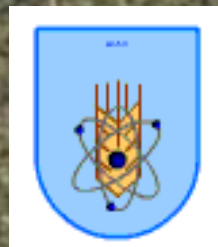




ウクライナにおける 汚染した農地及び森林の改善(除染) の経験

ヴァレリー カシパロフ



ウクライナ生命環境科学大学 (NUBiP)
ウクライナ農業放射線学研究所 所長 .
08162, Mashinostroitelej street, 7, Chabany,
Kiev' region,
Ukraine
Tel./fax: (+38044) 5261246
E-mail: vak@uiar.kiev.ua
Web: <http://www.uiar.org.ua>

ウクライナ農業放射線学研究所

<http://www.uiaf.org.ua/>

Ukrainian Institute of Agricultural radiology UIAR - Mozilla Firefox

http://www.uiaf.org.ua/

Ukrainian Institute of Agricultural radiology UIAR

English
Українська
Русский

UKRAINIAN INSTITUTE OF AGRICULTURAL RADIOLOGY

[About the institute](#)
[Our history](#)
[Structure of the institute](#)
[Principal research directions](#)
[Main results](#)
[Our collaborators](#)
[Publications](#)
[News](#)
[Vacancies](#)
[Services provided by the institute](#)
[Current projects and scientific researches](#)
[Recent scientific results](#)
[Current radiation situation at the agricultural areas in Ukraine](#)
[Principles of radioecology](#)
[Acting norms](#)
[Measurement units](#)
[CONTACT US](#)

[About the institute](#)
[Our history](#)
[Structure of the institute](#)
[Principal research directions](#)
[Main results](#)
[Our collaborators](#)
[Publications](#)
[News](#)
[Vacancies](#)
[Services provided by the institute](#)
[Current projects and scientific researches](#)
[Recent scientific results](#)
[Current radiation situation at the agricultural areas in Ukraine](#)
[Principles of radioecology](#)
[Acting norms](#)
[Measurement units](#)
[CONTACT US](#)

Ukrainian Institute of Agricultural Radiology is a division of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. The institute origins started in 1986 with establishing the Ukraine Branch of the All-Union Institute of Agricultural Radiology as a response to the accident at the Chernobyl nuclear power plant. In 1991 Ukrainian Institute of Agricultural Radiology was established at the basis of the UB AUIAR. The aim of the Institute's activity is to perform researches in the field of ecology and to work on the problems related to the consequences of Chernobyl accident in agricultural production. Now the Institute is the leading executor of the State program on elimination of consequences of CHNPP accident in the "Agricultural radiology" part.

Specialisation : Agricultural Radiology . Institute is the leading research institution in the problems of agricultural radiology, the author of the standard-and-methodical base for implementation of countermeasures during the elimination of consequences of CHNPP accident.

Technical equipment: analytical laboratories, measuring instruments, experimental polygons, personal computers, transport.

09162, 7, Mashinobudivnykiv str., Chabany, Kyiv-Svyatoshin rayon, Kyiv, Ukraine
 Tel/Fax: 526 12 46/526 07 90; e-mail: yak@uiaf.kiev.ua; www.uiaf.org.ua
 Director – Kashparov Valery Alexandrovich

© "UKRAINIAN INSTITUTE OF AGRICULTURAL RADIOLOGY" 2009-2011



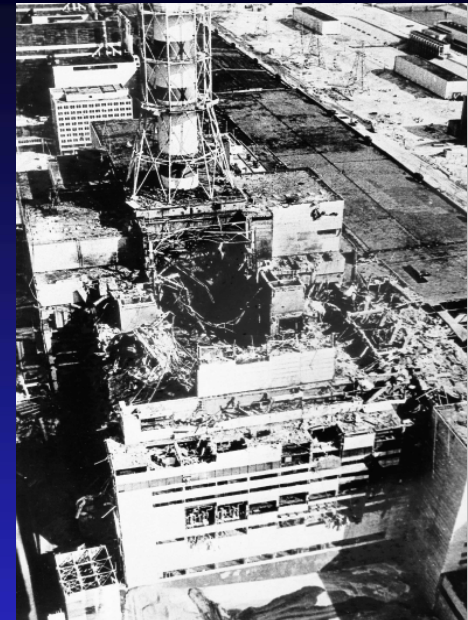
発表内容

- チェルノブイリ事故以後のウクライナにおける放射線の状況
- 土壌の特徴
- 土壌の除染に関するテスト研究
- ウクライナにおける汚染された土壌の改善の経験
- 森林汚染の状況と特徴

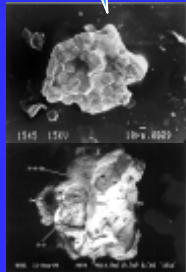


チェルノブイリ事故以後の環境汚染

- 1986年4月26日 午前1時23分 2回の爆発がチェルノブイリ原子力発電所(ChNPP) 4号機を破壊した。
- チェルノブイリ事故は放射性核種を約10日間にわたって大気中に放出した



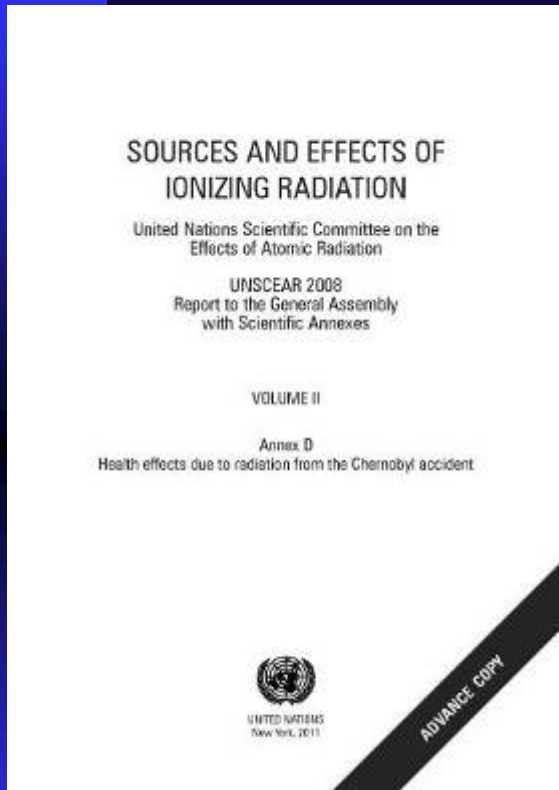
FP



放射性核種	半減期	事故時に原子炉から放出された放射性核種		
		放射能, Bq	重量, kg	原子炉に存在していた内の割合, %
¹³¹ I	8.04 d	1.7×10^{18}	0.04	50-60
¹³⁷ Cs	30.2 y	8.6×10^{16}	27	33 ± 10
⁹⁰ Sr	29.1 y	4×10^{15}	0.8	1.8
²³⁸ Pu	87.7 y	1.8×10^{13}	0.03	1.4
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	24100 & 6563 y	3.4×10^{13}	8.1	1.4
²⁴¹ Am	433 y	2.2×10^{12}	0.02	1.4



放射線の影響に関する国連科学委員会, 2011



ANNEX D. HEALTH EFFECTS DUE TO RADIATION FROM THE CHERNOBYL ACCIDENT

B. Structure of the present scientific annex

11. The annex comprises a main text with four supporting appendices. The main text summarizes the physical and environmental context of the accident and evaluates the estimates of radiation dose to the various exposed population groups (appendices A and B, respectively), provide additional details. Before considering the results of the health studies, the annex discusses some of the difficulties involved in attributing health effects to radiation exposure; it then briefly recapitulates the early health effects that had been seen among the emergency workers (appendix C) provides details. Section VI deals mainly with appendix D; it discusses the theoretical projections of the late health effects and the actual observations of effects to date that can be attributed to radiation exposure from the accident.

II. PHYSICAL AND ENVIRONMENTAL CONTEXT

12. This section briefly reviews the physical and environmental context of the accident with a particular focus on those aspects for which knowledge has improved and that have implications for editing the radiological assessment. Appendix A provides more details.

A. Radionuclide release and deposition

13. The accident released a mixture of radionuclides into the air over a period of about 10 days. Most of the radionuclides that were released in large amounts (in terms of activity) were of short half-life; radionuclides of long half-life were generally released only in small amounts. The most up-to-date estimates of the amounts released (Table 1) are similar to those of the UNSCEAR 2009 Report (P.33, Annex E). **However, these changes are academic and have no influence on the assessment of radiation doses, which are rather based on direct human and environmental measurements.**

Table 1. Principal radionuclides released in the accident
Refined estimates of the activities released

Radionuclide	Half-life	Activity released (PBq)
Inert gases^a		
⁸⁵ Kr	10.727 y	31
⁸⁶ Kr	3.507 d	0.98
Volatile elements^b		
¹³¹ I	8.02 d	240
¹³² I	2.305 h	~100
¹³³ Xe	5.243 h	~1.2 ^c
¹³⁵ Xe	9.947 h	0.10
¹³⁷ Xe	36.8 d	~0.6 ^d
¹³⁸ Xe	163.3 d	33
¹³⁴ Cs	2.064 y	0.1
Elemental iodine^e		
¹²⁹ I	15.7 y	~0.2
¹³⁰ I	12.6 h	~0.05
¹³¹ I	8.02 d	~0.5
¹³² I	2.305 h	~0.05
¹³³ I	20.8 h	~0.05
¹³⁴ I	20.4 d	~0.05
¹³⁵ I	6.7 h	~0.05
¹³⁶ I	83.7 d	~0.05
¹³⁷ I	49.2 d	~0.05
¹³⁸ I	162.8 d	~0.05

^a From refraction (11, 13, 15, 17).
^b Based on ¹³¹I/¹³⁷Xe ratio of 2.0 (20 April 1986) (20).
^c Based on ¹³¹I/¹³⁷Xe ratio of 2.0 (20 April 1986) (20).
^d For comparison, the gross release of ¹³¹I from atmospheric nuclear weapons testing was 0.6 (20) (21) (22).
^e For comparison, the global release of ¹³¹I from atmospheric nuclear weapons testing was 10¹² Bq (23).

ANNEX D. HEALTH EFFECTS DUE TO RADIATION FROM THE CHERNOBYL ACCIDENT

Radionuclide	Half-life	Activity released (PBq)
⁸⁵ Kr	10.727 y	31
⁸⁶ Kr	3.507 d	0.98
¹³¹ I	8.02 d	240
¹³² I	2.305 h	~100
¹³³ Xe	5.243 h	~1.2 ^c
¹³⁵ Xe	9.947 h	0.10
¹³⁷ Xe	36.8 d	~0.6 ^d
¹³⁴ Cs	2.064 y	0.1
Elemental iodine^e		
¹²⁹ I	15.7 y	~0.2
¹³⁰ I	12.6 h	~0.05
¹³¹ I	8.02 d	~0.5
¹³² I	2.305 h	~0.05
¹³³ I	20.8 h	~0.05
¹³⁴ I	20.4 d	~0.05
¹³⁵ I	6.7 h	~0.05
¹³⁶ I	83.7 d	~0.05
¹³⁷ I	49.2 d	~0.05
¹³⁸ I	162.8 d	~0.05

I. Physical and chemical form of released radionuclides

A21. Radionuclides in the released material exist in the form of gases, aerosolized particulate matter, or in the form of rad particles. The physical and chemical characteristics of the rad particles were an important characteristic of the accident. Having a small size and being of the insoluble type, what fraction of some radionuclides took place. After the initial cloud cooled, some of the more volatile radionuclides remained in the gaseous phase, while other radionuclides, such as ¹³⁷Cs, condensed onto particles of aerosols that were not and that, thus, the chemical and physical forms of the radionuclides in the release were determined by the results of their sorption on the particles. In the case of ¹³⁷Cs, the main mechanism of sorption was the result of its high vapor pressure, which is exceeded by the sorption of iodine on the particles. Other radionuclides sorption of iodine, selenium, tellurium, and other elements with high and moderate volatility. The relative contribution of sorption and direct deposition on the particles at a given time is indicated in the following table of the radionuclides of interest in this context.

A22. The physical and chemical form of the rad particles was an important characteristic of the accident. Having a small size and being of the insoluble type, what fraction of some radionuclides took place. After the initial cloud cooled, some of the more volatile radionuclides remained in the gaseous phase, while other radionuclides, such as ¹³⁷Cs, condensed onto particles of aerosols that were not and that, thus, the chemical and physical forms of the radionuclides in the release were determined by the results of their sorption on the particles. In the case of ¹³⁷Cs, the main mechanism of sorption was the result of its high vapor pressure, which is exceeded by the sorption of iodine on the particles. Other radionuclides sorption of iodine, selenium, tellurium, and other elements with high and moderate volatility. The relative contribution of sorption and direct deposition on the particles at a given time is indicated in the following table of the radionuclides of interest in this context.

A23. The chemical and radioactive composition of rad particles was an important characteristic of the accident. The rad particles were composed of a variety of radionuclides. Most of the ¹³⁷Cs and ¹³¹I radionuclides that were released were in the form of rad particles. The relative contribution of sorption and direct deposition on the particles at a given time is indicated in the following table of the radionuclides of interest in this context.

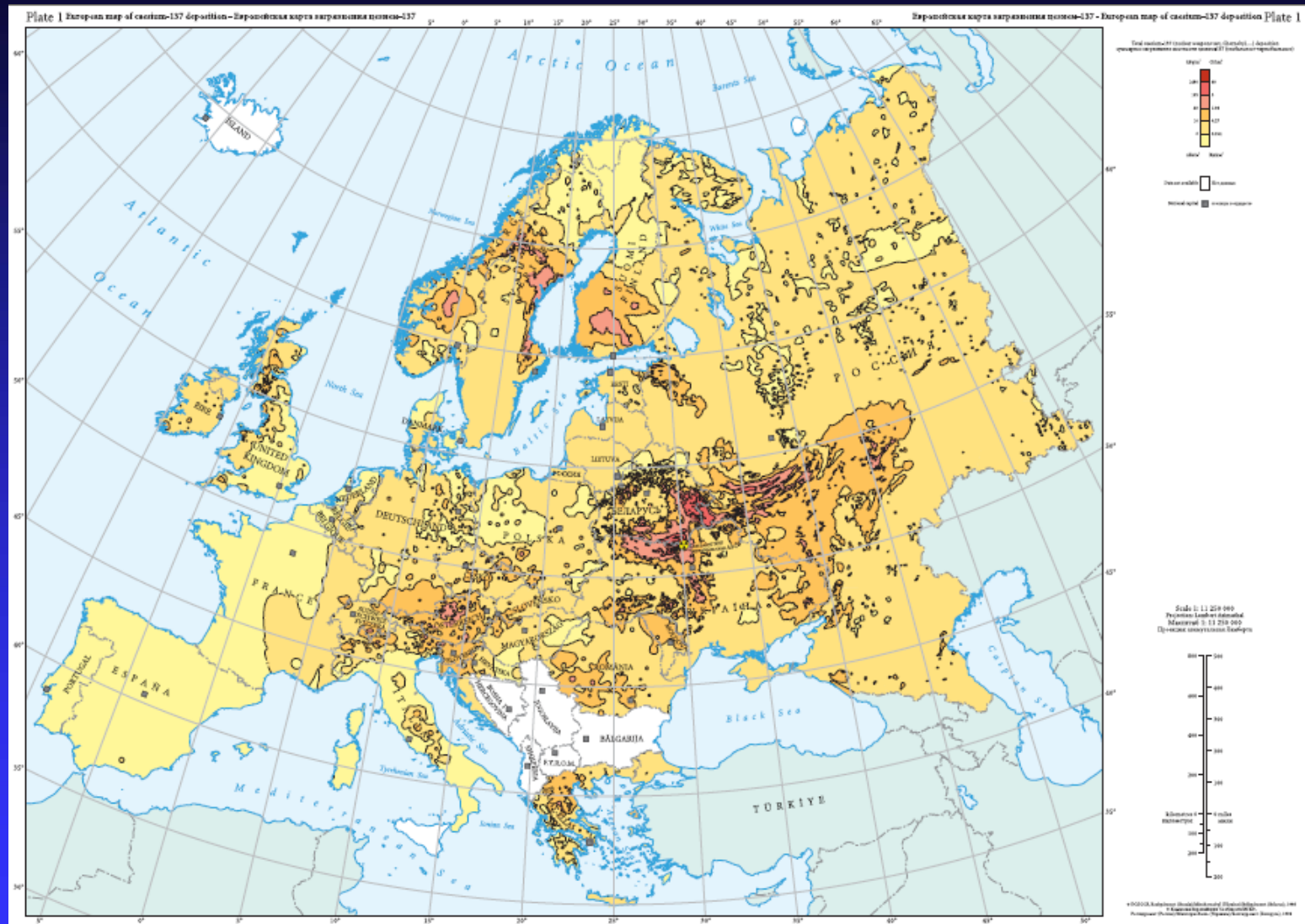
A24. The chemical and radioactive composition of rad particles was an important characteristic of the accident. The rad particles were composed of a variety of radionuclides. Most of the ¹³⁷Cs and ¹³¹I radionuclides that were released were in the form of rad particles. The relative contribution of sorption and direct deposition on the particles at a given time is indicated in the following table of the radionuclides of interest in this context.

事故の間にチェルノブイリNPPのサイト外に放出された核燃料は1.5±0.5%と評価でき、これは従来の値の半分である。

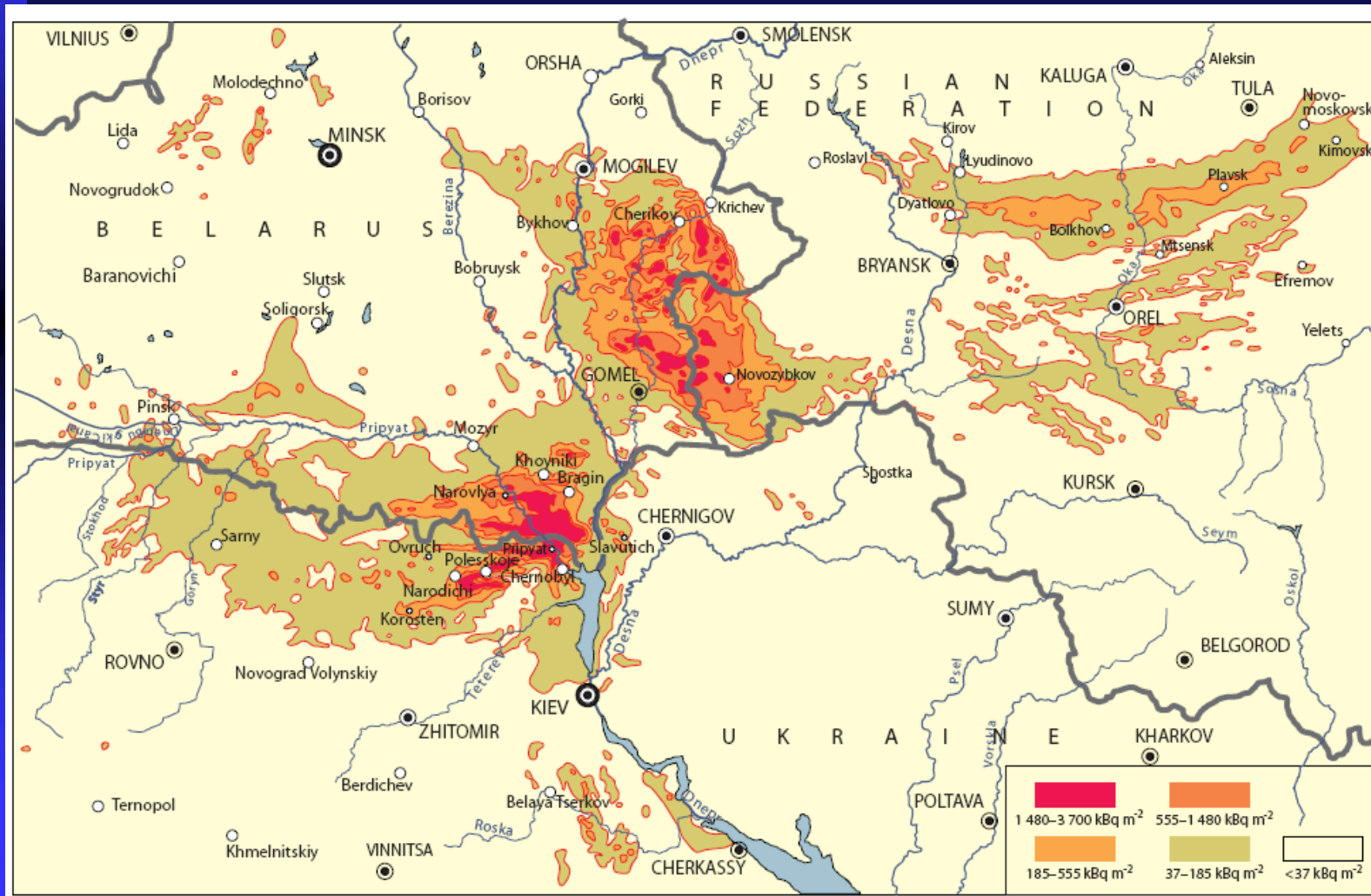
ENG: <http://www.unscear.org/unscear/en/chernobyl.html>



ヨーロッパでの ^{137}Cs の汚染 (1998)

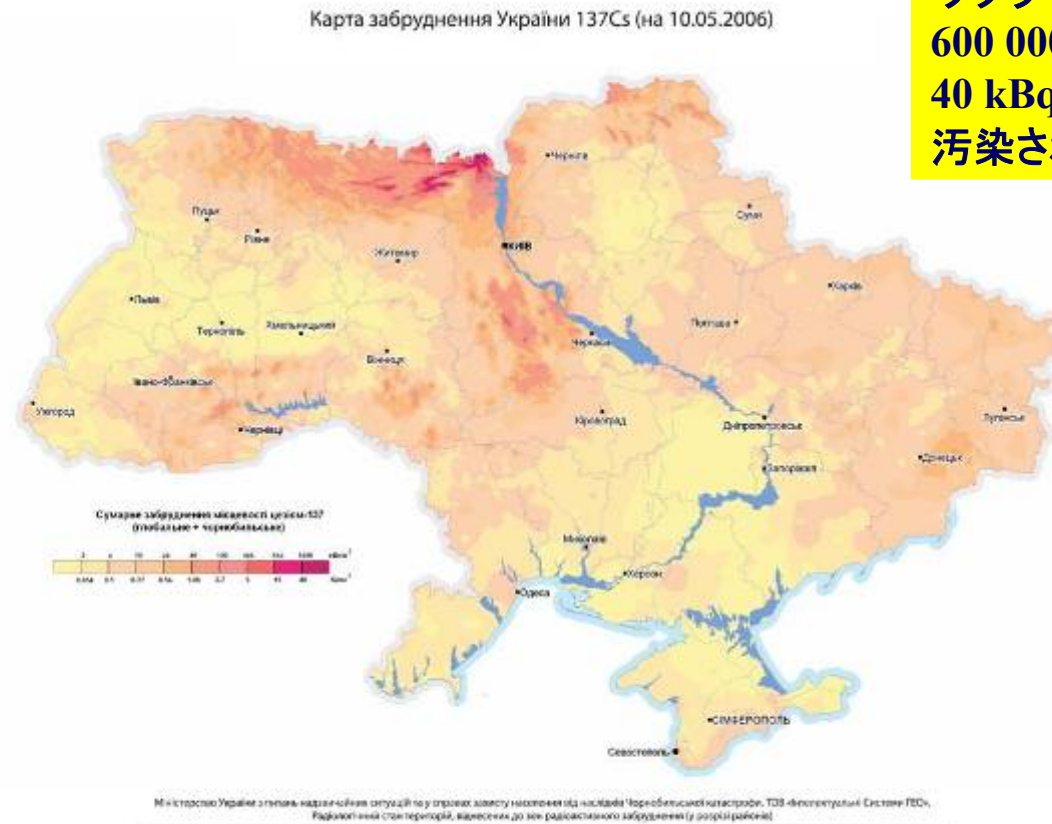


1989年12月におけるベラルーシ、ロシア及びウクライナの ^{137}Cs 沈着レベル (IAEA, 1991)

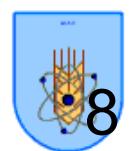


ウクライナでの ^{137}Cs 汚染 (2008)

ウクライナのかなりの部分 (全面積
600 000 km²のうち 42 800 km²) は
40 kBq/m² 以上の濃度で ^{137}Cs に
汚染された



2008年では ^{137}Cs の汚染が40 kBq/m²以上の地域は 25 500 km²,
しかし放射能汚染の地域は 53 000 km²



チェルノブイリ, ウクライナ, 26 April 1986

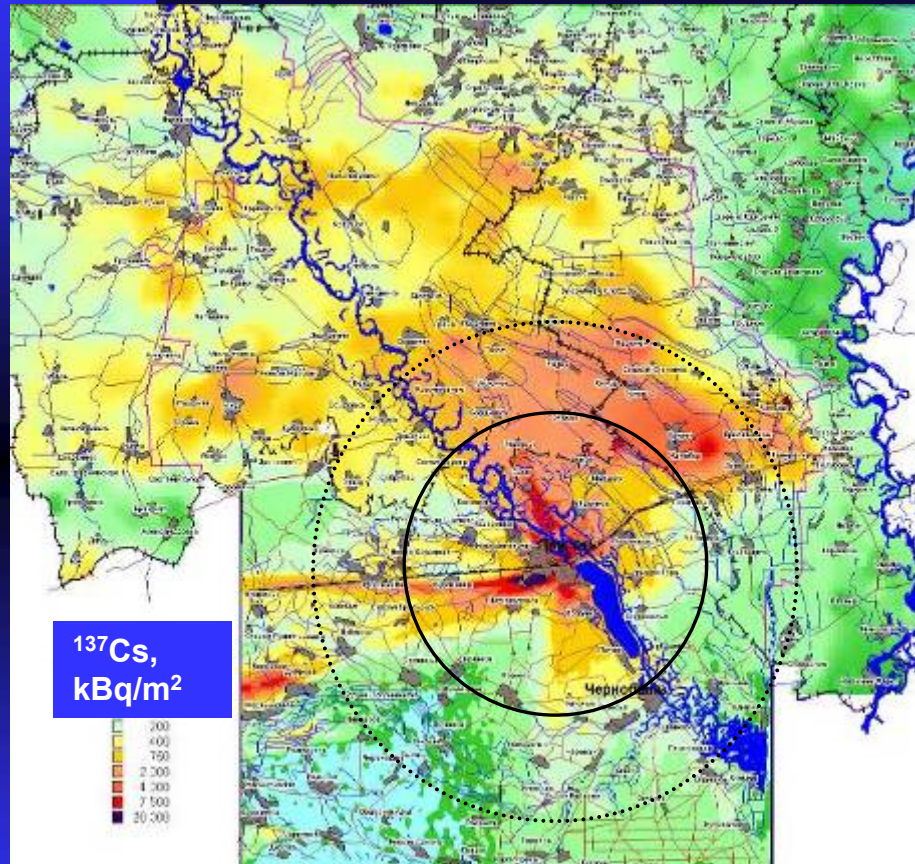
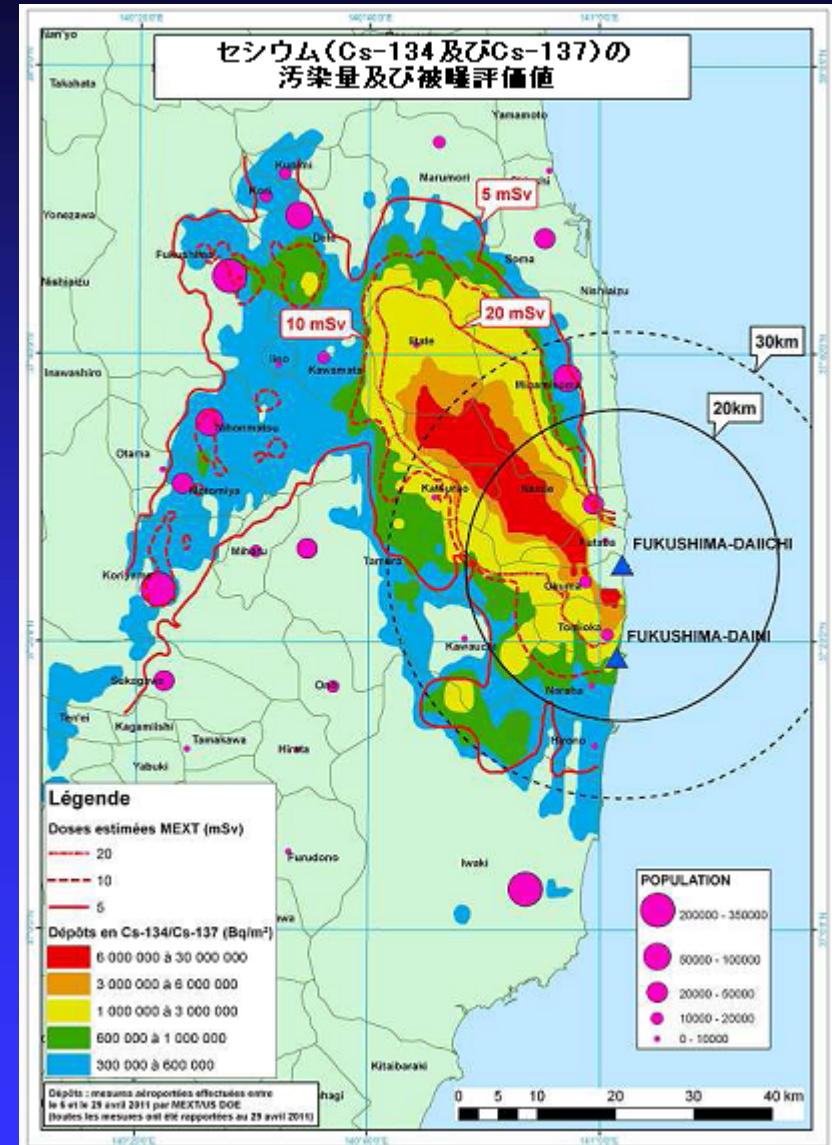


表1 セシウム汚染、初年度の外部被曝及び影響を受ける人数

Deposits of caesium (137 + 134) (Source MEXT)	> 300,000 Bq/m ²	> 600,000 Bq/m ²	> 1 million Bq/m ²	> 3 millions Bq/m ²	6 - 30 millions Bq/m ²
External dose 1 st year (16.6 mSv by MBq/m ²)	> 5 mSv	> 10 mSv	> 16 mSv	> 50 mSv	100 - 500 mSv
Affected population (excluded the no-entry zone)	292,000	69,400			
		43,000	26,400		
			21,100	3,100	2,200

福島 1, 日本, 11 March 2011



ウクライナの農地の汚染 (01.01.95) (単位:千ヘクタール)

地域	全域	¹³⁷ Cs 汚染濃度, kBq/m ²			
		<37	37-185	185-555	>555
ビニツァ	238.2	160.5	77.2	0.5	-
ヴォリン	161.6	155.2	6.3	0.1	-
ジトームイル	618.0	291.1	238.0	42.7	9.9
キエフ	1537.0	1276.1	212.6	31.6	16.7
リヴネ	288.7	134.2	310.9	10.7	-
スムィ	127.6	115.9	6.4	0.2	-
テルノピル	93.8	83.4	10.4	-	-
チェルニヒヴ	1836.9	1762.3	6.9	5.4	0.5
チェルニヴツィ	135.5	118.2	17.1	0.5	-
チェルカッスイ	1326.1	1209.2	110.30	6.5	0.05
フメルニツキー	238.3	198.6	19.79	-	-
イヴァノ-フランキフシク	92.4	71.3	19.163	0.9	-
合計	6694.2	5576.0	1034.9	98.9	27.1





ウクライナの森林地域の異なる^{134,137}Cs 土壌濃度の汚染 (1.01.93)

地域	森林地域(千ヘクタール)				
	全域	^{134,137} Cs 汚染濃度, kBq/m ²			
		37-185	185-555	555-1480	б о л е е
ビニツァ	31.1	30.6	0.5		1480
ヴォリン	42.2	42.2			
ジトームィル	442.6	343.5	66.7	27.0	5.4
キエフ	194.2	167.4	18.5	4.2	4.1
リヴネ	377.9	366.9	11.0		
スムィ	12.5	8.0	4.5		
チェルカッスイ	39.0	38.4	0.6		
チェルニヒヴ	74.7	70.4	4.2	0.1	
ドネツク	2.9	2.9			
キロヴォフラート	0.7	0.7			
ルガンスク	1.0	1.0			
オデッサ	2.7	2.7			
テルノピル	8.4	8.4			
フメルニツキー	3.9	3.9			
合計	1233.8	1087.0	106.0	31.3	9.5



ウクライナの放射能汚染の地域を確定するための基準

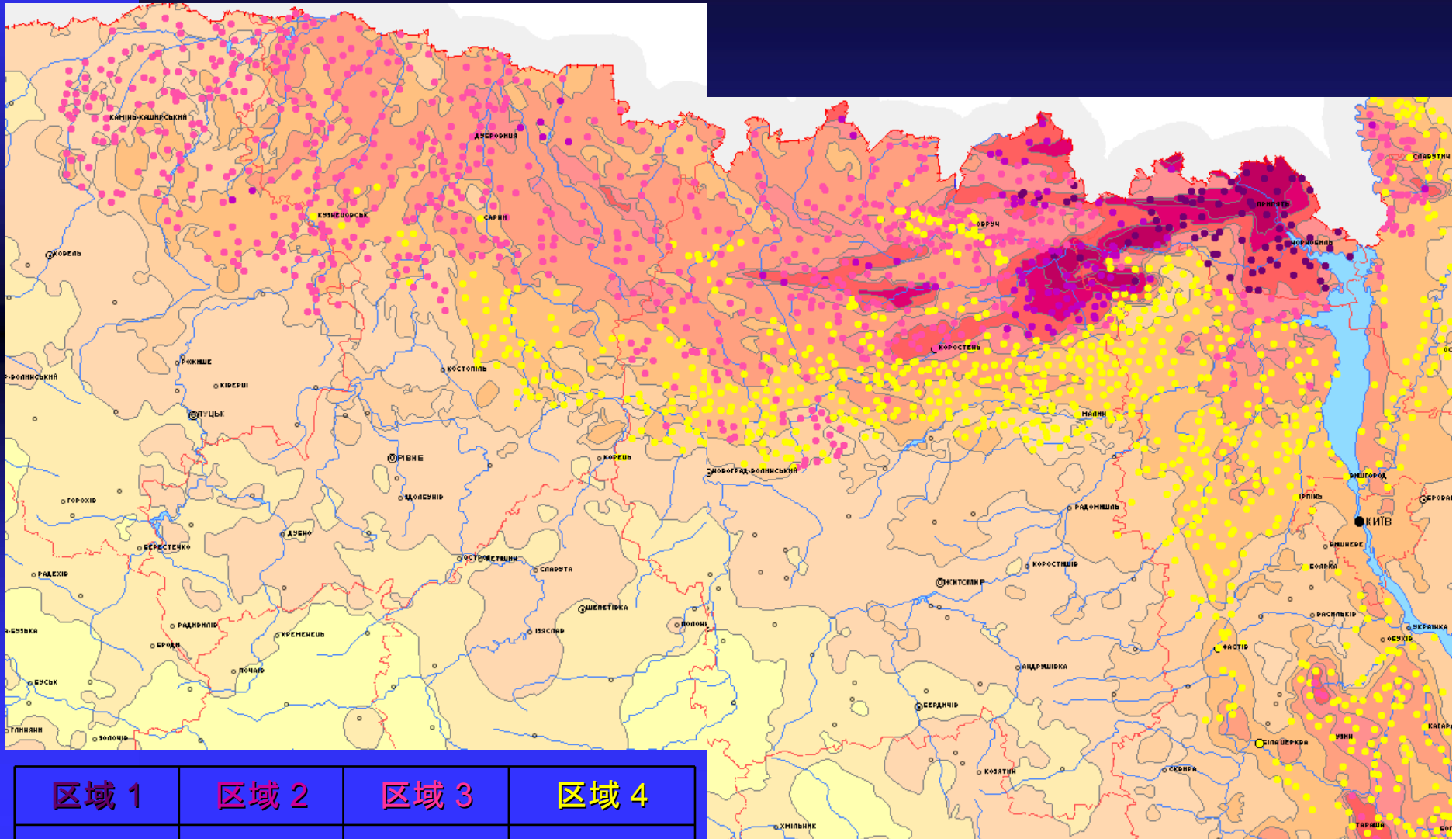
(ウクライナの法律, 1991)

区域
1. 排除区域 
2. 無制限 (強制的) 避難区域 
3. 自主的避難が認められた区域 
4. 放射線生態学的モニタリング強化地域 



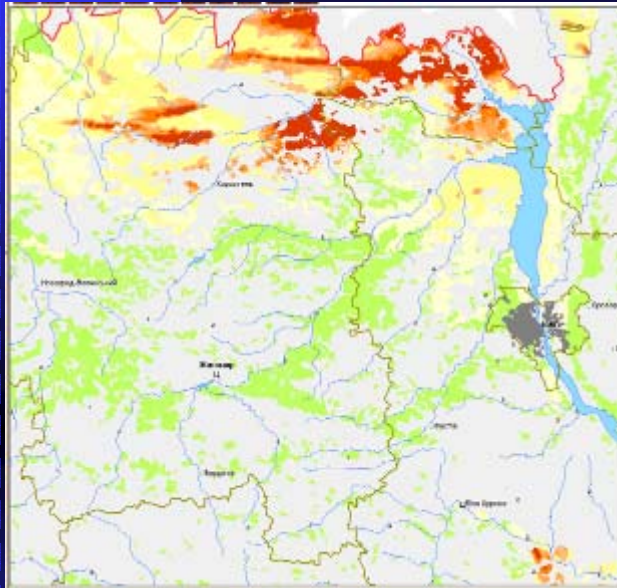
01.01.2007での状況	地域1	地域2	地域3	地域4	合計
集落数	76	86	841	1290	2293
面積, 10 ³ km ²	2122	2003	22619	26710	53454
人口	120	9040	637230	1645540	2291930
14歳以下の子供	0	1870	150160	336660	488690








^{137}Cs の汚染濃度と放射能汚染区域

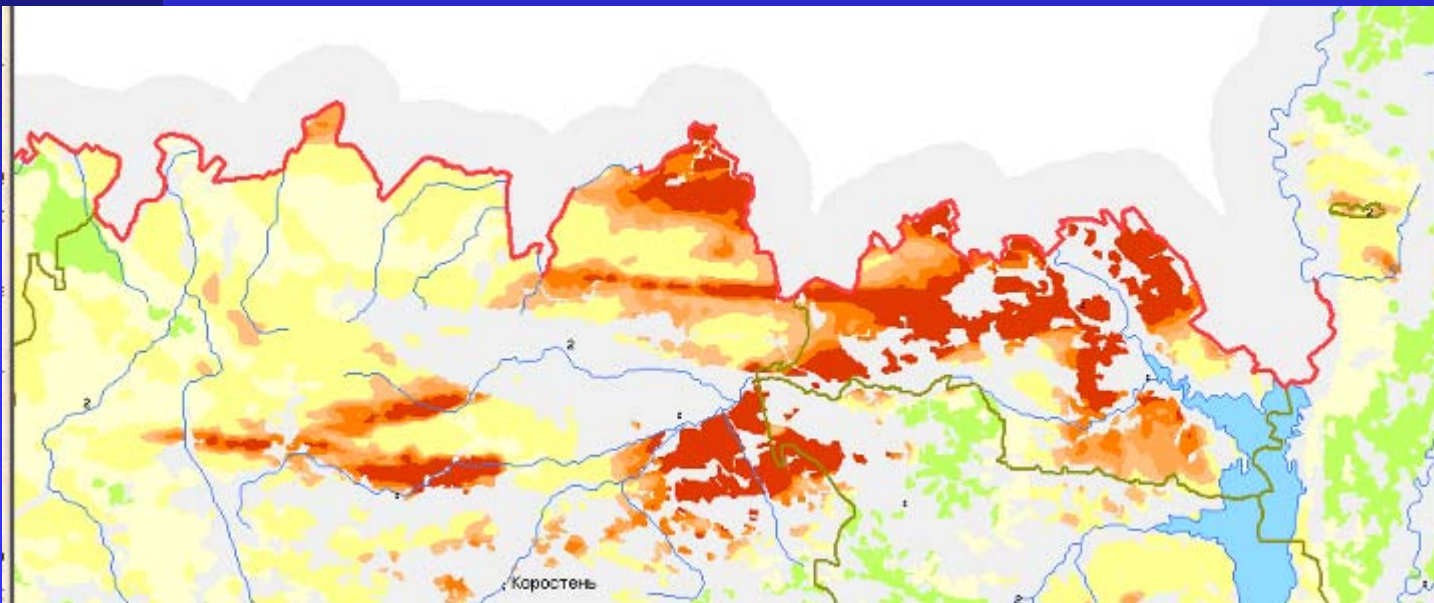


区域 1	区域 2	区域 3	区域 4
76	86	841	1290

^{137}Cs で汚染された森林地域



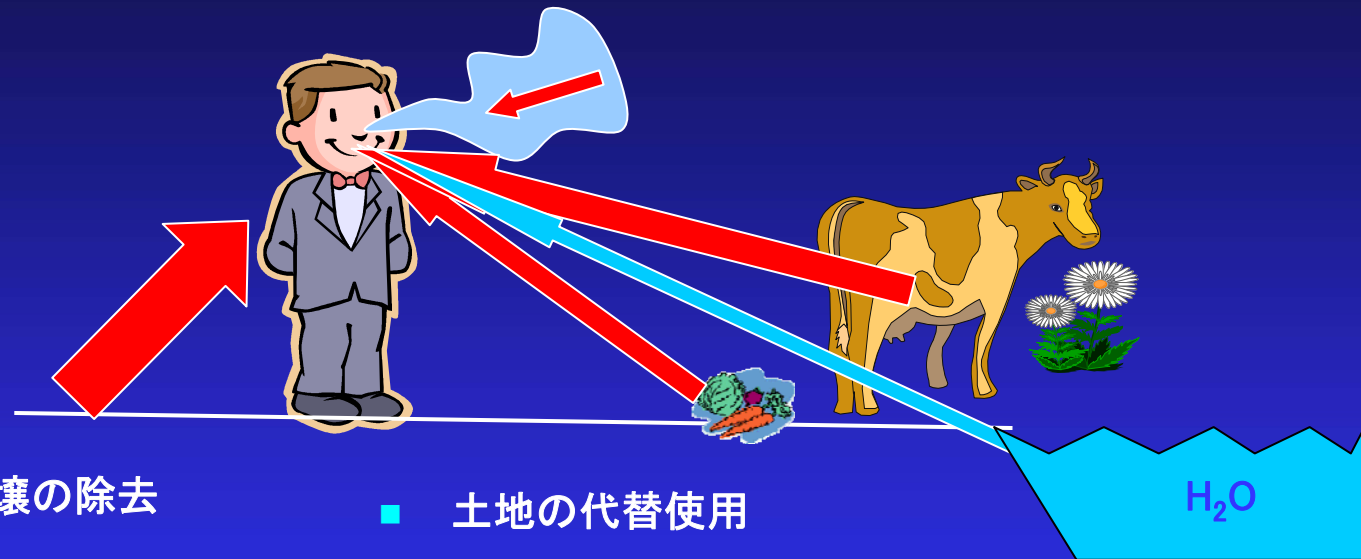
	1st	> 555 kBq/m ²	林業に対応した特別管理体制の整備 労働時間の制限
	2 nd -c	370- 555 kBq/m ²	国民のニーズにあわせた木材の利用制限
	2 nd -b	370- 259 kBq/m ²	木材を燃料として利用すること、および国産品ならびに食品貯蔵用の施設の製造に使用するとは認められない
	2 nd -a	185- 259 kBq/m ²	燃料およびやせた木材、野生動物の肉の利用制限 魚卵採取の禁止
	3th-b	74- 185 kBq/m ²	野生のイチゴおよびキノコの消費禁止。薬草および野生動物の利用制限
	3th-a	37-74 kBq/m ²	キノコ、野生のイチゴ、一部の薬草の利用制限
		<37 kBq/m ²	林産物の無制限利用



内部及び外部被曝 人への照射の主要な経路図(IAEA, 2005)



外部及び内部被曝低減のための放射線防護



- 表面土壤の除去 (除染)
- 汚染土壤の希釈
- 浅耕・深耕、または表土すき取り・埋設
- 機械の遮へい
- 行動の変更
- 土地の代替使用
- 機械的处理
- 石灰、有機物、無機質吸着剤、無機質肥料の利用
- 牧草地の根本的または表面的改良
- 農作物を基本とした対策
- 動物を基本とした対策
- 食品加工

ソ連でのチェルノブイリ事故以降の食料品の放射性核種に対する暫定許容レベル(アクションレベル、Bq/kg)

食料	時期				
	06.05.86 ¹	30.05.86 ²	15.12.87 ³	06.10.88 ³	22.01.91 ³
飲料水	3700	370	20	20	20
パン及びパン製品、穀物		370	370	370	370
牛乳	3700	370	370	370	370
コンデンスミルク		18500	1110	1110	1110
サワークリーム	18500	3700	370	370	370
チーズ	74000	7400	370	370	370
バター	74000	7400	1110	1110	370
肉及び肉製品		3700	1850	1850	740
魚類	37000	3700	1850		740
野菜		3700	740	740	600
葉物野菜	37000	3700	740	740	600
生果物及びベリー		3700	740	740	600
乾燥した果物及びベリー		3700	11100	1110	2900
生きのこ類及び野生ベリー		18500	1850		1480
乾燥きのこ類			11100		7400
ベビーフード			370	370	185

1 - ¹³¹I, 2 - 全ベータ線, 3 - ¹³⁴⁺¹³⁷Cs

オーストリアの介入レベル: 02.05.86 - ミルクにおける ¹³¹I は 370 Bq/l、飲用目的に使用するミルクの場合の ¹³¹I は 185 Bq/l 以下を推奨する; 23.05.86 - ベビーフードにおける ¹³⁷Cs は 11 Bq/kg



事故以降に決められた食料品中の放射性核種に対するアクションレベル (Bq/kg)

EC (EC N° 2218/89)

IAEA (TRS 364)¹

ウクライナ (NRBU-97及び 1986年のチェルノブイリ以降)

福島第一原子力発電所の事故に対応して日本政府は食品の放射性核種の規制値を設定した。

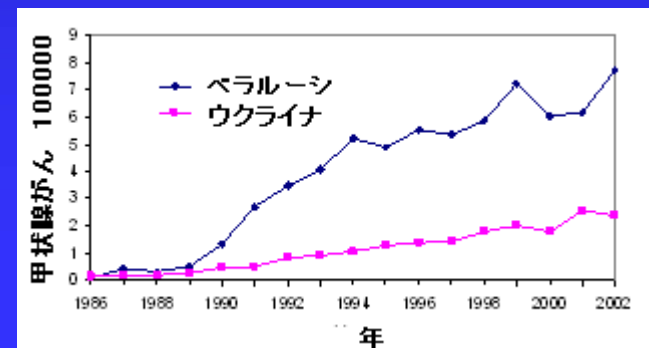
放射性核種のグループ	放射能濃度 (Bq/kg or Bq/l)			
	ベビーフード	日常の製品	他の食料品	
Iの同位体, 特に ¹³¹ I	EC	150	500	2000
	IAEA (TRS 364)	100	100	1000
	ウクライナ (NRBU-97)	(100-200)	(400-1000)	(800-2000)
	ウクライナ(チェルノブイリ以降)		(3700 ²)	37000
	日本		300 ²	2000
他の半減期が10日以上その他のすべての核種、 特に ¹³⁴ Cs及び ¹³⁷ Cs	EC	400	1000	1250
	IAEA (TRS 364)	1000	1000	1000
	ウクライナ (NRBU-97)		(100-400)	(200-800)
	ウクライナ(チェルノブイリ以降)		(370)	(370-3700)
	日本		200	500
Srの同位体, 特にSr-90	EC	75	125	750
	IAEA (TRS 364)	100	100	100
	ウクライナ (NRBU-97)	(5-50)	(20-200)	(40-400)
アルファ線放射同位体, 特に Pu-239 及び Am-241	EC	1	20	80
	IAEA (TRS 364)	1	1	10

¹ これらのレベルは代替の食品が使用できる国の管理に適用される。もしこのケースにない場合はより高いレベルを適用しても良い

2 - 飲料水に対して

チェルノブイリ事故の初期段階での放射線モニタリング

- 農産物の汚染に対する放射線モニタリングは事故発生後1-2週間のうちに大規模のミルク工場及び集団農場で実施された。:
- + 配給網(食料品は汚染されていない地域から配給)を通して都市部の住民が放射性物質で汚染された農産物、特にミルクを消費しないようにした。
- - 私有農場で牛を飼っていた田舎の住民はミルクが ^{131}I で汚染されていることを知らされていなかった。その結果事故後子供の甲状腺が著しく被曝し、甲状腺ガンが増加した。



チェルノブイリ事故の初期段階の放射線モニタリング

- 事故後の短期間、動物の汚染レベルを区分することができなかつたので1986年5月から6月に屠殺された牛は95500頭、豚は23000頭に達した。:
- + 汚染されていない飼料により肉の放射性核種の放射能を減らすことができた。
- - 多くのものは埋められ、あるものは冷蔵庫に貯蔵された、しかしこれは衛生面、実務面、経済面で大きな困難があった。肉を不良品とすることはすぐに実施でき、肉製品からの消化器被曝を減らす効果的な対策であり、ソ連及び他の場所で広く採用された。しかしこれは非常に高くなり、多量の汚染廃棄物ができてしまった。

肉は10年以上冷蔵庫に貯蔵された



1986年6月から農産物の ^{137}Cs を低減する他の対策として以下のものが実施された:

- ^{137}Cs の汚染が 555 kBq m^{-2} を超える地域での家畜の屠殺の禁止。屠殺の前1.5ヶ月間汚染していない飼料で飼育したものでなければならない。
- 穀物生産に対して通常行われている処理手続きを省略して外部照射を最小限にし、汚染した埃ができないようにする;
- 汚染した肥料の使用を制限する;
- 干草の代りにとうもろこしを新鮮貯蔵したものにする;
- 私有地で生産されたミルクの消費を制限する。;
- 農産物の義務的な放射線モニタリング;
- 義務的なミルク処理.

土壌の表土層の除去による除染は、汚染した土壌の埋設に関連してそのコスト、土壌の肥沃を損なうこと、生態学的に大きな問題になることにより農地に対して適切なものではないことが分かった。

チェルノブイリ事故の後期

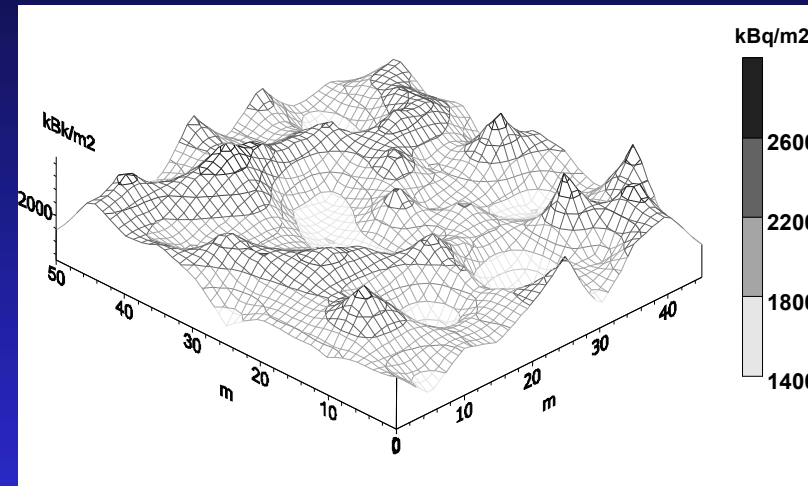
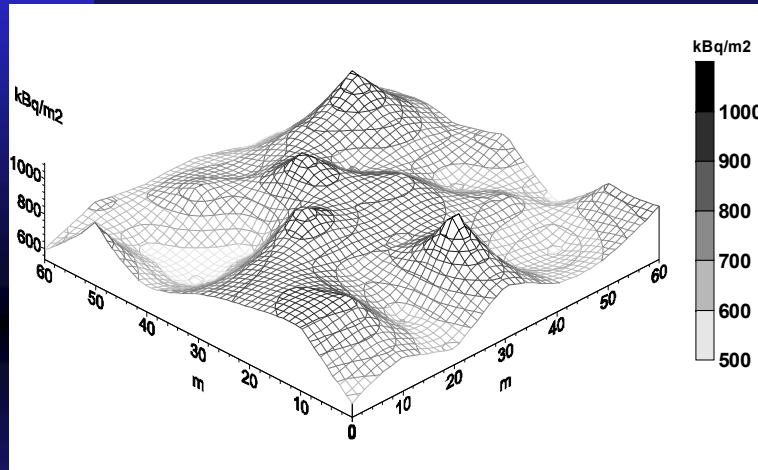
- $^{134,137}\text{Cs}$ 汚染濃度の決定が1986年の10kmのステップで、1991年に各1km²について行われた。
- ^{90}Sr 及びプルトニウムの放射性同位元素の測定ポイントの数は ^{137}Cs のものよりそれぞれ少ない。汚染地域の農業の実施経験から求めた平均的なデータよりも各土地に特異的な地図が必要であることが示された。この土地の調査は1987年から始められ続けられた。

Ю. В. Хомутигин,
В. А. Кашпаров, Е. И. Жебровская

ОПТИМИЗАЦИЯ ОТБОРА
И ИЗМЕРЕНИЙ ПРОБ ПРИ
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОМ
МОНИТОРИНГЕ

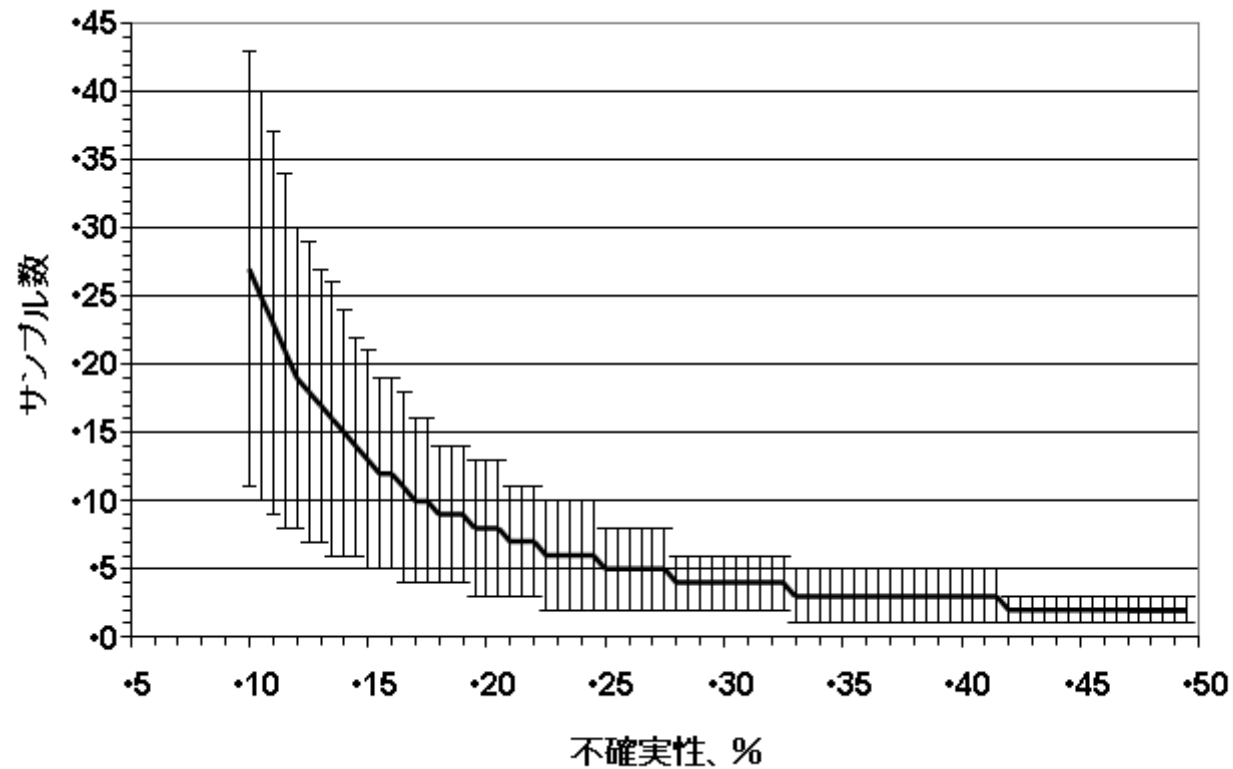
Киев 2001

敷地における ^{137}Cs 汚染の地球統計学的画像



50 cm^2 以上サンプリング範囲に対して勾配のない汚染地域での ^{137}Cs 汚染の対数での標準偏差は汚染濃度、フォールアウトのタイプ、地形に依存しておらず、第一近似（土壤の部分サンプルにおける放射性核種の放射能の測定の不確定性がレベル $\pm 2\sigma$ で $\leq 10\%$ ）で 0.30 ± 0.09 と評価できる。

勾配のない地域での土壤汚染濃度を評価するための 最小限必要なサンプル量



勾配のない地域で 土壤の¹³⁷Cs汚染濃度の中央値を評価するため
に必要な最小限の土壤サンプル量 のノモグラム

土壌サンプリングパラメーター

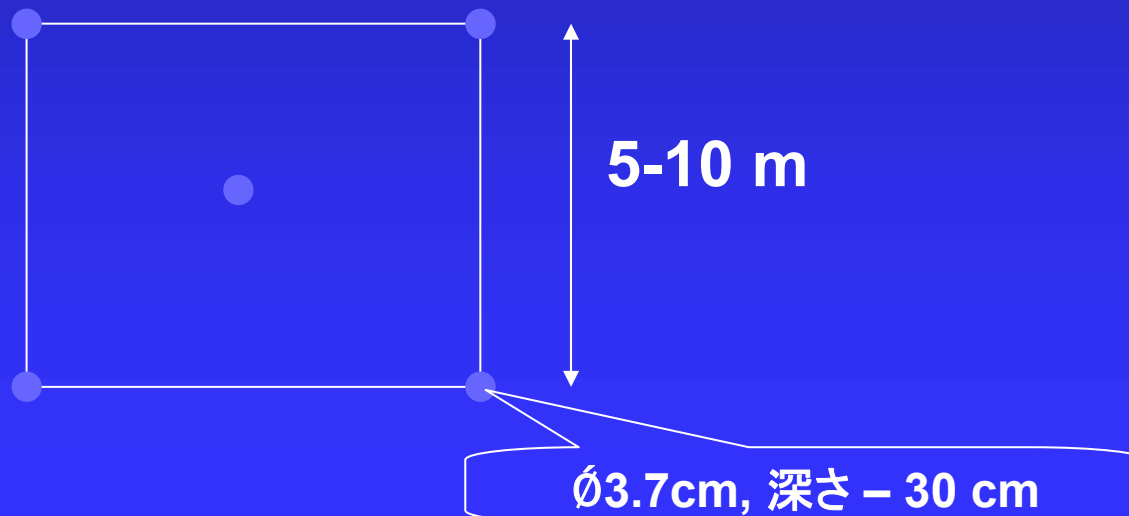
サンプリング深さ – 事故後数年において未開墾土壌に対し **5 cm**、耕作土壌に対し **30 cm**

サンプリング範囲 $\geq 50 \text{ cm}^2$

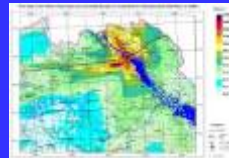
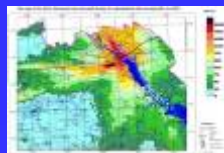
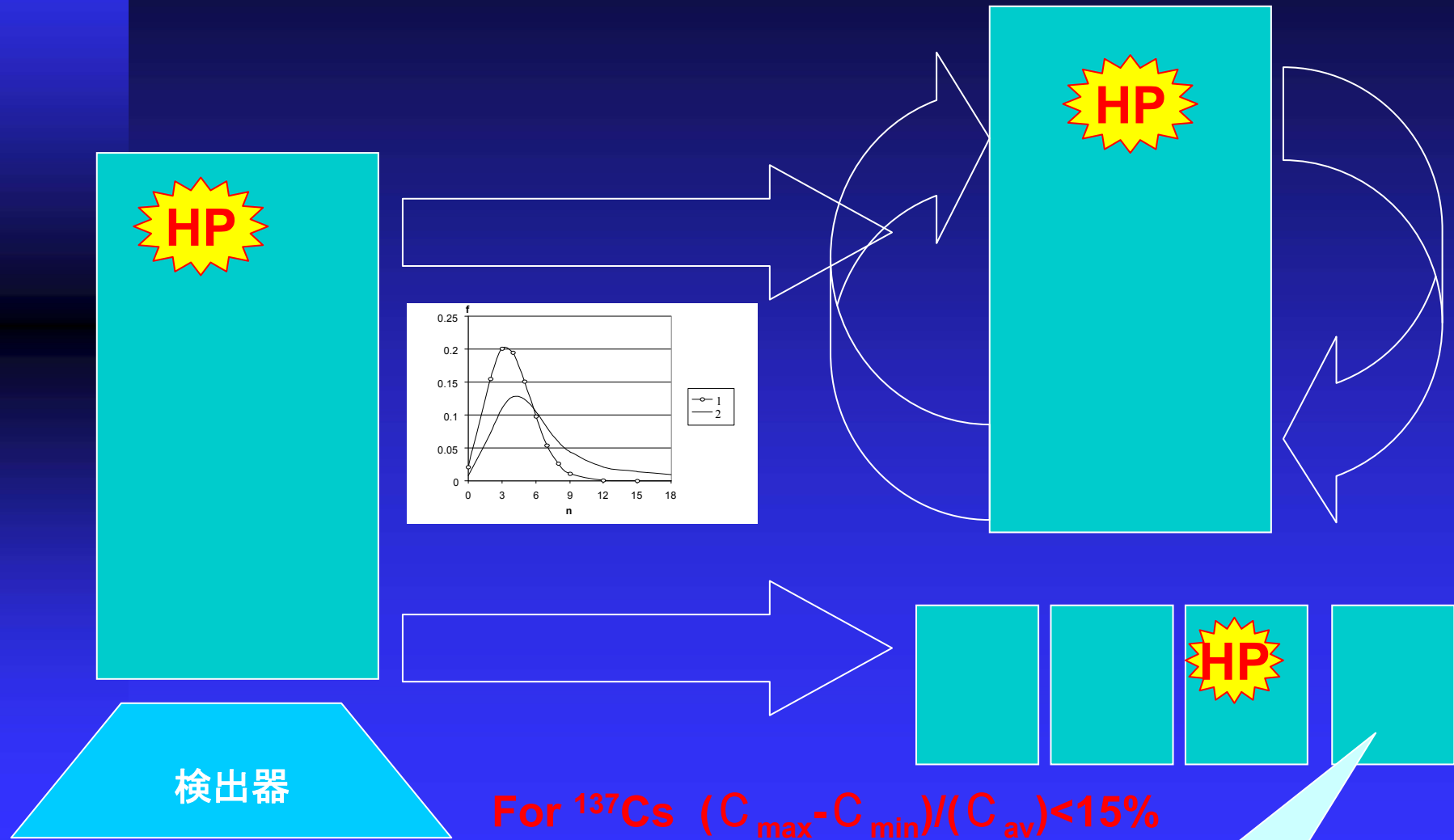
敷地あたりのサンプリング数 – ≥ 5 ($50 \text{ cm}^2 \approx \pi \cdot \text{Ø}3.7^2 \text{ cm} / 4 \cdot 5$)

サンプラーの直径 – $\geq 37 \text{ mm}$

サンプル点間の距離 **5-10 m**



さまざまに汚染したサンプルにおける放射能測定



$^{137}\text{Cs}_{\text{av}} + ^{90}\text{Sr} + \text{Pu}$

チェルノブイリ事故後に導入された食料品のセシウム放射性核種の比放射能(Bq kg⁻¹)の現状許容レベル (IAEA, 2006)

国	EU	ベラルーシ	ロシア	ウクライナ
導入時期	1986	1999	2001	1997
ミルク	370	100	100	100
乳児食		37	40-60	40
日常食	600	50-200	100-500	100
肉及び肉製品		180-500	160	200
魚類		150	130	150
卵		—	80	6 Bq/egg
野菜、果物、ポテト、根菜		40-100	40-120	40-70
パン、小麦、穀類		40	40-60	20

食料品及び飲料水の ^{137}Cs 及び ^{90}Sr の比放射能許容レベル (PL-2006, ウクライナ)

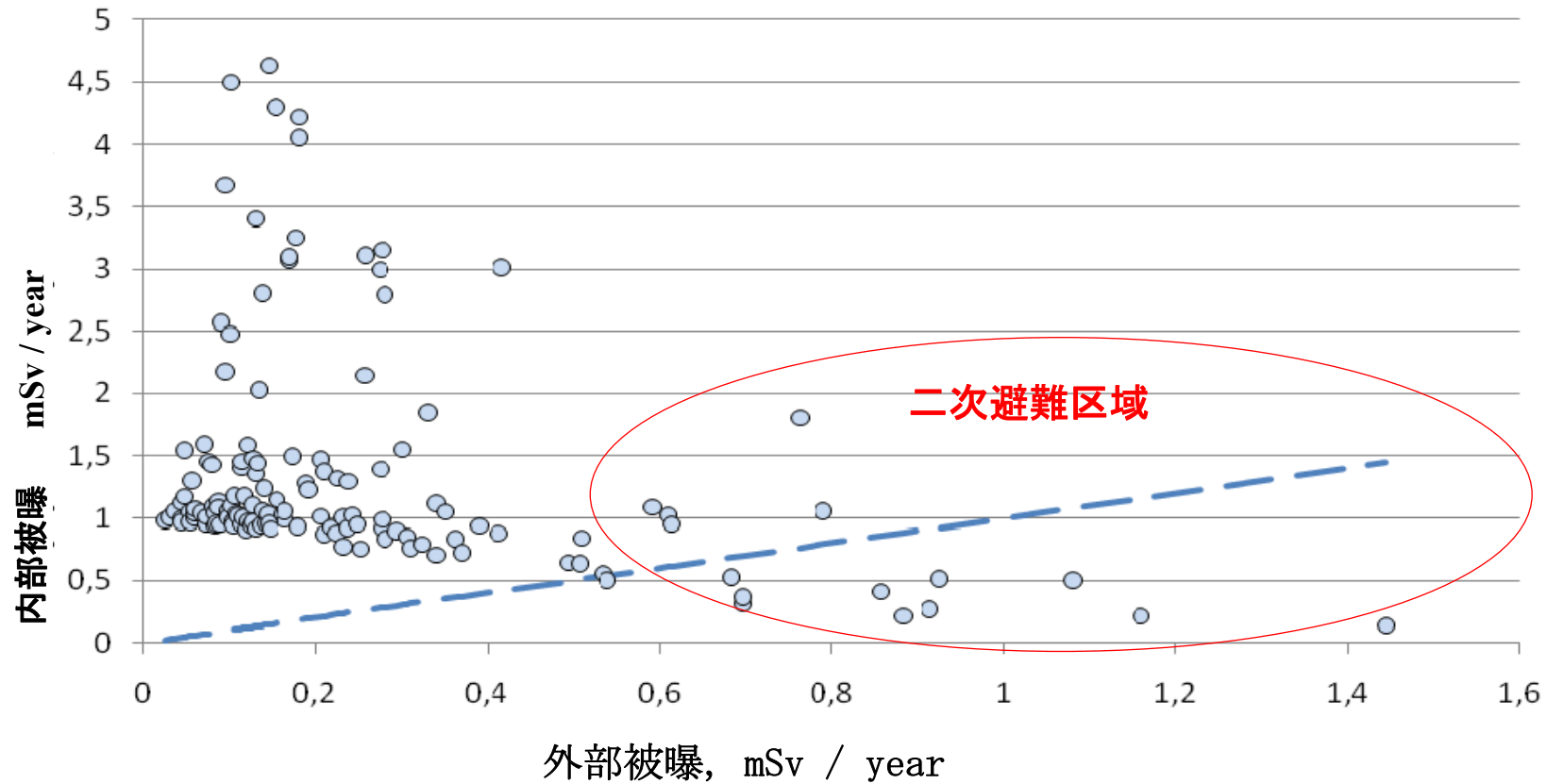
食料品	^{137}Cs 比放射能, Bq/kg	^{90}Sr 比放射能, Bq/kg
パン	20	5
ミルク及び乳製品	100	20
肉及び肉製品	200	20
ポテト	60	20
野菜	40	20
果物	70	10
生、冷凍、缶詰の野生きのこ及びベリー、	500	50
乾燥野生きのこ及びベリー	2500	250
水	2	2

木材および木材生産による¹³⁷Csおよび⁹⁰Sr比放射能の許容衛生基準

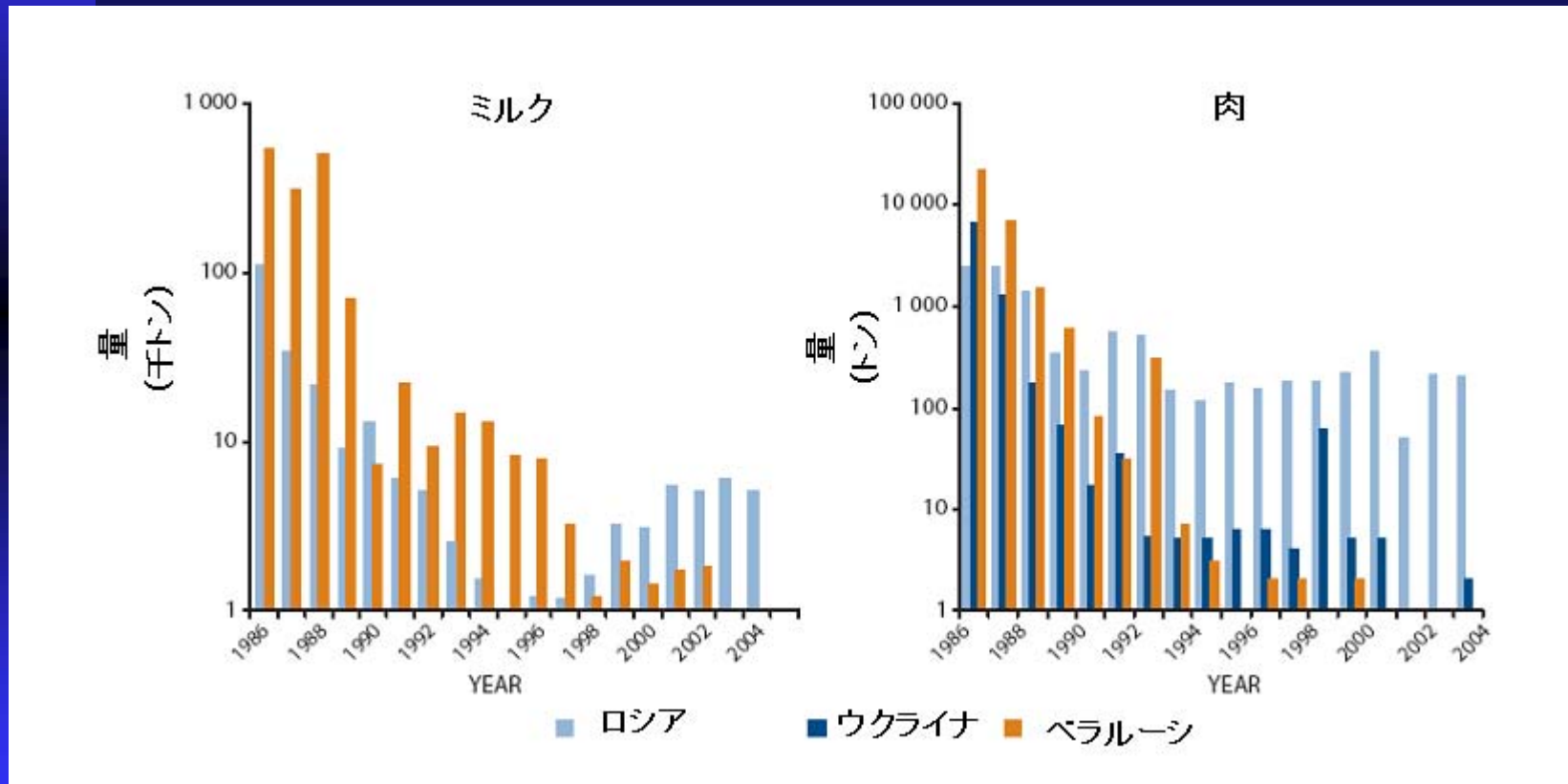
生産	許容レベル、Bq/kg	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
産業用		
1.生木		
1.若木		
-樹皮あり材木	1500	-
-樹皮なし材木	1000	-
-化粧板・合板用原材料	1000	-
-工業用建物・仮設建物の建築用木材	1500	-
-パルプ材	1500	-
-支持用木材	3000	-
2.技術的ニーズに対応した薪	1500	-
2.製材		
-エッジ処理なし製材	1000	-
-エッジ処理あり製材	740	-
-角材、寄せ木張り(家具製造用を含む)	740	-
- Eurotrays向け製材	1500	-
-箱板・箱形はり	1000	-
3.国内・経済的利用のための生産		
-薪	600	60
-柵材	1000	-
-土産・家庭用器具(ハンドル、キッチンボード)	740	-

チェルノブイリ事故以降現時点でのウクライナ住民 の実効被曝線量

1年間(2005-2006)に1 mSv以上の被曝を
許容される地域(137)

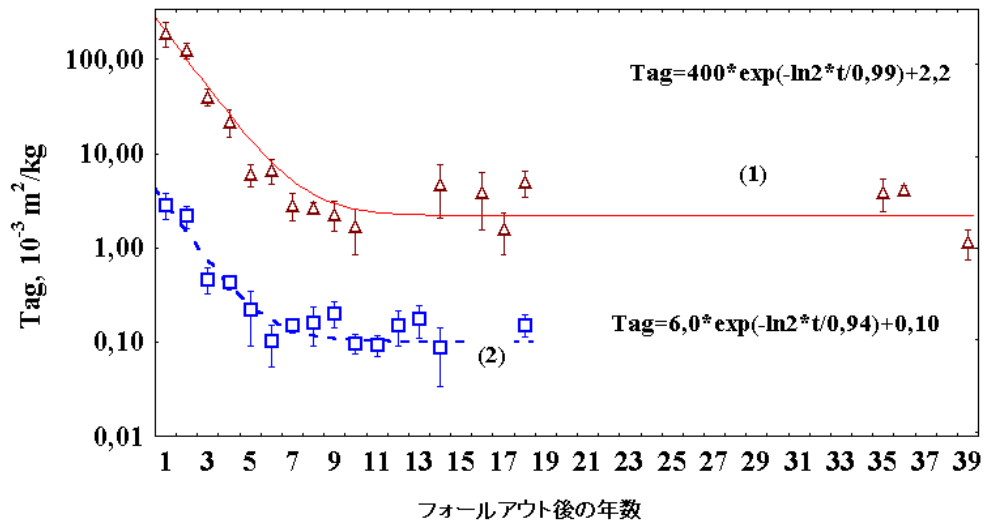
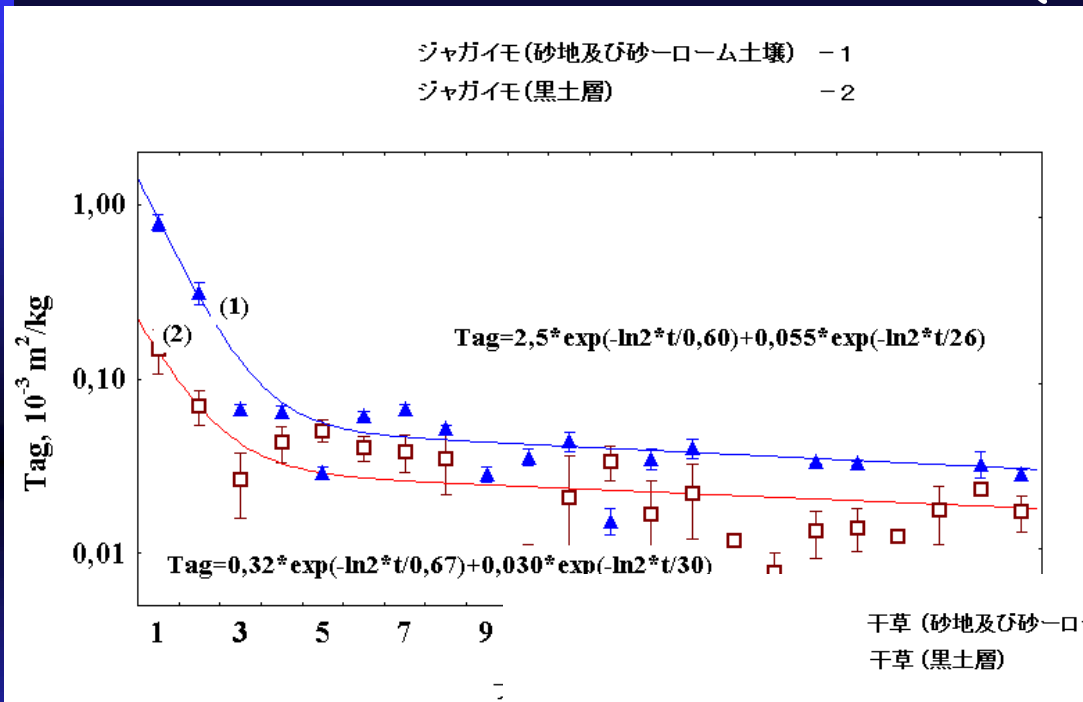


アクションレベル以上の放射性セシウム放射能濃度をもつ畜産製品の量を急激に減らすことを可能にする対策の大規模適用

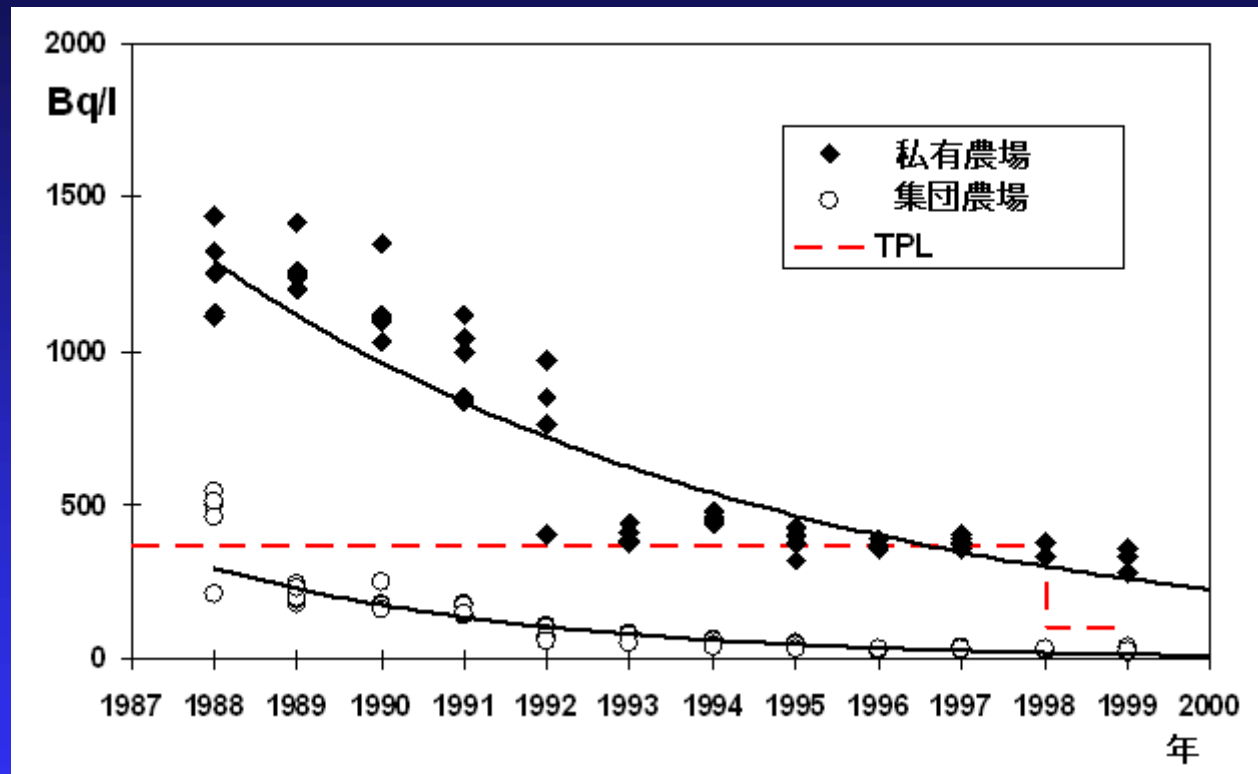


- チェルノブイリ事故以降アクションレベルを超えたミルク及び肉類の量：ロシアの集団及び私有農場のすべてのミルクと肉類、ウクライナ及びベラルーシの処理工場に送られたミルクと肉類

^{137}Cs の放射能濃度の典型的な推移(Chernobyl Forum)

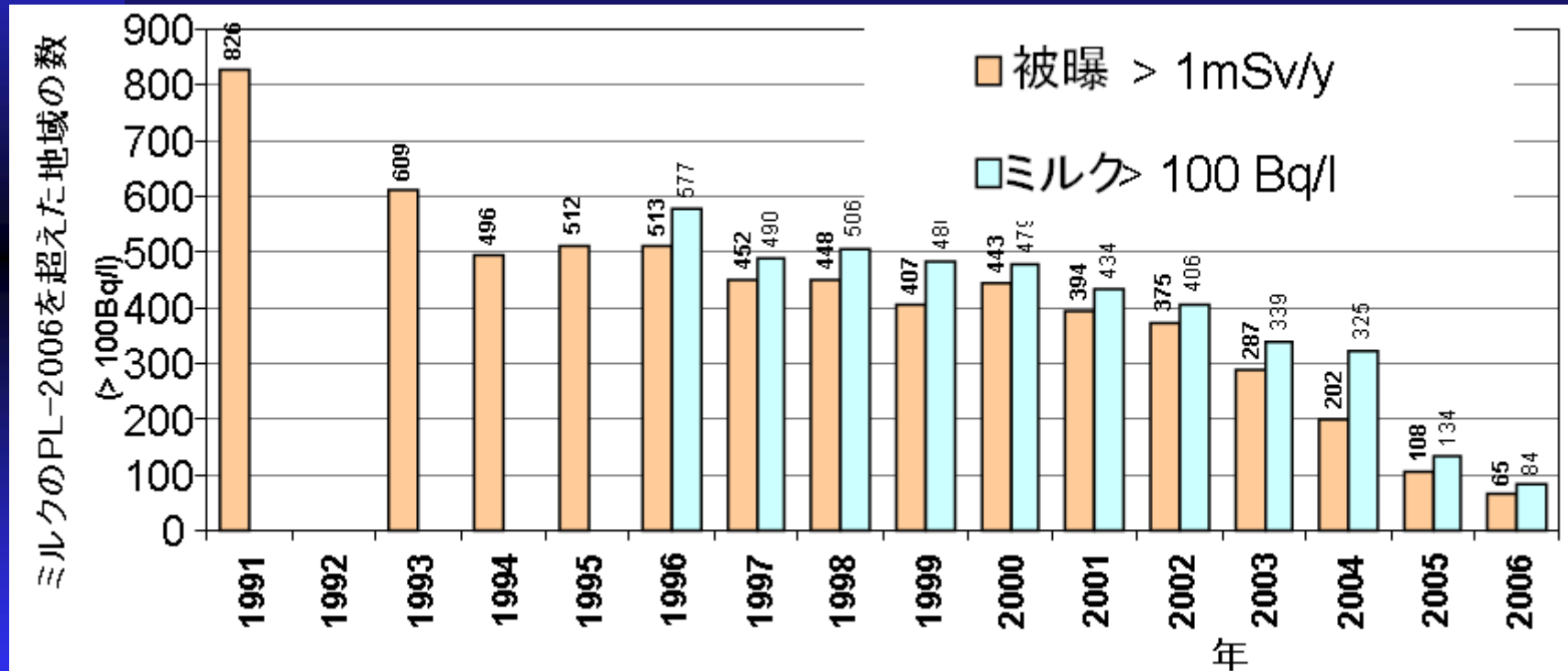


農産物



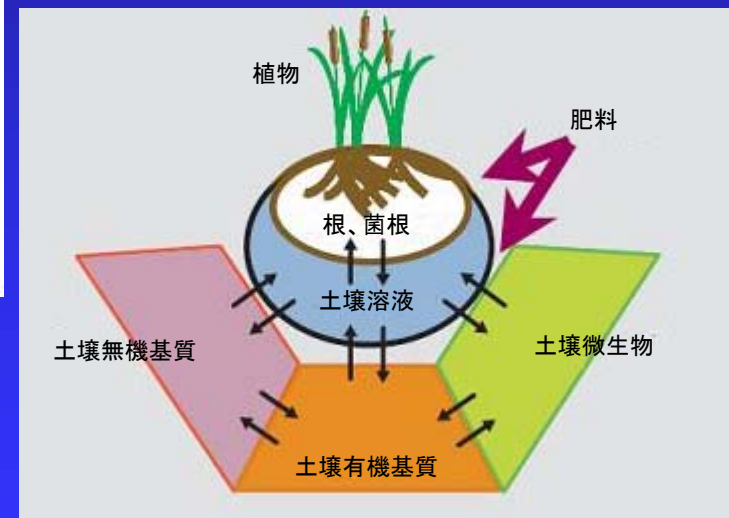
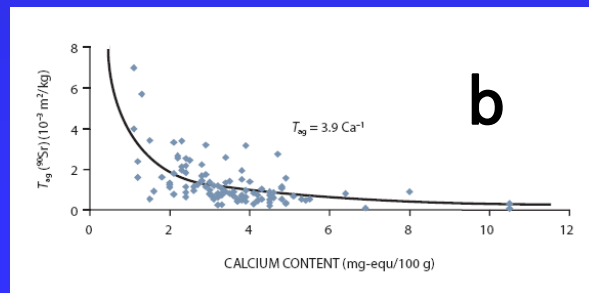
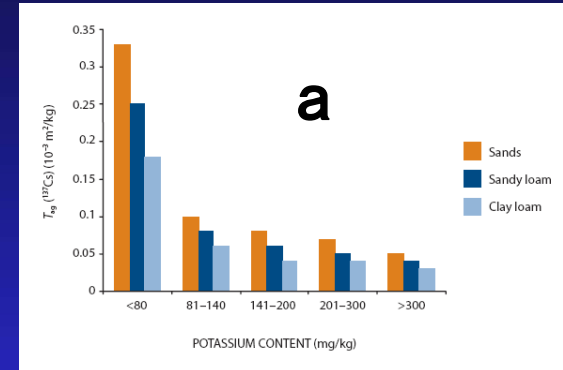
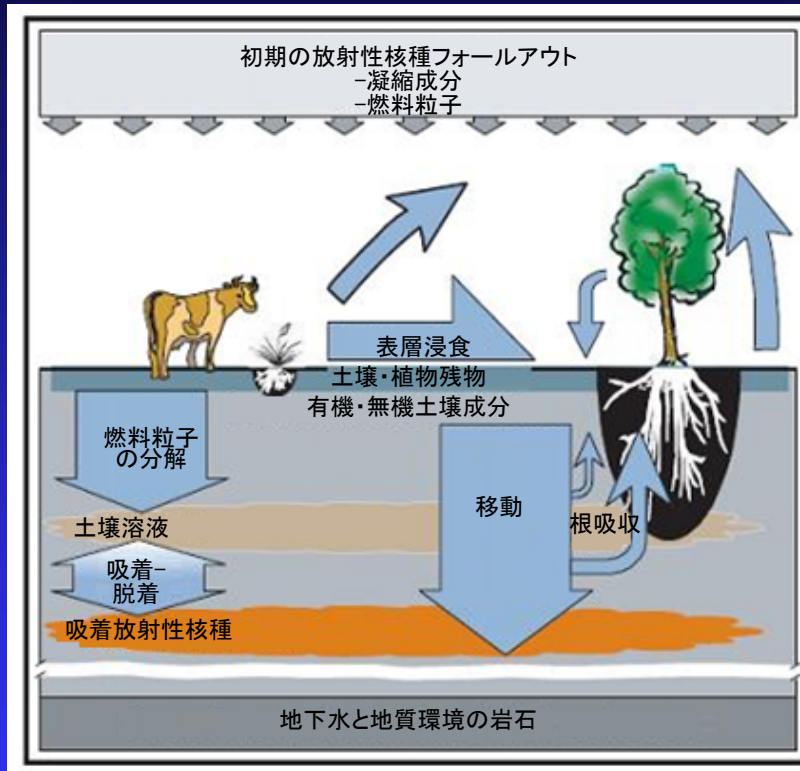
国の暫定許容レベル(TPL)と比較したウクライナのロブノ地域での私有及び集団農場で生産されたミルクにおける ^{137}Cs の放射能濃度の典型的な推移

ミルクの ^{137}Cs 許容レベル100Bq/lを越えた地域の分布



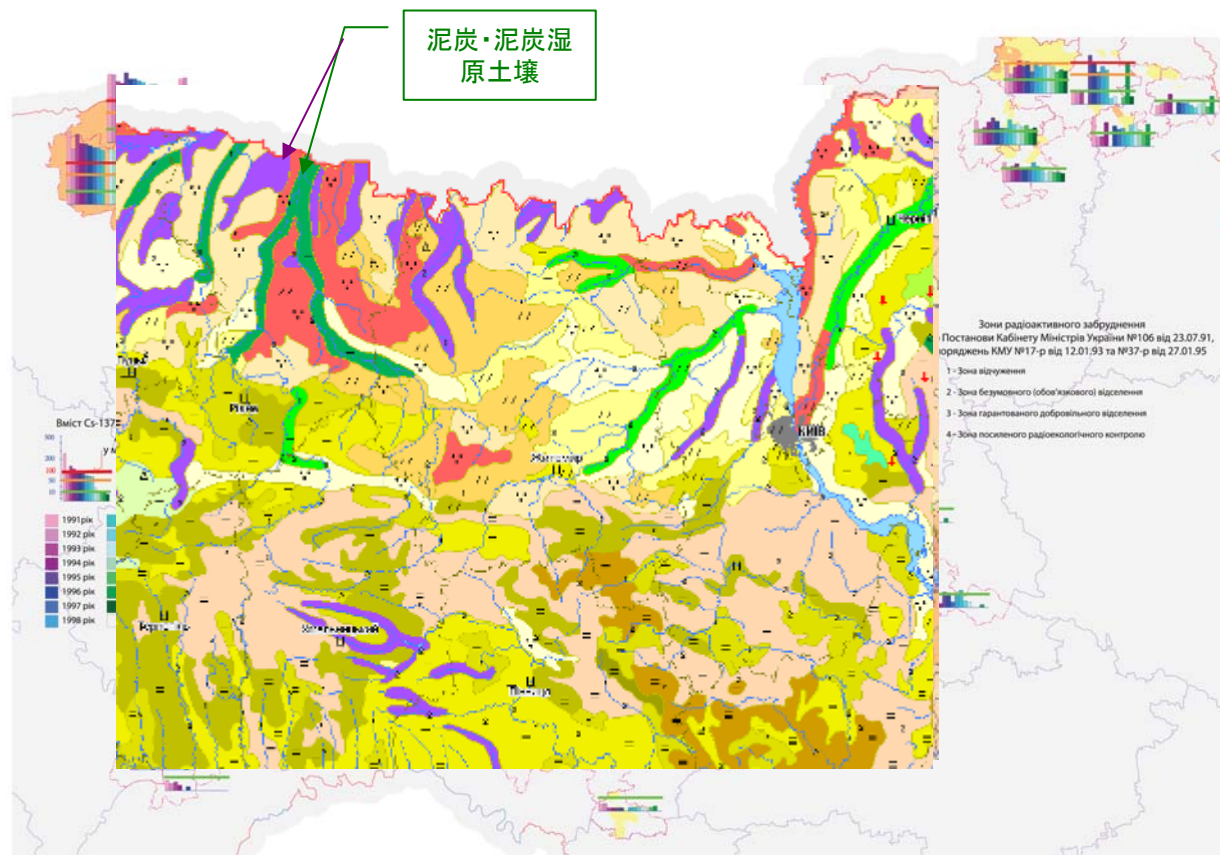
^{137}Cs and ^{90}Sr についての身体での濃度の減衰は実際のものより年2%程度減少している。

陸上における放射性核種の主要移動経路



ミルクに対する¹³⁷Csの汚染

牛乳のセシウム137の含有量(最も汚染された地域の平均値 1991年-2005年)



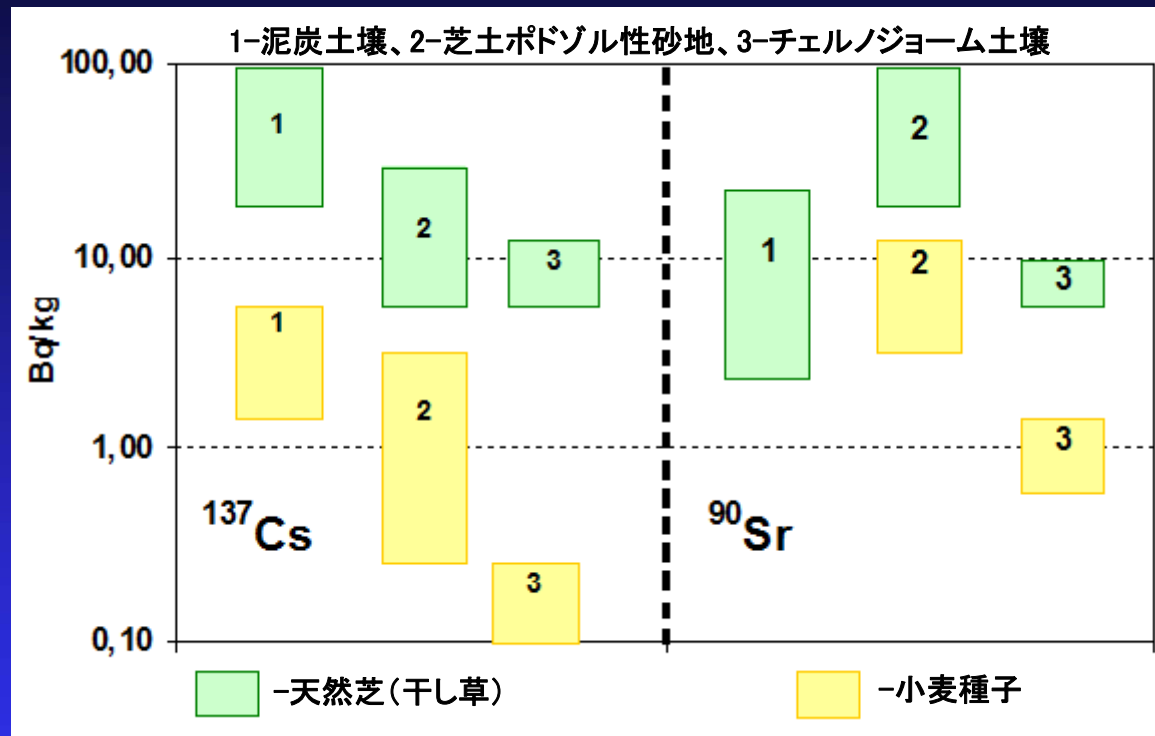
Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи, ТОВ «Інтелектуальні Системи ГЕО».
Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів)

ウクライナにおける汚染土壌の典型的な特性

土壌のタイプ (CIS 諸国)	泥炭・泥炭湿原土壌、高位・低位湿原、遷移泥炭	芝士ポドゾル性砂地 (松林砂地)	灰色森林	牧草地と代表的チェルノゾーム
土壌のタイプ (FAO-UNESCO)	ヒストソル	ポトゾラビソル	グレイゾーム	フェオゾームス
塩抽出、pH _{KCl}	4-5	4-5	6-7	7-8
腐食質、%	有機物質含有率最高90%	<1	1	3-6
土壌散布要素分布のパラメーター				
中位径、mm		140	50	23
10%質量、mm		<20	<3	<4
90%質量、mm		<500	<400	<45
代表的移動係数 T_f 、((Bq/kg)/(kBq/m ²))				
牛乳	0.5-5	0.20	0.07	0.03
ジャガイモ	0.2-1	0.06	0.04	0.015
キノコ	20	13.0	4.0	1.0



土壌タイプに対するTfの依存性



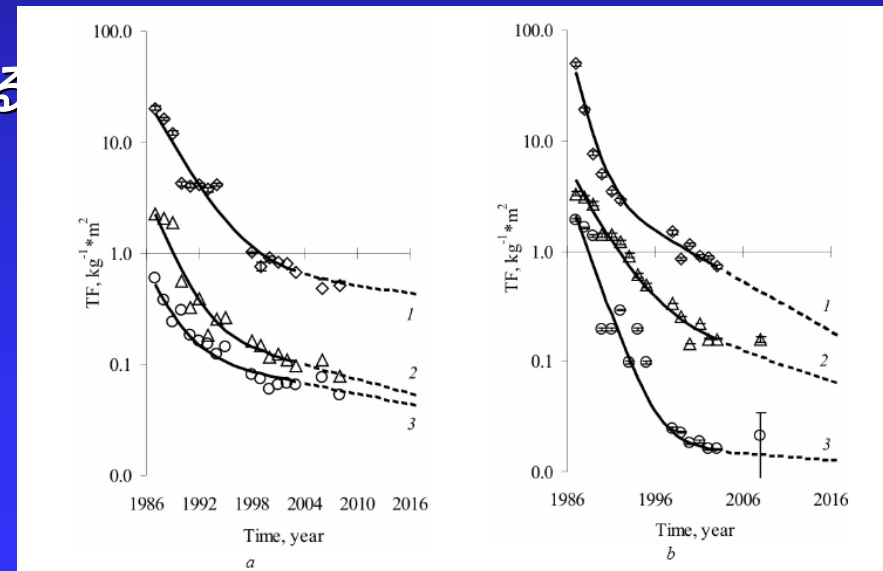
- 1996年以降の様々な土壌タイプでの二毛作における ^{137}Cs と ^{90}Sr 濃度の変動性(比較として、データは1 kBq.m⁻²あたりの土壌汚染)

農業用土壌の除染

■ 表土層の除去

■ ファイトレメディエーション (植物を利用した汚染物質の吸収・分解)

- ✓ 時間とともに効率が急速に低下する
- ✓ 肥沃土よりも低い効率
- ✓ ^{137}Cs については、 $<1\%$



- $TF^{137}\text{Cs}$ の変遷:
- *a*—芝土ポドゾル性砂地: 1—天然芝の干し草、2—キャベツ、3—大麦
- *b*—干し草をちりばめた: 1—泥炭湿原土壌、2—芝土ポドゾル土壌、3—チェルノジーム土壌 (TF予測値を破線で表す)

- チェルノブイリ事故後、農業対策の活用により住民の放射線量は2倍以上の低減が可能になった
- 対策の活用により、汚染エリアの修復時間を短縮



■ 土壌の機械的処理- 25000 t/ha

- 石灰と無機質肥料の活用- 1-60 t/ha
 - プルシアンブルー 乳牛(または1ha)に対して1kg
 - 処理



チェルノブイリ以後FSU諸国で用いられた様々な対策による 減少係数のまとめ

対策	^{137}Cs	^{90}Sr
代替土地利用方法の選択		
通常の耕起(1年目)	2.5-4.0	
表土すき取り・埋設	8-16	
石灰散布	1.5-3.0	1.5-2.6
無機質肥料の利用	1.5-3.0	0.8-2.0
有機質肥料の利用	1.5-2.0	1.2-1.5
根本的改良:	1.5-9.0*	1.5-3.5
—初回実施	2.0-3.0	1.5-2.0
—追加実施		
表面的改良:	2.0-3.0*	2.0-2.5
—初回実施	1.5-2.0	1.5-2.0
—追加実施		
家畜用農作物の変更	3-9	
クリーン給餌	2~5(時間依存)	2-5
Cs結合剤の投与	3-5	-
プルシアンブルー		
粘土鉱物	2-3	-
牛乳をバターに加工	4-6	5-10
菜種を油に加工	250	600

土壌を基本とした対策

深耕・浅耕または表土すき取り・埋設といった機械的処理には次のようなプラスの効果がある:

- 希釈、農作物における放射性核種放射能濃度の低下に結びつく
- 放射性核種を農作物の発根エリアよりも下の土壌横断層に移動させる
- 汚染土壌の再浮遊の低減
- 汚染土壌の植物への付着低減
- 外部被曝の低減

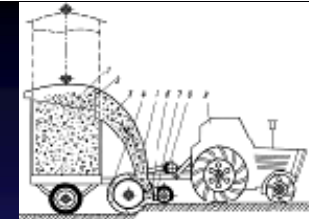
石灰、有機物質、無機質吸着剤、無機質肥料の活用
牧草地の根本的または表面的改良



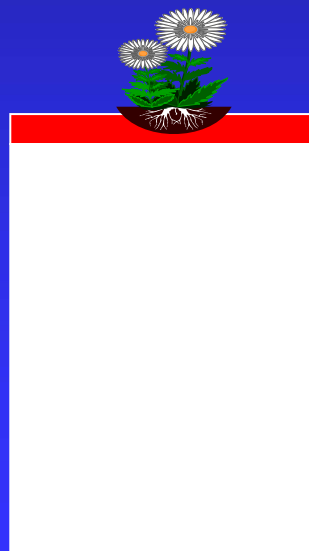
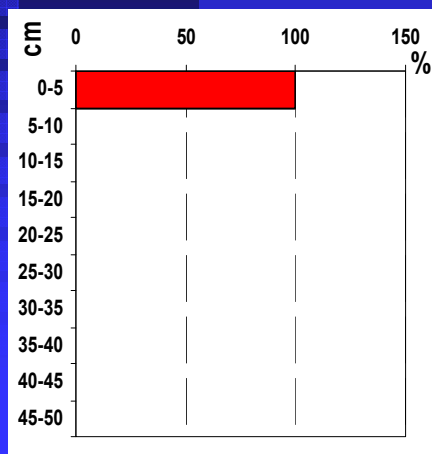
チェルノブイリ以後FSU諸国で用いられた様々な対策 (土壌を基本としたオプション)による減少係数のまとめ

対策	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr	
	無機質土壌	有機質土壌	無機質土壌	有機質土壌
通常耕起(1年目)	2.5-3.0	3.0-4.0		
次年度以降	1.5-1.8	1.5-2.2		
表土すき取り・埋設(1年目)	8-12	10-16		
石灰散布、4-6 t/ha	1,5-3,0	1,5-2,0	1,5-2,6	-
NPK: ¹³⁷ Csには N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀ ⁹⁰ Srには N ₉₀ P ₁₈₀ K ₉₀	1,5-2,0	1,5-3,0	0,8-1,2	-
堆肥、20 t/ha	1,5-3,0	-	1,2-1,5	-
石灰散布+NPK	1,8-2,7	2,5-4,0	-	-
石灰散布+堆肥+NPK	2,5-4,0	-	1,5-1,8	-
腐泥、60 t/ha	2-4	-	1,0-1,5	-
牧草地の根本的改良:				
—初回実施	1,5-9,0	4,0-16	1,5-3,5	3,0-5,3
—追加実施	2,0-3,0	2,0-3,0	1,5-2,0	2,0
牧草地の表面的改良:				
—初回実施	2,0-3,0	2,0-14	2,0-2,5	3,0-5,0
—追加実施	1,5-2,0	1,5-2,5	1,5-2,0	2,0

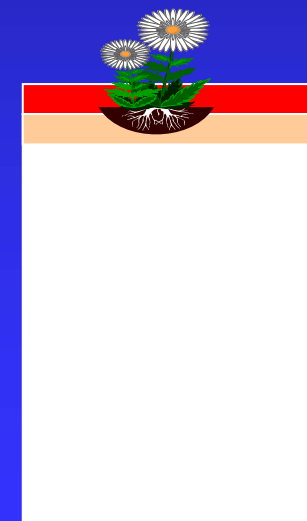
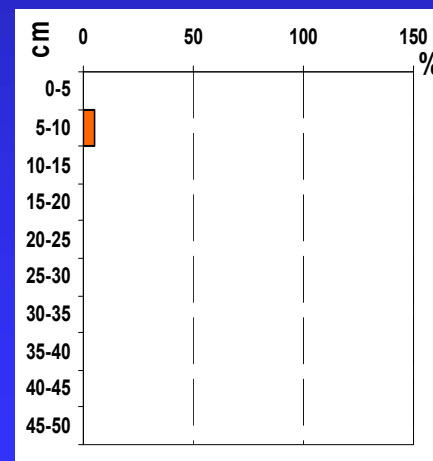
表土除去



- 表層5～10cm分の土壌を除去する
- 土壌における汚染物質分布に応じて最適化した場合、表土層の汚染を90～99%削減。土壌から植物への移動を90%削減(除染係数は約20)。
- 表層の除去により大量の廃棄物が発生する。表土を5cm除去した場合、60～70kg m⁻²の廃棄物が発生し、1haのエリアでは体積が500m³と質量が約700tとなる。
- 土壌浸食のリスク。土壌生物相に影響。生物学的多様性の喪失。地形の変化。大量の廃棄物が発生。表層5～10cm分の土壌を失うことによって、土壌肥沃度に影響が出る恐れあり。施肥が必要になる場合あり。



前

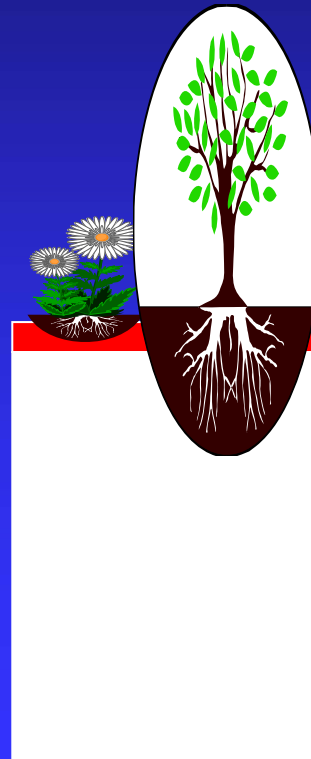
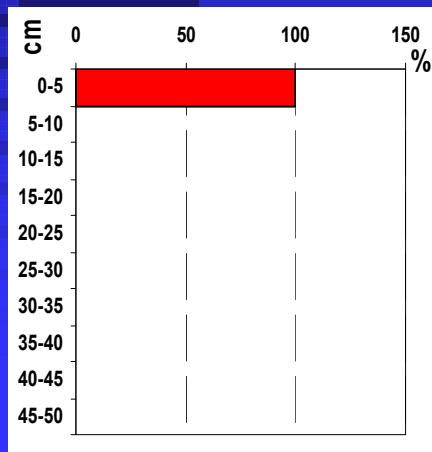


後

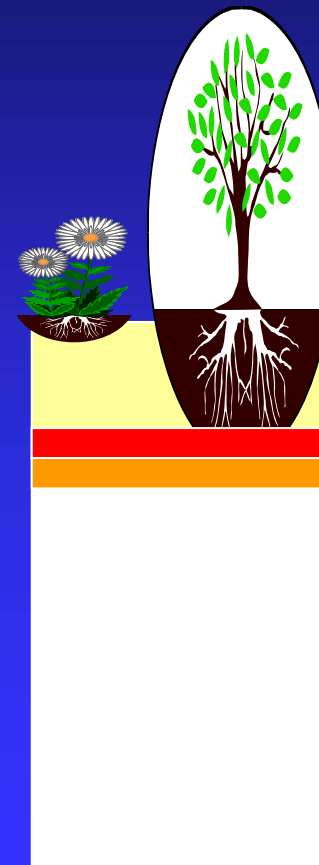
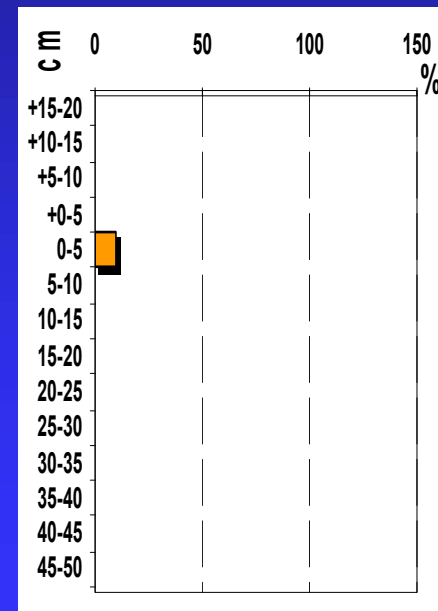
汚染土壌の希釈化



- 汚染土壌の表面(あるいは表土除去後)は、労働・居住場所(農業用中庭、農場、学校等)に対する外部照射と放射性核種再浮遊の強度を低減し、(洗い落とされた)表面と地下水への放射性核種の移動を低減するために、「クリーンな」物質(砂、粘土、割栗石、アスファルト、コンクリート、土壌等)の層で覆うことができる。また、(土壌が使われる場合)当該オプションは、発根ゾーンにおける放射性核種濃度を低減することによって、植物への放射性核種の移動を減らすことを目的としている。

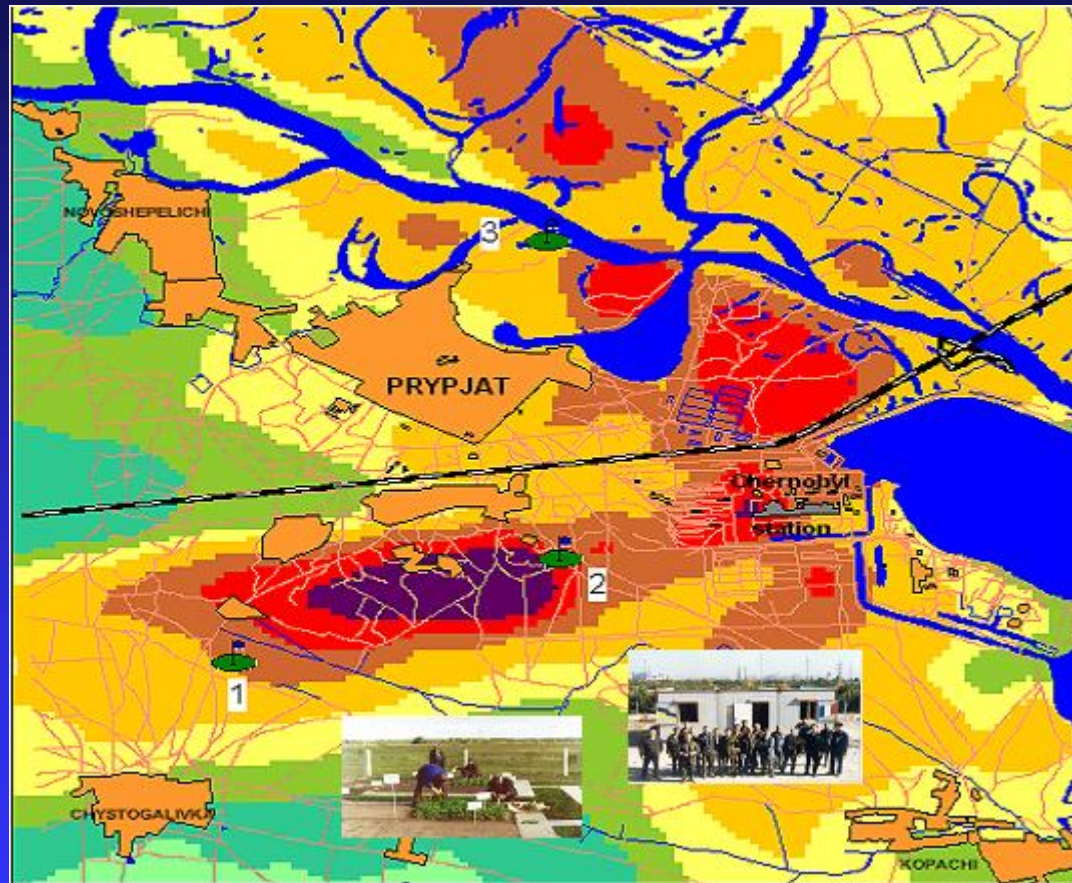


前

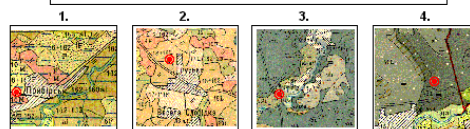
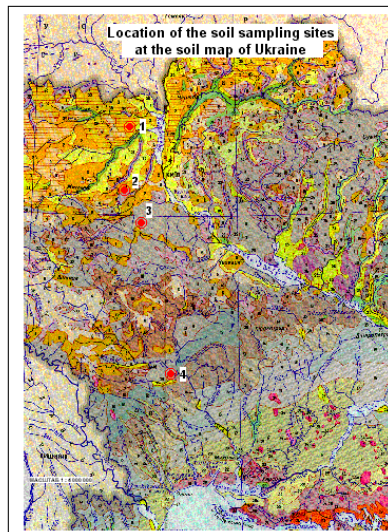


後

チェルノブイリ原発の排除地域における実験サイトUIARの位置



実験サイトChistogalovka (#1) クリーンな土壌の希釈化を伴った表層土除去

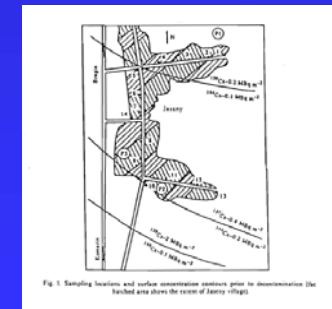


FAO-UNESCOおよびCIS諸国の分類に応じた土壌タイプ、土壌サンプリングサイトの位置、および¹³⁷Csによる土壌汚染。実験サイトの位置はチェルノブイリ放射性フォールアウトの西側トレース沿いで¹³⁷Csの汚染密度は: 12 ± 6 MBq/m² (約100 000 Bq/kg)

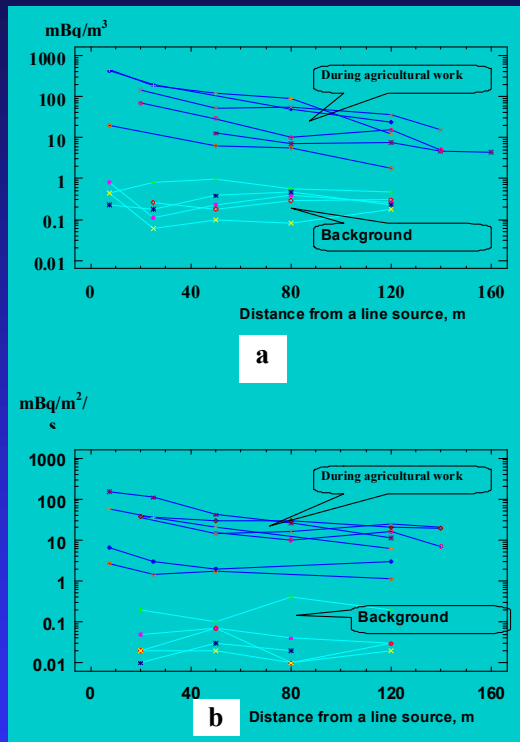
土壌タイプ (FAO-UNESCO)	土壌タイプ (CIS諸国)	座標	地区	¹³⁷ Cs比放射能、Bq/kg	
				作業の開始 (2000年)	3年後
ポトゾラビソル	芝士ポトゾル	30°03'10" 51°02'15"	Ivankivs'kiy	270±50	270±70
グレイジョーム土	灰色森林	29°47'25" 50°16'40"	Makarivs'kiy	25±10	53±18
チェルノジョーム	牧草地チェルノ ジョーム	30°15'02" 49°47'30"	Bilotzerkivs'kiy	23±10	34±13
チェルノジョーム土	チェルノジョーム 代表的	30°35'10" 47°57'30"	Kryvoozers'kiy	19±10	58±19



- Kashparov V.A., Protsak V.P., Ivanov Yu.A., Nicholson K.W. 放射性核種の再浮遊およびチェルノブイリ周辺村落エリアの汚染 (Resuspension of Radionuclides and Contamination of Village Areas Around Chernobyl). // *J. Aerosol Science.* -1994.- v.25, No.5.- pp.755-761.
- Loschilov N.A., Kashparov V.A., Protsak V.P. 放射性物質の二次浮遊拡散によるチェルノブイリ周辺居住区域の汚染 // *Hygiene and Sanitation, M, Medicine*, No.5, 1993, p39-41



再浮遊に起因する汚染の拡大を評価するため、乾燥堆積物の測定が多数行われた。その結果、非汚染地域への汚染の拡大は、農業活動の影響を含めても、遅々としたものである可能性が高いことを示唆している。



$$C(x)/C(0) = \exp(-m \cdot x)$$

■ X-ダスティングの線源からの距離、m

■ 小型トラクターMTZ-82については、
 $m = 0.020 \pm 0.003 \text{ m}^{-1}$

大型トラクターT-150については、
 $m = 0.025 \pm 0.002 \text{ m}^{-1}$

大型ローリーZIL-130については、
 $m = 0.013 \pm 0.003 \text{ m}^{-1}$

- トラクターT-150Kによる芝土ポドゾル性砂壤土耕作の線源からの様々な距離における気中濃度(a)および堆積物の¹³⁷Cs強度(b) (汚染密度500kBq/m²)



ダスト濃度、土壤汚染密度に対する放射性核種の体積濃度の比(R)と農作業中の作業員の呼吸ゾーンにおける放射性エアロゾルのAMAD

農作業のタイプ	ダスト濃度、 mg/m ³	R、 10 ⁻⁹ 、m ⁻¹	測定回数	AMAD、 μm
耕起	0.3*-80	5-1000	5	6-8
土壤開墾	1.6*-50	30-1000	10	15-18
施肥	20	200-300	2	4
土壤運搬	1.7*	20	1	-
ジャガイモの植え付け	10-300	100-4000**	6	10-14 24**
苗の施肥	20-170	500-5000	2	-
段栽培	61	2000	1	-
ライ麦の収穫	14-20	30-300	2	9-20
麦わらの収集	6	50	1	12-14

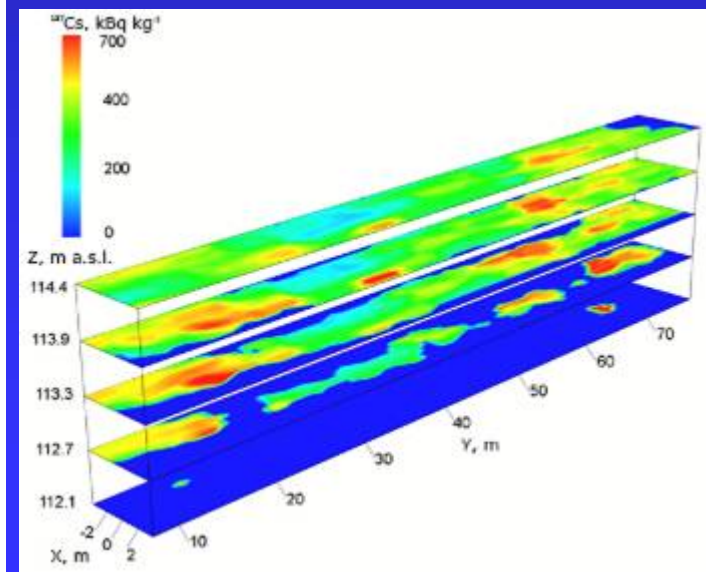
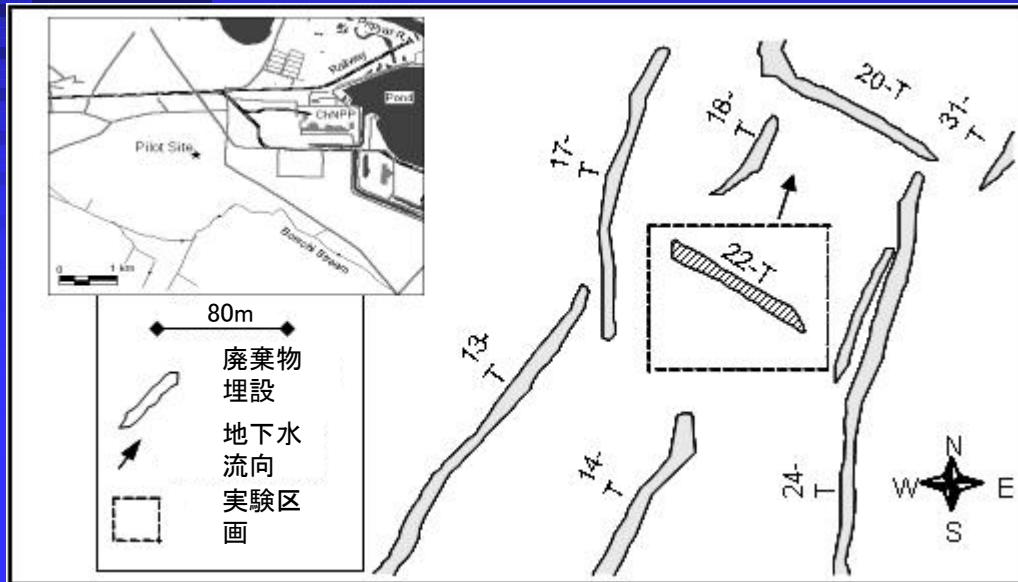
*-トラクターの密閉運転台 **- 窓開放

放射性核種の吸入による機械操作員の実効線量は、¹³⁷Csの年間外部照射による線量率よりも1～3桁低い。

Kashparov V.A., Protsak V.P., Yoschenko V.I., Watterson J.D.チェルノブイリ原子炉事故の結果として汚染された地域での農作業時における放射性核種の吸入 (Inhalation of Radionuclides During Agricultural Work in Areas Contaminated as a Result of the Chernobyl Reactor Accident)。// *J. Aerosol Science.* -1994.- v.25, No.5.- pp.761-767。

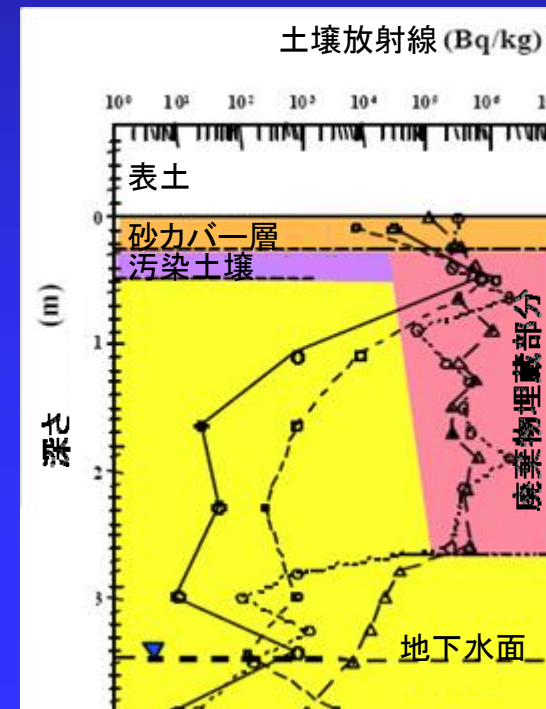
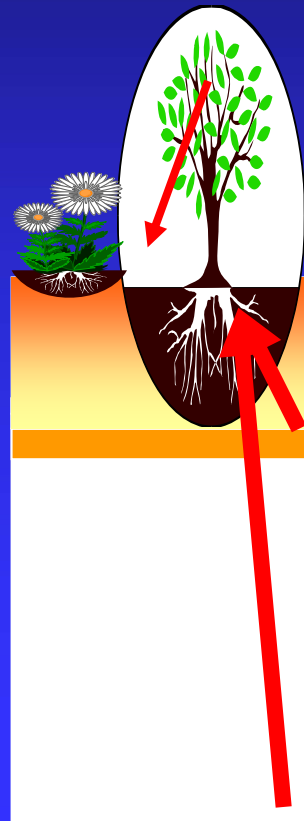
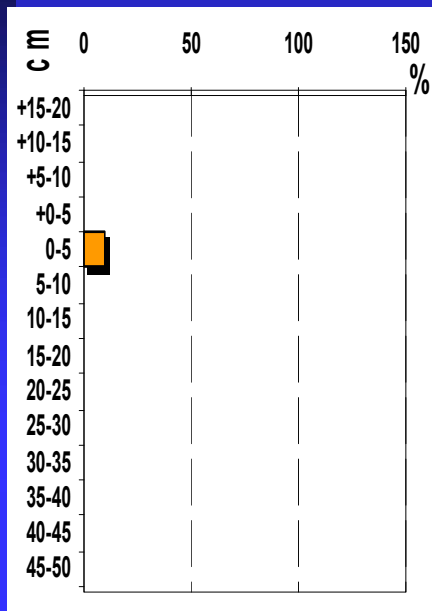
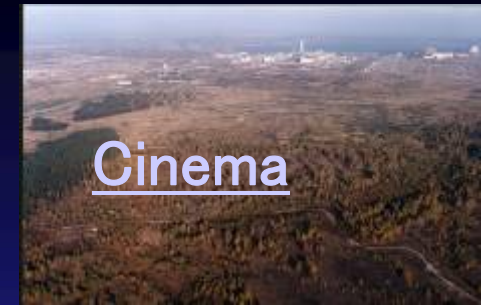


- 実験サイトはレッドフォレスト(#2)で、チェルノブイリ放射性フォールアウトの西側トレースに沿ったレッドフォレスト放射性廃棄物エリアにあって、チェルノブイリ原発の南西2.5kmに位置している。1987年、民間防衛部門のスタッフが「レッドフォレスト」(つまり、事故の第一段階における極めて高い線量により枯死した松の立木)の残骸を埋めた。放射能で汚染された樹木、表土、森の落葉落枝、および一部の建物の残骸(小さい家屋等の残骸)をはじめとする同サイトの放射性物質は、現地の砂土で作られたトレンチや盛り土の下に埋められた。その後、片付けられた地域は、比較的「クリーンな」砂(つまり、トレンチを掘る間に掘り出された土壌)から成る30~50cmの遮蔽層で覆われた。1988~1989年にかけて、水と風による表土表面の浸食を防ぐため、同廃棄物処分地域には新たな樹木が植林された。



レッドフォレストにおける汚染土壌の希釈化

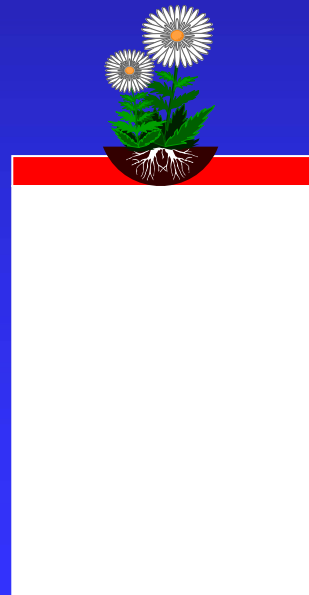
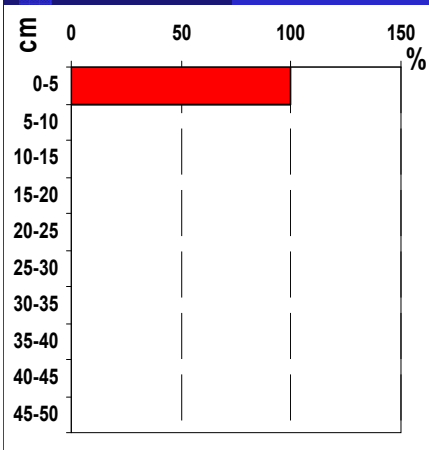
- 実験サイトにおける植生は、レッドフォレスト廃棄物エリア全体を代表するものであり、ヨーロッパアカマツ(針葉の ^{137}Cs は最大0.5MBq/kg、木で01.MBq/kg)、カバノキ(葉の ^{90}Sr は最大10MBq/kg、木で0.5MBq/kg)、低木・牧草からなる。
- ^{90}Sr の最大循環は40年後で、結果的にトレンチ内の現状の ^{90}Sr 含有量のうち12%が表土に移動し、7%が樹木バイオマスに蓄積されると想定されている。
- 生物起源の移動は、調査対象サイトにおける放射性核種の再分布において重要な役割を果たしうる。トレンチで成長する樹木については、若木の成長が、根吸収を通じて放射性核種を表面に「吸い戻す」とともに、その後の落葉落枝により、 ^{90}Sr の上昇に大きく寄与する可能性がある。



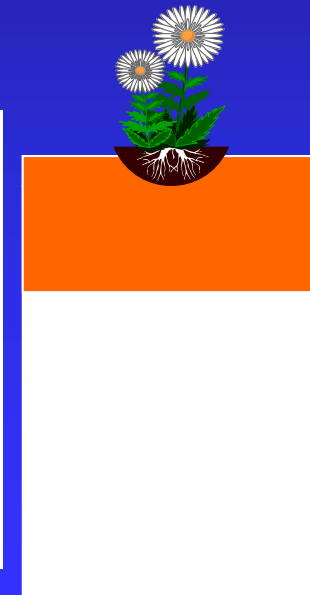
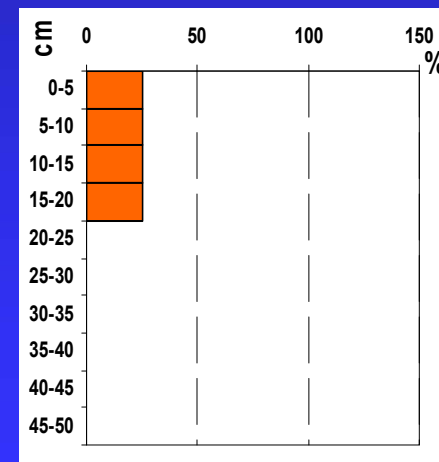


耕作地の浅耕

- 通常の一畝間用すき板を用いて、作物の除去または取り込み後、土壌断面の上層部20~30cmを混ぜることができる。表面の汚染の大半は、縦断面のより深い場所に埋められる。これにより、以下の事項を低減することができる。
 - 植物固有の発根作用に応じた、植物の根が吸収する放射性核種、
 - 外部被曝、
 - 汚染物質からの放射性核種の再浮遊。
- 植物による吸収を50%低減(減少係数2)、0~75%の幅(減少係数1~4)。外部線量は、耕作深度により、50~80%の低減(減少係数2~5)(ガンマ方式)。



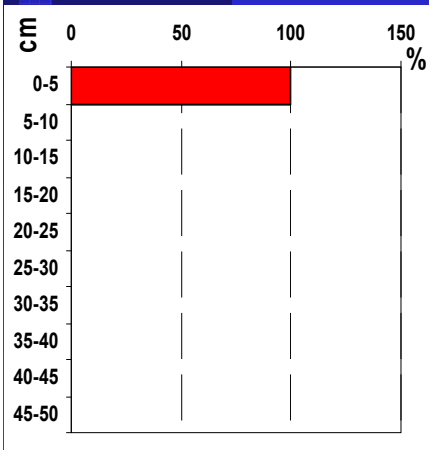
前



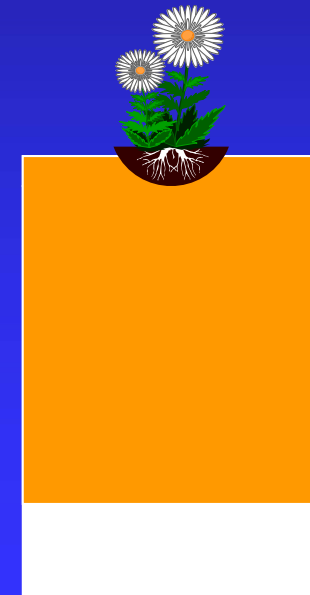
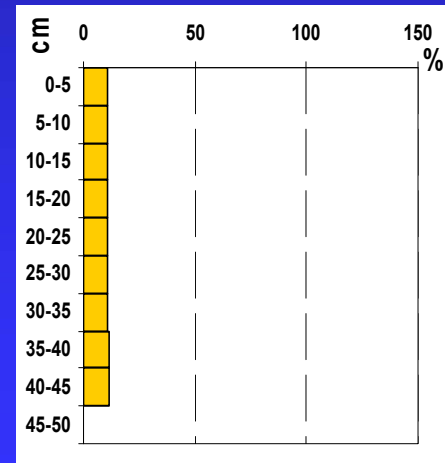
後

深耕

- 50cm以上の深さにある肥沃土壌層(泥炭土壌、チェルノブイリ等)では、通常の一畝間用すき板を用いて、土壌断面の上層部45~100cmを逆転させることができる。表面の汚染の大半は、縦断面のより深い場所に埋められる。これにより、以下の事項を低減することができる。
 - 植物固有の発根作用に応じた、植物の根が吸収する放射性核種、
 - 外部被曝、
 - 汚染物質からの放射性核種の再浮遊。
- 植物による吸収を最大90%低減(減少係数10)、(標準的には減少係数8~16)外部線量は、耕作深度により、50~95%の低減(減少係数2~20)、最高の減少係数は土壌の完全なる反転に対応する。



前

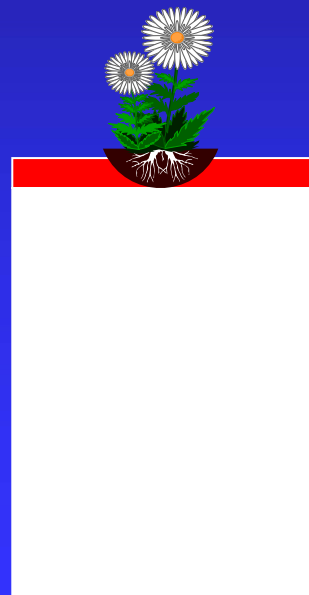
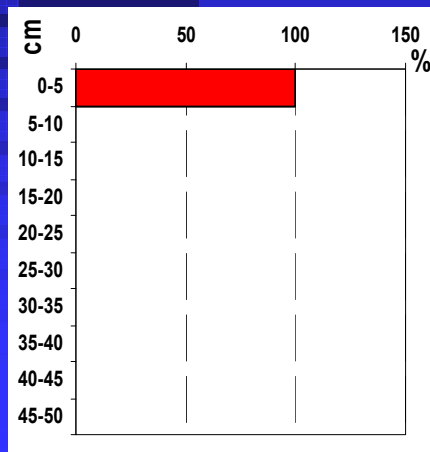


後

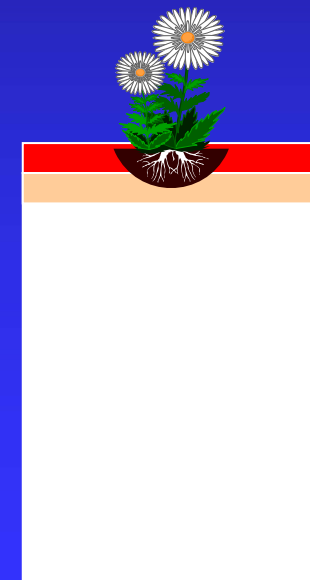
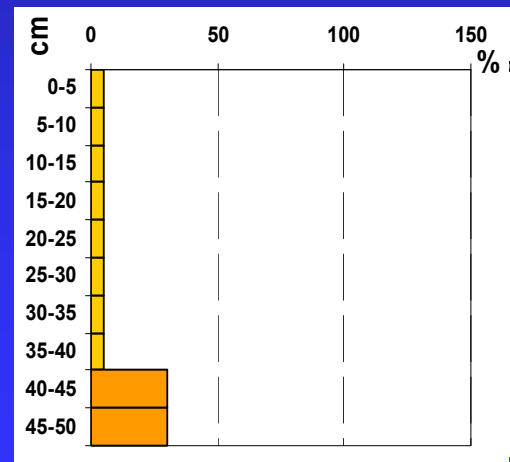
表土すき取り・埋設



- 作物がなければ、二枚すき刃を用いた特殊耕作で、汚染された表土の薄層 (ca. 5cm、調節可能) を取り除き、約45cmの深さに埋めることができる。深い方の土層 (ca. 5~50cm) は、別のすき刃で持ち上げ、5~45cmの横断面を反転させずに、表層に置く。汚染物質からの直接被曝と根吸収が低減され、土壤肥沃土への影響が最小化される。表面の汚染の大半は、縦断面のより深い場所に埋められることにより、(i) 植物固有の発根作用に応じて、植物の根が吸収する放射性核種を減少させ、(ii) 外部被曝を低減させるとともに、(iii) 汚染物質からの放射性核種の再浮遊を抑制することができる。
- 土壤における汚染物質分布に応じて最適化した場合、表土層の汚染を83~92%程度低減。土壤~植物への移動は90%低減(減少係数10)。外部線量の減少は94%程度。



前



後

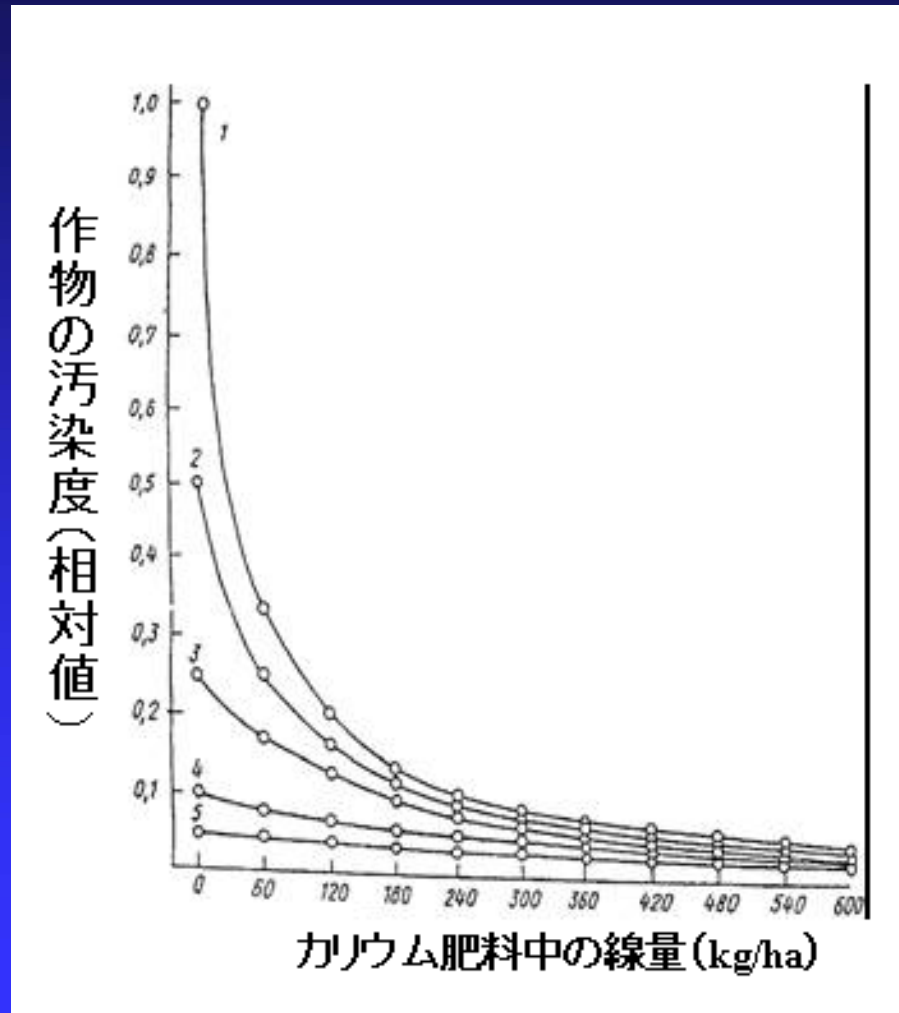
土壤放射能に応じてウクライナのポレスシェ(Pollesje)ゾーンにある様々なタイプの土地に使われた石灰の平均線量

農耕地	強酸性土壤 (pH <4,5)	中酸性土壤 (pH 4,5-5,5)	低酸性土壤 (pH 5,5 および>)
無機質土壤			
耕作地	5,1	3,8	4,4
乾草・牧草地	5,6	4,3	5,3
有機質土壤			
	強酸性土壤 ($H_h > 5,5$)	中酸性土壤 ($H_h 2,5-5,5$)	低酸性土壤 ($H_h < 2,5$)
耕作地	6,4	4,3	4,2
乾草・牧草地	7,1	5,0	4,1

ポレスシェ(Pollesje)ゾーンの汚染地域に無機質肥料施肥の線量(1haあたりの有効成分のkg)

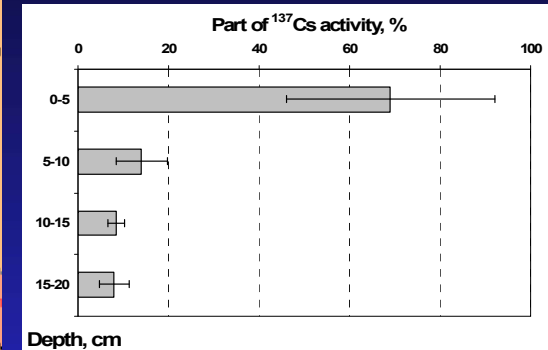
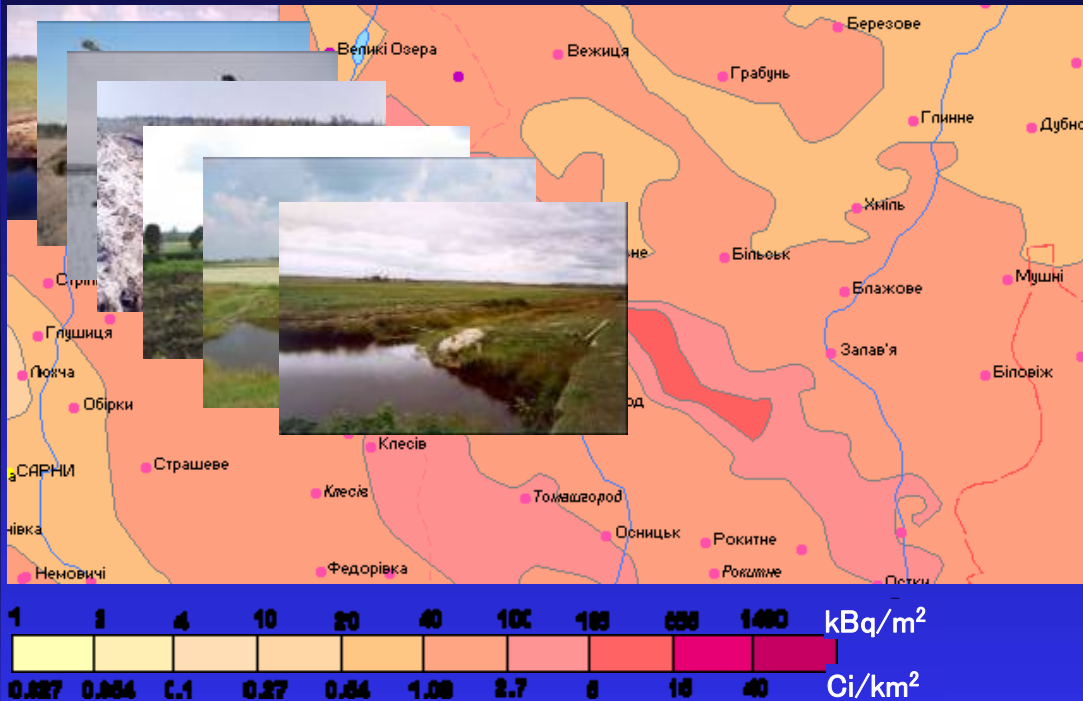
泥炭湿原										
		P ₂ O ₅ <20			P ₂ O ₅ 20-30			P ₂ O ₅ >50		
		K ₂ O<20			K ₂ O 20-40			K ₂ O>60		
		mg/100g _s 土壤								
冬季穀物	N	50	0	50	40	0	40	40	0	40
	P	100	25	125	80	20	100	60	15	75
	K	100	25	125	80	20	100	60	15	75
ジャガイモ	N	70	0	70	50	0	50	50	0	50
	P	100	15	115	90	20	110	80	15	95
	K	100	20	120	90	20	110	80	15	95
野菜 (キャベツ)	N	60	0	60	50	0	50	50	0	50
	P	120	20	140	100	20	120	90	20	110
	K	120	20	140	100	20	120	90	20	110
一年草(グリーンマス)	N	80	0	80	60	0	60	50	0	50
	P	120	10	130	90	20	110	90	20	110
	K	120	10	130	90	20	110	90	20	110
多年草(干し草)	N	60	0	60	50	0	50	50	0	50
	P	100	20	120	90	20	110	60	30	90
	K	100	20	120	100	20	120	80	30	110
(グリーンマス)	P	100	50	150	70	50	100	60	50	90
	K	130	70	200	90	50	140	80	40	120
多年草 (干し草)	N	75	0	75	60	0	60	45	0	45
	P	75	38	113	60	30	90	45	23	68
	K	100	50	150	80	40	120	60	30	90

無機質肥料施肥の線量(1haあたりのK有効成分のkg)



- カリウム肥料の様々な線量と土壤中の初期置換性カリウム含有量における作物の¹³⁷Cs汚染 (UIAR、1996)
- 土壤中の初期カリウム含有量:
 - 1 - 1 mg/100 g、
 - 2 - 2 mg/100 g、
 - 3 - 4 mg/100 g、
 - 4 - 10 mg/100 g、
 - 5 - 20 mg/100 g、

テスト集落における乳牛用牧草地の根本的改良(RI) (IAEA RER9/074)

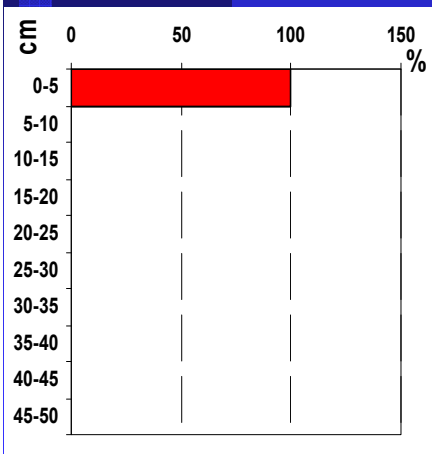


RI前の天然牧草地の土壤断面における代表的な¹³⁷Cs垂直分布

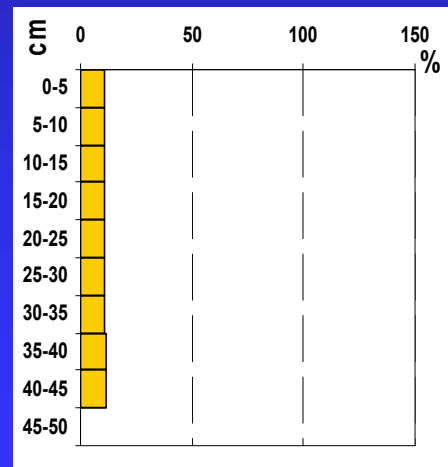
1. 深耕

石灰(クリーンかつ乾燥CaCO3)、t/ha	N、kg/ha	P ₂ O ₅ 、kg/ha	K ₂ O、kg/ha	草の種子率、kg/ha	1haあたりの費用、ユーロ ¹
5	60	120	200	20	450

[1] 改良チャンネルシステムの再構成(クリーニング)

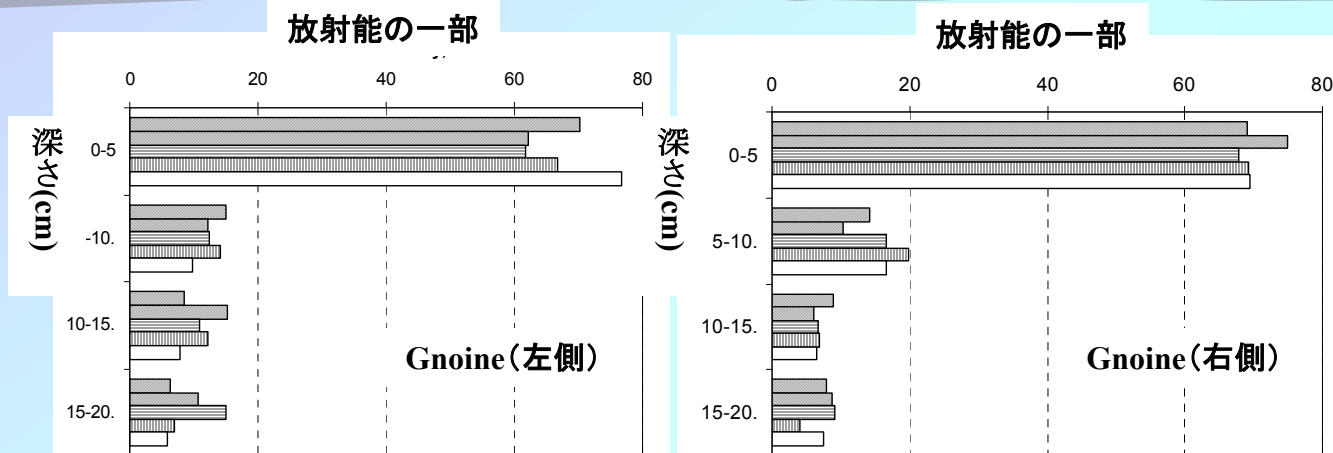


前



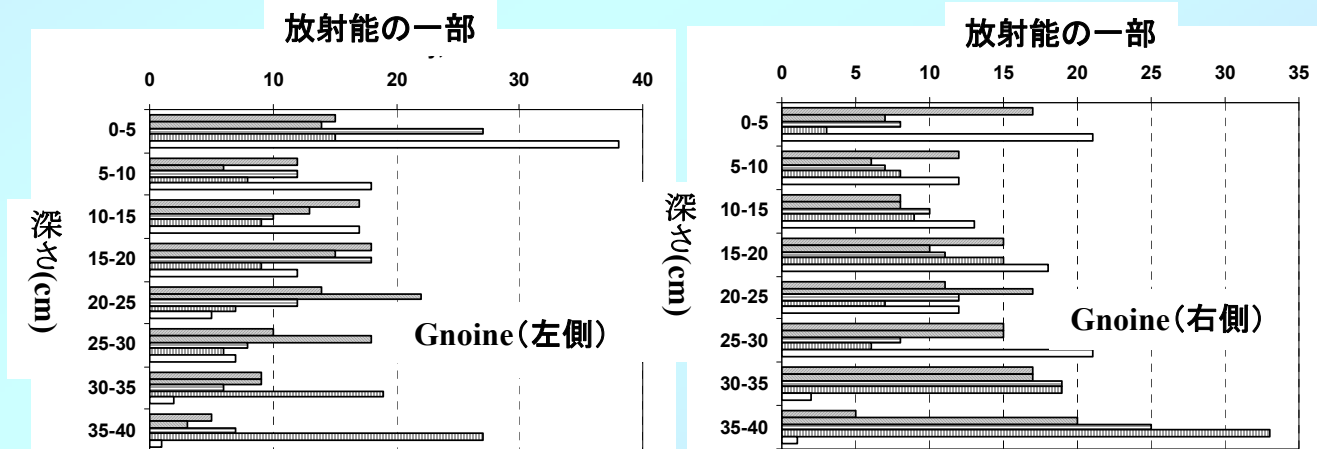
後

牧草地の急激な改善(a)前と(b)後の ^{137}Cs の 垂直方向の土壤の放射能分布



前(a)

(芝生のミリング・ディスクング、深さ30~40cmまで沼地の耕起、土壤開墾等)



後(b)

(牧草地の各部5カ所でのサンプリング)



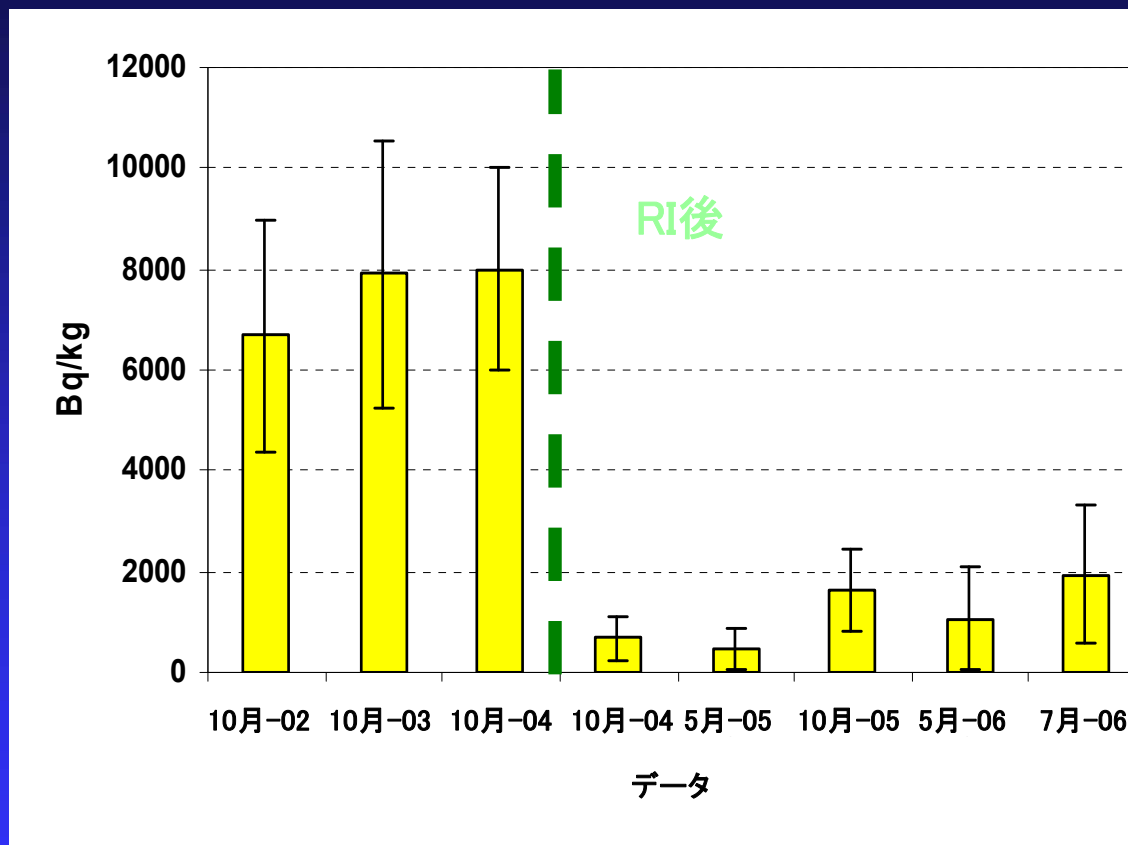
根本的改良実施前後における¹³⁷Cs汚染密度と農薬特性(2004～2006年)

内容	RI前	RI後
¹³⁷ Cs汚染密度(20cm耕起層)、 kBq/m ²	136±84	54±20
pH _(KCl)	3,9±0,2	4,6±0,6
加水分解酸性度、mg-eq/100g	70±14	52±14
K ₂ O、mg/kg	202±60	1024±566
P ₂ O ₅ 、mg/kg	94±107	361±331
有機物質含有量、%	72±20	29±18



- 従って、深さ30～40cmまで土壌を耕起するという、牧草地を根本的に改良する通常手段でさえ、牧草地の20cm発根土層における¹³⁷Cs比放射能を2～3倍減少させる成果を上げている。

RI前後のGnoine (Yelne、ウクライナ)の干し草における ^{137}Cs 平均比放射能の変遷(2004年10月については現場の外側(周辺の改良された牧草地の近辺)と内側)



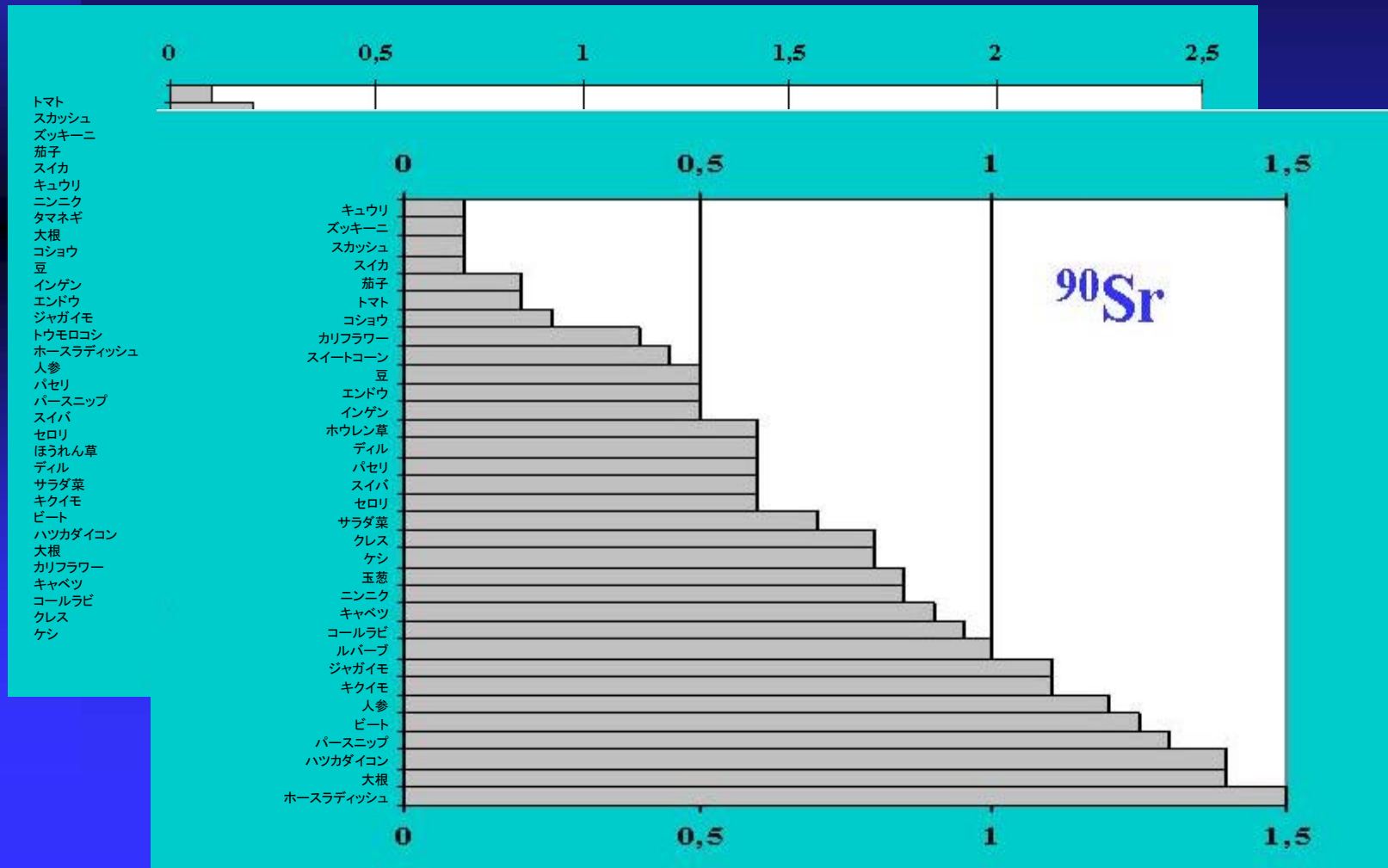
調査区域における泥炭土壌に対する根本的な改善(排水を伴う)の平均的放射線効果 RER/9/074 (2004-2006)

パラメーター	放射線効果の平均値
干草に含まれる ^{137}Cs の低減	6,0 ± 3,8
ミルクに含まれる ^{137}Cs の低減	6,3 ± 3,0
住民の体内に含まれる ^{137}Cs の低減	2.5 ± 0.5



穀物に対する対策

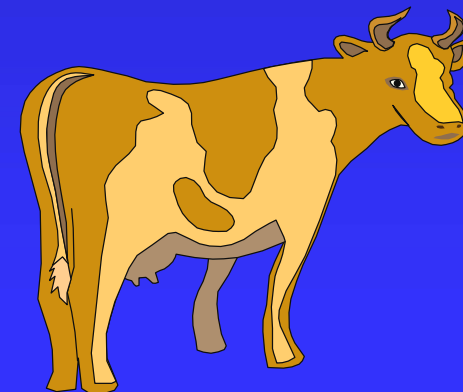
土地使用の変更及び汚染地域での穀物の構成の変更
放射性核種の蓄積が少ない穀物の選択



様々な植物におけるTfの依存性

家畜に対する対策

- 家畜管理の一般的事項
- 汚染していない飼料
- ヘキサシアノ鉄(プルシアンブルーあるいはフェロシンで知られる)の家畜飼料への添加

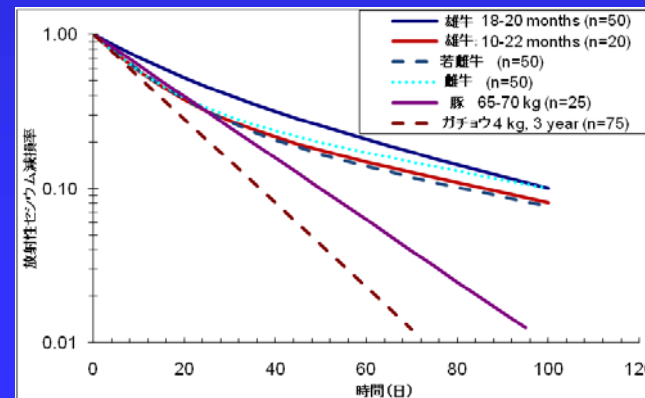


家畜に対する対策

▶ 汚染のない飼料

家畜の筋肉組織での ^{137}Cs の実効半減期 (UIAR データ):
 $A(\text{Bq/kg}) = a1 \cdot \exp(-0.69 \cdot t / T1_{1/2}) + a2 \cdot \exp(-0.69 \cdot t / T2_{1/2})$

家畜	a1	T1 _{1/2} , day	a2	T2 _{1/2} , day
雄牛 18-20 月 (n=50)	0.48 ± 0.05	11 ± 1	0.52 ± 0.05	38 ± 5
雄牛 10-12 月 (n=20)	0.65	7.3	0.35	43
若雌牛 (n=50)	0.7 ± 0.1	8.3 ± 0.7	0.3 ± 0.1	46 ± 10
雌牛 (n=50)	0.63 ± 0.05	7 ± 2	0.37 ± 0.05	48 ± 5
豚 65-70 kg (n=25)			1	15 ± 3
ガチョウ 4 kg, 3 year (n=75)			1	11 ± 2



ヘキサシアノ鉄(プルシアンブルーあるいは
フェロシンとして知られている)

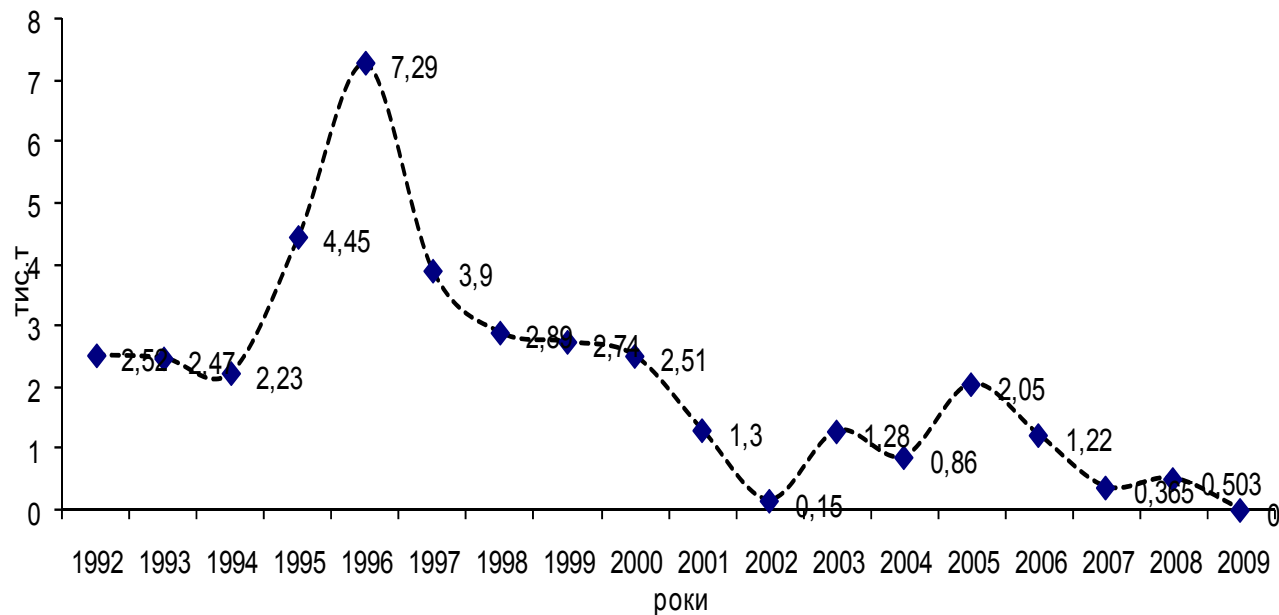
$\text{NH}_4\text{Fe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$, $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$,
 $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$ の家畜飼料への添加



数年間のフェロシアン化カリの使用の放射線的効果の平均 (ウクライナ)

年	製品名	効果 (ミルクの汚染低減割合)
1990	プルシアンブルー丸薬(ノルウェー)	10
1991	プルシアンブルー丸薬(ノルウェー)	5-7
1992	プルシアンブルー丸薬(ウクライナ)	2-2.5
1993	プルシアンブルー丸薬(ウクライナ)	1.8-2.2
1994	プルシアンブルー 粉末	2-5
1995	プルシアンブルー丸薬(ウクライナ)	2-4
1995	プルシアンブルー 塩を固めたもの	3-6
1996	プルシアンブルー 塩を固めたもの	1.9-5.2
1997	プルシアンブルー 塩を固めたもの	2.4
2004- 2006	プルシアンブルー混合飼料	3.4 ± 2.0

ウクライナにおける対策の変遷



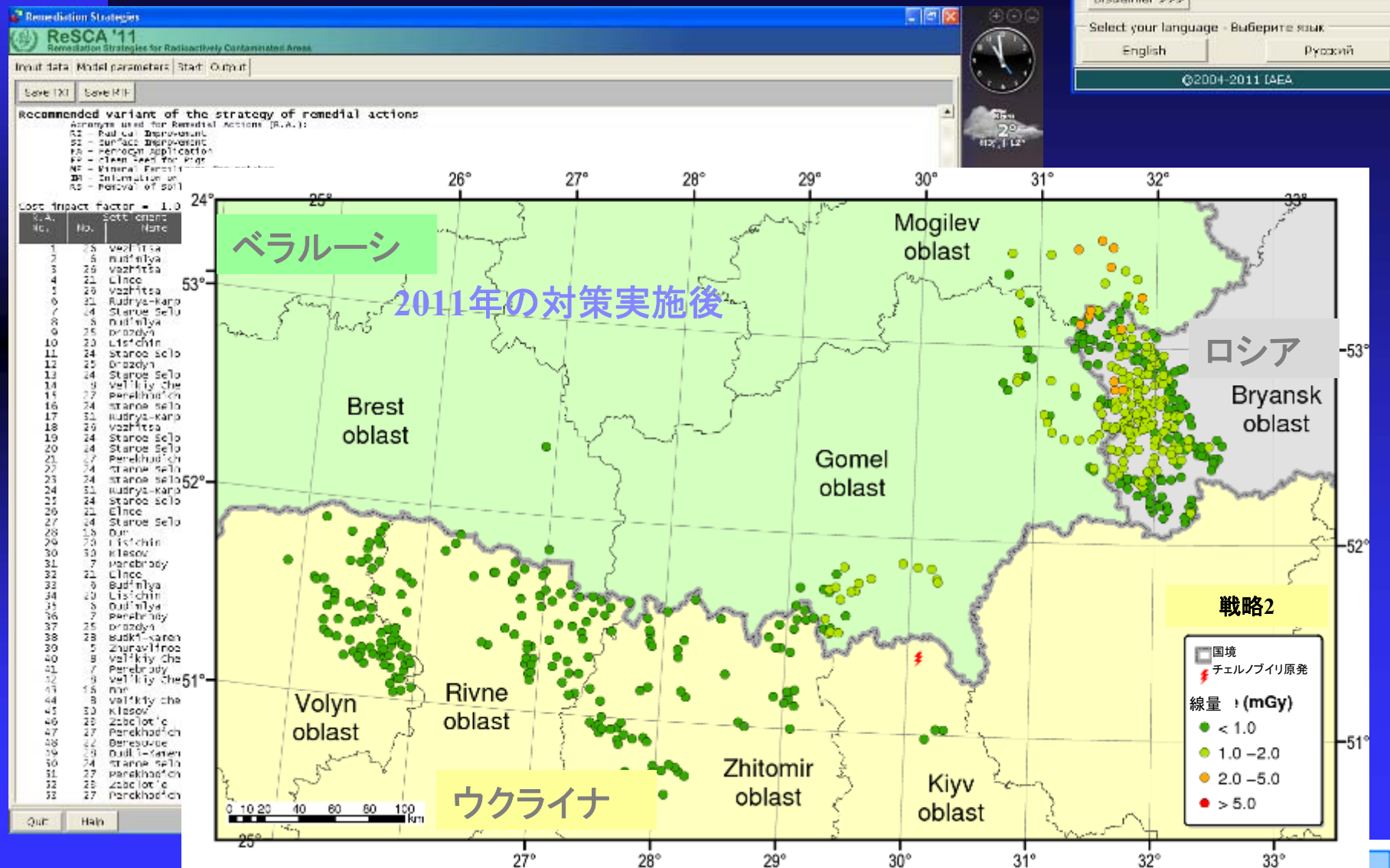
ウクライナにおける混合飼料でのプルシアンブルーの使用の時間
変化(千トン)

様々な食品における加工要因 (加工前後の製品における放射能濃度の比率)



対策	^{137}Cs	^{90}Sr
穀物を粉末に加工	0.3-0.9	0.2-0.4
穀物をぬかに加工	3	3
野菜・ベリー・果物の洗浄	0.8-0.9	0.8-1
野菜・ベリー・果物の煮沸	0.5-0.8	0.8
野菜・果物の酢漬け	0.2-0.9	-
野菜・ベリー・果物をジュースに加工	0.4-1	0.01-0.5
ビートを砂糖に加工	0.01-0.08	-
ジャガイモをでんぷんに加工	0.12-0.17	-
キノコの洗浄	0.4	-
キノコの煮沸	0.1-0.3	-
キノコの浸漬	0.1	-
キノコの酢漬け	0.1-0.2	-
牛乳をバターに加工	0.2-0.3	0.1-0.5
牛乳をクリームに加工(脂肪10~30%)	0.7-0.9	0.7-0.9
牛乳をコンデンスミルクに加工	2.7	2.7
粉乳	8	8
牛乳をチーズに加工(レンネット)	0.5-0.6	6-8
牛乳をカゼインに加工	0.03	4
食肉の煮沸	0.1-0.5	-
食肉の浸漬	0.02-0.7	-
菜種を油に加工	0.004	0.002

RESCAによる改善戦略の最適化



林業



- 経営を基本とした対策
- 汚染した森への立入禁止と林産品の使用禁止がウクライナで実施された主要対策であった。
- 外部被曝への対策としての、公衆および森林作業員の立入禁止をはじめとする、立入の禁止。
- 内部被曝の低減、および食品の調理といった問題に対する啓蒙に貢献した、公衆による獲物、ベリー類、キノコ類等の食品の収穫の禁止。
 - 公衆による薪の収集禁止により、木を燃やし、灰を処分または肥料として利用した場合の、家・庭における被曝を防止。
 - 季節的に高いレベルの放射性セシウムを伴った食肉の消費回避を目指した、狩猟慣行の変更
 - 防火。



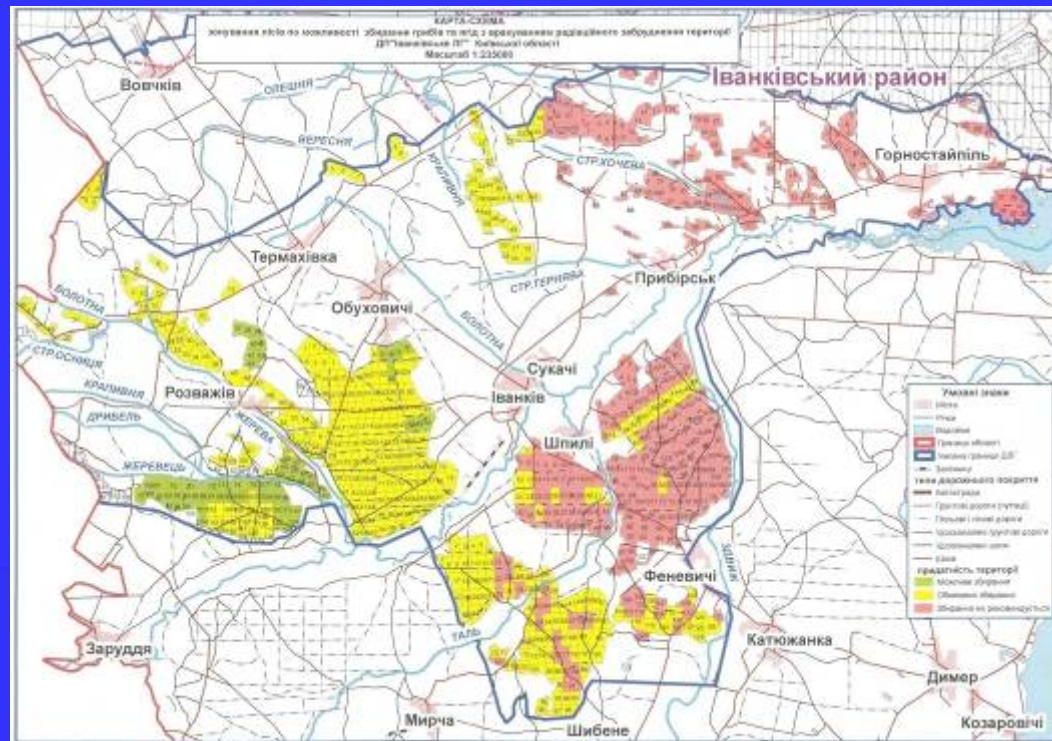
森林

技術に基づく対策

ウクライナでチェルノブイリ事故以降実施されていなかった森林の放射性セシウム分布を変えるあるいは移動するための機械的、化学的な処理の実施を含む。

SPOMOЖАННЯ ПРОДУКЦІЇ ЛІСУ ТА ВИРОЩУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНО ЧИСТИХ ГРИБІВ І ЯГІД

The infographic features a green background with images of various mushrooms and berries. It contains text in Ukrainian, likely providing information on safe forest products and environmental practices. A small logo is visible in the top right corner of the infographic.

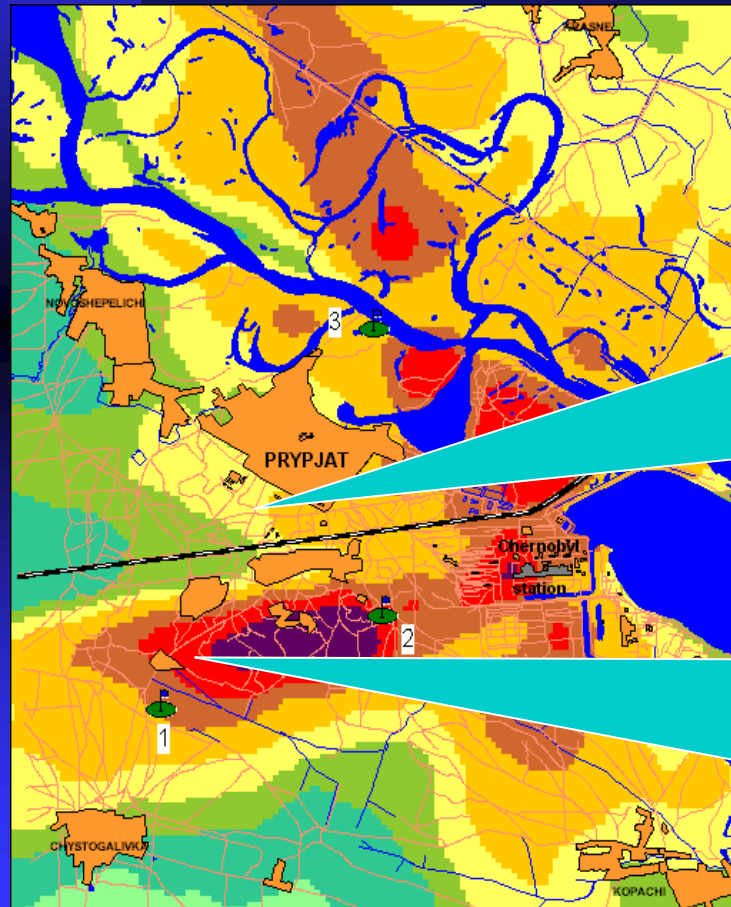


ウクライナの放射能汚染地域での森林火災



- Kashparov他、チェルノブイリ事故の結果として汚染された地域における森林火災：放射性エアロゾルの再浮遊と消防士の被曝 (Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters) // *Journal of Environmental Radioactivity*, v.51, 2000, pp.281-298。
- Yoschenko他、チェルノブイリ排除区域における草原・森林火災時の放射性核種の再浮遊と再分布：パートI-火災実験 (Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments)。// *Journal of Environmental Radioactivity*, v.86, Issue 2, 2006, p.143-163。
- パートII-輸送プロセスのモデル化 (part II. Modeling the transport process) // *Journal of Environmental Radioactivity*, v.87, Issue 3, 2006, p. 260-278。

チェルノブイリ地域の森林火災での放射性核種の再浮遊の実験的研究 (1997-2004), project #1992 ICTU, MES.



結論



- チェルノブイリ事故後に行った対応の経験は文書化し、公衆及び環境の放射線保護に責任を持つ当局や専門家の国際的及び国内の指針とすべきである。

ご静聴ありがとうございます

