

CENTRALNE LABORATORIUM OCHRONY RADIOLOGICZNEJ

Mgr Lidia Rosiak

**BADANIE PRZECHODZENIA ^{226}Ra Z GLEBY DO ROŚLIN
ORAZ OCENA WCHŁONIĘĆ TEGO RADIONUKLIDU
Z POŻYWIENIEM**

Praca doktorska wykonana pod kierunkiem

Dr hab. Zofii Pietrzak-Flis

w Zakładzie Higieny Radiacyjnej

Warszawa, 2003

Składam gorące podziękowanie mojej promotorce

Pani Dr hab. Zofii Pietrzak-Flis

za okazaną zachętę i zainteresowanie pracą
oraz za bardzo życzliwą opiekę i wielką pomoc przy jej realizacji.

Panu Lechowi Świtalowi i pani Krystynie Trzciałkowskiej
dziękuję za pomoc przy uprawie roślin i wykonywaniu analiz.

Pani Jolancie Hulej dziękuję za pomoc przy przygotowaniu pracy do druku.

WPROWADZENIE

W przyrodzie występują cztery izotopy promieniotwórcze radu: ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{224}Ra i ^{223}Ra . Najbardziej rozpowszechnione i najbardziej radiotoksyczne są dwa z nich: ^{226}Ra i ^{228}Ra . ^{226}Ra należy do szeregu uranowo-radowego, jest emitерem promieniowania α i γ , a okres jego połowicznego rozpadu wynosi 1600 lat. ^{228}Ra , izotop o okresie półtrwania 5,75 lat, należy do szeregu torowego i jest emitерem cząstek β .

Badania wykonane w ramach niniejszej pracy dotyczą radu-226. Od odkrycia przez Marię Curie-Skłodowską i Piotra Curie w 1898 roku ^{226}Ra wzbudzał wielkie zainteresowanie, a jego właściwości promieniotwórcze były wykorzystywane w technice i medycynie. Ze względu na długi okres połowicznego rozpadu i rodzaj emitowanego promieniowania, izotop ten był przedmiotem wielu badań.

W wyniku oddziaływań zjawisk atmosferycznych, sejsmicznych, hydrogeologicznych, biologicznych oraz działalności człowieka, ^{226}Ra zawarty w skorupie ziemskiej przedostaje się do biosfery i jest obecny w wodach, w powietrzu atmosferycznym, w glebie oraz we wszystkich organizmach żywych. W normalnych warunkach jego zawartość w środowisku człowieka jest mała i ściśle związana z zawartością ^{238}U - pierwiastka macierzystego. Wydobywanie rud uranowych i innych kopalin oraz ich przetwarzanie i użytkowanie, a także stosowanie nawozów fosforowych o zwiększonej ilości radu, powoduje wzrost zawartości radu w glebie, wodach gruntowych i powierzchniowych oraz w szacie roślinnej i faunie.

Rad włącza się do łańcucha pokarmowego człowieka. Z gleby przechodzi do roślin, a do organizmów zwierzęcych z pokarmem roślinnym, zawierającym zarówno rad inkorporowany w roślinach, a także rad osadzony na liściach i łodygach, oraz z wodą. Do organizmu człowieka rad dostaje się z artykułami żywnościowymi pochodzenia roślinnego, zwierzęcego i z wodą. Przechodzenie radu do organizmu człowieka drogą inhalacyjną jest zanedbywalnie małe w porównaniu z wnikaniem drogą pokarmową. Około 80% ^{226}Ra pobranego przez osoby dorosłe drogą pokarmową jest wydalone z kałem, a ok. 20% przechodzi do krwi, a następnie do tkanek. Rad kumuluje się przede wszystkim w kościach. W warunkach stałego i ciągłego pobierania ^{226}Ra z pożywieniem i wodą zawartość tego radionuklidu w ciele człowieka jest praktycznie niezmienna w ciągu całego życia. Średnia zawartość ^{226}Ra w kośćcu jest równa 25-dniowemu wchłonięciu tego radionuklidu drogą pokarmową, a w tkankach miękkich znajduje się około 17% radu obecnego w całym ciele.

W niniejszej pracy badano przechodzenie ^{226}Ra do roślin jadalnych i pastewnych, oraz wchłonięcia tego radionuklidu z pożywieniem przez ludzi w wybranych rejonach Polski. Uzyskano dane do oceny zawartości ^{226}Ra w organizmie dorosłego człowieka i do oceny dawek efektywnych od wchłoniętego radionuklidu.

2. CEL PRACY

Celem pracy było określenie przechodzenia ^{226}Ra do roślin i wchłonięć tego radionuklidu przez człowieka w Polsce.

Cel ten realizowano w dwóch kierunkach badawczych:

1. **określenie pobierania ^{226}Ra do roślin jadalnych i pastewnych powszechnie uprawianych w Polsce,**
2. **zbadanie wielkości wchłonięć ^{226}Ra z pożywieniem w trzech rejonach Polski, różniących się poziomem tego radionuklidu w glebie.**

Kierunek 1.

Badania prowadzono na roślinach uprawianych na poletku doświadczalnym w kontrolowanych warunkach.

Celem tych badań było:

- określenie zależności stężenia ^{226}Ra w roślinach od parametrów gleby:
 - stężenia ^{226}Ra całkowitego i wymienialnego w glebie;
 - rodzaju gleby i jej składu granulometrycznego;
 - stężenia innych metali ziem alkalicznych: Mg, Ca, Ba;
- określenie stopnia inkorporacji w zależności od gatunku roślin i ich przynależności do danej rodziny;
- zbadanie zależności między stężeniem ^{226}Ra a stężeniem baru i wapnia w roślinach;
- zbadanie wpływu długości okresu wegetacji na poziom radionuklidu w trawie;
- zbadanie, czy ^{226}Ra może wnikać do roślin przez ich części nadziemne;
- określenie skażenia zewnętrznego roślin;
- wyznaczenie współczynników przechodzenia ^{226}Ra z gleby do roślin.

Kierunek 2.

Celem badań było określenie wielkości wchłonięć ^{226}Ra przez ludność w wybranych rejonach Polski. Oceny tej dokonano na podstawie stężeń tego radionuklidu w produktach żywnościowych i w wodzie oraz danych statystycznych o wielkości ich spożycia. Dodatkowo oceniono wchłanianie ^{226}Ra na podstawie analizy próbek całodziennego pożywienia.

Oznaczano stężenie ^{226}Ra w poszczególnych produktach żywnościowych i w wodzie pobranych w rejonie Wałbrzycha, Gór Świętokrzyskich i w Polsce centralnej, oraz w

próbkach całodziennego pożywienia pobranych w Szpitalu Miejskim w Opatowie i w gospodarstwach domowych w Warszawie.

Na podstawie tych badań określono:

- udział poszczególnych grup artykułów żywnościowych i wody jako źródła ^{226}Ra w diecie mieszkańców badanych rejonów;
- średnią zawartość ^{226}Ra w organizmie osób dorosłych;
- dawki efektywne od rocznych wchłonięć ^{226}Ra dla osób dorosłych.

SPIS TREŚCI

WPROWADZENIE	1
CEL PRACY	3
1. RAD W ŚRODOWISKU CZŁOWIEKA	8
1.1. Właściwości chemiczne i fizyczne radu	8
1.2. Źródła radu w środowisku	9
1.3. ^{226}Ra w glebie	13
1.4. Przechodzenie ^{226}Ra do roślin	16
<i>Pobieranie ^{226}Ra z gleby</i>	16
<i>Przechodzenie ^{226}Ra do roślin przez części nadziemne</i>	20
<i>Współczynniki przechodzenia radu z gleby do roślin</i>	22
1.5. Przechodzenie ^{226}Ra do organizmu zwierząt	24
1.6. Drogi przechodzenia ^{226}Ra do organizmu człowieka	28
1.7. Metabolizm ^{226}Ra w organizmie człowieka	30
1.8. Skutki biologiczne	33
<i>Skutki wywołane działaniem radu na kości</i>	35
<i>Oddziaływanie na tkanki miękkie</i>	37
<i>Przydatność radu do terapii</i>	38
<i>Skutki biologiczne naturalnie występującego radu</i>	38
2. BADANIE PRZECHODZENIA ^{226}Ra DO ROŚLIN	39
2.1. Metodyka prowadzenia eksperymentu	39
2.1.1. Dobór roślin	39
2.1.2. Charakterystyka gleby	41
2.1.3. Warunki uprawy roślin	43
2.1.4. Metoda oznaczania ^{226}Ra	45
<i>Zasada metody</i>	45
2.1.4.1. Wstępna preparatyka próbek	45
<i>Rośliny</i>	45
<i>Opad całkowity</i>	46
<i>Gleba</i>	46
2.1.4.2. Przygotowanie roztworu nośnika Ba	46
2.1.4.3. Separacja ^{226}Ra	47
	5

2.1.4.4. Pomiar aktywności alfa ^{222}Rn i produktów jego rozpadu	48
2.2. Inkorporacja ^{226}Ra w roślinach oraz ich skażenie zewnętrzne	50
2.2.1. Badanie przechodzenia ^{226}Ra przez system korzeniowy i części nadziemne roślin	
2.2.1.1. ^{226}Ra w opadzie całkowitym	50
2.2.1.2. ^{226}Ra w roślinach uprawianych na odkrytym polu i pod namiotem foliowym	51
2.2.2. ^{226}Ra w warzywach	54
2.2.2.1. Warzywa korzeniowe	55
2.2.2.2. Portulaka	59
2.2.2.3. Warzywa o jadalnych owocach	60
2.2.3. ^{226}Ra w roślinach z rodziny <i>Traw</i>	62
2.2.3.1. Zboża	62
2.2.3.2. Ruń trawników i kupkówka pospolita	65
2.2.4. Zależność między radem-226, barem i wapniem w roślinach i w glebie	68
2.2.5. Współczynniki przejścia ^{226}Ra z gleby do roślin	72
2.2.6. Depozycja ^{226}Ra na nadziemnych częściach roślin	81
3. BADANIE WCHŁONIĘĆ ^{226}Ra Z POŻYWIENIEM	86
3.1. Wybór rejonów	86
<i>Rejon Wałbrzyska</i>	86
<i>Rejon Gór Świętokrzyskich</i>	86
<i>Polska centralna</i>	86
3.2. Metodyka badań	87
3.2.1. Pobieranie próbek artykułów żywnościowych, całodziennego pożywienia i wody	87
<i>Rejon Wałbrzyska</i>	87
<i>Rejon Gór Świętokrzyskich</i>	88
<i>Polska centralna</i>	88
3.2.2. Wstępna preparatyka próbek	88
3.2.3. Oznaczanie ^{226}Ra	89
3.3. Stężenia ^{226}Ra w artykułach żywnościowych	89
3.4. Roczne i dzienne wchłonięcia ^{226}Ra z pożywieniem i wodą	93
<i>Ocena na podstawie analizy artykułów żywnościowych i danych</i>	93

<i>statystycznych o ich spożyciu</i>	
<i>Rejon Wałbrzyski</i>	93
<i>Rejon Gór Świętokrzyskich</i>	95
<i>Rejon Polski centralnej</i>	96
<i>Ocena wchłonięć na podstawie analizy całodziennego pożywienia</i>	100
<i>Rejon Gór Świętokrzyskich i Polski centralnej</i>	100
3.5. Ocena zawartości ^{226}Ra w organizmie mieszkańców wybranych rejonów Polski	104
3.6. Ocena dawek efektywnych od wchłonięć ^{226}Ra z pożywieniem i wodą	105
4. PODSUMOWANIE	108
<i>Przechodzenie ^{226}Ra do roślin</i>	108
<i>Ocena wchłonięć ^{226}Ra z pożywieniem</i>	112
5. WNIOSKI	114
BIBLIOGRAFIA	116

1. RAD W ŚRODOWISKU CZŁOWIEKA

1.1. Właściwości chemiczne i fizyczne radu

Rad, został odkryty przez Marię i Piotra Curie w 1898 roku. Wraz z berylem, magnezem, wapniem, strontem i barem tworzy II grupę pierwiastków ziem alkalicznych. W Tabeli 1 przedstawiono właściwości atomów tej grupy. Właściwości metaliczne tych pierwiastków wzrastają wraz ze zmniejszaniem się potencjału jonizacyjnego i wzrostem promienia jonowego w kolejności od berylu do radu. Tylko beryl wykazuje pewne właściwości amfoteryczne, pozostałe są bardzo reaktywnymi metalami. Rozpuszczalność soli metali ziem alkalicznych maleje ze wzrostem liczby atomowej. Rad jest w swojej grupie pierwiastkiem najcięższym, o największym promieniu jonowym i niskim potencjale jonizacyjnym. Jest typowym przedstawicielem swojej grupy - srebrzystobiały metal o wysokich temperaturach topnienia (700°C) i wrzenia (1400°C), bardzo reaktywny chemicznie.

Tabela 1. Właściwości atomów metali ziem alkalicznych

Pierwiastek	Liczba atomowa	Potencjał jonizacyjny [eV]		Promień jonowy Me^{2+} [pm]
		pierwszy	drugi	
Beryl	4	9,32	18,2	32
Magnez	12	7,64	15,0	65
Wapń	20	6,11	11,9	94
Stront	38	5,69	11,0	110
Bar	56	5,21	10,0	129
Rad	88	5,28	10,1	152

Najważniejszymi solami radu są halogenki: chlorek, bromek i fluorek radu. Chemicznie rad jest bardzo podobny do baru, ale bardziej od niego aktywny. Jego związki są trudniej rozpuszczalne w wodzie niż związki baru.

Rad jest pierwiastkiem promieniotwórczym. Posiada 30 izotopów o liczbach masowych od 206 do 230 [Molinari i Snodgrass, 1990]. Wszystkie izotopy radu rozpadają się z wydzieleniem gazowego radonu. Tylko cztery z nich występują w przyrodzie: ^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra i ^{228}Ra . W Tabeli 2 przedstawione zostały właściwości promieniotwórcze tych izotopów, nazwy szeregów promieniotwórczych do których należą oraz izotopy dające początek szeregom promieniotwórczym.

Tabela 2. Izotopy radu występujące w przyrodzie

Liczba masowa	Szereg promieniotwórczy	Okres połowicznego zaniku	Rodzaj i energia promieniowania [MeV]	
226	Uran-238 Uranowo-radowy	1600 lat	α γ	4,60; 4,79 0,186
228 224	Tor-232 Torowy	5,75 lat 3,66 dni	β^- α γ	0,012 5,45; 5,68 0,241; 0,293
223	Uran-235 Aktynowy	11,43 dni	α γ	5,61; 5,71; 5,75 0,122; 0,154; 0,270; 0,339

Najbardziej rozpowszechnione i najbardziej radiotoksyczne są: ^{226}Ra z szeregu uranowo- radowego, emiter promieniowania α i γ oraz ^{228}Ra z szeregu torowego, emiter promieniowania β . Ich miejsca w szeregach promieniotwórczych pokazane są na Rys. 1.

Rad jest pierwiastkiem niezwykle rzadkim w przyrodzie. Jego zawartość w skorupie ziemskiej wynosi 7×10^{-12} % wagowego [Ciba i inni, 1996]. Głównym źródłem radu są rudy uranowe takie jak uraninit U_3O_8 zwany blendą smolistą, karnotyt $\text{K}_2[\text{UO}_2]_2 [\text{V}_2\text{O}_8] \times 3\text{H}_2\text{O}$ oraz torbernit $\text{Cu}[\text{UO}_2][\text{PO}_4]_2 \times 12\text{H}_2\text{O}$ i z nich uzyskuje się metaliczny rad i jego sole do niedawna używane w medycynie do leczenia nowotworów, a obecnie zastępowane przez sztuczne izotopy promieniotwórcze. Związki radu stosowane były również do wyrobu farb świecących, ale ze względu na swą szkodliwość przestają być używane do tego celu.

1.2. Źródła radu w środowisku

Rad-226 rzadko występuje samodzielnie. Wszystkie stare geologicznie skały i minerały zawierają mierzalne ilości radu. W skałach rad występuje w równowadze ze swoim pierwiastkiem macierzystym o ile czynniki środowiskowe, takie jak wietrzenie, aktywność hydrologiczna lub procesy biologiczne nie zaburzają tej równowagi. Z powodu różnicy we właściwościach chemicznych pomiędzy radem i uranem może dojść do braku równowagi. Uran jest pierwiastkiem mobilnym, łatwiej niż rad przechodzi do wody, tworząc rozpuszczalne związki kompleksowe. Rad jest mobilny tylko w środowisku obojętnym lub kwaśnym, wolnym od jonów siarczanowych. Naturalnym źródłem uranu i radu są skały magmowe, ale ze względu na ruchliwość uranu, największe stężenia

obserwowane są w skałach osadowych. W Tabeli 3 podano średnie stężenia ^{226}Ra w niektórych skałach magmowych i osadowych na świecie [Iyengar, 1990] i w Polsce [Żak i Florowska, 2001]. Wśród skał magmowych najbogatsze w rad są granity, a najniższe stężenie radu obserwuje się w skałach wulkanicznych ultrazasadowych. W grupie skał osadowych najwyższe stężenia występują w łupkach ilastych i bitumicznych oraz w fosforytach. Jak wynika z Tabeli 3 stężenie radu w skałach Polski, na ogół nie odbiega od wartości obserwowanych w innych rejonach świata.

Tabela 3. Stężenie ^{226}Ra w niektórych skałach na świecie i w Polsce, Bq kg^{-1}

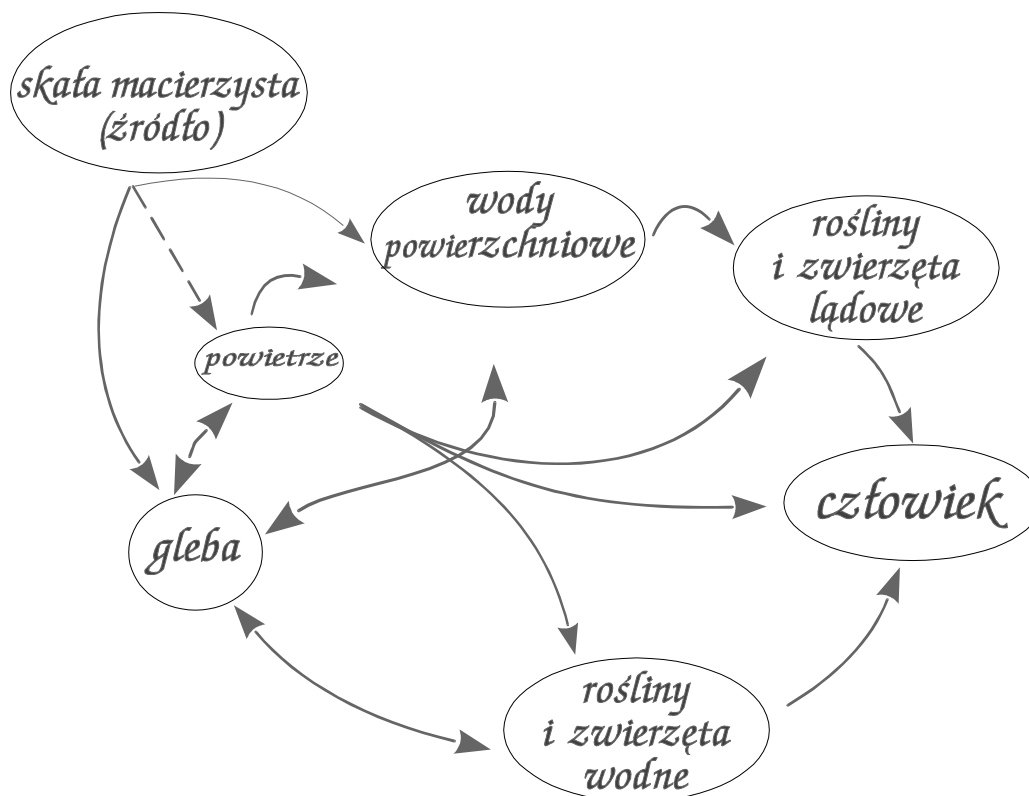
Typ skały	Świat ^{*)}	Polska ^{**)}
Magmaowe		
Wulkaniczne	48,1-136,9	
Kwaśne wulkaniczne	37	
Ultrazasadowe wulkaniczne	0,37	
Bazalt	11,1-48,1	
Granit	0,037-185	27-85
Skały osadowe		
Wapienie	5,55-18,5	1-64
Fosforyty	148-1480	
Łupki bitumiczne	629-1040	
Gliny	55,5	17-161
Piaskowce	7,4-55,5	1-75
Łupki ilaste	14,8-2220	

*) Iyengar (1990)

**) Żak i Florowska (2001)

Niewielkim źródłem ^{226}Ra , a także jego prekursorów w środowisku jest pozaziemska materia pochodzenia kosmicznego, corocznie opadająca na naszą planetę. Ilości radionuklidów, jakie ze sobą niesie ta kosmiczna materia są o trzy rzędy wielkości niższe niż ich stężenia w skorupie ziemskiej [Taylor, 1964].

Rad zawarty w skorupie ziemskiej, w wyniku oddziaływań zjawisk atmosferycznych, sejsmicznych, hydrogeologicznych, biologicznych oraz działalności człowieka, przedostaje się do biosfery i jest obecny w wodach, w powietrzu atmosferycznym, w glebie oraz we wszystkich organizmach żywych. Obieg radu w środowisku przedstawiono na Rys. 2.



Rys.2. Obieg radu w środowisku

Stężenie ^{226}Ra w powietrzu atmosferycznym jest niewielkie. Źródłami tego radionuklidu w atmosferze są: resuspensja gleby i solnego pyłu znad oceanów, erupcje wulkaniczne, pożary lasów oraz działalność człowieka, czyli przede wszystkim pyły uwalniane z kopalni rud uranowych, spalanie węgla, produkcja i użytkowanie nawozów fosforowych oraz przemysł cementowy. W Raporcie UNSCEAR (1993) podano, że stężenie ^{226}Ra w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego, w szerokościach geograficznych umiarkowanych północnych wynosi $0,5 \mu\text{Bq m}^{-3}$. Średnie roczne stężenia tego radionuklidu w Polsce określone w latach 1986-1999 w Warszawie i Mikołajkach zawierały się w granicach od 0,39 do $2,71 \mu\text{Bq m}^{-3}$ [Kownacka, 2000]. Wody rzek i jezior

w Polsce zawierają niewielkie ilości ^{226}Ra , stężenie tego radionuklidu zawiera się w granicach od 0,50 do 56,9 mBq l^{-1} [Wardaszko i inni, 2001]. Te najwyższe wartości, które obserwowano w górnej Wiśle, można przypisać odprowadzaniu do tej rzeki – poprzez osadniki i mniejsze ciekły wodne - wód kopalnianych dołowych z kopalń węgla kamiennego na Górnym Śląsku. W wodach tych występują podwyższone poziomy naturalnych pierwiastków promieniotwórczych, głównie radu [Lebecka i inni, 1986]. W wodach pitnych średnie stężenie według UNSCEAR (1993) wynosi 0,5 mBq l^{-1} . W wodach powierzchniowych Bałtyku Południowego stężenie ^{226}Ra zawiera się w granicach od 2,41 do 3,52 mBq l^{-1} [Suplińska i Adamczyk, 2002]. Rozkład stężenia radu w wodach morskich zmienia się znacznie wraz z głębokością, zasoleniem i szerokością geograficzną. Na przykład w powierzchniowej warstwie Pacyfiku stężenie ^{226}Ra wynosi średnio 1,2 mBq l^{-1} , a w warstwie przydennej 4,5-7,0 mBq l^{-1} [Okubo, 1990].

W organizmach lądowych stwierdzono bardzo małe ilości ^{226}Ra w porównaniu z organizmami żyjącymi w wodach słonych i słodkich.

1.3. ^{226}Ra w glebie

Gleby powstają w wyniku działania klimatu, wody, organizmów żywych oraz wskutek działalności człowieka. Rzeźba terenu ma pośredni wpływ na powstawanie gleb. Wszystkie te czynniki glebotwórcze współdziałając ze sobą tworzą ożywiony i dynamiczny twór przyrody, jakim jest gleba. Typ gleby i jej skład chemiczny zależy przede wszystkim od skały macierzystej, z której powstała, a także od warunków atmosferycznych panujących w trakcie jej powstawania. Np. granity, w wyniku wietrzenia, dają gleby z przewagą piasku, a skały wulkaniczne gleby gliniaste lub ilaste. Podczas procesu wietrzenia skały macierzystej następuje migracja ^{226}Ra do gleby. Rozpuszczalna część radu przemieszcza się wraz z wodami nieraz na duże odległości, aby w końcowym etapie zostać zdeponowana w glebie w wyniku reakcji chemicznych lub biologicznych. ^{226}Ra jest obecny, w ilościach mierzalnych, we wszystkich typach gleb występujących na naszym globie.

Zakres stężeń ^{226}Ra w glebach jest bardzo szeroki, co wynika z olbrzymiej różnorodności gleb. Gleba jest trójfazowym, wieloskładnikowym medium i to jej heterogeniczność decyduje o nierównomiernym w niej rozkładzie ^{226}Ra .

Zawartość ^{226}Ra w glebach dla obszarów „normalnych”, zależnie od jej składu, waha się w granicach od 3,7 do 126 Bq kg^{-1} , przy średniej światowej równej 26 Bq kg^{-1} [Iyengar,

1990]. W glebach Polski zakres stężenia ^{226}Ra wynosi od 4,2 do 124 Bq kg⁻¹, a średnia jest równa 24 Bq kg⁻¹. Na przeważającym obszarze kraju stężenie to nie przekracza 20 Bq kg⁻¹. Na niektórych obszarach Polski południowej stężenie to przewyższa wartość 40 Bq kg⁻¹, z maksimum 124 Bq kg⁻¹ w okolicach Szklarskiej Poręby [Radiologiczny Atlas Polski, 1998], a więc w glebach górskich i w glebach kotlin śródgórskich.

W różnych częściach świata znajdują się obszary o naturalnie podwyższonej aktywności ^{226}Ra . Najbardziej znane to bogate w tor monazytowe piaski w indyjskim stanie Keral, gdzie stężenia tego izotopu w glebach wahają się od 7,8 do 1520 Bq kg⁻¹ i w Brazylii rejon Araxa, gdzie stężenie ^{226}Ra w glebach wynosi od 703 do 42400 Bq kg⁻¹ [Iyengar, 1990]. Porównanie tych danych z wcześniej podanymi stężeniami ^{226}Ra w glebach na świecie wskazuje, że na terenach o podwyższonej naturalnej aktywności stężenia te są od dwóch do czterech rzędów wielkości wyższe od wartości dla obszarów „normalnych”.

Rad może występować w glebie jedynie pod postacią jonu Ra^{2+} , na jednym tylko stopniu utlenienia. Ponieważ stężenie radu w glebie jest zawsze małe w porównaniu ze stężeniem innych metali ziem alkalicznych trudno jest mówić o specyficznej chemicznej formie radu w glebach, gdyż przeważnie występuje on związany, zaadsorbowany lub inkorporowany do danej frakcji gleby lub danym składniku gleby. Cooper (1981), wykorzystując technikę ekstrakcji sekwencyjnej Tessiera (1979) wyizolował 6 różnych frakcji radu mogących występować w glebie:

- rozpuszczalny w wodzie;
- wymienialny;
- związany z węglanami;
- związany z tlenkami żelaza lub (i) manganu;
- związany z materią organiczną;
- pozostały, osadzony.

W glebach przez niego badanych najbogatsze w rad okazały się frakcje związane z tlenkami żelaza i magnezu i rad wymienialny. Frakcja związana z materią organiczną zawierała o połowę mniej ^{226}Ra niż frakcja radu wymienialnego. Najmniej było radu rozpuszczalnego w wodzie. Stężenie radu wymienialnego (dostępnego dla roślin) w glebach jest bardzo różne i zależnie od typu gleby i położenia geograficznego waha się od kilku do kilkudziesięciu procent. W badanych przez Sama i Erikssona (1995) glebach Sudanu stężenia radu wymiennego wynosiły od 7,1 do 27,8% całkowitego stężenia ^{226}Ra .

W glebach Brazylii z rejonu o naturalnie podwyższonym poziomie aktywności ^{226}Ra stężenia te stanowiły 2,3-34,5% [Vasconcellos i inni, 1987]. Markose i inni (1993) stwierdzili, że pobieranie ^{226}Ra przez rośliny z gleb skażonych pozostałościami rud uranowych jest dużo niższe od jego pobierania z gleb „normalnych”. Wynika to z faktu, że ilość radu dostępnego dla roślin w glebie maleje w następującej kolejności: gleby „normalne > resztki pokopalniane > pozostałości z przerobu rud uranowych. Markose podaje procentową zawartość ^{226}Ra dostępnego w tych glebach odpowiednio 55%, 17,5% i 1,2%. W glebach, które zostały zmieszane z wapnem i azotanem wapnia ilość radu dostępnego dla roślin spadła do połowy, a stężenia ^{226}Ra w roślinach były porównywalne ze stężeniami w roślinach rosnących na glebach „normalnych”. Podobną zależność stwierdził Taskajew (1977), wysoka zawartość wapnia zmniejsza mobilność radu w układzie gleba - roślina.

Niektórzy badacze twierdzą, że materia organiczna [Titajewa, 1967; Grzybowska, 1974, Taskajew, 1977] i gliny [Nathwani i Phillips, 1979] są dominującymi składnikami gleby sorbującymi ^{226}Ra . Materia organiczna adsorbuje ^{226}Ra 10 razy bardziej niż gliny [Frissel i Köster, 1990]. Ilość radu wymiennego w glebie może się zmieniać w czasie sezonu wegetacyjnego [Grzybowska, 1974].

^{226}Ra pochodzący z depozycji lub obecny w wodach zalewających poletka, podobnie jak ^{238}U i ^{210}Pb , kumuluje się w górnej (do 15 cm) warstwie gleby [Masłow i inni, 1981; Frissel i Köster, 1990], co świadczy o silnym wiązaniu radu w glebie. Grzybowska (1974) prowadząc uprawę trawy (*Dactylis glomerata*) i lucerny (*Medicago sativa*) w glebach skażonych na dwóch różnych głębokościach, najwyższe stężenia ^{226}Ra obserwowała w trawie rosnącej na glebie skażonej powierzchniowo.

Stężenie ^{226}Ra w glebie zależy głównie od ilości pierwiastka rodzicielskiego w leżącej pod nią skale macierzystej. Niekiedy obserwuje się wyjątki od tej reguły; w bagnistych glebach nizinnych i wyżynnych glebach torfowych Frissel i Köster (1990) obserwowali 10-krotnie, a nawet 100-krotnie niższe stężenia ^{226}Ra niż w skale macierzystej, natomiast w glebach uformowanych na aluwium skał wapiennych stężenie to było kilkakrotnie wyższe. Prowadzi to do konkluzji, że rad raczej nie migruje w profilu glebowym. Stwierdzenie to podtrzymują inni badacze [Jasterbow, 1976; De Jesus i inni, 1980; Kopp i inni, 1983]. Frissel i Köster (1990), stwierdzili, że w glebach „normalnych” migracja radu jest niewielka, ale wzrasta wraz ze wzrostem kwasowości gleby, szczególnie, gdy tę kwasowość podwyższają kwasy organiczne. W powierzchniowej

warstwie gleby rad może przemieszczać się dzięki aktywności mikro i makro fauny zamieszkującej te gleby. Dżdżownice mogą przenieść materię organiczną (i związany z nią rad) z powierzchni na głębokość około 1 m. Możliwe jest, że w górnej warstwie gleby, do głębokości 20 cm, ten biologiczny mechanizm migracji radu przewyższa transport fizykochemiczny. Żyjące w glebie, w ogromnej ilości mikroorganizmy także mogą przyczynić się do zwiększenia ruchliwości radu w glebie poprzez produkcję substancji podwyższających rozpuszczalność radu [Masłow i inni, 1981]. Rozkładający się na powierzchni i w glebie materiał roślinny, zawierający również rad, oraz korzenie roślin mogą działać podobnie, te ostatnie także dzięki mikoryzie, symbiotycznej współpracy z grzybami żyjącymi w glebie. Z drugiej strony ten sam rozkładający się materiał roślinny jest główną częścią pojemności wymiennej gleby i sprzyja retencji ^{226}Ra [Menzel, 1965].

1.4. Przechodzenie ^{226}Ra do roślin

Pobieranie ^{226}Ra z gleby

Rośliny mogą pobierać składniki mineralne w dwojaki sposób: przez system korzeniowy i poprzez części nadziemne. W naturalnych warunkach wiele czynników może wpływać na pobieranie ^{226}Ra z gleby przez rośliny. Te czynniki to stężenie ^{226}Ra w glebie i jego dostępność dla roślin (stężenie ^{226}Ra wymienialnego), stężenie innych kationów wymiennych, w szczególności kationów metali ziem alkalicznych, zawartość materii organicznej [Simon i Ibrahim, 1990], a także rodzaj gleby i jej odczyn (pH), temperatura oraz w dużym stopniu własności „osobnicze” rośliny i jej aktualne zapotrzebowanie na określone pierwiastki [Sam i Eriksson, 1995].

^{226}Ra przechodzi do roślin głównie z gleby drogą transportu korzeniowego. Z korzeni jest rozprowadzany do innych części roślin [Mc Dowell-Boyer i inni, 1980; Simon i Ibrahim, 1990]. Wynika to przede wszystkim z fizjologii roślin. Systemy korzeniowe roślin osiągają dużo większe rozmiary niż ich części nadziemne i mogą penetrować glebę do znacznej głębokości. Dzięki obecności włosników powierzchnia systemu korzeniowego może być kilkakrotnie większa od powierzchni części nadziemnej.

Korzenie pobierają związki mineralne w postaci jonów z roztworu glebowego lub bezpośrednio z powierzchni minerałów. Na ogół kationy pobierane są łatwiej niż aniony, gdyż ściany i błony komórkowe mają przeważnie ładunek ujemny. Transport jonów do komórek korzenia może odbywać się zgodnie z gradientem stężeń i jest to dyfuzja bierna lub też wbrew gradientowi stężeń i jest to transport aktywny i selektywny. Kilka

warunków musi być jednocześnie spełnionych, żeby roślina pobrała z podłoża jakikolwiek pierwiastek. Przede wszystkim musi on zostać uwolniony ze stałej fazy gleby do hipotonicznego roztworu glebowego, czyli musi być dostępny dla rośliny. Następnie musi się znaleźć w bezpośredniej bliskości korzenia, w cieniutkiej warstwie pomiędzy powierzchnią korzenia a glebą, w strefie korzenia mającej zdolności pobierania określonych jonów, gdyż korzenie nie mają jednakowych własności przyswajania jonów na całej swej długości. Zapotrzebowanie rośliny na dany pierwiastek jest zmienne zależnie od warunków środowiskowych i fazy wzrostowej rośliny.

Dowodu na to, że rośliny przyswajają ^{226}Ra przede wszystkim z roztworu glebowego dostarczyły badania D'Souzy i Mistry'ego (1970). Stwierdzili oni, że stężenie ^{226}Ra w fasoli hodowanej na skażonej płynnej pożywce było znacznie większe niż w uprawianej na polu. Współczynniki przechodzenia ($\text{TF}_{\text{pożywka/roślina}}$) wynosiły 85 w łodygach, 1875 w korzeniach i były od 4 do 6 rzędów wielkości większe niż $\text{TF}_{\text{gleba/roślina}}$.

Tylko 13 pierwiastków uznawanych jest za niezbędne do rozwoju rośliny. Wśród nich są makroelementy występujące w ilościach od 0,4 do 100 g w 1 kg suchej masy rośliny i mikroelementy występujące w stężeniach od 0,1 do 5000 mg kg⁻¹ suchej masy. Z pierwiastków II grupy układu okresowego jedynie wapń i magnez są makroelementami wchodzącymi w cykle metaboliczne roślin. Wapń występuje w roślinach w ilościach 2-50 g kg⁻¹ suchej masy rośliny. Jest on składnikiem ścian komórkowych i regulatorem równowagi kationowo-anionowej. Pobierany jest przez rośliny nie tylko drogą biernej dyfuzji, ale i drogą aktywnego i selektywnego transportu. Tylko wierzchołkowe części korzenia mają zdolność pobierania wapnia. Magnez (2-8 g kg⁻¹ suchej masy) jest składnikiem chlorofilu i aktywatorem wielu enzymów. Metabolizm pozostałych pierwiastków tej grupy, tj. berylu, strontu, baru i radu, występujących w roślinach w ilościach śladowych jest raczej mało poznany. Są one nawet dla roślin toksyczne i powyżej dopuszczalnych stężeń (np. dla Be 10-50 ppm zależnie od rośliny, a dla Ba >500 ppm), mogą być powodem poważnych zaburzeń w ich rozwoju [Kabata-Pendias i Pendias, 1993].

Jony znajdujące się w glebie wzajemnie na siebie oddziałują. To oddziaływanie może polegać na wzajemnej stymulacji lub hamowaniu procesu pobierania przez rośliny. Znany jest fakt, że wyższe stężenia Ca w glebie hamują proces pobierania Mg i Sr - kationów z grupy metali ziem alkalicznych [Podstawy fizjologii roślin, 1999]. Taskajew i inni (1977) oraz Markose i inni (1993) stwierdzili, że wapń i rad są również pierwiastkami antagonistycznymi; wysokie stężenie wapnia w glebie hamuje pobieranie radu przez

rośliny. Grzybowska (1974) jednak nie znalazła zależności pomiędzy pobieraniem ^{226}Ra a zawartością Ca w glebie. Vasconcellos (1987) także nie stwierdził takiej zależności w badanych przez siebie roślinach. Penna-Franca i inni (1968) obserwowali pozytywną korelację pomiędzy stężeniami radu i baru w owocach, korze i liściach orzesznicy wyniosłej (*Bertholetia excelsa*), zwanej popularnie orzechem brazylijskim. Autorzy tłumaczą tę zależność szczególną zdolnością tej rośliny do kumulacji baru, który w tym przypadku może służyć jako nośnik radu. Smith (1971) badał stężenia baru, strontu, wapnia i ^{226}Ra w różnych tkankach orzecha brazylijskiego rosnącego na glebach o normalnej zawartości radu w Singapurze i Gujanie. Największe stężenia Ba, Sr i ^{226}Ra (odpowiednio 70-5890 mg kg⁻¹, 35-623 mg kg⁻¹ i 25,9-244 Bq kg⁻¹) obserwował w owocach i korzeniach drzewa, podczas gdy stężenie Ca (24 g kg⁻¹) najwyższe było w gałęziach. Wapń jest wyraźnie dyskryminowany przy przechodzeniu od korzeni do liści i owoców orzecha brazylijskiego, co jest zupełnym odwróceniem normalnie obserwowanego efektu w roślinach zielnych [De Bortoli i Gaglione, 1972], w których cięższe jony są zatrzymywane na centrach wymiennych ścian komórkowych w czasie swojej wędrówki przez ksylem, a redystrybucja raz osadzonych jonów ciężkich metali ziem alkalicznych prawie nie zachodzi. Wysokie stężenia Sr, Ba i ^{226}Ra w owocach orzecha brazylijskiego wg. Smith'a (1971) jest wynikiem powstawania specyficznych kompleksów organicznych wewnątrz rośliny, mogących powodować zwiększoną mobilność Sr, Ba i ^{226}Ra . Większość roślin kumuluje, bowiem te pierwiastki w łodygach i liściach bardziej niż w częściach generatywnych [Sam i Eriksson, 1995; Tracy i inni, 1983].

Shearer i Lee (1964) badali efekt różnych kationów na desorpcję ^{226}Ra z osadów dennych, prowadząc ekstrakcję różnymi odczynnikami nieorganicznymi. Stwierdzili oni, że najwięcej radu wymywane jest z osadu przez roztwór soli baru i że efekt ten maleje w kolejności bar > stront > wapń > magnez. Zdolność do wymiany jonów na powierzchniach korzeni w podobnej kolejności obserwowali Williams i Coleman (1950). Sugeruje to, że proces wymiany kationów o jednakowych ładunkach jest kontrolowany głównie rozmiarami jonów (Tabela 1) tzn. bar może zastąpić rad, ale nie wapń czy magnez.

Menzel (1965) stwierdził, że te radionuklidy, które są izotopami pierwiastków pełniących funkcje metaboliczne w roślinie lub są im pokrewne są łatwiej przyswajalne przez system korzeniowy.

Niska zawartość materii organicznej w glebie ułatwia pobieranie radu przez rośliny. Grzybowska (1974) obserwowała wyższe średnie stężenia ^{226}Ra w lucernie (*Medicago sativa*) rosnącej na glebie o zawartość materii organicznej 0,69% niż na glebie zawierającej 5,80% (odpowiednio 596 i 115 mBq g⁻¹ popiołu).

Temperatura wpływa przede wszystkim na proces oddychania roślin, modyfikując procesy pobierania z podłoża. Podwyższenie temperatury przeważnie powoduje zwiększenie pobierania pierwiastków z gleby, ale tylko do pewnej temperatury optymalnej. Niewielkie wahania temperatury (5°C) poniżej i powyżej temperatury optymalnej powodują zahamowanie pobierania jonów. Dotyczy to jednak jonów bardzo ruchliwych (K⁺, jony fosforanowe). W pobieraniu wapnia wahania temperatury nie odgrywają aż takiej roli. Można przypuszczać, że w przypadku mało ruchliwych kationów ^{226}Ra wahania temperatury też nie będą miały wielkiego wpływu na pobieranie go przez rośliny.

Dla większości mikro i makroelementów pobieranych przez rośliny z podłoża, pH zawarte w granicach 5-6 jest kwasowością optymalną. Z drugiej strony wiadomo, że ilość dostępnego radu w glebie wzrasta w kwaśnym środowisku [Frissel i Kõster, 1990; Simon i Ibrahim, 1990], a więc w kwaśnych glebach pobieranie ^{226}Ra przez rośliny powinno być wyższe niż w glebach obojętnych lub zasadowych.

Zawartość radu i innych metali w roślinach w pewnym stopniu zależy również od wieku rośliny. Roślina zrzucając stare liście pozbywa się wraz z nimi pewnej ilości cięższych metali. Zależnie od ciśnienia panującego w korzeniach może tracić wodę, a z nią i jony metali w wyniku zjawiska gutacji. Simon i Deming (1986) badając stężenie radu w liściach bylicy (*Artemisia*) rosnącej w półpustynnym klimacie stwierdzili, że stężenie radu w liściach maleje wykładniczo w ciągu 1 sezonu pogodowego.

W środowisku lądowym bogactwo szaty roślinnej i różnorodność gleb, na której rosną, powoduje, że stężenia ^{226}Ra w roślinach wahają się w bardzo szerokich granicach. Simon i Ibrahim (1990) podają, że stężenie ^{226}Ra w roślinach i jadalnych częściach roślin, rosnących na glebach o normalnej zawartości radu wahają się od 0,01 Bq kg⁻¹ dla ryżu do 11 Bq kg⁻¹ dla tytoniu. ^{226}Ra nie jest równomiernie rozmieszczony w całej roślinie, jego stężenie jest różne w różnych częściach roślin. Ruchliwość radu jest duża przy przejściu od korzenia do pędu, ale zmniejsza się po umiejscowieniu w tkance liścia [McDowell-Boyer i inni, 1980]. Na ogół najwyższe stężenia radu zawierają korzenie, ale według Popowej i innych (1964) stężenie ^{226}Ra w starych liściach może przewyższać stężenie w korzeniach.

Istnienie akropetalnego stężenia sugeruje, że ^{226}Ra nie wchodzi do metabolizmu roślin i nie podlega reutilizacji ze starszych liści [Simon i Ibrahim, 1990]. Z reguły najmniej ^{226}Ra znajduje się w owocach i nasionach [Boyadjiev i inni, 1967; Sam i Eriksson, 1995; Simon i Ibrahim, 1990].

Sam i Eriksson (1995) badali inkorporację radu w roślinach jadalnych najczęściej uprawianych w Zachodnim Sudanie. Zakres stężeń w wegetatywnych częściach kilku gatunków roślin wynosił od 0,7 do 23,0 Bq kg⁻¹ suchej masy przy średniej 7,0 Bq kg⁻¹, a średnie stężenie ^{226}Ra w jadalnych częściach tych samych roślin, głównie w owocach, wynosiło 1,6 Bq kg⁻¹, z zakresem od 0,1 do 7,6 Bq kg⁻¹ (stężenie ^{226}Ra w glebach wahało się od 14,4 do 79,16 Bq kg⁻¹ suchej masy).

W roślinach rosnących na terenach o naturalnie podwyższonej radioaktywności stężenia ^{226}Ra są generalnie wyższe niż w roślinach rosnących na glebach normalnych. Vasconcellos i inni (1987) prowadzili badania nad zawartością radu w roślinach uprawianych w rejonie płaskowyżu Poços de Caldas, znanego z radioaktywnych anomalii. W warzywach tam rosnących stwierdził, że stężenia ^{226}Ra są o rząd wielkości wyższe niż w roślinach z rejonów o normalnej zawartości radu w glebie (np. dla marchwi 0,44 wobec 0,06 Bq kg⁻¹ św. masy i ziemniaków 0,1 wobec 0,03 Bq kg⁻¹ św. masy). Zbliżone stężenia ^{226}Ra w warzywach uprawianych w rejonie kopalni uranu w Kanadzie otrzymali Tracy i inni (1983). Mistry i inni (1965) badali całkowitą radioaktywność roślin w monazytowym rejonie stanu Kerala. Owoce i warzywa miały niskim poziom radioaktywności, wysokie stężenia obserwowano w bylinach. Ta wysoka aktywność była wynikiem inkorporacji głównie ^{228}Ra . W Iranie, przy stężeniu ^{226}Ra w glebie od 0,06-300 kBq kg⁻¹ stężenie tego radionuklidu w roślinach wahało się od 0,007 do 13 Bq kg⁻¹ popiołu [Khademi i inni, 1980].

Pozostałości rud uranowych, mogą stać się źródłem znacznego skażenia roślin radem. Bettencourt i inni (1988) badali stężenia ^{226}Ra w liściach kapusty (*Brassica oleracea*) pochodzącej z upraw w pobliżu nieczynnej kopalni uranu i zrujnowanej fabryki radu w Portugalii. Stężenie ^{226}Ra w glebie malało od wartości 7,86 do 0,22 kBq kg⁻¹ suchej masy, zależnie od odległości od źródła skażenia, a jego stężenia w roślinach malało odpowiednio od 94 do 25 Bq kg⁻¹ świeżej masy. Zwiększone stężenia ^{226}Ra w roślinach rosnących w bezpośrednim sąsiedztwie młyna do przemiału rudy uranowej obserwował Thomas (2000a), wynosiło ono 8900 Bq kg⁻¹ wobec 170 Bq kg⁻¹ na stanowisku

kontrolnym. Rośliny w jego doświadczeniu nie były myte i większość ^{226}Ra może pochodzić ze skażeń zewnętrznych.

Przechodzenie ^{226}Ra do roślin przez części nadziemne

Rośliny w ograniczonym stopniu mogą pobierać składniki mineralne także przez części nadziemne. Dotyczy to przede wszystkim gazów np. SO_2 i NH_3 , ale i zawarte w roztworze jony z powierzchni części nadziemnych mogą przedostawać się do wnętrza rośliny przez szparki liściowe, kutykulę i hydatody. Muszą jednak pokonać opory związane z fizycznymi własnościami epidermy. Również w przypadku ^{226}Ra transport przez liście może mieć o wiele mniejsze znaczenie niż przechodzenie z gleby. Skażenie liści radem zależne jest od czasu przebywania cząstek aerozoli na ich powierzchni i zależy w dużym stopniu od wielkości cząstek i morfologii liści. Z gładkich powierzchni liścia cząstki zanieczyszczeń usuwane są szybciej niż z powierzchni chropowatych lub pokrytych włoskami. Szybciej usuwane są też cząstki cięższe, większe i znajdujące się na liściach o większym stopniu nachylenia jego powierzchni względem powierzchni gleby. Sheppard i Evenden (1992) badając adhezję cząstek gleby do powierzchni liści stwierdzili, że najdłużej na powierzchni liścia utrzymują się cząstki mniejsze lub równe średnicy szparek liściowych. Średnice szparek liściowych, wahają się zależnie od rośliny w granicach od 1-10 μm . Szparki liściowe stanowią do 2% powierzchni liścia. Thomas (2000c) badając pyły w powietrzu w najbliższym sąsiedztwie młyna do przemiału rudy uranowej stwierdził, że 70% z nich to cząsteczki o wielkości 10-80 μm i tylko 30% to cząsteczki o średnicy 1-10 μm . Chociaż stężenie ^{226}Ra w tych ostatnich jest ponad 2-krotnie wyższe niż w cząstkach większych (odpowiednio $6,5 \times 10^{-5}$ i $2,5 \times 10^{-5}$ Bq kg^{-1}), to prawdopodobieństwo wnikania radu do wnętrza rośliny wraz ze stałymi cząsteczkami aerozoli wydaje się być bardzo małe. Bardziej prawdopodobny jest transport radu przez liście z rozpuszczonych zanieczyszczeń. Łatwiej zachodzi dla roślin, które z racji swej budowy (plechowce) lub ze względu na środowisko, w którym żyją (np. zbiorniki wodne, tereny półpustynne i pustynne) muszą pobierać wodę poprzez części nadziemne. Holtzman (1968) podaje, że stężenia ^{226}Ra w porostach w środowisku arktycznym wahają się od 1,3 do 3,7 Bq kg^{-1} suchej masy. Rośliny te nie są ukorzenione i jak wszystkie plechowce pobierają składniki mineralne wraz z wodą z otoczenia. Rad w nich zawarty pochodzi przede wszystkim z opadu atmosferycznego i jak podaje autor stanowi zaledwie 1/3 sumy

stężenia ^{210}Pb i ^{210}Po w ich tkankach. Depozycja radu z opadu suchego jest przeważnie wyższa niż z opadu mokrego [Thomas, 2000c].

Rośliny wodne, nawet ukorzenione w osadzie dennym, czerpią związki mineralne przede wszystkim z wody przez liście i łodygi. U tych roślin kutykula jest słabo wykształcona podobnie jak tkanka przewodząca. Twinning (1993) badał akumulację ^{226}Ra w lilii wodnej (*Nymphaea violacea*) i stwierdził, że rad inkorporowany w liściach pochodził z wody, a nie z pobierania korzeniowego. Bukowač (1957) badał przechodzenie ^{28}Mg , ^{45}Ca , ^{89}Sr i ^{140}Ba oraz Na i K drogą doliściową i stwierdził, że izotopy metali ziem alkalicznych w przeciwieństwie do sodu i potasu nie były przenoszone do innych części roślin. Szybkość wnikania ^{45}Ca , ^{89}Sr i ^{140}Ba była zbliżona, chociaż całkowita zaabsorbowana ilość malała w kolejności magnez > wapń > stront > bar. Można oczekiwać, że rad jako metal ziem alkalicznych znajdzie się na końcu tego szeregu.

Współczynnik przechodzenia radu z gleby do roślin

Relację gleba-roślina lepiej niż bezwzględne stężenia charakteryzuje współczynnik przechodzenia TF (Transfer Factor) definiowany jako stosunek stężenia ^{226}Ra w roślinie do

$$\text{TF} = \frac{\text{Stężenie } ^{226}\text{Ra w roślinie}}{\text{Stężenie } ^{226}\text{Ra w glebie}}$$

jego stężenia w glebie [IUR, 1994].

Wyrażony w ten sposób współczynnik TF zakłada, że istnieje liniowa zależność pomiędzy stężeniem ^{226}Ra w roślinach i w glebie:

$$C_r = a + bC_g$$

gdzie:

C_r - jest stężeniem w roślinie;

C_g - jest stężeniem w glebie;

parametr $a = 0$, jeżeli roślina pobiera rad wyłącznie z gleby;

$b = \text{TF}$

Współczynnik TF jest, więc nachyleniem prostej stanowiącej wykres zależności stężenia w roślinie w funkcji stężenia w glebie.

Doświadczalnie stwierdzono, że taka zależność dla rzeczywistych warunków nie zachodzi. Występuje natomiast zależność liniowa logarytmów stężeń ^{226}Ra w roślinach i w glebie:

$$\log C_r = \log a + b \log C_g$$

Opisują ją Tracy i inni (1983), dla stężeń ^{226}Ra w glebie do 37 kBq kg^{-1} . Podobnie Bettencourt i inni (1988) stwierdzili występowanie tej zależności w zakresie stężeń w glebie od $0,23$ do $6,6 \text{ kBq kg}^{-1}$ oraz Blanco Rodriguez i inni (2002) w badaniach prowadzonych na glebach skażonych w zakresie od około $0,2$ do 10 kBq kg^{-1} . Markose i inni (1993) obserwowali słabą korelację ($r = 0,23$) pomiędzy aktywnością radu w roślinach, a jego całkowitym stężeniem w glebie, natomiast wysoką korelację ($r = 0,95$), gdy stężenia w roślinie odnoszono do stężeń radu wymienialnego w glebie. W przeciwieństwie do nich Vasconcellos i inni (1987) wskazują jedynie na słabą korelację ($r = 0,34$) pomiędzy stężeniem ^{226}Ra w roślinach i radu wymienialnego w glebie. Należy zauważyć, że powyższe badania były prowadzone na glebach skażonych pozostałościami rud uranowych lub odpadami powstającymi z ich przerobu; były to bardzo wysokie stężenia, znacznie przekraczające wartości obserwowane na obszarach „normalnych”.

Simon i Ibrahim (1987) dokonali przeglądu istniejących danych i na ich podstawie stwierdzili, że TF dla radu maleje wykładniczo ze wzrostem stężenia radu w glebie. Zależność ta opisana jest następującym równaniem empirycznym:

$$TF = \frac{1,1}{s}(1 - e^{-19s}) + 0,028$$

gdzie:

s - jest stężeniem ^{226}Ra w glebie w pCi/g suchej masy

Autorzy podają, że TF ma wartość stałą dla stężeń radu w glebie dopiero powyżej 45 pCi/g ($1,665 \text{ Bq g}^{-1}$).

Stężenie radu w roślinach zależy od ich właściwości gatunkowych. Bettencourt i inni (1988) podają zakres wartości TF, obliczanych dla świeżej masy roślin od $0,007$ do $0,11$ dla liści kapusty (*Brassica oleracea*). Rosnące w identycznych warunkach trawy i zioła mają wyższe wartości TF, mieszczące się w zakresie od $0,09$ do $0,5$. Niektóre rośliny odznaczają się dużym powinowactwem do radu i stosunkowo duże jego ilości kumulują w tkankach. Do roślin tych zaliczają się wspomniana wcześniej orzesznica wyniosła - $25,9$ -

244 Bq kg⁻¹, portulaka (*Portulaca oleracea*) - 23,0 Bq kg⁻¹, oberżyna (*Solanum melongena*) - 12,7 Bq kg⁻¹ i piżmian jadalny (*Abelmoschus culentus*), który najwięcej radu kumuluje w owocach - 13,9 Bq kg⁻¹ [Sam i Eriksson, 1995]. Markose i inni (1993) opisują także dwie azjatyckie rośliny o stosunkowo wysokich stężeniach ²²⁶Ra; były to: kurchi (*Holarrhena antidysenterica*) - 19,4 Bq kg⁻¹ i katila (*Echinops echinatus*) - 46,0 Bq kg⁻¹. Liście tytoniu (*Nicotiana tabacum*) zawierają także spore ilości ²²⁶Ra - od 4,8 do 14 Bq kg⁻¹ suchej masy [Simon i Ibrahim, 1990]. Nie wynika to jednak z większego powinowactwa tytoniu do radu, lecz ze sposobu uprawy. Tytoń potrzebuje do swego wzrostu dużych ilości fosforu. Dostarczany on jest roślinie pod postacią nawozów fosforowych, produkowanych z fosfatów, bogatych w łatwo dostępny dla roślin ²²⁶Ra. Nawozy fosforowe zawierają od 20 do 840 Bq kg⁻¹ ²²⁶Ra [Guimond, 1990], 60% tego radu jest rozpuszczalne w wodzie [Paul i Pillai, 1990].

Bunzl i Trautmannsheimer (1999) wprowadzili pojęcie ułamkowego współczynnika przechodzenia. Wyszli oni z założenia, że nie zawsze skażenie gleby równoznaczne jest ze zwiększeniem pobierania ²²⁶Ra przez rośliny. Autorzy ci uprawiali rośliny na glebach zmieszanych uprzednio z żużlem. Stwierdzili, że ²²⁶Ra w tych glebach jest słabiej dostępny dla roślin niż w glebie kontrolnej. Stężenia radu w jadalnych częściach roślin takich jak bób (*Vicia faba*), marchew (*Daucus carota*), seler (*Apium graveolens*) i burak pastewny (*Beta vulgaris* var. *macrorrhiza*) było znacznie wyższe (o rząd wielkości) w roślinach uprawianych na glebie kontrolnej, przy czym stężenia ²²⁶Ra w glebach skażonych były od 3 do 20 razy wyższe niż w glebie kontrolnej (53 Bq kg⁻¹). Według nich całkowity współczynnik przechodzenia TF daje niezbyt dokładne informacje na temat dostępności ²²⁶Ra dla korzeni roślin w glebach skażonych żużlem. Autorzy definiują ułamkowy współczynnik przechodzenia jako:

$$TF_u = \frac{C_{rs} - C_{rk}}{C_{gs} - C_{gk}}$$

gdzie:

- TF_u - ułamkowy współczynnik przechodzenia;
- C_{rs} - aktywność ²²⁶Ra w roślinie rosnącej w skażonej glebie, Bq kg⁻¹
- C_{rk} - aktywność ²²⁶Ra w roślinie rosnącej w glebie kontrolnej, Bq kg⁻¹
- C_{gs} - aktywność ²²⁶Ra w skażonej glebie; Bq kg⁻¹;
- C_{gk} - aktywność ²²⁶Ra w glebie kontrolnej zawartej w 1 kg gleby zmieszanej z żużlem, Bq kg⁻¹.

Ten ułamkowy współczynnik odnosi się tylko do tej części radu, która pochodzi ze skażającego glebę żużlu. Wyliczone w ten sposób ułamkowe współczynniki przechodzenia dla buraka pastewnego są dziesięciokrotnie niższe od współczynników TF obliczonych dla gleby kontrolnej i siedmiokrotnie niższe dla selera. W przypadku sałaty (*Lactuca sativa* odm. amerykańska) i rzodkiewki (*Raphanus sativus*) te różnice nie są tak wielkie i wynoszą odpowiednio 1,4 i 1,5 razy.

1.5. Przechodzenie ^{226}Ra do organizmu zwierząt

Zwierzęta pobierają ^{226}Ra głównie z paszą i wodą. Zwierzęta roślinożerne są pierwszymi konsumentami pokarmu roślinnego, stojącymi wyżej od roślin w szeregu troficznym. Wraz z roślinami wchłaniają zawarty w nich ^{226}Ra pochodzący zarówno z pobierania drogą korzeniową jak i z depozycji zewnętrznej. Znaczącym źródłem ^{226}Ra dla zwierząt może być gleba, która dostaje się do ich organizmu wraz z wyrwanymi korzeniami roślin podczas wypasu na pastwiskach oraz gleba zjadana przez zwierzęta w celu uzupełnienia niedoborów mikroelementów. Przyjmuje się, że gleba stanowi około 4% pobieranej dziennie przez krowę suchej masy roślinnej [Zach i Mayoh, 1984], w przypadku owiec konsumpcja gleby może dochodzić nawet do 20% [Halbert i inni, 1990].

Zwierzęta mogą pobierać ^{226}Ra nie tylko drogą pokarmową, ale i inhalacyjną. Przyjmuje się jednak, że ilość wdychanego ^{226}Ra jest znikoma w porównaniu z ilością tego pierwiastka pobieranego drogą pokarmową i może zostać zaniedbana [Zach, 1985].

Absorpcja ^{226}Ra z przewodu pokarmowego krów zachodzi stosunkowo wolno i wynosi ok. 3% (absorpcja wapnia tą drogą wynosi 32%). [Sansom i Garner, 1966]. Z krwi rad prawie natychmiast zaczyna przemieszczać się do różnych tkanek organizmu. Przy stałej podaży, równowagowy poziom ^{226}Ra w organizmie ustala się dla owiec po ok. 5 tygodniach [Khademi i Mahdawi, 1974], dla krów po około jednym roku, a dla ryb po ponad 6 latach [Williams, 1981]. Ze względu na długi okres połowicznego rozpadu ^{226}Ra , efektywny okres połowicznego wydalania tego radionuklidu z organizmu zwierząt jest taki sam jak biologiczny okres połowicznego wydalania.

$$T_b = \ln 2 / \lambda_b$$

gdzie:

T_b - biologiczny okres połowicznego wydalania;

λ_b - stała biologicznego wydalania.

Retencja ^{226}Ra w organizmie zwierzęcym po jednostkowym i jednorazowym podaniu opisana jest równaniem:

$$R(t) = A_0 \exp^{-\lambda_b t}$$

gdzie:

- $R(t)$ - retencja radu w organizmie po czasie t ;
- λ_b - stała biologicznego wydalania;
- t - czas od chwili wprowadzenia izotopu;
- A_0 - początkowa wprowadzona aktywność

^{226}Ra z organizmu zwierząt wydalany jest bardzo szybko i głównie drogą jelitową. Owce wydalały z kałem ok. 98% całkowitej pobranej drogą pokarmową aktywności radu [Khademi i Mahdavi, 1974]. U krów po 8 dniach od podania doustnego ^{224}Ra prawie całkowicie został wydalony z kałem, a z moczem zaledwie 0,44% podanej aktywności. Po 8 dniach od iniekcji ^{224}Ra , ok. 36% podanej aktywności znaleziono w kale i ok. 17% w moczu. Rad pobrany drogą pokarmową pojawia się w mleku krów po ok. 10 godzinach a po ok. 20 godzinach osiąga stężenie maksymalne. Dopiero po 40 godzinach od podania jego stężenie w mleku zaczyna maleć wykładniczo. Rad podany drogą iniekcji, pojawia się w mleku prawie natychmiast i prawie natychmiast jego stężenie zaczyna spadać [Sansom i Garner, 1966]. Owce przez 4 tygodnie systematycznie pojono wodą o zawartości ^{226}Ra równej 196 Bq l^{-1} . W ich mleku już po 1 tygodniu od rozpoczęcia eksperymentu stężenie ^{226}Ra wzrosło 1000-krotnie ($3,96 \text{ Bq l}^{-1}$) w porównaniu ze stężeniem równowagowym istniejącym przed rozpoczęciem doświadczenia ($3,7 \text{ mBq l}^{-1}$). Po zaprzestaniu podawania radu z wodą jego stężenie w mleku w 6 tygodniu doświadczenia zmalało 4-krotnie, a w następnym 10-krotnie i osiągnęło stężenie początkowe w 9 tygodniu od rozpoczęcia eksperymentu. Przechodzenie radu do mleka była wolniejsze i mniejsze u owcy starszej niż u młodszej.

^{226}Ra nie jest równomiernie rozmieszczony we wszystkich tkankach zwierząt. Najwyższe jego stężenia obserwowane są w kościach, zębach i skórze, a najniższe w mięśniach. Zachowuje się więc w organizmach zwierząt podobnie jak wapń, stront i bar. Stężenia absorbowanego, np. przez krowę, drogą jelitową, radioizotopów tych metali maleją w kolejności Ca, Sr, Ba, Ra, a ich wydalanie wzrasta w tej samej kolejności. [Sansom i Garner, 1966]. Kości u kręgowców i tkanka szkieletowa u mięczaków i skorupiaków są „studnią” dla radioizotopów tej grupy metali z powodu długiego biologicznego okresu połowicznego wydalania z kości [Kathern, 1984]. W tkankach

miękkich akumuluje się znaczne mniej radu [Atherton i inni, 1965]. Stężenie radu w tkankach zwierzęcych zależne jest od jego stężenia w paszy i w wodzie, czyli ściśle związane jest ze środowiskiem, w jakim żyją zwierzęta. Położenie geograficzne, ilość opadu suchego i mokrego, szata roślinna, wody powierzchniowe i gruntowe oraz gleba mają więc decydujące znaczenie na pobieranie ^{226}Ra przez faunę. W warunkach klimatu umiarkowanego przyjmuje się, że krowy mleczne i mięsne połowę roku spędzają na pastwiskach żywiąc się świeżą trawą, a przez drugą połowę żywione są paszą suchą. Stąd sezonowe wahania stężenia ^{226}Ra w mleku. W warunkach arktycznych podstawowym pożywieniem karibu w miesiącach letnich są świeże trawy, a w zimie porosty, które akumulują więcej ^{226}Ra i stąd wahania sezonowe stężenia tego radionuklidu w mięsie karibu ($3,3 \text{ mBq kg}^{-1}$ w maju, $11,1 \text{ mBq kg}^{-1}$ w marcu i 130 mBq kg^{-1} w lutym) [Holtzman, 1968]. Zwierzęta te są głównym pożywieniem mieszkańców północnych terenów Kanady. Na terenach o naturalnie podwyższonym stężeniu w glebie i terenach z pozostałościami po wydobywaniu i przeróbce rud uranowych, stężenie ^{226}Ra w tamtejszej szacie roślinnej, w wodzie i glebie jest na ogół wyższe niż na terenach o normalnej zawartości radu i stąd wyższe stężenia w tkankach zwierząt tam bytujących. Thomas (2000b) podaje stężenie ^{226}Ra w ciałach małych ssaków ziemnych (nornice, myszy, norniki) i ptaków z terenów w pobliżu kopalni uranu i żyjących w ekosystemie wolnym od wpływów kopalni. Średnie stężenia wynoszą odpowiednio 287 i $9,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ dla ssaków oraz 57 i $3,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ dla ptaków.

Zwierzęta wodne: ssaki, ryby, skorupiaki i mięczaki oraz owady wodne mogą akumulować ^{226}Ra bezpośrednio z wody, osadów dennych i pożywienia. Stężenie ^{226}Ra w mięsie ryb słodkowodnych mieści się w zakresie od poniżej $0,07$ do $1,40 \text{ Bq kg}^{-1}$ św.m., a w kościach od $0,55$ do $17,8 \text{ Bq kg}^{-1}$ św.m. [Justyn i Havlik, 1990]. W rybach morskich stężenie ^{226}Ra w mięsie wynosi od poziomu niewykrywalnego do $2,15 \text{ Bq kg}^{-1}$ św.m., natomiast w kościach od $0,24$ do $5,15 \text{ Bq kg}^{-1}$ św.m. [Iyengar i Narayana Rao, 1990]. Rozkład stężenia ^{226}Ra w organizmach ryb jest następujący: 41% w kościach, 28% w płetwach, 25% w skórze i 6% w mięśniach [Ropes i Whicker, 1985]. Wysokie stosunkowo stężenie radu w skórze ryb może być wynikiem specyficznej adhezji do skóry cząstek zawierających ten radionuklid, a nie jego inkorporacji w samej skórze. W rybach przydennych żywiących się bezkręgowcami bentosu i w rybach drapieżnych stwierdzono wyższy poziom ^{226}Ra niż w rybach żywiących się tylko planktonem [Swanson, 1983]. Osady denne rzek i jezior mają wyższe stężenie ^{226}Ra niż woda, stąd wysoki poziom radu

w żyjących na dnie bezkręgowcach i żywiących się nimi rybach. W skorupiakach morskich i mięczakach obserwowane stężenia radu w tkankach miękkich wynoszą odpowiednio do $\leq 0,3 \text{ Bq kg}^{-1}$ i $0,08\text{-}1,39 \text{ Bq kg}^{-1}$ św.m., w częściach szkieletowych zaś od $0,53$ do $3,4 \text{ Bq kg}^{-1}$ i $0,45\text{-}0,89 \text{ Bq kg}^{-1}$ św.m. [Iyengar i Narayana Rao, 1990]. O ile jednak ^{226}Ra akumulowany w tkankach miękkich ślimaków może być łatwo uwolniony z powrotem do środowiska o tyle rad inkorporowany w muszli jest mocno związany.

Współczynniki przechodzenia (TF) ^{226}Ra z paszy do mleka, mięsa i jaj charakteryzują stopień przechodzenia tego radionuklidu do poszczególnych produktów zwierzęcych. Obliczając TF należy uwzględnić ilość dziennie spożywanej paszy. Jednostką TF jest d/l w przypadku mleka i d/kg w przypadku innych produktów.

$$TF = \frac{\text{Stężenie } ^{226}\text{Ra} \text{ w produkcie zwierzęcym}}{\text{Stężenie } ^{226}\text{Ra} \text{ w paszy} \times (\text{ilość paszy} / d)}$$

Średnie współczynniki przejścia ^{226}Ra z paszy do niektórych produktów pochodzenia zwierzęcego podano w Tabeli 4 [Halbert i inni, 1990].

Akumulowany przez kolejne ogniwa łańcucha radionuklid może w konsekwencji powodować najwyższą koncentrację w ostatnim ogniwie. Człowiek, stojący z reguły na końcu łańcucha pokarmowego, potencjalnie jest narażony na pobieranie największych ilości ^{226}Ra z pożywieniem.

Tabela 4. Współczynniki przechodzenia ^{226}Ra z paszy do mleka krowiego, mięsa i jaj

Produkt	TF	Jednostka
mleko	$2,7 \times 10^{-4}$	d/l
jajka	2×10^{-5}	d/kg
mięso		
wołowe	5×10^{-4}	d/kg
wieprzowe	$9,9 \times 10^{-4}$	d/kg
drobiowe	$9,9 \times 10^{-4}$	d/kg

1.6. Drogi przechodzenia ^{226}Ra do organizmu człowieka

^{226}Ra może przechodzić do organizmu człowieka przez przewód pokarmowy, drogą inhalacyjną lub przez skórę. Największe znaczenie ma pierwsza z tych dróg. Pozostałe mogą być istotne w przypadku osób zawodowo narażonych.

W normalnych warunkach główną drogą przechodzenia ^{226}Ra do organizmu człowieka jest układ pokarmowy [UNSCEAR, 1993; Fisenne i inni, 1987]. Produkcja żywności na Ziemi w ogromnej swej części związana jest ze środowiskiem lądowym, chociaż tylko 29% powierzchni Ziemi stanowią lądy. Zależnie od miejsca zamieszkania i zwyczajów żywieniowych różny jest udział poszczególnych grup artykułów żywnościowych jako źródła radu w pożywieniu [Fisenne i inni, 1987; De Bortoli i Gaglione, 1972; Smith-Briggs i Bradley, 1984; Shiraishi i Yamamoto, 1996].

U osób dorosłych 80% pobranego drogą pokarmową ^{226}Ra jest wydalane z kałem, a 20% przechodzi się do krwi ($f_1 = 0,2$) [ICRP Publication 61, 1990].

Stosunkowo mało jest danych na temat przechodzenia ^{226}Ra do organizmu człowieka przez układ oddechowy. W normalnych warunkach wdychane przez człowieka cząsteczki aerozoli mogą być bardzo szybko usuwane z płuc na, jak podaje Osburn (1965), aż 17 sposobów, przy czym największe znaczenie ma działanie: układu rzęskowego, fagocytów i rozpuszczanie. Zaleganie cząstek w płucach zależy od ich średnicy. Najwięcej pozostaje w płucach cząstek o średnicy $0,5\ \mu\text{m}$. ^{226}Ra z kolei najchętniej wiąże się z pyłami o średnicy $1\text{--}10\ \mu\text{m}$ [Thomas, 2000c]. Tak, więc jest z płuc usuwany bardzo szybko. W pierwszym okresie od depozycji w układzie oddechowym, jego część może być przemieszczona wtórnie do układu pokarmowego (odkaszływanie - przełknięcie).

Związki radu są stosunkowo słabo rozpuszczalne. ICRP [Publication 30, 1984] zaleca, aby wszystkie związki radu zaliczyć do klasy inhalacyjnej W, to znaczy przyjąć, że półokres usuwania z płuc wdychanego radu wynosi od 10 do 100 dni. Stather (1990) podaje, że około 12% pobranego drogą wziewną ^{226}Ra osadzonego na cząstkach o średnicy $1\ \mu\text{m}$ może przechodzić do krwi w ciągu roku od chwili pobrania. Fisenne i inni (1987) badali codzienne pobranie ^{226}Ra z powietrzem przez mieszkańców Nowego Jorku. Stężenie tego pierwiastka w powietrzu wynosiło, $0,58\ \mu\text{Bq m}^{-3}$ a jego codzienne wchłonięcie przez płuca $0,010\ \text{mBq}$, co stanowi 0,02% całkowitej codziennej pobranej aktywności ^{226}Ra . W normalnych warunkach pobranie ^{226}Ra drogą inhalacyjną może być do pominięcia. Inaczej jest w przypadku narażenia zawodowego. Przy ciągłym wdychaniu radu jego ilość w płucach może być znaczna. Opisano przypadek chemika, w którego ciele, po 14 latach pracy ze związkami radu odkryto $518\ \text{kBq } ^{226}\text{Ra}$ i ^{228}Ra . $37\ \text{kBq}$ znaleziono w płucach,

podczas gdy inne narządy wewnętrzne nie zawierały mierzalnych ilości radu [Toxicological Profile for Radium, 1990].

Pozostałości i odpady z wydobywania i przeróbki rud uranowych to olbrzymi rezerwuuar ^{226}Ra w środowisku. Szczególnie w środowisku suchym, gdzie suma rocznych opadów nie przekracza 850 mm, transport powietrzny cząstek zawierających ^{226}Ra może być główną drogą rozprzestrzeniania się tego radionuklidu w środowisku. Halbert i inni, (1990) podają szacunkową wartość rocznej dawki od inhalacji ^{226}Ra w typowym kanadyjskim ekosystemie z pozostałościami po kopalni uranu. Wynosi ona ok. 6% całkowitej dawki od pobrania tego radionuklidu drogą pokarmową i oddechową.

Nie znaleziono w dostępnej literaturze danych na temat przechodzenia ^{226}Ra przez skórę do organizmu człowieka. Sheppard i Evenden (1992) badali adhezję gleby do skóry człowieka. Ilość gleby mogącej przylegać do skóry zależy jest od składu granulometrycznego gleby i jej wilgotności. Stężenie uranu w cząstkach gleby przylegającej do skóry było o 30% wyższe niż w całej glebie. Przewidywane wzbogacenie w ^{226}Ra gleby przylegającej do skóry może być jeszcze wyższe (do 65%) i stąd adhezja gleby do skóry może być potencjalnym źródłem narażenia dla ludzi mających ciągły kontakt z glebą lub pyłem (np. w kopalniach), szczególnie tam gdzie stwierdzono podwyższone stężenia ^{226}Ra , ale tego typu badania nie były prowadzone.

1.7. Metabolizm ^{226}Ra w organizmie człowieka

Metabolizm ^{226}Ra w organizmie człowieka jest jakościowo podobny do metabolizmu wapnia, ale ilościowo całkiem od niego różny. Szybkość usuwania tych pierwiastków z krwi jest diametralnie różna. Wskazują na to badania Harrisona i innych (1967); zdrowemu mężczyźnie w wieku 60-ciu lat podano 4 razy dożylnie, w odstępach 2-3 tygodni, roztwory ^{226}Ra , ^{47}Ca , ^{133}Ba i ^{85}Sr . ^{226}Ra był usuwany z krwi szybciej niż wapń. Podobnie do radu zachowywał się bar. Zachowanie strontu było zbliżone raczej do zachowania Ca. Po jednym dniu od iniekcji całkowita ilość ^{226}Ra w ciele człowieka stanowiła 81,5% podanej aktywności, a po tygodniu 16,5%. Rad i bar wydalone są głównie z kałem, podczas gdy wapń i stront głównie z moczem. Stosunek ^{226}Ra wydalanego z kałem do ^{226}Ra wydalanego w moczu wynosi u człowieka 30:1 [Toxicological Profile for Radium, 1990]. Całkowita retencja radu i baru jest niższa od retencji wapnia, gdyż wydalanie tych pierwiastków z organizmu ludzkiego jest szybsze niż wapnia. ^{226}Ra zatrzymany w ciele człowieka zdeponowany zostaje głównie w kościach, ale pewna część, szczególnie w

początkowym okresie po podaniu odkłada się w tkankach miękkich (do 1/3 całkowitej aktywności w ciele) [Stather, 1990]. W przypadku 80 letniego mężczyzny zmarłego po 141 dniach od podania ^{226}Ra całkowita retencja radionuklidu wynosiła 6,5% wstrzykniętej aktywności, z czego 80% znajdowało się w kościach, reszta w tkankach miękkich. W przypadku o połowę młodszego człowieka, zmarłego po 426 dniach od podania ^{226}Ra , całkowita retencja wynosiła tylko 3%, z czego około 98% znajdowało się w szkielecie, a pozostała aktywność w tkankach miękkich.

Do płodu ^{226}Ra przechodzi z krwi matki przez łożysko, które nie stanowi bariery dla naturalnie występującego ^{226}Ra . Z badań Rajewsky'ego i innych (1965) wynika, że stężenie tego radionuklidu (na terenach o normalnym stężeniu radu w środowisku) w łożysku wynosi średnio $7,4 \text{ mBq kg}^{-1}_{\text{św.m.}}$. Już od czwartego miesiąca ciąży, stężenie ^{226}Ra w tkankach płodu jest stałe i równe wartościom obserwowanym w ciele osób dorosłych, zarówno w kościach (442 mBq kg^{-1} popiołu) jak i tkankach miękkich ($3,7 \text{ mBq kg}^{-1}_{\text{św.m.}}$). Badania przyswajania radu z żywności i wody przez kilkunastoletnich chłopców prowadzono w Lockport i Chicago w Stanach Zjednoczonych w roku 1955 [Toxicological Profile for Radium, 1990]. Stwierdzono, że chłopcy (średnia wieku - 16,6 lat), w Lockport przyswajali dwukrotnie więcej ^{226}Ra niż mężczyźni z grupy kontrolnej. U tych mężczyzn ilość akumulowanego ^{226}Ra wzrastała wraz z wiekiem. Wyniki tych badań są mało wiarygodne, gdyż grupę kontrolną stanowili więźniowie i ich dieta różniła się od diety grupy nastolatków. Natomiast w Chicago poziom zakumulowanego radu u chłopców (średnia wieku - 16,6 lat) był zbliżony do zawartości radu w ciele dorosłego mężczyzny biorącego udział w doświadczeniu. Z powyższych badań trudno jest wyciągnąć wnioski o przyswajania naturalnie występującego ^{226}Ra przez młodzież. Na większe przyswajanie radu w organizmie ludzi młodych wskazuje praca Stather'a (1990). Autor ten zanalizował dane uzyskane dla pacjentów w wieku od 17 do 23 lat i powyżej 25 roku życia. Pacjenci otrzymywali leczniczo ^{226}Ra ; młodsi pacjenci przyswajali go dwukrotnie więcej niż pacjenci otrzymujący iniekcje radu po 25 roku życia. Większe przyswajanie ^{226}Ra przez osoby młodsze wynika z szybszego u nich metabolizmu kości niż u osób po 25 roku życia i szybszego przyrostu kości (apozycji).

Rad jest pierwiastkiem osteotropowym. Przyjmuje się, że całkowita masa kości u człowieka standardowego wynosi 5 kg, z czego 80% stanowi kość zbita, a 20% kość gąbczasta [ICRP Publication 20, 1973]. Tkanka kostna jest w stałej przebudowie dzięki równoczesnemu istnieniu procesów resorpcji i tworzenia kości. Przyrost kości odbywa się

na jej powierzchni. Miejscowo zwiększa się wtedy stężenie jonów Ca i zaczynają formować się nowe kryształy soli wapniowych. Jeżeli w tym momencie we krwi będą obecne jony innych metali ziem alkalicznych (w tym ^{226}Ra) mogą zostać wbudowane w minerały kości zamiast wapnia. Zjawisko to może zachodzić na całej powierzchni kości. W konsekwencji ta nowo powstająca kość może mieć inną aktywność ^{226}Ra niż leżąca pod nią kość powstała wcześniej. W wyniku resorpcji jony metali mogą wrócić do krwi, do powtórnego obiegu. Proces wymiany jonów na powierzchni minerałów kostnych jest procesem ciągłym i zachodzi w całym szkielecie. ^{226}Ra początkowo najchętniej deponowany jest w kościach głowy i tułowia. Przyczyną tego zjawiska mogą być różnice w wielkościach powierzchni różnych kości i różnice w szybkości recyrkulacji jonów. Z czasem jednak rozkład stężeń w szkielecie wyrównuje się, chociaż średnie stężenia w poszczególnych kościach mogą być bardzo różne [Stather, 1990].

Norris i inni (1958) na podstawie istniejących danych zaproponowali, że retencja radu w całym organizmie (R_t) po jednorazowym podaniu dożylnym może być opisana zależnością:

$$R_t = 0,54 t^{0,52} \quad t > 1$$

gdzie:

t - jest czasem od wnikięcia radu do krwi, w dniach.

Przy określaniu retencji ^{226}Ra nie brano pod uwagę własności osobniczych badanych osób. Powyższa zależność nie w pełni uwzględnia fizjologię człowieka. Przy bardzo krótkim czasie od podania radu $t \rightarrow 0$, R_t wzrasta do nieskończoności sugerując, że w ciele znajduje się więcej aktywności niż zostało podane. Po wielokrotnym podaniu, przy długim czasie od pierwszego podania całka z R rośnie do nieskończoności i nie można przewidzieć ewentualnego stanu równowagi pomiędzy ciałem i krwią w warunkach ciągłego pobierania ^{226}Ra .

Najwszechstronniejszy, uwzględniający fizjologię człowieka, model retencji pierwiastków ziem alkalicznych w organizmie osoby dorosłej został opracowany przez Grupę Roboczą II Komitetu Międzynarodowej Komisji Ochrony Radiologicznej w 1968 roku [ICRP Publikacja 20, 1973].

W obrębie tego modelu można podzielić radioaktywność w organizmie człowieka na radioaktywność we krwi, w tkankach miękkich oraz w kośćcu. Tę ostatnią można podzielić na radioaktywność na powierzchni kostnej i radioaktywność w całej objętości kości.

Połowa radioaktywności powierzchniowej kości znajduje się w kości zbitej a połowa w kości gąbczastej. Objętościową aktywność pierwiastków promieniotwórczych w kościec można podzielić na aktywność w kości starej i w kości nowej. Całkowita retencja radu w organizmie człowieka jest sumą retencji cząstkowych w/w składowych.

Retencja radu w organizmie człowieka liczona według modelu retencji podanego przez ICRP jest zgodna w granicach 20% (dla wszystkich okresów od iniekcji radu) z funkcją podaną przez Norrisa i innych, (1958), tak, więc do wielu celów uzasadnione jest stosowanie potęgowej funkcji Norrisa. Schlenker i inni (1982) modyfikując niektóre parametry modelu na podstawie danych empirycznych, wykazali przydatność modelu ICRP do obliczania retencji w całym ciele, retencji w plazmie oraz retencji w tkankach miękkich naturalnie występującego radu. Głównie zmiany dotyczyły zależności od czasu retencji ^{226}Ra w całej objętości kości oraz udziału naturalnie występującego radu w tkankach miękkich w stosunku do zawartości w całym ciele; wg modelu ICRP było to 14,4%, natomiast w omawianym modelu - 5,5%. Retencja w tkankach miękkich po 18 dniach od podania radu wynosiła 58% zawartości w całym ciele, po 100 dniach spadała do 33%, po roku do 14% i do 1,7% po 10 latach. W modelu ICRP przyjęto 68% po 10 dniach od podania i 22% po 1000 dniach. Model retencji radu przedstawiony przez ICRP ma też pewne ograniczenia. Nie bierze pod uwagę różnic indywidualnych w przyswajaniu radu, różnicy płci i wieku. Przy jego pomocy nie da się też dobrze przewidzieć retencji radu, a zatem i dawki na poszczególne kości.

Stather (1990) podaje, że skaning całego ciała 40 pacjentów wykazał dużą zmienność w rozkładzie radu w tkankach u poszczególnych osób oraz, że zmienność ta nie była zależna od sposobu pobrania radu (wchłonięcie drogą pokarmową lub iniekcja). Pomiary nie wykazały też żadnej korelacji pomiędzy miejscami o wysokim poziomie radu i miejscami ze złośliwymi zmianami chorobowymi. Holtzman i inni (1983) porównywali przewidywania modelu dla stężenia ^{226}Ra w stosunku do stężenia Ca w kości zbitej i gąbczastej z danymi zmierzonymi w 650 próbach. Próby pochodziły od osób różnej płci (66 kobiet i 26 mężczyzn) zmarłych w czasie od poniżej jednego roku do 60 lat po podaniu radu. Dane dla mężczyzn dobrze zgadzały się z przewidywanymi, dla kobiet zaś były wyższe od przewidywanych.

Model zaproponowany przez ICRP stosuje się do osób dorosłych i nie może być z zadawalającą dokładnością zastosowany w przypadku dzieci i dorastającej młodzieży.

Fisenne i inni (1981) na podstawie oznaczeń ^{226}Ra w 588 próbkach kości kręgosłupa, pochodzących z 13 krajów na pięciu kontynentach określili średnie stężenie ^{226}Ra w kościach ludzkich. Stwierdzili oni, że stężenie tego radionuklidu w kościach nie zależy od wieku i jest proporcjonalne do stosunku $^{226}\text{Ra}/\text{Ca}$ w pożywieniu. Z tego powodu nie zachodzi potrzeba stosowania funkcji retencji, gdy poziom ^{226}Ra w diecie jest względnie stały.

Wrenn i inni (1985) opierając się na założeniu, że w warunkach stałego ciągłego pobierania ^{226}Ra z pożywieniem i wodą zawartość tego radionuklidu w ciele człowieka jest praktycznie niezmienna w ciągu całego życia, obliczyli, że ilość ^{226}Ra w kośćcu jest równoważnością średnio 25-dniowego całodziennego pobrania z pożywieniem, z zakresem od 20 do 37 dni. Przewidywania modelu ICRP [ICRP No. 20, 1973] są podobne i podają równoważność 24-dniowych wchłonieć. Przyjęto również za UNSCEAR (1982) i ICRP [ICRP Publication 20, 1973], że w tkankach miękkich znajduje się 17% ^{226}Ra obecnego w ustroju.

1.8. Skutki biologiczne

Wrażliwość tkanek na promieniowanie jonizujące jest bardzo różna. Ogólnie mówiąc, najbardziej wrażliwe są tkanki stale odnawiające się: nabłonkowa i krew. Najmniej wrażliwy jest układ nerwowy oraz tkanka mięśniowa, której komórki się nie dzielą. Kości są tkanką krytyczną dla pobranego ^{226}Ra . Zidentyfikowano najbardziej wrażliwe na promieniowanie komórki tej tkanki. Są to krwiotwórcze komórki macierzyste w szpiku kostnym oraz macierzyste komórki kościotwórcze (osteoblasty) i komórki nabłonkowe na powierzchni kości (do 10 mm od powierzchni kości) [ICRP Publication 11, 1967; ICRP Publication 30 (1), 1979].

^{226}Ra jest emitерem promieniowania α i γ o bardzo długim, w stosunku do czasu ludzkiego życia, okresie połowicznego zaniku. Raz odłożony w kościach może tam przebywać bardzo długo, a skutki biologiczne jego oddziaływania na materię żywą mogą być widoczne dopiero po wielu latach od pierwszego pobrania.

^{226}Ra był stosowany w przemyśle, medycynie i w badaniach naukowych. Radiografia medyczna i przemysłowa, farby luminescencyjne do malowania tarcz przyrządów pomiarowych, leczenie niektórych postaci raka, badania struktury materii to niektóre z zastosowań radu. W opinii publicznej rad stał się lekiem „na wszystko”, swoistym panaceum na dolegliwości, których nie potrafiono wtedy leczyć. Nie wszyscy jednak tak

bezkrytycznie i entuzjastycznie poddali się radowemu szaleństwu. Maria Curie-Skłodowska już w 1903 roku opisywała destrukcyjny wpływ radioaktywności na żywe komórki. Pierwsze wzmianki o szkodliwym działaniu radu pochodzą z roku 1911 [Williams i Kirchmann, 1990]. „Sława” radu skończyła się praktycznie dopiero ze śmiercią jego odkrywczyni w 1934r. Maria Curie-Skłodowska zmarła na złośliwą anemię, będącą najprawdopodobniej skutkiem długich lat pracy nad radem. Odtąd rad zniknął z widoku opinii publicznej, jakkolwiek pozostał nadal użytecznym pierwiastkiem w dziedzinie przemysłowej i medycznej.

W Stanach Zjednoczonych już w początku lat czterdziestych ubiegłego wieku rozpoczęto szersze badania nad skutkami działania radu. Dotyczyły one pracowników laboratoriów chemicznych, robotników malujących farbami radowymi, a także pacjentów, którym podawano rad terapeutycznie. Ludzie ci w różny sposób narażeni byli na działanie radu. Pracownicy laboratoriów, malujący farbami radowymi i pracownicy medyczni dozujący rad dla pacjentów narażeni byli nie tylko na zewnętrzne promieniowanie radu, ale także jego wdychanie oraz ewentualne szkodliwe działanie na skórę. Ponadto malujące farbami radowymi kobiety miały, jak opisują Rowland i inni (1978), zwyczaj wyrównywania wargami lub językiem pędzelka uprzednio umaczanego w farbie, pobierając w ten sposób całkiem niemałe ilości radu do przewodu pokarmowego. Pacjentom w ramach leczenia rad podawany był przeważnie w zastrzykach, rzadziej doustnie. Dopiero w 1941r. ustalona została dla osób zawodowo narażonych maksymalnie dopuszczalna aktywność w szkielecie i wynosiła ona 0,1 $\mu\text{g Ra}$ (3,7 kBq). Ta maksymalna wartość została zaakceptowana przez Międzynarodową Komisję Ochrony Radiologicznej (ICRP) [Evans, 1981].

Z całą pewnością można stwierdzić, że rak kości, nowotwory w obrębie głowy (zatok przynosowych i wyrostka sutkowatego) zwane rakiem „głowy” oraz degeneracja tkanek szkieletowych to jedyne jak do tej pory choroby, których przyczyna tkwi w inkorporacji radu. Spontanicznie te choroby występują rzadko; na 1000 zgonów z powodu raka - jeden przypadek raka kości i na 2000 zgonów – jeden przypadek raka „głowy” [Stather, 1990]. Nie można jednak wykluczyć destrukcyjnego wpływu radu na inne tkanki [Rowland i inni, 1978; Raabe i inni, 1983].

Skutki wywołane działaniem radu na kości

W Stanach Zjednoczonych prowadzono, na szeroką skalę badania na osobach, o których wiadomo było, że w pewnym okresie swego życia narażone były na działanie radu (zawodowo lub jako pacjenci). Badania te prowadzone *in vivo*, a niekiedy *post mortem* miały na celu oznaczenie stężenia radu w kośćcu, by na tej podstawie wyliczyć wprowadzoną aktywność i określić ryzyko powstania nowotworów kości. Większość badanych stanowiły kobiety pracujące przy malowaniu farbami radowymi. Na ogólną liczbę 1907 robotników, dla których można było ocenić wchłonięcia radu, stwierdzono 41 przypadków raka kości i 16 przypadków raka w obrębie głowy. W trzech przypadkach nowotwory te występowały jednocześnie. Wśród osób (2928 ogółem), dla których nie można było ocenić wchłonięć stwierdzono 20 przypadków raka kości i 5 raka „głowy”. W sumie 85 przypadków nowotworów złośliwych na populację złożoną z 4835 osób [Rundo i inni, 1986]. Nowotwory te pojawiły się w czasie od 5 do ponad 50 lat od pierwszego pobrania radu. Najniższa aktywność, przy której stwierdzono nowotwór złośliwy kości wynosiła 38 kBq kg^{-1} . Poniżej tej dawki nie stwierdzono ani jednego przypadku nowotworów kości i „głowy”.

Czas od pierwszego pobrania ^{226}Ra do pojawienia się nowotworu zależny jest od wprowadzonej aktywności. Na ogół przy większych aktywnościach czas ten jest krótszy niż przy niskich aktywnościach, chociaż minimalny czas wydaje się być niezależny od dawki [Rowland i inni, 1983]. Poniżej $31,8 \text{ kBq kg}^{-1}$ czas ten może przewyższać długość życia człowieka [Evans, 1967]. Rowland i inni (1983) sugerują odwrotnie proporcjonalną zależność pomiędzy dawką na kośćciec a maksymalnym czasem indukcji nowotworu kości. Ryzyko wystąpienia nowotworu kości zależne jest od dawki, a więc przy ciągłym pobieraniu, (co ma miejsce w przypadku narażenia zawodowego) od czasu ekspozycji. Zależy też od własności osobniczych człowieka, jego genomu, sposobu odżywiania itp. Autorzy ci na podstawie wyników eksperymentalnych podali, że ilość przypadków nowotworu dla danej narażonej populacji jest eksponentyjalną funkcją kwadratu dawki, nie wykluczyli jednak zależności liniowej.

Ponieważ farby radowe zawierały nie tylko ^{226}Ra , ale i ^{228}Ra , to wchłonięcie radu wyrażano jako: $\text{Bq } ^{226}\text{Ra} + 2,5 \text{ Bq } ^{228}\text{Ra}$, gdyż ^{228}Ra 2,5-krotnie częściej wywołuje nowotwory kości niż ^{226}Ra [Rowland i inni; 1978; Mays i inni, 1985]. Ten zwiększony biologiczny skutek oddziaływania ^{228}Ra spowodowany jest wyższą, w porównaniu z ^{226}Ra , retencją jego emitujących promieniowanie α produktów rozpadu [Rowland i inni, 1983].

Nie stwierdzono zależności ryzyka zachorowania na raka kości od wieku i płci przy porównywalnej średniej dawce na kościec. Najbardziej podatne na wystąpienie raka kości indukowanego pobraniem radu są kości, w których najczęściej spotykane są nowotwory spontanicznie występujące. Najczęściej występującym nowotworem kości u ludzi jest rak stawu kolanowego, najrzadziej występuje rak kręgów [Stather, 1990].

Nie obserwowano przypadków białaczki (leukemii) wśród osób eksponowanych na działanie radu; 10 stwierdzonych przypadków na 2940 badanych osób wobec 9,24 przypadków, w zbliżonej liczbowo i wiekowo grupie kontrolnej nie daje podstaw do przypisywania radowi indukowania leukemii [Spiers i inni, 1983]. Nawet wśród 262 osób, które pobrały od 4 kBq do 4 MBq, otrzymując ponadto odpowiednią dawkę od zewnętrznego promieniowania ^{226}Ra nie stwierdzono przypadków białaczki [Stather, 1990]. Wynika to prawdopodobnie stąd, że promieniowanie od tych wysokich aktywności może zabijać potencjalnie kancerogenne komórki. Przypadki białaczki (5 w porównaniu z 2 wynikającymi ze statystyki) obserwowano u pacjentów leczonych ^{224}Ra . Jednak pacjenci ci przyjmowali przeciwbólowy lek zawierający fenylobutazon, o którym wiadomo, że powoduje wzrost zachorowań na ostre białaczki i nie można w tym przypadku z całą pewnością stwierdzić przyczyny tej choroby.

Dawka na czerwony szpik kostny stanowi około 5% dawki na kościec pozbawiony szpiku, jest, więc relatywnie mała [Spiers i inni; 1983; Mays i inni, 1991]. Możliwe jest też, że wrażliwe na indukowanie białaczki komórki szpiku nie są, jak się powszechnie uważa rozrzucone w całej objętości szpiku, ale mogą być zlokalizowane w centralnej części jamy szpikowej, z dala od powierzchni kości, co zmniejsza ich narażenie na α promieniowanie radu zdeponowanego w kościach.

Oddziaływanie na tkanki miękkie

Stather (1990) zebrał dane na temat wpływu wewnątrznie pobranego ^{226}Ra na indukowanie nowotworów w tkankach miękkich. Identyczne dane opublikowane zostały przez amerykański Department of Health & Human Services w Toxological Profile for Radium (1990). W oparciu o te dwie prace stwierdzić można, że nie ma dostatecznych przesłanek na to, iż wchłonięcia ^{226}Ra indukują powstawanie nowotworów złośliwych

tkanek miękkich. Nie został opisany ani jeden przypadek choroby skóry związany z narażeniem tej tkanki na promieniowanie radu, chociaż malujący farbami radowymi stale narażeni byli na kontakt z zawartym w farbie radem (także skóra warg i języka). Częstotliwość występowania raka piersi u kobiet pracujących z farbami radowymi, w świetle nowszych badań, okazała się być taka sama jak częstość spontanicznych zachorowań w podobnej populacji. Rak piersi występował wprawdzie częściej u kobiet, którym podawano leczniczo ^{224}Ra we wczesnym dzieciństwie (8 przypadków wobec 0,6-0,9 w podobnej populacji), ale zbyt mała liczba pacjentek (100) nie pozwala wyciągnąć jednoznacznych wniosków. Powstawanie szpiczaka mnogiego oraz nowotworów przewodu pokarmowego, w świetle danych z w/w prac należy przypisać raczej zewnętrznej ekspozycji na promieniowanie γ radu niż jego wchłonięciom. Dawka od wewnętrznie inkorporowanego ^{226}Ra na tkanki miękkie (poza szpikiem) stanowi zaledwie 1% dawki na kość, stąd trudno przypuszczać, by ten radionuklid indukował powstawanie w nich nowotworów.

Spiess i inni (1978) stwierdzili, że obserwowane przypadki chorób wątroby i nerek występujące u osób, którym podawano rad (^{226}Ra lub ^{224}Ra) nie są statystycznie znamienne, by ich powstawanie można bez wątpliwości przypisać działaniu tego radionuklidu. U osób leczonych ^{224}Ra opisano przypadki występowania katarakty (zaćmy). O ile katarakta jest dość częstym schorzeniem w wieku starszym (>60 roku życia) to w młodym wieku zdarza się niezwykle rzadko. Z tego względu wszystkie 8 stwierdzonych przypadków tej choroby (wystąpiły od 14 do 46 roku życia) przypisuje się terapii radowej. Najniższa, podana w dzieciństwie, dawka związana z wystąpieniem zaćmy wynosiła 577 kBq kg^{-1} . Możliwe jest także, że niektóre z 11 przypadków katarakty u osób eksponowanych na działanie ^{224}Ra w dojrzałym wieku mogą być także indukowane terapią radową. Osiem z nich wystąpiło bowiem u pacjentów, którzy otrzymali powyżej 592 kBq kg^{-1} , a tylko 3 u tych, którzy otrzymali poniżej 296 kBq kg^{-1} .

Przydatność radu do terapii.

Skuteczność ^{224}Ra w leczeniu chorób reumatycznych nie jest kwestionowana. Przy całkowitej dawce od 20,72 do 622 MBq podanej w czasie od 2 miesięcy do 2 lat u 65% pacjentów cierpiących z powodu zeszytniającego zapalenia stawów kręgowych stwierdzono pozytywne skutki kuracji, która zawiodła całkowicie jedynie w przypadku 10% pacjentów. W przypadku reumatoidalnego zapalenia mazi stawowej kolana podanie

^{224}Ra (w dawce 1,04-22,8 MBq) dało pozytywny rezultat u 35% pacjentów i zawiodło całkowicie u 27%. Lepsze rezultaty osiąga się jednak przy podawaniu ^{197}Au lub ^{90}Yr . Wśród tych pacjentów nie obserwowano wystąpienia raka kości lub tkanek miękkich w 10 lat od podania radu [Bertrand i inni, 1978].

Leczenie ^{224}Ra grzłicy kości nie daje pozytywnych rezultatów, podobnie jak leczenie nim różnego rodzaju nowotworów złośliwych tkanek miękkich [Spiess i inni, 1978].

Skutki biologiczne oddziaływania naturalnie występującego radu

Wiadomo, że u człowieka przy dużych ilościach pobranego ^{226}Ra (powyżej 111 MBq) następuje śmierć komórek, co redukuje możliwość wystąpienia guzów nowotworowych i człowiek cierpi z powodu choroby popromiennej [Raabe i inni, 1983; Rowland i inni, 1978]. Przy dawkach średnich do 3,7 MBq występuje mutacja komórek często, choć nie zawsze, prowadząca do powstania guzów kości. Poniżej 3,7 MBq nie obserwuje się generalnie zmian chorobowych. Ewentualne chwilowe zaburzenia są szybko usuwane przez regenerujące się komórki. Nie prowadzono jednak na większą skalę badań nad długofalowymi skutkami działania niskich dawek promieniowania ^{226}Ra .

W amerykańskich stanach Illinois i Iowa prowadzono badania nad wpływem długoletniego spożywania wody pitnej o podwyższonym poziomie ^{226}Ra (odpowiednio 174 i od 74 do ponad 185 kBq l⁻¹) na częstotliwość występowania nowotworów (w tym nowotworów kości). Nie stwierdzono jednak znaczącego wpływu picia tej wody na zdrowie badanej populacji [Hanson i Komarov, 1983].

Można, więc oczekiwać, że ^{226}Ra występujący w środowisku nie powoduje negatywnych skutków, które byłyby możliwe do udowodnienia.

2. BADANIE PRZECHODZENIA ^{226}Ra DO ROŚLIN

2.1. Metodyka prowadzenia eksperymentu

2.1.1. Dobór uprawianych roślin

Badania przechodzenia ^{226}Ra prowadzono dla roślin jadalnych i pastewnych. Rośliny jadalne obejmowały zboża, ziemniaki i warzywa, natomiast rośliny pastewne - trawę i kukurydzę. W Tabeli 5 podano wykaz roślin, nazwy rodzin i rodzaju, do jakich należą oraz wymieniono badane w danej roślinie jej części.

W doborze kierowano się przydatnością konsumpcyjną roślin dla ludzi jak i paszową dla zwierząt. Z rodziny *Baldaszkowatych* uwzględniono marchew i pietruszkę, z *Krzyżowych* - rzodkiewkę i kalarepę, z *Traw* - jęczmień zwyczajny, pszenicę, kukurydzę i kupkówkę pospolitą, z *Psiankowatych* - ziemniaki i pomidory, z *Portulakowatych* - portulakę, z *Liliowatych* - cebulę, a z rodziny *Motylikowatych* - fasolę szparagową. Uwzględniono również ruń trawników, w których głównie występują wiechlina i kostrzewa.

Badanie kilku roślin z tej samej rodziny miało na celu porównanie inkorporacji i jej zmienności w roślinach w zależności od ich cech gatunkowych.

Jest rzeczą znaną, że rośliny jadalne wykorzystywane są również dla celów paszowych. Przykładem może być pszenica i ziemniaki. Pszenica, jedno z najczęściej uprawianych zbóż na świecie jest wykorzystywane zarówno w diecie człowieka (mąka) jak i w żywieniu zwierząt (pasza zielona, ziarno i otręby jako pasza dla drobiu i trzody, słoma w paszy dla koni). Ziemniaki są spożywane przez ludzi, ale stanowią one również główną część paszy trzody chlewnej, szczególnie w małych gospodarstwach rolnych. Ich nadziemne części są często spasane przez bydło i trzodę. Z drugiej strony ziarno kukurydzy, rośliny paszowej jest spożywane przez ludzi w postaci mąki, płatków lub prażone.

Do badań wybrano także portulakę. Jest to roślina dość rzadko jeszcze uprawiana w Polsce. To liściaste warzywo wybrano ze względu na wyjątkową zdolność do akumulacji ^{226}Ra [Sam i Eriksson, 1995]. Pochodzi ona z niezbyt licznej rodziny *Portulakowatych*. Należąca do tego samego rodzaju portulaka pospolita jest u nas tu i ówdzie występującym chwastem.

Spośród *Traw* wybrano kupkówkę pospolitą, jest to roślina często występująca na pastwiskach i chętnie zjadana przez bydło. Łatwa w uprawie, wyróżnia się charakterystycznym ułożeniem korzeni w profilu glebowym. 83,3% masy korzeni znajduje się w warstwie gleby 0-20 cm (52,2% w warstwie 0-10 cm) [Trawy Polskie, 1982].

Tabela 5. Rośliny uprawiane na poletku doświadczalnym

Roślina	Rodzina	Rodzaj	Badane części roślin
Marchew zwyczajna (<i>Daucus carota</i>)	Baldaszkowate) (<i>Umbelliflorae</i>)	Marchew (<i>Daucus</i>)	korzeń, nać
Pietruszka zwyczajna (<i>Petroselinum sativa</i>)		Pietruszka (<i>Petroselinum</i>)	korzeń, nać
Rzodkiewka (<i>Raphanus sativus</i> var. <i>radiola</i>)	Krzyżowe (<i>Cruciferae</i>)	Rzodkiew (<i>Raphanus</i>)	zgrubienie łodygowo- korzeniowe, liście
Kalarepa (<i>Brassica oleracea</i> var. <i>gongyloides</i>)		Kapusta (<i>Brassica</i>)	zgrubienie łodygowe, liście
Jęczmień zwyczajny (<i>Hordeum vulgare</i>)	Trawy (<i>Gramineae</i>)	Jęczmień (<i>Hordeum</i>)	słoma, ziarno, plewy
Pszenica (<i>Triticum vulgare</i>)		Pszenica (<i>Triticum</i>)	słoma, ziarno, plewy
Kukurydza (<i>Zea mays</i>)		Kukurydza (<i>Zea</i>)	pęd z liśćmi, kolby, kwiatostan męski, ziarno
Kupkówka pospolita (<i>Dactylis glomerata</i>)		Kupkówka (<i>Dactylis</i>)	liście i łodygi
Ziemniak (<i>Solanum tuberosum</i>)	Psiankowate (<i>Solanaceae</i>)	Psianka (<i>Solanum</i>)	bulwy, łodygi, liście
Pomidor (<i>Solanum Lycopersicum</i>)			owoce, łodygi, liście
Portulaka warzywna (<i>portulaca sativa</i>)	Portulakowate (<i>Portulacaceae</i>)	Portulaka (<i>Portulaca</i>)	łodygi i liście
Cebula (<i>Allium cepa</i>)	Liliowate (<i>Liliaceae</i>)	Czosnek (<i>Allium</i>)	cebule, szczypior
Fasola szparagowa (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	Motylkowate (<i>Papilionaceae</i>)	Fasola (<i>Phaseolus</i>)	strąki, łodygi i liście
Ruń trawników Wiechlina łąkowa (<i>Poa pratensis</i>) Kostrzewa czerwona (<i>Festuca rubra</i>)	Przewaga Traw (<i>Gramineae</i>)	Wiechlina (<i>Poa</i>)	łodygi i liście
		Kostrzewa (<i>Festuca</i>)	

2.1.2. Charakterystyka gleby

Rośliny uprawiane były na poletku doświadczalnym, na dwóch glebach pochodzenia antropogenicznego. Pierwsza, oznaczana jako gleba I jest glebą dość typową dla terenów

wielkomiejskich. Druga, oznaczana jako gleba II, została utworzona z gleby lokalnej i nawiezionej z okolic Wałbrzycha (wieś Grzmiąca). Stężenie ^{226}Ra w tej nawiezionej glebie wynosiło średnio $40,5 \pm 4,8 \text{ Bq kg}^{-1}$. Gleba ta została rozprowadzona równomiernie na glebie I i wielokrotnie przekopywana. Zapewniło to jej dobre wymieszanie do głębokości, co najmniej 20 cm, tzn. do głębokości głównej masy korzeniowej roślin zielnych. Ze składu granulometrycznego gleby (Tabela 6) wynika, że należą one do klasy piaski. Gleba I znajduje się w podgrupie piasek słabo gliniasty, a gleba II w podgrupie piasek gliniasty lekki. Gleba I zawiera 91,4% piasku oraz 8,6% części spławialnych, w tym 5,4% iłów i 3,2% gliny. Gleba II zawiera 86,2% piasku oraz 13,9% części spławialnych, w tym 9,5% iłów i 4,4% gliny.

Tabela 6. Skład granulometryczny gleby I i gleby II

Gleba	Piasek		Ił		Gлина	
	Frakcja		Frakcja		Frakcja	
	mm	%	mm	%	mm	%
I	1-0,1	83,3	0,02-0,006	4,2	<0,002	3,2
	0,1-0,05	5,2	0,006-0,002	1,2		
	0,05-0,02	2,9				
II	1-0,1	76,7	0,02-0,006	5,9	<0,002	4,4
	0,1-0,05	5,1	0,006-0,002	3,6		
	0,05-0,02	4,3				

Badania składu granulometrycznego gleby zostało wykonane przez Okręgową Stację Chemiczno Rolniczą w Wesołej metodą aerometryczną Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego.

Według najnowszej klasyfikacji FAO obie gleby należą do klasy granulometrycznej coarse - zgrubna (gruboziarnista), gdyż zawierają powyżej 65% piasku i poniżej 18% łu koloidalnego (gliny) [A Legend to FAO Soil Map of the World, 1994].

Właściwości fizyko-chemiczne gleb przedstawiono w Tabeli 7. Według skali stosowanej w Polsce gleba I należy do gleb zasadowych ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 7,3 \pm 0,3$), gleba II do gleb obojętnych ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 6,8 \pm 0,3$) [Gleboznawstwo, 1983]. W tym zakresie pH, jaki mają obie gleby przyswajalność przez rośliny składników pokarmowych jest praktycznie najwyższa z wyjątkiem metali takich jak Fe, Mn, Zn, Cu i Co, które najlepiej przyswajane

są z gleb kwaśnych o $\text{pH} < 5,5$. Gleba I w porównaniu z glebą II zawiera o 31% mniej fosforu, 24% mniej magnezu, o 20% mniej baru i 30% więcej wapnia. Zawartość materii organicznej jest w obu glebach niewielka i wynosi w glebie I - 1,73%, zaś w glebie II - 2,07%. Ilości te są podobne do zawartości obserwowanych w glebie rolniczej wynoszącej około 2% [Gleboznawstwo, 1983]. Zakres stężeń magnezu w glebach Polski wynosi od 600 do 12000 mg, wapnia 700-36000 mg i baru 85-450 mg w 1 kg suchej masy gleby. Obie badane gleby mieszczą się w dolnej części zakresu wartości stężeń Ca, oraz w górnej części zakresu stężeń Ba w glebach Polski. W obu też występuje niedobór magnezu. Stężenie ^{226}Ra całkowitego jest w obu glebach niższe od średniej wartości tego stężenia dla gleb Polski wynoszącego 24 Bq kg^{-1} [Radiologiczny Atlas Polski, 1998].

Tabela 7. Właściwości fizyko-chemiczne 20-cm warstwy gleby I i gleby II

Parametr	Gleba I	Gleba II
pH_{KCl}	$7,3 \pm 0,3^{\text{a})}$	$6,8 \pm 0,3$
C organiczny, %	$0,99 \pm 0,19$	$1,19 \pm 0,17$
Materia organiczna, %	$1,73 \pm 0,33$	$2,07 \pm 0,30$
N, %	$0,086 \pm 0,014$	$0,101 \pm 0,020$
P_2O_5 , mg kg^{-1}	247 ± 190	358 ± 110
K_2O , mg kg^{-1}	$35,7 \pm 12,6$	$38,9 \pm 7,6$
Mg, mg kg^{-1}	$59,4 \pm 12,5$	$77,6 \pm 12,5$
Ca, mg kg^{-1}	1830 ± 228	1280 ± 207
Ba, mg kg^{-1}	$352 \pm 46,8$	$434 \pm 34,6$

a) średnia $\pm$ odchylenie standardowe (OS)

W glebie I i glebie II oznaczono ^{226}Ra całkowity i wymienialny w kolejnych latach prowadzenia badań. Stosowaną metodę oznaczania ^{226}Ra podano w rozdziale 3.1.4. Średnie roczne stężenia ^{226}Ra całkowitego i wymiennego oraz średnie ważone dla całego okresu badań przedstawiono w Tabeli 8.

Stężenia ^{226}Ra całkowitego w obu glebach nie zmieniało się znacząco w całym okresie badań. Analiza statystyczna wyników prowadzona testem t Studenta wykazała, że przy prawdopodobieństwie 95% nie ma statystycznie znamiennych różnic pomiędzy średnimi stężeniami ^{226}Ra całkowitego w glebie w poszczególnych latach. Można, więc przyjąć, że średnie stężenie ^{226}Ra całkowitego w glebie I w latach 1994-2000 wynosiło

8,27±0,63 Bq kg⁻¹, a w glebie II - 12,4±0,7 Bq kg⁻¹. Stężenie ²²⁶Ra całkowitego w glebie II było o 34% wyższe niż w glebie I. W glebie I stężenie ²²⁶Ra wymienialnego wynosiło 0,62±0,03 Bq kg⁻¹, a w glebie II - 0,66±0,06 Bq kg⁻¹. W przypadku ²²⁶Ra wymienialnego również nie wystąpiły statystycznie znamienne różnice pomiędzy jego średnimi stężeniami w glebie w poszczególnych latach uprawy roślin. Stężenie ²²⁶Ra wymienialnego jest w obu glebach praktycznie jednakowe i stanowi 7,3% całkowitego stężenia ²²⁶Ra w glebie I oraz 5,3% w glebie II.

Tabela 8. Stężenie ²²⁶Ra całkowitego i wymienialnego w glebie I i glebie II w kolejnych latach badań, Bq kg⁻¹

Rok	Gleba I		Gleba II	
	²²⁶ Ra całkowity	²²⁶ Ra wymienialny	²²⁶ Ra całkowity	²²⁶ Ra wymienialny
1994	(5) ^{a)} 8,40±0,29 ^{b)}	(2) 0,64±0,01	(4) 12,6±0,7	(2) 0,59±0,05
1995	(8) 7,97±0,50	(3) 0,62±0,10	(12) 12,0±0,8	(7) 0,67±0,05
1996	(8) 8,28±0,98	(5) 0,61±0,02	(7) 12,0±0,4	(4) 0,65±0,10
1997	(3) 8,54±0,61	(2) 0,62±0,01	(6) 12,0±0,9	(3) 0,69±0,09
1998	(6) 8,22±0,93	(3) 0,58±0,10	(4) 12,9±0,9	(3) 0,73±0,06
1999	(3) 8,50±0,85	(2) 0,61±0,08	(4) 12,3±0,5	(3) 0,62±0,10
2000	(4) 7,96±0,59	(3) 0,60±0,04	(2) 13,3±0,7	(2) 0,67±0,03
Średnia	8,27±0,63 ^{c)}	0,62±0,03	12,4±0,7	0,66±0,06

a) liczba próbek

b) średnia ± OS

c) średnia ważona ± OS

2.1.3. Warunki uprawy roślin

W latach 1994-1996 te same rośliny uprawiane były równolegle na odkrytym polu i pod namiotem foliowym. Badania miały na celu określenie stopnia przechodzenia ²²⁶Ra przez system korzeniowy i części nadziemne roślin. Gdy okazało się, że ²²⁶Ra przechodzi do roślin głównie przez system korzeniowy, uprawy prowadzono tylko na odkrytym polu.

Rośliny uprawiane pod namiotem odizolowane były od mokrej i częściowo suchej depozycji. Do nawadniania roślin pod namiotem stosowany był system irygacji

podziemnej, dzięki czemu gleba nie była наносzona na części nadziemne roślin, jak to się dzieje w przypadku deszczu i tradycyjnego podlewania roślin. Depozycja sucha z zewnątrz była ograniczona, gdyż wietrzenie namiotu odbywało się przez otwory w namiocie umieszczone na wysokości ok. 1,5 m. Natomiast naniesione w trakcie zabiegów uprawowych na zielone części roślin cząsteczki gleby mogły się tam utrzymywać bardzo długo. Rośliny uprawiane na odkrytym polu ekspozowane były na istniejące czynniki atmosferyczne. Tradycyjny system podlewania roślin oraz deszcze nanosiły na powierzchnie liści, łodyg i owoców glebę, ale równocześnie częściowo zmywały naniesioną wcześniej glebę i pyły. W odległości ok. 2 m od poletka zainstalowany był deszczomierz. W tej samej odległości, na wysokości 1 m nad ziemią ustawione były dwie tace (powierzchnia jednej tacy wynosiła 0,17 m²) do zbierania opadu całkowitego. Opad całkowity zbierano, w okresie badania przechodzenia ²²⁶Ra przez części nadziemne roślin, od dnia ich siewu i kontynuowano do dnia zbioru. ²²⁶Ra oznaczano w opadzie pobieranym przez okres około jednego miesiąca, lub częściej, zależnie od terminu zbioru roślin. Zabiegi uprawowe takie jak podlewanie, odchwaszczanie, okopywanie i opryski roślin oraz spulchnianie i nawożenie gleby przeprowadzane były zależnie od potrzeb upraw, zgodne z zaleceniami dla każdego uprawianego gatunku.

Zbiór roślin prowadzono zgodnie z kalendarzem ich dojrzewania. Rośliny zbierano w dni suche. Po zbiorze ważono je w celu określenia świeżej masy. Kupkówka pospolita i portulaka warzywna (z wyjątkiem uprawy w roku 2000) zbierane były dwukrotnie w sezonie wegetacyjnym. W trakcie obu zbiorów, wcześniejszym oznaczanym jako zbiór I i późniejszym oznaczanym jako zbiór II, rośliny ścinano na wysokości 1-2 cm od powierzchni gruntu. W przypadku portulaki po pierwszym cięciu przysypywano rośliny 1 cm warstwą gleby.

Za okres wegetacji przyjęto czas od dnia wysiewu roślin do dnia zbioru. W przypadku dwukrotnego zbioru roślin w sezonie wegetacyjnym za okres wegetacji w II zbiorze przyjęto czas od dnia ścięcia roślin zbioru pierwszego do dnia, w którym zebrano plon po raz drugi.

Dla trawy (kupkówka pospolita) uprawianej na tym samym stanowisku przez 6 lat określenie okresu wegetacji, począwszy od drugiego roku uprawy, było mniej precyzyjne dla pierwszego zbioru niż dla drugiego. Na wiosnę, gdy trawa zaczynała wypuszczać nowe pędy, poletko, na którym rosła było czyszczone ze starych pędów i liści, młode pędy były przycinane i od tego momentu liczony był okres wegetacji rośliny.

Po zakończeniu zbiorów obie gleby były przekopywane (z wyjątkiem stanowiska kupkówki pospolitej). Na około dwa tygodnie przed siewem gleby zasilano nawozem Azofoska (8% N, 24% P, 24% K) w ilości 142-400 g na 10 m² (zależnie od potrzeb roślin planowanych do uprawy) i przekopywano. Średnia aktywność ²²⁶Ra w nawozie (w latach 1996-1999 stosowano ten sam nawóz) wynosiła 15,4±0,6 Bq kg⁻¹ suchej masy. W trakcie trwania wegetacji nawożono glebę (w tym stanowisko kupkówki pospolitej) wyłącznie saletrą amonową o zawartości 34% azotu, w ilościach od 200 do 400 g na 10 m², zależnie od potrzeb uprawianych roślin. W 2000 roku nie stosowano nawozów podczas uprawy roślin.

2.1.4. Metodyka oznaczania ²²⁶Ra

Zasada metody. Do oznaczania ²²⁶Ra stosowano metodę emanacyjną. Polega ona na oddzieleniu radu od innych składników mineralnych przez jego współstrącanie z nośnikiem Ba, a następnie rozpuszczeniu osadu i deemanacji ²²²Rn będącym w równowadze z ²²⁶Ra. ²²²Rn przenoszono ilościowo w strumieniu argonu do komory scyntylacyjnej typu Lucasa. Po ustaleniu się równowagi pomiędzy radonem i jego pochodnymi mierzono radioaktywność alfa ²²²Rn i jego krótkożyjących produktów rozpadu [Rushing i inni, 1964]. Pomiary aktywności alfa wykonywano metodą scyntylacyjną.

Stosowana metoda odznacza się wysoką selektywnością dla ²²⁶Ra w próbach środowiskowych i zapewnia niską granicę oznaczalności (0,7 mBq/próbkę) dzięki temu, że na każdy rozpad ²²⁶Ra przypadają 3 rozpady alfa jego pochodnych - ²²²Rn, ²¹⁴Po, ²¹⁸Po.

2.1.4.1. Wstępna preparatyka próbek

²²⁶Ra oznaczano w roślinach, w przesączu i osadzie otrzymanym z mycia roślin, w opadzie całkowitym (w latach 1994-1996 tylko ²²⁶Ra rozpuszczalny, w 1997r. także nierozpuszczalny) oraz w glebie. W glebie oznaczano ²²⁶Ra całkowity i wymienialny. Wstępna preparatyka próbek była różna dla poszczególnych typów próbek.

Rośliny. Korzenie, bulwy, zgrubienia łodygowe i łodygowo-korzeniowe starannie myto, a następnie suszono w suszarce w temperaturze 105°C do stałej wagi, suchą masę rejestrowano. Nadziemne części roślin myto w wodzie destylowanej (3-krotnie). Części zielone (liście, łodygi i strąki) oraz ziarno suszono w warunkach pokojowych do uzyskania

powietrznie suchej masy, a owoce pomidora suszono w taki sposób jak części podziemne roślin. Wysuszone rośliny ważono. Suche rośliny spalano w piecu w temperaturze 450°C. Rejestrowano masę popiołu. W popiele wykonywano oznaczenia ^{226}Ra . Wodę po myciu nadziemnych części roślin sączone, a przesącz i osad analizowano oddzielnie. Przesącz odparowywano do objętości ok. 25 ml. Sączek po filtracji przemywano wodą destylowaną, suszono, ważono i spalano w piecu w temperaturze 450°C.

Opad całkowity. Zebrany na tacach opad całkowity przenoszony był ilościowo do zlewek i odparowywany do objętości około 500 ml. Następnie dodawano do niego 50 ml stężonego kwasu azotowego (HNO_3 -65%) i ogrzewano pod przykryciem ok. 2 godzin. Po tym czasie sączone na gorąco i przemywano trzykrotnie 25 ml porcjami 1M roztworu HNO_3 . Osad odrzucano, a przesącz zachowywano do dalszej analizy. W 1997r. analizowano także osad.

Gleba. Próbkę gleby do badań pobierano dwukrotnie w sezonie wegetacyjnym: w dniu siewu i po zbiorach roślin. Pobierane były one z powierzchniowej warstwy o grubości 20 cm. Gleba zebrana przed siewem ze wszystkich przygotowanych pod planowaną uprawę poletek stanowiły jedną próbę zbiorczą. Glebę po zbiorach analizowano oddzielnie dla każdej rośliny, uprawianej na danej glebie. Próbkę suszono w temperaturze 105°C, przesiewano przez sito o średnicy oczek 2 mm i dokładnie homogenizowano. Oznaczenie ^{226}Ra całkowitego wykonywano w 2-gramowych próbkach gleby, poddanych spalaniu w piecu w temperaturze 450°C, w celu usunięcia części organicznych. ^{226}Ra wymienialny oznaczano w 50 gramowych próbkach gleby według metody Erikssona (1987). Do gleby dodawano 500 ml 1M roztworu octanu amonu o pH 7 i prowadzono ekstrakcję radu, wytrząsając próbkę na wytrząsarce przez 2 godziny. Ekstrakt sączone. Pozostałą na sączku glebę przemywano trzykrotnie małymi porcjami octanu amonu i przesącz dołączano do ekstraktu. Próbkę odparowywano do objętości około 25 ml.

2.1.4.2. Przygotowanie roztworu nośnika Ba

W celu przygotowania nośnika Ba zawierającego 17 mg Ba w 1 ml roztworu odważano 7,12 g $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (ciężar cząsteczkowy 244,31). Naważkę tę rozpuszczano w około 100 ml wody w kolbie miarowej o pojemności 200 ml. Dodawano 0,85 ml stężonego (36%) kwasu solnego i dopełniano do kreski wodą. Miano roztworu sprawdzano następująco: do trzech zlewek o pojemności 100 ml każda odpipetowywano po 2 ml roztworu nośnika baru. Dodawano po 25 ml wody i ogrzewano do temperatury ok. 85°C.

Następnie dodawano po: 2 ml 1,5% roztworu octanu amonowego i 1 ml stężonego (80%) kwasu octowego oraz 5 ml 10% roztworu siarczanu amonowego. Strącony osad siarczanu baru sączone, sączki suszono i spalano w piecu w temperaturze 600°C do stałej wagi. Miano roztworu obliczano jako średnią z trzech prób.

Tak przygotowana ilość nośnika była przeważnie wystarczająca do wykonania wszystkich analiz z danego sezonu wegetacyjnego.

Nośnik Ba dodawano do wszystkich badanych próbek po ich wstępnym przygotowaniu (spopielenie, odparowanie) w ilości 2 ml na każdą próbkę.

2.1.4.3. Separacja ^{226}Ra

Oznaczenia ^{226}Ra prowadzono w 4-gramowych próbkach popiołu roślinnego, 2-gramowych próbkach zmineralizowanej gleby oraz w całkowitej ilości spalonych uprzednio osadów, odparowanych przesączy, ekstraktów glebowych i opadu.

Z gleby i osadów usuwano krzemionkę przez odparowywanie ze stężonym (40%) kwasem fluorowodorowym. Do tych próbek oraz przesączy, ekstraktów glebowych i opadu dodawano 3-krotnie po 20 ml stężonego (65%) kwasu azotowego i po każdorazowym dodaniu odparowywano je prawie do sucha. Próbkę roślinną rozpuszczano w stężonym kwasie azotowym a następnie w stężonym kwasie nadchlorowym (HClO_4) i odparowywano do sucha. Suchą pozostałość rozpuszczano w 0,5M kwasie solnym, dodawano 2 ml 2% roztworu kwasu octowego, 4 ml 1,5% roztworu octanu amonu, 10 ml 10% roztworu siarczanu amonu oraz 5-ciu kropli 5% alkoholowego roztworu saponiny i na gorąco współstrącano $^{226}\text{RaSO}_4$ z BaSO_4 . Wytrącony osad siarczanów radu i baru pozostawiano na około 12 godzin celem otrzymania osadu grubokrystalicznego. Następnie osad odwirowywano w wirówce laboratoryjnej (5 minut - 3000 obr./min), roztwór nad osadu dekantowano a osad przemywano ok. 10 ml wody destylowanej i odwirowywano. Przemywanie powtarzano dwukrotnie. Osad oczyszczano przez rozpuszczenie zanieczyszczeń w 10 ml stężonego kwasu solnego na gorąco (w temperaturze łaźni wodnej) i powtarzano procedurę strącania osadu RaSO_4 z BaSO_4 . Odwirowany osad siarczanów radu i baru rozpuszczano w 10 ml 0,25M roztworu EDTA z dodatkiem 5 ml stężonego roztworu wody amoniakalnej i 5ml wody. Objętość końcowa roztworu nie powinna przekraczać 25 ml. Roztwór ten przenoszono do barbotera i wykonywano pomiary ^{222}Rn i krótkożyciowych produktów jego rozpadu. Po zakończeniu dwukrotnych pomiarów określano chemiczną wydajność nośnika Ba. W tym celu strącano ponownie

siarczan baru i metodą wagową oznaczano zawartość Ba [Bilkiewicz i inni, 1978]. Chemiczna wydajność nośnika Ba wynosiła średnio 86%. Wykonywana była również ślepa próba, w celu określenia ilości ^{226}Ra wnoszonego przez odczynniki chemiczne.

2.1.4.4. Pomiar aktywności alfa ^{222}Rn i produktów jego rozpadu

Zasadowy roztwór siarczanów Ba i Ra przenoszono ilościowo do barbotera. Przepłukiwano następnie strumieniem argonu (z prędkością około 5 ml min^{-1}) w celu usunięcia wcześniej nagromadzonego ^{222}Rn i pozostawiano, szczelnie zamknięty, na 14 dni celem ustalenia się równowagi pomiędzy ^{226}Ra i powstającym ^{222}Rn . Po tym czasie ^{222}Rn był przenoszony ilościowo w strumieniu argonu do komory scyntylacyjnej typu Lucasa. Po trzech godzinach, koniecznych do ustalenia się równowagi pomiędzy radonem i jego pochodnymi, mierzono aktywność alfa ^{222}Rn i jego krótkożyjących produktów rozpadu. Roztwór po deemanacji radonu pozostawiano na następne 14 dni, do ponownego ustalenia się równowagi pomiędzy ^{226}Ra i powstającym ^{222}Rn i kolejnego pomiaru.

Używany typ barbotera ma pojemności ok. 30 ml, jest wyposażony w szlifowe zamknięcie, dodatkowo uszczelniane wysoko próżniowym smarem silikonowym. W dolnej części pojemnika znajduje się krążek ze spieku szklanego o średnicy porów 10-15 μm , który umożliwia przepływ argonu przez próbę. Wydajność usuwania radonu w przypadku tego typu barbotera oceniana jest na 99,5%, gdy objętość strumienia gazu nośnego jest czterokrotnie większa od objętości mierzonej próbki. Komory scyntylacyjne typu Lucasa wykonane są z polimetakrylanu metylu. Na wewnętrzne ściany komory napyłona jest zawieszina aktywowanego srebrnym siarczku cynku (ok. 15 mg/cm^2) w chloroformie. Okienko (dno komory) ma 5 mm grubości, a jego średnica - 5,08 cm. Objętość komory wynosi 160 cm^3 . Komory z próbą umieszczane są bezpośrednio na okienku fotomultiplicatora typu RCA 6655A znajdującego się w szczelnej i stabilnej obudowie. Sonda scyntylacyjna połączona jest jednym kablem ze stabilizatorem wysokiego napięcia typu ZWN-41, a drugi kabel wyprowadza sygnał na wejście przelicznika typu PT-72 lub P-21 z dyskryminatorem progowym DP-21. Każda komora scyntylacyjna jest testowana na szczelność i kalibrowana na przyrządzie, z którym ma współpracować. Kalibrację komory wykonywano jeden raz na dwa miesiące. Do kalibracji służył wzorcowy roztwór ^{226}Ra zawierający $1,85 \text{ Bq } ^{226}\text{Ra}$. Ponieważ komory typu Lucasa mają „pamięć” około 0,2% [Lucas, Markun, 1990], komory po pomiarze próby pozostawiano otwarte i po paru godzinach przepłukiwano strumieniem argonu. Nieużywane aktualnie komory, wypełnione

argonem przechowywane są w zaciemnionym miejscu. Przed każdym pomiarem próby wypełnione argonem komory wstawiano do układu pomiarowego i przez około 1000 s (z reguły ok. 15 godzin) mierzono bieg własny komory, uwzględniany w obliczeniach aktywności.

Czas pomiaru jednej próby wynosił 240 min. Aktywność ^{226}Ra w mierzonej próbce obliczano zgodnie z równaniem:

$$A_p = (N \pm E) \cdot K \cdot F$$

gdzie:

- A_p - aktywność ^{226}Ra w mierzonej próbce, mBq
- N - liczba zliczeń po odjęciu tła, imp. min⁻¹
- E - statystyczny błąd pomiaru, imp.min⁻¹
- K - współczynnik kalibracji komory, mBq/ imp.min⁻¹
- F - całkowity współczynnik korekcyjny uwzględniający wzrost i rozpad ^{222}Rn wyliczany z równania:

$$F = \frac{1}{1 - e^{-\lambda t_1}} \cdot \frac{1}{e^{-\lambda t}} \cdot \frac{\lambda t_3}{1 - e^{-\lambda t_3}}$$

gdzie:

- λ - stała rozpadu ^{222}Rn
- t_1 - przedział czasu, w którym powstawał ^{222}Rn z ^{226}Ra , dni
- t_2 - przedział czasu pomiędzy deemanacją a pomiarem, min, godz., dni
- t_3 - czas pomiaru, min, godz.

Aktywność ^{226}Ra w 1 kg suchej masy rośliny wyliczano ze wzoru:

$$A = \frac{(A_p - Z) \cdot Q \cdot 1000}{q \cdot S \cdot Y}$$

gdzie:

- A - aktywność ^{226}Ra w jednostce suchej masy, mBq kg⁻¹_{sm}
- Z - zawartość ^{226}Ra w ślepej próbce, mBq
- Q - całkowita masa popiołu, g
- q - masa popiołu wzięta do analizy, g
- Y - chemiczna wydajność nośnika Ba, %
- S - sucha masa próbki, g

Granica detekcji ^{226}Ra wynosi 0,73 mBq/próbę. Wyliczona została przy założeniu, że średni bieg własny komory jest równy 0,060 imp.min⁻¹, średni współczynnik kalibracji -

9,62 mBq/imp.min⁻¹, średnia wydajność nośnika Ba - 80%, a czas pomiaru próbki - 360 min.

2.2. Inkorporacja ²²⁶Ra w roślinach oraz ich skażenie zewnętrzne

2.2.1. Badanie przechodzenia ²²⁶Ra przez system korzeniowy i części nadziemne roślin

Prowadzenia uprawy roślin zaplanowano w taki sposób, aby możliwe było określenie stopnia przechodzenia ²²⁶Ra przez system korzeniowy i części nadziemne. Sposób prowadzenia eksperymentu opisano szczegółowo w Rozdziale 2.1. ²²⁶Ra oznaczano w opadzie oraz w roślinach uprawianych równolegle na odkrytym polu i pod namiotem foliowym. Badania takie przeprowadzano w ciągu czterech okresów wegetacyjnych, w latach 1994-1997. Uprawiano następujące rośliny: marchew i pietruszkę, kukurydzę, pszenicę, kupkówkę i ruń trawników oraz portulakę i rzodkiewkę.

2.2.1.1. ²²⁶Ra w opadzie całkowitym

²²⁶Ra przedostaje się z atmosfery na powierzchnię gruntu i szaty roślinnej w postaci suchej i mokrej depozycji. Opady atmosferyczne wymywają zarówno rad rozpuszczalny w wodzie jak i nierozpuszczalny. Najwięcej radu przedostaje się do atmosfery w wyniku resuspensji gleby. Pewien udział ma również spalanie kopalin. Pyły zawierające ²²⁶Ra mogą być przenoszone z wiatrem na duże odległości. Można oczekiwać, że ²²⁶Ra rozpuszczalny pochodzący z opadu będzie nie tylko zatrzymywał się na powierzchni roślin, ale także będzie przyswajany przez te rośliny.

W Tabeli 9 podano wyniki oznaczeń ²²⁶Ra rozpuszczalnego i nierozpuszczalnego w opadzie całkowitym zbieranym w okresie wegetacji w latach 1994-1997 (mBq m⁻² i mBq m⁻² d⁻¹) oraz wielkość opadu deszczu (mm). Uzyskane wyniki wskazują, że opad ²²⁶Ra był bardzo zróżnicowany zarówno w poszczególnych okresach jego zbierania jak i w poszczególnych latach. Opad dzienny rozpuszczalnego ²²⁶Ra zawierał się w granicach od 0,48±0,10 do 11,8±0,84 mBq m⁻² d⁻¹, a wartość średnia wynosiła 3,09±2,64 mBq m⁻² d⁻¹. ²²⁶Ra w opadzie nierozpuszczalnym określany był tylko od czerwca 1996 do sierpnia 1997 roku, z wyłączeniem późnej jesieni i zimy. ²²⁶Ra nierozpuszczalny mieścił się w węższych granicach od 1,16±0,16 do 3,06±0,30 mBq m⁻² d⁻¹. Stwierdzono brak korelacji pomiędzy wielkością opadu deszczu (mm), a ilością zawartego w nim ²²⁶Ra zarówno rozpuszczalnego jak i nierozpuszczalnego.

Tabela 9. Zawartość ^{226}Ra w opadzie całkowitym

Okres zbierania opadu	Liczba dni	Opad mm	²²⁶ Ra mBq m ⁻²		²²⁶ Ra mBq m ⁻² d ⁻¹	
			R ^{a)}	NR ^{b)}	R ^{a)}	NR ^{b)}
1994						
18.05-30.06	43	65,6	507±36,3	-	11,8±0,84	-
01.07-27.07	26	54,9	100±10,6	-	3,85±0,41	-
28.07-01.09	35	45,5	16,9±3,51	-	0,48±0,10	-
02.09-12.10	40	110	112±12,0	-	2,79±0,30	-
1995						
12.04-31.05	49	51,9	173±13,3	-	3,53±0,27	-
01.06-12.07	41	83,6	235±15,1	-	5,72±0,37	-
13.07-31.07	18	70,6	30,9±6,51	-	1,72±0,36	-
01.08-12.09	42	160,2	64,8±7,28	-	1,54±0,17	-
13.09-04.10	21	35,9	34,6±6,46	-	1,65±0,31	-
05.10-18.10	13	0,45	40,5±5,76	-	3,12±0,44	-
1996						
10.05-24.05	14	20,0	68,6±7,51	-	4,90±0,54	-
25.05-11.06	17	18,0	49,9±6,88	-	2,94±0,40	-
12.06-09.07	27	50,1	24,1±4,20	70,0±8,20	0,89±0,16	2,59±0,30
10.07-21.08	42	126,9	44,5±6,40	128,6±11,6	1,06±0,15	3,06±0,28
1997						
26.05-30.06	35	77,4	91,4±8,62	52,3±7,06	2,61±0,25	1,50±0,20
01.07-10.07	9	105,3	17,3±3,49	12,3±2,48	1,93±0,39	1,36±0,28
11.07-20.08	40	37,3	79,3±8,44	46,3±6,31	1,98±0,21	1,16±0,16

a) ^{226}Ra rozpuszczalnyb) ^{226}Ra nierozpuszczalny

2.2.1.2. ^{226}Ra w roślinach uprawianych na odkrytym polu i pod namiotem foliowym

W Tabeli 10 i 11 zamieszczono dane o długości okresu wegetacji poszczególnych roślin, zawartości ^{226}Ra rozpuszczalnego w opadzie w okresie wegetacji i w plonie oraz stężenie tego radionuklidu w roślinach uprawianych w warunkach naturalnych i pod namiotem na glebie I i glebie II. Dla przejrzystości Tabeli wielkość opadu ^{226}Ra podano w obu tabelach.

Tabela 10. Zawartość rozpuszczalnego ^{226}Ra w opadzie w okresie wegetacji roślin (Bq m^{-2}), wielkość plonu (kg m^{-2}), zawartość ^{226}Ra w plonie (Bq m^{-2}) oraz stężenie radionuklidu w roślinach uprawianych na glebie I (Bq kg^{-1})

Roślina	Okres wegetacji dni	Opad ²²⁶ Ra w okresie wegetacji Bq m ⁻²	Pole		Namiot	
			Plon kg m ⁻²	²²⁶ Ra w plonie Bq m ⁻² (Bq kg ⁻¹)	Plon kg m ⁻²	²²⁶ Ra w plonie Bq m ⁻² (Bq kg ⁻¹)
1994						
Marchew nać	147	0,74±0,06	0,37	1,13 (3,04) ^{a)}	0,48	1,38 (2,88)
Pietruszka nać	147	0,74±0,06	0,64	0,85 (1,33)	0,29	0,76 (2,58)
Ruń trawników zbiór I	70	0,61±0,04	0,48	0,26 (0,54)	0,43	0,23 (0,53)
	78	0,13±0,01	0,62	0,33 (0,54)	0,58	0,43 (0,74)
1995						
Pietruszka nać	189	0,58±0,06	0,16	0,18 (1,12)	0,14	0,28 (2,02)
Pszenica słoma plewy ziarno	110	0,44±0,02	0,26	0,28 (1,07)	0,39	0,45 (1,16)
			0,13	0,04 (0,29)	0,04	0,01(0,31)
			0,17	0,02 (0,10)	0,12	0,01 (0,09)
Kukurydza pędy≤40cm pędy>40cm	130	0,50±0,02	0,38	0,06 (0,15)	0,78	0,10 (0,12)
			0,74	0,23 (0,32)	0,60	0,15 (0,25)
Kupkówka zbiór I zbiór II	69	0,40±0,02	0,14	0,07 (0,53)	0,36	0,23 (0,64)
	83	0,14±0,01	0,10	0,09 (0,81)	0,22	0,20 (0,94)
1996						
Portulaka zbiór I zbiór II	46	0,07±0,01	0,08	0,15 (1,91)	0,04	0,22 (5,98)
	43	0,04±0,01	0,36	0,93 (2,59)	0,06	0,41 (6,30)
Kupkówka zbiór I zbiór II	60	0,14±0,02	0,07	0,03 (0,42)	0,14	0,05 (0,39)
	43	0,04±0,01	0,07	0,03 (0,52)	0,13	0,04 (0,49)

a) w nawiasie podano stężenie ^{226}Ra w roślinie

Tabela 11. Zawartość rozpuszczalnego ^{226}Ra w opadzie w okresie wegetacji roślin (Bq m^{-2}), wielkość plonu (kg m^{-2}), zawartość ^{226}Ra w plonie (Bq m^{-2}) oraz stężenie radionuklidu w roślinach uprawianych na glebie II (Bq kg^{-1})

Roślina	Okres wegetacji dni	Opad ²²⁶ Ra w okresie wegetacji Bq m ⁻²	Pole		Namiot	
			Plon kg m ⁻²	²²⁶ Ra w plonie Bq m ⁻² (Bq kg ⁻¹)	Plon kg m ⁻²	²²⁶ Ra w plonie Bq m ⁻² (Bq kg ⁻¹)
1994						
Marchew nać	147	0,74±0,06	0,69	1,65 (2,37) ^{a)}	0,26	0,68 (2,67)
Pietruszka nać	147	0,74±0,06	0,24	0,68 (2,86)	0,24	0,54 (2,26)
Ruń trawników zbiór I	70	0,61±0,04	0,45	0,09 (0,21)	0,38	0,10 (0,27)
zbiór II	78	0,13±0,01	0,48	0,21 (0,45)	0,33	0,16 (0,48)
1995						
Pietruszka nać	189	0,58±0,06	0,09	0,11 (1,20)	0,09	0,12 (1,22)
Pszenica słoma	110	0,44±0,02				
plewy			0,36	0,20 (0,56)	0,17	0,09 (0,55)
ziarno			0,21	0,06 (0,26)	0,09	0,03 (0,40)
			0,17	0,03 (0,06)	0,17	0,01 (0,06)
Kukurydza pędy<40 cm	130	0,50±0,02				
pędy>40 cm			0,33	0,12 (0,36)	0,30	0,05 (0,16)
ziarno			0,77	0,38 (0,50)	0,92	0,31 (0,34)
			0,30	0,03 (0,10)	0,09	0,01 (0,09)
Kupkówka zbiór I	69	0,40±0,02	0,26	0,11 (0,42)	0,28	0,12 (0,42)
zbiór II	83	0,14±0,01	0,13	0,08 (0,56)	0,09	0,08 (0,86)
1996						
Rzodkiewka liście	32	0,12±0,01	0,06	0,02 (0,40)	0,03	0,01 (0,46)
Portulaka zbiór I	46	0,07±0,01	0,13	0,31 (2,48)	0,01	0,02 (2,73)
zbiór II	43	0,04±0,01	0,25	0,56 (2,24)	0,03	0,07 (2,47)
Kupkówka zbiór I	60	0,14±0,02	0,13	0,05 (0,35)	0,13	0,05 (0,39)
zbiór II	43	0,04±0,01	0,11	0,06 (0,55)	0,11	0,05 (0,43)
1997						
Portulaka zbiór I	45	0,11±0,01	0,04	0,12 (2,76)	0,09	0,14 (1,56)
zbiór II	41	0,08±0,01	0,01	0,15 (2,65)	0,06	0,17 (2,90)

<i>Kupkówka</i>						
zbiór I	45	0,11±0,01	0,13	0,04 (0,34)	0,13	0,04 (0,33)
zbiór II	41	0,08±0,01	0,08	0,04 (0,45)	0,09	0,05 (0,52)

a) w nawiasie podano stężenie ^{226}Ra w roślinie

W całym okresie wegetacji depozycja rozpuszczalnego ^{226}Ra nie była proporcjonalna do długości tego okresu. Porównanie ilości ^{226}Ra w plonie oraz stężeń tego radionuklidu w roślinach uprawianych na odkrytym polu i pod namiotem wskazuje, że ^{226}Ra opadający na rośliny nie powodował wzrostu aktywności tego radionuklidu w roślinach rosnących na odkrytym polu; liczba przypadków wyższej zawartości ^{226}Ra w plonie roślin z upraw na odkrytym polu była podobna do liczby przypadków o wyższej zawartości radionuklidu w plonie z upraw pod namiotem. Analiza statystyczna prowadzona testem t Studenta, wskazuje na brak znamienych różnic, przy prawdopodobieństwie 95%, pomiędzy średnimi zawartościami inkorporowanego radu w roślinach z obu upraw. Nie znaleziono również statystycznie znamienych różnic pomiędzy stężeniami ^{226}Ra w roślinach rosnących na polu i pod namiotem. Gdyby rośliny rosnące na odkrytym polu pobierały ^{226}Ra przez ich części nadziemne, stężenia tego radionuklidu w roślinach i w plonie byłyby wyższe niż pod namiotem foliowym, szczególnie w tych przypadkach, gdy ilości ^{226}Ra w opadzie były porównywalne lub większe niż ilości radu w plonie. Szczególnie wyraźnie widać to na przykładzie naci pietruszki, słomy pszenicy, liści rzodkiewki oraz kupkówki. Stosunkowo wysoka ilość rozpuszczalnego ^{226}Ra w opadzie nie powodowała wzrostu ilości tego radionuklidu w roślinach.

Powyższe badania wskazują, że ^{226}Ra przechodzi do roślin przez system korzeniowy. Przeprowadzone badania nie dostarczyły przekonujących dowodów, świadczących o przechodzeniu tego radionuklidu przez części nadziemne.

2.2.2. ^{226}Ra w warzywach

^{226}Ra oznaczano w podziemnych i nadziemnych częściach warzyw korzeniowych oraz w nadziemnych częściach warzyw liściastych i owocujących. Określano również skażenia zewnętrzne części nadziemnych warzyw. Do grupy warzyw korzeniowych tzn. takich, które mają jadalne korzenie należą: marchew, pietruszka i rzodkiewka [IUR, 1994]. W dwóch pierwszych roślinach jadalne są korzenie spichrzowe. W korzeniach tych w pierwszym sezonie wegetacyjnym magazynowane są substancje pokarmowe, które w następnym sezonie zużywane są do wytworzenia pędu kwiatowego, kwiatów, owoców i

nasion. W rzodkiewce jadalna część jest w istocie zgrubieniem łodygowo-korzeniowym, powstającym częściowo z górnej części korzenia, a częściowo z dolnej części pędu.

Do grupy warzyw korzeniowych dołączono także ziemniaki, cebulę i kalarepę, gdyż ich jadalne części są organami podziemnymi. Bulwa ziemniaka jest zgrubieniem końca podziemnej części łodygi zwanej stolonem. Cebula jest podziemnym organem, który składa się w przeważającej części z przekształconych liści (łodyga jest silnie skrócona). Jadalna część kalarepy jest wprawdzie przekształconą nadliścieniową częścią pędu, ale często jej spora część przebywa w ziemi. Okresy wegetacji tych roślin były jednakowe dla upraw na odkrytym polu i pod namiotem zarówno dla gleby I jak i gleby II. Zależały one głównie od gatunku rośliny i wynosiły 147 dni dla marchwi i pierwszej uprawy pietruszki (rok uprawy - 1994), dla drugiej uprawy pietruszki - 189 dni (1995r.), dla rzodkiewki - 32 dni, dla cebuli wysiewanej z nasion (dymka) - 141 dni, dla cebuli w drugim roku uprawy - 89 dni, dla ziemniaka - 127 dni i dla kalarepy - 78 dni.

Portulaka, warzywo liściaste, uprawiana była trzykrotnie. W 1996 roku uprawa obejmowała równolegle 4 poletka (pole odkryte i namiot, na glebie I i II). W roku następnym uprawiano ją na odkrytym polu na glebie I oraz na polu i pod namiotem na glebie II. W obu tych latach zbierano portulakę dwukrotnie w sezonie wegetacyjnym, a okresy wegetacyjne dla I i II zbioru były do siebie zbliżone i wynosiły odpowiednio w 1996r. 46 i 43 dni, a w 1997r. 45 i 41 dni. W roku 2000 uprawiano portulakę jedynie na glebie I, a okres wegetacji był bardzo długi i wynosił 119 dni.

Warzywem z jadalnymi owocami typu jagoda był pomidor. Po 108 dniach wegetacji zebrano dojrzałe owoce pomidora oraz liście i łodygi. Drugim warzywem uprawianym dla jadalnych owoców była fasola szparagowa, w której jadalną częścią jest strąk, spożywany jednak przed osiągnięciem pełnej dojrzałości. Strąki, liście i łodygi fasoli zebrano po 82 dniach wegetacji.

2.2.2.1. Warzywa korzeniowe

Średnie stężenia ^{226}Ra , inkorporowanego w warzywach korzeniowych, ziemniakach, cebuli i kalarepie uprawianych na glebie I i glebie II przedstawiono w Tabelach 12 i 13, w portulace w Tabeli 14, a w pomidorach i fasoli szparagowej w Tabeli 15. W Tabelach tych zamieszczono również dane o zawartości ^{226}Ra znajdującego się na powierzchni tych warzyw w formie rozpuszczalnej i nierozpuszczalnej w wodzie (skażenia zewnętrzne), wyrażone w Bq w 1 kg suchej masy rośliny.

Stężenia ^{226}Ra w warzywach korzeniowych uprawianych na glebie I są porównywalne ze stężeniami tego radionuklidu w warzywach uprawianych na glebie II. Analiza statystyczna wyników prowadzona testem t Studenta wykazała, że brak jest statystycznie znamiennych różnic, przy prawdopodobieństwie 95%, między średnimi stężeniami ^{226}Ra w roślinach uprawianych na glebie I i glebie II. I jak wykazano w poprzednim rozdziale również stężenia ^{226}Ra w roślinach uprawianych na odkrytym polu i pod namiotem są praktycznie jednakowe. Stężenia te mieszczą się w bardzo szerokich granicach i zależą od rodzaju warzywa i jego części. W jadalnych częściach badanych warzyw najniższe stężenie ^{226}Ra obserwowano w bulwach ziemniaka - $0,04 \pm 0,01 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ (Tabela 12 i 13), najwyższe zaś w korzeniu pietruszki - $1,08 \pm 0,08 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ (Tabela 12).

Tabela 12. Średnie stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w częściach podziemnych i nadziemnych warzyw korzeniowych oraz skażenia zewnętrzne ich części nadziemnych, dla upraw na glebie I, $\text{Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$

Roślina	Pole			Namiot		
	^{226}Ra w roślinie	Skażenie zewnętrzne		^{226}Ra w roślinie	Skażenie zewnętrzne	
		R ^{a)}	NR ^{b)}		R ^{a)}	NR ^{b)}
<i>Marchew</i> korzeń nać	$0,52 \pm 0,04$ $3,04 \pm 0,51$	$0,19 \pm 0,0^{\text{d)}$	$0,08 \pm 0,01$	$0,61 \pm 0,07^{\text{c)}$ $2,88 \pm 0,23$	$0,04 \pm 0,01$	$0,16 \pm 0,01^{\text{d)}$
<i>Pietruszka</i> korzeń nać	$1,02 \pm 0,10$ $1,33 \pm 0,14$	$0,12 \pm 0,01$	$0,08 \pm 0,01$	$1,08 \pm 0,08$ $2,60 \pm 0,22$	$0,08 \pm 0,02$	$0,18 \pm 0,02$
<i>Pietruszka</i> korzeń nać	$0,47 \pm 0,03$ $1,12 \pm 0,07$	$0,03 \pm 0,01$	$0,53 \pm 0,03$	$0,61 \pm 0,03$ $2,02 \pm 0,13$		$0,19 \pm 0,02$
<i>Rzodkiewka</i> korzeń liście	$0,12 \pm 0,02$ $0,52 \pm 0,05$	$0,07 \pm 0,01$	$0,36 \pm 0,01$	$0,20 \pm 0,03$ $0,63 \pm 0,08$	$0,03 \pm 0,01$	$0,43 \pm 0,05$
<i>Cebula</i> dymka szczyptor	$0,54 \pm 0,06$ $1,23 \pm 0,09$	$0,29 \pm 0,05$	$0,48 \pm 0,06$			
<i>Cebula</i> cebula szczyptor	$0,19 \pm 0,03$ $1,40 \pm 0,19$	$0,41 \pm 0,01$	$0,17 \pm 0,01$			
<i>Kalarepa</i> zgrubienie łod. liście	$0,19 \pm 0,03$ $0,65 \pm 0,09$	$0,05 \pm 0,01$	$0,07 \pm 0,03$			
<i>Ziemniak</i> bulwa łodyga liście	$0,04 \pm 0,01$ $2,00 \pm 0,11$ $4,21 \pm 0,21$	$0,10 \pm 0,02$ $0,22 \pm 0,03$	$0,18 \pm 0,02$ $2,43 \pm 0,12$			

- a) ^{226}Ra rozpuszczalny
b) ^{226}Ra nierozpuszczalny
c) średnia $\pm$ OS
d) wartość $\pm$ błąd pomiaru przy p 68%

Tabela 13. Średnie stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w częściach podziemnych i nadziemnych warzyw korzeniowych oraz skażenia zewnętrzne ich części nadziemnych, dla upraw na glebie II, $\text{Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$

Roślina	Pole			Namiot		
	^{226}Ra w roślinie	Skażenie zewnętrzne		^{226}Ra w roślinie	Skażenie zewnętrzne	
		R ^{a)}	NR ^{b)}		R ^{a)}	NR ^{b)}
<i>Marchew</i> korzeń nać	0,75 $\pm$ 0,04 ^{c)} 2,37 $\pm$ 0,22	0,11 $\pm$ 0,01 ^{d)}	0,48 $\pm$ 0,03 ^{d)}	0,72 $\pm$ 0,07 ^{c)} 2,67 $\pm$ 0,22	0,34 $\pm$ 0,02 ^{d)}	0,30 $\pm$ 0,02 ^{d)}
<i>Pietruszka</i> korzeń nać	1,01 $\pm$ 0,05 2,86 $\pm$ 0,20	0,80 $\pm$ 0,05	0,32 $\pm$ 0,03	1,01 $\pm$ 0,08 2,26 $\pm$ 0,20	0,12 $\pm$ 0,02	0,81 $\pm$ 0,06
<i>Pietruszka</i> korzeń nać	0,52 $\pm$ 0,02 1,20 $\pm$ 0,21	0,04 $\pm$ 0,01	0,30 $\pm$ 0,02	0,81 $\pm$ 0,07 1,22 $\pm$ 0,11	0,06 $\pm$ 0,01	0,29 $\pm$ 0,02
<i>Rzodkiewka</i> korzeń liście	0,08 $\pm$ 0,02 0,40 $\pm$ 0,05	0,13 $\pm$ 0,01	0,31 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,02 0,46 $\pm$ 0,05	0,14 $\pm$ 0,02	0,33 $\pm$ 0,01
<i>Cebula</i> dymka szczypiar	0,32 $\pm$ 0,04 1,23 $\pm$ 0,23	0,32 $\pm$ 0,07	0,42 $\pm$ 0,04			
<i>Cebula</i> cebula szczypiar	0,18 $\pm$ 0,03 1,60 $\pm$ 0,19	0,28 $\pm$ 0,04	0,16 $\pm$ 0,01			
<i>Ziemniak</i> bulwa łodyga liście	0,04 $\pm$ 0,01 2,14 $\pm$ 0,11 3,12 $\pm$ 0,19	0,10 $\pm$ 0,01 0,21 $\pm$ 0,02	0,25 $\pm$ 0,02 1,87 $\pm$ 0,07			

- a) ^{226}Ra rozpuszczalny
b) ^{226}Ra nierozpuszczalny
c) średnia $\pm$ OS
d) wartość $\pm$ błąd pomiaru przy p 68%

Wśród nadziemnych części badanych warzyw największym powinowactwem do ^{226}Ra charakteryzowały się liście ziemniaka - 4,21 $\pm$ 0,21 $\text{Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ i nać marchwi - 3,04 $\pm$ 0,51 $\text{Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ (Tabela 12), najmniejszym zaś liście rzodkiewki - 0,40 $\pm$ 0,05 $\text{Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ (Tabela 13)

oraz liście kalarepy - $0,65 \pm 0,09 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ (Tabela 12). Te dwie ostatnie rośliny pochodzą z tej samej rodziny *Krzyżowych*.

We wszystkich uprawianych warzywach korzeniowych stężenia ^{226}Ra w podziemnych, jadalnych częściach tych warzyw są wielokrotnie niższe niż stężenia tego radionuklidu w nadziemnych, zielonych częściach tych warzyw. Najmniejsza różnica pomiędzy tymi stężeniami wystąpiła w pietruszce uprawianej na glebie I, na odkrytym polu w 1994r. Stężenie ^{226}Ra w korzeniu tej pietruszki było tylko 1,3 razy niższe od stężenia tego radionuklidu w naci i wynosiło w korzeniu $1,02 \pm 0,10 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$, a w naci $1,33 \pm 0,14 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ (Tabela 12).

Największa, ponad 100-krotna różnica wystąpiła pomiędzy stężeniami ^{226}Ra w liściach i bulwach ziemniaka (stężenia ^{226}Ra odpowiednio $4,21 \pm 0,21$ i $0,04 \pm 0,01 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$). Według danych z tej pracy w korzeniach marchwi stężenie ^{226}Ra było średnio 4,4 razy (zakres: 3,2 – 5,9) niższe niż w naci. Podobne różnice obserwowali Tracy i inni (1983). Autorzy ci uprawiali marchew na glebie o stężeniu ^{226}Ra $96,2 \text{ Bq kg}^{-1}$. Roślina ta gromadziła w liściach 4-krotnie więcej tego radionuklidu niż w korzeniach, a w burakach stężenie ^{226}Ra w liściach wyższe było 1,4 razy od jego stężenia w korzeniach. Podobnie Kirchmann i inni (1980) stwierdzili średnio 3,1 razy wyższe stężenia ^{226}Ra w liściach buraków cukrowych w porównaniu do korzeni, a Markose i inni (1993) ok. 2 razy wyższe stężenie w liściach niż w korzeniach pomidora.

Te duże różnice w stężeniach ^{226}Ra w jadalnych i nadziemnych częściach warzyw korzeniowych wskazują na znaczne przemieszczanie się tego radionuklidu z korzeni i bulw do łodyg i liści. W przypadku ziemniaka również wystąpiły różnice w stężeniach ^{226}Ra w liściach i łodygach; stężenie ^{226}Ra było prawie dwukrotnie wyższe w liściach niż w łodygach.

Wystąpiły różnice inkorporacji ^{226}Ra w warzywach korzeniowych pochodzących z różnych rodzin. W częściach jadalnych tych warzyw stężenia radionuklidu rosną w następującej kolejności *Psiankowate* < *Krzyżowe* < *Liliowate* < *Baldaszkowate*. Przekształcone łodygi (*Psiankowate* i *Krzyżowe*) i liście (*Liliowate*) mają, więc mniejsze powinowactwo do ^{226}Ra niż właściwe korzenie (*Baldaszkowate*).

W częściach zielonych stężenia ^{226}Ra rosną w kolejności *Krzyżowe* < *Liliowate* < *Baldaszkowate* < *Psiankowate*.

Wydłużenie okresu wegetacji nie spowodowało zwiększenia stężenia ^{226}Ra w roślinie. Uprawę pietruszki prowadzono dwukrotnie na tych samych poletkach. Okres

wegetacji pietruszki z drugiej uprawy był o 42 dni dłuższy w porównaniu do uprawy pierwszej, natomiast stężenie ^{226}Ra w korzeniu było prawie dwukrotnie niższe niż z pierwszej uprawy. Podobne tendencje występowały również dla naci.

Cebulę uprawiano również dwukrotnie. W pierwszym roku uprawy roślinę wysiano z nasion, a w drugim, część otrzymanej dymki posadzono na tych samych poletkach. Stężenie ^{226}Ra w dymce (wysiewanej z nasion) było 2,8 razy wyższe niż jego stężenie w cebuli w drugim roku uprawy. Nie stwierdzono natomiast tej zależności dla szczypioru z obu upraw. W szczypiorze wartości stężenia ^{226}Ra były porównywalne i wynosiły dla dymki $1,23 \pm 0,09 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$, a dla cebuli $1,40 \pm 0,19 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$. Młoda roślina, w pierwszym okresie wzrostu, czerpie składniki odżywcze przede wszystkim z gleby, a w wodę zaopatrywana jest głównie przez korzenie, co sprzyja pobieraniu ^{226}Ra , który może być w tym okresie wzrostu zamiennikiem wapnia, pierwiastka niezbędnego do jej rozwoju. Starsza roślina zaprzestaje tak intensywnego pobierania drogą korzeniową, magazynując w korzeniu (pietruszka) lub w cebuli tylko materiały zapasowe (produkty fotosyntezy przesyłane z liści) z transportu floemowego. W soku floemu, którego pH jest zasadowe (>8), znaleziono tylko śladowe ilości wapnia, gdyż większa jego ilość groziłaby wytrąceniem fosforanów. Trudno przypuszczać by mniej ruchliwe od wapnia jony np. ^{226}Ra przemieszczały się łatwo z transportem floemowym. Pozostają więc w liściach. Skutkiem tego w cebuli z drugiego roku uprawy stężenie ^{226}Ra jest niższe niż w dymce, podobnie jest w przypadku pietruszki. Wynika z tego, że w młodych roślinach pobieranie ^{226}Ra z gleby jest większe niż w przypadku roślin starszych. Wydłużenie okresu wegetacji pietruszki nie powodowało wzrostu stężenia radionuklidu. Można przypuszczać, że starsza roślina pobierała ^{226}Ra nie tak intensywnie jak roślina młodsza, dodatkowo dłuższy okres wegetacji spowodował wzrost masy korzenia, o czym świadczy prawie dwukrotne zwiększenie jego plonu i w efekcie stężenie radionuklidu ulegało zmniejszeniu.

2.2.2.2. Portulaka

Jedynym warzywem liściastym była portulaka. Włączono ją do badań ze względu na dużą zdolność kumulacji tego radionuklidu. Uzyskane wyniki potwierdzają te wcześniejsze obserwacje. Uprawę prowadzono przez trzy lata, przy czym w ciągu dwóch pierwszych lat plon zbierano dwukrotnie, długość wegetacji była podobna. W trzecim roku badań roślinę uprawiano na glebie I i okres wegetacji był prawie trzykrotnie dłuższy. Nie stwierdzono większych różnic w stężeniach ^{226}Ra między kolejnymi zbiorami. Wystąpiło natomiast

wyraźnie większe stężenie radionuklidu w roślinach rosnących pod namiotem na glebie I, stężenia te przekraczały ponad dwukrotnie stężenie ^{226}Ra w portulace uprawianej na odkrytym polu na obu glebach i pod namiotem na glebie II. Trudno jest znaleźć wytłumaczenie tej obserwacji.

W roślinie uprawianej w 2000 roku stężenie ^{226}Ra było zdecydowanie wyższe niż w portulace uprawianej w poprzednich latach, z wyjątkiem portulaki uprawianej pod namiotem na glebie I. Za to wyższe stężenie może być odpowiedzialny wydłużony okres wegetacji, wynoszący 119 dni.

Stężenie ^{226}Ra w portulace jest porównywalne z jego stężeniem w liściach i łodygach ziemniaka, w naci marchwi i pietruszki.

Tabela 14. Średnie stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w portulace oraz jej skażenia zewnętrzne, dla upraw na glebie I i glebie II na odkrytym polu i pod namiotem, $\text{Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$

Rok/zbiór okres wegetacji, dni	Pole			Namiot		
	²²⁶ Ra w roślinie	Skażenie zewnętrzne		²²⁶ Ra w roślinie	Skażenie zewnętrzne	
		R ^{a)}	NR ^{b)}		R ^{a)}	NR ^{b)}
Gleba I						
1996 Zbiór I 46	1,91±0,21 ^{c)}	<0,01	0,28±0,02 ^{d)}	5,98±0,28 ^{c)}	<0,01	0,08±0,01 ^{d)}
Zbiór II 43	2,59±0,20	0,03±0,01 ^{d)}	0,21±0,01	6,30±0,31	0,07±0,01 ^{d)}	0,30±0,07
1997 Zbiór I 45	2,35±0,21	0,06±0,01	0,26±0,02			
Zbiór II 41	1,68±0,16	0,05±0,01	0,59±0,05			
2000 Zbiór I 119	4,21±0,32	0,14±0,03	1,58±0,12			
Gleba II						
1996 Zbiór I 46	2,48±0,22	0,02±0,01	0,69±0,04	2,73±0,22	<0,01	0,08±0,02
1997 Zbiór I 45	2,76±0,24	0,04±0,01	0,40±0,03	1,56±0,14	0,05±0,01	0,03±0,01
Zbiór II 41	2,65±0,12	0,13±0,02	0,51±0,08	2,90±0,15	0,03±0,01	0,25±0,02

a) ^{226}Ra rozpuszczalny

b) ^{226}Ra nierozpuszczalny

c) średnia $\pm$ OS

d) wartość $\pm$ błąd pomiaru przy p 68%

2.2.2.3. Warzywa o jadalnych owocach

W Tabeli 15 podano średnie stężenia ^{226}Ra w warzywach uprawianych dla jadalnych owoców oraz stężenia tego radionuklidu na powierzchni warzyw. Stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w tych warzywach były porównywalne dla upraw na glebie I i glebie II. Najwyższe powinowactwo do ^{226}Ra wykazały liście pomidora - $1,91 \pm 0,15 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ (gleba I) i $1,22 \pm 0,10 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ (gleba II), w łodygach na glebie I było ok. 5 razy mniej radionuklidu, a na glebie II ok. 2,5 razy mniej niż w liściach. Poziom ^{226}Ra w liściach i łodygach fasoli szparagowej był zbliżony do poziomu tego radionuklidu w łodygach pomidora. Najmniej ^{226}Ra znajdowało się w owocach pomidora i w strąkach fasoli (Tabela 15). Podobnie niskie stężenie ^{226}Ra obserwowano w bulwie ziemniaka. Ziemniak i pomidor należą do tej samej rodziny *Psiankowatych* i tego samego rodzaju *Psianka*, a jadalne części obu warzyw wykazują podobne powinowactwo do ^{226}Ra . Na tym jednak podobieństwo się kończy, gdyż inkorporacja do liści i łodyg wyraźnie różni się między tymi roślinami. Okresy wegetacji obu roślin niewiele się różniły i nie mogą one wytłumaczyć tak wysokich różnic w inkorporacji ^{226}Ra w zielonych częściach tych warzyw. Wydaje się, więc, że gatunek rośliny i jej indywidualne powinowactwo do ^{226}Ra gra tutaj raczej główną rolę. Podobną zależność w przyswajaniu ^{85}Sr obserwowali Carini i inni (1999) dla liści winogron (*Vitis vinifera*), jabłoni (*Malus domestica*) i grusz (*Pyrus communis*). Dwie ostatnie rośliny należą do rodziny *Różowatych* (*Rosacea*). Ogólnie mówiąc transport radionuklidu do liści i jego stężenie w tej części rośliny zależy w większej mierze od właściwości gatunkowych rośliny niż od fizyko-chemicznych właściwości radionuklidu.

Tabela 15. Średnie stężenia ^{226}Ra w owocach i na ich powierzchni dla upraw na glebie I i glebie II, $\text{Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$

Roślina	²²⁶ Ra w roślinie	Skażenie zewnętrzne ²²⁶ Ra	
		rozpuszczalne	nierozpuszczalne
Gleba I			
<i>Pomidor</i>			
owoc	0,06±0,02 ^{a)}	<0,01	0,02±0,01 ^{b)}
łodyga	0,39±0,04	<0,01	0,17±0,02
liście	1,91±0,15	0,07±0,02 ^{b)}	0,15±0,01
<i>Fasola szparagowa</i>			

strąk	0,05±0,01	0,02±0,01	0,02±0,01
liście i łodygi	0,28±0,03	0,02±0,01	0,03±0,01
Gleba II			
<i>Pomidor</i>			
owoc	0,03±0,01	0,02±0,01	0,04±0,01
łodyga	0,47±0,07	<0,01	0,19±0,02
liście	1,22±0,10	0,20±0,02	0,14±0,01
<i>Fasola szparagowa</i>			
strąki	0,07±0,01	0,04±0,01	0,05±0,01
liście i łodygi	0,46±0,04	0,09±0,01	0,06±0,01

a) średnia ± OS

b) wartość ± błąd pomiaru przy p 68%

2.2.3. ²²⁶Ra w roślinach z rodziny *Traw*

Inkorporację ²²⁶Ra badano w trzech rodzajach zbóż: w kukurydzy, pszenicy i jęczmieniu oraz w kupkówce pospolitej i w runi trawników. Kukurydzę i pszenicę uprawiano na obu glebach na odkrytym polu i pod namiotem. Zbiór pszenicy nastąpił po 110 dniach wegetacji, a kukurydzy po 130 dniach. Jęczmień ozimy uprawiany był na odkrytym polu i pod namiotem wyłącznie na glebie I i jego okres wegetacji wynosił 281 dni.

Kupkówkę uprawiano w ciągu sześciu kolejnych lat, na tym samym stanowisku, a run trawników tylko w jednym roku.

2.2.3.1. Zboża

Stężenia ²²⁶Ra w zbożach oraz zawartość radionuklidu na ich powierzchni przedstawiono w Tabeli 16. Stężenie ²²⁶Ra w kukurydzy określano w następujących częściach rośliny: pędy do wysokości 40 cm, pędy powyżej tej wysokości, kwiatostany męskie, kolby i ich liście okrywowe oraz ziarno. W pszenicy i w jęczmieniu oznaczano ²²⁶Ra w słomie, plewach i w ziarnie.

Porównanie średnich stężeń ²²⁶Ra w kukurydzy uprawianej na glebie I i glebie II, prowadzone testem t Studenta wykazało, że przy prawdopodobieństwie 95% średnie te nie różnią się między sobą. Pomimo braku różnic między średnimi, stężenia ²²⁶Ra były wyższe w kukurydzy uprawianej na glebie II niż na glebie I, natomiast w przypadku pszenicy stężenia te były prawie dwukrotnie niższe w słomie i ziarnie z uprawy na glebie II w porównaniu z uprawą na glebie I. W plewach i kłosach stężenia ²²⁶Ra porównywalne były dla roślin uprawianych na obu glebach. Wynikać to może z niekontrolowanych w tym

doświadczeniu warunków panujących w ryzosferze i otrzymane wyniki pozwalają jedynie na określenie zakresu zmienności przechodzenia ^{226}Ra do roślin.

W kukurydzy najniższe stężenia ^{226}Ra obserwowano w ziarnie i w kolbach, liście okrywowe charakteryzowała duża zmienność inkorporacji radionuklidu - od 0,05 do 0,56 $\text{Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$. W pozostałych częściach rośliny stężenia ^{226}Ra były wyższe. W pędach kukurydzy bardziej odległych od korzenia stężenie ^{226}Ra było około dwukrotnie wyższe niż w pędach do wysokości 40 cm. Dane te mogą wskazywać, że ^{226}Ra stosunkowo szybko przechodzi z korzeni do pędów i liści, lecz nie gromadzi się w organie generatywnym.

Tabela 16. Średnie stężenia ^{226}Ra w zbożach i na ich powierzchni dla upraw na glebie I i II na odkrytym polu i pod namiotem, $\text{Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$

Roślina	Pole			Namiot		
	²²⁶ Ra w roślinie	Skażenie zewnętrzne		²²⁶ Ra w roślinie	Skażenie zewnętrzne	
		R ^{a)}	NR ^{b)}		R ^{a)}	NR ^{b)}
Gleba I						
<i>Kukurydza</i>						
pędy≤40cm	0,15±0,02 ^{c)}	<0,01 ^{d)}	0,10±0,01 ^{d)}	0,12±0,02 ^{c)}	0,02±0,01 ^{d)}	0,05±0,01 ^{d)}
pędy>40cm	0,32±0,04	0,02±0,01	0,03±0,01	0,25±0,02	0,02±0,01	0,05±0,01
kwiat. męski	0,28±0,04	0,04±0,01	0,17±0,03	0,50±0,05	<0,01	0,03±0,01
kolba	0,04±0,01	<0,01	<0,01	0,03±0,01	<0,01	<0,01
liście okr.	0,07±0,01	<0,01	<0,01	0,05±0,01	<0,01	0,04±0,01
ziarno	0,03±0,01	<0,01	<0,01	0,04±0,01	<0,01	<0,01
<i>Pszenica</i>						
słoma	1,07±0,11	0,02±0,01	0,11±0,01	1,16±0,12	0,02±0,01	0,03±0,01
plewy, kłosy	0,29±0,03	<0,01	0,02±0,01	0,32±0,04	0,02±0,01	0,05±0,01
ziarno	0,10±0,01	<0,01	<0,01	0,09±0,01	<0,01	0,02±0,01
<i>Jęczmień</i>						
słoma	0,28±0,02	0,07±0,01	NA ^{e)}	0,33±0,03	<0,01	NA ^{e)}
plewy	0,82±0,03	NA	NA	0,73±0,04	NA	NA
ziarno	0,10±0,01	NA	NA	0,09±0,01	NA	NA
Gleba II						
<i>Kukurydza</i>						
pędy≤40cm	0,36±0,05	0,03±0,01	0,51±0,01	0,16±0,03	<0,01	0,04±0,01
pędy>40cm	0,50±0,05	0,04±0,02	0,17±0,01	0,34±0,03	<0,01	0,03±0,01

kwiat. męski	0,52±0,05	0,04±0,01	0,02±0,01	0,20±0,03	0,04±0,01	0,02±0,01
kolba	0,04±0,01	<0,01	<0,01	0,11±0,02	<0,01	0,03±0,01
liście okr.	0,11±0,01	<0,01	0,06±0,01	0,56±0,05	<0,01	<0,01
ziarno	0,10±0,02	0,02±0,01	<0,01	0,09±0,02	<0,01	<0,01
<i>Pszenica</i>						
słoma	0,56±0,05	<0,01	0,05±0,01	0,55±0,06	0,04±0,01	0,04±0,01
plewy, kłosy	0,26±0,03	<0,01	0,03±0,01	0,40±0,03	0,07±0,01	0,03±0,01
ziarno	0,06±0,01	<0,01	<0,01	0,06±0,01	<0,01	<0,01

a) ^{226}Ra rozpuszczalny

b) ^{226}Ra nierozpuszczalny

c) średnia $\pm$ OS

d) wartość $\pm$ błąd pomiaru przy $p = 68\%$

e) nie wykonywano analiz

W pszenicy najwyższe stężenia obserwowano w słomie; były one dwa do trzech razy wyższe niż w plewach i około 10 razy wyższe niż w ziarnie. Słoma jęczmienia przyswajała ^{226}Ra w dużo mniejszym stopniu niż słoma pszenicy mimo podobieństwa budowy i masy żdźbła oraz ponad dwukrotnie dłuższego okresu wegetacji.

Inaczej niż to miało miejsce w pszenicy najwyższe stężenia ^{226}Ra obserwowano w plewach jęczmienia, ale podobnie jak w pszenicy najmniej ^{226}Ra znajdowano w ziarnie. Taki rozkład ^{226}Ra w zbożach jest korzystny dla człowieka, gdyż w ziarnie znajduje się najmniej radionuklidu, natomiast pozostałe części zbóż wykorzystywane jako pasza mogą być istotnym źródłem tego radionuklidu w mięsie i w mleku.

2.2.3.2. Ruń trawników i kupkówka pospolita

Stężenia ^{226}Ra w runi trawników i w kupkówce, ich skażenia zewnętrzne oraz długość okresu wegetacji przedstawiono, dla upraw na glebie I w Tabeli 17 i na glebie II w Tabeli 18.

Tabela 17. Średnie stężenia ^{226}Ra w runi trawników i w kupkówce oraz ^{226}Ra zdeponowanego na ich powierzchni dla upraw na glebie I na odkrytym polu i pod namiotem (Bq kg^{-1}) oraz okresy wegetacji (OW, dni)

Rok uprawy	OW	Pole			Namiot		
		²²⁶ Ra w roślinie	Skażenia zewnętrzne		²²⁶ Ra w roślinie	Skażenia zewnętrzne	
			R ^{a)}	NR ^{b)}		R ^{a)}	NR ^{b)}
Ruń trawników							
1994							
Zbiór I	69	0,54±0,07 ^{c)}	<0,01	0,03±0,01 ^{d)}	0,53±0,05 ^{c)}	<0,01	0,02±0,01 ^{d)}
Zbiór II	78	0,54±0,06	0,07±0,01 ^{d)}	0,07±0,01	0,74±0,09	0,02±0,01 ^{d)}	0,04±0,01
Kupkówka							
1995							
Zbiór I	69	0,53±0,07	<0,01	<0,01	0,64±0,07	<0,01	0,02±0,01
Zbiór II	83	0,81±0,10	0,03±0,01	0,22±0,02	0,94±0,07	0,10±0,01	0,16±0,02
1996							
Zbiór I	60	0,42±0,05	0,02±0,01	0,08±0,01	0,39±0,01	<0,01	0,03±0,01
Zbiór II	43	0,52±0,04	0,03±0,01	0,03±0,01	0,49±0,07	<0,01	0,05±0,01
1997							
Zbiór I	45	0,51±0,04	<0,01	0,04±0,01			
Zbiór II	41	0,49±0,06	0,02±0,01	0,13±0,01			

1998							
Zbiór I	30	0,47±0,04	0,02±0,01	0,03±0,01			
Zbiór II	110	1,11±0,16	0,04±0,01	0,14±0,07			
1999							
Zbiór I	49	0,21±0,01	<0,01	0,02±0,01			
Zbiór II	121	0,86±0,06	0,02±0,01	0,25±0,02			
2000							
Zbiór I	66	0,49±0,06	0,10±0,02	0,11±0,03			
Zbiór II	63	0,40±0,02	0,02±0,01	0,22±0,07			

a) ^{226}Ra rozpuszczalny

b) ^{226}Ra nierozpuszczalny

c) średnia ± OS

d) wartość ± błąd pomiaru przy p 68%

Tabela 18. Średnie stężenia ^{226}Ra w runi trawników i w kupkówce oraz ^{226}Ra zdeponowanego na ich powierzchni dla upraw na glebie II na odkrytym polu i pod namiotem (Bq kg^{-1}) oraz okresy wegetacji (OW, dni)

Rok uprawy	OW	Pole			Namiot		
		²²⁶ Ra w roślinie	Skażenia zewnętrzne		²²⁶ Ra w roślinie	Skażenia zewnętrzne	
			R ^{a)}	NR ^{b)}		R ^{a)}	NR ^{b)}
Ruń trawników							
1994							
Zbiór I	69	0,21±0,04 ^{c)}	<0,1	<0,1	0,27±0,06 ^{c)}	0,08±0,01 ^{d)}	0,06±0,01 ^{d)}
Zbiór II	78	0,45±0,06	<0,1	0,09±0,01 ^{d)}	0,48±0,07	0,02±0,01	0,03±0,01
Kupkówka pospolita							
1995							
Zbiór I	69	0,42±0,06	<0,1	0,05±0,01	0,42±0,05	<0,1	0,03±0,01
Zbiór II	83	0,56±0,05	0,02±0,01 ^{d)}	0,21±0,02	0,86±0,11	0,06±0,01	0,19±0,01
1996							
Zbiór I	60	0,35±0,05	0,05±0,01	0,24±0,02	0,39±0,07	0,02±0,01	0,08±0,01
Zbiór II	43	0,55±0,07	0,02±0,01	0,05±0,01	0,43±0,08	0,18±0,02	0,06±0,01
1997							
Zbiór I	45	0,34±0,03	0,02±0,01	0,11±0,01	0,33±0,06	<0,1	0,02±0,01
Zbiór II	41	0,45±0,06	0,05±0,01	0,10±0,01	0,52±0,05	<0,1	0,03±0,01
1998							
Zbiór I	30	0,39±0,02	0,03±0,01	0,11±0,01			
Zbiór II	110	0,63±0,04	0,06±0,01	0,20±0,01			
1999							
Zbiór I	49	0,22±0,03	0,02±0,01	0,03±0,01			
Zbiór II	121	0,89±0,08	0,04±0,01	0,25±0,05			
2000							
Zbiór I	66	0,49±0,03	0,11±0,01	0,15±0,03			
Zbiór II	63	0,50±0,06	0,03±0,01	0,14±0,01			

a) ^{226}Ra rozpuszczalny

b) ^{226}Ra nierozpuszczalny

c) średnia ± OS

d) wartość ± błąd pomiaru przy p 68%

Stężenia te były nieco wyższe w roślinach uprawianych na glebie I niż na glebie II, chociaż analiza statystyczna wyników prowadzona testem t Studenta wykazała brak statystycznie znamiennych różnic między średnimi przy prawdopodobieństwie 95%. Stężenie ^{226}Ra w badanych trawach było dość zróżnicowane, mimo że kupkówka uprawiana była zawsze na tych samych poletkach. Stężenia te wahały się w granicach od $0,21 \pm 0,01 \text{ Bq kg}^{-1}$ do $1,11 \pm 0,16 \text{ Bq kg}^{-1}$. W zdecydowanej większości przypadków stężenie ^{226}Ra było wyższe w roślinach ze zbioru II niż zbioru I i na ogół okresy wegetacji były wtedy dłuższe. Okresy wegetacji miały znaczną rozpiętość i wynosiły od 30 do 121

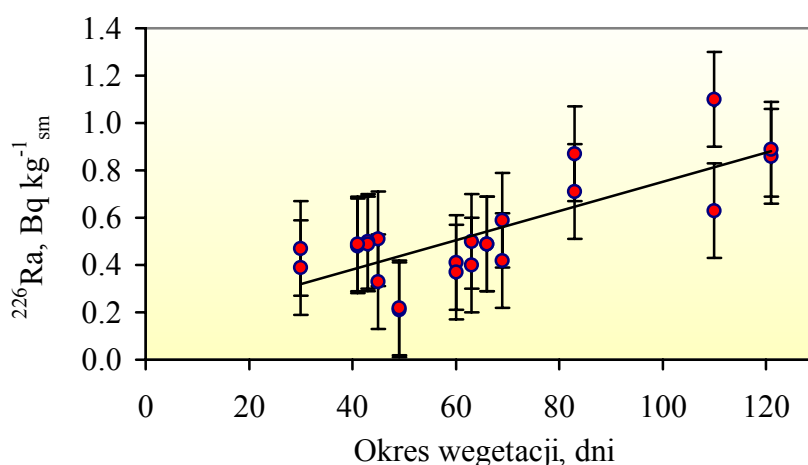
dni, a stężenia radionuklidu wzrastały wraz z jego wydłużeniem. Zależność między stężeniem ^{226}Ra i okresem wegetacji ma charakter liniowy (Rys. 3.) i opisuje ją następujące równanie:

$$y = 0,0062x + 0,1323$$

gdzie:

y - jest stężeniem ^{226}Ra w kupkówce w Bq kg^{-1}

x - jest długością okresu wegetacji w dniach.



Rys. 3. Stężenie ^{226}Ra w kupkówce w funkcji długości okresu wegetacji

Współczynnik korelacji między stężeniem ^{226}Ra w roślinach i okresem wegetacji wynosi 0,78, co oznacza, że korelacja ta jest bardzo wysoka.

Kupkówka pospolita i ruń trawników razem z pszenicą, jęczmieniem i kukurydzą, przynależą do olbrzymiej rodziny *Traw*. Mimo wielu podobieństw cech morfologicznych występują u tych roślin pewne odchylenia w budowie, co może powodować różnice w przyswajaniu mikro i makroelementów z gleby oraz w transporcie produktów fotosyntezy. Ilość wody potrzebnej do wyprodukowania 1 kg suchej masy także jest inna dla różnych roślin na przykład kukurydza potrzebuje jej dwukrotnie mniej niż inne zboża [Podstawy fizjologii roślin, 1998]. Stężenia ^{226}Ra zawartego w liściach i źdźbłach kupkówki i runi trawników są porównywalne ze stężeniami tego radionuklidu w analogicznych częściach zbóż. Jedynie w pędach kukurydzy do wysokości 40 cm wartości tego stężenia nieco odbiegają od najniższych wartości dla pozostałych traw. Biorąc jednak pod uwagę długość okresu wegetacyjnego zbóż (pszenica - 110 dni, kukurydza - 130 dni i jęczmień - 281 dni) i traw runi i kupkówki (tylko dwa zbiory kupkówki ścięto po upływie 110 i 121 dni) oraz fakt, że zbiory zbóż przeprowadzono w fazie ich całkowitej dojrzałości, podczas gdy

kupkówka i ruń trawników nigdy się do tego etapu rozwoju nie przybliżyły (pierwsze koszenie powoduje, że II zbiór roślin nie wykształca prawie wcale pędów generatywnych) można stwierdzić, że trawy pastewne mają większe powinowactwo do radu niż badane zboża.

2.2.4. Zależność między radem-226, barem i wapniem w roślinach i w glebie

Jednym z czynników mających wpływ na przyswajanie ^{226}Ra przez rośliny jest obecność innych kationów metali ziem alkalicznych. Szczególną rolę przypisuje się jonom Ba, które mogą być nośnikiem dla radu i jonom Ca, które mogą hamować proces przyswajania Ra. Badania zależności między barem i radem prowadzono tylko dla jednej rośliny, a mianowicie orzecha brazylijskiego [Penna-Franca i inni; 1968, Smith, 1970]. Liczniejsze badania, nad kilkoma gatunkami roślin dotyczyły zależności między radem i wapniem [Grzybowska, 1974; Taskajew i inni, 1977; Kopp i Burkart, 1987; Markose i inni, 1993]. Zachodziła, więc potrzeba uzyskania informacji również dla innych gatunków roślin. Do badań wybrano 8 roślin, uprawianych równolegle na obu glebach. Rośliny te należały do czterech rodzin: *Baldaszkowate* - marchew i pietruszka, *Psiankowate* - pomidor i ziemniak, *Trawy* - kupkówka pospolita i pszenica oraz *Portulakowate* - portulaka siewna. Łącznie wykonano oznaczenia ^{226}Ra , Ba i Ca w 42 próbkach roślinnych.

Bar oznaczany był w Centralnym Laboratorium Chemicznym Państwowego Instytutu Geologicznego w Warszawie metodą płomieniowej absorpcji atomowej (FAAS). W glebie oznaczano całkowitą zawartość Ba. Wapń oznaczany był przez Okręgową Stację Chemiczno-Rolniczą w Warszawie z siedzibą w Wesolej metodą fotopłomieniową. W glebie oznaczana była zawartość Ca zbliżona do ogólnej [Ostrowska i inni, 1991].

Otrzymane wyniki oznaczeń wszystkich trzech metali ziem alkalicznych zamieszczono w Tabeli 19. Stężenie Ba w glebie I wynosiło $327 \pm 38 \text{ mg kg}^{-1}$, a w glebie II - $431 \pm 32 \text{ mg kg}^{-1}$, a stężenie Ca odpowiednio $1,83 \pm 0,23 \text{ g kg}^{-1}$ i $1,28 \pm 0,21 \text{ g kg}^{-1}$. Z reguły wyższym stężeniom ^{226}Ra w roślinie odpowiadały wyższe stężenia Ba i Ca. Rozmieszczenie Ba, Ca i ^{226}Ra było podobne; najniższe stężenia obserwowano w częściach generatywnych roślin (owoc pomidora, bulwy ziemniaczane i ziarno pszenicy), a najwyższe w częściach zielonych roślin, szczególnie w portulace i liściach ziemniaka. Stężenia wszystkich trzech pierwiastków w badanych roślinach nie różnią się znacząco dla upraw z obu gleb.

Tabela 19. Stężenie ^{226}Ra , Ba i Ca w roślinach uprawianych na glebie I i glebie II.

Roślina	^{226}Ra Bq kg^{-1}	Ba mg kg^{-1}	Ca g kg^{-1}	^{226}Ra Bq kg^{-1}	Ba mg kg^{-1}	Ca g kg^{-1}
	Gleba I			Gleba II		
<i>Marchew</i>						
korzeń	$0,52 \pm 0,04^{\text{a)}}$	$15,3 \pm 0,6^{\text{b)}}$	$4,3 \pm 0,6^{\text{b)}}$	$0,75 \pm 0,04^{\text{a)}}$	$30,2 \pm 0,6^{\text{b)}}$	$4,0 \pm 0,6^{\text{b)}}$
nać	$3,04 \pm 0,51$	$55,5 \pm 2,1$	$39,3 \pm 2,1$	$2,37 \pm 0,22$	$30,7 \pm 1,7$	$35,2 \pm 1,7$
<i>Pietruszka</i>						
korzeń	$0,47 \pm 0,03$	$20,6 \pm 0,5$	$3,6 \pm 0,5$	$0,52 \pm 0,02$	$9,6 \pm 0,5$	$3,2 \pm 0,5$
nać	$1,12 \pm 0,07$	$35,1 \pm 9,8$	$16,6 \pm 1,0$	$1,20 \pm 0,21$	$94,5 \pm 1,3$	$25,1 \pm 1,4$
<i>Pietruszka</i>						
korzeń	$0,61 \pm 0,03$	$29,0 \pm 0,5$	$3,9 \pm 0,5$	$0,81 \pm 0,07$	$11,0 \pm 0,5$	$3,3 \pm 0,5$
nać	$2,02 \pm 0,13$	$64,1 \pm 1,4$	$22,9 \pm 1,4$	$1,22 \pm 0,11$	$34,6 \pm 1,0$	$19,6 \pm 1,1$
<i>Pomidor</i>						
liście	$1,91 \pm 0,15$	$50,8 \pm 2,5$	$47,5 \pm 2,5$	$1,22 \pm 0,10$	$49,0 \pm 2,4$	$49,8 \pm 2,5$
łodygi	$0,39 \pm 0,04$	$21,9 \pm 1,1$	$18,2 \pm 1,1$	$0,47 \pm 0,07$	$32,6 \pm 1,1$	$20,2 \pm 1,1$
owoc	$0,06 \pm 0,02$	$1,6 \pm 0,1$	$1,9 \pm 0,1$	$0,03 \pm 0,01$	$3,0 \pm 0,1$	$1,8 \pm 0,1$
Portulaka 1	$1,68 \pm 0,16$	$53,1 \pm 1,8$	$16,7 \pm 1,7$	$2,65 \pm 0,12$	$135 \pm 16,7$	$23,9 \pm 1,7$
Portulaka 2	$1,91 \pm 0,20$	$49,8 \pm 1,5$	$18,8 \pm 1,8$	$2,48 \pm 0,22$	$111 \pm 25,9$	$34,2 \pm 2,6$
Portulaka 3	$5,98 \pm 0,28$	$270 \pm 33,3$	$26,4 \pm 2,1$	$2,73 \pm 0,22$	$169 \pm 14,2$	-
<i>Pszenica</i>						
ziarno	$0,10 \pm 0,01$	$2,2 \pm 0,2$	$0,30 \pm 0,02$	$0,06 \pm 0,01$	$3,1 \pm 0,2$	$0,31 \pm 0,02$
plewy	$0,29 \pm 0,03$	$8,5 \pm 0,5$	$2,5 \pm 0,5$	$0,26 \pm 0,03$	$8,9 \pm 0,4$	$2,1 \pm 0,4$
słoma	$1,07 \pm 0,11$	$32,5 \pm 5,5$	$5,1 \pm 0,5$	$0,56 \pm 0,05$	$28,5 \pm 5,6$	$5,0 \pm 0,5$
Trawa 1	$1,10 \pm 0,16$	$17,4 \pm 0,9$	$7,8 \pm 0,9$	$0,63 \pm 0,04$	$16,3 \pm 0,8$	$6,5 \pm 0,8$
Trawa 2	$0,51 \pm 0,04$	$11,2 \pm 1,1$	$8,6 \pm 0,1$	$0,55 \pm 0,07$	$21,0 \pm 1,1$	$9,7 \pm 0,1$
Trawa 3	$0,49 \pm 0,07$	$23,3 \pm 1,2$	$11,2 \pm 1,2$	$0,43 \pm 0,08$	$17,5 \pm 1,3$	$9,5 \pm 0,1$
<i>Ziemniak</i>						
liście	$4,21 \pm 0,21$	$187 \pm 19,0$	$35,5 \pm 2,5$	$3,12 \pm 0,19$	$155 \pm 16,0$	$36,5 \pm 2,1$
łodygi	$2,00 \pm 0,11$	$46,6 \pm 1,6$	$27,9 \pm 1,6$	$2,14 \pm 0,11$	$24,5 \pm 1,2$	$18,0 \pm 1,2$
bulwy	$0,04 \pm 0,01$	$0,87 \pm 0,04$	$0,77 \pm 0,04$	$0,04 \pm 0,01$	$0,77 \pm 0,04$	$0,67 \pm 0,03$

a) średnia $\pm$ OS

b) wartość $\pm$ błąd pomiaru

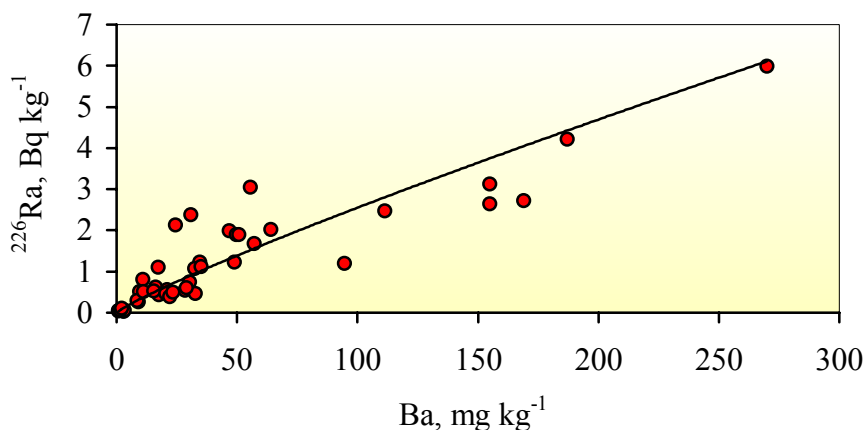
Badanie zależności pomiędzy stężeniami ^{226}Ra i Ba w roślinach metodą najmniejszych kwadratów wykazało, że najlepszym przybliżeniem tej zależności jest krzywa potęgowa opisana równaniem:

$$y_{Ra} = 0,0446x_{Ba}^{0,8786}$$

gdzie:

y_{Ra} - jest stężeniem ^{226}Ra w roślinie;
 x_{Ba} - stężeniem Ba w roślinie.

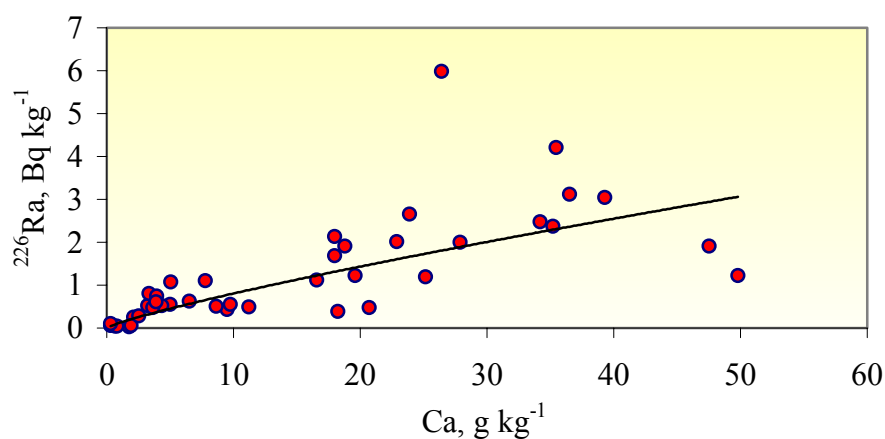
Współczynnik korelacji pomiędzy ^{226}Ra i Ba wynosi 0,93, co świadczy o ścisłej między nimi zależności. Potwierdza to również wysoki współczynnik determinacji R^2 równy 0,87 czyli w 87% stwierdzona zmienność stężenia ^{226}Ra w roślinie zależy od zmienności w niej stężenia Ba a tylko w 13% zależna jest od innych niekontrolowanych zmiennych. Zależność między ^{226}Ra i Ba ilustruje Rys. 4.



Rys. 4. Stężenie ^{226}Ra w roślinach w funkcji stężenia Ba

Uzyskane w niniejszej pracy wyniki potwierdzają wcześniejsze obserwacje nad zachowaniem radu i baru w orzesznicy wyniosłej [Penna-Franca i inni, 1968; Smith, 1971]. Autorzy ci stwierdzili, że to drzewo kumuluje duże ilości radu zarówno w korzeniach, pniu, gałęziach, liściach jak i owocach, równocześnie gromadząc duże ilości baru. Rozmieszczenie radu i baru w badanych przez nas roślinach zielnych różniło się od ich rozmieszczenia w orzesznicy wyniosłej np. owoce zawierały najmniejsze stężenia obu pierwiastków, w każdym jednak przypadku wyższym stężeniom ^{226}Ra towarzyszyło większe stężenie baru. Stężenie wapnia w orzesznicy wyniosłej było podobne do jego

stężenia w roślinach zielnych. Zarówno wyniki badań orzesznicy jak i badania roślin zielnych nie wskazują na konkurencyjne działanie baru i wapnia wobec ^{226}Ra .



Rys. 5. Stężenie ^{226}Ra w roślinach w funkcji stężenia Ca

Najlepszym przybliżeniem stężenia ^{226}Ra w roślinach w funkcji stężenia Ca jest również krzywa potęgowa opisana równaniem:

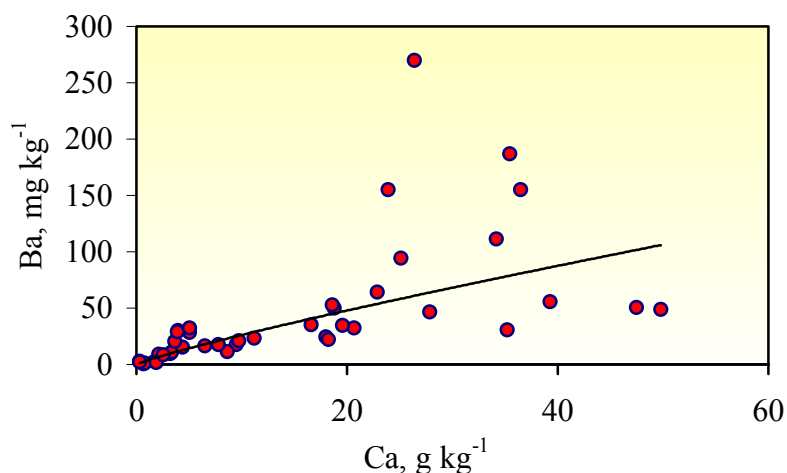
$$y_{Ra} = 0,1187x_{Ca}^{0,8316}$$

gdzie:

y_{Ra} - jest stężeniem ^{226}Ra w roślinie;

x_{Ca} - stężeniem Ca w roślinie.

Współczynnik korelacji r między stężeniami radu i wapnia jest mniejszy niż w przypadku radu i baru i wynosi 0,87, a współczynnik determinacji $R^2 = 0,75$.



Rys. 6. Stężenie Ba w roślinach w funkcji stężenia Ca

Podobnie jak w przypadku zależności między ^{226}Ra i Ba oraz ^{226}Ra i Ca, stężenie Ba w roślinach w funkcji stężenia Ca najlepiej opisuje krzywa potęgowa wyrażona równaniem:

$$y_{Ba} = 3,5155x_{Ca}^{0,8715}$$

gdzie:

y_{Ba} - jest stężeniem Ba w roślinie;
 x_{Ca} - stężeniem Ca w roślinie.

Współczynniki korelacji r i determinacji R^2 są identyczne jak w przypadku radu i baru i wynoszą odpowiednio 0,87 i 0,75.

W przypadku baru i wapnia powyższy współczynnik korelacji jest wyższy od współczynnika $r = 0,57$ określonego dla roślin lasu sosnowego (sosna i morwa oraz cztery rośliny zielne) przez Yoshidę i Muramatsu (1998). Te rozbieżności mogą wynikać z faktu, że badania prowadzone były w środowisku leśnym, podczas gdy nasze badania dotyczą roślin uprawianych na glebach rolnych. W obu jednak przypadkach zależność ta miała charakter potęgowy.

Z powyższych danych wynika, że w badanym zakresie stężeń w glebie wszystkich trzech pierwiastków z grupy metali alkalicznych metale te nie konkurują ze sobą przechodząc z gleby do roślin. Przystawanie przez rośliny wszystkich tych pierwiastków zależne jest przede wszystkim od gatunku rośliny i jej specyficznych gatunkowych właściwości, a nie od podaży tych pierwiastków glebie.

2.2.5. Współczynniki przechodzenia ^{226}Ra z gleby do roślin

Na podstawie stężenia ^{226}Ra całkowitego i wymienialnego w glebie oraz stężeń tego radionuklidu w roślinach obliczono współczynniki przechodzenia ^{226}Ra z gleby do roślin. Dla roślin uprawianych jednocześnie na odkrytym polu i pod namiotem, ze względu na brak statystycznie znamiennych różnic w stężeniach ^{226}Ra , przyjęto do obliczeń wartość średnią tych stężeń (z wyjątkiem portulaki). W Tabeli 20 podano otrzymane wartości średniego stężenia ^{226}Ra dla roślin z upraw w latach 1994-1997. W późniejszych latach uprawiano rośliny wyłącznie na odkrytym polu i wykorzystano do obliczeń stężenia ^{226}Ra w roślinach podane w Tabelach od 12 do 15 (warzywa i zboża) i od 17 do 18 (ruń trawników i kupkówka).

Współczynniki przechodzenia wyrażają stosunek stężenia ^{226}Ra w 1 kg suchej masy rośliny do jego stężenia w 1 kg suchej masy gleby. Współczynniki oznaczone jako TF_1 odnoszą się do ^{226}Ra całkowitego w glebie, a współczynniki TF_2 do ^{226}Ra wymienialnego.

Tabela 20. Średnie stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w roślinach dla upraw na odkrytym polu i pod namiotem na glebie I i glebie II, Bq kg^{-1}

Roślina	Gleba I	Gleba II
<i>Jęczmień</i>		
słoma	$0,30 \pm 0,03^a)$	
plewy	$0,77 \pm 0,06$	
ziarno	$0,09 \pm 0,01$	
<i>Pszenica</i>		
słoma	$1,12 \pm 0,06$	$0,56 \pm 0,01$
plewy i kłosa	$0,30 \pm 0,02$	$0,33 \pm 0,10$
ziarno	$0,10 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,01$
<i>Kukurydza</i>		
pędy $\leq 40\text{cm}$	$0,14 \pm 0,02$	$0,26 \pm 0,14$
pędy $> 40\text{cm}$	$0,29 \pm 0,04$	$0,42 \pm 0,12$
kwiat. męski	$0,39 \pm 0,16$	$0,36 \pm 0,22$
kolba	$0,03 \pm 0,01$	$0,08 \pm 0,05$
liście okrywowe	$0,06 \pm 0,01$	$0,33 \pm 0,32$
ziarno	$0,04 \pm 0,01$	$0,10 \pm 0,01$
<i>Marchew</i>		
korzeń	$0,57 \pm 0,06$	$0,74 \pm 0,02$
nać	$2,96 \pm 0,11$	$2,52 \pm 0,21$
<i>Pietruszka</i>		
korzeń	$1,05 \pm 0,05$	$1,01 \pm 0,01$
nać	$1,96 \pm 0,88$	$2,56 \pm 0,42$
<i>Pietruszka</i>		

korzeń nać	0,54±0,10 1,57±0,63	0,66±0,20 1,21±0,02
<i>Rzodkiewka</i> korzeń liście	0,16±0,06 0,58±0,08	0,08±0,01 0,43±0,04
<i>Ruń trawników</i> zbiór I zbiór II	0,54±0,01 0,64±0,14	0,24±0,05 0,46±0,02
<i>Kupkówka pospolita</i> 1995 zbiór I zbiór II 1996 zbiór I zbiór II 1997 zbiór I zbiór II	0,59±0,08 0,87±0,09 0,41±0,02 0,51±0,02 0,33±0,06 0,49±0,08	0,42±0,08 0,71±0,12 0,37±0,09 0,49±0,10 0,33±0,06 0,49±0,08

a) średnia ± OS

Wartości współczynników przejścia TF_1 i TF_2 dla warzyw, z wyjątkiem portulaki, podano w Tabeli 21.

Tabela 21. Współczynniki przechodzenia ^{226}Ra z gleby I i gleby II do warzyw w odniesieniu do ^{226}Ra całkowitego (TF_1) i ^{226}Ra wymienialnego (TF_2)

Warzywo	Gleba I		Gleba II	
	TF_1 $\times 10^{-2}$	TF_2	TF_1 $\times 10^{-2}$	TF_2
<i>Pomidor</i> owoc łodyga liście	0,75±0,20 ^{a)} 4,70±0,62 23,0±2,50	0,10±0,03 0,63±0,07 3,07±0,28	0,27±0,05 3,81±0,58 9,85±0,99	0,05±0,01 0,72±0,12 1,85±0,24
<i>Fasola szparagowa</i> strąk łodygi i liście	0,62±0,17 3,37±0,49	0,08±0,02 0,45±0,06	0,54±0,09 3,73±0,36	0,10±0,02 0,70±0,09
<i>Marchew</i> korzeń nać	6,86±1,08 35,8±7,31	0,92±0,13 4,78±0,94	5,94±0,74 20,9±2,74	1,11±0,17 3,81±0,60
<i>Pietruszka</i> korzeń nać	12,7±1,86 23,6±3,61	1,69±0,22 3,15±0,45	8,11±0,87 20,6±2,54	1,52±0,20 3,87±0,57
<i>Pietruszka</i> korzeń nać	6,53±0,74 19,0±2,25	0,87±0,08 2,54±0,26	5,34±0,64 9,74±1,96	1,00±0,14 1,83±0,40
<i>Rzodkiewka</i> korzeń	1,91±0,42	0,25±0,05	0,67±0,24	0,13±0,05

liście	6,95±1,28	0,93±0,16	3,44±0,61	0,65±0,13
<i>Ziemniak</i>				
bulwa	0,54±0,13	0,07±0,02	0,35±0,05	0,07±0,01
łodyga	24,2±2,26	3,22±0,24	17,2±1,31	3,23±0,36
liście	50,9±4,61	6,79±0,48	25,6±0,36	4,71±0,54
<i>Cebula</i>				
dymka	6,49±0,86	0,87±0,10	2,56±0,36	0,48±0,08
szczypior	14,9±1,60	1,99±0,18	9,86±1,90	1,85±0,39
<i>Cebula</i>				
cebula	2,31±0,43	0,31±0,05	1,47±0,22	0,28±0,05
szczypior	16,9±2,63	2,26±0,33	12,9±1,69	2,41±0,37
<i>Kalarepa</i>				
zgrubienie łod.	2,25±0,44	0,30±0,06		
liście	7,87±1,22	1,05±0,15		

a) średnia ± średni błąd kwadratowy

W większości przypadków wartości współczynników TF_1 były wyższe dla warzyw uprawianych na glebie I w porównaniu z glebą II, wyjątek stanowią łodygi i liście fasoli, dla których współczynniki TF_1 z obu gleb były praktycznie jednakowe.

Wartości współczynników TF_2 były dla roślin warzywnych w większości przypadków porównywalne dla obu gleb. Mniejszych różnic między glebami w wartościach współczynników TF_2 można było oczekiwać ze względu na minimalne różnice w stężeniach radu wymienialnego w obu glebach i podobnego stężenia ^{226}Ra w roślinach. Dla owoców i liści pomidora oraz dla korzeni rzodkiewki i cebuli dymki z uprawy na glebie I wartości TF_2 były od 1,7 do 2 razy wyższe w porównaniu do gleby II, a jedynie dla łodyg i liści fasoli wartość współczynnika TF_2 dla gleby II przewyższała znacznie (1,6 razy) wartość tego współczynnika dla gleby I.

Współczynniki TF_1 i TF_2 dla portulaki (Tabela 22) są praktycznie jednakowe dla gleby I i II w uprawach z odkrytego pola o porównywalnym okresie wegetacji. TF_1 wahają się od wartości 0,18 do 0,31. Zakres wartości TF_2 wynosi od 2,71 do 4,17.

Tabela 22. Współczynniki przechodzenia ^{226}Ra z gleby I i II do portulaki uprawianej na odkrytym polu i pod namiotem w odniesieniu do ^{226}Ra całkowitego (TF_1) i ^{226}Ra wymienialnego (TF_2)

Rok uprawy/zbiór	Pole		Namiot	
	TF_1	TF_2	TF_1	TF_2
Gleba I				

1996				
Zbiór I	0,23±0,03	3,07±0,36	0,75±0,09	9,96±0,92
Zbiór II	0,31±0,03	4,17±0,55	0,75±0,06	10,0±0,64
1997				
Zbiór I	0,28±0,03	3,78±0,41		
Zbiór II	0,20±0,02	2,71±0,74		
2000				
Zbiór I	0,51±0,05	6,79±0,45		
Gleba II				
1996				
Zbiór I	0,20±0,02	3,75±0,49	0,22±0,02	4,12±0,52
Zbiór II	0,18±0,02	3,38±0,33	0,20±0,02	3,73±0,46
1997				
Zbiór I	0,22±0,02	4,16±0,54	0,13±0,01	2,35±0,31
Zbiór II	0,21±0,02	4,01±0,43	0,23±0,02	4,38±0,49

Wyższe współczynniki przechodzenia TF_1 - 0,51 i TF_2 - 6,79 otrzymano w przypadku długiego okresu wegetacji portulaki. Najwyższe zaś dla portulaki uprawianej pod namiotem na glebie I (TF_1 - 0,75 i TF_2 - 10,0). Średnia wartość współczynnika TF_2 dla portulaki wynosi 4,68. Sam i Eriksson (1995) otrzymali nieco niższą wartość tego współczynnika - 3,31.

W zbożach (Tabela 23) wartości współczynników TF_1 dla pszenicy z uprawy na glebie I są wyższe w porównaniu z glebą II, natomiast dla kukurydzy wahają się zależnie od części rośliny. Nie różnią się znacząco od siebie dla pędów, kolby i ziarna, dla kwiatostanu męskiego są wyższe, a dla liści okrywowych niższe z uprawy na glebie I w porównaniu z glebą II.

Tabela 23. Współczynniki przechodzenia ^{226}Ra z gleby I i gleby II do zbóż w odniesieniu do ^{226}Ra całkowitego (TF_1) i ^{226}Ra wymienialnego (TF_2)

Zboże	Gleba I		Gleba II	
	TF_1 $\times 10^{-2}$	TF_2	TF_1 $\times 10^{-2}$	TF_2
<i>Kukurydza</i>				
pędy<40 cm	1,66±0,40 ^{a)}	0,22±0,05	2,07±0,46	0,39±0,09
pędy>40 cm	3,44±0,56	0,46±0,07	3,35±0,47	0,63±0,10
kwiatostan męski	4,72±0,87	0,63±0,11	2,89±0,51	0,54±0,10
kolba	0,41±0,12	0,05±0,02	0,62±0,15	0,12±0,03
liście okrywowe	0,71±0,21	0,09±0,03	2,68±0,45	0,50±0,09
ziarno	0,44±0,11	0,06±0,01	0,78±0,22	0,15±0,04

<i>Pszenica</i>				
słoma	13,5±2,19	1,80±0,27	4,46±0,65	0,84±0,14
plewy i kłosy	3,67±0,72	0,49±0,09	2,63±0,37	0,49±0,08
ziarno	1,17±0,22	0,16±0,03	0,47±0,07	0,09±0,02
<i>Jęczmień</i>				
słoma	3,66±0,54	0,49±0,07		
plewy	9,36±0,93	1,25±0,10		
ziarno	1,15±0,18	0,15±0,02		

a) średnia ± średni błąd kwadratowy

Dla runi trawników i kupkówki współczynniki przechodzenia TF_1 i TF_2 (Tabela 24) są wyższe dla roślin z upraw na glebie I w porównaniu z glebą II. TF_1 są średnio 1,8 razy wyższe, a TF_2 - 1,3 razy. Ich wahania są konsekwencją wzrostu stężenia ^{226}Ra w miarę wydłużania okresu wegetacji.

Ze stężeń baru i wapnia w roślinach i w glebie obliczono ich współczynniki przechodzenia odpowiednio TF_{Ba} i TF_{Ca} . Wartości tych współczynników oraz TF_1 i TF_2 dla ^{226}Ra przedstawiono w Tabeli 25 - gleba I i w Tabeli 26 - gleba II. Analiza statystyczna wyników zawartych w tych tabelach wskazuje na brak statystycznie znamiennych różnic (test t Studenta przy p 95%), między średnimi wartościami TF_{Ba} z upraw na glebie I i glebie II. Podobnie TF_{Ca} z obu gleb nie różnią się. Wartości TF_{Ca} są około dwa rzędy większe od wartości TF_{Ba} , jest to zrozumiałe, gdyż wapń jest pierwiastkiem podstawowym dla roślin pobieranym w ilości niezbędnej dla danego gatunku.

Tabela 24. Średnie współczynniki przechodzenia (TF_1 i TF_2) ^{226}Ra z gleby I i gleby II do runi trawników i kupkówki w kolejnych latach uprawy

Rok uprawy	Gleba I		Gleba II	
	TF_1 $\times 10^{-2}$	TF_2	TF_1 $\times 10^{-2}$	TF_2
Ruń trawników				
1994				
zbiór I	6,48±1,16 ^{a)}	0,86±0,15	1,93±0,56	0,36±0,11
zbiór II	7,68±1,37	1,02±0,17	3,73±0,78	0,70±0,16
Kupkówka pospolita				
1995				
zbiór I	7,68±1,37	0,95±0,17	3,36±0,69	0,63±0,14
zbiór II	10,6±1,64	1,41±0,20	5,71±1,02	1,07±0,21
1996				
zbiór I	4,92±0,70	0,66±0,09	2,95±0,72	0,55±0,14
zbiór II	6,10±1,07	0,81±0,13	3,97±0,86	0,75±0,17

1997				
zbiór I	6,19±0,68	0,83±0,08	2,68±0,52	0,50±0,11
zbiór II	5,87±0,88	0,78±0,10	3,91±0,68	0,73±0,14
1998				
zbiór I	6,66±0,64	0,75±0,07	3,12±0,25	0,59±0,07
zbiór II	13,4±2,22	1,78±0,28	5,04±0,43	0,95±0,11
1999				
zbiór I	2,55±0,24	0,34±0,03	1,77±0,28	0,33±0,06
zbiór II	10,4±1,08	1,39±0,12	7,14±0,77	1,34±0,18
2000				
zbiór I	5,88±0,84	0,78±0,10	3,97±0,68	0,74±0,09
zbiór II	4,83±0,47	0,64±0,05	4,03±0,55	0,76±0,12

a) średnia ± średni błąd kwadratowy

Jak wynika z danych przedstawionych w Tabelach 21 do 26 współczynniki TF wykazują bardzo dużą zmienność, sięgającą dwóch rzędów wielkości. Najniższą wartość TF_1 zanotowano dla owocu pomidora (0,0027), a największą dla portulaki (0,75). Różnice współczynników TF_2 są mniejsze i wahają się w granicach od 0,05 (owoc pomidora) do 10,0 (portulaka). Uzyskane w tej pracy współczynniki odnoszą się do dwóch typów gleb o zdefiniowanych właściwościach fizyko-chemicznych. Najważniejszym parametrem decydującym o przechodzeniu ^{226}Ra do roślin jest jego stężenie w glebie w formie wymiennej. Rad wymienny w glebie znajduje się w stanie równowagi dynamicznej z innymi formami radu składającymi się na rad całkowity i w związku z tym w ilości radu wymiennego mogą następować pewne zmiany. Jeżeli te zmiany miały miejsce, to były one niezauważalne w ciągu kolejnych 7 lat obserwacji. Drugim ważnym czynnikiem jest rodzaj i gatunek rośliny, ale w tej samej roślinie można obserwować wahania stężenia ^{226}Ra . Poza tymi dwoma czynnikami bardzo wiele innych parametrów wpływa na przechodzenie radu do roślin. Z danych tej pracy wynika, że nie bez znaczenia jest długość okresu wegetacji.

Tabela 25. Współczynniki przechodzenia ^{226}Ra (TF_1 i (TF_2) oraz Ba (TF_{Ba}) i Ca (TF_{Ca}) z gleby I do roślin

Roślina	TF_1	TF_2	TF_{Ba}	TF_{Ca}
<i>Marchew</i>				
korzeń	0,061±0,007 ^{a)}	0,84±0,08	0,047±0,006	2,38±0,44
nać	0,368±0,068	4,09±0,86	0,170±0,068	21,5±2,94
<i>Pietruszka</i>				
korzeń	0,057±0,006	0,76±0,06	0,063±0,008	1,99±0,37
nać	0,136±0,013	1,81±0,14	0,107±0,032	9,06±1,26
<i>Pietruszka</i>				

korzeń nać	0,074±0,007 0,244±0,024	0,98±0,07 3,26±0,26	0,089±0,010 0,196±0,048	2,13±0,38 12,5±1,74
<i>Pomidor</i> liście łodygi owoc	0,230±0,025 0,047±0,006 0,007±0,002	3,07±0,28 0,62±0,07 0,10±0,02	0,155±0,080 0,067±0,008 0,005±0,001	26,0±3,54 9,97±1,39 1,04±0,13
Portulaka 1 Portulaka 2 Portulaka 3	0,203±0,025 0,230±0,030 0,734±0,065	2,71±0,29 3,07±0,36 9,63±0,66	0,162±0,057 0,152±0,051 0,826±0,140	9,12±1,47 10,3±1,61 14,4±2,14
<i>Pszenica</i> ziarno plewy słoma	0,012±0,002 0,035±0,005 0,130±0,016	0,16±0,02 0,46±0,05 1,73±0,19	0,007±0,001 0,026±0,003 0,099±0,020	0,16±0,02 1,39±0,32 2,77±0,44
Trawa 1 Trawa 2 Trawa 3	0,134±0,022 0,062±0,007 0,060±0,009	1,78±0,28 0,83±0,08 0,80±0,11	0,053±0,007 0,034±0,005 0,071±0,009	4,24±0,72 4,71±0,59 6,11±1,00
<i>Ziemniak</i> liście łodygi bulwy	0,509±0,046 0,242±0,023 0,005±0,001	6,79±0,48 3,22±0,24 0,07±0,02	0,572±0,088 0,143±0,050 0,003±0,0003	19,4±2,79 15,2±2,09 0,44±0,06

a) średnia ± średni błąd kwadratowy

Tabela 26. Współczynniki przechodzenia ^{226}Ra (TF_1 i (TF_2) oraz Ba (TF_{Ba}) i Ca (TF_{Ca}) z gleby II do roślin

Roślina	TF_1	TF_2	TF_{Ba}	TF_{Ca}
<i>Marchew</i> korzeń nać	0,061±0,005 ^{a)} 0,191±0,020	1,14±0,13 3,59±0,48	0,070±0,005 0,071±0,040	3,09±0,69 27,5±4,70
<i>Pietruszka</i> korzeń nać	0,042±0,003 0,096±0,018	0,79±0,08 1,81±0,36	0,022±0,002 0,219±0,034	2,52±0,56 19,6±3,39
<i>Pietruszka</i> korzeń nać	0,065±0,007 0,098±0,010	1,22±0,16 1,84±0,24	0,025±0,002 0,080±0,025	2,61±0,58 15,3±2,64
<i>Pomidor</i> liście łodygi owoc	0,098±0,010 0,038±0,006 0,003±0,001	1,85±0,24 0,72±0,12 0,05±0,01	0,114±0,057 0,076±0,006 0,007±0,001	38,9±6,66 16,2±2,78 1,38±0,23
Portulaka 1 Portulaka 2 Portulaka 3	0,213±0,015 0,200±0,021 0,219±0,021	4,01±0,43 3,75±0,49 4,12±0,52	0,313±0,045 0,258±0,063 0,392±0,044	16,2±2,98 26,7±4,83 -
<i>Pszenica</i> ziarno plewy słoma	0,005±0,001 0,021±0,002 0,044±0,004	0,09±0,01 0,39±0,05 0,82±0,11	0,007±0,001 0,021±0,002 0,067±0,005	0,24±0,04 1,64±0,41 3,93±0,75
Trawa 1 Trawa 2	0,050±0,004 0,045±0,006	0,95±0,11 0,84±0,13	0,038±0,003 0,049±0,004	5,10±1,04 7,60±1,25

Trawa 3	0,035±0,006	0,66±0,13	0,040±0,004	7,40±1,22
<i>Ziemniak</i>				
liście	0,251±0,020	4,71±0,54	0,360±0,045	28,5±4,94
łodygi	0,172±0,013	3,23±0,36	0,057±0,029	14,1±2,50
bulwy	0,003±0,001	0,07±0,01	0,002±0,0002	0,53±0,09

a) średnia ± średni błąd kwadratowy

Na tę dużą zmienność współczynników TF_1 i TF_2 wskazują wartości uzyskane w tej pracy i określone przez innych autorów (Tabela 27). Współczynniki TF różnią się nie tylko między gatunkami roślin, ale są także różne dla tej samej rośliny. Różnice te niekiedy wynikają z różnego sposobu prowadzenia doświadczeń. Współczynniki określone przez Koppa i Burkarta (1987) są, co najmniej o rząd wielkości niższe od współczynników określonych w niniejszej pracy i podanych przez innych autorów. Autorzy ci określili współczynniki TF z doświadczeń wazonowych, a gleby skażone były roztworami soli radu-226.

Z zestawienia współczynników TF obliczonych na podstawie wyników niniejszej pracy i otrzymanych przez innych autorów (Tabela 27) widać, że ze względu na duże wahania, ich znajomość nie ma aż tak dużego aspektu praktycznego, jak się uważa, do przewidywania przechodzenia radionuklidów w łańcuchach pokarmowych ludzi i zwierząt. Mogą one służyć jedynie do szacunkowej oceny stężeń ^{226}Ra w roślinach na podstawie jego stężeń w glebie, a dokładniejsze oceny wymagają określenia TF dla danego układu gleba - roślina.

Tabela 27. Współczynniki przechodzenia ^{226}Ra do roślin TF_1 i TF_2 otrzymane w niniejszej pracy i przez innych autorów

Roślina	TF_1 $\times 10^{-2}$	TF_2	Literatura
Portulaka	31(18-53)	4,68 (2,71-7,10) 3,31	Niniejsza praca Sam i Eriksson, 1995
Pomidor - cz. zielone		0,09-1,17	Sam i Eriksson, 1995
Pomidor - łodygi	4,0-5,0	0,68 (0,63-0,72)	Niniejsza praca
	0,04-0,85	0,01-0,04	Markose i inni, 1993
Pomidor - liście	10-23	1,85-3,07	Niniejsza praca
	6,8		IUR, 1989, VI Report
	0,15-5	0,06-0,19	Markose i inni, 1993
Pomidor owoc	0,27-0,75	0,05-0,10	Niniejsza praca

	0,015 0,41-0,81 0,001-0,07 0,61	0,00096 0,0009-0,0019 0,11-0,21	Kopp i Burkart, 1987 IUR, 1989, VI Report Markose i inni, 1993 IUR, 1994 Sam i Eriksson, 1995
Ziemniak - bulwa	0,35-0,54 0,05 0,038-0,17 0,8 0,11	0,07 0,002 0,08	Niniejsza praca Kopp i Burkart, 1987 IUR, 1989, VI Report Markose i inni, 1993 IUR, 1994 Sam i Eriksson, 1995
Marchew - korzeń	5,9 0,25-0,57 1,1	0,92-1,11 0,33	Niniejsza praca IUR, 1989, VI Report IUR, 1994 Sam i Eriksson, 1995
Cebula - cebule	1,5-6,5	0,28-0,87 0,20	Niniejsza praca Sam i Eriksson, 1995
Rzodkiewka - korzeń	0,67-1,9 0,05	0,13-0,25 0,003 0,21	Niniejsza praca Kopp i Burkart, 1987 Sam i Eriksson, 1995

c.d. Tabeli 27

Kukurydza - ziarno	0,44-0,78 0,019-0,33 0,12	0,06-0,15	Niniejsza praca IUR, 1989, VI Report IUR, 1994
Trawa	1,8-10,6 2,0-58 4,0 8,0	0,33-1,78	Niniejsza praca IUR, 1989, VI Report Simon i Ibrahim, 1990 IUR, 1994
Pszenica - słoma	4,5-14 4-5	0,84-1,80	Niniejsza praca Simon i Ibrahim, 1990
Pszenica - ziarno	0,5-1,2 0,5-0,6	0,09-0,16	Niniejsza praca Simon i Ibrahim, 1990

2.2.6. Depozycja ^{226}Ra na nadziemnych częściach roślin

Osadzony na powierzchni nadziemnych części roślin radionuklid może być z roślin usuwany w różnoraki sposób. Poza rozpadem promieniotwórczym (ważne dla radionuklidów o krótkim okresie połowicznego zaniku; w przypadku ^{226}Ra mało istotny

parametr), straty radionuklidu z powierzchni roślin mogą być powodowane przez czynniki atmosferyczne (wiatr, deszcz, rosa) oraz inne czynniki związane z uprawą roślin np. podlewanie, cięcie, spasanie lub z bujnym wzrostem roślin w okresie wegetacji (rozcieńczanie radionuklidu wraz ze wzrostem biomasy). Straty radionuklidu z powierzchni roślin można opisać empirycznie znalezioną zależnością wykładniczą:

$$\frac{M}{M_0} = e^{-t/\tau}$$

gdzie:

M_0 - masa cząstek zatrzymana początkowo na powierzchni roślin;

M - masa cząstek na powierzchni roślin po czasie t ;

τ - stała empiryczna tzw. połowiczny czas usuwania (weathering half-time).

Ponieważ bardzo trudno jest określić eksperymentalnie wpływ poszczególnych czynników na szybkość usuwania radionuklidów z powierzchni nadziemnych części roślin, przyjmuje się dla większości radionuklidów τ równe 15 dni [Safety Series 57,1982, IUR, 1994]. Okres połowicznego usuwania zależy w znacznej mierze od wielkości cząstek osadzanych na roślinach i może mieścić się w zakresie od 4,5 do 34 dni [Miller i Hoffman, 1983], co oznacza, że przyjęcie dla τ - 15 dni może dawać tylko wartości przybliżone. Najwłaściwszym sposobem określenia ilości osadzonego radionuklidu w danych warunkach jest prowadzenie pomiarów, tym bardziej, że ilość zatrzymywanego radionuklidu na powierzchni zależy między innymi od rodzaju powierzchni, budowy liścia, a także od jego położenia względem powierzchni gleby.

^{226}Ra zdeponowany na nadziemnych częściach roślin występuje w formie rozpuszczalnej i nierozpuszczalnej. Z powierzchni liści i łodyg rad jest łatwo usuwany przez zastosowanie prostego zabiegu mycia w wodzie. Skażenia zewnętrzne roślin rosnących na odkrytym polu zawierają ^{226}Ra pochodzący z pyłów znajdujących się w powietrzu, w tym gleby unoszonej przez wiatr, z rozprysków gleby osadzanych na liściach i łodygach podczas podlewania roślin lub podczas opadów deszczu i wreszcie ^{226}Ra wymywany z atmosfery przez deszcz (opad mokry). Skażenia roślin uprawianych pod namiotem foliowym pochodzą przede wszystkim z pyłów gleby powstałych podczas zabiegów uprawowych, a z powodu braku wiatru, deszczu oraz podziemnej irygacji zastępującej tradycyjne podlewanie, mogą bardzo długo przebywać na powierzchni roślin.

Biorąc pod uwagę, że praktycznie rośliny jadalne i paszowe uprawiane są na odkrytym polu, w dalszej części pracy rozważane są skażenia zewnętrzne wyłącznie z takich upraw. Skażenia ^{226}Ra rozpuszczalnym nadziemnych części warzyw korzeniowych uprawianych na glebie I (Tabela 12) zawierały się w granicach od $25,1 \pm 4,37$ (pietruszka 1995r.) do $410 \pm 14,5$ (cebula dymka) $\text{mBq kg}^{-1}_{\text{sm}}$. Skażenia te stanowią od 2,2% do 29,2% stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w tkankach roślinnych (Tabela 28). Skażenia zewnętrzne radem nierozpuszczalnym w wodzie są na ogół wyższe od skażeń radem rozpuszczalnym i wahają się w granicach od $66,3 \pm 3,01$ (liście kalarepy) do 2431 ± 117 (liście ziemniaka) $\text{mBq kg}^{-1}_{\text{sm}}$. Miękkie, pokryte włoskami liście rzodkiewki zatrzymują na swej powierzchni dużo więcej stałych zanieczyszczeń niż sztywne i gładkie liście kalarepy. Skażenie zewnętrzne radem nierozpuszczalnym stanowiło ponad 68% stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w liściach rzodkiewki, a w przypadku kalarepy zaledwie 10%. Kruche i często przez wiatr i deszcz przyginane do ziemi liście cebuli, czy też kładące się na powierzchnię gleby starsze liście (np. pietruszki) lub uginające się do ziemi pod swym własnym ciężarem łęty ziemniaka zawierają z reguły dużo więcej stałych zanieczyszczeń niż pionowo stojące młode liście marchwi czy pietruszki.

Tabela 28. Procentowa zawartość ^{226}Ra zdeponowanego na nadziemnych częściach roślin w stosunku do ilości inkorporowanego w nich ^{226}Ra

Roślina	Gleba I		Gleba II	
	R ^{a)}	NR ^{b)}	R ^{a)}	NR ^{b)}
Kukurydza				
pędy $\leq 40\text{cm}$	8,0	69,3	7,6	143
pędy $> 40\text{cm}$	7,2	88	7,5	34,7
kwiatostan męski	14,4	60,4	8,5	4,1
ziarno	4,8	-	14,8	9,6
Pszenica				
słoma	1,8	9,9	-	9,6
plewy	1,8	5,3	3,5	11,6
ziarno	12,0	3,4	10,6	20,5
Ruń trawników*	2,4-13,7	5,2-12,5	2,4-5,8	2,7-21,1
Kupkówka*	0,3-20,2	1,6-56,1	4,2-22,0	8,3-69,4
Portulaka*	0,3-3,2	11,2-37,6	1,0-5,0	8,5-27,9

Marchew, nać	6,3	2,7	4,5	20,1
Pietruszka, nać*	2,2-8,7	5,9-47,4	3,2-27,9	11,0-24,9
Rzodkiewka, liście	13,6	68,7	33,0	77,0
Cebula, szczypior*	23,2-29,2	12,4-38,9	17,3-26,2	10,0-34,5
Kalarepa, liście	8,4	10,2	-	-
Ziemniak				
łodyga	4,9	9,2	4,8	11,7
liście	5,3	57,8	6,8	59,8
Pomidor				
łodyga	1,4	44,2	2,3	40,9
liście	3,6	7,8	16,2	11,1
owoc	13,2	27,5	57,3	107
Fasola szparagowa				
liście i łodygi	5,5	10,1	19,3	12,8
strąk	37,0	42,7	58,2	68,4

a) ^{226}Ra rozpuszczalny

b) ^{226}Ra nierozpuszczalny

* zakres dla upraw wielokrotnych

Skażenia powierzchniowe warzyw uprawianych na glebie II (Tabela 13) są z reguły wyższe niż warzyw z uprawy na glebie I, co wskazuje, że w większości pochodzą one z gleby, na której rosną. Na powierzchni warzyw korzeniowych uprawianych na glebie II stężenie rozpuszczalnego ^{226}Ra waha się od 3,2% (pietruszka) do 33% (rzodkiewka). Rzodkiewka i liście ziemniaka, podobnie jak w uprawach na glebie I, gromadzą na powierzchni liści najwięcej ^{226}Ra nierozpuszczalnego - odpowiednio 77 i 59,8% inkorporowanego radionuklidu.

Skażenia zewnętrzne pędów portulaki rozpuszczalnym ^{226}Ra były bardzo małe i porównywalne dla roślin uprawianych na obu glebach i nie przekroczyły 5% stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w liściach i łodygach. Skażenia zewnętrzne pędów portulaki nierozpuszczalnym ^{226}Ra były znacznie wyższe od skażeń radem rozpuszczalnym i stanowiły od 8,3 do 37,6% stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w portulace, przy czym najwyższą wartość tego skażenia zaobserwowano dla roślin o najdłuższym okresie wegetacyjnym (119 dni).

Skażenia zewnętrzne zbóż ^{226}Ra rozpuszczalnym (Tabela 28) były stosunkowo niewielkie i na ogół nie przekraczały 12% stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w danej części rośliny. Wyjątek stanowi tu słoma jęczmienia i kwiatostan męski kukurydzy, których skażenie osiągnęło odpowiednio 23% i 20% wartości stężenia ^{226}Ra inkorporowanego. W przypadku jęczmienia wysokie wartości skażeń zewnętrznych radem rozpuszczalnym można wytłumaczyć jego skłonnością do wylegania tj. niemożnością utrzymania źdźbła w pozycji pionowej, a jedynie w pozycji poziomej lub prawie poziomej. Wylegające zboża gromadzą w słomie i kłosach większe ilości wody (pod postacią pary), a z nią i rozpuszczalnego radu, niż niewylegające. Przyczyną wylegania jęczmienia był silny wiatr połączony ze sporym opadem atmosferycznym.

Skażenia zewnętrznego nierozpuszczalnym ^{226}Ra były przeważnie wyższe od skażeń radem rozpuszczalnym. W większości przypadków nie przekraczały 24% stężenia radu inkorporowanego w danej części rośliny. Wyjątek stanowią pędy do wysokości 40 cm oraz kwiatostan męski i kolba kukurydzy uprawianej na glebie I. Skażenia nierozpuszczalnym ^{226}Ra wynoszą dla wymienionych części rośliny odpowiednio 63,9%, 60,4% i 26,8%. Kwiatostan męski kukurydzy jest z racji swej budowy (wiecha złożona) bardzo podatny na zatrzymywanie różnych zanieczyszczeń pochodzących nie tylko z pyłów unoszących się w powietrzu ale i przyłączonych do cząsteczek pary wodnej.

Skażenia powierzchni owoców pomidora i fasoli szparagowej rozpuszczalnym ^{226}Ra są niewielkie (zakres $8,17 \pm 1,74$ do $38,9 \pm 5,82$ $\text{mBq/kg}_{\text{sm}}$), jednak w stosunku do stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w tych częściach roślin należą do wyższych i wynoszą od 13,2% dla jagód pomidora z uprawy na glebie I do 58,2% dla strąków fasoli z uprawy na glebie II (Tabela 28). Skażenia powierzchni liści i łodyg tych warzyw rozpuszczalnym ^{226}Ra są wyższe (od $5,37 \pm 1,17$ do $199 \pm 24,0$ $\text{mBq kg}^{-1}_{\text{sm}}$) od skażeń na powierzchni owoców, ale nie przekraczają 20% stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w danej części rośliny.

Skażenia powierzchniowe nierozpuszczalnym ^{226}Ra stanowią dla owoców od 27,5% do 107% wartości stężenia radu w owocach, chociaż ich wartości bezwzględne wynoszą zaledwie od $17,0 \pm 2,55$ do $45,7 \pm 6,35$ $\text{mBq kg}^{-1}_{\text{sm}}$. Skażenia te mogą mieć znaczenie tylko w przypadku konsumpcji niemytych owoców. Na pędach fasoli i liściach pomidora skażenia powierzchniowe nierozpuszczalnym ^{226}Ra nie przekraczają 13% wartości stężenia tego radionuklidu w tkance rośliny. Jedynie na łodygach pomidora skażenia te są wyższe i stanowią ponad 40% stężenia ^{226}Ra w tej części rośliny. Utrzymywanie się zewnętrznych zanieczyszczeń na poszczególnych częściach roślin związane jest przede wszystkim z ich

budową. Na gładkich i obłych powierzchniach owoców pomidora cząsteczki zanieczyszczeń nie będą się utrzymywały ani zbyt chętnie ani zbyt długo w przeciwieństwie do gruczołowato owłosionej i lepkiej łodygi tego warzywa.

Skażenia powierzchni kupkówki pospolitej i runi trawników, z upraw na glebie I, rozpuszczalnym ^{226}Ra są niewielkie i nie przekraczają, na ogół 6% stężenia inkorporowanego w nich ^{226}Ra , jedynie w dwóch przypadkach skażenia osiągały wartości wyższe (13,7% i 20,2%). W nierozpuszczalnych zanieczyszczeniach pokrywających powierzchnię traw obserwowano znacznie wyższe stężenia ^{226}Ra niż w rozpuszczalnych. Sięgają one do 30% stężenia ^{226}Ra w tkankach tych roślin.

Skażenia zewnętrzne trawy uprawianej na glebie II są z reguły wyższe niż roślin pochodzących z uprawy na glebie I. Rozpuszczalne dochodzą do 10% wartości stężenia ^{226}Ra inkorporowanego w roślinach, a nierozpuszczalne do 32% tej wartości.

3. BADANIE WCHŁONIEŃ ^{226}Ra Z POŻYWIENIEM

3.1. Wybór rejonów

Badania prowadzono w dwóch rejonach Polski charakteryzujących się wyższymi stężeniami ^{226}Ra w glebie - rejon Wałbrzycha i rejon Gór Świętokrzyskich oraz w rejonie, w którym stężenie tego radionuklidu w glebie było nieco niższe niż jego średnie stężenie w Polsce; rejonem tym była Polska centralna.

Rejon Wałbrzycha

Okolice Wałbrzycha obejmują część Sudetów środkowych. Jest to region przemysłowy z 3 kopalniami węgla kamiennego. Miejsce to zostało wybrane z tego

względu, że pod koniec lat pięćdziesiątych w okolicach wsi Grzmiąca prowadzone były poszukiwania rud uranowych. Kopalnia nigdy nie została uruchomiona, ale z tamtych czasów pozostała hałda, która wzbudzała niepokój mieszkańców.

Gleby w tej okolicy to w 50% słabo wykształcone rankery, w 30% kambizole, w 10% litozole. Po około 5% przypada na fluwizole i podzole [Białousz i inni, 1996]. Rolniczo są to gleby słabe. Stężenie ^{226}Ra w glebach waha się w granicach $20\text{--}60 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ i jest wyższe od średniej krajowej wynoszącej $24,1 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ [Radiologiczny Atlas Polski, 1998]. Stężenie ^{226}Ra w glebie pobranej przez nas w Grzmiącej wynosiło $40,5 \pm 4,8 \text{ Bq kg}^{-1}_{\text{sm}}$ i było około 1,7 razy wyższe od średniej krajowej. Było ono od ok. 10 do ok. 100 razy niższe niż jego stężenie w próbkach pobranych z hałdy (Żak, informacja prywatna).

Rejon Gór Świętokrzyskich

Południowo-wschodnia część obszaru Gór Świętokrzyskich charakteryzuje się stężeniem ^{226}Ra w glebach w zakresie $20\text{--}40 \text{ Bq kg}^{-1}$ [Radiologiczny Atlas Polski, 1998]. Występujące w tym rejonie gleby to w większości rędziny utworzone ze zwietrzelin wapieni i dolomitów. W okolicach Opatowa, gdzie pobierana była większość prób przeważają rędziny czarnoziemne, odznaczające się stosunkowo dużą zawartością próchnicy (do 6%); jest to rejon typowo rolniczy.

Polska centralna

W Polsce centralnej obszar badań był bardziej rozległy. Obejmował swym zasięgiem tereny pomiędzy Ostrołęką na północnym-wschodzie Polski, Płockiem na zachodzie, Radomiem na południu i Mińskiem Mazowieckim na wschodzie, czyli w przybliżeniu ok. 75% obecnego województwa mazowieckiego. W granicach tego obszaru leżą duże miasta przemysłowe takie jak Warszawa, Płock, Radom oraz tereny typowo rolnicze jak okolice Grójca i Ciechanowa. Gleby tego obszaru są bardzo zróżnicowane. Przeważają podzole, luwizole i fluwizole [Białousz i inni, 1996]. Stężenie ^{226}Ra w glebach nie przekracza 20 Bq kg^{-1} , a więc jest nieco niższe od średniej krajowej.

3.2. Metodyka badań

Do określenia dziennych i rocznych wchłonieć izotopów promieniotwórczych w pożywieniu stosowane są zazwyczaj dwie metody: metoda pośrednia i metoda

bezpośrednia. Pierwsza z nich polega na analizie próbek poszczególnych artykułów żywnościowych i wody. Na podstawie danych statystycznych o wielkości ich spożycia obliczana jest ilość radionuklidu wprowadzana do organizmu przeciętnego człowieka. Metoda bezpośrednia polega na analizie próbek całodziennego pożywienia, pobieranych przez kilka kolejnych dni w punktach zbiorowego żywienia (np. szpitale, internaty, domy dziecka) lub z poszczególnych gospodarstw domowych. Na tej podstawie obliczane są dzienne i roczne wchłonięcia danego radionuklidu. Metoda bezpośrednia jest mniej pracochłonna, umożliwia w sposób stosunkowo prosty ocenić wielkość wchłonieć w danym rejonie. Nie pozwala ona jednak na ocenę udziału poszczególnych artykułów żywnościowych jako źródła danego izotopu w pożywieniu.

W niniejszej pracy do oceny wielkości wchłonieć ^{226}Ra z pożywieniem zastosowano obie metody w dwóch rejonach oraz metodę pośrednią w jednym rejonie.

3.2.1. Pobieranie próbek artykułów żywnościowych, całodziennego pożywienia i wody

Rejon Wałbrzyska

Warzywa, owoce, ziemniaki, mleko, jajka, kury i ziarno zbóż pobierano bezpośrednio od rolników, mąkę w lokalnym młynie, a mięso wieprzowe i wołowe, pochodzące z omawianego rejonu, w ubojni w Wałbrzychu. Próbki pochodziły przede wszystkim ze wsi Grzmiąca oraz z Głuszycy, Jedliny i Olszyńca, Ścinawki i Świdnicy; miejscowości te położone są w promieniu około 20 km od Grzmiącej. 20-litrowe próby wody pobrano z wodociągu w Grzmiącej. Warzywa, owoce, jajka i ziarno zbóż łączono i wykonywano zbiorczą próbę, reprezentatywną dla rejonu Wałbrzyska. Ten sposób łączenia próbek był usprawiedliwiony brakiem różnic między stężeniem ^{226}Ra w próbkach pochodzących z Grzmiącej i z pozostałych miejscowości.

Rejon Gór Świętokrzyskich

Próby artykułów żywnościowych (warzywa, owoce, ziemniaki, jajka) w rejonie Gór Świętokrzyskich zakupione zostały na targowisku w Opatowie od rolników mieszkających w sąsiedztwie tego miasteczka oraz w miejscowościach leżących w promieniu 20 km od Opatowa. Mleko pobrano w mleczarni zaopatrywanej przez okolicznych rolników, mąkę, pszenicę i otręby w lokalnym młynie. Próbki wody pochodziły z wodociągu w Opatowie

oraz ze studni głębinowej stanowiącej ujęcie dla Szpitala Miejskiego w Opatowie. W szpitalu tym przez siedem kolejnych dni pobierano próbki całodziennego pożywienia.

Polska centralna

Owoce, warzywa, ziemniaki, jaja oraz mleko kupowane były na bazarach bezpośrednio od drobnych producentów. Mięso wołowe, wieprzowe i drób pochodziły z uboju gospodarczego. Każdy z tych produktów pochodził, z co najmniej trzech miejscowości. Ziarno pszenicy i żyta, a także mąkę żytnią i pszenną zakupiono w małym młynie w Piasecznie przerabiającym ziarno na potrzeby okolicznych rolników. Próbki takich samych artykułów żywnościowych pobierane w różnych miejscowościach były łączone w jedną próbę zbiorczą. Próbki wody pobrane zostały w Warszawie; jedna z wodociągu Północnego i druga z ujęcia z wody wiślanej.

3.2.2. Wstępna preparatyka próbek

Masa pobieranych próbek była uzależniona od rodzaju produktów żywnościowych i przewidywanego w nich stężenia ^{226}Ra . Masa pobieranych warzyw, owoców i ziemniaków wynosiła od 1,5 do 14 kg, mięsa od 2 do 6 kg, jaj od 3 do 4 kg, mąki od 3 do 9 kg, ziarna zbóż od 2 do 3,5 kg. Ilość pobieranego mleka wynosiła 10 l, a wody - 20 l. Całodziennie pożywienie pobierano w szpitalu w Opatowie przez 7 kolejnych; było to pożywienie przygotowywane dla pacjentów nie wymagających stosowania specjalnej diety i dla pracowników szpitala oraz w Warszawie po 2 próbki całodziennego pożywienia z trzech gospodarstw domowych (łącznie 6 próbek). W Warszawie były to diety równoległe.

Z próbkami artykułów żywnościowych postępowano w sposób, jaki stosuje się w gospodarstwie domowym do przygotowania posiłków. Warzywa i owoce myto i usuwano części niejadalne. Warzywa obierano ze skórek. Tak przygotowane produkty pozostawiano do osuszenia i ważono; przyjęto, że była to świeża masa próbek. Następnie produkty suszono w suszarce z przepływem powietrza w temperaturze około 105°C i mineralizowano na sucho w temperaturze 500°C do stałej wagi. Mięso myto, usuwano tłuszcz, a w przypadku drobiu usuwano również kości, osuszano, ważono, przenoszono do pieca i spalano. Ziarno zbóż i mąkę po zważeniu mineralizowano na sucho w piecu w temperaturze jak pozostałe produkty. Mleko odparowywano do sucha, jajka odparowywano w parownicach i spalano. Dwie 10-cio litrowe próbki wody odparowywano do sucha.

Pojedyncze próbki całodziennego pożywienia, homogenizowano, ważono i odparowywano do sucha, a następnie mineralizowano w piecu.

Notowana była świeża masa próbek oraz masa otrzymanego popiołu. Popiół starannie homogenizowano.

W otrzymanym popiele i w suchej pozostałości wody oznaczano ^{226}Ra .

3.2.3. Oznaczanie ^{226}Ra

^{226}Ra w artykułach żywnościowych oznaczano metodą emanacyjną [Rushing i inni, 1964]. Oznaczenia prowadzono w 5-gramowych nawązkach popiołu otrzymanego ze spalania próbek artykułów żywnościowych i całodzienniej diety oraz w suchej pozostałości otrzymanej po odparowaniu 10 l wody. Do nawózki popiołu lub suchej pozostałości dodawano 2 ml nośnika baru (17 mg/ml), następnie próbki rozpuszczano w stężonym kwasie azotowym. Krzemionka usuwana była przez odparowanie ze stężonym kwasem fluorowodorowym. Dalszy tok analizy był taki sam jak podano w rozdziale 2 tej pracy. Wykonywano dwie równoległe analizy każdej próbki. Chemiczna wydajność nośnika baru wynosiła średnio 80%. Wyniki wyrażano w jednostkach aktywności na kg świeżej masy produktu ($\text{mBq kg}^{-1}_{\text{św.m.}}$), a w przypadku mleka i wody w jednostkach aktywności na litr (mBq l^{-1}).

3.3. Stężenie ^{226}Ra w artykułach żywnościowych

W Tabeli 29 przedstawiono średnie stężenia ^{226}Ra w poszczególnych artykułach żywnościowych i wodzie w trzech badanych rejonach.

Tabela 29. Średnie stężenia ^{226}Ra w artykułach żywnościowych ($\text{mBq kg}^{-1}_{\text{św.m.}}$) i w wodzie pitnej (mBq l^{-1}) w trzech rejonach Polski

Artykuł	Rejon Wałbrzyska	Rejon Gór Świętokrzyskich	Rejon Polski centralnej
Artykuły pochodzenia zwierzęcego			
Mleko	$9,95 \pm 0,90^{\text{a}}$	$10,4 \pm 0,11^{\text{a}}$	$12,6 \pm 0,37^{\text{a}}$
Jajka	$188 \pm 6,1$	$160 \pm 3,23$	$99,6 \pm 5,13$
Mięso wołowe	$11,8 \pm 1,39$	$15,9 \pm 1,16$	$19,6 \pm 1,90$
Mięso wieprzowe	$11,6 \pm 1,36$	$13,3 \pm 0,11$	$9,83 \pm 0,30$
Kury (kurczaki)	$8,52 \pm 1,46$	-	$7,07 \pm 0,30$
Śledzie	-	-	$22,4 \pm 1,10$
Dorsz	-	-	$24,3 \pm 2,50$

Artykuły roślinnego pochodzenia			
Buraki	59,0±3,8	77,9±2,29	41,9±2,21
Cebula	-	12,8±0,67	9,82±0,47
Fasola szparagowa	179±14,0	-	34,2±2,06
Kalafior	-	7,48±1,02	10,9±0,82
Kapusta	-	10,0±0,34	14,7±0,40
Marchew	154±10	122±7,78	59,4±0,36
Ogórki	11,5±1,10	11,8±0,79	8,66±0,29
Pomidory	3,99±0,54	6,61±0,30	8,76±0,49
Por	-	15,4±1,73	29,2±0,38
Pietruszka	215±13	232±4,24	137±1,85
Pietruszka natka	101±122	-	140±2,40
Salata	59,7±6,1	45,2±0,77	34,2±2,06
Seler	-	31,3±0,83	10,4±3,46
Szpinak	-	-	26,4±0,64
Ziemniaki	13,7±1,5	21,2±1,51	19,2±0,09
Gruszki	-	14,8±1,15	-
Jabłka	14,7±1,0	5,53±0,29	11,6±0,13
Porzeczka czarna	19,6±1,07	-	34,1±2,82
Porzeczka czerwona	-	-	21,7±1,80
Truskawki	-	30,52±0,30	46,8±0,98
Wiśnie	18,0±2,4	-	15,2±0,23
Śliwki	-	-	13,9±1,49
Mąka pszenna	43,5±2,9	45,3±2,98	48,4±3,67
Mąka żytnia	-	-	61,7±1,07
Pszenica	87,1±14,5	98,3±11,3	143±4,38
Otręby pszenne	-	244±8,83	223±14,1
Żyto	-	-	151±11,7
Otręby żytnie	-	-	278±16,5
Pszenżyto	34,2±2,8	-	-
Woda	1,70±0,15	1,69±0,02	0,97±0,20

a) średnia ± odchylenie standardowe

Jak wynika z danych zawartych w Tabeli nie we wszystkich rejonach oznaczano ²²⁶Ra w tych samych artykułach. Należy jednak zauważyć, że oznaczano ten radionuklid w podstawowych produktach takich jak mleko, jaja, mięso wołowe i wieprzowe, mąka pszenna, ziemniaki, jabłka, marchew, pomidory i ogórki oraz w wodzie pitnej. Bardzo przestrzegano zasady, aby analizowane produkty pochodziły z danego rejonu. Jedynym wyjątkiem są śledzie i dorsze, pochodzące z odłowów w Morzu Bałtyckim. Stężenia ²²⁶Ra w produktach żywnościowych są bardzo zróżnicowane. Wśród produktów zwierzęcych najwyższe stężenia ²²⁶Ra zaobserwowano w jajkach, od 188 mBq kg⁻¹ w okolicach

Wałbrzycha poprzez 160 mBq kg^{-1} w rejonie Gór Świętokrzyskich do $99,6 \text{ mBq kg}^{-1}$ w Polsce centralnej. Najniższe stężenia ^{226}Ra stwierdzono w mięsie drobiowym $7,07 \text{ mBq kg}^{-1}$ w Polsce centralnej i $8,52 \text{ mBq kg}^{-1}$ w okolicach Wałbrzycha.

Wśród produktów pochodzenia roślinnego najczęściej ^{226}Ra zawierała pietruszka, a szczególnie nać. W rejonie Wałbrzycha stężenie tego radionuklidu w naci osiągnęło wartość 1015 mBq kg^{-1} . Korzeń pietruszki w porównaniu z innymi warzywami, akumulował najczęściej ^{226}Ra . Drugim warzywem pod względem wielkości stężenia ^{226}Ra była marchew. Stężenie to wynosiło 154 mBq kg^{-1} w okolicach Wałbrzycha, 122 mBq kg^{-1} w rejonie Gór Świętokrzyskich i $59,4 \text{ mBq kg}^{-1}$ w Polsce centralnej. Nieoczekiwanie dużo ^{226}Ra zawierała fasola szparagowa pochodząca z rejonu Wałbrzycha (179 mBq kg^{-1}). Stosunkowo dużo ^{226}Ra znaleziono w ziarnie pszenicy - $87,1$ i $98,1 \text{ mBq kg}^{-1}$ odpowiednio w okolicach Wałbrzycha i rejonie Gór Świętokrzyskich oraz 143 mBq kg^{-1} w Polsce centralnej. W mące pszennej stężenie to było od 2 do 3 razy niższe, odpowiednio $43,5$, $45,3$ i $48,5 \text{ mBq kg}^{-1}$. Porównanie stężenia ^{226}Ra w ziarnie, mące i otrębach prowadzi do wniosku, że izotop ten gromadzony jest głównie w zewnętrznej części ziarna i jest usuwany w procesie przemiału. Otręby wykorzystywane jako pasza dla zwierząt mogą stanowić dla nich istotne źródło radu. Jednakże przy grubszym przemiale więcej ^{226}Ra znajdzie się w mące. Najmniej ^{226}Ra zawierały pomidory, cebula i jabłka.

Porównanie stężeń ^{226}Ra w takich samych produktach pobieranych w trzech rejonach wskazuje, że stężenia te nie zależały od stężenia radionuklidu w glebie. Spośród 14 artykułów żywnościowych analizowanych w trzech rejonach wyraźnie wyższe stężenia ^{226}Ra zaobserwowano w jajkach, marchwi, pietruszce i sałacie z rejonu Wałbrzycha, a z rejonu Gór Świętokrzyskich stosunkowo wysokie stężenie było w jajkach, burakach, marchwi i ziemniakach. W produktach tych, pochodzących z Polski centralnej stężenia ^{226}Ra były wyraźnie niższe. Natomiast w takich produktach pochodzenia zwierzęcego jak

mleko i mięso wołowe, a z produktów pochodzenia roślinnego takich jak pomidory i ziarno pszenicy stężenia te były wyższe niż w pozostałych rejonach.

Stężenia ^{226}Ra w wodzie pitnej są praktycznie jednakowe w rejonie Wałbrzycha ($1,70 \text{ mBq l}^{-1}$) i w rejonie Gór Świętokrzyskich ($1,69 \text{ mBq l}^{-1}$) i wyższe prawie 1,8 razy od jego stężenia w wodzie pochodzącej z Polski centralnej ($0,97 \text{ mBq l}^{-1}$).

Jak wynika z danych uzyskanych w tej pracy oraz badań innych autorów [Markose i inni, 1993; Sam i Eriksson, 1995; Vasconcellos i inni, 1987] o przechodzeniu ^{226}Ra do roślin nie decyduje ilość całkowitego ^{226}Ra w glebie. Gleba II na poletku doświadczalnym zawierała około 10% gleby pochodzącej z Grzmiącej, a zawartość radu wymienialnego w porównaniu z Glebą I wzrosło średnio jedynie o około 6%. Świadczy to o małej dostępności dla roślin ^{226}Ra w glebie z rejonu Wałbrzycha. Prowadzi to do wniosku, że ocenę zawartości ^{226}Ra na danym terenie należy opierać na analizie poszczególnych produktów, a nie na podstawie stężenia tego radionuklidu w glebie.

Stężenia ^{226}Ra w produktach żywnościowych w Polsce i w innych krajach przedstawiono w Tabeli 30. Stężenia ^{226}Ra w poszczególnych produktach spożywczych w badanych rejonach Polski, w większości produktów są zbliżone do stężeń obserwowanych wcześniej w próbkach pochodzących z Nowego Miasta [Pietrzak-Flis i inni, 1997]. Wyjątek stanowi woda i mąka pszenna. W wodzie z Nowego Miasta stężenie ^{226}Ra jest wyższe ponad dwukrotnie w porównaniu z jego stężeniem w wodzie z okolic Wałbrzycha i Gór Świętokrzyskich i ponad 4-krotnie wyższe niż w wodzie pochodzącej z Polski centralnej. Nowe Miasto położone jest w Polsce centralnej i występujące różnice między średnim stężeniem w rejonie Polski centralnej wskazują na niejednorodność stężeń ^{226}Ra w próbkach pochodzących nawet z tego samego rejonu.

Porównując stężenia ^{226}Ra w produktach spożywczych w Polsce i w innych krajach europejskich oraz w Stanach Zjednoczonych (Tabela 30) stwierdzić można, że stężenia w takich samych produktach różnią się w dość szerokich granicach. Stężenia ^{226}Ra w produktach pobieranych w Polsce są najbardziej zbliżone do stężeń obserwowanych w Niemczech i we Włoszech, ale wyraźnie wyższe niż w większości produktów pochodzących z Wielkiej Brytanii i St. Zjednoczonych. Niezależnie od miejsca poboru próbek najwyższe ilości ^{226}Ra , z produktów żywnościowych pochodzenia zwierzęcego, zawierają jajka, a z produktów pochodzenia roślinnego mąka pszenna. Stężenie ^{226}Ra w wodzie do picia jest raczej zróżnicowane i mieści się w granicach od $0,32$ w St. Zjednoczonych do $12,6 \text{ mBq l}^{-1}$ w Niemczech.

Tabela 30. Średnie stężenia ^{226}Ra w niektórych produktach żywnościowych ($\text{mBq kg}^{-1}_{\text{ś.w.m.}}$) i w wodzie (mBq l^{-1}) w Polsce i w innych krajach

Produkt	Polska, niniejsza praca	Polska, Nowe Miasto ^{a)}	Wielka Brytania ^{b)}	Włochy ^{c)}	Niemcy ^{d)}	USA, Nowy Jork ^{e)}
Mleko	9,95-12,6	9,57	3,0	7,0	11,1	9,25 ^{f)}
Jaja	99,6-188	-	52	237	114,7	87,3
Mięso	9,83-19,6	11,3-18,5	2,6	-	29,6-55,5	2,0
Mąka pszenna	43,5-48,4	80,4	52	140	99,7	89,2
Ziemniaki	13,7-21,2	11,4	6,9	20	22,2-37,0	6,7
Owoce świeże	5,53-46,8	16,0-27,8	9,0	13,7	33,3	47,3
Warzywa świeże	3,99-232	13,1-53,7	9,6-35	40	37,0-226	15,2-55,5
Woda	0,97-1,70	4,46	-	2,63	1,1-12,6	0,32-0,41

a) Z.Pietrzak-Flis i inni, 1997

b) J.L.Smith-Briggs, E.J.Bradley, 1984

c) M.De Bortoli, P.Gaglione, 1972

d) H.Muth i inni, 1960

e) I.Fisenne i inni, 1987

f) I.Fisenne, H.W.Keller, 1970

3.4. Roczne i dzienne wchłonięcia ^{226}Ra z pożywieniem i wodą

Ocena na podstawie analizy artykułów żywnościowych i danych statystycznych o ich spożyciu

Rejon walbrzyski. Roczne i dzienne wchłonięcia ^{226}Ra obliczono na podstawie stężeń w poszczególnych artykułach (Tabela 29) oraz danych statystycznych o wielkości spożycia tych artykułów. Dane o spożyciu poszczególnych artykułów przez dorosłych mieszkańców badanego rejonu w roku 1992 zaczerpnięto z opracowań Głównego Urzędu Statystycznego [Tabulogram 63, 1993], a dane o spożyciu mąki, ocenione na podstawie spożycia produktów zbożowych w Polsce, z Małego Rocznika Statystycznego (1993). Roczne spożycie wody (730 litrów) przyjęto zgodnie z zaleceniami WHO [Guidelines, 1993]. W Tabeli 31 przedstawiono dane o wielkości spożycia artykułów żywnościowych i wody oraz wartości rocznych wchłonieć ^{226}Ra z poszczególnymi artykułami lub z grupą artykułów (inne warzywa świeże i przetworzone) i wody.

Tabela 31. Roczne spożycie poszczególnych artykułów żywnościowych i wody oraz roczne i dzienne wchłonięcia ^{226}Ra przez dorosłych mieszkańców rejonu Wałbrzycha

Artykuł	Roczne spożycie kg rok^{-1} (1 rok^{-1})	Roczne wchłonięcie ^{226}Ra mBq rok^{-1}
Artykuły pochodzenia zwierzęcego		
Mleko ^{a)}	217	2159±195
Mięso wołowe	12,6	149±17,5
Mięso wieprzowe	42,2	490±57,4
Drób	9,96	84,9±14,5
Jajka	10	1880±61
Artykuły pochodzenia roślinnego		
Mąka pszenna ^{b)}	78	3393±226
Buraki	5,88	347±22
Marchew	9,0	1386±135
Ogórki	8,2	98,0±9,4
Pomidory	10,1	40,3±5,4
Salata	0,72	43,0±4,4
Inne warzywa świeże i przetworzone	74,8	7295±2230
Ziemniaki	144	1973±216
Jabłka	19	279±19
Wiśnie	3,72	67,0±8,9
Porzeczki	6,84	134±7,5
Woda	730	1241±109
Roczne wchłonięcie, Bq		21,1±2,27
Dzienne wchłonięcie, mBq		57,7±6,21

^{a)} wszystkie produkty mleczne z wyjątkiem masła

^{b)} spożycie mąki zostało oszacowane na podstawie spożycia produktów zbożowych [Mały Rocznik Statystyczny, 1993]

Statystyczny dorosły mieszkaniec rejonu Wałbrzycha w roku 1992 pobierał rocznie z pożywieniem i wodą 21,1 Bq ^{226}Ra , a dzienne wchłonięcie wynosiło 57,7 mBq.

Największe ilości tego radionuklidu pochodziły z warzyw (9,1 Bq) i znacznie mniej z mąki (3,4 Bq). Z produktów pochodzenia zwierzęcego na uwagę zasługuje mleko (2,2 Bq) i jajka (1,9 Bq).

Rejon Gór Świętokrzyskich. Dla rejonu Gór Świętokrzyskich wykonano takie same obliczenia rocznych i dziennych wchłonieć ^{226}Ra jak dla rejonu Wałbrzycha. Ponieważ próbki artykułów żywnościowych i wody pobierano w roku 1998 roczne spożycie większości artykułów żywnościowych przyjęto dla Makroregionu Południowo-Wschodniego z bazy danych GUS [Tabulogram 54, 1998], a spożycie mleka i całkowite spożycie warzyw, jak dla całego obszaru Polski, z Małego Rocznika Statystycznego (1999).

Tabela 32. Roczne spożycie poszczególnych artykułów żywnościowych i wody oraz roczne i dzienne wchłoniecia ^{226}Ra przez mieszkańców rejonu Gór Świętokrzyskich

Artykuł	Roczne spożycie kg rok ⁻¹ (l rok ⁻¹)	Roczne wchłoniecie ^{226}Ra mBq rok ⁻¹
Artykuły pochodzenia zwierzęcego		
Mleko ^{a)}	204	2122±22,4
Mięso wołowe	8,1	129±9,4
Mięso wieprzowe	37,6	500±4,14
Jajka	12,02	1923±38,8
Artykuły pochodzenia roślinnego		
Mąka pszenna	83,3	3774±248
Buraki	6,84	533±15,7
Cebula	6,72	86,0±4,50
Kalafior	1,38	10,3±1,41
Kapusta	15,66	157±5,32
Marchew	11,04	1347±85,9
Ogórki	7,56	89,2±5,97
Pomidory	8,52	56,3±2,56
Inne warzywa świeże i przetworzone	52,0	3084±1248
Ziemniaki	116	2463±175
Jabłka	23,4	129±6,79
Gruszki	2,04	30,2±2,35
Inne owoce świeże i przetworzone	17,56	297±123

Woda	730	1234±14,6
Roczne wchłonięcie, Bq		18,0±1,29
Dzienne wchłonięcie, mBq		49,3±3,55

^{a)} wszystkie produkty mleczne z wyjątkiem masła

Wyniki obliczeń podano w Tabeli 32. Podobnie jak w przypadku rejonu wałbrzyskiego największy udział miały warzywa (5,4 Bq) i mąka pszenna (3,8 Bq), a z produktów pochodzenia zwierzęcego mleko (2,1 Bq) i jajka (1,9 Bq).

Statystyczny dorosły mieszkaniec Gór Świętokrzyskich w sumie wchłania w ciągu roku wraz z żywnością i wodą 18,0 Bq ^{226}Ra , a dzienne wchłonięcie wynosi 49,3 mBq.

Rejon Polski centralnej. Większość artykułów żywnościowych pobierano w 1995 roku i z tego powodu roczne i dzienne wchłonięcia ^{226}Ra oceniano na podstawie rocznego spożycia w tym roku oraz stężeń tego radionuklidu podanych w Tabeli 29. Do obliczeń rocznej konsumpcji ziemniaków, warzyw, owoców, drobiu i jajek wykorzystano dane o spożyciu dla Makroregionu Centralnego i Stołecznego [Tabulogram 54, 1996], spożycie mleka i produktów zbożowych przyjęto, jak dla wszystkich makroregionów za Małym Rocznikiem Statystycznym (1996), a mięsa za Rocznikiem Statystycznym (1996). Wyniki obliczeń przedstawiono w Tabeli 33.

W Polsce centralnej mąka (pszenna i żytnia) wносиła najwięcej ^{226}Ra do całorocznego wchłonięcia (4,3 Bq), drugą grupą artykułów wnoszących najwięcej radionuklidu były warzywa (3,4 Bq). Z produktów pochodzenia zwierzęcego istotniejsze znaczenie miało mleko (2,5 Bq) i jajka (1,2 Bq).

Statystyczny dorosły mieszkaniec Polski centralnej wchłania rocznie z żywnością i wodą 15,4 Bq ^{226}Ra , a dzienne wchłonięcie ^{226}Ra wynosi w tym rejonie Polski średnio 42,2 mBq.

Badanie pobierania ^{226}Ra w trzech rejonach Polski rozciągnięte było w czasie. W rejonie Wałbrzycha próbki pobierano w 1992 roku, w Polsce centralnej - głównie w 1995 roku, natomiast w rejonie Gór Świętokrzyskich w 1998 roku. W tym czasie zmieniła się struktura spożycia np. ilość spożywanego mleka (w tym jego przetworów) i ziemniaków zmniejszyła się odpowiednio z 217 l w Wałbrzychu do 195 w Polsce centralnej i ze 144 kg w Wałbrzychu do 102 kg w Polsce centralnej. Nie bez znaczenia były również regionalne różnice składu pożywienia. Skutkiem tego różny był udział procentowy poszczególnych grup artykułów żywnościowych jako źródła ^{226}Ra w pożywieniu. W Tabeli 34 i na Rys. 7

przedstawiono procentowy udział poszczególnych grup artykułów żywnościowych jako źródła ^{226}Ra w pożywieniu.

Tabela 33. Roczne spożycie poszczególnych artykułów żywnościowych i wody oraz roczne i dzienne wchłonięcia ^{226}Ra przez dorosłych mieszkańców Polski centralnej

Artykuł	Roczne spożycie kg rok^{-1} (1 rok^{-1})	Roczne wchłonięcie ^{226}Ra mBq rok^{-1}
Artykuły pochodzenia zwierzęcego		
Mleko ^{a)}	195	$2457 \pm 72,2$
Mięso wołowe	8,7	$171 \pm 16,5$
Mięso wieprzowe	39,1	$384 \pm 11,7$
Drób	10,2	$72,1 \pm 3,06$
Jajka	11,96	$1191 \pm 61,4$
Ryby morskie	1,86	$43,3 \pm 1,79$
Artykuły pochodzenia roślinnego		
Mąka pszenna	63	3049 ± 231
Mąka żytnia	21	$1296 \pm 22,5$
Ziemniaki	102	$1964 \pm 9,21$
Buraki	5,58	$274 \pm 12,3$
Cebula	6,78	$66,6 \pm 3,19$
Kalafior	1,38	$15,0 \pm 1,13$
Kapusta	15,66	$230 \pm 6,26$
Marchew	9,0	$535 \pm 3,24$
Ogórki	8,46	$73,3 \pm 2,45$
Pomidory	11,16	$97,8 \pm 5,47$
Salata	0,66	$24,6 \pm 1,36$
Inne świeże warzywa	10,98	584 ± 491
Warzywa przetworzone	55,6	1490 ± 319
Owoce z drzew	30,24	$368 \pm 18,8$
Owoce jagodowe	5,34	$183 \pm 67,3$
Owoce przetworzone	4,02	$96,1 \pm 22,7$

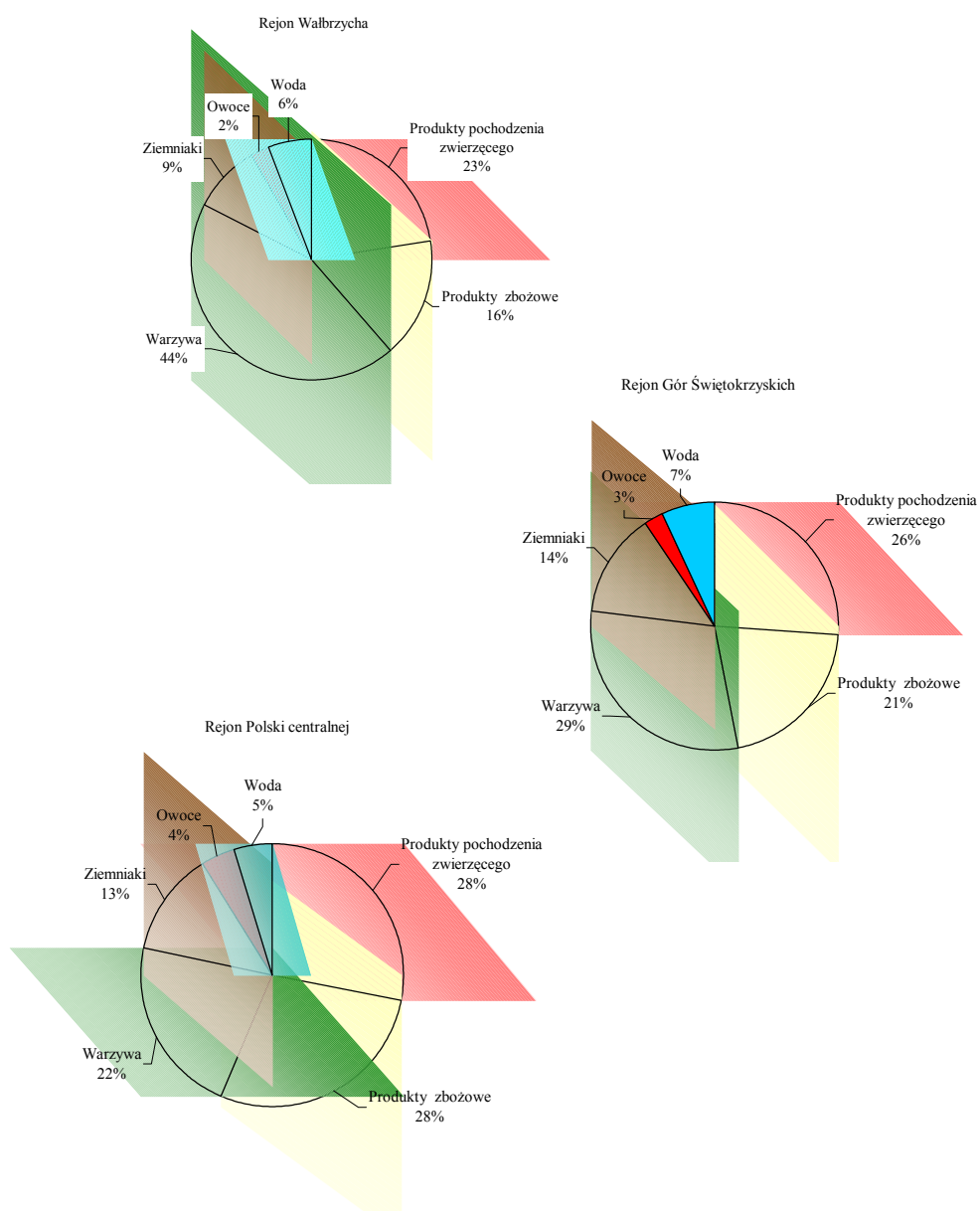
Woda	730	708±146
Roczne wchłonięcie, Bq		15,4±0,66
Dzienne wchłonięcie, mBq		42,2±1,81

a) wszystkie produkty mleczne z wyjątkiem masła

Tabela 34. Procentowy udział grup artykułów żywnościowych w dziennym wchłonięciu ^{226}Ra w trzech rejonach Polski

Grupa artykułów żywnościowych	Rejon Wałbrzyska	Góry Świętokrzyskie	Polska centralna
Produkty pochodzenia zwierzęcego	22,6	26,0	28,1
Produkty zbożowe	16,1	21,0	28,3
Warzywa	43,7	29,9	22,0
Ziemniaki	9,40	13,7	12,8
Owoce	2,30	2,54	4,20
Woda	5,90	6,86	4,60

Główny udział w pobieraniu ^{226}Ra miały produkty pochodzenia roślinnego i wносиły około 70% wchłanianego radionuklidu. Szczególnie duży był udział warzyw w rejonie Wałbrzyska (43,7%); również w rejonie Gór Świętokrzyskich warzywa miały największy udział (29,9%). W Polsce centralnej produkty pochodzenia zwierzęcego i produkty zbożowe miały taki sam udział (ok.28%). Należy zauważyć, że jedynie w Polsce centralnej pobierano mąkę żytnią. W rejonie Wałbrzyska, zgodnie z informacją uzyskaną od miejscowej ludności i władz terenowych, żyto nie było uprawiane, uprawiano natomiast pszenżyto, w celu przetwarzania na pasze dla zwierząt. Również w rejonie Gór Świętokrzyskich, ze względu na urodzajność gleby, żyto nie było uprawiane. Nie wyklucza to spożycia mąki żytniej przez mieszkańców tych rejonów. Biorąc pod uwagę znaczący udział mąki żytniej w pobraniu ^{226}Ra w Polsce centralnej, można przypuszczać, że ocena nie uwzględniająca tego produktu zaniża w pewnym stopniu roczne wchłonięcia radionuklidu. Najmniej ^{226}Ra dostawało się do organizmu człowieka z owocami (od 2,3 do 4,2%). Woda miała stosunkowo niewielki udział jako źródło ^{226}Ra i wносиła od 4,6% w Polsce centralnej do 6,9% w rejonie Gór Świętokrzyskich.



Rys. 7. Procentowy udział grup artykułów żywnościowych w dziennym wchłonięciu ^{226}Ra w Polsce

Podobnie jak w Polsce również w Stanach Zjednoczonych (Nowy Jork) [Fisenne i inni, 1987], we Włoszech [De Bortoli i Gaglione, 1972] i w Wielkiej Brytanii [Smith-Briggs i Bradley, 1984] produkty pochodzenia roślinnego wносиły największe ilości ^{226}Ra , odpowiednio 82,3%, ponad 70% i ok. 70%. W St. Zjednoczonych z produktami zbożowymi dostawało się do organizmu człowieka średnio 42,9%, we Włoszech 57,8%, a w Wielkiej Brytanii ok. 33% ^{226}Ra . Udział warzyw i owoców w tych trzech krajach wynosił odpowiednio 39,5%, 20% i ok. 23%, a wody odpowiednio ok. 1%, 5,1%, a w Wielkiej Brytanii wody nie uwzględniano. Muth i inni (1960) podają dla niektórych obszarów Niemiec, że 90% ^{226}Ra wprowadzanego do organizmu człowieka przechodzi z żywności, a tylko 10% z wody pitnej. W diecie mieszkańców Japonii, ze względu na inną strukturę żywienia, z mięsem i rybami wprowadzane było około 37% całkowitego pobrania, a z artykułami pochodzenia roślinnego około 54% [Shiraishi i Yamamoto, 1996]. Na terenach, gdzie ma miejsce uwalnianie ^{226}Ra z odpadów kopalnianych do wód gruntowych i powierzchniowych, woda i ryby słodkowodne mogą być poważnym źródłem pobieranego radu. Halbert i inni (1990) oszacowali, że dla mieszkańców Canadian Shield 30% rocznej dawki efektywnej pochodzi od ^{226}Ra zawartego w wypijanej wodzie, 3,5% od spożywanych ryb i tylko 1% od konsumowanych warzyw.

Ocena wchłonięć na podstawie analizy całodziennego pożywienia

Rejon Gór Świętokrzyskich i Polski centralnej. Próbkę całodziennego pożywienia w rejonie Gór Świętokrzyskich pobierano w 1999 roku w Szpitalu Miejskim w Opatowie przez siedem kolejnych dni. Była to przeciętnej wielkości dieta wydawana z kuchni szpitalnej, przygotowywana dla personelu szpitala i chorych nie wymagających diety specjalnej. Średni skład całodziennego pożywienia podany przez dietetyka był następujący: produkty zbożowe - 0,64 kg, mięso i jego przetwory - 0,14 kg, mleko i jego

przetwory - 0,62 kg, ziemniaki - 0,34 kg, warzywa - 0,23 kg i owoce - 0,12 kg. Wynikająca z powyższych danych roczna konsumpcja poszczególnych grup artykułów żywnościowych dość dobrze zgadza się ze statystycznym rocznym spożyciem podanym w Tabeli 32.

Próbki całodziennego pożywienia w rejonie Polski centralnej pobierano w Warszawie w trzech gospodarstwach domowych, były to tak zwane diety równoległe, typowe dla codziennej konsumpcji. Próbki pobierano w 1995 roku. W Tabeli 35 przedstawiono zawartości ^{226}Ra w próbach całodziennego pożywienia w rejonie Gór Świętokrzyskich i w Polsce centralnej. W Tabeli tej podano również średnie dzienne wchłonięcia i obliczone z nich roczne wchłonięcia.

Zawartość ^{226}Ra w całodziennym pożywieniu mieszkańców Opatowa waha się od 38,7 mBq d⁻¹ do 61,7 mBq d⁻¹, a średnia wynosi 50,8 mBq d⁻¹. Roczne wchłonięcie wynosi 18,6 Bq i jest bardzo bliskie wartości 18,0 Bq pochodzącej z oceny na podstawie stężeń ^{226}Ra w poszczególnych artykułach żywnościowych i danych statystycznych o wielkości spożycia. Stąd średnie wchłonięcie w rejonie Gór Świętokrzyskich wynosi 18,3±3,18 Bq/rok.

Zawartość ^{226}Ra w całodziennym pożywieniu pobranym w Warszawie znajduje się w granicach od 42,2 mBq d⁻¹ do 58,0 mBq d⁻¹, ze średnią zawartością 50,4 mBq d⁻¹. Obliczone stąd roczne wchłonięcie wynosi 18,4 Bq i jest o około 20% wyższe niż ocenione metodą pośrednią, a średnia wartość wynosi 16,9±2,17 Bq/rok.

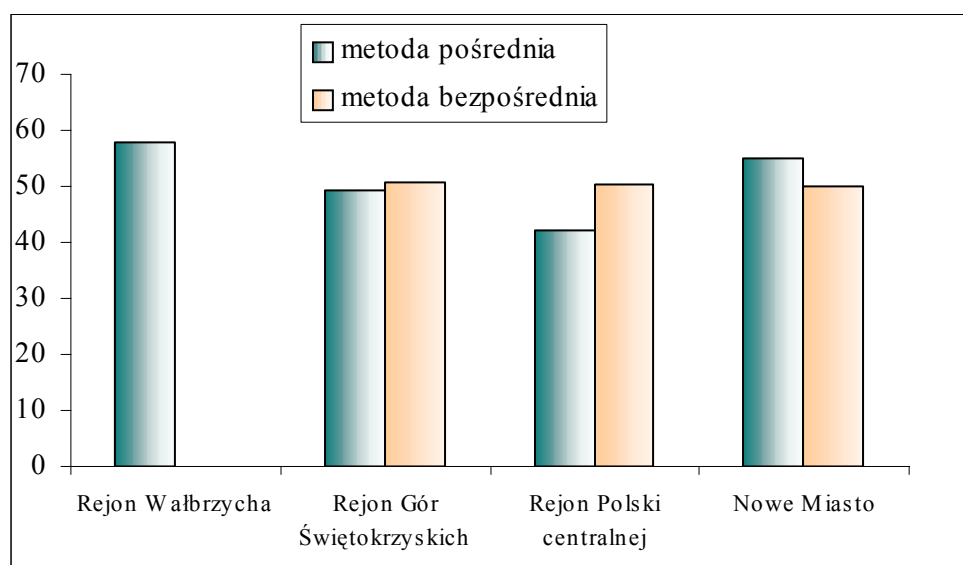
Uzyskane wyniki wchłonięć metodą bezpośrednią wskazują na jej dużą przydatność do oceny wchłonięć. Wydaje się jednak, że należałoby dla pełniejszej oceny zwiększyć liczbę próbek i pobierać je przez dłuższy czas, gdyż zawartość ^{226}Ra może się wyraźnie różnić w kolejnych dniach. Mimo stosunkowo krótkiego czasu pobierania próbek, uzyskano zadawalającą zgodność wchłonięć ocenioną obiema metodami.

Tabela 35. Zawartość ^{226}Ra w próbach całodziennego pożywienia w rejonie Gór Świętokrzyskich i w Polsce centralnej, mBq d⁻¹

Nr próbki	Opatów	Warszawa
1	56,8±1,17	42,2±0,84
2	46,4±0,64	47,8±0,11
3	38,7±0,82	51,1±1,57
4	53,6±1,32	58,0±7,70
5	43,8±1,68	56,7±7,70
6	61,7±0,95	46,6±2,62

7	54,7±0,23	-
Średnie dzienne wchłonięcie, mBq	50,8±8,09	50,4±6,11
Roczne wchłonięcie, Bq	18,6±2,95	18,4±2,23

Dzienne wchłonięcia określone w tej pracy nie odbiegają od wchłonięć ocenionych metodą bezpośrednią w innych rejonach kraju. Na Rys.8 przedstawiono dane uzyskane z



obecnych i wcześniejszych badań [Pietrzak-Flis i inni, 1997]. Dane te wskazują, że ilości ²²⁶Ra pobieranego z pożywieniem i wodą przez dorosłych mieszkańców Polski mieszczą się w granicach od 42,2±1,81 do 57,7±6,21 mBq d⁻¹ i nie są związane z poziomem tego radionuklidu w glebie.

Rys. 8. Porównanie dziennych wchłonięć ²²⁶Ra w Polsce

W Tabeli 36 przedstawiono dzienne wchłonięcia ²²⁶Ra w Polsce, w trzech krajach europejskich, w Stanach Zjednoczonych, w Japonii, Indiach oraz w Brazylii zarówno dla terenów o „normalnej” jak i podwyższonej zawartości tego radionuklidu w glebie. Podano również średnie wchłonięcie przez mieszkańców strefy umiarkowanej Półkuli Północnej, ocenione na podstawie danych literaturowych o stężeniu ²²⁶Ra w artykułach żywnościowych i średniego ich spożycia określonego dla tej strefy na podstawie danych WHO i FAO [UNSCEAR, 1993]. W wyliczeniach uwzględniono udział poszczególnych

grup wiekowych w populacji tej strefy. Dienne wchłonięcia na obszarach o normalnej zawartości ^{226}Ra w glebie są zróżnicowane i wahają się od 22,0 mBq d⁻¹ dla mieszkańców Japonii do 140,6 mBq d⁻¹ dla mieszkańców Bombaju w Indiach. Dla osób zamieszkujących w Brazylii tereny o podwyższonej zawartości ^{226}Ra w glebieienne wchłonięcia tego radionuklidu wynoszą od 740 do 1480 mBq i są o rząd do dwóch rzędów wielkości wyższe niż na terenach „normalnych”.

Tabela 36. Dienne wchłonięcia ^{226}Ra w Polsce i w innych krajach, mBq d⁻¹

Kraj	^{226}Ra	Literatura
Polska południowa i centralna	42,2±1,81-57,7±6,21 ^{a)} 50,4±6,11-50,8±8,09 ^{b)}	niniejsza praca
Polska północna i północno-wschodnia	51,8±7,01 ^{b)}	Pietrzak-Flis i inni, 1997b
Wlk. Brytania	29,9 ^{a)} 44 ^{a)}	Smith-Briggs i Bradley, 1984 Smith i Watson, 1964
Włochy	51,8 ^{a)} 29,6-44,4 ^{b)}	De Bortoli i Gaglione, 1972, Mastinu i Santaroni, 1980
Niemcy	111 ^{a)}	Muth i inni, 1960
St. Zj., Nowy Jork St. Zjednoczone*	51,8±0,6 ^{a)} 59,2±14,8 22,0±0,9 ^{a)}	Fisenne i inni, 1987, Holtzman, 1980
Japonia	24,9±4,4 ^{b)}	Shiraishi i inni, 1994
Japonia	25±5 ^{b)}	Shiraishi, Yamamoto, 1996
Indie, Bombaj	140,6 ^{a)}	Lalit i Ramachandran, 1980
Brazylia, rejon Araxa-Tapira	740-1480 ^{c)}	Penna-Franca i inni, 1970
Brazylia, Rio de Janeiro	83,3 ^{c)}	Penna-Franca i inni, 1970
Strefa umiarkowana Półkuli Północnej	52,0 [#]	UNSCEAR, 1993

* średnie wchłonięcie dla typowej diety amerykańskiej

średnia ważona dla wszystkich grup wiekowych

a) do oceny wchłonięć stosowano metodę pośrednią

b) do oceny wchłonięć stosowano metodę bezpośrednią

c) do oceny wchłonięć stosowano metodę mieszaną

Obliczone dzienne wchłonięcia ^{226}Ra w Polsce są bardzo bliskie wchłonięciom obserwowanym na terenie Włoch [De Bortoli i Gaglione, 1972] i Stanów Zjednoczonych, a także nie odbiegają od wartości dla mieszkańca strefy umiarkowanej Półkuli Północnej (52,0 mBq). Ta ostatnia wartość obejmuje jednak nie tylko osoby dorosłe, co oznacza, że dla osób dorosłych dzienne wchłonięcie może być wyższe. Ocenione dzienne wchłonięcie w Niemczech prawie dwukrotnie przewyższa wartości obserwowane w Polsce; wynikać to może z wyższych w większości przypadków stężeń ^{226}Ra w poszczególnych artykułach żywnościowych i innej struktury ich spożycia. Wchłonięcia ^{226}Ra przez dorosłych mieszkańców Wielkiej Brytanii są niższe niż w Polsce. Najniższe wchłonięcia obserwowano w Japonii, co może wynikać z innej struktury spożycia.

3.5. Ocena zawartości ^{226}Ra w organizmie mieszkańców wybranych rejonów Polski

Najwłaściwszą metodą oceny zawartości ^{226}Ra w organizmie człowieka jest analiza tkanek pobranych od osób zmarłych. Alternatywną metodą oceny zawartości ^{226}Ra jest metoda wykorzystująca dzienne wchłonięcia tego radionuklidu z pożywieniem i wodą. Komitet Naukowy Narodów Zjednoczonych ds. Efektów Promieniowania Atomowego (UNSCEAR) zebrał wyniki badań dotyczące zależności między wchłonięciem ^{226}Ra i jego zawartością w organizmie człowieka [UNSCEAR, 1977; UNSCEAR, 1982]. W warunkach stałej podaży radu-226 zawartość w kościach odpowiadała 28-dniowemu wchłonięciu tego radionuklidu, z zakresem od 20 do 37 dni [UNSCEAR, 1977]. Przewidywania modelu ICRP [ICRP Publication 20, 1973] są podobne i podają zawartość w szkielecie równą 24-dniowemu wchłonięciu. Wrenn i inni (1985) wychodząc z założenia, że istnieje zgodność między modelem ICRP, uwzględniającym metabolizm ^{226}Ra w organizmie człowieka i danymi uzyskanymi z badania rzeczywistych wchłonięć i zawartości w kościach uznali, za rozsądne przyjęcie zawartości ^{226}Ra w tkance kostnej jako równoważne 25-dniowemu wchłonięciu. Model ICRP przyjmuje, że w tkankach miękkich znajduje się 17% ^{226}Ra obecnego w ustroju. Słuszność przewidywań tego modelu potwierdzają badania zawartości ^{226}Ra w kościach i tkankach miękkich przeprowadzone w 31 krajach świata [Fissenne i inni, 1993]. Z badań tych wynika, że w tkankach miękkich zawarte jest 16% ^{226}Ra obecnego w całym ciele. Pewne wahania w ilości ^{226}Ra w kośćcu mogą występować, np. w sytuacji gdy ludzie zmieniają miejsca pobytu i w związku z tym zmieniają skład diety, piją wodę o odmiennej zawartości ^{226}Ra . Wahania te, na poziomie środowiskowym, nie są duże

i przyjęcie stałości stężenia ^{226}Ra w organizmie człowieka dorosłego, będącego w równowadze z otoczeniem jest dobrym przybliżeniem.

Metodę oceny średniej zawartości ^{226}Ra w organizmie na podstawie określonych dziennych wchłonieć zastosowano dla dorosłych mieszkańców trzech rejonów Polski. Do obliczeń przyjęto, że zawartość ^{226}Ra w kośćcu jest równoważna 25 dniowemu wchłonięciu i że zawartość w tkankach miękkich wynosi 17% całej aktywności radionuklidu w ustroju. Uzyskane wyniki przedstawiono w Tabeli 37. W rejonie Wałbrzycha średnia zawartość ^{226}Ra w kośćcu wynosi 1,44 Bq, w tkankach miękkich - 0,29 Bq, a w całym ciele - 1,73 Bq, w rejonie Gór Świętokrzyskich odpowiednio 1,25 Bq, 0,26 Bq i 1,51 Bq, a w rejonie Polski centralnej - 1,16 Bq, 0,24 Bq i 1,40 Bq. Średnia zawartość ^{226}Ra w kośćcu obliczona dla wszystkich trzech rejonów jest równa 1,28 Bq, w tkankach miękkich 0,26 Bq, a w całym ciele 1,55 Bq. W Tabeli podano również średnie zawartości ^{226}Ra w organizmie mieszkańców 16 krajów, co stanowi 30% populacji świata i 31 krajów, co stanowi 66% światowej populacji [UNSCEAR, 2000]. Z porównania średnich zawartości w kościach, tkankach miękkich i w całym ciele w Polsce i na świecie wynika, że obciążenie ^{226}Ra ludności Polski nie odbiega od obciążenia obserwowanego na świecie. Różnice między regionami w Polsce nie są duże. Największe obciążenie ^{226}Ra występuje w rejonie Wałbrzycha, a najmniejsze w Polsce centralnej, rejon Gór Świętokrzyskich zajmuje miejsce pośrednie.

Tabela 37. Średnia szacunkowa zawartość ^{226}Ra w organizmie dorosłych mieszkańców trzech rejonów Polski oceniona na podstawie wchłonieć metodą pośrednią, Bq

Rejon Polski	Kości	Tkanki miękkie	Całe ciało
Rejon Wałbrzycha	1,44	0,29	1,73
Rejon Gór Świętokrzyskich	1,25	0,26	1,51
Rejon Polski centralnej	1,16	0,24	1,40
Średnia ± OS	1,28±0,14	0,26±0,03	1,55±0,17
16 krajów świata ^{a)}	1,15	0,22	1,37
31 krajów świata ^{b)}	1,30	0,25	1,55

^{a)} Fisenne i inni, 1981

^{b)} Fisenne, 1993

3.6. Ocena dawek efektywnych od wchłonięć ^{226}Ra z pożywieniem i wodą

Dawki efektywne od skażeń wewnętrznych radem-226 obliczono wykorzystując dane o rocznych wchłonięciach tego radionuklidu z pożywieniem i wodą oraz współczynników przeliczeniowych, określających dawkę pochodzącą od jednostkowego wchłonięcia ^{226}Ra drogą pokarmową. Współczynnik przeliczeniowy dla ^{226}Ra wynosi $0,28 \mu\text{Sv Bq}^{-1}$ [ICRP Publication 72, 1996]. Obliczone roczne dawki efektywne dla mieszkańców Polski, strefy umiarkowanej Półkuli Północnej oraz mieszkańców Stanów Zjednoczonych, Azji i Europy zamieszczono w Tabeli 38.

Tabela 38. Średnie roczne wchłonięcia ^{226}Ra z pożywieniem i wodą i odpowiadające im średnie roczne dawki efektywne dla dorosłych mieszkańców Polski i niektórych rejonów świata, μSv

Rejon	Średnie roczne wchłonięcie, Bq	Dawka efektywna, μSv
Rejon Wałbrzyska	$21,1 \pm 2,27^{\text{a})}$	$5,91 \pm 0,64^{\text{a})}$
Rejon Gór Świętokrzyskich	$18,3 \pm 3,22$	$5,12 \pm 0,90$
Rejon Polski centralnej	$16,9 \pm 1,17$	$4,73 \pm 0,33$
Rejon Polski północnej i północno-wschodniej $^{\text{*})}$	$18,9 \pm 2,56$	$5,29 \pm 0,49$
Średnia dla Polski	$18,8 \pm 1,75$	$5,26 \pm 0,49$
Strefa umiarkowana Półkuli Północnej $^{\text{**})}$	19	5,32
USA, Chiny, Indie Japonia, Europa $^{\text{***})}$	22	6,3

$^{\text{a})}$ średnia $\pm$ OS

$^{\text{*})}$ Pietrzak-Flis i inni, 1997b

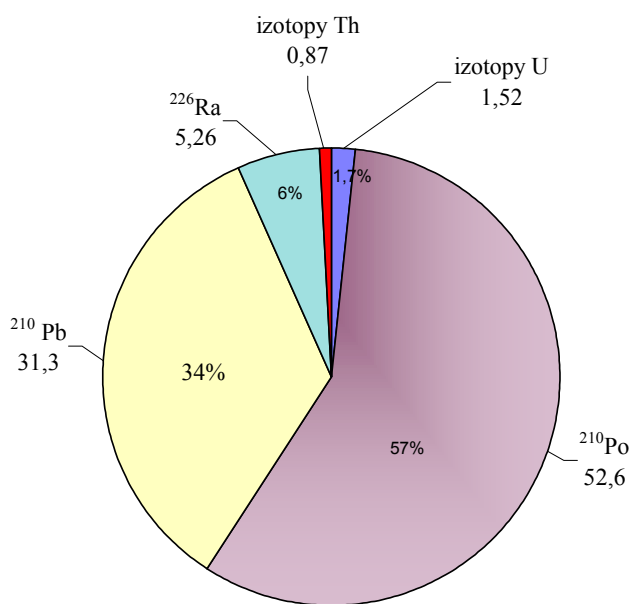
$^{\text{**})}$ średnia ważona dla wszystkich grup wiekowych, UNSCEAR, 1993

$^{\text{***})}$ UNSCEAR, 2000

Średnia dawka efektywna dla dorosłych mieszkańców Polski, obliczona na podstawie wszystkich dostępnych danych o rocznych wchłonięciach wynosi $5,26 \pm 0,49$

μSv , a zakres dawek jest wąski i wynosi od 4,73 do 5,91 μSv . Porównanie dawek w Polsce z dawkami na świecie wskazuje na bardzo dużą zbieżność.

Wykorzystując istniejące dane o rocznych wchłonięciach izotopów szeregu uranowo-radowego i torowego, określone dla warunków polskich [Pietrzak-Flis i inni, 1997], obliczono dawki efektywne od tych wchłonieć stosując współczynniki przeliczeniowe ($\mu\text{Sv Bq}^{-1}$) podane w ICRP Publication 72 (1996). Roczna dawka od wchłoniętego ^{234}U i ^{238}U wynosi - 1,52 μSv , od ^{228}Th , ^{230}Th i ^{232}Th - 0,87 μSv , od ^{210}Pb - 31,3 μSv , ^{210}Po - 52,6 μSv , a od ^{226}Ra , jak podano w Tabeli 38 - 5,26 μSv . Sumaryczna dawka od tych radionuklidów wynosi 91,6 μSv . Jak wynika z powyższych danych największy udział w dawce mają ^{210}Po i ^{210}Pb i stanowi on ponad 90% dawki całkowitej, następnym izotopem jest ^{226}Ra , którego udział wynosi ok. 6%, natomiast uran i tor wnoszą razem mniej niż 4% (Rys. 9).



Rys.9. Roczne dawki (μSv) od wchłonieć drogą pokarmową izotopów szeregu uranowo-radowego i torowego oraz ich udział procentowy w całkowitej dawce od tych wchłonieć

Ocena dawek od izotopów naturalnych ma również znaczenie, gdy do środowiska w wyniku zdarzeń radiacyjnych uwalniane są sztuczne izotopy promieniotwórcze, włączane do łańcuchów pokarmowych i powodujących narażenie od skażeń wewnętrznych. W takich sytuacjach dawka od izotopów naturalnych może stanowić dobry punkt odniesienia.

Roczna dawka efektywna od powyższych izotopów naturalnych jest porównywalna z dawką jaką otrzymali dorośli mieszkańcy północno-wschodniej Polski w pierwszym roku po awarii czarnobylskiej od ^{134}Cs i ^{137}Cs ; dawka ta wynosiła średnio ok. 79 μSv i w kolejnych pięciu latach po awarii ok. 50, 38, 22, 18 i 15 μSv , a obliczona efektywna dawka obciążająca ok. 256 μSv [Pietrzak-Flis i Krajewski, 1994]. Z powyższych rozważań wynika, że efektywna dawka obciążająca od izotopów cezu uwolnionych w wyniku awarii jest zbliżona do dawki jaką otrzymują dorosłe osoby od izotopów uranowo-radowego i torowego w ciągu trzech lat.

4. PODSUMOWANIE

^{226}Ra występuje we wszystkich komponentach środowiska; do organizmu człowieka dostaje się głównie z pożywieniem i wodą. Na wielkość wchłonięć tego radionuklidu przez człowieka mają wpływ przede wszystkim artykuły żywnościowe pochodzenia roślinnego.

W niniejszej pracy zbadano przechodzenie ^{226}Ra do roślin oraz określono jego roczne wchłonięcia przez człowieka w trzech rejonach Polski.

Przechodzenie ^{226}Ra do roślin

Przechodzenie ^{226}Ra do roślin badano na wybranych roślinach jadalnych i pastewnych. Rośliny jadalne obejmowały zboża, ziemniaki i warzywa, natomiast rośliny pastewne - trawę i kukurydzę. Badaniami objęto 14 rodzajów roślin, należących do ośmiu rodzin. Uprawę roślin prowadzono na poletku doświadczalnym, na dwóch rodzajach gleby. Były to gleby pochodzenia antropogenicznego. Różniły się one stężeniem ^{226}Ra całkowitego, podczas gdy stężenie ^{226}Ra wymienialnego było praktycznie jednakowe w obu glebach. Skład granulometryczny (mechaniczny) gleby wskazuje, że należą one do grupy granulometrycznej - piaski. Gleba I znajduje się w podgrupie piasek słabo gliniasty,

a gleba II w podgrupie piasek gliniasty lekki. Według skali stosowanej w Polsce gleba I jest glebą zasadowych, a gleba II obojętną. Gleba I w porównaniu z glebą II zawiera o 31% mniej fosforu, o 24% mniej magnezu, o 20% mniej baru i o 30% więcej wapnia. Zawartość materii organicznej jest w obu glebach niewielka i wynosi w glebie I - 1,73%, zaś w glebie II - 2,07%.

Pierwszy etap pracy dostarczył danych doświadczalnych świadczących o tym, że w warunkach naturalnych ^{226}Ra przechodzi do roślin jedynie przez system korzeniowy. Dane te uzyskano na podstawie doświadczeń polegających na jednoczesnej uprawie roślin, prowadzonej na odkrytym polu i pod namiotem foliowym. Rośliny uprawiane pod namiotem odizolowane były od suchego i mokrego opadu, a do ich nawadniania zastosowano system irygacji podziemnej. Taki sposób uprawy zapobiegał nanoszeniu gleby na liście i łodygi podczas podlewania. W czasie prowadzenia eksperymentu określano ^{226}Ra rozpuszczalny i nierozpuszczalny w opadzie całkowitym oraz rejestrowano wielkość opadu deszczu. Analiza wyników wykazała, że nie ma statystycznie znamiennych różnic (przy $p = 95\%$) pomiędzy średnimi stężeniami ^{226}Ra w roślinach rosnących pod namiotem i na odkrytym polu. Gdyby rośliny rosnące na odkrytym polu pobierały ^{226}Ra przez ich części nadziemne, stężenia tego radionuklidu w roślinach i w plonie byłyby wyższe niż pod namiotem foliowym, szczególnie w tych przypadkach, gdy ilości ^{226}Ra w opadzie były porównywalne lub większe niż ilości radu w plonie. Stosunkowo wysoka ilość rozpuszczalnego ^{226}Ra w opadzie nie powodowała wzrostu ilości tego radionuklidu w roślinach.

W doborze roślin kierowano się ich przydatnością do konsumpcji przez ludzi lub do karmienia zwierząt. Z rodziny *Baldaszkowatych* uwzględniono marchew i pietruszkę, z *Krzyżowych* - rzodkiewkę i kalarepę, z *Traw* - jęczmień zwyczajny, pszenicę, kukurydzę i kupkówkę pospolitą, z *Psiankowatych* - ziemniaki i pomidory, z *Liliowatych* - cebulę, a z rodziny *Motylkowatych* - fasolę szparagową. Uwzględniono również ruń trawników, w których głównie występują wiechlina i kostrzewa, a także portulakę z rodziny *Portulakowatych*, warzywo rzadko uprawiane w Polsce, charakteryzujące się dużym powinowactwem do ^{226}Ra . Stężenie ^{226}Ra w roślinach uprawianych jednocześnie na obu glebach były zbliżone, mimo, że w glebie II stężenie ^{226}Ra całkowitego było ok. 34% wyższe niż w glebie I. Analiza statystyczna wyników wykazała, że brak jest statystycznie znamiennych różnic między stężeniami ^{226}Ra w tych samych roślinach uprawianych jednocześnie na obu glebach. Można więc wnioskować, że o przechodzeniu do roślin

decyduje stężenie ^{226}Ra wymienialnego w glebie, a nie całkowita ilość radionuklidu w glebie. Nie wydaje się również, aby inne parametry obu gleb takie jak pH, zawartość substancji organicznej, zawartości Mg, P i N, Ba i Ca w wyraźny sposób wpływały na przechodzenie ^{226}Ra do roślin. Prawdopodobnie różnice w wartościach tych parametrów między glebami były zbyt małe, by można było ewentualny wpływ zaobserwować.

Stwierdzono znaczące różnice w inkorporacji ^{226}Ra w roślinach należących do różnych rodzin, lub nawet w tej samej rodzinie, przez poszczególne gatunki. We wszystkich badanych roślinach stężenia ^{226}Ra w liściach i łodygach było wielokrotnie wyższe niż w korzeniach, bulwach i cebulach, a także w owocach. Wśród jadalnych części warzyw stężenia ^{226}Ra miały w następującej kolejności: pędy portulaki > korzenie spichrzowe > zgrubienia łodygowo-korzeniowe i łodygowe oraz cebule > owoce warzyw, ziarna i bulwy. W słomie zbóż i pędach kukurydzy znajdowało się zawsze więcej ^{226}Ra niż w ziarnie. Z obserwacji tych wynika, że części wegetatywne roślin przyswajają przeważnie kilkakrotnie więcej ^{226}Ra niż części generatywne (owoce i ziarna, kwiatostany). Bulwy ziemniaka (służą także do rozmnażania wegetatywnego) przyswajają ^{226}Ra w podobnym stopniu jak owoce pomidora. Taki sposób rozmieszczenia ^{226}Ra w roślinach świadczy o szybkiej translokacji ^{226}Ra z korzeni do liści z transportem ksylemowym. ^{226}Ra z liści nie przemieszcza się wtórnie do owoców i ziaren. Owoce i ziarna zawierają najmniej ^{226}Ra , gdyż w wodę i produkty fotosyntezy zaopatrywane są one przez floem.

Wyniki badań wykazały, że rośliny z rodziny *Portulakowatych* (portulaka), *Psiankowatych* (ziemniak, pomidor) i *Baldaszkowatych* (marchew, pietruszka) gromadzą w zielonych częściach kilkakrotnie więcej ^{226}Ra niż *Trawy* (jęczmień, pszenica, kukurydza, kupkówka pospolita i ruń trawników) i rośliny z rodziny *Krzyżowych* (rzodkiewka, kalarepa). Największym powinowactwem do ^{226}Ra odznaczała się portulaka, jak to wcześniej zaobserwowali inni autorzy. Równie wysokie stężenia wykazywały liście i łodygi ziemniaka, marchwi i pietruszki.

Na podstawie wykonanych badań stwierdzono, że wyższym stężeniom ^{226}Ra w roślinach odpowiadały wyższe stężenia Ba i Ca. W badanym zakresie stężeń w glebie metale te nie konkurują ze sobą przechodząc z gleby do roślin, a ich przyswajanie zależne jest przede wszystkim od gatunku rośliny i jej specyficznych gatunkowych właściwości. Rozmieszczenie Ba, Ca i ^{226}Ra było podobne; najniższe stężenia obserwowano w częściach generatywnych roślin (owoc pomidora, bulwy ziemniaczane i ziarno pszenicy), a najwyższe w częściach zielonych roślin, szczególnie w portulace i liściach ziemniaka.

Badanie zależności pomiędzy stężeniami ^{226}Ra i Ba w roślinach metodą najmniejszych kwadratów wykazało, że najlepszym przybliżeniem tej zależności jest krzywa potęgowa opisana równaniem: $y_{\text{Ra}} = 0,0446x_{\text{Ba}}^{0,8786}$, gdzie y_{Ra} jest stężeniem ^{226}Ra w roślinie, a x_{Ba} jest stężeniem Ba w roślinie. Współczynnik korelacji pomiędzy ^{226}Ra i Ba wynosi 0,93, co świadczy o ścisłej między nimi zależności. Podobna zależność istnieje między stężeniem ^{226}Ra i Ca; opisuje ją równanie: $y_{\text{Ra}} = 0,1187x_{\text{Ca}}^{0,8316}$, gdzie y_{Ra} jest stężeniem ^{226}Ra w roślinie, a x_{Ca} jest stężeniem Ca w roślinie. Współczynnik korelacji r między stężeniami radu i wapnia jest mniejszy niż w przypadku radu i baru i wynosi 0,87.

Do zbadania wpływu długości okresu wegetacji na inkorporację ^{226}Ra w roślinach wybrano kupkówkę pospolitą. Roślinę tę uprawiano przez sześć kolejnych lat na tym samym poletku i zbierano ją dwa razy w roku. Okresy wegetacji były różnej długości. Ilość ^{226}Ra zakumulowanego w jej pędach była proporcjonalna do długości okresu wegetacyjnego. Zależność między stężeniem ^{226}Ra i okresem wegetacji ma charakter liniowy i opisuje ją następujące równanie: $y = 0,0062x + 0,1323$, gdzie y jest stężeniem ^{226}Ra w kupkówce w Bq kg^{-1} , a x jest długością okresu wegetacji w dniach. Współczynnik korelacji między stężeniem ^{226}Ra w roślinach i okresem wegetacji wynosi 0,78, co oznacza, że korelacja ta jest bardzo wysoka.

Skażenia zewnętrzne roślin wyrażano w Bq w 1 kg suchej masy rośliny, lub w procentach ^{226}Ra inkorporowanego w roślinie. Skażenia zewnętrzne nadziemnych części roślin radem-226 rozpuszczalnym stanowiło dla wszystkich roślin średnio około 30% skażenia ^{226}Ra nierozpuszczalnym. Rośliny uprawiane na glebie II były skażone w większym stopniu niż rośliny z upraw na glebie I, co może świadczyć, że ich skażenie zewnętrzne pochodziło z resuspensji gleby na której rosły. Wielkość skażeń zależała od budowy nadziemnych części roślin; rośliny mające liście o gładkiej powierzchni (portulaka, kalarepa, fasola) zatrzymywały mniej ^{226}Ra nierozpuszczalnego, ale także rozpuszczalnego. Na chropowatych i owłosionych liściach rzodkiewki i ziemniaka oraz łodygach pomidora zatrzymywało się więcej ^{226}Ra nierozpuszczalnego, podczas gdy ilość ^{226}Ra rozpuszczalnego była stosunkowo niewielka. Kupkówka i ruń trawników zatrzymywały średnio około 30% ^{226}Ra inkorporowanego.

Dokładne mycie roślin w wodzie usuwa z ich powierzchni zarówno ^{226}Ra rozpuszczalny jak i nierozpuszczalny, a więc skażenia zewnętrzne nie powodują zwiększenia wchłonięć tego radionuklidu przez człowieka z pokarmem roślinnym.

Natomiast w przypadku roślin wykorzystywanych do karmienia zwierząt ilość ^{226}Ra w paszy jest sumą ^{226}Ra inkorporowanego w roślinach i ich skażeń zewnętrznych.

Obliczone w tej pracy współczynniki przechodzenia radu-226 z gleby do roślin uwzględniały stężenie ^{226}Ra całkowitego w glebie (TF_1) i ^{226}Ra wymienialnego, dostępnego dla roślin (TF_2). Współczynniki TF różnią się nie tylko między gatunkami roślin, ale są także różne dla tej samej rośliny. Ze względu na nierównomierność rozmieszczenia ^{226}Ra w roślinie współczynniki przechodzenia obliczone dla poszczególnych jej części, w skrajnych przypadkach różniły się nawet o dwa rzędy wielkości (bulwa i liście ziemniaka). Wartości TF_1 i TF_2 dla tych samych roślin uprawianych kilkakrotnie charakteryzowała mniejsza zmienność i w skrajnych przypadkach różniły się pięciokrotnie (portulaka, kupkówka pospolita). Ze względu na duże wahania wartości TF, przewidywanie przechodzenia radionuklidów w łańcuchach pokarmowych ludzi i zwierząt ma ograniczony zakres. Może ono służyć do szacunkowej oceny stężeń ^{226}Ra w roślinach na podstawie jego stężeń w glebie. Dokładniejsze oceny wymagają określenia TF dla danego układu gleba - roślina.

Ze stężeń baru i wapnia w roślinach i w glebie obliczono ich współczynniki przechodzenia odpowiednio TF_{Ba} i TF_{Ca} . Wartości TF_{Ca} są około dwa rzędy większe od wartości TF_{Ba} i jest to zrozumiałe, gdyż wapń jest pierwiastkiem podstawowym dla roślin, pobieranym w ilości niezbędnej dla danego gatunku.

Ocena wchłonięć ^{226}Ra z pożywieniem

Badanie wchłonięć ^{226}Ra z pożywieniem prowadzono w trzech rejonach Polski. Dwa z nich - rejon Wałbrzycha i rejon Gór Świętokrzyskich charakteryzują się wyższymi, niż średnia w glebach Polski, stężeniami ^{226}Ra . W trzecim (rejon Polski centralnej) stężenie ^{226}Ra było nieco niższe niż średnia krajowa.

Do oceny wchłonięć ^{226}Ra zastosowano metodę pośrednią, polegającą na oznaczeniu stężenia radionuklidu w poszczególnych artykułach żywnościowych i w wodzie, a następnie obliczeniu rocznych wchłonięć, wykorzystując dane statystyczne o wielkości spożycia tych artykułów. Dodatkowo w dwóch rejonach wchłonięcie określono stosując metodę bezpośrednią. Metoda ta polegała na oznaczeniu ^{226}Ra w próbkach całodziennego pożywienia, pobranego w szpitalu (rejon Gór Świętokrzyskich) i całodziennego pożywienia pobranego w gospodarstwach domowych w Warszawie (Polska centralna).

Porównanie stężeń ^{226}Ra w takich samych produktach pobieranych w trzech rejonach wskazuje, że stężenia te nie zależały od stężenia radionuklidu w glebie. Spośród 14 artykułów żywnościowych analizowanych w trzech rejonach wyraźnie wyższe stężenia ^{226}Ra zaobserwowano w jajkach, marchwi, pietruszce i sałacie z rejonu Wałbrzycha, a z rejonu Gór Świętokrzyskich stosunkowo wysokie stężenie było w jajkach, burakach, marchwi i ziemniakach. W produktach tych, pochodzących z Polski centralnej, stężenia ^{226}Ra były wyraźnie niższe. Natomiast w produktach pochodzenia zwierzęcego takich jak mleko i mięso wołowe, a z produktów pochodzenia roślinnego takich jak pomidory i ziarno pszenicy, stężenia te były wyższe niż w pozostałych rejonach. Stężenia ^{226}Ra w wodzie pitnej są praktycznie jednakowe w rejonie Wałbrzycha ($1,70 \text{ mBq l}^{-1}$) i w rejonie Gór Świętokrzyskich ($1,69 \text{ mBq l}^{-1}$) i wyższe prawie 1,8 razy od jego stężenia w wodzie pochodzącej z Polski centralnej ($0,97 \text{ mBq l}^{-1}$).

Roczne wchłonięcie ^{226}Ra z pożywieniem i wodą przez dorosłych mieszkańców rejonu Wałbrzycha wynosiło $21,1 \pm 2,27 \text{ Bq}$, a dzienne wchłonięcie $57,7 \pm 6,21 \text{ mBq}$. W rejonie Gór Świętokrzyskich było ono nieco mniejsze i wynosiło odpowiednio $18,0 \pm 1,29 \text{ Bq/rok}$ i $49,3 \pm 3,55 \text{ mBq/dzień}$, zaś ocenione metodą bezpośrednią $18,6 \pm 2,95 \text{ Bq/rok}$ i $50,8 \pm 8,09 \text{ mBq/dzień}$. Roczne wchłonięcie dla rejonu Polski centralnej ocenione metodą pośrednią wynosi $15,4 \pm 0,66 \text{ Bq/rok}$ i $42,2 \pm 1,81 \text{ mBq/dzień}$, a metodą bezpośrednią odpowiednio $18,4 \pm 2,23 \text{ Bq}$ i $50,4 \pm 6,11 \text{ mBq/dzień}$.

Udział procentowy poszczególnych grup artykułów żywnościowych jako źródła ^{226}Ra w pożywieniu różnił się między regionami, ale we wszystkich trzech rejonach artykuły żywnościowe pochodzenia roślinnego wносиły około 70% wchłanianego ^{226}Ra . W rejonie Wałbrzycha największą ilość radu do pożywienia wносиły warzywa, a ich udział stanowił około 43,7%. W rejonie Gór Świętokrzyskich udział warzyw był mniejszy i wynosił ok. 29,9%, a najmniejszy był w Polsce centralnej - 22,0%. W Polsce centralnej produkty pochodzenia zwierzęcego i produkty zbożowe miały taki sam udział, odpowiednio 28,1 i 28,3%, podczas gdy w rejonie Wałbrzycha 22,6 i 16,1%, a w rejonie Gór Świętokrzyskich 26,0 i 21,0%. Najmniej ^{226}Ra dostawało się do organizmu człowieka z owocami (od 2,3 do 4,2%). Woda miała również niewielki udział jako źródło ^{226}Ra ; wносиła ona 4,6% w Polsce centralnej, 5,9 % w rejonie Wałbrzycha i 6,9% w rejonie Gór Świętokrzyskich.

Przyjmując, że w stanie równowagi zawartość ^{226}Ra w szkieletcie jest równoważna 25-dniowemu jego wchłonięciu z pożywieniem oraz, że w tkankach miękkich znajduje się

17% ^{226}Ra obecnego w całym ciele, na podstawie określonych dziennych wchłonieć ^{226}Ra z pożywieniem oceniono zawartość tego radionuklidu w kościach, tkankach miękkich i w całym ciele dorosłych mieszkańców badanych rejonów. Średnia zawartość ^{226}Ra w kościach wynosi $1,28 \pm 0,14$ Bq, w tkankach miękkich $0,26 \pm 0,03$ Bq, a w całym ciele $1,55 \pm 0,17$ Bq. Największe zawartości ^{226}Ra w organizmie człowieka występują w rejonie Wałbrzycha, a najmniejsze w Polsce centralnej, rejon Gór Świętokrzyskich zajmuje miejsce pośrednie.

Na podstawie danych o rocznych wchłonięciach ^{226}Ra oraz współczynników przeliczeniowych określających dawkę pochodzącą od jednostkowego wchłonięcia ^{226}Ra drogą pokarmową, obliczono roczne dawki efektywne dla mieszkańców badanych rejonów. Dawki te wynosiły: dla rejonu Wałbrzycha $5,91 \pm 0,64$ μSv , dla rejonu Gór Świętokrzyskich - $5,12 \pm 0,90$ μSv , dla Polski centralnej - $4,73 \pm 0,33$ μSv . Średnia roczna dawka efektywna dla Polski, obliczona na podstawie wszystkich dostępnych danych o wchłonięciach jest równa $5,26 \pm 0,49$ μSv .

Uzyskane w tej pracy dane wskazują, że roczne wchłonięcia ^{226}Ra z pożywieniem, zawartości tego radionuklidu w całym ciele i roczne dawki efektywne w Polsce są podobne do wartości określonych dla rejonów strefy umiarkowanej Półkuli Północnej.

5. WNIOSKI

Główne wnioski z tej pracy są następujące:

1. W warunkach naturalnych, ^{226}Ra przechodzi do roślin jedynie przez system korzeniowy.
2. Przechodzenie ^{226}Ra do roślin jest determinowane przez stężenie dostępnego dla roślin (wymienialnego) ^{226}Ra w glebie, a nie przez jego całkowite stężenie.
3. Stężenie ^{226}Ra w roślinie zależy od gatunku rośliny i jest różne w różnych jej częściach; spośród badanych roślin maleje ono w następującej kolejności: liście > łodygi > korzenie > ziarna zbóż > owoce warzyw i bulwy.

4. Największym powinowactwem do ^{226}Ra odznacza się portulaka oraz liście i łodygi ziemniaka, marchwi i pietruszki.
5. Wyższym stężeniom ^{226}Ra w roślinach odpowiadają wyższe stężenia Ba i Ca. W badanym zakresie stężeń w glebie metale te nie konkurują ze sobą w przechodzeniu z gleby do roślin, a ich przyswajanie zależne jest przede wszystkim od gatunku rośliny i jej specyficznych gatunkowych właściwości. Badanie zależności pomiędzy stężeniami ^{226}Ra i Ba oraz ^{226}Ra i Ca w roślinach wykazało, że najlepszym przybliżeniem tej zależności jest krzywa potęgowa opisana równaniem: $y = a \cdot x^b$, gdzie y jest stężeniem ^{226}Ra w roślinie, a x stężeniem Ba lub Ca w roślinie, a i b są stałymi.
6. Długość okresu wegetacji ma wpływ na inkorporację ^{226}Ra w roślinach; na przykładzie kupkówki pospolitej stwierdzono, że stężenie ^{226}Ra w roślinie zwiększa się liniowo z wydłużeniem czasu wegetacji.
7. Skażenie zewnętrzne roślin radem-226 zależy od budowy ich części nadziemnych. Rośliny mające liście o gładkiej powierzchni zatrzymują mniej ^{226}Ra nierozpuszczalnego i rozpuszczalnego niż rośliny o liściach chropowatych i owłosionych. Dokładne mycie roślin w wodzie usuwa ^{226}Ra z ich powierzchni. W przypadku roślin wykorzystywanych do karmienia zwierząt ilość ^{226}Ra w paszy jest sumą ^{226}Ra inkorporowanego w roślinach i ich skażenia zewnętrznego.
8. Współczynniki przechodzenia ^{226}Ra z gleby do roślin (TF_1 i TF_2) wahają się w dość szerokich granicach, więc przewidywanie na tej podstawie zawartości ^{226}Ra w roślinach ma ograniczone możliwości. Mogą one służyć do szacunkowej oceny, natomiast dokładniejsze oceny wymagają określenia TF dla danego układu gleba - roślina.
9. Roczne wchłonięcie ^{226}Ra z pożywieniem i wodą przez dorosłych mieszkańców rejonu Wałbrzycha wynosiło średnio $21,1 \pm 2,27$ Bq, w rejonie Gór Świętokrzyskich - $18,3 \pm 3,18$ Bq i w rejonie Polski centralnej - $16,9 \pm 2,17$ Bq.
10. Artykuły żywnościowe pochodzenia roślinnego we wszystkich trzech rejonach wносиły około 70% wchłanianego przez człowieka ^{226}Ra . Woda wносиła 5,9% w rejonie Wałbrzycha, 6,9% w rejonie Gór Świętokrzyskich i 4,6% w Polsce centralnej. Pozostałą ilość stanowiły artykuły żywnościowe pochodzenia zwierzęcego.

11. Oceniona na podstawie określonych dziennych wchłonieć ^{226}Ra z pożywieniem, średnia zawartość tego radionuklidu w kościach, tkankach miękkich i w całym ciele dorosłych mieszkańców badanych rejonów wynosiła odpowiednio $1,28 \pm 0,14$ Bq, $0,26 \pm 0,03$ Bq i $1,55 \pm 0,17$ Bq. Największe zawartości ^{226}Ra w organizmie człowieka występują w rejonie Wałbrzycha, a najmniejsze w Polsce centralnej, rejon Gór Świętokrzyskich zajmuje miejsce pośrednie.
12. Obliczone roczne dawki efektywne dla mieszkańców badanych rejonów wynosiły: dla rejonu Wałbrzycha - $5,91 \pm 0,64$ μSv , dla rejonu Gór Świętokrzyskich - $5,12 \pm 0,90$ μSv , dla Polski centralnej - $4,73 \pm 0,33$ μSv . Średnia roczna dawka efektywna dla Polski, obliczona na podstawie wszystkich dostępnych danych o wchłonięciach jest równa $5,26 \pm 0,49$ μSv .
13. Uzyskane w tej pracy dane wskazują, że roczne wchłonięcia ^{226}Ra z pożywieniem, zawartości tego radionuklidu w całym ciele i roczne dawki efektywne w Polsce są podobne do wartości określonych dla rejonów strefy umiarkowanej Półkuli Północnej.

BIBLIOGRAFIA

1. A Legend to FAO Soil Map of the World, 1994, FAO UNESCO, Paris.
2. Atherton D.R., Stover B.J., Mays C.W., 1965, Soft tissues retention of ^{226}Ra in the beagle. Health Phys. 11, 101-108.
3. Bertrand A., Legras B., Martin J., 1978, Use of radium-224 in the treatment of ankylosing spondylitis and rheumatoid synovitis. Health Phys. 35, 57-60.
4. Bettencourt A.O, Teixeira M.M.G.R., Elias M.D.T., Faisca M.C., 1988, Soil to plant transfer of radium-226. J. Environ.Radioactivity, Vol. 6, 49-60.

5. Białousz S, Chmiel J, Lady-Drużycka K., Osińska-Skotak K., Pluto-Kossakowska J., 1996, Polska. Soil typical units. Wyciąg z bazy danych Gleb Polski opracowany dla The E U Soil geographic Database 1:1m. wersja 1.0., Politechnika Warszawska, Instytut Fotogrametrii i Kartografii.
6. Bilkiewicz J., Bysiek M., Chrzanowski E., Dembińska S., Grzybowska D., Jaworowski Z., Kownacka L., Lewandowski H., Rutkowski W., Wardaszko T., Włodek S., Wódkiewicz L., 1978, Procedures for radiochemical and chemical analysis of environmental and biological samples. Report No. CLOR-110/D, Warszawa.
7. Blanco Rodriguez P., Vera Tome F., Lozano, J.C., 2002, About the assumption of linearity in soil-to-plant transfer factors for uranium and thorium isotopes and ^{226}Ra , Sci. Total Environ. 284, 167-175.
8. Blincoe C., Bohman V.R., 1981, The ingestion of Plutonium and Americum by range cattle. Health Phys. 41, 285-291.
9. Boyadjiev A., Keslov D., Keretova A., Novaskova E., 1967, Potassium-40, uranium, and radium-226 levels in some Bulgarian foodstuffs. Scientific Publications, Vol.III. Medicina i Fizkultura, 21-24.
10. Bukovac M.J., Wittwer S.H., 1957, Absorption and mobility of foliar applied nutrients. Plant Physiology, Vol. 32, No. 5, 428-435.
11. Bunzl K., Trautmannsheimer M., 1999, Transfer of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb from slag-contaminated soils to vegetables under field conditions. The Science of the Total Environment, Vol. 231, 91-99.
12. Carini F., Anguissola Scotti I., Alessandro P.G.D., 1999, ^{134}Cs and ^{85}Sr in fruit plants following wet deposition. Health Phys. 77, 520-529.
13. Ciba J., Trojanowska J., Zolotajkin M., Mała Encyklopedia Pierwiastków. Wydawnictwo Naukowo Techniczne, Warszawa, 1996, str. 175.
14. Cooper M.B., Stanney K.A., Williams G.A., 1981, An investigation of the speciation of radionuclides in sediments and soils. Report No. ARL/TR039, Australian Radiation Laboratory.
15. De Bortoli M., Gaglione P., 1972, Radium-226 in environmental materials and foods. Health Phys. 22, 43-48.
16. De Jesus A.S.M., Malan J.J., Basson J.K., 1980, Movement of radium from South African gold/uranium mine dumps into the aqueous environment, progress report. Source, Distribution, Movement and Deposition of Radium in Inland Waterways and Aquifers. (Proc. 4th Research Co-ordination Mtg Vienna, 1980) IAEA, Vienna.
17. D'Souza T.J., Mistry K.B., 1970, Comparative uptake of thorium-230, radium-226, lead-210 and polonium-210 by plants. Radiat. Bot., 10, 293-295.

18. Eriksson Å., 1987, A Convenient method for determination of radium in environmental samples. *International Agrophysics* 3 (3), 157-163.
19. Evans R.D., 1967, The radium standard for bone seekers - evaluation of the data on radium patients and dial painters. *Health Phys.* 13, 267-278.
20. Evans R.D., 1981, Inception of standards for internal emitters, radon and radium. *Health Phys.* 41, 437-448.
21. Fisenne I.M., Keller H.W., 1970, Radium-226 in the diet of two US cities. *Health and Safety Laboratory Fallout Program, Quarterly Summary Report, USAEC Report HASL-224, I-2-I-8.*
22. Fisenne I.M., Perry P.M., Decker K.M., Keller H.W., 1987, The daily intake of $^{234,235,238}\text{U}$, $^{228,230,232}\text{Th}$ and $^{226,228}\text{Ra}$ by New York City residents. *Health Phys.* 53, 357-363.
23. Fisenne I.M., Keller H.W., Harley N.H., 1981, Worldwide measurement of ^{226}Ra in human bone: estimate of skeletal α dose. *Health Phys.* 40, 163-171.
24. Fisenne I.M., 1993, Long lived radionuclides in the environment and human beings. Fifth International Symposium on the Natural Radiation Environment. Tutorial Sessions, EUR 14411 EN, 185-255.
25. Frissel M.J., Köster H.W., 1990, Radium in soil. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium, Vol. 1, IAEA, Vienna, 323-334.
26. Guidelines for drinking water quality, 1993, Recommendations WHO. Second Edition, Vol. 1, Geneva.
27. Gleboznawstwo, 1993, Praca Zbiorowa pod redakcją B.Dobrzańskiego i S.Zawadzkiego. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
28. Grzybowska D., 1974, Uptake of ^{226}Ra by plants from contaminated soils. *Nukleonika*, Tom XIX, No. 1/74, 72-78.
29. Guimond R.J., 1990, Radium in fertilizers. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium, Vol. 2, IAEA, Vienna, 113-128.
30. Halbert B.E., Chambers D.B., Cassaday V.J., Hoffman F.O., 1990, Environmental assessment modelling. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium, Vol. 2, IAEA, Vienna, 345-389.
31. Hanson G.P., Komarov E., 1983, Health effects in residents of high background radiation regions. IAEA-SM-266/81, IAEA, Vienna, 211-230.

32. Harrison G.E., Carr T.E.F., Sutton A., 1967, Distribution of radioactive calcium, strontium, barium and radium following intravenous injection into healthy man. *International Journal of Radiation Biology*, Vol. 13, No. 3, 235-247.
33. Holtzman R., 1968, ^{226}Ra and natural airborne nuclides ^{210}Pb and ^{210}Po in arctic biota. *Proceedings of the first international congress of radiation protection*, Italy 1966.
34. Holtzman R., 1980, Normal dietary levels of Radium-226, Radium-228, Lead-210, and Polonium-210 for man. *Natural Radiation Environment III*, Vol. 1, CONF-780422, Technical Information Center, US Department of Energy, Oak Ridge, 755-782.
35. Holtzman R.B., Rundo J., Sha J.Y., Spaletto M.I., 1983, Distribution and retention in bone of ^{226}Ra and comparison with the ICRP 20 model. *Health Phys.* 44, Supplement No.1, 123-133.
36. ICRP Publication 11, 1967, A review of the radiosensitivity of the tissues in bone. Pergamon Press.
37. ICRP Publication 20, 1973, Alkaline earth metal metabolism in adult man. Pergamon Press, Oxford.
38. ICRP Publication 30, Part 1. Vol. 2, No. 3/4, 1979. Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. Pergamon Press.
39. ICRP Publication 30. Part 3, 1979, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. Pergamon Press.
40. ICRP Publication 61, 1991, Annual on intake of radionuclides by workers based on the 1990 recommendations. Pergamon Press.
41. IUR, 1989, VI th report of th working group soil-to-plant transfer factors. Report of the working group meeting, RIVM, Bilthoven, Holandia.
42. IUR, 1994, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports No. 364, IAEA, Vienna.
43. Iyengar M.A.R., 1990, The natural distribution of radium. Technical Report Series No 310, The Environmental Behaviour of Radium, Vol. 1, IAEA, Vienna 59-128.
44. Iyengar M.A.R., Narayana Rao K., 1990, Uptake of radium by marine animals. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium Vol. 1, IAEA, Vienna, 467-486.
45. Jasterbow M.T., 1976, Migration of uranium-238, radium-226, thorium-232 i potassium-40 in the floodplain soils of the supraquatic landscapes of the Bituyug River. *Chemical Abstracts* 85, 515.

46. Justyn J., Havlik B., 1990, Radium uptake by freshwater fish. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium Vol. 1, IAEA, Vienna, 529-543.
47. Kabata-Pendias A., Pendias H., 1993, Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
48. Kathren R.L., 1984, Radioactivity in Environment: sources, distribution and surveillance. Harwood academic publishers, New York.
49. Khademi B., Mahdavi A., 1974, Increase of ^{226}Ra in the water intake by sheep. Health Phys. 27, 522-524.
50. Khademi B., Alemi A.A., Nasser A., 1980, Transfer of radium from soil to plants in an area of high natural radioactivity in Ramsar, Iran. Natural Radiation Environment III, Vol. 1, CONF-780422, Technical Information Center, US Department of Energy, Oak Ridge, 600-610.
51. Kirchmann R., Darcheville M., Koch G., 1980, Accumulation of Ra-226 from phosphate fertilizers in cultivated soils and transfer to crops. Natural Radiation Environment III, Eds. Gessell, T.F., Lowder, W.M., Technical Information Center, United States Department of Energy, Oak Ridge, TN, Vol. 2, 1667-1672.
52. Kopp P.M., Burkart W., Goerlich W., 1983, Studies on uptake of Ra-226 by edible plants under various experimental conditions. Dosimetry, Radionuclides and Technology. Martinus Nijhoff, Amsterdam.
53. Kopp P.M., Burkart W., 1987, Availability and uptake of radionuclides by plants from soil: Ra-226 for example. Proceedings Riunione Annuale della "Societa Svizzera di Radiobiologia e Radiofisica", Bellinzona, 1./2. ottobre.
54. Kownacka L., 2000, Measurement of concentrations of ^7Be , ^{90}Sr , $^{134+137}\text{Cs}$, ^{210}Pb and ^{226}Ra near the ground level air in Warsaw and Mikołajki from 1986 to 1999. Raport CLOR Nr 141, Warszawa.
55. Lalit B.Y., Ramachandran T.V., 1980, Natural radioactivity in Indian foodstuffs. Natural Radiation Environment III, Vol. 1, CONF-780422, Technical Information Center, US Department of Energy, Oak Ridge, 800-809.
56. Lebecka J., Tomza I., Pluta I., 1986, Naturalne radionuklidy w wodach zrzutowych kopalń węgla kamiennego. Post. Fiz. Med., 21, 255-268.
57. Lloyd R.D., Mays Ch.W., Atherton D.R., Taylor G.N., Van Dilla M.A., 1976, Retention and skeletal dosimetry of injected ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{90}Sr in beagles. Radiation Research. Vol. 66, No. 2, 274-287.
58. Lucas H.F., Markun F., Boulenger R., 1990, Methods for measuring radium isotopes: Emanometry. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium, Vol. 1, IAEA, Vienna, 149-172.

59. Mały Rocznik Statystyczny, 1993, GUS, Warszawa.
60. Mały Rocznik Statystyczny, 1996, GUS, Warszawa.
61. Mały Rocznik Statystyczny, 1999, GUS, Warszawa.
62. Markose P.M., Bhat I.S., Pillai K.C., 1993, Some characteristics of ^{226}Ra transfer from soil and uranium mill tailings to plants. J. Environ. Radioactivity, Vol. 21, 131-142.
63. Masłowski W.I., Masłowska K.I., Aleksachin R.M., 1981, Redistribution of natural radioactive elements resulting from animal and plant life activity in regions with high natural radioactivity. Chemical Abstracts 94, 302.
64. Mastinu G.G., Santaroni G.P., 1980, Radium-226 levels in Italian drinking waters and foods. Natural Radiation Environment III, Vol. 1, CONF-780422, Technical Information Center, US Department of Energy, Oak Ridge, 810-824.
65. Mays Ch.W., Lucas H.F., Lloyd R.D., 1991, Radium-226 dose to a boy from playing on mill tailings. Health Phys. 61, 203-207.
66. Mays Ch.W., Rowland R.E., Stehney A.F., 1985, Cancer risk from the lifetime intake of Ra and U isotopes. Health Phys. 48, 635-647.
67. McDowell-Boyer L.M., Watson A.P., Travis C.C., 1980, A review of parameters describing terrestrial food-chain transport of lead-210 and radium-226. Nuclear Safety, Vol. 21, No. 4, 486-495.
68. Menzel R.G., 1965, Soil-plant relationships in radioactive elements. Health Phys. 11, 1325-1332.
69. Miller Ch.W., Hoffman F.O., 1983, An examination of the environmental half-time for radionuclides deposited on vegetation. Health Phys. 45, 731-744.
70. Mistry K.B., Gopal-Ayengar A.R., Bharathan K.G., 1965, On the radioactivity of plants from the high radiation areas of the Kerala coast and adjoining regions. II studies on the uptake of alpha and gamma emitters. Health Phys. 11, 1459-1470.
71. Molinari J., Snodgrass W.J., 1990, The chemistry and radiochemistry of radium and the other elements of the uranium and thorium natural decay series. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium, Vol. 1, IAEA, Vienna, 11-56.
72. Muth H., Rajewsky B., Hantke H.J., Aurand K., 1960, The normal radium content and the $^{226}\text{Ra}/\text{Ca}$ ratio of various foods, drinking water and different organs and tissues of the human body. Health Phys. 2, 239-245.
73. Nathwani J.S., Phillips C.R., 1979, Adsorption of ^{226}Ra by soils (I). Chemosphere, 5, 285-291.

74. Norris W.P., Tyler S.A., Brues A.M., 1958, Retention of radioactive bone seekers. *Science* 128, 456.
75. Okubo T., 1990, Radium in oceans and seas. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium, Vol. 1, IAEA, Vienna, 429-448.
76. Osburn W.S., 1965, Primordial radionuclides: their distribution, movement, and possible effect within terrestrial ecosystems. *Health Phys.* 11, 1275-1295.
77. Paul A.C., Pillai K.C., 1990, Leachability of radium from fertilizer and monazite. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium, Vol. 2, IAEA, Vienna, 83-96.
78. Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z., 1991, Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
79. Penna-Franca E., Fiszman M., Lobão N., Costa-Ribeiro C., Trindade H., Dos Santos P.L., Batista D., 1968, Radioactivity of Brazil nuts. *Health Phys.* 14, 95-99.
80. Penna-Franca E., Fiszman M., Lobão N., Trindade H., Costa-Ribeiro C., Dos Santos P.L., 1970, Radioactivity in diet in high background areas of Brazil. *Health Phys.* 19, 657-662.
81. Pietrzak-Flis Z., Krajewski P., 1994, Radiocesium in diet and humans in northeastern Poland after the Chernobyl accident. *Health Phys.* 67, 115-121.
82. Pietrzak-Flis Z., Chrzanowski E., Dembińska S., 1997, Intake of ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po with food in Poland. *The Science of the Total Environment*, Vol. 203, 157-165.
83. Podstawy Fizjologii Roślin, 1998, praca zbiorowa. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
84. Popowa O.N., Kodanewa R.P., Wawilow P.P., 1964, Distribution in plants of radium absorbed from the soil. *Sov. J. Plant Physiol.* 11, 371-375.
85. Raabe O.G., Book S.A., Parks N.J., 1983, Lifetime bone cancer dose-response relationships in beagles and people from skeletal burdens of ^{226}Ra and ^{90}Sr . *Health Phys.* 44, Supplement No. 1, 33-48.
86. Raabe O.G., Parks N.J., Book S.A., 1981, Dose-response relationships for bone tumors in beagles exposed to ^{226}Ra and ^{90}Sr . *Health Phys.* 40, 863-880.
87. Radiologiczny Atlas Polski, 1998. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
88. Rajewsky B., Belloch-Zimmermann V., Löhr E., Stahlhofen W., 1965, ^{226}Ra in human embryonic tissue, relationship of activity to the stage of pregnancy, measurement of natural ^{226}Ra occurrence in the human placenta. *Health Phys.* 11, 161-169.

89. Rayno D.R., 1983, Estimated dose to man from uranium milling via the beef/milk food-chain pathway. *The Science of the Total Environment*, Vol. 31, 219-241.
90. Rocznik Statystyczny, 1996, GUS, Warszawa.
91. Rope S.N., Whicker F.W., 1985, A field study of Ra accumulation in trout with assessment of radiation dose to man. *Health Phys.* 49, 247-257.
92. Rowland R.E., Stehney A.F., Brues A.M., Littman M.S., Keane A.T., Patten B.C., Shanahan M.M., 1978, Current status of the study of ^{226}Ra and ^{228}Ra in humans at the Center of Human Radiobiology. *Health Phys.* 35, 159-166.
93. Rowland R.E., Stehney A.F., Lucas H.F., 1983, Dose-response relationships for radium-induced bone sarcomas. *Health Phys.* 44, Supplement No. 1, 15-31.
94. Rundo J., Keane A.T., Lucas H.F., 1986 Current (1984) status of the study of ^{226}Ra and ^{228}Ra in humans at the center for Human Radibiology. *Strahlentherapie Sonderb*, 80, 14-21.
95. Rushing D., Garcia W.J., Clark D.A., 1964, The analysis of effluents and environmental samples from uranium mills and of biological samples for radium, polonium and uranium. *Radiological Health and Safety in Mining and Milling of Nuclear Materials*, Vol. II, IAEA, Vienna, 187-230.
96. **Safety Series 57, 1982,**
97. Sam A.K., Eriksson Å., 1995, Radium-226 uptake by vegetation grown in Western Sudan. *J. Environ. Radioactivity*, Vol. 29, No. 1, 27-38.
98. Sansom B.F. and Garner R.J., 1966, The metabolism of radium in dairy cows. *Biochemical Journal*, Vol. 99, 677-681.
99. Schlenker R.A., Keane A.T., Holtzman R.B., 1982, The retention of ^{226}Ra in human soft tissues and bone; implications for the ICRP 20 alkaline earth model. *Health Physics*, Vol. 42, No. 5, 671-693.
100. Shearer S.D., Lee G.F., 1964, Leachability of radium-226 from uranium mill solids and river sediments. *Health Phys.* 10, 217-227.
101. Sheppard S.C., Evenden W.G., 1992, Concentration enrichment of sparingly soluble contaminants (U, Th and Pb) by erosion and by soil adhesion to plants and skin. *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 14, No. 4, 121-131.
102. Shiraishi K., Yamamoto M., Yoshimizu K., Igarasi Y., Ueno K., 1994, Daily intakes of alkaline earth metals in Japanese males. *Health Phys.* 66, 30-35.
103. Shiraishi K., Yamamoto M., 1996, Internal dose from ingestion for Japanese adult males. *Health Phys.* 71, 700-704.

104. Simon S.L., Deming E.J., 1986, Time-dependent leaching of radium from leaves and soil. *The Journal of the Environmental Quality*, Vol. 15(3), 305-308.
105. Simon S.L., Ibrahim S.A., 1987, The plant/soil concentration ratio for calcium, radium, lead and polonium: evidence for non-linearity with reference to substrate concentration. *J. Environ. Radioactivity*, Vol. 5, 123-142.
106. Simon S.L., Ibrahim S.A., 1990, Biological uptake of radium by terrestrial plants. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium, Vol. 1, IAEA, Vienna 545-599.
107. Smith K.A., Watson P.G., 1964, Radium-226 in diet in the United Kingdom in 1963. Agricultural Research Council Radiobiological Laboratory, Annual Report, Report ACRL 12, 79.
108. Smith K.A., 1971, The comparative uptake and translocation by plants of calcium, strontium, barium and radium. *Plant and Soil*, Vol. 34, No. 2, 369-379.
109. Smith-Biggs J.L., Bradley E.J., 1984, Measurement of natural radionuclides in UK diet. *Scie.Total Environ.* 35, 431-440.
110. Spiers F.W., Lucas H.F., Rundo J., Anast G.A., 1983, Leukaemia incidence in the U.S. dial workers. *Health Phys.* 44. Supplement No. 1, 65-72.
111. Spiess H., Gerspach A., Mays Ch.W., 1978, Soft- tissue effects following ^{224}Ra injections into humans. *Health Phys.* 35, 61-81.
112. Stather J.W., 1990, The behaviour and radiation dosimetry of radium in man. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium, Vol. 2, IAEA, Vienna, 297-344.
113. Suplińska M.M., Adamczyk A., 2002, Monitoring of radioactive substances in Southern Baltic Sea, bottom sediments and biota, 2001. Report for Helsinki Commission, MORS-PRO 7/2002, 11-13 June 2002, Vilnius.
114. Swanson S.M., 1983, Levels of ^{226}Ra , ^{210}Pb and $^{\text{Total}}\text{U}$ in fish near a Saskatchewan uranium mine and mill. *Health Phys.* 45, 67-80.
115. Tabulogram No 63, 1993, Budżety rodzinne. GUS, Baza danych.
116. Tabulogram No 54, 1996, Budżety rodzinne. GUS, Baza danych.
117. Tabulogram No 54, 1998, Budżety rodzinne. GUS, Baza danych.
118. Taskajew A.I., Owczenkow W.J., Aleksachin R.M., Szuktomowa I.L., 1977, Uptake of Ra-226 by plants and change in its state in the soil-plant tops-litter fall system. *Soviet Soil Science*, Vol. 2, 79-85.

119. Taylor S.R., 1964, Trace element abundances and the chondritic Earth model. *Geochim. Cosmochim. Acta* 28, 1989-1998.
120. Tessier A., Cambell P.G.C., Bisson M., 1979, Sequential extraction procedure for the speciation of particular trace metals. *Analytical Chemistry*, Vol. 51, No 7, 844-851.
121. Thomas P.A. 2000 (c), Radionuclides in the terrestrial ecosystem near Canadian uranium mill - Part III: Atmospheric deposition rates (pilot test). *Health Phys.* 78, 633-640.
122. Thomas P.A., 2000 (b), Radionuclides in the terrestrial ecosystem near Canadian uranium mill - Part II: Small mammal food chains and bioavailability. *Health Phys.* 78, 625-632.
123. Thomas P.A., 2000(a), Radionuclides in the terrestrial ecosystem near Canadian uranium mill - Part I Distribution and doses. *Health Phys.* 78, 614-624.
124. Titajewa N.A., 1967, Association of radium and uranium with peat. *Geochemi. Int.* 4 (4) 1168-1174.
125. Toxicological Profile for Radium, 1990, Tp-90-22, U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
126. Tracy B.L., Prantl F.A., Quinn J.M., 1983, Transfer of ^{226}Ra , ^{210}Pb and uranium from soil to garden produce: assessment of risk. *Health Phys.* 44, 469-477.
127. Trawy polskie, 1982, praca zbiorowa pod red. M.Falkowskiego. PWRiL Warszawa str.197.
128. Twining J.R., 1993, A study of radium uptake by the Water-lily *Nymphaea violacea* (Lehm) from contaminated sediment. *J.Environ. Radioactivity* 20, 169-189.
129. UNSCEAR, 1977, Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York.
130. UNSCEAR, 1982, Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York.
131. UNSCEAR, 1988, Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York.
132. UNSCEAR, 1993, Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York, str. 67.
133. UNSCEAR, 2000, Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York.

134. Vasconcellos L.M.H., Amaral E.C.S., Vianna M.E., 1987, Uptake of ^{226}Ra and ^{210}Pb by food crops cultivated in a region of high natural radioactivity in Brazil. J. Environ. Radioactivity, Vol. 5, 287-302.
135. Wardaszko T., Radwan I., Pietrzak-Flis Z., 2001, Skażenia promieniotwórcze rzek i jezior w Polsce w latach 1994-2000. Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
136. Williams A.R., Kirchmann R.J., 1990, Radium. *A historical introduction*. Technical Report Series No 310, The environmental behaviour of radium, Vol. 1, IAEA, Vienna, 3-10.
137. Williams A.R., 1981, Biological uptake and transfer of Ra-226: a review. Environmental migration of long-lived radionuclides. Proceedings of a Symposium, Knoxville, TN, July 1981, IAEA-SM-257/92, IAEA, Vienna, 207-222.
138. Williams D.E., Coleman N.T., 1950, Cation exchange properties of plant root surfaces. Plant and Soil, Vol. 2, 243-256.
139. Wrenn M.E., Durbin P.W., Howard B., Lipsztein J., Rundo J., Still E.T., Willis D.L., 1985, Metabolism of ingested U and Ra. Health Phys. 48, 601-633.
140. Yoshida S., Muramatsu Y., 1998, Concentration of alkali and alkaline earth elements in mushrooms and plants collected in Japanese pine forest, and their relationship with ^{137}Cs . J Environ. Radioactivity, Vol. 41, 183-205.
141. Zach R., 1985, Contribution of inhalation by food animals to man's ingestion dose. Health Phys. 49, 737-745.
142. Zach R., Mayoh K.R., 1984 Soil ingestion by cattle: a neglected pathway. Health Phys. 46, 426-429.
143. Żak A., Florowska K., 2001, Radioaktywność naturalna materiałów budowlanych, kopalin i surowców odpadowych. Warunki jej ograniczenia w Polsce i innych krajach. Popioły z Energetyki, VIII Międzynarodowa Konferencja, Międzyzdroje 24-26 października 2001, Biuro Informacji Gospodarczej, Szczecin, str. 75-89.
144. Żak, A. Informacja prywatna.