チェルノブイリ原発事故における農業への影響とその対策

誌名	畜産の研究 = Animal-husbandry
ISSN	00093874
著者名	加藤,直人
発行元	養賢堂
巻/号	66巻7号
掲載ページ	p. 697-705
発行年月	2012年7月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council Secretariat

チェルノブイリ原発事故における農業への影響とその対策

加藤直人*

1. はじめに

平成23年3月11日の東日本大地震によって引き起こされた東京電力福島第一原子力発電所の事故により，多量の放射性物質が放出された。この影響により，春作野菜，シイタケ，茶葉，コメ，牛乳，牛肉などで，暫定基準値を上回る放射性ヨウ素や放射性セシウム(Cs)が検出された。このうち放射性Csは，物理的半減期が^{134}Csで約2.01年，^{137}Csで約30.2年と比較的長いため，今後も農畜産物の汚染が懸念される。

そこで，農畜産物の放射性Csによる汚染の影響を軽減するための対策を早急に進める必要がある。それには，25年前に起きたチェルノブイリ原発事故における研究成果や対策が参考になる。著者は，平成23年4月にウクライナの首都キエフで開催されたチェルノブイリ25周年祈念国際科学会議の農業関係セッションに参加し，また，国立生命環境科学大学農産物品質安全研究所ウクライナ農業放射線学研究所(UIAR)とジトーミル国立農業生態学大学地域エコロジー問題研究所を訪問，さらにナタネの現地試験を視察する機会を得た。本稿は，そこでの聞き取り調査や入手資料，ならびに若干の文献調査により，まとめたものである。

2. チェルノブイリ原発事故による放射能汚染

1986年4月26日に起きたチェルノブイリ原発4号炉(写真1)の事故では，2日目から黒鉛火災が激しくなり，多量の放射性物質の放出が10日間続いたとされている[1,2]。放出量は，事故から5日目までの間に次第に低下したが，7日目から10日目にかけて原子炉温度が上昇するのにしたがい再び増大した。この間，風向は次々と変化し，2日目には大雨が降り，

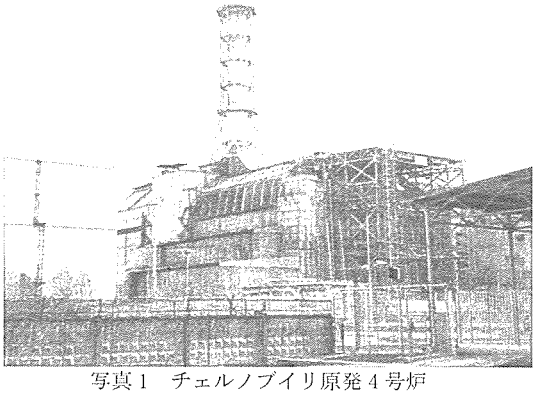

写真1　チェルノブイリ原発4号炉

8日目には強風も記録されている[2]。このような事故の経過と気象条件，ならびに地形によって，汚染は不均一に広がり，汚染密度の高い地域がスポット的に形成された。このホットスポットの直径は，数メートルから百キロメートル規模と，その大きさは様々である[3]。

汚染密度だけではなく，放射性核種やその形態も場所により異なる。Csは比較的沸点が低く揮発しやすいので，^{137}Csの大半は高度に分散された微粒子やエアロゾルとして放出され，可溶性の凝縮粒子となって広範囲に降下した。例えば，イギリスで1986年に降下した^{137}Csのほとんど全ては水溶性，交換性であったと報告されている。一方，事故当時にチェルノブイリ気象観測所で採取された降下物中^{137}Csの水溶性と交換性の割合は5～30%程度，^{90}Srの水溶性と交換性は1%に過ぎなかった。これは，原子炉近傍では核燃料が破壊されて生成した粒子，ホットパーティクル(hot fuel particle)が降下物の大半を占めていたこと示す[1]。ホットパーティクルは，ウランと酸素を含み，メルトダウン時に融解したジルコニウム合金で表面が覆われているものもある[4]。放出された放射性プルトニウムやアメリシウムといった揮発しにくい核種は，このホットパーティクル内に

*(独)農業・食品産業技術総合研究機構　中央農業総合研究センター　土壌肥料研究領域　(Naoto Kato)

0369-5247/12/¥500/1 論文/JCOPY

存在し，^{89,90}Sr の 90%以上もホットパーティクルに含まれた形で放出されている[1]。ホットパーティクルは比重が 10 程度と重いので，あまり遠くまでは放出されず，30km 圏内に多い。また，最初の爆発によってチェルノブイリ原発の西方に放出されたホットパーティクルは，燃料ウランの酸化程度が低く，北方や南方に分布する酸化程度の高いものより酸性土壌中での溶解が遅いと報告されている[4]。このように，降下物の形態によって，環境中での動態は異なる。

チェルノブイリ原発事故では，農畜産物に大きな影響を与えた核種だけでも，^{131}I が 1,200～1,700PBq，^{134}Cs が 44～48PBq，^{137}Cs が 74～85PBq，^{90}Sr が 8PBq 放出された[2]。37kBq/m^2 以上の ^{137}Cs で汚染された農地面積は，ウクライナ 120 万 ha，ベラルーシ 180 万 ha，ロシア 160 万 ha に達する[5]。

3．土壌汚染状況に基づく法的規制

1986 年 5 月～7 月に実施された放射線学的調査に基づいて，^{137}Cs の土壌汚染密度が 1,480kBq/m^2 以上の農地，すなわち，ウクライナで 57,000ha，ベラルーシで 130,000ha，ロシアで 17,300ha が最初に経済的利用から除外された[6]。

ウクライナでは，1991 年に汚染地域の法的取り扱いが決められ，土壌汚染密度に基づいたゾーニングが行われた（表 1）[7]。1986 年に住民が避難した地域は，立入禁止区域（第 1 ゾーン）とされたが，ウクライナにおいてはこのゾーンの土壌汚染密度の基準は設定されていない。第 2 ゾーンは，住民の被曝量が年間 5mSv を超えると想定される ^{137}Cs が 555kBq/m^2，^{90}Sr が 111kBq/m^2，または放射性プルトニウムが 3.7kBq/m^2 以上の地域で，法的には強制移住の区域である[7]。ウクライナでは，この第 1，第 2 ゾーンでの作付けは禁止されている[8]。許容濃度以下の農産物生産が見込めず作付制限が行われた農地は，ウクライナで 130,000ha，ベラルーシで 265,000ha に達した[5]。

チェルノブイリ 25 周年祈念国際科学会議で配布された資料[2]には，ウクライナ全域と立入禁止区域における ^{137}Cs と ^{90}Sr の汚染分布が事故直後（1986 年 5 月）と 2006 年 5 月に分けて示されており，立入禁止区域とその周辺を除けば，汚染密度が事故後 20 年間で大きく低下したことが分かる。

表 1　ウクライナでの土壌汚染状況に基づいたゾーニング　（資料：参考文献[7]）

区分		土壌汚染密度 kBq m^{-2}			年間被曝量 mSv/年
		セシウム137	ストロンチウム90	プルトニウム	
第1ゾーン	立入禁止区域（避難ゾーン）	基準なし	基準なし	基準なし	基準なし
第2ゾーン	強制移住区域	555以上	111以上	3.7以上	5以上
第3ゾーン	任意移住区域	185～555	5.55～111	0.37～3.7	1以上
第4ゾーン	放射線管理強化区域	37～185	0.74～5.55	0.185～0.37	0.5以上

表 2　ウクライナの食品中許容濃度（Bq/kg，Bq/L）
（資料：参考文献[7]から抜粋して作成）

	セシウム137	ストロンチウム90
パン・パン製品	20	5
ジャガイモ	60	20
野菜（根菜、葉菜）	40	20
果物	70	10
肉・肉製品	200	20
魚・魚製品	150	35
ミルク・乳製品	100	20
粉ミルク	500	100
卵（1個当たり）	6	2
野生ベリー・キノコ（生）	500	50
野生ベリー・キノコ（乾）	2500	250
飲料水	2	2

1997 年に改訂されたウクライナでの食品中許容濃度(AL-97)を抜粋して表 2 に示す[7]。この表に示される濃度の放射能を含む食品を標準的量で継続的に摂取すると，^{137}Cs と ^{90}Sr から，それぞれ年間 1mSv の被曝を受ける。食品中の ^{137}Cs と ^{90}Sr の AL-97 に対する比を合計した値が 1 を超えなければ，その食品は許容される[7]。ベラルーシやロシアでも多少の違いはあるものの，ウクライナと同程度の許容濃度が設定されている。これは，これらの国々の人々が，1991 年に国際放射線防護委員会(ICRP)が示した一般人の年間許容実効線量 1mSv が安全だと考えたことに基づくとされている[8]。

4. ^{137}Cs，^{90}Sr の土壌中での動態と移行係数

チェルノブイリ原発に近いウクライナ北部で広く分布している土壌は，草原ポドゾル(Soddy podzolic soil)である[2]。また，写真 2 のように沼地が点在する低湿地も多く，泥炭土や砂質の土壌が多い。これらの土壌は，酸性で低肥沃であり，放射性 Cs の作物への移行係数(作物体の放射性 Cs 濃度÷土壌の放射性 Cs 濃度)は高い。同じ草原ポドゾルでも土性によって移行係数は異なり，砂質土壌で高く，粘土含量が多い土壌では低いが，その影響は作物によっても変化する[9]。泥炭土での移行係数は砂質の土壌よりも 1～2 桁高く，肥沃な農地土壌より 3 桁以上高くなることもあり，泥炭土の自然草地を放牧などに利用しているヨーロッパの多くの国々で重要な課題となった[1]。なお，肥沃な黒土として知られるチェルノーゼムはキエフよりも南に分布するが，その移行係数は草原ポドゾルよりも 1 桁小さい。

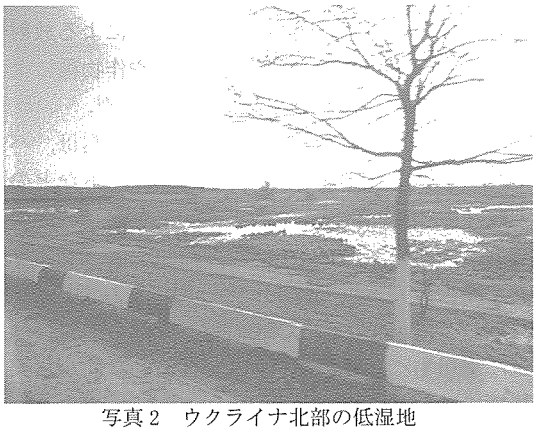

写真 2　ウクライナ北部の低湿地
注：キエフからナロジチへの移動中に撮影

移行係数の土壌間差は，放射性 Cs で最大 40 倍，放射性 Sr で最大 50 倍であるが，施肥された鉱質土壌に限れば，放射性 Cs で 10 倍，放射性 Sr で 5 倍程度であるとする報告もある[10]。

Cs や Sr などの陽イオンは，粘土鉱物表面の負電荷に吸着されるが，Cs の場合，2:1 型層状ケイ酸塩鉱物の層間への固定やイライトの膨潤化に伴い増加する末端荷電(フレイド・エッジ)との結合により，土壌に強く保持される。カリウムも同様に固定されるが，フレイド・エッジにおけるカリウムに対する ^{137}Cs の選択係数は，Cs 濃度が極めて低い場合，土壌にかかわらず 1,000 程度と著しく高い値を示す[11]。このフレイド・エッジに起因する放射性 Cs 捕獲ポテンシャル(radiocaesium interception potential, 以下，RIP と略記，詳細は参考文献[14]を参照)は，土壌によって 2 桁以上の差があり，バーミキュライト含量と正相関，移行係数と負相関があると報告されている[12]。泥炭土など，有機物の多い土壌で放射性 Cs の移行係数が高いのは，カリウム含量が低いことと，RIP が小さく，植物の吸収によって土壌溶液の Cs 濃度が低下した場合に固相から Cs が容易に供給されるためと説明されている[13]。

^{137}Cs の移行係数は，事故後，数年の間に低下したことが知られており，特に最初の 2 年間の低下が著しい[1,9]。これは，主として 2:1 型粘土鉱物の層間における固定が経年的にゆっくりと進行するためと考えられている。一方，チェルノブイリ原発から 30km 圏内を中心とした地域での ^{90}Sr の移行係数は年々増加したと報告されている[1,9]。これは，原発周辺地域では ^{90}Sr の大半がホットパーティクルに含まれているためである。このホットパーティクルの土壌中での溶解は遅く，溶出する ^{90}Sr の放射能が最大になるまでの期間は，物理的半減期を考慮すると pH5 の酸性土壌で数年～10 年程度，pH7 の中性土壌では 20 年程度になると解析されている[4]。このため，酸性土壌では，事故後数年間は ^{90}Sr による作物の汚染リスクが増大し，中性土壌ではより長期にわたってリスクが増加することになった。

一般に，放射性 Cs の土層内での移動性は放射性 Sr よりも小さいことが知られており[15,16]，放射性 Cs は耕起していないところでは表層 10cm 以内に分布することが多く，放射性 Sr は 60cm 以深まで到達

している場合がある。土壌別に見れば，^{137}Csは有機質土壌で，^{90}Srは陽イオン交換容量の低い砂土～砂壌土で下方に移動しやすく，また湿った土壌ほど移動性は大きい[15,16]。ベラルーシの高濃度で汚染されたゴメリ州の草原ポドゾルと泥炭土での調査によると，年間の移動速度は^{137}Csで0.39～1.16cm，^{90}Srで0.71～1.54cmであり，事故から7年後でも^{137}Csの78～99.7%は表層10cm以内に留まることが示されている[15]。スウェーデンの草地では，有機質土壌を除けば，事故から8～9年経過後も，70～90%の^{137}Csが5cm以内に分布した[17]。この論文では，最初の1年間の移動速度は0.5～1.0cm/yであったが，その後は，^{137}Csの固定が進行するため，0.2～0.6cm/yと遅くなったと報告されている。また，30km圏内はホットパーティクルによる汚染が主であり，圏外は凝縮粒子が主であるため，原子炉から遠く離れるほど^{137}Csの土層内移動性は大きくなる[18]。

以上で述べたような，土壌特性による移行係数の相違とその経年変化や土層内移動性は，次に述べる放射能汚染の軽減対策を考えるうえで重要である。

5．農畜産物の汚染軽減対策

食品の摂取による内部被曝を減らすことはトータル被曝量の低減に繋がるので，農業生産における放射能汚染の低減対策は重要である[9]。チェルノブイリ原発事故では，農業生産における対策により，甲状腺被曝を除いた内部積算被曝量の30～40%，あるいはトータルの積算被曝量の20～25%を防いだと言われている[6]。

聞き取り調査によれば，ウクライナにおける汚染軽減対策の対象地域は，主として第3ゾーンであり，第2ゾーンは公的には強制移住なので対象にはならないとのことであった。営農現場での指導は，第1に深耕，第2に石灰施用，次に化学肥料と堆肥の施用である。移行係数の観点から，作物や品種の選択も実施している。農業形態を変えることもあり，例えば酪農から肉牛生産への転換なども実施されているようである。

施肥管理による汚染軽減対策については，特にカリウムの増施による放射性Csの吸収抑制の研究例が多い。カリウム施用によって土壌溶液中のCs/K比を低下させれば吸収量を抑制できる[19]。また，放射性Csの移行係数は，カリウムの施用で60%程度減少するが，この効果はカリウムの少ない土壌で特に効果的であるとされている[10]。UIARのカスパロフ所長から入手した資料[20]によると，土壌のカリ含量（カリウムの酸化物K_2Oとしての含有量）が5mg/100g程度であれば顕著な効果が期待できるが，10mg/100g以上では大きな効果は得られない。日本においても，こうした土壌のカリ含量の具体的な目安を主要作物ごとに明らかにする必要がある。

アンモニア態窒素は放射性Csの吸収を増加させることが知られている[21]。また，硫安の施用は土壌を酸性化させるので，石灰資材を併用することが必要とされ，生理的中性の窒素肥料や硝酸態の窒素肥料を使用すべきとする報告もある[19]。カスパロフ所長の説明によれば，リン酸施用は放射性Csの吸収抑制にはほとんど効果がない。一方，放射性Srに対しては，リン酸施用によって難溶性塩が生成するので，放射性Srの植物に対する有効性が低下すると記載されている[5,19]。また，前述のようにチェルノブイリ周辺の土壌は低肥沃のため，施肥による収量増加によって吸収された放射性物質が希釈される効果も期待されている。

石灰施用については，土壌pHの上昇に伴うCECの増加によって，土壌によるCsの吸着を増加させるので，Srだけではなく，Csも植物による吸収が抑制されると言われている[19]。しかし，日本で実施された過去の研究では，炭酸カルシウムや鉱滓類の施用によって，むしろ放射性Csの吸収が増加した事例も少なからず報告されている[22～24]。カオリナイト，モンモリロナイト，イライトなどの粘土鉱物によるCsの吸着は，カルシウムイオンがあると減少すると報告されており[25]，石灰施用については，さらに検討する必要がある。石灰施用による放射性Srの吸収抑制についても，土壌pHや作物種によって効果が異なることが報告されている[26]。

Csの固液分配係数の高いイライト，雲母，バーミキュライト[25]やCECの高いゼオライトなどの土壌改良材の施用も検討されており，例えば，泥炭土でのライグラスによる^{134,137}Csの吸収は，ゼオライトや黒雲母の施用で低下したと報告されている[27]。ただし，聞き取り調査によれば，これらの資材は多量に施用する必要があるので，経済的な面から実用技術にはなりにくいと考えられている。カスパロフ所長は，コスト面を考えるなら，堆肥施用が良いとの

見解であった。ただし，堆肥が汚染されている場合は，施用により土壌汚染が悪化する恐れがあるので，農林水産省が設定した暫定許容値(400Bq/kg)以下のものを使用する必要がある。

前述のように放射性 Cs の土層内移動性は低いので，表層土壌の除去，あるいは下層への埋設などが有効な対策として考えられる。聞き取り調査によると，チェルノブイリ事故の場合，農耕地の多くは耕起されていたこと，下層土が低肥沃であることなどの理由により表土除去は実施されず，家屋の周囲や道路での実施に限られた。また，表土除去の効果は大きいが，技術的・経済的に困難であり，特に起伏のある農地では難しかったようである。日本において，均平な未耕起の水田では 0～5cm の除去による浄化は可能かもしれないとの意見があった。なお，高汚染地域で農業生産を可能にする技術として，表層 15～20cm までを深さ 30～40cm に埋め，30～40cm の部分を 20～30cm の深さに移動し，20～30cm の土壌を表層にする方法を紹介された。これは，表土剥離埋設(skim and burial ploughing)と呼ばれている方法 [1,6,28] に類似しており，天地返しに比べて，表層土壌の地力低下を低く抑えられると思われる。

畜産では，屠殺前に非汚染飼料をしばらくの間(牛では 2 ヶ月程度)給与する合理的な飼養管理やフェロシン(別名プルシアンブルー，5%$KFe[Fe(CN)_6]$と 95%$Fe_4[Fe(CN)_6]_3$の混合物 [1])などの吸収抑制剤の投与が行われている。家畜へのフェロシンの給与法としては，粉末を飼料に混合，棒状のものを胃に入れる，あるいは鉱塩に混合する方法があり(写真 3)，比較的低コストで効果が期待できるとのことであった。家畜の生体モニタリングを実施し，汚染が判明した場合には低汚染地域に移動し，クリーンな飼料を給与するなどの対応をしている。生産現場で迅速に放射能を計測するためのハンディタイプ線量計や牛乳などの液体サンプル用簡易測定器なども用意されている。

写真 3　フェロシンの給与形態 [1]
[1] 右から粉末(ビーカー内)、鉱塩、棒状成型品。
UIAR で撮影

また，フェロシンと同様にフェロシアン化第二鉄の構造を持つ $NH_4Fe[Fe(CN)_6]$を羊の堆肥や土壌に加えると，ライグラスに対する毒性は認められず，放射性 Cs の移行係数が 1/4 に低下したとの報告がある [29]。しかし，このような方法を日本で行う際には，より広範な作物に対する毒性と効果の確認や，放射性 Cs の土層内移動性の増加による地下水汚染の可能性について検討する必要があると考えられる。

森林での対策は，人間活動の規制，すなわち，森林への立ち入りやキノコ・鳥獣肉などの摂取，薪の利用などの制限が中心である [1]。後述するナロジチ地区においても，事故後，燃料を薪から天然ガスに切り替えたようである。技術的対策としては，伐採・再生や施肥などが考案されているが，いずれも生態系の破壊，労力，経済性など，多くの問題があり，広域で実施されたものは無いとされている [1]。森林に存在する ^{137}Cs の 96%は，土壌表面の有機物層に蓄積されており，特に分解が進んだものは，新鮮なリターよりも ^{137}Cs 濃度が 100 倍以上高いと報告されている [30]。したがって，有機物層を除去すれば高い除染効果が期待できるが，多量の有機物層の処分方法が問題になる [26]。

農業生産における放射能低減対策については，多くの総説 [5,6,9,20,26] があり，その効果がまとめられている。例えば，フランスとドイツの機関の援助によって対策技術のデータベースが作成されており，作物生産，牧草生産，家畜の飼養管理，森林生態系，食品加工に分けて，低減係数(reduction factor：対策の有無によって変わる生産物中放射性物質濃度の比。例えば，低減係数が 3 であれば，その対策によって生産物の放射性物質濃度が 1/3 になる)がまとめられている [26]。それによると，作物種・品種の選択は，最も低コストで実施できる方法であり，低減係数も 1.2～9.0 と比較的高い。ただし，品種間差は 1.5～3.0 倍程度であり，作物種間差よりも小さい [9,26]。化学肥料や石灰，土壌改良資材の施用による ^{137}Cs の低減係数も 1.5～3.0 程度と比較的低い。ただし，こうした対策は生産者が容易に実施できるので，

耕作が可能な低濃度汚染地域では迅速に，かつ広範囲で活用可能な対策になると考えられる。プラウ耕の低減係数は 2.5～4.0，表土剥離埋設では 8～16 と高いが[6]，耕起，あるいは埋設する深さや作物の根域によって，効果は異なると考えられる。畜産での合理的飼養管理やフェロシンなど吸収抑制剤による ^{137}Cs の低減係数は，それぞれ 2～4，2～8 程度である[5]。草地では，耕起(深耕)，肥料・石灰施用，再播種を行う抜本的改善や自然草地から生産性の高い人工草地への変更などが行われ，低減係数は 2.5～8 程度である[9]。

事故から 25 年が経過し，物理的半減期に伴う減衰，土壌による固定，下方への移動，また対策の実施によって，旧ソ連 3 ヶ国でも農作物の汚染程度は低下している。しかし，高度に汚染された一部の地域では，依然として食品の汚染が続いており，特に牛乳や森林で採取される野生のキノコ，ベリー，鳥獣肉の汚染程度が高い[31,32]。ベラルーシのゴメリ州の村では，これらの消費量が増加する秋から冬にかけて ^{137}Cs が許容濃度を超える食品の割合が増加し，それに応じて，子供の ^{137}Cs による内部被曝量も増加したと報告されている[31]。

6．ナロジチ地区における菜の花プロジェクト

ナロジチ地区は，チェルノブイリ原発から西方約 70km に位置する。地区行政長官の説明によると，ナロジチの住民票登録者数は原発事故によって 3 万人から 1 万人に減少し，また高齢化により年金生活者の割合が 4 割以上と高い。第 2 ゾーンでは廃屋の放置が問題になっており，また，農業生産に関しても，肥料や新品種の購入，農業機械の更新が困難であるなど経済的な問題が大きい。

こうした社会的背景のもと，日本の「NPO チェルノブイリ救援・中部」がウクライナ政府と連携して，2007 年 4 月からナタネ栽培とエネルギー生産を中心とした農業再生の検討に取り組んでいる(図 1)。

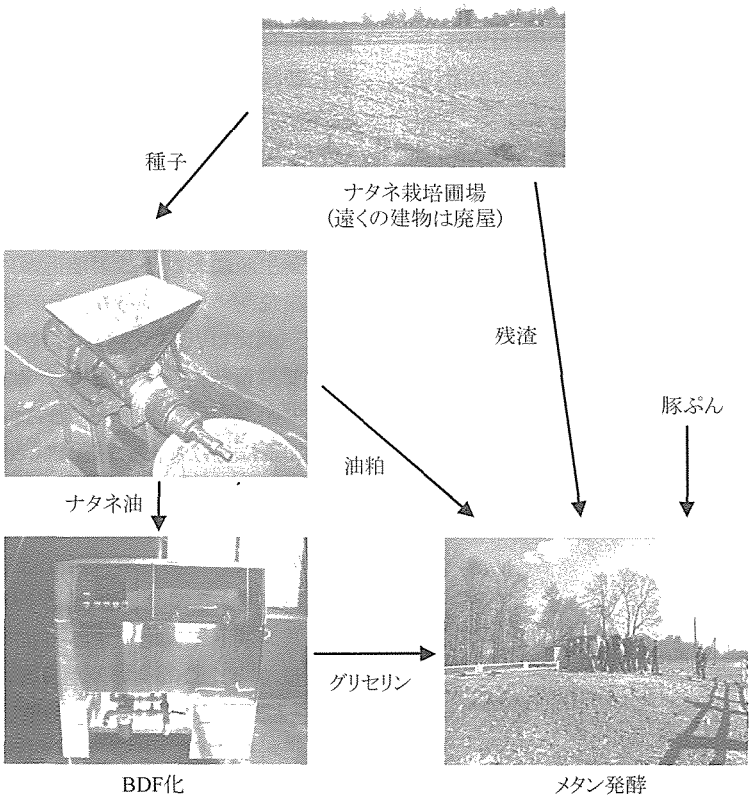

図 1　菜の花プロジェクトの概要　(聞き取り調査に基づいて作成)

栽培試験は，ジトーミル国立農業生態学大学地域エコロジー問題研究所のデュードフ所長が第2ゾーンにある廃村で自治体の許可を得て実施している。栽培面積は，初年目で4ha，現在では18haである。エネルギー生産工程は「NPOチェルノブイリ救援・中部」が中心になって進めている。収穫したナタネ種子を一軸エクストルーダーで搾油し，得られた油を硫酸触媒によるトランスメチル化によりバイオディーゼル燃料(BDF)に変換する。このBDF化は日本から導入した小規模装置を地域の土地管理ステーションに設置して行っている。作物残渣や油粕，BDFの生産過程で排出されるグリセリンは，メタン発酵原料として利用する。メタン発酵は，家畜を飼育している農場敷地内の地下に設置した発酵槽で行っており，豚ぷんも原料の一部として用いている。メタン消化液の吸着剤による除染処理については検討中とのことであった。

ナタネは連作障害が起きるので，栽培試験は，ナタネ－小麦・ライ麦－豆類－ソバの輪作体系で実施されている。ソバを入れたのは比較的，放射性物質の吸収が多いためである。ナタネは，年2作で，秋蒔にはフランスの品種，春蒔には在来品種を使用している。油分が多く灰分の少ない品種を選定しており，放射性物質の吸収能力が高い品種を選択したわけではない。ナタネの栽培時には，放射性物質の吸収を促進させるために硫安などの生理的酸性肥料を使用している。硫黄粉末の施用なども検討されている。一方，ナタネは水溶性の放射性Csを良く吸収するので，これによって，次作の小麦・ライ麦の汚染軽減が期待できる。ナタネ栽培後は，石灰を施用して土壌pHを上昇させ，小麦・ライ麦の放射性物質濃度の低減を試みている。搾油によって，^{137}Csは1/250，^{90}Srは1/500に低減する[8]ので，ナタネ油の放射能は最大でも7Bq/kgに過ぎないが，この試験では燃料用と考えている。

このような栽培試験の方法から，土壌中の放射性Cs, Srのトータル含有量の早期低減を目標としているのではないことは明かである。デュードフ所長もUIARのカスパロフ所長も，ナタネで土壌浄化を行うのは困難であると明言していた。また，デュードフ所長は，汚染程度が事故直後の5～6割に低下しているので，耕作を開始することで土壌肥沃度を向上させ，農地としての回復を促すことが重要だと強調していた。前述したように，この地域の土壌は，元来，低肥沃であるうえ，事故後，長期にわたり耕作が放棄されたことにより土壌養分が失われたと推察される。つまり，このプロジェクトの主目的は，ファイトレメディエーション(正しくはファイトエキストラクション)による土壌の除染ではなく，浄化植物による放射性物質の水溶性画分の減少と食用作物の生産を短いサイクルで繰り返すことにより，営農活動を早期に再開することである。ナロジチ地区の経済的疲弊と放射能汚染が低減した現状を考慮して，第3ゾーンへの早期転換，すなわち農業生産活動の早期再開を意図した取り組みであるとの印象を受けた。

ベラルーシでは，食用油と家畜の飼料(protein cake)生産のために汚染地域でナタネ栽培が行われたと報告されている[8]。この試みでは，^{137}Csと^{90}Srの吸収量が他の品種の1/2～1/3程度の品種を使用し，また石灰や化学肥料の施用によって吸収量を半減させている。搾油過程で両核種とも大幅に低減できるので，農家と加工工場の双方に利益があり，1992年から2002年の間にナタネ栽培面積は4倍となり，22,000haになったとされている。

7. チェルノブイリから福島へ

冒頭で述べたようにチェルノブイリ原発事故の際に実施された研究や対策に学ぶことは多い。しかし，気候，土壌特性，主要作物が旧ソ連諸国と異なる日本では，これらの成果をそのまま適用することはできない。例えば，日本の基幹作物である水稲の放射性Csの吸収抑制については，日本で実施されたポット栽培試験の研究例が散見されるのみである。そこで，筆者は(独)農業環境技術研究所，福島県，茨城県，栃木県，群馬県の試験研究機関と連携して水稲のほ場栽培試験を行い，カリウム増施の効果などを検討し，土壌の交換性カリが25mg K_2O/100g程度になるように土壌改良することが玄米の放射性Cs濃度の低減に有効であることを明らかにした[33]。また，25mg K_2O/100g以上にしても更なる低減効果はあまり期待できないことも同時に示した。この交換性カリの目標値は，従来から設定されていた目標値15～30mg K_2O/100gの範囲内であり，著しく高い値ではない。水稲作では，近年，低コスト省力化の推進によって，土壌改良資材や堆肥の施用が減少し，

またカリウムの追肥が省略されることも多くなっており，そうしたほ場では交換性カリが低くなっている可能性がある。しかし，極端なカリウムの過剰施用は無駄となるだけではなく，塩基バランスの悪化による生育不良や食味の低下を招く可能性もある。つまり，土壌診断を実施して水田土壌の交換性カリ含量を確認し，必要に応じて土壌改良を実施することが重要となる。今後は，移行係数に大きな影響を及ぼす粘土鉱物組成や RIP などの土壌特性を考慮したより効率的なカリ施肥法を確立する必要がある。ただし，粘土鉱物組成は，福島盆地北部に限っても場所によって異なるので，詳細な調査が必要となろう。また，他の作物に対しても同様の土壌改良目標値を示す必要がある。

ゼオライトやバーミキュライトなどの吸着剤の施用効果については，これらの資材のなかにカリウムを多く含むものがあるので，含有されるカリウムの効果と放射性 Cs の吸着による効果とに分けて整理する必要がある。また，高い施用効果が得られる条件を明らかにし，経済性の観点から適用範囲を明確化する必要もあろう。

表土除去などの物理的改善方法は，除去した土壌の処理法などが開発されれば，大きな効果を発揮すると期待される。ただし，プラウ耕や表土剥離埋設は大型トラクターが必要なため，ほ場の地耐力，立地条件や有効土層の厚さなどによっては適用できない場合もあると考えられる。

ファイトレメディエーションで最も重要なのは，修復植物が放射性 Cs を吸収する能力であり，今後，高吸収植物の選定に向けた研究が進められると思われる。しかし，広範囲の地域で実施するためには，修復植物の種子生産，栽培管理法や地上部の効率的な機械収穫・搬出法，ならびに収穫した植物体の処理方法に至るまでの技術体系を確立する必要がある。なお，収穫時の水分が多いと腐敗しやすいので，作業性や経費の面で不利となる。したがって，収穫時の水分が低い修復植物が望ましい。植物体の処理法のひとつとして焼却が想定されるが，Cs の沸点は約 680℃と低いので飛灰に移行しやすいと予想され，バグフィルターやスクラバーなどでの回収が重要と思われる。

いずれの対策技術であっても，実行段階においては，地域住民が主体となる。したがって，IAEA の報告書[1]でも指摘されているように，技術的，経済的，そして社会的にも対象地域に適合した対策技術を提示する必要がある。

参考文献

1) Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty years of experience, Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Radiological assessment reports series, IAEA, 1-166, 2006.
2) ATLAS Ukraine Radioactive contamination, Ministry of Ukraine of Emergencies and Affairs of Population Protection from the Consequences of Chernobyl Catastrophe, Intelligence Systems GEO, Ltd., Kyiv, 1-52, 2008.
3) D. M. Grodzinsky, " General Situation of the Radiological Consequences of the Chernobyl Accident in Ukraine", KURRI-KR, 21, 18-27, 1998.
4) V. A. Kashparov *et. al*, "Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions", J. Environ. Radioactivity, 72, 335-353, 2004.
5) A. V. Nesterenko *et. al*, "Protective measures for activities in Chernobyl's radioactively contaminated territories", Annals of the New York Academy of Sciences, 1181, 311-317, 2009.
6) S. V. Fesenko *et. al*, " Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned", J. Radiol. Prot. 26, 351-359, 2006.
7) O. Nasvit, "Legislation in Ukraine about the radiological consequences of the Chernobyl accident", KURRI-KR, 21, 51-57, 1998.
8) S. V. Fesenko *et. al*, "An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident", Science of the Total Environment, 383, 1-24, 2007.
9) R. M. Alexakhin, " Countermeasures in agricultural production as an effective means of mitigating radiological consequences of the Chernobly accident", The Science of the Total Environment, 137, 9-20, 1993.
10) J. Lembrechts, "A review of literature on the effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-to-plant transfer of radiostrontium and radiocaesium", The Science of the Total Environment, 137, 81-98, 1993.
11) A. Cremers *et. al*, "Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils", Nature, 335, 247-249, 1988.
12) B. Delvaux *et. al*, "Rhizospheric mobilization of radiocesium in soils", Environ. Sci. Technol., 34, 1489-1493, 2000.
13) E. Valcke *et. al*, "Sorption-desorption dynamics of radiocaesium in organic matter soils", The Science of the Total Environment, 157, 275-283, 1994.
14) A. Nakao, "Use of radiocesium interception potential to study the pedogenetic alterations of illitic minerals in humid Asia", doctoral dissertation, Kyoto University, 1-66, 2008.
15) G. Arapis *et. al*, "Effective migration velocity of ^{137}Cs and ^{90}Sr as a function of the type of soils in Belarus", J. Environ. Radioactivity, 34, 171-185, 1997.
16) Y. A. Ivanov *et. al*, "Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl fallout in Ukrainian, Belarusian, and Russian soils", J. Environ. Radioactivity, 35, 1-21, 1997.
17) K. Rosén *et. al*, "Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995, J. Environ. Radioactivity, 46, 45-66, 1999.
18) S. Askbrant *et. al*, "Mobility of radionuclides in undisturbed and cultivated soils in Ukraine, Belarus and Russia six years after the Chernobyl fallout", J. Environ. Radioactivity, 31, 287-312, 1996.
19) A. F. Nisbet *et. al*, "Application of fertilizers and ameliorants to reduce soil to plant transfer of radiocaesium and radiostrontium in the medium to long term-a summary", The Science of the Total Environment, 137, 173-182, 1993.

20) МІНІСТЕРСТВО АГРОПРОМИСЛОВОГО КОМПЛЕКСУ УКРАЇНИ МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ З ПИТАНЬ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ ТА У СПРАВАХ ЗАХИСТУ НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ, УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇРАДІ ОЛОГІЇ,ВЕдЕННЯ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС НА ПЕРІОД 1999-2002 р р. , КИЇВ, 1-103, 1998.
21) M. J. Blaylock *et. al*, "Phytoextraction of metals", in Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment, I. Raskin *et. al* (ed.), 53-70, 2000.
22) 津村昭人ら，土壌及び土壌－植物系における放射性ストロンチウムとセシウムの挙動に関する研究，農技研報 B，36，57-113，1984.
23) 小島ら，2:1 型粘土鉱物に固定されたセシウムの植物による吸収，土肥誌，51，1-7，1979.
24) 米沢茂人ら，鉱滓類等による農作物の ^{90}Sr および ^{137}Cs の吸収抑制に関する研究，土肥誌，36，135-139，1965.
25) R. M. Cornell, "Adsorption of cesium on minerals: A review", J. Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 171, 483-500, 1993.
26) I. Bogdevitch *et. al*, "Countermeasures on natural and agricultural areas after Hernobyl accident", in Role of GIS in Lifting the Cloud Off Chernobyl, J. Koejka (ed.), 147-158, 2002.
27) A. Paasikallio, "Effect of biotite, zeolite, heavy clay, bentonite and apatite on the uptake of radiocesium by grass from peat soil", Plant and Soil, 206, 213-222, 1999.
28) J. Roed *et. al*, "The skim and burial plough: A new implement for reclamation of radioactively contaminated land", J. Environ. Radioactivity, 33, 117-128, 1996.
29) H. Vandenhove *et. al*, "Effects of ammonium-ferric(III)-hexacyano-ferrate(II) and faeces addition on yield and soil-plant transfer of radiocaesium to rye-grass", J. Environ. Radioactivity, 37, 235-246, 1997.
30) V. A. Kashparov *et. al*, "Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobly accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters", J. Environ. Radioactivity, 51, 281-298, 2000.
31) A. V. Nesterenko *et. al*, "Chernobyl's radioactive contamination of food and people", Annals of the New York Academy of Sciences, 1181, 289-302, 2009.
32) V. P. Matsko *et. al*, "Content of radionuclides of Chernobyl origin in food products for the Belarusian population", KURRI-KR, 79, 103-111, 2002.
33) 加藤直人，水稲，大豆，キャベツにおける放射性セシウム低減対策，農業及び土壌の放射能汚染対策技術国際研究シンポジウム，要旨集，91-92，2012.