

Katarzyna POLIT

Zespół Szkół Mech. - Elektrycznych w Żywcu

Radioaktywność żywności

Metody pomiaru i normy międzynarodowe

Streszczenie. W treści pracy opisany został wpływ promieniowania jonizującego na żywność. Poruszone są aspekty zdrowotne - w jaki sposób żywność może zostać napromieniowana i jak organizm ludzki reaguje na podwyższone koncentracje izotopów radioaktywnych, szczególnie po katastrofie w Czernobylu, przedstawiony też jest kontrowersyjny temat celowego napromieniowania pożywienia, aby poprawić jego jakość.

1. Przyczyny skażenia promieniotwórczego środowiska i żywności

Człowiek narażony jest na promieniowanie jonizujące pochodzące ze źródeł zewnętrznych i wewnętrznych, takich jak:

- napromieniowanie 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. Jej średnia moc w roku 1993 wynosiła 9, 6 $\mu\text{R} / \text{h}$ i była na poziomie wartości z okresu przed awarią w Czernobylu. Stąd można wnioskować, że wyższe niż przed awarią skażenia powietrza, opadu całkowitego i gleby nie wpływają na wynik pomiaru mocy dawki. Promieniowanie izotopów cezu obecnych w powietrzu w stężeniu 4 $\mu\text{Bq} / \text{m}^3$ i

opadających na powierzchnię ziemi w ilości $3 \text{ Bq} / \text{m}^3$ / rok może dawać dawkę ekspozycyjną 1 m nad powierzchnią ziemi znacznie poniżej $0,01 \mu\text{R} / \text{h}$. Procesy migracji cezu w głąb gleby powodują, że promieniowanie cezu kumulowanego w glebie jest osłabione przez warstwę gleby. Można ocenić moc dawki od promieniowania gamma cezu zawartego w glebie w ilości $4 \text{ kBq} / \text{m}^2$ na poziomie $0,1 \mu\text{R} / \text{h}$. Narazenie zewnętrzne powodowane promieniowaniem sztucznych izotopów jest więc pomijalnie małe wobec promieniowania naturalnego.

Również wpływ skażeń wewnętrznych drogą inhalacyjną jest do pominięcia. Jeżeli przyjąć, że człowiek wdycha rocznie 8000 m^3 powietrza zawierającego $4 \mu\text{Bq} / \text{m}^3$ cezu, to tą drogą dostaje się do organizmu około $0,03 \text{ Bq}$ cezu rocznie.

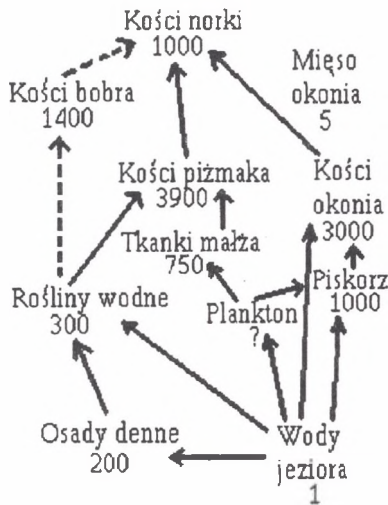
Nie jest możliwe ustalenie aktualnego progu szkodliwości promieniowania. Genetycy na ogół są zgodni co do tego, że próg szkodliwości w stosunku do genów nie istnieje. W chwili obecnej ustala się tymczasowo "minimalne dopuszczalne poziomy", zarówno dla dawki, jak i dla zawartości różnych radionuklidów w środowisku. Postępowanie to jest dobre dopóty, dopóki wiadomo, że te poziomy nie są jeszcze zbliżone do żadnej ze znanych wartości progowych. Przez ostatnie lata "dopuszczalne poziomy dla człowieka" zostały zrewidowane i obniżone. Istnieje szeroko rozpowszechnione przekonanie, że jeżeli człowiek, tak jak każdy organizm, jest wrażliwy na promieniowanie, to wystarczy kontrolować je i utrzymywać na niskim poziomie w tym mikrośrodkowisku, w którym człowiek aktualnie żyje. Jest to niebezpieczne uproszczenie. Skażenia promieniotwórcze gleby, oceanów czy innych środowisk, w których człowiek nie przebywa, mają jednak wpływ na jego życie. Przede wszystkim każda substancja promieniotwórcza o długim okresie połowicznego rozpadu wprowadzona do środowiska w jakimkolwiek miejscu biosfery, wcześniej lub później znajdzie się w ciele człowieka. Aby ochronić człowieka pod względem radiobiologicznym, musimy w dostateczny sposób zatroszczyć się o radiologiczny stan ekosystemów.

Jakkolwiek promieniowanie nie wywiera wpływu na wchłanianie izotopów przez organizmy, to jednak gdy zostanie zaabsorbowane, działa na tkanki szkodliwie. Wyznaczając "maksymalnie dopuszczalne poziomy" przy usuwaniu odpadów promieniotwórczych do środowiska należy liczyć się z "ekologiczną koncentracją". Izotopy odkładają się w pewnych tkankach. Współczynnik koncentracji jest prawdopodobnie większy w środowiskach ubogich w pokarm niż w środowiskach w pokarm obfitujących. Ogólnie biorąc, tendencje do gromadzenia pierwiastków wydają się większe w ekosystemach wodnych niż w lądowych

wskutek tego, że przepływ biogenów w środowisku wodnym jest szybszy niż w środowisku glebowym.

Z definicji, współczynnikiem koncentracji radionuklidu nazywamy stosunek zawartości radionuklidu w organizmie do jego zawartości w środowisku. Współczynnik koncentracji danego izotopu w organizmie nie jest określeniem jego radioaktywności, lecz po prostu obrazuje w sposób wymierny różnicę między jego stężeniem.

Pierwsze dane dotyczące koncentracji radionuklidów w łańcuchach pokarmowych: wodnym i lądowym uzyskali radioekolodzy z Amerykańskiej Komisji Energii Hanford nad rzeką Kolumbia we wschodniej części stanu Washington (Foster i Rostenbach 1954 r., Hanson i Kornberg 1956 r., Davis i Foster 1958 r.).



Rys. 1. Stężenie strontu ^{90}Sr promieniotwórczego w różnych częściach łańcucha pokarmowego w małym jeziorze kanadyjskim skażonym wysokoaktywnymi odpadami. Współczynniki kumulacji (średnie) obliczono w odniesieniu do wody, w której ilość radionuklidu przyjmuje się za 1 (wg Phel, 1963, za zezw. Atomic Energy of Canada Limited)

Promieniotwórczy pył opadający na ziemię po wybuchach atomowych jest nazywany opadem promieniotwórczym. Materiał ten w atmosferze miesza się i oddziałuje z cząstkami pochodzenia naturalnego (naturalny opad) oraz z zanieczyszczeniami z powietrza, których ilość człowiek stale zwiększa. Rodzaj opadu promieniotwórczego zależy od typu bomby. Istnieją dwa typy bomby jądowej: bomba rozszczepialna, w której pierwiastki ciężkie, takie

jak uran i pluton, ulegają rozszczepieniu, przy czym zostaje uwolniona energia oraz promieniotwórcze "produkty rozszczepienia", oraz bomba termojądrowa, w której lekkie składniki (deuter) łączą się tworząc składnik cięższy, przy czym uwalnia się energia i neutrony. Broń termojądrowa wytwarza na jednostkę wyzwalanej energii mniej produktów rozszczepienia, a więcej neutronów (które wzbudzają radioaktywność w otoczeniu) niż broń jądrowa. Opad radioaktywny po eksplozjach różni się od materiału zawartego w opadach promieniotwórczych tym, że w opadzie radionuklidy są stopione z żelazem, krzemem, kurzem i wszystkim, co było w pobliżu i tworzą nierozpuszczalne cząstki. Cząstki te przylegają silnie do liści roślin, gdzie mogą nie tylko powodować uszkodzenia radiacyjne żywych tkanek, lecz także mogą być zjedzone przez trawożerne zwierzęta i rozpuszczone przez soki trawienne w ich przewodach pokarmowych. Tak więc w pewnym stopniu opad taki może dostać się do łańcucha pokarmowego, bezpośrednio do poziomu roślinożerców, czyli do konsumentów pierwszego rzędu.

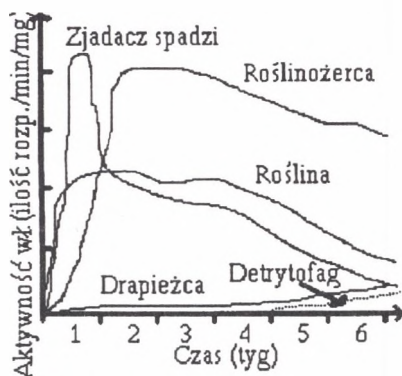
Opad promieniotwórczy pochodzący z wybuchów niewielkich bomb atomowych lub eksplozji wywołanych w celach pokojowych (kopalnie odkrywkowe, kopanie przystani, kanałów) w większości osadza się na wąskiej liniowej drodze w kierunku wiatru. Niektóre jednak z najmniejszych cząstek mogą ulec znacznemu rozproszeniu i opaść z deszczem na bardzo oddalonych obszarach. Całkowita ilość skażeń maleje wraz z odległością od miejsca wybuchu, jednak pewne biologicznie ważne nuklidy, a zwłaszcza stront-90, docierają do populacji zwierząt odległych o 50 do 100 mil od punktu wybuchu (Nishita i Larson 1967). Cez-137 jest także najbardziej rozpuszczalnym składnikiem opadu promieniotwórczego o dalekim zasięgu. Wielkie, o dużej mocy, megatonowe bomby jądrowe, które wyprodukowano w latach 60. wyrzuciły do atmosfery materiały radioaktywne, w wyniku czego nastąpiło skażenie w skali globu opadem promieniotwórczym, które będzie trwało przez wiele lat. Ilość tego opadu na danym terenie jest prawie proporcjonalna do ilości opadów atmosferycznych.

Badania skutków opadu na atolach Pacyfiku wskazują, że do morskiego łańcucha pokarmowego wchodzi inne radionuklidy niż do lądowego. Takie składniki, które tworzą trwałe kompleksy z materią organiczną, jak kobalt-60, żelazo-59, cynk-65 i mangan-54 oraz te, które są obecne w postaci cząstek lub tworzą układy koloidowe (^{144}Ce , ^{144}Pr , ^{95}Zr , ^{106}Rh), dostają się w dużych ilościach do organizmów morskich. W przeciwieństwie do tego, w roślinach lądowych znajdowane są w większych ilościach rozpuszczalne produkty

rozszczerzenia, takie jak stront-90 i cez-137. Izotopy wzbudzone zostają związane w detrytusie i znajduje się je zwykle w ciałach zwierząt morskich, ale nie w morskich roślinach ani organizmach lądowych. Wy tłumaczyć to można tym, że w morskich ekosystemach przeważają detrytusożerce i organizmy filtrujące. Jest to przykład, że czynnik skażający omija pierwszy poziom troficzny łańcucha pokarmowego i wnika bezpośrednio do ogniw konsumentów.

Ilość pochodzących z opadu radionuklidów, która wchodzi do łańcucha pokarmowego i ewentualnie zostaje przekazana człowiekowi, zależy nie tylko od ilości pochodzącej z atmosfery, lecz także od struktury ekosystemu i od jego biochemicznych cykli. Ogólnie biorąc, większa porcja opadu promieniotwórczego wchodzi do łańcucha pokarmowego w środowisku uboższym pod względem pokarmowym. W środowiskach bogatych w składniki pokarmowe duża pojemność absorpcyjna gleb i osadów powoduje takie rozcieńczenie tego opadu, że rośliny pobierają go stosunkowo mało. Roślinność gleb ubogich, a więc torfowisk, wrzosowisk, wychodni granitowych, łąk alpejskich i tundry działa jak pułapka opadu, co powoduje pobieranie radionuklidów przez zwierzęta, a te przechodzą przez poszczególne ogniw łańcucha pokarmowego do człowieka, jednak koncentracja w tkankach ludzkich jest, ogólnie biorąc, nie tak wysoka jak u zwierząt. Człowiek jest w pewnym stopniu chroniony, zajmuje bowiem końcową pozycję w łańcuchu pokarmowym, a w wyniku zabiegów technologicznych, część skażeń z żywności zostaje usunięta.

Jednakże w arktycznych i podarktycznych regionach, gdzie podstawowym pokarmem jest mięso reniferów, zawartość cezu-137 u ludzi wynosiła w 1965 r. od 5 - 45 nCi/ kg wagi ciała. Zawartość ta była tak wysoka jak u jeleni z terenów przybrzeżnych. Renifery ulegają w znacznym stopniu skażeniu przez zjadanie ubogiej roślinności tundry. Stąd też populacje ludzkie, takie jak Eskimosi i Lapończycy, są zagrożone w większym stopniu promieniowaniem z wewnętrznych źródeł niż z tła zewnętrznego. Jednakże nikt jeszcze dokładnie nie wie w jakim stopniu jest to szkodliwe, ale pewne jest, że decydującym źródłem dodatkowego promieniowania otrzymywanego przez człowieka jest wchłonięcie izotopów drogą pokarmową.



Rys. 2. Schemat pobierania radionuklidu w czasie na różnych poziomach troficznych

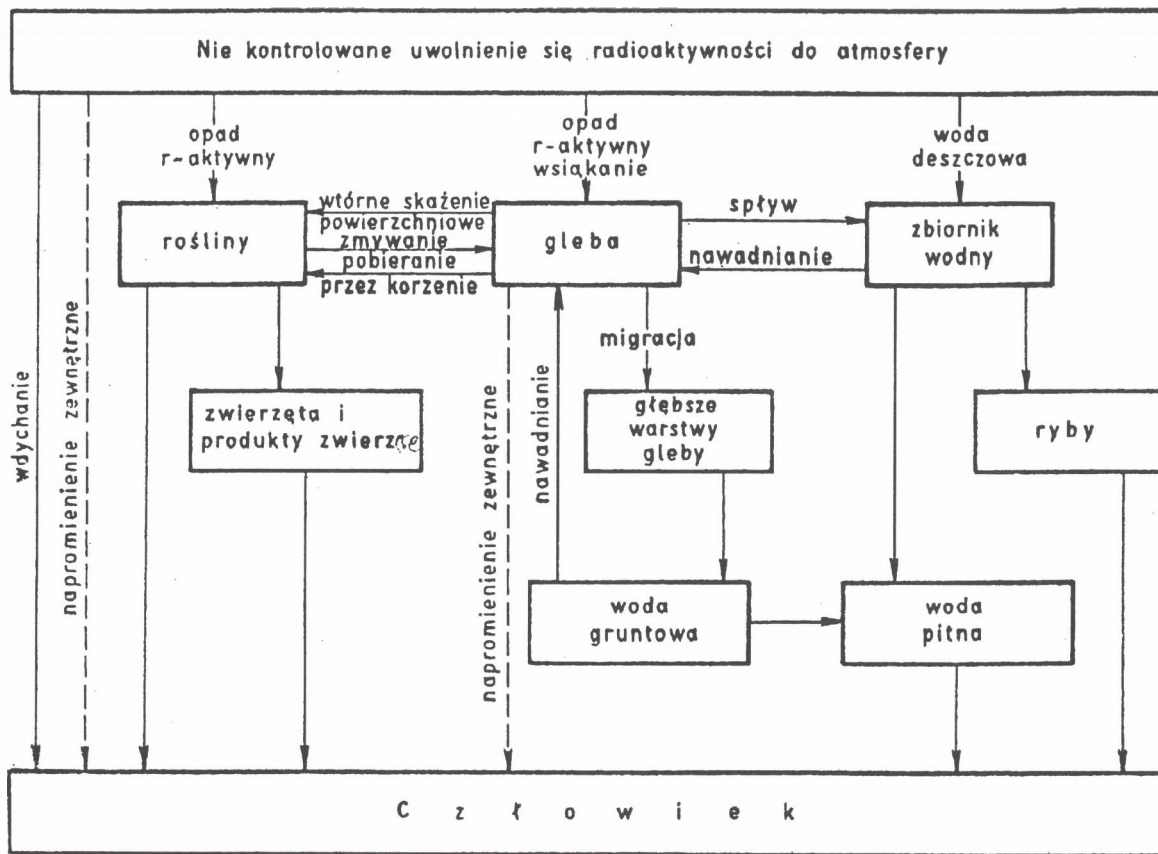
2. Skażenie żywności radionuklidami

Spośród kilkudziesięciu izotopów promieniotwórczych, występujących w sposób naturalny w przyrodzie, zaledwie kilka z nich obecnych jest w różnych produktach spożywczych. Należą do nich przede wszystkim ^3H , ^{14}C , ^{40}K oraz izotopy radu, toru i ich pochodne. Najbardziej rozpowszechniony jest izotop potasu ^{40}K oraz izotop węgla ^{14}C , które w organizmie standardowego człowieka (70 kg) stanowią radioaktywność około 10 000 Bq. Pozostałe izotopy naturalne, jak ^{226}Ra , ^3H i inne, które przedostały się do ustroju człowieka drogą pokarmową, występują w ilościach śladowych.

W największym stopniu żywność, zarówno pochodzenia roślinnego jak i zwierzęcego, skażona jest radiopotasem ^{40}K . Potas-40 jest izotopem długożyjącym ($T_{1/2} = 1,3 \times 10^9$ lat), emitującym cząstki beta (88%) oraz gamma (12%). Biologiczny okres połówkowego wydalenia z organizmu jest stosunkowo krótki i wynosi od kilkudziesięciu do 150 dni.

Faktyczne zagrożenie dla człowieka stanowią izotopy sztucznie wytworzone, które w sposób niekontrolowany przedostały się do środowiska, powodując m. in. skażenie żywności (ilustruje to rys. 3).

W wyniku rozszczepienia ciężkiego jądra atomu (uranu, plutonu) powstaje ponad 100 różnych izotopów promieniotwórczych, jednakże tylko kilka z nich ma praktyczne znaczenie w przypadku skażenia żywności. Należą do nich głównie izotopy jodu, cezu i strontu.



Rys.3. Narazenie człowieka na niekontrolowane uwolnienie się radioaktywności

Spośród izotopów jodu największe znaczenie ma jod-131 o półokresie rozpadu $T_{1/2} = 8,14$ dni i biologicznym okresie połówkowego wydalania z organizmu (tarczycy) 90 dni. Izotop ten emituje cząstki beta i kwanty gamma. Izotop ^{131}J przedostaje się do organizmu człowieka poprzez spożywanie skażonego mleka, jak również drogą inhalacyjną. Gromadzi się on prawie wyłącznie w tarczycy i ten organ jest narażony na dawkę promieniowania pochodzącą przede wszystkim od cząstek beta.

Po awarii reaktora jądrowego w Czernobylu 26. 06. 1986 r. duże ilości tego izotopu uwolniły się w sposób niekontrolowany do atmosfery i przemieściły się na znaczne odległości skażając środowisko. Według Raportu Komisji Rządowej do Spraw Oceny Promieniowania Jądrowego i Działań Profilaktycznych z czerwca 1986 r. maksymalne skażenie mleka ($^{131}\text{J} - 2000 \text{ Bq/l}$) wystąpiło w okolicach Lublina 29. 04. 86 r. W następnych dniach aktywność radiojodu spadała i 20 maja stwierdzono jeszcze w mleku 200 Bq/l . Gdyby mleko o powyższym skażeniu zostało spożyte i cały zawarty w nim jod zaabsorbowany przez tarczycę, to organ ten otrzymałby wówczas dawki promieniowania odpowiednio : 110 mrem i 11 mrem. Według dostępnych danych średnie maksymalne skażenie mleka w Polsce wynosiło pod koniec kwietnia 1986 r. około 600 Bq/l , co mogło, przyjmując powyższe założenia powodować dawkę promieniowania na tarczycę w wysokości 33 mrem.

W grupie izotopów cezu największe znaczenie wzbudza ^{137}Cs , którego połowiczny okres rozpadu wynosi $T_{1/2} = 30,4$ lat, emituje głównie kwanty gamma, a biologiczny okres połówkowego wydalania z organizmu jest zbliżony do potasu. Jest on dość równomiernie rozmieszczony w organizmie człowieka, a w szczególności w tkankach mięśniowych. Drugi izotop cezu ^{134}Cs ma mniejsze znaczenie, nie jest bowiem produktem rozszczepienia, a powstaje w wyniku oddziaływania neutronu na cez stabilny.

Asortyment żywności skażonej cezem jest znacznie bogatszy aniżeli w przypadku radiojodu. Jako potasowiec, cez występuje w mleku, mięsie i produktach roślinnych. Zagrożenie radiologiczne pochodzące z izotopów cezu jest znacznie mniejsze aniżeli przy skażeniu izotopami jodu. Nie ma bowiem w organizmie krytycznego organu dla występowania tego izotopu, a ponadto emituje on kwanty gamma, które w bardzo niewielkim stopniu narażają organizm człowieka na dawki wewnętrzne.

Jak już wspomniane zostało, pod koniec serii doświadczalnych wybuchów jądrowych w atmosferze w 1963 r. na terenie płn. Szwecji poziom cezu-137 wahał się w świeżym mięsie

reniferów od 185 do 1850 Bq/ kg. Należy dodać, iż dla Lapończyków mięso reniferów stanowi podstawowe źródło białka. Wykonane za pomocą tzw. licznika całego ciała (WBC) pomiary tego izotopu w organizmie człowieka wykazywały radioaktywność w granicach 11 000 Bq, a więc ponad dwukrotnie więcej w stosunku do naturalnego radiopotasu.

Na terenie Finlandii stwierdzono w owym czasie w świeżej wołowinie 37 Bq/ kg, która w tym kraju w ok. 25% stanowiła źródło skażeń. Największe skażenie organizmu pochodziło od spożywania mleka (ok. 50%), zaś pozostałe 25% przypadało na inne produkty spożywcze, głównie pochodzenia roślinnego.

Według danych raportu, miesiąc po awarii w Czernobylu stwierdzono w Polsce w mięsie zwierząt rzeźnych 22 Bq/ kg ^{137}Cs oraz 10 Bq/ kg ^{137}Cs . Należy dodać, że poziom tego izotopu w późniejszym okresie mógł wzrosnąć, szczególnie w mięsie zwierząt łownych.

W kontekście wypadku w Czernobylu importer amerykański przetworów mięsnych ustanowił w czerwcu 1986 r. normę dla izotopów cezu w wysokości 75 000 pCi, czyli 750 Bq/ kg produktu. Należy podkreślić, że żadna ocena mięsa w Polsce nie wykazywała tak wysokiego poziomu radiocezu.

Największe zagrożenie dla człowieka stwarza izotop strontu-90. Według norm Międzynarodowej Komisji Ochrony Radiologicznej dopuszcza się maksymalne dzienne spożycie tego izotopu w wysokości 2, 5 Bq dla człowieka dorosłego i 1, 7 Bq dla 1-letniego dziecka. Tak rygorystyczne postępowanie w przypadku skażenia żywności radiostrontem 90 jest zrozumiałe, gdyż jako wapniowiec lokalizuje się on głównie w tkance kostnej i jako emiter cząstek beta może powodować uszkodzenie komórek krwiotwórczych. Szczególnie długi jest jego okres połowkowego wydalania. Wynosi on około 50 lat, tj. prawie dwukrotnie dłuższy od fizycznego półrozpadu (tabela 1).

Najpoważniejszym źródłem skażenia strontem jest mleko. Podczas przerabiania mleka na twaróg, ok. 80% strontu pozostaje w serwatce. Jednakże najbardziej skażonym produktem mlecznym może być ser podpuszczkowy. Stront, podobnie jak wapń, związany jest w mleku w kompleksie fosfokazeinianu. Z mleka do śmietany przechodzi zaledwie 4 - 5% strontu, a do masła niecałe 1%.

W sytuacji większego skażenia mleka celowe jest jego kierowanie do przetwórstwa zamiast do bezpośredniego spożycia. Mamy wówczas do czynienia z tzw. dekontaminacją technologiczną.

Stront odznacza się bardzo niskim stopniem występowania w porównaniu z innymi radionuklidami (ok. 4%). Podczas awarii reaktora w Czernobylu tylko niewielkie jego ilości uwolniły się do atmosfery. W niektórych krajach Europy, w tym także w Polsce, wystąpił on w ilościach śladowych, tj. poniżej poziomu z okresu doświadczalnych wybuchów jądrowych w atmosferze.

Ze względu na wagę zagadnienia, prace badawcze powinny doprowadzić do opracowania przybliżonych norm skażeń żywności ważniejszymi radionuklidami oraz opracowania zasad postępowania ze skażoną żywnością. W Polsce obowiązują jedynie normy skażeń powietrza i wody opublikowane w rozporządzeniu Rady Ministrów z 23. 05. 1957 r.

Tabela 1

Dopuszczalne dzienne i roczne normy przyjęcia izotopów promieniotwórczych w Bq (wg ICRP)

Izotop	Dorośli dziennie	Dorośli rocznie
^{131}J	25, 9	9 453, 5
^{137}Cs	148	54 020
^{90}Sr	2, 5	912, 5
^{89}Sr	259	94 535

Izotop	1-roczone dziecko dziennie	1-roczone dziecko rocznie
^{131}J	2, 5	912, 5
^{137}Cs	22, 2	8 103
^{90}Sr	1, 7	620, 5
^{89}Sr	185	67 525

3. Kontrola promieniotwórczego skażenia żywności w Polsce - metody badania, normy

3. 1. Skażenia naturalnymi substancjami promieniotwórczymi - źródła

Głównym źródłem skażeń naturalnymi substancjami promieniotwórczymi w Polsce jest wydobywanie i spalanie węgla kamiennego. Popiół ze spalania węgla kamiennego zawiera (UNS 82 s, 125) od 15 do 560 Bq/ kg ^{226}Ra , od 20 do 160 Bq/ kg ^{228}Ra , do 4000 Bq/ kg ^{40}K . W Polsce wydobywa się rocznie 148 mln t węgla (GUS 92), a w powietrze emituje się

ponad 1, 5 mln t pyłów. Można ocenić, że wprowadza się w ten sposób do atmosfery rocznie rzędu 100 GBq obu izotopów radu (^{226}Ra i ^{228}Ra). Zakładając, że pył ten opadałby równomiernie na teren Polski, otrzymuje się opad mniejszy od 1 Bq/ m². Jest to wielkość trudno mierzalna. Jednak w pobliżu źródeł emisji opad ten może być znacznie większy, mierzalny.

Wody głębinowe wypompowywane ze śląskich kopalni węgla kamiennego wprowadzają do środowiska rocznie 260 Gbq ^{226}Ra , z czego do Wisły 74 GBq. Badając tło promieniowania gamma w Polsce z użyciem radiometru zainstalowanego na samolocie zaobserwowano wzrost tła ponad zakres rejestracji przyrządu, tj. ponad 50 $\mu\text{R}/\text{h}$ ponad budynkiem reaktora w Świerku, nad hałdą wyeksploatowanej rudy uranowej w Kowarach i nad górnośląskimi stawami zawierającymi zrzutowe wody kopalniane.

Innym źródłem skażeń promieniotwórczych naturalnymi substancjami są nawozy sztuczne. W Polsce do produkcji nawozów sztucznych nie wykorzystuje się fosforanów pochodzących z Maroka lub USA (Floryda, Idaho), które zawierają najwyższe koncentracje pierwiastków z szeregu uranowego i torowego.

3. 2. Ocena skażenia radiologicznego żywności w Polsce

Przyjmując średnie wartości skażeń izotopami promieniotwórczymi poszczególnych artykułów żywnościowych i średnie statystyczne spożycie tych produktów w ciągu roku, można obliczyć średnią roczną podaż izotopów drogą pokarmową.

W roku 1992 udział mleka w rocznej podaży Cs-137 stanowi 42%, a mięsa 23%. Wysokie spożycie ziemniaków i warzyw powoduje, że mimo niskich poziomów skażeń, produkty te wnoszą ponad 10% Cs-137 do rocznej podaży.

W tabeli 2 przedstawiono średnią roczną podaż Cs-137 z różnymi spożywczymi produktami w roku 1993, a w tabeli 3 średnią roczną podaż Cs-134, Cs-137 i Sr-90 w latach 1985 - 1993.

Tabela 2

Średnia roczna podaż Cs-137 w przeciętnej
racji pokarmowej w Polsce w 1993

Produkt	Roczne spożycie (kg/ rok)	Średnie stężenie Cs-137 (Bq/ kg)	Roczna podaż Cs-137 (Bq/ rok)
Mleko	217, 0	1, 0	217, 0
Mięso	56, 8	2, 1	119, 3
Ryby	6, 4	1, 5	9, 6
Drób	9, 1	0, 8	7, 3
Jaja	8, 7	0, 6	5, 2
Ziemniaki	144, 0	0, 4	57, 6
Warzywa	116, 0	0, 5	58, 0
Owoce	40, 7	0, 5	20, 3
Zboża	119, 0	0, 2	23, 2

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

Tabela 3

Średnia roczna podaż Cs-137,
Cs-134 i Sr-90 z żywnością
w Polsce w latach 1985 - 1993 (Bq/ rok)

Rok	Cs-137	Cs-134	Sr-90
1985	325	--	110
1986	4324	2054	131
1987	2246	805	115
1988	1014	247	119
1989	939	163	115
1990	945	128	112
1991	896	91	112
1992	605	< 74	< 110
1993	518	< 72	< 110

Opierając się na rocznych limitach wchłoneń izotopów drogą pokarmową równoważnych rocznemu efektywnemu równoważnikowi dawki 1 mSv, wynoszących dla:

Cs-137 - 80 000 Bq/ rok,

Cs-134 - 60 000 Bq/ rok,

Sr - 90- 20 000 Bq/ rok,

obliczono średnie roczne równoważniki dawki otrzymywanej w wyniku spożywania żywności zawierającej sztuczne izotopy promieniotwórcze.

W tabeli 4 zestawiono roczne efektywne równoważniki dawki spowodowanej wchłonięciem J-131, Cs-134, Cs-137 i Sr-90 w latach 1985 - 1993.

W roku 1993 średni efektywny równoważnik dawki wchłoneń izotopów wynosił 13 mSv/rok. Uwzględniając lokalne różnice w poziomie skażeń cezem i różnice w składzie rocznej racji pokarmowej można przyjąć, że maksymalne dawki wchłoneń cezu mogą być 5-krotnie wyższe.

Tabela 4

Roczny średni efektywny równoważnik dawki
otrzymywanej w Polsce w wyniku wchłoneń
z żywnością sztucznych izotopów
promieniotwórczych w latach 1985 - 1993 (mSv)

Rok	J-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

Przyjęta w Polsce roczna dawka graniczna dla osób narażonych na wpływ promieniowania jonizującego wskutek skażeń promieniotwórczych środowiska wynosi 1 mSv. Limit ten jest zgodny z zalecanym przez Międzynarodową Agencję Energii Atomowej i Międzynarodową Komisję Ochrony Radiologicznej.

Roczny średni równoważnik dawki, otrzymywanej w roku 1993 przez mieszkańca Polski w wyniku skażeń środowiska i żywności sztucznymi izotopami promieniotwórczymi stanowi pojedyncze procenty rocznej dawki granicznej.

Warto zwrócić uwagę, że średnia roczna podaż z żywnością naturalnego potasu-40 wynosi około 50 kBq, a wynikająca stąd dawka 250 mSv. Roczny średni równoważnik dawki od wszystkich źródeł naturalnych wynosi w Polsce ok. 2, 8 mSv.

3. 3. Mleko

Dla oceny skażeń promieniotwórczych żywności reprezentatywne jest skażenie mleka, a w aktualnej sytuacji aktywność Cs-137 w mleku. Można przyjąć, że mleko wnosi ok. 30 - 50% izotopów cezu do całkowitej ich podaży w przeciętnej racji pokarmowej w Polsce.

W miesięcznych próbkach mleka oznaczono, głównie metodami radiochemicznymi, sumaryczną aktywność Cs-134 + Cs-137 oraz aktywność Sr-90. W tabeli 5 zestawiono średnie miesięczne aktywności Cs-134 + Cs-137 i zakres aktywności pojedynczych próbek. Roczna średnia aktywność wynosi 1, 1 Bq/ l. Wartości stężeń dla poszczególnych próbek zależą od terenu, z którego pochodzi mleko, skażenia paszy i od sposobu karmienia krów.

Na rys. 4 pokazano średnie roczne aktywności Cs-134 + Cs-137 w mleku w 8 rejonach kontrolowanych. Rozkład skażeń mleka jest ogólnie zgodny z rozkładem skażeń gleby.

Tabela 5

Roczna średnia aktywności Cs-134 + Cs-137
w miesięcznych próbkach mleka
w Polsce w 1993 r. (Bq/ l)

Miesiąc	Aktywność (średnia)	Zakres
Styczeń	1, 3	0, 2 - 14, 4
Luty	1, 1	0, 2 - 5, 3
Marzec	1, 2	0, 1 - 7, 0
Kwiecień	1, 3	0, 2 - 7, 9
Maj	1, 1	0, 1 - 5, 9
Czerwiec	0, 8	0, 1 - 3, 3
Lipiec	0, 9	0, 1 - 8, 2
Sierpień	1, 0	0, 1 - 7, 9
Wrzesień	1, 3	0, 1 - 8, 5
Październik	1, 4	0, 1 - 8, 8
Listopad	1, 3	0, 2 - 8, 9
Grudzień	0, 9	0, 1 - 3, 2



Rys. 4. Roczna średnia aktywność Cs-134 + Cs-137 w mleku w 8 rejonach kontrolowanych w Polsce w 1993 r. (Bq/l)

Oceniając udział aktywności Cs-134 w sumarycznej aktywności izotopów cezu, można przyjąć, że średnie skażenie mleka cezem-137 w Polsce w 1993 roku wynosiło 1, 0 Bq/l, a cezem-134 poniżej 0, 1 Bq/l. W tabeli 6 porównano te wartości z uzyskanymi w latach poprzednich.

Tabela 6

Roczne średnie aktywności Cs-134,
Cs-137 i Sr-90 w mleku w Polsce,
w latach 1985-1993 (Bq/l)

Rok	Cs-134	Cs-137	Sr-90
1985	-	0, 3	< 0, 1
1986	2, 5	5, 2	0, 1
1987	1, 5	4, 2	0, 1

cd. tabeli 6

1988	0,4	1,8	< 0,1
1989	0,3	1,5	< 0,1
1990	0,2	1,4	< 0,1
1991	0,1	1,3	< 0,1
1992	< 0,1	1,1	< 0,1
1993	< 0,1	1,0	< 0,1

W roku 1993 prowadzono szeroką kontrolę zawartości izotopów Cs-134 + Cs-137 w odtłuszczonym mleku w proszku, korzystając z prostej, scyntylicyjnej spektrometrii gamma. Zakres otrzymanych wartości zawiera się w przedziale od 5 do 140 Bq/ kg, przy czym jedynie w pojedynczych próbkach aktywność przekraczała 50 Bq/ kg. Wartość średnia wynosiła 27 Bq/ kg, a mediana, lepiej charakteryzująca przeciętne skażenie przy nienormalnym rozkładzie, wynosiła 20 Bq/ kg. W przeliczeniu na mleko płynne (12 litrów mleka równoważne jest 1 kg odtłuszczonego mleka w proszku) odpowiada to medianie 1,7 Bq/ kg i zakresowi 0,4 - 11,7 Bq/ l i jest zgodne z wynikami radiochemicznych analiz mleka płynnego.

We wszystkich analizowanych próbkach mleka aktywność Sr-90 zawierała się w granicach < 0,05 - 0,15 Bq/ l. Warto dla porównania podać, że praktyczna stała zawartość naturalnego izotopu promieniotwórczego potasu-40 w mleku wynosi ok. 40 Bq/l. Wyniki pomiarów globalnej aktywności beta mleka zawierają się w granicach 35 - 81 Bq/ l.

3. 4. Mięso, drób, ryby, jaja

Systematyczną kontrolę skażeń mięsa prowadzono pobierając raz na kwartał w każdym województwie próbki różnych gatunków mięsa (wołowina, wieprzowina, cielęcina, baranina). W próbkach metodą radiochemiczną oznaczano aktywność izotopów Cs-134 + Cs-137. W taki sam sposób badano skażenia ryb i drobiu. W tabeli 7 zestawiono średnie wartości stężeń izotopów cezu i zakres wyników pomiarów pojedynczych próbek. Dla mięsa jedynie w nielicznych próbkach wołowiny rejestrowano wartości wyższe niż 5 Bq/ kg.

Tabela 7

Aktywność Cs-134 + Cs-137 w mięsie,
drobiu, rybach i jajach
w Polsce w 1993 r. (Bq/ kg)

Produkt	Aktywność (średnia)	Zakres
Mięso	2, 2	0, 1 - 32, 4
Drób	0, 8	0, 1 - 5, 2
Ryby	1, 6	0, 1 - 17, 3
Jaja	0, 6	0, 1 - 4, 5

W tabeli 8 zestawiono średnie roczne aktywności Cs-137 w analizowanych produktach od 1985 r.

W szerokiej kontroli skażeń izotopami cezu mięsa produkowanego w Polsce w roku 1993 (przyjęto próg oznaczenia aktywności 5 Bq/ kg) otrzymano dla wieprzowiny i drobiu aktywności Cs-134 + Cs-137 w przedziale < 5 - 6 Bq/ kg, średnio 5 Bq/ kg. Nieco wyższe są skażenia wołowiny - zakres rejestrowanych wartości zawiera się od < 5 - 58 Bq/ kg, jednak dla większości próbek aktywność izotopów cezu nie przekracza 10 Bq/ kg. Na 154 przebadane próbki wołowiny, tylko w 16 poziom skażeń przekraczał tę wartość (13 w przedziale 10 - 21 Bq/ kg oraz 30 Bq/ kg i 58 Bq/ kg). Wartość średnia (bez najwyższych wartości) wynosi 6 Bq/kg. Wysokie skażenia próbek mogą być spowodowane cechami pojedynczych sztuk bydła.

Tabela 8

Roczna średnia aktywność Cs-137
w mięsie, drobiu, rybach, jajach w Polsce
w latach 1985 - 1993 (Bq/ kg)

Rok	Mięso	Drób	Ryby	Jaja
1985	0, 8	0, 3	0, 3	-
1986	16, 4	3, 1	6, 3	2, 4
1987	12, 3	1, 7	3, 8	0, 7
1988	3, 6	0, 6	2, 7	0, 7
1989	3, 8	1, 1	2, 4	0, 7
1990	4, 4	1, 3	2, 8	0, 8
1991	4, 0	1, 2	2, 8	0, 5
1992	2, 5	1, 0	1, 6	0, 7
1993	2, 2	0, 8	1, 5	0, 6

Wyraźnie wyższe są skażenia izotopami cezu dziczyzny. Sumaryczną aktywność Cs-134 + Cs-137 w mięsie dzików, sarn i jeleni w latach 1986 - 1993 zestawiono w tabeli 9. Mierzone wartości zawierają się w szerokich przedziałach. Pamiętając o znacznie szybszym ubywaniu Cs-134 (rozpad promieniotwórczy) można stwierdzić, że w ostatnich latach poziom skażenia dziczyzny niewiele się zmienia. Wysokie skażenia dziczyzny wynikają ze specyfiki zachowania się cezu w środowisku leśnym. Cez wolno przenika 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 różnicami w sposobie ich odżywiania się.

Tabela 9

Aktywność Cs-134 + Cs-137 w dziczyźnie
w Polsce w latach 1986 - 1993
(wartości średnie i zakres) (Bq/ kg)

Rok	Dzik	Sarna	Jeleń
1986	112 11 - 681	334 5 - 6407	158 6 - 1563
1987	93 5 - 960	176 5 - 3065	146 5 - 1145
1988	73 5 - 3335	88 5 - 597	87 5 - 917
1989	31 5 - 181	75 5 - 602	43 5 - 160
1990	35 5 - 205	36 5 - 312	24 5 - 195
1991	28 5 - 153	37 5 - 298	16 5 - 73
1992	35 < 5 - 302	22 < 5 - 140	16 < 5 - 50
1993	24 5 - 350	19 < 5 - 170	26 < 5 - 106

W badanych produktach żywnościowych pochodzenia zwierzęcego aktywność Sr-90 była rzędu 0, 1 Bq/ kg i pozostawała na poziomie z okresu przed awarią w Czernobylu.

3. 5. Warzywa, owoce, grzyby, zboża

Stężenia Cs-134 + Cs-137 w artykułach żywnościowych i produktach spożywczych pochodzenia roślinnego w roku 1993 były przeciętnie na poziomie pojedynczych Bq/ kg.

W tabeli 10 zestawiono wartości średnie i zakres wartości uzyskanych z pomiarów poszczególnych próbek warzyw, owoców i zbóż. Wielkość skażeń nie zmieniała się istotnie w ciągu ostatnich lat i była praktycznie porównywalna ze skażeniami z roku 1985.

W tabeli 11 porównano wartości średnie skażeń cezem-137 w latach 1985 - 1993.

Tabela 10

Aktywność Cs-134 + Cs-137 w warzywach,
owocach i zbożu w Polsce w r. 1993 (Bq/ kg)

Produkt	Aktywność (średnia)	Zakres
Ziemniaki	0, 4	0, 1 - 2, 3
Warzywa korzeniowe	0, 6	0, 1 - 5, 1
Kapustne	0, 6	0, 1 - 3, 0
Strączkowe	1, 1	0, 2 - 4, 7
Cebulowe	0, 3	0, 1 - 3, 5
Owoce	0, 5	0, 1 - 12, 3
Zboża	0, 2	0, 1 - 0, 4

Tabela 11

Aktywność średnia Cs-137 w warzywach, owocach,
zbożach w Polsce w latach 1985 - 1993 (Bq/ kg)

Rok	Ziemniaki	Warzywa	Owoce	Zboża
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

3. 6. *Grzyby i owoce leśne*

Produkty spożywcze pochodzące z lasów zawierają o wiele większe koncentracje substancji promieniotwórczych (głównie promieniotwórczego cezu) niż obserwuje się w "normalnych", pochodzących z uprawy lub hodowli. Badane liście borówki czarnej maksymalnie zawierały w 1991 r. 3, 7 Bq/ g Cs-137 (dane dla suchej masy). Jagody z tak skażonych krzewinek mogły zawierać 350 Bq cezu w 1 kg świeżej masy oraz około 10% tej aktywności cezu-134. Podobne aktywności jak w woj. krakowskim, obserwuje się (1993 r.) w próbkach jagód zebranych na Opolszczyźnie (310 Bq/ kg Cs-137 i 20 Bq/ kg Cs-134). Przeciętne skażenie w Polsce jest 10-krotnie mniejsze. Można przyjąć, że średnia wartość skażenia czarnych jagód w 1993 r. wyniosła 24 Bq/ kg i zakres 5 - 70 Bq/ kg, a w latach wcześniejszych:

1986	-	109 Bq/ kg
1987	-	78 Bq/ kg
1988	-	69 Bq/ kg
1989	-	41 Bq/ kg
1990	-	28 Bq/ kg
1991	-	47 Bq/ kg
1992	-	27 Bq/ kg.

Wysoki poziom skażeń izotopami cezu utrzymywał się w grzybach leśnych. W tabeli 12 zestawiono wartości średnie i zakres aktywności Cs-134 + Cs-137 w trzech gatunkach grzybów w latach 1985 - 1993. Najwyższe stężenia cezu występują w podgrzybkach. Wysokie skażenia grzybów, podobnie jak dziczyzny i leśnych czarnych jagód, wynikają z zachowania się cezu w środowisku leśnym. Zawartość cezu w grzybach hodowlanych (pieczarki, bocznik) jest na poziomie < 1 Bq/ kg. Warto zwrócić uwagę, że w pojedynczych próbkach grzybów leśnych z roku 1985 zarejestrowano wysoką aktywność Cs-137 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.

We wszystkich produktach pochodzenia roślinnego aktywność Sr-90 jest znacznie niższa od 1 Bq/ kg.

Badając zawartość izotopów cezu w podgrzybku brunatnym z wykorzystaniem 280 próbek z różnych regionów Polski sporządzono orientacyjną mapę przedstawiającą skażenia obydwoma izotopami cezu w podgrzybku zebrany w 1991 r. Skażenia obydwoma izotopami

są silnie ze sobą skorelowane, z czego wynika, że skażenia czernobylskie dominują nad wcześniejszymi opadami po wybuchach jądrowych.

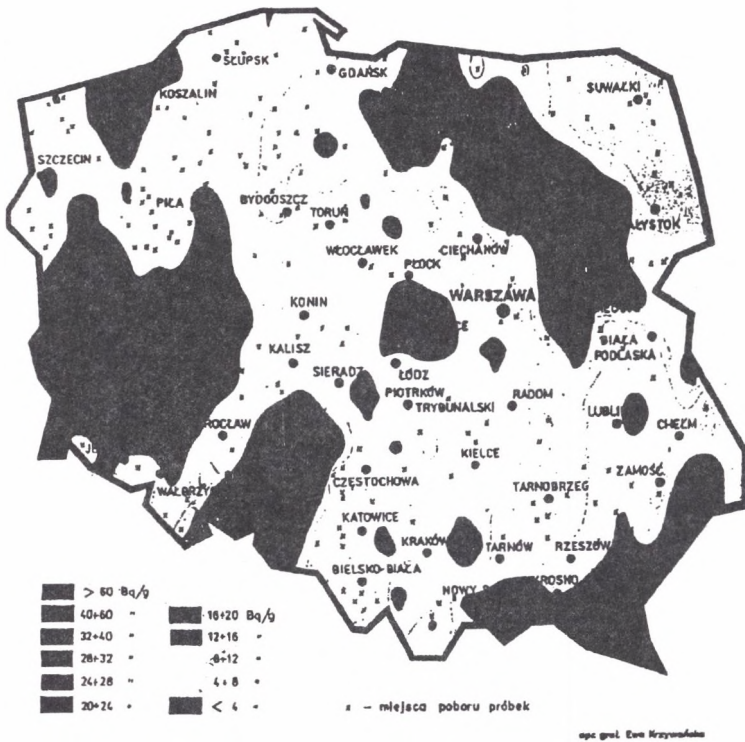
Tabela 12

Aktywność Cs-134 + Cs-137 w grzybach leśnych w Polsce w latach 1985 - 1993 (wartości średnie i zakres) (Bq/ kg)

Rok	Podgrzybek	Borowik	Kurka
1986	169	60	77
1987	528 80 - 2036	50 15 - 165	91 11 - 710
1988	484 108 - 2854	49 17 - 111	82 12 - 784
1989	729 68 - 2060	103 42 - 259	53 15 - 148
1990	599 40 - 2098	82 12 - 231	84 20 - 381
1991	547 144 - 1381	74 15 - 236	145 14 - 806
1992	558 96 - 2084	109 24 - 649	52 12 - 208
1993	386 20 - 1240	93 8 - 445	52 5 - 313

Największe obserwowane skażenia w próbce z okolic Opola osiągnęło wartość 158 Bq/ g Cs-137 i 16 Bq/ g suszu. Najmniejsze były ponad tysiąc razy mniejsze.

Jak więc widać, skażenia tego samego gatunku grzybów w Polsce różnią się znacznie. Dla porównania należy dodać, że naturalna substancja promieniotwórcza, izotop potasu ^{40}K znajduje się w grzybach w ilości rzędu 1 Bq/ g w suszu (około 10 kg świeżych grzybów daje 1 kg suszu), a więc 1 Bq/ kg świeżych grzybów.



Rys. 5. Skażenie podgrzybka brunatnego izotopem ^{137}Cs na terenie Polski w 1991r. Wartość skażeń w Bq/g suszu. Gwiazdkami oznaczono miejsca poboru próbek

Narzuca się pytanie: dlaczego najsilniejsze skażenia wystąpiły w Polsce południowo-zachodniej? Spowodowały to intensywne opady deszczu w tej części kraju w czasie przechodzenia chmury skażonego powietrza z nad Czernobyla (deszcz po prostu wyfukał skażenia). Podobne zjawisko zaobserwowano w wielu miejscach Europy, np. w Alpach Austriackich i w Bawarii, gdzie opad cezu był jeszcze wyższy niż największe wartości obserwowane w Polsce. Do gatunków silnie kumulujących cez można zaliczyć również płaczkę kolpatkowatą, kolczaka obłączastego i maślaka pstrego. Badania jugosłowiańskie z 1985 r., a więc z okresu przed awarią czernobylską, odnotowały aktywność 5 Bq/ g suszu w

płatetce kołpakowatej. Z drugiej strony, niskie w stosunku do podgrzybka koncentracje cezu wystąpiły w wielu gatunkach, m. in. czubajce kani i opieńkach miodowych. Duże zróżnicowanie wykazały poszczególne gatunki gąsek (największe koncentracje w zielonce), gołąbków (najwięcej w gołąbku jadalnym i w gołąbku wymiotnym) i kozłarzy (najwięcej w kozłarzu babce). Otrzymane wyniki powinny zachować aktualność przez kilka lat. Badania białoruskie przeprowadzone na terenach silnego skażenia w pobliżu Czernobyla wskazują na bardzo wolne tempo spadku poziomu skażeń w grzybach. Poziom maksymalnych skażeń osiągnęły tam grzyby w 1988 r. Do dziś skażenia grzybów na Białorusi osiągają wartości sto razy większe od największych obserwowanych w Polsce.

Czy zaobserwowane aktywności w polskich grzybach są niebezpieczne? Zależy to od ilości zjadanych grzybów. Można zjeść 0, 4 kg suszu najbardziej skażonych grzybów, ale przy założeniu, że człowiek nie spożywa innych skażonych produktów i nie przebywa w skażonym środowisku.

4. Analiza promieniotwórczego skażenia środowiska i żywności w Polsce po katastrofie w Czernobylu

4. 1. Z Raportu Komisji Rządowej z 1986 r.

W wyniku awarii reaktora atomowego w Czernobylu na Ukrainie nastąpił wybuch chemiczny i pożar, co spowodowało wyrzucenie do atmosfery znacznej ilości substancji radioaktywnych. W próbce powietrza pobranego na terenie CLOR w Warszawie 28. 04. 1986 r. o godz. 13⁰⁰ obecne były izotopy promieniotwórcze jodu, teluru, cezu, rubidu, molibdenu (dominowały izotopy jodu).

27. 04 o północy smuga radioaktywna pokrywa niemal cały obszar Polski i skręca na pld. zachód w kierunku Adriatyku. Dwanaście godzin później przebiega tylko przez Polskę południową, dociera do Szwajcarii, Włoch i Francji. Dzień później następuje zmiana układu atmosferycznego, powodując zupełne odwrócenie układu. Smuga znad Czernobyla wędruje na wschód i zakręca na południe w głąb Związku Radzieckiego.

Dla Polski najgroźniejsza była emisja radioaktywna z dnia 27. 04 między godzinami 00⁰⁰ i 12⁰⁰ czasu środkowoeuropejskiego. Najwyższą moc dawki promieniowania gamma na

wysokości 1 m nad ziemią zanotowano 29. 04. w Białej Podlaskiej, wynosiła ona 571 Bq/ m³, a przed awarią 0, 1 Bq/ m³, 30. 04 w Poznaniu 514 Bq/ m³.

Po 1 maja nastąpił szybki spadek skażeń powietrza, chociaż 4 i 8. 05 wystąpiły jeszcze krótkotrwałe wzrosty nie przekraczające 35 Bq/ m³. Pierwsze skażenie mleka wystąpiło już 28. 04, a jego maksimum zarejestrowano 29. 04 w rejonie Lublina. Wynosiło ono 2000 Bq/ l (przed awarią 0, 7 Bq/ l). Maksymalne skażenie trawy zanotowano 29. 04 - 10 500 Bq/ kg (średnia przed awarią 322 Bq/ kg).

Raport stwierdza, iż mierzona od 28. 04 moc dawki i skażenia powietrza nie przekroczyły przez cały czas wartości dopuszczalnych, ustalonych na podstawie zaleceń Międzynarodowej Agencji Energii Atomowej i Międzynarodowej Komisji Ochrony Radiologicznej, odnoszącej się do sytuacji awaryjnych. Podawanie preparatu jodowego dzieciom i młodzieży ograniczyło wchłanianie jodu z powietrza, mleka, wody i jarzyn.

Co z tymi, którzy zalecenia Raportu Komisji Rządowej bagatelizowali i z tymi do których one nie dotarły? Co z dziećmi, które płynu Lugola nie tolerowały i natychmiast po wypiciu dostawały torsji?

Według norm Europejskiej Wspólnoty Gospodarczej dopuszczalne skażenie cezem wynosi 600 Bq/ kg, a norma dla produktów mlecznych dla dzieci do 370 Bq/ kg.

Dane z września o zawartości radioaktywnego cezu w badanych produktach żywnościowych:

porzeczeki czarne	18 - 3700 Bq/ kg,
czarna jagoda	do 1100 Bq/ kg,
warzywa i ziemniaki	do 100 Bq/ kg,
miód	16 - 1300 Bq/ kg,
grzyby kurki	11 - 1900 Bq/ kg,
cielęcina	14 - 450 Bq/ kg,
mięso wołowe	5 - 370 Bq/ kg,
baranina	9 - 380 Bq/ kg,
mięso z dzika	do 3800 Bq/ kg,
gęsi i kaczki	do 300 Bq/ kg,
wędliny	do 30 Bq/ kg,
ryby	do 130 Bq/ kg.

4.2. *Monitoring skażeń powietrza, wody, gleby i produktów spożywczych Instytutu Sadownictwa i Kwiaciarnictwa w Skierniewicach*

W powietrzu nad Warszawą w pierwszych dniach po awarii można było wyróżnić ok. 15 pierwiastków promieniotwórczych. Wysoki był udział izotopów krótkożyjących: ^{132}Te ($T_{1/2} = 9,3 \text{ h}$), ^{132}J ($T_{1/2} = 20,5 \text{ h}$), ^{131}J ($T_{1/2} = 8 \text{ dni}$).

W miarę upływu czasu izotopy te uległy rozpadowi promieniotwórczemu, ogólna aktywność powietrza i gruntu, na którym zostały zdeponowane spadała, ale wzrastał w tym samym czasie udział izotopów długożyjących: ^{106}Ru ($T_{1/2} = 1 \text{ rok}$), ^{134}Cs ($T_{1/2} = 2,3 \text{ lata}$), ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30 \text{ lat}$). Głównym izotopem promieniotwórczym obecnym w środowisku pozostał ^{137}Cs .

Chmura skażeń promieniotwórczych przemieszczała się tak nad naszym krajem, że różne rejony zostały skażone w różnym stopniu. Wyniki pomiaru skażeń liści truskawek są wskaźnikiem dla całej Polski (ponieważ o tej porze roku w całej Polsce rozwijają się truskawki).

Liście truskawek uległy bezpośredniemu skażeniu i ich pomiar dawał pojęcie o intensywności pokrycia gruntu pyłem promieniotwórczym. Najbardziej skażone próbki pochodziły z Polski południowo-wschodniej. Podobny obraz kształtuje się na podstawie analizy skażeń owoców truskawek i porzeczek, a nawet wczesnych miódów. Duży wpływ na sedymentację unoszących się w powietrzu pyłów miały opady atmosferyczne, kiedy to główna masa skażeń przemieszczała się nad Polską. Na przykład liście truskawek z okolic Skierniewic były blisko 3-krotnie silniej skażone niż roślin z terenów odległych zaledwie o kilkanaście km, w których nie padał deszcz.

Unoszący się w powietrzu pył radioaktywny osadził się po pewnym czasie na ziemi i w ten sposób do gleby zostały wprowadzone substancje promieniotwórcze, które uległy absorpcji na cząsteczki gleby, w różnym stopniu zależnym od ich budowy chemicznej, rodzaju podłoża i warunków pogodowych, przechodząc do wód gruntowych.

W maju 1986 r. Bangerth w RFN stwierdził, że przeważająca większość ^{137}Cs znajduje się w przypowierzchniowej warstwie gleby o grubości 1 cm. Podobnie było wiosną 1989 r. w sadzie w Dąbrowicach koło Skierniewic. Tutaj również powierzchniowa warstwa gleby o grubości 0 - 2 cm okazała się znacznie silniej skażona niż warstwy głębsze, chociaż ^{137}Cs notowano w całym przekroju glebowym. Z porównania danych Instytutu Sadownictwa i

Kwaciarstwa w Skierniewicach z danymi liczbowymi Bangertha wynika, że przez okres jaki upłynął od awarii, cezu w glebie wcale nie ubyło.

Cez ma zbliżone właściwości chemiczne do potasu. Jednak rośliny cez pobierają z gleby mniej chętnie niż potas. Stosunek $^{40}\text{K}/^{137}\text{Cs}$ w warstwie gleby o głębokości 0 - 40 cm jest od 5 do 15, podczas gdy w owocach średnio 40 - 50.

Prawdopodobnie cez nieaktywny pobierany jest chętniej. Można sądzić, że różne organizmy mają różną zdolność do jego pobierania. W podgrzybkach skierniewickich lasów stosunek $^{40}\text{K}/^{137}\text{Cs}$ był równy 0,6, mimo że grzyby mają szczególną zdolność do akumulacji K. Nagromadzenie w nich cezu jest więc rokrocznie dość znaczne. Jeśli poziom ^{137}Cs w owocach w roku 1989 wynosił 1 - 2 Bq/ kg świeżej masy, to w grzybach dochodził do 300 Bq/ kg. Wyraźne skażenie było obserwowane w grzybach w roku 1985, a więc przed awarią w Czernobylu. Prawdopodobnie promieniotwórczość pochodziła z próbnych wybuchów jądrowych dokonywanych w latach 50 i 60.

Tabela 13

Porównanie skażeń ^{137}Cs w niektórych owocach z terenu woj. skierniewickiego w latach 1986 -1989

Owoce	1986	1987	1988	1989
Truskawka	5, 39	6, 72	1, 01	0, 74
Porzeczka czarna	98, 81	36, 21	0, 55	1, 85
Porzeczka czerwona	27, 15	27, 71	0, 88	1, 31
Jabłka	8, 58	4, 09	0, 98	1, 83
Grzyby	382, 0	-	411, 7	247, 5

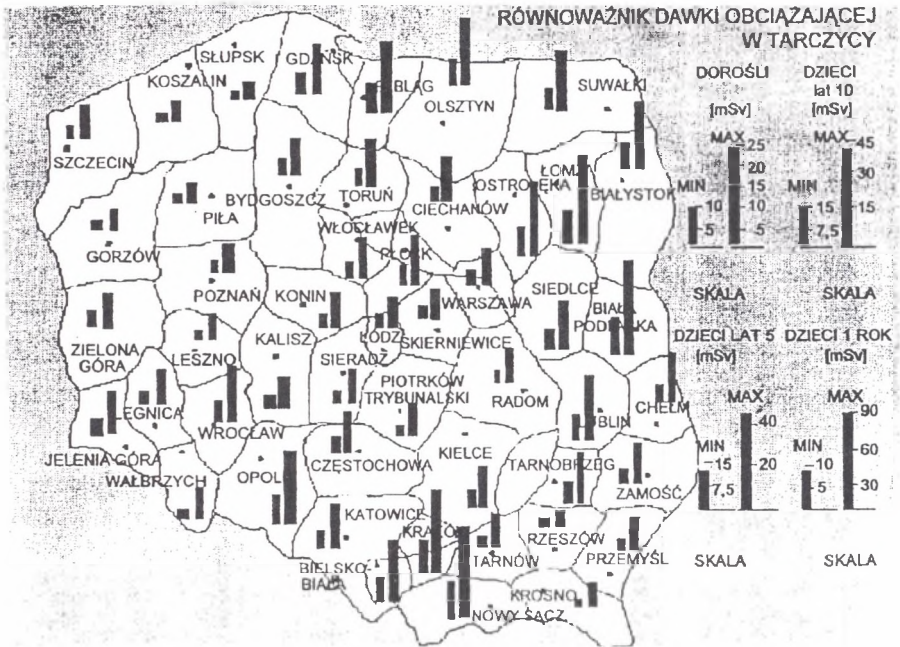
4. 3. Podsumowanie

Wiadomo, że krótkożyciowe radionuklidy dały wkład do skażeń wewnętrznych drogą pokarmową tylko w pierwszych tygodniach po awarii, ponieważ wywołane przez nie skażenie powierzchniowe roślin jest krótkotrwałe i istotną drogę skażenia może stanowić konsumpcja świeżych warzyw i owoców oraz mleka.

W wyniku awarii w Czernobylu główne zagrożenie pochodziło od jodu promieniotwórczego ^{131}J i dotyczyło dzieci: mogły one ulec napromieniowaniu zarówno przez oddychanie, jak też przez spożywanie skażonego mleka. W północno-wschodnich obszarach Polski stężenie ^{131}J w mleku osiągnęło wartości 3 Bq/l, czyli poziom 3-krotnie wyższy od tzw. poziomu interwencyjnego, zalecanego przez Państwową Agencję Atomistyki. W sytuacji kiedy należało się spodziewać, że ze względu na bardzo dużą emisję jodu z reaktora skażenie otoczenia będzie niezwykle rozległe i długotrwałe - Komisja Rządowa do Spraw Oceny Promieniowania Jądowego i Działań Profilaktycznych zaleciła niespożywanie mleka pochodzącego od krów karmionych zieloną paszą oraz ścisłą kontrolę poziomu ^{131}J w mleku przez stacje sanitarno-epidemiologiczne. W efekcie ocenia się, że dawki na tarczycę w wyniku działań profilaktycznych (podanie dzieciom do lat 16 preparatu jodowego) zostały zredukowane o około 40%. Wartości średnie równoważników dawek obciążających na tarczycę H_{50} obliczono na podstawie bezpośrednich pomiarów aktywności ^{131}J w tarczycy mieszkańców silnie, średnio i mało skażonych terenów Polski (rys. 6).

Długozyciowe radionuklidy ^{134}Cs i ^{137}Cs skumulowane i wiązane w glebie są stopniowo uwalniane i przyswajane przez rośliny, co w konsekwencji wpływa na wyższy niż przed awarią poziom skażenia produktów żywnościowych. Efektywny równoważnik dawki od wchłonięcia radionuklidów drogą pokarmową zależy zatem od szybkości zmniejszania się skażenia w środowisku i w łańcuchu pokarmowym człowieka. Zależy on również od sezonowych zmian diety i korzystania z nieskażonej żywności i paszy. Ocenia się, że efektywny okres połowicznego zaniku radionuklidu w organizmie człowieka T_{eff} wynosi około 12 miesięcy dla ^{134}Cs oraz 23 miesiące dla ^{137}Cs .

Na podstawie analizy wyników pomiarów skażeń wewnętrznych określono dawki dla ludności Polski w wyniku awarii w Czernobylu. W obliczeniach uwzględniono poziomy izotopów jodu w tarczycy oraz cezu w organizmie ludzi. Wykonano je licznikiem całego ciała, a także oceniono na podstawie cezu wydalonego z moczem. Wyniki przedstawia tabela 14.



Rys. 6. Rozkład wielkości równoważników dawek obciążających H_{50} tarczycy od J-131 na terenie Polski

Tabela 14

Efektywny równoważnik dawki dla
ludności Polski w wyniku katastrofy
w Czernobylu

Od skażeń	1986 - 2056 lat (efektywny równoważnik dawki obciążającej)	I rok
Zewnętrznych	363	56
Pokarmowych	524	207
, w tym :		
J-131	124	124
Cs-134	80 (83)	28
Cs-137	320 (204)	55

cd. tabeli 14

Inhalacyjnych	45	45
Razem w rejonach:		
Średnio skażonych	932	307
Silniej skażonych	2140	706
Słabo skażonych	370	120

Efektywny równoważnik dawki obciążającej - jest to wielkość, która zostanie zakumulowana w ciągu 50 lat po wniknięciu materiału promieniotwórczego do organizmu. Niekiedy okres ten wydłuża się do 70 lat.

5. Radiacyjne utrwalanie żywności (technologia alternatywna)

5.1. Cele napromieniowania żywności

Celem napromieniowania żywności może być:

- utrwalanie - a więc ograniczanie strat rzechowalniczych przez zapobieganie niekorzystnym zmianom, jakie zachodzą w żywności od chwili jej wyprodukowania lub zbioru (np. hamowanie kiełkowania);
- higienizacja - czyli podniesienie bezpieczeństwa spożycia przez inaktywację (unieszkodliwienie) szkodników, pasożytów oraz drobnoustrojów chorobotwórczych powodujących zatrucia pokarmowe.

W niektórych krajach, m. in. w USA, Niemczech, Holandii i Wielkiej Brytanii stosuje się radiacyjną sterylizację żywności. Metoda ta wykorzystywana jest w ściśle określonym celu: przygotowania żywności "wyjałowionej", przeznaczonej dla chorych o obniżonej odporności immunologicznej.

Proces napromieniowania żywności, w zależności od wyznaczonego celu, nazywa się np. raduryzacją (radiare - promieniowanie, durare - zabić wroga; w tym przypadku chodzi o chorobotwórcze bakterie oraz toksynotwórcze pleśnie i pasożyty) lub radapteryzacją (Apert -

twórca sterylizacji termicznej; chodzi tu o żywność sterylną, przeznaczoną dla pacjentów w szpitalach, kosmonautów, a nie do powszechnego spożycia).

Podobnie jak inne procesy utrwalające, radiacja powoduje pewne zmiany chemiczne w napromieniowanej żywności.

5. 2. Historia utrwalania radiacyjnego żywności

Pierwsze pomysły, aby zastosować promieniowanie jonizujące do utrzymania dobrej jakości żywności, pojawiły się na początku naszego wieku. Nie doczekały się jednak realizacji, ponieważ nie dysponowano w tym czasie odpowiednio silnymi źródłami promieniowania. Nadal jednak w wielu krajach prowadzone są badania, które miały dać odpowiedź: czy napromieniowana żywność jest bezpieczna pod względem radiologicznym, bakteriologicznym i czy pod wpływem promieniowania nie traci wartości odżywczych.

Okazało się, że żywność utrwalana radiacyjnie nie jest toksyczna, radioaktywna, rakotwórcza ani mutagenna. Stwierdzono również, że napromieniowanie żywności nie zmienia wartości odżywczej jej podstawowych składników: węglowodanów, białek i tłuszczów.

Uzyskane wyniki stanowiły podstawę do ustanowienia aktów prawnych o zasięgu międzynarodowym oraz w poszczególnych krajach. Obecnie 40 krajów wprowadziło uregulowania prawne określające warunki radiacyjnego utrwalania żywności, a 6 kolejnych - buduje lub planuje budowę takich urządzeń.

W roku 1985 Wspólnota Europejska przystąpiła do formułowania wspólnych przepisów dotyczących środków spożywczych.

5. 3. Przepisy

Na całym świecie produkty żywnościowe podlegają szczególnej kontroli. Komisja Kodeksu Żywnościowego FAO i WHO opracowała normy i zalecenia m. in. znakowanie żywności poddanej obróbce radiacyjnej. Międzynarodowy Komitet ds. Znakowania Żywności zatwierdził specjalny znak, którym oznaczana jest żywność utrwalana tą metodą.



Rys. 7. Tym znakiem jest oznaczana żywność utrwalana radiacyjnie

Nie wymaga oznakowania produkt (np. wędlina), do którego dodano radiacyjnie wyjałowione przyprawy.

Międzynarodowa Grupa Konsultatywna ds. Radiacji żywności opracowała przepisy dotyczące każdego obiektu radiacyjnego przeznaczonego do napromieniowania żywności. W 29 krajach pracuje 58 takich urzędzeń. Poszczególne kraje wprowadzają przepisy, na mocy których dopuszcza się do spożycia produkty utrwalane radiacyjnie.

5. 4. Urządzenia do radiacyjnego utrwalania żywności

Istnieją dwa rodzaje źródeł promieni jonizujących. Pierwsze z nich to akcelerator elektronów wytwarzający wiązki przyspieszonych elektronów. Promieniowanie jonizujące ma jednak ograniczoną przenikliwość i penetruje żywność do głębokości ok. 8 cm. Stwarza to przy przemysłowym konserwowaniu środków spożywczych problemy natury technicznej. W ten sposób można konserwować żywność, którą można ułożyć na transporterach cienkimi warstwami.

Emitujący promieniowanie elektromagnetyczne generator promieniowania X, czyli powszechnie znany rentgen - również zaadoptowany został do konserwowania żywności.

Jakkolwiek promienie X mają dużą zdolność przenikania, to jednak ich moc jest zbyt mała, aby mogły być efektywne przy obróbce żywności na skalę przemysłową. Dlatego też, jak twierdzą badacze, przyszłość w tej dziedzinie należy do radionuklidów. Podczas rozpadu pierwiastków promieniotwórczych emitowane są promienie gamma. Najczęściej do tego celu używa się dziś cezu-137 oraz kobaltu-60. Izotopy te uzyskiwane są w przemyśle atomowym

przede wszystkim w czasie ponownego przerabiania paliwa dla elektrowni jądrowych. Posługiwanie się tymi substancjami jest niebezpieczne i wymaga dużych zabiegów technicznych. Dla konsumentów jednak metoda ta nie stanowi zagrożenia.

5. 5. Radiacyjne utrwalanie żywności w poszczególnych krajach (dane 1993 r.)

Tabela 15

Radiacyjne utrwalanie żywności w różnych krajach

KRAJ															Liczba obiektów radiacyjnych
	ziemniaki	cebula	czosnek	owoce i owoce/	warzywa świeże	żywność suszona	żywność mrożona	przyprawy i zioła	Zboża	przetwory mleczne	drożdż	produkty toczne			
Algieria	•														1
Argentyna		•											•		1
Bangladesz	•	•													1
Belgia						•	•							•	1
Brazylia				•		•	•		•					•	1
Chile		•				•	•								1
Chiny	•	•	•	•	•		•		•						10
Chorwacja							•	•	•		•				1
Filipiny		•	•										•		1
Francja				•	•			•			•	•	•		8
Holandia					•		•				•				1
Indie		•					•		•						2
Indonezja							•		•						2
Iran							•		•						1
Izrael							•		•				•		1
Japonia	•														1
Jugosławia									•						1
Kanada									•						1
Korea Pd.									•				•		1
Meksyk									•				•		1
Norwegia									•						1
Polska									•						1
Pd. Afryka	•								•				•		6
Tajlandia				•					•				•		2
Ukraina											•				1
USA				•		•	•					•			6
Wielka Brytania													•		1
Węgry					•		•						•		1
Wietnam													•		1
	5	6	2	6	3	6	5	22	3	2	3	14			58

Konserwacja żywności opiera się na niszczeniu organizmów odpowiedzialnych za jej psucie. Skuteczne niszczenie zależy od dawki określonej w grejach (Gy) (Graj jest jednostką dawki pochłoniętej - odpowiada energii 1 J pochłoniętej przez 1 kg materii). W celu zabicia organizmów występujących w żywności stosuje się od 1 - 10 kGy. W czasie prowadzenia doświadczeń stosowano nawet dawki dochodzące do 50 Gy. Po roku 1964 do sprawy włączyli się eksperci WHO, ustanawiając ostre kryteria w stosunku do tej metody przedłużania jakości środków spożywczych. Ponieważ mimo to ostre dysputy ekspertów nie ustawały, niektóre kraje wprowadziły własne przepisy zabraniające utrwalania żywności promieniami ultrafioletowymi i jonizującymi, w innych zaś napromieniowanie weszło w zwyczaj. Na przykład w jednym z zakładów holenderskich (firma Gammaster) napromieniowuje się tygodniowo ok. 400 ton żywności. Niemcy zakazali importu napromieniowanej żywności, ale jak sami przyznają, kontrola jest problematyczna. Federalny Urząd Zdrowia pilnie poszukuje skutecznej metody wykrywania napromieniowania żywności w czasie rutynowych kontroli. Pierwsze pozytywne doświadczenia dotyczą przypraw i suszonych warzyw. Bliska jest także rozwiązanie metoda wykrywania napromieniowania poziomek. Natomiast niedostatecznie zaawansowane są wyniki badań nad wykrywaniem napromieniowania produktów spożywczych zawierających białka i tłuszcze. Zdarza się więc, że napromieniowana żywność w kraju producenta, eksportowana, powtórnie poddawana jest działaniu promieni u importera.

5. 6. Rodzaje i dawki promieniowania

Do napromieniowania żywności wykorzystuje się promieniowanie jonizujące, wywołujące w obojętnych elektrycznie atomach i cząsteczkach zmiany w ładunkach elektrycznych, czyli jonizację. Wykorzystywane jest promieniowanie gamma, przyspieszone elektrony, a niekiedy - promieniowanie X.

Radiacyjna technologia konserwowania żywności pozwala osiągnąć różne cele w zależności od zastosowanej dawki promieniowania i warunków w jakich ten proces się odbywa, m. in. temperatury i dostępu tlenu.

Stosując małe dawki promieniowania - do 1 kGy, można opóźnić dojrzewanie lub zahamować kiełkowanie w produktach pochodzenia roślinnego, zwalczać szkodniki oraz pasożyty.

Napromieniowanie żywności średnimi dawkami - do 10 kGy, inaktywuje bakterie, pleśnie, drożdże i mikroflorę patogenną, co sprawia że wydłuża się okres jej trwałości i zmniejsza liczba zatruc pokarmowych.

Duże dawki, od 10 - 50 kGy, stosowane są do sterylizacji produktów żywnościowych.

Komisja Kodeksu Żywnościowego FAO i WHO określiła tzw. standard światowy, zgodnie z nim do napromieniowania żywności można stosować promieniowanie gamma lub X o energii do 10 MeV. Kodeks zaleca górną dawkę 10 kGy jako wystarczającą do osiągnięcia ww. celów z wyjątkiem radiacyjnej sterylizacji.

5. 7. Zdrowotne i ekonomiczne aspekty

Podobnie jak inne procesy utrwalające, również radiacja powoduje pewne zmiany chemiczne w żywności. Ich rodzaj i zasięg zależą od chemicznego składu produktu, dawki promieniowania, temperatury oraz dostępu światła i tlenu podczas procesu napromieniowania.

Podczas napromieniowania jonizującego tworzą się m. in. wolne rodniki i zmniejsza się o 20 - 60% zawartość witamin A, B₁, C i E. Trzeba jednak pamiętać, że podobne zmiany zachodzą w żywności pod wpływem termicznej obróbki lub długotrwałego jej przechowywania.

Zalety radiacyjnej metody utrwalania żywności polegają na:

- skutecznym zwalczaniu pasożytów, grzybów toksynotwórczych i bakterii chorobotwórczych (Salmonelli, Coli i innych),
- eliminowaniu chemizacji żywności i pasz.

Warto wiedzieć, że niektóre środki chemiczne - azotyny i azotany mogą tworzyć rakotwórcze nitroaminy, a stosowany do higienizacji przypraw bromek metylu niszczy ozon.

Poza tym utrwalana radiacyjnie żywność może być napromieniana w trwałym opakowaniu, co skutecznie zapobiega jej wtórnemu skażeniu. Zastosowanie odpowiednich opakowań pozwala napromienić żywność w różnych warunkach, m. in. w atmosferze beztlenowej, w próżni i w niskiej temperaturze. Dobierając odpowiednio warunki, w jakich dokonuje się proces napromieniania, można np. zmniejszyć straty witamin lub uniknąć niekorzystnych zmian smakowych w produktach o dużej zawartości tłuszczów.

Koszty radiacyjnego utrwalania żywności w dużej mierze zależą od nakładów przeznaczonych na budowę obiektu radiacyjnego. W zależności od typu źródła i przeznaczenia

kształtują się one na poziomie kilku mln. USD. Natomiast jednostkowy koszt napromienienia może być bardzo mały, jeśli źródło promieniowania jest maksymalnie wykorzystane, czyli oprócz żywności napromieniowuje się w nim także inne produkty (sprzęt medyczny jednorazowego użytku, kosmetyki itp.). Dane z wielu krajów potwierdzają tą zasadę. W USA koszt napromienienia 1 kg kurczaka wynosi 2 centy, przypraw - 6 centów, a owoców cytrusowych - 3 do 7 centów.

Dla krajów Trzeciego Świata, zwłaszcza ze strefy tropikalnej, metoda radiacyjnego utrwalania żywności może mieć niezwykle istotne znaczenie. Stosowanie tej metody przyczynia się do redukcji strat żywności, a tym samym likwidacji stref głodu. Natomiast dokonywana w ten sposób higienizacja produktów - powoduje zmniejszenie liczby zatruc pokarmowych, a więc wpływa dodatnio na podniesienie zdrowotności mieszkańców tych krajów.

5. 8. Stosowanie radiacji żywności w Polsce

Polska przystąpiła we wrześniu 1985 r. do Międzynarodowej Grupy Konsultatywnej Radiacji Żywności pod auspicjami FAO, WHO i IAFA - skupiającej 26 państw. Napromieniowanie jako metodę utrwalania żywności uznało 26 państw, a 24 stosuje tę metodę na skalę przemysłową. Na świecie napromieniowanie odbywa się w 150 obiektach przemysłowych. Podstawą uregulowań prawnych żywności utrwalanej radiacyjnie jest Codex Alimentarius Commission (tom XV) wydany w Rzymie w 1984 r. Norma ogólna w nim opublikowana stwierdza, że radiacja jest w ogólnym zastosowaniu bezpieczna do całkowitego poziomu dawki 10 kGy. Sprawą radiacji żywności zajmuje się od kilku lat Komitet Ochrony Środowiska, Zdrowia Publicznego i Konsumenta Parlamentu Europejskiego. Jedną z pierwszych stacji pilotowych radiacji żywności powstała w latach siedemdziesiątych w Wageningen w Holandii. W Polsce radiacją zajmują się dwie eksperymentalne stacje pilotowe, jedna z nich mieści się w Akademii Rolniczej w Poznaniu, druga we Włochach pod Warszawą. Podwarszawska ma się rozbudować na skalę przemysłową. Na radiację żywności wydaje zgodę Główny Inspektor Sanitarny Kraju po zasięgnięciu opinii PZH.

Dotychczas dopuszczone jest w Polsce napromieniowanie cebuli, ziemniaków i czosnku, w celu zapobieżenia kiełkowaniu, a także pieczarek - aby wyeliminować starzenie się grzybów oraz przypraw, by wyjąłowić je z bakterii. Pracownicy PZH nie zgodzili się na radiację masy

jajecznej, gdyż można ją z powodzeniem pasteryzować, a produkty, do których używa się masy jajecznej spożywane są często przez dzieci.

Nie zaakceptowano także radiacji mięsa i jego przetworów. PZH sceptycznie podchodzi do tej metody sugerując, że w naszych warunkach ekonomicznych tradycyjne metody przechowywania żywności wydają się być wystarczające.

Metodami radiacyjnymi zajmują się obecnie takie placówki naukowe, jak Katedra Chemii Rolnej Politechniki Łódzkiej., Akademia Rolnicza w Poznaniu, Instytut Warzywnictwa w Skierniewicach, Katedra Higieny Żywności Pochodzenia Zwierzęcego Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie i Centralny Ośrodek Badawczo-Rozwojowy Ogrodnictwa w Warszawie.

Literatura

1. Basic Safety Standards for Radiation Protection, Edition 1982 IAEA, Vienna 1982.
2. Bonenberg K., Środki spożywcze i rynek wewnętrzny Wspólnoty Europejskiej, *Aura* 1994, nr 8, str. 29 - 30.
3. Fiszer W., Skażenie żywności radionuklidami - referat, Akademia Rolnicza w Poznaniu Poznań 1987.
4. Fiszer W., Kobalt w menu, *Wprost* 1994, nr 6, str. 72 - 73.
5. Grabowski D., Zagrożenie radiologiczne człowieka i środowiska w Polsce, 1- 2, 167, Warszawa 1988.
6. Grabowski D., Jankowska S., Mszyńska W., Petrykowska M., Rubel B., Wpływ awarii elektrowni jądrowej w Czernobylu na sytuację radiologiczną w Polsce, Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej, Warszawa 1990.
7. Grabowski D., Muszyński W., Petrykowska M., Rubel B., Smagała G., Wigos J., Skażenie promieniotwórcze środowiska i żywności w Polsce w 1992 r. - Raport CLOR nr 124/ D, Warszawa 1993.
8. Grabowski D., Kurowski W., Muszyński W., Rubel B., Smagała G., Świętochowska J., Wilgos J., Skażenie promieniotwórcze żywności i środowiska w Polsce w 1993 r., Raport CLOR nr 127/ D.

9. Jagielak J., Biernacka M., Henszke J., Sosińska A., Radiologiczny Atlas Polski, CLOR, Warszawa 1992.
10. Kownacka L. i in., Measurement of Concentration Be-7, Sr-90, Cs-134, 137, Pb-210, Ra-226 and stable Pb in the Tropospheric and Lower Stratospheric Air from 1990 to 1992. Raport CLOR nr 126, Warszawa 1992.
11. Krajewski P., Postępy techniki jądrowej, vol. 37 z ISSN05051 - 6858 Awaria w Czarnobylu w świetle badań naukowych, Warszawa 1994 r.
12. Mietelski J., Skażenie promieniotwórcze lasów, Instytut Fizyki Jądrowej w Krakowie - 1994.
13. Napromieniowanie żywności - technologia alternatywna, Departament Szkolenia i Informacji Społecznej Państwowej Agencji Atomistyki, Warszawa 1994.
14. Odum E., Podstawy Ekologii, PWRiL, Warszawa 1977.
15. Uchwała nr 265/ 64 Rady Ministrów z dnia 29. 08. 1964 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.
16. Zarnowiecki K., Analiza skażeń promieniotwórczych i zagrożenia radiologicznego w Polsce po awarii elektrowni jądrowej w Czernobylu, Raport CLOR 120/ D, 1988.
17. Zarządzenie Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki z dnia 31. 03. 1988 w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego i wskaźników pochodnych określających zagrożenie promieniowaniem jonizującym M. O. z 1988 r. nr 14, poz. 124.