

Flakiewicz, Wiesław

Radionuklidy J-131, Cs-137, Sr-90 w produktach żywnościowych z terenu województwa płockiego w latach 1984-1988

Notatki Płockie 36/4-149, 24-38

1991

Artykuł został zdigitalizowany i opracowany do udostępnienia w internecie przez Muzeum Historii Polski w ramach prac podejmowanych na rzecz zapewnienia otwartego, powszechnego i trwałego dostępu do polskiego dorobku naukowego i kulturalnego. Artykuł jest umieszczony w kolekcji cyfrowej bazhum.muzhp.pl, gromadzącej zawartość polskich czasopism humanistycznych i społecznych oraz w kolekcji mazowieckich czasopism regionalnych mazowsze.hist.pl.

Tekst jest udostępniony do wykorzystania w ramach dozwolonego użytku.

Radionuklidy J-131, Cs-137, Sr-90 w produktach żywnościowych z terenu województwa płockiego w latach 1984-1988

Poszczególne ogniwa w łańcuchu żywieniowym człowieka coraz bardziej skażone są różnorodnymi, antropogenicznymi czynnikami patogennymi.

Szczególne znaczenie w tych skażeniach przypisuje się czynnikom chemicznym, nie doceniając, na ogół, skażeń radionuklidami.

Uwalniane do atmosfery substancje radioaktywne porównuje się z uwolnieniami substancji nieradioaktywnych, spowodowanych przez człowieka, a nawet tzw. uwolnieniami naturalnymi (np. dwutlenek węgla z jeziora Nyos w Kamerunie), sugerując nieporównywalnie większe zagrożenie ze strony tych drugich.

Odmienne charakter zagrożenia zdrowia i życia substancjami radioaktywnymi sprawia, że powyższe porównania stanowią zbyt duże uproszczenie (przy takim podejściu ginie efekt integracyjnie działającego organizmu). Odmienność ta polega m.in. i na tym, że radionuklidy skażające biosferę są źródłami wyzwalającymi energię. Jest to działanie bardzo osobliwe, skoro pochłonięta energia promieniowania w ilości zdolnej do zabicia dorosłego człowieka t.j. 10 Sv (Sievert'ów) (1000 remów) powoduje zjonizowani zaledwie jednej na 20 milionów cząsteczek lub podniesienia temperatury ciała o 0,002°C.

Najtrudniejsze do przewidywania są poziomy skutków oddziaływania różnych form energetycznej degradacji biosfery, w tym i tego ultrakrótkofalowego udziału skażeń promieniotwórczych.

Podstawy immunologicznej swoistości organizmu człowieka zależą od rezonansu lub dysonansu własnej częstotliwości fali organizmu ze spotykaną w środowisku. Natura materii żywej ma stronę chemiczną i elektroniczną. Dotychczas zajmowano się przede wszystkim stroną chemiczną, która odbiera chemiczne skażenia środowiska, ale reaguje razem z frakcją elektroniczną. Frakcja ta odbiera skażenia elektromagnetyczne z reperkusjami chemicznymi, gdyż obie są zespolone kwantowo-mechanicznymi zależnościami i stanowią funkcjonalną jedność. Stąd też ilościowe prognozowanie tych oddziaływań, uwzględniające z jednej strony rodzaj i stopień radioaktywnego skażenia, a z drugiej różną wrażliwość poszczególnych składników systemów ekologicznych, praktycznie jest niemożliwe i zmusza do uwzględnienia szerokiego marginesu bezpieczeństwa. Skażenia promieniotwórcze środowiska wytworzonymi przez człowieka radionuklidami są problemem datującym się od końca drugiej wojny światowej. Zasluguje na uwagę ze względu na ich olbrzymi zasięg. Obejmują bowiem atmosferę, hydrosferę i całą biosferę.

Rozwój praktycznego wykorzystania energii jądrowej, zarówno dla celów pokojowych i militarnych, pociąga za sobą wzrost tego skażenia. Lokalizacja energetycznych reaktorów jądrowych w pobliżu granic Polski nakazuje szczególną czujność z zagadnieniami ochrony radiologicznej.

Do najważniejszych radionuklidów z którymi należy się liczyć w kontroli narażenia ludności są: jod-131, stront-90, cez-137. W przypadku wchłonięć J-131 oraz Sr-90 krytyczną grupą ludności są małe dzieci. przy narażeniu na Cs-137 dorośli.

Stront-90 nazywany był wrogiem ludzkości numer jeden, ze względu na długi okres półrozpadu, jak i dużą wartość energii itru-90 z którym znajduje się w równowadze, co czyni tę parę radionuklidów bardzo niebezpieczną w łańcuchu żywieniowym.

Jod-131 przejął od strontu-90 miano wroga ludzkości numer jeden. Jest on jednym z najgroźniejszych radionuklidów. Występując w postaci gazowej i aerozolowej może łatwo wnikać do organizmu przez skórę, układ pokarmowy i oddechowy powodując niekorzystne zmiany w funkcjonowaniu tarczycy, co z kolei wpływa na hipofizynę, która reguluje reakcje immunologiczne organizmu, w konsekwencji doprowadzając do osłabienia odporności.

Celem pracy było badanie stopnia skażenia promieniotwórczego opadu całkowitego poprzez określanie radioaktywności ogólnej w latach 1977-1988, poziomu zawartości w nim Cs-137 i Sr-90 w latach 1981-1988 oraz J-131.

— próba określenia poziomu radioaktywnego skażenia mleka, w tym ogólnej radioaktywności oraz zawartości Cs-137, Sr-90 i J-131 w latach 1984-1988.

— ocena stopnia skażenia promieniotwórczego innych surowców i produktów spożywczych wiążąca się z wystąpieniem zwiększonego skażenia opadu całkowitego. Badania te obejmowały okres od kwietnia 1986 do 1988 roku.

— w celu bliższego określenia zagrożenia zdrowia ludzi podjąłem próbę oszacowania dawek pochłoniętych oraz ich równoważników dla wybranych grup wiekowych ludności od Cs-137, Sr-90, J-131 jako skutku spożycia produktów objętych badaniem — pochodzenia roślinnego i zwierzęcego.

OPAD CAŁKOWITY

Miarą skażenia powierzchni ziemi przez atmosferę jest tzw. „opad całkowity”. Jest to wartość radioaktywności wszelkich pyłów suchych i zawartych w opadach atmosferycznych

odniesienia do jednostki powierzchni poziomej i czasu.

Wielkość skażeń promieniotwórczych produktów spożywanych przez człowieka zależy przede wszystkim od poziomu radioaktywności opadu atmosferycznego. Zaobserwowane jego wartości na terenie Płocka wykazały odmienność skażeń okresowych jak i ilościowych w porównaniu z średnimi wynikami krajowymi. Do 1986 roku najwyższą wartość opadu całkowitego w Polsce zanotowano w 1962 roku — 37 kBq/m². Obserwowano następnie spadek do około 2 kBq/m² w 1972 roku, 1,5 kBq/m² w 1977 roku, 0,3 kBq/m² w 1980 roku i 0,45 kBq/m² w 1984 roku.¹²

W 1986 roku maksimum radioaktywności opadu całkowitego stwierdzono 2 maja we Wrocławiu — 23 kBq/m².¹³ Miesięczna wartość tego opadu w Polsce w 1986 roku wahała się od 1784 Bq/m² do 55183 Bq/m².¹

Średnia miesięczna radioaktywność opadu całkowitego w Płocku, przed katastrofą reaktora jądrowego w Czernobylu była około dwukrotnie niższa od średniej wartości dla Polski. Maksymalna, miesięczna wartość opadu całkowitego z terenu Płocka w 1986 roku była niższa od najwyższej w kraju ponad 6 razy. Roczny opad całkowity w 1986 roku w Płocku wyniósł od 5129 Bq/m² (tab. 1) do 8000 Bq/m².¹ Było ono efektem radioaktywnego skażenia środowiska po przejściu i rozproszeniu się chmury radioaktywnej.

0,3	—	3,7 (1981)
0,4	—	5,3 (1982)
0,3	—	10,1 (1983)
0,5	—	5,2 (1984)
0,4	—	35,1 (1985)
0,2	—	729,0 (1986)
5,1	—	97,3 (1987)

Z zależności stosunku Cs-137 do Sr-90 w opadzie całkowitym z terenu Płocka obserwowano okresowe spadki i wzrosty zawartości Cs-137. Zjawisko to można tłumaczyć zachodzącymi w atmosferze nieradioaktywnymi procesami, których przyczyną jest zanik Cs-137.⁵ Dla Cs-137 rola rozpadu promieniotwórczego jest nieznaczna i o zaniku bądź wzroście decydują czynniki meteorologiczne, które na terenie Płocka w wyniku zmian klimatycznych są szczególnie odmienne. Według badań Mazowieckiego Obserwatorium Geograficznego Uniwersytetu Warszawskiego, płocka petrochemia zmienia chemiczne i fizyczne cechy powietrza. Przyczynami ich są: odmienność fizycznych charakterystyk podłoża, zwiększenie zapylenia, emisja gazów, znaczne ilości ciepła sztucznego oraz wilgoć atmosferyczna, której obieg jest tu silnie zdeformowany, co odgrywa bardzo ważną rolę w przemianach chemicznych zanieczyszczeń atmosfery.

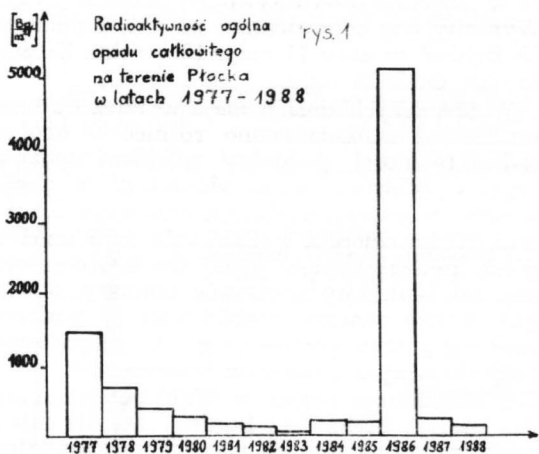
Istnieje na tym terenie niebezpieczeństwo okresowo niekorzystnego (inwersyjnego) rozkładu temperatur w pionie, który przechodząc w superadiabatycki układ może między innymi determinować jakość jak i ilość opadów.²⁶

Analiza wyników zawartości Cs-137 i Sr-90 w opadzie całkowitym wykazała, że maksima ich radioaktywności w okresie objętym doświadczeniem nie układały się charakterystycznie.² (brak charakterystycznych maksimów wiosennych, z reguły notowanych)

Roczne wartości Cs-137 w opadzie całkowitym, w Płocku od 1981 roku do 1985 były od 65 do 108 razy niższe od zaobserwowanych na Alasce w latach 1962-1965 jak i w północnej Szwecji.⁷ Pod koniec lat sześćdziesiątych obniżyły się od 40 do 50 razy^{7,8,9} i były porównywalne z poziomami w Płocku w 1986 roku.

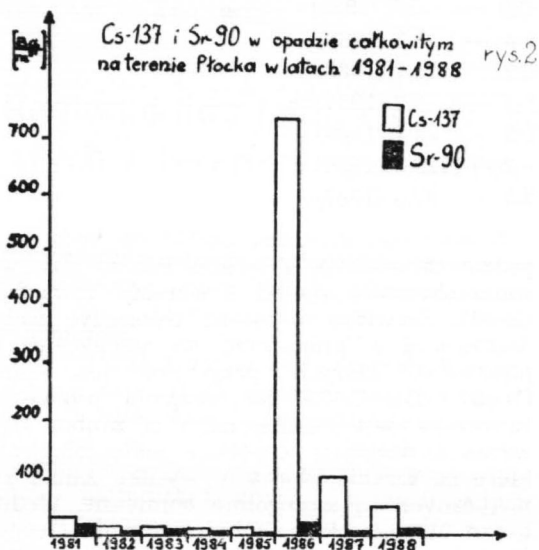
Maksimum Cs-137 w opadzie całkowitym w 1986 roku stwierdzono w Finlandii — 1300 kBq/m², najniższą w Portugalii do 1 Bq/m².¹⁰ Natomiast udział Cs-137 w 1986 roku w Polsce, w opadzie całkowitym wynosił od 0,6 Bq/m² do 2065 Bq/m². Zawartość radionuklidów cezu w opadzie całkowitym, rocznym w Płocku w 1986 roku była około trzykrotnie niższa od średniej w Polsce. Średni wzrost ilości radionuklidów cezu od maja 1986 roku (w analizach radiochemicznych od 28 kwietnia 1986 r. oznaczono sumę Cs-134 i Cs-137) był w Płocku 56 razy wyższy od średniej jego wartości w latach 1981-1985.

Stanowiło to (średnia z lat 1981-1985) 14% radioaktywności Cs-137 w opadzie całkowitym z 1986 roku. Natomiast poziom radionuklidów cezu w maju 1986 roku stanowił ponad 67% wartości rocznej.



Powyższe wartości ogólnej radioaktywności opadu całkowitego w Płocku były wyższe od średnich krajowych w latach 60-tych, od trzech do kilkudziesięciu razy.⁴

Stwierdzona znaczna rozpiętość wyników ogólnej radioaktywności opadu całkowitego w Płocku przy niewielkich odległościach punktów ekspozycyjnych (500 m) mogła wynikać z obecności w poszczególnych próbkach opadu pojedynczych cząstek pyłu o dużej radioaktywności — t.zw. „gorące cząstki”, zawierające zwykle izotopy rutenu i molibdenu, jak również z różnic w przygotowaniu próbki do pomiaru. Stosunek Cs-137 do Sr-90 w opadzie całkowitym, w okresie od 1981 do 1987 roku nie był stabilny i wahał się w szerokich granicach:



Znacznie niższe, w stosunku do radionuklidów cezu, wartości Sr-90 stwierdzono w płockim opadzie całkowitym (rys.2). Sumaryczna, roczna wartość Sr-90 w 1986 roku była około trzykrotnie wyższa od średniej wartości z lat 1981-1985 w Płocku i dwukrotnie wyższa od średniej dla Polski.

Natomiast w maju 1986 roku poziom Sr-90 w opadzie całkowitym na terenie Płocka był czterokrotnie wyższy od średniej krajowej¹.

W okresie przed katastrofą czernobylską największe wahania stosunku Cs-137 do Sr-90 wystąpiły w 1985 roku w Płocku — od 0,4 do 35,1 oraz w 1983 roku — od 0,3 do 10,1. Podobne zanotowano w lipcu 1968 roku w USA: od 0,26 do 8,2¹¹. Średni stosunek Cs-137 do Sr-90 w latach 1981-1985 wyniósł 1,7 i był zbliżony do średniej w kraju 2,3. W 1986 roku wzrósł do około 35 i był prawie dziesięciokrotnie niższy od średniego w Polsce — 332.

W 1987 roku radioaktywność ogólna opadu całkowitego spadła, na terenie Płocka do poziomu z lat 1979-1980 (rys. 1) i była niższa od maksymalnej w 1986 roku około 25 razy, odpowiadając średniej wartości krajowej¹².

Wartości Sr-90 z Płocka w 1986 roku były porównywalne do średnich z terenu Nowego Jorku, Fairbanks, Puerto-Rico w latach 1968-1971^{13,14}.

Dotychczas najwyższe wartości Sr-90 z opadu zanotowano w Wielkiej Brytanii, Włoszech, Norwegii — 703 — 2220 Bq/m²^{15,16,17}

MLEKO

Ogólna radioaktywność beta mleka w Polsce, w pierwszych miesiącach 1986 roku zawierała się w granicach 27-48 Bq/dm³. Średnia w styczniu, lutym i marcu dla mleka płockiego wynosiła około 40 Bq/dm³ i była porównywalna z wartością średnią dla Polski³. Średnie wartości ogólnej radioaktywności mleka nie przekraczały 60 Bq/dm³ w latach poprzednich^{18,19,20}. Pierwsze, znacznie podwyższone radioaktywne skażenie mleka w województwie płockim i w Polsce odnotowano 28-29 kwietnia 1986 roku,

co było związane z pojawieniem się chmury radioaktywnej. Maksymalną wartość 2000 Bq/dm³ stwierdzono w rejonie Lublina²¹. Maksymalna wartość w województwie płockim była około 4 razy niższa (tab. 1).

tab. 1

Radioaktywność ogólna mleka w województwie płockim w latach 1984-1986 oraz maksymalne wartości w 1986 r. w (Bq/dm³)

1984-1986 do IV)	1986	
	30.IV.	5.V.
45 (Płock)	180	475 (Płock)
		578 (Sierpc)

Od 8 maja obserwowano w województwie płockim spadek ogólnej radioaktywności mleka. W pierwszym okresie awarii reaktora jądrowego zakaz wypasu bydła był różnie przestrzegany w poszczególnych rejonach, stąd znaczne różnice w skażeniu promieniotwórczym mleka na terenie kraju. W województwie płockim obserwowano respektowanie zakazu poza nielicznymi przypadkami wypasu na terenie Sierpca i Kutna.

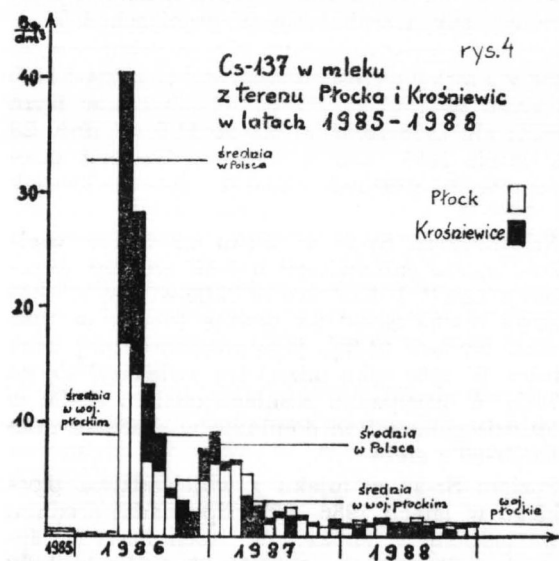
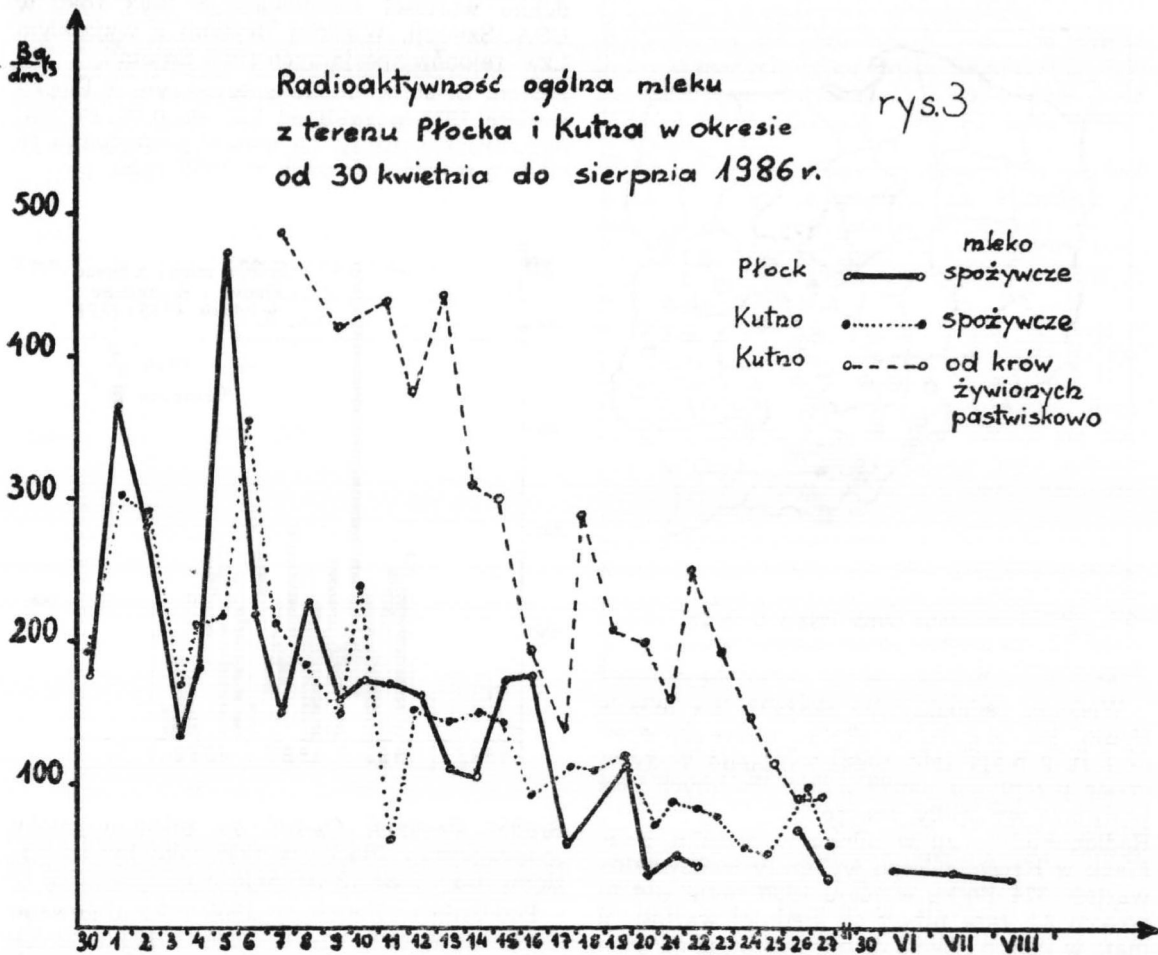
Analiza ogólnej radioaktywności mleka od krów karmionych pastwiskowo i mleka spożywczego z terenu Kutna pozwoliła zaobserwować różnice w poziomie radioaktywnego skażenia (rys.3). Wynosiły one odpowiednio: od 430 Bq/dm³ do 59 Bq/dm³ w dniu 11 maja 1986 roku. Zaczęły zanikać około 30 maja.

W pierwszych dniach maja w mleku z terenu Sierpca zaobserwowano różnice w ogólnej radioaktywności pomiędzy mlekiem spożywczym a próbkami mleka zbiorczego z gospodarstw indywidualnych, dostarczonego do zlewni. Mleko zbiorcze wykazywało do 5 maja ogólną radioaktywność około dwukrotnie wyższą. Jak wykazały wykonane pomiary, w Anglii istniały znaczne rozbieżności w poziomie skażenia mleka pochodzącego z gospodarstw indywidualnych a mlekiem zbiorczym²².

Dla określonego rejonu w Walii notowano średni poziom Sr-90 0,42 Bq/dm³, zaś dla mleka pochodzącego z małych gospodarstw zawartość Sr-90 w tym okresie wynosiła 1,15-1,33 Bq/dm³, a nawet do 2,22 Bq/dm³. W USA również stwierdzono różnice wynoszące 40-100%^{23,24}.

Poziom Cs-137 w mleku płockim w 1985 roku i do kwietnia 1986 roku był stosunkowo niski i wynosił od 0,1 Bq/dm³ do 0,22 Bq/dm³. (rys. 4)

Ostatnią, kwietniową próbkę mleka spożywczego z Płocka pobrano przed 27 kwietnia 1986 roku, stąd wyliczona, średnia miesięczna wartość 0,22 Bq/dm³, przy średniej wartości Cs-137 (od końca kwietnia 1986 roku oznaczono sumę: Cs-137 i Cs-134) w opadzie całkowitym wynoszącym 758,9 Bq/m² wydawała się być zaniżona. Dlatego dla otrzymania średniej, prawdopodobnej wartości Cs-137 w mleku, wykorzystano współczynnik przejścia tego nuklidu z opadu całkowitego według UNSCEAR²⁵. Otrzy-



mano średnią zawartość Cs-137 w mleku kwietniowym 1986 roku — 9,75 Bq/dm³. Współczynnik przejścia Cs-137 z opadu całkowitego do mleka pozwolił porównać średnie wartości teoretyczne z doświadczalnymi, które odpowiednio przedstawiały się:

1985 rok — 0,19 Bq/dm³ i 0,14 Bq/dm³,

1986 rok — 10,40 Bq/dm³ i 6,36 Bq/dm³ (w średniej rocznej — 6,36 Bq/dm³ uwzględniono 0,22 Bq/dm³ za kwiecień 1986 roku, stąd wynik z doświadczenia znacznie niższy w porównaniu z teoretycznie wyliczonym — 10,4 Bq/dm³),

1987 rok — 3,64 Bq/dm³ i 3,77 Bq/dm³.

Jak zaobserwowano w początkach lat 60-tych wchłonięcia Cs-137 przez krowę, przy żywieniu pastwiskowym, były dziesięciokrotnie wyższe od wchłonięć z żywienia oborowego. Pobór Cs-137 przez korzeń to 1-10% wartości skażeń dla Sr-90, to 15%-owy udział w dawce pokarmowej²⁶.

Udział opadu całkowitego w skażeniu mleka Cs-137 przedstawiał się w Płocku następująco: 78,5% w 1985 roku oraz 85% w 1986 roku.

Pomiary radionuklidów cezu (Cs-134 i Cs-137) w mleku w województwie płockim wykazywały w maju 1986 roku najwyższe wartości z dotychczas rejestrowanych w tym rejonie. Najwyższe wartości Cs-137 w mleku, w województwie płockim, w maju obserwowano w rejonie Kutna i Krośnice (rys. 4). Tylko na tych terenach w ostatnich dniach kwietnia 1986 roku wystąpiły opady deszczu (rys. 5).



Większe, radioaktywne skażenia na terenie Polski, jak również w Płocku (pierwszy opad deszczu 9 maja 1986 roku) wystąpiło kiedy w czasie przepływu nawet mniej skażonych mas powietrza wystąpiły deszcze.

Radionuklidy cezu w mleku w proszku z zakładu w Krośniewicach wykazały maksymalną wartość 374 Bq/kg w maju 1986 roku. Był to poziom 2,5 raza niższy od średniej wartości z maja w Polsce i około dziesięciokrotnie od wartości maksymalnej w Ostrołęce — 3579 Bq/kg¹. W następnych miesiącach 1986 roku w pełnym mleku w proszku z Krośniewic obserwowano spadek wartości Cs-137 do 19 Bq/kg w listopadzie. Od grudnia 1986 roku nastąpił wzrost radioaktywności Cs-137 do 51-72 Bq/kg, ale i tak były to jedyne z najniższych wartości cezu-137 w Polsce, w 1987 roku. W 1981 roku, w mleku w proszku z OSM w Krośniewicach stwierdzono 3,8 Bq/kg Cs-137.

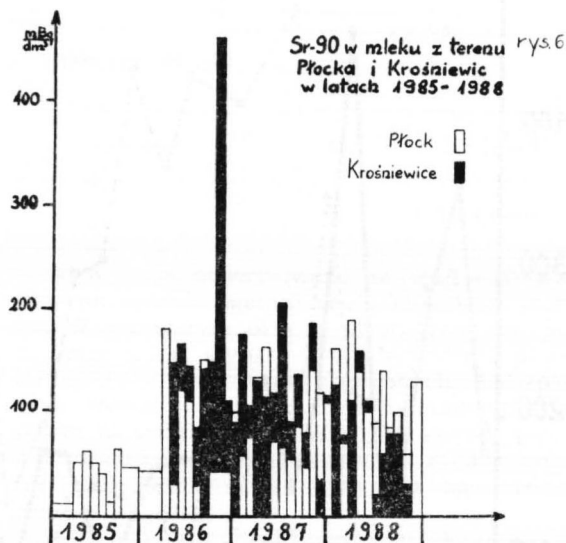
W 1986 roku w mleku w proszku z Krośniewic było od 5 do 22 razy więcej Cs-137, niż w latach 70-tych²⁷.

Średnia zawartość Cs-137 w mleku spożywanym z Płocka, w okresie styczeń-kwiecień 1987 roku była zbliżona do wartości z IV kwartału 1986 roku. Podobnie Cs-137 w mleku w proszku z Krośniewic w I-ym kwartale 1987 roku był na poziomie wartości z grudnia i sierpnia 1986 roku. Było to najprawdopodobniej spowodowane wprowadzeniem do żywienia krów bardziej skażonej karmy, zebranej po katastrofie w elektrowni jądrowej.

Wartości Cs-137 w mleku z terenu Płocka w I-ym kwartale 1986 roku były niższe od średnich dla Polski. Natomiast średnie wartości Cs-137 (8,8 Bq/dm³) w mleku z terenu województwa płockiego w 1986 roku były około 1,6 raza wyższe od najwyższych, zarejestrowanych w Polsce — (5,6 Bq/dm³) w 1963 roku¹⁸. Po-

dobne wartości zanotowano w 1963 roku w USA, Szwecji, Wielkiej Brytanii z wyjątkiem t.zw. rejonów specjalnych (46,3 Bq/dm³).

Poziom Sr-90 w mleku spożywanym z Płocka w roku 1985 wynosił od 0,01 do 0,06 Bq/dm³ (rys. 6) i był niższy 2,5 raza w porównaniu ze średnią roczną wartością w 1986 roku.



Średni stosunek Cs-137 do Sr-90 w mleku spożywanym z Płocka w 1985 roku był na poziomie od 1,1 do 12 (średnia wartość — 3,8).

Podobnie w Polsce do 1985 roku notowano w mleku wyrównany stosunek Cs-137 do Sr-90. W okresie wczesnych opadów troposferycznych wzrastał do 10, a dla okresów późnych stratosferycznych wahał się w granicach 4-5¹.

W 1986 roku stosunek Cs-137 do Sr-90 w mleku z Płocka wzrósł średnio do 139 (2,4-546,7) i spadł w 1987 r. do 37 (6,2-100,9) w I-ym kwartale 1988 roku od 6,3 do 11,0. W dniu 28 kwietnia 1986 roku w mleku w Szwecji zarejestrowano stosunek Cs-137 do Sr-90 jak 1:0,003²⁸.

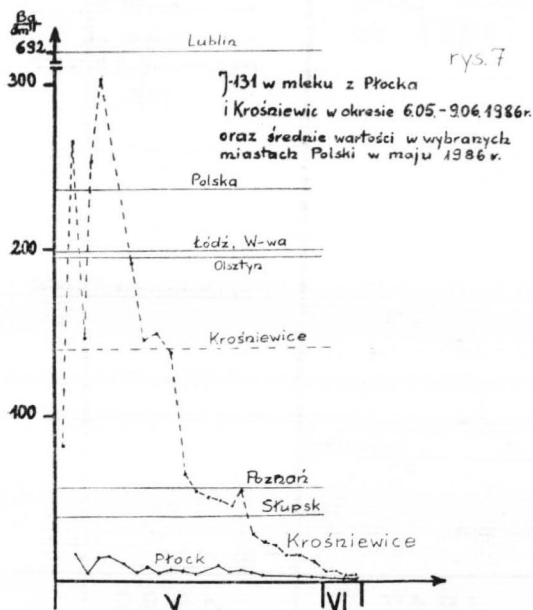
Na zawartość Sr-90 w mleku ma wpływ wielkość opadu całkowitego o 6-10 tygodni wcześniejszego²⁹. Udział opadu całkowitego w skażeniu mleka Sr-90 na terenie Płocka w 1985 roku wynosił 31,3% jego średniorocznej wartości. W 1986 roku udział ten zwiększył się do 78%. W przypadku niskiego udziału Sr-90 w opadzie całkowitym dominuje w skażeniu mleka Sr-90 z gleby^{24,30}.

Poziom Sr-90 w mleku z województwa płockiego w latach 1986-1987 odpowiadał średnim wartościom w Polsce. W latach 50-tych, 60-tych i 70-tych poziomy Sr-90 w kraju były wyższe od tych z lat 1986 i 1987 w Płocku i porównywalne z rejestrowanymi w latach 1980-1985 w Szwecji i USA.

Sezonowe kontrole skażenia mleka J-131 z rejonu Warszawy, Olsztyna, Poznania, Rzeszowa i Krakowa, przeprowadzone przed kwietniem 1986 roku przez instytut Przemysłu Mleczar-

skiego nie wykazały obecności tego radionuklidu w mleku spożywczym.

W 1986 roku po raz pierwszy w Polsce i również w Płocku odnotowano mierzalne, radioaktywne skażenia mleka J-131 (rys. 7). Jedynie jego ślady, na poziomie wykrywalności rejestrowano po chińskim wybuchu jądrowym w 1980 roku.



Silne skażenie J-131 w Polsce było krótkotrwałe i dotyczyło tylko niektórych produktów, a w szczególności mleka i warzyw liściowych. Ponadto wiele osób, wiedząc o tych skażeniach, zmodyfikowało nieco normalną dietę, utrudniając oceny dawek na podstawie skażeń produktów spożywczych.

W mleku spożywczym z Płocka zbadano, w stosunku do innych rejonów, niskie wartości J-131 (rys. 7)³⁴. Kilkunastokrotnie w porównaniu do mleka spożywczego, wyższe wartości J-131 zmierzono w mleku przeznaczonym na proszek z Krośniewic (rys. 7).

Jak wykazały badania Holenderskiego Instytutu Mleczarskiego, w trakcie produkcji mleka pełnego w proszku, z mleka skażonego J-131 nie zaobserwowano obniżenia się poziomu J-131 w stosunku do surowca³⁵.

Mleko do produkcji proszku w OSM Krośniewice pochodziło z wielu rejonów województwa płockiego.

J-131 w mleku spożywczym z Płocka był porównywalny do otrzymanego w mleku od krów żywionych oborowo w okolicach Warszawy (PGR Falenty)¹.

Największe skażenie J-131 mleka w Polsce wystąpiło w pierwszych dniach maja, do 2000 Bq/dm³. Układy rejonowe skażenia mleka w Polsce trudno odnosić tylko do nasilenia opadu promieniotwórczego, ponieważ wprowadzone zalecenia zakazu wypasu bydła w I-ym okresie były różnie przestrzegane. Ponadto w pierwszej dekadzie maja w północnej Polsce obserwowano spóźnioną wegetację roślin. Pomimo jednak oborowego żywienia krów J-131

pojawił się również w mleku, prawdopodobnie w wyniku inhalacyjnego ich skażenia.

Stwierdzono, że przenikanie jodu do mleka krów skażonych tylko drogą inhalacyjną było około 80 razy mniejsze niż u tych, które jadły również trawę skażoną przez tą samą chmurę³⁶.

W omawianym okresie maksymalną wartość J-131 w mleku zanotowano we Włoszech — 6000 Bq/dm³¹⁰, najniższą w Portugalii — 0,1 Bq/dm³ oraz w Hiszpanii — 1,8 Bq/dm³, Izraelu — 1 Bq/dm³, USA — 1 Bq/dm³ w RFN do 1700 Bq/dm³.^{10, 31, 37}

W latach 1961-1962 poziom J-131 wynosił w USA, Japonii, RFN, odpowiednio: 0,19 Bq/dm³ do 16,7 Bq/dm³, 0,04 Bq/dm³, 6,66 Bq/dm³,^{38, 39}. Oceniono, że z mlekiem i produktami mlecznymi do organizmu człowieka dostaje się około 90% całej ilości wchłoniętego jodu promieniotwórczego, z mięsa 5%, a z warzywami zielonymi pozostałe 5%⁴⁰.

Inne produkty spożywcze.

Kontrola żywności, tak pod względem metodycznym jak i zakresu była ustalona w odniesieniu do radionuklidów: Cs-137 i Sr-90. Poza mlekiem interesującym było również zanotowanie poziomu skażeń promieniotwórczych w innych produktach spożywczych.

Wartości Cs-137 w produktach spożywczych na terenie Płocka były niższe od średnich krajowych w 1986 i 1987 roku.

Najwyższą czterdziestokrotną różnicę stwierdzono w owocach w 1986 roku. Wyższą wartość Cs-137, w porównaniu z średnią dla Polski, wykryto w miodzie z rejonu Płocka.

W 1987 roku różnice w średniej zawartości Cs-137 w produktach żywnościowych w Polsce były wyższe około 4 razy od zaobserwowanych na terenie województwa płockiego. Średni poziom Cs-137 w warzywach w latach 1986/1987 odpowiadał jego średnim wartościom w Polsce w 1965 roku⁴¹.

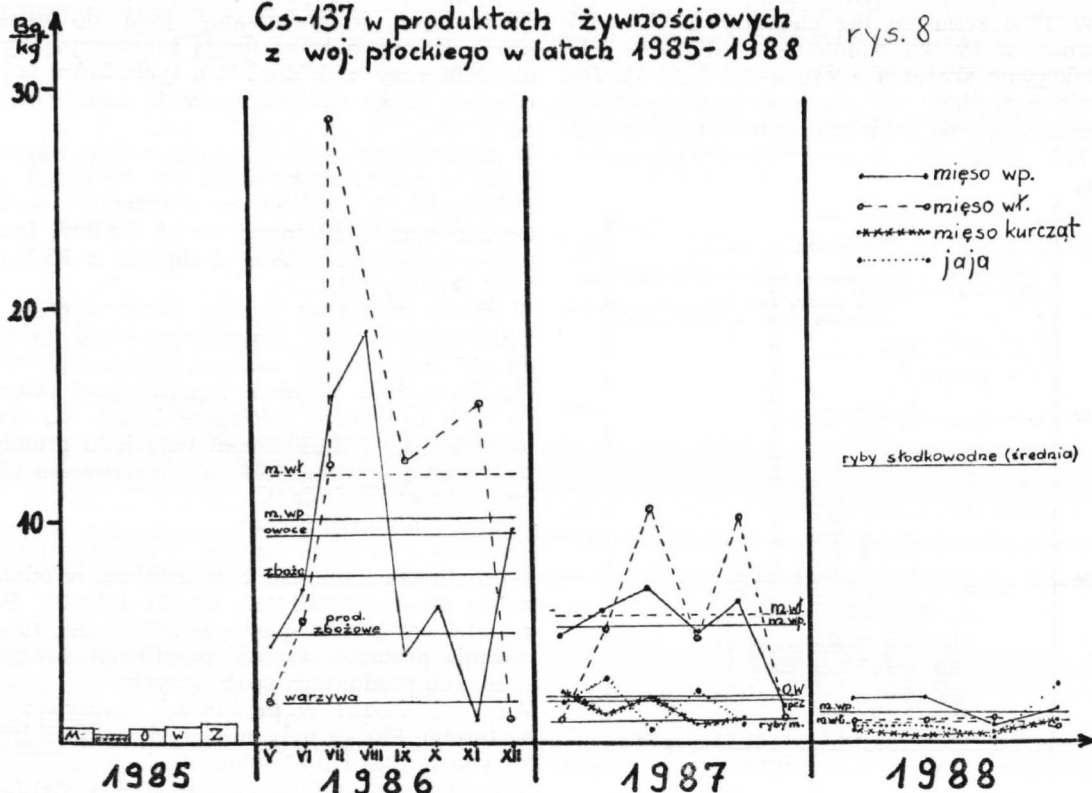
Średnie wartości Cs-137 w niektórych produktach żywnościowych z USA, Japonii, Danii w latach 1959-1977, kształtowały się na poziomie wartości z województwa płockiego w 1986 roku, lub były nieco niższe^{42, 46}.

Od czerwca 1986 roku poziomy Cs-137 w mięsie wieprzowym i wołowym w województwie płockim były czterokrotnie niższe od krajowych i mieściły się bliżej dolnego poziomu skażeń w Polsce, które wynosiły: mięso wołowe 7-336 Bq/kg, mięso wieprzowe 8-316 Bq/kg. Podobnie w 1987 roku: wołowina 5-557 Bq/kg, wieprzowina 5-87 Bq/kg. Jednak różnica średnich wartości w 1987 roku zwiększyła się i była wyższa w Polsce, w porównaniu z województwem płockim, odpowiednio: około 5 i 10 razy⁴⁷. Natomiast średnie wartości Cs-137 w mięsie wieprzowym i wołowym z terenu województwa płockiego w 1987 roku były podobne do obserwowanych w Polsce w 1962 i 1963 roku⁴⁸.

Okolo pięciokrotnie wyższą, średnią wartość Cs-137 stwierdzono w Polsce, w mięsie kurcząt w porównaniu z jego poziomem w województwie płockim, w 1987 roku⁴⁷.

Cs-137 w produktach żywnościowych z woj. płockiego w latach 1985-1988

rys. 8



Poziomy skażenia Sr-90 produktów spożywczych w 1986 i 1987 roku nie przekraczały 1 Bq/kg z wyjątkiem pietruszki i groszku zielonego. Były to jednak wartości około pięciokrotnie wyższe od zbadanych w mleku spożywym w Płocku. Podobne, średnie wartości Sr-90 w warzywach, zanotowano w Polsce w 1986 roku. Jedynie wyższą wartość skażenia Sr-90 stwierdzono w próbce czerwonej porzeczki: 12,4 Bq/kg.

Wyliczenie zawartości Sr-90 w wybranych warzywach przy uwzględnieniu współczynników przejścia z opadu całkowitego do warzyw dały średni wynik dla województwa płockiego 0,32 Bq/kg, który był zbliżony do doświadczalnego — 0,36 Bq/kg⁶.

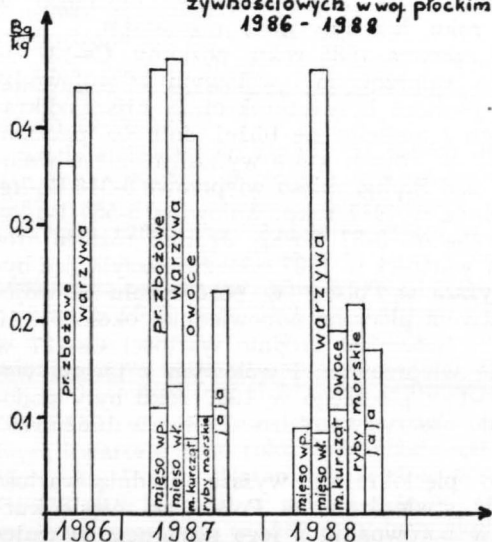
Średnie wartości w mięsie ryb morskich, kurcząt, wieprzowinie, wołowinie i jajach nie przekraczały 0,17 Bq/kg.

Sr-90 w mięsie wieprzowym i wołowym w latach 1987 i 1988 (styczeń-marzec) odpowiadał poziomowi z 1962 roku dla Polski i był dwa razy niższy od zarejestrowanego w Danii w 1964 roku, chociaż pojedyncze próbki miały te same wartości^{44, 48}.

Obserwowany rozrzut w wynikach poszczególnych próbek zależał od sposobu karmienia zwierząt jak i poszczególnych sztuk z których pochodziły próbki do badań.

Sr-90 w produktach żywnościowych w woj. płockim 1986 - 1988

rys. 9

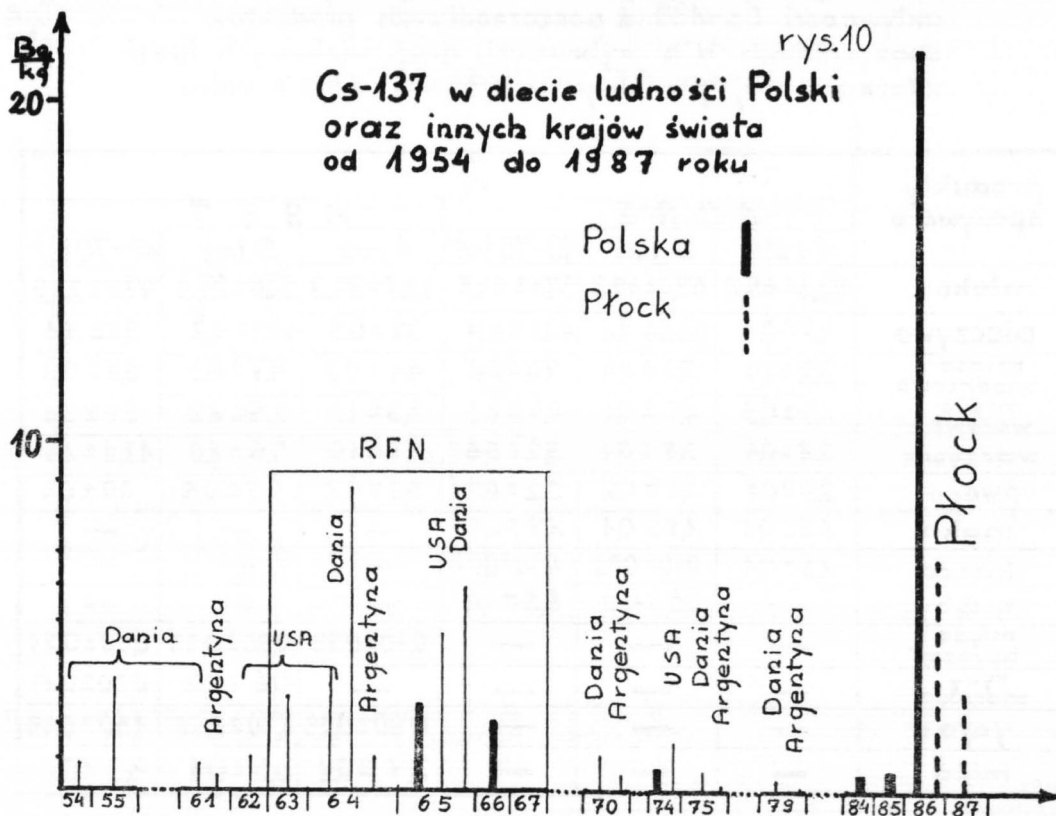


OCENA SKAŻENIA SKŁADNIKÓW DIETY RADIONUKLIDAMI I NARAŻENIE LUDZI

Udział produktów spożywczych w całkowitym dziennym poborze Sr-90 i Cs-137 z dietą uzależniony jest od struktury przeciętnej diety spożywanej przez daną populację. Poziom skażenia diety oparto na zawartości Cs-137 i Sr-90 w poszczególnych produktach spożywczych oraz na statystycznych danych o strukturze przeciętnej diety. Uwzględniając pełną statystyczną dietę w 1985 roku i I-ym kwartale 1986 roku w Polsce, miesięczny dzienny pobór Cs-137 wyniósł 27 Bq.

Do 1986 roku w Polsce przypadało około 0,46 Bq/kg w diecie i była to wartość 5 razy niż-

sza od najwyższej w latach 1963-1967 w RFN, najniższa była w Argentynie³¹.



Wyliczone skażenie Cs-137 (bez ziemniaków, warzyw i owoców) ze składników diety w Polsce w 1986 roku, wykazało, że w I-ym kwartale miesięczny pobór Cs-137 wyniósł 8,4 Bq, a w okresie maj-lipiec około 190 razy więcej. Dzienny pobór Cs-137 z dietą w 1986 roku w województwie płockim stanowił około 20% poboru Cs-137 w dziennej diecie dla Polski za okres maj-lipiec 1986 roku. Zawartość Cs-137 w diecie ludności Polski w 1986 roku była ponad ośmiokrotnie wyższa od jego wartości stwierdzonych w Polsce w latach 1965/1966 oraz ponad dwukrotnie wyższa od tej w 1965 roku w USA i Danii (rys. 10). (tab. 2)^{1,31,33,41,39,49}.

tab. 2

Cs-137 w diecie ludności Polski i Płocka w latach 1965-1987 w (Bq/kg)

POLSKA				Płock		
1965	1974	1984	1985	1986	1986	1987
2,3	0,57	0,31	0,46	21,0	6,52	2,62

W 1987 roku poziom Cs-137 w składnikach diety ludzi w województwie płockim obniżył się dwu i półkrotnie w porównaniu z 1986 rokiem. Procentowe udziały skażeń Cs-137 z poszczególnych produktów spożywczych wskazują na

zdecydowaną dominację mleka w obciążeniu diety tym radionuklidem w 1986 i 1987 roku (tab. 3).

Jego udział w mleku z 1987 roku zmniejszył się w porównaniu do 1986 roku o 9%.

Dotychczasowe dane o udziale procentowym Cs-137 z mleka wskazywały na jego około 40% poziom w diecie ludności Polski i innych krajów Europy w latach 1961-1965^{41,50,51}. W 1986 roku (I półrocze) w Austrii, udział Cs-137 w mleku stanowił 28% jego wartości w diecie⁵².

Roczny pobór Cs-137 z mięsa wieprzowego i wołowego, w województwie płockim, stanowił w 1986 i 1987 roku 11%-16% jego udziału w składnikach diety dla osób powyżej 10 lat. (tab. 3) Był 3-4 razy niższy od wartości stwierdzonych w latach 60-tych w Polsce, Danii, USA⁴¹. Znacznie wyższy pobór Cs-137 stwierdzono w wyniku spożycia mięsa reniferów przez ludność północnej Finlandii, Alaski, które jest głównym składnikiem diety tamtejszej ludności⁴⁴. Badanie tego mięsa, pochodzącego z północnej Kanady, wykazało 280 razy wyższy poziom Cs-137 w porównaniu z wołowiną^{53,54}.

W diecie uwzględniającej mleko i mięso w 1986 roku, średni pobór Cs-137 w Polsce wyniósł 42,5 Bq/dzień na osobę i był ponad cztery razy wyższy od stwierdzonego w województwie płockim. Średni w Polsce w I-szym półroczu 1987 roku pobór Cs-137 wyniósł 35,4

Ocena procentowego udziału rocznej, wchłoniętej tab.3
 aktywności Cs-137 z poszczególnych produktów
 spożywczych dla wybranych grup wiekowych ludzi
 z terenu woj. plockiego w 1986 i 1987 roku

produkty spożywcze	%					
	1986			1987		
	1 rok	5 lat	40-70 lat	1 rok	5 lat	40-70 lat
mleko	82,3±65,6	63,1±49,5	57,1±44,8	72,2±34,3	57,0±27,3	47,9±23,0
pieczywo	4,7±0,4	13,9±4,1	12,6±1,0	3,7±0,5	11,7±1,2	9,8±1,1
mięso wieprzowe	3,2±1,4	3,2±1,4	7,0±3,0	4,4±0,3	4,7±0,3	9,8±0,2
mięso wołowe	1,7±0,9	1,7±0,9	4,4±2,3	2,3±1,3	2,5±1,3	5,8±3,1
warzywa	2,8±0,4	2,8±0,4	5,2±0,6	7,1±1,0	7,6±1,0	12,8±1,6
owoce	2,0±0,1	3,6±0,2	3,2±0,2	5,1±0,3	9,5±0,5	8,0±0,4
mąka	1,8±0,1	1,8±0,1	1,7±0,1	—	—	—
kasza	1,5±0,1	0,4±0,02	0,30±0,01	—	—	—
grzyby	—	9,5±4,9	8,5±4,4	—	—	—
mięso kurcząt	—	—	—	0,70±0,23	0,80±0,25	0,60±0,21
ryby morskie	—	—	—	—	0,6±0,2	0,50±0,17
jaja	—	—	—	0,80±0,28	1,70±0,56	1,50±0,49
miód	—	—	—	3,7±0,1	3,9±0,1	3,3±0,1

Bq/dzień i był ponad 7 razy wyższy od całorocznego (1987 rok) w województwie plockim. Poziom Cs-137 w mięsie ryb morskich spożywanych w województwie plockim był mniejszy kilkadziesiąt razy od notowanego w świecie²⁵.

Sr-90 w składnikach diety, badanych w 1986 roku, stanowił 2,4% wartości Cs-137 z terenu województwa plockiego a w 1987 roku około 7%. Natomiast w składnikach diety z 1987 roku zaobserwowano 11%-owy wzrost poziomu Sr-90 w stosunku do 1986 roku. (tab. 4)

tab. 4

Sr-90 w diecie ludności Polski i Płocka 1960-1987 w (Bq/kg)

POLSKA				Płock		
1960	1962	1963	1974	1984	1986	1987
0,59	0,90	1,22	0,12	0,03	0,16	0,18

Były to wartości nieco wyższe od obserwowanych w latach osiemdziesiątych w USA i kilkakrotnie niższe od otrzymanych w latach 1961 — 1964 w Polsce i innych krajach rys. 11)^{33, 49, 50, 55, 58, 60, 67,}

Wysokie udziały Sr-90 w składnikach diety pochodzących z terenu województwa plockiego zaobserwowano w warzywach. (tab. 5)

Również wysokie udziały Sr-90 notowano w warzywach i owocach w diecie Japończyków w latach 1962—1963⁵⁰.

Procentowy udział Sr-90 z mleka i mięsa (łącznie) w składnikach diety z województwa plockiego był niższy od obserwowanego w 1961 — 1963 roku w innych krajach^{46, 51, 61, 26,} Porównywalny był z wynikami badań w 1964/1965 roku w diecie ludności Warszawy — 37%.

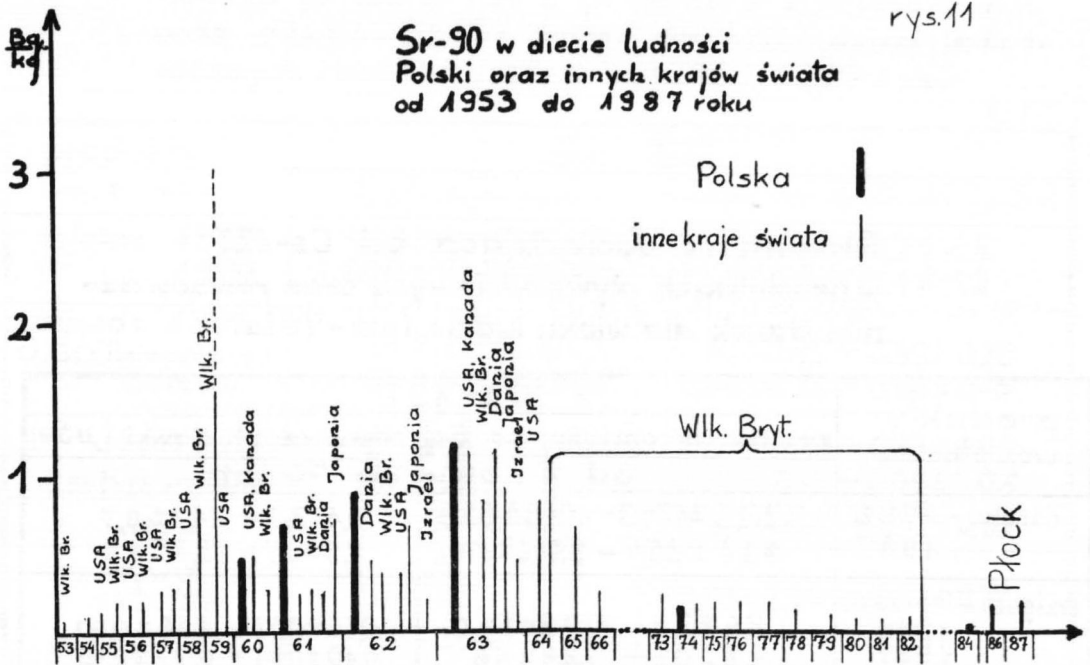
Pobierane w składnikach diety i kumulowane w organizmie radionuklidy są podstawą do obliczania i kontroli dawek promieniowania otrzymywanego przez organizm. Wyniki oznaczeń poziomów skażeń, produktów żywnościowych Cs-137, Sr-90, J-131 pozwoliły ocenić poziomy aktywności wchłoniętych (obciążających) oraz równoważników dawek dla poszczególnych grup wiekowych ludzi. (tab. 6, 7).

Ocena udziału poszczególnych radionuklidów w skażeniu organizmów ludzkich i zwierzęcych jest trudna.

Przedmiotem obszernych badań było określenie biologicznego okresu półrozpadu Cs-137. Otrzymano odmienne jego wartości^{7, 51, 62, 63,}

w zależności od rejonów geograficznych, pór roku, wieku, wagi, ilości potasu w organizmach ludzkich. Stąd różnice w wartościach równoważników dawek obciążających od Cs-137.^{13, 59, 64, 66, 68,}

Sr-90 w diecie ludności Polski oraz innych krajów świata od 1953 do 1987 roku



Podobnie, biologiczne okresy półrozpadu J-131 wykazały znaczne zróżnicowanie w poszczególnych rejonach świata ze względu na odmienne mechanizmy absorbowania J-131 w tarczycy i w ciele ⁶⁹⁻⁷².

tab. 5

Średni procentowy udział wchłoniętego Sr-90 z produktów spożywczych z terenu woj. płockiego w 1986 i 1987 roku.

Produkty spożywcze	%	
	1986	1987
mleko	33,6 ± 13,4	29,5 ± 5,4
mąka	1,00 ± 0,01	—
pieczywo	23,6 ± 2,2	24,9 ± 3,7
kasza	1,90 ± 0,04	—
warzywa	39,9 ± 3,3	31,3 ± 2,0
owoce	—	8,7 ± 1,5
miód	—	0,20 ± 2,0
mięso wieprzowe	—	1,3 ± 0,8
mięso wołowe	—	0,9 ± 0,5
mięso kurcząt	—	0,6 ± 0,2
ryby morskie	—	0,7 ± 0,2
jaja	—	1,9 ± 0,8

Dzienny poziom Cs-137 pobranego z żywnością z terenu województwa płockiego stanowił w przypadku dzieci jednorocznych 46,8% normy dziennej (22,2 Bq/dzień) w 1986 roku a dla dorosłych około 7,5% normy (148 Bq/dzień)

(tab.8). W 1987 roku wartości procentowe dziennego poboru, z żywnością, Cs-137 stanowiły odpowiednio: 19,4% i 3,2% normy dopuszczalnej, natomiast Sr-90 od 13,2% dopuszczalnych norm dziennego przyjęcia przez człowieka, ustalonych przez ICRP (Międzynarodową Komisję Ochrony Radiologicznej): — 2,5 Bq/dzień dla dorosłych, 1,7 Bq/dzień dla dzieci jednorocznych.

Dzienny pobór J-131 w wyniku spożycia mleka i wody wodociągowej w województwie płockim dla dzieci jednorocznych był 13,2 raza wyższy od normy dopuszczalnej (2,5 Bq/dzień, a dla dorosłych (25,9 Bq/dzień) został przekroczony 1,3 raza. (tab.8)

Na przestrzeni lat obciążenie tarczycy J-131 wynosiło od 7,8 Bq u dzieci pięcioletnich w USA, w 1962 roku, do 67-1519 Bq w Warszawie, w 1986 roku u osób dorosłych i 30-1435 Bq u dzieci ⁷³⁻⁷⁵.

Równoważniki dawek wyliczone dla osób dorosłych z Warszawy wyniosły od 0,04 do 33,1 mSv, a dla dzieci od 0,2 do 84,9 mSv. W województwie płockim w wyniku spożycia mleka i wody równoważnik dawki obciążającej od J-131 na tarczycę wyniósł od 0,44 mSv dla dzieci do 0,05 mSv dla osób dorosłych.

W 1979 roku w Walii w tarczycy owiec zmierzono 74 Bq J-131 ⁷⁶, u psów w Warszawie w 1986 roku od 21,8 do 1372 Bq ⁷⁴ i 15 kBq w tarczycy antylopy w 1977 roku ⁷⁷.

Zawartość jodu-131 w tarczycy, a stąd pochłonięte dawki promieniowania były na terenie Polski, po katastrofie elektrowni jądrowej w Czernobylu, bardzo zróżnicowane. Średnie dawki u dzieci były kilka razy wyższe, niż u ludzi dorosłych. Największy równoważnik dawki 668,8 mSv stwierdzono u dziecka przebywają-

**Aktywność obciążająca od Cs-137
w produktach żywnościowych oraz równoważ-
niki dawek dla wieku ludzi: 1rok-70 lat**

tab.6

produkty woj. płockie	Cs-137	
	roczna akt.obciążająca [Bq]	równoważnik dawki [μ Sv]
	od 1 roku do 70 lat	
mleko- 1986 1987	223,3 \pm 174,3-1049 \pm 823 78,1 \pm 35,4-354,6 \pm 170,0	4,1 \pm 3,3-11,1 \pm 8,7 1,5 \pm 0,7-3,8 \pm 1,8
mięso: wieprzowe 1986 1987	8,6 \pm 3,8-127,9 \pm 54,0 4,8 \pm 0,3-72,4 \pm 4,6	0,16 \pm 0,01-1,66 \pm 0,60 0,10 \pm 0,01-0,77 \pm 0,10
— wołowe 1986 1987	4,7 \pm 2,6-81,7 \pm 43,2 2,5 \pm 1,3-43,1 \pm 23,2	0,09 \pm 0,05-0,86 \pm 0,46 0,06 \pm 0,03-0,46 \pm 0,25
— kurcząt 1987	0,8 \pm 0,3-4,6 \pm 1,5	0,014 \pm 0,005-0,05 \pm 0,02
— ryb morskich 1987	3,1 \pm 1,0	0,033 \pm 0,011
jaja 1987	0,9 \pm 0,3-10,8 \pm 3,6	0,02 \pm 0,01-0,11 \pm 0,04
miód 1987	4,0 \pm 0,1-24,7 \pm 0,6	0,076 \pm 0,002-0,26 \pm 0,01
warzywa 1986/87 grzyby-1986	7,7 \pm 1,6-94,7 \pm 17,7 39,7 \pm 20,5-157,2 \pm 81,0	0,20 \pm 0,03-1,00 \pm 0,19 0,58 \pm 0,30-1,66 \pm 0,86
prod. zbożowe 1986 w tym pieczywo 1987	21,9 \pm 1,4-267,8 \pm 20,5 12,6 \pm 1,0-234,1 \pm 18,5 4,0 \pm 0,6-72,4 \pm 9,2	0,42 \pm 0,04-3,41 \pm 0,21 0,24 \pm 0,02-2,45 \pm 0,20 0,08 \pm 0,01-0,77 \pm 0,10
ogółem: 1986 1987	2702 \pm 1771-18372 \pm 9996 108,3 \pm 44,7-739,9 \pm 235,9	5,0 \pm 3,4-19,8 \pm 10,1 2,0 \pm 0,8-7,8 \pm 2,6

Roczna podaż Sr-90 z produktów żywnościowych oraz równoważniki dawek dla dzieci jednorocznych i osób dorosłych w 1986 i 1987 roku

tab.7

produkty woj. płockie	Sr-90	
	Bq/rok/osobę	równoważnik dawki [μ Sv]
mleko: 1986 1987	42,0 \pm 16,8-32,3 \pm 12,9 40,2 \pm 7,3-30,1 \pm 5,5	34,3 \pm 13,5 - 4,7 \pm 1,8 32,5 \pm 6,1 - 4,1 \pm 1,2
mięso: 1987 wieprzowe wołowe	1,1 \pm 0,7-2,6 \pm 1,5 0,7 \pm 0,4-1,8 \pm 1,1	0,89 \pm 0,49 - 0,38 \pm 0,20 0,50 \pm 0,32 - 0,26 \pm 0,15
kurczak ryb morskich	0,6 \pm 0,1 0,7 \pm 0,2	0,75 \pm 0,20 - 0,15 \pm 0,05 0,37 \pm 0,12 - 0,09 \pm 0,03
jaja	1,7 \pm 0,7-3,4 \pm 1,5	1,35 \pm 0,58 - 0,35 \pm 0,03
warzywa 1986/87	56,0 \pm 3,7	22,55 \pm 2,74 - 5,90 \pm 0,73
owoce-1987	15,7 \pm 2,6	4,75 - 1,54
miód-1987	0,22 \pm 0,04	0,18 \pm 0,03 - 0,023 \pm 0,003
pr.zbożowe 1986 w tym pieczywo	24,3 \pm 3,9-43,6 \pm 8,6 14,6 \pm 1,5-40,2 \pm 3,7	0,50 \pm 0,04 - 0,22 \pm 0,02 0,41 \pm 0,04 - 0,20 \pm 0,02
— " — 1987	18,3 \pm 2,6-51,1 \pm 7,7	0,52 \pm 0,02 - 0,25 \pm 0,02
ogółem:		
1986	103,8 \pm 23,1-120,8 \pm 25,3	71,1 \pm 18,1 - 23,3 \pm 4,1
1987	98,7 \pm 15,7-162,3 \pm 23,8	78,6 \pm 10,9 - 27,5 \pm 4,1

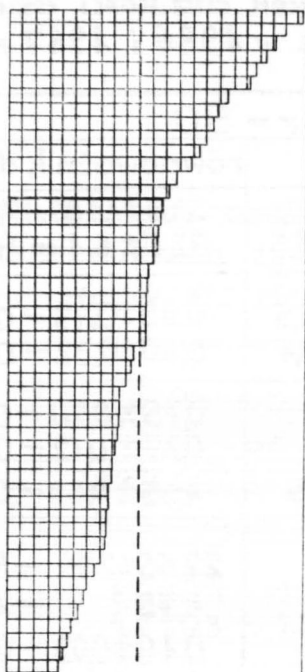
Dzienna podaż Cs-137, Sr-90, J-131 z produktów żywnościowych oraz jej procentowy udział w dziennej normie dla dzieci jednorocznych i osób dorosłych w 1986 i 1987 roku

tab.8

	Cs-137	Sr-90	J-131	
	norma dzienna w Bq			
dla: dzieci jednorocznych	22,2	1,7	2,5	
osób dorosłych	148,0	2,5	25,9	
Bq				
dzienna podaż dla:	1986	1987	1986	1987
dzieci jednorocznych	104 \pm 8,0	43 \pm 4,8	0,28 \pm 0,06	0,27 \pm 0,04
osób dorosłych	11,1 \pm 3,9	4,8 \pm 1,6	0,33 \pm 0,07	0,44 \pm 0,09
% dziennej normy dla:				
dzieci jednorocznych	4,68 \pm 36,0	1,3 \pm 8,1	16,5 \pm 3,5	15,6 \pm 2,4
osób dorosłych	7,5 \pm 6,7	3,2 \pm 4,1	13,2 \pm 2,8	17,6 \pm 2,8

% uwzględniono mleko i wodę

- 1 BIAŁA PODLASKA
- 2 NOMY SĄCZ
- 3 ŁÓDŹ
- 4 KRAKÓW
- 5 OSTROŁĘGA
- 6 OPOLÉ
- 7 ELBLĄG
- 8 OLSZTYN
- 9 BIAŁYSTOK
- 10 BIELSKO-BIAŁA
- 11 WARSZAWA
- 12 SUWAŁKI
- 13 WROCLAW
- 14 TARNOBRZEG
- 15 PŁOCK
- 16 GDANSK
- 17 BIELEGCE
- 18 CIECHANÓW
- 19 CHEBÓ
- 20 KATOWICE
- 21 WŁOCŁAWEK
- 22 TORUŃ
- 23 KIELCE
- 24 ZELEŃNA GÓRA
- 25 CZĘSTOCHOWA
- 26 ZAMOŚĆ
- 27 WARSZAWA
- 28 BYDGOSZCZ
- 29 PRZEŃISZ
- 30 KONIN
- 31 PIOTRKÓW TRYB
- 32 WARSZAWY
- 33 SIEDZIE
- 34 TARNÓW
- 35 SZCZECIN
- 36 WĘGIERKA
- 37 RADOŚĆ
- 38 ZELEŃNA GÓRA
- 39 KALISZ
- 40 ŁÓDŹ
- 41 SKIERNIEWICE
- 42 POZNAN
- 43 KROŚNO
- 44 LESZNO
- 45 PICA
- 46 GORZÓW WLKP
- 47 KOSZALIN
- 48 RZESZÓW
- 49 BIEPSK



rys. 12 WZGLĘDNE SKAZIENIE POSZCZEGÓLNYCH WOJEWÓDZT W POLSCE W STOSUNKU DO ŚREDNIEJ KRAJOWEJ

cego w okresie największych skażeń na zewnątrz pomieszczeń i karmionego mlekiem krów wypasanych na pastwiskach w okolicach Ostrołęki⁵⁷.

Województwo płockie należało do obszarów o średnim stopniu skażenia. Względne skażenie wyniosło 1,16⁷⁸.



- Skazienie najmniejsze - [diagonal lines]
- Skazienie średnie - [cross-hatch]
- Skazienie największe - [darker cross-hatch]

rys.13 PODZIAŁ TERENU POLSKI NA WOJEWÓDZTWA O RÓŻNYM STOPNIU SKAZIENIA

Dla jego oceny w poszczególnych województwach wzięto pod uwagę: radioaktywność ogólną opadu całkowitego, mleka trawy, gleby i warzyw liściowych. Uwzględniono w wyliczeniu średni skład izotopowy próbek i jego zmiany, które były znane na podstawie pomiarów gamma spektrometrycznych oraz zależności teoretycznych. Wykorzystano je do weryfikacji wyników otrzymanych na podstawie danych o ogólnej radioaktywności beta⁷⁸. (rys. 13)

Jak wynika z rysunku 13, najbardziej i najmniej skażone województwa różniły się prawie 6 razy, t.zn. były około 2,5 raza mniej lub więcej skażone w porównaniu do średniej krajowej.

Średnia wartość równoważnika dawki obciążającej dla ludności Polski od radionuklidów Cs-137 i Cs-134 oraz J-131 w 1986 roku, w składnikach diety wyniosła: dla rejonów średnio skażonych 207 uSv, a w 1987 roku 72 uSv.

tab. 9

Równoważniki dawek obciążających od Cs-137, J-131, Sr-90 w produktach żywnościowych w Polsce i Płocku w latach 1986 i 1987 w (μSv)

	1986	1986	1987
	Cs-137 + J-131		Cs-137 + J-131 + Sr-90
Polska	Płock		Płock
207	189,9 ± 10,9	226	50

Natomiast dla województwa płockiego od tych samych radionuklidów w 1986 roku 189,9 10,9 uSv. (tab.9) Uwzględniając w składnikach diety również pobór Sr-90 z żywnością otrzymano dla województwa płockiego w 1986 roku poziom równoważnika dawki stanowiący około 50% jego rocznej dopuszczalnej wartości, (1 mSv), dla dzieci do 15 lat oraz 10% dla osób dorosłych.

- 1 Grabowski D., Jankowska S., Skażenia promieniotwórcze w Polsce, styczeń-wrzesień, opracowanie wewnętrzne Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej w Warszawie. 1986, CLOR, Z-III/3/86,
- 2 Flakiewicz W., Majkowska I., Bońkowski J., Radioaktywność opadu atmosferycznego oraz Sr-90 i Cs-137 na terenie Płocka, «Gaz, Woda i Techn. Sanit.» 1986, t. 60, nr 5, s. 56.
- 3 Strupczewski A., Czy energetyka jądrowa jest bezpieczna, (w:) «Biblioteka Postępów Techn. Jadr.» 1987, nr 96.
- 4 Pałczyński R. J., Radioaktywne substancje w atmosferze. Promieniotwórcze zanieczyszczenia środowiska. Inst. Kształt. Środow. 1978, Warszawa.
- 5 Głowiak L., Pałczyński R., Radioaktywne zanieczyszczenia atmosfery. Politechnika Wrocławska 1972.
- 6 Lassey K. R., The transfer of radiostrontium and radiocaesium from soil to diet: Models consistent with fallout analyses, «Health Phys.» 1979, nr 37, s. 557.
- 7 Hanson W. C., Cesium-137 in Alaskan lichen, caribou and Eskimos, «Health Phys.» 1967, nr 13, s. 383.
- 8 Bierska J., Łysakowski K., Jod w mleku oraz skutki jego występowania, «Przegl. Hodowlany» 1986, nr 13, s. 27.
- 9 Svenson G.K., Linden K., The transport of Cs-137 from lichen to animal and man, «Health Phys.» 11, s. 1393.
- 10 World Health Organisation, Updated background information on the nuclear reactor accident in Chernobyl, USSR, Updated summary of data situation with regard to activity measurement, 29 May 1986.
- 11 Sherill R.D., Sumerlin N.G., Beck J.N., Kuroda P.K., Variation of the ratio of cesium-137 to strontium in the atmosphere, «Health Phys.» 1975, 28, s. 335.
- 12 C.L.O.R., Wyniki kontroli skażeń promieniotwórczych w Polsce w 1987 roku, Raport EX-056-10/87, 1987.
- 13 Hanson W.C., Cesium-137 concentrations in Northern Alaskan Eskimos 1962-1979: effects of ecological, cultural and political factors, «Health Phys.» 1982, 42, 4, s. 433.
- 14 Jordan C.F., Kline J.R., Strontium-90 in a tropical rain forest: 12-th yr validation of a 32-yr prediction, «Health Phys.» 1976, 30, s. 199.
- 15 Bartlett B.O., Russel R.S., Jenkins W., Improved relationship between the deposition of Sr-90 and the contamination of milk in the United Kingdom, July 7 1972, «Nature», 238, s. 46.
- 16 Gayther L., Plummer L., Helseth F., Movement and distribution of radionuclides on granitic outcrops within the Georgia Piedmont., «Health Phys.» 1965, 11, s. 1423.
- 17 Van der Stricht E., Gaglione P., Bortoli M., Prediction of Sr-90 levels in milk on the basis of deposition values, «Health Phys.» 1971, 21, s. 217.
- 18 Jankowska S., Kornacki K., Miankowski D., Skażenia radioaktywne mleka w Polsce w 1963 roku, «Roczn. Inst. Przem. Mlecz.» 1969, 12, 1-2 (30-31), s. 79.
- 19 Jankowska S., Zajac W. i in., Charakterystyka skażenia mleka w Polsce w 1965 roku, «Roczn. Inst. Przem. Mlecz.» 1969, 11, (3-4) (32-33), s. 169.
- 20 Cox M.E., Fankhauser B.L., Distribution of fallout cesium-137 in Hawaii, «Health Phys.» 1984, 46, 1, s. 65.
- 21 Raport Rządowy, Komisja Rządowa do spraw Oceny promieniowania jądrowego i działań profilaktycznych, Warszawa, czerwiec, 1986.
- 22 Bednarczyk W., Jasińska S., Klepaczka M., Zawartość Sr-90 w mleku krowim w Polsce w latach 1957-1960, (w:) «Prace Inst. Przem. Mlecz.», 11, 2, (23), s. 47.
- 23 Butler F., E., Sr-90 monitoring at the Savannah River Plant, «Health Phys.» 1962, 8, s. 273.
- 24 Vose P.B., Koontz H.V., Uptake of strontium by pasture plants and its possible significance in relation to the fallout of strontium-90 «Nature» May 23, 1959, 183(4673), s. 1447.
- 25 Newton D., Taylor G.R., Caesium-137 levels in residents of the Scottish Mainland and Hebrides, «Health Phys.» 1982, 42, 5, s. 535.
- 26 Vold E., Ingestion pathway factor in dose assessment for annual airborne releases of radioactivity, «Health Phys.» 1984, 47, 3, s. 429.
- 27 Zajac W., Kamiński J., Skwarska S., Odolczyk H., Skażenia mleka w Polsce Sr-90, Cs-137, J-131 w latach 1970-1979, «Roczn. Inst. Przem. Mlecz.» 1983, 25, 2(70), s. 53.
- 28 Chernobyl — Its impact on Sweden SSSJ-Rapport, Statens Stralskyddinstitut, Stockholm, 28.04.1986.
- 29 Russel R., S., An introductory review. Interception and retention of airborne material on plants, «Health Phys.» 1965, 11, s. 1305.
- 30 Liniecki J., Czosnowska W., Pietrzak Z., Zawartość w kościach ludzkich i zwierzęcych oraz w mleku — dane polskie z 1958 r., «Nukleonika» 1960, 5, 5.
- 31 Lembitu Reio, Effects of Chernobyl accident on Sweden 1986, Handouts for the lecture, International Seminar in physics and chemistry, NFA, 1986 Sept. 8, Uppsala, Sweden.
- 32 Lindell Bo, Stralriskor och Tjernobylolyckan, (w:) Var Föda, NFA, Uppsala, Sweden, 1986, 38,3.
- 33 Stroube W.B., Jelinek Ch.F., Baratta E., Survey of radionuclides in foods 1978-1982, «Health Phys.» 1985, 49, 5, s. 731.
- 34 Smoczyński S., Flakiewicz W., Amarcowicz R., Wiśniewska I., J-131 w mleku i produktach mlecznych w wybranym okresie 1986 i 1987 r. III Sesja Naukowa-Postep w technice, technologii i organizacji produkcji w przemyśle mleczarskim, Krajowa Komisja Mlecz. w Warszawie i Technol. Żywn., ART Olstyn.
- 35 Kerkhof Megot M.F., Veringa H.A., Mol J.J., The processing or whole milk powder from milk contaminated with J-131 and its consequences for the environment, «Health Phys.» 1984, 47, s. 644.
- 36 Black S.C., Douglas R.L., Barth D.S., Gaseous radioiodine transport in the air-forage-cow-milk system, 1976, Raport EMSL-LV-539-2, 1976.
- 37 Dick A., Erklarungen uber den Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl und seine Auswirkungen auf Bayern, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Sondersitzung des Bayerischen Landtags, 14 Mai, 1986.
- 38 Soldat J.K., Environmental evaluation of an acute release of J-131 to the atmosphere, «Health Phys.» 1965, 11, 10, s. 1009.
- 39 Thompson J.C., Reconsideration of the J-131 contribution from fruits and vegetables, «Health Phys.» 1967, 13, s. 883.
- 40 Golden J.C., Chandrasekaran E.S., Kahn B., Monitoring the critical radiation exposure pathways at a BWR nuclear power station, «Health Phys.» 1982, 42, 6, s. 777.
- 41 Pietrzak-Flis Z., Content of Cs-137 and K in the diet of some population groups and in some foodstuffs in Poland w 1965-1966 r., «Nukleonika» 1969, 14, (9-10), s. 1027.
- 42 Corey J.C., Boni A.L., Watts J.R., i in. The relative importance of uptake and surface adherence in determining the radionuclide contents of of subterranean crops, «Health Phys.» 1983, 44, 4, s. 19.
- 43 Simpson R.E., Shuman F.G., Baratta E.J., Taner J.T., Survey of radionuclides foods 1961-1977, «Health Phys.» 1981, 40, s. 529.
- 44 Śmierczalska K., Stront-90 i cez-137 jako groźne składniki skażenia radioaktywnego w łańcuchu żywnościowym (gleba x roślinna x zwierzę x człowiek) «Post. Nauk Roln.» 1972, 5, s. 91.

- 45 Raport HASSL 142, Radiostrontium in milk and tap water, USAEC, 1964, s. 173.
- 46 Pietrzak-Flis Z., *Content of cesium-137 and potassium in diet of some population groups and in 1965-1966*, Rep. CLOR, 1968 nr 71/D.
- 47 C.L.O.R. Wyniki kontroli skażeń promieniotwórczych w Polsce w 1987 roku, Raport EX-056-10/87, 1987.
- 48 Szepke R., Bilkiewicz J., Malinowski Z., *Radioactivity in some foodstuffs in Poland 1959-1961*, Rep. CLOR-15, 1962.
- 49 Amarowicz R., Smoczyński S., Markiewicz K., *Chemiczne skażenia całodziennych posiłków wybranych grup ludności. Wstępne badania zawartości metali ciężkich, chlorowanych węglowodorów, Cs-137 i Sr-90 w posiłkach z wybranego przedszkola*, «Roczn. PZH» 1985, 36, 6 s. 461.
- 50 Liniecki J., *Wybrane zagadnienia przemiany strontu i skażeń strontem-90*, (w:) «Post. Techn. Jadr.», Seria: Ochr. przed prom. 1966, 38.
- 51 Bengtsson L.G., *Time variation of cesium-137 and potassium in humans from Southern Sweden*, «Acta Radiol. Therapy Phys. Biol.», 1967, 6, s. 259.
- 52 Pfannhauser W., *Auswirkungen der Radioaktivität Fall-out Lebensmittel Tierischer Herkunft*, Veterinary University Vienna, July 17, 1986.
- 53 Hanson W.C., Palmer H.S., Griffin B.J., *Radioactivity in Northern Alaskan Eskimos and their foods, summer 1962*, «Health Phys.» 1964, 10, s. 421.
- 54 Mehindra V.K., *Cesium-137 burdens in the Canadian North*, «Acta Radiol.» 1967, 6, s. 481.
- 55 Thompson J.C., Comar C.L., *Estimation of dietary Sr-90 by urinary assay. Applied and theoretical aspects*, «Health Phys.» 1967, 13, s. 13.
- 56 Rundo J., Lillegraven A.L., *Uptake and retention of radioactive strontium in normal subjects*, «British Journal Radiology», 1966, 39, s. 676.
- 57 Terril J.G., *Public health radiation surveillance*, «Health Phys.», 1965, 11, s. 917.
- 58 Report nr 3, Agricultural Research Council, *Strontium-90 human diet in the United Kingdom, 1959* «Nature» 1961, January 4, nr 4760.
- 59 Hanson W.W.C., Palmer H.E., *Seasonal cycle of Cs-137 in some Alaskan natives and animals*, «Health Phys.», 1965, 11, s. 1401.
- 60 Feige Y., Eisenberg A., Passy N., Stiller M., *Estimation of the Sr-90 in the Israeli diet during 1962-1963 as based on the radioanalysis of milk*, «Health Phys.», 1965, 11, s. 629.
- 61 Liniecki J., Czosnowska W., Karniewicz W., *The Sr-90 contamination of milk, cattle and human bones in Poland in 1959*, «Nukleonika» 1961, 6, 1, s. 57.
- 62 Pendleton R.C., Mays Ch.W., Lloyd R.D., Church B.W., *A tropic level effect on Cs-137 concentration*, «Health Phys.», 1965, 11, s. 1503.
- 63 Eberhardt L.L., *Relationship of Cs-137 half-life in human body weight*, «Health Phys.», 1967, 13, s. 88.
- 64 Kaul A., Nay U., Rajewsky B., Stalhofen W., Unnwehr F., *Distribution of caesium-137 in the human organism and in the human foetus*, «Nature» 1966, March, 26, 209, s. 1310.
- 65 Jchijama M., Iuma T., Akiba S., *Body burdens of Cs-137 in a selected group of male adult residents in Chiba, Japan from 1967 to 1976*, «Health Phys.», 1981, 42, 2, s. 145.
- 66 Thomas R.G., Anderson E.C., Richmond C.R., *Cs-137 whole body content in a normal New Mexico population 1956-1977*, «Health Phys.», 1979, 37, 4, s. 588.
- 67 Harrison G.E., Sutton A., *Strontium-90 in human plasma*, «Nature» 1961, January 28, 189, s. 324.
- 68 Hedlund J.D., *Radiocesium in Native Residents of Anaktuvuk Pass, Alaska*, «Health Phys.» 1976, 30, 2, s. 245.
- 69 Boni A.L., *Two studies of the metabolic behavior of iodine-131 in the human body* «Health Phys.» 1965, 11, s. 780.
- 70 Kirk W.P., *J-131 in thyroids in meadow voles near Three Mile Island Nuclear Generating Plant*, «Health Phys.», 1984, 44, 2, s. 175.
- 71 Raghavendram K.V., Satbhai P.D., Abhyankar B., *in*, *Long term retention studies of J-131 and Co-60 in Indian Workers*, «Health Phys.», 1978, 34, s. 185.
- 72 Tanaka Gi-Ichiro, Kawamura H., Nakahara Y., *Reference Japanese Man I. Mass of organs and other characteristics of normal Japanese*, «Health Phys.», 1979, 36, s. 333.
- 73 Boni A.L., Gaffney G.W., Moore R.T., *Environmental J-131 in thyroids of children and adults*, «Health Phys.», 1964, 10, 10, s. 726.
- 74 Krauze S., Sitarska E., Różycki, *J-131 w tarczycy psów aglomeracji warszawskiej po awarii w Czernobylu*, VIII Kongres Pol. Tow. Nauk Wet., SGGW-AR, 1987.
- 75 Krześniak J.W., *Die Strahlenbelastung der Menschen in Polen durch die Inhalation radioaktiven Jod. II Insbrucker Notfall-Symposium*, 1986, November 16.
- 76 Field R.W., Zegers A., Steucek G.L., *Regarding J-131 in meadow vole thyroids*, «Health Phys.», 1983, 44, 2, s.177.
- 77 Markham O.P., Halford O.K., Bihl D.E., Autenrieth R.E., *J-131 concentrations in air milk and antelops thyroids in Southeastern Idaho milk and antelops thyroids in Southeastern Idaho*, «Health Phys.», 1980, 38, s. 231.
- 78 Żarnowiecki K., *Analiza skażeń promieniotwórczych i zagrożenia radiologicznego w Polsce po awarii elektrowni jądrowej w Czernobylu* «Raport CLOR», 1988, nr 12/D.