

## WPLYW SKAŻEŃ PROMIENIOTWÓRCZYCH NA POLE NATURALNEGO PROMIENIOWANIA GAMMA

UKD 550.835.232:502.7:621.039(234.57)

Pole naturalnego promieniowania gamma, związane z obecnością w przyrodzie izotopów rodzin U-238, Th-232 oraz izotopu K-40, jest od dawna stosowane jako źródło informacji w prospekcji geofizycznej. Awaria w Czarnobylu zakłóciła w sposób istotny — przy tym zmienny zarówno w czasie, jak i przestrzeni — naturalny poziom tego pola. Postawiło to pod znakiem zapytania, przynajmniej w początkowym okresie ujawnienia się skutków awarii, możliwość dalszego bezkrytycznego stosowania tej metody badawczej. Podstawowym celem niniejszej pracy była próba określenia wpływu obecności radionuklidów, związanych z awarią, na wyniki prac prospekcyjnych metodą pomiarów naturalnej promieniotwórczości gamma.

Istnieje też inny, być może równie ważny powód, dla którego analizy takie powinny być w możliwie najszerszym zakresie przeprowadzane. Katastrofa w Czarnobylu ujawniła społeczne zapotrzebowanie na rzeczową, konkretną informację na temat rzeczywistych zagrożeń ekologicznych zarówno dla Polski, jak i krajów ościennych.

Skutki awarii w Czarnobylu zdecydowanie powiększyły obawy społeczeństwa wobec energetyki jądrowej. Podstawy społeczne wobec niej, a szerzej — atomistyki, kształtowane latami przez środki masowego przekazu, wyznaczone dotychczas głównie przez syndrom Hiroszimy, zostały obecnie pogłębione przez syndrom Czarnobyla. Ranga tego problemu wykroczyła daleko poza zagadnienia ekologiczno-ekonomiczne, stając się w wielu krajach, w tym również w Polsce, zagadnieniem politycznym.

Niekiedy skrajnie emocjonalne postawy utrudniają lub wręcz uniemożliwiają podjęcie racjonalnych dyskusji na temat rzeczywistych zagrożeń ekologicznych, które niesie ze sobą rozwój energetyki jądrowej, rozpatrywanych jednak w relacji do zagrożeń powodowanych przez inne źródła energii (w tym również tzw. źródła alternatywne).

Niski poziom wiedzy o atomistyce oraz energetyce jądrowej (nie tylko w Polsce) jest, jak się wydaje, podstawową przesłanką niechęci lub nawet wrogości wobec niej. Państwowa Agencja Atomistyki, jak i jej agendy,

w przeciwieństwie do swoich odpowiedników w wielu krajach europejskich, nie spełniła w sposób właściwy swojej roli, praktycznie nie przedstawiając dotychczas (!) takich informacji.

Nieliczne, najczęściej nie publikowane wewnętrzne raporty (2, 16) mają ogólnie przyczynkowy, ściśle specjalistyczny charakter lub też dotyczący sytuacji w innych krajach europejskich (6). Przedstawione w artykule wyniki unikatowych pod wieloma względami badań eksperymentalnych, wraz z przedstawioną dyskusją, być może przyczynią się do lepszego zrozumienia omawianych zagadnień.

### GENEZA NATURALNEGO PROMIENIOWANIA GAMMA

Naturalne promieniowanie gamma, a szerzej pole naturalnego promieniowania jądrowego, zawsze towarzyszyło i będzie towarzyszyć wszystkim ciałom we wszechświecie. Jest to naturalny składnik realnie istniejącej wokół nas przyrody. Jak wiadomo (5), samo powstawanie pierwiastków było (i jest) wynikiem stopniowych reakcji syntez jądrowych pierwiastków lżejszych, tworzących pierwiastki cięższe, poczynając od wodoru, a kończąc na transuranowcach. Pierwiastki aż do Fe-56 tworzone są w wyniku egzotermicznych reakcji syntezy, przebiegających w obrębie gwiazd. Aby powstały pierwiastki o liczbach masowych większych niż 56, nie wystarczą siły grawitacji występujące w „normalnych” gwiazdach. Proces ten jest możliwy jedynie w odniesieniu do gwiazd bogatych w Fe w momencie, w którym stają się one supernowymi. Powstają wtedy warunki do syntezy jąder ciężkich pierwiastków, łącznie z uranem oraz — prawdopodobnie — transuranowcami (są to reakcje endotermiczne!).

Utworzone w ten sposób izotopy, poczynając od izotopów ołowiu, mają niestabilne jądra. Rozpad tych jąder jest źródłem promieniowania jądrowego, w tym również promieniowania gamma. To właśnie promieniowanie obserwowane w przyrodzie nosi nazwę **naturalnego promieniowania gamma**. Podstawowy udział w tym pro-

mieniowaniu mają niestabilne izotopy dwóch głównych rodzin promieniotwórczych, tzn. U-238 oraz Th-232. Porównywalną do nich ilość promieniowania gamma produkuje jedyny niestabilny izotop potasu K-40. Udział pozostałych naturalnych emiterów promieniowania gamma (łącznie z izotopami rodziny U-235), których jest ponad 40, jest nieistotny z praktycznego punktu widzenia (1).

W wyniku rozpadów  $\alpha$  bądź  $\beta$  U-238 oraz Th-232 powstają kolejne izotopy tworzące rodziny tych izotopów. W przypadku rodziny U-238 dominujący udział w promieniowaniu ma izotop Bi-214, dla rodziny Th-232 około 85% kwantów gamma emitowanych jest przez Tl-208. W skład rodziny U-238 czy Th-232 wchodzi izotopy różnych pierwiastków chemicznych. Różnice właściwości fizycznych, jak i chemicznych tych pierwiastków wpływają na to, że ich rozkład czasowo-przestrzenny w środowisku geologicznym jest zróżnicowany.

Pomiary naturalnego promieniowania gamma są podstawowym typem badań stosowanych w geofizyce jądrowej. Najpowszechniej są one stosowane w sposób rutynowy w wariacie pomiarów sumarycznego promieniowania gamma, wykonywanych w otworach wiertniczych (14, 15).

W pomiarach powierzchniowych (naziemnych oraz lotniczych) jest zazwyczaj stosowany spektrometryczny wariant pomiarów, w którym jest rejestrowane odpowiednio promieniowanie izotopów K-40 (tzw. kanał „K”), Bi-214 („eU”) oraz Tl-208 („eTh”). Na ogół w pomiarach tych są stosowane detektory scyntylacyjne typu NaI (Tl), a przedmiotem obserwacji są odpowiednio linie energetyczne 1,415, 1,764 oraz 2,614 MeV. Ponadto jest zazwyczaj rejestrowana wielkość sumarycznego promieniowania gamma (TC) dla całego użytecznego zakresu widma energetycznego. Szersze informacje na temat za-

stosowań omawianej metody badawczej może czytelnik znaleźć we wcześniejszej pracy autora (14).

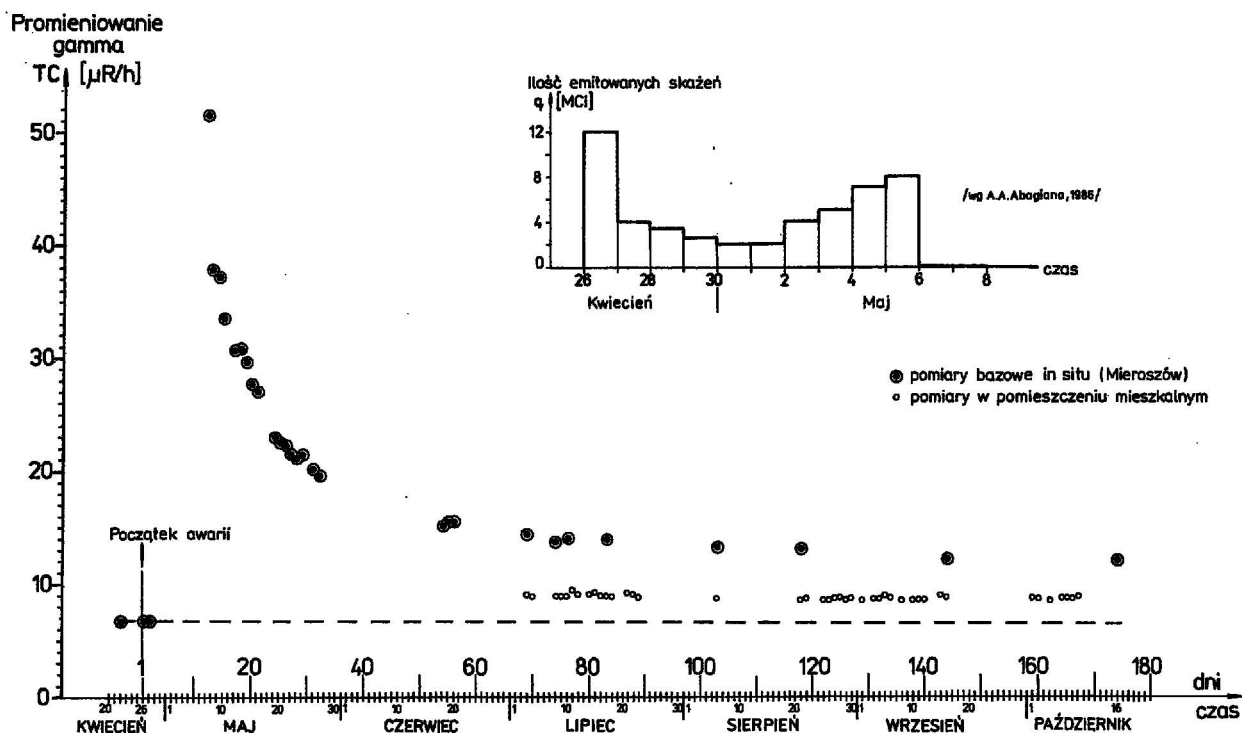
Na podstawie wieloletnich obserwacji wiadomo, że poziom naturalnego promieniowania gamma nie zależy od wieku utworów, natomiast bardzo wyraźnie zależy od środowiska sedymentacji lub — w przypadku skał krystalicznych — od ich rodzaju. Wiadomo powszechnie, że skały ilaste mają wyższy poziom promieniowania w stosunku do skał niezailonych (14). Zakres zmienności promieniowania dla utworów piętra osadowego sięga od ok. 1 uR/h do ponad 30 uR/h; dla utworów krystalicznych może on sięgać ponad 100 uR/h.

Według UNSCEAR (7), średnia światowa wartość mocy dozy promieniowania gamma dla utworów przypowierzchniowych wynosi 5,2 uR/h. Dla obszaru Polski jej wartość jest zbliżona do średniej światowej.

## BADANIA W REJONIE SUDETÓW

W połowie kwietnia 1986 r. na zlecenie Państwowego Instytutu Geologicznego, Przedsiębiorstwo Badań Geofizycznych rozpoczęło wykonywanie pomiarów naturalnego promieniowania na obszarze Rybnica Leśna—Grzmiąca (na S od Wałbrzycha). Geologicznym celem badań było określenie stref występowania mineralizacji uranowej w obrębie utworów najwyższego karbonu (9). Pod względem poziomu naturalnego promieniowania gamma, obszar badań wykazywał niską bądź średnią jego wartość, mieszczącą się (z wyłączeniem stref anomalnych) w przedziale 1,5–6 uR/h.

Pomiary były wykonywane spektrometrem scyntylacyjnym kanadyjskiej firmy Exploranium model DISA 400A, wyposażonym w kryształ NaI (Tl) o wymiarach 3 × 3 cale. Rejestrację promieniowania prowadzono na liniach profilowych w sposób punktowy na wysokości 1,5



Ryc. 1. Zmiany mocy dawki ekspozycyjnej promieniowania gamma na terenowym punkcie bazowym oraz w pomieszczeniu mieszkalnym w rejonie Rybnica Leśna—Grzmiąca w okresie kwiecień—październik 1986 r. Przedstawiono również intensywność emisji skażeń promieniotwórczych przez reaktor w elektrowni czarnobylskiej w okresie trwania awarii

Fig. 1. Gamma radiation dose rate at the base field station and insite the hours in area of Rybnica Leśna—Grzmiąca on April—October 1986. The intensity of emission of radionuclides from the Chernobyl nuclear plant reactor is also shown

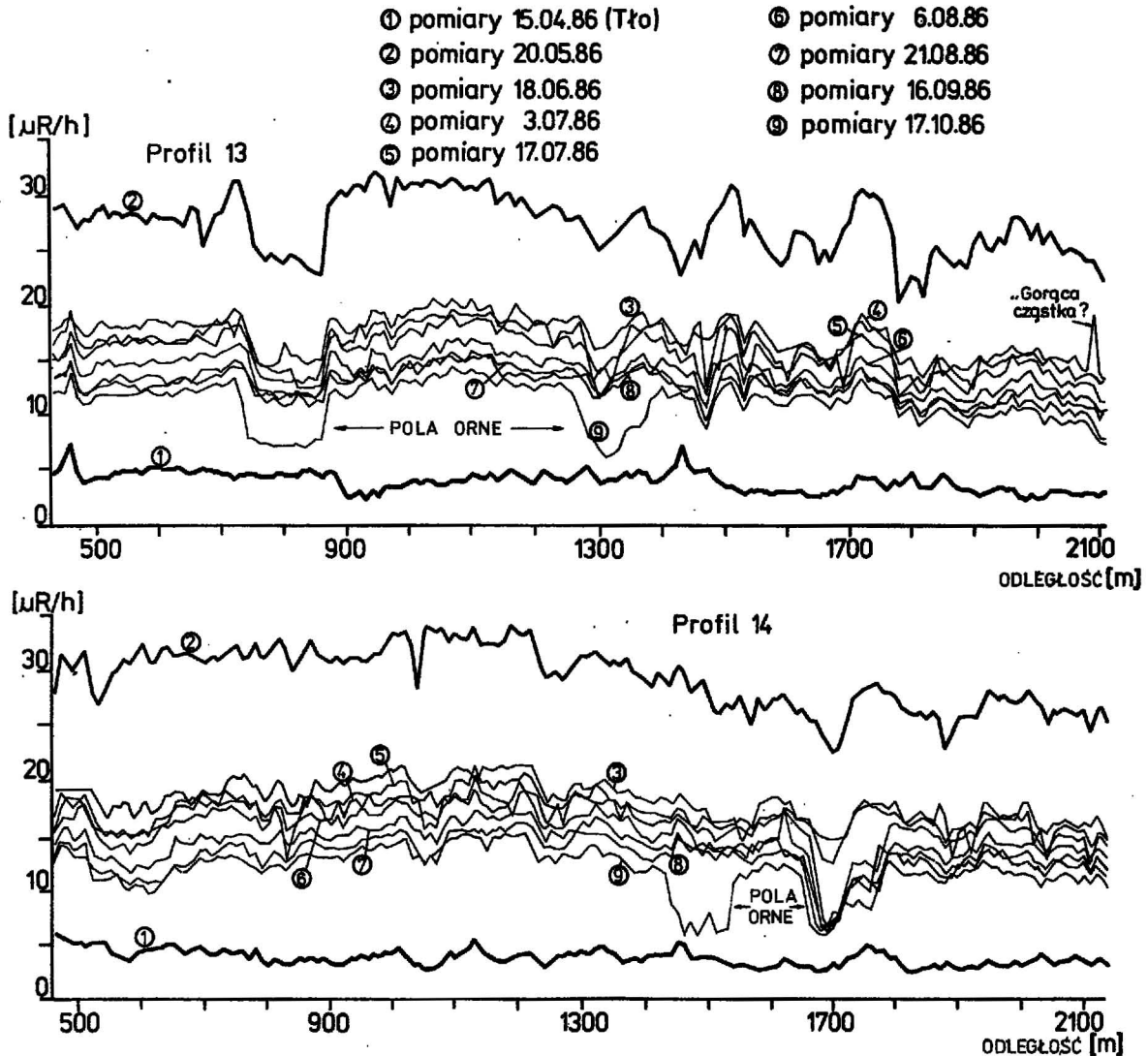
m. Odległość między punktami pomiarowymi wynosiła 10 m, a odległość między profilami 100 m; powierzchnia obszaru wykonywanych badań wynosiła ok. 11 km kw. Ze strony Państwowego Instytutu Geologicznego w omawianych badaniach uczestniczyła, poza autorem artykułu, również mgr Barbara Dąbrowska.

W dniu 26 kwietnia 1986 r. nastąpiła awaria reaktora w elektrowni jądrowej w Czarnobylu. Do tego czasu wykonano pomiary na 14 liniach profilowych w 3015 punktach pomiarowych, co stanowiło około 1/3 pierwotnie zamierzonych prac. Dla celów standaryzacyjnych, zgodnie z przyjętą metodyką prac, prowadzono również w sposób systematyczny pomiary na terenowym punkcie bazowym. Pojawienie się bardzo silnego skażenia tła promieniowania gamma wpłynęło na konieczność przerwania badań (w początkowym okresie – niestety – nie prowadzono systematycznych obserwacji wielkości promieniowania). Nie znany początkowo skład izotopowy skażeń, a także prognozy co do dalszego charakteru, jak i czasu trwania emisji skażeń przez reaktor w Czarnobylu, postawiło pod znakiem zapytania możliwość kontynuacji badań realizujących ich geologiczne zadania.

W celu obserwacji zmian w czasie mocy dawki ekspozycyjnej, od dnia 7 maja podjęto systematyczne pomiary na punkcie bazowym, a od 20 maja – również na dwóch wybranych profilach (nr 13 i 14), na których

były wykonane pomiary tła bezpośrednio przed awarią w Czarnobylu (ryc. 1 – 3). Pod wieloma względami wyniki tych obserwacji mają unikatową wartość, przede wszystkim ze względu na ich czasowo-przestrzenny charakter oraz stosunkowo znaczną liczbę punktów pomiarowych uwiarygodniających w sposób istotny wyniki badań. Niezależnie od prac profilowych, podjęto również badania eksperymentalne, mające na celu określenie pomiarowej możliwości wyeliminowania wpływu skażeń przy określaniu koncentracji naturalnych izotopów w warstwie przypowierzchniowej (9).

Na ryc. 1 przedstawiono zmiany mocy dawki ekspozycyjnej promieniowania gamma, rejestrowane w punkcie bazowym bezpośrednio przed awarią oraz po dotarciu skażeń na obszar badań. W dniu podjęcia obserwacji, tzn. 7 maja 1986 r., w punkcie bazowym moc dawki ekspozycyjnej dla zakresu energii 0,4–3,0 MeV przekraczała ponad 7-krotnie poziom tła. Poziom naturalnego tła gamma dla omawianego punktu wynosił ok. 6,7  $\mu\text{R/h}$ . Wymienione badania prowadzono systematycznie aż do 16 października 1986 r. Na ryc. 2 przedstawiono wyniki pomiarów mocy dawki ekspozycyjnej w punktach terenowych wzdłuż wspomnianych wcześniej profilów nr 13 i 14, zarejestrowanych zarówno przed awarią, jak i w określonych interwałach czasowych już po dotarciu skażeń na obszar badań.



Ryc. 2. Wyniki polowych rejestracji mocy dawki ekspozycyjnej na profilach 13 i 14 przed oraz po awarii

Fig. 2. Results of the field measurements of the gamma radiation dose rate at profile no 13 and 14 before and after the accident

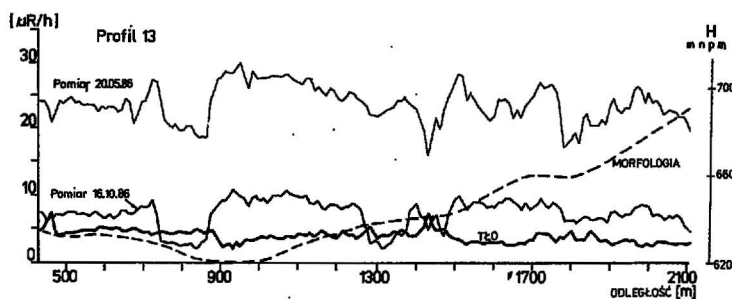
## SKŁAD IZOTOPOWY SKAŻEŃ

Poziom promieniowania na wspomnianych profilach w chwili podjęcia obserwacji, tj. w dniu 20 maja, przekraczał poziom tła od 5 do 12 razy. W obszarze energii kanału „K” (1,36–1,56 MeV) oraz „U” (1,66–1,86 MeV) poziom promieniowania był ok. 2-krotnie wyższy od wartości rejestrowanych przed awarią. Jak się później okazało (tab.), na poziom promieniowania w tym zakresie energii miał wpływ głównie La-140. Kanał „Th” (2,42–2,82 MeV) praktycznie nie wykazywał zauważalnych zaburzeń. Ograniczona objętość artykułu nie pozwalała na przedstawienie całości omawianych wyników (materiały do wglądu u autora).

W połowie czerwca 1986 r. promieniowanie w kanałach spektrometrycznych powróciło praktycznie do stanu sprzed awarii. Umożliwiło to podjęcie dalszych badań na pozostałej części obszaru, realizujących geologiczny cel wykonywanych prac. Ze względu na utrzymywanie się silnego zaburzenia tła w terenowym punkcie bazowym, jako dodatkowy punkt bazowy przyjęto punkt zlokalizowany w pomieszczeniu mieszkalnym, w jednym z budynków znajdujących się na obszarze objętym badaniami. Systematyczne obserwacje poziomu promieniowania w tym punkcie, podjęte od dnia 3 lipca 1986 r. (vide ryc. 1), wykazały stałą jego wartość, sugerując tym samym brak mierzalnych oznak skażeń. Oznacza to, że opad radioaktywny praktycznie nie przenikał do pomieszczeń mieszkalnych. Warto przy tym zauważyć, że poziom promieniowania w tym pomieszczeniu (8,7 uR/h), był prawie dwukrotnie wyższy od średniego poziomu tła na profilach terenowych.

Najwyższy poziom skażeń na profilach był związany z obniżeniami morfologicznymi. Bardzo wyraźny wpływ na wielkość promieniowania miały zabiegi agrotechniczne (orka, bronowanie, wykopki itp.), zmieniając w sposób istotny jego wysokość (vide ryc. 2). Szczególnie ciekawy przypadek występuje tutaj w interwale 730–870 m na profilu 13. Pierwsze prace polowe były tu prawdopodobnie prowadzone jeszcze w okresie deponowania opadu radioaktywnego, a więc przed 7 maja 1986 r. Kolejne prace polowe (wykopki ziemniaków), wykonywane w okresie jesiennym między 16 września a 17 października, doprowadziły do niemal całkowitego wyeliminowania promieniowania związanego ze skażeniami.

Na ryc. 3 przedstawiono moce dawki promieniowania gamma izotopów opadu radioaktywnego, rejestrowane na profilu 13 w okresie podjęcia oraz zakończenia badań terenowych, a także wielkość tła oraz morfologię badanego profilu. Jak już wcześniej wspomniano, największy poziom skażeń był związany z obniżeniami morfologicznymi, co można wyjaśnić ich grawitacyjnym przemieszczaniem się wraz z wodami opadowymi.



Ryc. 3. Składowe promieniowania gamma na profilu 13 oraz jego morfologia

Fig. 3. Components of the gamma radiation measured at profile no 13 and its morphology

W związku z brakiem danych z obszaru Polski, dotyczących zarówno składu izotopowego opadu radioaktywnego, jak i ich względnych zawartości, przyjęto że odpowiada on danym opublikowanym w pracy H. Melleandera (12), odnoszącym się do obszaru Szwecji. W tabeli przedstawiono informacje dotyczące składu izotopowego, względnych zawartości izotopów unormowanych do izotopu Cs-134, energii promieniowania gamma oraz półokresy rozpadu.

## RADIONUKLIDY SKAŻEŃ PROMIENIOTWÓRCZYCH (wg 12)

Nuklid	Względna zawartość (Cs-134 = 1,0)	Energia promieniowania (keV)	Półokres rozpadu
Zr -95	0,03	724, 756	65 dni
Nb -95	0,04	765	35 dni
Mo-99	0,06	740	67 godz.
Ru -103	0,54	497	40 dni
Ru -106	0,43	512	368 dni
I -131	4,83	364	8 dni
Te -132	1,07	230	78 godz.
Cs -134	1,00	605, 795	2 lata
Cs -137	1,64	662	30 lat
Ba -140	0,89	537	13 dni
La -140	0,91	1596, 820	40 godz.
Ce -141	0,07	145	33 dni
Ce -144	0,12	134	284 dni

Powyższe dane dotyczą względnego składu izotopowego skażeń zdeponowanych na powierzchni ziemi, określonego 13 dnia od momentu awarii elektrowni w Czarnobylu. Z oczywistych względów powyższe dane mają dla prowadzonych tu rozważań jedynie przybliżony charakter. Ważną i praktycznie niemożliwą do jednoznacznego rozstrzygnięcia kwestią jest zagadnienie rzeczywistego czasu zdeponowania opadu, a także odpowiedź na pytanie, czy był to proces jednorazowy, czy też mający kilka faz przebiegających w różnych okresach. Istnieje niewątpliwy związek opadu pyłów radioaktywnych z opadami deszczu (16). Kilkundniowy i przy tym zmienny w czasie pod względem intensywności proces emisji skażeń przez płonący reaktor (ryc. 1), a także zmienność warunków atmosferycznych nad obszarami, nad którymi przemieszczały się skażenia, nie pozwalają na dokładne określenie czasu i charakteru depozycji skażeń na badanym obszarze. Według danych pochodzących z laboratorium Międzynarodowej Agencji Energii Atomowej (IAEA), znajdującego się w Seibersdorfie w pobliżu Wiednia, maksimum opadu nastąpiło między 5 a 8 dniem od momentu awarii w Czarnobylu (13).

## ANALIZA ZMIAN CZASOWYCH POZIOMU SKAŻEŃ

Prosta ekstrapolacja wyników pomiarów na omawianych profilach wskazuje, że dla dnia 4 maja 1986 r. moc dawki ekspozycyjnej mogła sięgać od 150 do 200 uR/h, co stanowiło od 40 do 50-krotnego przekroczenia poziomu naturalnego tła na badanych profilach. Znajomość składu izotopowego skażeń pozwala na określenie przebiegu zmian w czasie sumarycznej intensywności promieniowania gamma, jak również udziału poszczególnych izotopów w tym promieniowaniu. W okresie początkowym podstawowy udział w promieniowaniu miał — jak wiadomo — izotop J-131. W późniejszym okresie wielkość

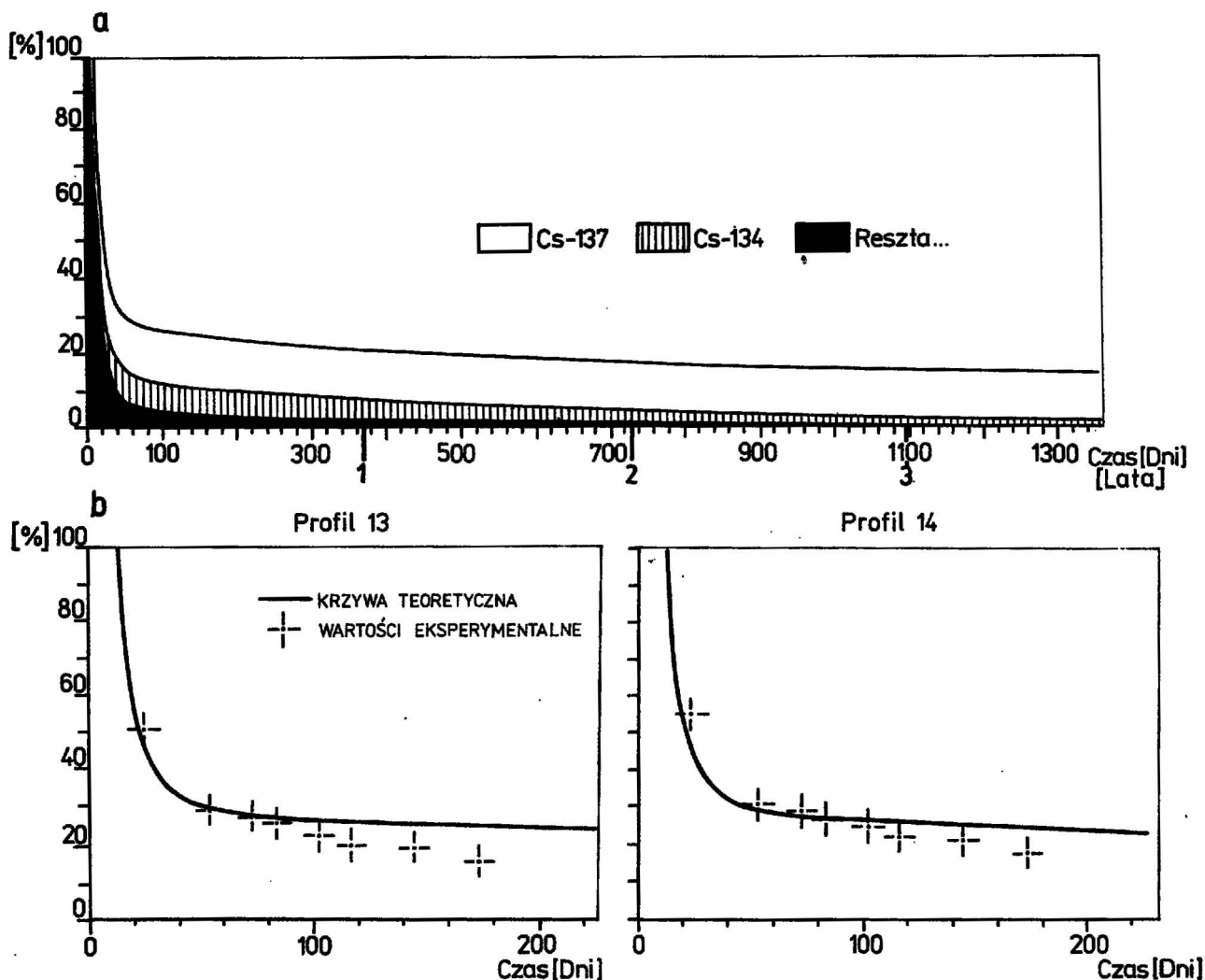
promieniowania była zależna głównie od dwóch podstawowych izotopów długożyciowych opadu radioaktywnego, tj. Cs-137 oraz Cs-134 (ryc. 4a). Łatwo zauważyć, że już po 150–200 dniach od momentu zdeponowania opadu, udział tych dwóch izotopów w promieniowaniu gamma stał się dominujący. Po około 2 latach udział Cs-137 stanowił ok. 75% promieniowania, a po 4 latach powyżej 90%. Na ryc. 4b przedstawiono porównanie zmian sumarycznej intensywności promieniowania gamma izotopów skażeń z wynikami omówionych wcześniej pomiarów polowych uzyskanych na profilach. Normowanie wyników przeprowadzono dla 13 dnia, licząc od początku awarii, tzn. dla okresu ich prawdopodobnego zdeponowania.

Przedstawione punkty eksperymentalne reprezentują wartości pomiarów promieniowania gamma skażeń, uśrednione odpowiednio dla profilu 13 i 14. Wartości eksperymentalne są wyraźnie niższe w stosunku do wartości określanych teoretycznie. Niezgodność ta jest niewątpliwie związana z przemieszczaniem się izotopów skażeń w głąb gleby. Przemieszczanie to może być związane zarówno z opisanymi wcześniej zabiegami agrotechnicznymi, jak i naturalnym procesem transportu

izotopów, związanym z opadami deszczu. Połówkowa grubość ośrodka\*, w tym przypadku gleby, wynosi od 4 do 6 cm. Dla porównania można podać, że dla powietrza wynosi ona, w zależności od energii kwantów gamma, od 80 do 120 m (4). Z przedstawionych danych wynika, że po 100 dniach od awarii na wielkość mocy dawki ekspozycyjnej większy wpływ miał proces przemieszczania się izotopów cezu w glebie, aniżeli proces rozpadu promieniotwórczego.

Maksymalną prognozowaną wielkość mocy dawki, związanej ze skażeniami dla badanych punktów pomiarowych dla połowy 1990 r., można oszacować na 6–7 uR/h. Rzeczywista jego wielkość, ze względu na wspomniane wcześniej procesy przemieszczania się Cs-137, może być znacznie niższa. Przyjmując współczynnik przeliczeniowy, określony przez Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej (8) między jednostkami mocy dawki ekspozycyjnej a aktywnością Cs-137 (1 uR/h – 6 kBq/m kw.), można oszacować, że poziom skażeń tym izotopem

\* Połówkowa grubość ośrodka jest miąższością ośrodka, po przejściu którego następuje zmniejszenie strumienia kwantów gamma o połowę.



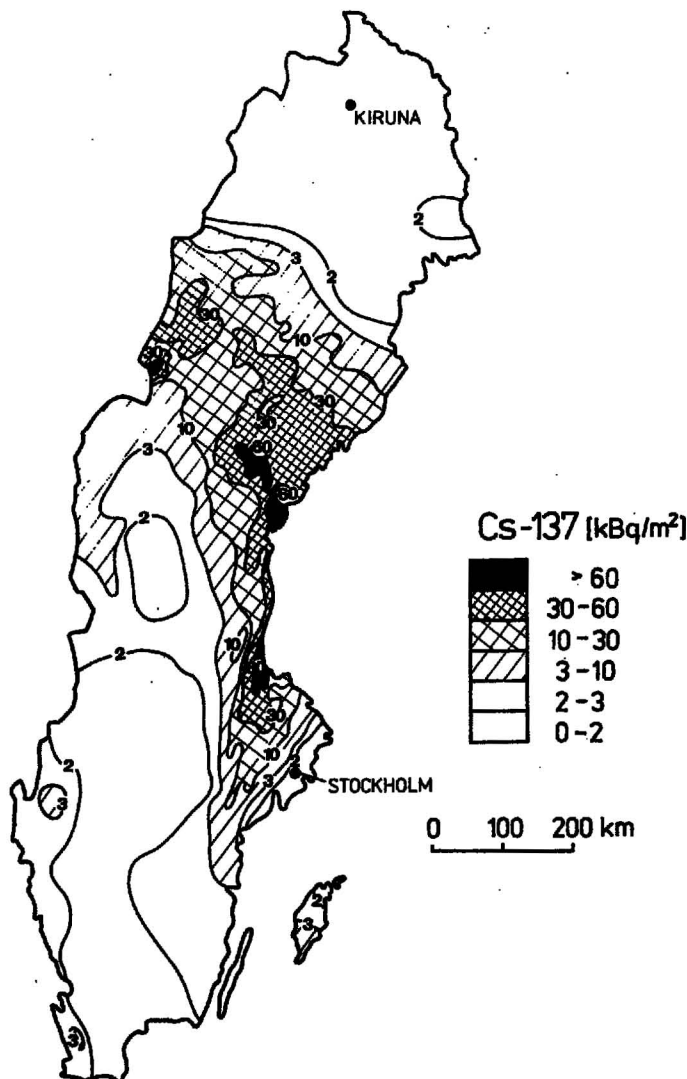
Ryc. 4a. Udział izotopów Cs-137, Cs-134 oraz pozostałych izotopów skażeń w sumarycznym promieniowaniu gamma w funkcji czasu. Wartości unormowano do aktywności izotopów istniejącej w 13 dni od początku awarii. 4b. Porównanie zmian w funkcji czasu aktywności izotopów skażeń określonej teoretycznie z wartościami eksperymentalnymi uzyskanymi na profilach 13 oraz 14

Fig. 4a. Participation of cesium-134, cesium-137 and the other elements of the radioactive contamination in total gamma activity versus time. The results are normalized to total activity of the all radioelements 13 days after the accident. Fig. 4b. Comparison of the activity of the radioelements of fallout predicted theoretically with experimental data from the profile no 13 and 14

w momencie zdeponowania opadu zawierał się w przedziale 25–40 kBq/m kw. Dla punktu bazowego wynosił on ok. 25 kBq/m kw. Są to wielkości porównywalne do skażeń stwierdzonych w Szwecji (ryc. 5).

## MAPA SKAŻEŃ DLA OBSZARU POLSKI

Prace mające za zadanie określenie mapy skażeń dla obszaru Polski są prowadzone w CLOR. Materiałem wyjściowym są dane pochodzące z obserwacji prowadzonych w ok. 320 stacjach meteorologicznych z obszaru Polski. Z nie opublikowanych dotychczas danych wynika (8), że stwierdzony stopień skażeń wykazuje duże zróżnicowanie przestrzenne, zawierające się w przedziale od 1 do ponad 80 kBq/m kw. (odpowiada to mocom dawek 0,1–13 uR/h). Północno-zachodnia część Polski jest praktycznie całkowicie pozbawiona skażeń (1–3 kBq/m kw.). Obszarami o relatywnie największym stopniu skażeń są południowe rejony kraju, w tym przede wszystkim obszary górskie. Rejonem o największym stopniu skażeń jest południowo-wschodnia część Kotliny Kłodzkiej wraz z częścią Opolszczyzny. Zawartość Cs-137 zawiera się tu



Ryc. 5. Skażenia obszaru Szwecji izotopem Cs-137, określone badaniami aerospektrometrycznymi (12)

Fig. 5. Map of the distribution of the cesium-137 in Sweden as a result of fallout from the nuclear accident. The map is based on aerospectrometric measurements

na ogół w przedziale od 50 do 60 kBq/m, z maksymalną wartością ponad 80 kBq/m, stwierdzoną w okolicach Opola.

Strefa o wyraźnie podwyższonym stopniu skażeń (40–50 kBq/m kw.) występuje również na południowy wschód od Warszawy w kierunku granicy ze Związkiem Radzieckim. W wynikach tych badań nie znajduje natomiast potwierdzenia szeroko rozpropagowana przez środki masowego przekazu informacja o rzekomo wysokim stopniu skażeń północno-wschodnich rejonów Polski.

Omówione wcześniej wyniki badań z rejonu Rybnica Leśna – Grzmiąca potwierdzają stosunkowo wysoki stopień skażeń obszarów górskich, sygnalizowany tą mapą, w tym przypadku – Sudetów.

Rzadka siatka punktów obserwacji, stosowana przez CLOR (1 punkt na ok. 1000 km kw.) pozwala – na co warto zwrócić uwagę – jedynie na uzyskanie bardzo zgeneralizowanej informacji na temat rozkładu pola promieniowania gamma na obszarze Polski. Niemniej na podstawie całości uzyskanych wyników można z dużym prawdopodobieństwem stwierdzić, że składowa promieniowania gamma związana ze skażeniami jest na obszarze Polski mniejsza lub zbliżona do składowej naturalnej promieniowania. Jedynie w niewielkiej liczbie punktów można się spodziewać przekroczenia jej wartości. Wspomniana mapa (?) będzie prawdopodobnie opublikowana w 1991 r.

Na podstawie całości wykonanych badań można uznać, że z praktycznego punktu widzenia zagrożenie radiologiczne, spowodowane przez radionuklidy czarnobylskie na obszarach Polski, o relatywnie największym stopniu skażeń, ma – co najwyżej – wielkość zbliżoną do zagrożenia istniejącego ze strony naturalnego tła gamma. Dla większej części obszaru Polski wpływ składowej promieniowania związanej ze skażeniami jest zdecydowanie niższy od udziału naturalnego tła w sumarycznym promieniowaniu gamma. Wielkość tła jest na ogół niska, a więc i zagrożenie jest minimalne.

## SKAŻENIA NA OBSZARZE EUROPY

Praktycznie globalny charakter rozprzestrzenienia się radionuklidów czarnobylskich spowodował podjęcie obserwacji poziomu skażeń nie tylko w krajach europejskich, ale również w wielu innych krajach świata. Bezprecedensowy charakter katastrofy, przede wszystkim ze względu na jej rozmiary, ujawnił nieprzygotowanie służb ochrony radiologicznej w większości krajów do operatywnego i pełnego rozpoznania wielkości skażeń (11). Większość wyników badań, podobnie jak w Polsce, ma charakter wskaźnikowy, a nie prognostyczny. Jest to skutkiem nieprzystosowania większości stosowanych technik pomiarowych do masowych badań prowadzonych na dużych obszarach.

Pozytywnym przykładem właściwie wykonanych badań były natomiast badania wykonane na obszarze Szwecji (12). Dzięki niemal natychmiastowemu zastosowaniu do pomiarów aparatur aerospektrometrycznych wyspecjalizowanej firmy geofizycznej, w bardzo szybkim tempie dokonano pełnego rozpoznania skażeń dla obszaru całej Szwecji (12). Będąca wynikiem tych pomiarów, przedstawiona na ryc. 5 mapa skażeń Szwecji izotopem Cs-137, została dostarczona do wszystkich gospodarstw domowych w Szwecji już w listopadzie 1986 r. (!). Również w kilku innych krajach europejskich, w kilka miesięcy lub nawet kilka lat po awarii w Czarnobylu, wykonano badania aerospektrometryczne. Badania takie przepro-

wadżono m.in. w Finlandii, RFN, Bułgarii, na Białorusi oraz Ukrainie.

Szczególnie interesująca i ważna jest mapa skażeń dla obszaru Białorusi, opublikowana w marcu 1990 r. w codziennej prasie białoruskiej (ryc. 6). Na omawianej mapie widoczna jest zarówno pierwsza — północna fala skażeń, jak i fala południowo-zachodnia, z którą jest związana większość skażeń, jakie dotarły nad obszar Polski.

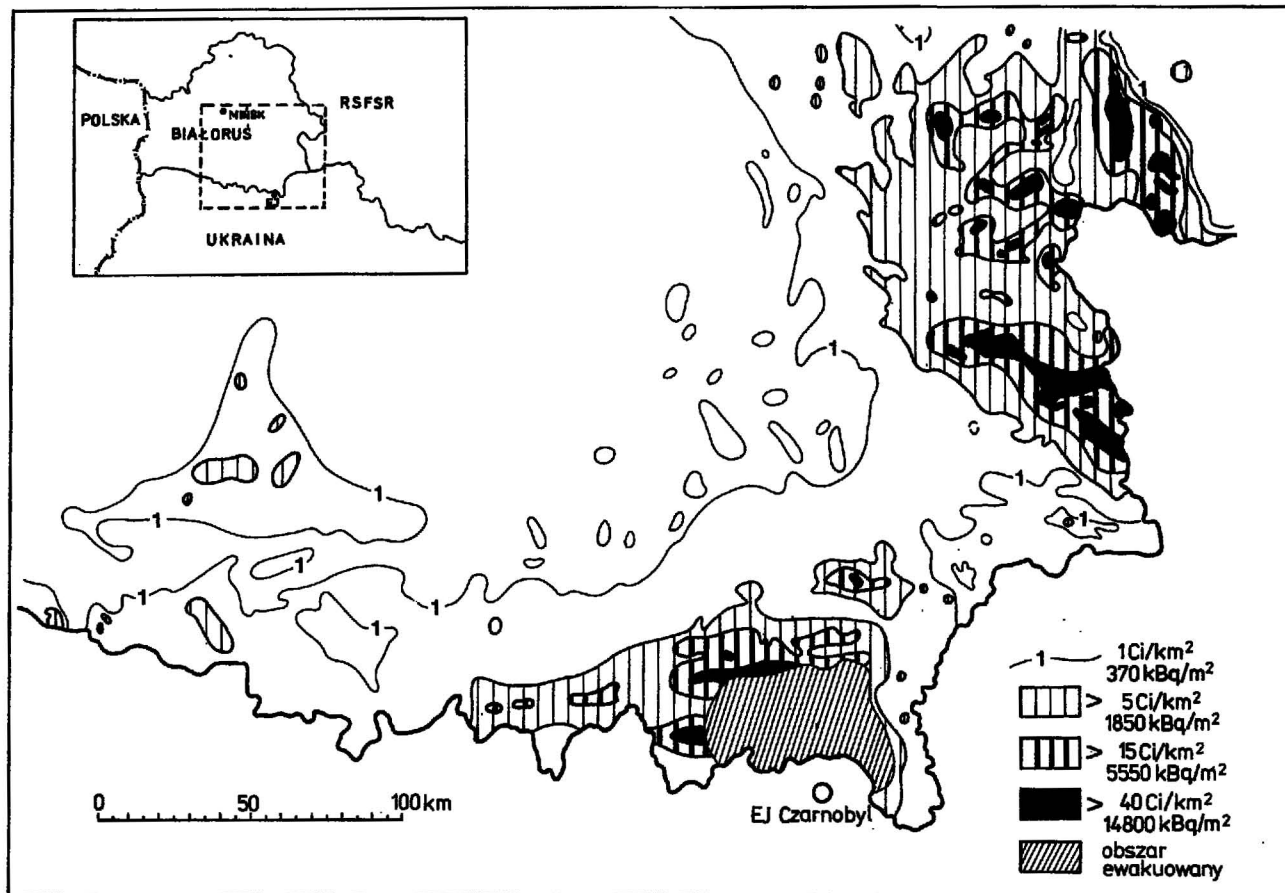
Większość skażeń wykazuje bardzo duże zróżnicowanie przestrzenne. Odległość od źródła emisji nie jest tu czynnikiem decydującym o stopniu skażeń. W odległości kilkunastu bądź kilkudziesięciu kilometrów od zniszczonego reaktora w Czarnobylu koncentracja radionuklidów mogła być nawet o dwa rzędy wielkości mniejszą niż w odległości 300 km! Jest to interesujący przyczynek do dyskusji dotyczących lokalizacji elektrowni jądrowych w Polsce.

Na ryc. 7 przedstawiono lokalizację elektrowni jądrowych w Europie z podziałem na typ stosowanych reaktorów, a także udział energetyki jądrowej w danym kraju w produkcji energii elektrycznej. Polska jest jednym z nielicznych krajów europejskich, w których energetyka jądrowa dotychczas nie jest stosowana. Przy istniejącej liczbie działających reaktorów jądrowych w Europie, naiwne byłoby sądenie, że skutki ewentualnych awarii jądrowych ominęłyby nasz kraj! Austria, mająca od wielu lat nigdy nie uruchomioną — ze względu na protesty społeczne — elektrownię jądrową, wskutek awarii w Czarnobylu, została skażona w stopniu niemal najsilniejszym w Europie!

W końcu 1989 r. pracowało na kuli ziemskiej 439 bloków jądrowych o łącznej mocy 319 tys. MW, dostarczając łącznie 17% światowej produkcji energii elektrycznej (3). Według ocen IAEA (11), pod względem stopnia skażeń Polska jest uznawana za kraj o stosunkowo niskiej ich wielkości, zajmując wśród krajów europejskich 13 miejsce. Wyprzedzają nas pod tym względem kolejno: ZSRR, Rumunia, Austria, Szwajcaria, Jugosławia, Finlandia, Grecja, Szwecja, RFN, Bułgaria, Czechosłowacja oraz NRD.

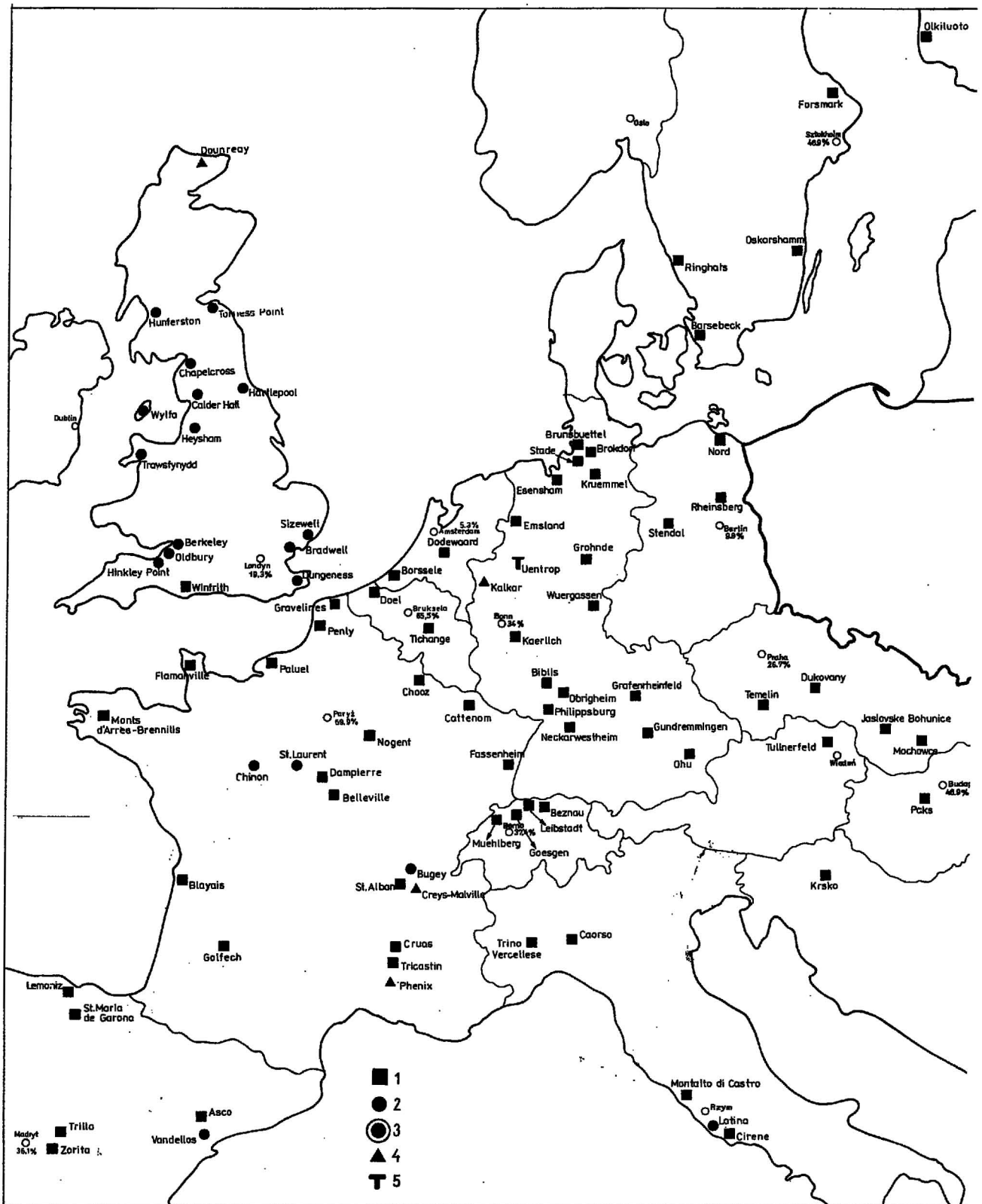
## WNIOSKI

Awaria reaktora w Czarnobylu zaburzała w sposób zauważalny i długotrwały pole naturalnego promieniowania gamma na obszarze Polski. Wielkość zaburzenia tego pola wykazuje znaczne zróżnicowanie przestrzenne, będące wynikiem wpływu zmiennych czynników atmosferycznych, istniejących w okresie emisji radionuklidów przez płonący reaktor. Skażenia są obecnie praktycznie związane wyłącznie z izotopem Cs-137, emitującym promieniowanie gamma o energii 0,662 MeV z półokresem rozpadu 30 lat. Badania spektrometryczne wykonane w rejonie Sudetów wykazały obecność skażeń o aktywności w przedziale 25–40 kBq/m kw. Skażenia te są teraz źródłem promieniowania gamma o wielkości niższej lub zbliżonej do promieniowania emitowanego przez naturalne izotopy promieniotwórcze, znajdujące się w warstwach przypowierzchniowych. Badania wykazały, że zabiegi agrotechniczne bardzo zdecydowanie zmniejszają



Ryc. 6. Mapa skażeń promieniotwórczych Białorusi w październiku 1989 r., opracowana na podstawie badań aerospektrometrycznych (postać mapy została zmodyfikowana)

Fig. 6. Contamination map of cesium-137 of the Byelorussia area on October 1989 (modified). The map is based on aerospectrometric measurements



Ryc. 7. Lokalizacja elektrowni jądrowych w Europie, z zaznaczeniem typu reaktora

Fig. 7. Nuclear power plants in Europe

Rodzaj elektrowni: 1 – wodno-wodny (gazowy), 2 – grafitowo-wodny, 3 – grafitowo-wodny (typ czarnobylski), 4 – powielający, 5 – torowy, 6 – udział w produkcji energii elektr. w % (CIE/89)

Type of reactors: 1 – pressurized-water, 2 – graphite-water, 3 – graphite-water (Chernobyl type), 4 – fast breeder, 5 – thorium, 6 – electricity production from nuclear plants



## LITERATURA

1. Adams J.S. et al. — Gamma-ray spectrometry of rocks. Amsterdam, Elsevier, 1970.
2. Awaria w czarnobylskiej elektrowni jądrowej i jej skutki. Centrum Informatyki Energetyki. Bibl. Postępu Techn. Jądrowej, Warszawa, 1986.
3. Celiński Z. — Wiedza i Życie, 1990 nr 5 s. 29–34.
4. Czubek J.A. — Zarys geofizyki stosowanej. Wyd. Geol., 1972.
5. Durrance E.M. — Radioactivity in geology. London, Ellis Horwood, 1986.
6. Energetyka jądrowa, fakty i racje. Centrum Informatyki Energetyki. Warszawa, 1990.
7. Grasty R.L. et al. — Natural background radiation in Canada. Geol. Surv. of Canada Bull., 1984 nr 360.
8. Henschke J. — Informacja prywatna (CE-LOR). 1990.
9. Jędrzejczak Z. — Dokumentacja badań geofizycznych. Rejon: Rybnica Leśna — Grzmiąca. Arch. Państw. Inst. Geol. Warszawa, 1987.
10. Ilyin L.A. et al. — Bull. IAEA, 1987 vol. 29 nr 4 s. 17–24.
11. IAEA — Nuclear Safety: An International Perspective. IAEA News Features. Vienna, 1988 nr 1 s. 1–12.
12. Melleander H. — Airborne gamma spectrometric measurements of the fall-out over Sweden after the nuclear reactor accident at Chernobyl USSR. IAEA Internal Rep., Vienna, 1989.
13. Schelenz R. et al. — Vienna Bull. IAEA, 1986 vol. 28 nr 3 s. 23–26.
14. Szewczyk J. — Prz. Geol., 1984 nr 8–9 s. 481–487.
15. Szewczyk J. — Kwart. Geol., 1986 nr 2 s. 363–380.
16. Żarnowiecki K. — Analysis of radioactive contaminations and radiological hazard in Poland after the Chernobyl reactor accident. Raport CLOR nr 120/D, 1988.

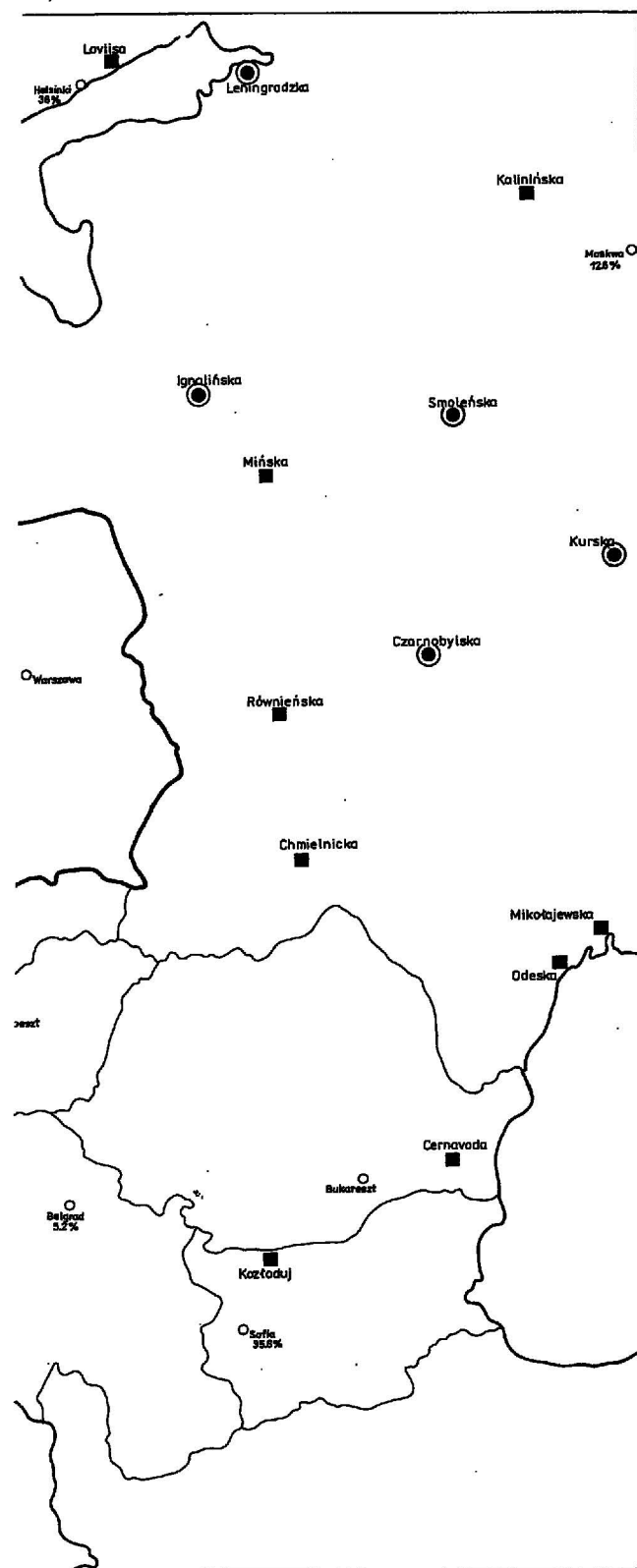
## SUMMARY

The main sources of natural gamma radiation are the decay products of the uranium-238, thorium-232 decay series, and element potassium-40. The gamma emission of these radionuclides has been used in geophysical prospecting methods for many years.

The reactor accident at the Chernobyl nuclear plant substantially disturbed natural background radiation for many years. The spatial distribution of contamination materials was a result of the meteorological conditions during and after the passage of the radioactive clouds. One of the main tasks of the spectrometric — gamma measurements undertaken in 1986 in the area of the Sudety Mts was to determine the influence of these radiological contaminations on results of gamma-ray prospecting methods.

The Chernobyl accident seriously increased people's fears of nuclear energy, both in Poland and in other countries. The full information on consequences of this accident is necessary for the people of all over the world.

The results of measurements showed that the radioactive contamination of cesium-137 for the investigated area was of 25–40 kBq/sq m. The radioelements of contamination produce gamma radiation far lower or, in



koncentrację skażeń w wymienionej warstwie, a tym samym również poziom promieniowania gamma emitowanego przez radionuklidy czarnobylskie.

Zagrożenie radiologiczne, wnoszone przez skażenia promieniotwórcze, na obszarze Polski jest zbliżone lub niższe od zagrożenia istniejącego ze strony naturalnego tła gamma.

some cases, at a level comparable to natural background radiation. The results of these investigations show that agricultural activity seriously diminishes the level of this part of observed gamma radiation.

### РЕЗЮМЕ

Поле естественного гамма-излучения связанное с присутствием в природе изотопов семейства U-238, Th-232, а также K-40 используется уже давно в качестве источника информации в геофизической проспекции. Авария ядерного реактора в Чернобыле нарушила в значительной степени и на долгое время поле естественного гамма-излучения, обусловленное геологическими факторами. Величина нарушения этого поля выказывает значительную пространственную дифференциацию, вызванную главным образом изменчивостью атмосферных условий, существующих во время перемещения и осаждения радиоактивной пыли.

Одной из основных целей измерительных работ,

проведенных в 1986 г. в районе Судет было определение влияния присутствия радионуклидов связанных с аварией, на результаты разведочных работ, проводимых методом гамма-спектрометрии.

Последствия аварии в Чернобыле вызвали значительное увеличение боязни общества перед ядерной энергетикой, обнаруживая одновременно большое затребование на деловую, конкретную информацию в области действительных радиологических опасностей как для Польши, так и для соседних стран, которые вызвала эта беспрецедентная катастрофа.

Проведенные исследования выказали присутствие на изучаемой территории загрязнение изотопом Cs-137 с активностями в пределах 25—40 кБк/м<sup>2</sup>. Эти загрязнения являются в настоящее время источником более низкого гамма-излучения, или близкого к гамма-излучению естественного фона. Доказано, что агротехнические процедуры уменьшают значительно уровень излучения эмитированного радионуклидами загрязнений.