

Każda spadająca na ziemię kropla deszczu lub płatek śniegu, niesie ze sobą nieco substancji radioaktywnej, na skutek tego każdy liść i źdźbło trawy jest pokryty niewidoczną powłoką radioaktywnej substancji.

(E. Rutherford, Harper's Magazine, luty 1905)

ANTONI RUTKOWSKI

Wydział Nauk Rolniczych i Leśnych Polskiej Akademii Nauk

RADIONUKLIDY W ŻYWNOŚCI

(Dwa lata po Czarnobylu)

Wstęp

W czasie pracy jakiegokolwiek urządzenia technicznego, a więc również i elektrowni jądrowej należy się liczyć z możliwością awarii. Krótka historia pracy tych jednostek energetycznych notuje kilka awarii, które spowodowały emisję produktów rozszczepienia do atmosfery. Należy tu wymienić m. in. awarię reaktora w Windscale, Wlk. Brytania (1957), a następnie w Three Mile Island, USA (1978). Szczególnie groźną awarią który poruszył opinię całego świata był pożar reaktora elektrowni jądrowej w Czarnobylu, ZSRR (26. 04. 1986). Uwalniające się przez około 10 dni po wybuchu reaktora gazy i pyły skażyły w większym lub mniejszym stopniu atmosferę niemal całej Europy. Nie należy się więc dziwić, że katastrofa w Czarnobylu wywołała naturalny odruch społeczeństw, które zażądały ograniczenia, a nawet całkowitego wykluczenia produkcji energii w elektrowniach jądrowych. Żądania te występują szczególnie ostro w tych regionach świata (tab. 1), w których energetyka opiera się w coraz większym stopniu na elektrowniach jądrowych. O rozmiarach tego zagadnienia świadczy fakt, że w końcu 1985 r. działało lub znajdowało się w budowie ponad 500 reaktorów w około 30 krajach świata [7].

Tabela 1

Produkcja energii w elektrowniach jądrowych i ludność danego regionu świata w 1965 r.

	Produkcja energii TW/h	Ludność mln	TW/h Ludność mln
Ameryka Północna (Kanada, USA)	440,8	264,2	1,67
Europa Zachodnia	541,1	380,6	1,42
Azja (Japonia, Korea)	165,9	162,0	1,02
ZSRR	156,0	277,6	0,56
Europa Wschodnia	42,3	111,7	0,38
Ameryka Południowa (Argentyna)	5,2	30,6	0,17

Rozpatrując problemy energetyczne współczesnego świata, zarówno z ekologicznego punktu widzenia jak i naturalnych jej zasobów trzeba wziąć pod uwagę fakt, że przy obecnym postępie techniki i cywilizacji, dopóki nie zostaną opanowane w skali przemysłowej inne metody dostarczania energii (np. geotermicznej, słonecznej) ludzkość będzie skazana na korzystanie w coraz to większym stopniu z energii jądrowej. Przyczyną tego są nie tylko względy energetyczne, ale również, troską o ochronę środowiska bytowania człowieka przed szkodliwymi spalinami (SO_2 , NO_x), które również i w naszym kraju, w coraz większym stopniu pustoszą lasy i środowisko rolnicze (kwaśne deszcze).

Niebezpieczeństwo skażenia środowiska na skutek emisji uwolnionych w czasie awarii radionuklidów, jest od około 40 lat przedmiotem troski różnych organizacji międzynarodowych, działających głównie w dziedzinie ochrony zdrowia i energetyki jądrowej, jak ICRP, UNSCEAR, WHO. Geneza tych prac była związana przede wszystkim ze skażeniem świata izotopami jakie nastąpiło na skutek prób z bronią jądrową. W pracach tych brano pod uwagę tylko w niewielkim stopniu problem skażenia żywności na skutek awarii elektrowni jądrowych. Dopiero awaria w Czarnobylu i spowodowany przez nią szok społeczny oraz zamęt w międzynarodowym handlu artykułami rolniczymi spowodowany skażeniem żywności radionuklidami, dały impuls do szczególnie intensywnych prac w tym zakresie [7].

Na wielu kongresach i sympozjach międzynarodowych, które odbyły się w 1987 r. wygłaszano referaty i doniesienia poświęcone skażeniu żywności jako konsekwencji awarii w Czarnobylu, a w dniach 2—4. 10. 1987 International Institut for Life Science zorganizował w Wiedniu międzynarodowe sympozjum, poświęcone radionuklidom w żywności.

Równocześnie ukazało się wiele publikacji poświęconych temu zagadnieniu. Trzeba również stwierdzić, że informacje podawane przez środki masowego przekazu i wyrażone w nich opinie były często sprzeczne z dyskusjami toczonymi w kręgach naukowych.

Spróbujmy więc zrekapitulować obecny stan wiedzy w tym zakresie.

Promieniowanie naturalne a skażenie

Rozpatrując zjawisko promieniowania, które występuje w środkach żywnościowych można określić następujące źródła jego pochodzenia:

1. Promieniowanie naturalne. Jest ono powodowane głównie przez izotop potasu ^{40}K , który jest naturalnym składnikiem wszystkich tkanek roślinnych i zwierzęcych. Większość artykułów żywnościowych zawiera również niewielką ilość uranu, toru i produktów ich rozpadu. Na skutek tego nie uniknione jest niewielkie napromieniowanie ciała człowieka jako konsekwencja spożywania żywności nieskażonej izotopami pochodzącymi z obcych źródeł.

2. Promieniowanie sztuczne. Jest ono wywołane działalnością techniczną człowieka. Powodują je odpady pochodzące z elektrowni jądrowych, a również elektrowni węglowych oraz zwykła działalność laboratoriów i szpitali, które emitują wprawdzie niewielkie promieniowanie, jednak mogące skazić żywność.

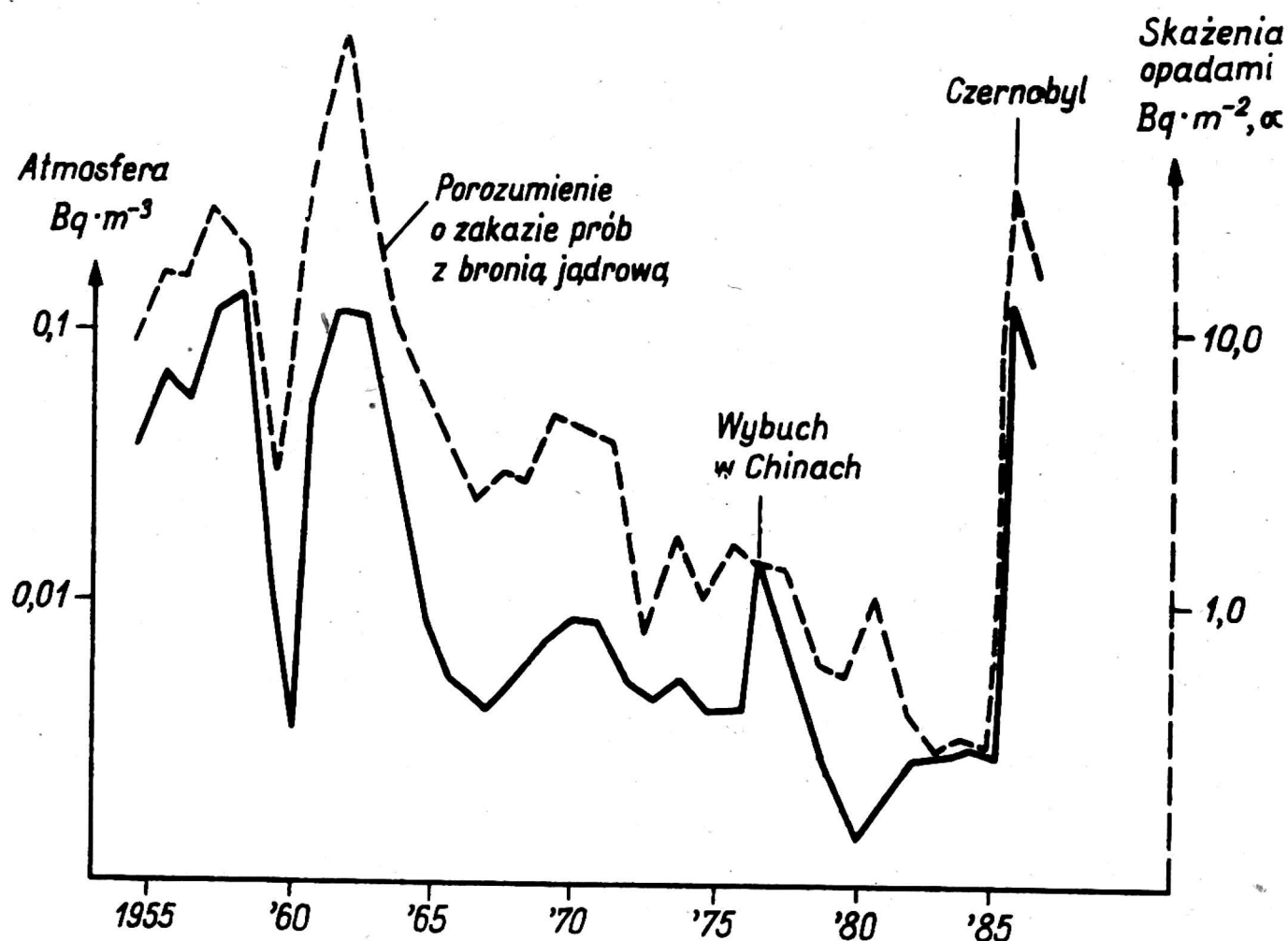
3. Promieniowanie powybuchowe. Powierzchniowe próby z bronią jądrową, które były prowadzone w latach 50-tych naszego stulecia powodowały stosunkowo silne skażenie pól i żywności. Ze względu na emisję pyłów do górnych warstw atmosfery, skażenie ich opadami występowało w dużej odległości od miejsca wybuchu i obejmowało znaczną część globu ziemskiego. Jeszcze dziś można wykryć skażenie tymi izotopami, które są pozostałościami z tego okresu (tab. 2).

Tabela 2

Skażenie ^{137}Cs mięsa i niektórych płodów rolnych w Polsce w latach 1984—85 w Bq/kg [20]

Mięso	0,5
Ryby	0,4
Ziemniaki	0,6
Kapusta	0,2
Cebula	1,3
Zboże	0,7

Ocenia się, że łączne skażenie powodowane próbnymi jądrowymi było o wiele większe aniżeli spowodowane przez awarię w Czarnobylu. Systematyczna kontrola skażeń po wybuchowych żywności została podjęta w Polsce od 1957 r., najpierw w Polsce Północnej, a w 1961 r. rozszerzono ją na cały kraj. Analizie poddawano mleko określając w nim zawartość ^{90}Sr i ^{137}Cs , jako głównych radionuklidów, występujących w tych opadach (IPM1). Intensywność tych skażeń wykazywała maksimum w latach 1959—1963 co odpowiada okresom nasilenia prób powierzchniowych broni jądrowej w USA i ZSRR oraz 1975 r. kiedy podobne próby przeprowadzono w Chinach (rys. 1).



Rys. 1. Radioaktywność atmosfery i gleby na Węgrzech [2].
Skażenie atmosfery i ziemi na przestrzeni lat (1955—85)

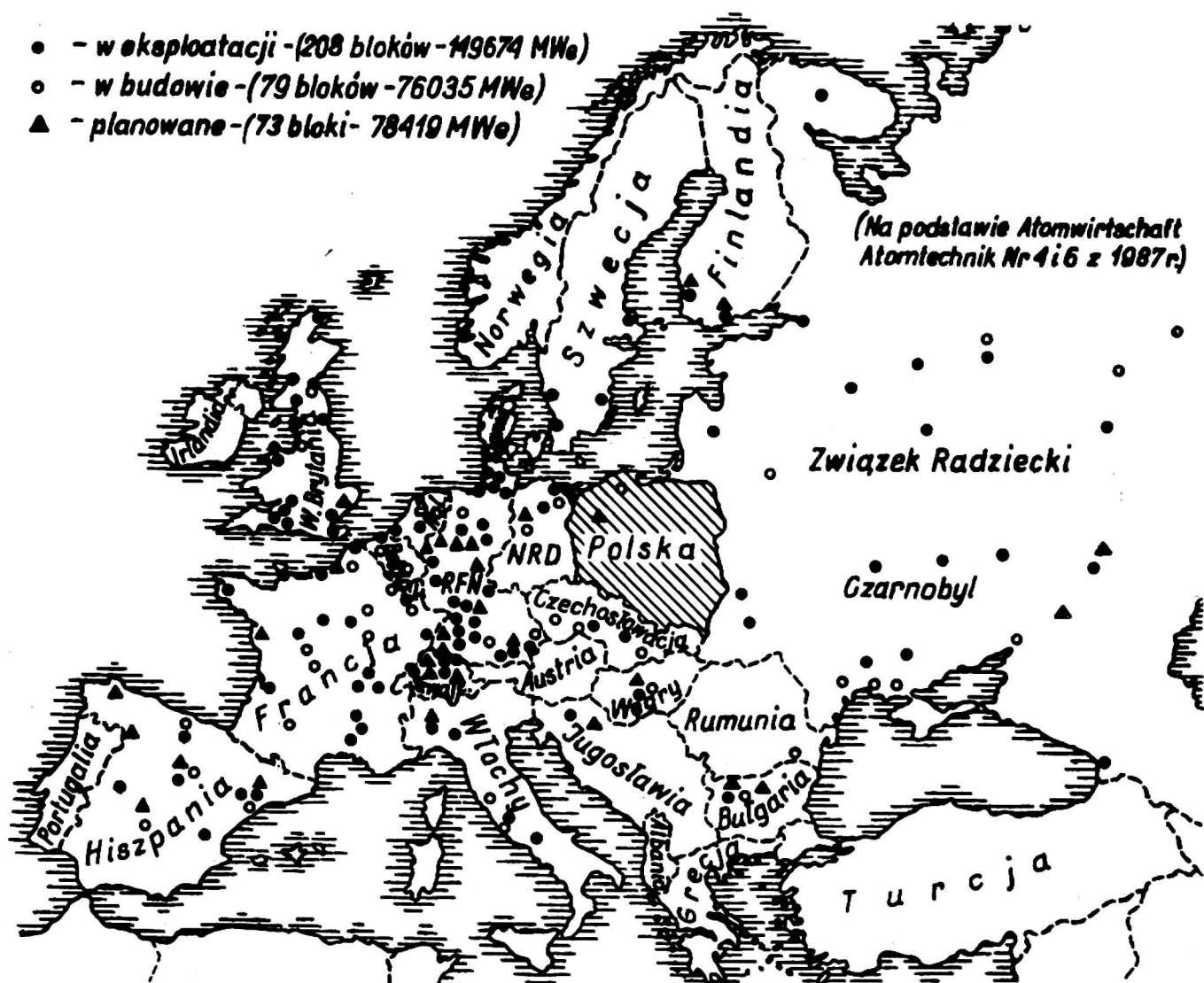
4. Promieniowanie powypadkowe, powodowane przez awarię urządzeń elektrowni jądrowych. Dotychczas zanotowano trzy poważniejsze awarie elektrowni jądrowych. Dwie z nich w Windscale i Three Mile Island spowodowały ograniczone do regionu skażenia pastwisk i mleka, a trzecia w Czarnobylu o znacznie większym zasięgu jest przedmiotem niniejszego omówienia.

Do czynników powodujących skażenia żywności radionuklidami nie zalicza się wykorzystania promieniowania do utrwalania żywności (raduryzacja) lub niszczenia szkodników w płodach rolnych. Stosowane w

tych technologiach dawki promieniowania nie powodują wykrywalnego wzbudzenia promieniowania przez żywność.

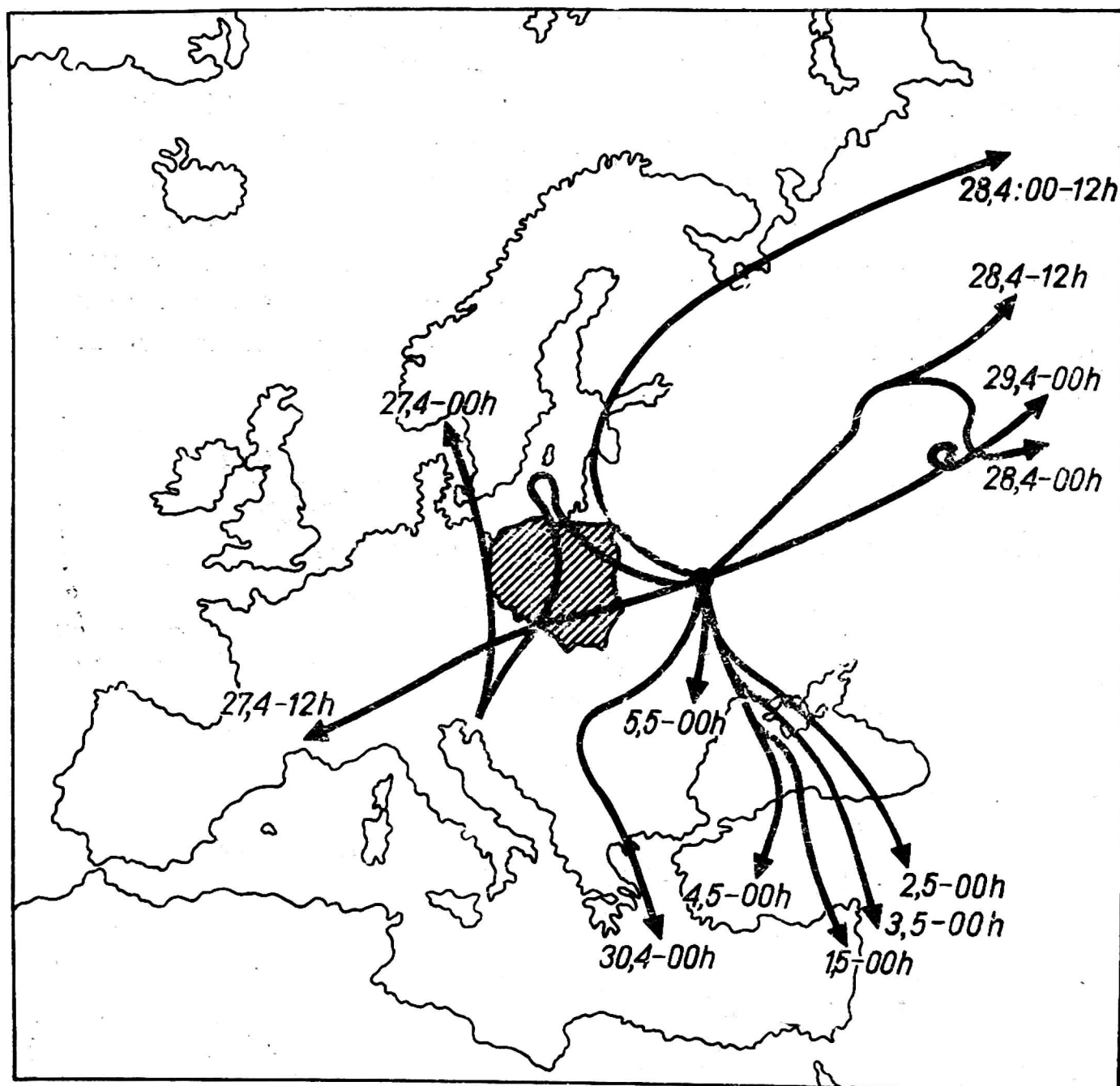
Przyjmując powyższe kryteria można przyjąć, że na sumę radioaktywności żywności składa się: (1) emanacja naturalna, która jest niewielka i określana jako tło. (2) niewielka w istocie aktywność powodowana przez promieniowanie sztuczne pracujących zakładów przemysłowych, (3) Istotny natomiast wzrost skażenia powodowały próby z bronią jądrową jak i (4) awarie elektrowni jądrowych.

Tego typu skażenia są przenoszone na duże odległości w postaci chmury powstałej z emisji do atmosfery pyłów radioaktywnych, a stopień i miejsce skażenia zależą od aktualnej sytuacji meteorologicznej, lokalizującej intensywność i miejsce radioaktywnego opadu. Szczególnie zagęszczenie elektrowni jądrowych występujące w pasie Holandia — Belgia — RFN — Szwajcaria, ze względu na przeważające wiatry zachodnie stanowi potencjalne niebezpieczeństwo również dla nas w przypadku awarii jednej z nich (rys. 2). W przypadku awarii reaktora w Czarnobylu, która miała istotny wpływ na skażenie radionuklidami środowiska



Rys. 2. Rozmieszczenie elektrowni jądrowych w Europie

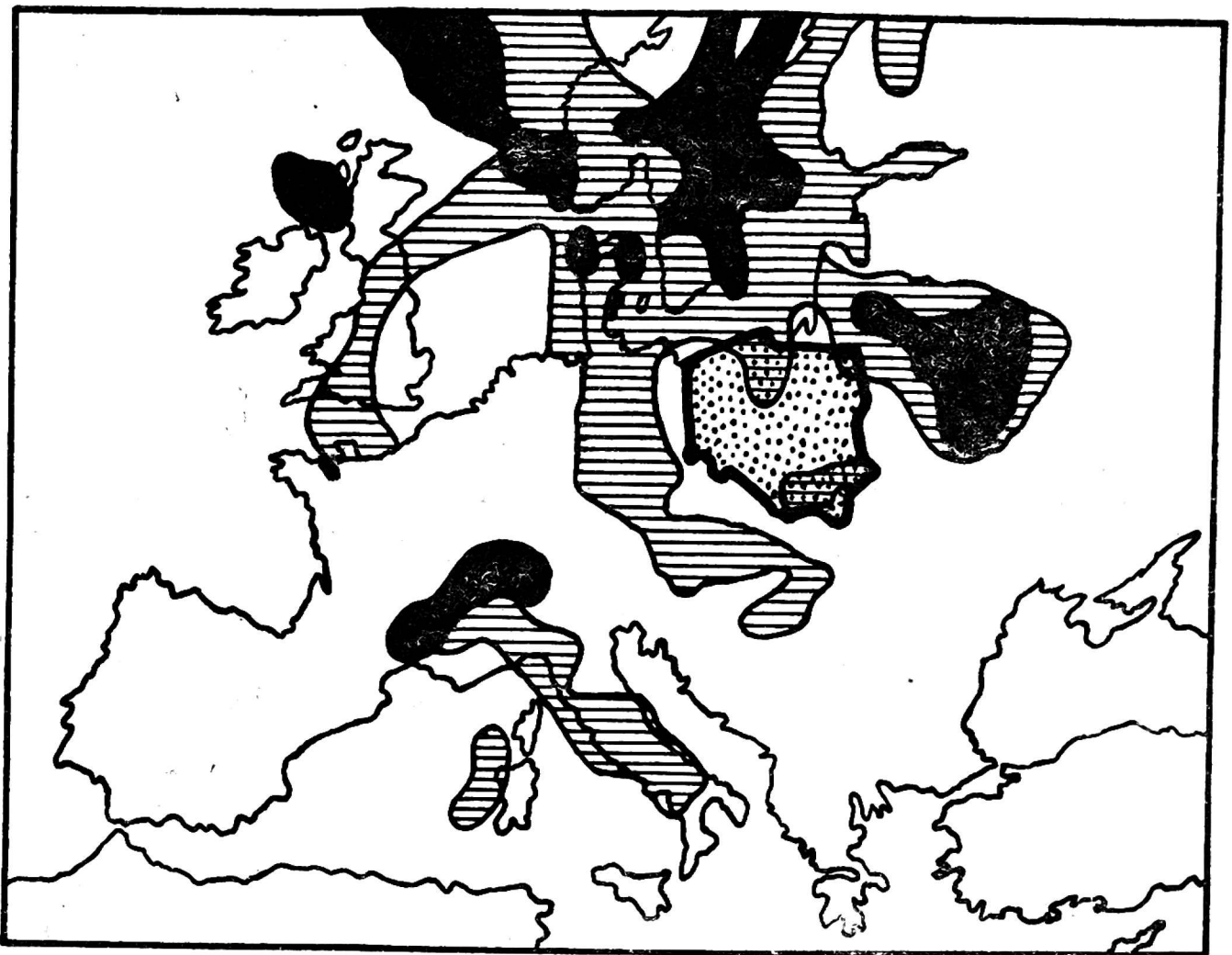
rolniczego w Polsce, najsilniejszą emisję substancji radioaktywnych ze strefy reaktora obserwowano przez pierwsze 2—3 dni po wypadku. Wysokość pióropusza pyłów osiągnęła 1200 m, podczas gdy maksymalna radiacja występowała na wysokości 600 m. W następnych dniach wysokość pióropusza uległa obniżeniu do 200—400 m dzięki czemu wystąpił wyraźny związek skażenia terenu z opadami atmosferycznymi [12]. Chmura pyłów wędrowała (rys. 3) wpierw na północ ku Skandynawii, aby z kolei za-



Rys. 3. Wędrowki chmury pyłów radioaktywnych po awarii elektrowni w Czarnobylu (26.04.—05.05.1986) wg Raportu 1986

wrócić na południowy zachód, a następnie przemieściła się ku południowej Europie. W konsekwencji tego rejony skażenia nie są jednoznaczne z okresem i kierunkiem wędrowek pyłów a wykazują związek z występującymi lokalnie opadami stąd silne skażenie zaobserwowano np. w

Finlandii, północnej Szwecji i Norwegii, Bawarii, Austrii i Szwajcarii oraz w Turcji (rys. 4).



 *średnie*
 *silne*

Rys. 4. Główne regiony skażenia radionuklidami po awarii w Czarnobylu

Skażenie radioaktywne w Polsce określa się jako umiarkowane i praktycznie ustąpiło do końca 1986 r. (tab. 3).

Radioaktywność żywności wykazuje prosta zależność z zawartością radionuklidów w biomacie roślinnej, która służy zarówno jako pokarm dla ludzi, jak i dla zwierząt. Na jej wielkość składają się trzy zasadnicze czynniki:

1. radionuklidy z kosmosu,
2. radioaktywne składniki ziemi,
3. izotopy ^{40}K i ^{14}C , które występują we wszystkich żywych komórkach.

Suma tych promieniowań oddziałujących na człowieka bytującego w normalnych warunkach wynosi ok. 0,80 mSv/rok.

Tabela 3

Sytuacja radiologiczna w Polsce przed i po awarii elektrowni w Czarnobylu [18]

		Aktywność całkowita promieniowania beta			
		przed awarią	maj 1986	czerwiec 1986	grudzień 1986
Powietrze	Bq/m ³	0,1	1,0	0,4	0,1
Opad całkowity	Bq/m ² m-c	30	8400	540	54
Gleba	Bq/kg	480	1500	680	560
Woda wodociągowa	Bq/l	0,4	2,5	0,4	0,3
Owoce i warzywa	Bq/kg	93	870	140	120
Mięso	Bq/kg	99	130	160	120
Mleko	Bq/l	42	150	60	45

Naturalne promieniowanie biomasy roślinnej jest w zasadzie niewielkie (tab. 4). Jest ono powodowane przede wszystkim przez izotop potasu

Tabela 4

Naturalne promieniowanie niektórych artykułów żywnościowych

Artykuł	g ⁴⁰ K/kg	Bq/kg
Ziemniaki	4,4	136,2
Warzywa	3,0	92,8
Mięso	3,0	92,8
Owoce	2,0	61,9
Mleko	1,6	49,5

⁴⁰K. Udział jego w całkowitej zawartości potasu jest w zasadzie stały. Umożliwia to określenie tzw. równoważnika potasowego: 1g K = 30 944 Bq ⁴⁰K. Na skutek tego naturalne promieniowanie żywności waha się od 50 do 140 Bq/kg. Badane w Polsce naturalne promieniowanie mleka wahało się 37—54 Bq/l (IPMI).

Pewne odstępstwo, które wyraża się większą radioaktywnością może występować u roślin, które są uprawiane w okolicach, w których występują rudy radioaktywne (np. uranowe) lub na rekultywowanych glebach przemysłowych i kopalnianych.

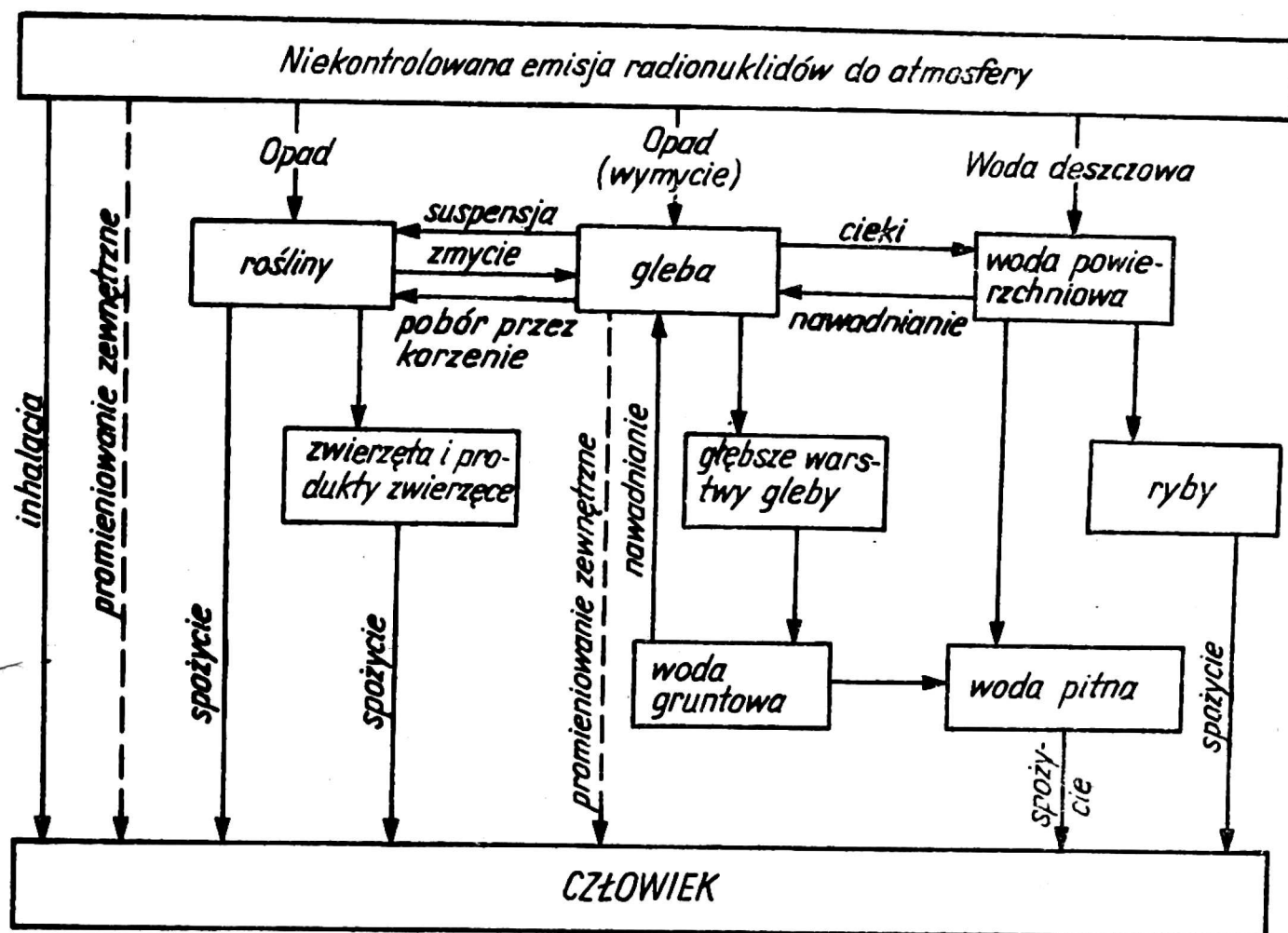
Skażenie radionuklidami żywności

Skażenie roślin radionuklidami wyzwolonymi na skutek reakcji jądrowej może nastąpić bezpośrednio z atmosfery (opad) lub przez glebę. W pierwszym okresie wystąpienia opadów pyłów radioaktywnych, gdy ma ono miejsce w okresie wegetacji, mamy do czynienia głównie ze ska-

zeniem bezpośrednim roślin. W miarę upływu czasu udział skażeń bezpośrednich maleje, a skażenie roślin uprawnych poprzez glebę wzrasta, zwłaszcza jeżeli zostanie ona zaorana [18].

Skażenie przez bezpośredni opad

Badania składu opadów radioaktywnych, które powstały na skutek prób powierzchniowych z bronią jądrową wykazały, że są one różne od odpadów powstałych na skutek pożaru reaktora atomowego w Czarnobylu. W tym ostatnim przypadku przeważającym składnikiem skażenia był ^{131}J i ^{132}J , które stanowiły ponad 50% pyłów. Jednak ze względu na krótki okres półtrwania jego aktywność szybko zanikała, a wzrastała względna ^{134}Cs i ^{137}Cs , które stanowią istotny wskaźnik skażenia żywności [18].



Rys. 5. Główne drogi skażenia człowieka radionuklidami na skutek niekontrolowanej emisji radioaktywności

Skażenie opadowe jest powodowane osadzeniem się na powierzchni rośliny (liście) pyłów radioaktywnych z atmosfery (tab. 5). Ma ono więc miejsce natychmiast po wystąpieniu tego rodzaju opadów. Na skutek tego szczególnie wyraziste jest skażenie ^{131}J , którego zawartość w tego rodzaju emisjach jest wysoka. Ze względu na krótki okres półtrwania (8 dni), skażenie ^{131}J jakie nastąpiło po awarii w Czarnobylu odgrywało

Tabela 5

Skład izotopowy skażeń powietrza w Warszawie [7]
r = rok, d = dzień, h = godzina

Izotop	Okres półrozpadu	Udział w %		
		28.04.86	07.05.86	20.05.86
¹³¹ J	8.0 d	34,2	44,3	50,7
¹³² Te	78.2 h	26,2	9,5	1,5
¹³² J	2.3 h	26,2	9,5	1,5
¹³⁴ Cs	2.06 r	0,8	1,3	6,4
¹³⁶ Cs	13.1 d	0,3	0,3	1,5
¹³⁷ Cs	30.0 r	1,7	3,2	12,6
¹⁰³ Ru	39.3 d	4,8	22,1	12,2
¹⁰⁶ Ru	368 d	3,8	5,8	13,6
⁹⁹ Mo	66.0 h	2,0	0,5	—
⁹⁵ Zr	65.0 d	—	0,4	—
⁹⁵ Nb	38.7 d	—	0,4	—
¹⁴⁰ Ba	12.7 d	—	1,3	—
¹⁴⁰ La	40.3 h	—	1,3	—
¹¹⁴ Ce	33.1 d	—	0,1	—
Skażenie powietrza średnie Bq/m ³ norm. 0,1		30,1	3,2	0,2

istotną rolę tylko w tych warzywach, które zbierano w maju i początkach czerwca 1986 r. Jak z tego wynika w okresie awarii i pierwszych tygodni po katastrofie najistotniejsze jest śledzenie skażenia ¹³¹J, który w mieszaninie radionuklidów wykazuje najwyższą aktywność, a odkładając się w tarczycy wywiera ujemny wpływ na organizm człowieka.

W produktach zwierzęcych, a szczególnie w mleku skażenie ¹³¹J wystąpiło wyraźnie tylko tam, gdzie zwierzęta były na pastwisku lub żywione zielonkami sprzątniętymi w okresie awarii. W rzeczy samej poziom ¹¹³J, który był bardzo wysoki bezpośrednio po wypadku obniżał się szybko i w warzywach liściastych już po 4 tygodniach, a w mięsie po ok. 8 tygodniach był już mało znaczący.

Skażenie produktów roślinnych pyłem zawierającym ¹³¹J oraz izotopy cezu w pierwszym momencie miało przede wszystkim charakter powierzchniowy. Mogło ono być znacznie obniżone przez umycie, płukanie, usunięcie łupiny lub liści zewnętrznych warzyw. Natomiast skażenie izotopami cezu, którego okres półtrwania jest bez porównania dłuższy w późniejszym okresie ma charakter nie tylko powierzchniowy. W miarę upływu czasu rozpuszczalne związki skażenia, o ile nie zostaną zmyte deszczem z powierzchni liści są absorbowane i rozprowadzane systemem naczyniowym po całej roślinie, aż do bulw, korzeni i owoców włącznie.

Stąd sprzątane w jesieni 1986 r. owoce, nasiona czy bulwy zawierały jeszcze podwyższoną zawartość ^{137}Cs mimo że w początku maja rośliny te nie miały zawiązków owoców.

Skażenie pośrednie przez glebę

Skażenie powierzchniowe roślin odpadami radioaktywnymi trwa stosunkowo krótko i możliwe jest częściowe jego usunięcie. Natomiast skażenie gleby ^{137}Cs trwa bardzo długo, a jego usunięcie (możliwe tylko przed wymieszaniem z warstwą orną) jest kosztowne i bardzo trudne. Np. koszt redukcji skażenia 1 ha w rejonie silnych odpadów radionuklidów szacuje się na ok. 100 tys. USD, a rejonach sąsiednich ok. 30 tys. USD [24]. Dlatego też dla kontroli skażenia gleby jak również znajdujących się w obrocie trwałych produktów roślinnych (np. zboże) i zwierzęcych (mięso i przetwory, proszek mleczny, jaja) istotne znaczenie ma określenie zawartości ^{134}Cs i ^{137}Cs .

Na absorpcję radionuklidów z gleby, a w tym przypadku głównie izotopów cezu i strontu wpływa w dużym stopniu charakter gleby. Izotopy te są akumulowane w większym stopniu przez rośliny uprawiane na glebach lekkich (piaszczyste) niż na ciężkich. Przemieszczenie się radionuklidów w glebie jest bardzo powolne, zwłaszcza ^{137}Cs jest zatrzymywany już w powierzchniowej (1 cm) warstwie gleby. Niebezpieczeństwo skażenia roślin ^{90}Sr z gleb o odczynie obojętnym a tym bardziej zasadowym jest znacznie mniejsze niż gleb kwaśnych bowiem absorpcja strontu jest bardzo silnie obniżana przez wapń. Zmniejszenie pobierania strontu można osiągnąć przez wapnowanie gleb kwaśnych.

Pobieranie jonów poszczególnych radionuklidów przez rośliny zależy od składu roztworu glebowego oraz wybiórczości i metabolizmu pobranych jonów przez roślinę. Rośliny wykazują stosunkowo dużą wybiórczość między podobnymi jonami przy ich pobieraniu z roztworu glebowego, szczególnie jeżeli istnieje fizjologicznie większe zapotrzebowanie jednego z nich. Stąd np. jon wapniowy konkuruje z podobnym jonem ^{90}Sr a potas z podobnym jonem ^{137}Cs przy przechodzeniu do rośliny. Może to więc spowodować zmniejszenie akumulacji tych radionuklidów przez roślinę [18].

Odmierna wybiórczość występuje przy pobieraniu strontu i cezu. Stront jest stosunkowo łatwiej pobierany z gleby aniżeli cez. Natomiast cez jest łatwiej absorbowany z powierzchni liści jako opad w okresie skażenia bezpośredniego. Stąd względna kontaminacja roślin ^{137}Cs w rejonach skażonych może być również bardzo wysoka.

Na pobieranie jonów radionuklidów z gleby oddziałują takie czynniki jak: pH, zawartość związków humusowych, skład granulometryczny i mineralny, wilgotność gleby itp. Istotny jest również czynnik czasu. Np. w drugim roku po skażeniu absorpcja skażenia jest mniejsza niż

w pierwszym roku. Jest to powodowane interakcją części radionuklidów ze składnikami mineralnymi i organicznymi gleby (humus). Przystawalność radionuklidów przez roślinę zależy również w dużym stopniu od systemu korzeniowego i jego rozprzestrzenienia w skażonej warstwie gleby. Na skutek tego różna jest zdolność sorbcji radionuklidów przez różne gatunki roślin, lecz z reguły jest ona wyższa u roślin płytko korzeniujących [24].

Skażenie produktów żywnościowych po awarii w Czernobylu

Analizując skażenia roślinnych produktów żywnościowych jakie nastąpiło po awarii w Czarnobylu stwierdzono stosunkowo szybkie obniżanie się skażenia izotopami cezu warzyw wskutek zaniku opadu a jednocześnie przyrostu masy roślin lub wyrosnięcia nowych roślin (tab. 6). Je-

Tabela 6

Zawartość ^{137}Cs (Bq/kg) niektórych produktów rolnych, owoców i warzyw (myte sposobem domowym) z rejonu Karlsruhe [5]

Produkt	Miesiąc 1986	Ilość prób	Od —do Bq/kg	Średnia Bq/kg
Jęczmień jary	VII—VIII	2	1—2	1,5
Jęczmień ozimy	VII	1	—	19
Pszenica	VIII	4	*—5	3
Żyto	VII	4	22—28	25
Ziemniaki	VII—IX	4	1—3	1,6
Warzywa liściaste (sałata, szpinak)	V VI—X	25 31	3—245 *—5	65,6 1,5
Warzywa nasienne	VIII—IX	11	?—3	1,9
Warzywa cebul.	V—IX	3	*—3	1,4
Warzywa korzen.	VIII—X	7	*—2	1,2
Truskawki	VI	7	4—32	14
Maliny	VII	5	*—23	13
Porzeczka czerwona	VII	13	13—99	41
Porzeczka czarna	VII	6	45—107	66
Czarne jagody	VIII—IX	3	36—119	66
Jabłka	VIII—X	5	3—27	11
Czereśnie	VI	3	11—26	18

*) — poniżej granicy wykrywalności

żeli chodzi o owoce to najwyższe zawartości ^{137}Cs wykazywały czarne i czerwone porzeczki oraz czarne jagody, które często były już dość dobrze rozwinięte w początku maja 1986 r. Z podobnej przyczyny obserwowano wyższe zawartości cezu w odmianach zbóż ozimych, aniżeli w jarych oraz w rzepaku.

Szczególnie wysoką zawartość izotopów cezu notowano w czarnych jagodach i grzybach. Jak się przypuszcza jest to konsekwencją większej zdolności akumulacji cezu przez grzyby i rośliny leśne, jak również absorpcji ^{137}Cs z gleb leśnych pozostałego jeszcze z okresu prób z bronią jądrową.

Pośród produktów zwierzęcych najbardziej czułe na kontaminację radionuklidów jest mleko. Skażenie mleka powodowane spożywaniem paszy skażonej opadami w okresie prób z bronią jądrową, które było stosunkowo wysokie na początku lat 60-tych, jednak nigdy nie osiągnęło stanu zagrożenia. Po porozumieniu o zakazie prób z bronią jądrową, ska-

Tabela 7

Skażenie mleka w Polsce w latach 1962—1976 (IPML)

R o k	^{90}Sr Bq/l		^{137}Cs Bq/l	
	od — do	średnia	od — do	średnia
1962	0,1—0,3	—	—	—
1963	0,3—1,3	0,6	1,2—1,89	5,6
1965	0,2—1,4	0,7	0,4—6,5	3,2
1970	—	0,2	—	1,2
1972	0,1—0,5	0,2	0,4—2,5	1,0
1973	0,1—0,5	0,2	0,2—1,4	0,7
1974	0,1—0,4	0,2	0,3—2,8	0,8
1976	0,1—0,4	0,2	0,2—1,4	0,7
mleko w proszku przeliczone na mleko płynne				
1970	0,2—0,3		1,3—2,2	
1972	—		0,7—1,0	

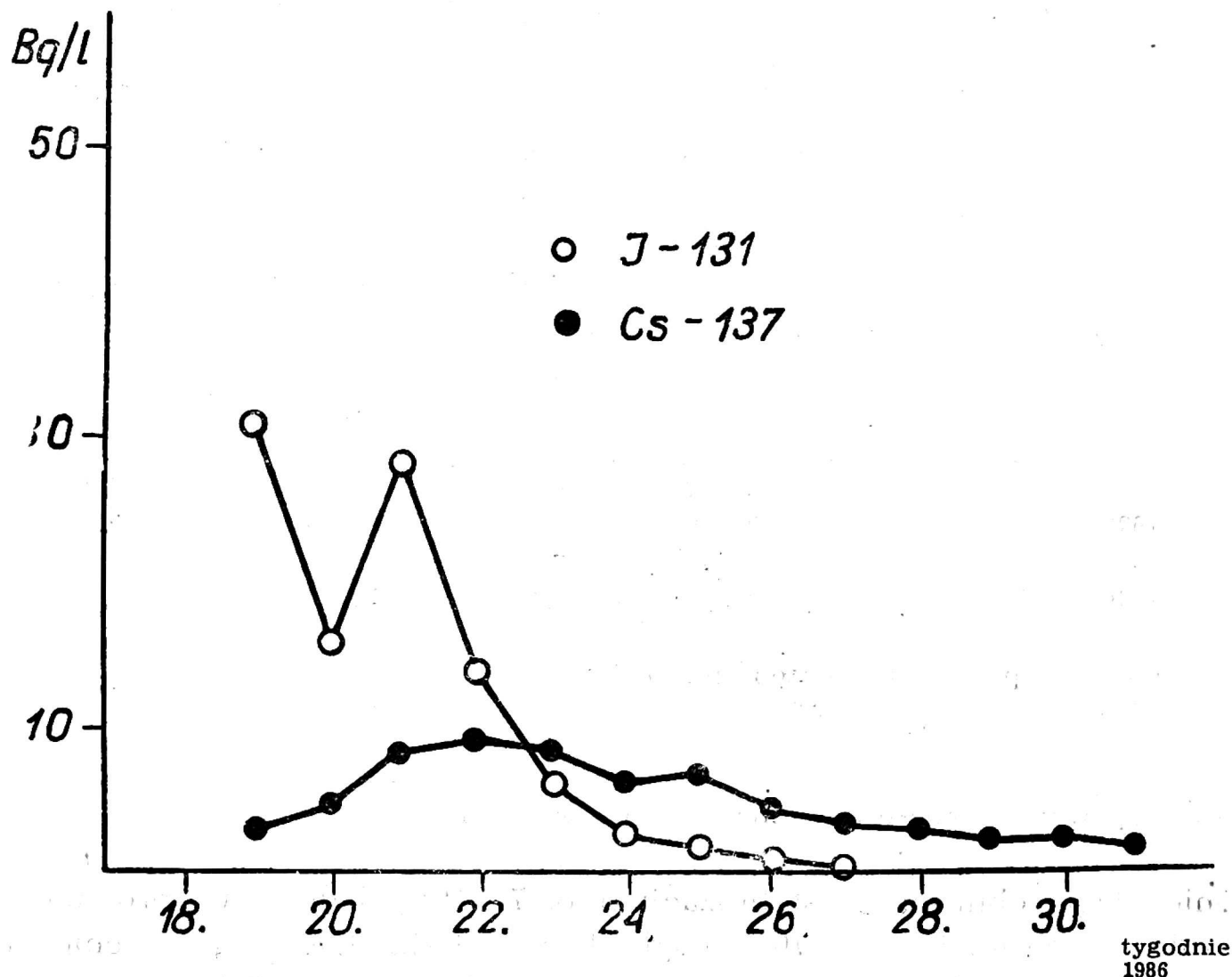
Uwaga: powyższe dane przeliczono z zawartości pCi na Bq

żenie uległo obniżeniu i stabilizacji (tab. 7). Przykładowo na promieniowanie ogólne mleka w 1970 r. rzędu 42,5 Bq/l składało się promieniowanie naturalne $^{40}\text{K}=38,4$ Bq/l zaś skażenie ^{90}Sr wynosiło 0,2 Bq/l, a ^{137}Cs 1,2 Bq/l (IPML).

Ze względu na krótki okres półtrwania ^{131}I i szybkość konwersji składników paszy na składniki mleka, określenie jego zawartości jest bardzo czułym wskaźnikiem skażenia oraz wykazuje bezpośredni związek ze skażeniem środowiska. Z tych też względów, jak i krótkiego okre-

su między wyprodukowaniem, a spożyciem płynnego mleka oraz jego funkcję w żywieniu człowieka (dzieci) ocena skażenia ^{131}J jest szczególnie ważna. Dobrym tego przykładem są doświadczenia uzyskane po awariach w Windscale i Czarnobylu. W rejonach, które zostały skażone wówczas opadami radioaktywnymi, zawartość ^{131}J w mleku gwałtownie wzrosła już w pierwszych godzinach po skażeniu. Najwyższe skażenie 4000 Bq/l w maju 1986 stwierdzono w mleku owiec i kóz żywionych na pastwiskach Alpejskich (Zehander 1906, wg [2]). Na uwagę zasługuje informacja, że ze względu na inny charakter skażenia, izotopów jodu nie wykrywano w skażeniach powybuchowych.

Zawartość ^{137}Cs w mleku po wypadku w Czarnobylu wzrastała powoli w ciągu pierwszych 4-tygodni po awarii do wartości ok. 10 Bq/l, następnie uległa obniżeniu w ciągu lata (rys. 6), aby na skutek przejścia na żywienie krów sianem wzrosnąć w jesieni (zimie 1986/87, jednak do wartości



Rys. 6. Zawartość radionuklidów w pełnym mleku (Karlsruhe RFN)

nizszych aniżeli wiosną 1986 [16]. Zawartość izotopu strontu wykazywała niewielki wzrost, jednak mając na uwadze długi okres półtrwania, jeszcze dziś w mleku zwierząt pastwiskowych są wykrywalne skażenia powodowane eksperymentami z bronią jądrową w latach 50-tych.

Zawartość radionuklidów w mięsie jako konsekwencja ich kontaminacji ze spożywanej paszy jest stosunkowo powolna. Oczywiście największą kontaminację wykazuje mięso przeżuwaczy żywionych na pastwisku. Przeprowadzone w Karlsruhe [5] badania porównawcze po awarii w Czarnobylu wykazały, że mięso owiec z chowu alkiejzowego było praktycznie wolne od izotopów jodu i cezu. W początku maja 1986 r. przy ograniczonym żywieniu pastwiskowym zawartość ^{131}J wzrastała do 54 Bq/kg a ^{137}Cs do 345 Bq/kg, zaś przy wyłączonym wypasie na pastwisku odpowiednio aż do 430 i 1500 Bq/kg.

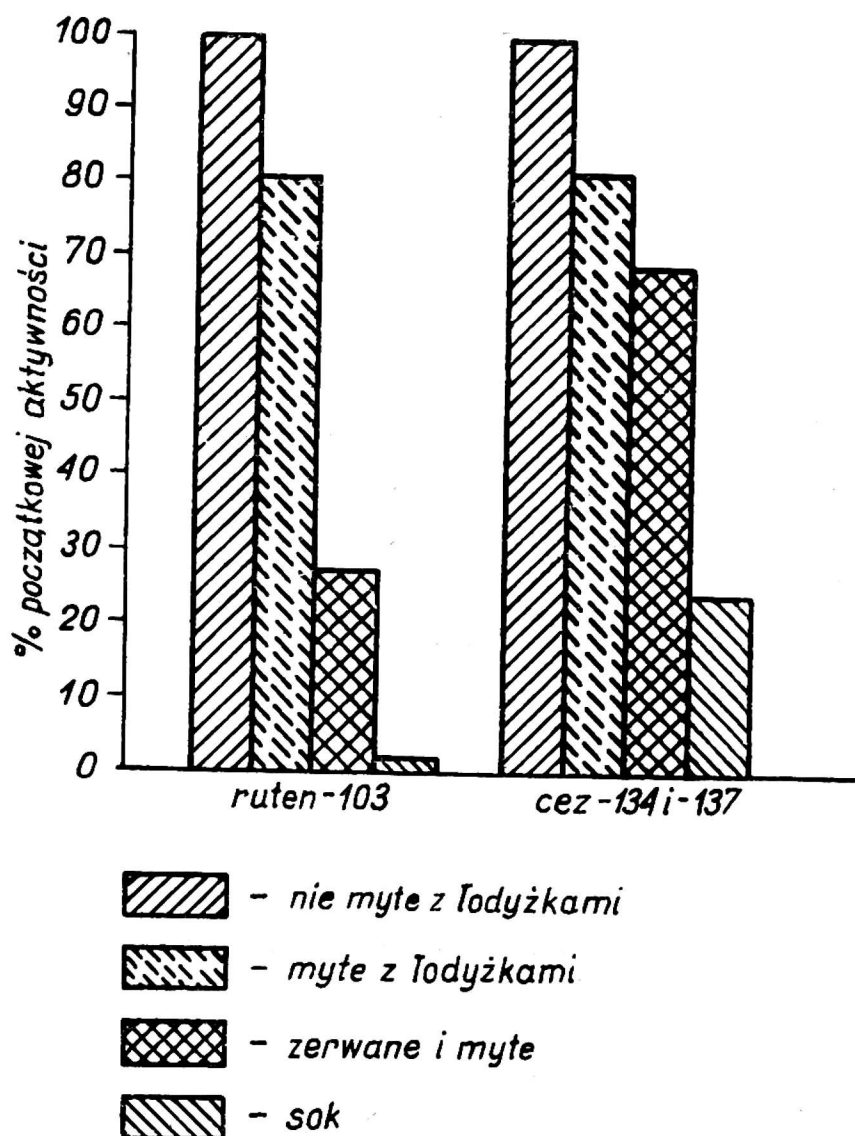
Niewątpliwie wielki wpływ na opinię publiczną wywarły informacje prasy o silnym skażeniu mięsa reniferów w Skandynawii. Pogłowie reniferów w Szwecji wynosi 275 tys. sztuk, z których bije się rocznie 70—90 tys., a ich mięso jest podstawowym pożywieniem 15 tys. Lapończyków (ok. 200 kg/rok/osobę) oraz w mniejszym stopniu pozostałej ludności Szwecji. Po wypadku w Czarnobylu stwierdzono, że skażenie mięsa reniferów znacznie przekraczało 300 Bq/kg. Spowodowało to konieczność masowego, sanitarnego uboju dużych partii zwierząt. Niestety skażenie mięsa reniferów ustępuje stosunkowo wolno, gdyż żywią się one porostami (*Cladonia ssp*) które szczególnie łatwo absorbują ^{137}Cs i na skutek tego są nim silnie skażone. Podobnie ma się rzecz z innymi zwierzętami łownymi w Szwecji. Łosie, których odstrzał szacuje się na ok. 130 tys. sztuk rocznie wykazywały w niektórych rejonach skażenie mięsa dochodzące do 1000 Bq/kg, a indywidualnie nawet do 3—4000 Bq/kg, zaś mięso jeleni i zajęcy z tego samego rejonu wykazywały jeszcze wyższy stopień skażenia [3].

Przetwórstwo żywności a skażenie

Procesy technologiczne stosowane w przetwórstwie żywności tylko w ograniczonym stopniu mogą wpłynąć na obniżenie zawartości radionuklidów w skażonej żywności. Mycie lub płukanie wodą, najprostszy zabieg jaki jest stosowany powszechnie przy przygotowywaniu do spożycia produktów roślinnych i zwierzęcych usuwa skażenie powierzchniowe tylko w ilościach rzędu 20% (Schlenz 1986 — Biacs). Obieranie czy usuwanie łupiny może w znacznie większym stopniu zmniejszyć zawartość radionuklidów.

Wytłaczanie soków z owoców lub warzyw wskazuje na silny związek radionuklidów z frakcją stałą surowca. Dzięki temu radioaktywność soku jest znacznie mniejsza, aniżeli wycisków pozostałych po jego wyciśnięciu. Stosowanie różnych mechanicznych i enzymatycznych sposobów otrzymywania soków owocowych wykazało, że stosując odpowiednie za-

biegi można uzyskać soki o radioaktywności znacznie niższej, aniżeli skażenia wyjściowego surowca (rys. 7).



Rys. 7. Wpływ zabiegów technologicznych na radioaktywność czerwonych porzeczek (Schelam i Abdl-Rassoul 1986)

Prowadzono wiele prac nad dekontaminacją mleka. Nie uzyskano jednak dotychczas rezultatów, które miałyby realną szansę wykorzystania w praktyce. Na przykład przepuszczając mleko przez kolumnę wypełnioną krystalicznymi pochodnymi sześciocyjanożelazianu, zwanego potocznie HCF można usunąć z mleka ponad 80% izotopów cezu. Niestety HCF nie wiąże innych radionuklidów jak np. strontu. Nie może więc on być użyty w tych przypadkach, gdy skażenie jest kompleksowe, co ma miejsce w przypadku wypadków nuklearnych (M. J. Arnoud, 1987).

Tiocyanin żelazowy ($\text{Fe}_2/\text{SCN}/_6$) oraz żelazocyjanek amonowy (NH_4)₃ Fe (CN)₆ jeżeli zostaną dodane do paszy skażonej izotopem cezu mogą zapobiegać skażeniu mleka i mięsa bydła mlecznego [1]. Tworzą one łatwo związki z cezem, a ich postać koloidalna utrudnia przechodzeniu przez błony biologiczne i w rezultacie są one całkowicie wydzielane z kałem.

Również żywienie świń skażoną paszą, do której dodano żelazocyjanek amonowy dało podobny rezultat obniżając poziom ^{137}Cs w mięsie (Rudnicki i Giese 1987 wg [2]).

W czasie produkcji przetworów mleczarskich następuje znaczne obniżenie radioaktywności niektórych z nich. Np. przy wyrobie sera poważną część izotopów jest usuwana z serwatką lub przy wyrobie masła z maślanką [2]. Podobnie ma się rzecz przy przerobieniu nasion oleistych. Po procesie ekstrakcji i rafinacji otrzymuje się olej praktycznie wolny od radionuklidów, które pozostają w śrucie poekstrakcyjnej lub przechodzą do szlamów porafinacyjnych. Inne procesy przetwórcze jak np. wyrób wędlin, konserw czy wypiek chleba nie mają istotnego wpływu na usunięcie radionuklidów zawartych w surowcu, zaś koncentracja suchej masy przy produkcji proszku mlecznego powoduje znaczny względny wzrost ich zawartości (ok. $5\times$).

Radionuklidy w żywności, a zdrowie człowieka

Oddziaływanie promieniowania jonizującego na powstawanie zmian nowotworowych i teratologicznych było badane znacznie intensywniej aniżeli inne czynniki, niemniej wpływ niskich dawek promieniowania, a z takimi mamy do czynienia przy skażeniu żywności, jest nadal kontrowersyjny. Nie ulega jednak wątpliwości że stosując silne napromieniowanie uzyskuje się wyraźny związek z powstawaniem nowotorów złośliwych i uszkodzeń genetycznych [10].

Powstaje pytanie czy i w jaki sposób na zdrowotność człowieka mogą oddziaływać te wielkości dawek promieniowania radionuklidów, które zostały spożyte z żywnością po awarii w Czarnobylu. Tu odpowiedź jest znacznie trudniejsza.

Wewnętrzne napromieniowanie ciała przez radionuklidy spożywane w żywności i wodzie stanowi w istocie tylko niewielką część całkowitej dawki promieniowania, które otrzymuje ciało z różnych źródeł naturalnych i sztucznych źródeł radiacji (tab. 8).

Dodatkowe dawki radionuklidów spożyte w żywności skażonej przez eksperymenty z bronią jądrową lub awarie nuklearne są małe z wyjątkiem tych, które dotyczą osób zamieszkujących w bliskości ich emisji. Również w rejonach o wysokim naturalnym tle radioaktywności dawki spożywanych radionuklidów mogą być podwyższone. Ma to miejsce w niektórych częściach Chin, Brazylii, Indii [27].

Niepokoi nas jednak nadal pytanie jaki wpływ wywiera skażenie wywołane awarią w Czarnobylu na spożywaną dawkę dzienną przez człowieka. Przeprowadzono szczegółowe badania w Szwecji [3] dwudziestu

Tabela 8

Szacunkowe średnie dawki promieniowania otrzymywane przez
mieszkańców Polski [14]

Źródła promieniowania	μSv rok
Źródła naturalne	
Promieniowanie kosmiczne	280
Promieniowanie ziemskie	380
Radon w atmosferze	60
Radon w budynkach	1000
Izotopy K, Ra, Pol, U, Th ii. w organizmie	390
Promieniowanie naturalne	razem: 2110
Promieniowanie sztuczne	
Rentgenowska diagnostyka medyczna	94*
Telewizja, zegarki, detektory, itp.	5**
Narażenia zawodowe	4**
Energetyka jądrowa (w 2000 r.)	0,15
Opad promieniotwórczy:	
z wybuchów jądrowych	20
z awarii w Czarnobylu	30
razem ok.	1000

W porównaniu z Wlk. Brytanią wartość 2-krotnie wyższa (*) ze względu na częstotliwość badań rentgenowskich w Polsce, emisja innych źródeł promieniowania (***) jest o połowę niższa [22]

czterech „koszyków żywnościowych”, na które składały się z reprezentacji wszystkich pokarmów (ok. 60), których spożycie przekracza 0,5 kg rocznie. Wykazały one, że maksymalne spożycie ^{137}Cs w rejonach silnie skażonych nie przekraczało 50 Bq na osobę, co odpowiadało rocznej dawce 0,5 mSv, podczas gdy roczna dawka napromieniowania człowieka ze źródeł naturalnych wynosi 2—2,5 mSv, a sztucznych 0,5—1,5 mSv [13].

Również badania Committee on the Assessment of Health and Environmental Consequences on the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident (1987) wykazały, że dawka spożytego wraz z żywnością ^{137}Cs w stosunku do całego ciała wynosi 15—55 mSv/y w Czechosłowacji, NRD, 10—15 w Wlk. Brytanii, Szwecji, Austrii i Albanii, 5—10 w Belgii, Grecji, na Węgrzech i we Włoszech, a więc znacznie poniżej rekomendowanej wielkości granicznej.

Oczywiście przy ocenie wpływu radionuklidów na zdrowie najbardziej pożądane są dane epidemiologiczne człowieka. Niestety są one trudno osiągalne, a szczególnie w tym przypadku, gdyż okres utajenia nowotworu u człowieka wynosi 10 do 30 i więcej lat, nim można ustalić w pełni efekt działania określanego czynnika.

Stąd zjawiska powstawania nowotworów jakie można by przypisać wewnętrznemu napromieniowaniu są tak wątpliwe, że nawet obserwacje ludności z rejonów szczególnie zagrożonych wybuchami nuklearnymi nie wykazały jednoznacznych związków. Wprawdzie nadmierne wystąpienia raka tarczycy stwierdzono u mieszkańców archipelagu Wysp Marshalla (Atol Bikini), w związku z wysokim spożyciem radioaktywnego jodu. Jednak występowanie nowotworów u tej ludności w późniejszych okresach nie wykazała wzrostu, który można by przypisać skażonej żywności (NAS/BEIR, 1980; UNSCENAR 1986). Również u ludności Alaski, która żywi się dużymi ilościami mięsa reniferów (Karibu) o stosunkowo wysokiej zawartości ^{137}Cs i ^{90}Sr pochodzących z prób atomowych lat 50-tych wypadkowość powstawania nowotworów znajduje się poniżej wykrywalnego związku przyczynowego. Podobnie poddaje się obecnie w wątpliwość możliwość powstawania nowotworów u ludności europejskiej części ZSRR, którą można by określić jako rezultat spożywania żywności skażonej radionuklidami uwolnionymi w czasie awarii w Czarnobylu [27].

Specyficzny problem stanowią zjawiska teratogenne i ich związek z oddziaływaniem promieniowania jonizującego. Tkanki embrionu, płodu i rosnącego dziecka są wysoko radioczułe. Dodatkowe ryzyko, które wynika ze wzmożonej radiacji jako wystąpiła na skutek awarii w Czarnobylu ocenia się w granicach od 0,1% u dzieci w Wlk. Brytanii do 140% u dzieci napromieniowanych w promieniu 30 km od Czarnobyla [27]. Dotyczy to sumy bezpośredniego i pośredniego napromieniowania emitowanego na skutek awarii, a nie efektu spożywania skażonej żywności.

Podsumowując można przyjąć, że prowadzone badania umożliwiają postawienia tezy, że dla większości ludności świata efekty rakowe i teratogenne, które można by było wiązać z obecnością radionuklidów w spożywanej żywności i wodzie są wątpliwe lub znikome [27].

Kontrola skażenia żywności

Wzrost skażeń jaki wystąpił w Europie po wypadku w Czarnobylu, uwidoczniał potrzebę szczegółowego rozpatrzenia problemu kontroli skażenia radionuklidami. Jak już wspomniano stosowane przez poszczególne państwa różne wielkości ograniczające (tab. 9), spowodowały zamęt w międzynarodowym obrocie żywnością. Jakie były tego skutki? Według

Tabela 9

Przykłady ograniczeń w imporcie żywności, stosowane po wypadku w Czarnobylu (Bq/kg lub Bq/l). Stan 1.01.1987 [3, 7] wielkości naturalne

K r a j	I z o t o p	Produkty roślinne	Produkty zwierzęce	Cała żywność
Algier	^{131}J		baranina 100	
	^{137}Cs		400	
	^{134}Cs		300	
	^{90}Sr		700	
Argentyna	suma Cs		drób 500	
Australia	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$			100
Austria	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$	gluten vit. 250	prod. mlecz. 370	
		owoce pest. 592	drób, wieprz. 185 wołowina, dziczyzna 555	
	^{137}Cs	warzywa, owoce grzyby 111	mleko, napo- je mlecz. śmietana 74 odżywki dziec. 11	
Brazylia	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$		proszek mleczny 3700	600
Cypr	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$		mleko 20	1000
Egipt	^{131}J			400
	^{134}Cs			350
	^{137}Cs			500
	^{90}Sr			70
Filipiny	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$	owoce 8	ryby 28	
		warzywa 22, zboże 6, miód 2, kawa, sł- dyczne 22	mleko i od- żywki dzie- cięce 15—22, sery 33	
Holandia	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$			żywność suszona po nawodnie- niu 600

C.d. tab. 9

Kanada	^{131}J		mleko 10 prod. mlec- ne 40	70
	^{137}Cs		mleko 50 prod. mlec- ne 100	300
Kuwait	suma prze- liczeniowa na ^{137}Cs	owoce, wa- rzywa, zboże 93	mleko, pro- dukty mlec- na 18,5 mięso 93	
Malaysia	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$	owoce, wa- rzywa 324 zboża 252	mleko, pro- dukty mlec- ne 180, mięso, ryba i przetwory 540	woda mine- ralna 180
Polska	całk. prom. beta		proszek mleczny 1320	
Singapur				0 (10)
Sri Lanka	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$		mleko 20 mięso 20	20
Syria	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$			450
Szwajcaria	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$	żywność, suszona, konserwy 592		
Szwecja	$^{137}\text{Cs} + ^{131}\text{J}$	podstawowe produkty żywności- we 300		2000
Tajlandia	^{137}Cs	zboża 5	mleko 7 proszek mleczny 21	5
Tunis	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$		mleko 100 mięso 500	500
USA	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$		odżywki	370
	^{131}J		dziec. 56	300

Zjednoczone Emiraty Arabskie	suma Cs		200
ZSRR	suma Cs		mleko, produkty mleczne 500
EWG, Arabia Saud., Hong Kong, Japonia, Jugosławia	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$	owoce, warzywa 600	mięso 600 produkty mleczne, mleko, odżywki dziecięce 370 mleko 300
	^{131}J	warzywa 350	

posiadanych informacji w 1986 r. w imporcie do USA, Federalny Urząd Kontroli Żywności i Artykułów Użytku — FDA [21] nie stwierdził przekroczenia wielkości ograniczających spośród 43 analizowanych prób żywności importowanej z Węgier, 18 z Polski, i 15 z ZSRR, zakwestionowano natomiast 5 partii z Grecji (makaron), 3 z Turcji (orzechy) oraz 2 z Włoch (sery). Natomiast w imporcie żywności do regionu Europejskiej Wspólnoty Gospodarczej [8] zakwestionowano 33 partie orzechów, 22 herbaty, 11 dostaw żywych koni, 11 owiec i dziczyzny, 6 owoców oraz 18 różnych innych produktów żywnościowych pochodzących z krajów nie będącymi członkami EWG. Dotarły również informacje o zakwestionowaniu dostawy polskiego proszku mlecznego do Bangladeszu oraz włoskiego makaronu do Japonii.

Większość skażenia żywności radionuklidami jakiemu ona uległa po awarii w Czarnobylu w aspekcie zagrożenia zdrowia konsumenta jest poddawane przez niektórych autorów w wątpliwość. Niemniej wszyscy są zgodni, że przy obecnym rozwoju techniki jądrowej konieczne jest ustalenie zasad, metod kontroli oraz wielkości ograniczających w tym zakresie. Zaistniała więc konieczność uzgodnienia w skali międzynarodowej:

- jednostek, metod oraz terminologii stosowanej przy ocenie żywności skażonej radionuklidami,
- kryteriów restrykcji (wartości granicznych) stosowanych do oceny skażenia żywności w obrocie krajowym i międzynarodowym i to zarówno w warunkach normalnych jak i awaryjnych.

Zwołana przez FAO (Rzym 1—5. 12. 1986) konsultacja ekspertów zaleciła wyłączenie używania jednostek i pojęć przyjętych w systemie SI,

a więc radioaktywności i w jednostkach Bq/kg lub l, jednostek dawki zaabsorbowanej w jednostkach Sv. IRLAF (Interim International Radionuclide Action Levels for Food) wyrażane w Bq/kg dla suszów, koncentratów napojów itp. powinny być wyrażane w wielkościach odpowiadających produkcji przygotowanemu do spożycia. Np. EWG stosuje dzielną 10 dla mleka w proszku i 2,25 dla mleka zagęszczanego [8].

Tabela 10

Przykłady ograniczeń w imporcie żywności stosowane po awarii w Czarnobylu

$^{134}+^{137}\text{Cs}$ max Bq/Kg	Warzywa owoce	Mięso	Mleko	Żywność ogółem
<25	Filipiny	Filipiny) (ryby)	Filipiny Cypr Kuwait	Singapur Sri Lanka Tailandia
25—50			Kanada	
50—75	Kuwait	Kuwait	Austria	
100	Austria		Tunis	Australia
200		Austria (drób), wieprzowina)	Polska (P—132)	
300	Malaysia		EWG	Kanada Szwecja
400			Austria, Brazylia (P—370)	USA (370)
500		Argentyna Tunis	ZSRR	Egipt, Syria
600	EWG	EWG (wołowina i dziczyzna — 555) Malaysia Algier		Holandia

P = Proszek mleczny przeliczony na mleko

Zalecane przez FDA USA wielkości ograniczające są zbliżone do wartości przyjętych przez EWG (tab. 10) oraz przyjętych w Polsce.

Dla kształtowania właściwego zabezpieczenia społeczeństwa przed ujemnym wpływem skażenia radiacyjnego określono również maksymalne dawki promieniowania jakie mogą być pochłonięte przez organizm człowieka. Mając na uwadze, że radiacja jest w zasadzie czynnikiem cancerogennym ICRP zaleca by ekspozycja na nią była tak niska, jak tylko to jest możliwe biorąc pod uwagę zarówno czynniki ekonomiczne, jak i socjalne. Stąd ICRP zaleca aby wystawienie organizmu na źródło promieniowania nie przekraczało w zasadzie 1 mSv rocznie, zaś w przypadkach awaryjnych 5 mSv rocznie. Meeking [17] badający aktualny poziom ekspozycji radionuklidów w spożywanej żywności wykazał, że był on od 10 do 100-krotnie mniejszy od dopuszczalnych wartości granicznych.

Wnioski

Powyższy materiał nasuwa następujące wnioski:

1. Wielkość radiacji, na którą jest narażona ludzkość, a która pochodzi z naturalnych źródeł oraz z pokojowego wykorzystania energii jądrowej jest niewielka. W normalnych warunkach wewnętrzne napromieniowanie powodowane przez radionuklidy spożyte z żywnością i wodą stanowią tylko niewielką część ogólnej dawki jaką otrzymuje ciało z naturalnych i sztucznych źródeł radiacji. Z dostępnych materiałów wynika, że dla większości populacji świata nie są istotne efekty rakotwórcze i teratogenne, które można by wiązać z obecnością radionuklidów w żywności.
2. Wypadek w Czarnobylu wykazał konieczność systematycznej kontroli zawartości radionuklidów w żywności oraz traktowania jej legislacyjnie wraz ze skażeniami związkami chemicznymi żywności. Stosowane wartości ograniczające winny być tak niskie jak tylko to jest możliwe biorąc pod uwagę czynniki społeczne i ekonomiczne. Ocena zawartości radionuklidów w żywności w sytuacjach awaryjnych wymaga ustalenia kryteriów specyficznych dla tych okoliczności.
3. Dalszego ulepszenia wartości kryterialnych wymaga prowadzenie badań nad:
 - ilością radionuklidów, których spożycie może być określone jako bezpieczne,
 - genetycznym ryzykiem jakie towarzyszy ekspozycji radionuklidów osadzonych w organizmie,
 - odniesieniem testów uzyskanych na zwierzętach do człowieka

Stosowane pojęcia *

Aktywność (promieniotwórcza) — wielkość charakteryzująca substancję promieniotwórczą, określana liczbą samoistnych przemian jądrowych zachodząca w danej substancji w jednostce czasu. **Aktywność** odniesiona do jednostki masy $1 \text{ Bq/kg} = 1$ rozpad na sekundę w 1 kg.

Bekerel (Bq) — jednostka aktywności. Liczba rozpadów promieniotwórczych na jedną sekundę.

Dawka dopuszczalna — dawka promieniowania jonizującego, której skutki (w przypadku pochłonięcia) wg obecnego stanu wiedzy nie wywołują u człowieka dostrzegalnych uszkodzeń w ciągu całego jego życia.

Dawka pochłonięta — dawka promieniowania jonizującego przekazana jednostce masy napromieniowanej materii.

Emisja — wysyłanie energii w postaci promieniowania elektromagnetycznego lub cząsteczek elementarnych.

Izotopy — nuklidy o tej samej liczbie atomowej i różnej liczbie masowej to jest o jednakowej liczbie protonów i różnej neutronów.

Nuklid — atom określonego rodzaju scharakteryzowany jednoznacznie przez liczbę atomową, liczbę masową oraz poziom energetyczny.

Nuklid promieniotwórczy, radionuklid — nietrwały nuklid ulegający samorzutnie przemianie promieniotwórczej z emisją cząsteczki lub kwantu promieniowania elektromagnetycznego.

Produkt rozpadu — nuklid pochodzący z rozpadu nuklidu promieniotwórczego.

Produkt rozczepienia — nuklid wytworzony przez rozczepienie bądź przez następujący później rozpad promieniotwórczy nuklidów wytworzonych przez rozszczepienie.

Promieniotwórczość, radioaktywność — samorzutna przemiana jądrowa nuklidu w inny nuklid związana z emisją promieniowania jądrowego.

Promieniowanie naturalne — promieniowanie jonizujące pochodzące z przestrzeni kosmicznej, od naturalnych izotopów promieniotwórczych zawartych w skorupie ziemskiej i w powietrzu, normalnym składzie organizmu oraz wchłoniętych przez organizm z otaczającego środowiska.

Promieniowanie sztuczne — promieniowanie uzyskane wskutek napromieniowania substancji promieniowaniem, korpuskularnym lub promieniowaniem gamma.

Raduryzacja — utrwalanie żywności stosujące napromieniowanie promieni gamma.

Radioaktywny opad — opad na powierzchnię ziemi pyłów emitowanych w rezultacie awarii nuklearnej lub wybuchu jądrowego.

(*) — sformułowania zaczerpnięte z Leksykonu naukowo-technicznego WNT, Warszawa 1984.

Równoważnik dawki promieniowania — otrzymuje się mnożąc dawkę pochłoniętą przez współczynnik jakości promieniowania określający jego biologiczne działanie. Wynosi on dla promieniowania rentgenowskiego, beta i gamma 1, neutronowego 10, a dla alfa 20. Jednostką dawki jest sievert (Sv).

Sievert (Sv) — $1\text{ Sv} = 1\text{ dzul pochłoniętej energii promieniowania dowolnego typu w 1 kg ciała}$, $1\text{ Sv} = 1000\text{ mSv} = 1000000\text{ }\mu\text{Sv}$.

Skazenie promieniotwórcze, kontaminacja — zanieczyszczenie otoczenia substancjami promieniotwórczymi.

LITERATURA

1. Arnaud J. M.: (1987): The Removal and/or Reduction of Radionuclides in the Food Chain, Konferencja „Radionuclides in the Food Chain”, Wiedeń, 2—5.10.1987, 1987.
2. Biacs P. A., Beczner J.: Radiative contamination of agricultural and food products — World Food Science and Technology Congress, Singapur 29.9.1987, 1987.
3. Bruce A., Slorach S. A.: Am. J. Clin. Nutr., v.45, p. 1089—93, 1987, 1987.
4. CAHECP: Committee on the Assessment of Health and Environmental Consequences on the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident: Report to the US Department of Energy, Office of Health and Environmental Aspects of the Soviet Nuclear Accident, Washington DC, 1987.
5. Diehl J. F., i in.: Radioaktivität in Lebensmitteln, Tschernobyl und die Folgen — Berichte der Bundesforschungsanstalt für Ernährung, BFE-R-86-04, Karlsruhe, s. 1—91, 1986.
6. Eileen D., Rubery M. B.: Evaluation Procedures — Konferencja „Radionuclides in the Food Chain”, Wiedeń 1—5.10.1987, 1987.
7. FAO — Report of the Expert Consultation on Recommended Limits for Radionuclide Contamination of Foods, FAO Rome, s. 1, 1987.
8. Gray P. S. (1987): wypowiedź, Konferencja „Radionuclides in the Food Chain, Wiedeń 2—5.10.1987.
9. Gustafson P. F., Miller J. E.: Health Phys., v. 16, p. 167—183, 1969.
10. Holm L. E.: Medicinska effekter av joniserande stralning, K. Skogs-o. Lantbr.-akad. tidskr., v. 126, p. 207—210, 1987.
11. Instytut Przemysłu Mleczarskiego (IPML): S. Jasińska, K. Kornacki, M. Minakowski, H. Hartwich, J. Kamiński, S. Skwarska, W. Zajac — Informator o Wynikach Zakończonych Badań Naukowych Przemysł Spożywczy i Wyżywienia, Roczniki 1963, 1966, 1971, 1975, 1977.
12. Izrael Ju. A., Petrov V. N.: Airborne Contamination Konferencja „Radionuclides in the Food Chain”, Wiedeń 2—5.10.1987, 1987.
13. Jacobi W.: Assessment of dose from man made sources, Konferencja „Radionuclides in the Food Chain”, Wiedeń 2—5.10.1987, 1987.
14. Jaworowski Z.: Ochrona radiologiczna — Energetyka jądrowa w Polsce, (Ekspertyza), p. 154—172, Warszawa PAN 1987.
15. Karttunen J. O.: Cesium — 137 in Various Chicago Foods — US — Department of Energy, NTIS, Springfield EML — 405, 1982.

16. Kaul A.: Tschernobyl — I Jahr danach — Jahrestagung des Bundes fuer Lebensmittel — recht und Lebensmittel — kunde, Bad Godesberg 15.5.1987.
17. Meeking G.: EEC Meeting on levels of Radioactivity in Food, Luxemburg, May 1987.
18. Moskal S.: Skazenie promieniotwórcze w rolnictwie w wypadku elektrowni jądrowej, Energetyka jądrowa w Polsce (ekspertyza) PAN s. 172—182, 1987.
19. NAS/BEIR 1980 (National Academy of Sciences, Advisory Committee on Biological Effects of Ionizing Radiation — The Effects of Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation — National Academy of Sciences, National Research Council, Washington DC.
20. Ortec EG.: Food Monitoring Note, Oak Ridge, 1987. Raport: Komisja Rządowa d/s Oceny Promieniowania Jądrowego i Działań Profilaktycznych — Raport Komisji Rządowej, s. 1—58, Warszawa, 1986.
22. Sankaranaryanan K.: Radionuclides and Genetic Risks — Konferencja „Radionuclides in the Food Chain”, Wiedeń 1—5.10.1987.
23. Slorach S.: wypowiedź, Konferencja „Radionuclides in the Food Chain”, Wiedeń 2—5.10.1987.
24. Tikhomirov F. A.: Long Living Technogen Radionuclides in Soil-Plant System, Konferencja „Radionuclides in the Food Chain”, Wiedeń 2—5.10.1987.
25. UNSCEAR: Ionizing Radiation — Sources and Biological Effects, Raport to the General Assembly UN, New York, 1982.
26. UNSCEAR: Genetic and Somatic Effects of Ionizing Radiation, Report to the UN General Assembly, 41st Session, Supl. 16, (A/41/16) , UN New York, 1986.
27. Upton A. C., Linsalata P.: Long-Term Effects of Radionuclides in Food and Water Supplies — Conference Radionuclides in the Food Chain, Wiedeń 1—5.10.1987.
28. Zifferero M.: wypowiedź, Konferencja „Radionuclides in the Food Chain”, Wiedeń 2—5.10.1987.

Materiały nadesłano do redakcji w marcu 1988 r.