

デビル・カベリン G 他。 農業における対策：チェルノブイリ事故後 15 年における効率の評価。その教訓。(2001 年キエフ国際会議のプロシーディング)

国連人道問題調整部、ニューヨーク(2001)118-128

翻訳責任 国際医療福祉大学 鈴木元

3.2.3.推奨される除染技術

現在の放射線防護技術と調和を図りながら、介入（除染）を決断し、除染のためにどの技術を選択するかを決断する際には、コストと共に社会的要因を考慮すべきである。種々の除染技術に関して、適用した場合に回避される線量を評価し、その費用を計算しておく。その中には質的社会因子を含めても良いと思われるが、便益（回避累積実効線量）とデメリット（費用、除染作業者の累積被曝線量）に関して、個々の技術毎に費用便益解析法（ICRP1977）あるいは多重寄与解析法(ICRP1989)で評価する。

除染計画の中では個々の手法に優先順位を付ける。この優先順位付けに当たっては、各々の現場の環境に応じてなされるべきである。しかし、これまで蓄積されてきた経験と調査に基づけば、長期的に以下の主要で単純な除染方法を組み合わせることが推奨される。

- (1) 個人住居に面した庭や公共建造物・学校・幼稚園の周囲、および村落内の道路端の土を上層 5~10cm（放射能の深度分布により調整）を剥ぎ取る。剥ぎ取った汚染土は、個々人の敷地内や村落の中に特別に掘った穴に入れ、穴から掘り起こした清浄な土を除染した土地表面に敷き直す。この方法は、特別に放射性残土の処理のために保管場所を必要としない。
- (2) 個人の果樹園は、深く掘り返すか、上層 5-10cm の表層を除去する。2001 年の時点において、畑は既に何度も耕されており、放射能は上層 20~30cm の深さに均一に分布している。
- (3) 除染した庭等は、清浄な砂や可能であれば砂利の層で覆い、残存する放射線を低減する。
- (4) 屋根を洗う、あるいは葺き替える。

これらの方法は、単一の個人所有の土地や建物、および村落全体の土地や建物の除染に適用できる。後者の場合には、除染による外部被曝線量低減効果は、更に大きい。表 3.4 に種々の都市部の表面汚染に関する除染効率の値を示す。詳細な効率や技法、必要な道具、費用、必要な時間、放射性廃棄物の量その他に関しては、他の報告に詳しい (Roed 他。1995)。

表 3.4. 様々な都市の表面除染の除染効率(線量率低減係数、単位無し)

| 表面 | 技術 | 線量率低減係数、単位無し |
|------------|-------------------------------------|--------------|
| 窓 | 洗浄 | 10 |
| 壁 | 砂洗浄 | 10 ~ 100 |
| 屋根 | ホース洗浄、または砂洗浄 | 1 ~ 100 |
| 庭 | 掘る | 6 |
| 庭 | 表層土除去 | 4~10 |
| 木、灌木 | 短く剪定、または除去 | ~10 |
| 道路 | 掃き掃除、吸引清掃 | 1~ 50 |
| 道路(アスファルト) | 内張 (lining: 土とアスファルトとの間に碎石等を敷き詰める?) | >100 |

(Roed ら 1995)

都市の除染により生じた放射性廃棄物は、既存の衛生要件にあった方法で廃棄されるべきである。大規模な除染の際には、将来、放射能の環境漏洩が無視できるように一時的な保管場所を隔離された場所に設置すべきである。その保管場所は、国際標準の放射能警告シンボルを表示しなければならない。

3.3. 農業対策

チェルノブイリ事故後、旧ソ連邦の最も汚染の激しかった地域と西ヨーロッパの地域で農業対策が実施された。その目的は、介入レベル以下に食品の放射性物質汚染を低減することである。大々的な農業生産システムの対策が白ロシア、ロシア、ウクライナで実施されたが、当初、西ヨーロッパでも幾つかの食品規制が実施された。事故後最初の2~3年は多くの対策が広範囲に行われた。そして、それらの対策は現在まで継続している。さらに、3カ国においては、何年もの間 ^{137}Cs 汚染濃度が高いままの田舎で、汚染レベルが改善されていない家族経営の牧草地に対して集中的な食品生産に対する対策が開始されている (IAC 1991, IAEA 1996a, IAEA 2001)。

西ヨーロッパでは、汚染されたかなりの地域において、高度で継続的な ^{137}Cs の食品移行がみられた。これらの国では、主に改良事業を行わなかった牧草地で自由に牧草を食べた放牧動物由来の食品に対する対策が主であった。

3.3.1. 早期

1986年5月2日から5日にかけて、約50,000頭の牛、13,000頭の豚、3,300頭の羊、700頭の馬が30km圏から人間と共に避難してきた(Nadtochiyら,2003)。30km圏には20,000頭以上の猫や犬を含む家畜が殺処分され、埋葬された。飼料が足りないため、また、移動先で飼育場所を確保できなかったため、多くの家畜がやがて殺処分された(Alexakhinら1991、Pristerら1993)。事故後の急性期においては、動物の汚染レベルにより分類する事は不可能だったため、1986年5月から6月にかけて屠殺された動物は、牛95,500頭、豚23,000頭に及んだ。

多くの死骸は埋葬されたが、一部は冷蔵庫に保管された。しかし、このことが衛生上の、そして実際の経済的難題を引き起こした。肉は直ぐさま食品として不適格と判定され、食品からの線量を抑制するため効果的な対策が旧ソ連邦その他の国々で実施された。しかし、この対策は費用がかさみ、大量の汚染廃棄物を出すこととなった。

事故後最初の何週かは、旧ソ連邦で実施された対策の主眼はミルク中の ^{131}I を減らすこと、または、食品サイクルに汚染ミルクが入ることを阻止することであった。その方法は、ソ連邦1986年勧告に記されている。

- － 家畜飼料から汚染牧草を除くため、放牧を止め屋内で非汚染飼料による飼育へ変更
- － 放射線モニタリングを実施し、 ^{131}I 活性が対策レベル（当時は3,700Bq/L）を越すものは、はじく
- － はじいたミルクは、加工品に使う（主に、濃縮ミルク、粉ミルク、チーズ、バターなど保存の利く製品へ加工）

事故後最初の2-3日は、集団農場のミルクに対する対策が実施されたが、個人経営の農場はあまり対策が実施されなかった。ミルクに対する対策は、管理者と地域当局には伝えられたものの、個人農場には伝達されなかった。このことにより、対策は限定的になり、特に田舎の村落では対策が遅れる原因となった。また、幾つかの地域では有効に機能しなかった。

事故後2-3週中に清浄な飼料を使った飼育が始まったが、これがうまくいけば1-2ヶ月の内に牛の ^{137}Cs を食品として適格なレベルに低下させる事が可能となったはずであった。しかし、この対策はその時点では広く実施されることはなく、その理由の一部は清浄な飼料が春先のため不足していたことである。

1986年6月初旬には、汚染地域の放射能汚染密度地図が作成された。これにより、牧草

汚染のレベルおよび汚染ミルクの生産地域を評価することが可能となった。

1986 年も後半になると、植物表面の汚染は未だ高いレベルであったが、主要な農業対策は、制限的なものであった。最初の 2~3 ヶ月は、高度汚染土地の使用を禁じた。そして、より低いレベルの汚染土地には、継続的な生産が可能となるような勧告がなされた。もっと汚染の高い地域では、乳牛の飼育を禁じた。作物の汚染レベルを低減するために有効な方法は、飼い葉や穀類を遅く刈り取ることである。農産物の放射線管理は、食品生産の各段階、保管段階そして加工段階で実施された (IAC 1991, Alexahkin 1993)。

1986 年 5 月から 7 月にかけて実施された放射線サーベイにより、白ロシア、ロシア、ウクライナで、各々凡そ 130,000,17,300 および 57,000ha の農地が経済的使用から排除された (Baryakhtar 1997)。

1986 年 6 月から、その他の対策が農産物の ^{137}Cs を減らす目的で実施された。

— ^{137}Cs 汚染レベルが 555kBq/m^2 以上の地域での牛の屠殺禁止。屠殺前 1.5 か月間は清浄な飼料で飼育する。

— 外部被曝を最少にし、汚染チリの発生を避けるため、通常の穀物生産で使われるあらゆる手技を排除する。

— 汚染肥料を堆肥として使うことの制限

— 牧草の変わりにトウモロコシからサイロ飼い葉を作る

— 個人農場で生産されたミルクの消費制限

— 農産物の放射線学的モニタリングの義務化

— ミルク加工の義務化

表土を除くという除染方法は、農地には不適切であった。費用がかさむこと、土壌の肥沃さを失うこと、そして汚染土をどこかに埋没する事による環境問題などである。

1986 年の 8 月~9 月に、個々の集団農場に対して農地の汚染レベル地図と、個人所有小区画で農業を実施する際の指針を含む農産物汚染可能性に関するガイドラインが伝えられた (IAC 1991, Alexakhin 1993)。

西ヨーロッパでは、幾つかの国でローカルな水道事業者の飲料水の消費を控えるよう勧告がでた。

スウェーデンは、旧ソ連邦を除くと最も高い汚染レベルを被った。スウェーデンは ^{131}I と ^{137}Cs 活性の介入レベルを定め、輸入品と国内産品を規制した (セクション 3.1)。また、

その他の一連の対応がとられた。(1) もし牧場が 10kBq/m^2 以上の ^{131}I および 3kBq/m^2 以上の放射性セシウムで汚染されていたならば、牛の放牧が禁止された。(2) 新鮮な葉物野菜を消費しないよう、また、他の野菜はよく洗うよう助言を出した。(3) 下水汚泥を土壌の肥沃のために使用するのを制限した。(4) 深く鋤で耕すよう推奨した。(5) より高い位置で草を刈るよう推奨した。

ノルウェーでは、農地から収穫された穀物は、収穫後にモニターされ、新鮮穀物重量で 600Bq/kg 以上の放射性セシウムを含有するものは廃棄され、土中に鋤込みし直された。また、6月に収穫された干し草やサイロに保管した牧草は、全てモニターされ、ガイドラインを越すものは飼料としての使用が禁じられた。

ドイツでは、ババリア地方で幾つかのミルクが食品加工プラントに送られ、豚の餌として粉ミルクに加工される予定であったが、放射性セシウム濃度が高かったため、実行されなかった。

イギリスでは、赤ライ鳥を食する事が制限され、英国の中で汚染レベルが高かった幾つかの地方でアップランド羊の移動と屠殺が制限された。

オーストラリアでは、1986年5月の短期間、牛に新鮮な草を食べさせないよう助言が出された (Muck 2002)。

3.3.2. 後期

放射線サーベイによって、1986年末にはロシアの4行政区(ビリヤンスク、ツラ、カルガ、オレエル)、ウクライナの5行政区(キイフ、ジトミア、ロフノ、フォリン、チェルニゴフ)および白ロシアの3行政区(ゴメル、モギレフ、ブレスト)の農産物は、放射性セシウムの介入レベルを超過していることが判明した。ゴメル、モギレフ、キイフ、ジトミル行政区の最も汚染が激しかった村落では、事故後1年目の穀物とミルクの80%が介入レベルを超した(IAC 1991, IAEA 2001, Nodtochiy ら 2003)。

さらに、1990年代初期にウクライナでは $101,285\text{ha}$ の農地が農業使用から撤退した。その面積の約30%は、 ^{137}Cs 汚染が 555kBq/m^2 以上の地域であった。これらの村落から脱出した村民と共に、個人所有の牛も避難した。これらの避難住民によって、集団農場で非汚染食料を生産する準備や、非汚染食料を清浄地域から輸入する準備がなされた。

ロシアでは、1987年から1988年にさらなる家畜の避難が実施された。しかしウクライ

ナに較べるとより選別した形で行われた。555kBq/m²以上の汚染地域の全ての羊は移動させられた。これは、反芻動物への放射性セシウムの移行率が高いためである。牛に関しても 555kBq/m²以上の地域から 6,880 匹が移動させられたが、多くの家族は自分の牛を保持し続けた。

白ロシアでは、1989年に除染とその他の種々の対策にもかかわらず受容可能なレベルに線量が低下しなかった 52 の村落が移転の対象となった。更に、1991年に新法に従って何人かの人々が汚染地区から移転し、他の村落も移転した。こうして合計 470 の村落が移転した。移転に際して、家畜は可能な限り主人と共に移転した。

汚染地区で対策を実施する目的は 2 つある。第 1 は、食品の安全を保持し、国民の年間実効線量を 1mSv 以下に抑えるために介入レベルを守ることである。第 2 は、農産物への全体としての放射性物質の移行を減少させることである。一般的に、農業への対策を早く始めれば早いほど、費用対効果はより大きくなった(Priester ら 2000)。

1987 年以降、農産物の高い放射性セシウム活性は家畜製品にのみ検出された。そこで、ミルクや肉の ¹³⁷Cs 活性を低減する対策を実施することが、活発な農業のための修繕策として焦点があてられた。放射性セシウムの移行率が十分な低さであるジャガイモや根菜類は、生産され続けた。翌年には作物の放射性セシウム汚染はずっと低下し、対策が介入レベル以下に抑えるのに有効であったことが示された。1991 年、3 カ国で 370Bq/kg を超過する汚染穀物の割合は 0.1%未満であった。

もっとも困難な残された問題は、基準を満たさないミルク生産である。3 カ国で大規模な種々の対策が講じられたことにより（以下詳述）、放射性セシウム活性が介入レベルを超す家畜製品を急激に減らすことができた。図 3.2 に介入レベルを超したミルクの時間的变化が示されている。しかし、介入レベルが 3 カ国で異なる時期に低められたことに留意すべきであり、直接、比較することはできない。図 3.3 に 3 カ国における介入レベルの変化が示されている。

図 3.2 の 3 カ国の汚染食品の経時的変化は、大きく介入レベルの変更に依存しているが、同時に対策実施の規模にも依存している。この点は、ロシアのミルクに顕著で、1997 年以降対策実施規模が減少したため、汚染ミルクの量が増加した。白ロシアとウクライナで最近、介入レベルを超す肉が減少したのは、屠殺前にモニターして基準をクリアした家畜が屠殺されるようになったためである。ロシアでも屠殺前のモニターをしているが、肉の汚染レベルが高いのは、個人農場と集団農場の産物が混在しているからである。現在でも少数トンの肉が介入レベルを超しているが、これは怪我をした家畜を屠殺したためである。

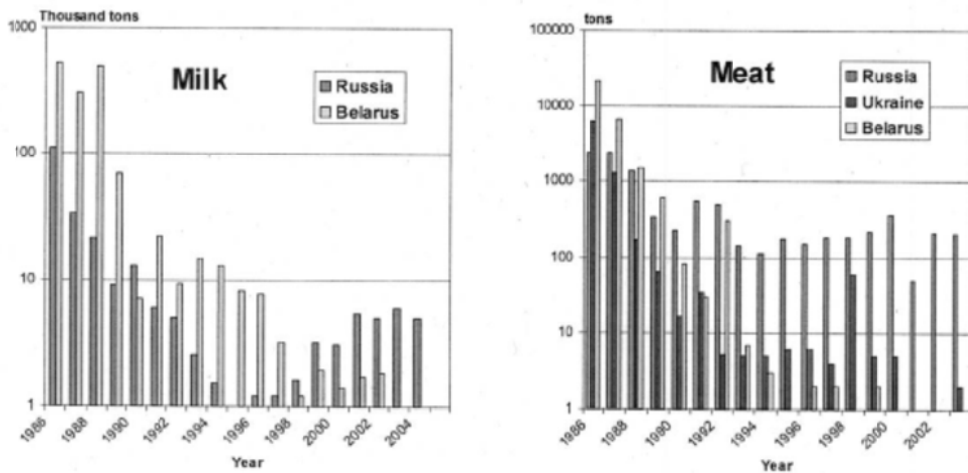


FIG. 3.2. Amounts of milk and meat exceeding action levels in Russia (all milk and meat - collective and private), Ukraine and Belarus (only milk and meat entering processing plants) after the Chernobyl accident (Nadtochiy et al. 2003).

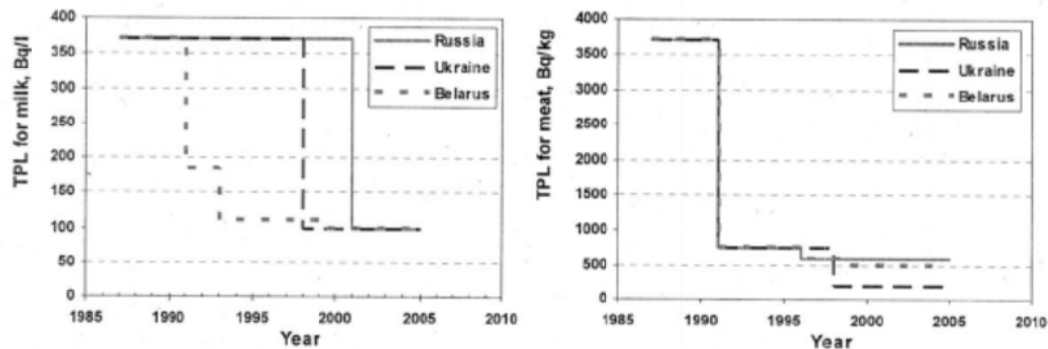


FIG. 3.3. Changes with time in action levels (TPL) in the USSR and later in the independent countries (Shevchuk et al. 2001).

図 3.3. 旧ソ連邦およびその後の独立国家で実施された介入レベル (TPL) の時間的経緯 (Shevchuk ら 2001) (訳者注: 左図はミルク、右図は食肉。グラフからはミルク介入レベルが、370Bq/L → 約 185Bq/L → 110 ないし 100Bq/L に徐々に変更。食肉は、3700Bq/kg から 1991 年に約 750Bq/kg に変更、1996 年から 1998 年にかけて 500 ないし 100Bq/kg に変更。)

対策実施による最大の効果は 1986 年から 1992 年に達成された。1990 年代にはいと予算逼迫のため農業対策は徐々に減少し、農業対策だけでなく製品生産部門での対策も不十分となった。しかし、利用できる資源を適正化することにより、¹³⁷Cs 対策の有効性は多くの家畜産物で受容できる汚染レベルを保つことができた (図 3.2)。

3.3.3. 集約農業生産における対策

旧ソ連邦およびその後独立国となった 3 カ国で実施された主な対策を以下に述べる。優先順位が高い対策は、飼料に用いられる穀類や植物への放射性セシウムの移行を低減する目的で土壌の肥沃度を改善し、化学肥料を使用することであった。3 カ国でその実施度は異なった。実施すべき対策に関する勧告は、幾度も改訂され更新された (Alexakhin 1991, Prister 1998, Bogdevitch 2003)。

3.3.3.1. 土壌処理

土壌処理により放射性セシウム (および放射性ストロンチウム) の植物への移行が減る。方法は、鋤で耕すこと、種を蒔き直すこと、窒素・リン・カリ (NPK) 化学肥料および石灰の使用である。最初放射性物質は多くの植物が根から栄養分を吸収する上層の土壌に分布しているが、耕すことで放射性物質が希釈される。深く耕すことと浅く耕すことの両方が徹底して行われ、また、表土を剥ぎ取り深く埋め直すことも併せて行われた。化学肥料により収穫が増加したことにより、植物中の放射性物質が希釈される効果があった。さらに、化学肥料は土壌中の Cs/K 比を低めることにより、植物根からの放射性セシウムの吸収を低減した (Alexakhin 1993)。

上記の全ての土壌処理を実施した場合、一般的に徹底改良と呼ばれた。チェルノブイリ降下物により汚染された牧草地の対策として最も効果的で実践的であったのは、事故後最初の 2～3 年の時期に土壌の肥沃度を増す徹底改良であった。通常、土壌改良された土地では、商品価値の高いマメ科や穀類の植物が栽培された。干し草用の畑と牧草地の徹底改良の有効性は、牧草の種類と土壌の性質に強く依存した。ディスクング (円盤状の農耕具で耕すこと)、土地表面に肥料や石灰を散布することなどの伝統的な表面土壌処理は、効果が劣った。酸性土壌は、石灰を加えられた。小さな湿地は排水され、深く耕し、改良され、緑地として使われた。90 年代になると、土地の性状に注目が集まり、状況に応じた適切な土壌処理が効果を上げた。年月がたつに従い、既に肥料を施していた土地に追加的に肥料を投与する必要があった。そして、適切な投与頻度を定めるために細心の評価が行われた。しかしながら、実際の投与頻度は、時に予算逼迫により制限を受けた (Alexakhin 1993, Vidal ら 2001)。

汚染の激しかった 3 カ国において追加的に化学肥料を施した面積を図 3.4 に示す。徹底改良を実施した面積は、図 3.5 に示す。1986 年から 1994 年の間、追加的 K 肥料の平均的投与量は K_2O として 60kg/ha である。90 年代、耕作適格地での生産性が低下した。これは、経済的状況が悪化したため、以前のような頻度で対策を実施できなくなったためである。

このため、汚染された生産物の割合が増えた。ロシアのいくつかの地域では、放射線安全基準を上回るミルクと肉の量が増えた（図 3.2）。例をあげれば、ノボジブコフ村（ブリアンスク行政区）のように最も汚染の高かった村落では、K 肥料の使用が不十分で、1995 年から 1996 年に農産物の ^{137}Cs 活性が増加し、適切な対策が実施されていた時期（1991-1992 年）に比べて 50%以上上昇した。



FIG. 3.4. Changes in the extent of agricultural areas treated with liming (A) and mineral fertilizers (B) in the USSR and later the three independent countries affected by the Chernobyl accident, thousand ha. (Shevchuk et al. 2001).



FIG. 3.5 Areas of radical improvement in the USSR and later the three independent countries affected by the Chernobyl accident, (Shevchuk et al. 2001).

土壌処理の効果は、土壌のタイプ、栄養分の状況と pH に影響された。また、作物の種類

により影響を受けた。さらに、NPK 肥料と石灰の投与頻度が明確に放射性物質の植物移行低減効果に影響した。幾つかの研究により、徹底改良、石灰と化学肥料などの対策による放射性セシウムの土壌-植物移行低減係数が求められた。低減係数は、やせた砂礫土壌で 2~4、肥沃な土壌で 3~6 であった。これに加えて、鋤により耕すことにより土地表面の汚染が希釈されたため、外部被曝線量率が 2~3 分の 1 に低下した。

^{90}Sr の問題は ^{137}Cs のそれに比べると急いで対策が講じられなかったが、幾つかの対策が開発され、ダイシング、鋤入れ、種の蒔き直し後に土壌から植物への移行低減係数として 2~4 が達成された。

これらの対策にもかかわらず、汚染の激しかったブリアンスク行政区の南西に位置する村落では、1997 年~2000 年に 20%の牧草と干し草が介入レベルを超過した。干し草の ^{137}Cs 濃度は、乾燥重量で 650~66,000Bq/kg であった。

3.3.3.2. 汚染土地で育てる飼料作物の変更

1997 年~2002 年に白ロシアで調査された実験データ (図 3.6) に明らかなように、幾つかの植物種は、他の種より放射性セシウムの吸収が悪い。その差はかなりの大きさであり、飼料作物のハウチワマメやサヤエンドウやソバやクローバーなどは放射性セシウムを蓄積しやすいので、耕作対象から完全あるいは部分的に排除された。

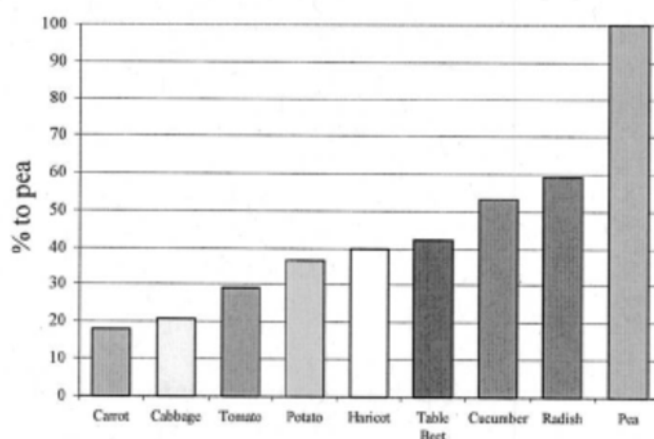


FIG. 3.6. Comparison of ^{137}Cs uptake in different crops, normalised to that of peas. (Bogdevich et al. 2003).

図 3.6. 異なる作物での ^{137}Cs 取り込みの比較。サヤエンドウを 100 とした場合の相対表示。(左からニンジン、キャベツ、トマト、ポテト、豆 (haricot)、ビーツ(table beet)、キュウリ、二十日大根、サヤエンドウ)

白ロシアでは、2つの製品を生産することを目的に、汚染地域で菜種が栽培された。目的とは、食用油と動物飼料としての蛋白団子である。多くの品種の中から、 ^{137}Cs と ^{90}Sr の移行率が 2~3 分の 1 の品種が選ばれた。菜種の栽培においては、肥料を追加（6 t/ha の石灰と $\text{N}_{90}\text{O}_{90}\text{K}_{180}$ の化学肥料）することにより、放射性セシウムと放射性ストロンチウムの植物移行を約半分に低下させた。これにより蛋白団子に使われる菜種の種の汚染を減じた。菜種油の製造工程で放射性セシウムと放射性ストロンチウムは効果的に取り除かれ、最終的に汚染は無視できるほどであった。こうした菜種油の生産は有効で、経済的にも利益が上がる方法であることが証明された。そして、それは生産者である農民と生産工場の両者に利益を与えた。過去 10 年間に菜種の栽培面積は 4 倍に増え、22,000ha に達した (Bogdevich ら 2002)。

3.3.3.3. 清浄飼育

汚染されていた家畜を屠殺前に適切な期間、汚染されていない飼料や牧草を与える手法（所謂、清浄飼育）は、各々の放射性物質の当該動物における生物学的半減期に従い肉やミルクの放射性物質汚染を効果的に減じた。放射性セシウムのミルクへの移行の半減期は 2~3 日なので、ミルク中の放射性セシウム活性は、飼料の変更により急速に変化した。一方、筋肉中の放射性セシウムの生物学的半減期はもっと長いので、肉に関しては長い期間清浄飼育が必要であった (Prister ら 1993)。

清浄飼育は、汚染放射性核種の家畜への取り込みを減ずる。チェルノブイリ事故後、清浄飼育は、旧ソ連邦および西ヨーロッパ諸国において最も重要で、かつ、最も高頻度で実施された対策であった。公的統計によれば、この手法で対処された牛の数は、ロシアで毎年 5000~20,000 頭、ウクライナで毎年 20,000 頭（政府により 1996 年まで支援された）であった (IAC 2001)。白ロシアをあわせた 3 カ国で、清浄飼育は食肉生産において一般的に実施され、これに体外計測モニタリングを組み合わせ、もし屠殺前の家畜の筋肉に介入レベル以上の放射能活性があれば農場に戻し、さらに清浄飼育を継続した。

3.3.3.4. Cs 結合体の投与

ヘキサシアノ鉄酸塩（プルシアンブルー）は、大変効率のよい放射性セシウム結合体である。それは、腸管での放射性セシウムの吸収を減らすことにより、放射性セシウムのミルクや肉への移行を減らせるので、乳牛やヒツジやヤギや食肉動物に毎日食べさせる飼料に混ざることができる。それは、毒性が低く、安全に使用できる。効果が優れた製品を開発するとともに、安く国内で生産できるように、種々のヘキサシアノ鉄酸塩製剤が多くの

国で開発された。家畜産物において、ヘキサシアノ鉄酸塩製剤による放射性セシウムの低減係数は最大で 10 にもなった(IAEA 1997)。

プルシアンブルーは、粉末として飼料に混じたり、ペレット状の飼料製造工程で混入されたり、おがくずに混ぜたりした。ロシアでは、地域でフェロシン (5% $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$) と 95% $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ の混合物) が開発された。それは 98% の純度の粉末として投与されたり、なめ塩 (10% フェロシン) や 10% フェロシン吸着おがくず (ビフェジと呼ばれた) として使用された(Ratnikov ら 1998)。

3 カ国それぞれで毎年プルシアンブルー投与を受けた牛の頭数を図 3.7 にしめす。また、ヘキサシアノ鉄酸塩をふくむ徐放剤ボリが開発され、牛のこぶ胃に導入された。ボリは 2~3 カ月にわたり Cs 結合体を放出し続けた。ボリはもともとノルウェーで開発された 15% ヘキサシアノ鉄酸塩・10% 蜜蝋・75% 重晶石の混合物を圧縮したものである(Hove & Hansen 1993)。

プルシアンブルーは 1990 年代初頭から家畜産物の ^{137}Cs 汚染を低減する目的で使われ始めた。プルシアンブルーは、徹底改良に適した牧草地がない地域の村落において、とりわけ使い勝手がよく、有効であった。使われ始めたころ、プルシアンブルーは飼い葉からミルクや食肉への ^{137}Cs 移行を 1.5~6.0 分の 1 に低減した(Hove ら 1996)。白ロシアでは、プルシアンブルーの特別濃縮剤が生産され、牛一頭当たり毎日 0.5kg 濃縮物の割合で配給された。平均的な低減係数としてミルクで 3 が達成された。ボリは白ロシアとロシアの集団農場で乳牛に投与された。

ウクライナでは、プルシアンブルーは白ロシアやロシアのように広範に使われることはなかった。そして、その使用は 90 年代初頭に限定されていた。これは、ウクライナには国産のプルシアンブルーがなく、西ヨーロッパから購入するには高価すぎたからである。その代わりに、彼らは地域でとれる粘土質のミネラル結合体を小規模に使用した。その効果はプルシアンブルーより低かったが、安あがりであった。

3.3.4. 集団生産における対策の有効性

実際に農場で実施された個々の農業対策の有効性を表 3.5 にまとめた。低減係数（対策前後の放射性核種の濃度比）が表示されている。

表 3.5. 旧ソ連邦 3 カ国で実施されたいろいろな対策の低減係数のまとめ

| 対策 | ^{137}Cs | ^{90}Sr |
|----------------|-------------------|------------------|
| 通常の鋤おこし(初年度) | 2.5~4.0 | |
| 表土を剥ぎ取り、深く鋤きこむ | 8~16 | |
| 石灰 | 1.5~3.0 | 1.5~2.6 |
| 化学肥料の投与 | 1.5~3.0 | 0.8~2.0 |
| 有機肥料の投与 | 1.5~2.0 | 1.2~1.5 |
| 徹底改良 | | |
| 初年度の適用 | 1.5~9.0* | 1.5~3.5 |
| 追加的適用 | 2.0~3.0 | 1.5~2.0 |
| 表層の改良 | | |
| 初年度の適用 | 2.0~3.0* | 2.0~2.5 |
| 追加的適用 | 1.5~2.0 | 1.5~2.0 |
| 飼い葉作物の変更 | 3~9 | |
| 清浄飼育 | 2~5(期間に依存) | 2~5 |
| Cs 結合体の適用 | 2~5 | (-) |
| ミルクからバターへの加工 | 4~6 | 5~6 |
| 菜種から菜種油への加工 | 250 | 600 |

*湿地の泥炭層では、排水により 15