



PL0000851

CENTRALNE LABORATORIUM OCHRONY RADIOLOGICZNEJ
CENTRAL LABORATORY FOR RADIOLOGICAL PROTECTION

RAPORT CLOR nr 139

**SKAŻENIA PROMIENIOTWÓRCZE
ŚRODOWISKA i ŻYWNOŚCI w POLSCE
w 1998 roku**

**RADIOACTIVE CONTAMINATION
of ENVIRONMENT and FOOD
in POLAND in 1998**

Dariusz GRABOWSKI
Walenty KUROWSKI
Wojciech MUSZYŃSKI
Barbara RUBEL
Genowefa SMAGAŁA
Justyna ŚWIĘTOCHOWSKA

WARSZAWA 1999

L

31/11

Praca została zrecenzowana przez prof. dr hab. Zbigniewa Szota

© Copyright by CLOR, Warszawa 1999

ISBN 83-901854-8-2

CENTRALNE LABORATORIUM OCHRONY RADIOLOGICZNEJ
ZAKŁAD SKAŻEŃ PROMIENIOTWÓRCZYCH - COPSP
ul. Konwaliowa 7, 03-194 Warszawa

Druk: DRUKPOL Warszawa, ul. Piotra Wysockiego 3

SPIS TREŚCI

CONTENTS

	<u>Strona</u> <u>Page</u>
Streszczenie	
<i>Summary</i>	4
Kontrola skażeń promieniotwórczych w Polsce	
<i>Control of radioactive contamination in Poland</i>	5
Skażenia promieniotwórcze środowiska	
<i>Radioactive environment contamination</i>	8
Moc dawki promieniowania gamma	
<i>Gamma dose rate</i>	8
Powietrze	
<i>Air</i>	10
Opad całkowity	
<i>Total fallout</i>	15
Gleba	
<i>Soil</i>	18
Wody powierzchniowe i woda wodociągowa	
<i>Surface and tap water</i>	19
Skażenia promieniotwórcze produktów żywnościowych	
<i>Radioactive foodstuffs contamination</i>	20
Mleko	
<i>Milk</i>	20
Mięso, drób, ryby, jaja	
<i>Meat, poultry, fish, eggs</i>	23
Warzywa, owoce, zboża, grzyby	
<i>Vegetables, fruit, cereals, mushrooms</i>	25
Roczne wchłonięcia drogą pokarmową	
<i>Annual intake via ingestion</i>	27
Ocena zagrożenia radiologicznego	
<i>Estimation of radiation risk</i>	29
Literatura	
<i>References</i>	31

STRESZCZENIE

Przeprowadzono analizę skażeń sztucznymi izotopami promieniotwórczymi środowiska i żywności w Polsce w roku 1998.

Porównano zarejestrowane wartości skażeń z danymi z lat 1985-1997. Stwierdza się stopniowy spadek poziomu skażeń od okresu awarii w Czarnobylu. Moc dawki promieniowania gamma, skażenia powietrza, opadu całkowitego, wód powierzchniowych i wodociągowych są na poziomie z roku 1985. Wyższe pozostały skażenia gleby izotopami cezu i w konsekwencji wyższe niż przed awarią stężenia tych izotopów w żywności, przede wszystkim pochodzenia zwierzęcego. Obecnie źródłem dodatkowych dawek, otrzymywanych w wyniku skażeń sztucznymi izotopami promieniotwórczymi, są wchłonięcia tych izotopów drogą pokarmową. Nie rejestruje się znaczących regionalnych różnic w poziomie skażenia cezem żywności na terenie kraju. Głównym źródłem cezu w diecie jest mleko, którego udział w rocznej podaży cezu stanowi około 33%.

Średnia roczna dawka efektywna, wynikająca ze spożywania skażonej żywności, otrzymana w roku 1998 przez mieszkańca Polski nie przekroczyła 13 μSv .

SUMMARY

The analysis of the level of radioactive contamination in environmental and food samples was carried out in Poland in 1998.

The results were compared to the data from the period 1985-1997. Since the Chernobyl accident gradual decrease of contamination level has been observed. The gamma dose rate and the contamination of air, fallout, tap and surface water were at the level of 1985. The only contamination enhanced in relation to pre-Chernobyl period was the content of cesium isotopes in soil and as a consequence food contamination was higher particularly milk and meat. At present, the source of additional dose is ingestion of artificial isotopes with food as a result of food contamination. No significant regional differences in the distribution of the level of cesium in food over the territory of Poland has been registered. Milk can be assumed as the main contributor of cesium to the diet, its share is about 33 % of annual intake of cesium. The average effective dose, resulting from the contaminated food consumption, was estimated to be at the level of 13 μSv per capita of the Polish population in 1998.

KONTROLA SKAŻEŃ PROMIENIOTWÓRCZYCH W POLSCE *CONTROL OF RADIOACTIVE CONTAMINATION IN POLAND*

Kontrola skażeń promieniotwórczych w Polsce jest prowadzona w ramach Służby Pomiarów Skażeń Promieniotwórczych (SPSP) oraz państwowego monitoringu środowiska.

Zadaniem SPSP jest wykrywanie skażeń środowiska i żywności sztucznymi izotopami promieniotwórczymi, dokonywanie ich pomiarów oraz opracowywanie analiz i ocen sytuacji radiologicznej [1].

Służbę pomiarów tworzą placówki pomiarowe i Centralny Ośrodek Pomiarów Skażeń Promieniotwórczych. Placówki pomiarowe zorganizowane są w laboratoriach i placówkach kontrolnych należących do różnych instytucji: Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Stacji Sanitarno-Epidemiologicznych, Zakładów Higieny Weterynaryjnej, Stacji Chemiczno-Rolniczych, Przedsiębiorstw Wodociągów i Kanalizacji. Placówki pomiarowe funkcjonalnie podlegają swoim macierzystym instytucjom, natomiast ich merytoryczne działanie jest koordynowane i nadzorowane przez Centralny Ośrodek Pomiarów Skażeń Promieniotwórczych (COPSP). Funkcję COPSP pełni Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej, stanowiące jednocześnie bazę naukowo-badawczą SPSP. Do zadań placówek pomiarowych należy wykrywanie skażeń promieniotwórczych i wykonywanie systematycznych pomiarów pobieranych próbek. Pomiarami skażeń objęte są: powietrze, opad całkowity, opady atmosferyczne, wody powierzchniowe, woda wodociągowa, ścieki, gleba, rośliny i produkty żywnościowe [2].

Placówki pomiarowe w 9 stacjach meteorologicznych pełnią rolę placówek alarmowych, ostrzegających o nadzwyczajnym wzroście poziomu promieniowania na terytorium kraju. Prowadzą ciągłe pomiary mocy dawki promieniowania gamma oraz pomiary globalnej aktywności beta w dobowych próbkach aerozoli powietrza i opadu całkowitego. Placówki alarmowe razem ze stacjami ciągłego monitoringu mierzącymi moc dawki promieniowania gamma i analizującymi widmo promieniowania gamma otoczenia oraz stacjami ASS-500, pozwalającymi na pobieranie dużych próbek aerozoli powietrza, tworzą system wczesnego wykrywania. W sieci wczesnego wykrywania działają również wojskowe placówki pomiarowe, prowadzące ciągłe pomiary mocy dawki. Rysunek 1 przedstawia sieć placówek systemu wczesnego wykrywania (dodatkowo na rysunku zaznaczono granice 8 rejonów kontrolnych, przyjmowanych do analizy skażeń prowadzonej przez SPSP).

W placówkach pomiarowych SPSP stosowane są jednolite metody poboru próbek i pomiarów aktywności. COPSP przeprowadza coroczne interkalibracje sprawdzające pracę laboratoryjną placówek i działanie aparatury pomiarowej [3].

W szerokiej sieci placówek SPSP prowadzone są pomiary globalnej aktywności beta próbek komponentów środowiska i żywności. Proste pomiary globalnej aktywności beta nie dają niezbędnych informacji jakościowych o składzie skażeń i dostatecznych danych do oceny zagrożenia radiologicznego, pozwalają jednak śledzić zmiany poziomu skażeń i wykrywać ich gwałtowny wzrost.

Globalna aktywność beta mierzona jest w cienkiej warstwie popiołu po spopieleniu próbki (lub w sytuacjach awaryjnych w grubej warstwie bez spopielenia) licznikiem

scyntylicyjnym z cienkim scyntylatorem plastikowym. Układ pomiarowy kalibrowany jest wzorcem potas 40. Przy pomiarach aktywności beta filtrów aerozolowych stosowany jest wzorzec stront 90 + itr 90. Dolna granica oznaczalności wynosi 0,1 Bq/próbę.

Część placówek pomiarowych wykonuje oznaczenia stężeń poszczególnych izotopów promieniotwórczych w badanych próbkach metodami radiochemicznymi lub spektrometrią gamma. Próbkę z pozostałych placówek przekazywane są do COPSP, gdzie przeprowadza się takie oznaczenia w próbkach zbiorczych.

Do oznaczania aktywności cezu metodą radiochemiczną wykorzystuje się selektywną sorpcję cezu z roztworu analizowanej próbki w kwasie azotowym na powierzchni złoża AMP (fosfomolibdenianu amonu). W metodzie tej oznacza się sumę izotopów cezu (nie oddziela się poszczególnych izotopów), obecnie jest to jednak głównie Cs-137 (Cs-134 jest praktycznie nie mierzalny w większości próbek środowiskowych i żywności). Aktywność strontu 90 oznacza się poprzez pomiar aktywności itru 90. Z roztworu analizowanej próbki oddziela się stront, po ustaleniu równowagi stront 90 - itr 90 wydziela się itr 90. Pomiary aktywności złoża AMP i preparatu itru 90 przeprowadza się licznikiem scyntylicyjnym, jak globalną aktywność beta, kalibracja układu wzorcami sporządzanymi z roztworów wzorcowych cezu i strontu. Dolna granica oznaczalności wynosi 0,1 Bq/próbę. W sytuacji awaryjnej może być stosowana metoda radiochemiczna do oznaczania aktywności izotopów jodu.

Ponad 40 placówek wyposażonych jest w wielokanałowe spektrometry gamma scyntylicyjne, kilka w spektrometry z detektorem germanowym. Przy wysokich poziomach skażeń placówki mogą wykorzystywać standardową aparaturę pomiarową SAPOS 90 jako prosty spektrometr scyntylicyjny z detektorem NaI do szybkich pomiarów aktywności izotopów cezu i jodu 131.

Dodatkowych istotnych danych do oceny sytuacji radiologicznej dostarczają specjalistyczne programy pomiarowe: pomiary zanieczyszczeń powietrza przyziemnego z wykorzystaniem stacji ASS-500, pomiary środowiskowe tła promieniowania gamma i skażeń promieniotwórczych gleby, badania pionowych rozkładów skażeń promieniotwórczych atmosfery, pomiary skażeń wód powierzchniowych rzek i jezior.

Przedstawiona analiza skażeń sztucznymi izotopami promieniotwórczymi środowiska i żywności w Polsce oparta jest o wyniki pomiarów prowadzonych w placówkach SPSP, wyniki wykonanych w COPSP pomiarów próbek dostarczonych przez placówki oraz wyniki pomiarów specjalistycznych. Wartości skażeń zarejestrowane w roku 1998 porównano z danymi z lat wcześniejszych [2,4,5,6].



Rys. 1. Sieć placówek systemu wczesnego wykrywania (zaznaczono granice 8 rejonów kontrolnych)
Early warning network (with 8 control regions)

SKAŻENIA PROMIENIOTWÓRCZE ŚRODOWISKA RADIOACTIVE ENVIRONMENT CONTAMINATION

MOC DAWKI PROMIENIOWANIA GAMMA GAMMA DOSE RATE

Wielkość mocy dawki promieniowania gamma informuje o napromienieniu ludności ze wszystkich źródeł naturalnych, takich jak promieniowanie kosmiczne, promieniowanie naturalnych izotopów promieniotwórczych znajdujących się w środowisku, a także sztucznych izotopów wprowadzonych do środowiska w wyniku działalności człowieka. Mierzona wartość mocy dawki charakteryzuje się naturalną zmiennością. Jej wielkość zależy od lokalizacji punktu pomiarowego (wysokości nad poziomem morza, szerokości geograficznej, budowy geologicznej terenu) oraz stężeń naturalnych izotopów promieniotwórczych w powietrzu przyziemnym i opadzie całkowitym. Te ostatnie czynniki zależą od aktualnych warunków meteorologicznych i mogą się znacznie zmieniać. Pojawienie się w środowisku sztucznych izotopów gamma promieniotwórczych spowoduje wzrost mierzonej mocy dawki.

Pomiary mocy dawki prowadzono w sposób ciągły w 9 alarmowych placówkach SPSP, w 8 stacjach ciągłego monitoringu [7] oraz w 11 placówkach wojskowej sieci pomiarów skażeń [8]. Do pomiarów wykorzystywano sondy z licznikami G-M.

W tabeli 1 zestawiono średnie roczne wartości mocy dawki i zakres średnich dobowych dla poszczególnych placówek (dla sieci placówek wojskowych podano zakres średnich godzinowych wartości zmierzonych w ciągu roku). Wyniki pomiarów uzyskane z trzech sieci pomiarowych (średnia roczna i zakres średnich dla placówek sieci) wynoszą: 9.1 $\mu\text{R/h}$ i (7.1-11.4) $\mu\text{R/h}$ dla sieci SPSP, 10.7 $\mu\text{R/h}$ i (8-14) $\mu\text{R/h}$ dla sieci wojskowej, 11.3 $\mu\text{R/h}$ i (9.7-12.5) $\mu\text{R/h}$ dla sieci ciągłego monitoringu. Różnice spowodowane są stosowaniem w sondach różnych liczników G-M i różniącą się charakterystyką energetyczną sond. Oczywiście na różne wyniki pomiarów w tych samych miejscowościach ma także wpływ lokalizacja sond.

Średnia moc dawki promieniowania gamma w Polsce w roku 1998 wynosiła 10.4 $\mu\text{R/h}$ (90 nGy/h), zakres średnich dla poszczególnych stacji pomiarowych od 7.1 $\mu\text{R/h}$ (62 nGy/h) do 14 $\mu\text{R/h}$ (122 nGy/h). Podobne wartości rejestrowano w roku 1985 przed awarią w Czarnobylu i w latach 1988-1997. Na mierzone wartości mocy dawki wpływ mają praktycznie tylko naturalne izotopy promieniotwórcze. Stwierdzone niewielkie aktywności izotopów cezu w powietrzu i opadzie całkowitym nie spowodują zauważalnego wzrostu mocy dawki, wpływ promieniowania gamma cezu zawartego w glebie jest nieznaczący.

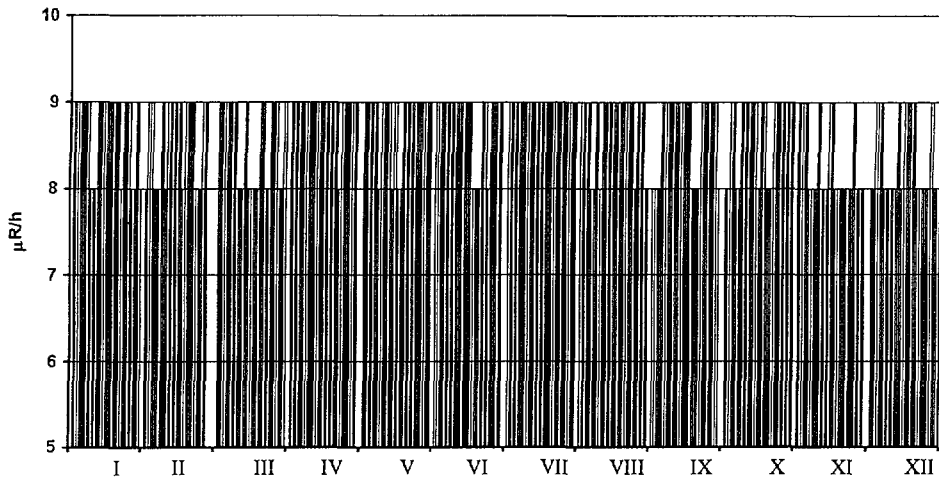
W 255 punktach na terenie kraju prowadzono pomiary środowiskowe dawek za pomocą dawkomierzy termoluminescencyjnych umieszczonych 1m nad ziemią. Wyliczone średnie roczne wartości mocy dawki promieniowania gamma wyniosły od 5.1 $\mu\text{R/h}$ do 13.1 $\mu\text{R/h}$, (44 - 114 nGy/h), średnia dla Polski 8.1 $\mu\text{R/h}$ (70 nGy/h) [9].

Tabela 1. Moc dawki promieniowania gamma w Polsce w roku 1998, [$\mu\text{R/h}$, (nGy/h)]
Gamma dose rate in Poland, 1998, [$\mu\text{R/h}$, (nGy/h)]

	miejsowość <i>location</i>	średnia roczna <i>annual mean</i> $\mu\text{R/h}$ (nGy/h)	zakres średnich dobowych ^(*) <i>range of daily means^(*)</i> $\mu\text{R/h}$ (nGy/h)
Placówki alarmowe SPSP <i>(Alarm stations of Service)</i>	Warszawa	8,6 (75)	8 - 9 (70-78)
	Gdynia	9,2 (80)	8 - 10 (70-87)
	Mikolajki	10,0 (87)	9 - 10 (78-87)
	Poznań	7,1 (62)	7 - 8 (61-70)
	Świnoujście	7,4 (64)	6 - 10 (52-87)
	Legnica	9,2 (80)	7 - 11 (61-96)
	Włodawa	8,1 (70)	8 - 9 (70-96)
	Zakopane Lesko	11,4 (99) 10,9 (95)	10 - 13 (87-113) 10 - 13 (87-113)
Placówki wojskowe <i>(Military stations)</i>	Warszawa	8 (70)	4 - 15 (35-130)
	Szczecin	14 (122)	4 - 18 (35-156)
	Ustka	13 (113)	10-16 (87-139)
	Gdynia	9 (78)	5 - 21 (43-182)
	Bydgoszcz	10 (87)	7 - 22 (61-191)
	Olsztyn	10 (87)	7 - 25 (61-217)
	Poznań	12 (104)	7 - 27 (61-235)
	Wrocław	9 (78)	6 - 22 (52-191)
	Lublin	10 (87)	8 - 22 (70-191)
Kraków	11 (96)	7 - 16 (61-139)	
Rzeszów	12 (104)	7 - 19 (61-165)	
Placówki sieci ciągłego monitoringu <i>(Permanent monitoring stations)</i>	Białystok	11.9 (103)	10.4-15.8 (90-137)
	Gdynia	11.9 (103)	11.4-12.7 (99-110)
	Kraków	12.1 (105)	10.8-13.9 (94-121)
	Lublin	12.5 (109)	11.2-15.0 (97-130)
	Sanok	11.0 (96)	8.6-13.7 (75-119)
	Szczecin	11.0 (96)	9.9-12.7 (86-110)
	Warszawa	9.7 (84)	9.0-10.7 (78-93)
Wrocław	10.0 (87)	9.2-12.0 (80-104)	

(*) dla sieci placówek wojskowych - zakres średnich godzinowych wartości zmierzonych w ciągu roku
for military stations - range of hour means values measured during whole year

Nie zarejestrowano żadnych regularnych zmian wartości mocy dawki w czasie. Występowały jedynie krótkotrwałe wzrosty związane z aktualnymi warunkami meteorologicznymi (np. początek intensywnych opadów atmosferycznych), nie mające jednak istotnego wpływu na średnie dobowe. Na rys 2. przedstawiono przykładowo średnie dobowe wartości mocy dawki w roku 1998 w Warszawie zmierzone w placówce alarmowej SPSP.



Rys.2. Średnia dobowa moc dawki promieniowania gamma w Warszawie w roku 1998
Daily mean gamma dose rate in Warsaw, 1998

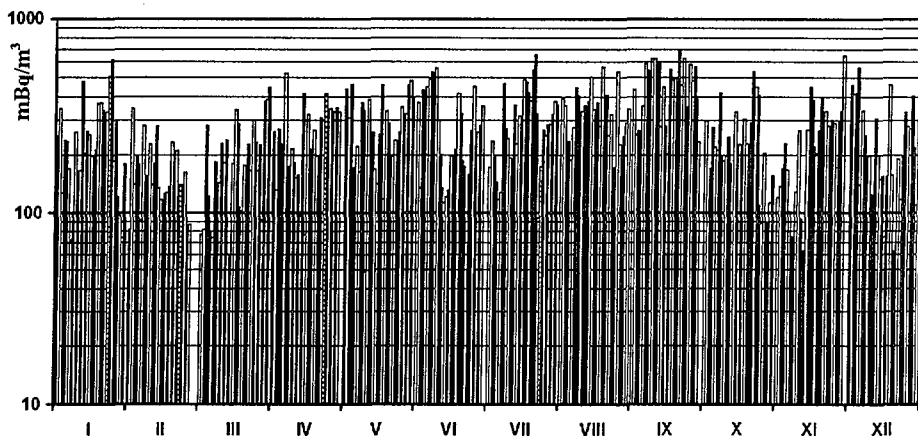
POWIETRZE

AIR

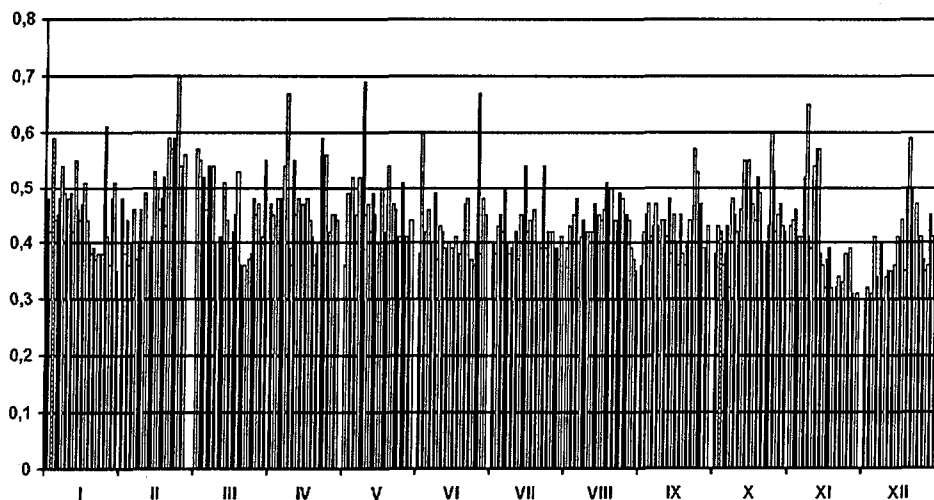
Do najczulszych pomiarów, dających szybką informację o nagłym wzroście skażeń spowodowanych np. awarią jądrową, należą pomiary poziomu skażeń powietrza. Placówki alarmowe prowadzą systematyczne pomiary aktywności beta zbieranych na filtrze dobowych próbek aerozoli powietrza przyziemnego. Przez filtr, umieszczony na wysokości 2 m nad ziemią, przepompowywane jest około 200 - 300 m³ powietrza na dobę.

W sytuacji normalnej na poziom skażeń istotny wpływ mają naturalne izotopy promieniotwórcze, których stężenie może się zmieniać w szerokim zakresie (od milibekereli do kilku bekereli na m³) w zależności od warunków meteorologicznych. Są to głównie krótkożyjące produkty rozpadu radonu 222 i radonu 220. Ich aktywność na filtrze szybko spada. Wykonuje się dwa kolejne pomiary aktywności beta aerozoli zebranych na filtrze: pomiar T₀ zaraz po zakończeniu ekspozycji i pomiar T₁ po 1 godzinie. Jeżeli mierzona aktywność pochodzi jedynie od naturalnych izotopów, wynik drugiego pomiaru jest niższy (stosunek T₁:T₀ jest mniejszy od 0.8). Gdy w powietrzu pojawiają się sztuczne izotopy, o okresach połowicznego rozpadu znacznie dłuższych, wartości T₀ i T₁ będą różniły się nieznacznie i będzie to sygnałem o sytuacji awaryjnej. W ciągu roku 1998 wartości stosunku T₁:T₀ nie przekraczały 0.8. Na rys. 3 pokazano przykładowo zmiany średnich dobowych aktywności beta aerozoli powietrza w Warszawie, mierzonych bezpośrednio po zakończeniu ekspozycji filtru (wartości T₀) a na rys. 4 dobowe wartości stosunku T₁:T₀.

Aby śledzić długookresowe zmiany poziomu skażeń powietrza, aktywność beta zebranych na filtrze aerozoli mierzona jest po 120 godzinach od zakończenia pobierania próbki. Na wynik pomiaru T₁₂₀ składa się aktywność długożyjących naturalnych izotopów (jest ona niewielka - pojedyncze milibekerele na m³) i aktywność sztucznych izotopów pojawiających się w sytuacji nienormalnej.



Rys. 3. Średnie dobowe aktywności beta (T_0) aerozoli powietrza w Warszawie w roku 1998 (pomiar aktywności bezpośrednio po zakończeniu dobowej ekspozycji filtra)
Daily mean beta activity (T_0) of air in Warsaw, 1998 (measurement of activity immediately after 24 hours aerosol sampling)



Rys. 4. Dobowe wartości stosunku $T_1:T_0$ w Warszawie w roku 1998
 (T_0 i T_1 - aktywności beta aerozoli powietrza mierzone natychmiast i po 1 godz. od zakończenia zbierania próbki)
Daily values of $T_1:T_0$ ratio in Warsaw, 1998 (T_0 and T_1 - beta activity of air measured immediately and after 1 hour from collecting of the samples respectively)

W roku 1998 średnie dobowe aktywności beta powietrza zawierały się w granicach $<0.5 - 5 \text{ mBq/m}^3$, średnia roczna dla Polski wynosiła 1 mBq/m^3 . W tabeli 2 podano

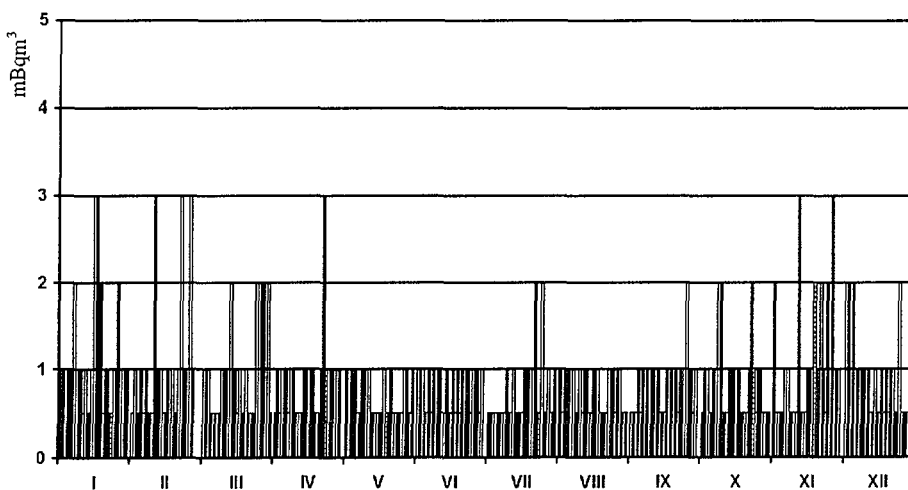
średnie roczne i zakres średnich dobowych aktywności beta powietrza przyziemnego. Nie obserwuje się różnic związanych z miejscem poboru próbek. Zmiany aktywności w czasie są przypadkowe i wynikają jedynie z aktualnych warunków meteorologicznych.

Na rys. 5 pokazano średnią dobową aktywność beta powietrza w Warszawie w roku 1998 (aktywność mierzona po 120 godzinach od zdjęcia filtru).

Tabela 2. Średnia roczna aktywność beta aerozoli powietrza przyziemnego w Polsce w roku 1998, [mBq/m³]

Annual mean beta activity of aerosol in near-ground air in Poland, 1998, [mBq/m³]

miejsowość <i>location</i>	średnia roczna <i>annual mean</i>	zakres średnich dobowych <i>range of daily means</i>
Warszawa	1	<0.5 - 3
Gdynia	1	<0.5 - 3
Mikołajki	1	<0.5 - 4
Poznań	1	<0.5 - 2
Świnoujście	<0.5	<0.5 - 5
Legnica	1	<0.5 - 2
Włodawa	1	<0.5 - 4
Zakopane	1	<0.5 - 2
Lesko	1	<0.5 - 3



Rys. 5. Średnie dobowe aktywności beta powietrza w Warszawie w roku 1998 (pomiar aktywności po 120 godzinach od zakończenia dobowej ekspozycji filtrów)

Daily mean beta activity of air in Warsaw, 1998 (measurement of activity after 120 hours from collecting of the sample)

Wyniki z roku 1998 nie odbiegają od notowanych w latach 1985 i 1987 - 1997. Średnia aktywność beta powietrza w tych latach wynosiła również 1 mBq/m³. Mierzona aktywność jest aktywnością naturalnych długożyjących izotopów. Stężenia sztucznych

izotopów są o 2-3 rzędy niższe i nie wpływają na wynik pomiaru. Natomiast w roku 1986 (awaria w Czarnobylu) średnia roczna aktywność beta powietrza wynosiła 964 mBq/m³.

W 10 punktach na terenie kraju zainstalowane są stacje ASS-500 pobierające na filtr tygodniowe próbki aerozoli powietrza (50 - 80 tysięcy m³ powietrza przepompowywane przez filtr w ciągu tygodnia). Pozwala to na zebranie dużej, dobrze mierzalnej aktywności poszczególnych izotopów promieniotwórczych, nawet jeśli ich stężenie w powietrzu jest śladowe. Oprócz naturalnych izotopów rejestruje się w powietrzu niewielkie stężenia Cs-137, pozostałość po doświadczalnych wybuchach jądrowych i awarii w Czarnobylu. Średnie roczne stężenia Cs-137 w roku 1998 były na poziomie pojedynczych μBq/m³ (tabela 3). Do roku 1994 rejestrowano również śladowe stężenia Cs-134. Od roku 1995 Cs-134 jest już niemierzalny [10].

Tabela 3. Średnie stężenia Cs-137 w powietrzu przyziemnym w Polsce w roku 1998, [μBq/m³], [10]

Average Cs-137 concentration in near-ground air in Poland, 1998, [μBq/m³] [10]

miejsowość <i>location</i>	średnia <i>mean</i>	zakres <i>range</i>
Warszawa	2	<1- 7
Świder	4	<1-31
Białystok	2	<1- 9
Katowice	1	<1-23
Kraków	2	<1-16
Lublin	2	<1- 8
Gdynia	1	<1- 7
Wrocław	1	<1-13
Szczecin	<1	<1- 3
Sanok	1	<1-13

W tabeli 4 przedstawiono zarejestrowane w Warszawie zmiany stężeń Cs-137 w powietrzu przyziemnym w ciągu roku 1998, a w tabeli 5 średnie roczne stężenia Cs-134 i Cs-137 w latach 1985-1998.

Tabela 4. Średnie stężenie Cs-137 w powietrzu przyziemnym w Warszawie w roku 1998, [μBq/m³], [10]

Average concentration of Cs-137 in near-ground air in Warsaw, 1998, [μBq/m³], [10]

miesiąc <i>month</i>	średnia <i>mean</i>	zakres <i>range</i>
styczeń <i>Jan</i>	2	<1-4
luty <i>Feb</i>	1	<1-3
marzec <i>Mar</i>	2	1-3
kwiecień <i>Apr</i>	2	1-3
maj <i>May</i>	3	1-5
czerwiec <i>Jun</i>	3	<1-7
lipiec <i>Jul</i>	1	<1-2
sierpień <i>Aug</i>	1	<1-2
wrzesień <i>Sep</i>	2	1-2
październik <i>Oct</i>	1	<1-2
listopad <i>Nov</i>	2	<1-5
grudzień <i>Dec</i>	2	<1-5

Tabela 5. Średnie roczne stężenia Cs-134 i Cs-137 w przyziemnej warstwie powietrza w Warszawie w latach 1985-1998, [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$], [11]
Mean annual concentration of Cs-134 and Cs-137 in near-ground air in Warsaw in 1985-1998, [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$], [11]

	Cs-134	Cs-137
1985	-	2
1986	27500	56800
1987	8.5	24.2
1988	2.4	10.3
1989	1.1	6.5
1990	1.1	7.4
1991	0.9	4.7
1992	1.4	5.6
1993	0.4	4.5
1994	0.3	3.4
1995	<0.3	3.3
1996	<0.3	3.0
1997		2.0
1998		1.8

Kilkakrotnie w ciągu roku pobierane są aerozolowe próbki powietrza z troposfery i dolnej stratosfery [12,13]. W tabeli 6 podano rozkład pionowy koncentracji izotopów cezu i Sr-90, który otrzymano z pomiarów aerozolowych próbek powietrza pobranych w sierpniu 1998 roku. Typowo rejestruje się wyraźnie wyższe stężenia produktów rozszczepienia w dolnej stratosferze. Od roku 1987 obserwowano również wzrost koncentracji produktów rozszczepienia na wysokości 1 km. Związane jest to najprawdopodobniej z transportem masy powietrza niosącego skażenia w warstwie granicznej Ziemi z wysoko skażonego obszaru wokół Czarnobyla [14]. W 1998 roku w próbkach pobranych w sierpniu wystąpił ten efekt. W dniu pobierania próbek i w okresie poprzedzającym nad Polskę napływały masy powietrza ze wschodu.

Tabela 6. Koncentracja Cs-134+Cs-137 w aerozolowych próbkach powietrza pobranych 20.08.1998 r. z powietrza troposfery i dolnej stratosfery, [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ STP], [14]
Concentration of Cs-134+Cs-137 in aerosol samples taken on 20 Sep., 1998 from tropospheric and low stratospheric air, [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ STP], [14]
Wysokość tropopauzy (Tropopause level) 12,3 km

Wysokość altitude [km]	Cs-134+Cs-137	Sr-90
0	< 2.5	<3.70
1	8.53	3.90
3	3.42	<3.50
6	-	-
9	7.20	<7.22
12	11.70	<11.6
15	35.26	<30.1

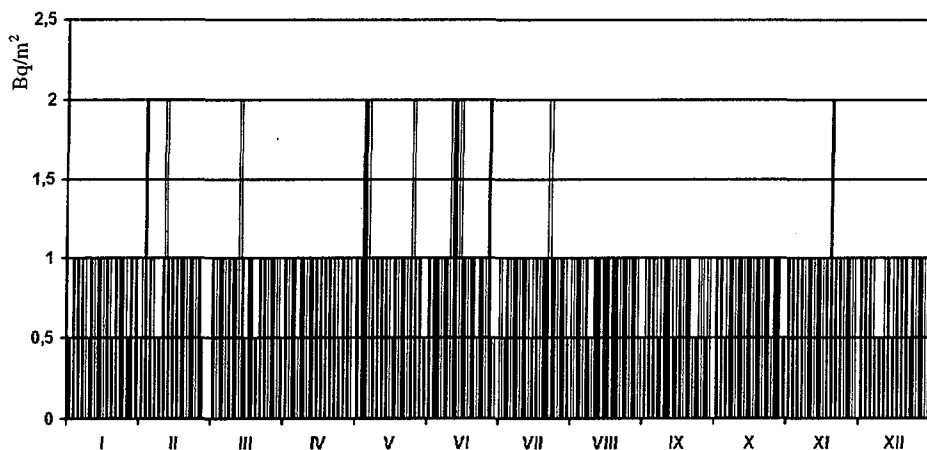
Dolna granica oznaczalności dla sumy cezów i Sr-90 wynosi 6 mBq/próbkę.

OPAD CAŁKOWITY TOTAL FALLOUT

W placówkach alarmowych SPSP zbierane są systematycznie dobowe próbki opadu całkowitego. Po 120 godzinach od zakończenia poboru mierzona jest aktywność beta. Aktywność dobowych próbek w roku 1998 zawierała się w granicach $<0.5 - 12 \text{ Bq/m}^2$. Aktywność ta pochodzi przede wszystkim od naturalnych izotopów promieniotwórczych - długożyjących pochodnych radonu, opadających z aerozolami powietrza na powierzchnię ziemi.

W przebiegu zmian dobowych aktywności opadu w ciągu roku nie stwierdza się regularności. Aktywność dobowej próbki opadu zależy od aktywności powietrza, związanej z warunkami meteorologicznymi i aktualnej sytuacji meteorologicznej, np. opady atmosferyczne wymywają aerozole z dużej warstwy powietrza. Na rys. 6 przedstawiono aktywność beta dobowego opadu całkowitego w Warszawie w roku 1998.

Sumując aktywności opadu dobowego obliczano aktywność opadu miesięcznego i rocznego. W tabeli 7 zestawiono aktywność sumarycznego rocznego opadu w poszczególnych miejscach poboru próbek i zakres aktywności opadu dobowego. Średnia roczna aktywność beta opadu w roku 1998 w Polsce wynosiła 0.32 kBq/m^2 . Wartość ta jest na poziomie notowanych w latach 1985 i 1988-1997 (tabela 8).



Rys. 6. Aktywność beta średniego dobowego opadu całkowitego w Warszawie, 1998
Mean beta activity of daily total fallout in Warsaw, 1998

Tabela 7. Aktywność beta rocznego opadu całkowitego i zakres aktywności opadu dobowego w Polsce w roku 1998.

Annual beta activity of total fallout and range of daily fallout activities in Poland, 1998

miejsowość <i>location</i>	sumaryczny opad roczny [kBq/m ² rok] <i>annual fallout</i> [kBq/m ² year]	zakres aktywności dobowych [Bq/m ²] <i>range of daily fallout</i> <i>activities [Bq/m²]</i>
Warszawa	0.26	<0.5-2
Gdynia	0.23	<0.5-12
Mikołajki	0.40	<0.5-8
Poznań	0.38	<0.5-6
Świnoujście	0.13	<0.5-2
Legnica	0.41	<0.5-4
Włodawa	0.30	<0.5-2
Zakopane	0.43	<0.5-6
Lesko	0.34	<0.5-3

Tabela 8. Aktywność beta średniego rocznego opadu całkowitego w Polsce w latach 1985-1998 [kBq/m²]

Beta activity of mean annual fallout in Poland, 1985-1998, [kBq/m²]

	Aktywność beta [kBq/m ²] <i>Beta activity [kBq/m²]</i>
1985	0.41
1986	19.01
1987	0.53
1988	0.45
1989	0.43
1990	0.39
1991	0.39
1992	0.36
1993	0.36
1994	0.34
1995	0.33
1996	0.34
1997	0.35
1998	0.32

W placówkach pomiarowych SPSP w stacjach sanitarno-epidemiologicznych zbierany jest miesięczny opad całkowity. Pomiar aktywności beta następuje po 5 dniach od zakończenia poboru próbek. Średnia aktywność beta próbek opadu miesięcznego jest około 3 razy niższa niż miesięczna suma aktywności beta próbek opadów dobowych. Wynika to z faktu, że część naturalnych izotopów promieniotwórczych, zbieranych sukcesywnie przez cały miesiąc, ulegnie rozpadowi do czasu pomiaru (np. aktywność beta aerozoli, wypadających na ziemię przez pierwsze doby poboru próbki miesięcznej, jest mierzona po miesiącu a nie po 5 dniach). Konsekwentnie, aktywność beta opadu rocznego, wyliczona jako suma aktywności próbek miesięcznych, jest około 3 razy niższa niż aktywność rocznego opadu wyliczona jako suma aktywności próbek dobowych. W roku 1998 średnia roczna suma miesięcznych aktywności beta opadu całkowitego wynosiła 0.11 kBq/m² rok.

W miesięcznym opadzie całkowitym oznaczana jest aktywność Cs-137 a w próbkach kwartalnych także aktywność Sr-90. W roku 1998 średnia miesięczna aktywność Cs-137 w próbkach opadu zbieranych w placówkach alarmowych była na poziomie 0.1 Bq/m² (tabela 9). Średnia aktywność Cs-137 oraz Sr-90 w rocznym opadzie całkowitym w roku 1998 wynosiła odpowiednio 1.0 i <1.0 Bq/m². Obecnie Cs-134 jest niemierzalny, jego aktywność stanowi <1% aktywności Cs-137. W tabeli 10 zestawiono średnie aktywności tych izotopów w latach 1985-1998 w próbkach opadu zbieranego w placówkach alarmowych.

Tabela 9. Aktywność Cs-137 w średnim miesięcznym opadzie całkowitym w Polsce w roku 1998, [Bq/m²miesiąc]

Activity of Cs-137 in mean monthly fallout in Poland, 1998, [Bq/m²month]

miesiąc	month	Cs-137
styczeń	Jan	0.07
luty	Feb	0.10
marzec	Mar	0.07
kwiecień	Apr	0.08
maj	May	0.13
czerwiec	Jun	0.12
lipiec	Jul	0.08
sierpień	Aug	0.04
wrzesień	Sep	0.05
październik	Oct	0.05
listopad	Nov	0.10
grudzień	Dec	0.10

Tabela 10. Aktywność Cs-134, Cs-137 i Sr-90 w średnim rocznym opadzie całkowitym w Polsce w latach 1985 - 1998, [Bq/m² rok]

Activity of Cs-134, Cs-137 and Sr-90 in annual mean fallout in Poland, 1985 - 1998, [Bq/m² year]

	Cs-134	Cs-137	Sr-90
1985	-	6	2
1986	753	1511	22
1987	8	22	3.9
1988	3	12	4.0
1989	1.6	8	1.9
1990	1.0	7.6	2.0
1991	0.5	5.3	1.6
1992	0.2	3.8	<1.2
1993	<0.2	3.8	<1.2
1994	<0.2	2.2	<1.2
1995	<0.2	2.4	<1.0
1996	<0.2	1.3	<1.0
1997	<0.1	1.5	<1.0
1998		1.0	<1.0

W próbkach miesięcznego opadu całkowitego, zbieranych w szerokiej sieci placówek oznaczana jest sumaryczna aktywność izotopów cezu (praktycznie jest to tylko aktywność Cs-137). Średnia roczna w roku 1998 wynosiła 1.6 Bq/m².

GLEBA SOIL

Sieć placówek pomiarowych prowadzi bieżącą kontrolę skażeń promieniotwórczych gleby mierząc globalną aktywność beta. Prosta metoda pomiarowa pozwala na śledzenie zmian poziomu skażeń. Średnia aktywność beta gleby w roku 1998 wynosiła 386 Bq/kg (zakres 190 - 711 Bq/kg) co odpowiada aktywności 58 kBq/m² (zakres 29 - 107 kBq/m²) w warstwie 10 cm (przy gęstości gleby średnio 1.5 kg/dm³) i była na poziomie rejestrowanym w latach 1989 - 1997.

Na mierzoną aktywność składają się naturalne izotopy promieniotwórcze szeregów uranowego i torowego oraz potas 40, a także sztuczne izotopy promieniotwórcze opadające na powierzchnię ziemi jako opad promieniotwórczy, które kumulują się w glebie.

Stężenia izotopów naturalnych szeregów promieniotwórczych w glebie zależą od budowy geologicznej terenu i mogą się znacznie zmieniać w zależności od rejonu poboru próbek i rodzaju gleby. Dominującym izotopem naturalnym w glebie jest potas 40.

Stężenia sztucznych izotopów promieniotwórczych znajdujących się w glebie są pochodną aktywności tych izotopów w opadzie promieniotwórczym. Osiedlają one na powierzchni ziemi a następnie migrują w głąb. Izotopy promieniotwórcze są związane w glebie zależnie od jej rodzaju i stąd migracja jest różna. Cez w glebie nie uprawianej pozostaje praktycznie w warstwie do 10 centymetrów. Obecnie w glebie pozostają jedynie długożyjące izotopy, przede wszystkim Cs-137, w mniejszym stężeniu Cs-134 i znacznie mniejszym Sr-90.

Co 2 lata prowadzona jest kontrola poziomu skażeń gleby poszczególnymi izotopami naturalnymi i sztucznymi. W październiku 1998 w 255 punktach na terenie kraju pobrano próbki gleby z warstwy 10 cm i przeprowadzono wstępne pomiary stężeń izotopów naturalnych i cezu 137. Średnie stężenie K-40 wynosi około 350 Bq/kg, radu 226 około 20 Bq/kg, aktynu 228 około 17 Bq/kg i Cs-137 około 3.7 kBq/m² [9]. Wartości te nie odbiegają istotnie od zarejestrowanych w roku 1996 [15]. Stężenie izotopów naturalnych są na poziomie średnich światowych [16].

W tabeli 11 zestawiono aktywności Cs-134 i Cs-137 w próbkach gleby z warstwy 10 cm pobranych w Polsce w latach 1988-1998 [9]. W kolejnych latach średnie stężenia Cs-137 zmieniały się nieznacznie, stężenia Cs-134 malały zgodnie z rozpadem tego izotopu. Dalsze zmniejszanie się stężeń cezu będzie wynikiem rozpadu promieniotwórczego i nieznacznej migracji w glebie.

Przed awarią w Czarnobylu rejestrowano stężenia cezu w glebie w zakresie 0.2 - 0.95 kBq/m².

Tabela 11. Stężenia Cs-134 i Cs-137 w 10 cm warstwie gleby w Polsce w latach 1988 - 1998, (wartości średnie i zakres), [kBq/m²], [9,11,15]
Concentration of Cs-134 and Cs-137 in the top 10 cm soil layer in Poland, 1988- 1998, (mean values and range), [kBq/m²],[9,11,15]

	Cs-134	Cs-137
1988	0.99 (0.03-20.1)	4.7 (0.21-81.0)
1989	0.72 (0.04-9.0)	4.7 (0.74-57.8)
1990	0.51 (0.02-6.8)	4.7 (0.76-54.5)
1992	0.25 (0.01-3.4)	4.2 (0.51-49.9)
1996	<0.1 (<0.1-1.3)	3.7 (0.31-37.6)
1998(*)		3.7 (0.69-34.7)

(*) na podstawie wstępnych pomiarów

Rozkład skażeń gleby jest zgodny z rozkładem aktywności cezu w opadzie całkowitym w czasie awarii w roku 1986. Niewielkie aktywności cezu w opadzie całkowitym w następnych latach nie mają istotnego wpływu na poziom skażenia gleby. Długożyjące izotopy skumulowane w glebie: Cs-134, Cs-137 i Sr-90 są stopniowo uwalniane i przyswajane przez rośliny. W konsekwencji powoduje to wyższe niż przed awarią stężenia tych izotopów w produktach żywnościowych.

WODY POWIERZCHNIOWE I WODA WODOCIĄGOWA *SURFACE AND TAP WATER*

Prowadzono pomiary stężeń Cs-137 w wodach powierzchniowych rzek i jezior. Próbkę pobierano w ustalonych punktach dwukrotnie w roku z rzek i raz z jezior [17]. Stężenia Cs-137 były na poziomie od kilku do kilkunastu mBq/l. Wyniki zestawiono w tabeli 12.

Tabela 12. Aktywność Cs-137 w wodach powierzchniowych w Polsce w roku 1998
[mBq/l], [17]
Activity of Cs-137 in surface water in Poland, 1998, [mBq/l], [17]

zbiorniki wodne <i>water reservoirs</i>	średnia <i>mean</i>	zakres <i>range</i>
Wisła i jej dopływy <i>Wisla river with tributaries</i>	5.1	3.0 - 7.8
Odra i jej dopływy <i>Odra river with tributaries</i>	7.7	3.5 - 17.9
Rzeki Przymorza <i>Coastal rivers</i>	2.3	1.9 - 2.7
Jeziora <i>Lakes</i>	8.2	3.5 - 21.4

Wartości średnie są nieznacznie wyższe w stosunku do uzyskanych z pomiarów prowadzonych w roku 1997. Średnio około 2/3 zarejestrowanych aktywności cezu zawarte jest w wodzie odfiltrowanej (przesączonej), pozostała część w zawieszynie.

W wodach powierzchniowych rzek, w rejonach ujęć wody wodociągowej, placówki pomiarowe SPSP oznaczają globalną aktywność beta: średnia aktywność wynosiła 133 mBq/l, zakres 21-332 mBq/l. Są to wartości bliskie aktywności potasu 40 w wodach rzek.

W wybranych próbkach wód powierzchniowych z rzek i jezior oznaczano zawartość trytu. Stężenia trytu w roku 1998 były w zakresie od 1.1 do 2.0 Bq/l w rzekach a w jeziorach od 1.2 do 1.9 Bq/l [17].

Kontrola stężenia trytu prowadzona jest w wodzie wodociągowej w Warszawie i w miesięcznych opadach atmosferycznych. Średnie miesięczne stężenia trytu w wodzie wodociągowej zawierały się w granicach 1.3 - 1.7 Bq/l a w wodzie opadowej 0.8 - 2.0 Bq/l. Są to wartości na poziomie notowanym w ostatnich latach [18].

SKAŻENIA PROMIENIOTWÓRCZE PRODUKTÓW ŻYWNOŚCIOWYCH

RADIOACTIVE FOODSTUFFS CONTAMINATION

Jedną z dróg przedostawania się izotopów promieniotwórczych do organizmu człowieka jest droga pokarmowa. Dla oszacowania dawki, jaką otrzymuje człowiek w wyniku spożywania żywności zawierającej izotopy promieniotwórcze, konieczne jest określenie wchłonięć tych izotopów z racją pokarmową. Można to uzyskać w oparciu o oznaczone stężenia izotopów w poszczególnych produktach żywnościowych i przyjęty udział tych produktów w racji pokarmowej. Przeciętny skład racji pokarmowej jest różny dla różnych grup ludności i zależy np. od wieku, płci, zwyczajów żywieniowych, rodzaju wykonywanej pracy. Dla oceny składu przeciętnej racji pokarmowej można przyjąć średnie statystyczne spożycie produktów żywnościowych.

W sieci placówek SPSP kontrolowano wszystkie ważne produkty żywnościowe: mleko, mięso, warzywa, owoce, zboża. Do oznaczania aktywności izotopów promieniotwórczych stosowano metody radiochemiczne i spektrometrię gamma.

MLEKO

MILK

Skażenie promieniotwórcze mleka jest reprezentatywne dla oceny wchłonięć izotopów promieniotwórczych z żywnością. Izotopy promieniotwórcze pojawiają się w mleku stosunkowo szybko po skażeniu organizmu krowy a ponadto znaczny jest udział mleka w racji pokarmowej człowieka.

W aktualnej sytuacji istotne jest skażenie mleka cezem 137. Cez 134 jest praktycznie niemierzalny (jego aktywność stanowi mniej niż 1% aktywności cezu 137), stężenia strontu 90 są niewielkie.

Oznaczano aktywność Cs-137 w miesięcznych próbkach mleka rynkowego z województw. Średnia roczna aktywność wynosiła 0.9 Bq/l, zakres średnich miesięcznych 0.1- 9.5 Bq/l. W tabeli 13 przedstawiono średnie miesięczne aktywności izotopów cezu dla Polski i zakres aktywności dla poszczególnych próbek. Średnie roczne aktywności w większości województw były poniżej średniej krajowej lub na jej poziomie, w 8 województwach powyżej średniej.

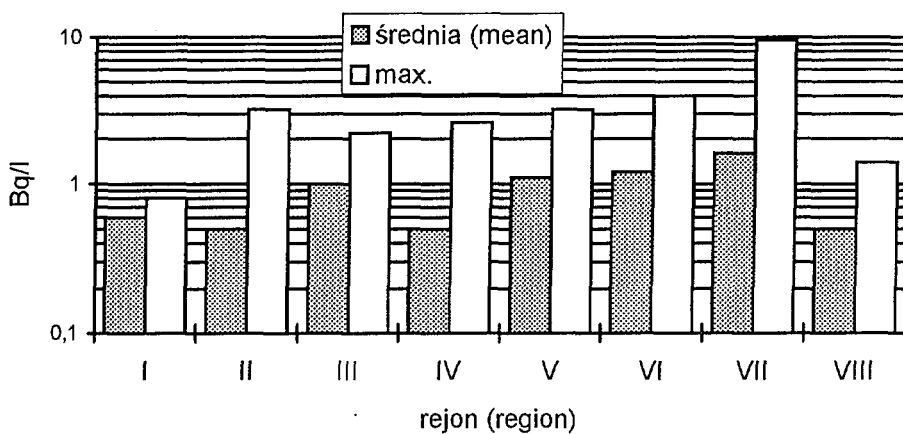
Na rysunku 7 przedstawiono średnie i maksymalne aktywności Cs-137 w ośmiu rejonach kontrolnych. Wartości minimalne są na poziomie <0.1-0.2 Bq/l. Rozkład średnich skażeń mleka na terenie kraju jest ogólnie zgodny z rozkładem średnich skażeń gleby w poszczególnych rejonach.

Rysunek 8 pokazuje zróżnicowanie stężeń cezu 137 w mleku w poszczególnych województwach w rejonie VII. Maksymalne stężenia wystąpiły w opolskim, gdzie również najwyższe są skażenia gleby. Różnice w stężeniu cezu w miesięcznych próbkach są często spowodowane losowością w ich pobieraniu. Skażenia gleby, a więc i paszy zielonej, różnią się znacznie na obszarze województwa. Próbkę mleka rynkowego pobrane do analizy nie zawsze pochodzą z tych samych części województwa, również partie mleka mogą pochodzić z innych województw.

Tabela 13. Średnia aktywność Cs-137 w miesięcznych próbkach mleka w Polsce w roku 1998, [Bq/l].

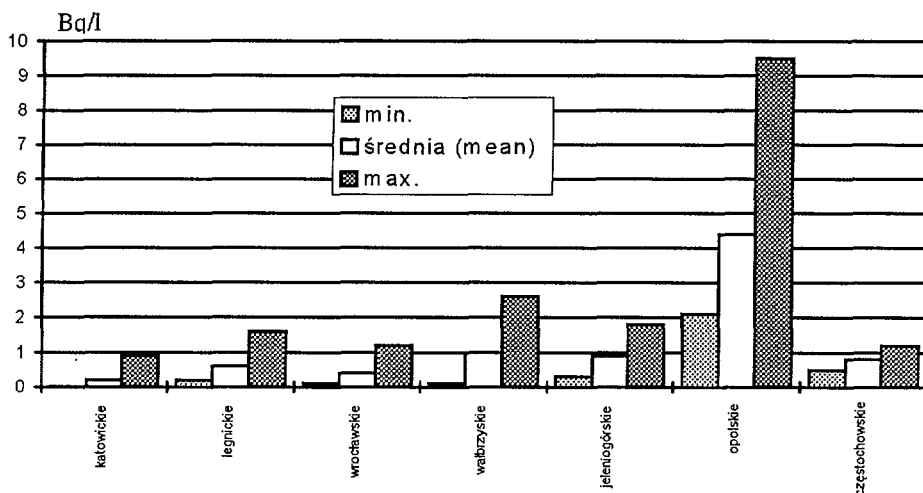
Average activities of Cs-137 in monthly milk samples in Poland, 1998, [Bq/l].

miesiąc	month	średnia mean	zakres range
styczeń	Jan	1.0	<0.1-5.1
luty	Feb	0.9	<0.1-5.7
marzec	Mar	1.0	<0.1-7.3
kwiecień	Apr	0.9	<0.1-3.8
maj	May	0.8	<0.1-3.9
czerwiec	Jun	0.7	<0.1-2.2
lipiec	Jul	1.0	<0.1-9.5
sierpień	Aug	1.0	<0.1-5.7
wrzesień	Sep	1.1	<0.1-5.4
październik	Oct	0.9	<0.1-6.2
listopad	Nov	0.9	<0.1-4.7
grudzień	Dec	1.1	<0.1-4.5



Rys. 7. Aktywność Cs-137 w mleku w 8 rejonach w Polsce w roku 1998, [Bq/l].

Activity of Cs-137 in milk in 8 regions in Poland, 1998, [Bq/l]



Rys. 8. Aktywność Cs-137 w mleku w województwach rejonu VII w roku 1998 [Bq/l]
Activity of Cs-137 in milk in voivodships of region VII, 1998 [Bq/l].

We wszystkich analizowanych próbkach mleka aktywność strontu 90 zawierała się w granicach <0.05 - 0.15 Bq/l.

W tabeli 14 porównano średnie roczne aktywności izotopów cezu i strontu 90 w mleku w Polsce od roku 1985.

Tabela 14. Średnie roczne aktywności Cs-134, Cs-137 i Sr-90 w mleku w Polsce w latach 1985-1998, [Bq/l].
Annual mean activities of Cs-134, Cs-137, Sr-90 in milk in Poland, 1985 - 1998, [Bq/l].

	Cs-134	Cs-137	Sr-90		Cs-134	Cs-137	Sr-90
1985	-	0.3	<0.1	1992	<0.1	1.1	<0.1
1986	2.5	5.2	0.1	1993	<0.1	1.0	<0.1
1987	1.5	4.2	0.1	1994	<0.1	1.0	<0.1
1988	0.4	1.8	<0.1	1995		1.0	<0.1
1989	0.3	1.5	<0.1	1996		0.9	<0.1
1990	0.2	1.4	<0.1	1997		0.9	<0.1
1991	0.1	1.3	<0.1	1998		0.9	<0.1

Powadzono kontrolę stężeń izotopów Cs-137+Cs-134 w odtuszczonej mleku w proszku przeznaczonym na eksport. Korzystano z prostej scyntylicyjnej spektrometrii gamma. Wyniki pomiarów przedstawiają praktycznie aktywność Cs-137 (udział Cs-134 poniżej 1%). Otrzymane wyniki zawierają się od <5 do 90 Bq/kg, co w przeliczeniu na mleko płynne odpowiada zakresowi <0.4 - 7.5 Bq/l i jest zgodne z wynikami analiz mleka płynnego.

MIEŚO, DRÓB, RYBY, JAJA
MEAT, POULTRY, FISH, EGGS

Kontrolę skażeń mięsa prowadzono pobierając raz na kwartał w każdym województwie próbki różnych gatunków mięsa (wołowina, wieprzowina, cielęcina, baranina). Aktywność izotopów cezu w próbkach oznaczano metodą radiochemiczną. W taki sam sposób badano skażenia ryb i drobiu. Podobnie jak dla mleka udział Cs-134 jest do zaniedbania.

W tabeli 15 zestawiono średnie wartości stężeń cezu 137 i zakres wyników pomiarów pojedynczych próbek. Dla mięsa jedynie w nielicznych próbkach wołowiny rejestrowano wartości wyższe niż 5 Bq/kg. W tabeli 16 zestawiono średnie roczne aktywności Cs-137 w analizowanych produktach od 1985 roku.

Tabela 15. Aktywność Cs-137 w mięsie, drobiu, rybach i jajach w Polsce w roku 1998 [Bq/kg].

Activity of Cs-137 in meat, poultry, fish and eggs in Poland, 1998, [Bq/kg]

produkt	product	średnia mean	zakres range
mięso	meat	2.3	<0.1 -13.4
drób	poultry	0.7	<0.1 - 5.7
ryby	fish	1.0	<0.1 - 7.9
jaja	eggs	0.7	<0.1 - 4.7

Tabela 16. Średnia roczna aktywność Cs-137 w mięsie, drobiu, rybach i jajach w Polsce w latach 1985 - 1998. [Bq/kg].

Annual average activity of Cs-137 in meat, poultry, fish and eggs in Poland, 1985 - 1998, [Bq/kg].

	mięso meat	drób poultry	ryby fish	jaja eggs		mięso meat	drób poultry	ryby fish	jaja eggs
1985	0.8	0.3	0.3	-	1992	2.5	1.0	1.6	0.7
1986	16.4	3.1	6.3	2.4	1993	2.1	0.8	1.5	0.6
1987	12.3	1.7	3.8	0.7	1994	2.6	0.7	2.2	0.6
1988	3.6	0.6	2.7	0.7	1995	2.0	0.8	2.7	0.6
1989	3.8	1.1	2.4	0.7	1996	2.5	0.9	2.4	0.7
1990	4.4	1.3	2.8	0.8	1997	1.9	0.8	1.7	0.7
1991	4.0	1.2	2.8	0.5	1998	2.3	0.7	1.0	0.7

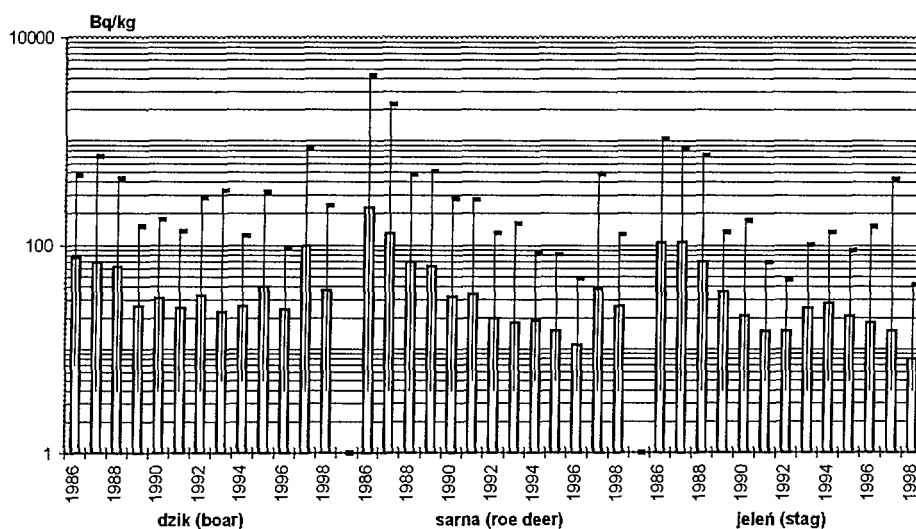
W roku 1998 skażenia cezem mięsa i drobiu przeznaczonego na eksport były w zakresie od <5 Bq/kg do 5 Bq/kg.

Wyraźnie wyższe pozostają skażenia cezem dziczyzny. Aktywność Cs-137 w mięsie dzików, saren i jeleni w roku 1998 zestawiono w tabeli 17. Cs-134 był mierzalny jedynie w nielicznych próbkach (dla próbek o najwyższej aktywności był na poziomie 1 Bq/kg).

Tabela 17. Aktywność Cs-137 w dziczyźnie w Polsce w roku 1998 [Bq/kg]
Activity of Cs-137 in venison in Poland, 1998. [Bq/kg].

	średnia (mean)	zakres (range)
dzik (boar)	37	<5 - 242
sarna (roe-deer)	26	<5 - 128
jeleń (stag)	8	<5 - 42

Na rys. 9 przedstawiono aktywność cezu 137 w dziczyźnie w latach 1986 - 1998. Poziom stężenie cezu w ostatnich latach niewiele się zmienia. Wyższe skażenia dziczyzny wynikają ze specyfiki zachowania się cezu w środowisku leśnym. Cez wolno wnika w głąb gleby, kumuluje się w ściółce leśnej, mchach i porostach, stanowiących pożywienie dzikich zwierząt. Duży rozrzut wyników jest rezultatem osobniczych właściwości zwierząt a także różnic w sposobie odżywiania się.



Rys. 9 Aktywność Cs-137 w dziczyźnie w Polsce w latach 1986-1998 (wartości średnie i zakres), [Bq/kg].

Activity of Cs-137 in venison in Poland (mean and range values), 1986 - 1998, [Bq/kg].

WARZYWA, OWOCE, ZBOŻA, GRZYBY
VEGETABLES, FRUIT, CEREALS, MUSHROOMS

Stężenia Cs-137 w produktach roślinnych w roku 1998 były przeciętnie na poziomie pojedynczych Bq/kg. Cs-134 był niemierzalny. W tabeli 18 zestawiono średnie i zakres wartości uzyskanych z pomiarów poszczególnych próbek warzyw, owoców i zbóż. Wielkości stężeń nie zmieniały się istotnie w ciągu ostatnich lat i były praktycznie porównywalne ze stężeniami w roku 1985. W tabeli 19 porównano średnie roczne stężenia Cs-137 w latach 1985-1998.

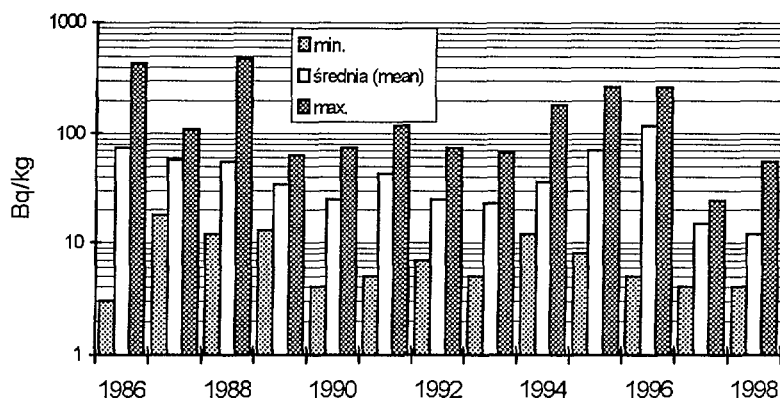
Wyższe stężenia cezu w stosunku do innych owoców notowano w leśnych czarnych jagodach (średnia 12 Bq/kg, zakres 5-259 Bq/kg). Na rys. 10 przedstawiono wartości średnie i zakres aktywności Cs-137 w czarnych jagodach w latach 1986-1998.

Tabela 18. Aktywność Cs-137 w warzywach, owocach i zbożu w Polsce, 1998 [Bq/kg].
Activity of Cs-137 in vegetables, fruit and cereals in Poland, 1998, [Bq/kg].

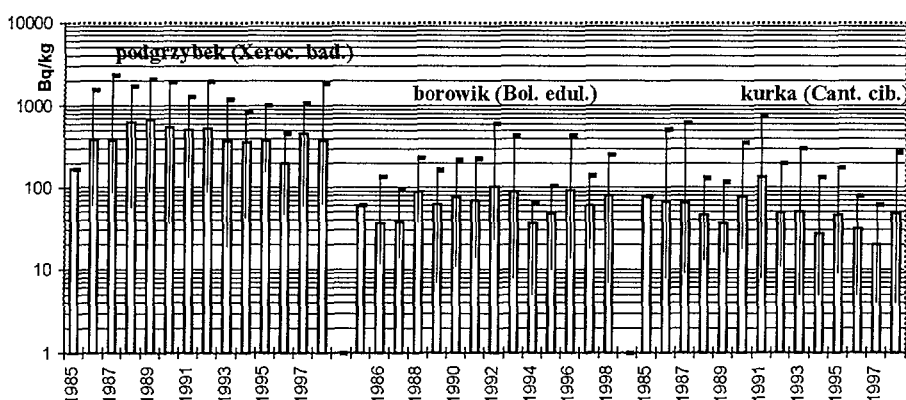
Produkt	product	średnia mean	zakres range
ziemniaki	potatoes	0.6	<0.1 - 2.4
warzywa:	vegetables:		
korzeniowe	roots	0.5	<0.1 - 3.4
kapustne	leafy	0.7	<0.1 - 6.0
strączkowe	leguminous	0.7	<0.1 - 3.2
cebulowe	onion	1.1	<0.1 - 4.2
owoce	fruit	0.5	<0.1 -11.3
zboża	cereals	0.2	0.1 - 0.3

Tabela 19. Średnia aktywność Cs-137 w warzywach, owocach i zbożach w Polsce w latach 1985 - 1998 [Bq/kg].
Average activity of Cs-137 in vegetables, fruit and cereals in Poland, 1985-1998, [Bq/kg].

	ziemniaki potatoes	warzywa vegetables	owoce fruit	zboża cereals
1985	0.2	0.7	0.4	0.6
1986	1.2	5.0	8.2	7.4
1987	0.8	1.0	3.6	0.9
1988	0.7	0.7	0.8	0.9
1989	0.8	0.8	0.6	0.7
1990	0.8	0.8	0.8	0.8
1991	0.9	0.9	0.7	0.6
1992	0.5	0.5	0.5	0.2
1993	0.4	0.5	0.5	0.2
1994	0.6	0.5	0.5	0.4
1995	0.6	0.5	0.5	0.3
1996	0.6	0.5	0.5	0.2
1997	0.6	0.5	0.5	0.2
1998	0.6	0.6	0.5	0.2



Rys. 10. Aktywność Cs-137 w czarnych jagodach w Polsce w latach 1986 - 1998 [Bq/kg]
Activity of Cs-137 in blueberries in Poland, 1986-1998, [Bq/kg]



Rys. 11. Aktywność Cs-137 w grzybach: podgrzybkach, borowikach i kurkach (wartości średnie i maksymalne), w latach 1985-1998, [Bq/kg]
Activity of Cs-137 in mushrooms: Xerocomus badius, Boletus edulis, Cantharellus cibarius in Poland, (mean and max. values), 1985-1998, [Bq/kg].

Wysoki poziom skażeń izotopami cezu utrzymywał się w grzybach leśnych. Średnie stężenia cezu 137 (i zakres) w roku 1998 wynosiły: 373 Bq/kg (63-1863 Bq/kg) w podgrzybkach, 80 Bq/kg (7-254 Bq/kg) w borowikach i 48 Bq/kg (<5-267 Bq/kg) w kurkach. Podobnie jak dla innych produktów aktywność Cs-134 w grzybach w roku 1998

nie przekraczała 1 % aktywności Cs-137 i dla najwyższej aktywności próbek wynosiła pojedyncze Bq/kg. Na rys. 11 przedstawiono średnie i maksymalne aktywności Cs-137 w trzech gatunkach grzybów: podgrzybkach (*Xerocomus badius*), borowikach (*Boletus edulis*) i kurkach (*Cantharellus cibarius*) w latach 1985 - 1998. Wysokie skażenia grzybów, podobnie jak dziczyzny, wynikają z zachowania się cezu w środowisku leśnym. Warto zwrócić uwagę, że w pojedynczych próbkach grzybów leśnych z roku 1985 zarejestrowano wysoką aktywność Cs-137 (podgrzybek 169 Bq/kg, borowik 60 Bq/kg, kurka 77 Bq/kg) w stosunku do innych produktów. Stąd można wnioskować, że znaczący udział w skażeniu grzybów leśnych cezem 137 mają pozostałości tego izotopu z okresu wybuchów jądrowych. Potwierdza to analiza stosunku aktywności izotopów cez 134 i cez 137 w grzybach w roku 1986 [19]. Zawartość cezu w grzybach hodowlanych była na poziomie poniżej 1 Bq/kg.

ROCZNE WCHŁONIĘCIA DROGĄ POKARMOWĄ ANNUAL INTAKE VIA INGESTION

Przyjmując średnie wartości skażeń izotopami promieniotwórczymi poszczególnych produktów żywnościowych i średnie spożycie w ciągu roku obliczono roczną podaż cezu 137 i strontu 90 drogą pokarmową. W roku 1998 udział mleka w rocznej podaży Cs-137 stanowił 33%, mięsa 25%. Wysokie spożycie ziemniaków, warzyw, zbóż powoduje, że mimo niskiej aktywności Cs-137 w tych produktach, wnoszą one po około 10-15% Cs-137 do rocznej podaży. W tabeli 20 przedstawiono średnią roczną podaż Cs-137 z różnymi produktami żywnościowymi w roku 1998, a w tabeli 21 średnią roczną podaż izotopów cezu i Sr-90 w ostatnich 14 latach.

Tabela 20. Średnia roczna podaż Cs-137 w przeciętnej racji pokarmowej w Polsce w roku 1998

Annual mean intake of Cs-137 due to the average individual diet in Poland, 1998.

Produkt <i>product</i>	Roczne spożycie [kg/rok], [20] <i>Annual consumption</i> [kg/year]	Średnie stężenie Cs-137 [Bq/kg] <i>Mean Cs-137 concentration</i> [Bq/kg]	Roczna podaż [Bq/rok] <i>Annual intake</i> [Bq/year]
mleko <i>milk</i>	196.0	0.9	176.4
mięso <i>meat</i>	57.5	2.3	132.3
ryby <i>fish</i>	6.7	1.0	6.7
drób <i>poultry</i>	12.4	0.7	8.7
jaja <i>eggs</i>	9.4	0.7	6.6
ziemniaki <i>potatoes</i>	134.0	0.6	80.4
warzywa <i>vegetables</i>	116.0	0.6	69.6
owoce <i>fruit</i>	53.0	0.5	26.5
zboża <i>cereals</i>	120.0	0.2	24.0

Tabela 21. Średnia roczna podaż Cs-134, Cs-137 i Sr-90 z żywnością w Polsce w latach 1985 - 1998. [Bq/rok]
Annual mean intake of Cs-134, Cs-137 and Sr-90 via ingestion in Poland, 1985-1998. [Bq/year]

	Cs-134	Cs-137	Sr-90		Cs-134	Cs-137	Sr-90
1985	-	325	110	1992	<39	605	<110
1986	2054	4324	131	1993	<27	518	<110
1987	805	2246	115	1994	<25	596	<110
1988	247	1014	119	1995	<16	521	<110
1989	163	939	115	1996	<12	566	<110
1990	128	945	112	1997	<5	473	<110
1991	91	896	112	1998	<5	531	<110

W tabelach nie uwzględniono dziczyzny i grzybów, których skażenie cezem jest znacznie wyższe niż pozostałych produktów żywnościowych. Jednak udział tych produktów w średniej rocznej racji pokarmowej w Polsce jest mały i nie wpływa istotnie na średnią roczną podaż izotopów cezu.

Poziom Cs-137 w rocznej diecie praktycznie nie zmienia się od 1993 roku. Różnice mogą wynikać z błędów oznaczeń stężeń Cs-137 w poszczególnych produktach oraz zmian składu statystycznej diety w kolejnych latach.

OCENA ZAGROŻENIA RADIOLOGICZNEGO ESTIMATION OF RADIATION RISK

Skażenia środowiska i żywności sztucznymi izotopami promieniotwórczymi powodują otrzymywanie przez ludzi dodatkowych dawek promieniowania.

Źródłami tych dawek mogą być:

- napromienienie zewnętrzne promieniowaniem gamma izotopów opadających na powierzchnię ziemi, znajdujących się w glebie i w powietrzu nad powierzchnią ziemi;
- skażenia wewnętrzne spowodowane wdychaniem izotopów z powietrzem;
- skażenia wewnętrzne drogą pokarmową.

Pierwszy z wymienionych czynników jest charakteryzowany przez moc dawki promieniowania gamma. Średnia moc dawki w roku 1998 wynosiła 10,4 $\mu\text{R/h}$ i była na poziomie wartości z okresu przed awarią w Czarnobylu. Promieniowanie izotopów cezu obecnych w powietrzu w stężeniu 2 $\mu\text{Bq/m}^3$ i opadających na powierzchnię ziemi w ilości 1 Bq/m^2 rok może dać dawkę ekspozycyjną 1 m nad powierzchnią ziemi znacznie poniżej 0,01 $\mu\text{R/h}$. Procesy migracji cezu w głąb ziemi powodują, że promieniowanie cezu kumulowanego w glebie jest osłabione przez warstwę gleby. Można ocenić, że promieniowanie cezu zawartego w glebie w ilości 3 - 4 kBq/m^2 daje moc dawki 1 metr nad ziemią rzędu 0,1 $\mu\text{R/h}$. Narazenie zewnętrzne spowodowane promieniowaniem sztucznych izotopów jest więc pomijalnie małe wobec promieniowania naturalnego.

Również wpływ skażeń wewnętrznych drogą inhalacyjną jest do pominięcia. Jeśli przyjąć, że człowiek wdycha rocznie 8000 m^3 powietrza zawierającego 2 $\mu\text{Bq/m}^3$ cezu, to tą drogą dostaje się do organizmu około 0,02 Bq cezu rocznie.

Obecnie decydującym źródłem dodatkowych dawek są wchłonięcia izotopów drogą pokarmową. Należy pamiętać, że w warunkach awarii sytuacja zagrożenia może być zupełnie inna. Po awarii w Czarnobylu w roku 1986 w Polsce średnie roczne dawki skuteczne od zewnętrznego napromienienia i skażeń inhalacyjnych były porównywalne z dawką od skażeń żywności cezem.

W roku 1998 średnia podaż Cs-137 z przeciętną racją pokarmową wynosiła 531 Bq. Roczne limity wchłonięć izotopów drogą pokarmową, równoważne dawce skutecznej 1 mSv [21], wynoszą:

dla Cs-137	- 80000 Bq/rok,
dla Cs-134	- 60000 Bq/rok,
dla Sr-90	- 20000 Bq/rok.

Na ich podstawie obliczono średnią roczną dawkę skuteczną otrzymaną w wyniku spożywania skażonej żywności, zawierającej sztuczne izotopy promieniotwórcze. W tabeli 22 zestawiono średnie roczne dawki skuteczne spowodowane wchłonięciem z żywnością I-131, Cs-137, Cs-134 i Sr-90 w latach 1985-1998.

W roku 1998 średnia roczna dawka skuteczna od wchłonięć sztucznych izotopów nie przekraczała 13 $\mu\text{Sv/rok}$. Uwzględniając lokalne różnice w poziomie skażeń cezem i różnice w składzie rocznej racji pokarmowej można przyjąć, że maksymalne dawki od wchłonięć cezu mogą być 5-krotnie wyższe.

Tabela 22. Średnia roczna dawka skuteczna otrzymywana w Polsce w wyniku wchłonięć z żywnością sztucznych izotopów promieniotwórczych w latach 1985-1998, [μSv]
Annual mean effective dose due to radionuclides intake via ingestion in Poland in 1985-1998, [μSv].

	I-131	Cs-134	Cs-137	Sr-90
1985		-	4	6
1986	124 ^{*)}	34	54	7
1987		13	28	6
1988		4	13	6
1989		3	12	6
1990		2	12	6
1991		2	11	6
1992		1	8	<6
1993		<1	6	<6
1994		<1	7	<6
1995		<1	7	<6
1996			7	<6
1997			6	<6
1998			7	<6

^{*)} [22]

Przyjęta w Polsce roczna dawka graniczna dla osób narażonych na wpływ promieniowania jonizującego wskutek skażeń promieniotwórczych środowiska wynosi 1 mSv [21]. Limit ten jest zgodny z zalecanym przez Międzynarodową Agencję Energii Atomowej i Międzynarodową Komisję Ochrony Radiologicznej. Średnia roczna dawka skuteczna, otrzymana w roku 1998 przez mieszkańca Polski w wyniku skażeń środowiska i żywności sztucznymi izotopami promieniotwórczymi, stanowi pojedyncze procenty rocznej dawki granicznej.

Warto zwrócić uwagę, że w Polsce średnia roczna podaż z żywnością naturalnego potasu 40 wynosi około 50 kBq, a wynikająca stąd dawka 250 μSv .

Średnia roczna dawka skuteczna od wszystkich naturalnych źródeł promieniowania wynosi około 2.4 mSv [15].

PODZIĘKOWANIE

Autorzy wyrażają podziękowanie pracownikom placówek pomiarowych Służby Pomiarów Skażeń Promieniotwórczych.

Przedstawiony raport jest wynikiem wspólnej pracy wszystkich zaangażowanych w systematyczne prowadzenie pomiarów.

LITERATURA

REFERECES

- [1]. Uchwała nr 265/64 Rady Ministrów z dnia 29 sierpnia 1964 r. w sprawie organizacji i zakresu działania służby pomiarów skażeń promieniotwórczych; Bezpieczeństwo Jądrowe i Ochrona Radiologiczna, Biuletyn Informacyjny, Dodatek nr 2: zbiór przepisów prawnych, Warszawa, 1991.
- [2]. D. Grabowski, Zagrożenie radiologiczne człowieka i środowiska w Polsce; Archiwum Ochrony Środowiska, 1-2, 167, 1985.
- [3]. B. Rubel, D. Grabowski, W. Kurowski, W. Muszyński, J. Świętochowska, Interkalibracja 1998 cz. I i II; Raport CLOR/COPSP nr 2/98 i 3/98, Warszawa, 1998.
- [4]. D. Grabowski, S. Jankowska, W. Muszyński, M. Petrykowska, B. Rubel, Wpływ awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu na sytuację radiologiczną w Polsce; CLOR, Warszawa, 1990.
- [5]. D. Grabowski, W. Kurowski, W. Muszyński, B. Rubel, J. Świętochowska, J. Wilgos, Skażenia promieniotwórcze środowiska i żywności w Polsce w 1997 roku; Raport CLOR nr 133/D, Warszawa, 1998.
- [6]. D. Grabowski, Stan skażeń promieniotwórczych i zagrożeń radiologicznych w Polsce w latach 1986-1995 będących następstwem awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu; Bezpieczeństwo Jądrowe i Ochrona Radiologiczna, Biuletyn Informacyjny PAA nr 1/96 (Vol. 26), Warszawa, 1996.
- [7]. K. Isajenko, P. Lipiński, Eksploatacja i modernizacja sieci DARMS. Sprawozdanie dla PAA, CLOR, Warszawa 1999.
- [8]. Dane z pomiarów Wojskowej Sieci Pomiarów Skażeń.
- [9]. M. Biernacka, J. Henschke, J. Jagielak, A. Sosińska, Monitoring skażeń promieniotwórczych - pomiary tła promieniowania gamma oraz skażeń promieniotwórczych powierzchni ziemi. Raport dla PIOŚ, CLOR, Warszawa, 1999.
- [10]. M. Bysiek, M. Biernacka, J. Jagielak, Wykonywanie pomiarów w sieci wysokoczułych stacji ASS 500; Raport dla PAA CLOR, Warszawa, 1999.
- [11]. J. Jagielak, M. Biernacka, D. Grabowski, J. Henschke, Zmiany sytuacji radiologicznej środowiska Polski w okresie 10 lat po awarii w Czarnobylu; PIOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 1996.
- [12]. L. Kownacka, Z. Jaworowski, Nuclear Weapon and Chernobyl Debris in the Troposphere and Lower Stratosphere; The Science of the Total Environment, 144 (1994) 201-215.
- [13]. L. Kownacka, J. L. Borkowski, Changes in the Vertical Distribution of Fission Products over Poland During the Period 1973-1994; Acta Geophysica Polonica, Vol. XLIV, No 1, 1996.
- [14]. L. Kownacka, Raport CLOR w opracowywaniu
- [15]. J. Jagielak, M. Biernacka, J. Henschke, A. Sosińska, Radiologiczny Atlas Polski 1997, PIOŚ/CLOR, Biblioteka Monitoringu, Warszawa 1998.
- [16]. Sources, Effects and Risk of Ionising Radiation; UNSCEAR, 1988 Report.
- [17]. T. Wardaszko, I. Radwan, R. Klimowski, Z. Pietrzak-Flis, Monitoring skażeń promieniotwórczych: pomiary skażeń promieniotwórczych wód i osadów dennych rzek jezior. CLOR, 1999, Sprawozdanie dla PIOŚ.

- [18]. T. Wardaszko, I. Radwan, CLOR, wyniki nie publikowane.
- [19]. D. Grabowski, W. Muszyński, B. Rubel, M. Petrykowska, G. Smagała, W. Łada, Acitivity of Cesium-134 and Cesium-137 in Game and Mushrooms in Poland, *The Science of the Total Environment*, 157 (1994) 227-229.
- [20]. *Rocznik Statystyczny 1998*, GUS, Warszawa.
- [21]. Zarządzenie Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki z dnia 31 marca 1988r. w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego i wskaźników pochodnych określających zagrożenie promieniowaniem jonizującym, M. P. z 1988r. nr 14, poz. 124.
- [22]. K. Żarnowiecki, Analiza skażeń promieniotwórczych i zagrożenia radiologicznego w Polsce po awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu, Raport CLOR nr 120/D, 1988.