

スウェーデンにおけるチェルノブイリ事故の影響と放射能汚染対策

誌名	畜産の研究 = Animal-husbandry
ISSN	00093874
著者名	佐藤, 吉宗
発行元	養賢堂
巻/号	66巻1号
掲載ページ	p. 117-125
発行年月	2012年1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



スウェーデンにおけるチェルノブイリ事故の影響と 放射能汚染対策

佐藤吉宗*

1. はじめに—スウェーデンを通じて世界に暴かれたチェルノブイリ原子力事故

1986年4月28日(月)午前7時過ぎ。スウェーデンの首都ストックホルムから120kmほど北に位置するフォッシュマルク原発周辺では雨が降っていた。この原発の1号機でこの日の勤務を始めたばかりの従業員は、トイレに行くために放射線管理区域から一度外に出る必要があり、放射線測定器によるチェックを受けた。すると、強い放射線が彼の靴から検出され、警報が鳴った。彼がそれまで作業していたのは施設内の洗浄室と呼ばれる区域であり、放射性物質を踏んだ可能性は低かった。測定器の誤作動かもしれないと、別の測定器を使ってみたものの、結果は同じだった。

通報を受けた保安員が原発敷地内の別の建物から現場に駆けつけたが、不思議なことに、放射性測定器はこの保安員の靴からも高い放射線を検出した。そのため、放射能が原子炉外部に漏出している疑いが持たれた。同じ原発の3号機の内部でも放射線測定器が職員の一人の靴から高い放射線量を検出した。

保安員が携帯型の測定器(ガイガー・カウンター)を持って屋外に出てみると、高いレベルの放射線量が検出された。敷地内の草からは、セシウム137だけでなく、半減期の短いヨウ素131も大量に検出され、原子炉の漏出から2日以内であることが分かった。同原発の3基の原子炉のいずれかから放射能が漏出している疑いが濃厚になってきた。

午前9時30分、定例ミーティングにおいて警戒レベルの引き上げと事故対策本部の設置が決まった。原子炉もこの時に運転停止が決定された。各原子炉では放射能漏れの発生源の特定が続けられたが漏洩は確認できなかった。念のため、ストックホル

ムから南300kmに位置するオスカシュハムン原発に問い合わせたが、そこでは何の異常事態も確認されておらず、やはりフォッシュマルク原発における異常事態だと認識された。この時、オスカシュハムン原発周辺では、雨が降っていなかった。

午前10時過ぎ、フォッシュマルク原発の周辺自治体やその警察・消防・救急、さらに国の原子力監督機関である原子力検査庁と放射線防護庁に緊急事態の報告がなされた。原発から5km離れた近くの集落から繋がる道路が閉鎖され、従業員の避難に備えて、原発から10km離れた場所に設置されている汚染除去施設(従業員の衣服についての汚染物質を除去するための施設)への人員配置が開始された。同じ頃、フォッシュマルク原発の放射能漏れを伝える最初のニュースがラジオで国内に流れ、付近の住民は屋内に退避し、新たな情報を待つように指示があった。午前11時、事故対策本部は放射能の漏洩源を特定できないまま、大部分の従業員の退避を決定した。

11時頃には国外のメディアも「スウェーデンの原発で放射能漏れ」を報じ始めていた。この報道が、チェルノブイリで起きた原発事故の兆候を世界に伝えた第一報となった。

原発から120kmほど離れたストックホルムでもニュースを耳にした人々が動揺し始めていた。さて、このストックホルムには、防衛省に所属する防衛研究所が世界の各地で行われる核実験によって飛来する放射性物質を測定するため、観測所を設置している。ストックホルム上空の大気中に含まれる微粒子を26日と27日にかけて捕獲したフィルターを、28日の正午頃に分析器にかけてみると、核分裂反応から発生したと考えられる放射性物質が過去に例がないほど多量に検出された。核実験の可能性がまず考えられたものの、詳しい分析によると核実験ではほとんど生成されず原子炉内でのみ生成されるセシウム134が検出された。原子力事故による放射能汚

* スウェーデン・ヨーテボリ大学経済学部 研究員
(Yoshihiro Sato)

連絡先: yoshihiro.sato@economics.gu.se

染はすでにストックホルムに到達していたのである。

スウェーデン気象庁は防衛研究所の要請を受けて、過去数日間の気象データから放射能の発生源を割り出しを行った。結果は、当時はソビエト連邦の一部であったベラルーシやウクライナ地方だった。防衛研究所は状況をより詳しく把握するため、スウェーデン空軍にバルト海上空の調査を要請した。サンプル収集装置を取り付けた偵察機はバルト海に向けて発進した。核実験後のサンプル収集であれば1万m上空を飛ぶが、今回は放射性物質の発生源が地上に近いところだと考えられたため、バルト海の海上300mを低空飛行しながら、ソビエト連邦の領海ぎりぎりまで接近して、サンプルを収集した。

この日の夕方までには、このサンプルの分析結果の他にも、スウェーデンの他の観測所のデータも明らかになっており、ベラルーシやウクライナ地方で何らかの原子力事故が発生した可能性が高くなっていた。隣国のフィンランドからも高い水準の放射能が検出されたと連絡があった。スウェーデン政府は外交ルートを通じてソビエト連邦政府にコンタクトを取り、事情を打診した。

その日の午後7時、ソビエト連邦政府は国営通信社イタルタスを通じて、その2日前にチェルノブイリ原発で事故が発生したという短い発表を行った。このとき世界は初めて、ソビエト連邦が外部に隠していたチェルノブイリ原発の事故を知ることになった。

世界のメディアの注目はしばらくスウェーデンに集まった。ソビエト連邦からの情報がほとんどない中、この時点で事故の規模を知る唯一の手がかりはスウェーデンで観測されたデータのみだったからだ。放射線の検出から始まって、汚染源が分かり、世界が仰天するまでの一連の騒動が、こうしてわずか一日で起きたのである。しかし、他のヨーロッパ諸国に放射能を帯びた雨が降り注ぐことになるのは、まだこれからだった^{注1)}。

注1) ここにまとめた情報は Markgren, Anders. 2006. En måndag att minnas. 24(1). Strålskyddsnytt. Statens Strålskyddsinstitut と, Finck, Robert. 2006. Det radioaktiva molnet från Tjernobyli: första dygnets mätningar. 24(1). Strålskyddsnytt. Statens Strålskyddsinstitut, そして Dagens Nyheter. 2006-04-28. Här avslöjades Tjernobylikatastrofenを基にしている。

2. 放射能汚染の影響を長く受けたトナカイ遊牧

チェルノブイリでの事故発生から2日間は風がスウェーデンに向かって吹いたため、スウェーデンは事故による影響を最初に受けることとなった。事故の翌日27日は小春日和の良い天気だったため、何も知らず週末を屋外で過ごした人も多かった。家畜を放牧させていた農家もいた。

推計によると、チェルノブイリから放出された放射性セシウム5%がスウェーデンに降り注いだ。セシウム137の地表汚染は、最も深刻な地域で1平方mあたり12万Bqであった。この影響を最も大きく受けたのは、スカンディナヴィア半島の先住民であるサーメ人が営むトナカイ遊牧や、スウェーデンでも愛好家の多いキノコ採取やヘラジカ狩猟などであった。半減期が30年と長いセシウム137は、今でも汚染の最も深刻だった地域の一部のキノコから1kgあたり2,000Bqを超える濃度が検出されている^{注2)}。

スウェーデンにはトナカイ遊牧に携わる人が2,500人前後おり、そのほとんどがサーメ人である。事故直後である1986年から1987年にかけて、セシウムの含有量が基準値を超えたという理由で廃棄処分されたトナカイは、屠殺された総数の78%にあたる73,300頭であった。一部のトナカイはセシウム濃度が1kgあたり5万Bqを超えていた。トナカイの主食は地衣類やコケなどであり、降下した放射能の汚染を最も受けやすいためである。廃棄処分したトナカイに対しては、農業庁が補償金を所有者に支払い、その額は初年度に1.2億クローナにのぼった。

事故直後、スウェーデンの食品庁が定めたセシウム含有量の基準値は1kgあたり300Bqであったが、「重要度の低い食品」、つまり口にする頻度が少ない食品に限っては翌年に1,500Bqに引き上げられた。この結果、廃棄処分となるトナカイの数は大きく減ることになった。同時に、トナカイの所有者には適切な汚染対策を行うよう勧告された。例えば、屠殺までの一定期間は遊牧をやめトナカイを一ヶ所に集めたり、汚染のない飼料を人工的に与えるという対策や、トナカイがキノコを食べ始める以前の8月に屠殺を行うという対策が取られた。そして、そのために

注2) イェーヴレ市による調査: <http://www.gavle.se/Bygga-bo--miljo/Livsmedel-och-halsa/Cesium/>

かかる追加費用は農業庁が補償を行った。しかし、飼料の確保が難しい場合もあるし、屠殺を早めるとトナカイの体重が十分に増えきっていないといった問題もともなった^{1,2)}。

事故から25年が経った現在でも、トナカイ遊牧が行われている地域の3割では、人工飼料を与えるなどの放射能汚染対策が講じられており、そのための費用として1頭につき500クローナ(約6,000円)前後の補償金が支払われている。しかし、そのような対策にもかかわらず、現在でも毎年100頭前後のトナカイが基準値である1,500Bqを上回り、廃棄処分にされている。放射能汚染対策は今後10年ほど続ける必要があると見られている。

3. 畜産における放射能汚染対策

チェルノブイリ原発事故が明らかになった4月28日から5月初めにおける畜産農家の懸念は、冬のあいだ畜舎で飼っていた家畜を牧草地へ開放しても良いかということだった。農業庁は放射線防護庁の指示のもと、当初は広範囲で家畜の放牧禁止を発令したものの、地表の汚染状況が次第に明らかになるにつれ、その適用範囲を汚染度の高かった地域のみ限定していった。これらの地域では、各農家が前年に取り込んでいた干草が次第に底をつくようになったため、汚染のない干草が全国各地から農業組合を通じて初夏にかけてこの地域に運搬された。しかし、700ほどの農家では干草の供給が不十分だったため、やむなく放牧を行った。一方、乳業業界は国が定めた放射性セシウムの基準値である300Bq/kgよりもはるかに厳しい基準値(30Bq/kg)を設定していたため、放牧させた畜産農家は牛乳を買い取ってもらえず、ミネラルの多い土壌からなる農地に撒布して処分を行った³⁾。

食肉に対しても放射性セシウムの基準値が同じく300Bq/kgと設定されたものの、事故直後のスウェーデンにおいて放射能汚染対策の知識を持った専門家は非常に限られており、適切な対策について色々な情報が飛び交ったり、様々な対策が試されたりした。以下に示すのは、スウェーデンにおいて実際に講じられた対策や実験された対策である。これは2002年にスウェーデンの防衛研究所と農業庁が中心となってまとめた報告書 FOI. 2002. Livsmedelsproduktionen vid

nedfall av radioaktiva ämnen からの紹介である。ちなみに、この報告書は、佐藤による全訳が『スウェーデンは放射能汚染からどう社会を守っているのか』(合同出版)として2011年12月に発売されている。この報告書では、スウェーデン全土の汚染状況や、畜産以外の農業における汚染対策の他、新たな原子力事故が将来発生した場合に備えて、スウェーデン政府がどのような防災体制を整えているかが詳細に書かれているため、一読をお勧めしたい。

なお、畜産における様々な放射能汚染対策については、脚注に挙げた文献^{4~8)}も参考となる。また、チェルノブイリ事故にともなってスウェーデンで行われた移行係数などの分析は、以下の文献で分かる^{9~13)}。

3.1 土壌の特性や状態と生物学的利用能

放射性物質の生物学的利用能(植物が吸い上げやすい状態にあること)は以下のような要因で左右されるため、放射能汚染対策において考慮する必要がある。

- ・ミネラルの多い土壌のなかでも特に粘土鉱物を多く含む土壌は、セシウムが固着しやすく、植物が吸い上げる量は少なくなる(つまり、生物学的利用能が低い)。これに対し、腐植土を多く含む土壌では、腐植土を構成する有機物質のセシウム吸着力が劣るため、植物が吸い上げる量が多くなる(生物学的利用能が高い)。

- ・生物学的利用能は土壌中のカリウムとセシウムの比率にも左右される。両者の特性は似ているものの、植物はセシウムイオンよりもカリウムイオンを好む傾向にあるため、カリウムを少しでも土壌に添加してやると、セシウムの吸収が大きく減少する。

- ・人間の手が入っていない自然の土地(森林・自生の牧草地)は、ミネラルに乏しいことが多い。そのため、放射性物質の降下から最初の数年間はセシウムが植物へ移行しやすい。また、土壌の地表部分には草の根がびっしりと生えていることも多いため、放射性物質を捕獲しやすく、生物学的利用能が高い。このことは、耕起を行わない放牧地や牧草栽培地にも当てはまる。

3.2 放牧地や牧草栽培地の管理における放射能汚染対策

(a) 初回の牧草の刈り取りに注意する

その年初めての牧草を刈り取る直前に放射能が低下した場合は、その大部分が牧草と一緒に刈り取られる。そのため、牧草が再び成長し、2度目に刈り取る

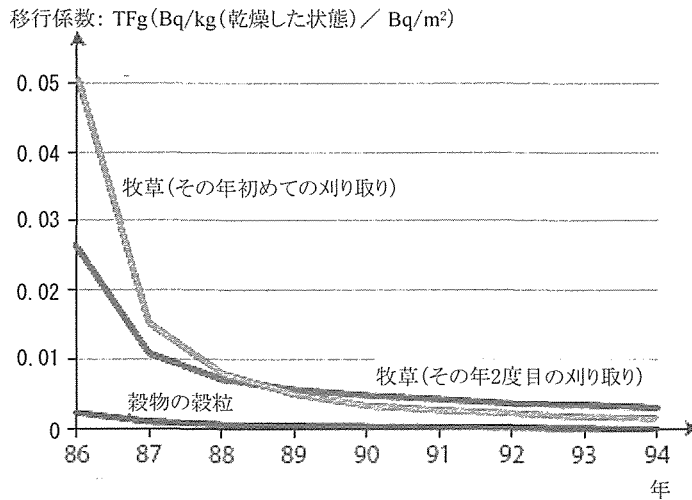


図1 牧草と穀類に含まれるセシウム 137 の濃度。チェルノブイリ事故のあと 1986 年から 1994 年にかけてイエーヴレボリ県で収穫された牧草と穀類に含まれるセシウム 137 の濃度の平均を示している。出典：Eriksson, Rosén. & Haak (1998)

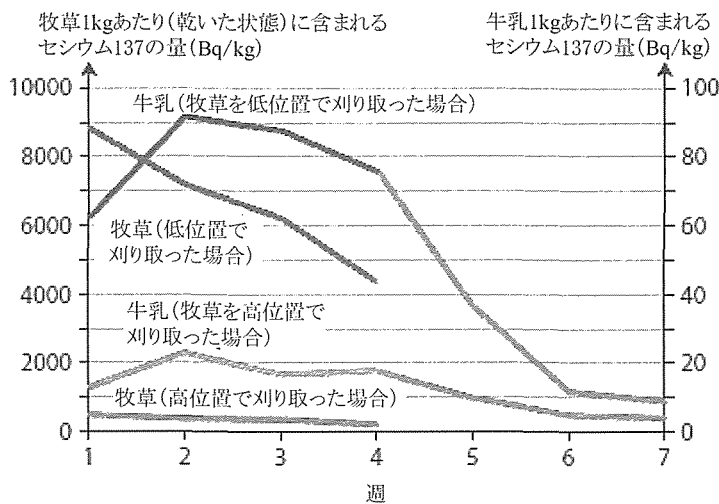


図2 牧草と牛乳に含まれるセシウム 137 の濃度の推移を、1986 年 6 月 17 日から 4 週間、および 7 週間にかけて追っている。最初の 4 週間は牧草を低位置・高位置のそれぞれで毎日刈り取り、10 頭の乳牛に与えた。その後 5 週目から 7 週目にかけては、放射性セシウムに汚染されていない牧草を乳牛に与えて、牛乳に移行するセシウムの量を追っている。

出典：Bertilsson, Andersson & Johanson (1988).

場合のセシウム濃度は 1 度目の刈り取りよりも低くなる。3 度目の刈り取りでは、原則として濃度がさらに低くなる¹⁴⁾。

カリウム肥料と組み合わせればセシウム濃度はさらに減少する。例えば、ミネラル分の豊富な土壤に肥料を与えれば、2 度目の刈り取りでは 1 度目の刈り取りに比べてセシウム濃度が 5~20 分の 1 になる。これに対し、栄養分に乏しい砂地や腐植土では、セシウムの移行度が高い。

図1から分かるように、事故後の最初の数年間は、1 度目の刈り取りのほうが 2 度目よりも移行係数が

高い。しかし、その後は 2 度目の刈り取りのほうが高くなる。これは、根の深さの違いなどによる。

(b) 牧草を短めに刈り取る

牧草を刈り取る位置を通常よりも高めにすれば、牧草のセシウム濃度を減らし、牛乳や畜産物の放射能汚染を抑制できる。スウェーデン農業大学は、チェルノブイリ事故から 2, 3 ヶ月が経った 1986 年の 6 月から 7 月にかけて、刈ったばかりの若い牧草を乳牛に与える実験を行った(図 2)¹⁵⁾。この実験ではまず、牧草を 4 週間にわたって、通常通りに地表から 5cm のところで刈り取った場合と、地表から 15cm のところで刈り

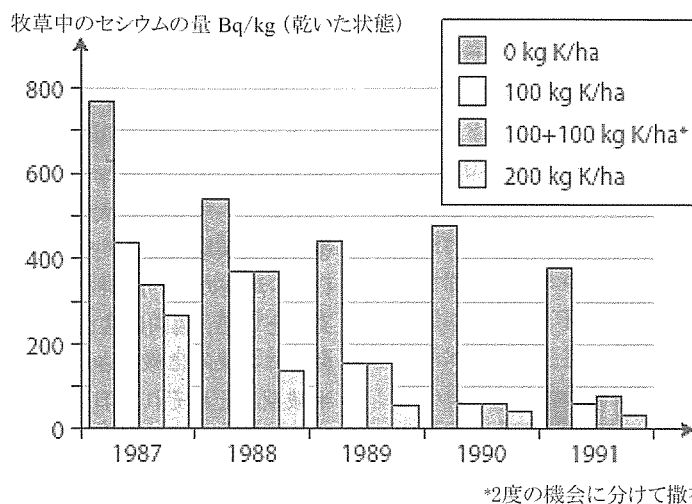


図3 チェルノブイリ事故のあと、砂地の農地に毎年5月にカリウム肥料を撒布しながら牧草を栽培する実験（イエーヴレボリ県トロディエ地区）。図は、毎年1度目に刈り取った牧草に含まれるセシウム137の濃度の推移を、5年間にわたって追っている。
出典：Rosén (1991)

取った場合を比較している。その結果、牧草 1kg あたり(乾重量)のセシウム 137 の量は、地表から 5cm の所で刈り取った場合が平均 6,650Bq であったのに対し、地表から 15cm の所で刈り取った場合はそれよりも非常に少なく、平均 385Bq であった。この結果は、セシウムが牧草のなかでも地表に近い部分に集中していることを示している。また、低位置で刈り取ると汚染された土壌が混入することも原因だと考えられる。

次に、この二つの牧草を乳牛に与えてみると、実験を始めて2週間から4週間までの期間に牛乳から検出されたセシウム 137 の量の平均は、地表 5cm で刈り取った牧草の場合は牛乳 1kg あたり 85Bq、地表 15cm で刈り取った牧草の場合は牛乳 1kg あたり 18Bq だった。牧草を刈り取る高さの違いによる牧草や牛乳の汚染度の違いは、ヨウ素 131 についても同様に確認された。

(c) 放牧地・牧草地の手入れ

放射能が冬や春先に降下した場合は、前年から地表に残る枯れ草や家畜が食べ残した牧草が放射能の汚染を受けやすい。春になり家畜を放牧すると、家畜は前年から残った牧草も食べてしまい、肉や牛乳に高濃度の放射性物質が移行することになる。そのようなリスクを避けるためには、牧草が新たに成長する前に牧草地や放牧地から除去する必要がある。

(d) 耕起

通常は耕起を行わない牧草地・放牧地でも、放射

能が降下したあとに深く耕せば、放射能が表土全体に拡散するうえ、土壌中のミネラルに固着しやすくなるため、その翌年に牧草に含まれる放射性物質の濃度は、耕起を行わなかった場合に比べて 10%以下という低い水準となりうる。ただし、牧草の植生を破壊することにもなるという短所を考慮する必要がある。輪作を行う牧草地であれば、耕起し新たな種を蒔くことを繰り返していくうちに、土壌から牧草への放射性物質の移行量は大きく減っていく。

(e) カリウム肥料の撒布

カリウムを含む肥料を放射性物質の降下からまもなく撒布すれば、植物に移行する放射性物質の量を部分的に抑えることができる(図3)。耕起と組み合わせれば効果的である^{16,17)}。

3.3 家畜の飼育における汚染対策

(a) 屠殺に先駆けて汚染のない飼料を与える

セシウム 137 の物理的半減期は 30 年と長い、生物学的半減期は比較的短く、人間であれば物理的半減期のわずか 1%ほど、大部分の動物にとっては 1%未満にすぎない。生物学的半減期が物理的半減期に比べて非常に短い場合、実効半減期は生物学的半減期とだいたい同じとなる。そのため、牛にとっての実効半減期は半月から 1ヶ月である。したがって、屠殺を前にした最後の期間に汚染のない飼料を与えれば、体内に含まれる放射性セシウムの濃度を減少させることができる。

既に紹介した図2の実験では、チェルノブイリ事

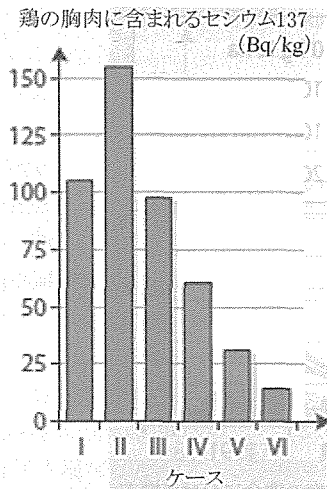


図4 食肉用の鶏を40日間飼育し、屠殺した後の胸肉に含まれるセシウム137の濃度。この実験では、汚染された飼料にベントナイトを5%添加して与えた場合の効果、および汚染された飼料をそのまま与えてから、汚染のない飼料を屠殺に先駆けて異なる期間与えた場合の効果と比較している。ここでは、汚染された飼料として、チェルノブイリ事故で汚染された穀類(セシウム137の濃度は1kgあたり400Bq)を使用している。

比較されたケースは以下の通り

- I. 飼育期間を通して、汚染された飼料にベントナイトを5%添加して与えた。
- II. 飼育期間を通して、汚染された飼料をそのまま与えた。
- III. 汚染された飼料を最初のうちは与えるが、屠殺の5日前から汚染のない飼料を与えた。
- IV. 汚染された飼料を最初のうちは与えるが、屠殺の10日前から汚染のない飼料を与えた。
- V. 汚染された飼料を最初のうちは与えるが、屠殺の15日前から汚染のない飼料を与えた。
- VI. 汚染された飼料を最初のうちは与えるが、屠殺の20日前から汚染のない飼料を与えた。

出典：出典：Andersson, Teglöf & Elwinger (1990)

表5 ベントナイトを飼料に添加した場合の、畜産物に含まれるセシウム137の濃度の変化。飼料から畜産物への移行係数も示している。

動物と畜産物	セシウム137を含んだ飼料	ベントナイトの添加・無添加	セシウム137の濃度 (Bq/kg)	移行係数 (day/kg)
羊肉	干草	無添加	460	0.24
		添加	65	0.03
豚肉	穀類	無添加	141	0.46
		添加	49	0.14
鶏肉(肉用鶏)	穀類	無添加	155	3.30
		添加	105	2.44
鶏肉(卵用鶏)	穀類	無添加	181	4.04
		添加	161	3.59
鶏卵	穀類	無添加	33	0.80
		添加	29	0.65

出典：Andersson (1989), Andersson, Teglöf & Elwinger (1990), Andersson, Håkansson & Annér (1990)

故の後の最初の4週間のあいだ汚染された牧草を与え、その後、その前年に刈り取られた汚染のない干草を与えているが、牛乳に含まれるセシウム137の濃度は1kgあたり約90Bqから約10Bqにすばやく減少している。生物学的半減期は7日である。

スウェーデン農業大学は、この他にも食肉用の鶏を使った実験(図4)¹⁸⁾や豚を使った実験¹⁹⁾を行っている。汚染のない飼料を屠殺に先駆けて一定期間与えたところ、鶏肉に含まれるセシウム137の濃度を非常に効果的に減少させることができた。生物学的半減期はそれぞれ6日と25日だった。セシウムによる汚染のない飼料を、鶏であれば屠殺の5日前から、豚であれば屠殺の35日前から与えた場合の食肉のセシウム濃度は、次に示すセシウム吸着材を混ぜた汚染飼料を飼育期間中ずっと与えた場合の食肉のセシウム濃度と等しかった。

(b) ベントナイトをセシウム吸着材として利用する

セシウムを吸着する物質とは、イオン状態にあるセシウムと結合し、家畜の胃腸内でのセシウム吸収を防ぐ物質である。セシウム吸着材に含まれるナトリウムやカリウム、カルシウム、マグネシウム、アンモニア、そして水素などのイオンがセシウムイオンと置き換えられると、その後の結合は交換以前よりも強くなるため、糞と一緒に体外に排出されることになる。ただし、すでに体内に蓄積された放射性セシウムの排出は促進されない。

セシウム吸着材としてまず挙げられるのは、ベントナイトやゼオライトなどの粘土鉱物である。添加の量は、家畜の体重1kgあたり、0.5~2gが望ましい。乳牛への飼料に添加した場合、牛乳に含まれる放射性セシウムの濃度が最大で8割も減少するという報告もある。

スウェーデン農業大学で行われた実験では、汚染された配合飼料にベントナイトを10%添加して羊に与え、その後、食肉に含まれるセシウム137の濃度を調べたところ、ベントナイトを添加しない配合飼料を与えた羊と比べて86%も低かった。また、混合飼料にベントナイトを5%添加して採卵用の鶏や食肉用の鶏・豚に与えたところ、鶏卵に含まれるセシウム137の濃度は12%、鶏肉は32%、そして豚肉は65%、ベントナイトを添加しなかった場合と比べて低かった(表5)^{20~23)}。

粘土鉱物の長所は、無害であり、畜産製品(肉・牛乳・卵)に残留物質が移行しないという点、添加が容易だという点である。配合飼料のペレットを形成する際に添加することも可能である。また、1kgあたりの価格も適度である。

一方、短所は添加すべき量が多量であり、本来の飼料の摂取量が減ることである。乳牛の餌に長いあいだ添加を続けると、栄養素のバランスが偏る恐れもある。また、飼料の味が悪くなる上、飲料水がたくさん必要になるという点も、問題点として報告されている。

(c) プルシアンブルー(紺青)をセシウムの吸着材として利用する

ヘキサシアノ鉄酸塩(フェロシアン化塩)の様々な錯体を総称してプルシアンブルー(紺青)と呼ぶ。粘土鉱物と同じようにイオン交換の能力を持ち、家畜の胃腸内にイオン状態で存在するセシウムを吸着する。飼料への添加が認められているのは、プルシアンブルーのうちヘキサシアノ鉄酸アンモニウム(フェロシアン化アンモニウム)である。

乳牛に投与する場合の適量は一日3g(体重1kgあたりに換算すると6mg)であり、羊であれば一日1~2g(体重1kgあたりに換算すると10~40mg)である。これだけの量を与えた場合、乳牛だと牛乳に移行するセシウムの濃度を最大90%減らすことができる。ノルウェーで行われた牛の実験では、体重1kgあたり一日0.8mgという少ない量でも、牛乳や肉に含まれるセシウムの濃度を約50%減らすことができたという²⁴⁾。

投与するプルシアンブルーは、配合飼料にあらかじめ添加することもできるし、牛が舐める固形塩に添加することもできる。または、胃(第一胃)に投与する錠剤に15~20%添加し、家畜に与えることもできる。第一胃に到達した錠剤は、そのまま第二胃に達し、溶解するまでそこで約6~8週間ほど留まる。このように錠剤を添加して投与する方法は、羊やヤギなどの小型の家畜に最も適している。プルシアンブルーは鶏(採卵用・食肉用)や豚に投与することも可能である。

プルシアンブルーの長所は、高いセシウム吸着力である。そのため、投与する量も少なく抑えられる。また、胃腸を通過する過程で分解されないため、毒物を形成する恐れがない。短所としては、飼料や家畜、取り扱う人間に青色が付着することが挙げら

れる。また、同じセシウム吸着能力に相当する量のベントナイト粘土と比べて、はるかに高価である。さらに市場での入手が難しい場合があるという問題点もある。

(d) アルギン酸を添加し、ストロンチウムの吸収を抑える

飼料に含まれる食物繊維を増やすと、胃腸内での放射性セシウムの吸収が減ると考えられる。過去の研究によると、干草や麦わらなど繊維質の多い飼料が効果を持つと指摘している。また、海藻・褐藻などから得られるアルギン酸は、粘性が強いため家畜の胃腸内において放射性ストロンチウムの吸収を抑える働きがある。飼料にアルギン酸カルシウムを5%添加しヤギに与えたところ、乳へのストロンチウムの移行を50%抑えることができる^{25, 26)}。

アルギン酸の添加物は、飼料に対して7%ほど混ぜる必要があるが、これだけ混ぜると飼料の味を損ねる恐れがある。また、多量に製造することが難しいという現実的な問題もある。

(e) 放射性物質の排出を促進する

体内に一度吸収された放射性物質の排出を促す方法は限られている。例えば、ある実験では、まず放射性セシウムに汚染された干草を羊に一定期間与えて体内にセシウムを蓄積させ、その後、汚染のない干草を与えた場合と、同じ干草にベントナイト(粘土鉱物の一つ)を添加して与えた場合のそれぞれにおける、体内のセシウム濃度の減少速度(生物学的半減期)が比較されたが、両者で違いは認められなかった。プルシアンブルーを用いた実験でも、同じように体内に一度吸収された放射性物質の排出促進効果はないと報告されている。

ノルウェーで行われた実験²⁷⁾では、子羊にセシウム134を経口投与しながら、時速4.3kmで毎日8km歩かせたが、筋肉中のセシウム濃度は運動をさせない羊と違いがなかった。しかし、セシウム134の経口投与を止めた後にセシウムの排出速度を比較してみると、運動をさせた羊のほうが運動をさせない羊よりも速かった。つまり、動物が物理的な運動をすることによって、放射性物質の生物学的半減期が短くなったということである。運動をさせない羊の半減期が24日であったのに対し、運動をさせた場合は21日に減少した。

4. おわりに

最後に、原子力をめぐるスウェーデンの現状に簡単に触れておきたい。スウェーデンは原発の是非を問う1980年の国民投票の結果を受けて、国内すべての原子炉を2010年までに閉鎖するという議会決議を可決した。その後、それまで急激に伸び続けていた電力需要の伸びの抑制に成功し、人口の伸びにもかかわらず発電量・消費量とも1987年以降はほぼ一定で推移している。しかし、発電量全体の半分を占めていた原子力を再生可能エネルギーによる電力で代替するには時間がかかり、これまでに閉鎖された原子炉は2基に留まる。現在10基が稼働中である。

再エネ電力(バイオマス・風力)の本格的な伸びは2000年代に入ってからであり、この背景にはグリーン電力証書システムという経済支援制度や電力市場の自由化による後押しがある。今後も再エネ電力を大きく増やしていくことに対しては、多くの人が賛意を示している一方、それによって国内で余剰電力が生まれても、直ちに原子炉を廃炉にしていくのではなく、電力の輸出によって、ドイツや東欧における化石燃料や旧型原子炉への依存が減るように貢献すべきだという考え方も根強い。

福島第一原発の事故後、ドイツやスイスは脱原発を決断したが、スウェーデンでは原発の早期廃絶を求める運動はあまり盛り上がらなかった。むしろ、気候変動対策の観点から今ある原子炉は寿命が来るまで使い続けるべきだという意見が事故の後も強い。ただし、既存の原子炉も古いものは運転開始から既に40年を超えている。

現在の中道保守連立政権は、古くなった原発の更新は認めるものの政府は一切の支援をせず、一方で再エネ電力には今後も経済的支援を行うことを2009年2月に発表した。つまり、再エネ電力に下駄を履かせながら原子力と競合させた上で、それでも電力会社が原子炉の建設に魅力を感じるならば古い原子炉の更新をしてもよいということである。原発の是非を非政治問題化し、経済合理性に基づく市場の判断に任せようという狙いがある。

この決定を受けて、産業界の一部は大手電力会社へ働きかけて原子炉の更新を進めようとしているが、電力会社側は今のところ長期的な巨額投資に対

して及び腰である。原子炉を更新しない場合、2030年前後で原子炉の運転が全て停止することになるため、それまでに再エネ電力を伸ばすと同時に、省エネによって電力需要を抑えることができるかどうかが鍵となる。スウェーデンにおける今後の展開に注目したい

参考文献

- 1) Åhman Birgitta. 2006. Renskötseln 20 år efter Tjernobyl. 24(1). Strålskyddsnytt. Statens Strålskyddsinstitut
- 2) Strålsäkerhetsmyndigheten. 2011. Ovissheten är hans starkaste minne. 2(1). Strålsäkerhet.
- 3) Rosén, Klas. 2006. Tjernobylolyckan och jordbruket, Strålskyddsnytt, 24(1), Statens Strålskyddsinstitut
- 4) IAEA. 1994. Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides. A joint undertaking by the IAEA and FAO. Technical Reports Series No. 363. International Atomic Energy Agency. Vienna.
- 5) Andersson, K. G., Rantavaara, A., Roed, J., Rosen, K., Salbu, B. & Skipperud, L. 2000. A Guide to Countermeasures for Implementation in the Event of a Nuclear Accident, NKS-16, Nordic Nuclear Safety Research
- 6) Brink, M. and Lauritzen, B. 2001. Agricultural Countermeasures in the Nordic Countries after a Nuclear Accident, NKS-51, Nordic Nuclear Safety Research
- 7) Jones, B.-E. V. 1993. Management methods of reducing radionuclide contamination of animal food products. Sci. Tot. Environment 137, 227-233.
- 8) Hove, K., Strand, P., Voigt, G., Jones, B.-E. V., Howard, B. J., Segal, M. G., Pollaris, K. & Pearce, J. 1993. Countermeasures for reducing radioactive contamination of farm animals and farm products. Sci. Tot. Environ. 137, 261-271.
- 9) Eriksson, Å. & Rosén, K. 1991. Transfer of cesium to hay grass and grain crops after Chernobyl. The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme on environmental radiology (Ed. L. Moberg). The Swedish Radiation Protection Institute. Stockholm, pp. 291-304.
- 10) Rosén, K., Andersson, I., & Lönsjö, H. 1994. Transfer of radiocaesium from soil to vegetation and to grazing lambs in a mountain area in Northern Sweden. J. of Environ. Radioactivity, Vol. 26, pp. 237-257.
- 11) Rosén, K., Eriksson, Å. & Haak, E. 1996. Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. I. County of Gävleborg. Sci. Total Environ. Vol. 182, Nos.1-3, pp. 117-133.
- 12) Rosén, K. 1996. Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. II. Marginal and semi-natural areas in the county of Jämtland. Sci. Total Environ. Vol. 182, Nos.1-3, pp. 135-145.
- 13) Rosén, K., Haak, E. & Eriksson, Å. 1998. Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. III. County of Västernorrland. Sci. Total Environ., Vol. 209, Nos.2-3, pp. 91-105.
- 14) Eriksson, Å., Rosén, K. & Haak, E. 1998. Retention of simulated fallout nuclides in agricultural crops. I. Experiments on leys. Rapport SLU-REK-80, Uppsala, pp 1-32.
- 15) Bertilsson, J., Andersson, I. & Johanson, K. J. 1988. Feeding green-cut forage contaminated by radioactive fallout to dairy cows. Health Physics 55, 855-862.
- 16) Rosén, K. 1991. Effects of potassium fertilization on caesium transfer to grass, barley and vegetables after Chernobyl. The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme

- on environmental radiology (Ed. L. Moberg). The Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm. pp. 305-322.
- 17) Eriksson, Å. & Rosén, K. 1991. Transfer of cesium to hay grass and grain crops after Chernobyl. The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme on environmental radiology (Ed. L. Moberg). The Swedish Radiation Protection Institute. Stockholm, pp 291-304.
 - 18) Andersson, I., Teglöf, B., & Elwinger, K. 1990. Transfer of ^{137}Cs from grain to eggs and meat of laying hens and meat of broiler chickens, and the effect of feeding bentonite. Swedish J. agric. Res. 20, 35-42.
 - 19) Andersson, I., Håkansson, J. & Annér, K. 1990. Transfer of ^{137}Cs from grain to muscle and internal organs of growing finishing pigs, and the effect of feeding bentonite. Swedish J. agric. Res. 20, 43-48.
 - 20) Andersson, I. 1989. Transfer of ^{137}Cs from feed to lambs' meat and the influence of feeding bentonite. Swedish J. Agric. Res. 19, 85-92.
 - 21) Andersson, I., Teglöf, B. & Elwinger, K. 1990. Transfer of ^{137}Cs from grain to eggs and meat of laying hens and meat of broiler chickens, and the effect of feeding bentonite. Swedish J. Agric. Res. 20, 35-42.
 - 22) Andersson, I., Håkansson, J. & Annér, K. 1990. Transfer of ^{137}Cs from grain to muscle and internal organs of growing finishing pigs, and the effect of feeding bentonite. Swedish J. agric. Res. 20, 43-48.
 - 23) Åhman, B., Forberg, S. & Åhman, G. 1990. Zeolite and bentonite as caesium binders in reindeer feed. Rangifer, Special Issue No 3: 73-82.
 - 24) Hove, K. 1993. Chemical methods for reduction of the transfer of radionuclides to farm animals in semi-natural environments. Sci. Tot. Environ. 137, 235-248.
 - 25) Giese, W.W. 1989. Countermeasures for reducing the transfer of radiocaesium to animal derived foods. Sci. Tot. Environ. 85, 317-327.
 - 26) Beresford, N. A., Mayes, R. W., MacEachern, P. J., Dodd, B. A. & Lamb, C.S. 1999. The effectiveness of alginates to reduce the transfer of radiostrontium to the milk of dairy goats. J. Environmental Radioactivity 44, 43-54.
 - 27) Hansen, H. S. & Hove, K. 1993. The effect of exercise on ^{134}Cs retention in lambs. J. Environmental Radioactivity 19, 53-66.