第 1 部　テチャ川の放射能汚染

1.1　1949-1956 年のテチャ川への液体放射性廃棄物の放出

1.1.1　生産連合「マヤク」の特徴概要

生産連合「マヤク」は、ロシア初の軍産複合の原子力事業所で、軍用 Pu 生産のために作られた。設備全体は、Pu 生産用ウラン-黒鉛炉、その分離のための再処理工場*、Pu 製品製造のための化学-金属工場を含んでいた。1948 年 6 月 19 日、指導者クルチャトフ自らが参加し、設計出力 100MW の我が国初のウラン-黒鉛商業炉が起動した。この日が、「マヤク」の生産活動開始日と見なされている。

[訳注:露語原文の直訳は「放射化学」工場であるが、以下「再処理」工場と呼ぶ]*

再処理工場「B」の稼動は 1948 年 12 月 22 日で、1949 年 2 月にはもう最初の製品が得られた。工場「B」では、U 核分裂残滓から最終的に Pu-239 が純化され、得られた Pu の金属処理が 1949 年 2 月に始まった。1949 年 8 月 29 日に、ソ連最初の原爆実験がカザフスタン共和国セミパラチンスクで行われた。これは「マヤク」で得られた Pu をベースに作られた。

1949 年から 1955 年まで、「マヤク」に 5 基の原子炉が建設され、1979 年までに更に 2 基追加された。第 2 の再処理工場の運開が遅れたので、工場「B」が改造・拡張され、追加生産が行われた。1955 年には放射性同位元素工場、1976 年には最初の再処理工場をベースに、発電炉 VVER-440、BN-350、BN-600、研究炉と軍艦炉の使用済燃料を再処理する工場が作られた。

1986 年以来、軍用 Pu 生産は中断され、5 基の U-黒鉛炉他一連の施設が運用を停止した。現在「マヤク」では工場保全作業が行われている。

「マヤク」は大量の淡水を必要とした。このため、Kaslinsko-Irtyash 湖水カスケード系の最終段にある Irtyash 湖の水が用いられた。

原子炉冷却のために Kuyzuyltash 湖の水が用いられた(図 1.1)。原子炉、再処理、化学-金属他の工場設備からの液体廃棄物は、より早期からテチャ川に放出されていた。この頃から、弱い

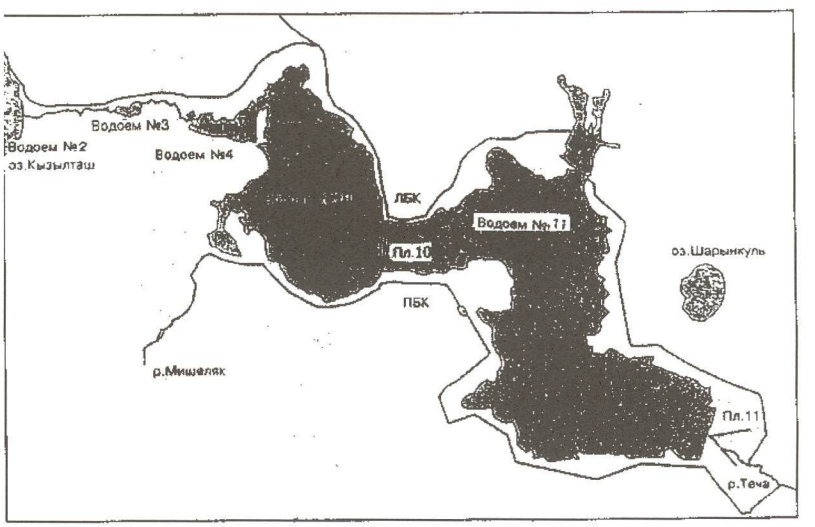


図 1.1　「マヤク」人工水利施設系統図　(左上端に Kuyzuyltash 湖)
[凡例:Водоем=貯水池;оз.=湖;р.=川;Пл.=ダム;ЛБК=左岸迂回水路;ПБК=右岸迂回水路]

放射能を持つ廃棄物が、テチャ川上部にある人工の貯水池システムに放出されていた。

「マヤク」の生産活動は、テチャ川への放射性液体廃棄物放出と放射線事故の結果、環境の放射能汚染をもたらした。1949 年から 1956 年までに約 110PBq(2.8MCi)の放射性物質が放出され、その結果テチャ川の全長(約 240km)と、テチャ川が流れ込むイセチ川の一部が汚染した。

1957 年、放射性物質の大気放出を伴う放射線事故が発生した(74PBq 乃至 2MCi)。この結果、約 2 万平方キロの面積の地域が放射能で汚染した。

次の放射線事故は 1967 年に起こり、強い春風に乗り、中レベル液体廃棄物を溜めていたカラチャイ湖岸から約 22TBq(600Ci)の放射能が各地域に運ばれた。チェリヤビンスク、クルガンスクとスベルドフスク州の一部地域が汚染したため、環境放射能と、医学的・社会-経済的影響の最小化という深刻な問題が発生した。

1.1.2 テチャ川への放射能放出の原因とその汚染レベル

「マヤク」稼動時のテチャ川への液体放射性廃棄物の放出は、何よりも先ずソ連初のプルトニウム[Pu]工場を 1948 年に迅速に運開させる必要があったので、当時としてはやむを得ない措置だった。

既に 1947 年に、科学技術評議会部会の原子力プロジェクト指導者は、Pu の再処理分離時に発生する大量の放射性液体廃棄物を完全無毒化し、問題を解決する手段を見いだそうとした。全体的結論として、3.7 MBq/リットル(10^{-4} Ci/リットル)未満への低減は不可能と見なされ、こういう廃棄物の解放水相網への放出は不可避だった。科学技術評議会はソ連保健省に、放出による住民の許容被曝線量を決めるよう提案した。

これが避けられなかったのは、次のような別の状況もあった。

- 再処理工場で形成される液体放射性廃棄物の処理、純化、貯蔵と隔離系統設備の設計の不備
- 設計を大幅に上回る予測しない大量の液体放射性廃棄物を収容する設備上の準備不足
- 形成される全ての液体放射性廃棄物の処理は当初から事実上不可能
- 早急な稼動期間では設備に問題があり、故障や事故が避けられなかった
- 新種の危険な産業廃棄物の取り扱い経験が無く、放射性物質の環境における挙動や放射能汚染の影響についての知識も無かった

以上の背景からテチャ川水に放射性物質が入り始めたのは、最初の U-黒鉛炉が運開(1948.7.19)してからだった。その冷却のために Kuyzuyltash 湖水が使われた。定期的に放射能を含む湖水が排水され、定期的にテチャ川に達した。開設当時から放射能汚染水が排出され続けていたのである。

再処理工場(工場「B」)は、設備設計上、様々なレベルの放射能を含む液体放射性廃棄物を非常に大量に作り出すので、高及び中レベルの液体放射性廃棄物の専用施設「C」タンク内長期保管が予定されていた。「C」の設計容量は最初の 1 年間に発生する液体放射性廃棄物の収容に十分と見なされていた。以後は増設が予定されていた。こうしてテチャ川に直接放出されるのは、低レベルの液体放射性廃棄物、特に大量のアルカリ中和水と配管凝縮水で、許容レベルは 0.1TBq/日(3Ci/日)となるはずだった。

1948 年 12 月 22 日、工場「B」起動後、テチャ川に低レベルだけでなく中レベル液体放射性廃棄物や事故による設備他からの溶液が放出されるようになった。故障と事故、計画外保修、設備の

洗浄と除染水、腐食による漏洩、系統機器整備により大量の液体放射性廃棄物が形成されたが、工場「B」にはそれを処理・保管する準備がなかった。ここで、テチャ川に放出する前の低レベル液体放射性廃棄物の浄化という防護設備は事実上無かった。「マヤク」活動初期段階の故障と事故が、テチャ川への液体放射性廃棄物放出の原因の大部分である。

指導者 P.A.Aleksandrov 下の委員会の結論によれば、1949-51 年間の Kuyzuyltash 湖とテチャ川への大量放射能放出の大部分は、技術プロセスで予定されていたものではなく、トラブルや事故の結果だったと言う。この期間中、川への液体放射性廃棄物許容放出量は、全核分裂生成物合計で 3.7 (100Ci/日) TBq/日と設定されていた。

既に 1949 年末、施設「C」の液体放射性廃棄物貯蔵施設の収容能力は使い尽くされ、新施設の建設も廃棄物の発生に追いつかなかった。工場「B」の稼働停止は、ソ連政府が事業所の生産能力増加を決定したため不可能だった。このため、第一主管理部と事業所の指導部は、テチャ川への液体放射性廃棄物を慣行として続けたが、液体放射性廃棄物取り扱い問題の解決努力は続けた。

「マヤク」活動初期段階(1951 年まで)にテチャ川に放出された液体放射性廃棄物の大部分は、再処理工場「B」の運転に伴うもので、工場「A」(原子炉)と Pu-金属工場の運転に伴う放出は相当少なかった。事実上全ての液体放射性廃棄物放出は設備からで、設備以外からのものは相当少なかった。設備からの放出は、低及び中レベル液体放射性廃棄物の管理放出と、故障と事故に起因する非管理放出があった。管理放出の放射性核種組成は、核分裂生成物により規定された。非管理放出の成分とレベルは放出原因によった。これらの放出は高レベル設備溶液-U、Pu 他の超ウラン元素、様々な半減期の核分裂生成物-を含むことも度々あった。

テチャ川への 1949-51 年間の液体放射性廃棄物の放出強度は、1950 年 3 月までで全 β 放射能 1～数十 TBq/日(数十～数百 Ci/日)、その後 1950 年 3 月～1951 年 11 月の期間に 160TBq/日(4 千 Ci/日)に達した(表 1.1)。1949～1951 年間全体で全 β 放射能約 110PBq(2.8MCi)が放出された。

表 1.1　テチャ川への液体放射性廃棄物の放出放射能

期間	α 放射能	β 放射能
	初期 1949-1951 年間の日平均放出、 GBq/d	
1949 年 1-11 月	1.1	$2.6 \cdot 10^2$
1949 年 12 月-1950 年 2 月	1.8	$32 \cdot 10^3$
1950 年 3 月-1951 年 11 月	2.2	$160 \cdot 10^3$
	1949-1956 年間の年放出量、 PBq/y	
1949 年	$4.2 \cdot 10^{-4}$	1.8
1950	$7.8 \cdot 10^{-4}$	52
1951	$7.4 \cdot 10^{-4}$	52
1952		0.35
1953		0.074
1954		0.030
1955		0.018
1956		0.048
1949-1956 年間合計、 PBq (Ci)	$2 \cdot 10^{-3}$ (54 Ci)	110 (3.0 MCi)

テチャ川への設備からの液体放射性廃棄物放出は 1951 年 10 月 28 日に停止し、その後は他への流出河川のないカラチャイ湖に換えられた。カラチャイ湖は現在、約 12 万 Ci を保有している。この時点からテチャ川には専ら設備からではない低レベル液体放射性廃棄物が放出されるよう

になったが、それも 1956 年には主に人工水路、排水、洗濯水、保健所の排水になった。川への排水量はかなり多いので、1952-56 年間の放射能は平均 740-1100GBq/d(20-30Ci/d)、最大 3.7-7.4 TBq/d (100-200 Ci /d)に達した。中レベル液体放射性廃棄物の排出のカラチャイ湖への転換により、川系の汚染レベルが数十分の一になった。1956 年に貯水池 No.10 が設置されたので下流に直接放出されないようになり、設備からでない液体放射性廃棄物のテチャ川への直接放出は止まった。評価によれば、設備排水先をカラチャイ湖に転換した後の、設備からでない液体放射性廃棄物の放出放射能は 1952-56 年間で 520TBq(14 千 Ci)である。

Kuyzuyltash 湖水中の放射性核種(殆ど中性子放射化生成物)とそこからテチャ川への放出は、通常運転時には特に心配の種では無く、1948-49 年の Kuyzuyltash 湖への放出事故の後も特段詳細な注目の的ではなかった。湖への放出は原子炉の停止と事故の結果だった。主に燃料が膨張・破壊し、黒鉛と癒着した。しかし Kuyzuyltash 湖からの放射性液体廃棄物の全放出量は、再処理工場からの放出放射能より大幅に少なかった。

「マヤク」の放出量は、ハンフォード(米) やセラフィールド(英)と同等である。

ハンフォード(米)	セラフィールド(英)	マヤク(ソ連)
(0.4-1)・10^{15}Bq/d [1955-59 年間]		2.6・10+12～1.6・10^{14}Bq/d [1949-51 年間]
	全β放射能 1.3・10^{17}Bq [1952-1992 間]	(1.3-1.1)・10^{17}Bq [1949-51 年間]

1.1.3 液体放出物の核種組成

1949-56 年間のテチャ川への最も強い放射性液体廃棄物放出は、主に再処理工場からだった。そこでは原子炉で照射された燃料からの Pu 分離が、酢酸塩-弗化物沈殿法(ラジウム研究所で開発)により行われた。放出放射性液体廃棄物中の殆どのβ放射能は、様々な半減期のウランの核分裂生成物だった。化学溶解の前に燃料を置いておくので、その放射能は主に中及び長寿命だった。α放射能放出(U、Pu 他の超ウラン元素同位体)は大幅に少なく、全βの平均 2・10^{-5} だった。

「マヤク」稼動の初期段階では、組織的な放射性液体廃棄物放出管理が困難で、特に個々の放射性核種分析機器に問題があった。現在、1958 年 11 月までの放射性液体廃棄物放出量を勘定した技術文書が無いので、保存されている一部情報に基づき、放出レベルと核種組成の近似的な再現評価が出来ただけだ(表 1.2)。

表 1.2　テチャ川に 1949-56 年間に放出された放射性液体廃棄物の核種組成

放出期間	Sr89+Ba140	Sr90	Zr95+Nb95	Ru103、106	Cs137	希土類(Ce、Y 他)
	長寿命核種 Sr90 の放射能を 1 とする割合					
49.1-11	0.44	1	7.3	13.5	2.7	-
49.12-50.2	0.45	1	0.59	3.0	1.4	0.37
50.3-51.11	0.76	1	1.2	2.2	1.1	2.3
51.1256.12	-	1	0.50-0.69	0.62-1.7*	0.28-0.41	注*:希土類を含む
	合計放出量、PBq　(kCi)					
49-56 年間	10 (270)	12 (330)	14 (390)	28 (760)	13 (350)	28 (760)

1949-56 年の全期間を通じ、長期の河川汚染は Sr90 と Cs137 によるもので、放出量はそれぞれ 12 及び 13PBq(0.33 及び 0.35MCi)と評価される。残りは約 80PBq(2.2MCi)。

最初の商業原子炉から Kuyzuyltash 湖水中への放出成分は、核分裂生成物と放射化生成物の混合である。水は C、N、Na、Mg、Si、P、S、Cl、Ca、Mn、Fe 他の同位体を含み、最も多いのは

Na24(全放射能の 45%)と P32(36%)だった。1956 年の評価によれば、平衡状態に近い湖水中放射能は: Sr89、90+Ca45=48%; Cs137=16%; Ru103、106=5%; P32=5%;希土類=12%;他核種=14%。1954-56 年の Kuyzuyltash 湖の全β放射能は 32TBq(8900Ci)と評価された。最も放射能を含んでいたのは底堆積物で、Sr90(46%)、Cs137(16%)、希土類(12%)、Na24(7%)、P32(5%)だった。

1.1.4 川への放出削減。総合水処理構築物の建造

放出を停止し、これ以上のテチャ川の強い放射能汚染を防ぐ必要性が、1949 年夏初めて「マヤク」指導部により認識された。1950 年初め、環境放射線モニタリングと住民の放射線管理が事業所の中央工場研究所外部線量部門と医療保健部門により行われ、テチャ川への放射性液体廃棄物放出による住民に対する危険性が示された。Metlino 村と下流にある幾つかの居住地住民(1951 年)及びテチャ川の全居住地(1952 年)の線量及び医療検診によれば、川の放射能汚染は極めて高く住民の放射線防護措置の策定が必要だった。

そういう最初の措置の一つが、1951 年秋に導入された Metlino 村と幾つかの下流にある村民に対する、Metlinsk 貯水池(放出地点から 7km)とテチャ川の水の利用禁止だった。Metlino 村では不完全ながらも実施されたが、他の居住地では汚染水の利用が続けられた。

テチャ川とそれが流れ込むイセチ川の放射能汚染問題を解決する最も効果的な手段は、テチャ川への放射性液体廃棄物の放出削減と停止だった。放出削減のため 1949-50 年に次の措置が採られた。

- 大量の未浄化低レベル放射性液体廃棄物(アルカリ沈殿後中和水;水路排水)の工場「B」下の沼(昔の沼ないし貯水池 No.17)への放出停止
- 放射性液体廃棄物を数日間保持し、大部分の放射能を持つものを懸濁沈殿させるため、小さな産業用貯水池があった場所に清澄化貯水池 No.3(Koksharovskiy)と 4(Metlinskiy)を作る
- 放出放射性液体廃棄物を Kuyzuyltash 湖からのきれいな水で希釈する
- 放射性液体廃棄物中の放射性核種をクロム酸塩で沈殿させテチャ川に放出、また処理された放射性液体廃棄物をフィルタ性のある土壌の穴に入れる

A.P.Aleksandrov 指導下の委員会決定により、放射性液体廃棄物の川へのあらゆる放出の厳格な管理が根付き、何回もの管理されない放出が中止され、放射性液体廃棄物処理設備が改善され、発生量が削減され、濃度も下がった。アルカリ中和物浄化設備により、1950 年 2 月 17 日には、古い沼への放出が停止され、浄化された放射性液体廃棄物がテチャ川に放出されるようになった。しかし 1951 年までテチャ川への放射性液体廃棄物の放出が止まらなかったので、1952 年には、清澄化貯水池 No.3 と 4 の堤防が嵩上げされ容量が増やされ、古い沼から管理されない表層汚染水がテチャ川に流れこまないようダムで堰き止めるようにした。放出放射性液体廃棄物中の放射能の大部分は、事故等の管理されない放出と、設備中のタンクに収容されない中レベル放射性液体廃棄物により規定されることを考慮し、E.P.Slavskiy 指導下の委員会は 1951 年 8 月 7 日に中レベル放射性液体廃棄物の放出を流出のない閉鎖水素のカラチャイ湖に切り換えるよう決定した。

テチャ川への放射性液体廃棄物の放出は 1951 年 2 月 28 日に停止された。この措置により、清澄化貯水池 No.3 と 4 そしてテチャ川の水中の放射能濃度は 20 分の 1 に下がった。しかしテチャ川の放射能汚染問題は完全には解決されなかった。上流の氾濫地や川床が、主に貯水池 No.3 と 4

からの流出水によって、長寿命放射性核種により強く汚染していたし、また大量の低レベル放射性液体廃棄物を収容する必要があったので、他の解決法-特に、川の上流部をそれ以外から隔離する方策-が探求された。このため「マヤク」に総合水処理構築物が作られた。この基本はテチャ川上流に階段状の人工貯水池カスケードを構築することだった。これにより、産出された放射性液体廃棄物を大量に地表貯水する条件が作られ、テチャ川への直接放出が止まり、産業により汚染された貯水池が水理的に隔離された後は、Kaslinsko-Irtyash 湖系からの天然のきれいな流出水が、Kuyzuyltash 湖や人工貯水池に流れ込むようになった。

水処理構築物の建造は、幾つかの段階に分けられる。

- 第 1 段階(1948-1952 年間):存在する貯水池を放出放射性液体廃棄物の受領、保管と輸送に役立てる(Kuyzuyltash 湖、 Koksharovsk-Metlinsk 貯水池、古い沼、 Tatuysh 湖)
- 第 2 段階(1951 年-現在まで):カラチャイ湖を中レベル放射性液体廃棄物の貯留に用いる
- 第 3 段階(1956-1963 年間):低レベル放射性液体廃棄物用に貯水池 No.10 と 11 を建造し、テチャ川の人工貯水池系を完成させる
- 第 4 段階(1988 年-現在まで):カラチャイ湖の処置

前にあったテチャ川上流の小さな産業用貯水池(Koksharovsk と Metlinsk 貯水池: Kuyzuyltash 湖から各々4 と 7km の距離にあるダム)は、放射性液体廃棄物放出開始後、汚染水川放出輸送システムの重要部分になった。それらは 1951 年から放射性液体廃棄物貯留プールに転換され、静かに置く間に水に溶けにくい浮遊成分が沈殿し、吸着除去される結果、自然に浄化される(全放射能の 40%まで)。最終放出までの保留時間は、様々な研究データによれば 8-36 日である。

貯水池 No.3 と 4 の建造により貯水容量が増え、それらに対し何度も手直しとダム高さの嵩上げが行われた。Koksharovsk 貯水池は 1951 年と 52 年、Metlinsk は 1952 年と 54 年に行なわれた。これらの貯水池は、あとで建造されたテチャ川人工貯水池カスケードの入口となった。低レベル液体放射性廃棄物取扱い設備の問題解決は困難で、その容量も増え、これに加え第 2 の再処理工場が建設されれば更に深刻化するのは自明だったので、ソ連中型機械省は 1954 年に液体放射性廃棄物のテチャ川放出の完全停止を強い、このために水が漏れない低レベル液体放射性廃棄物用の隔離貯水池(貯水池 No.10)が建造が 1955 年の同省決議により確認された。Kuyzuyltash 湖から 11km のテチャ川に貯水ダムが 1956 年に完成した(図 1.1)。「マヤク」の貯水池 No.10 他の人工貯水池の特徴を表 1.3 に、配置を図 1.1 に示す。

貯水ダム No.10 建造後、貯水池 No.3 と 4 及び上流の底汚染堆積物に起因する液体放射性廃棄物のテチャ側水中への直接放出はなくなった。しかし、貯水池 No.10 は、設計水位まで満杯になった後は、形成される全ての液体放射性廃棄物の長期完全保管を保証できなかった。そのため中型機械省と企業は、人工貯水池カスケード中に次の貯水池 No.11 の建造を決定した。

Kuyzuyltash 湖から 25km の距離に、更にもう一つの隔離ダム(No.11)を建造する計画は、1961 年に採択され、1963 年に完成した。これは 1991 年に 5 基の産業原子炉が運転停止するまで、低レベル液体放射性廃棄物全体の収納を確保してきた。原子炉停止後、Kuyzuyltash 湖水の年平均水温が下がり表面からの蒸発量が減ったため、流入量と流出量の全体バランスが崩れ、No.10 と 11 の水面レベルが常に上昇傾向にある。1995 年のダム嵩上げも、貯水池 No.10 と 11 の全貯水量の増加を帳消しに出来なかった;この状況からの最適の出口は、南ウラル原発(建設停止)の冷却用に貯水池 No.10 を用い、蒸発量を回復する計画である。

「マヤク」の人工貯水池の安全性問題解決については全部が未だ残されている。Kaslin-Irtyash 湖水系から必ずきれいな天然水がテチャ側に流れ込むようにするため、1957 年に左岸迂回水路(ЛБК→図 1.1)を作り、貯水池カスケードを迂回するようにした。この他、左岸迂回水路には、Irtyash 湖から取水した Ozersk 市の家庭用排水等が流される。1957 年末、右岸迂回水路(ПБК→図 1.1)が運用を始め、Ulagach 湖から Mishelyak 川を経て貯水池 No.10 に流れ込まない様にした。これは、Arhayashsk 熱併給発電所からの産業排水と居住村からの生活排水の輸送にも使われている。

1.1.5 人工貯水池カスケードの河川システムへの放射能汚染流入減少に対する意義

人工貯水池カスケード建造は、テチャ川水中への放射性物質流入の減少に大きな役割を演じた。

「マヤク」の初期活動段階における清浄化貯水池 No.3 と 4 の建造は、川水への放射能放出を下げる大きな意義があった。1956 年の評価によれば、最も激しい液体放射性廃棄物放出があった期間中、貯水池 No.4 の下の川水の放射能濃度は、貯水池 No.3 の水に対し、86%少なかった。貯水池 No.3 と 4 の排水中の放射能は、Sr89 と Ba140 が 87.5%、Sr90 が 68%、Cs137 が 88.6%、希土類核種が 90.5%、Zn95 と Nb95 が 98-99%以上、Ru103、106 が 78.9%下がっていた。つまり、1949-56 年間に放出された液体放射性廃棄物は、テチャ-イセチ川系に次のような分布で沈殿した。貯水池 No.4 に終わる上流部-全沈殿放射能の 86%;テチャ川の Metlino 村から Muslyumovo 村の区間-10%; Muslyumovo 村からテチャ川出口-2.3%;イセチ川-1.7%。

人工貯水池 No.3、4、10 と 11 の建造により解決された主な課題は、何よりも先ず液体放射性廃棄物のテチャ川への放出の大幅な低減であり、次に直接放出の除去だった。1951 年の貯水池 No.9 建造により、中レベル液体放射性廃棄物のテチャ川への放出をなくでき、河川系の強い汚染が止められた。1951 年に比べ、液体放射性廃棄物のテチャ川への放出は 1952 年に 150 分の 1、1956 年には 1100 分の 1 になった。1956 年の貯水池 No.10 建造により、川への液体放射性廃棄物放出、それまでに汚染していた貯水池 No.3 と 4 の床からの水濯ぎと、貯水池 No.10 までの氾濫原による放射能輸送が事実上完全停止できた。これに加え貯水池 No.11 建造により、低レベル液体放射性廃棄物全てが保留できるようになり、貯水池 No.10 ダムから No.11 ダムまでの部分の川氾濫原中の沈殿物からの放射性核種の水洗い出しがなくなった。人工貯水池の稼動に伴い、テチャ川水中の放射能濃度は一貫して下がった。中流域(Muslyumovo 村)水中の全 β 放射能は、1956 年に 60 分の 1、1965 年には 200 分の 1 に下がった。貯水ダム No.10 と 11 は、人工貯水池をテチャ川から完全には隔離できない。現時点では、貯水ダム No.11 の下部で、放射性核種がテチャ川水に到達している。これは、貯水池 No.11 水がダム本体を透過した水と、迂回水路間にある各ダムを透過した水である(後者の場合、迂回水路を通じ川に至る)しかしこの要因は、貯水ダム 11 から事実上 Muslyumovo 村まで続いている沼(所謂 Asanovsk 沼)からの洗出しに比べると大したことはない。Muslyumovo 村観測所でのテチャ川水中の核種毎の放射能濃度の系統的測定に基づく、上流の沼からの Sr90 の輸送評価によれば、1962 年から 1992 年間に 10 分の 1 に減っている(毎年約 3%):11-18 から 1-2TBq/y に。水中の放射能濃度の Cs137/Sr90 比は 0.06、1957-97 年間の全輸送流出量は Sr90 が 110TBq、Cs137 が 7.4TBq と評価される。

今の 1995-97 年間のテチャ川表層水に流れ込む Sr90 の評価値(TBq/y)は次の通り:

・氾濫原の水洗い出し 1.5-1.8　　・ダム堰堤透過 0.013-0.015
・左岸水路経由 0.11-0.22　　・右岸水路経由 0.31-0.63

Muslyumovo 村の水中放射能濃度測定値によれば、テチャ川水への平均流入量は 1.8-2.6TBq/y。

予測によれば、20-50 年後、水理条件が変わらなければ、氾濫原中の Sr90 保有量は、ダム No.11 下部透過水流入と放射性崩壊が打ち消し合い、これに水洗い出しが加わり、安定化する可能性がある。安定化までの期間は、川の流量による。特に、平均予測流量(Muslyumovo 村)6 千万m^3/y では、30 年後に約 1.1TBq/y で平衡状態に達する。この値は、90 年代終りの測定値に近く、年間流量が増えなければ、早期に安定化すると思われる。これに基づけば、水中の Sr90 濃度は安定化し、Cs137 は半減期に近い率で減少すると予測される。

1.2 テチャ川への液体放射性廃棄物放出の環境放射能影響

1.2.1 テチャ川の水理特性

テチャ川の集水域は、東部ウラル山脈で、地表面は少し傾斜のある平原で、多くの湖沼がある。集水域は灰色の森林土壌とアルカリ性黒土、そして湖沼部は殆どが沼の泥炭と草原土である。気候は大陸性で、気温は大きく変動し、寒い冬が約 6 ヶ月続き、暑い夏が約 3 ヶ月続く。年平均雨量は 420mm、そのうち 200mm が夏の月に降る。冬は年間雨量の約 15%が降る。

テチャ川は、テチャ-イセチ-トボル-イルトゥシ-オビ川水理系の一部で、カルス海低地に属する。「マヤク」運開までは、源流はイルチャシ湖だった。その後、Kuyzuyltash 湖を通るようにされ、その下で Mishelyak 川が流れ込む(図 1.1)。テチャ川上流は人工貯水池カスケードと迂回水路が建造されたため、大きく変わった。今の源流は貯水ダム No.11 の直下流とみなすべきだろう。

テチャ川を通り、Kaslinsko-Irtyash 湖水系の川床流出水が流れる。そこには、幾つかが加わる。そこには、Mishelyak 川と Zyuzelga 川の他に、水が少なく夏は干上がる川もある。テチャ川の長さは 243km、集水面積は 7600 平方 km。深さは 0.5-2m。幅は平均 15-30m。寒い冬には場所によっては底まで凍る。河口の平均流量は約 7m^3/s。最大流量は 4 月になり約 29m^3/s。1951 年 4 月の流量は 60m^3 /s に達した。水理形態は、炭酸カルシウム水型に属し(水中 Ca++は 39-62mg/l; Mg++は 15-31mg/ﾘｯﾄﾙ; (Na+と K+)は 4-27mg/ﾘｯﾄﾙ; Fe は 3mg/ﾘｯﾄﾙ;pH は 7.3).上流(Muslyumovo 村より上)の川床には、水生植物が茂っている。川床は湾曲し、流れは中くらい。底沈殿物は、泥炭-ねばねばと粘土状。川床に沿って沼が広がり最も沼の多い氾濫原は Zyuzelga 川に流入する区域(Asanovskie 沼群)と、Muslyumovo 村の前。沼地氾濫原の幅は 300m から 1km。氾濫原中央部は、沼の泥炭土壌が積もり、周辺部は芝草がある。泥炭層の厚さは 0.1～3m。泥炭の下の土は、主に粘土とローム[砂質粘土]。氾濫原には湖があり、川と支流で繋がっている。増水期には沼は水だらけになる。

中下流(Muslyumovo 村より下)の岸は、急峻で、川床が明確。中流の川幅は、数十 m に増える。氾濫原の河口は 3km まで拡大し、乾いた氾濫原には主に芝草土が堆積している。川底は、砂-ロームと砂-砂利でよく浅瀬と砂州がある。流速は 0.3-0.8m/s。源流から河口まで流れるのに要する時間は約 8 日。少流期には、かなりの部分-全流量の 10-30%-が地下伏流水となる。

1.2.2　河川系の放射能汚染

1951 年の水中平均全放射能濃度は、貯水池 No.3 で 10+6Bq/ﾘｯﾄﾙ、No.4 で 10+5Bq/ﾘｯﾄﾙ程度、Sr90 は清澄化貯水池で 60-170kBq/ﾘｯﾄﾙ、CS137 は 90-100kBq/ﾘｯﾄﾙだった。放出源から遠ざかるに

つれて下がり、テチャ川河口では26kBq/ﾘｯﾄﾙと貯水池No.3の約40分の1だった。河口でのSr90は11kBq/ﾘｯﾄﾙ、Cs137は0.6kBq/ﾘｯﾄﾙ。No.4貯水池から河口までの約200kmの間に、Cs137は約150分の1に下がったが、Sr90は5分の1にしかならなかった。

時の経過につれて、川の全長で川水の放射能濃度は下がった。1951-56年間の、全放射能に対するSr90の寄与は25-50%、Cs137は2-16%だった。以後の年々には、Sr90の寄与が増え、Cs137濃度は大きく減った。Sr90濃度が最大だったのは1950-51年だった。1951年のMuslyumovo村付近、放出点から78kmの場所でのSr90濃度は27kBq/ﾘｯﾄﾙ、Cs137は7.5kBq/ﾘｯﾄﾙだった。その後、これらの核種の放射能は大きく減った。1980年代初めSr90濃度は1951年に比べ約1000分の1に下がった。1991-97年間の年平均Sr90濃度は6-26Bq/ﾘｯﾄﾙである。

特にMuslyumovo村付近の1995年のテチャ川水中Sr90濃度は、1994年の1.5-2.7倍あった。Sr90濃度は流れに沿って不規則に変わるが、Cs137は流れる距離に応じ一貫して下がり、Sr90の30-90分の1だった(表1.4)。Pu239、240濃度は0.004-0.019Bq/ﾘｯﾄﾙ。

表1.4　1993年のテチャ川水中放射能濃度、　Bq/ﾘｯﾄﾙ

採取場所	Sr90	Cs137	Pu239、Pu240
Muslyumovo村	13±3	0.4±0.1	0.011
Brodokalmak村	9±5	0.3±0.2	0.004
Russkaya Techa村	12±4	0.25±0.20	0.018
Nijinepetrpavlovskoe村	9±7	0.10±0.03	0.019

1.2.2　川氾濫原と底堆積物の放射能汚染

1949-56年間に放出された放射性液体廃棄物の圧倒的大部分は、テチャ川氾濫原の底堆積物中に集まっている。放出停止後、テチャ川上流の川床と氾濫原は長寿命Cs137とSr90のデポ[集積場]となり、その洗い出しにより長寿命放射性核種-先ずSr90-が、テチャ川水中に移行する源になった。

全移行量に対する洗い出しの寄与で、首位を占めるのが沼地、貫く流れの弱い氾濫原部(圧倒的にAsanofskie沼群-ダムNo.11から約40km)、次に乾いた氾濫原-定期的に雨季に浸水、そして最後に川部床の底堆積物である。(ダムNo.10と11建造後、貯水池No.3と4の底堆積物と上流から洗い出される放射能汚染水は、事実上止まった)。

氾濫原の沼泥炭部は、かなりの深さ(1mまで)放射性核種(Sr90)が浸透するので、可溶性で移動性のSr90割合が高い。

土の水分が多くなるほど、放射性核種が移動しやすく、最も移動する核種はSr90である。これは湿度によって地表10cm層に、通常の水分度では74%が、常に水浸しでは24%が含まれる。テチャ川中下流氾濫原の条件でも同じような結果が得られている。

氾濫原の汚染分布は全体として非均質だが、最も高いのは上流で、川床(又は中断のない流れ)に近い氾濫原が最高で、1949-56年間の放出期間中も、増水時氾濫原の境界ではバックグランド値まで下がっていた。90年代の測定に寄れば、最大汚染密度はSr90が11でCs137が37 MBq/m^2 (300及び1000Ci/km^2)、ダムNo.11に近い上流部では各核種に対し37-370 k Bq/m^2 (1-10Ci/km^2)だった(表1.5と1、6)。

1995年、下流（居住地Lobanovo、Bugaevo、Pershinskoe、Zatechenskoe）氾濫原土壌の上層10cmの最大Sr90とCs137濃度はそれぞれ2.9及び3.3kBq/kg(つまり260及び290kBq/m^2)だった。土壌中のPu239、240とUの平均放射能のSr90放射能に対する比は、それぞれ$9\cdot10^{-4}$と$4\cdot10^{-2}$

だった。

表 1.5　テチャ川氾濫原環境要素中の放射性核種含有量:アサノフスキエ沼地区、1994-1994 年 (括弧内は最大値)

環境要素	Sr90	Cs137	Pu
土壌、kBq/m^2	300 – 850 (10000)	400 – 3000 (42000)	3-10(92)
草、kBq/kg	1 - 4.2 (47)	0.1 - 1.2 (7)	$1\cdot10^{-5}$ - $2\cdot10^{-4}$ ($4.2\cdot10^{-3}$)
葉、kBq/kg			
白樺	0.9 - 7.3	0.5 - 3.6	$1.2\cdot10^{-4}$ - $4\cdot10^{-4}$
柳	4 - 7	1.4 - 4.9	$8\cdot10^{-5}$ - $2\cdot10^{-4}$
はんのき	0.3 - 1.3	0.04 - 1.1	$1\cdot10^{-4}$

表 1.6 テチャ川中下流氾濫原土壌中の放射性核種濃度:1991 年、kBq/m^2 (括弧内は最大値)

採取場所	Sr90	Cs137	Pu
Muslyumovo 村	670±460(6100)	300±270(5600)	2.8±0.8(3.7)
Brodokalmak 村	420±340(1600)	830±760(4200)	1.6±1.2(4.1)
Russkaya Techa 村	60±40(115)	60±20(85)	0.5±0.2(0.7)
Nijinepetrpavlovskoe 村	30±10(44)	500±300(1150)	0.8±0.4(3.0)
Pershinskoe 村	70±30(110)	30±24(74)	0.4±0.2(2.6)
Zatechenskoe 村	60±8(68)	48±15	0.4±0.2(0.7)
地域のバックグランド	1.5±0.4	2.2±0.4	0.1

川上流の氾濫原面積は約 20km^2 で、現在その底堆積物の洗い出しが、放射能が水中に入る主な源になっている。底には 90 年代に Sr90 約 40TBq(1000Ci)と Cs137 約 190-220TBq(5000-6000Ci)が集まっていた。Sr90 の川水中への移行を規定する主要因子は沼土表層からの再溶け込み[desorption]で、Cs137 では水流中の浮遊輸送である。

上流氾濫原の草木植物は土壌と同様に Sr90 と Cs137 で汚染されており、その含有量は 0.1-7kBq/kg(表 1.5)である。Muslyumovo 村下流氾濫原の放射能汚染の特徴は、大きな不均一性である(表 1.6)。汚染密度の測定値範囲は Sr90 が 30-6100kBq/m^2 ; Cs137 が 30-5600kBq/m^2 ; Pu239、240 が 0.4-4.1kbq/m^2 に及ぶ。放出地点から遠くなるほど氾濫原の汚染密度は下がるが、地域のバックグランドよりはかなり高い。

川床底堆積物の放射能汚染密度は、全体として放出地点から遠ざかるほど下がるが、非均質である。流れの遅い場所は放射能濃度が高い。1952-1991 年間に底堆積物 β 放射能の大きな空間的・時間的低下が見られた(およそ 100 分の 1 以下:図 1.2))。1953 年には中寿命核種 Ru103、106 と Ce144 等が全放射能の 70%に寄与していたが、60 年代には専ら長寿命の Cs137(80-90%まで)と

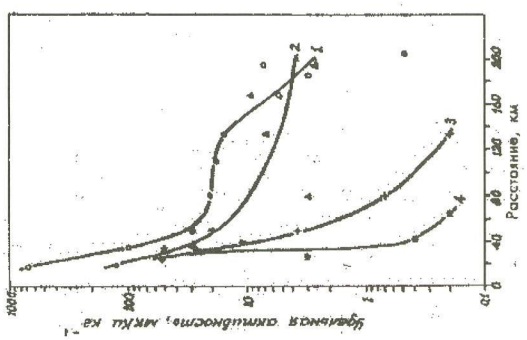


図 1.2　底堆積物の β 放射能濃度の空間時間変化　*縦軸: μ Ci/kg;　横軸: 距離 Km*
1-1952 年; 2-1953 年; 3-1961 年; 4-1991 年

Sr90(15-30%まで)になった。1994 年、Pu の Ca137 に対する比は $5 \cdot 10^{-4}$ だった。Sr90 は Cs137 より移動しやすいので、時の経過と共に Cs137 の割合が増えている。

底堆積物中の Cs137 の放射能濃度は Sr90 の約百倍、Pu の千倍ある。上流部底堆積物中への放射性核種移行係数:Cs137 が 190000±50000;Sr90 が 220±30;Pu が 5800±1600。中下流ではこの係数は減り、Cs137 が 500-2000、Sr90 が 20-70。60%以上の核種が集まっている底堆積物有効厚さは 10-20cm。上流泥土中の Cs137/Sr90 放射能比は約 70、河口部では約 0.04.上流部の底堆積物中の Cs137 汚染が高いのは、Sr90 より吸着性が高いことにより説明される。この結果、河口部の汚染は大部分 Sr90 で、Cs137 より移動性が高い。

1.3 テチャ-イセチ河川系の放射能汚染による住民被曝の制限に関する措置

1.3.1 住民に放射線防護措置を適用する必然性の根拠

強い放射能の放出が始まる前、テチャ川の流れ全域に沿って、39 の居住村が置かれ(25 が Chelyabinsk 州、14 が Kurgansk 州)、2 万 8 千人が住んでいた。

第1.1.4節で述べたように、既に1949年夏、「マヤク」指導部は、川沿岸の居住地住民に対する深刻な放射能汚染の危険性に注目していた。それに続く検診によりテチャ川への放射性液体廃棄物放出の非常に深刻な影響が確認された。川水、氾濫原、氾濫原境界以遠の地域、そして農産物の汚染が最大だったのは、特に Metlinsikiy 貯水池を含む上流部の自留地だった。1951 年、最初の居住地 Metlino 村の土壌汚染は 100kBq/kg、動植物製品では 1-1000kBq/kg に達した(表 1.7)

表 1.7 1951 年に Metlino 村で生産されたの濃産物の β 放射能濃度

製品	放射能濃度、 kBq/kg	
自留地		
野菜	4.4 - 8.5	
じゃがいも	1.5	
庭製品	1.8 - 59	
ソホーズ No.2		
野菜	0.7 - 2.2	
じゃがいも	0.4 - 3.0	
動物	筋肉組織、 kBq/kg	骨、 kBq/kg
大型有角獣	$4 \cdot 10^{-4}$	0.09
豚	$(1\text{-}3) \cdot 10^{-3}$	0.7 - 1.6
羊	$(1\text{-}4) \cdot 10^{-3}$	0.5 - 1.0
やぎ	$7 \cdot 10^{-4}$	0.1
鶏	$(2\text{-}9) \cdot 10^{-3}$	0.9 - 2.1
かも	$6 \cdot 10^{-3}$ - $1.7 \cdot 10^{-1}$	0.6 - 28

放出源から遠ざかるほど、農産物の初期汚染は下がったが、水中放射能濃度に比例はしなかった。最初の 100km では製品の種類によっては汚染は全く同じだった(表 1.8)。

表 1.8 1952 年におけるテチャ川沿岸居住地の農産物の β 放射能濃度、 kBq/kg

居住地 (放出源距離)	じゃがいも	野菜	ミルク	肉	
				羊	かも
Metlino 村 (7km)	15 - 26	9.6	15(最大)	0.7	74 - 150
Asanovo 村 (34km)	-	-	-	-	15
Muslyumovo 村 (79km)	-	-	5.9	-	-
Brodokalmak 村 (109km)	41	5.5 - 44	-	-	1.1 - 15

放射能濃度の高い川水は、殆ど全部の場所で飲用及び魚を含む生産に使われ、住民の内部被曝

が十分高くなる条件があり、他の重要因子に、汚染土からの外部被曝-特に氾濫原から-もあった。

1951 年 Metlino 村の水面近くで最大γ線被曝線量率は 100-1000mR/h に達した。その後(1954 年測定)10mR/h まで下がった(図 1.3)。同じく、放出地点から離れるほど、線量率は大きく下がっていた(テチャ川口では 1000 分の 1)。全体的に住民の外部被曝は川の全長にわたって十分高かった。

図 1.3　テチャ川流れ(横軸:放出場所から距離 km)に沿ってのγ線量率(縦軸:mR/h)
△-1951 年 ;●-1953 年 ;■-1961 年 ;○-1991 年

外部と内部被曝する条件中で住むためには、住民の放射線防護措置の実施を必要とした。

今の視点からは、50 年代初めに根拠付けられた住民被曝を制限する放射線防護措置-先ず規則-は極めて不十分だった。採用された措置は、基本的に、次の通りだった。

- 沿岸居住住民とこの居住地にある農業生産企業に汚染していない水を供給する。このために、既存の地表及び地下水源利用及び新設が勧告された

テチャ川の産業用及び飲用水利用を禁止

- 沿岸一帯を衛生区域とし住民のアクセス、家畜と家禽の放牧と牧草採取、農業、魚取りを禁止
- 衛生区域を作る際の土地収用に関連し、農業企業活動を変更
- 特に、同じ居住地内で川から離れた場所に、沿岸地域から移住
- 別の場所に住民を完全移住。残った生産施設、地域社会施設と住宅を完全処分。

こういう住民の生活に対する介入の範囲が増大すると共に、住民に対する介入の深刻さ及び措置実施にかかる費用も増えた。これらの措置と平行して、中型機械省と「マヤク」は、川系にこれ以上放射性液体廃棄物を放出せず、将来停止するため、技術的及び設備建設作業を続けた。

1.3.2　住民被曝制限作業の組織と指導

テチャ-イセチ河川系の沿岸住民の被曝を制限する問題の解決は、重要な医学の問題で、深刻な国家的課題と認識された。この問題に関する作業を組織的に実施するため、一連のソ連と共和国(ロシア)の省庁、Chelyabinsk、Kurgansk と Tyumen の執行委員会、「マヤク」他の当地の企業と組織が動員された。

1950-60 年間の作業の国全体の指揮は、ソ連とロシア共和国の閣僚会議により行われた。ソ連中型機械省、「マヤク」、ソ連保健省と州執行委員会の提案に基づき、ソ連とロシア共和国の閣僚会議の決議と命令が策定、施行され、作業の内容と順序、実施者、国家出資の範囲と順序が規定された。これらの作業における省庁、地区委員会と現地企業と組織の課題と参加を表 1.9 に示す。

「テチャ川への放射性廃棄物放出中断」と「健康な水供給」と住民移住」に関する実際の作業の大部分は、「マヤク」と現地の建設、据付及び事業組織、ソ連内務省、ソ連中型機械省、ソ連中型機械省、地区執行委員会により行われた。

1.3.3 住民被曝制限に関する措置の内容

50 年代初のテチャ川への放射性液体廃棄物放出の放射線影響に関するデータは、先ず(川水、魚を含む現地産物飲食と、外部被曝による)住民被曝線量の実態を把握し予測する面で不十分だったので、沿岸住民にきれいな事業用-飲用水を供給する明確な決定が採択された。全場所で飲用と産業用に利用されていた川水が高レベル放射能汚染されていただけでなく、事実上全ての沿岸居住地で井戸水利用が進んでおらず、僅かな井戸も衛生基準を満たしていなかったから。

表 1.9 1950-60 年間のテチャ川住民被曝制限に関する作業の組織と管理

活動分野	省庁
作業指揮と取り合い調整	ソ連中型機械省、Chelyabinsk・Kurgansk 及び Tyumen 執行委員会
テチャ川とイセチ川の沿岸地帯に発生した状況のチェックと分析	ソ連中型機械省、ソ連保健省
住民被曝低減に関する措置の提案策定	ソ連中型機械省、ソ連保健省、Chelyabinsk と Kurgansk 執行委員会
テチャ川への放射性廃棄物放出中断に関する設備上の措置	ソ連中型機械省、ソ連内務省(特殊建設班)
テチャ川とイセチ川の居住地に健康な水供給	ソ連内務省(特殊建設班)、ソ連中型機械省(内務省特殊建設班の解散後)、Chelyabinsk・Kurgansk 及び Tyumen 執行委員会、ロシア共和国水産省
居住地住民の完全又は部分的な移住の実施	Chelyabinsk と Kurgansk 執行委員会、ソ連中型機械省
移住に関連する建設作業	ソ連内務省(特殊建設班)、ソ連中型機械省
移住に関連する生活活動組織	Chelyabinsk と Kurgansk 執行委員会、ロシア共和国農業省、ロシア共和国町村建設省、ソ連保健省
被災民医療援助と治療	ソ連保健省、Chelyabinsk と Kurgansk 執行委員会
作業資金	ソ連財務省

現地農業企業と住民による川水の事業-生活利用停止は、1951 年に Metlino 村で始まり、1959-60 年まで続いた。健康な水を供給する措置として、テチャ川とイセチ川の水利用が公式に禁止され、井戸が掘られ、自噴井戸が作られ、既存の井戸が手直しされた。上述措置の実施は、ソ連中型機械省とロシア共和国農業省と決議と省令により予定された。テチャ川沿岸居住地に水供給源を建設するソ連中型機械省の最初の公式省令は、1953 年 6 月 8 日-つまり強い放出が始まって 2 年後-にやっと出た。しかし既にこの時点までに、「マヤク」と内務省特殊建設班は、テチャ川沿いにある約 90 の井戸-うち 26 は Metlino 村にあった-の調査を行っていた。

ソ連中型機械省省令により 1953-1956 年間に、中型機械省と州の企業に、テチャ川、その後イセチ川沿岸に 75 の井戸、30 のボーリング井戸と 210 の井戸坑、170 の井戸坑と 20 の井戸、33 の自噴井戸の建造が指示された。これらの大部分は期限内に供用を始めたが、一部は大幅に遅れ、一部は作られなかった(イセチ川、Tyumen 州内)。イセチ川の産業-飲料水用供給設備の建造は 1961 年まで続いた。

産業-飲料水供給についての実践的措置の実現には大きな支出が必要だったので、新しい水源

の導入は大幅に遅れた。その結果、住民はテチャ川とイセチ川の汚染水を長い間使い続けた。この状況と、健康な水を供給しても汚染土からの外部被曝と汚染現地産物摂取による内部被曝は無しに出来ないので、「マヤク」、ソ連中型機械省とソ連保健省は追加の防護措置を導入する必要があった。それは両川に沿う衛生区域の設置と汚染の最も高い不都合な居住地からの移住を含んでいた。こういう提案が、幾つかの政府決定により承認された。

これらの措置の一部は、A.P.Aleksandrov 議長委員会の勧告による、テチャ川沿い居住地に対する健康な水の供給であり、既に 1951 年に「マヤク」により主導・実現されていた。先ずこれは住民が最も高い被曝を被っていた Metlino 村に対し行われた。1951 年に貯水池とテチャ川水の産業-生活利用が中止され、住民の貯水池への接近が禁止され、村民の移転計画が決定され、新しい移住場所に新しい住居の建設が始まった。

1953 年、「マヤク」指導部は、テチャ川沿岸住民を Chelyabinsk 州内に移住し、その全長において産業-生活水利用を禁止し、春の増水範囲を衛生区域とするよう提案した。この提案は、1954 年のソ連中型機械省決議案に含まれている。ソ連閣僚会議は 1954 年 6 月 11 日、決議を採択し、1955 年 5 月までの期間内にテチャ川上流の 10 居住地からの移住が計画された(Metlino 村から Bol.Isaevo 村まで)。

決議は、強制措置として両川の水利用の完全停止(Miass 川流入場所まで)も含んでいた。春の増水範囲を立入禁止(衛生)区域とし、現地に境界を表示し、この中での魚取り、狩り、家畜放牧、草刈り他の土地利用、人が滞在する建物建設、動物農場が禁止された。1954 年 7 月に、この決議実施として、Chelyabinsk 州執行委員会はテチャ川沿いの Argayashsk、Kunashaksk と Brodokalmaksk 地区に立入禁止(衛生)区域を設定した。この内では住宅と常時人々が居る施設の建設が禁止された。Nijnepetropavlovsko 村まで、川水と氾濫原の利用、草刈りと家畜放牧も禁止された。1954 年 9 月に、同じようなテチャ川水の利用禁止が Kurgansk 州執行委員会により導入された。1954 年 10 月 21 日、ソ連閣僚会議は、移住の順序、移住者の収容、彼らが住む村の建設、住宅補償、テチャ川上流の 10 居住地からの移住優先についての決議を採択した。

1955 年、ソ連閣僚会議は、イセチ川からの取水とその Kurgansk 州内、次に Tyumen 州内での魚取りを禁じた。1956 年 1 月 24 日、ソ連中型機械省省令により、Chelyabinsk と Kurgansk 州内のテチャ川とイセチ川の岸を内務省部隊の保全下に置くよう指示された。

1957 年の次のソ連中型機械省決議により、Chelyabinsk と Kurgansk 州内のテチャ川沿いの村落住民が追加移住が予定された。14 の居住地の完全移住が、また(居住地内への)部分移転が中下流の 10 の居住地に指示された。移住は 1957-59 年に終わらねばならなかった。

国家決議により、テチャ川とイセチ川が流れる地域の被曝住民の検査と治療も予定された。1954 年のソ連中型機械省決議により、ソ連保健省と Chelyabinsk と Kurgansk 州執行委員会に対し、両州内のテチャ川とイセチ川沿岸村落における、組織的な病人治療と住民の健康状態のシステマチックな観察が義務付けられた。これらの関係で、1955 年に Chelyabinsk と Shadrinsk 市(Kurgansk 州)に放射線病患者治療のため、組織的に特別の予防診療所を置く必要があった。

政府は、これ以上の低レベル放射性廃棄物がテチャ川に達するのを防ぐ必要があると見なした。1955 年、ソ連中型機械省は、テチャ川上流の川床を盲[行き止まりの]ダム(今のダム No.10)で隔離し、水の流れ出ない貯水池を建造し、テチャ川に放射性水が放出されないようにする決定を採択した。テチャ川床の隔離は 1956 年末までに予定され、1957 年 1 月には左岸迂回水路の完成が

予定されていた。

テチャ-イセチ川の沿岸住民の被曝制限措置は、政府により予定され、ソ連中型機械省、Chelyabinsk と Kurgansk 州の事業所により、大幅に遅れたにせよ、全体としては実施された。この大きな作業は、政府側だけでなく現地組織側でも、多大な財源、資材と労力を必要とした。被曝防止の立場から、住民被曝を制限する行為が有効かつ妥当だったのか、次に記す。

1.4 テチャ川の放射能汚染による社会-産業及び経済的影響

1.4.1 農業に対する影響

テチャ川放射能汚染の農業に対する影響は、主に次の 2 つの方面に現れた。

1) 沿岸地帯の農業生産物が汚染した。
2) 沿岸地帯の農業は、川の氾濫原という天然資源の利用が制限され、経済的損失を受けた。

放射性廃棄物放出により、テチャ川の流れに沿って狭いが強く汚染された帯が形成され(幅 1km まで、全汚染面積は約 80km^2)、産物が放射能で汚染するので、川水の農業利用が中止され、住民と農業事業所(コルホーズと自留地)の氾濫原利用が中止された。以前、川は住民と事業所により飲料水と農業用水源として、更に家庭菜園の灌漑や農業事業所の野菜生産のために用いられ、氾濫原は家畜や家禽の放牧、牧草刈りや野菜生産のために用いられた。家庭菜園や氾濫原の外にある農地も放射能汚染した。汚染水利用の結果、2 次汚染した土地の影響で、そこで取れる農産物も影響を受けた。主な心配の種は、沿岸居住地の個人所有農地だった。最も良く使われた氾濫原が、最も汚染した産物を生産した。

自留地と農業事業所の農産物の放射能汚染が高かったため、農業生産が公式に制限されたのは、テチャ川とイセチ川の水と氾濫原の農業-生活目的利用が禁止された後(衛生区域の導入後)だった。これは又、一部住民の移住後だった(1952 年-Metlino 村、1954 年-上流の居住地、1955-56 年-中下流)。衛生区域が設定され、農業利用していた居住地から住民が完全に移住した後、氾濫原は農業事業の土地利用から完全に外された。

不完全な移住と、同じ居住地区画内での部分的転居では、衛生管理区域に立ち入り川と氾濫原の無断使用が続いた。これは、設定された衛生区域の保全が不十分だったためだった。住民による故意の衛生区域に対する違反だった。ある場合には、衛生区域が残った農業企業により利用されたし、今もされている。これらの土地と川水の直接利用はないとは言えない。

さらにややこしい状況が 1992 年の後に発生した。保全対象面積が削減され、以前はテチャ川の流れ全長に渡り保全されていたが、1992 年から衛生区域の保全は、かっての Kurmanovo 村河川観測所-Muslyumovo 村から 10km 下流、Chelyabinsk 州 Kunashakust 地区-までに制限された。保全がなくなったため管理が悪化し、住民による汚染土地の農業利用が増えた。

テチャ川の氾濫原は土地として、農業事業所に対し大きな意義を持たない。何故なら衛生区域(汚染氾濫原)であるし、面積も狭く(テチャ川全長で 8000ha)、条件の悪い土地(沼地、小木と潅木の藪)である。実践的には、大型有角獣の放牧と干草準備のために役立ち利用されている。

衛生区域が設定されるまでの期間中(Metlino 村では 1952 年まで、残りの全てのテチャ川沿岸居住地では 1954-56 年間)、制限なく水と氾濫原が利用されたため、全ての種類の農産物が-特に川の全長に渡り自留地の産物が-、放射能汚染した(表 1.7、1.8)。

当時の汚染植物産物の核種組成は、汚染土と水の組成に対応していた。しかるに動物産物では

Cs137、Ru106 と Sr90 が濃縮されていた。従って議論の余地なく、沿岸村住民の移住と 1954-56 年の衛生区域設定より前の期間は、-先ず自留地の-農産物放射能汚染レベルは高く、全部ではないにしろ、大部分のテチャ川沿岸において、妥当な(当時は公式の許容レベルはなかった)レベルを超えていた。1949-56 年間に放射性核種が「産業-生活」に移行したのは、農業事業所が大型有角獣を畜産農場に置き、又、個人の家畜を家付き菜園に置き、更に糞を家付き菜園に利用し、家畜に汚染した川水を浴びさせたり飲ませたためである。このため長寿命の Sr90 と Cs137 の汚染区域が、宅地区域や宅地境界外の農業事業所の利用地内にも様々なレベルで形成された。

衛生区域の農業利用が禁止され、住民が移住した後、農業連鎖中への放射性核種の取り込みが弱まった。しかし、特に住民に情報が巧く与えられなかったため、居住地部分の立入禁止区域の個人による無断利用までは制限出来なかった。このため、少ないとは言え長寿命放射性核種の個人産物への取り込みは続いた。自留地の汚染も追加の寄与をした。

現在、保全区域と住宅地の放射能汚染は、長寿命の Sr90 と Cs137 によるものだけである。以前と同様、90 年代でも、現在も存在している居住地にある衛生区域の土壌の Sr90 と Cs137 汚染は、上流が最大で、下流が最小である(表 1.10)。

表 1.10　居住地近くの衛生区域境界における土地の放射能汚染密度
(90 年代中期の状況)、kBq/m^2 (Ci/km^2)

居住地	最大値		平均値	
	Sr90	Cs137	Sr90	Cs137
Muslyumovo 村	6300(170)	13000(350)	3100(85)	850(23)
Brodokalmak 村	1500(40)	4100(110)	740(20)	270(7.3)
Nijnepetropavlovskoe 村	1200(31)	44(1.2)	780(21)	7.4(0.2)
Verxnyaya 村	410(11)	300(8)	270(7.3)	100(2.7)
Klyuchevskoe 村	410(11)	700(19)	270(7.3)	100(2.7)
Zatechenskoe 村	63(1.7)	67(1.8)	41(1.1)	11(0.3)

氾濫原土地の汚染水準の、最大値(Muslyumovo 村、放射性液体廃棄物放出場所から 78km)と最小値(Zatechenskoe 村、237km)の差は、Sr90 で 75-100 倍、Cs137 で 77-190 倍である。

現地産物中(個人産)の Sr90 と Cs137 濃度は、放射性液体廃棄物放出場所から遠ざかるほど、ただ下がると言うものではない。1991-94 年間に中下流で得られた産物中の Sr90 と Cs137 濃度の特徴として、平均値が標準偏差を上回り、最も高い Sr90 平均放射能が見られたのは、牛乳と家禽水鳥の筋肉組織で、Cs137 でも家禽水鳥の肉と牛肉だった。全体として Cs137 濃度が Sr90 の 3.5-5 倍(ミルク、じゃがいも)から 50-100 倍(鴨肉、牛肉)あった(表 1.11)。

表 1.11　テチャ川中下流の個人産物中の Sr90 と Cs137 放射能濃度、
1991-94 年間、 Bq/kg 生重量　(括弧内は最大値)

産物	Sr90	Cs137
じゃがいも	0.8±0.2(6.5)	4.1±2.3(44)
ミルク	1.5±1.1(26)	5.3±3.5(35)
牛肉	0.3±1.1	34±10(140)
鴨肉	1.2±0.7	64±30

1991-97 年の期間の Muslyumovo 村に対しては、居住地の土地汚染と農産物の放射能汚染についてのより完全なデータがある(表 1.12、1.13)。

表 1.13 のデータを衛生規則 SanPiN2.3.2.560-96 による食品中の許容濃度と比較しよう。

Muslyumovo 村の宅地汚染の放射能濃度は、一次的には川の流れに沿う今も高度に汚染してい

る氾濫原に由来するもので、全体としては事実上、衛生区域外側にある川の直接的影響が無い村の地区の平均値と変わらない。系統的な放射能測定結果によれば、最近の Muslyumovo 村の平均土地汚染密度は、Sr90 で 11kBq/m^2 (0.3Ci/km^2)、Cs137 で 26kBq/m^2 (0.7Ci/km^2)である。しかし 150 の家付き菜園の詳細測定データによれば、20%がバックグランド外部γ線線量率平均値(15 μR/h)を超え、150 μR/y に及んだ。この異常は主に、昔の汚染した糞が存在しそれがその後利用されていることによる。

表 1.12　土地と農産物の放射能汚染、 Muslyumovo 村、 1991-1997 年間

指標	Sr90	Cs137
系統的放射線測定データ		
平均汚染密度、 kBq/m^2 (Ci/km^2)		
家付き菜園	5.6(0.15)	12(0.34)
宅地区域境界外	11(0.3)	26(0.7)
産物の平均放射能濃度、 Bq/kg(リットル)		
個人産		
ミルク	0.56	1.3
じゃがいも	0.30	0.63
農業事業所		
ミルク	0.48	0.74
じゃがいも	0.74	0.74
個別検査データ(汚染の高い菜園)		
最大汚染密度、kBq/m^2 (Ci/km^2)	110(3.0)	48(1.3)
産物の最大放射能濃度、 Bq/kg(リットル)		
ミルク	1.6	9.6
じゃがいも	6.7	44
肉		
大型有角獣	0.44	34
水鳥	1.2	63

表 1.13　現在の衛生規則(SanPiN2.3.2.560-96)による Sr90 と Cs137 の規制値

産物	産物中の許容濃度、 Bq/kg	
	Sr90	**Cs137**
生ミルク	100	50
あらゆる種類の肉(骨を除く)	50	160
じゃがいも	60	320

農産物の放射能汚染測定結果によれば、現在、大多数の個人生産物の Sr90 と Cs137 の濃度は高くない(kg 当り数十 Bq まで、表 1.12)。これは現行の衛生規則 SanPiN を満足する(表 1.13)。しかし汚染の高い家付き菜園で作られた幾つかの個人生産物は、居住地に対する平均値の数十倍の Sr90 と Cs137 を含んでいる。しかしこの汚染の高い自留地生産物も衛生規則 SanPiN の許容値を超えてはいない。

提示したデータが全体として証明しているように、テチャ川の放射能汚染は重要な放射線因子で、その作用の結果、放射性核種により汚染された農産物が生産され、現地住民により消費される可能性がある。最も危険だったのは、50 年代で、当時は産物中に長寿命の Sr90 と Cs137 の濃度が現在より 2 桁高く、更に短寿命核種濃度は Sr90 と Cs137 の 10-100 倍あった。初期における非常にまずい状況は次の通りだった:

a)長さ 100km を超す中下流の製品の放射能汚染はほぼ同等だった(表 1.8)。このため大部分のテチャ川沿岸住民の放射線リスクが高まった。

b)1949-1954(1956)年間という重要な期間全体に対し、沿岸地帯の農業が管理も制限もされなか

った。そのため、汚染された川水が使われ、内部被曝に大きく寄与した。

放射能汚染の農業に対する影響は大きく、無条件に、次のような人々の生活活動への介入と現地住民の被曝制限の追求を必要とした。

- 氾濫原の農地利用禁止
- 居住地とそこにある農業事業所の廃止と、沿岸地域からの移住

全く当然ながら、衛生[立ち入り禁止]区域設置後、氾濫原の利用が禁止されたため、自留地と現在に至るも農業事業所の農業生産量が減少している。

沿岸地域の居住地と農業事業所の廃止も農産物の生産量減少をもたらし、大量の物質-設備基盤が失われ、又、新しい場所にそれらの基盤を移す費用もかかった。

問題に対する注目と物質-設備と資金の確保が不十分だったために、沿岸の保全区域内にあった農業事業所の農業の発展のテンポも遅れた。現地政府、現地農業機関は、これらの経営体は放射能汚染地域に隣接しているのため「見込みがない」と認識したのだ。

テチャ川の放射能汚染による農業に対する影響の産業-経済的評価は、事実上ない。しかし明らかに先ず自留地の生産量が減ったようだ。

農業事業所を廃止しても、全体としては立入禁止区域の外にある土地の農業生産量は減らなかった。何故ならこれらの土地に移転してきた事業所により、今、農業生産が継続されているからである。

更にコメントすべきこととして、現在の農業制限により、自留地産物を含む現地産物を利用する習慣はあっても、汚染産物が沿岸部を超えて広く広がることはなかった。明らかに、前も今も自留地産物は事実上完全に現地住民により消費されているからだろう。

1.4.2 林業と漁業に対する影響

農業と同様に林業も、テチャ川の放射能汚染により、林地と林業製品の汚染、そして放射能汚染に関連する制限により、深刻な影響を受けた。しかし、汚染面積が狭く、林業が大して発達していなかったため、大した経済的影響はなかった。

テチャ川上流(Muslyumovo 村まで)は氾濫原が一番広く(1km まで)、汚染林地の大部分がある。ここの立入禁止区域の全面積 2800ha 中、森林と潅木は約 400ha で約 14%、森林だけなら 266ha(9%)である。沿岸の他の部分では、森林面積は大幅に少ない。実際的な意味があるのは、小さいハンノキ、白樺-ヤマナラシと白樺の天然植生である。中規模の高さの白樺植生面積は 58ha しかない。

汚染地域に立入禁止区域が設定され住民が移住するまで、林地は沿岸村住民により主に燃料、細工材料や飼料の採取と家畜放牧のために利用されてきた。現在、テチャ川衛生区域産の林業製品中の放射能濃度は、川の源流から遠ざかるにつれて減っている。白樺材中の Sr90 と Cs137 濃度は、Asanovskie 沼群地区の 1500-2200Bq/kg から、Nijnepetropavlovskoe 村近くの約 40Bq/kg まで減っている。

テチャ川とイセチ川の放射能汚染の漁業への深刻な経済的影響もなかった。なぜなら小さい川で、魚の生産性も低く、漁業事業所も無かったから。経済目的に川の利用が禁止されるまで、経済目的でない、主に愛好者-主に沿岸居住民-による魚取りがあっただけだ。

魚の放射能汚染は、事実上水中の放射性核種濃度に比例していたようだ。従って、時と共に下

がり、また放出源から遠ざかるにつれて下がった。初期(1951-52 年間)のテチャ川の現地種の魚の汚染は Metlino 村地区において全βで 1-10MBq/kg に達したが、テチャ川河口では 10kBq/kg に下がっていた。イセチ川では更に数桁低かった(表 1.14)。

再構築されたデータにより、魚/川系中の Sr90 と Cs137 の蓄積係数と魚中のこれらの核種濃度の空間-時間依存性が評価できた(図 1.4)。

表 1.14　テチャ川とイセチ川の魚のβ放射能濃度、 1951-52 年間、 kBq/kg

試料採取場所	放出点距離、km	1951 年	1952 年
テチャ川			
Metlino 村	6	2200-17000	1900-3000
Nije Metlinskiy 貯水池	7	7400-10000	1600
Techa-Brod 村	18	3000-5200	1100
Sr.Asanovo 村	34	-	590
Naduyrov Most 村	49	-	370-590
Muslyumovo 村	79	1100	100-340
Russkaya Techa 村	132		150-220
Klyuchevskoe 村	194	300-330	63-170
イセチ川	*テチャ川河口から*		
Dalmatovo 村	3km 上流	-	7.4-30
Miass	1km 下流	-	22-130

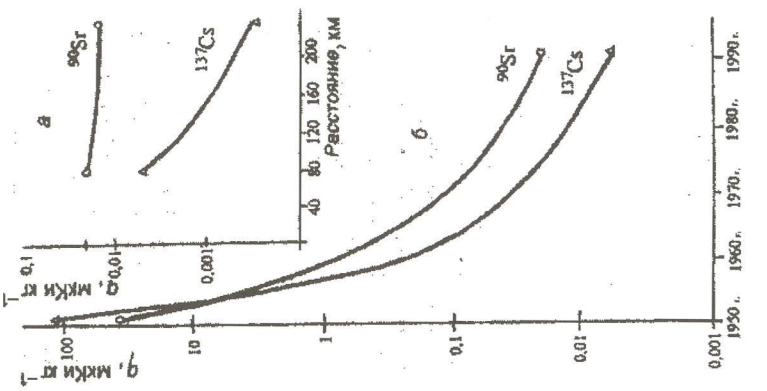


図 1.4　テチャ川の魚中の Sr90 と Cs137 放射能濃度の空間-時間依存性
(再構築データ)　(縦軸: μCi/kg=37kBq/kg)
а -放出点からの距離に対する依存性(1993 年);
б -時間依存性、Muslyumovo 村地区

90 年代の Muslyumovo 村地区の川魚中の放射性核種濃度測定によれば、Sr90 濃度は 100-500Bq/kg 生重量、Cs137 は 80-400Bq/kg、Pu は $8 \cdot 10^{-3}$Bq/kg だった。

漁業は発達していなかったが、現地産魚の摂取により住民の内部被曝が追加され、マイナスの影響は疑えない。個別の住民集団よっては、放射性核種濃度が最大で愛好家による魚取りが禁止されていなかった初期に、この寄与がかなり大きかった可能性はある。

1.4.3　環境影響

50-60 年代にとられたテチャ川への液体放射性廃棄物放出の深刻な影響を低減する措置は、汚

染した河川系と氾濫原の環境放射能を回復すると言う目的を追うものではなかった。環境放射線回復措置はその後の期間にもとられなかった。しかしながら明かに、テチャ川への放射性液体廃棄物放出低減は予防措置であり、生物圏に蓄積する放射性物質のレベルを低減した。

川と沿岸環境中における長寿命の Sr90 と Cs137 の存在により、長期にわたる深刻な環境システムの汚染と生体の長期被曝の条件ができた。

テチャ川とその氾濫原の環境影響は、全生物学的(環境学的)な土地汚染を指標としても、また自然界生物における放射線影響を指標としても評価出来る。

テチャ川沿いの衛生区域の全生物学的指標(環境システムの大きな多様性と生物的生産性を評価)は、地域の初期環境システムと違わない。但し、水と氾濫原が経済利用されなくなったという変化は別にして。それどころか、禁漁区になったため、個別種によっては動物の個体数が増え、生物学的生産性が高まった(魚、水鳥、数種の哺乳類-特にマスクラットとビーバー)。この期間中(50 年代)における、テチャ川のプランクトンと藻に対する放射線の生物学的研究についての科学的データは、何ら見つけることが出来なかった。従って残念ながら、強い放射能がテチャ川に放出された期間中、放射能汚染による現地種の魚の数の抑圧とか明確な魚の死亡という要因を示す何の文書もない。当時、この川の水棲動植物に対する放射能の影響はあったが、見出されなかったということも、全くあり得る。明らかに時の経過と共に、これらの要因は、強力な個体数再生プロセスにより補償されたのであろう。

モデル評価によれば、1950-51 年間、テチャ川上流の生物が最も強い被曝を受けた。当時、Metlino 村地区で、吸収線量率は、植物プランクトンが 0.01Gy/d、動物プランクトンが 0.08Gy/d、大植物[Macrofito]が 1Gy/d、軟体動物が 0.5Gy/d、魚が 0.3Gy/d に達した(表 1.15)。

表 1.15 テチャ川への最大放出期間(1950-51 年間)における水棲及び水辺生物の吸収線量率評価、Gy/y

生物	Metlino 村(7km)	Muslyumovo 村(78km)	Zatechenskoe 村(237km)
植物プランクトン	0.04	0.004	0.00003
動物プランクトン	0.08	0.01	0.0008
大植物[Macrofito]	1.0	0.25	0.014
軟体動物	0.5	0.08	0.007
魚	0.3	0.03	0.004

こういう高い線量では放射線生物学的な障害効果に至り得る。基本的に線量に寄与したのは、体内摂取された放射性核種で、その放射線学的意義は、環境生体グループにより様々である。つつまり、プランクトンに対し主に線量を形成する核種は Ru106、Ce144 と Pu、軟体動物に対しては Sr89、90、Ru106 と Ce144、魚と水鳥に対しては Sr89、90 と Cs137 である。放出場所からの距離が増えるほど、被曝線量は急減する。しかし河口でも天然バックグランドよりは十分に高い(10^2 から 10^4 倍)。強い放出が停止し、テチャ川上流に総合的な防護用貯水池が建造された後は、水棲生物の被曝線量は、事実上川の全長で激減した。現在のテチャ川水棲生物の被曝は 1-50mGy/y である。1950-51 年間のテチャ川水棲生物の吸収線量は、評価計算によれば、人間の 100-300 倍あった。しかし全体として確認できることとして、放射能汚染のテチャ川環境に関する影響は、全生物学的及び放射線生物学的な指標によれば、強く感じられるものではなかった。

1.4.4 社会-経済的損失

放射能汚染によりテチャ-イセチ河川系にもたらされた社会-経済的損失は、地域-先ず

Chelyabinsk と Kurgansk 行政州-にとって相当のものだった。この損失を規定する幾つかの主要要因は、住民被曝を低減する総合措置の実施中も、実施後にも現れた。

50 年代中期と 60 年代初期の期間における社会-経済的損失は、健康確保措置の実施よる直接の政府支出によるものだ。これは特に、水供給改善、「きれいな」地区への住民移住と農業事業所の移転、移住民転居地の経済と社会-生活インフラ整備、経済活動が出来なくなった土地の損失補償、テチャ川沿いの衛生区域設定と維持、沿岸区域の生活活動規制である。

その後.60 年代初から今までの期間の損失は、上記の諸要因の不完全な補償によるものに加えて、環境の放射能汚染による追加の損失である

近年現れた経済損失評価は、不完全な近似であり、文書上の根拠がある住民の被曝制限措置に係る直接費用についてのものである。例えば土地の放射能汚染又は住民の健康悪化による間接的な損失の評価は、残念ながら未だ行われていない。

公式データによれば、Chelyabinsk 州内のテチャ川沿岸地域に健康な水供給のため、1954 年 3 月までに 18 億ルーブリが費やされた。(以後特に注記がなければ、支出は文書作成当時の価格)

健康な水供給と一部及び完全移住に要した 1953-1957 年間の費用総額は政府により賄われ、217 億ルーブリである。

現在の評価によれば、テチャ川の放射能汚染による「マヤク」の全稼動期間に対する損失の合計は、健康な水の供給費を除いても、Chelyabinsk州で15億ルーブリ以下、Chelyabinsk と Kurgansk 州合計で 25 億ルーブリ以下である。全て 1991 年価格。

表 1.16　テチャ川の放射能汚染による Chelyabinsk 州の土地と住民の全損失(1991 年価格)

損失要素	損失合計、　百万ルーブリ
住民移住	295.0
汚染地域リハビリ	485.0
居住地から除外	213.0
農地から除外	82.9
住民移動増	244.2
農産物収穫補償	-
住民の健康損失	154.6
計	1475.5

表 1.17　テチャ川とイセチ川の放射能汚染による Chelyabinsk と Kurgansk 州の土地と住民の 1992 年までの全損失　(1991 年価格)

損失要素	損失合計、　百万ルーブリ
住民移住	342.2
汚染地域リハビリ	594.6
健康喪失	217.1
生産経済活動喪失	1343.4
うち　社会-経営対象から除外	174.8
農地から除外	162.2
住民移住	706.2
農産物収穫補償	300.2
計	2509.3

合計損失額の妥当な評価値は(健康な水供給費を除き)、25 億ルーブリ(1991 年価格)、10-15 億ルーブリ(1998 年前半価格)、又は 2 億 5 千万米ドルというところか。

1.5　住民の健康影響に対する主な放射線要因の評価

沿岸住民の社会-経済的状況は、50 年代中頃既に研究された。その資料から、貯水池汚染開始までの状況が想定出来る。

第一に注目を引いたのは、タタール-バシキル人とロシア人の生活様式と物質的条件の差である。上流には、タタール-バシキル人が多く、中下流では殆どがロシア人だ。戦後の最初の 10 年間、村民の経済状態は厳しかった。それでもロシア人の生活水準はタタール-バシキル人より高かった。大部分の家には家畜や家禽があり、菜園ではあらゆる野菜が栽培されていた。タタール-バシキル人の村では、より組織的な食品一式が摂取されていた。配給物の殆どは現地産の農産物だった。

その後、住民の被ばく線量負荷を形成したのは、主に、住民と川との係わりだった。50 年代中頃まで、自由に川や沿岸に行き、魚や蟹を捕り、家禽水鳥を放した。氾濫原には家畜が放牧され、干し草が刈られ、菜園が置かれ、特に貯水池岸の自留地では川水が利用された。しかし、放射性核種生体摂取の主な源は、飲用や料理に用いられる川水だった。50 年代中頃に井戸が作られるまでは、共同井戸は事実上無かった。特に 1952-53 年間に行われた研究によれば、川が汚染するまでに大多数の沿岸居住地で井戸水を使っていた住民は 1/3 未満だった。

観察対象区域は、長さ約 100km の細い帯状地で、Chelyabinsk 州、Kurgansk 州と Tyumen 州に及ぶ(図 1.5)。50 年代初め、テチャ川沿岸の村には全部で約 2 万 8 千人が住んでいた(表 1.18)。殆ど全居住地が村で、独自の生活様式があった。基本的に、居住地の住民数は 500 人を超えなかった。

図 1.5　テチャ川とイセチ川の沿岸居住地の配置

○　:移住村

イセチ川は、Kurgansk 州と Tyumen 州を貫流し、Kurgansk 州内には 65 の村があり、1949 年末に 3 万 1 千人以上が住んでいた。Chelyabinsk 州、Kurgansk 州と Tyumen 州内のテチャ川とイセチ川の沿岸には全部で 13 万人以上が住み、州直轄の 2 つの町-Shadrinsk と Yalutorovsk がある。

イセチ川沿岸の井戸の状況もほぼ同様だった。地下水が供給されていたのは住民の約 1/3 だった。強調しておこう:個人事業所における 1950-51 年間の制限のない川水利用が住民の内部被曝形成に決定的影響を及ぼした。幾つかの居住地の水利地点における川水中の混合放射性核種濃度変化を図 1.6 に示す。

川床隔離後に水中に存在する放射性核種は、殆どが上流の沼や氾濫原土壌からの洗い出しによる二次汚染である。このプロセスは緩慢で、氾濫原に保有されている放射能はかなりのものだ。1996 年、Chelyabinsk 州内の氾濫原の Cs137 保有量は 6.4±0.8TBq(172±22Ci)だった。このうち、4.7TBq (126Ci)

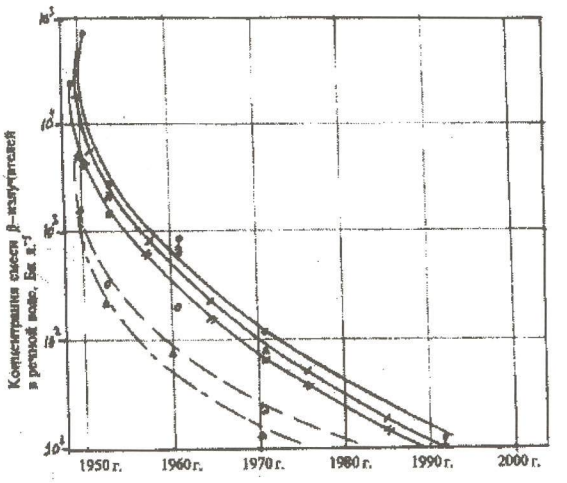


図 1.6　幾つかの居住地境界の水中の放射性核種平均β混合濃度、1950-1990 年間、Bq/ﾘｯﾄﾙ
・=Muslyumovo 村;▲=Brodkalmak 村;■=Zatechenskoe 村;○=Krasnoisetskoe 村;△=Mexopnskoe 村

が Muslyumovo 村より上流にある。Sr90 保有量は 2.2±0.3TBq(59±7Ci)、うち約 1.4TBq(37Ci) が Muslyumovo 村上流にある。従って、放射性核種は川水中に更に長年間移り続けると期待される。

川水から現地住民の体内に摂取される放射性核種の算定では、次のことが考慮された。

- 地域住民が取り込む場所での川水中の放射性核種濃度
- 各村の住民数と、飲用と料理用に川水を使っている住民の割合
- 各年齢で消費される水の量

疫学資料を以後の解析に用いる便宜上、住民は 3 つの群に分けられた(図 1.7)。

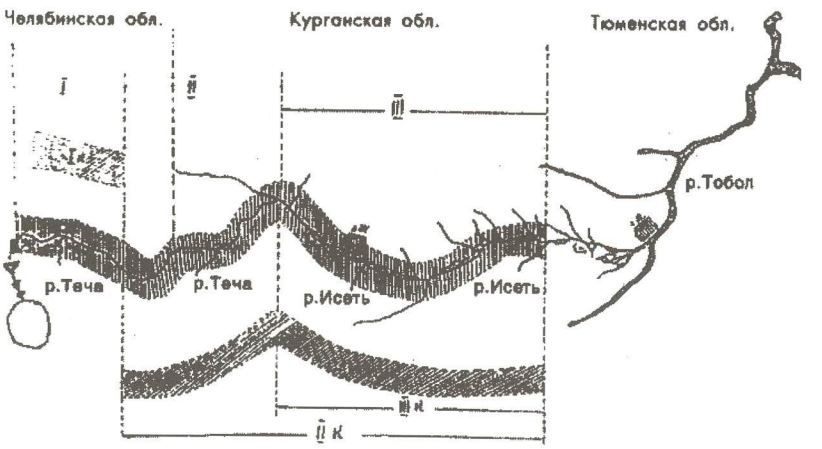


図 1.7　沿岸地区(Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ)とコントロール地区(Ⅰk、Ⅱk、Ⅲk)の配置図

Ⅰ群は、テチャ川上流の Techa-Brod 村から Kurmanovo 村までの住民である。Metlino 村は個別に扱う。移住の結果、Ⅰ群住民は Muslyumovo 村しか残っていない。Ⅱ群には、テチャ川中下流、かっての Karpino 村と Brodokalmak 村から Zatechensukoe 村-イセチ川への合流点-にある全ての居住地が含まれる。最後のⅢ群は、Kurgansk 州内のイセチ川沿岸住民である。疫学資料は、居住地に対してのみ策定され、信頼できる。

表 1.19　川水からⅠ、Ⅱ、Ⅲ群住民の体内に摂取される放射性核種混合量、Bq/d

年間	Ⅰ群	Ⅱ群	Ⅲ群
1950-1951	$1.9\cdot10^{5}$	$4.9\cdot10^{4}$	$4\cdot10^{3}$
1952-1955	$6.6\cdot10^{3}$	$2.6\cdot10^{3}$	$3\cdot10^{2}$
1956-1963	-[基本的になし]	-[基本的になし]	$6.3\cdot10^{1}$
1964-1975	-[基本的になし]	-[基本的になし]	$1.1\cdot10^{1}$

表 1.19 に、毎日、成人住民の体内に川水から摂取される混合放射性核種量を示す。川水中の放射性核種が沿岸地区に常に運ばれたため、水-生物と水-土壌の食物連鎖が形成され、これにより放射性核種が人体内に移行した。現地産の大部分の食物(野菜、ミルク、肉、魚他)は、放射性核種により汚染していた。

汚染の低い順に並べると、農業用動物の肉、ミルク、野菜、水鳥の肉、魚となる。

食品から人体への放射性核種摂取量を求めるためには、人々の食べ方、産物の種類と食事量、現地生産物の種類、搬入物と商業取引物を知る必要があった。このため、個別訪問とアンケートが行われた。食品中の平均放射能濃度と摂取量から、食事による摂取量が計算された。例として図 1.8 に、最重要核種 Sr90 の毎日の摂取量を示す。時による摂取量変化が見て取れる。Ⅰ群では 1950-1963 年間に殆ど 800 分の 1 に下がり、Ⅱ群では 1/200 になった。より低下が目覚ましいのは、混合核種摂取量で、Ⅰ群で 1/15000、Ⅱ群で 1/2500 になった。特徴として、食事からの Sr90 摂取量急減の背景には、対策の実施があった。Ⅲ群の住民には全面的な防護措置は行われず、50 年代後半はⅠ、Ⅱ群よりも悪い。

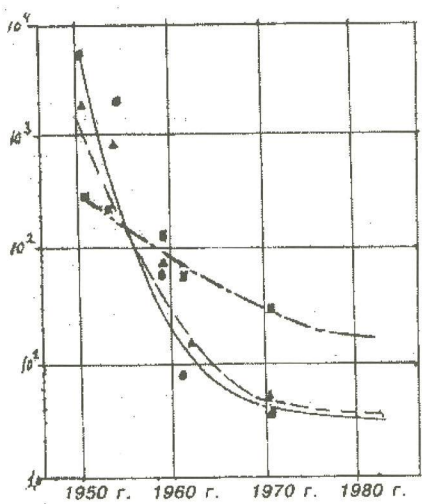


図 1.8　食事による(水+食事)Sr90 人体摂取量　Bq/d　:●=Ⅰ群住民;▲=Ⅱ群;■=Ⅲ群

現地住民にとっては、内部被曝同様、外部被曝も障害の要因になった。高レベルの外部γ線が、川氾濫原、菜園、通りと家で確認された。この要因の意義を評価するため、地上 10 と 100cm で数万の線量測定が行われた。照射線量を吸収線量と等価線量に換算するため、成人胴体高さ(地上、床上 1m)でのγ線量率が用いられた。

水辺線-水面と沿岸の境界-のγ線量率は、最も適切に川水と底堆積物の汚染度を反映していた。各居住地区の値を表 1.20 に示す。経時変化は緩慢で、変動範囲内にあった。そこで 6 年間(1953-1958 年間)の平均値を示した。

水辺線のγ線量は放出場所から遠ざかると急減した。テチャ川だけでも 1/200 未満に下がり、ウスチ川河口では 1/3300 と天然バックグランド・レベルになった。通常、水辺線から遠ざかると、ガンマ線強度も下がった。これが最も目覚しいのはテチャ川上流であった。これは、表 1.21 に示す通りである。しかし、低減の程度は同一ではなく、岸の形態による。中でも特に、春の増水期に岸辺が洗われない場所では、線量は急減する。放射性核種を様々に吸着した土壌構造も影響した。一般的傾向として、ほぼ何処でも岸から遠ざかると下がった。例外は、下流の沼地区で、放出場所から遠ざかるほど、低下率は下がった。

表 1.20　テチャ川とイセチ川の水辺線のγ線量率、6 年間(1953-1958 年間)の平均値

川	居住地　[村]	線量率、　mR/h
テチャ川	Metlino	33.5±23.4
	Techa Brod – Staroe[旧] Asanovo	24.3±11.2
	Novoe[新] Asanovo	7.0±1.5
	Muslyumovo – Kurmanovo	1.6±0.9
	Karpino – Cherepanovo	0.6±0.2
	Russkaya Techa – Bugaevo	0.12±0.04
	Biserovo – Satechenskaya	0.16±0.03
イセチ川	Krasnoisetskoe – Hadrinsk 市	0.02±0.01
	Maslyanskoe – Turushovo	=<0.01
	Yctye – Iceti[イセチ河口]	=<0.01

表 1.21 ガンマ線平均値の水辺線からの距離による変化、
Techa-Brod 村-Staroe Asanovo 村部分と Muslyumovo 村-Kurmanovo 村部分(1953-1958)

水辺線からの距離、m	Techa-Brod 村-Staroe Asanovo 村		Muslyumovo 村-Kurmanovo 村	
	線量率、mR/h	低下倍率*	線量率、mR/h	低下倍率*
0-10	10.4±2.2	1	0.94±0.40	1
10-50	5.4±1.4	2	0.22±0.07	4
50-100	2.2±0.7	5	0.10±0.03	7
100-200	0.9±1.3	12	0.03±0.01	31
200-300	0.2±0.04	52	0.02±0.01	47
300-400	0.07±0.01	149	<0.01	94
400-500	0.03±0.01	347	<0.01	>100
* 低下倍率は水辺線から 0-10m の距離における線量率に対する倍率				

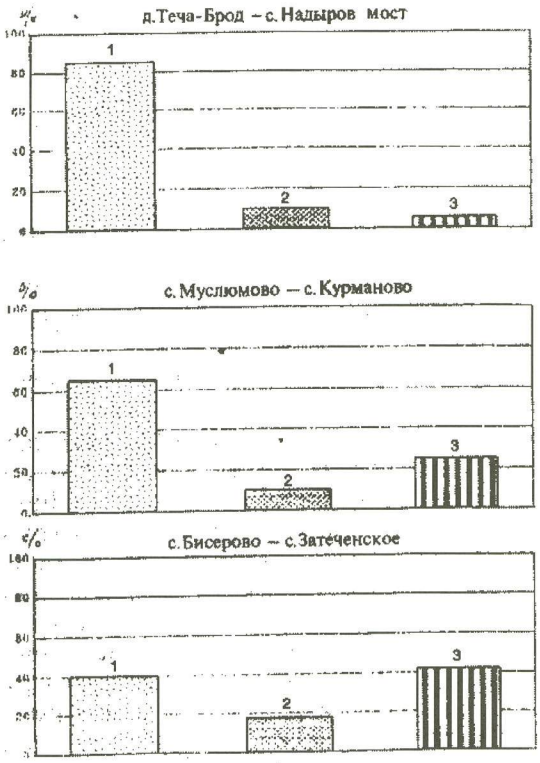
テチャ川沿岸居住地の大部分の通りでは、これらの年のガンマ線量率は 0.01-0.04mR/h だった。

家庭菜園の線量と水辺線線量の関係は、これほど明確でなかった。ここではγ線量率変動の方が大きかった。居住地の土地汚染の程度は、人々の経済活動に関連する多くの要因や自然要因によって規定された。増水により土地が定期的に水浸しになり、菜園を川水で灌漑し、汚染した糞を畑に撒き、車の車輪や人々と動物の足による放射性核種の輸送、最後に風による放射性アエロゾルの輸送-これらにより、汚染地域に「染み」が出来、γ線レベルはモザイク状になる。

最もγ線量率が低かったのは、例えば Muslyumovo 村の住宅で、50-60 年代でも 0.02mR/h 未満だった。Brodkalmak とその下流の居住地では、住宅内のγ線量率は、天然バックグランドと殆ど差が無かった。

テチャ川氾濫原の高いγ線レベルは、現在でも続いている。1988 年の測定データによれば、居住地に隣接する氾濫原の外部線量率は:Muslyumovo 村で 0.06mr/h、Nijnepetropavlovskoe 村で 0.14 mr/h、Lobanovo 村で 0.06 mr/h、Biserovo 村で 0.03 mr/h、Pershinskoe 村で 0.03mr/h。しかしこれらの居住地における外部γ線量率は、天然バックグランドを超えていなかった。

研究が始まった時には、個別の線量測定体制は不可能だった。そこで吸収線量は、外部γ線量率から計算により求められた。現地と住宅中の線量を等価線量に換算するためには、現地住民の日課と、各沿岸地区に居る時間の研究が必要だった。このため 2 つのアプローチが用いられた。先ず、住民に特別に策定されたアンケート調査をし、様々な目的のために貯水池と沿岸地を使う頻度が求められた。週当たり、季節当たり、年当たり何回、川で洗濯し、魚を捕り、泳ぐかが求められた。干草刈り他の農業作業のため、氾濫原に何日居るか、考慮された。家や汚染地域外に居る時間が求められた。



[上から Techa-Brod 村-Naduyrov Most 村; Muslyumovo 村-Kurmanovo 村; Biserovo 村-Zzatechenskoe 村]

図 1.9 岸辺、居住地区と住居に居ることによる外部γ線量への寄与(1952-1955 年間)
1-岸辺; 2-居住地区; 3-住居

第二に、アンケートデータを検証するため、同時に個別の作業区分に対し抜き取りで時間測定が行われ、洗濯や魚取り等の時間が求められた。ここでは、人々は幾つかの年齢と社会グループに分けられた。最も長時間、家と居住地に居たのは 60-70 歳の人と、小さい子供であることが確認された。岸辺に長く居たのは、中及び高年齢の子供で、特に夏には他の年齢層よりも長時間いた。居住地境界外に誰よりも長く居たのは働く人々だった。総括として、岸辺、居住地と住居に居ることによる外部γ線量への寄与が評価された(1952-1955 年間)。この例を図 1.9 に示す。

図 1.10 に、放出場所から遠ざかるにつれて、累積外部γ線量の平均値がどう変化するか示す。外部γ線量の十分な評価は困難であるのに加え、内部被曝の算定にも大きな問題がある。所有する全ての資料、全ての計算手段と物理モデルを用い、各年齢グループと決定臓器に対する線量が求められると想定された。この解析には、長期にわたって蓄積された病理解剖試料(主に骨)、抜

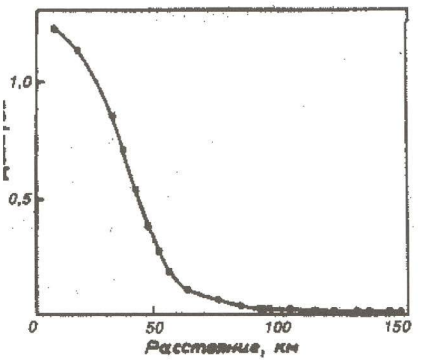


図 1.10 テチャ川流下距離に対する累積外部線量の変化(縦軸:線量 Sv; 横軸:距離 km)

かれた歯の中の Sr90 濃度測定値、RUS-4 と RUS-5 を用いた生きた歯表面のβ線測定研究結果も入っている。子供と成人の Sr90 濃度を測定する際に広く用いられた計算法は、分配係数、蓄積係数、Sr90 蓄積の指数及びステップ・モデル。用いられた手段の殆どは、生体中の Sr90 含有量とそれによる線量を求めるためのものだ。他の放射性核種からの線量は、その食物からの摂取量と生体からの排出速度から求められた。胃腸系各部と泌尿器に対する線量を求める際には、これらの臓器の柔組織内に蓄積されている放射性核種だけでなく、これらの中を通る核種による被曝も考慮された。放射線感受性が高い組織や器官として、骨表面、骨髄、頭脳表層(ひだと軟組織)、胃腸系(胃、小と大腸)、膀胱、腎臓、生殖腺が検討された。

最も代表的なのは、骨と骨髄の線量測定データである。骨表面と骨髄が、被曝線量効果の対比のベンチマークとして用いられた。疫学的資料提示形態を用い、以後の表に、住民集団と居住地に対し、平均被曝線量を示す。

知られているように、観察集団(cohort)中の個々の線量は、大きく変動する。この証明が、健康人と死者の歯と骨内の Sr90 含有量の分散である。最も完全な資料を得たのは、昔の生物物理研究所第 4 支部(現.ウラル放射線医学理論-実践センター;Chelyabinsk)だった。人体放射能測定器[訳注:ホールボディーカウンター:WBC]を用い、多数のテチャ川沿岸住民の体内 Sr90 含有量が測定された。これらの測定により、被曝集団の体内 Sr90 含有量分布が示され、以前に同研究所で得られていた対数正規分布が確認された。これらの資料を用い行われた評価によれば、大部分のテチャ川沿岸住民の実効線量は 200mSv 未満で、500mSv を超えたのは 12%、1000mSv を超えたのは 8%だった。個別例では、実効線量は 3000-4000mSv に達した。初期の間、川の汚染が最も影響したのは、若年の住民集団であることが示され、その後、Sr90 による最大線量負荷は 1950-51 年間に青年期だった者と判明した。青年期は最も骨格が発達する時期で、骨に向かう核種(Sr90)が多く取り込まれ易い(図 1.11)。勿論、この状況は別の器官には拡大適用できない。期待される通り、子供の放射線感受性が最も高い。これについては確定論的影響の記述時に述べる。

論文によると、80 年代末までに、内部被曝線量の累積は事実上完了した。何故なら、被曝開始後最初の 25 年間の被曝線量に対する追加量は 2-3%を超えないからである。蓄積線量に対するデータを表 1.22 に示す。

図 1.12 に、生殖腺(外部と内部)、骨髄と大腸下部の合計線量の年次変化を示す。これは国立研究センタ-生物物理研究所で計算された。グラフから明らかなように、線量が形成されたのは主

に最初の数年、特に 1950-51 年間である。防護措置実施のおかげで、その後、放射性核種摂取は削減され、線量負荷も下がった。疫学的資料を述べる際には、放射線リスクの特性は、様々な年齢の個人別線量データとして示される。

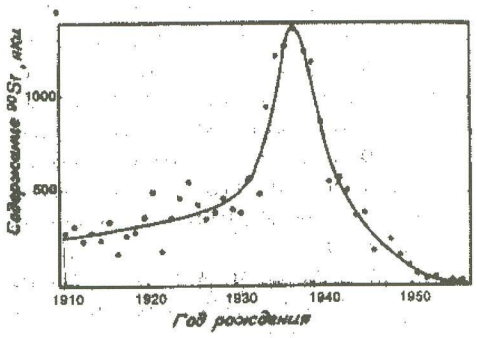


図 1.11 Muslyumovo 住民の体内 Sr90 含有量の年齢分布(縦軸:Sr90 含有量 nCi; 横軸:誕生年)

表 1.22 テチャ川沿岸の幾つかの居住地内住民の平均蓄積被曝線量

居住地 [全て村]	等価線量、cSv				実効線量 cSv
	骨髄	骨表面	大腸壁	その他の器官・組織	
Metlino*	164	226	140	127	140
Techa-Brod*	127	148	119	115	119
Asanovo*	127	190	104	90	100
Naduyrovo*	95	180	62	44	56
Muslyumovo	61	143	29	12	24
Brodkalmak	14	31	7	3.3	5.8
Russkaya Techa	22	53	10	3.7	8.2
Nijnepetropavrovskoe	28	68	13	4.3	10.0
Shutixa	8	18	2.6	2.2	3.6
Zatechenskoe	17	40	8.4	3.2	6.6
*移住民					

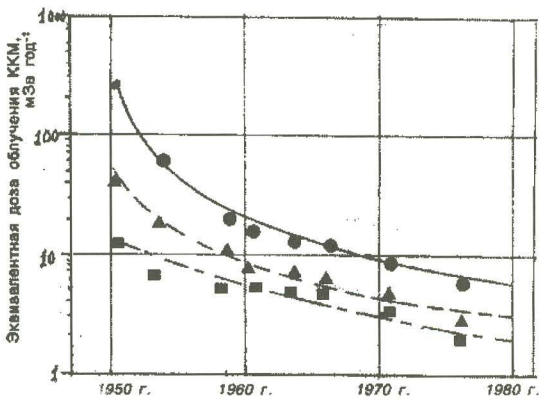


図 1.12 赤色骨髄に対する外部+内部被曝合計線量の年変化、mSv/y
●= I 群住民(Muslyumovo 村); ▲= II 群住民(Brodkalmak 村-Zatechenskoe 村);
■=III群住民(Krasnoisetskoe 村-Mexonskoe 村)
注:III群住民の 70 年代中期における骨髄蓄積線量は 130mSv に達した。

1.6 臨床-疫学的及び疫学-人口論的な住民の健康評価

テチャ川沿岸住民の医学観察は 1952 年夏始まった。この時、初めてモスクワからこの地区に

専門家から成る総合検診部隊が派遣され、テチャ川沿岸の放射線状態が評価され、住民の医学的な検診が行われた。衛生部門の指揮者は A.N.Marey 教授、医学部門は N.A.Kurshakov 教授と I.S. Glazunov 教授だった。この時以来主に 7-8 月に、地域の医学-衛生検診が毎年定期的に派遣部隊により行われた。当初、医療検診はテチャ川沿岸住民が対象だったが、後でイセチ川沿岸でも行われた。50 年代中期に被曝住民を常時観察するため 2 つの専門疾病予防所が設けられた。第 1 は Chelyabinsk に、第 2 は Kurgansk 州 Shadrinsk 市に。この時以来、疾病予防と医療業務は、生物物理研究所、疾病予防所に、生物物理研究所第 1 支部第 71 医学衛生部(Ozersk 市-「マヤク」)が参加し行われた。1962 年、第 1 疾病予防所とレニングラード放射線衛生研究所第 1 支部をベースに、Chelyabinsk 市に生物物理研究所第 4 支部-現在のウラル放射線医学理論・実践センタ-が編成された。検診と医療支援が、専門医部隊の派遣時だけでなく、常置の第 4 支部でも行われた。

このように、テチャ川沿岸住民の健康診断と治療の結果についての全ての情報は、殆どが 2 つの組織-国立研究センター生物物理学研究所とウラル放射線医学理論・実践センターにある。イセチ川地区には、生物物理学研究所があたった。国立研究センター生物物理研究所による両川の衛生学的及び疫学-人口学的調査は、M.M.Saurov 教授が参加し、指導した。

モスクワから専門家総合医学検診部隊が来るまで、地元住民はほぼ 3 年間何の制限も無く汚染貯水池と接触していた。これはテチャ川への放射性廃棄物放出が続き、放射線状況が最悪だった期間にあたる。既に最初の医学検診の結果が、放射線作用地域にする住民の変化と病理学的効果を示した。放射線状況の評価を考慮すれば、明らかに、観察された人々の健康の異常は放射線作用の現れだった。

50 年代末から医学検診に加えて、医学-人口学的資料が加わった。これは、出生率、有病率、死亡率、身体発育等、住民の健康状態を全体として反映する全ての指標を含んでいた。当時の放射線生物学の文献から、被曝影響の最大の脅威は悪性腫瘍(がん)であることが知られていた。そこで、住民の死亡率全体を構成する他の全ての指標と共に、悪性新生物による死亡率が精力的に分析された。

1.6.1　住民の健康の臨床-疫学的評価

テチャ川沿岸における最も深刻な放射線障害の発現は、慢性放射線病だった。50 年代を通じて生物物理研究所専門家部隊により行われた医学検診で、沿岸住民 940 人が慢性放射線病と診断された。数は、テチャ川上流(Metlino 村から Muslyumovo 村と Kurmanovo 村まで: I 群住民)で被検者全体の 20%、中下流(Karpino 村から Zatechenskoe 村まで: II 群住民)の約 11%だった。住民全体に対する慢性放射線病の頻度を評価するため、換算したところ、約 2.3%だった。まさにこの被曝住民検診結果により、新病名「慢性放射線病」が記述された。

慢性放射線病の全体徴候は明瞭ではなかった。その診断は、住民の間にブルセラ病他が広く蔓延し、それを背景に慢性放射線病の臨床像が明確でなくなっており、困難だった。この状況から様々な考えと評価が生まれた。後で、慢性放射線病の診断は専門家により繰り返され、大部分が撤回された。確定したのは 66 人だった。

評価に変更はあったが、テチャ川沿岸住民の一部に慢性放射線病が進展していると言う事実に異議はない。ロシアの一地域、テチャ川沿岸で、今や遠い昔に発生した放射線事象により、住民の間に職業被曝とは無関係の慢性放射線病が進展していた。

慢性放射線病患者を観察したところ、平均経過の長さは7年ちょっとだった。健康回復に要する期間は、骨髄被曝線量に比例していた。現時点では、慢性放射線病の臨床徴候を呈する患者は一人も居ない。晩発性被曝影響について判断するため、慢性放射線病に罹った人の死亡例は全て分析された。その結果、統計的に信頼できる悪性新生物-特に白血病-による死亡率増加が確認された。普通、ガンは 65 歳以上の人に進展した。最も明瞭に診断された症例により、慢性放射線病の臨床像が定められた。

66 の慢性放射線病症例の臨床像分析によれば、疑問の余地無く、骨髄の年平均吸収線量が約 1Gy になると、器官と系統に変化が現れ、最も線量が高い年々には変化もより明瞭だった。この時、造血が抑制され、白血球-圧倒的に好中球-が減り、中程度の貧血と血小板減少症になる。半数の人には、神経-血管調整異常が記録された。低血圧型の神経-血管失調である。被検者の 1/3 には、神経系の組織障害の徴候(殆どは、運動-反射の異常)が確認された。時が過ぎ線量率が下がると共に、造血の再生が見られた。造血の回復の方が、神経系の正常化より速かった。長期間を要したが、患者の健康は回復した。

放射線被曝影響の大部分は、慢性放射線病にはならず、-最も頻繁には血液学的な-個別徴候として現れる。最初の期間、被曝住民には感染抵抗性低下とアレルギー異常の徴候が見られた。神経系には、脳神経、運動と反射面の機能変化が見られた。

1.6.2　住民死亡率のレベルと構成

住民死亡率の分析は普通、全ての病因を含む全死亡率の観察から始まる。被曝住民では、この係数は各グループ中の死因、特に病因形態を、あまり反映していない。被曝した人々の全死亡率の数少ない研究によると、全死亡率の変化傾向は比較コントロール集団と似ていた(図 1.13 の「Ⅰ+Ⅱ」と「Ⅰk+Ⅱk」)。

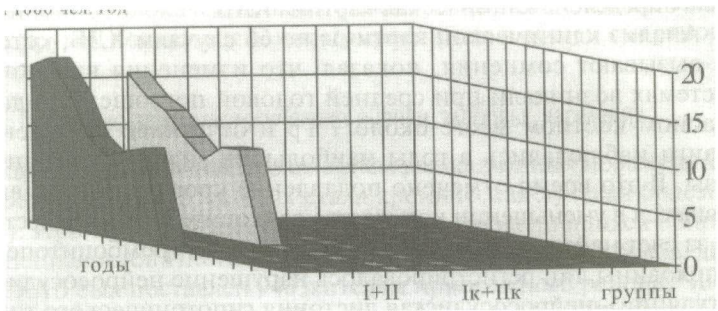


図 1.13 被曝群とコントロール群住民の全死亡率の変化(1000 人当り毎年の死亡数)

図 1.13 説明表　被曝及びコントロール住民集団の全死亡率変化

観察年	被曝集団		コントロール集団		相対リスク	有意度水準
	事例数	1000 人年当り	事例数	1000 人年当り		
1-5:コントロール期間	1485	16.2±0.4	2115	15.4±0.3	1.05	0.11
1-2:被曝開始後	652	17.5±0.7	746	13.2±0.5	1.33	<0.01
3-6	1096	14.3±0.4	1417	12.1±0.3	1.18	<0.01
7-10	840	10.1±0.4	1306	9.8±0.3	1.03	0.55
11-13	484	8.4±0.4	802	7.9±0.3	1.06	0.32
14-16	917	9.3±0.3	971	9.4±0.3	0.99	0.80
17-19	966	9.8±0.3	982	9.6±0.3	1.02	0.85

ここでは、いずれの集団の場合にも、死因の考え方として「外傷と中毒」という種類の死因に含まれ、被曝による差違があっても平均化され得る。

先に述べたように、生物物理学研究所により行われた研究中では各被曝群に対する比較分析の際に、同一行政地区の中で汚染区域の外にある居住地の住民集団が選ばれた。こうして、民族、と年齢-性構成、生活と食事の条件、そして経済状態が同等の被曝及びコントロール群が得られた。Ⅰ、Ⅱと Ⅲ被曝群に対し、3 つのコントロール群が編成された(図 1.7)。

第 1 コントロール群(Ⅰk)は、Ⅰ群被曝群と同じ行政地区の住民だが、テチャ川から離れた村に住む。集団人口は 1950 年で 3200 人、民族は殆どタタールとバシキルだった。

第 2 コントロール群(Ⅱk)も同じで、1950 年現在の人口は 2 万 5 千人、民族は殆どロシアだった。

第 3 コントロール群(Ⅲk)は、イセチ川から離れた村に住むが、同じ Kurgansk 州に住んでいた。1950 年現在の人口は 2 万 1 千人、民族は殆どロシアだった。

得られたデータを解析し、被曝の影響が進展する規則性を解明する便宜上、以後の図表では、暦年ではなく、被曝開始からの年で表示する。起点となる年は 1950 年である。定量的評価のため、川が汚染する前の 5 年間(1945-1949 年)をコントロール期間とした。

計算は、一般的な方法論に従い、厳密及び広範な係数が用いられた。資料が限られていることを考慮し、各群だけでなく、結合群(Ⅰ+Ⅱ、Ⅰk+Ⅱk)に対しても、何回もデータ比較を行った。群の結合に当たっては、様々な期間長さの暦年データも一括化した。

図 1.13 を分析すれば判るように、被曝当初の 6 年間は、Ⅰ+Ⅱ群住民の死亡率が若干増加している。これが最も良く一覧できるのは、相対リスク(両群の死亡率の比)評価である。被曝 1-2 年目-つまり線量率最大の期間-のこの比は、1.33、3-6 年目は 1.18 だった。コントロール期間における差違(相対リスク 1.05)を考慮すると、最初の 2 期間、Ⅰ+Ⅱ群の死亡率はコントロール群より 28%と 13%高い。その後、この指標による全死亡率を厳密に換算し、過剰死亡率が得られた。

テチャ川沿岸住民の過剰死亡率は、他の研究でも見つかっている。Chelyabinsk 州のテチャ川沿岸の村で 1950-1982 年間に記録された死亡(5259 件)と Kurgansk 州被曝住民の 1954-1982 年間の死亡(3079 件)を纏めた死亡率は 12.18、コントロール群は 11.94。線量割当てを行い著者らは線量依存性を得て、相対リスク変化を評価するのに成功した。実効線量が 0.07 から 1.4Sv の範囲で、相対リスクはほぼ 25%増えた。

被曝開始後 1-6 年間のⅠ+Ⅱ群の全死亡率増加は、群Ⅰ とⅡを分けると、有意なのはⅠ群だけである。この間の過剰死亡率はⅠ群で 5.1/1000 人・年、Ⅱ群で 0.9/1000 人・年となった。この全死亡率増加は、非標準化係数だけでなく、標準化後でも同様である。次の分析が示すように、過剰死亡率は男女均等に見られ、年齢別では、若い子供と老人が被曝に対し強く反応していた。

全死亡率の構成要素中、造血器官の病気が卓越していた。電離放射線が人間の心臓-血管系に影響するとう提示は、主に、様々な病気の治療のため被曝した患者や、放射線病患者の観察結果から得られた。放射線病患者を追跡すると、心臓-血管系に機能だけでなく器官の変化が見られ、幾つかの場合には、時が来ていない早死に至った。

造血器病による過剰死亡率は、テチャ川沿岸住民に、主に被曝開始後最初の 2 年間見られた。それは、線量率が下がるにつれて減少し、7 年目には被曝Ⅰ+Ⅱ群住民の死亡率は事実上コントロールグループと差が無くなった。

それでもテチャ川沿岸住民の医学検診では、被曝群にコントロール群より頻繁に心臓型自律神経失調が見られた。この発現は、不整脈、血圧不整、低血圧、心臓拡張、心音低下、心電図変化の形を取る。特徴として、研究によると心臓-血管病による過剰死亡率は、最高年齢群(60 歳以上)でのみ現れ、この年代で 7.1 件/1000 人・年である。

このように、住民に対する追加環境因子の作用-テチャ川沿岸の場合、電離性放射線-は、老齢者-元々心臓血管病患者が多い-の心臓-血管系の状態に現れている。心不全、心虚血、動脈硬化と心臓硬化、心臓-血管機能変化、状況深刻化が見られ、個別例では時ならぬ死に至り得る。

個々の心臓と血管の病気による死亡率を分析すれば、多くの事が解明されるかもしれない。しかし、この部分の情報は、多くが不確定で最も弱い。現存する登録を用いた死亡の厳格な勘定によれば、全死亡率と年齢-性別の係数は、比較的誤差が小さかった。しかし、具体的な死因を記録する時には、医学診断の質による部分が莫大で、それは過去においては、奥地の村では尚のこと、不十分だった。明らかになったところでは、心筋梗塞(過剰死亡全体の 10%)と合併症-同時に動脈-心臓硬化と心臓-血管不全が登録されている-による過剰死亡率は、千人当り毎年それぞれ 0.1 と 1.02 だった。

電離性放射線の生体への影響の主な特徴に、免疫防衛能力の抑圧と感染に対する抵抗の低下、つまり感染症と生体自己細菌病の急性化がある。これにより、広島と長崎の被曝住民における葮状菌赤痢の流行、肺炎、歯肉炎、咽喉病、扁桃腺病、マーシャル群島被曝住民における上部呼吸系カタル蔓延、そして放射線病患者における様々な感染合併症の発生が説明される。

テチャ川沿岸住民の医学検診では、最初にネガティブな変化の一つが免疫学者によって見つけられた。長期に渡りテチャ川沿岸住民の免疫状態は、O.G.Alekseev、 T.D.Kuzuymin、M.M.Kosenko、A.V.Akleev 他の国立センター生物物理学研究所とウラル放射線医学理論・実践センターの同僚により検査された。これらの検査結果は、A.V.Akleev と M.M.Kosenko により分析された。免疫の最も目覚しい変化は、被曝後最初の年々-1952-1956 年間-に見られている。被曝した人々には、感染症への抵抗力低下と生体のアレルギー化の徴候が見られた。変化の発現は、線量に依存した。線量が増えると免疫変化人数が増えるだけでなく、変化がより深刻になった。免疫指標の大きな抑圧(皮膚と粘膜の抗菌性抑圧、好中球の細胞食活性低下、ワクチン接種後の抗体生産能力抑圧、リゾチーム濃度低下)が、平均累積骨髄線量 850mSv(350-1450mSv)で見られた。線量が増え慢性放射線病が進むと、これらの変化がより明確になった。何よりも免疫抑圧は熟年と老年に見られた。30 歳を超える人は平均骨髄等価線量 850mSv で、細胞食反応抑圧が 54%に見られたが、より若い場合は 17%だった。この論文の著者達の考えによれば、放射線の作用下で進展する早期の免疫の変化は、放射線に対する生体の一次反応として観察され得る。

その後の観察によれば、免疫の変化は十分長く維持される。最初に平均累積骨髄線量 1220mSv を受けた後(25-150mSv/y まで線量率が下がった状態で)5-6 年後、いや 10-15 年後でも、皮膚自己細菌免疫テストによれば、その発現度は大きく下がったとはいえ、未だ何らかの変化は残っていた。20 年後になって、本来の抵抗性が基本的に回復し、35-40 年後になると被曝した人々でも免疫状態の特殊性は何ら見つからない。

最初の免疫検査の結果により、感染症による死亡率の分析の妥当性が認識された。それには感染症の急性伝染だけでなく自己細菌症により引き起こされる幾つかの感染も含まれる。また肺炎、アンギーナ、幾つかの形態の敗血症も含まれる。

一連の感染症死亡率の分析は、程度は様々だが、被曝群Ⅰ+Ⅱとコントロール群に対し特徴的な幾つかの一般的傾向を示した。その要点として、時と共にこの群の死亡率が大きく下がった。これはあらゆる部位で現れ、比較住民群が典型である。コントロール期間 1945-1949 年中の感染症死亡率は 6.6 件/1000 人・年だったのに、11-12 年目(60-70 年代)には既に 1.1-1.6 件になった。過剰死亡率はⅠ群住民にのみ現れた。それは被曝開始後の最初の 13 年間観察が続けられ、観察死亡率の 30-45%に相当した。

従って、感染症による過剰死亡率は、最大線量率の年々だけでなく、それに続く移住が始まり、人々の心理的負荷が増え、衛生及び防疫状況が不安定だった期間にも発生した。このため、過剰死亡率は被曝開始後 1-2 年目とそれに続く 9-10 年間、線量負荷減少のテンポの後を追わなかった。この期間を通じて、住民検診時には本来の免疫指標からの変移が見られた。例えば血の食細胞反応抑圧は、12 年間見られた。

外因性と内因性の感染は、過剰死亡率にほぼ同等の寄与をした(53%と 47%)。感染症の急性伝染病の寄与は、結核が 0.8 件/1000 人・年ないし感染症による全過剰死亡率の 26%、はしかと感冒は 0.3 例ないし 10%、しょう紅熱、ジフテリアは 0.45 件ないし 15%、肺炎は 1.3 件ないし 44%だった。

特に興味が持たれたのは、子供の死亡率の研究だった。ここで子供とは 14 歳までを言う。子供の死亡率では、普通、満 1 歳までの死を分ける。何故なら、1 歳までの子供の死亡率が、しばしば子供の死亡率レベル全体を決定するからである。それはかなりの程度、より高年齢の子供の死亡率よりも、生活条件の変化とか各種要因に影響される。実験放射線生物学で知られているように、電離性放射線が母性と妊娠期間中の胎児に作用すると、胚形成異常に至るだけでなく、子宮内死亡率が高まり、生まれてくる子孫の生存能力にも影響する。

実験研究結果は、被曝した人々の臨床-疫学観察により確認された。そういう影響が、広島と長崎の妊娠結果研究や、またあるグループによる放射線バックグランドが高い場所の住民観察によって確認された。後の場合、最大γ線量率は通常の 100 倍あった。ここでは満 1 歳までの小児死亡率は、コントロール住民の殆ど 1.5 倍であった。より高年齢の子供では、死亡率の上昇は見られなかった。

満 1 歳までの小児のテチャ川沿岸住民(Ⅰ+Ⅱ群)の死亡率変化を見ると、時と共に大きく下がっている。ⅠとⅡ群を分離すると、死亡率変化に異なる傾向が現れた(図 1.14)。

Ⅰ群では、死亡率ピークは被曝開始後 1-2 年目に現れ、その後低下した。過剰死亡率は 11-13 年間見られた。Ⅱ群では死亡率上昇は無かったが、コントロール群に比べ低下のテンポは遅かった。このため、被曝開始の 1-2 年後に過剰死亡率が現れている。それはコントロール期間における差を勘案すると誕生 1000 当り 31.6 件の死亡となった。

より明確な過剰死亡率効果が最も被曝した集団に見られ、時と共に線量率が下がるにつれて効果も下がっていることは、過剰死亡率と被曝との関連を証明している。もし、過剰死亡率を年間或いは蓄積線量と相関させれば、明らかに、子供に病理学的変化が進展し、過剰死亡率の形で実現され、主な要因は線量率である。ここで、年間線量の低下より過剰死亡率減少のテンポが遅れることは、効果の進展に対し、胎児の直接被曝だけでなく母体からの間接的影響もあることをも物語っていると想定されよう。

1 歳未満の子供の死亡率を構成する第 1 は肺炎(29-32%)で、次に生まれつきの虚弱と新生児の

病気(29%)、消化吸収異常 (25-26%)、感染症(10-14%)、先天性発達異常と奇形(2.4-3.1%)の順になる。1000 誕生当りの過剰死亡率は、肺炎(8.6 件)、生まれつき虚弱(8.8 件)、先天性発達奇形(1.7 件)、感染病(0.8 件)である。

若年齢の子供の死亡率は、被曝住民の子孫の健康状態の 1 つの指標でしかない。これは住民の

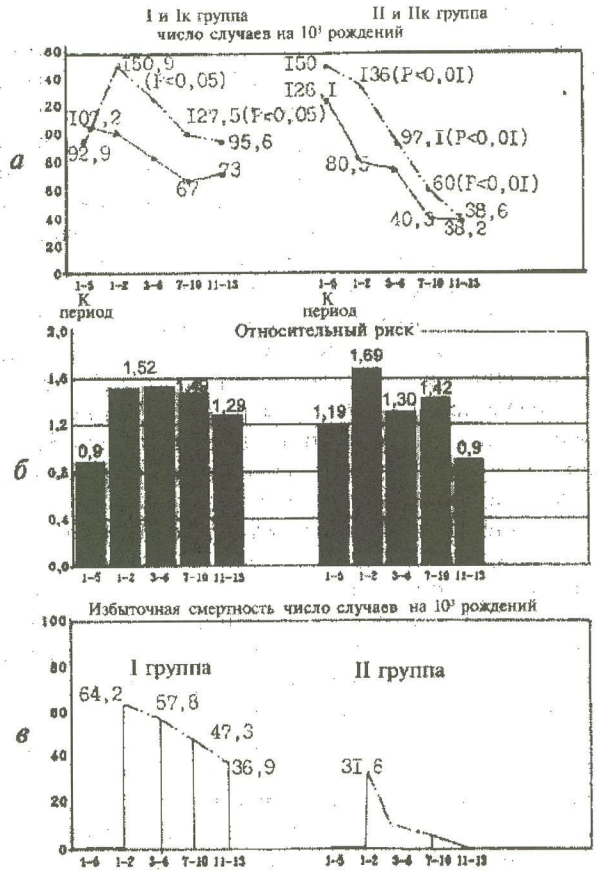


図 1.14　Ⅰ、Ⅱ群被爆住民に対する満 1 歳までの子供の定量的死亡率評価パラメータ
1000 誕生当たりの数;　観察年: 1-5=コントロール群; 1-13=被曝期間.
а=死亡率;　б=相対リスク;　в=過剰死亡率

生殖機能、特に出生率と関連がある。例えば、出生率が高くなるほど、若年齢の子供の死亡率も高くなることが、昔確認されている。男女が被曝すると不妊に成る可能性があり、生殖機能が低下し、出生率に反映され得る。しかし、常時又は一時不妊は生殖腺に対し 2000-6000mSv といった高線量で発生する。テチャ川住民にこれが起こるとは考え難い。これは沿岸住民の出生率研究で確認された。つまり、タタール-バシキル人(Ⅰ群)の出生率はロシア人(Ⅱ群)より高かった。被曝住民の間に出生率が下がる何の徴候も見出すことは出来なかった。子供の居ない夫婦の割合は被曝してもしなくも同等で、それぞれ 4.1%と 3.4%だった。被曝した女性に月経の周期と期間と、更年期障害の経過と頻度に変化は見られなかった。しかし、被曝女性は、妊娠中毒、弱い胎動、未熟児誕生の頻度が若干高かった。

満 1 歳以上の子供の死亡率研究は集団(cohort)毎に行われた。暦年という断面で行うと誤差が

出て来る。何故ならこうすると、1 つの集団に様々な線量と被曝年齢の子供が入るから。従って、誕生時期による居住期間を用いて解析するのが妥当と認識された。

居住期間分析が、統合 I +II 群に対し行われた。I と II に群を分けるとデータが足りなくなった。4-5 歳を超えると、死亡例は 1 つ位になるから。居住期間分析では、順次各年齢と居住期間に対する人数を求め、被曝群とコントロール権を比較する。ここで「過剰死亡率」の発現数は、より扱いやすい「不足生存率」の発現数という考え方により置き換えられる。不足生存率とは、被曝の結果ある年齢に達することが出来なかった子供の数(各カテゴリーに対し誕生 1000 当り)である。1945-1947、1948-1949 と 1950-1951 年間に誕生した 3 つの子供のカテゴリーが取り上げられた。その中には 1950-1951 年間に 0-1、1-2、3-5 歳だった子供が居た。12-15 歳まで生存率が追跡された。不足生存率は 7-8 歳に確認された。より高年齢の子供には被曝結果としての死亡率上昇は見られなかった。各集団(cohort)における不足生存率の差は、下に示すデータで判断できよう(図 1.15)。集団 1-3 の不足生存率の間には有意差があることが、この図から判る。これは 2 つの主要因から説明される:一方では第 1 から第 3 集団に移るにつれて、線量が大幅に下がる;他方、最大線量率期間における年齢が効いた。明らかに、年齢が進む程(ある年齢限界まで)放射線作用に対する生体の抵抗性が増える。

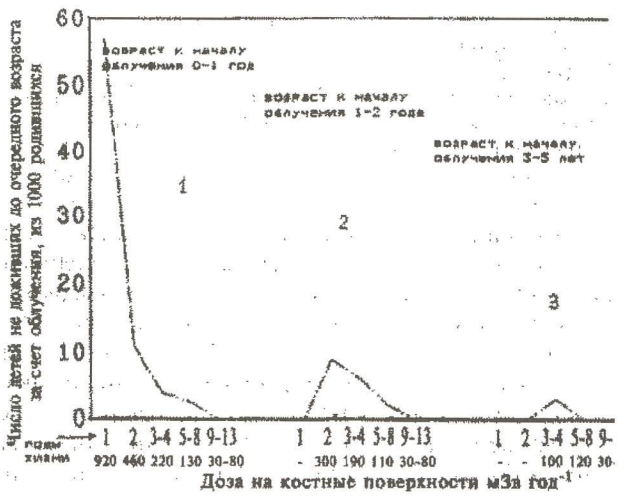


図 1.15 I +II 群被曝住民中の様々な年齢の子供集団(cohort)における不足生存率
縦軸:被曝のため該当年齢まで生存できなかった子供数、誕生 1000 当り
横軸:上段=年齢 / 下段=骨表面線量 mSv/y
1 = 1945-47 年間に誕生、被曝開始時年齢年齢 0-1 歳;
2 = 1948-49 年間に誕生、被曝開始時年齢 1-2 歳;
3 = 1950-51 に誕生、被曝開始時年齢 3-5 歳、

テチャ川沿岸における放射線障害の臨床発現、全体と子供の死亡率分析の結果、影響発現と線量との定量的関係が定められた。

知られているように、あらゆる放射線影響は決定論的影響と確率論的影響の 2 つに分けられる。確率論的影響は、器官機能異常の形で現れ、人々の臨床検査時に見つかる。その深刻度は線量に依存し、それ未満では発現しない敷居値が存在するに違いないと想定されている。従って、テチャ川沿岸住民の臨床検診時に見つかった慢性放射線病の形での放射線障害と個別生体器官・系統の変化は、決定論的影響に属する。

慢性放射線病の発生頻度は、Ⅰ群からⅡ群になると下がり、Ⅲ群では事実上ゼロである。慢性放射線病やその他の放射線障害の徴候の進展が見られる最低線量すら求まる。これに成功したのは M.M.Kosenko である。学位論文で彼女は、幾つかの臨床影響に対し、次の最低線量を挙げている:

- 慢性放射線病 ……赤色骨髄に対し 800mSv(年齢蓄積線量)
- 血液学的徴候(白血球減少症と血小板現象症) …… 550mSv(骨髄蓄積線量)
- 免疫反応抑圧 …… 600mSv(骨髄蓄積線量)
- 神経学的徴候(機能異常) …… 明確な依存性なし

死亡率評価で思い起こすべき事として、どんな障害物質に対しても、死は生体に対する極端な影響である。被曝時の死と言う帰結は、高線量で、深刻度Ⅱ-Ⅳの急性放射線障害によって起こる。しかし、既述の通り、住民の中には、一回被曝した若者や年寄、妊婦や様々な病気の炎症患者と言った様々な人が居る。その中には非常な重症者も居る。死亡閾値が大きく下がる可能性もある。この閾値はどうなっているか。これに関するある判断が、Ⅰ、ⅡとⅢ群住民の過剰死亡率を対比すれば得られる可能性がある。明らかに、敷居線量はⅡとⅢ群の範囲にある。これを行ったのは M.M.Saurov で、悪性腫瘍と遺伝病を除くあらゆる過剰死亡率の発現を摘出し、決定論的致死効果を得た。

決定論的致死効果の発現度とスペクトルは多くの要因により影響される。沿岸地区ではそのうち幾つかの影響が可能と想定される。第一に注目を引いたのは、線量依存性である。表 1.23 に、多くの影響を含む総括指標のみを示す。様々な感染症と自己感染による過剰死亡率は、群Ⅰで明確に現れ、群Ⅱにはない。同じ事が造血系病による過剰死亡率についても言えよう。この効果は、最も線量が高い集団に、より現れている。

表 1.23 被曝開始から 1-6 年間に様々な線量を蓄積した際の決定論的致死効果

効果	Ⅰ群		Ⅱ群	
	骨表面 850mSv、大腸下部 2150mSv		骨表面 170mSv、大腸下部 460mSv	
	年間死亡数	長さ、年	年間死亡数	長さ、年
・過剰全死亡率(1000 人当り)	5.1±0.3	6	0.9±0.03	6
・感染による過剰死亡率(1000 人当り)	4.4±0.3	13	0	0
・満 1 歳未満の子供の死亡率(誕生 1000 当り)	40.8±4.1	13	14.1±0.4	9

決定論的効果の発現度と経時進展は明らかに被曝のリズムを示している。最も明確なのは線量率が高かった最初の 2 年である。各器官の被曝線量が 2-8 分の 1 に下がると、過剰死亡率は 1.5-2.5 分の 1 に下がった。過剰死亡率が下がるテンポが遅れるのは、線量率の低下に比べ、放射線障害を受けた人の健康の回復が緩慢であることと、深刻な全身条件により説明できる。常に蓄積線量が増大していたことを、ある程度は物語っていた可能性もある。

被曝開始後最初の 6 年を過ぎると、決定論的致死効果の大部分は、無くなってしまった。生誕後 1 年までの子供の過剰死亡率も同様である。この原因として、幾つかの放射線要因が同時に役割を演じた:両親の生殖腺被曝、妊娠期間中の母体と胎児の被曝、そして誕生後の子供の被曝である。この場合、人間の生殖能力と子孫の生命能力を決める感受性の高い器官がすべて被曝し

た。

決定論的致死効果に対し大きな影響を与えるのが、被曝スペクトルの差である。I群の値はII群より有意に高く、全線量の 50-70%が外部被曝だった。I群で内部被曝に最も寄与したのはCs137、Zr95+Nb95、Ru103、106、Ce141、144 他の核種で、大腸下部と全臓器と軟組織に対する線量負荷を形成していた。これは放射線障害の深刻さを物語っており、それが過剰死亡率として現実化した。

年齢による影響は、過剰死亡率の年齢による差から判断でき、小さい子供と、40-60 歳以上で最も現れている。寿命短縮効果の約 70%が被曝による。このように被曝住民の間の決定論的致死効果の発現は、様々な効果を持つ多くの要因の影響を受ける。

表 1.24 に、決定論的致死効果に対する放射線リスク係数を示す。その発生は、両親の生殖腺、妊娠期間中の母体と胎児の被曝、誕生後 1 年間の乳児被曝に関連している。

表 1.24 被曝開始から 1-6 年におけるI+II群住民中の過剰死産率と生誕 1 年未満の過剰死亡率 計算は、全住民数と蓄積線量による

効果	過剰頻度 件/1000 人・年	放射線リスク係数、件/1000 人・年・Sv		
		成人骨表面線量	両親の生殖腺線量	子供の骨表面声量
過剰死産率	0.13±0.02	0.45±0.06	0.63±0.09	-
過剰死亡率	1.20±0.12	3.87±0.19	5.54±0.54	2.85±0.3

これから判るように、成人と 1 歳未満の乳児の骨表面線量と、両親の生殖腺線量についてみると、放射線リスク係数は最大 2 倍違う。

次に、全死亡率と、造血器病と感染病による過剰死亡率を対比した(表 1.25)。IとII群に対し独立に計算した過剰全死亡率のリスク係数は、殆ど同じで、成人骨表面線量に対し 7.1±0.4 と 5.5±0.2 件/1000 人・年・Sv だった。これは、170 から 850mSv の範囲で、線形ないしそれに近い依存性を物語っている可能性がある。

表 1.25 被曝開始から 1-6 年におけるIとI+II群住民中の過剰死亡率放射線リスク係数

効果	過剰頻度 件/1000 人・年	放射線リスク係数、件/1000 人・年・Sv		
		成人骨表面線量	大腸下部線量	軟組織線量
・過剰全死亡率、I+II群	2.2±0.1	7.2±0.4	3.1±0.15	11.2±0.5
・造血器病による過剰死亡率、I+II群	1.1±0.1	3.6±0.4	1.5±0.12	5.4±0.6
・感染による過剰死亡率、I群(1-13 年目)	0.7±0.05	2.0±0.15	1.0±0.10	3.3±0.4

様々な年齢集団の過剰死亡率に対する寄与については、平均余命の短縮により規定され、年齢毎のリスク係数が得られる可能性がある。このため、IとII被曝群における生体中の Sr90 濃度分布データが用いられた。このデータにより線量を計算し、10 の年齢集団に対するリスク係数が計算された(表 1.26)。

表 1.26 被曝開始から 1-6 年におけるI+II群住民中の年齢毎過剰死亡率の放射線リスク係数 件/1000 人・年・Sv 骨髄表面蓄積線量

年齢、年	0-1	1-4	5-9	10-14	15-19	20-29	30-39	40-49	50-59	>=60
リスク係数	1.4	1.1	0.2	0.08	0	0.5	1.1	2.7	2.4	1.5

表 1.26 に示す年齢毎の放射線リスク係数は、人間の年齢による放射線感受度を示す。これから判るように、1 歳までの子供は 10-14 歳の子供よりも、放射線感受性が高い。最も活発な年齢(20-29 歳)の成人の感受性は、40 歳以上よりも低い。

1.6.3　悪性新生物による有病率と死亡率

人間における放射線誘発がんの進展についての最も基本的な資料は、広島と長崎の原爆被爆者の観察により得られた。悪性腫瘍は、様々なレントゲン線の被曝患者、ラジウム扱者、レントゲン医や放射線科医に発生した。

我々の資料による悪性新生物による死亡率解析は、テチャ川沿岸に住むⅠ、Ⅱ群住民から始まる。Ⅰ+Ⅱ群とコントロール群の死亡率変化を対比すると、どちらの変化も殆ど同じと確認された(図1.16)。

7-13年目まで両群共に死亡率は5-6から15.0-15.7件/10000人・年に上昇する。その後は下がるが、被曝群の方が若干低下が遅い。差が最大なのは被曝開始後 10-19 年目で、相対リスクは 1.20 に達する。被曝前期間の相対リスクは1.02だから、10-19年目の相対リスク増分は18%となる。

解析には、同じ地域にⅠ+ⅡとⅠk+Ⅱk住民が住んでいる Chelyabinsk 州(第1州)と Kurgansk 州(第2州)の村の住民データも導入された。結果は良く似ていた。

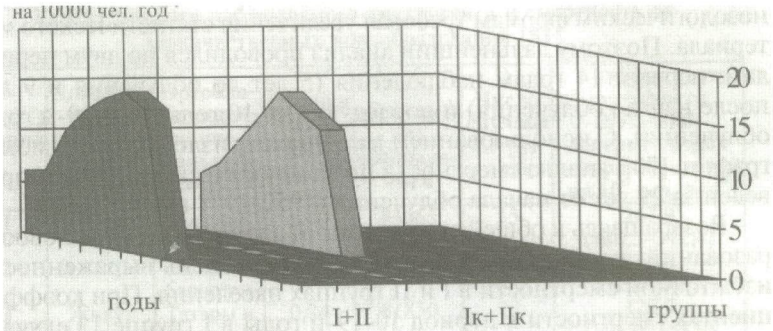


図 1.16 悪性新生物によるⅠ+Ⅱ被曝群とⅠk+Ⅱkコントロール群住民における死亡率変化

図 1.16 付表

観察年	被曝群(Ⅰ+Ⅱ)		コントロール群(Ⅰk+Ⅱk)		相対リスク	有意水準
	数	10000人・年当り	数	10000人・年当り		
コントロール期間:1-3	32	6.0±1.0	45	5.5±0.8	1.09	-
4-5	25	6.5±1.3	39	6.9±1.1	0.94	-
被曝年:1-2	40	10.7±1.7	54	9.6±1.3	1.11	0.62
3-6	100	13.0±1.3	142	12.1±1.1	1.07	0.60
7-10	122	14.6±1.3	202	15.1±1.1	0.97	-
11-13	90	15.7±1.6	137	13.4±1.1	1.17	0.23
14-19	140	14.2±1.2	125	12.0±1.0	1.18	0.16
期間集約						
コントロール期間	57	6.2±0.8	84	6.1±0.7	1.02	-
被曝年:1-9	222	12.9±0.8	346	12.6±0.4	1.02	-
10-19	270	15.4±0.9	314	12.8±0.7	1.20	0.03
1-19	492	13.9±0.6	660	12.8±0.5	1.08	0.16
1-29	-	18.3±0.8	-	16.9±0.4	1.08	0.23

被曝 10-19 年目の悪性新生物による年平均死亡率は、被曝Ⅰ+Ⅱ群に対し 15.4±0.9 件/10000人・年、コントロール群では 12.8±0.7 件/10000 人・年、chelyabinsk と Kurgansk 州村民では平均13.3件/10000人・年だった。過剰死亡率は最初の場合で2.6件/10000人・年(有意水準0.03)、2番目で2.1件/10000人・年(有意水準<0.05)。

腫瘍病死亡率の疫学研究は、ウラル放射線医学理論・実践センターで cohort 法により 33 年間の観察期間(1950-1982 年間)に対し行われ、悪性新生物合計について死亡率増加が確認された。

がんに関する過剰相対リスクは、軟組織に対する線量では 0.27-1.03/Gy の範囲にあり、平均は 0.65/Gy で、広島と長崎のデータに符合している。

性、年齢、病因別死亡率解析のためには統計資料を増やす必要がある。そのため以後の解析は 2 つの期間-最初の 14 年(被曝 5 年前から被曝 9 年目)とその後 10 年間(被曝 10-19 年目)-について行う。単行本に述べられている資料を用い、病因別死亡率分析が被曝開始後 29 年間(1950-1978 年)に対し行われた。

悪性新生物による全死亡率に戻る。ⅠとⅡ群住民の過剰死亡率の異なる発現度に留意する必要がある。10-19 年目の期間のⅠ群における死亡率は 13 件/10000 人・年、Ⅱ群では 15.9 で、これらの群に対する過剰死亡率は 4.1 と 1.8 件/10000 人・年である。Ⅰ群の有意水準は 0.05 に等しい。

医学-線量測定登録を編成後、殆ど全被曝住民が観察下に置かれた。これは様々な時期にテチャ川沿岸から移住した人間集団も含んでいる。このおかげで、様々な被曝線量の 6 つの被検群に分類できた。33 年間に渡り、25152 人の運命が追跡された。その中で 8015 人が死んだ。文書による死因確認が 67.3%に対し集められ、うち新生物による死は 774 人だった。様々な被曝線量の住民集団の総括データと悪性新生物による死亡率を表 1.27 に示す。

表 1.27　観察集団の特性と悪性新生物による死亡率、　*:10 万人・年当り

群	テチャ川辺居住期間	民族	平均実効線量、Sv	観察数人/年	がん死亡数	死亡率*(90%信頼区間)
1	5-8 年	ロシア	1.40	13065	35	267.9 (186.5-372.4)
2	9-10 年	ﾀﾀｰﾙ&ﾊﾞｼｷﾘ	0.52	50627	84	165.9 (132.2-205.4)
3	定住	ﾀﾀｰﾙ&ﾊﾞｼｷﾘ	0.24	61850	79	127.7 (101.0-158.9)
4	10-12 年	ロシア	0.11	32250	76	215.6 (169.9-270.6)
5	定住	ロシア	0.075	129980	274	210.8 (186.0-237.1)
6	定住	ロシア	0.074	131303	226	172.1 (150.1-196.2)
比較群						
1(被曝群 2、3)		ﾀﾀｰﾙ&ﾊﾞｼｷﾘ	-	372320	425	114.1 (130.4-125.5)
2(ｺﾝﾄﾛｰﾙ被曝群 1、4、5)		ロシア	-	828050	1467	177.2 (168.3-186.5)
3(ｺﾝﾄﾛｰﾙ被曝群 6)		ロシア	-	938013	1513	161.3 (152.9-169.4)

全ての群のデータを結合しても、死亡率と実効線量との関係は統計的に有意でなかったが、タタール-バシキル人とロシア人を分けると、それが高まった。そこで以後、2 つの被曝群を編成する:ロシア人群とタタール-バシキル人群である。

資料を統合し、著者らは、個々の部位のガンによる死亡率を評価出来るようになった。ロシア人群の子宮本体と頚部のがんと、タタール-バシキル人群の造血-リンパ組織の新生物が、コントロール群との差が有意だった。放射線リスク評価のため、新生物による死亡率が高い、白血病、胃、食道、子宮本体と頚部、肺と乳腺のがんが取り上げられた。

コントロール群との最も有意な差異と全部を包含する論理に基づく比較分析他の方法論も用いられた。少し先走りすると、方法論による差異は悪性新生物による死亡率に関してだけである。勿論、その原因は主に出発点となる特有の資料が十分でないことだが、何よりも統計資料の量の制約からコントロール群との差異の有意水準が十分でないためだ。

Ⅲとコントロール群住民の死亡率変化は基本的に、Ⅰ+ⅡとⅠk+Ⅱk に対するものの繰り返しになる。しかし、過剰死亡率は後の観察期間で見られた(図 1.17)

悪性新生物による死亡率の内訳では、あらゆる比較集団で-被曝の有無に係らず-3 つの部位のがん-胃、肺と子宮-が多かった。その割合は、悪性新生物による全死亡率の 60-70%である。ⅠとⅠ

k群では食道ガンによる死亡率が目立って少ない。これらの群中で、タタール-バシキル人の食道ガンの頻度が普通でなく高いが、これは食事の特質から説明できる。しかし、話を更に進めよう。個別の局所悪性新生物による死亡率の検討は、白血病から始めるのが妥当だろう。

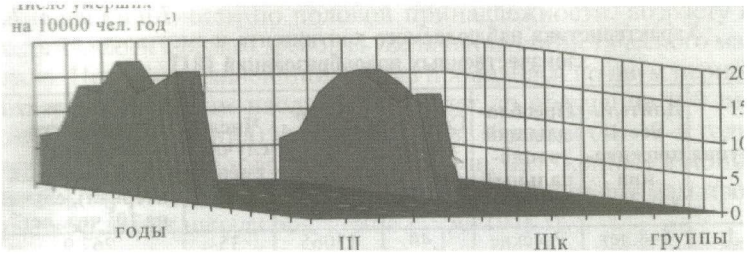


図 1.17 Ⅲ被曝群とⅢk コントロール群住民の悪性新生物による死亡率変化(10000 人･年当り)

図 1.17 付表

観察年	被曝群(Ⅲ)		コントロール群(Ⅲk)		相対リスク	有意水準
	事例数	1 万人年当り	事例数	1 万人年当り		
ｺﾝﾄﾛｰﾙ期間:1-5	99	6.7±0.7	52	5.9±0.8	1.13	>0.4
被曝期間:1-2	43	7.6±1.2	26	7.4±1.4	1.03	-
3-6	162	14.5±1.1	94	13.2±1.4	1.10	>0.4
7-9	171	13.9±1.0	125	16.0±1.4	0.87	-
10-14	207	18.6±1.3	133	17.0±1.5	1.09	>0.4
15-19	200	14.6±1.0	146	15.4±1.3	0.95	-
20-23	161	16.1±1.3	93	13.1±1.4	1.23	0.09
24-26	125	18.2±1.6	73	14.7±1.7	1.24	>0.1
期間集約						
被曝期間:1-9	376	13.0±0.7	245	13.3±0.8	0.98	-
10-19	407	16.4±0.8	279	16.1±1.0	1.02	-
20-29	286	17.0±1.0	166	13.7±1.1	1.24	0.1
1-26	1069	15.1±0.5	690	14.4±0.5	1.05	>0.4
10-26	693	16.6±0.6	445	15.1±0.7	1.10	0.09

白血病は、比較的稀な腫瘍病である。村民の白血病死亡率は普通0.2-0.5件/10000人･年である。従って、白血病による死亡率分析は、他の腫瘍と同様に、群を一括りにし行われた:つまりⅠとⅡ群住民に対し29年間、Ⅲ群に対しては悪性新生物合計による過剰死亡率が見られたことを考慮し10-26年目の17年間が一括にされた。文献から知られているように、白血病は比較的低線量の被曝時に発生し得る。身体感受性が高く、20cGy の被曝線量でも。このため白血病による過剰死亡率が起こる確率が全3群住民にある。

白血病に関する少量の資料を抜き出しても、死亡率変化が得られる可能性は無い。しかし、各被曝群毎に独立に定量評価ができる可能性はあった。死亡率はⅠ群からⅢ群に移ると下がることが確認された。Ⅰ群の29年間の平均死亡率は0.76件/10000人･年、Ⅱ群では同期間に対し0.65、Ⅲ群では26年間に対し0.45件だった。コントロール群に対しては1つの平均値0.3を確認するのが妥当だろう。ここで、Ⅰ、ⅡとⅢ群に対する過剰死亡率は0.46、0.35 と 0.15 件/10000･年である。このデータは、国立研究センタ生物物理研究所で得られた。

白血病に関する最も深い資料処理は、国立研究センター生物物理学研究所で行われている。ここで1950年から1982年までに被曝住民の間で37件の白血病が登録され、そのうち23件は期待数を超えていた。白血病の様々な細胞形態の差による有病率が分析された。急性白血病、慢性

骨髄白血病とあらゆる形態の有病率は全体として、被曝集団の方が、被曝してない村民集団よりも高かった。あらゆる形態の白血病の標準化有病率は被曝者で 10 万人当り 10.57 件だったのに対し、コントロール群では4.54件だった。急性の場合の、被曝及びコントロール群の有病率は、10 万人当りそれぞれ 4.99 と 2.07 件、慢性骨髄性白血病では 3.72 と 1.10 件、慢性リンパ白血病では 1.87 と 1.36 件だった。対応する被曝及びコントロール群の有病率の比は、全白血病について 2.3、急性白血病は 2.4、慢性骨髄性は 3.4、そしてリンパ白血病は 1.4 だった。慢性骨髄白血病が、最も放射線により発生しやすい白血病として抜き出された。しかし、臨床経過と形態学の面で被曝した人々の白血病に特別な像は見られなかった。

白血病の有病率と同時に死亡率が研究された。被曝集団ではそれは百万人・年当り 5.82 死亡件数で、コントロール群では 2.97 だった。過剰死亡リスクの絶対値は 0.85(=0.24-4.45)/10000 人・年・Gy と計算された。これは広島と長崎の住民の約 1/3 である。差は、一方は慢性であり、他方は急性であるからと説明される。様々なリスク計算モデルを用い、白血病発生リスクは線量が増えるにつれて線形や放物線モデルよりも速く増えることが示された。白血病発生リスクの高精度化研究は続いている。第 1 の課題は全種類の白血病に関する完全なデータバンクの構築である。

白血病死亡率の性差による影響を解明する試みがなされたが、成功しなかった。結果は矛盾していた。Ⅰ、Ⅱ群では女性の死亡率が高かったが、Ⅲ群では男性が高い(図 1.18)、資料の量が不充分なので、白血病死亡率の年齢依存性は解析できなかった。これは資料の大括り化により行われ、Ⅲ群中で登録されたあらゆるリンパ血液胚芽症が一括化された。過剰死亡率は、最若年(0-19 歳)と最老年(60 歳以上)に現れた。コメントすべきこととして、他の種類のリンパ芽球症(白血病と同様)からリンパ網状肉腫とリンパ肉芽腫が分離され、Ⅲ群住民中の平均頻度は 10000 人・年当りそれぞれ 0.1 と 0.05 件だった。

テチャ川沿岸における内部被曝線量は、食物経路による放射性核種摂取により完全に決まる。胃腸系に対する線量形成因子の 1 つは、放射性核種の通過である。最も長い時間放射性核種を保持する胃腸系部分が、より高い線量を受ける。低い順に並べると、胃腸系各部は次の順に被曝する:口と喉<食道<胃<小腸<大腸。しかし、これは観察と違う。被曝群での各種腫瘍病の関連から、消化器局所の腫瘍による死亡率が判断できる。図 1.20 に示すものと類似の死亡率の関係は消化器のガンに対し典型的なもので、50-70%は胃がんで(10000 人・年当り 4.2-6.6 件の死亡)、残りの 30-50%が別の全ての部位に発生する。しかしⅠ被曝群では、それに対するコントロール群と同様、圧倒的にタタール-バシキル人からなるが、食道ガンによる死亡率が高かった。住民に対する質問によれば、その食事の特徴の 1 つは、熱い食事の摂取で、特に茶を大量に飲む。このためこの地区で食道ガン-現地の腫瘍病-が多い。腫瘍病のバックグランドが高いことが原因になり、この腫瘍病に対する放射線リスクが高くなる。この線量が最も高いⅠ群住民だけに外部γ線の合計線量に対する最大の寄与が見られた(図 1.21)。

例えば腸に比べると胃は被曝の影響を受け易い。胃は様々な炎症が発生しがちで、腫瘍が進展し易いためだ。胃病が原因の来院は 43%を占める。しかし例えば直腸では 0.4-1.0%である。これは来院全数に対する消化器病の比率である。

線量に関し危険性の高い他の器官に、泌尿器系がある～ここを通り放射性核種が輸送されるから。これと性腺と乳腺の腫瘍による死亡率を図 1.22 に示す。泌尿器系器官のうち過剰死亡率が見られたのはⅠ群住民の膀胱だけで、0.15 件/10000 人・年だった。この数値には必要な信頼性が

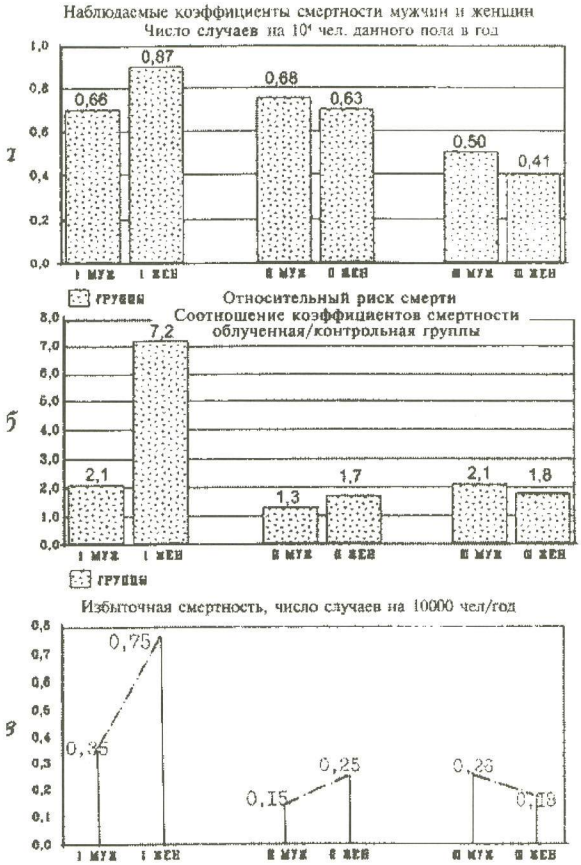


図 1.18　被曝Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ群中の白血病による男女の死亡率の定量評価
(各図とも左より、Ⅰ男、Ⅰ女;Ⅱ男、Ⅱ女;Ⅲ男、Ⅲ女)
上(ａ):1 万人･年当り男女の観察死亡率
中(б):相対死亡リスク=被曝群死亡率/ｺﾝﾄﾛｰﾙ群死亡率
下(в):過剰死亡率/1 万人･年当り

無い。しかし、10-19 年目の被曝期間に対し 40-49 歳の女性に対してだけ、1.2 件の過剰頻度が見られた。この年齢の女性は、泌尿器系病で最も頻繁に医者に罹り易い。

更に、Ⅰ、Ⅱ群に子宮頚がんによる過剰死亡率が見られる。ここでⅡとコントロール群では、子宮頚がんの自然発生頻度が高い。Ⅱ被曝群は過剰死亡率が高い。Ⅰ群のそれは 0.78 件/10000 人･年(有意水準 0.05)、Ⅱ群では 1.10 件(有意水準<0.01)。子宮頚がんによる過剰死亡率の原因理解のため婦人科病が研究された。その結果、Ⅰ群と特にⅡ群の被曝住民に子宮頚部びらん、子宮内膜症他の炎症の高い有病率が見られた。これらの病気の頻度は、コントロール群の 2-2.5 倍ある。ここで、あまり良くない「衛生状態」バックグランドがある役割を演じていた可能性も除外できない。高度に細菌汚染した川水の生活利用が、様々な病気-特に女性器の炎症-が蔓延する要因の一つになり得た。

ウラル放射線医学理論･実践センター専門家により、平均実効線量 0.37Sv(0.15-1.0Sv の範囲)と 0.13Sv(同 0.03-1.4)の 2 群の住民に関する腫瘍死亡率分析結果により、幾つかの局所がんに対する死亡リスク絶対値を評価する可能性が得られた。10000 人･年･Gy 当りの計算値でそれぞれ:胃がん 2.5 と 2.4、子宮体部と頚部 2.7 と 12.1、食道 0.27(線量 0.37Sv)だった。

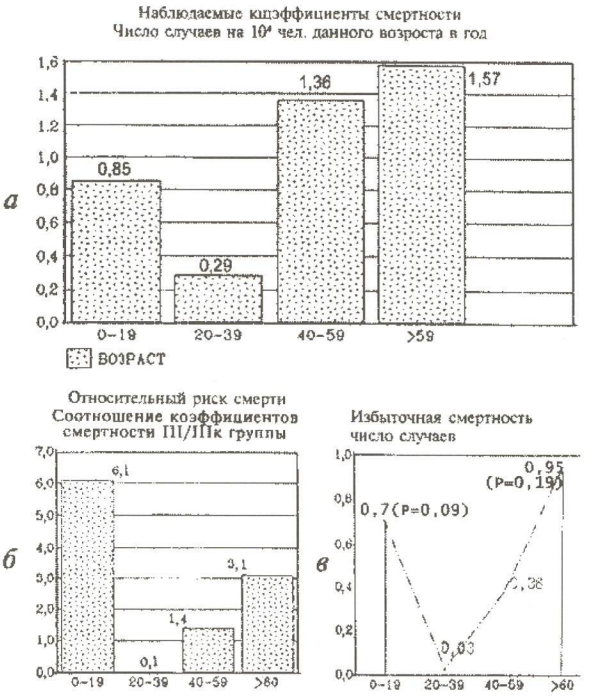


図 1.19 Ⅲ群被曝住民の被曝開始後 10-29 年目のリンパ芽球症による年齢別死亡率の定量評価
上図-死亡率; 下左図-相対死亡リスク;下右図-過剰死亡率。 (10000 人当り毎年)

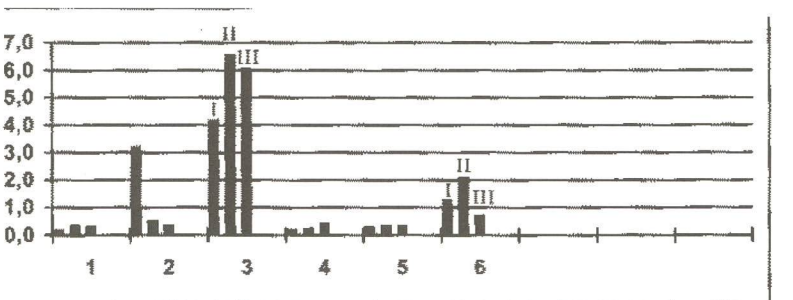


図 1.20 Ⅰ、Ⅱと Ⅲ群被曝住民の 1-29 年目に対する各消化器がんによる死亡率
1-口喉;2-食堂;3-胃;4-腸(直腸以外);5-直腸;6-その他の器官

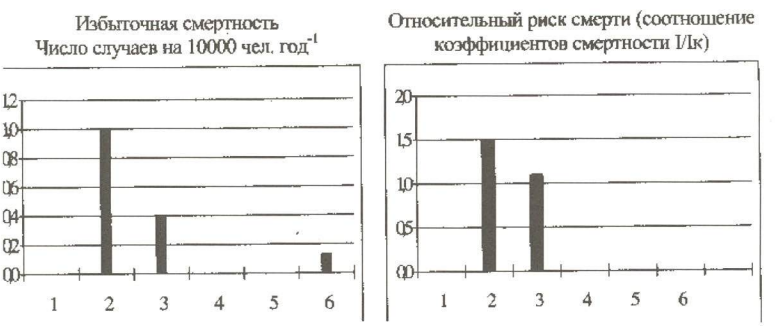


図 1.21 Ⅰ群住民の過剰死亡率(左図)と消化器各部のがんによる相対死亡リスク(右図)
1- 口喉;2-食堂;3-胃;4-腸(直腸以外);5-直腸;6-その他の器官

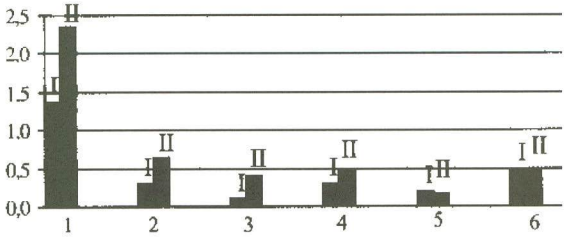


図 1.22 Ⅰ、Ⅱ群被曝住民の泌尿器各部と乳腺のがんによる死亡率
1- 子宮頚部;2-子宮体部;3-他の女性器;4-乳腺;5-男性器;6-泌尿器系器官

骨髄と中枢神経系も被曝線量に関し沿岸住民の重要な臓器になった。頭蓋骨開放時に、骨内に取り込まれた放射性核種-何よりも先ず Y90 と Cs137 による-γ と β 線による高い被曝が確認された。被曝時の骨髄腫瘍は論文がある。頭部γ照射時に主に細菌性により、線量 70-170cGy で腫瘍が発生した。このため国立研究センター生物物理研究所は、脳腫瘍による死亡率分析に注目するのが妥当とした。

Ⅰ群被曝住民で、腫瘍が最も現れる期間(被曝 10-19 年目)までの頭脳表面外皮層と脳膜の蓄積線量は 700mSv、Ⅱ群では 300mSv だが、1 桁の個別偏差がある。中枢神経系腫瘍の頻度が低い事を考慮し、Ⅰ+Ⅱ群を大括りにし、信頼性を得るため、Chelyabinsk と Kurgansk 州の村住民の資料も付け加えた(図 1.23)。

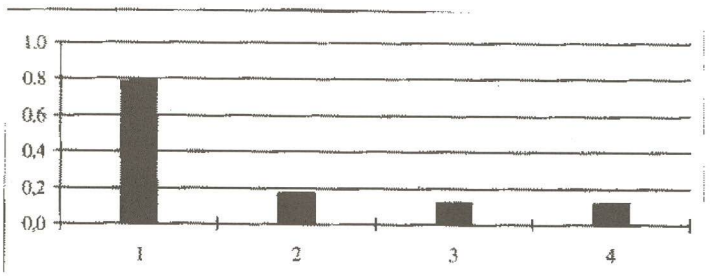
比較では、非常に希な結果の一致を見た。脳腫瘍による過剰死亡率は、0.58-0.62 死亡件数/10000 人・年という狭い範囲に入った。有意水準も高い($p<0.01$)。被曝線量 70-170cGy と 100-140cGy の研究では、腫瘍発生は、0.1-1.0 件/10000 人・年だった。Ⅰ+Ⅱ被曝群では平均蓄積線量 400mSv で過剰死亡率は 0.6 件/10000 人・年、つまり結果の一致は悪くない。Ⅲ群とコントロール群の死亡率も一致し、0.25 と 0.25/10000 人・年だった。これからの結論として、頭脳皮質表面の平均蓄積線量が 150mSv、また脳下垂体で 200mSv なら、被曝当初の 26 年間に腫瘍は発生しない。

更に分析によれば、脳腫瘍は男性の方がより頻度が高かった。年齢と共に自然発生頻度は増え、過剰死亡率も増えた。死者の平均年齢は 37 歳を超えなかった。

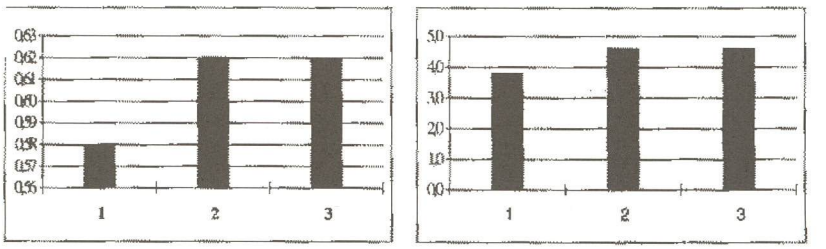
残りの局所悪性新生物のうち、過剰な頻度が見られたのは皮膚がんだけで、Ⅰ+Ⅱ被曝群で 0.19 死亡件数/10000 人・年、Ⅲ群では 0.08 だった。皮膚がんの約 80%は 60 歳以上に発生した。

世界の疫学は、未だ放射線誘発がんが進展する可能性のある線量の下限に関し、確信を持てるデータを持っていない。がん誘発は線量 1Gy 未満で最も重要な身体的な確率的影響であると認識されている。

様々な被曝線量のⅠ、ⅡとⅢ群住民で、様々なのは影響の発現度だけでなく、過剰死亡率をもたらす腫瘍の分布も様々だ。Ⅰ群では、過剰死亡率は 5 種の(局所)新生物-白血病、食道、胃、膀胱と子宮頚部-新生物で見られた;Ⅱ群では白血病と子宮頚がん;Ⅲ群では白血病だった。希な脳腫瘍は、統合Ⅰ+Ⅱ群で見られた。全 3 群で、皮膚癌による過剰死亡率が見られた。Ⅰ、ⅡとⅢ群の 1-29 年目に対する腫瘍合計の全死亡率による過剰死亡リスクは、それぞれ 3.38、1.63 と 0.28 死亡件数/10000 人・年だった。悪性新生物による全死亡率からの計算値は若干異なり、Ⅰ群で 2.27、Ⅱ群で 1.67 死亡件数/10000 人・年である。しかし、どちらの放射線リスク計算値も大して変わらない。一つのデータによればテチャ川沿岸住民の過剰死亡率は 2.9 死亡件数/10000 人・年、別のもの



a -死亡率(10000 人に対する毎年死亡数)
1-Ⅰ+Ⅱ被曝群; 2-Ik+ⅡK コントロール群; 3-Chelyabinsk 州村民; 4-Kurgansk 州村民



b(左)-過剰死亡率((10000 人当り毎年)　c(右)相対死亡リスク
1-「Ⅰ+Ⅱ群」と「Ik+Ⅱ」K 群の比較; 2-「Ⅰ+Ⅱ群」と Chelyabinsk 州村民の比較;
3-「Ⅰ+Ⅱ群」と Kurgansk 州村民の比較

図 1.23　Ⅰ+Ⅱ被曝群の被曝開始後 11-19 年目に対する脳腫瘍による死亡率の定量的評価
(10000 人に対する毎年死亡数)

では 2.6 死亡件数/10000 人･年だった。がんと被曝の関係については、Ⅰ、Ⅱと Ⅲ群の過剰死亡率の比 1:0.48:0.07 と 29 年間の平均蓄積線量の比 1:0.32:0.14 が近いことが物語っている。効果と線量について、これ以上完全な関係を期待するのは不可能である:何故なら、この多様な群に関する腫瘍効果のモデル化には、上述の様々な要因や条件が絡んでいるから。

異なる線量の 3 つの群に対し、同時に発がん影響が解明されたことは、最少発がん線量を決めるベースになった。これは得られた資料から簡単に行えそうだ。仮にⅠ群に発がん効果があり、他の 2 つの群には無いなら、Ⅰ、Ⅱと Ⅲ群住民の中間線量が、この種の腫瘍に対する最少発がん線量になる。こうして、最少発がん線量-白血病に対し 130mSv、残りの腫瘍に対し 200-500mSv-が根拠付けられた。しかし、腫瘍効果の解明は、未だ完全と見なしてはならない。今の評価は期間 30 年に対するものだ。今後一生の発がん効果がどうなるか、時間が示すだろう。更に、得られた最少発ガン線量値は腫瘍効果が形成された具体的条件にしか適用できないという想定から、明らかに逃れられないだろう。

放射線誘発がんの進展における性の役割について唯一の考えはない。現存の疫学データは矛盾している。明らかなことは一つ-多くが被曝条件と腫瘍の種類による。Ⅰ+Ⅱ群で得られたデータから判断すれば、全腫瘍効果は女性が大きい。しかし男女のバランスが崩れているのは、異常に高頻度の腫れ物と言う背景条件中で進展する子宮がんによる過剰死亡率のせいである。

男性が女性より多いのは、食道、胃と脳の腫瘍である。女性には男性より、膀胱がんが多い。特徴的に、被曝群で腫瘍が過剰なのは、老年集団がより有意だった。

「潜伏期間」とは普通、被曝から腫瘍発生までの経過時間を指す。過剰死亡率に関する潜伏期間

は、被曝開始時から腫瘍病による死亡時までの時間とされる。「潜伏期間」はこの場合、若干長くなる。公開データによると、腫瘍に対する潜伏期間は平均 25 年に近い。Ⅰ、ⅡとⅢ群被曝住民に過剰死亡率が得られた幾つかの腫瘍に対し、Mettler と Apton は次の潜伏期間値を得た。白血病 7-10 年、胃がん 14 年、脳腫瘍 27 年。しかし潜伏期間値に関するデータの取扱いには注意を要する。何故なら、被曝住民の観察期間が長くなるほど増えるに違いないから。また線量が下がると潜伏期間が長くなることも確認された。Ⅰ、ⅡとⅢ群住民の幾つかの腫瘍に対する平均潜伏期間を表 1.28 に示す。

表 1.28 Ⅰ、ⅡとⅢ群住民の幾つかの腫瘍に対する平均潜伏期間
-腫瘍効果の発現が最も高い期間に対し-

腫瘍の部位、種類	住民群	平均潜伏期間、年
腫瘍合計	Ⅰ+Ⅱ	14.5±3.0
内訳:		
白血病	Ⅰ+Ⅱ	14.6±2.3
胃がん	Ⅰ	13.0±7.4
子宮がん	Ⅰ+Ⅱ	14.7±1.6
腫瘍合計	Ⅲ	23.1±1.6

既に述べたように、腫瘍病の進展には腫れ物という背景が影響する。ⅠとⅡ群住民で、これは最も明確に、食道がん(Ⅰ群)と子宮頚がん(ⅠとⅡ群)による過剰死亡率として現れている。腫れ物という背景の影響は Mettler と Apton も示している。彼らは、がんの過剰頻度評価値は、がんの自然発生頻度が異なる母集団に対しては同一でないと、見なしている。我々はこの現象に、核実験の局所的な放射性降下物により被曝したセミパラチンスク州住民で始めて気付いた。

カザフ人集団には、食道がんによる異常に高い過剰死亡率が見られた。これらの集団には食道の炎症等の病気が大きく広がっていた。これは食習慣-特に熱い飲みもの、特に「湯気が立つ」茶の摂取によるものだった。Ⅰ群被曝住民でも過剰死亡率は、「東方の」食事形態がネガティブな役割を演じていた。

こういう天然のがん発生頻度が放射線誘発腫瘍の進展に影響すると言う事実は、がんは老人に多いと言う過剰死亡率の年齢上の特徴にも光を投げかける。生体が歳を取ると器官と組織に縮退が進み、自然にがん進展リスクが高まる。このため被曝住民の間で、がんによる過剰死亡率に至る。これが腫れ物という有難くない背景の、放射線「誘発」がんに対する影響メカニズムである。

がん死亡率の疫学的分析の最重要点は、放射線リスク係数の決定である。世界の文献中で最も完全な放射線リスク係数は、ICRP Pub.No.26 に示されている。被曝した人々-殆どが日本の原爆生存者-に実際に発生したがんを勘定し、放射線リスク係数は、観察期間-当時 40 年間だった-に対し単位線量に対する腫瘍影響の範囲についての想定を与えた。その後、Pub.60 で全寿命期間に対する様々な腫瘍に関する正規化死亡確率係数が与えられた。重要な点として、これらの資料とテチャ川沿岸住民検診データから得られたデータは、合っている。

この資料の重要性を考慮し、表 1.29 には、大きな疑いの無いリスク係数値のみ含めた。除外したのは、集団 A の乳がん 9.63･10-4/年･Gy と集団 A の子宮がん 12.1･10-4/年･Gy である。

表から判るように、得られたリスク係数はそれぞれ若干差がある。最大の差は胃がんについてである。しかし、国立研究センタ生物物理研究所の研究では、胃腸系の線量評価時に放射性核種の蓄積と運搬が同時に考慮されていることを勘案すべきだ。その他、完全には両方の被験集団が

一致していない。つまり被曝条件が違う。得られた年当りのリスク係数値の範囲を考慮し、観察期間に対するリスクが求められた。それらはICRP Pub.60の生涯リスクデータ計算値(表1.30)と対比されている。

表1.29　様々な部位の腫瘍に対する放射線死亡リスク係数

新生物の種類、部位	国立研究センター生物物理研究所		ウラル放射線医学理論・実践センター		リスク値の全体的範囲
	線量群	死亡数/1万人・年・Sv	死亡数/1万人・年・Sv		
			群A	群B	
白血病	Ⅰ+Ⅱ+Ⅲ (130-600mSv)	1.2**	1.02	0.79	0.79-1.2
食道がん	Ⅰ(300mSv)	1.4	＜0	2.7	＜0-2.7
胃がん	Ⅰ(500mSv)	0.8	2.4	2.5	0.8-2.5
膀胱がん	Ⅰ(300mSv)	0.5	-	-	0.5
乳がん	-	-	除外	0.21	0.21
子宮がん	Ⅰ+Ⅱ(150mSv)	1.1	除外	2.72	1-2.72
肺がん	-	-	3.8	＜0	＜0-3.8
中枢神経系腫瘍	Ⅰ+Ⅱ(400mSv)	1.5	-	-	1.5

注*　群A:骨髄線量0.25Gy、軟組織0.09Gy。群B骨髄線量0.70Gy、軟組織0.25Gy
　** 結合Ⅰ+Ⅱ+Ⅲ群に対し、群の人数を考慮した重み付き平均骨髄線量 0.2Sv、白血病による過剰死亡率0.24件/10000人・年

表1.30　様々な部位の腫瘍に対する放射線死亡リスク係数-ICRP Pub.60のデータとの比較(100Sv当り)　注*:テチャ川の数値は表1.29のデータにより計算

腫瘍の種類、部位	テチャ川の30年間観察によるデータ*		ICRP Pub.60
	範囲	平均	
白血病	0.24-0.36	0.30	0.5
食道がん	0.81-0.96	0.90	0.3
胃がん	0.24-0.83	0.50	1.1
膀胱がん	0.15	0.15	0.03
乳がん	-	0.07	0.2
子宮がん	0.36-0.90	0.63	-
肺がん	1.25	1.25	0.85
中枢神経系腫瘍	0.5	0.5	-
その他の新生物	-	-	2.0
全新生物	-	4.3	5.0
全新生物(食道と子宮がんを除く)	-	2.8	4.7

テチャ川沿岸住民の検診で得られたデータと、ICRP Pub.60の一致については、食道と子宮のがんを除いた腫瘍合計に関し計算されたリスク係数が、何よりも正確にリスク係数を判定している。この場合、テチャ川沿岸住民に対するリスク係数は、殆ど1.7分の1である。こういうリスク係数の一致は論理的と想定される。何故なら、住民の観察期間は寿命のほぼ半分しか把握していないから。リスク係数を評価する場合、ICRPの資料は外部γ線瞬時被曝を受けた広島と長崎の住民のデータに基づくことを考慮する必要がある。テチャ川沿岸住民は(初期の年々にγ被曝した住民を除き)、線量の殆どは放射性核種の体内摂取とその生体内移行による内部被曝だった。ここで、長期間多年に渡り中低線量の作用があった。

リスクに関する資料と前に述べた確率論的効果の修正について、放射線リスク係数の「標準」はあるはずがない。そのレベルは、十分に多くの要素や条件に依存している。ICRPデータとの比較が有用なのは、主に、不可避的に発生し、常に出発資料の質にとり最適とは限らない人為効果を解明するためである。外国公刊物に基づくICRPデータとの比較は、当初は説明できない様に見える非典型的に高いリスク係数を確認するためにも役立つ。テチャ川の場合、これが該当するのは、食道と子宮がんによる死亡リスク係数である。

1.6.4　被曝の医学的影響研究結果の評価。発生した困難と不確定性

医学的影響、つまり住民の健康への影響の面では、テチャ川の放射能汚染は、我が国の原子力産業活動期間中の最も巨大な放射線事故である。残りの今後述べる 1957 年の事故、そして特にチェルノブイリ事故は、より広い土地と住民集団を巻き込んだ。テチャ川へ全体として約 10.4・10+16Bq(280 万 Ci)の放射能が放出され、放出場所から Tobol 川河口までを勘定すれば、1000km を超える河川系が汚染した。最も汚染したのはテチャ川で、次に程度は小さいがイセチ川で、Tobol 川との合流点まで 500km ある。河川系のこの部分に 12 万人が住み、2 つの州管理の町 -Shadrinsk と Yalutorovsk を含んでいる。

最も住民への影響が厳しいのはテチャ川上流で、最大放出時期(1950-52 年間)の住民数は 28000 だった。最大汚染期とその後の数年間-50 年代中期まで-に、テチャ川沿岸地区で、940 の慢性放射線病の症例が初めて記録された。その大部分はテチャ川上流住民だった。この数字はその後訂正されたとはいえ、慢性放射線病の存在そのものは確認された事実となった。この他、慢性放射能病集団以外のかなり多くの人々に、様々な程度の心臓-血管、神経、免疫他幾つかの系統の変化が現れ、健康の悪化に至った。これには現地住民のやる気と精神的因子、劣等意識、諦感を付け加える必要がある。これは、特に川の汚染初期の年々には、住民との会話ではっきり感じられた。男性能力が下がったという愁訴、やる気の無い人々との頻繁な出会い、衰弱し、客観的な機能異常があることは、人々へのマイナスの心理学的影響を強めていた。

もちろん、観察されたすべての結果と影響を放射能だけの影響にしてはならない。戦後期のテチャ川が汚染する前の医学-人口学的バックグランド研究から明らかなように、この地区は住民の健康にとって完全に良好だった訳ではなく、ブルセラ病、結核、小児病、幾つかの悪性腫瘍等が広まっていた。これは風土病、土地の特徴に民族の生活習慣、そして戦後の厳しい経済情勢全てが積み重なったためだ。現地住民は、大昔から保健サービスを受けたことがなかった。疾病予防、医療検診への関心が高まったのは 1952 年からで、様々な病気の発現率増加にプラスの影響を与えると同時に、多くの人々の病的状況が誇張され「マイナス」の役割も演じた。

これら全てが、1952 年に行われた医療検診の結果に印象を残し、所謂、社会的健康指標-住民の有病率と死亡率-に反映されているに違いない。これが 50 年代末に、これらの健康指標の後追い[retrospective](40-50 年代の)と予測[prospective]研究が同時に始まった時、被曝に先立つ期間に対する評価が義務として行われる契機になった。その後、自然の人口変化プロセスにある比較集団との差の算定に成功したため、これは完全に正当化された。被曝住民の健康評価に、最も信頼できる情報を与える死亡率等の社会健康指標を持ち込む必要性は、何よりも先ず放射線の影響が全地球規模だからである。問題は個々の住民集団の被曝ではなく、子供、老人、妊婦、重病人-特に高年齢者に多い-を含む、これらの諸地区の全住民の被曝だった。これらの条件の中では、多くの状況に「天然」と「放射線」が重畳し、致死しきい線量は、かなり下がると期待される。

テチャ川沿岸地区に関する資料は、男女と様々な年齢の人々に対し、様々な種類の病気と病因について、初めて過剰死亡率形成の法則性が示された唯一のものだ。大きな「収穫」効果の多くは、国立研究センター生物物理学研究所が初年から疫学-人口学的研究を広い前線で行い、一般的な原則から出発し個別に進み、全死亡率から様々な年齢-性集団と個別病因に進んだことにより説明される。こういうアプローチは、50 年代に可能な住民被曝について想定される可能な影響が乏しかったことから正当だった。川の放射能汚染の最初の年々に気付かれた全過剰死亡率、血液

循環器病と感染症による過剰死亡率、子供の生存率と死亡率は、確定論的影響に属する。これは、被曝の最初の年々に発生する早期放射線影響としては、完全には正しくない可能性がある。そのため、見つかった効果をある程度の条件付きで、確定論的及び確率論的なものに分離すると、記述性が明瞭になり、結果の解釈が論理的になった。

医学-人口学的な各種の指標変化が放射線によるものかどうかと結論を下すのは困難だが、そこで留まってはならない。主な困難として、過剰死亡率が存在していると言う事実そのものは、放射線によるものという直接証拠にはならない。そういう論理的結論は希ではない。つまり、影響の発生時と範囲についてはある確信を持って、これらは全て放射線要因に「影響」されていると言える。しかし、各死亡事例において放射線の役割を確信させる「マーク」は無かったし、あるはずがない。全世界の疫学調査の方法によれば、確定論的及び確率論的影響による死亡は同一であるが、これには、現れた変化の性質を明らかにし得る直接証拠がないという、同じ泣き所がある。すなわち比較疫学分析で満足せざるをえない。その方法は、住民の被曝群と非被曝群の比較である。

「放射線影響」の考え方を用いる際には、過剰死亡率の発生は放射線のせいだけではないことを明確に理解することが重要である。住民の居住環境、特に医学-人口学的バックグランドを考慮し、過剰死亡率は、基本的に、種々の病理学的状況が存在するという潜在的に死ぬ運命にある人々によって母集団が形成される。被曝は、重症患者の病気の転機を加速するという想定も可能だ。この想定は、影響の大部分は最も傷つき易い年齢-子供と老人-に現れることから確認される。非常に大きな意義を持つのは、次の医学検診の結果である。血液循環器病による過剰死亡率形成メカニズム理解のための、被曝住民の心臓-血管系の機能と器官変化の研究結果や最も高い線量での免疫抑圧は、感染症と自己細菌により引き起こされる病気からの過剰死亡率により説明される。

1.6.1-1.6.3 節の内容を繰り返す必要はない。しかしそれに加え、簡単に全体的に、河川系沿岸における被曝の医学的影響がどう進展したかを記すのが妥当と思われる。これらの事象の分析は、取り返せない損失としての健康損失の評価だけでなく、将来状況がどう進展し得るかを推定するのにも有用だ。

テチャ川に放射性物質放出開始時から既にほぼ 50 年であり、全期間に対し状況を分析すれば、被曝住民における「早期」及び晩発性影響の時間的進展に関して、事実上完全な現実的及び期待される「シナリオ」が得られる。「早期影響」の発現は、かなりの程度、条件的である。何故なら、被曝の最初の年々に発生したとは言え、5-6 年間継続し、ある場合には最初から 10-13 年に及んだからである。これは、住民医学検診で見られた慢性放射線病やその他の放射線障害の発現にもあてはまる。同じ期間に、過剰な有病率と死亡率と言う形で健康悪化の徴候が見られた。こういう被曝の影響は、被曝の確定論的影響と名付けられた。防護措置採用の結果、住民の被曝は激減し、確定論的影響は徐々に消失した。しかし、7-13 年目から腫瘍病が見られるようになった。最初は白血病、次に短い休止期間を経て、他の腫瘍が。確定論的効果及び確率論的腫瘍効果は、「non-specific」及び「specific」な寿命短縮を伴なった。被曝開始から 30 年目には、テチャ川沿岸に腫瘍効果が下火になる傾向が見られた。しかし、確定論的及び腫瘍効果についてのあらゆる情報は、基本的に 80 年代初めに編纂された。今後のことは、時が示す。ウラル放射線医学理論・実践センターでは、医学-線量測定及び発がん登録の充実化作業が続いている。同時に、近年ウラル放射

線医学理論・実践センターで被曝の遺伝的影響の解明に向けた研究も行われている。今の所、この問題において明確な回答はない。

次に将来の状況予測はどうすれば出来るかという問題が起こる。被曝後 30 年過ぎて現れた人々の健康影響の分析により、次のような確信を抱かせる。30 年以後(放射能汚染状況の悪い面に変わりはなくても)、臨床検診で見つかる放射線障害の発現はほぼ完全に消失する。十分に確信できる遺伝的影響の発現は余り有りそうにない。未だ可能なのは被ばくによる腫瘍効果だが、それもピークは過ぎている。被曝影響が下火になる原因は生物学的本質だけではなく、社会的要因の介入もある。自然に発生している人口プロセスにより、時の経過と共に、死亡と移動により、個人登録に残る人々は常に減少している。このため統計集団が減少し、正確な研究が行える可能性が低くなっている。これは不可避的に疫学研究の限界を示している。更に出発資料の質が悪いことが多く、その向上が望まれる。

上述のことから新たに、被曝住民を更に観察しても見込みがないという結論は得られない。しかし、実施に当たっては周到な準備が必要だ。組織的研究においては、登録に入っている各人に対し厳密に個人別な観察を最重要原則とし、登録からの偶発的な喪失を防ぎ、解剖その他の組織的措置により診断を客観的に検証し、登録の保存に努め、それから得られる情報の完全性と質を高めることが必要である。最近まさにこれを鍵に、ウラル放射線医学理論・実践センターは研究を行うよう努力している。

1.7 住民被曝制限措置の有効性評価

1.7.1 防護措置の特徴概要

テチャとイセチ川沿岸に住む住民の被曝を制限するための主な実践的措置は、次の 2 つの大きなグループに分けられる:

- 設備上の措置。液体廃棄物のテチャ川への放出停止を含む「マヤク」事業所の技術プロセスの改善と貯水池カスケード建造による。
- 住民の生活活動への介入に関する措置。住民に地下水供給、住民の完全又は部分的な移住、テチャ川沿岸に衛生区域設置等を含む。

工場からテチャ川への液体放射性廃棄物放出の劇的削減は、1951 年のカラチャイ湖への放出先切り換えと、1956 年の貯水池 No.10 ダム建造により達成され、これにより殆どは工場起源でない低レベル液体放射性廃棄物だけが放出されるようになった。

上述の貯水池 No.10 ダムと 1964 年建造の貯水池 No.11 ダムは、貯水池内の汚染水を完全には隔離できなかった。何故なら、ダム床と迂回水路ダムの透過流があったから。90 年代で透過流によるテチャ川への Sr90 到達量は 0.4-0.85TBq/y(12-23Ci/y) レベルだった。これは閉じ込めダム No.11 の水理的不備による。テチャ川の長期汚染の別のメカニズムとして、汚染した沼の氾濫原から放射性核種が洗い出され、遊離浮遊し、川に移行する。このプロセスで現時点で川に約 1.5-1.8TBq/y の Sr90 が入っている。

テチャ川とイセチ川の流れ全長に渡り居住地で行われた、既存の水源の改善と新設が、住民被曝を制限する最初の措置の一つだった。「マヤク」とソ連中型機械省の首脳部による上記措置の導入が必要との提案は、1951 年に公式化された。しかし、テチャ川沿いの居住地に健康な水を供給する最初の政府決定は、1953 年 6 月に-つまり、テチャ川への強い放出が停止した後-やっと採

択された。1959 年までの数年間に渡り、ソ連閣僚会議は、健康な水供給の実施を加速し、範囲を拡大するよう、一度ならず決定を採択した。これらの措置は 60 年代初めまで実施されたが、完全には実施されていない。

住民被曝の決定的な径路に関する現代の知識から出発すると、健康な水の供給のみが住民被曝を制限する主要措置と見なしてはならない。給水システムの変更と同時に、抜本的に外部被曝を制限し、現地産物摂取による内部被曝を制限するため、川と氾濫原の利用禁止や、移住に至るまでの総合的措置が必要だっただろう。しかし、後の諸措置の実施は、大きく遅れた。移住についての政府決定は 1954 年に採択され、その後 1957 年に追加された。これは「健康な」水供給の効果だけでは不十分なことが明らかになった後だった。つまり、住民被曝レベルに関するデータが得られ、更に、主には住民の放射線障害という事実が確認されてからだった。

実際、住民の移住は 1959-1960 年まで続いた。当時テチャ川沿いに 39 の村があり(2 万 8 千人)あり、上流の 24 の村の住民(8 千人)は完全に移住した。15 の居住地(約 2 万人)では沿岸から居住地の境界内に一部移住が行われた。

中流にある最大の居住地は、今もある Muslyumovo 村(50 年代には 3200 人)と Brodokalmak 村(4100 人)である。

防護措置の実施がこのように遅れた原因をある程度説明すると、特に、

- 「マヤク」始動時には、環境における放射性核種の挙動と、テチャ川への液体放射性廃棄物放出による住民に対する放射線影響の可能性についての知識レベルが低かった
- 特に沿岸地域の環境と住民の放射線管理の範囲と内容が不十分だった
- 放射線状況及び住民の外部・内部被曝の日常的把握と、長期予測がなかった
- 住民の放射線防護の線量基準がなく、環境や人間により摂取される食品・飲料水の放射性核種許容濃度もなかった
- 厳しい秘密体制。このため住民、果ては意思決定責任者にすら情報がなかった。

蓄積された経験に基づき、居住地境界内への住民の一部移住は、誤りと認識すべきだ。テチャ川沿いに衛生区域設置は、事実上移住と同時期に行われたが、汚染水と河川氾濫原の住民による利用を完全には根絶できなかった。これは、保全措置が不十分であり、放射線の危険性についての住民への情報がなく、従って伝統的な生活様式を制約する動機付けがなかったからである。衛生区域の無断利用は、時の経過と共に増える一方だった。

もう一つの深刻な見逃しとして、土地利用制限と個人産物制限が不十分だった。家畜の放牧と干草刈りは、ほぼ完全に農業には向かない土地で行われ、このために衛生区域が利用された。この状況は、事実上今も変わっていない。

原子力産業停止期間中のテチャ川の放射能状況は、有害な産業廃棄物の河川網への長期放出による、住民に対する危険性を示す格好の例になっている。この問題は、長い期間をかけて国家と現地住民が直接及び間接(社会)的影響を軽減し、相互努力によって克服する必要がある。

1.7.2 線量予防基準に関する防護措置の有効性

現在、防護措置の線量有効性の解析では、予防された等価線量値が用いられている。これは、措置がなかった時に期待される等価線量値と、措置を実施した時の実際の等価線量値との差である。その後、予防線量が、措置費と比較される(単一の自然な、又は、金銭指標を用い)。こうして措

置実施の純利益が得られる。このアプローチの実施例は、本書の第 5.2 章にある。以下には、予防集団線量評価値のみを示し、どの措置が最も住民被曝を下げたか定量的に明らかにする。

強調すべき事として、我々の期待及び予防線量計算では、人間の大腸下部に対し、実効線量ではなく、等価線量が用いられた。これは、旧ソ連における 90 年代までの電離性放射線規則の一般原則と線量評価(テチャ川沿い地区の住民線量評価を含む)は、決定臓器(critical organ)の考え方に基づいていたからである。大腸下部被曝線量は、被曝臓器中で最も高く、基本的には、溶け難い放射性核種(設備排水中この割合が 80%)の胃腸系内移行によるものだ。従って、大腸下部の線量変化は、各時点における外部環境の放射線状況の変化を十分に反映している。明らかに、大腸下部の等価線量では、骨髄や骨表面の Sr90 による等価線量を正確には勘定できない。しかし、予防線量計算時に避けられない仮定を考慮し、不確定性を 2 とし、条件付きながら大腸下部線量は、以下の防護措置シナリオで検討される等価線量値の上限評価とできる。

防護措置挿入の各段階を反映し、次のように期間が分けられる:

- Ⅰ期(1951-1952 年)-何ら措置なし。評価できないがある程度の役割を既存の産業用貯水池 -Koksharovskiy と Metlinskiy-が果たした
- Ⅱ期(1952-1955 年)-1951 年末に放出先をカラチャイ湖に切り換え、設備からの中レベル及び事故時液体廃棄物の川への放出が中断された;Koksharovskiy ダム(1952 年)と Metlinskiy 貯水池(1954 年)の改修
- Ⅲ期(1956-1962 年)-Ⅱ期への追加措置として、1956 年に貯水池 No.10 が建造され、住民の生活活動への介入措置が実施された(1954-1960 年)
- Ⅳ期(1963-1980 年以降)-Ⅲ期の措置への補足として、貯水池 No.11 建造(1962 年)
- Ⅳa 期(1963-1999 年)-同上

期間区分の他、テチャとイセチ川沿岸地域住民のグループ化が行われた:線量形成[=被曝]条件と移住までの居住長さに応じ。

- 第 1 群-テチャ川上中流。当初は 9250 人、5950 人が移住。
- 第 2 群-テチャ川下流。当初は 2 万 450 人、2360 人が移住。
- 第 3 群-イセチ川中流。当初 3 万 2 千人。移住なし。

住民の被曝線量低減措置の有効性は、年平均大腸下部線量の低下倍率によって評価する。ここで、全体の低下倍率は、各後続期間の低下倍率の積となる:

$$K_i = K_1 \times .... \times K_{i-2} \times K_{i-1} \qquad (1.1)$$

ここで、Ki = i 番目(最後)の観察対象期間の低下倍率

もし、個別期間中に複数の措置が同時に実際にとられていたなら(Ⅲ期のように)、各措置による低下倍率の和をとる。

表 1.31 に、線量効果評価の出発点となった情報を示す。表のデータは、全期間の平均年間線量の変化と、年間線量の低減に至った主な措置の影響を、十分に反映・一覧するものだ。明らかに、全ての 3 つの住民群で年間線量が 1952-1955 年間に急減していることは、1951 年末に中レベル及び事故時放出停止と関連しているのだろう。

残念ながら、移住に対する同様の評価はない。その線量低下倍率の可能な評価を以下に示す。

同様に、Ⅲ期における個別措置(貯水池 No.10 建造、住民への水供給改善、生活様式の制限)の有効性に関するデータもない。これらの措置についてはⅡ期に対しⅢ期における線量低下倍率が

表 1.31 非移住民の大腸下部個人線量評価の為の入力データ

期	第1群住民			第2群住民			第3群住民		
	年平均線量、Sv/y	線量低下倍率*	期線量	年平均線量、Sv/y	線量低下倍率*	期線量	年平均線量、Sv/y	線量低下倍率*	期線量
I (1950-51)	1100	1	2200	220	1	440	32	1	64
II (1952-55)	110	10	440	27	8.1	110	9	36	36
III (1956-62)	3	367	21	2	109	14	3	11	21
IV (1963-1980)	2	550	36	1	218	18	1**	32	18
IVa (1963-1999)	2	550	74	1	218	37	1**	32	37
全期間: 1950-1999***			2735			601			158
注 *: I 期に対する比 ; **:採用値 ; ***:IV期を除く合計									

付加された形で与えられ、非移住民の第 1 群が 36.7、第 2 群が 13.5、第 3 群が 5 である。これらの措置の個別の寄与評価は、次の仮定をすれば可能だ:もし住民のテチャ川水利用による内部被曝をなく出来れば、水供給の改善は最大限有効だった;衛生区域の設置は外部被曝を防止した。

1950 年以来の全期間の大腸下部蓄積線量は、第 1 群住民では外部被曝が 71%、内部被曝が 29%;第 2 群ではそれぞれ 17%と 83%だった。当時、最大限可能だった低下倍率を表 1.32 に示す。

表 1.32 水供給改善、生活制限と貯水池 No.10 建造による年間線量低下倍率

措置	第1群住民	第2群住民
水供給改善	1.4	5.9
生活制限	3.4	1.2
貯水池 No.10 建造	31.9	6.4
合計	36.7	13.5

平均年間線量と住民移住時までの線量-最初の 2 群について-と、年間線量低下倍率を表 1.33 に示す。これが示すように、移住による 1950-1999 年間の全被曝源による蓄積線量の減少は、第 1 群住民ではたったの 3.4%、第 2 群では 10.5%だった。

表 1.33 期毎の平均年間線量、移住までの線量と移住による年間線量低減倍率

期	第1群住民			第2群住民		
	平均年間線量、mSv/y	年間線量低減倍率	期間線量 mSv	平均年間線量、mSv/y	年間線量低減倍率	期間線量 mSv
I (1950-51)	1100	1	2200	220	1	440
II (1952-55)	110	10	440	27	8.1	110
III (1956-62)	0.43	2560	3**	0.57	384	4**
移住まで			2643			554
注 *: I 期に対する比 ; **:期平均年線量に対する比						

実施された全ての措置の結果としての線量低減倍率を表 1.34 に示す。これらの評価は、表 1.31-1.33 と同様に、予防線量計算に基づいている。大腸下部の仮想線量計算時の仮定として、1950-1999 年間の全期間(50 年)に対し、初期の 1950-1951 年間と同条件の放射能放出があるとした:平均年間線量は、第 1 群住民が 1.1mSv/y、第 2 群が 0.22mSv/y、第 3 群が 0.032mSv となる。この仮定による仮想線量はそれぞれ、55;11 及び 1.6Sv となる。

予防線量は、次の簡単な算術式で評価した:

非移住民に対し: $D_{n,\Sigma} = D_g - d_i \sum i(k_{i,\Sigma})t_i$ (1.2)

移住民に対し: $D_{n,\Sigma} = D_g - d_i((k_{I,\Sigma})t_I + (k_{I,\Sigma})t_{II} + (k_{III,\Sigma})t_{移住} - (k_{IV,\Sigma})t_{IV})$ (1.3)

ここで、 D_n:予防線量、Sv; D_g:仮想線量、Sv; d:期間平均年線量 Sv/y;

t:期間の長さ; $t_{移住}$:Ⅲ期の移住までの期間、年

I:期番号(Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ); j:措置番号; Σ:J 個の複合措置の存在

式(1.3)の括弧内は、移住の効果を反映している。

表 1.34 個別措置の実施による大腸下部年間平均線量の低減倍率

住民ｶﾃｺﾞﾘ	期	実施された措置					1999 年までの全年間線量低減倍率
		放出停止	貯水池 No.10 建造	水供給改善	生活制限導入	貯水池 No.11 建造	
第 1 群							
非移住	Ⅰ	-	-	-	-	-	1
	Ⅱ	10	-	-	-	-	10
	Ⅲ	-	31.9	1.4	3.4	-	367
	Ⅳ	-	-	-	-	1.5	550
移住	Ⅰ	-	-	-	-	-	1
	Ⅱ	10	-	-	-	-	10
	Ⅲ	-	223	10	24	-	2570
	Ⅳ	-	-	-	-	-	-
第 2 群							
非移住	Ⅰ	-	-	-	-	-	1
	Ⅱ	8.1	-	-	-	-	8.1
	Ⅲ	-	5.9	1.2	6.4	-	109
	Ⅳ	-	-	-	-	2	218
移住	Ⅰ	-	-	-	-	-	1
	Ⅱ	8.1	-	-	-	-	8.1
	Ⅲ	-	16.8	3.4	18.2	-	384
	Ⅳ	-	-	-	-	-	-
第 3 群							
非移住	Ⅰ	-	-	-	-	-	1
	Ⅱ	3.6	-	-	-	-	3.6
	Ⅲ	-	≒1	≒1	≒1	-	10.7
	Ⅳ	-	-	-	-	3	32

予防線量の評価結果を表 1.35 と表 1.36 に示す。ここでは措置がとられなかった最初の 2 年間に蓄積された線量を考慮に入れている。表 1.35 によれば、行われた全ての措置による予防線量は、仮想線量の 94.3-98.9%の範囲にある。

ここで最も線量を下げたのは放出中止で、第 1 群非移住民の 78.2%から第 3 群住民の 37.3%までの範囲だった。貯水池 No.11 建造が非移住民の線量予防に比較的大きな貢献をした(13.4～38.4%)のは、Ⅲ期の措置実施後の居住時間が長かった(37 年)ことにより説明される。

住民数で重み付けした平均予防線量(表 1.36)の数値は違ってくる。これは第 3 群住民(イセチ川)の寄与(52%)が大きいからである。

線量効果の計算時に採用された一連の仮定を考慮し、次の結論が得られよう

- 全群の住民に対し採用された措置は、仮想線量を約 96%予防した(低減倍率 25)

表 1.35 実施された措置により予防された大腸下部線量(1950-1999 年間の仮想線量に対し)

措置	第 1 群住民				第 2 群住民				第 3 群住民	
	非移住		移住		非移住		移住		非移住	
	Sv	%	Sv	%	Sv	%	Sv	%	Sv	%
放出停止	43.00	78.2	43.00	78.2	7.37	67.0	7.37	67.0	0.60	37.3
Ⅲ期措置	2.04	3.7	9.36	17.0	0.95	8.7	3.52	32.0	0.30	18.6
健康な水供給	0.08	0.2	0.01	0.02	0.42	3.8	0.12	1.1	0.10	6.2
制限制度導入	0.19	0.3	0.03	0.05	0.08	0.8	0.02	0.2	0.10	6.2
貯水池 No.10 建造	1.77	3.2	0.25	0.5	0.45	4.1	0.13	1.2	0.10	6.2
移住	-	-	9.08	16.5	-	-	3.25	29.5	-	-
Ⅳ期措置*										
貯水池 No.11 建造	7.22	13.1	-	-	2.52	22.9	-	-	0.61	38.4
合計	52.26	95.0	52.36	95.2	10.84	98.5	10.89	98.9	1.51	94.5

* 非移住民の 1950-1999 年間の合計線量評価に際しては、移住後の居住条件時でのⅣ期とⅢ期線量を差し引いた。

表 1.36 住民数により重み付けした予防線量(1950-1999 年間の仮想線量に対し)、%

措置	非移住	移住	全住民
放出停止	49.7	75.0	53.3
Ⅲ期措置	14.3	21.3	15.3
健康な水供給	5.0	0.3	4.4
制限制度導入	4.0	0.1	3.5
貯水池 No.10 建造	5.3	0.7	4.7
移住	-	20.2	2.7
Ⅳ期措置			
貯水池 No.11 建造	31.5	-	27.2
合計	95.5	96.3	95.7

- 最も被曝した第 1 と第 2 群(テチャ川沿岸民)に対する全予防線量中、Ⅲ期に行われた措置の寄与は小さかった。これらの群の殆どの予防線量は、移住民については放出中止(75%)と移住(20%)によるもので、非移住民については放出中止(50%)と貯水池 No.11 建造(32%)によるものである。
- 第 1 群と第 2 群の移住民と非移住民に対する、Ⅲ期にとられた措置(健康な水供給、生活制限と貯水池 No.10 建造)の線量予防への貢献は、有意でなかった。移住の効果を除くと、これらの措置の線量予防への合計貢献度は、非移住民で 14.3%、移住民で 1.3%となった。住民全体に対するこれらの措置(移住がなければ)の貢献度は殆ど同じ 12.6%だった。

これらの評価は全体として、移住を別にすれば、住民の生活活動に介入する措置の効果は低いことを示している。つまり、住民全体に対しては、予防線量の 53%は放出停止、15%が移住を含む住民の生活活動への介入によるもので、長期居住という条件では貯水池 No.11 建造も寄与した(27%)。

貯水池 No.11 の役割評価は完全には正しくない。なぜなら、長い全期間に亙って年間線量が一定と言う仮定に基づいており、最初の 2 年間に放出された放射能の崩壊を考慮していないから。

1.7.3 地域経済と住民にもたらされた損失の補償

50-60 年代に行われたテチャ川への放射能放出の影響の深刻度を下げる措置は、主に、テチャ川とイセチ川の沿岸住民の被曝制限に向けられた。主な被曝制限作業が完了後、この問題への中央及び現地機関の関心は弱まり、直接損失も完全には賠償されず、これに加えて時の経過と共に未補償の直接及び間接損害が増えていった。これは経済的損失だけでなく、被曝住民の医療リハ

ビリ、汚染氾濫原と川自身の放射線-環境リハビリ、地域の社会-経済問題、また何よりも先ず被災住民の社会的保護の問題がある。

残念ながら60年代から90年代初めまで、テチャ川への放射能放出の影響の深刻度を更に下げるための、国家、地域及び官庁の長期及び短期のプログラムは存在しなかった。

テチャ-イセチ川が流れる地域には、「マヤク」における 1957 年の放射線事故の影響も問題をややこしくした。又、これらの川の放射能汚染は、Chelyabinsk と Kurgansk 両州の 15 の行政区域に及び、全住民は 35 万人(832 の居住地、5 つの町)だった。90 年代初めまで、被災区域の経済指標は、地域平均より悪かった。農業生産高は州平均より 30%低く、土地の肥沃度は落ち、一人当たりの家畜と家禽の数は大幅に減り、畜産の生産も落ちた。

90 年代初めには、テチャ川沿岸から住民や幾つかの農業事業所が移住した村居住地の生活基盤、社会-文化施設、農業生産用建造物の状態が深刻に悪化した。移住完了と共に、居住-地域社会、社会-文化と経済分野への国家投資は停止した。こういう支出は、現地農業事業所と現地政府が行なったが、そこには通常、資源に制約があった。以前の Metlino 村とソホーズ「Burino」-「マヤク」の管理下にあった-からの一括移住の結果、建った建造物を除けば、後で Ozersk 市は十分な予算を得て住宅基盤、地域社会と社会-文化分野を発展させたが、他の居住地では、社会的損失に対する補償はなかった。移住先の住居は、費用をけちったプレハブの寄せ集めで、今は大分朽ちている。村居住地の文化-生活と保健施設も、殆ど同じくらい朽ちている。

被災行政地区の社会問題も深刻化している。そこでは社会インフラの発展が弱く、何よりも、住宅、医療、地域社会と社会-生活状況が不十分だ。つまり、地域社会サービス (水道と下水、温水供給、集中暖房) 確保率は、20-40%を超えていない。

被災地区の社会的失業者は、90 年代初めで週平均に比べ 28%高く、住民の所得は 26%低かった。

住民の医療サービス網は十分に発達していなかった。被災地区の多くの居住地にはそもそも医療機関がなく、Chelyabinsk州被災居住地175のうち、55には医療従事者がいない。被災地区は、州平均よりも医療サービス水準(医療要員の確保、医療支援アクセス性、保健予算)が低い。大多数が被災行政地区に住んでいる被曝住民の医療リハビリと疾病予防も同様に、一連の地域社会問題の中で優先されていない。

地域の放射能汚染による損失補償が不十分で、全観察期間に渡り住民の生活水準が低かったため、被災住民の健康に対する居住環境の放射能汚染の影響は、一連の指標によれば、弱まるどころが強くなっている。

被曝住民の医療リハビリ水準は不十分だった。特にこのためにソ連保健省生物物理研究所第 4 支部(現在のウラル放射線医学理論・実践センター)が編成され、被曝により引き起こされる病気の予防と被災者の治療に十分努力したのだが。

被曝住民の疾病予防と治療を別にすれば、生物物理学研究所第 4 支部は過去の全期間を通じ、予算不足から、別の大規模な住民の医療リハビリ措置を実施しなかった。州と地区中心部(そして特に現地)の保健機関は、90 年代初めまで被災住民に十分な医療リハビリをしてこなかった。1993 年に、ロシア連邦法「1957 年の生産連合<マヤク>における事故とテチャ川への放射性廃棄物放出による放射線作用に被災した市民の社会的保護について」が採択されるまでは、被曝住民は-明確に発病した人を含め-何らの特典も補償も予定されず、被曝住民の社会的及び医療リハ

ビリは、かなり困難だった。

1.7.4 放射能汚染の影響清算に関する現在の国家政策

90 年代初め、何よりも先ず社会と住民の側から、ウラル地域の放射能汚染の影響に、深刻な注意が向けられた。彼らには、地域住民の社会-経済的及び医療リハビリに関し実施された措置の低い効果と、「マヤク」に将来蓄積される放射性廃棄物による潜在的放射能汚染リスク増大が、不安だった。

改革期の経済的困難にも拘らず、ロシア連邦原子力省、ロシア連邦保健省、「マヤク」、Chelyabinsk と Kurgansk 州の行政他の指導機関、そしてソ連科学アカデミーは 1991 年に、放射線事故影響克服に関する地域プログラムの策定に着手し、特定目的投資と補償に基づく国家政策とすることを目指した。

ロシア共和国大統領命令により、ウラル地域の放射線リハビリと被災民支援措置に関する 1995 年までの期間のロシア連邦国家プログラムが策定され施行された。

プログラムの主な目的は:

- 「マヤク」の過去の活動により蓄積した放射性廃棄物によるウラル地域の放射能汚染源の閉じ込めと予防;
- 放射性核種により汚染した地域の環境健全化
- 汚染地域の環境放射線状況モニタリングシステム開発
- 医療サービス水準向上と住民の健康維持
- 社会及び生産インフラ開発、汚染地域の社会施設の整備水準を平均的指標まで向上

プログラム実施のための 1992-95 年間の総計画支出は、19 兆[trillion]ルーブリ(1995 年価格)、このうち建設投資は 76%、運用費が 24%、被災行政地区の社会-経済的リハビリ(54%)と住民の健康維持(19%)に、重点予算割当が計画された。

Chelyabinsk 州に対する計画予算総額(放射線事故リスクを下げるための予算措置は除く。これは「マヤク」の活動費として直接カバーが予定された)は、ほぼ 12 兆ルーブリに達した。うちテチャ川の放射能汚染影響克服に 6.2 兆ルーブリが予定された(約 63%を Chelyabinsk 州が負担)。Kurgansk 州ではこれらの目的のために全計画予算が予定された(3.2 兆ルーブリ)。

1995 年価格でテチャ川への放出の影響克服に対し約 10 兆ルーブリの支出が計画された。しかし実際には全体として 5.7%しか支出されず、Chelyabinsk 州では 6.1%、Kurgansk 州では 4.9%だった。

こういう削減された予算でもプログラムの結果、被災両州では次のことが実現された

- 総面積 11 万 m^2 の住宅が完成、定員 752 人の一般教育学校、定員 375 人の幼稚園・保育園
- 124km の地区間と事業所内道路が運用開始、126km のガス網、14 の天然ガスボイラーが改修・稼動
- 被災民(被爆者と子孫)の医学-線量登録構築完了、126174 人を含む、特別疾病予防措置対象は 78583 人(Sverdlovsk 州民を含む)
- 60 床の病院 1 つ、総合診療所 2 つ-各々直当り 400 人診療可能、助産所 1 つ-直当り 35 人診療可能、救急支援所 1 つが運用開始
- 全 3 州の疾病予防-保養所[ｻﾅﾄﾘｳﾑ]と州リハビリセンタで 11760 人-被災地区の子供 4000 人

を含む-を治療

- 物資-設備基盤改善。治療-疾病予防施設に医療要員を配置

プログラムでは、次の財政措置が予定されている。Chelyabinsk 州ではテチャ川への放射性廃棄物放出の影響と 1957 年の「マヤク」における事故の清算のため、Sverdlovsk 州では 1957 年の「マヤク」における事故の清算のため、Kurgansk 州ではテチャ川への放射性廃棄物放出の影響清算のために。

行われた措置を全部会わせても、支出額は非常に小額で、「マヤク」の活動による負の影響の補償-特にテチャ川への放出に関連する-国家プログラムの完全実施は出来なかった。従って、国家プログラム実施遅れを克服し更に進めるため、次の連邦特別プログラムが承認された。それは、目的面では以前の 1992-95 年に対するプログラムと変わらず、活動方向は同じだが区分の編集が若干違っている。

連邦が資金を負担するプログラム全体は、予定では 2 段階(1996-1997 年と 1998-2000 年)で行われ、1996 年価格で 1.7 兆ルーブリ、このうち 1.5 兆円が連邦予算、1060 億ルーブリが州予算、920 億ルーブリが予算外(ロシア原子力省負担)である。

連邦特別計画は、直前のプログラムの実施遅れを補償しようというロシア連邦政府の意気込みを感じさせるものだが、3 年計画実施の総括としては(1996-1998 年間の実際の支出額)、どの活動方向に対しても不充分だった。第 1 段階(1996-1998 年)作業の、Chelyabinsk と Kurgansk 州における支出額は、計画総額に対し 63.5%、1996-2000 年間については 24.3%だった。1998 年の実績支出額は急減し、Chelyabinsk 州で計画のたったの 8.2%、Kurgansk 州で 6.5%だった。

1.8 結論概要

テチャ川の放射能汚染水系は、世界規模でもユニークな先例であり、巨大原子力産業センターが立地されている地区の住民と経済に深刻な放射線学的、環境放射能的及び社会-経済的影響を生んだ。テチャ-イセチ川系の放射能汚染源は、国家レベルで承認されたテチャ川上流への大量の施設起源の廃棄物の放出で、殆どが再処理工場の中レベル廃棄物だった。1949 年末から 1956 年までに、テチャ川には約 7600 万 m^3 の放射性核種により汚染した廃棄物、合計放射能約 110PBq(2.8 MCi)が放出された。まさにこの放出が条件となり、テチャ-イセチ川系に強い長寿命放射能汚染が発生し、更にそれは大量の環境放射能学的、放射線学的及び社会経済的問題を産んだ。

テチャ川への放射性液体廃棄物放出は、事実上、米国ハンフォード原子力センタからコロムビア川への放出の反復であったが、テチャ川への放出放射能の方がより少なかったにもかかわらず、放射線生物学的影響は大幅に深刻だった。これは次の 2 つの主要因により説明される:

- ハンフォード・センターの放出は、コロムビア川の水で直接冷却していた原子炉の運転廃棄物だった。川に放出された冷却水は、主に短寿命の中性子放射化生成物を含んでいた。その結果、川の長期の放射能汚染はなかった。
- コロムビア川はテチャ川より水量が多く、流れも速かった。そのため放出廃棄物が川の水でより希釈されただけでなく、川床の放射性核種含有量も大幅に少なかった。

テチャ川への放射性液体廃棄物放出の影響の深刻さは、放出開始直後から、テチャ川水の高レベル放射能汚染が見つかり、また外部γ線被曝線量からも、明らかだった。2-3 年経つ内に、沿岸

村の農産物、川魚と水鳥の高レベル放射能汚染が確認された。住民の健康悪化と一部の現地住民に慢性放射線病の発生が確認された。

上記影響の最小化問題は、国家レベルでの実践的決定を必要とした。決定手段の選択は、川と沿岸環境系の放射能汚染レベル低減の実現又は可能性のある手段、更に現地住民の被曝線量低減手段に関し何ら情報がなかったため、かなり困難だった。そのため採択された決定の多くは推測によるもので、一部は今の立場からは最適ではなかった。

1951年に設定されたテチャ川への放出影響最小化に関する実践措置の主な方向は次の2つだった:

- 外部環境への放射能放出の低減に向けた設備の改善
- 以後の住民の被曝を低減又は予防するため生活活動に介入

設備技術的性格の主な措置として①流出の無いカラチャイ湖に切り換え「事故時」と中レベル放射性液体廃棄物放出停止(1951年)②貯留貯水池No.10(1956年)とNo11(1963年)建造による設備からと設備起源で無い低レベル廃棄物の放出停止。これらの貯留貯水池は、生成される全ての低レベル廃棄物を多年に渡り保管できる。

住民被曝制限措置として①沿岸村住民に、伝統的な川水に換えて、地下水源から汚染のない水を供給する(1951年開始、1960年代初めまで)②テチャ川(1954年)とイセチ川(1955年)に衛生区域制を導入し、住民による川自身とその氾濫原の産業-生活利用を制限③沿岸村の一部住民の移住(1956-57年間、後で1958-1959年間)。

しかし、採られた全ての措置は、実施が遅れたため、放出が強かった初期の住民被曝を予防できなかった。まさに1949-1951年間の放出が、河系に蓄積された全ての放射能を事実上決定しており、現時点では放射性崩壊と自然の除染プロセスの結果、大きく下がったとは言え、全期間に亙る移住民を含む住民の被曝の90%以上を規定した。「マヤク」活動の最初の2年間の放出が、その後に発生した全ての問題の根本的な原因だった。

最大の環境放射能汚染を経験したテチャ川の全汚染面積(現在では長寿命のCs137とSr90のみ)は約80km^{2}ある。この地域はテチャ川全長に及んでおり、現時点でも利用から外されている川自身を含んでいる。

給水改善と、衛生区域設置による汚染氾濫原の制限体制導入と並んで、同年代(1950年代)、テチャ川沿岸の24の村から総員8300人の住民の完全移住が行われた。残りの中流と下流の住民(21400人)は移住しなかった。

住民移住、居住地と現地産業事業所の清算、更に制限体制導入と地下水供給は、大きな経済的支出を伴っただけでなく、移住、非移住に係らず社会状況の悪化を招いた。

テチャ川とイセチ川の住民被曝線量低減措置に関し行われた措置の最新の有効性評価によれば、予防線量を指針にして最も有効だったのは設備改善だった。1950-1051年間の強い放出が停止した後、諸措置が行われたことを考慮に入れると、テチャ川上流に貯水池カスケード建造による予防線量が、全予防線量の大部分を占めた。給水改善と制限体制導入の割合は、たったの8.8%でしかなく、5-10年経過後の移住の寄与は2.7%(移住民に対しては20.2%だった。これらの評価は、川水に放射能が常時入らないようにする抜本的措置としての設備改善の優位性を強調している。

テチャとイセチ川沿岸居住値住民の放出開始から現時点までの全期間に対する被曝線量は、

居住値の現地状況(放出場所からの距離)と生活活動条件による。テチャ川住民の平均等価[effective]線量は、上中流で0.32Sv、下流で0.07Svと評価された。住民の73%の線量は0.2Sv未満、0.5Sv超過は12%、1Sv超過は8%である。現在の非移住民(Muslyumovo村とBrodkalmak村)の中で以前最も被曝した住民の等価年間線量は、平均1mSvを超えない。

決定論的な放射線影響の最も深刻な発現は慢性放射線病で、先ず940人(テチャ川上流被検者の20%、中下流の11%、住民総数の2.3%)について診断され、確認診断後64人に確定した。慢性放射線病の発生頻度は、全身γ線線量と赤色骨髄線量の直接の関数である。後者は、寄与の面で圧倒的な外部被曝と並んで、汚染水や食品と共に初期に骨格内に内に取り込まれたSr90からの内部被曝寄与を強調している。慢性放射線病の主な徴候は、末梢血変化、骨髄造血異常、神経-血管調整異常、神経系と骨変化である。

テチャ川被曝民における他の決定論的な被曝影響の証拠として、血液循環病(特に高齢者)、免疫性低下による過剰死亡率、そして過剰死産頻度が記録されている。非被曝民に対する被曝民の全過剰死亡率は、放出開始から最初の5年間に対し5%と評価され、うち82%は血液循環と感染病の結果である。

被曝民の腫瘍死亡率は非被曝民よりも高い。被曝開始から29年間の腫瘍病死亡率は相対差は8%あり、最初の9年間の最小値2%から次の10-19年目の20%まで変わった。腫瘍死亡率の内訳は、被曝群(cohort)でもコントロール群でも、基本的に3部位のがんが多かった:つまり胃がん、肺がんと子宮がんである(全症例の約60-70%)。1950年から1982年までに、被曝民で37件の白血病が記録されており、およそ23件期待数を超えている。放射線誘発白血病では、慢性骨髄白血病(症例の47%)と急性白血病(33%)が多かった。

テチャ川被曝民に対する致死性悪性新生物のリスク係数値は、0.028-0.043/Svの範囲にあり、ICRP評価値0.05/Svに十分近い。ICRP評価値と比べると、この住民に対する放射線腫瘍死亡率評価リスクは、白血病、胃、膀胱と乳腺がんに対してはより低く、食道と肺がんに対してはより高い。係数がより低くなるのは、明らかに、主に放射性核種の生体内取り込みによる低線量率の慢性被曝という被曝の特徴と性格の反映である。

テチャ川の諸問題は、今日もまだ完全には解決されていないままである。主な課題は次の通りである。

- 貯水池No.10とNo.11からの大量の放射性液体廃棄物の事故放出リスクを無くする
- 上中流の川氾濫原にある放射能汚染を清算又は閉じ込める
- 今日、上中流の沿岸に住んでいる住民の放射線安全性確保
- 川の全長にわたる住民と別の場所に住む移住民の医療支援の疾病予防医療改善、全有病率低減
- 沿岸地域に残されている住民と経済損失の社会-経済的補償