半以内に、非汚染地域へ移住させられた。

訳注 20：位置係数は図 5.2 に示される被曝推定などで使われる。

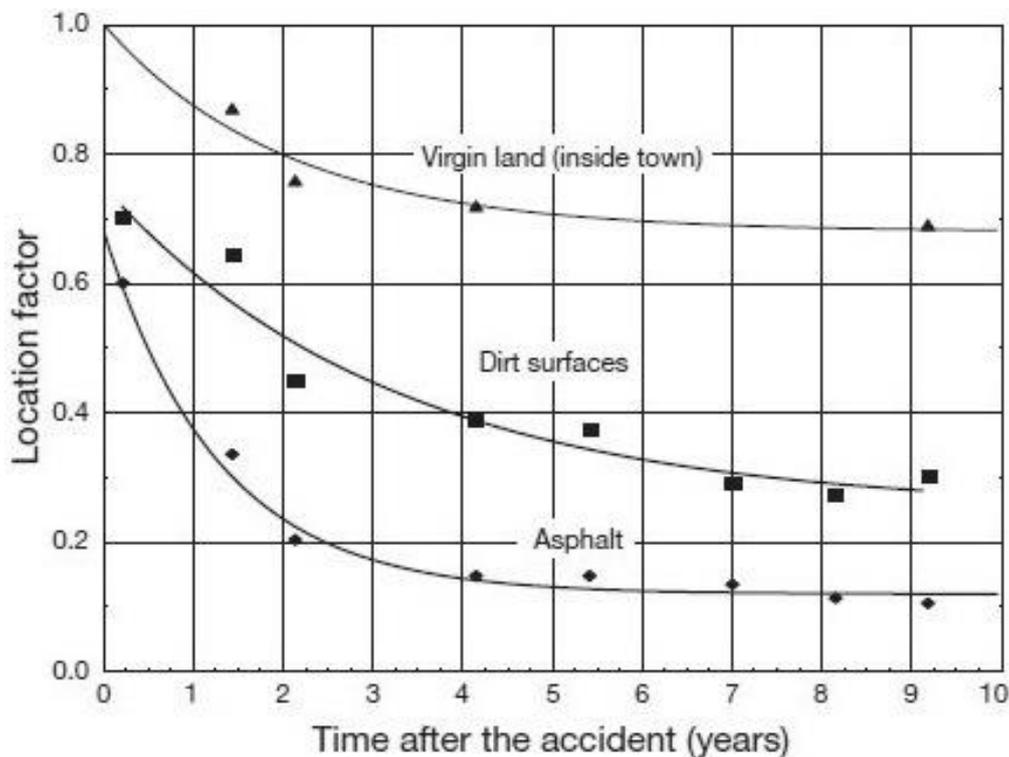


図3.12.: 3つの異なるタイプの地表面での放射線量率の違いとその推移(チェルノブイリ事故から9年間)。測定はロシア・ブリャンスク州のノボジブコフ市 (Novozybkov)。[文献 3.24より引用]【縦軸は未利用地での初年度値を1とした相対値。横軸は事故後の年数。都市内の公園や草地などの未利用地、地表面、アスファルト。障害物のない場所で調べた。】

3.3. 農業環境^{訳注 21}

3.3.1. 陸域環境での放射性核種の移行^{訳注 22}

放射性同位元素は、自然環境の中では、元素ごとに異なった動きをする。そのうち、セシウム、ヨウ素、ストロンチウムなどの放射性核種は、【溶解や化学反応を通じて、あるいは風や雨などによって】環境の中で移行しやすく^{訳注 23}、状況によっては食料へも移行する。セシウムなどとは対照的に、アクチノイド系【actinides：原子番号89～103の、自然界に存在しない重い元素で、原発事故起源の放射性核種】のように水溶性の低い放射性核種は、大抵は土壌に留まる。放射性核種の主な循環経路と、人体被曝につながりかねない移行経路を図3.13に示す。

放射性核種の陸域での移行経路を決める要因は多い。ある種の環境で移行が大きい場合に、放射生態学的に敏感【radioecologically sensitive】と呼び[3.28]、そのような場合は高い放射線被曝をもたらす。

チェルノブイリ事故で沈着した放射性核種のうち、農産品を通しての人体被曝が最も大きかった核種は、汚染初期（事故から2ヶ月間）では、放射性ヨウ素である。長期的には、最大の被曝源は放射性セシウムに移り、セシウムほどではないにせよ放射性ストロンチウムも大きな被曝源となった。

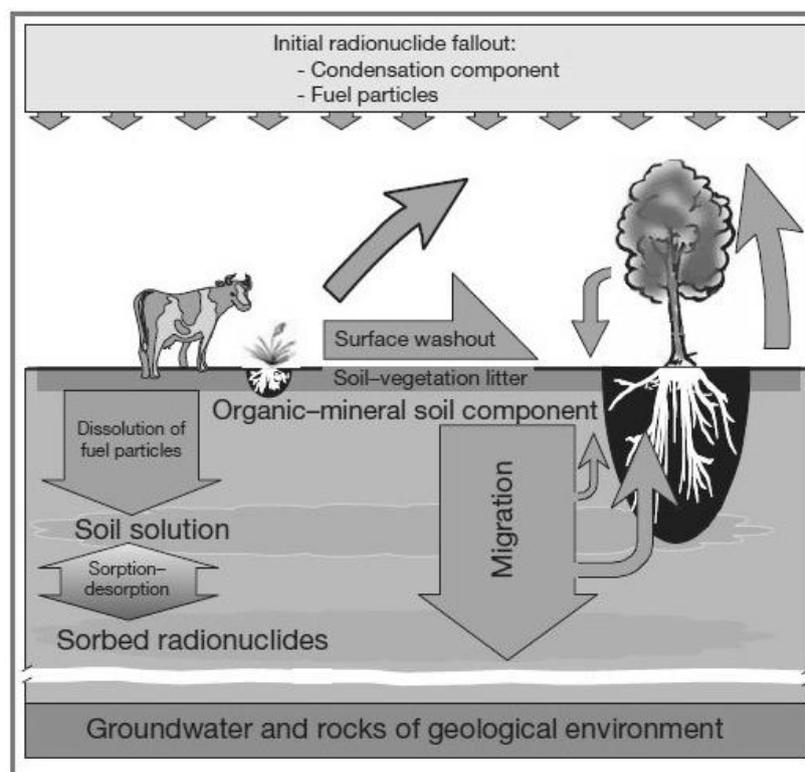


図3.13.: 陸地・上空における放射性核種の主な移行経路。[文献 3.27より引用]

放射性セシウムの環境での移行は、自然に近い生態系のほうが農業の生態系よりも深刻で、その差は量にして2～3桁もある[3.29]。この違いを作った要因は色々ある【詳細は3.3.4.1節】。とりわけ重要なのは、土壌の性質や食物連鎖が生態系ごとに異なり、自然に近い生態系の中には、農産品への汚染を引き起こしやすいものがあるという事だ。ここでいう土壌の性質とは物理的・化学的な意味である。(例えば、カリウム不足の痩せた土壌では、カリウムと化学的性質の似た放射性セシウムが、代わりに植物に吸収されやすい。) また、特別な食物連鎖の経路があり、これにより準自然生態系からひどく汚染された産物が生じる。他の要因として垂直構造がある。【森林環境の詳細は3.4節で述べるが、】森林土壌は、農地の土壌とは基本的に異なる。森林土壌は、垂直方向にはっきりと多層に分かれ、大抵の場合、最下層に非土壌のミネラル層があり、その上に【落ち葉などの】有機物が未分解のまま大量に残っている層がある構造になっている。対照的に、農業用の土壌は、普通はより粘土質で、【未分解の】有機物が少ない^{訳注24}。

訳注21: ロシア・ヨーロッパと日本とでは土壌や気候の違いがあるので、本節に出る諸係数の値は、日本にはそのまま適用できない。日本での値は農水省のホームページ

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

に野菜に関する移行係数(本節で説明)の最新値が載っている。

<http://www.maff.go.jp/j/press/syouan/nouan/110527.html>

訳注22: 本節は3.3.3節と3.3.4節のまとめのような節で、詳しい説明はそちらを参照してほしい。

訳注23: 移行(transfer)とは、放射性物質がダイナミックな動きで移動するのではなく、化学的、生物的に移動して汚染が広がること。

訳注24: 日本の場合、有機物(organic matter)はミミズや微生物など直ぐに分解されて、肥沃な土壌をつくるが、大陸の寒冷地では、有機物がなかなか分解されずに、植物の養分にならない事が多い。従って有機物が多い土壌は、大陸型黒土(chernozem soil)を除いては、ここでは痩せた土地であると思ってよい。

3.3.2. 事故により影響を受けた食物生産系

チェルノブイリ事故によって放出された放射性物質は、陸域を広範囲に汚染し、旧ソ連だけでなくヨーロッパの多くの国々の農地と自然地の両方の生態系に大きな影響を及ぼした。

旧ソ連の国々では、事故当時、2種類の食糧生産システムがあった。大規模な集団農場と、小規模な個人農場である。集団農場では、生産力を上げる為に、耕耘と化学肥料の施肥を組み合わせた輪作を行っていた。対照的に、伝統的な小規模個人農場では、人工肥料をめったに使用せず、生産力向上の手段は堆肥を使っていた。典型的な個人農場には大抵1頭の、多くて2～3頭の雌牛が飼われていて、主に自家消費用のミルクを生産していた。個人農場が家畜を放し飼いできる範囲は、元々は集団農場で使用されていないような【生産性の低い】土地に限られていたが、近年では牧草の生え易い牧草地も使用が許されるようになっている。

西ヨーロッパでは、痩せた土地も広く農業に使用され、主として反芻動物(例えば羊、ヤギ、トナカイ、牛等)が放し飼いされている。これらの放牧地は、西ヨーロッパや北ヨーロッパの高山牧

草地や高原にも分布しており、有機物が未分解のまま多く残っている土壤が多い。

3.3.3. 事故直後の初期【数ヶ月まで】における農業への影響

チェルノブイリ事故当時、影響を受けた地域では、緯度と標高の違いに応じて、異なる地域で農作物の成長期が異なっていた。事故直後は、大気を浮遊している放射性物質が風などで自然に降り積もる【dry contamination/dry deposite：乾性沈着】際に葉に引っ掛かると、大気を浮遊している放射性物質が雨によって降り落とされる事【wet contamination/washout：湿性沈着】の2つによって、農作物が放射能で汚染された。中期的および長期的には、根からの取り込みが主な汚染源となった。放射性核種の濃度は大抵の食品で【事故の起きた】1986年が最大だった。

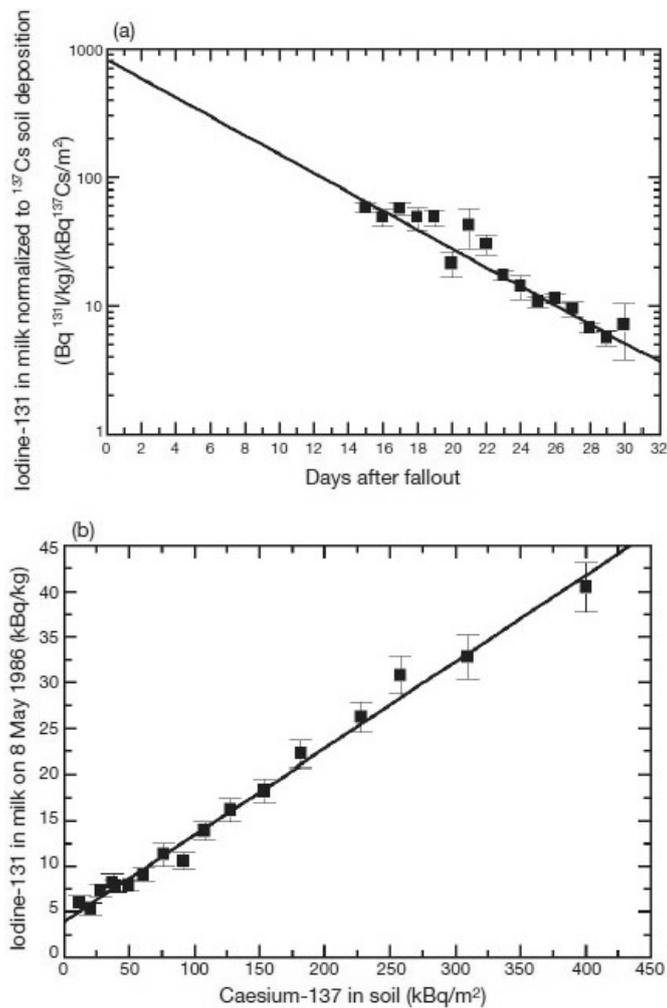


図3.14.: 汚染初期1ヶ月の ^{137}Cs の地表沈着量【半減期30年、単位は kBq/m^2 】と牛乳中の ^{131}I の濃度【半減期8日、単位は kBq/kg 】の関係。測定はロシア、トゥーラ州（Tula）。(a)地表沈着量に対する牛乳中の濃度の相対値の時間変化。(b)地表への沈着量（横軸）と牛乳中の濃度（縦軸）の相関（1986年5月8日の値に換算）。[文献 3.30より引用]【図(a)の縦軸は対数スケール。図(b)の換算は半減期8日を考慮したもの。】

事故直後暫くは、 ^{131}I が最も問題となる放射性核種で、主にミルク経由の内部被曝が主な被曝経路だった。これは、大量に放出された放射性ヨウ素が葉の表面に溜まり、それを乳牛が食べたからである^{訳注25}。口から入った放射性ヨウ素は、牛の腸内で完全に吸収され[3.31]、その後急速に（およそ1日以内）甲状腺と乳に移行した。そのため、1986年4月下旬～5月初旬に農地に放射性物質が沈着した直後に、ミルクの放射能汚染も急速にピークとなった。なお、ピークの現れ方は、各国農地への放射性物質の沈着の時期によって異なる。この期間、旧ソ連とヨーロッパ諸国のミルクの ^{131}I 濃度は、安全基準（1リットルあたり数百～数千ベクレル：国によって違う）を上回ってしまった（4.1節参照）。

事故直後の数日間、 ^{131}I によるミルクの汚染データは旧ソ連では取れていない。放射能汚染の酷かったこの地域では、大事故への対処と言う最優先事項に当局は全力を傾けており、ミルクの事まで気を配る余裕はなかった。混乱時期であったにもかかわらず、事故2週間からは、ロシアのトゥーラ州【Tula】でデータが取れている。それを図3.14(a)に示す。データによると、地表の単位汚染当たりのミルクへの濃縮量、即ち、ミルク中の ^{131}I の濃度を地表沈着した ^{137}Cs の量で割った値が、減衰曲線的に減っていることが分かる。図の直線を汚染初日にまで外挿する事により、事故直後のミルク中の ^{131}I の濃度を推定できる。更に、5月前半の ^{131}I によるミルク汚染と ^{137}Cs による土壤汚染のデータを比較する事により（図3.14(b)参照）、土壤経由のみならず、浮遊している放射性ヨウ素を牛が直接吸い込む事による汚染があるらしい事がわかる。というのも図に示された直線は原点を通過していないからである^{訳注26}。

事故当時、北ヨーロッパはまだ早春で、乳牛とヤギはまだ牧草地に出ていなかった。お陰でミルクは殆ど汚染されなかった。対照的に、旧ソ連南部や、ドイツ、フランス、南ヨーロッパでは、乳用動物は既に戸外で牧草を食べており、牛、ヤギ、羊のミルクが汚染された。ミルク中の ^{131}I は、4～5日の実効半減期で減少した[3.32]。ヨウ素の半減期8日より早く減ったのは、餌となる草から、風や雨などによって放射性ヨウ素が除かれたからである(図3.15参照)。葉からの除去は、放射性ヨウ素が9日で半減、放射性セシウムが11日で半減という速さだった^{訳注27}[3.33]。葉野菜もその表面は汚染され、食物連鎖によって人体被曝【内部被曝】を引き起こした(図3.15参照)。

植物と動物の両方が放射性セシウムに汚染され、多少ながら放射性ストロンチウムにも汚染された。チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）を除くと、1986年6月以降は、ほとんどの環境試料と食品で放射性セシウムが主な核種となった。図3.16に示すように、1986年の春の間、雨や風による葉からの除去や、植物の成長、その他の自然のプロセスにより、ミルクの放射性セシウム汚染は約2週間で実効的に半減した。しかし、放射性セシウム汚染は1986～1987年の冬に再び悪化した。というのも、1986年の春から夏にかけて収穫された干し草が汚染されていて、それを牛が食べたからである。悪化は、多くの国で事故の年の冬に見られた。

環境汚染を引き起こした他の放射性核種【ヨウ素とセシウム以外】は、事故直後はあまりミルクへ移行しなかった。というのも、ヨウ素とセシウム以外の放射性核種は、もともと腸であまり吸収されないうえ、（ストロンチウムのように）飛散の際に燃料粒子の内部に閉じ込められていて、生体への取り込みが低かったからである [3.35]。それでも、動物へ移行した放射性核種はあり、中でも、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ の反芻動物への移行（肝臓への蓄積）は大きかった[3.36]。

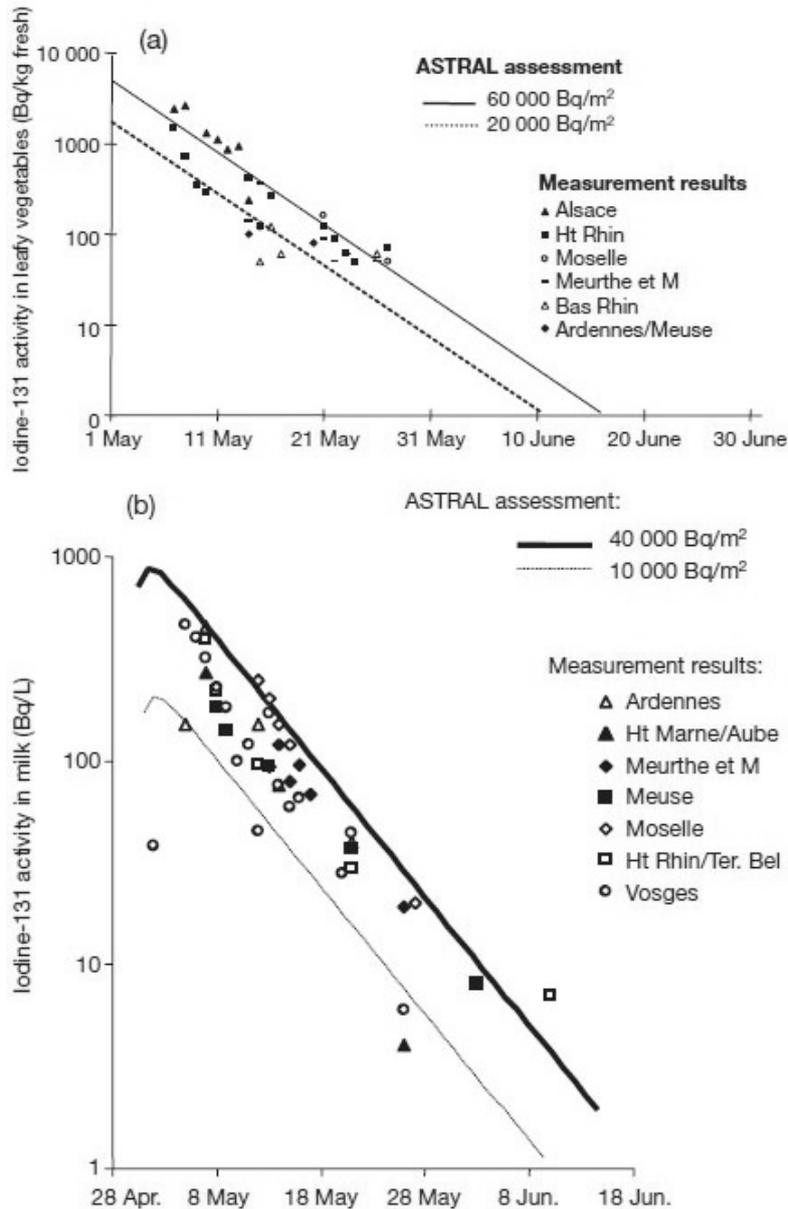


図3.15.: 汚染初期2ヶ月の¹³¹I【半減期8日】による(a)葉野菜中の濃度、および(b)牛乳中の濃度。【葉野菜汚染の単位はBq/kg（新鮮時）で、牛乳汚染の単位はBq/L。】測定はフランス各地。[文献 3.34 より引用]【図の異なるマークが異なる地方を示す。ヨウ素半減期より早い4～5日の半減を示している。実線は初期濃度に各種減衰効果を組み合わせた推定変化（ASTRALモデル）。】

訳注25：葉の表面は放射性ダストが被りやすく、低汚染地域でも放射能値が高くなり得る。

訳注26：ミルク汚染が全て牧草経由であれば、土壤汚染に対して正比例になる筈だが、直線は原点の少し上を通っており、全ての土地（汚染度が違う）でミルク汚染のかさ上げがあることがわかる。このかさ上げが、本文でいう空気中の放射性ダスト起源に対応する。

訳注27：動物の乳は新陳代謝が2～3日なので、餌さえきれいになれば2～3日で放射性核種が抜ける。

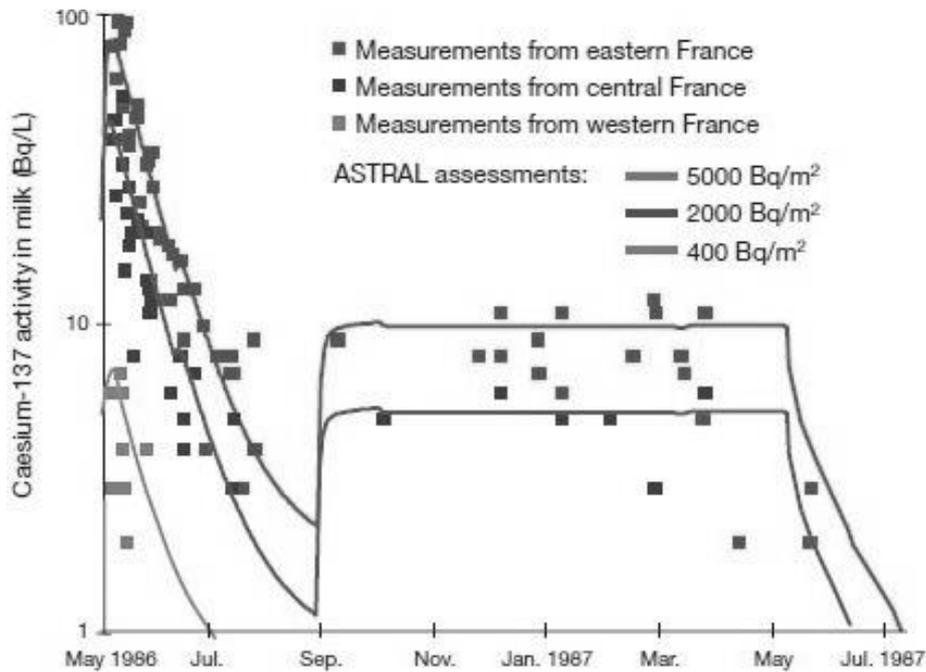


図3.16.: 事故から1年間の牛乳中の¹³⁷Cs【半減期30年】濃度の推移。測定はフランス各地。[文献 3.34より引用]【縦軸の単位はBq/L。上の線=東部、中の線=中部、下の線=西部で1年余りの期間について調べた。実線は初期濃度値に春刈り干し草経由汚染を組み合わせた推定変化（ASTRALモデル）。】

3.3.4. 長期間に渡る農業への影響

1987年以降になると、主に各土壌成分と放射性核種との相互作用が、農作物や家畜の放射性核種の量を左右した。というのも、陸域の生態系の場合、半減期の長い放射性核種が残りやすい場所とえば、先ず土壌だからである。各土壌成分と放射性核種との相互作用は、どの放射性核種が、どの程度土壌から農作物や家畜へ取り込まれるのかを決め[3.37, 3.38]、放射性核種の土柱内の下への移動にも影響を与える。

3.3.4.1. 土壌－農作物系での放射性核種の物理的・化学的性質

植物は土壌溶液【soil solution】から栄養と汚染元素を吸い上げる^{訳注28}。土壌溶液中の放射能濃度は、土壌成分【soil matrix】の水への溶け出しによって決まり、溶け出しの際に複数のイオンの物理プロセス・化学プロセスが競合している^{訳注29}。主な競合元素の土壌中の組成と濃度は、土壌から放射性核種がどれだけ土壌溶液に溶け出すかを決める上で鍵となる。更に、チェルノブイリ事故後の多くのデータから、土壌中の粘土鉱物の種類と量が、放射性セシウムの生態系での動きを左右する事も分かっている。これらの特徴は、放射性セシウムの振る舞い、とりわけチェルノブイリ原発から遠く離れた土地での振る舞いを理解するのに非常に重要である。遠隔地では、¹³⁷Cs汚染は水に溶けやすい形で起こり、それが高濃度で地面に沈着した^{訳注30}。

原発に近い土地では、放射性核種は燃料粒子の塊に含まれた形になっていて、それが分解して放射性核種が外に出るまでに【そして土壤に染み込むまでに】時間がかかる【3.1.2節参照】。現に、このプロセスが未だに終わっていない。燃料粒子がどのくらいの早さで分解して土壤に染み込むかを決めるのは、主に土壤溶液の酸性度pHと、燃料粒子の物理的・化学的特性（特に酸化度）である（3.17図参照）。pH=4の酸性土壤では、約1年で粒子の半分が分解したが、pH=7の中性土壤では14年かかった[3.39.3.41]。したがって、酸性土壤ではほとんどの燃料粒子が既に分解して土壤に染み込んでいる。中性土壤だと、燃料粒子の分解によって出てくる⁹⁰Srの量は増加中で、増加は今後10～20年に続く見込みである。

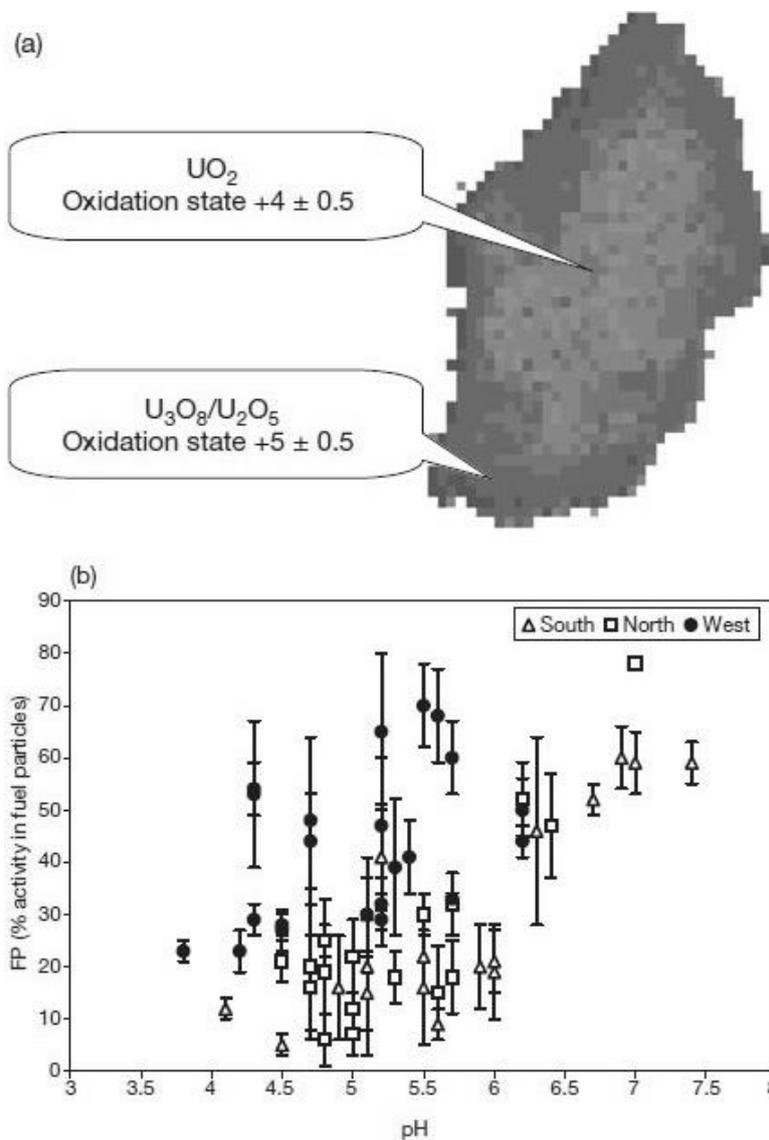


図3.17.: (a)チェルノブイリ近辺に飛散した燃料【酸化ウラン】の土壤による酸化効果。[文献 3.40より引用]【燃料粒子内部で非一様に酸化していく様子のスケッチ。その結果、燃料粒子の一部が分解し⁹⁰Srが放出され、燃料粒子内の⁹⁰Sr濃度が下がる。】(b)事故後10年の時点での飛散燃料内の⁹⁰Srの比率。[文献 3.39より引用]【横軸は土壤のpH、縦軸は⁹⁰Srの含有率。】

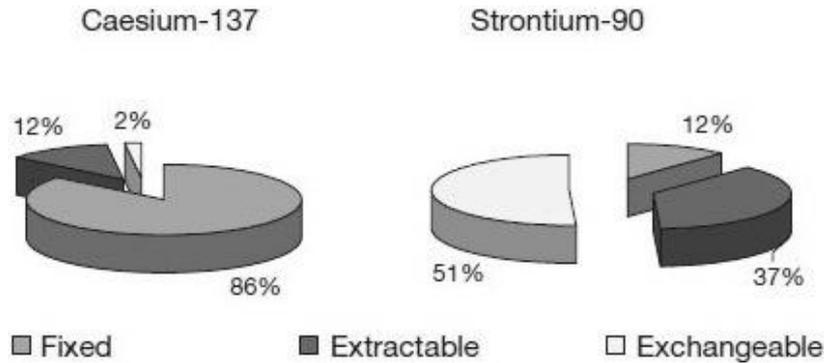


図3.18.: 放射性物質の土壤への固定度。測定は1998年で、ベラルーシ、ゴメリ州（Gomel）のポドゾル風のローム土（soddy podzolic loam）。[文献 3.46より引用]【左図が¹³⁷Csで、右図が⁹⁰Sr。化学抽出法（sequential extraction technique）が上手く行くかどうかで分類した。ゴメリ市は原発の北北東130 kmに当たる。】

土壤中のミネラル（カリウム等の栄養素）だけでなく、微生物も土壤中の放射性核種の動きを左右する事がある[3.42および3.43]。微生物はミネラルや未分解有機物【落ち葉や死骸】と作用して、放射性核種の動植物への吸収量をも変える事がある。菌根類【植物の根に共生する菌類】のように特殊な土壤微生物だと、寄生元の植物が土壤溶液から放射性核種を吸収するのを促進する場合もある。

放射性核種の土壤中の移動や動植物への取り込みの難易やその度合いは、昔から連続抽出法【sequential extraction】で調べられている。この方法は汚染物質と土壤各成分との結合を切り離すような、連鎖反応しやすい化学物質を対象の土壤に続けて反応させるというもので、数多くの実験手法が開発されている。この手法による結果の一例を図3.18に示す。この図によると、放射性ストロンチウムより放射性セシウムのほうが土壤に固定されやすい。上記の化学的な抽出法は対象土壤ごとに適性があり、土壤によっては必ずしも同じ数値は出て来ない。ゆえに、この手法で出来るのは核種の動きやすさの推定までであり、具体的な数値までは出せない。

連続抽出法【sequential extraction】で土壤を調べた結果、1986年の事故から10年で、¹³⁷Csのうちの移行しやすい分は、3分の1～5分の1に減ったことが分かった^{訳注31}。この減少により農作物汚染も減少するが、ここまで急速に減少した理由として2つの可能性として挙げられている。ひとつは、放射性セシウムが粘土鉱物の層の間に次々に挟まって固定されたのではないかと、いうもので、もう一つは、放射性セシウムがゆっくり拡散して、粘土鉱物の複雑な先端部に結合した、というものである^{訳注32}。このような過程は、放射性セシウムを【土壤溶液と土壤粒子の間で】交換し難くし、そのまま農作物への根からの取り込みが難しくなる事【即ち汚染し難くなる事】を意味する。⁹⁰Srは逆で、交換しやすい成分が年々増えている。これは燃料粒子の分解によって⁹⁰Srが土壤に入ってきた為と考えられる。

訳注28：土壤溶液とは、土壤から養分が溶け込んだ水の事で、これを根が吸い上げる。

訳注29：例えばセシウムとカリウムとナトリウムの化学的性質が似ているので、土壤から土壤溶液

に溶け出す溶解濃度は、3つ合わせて概ね一定値となる。従って、カリウムやナトリウムの溶解濃度が高まれば、セシウムの溶解濃度は低くなる。この関係を競合元素という。ちなみに、これらの元素は土壤溶液へは陽イオンとして溶け出す。以下の本文はその説明。

訳注30：遠いところの汚染は主に降雨に伴われるが、雨滴によって運ばれるような放射性核種というのは、その段階で水に溶けやすい形（化学結合や大きさ：3.1.2節参照）になっており、さらに雨の勢いに乗って地面に圧縮されてへばりついていた。これら湿性沈着での汚染は、風や拡散による乾性沈着と水溶性などが異なる。

訳注31： ^{137}Cs （物理的半減期約30年）の量そのものでなく、そのうちの植物に吸収されやすい部分だけを指す。

訳注32：粘土鉱物がある場合、養分となる元素はミネラルと電氣的に結合して、根からの積極的な作用（負イオン等）がないと、簡単にはミネラルから離れて溶け出さない。この結合が強まると根からの作用も効かなくなる。

3.3.4.2. 土壤中の放射性核種の移動

放射性核種は土壤中を下向きに移動していく。そのメカニズムとして、対流、分散、拡散および生物的な混合などが考えられる。放射性核種の根からの取り込みの度合いは、土壤中の放射性核種の下向きへの移動と相関している。普通、放射性核種の下向きへの移動の速さは、土壤の種類とその物理的・化学的な形態によって異なる。例として、図3.19にベラルーシ、ゴメリ州【Gomel】で測定された、 ^{90}Sr と ^{137}Cs の深さ分布の時間変化を示す。両方の放射性核種とも、土壤のかなり深くまで移動したが、それでも大部分は農作物が根をはる範囲内に留まっている。一方、大気からの沈着で汚染された土地では、地下水への移行のリスクは小さい。

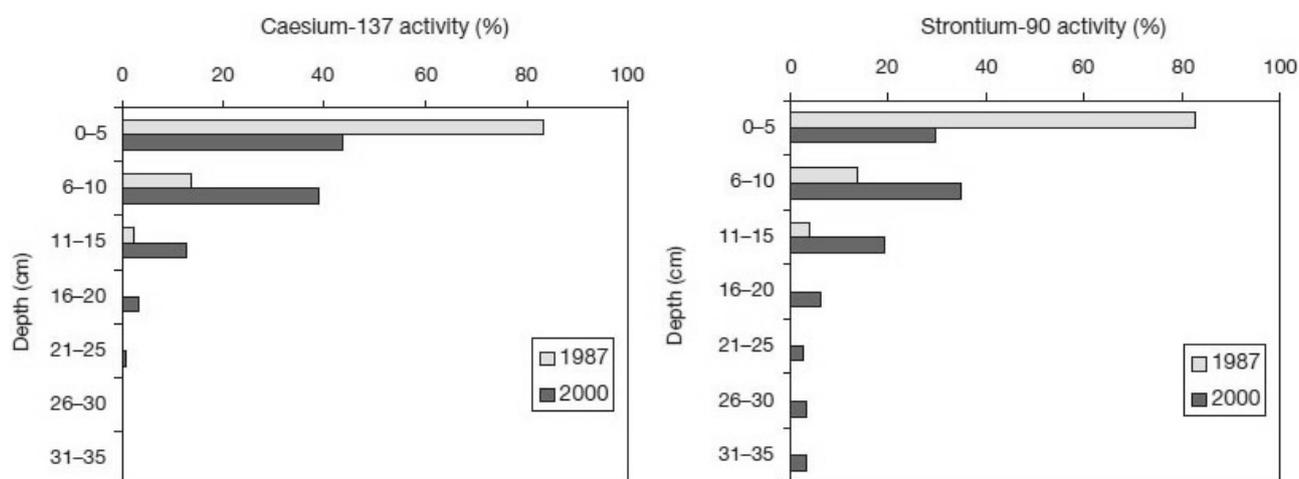


図3.19.: ^{137}Cs 【左】と ^{90}Sr 【右】の深さ分布（%表示）。測定は1987年と2000年で、ベラルーシ、ゴメリ州（Gomel）の草の生えたグライ（soddy gley）砂質土。[文献 3.46より引用]【縦軸は深さ、横軸は深さ方向に積分した放射能値を100%とした時の各層の比率。】

土壌が異なると、放射性セシウムや放射性ストロンチウムの下向きの浸透速度も違ってくる。泥炭土【peat soil】では、 ^{90}Sr はゆっくりとしか下向き移動しないが、 ^{137}Cs の下向き移動は、これらの（未分解有機質の多い）土壌で最も速くなる。もっとも、ポドゾル風の砂質土【soddy podzolic sandy soils】だと、そこまで速くはならない^{訳注33}。乾燥した牧草地の ^{137}Cs 移動は、根をはっている土層(0～10cm)より深い土壌では、事故後10年間ほとんど検知できなかった。したがって、農作物が根をはっているミネラル層では、放射性核種の下向きの移動は、 ^{137}Cs の【植物に取り込まれる量の】減少にほとんど寄与しない。対照的に、湿潤な牧草地や泥炭地帯では、放射性核種の下向き移動は重要で、これにより根の張っている土層での ^{137}Cs が減少して、農作物へ取り込まれる量も減る[3.48]。

^{90}Sr の場合は次の3種の砂質土で素早く下向きに移動する(図3.20参照)[3.27]：低腐植砂質土【low humified sandy soil＝要するに痩せた砂地】、ポドゾル風の砂質土【soddy podzolic sandy soil】、有機物が1%未満のローム砂質土【sandy loam soil】。一般に、 ^{90}Sr は、全くの未熟性土壌【non-equilibrium soil】で最も早く下向きに移動する。未熟性土壌は、土壌構造そのものが出来ていない川の氾濫原(低腐植の砂の状態)や、歴史の浅い耕作地、有機層が喪失した土地などに見られる。最後に述べた有機層の喪失した例には、山火事跡地や低有機質 (<1%) の砂が溜まったところ【河原等】がある。そのような条件では、放射性ストロンチウムが【土中の】水蒸気の流れに乗って地下水に届くほど深く移動したり、特定の土層だけ極端に放射能レベルの高くなる場合がある。こうして、土壌中の ^{90}Sr の垂直分布は非常に偏る事があり、そういう土壌ではストロンチウムの吸着特性が変化してきた。

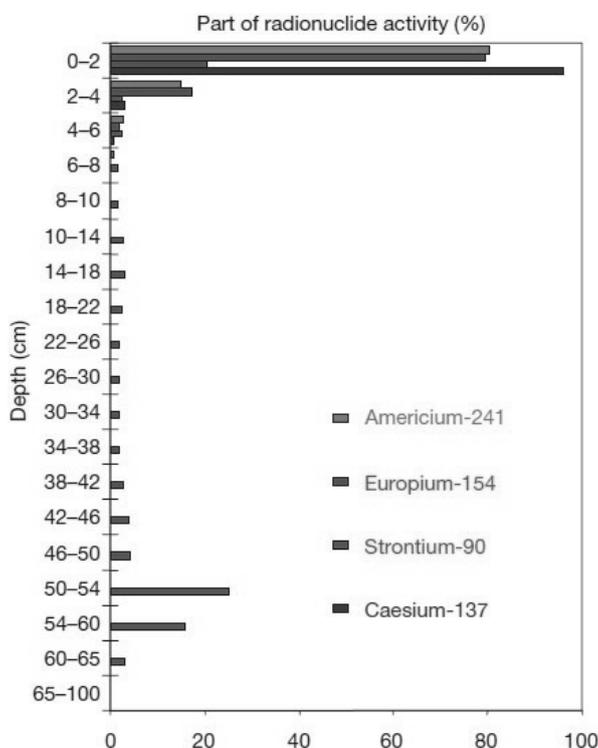


図3.20.: 放射性核種の深さ分布 (%表示)。測定は1996年。【恐らくチェルノブイリ近郊の】低腐植(humified)の砂質土壌。[文献 3.47より引用]【縦軸は深さ、横軸は深さ方向に積分した放射能値を100%とした時の各層の比率。横棒は上から ^{241}Am 、 ^{154}Eu 、 ^{90}Sr (下層で主要)、 ^{137}Cs (表面で主要)。】

農作業は、放射性核種の挙動に大きく影響する。耕すやり方や使用される農機具にもよるが、耕耘とは土壌を混ぜ返すことであって、結果的に放射性核種の垂直分布が変えられる。耕作地では、放射性核種は、耕された深さまでかなり一様に分布する^{訳注34}。

放射性核種は下向きに移動するだけでなく、集水地では横向きにも移動する【概ね風や水流に乗って流される】。ただし、下向きの移動に比べると水平方向の放射性核種の移動は遥かに遅い^{訳注35}[3.27]。土壌の浸食【それに伴って放射性核種も移動する】は、植物の種類と、繁茂の度合いによっても大きく変わると思われる。おおむね平坦な畑の場合、土壌の浸食の速さが違うと、耕作層【耕す深さまでの部分】に含まれる放射性核種の量も、最大75%ほど違ってくる[3.49]。

訳注33：ポドゾルは、肥沃度の極めて低い冷帯森林土で、腐植層の直下に灰白色の酸性の砂質土がある構造になっている。soddyは草の生えたという意味だが、常に一緒にでてくるので訳出しなかった。

訳注34：樹木と違って野菜や穀類は根の殆どが浅い所にしか伸びないので、そこでの汚染だけが問題になる。だから汚染物質が深く潜ると汚染が減る。詳しくは3.3.4.4節を参照。

訳注35：これは雨の少ない大陸内部の話なので、雨が多く風の強い日本で成り立つかどうかは不明。

3.3.4.3. 土壌から農作物への放射性核種の移行

根からの放射性核種の取り込みは、他のマイナーな微量元素【trace elements】と同じく、類似元素で競合する[3.50]。放射性セシウムと主に競合するのはカリウムで、放射性ストロンチウムと主に競合するのはカルシウムである。根を張る土層【果樹以外の農作物だと非常に浅い層】から放射性核種が植物に取り込まれる訳だが、それに影響を与えるプロセスがいくつかある。その主なものを図3.21に模式的に示す。ただし、各プロセスのうち、どれが一番効くかについては、放射性核種の種類と土壌の種類によって異なる。

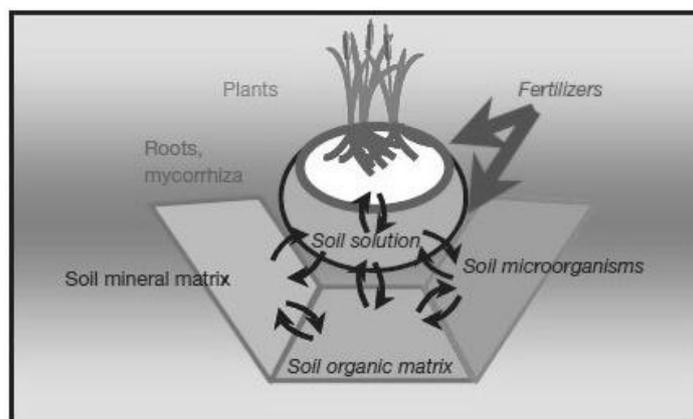


図3.21.: 土壌から植物への放射性核種の土壌から植物への移行経路の模式図。生物的プロセスと非生物的プロセスが存在する。[文献 3.43より引用]【太い矢印は施肥。台形部分は左が無機成分、中央が有機成分、右が微生物成分を表す。】

表 3.5. 放射性セシウムや放射性ストロンチウムの土壌から植物への移行のしやすさ【radioecological sensitivity】の分類

移行しやすさ	土壌の特徴	仕組み	例
放射性セシウム			
高い	低い栄養成分 粘土鉱物なし	根からの取り込み時にカリウム及びアンモニウムはほとんど競合しない	泥炭土壌
中程度	高い有機成分 低い栄養状態、 粘土を含む鉱物からなる	根からの取り込み時にカリウム及びアンモニウムは限定的に競合する	ポドゾル土、その他砂質土壌
低い	高い栄養状態 高い粘土鉱物比率	放射性セシウムが土壌基質（粘土鉱物）に強く固定される、根からの取り込み時にカリウム及びアンモニウムと強く競合する	チェルノジョーム土、粘土、及びローム土壌（集約型農業に用いられる）
放射性ストロンチウム			
高い	低い栄養状態 低い有機物質成分	根からの取り込み時にカルシウムと若干競合する	ポドゾル砂質土壌
低い	高い栄養状態 中程度から高い有機物質成分	根からの取り込み時にカルシウムと強く競合する	アンブリック・グライ土壌、泥炭土壌

土壌中の放射性核種が、どのくらいの割合で植物の根から取り込まれるかは、土壌の種類によって桁違いに異なってくる。放射性セシウムや放射性ストロンチウムが【異なる】土壌中でどの程度取り込まれやすいか【radioecological sensitivity】は、表3.5に示された分類に大雑把に分けられる。すべての土壌と植物で、プルトニウムの根からの取り込みは、雨滴や巻き上げによる直接的な葉の汚染に比べて無視できるほどに少ない。

土壌から植物へ放射性核種の移行の程度を数字で示すのが移行係数である。これには2種類あるが、【重量】移行係数【transfer factor:TF】は植物中の濃度（Bq/kg）を土壌中の濃度（Bq/kg）で割ったもので、面移行係数【aggregated transfer coefficient: Tag】は植物中の濃度を面積1平方メートル当たりの放射能（Bq/m²）で割ったものである。単位は、【重量】移行係数が[(Bq/kg)/(Bq/kg)]で無次元であり、面移行係数が[(Bq/kg)/(Bq/m²)]=[m²/kg]である^{訳注36}。

¹³⁷Csの土壌から植物への根を通じた取り込みは、泥炭泥土【peaty, boggy soils】が最悪で、その移行係数は砂質土【sandy soils】に比べて1~2桁、肥沃な農地に生育した農作物に比べると3桁以上も高い。泥炭土【peaty soils】から植物への放射性セシウムの取り込みの多さは、チェルノブイリ事故後に問題になった。というのも、ヨーロッパの多くの国で、この手の土壌をもった土地は自然な草原になっており、余り管理されないままに、反芻動物の放牧や干草の生産に使用されているためである。

農産物の放射性セシウムの量は、中長期的には土壌の汚染濃度だけではなく、土壌の種類、水分の含み具合、土壌構造【texture】、農芸化学的性質【agrochemical properties：土壌や植物の化学的性質の事】、植物の種類に依存する。農業という人間が手を加える行為によって、土壌から農産品へ

の放射性核種の移行を減らす事が出来る。その柱は、耕耘機等で土壌を混ぜ返す事と、放射性核種の競合元素を施肥する事である【4.3節参照】。植物の種類によっても、放射性核種の取り込みの度合い【移行係数】が異なる。植物の種類による取り込みの違いは、放射性セシウムで1桁以上もあるが、農作物の地域別の移行の度合いを見ると、現実問題としては植物の種類よりも土壌の性質【表3.5参照】の方が、植物への移行に影響を与えていると考えられる。

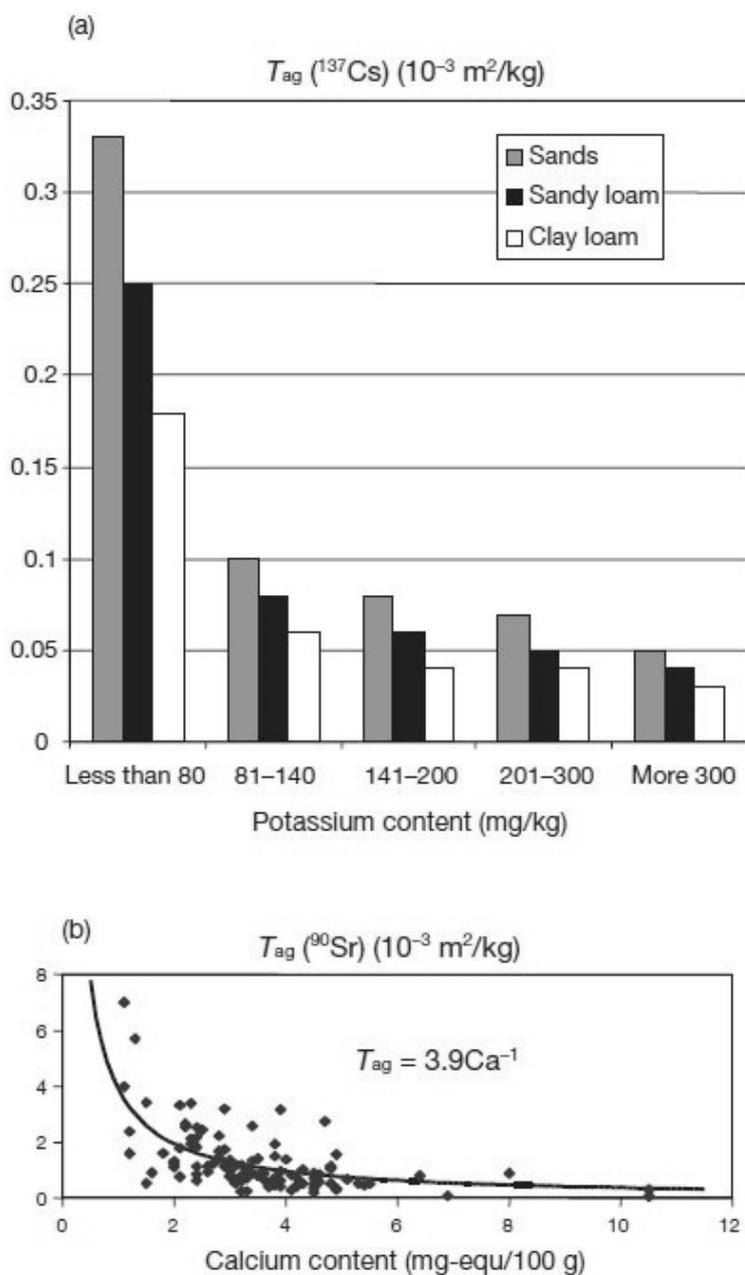


図3.22.: (a)土壌からカラス麦への ^{137}Cs の面移行係数 T_{ag} 。ポドゾル土 (soddy podzolic soil) の3種の土壌をカリウム濃度毎に分類して表示【横軸はカリウム濃度で単位はmg/kg。縦軸の単位は $10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$ 】。(b)交換性カルシウムの濃度別に測定した土壌から冬ライ麦への ^{90}Sr の面移行係数 T_{ag} の変化。[文献 3.53より引用]【縦軸の単位は $10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}=(\text{Bq}/\text{kg})/(\text{kBq}/\text{m}^2)$ 。横軸の単位はmg-eq/100 g。】

放射性核種の根からの取り込みに影響を与えそうな要因は他にもあるが（例えば土壌の水分など）、報告されている例をみる限り、本当に放射性核種の取り込みに影響を与えているのか分からないか、さもなくば、今説明した基本メカニズムで説明できる。例えば、農作物や牧草への放射性セシウムの蓄積量は、土壌構造と関係している。また、植物への放射性セシウムの取り込みは、比較的痩せた砂質土【sandy soils】では比較的肥えたローム土壌【loam soils】の2倍近くになるが、この差の主な理由は、カリウム等の競合元素が砂地で少ない事にある。

放射性セシウムの根からの取り込みを決定的に左右するのは、土壌成分【soil matrix】と土壌溶液の間での相互作用であり、これを決めるのは主に各土壌の陽イオン交換度【cation exchange capacity】である。ミネラル質の肥えた土壌では、相互作用は粘土鉱物の種類と濃度、カリウムイオン【K⁺】やアンモニウムイオン【NH₄⁺】などの主な競合イオンの濃度に影響される^{訳注37}。これらの関係を示す例を、放射性セシウム【競合元素はカリウム】と放射性ストロンチウム【競合元素はカルシウム】の両方について図3.22に示す。これらの主要因を考慮して、土壌溶液の理化学モデルが作られる。このモデルを使えば、両方の放射性核種の根からの取り込み量を推定できる[3.51、3.52]。

土壌からの放射性物質の取り込みやすさ【radioecological sensitivities】が土壌ごとに異なるという事実は、低汚染地域で高濃度の放射性セシウムが農作物や自生茸【自然林などに生えている茸】に見つかったり、高度に沈着した地域で低濃度から中濃度の放射性セシウムの農作物が育ったりした事実を説明できる。この、一件矛盾した様子を示すため、図3.23では、農作物中の放射性セシウムと放射性ストロンチウムの放射能を、異なる土壌ごとに示した。ここで示しているのは、土壌への沈着が一定として規格化したものであり、要するに前に述べた面移行係数と同じものである。

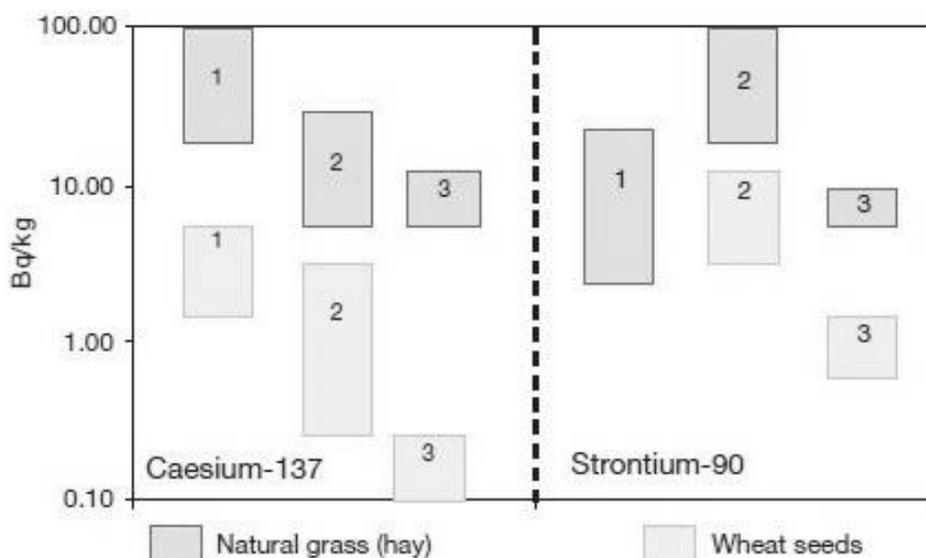


図3.23.: 土壌から植物【普通の草（Natural grass）と小麦（Wheat seeds）】へ取り込まれた¹³⁷Cs【左】と⁹⁰Sr【右】の濃度を3種類の土壌で調べたもの【事実上の面移行係数】。土壌の種類は1. 泥炭土（peat soil）、2. ポドゾル風の土（soddy-podzolic soil）、3. 大陸型黒土（chernozem soil）。[文献 3.54より引用] 【縦軸の単位のBq/kgは、土壌への沈着量1kBq/m²あたりに規格化された取り込み濃度で、事実上の面移行係数（単位10⁻³ m²/kg）である。】

訳注36：農水省のホームページ（訳注21）に出ているのは重量移行係数であるのに対し、この報告書では使われているのは面移行係数なので、混同されないように。

訳注37：競合イオンは競合元素と同じく、放射性核種と化学的性質が似ていて、汚染の際に一方が増えればもう一方が減る関係にあるもの。

3.3.4.4. 農作物への放射性核種の移行の起こり方

農作物中の¹³⁷Csの量は、事故の起こった1986年に最大となったが、この時は、大気中の放射性物質が直接植物に吸着したのが主な原因である。事故翌年（1987年）になると植物の根からの吸収が主要な汚染ルートとなったため、農作物中の¹³⁷Csの量は、3分の1～100分の1に低下した。低下率に大きなバラツキがあるのは土壌の種類が違うためである。

土壌へ沈着してからの数年間の牧草の¹³⁷Csの挙動は、土壌と落葉層の間で放射性核種がどのように分布したかに大きく左右された。この期間、¹³⁷Csの牧草への取り込みは、落葉層からが圧倒的で、土壌からの取り込みの8倍に達した^{訳注38}。落葉層の分解に伴う、放射性核種の土壌への移行の結果、落葉層の影響は急速に低下した。事故から5年も経つと、植物への落葉層の寄与は、自成一土【**automorphous soils**】で6%、半水成土【**hydromorphous soils**】で11%以下となった^{訳注39}。

¹³⁷Csの植物への面移行係数は、ほとんどの土壌で1987年以降ずっと低下し続けている。ただし、低下率は図3.24にも示されるように次第に緩慢になっている [3.55]。図3.24にも示されるような『数年の急減少の後の下げ止まり』は、他の農作物でもみられ、その例として、図3.25と図3.26に、2種の土壌で育てた穀類と野草について示す^{訳注40}[3.56]。尚、図3.25の図中で、18年目の青印と20年目の青印（大陸型黒土【**chernozem soil**】に対応）は、18年目と20年目の測定データではなく、事故の前の1980～1985年に行われた測定値（大気内核実験のフォールアウトの後でチェルノブイリ事故の前の¹³⁷Csの面移行係数）を比較対象として加えたものである^{訳注41}。図3.24～図3.26に示すように、¹³⁷Csの穀物（図3.25参照）、ジャガイモ（図3.24参照）、牛乳などのミルク【正確には牧草：図3.26】への面移行係数は、原発から数百キロ離れた地域の、砂質土【**sandy soil**】、砂質ローム土【**sandy loam soil**】、大陸型黒土【**chernozem soil**】で、大気核実験のフォールアウトの20年後の値と8～9年後の値、また、チェルノブイリの事故によるフォールアウト後の値でほとんど変わっていない [3.56, 3.57]。また、施肥された土壌で栽培された穀物間の面移行係数の違いは、痩せた土地で育つ雑草【牧草】間の面移行係数の違いよりもはるかに小さい。

放射性セシウムの土壌から農作物への移行の年次減少には、次の原因が考えられる。(a)放射性壊変による放射性核種そのものの減少。(b)植物の根が張る層より深い土層への放射性核種の移動。(c)土壌成分との物理的・化学的な作用の変化に伴う、取り込みの効率の変化^{訳注42}。植物の根による放射性セシウムの取り込みは、多くの土壌で時間と共に減少していくが、その減り方は二成分で特徴づけられる。(A)初めの4～6年間の半減期が0.7～1.8年の比較的早い減少で、1987年に比べて農作物中の放射能濃度が一桁近く落ちる。(B)その後のゆっくりとした減少で半減期が7～60年の間の成分[3.45, 3.55, 3.57, 3.58]。土壌から農作物への¹³⁷Csの取り込み【移行係数】が実際にどのように減少していくかは、土壌の性質に大きく左右され、移行係数の減少速度は、植物により3～5倍も異なり得る[3.41]。

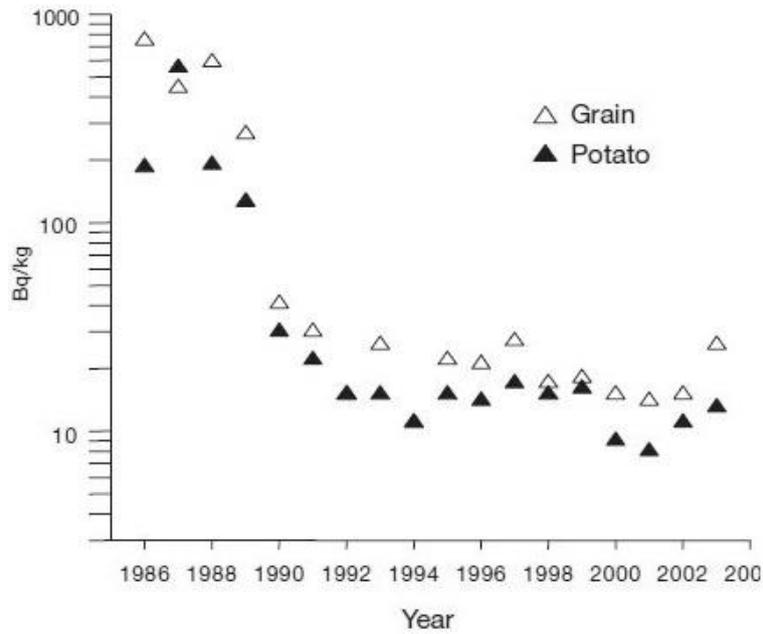


図3.24.: 穀類やジャガイモに取り込まれた¹³⁷Cs濃度の15年間の推移。縦軸の単位は濃度 (Bq/kg)。測定は放射能汚染地域であるロシア、ブリャンスク州 (Bryansk)。[文献 3.55より引用] 【ブリャンスク市は原発の北東約400 kmに当たる。】

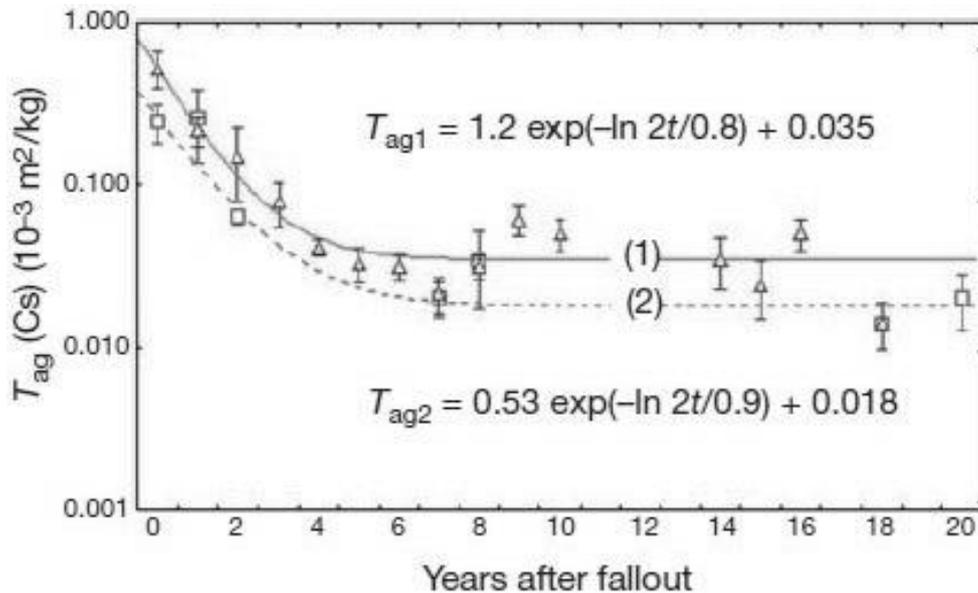


図3.25.: 土壌から穀類への¹³⁷Csの面移行係数 T_{ag} の推移。【18年間の測定データに、破線に対応する事故前のデータを18年目・20年目の予測値として加えた。縦軸の単位は $10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$ 。】 2つの曲線は土壌 (測定地、いずれもロシア) の違い。曲線1 (実線) はブリャンスク州 (Bryansk) の砂質土壌ならびにローム砂質土壌。曲線2 (破線) はトゥーラ州 (Tula) とオリョール州 (Orel) の大陸型黒土 (chernozem soil)。[文献 3.56より引用]

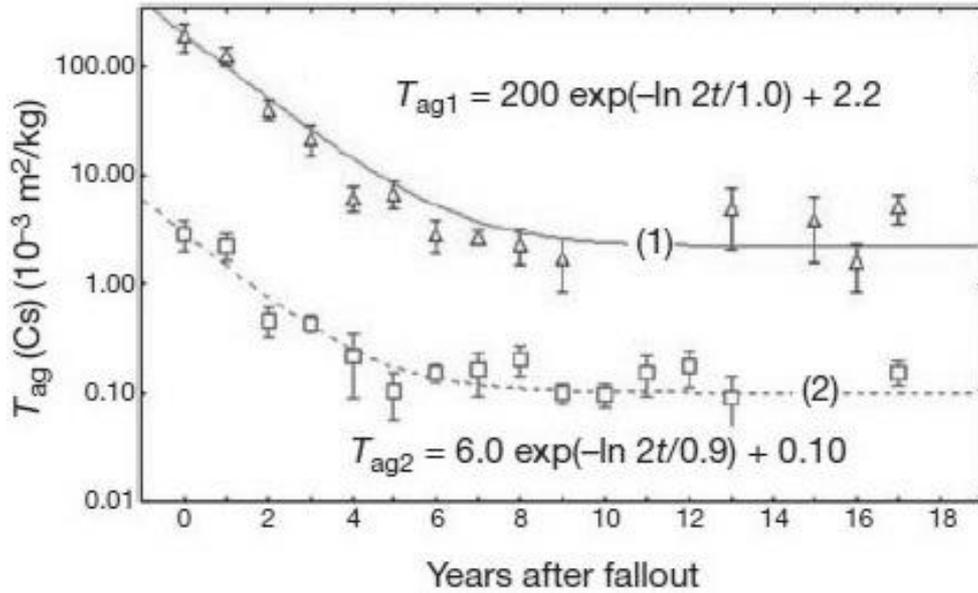


図3.26.: 土壌から雑草への ^{137}Cs の面移行係数 T_{ag} (干し草換算) の17年間の推移。【縦軸の単位は $10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$ 。】 2つの曲線は土壌 (測定地、いずれもロシア) の違い。曲線1【実線】はブリャンスク州 (Bryansk) の砂質土壌ならびにローム砂質土壌。曲線2【破線】はトゥーラ州 (Tula) とオリョール州 (Orel) の大陸型黒土 (chernozem)。[文献 3.56より引用]

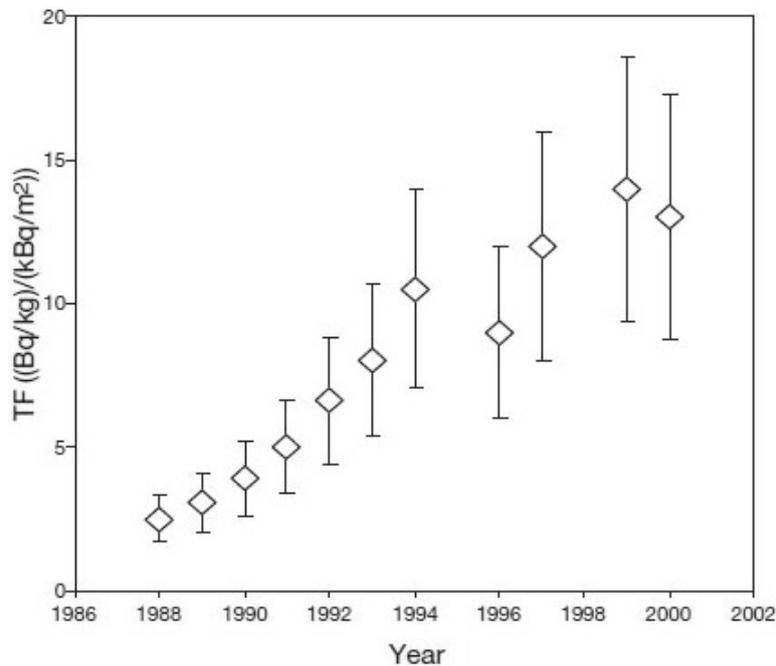


図3.27.: 土壌から雑草への ^{90}Sr の面移行係数 T_{ag} 【干し草換算】の17年間の推移。測定土壌はチェルノブイリ30km圏立禁止区域 (CEZ) のポドゾル風の土壌 (soddy podzolic soil)。[文献 3.39より引用] 【縦軸の単位は $10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$ 。】

なお、(A)と特に(B)を一般化するのは危険である。というのも、初めの4~6年間を超えると¹³⁷Csをほとんど取り込んでいないデータも存在し、観測の期間中では土壌からの取り込みが減らないことを示しているからである。さらに、観測期間を超えるような半減期を予想することは非常に不確実性が高い。一方、事故後長年に渡って実施された放射能対策で、農作物中の放射セシウムの濃度が減り生物学的半減期を変化させる可能性がある。

植物への⁹⁰Srの取り込みの効率【移行係数】は、放射性セシウムほどには急に減少していない。チェルノブイリ原発に近い地域では、燃料粒子が【土壌の酸化効果で】徐々に分解し、内部の⁹⁰Srが土壌に出て行って次第に取り込みし易くなった。それに伴い、植物による⁹⁰Srの取り込みも年々増えている（図3.27参照）[3.39]。

原発から数百キロ離れた地域では、⁹⁰Srは凝縮した形で沈着し、燃料粒子起源の⁹⁰Srは量としては少ない。それゆえ、この地域での植物による⁹⁰Srの取り込みの効率【移行係数】は、放射性セシウムの移行係数と同様に長期減衰を見せたが、それでも、その減衰速度は全く違う（図3.28参照）。この違いは、土壌内での、これらの2つの元素の移動メカニズムの違いから来ていると思われる。ストロンチウムと土壌との結合は、セシウムと土壌との結合ほどには土壌の粘土含有量に左右されない（表3.5参照）。そればかりでなく、より一般的に、土壌から植物への⁹⁰Srの移行係数は、放射性セシウムの移行係数ほどには土壌の特性に依存しないとまで言える[3.37]。植物への⁹⁰Srの移行係数が時間と共にどう減って行ったか図3.28に例示する[3.56]。

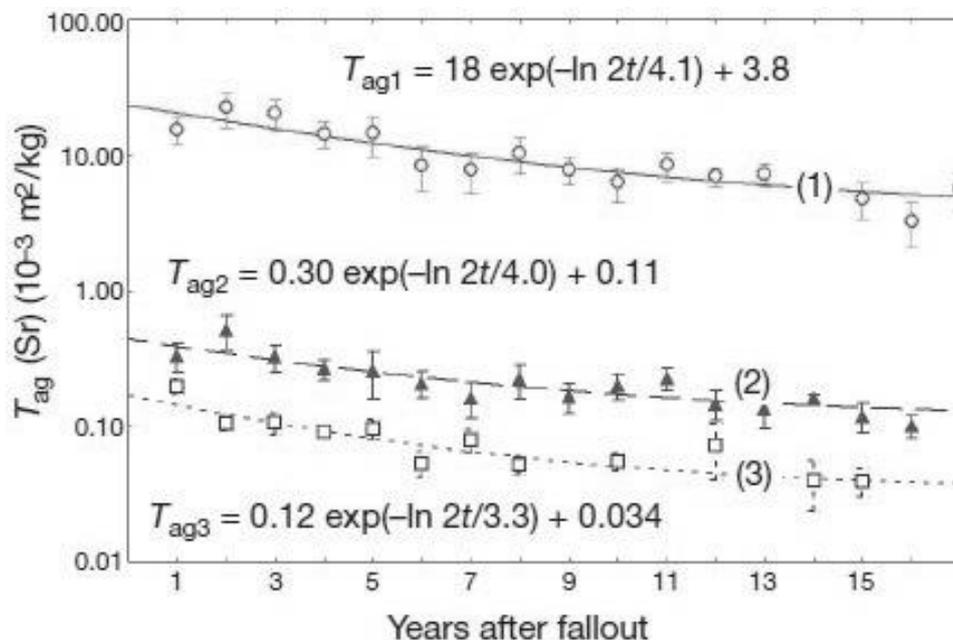


図3.28.: 土壌から雑草（曲線1）や牛乳（曲線2と3）への⁹⁰Srの面移行係数 T_{ag} 【干し草換算】の17年間の推移。曲線1と2はロシア、ブリャンスク州（Bryansk）の砂質土壌ならびにローム砂質土壌。曲線3はロシア、トゥーラ州（Tula）とオリョール州（Orel）の大陸型黒土（chernozem）。[文献 3.56より引用] 【縦軸の単位は $10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$ 。】

訳注38：落葉層には無機カリウムが少ないので、取り込み量だけでなく取り込みの効率（移行係数）も高くなる。

訳注39：自成土とは土壌形成の際に関わってくる水分の殆どが降水によるもので、半水成土とは、土壌形成の際に関わってくる水分が降水だけでなく地下水表層水からも供給されるもの。後者の典型的な例が三角州土壌。

訳注40：ここで出されている大陸型黒土（chernozem soil）は、冷帯地方の肥沃な中性腐植土のことで、日本の黒土と違うものの、肥沃という点では変わらない。

訳注41：事故後のデータから得た面移行係数の減衰曲線を20年目付近にまで延ばすと、事故前の値と同じ水準になっているので、このような立て替えが可能。

訳注42：既に述べられているように、カリウムのような競合元素の増減や、燃料粒子の腐食に伴う放射性核種の土壌への移動、放射性核種と土壌分子との化学結合・イオン結合の変化など。

3.3.4.5. 家畜への放射性核種の移行

家畜・牧畜類は、汚染された飼料を食べる事で放射性核種を取り込む。チェルノブイリ事故後の人体への内部被曝は、主にミルクと肉が原因で、短期的には¹³¹Iが、長期的には放射性セシウムが最大の内部被曝源であった。もしも農業生態系が上手く危機管理出来ていれば、畜産物【ミルクを含む】の放射能汚染は、短期間のフォールアウトの後の2～3週間、最悪でも数ヶ月だけの高濃度汚染で済むと期待出来る^{訳注43}。従って、フォールアウトの際に、飼料作物【雑草を含む】の表面にどれだけ降り積もり、それがどのくらい作物表面にはりついたままであるかが、畜産物の放射能汚染の酷さと期間を概ね決める。もっとも、放射能汚染の特に酷い土地や、【土壌の性質等によって】植物への取り込みが起りやすい土地では、事故後長い期間に渡って畜産物の放射能汚染が酷かった地域もある。

畜産物中の放射性セシウムのレベルは、牧場への放射性物質の沈着が酷くなくとも、高い値が長期間続くことがある^{訳注44}。考えられる原因は以下の3つである。(a)土壌の種類が、飼料植物への放射性セシウムの取り込みの効率【移行係数】を高くするタイプである【例えば痩せた土地】。(b)飼料植物の種類によっても【放射性セシウムの移行係数に差があり】、放射性セシウムを取り込みやすい植物（例えばツツジ科植物や菌類など）が多いため。(c)小さな反芻動物【羊等】は大きな反芻動物【牛等】よりも放射性セシウムを蓄積しやすく、更に小さな反芻動物ほど痩せた土地に飼われやすい[3.35]。

畜産物がどのくらい放射能で汚染されるかは、土壌から飼料作物への放射性セシウムの移行挙動の他に、動物への吸収・動物体内の代謝経路・動物からの排出（尿・糞便・乳など）が強く効いている。動物に取り込まれる放射性核種は、多少は皮膚や肺から体内へ取り込むものの、そのほとんどは、餌として口から入り、消化器で吸収される。一般に大抵の栄養は第一胃や小腸で吸収される。その吸収率は栄養素【分子・高分子】によってバラツキが大きく、例えばアクチノイド系【actinides：原子番号89～103の、自然界に存在しない重い元素で、原発事故起源】の分子はほとんど吸収されないが、放射性ヨウ素はほぼ100%吸収される。放射性セシウムの場合は、それがどういう形態や分子になっているかによって、60%～100%と吸収率に幅がある[3.31]。

吸収された放射性核種は血液に乗って循環し、一部は特定の臓器に蓄積する。例えば、放射性ヨウ素は甲状腺に蓄積し、放射性重金属の多く、例えば ^{144}Ce 、 ^{106}Ru 、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ などがイオンの形で肝臓に蓄積する。アクチノイド系の放射性核種と、特に放射性ストロンチウムは、カルシウムと化学的性質が似ているので骨に沈着しやすく、放射性セシウムは軟組織【骨以外】全体に蓄積しやすい[3.36、3.37、3.50、3.59、3.60]。

放射性核種がどの畜産物がどれくらい移行しすいかの程度も、農作物の場合と同じように、移行係数で表される事が多い。この移行係数は、ミルク、肉、卵中の放射性核種の濃度を、餌として口に入る放射性核種の毎日の摂取量で割った値で定義される。厳密には、毎日の摂取量を一定にして暫く時間がたった状態【動物から排出される放射能と動物が摂取する放射能がバランスする平衡状態】で測定する事になっている。放射性ヨウ素と放射性セシウムのミルクへの移行係数や、放射性セシウムの肉への移行係数は、羊、ヤギ、鶏などの小動物よりも、牛などの大型動物のほうが低いのが普通である【体重当たりの餌の量が小動物ほど多いから】。また、放射性セシウムの肉への移行係数は、ミルクへの移行係数よりも高い^{訳注45}。

放射性セシウムによる肉やミルクの汚染は長期的には次第に減少しているが、その減り方は、農作物の場合と同様に、急減少期と下げ止まり期の2つの期間に分けられる [3.55、3.57、3.58]。その一例を図3.29に示す^{訳注46}。放射性セシウムの沈着後の4～6年間は0.8年～1.2年で半減という急減少を見せており、その後はほとんど変化していない[3.55、3.56]。

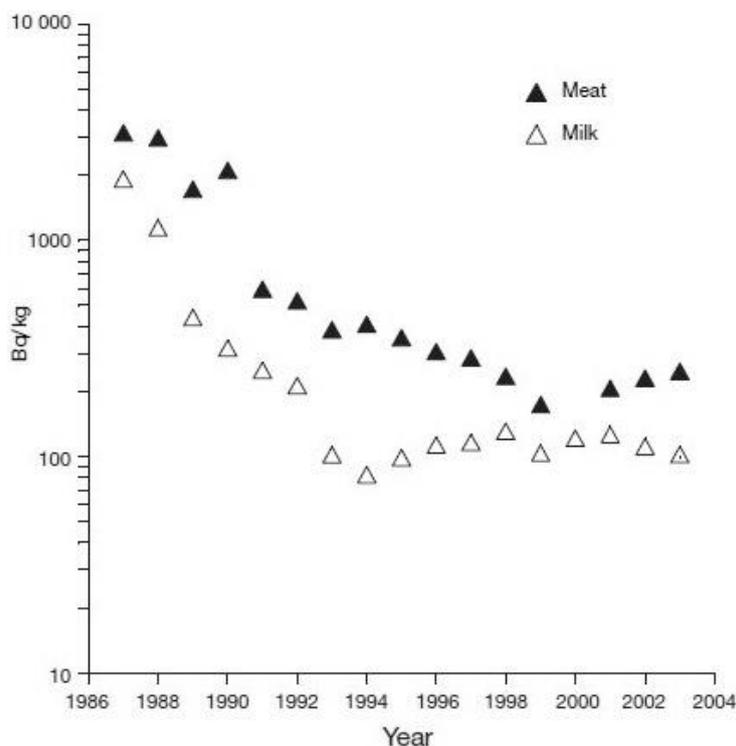


図3.29.: 食肉と牛乳に混入した ^{137}Cs 濃度の18年間の推移。測定はロシア、ブリャンスク州 (Bryansk)。[文献 3.55より引用]【縦軸は ^{137}Cs の放射能濃度 (単位はBq/kg)。】

土壌の種類によって、放射性セシウムのミルクへの移行効率は異なる。この事はチェルノブイリ事故後、20年以上にわたるデータから確認された（図3.30）。このデータはロシアのブリャンスク州【Bryansk】、トゥーラ州【Tula】、オリョール州【Orel】の中でも、放射能対策があまり取られなかった地域のミルクを測定して得たものである。 ^{137}Cs で汚染された牧草地で、ミルクへどのくらい移行するかは、面移行係数（ T_{ag} ）を使って表される^{訳注47}。この値は異なる土壌汚染の程度で規格化されているので、畜産物の汚染の難易を、汚染の異なる土壌で比較できる。牛乳などのミルクへの面移行係数は、泥炭泥土【peat bog soils】 > 砂質土および砂質ローム土【sandy loam soils】 > 大陸型黒土【chernozem soils】と灰色森林土壌【grey forest soils】の順に少なくなる。ミルクの ^{137}Cs 濃度の推移ならびに土壌依存性は、牛の放牧地域における雑草の ^{137}Cs 濃度の推移や土壌依存性と同様である（図3.26を参照）。

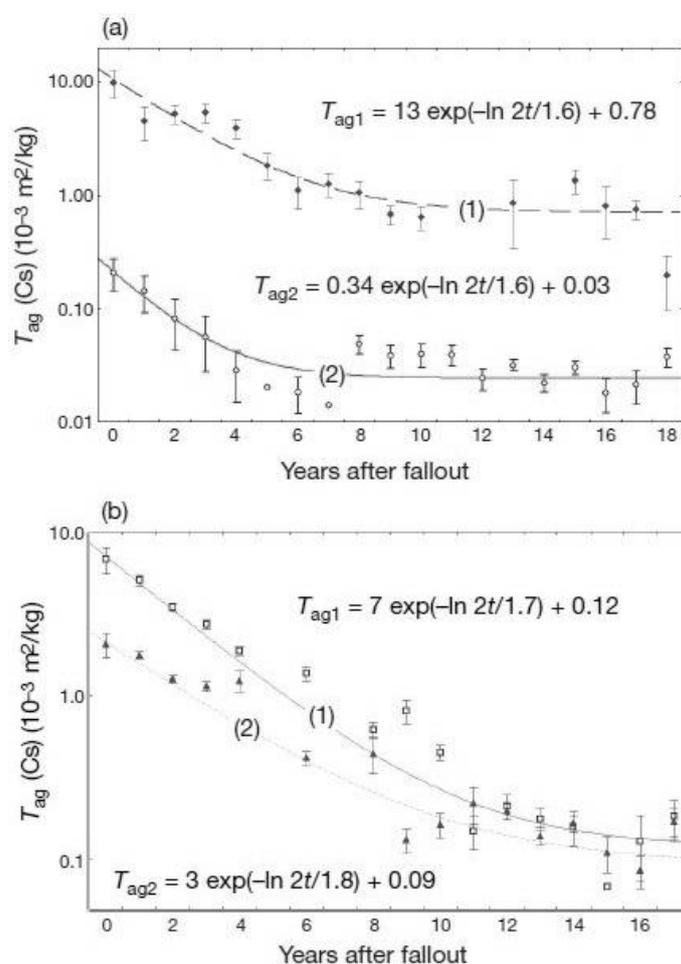


図3.30.: (a)土壌から牛乳への ^{137}Cs の面移行係数 T_{ag} の18年間の推移。曲線1はロシア、ブリャンスク州 (Bryansk) の泥炭泥土 (peat bog soil)。曲線2はロシア、トゥーラ州 (Tula) とオリョール州 (Orel) の大陸型黒土 (chernozem)。(b)土壌から牛乳への ^{137}Cs の面移行係数 T_{ag} の17年間に渡る変化。測定地はロシア、ブリャンスク州 (Bryansk) の砂質土壌ならびにローム砂質土壌。曲線1は低濃度汚染地 (<370 kBq/m²)、曲線2は高濃度汚染地 (>370 kBq/m²)。【文献 3.56より引用】【縦軸の単位は10⁻³ m²/kg。】

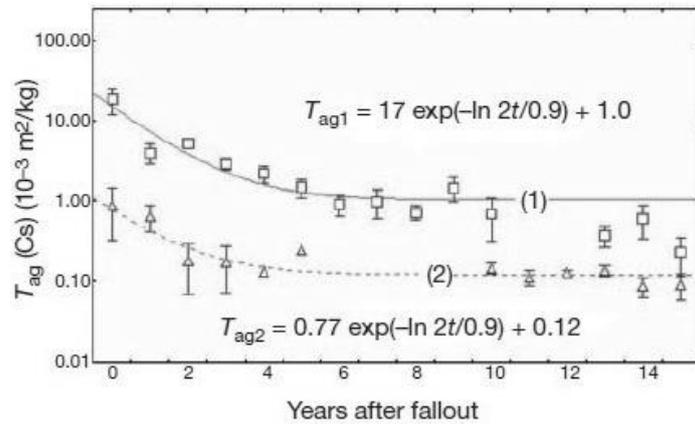


図3.31.: 土壌から牛肉への ^{137}Cs の面移行係数 T_{ag} の15年間の推移。曲線1は砂質土壌ならびにローム砂質土壌。曲線2は大陸型黒土（chernozem）土壌。[文献 3.56より引用] 【縦軸の単位は $10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$ 。】

ロシアの牛肉についても同様の長期データがあり、 ^{137}Cs の牛肉への移行の効率が土壌の種類によってどう違うかがわかる。それを図3.31に示す。このデータによると、砂質土【sandy soils】や砂質ローム土【sandy loam soils】の方が大陸型黒土【chernozem soils】よりも土壌から牧草を通じて牛がセシウムを取り込みやすい【面移行係数が高い】事が分かる。更にデータは、初めの数年の急減少が終わったあと、面移行係数が10年以上もほとんど減っていない事も示している。

ロシアの、主にポドゾル風土壌【soddy podzolic soils】と大陸型黒土【chernozem soils】の地域のミルクで長期的に調べたところ、 ^{90}Sr の移行の減少パターン（図3.28参照）は、 ^{137}Cs の減少パターンと異なる。 ^{137}Cs のミルクへの面移行係数（図3.30参照）は【事故後4～6年間に】半減期が約1年の急速な減少を見せているが、 ^{90}Sr のミルクへの面移行係数（図3.28参照）にこの急減期はみられない。放射性セシウムの移行係数の急減は、セシウムが土壌成分と結合した為だと推定される。対照的に、 ^{90}Sr のミルクへの移行係数は、事故直後から3～4年間の半減期で次第に減少していて、【下げ止まりに相当する】二つ目の減衰は見えていない。 ^{90}Sr の移行係数の長期減少を説明するには、物理的プロセスと化学的プロセスの双方を考慮しなければならず、少なくとも、放射性壊変による減少だけでなく、土壌中での ^{90}Sr の拡散や下向きの移動により、根の届く範囲から消えることも効いているだろう。もっとも、ストロンチウムとセシウムでは、土壌成分との化学的な作用が全然異なるかも知れないので【現時点で不詳】、確定的な理由付けは出来ない。

異なる地域の放射性核種の移行の情報と、地理的情報を基にした空間的な変化の情報を組み合わせる事によって、どの地域のミルクが【放射能の安全基準値を】越えているかを推定出来る。その例を図3.32に示す。

旧ソ連では、牛乳生産の多くが、零細な個人農家による粗放農業【放牧】で生産され、その放牧先は未改良の痩せた牧草地である。これらの地域では、土地生産性が低いため【カリウムが少ない】、集団農場で使用されている土地に比べて、放射性セシウムが取り込まれやすい。集団農場と個人農家とでのミルクに含まれる ^{137}Cs 濃度の違いを示す一例として、ウクライナのリウネ州【Rovno】のデータを図3.33に示す。図では個人農家と集団農場それぞれのミルクについて、 ^{137}Cs 濃度の長期変化を示している。個人農家で生産したミルク中の ^{137}Cs 濃度は1991年まで安全基準値を越えており、その後放射能対策が実施されて大幅に改善された。

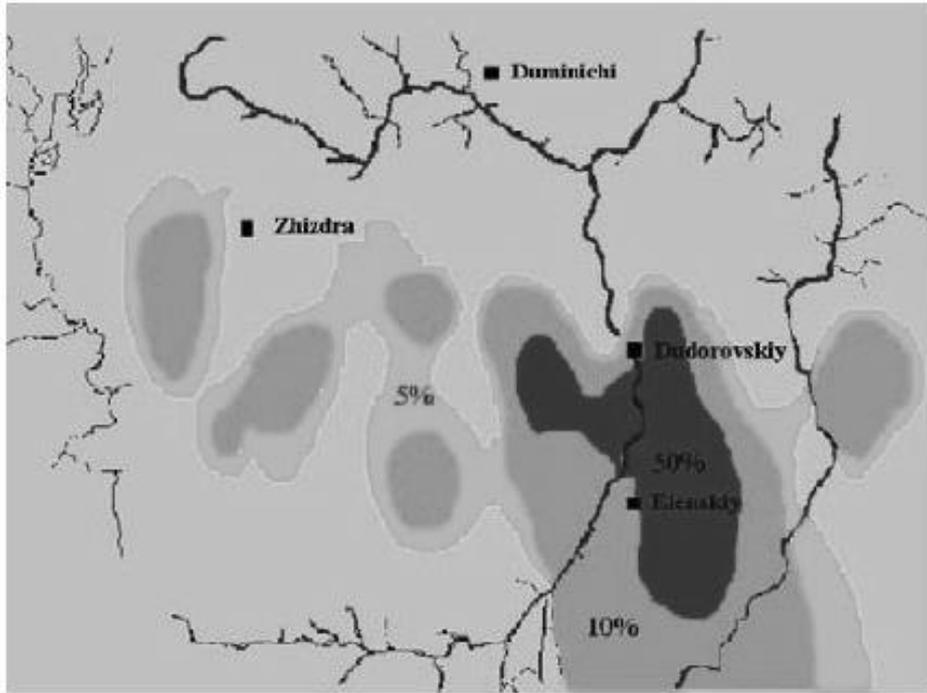


図3.32.: 牛乳への¹³⁷Csが高汚染 (>100 Bq/L) となる確率をマップにしたもの。ロシア、カルーガ州 (Kaluga) での1991年の推定値。濃い色 (カラーだと赤) は50%以上の確率で高汚染が予想される。そのまわりは濃い順に (ピンクと緑) それぞれ中汚染(10-50%)、低汚染(5-10%)を示す。[文献 3.54より引用]

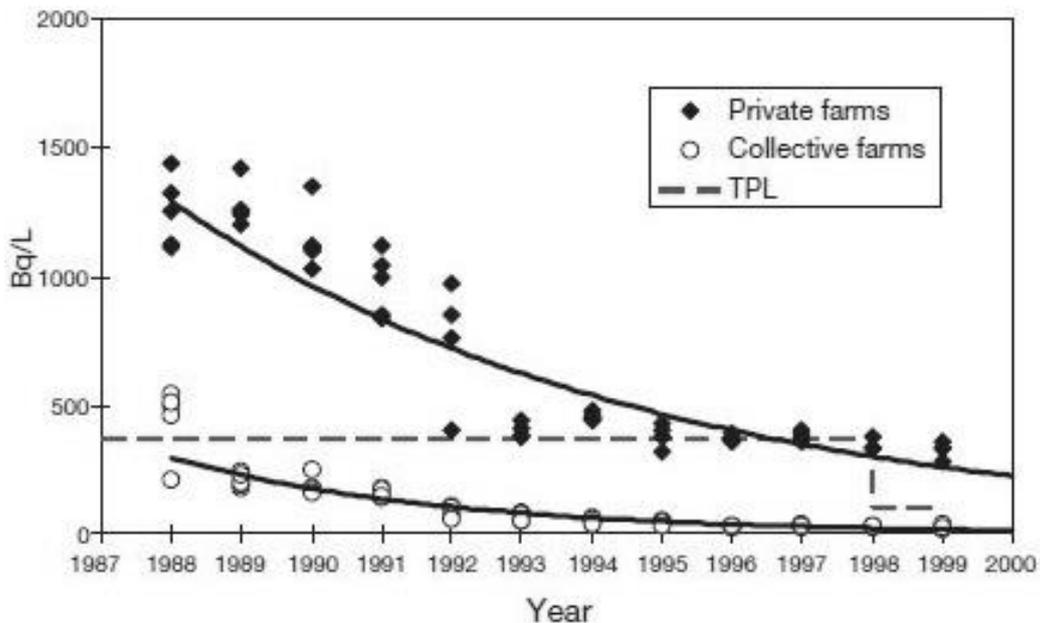


図3.33.: 牛乳の¹³⁷Cs濃度の12年変化を、個人経営農場【黒丸】と集団経営農場【白丸】に分けて調べたもの。暫定基準値を赤の破線で示している【基準値は1998年に厳しくなった】。測定地は、ウクライナのリウネ州 (Rovno)。[文献 3.62より引用] 【縦軸は濃度 (単位はBq/L)。】

訳注43：4.3.3節にもあるように、汚染された餌や水さえ飲食させなければ、新陳代謝で放射性核種のかなりの部分が抜ける。

訳注44：4.3節に農地に関する高汚染の目安があり、屠殺禁止となるほどに高い値が旧ソ連では550kBq/m²となっているから、「低汚染」といっても日本の水準ではかなりの汚染となる。

訳注45：代謝時間が数日の牛乳の汚染が終わっても、肉の汚染（代謝時間が1～2ヶ月）は心配しなければならないという事である。

訳注46：農作物のときは面移行係数の変化のデータを示したが、ここでは放射能濃度そのもののデータであって、移行係数のデータではない。

訳注47：土地から農産品への移行という意味では、植物の時と同じなので、同じ言葉を用いる。実際の汚染量は、土地の汚染の度合いと、この移行係数とを掛け合わせたものとなる。

3.3.5. 現在の農産品汚染と将来予測

表3.6に現在（2000年と2003年）のベラルーシ、ロシア、ウクライナの農産品の放射性セシウム濃度をまとめる。これらは、放射性核種の移行係数が大きく異なる土壌のうちから、高汚染地域とそれほど汚染の高くない地域で採れた穀物、ジャガイモ、ミルク、食肉について調べたものである。¹³⁷Csの濃度は、農作物より畜産物の方が常に多い。

表 3.6. ベラルーシ[3.49]、ロシア[3.55]、ウクライナ[3.63]の汚染地域で農業生産物に含まれるセシウム 137 の放射能濃度の現在値（平均値と上限・下限値）。（データは、穀類、ジャガイモ、肉については新鮮時 Bq/kg、ミルクについては Bq/L で示されている）

セシウム 137 の土壌への沈着密度の範囲	穀類	ジャガイモ	ミルク	肉
ベラルーシ				
> 185 kBq/m ² (ゴメリ地域の汚染地区)	30 (8-80)	10 (6-20)	80 (40-220)	220 (80-550)
37-185 kBq/m ² (モギリョフ地域の汚染地区)	10 (4-30)	6 (3-12)	30 (10-110)	100 (40-300)
ロシア連邦				
> 185 kBq/m ² (ブリャンスク地域の汚染地区)	26 (11-45)	13 (9-19)	110 (70-150)	240 (110-300)
37-185 kBq/m ² (カルーガ、トゥーラ、及びオリョール地域の汚染地区)	12 (8-19)	9 (5-14)	20 (4-40)	42 (12-78)
ウクライナ				
> 185 kBq/m ² (ジトーミル及びロヴノ地域の汚染地区)	32 (12-75)	14 (10-28)	160 (45-350)	400 (100-700)
37-185 kBq/m ² (ジトーミル及びロヴノ地域の汚染地区)	14 (9-24)	8 (4-18)	90 (15-240)	200 (40-500)

自然な減衰【浄化＋半減期に従う減衰】と農業対策のお陰で、チェルノブイリ事故のフォールアウトによる放射能汚染を受けた地方の農産品については、放射性セシウムの濃度は国基準、EU基準、国際基準の全ての安全基準に収まっている[3.64、3.65]。しかしながら、放射能汚染の極めて高い制限地域（ベラルーシのゴメリ州【Gomel】の一部、モギレフ州【Mogilev】の一部、ロシアのブリャンスク州【Bryansk】の一部）や、落ち葉などの有機物の多くが未分解のままの痩せた土地(例えばウクライナのリウネ州【Rovno】の一部、ジトームル州【Zhytomyr】の一部)では、放射性セシウム濃度が農産品、特にミルクで未だに約100 Bq/kgの国の安全基準を超えている。これらの地域では、現在でも環境修復作業は有効で、正当化されるであろう(4.3節を参照)。

旧ソ連3ヶ国では、ミルクの¹³⁷Cs濃度の現在の許容値は100 Bq/Lであるが、事故後15年もたっているにも関わらず、それを超える汚染ミルクが、ウクライナで400集落、ベラルーシで200集落、ロシアで100集落の個人所有の牛から未だに出ている。2001年でも、ウクライナの6ヶ所、ベラルーシの5ヶ所、ロシアの5ヶ所の集落でミルク中の放射性セシウム濃度が500 Bq/L以上【許容値の5倍以上】となっている。図や表で既に示されるように、放射性セシウムの濃度や移行係数は、ほとんどの農作物と畜産物で過去10年間ほとんど減っていない。もしかすると、農業環境【主に土壌】での放射性核種の収支が平衡状態に近づいているのかもしれない。もちろん、平衡と言っても、放射性壊変による減少と、放射性核種が地下深くに潜る効果の双方で(たとえもしも¹³⁷Csが化学的に安定な土壌と化学的に不安定な土壌の間で平衡状態となっていたとしても)、濃度が年々少なくなる事だけは予想される。現時点での農産品汚染の減少が極めてゆっくりである事実と、誤差のために長期間での半減期を求めることができない状況を考えて、¹³⁷Cs【半減期30年】と⁹⁰Sr【半減期29年】の放射性壊変による減衰の効果を除けば、この先10年間に汚染が大幅に軽減するとは期待出来ない。

それどころか、農産品の放射性の濃度は悪化する可能性すらある。というのも、燃料粒子の分解【に伴う放射性ストロンチウムの土壌への放出】や、放棄地【4.3節で詳しく述べる】の管理の悪化に伴う農業用水路の変化、放射能対策の停止などのマイナス要因があり得るからだ。

3.4. 森林環境

3.4.1. ヨーロッパの森林での放射性核種

チェルノブイリからの放射性プルーム【放射性ダスト雲】からのフォールアウトで汚染された生態系のうち主要なものに森林がある。被曝の観点から最も心配されたことは、¹³⁷Csの半減期が30年もある事から、これによる森林汚染や、林産品・森林農産品への汚染が長期に渡るだろうという事であった。また、汚染直後の数年間は、半減期2年の¹³⁴Csも重要であった。その他⁹⁰Srやプルトニウムなどの放射性核種は、チェルノブイリ30km立入禁止区域(CEZ)周辺の比較的狭い範囲を除けば、森林内での被曝はさほど問題にならない。そのため、森林汚染に関する測定データのほとんどは、¹³⁷Csの挙動とそれに伴う放射線量率である。



図3.34.: ヨーロッパの森林分布。濃い色（カラーだと緑）は土地の88%が森林に覆われている地域で、薄い色（カラーだと黄色）は森林が10%未満の地域。[文献 3.69より引用]

森林は多くの国で森林産業を育み、食糧を供給し、余暇の場として使われている。図3.34はヨーロッパ大陸における森林の広域分布を示す。チェルノブイリ事故で、ベラルーシ、ロシア、ウクライナはもとより、旧ソ連の国境を越えて、ヨーロッパ諸国で森林が放射能に強く汚染された。後者ではフィンランド、スウェーデン、オーストリアでの汚染が甚だしかった（図3.5参照）。これらの国々での ^{137}Cs による森林汚染は、10-50 kBq/m^2 から、場所によっては10 MBq/m^2 を超えた^{訳注48}。10-50 kBq/m^2 レベルの汚染が西ヨーロッパ数ヶ国での典型的な ^{137}Cs の沈着値である。

チェルノブイリ事故以降、森林放射能は放射性壊変を除けばほとんど減っていない。森林生態系から外に出て行った ^{137}Cs は正味で年1%未満だった[3.66, 3.67]。したがって、人為的な対策を実行しない場合、 ^{137}Cs の放射性壊変（半減期30年）が、森林が何時までどのくらいチェルノブイリのフォールアウトの影響を受け続けるかを概ね決める。森林から出て行く ^{137}Cs の量は少ないが、森林内部では放射性セシウムは生態系を循環していて、生物間・非生物間・生物-非生物間を問わず、季節ごとに移動したり、長期間かけて移動したりする。森林を長期に渡って適切に管理するためには、セシウムのこうした動きをきちんと理解しなければならない。このようなセシウムの森林内での挙動に関しては、多くの実験や測定があり、そこから得られたデータの多くが定量的な予測モデルを開発するために用いられている[3.68]。

訳注48：4.3節に農地に関する高汚染の目安があるが、これが約555 kBq/m^2 である。

3.4.2. 事故後初期の森林汚染の動向

最初の放射性プルーム【放射性ダスト雲】は、旧ソ連の森林の上空を通過し、その際に放射性物質が森林にフォールアウトした。この汚染のほとんどは雨を伴わない乾性沈着【3.1.2節参照】である。更に、放射性プルームによっては、遠くオーストリアやスウェーデンにまで広がり【3.1.3節参照】、そこで降雨に伴う湿性沈着を引き起こして、ホットスポット（高濃度汚染の飛び地）が出来た。ベラルーシのモギリョフ州やロシアのブリャンスク州その他の地域などの旧ソ連のいくつかの地域も、降雨に伴う湿性沈着によって汚染された。

森林端の樹冠【canopy: 木のとっぺん】は、効率的なフィルターとして大気汚染物質を吸着する。これはどの汚染物質にもあてはまる。チェルノブイリ事故後の樹木の汚染の主なものは、乾性沈着した放射性セシウムの60～90%を樹冠が捕えたことによる[3.66]。この為、原子炉の半径7km圏内では、松の樹冠が放射能汚染で枯死量に達するほどとなった。ちなみに、この汚染には寿命の長い放射性核種と共に寿命の短い放射性核種も多く関係している。原子炉に近い場所では、事故直後数日～数週間のガンマ線被曝が5 mGy/hを越えていた【ガンマ線の場合、1mGy = 1mSv】。松葉の推定被曝量は80～100Gyに達する。樹木は赤茶色に枯死し、この小さな森林地帯は「赤い森」として知られるようになった。この森では、生物の放射線被害を最も容易に観察できた（6章参照）。

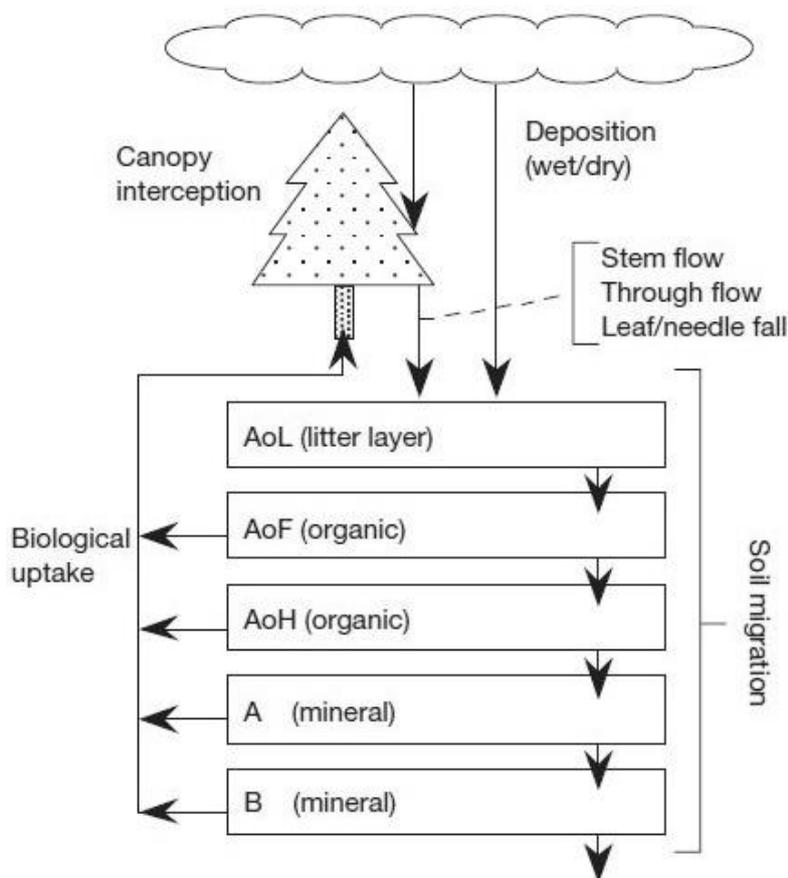


図3.35.: 森林の生態系における放射性核種の主な移動と滞留の模式図。[文献 3.70より引用]

樹冠の汚染は、事故後数週間から数ヶ月の間に、降雨と落葉という自然過程によって急速に減った(図3.35参照)。放射性セシウムが葉の表面から吸収される事もあったが、直接測定することは困難であった。1986年夏の終わりまでには、樹冠の放射性セシウムは当初の15%にまで減り、1987年夏の終わりまでには約5%にまで減少した。したがって、この約1年間に大量の放射性セシウムが樹冠から下の土壌に落ちた事になる。

自生茸や野いちごなどの森林農産物の場合だと、1986年夏を通して放射性セシウム汚染が増大し、それを食べるシカやヘラジカなどの森林動物も放射能汚染が増大した。スウェーデンではヘラジカの¹³⁷Csが生肉で2 kBq/kgを越え、ノロジカに至ってはより酷い汚染となった[3.71]。

3.4.3. 森林における長期間の放射性セシウムの挙動

初期の沈着から約1年のうちに、放射性セシウムの大部分が森林内の土壌に集まり、そのまま根から取り込まれて、樹木や下層植物を汚染した。このプロセスは、放射性セシウムが落葉層から土壌へと移動する事で循環継続した。セシウムと化学的性質が類似しているカリウムからの推定によると、放射性セシウムの森林内循環が速い事が予想される^{訳注49}。したがって大気からのフォールアウト後の数年で、放射性セシウムがどの場所でも準平衡状態【あまり増減しない状態】になったと予想される[3.72]。未分解有機物の多い土壌上層には、落葉から放射性セシウムが長期にわたって移行して来るが【=流入】、同時に根を通して森林植生全体を汚染している【=流出】。ただし、個々の植物がこの有機土壌から放射性セシウムをどのくらい蓄積するかについては、植物の種類によって大きく異なる(図3.36参照)。

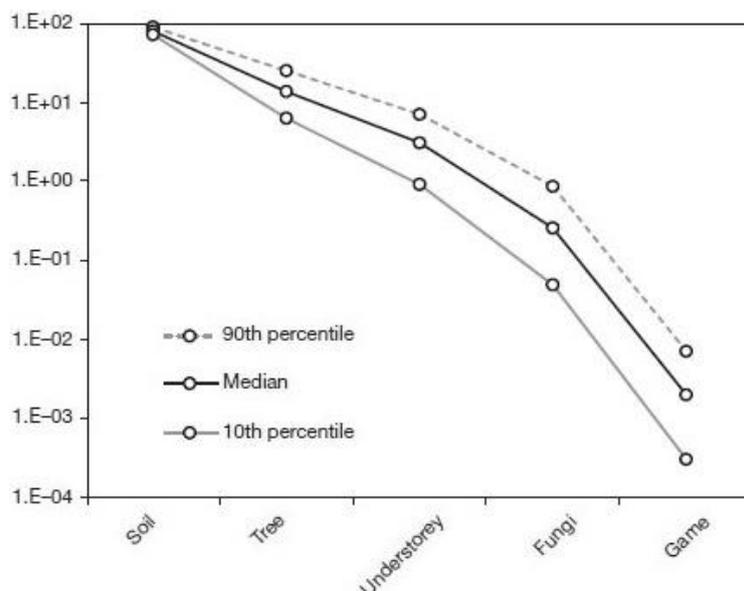


図3.36.: 針葉樹林の¹³⁷Cs汚染を生態系の構成要素別【横軸：土壌、木、下草、菌類、鳥獣】の比率で示したもの。[文献 3.73より引用]【縦軸は対数スケールでの%。黒実線が中央値、灰色破線が90%値(サンプルの90%がその下に来るような値)、灰色実線が10%値。】

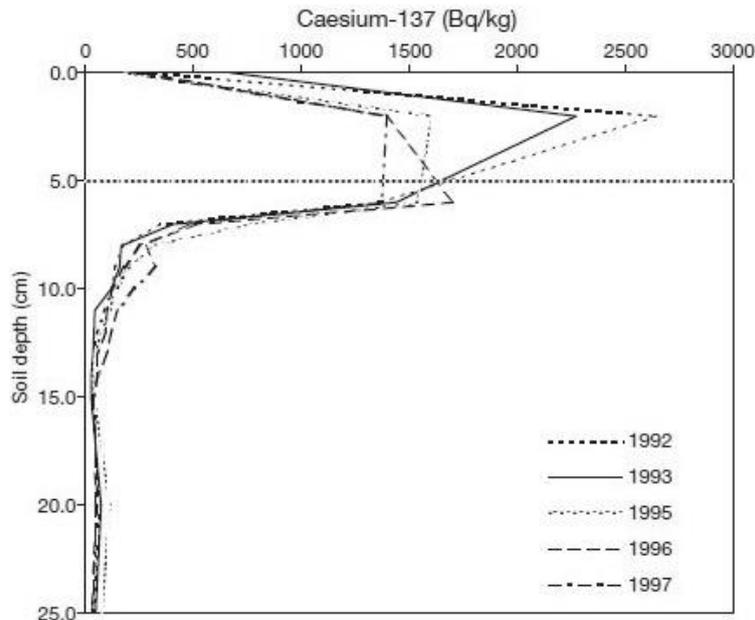


図3.37.: 松林（オウシュウアカマツ＝Scots）の土壌における¹³⁷Cs濃度の土壌中の深さ分布。測定はベラルーシのゴメリ（Gomel）近郊で、1992年から1997年まで。水平に引いた点線は有機土壌層と無機土壌層の境界を示す。[文献 3.74より引用] 【単位は横軸が濃度(Bq/kg)で縦軸が深さ(cm)。】

放射性セシウムが森林の外へ出ていく経路の一つに流水があるが、これは極めて少ない。というのもセシウムは土壌中では雲母状の粘土鉱物と結合をして、簡単に溶け出さないからである^{訳注50}[3.67]。森林内での放射性セシウムの循環の際に忘れてはならないのが、セシウムが植物内に一旦貯められるという事実である。この影響はとりわけ樹木の幹や枝などの多年生の木質成分で重要である。というのも、体積が大きい分、放射性セシウムを蓄えられる量も多いからだ。もっとも、土壌から植物へと取り込まれた放射性セシウムの全てが木質成分に蓄えられる訳ではなく、溶脱【leaching：養分過多となった時に余分な養分が植物の表面から外に出ていく事】と落葉を通して毎年土壌表面へと再循環する部分もある^{訳注51}。したがって土壌だけをみれば、長期に渡って放射性セシウムが供給される事になる。森林のうちの地上部分（そのほとんどは樹木）に蓄えられている放射性セシウムの量は、温帯の場合、森林生態系全体の放射能の約5%である。

森林の放射性セシウムは、植物による循環や貯留に回るため、土壌中での移動は限られており、土壌汚染のほとんどは長期的にも土壌上部の有機土壌層に限られる（図3.37参照）。もっとも、深い土層への下向きの移動も、ゆっくりと進行する。この速さは土壌の種類と気候に左右される。

森林生態系での放射性核種の移行を左右する要因のひとつに、森林土壌の透水性がある[3.75]。樹木・自生茸・野いちご・低木などの森林生産物の放射性セシウムに対する面移行係数 T_{ag} は、透水性の違いによって、3桁以上も差がつく。面移行係数が最も小さいのは、透水性のよい斜面の自成一林【automorphic forests and soils】である^{訳注52}。逆に、面移行係数が最も大きいのは、水が停滞しているような平地の半水成林【hydromorphic forests】である^{訳注53}。森林での放射性核種の移行に影響するような要因は他にもあり、中でも、植物の種類による差は大きく、その差は、根（菌糸体）の広がり方の違いや、放射性セシウムを貯める能力【具体的には競合元素のカリウムを貯める能力】

の違いからくる[3.76]。

下草、樹木、自生茸への放射性セシウムの取り込みは、土壤中の放射性セシウムの垂直分布にも左右される【根の張り方の違いがここで効く】。垂直分布は空中ガンマ線量率にも影響する。というのも、土壌の上層は下層からの放射線を防ぐ効果があり、汚染の最大箇所が地下深くへ移動するにつれて、地表から出て行く放射線が減るからである（図3.38参照）。観測によれば、下向きへの放射性核種の移動が最も速いのは半水成林であった[3.75]。

ひとたび森林全体に放射性セシウムが広がると、【循環がメインとなるので】森林内での放射能分布はこれ以上ほとんど変わらない。小規模な分布の変化は起こりえて、例えば風による表面からのまき上げ[3.78]や山火事[3.79]、風雨による侵食や流出があるが、いずれの場合も、放射性セシウムが初期に沈着した場所から大きく離れた所へ移動するとは思えない。

訳注49：3.3.4.4節によると、牧草地では落葉層から土壌への移動だけで8～9年かかる。

訳注50：3.3.4.1節にあるように、セシウムは陽イオンとして土壌中の結合物質から土壌溶液（soil solution）へ溶け出す。しかし粘土鉱物がある場合、根による積極的な作用（負イオンを出したりする）がないと簡単には結合物質から離れない。

訳注51：leachingに必要な養分過多の状態は、『セシウム+カリウム』というカリウムなどの陽イオンの総量が増える事で起こりやすくなる。

訳注52：土壌・森林形成の際に関わってくる水分の殆どが降水による場合。

訳注53：土壌・森林形成の際に関わってくる水分が降水だけでなく地下水や表層水からも供給されるもの。

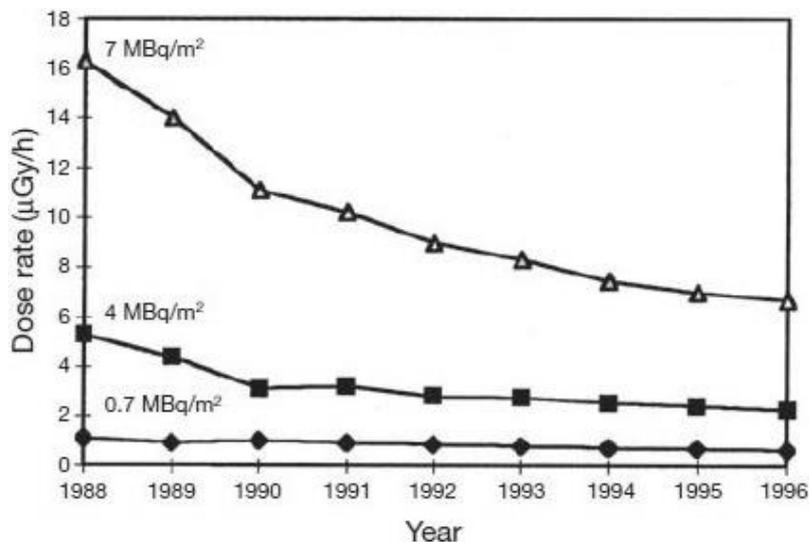


図3.38.: 大気中のガンマ線量率【単位は 10^{-6} Gy/h】を3つの異なる汚染森で調べたもの。測定はいずれもチェルノブイリ原発から150 km北東のロシア、ブリャンスク州（Bryansk）。[文献 3.77より引用] 【3つの森は¹³⁷Cs地表への沈着量が異なっており、1つ目（白三角）は7000 kBq/m²、2つ目（黒四角）は4000 kBq/m²、3つ目（黒ダイヤ）は700 kBq/m²。】

3.4.4. 林産食品への取り込み

森林から採れる食品には自生茸、野いちご【ベリー】、狩猟獣がある^{訳注54}。チェルノブイリ事故で放射性物質が沈着した森林では、これら林産食品も汚染された。調査によれば放射性セシウムによる汚染がもっとも酷かったのは茸である。茸が特定の元素【複数】を取り込みやすい性質をもっていて、その一つに放射性セシウムもあるからだ。自生茸は、多くの被害国、とりわけ旧ソ連で多くの人が食べる重要な食料源である。茸汚染とその時間変化は茸の種類によって異なる。というのも、寄生植物である茸が利用する養分が種類ごとに偏っており、その養分の中に¹³⁷Csがどの程度入り込みやすいかが養分ごとに違うからである^{訳注55}。

茸の種類によっては、特定の土層だけからしか栄養をとらない。それらの茸の汚染と、その時間変化を調べたところ、栄養をとる土層の汚染と関係があった[3.80]。自生茸の高水準の汚染は、放射性セシウムの土壌から茸への移行係数 T_{ag} と関係している。もっとも、面移行係数は非常にバラツキがあり、 $0.003\sim 7\text{ m}^2/\text{kg}$ と、2000倍もの違いがある^{訳注56}[3.81]。図3.39に示すように、放射性セシウムの茸への蓄積は茸の種類によって大きく異なる[3.82]。一般に、落葉・枯木などを分解して養分とする腐性型【saprotrophs】と、椎茸やナラタケのような木材腐朽菌【wood degrading】はセシウム汚染が比較的低くて済むが^{訳注57}、生きた植物と共生しながら栄養をとる菌根型【mycorrhizal：松茸など】は放射性セシウムを取り込みやすい^{訳注58}。茸の汚染は1990年代にゆっくりと減少しているらしい事が図3.40に示されている。

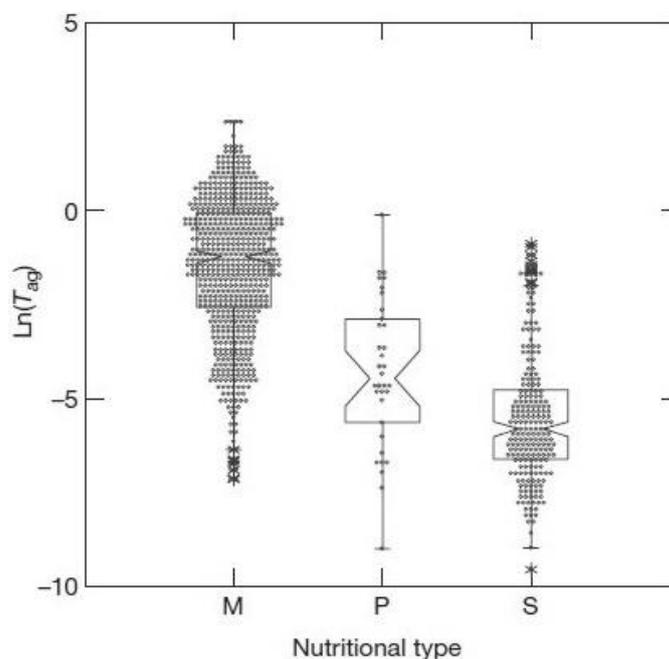


図3.39.: 土壌から茸への¹³⁷Csの面移行係数 T_{ag} 。3種の異なる茸（栄養摂取の仕方＝nutritional typeが異なる）での測定結果で、Mは菌根（mycorrhizal）型、Pは寄生（parasitic）型、Sは腐生性（saprotrophic）型。[文献 3.82より引用] 【縦軸の単位は $10^{-3}\text{ m}^2/\text{kg}$ 。値の分布範囲（ばらつき）が大きいので縦軸（面移行係数）は対数表示となっている事に注意。】

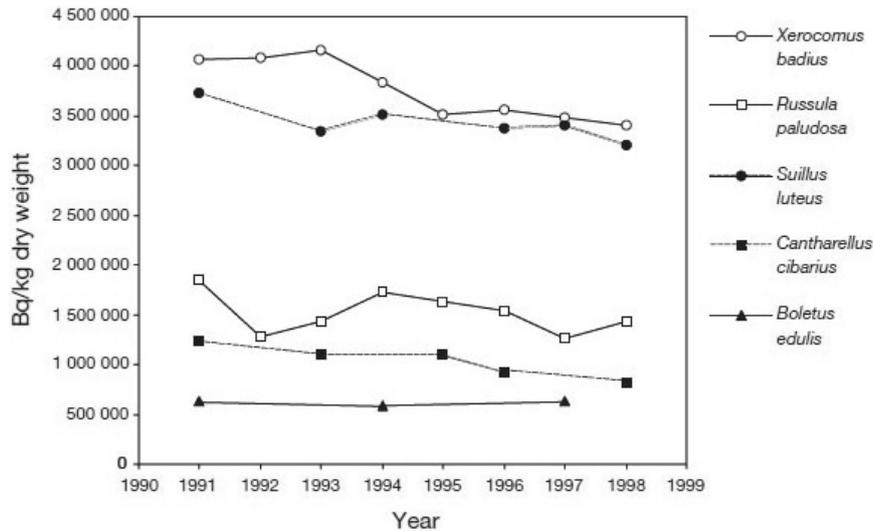


図3.40.: 茸5種類の¹³⁷Cs濃度の推移（事故後4年～12年）。乾燥茸による測定値で、単位はBq/kg。測定はチェルノブイリ原発から130 km南西のウクライナ、ズトミュール州（Zhytomyr）の松林。1986年時の土壌の¹³⁷Cs濃度は 555 kBq/m²。[文献 3.68より引用]【測定開始の1991年以降、僅かにしか減っていない。】

森林の自生茸の汚染は、コケモノのような森林産の野いちごよりもはるかに汚染されている事が多い。これは、野いちごが茸ほどには放射性セシウムを取り込まない事を反映しており、実際、土壌から野いちごへの放射性セシウムの面移行係数は0.02～0.2 m²/kgと茸よりも低い[3.81]【農産品と比べてもあまり差がない】。野いちごの放射性セシウムのレベルが茸よりもおおむね低い事と、野いちごの消費量が茸よりも少ない事から、野いちご経由の内部被曝の危険性は茸よりも少ない。しかし、両方とも、野生動物や半野生の放牧畜がよく食べるものであり、これらの動物が、狩猟などを経て人体の内部被曝を起こす口経媒体となる可能性がある。実際、森などの自然地で育った動物の肉は、高い放射性セシウムレベルを示す事が多い。この種の動物の例としてはイノシシ、ノロジカ、ヘラジカ、トナカイがあげられる【このうちトナカイは半野生の放牧畜である】。

一方、牛や羊などの家畜も、森林の縁辺部で食べ漁る事があるから、同じタイプの汚染がありうる。シカやヘラジカなどの狩猟獣の汚染に関するデータは、これらを狩猟して食べる事の多い西ヨーロッパ諸国で主に得られている【国によっては野生ヘラジカの肉がスーパーで売っているほどに狩猟が一般的である】。野生・半野生動物の放射性セシウムの量は季節毎に大きく変動している。これは自生茸や地衣類などの食べ物が、特定の季節にしか生えないからである。ちなみに、地衣類はトナカイの栄養源として重要である。これらの動物の汚染データは北欧諸国とドイツで得られている。図3.41はスウェーデンのヘラジカのセシウム放射能の年平均値である。このデータは、1986年～2003年の間にスウェーデンの一つの狩猟地域でヘラジカについて調べて得たものである。図3.42は南部ドイツにおけるノロジカの¹³⁷Cs濃度のデータで、調べた部位は筋肉である。茸の放射性セシウム濃度が高い為、それを食べる狩猟獣、特にノロジカも放射能に汚染されている。スウェーデンの土壌からヘラジカへの面移行係数は0.006～0.03 m²/kg[3.81]である。その年平均値は、汚染当初以来おおむね減り続けており、このことから、¹³⁷Csの生態学的半減期が、¹³⁷Csの物理的半減期（30

年) よりも短いことが分かる。

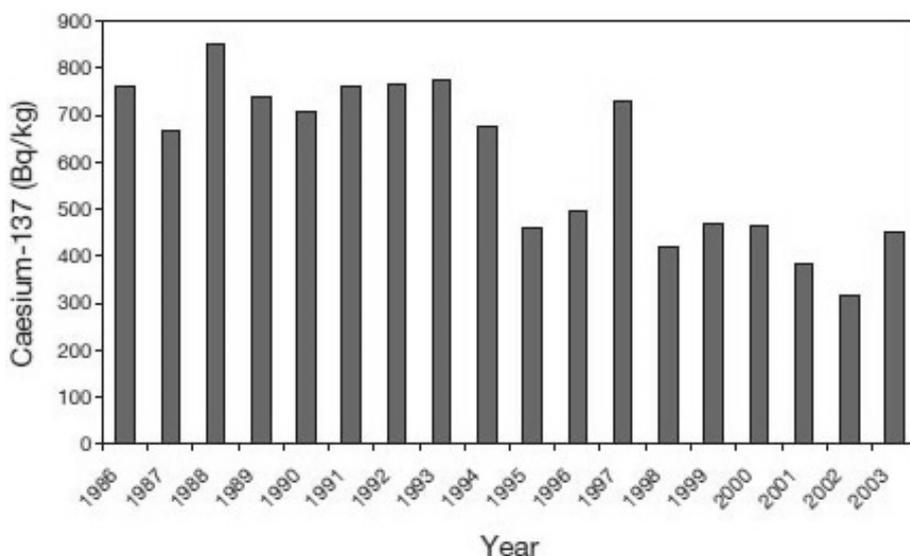


図3.41.: ヘラジカ (ムース) に含まれる¹³⁷Cs濃度の推移【17年間】。測定はスウェーデンの、ある一ヶ所の狩猟地区で、サンプルは毎年約100頭。[文献 3.83より引用] 【縦軸の単位はBq/kg。】

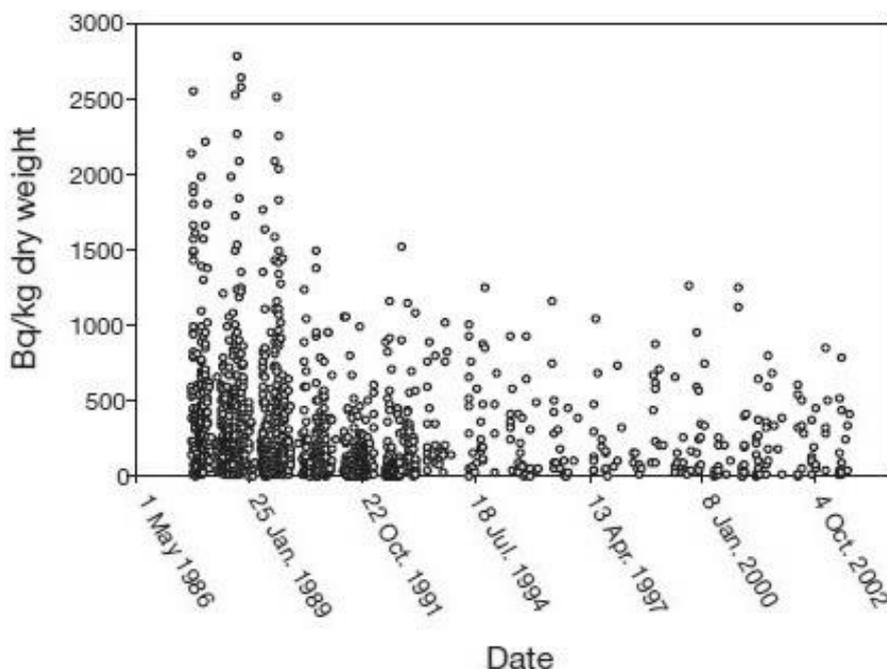


図3.42.: ノロジカ (roe deer, 学名 *Capreolus capreolus*) の筋肉に含まれる¹³⁷Cs濃度の推移【17年間】。測定は南ドイツのバ・ワルトセー (Bad Waldsee) 近郊の森林。1986年時の¹³⁷Cs地表の沈着量は 27 kBq/m²。[文献 3.84より引用] 【縦軸の単位は乾燥重量でBq/kg。】

訳注54 : 日本では茸は栽培品が主流だが、森林の広大な旧ソ連では茸は自生品が主流である。

訳注55 : 茸が寄生する木の種類と相性があることから明らかなように、茸によって取り込む養分

の構成も違って来る。

訳注56：農産物の面移行係数は図3.25や図3.26で出て来るが、それに比べると遥かに高い値である（放射性セシウムを取り込みやすい）。

訳注57：あくまで比較の問題で、日本ではこのタイプでも高濃度の放射性セシウムが検出されている。

訳注58：原文では茸の例として椎茸や松茸の代わりに*Armillaria mellea*、*Xerocomus*、*Lactarius*が挙げられているが、日本になじみがないので省略する。

3.4.5. 木材の汚染

チェルノブイリ事故の影響を受けた森の大部分は、ヨーロッパでも旧ソ連でも、木材生産のために植林され管理されている。汚染された木材を出荷・加工する過程で、あるいはそういう木材を使用する事で、森林からの直接被曝を受けない人々にすら被曝の可能性が出てくる。樹木が森林土壌から取り込む放射性セシウムのうち、幹【wood】に蓄える量は少なく、幹【wood】への面移行係数は僅かに0.0003～0.003 m²/kg程度である。したがって、家具や壁・床材として用いられる木材は、人体被曝に関しては問題ないと思われる[3.85]。しかしながら、紙のような消耗品を生産する工程で出て来る液状廃棄物や固形廃棄物は、放射性セシウムにかなり汚染される可能性がある。製紙パルプ工場の労働者による取り扱い次第では、工場内での被曝が起こりうる[3.86]。

葉・皮・枝など、樹木の幹以外の部分は燃料として使用されるが、これは放射性の木灰を生み出すので、それを何処に捨てるかという問題が出て来るかもしれない。北欧諸国では、バイオ燃料技術の急増により、実際に葉・皮・枝を燃料とする事が近年増えており、木灰に含まれる放射性セシウムが問題になってきている^{訳注59}。というのも、木灰の放射性セシウム濃度は元の木の50～100倍もあるからである。一方、薪は家庭でも使われるが、汚染地域の場合だと、屋内や庭にたまった灰【放射性セシウムで汚染】によるガンマ線被曝が引き起こされるかもしれない[3.85]。

訳注59：街全体用の温水ボイラーを兼ねるゴミ処理施設では、その際の燃料として、葉・皮・枝を使う。

3.4.6. 予想される将来の動向

森林の放射性セシウム汚染は、1986年以来大規模に測定されている。このデータを用いて数値モデル【コンピューター・シミュレーション】が開発されてきた[3.68]。これらのモデルは、チェルノブイリ起源の放射性核種が森林生態系でどのように汚染を引き起こしていくかについて理解を深めるのに役立っている。モデルは森林汚染を将来に渡って予測するにも用いられる。予測は汚染地域を将来どのように管理するかについて決める際の手助けになる。

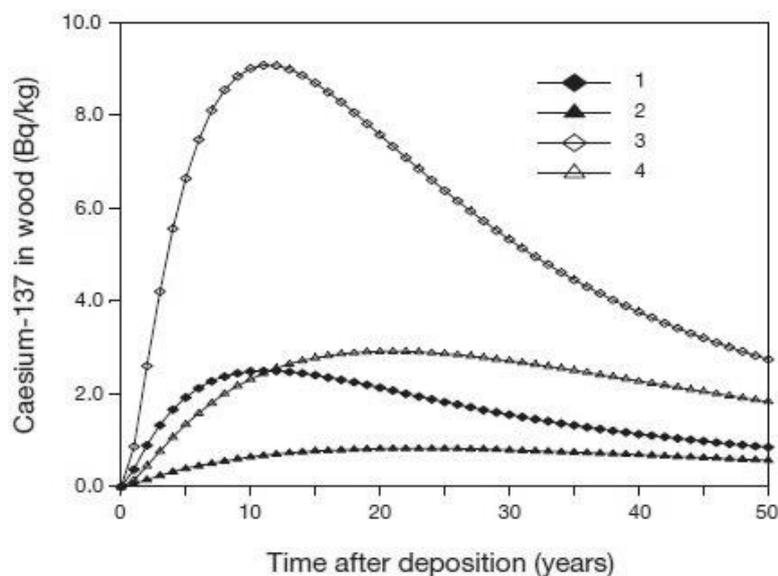


図3.43.: コンピュータモデル (FORESTLAND) から推定される木材の ^{137}Cs 濃度の推移。地表沈着量が 1 kBq/m^2 の時の50年間の予想を、異なる土壌と樹齢に分類して求めた。1. 自成土 (automorphic) で樹齢20年、2. 自成土 (automorphic) で樹齢80年、3. 半水成土 (semihydromorphic) で樹齢20年、4. 半水成土 (semihydromorphic) で樹齢80年。[文献 3.87より引用]【縦軸の単位は kBq/kg 。自成土とは土壌形成の際に関わってくる水分の殆どが降水によるもので、半水成土とは、土壌形成の際に関わってくる水分が降水だけでなく地下水や表層水からも供給されるもの。後者の典型的な例が三角州土壌。】

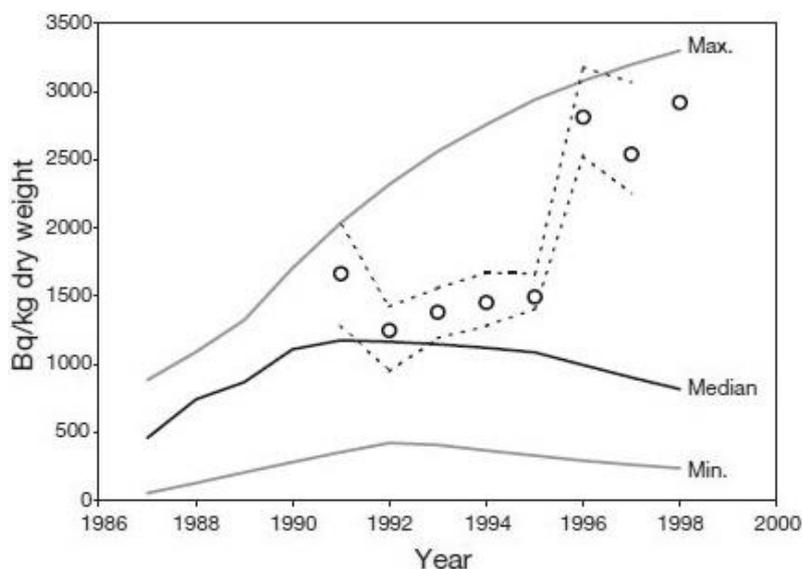


図3.44.: モデル (IAEA BIOMASSプログラムから選んだ11の異なるモデルの結果) から推定される木材 (松) への ^{137}Cs 汚染の推移のまとめ。全モデルの中央値 (Medium) を実線、上限値 (Max) と下限値 (Min) を灰色実線で示し、更に実際の測定値の平均を白丸で、測定上下限值 (誤差のこと) を点線で示している。いずれのモデルも、ウクライナ、ズトミュール州 (Zhytomyr) の松を対象にしている【具体的にはチェルノブイリ原発から 130 km 北西】。ちなみに、そこでの1986年時の土壌の ^{137}Cs 濃度は約 555 kBq/m^2 である。[文献 3.88より引用]

森林での放射性セシウムの挙動の予測モデルでは、森林生態系の中でのセシウム分布と、単位時間当たりの移動量【flux：速度に密度を掛けた量で、流束と呼ばれている】が計算される。予測は、生態系の中の樹木の木質部全体とか茸等の食用産品などの特定要素に対して計算出来る。数多くの数値モデルによる将来予測の例を図3.43と図3.44に示す。図3.43は、2種の典型的な森林生態系における2種類の年齢の樹木【若木（汚染時に樹齢20年）と老木（汚染時に樹齢80年）】の木質部にどれだけの放射性セシウムが含まれるかを将来予測したものである。この結果から、土壌の状態と汚染時の樹齢との双方が、木材用樹木の放射能汚染の管理する上で重要であることを示している。図3.44は、ウクライナのズトミュール地域（Zhytomyr：チェルノブイリの約130km南西）の松林についての50年予測（全部で11のモデル）をまとめたものである。図から分かるように、11個のモデルはお互いに異なる予測を立てている。図では、一つの森林から得られたデータも示しているが、これも当然ながらバラツキがある。データとモデルの両方ともバラツキが大きいため、森林の汚染予測は現実には難しい。

3.4.7. 森林と森林製品に関連する放射線被曝経路

森林の放射能汚染は、森林労働者、森林産業の労働者、更には一般人にすら被曝リスクをもたらした。森林労働者は、樹冠や土壌表層に残った放射性セシウムからの放射線に仕事はずっと曝される。一般人だと、家具や床板などの木材製品から外部被曝を受ける可能性【これは少ないと3.4.5節にある】もさることながら、放射性セシウムを含む、狩猟獣肉・野生自生茸・野いちごなどの森林産食品を食べる事による内部被曝がありうる。内部被曝源で言えば、森林の周辺部で牛・羊などの家畜が放し飼いされる事があり、【放射能汚染の酷い茸や野いちごを食べる事によって】これらの動物のミルクが汚染される事がありうる。これは、乳製品や肉の飲食を通して人体への内部被曝を引き起こす。森林からの被曝経路は他にもあり、各家庭が燃やす薪なども被曝源である。木灰そのものが外部被曝源であるばかりか、それを肥料として使ったら庭でも被曝を引き起こす。更に、林産物【樹木】を産業用の熱源として使用した場合、その労働者と一般人の両方に外部被曝をもたらしかねない。森林や森林製品と関係する被曝について、数字に基づく説明は、本報告6章と参考文献[3.85]に詳しい。

森林からの被曝経路で重要なものにもう一つある。それは木の伐採、製材、木材や木製品の加工と利用の際の被曝である。材木や木製品は、ひとたび森林の外に出回るや被曝源となりうるが、これらは【他の林産品と違って】相当の距離を運ばれる事が多いし、時には国境をも越える。このように多数ある被曝経路のうちのどれがどの程度の危険度を持つかについては、ある程度の評価と定量化がなされている[3.85]。

3.5. 水域系での放射性核種^{歌注 60}

3.5.1. はじめに

チェルノブイリから飛散した放射性物質はヨーロッパの多くの地域の表面水系【河川・湖沼（地上に出ている自然水）とその環境（湖底堆積物や水回りの動植物など）】に影響を与えた。もっとも、放射性降下物の大部分は、ドニエプル川【Dnieper＝全長2285km】の代表的な支流の一つであるプリピャチ川【Pripyat＝全長710km】の集水域に沈着した（図3.8、図3.9参照）。ドニエプル川はヨーロッパの大河の一つである^{訳注61}。したがって、ドニエプル川沿いの一連の貯水湖から水を得ている地域では、事故後、水の放射能汚染が特に心配された。この流域は黒海まで1000kmに及ぶ（図3.6、図3.7参照）。ライン川やドナウ川のようなヨーロッパの他の大河の流域にも、放射性物質がフォールアウトした。但し、これらの大河への放射能汚染は医学的にそこまで深刻ではなかった。

ベラルーシ、ロシア、ウクライナの一部地域では、事故直後に河川水がかなり放射能汚染されて、その濃度は、ヨーロッパ各地の河川より高くなり、飲料水に対する安全標準値を超えた。汚染した理由は、放射性物質が川に直接フォールアウトし、しかも集水域から流れ出した放射性物質が川に流入したからである。河川の放射能濃度は、事故から2～3週間で急速に減った。これは、半減期の短い放射性核種が崩壊して減ったのと、放射性核種が集水域の土壤に浸み込んだり、河川・湖沼の堆積物に吸着したからである。長期的には、半減期の長い¹³⁷Csと⁹⁰Srが、水域の生態系を汚染する中心的な放射性核種となった。この2つの放射性核種は、事故直後の汚染ピークを除けばさほど河川を汚染しなかったが、それでもプリピャチ川の洪水の際は川のこれらの濃度が【土壤などの剥ぎ取り効果で】一時的に高くなって、ドニエプル水系の水を使用する地域では重大な問題となった。

湖や貯水湖は、放射性物質の水面への降下物と、集水域からの放射性核種の流入とで汚染された。水中での放射性核種の濃度は、水が大量に流入・流出するような貯水湖と湖では急速に低下した【水の出入りが十分な場合、open lake system＝開放性湖沼と呼ぶ】。しかしながら、集水域の有機土壤から放射性核種が流出し続けた為に、湖水中の放射性セシウム濃度が高止まりしたケースもある。さらに、閉鎖性湖沼（河川水の出入りがほとんど無い湖）では、放射性セシウムが内部で循環するので、開放性湖沼や河川に比べると、湖水や水中生物の放射能濃度が極めて高くなった。

放射性核種（特に放射性セシウム）の魚への生物濃縮の為、放射能濃度が基準値【摂取許容値】を大きく超える事があった（これは最も影響を受けた地域と西ヨーロッパの双方で起こった）[3.89-3.94]。ベラルーシ、ロシア、ウクライナの複数の湖では、これらの問題が今日に至るまで続いているし、これから当分の間も続くだろう。淡水魚は、汚染地域の住民にとって重要な食料源である。ウクライナのドニエプル川水系では、年間2万トン以上の漁獲量がある。西ヨーロッパ、特にスカンジナビアの一部でも、魚の放射性セシウム濃度は未だに高めである。

チェルノブイリに最も近い海は黒海とバルト海である。どちらも事故現場から数百キロの距離にある。この2つの海での水や魚の放射能汚染は、チェルノブイリ事故後、集中的に調査された。これらの海域への放射性物質の平均沈着量は比較的低く、更に海洋圏では非常に薄められたので、放射性核種の濃度は淡水の河川・湖沼よりさらに低かった[3.96]。

訳注60：水域系とは、河川・湖沼、海洋、地下水などの水域環境の総称。

訳注61：本節ではこの2つの川が何度も出て来るが、チェルノブイリはこの2つの川が合流する地点から50kmと離れていない。

3.5.2. 表層水【河川・湖沼】中の放射性核種

3.5.2.1. 溶存態と粒状態の放射性核種の分布^{訳注62}

地表にフォールアウトした放射性核種は、土壌や川床や湖底の堆積物に残留する。河川や湖底での放射性核種の移動は、この残留の度合いに大きく左右される。沈着した放射性核種の一部は表層水【河川・湖沼】を浮遊する粒子に吸着され（粒子密度は表層水中で大きく変動する）、これが放射性核種の移動と生物濃縮に強く影響する。ほとんどの⁹⁰Srは溶存態として存在しており、溶けずに固体のままなのは0.05～5%だが、原発のすぐ近くは例外で、フォールアウトしたストロンチウムの大部分は燃料粒子に含まれた形【不溶性】であった。チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の土壌は、⁹⁰Srにひどく汚染されおり（図7.7参照）、汚染ストロンチウムの一部は、低地が氾濫すると洗い流される。

事故後10年間、プリピャチ川を流れる放射性セシウムの40%～60%ほどが水に溶けずに粒子の形で流れた[3.97]。他の河川の推定値は4%～80%と大きくばらついたが[3.98]。この値は、浮遊粒子の組成や濃度に依存し、更に水の化学的性質【pHや、硬水・軟水等】に依存する。微細な粘土粒子やシルト粒子【砂より小さく粘土より粗い碎屑物】と、それより大きな砂粒子とでは、反応性の低い砂粒子よりも、粘土粒子やシルト粒子のほうが、より効率的に放射性セシウムを粒子表面に吸着する。よって、砂質の川床は、原子炉の近くですらあまり汚染されなかった。一方、微細な粒子は放射性セシウムをかなり遠くまで運んだ。キエフ貯水湖の湖底には微細な粒子が堆積しつつあり、そのため、湖底の堆積物は高濃度に汚染されている。

プリピャチ川の放射性核種の溶存態と粒子態の分布を測定すると、浮遊粒子に吸着する強さは弱い方から、⁹⁰Sr、¹³⁷Cs、他の超ウラン元素（ウラン核反応で出来た^{239,240}Puや²⁴¹Am）の順に強くなることが判明した[3.100]。表層水（河川・湖沼）に含まれる超ウラン元素も、汚染土壌から流れ出た超ウラン元素も、その化学的安定性が有機物を含む自然なコロイドに左右される可能性がある。ただし、この影響は、⁹⁰Srと¹³⁷Csではあまり重要ではない[3.101]。

海洋では一般的に、粒子吸着性が低く、競合イオンの濃度が高い（高塩分）ので、淡水に比べて浮遊粒子があまり放射性核種を吸着しない傾向にある^{訳注63}。バルト海の場合、チェルノブイリ事故後、¹³⁷Csのうちの10%以下しか粒子に吸着せず、粒子として存在する割合は平均1%程度であった[3.102, 3.103]。黒海だと、¹³⁷Csのうち粒子に吸着したのは3%以下であった[3.96]。

訳注62：水に何か溶ける場合、溶け切る量には限りがあって、それを超える分は溶けきれずに余る。この時、溶けた状態であるか、溶けきれない状態であるかによって、汚染も違ってくる。

訳注63：競合元素（それが水に溶けて電離したものが競合イオン）とは、放射性核種と化学的性質が似ていて、二次汚染の際に一方が増えればもう一方が減る関係にあるもの。ここではカリウムイオン（K⁺）やカルシウムイオン（Ca⁺⁺）などを指す。3.3.4.1節を参照。

3.5.2.2. 河川の放射能

チェルノブイリに近い(プリピャチ川【Pripyat】、チェチェレブ川【Teterev】、イェルピン川【Irpen】、ドニエプル川【Dnieper】)の各河川では、事故直後の放射性物質の濃度は主に放射性物質が河川表面に直接沈着したことによる。この段階でもっとも放射能濃度が高かったのはチェルノブイリ付近のプリピャチ川で、そこでは¹³¹I濃度が4440 kBq/m³もあった^{訳注64}(表 3.7参照)。放射能値は、すべての河川で事故から数週間のうちに急速に低下した。これは半減期の短い放射性核種が壊変して減ったのと、集水域の土壌や川底の堆積物へ放射性核種が吸着したためである。

表 3.7. チェルノブイリ付近のプリピャチ河川中で測定された放射性核種の濃度の最大値 (溶存態) [3.91, 3.104, 3.105]

	最大濃度 (Bq/L)
セシウム 137	1591
セシウム 134	827
ヨウ素 131	4440
ストロンチウム 90	30
バリウム 140	1400
モリブデン 99	670
ルテニウム 103	814
ルテニウム 106	271
セリウム 144	380
セリウム 141	400
ジルコニウム 95	1554
ニオブウム 95	420
プルトニウム 241	33
プルトニウム 239、240	0.4

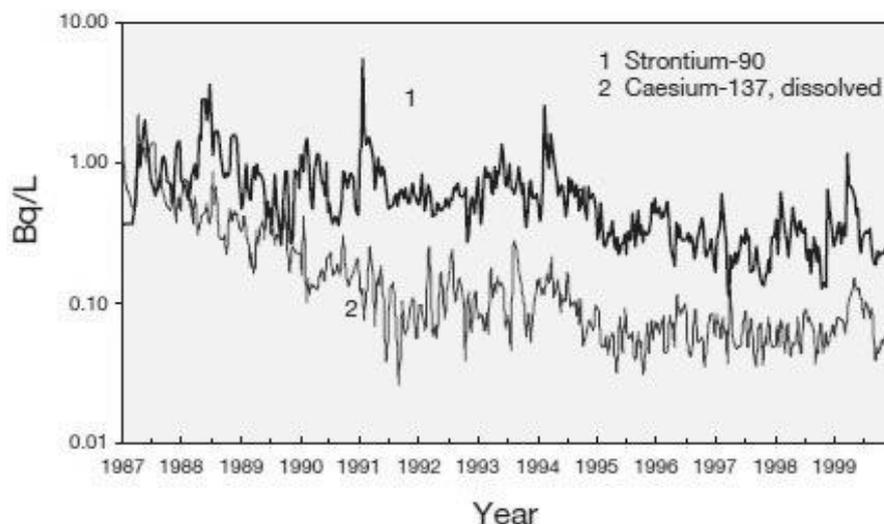


図3.45.: チェルノブイリを縦断するプリピャチ (Pripyat) 川の放射能濃度の推移【14年間】。線 (1) : ⁹⁰Sr。線 (2) : ¹³⁷Cs。[文献 3.106より引用]【縦軸は放射能濃度の一ヶ月平均値で、単位は Bq/L (対数目盛り)。】

長期的には、地表汚染のあとに集水域の土壌に残った⁹⁰Srと¹³⁷Cs【いずれも半減期が30年程度とやや長い】が、土壌侵食の際に土粒にくっついたまま流れ出したり、土壌から溶け出したりして、徐々に河川へ流れ込んでいった。放射性核種がどのくらい移動していくか【流されていくか】は、土壌侵食の速さや、集水域の土壌と放射性核種の結合の強さ、放射性核種の土壌深部への浸透の度合いに左右される。一例として、チェルノブイリ近郊のプリピャチ川の放射能濃度の経時的変化を図3.45に示す。調べた放射性核種は⁹⁰Srと¹³⁷Csである。

チェルノブイリ事故後、河川水の放射能の濃度と総輸送量【total flux】を把握するために、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内と主要河川沿いに水質監視所が設置された^{注65}。それら監視所での計測から、プリピャチ川を流れる⁹⁰Srと¹³⁷Csの、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）への流入量と流出量が推定できるようになった。図3.46aに示すように、プリピャチ川における¹³⁷Csの流量は【最初の10年で】大幅に減っており、さらに、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の上流と下流の差【それが30km圏からの流出量になる】はほとんどない。

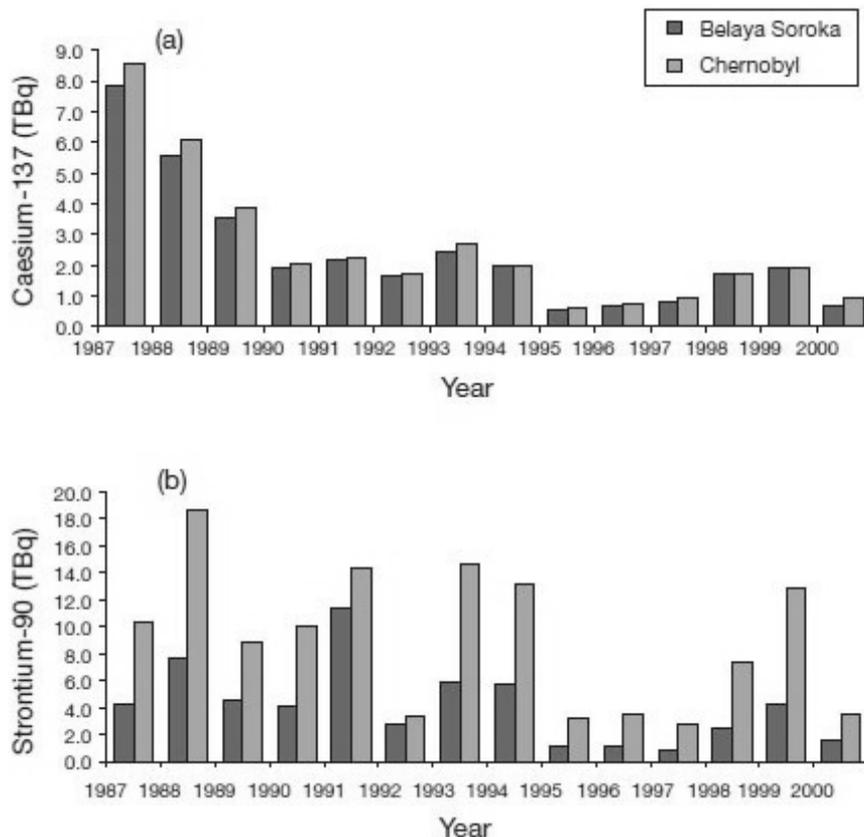


図3.46.: チェルノブイリを縦断するプリピャチ（Pripyat）川の放射能の推移【15年間】。(a)¹³⁷Cs。(b)⁹⁰Sr。測定地点はチェルノブイリ30 km圏立入禁止区域（CEZ）の上流境界に当たるベラヤソロカ（Belaya Soroka、ベラルーシとウクライナの国境付近）と、CEZの下流境界に当たるチェルノブイリ下流地点。[文献 3.107より引用]【縦軸は放射能の総流量の年間積分で、単位は 10^{12} Bq/年。セシウムに比べてストロンチウムは上流と下流で大きな差が出る。説明は図3.57のモデルと図7.6の詳細汚染地図を参照。】

一方、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の境界を流入・流出する⁹⁰Srの移動量は、プリピャチ川両岸で毎年起こる洪水の大きさに左右されて、年ごとに大きく変動した（図3.46(b)参照）。しかも、CEZの下流への流出量は上流から入って来る量よりかなり大きく、これはチェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の土壌からプリピャチ川へ大量の流入があったことを意味している。しかし、洪水で洗い流された放射性核種の量は、集水域に残っている総量に比べて微々たるものであることに留意すべきである。

川の⁹⁰Srと¹³⁷Csの両方の放射能濃度は、チェルノブイリの近くの他の河川や、西ヨーロッパの他の河川でも、同じような低下を示した[3.108]。ヨーロッパの複数の河川での¹³⁷Cs濃度の測定結果を図3.47に示す。図では、地表汚染の違いを考慮して、地表汚染に対する水質汚染の比率を出しているが、それでも河川によって30倍の差がある。集水域が小さい場合[3.67, 3.112, 3.113]、有機物が分解されないまま大量に残った土壌（特に泥炭の過剰な土壌）は、一部の鉱物質土（mineral soil）に比べて、10倍近い量の放射性セシウムを表層水【河川・湖沼】に放出した。たとえばフィンランドの河川は、その集水域に【未分解の】有機質の多い湿地・準湿地が広がっているため、集水域の大部分を鉱物質土がおおっている河川よりも、（単位地表汚染あたりで比較して）水の放射性セシウム濃度が高い[3.109, 3.111]。

訳注64：水に関しては3.5節を通してBq/m³に統一する。これはBq/Lの値に1000を掛けた値となる（Bq/L とkBq/m³は値が等しくなる）。

訳注65：flux＝速度 × 濃度で、単位時間あたりに単位断面を通過する量をさす（日本語で流束と言う）。total fluxとは、fluxに断面積を掛けたもので、単位時間あたりに横断面を通過する総量をさす。

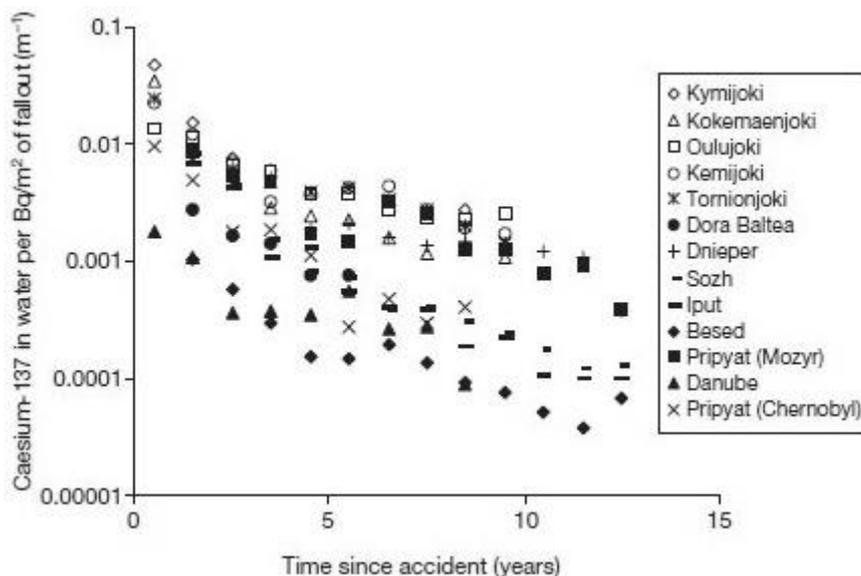


図3.47.: ヨーロッパの複数の河川【合計13河川】で測定した¹³⁷Cs濃度の推移【13年間】。各地の放射能濃度の違いを均す為、一定の地面沈着量当たりの放射能濃度を求めたもの。[文献 3.109-111より引用]【単位は[Bq/m³]/[Bq/m²]=[1/m]となる。このような換算をしても川によって30倍の差がずっと出続けている。】

3.5.2.3. 湖と貯水湖の放射能

ベラルーシ、ロシア、ウクライナ各国の汚染地域では、多くの湖が著しく放射能汚染された。大抵の湖では、放射性物質のフォールアウトから数日～数週間で、放射性核種が湖水全体にかなり混合された。もっとも、チューリッヒ湖（平均深度143m）のように深い湖では、鉛直方向へ完全に混じり合うのに数ヶ月を要した[3.114]。事故当時、北ヨーロッパの一部地域では湖が氷に覆われており、これらの湖では融氷後になって湖水の放射能濃度が最大となった。

湖や貯水湖を汚染した放射性核種は、湖から汚染水が流れ出たり、湖底の堆積物に吸着されたりして、しだいに湖水から取り除かれる。従って、河川の場合と同じく、フォールアウトから数週間～数ヶ月で、湖水の放射能濃度もかなり速く低下した。その後の低下はゆっくりとしている。この時期になると、湖の集水域を汚染した放射性セシウムも、湖水中の放射性セシウムも、土壌や湖底堆積物に更に吸収されて深い層に浸透して行った。図3.48に、ドイツの小さな浅い湖、ボルセー【Vorsee】湖で測定された¹³⁷Cs濃度の推移を示す。

集水域の汚染土壌から放射性核種が流れ出す事により、それが湖に流入する。ボルセー湖【Vorsee】の場合、湖水の放射能濃度は、【2年目までに急減した後はなかなか低下せず】他の湖よりも高い水準が続いた。その理由として2つ考えられる。一つは、集水域の土壌が有機質なので¹³⁷Csが高濃度であった土壌から流出しやすかったからというもの^{訳注66}、もう一つは、湖底の堆積物の放射性核種が水中に戻り易い環境にあったというものである^{訳注67}。英国のデボーク湖でも、集水域の土壌が有機質で、そこから流出した放射性セシウムが湖に流入する事により、湖水が汚染され続けた。湖水の放射能濃度は、集水域の土壌が鉱物質土であるような湖（デボーク湖の近く）よりも一桁高かった。集水域の土壌が有機質であるような湖の場合、西ヨーロッパですら、ベラルーシやウクライナの高汚染地域と同じぐらい水や魚が放射能汚染しているような湖があった。

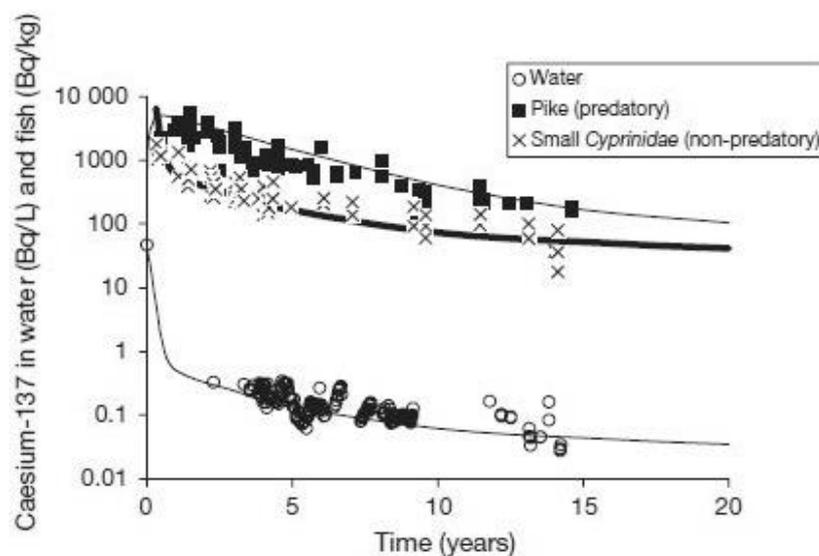


図3.48.: 湖の水と魚（ドイツ）の¹³⁷Cs濃度の15年間の推移。[文献 3.98より引用]【単位は水（白丸）が Bq/Lで魚（黒四角とクロス）が Bq/kg。測定はボルセー（Vorsee）湖。黒四角はpike（カマスの一種で肉食魚）。クロスはcyprinidae（小型のコイの一種で非肉食魚）。】

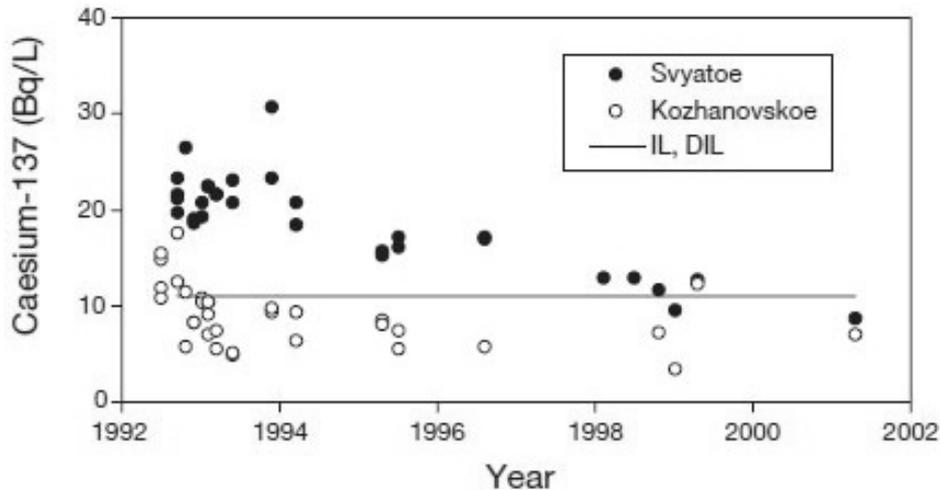


図3.49.: チェルノブイリ原発から200 kmほど離れた湖での¹³⁷Cs濃度の15年間の推移。測定はロシアのスビャートヤ (Svyatoye) 湖とコザノフスキー湖 (Kozhanovskoye)。[文献 3.118より引用]【縦軸の単位は Bq/L。横線 (IL, DIL) はロシアにおける水の飲料許容値。】

放射能汚染が長引く理由として、放射性核種の湖底の堆積物から水中への移動が考えられる^{訳注}⁶⁷[3.115]。浅く、かつ川による水の出入りがほとんど無い湖【閉鎖性湖沼】では、湖底堆積物が水中の放射能濃度を左右する[3.105, 3.116]。チェルノブイリ事故による汚染湖沼の中でも、とりわけ汚染が酷いのは、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域 (CEZ) 内のプリピャチ氾濫原にある複数の閉鎖性湖沼であった【三日月湖をイメージすれば良い】。これらの湖の1991年の水質測定によると、¹³⁷Cs放射能濃度はグルーボコヤ湖【Glubokoye】の74 kBq/m³が最大であり、⁹⁰Sr放射能濃度は、調査された17の湖や池のうちの6つで100-370 kBq/m³であった[3.105]【ストロンチウムがセシウムより多いのは、飛散距離が短くて原発近郊を集中的に汚染したから。3.1節を参照】。事故から17年経過しても【2003年段階】、閉鎖性湖沼の湖水の放射能濃度は、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域 (CEZ) と原子炉から非常に離れた地域の両方で、開放性湖沼よりも相対的に高い[3.117]。例えば、ロシア、ブリャンスク州のコザノフスキー湖【Kozhanovskoye】とスビャートヤ湖【Svyatoye】はチェルノブイリからおよそ200km離れているが、1996年の段階でもなお、水中の⁹⁰Sr濃度が0.6-1.5 kBq/m³、¹³⁷Cs濃度が10-20 kBq/m³もあった (図3.49)。いずれも閉鎖性湖沼である。この2つの閉鎖性湖沼では、チェルノブイリ近郊の多数の湖よりも水中の放射能濃度が高い。放射性核種が湖底の堆積物から水に戻ったと推定出来る[3.116]。ちなみに、ロシアの飲料水の介入基準値【規制当局などが何らかの対策をとる必要のある値】は、¹³⁷Csの場合、11 kBq/m³である[3.116]。

訳注66：ヨーロッパの有機質土壌 (organic soil) とは、有機成分が分解し切れずに残っているような土壌のことで、分解活動の盛んな日本とは逆に、カリウムイオンの少ない痩せた土地ということになる。それ故に¹³⁷Csの汚染も起こりやすくなる。詳しくは3.3.4節を参照。

訳注67：湖底の放射性堆積物として、3.5.2.4節にあるように事故直後に放射性物質を表面に付着させた粒子や、セシウムを吸着しやすい堆積粘土質物質そのものがあり、両者とも化学平衡の原理

で水中のセシウム濃度を一定に保とうとするバッファーとして機能する[3.115]。一方、日本のような植生の場合だと、このメカニズムだけでなく、二次汚染された有機物も堆積し得て、それが化学的に分解された際にセシウムを水中に放出する可能性も無視出来ない。

(a) チェルノブイリ冷却池

チェルノブイリの冷却池は面積が約23km²で、1億4900万立方メートル【平均水深6.5m】の水を蓄えている。これはチェルノブイリ原発跡地とプリピャチ川の上に位置している。冷却池の残留放射能は0.2 PBq【2×10¹⁴ Bq】を超え、そのほとんどは池底の堆積物に留まっている（残留している放射性核種の内訳は【放射能で表すと】¹³⁷Csが約80%、⁹⁰Srが10%、²⁴¹Puが10%で、^{238,239,240}Pu、²⁴¹Amはそれぞれ0.5%以下である）。最近の調査によると、この貯水湖から地下水を経由してプリピャチ川へ放射性核種が流れ出ており、その年間流出量は、⁹⁰Srの場合、370 GBq【3.7×10¹¹ Bq = 0.00037 PBq】と見積もられる[3.120]。これは、プリピャチ川を流れる⁹⁰Srの近年の年間流量の10分の1～30分の1しかない。従って、プリピャチ川の⁹⁰Sr汚染に関していえば、冷却池はあまり重要な汚染源ではない。冷却池の水質汚染はそこまで酷くなく、図3.50に示すように、放射能濃度は1-2 kBq/m³である。文献[3.121]によれば、¹³⁷Cs濃度の季節ごとの変化は、藻類と植物プランクトンの総量の変化が原因である。

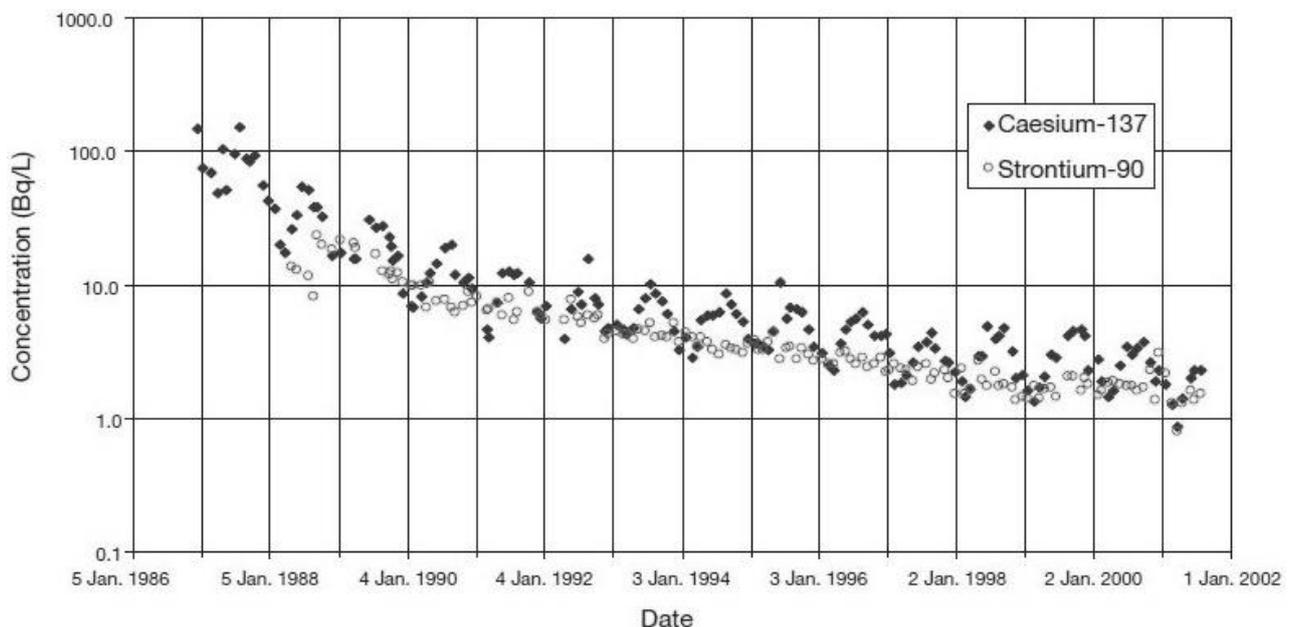


図3.50.: チェルノブイリ冷却池の¹³⁷Csと⁹⁰Srの濃度の15年間の推移。[文献 3.121より引用]【縦軸の単位は Bq/Lで対数目盛り、値は一ヶ月平均値。】

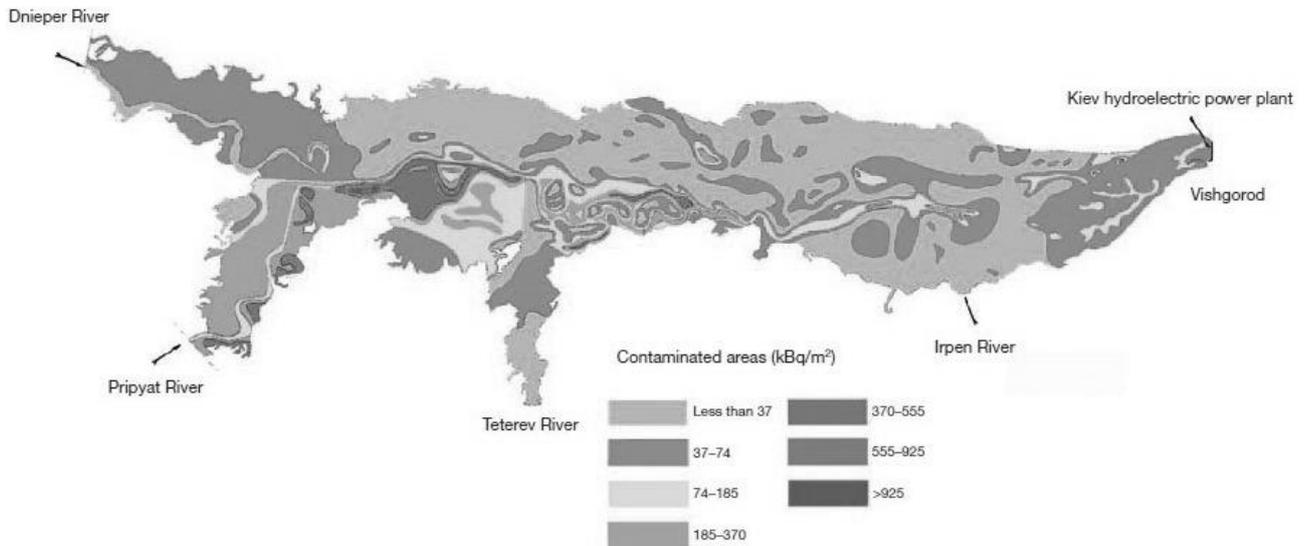


図3.51.: キエフ・ダム湖の湖底堆積物の¹³⁷Cs量の分布地図。[文献 3.97より引用]

(b) ドニエプル川沿いの貯水湖

ドニエプル川には上流から下流にかけていくつか貯水湖があるが、これら貯水湖は、放射性物質の空から水面へのフォールアウトと、汚染地域の河川からの放射性核種の流入の両方の影響で汚染された。¹³⁷Csと⁹⁰Srとでは、水中の浮遊粒子に対する親和性が異なっており、この違いの為に、これら放射性核種がどのようにドニエプル川を流れるかが異なってくる。¹³⁷Csは粘土質の湖底堆積物に吸着されやすく、結果として堆積物と一緒に貯水湖の深部に溜まる。この傾向は特にキエフ貯水湖（図3.51参照）ではっきりと見られる。湖底堆積物への吸着・沈殿により、上流の貯水湖から下流の貯水湖へと流れる¹³⁷Csの量は非常に少なく、その下流の黒海となると、そこへ流れ込む¹³⁷Csの濃度は、事故前と区別できない程に少ない。

一方、⁹⁰Srは、希釈による【下流方向への】濃度の低下はあるものの、総量の40～60%が貯水湖に留まらずに黒海へ達する。ドニエプル川の2つの貯水湖で原発事故後長年に渡って測定された⁹⁰Sr濃度の年平均値を図3.52に示す。¹³⁷Csは貯水湖の堆積物に吸着するので、下流のカッホフカ（Kakhovka）ダム湖では、上流のキエフ貯水湖（ブイッシュゴロッド：Vishgorod）に比べて放射能濃度が数桁も低くなっている。¹³⁷Csとは対照的に、⁹⁰Srは堆積物にそれほど強く吸着しないため、放射能濃度の測定値は、キエフ貯水湖でも下流側の河川・貯水湖でも大差がない。

ドニエプル川沿いの一連の貯水湖の⁹⁰Sr濃度は、時折、大きく変動する。ピークになるのは、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内の汚染氾濫源が氾濫したときであった（図3.52参照）。例えば、1990～1991年の冬に氷がプリピャチ川をせき止め、その結果起こった洪水によって、ドニエプル川水系の⁹⁰Srの流量が一時的に大幅に増加した。但し、¹³⁷Csの流量はあまり変わらなかった。ドニエプル川の水中の⁹⁰Sr濃度は元々1 kBq/m³だったのが、5日～10日間にわたって8 kBq/m³にまで増加した[3.105]。同様の出来事が1994年冬の洪水、1993年7月（夏）の降雨、そして1999年春の大洪水の際に起こった[3.122]。

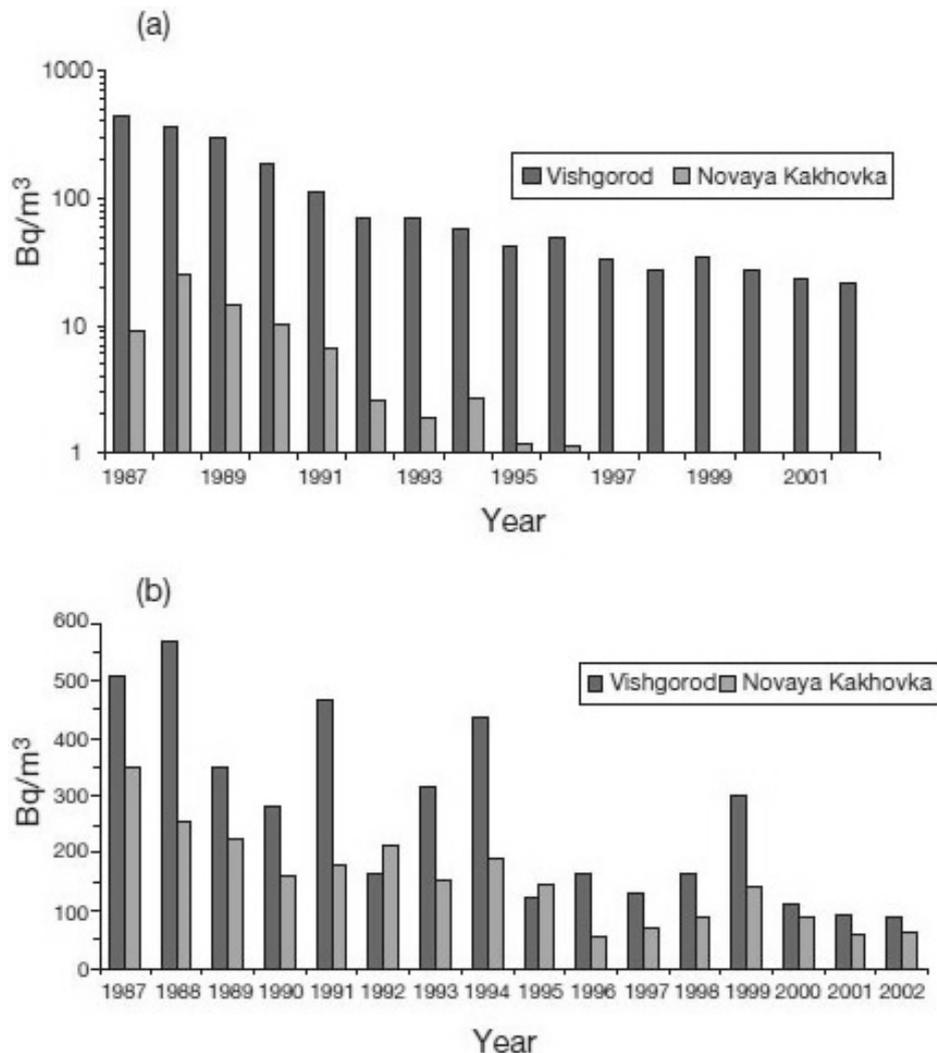


図3.52.: ドニエプル川沿いの2つの貯水湖での放射能濃度の推移(16年間)。(a) ^{137}Cs 。(b) ^{90}Sr 。測定地点はキエフ貯水湖のブイッシュゴロッド(Vishgorod)と、下流側のカッホフカ(Kakhovka)ダム湖。[文献 3.107より引用]【縦軸は水中の放射能濃度の年間平均値で、単位はBq/m³。図3.46とは逆にセシウムで差が大きいのは、セシウムだけが堆積物に溜まるから。】

(c) 集水域の土壌からの放射性核種の流出

少量の放射性核種は土壌の侵食に伴って、河川と湖に流入し、一部は海にまで運ばれる。このように放射性核種は絶えず移動しているが、元はと言えば、表面土壌粒子が侵食され、河川水とともに流れ出る為である。核実験やチェルノブイリ事故の後の ^{90}Sr による河川汚染の研究によれば[3.109、3.110、3.123、3.124]、地表を汚染した ^{90}Sr のうち、河川へ流出するのは、毎年1~2%かそれ以下である。つまり、放射性核種が地表から流出し続けているといっても、陸上の放射能は何年もほとんど変わらない。逆に言えば、陸上から河川・湖沼に流れ込む放射性核種の量も何年も変わらず、(低レベルの)水質汚染が何年も続く事になる。

3.5.2.4. 淡水環境の堆積物に吸着した放射性核種

堆積物は、放射性核種を長期間に渡って蓄積保存するので重要である。堆積の仕方は主に2つあり、ひとつは先ず湖の浮遊粒子に吸着され、その後、沈降して湖底に積もって行くというものである。もうひとつは、湖水から直接湖底の堆積物内へと拡散するというものである。これらの堆積過程により、湖水から放射性核種が除去されるが、このような除去作用を、湖または貯水湖の「自浄作用」と呼ぶ[3.114]。

事故から約1ヶ月後の調査によると、チェルノブイリ冷却池の放射性物質のほとんどは川床や湖底に堆積していた[3.91, 3.97]。一般の湖の場合、事故から時間を経た段階だと、放射性セシウムの約99%が湖底堆積物に含まれる。ベラルーシ、コスチコビッチ地方【Kostiukovichy】のスビャートヤ湖【Svyatoye】で1997年に測定した結果によると、湖の ^{137}Cs のうち、水中に約 3×10^9 Bq【3 GBq】が、湖底堆積物に 2.5×10^{11} Bq【250 GBq】が分布していた。ロシアのコザノフスキー湖【Kozhanovskoye】で1993年～1994年に測定した結果によると、湖の放射性 ^{90}Sr の約90%が湖底堆積物に存在していた[3.126]。

キエフ貯水湖は堆積が速いので、放射性セシウム濃度が一番高い汚染層は、1998年の段階で既に数十cmの深さに埋もれている（図3.53参照）。ちなみに、ゆっくりと堆積されるような湖だと、放射性セシウム濃度が一番高い汚染層が、堆積物の表面近くに来る。図3.53に見られる1988年と1993年の汚染層【汚染が上下の層より高い層】は、盛夏の大雨による洪水で土壌流出した年を反映している^{訳注68}。

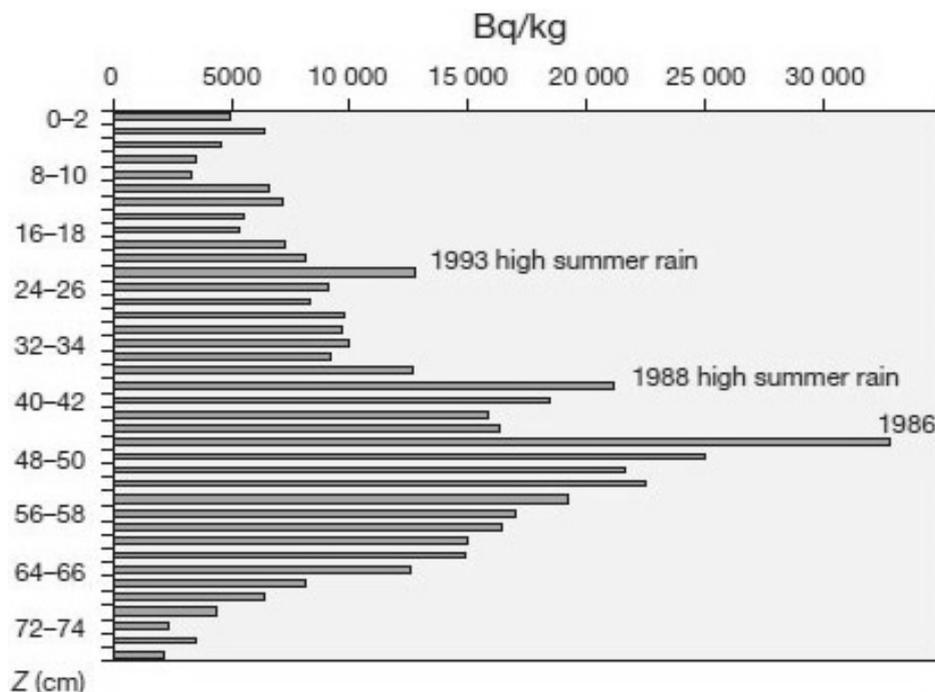


図3.53.: 湖底堆積シルト層に含まれる ^{137}Cs 濃度の深さ分布。測定はキエフ・ダム湖の上流部。測定は1998年。[文献 3.106より引用]【横軸の単位はBq/kg。縦軸は堆積物なので深さ（単位はcm）が堆積層の古さに対応する。】

チェルノブイリ近郊では、地表を汚染した放射性核種の大部分は、燃料粒子に含まれていた(3.1節を参照)^{訳注69}。燃料粒子に含まれた形で地表を汚染した放射性核種は、溶存態の放射性核種ほど、簡単には移動【二次飛散・二次汚染】しない。グルーボコヤ湖【Glubokoye】の湖底堆積物を1993年に調査したところ、ほとんどの燃料粒子は、堆積物の表面から深さ5cm内の所に分布していた[3.126]。湖の湖底堆積物の中では、土壌中と比べて、燃料粒子の分解が極めて遅い^{訳注70}。冷却池の調査によれば、水底に堆積した燃料粒子の分解速度は、約30年で半減というペースである。具体的には、2056年(チェルノブイリ事故後70年)の段階で、冷却池の底に溜まった燃料粒子のうちの4分の1が、燃料粒子の形をとどめて、その中に放射性核種を蓄えたままになると予想される[3.39]。

訳注68：1993年7月の洪水については上述してある。1988年も図3.52ではピークになっている。

訳注69：燃料粒子は大きく重いので飛散距離が短く、それとは対照的に、ガス状やダストに付着した形で放出された放射性核種は遠くまで飛散した。

訳注70：図3.17に説明してあるが、分解によって放射性核種がより自由に動き回れる。分解が遅いと、このプロセスが長く続く事になる。

3.5.3. 放射性核種の淡水魚への取り込み

自然水を汚染した放射性核種は、いくつかの移行経路を通じて被曝を引き起こすが、その中でも重要な内部被曝経路に淡水魚の摂取がある。放射性核種の魚類への移行については多くの国で研究されている。しかし全部は紹介出来ないので、ここでは、水質汚染の最も酷い、ベラルーシ、ロシア、ウクライナの3ヶ国について報告する。

3.5.3.1. 淡水魚中の放射性ヨウ素¹³¹I

魚に含まれる¹³¹Iのデータは限られている【ここではキエフ貯水湖の例を示す】。キエフ貯水湖では¹³¹Iが急速に魚類に吸収されて、魚の放射能濃度が1986年5月初旬にピークとなった[3.91]。魚肉中の放射能濃度は、1986年5月1日に鮮魚(湿重量)6 kBq/kgあったのが、6月20日には50 Bq/kgにまで低下した^{訳注71}。この低下率はおおむね¹³¹Iの放射性壊変による減衰【半減期8日の減衰】に従っている。放射性壊変による減衰が速いため、¹³¹Iの魚の放射能濃度は、事故から数ヶ月であまり問題にならなくなった。

訳注71：湿重量とは生のままの重量で乾燥重量の対語。

3.5.3.2. 魚類や他の水棲生物中のセシウム¹³⁷Cs

チェルノブイリ事故以来、放射性セシウムによる淡水魚の汚染レベルについて多くの研究がある。生体が放射性セシウムを【汚染度の割に】大量に蓄積しやすいため、水中の放射性セシウム濃度が低いにもかかわらず魚の放射能汚染が続いている地域がいくつかある^{訳注72}。放射性セシウムの取り

込みは、小魚の方が早く、事故から数週間でピーク値に達している[3.93, 3.95]。大型の肉食魚（カワカマス、ウナギ）は、放射性セシウムをゆっくり取り込むので、魚中の放射能濃度がピーク値に達したのは、図3.48にあるように、地表汚染から6～12ヶ月の後である[3.93, 3.127]。

チェルノブイリ冷却池では、コイ、ヘダイ、スズキ、カワカマスに含まれる¹³⁷Csは、1986年に湿重量で100 kBq/kgあったが、1990年には20-30 kBq/kg [3.89, 3.91]、2001年には2-6 kBq/kgにまで減少した。チェルノブイリ原発に近い複数の閉鎖性湖沼【河川水の出入りがほとんど無い湖】の場合、事故15年後【2001年】の肉食魚の¹³⁷Cs濃度は、湿重量で10-27 kBq/kgであった[3.121]。2種の魚の¹³⁷Cs放射能濃度の、事故から16年間にわたる典型的な推移を図3.54に示す。

キエフ貯水湖では、非肉食の成魚に含まれる¹³⁷Cs濃度は、1987年に湿重量で0.6-1.6 kBq/kgであったが、1990年～1995年には0.2-0.8 kBq/kgとなり、2002年には<0.2 kBq/kgまで低下した。肉食魚についての汚染値【複数の魚類の値】は1987年が1-7 kBq/kgで、1990年から1995年が0.2-1.2 kBq/kgである[3.106]。

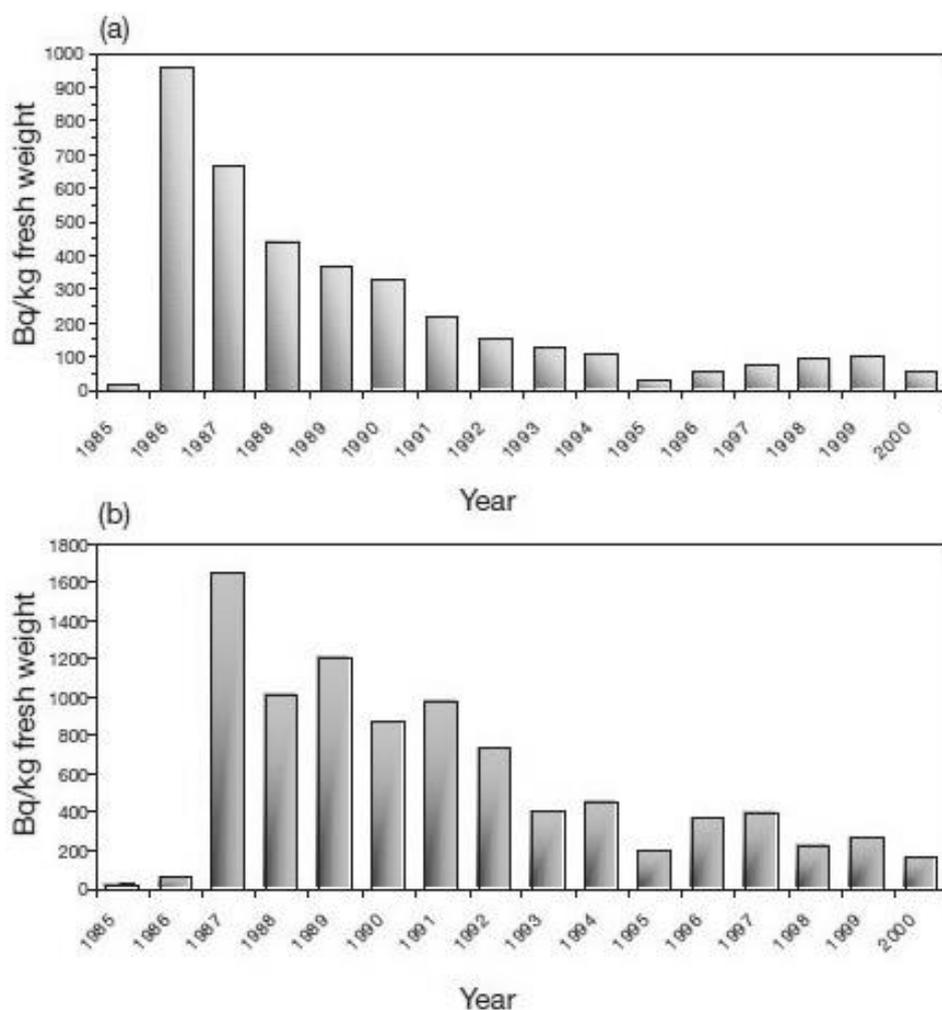


図3.54.: 川魚の¹³⁷Cs濃度の推移（15年間）。測定はキエフ・ダム湖で、2種類の魚で調査。(a)非肉食魚（bream : コイの一種）。(b)肉食魚（pike : カマスの一種）。[文献 3.106より引用]【縦軸は魚の放射物質濃度（生鮮時）の年間平均で、単位は Bq/kg。】

チェルノブイリから約200 kmの距離のロシア、ブリャンスク【Bryansk】州内にある湖で、1990～1992年に多くの魚種について調べた所、魚に含まれる¹³⁷Cs放射能濃度は湿重量で0.2-19 kBq/kgの範囲の値を示した[3.126、3.150]。コザノフスキー【Kozhanovskoe】湖（、ロシアのブリャンスク地方）、スビャートヤ【Svyatoye】湖（ベラルーシ地方のコスチコビッチ【Kostiukovichy】）のような浅い閉鎖性湖沼【川による水の出入りがほとんど無い湖】の場合、魚に含まれる¹³⁷Cs放射能濃度は、河川や開放性湖沼【河川水の出入りのある湖】よりもゆっくりとしか減少していない。というのも、湖の水に含まれる¹³⁷Cs放射能濃度が【流出がないために】ゆっくりとしか減少していないからである[3.92、3.116]。

西ヨーロッパではフィンランド、ノルウェー、スウェーデンの一部地域の湖が、とりわけ酷く汚染された。スウェーデンでの1987年【事故翌年】の調査では、1万4000近い湖で魚の¹³⁷Cs濃度が流通基準値を超えていた。ちなみにスウェーデンの流通基準値は、湿重量で魚肉について1.5 kBq/kgである[3.90]。ドイツ山中の複数の湖で、チェルノブイリ事故の直後、カワカマスに含まれる¹³⁷Cs濃度が、湿重量で最大5 kBq/kgに達した[3.93]。英国レイク地方のデボーク湖では、スズキとブラウントラウトに含まれる¹³⁷Csが1988年に湿重量で1 kBq/kg近くあり、その後もゆっくりとしか減らずに、1993年に200-300 Bq/kgであった[3.129]。

放射性セシウムの魚への生物内濃縮には、いくつかの要因がある。セシウムとカリウムの化学的性質が近いことから、生体はカリウムとセシウムをほとんど区別しないので【3.3.4節を参照】、湖や河川の水中のカリウムの濃度が、放射性セシウムの魚内への蓄積を左右する[3.130]。核実験[3.128、3.130]やチェルノブイリ事故[3.94]のあとの調査によると、湖水のカリウム濃度が高いと、明らかに魚に含まれる¹³⁷Cs放射能濃度が下がっている（これを『強い逆相関』という）。長期的には、放射能の濃縮は、大きな魚のほうが小さな魚よりも高い傾向があり、肉食魚のほうが非肉食魚より遥かに高い。大型魚の放射能濃度が高くなるのを「サイズ効果」と呼ぶ[3.127、3.131]。これは、代謝と栄養摂取の違いによるものである^{訳注73}。さらに、年をとった大きい魚のほうが若く小さい魚よりも長時間放射能に曝されているという理由もあげられよう。

放射性セシウムの生体蓄積は魚の種類によって著しく異なる。例えば上記ベラルーシのスビャートヤ【Svyatoye】湖では、大型のカワカマスやスズキ（いずれも肉食魚）は、ローチ【コイ科】などの非肉食魚に比べて、放射能セシウムの生体蓄積が5～10倍も高かった。同様に、水中のカリウム濃度が低い湖沼では、カリウム濃度の高い湖沼に比べて、放射能セシウムの生物濃縮が一桁大きくなることもある。同様に、ベラルーシの農業地域（カリウム肥料の流出が著しい）の湖沼の魚は、半自然な地域の魚よりも生物蓄積が少なかった。

訳注72：3.3.4節にあるようにセシウムはカリウムやナトリウムと化学的性質が似ているので生体が間違えやすい。これはカルシウムに似たストロンチウムも同様。

訳注73：サイズが大きい程、単位体重当たりの代謝量が減る（ベイルマンの法則）。一方、排出速度も小さくなることから、大きさと濃度の関係は取り込みと排出の差あるいは個体間の違いによって生じうる。

3.5.3.3. 淡水魚中のストロンチウム⁹⁰

ストロンチウムは、化学的にも生物学的にも、カルシウムに似た【反応・代謝・蓄積の】動きをする【上記のカリウムとセシウムとの関係と同じ】。ストロンチウムが最も生物濃縮されやすいのは、カルシウム含有量の少ない軟水においてである。水から魚への生物濃縮の効率は、⁹⁰Srの場合、セシウムよりも2桁低い^{訳注74}。地表汚染量も⁹⁰Srのほうが¹³⁷Csより少なかったため【3.1.6節参照】、大抵の魚で⁹⁰Sr濃度は¹³⁷Cs濃度よりもはるかに低かった。チェルノブイリ冷却池で穫れた魚の⁹⁰Sr濃度（魚の全部位の平均値）は、1986年に2 kBq/kgである。ちなみに¹³⁷Cs放射能濃度は、1993年【6年後】ですら100 kBq/kgである[3.91]。チェルノブイリに近い地域の最も汚染された湖【複数】で2000年に調査した結果によると、捕食性魚や非捕食性魚の魚肉に含まれる⁹⁰Srは、最大でも湿重量で2-15 Bq/kgしかなかった。ドニエプル川の一連の貯水湖で2002～2003年に調査した結果によると、魚に含まれる⁹⁰Srは、1-2 Bq/kgで、チェルノブイリ事故の起こる前の水準であった。一方、淡水に棲む軟体動物への⁹⁰Srの濃縮は、魚よりも著しく高い。ドニエプル川では、軟体動物の含まれる⁹⁰Sr濃度が、魚肉の10倍ほどあった[3.132]。同様に、同じ魚でも、骨や皮膚中への⁹⁰Sr濃度の生物濃縮は、魚肉に比べて10倍ほど高い[3.130]。

訳注74：単位汚染（1 Bq/L）の水中に棲む魚が蓄積する放射能（Bq/kg）を水から魚への生体濃縮効率（bioaccumulation factors）と呼び、その単位は[Bq/kg]/[Bq/L]=L/kgである。3.3.4.3節の移行係数や3.3.4.5節の単純蓄積効率を参照。

3.5.4. 海洋生態系の放射能

原子炉に最も近い海は黒海（約520kmの距離）とバルト海（約750kmの距離）であるが、これらの海の生態系は、チェルノブイリからのフォールアウトによる影響をそれほど受けなかった^{訳注75}。これらの海は、主に放射性物質のフォールアウトにより直接汚染された。それに比べると量は減るが、事故後ずっと河川から運ばれてきた放射性核種も海を汚染している。¹³⁷Csの黒海へ沈着した総量は約2.8 PBq [2.8×10¹⁵ Bq] [3.96, 3.133]で、バルト海へは3.0 PBq [3.0×10¹⁵ Bq] [3.105]である。

訳注75：これが日本の原発と決定的に違うので、ここでの結論をそのまま東京電力福島第一原発事故による海洋汚染に当てはめる事は出来ない。

3.5.4.1. 海における放射性核種の分布

黒海表面へのフォールアウトがあったのは主に1986年5月1日～3日で、その分布は一様ではない[3.105, 3.133]。黒海の表面水【surface water：普通は地表の水という意味であるが、ここでは文字通り表面付近の水】の¹³⁷Cs濃度は、1986年6月～7月の調査によると、15-500 Bq/m³のややばらついた値だった。その後、表面水が水平方向に混合した結果、1989年までには41-78 Bq/m³というかなり一様な濃度となった。そして、この値は2000年に20-35 Bq/m³にまで減少している[3.96]。

セシウム同位体だけでなく、半減期の短い放射性核種¹⁴⁴Ceや¹⁰⁶Ruなども見つかった。チェルノブイリ事故によって黒海に沈着した¹³⁷Csの総量は約3.1 PBq【 3.1×10^{15} Bq】に達する。これは、過去全ての大気圏核実験によって黒海に沈着した¹³⁷Csの残留量の約2倍にあたる【これは黒海深部までを含めた総量である】。⁹⁰Srの黒海汚染は、チェルノブイリ事故前と比較して19%の増加にとどまり、その結果、総量で約1.76 PBq【 1.76×10^{15} Bq】になったと見積もられる[3.96、3.105]。最も高い放射能濃度は、フォールアウト後に【水平方向だけでなく】鉛直方向に水が混合した結果、数ヶ月～数年かけて低下した。表層から深層へと放射性物質が移動する事で、黒海の表層水（水深0～50 m）の¹³⁷Cs放射能濃度は徐々に減っていった。黒海の放射能汚染状況を表3.8に示す[3.96]【ここで関係するのは表の1段目で、2段以下は次の3.5.4.2節参照】。

黒海に存在する放射性核種の少なからぬ割合【上記の情報により、¹³⁷Csで3分の1、⁹⁰Srで8割、^{239,240}Puについては数字無し】は、チェルノブイリ事故ではなく核実験によるものである。河川から黒海へ流れ込んだ放射性核種の量は、大気から海面に直接フォールアウトした量に比べて遥かに少ない。放射性¹³⁷Csの場合、1986年から2000年までの15年間に河川から流入した量は、空からの沈着量の4～5%に過ぎない。⁹⁰Srの場合はやや多く、同時期に河川から流入した量は、空からの沈着量の約25%に達した[3.96、3.134]。バルト海も黒海と同様で、河川からの流入は、空からのフォールアウトに比べて¹³⁷Csで約4%、⁹⁰Srで約35%であった[3.135]。⁹⁰Srの河川流入の割合が¹³⁷Csより大きくなる理由は2つあり、集水域の土壌や湖堆積物や河川堆積物からストロンチウムの方がセシウムより流れ出やすい【セシウムの方が土や泥に結合されやすい】為であるのと、チェルノブイリ原発敷地から遠く離れるほど、⁹⁰Srの降下量が¹³⁷Csの降下量と比較して、遥かに小さくなる為である^{訳注76}。

海底への堆積過程は淡水の場合と同様、海水の自己浄化に重要である。しかし、黒海の場合、堆積速度はかなり遅い[3.96]。図3.55は、黒海中央の深い海底盆地の堆積層のデータを示す。これによると、チェルノブイリ事故で降り積もった放射性物質による汚染層の深さは1 cmに満たない[3.96]。

海水による希釈【鉛直混合】と沈着により、海水の¹³⁷Cs濃度は急速に減り、1987年末には、1986年の2分の1から4分の1となった。バルト海の場合、参考文献[3.136]によると、事故直後の¹³⁷Cs濃度は、約50 Bq/m³、多い所で平均の2～4倍と推定される。

表3.8. 1998年～2001年に黒海沿岸部で採取された各試料中の放射性核種の濃度[3.96]

環境試料	セシウム 137	ストロンチウム 90	プルトニウム 239、240
海水 (Bq/m ³)	14-29	12-28	(2.4-28) x 10 ⁻³
海岸の砂・貝殻 (Bq/kg)	0.9-8.0	0.5-60 (貝殻)	(80-140) x 10 ⁻³
海草、 <i>Cystoseira barbata</i> (Bq/kg 生鮮重量)	0.2-2.3	0.4-0.9	(9.0-14) x 10 ⁻³
イガイ、 <i>Mytilus galloprovincialis</i> (組織、 Bq/kg 生鮮重量)	0.3-1.7	0.02-3.2	(1.5-2.5) x 10 ⁻³
魚、 <i>Sprattus sprattus</i> , <i>Trachurus</i> (Bq/kg 生鮮重量)	0.2-6.0	0.02-0.7	(0.3-0.5) x 10 ⁻³

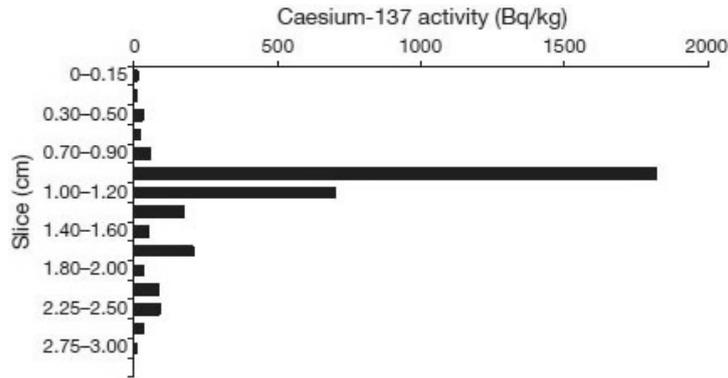


図3.55.: 黒海の海底へドロ中の¹³⁷Cs濃度の深さ分布。2000年のIAEA黒海調査で柱状に採取された堆積物試料（コア BS-23/2000）に基づく。[文献 3.96より引用] 【横軸は堆積物中の放射能濃度（単位はBq/kg）。縦軸は堆積物なので深さ（単位はcm）が古さに対応する。】

訳注76：3.1.5節にストロンチウムがセシウムに比べて原発近くに集中してフォールアウトした事が書かれてある。これは原発からの飛散の形態が違った為である。

3.5.4.2. 放射性核種の海洋生物への移行

放射性セシウムや放射性ストロンチウムの生物への濃縮は、海洋系では淡水系の場合より少なくなる。というのも、競合イオンが塩水に大量に溶け込んでいるからである^{訳注77}。海洋系では、このように¹³⁷Csと⁹⁰Srの生物濃縮が低い上、大量の海水による希釈効果で、海洋系の生物は、チェルノブイリ事故後も、放射能濃度が低めのままだった。表3.8は、例として黒海の海水と生物を1998年～2001年に¹³⁷Cs、⁹⁰Sr、^{239,240}Puについて測定した結果である [3.96]。チェルノブイリ事故後のバルト海の魚の放射能汚染に関しては、10年以上もの詳細なデータが文献[3.136]に示されている。1995年までは、ほとんどの魚種で、放射性セシウム汚染は比較的低いレベルに保たれ、大抵は30-100 Bq/kgかそれ以下であった。

訳注77：競合元素（それが水に溶けて電離したものが競合イオン）とは、放射性核種と化学的性質が似ていて、取り込みの際に一方が増えればもう一方が減る関係にあるもの。3.3.4.1節を参照。

3.5.5. 地下水中の放射性核種^{訳注78}

訳注78：地下水と言っても色々な形態があり、水が浸透する土壌（aquifer＝帯水層）に水が溜まる形態（砂浜を掘ると水が出て来るようなもの）と、水を保持するが浸透性の悪い土壌（aquitard＝難透水層）に水が溜まる形態（おおむね地下水の底の部分）、水が浸透しにくいし保持もしにくい土壌（aquiclude：粘土質等）に水が溜まる形態とがあり、これらの下に大抵は水を通さない層（岩盤等）がある。いずれにしても土壌の中を移動して行くのが地下水という事になるので表層水に比べて移動が非常に遅い。

3.5.5.1. 地下水中の放射性核種：チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域 (CEZ) 内

汚染地域の地下水を調査した結果、放射性核種が地表の土壌から地下水へと移動することが分かった。(放射性廃棄物の貯蔵区域とチェルノブイリ石棺シェルター-近辺を除けば、)ほとんどの地域で地下水汚染はあまり酷くない。さらに、土壌表面から地下水への移動は非常にゆっくりである。ただし、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域 (CEZ) 内の窪地には、放射性核種が地下の帯水層へ比較的速く浸透するような所もある[3.137]【雨の少ない大陸の平原地形では、小さな窪地が残ることがある】。地下水脈に含まれる放射性核種は、地下水の流速が小さいことと核種の移動速度の遅れが大きいので水平方向にはほとんど移動しない[3.138]^{訳注79}。

半減期の短い放射性核種は、地下水が地表に出て来る時点では殆ど存在しないだろう。なぜなら地下水が地下に留まっている時間【平均滞留時間】よりも半減期の短い元素は放射性壊変してしまうからだ^{訳注80}。放射性核種の地下水への移動は、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域 (CEZ) 内でのみ重大である。過去10年間の汚染の推移をみると、複数の井戸水で¹³⁷Cs濃度が低下したが、⁹⁰Sr濃度は浅い地下水で増加し続けている(図3.56参照)。放射性核種の地下水への移動は、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域 (CEZ) 内の放射性廃棄物の保管場で起こっている。事故後、燃料棒の欠片 (FCM =Fuel Containing Material) や放射性のがれきは、一時的に原発敷地やプリピャチ川の氾濫原に近い場所に保管された。さらに、赤い森【Red Forest】の放射能に汚染された木は、浅い素掘りの穴に埋められた。これらの廃棄物保管場では、地下水の⁹⁰Sr濃度が、場所によって1000 kBq/m³に達した[3.140]。もっとも、【こういう高汚染地下水が湧き出ている場所は廃棄場の近くや原発の近くだけであり】、この地域に戻った住民【立入禁止区域であるが勝手に住んでいる人はいる】が、住んでいる場所の地下水を飲んだところで、それによって健康被害を受ける確率は、他の外部被曝や食品経由による内部被曝に比べると低い[3.138]【1000 kBq/m³の水を飲んだら大変だが、そういう地下水に当たる確率は低いという事】。

もちろん、廃棄場の放射性核種が、【地下水によって】現場から遠く離れた場所まで運ばれる可能性はあるが、この効果による水源の汚染は、地表の放射能が雨で洗い流されて汚染する量に比べると、かなり少ない筈である[3.138]。地下水によって運ばれる放射性核種は、プリピャチ川に向かって移動しているものの、流量は非常に少ない事が調査の結果分かっている。従って、地下水経由でのドニエプル川【川沿いの貯水湖】の放射能汚染は、あまり問題にはならない。石棺シェルターの近くについても、地下水汚染はあまり問題ではない。というのも、防護壁と地下水の間には厚さ5~6 mの不飽和層【unsaturated zone】があって、【土壌水中の】放射能がそこを簡単に通り抜けられない上、たとえ地下水が酷く汚染されても、地下水がゆっくりとしか流れないからである。廃棄物処分場の⁹⁰Srが地下水経由でプリピャチ川に流れ込む量は、事故から33~145年の間に最大になると予測される(図3.57参照)。上記すべての高濃度汚染地【図3.57の2~5】から地下水経由でプリピャチ川に流れ込む放射エネルギーは、100年後に年間130 GBq【 1.3×10^{11} Bq=0.00013 PBq】になると推定される。この数字は、集水域内の地表汚染の0.02%にあたる^{訳注81}。これを300年間に渡って足し合わせると、0.015 PBq (1.5×10^{13} Bq) になる[3.138]。これは集水域内に当初存在した放射性物質の総量の3%にあたる。

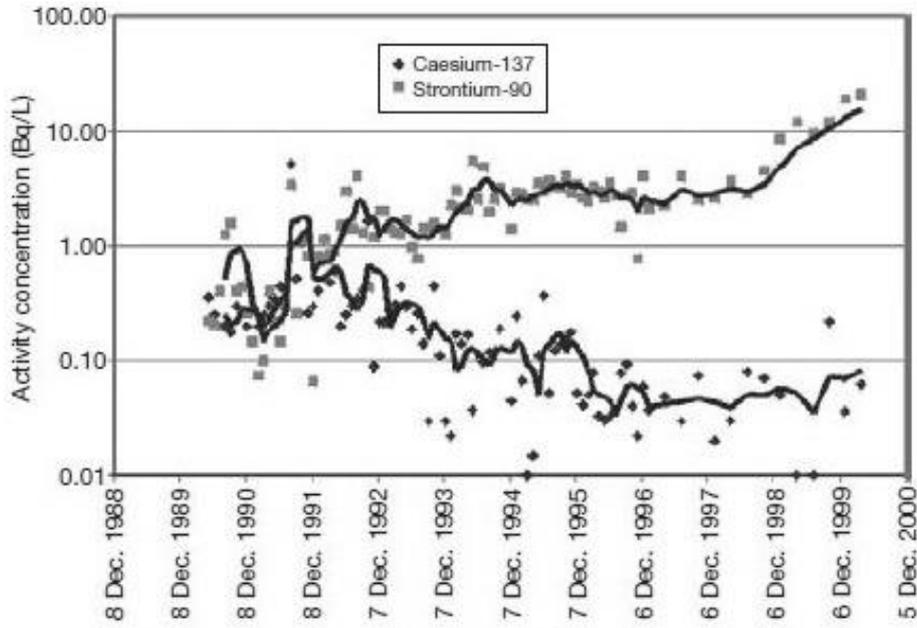


図3.56.: 地表近くの地下水の放射能濃度の推移（13年間）。測定はチェルノブイリ原発近郊の赤い森（Red Forest）。[文献 3.139より引用]【黒が¹³⁷Csで、灰色が⁹⁰Sr。単位は Bq/L。】

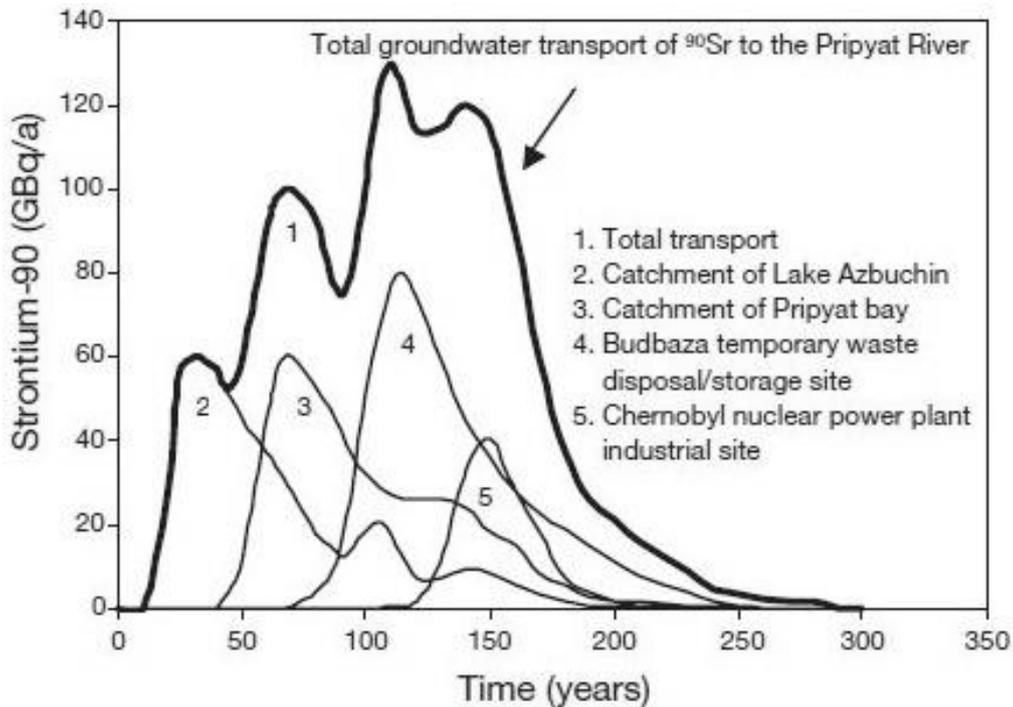


図3.57.: モデルを使って、⁹⁰Sr流出量を300年間に渡って予想したもの。チェルノブイリ 30 km圏立入禁止区域（CEZ）から地表近くの地下水でプリピャチ（Pripyat）川まで流出する⁹⁰Sr流出量を経路別に示した。[文献 3.138より引用]【単位は 10^9 Bq/年。1. 全体の流出量、2. Azbuchin湖の集水域、3. プリピャチ（Pripyat）湾の集水域、4. Budbazaの放射性廃棄物一時集積所、5. チェルノブイリ原子力発電所敷地内。データは図3.46と図7.6を参照。】

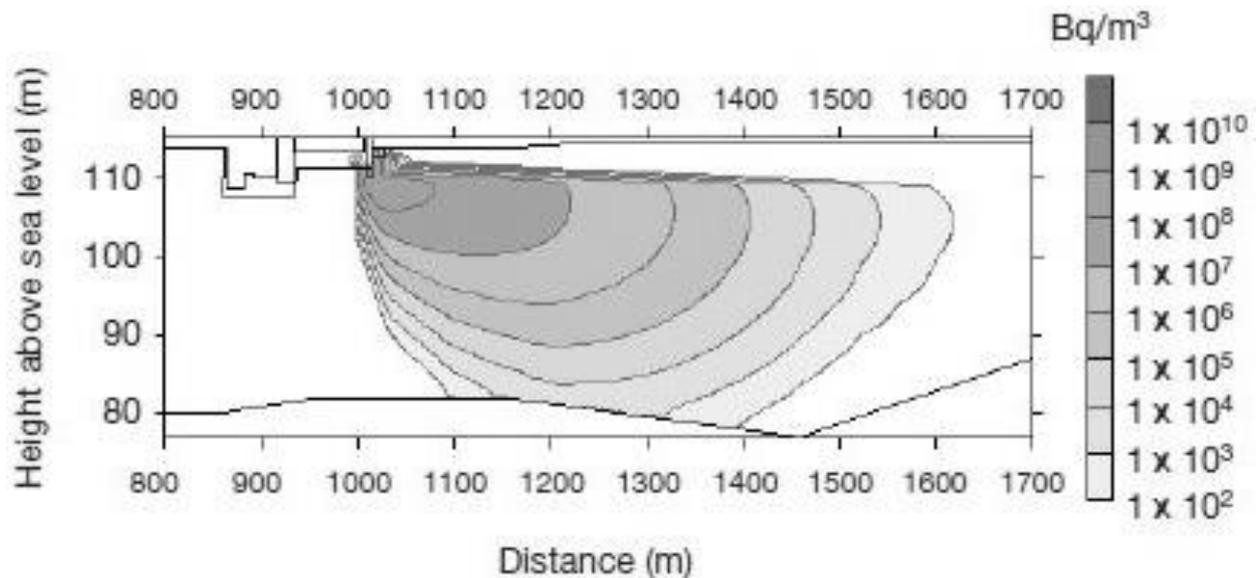


図3.58.: モデルを使って、新安全閉じ込め設備（NSC: 図7.5を参照）が無い状態での100年後におけるチェルノブイリ防護壁付近での地下水の⁹⁰Sr濃度分布を計算した結果。[文献 3.142より引用] 【縦軸は海拔標高（単位m）で汚染源から⁹⁰Srが地下水系に広がる様子を示している。】

チェルノブイリ冷却池の水位は、チェルノブイリ原発敷地周辺の地下水の流れを大きく左右する。現在、冷却池の水位はプリピャチ川の平均水位より6~7 m高くなるように維持されている。しかし、チェルノブイリ原子力発電所の冷却システムが最終的に停止され、貯水湖への水の注入が終わると、この水位は変わるだろう。たとえば池が干上がるにつれて、堆積物の一部が露出し、【大気へダストなどの形で】散逸しかねない。最近の研究によると、冷却池を浄化する一番良い方法は、植物を使って露出堆積物が風による再飛散しないようにしつつ、水位が自然に下がるのに任せる事である[3.141] 【植物を使って環境の修復を行うことをphytoremediation techniquesという】。

冷却池の水位がプリピャチ川の水位まで下がると、【地下水にかかる水圧がなくなるので】チェルノブイリ原発敷地からプリピャチ川へ流れる地下水が減る。それに従って、主な放射性廃棄物処分場と石棺シェルターからドニエプル川水系への流出する放射性核種の流量も減る。石棺シェルターからプリピャチ川へ地下水によって流れる⁹⁰Srの量について【図3.57のように】モデル計算がある。このモデルは、石棺シェルターを更に覆うように建設される予定の新安全閉じ込め設備（NSC：7章参照）の環境アセスメントの際に作られた[3.142]（モデルの例は図3.58を参照）。モデルでは⁹⁰Srが石棺シェルターからプリピャチ川に達するまでに約800年かかると予測されている。⁹⁰Srの半減期は29.1年だから、プリピャチ川に達するまでにはストロンチウム濃度は著しく減少する筈で、石棺シェルターから地下水へと浸透した⁹⁰Srが、プリピャチ川を酷く汚染する事はないだろう。¹³⁷Csは、⁹⁰Srより地下での移動が遥かに遅いので、2000年後でも汚染塊は石棺シェルターから200 mしか移動しないと予想される^{訳注82}。

土壌成分への高い吸着性により、²³⁹Puの土壌中の移動は⁹⁰Srや¹³⁷Csよりもはるかに遅いが、同時に半減期は非常に長い（2万4000年）【ので遠い将来の河の汚染について概算する必要がある】。石

棺シェルターからプリピャチ川へ地下水によって運ばれる²³⁹Puの最大流量は2 Bq/sになると予測される。これが400 m³/sというプリピャチ川の平均流量と混ざった場合、河川の²³⁹Pu濃度は0.005 Bq/m³にしかならない計算となる。これに対し、現在のプリピャチ川の²³⁹Pu濃度は0.25 Bq/m³であり[3.142]、更に水中の²³⁹Puに対するウクライナの規制値は1 Bq/m³である。したがって、石棺シェルターから地下水へと浸透してプリピャチ川に流入する²³⁹Puは、新安全閉じ込め設備なしでも、川にはほとんど影響を与えないだろう。

訳注79：放射性同位元素が流れる際に土壌による吸着と放出により地下水の流速より速度が遅くなるため。

訳注80：日本では土壌の性質が違う上、原発から人家への距離の遥かに短いから、このシナリオが日本でも当てはまるかどうかは全く不明である。一般に、浅い地下水ほど外に出て来るのが速く、標高差が大きいほど（里山の麓など）水が出て来るのが速い。

訳注81：雨水による流出は、3.5.2.3節に、⁹⁰Srの場合で毎年1～2%と書かれてある。

訳注82：3.5.2節によると、セシウムの方がストロンチウムよりも土壌や堆積物への吸着が遥かに強く、それで移動速度に差が出る。

3.5.5.2. 地下水中の放射性核種：チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域 (CEZ) の外

チェルノブイリ 30km圏立入禁止区域 (CEZ) から遠く離れた地域での地下水汚染に関する詳細な研究[3.137, 3.143]によれば、帯水層上端の地下水の¹³⁷Csと⁹⁰Srは、地表汚染から10年たった段階で、キエフ周辺で40-50 Bq/m³、ベラルーシの汚染地域やロシアのブリャンスク州 (Bryansk) の大部分で20-50 Bq/m³だった^{訳注83}。これらの地域【チェルノブイリ原子炉から遠く離れた地域】では、ベラルーシにせよロシアにせよ、地下水【正確には地下水で満たされた地層の水】の¹³⁷Cs濃度が、¹³⁷Csの沈着量と強く相関していた。調査された地域のほとんどで、¹³⁷Csの地表への沈着に対する地下水中の放射能濃度の比率は、大抵の河川・湖沼よりもかなり低かった。チェルノブイリ 30km圏立入禁止区域 (CEZ) の外の汚染地域では、どの調査でも放射性核種の濃度が飲料水としての安全水準値を超えることはなく、大抵の場合、この水準値を数桁下回っていた。

核実験による放射性物質のフォールアウトの後の調査によると、デンマークの地下水では⁹⁰Sr濃度が地上の小川の10分の1しかなかった[3.144]。同様に、チェルノブイリ事故の後も、小川で¹³⁷Csが検出されたものの、地下水中の放射能濃度は検出できなかった[3.144]。

訳注83：¹³⁷Cs濃度なのか、⁹⁰Sr濃度なのか、その合計なのか原文には無く、2つの文献もネット上では存在しないので分からない。

3.5.5.3. 灌漑用水

ドニエプル川流域から灌漑されている農地は、1.8x10⁶ ha【180万ヘクタール】に及ぶ。その72%ほどがカッホフカ【Kakhovka】貯水湖とドニエプル川沿いの他の貯水湖の水を使っている。灌漑された農地における植物への放射性物質の蓄積は、灌漑水が運んできた放射性核種を根が取り込んだ

り、あるいは散水によって葉から取り込まれたりすることで起こる。しかし、南ウクライナの灌漑地の場合、フォールアウトで沈着した土壌から移行する量に比べると、灌漑水に含まれる放射性核種が作物に移行する量はあまり多くはない[3.145]。

3.5.6. 今後の傾向

3.5.6.1. 淡水生態系

ドニエプル川水系とその貯水湖への【土壌からの】放射性核種の流出は徐々に減るだろう。最悪のシナリオの場合（図3.59(a)参照）、表層水・地下水による放射能流出が50年続いた後に、ようやく水中の ^{137}Cs と ^{90}Sr の平均的濃度が事故以前のレベルまで戻ると予想される [3.146]。ドニエプル川の中・下流の貯水湖では、水の汚染も、主な食用魚の汚染も、最終的には事故前の値【図3.59の右端に当たる状況】に近づくだろう。もっとも、汚染された地域内の閉鎖性水域（水の出入りの少ない孤立湖沼）では、水と水中生物の両方で高水準の ^{137}Cs 汚染が今後数十年間続くだろう。

最近のデータ [3.95、3.147] によれば、現在、表層水【河川・湖沼】の水や魚の ^{137}Cs 濃度は非常にゆっくりと減少している。水と稚魚の放射能濃度は、事故から5年間は生態学的半減期【壊変以外の代謝等のプロセスで濃度が半減する時間】が1~4年で減少したが、近年はその半減期が6年~30年以上かかるようになってきた。水と稚魚の放射性セシウム濃度が今後どのように低下を見せるかは、生態学的半減期が20年と仮定すれば大雑把に推定出来る。もちろん、20年という数字に大きな誤差はあるが、これで大まかな予想は十分であろう [3.125]。

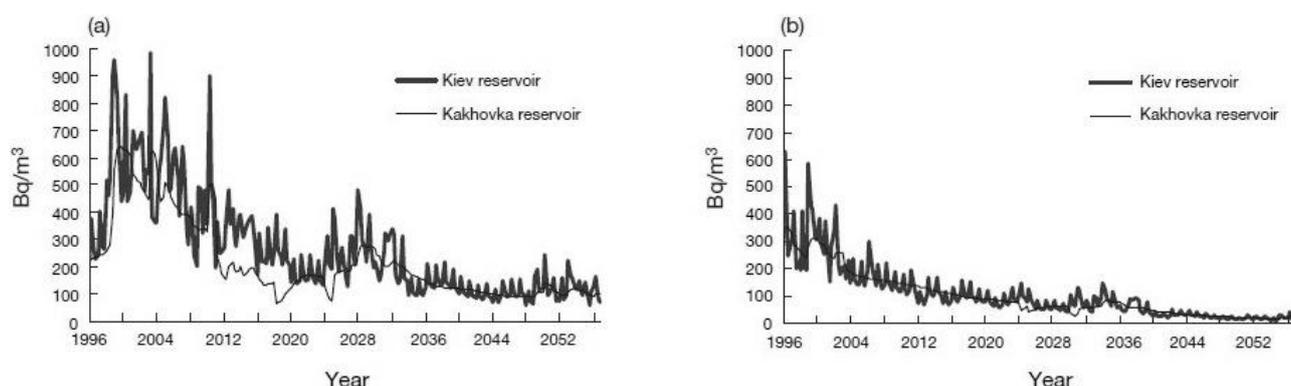


図3.59.: モデルを使って、河川の ^{90}Sr 濃度をドニエプル川流域の上流ダム湖（キエフ・ダム湖）【太線】と下流ダム湖（カッホフカ・ダム湖）【細線】とで80年間に渡って予想したもの【原発横を流れるプリピャチ（Pripyat）川はドニエプル川の上流側の一支流】。確率的水文学モデルに基づき、プリピャチ（Pripyat）川流域の汚染が(a)最悪シナリオと(b)最善シナリオの場合について、それぞれ予測を立てた。[文献 3.146より引用]

表 3.9. チェルノブイリ事故で放射能汚染したヨーロッパ各湖の湖水のセシウム 137 濃度の測定値及び、事故から 30、50、70 年後の予測値【単位は Bq/L】 [3.125]

	¹³⁷ Cs 測定値 (年)	¹³⁷ Cs 予測値		
		2016	2036	2056
コジヤノフスキー湖、ロシア連邦	7.0 (2001)	4.2	2.1	1.0
キエフ貯水池、ウクライナ	0.028 (1998)	0.015	0.007	0.004
チェルノブイリ冷却池	2.5 (2001)	1.5	0.8	0.4
スピャートヤ湖、ベラルーシ ^a	4.7 (1997)	2.4	1.2	0.6
フォアゼー湖、ドイツ	0.055 (2000)	0.032	0.016	0.008
デヴォウク湖、英国	0.012 (1998)	0.006	0.003	0.002

^a この湖は 1998 年に放射能汚染低減の対策が取られた。予測値はその対策が無かった場合の水準。

表 3.10. チェルノブイリ事故で放射能汚染したヨーロッパ各湖の魚中のセシウム 137 濃度の測定値及び、事故から 30、50、70 年後の予測値【単位は Bq/kg (新鮮重量=湿重量)】 [3.125]

	魚の種	¹³⁷ Cs 測定値 (年)	¹³⁷ Cs 予測値		
			2016	2036	2056
コジヤノフスキー湖、ロシア連邦	金魚	10000 (1997)	5200	2600	1300
キエフ貯水池、ウクライナ	パーチ	300 (1997)	160	80	40
チェルノブイリ冷却池	パーチ	18000 (2001)	11000	5400	2700
スピャートヤ湖、ベラルーシ ^a	パーチ	104000 (1997)	54000	27000	14000
フォアゼー湖、ドイツ	カワカマス	174 (2000)	100	50	25
ヘージョン湖、ノルウェー	マス	390 (1998)	210	100	50
デヴォウク湖、英国	マス	370 (1996-1998)	200	100	50

^a この湖は 1998 年に放射能汚染低減の対策が取られた。予測値はその対策が無かった場合の水準。

表 3.11. チェルノブイリ事故で放射能汚染したヨーロッパ各湖と河川中のストロンチウム 90 放射能濃度の測定値及び、事故から 30、50、70 年後の予測値【単位は Bq/L】 [3.125]

	⁹⁰ Sr 測定値 (年)	⁹⁰ Sr 予測値		
		2016	2036	2056
ブリピャチ川	0.28 (1998)	0.15	0.08	0.04
キエフ貯水池	0.16 (1998)	0.09	0.04	0.02
チェルノブイリ冷却池	2.0 (2001)	1.2	0.6	0.3
グルーボコヤ湖、チェルノブイリ居住禁止地域	120 (2004)	80-90	40-60	20-30

現在、水中の放射性セシウム濃度は、大抵の水域で 1 kBq/m³以下で、例外的にチェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域 (CEZ) 内の浅い閉鎖性湖沼【川による水の出入りがほとんど無い湖】や他の高汚染地域の水域で、これ以上の値となっている。放射能濃度は、今後数十年間に徐々に減少し続けると予想される。しかし、表3.9および3.10で示すように、湖によっては、水と魚両方の¹³⁷Cs濃度が今後数十年、比較的高い水準に留まると予想される。水中の⁹⁰Sr濃度の将来動向は、水や稚魚の汚染が半減するのに20年かかると仮定して求められた。なお、20年と言う数字は慎重に見積もった値で、核実験による⁹⁰Srの長期的な軽減の場合、半減する時間は約10年であった [3.148]。水中の⁹⁰Sr濃度は現在でも低い、今後数十年間で、¹³⁷Csと同様、さらに低下すると予測されている(表3.11参照)。

燃料粒子の分解は、湖底堆積物の中では、土壌中に比べてはるかに遅かった [3.149]。チェルノブイリ冷却池に堆積した燃料粒子は、分解によって半減するのに約30年かかる [3.39]。従って燃料粒子の放射性核種は何年にもわたり原型のままとどまる。

3.5.6.2. 海洋生態系

海洋における放射性核種（主に放射性セシウム）の濃度は、現時点で、淡水に比べて非常に低い。黒海の場合、海水や海洋生物の放射能濃度は今後も下がり続けるとみられる(表3.8参照)。この減少は、主に放射性壊変によるもので、他に、放射性核種の海底への堆積による除去や海水中の希釈効果も今後続くと思われる。

3.6. 結論

放射性物質の【地表への】沈着が一番多かったのはベラルーシ、ロシア、ウクライナである。ただし、他のヨーロッパ諸国でも大量の沈着があった。

放射性ストロンチウムと放射性プルトニウムのほとんどは、燃料粒子に含まれた形態で原発近くに沈着した。燃料粒子が分解していくにつれ、一部が溶解し、⁹⁰Srは時間と共に生物に取込まれ易い形に変わっていくが、燃料粒子に含まれた形の放射性核種は、一旦気化してその後に再凝縮した放射性核種（それらは原発よりも離れた地域で主に存在する）よりも、環境中で移動しにくい。

事故当時に放出された放射性核種のほとんど【例えば¹³¹I】は、放射性壊変で消えてしまい、現時点では¹³⁷Csが最も重要である。長期的将来（100年以上先）になると、プルトニウム同位体と²⁴¹Amだけの問題となる。

原発から最も近いプリピャチ市とその周辺の居住地【集落】では、事故直後の沈着量が非常に多く、放置すれば住民がかなりの外部被曝を受けるところであった。幸い緊急避難が実施されて最悪の被曝は回避された。その他の都市域でも放射性物質の沈着は無視できない量であって、事故から現在に至るまで、かなりの人体被曝を起こしている。

事故から数週間～数ヶ月の期間【いわゆる初期段階】では、半減期の短い放射性ヨウ素【同位体がいくつかある】によるミルクへの移行が急速に起こり、その濃度も高かった。その結果、旧ソ連の人々がかなりの内部被曝を受けた。緊急事態であった事と、¹³¹Iの半減期が短い【8日】ことから、放射性ヨウ素の地表への沈着量分布に関する信頼できるデータはほとんどない。この空白に対し、現時点での¹²⁹Iを測定する事が、当時の¹³¹I沈着量の推定に役立つかもしれない。それが可能なら、当時の甲状腺被曝線量をより正確に推定できるようになるだろう。

事故直後の河川や湖沼では放射性物質の濃度は高い値から急速に減少した。現在、飲料水や灌漑用水の放射性核種の濃度は非常に低い。

放射性壊変、風雨、人間活動、各種対策により、放射性物質による都市域の地表汚染はかなり減っている。さらに、都市域だと、建物の全く無い野原よりも、外部被曝源【沈着した放射性物質からの放射線】がかなり遮蔽される。

現在、放射能で汚染されている居住地・集落のほとんどで、硬い表面【アスファルトやコンクリ】

の上の放射線量は事故前の値に戻っている。放射線量が未だに高い場所のほとんどが放置地【人の手が数ヶ月以上入っていない空き地】である。

事故の年（1986年）の夏から、 ^{137}Cs が農産品（ミルク及び肉）に関して、一番問題になった。事故から数年間、相当な量の食物が消費されないまま廃棄された。 ^{137}Cs 濃度が最高だったのは、森林地帯で収穫された食品類で、特にキノコ、野いちご【ベリー】、狩猟獣【鹿や猪や兎】、トナカイから検出された。魚の ^{137}Cs 濃度が高かった場所は、水の出入りが少ない湖であった^{訳注84}。特に、浅い湖ほど、そして無機塩濃度【カリウムやカルシウムなど】が低いほど、魚のセシウム ^{137}Cs 濃度が高かった。

食物中の ^{90}Sr の重要性は、 ^{137}Cs ほどではない。というのも、 ^{90}Sr の地表沈着量自体が ^{137}Cs より遥かに少ないからであり、動物性食品の中でストロンチウムが問題になるのはミルクだけだからである^{訳注85}。ストロンチウムは食用家畜の骨にも魚の骨にも蓄積するが、【ヨーロッパでは】人体への内部被曝に結びつかないのが普通である。

食品の ^{137}Cs 濃度は地域によって異なり、その値は長期的にも大きく変化【主に減少】している。これは地表沈着の【土地ごとの】違いだけでなく、土壌の種類や農地管理の違いによるものである。未だに多くの地域の地場食品で ^{137}Cs 濃度が介入基準値を超えている。特に【荒地地での放牧などの】粗放農業や森林からの生産品で汚染が酷い傾向にある。旧ソ連では、今も広い地域で放射能汚染が酷いので農業が禁止されている。

放射能汚染を受けた地域では、粗放農業における放射能対策がずっと重要な課題として残っている。というのも粗放農業では、未分解有機物の多い土壌^{訳注86}を改良しないまま使っており、そこへ家畜を放牧しているからである。この問題は、特に旧ソ連の田舎の住民（1～2頭の酪農牛を持つ自給農家）にあてはまる。

^{137}Cs の動植物への移行は、大抵の場合、事故直後から暫くは大きく減少した。この減少はある意味予想されたものである。というのも放射性壊変に伴う減衰以外に、風化【最も汚染の酷い表面が洗い流される事】、放射性核種の土壌下方への浸透【植物の根が張る範囲から遠ざかること】、移行しやすい形態の放射性核種の割合の減少【土壌成分と結合して植物の根に吸収され難くなる】などの減少要因があるからである。しかしながら、過去10年間、 ^{137}Cs 濃度はほとんど減少しておらず、長期的に今後どの程度の速さで ^{137}Cs が減って行くか定量的に見積もる事は困難である。

【農産品と対照的に】林産食品の中には ^{137}Cs 濃度がなかなか改善しないものがある。とりわけ、数種類のキノコでは、今後数十年にわたって ^{137}Cs 濃度が高いままであろうと推定される。普通の天候と環境の場合、キノコが生えるのは秋が圧倒的に多い【約1ヶ月ほどキノコ採りの季節になる】。その結果、狩猟獣の ^{137}Cs 濃度もキノコの旬に高くなる。従って、動物の ^{137}Cs 濃度は、将来予想が難しく、現在の状態が続く事も、毎年減って行く事も仮定できない【3.4節では、これに加えて季節変化に伴う一時的増加すら起こりうる事が示されている】。

木材産業従事者への被曝の問題は検討されるべきであるが、木材への放射性セシウム汚染はあまり重要でない。木材の灰は ^{137}Cs 濃度が高くなり得る。かつて起こった森林火災の際には、その地方の大気中の放射能濃度が高くなったが、問題となるレベルにはならなかった。

黒海やバルト海では、 ^{137}Cs 濃度の高い海水魚は全く見つからなかった。その理由として、【原発からの】距離が遠くて濃度が薄められた上に、大量の海水に薄められた効果が考えられる。

訳注84：原文ではturnoverが少ないとなっていて、具体的には3.5.3.2節に書かれているように水の出入りの少ない湖（三日月湖など）を指す。

訳注85：これは、西洋で魚の骨を食べないから言える事であり、小魚の骨を食べる文化をもつ日本では、骨からの汚染は無視出来ない。ストロンチウムがカルシウムに置き換わるような形の汚染をするので、カルシウムはミルクと骨に溜まる。

訳注86：落ち葉などがなかなか分解されずに残るような痩せた土地で、牧草が二次汚染されやすい。

3.7. 今後必要な放射能監視と研究

チェルノブイリ事故によるヨーロッパ全体の¹³⁷Cs地表沈着に関しては、汚染地図の更新が必要だが、アルバニア、ブルガリア、グルジアの3ヶ国が空白地帯になっている。この空白を埋める測定をして地表汚染地図を完成させなければならない。

チェルノブイリ事故後に甲状腺がんの増加が確認された地域に関しては、事故直後の¹³¹Iによる沈着をよりきめ細かく再現しなければならない。これは、現在の土壌中の¹²⁹Iの量から当時の¹³¹Iの量の推定する方法を、1986年に実施された測定結果【¹³¹Iの大雑把な分布】と組み合わせれば可能である。こうして¹³¹Iによる沈着量分布がより正確に分かれれば、¹³¹Iによる甲状腺被曝量がより正確に推定出来る。これは住民の今後の健康リスク【どのくらいの確率で癌になるか等】を知る上で必須である。

農作物・畜産物に関しては、¹³⁷Csについても⁹⁰Srについても、長期的に濃度がどのくらいのペースで減って行くのか、あるいはこれ以上減らないのかを知る必要がある。この長期変化は、さまざまな土壌や気候条件、農業慣行でそれぞれ長期【数十年単位】に渡って調べなければならない。その為に、モニタリング地点を決め、調査対象を絞った研究プロジェクトが必要である。

放射能汚染の酷かった都市（プリピャチ、チェルノブイリ、その他）に関しては、¹³⁷Csや放射性プルトニウムの都市内での細かい分布【屋根や壁を含む】を再び調査する事は有意義である。これにより、【汚染がどのような場所でどのくらい速く減っているか・減っていないかがわかり、ひいては】、もしも将来に原子力事故や放射能漏れ、テロなどがあった場合に、近隣住民の外部被曝と内部被曝を推定する為のモデルをより正確に改良する事ができる^{訳注87}。

森林汚染の問題【農地と違ってなかなか汚染が収まらない】に関しては、汚染が今なお酷い森林で採ったり狩ったりする動植物【キノコ、野いちご（ベリー）、狩猟獣】の汚染を長期にわたって調べる必要がある。放射能汚染の影響の残る国々の関係機関では、実際に、この手の長期モニタリング【調査】の結果を元に、一般人が余暇を過ごしたり野生食品を採ったり狩ったりするなどで森林の利用する際について勧告・指導が行われている。

林産品経由の被曝を防ぐ為に林産品の放射能検査が続けられているが、他にも、森林そのものの放射性セシウム汚染状況の長期的な変化【森林内の移動や季節変化や、物理的半減期に従う減衰】を知る必要がある。その為に、特定の森林の特定地点を選んで、より詳細で、科学的な計測を長期に渡って続けるべきである。このような長期計測【モニタリング】は、現在ある予測モデルを改良

する上でも必要である。現に、森林の長期計測は、深刻な放射能汚染を受けた国々のうちの幾つか【ベラルーシやロシアなど】で既に実施されている。計測を今後も続けることは重要で、それによって、はじめて今後の汚染に関する長期変化が、より正確に予想出来るようになる。

水域系（河川・湖沼・海洋・地下水）の放射能汚染は、チェルノブイリ事故後の数年間に集中的に研究・定期測定がされており、半減期の長くて被曝量の大きい ^{90}Sr と ^{137}Cs に関しては、水域系内での移動や生体濃縮が、現在までにかかなりよく分かっている。したがって、水域系での放射性核種については、新たに大規模な研究計画を緊急に組む必要はあまりない。しかし、水域環境の継続測定【モニタリング】は、今後も（限られた地域になるだろうが）続ける必要があり、他にも研究が必要な対象も残っている。これら課題を以下にまとめる。

重要な水域系（プリピャチ川・ドニエプル川水系、黒海、バルト海、汚染の酷い西ヨーロッパの河川・湖沼のいくつか）に関しては、 ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度を継続的に監視・測定しつづける事で、将来の汚染状況の予測がより正確になるだろう。測定対象は水、堆積物、魚であり、それを今後も続ける事で、今までの放射能測定と合わせて、事故以来の長期データが得られる事になる。データの取得期間が長ければ長い程、水域系での放射性核種の濃度を予測するモデルも、より正確になる。

チェルノブイリ事故による汚染の酷い地域では、 ^{90}Sr や ^{137}Cs 以外の超ウラン元素核種【ウラン核反応で出来た元素でプルトニウムがその例】については調べる必要がある。これらは、 ^{90}Sr や ^{137}Cs ほどには被曝を引き起こしていないものの、原発の近くでは数百年～数千年という極めて長い期間に渡って環境汚染を続けるからである。したがって、その長期動向【汚染や流出】の予測を、調査・研究によって向上させる事には意義がある。ウラン核反応で出来た放射性核種や ^{99}Tc 【核反応の副産物として原子炉で出来る放射性核種で、半減期は21万年】をあちこちで測定して回ることが、チェルノブイリ近郊の汚染地域で被曝予防に直接役立つ事はないだろうが、それでも、半減期の極めて長い放射性核種が環境の中でどのように移動し、どのような汚染を引き起こすかを良く知る事ができるようになるだろう。

チェルノブイリ冷却池は水位を下げて行く予定だが、これによって、池の生態系が変化する上、堆積物が露出し、堆積物中の放射性核種や【放射性核種を大量に含む】燃料粒子が今までと全く違った動き【飛散など】を始める恐れがある。したがって冷却池に関しては個別の調査を続けるべきである。水位を下げる事で起こる色々なプロセスをより正確にする為には、とりわけ、冷却池のような特殊な水域での燃料粒子の分解速度【分解によって放射性核種が飛散しやすくなる】をもっと研究する必要がある。

訳注 87：モデルの一例が図 5.2（外部被曝）と図 5.12（内部被曝）に示されている。さらに被曝の推定を超えて、どういう所（例えば森や雨樋や側溝の近く）を避けたら被曝が減るかという知識を得る事ができる。

3章の参考文献

- [3.1] INTERNATIONAL NUCLEAR SAFETY ADVISORY GROUP, Summary Report on the Post-accident Review Meeting on the Chernobyl Accident, Safety Series No. 75-INSAG-1, IAEA, Vienna (1986).
- [3.2] IZRAEL, Y.A., et al., Chernobyl: Radioactive Contamination of the Environment, Gidrometeoizdat, Leningrad (1990).
- [3.3] IZRAEL, Y.A., Radioactive Fallout After Nuclear Explosions and Accidents, Elsevier, Amsterdam (2002).
- [3.4] INTERNATIONAL ADVISORY COMMITTEE, The International Chernobyl Project: Technical Report, IAEA, Vienna (1991).
- [3.5] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (1988) 309-374.
- [3.6] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Vol. II, UN, New York (2000) 451-566.
- [3.7] DREICER, M., et al., "Consequences of the Chernobyl accident for the natural and human environments", One Decade after Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident (Proc. Int. Conf. Vienna, 1996), IAEA, Vienna (1996) 319-361.
- [3.8] MÜCK, K., et al., A consistent radionuclide vector after the Chernobyl accident, Health Phys. 82 (2002) 141-156.
- [3.9] KASHPAROV, V.A., et al., Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout, Sci. Total Environ. 317 (2003) 105-119.
- [3.10] SANDALLS, F.J., SEGAL, M.G., VICTOROVA, N.V., Hot particles from Chernobyl: A review, J. Environ. Radioact. 18 (1993) 5-22.
- [3.11] POLLANEN, R., VALKAMA, I., TOIVONEN, H., Transport of radioactive particles from the Chernobyl accident, Atmos. Environ. 31 (1997) 3575-3590.
- [3.12] IZRAEL, Y. (Ed.), Atlas of Radioactive Contamination of European Russia, Belarus and Ukraine, Federal Service for Geodesy and Cartography of Russia, Moscow (1998).
- [3.13] DE CORT, M., Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, Rep. 16733, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1998).
- [3.14] BOBOVNIKOVA, T.I., MAKHONKO, K.P., SIVERINA, A.A., RABOTNOVA, F.A., VOLOKITIN, A.A., Physical chemical forms of radionuclides in atmospheric fallout after the Chernobyl accident and their transformation in soil, Atomnaya Energiya, No. 5 (1991) 449-454.
- [3.15] HILTON, J., CAMBRAY, R.S., GREEN, N., Fractionation of radioactive caesium in airborne particles containing bomb fallout, Chernobyl fallout, and atmospheric material from the Sellafield site, J. Environ. Radioact. 15 (1992) 103-108.
- [3.16] BORZILOV, V.A., KLEPIKOVA, N.V., "Effect of meteorological conditions and release composition on radionuclide deposition after the Chernobyl accident", The Chernobyl Papers (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 47-68.

- [3.17] HOLLÄNDER, W., GARGER, E. (Eds), Contamination of Surfaces by Resuspended Material, ECP-1, Final Report, Rep. EUR 16527, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).
- [3.18] MAKHONKO, K.P., KOZLOVA, E.G., VOLOKITIN, A.A., Radioiodine accumulation on soil and reconstruction of doses from iodine exposure on the territory contaminated after the Chernobyl accident, *Radiat. Risk*, No. 7 (1996) 90-142.
- [3.19] STRAUME, T., et al., The feasibility of using ¹²⁹I to reconstruct ¹³¹I deposition from the Chernobyl reactor accident, *Health Phys.* 71 (1996) 733-740.
- [3.20] BUZULUKOV, Y.P., DOBRYNIN, Y.L., "Release of radionuclides during the Chernobyl accident", *The Chernobyl Papers* (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 3-21.
- [3.21] LOS, I., LIKHTAREV, I., The peculiarities of urban environmental contamination and assessment of actions aimed at reduction of public exposure, *Int. J. Radiat. Hyg.* 1 (1993) 51-59.
- [3.22] ANDERSSON, K.G., ROED, J., FOGH, C.L., Weathering of radiocaesium contamination on urban streets, walls and roofs, *J. Environ. Radioact.* 62 (2002) 49-60.
- [3.23] ROED, J., ANDERSSON, K., personal communication, 2002.
- [3.24] GOLIKOV, V.Y., BALONOV, M.I., JACOB, P., External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident, *Radiat. Environ. Biophys.* 41 10 (2002) 185-193.
- [3.25] ANDERSSON, K.G., ROED, J., JACOB, P., MECKBACH, R., "Weathering of Cs-137 on various surfaces in inhabited areas and calculated locations factors", *Deposition of Radionuclides, their Subsequent Relocation in the Environment and Resulting Implications*, Rep. EUR 16604 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1995) 47-56.
- [3.26] JACOB, P., MECKBACH, R., "Measurements after the Chernobyl accident regarding the exposure of an urban population", *Restoration of Environments Affected by Residues from Radiological Accidents: Approaches to Decision Making*, IAEA-TECDOC-1131, IAEA, Vienna (2000) 34-41.
- [3.27] SHESTOPALOV, V.M., KASHPAROV, V.A., IVANOV, Y.A., Radionuclide migration into the geological environment and biota after the Chernobyl accident, *Environ. Sci. Pollut. Res. Special issue 1* (2003) 39-47.
- [3.28] HOWARD, B.J., The concept of radioecological sensitivity, *Radiat. Prot. Dosim.* 92 (2000) 29-34.
- [3.29] HOWARD, B.J., et al., Estimation of radioecological sensitivity, *Radioprotection-Colloques 37 C1* (2002) 1167-1173.
- [3.30] BALONOV, M.I., et al., Methodology of internal dose reconstruction for Russian population after the Chernobyl accident, *Radiat. Prot. Dosim.* 92 (2000) 247-253.
- [3.31] BERESFORD, N.A., et al., The importance of source dependent bioavailability in determining the transfer of ingested radionuclides to ruminant derived food products, *Environ. Sci. Technol.* 34 (2000) 4455-4462.
- [3.32] PRÖHL, G., HOFFMAN, F.O., "Radionuclide interception and loss processes in vegetation", *Modelling of Radionuclide Interception and Loss Processes in Vegetation and of Transfer in Seminatural*

- Ecosystems, IAEA-TECDOC-857, IAEA, Vienna (1996) 9-48.
- [3.33] KIRCHNER, G., Transport of iodine and caesium via the grass-cow-milk pathway after the Chernobyl accident, *Health Phys.* 66 (1994) 653-665.
- [3.34] RENAUD, P., et al., Les Retombés en France de l'accident de Tchernobyl, Conséquences Radioécologiques et Dosimétriques, EDP Sciences, Les Ulis (1999).
- [3.35] HOWARD, B.J., BERESFORD, N.A., HOVE, K., Transfer of radiocaesium to ruminants in unimproved natural and semi-natural ecosystems and appropriate countermeasures, *Health Phys.* 61 (1991) 715-725.
- [3.36] BERESFORD, N.A., The transfer of Ag-110m to sheep tissues, *Sci. Total Environ.* 85 (1989) 81-90.
- [3.37] ALEXAKHIN, R.A., KORNEEV, N.A. (Eds), *Agricultural Radioecology, Ecology*, Moscow (1991) (in Russian).
- [3.38] DESMET, G.M., VAN LOON, L.R., HOWARD, B.J., Chemical speciation and bioavailability of elements in the environment and their relevance to radioecology, *Sci. Total Environ.* 100 (1991) 105-124.
- [3.39] KASHPAROV, V.A., et al., Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions, *J. Environ. Radioact.* 72 (2004) 335-353.
- [3.40] SALBU, B., et al., High energy X-ray microscopy for characterization of fuel particles, *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A* 467-468 (2001) 1249-1252.
- [3.41] FESENKO, S.V., SANZHAROVA, N.I., SPIRIDONOV, S.I., ALEXAKHIN, R.M., Dynamics of ¹³⁷Cs bioavailability in a soil-plant system in areas of the Chernobyl nuclear power plant accident zone with a different physico-chemical composition of radioactive fallout, *J. Environ. Radioact.* 34 (1996) 287-313.
- [3.42] GADD, G.M., Role of microorganisms in the environmental fate of radionuclides, *Endeavour* 20 (1996) 150-156.
- [3.43] TAMPONNET, C., PLASSARD, C., PAREKH, N., SANCHEZ, S., "Impact of microorganisms on the fate of radionuclides in rhizospheric soils", *Radioactive Pollutants - Impact on the Environment* (BRÉCHIGNAC, F., HOWARD, B., Eds), EDP Sciences, Les Ulis (2001) 175-185.
- [3.44] SANZHAROVA, N.I., et al., Changes in the forms of ¹³⁷Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident, *Sci. Total Environ.* 154 (1994) 9-22.
- [3.45] FESENKO, S.V., COLGAN, P.A., LISSIANSKI, K.B., VAZQUEZ, C., GUARDANS, R., The dynamics of the transfer of caesium-137 to animal fodder in areas of Russia affected by the Chernobyl accident and doses resulting from the consumption of milk and milk products, *Radiat. Prot. Dosim.* 69 (1997) 289-299.
- [3.46] SHEVCHOUK, V.E., GOURACHEVSKIY, V.L. (Eds), 15 Years After the Chernobyl Catastrophe: Consequences in the Republic of Belarus and their Overcoming, National Report, Committee on the Problems of the Consequences of the Accident at the Chernobyl NPP, Minsk (2001).
- [3.47] KASHPAROV, V.A., OUGHTON, D.H., ZVARICH, S.I., PROTSAK, V.P., LEVCHUK, S.E., Kinetics of fuel particle weathering and ⁹⁰Sr mobility in the Chernobyl 30 km exclusion zone, *Health Phys.* 76

- (1999) 251-259.
- [3.48] SANZHAROVA, N.I., FESENKO, S.V., KOTIK, V.A., SPIRIDONOV, S.I., Behaviour of radionuclides in meadows and efficiency of countermeasures, *Radiat. Prot. Dosim.* 64 (1996) 43-48.
- [3.49] BOGDEVITCH, I.M. (Ed.), *Guide for Agricultural Practice on Lands Contaminated by Radionuclides in the Republic of Belarus for 2002-2005*, Ministry of Agriculture and Food, Minsk (2002) (in Russian).
- [3.50] EHLKEN, S., KIRCHNER, G., Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: A review, *J. Environ. Radioact.* 58 (2002) 97-112.
- [3.51] SAURAS YERA, T., et al., ^{137}Cs and ^{90}Sr root uptake predictions under close-to-real controlled conditions, *J. Environ. Radioact.* 45 (1999) 191-217.
- [3.52] KONOPLEV, A.V., et al., Quantitative assessment of radiocaesium bioavailability in forest soils, *Radiochim. Acta* 88 (2000) 789-792.
- [3.53] KASHPAROV, V.A., et al., Complex monitoring of agricultural products contamination with ^{90}Sr , *Bull. Agrarian Sci. Special issue* (2001) 38-43 (in Ukrainian).
- [3.54] DEVILLE-CAVELIN, G., et al., Synthesis Report of the Radioecology Project of the French-German Initiative for Chernobyl, FGI Report 04-01, Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety, Paris (2004).
- [3.55] FESENKO, S.V., et al., Regularities of change in ^{137}Cs activity concentrations in the long term after the accident at the Chernobyl NPP, *Radiat. Biol. Radioecol.* 44 (2004) 35-49.
- [3.56] SHUTOV, V., et al., personal communication, 2004.
- [3.57] BRUK, G.Y., SHUTOV, V.N., BALONOV, M.I., BASALEYAVA, L.N., KISLOV, M.V., Dynamics of ^{137}Cs content in agricultural food products produced in regions of Russia contaminated after the Chernobyl accident, *Radiat. Prot. Dosim.* 76 (1998) 169-178.
- [3.58] PRISTER, B.S., et al., Experimental substantiation in parametrization of the model describing ^{137}Cs and ^{90}Sr behavior in a soil-plant system, *Environ. Sci. Pollut. Res. Special issue 1* (2003) 126-136.
- [3.59] BERESFORD, N.A., CROUT, N.M.J., MAYES, R.W., HOWARD, B.J., LAMB, C.S., Dynamic distribution of radioisotopes of cerium, ruthenium and silver in sheep tissues, *J. Environ. Radioact.* 38 (1998) 317-338.
- [3.60] CROUT, N.M.J., BERESFORD, N.A., DAWSON, J., SOAR, J., MAYES, R.W., The transfer of ^{73}As , ^{109}Cd and ^{203}Hg to the milk and tissues of dairy cattle, *J. Agr. Sci. Camb.* 142 (2004) 203-212.
- [3.61] BOGDEVITCH, I.M., "Soil conditions of Belarus and efficiency of potassium fertilizers", *Proc. 16th World Congr. Soil Science, Montpellier, 1998*, International Potash Institute, Basel (1999) 21-26.
- [3.62] PRISTER, B. (Ed.), *Recommendations on Agriculture Management on Contaminated Territories*, Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, Kiev (1998) (in Ukrainian).
- [3.63] BEBESHKO, V.G., et al., General Dosimetric Passportization of Settlements in Ukraine Radioactively Contaminated after the Chernobyl Accident: Summarized Data for 1998-2000, Issue 9, Ministry of Emergencies, Kiev (2001) (in Russian).
- [3.64] CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION, *Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental Nuclear Contamination for*

- Use in International Trade, Rep. CAC/GL 5-1989, Codex Alimentarius Commission, Rome (1989).
- [3.65] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna (1996).
- [3.66] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones, *Sci. Total Environ.* 157 (1994) 45-57.
- [3.67] NYLÉN, T., Uptake, Turnover and Transport of Radiocaesium in Boreal Forest Ecosystems, Thesis, Swedish Univ. Agricultural Sciences, Uppsala (1996).
- [3.68] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Modelling the Migration and Accumulation of Radionuclides in Forest Ecosystems, IAEA-BIOMASS-1, IAEA, Vienna (2002).
- [3.69] SCHUCK, A., et al., Compilation of a European forest map from Portugal to the Ural mountains based on earth observation data and forest statistics, *Forest Policy Econ.* 5 (2003) 187-202.
- [3.70] SHAW, G., AVILA, R., FESENKO, S., DVORNIK, A., ZHUCHENKO, T., "Modelling the behaviour of radiocaesium in forest ecosystems", *Modelling Radioactivity in the Environment* (SCOTT, E.M., Ed.), Elsevier, Amsterdam (2002).
- [3.71] JOHANSSON, K., "Radiocaesium in game animals in the Nordic countries", *Nordic Radioecology: The Transfer of Radionuclides through Nordic Ecosystems to Man* (DAHLGAARD, H., Ed.), Elsevier, Amsterdam (1994) 287-301.
- [3.72] SHCHEGLOV, A.I., TSVETNOVA, O.B., KLYASHTORIN, A.L., Biogeochemical Migration of Technogenic Radionuclides in Forest Ecosystems, Nauka, Moscow (2001).
- [3.73] SHAW, G., personal communication, 2004.
- [3.74] DVORNIK, A.M., ZHUCHENKO, T., personal communication, 2004.
- [3.75] BELLI, M., TIKHOMIROV, F. (Eds), Behaviour of Radionuclides in Natural and Semi-natural environments: Experimental Collaboration Project No. 5, Final Report, Rep. EUR-16531 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).
- [3.76] FESENKO, S.V., et al., Identification of processes governing long-term accumulation of ¹³⁷Cs by forest trees following the Chernobyl accident, *Radiat. Environ. Biophys.* 40 (2001) 105-113.
- [3.77] PANFILOV, A., "Countermeasures for radioactively contaminated forests in the Russian Federation", *Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives* (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 271-279.
- [3.78] OULD-DADA, Z., BAGHINI, N.M., Resuspension of small particles from tree surfaces, *Atmos. Environ.* 35 (2001) 3799-3809.
- [3.79] AMIRO, B.D., DVORNIK, A., "Fire and radioactivity in contaminated forests", *Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives* (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 311-324.
- [3.80] RUHM, W., KAMMERER, L., HIERSCHE, L., WIRTH, E., The ¹³⁷Cs/¹³⁴Cs ratio in fungi as an

- indicator of the major mycelium location in forest soil, *J. Environ. Radioact.* 35 (1997) 129-148.
- [3.81] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical Reports Series No. 364, IAEA, Vienna (1994).
- [3.82] BARNETT, C.L., et al., Radiocaesium intake in Great Britain as a consequence of the consumption of wild fungi, *Mycologist* 15 (2001) 98-104.
- [3.83] JOHANSSON, K., personal communication, 2003.
- [3.84] ZIBOLD, G., personal communication, 2004.
- [3.85] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Assessing Radiation Doses to the Public from Radionuclides in Timber and Wood Products, IAEA-TECDOC-1376, IAEA, Vienna (2003).
- [3.86] RAVILA, A., HOLM, E., Radioactive elements in the forest industry, *Sci. Total Environ.* 32 (1994) 339-356.
- [3.87] AVILA, R., et al., "Conceptual overview of FORESTLAND - A model to interpret and predict temporal and spatial patterns of radioactively contaminated forest landscapes", *Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives* (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 173-183.
- [3.88] SHAW, G., et al., Radionuclide migration in forest ecosystems - Results of a model validation study, *J. Environ. Radioact.* 84 (2005) 285-296.
- [3.89] KRYSHEV, I.I., RYABOV, I.N., "About the efficiency of trophic levels in the accumulation of Cs-137 in fish of the Chernobyl NPP cooling pond", *Biological and Radioecological Aspects of the Consequences of the Chernobyl Accident* (RYABOV, I.N., RYABTSEV, I.A., Eds), USSR Academy of Sciences, Moscow (1990) 116-121.
- [3.90] HÅKANSON, L., ANDERSSON, T., NILSSON, Y., Radioactive caesium in fish from Swedish lakes in 1986-1988 - General pattern related to fallout and lake characteristics, *J. Environ. Radioact.* 15 (1992) 207-229.
- [3.91] KRYSHEV, I.I., Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident, *J. Environ. Radioact.* 27 (1995) 207-219.
- [3.92] RYABOV, I., et al., "Radiological phenomena of the Kojanovskoe Lake", *The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident* (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 213-216.
- [3.93] ZIBOLD, G., KAMINSKI, S., KLEMT, E., SMITH, J.T., Time-dependency of the ¹³⁷Cs activity concentration in freshwater lakes, measurement and prediction, *Radioprotection-Colloques* 37 (2002) 75-80.
- [3.94] SMITH, J.T., KUDEL'SKY, A.V., RYABOV, I.N., HADDERINGH, R.H., Radiocaesium concentration factors of Chernobyl-contaminated fish: A study of the influence of potassium, and "blind" testing of a previously developed model, *J. Environ. Radioact.* 48 (2000) 359-369.
- [3.95] JONSSON, B., FORSETH, T., UGEDAL, O., Chernobyl radioactivity persists in fish, *Nature* 400 (1999) 417.

- [3.96] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Marine Environment Assessment of the Black Sea: Final Report, Technical Cooperation Project RER/2/003, IAEA, Vienna (2003).
- [3.97] VOITSEKHOVITCH, O.V., KANIVETS, V.V., Maps of Cs-137 in the Bottom Sediments of the Dnieper Reservoirs, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (1997).
- [3.98] COMANS, R.N.J., et al., Modelling Fluxes and Bioavailability of Radiocaesium and Radiostrontium in Freshwaters in Support of a Theoretical Basis for Chemical/Hydrological Countermeasures, Final Report to the European Commission, Netherlands Energy Research, Petten (1999).
- [3.99] VOITSEKHOVITCH, O.V., BORZILOV, V.A., KONOPLEV, A.V., "Hydrological aspects of radionuclide migration in water bodies following the Chernobyl accident", Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl, Rep. EUR 13574, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1991) 528-548.
- [3.100] MATSUNAGA, T., et al., Characteristics of Chernobyl-derived radionuclides in particulate form in surface waters in the exclusion zone around the Chernobyl nuclear power plants, J. Contam. Hydrol. 35 (1998) 101-113.
- [3.101] MATSUNAGA, T., et al., Association of dissolved radionuclides released by the Chernobyl accident with colloidal materials in surface water, App. Geochem. 19 (2004) 1581-1599.
- [3.102] CARLSON, L., HOLM, E., Radioactivity in *Fucus vesiculosus* L. from the Baltic Sea following the Chernobyl accident, J. Environ. Radioact. 15 (1992) 231-248.
- [3.103] KNAPINSKA-SKIBA, D., BOJANOWSKI, R., RADECKI, Z., MILLWARD, G.E., Activity concentrations and fluxes of radiocaesium in the southern Baltic Sea, Estuar. Coast. Shelf Sci. 53 (2001) 779-786.
- [3.104] VAKULOVSKY, S.M., et al., "Radioactive contamination of water systems in the area affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident", Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident (Proc. Symp. Vienna, 1989), Vol. 1, IAEA, Vienna (1990) 231-246.
- [3.105] VAKULOVSKY, S.M., et al., Cs-137 and Sr-90 contamination of water bodies in the areas affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident: An overview, J. Environ. Radioact. 23 (1994) 103-122.
- [3.106] UKRAINIAN HYDROMETEOROLOGICAL INSTITUTE, Database of Radiation Measurements of Aquatic Samples, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (2004).
- [3.107] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Radiation Conditions in the Dnieper River Basin, IAEA, Vienna (2006).
- [3.108] MONTE, L., Evaluation of radionuclide transfer functions from drainage basins of freshwater systems, J. Environ. Radioact. 26 (1995) 71-82.
- [3.109] SAXEN, R., ILUS, E., Discharge of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr by Finnish rivers to the Baltic Sea in 1986-1996, J. Environ. Radioact. 54 (2001) 275-291.
- [3.110] KUDEL'SKY, A.V., SMITH, J.T., ZHUKOVA, O.M., MATVEYENKO, I.I., PINCHUK, T.M., Contribution of river runoff to the natural remediation of contaminated territories (Belarus), Proc. Acad.

- Sci. Belarus 42 (1998) 90-94 (in Russian).
- [3.111] SMITH, J.T., et al., Global analysis of the riverine transport of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs, *Environ. Sci. Technol.* 38 (2004) 850-857.
- [3.112] HILTON, J., LIVENS, F.R., SPEZZANO, P., LEONARD, D.R.P., Retention of radioactive caesium by different soils in the catchment of a small lake, *Sci. Total Environ.* 129 (1993) 253-266.
- [3.113] KUDEL'SKY, A.V., SMITH, J.T., OVSIANNIKOVA, S.V., HILTON, J., The mobility of Chernobyl-derived ¹³⁷Cs in a peatbog system within the catchment of the Prip'yat River, Belarus, *Sci. Total Environ.* 188 (1996) 101-113.
- [3.114] SANTSCHI, P.H., BOLLHALDER, S., ZINGY, S., LUCK, A., FARRENKOTHER, K., The self cleaning capacity of surface waters after radionuclide fallout: Evidence from European lakes after Chernobyl 1986-88, *Environ. Sci. Technol.* 24 (1990) 519-527.
- [3.115] COMANS, R.N.J., et al., Mobilization of radiocaesium in pore water of lake sediments, *Nature* 339 (1989) 367-369.
- [3.116] BULGAKOV, A.A., et al., Modelling the longterm dynamics of radiocaesium in a closed lake system, *J. Environ. Radioact.* 61 (2002) 41-53.
- [3.117] KUZMENKO, M.I., et al., Impact of Radionuclide Contamination on Hydrobionts of the Chernobyl Exclusion Zone, *Chernobylinterinform*, Kiev (2001) (in Russian).
- [3.118] KONOPLEV, A.V., et al., Study of the behavior of Cs-137 and Sr-90 in Svyatoe and Kozhanovskoe lakes in the Bryansk region, *Meteorologiyai Gidrologiya* 11 (1998) 78-87 (in Russian).
- [3.119] MINISTRY OF HEALTH, Radiation Safety Standards (RSS-99), Sanitary Rules SR 2.6.1.758-99, Ministry of Health of the Russian Federation, Moscow (1999).
- [3.120] BUCKLEY, M.J., et al., Drawing Up and Evaluating Remediation Strategies for the Chernobyl Cooling Pond, Final Report, Rep. C6476/TR/001/2002, NNC, Knutsford, UK (2002).
- [3.121] NASVIT, O.I., "Radioecological situation in the cooling pond of Chornobyl NPP", Recent Research Activity about Chernobyl NPP Accident in Belarus, Ukraine and Russia, Rep. KURAIKR-79, Kyoto University (2002) 74-85.
- [3.122] VOITSEKHOVITCH, O.V., NASVIT, O., LOS, I., BERKOVSKI, V., "Present thoughts on aquatic countermeasures applied to regions of the Dnieper river catchment contaminated by the 1986 Chernobyl accident", *Freshwater and Estuarine Radioecology* (DESMET, G., et al., Eds), Elsevier, Amsterdam (1997) 75-86.
- [3.123] KONOPLEV, A.V., et al., Validation of models of radionuclide wash-off from contaminated watersheds using Chernobyl data, *J. Environ. Res.* 42 (1999) 131-141.
- [3.124] SMITH, J.T., et al., Temporal change in fallout ¹³⁷Cs in terrestrial and aquatic systems: A whole ecosystem approach, *Environ. Sci. Technol.* 33 (1999) 49-54.
- [3.125] SMITH, J.T., VOITSEKHOVITCH, O.V., HÅKANSON, L., HILTON, J., A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and consumption of freshwater foodstuffs, *J. Environ. Radioact.* 56 (2001) 11-32.
- [3.126] SANSONE, U., VOITSEKHOVITCH, O.V., Modelling and Study of the Mechanisms of the Transfer

- of Radionuclides from the Terrestrial Ecosystem to and in Water Bodies Around Chernobyl, Rep. EUR 16529 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).
- [3.127] ELLIOTT, J.M., et al., Sources of variation in post-Chernobyl radiocaesium in fish from two Cumbrian lakes (north-west England), *J. Appl. Ecol.* 29 (1992) 108-119.
- [3.128] FLEISHMAN, D.G., "Radioecology of marine plants and animals", *Radioecology* (KLECHKOVSKY, V.M., POLIKARPOV, G.G., ALEKSAKHIN, R.M., Eds), Wiley, New York (1973) 347-370.
- [3.129] CAMPLIN, W.C., LEONARD, D.R.P., TIPPLE, J.R., DUCKETT, L., Radioactivity in Freshwater Systems in Cumbria (UK) Following the Chernobyl Accident, MAFF Fisheries Research Data Report No. 18, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London (1989).
- [3.130] BLAYLOCK, B.G., Radionuclide data bases available for bioaccumulation factors for freshwater biota, *Nucl. Saf.* 23 (1982) 427-438.
- [3.131] HADDERINGH, R.H., VAN AERSSSEN, G.H.F.M., RYABOV, I.N., KOULIKOV, O.A., BELOVA, N., "Contamination of fish with ¹³⁷Cs in Kiev reservoir and old river bed of Prip'yat near Chernobyl", *Freshwater and Estuarine Radioecology* (DESMET, G., et al., Eds), Elsevier, Amsterdam (1997) 339-351.
- [3.132] KRYSHEV, I.I., SAZYKINA, T.G., Accumulation factors and biogeochemical aspects of migration of radionuclides in aquatic ecosystems in the areas impacted by the Chernobyl accident, *Radiochim. Acta* 66-67 (1994) 381-384.
- [3.133] EREMEEV, V.N., IVANOV, L.M., KIRWAN, A.D., MARGOLINA, T.M., Amount of ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs radionuclides in the Black Sea produced by the Chernobyl accident, *J. Environ. Radioact.* 27 (1995) 49-63.
- [3.134] KANIVETS, V.V., VOITSEKHOVITCH, O.V., SIMOV, V.G., GOLUBEVA, Z.A., The post-Chernobyl budget of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Black Sea, *J. Environ. Radioact.* 43 (1999) 121-135.
- [3.135] NIELSEN, S.P., et al., The radiological exposure of man from radioactivity in the Baltic Sea, *Sci. Total Environ.* 237-238 (1999) 133-141.
- [3.136] EUROPEAN UNION, The Radiological Exposure of the Population of the European Community to Radioactivity in the Baltic Sea, Rep. EUR 19200 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (2000).
- [3.137] SHESTOPALOV, V.M. (Ed.), *Chernobyl Disaster and Groundwater*, Balkema, Leiden (2002).
- [3.138] BUGAI, D.A., WATERS, R.D., DZHEPO, S.P., SKALSKY, A.S., Risks from radionuclide migration to groundwater in the Chernobyl 30-km zone, *Health Phys.* 71 (1996) 9-18.
- [3.139] VOITSEKOVITCH, O.V., SHETOPALOV, V.M., SKALSKY, A.S., KANIVETS, V.V., Monitoring of Radioactive Contamination of Surface Ground Water Following the Chernobyl Accident, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (2001) (in Russian).
- [3.140] VOITSEKHOVITCH, O.V., SANSONE, U., ZHELEZNYAK, M., BUGAI, D., "Water quality management of contaminated areas and its effects on doses from aquatic pathways", *The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident* (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 401-410.

- [3.141] VANDENHOVE, H. (Ed.), PHYTOR, Evaluation of Willow Plantation for the Phytorehabilitation of Contaminated Arable Lands and Flood Plane Areas, Final Report, Rep. SCK, ÅçCEN ERB IC15-CT98 0213, SCK, ÅçCEN, Mol (2002).
- [3.142] BECHTEL INTERNATIONAL SYSTEMS, ELECTRICITÉ DE FRANCE, BATTELLE MEMORIAL INSTITUTE, Environmental Impact Assessment: New Safe Confinement Conceptual Design: Chernobyl Nuclear Power Plant Unit 4, Bechtel, EDF, Battelle, San Francisco, CA (2003).
- [3.143] UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME, Water Evaluation and Prediction in the Area Affected by the Chernobyl Accident (the Bryansk Region), Final Report of Project RUS/95/004, UNDP, Moscow (2001).
- [3.144] HANSEN, H.J.M., AARKROG, A., A different surface geology in Denmark, the Faroe Islands and Greenland influences the radiological contamination of drinking water, *Water Res.* 24 (1990) 1137-1141.
- [3.145] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides, Technical Reports Series No. 363, IAEA, Vienna (1994).
- [3.146] ZHELEZNYAK, M., SHEPELEVA, V., SIZONENKO, V., MEZHUEVA, I., Simulation of countermeasures to diminish radionuclide fluxes from the Chernobyl zone via aquatic pathways, *Radiat. Prot. Dosim.* 73 (1997) 181-186.
- [3.147] SMITH, J.T., et al., Chernobyl's legacy in food and water, *Nature* 405 (2000) 141.
- [3.148] CROSS, M.A., SMITH, J.T., SAXÉN, R., TIMMS, D.N., An analysis of the time dependent environmental mobility of radiostrontium in Finnish river catchments, *J. Environ. Radioact.* 60 (2002) 149-163.
- [3.149] KONOPLEV, A.V., et al., "Physico-chemical and hydraulic mechanisms of radionuclide mobilization in aquatic systems", *The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996)*, Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 121-135.
- [3.150] FLEISHMAN, D.G., NIKIFOROV, V.A., SAULUS, A.A., KOMOV, V.T., ¹³⁷Cs in fish of some lakes and rivers of the Bryansk region and north-west Russia in 1990-1992, *J. Environ. Radioact.* 24 (1994) 145-158.