



Politechnika Wroclawska

## **Praca doktorska**

*Badanie wnikania i rozkładu stężenia aktywności radonu w różnych typach budynków w Kaliszu*

Autor:

mgr Sławomira Janiak

Promotor:

prof. dr hab. inż. Henryk Bem

Wydział Inżynierii Środowiska

Za inspirację, wyrozumiałość, cierpliwość  
oraz pomoc przy realizacji tej pracy  
pragnę złożyć serdecznie podziękowania mojemu  
promotorowi prof. dr hab. inż. Henrykowi Bemowi.

## **Spis treści:**

Spis treści: .....	3
<b>A. Wstęp</b> .....	<b>5</b>
<b>B. Część teoretyczna</b> .....	<b>6</b>
1. Radon –własności i występowanie w środowisku.....	6
2. Źródła radonu w budynkach mieszkalnych.....	10
3. Ustalanie się przejściowej równowagi promieniotwórczej pomiędzy radonem i produktami jego rozpadu.....	14
3.1. Stopień równowagi- F.....	14
4. Skutki zdrowotne wnikania radonu oraz produktów jego rozpadu do organizmu człowieka. ....	15
4.1. Podstawowe pojęcia dozymetryczne.....	15
4.2. Stężenie energii potencjalnej cząstek alfa radonu i jego produktów PAEC. ....	18
4.3. Biologiczne skutki inhalacji radonu. ....	20
4.4. Zdrowotne skutki inhalacji produktów rozpadu radonu. ....	21
4.5. Współczynniki zamiany ekspozycji radonu na dawkę efektywną -historyczne ujęcie.....	23
5. Metody pomiaru stężenia aktywności radonu w pomieszczeniach. ....	25
5.1. Dobowe fluktuacje. ....	25
5.2. Sezonowe fluktuacje stężenia radonu w mieszkaniach. ....	26
6. Metody pomiaru radonu w budynkach.....	28
6.1. Metody aktywne.....	29
6.2. Metody pasywne.....	32
6.3 Wady i zalety metod krótkoterminowych w porównaniu z długoterminowymi.....	38
6.4 Strategie pomiarowe w różnych krajach.....	39
7. Poziomy radonu w budynkach na świecie - przegląd literatury. ....	40
7.1. Pomiaru radonu w pomieszczeniach w Polsce.....	45
a) Przegląd pomiarów w pomieszczeniach w Polsce. ....	45
b) Pomiaru w żłobkach, przedszkolach i szkołach.....	48

8. Metody redukcji stężenia radonu w budynkach mieszkalnych. ....	49
9. Cel pracy.....	50
<b>C. Część doświadczalna.....</b>	<b>51</b>
10. Obszar badań.....	51
11. Wybór metody pomiarowej. ....	52
11.1. Walidacja metody PicoRad w badaniach porównawczych w CLOR.....	54
11.2. Zbadanie możliwości wykorzystania detektorów PicoRad do oceny całorocznej dawki efektywnej na podstawie jednostkowych pomiarów w wybranych miesiącach. ....	55
12. Ocena narażenia dzieci na ekspozycję na radon w żłobkach, przedszkolach i szkołach w Kaliszu.....	58
13. Monitoring stężenia radonu w mieszkaniach na terenie Kalisza.....	60
14. Badanie korelacji pomiędzy stężeniem radonu w powietrzu glebowym a stężeniem aktywności radonu w mieszkaniach domów jednorodzinnych.....	68
15. Wykorzystanie urządzenia Sarad EQF 3020 do badania szybkości wnikania radonu do pomieszczeń.....	71
<b>D. Wnioski .....</b>	<b>80</b>
<b>E. Streszczenie pracy .....</b>	<b>82</b>
<b>F. Abstract.....</b>	<b>84</b>
<b>G. Literatura: .....</b>	<b>86</b>

## A. Wstęp

W dniu 5 grudnia 2013 roku została opublikowana Dyrektywa Rady Europy 2013/59/EURATOM ustanawiająca podstawowe normy bezpieczeństwa w celu ochrony przed zagrożeniami wynikającymi z narażenia na działanie promieniowania jonizującego [30]. Dyrektywa ta uchyliła dotychczasowe międzynarodowe podstawowe normy ochrony przed promieniowaniem jonizującym obowiązujące w Polsce.

Z artykułu 74 tej Dyrektywy poświęconego narażeniu na radon w pomieszczeniach wynika, że państwa członkowskie ustanawiają krajowe poziomy referencyjne dla stężeń radonu w pomieszczeniach. Poziomy referencyjne dla średniego rocznego stężenia promieniotwórczości radonu w powietrzu nie mogą być wyższe niż 300 [Bq/m<sup>3</sup>].

Artykuł 104 tej dyrektywy zobowiązuje państwa członkowskie do ustanowienia krajowego planu działania w przypadku długoterminowych zagrożeń wynikających z narażenia na radon w budynkach mieszkalnych, budynkach dostępnych publicznie i w miejscach pracy w odniesieniu do każdego źródła przenikania radonu z gleby, z materiałów budowlanych lub wody. Państwa członkowskie powinny również zidentyfikować obszary, na których stężenie radonu (jako średnia roczna) w znaczącej liczbie budynków może przekroczyć odnośny krajowy poziom referencyjny.

W załączniku XVIII obejmującym wykaz elementów, które należy rozważyć przy przygotowywaniu krajowego planu działania w celu zarządzania długoterminowymi zagrożeniami wynikającymi z narażenia na radon, na pierwszym miejscu wymieniono opracowanie odpowiedniej strategii badań. Taka strategia winna zawierać prowadzenie badań w zakresie stężeń radonu w pomieszczeniach lub stężeń gazu glebowego w celu oszacowania rozmieszczenia stężeń radonu w pomieszczeniach, zarządzania danymi pomiarowymi oraz ustanowieniu innych istotnych parametrów (takich jak rodzaje gleby i skały, przepuszczalność oraz zawartość <sup>226</sup>Ra w skale lub glebie).

Wprawdzie Dyrektywa zobowiązywała państwa członkowskie do wprowadzenia w życie przepisów ustawowych, wykonawczych i administracyjnych niezbędnych do wykonania tej dyrektywy najpóźniej do dnia 6 lutego 2018 roku, ale do dnia dzisiejszego trwają prace nad ustaleniem krajowego programu

radonowego w naszym kraju. Sytuacja jest o tyle dziwna, że w Polsce istnieje kilkanaście ośrodków zajmujących się tematyką radonową na dobrym europejskim poziomie naukowym.

Badania przedstawione w tej pracy idealnie wpasowują się w ramy krajowego programu radonowego. Obejmują one pomiary radonu w budynkach użyteczności publicznej jak: żłobki, przedszkola i szkoły oraz różnego typu budynkach na terenie miasta Kalisza. Tak obszernie zakrojonych badań radonowych na terenie Południowej Wielkopolski, a więc rejonu w pobliżu Pogórza Sudeckiego dotychczas nie prowadzono.

## **B. Część teoretyczna**

### **1. Radon –własności i występowanie w środowisku.**

Radon jest gazem szlachetnym o liczbie atomowej 86. Znajduje się w 18 grupie i 6-tym okresie układu okresowego pierwiastków chemicznych. Gęstość radonu wynosi  $9,73 \text{ [kg/m}^3\text{]}$  - jest najcięższym gazem spośród helowców (około 55 razy cięższy od helu i około 7,6 razy od powietrza atmosferycznego). Radon jest niepalny, bezwonny i pozbawiony smaku [1]. W temperaturze pokojowej radon jest bezbarwny, ale schłodzony do temperatury zamarzania nabiera barwy żółtej, a poniżej  $-180^\circ\text{C}$  staje się pomarańczowo-czerwony. Emituje również intensywną poświatę, co jest efektem jego radioaktywności.

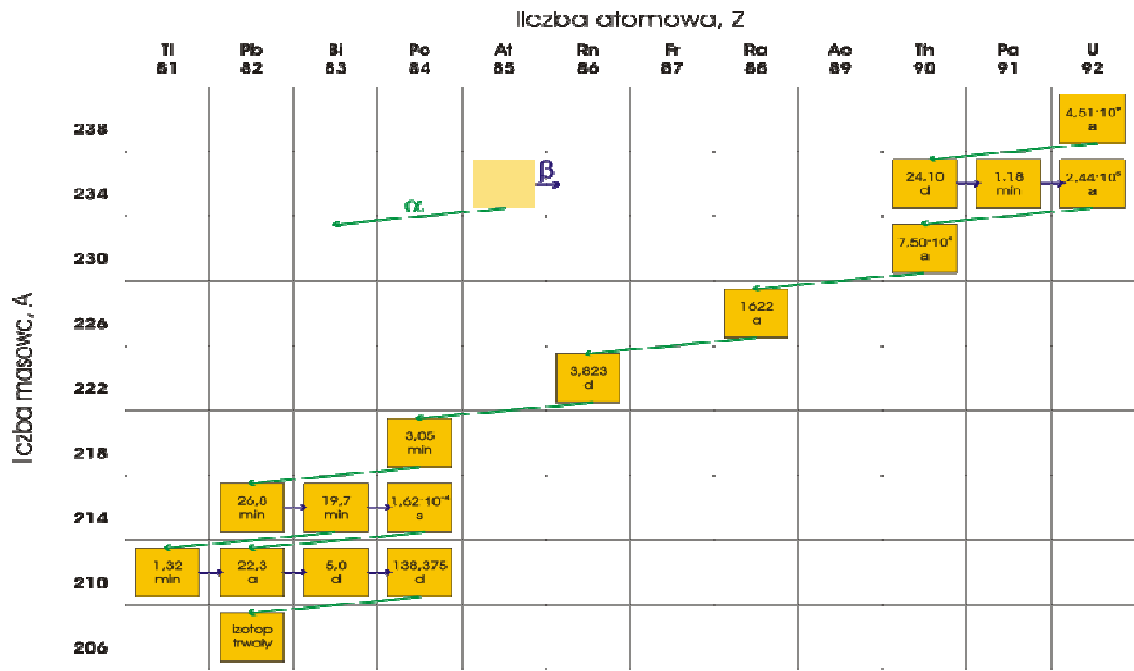
Rozpuszczalność w wodzie jest wprost proporcjonalna do ciśnienia parcjalego radonu nad powierzchnią wody, zależy też od temperatury wody: jest tym większa im niższa jest temperatura wody oraz od odczynu pH wody i jej mineralizacji [2].

**Tab. 1. Wybrane właściwości fizyczne i chemiczne radonu [1].**

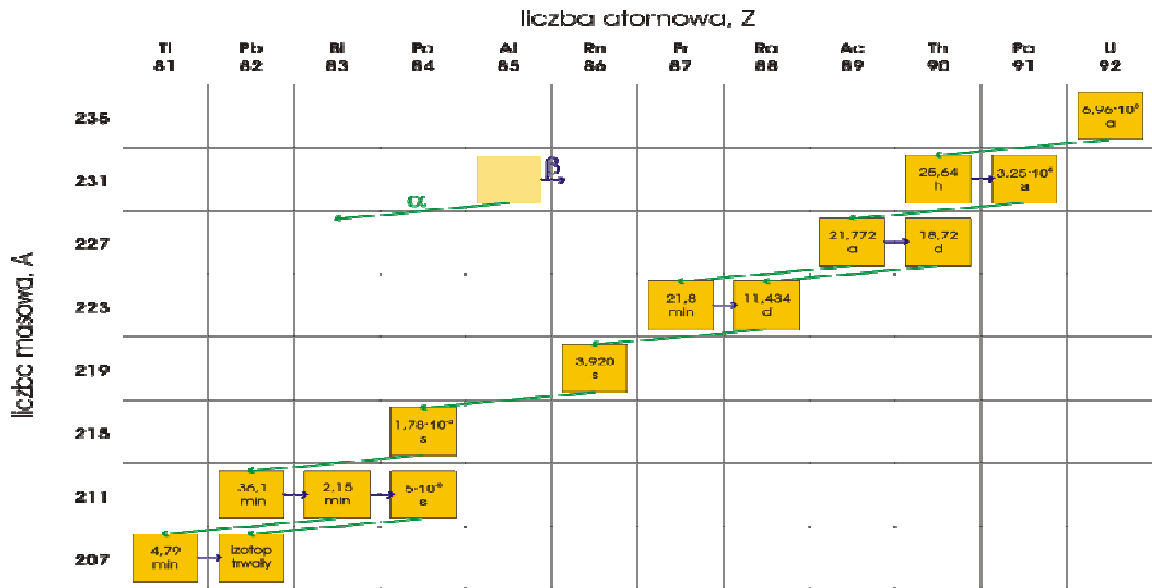
Właściwość	Wartość
Masa atomowa	222,018 u
Stopień utlenienia	0, 2+
Temperatura topnienia	202,1 K
Temperatura wrzenia	211,4 K
Temperatura krytyczna	377 K
Ciśnienie krytyczne	6,28 MPa
Energia jonizacji	1,037 MJ·mol <sup>-1</sup> lub 10,7485 eV·atom <sup>-1</sup>
Elektroujemność absolutna	5,1 eV
Gęstość po skropleniu w temperaturze wrzenia	4,400 g·cm <sup>-3</sup>
Gęstość w stanie gazowym (w temperaturze 273 K)	0,00973 g·cm <sup>-3</sup>
Współczynnik przewodzenia ciepła $\lambda$	0,00364 W·m <sup>-1</sup> ·K <sup>-1</sup>
Molowa entalpia wrzenia $\Delta H_{wrz}$	18 kJ·mol <sup>-1</sup>
Entalpia topnienia $\Delta H_{top}$	2,9 kJ·mol <sup>-1</sup>
Objętość molowa w temperaturze 211 K	50,5 cm <sup>3</sup>

Radon jest jedynym gazowym pierwiastkiem promieniotwórczym występującym w przyrodzie. Jako gaz może się łatwo przemieszczać i stąd wynika jego potencjalne zagrożenie dla naszego zdrowia. Inne naturalne pierwiastki promieniotwórcze są uwięzione w skorupie ziemskiej i nie mogą samoistnie migrować. Radon dzięki permanentnej migracji do atmosfery jest stałym choć śladowym, obok innych gazów szlachetnych, składnikiem powietrza atmosferycznego [2].

Izotopy radonu występują we wszystkich trzech naturalnych szeregach promieniotwórczych (nie występowały w wygasłym neptunowym szeregu promieniotwórczym) [1].

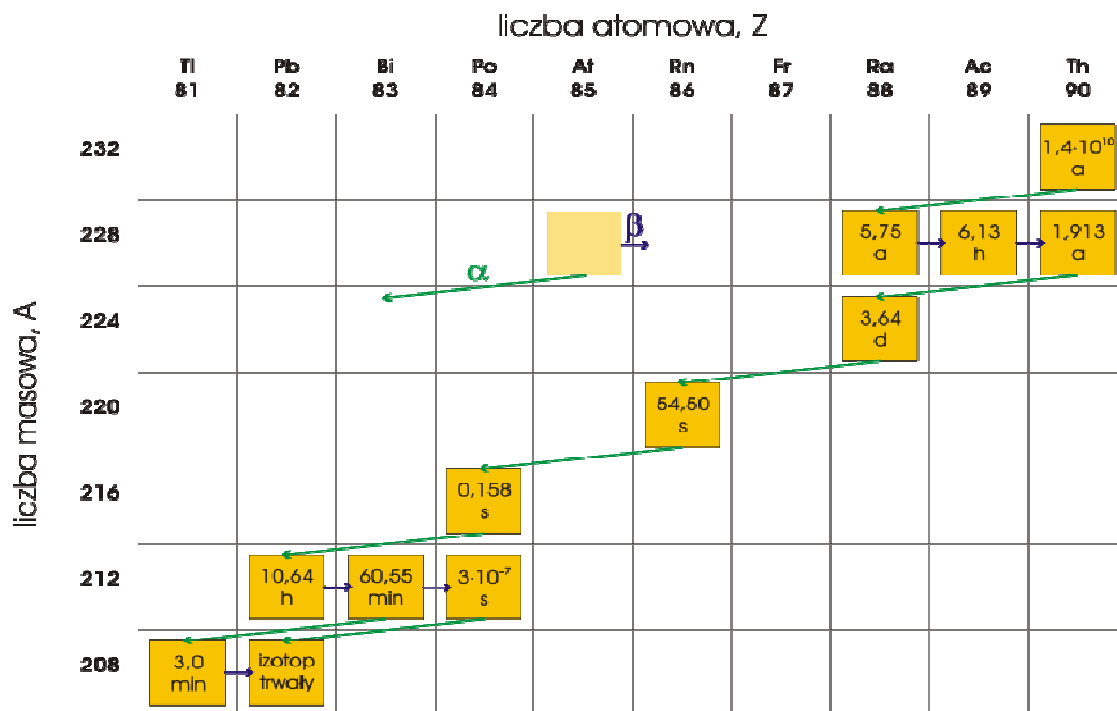


Rys. 1. Szereg promieniotwórczy uranowo-radowy [3].



Rys. 2 Szereg promieniotwórczy uranowo-aktynowy [3].





Rys. 3. Szereg promieniotwórczy torowy [3].

Trzy naturalne radionuklidy o długich okresach połowicznego zaniku:  $^{232}\text{Th}$  ( $T=1,4\cdot 10^{10}$  lat),  $^{235}\text{U}$  ( $T= 7,1\cdot 10^8$  lat) oraz  $^{238}\text{U}$  ( $T= 4,5\cdot 10^9$  lat) w wyniku rozpadu promieniotwórczego dają serie kolejno rozpadających się nuklidów o krótszych okresach połowicznego zaniku niż radionuklid macierzysty. W każdym z tych szeregów promieniotwórczych występuje radionuklid gazu szlachetnego radonu i kończą się one stabilnymi izotopami ołowiu:  $^{206}\text{Pb}$ ,  $^{207}\text{Pb}$  i  $^{208}\text{Pb}$  [4].

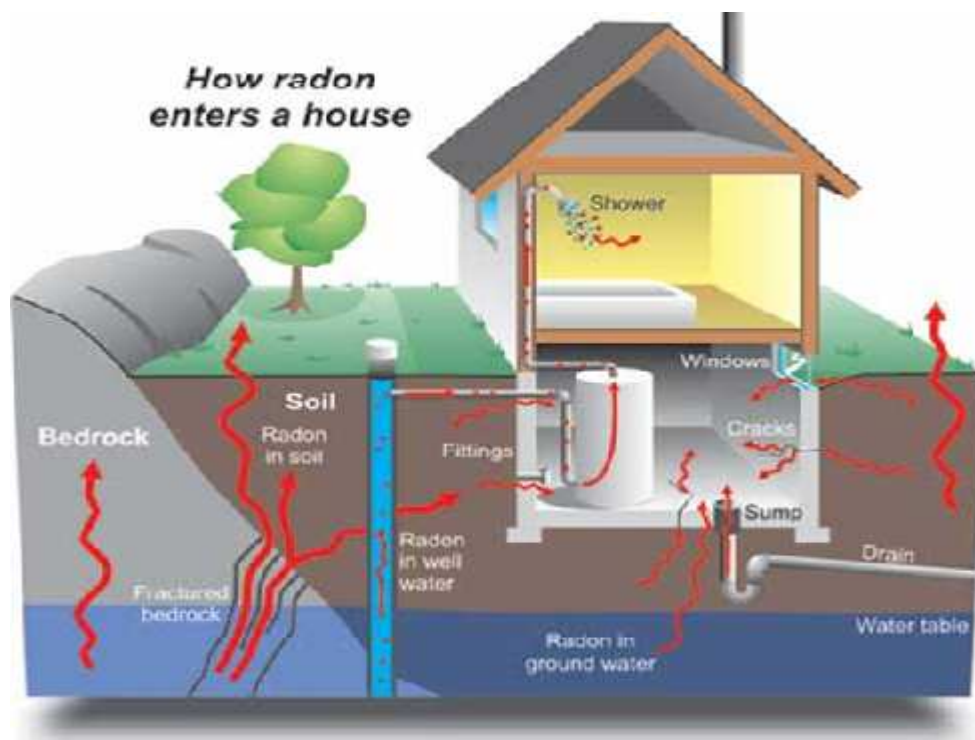
W układach zamkniętych (np. litych skałach) aktywność poszczególnych składników szeregu promieniotwórczego jest stała i równa aktywności macierzystego radionuklidu, odpowiednio  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$  lub  $^{232}\text{Th}$  [4].

Ze względu na średni czas życia pierwiastek radon najczęściej jest utożsamiany ze swoim długożyciowym nuklidem, pochodzącym z szeregu uranowo-radowego -  $^{222}\text{Rn}$  o okresie połowicznego zaniku  $T_{1/2} = 3,825$  dnia. Właśnie z tego względu należy uznać, że właśnie on odgrywa najważniejszą spośród wszystkich izotopów radonu rolę w środowisku. W wyniku kolejnych rozpadów z atomu  $^{222}\text{Rn}$  powstają następujące radionuklidy:  $^{218}\text{Po}$  ( $T_{1/2}=3,11$  min),  $^{214}\text{Pb}$  ( $T_{1/2}=26,9$  min),  $^{213}\text{Bi}$  ( $T_{1/2}=19,9$  min),  $^{214}\text{Po}$  ( $T_{1/2}=1,64 \cdot 10^{-4}$  s). Produkty rozpadu radonu mogą przemieszczać się w atmosferze, jako tzw. frakcja wolna lub też przyczepiać się

do cząstek aerozoli. Dwa z tych radionuklidów  $^{218}\text{Po}$  i  $^{214}\text{Po}$  emitują szczególnie groźne po przedostaniu się do wnętrza organizmu promieniowanie  $\alpha$ .

## 2. Źródła radonu w budynkach mieszkalnych.

Radon w powietrzu atmosferycznym pochodzi głównie ze skorupy ziemskiej. Jako gaz szlachetny łatwo migruje, np. przez środowisko gleby, dostając się do atmosfery. Proces ten nazwa się ekshalacją. Średnie stężenie radonu w przyziemnej warstwie powietrza na terenie Polski zależy od warunków atmosferycznych i pory roku i waha się od 5 do 20 [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ] [64]. Znajdujący się w powietrzu glebowym podłoża budynku radon przedostaje się do wnętrza budynku względnie szybko, w zależności od konstrukcji budynku i może osiągnąć tam wysokie stężenia aktywności  $>100$  [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ]. Drogi wnikania radonu do budynku przedstawia Rys.4.



Rys.4. Drogi wnikania radonu do budynku [9].

Źródła radonu w powietrzu wewnątrz statystycznie reprezentatywnego budynku, przy założeniu wymiany powietrza co godzinę, podano w Tabeli 2 [6]

**Tab.2. Procentowy udział źródeł radonu w przeciętnym domu [6].**

<b>Źródło radonu</b>	<b>[%]</b>
Podłoże budowlane (grunt)	60
Materiały budowlane	20
Powietrze atmosferyczne	18
Woda	2
Gaz ziemny	<1

Radon przedostaje się do powietrza wewnątrz budynków również po rozpadzie radu, obecnego w materiałach budowlanych takich jak cement, cegły czy różnego rodzaju betony będące składnikami ścian, podłóg czy stropów budynków.

Radon uwalnia się, migruje i wydobywa z podłoża do powietrza atmosferycznego lub do powietrza wewnątrz budynku w następujących etapach:

-emanacja - atomy radonu uwalniają się z ziaren skał gruntowych lub materiałów budowlanych do przestrzeni międzyziarnowej,

-transport - uwolniony radon z przestrzeni międzyziarnowej migruje z wodą, powietrzem gruntowym lub innym gazem,

-ekshalacja- wydobywanie się radonu z powierzchni gruntu lub materiałów budowlanych [7].

Szybkość migracji, czyli tzw. ekshalacja radonu z materiału macierzystego do atmosfery zależy od wielu czynników, m.in. temperatury, rodzaju i spójności materiału, w którym powstał czy ciśnienia zewnętrznego. Jako gaz szlachetny migruje w postaci jednoatomowej, nie wchodząc w żadne związki chemiczne.

Jak wynika z Tabeli 2 głównym źródłem  $^{222}\text{Rn}$  w mieszkaniach czy domach jest podłoże. Wszystko jednak zależy od charakterystyki podłoża, na którym zbudowano dom (rozproszonych w nim złóż uranu i radu), jego konstrukcji, obecności piwnic, typu instalacji wodno-sanitarnej, i szybkości wentylacji powietrza. Przyjmuje się, że przeciętnie 60 % radonu w typowych domach pochodzi z podłoża budynku a następne 20% z materiałów budowlanych [6].

Zawartość samego radonu w pomieszczeniach uzależniona jest także w dużym stopniu od konstrukcji mieszkania oraz od systemu wentylacji. Oczywiście jest, że im lepsza jest wentylacja, tym stężenie radonu jest mniejsze. Konieczne jest,

więc częste przewietrzanie mieszkania. Ponadto, budynek może tworzyć rodzaj klosza, pod którym zbiera się radioaktywny gaz migrujący z gleby. Szczególnie niebezpieczne pod tym względem mogą być zakamarki w piwnicach, gdzie nie ma naturalnej cyrkulacji powietrza. Powinno się, więc dobrze uszczelnić podłogę, aby gaz nie wnikał do budynku. Należy też unikać zamkniętych, niewentylowanych pomieszczeń, w których może magazynować się radioaktywny gaz.

Drugim istotnym źródłem radonu w pomieszczeniach jest ekshalacja radonu ze ścian budynków mieszkalnych. Zasadniczy wpływ na emisję tego pierwiastka mają dwa czynniki:

- zawartość prekursora radonu (czyli radu) w materiale, z którego wykonane są ściany;
- łatwość migracji radonu z materiału ścian do pomieszczenia.

Materiały lekkie i porowate (np. gips) zazwyczaj sprzyjają łatwej migracji radonu na zewnątrz. Znaczenie ma również rodzaj pokrycia ścian. Zwykle szczelna warstwa farby lub tapeta istotnie zmniejszają stężenie radonu i jego pochodnych w powietrzu [11].

**Tab. 3. Zawartość radu w materiałach budowlanych [11].**

<b>Materiał</b>	<b>Kraj</b>	<b>Zawartość radu-226 [Bq/kg]</b>	<b>Emanacja [%]</b>
Beton	Norwegia	28	1-20
	USA	9-32	13-25
	Węgry	13	28
Cegła	Norwegia	63	1,0
	USA	45	1,0
	Polska	18	5,0
	Węgry	18	2,3
	b. ZSRR	50	3,5
Fosfogipsy	Floryda	1222	b.d.
	Idaho (USA)	850	b.d.
	Polska	437	12
Popioły lotne z elektrowni	USA	19	25
	Polska	96	0,5

Należy podkreślić, że istotnym źródłem radonu w pomieszczeniach w budynkach wielokondygnacyjnych może być szeroko stosowany w Polsce tzw. beton komórkowy z dodatkiem popiołów lotnych jako materiału odpadowego z elektrowni. W popiołach tych po spaleniu węgla gromadzą się wszystkie naturalne radionuklidy obecne w węglu kamiennym i średnie stężenie aktywności  $^{226}\text{Ra}$  wynosi  $\sim 100$  [Bq/kg] [12,13,14].

Innym źródłem radonu w pomieszczeniach są woda i gaz. Pomieszczeniem o największym stężeniu radonu pochodzącego z wody jest oczywiście łazienka, szczególnie w czasie i tuż po użyciu prysznicza. W następnej kolejności jest kuchnia. Akurat tak się składa, że w łazience nie spędzamy zbyt dużo czasu. Trochę gorzej to wygląda, jeśli chodzi o kuchnię. Szybkość i stopień uwalniania się radonu podczas gospodarczego użycia wody do powietrza w pomieszczeniach została zbadana m.in. przez Harley i współautorów [10]. Obliczony przez nich i powszechnie przyjęty tzw. średni współczynnik uwalniania radonu z wody do pomieszczenia jest równy  $10^{-4}$ , to znaczy użycie wody o zawartości w niej radonu w stężeniu  $10$  [Bq/l] ( $10^4$  [Bq/m<sup>3</sup>]) spowoduje wzrost stężenia radonu w pomieszczeniu o  $1$  [Bq/m<sup>3</sup>].

Stężenie radonu w pomieszczeniach zamkniętych uzależnione jest także od pory dnia, pory roku, kierunku wiatru, temperatury oraz ciśnienia - na przykład, wzrost temperatury przeważnie powoduje szybszą dyfuzję nagromadzonego gazu na zewnątrz ścian; spadek ciśnienia powoduje łatwiejsze „wsysanie” gazu do wnętrza z materiałów budowlanych czy ścian [11].

Stężenie radonu w pomieszczeniach wykazuje znaczne wahania w zależności nie tylko od warunków atmosferycznych (m.in. prędkości i kierunku wiatru, ciśnienia atmosferycznego, temperatury powietrza, opadów atmosferycznych, występowania pokrywy śnieżnej) [58] i zawartości radu w podłożu, ale przede wszystkim od szybkości transportu tego gazu do pomieszczeń. Dostanie się radonu do pomieszczeń zwykle występuje przez pęknięcia, połączenia ścian, połączenia rur luźne szczeliwa lub uszczelnienia wokół okien [15].

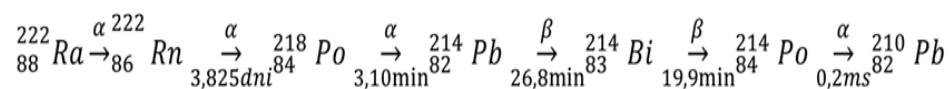
Szybkość transportu radonu do pomieszczeń zależy w dużym stopniu od typu i charakterystyki konstrukcji domu. Zgodnie z Dyrektywą UE 2013/59 EURATOM z dnia 5 grudnia 2013 r. narażenie ludności na promieniowanie jonizujące musi być utrzymywane na jak najniższym poziomie. Dyrektywa ta precyzuje wielkości zwane parametrycznymi dotyczące narażenia od naturalnych źródeł promieniowania, w tym

od radonu i jego pochodnych w domach (np. stężenie radonu w pomieszczeniach nie powinno przekraczać 300 [Bq/m<sup>3</sup>]) oraz radioaktywności materiałów budowlanych [30].

### 3. Ustalanie się przejściowej równowagi promieniotwórczej pomiędzy radonem i produktami jego rozpadu.

#### 3.1. Stopień równowagi- F.

W wyniku kolejnych rozpadów promieniotwórczych z radonu powstają m. in. dwa dalsze groźne α- promieniotwórcze izotopy polonu: <sup>218</sup>Po i <sup>214</sup>Po oraz dwa emitery promieniowania β: <sup>214</sup>Pb i <sup>214</sup>Bi.



Część produktów rozpadu radonu w powietrzu łączy się początkowo z cząstkami pary wodnej w postaci aglomeratów o średnicy poniżej 10 nm, tworząc tzw. frakcję niezwiązaną. Jednak zdecydowanie większa część atomów- pochodnych radonu ulega adsorpcji na powierzchni pyłów i jest określana jako tzw. frakcja związana. Jeżeli czas przebywania w powietrzu tych aglomeratów lub pyłów jest dostatecznie długi, to po okresie około 3 godzin może ustalić się zarówno we frakcji związanej jak i w niezwiązanej stan przejściowej równowagi promieniotwórczej [16].

Można przyjąć, że w stanie równowagi promieniotwórczej aktywność produktów rozpadu radonu jest równa aktywności radonu w powietrzu i tzw. stopień równowagi F równy stosunkowi średniego stężeni aktywności poszczególnych produktów rozpadu do aktywności radonu jest równy 1. W praktyce stopień równowagi promieniotwórczej między radonem i jego pochodnymi w powietrzu we frakcji związanej jest mniejszy od 1. W celu oszacowania zagrożenia radiologicznego związanego z inhalacją radonu i produktów jego rozpadu przyjmuje się, że w pomieszczeniach mieszkalnych średnio F=0,4, a dla frakcji niezwiązanej - fp zależy silnie od stopnia zapylenia i wilgotności powietrza i zwykle jest niższy od 0,02 [17].

#### 4. Skutki zdrowotne wnikania radonu oraz produktów jego rozpadu do organizmu człowieka.

##### 4.1. Podstawowe pojęcia dozymetryczne.

W wyniku oddziaływania promieniowania jądrowego z materią część energii tego promieniowania zostaje przekazana składnikom materii tj. elektronom, atomom lub cząsteczkom. Dozymetria promieniowania jądrowego zajmuje się pomiarami efektów fizycznych podczas oddziaływania promieniowania z materią. Miarą tych efektów jest tzw. **dawka pochłonięta D**, którą definiuje się jako ilość energii pochłoniętej przez kilogram napromieniowanej substancji:

$$D = \Delta E / m \quad (1)$$

gdzie:  $\Delta E$  oznacza energię pochłoniętą w [J],

m-masę w [kg].

W układzie SI jednostką dawki pochłoniętej jest 1 Gy (grej)=1[J/kg].

Do oceny skutków biologicznych wywołanych u człowieka wskutek pochłonięcia tych samych dawek od różnego rodzaju promieniowanie wprowadzono pojęcie dawki równoważnej H, będącej sumą iloczynów dawki pochłoniętej w danym organie i tzw. współczynnika wagowego promieniowania  $w_R$ . W przypadku działania na tkankę różnego rodzaju promieniowania wartość **dawki równoważnej** w danej tkance  $H_T$  można obliczyć za pomocą wzoru:

$$H_T = \sum D_{TR} \cdot w_R \quad (2)$$

gdzie:  $D_{TR}$ -pochłonięte dawki poszczególnych rodzajów promieniowania przez tkanki  $T_R$ ,

$w_R$ -współczynniki wagowe różnych rodzajów promieniowania [4].

Wartości współczynników wagowych  $w_R$  najważniejszych rodzajów promieniowania jonizującego przedstawia tabela:

**Tab.4. Czynniki wagowe wybranych rodzajów promieniowania [29].**

<b>Elektrony wszystkich energii</b>	<b>[%]</b>
Kwanty X i gamma wszystkich energii	1
Elektrony wszystkich energii	1
Cząstki alfa, ciężkie jony	20
Protony o E >2 MeV	5
Neutrony w zależności od energii	5÷20

Jednostką **dawki równoważnej** jest 1 sivert [Sv]. Dawce pochłoniętej promieniowania X, β lub γ równej 1 Gy odpowiada dawka równoważna 1 [Sv].

Ze względu na krótki zasięg promieniowania alfa w materii (tylko kilka cm w powietrzu i kilkadziesiąt mikronów w tkance) nie jest ono groźne dla człowieka, jeżeli źródło tego promieniowania jest umieszczone poza organizmem. Jednak po przedostaniu się radionuklidów α - promieniotwórczych do wnętrza organizmu np. w wyniku inhalacji radonu są one niezwykle groźne ze względu na wielkość czynnika wagowego tego promieniowania równą 20.

W przypadku organizmu człowieka, oprócz rodzaju promieniowania, istotny wpływ na ewentualne skutki zdrowotne ma także rodzaj napromieniowanej tkanki.

Ilościową miarą oceny ewentualnych ujemnych skutków biologicznych związanych z absorpcją promieniowania jonizującego jest **dawka efektywna E**, która wyrażona jest wzorem:

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T \quad (3)$$

gdzie  $w_T$  - oznacza współczynnik wagowy tkanki lub narządu T,

$H_T$  –dawkę równoważną; dawka pochłonięta w tkance lub narządzie T.

Jednostką dawki efektywnej jest siwert [Sv].

Wartości czynników wagowych, dla tkanek, istotnych z punktu widzenia skutków zdrowotnych po ich napromieniowaniu przedstawiono w poniższej tabeli:

**Tab. 5. Czynniki wagowe tkanek [29].**

Tkanka lub narząd	Wartość $w_T$
Guczoły piersiowe	0,12
Żołądek	0,12
Czerwony szpik kostny	0,12
<b>Płuca</b>	<b>0,12</b>
Jelito grube	0,12
Guczoły płciowe	0,08
Pęcherz moczowy	0,04
Tarczycyca	0,04
Wątroba	0,04



Tkanka lub narząd	Wartość $w_T$
Przełyk	0,04
Powierzchnia kości	0,01
Skóra	0,01
Mózg	0,01
Gruzoły ślinowe	0,01
Pozostałe organy	0,12

Suma czynników wagowych wszystkich wymienionych w tabeli 5 tkanek wynosi 1 i taką samą wartość  $w_T=1$  przyjmuje się dla równomiernego napromieniowania całego ciała.

W przypadku napromieniowania w dłuższym okresie czasu zmiennymi dawkami wprowadzono pojęcie tzw. efektywnej dawki obciążającej  $E(t)$  obliczonej zgodnie ze wzorem:

$$E(t) = \int_0^t E(t) dt \quad (4)$$

gdzie:  $E(t)$  jest funkcją zmiany dawki w czasie od 0 do  $t$ .

Efektywna dawka obciążająca ma praktyczne zastosowanie do oceny sumarycznego narażenia w danym okresie dla ludności zamieszkującej skażone tereny, gdzie skutek rozpadu radioaktywnego i migracji radionuklidów ich poziom zmienia się w czasie [16].

**Tab. 6. Udział różnych źródeł w przeciętnej dawce dla człowieka od promieniowania jonizującego [31].**

Źródło	Dawka efektywna [mSv]
Promieniowanie kosmiczne	0,39
Ziemskie promieniowanie $\gamma$	0,46
Radon i produkty jego rozpadu	1,2
Skażenia wewnętrzne	0,28
Toron	0,1
Źródła naturalne 2,43 [mSv]	
Diagnostyka medyczna	1,3
Awarie i inne	0,011
Źródła sztuczne 1,31 [mSv]	

Jak widać z tej tabeli około połowy całkowitego narażenia ludności od naturalnych radionuklidów jest spowodowane inhalacją radonu i produktów jego rozpadu.

#### 4.2. Stężenie energii potencjalnej cząstek alfa radonu i jego produktów PAEC.

Jak wynika z Tabeli 6 połowa dawki, jaką otrzymuje przeciętny człowiek od promieniowania jonizującego pochodzi od jego krótkożyciowych produktów rozpadu radonu. Miarą zagrożenia od tych pochodnych jest wielkość fizyczna zwana stężeniem energii potencjalnej cząstek alfa (w skrócie PAEC).

W realnych warunkach w pomieszczeniach zwykle nie ma równowagi między radonem a produktami jego rozpadu, dlatego dla oceny dawki podaje się tzw. stężenie potencjalnej energii cząstek  $\alpha$  w powietrzu oznaczane akronimem PAEC (ang. potencial alpha energy concentration). Wielkość ta oznacza sumaryczną energię cząstek  $\alpha$ , która może być potencjalnie wyemitowana z produktów rozpadu  $^{222}\text{Rn}$ , obecnych w jednostce objętości powietrza. W układzie SI jej jednostką jest  $[\text{J}/\text{m}^3]$  [16].

PAEC można powiązać ze stężeniami produktów rozpadu zgodnie z następującymi równaniami:

$$\text{PAEC} = \sum_{i=1}^4 N_i E_i / V \quad (5)$$

gdzie:  $N_i$  – liczba atomów kolejnych czterech pochodnych radonu do  $^{214}\text{Po}$  włącznie,

$E_i$  – suma energii rozpadów  $\alpha$  danego nuklidu i jego pochodnych [MeV],

$V$  – objętość powietrza, w której zawarta jest liczba  $N$  atomów  $[\text{m}^3]$ .

Zgodnie z definicją aktywności  $A_i$  liczbę atomów  $N_i$  można zastąpić wyrażeniem:

$$N_i = A_i / \lambda_i \quad (6)$$

gdzie:  $\lambda_i$  oznacza stałą rozpadu  $i$ -tego nuklidu.

Po podstawieniu zależności (5) i (6) otrzymuje się końcowe wyrażenie:

$$\text{PAEC} = \sum_{i=1}^4 A_i E_i / \lambda_i \quad (7)$$

gdzie:  $A_i$  oznacza aktywność właściwą  $i$ -tej pochodnej  $[\text{Bq}/\text{m}^3]$ .

Tab.7. Wartości PAEC pochodnych radonu [16].

Radionuklid	Numer i	T <sub>1/2</sub> [s]	PAEC			
			Na 1 atom-E <sub>i</sub>		Na 1 Bq-E <sub>i</sub> /λ	
			MeV	10 <sup>12</sup> J	MeV	10 <sup>9</sup> J
<sup>218</sup> Po	1	183	13,7	2,19	3620	0,59
<sup>214</sup> Pb	2	1608	7,7	1,23	17800	2,86
<sup>214</sup> Bi	3	1182	7,7	1,23	13100	2,11
<sup>214</sup> Po	4	1,64·10 <sup>-4</sup>	7,7	1,23	2·10 <sup>-3</sup>	3,2·10 <sup>-7</sup>
W równowadze z 1 Bq <sup>222</sup> Rn				suma	34710	5,56

Do określenia stężenia energii potencjalnej w USA i literaturze przedmiotu dalej jest szeroko stosowana jednostka zwana poziomem roboczym- **[WL]** (ang. working level). Ta jednostka odpowiada całkowitej energii promieniowania alfa równej 1,3·10<sup>5</sup> [MeV] emitowanej podczas rozpadu każdego atomu radonu i jego pochodnych obecnych w 1 litrze powietrza. W jednostkach SI jednemu [WL] odpowiada 2,1·10<sup>-5</sup> [Jm<sup>-3</sup>].

Stężenie potencjalnej energii α wyrażane jest także za pomocą równoważnego stężenia (aktywności) radonu C<sub>eq</sub> (ang. equilibrium equivalent concentration EEC). Wielkość ta odpowiada stężeniu radonu będącemu w pełnej równowadze ze swoimi pochodnymi C<sub>eq</sub>, których PAEC jest identyczne jak w badanej próbce powietrza. W przypadku pełnej równowagi promieniotwórczej wobec:

$$C_i = C_{eq} \quad (8)$$

wzór (7) przyjmuje postać:

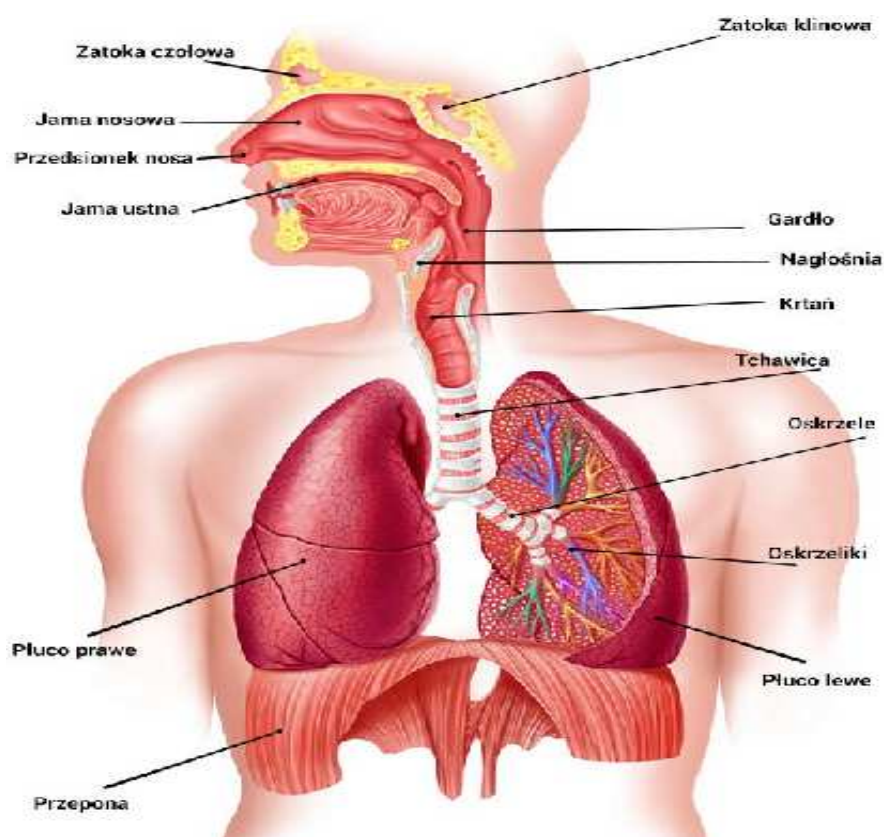
$$PAEC = C_{eq} \sum_{i=1}^4 E_i / \lambda_i \quad (9)$$

Jeżeli przyrząd pomiarowy pozwala na równoczesny pomiar aktywności radonu C<sub>Rn</sub> i aktywności jego pochodnych, zaadsorbowanych na filtrze C<sub>eq</sub> wówczas można obliczyć stopień równowagi frakcji związanej F zgodnie ze wzorem [16]:

$$F = C_{eq} / C_{Rn} \quad (10)$$

### 4.3. Biologiczne skutki inhalacji radonu.

Inhalacja radonu, a w szczególności produktów jego rozpadu zaadsorbowanych na powierzchni cząstek pyłu zawieszonego w powietrzu (w szczególności tzw. frakcji pyłu respirabilnego o średnicach do 10  $\mu\text{m}$ ) powoduje odkładanie się tych cząsteczek w całym układzie oddechowym człowieka, głównie w wąskich oskrzelikach płucnych.



Rys. 5. Budowa układu oddechowego człowieka.

Znajdujące się na powierzchni pyłów  $\alpha$ - promieniotwórcze produkty rozpadu  $^{222}\text{Rn}$  ( $^{218}\text{Po}$  i  $^{214}\text{Po}$ ) emitują cząstki  $\alpha$ , które ze względu na swój krótki zasięg w tkance deponują całą swoją energię kinetyczną w mikroskopijnej masie np. nabłonka płuc i stąd dawki równoważne dla tej tkanki są bardzo duże.

Energia promieniowania jonizującego przekazywana jest do środowiska skokowo. W miejscach przekazania jej tworzą się tzw. węzły jonizacji, w których znajduje się kilkanaście do kilkudziesięciu cząsteczek wzbudzonych, rodniko-jonów i innych nietrwałych elementów materii z podwyższoną energią, które mogą reagować ze składnikami komórek w szczególności z istotnym ich elementem - kwasem deoksyrybonukleinowym DNA. W przypadku promieniowania  $\alpha$  średnia

odległość między węzłami jonizacji w tkance ludzkiej jest rzędu 2 nm i taka jest w przybliżeniu odległość między niciami podwójnej helisy DNA. A zatem w wyniku oddziaływania promieniowania  $\alpha$  z żywą materią, może dojść do zerwania obu nici DNA prowadzące do nieodwracalnego jej uszkodzenia. Te uszkodzone fragmenty DNA przy podziałach komórkowych generują nowe komórki z fragmentami DNA, co może być początkiem zmian nowotworowych w żywym organizmie. Z tego powodu czynnik wagowego tego promieniowania jest równy 20.

Pojedyncza cząstka alfa może powodować mutacje DNA nawet w kilku komórkach, co zwielokrotnia efekt ekspozycji, czyniąc prawdopodobnym sugerowany brak stężenia progowego, poniżej którego nie zaobserwowano by efektów negatywnych dla zdrowia [29].

W związku z tym do oceny zagrożenia związanego z inhalacją produktów rozpadu radonu wprowadzono pojęcie potencjalnego stężenia energii cząstek alfa (PAEC).

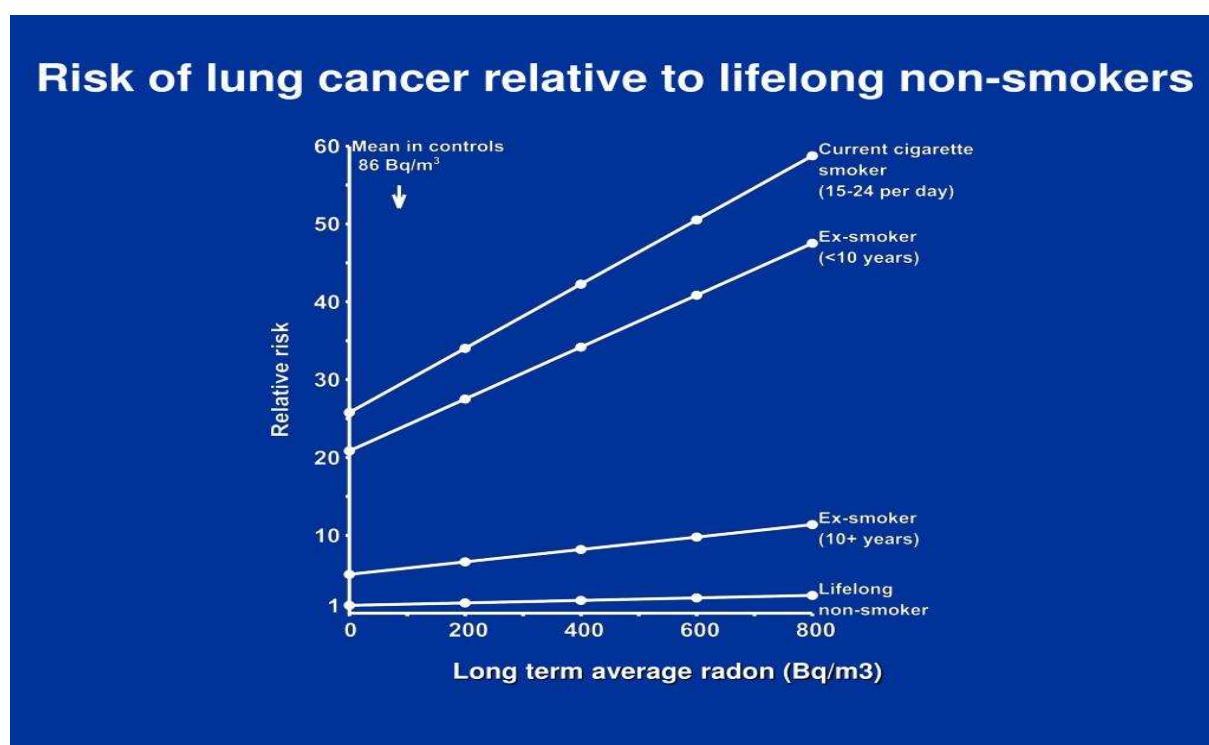
#### **4.4. Zdrowotne skutki inhalacji produktów rozpadu radonu.**

Międzynarodowy Komitet Ochrony Radiologicznej ICRP stosuje dalej liniową bezprogową zależność między prawdopodobieństwem wystąpienia ujemnych skutków zdrowotnych (przeważnie w postaci nowotworów), a otrzymana dawką efektywną. W przypadku narażenia na inhalacje radonu i jego produktów otrzymana dawka efektywna jest proporcjonalna do ekspozycji na radon, czyli iloczynu średniego stężenia radonu i jego produktów (lub stężenia energii potencjalne alfa) i czasu trwania tej ekspozycji w godzinach. Praktycznymi jednostkami ekspozycji są więc:  $t$  [ $\text{Bq}\cdot\text{godz}\cdot\text{m}^{-3}$ ] oraz tzw. miesięczny poziom roboczy [WLM]. Ta ostatnia jednostka odpowiada ekspozycji przez 170 godzin na stężenie potencjalnej energii cząstek alfa równej 1 [WL] i jest ona równoważna ekspozycji  $3,54$  [ $\text{mJ}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ ].

Pierwsze naukowo udokumentowane powiązanie obecności radonu w powietrzu z występowaniem nowotworów płuc zawdzięczmy badaczom przyczyn występowania częstych nowotworów płuc wśród górników w niemieckich kopalniach uranu tzw. The 'Schneeberger Lung Disease' [22].

Natomiast jako pierwsi o liniowej zależności pomiędzy wzrostem ryzyka względnej zapadalności na nowotwory płuc, a ekspozycją na radon wykazał Lubin z współautorami [23].

Następne obszerne badania epidemiologiczne dużych grup ludności tzw. kohort, przeprowadzone w Europie, Ameryce Płn. i w Chinach potwierdziły liniową zależność między względnym wzrostem ryzyka nowotworów płuc, a stężeniem radonu w pomieszczeniach [8,17-20]. Jak wynika z raportu Światowej Organizacji Zdrowia radon i promieniotwórcze jego pochodne są po paleniu tytoniu drugą główną przyczyną nowotworów płuc. Wykazano (Rys.6.) wyraźną zależność liniową pomiędzy czasem i natężeniem ekspozycji, a ryzykiem rozwoju raka płuca, oraz brak wartości progowej stężenia radonu, poniżej której nie zaobserwowano by efektów negatywnych dla zdrowia [17].



Rys.6. Wpływ palenia papierosów na ryzyko nowotworów płuc [17].

W Tabeli 8 przedstawiono porównanie ryzyka wystąpienia raka płuc wynikającego z ekspozycji na promieniowanie jonizujące dla osób niepalących (non smoker) z osobami palącymi papierosy w różnym stopniu. Jak wynika z tych danych, prawdopodobieństwo zachorowania jest znacznie wyższe w przypadku palenia tytoniu niż z samej inhalacji produktów rozpadu radonu. Jak wynika z tych zależności oba czynniki razem dają silny efekt synergistyczny. Oznacza to, że u człowieka palącego papierosy, narażonego jednocześnie na wysokie stężenia radonu, ryzyko indukcji raka płuc wzrasta kilkadziesiąt razy.

**Tab.8. Porównanie względnego ryzyka wystąpienia raka płuc wynikającego z ekspozycji na promienie jonizujące z ryzykiem wynikającym z palenia tytoniu [21].**

Względne ryzyko raka płuc	Liczba papierosów palona dziennie	Radon	
		kopalnie [WLM] <sup>2</sup>	mieszkania [Bq/m <sup>3</sup> ]
1,0	0	0	<40
4,6	1-9	735	4500
7,5	10-19	1325	8100
13,1	20-39	2470**	15000**

Według EPA w ciągu całego życia ekspozycja na radon na poziomie do 148 [Bq/m<sup>3</sup>] spowoduje rozwój raka płuca u 7 / 1000 niepalących i aż 63 / 1000 palących tytoń [23]. Według innych źródeł mieszkanie w domach o stężeniu radonu 0, 100 lub 800 [Bq/m<sup>3</sup>] jest związane z ryzykiem zgonu z powodu raka płuca dla osoby niepalącej (w wieku 75 lat) odpowiednio 4, 5 i 10 / 1000, porównując do osoby palącej 100, 120, 200 / 1000 [10], co stanowi około 25 - krotny wzrost ryzyka. Synergistyczny efekt ekspozycji środowiskowej na radon oraz palenia biernego został również potwierdzony [27,28]. W jednym z badań łączna ekspozycja na radon oraz palenie bierne (1 - 35 lat życia z osobą palącą) w stosunku do nienarażonych na palenie bierne wiązała się ze wzrostem ilorazu szans ryzyka raka płuca do 2,42 raza [27].

#### **4.5. Współczynniki zamiany ekspozycji radonu na dawkę efektywną - historyczne ujęcie.**

Wielkość rocznej dawki efektywnej otrzymanej w wyniku inhalacji radonu i jego produktów oblicza się wtedy ze wzoru:

$$E = DCF \cdot A \cdot F \cdot t \text{ [mSv/rok]} \quad (11)$$

gdzie: DCF- współczynnik zamiany ekspozycji na dawkę (dose conversion factor),

A-aktywność radonu w [Bq/m<sup>3</sup>],

F- stopień równowagi między radonem i produktami jego rozpadu równy 0,4,

t - czas ekspozycji na radon w godzinach.

Dla narażenia ludności od radonu przyjmuje się że dla ekspozycji zawodowej  $t = 2000$  [godzin], a dla ekspozycji ogółu ludności czas przebywania w pomieszczeniach to 7000 [godzin].

W oparciu zarówno o modele dozymetryczne opisujące depozycję radioaktywnych pyłów w płucach jak i badania epidemiologiczne podano szereg wartości liczbowych dla współczynników konwersji ekspozycji wyrażonej w  $[Bq \cdot h/m^3]$  na dawkę równoważną w płucach i dawkę efektywną. Raport UNSCEAR (Komitet Naukowy ds. Skutków Promieniowania Atomowego) zawiera zbiór tych współczynników dla różnych modeli dozymetrycznych. Jednak w praktyce wskaźniki współczynników dawki wyprowadza się głównie na podstawie epidemiologicznych badań [8]. Międzynarodowa Komisja ds. Ochrony Radiologicznej ICRP (International Commission for Radiological Protection) również podaje okresowo modyfikowane podaje współczynniki przeliczeniowe dawki – DCF (dose conversion factor) od jednostkowego stężenia radonu jako roczne narażenie na pochodne radonu.

Narażenie radonu można wyrazić również w tzw. miesięcznych poziomach roboczych [WLM] zdefiniowanych jako zakumulowana ekspozycja w wyniku wdychania powietrza o stężeniu 1 [WL] w ciągu 170 godzinowego miesiąca pracy, jako skumulowaną energię alfa stężenia w  $[mJ \cdot h \cdot m^{-3}]$  lub jako skumulowane stężenie aktywności  $^{222}Rn$  w  $[MBq \cdot h \cdot m^{-3}]$ . W Tabeli 9 podaje historycznie modyfikowane przez ICRP wielkości współczynników dawki od radonu.

**Tab.9. Współczynniki dawki oparte na różnych modelach ICRP [40].**

Współczynnik ryzyka [1/WLM]	Kategoria	Współczynnik dawki F·[mSv/(MBq·h·m <sup>-3</sup> )]	Współczynnik dawki [mSv/WLM]	Czynnik powiększenia
2,83·10 <sup>-4</sup> (ICRP 65)	Ogół ludności	6,3	4	-
	Narażenie zawodowe	7,8	5	-
5,0·10 <sup>-4</sup> (ICRP 115)	Ogół ludności	10,9	7	1,7
	Narażenie zawodowe	14,1	9	1,7
5,0·10 <sup>-4</sup> (ICRP 115)	Ogół ludności	14,1	9	2,3
	Narażenie zawodowe	18,8	12	2,4
<b>(ICRP 137)</b>	<b>Ogół ludności</b>	<b>16,8</b>	<b>10</b>	<b>2</b>



Propozycja zawarta w jednej z ostatnich publikacji ICRP 137 dla  $DCF=16,8$  [ $mSv/(MBq \cdot h \cdot m^{-3})$ ] dotyczy także ogółu ludności przebywającej w pomieszczeniach 7000 godzin rocznie. Przyjęcie tej ostatniej wielkości współczynnika dawki wiąże się prawie z dwukrotnie większą dawką w porównaniu z danymi w UNSCEAR, gdzie przyjęto wartość współczynnika konwersji równego  $DCF = 9$  [ $mSv/(MBq \cdot h \cdot m^{-3})$ ]. Dla współczynnika dawki proponowanego przez ICRP przy średnim stężeniu radonu  $40$  [ $Bq/m^3$ ] obliczona przeciętna dawka dla mieszkańców Ziemi wynosi nie  $1,2$  [ $mS/rok$ ] (taka wielkość jest podawana we wszystkich dotychczasowych publikacjach i podręcznikach ochrony radiologicznej i w Tabeli 6 w tej pracy), a  **$1,9$  [ $mSv/rok$ ]**.

$$E = 16,8 \text{ [mSv / MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}] * 40 \text{ [Bq/m}^3] * 0.4 * 7000 \text{ [h/rok]} = \mathbf{1,9 \text{ [mSv/rok]}} \quad (12)$$

Stwarza to poważne zmiany w ocenie narażenia na radon jego pochodne i jest przedmiotem dyskusji. Niektóre kraje np. Niemcy pozostają dotąd przy stałej wielkości  $DCF=9$  [ $mSv/(MBq \cdot h \cdot m^{-3})$ ] i czekają na ostateczną decyzję ICRP [40].

## **5. Metody pomiaru stężenia aktywności radonu w pomieszczeniach.**

Metody pomiaru radonu w pomieszczeniach służą do oszacowania zagrożenia radiologicznego związanego obecnością tego gazu w mieszkaniach, w których przeciętny człowiek w klimacie umiarkowanym spędzą większość swojego życia. Dlatego ważne jest wyznaczenie średniego rocznego stężenia aktywności radonu z uwzględnieniem jego dobowych i sezonowych fluktuacji.

### **5.1. Dobowe fluktuacje.**

Stężenie radonu w pomieszczeniach podlega zmianom dobowym. Zmiany te w ciągu doby w znacznym stopniu, choć nie zawsze, dają się wytłumaczyć trybem życia mieszkańców. Najwyższe stężenia obserwuje się najczęściej nad ranem, kiedy śpimy oraz nie otwieramy w nocy drzwi i okien do wietrzenia pomieszczenia. Następnie wraz ze wzrostem w ciągu dnia naszej aktywności (otwarcie okna lub drzwi), stężenie radonu maleje. Kiedy zamykamy okna i drzwi idąc do pracy, powodujemy kumulację radonu [2].

W modelowym standardowym domu mieszkalnym udział radonu wnikającego bezpośrednio z powietrzem atmosferycznym wynosi  $\sim 18\%$  (Tabela 2.), ale na niektórych obszarach z podwyższoną zawartością radu w glebie jego stężenie

w przyziemnej warstwie atmosfery może osiągać w zależności od warunków pogodowych i pory dnia do 100 [Bq/m<sup>3</sup>] (np. kotliny Sudeckiej) [1]. W okresach niskiej turbulentnej wymiany powietrza (wysokie ciśnienie atmosferyczne, czyste niebo), szczególnie w nocy i wczesnych godzinach porannych, dobowe zmiany stężenia radonu wykazały wyraźne maksimum. Pochmurne i wietrzne warunki pogodowe powodują niewielką dobową zmienność stężenia radonu [50]. Uważa się, że słoneczne grzanie w ciągu dnia prowadzi do pewnych turbulencji, które powodują, że radon jest chętniej transportowany do góry, dalej od podłoża. Natomiast w nocy i nad ranem jest odwrotnie, obserwuje się stabilne warunki w atmosferze, co powoduje, że radon pozostaje blisko ziemi [2]. Na dobową zmienność pomiaru radonu wpływają takie czynniki meteorologiczne jak: prędkość i kierunek wiatru, ciśnienie atmosferyczne, temperatura powietrza, opady atmosferyczne oraz występowania pokrywy śnieżnej [61].

## **5.2. Sezonowe fluktuacje stężenia radonu w mieszkaniach.**

Problem sezonowych zmian aktywności radonu i wybór najbardziej miarodajnych okresów ekspozycji detektorów był często badany celem wprowadzenia tzw. współczynników korekcyjnych, aby można było oszacować na podstawie wyników pomiarów krótkoterminowych średnioroczne stężenie radonu [62,63].

Sezonowe zmiany stężenia aktywności w mieszkaniach zależą od wielu parametrów m.in. od rodzaju gleby i klimatu [55], a ponadto od czynników panujących w mieszkaniach (np. wentylacji, korzystania z kominka).

Przykładem takich badań są obszerne pomiary aktywności radonu w budynkach jednorodzinnych przeprowadzone w Polsce [65]. Ekspozycję detektorów przez okres 1 i 3 miesięcy, w różnych rejonach Polski wykorzystano do oceny średnich rocznych stężeń radonu. Cały obszar kraju podzielono na kilka stref różniących się strukturami geologicznymi i warunkami klimatycznymi (różną intensywnością opadów, temperatur) oraz obecnością lub brakiem piwnicy pod budynkiem [65].



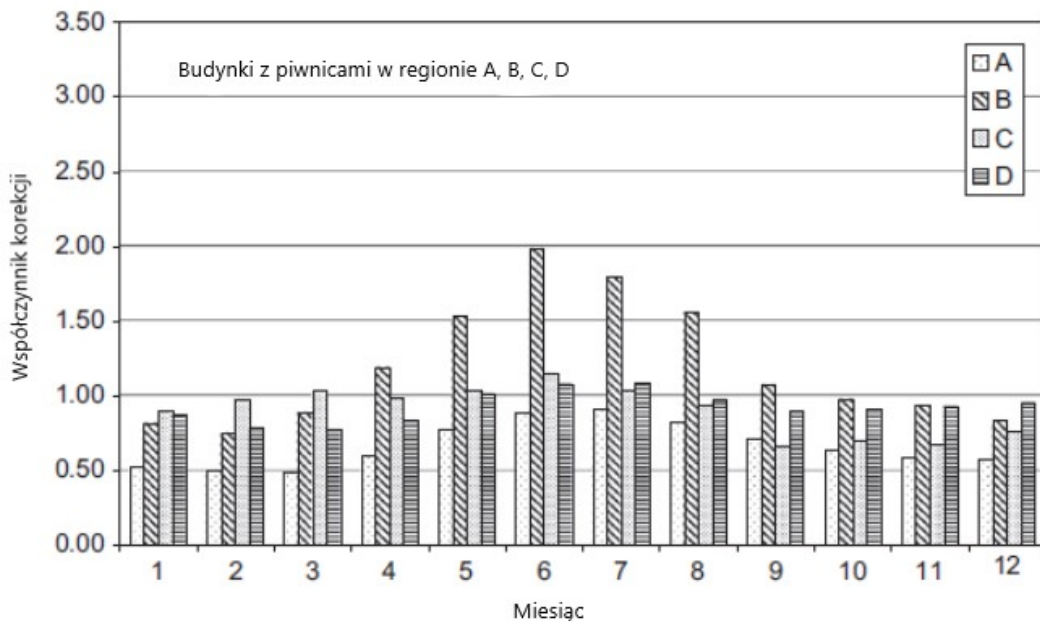
Rys.7. Podział Polski ze względu na regiony termiczno-opadowe:

A - umiarkowanie ciepły i suchy;

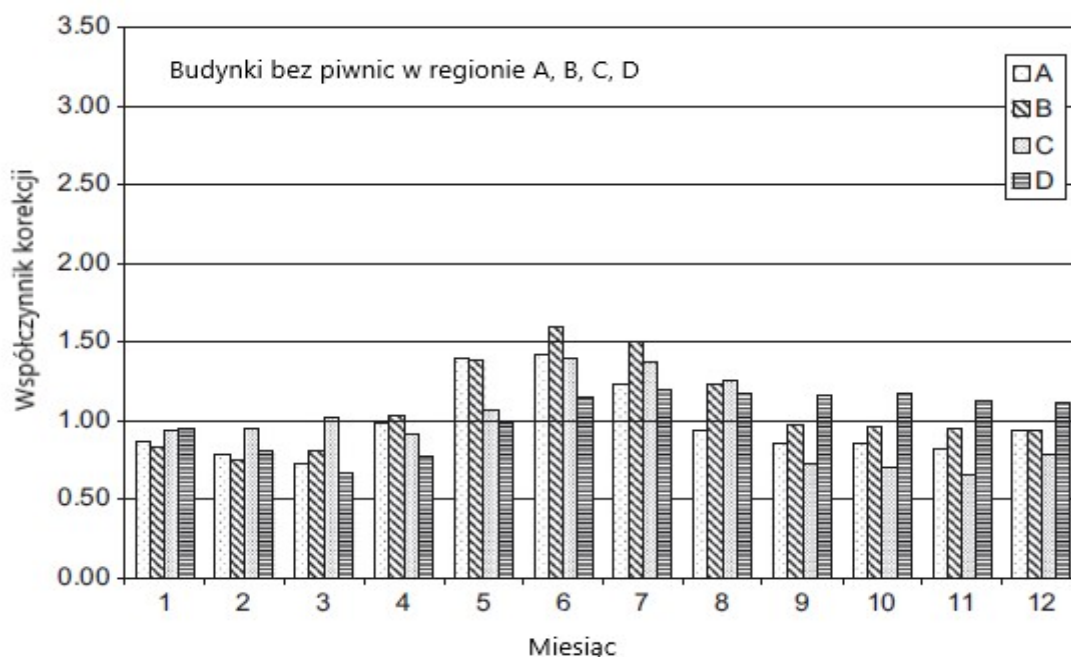
B - ciepły, umiarkowanie wilgotny, C - ciepły i wilgotny;

D - ciepły, obszar Sudetów wilgotny i podatny na radon [65].

Wyniki miesięcznych fluktuacji aktywności radonu w budynkach w różnych strefach Polski przedstawiono na Rys. 8 i 9.



Rys.8. Budynki z piwnicami w rejonie A, B, C, D Polski [65].



Rys.9. Budynki bez piwnic w rejonie A, B, C, D Polski [65].

Wyższe wartości zaobserwowano w budynkach bez piwnic. Maksymalne różnice sięgały nawet 30% w miesiącach wiosennych (marzec i kwiecień) [65].

Największe różnice w wartościach współczynników korygujących zaobserwowano w miesiącach letnich (czerwiec, lipiec i sierpień). Najmniejsze wartości współczynników korygujących uzyskano dla sezonu jesienno-zimowego, kiedy aktywność radonu w mieszkaniach jest wyższa. Te prawidłowości stwierdzono dla budynków zarówno z piwnicami, jak i bez nich, były one niezależne od rejonów [65].

Jak wynika z tych badań najlepszymi miesiącami do pomiarów krótkoterminowych dla odwzorowania średniego rocznego stężenia radonu są następujące miesiące: kwiecień, wrzesień, październik, listopad i grudzień.

## 6. Metody pomiaru radonu w budynkach.

Stężenie wagowe radonu i produktów jego rozpadu w powietrzu jest na tyle niskie, że praktycznie niemożliwe jest jego oznaczenie najczulszymi metodami analizy chemicznej, w tym również spektrometrii masowej. Pomiar można jednak oprzeć na detekcji promieniowania emitowanego podczas poszczególnych rozpadów radonu i krótko żyjących jego pochodnych. Zarówno cząstki alfa oraz beta, jak i promieniowanie gamma powodują powstanie jonów w materii, przez którą

przenikają, a pomiar polega na detekcji tej jonizacji lub jej następstw (np. scyntyłacje, przepływ prądu czy trwałe lub meta-trwałe naruszenie struktury przenikanej materii).

Metody pomiarowe można podzielić wg:

- przedmiotu pomiaru - pomiar wyłącznie radonu lub wyłącznie produktów jego rozpadu, lub pomiar mieszany;
- typu detektora – np. scyntyłacyjny, półprzewodnikowy, termoluminescencyjny, śladowy;
- czasu trwania pomiaru – pomiar długotrwały lub chwilowy;
- sposobu próbkowania – naturalny lub wymuszony;
- celu pomiaru – pomiar indywidualny (związany z danym pracownikiem) lub pomiar stacjonarny (związany z danym pomieszczeniem).

Podstawowymi cechami technik pomiarowych jest ich czułość i czas potrzebny na wykonanie pomiaru oraz ich pasywność lub aktywność. Techniki pasywne, tzn. metody, które nie wymagają zasilania elektrycznego detektora w trakcie poboru próbek, są zwykle wielokrotnie tańsze i wygodniejsze w użyciu niż metody wykorzystujące przepływ prądu czy trwałe lub meta-trwałe naruszenie struktury przenikanej materii [32].

### 6.1. Metody aktywne.

W technikach aktywnych radon i produkty jego rozpadu są zasysane z powietrzem i zawartym w nim pyłem, a następnie bezpośrednio analizowane zainstalowanymi w przyrządzie detektorami. W nowoczesnych, przenośnych urządzeniach półprzewodnikowe detektory mierzą zarówno aktywność schwytych razem z pyłem na filtrze pochodnych radonu jak i równocześnie gazowego radonu w komorze jonizacyjnej lub scyntyłacyjnej. Pozwala to na oznaczenie PAEC i obliczenie współczynnika równowagi F [16].

Monitorami radonowymi pracującymi w trybie ciągłym można badać dobowe i sezonowe zmiany stężenia radonu w środowisku, ponieważ zapisują one uśrednione stężenia radonu w zadanych okresach pomiarowych. Najpopularniejszym tego typu przyrządem jest przenośny monitor **AlphaGuard** niemieckiej firmy Genitron Instruments GmbH oparty na zasadzie komory jonizacyjnej o objętości czynnej 0,56 [dm<sup>3</sup>] i napięciu 750 [VDC] (Rys.10.).



Rys. 10. Przenośne urządzenie AlphaGUARD [30].

Badane powietrze wnika dyfuzyjnie przez filtr, odcinający aerosole oraz częściowo toron, do komory, w której zawarty w nim radon rozpada się tworząc pochodne.

Promieniowanie  $\alpha$  emitowane przez radon i pochodne jonizują powietrze generując w polu elektrycznym komory prąd, którego natężenie jest proporcjonalne do liczby cząstek  $\alpha$  a przez to do stężenia radonu. Monitor ten może pracować w trybie dyfuzyjnym w cyklu 10-minutowym lub godzinnym oraz w trybie przepływowym, z użyciem pompki, w cyklu 1-minutowym lub 10-minutowym. Tryb przepływowy stosuje się głównie do pomiaru stężenia radonu w powietrzu glebowym. Monitor AlphaGuard ma również wmontowane czujniki temperatury, wilgotności względnej i ciśnienia i rejestruje te trzy parametry równoległe ze stężeniem radonu. Ponadto jest przystosowany do współpracy z monitorem stężenia energii potencjalnej  $\alpha$ . Producent podaje, że liniowość jest zachowana w zakresie pomiarowym od 2 [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ] do 2 [ $\text{MBq}/\text{m}^3$ ], a czułość przyrządu wynosi 5 cpm/100 [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ] (cpm – zliczenia na min.) [2,43].

Drugim popularnym urządzeniem do monitorowania radonu i produktów jego rozpadu jest **SARAD EQF 3220**. Działa on na zasadzie pobierania próbek powietrza z radonem do komory jonizacyjnej, po przepuszczeniu przez filtr chwytający zaadsorbowane na pyłach produkty rozpadu radonu filtrze oraz tzw. frakcję niezwiązaną po elektrostatycznej kolekcji zjonizowanych atomów pierwszej pochodnej radonu/toronu ( $^{218}\text{Po}$ ,  $^{216}\text{Po}$ ). Równocześnie z radonem w komorze te dwie frakcje są zliczane krzemowymi detektorami półprzewodnikowymi typu PIPS.

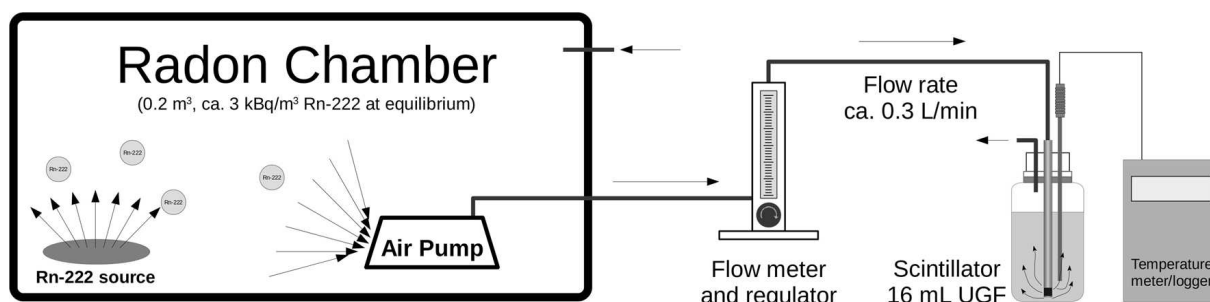
Przetwarzają one energią cząstek  $\alpha$  wytwarzanych w czasie rozpadu radonu i jego pochodnych na impulsy elektryczne, których amplituda jest proporcjonalna do energii cząstek  $\alpha$ . Stosując wbudowany układ analizatora amplitudy impulsów można rozróżniać impulsy pochodzące od  $^{218}\text{Po}$  od tych od  $^{214}\text{Po}$ . Ilość impulsów jest proporcjonalna do ilości cząstek  $\alpha$ , czyli do stężenia  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{216}\text{Po}$ . Izotopy te natomiast mają krótsze czasy połowicznego rozpadu, wynoszące odpowiednio 3,05 min dla  $^{218}\text{Po}$  i 0,15 sekund dla  $^{216}\text{Po}$  w stosunku do macierzystych pierwiastków – radonu i toronu. Dzięki temu są one praktycznie zawsze w pełnej równowadze promieniotwórczej [2,16]. SARAD EQF 3220 pracującym w cyklach 30, 60, 90 oraz 120 min, oznacza frakcję również niezwiązanych pochodnych  $f_p$ , schwytyanych na siatce metalowej. W pamięci urządzenia można rejestrować wyniki, co pozwala na wykorzystanie ich do pomiarów długoterminowych np. miesięcznych fluktuacji w dowolnym miejscu.



Rys. 11. SARAD EQF 3220.

Do technik aktywnych należą także metody bezpośredniej absorpcji radonu z powietrza do roztworów ciekłych scyntylatorów i pomiar pochłoniętego radonu techniką ciekłej scyntylacji [34]. Wykorzystuje się w tej metodzie relatywnie dużą wartość współczynnika podziału radonu pomiędzy organiczną fazę scyntylatora, a powietrze. W przypadku nielotnych ciekłych roztworów scyntylacyjnych na bazie 2-izopropylu –naftalenu współczynnik podziału radonu wynosi 9.

Schemat kalibracji tej metody z użyciem radonowej komory referencyjnej pokazano na Rys.12.



Rys.12. Schemat kalibracji prostej metody z pochłanianiem w ciekłym scyntylatorze [34].

Wykorzystanie do pomiarów aktywności radonu przenośnego cieczowego licznika scyntylacyjnego z separacją impulsów  $\alpha$  od  $\beta$  pozwala na pomiar trzech emiterów  $\alpha$  z wydajnością  $\sim 80\%$  każdego z nich, w kanale z bardzo małym tłem  $\sim 0,1$  [imp/min]. W związku z tym, pomimo małej objętości roztworu pochłaniającego radon (16 ml) uzyskuje się limit oznaczania radonu z względną dokładnością 20% dla stężeń aktywności równych 28 [Bq/m<sup>3</sup>], a więc dolnych aktywności występujących w mieszkaniach [34]. Metodę tą wykorzystałam, obok instrumentu Sarad EQF320 do badania fluktuacji dobowych stężenia radonu w pomieszczeniach, w których mierzyłam szybkość wnikania radonu.

## 6.2. Metody pasywne.

W technikach pasywnych wykorzystuje się detektory, które podczas ekspozycji nie wymagają źródła zasilnia. Zalicza się do nich **detektory śladowe** w postaci cienkich folii. Absorbowana energia promieniowania alfa w tych detektorach powoduje uszkodzenie ich struktury, które poprzez późniejszą, odpowiednią obróbkę chemiczną po ekspozycji zostaje powiększone. Wtedy ślady promieniowania alfa są widoczne pod mikroskopem i mogą być zliczane. Zwykle są stosowane dwa rodzaje materiałów: LR-115 (cienka warstwa barwionego azotanu celulozy na obojętnym podłożu) lub poliwęglan i CR-39 (poliwęglan allilodiglikolowy - PADC). Po ekspozycji detektory poliwęglanowe wymagają trawienia elektrochemicznego. Można je wykorzystać do dokładnych pomiarów po długotrwałej ekspozycji  $> 1$  miesiąc [36].



Detektory poliwęglanowe rejestrują cząstki  $\alpha$  w bardzo szerokim zakresie energii od ok. 0,1 [MeV] do ponad 20 [MeV] i nie są czułe na promieniowanie  $\beta$  i  $\gamma$  oraz w warunkach środowiskowych nie wykazują zależności od temperatury i wilgotności względnej powietrza. Folie LR-115 rejestrują cząstki  $\alpha$  o energiach w znacznie mniejszym zakresie energii, poniżej 4 [MeV]. Te detektory śladowe wykazują zależność gęstości śladów od ciśnienia atmosferycznego: im mniejsze ciśnienie tym większa gęstość śladów [2].

W praktyce stosowane są dwa rodzaje układów detektorów śladowych, jeden (znany jako detektor zamknięty) składający się z detektora śladowego w pojemniku, który pozwala tylko na dyfuzję  $^{222}\text{Rn}$ . Drugi (znany jako detektor otwarty) składa się z materiału wykrywającego ślady od wszystkich emiterów alfa z otaczającej atmosfery. Zamknięte detektory wykluczają detekcje produktów rozpadu radonu, które są obecne w otaczającej atmosferze, rejestrując tylko te cząstki alfa wytwarzane przez radon wchodzący do pojemnika i produkty rozpadu z niego utworzone. Ta forma detektora zapewnia wynik związany z rzeczywistym średnim stężeniem aktywności gazowego radonu w czasie ekspozycji.

Detektory otwarte rejestrują cząstki alfa pochodzące zarówno z  $^{222}\text{Rn}$  oraz  $^{220}\text{Rn}$  i ich  $\alpha$  promieniotwórczych produktów rozpadu w otaczającej atmosferze. Ich reakcja na radon i jego produkty rozpadu w funkcji współczynnika równowagi  $F$  zależy od zastosowanego materiału detektora [36].

Detektory z folią CR-39 muszą być uprzednio wykalibrowane w kalibracyjnej komorze radonowej w znanym stężeniu radonu. W wyniku kalibracji otrzymuje się współczynnik kalibracji  $w_k$ , który przyporządkowuje zmierzoną gęstość śladów  $N$  [śl./mm<sup>2</sup>] scałkowanemu po czasie stężeniu radonu  $\text{Exp}_{\text{Rn}}$  [Bq·h·m<sup>-3</sup>] ( $\text{Exp}_{\text{Rn}}$  - ekspozycja na radon,  $h$  – [godz.]) :

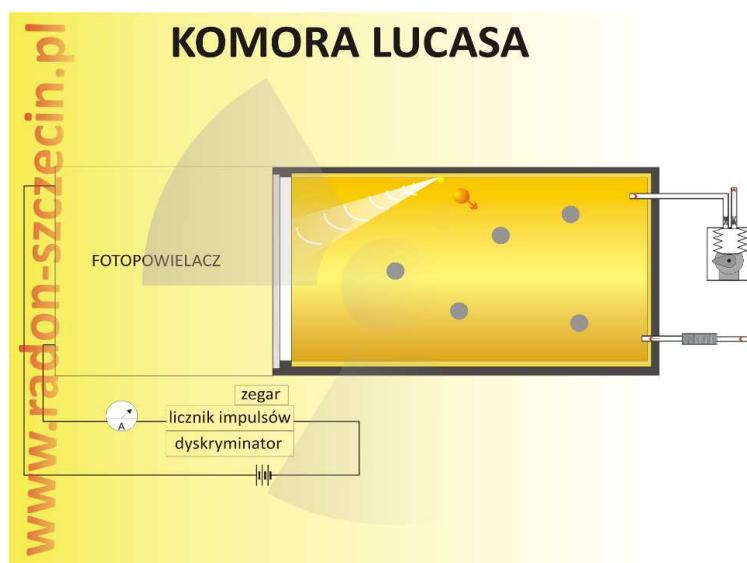
$$w_k = E_{\text{Rn}} / N \quad (13)$$

Znając gęstość śladów  $X$  [śl./mm<sup>2</sup>] po ekspozycji oraz gęstość śladów odpowiadającą folii nieeksponowanej na radon  $X_0$  [śl./mm<sup>2</sup>] i czas ekspozycji  $t$  [h] obliczamy średnie stężenie radonu ze wzoru:

$$C_{\text{Rn}} [\text{Bq}/\text{m}^3] = (X - X_0) \cdot w_k / t \quad (14) \quad [2]$$

Zaletami tej metody są: dobra powtarzalność pomiarów, prosta obsługa, łatwość zliczania śladów w automatycznym czytniku elektronicznym.

Klasyczną metodą pomiaru o charakterze pasywnym jest pomiar stężenia radonu przy użyciu tzw. **komór Lucasa**. Jest to szklane naczynie cylindryczne o objętości od 0,25 [dm<sup>3</sup>] do nawet kilku litrów. Jego ścianki pokryte są siarczkiem cynku aktywowanym srebrem (ZnS(Ag)), który jest scyntylatorem, natomiast dno jest przepuszczalne dla światła scyntytacji, które pada na fotopowielacz. Scyntylator ma za zadanie rejestrować cząstki alfa emitowane przez radon i powstałe w naczyniu produkty rozpadu [15]. Próba powietrza pobierana jest do cylindra w miejscu pomiaru. Następnie naczynie umieszcza się w specjalnym zestawie z fotopowielaczem, współpracującym z układem zliczającym scyntyllacje. Ponieważ pochodne radonu w równowagowej z nim aktywności gromadzą się dopiero po 3 godzinach, dlatego pomiar wykonuje się nie wcześniej niż kilkadziesiąt minut po pobraniu próbki powietrza. Ze względu na rozpad radonu pomiaru nie należy wykonywać później niż 2 doby po pobraniu próby. Komorę Lucasa można po odpompowaniu i odczekaniu kilkadziesiąt minut użyć ponownie.



Rys. 13. Schemat komory Lucasa [38].

Taką właśnie metodą wykonano pomiar stężenia radonu w powietrzu we wszystkich przedszkolach i szkołach dla dzieci w Lublinie oraz niektórych budynkach użyteczności publicznej i budynkach mieszkalnych [55].

Do detektorów pasywnych należą także naczynka **PicoRad**, które są cylindrycznym pojemnikiem z plastiku. Naczynko to jest wysokości 60 [mm], średnicy 26 [mm], a pojemności 20 [ml] (Rys. 14.).



Rys. 14. Naczynko PicoRad.

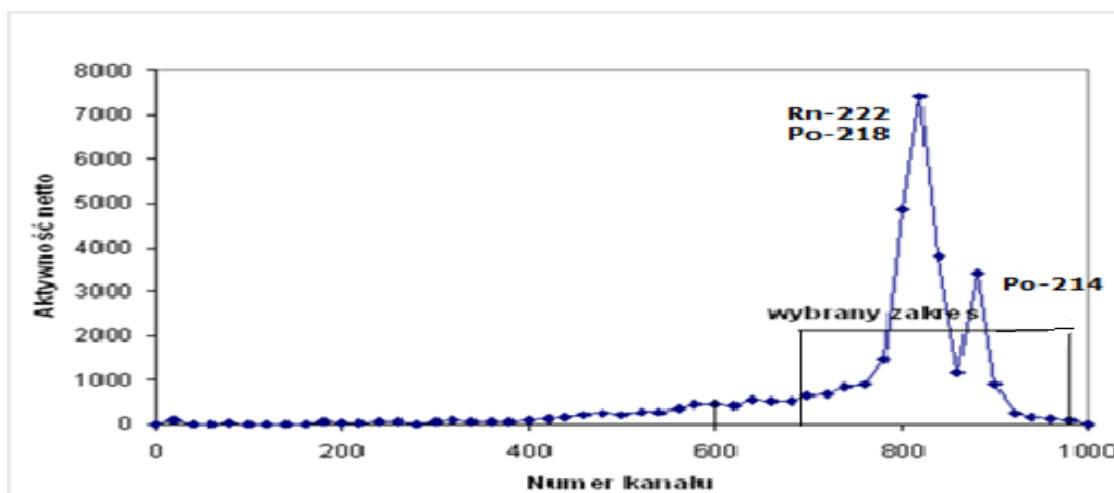
Zaprojektowano je w taki sposób, aby pasowało do automatycznych cieczowych liczników scyntylicyjnych. Naczynko jest zamykane nakrętką od góry. Wewnątrz, na wysokości 30 [mm] licząc od dna pojemniczka, znajduje się porowaty pojemnik. Jego wnętrze zawiera 3 gramy węgla aktywnego, zmieszanego z silikażelem. Węgiel aktywny bardzo silnie adsorbuje radon, jak i inne zanieczyszczenia z powietrza, natomiast silikażel pochłania wilgoć. Oznaczenie stężenia aktywności radonu naczynkiem PicoRad polega na umieszczeniu go w badanym pomieszczeniu, najlepiej na wysokości około 1 metra i w miejscu oddalonym od stałej wymiany powietrza (okno, wentylacja). Następnie naczynko otwiera się i pozostawia do ekspozycji przez następne 48 godzin. W tym czasie ustala się równowaga adsorpcyjna, a aktywność radonu wchłoniętego przez węgiel aktywny jest proporcjonalna do jego zawartości w powietrzu. Jest to więc detektor pasywny służący tylko do gromadzenia i koncentracji radonu z powietrza. Po zakończonej ekspozycji naczynko jest zamykane i zawożone do laboratorium, w którym wlewa się do naczynka odmierzoną ilość (10 ml) roztworu scyntylatora na bazie toluenu z 10 % dodatkiem metanolu. Zaadsorbowany w koszyczku z węglem aktywnym radon ulega desorpcji z węgla i absorpcji w scyntylatorze. Samo zjawisko desorpcji zachodzi w wyniku większego powinowactwa węgla aktywnego do toluenu i metanolu niż do radonu. W przeciągu 8 godzin od dodania roztworu scyntylicyjnego ustala się równowaga desorpcji i absorpcji radonu w scyntylatorze i po tym czasie wykonuje się oznaczenie aktywności rozpuszczonego radonu w scyntylatorze wraz z produktami jego rozpadu. Równowaga między radonem i trzema jego pochodnymi ustala się w roztworze scyntylatora po trzech godzinach [4, 11]. Ilość rozpuszczonego radonu

w scyntylatorze zależy od temperatury elucji [35]. Rozpad promieniotwórczego  $^{222}\text{Rn}$  w scyntylatorze przedstawia się następująco (Tab. 10.) [34].

**Tab.10. Rozpad promieniotwórczy  $^{222}\text{Rn}$  w scyntylatorze [34].**

Rozpad	$^{222}\text{Rn} \rightarrow$	$^{218}\text{Po} \rightarrow$	$^{214}\text{Pb} \rightarrow$	$^{214}\text{Bi} \rightarrow$	$^{214}\text{Po} \rightarrow ^{210}\text{Pb}$
Czas połowicznego rozpadu	3,82 dnia	3,05 min.	26,8 min.	19,7 min.	164 $\mu\text{s}$
$E_{\text{rozpadu}}$	5,49 [MeV]	6,00 [MeV]	1,02 [MeV] max	3,27 [MeV] max	7,69 [MeV]
Rodzaj rozpadu	$\alpha$	$\alpha$	$\beta$	$\beta$	$\alpha$

W rezultacie w roztworze scyntylatora oprócz radonu  $^{222}\text{Rn}$  oraz  $^{218}\text{Po}$  i  $^{214}\text{Po}$  emitujących cząstki  $\alpha$  o różnych energiach są również dwa emitery promieniowania  $\beta$ ;  $^{214}\text{Pb}$  oraz  $^{214}\text{Bi}$ . Ponieważ promieniowanie beta ma ciągłe widmo energetyczne więc wypadkowe widmo radonu i produktów jego rozpadu w ciekłym scyntylatorze wygląda następująco (Rys. 15.).



Rys.15. Widmo radonu i produktów jego rozpadu [39].

Ze względu na ograniczoną energetyczną zdolność rozdzielczą ciekłych scyntylatorów piki energetyczne od  $^{222}\text{Rn}$  i  $^{218}\text{Po}$  nakładają się. Przyrząd Beckman pozwala mierzyć równocześnie aktywność w trzech szerokich kanałach pomiarowych. Optymalny kanał wybiera się w oparciu najmniejszy o błędy

statystyczne pomiarów aktywności na podstawie stosunku  $I^2/I_1$  [32] gdzie  $I$  jest aktywnością netto tj. po odjęciu tła w danym kanale pomiarowym, a  $I_1$  tłem w tym samym kanale pomiarowym.



Rys. 16. Automatyczny cieczowy licznik scyntylicyjny Beckman LS 3801.

Każdą serię naczynek PicoRad należy poddać kalibracji. Pomiar oraz procedura kalibracyjna jest taka sama jak przy zwykłym pomiarze, z tą różnicą, że zamiast pomieszczenia, detektor PicoRad ekspozuje się przez 48 godzin w komorze o znanym stężeniu radonu.



Rys. 17. Komora kalibracyjna radonowa CLOR [40].

Detektory PicoRad wymagają uprzedniej kalibracji poprzez ekspozycję w komorze referencyjnej tj. o znanym stężeniu aktywności  $^{222}\text{Rn}$ -  $A_S$ .

Współczynnik kalibracji oblicza się używając wzoru:

$$K_{Rn}=A_S/I_{Rn} \quad (15)$$

w którym:

$K_{Rn}$ - współczynnik kalibracji,

$A_S$  – aktywność  $^{222}\text{Rn}$  w komorze referencyjnej [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ],

$I_{Rn}$  – zmierzona aktywności  $^{222}\text{Rn}$  oraz produktów jego rozpadu [ $\text{imp}/\text{min}$ ].

Metoda PicoRad jest dobrze powtarzalna, a raz policzony współczynnik kalibracji jest stały dla danej serii detektorów PicoRad przy zachowaniu identycznej procedury elucji (ten sam skład scyntylatora) i stałości kanałów pomiarowych w cieczowym liczniku scyntylacyjnym.

W obliczeniach aktywności radonu przy użyciu PicoRad należy wziąć pod uwagę także czas zwłoki jaki upłynął od zakończenia ekspozycji w mieszkaniu do chwili rozpoczęcia pomiaru aktywności po elucji radonu do scyntylatora. W tym celu należy zastosować wzór:

$$A_{Rn}=K_{Rn} * I * e^{\lambda t} \quad (16)$$

w którym:

$\lambda$  - stała rozpadu radonu  $^{222}\text{Rn}$  wynosząca  $0,00755$  [ $\text{godziny}^{-1}$ ],

$t$  – czas zwłoki [ $\text{godz.}$ ].

Przy pomocy detektorów PicoRad można dokonywać pomiarów wyłącznie stężenia aktywności radonu, a sam pomiar można wykonywać w pomieszczeniach zawierających radon w aktywności powyżej  $10$  [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ] z dokładnością rzędu  $\pm 10\%$ .

### **6.3 Wady i zalety metod krótkoterminowych w porównaniu z długoterminowymi.**

Biorąc pod uwagę, że stężenia radonu podlegają znacznym wahaniom w okresach dobowych, tygodniowych i rocznych to w celu uzyskania reprezentatywnych wartości średnich konieczne jest zastosowanie metody pasywnej, w której czas ekspozycji dozymetru wynosiłby co najmniej 2 dni, aby wyeliminować fluktuacje w ciągu doby. Metoda detektorów śladowych jest tu najodpowiedniejsza, ponieważ pozwala na uśrednienie stężenia radonu w bardzo długim okresie czasu i jest zalecana w Dyrektywie UE do stosowania w badaniach radonu na obszarach

o prawdopodobnych podwyższonych jego stężeniach w domach (radon -prone area) [30]. Metoda nie nadaje się do szybkich pomiarów chwilowych fluktuacji stężeń radonu. Detektory śladowe są idealne do pomiarów długoterminowych między innymi do mapowania radonu. W tym przypadku mapowanie radonu przez długi czas (co najmniej jeden cykl klimatyczny) jest potrzebne z powodu sezonowych zmian stężenia radonu w ciągu jednego roku kalendarzowego. Jeżeli przy detektorach pasywnych pomiary przeprowadzamy przez okres sześciu lub trzech miesięcy to pomiar jest wtedy droższy i pracochłonny w porównaniu z wykorzystaniem pojedynczego 12-miesięcznego okresu, ale może to umożliwić oszacowanie średnich zmian sezonowych [42]. Pomiar metodą pasywną z użyciem detektorów śladowych należy do dość prostych w obsłudze, wymaga jednak posiadania drogiego elektronicznego czytnika śladów [37].

Detektory pasywne typu PicoRad eksponowane przez 2 do 4 dni uśredniają dobowe fluktuacje radonu w pomieszczeniach i są zalecane do wstępnego monitorowania radonu w pomieszczeniach przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska [43]. Równowaga absorpcyjna między stężeniem radonu w powietrzu a zaadsorbowanym radonem w detektorze PicoRad ustala się po 48 godzinach nie ma sensu detektory te eksponować dłużej niż 4 doby [73].

Wydaje się jednak, że ich zastosowanie może być rozszerzone w strefie klimatu umiarkowanego dla monitoringu radonu i oceny rocznej dawki pod warunkiem wyboru odpowiedniego okresu na wykonanie takich pomiarów. Wybór takiego okresu dla obszaru Polski został szczegółowo omówiony w rozdziale 5.

#### **6.4 Strategie pomiarowe w różnych krajach.**

Zgodnie z dyrektywą Unii Europejskiej z 2013 r. dotycząca podstawowych norm bezpieczeństwa zobowiązuje państwa członkowskie UE do opracowania krajowego planu działania dotyczącego narażenia na radon. W tym samym czasie Międzynarodowa Agencja Energii Atomowej rozpoczęła projekty techniczne, aby pomóc krajom w ustanowieniu i wdrożeniu krajowych działań w zakresie pomiaru radonu. W rezultacie w ostatnich latach w wielu krajach przeprowadzono krajowe badania radonu i opracowano plany działania, których wcześniej nie przeprowadzono.

W literaturze możemy znaleźć informacje gdzie przedstawiono w nich jakościowy

przegląd badań radonu przeprowadzonych w Europie, ze szczególnym uwzględnieniem koncepcyjnego opisu badań [44].

Należy podkreślić, że wyniki najczęściej stosowanych pomiarów z trzymiesięczną ekspozycją detektorów śladowych również wymagają korekcji. Wahania sezonowe mogą być różne dla różnych mieszkań, a współczynniki korygujące są przeważnie oparte na średnich waniach sezonowych. Różnice sezonowe mogą być całkiem różne dla różnych krajów, a także dla różnych regionów w kraju. Dlatego sezonowe współczynniki korygujące należy oceniać w regionie, w którym będą zastosowane, unikając stosowania wartości uzyskanych w różnych regionach lub krajach [42].

Wyniki pierwszego szerszego badania radonu w pomieszczeniach, przeprowadzone zostały w Szwecji, opublikowano je w 1956 r. Wśród 225 zbadanych domów kilka z nich miało bardzo wysokie stężenie radonu. Dopiero po 20 latach stężenie radonu w pomieszczeniach zbadano dokładniej w wielu krajach i wprowadzono krajowe programy i regulacje dotyczące radonu [21,42].

W wielu publikacjach zbadano i porównano krajowe i międzynarodowe metody pomiaru radonu. W Stanach Zjednoczonych radon był mierzony za pomocą testów pierwotnych i wtórnych, a podobna metoda jest stosowana w Kanadzie. W Wielkiej Brytanii dokonywane są tylko długoterminowe pomiary radonu z uwzględnieniem sezonowych korekt. W Republice Korei prowadzone są zarówno długoterminowe, jak i krótkoterminowe pomiary [45].

Badania, które zostały przedstawione w obszernej literaturze wykazały, bardzo zróżnicowane metody oznaczania radonu w pomieszczeniach. Ta różnorodność metod utrudnia porównywanie różnych badań, a także utrudnia kompilację danych w celu stworzenia ogólnej europejskiej mapy radonu. Wiele źródeł pomija niektóre krytyczne informacje na temat badań, co również utrudnia ocenę metodologii lub jej powtórzenie. Tylko w kilku artykułach autorzy zwrócili uwagę na reprezentatywność przeprowadzonego badania [44].

## **7. Poziomy radonu w budynkach na świecie - przegląd literatury.**

Starsze, zaktualizowane do roku 2005 badania dotyczące poziomu radonu w budynkach na całym świecie zostało zebrane w raporcie UNSCER 2006. Dane podane w Tabeli 11. można uznać za formę średniej krajowej w danym regionie lub obszarze kraju o podwyższonym poziomie.

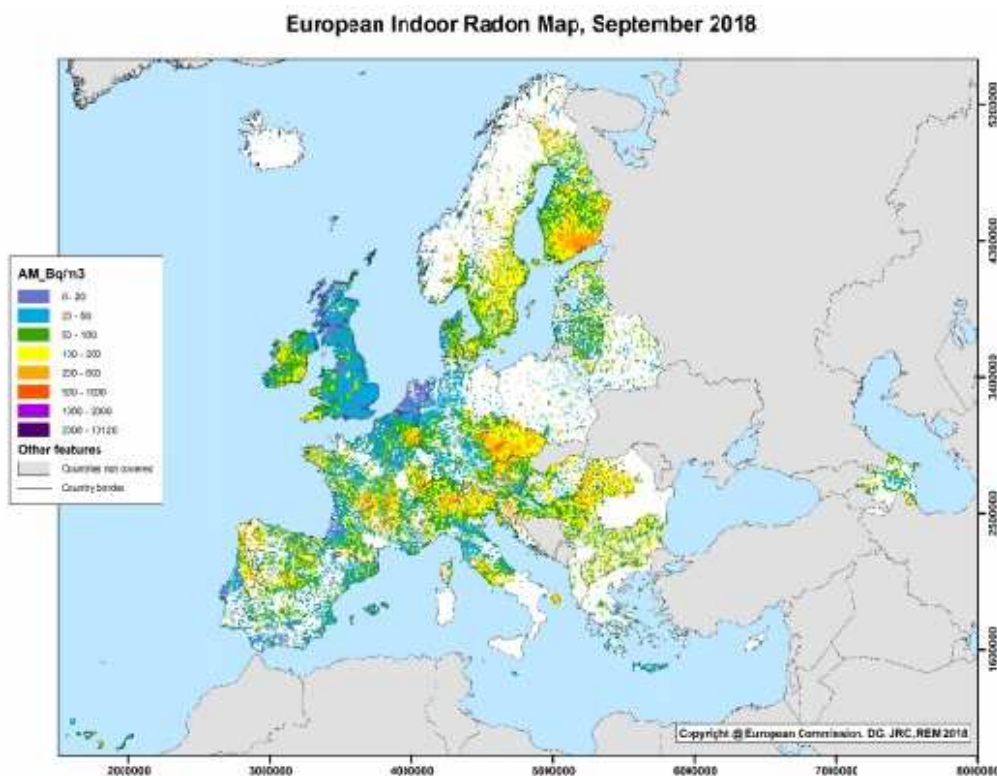


**Tab. 11. Koncentracja radonu w pomieszczeniach [46].**

<b>Region/Kraj</b>	<b>Populacja 10<sup>6</sup></b>	<b><sup>222</sup>Rn w pomieszczeniu [Bq/m<sup>3</sup>] wartość średnia arytmetyczna</b>
<b>Afryka</b>		
Algieria	28,78	30
Egipt	63,27	9
<b>Ameryka północna</b>		
Canada	29,68	34
Meksyk	107,03	140
<b>Ameryka południowa</b>		
Argentyna	38,75	35
Brazylia	186,40	82
Cuba	11,20	7,7
<b>Wschodnia Azja</b>		
Chiny	1232	24
Tajwan	22,89	10
Japonia	125,4	125,4
Korea	48,85	53,4
<b>Zachodnia Azja</b>		
Armenia	3,64	104
Iran	795	82
Kuwejt	1,69	14
<b>Północna Europa</b>		
Dania	5,2	59
Estonia	1,47	120
Litwa	3,49	49
<b>Zachodnia Europa</b>		
Belgia	10,22	48
Francja	58,33	62
Niemcy	81,92	50
Anglia	58,14	20

<b>Wschodnia Europa</b>		
Bułgaria	8,10	31,8
Węgry	10,05	107
<b>Polska</b>	<b>38,12</b>	<b>49</b>
Słowacja	5,35	87
<b>Południowa Europa</b>		
Grecja	10,49	73
Włochy	57,23	75
Hiszpania	36,72	90,38
Portugalia	9,81	62
<b>Oceania</b>		
Australia	18,06	11
Nowa Zelandia	3,81	21,5

W 2019 roku ukazał się obszerny przegląd opublikowany staraniem Unii Europejskiej o poziomie radonu w budynkach w poszczególnych krajach Europy. Informacje zawarte w tym raporcie powinny służyć do proponowania metod zmniejszania niespójności i poprawić harmonizację danych radonu. Komisja Europejska, gromadząc dane dotyczące radonu z różnych krajów i integrując je w jednorodny sposób, stworzyła europejską mapę radonu wewnętrznego w Europie [47].



Rys. 18. Poziom radonu w budynkach w Europie [47].

W Tabeli 12. przedstawiono raport Unii Europejskiej dotyczący średnich wartości poziomego radonu w poszczególnych krajach:

**Tab. 12. Średnie wartości poziomego radonu w krajach Europejskich [47].**

Kraj	<sup>222</sup> Rn w pomieszczeniu [Bq/m <sup>3</sup> ] wartość średnia arytmetyczna
Albania	120
Anglia	200
Austria	200
Białoruś	100
Belgia	109
Bulgaria	100
Chorwacja	68
Czechy	140
Dania	120
Grecja	55
Francja	89

Kraj	<sup>222</sup> Rn w pomieszczeniu [Bq/m <sup>3</sup> ] wartość średnia arytmetyczna
Niemcy	52
Irlandia	89
Włochy	109
Macedonia	105
<b>Polska</b>	<b>165</b>
Rumunia	126
Rosja	48
Słowacja	125
Słowenia	87
Hiszpania	95

Na uwagę zasługuje wyjątkowo wysoka wielkość średniego stężenia radonu w mieszkaniach w Polsce. Wynika to z faktu, że obiektami, w których wykonywano pomiary były wyłącznie domy jednorodzinne maksymalnie dwukondygnacyjne [58] .

W żadnym wypadku wartość ta nie może być brana pod uwagę w obliczeniach średniej dawki efektywnej dla ludności w Polsce, gdzie w miastach (60 % populacji) podstawową formą domów jest budownictwo wielkopłytowe cztero i więcej kondygnacyjne.

W Tabeli 13. przedstawiono wartości średnie obliczone w wielu krajach wraz z zalecanymi w tych krajach dopuszczalnymi wartościami stężeń radonu zarówno dla budynków już istniejących, jak i nowo wybudowanych [48].

**Tab. 13. Wartości średnie obliczone w wielu krajach wraz z zalecanymi w tych krajach dopuszczalnymi wartościami stężeń radonu zarówno dla budynków już istniejących, jak i nowo wybudowanych [49].**

Kraj	Średnie stężenie radonu [Bq/m <sup>3</sup> ]	Zalecane dopuszczalne wartości stężeń radonu [Bq/m <sup>3</sup> ]	
		Istniejące budynki	Nowe budynki
Polska	38	400	200
Finlandia	120	800	200
Niemcy	40	-	-
USA	65	150	20
Słowacja	-	500	500
Szwecja	800	800	140
Szwajcaria	60	800	800
Wielka Brytania	28	400	80

Należy wspomnieć, że dopuszczalne wartości podane w tabeli 13 mają już znaczenie historyczne. Zgodnie z Dyrektywą UE [30] we wszystkich krajach Unii Europejskiej obowiązuje stężenie referencyjne 300 [Bq/m<sup>3</sup>] z zaleceniem, że kraje członkowskie mogą to dopuszczalne stężenie obniżyć, bo wyniki wspomnianych badań epidemiologicznych sugerują obniżenie tych stężeń do wartości poniżej 100 [Bq/m<sup>3</sup>].

Zgodnie z inną dyrektywą UE [5] po 2020 roku wszystkie nowo-oddawane domy muszą być energetycznie pasywne m.in. z ograniczoną wymianą powietrza z otoczeniem i z szerokim wykorzystaniem naturalnych źródeł ciepła m.in. pomp ciepła [30]. Domy te muszą również spełniać normy dotyczące średniorocznego stężenia radonu w pomieszczeniach. Może to sprzyjać przedostawaniu się radonu z gruntu do pomieszczeń (pomp ciepła) i jego nagromadzeniu się.

### **7.1. Pomiary radonu w pomieszczeniach w Polsce.**

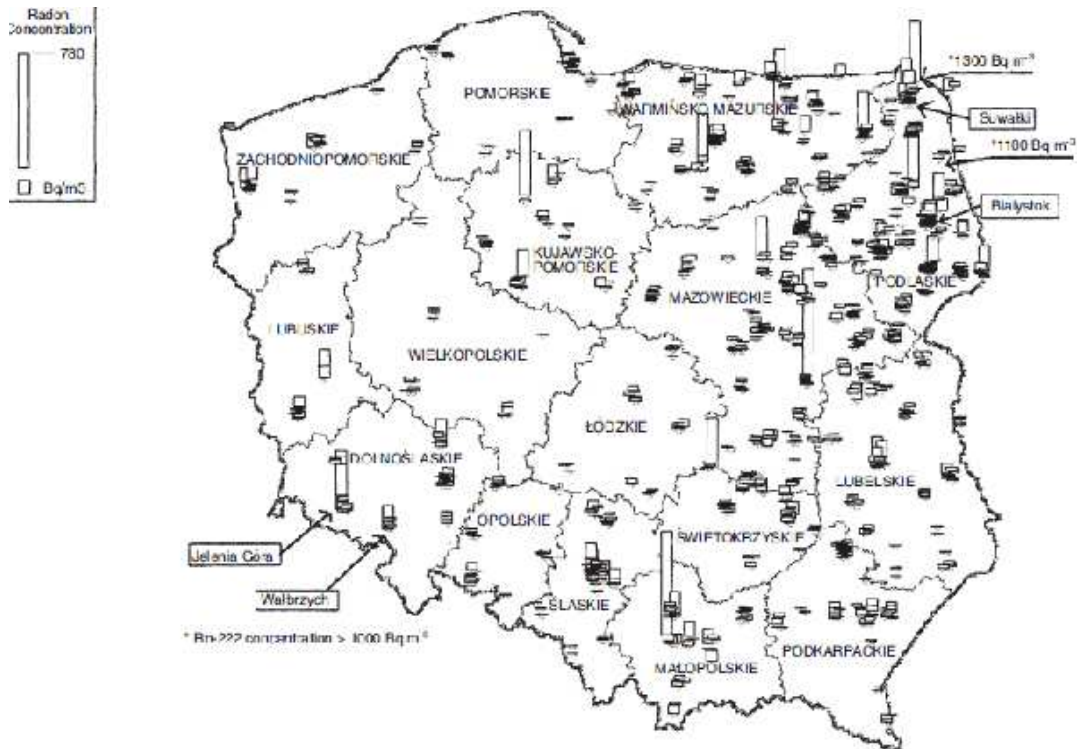
#### **a) Przegląd pomiarów w pomieszczeniach w Polsce.**

Istnieje bogata literatura dotycząca pomiarów stężenia radonu w mieszkaniach w Polsce. Poniższa tabela przedstawia wyniki wybranych pomiarów przeprowadzonych różnymi metodami na terenie Polski.

**Tab.14. Pomiary radonu w budynkach mieszkalnych na terenie Polski.**

<b>Miejsce</b>	<b>Metoda pomiaru</b>	<b>Średnie stężenie [Bq/m<sup>3</sup>]</b>	<b>Oдноśnik</b>
Jelenia Góra	Detektory śladowe	167	52
Olsztyn	PicoRad	15,5	55
Łódź	Detektory śladowe CR-39	75	53
	Detektory PicoRad	21,4	74
Katowice	Detektory śladowe CR-39	65	60
Północno-zachodnia Polska	Detektory śladowe CR-39	10,9	56
Wrocław	Detektory śladowe LR-115	68,7	58
Białystok	Detektory śladowe CR-39	47,1	59
Warszawa	Detektory śladowe CR-39	39,8	59
Gdynia	Detektory śladowe CR-39	28	59
Cała Polska	Detektory śladowe	160	65

W latach 1994–2000 przeprowadzono pomiary poziomu radonu w domach mieszkalnych na całym terytorium Polski przez Centralne Laboratorium Ochrony przed Promieniowaniem (CLRP). W badaniach wykorzystano 2-dniowe pomiary pasywnymi detektorami środowiskowymi typu PicoRad . Pomiary przeprowadzono w 319 piwnicach, pozostałe zostały (852 pomiary) przeprowadzone w zamieszkałej części domów [51].



Rys.19. Rozkład stężenia radonu w Polsce [51].

Tab. 15. Poziomy radonu w województwach w Polsce [51].

Województwo	<sup>222</sup> Rn w pomieszczeniu [Bq/m <sup>3</sup> ] wartość średnia arytmetyczna
Dolnośląskie	73
Kujawsko-pomorskie	150
Lubelskie	40
Lubuskie	57
Łódzkie	28
Małopolskie	106
Mazowieckie	49
Opolskie	20
Podkarpackie	38
Podlaskie	89
Śląskie	43
Świętokrzyskie	27
Warmińsko-mazurskie	67
Wielkopolskie	28
Zachodniopomorskie	46

Przeprowadzone pomiary pokazują, że średnie stężenia radonu w badanych budynkach mieszkalnych w odpowiednich województwach jest w granicach od 27 do 150 [Bq/m<sup>3</sup>].

Wyniki te są zbliżone do danych z Tabeli 14. z wyjątkiem ostatniego wiersza zawierające dane z obszernych badań dla terytorium całej Polski. Tę istotną różnicę można wyjaśnić faktem, że późniejsze pomiary wykonane były w mieszkaniach w domach jednorodzinnych wolnostojących [65]. Podane przeciętne stężenie radonu w mieszkaniach w Polsce jest zdecydowanie zawyżone. Dla oszacowania przeciętnej dawki związanej z inhalacją radonu i produktów jego rozpadu dla mieszkańców Polski należy wziąć dane dotyczące budownictwa wielkopłytowego i wielokondygnacyjnego, dominującego w miastach w Polsce, z uwzględnieniem wagi tych mieszkań w stosunku do ludności zamieszkałej w domach jednorodzinnych i na obszarach wiejskich.

#### **b) Pomiary w żłobkach, przedszkolach i szkołach.**

Ze względu na większą wrażliwość dzieci na promieniowanie jonizujące, w wielu krajach, w tym również w Polsce zwrócono uwagę na budynki użyteczności publicznej, takie jak żłobki, przedszkola i szkoły. Przeprowadzono pomiary poziomu radonu różnymi metodami w tych budynkach, co przedstawia poniższa tabela:

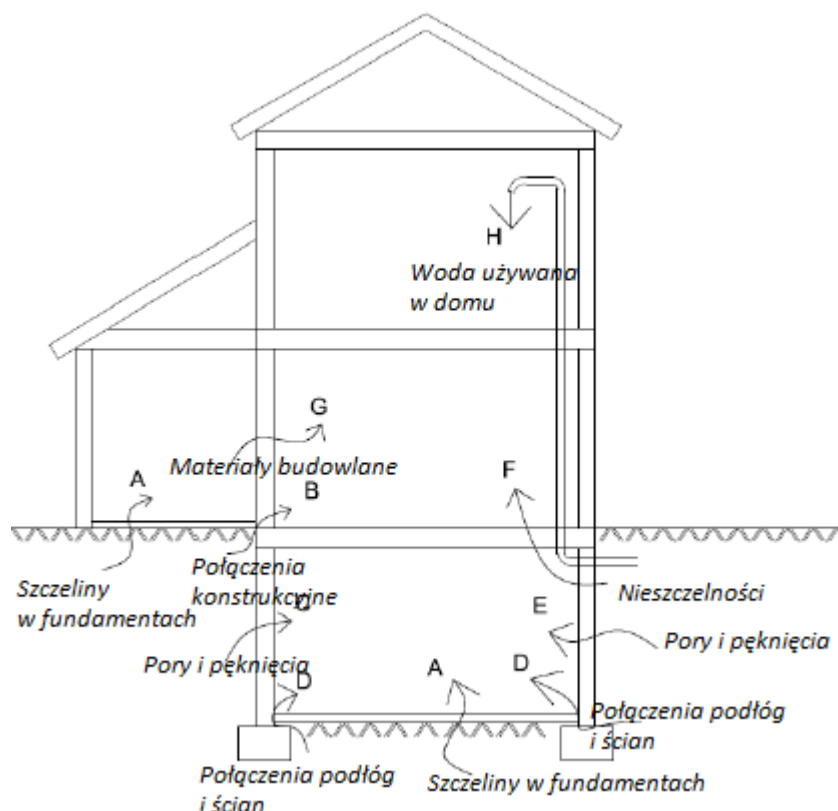
**Tab. 16. Pomiary radonu w żłobkach i przedszkolach na terenie Polski.**

<b>Miejsce</b>	<b>Metoda pomiaru</b>	<b>Zakres stężeń [Bq/m<sup>3</sup>]</b>	<b>Średnie stężenie [Bq/m<sup>3</sup>]</b>	<b>Oдноśnik</b>
Białystok	PicoRad	4,5-320	24,5	54
Kalisz	PicoRad	3-194,4	46	39
Lublin	Komora Lucasa	12-128	23	57
Łódź	PicoRad	2,7-138,9	17,9	66
Ostrów Wielkopolski	PicoRad	3-216,8	48,9	39
Piekary Śląskie	Detektory śladowe	2-341	37	67



## 8. Metody redukcji stężenia radonu w budynkach mieszkalnych.

Radon z gruntu migruje do pomieszczeń mieszkalnych poprzez mikroszczeliny, pęknięcia i otwory konstrukcyjne w fundamentach lub nieszczelności otworów instalacyjnych. Ciepłe powietrze znajdujące się wewnątrz nagrzanego budynku działa jak pompa ssąca, wyciągając radon z gleby, niższych kondygnacji budynku oraz ze ścian zewnętrznych. Drogi wnikania radonu do budynku mieszkalnego przedstawiono na Rys. 20 [68].



Rys. 20. Sposoby wnikania radonu do budynku mieszkalnego [69].

Duże znaczenie dla procesów migracji i wartości stężenia radonu w przyziemnej warstwie powietrza atmosferycznego i pomieszczeń budynków mają budowa geologiczna terenu, struktury sedymentacyjne, tektoniczne i erozyjne podłoża. Drugą przeszkodą mogącą utrudniać wydostawanie się radonu na powierzchnię stanowi grunt [69].

Jeżeli chcemy zabezpieczyć budynek mieszkalny na etapie jego budowy, tak aby pozbyć się wnikania radonu do budynku, powinniśmy zbudować szczelną płytę fundamentową o odpowiedniej grubości, które powinna być dokładnie zaizolowana

za pomocą: geomembran z tworzyw sztucznych, materiałów bitumicznych, wypraw hydrofobizujących oraz zapraw bez skurczowych.

Powinniśmy także pomyśleć o wymuszonej wentylacji pod płytą fundamentową oraz uszczelnieniu konstrukcji na połączeniu płyty ze ścianą fundamentową i uszczelnieniu doprowadzającym media do budynku. Należy także wybierać materiały budowlane mające odpowiednie dokumenty dopuszczające je do stosowania w budownictwie: certyfikaty, atest higieniczny [69].

W istniejących już budynkach możemy uszczelnić fundamenty przy podłogach, połączeniach ze ścianami fundamentowymi oraz przy przepustach doprowadzających media, zastosować odpowiednie systemy wentylacji mechanicznej. [69] Efektywne metody redukcji radonu w nowych budynkach przedstawiono ostatnio w pracy Finne i współpracowników [70].

## **9. Cel pracy.**

Dotychczas systematycznych badań stężenia radonu w budynkach mieszkalnych w Województwie Wielkopolskim nie prowadzono. W niniejszej pracy przedstawiono następujące cele:

- zbadanie dynamiki wnikania radonu w różnych domach,
- opracowanie prostego modelu szybkości wnikania  $R_n$  do pomieszczeń mieszkalnych,
- zbadanie istnienia ewentualnej korelacji pomiędzy stężeniem radonu w otaczającym dom powietrzu glebowym, a stężeniem jego wewnątrz domu,
- sprawdzenie możliwości wykorzystania chwilowych (2-4-dniowych) pomiarów stężenia radonu detektorami PicoRad do oceny rocznego narażenia radiologicznego mieszkańców Kalisza spowodowanego obecnością radonu w mieszkaniach,
- na podstawie tych pomiarów dokonanie oceny narażenia radiologicznego mieszkańców Kalisza związanego z inhalacją radonu w mieszkaniach.

## C. Część doświadczalna.

### 10. Obszar badań.

Wszystkie badania zostały przeprowadzone na terenie miasta Kalisza. Kalisz jest drugim co do wielkości miastem w Wielkopolsce, po Poznaniu, z liczbą mieszkańców wynoszącą ~103 000 i zajmującą powierzchnię 69,42 [km<sup>2</sup>]. Miasto położone jest na wschodniej granicy Monokliny Przedśudeckiej w dolinie rzeki Prosnę z wyniesieniem 108 m nad poziomem morza oraz mniejszej monokliny kalisko-złoczewskiej. Na głębszych podłożach terenu miasta występują osady jurajskie, kredowe, trzeciorzędowe i czwartorzędowe [71].

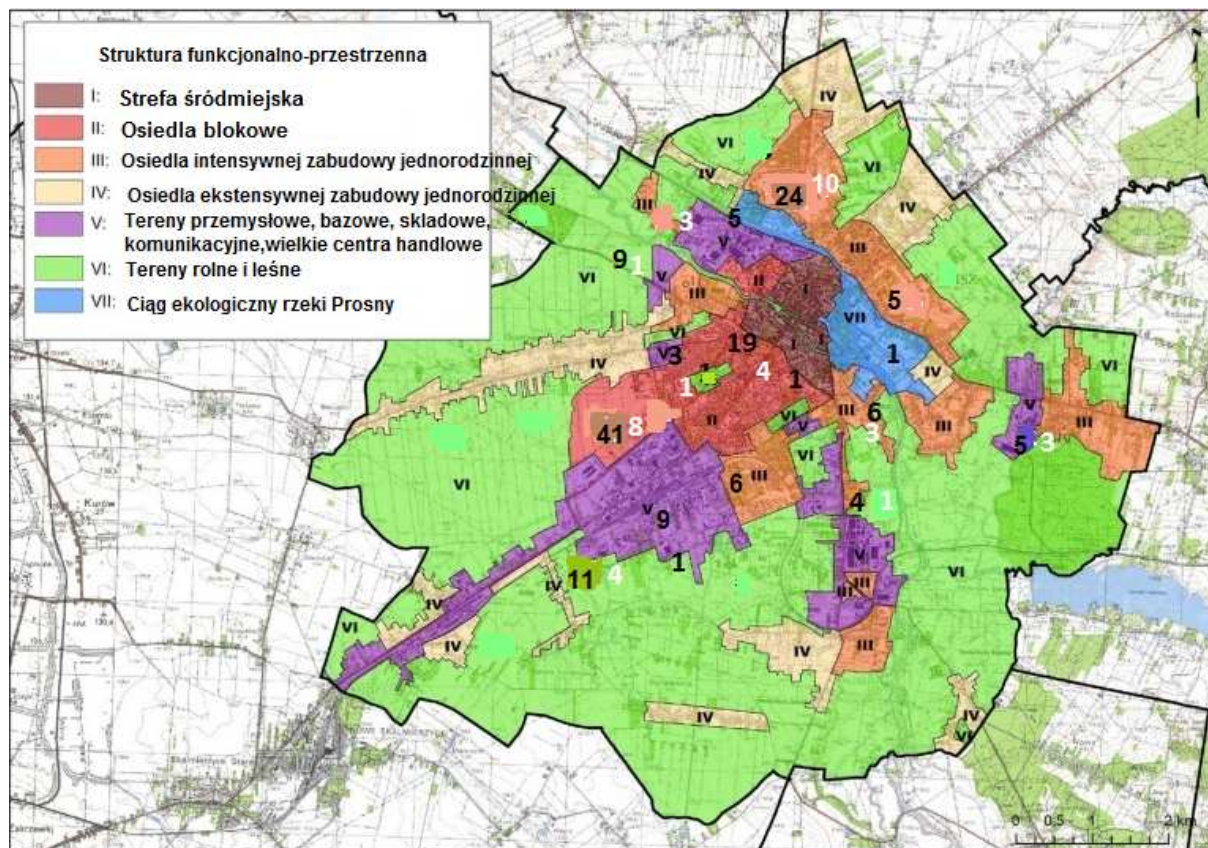
Osady jurajskie reprezentowana jest przez osady środkowo i górno jurajskie. Śródkowa jura wykształcona jest jako mułowce piaszczysto-ilaste i mułowce z przewarstwieniami piaskowców batonu, na których leżą piaskowce i wapienie piaszczyste keloweju. Powyżej występują osady górnej jury w postaci wapieni i margli oksfordu i kimerydu. Całkowita miąższość tych utworów może wynosić maksymalnie 550 [m].

Kreda o zróżnicowanej, nieprzekraczającej 60 [m] grubości ma formę wapieni, margli, oraz łąw, piasków i piaskowców.

Trzeciorzęd dolny reprezentowany jest przez szarobrunatne i szarozielone łąy, a w przypadku trzeciorzędu górnego mamy do czynienia z miocenem i pliocenem. Ten pierwszy reprezentowany jest przeważnie przez łąy, piaski, mułki i węgle brunatne. Natomiast pliocen tworzą piaski i żwiry. Czwartorzęd to utwory glacialne plejstocenijskie i aluwialne utwory holocenijskie. Miąższość tych utworów jest bardzo zmienna i zależy ona od ukształtowania powierzchni podłoża pod czwartorzędowego i obecnej morfologii terenu [71,72].

Średnia roczna temperatura w Kaliszu wynosi 7,5 [°C], a opady 550 [mm]. W skład miasta Kalisz wchodzi 23 osiedla: Asnyka, Czaszki, Chmielnik, Dobro, Dobrzec P., Dobrzec W., Kaliniec, Korczak, Majków, Ogrody, Osiedle XXV-lecia, Piskorzewie, Piwonice, Rajsków, Rogatka, Rypinek, Szczypiorno, Śródmieście I, Śródmieście II, Tyniec, Widok, Winiary, Zagorzynek i 3 Sołectwach: Dobrzec, Sulisławice, Sulisławice – Kolonia.

Mapę – funkcjonalną przestrzenną miasta Kalisza z zaznaczoną liczbą wykonanych pomiarów stężenia radonu w danej dzielnicy przedstawiono na Rys.21.



Rys. 21. Mapa funkcjonalno-przestrzenna z oznaczonymi punktami pomiarowymi dla Kalisza [71]. Cyfry czarne oznaczają pomiar radonu metodą PicoRad w budynkach, cyfry białe oznaczają pomiary radonu w powietrzu glebowym.

## 11. Wybór metody pomiarowej.

Do badania stężenia radonu w wybranych pomieszczeniach w Kaliszu wykorzystano metodę PicoRad opisaną w części teoretycznej.

Otwarty detektor PicoRad umieszczałam w badanym pomieszczeniu na wysokości około 1 m nad powierzchnią podłogi na okres zwykle 48 godzin. Konieczne było dopasowanie godzin, tak aby rozpoczęcie i zakończenie ekspozycji, pokrywało się z obecnością domowników w domu. Do każdej próbki dołączana była karta pomiaru stężenia radonu w pomieszczeniach, w której należało wpisać podstawowe parametry budynku, adres, godzinę rozpoczęcia i zakończenia ekspozycji oraz numer pojemnika PicoRad. Po zakończeniu ekspozycji naczynko było zamykane i zabierane do laboratorium. Tam na dno naczynka dodawałam 10 [ml] roztworu scyntylicyjnego na bazie toluenu z 10 % dodatkiem metanolu.

W trakcie 8-godzinnej elucji pochłonięty radon ulegał desorpcji z węgla aktywnego do roztworu scyntylicyjnego. Po tym czasie można było zliczyć impulsy w automatycznym ciekłym liczniku scyntylicyjnym Beckman LS 3801 [64]. Pomiar polegał na umieszczeniu pojemników PicoRad w specjalnym koszyku pomiarowym. Pomiar w liczniku scyntylicyjnym wykonywano w programie automatycznym. Czas pomiaru jednej próbki wynosił 60 minut. W trakcie pomiarów wyniki były drukowane na bieżąco.

Automatyczny licznik scyntylicyjny może mierzyć aktywność  $^{222}\text{Rn}$  w detektorach PicoRad z dobrą wydajnością w wąskim kanale pomiarowym. Kanał ten powinien obejmować tylko wysokoenergetyczna część widma promieniowania  $\beta$  i promieniowanie  $\alpha$   $^{222}\text{Rn}$  i dwóch produktów jego rozpadu:  $^{218}\text{Po}$  i  $^{214}\text{Po}$ .

**Tab. 17. Wybór optymalnego kanału w liczniku scyntylicyjnym do pomiaru radonu techniką naczynek PicoRad.**

Lp.	Kanał	Tłó [cpm]	Wskaźnik dobroci $E^2/I_t$
1.	20-980	34,0	0,57
2.	660-980	23,2	0,51
<b>3.</b>	<b>760-980</b>	<b>14,7</b>	<b>0,61</b>

Wartości w kolumnie 4 obliczyłam przyjmując wydajność detekcji dla kanału 3 jako  $E=3$  (w tym kanale głównie były zliczane cząstki  $\alpha$  z wydajnością 1), a dla pozostałych  $E_2 = 3 \cdot I_{s2}/I_{s3}$  i  $E_1 = 3 \cdot I_1/I_3$  gdzie  $I_1$ ,  $I_2$  i  $I_3$  są aktywnościami zmierzonymi dla standardu w tych trzech kanałach (wzięte z Tabeli 17).

Kanał 3 przyjąłam do rutynowych pomiarów naczynek PicoRad ze względu na najwyższą wartość tak obliczonego współczynnika dobroci.

Otrzymane z rutynowych pomiarów wartości dla kanału 3, (po odjęciu tła w tym kanale) jako liczba impulsów na minutę (cpm) -  $I_{Rn}$  zostały przeliczone na stężenie aktywności radonu w pomieszczeniu -  $[Bq/m^3]$  korzystając z równania:

$$A_{Rn} = K_{Rn} \cdot I_{Rn} \cdot e^{\lambda \cdot t} [Bq/m^3] \quad (17)$$

gdzie  $K_{Rn}$  jest współczynnikiem kalibracyjnym wiążący zmierzoną aktywność w naczynkach PicoRad,  $I_{Rn}$  zmierzoną aktywnością netto w [cpm] (po odjęciu tła), a  $t$  - czasem zwłoki tj. czasem jaki upłynął od końca ekspozycji naczynka do pomiaru aktywności.

W celu wyznaczenia współczynnika kalibracji przez 48 godzin eksponowano 2 naczynka PicoRad w komorze radonowej znajdującej się w Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej w Warszawie.

**Tab. 18. Wyznaczenie współczynników kalibracji naczynek PicoRad.**

Lp.	$A_{st}$ [Bq/m <sup>3</sup> ]	Kanał	$I_{cpm}$	K
1.	320 000	20-980	332427	0,963
2.		660-980	257554	1,243
3.		760-980	224700	<b>1,425</b>

Aktywność radonu w komorze referencyjnej wynosiła  $A_{st}=320\ 000$  [Bq/m<sup>3</sup>]. Wartości  $I_{cpm}$  (po odjęciu tła) zostały skorygowane o czas zwłoki jaki upłynął od końca ekspozycji w komorze do pomiaru w laboratorium PWSZ w Kaliszu. Współczynnik kalibracji K dla wybranego optymalnego kanału 3 wynosi 1,425.

Do pomiarów porównawczych oraz szybkości wnikania radonu do wybranych mieszkań wykorzystałam także przyrząd SARAD EQR-3020, który pozwalał na pomiar stężenia aktywności radonu w odstępach co pół godziny, godzinę lub co dwie godziny.

### 11.1. Walidacja metody PicoRad w badaniach porównawczych w CLOR.

W roku 2018 z inicjatywy Centrum Radonowego zostały zorganizowane w Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej w Warszawie pomiary porównawcze stężenia radonu w powietrzu. W porównaniu brało udział 8 laboratoriów z Polski oraz 3 z Włoch. Przeprowadzono dwie ekspozycje w komorze klimatycznie – radonowej dla detektorów PicoRad w moim przypadku. Pierwsza ekspozycja prowadzona była w warunkach tzw. stabilnego stężenia radonu. W trakcie tej ekspozycji przepływowe źródło radonu pozostawało otwarte przez cały czas trwania ekspozycji zapewniając odpowiedni przepływ powietrza, uwzględniając parametry źródła. Druga partia detektorów eksponowana była w warunkach malejącego stężenia radonu zgodnie z prawem rozpadu promieniotwórczego [40]. Poniższa tabela przedstawia wyniki porównawcze, dla laboratoriów biorących udział w pomiarach.

**Tab. 19. Wyniki badań porównawczych w CLOR [40].**

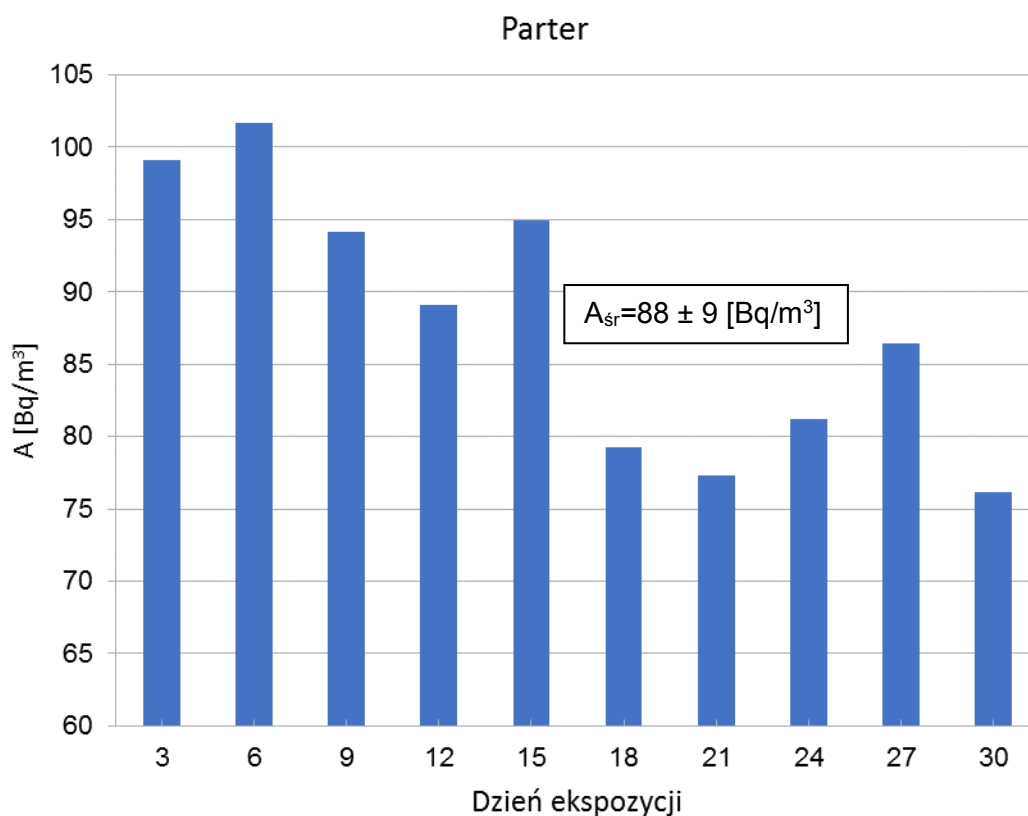
Lp.	Instytucja	I ekspozycja		z-score	ocena wyniku
		C <sub>Rn</sub>	u		
1.	Zakład Kontroli Dawek i Wzorcowania, Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej w Warszawie	4,97	0,27	2,23	+/-
2.	Główny Instytut Górnictwa Śląskie Centrum Radiometrii Środowiskowej, Katowice	2,46	0,25	2,48	+/-
3.	Zakład Biofizyki Uniwersytet Medyczny w Białymstoku	4,728	0,085	1,78	+
4.	<b>Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa im. Prezydenta Stanisława Wojciechowskiego w Kaliszu</b>	<b>4,624</b>	<b>0,217</b>	<b>1,58</b>	<b>+</b>
5.	Politechnika Łódzka, Międzyresortowy Instytut Techniki Radiacyjnej, Łódź	3,82	0,33	0,08	+
6.	Laboratorium Ekspertyz Radiometrycznych Instytut Fizyki Jądrowej PAN, Kraków	4,9	0,46	2,10	+/-
7.	Zakład Ochrony Radiologicznej, Instytut Medycyny Pracy im. Med. dra med. Jerzego Nofera, Łódź	4,23	0,32	0,84	+
8.	Laboratorium Pomiarów Dozymetrycznych, Narodowe Centrum Badań Jądrowych, Świerk, Otwock	3,72	0,492	0,11	+
9.	MI.AM	4,09	0,55	0,58	+
10.	XGAMMAGUARD	3,66	0,49	0,23	+
11.	LAB.PATIMO	5,0	1,1	2,29	+/-
	<b>C<sub>Rn</sub> ref.</b>	<b>3,78</b>	<b>0,25</b>		

Zgodnie z przyjętym kryterium wyniki różniące się o  $\pm 25\%$  (tzw. z-score >2) od wartości referencyjnej uznano za wątpliwe. Nasz wynik mieścił się w granicach wyników zadowolających (+).

### **11.2. Zbadanie możliwości wykorzystania detektorów PicoRad do oceny całorocznej dawki efektywnej na podstawie jednostkowych pomiarów w wybranych miesiącach.**

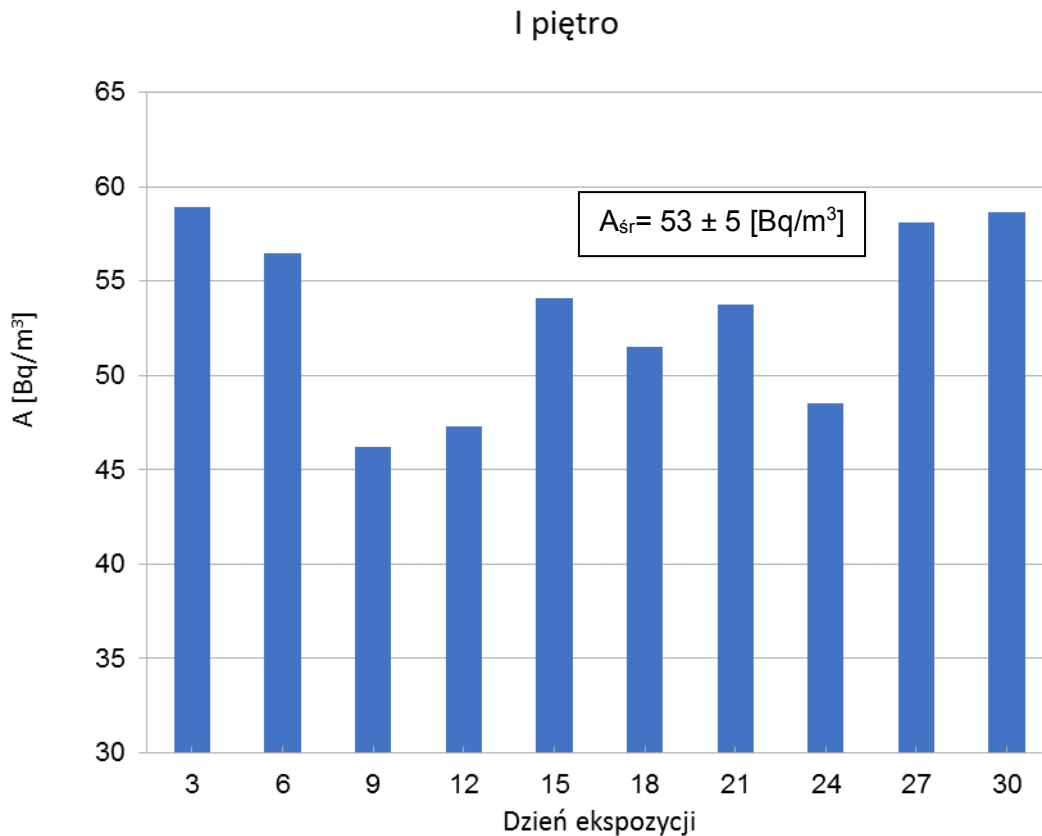
Jak wykazano w ogólnopolskim monitoringu radonu w domach w Polsce miesięczne fluktuacje są nieznaczne i najlepszymi miesiącami do pomiarów krótkoterminowych dla odwzorowania średniego rocznego stężenia radonu są następujące miesiące: kwiecień, wrzesień, październik, listopad i grudzień [65]. Właśnie w tych miesiącach

staralam się przeprowadzić pomiary stężenia radonu techniką PicoRad w różnego typu domach w Kaliszu. Wiadomo, że z racji dynamiki procesów ustalania się równowagi adsorpcyjnej radonu na węglu aktywnym, detektory te po 2-3 dniowej ekspozycji dobrze uśredniają wahania stężenia radonu w ciągu doby. Podstawowym problemem badawczym było sprawdzenie w jakim stopniu wynik pojedynczej 2-3 –dniowej ekspozycji, pomiar odwzorowuje średnie miesięczne stężenie radonu w danym pomieszczeniu. W celu sprawdzenia fluktuacji stężenia radonu w ciągu miesiąca detektory te były ekspozowane przez 3 dni w sposób ciągły w dwóch pokojach. Wahania stężeń radonu na parterze i I piętrze budynku pokazano na Rys. 22 i 23.



Rys. 22. Wyniki pomiarów stężenia radonu detektorami PicoRad w ciągu miesiąca-parter.



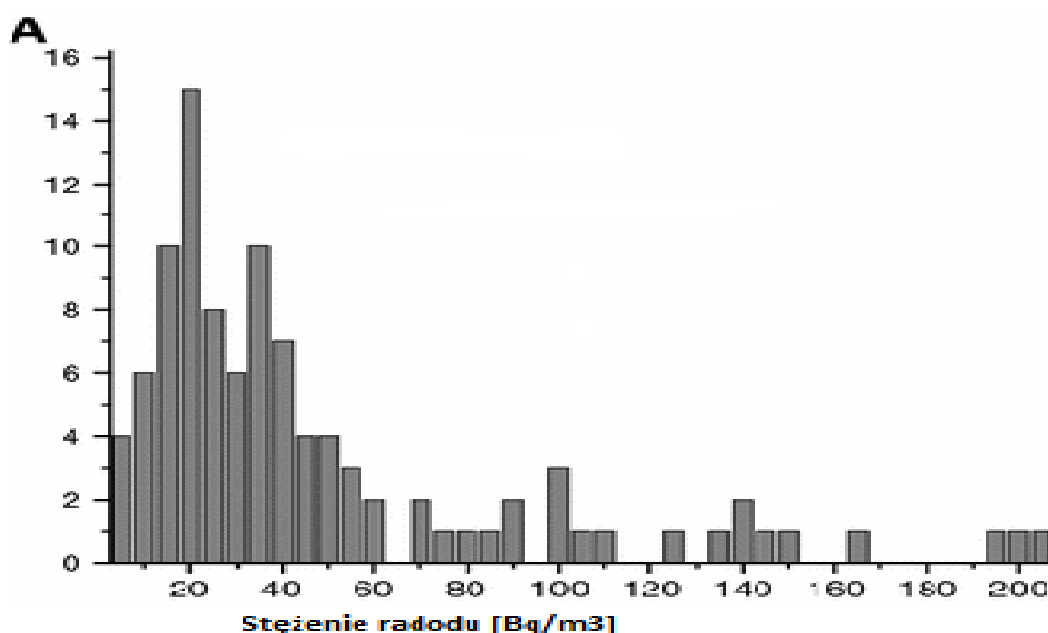


Rys. 23. Wyniki pomiarów stężenia radonu detektorami PicoRad w ciągu miesiąca-I piętro.

Obliczone średnie wartości miesięczne wyniosły  $88 \pm 9$  [Bq/m<sup>3</sup>] dla parteru i  $53 \pm 5$  [Bq/m<sup>3</sup>] dla pokoju na pierwszym piętrze w tym samym budynku. Wszystkie trzydniowe stężenia aktywności radonu były w ramach dwóch standardowych odchyłeń od średnich arytmetycznych, tj. odpowiednio  $\pm 18$  i  $\pm 10$  [Bq/m<sup>3</sup>]. Jak wynika z tych pomiarów pojedynczy pomiar był obciążony błędem względnym poniżej  $\pm 20\%$  w stosunku do średniego miesięcznego stężenia radonu. Taka dokładność jest powszechnie akceptowana w pomiarach dozymetrycznych dawek. Zatem pojedynczy pomiar w czasie 3 dni detektorem PicoRad może być wykorzystany do celów monitoringu stężeń radonu w określonym obszarze blisko położonych budynków.

## 12. Ocena narażenia dzieci na ekspozycję na radon w żłobkach, przedszkolach i szkołach w Kaliszu.

Pozytywne wyniki walidacji metody PicoRad oraz możliwości odwzorowania średniego miesięcznego stężenia radonu na podstawie pojedynczej ekspozycji tych detektorów, skłoniły nas do wykorzystania tej metodyki do oceny zagrożenia radiologicznego w wyniku inhalacji radonu przez dzieci przebywające w żłobkach przedszkolach i szkołach kaliskich. Jak wynika z zamieszczonego przeglądu literatury, takie badania wykonano w kilku miastach w Polsce ze względu na potwierdzoną epidemiologicznie większą wrażliwość na działanie promieniowania jonizującego występującą u dzieci. Zwykle wyraża się to kilkakrotnie większymi współczynnikami konwersji na dawkę dla jednostkowego wchłonięcia radionuklidu przez dzieci w stosunku do osób dorosłych. Badania koncentracji radonu w żłobkach, przedszkolach i szkołach w Kaliszu obejmowały 103 tego rodzaju obiekty [39]. Rozkład stężeń radonu w badanych pomieszczeniach w Kaliszu przedstawia poniższy wykres.



Rys. 24. Rozkład stężeń radonu w żłobkach, przedszkolach i szkołach w Kaliszu [39].

Zgodnie z Tab. 20 pomiary koncentracji radonu w kaliskich żłobkach, przedszkolach i szkołach w Kaliszu zawierają się w przedziale od 3 do 294,7 [Bq/m<sup>3</sup>]. Średnia arytmetyczna wynosi 46,0 [Bq/m<sup>3</sup>], natomiast średnia geometryczna 30,3 [Bq/m<sup>3</sup>].

**Tab. 20. Parametry rozkładu stężenia radonu w żłobkach, przedszkolach i szkołach w Kaliszu [39].**

Parametry	Kalisz
Liczba obiektów	103
Średnia arytmetyczna $A_{Rn}$ [ $Bq/m^3$ ]	46,0
Odchylenie standardowe średniej arytmetycznej [ $Bq/m^3$ ]	45,0
Średnia geometryczna [ $Bq/m^3$ ]	30,3
Odchylenie standardowe średniej geometrycznej [ $Bq/m^3$ ]	2,48
Mediana [ $Bq/m^3$ ]	31,5
Stężenie minimalne [ $Bq/m^3$ ]	5 <sup>a</sup>
Stężenie maksymalne [ $Bq/m^3$ ]	194,4

Przyjmując, że znamy średnie stężenie  $^{222}Rn$  w żłobkach, przedszkolach i szkołach, możemy obliczyć roczną dawkę od inhalacji radonu wykorzystując współczynnik konwersji stężenia radonu równy  $16,8 \cdot 10^{-6}$  [ $mSv/Bq \cdot m^{-3} \cdot h$ ].

$$E = 16,8 \cdot 10^{-6} [mSv / Bq \cdot m^{-3}] \cdot 31,5 [Bq/m^3] \cdot 0,4 \cdot 2000 [h/rok]$$

$$E = 0,42 [mSv/rok]$$

Do obliczeń dawki efektywnej podczas przebywania 2000 godz rocznie w przedszkolach czy szkołach przyjęłam wartość mediany stężenia i współczynnik równowagi  $F=0,4$ . Zwykle wartość średniej arytmetycznej jest większa od mediany, bowiem na wartość średniej arytmetycznej wyraźnie wpływają sporadyczne wartości wysokich stężeń.

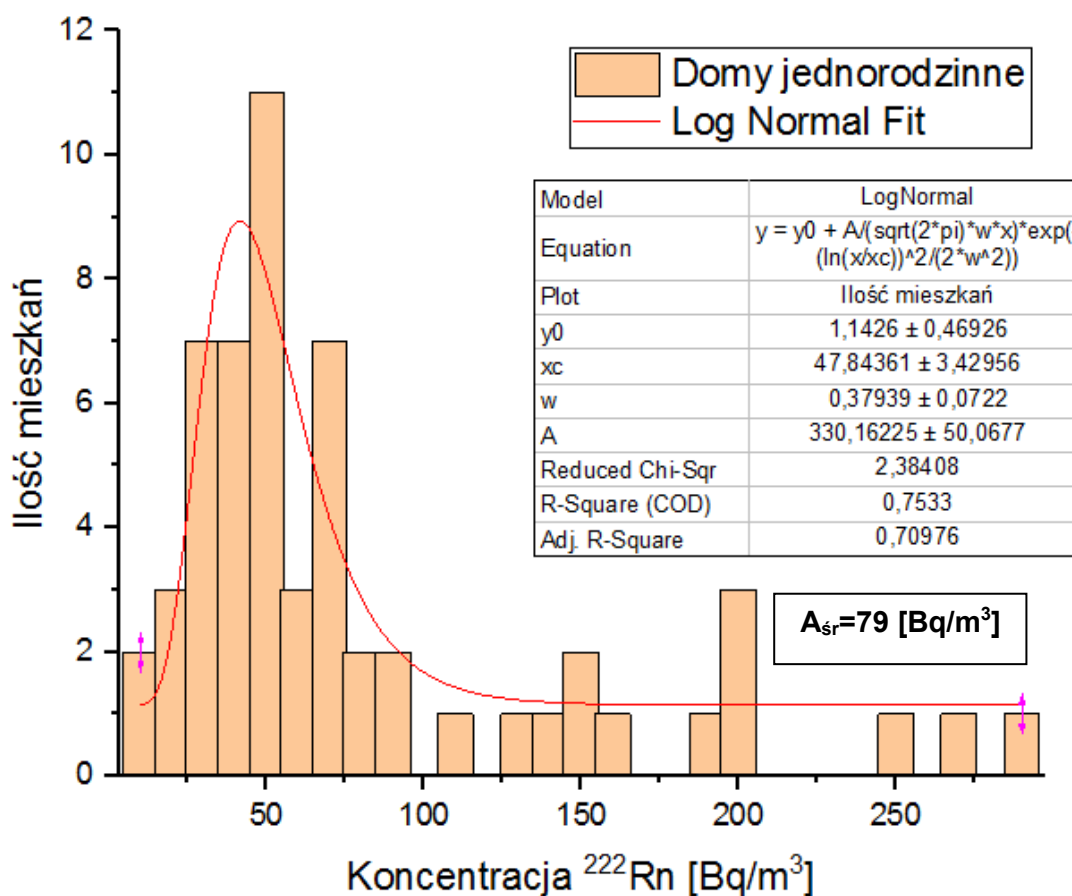
Obliczona dawka efektywna dla dzieci w żłobkach, przedszkolach czy szkołach nie odbiega od dawki, którą otrzymałyby w tym czasie podczas pobytu w swoich domach.

### **13. Monitoring stężenia radonu w mieszkaniach na terenie Kalisza.**

Pomiary koncentracji radonu przeprowadzone zostały w 141 domach na terenie Kalisza z wykorzystaniem detektorów PicoRad eksponowanych przez 48 godzin. Badania zostały przeprowadzone w miesiącach marcu, kwietniu oraz wrześniu i październiku w latach 2017 i 2018, tak aby można było je porównać do średnich rocznych wartości [65]. Domy te zostały podzielone na następujące kategorie:

- domy jednorodzinne wolnostojące,
- stare budynki i kamienice,
- budownictwo wielkopłytowe bloki 4-piętrowe,
- budownictwo wielkopłytowe bloki 10-piętrowe.

Celem badania była analiza występowania radonu w różnych typach budynków na obszarze Kalisza, ocena rozkładu stężenia aktywności radonu w mieszkaniu, a tym samym ocena ryzyka radiologicznego dla lokalnej populacji. Przedstawione poniżej wykresy prezentują zestawienie rozkładu stężeń aktywności radonu dla wszystkich rodzajów badanych budynków.

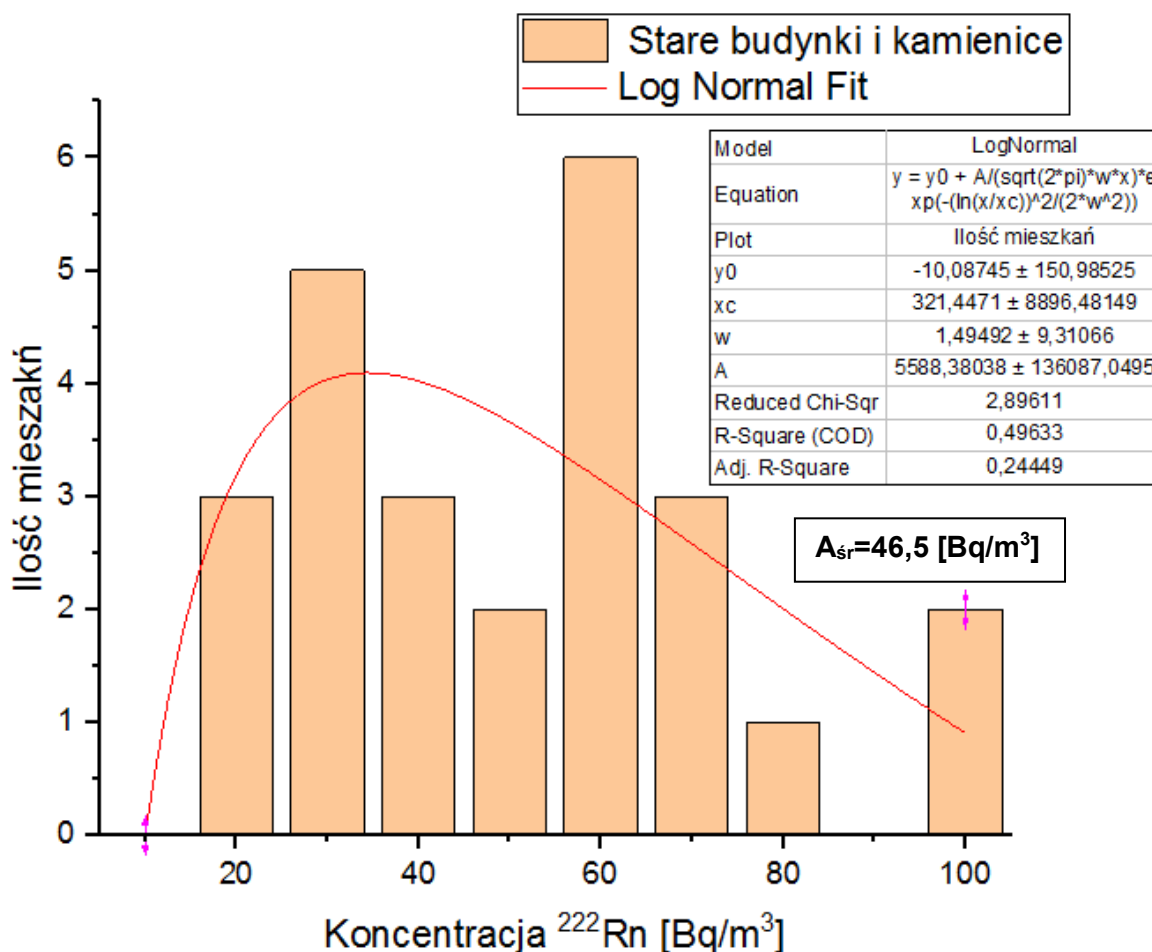


Rys. 25. Stężenie radonu w domach jednorodzinnych wolnostojących.

Stężenie radonu w domach jednorodzinnych wolnostojących zawierały się w przedziale od 9,4 do 288,1 [Bq/m<sup>3</sup>]. Średnia arytmetyczna jest równa 79 [Bq/m<sup>3</sup>]. Największą różnicę w poziomach stężeń zanotowano właśnie w domach jednorodzinnych wolnostojących.

W domach tych na 57 pomiarów w 13 stężenie radonu było powyżej 100 [Bq/m<sup>3</sup>]. Wyniki te jednoznacznie wskazują na konieczność intensywniejszej wentylacji w tego rodzaju budynkach. Badane domy jednorodzinne wolnostojące były przeważnie budynkami nowymi, zamieszkałymi od 3 do 10 lat. Rozkład stężeń radonu dla budynkach jednorodzinnych ma charakter logarytmiczno normalny i średnia wartość dla tego rozkładu 56,5 [Bq/m<sup>3</sup>] jest wyraźnie niższa od średniej arytmetycznej równej 79 [Bq/m<sup>3</sup>] i ma wartość zbliżoną do mediany 46,8 [Bq/m<sup>3</sup>].

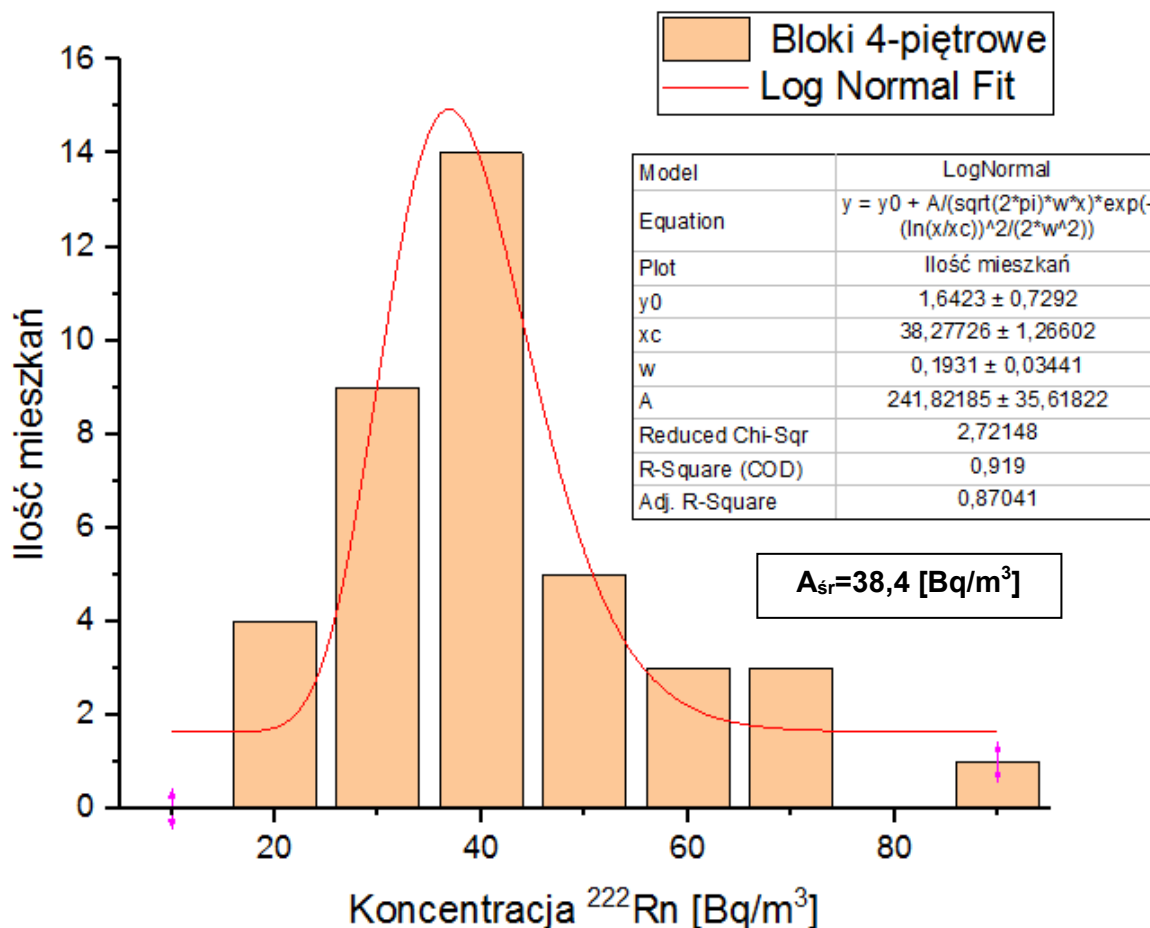
Natomiast w centrum Kalisza znajdują się przeważnie stare kamienice najwyższej 5-kondygnacyjne zbudowane z tradycyjnych materiałów czyli z cegły. Rozkład stężeń radonu w tych budynkach przedstawiam na kolejnym wykresie.



Rys. 26. Stężenie radonu w starych budynkach i kamienicach.

Stężenie radonu w starych budynkach i kamienicach zawierały się w przedziale od 16,5 do 92,4 [Bq/m<sup>3</sup>]. Średnia arytmetyczna jest równa 46,5 [Bq/m<sup>3</sup>]. Ze względu na stosunkowo małą liczbę zbadanych tego rodzaju mieszkań i przewagę domów jedno lub najwyższej dwu piętrowych nie dokonałam analizy zmian stężeń radonu w zależności od wysokości kondygnacji, na której położone były mieszkania. Rozkład stężeń aktywności w tych budynkach nie ma typowego charakteru rozkładu normalnego i wartości średnich arytmetycznych i geometrycznych oraz mediany są zbliżone wynoszą odpowiednio: 46,5; 41,4 oraz 49,4 [Bq/m<sup>3</sup>].

Podobnie jak w większości miast w Polsce powojenne budownictwo Kalisza to przeważnie bloki z tzw. wielkiej płyty głównie 4-piętrowe. Rozkład stężenia aktywności radonu w mieszkaniach w takich budynkach przedstawiam na Rys. 27



Rys. 27. Stężenie radonu w budownictwie wielokopłytowym bloki 4-piętrowe.

Stężenie radonu w budynkach wielokopłytowych w blokach 4-piętrowych zawiera się w przedziale od 17,3 do 84,7 [Bq/m<sup>3</sup>]. Średnia arytmetyczna wyliczona z dwóch kondygnacji jest równa 38,4 [Bq/m<sup>3</sup>].

Jak widać z tego rysunku rozkład ma charakter typowego rozkładu Gaussa – normalnego.

Wykonałam oznaczenie aktywności łącznie w 39 mieszkaniach w tych blokach, podzieliłam te mieszkania na położone w niższych kondygnacjach: 0 do 2-go piętra oraz na te położone na wyższych kondygnacjach tj. na 3 i 4 piętrze.

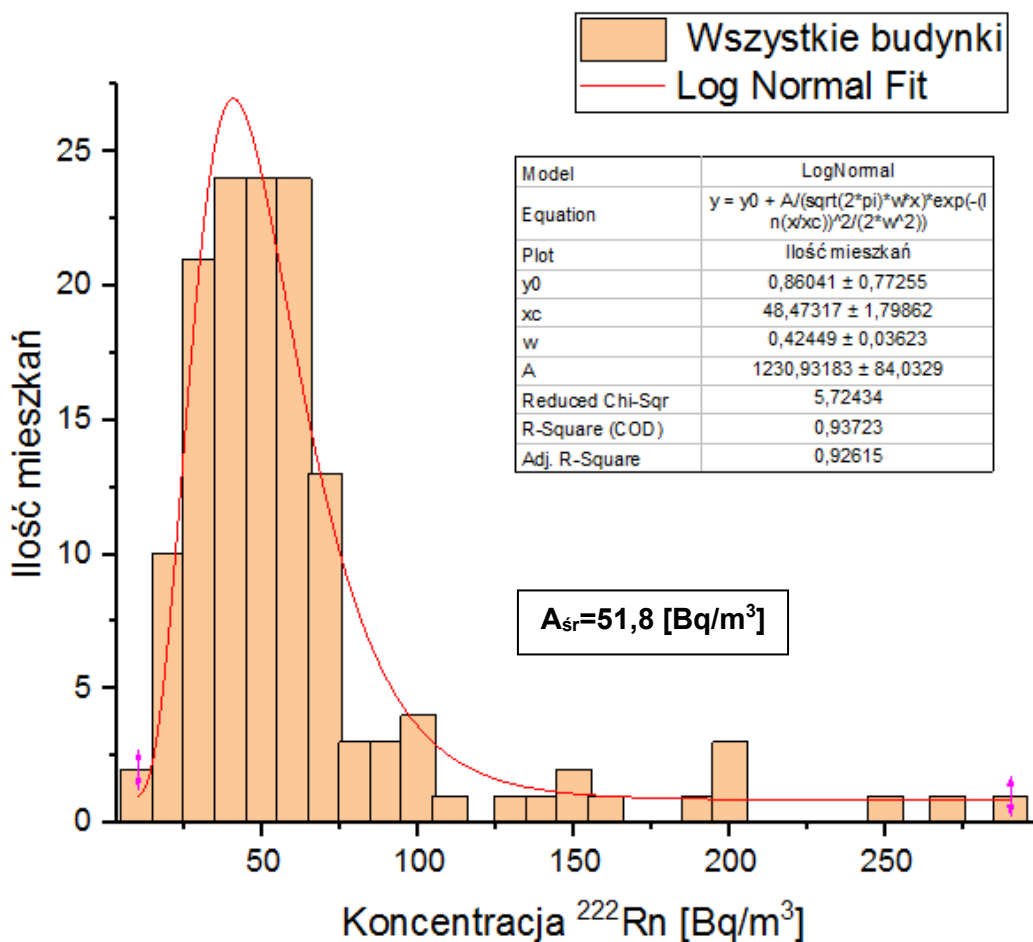
Zarówno średnie arytmetyczne, geometryczne jak i mediany dla wyższych kondygnacji były nieznacznie niższe. Świadczy to o słabszym wpływie radonu

wydostającego się z podłoża budynków na wypadkowe jego stężenie w mieszkaniach w blokach.

Na terenie Kalisza, konkretnie w Osiedlu Dobrzec znajduje się kilkanaście wieżowców 10 kondygnacyjnych, w których mieszka około 5 000 mieszkańców. W tych budynkach w 20 mieszkaniach położonych na 3 i 5 piętrze wykonałam również pomiary stężenia aktywności radonu. W tych mieszkaniach stężenia wahały się od siebie w granicach od 45,8 do 92,9 [Bq/m<sup>3</sup>], z tym, że tylko w dwóch wynosiły ponad 90 [Bq/m<sup>3</sup>]. Średnia arytmetyczna dla tych mieszkań była wyraźnie wyższa i wyniosła 56,6 [Bq/m<sup>3</sup>]. Niewątpliwie jest to związane z wykorzystaniem w konstrukcji wysokich budynków płyt z tzw. betonu lekkiego, który był wypełniany dodatkiem elektrownianych popiołów lotnych zawierających podwyższone poziomy radu [13,14].

Rozkład aktywności we wszystkich 141 zbadanych pomieszczeniach w Kaliszu przedstawiam na Rys. 27. Jak widać jest to typowy rozkład logarytmiczno-normalny. Wartości obliczonych średniej geometrycznej i mediany są do siebie zbliżone i wynoszą odpowiednio: 42,9 oraz 46,4 [Bq/m<sup>3</sup>]. Natomiast zgodnie z oczekiwaniem średnia arytmetyczna jest znacznie wyższa i wynosi 51,8 [Bq/m<sup>3</sup>]. Parametry rozkładów stężeń aktywności radonu w poszczególnych typach budynków zebrałam w Tabeli 21.





Rys. 28. Stężenie radonu we wszystkich budynkach.

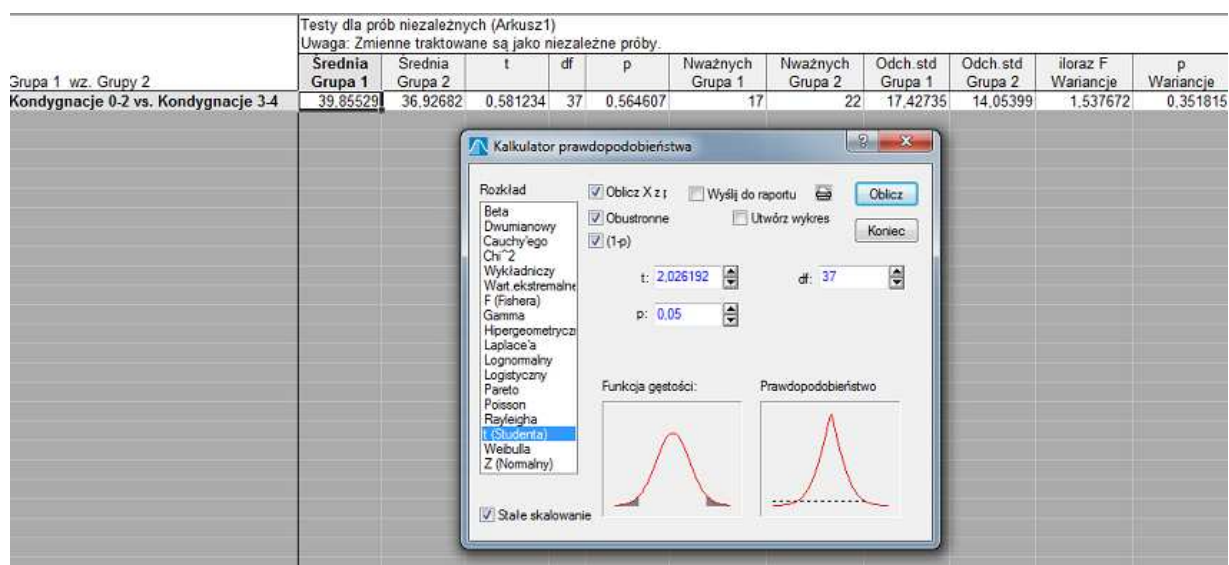
Średnie wyniki pomiarów przedstawiono w tabeli zbiorczej (Tab. 21.).

**Tab. 21. Rozkład parametrów stężenia radonu w budynkach.**

Parametry rozkładu stężeń radonu							
Parametr	Domy jednorodzinne		Stare budynki i kamienice	Bloki wielkopłytowe 4-piętrowe		Bloki wielkopłytowe 10-piętrowe	Wszystkie domy
	Parter	I piętro		Piętra 0-2	Piętra 3-4		
Liczba mieszkań	34	23	25	17	22	20	141
Średnia arytmetyczna [Bq/m <sup>3</sup> ]	91,4	60,8	46,5	39,9	36,9	56,6	51,8
Średnia geometryczna [Bq/m <sup>3</sup> ]	51,8	55,9	41,4	36,6	34,6	45,6	42,9
Mediana [Bq/m <sup>3</sup> ]	56,9	46,4	49,4	38,0	34,4	53,2	46,4
Dawka roczna w [mSv]	<b>2,7</b>	<b>2,2</b>	<b>2,3</b>	<b>1,8</b>	<b>1,5</b>	<b>2,5</b>	<b>2,2</b>

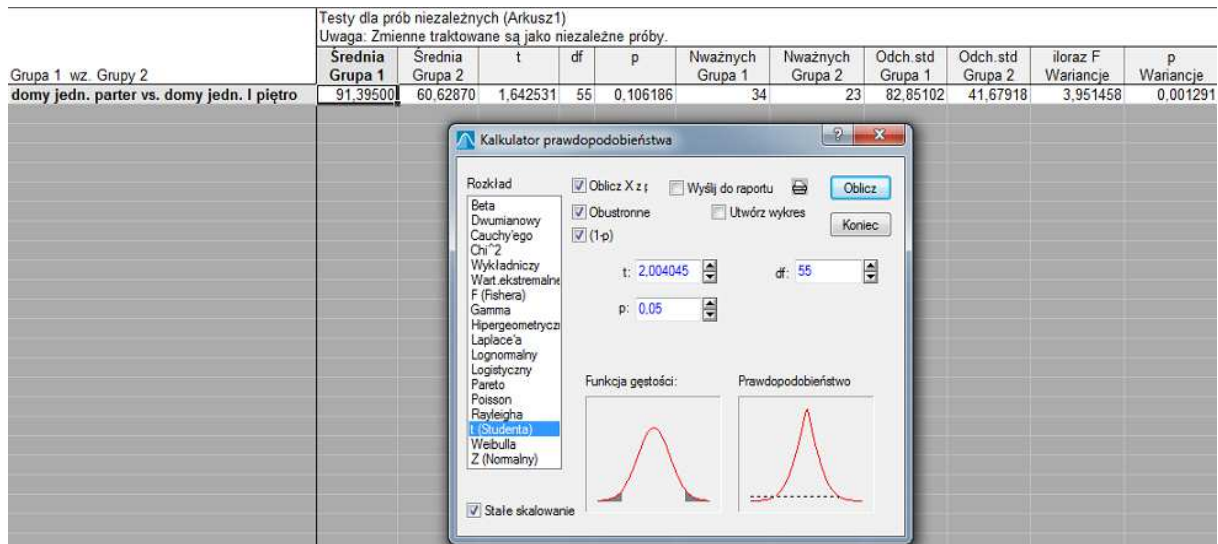
Do obliczeń wartości średnich dawek efektywnych dla dorosłych mieszkańców w poszczególnych typach budynków zgodnie ze wzorem (11) wzięłam jako aktywności wartości median. Przyjęłam także wartość współczynnika konwersji stężenia radonu na dawkę równą  $16,8 \cdot 10^{-6}$  [mSv/Bqm<sup>3</sup>h], współczynnik równowagi F= 0,4 oraz roczny czas przebywania w pomieszczeniach 7000 godz. Tak obliczone wartości dawek efektywnych podaję w ostatnim wierszu Tabeli 21.

Z tabeli tej wynika, że zarówno dla budynków jednorodzinnych wolnostojących jak i bloków 4-piętrowych głównym źródłem radonu w pomieszczeniach jest radon wydostający się z podłoża. W przypadku bloków 4-piętrowych różnica w stężeniach radonu między dolnymi kondygnacjami i górnymi jak wynika z testu t-Studenta są statystycznie nieistotne  $p = 0,56 \gg 0,05$ .



Rys. 29. Rozkład statystyczny testu t-Studenta dla domów 4-piętrowych kondygnacja 0-2 oraz od 3-4.

Natomiast średnie stężenia radonu w budynkach jednorodzinnych wolnostojących na parterze i I piętrze różnią się wyraźnie 91,4 oraz 60,8 [Bq/m<sup>3</sup>]. Wprawdzie i w tym przypadku, ze względu na duży rozrzut obserwowanych stężeń radonu od 20 do > 200 [Bq/m<sup>3</sup>], wielkość wariancji jest także bardzo duża i wartość testu t-Studenta  $t=1,6425$  odpowiada poziomowi ufności tylko  $p=0,1$ , ale jest tylko nieznacznie niższa od wymaganej wartości  $t=2,00$ , odpowiadającej poziomowi ufności  $p=0,05$  zwykle przyjmowanemu dla różnic statystycznie istotnych.



Rys. 30. Rozkład statystyczny testu t-Studenta dla domów jednorodzinnych wolnostojących parter i I piętro.

Istotnym nowym elementem tej pracy jest stwierdzenie stosunkowo wysokich stężeń radonu w budynkach wielokondygnacyjnych tzw. wieżowcach. W związku z tym nieoczekiwane na podwyższone dawki  $\sim 2,5$  [mSv] spowodowane inhalacją produktów rozpadu radonu są narażeni właśnie mieszkańcy wieżowców. Jak wspomniałam spowodowane jest to prawdopodobnie podwyższonym stężeniem radionuklidu  $^{226}\text{Ra}$  w stosowanych w ich konstrukcji płytach z tzw. lekkiego betonu. Wprowadzie współczynnik  $f_1$  obrazujący udział wszystkich emiterów gamma w tym materiale zgodnie z normą jest poniżej 1 [13], ale dawniej stosowany współczynnik  $f_2$ , jako odpowiednik stężenia  $^{228}\text{Ra}$  w tym materiale budowlanym jest tylko nieznacznie poniżej dopuszczalnej normy. [14]. Podobnie podwyższone poziomy radonu zaobserwowano w wysokich budynkach w Łodzi [74].

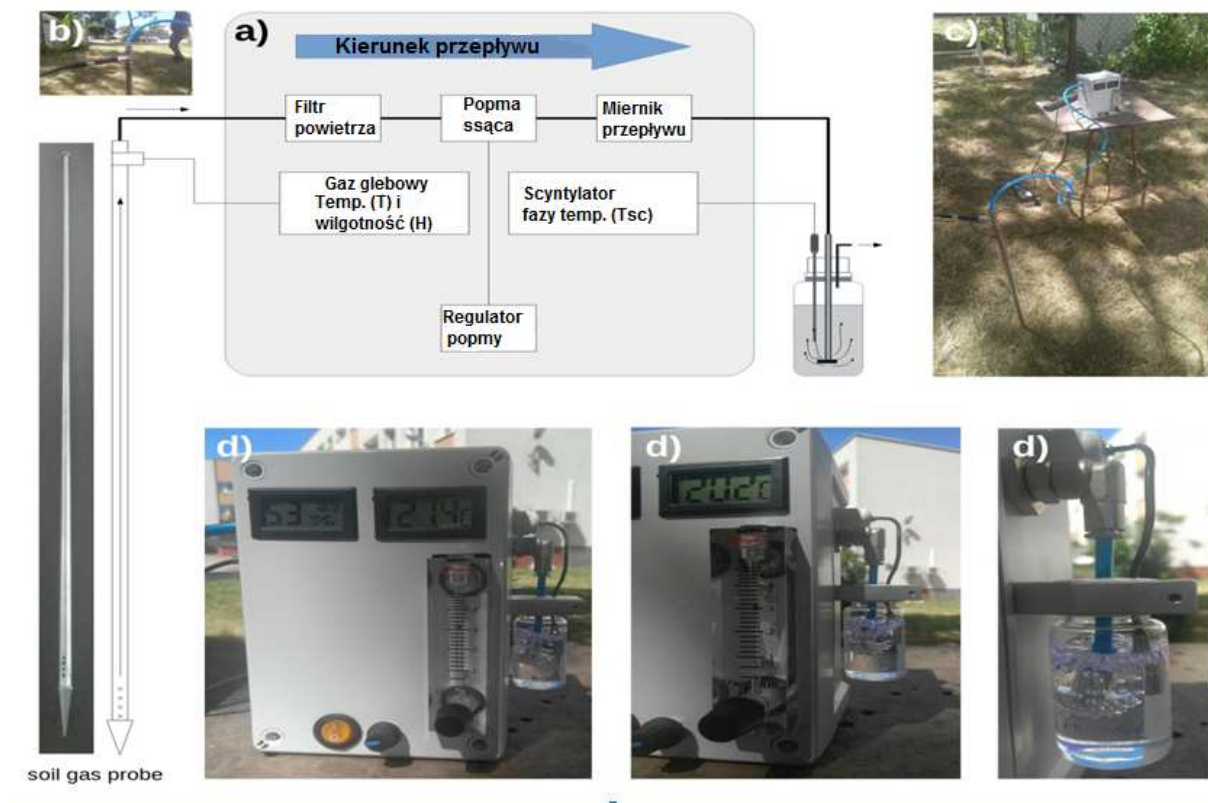
Natomiast zgodnie z oczekiwaniem wyższe narażenie wyrażone roczną dawką 2,2 [mSv] zanotowano również w domach jednorodzinnych wolnostojących (średnia dla parteru i I piętra). W mieszkaniach w domach jednorodzinnych duży wpływ na poziom radonu ma podłóże. Dodatkowo nowe domy jednorodzinne podobnie jak mieszkania w wieżowcach były słabo wentylowane, ze względu na wysokie koszty energii w Polsce, szczególnie w przypadku ogrzewania gazem. Obrazuje to negatywne skutki braku odpowiedniego obiegu powietrza w mieszkaniu. Rozwiązaniem jest zwykle, regularne otwieranie okien w celu napływu świeżego

powietrza, nawet zimą, a w szczególności przed snem. Powinno to ograniczyć ujemne skutki zdrowotne oddziaływanie radonu.

Należy podkreślić, że średnie stężenie aktywności radonu dla wszystkich mieszkań w Kaliszu wyrażone medianą 46,4 [Bq/m<sup>3</sup>] w porównaniu do aktywności w mieszkaniach w innych województwach w Polsce (Tab.15.) mieści się w granicach średnich wartości, ale jest wyższe od przyjętej wartości 28 [Bq/m<sup>3</sup>] dla całego obszaru Wielkopolski. Obliczona dawka efektywna związana z obecnością radonu w mieszkaniach w Kaliszu wynosi 2,2 [mSv]. Jednak nie można tej wartości porównywać z roczną dawką 1,2 [mSv] od radonu produktów jego rozpadu, bezkrytycznie od kilkudziesięciu lat podawaną w kolejnych Raportach Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki jako średnią dawkę dla mieszkańców Polski. Dawka podawana przez Prezesa PAA jest ciągle liczona wg starej, nieaktualnej wartości współczynnika dawki.

#### **14. Badanie korelacji pomiędzy stężeniem radonu w powietrzu glebowym a stężeniem aktywności radonu w mieszkaniach domów jednorodzinnych**

Zmierzone podwyższone stężenia aktywności radonu w domach jednorodzinnych wolnostojących na parterze wskazują na istotny udział radonu wydostającego się z podłoża na aktywność tego gazu w mieszkaniach. Dlatego interesującym zagadnieniem badawczym było zbadanie ewentualnych korelacji pomiędzy tymi dwoma wielkościami. Ostatnio opracowano szybką i wygodną metodykę oznaczania radonu w powietrzu glebowym z wykorzystaniem bezpośredniej absorpcji radonu z powietrza glebowego w roztworze ciekłego scyntylatora [76]. Taki zestaw poboru gazu glebowego został przez nas wypożyczony z Międzyresortowego Instytutu Techniki Radiacyjnej (MITR) w Łodzi. Oznaczenie odbywało się w czterech punktach w glebie wokół wybranych domów jednorodzinnych. Powietrze glebowe pobierano w dni bezdeszczowe, zwykle w południe, typową sondą rurową z pustym środkiem wbitą na wysokość 100 cm poniżej poziomu gruntu przez 10 minut zasysając około 3 dm<sup>3</sup> gazu. Powietrze glebowe przepuszczając go bezpośrednio przez 16 ml niemieszalnego z wodą scyntylatora ciekłego umieszczonego w 20 ml fiolkach scyntylacyjnych. Schemat zestawu pomiarowego i jego widok przedstawiam na Rys. 31.



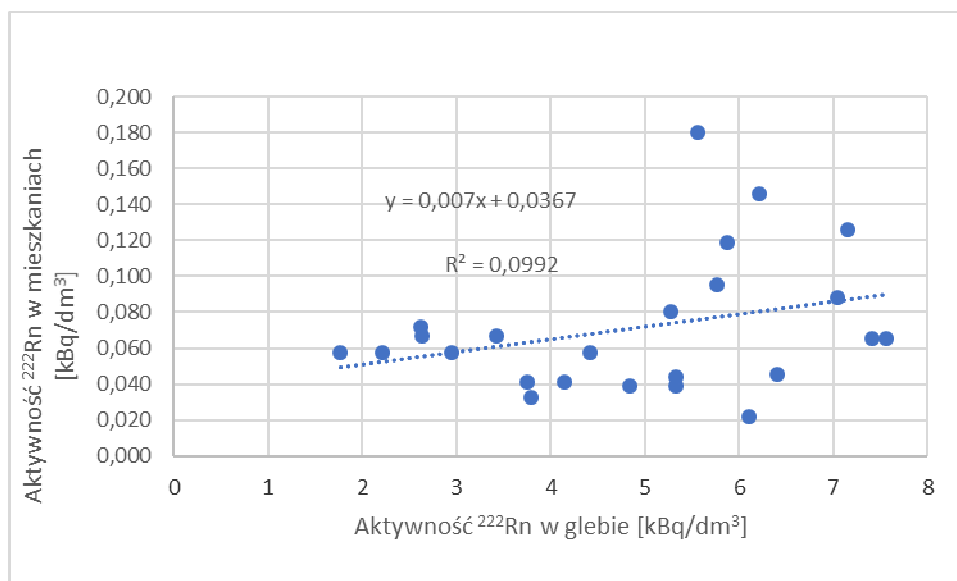
Rys. 31. Pomiar radonu w powietrzu glebowym [76].

Aktywność zaabsorbowanych nuklidów radonu i powstających z niego produktów rozpadu zmierzona została za pomocą urządzenia TRIATHLER, a jego stężenie w gazie glebowym obliczono na podstawie odpowiedniej procedury [76].



Rys. 32. Urządzenie Triathler podłączone do komputera [77].

Poniższy wykres przedstawia sprawdzenie korelacji pomiędzy radonem w powietrzu glebowym, a radonem w pomieszczeniach. Jak widać z przedstawionego wykresu w przypadku nowo oddanych domów jednorodzinnych istnieje bardzo słaba korelacja ( $R^2 \sim 0,1$ ) między stężeniem radonu w podłożu, a stężeniem radonu w pomieszczeniach. Związane jest z różnymi konstrukcjami tych budynków.



Rys.33. Zależność aktywności  $^{222}\text{Rn}$  w mieszkaniach od  $^{222}\text{Rn}$  w glebie.

Radon z gruntu przedostaje się do budynku wraz z powietrzem zasysanym z gleby przez szczeliny w fundamentach. Większość domków jednorodzinnych posiada system wentylacji naturalnej, w którym przepływ powietrza powodowany jest przez różnicę temperatur na zewnątrz i wewnątrz budynku. Wówczas gdy budynek umiejscowiony jest na gruncie przepuszczalnym dla powietrza, duże ilości radonu będą zasysane do wnętrza zwłaszcza w zimne dni. W przypadku wentylacji mechanicznej zasysana ilość radonu jest stała, bo powietrze pochodzi z zewnątrz budynku, gdzie stężenie radonu jest małe  $\sim 10$  [Bq/m<sup>3</sup>] [78].

## 15. Wykorzystanie urządzenia Sarad EQF 3020 do badania szybkości wnikania radonu do pomieszczeń.

Nagromadzenie się radonu w tzw. standardowym pomieszczeniu można opisać równaniem podanym przez Jacobi: [75]

$$V \cdot dA/dt = Q_o \cdot A_a + E - (\lambda_e + \lambda_d) A \cdot V \quad (18)$$

gdzie:  $V$  – oznacza objętość pomieszczenia [ $m^3$ ],

$Q_o$  – wpływ powietrza [ $m^3/h$ ],

$A_a$  - stężenie (aktywność) radonu we wpływającym powietrzu [ $Bq/m^3$ ],

$E$  - szybkość ekshalacji radonu  $^{222}Rn$  ze ścian i nieszczelności konstrukcyjnych pomieszczenia [ $Bq/h$ ],

$\lambda_e$  – stała wymiany powietrza [ $h^{-1}$ ],

$\lambda_d$  -  $^{222}Rn$  stała rozpadu radonu wynosząca  $7.5 \cdot 10^{-3}$  [ $h^{-1}$ ],

$A$  - stężenie radonu w pomieszczeniu [ $Bq/m^3$ ] w czasie  $t$  od początku jego wnikania do budynku.

Zwykle nawet dla małych szybkości wymiany powietrza  $\lambda_e \gg \lambda_d$  i dla czasu kilku godzin rozpad radonu można pominąć, równanie (18) można przedstawić w formie:

$$dA/dt = [(Q_o \cdot A_a + E) / V] - \lambda_e \cdot A \quad (19)$$

W przypadku ustalonych warunków tzn. gdy temperatura i wilgotność w pomieszczeniu oraz stężenie wpływającego radonu w ciągu kilku godzin obserwacji są stałe można przyjąć, że po ustaleniu równowagi:  $dA/dt = 0$  dla danego pomieszczenia:

$$(Q_o \cdot A_a + E) / V = \lambda_e \cdot A = R \quad (20)$$

gdzie:  $R$  jest szybkością wnikania radonu do pomieszczenia [ $Bq/m^3 \cdot h$ ]. Wówczas równanie (20) przyjmie postać:

$$dA/dt = R - \lambda_e \cdot A \quad (21)$$

Rozwiązaniem tego równania dla warunków: początkowego i końcowego:  $A = A_0$  dla  $t = 0$  oraz  $A = A_R$  dla  $t = \infty$  jest wyrażenie:

$$\ln(1 - A/A_R) = \ln B - \lambda_e \cdot t \quad (22)$$

gdzie:  $B$  dla danych warunków eksperymentu jest stałą

$$B = (1 - A_0 / A_R) \quad (23)$$

W stanie ustalonym słuszna jest również zależność:

$$R = \lambda_e \cdot A_R \quad (24)$$



Zatem, jeśli po dokładnym wywietrzeniu pomieszczenia zmierzona będzie kinetyka ustalania się równowagowego stężenia radonu- A, to z liniowej zależności (22)  $\ln(1-A/A_R) = f(t)$  można wyznaczyć wartość  $\lambda_e$ , a następnie z zależności (24) wypadkową szybkość R wnikania radonu do pomieszczenia.

Pierwsze badania pilotażowe zostały wykonane w nowym, parterowym, eksperymentalnym budynku energooszczędnym oraz murowanym tradycyjnym parterowym hoteliku na terenie kampusu Państwowej Wyższej Szkoły Zawodowej w Kaliszu (Rys. 34. i 35.).



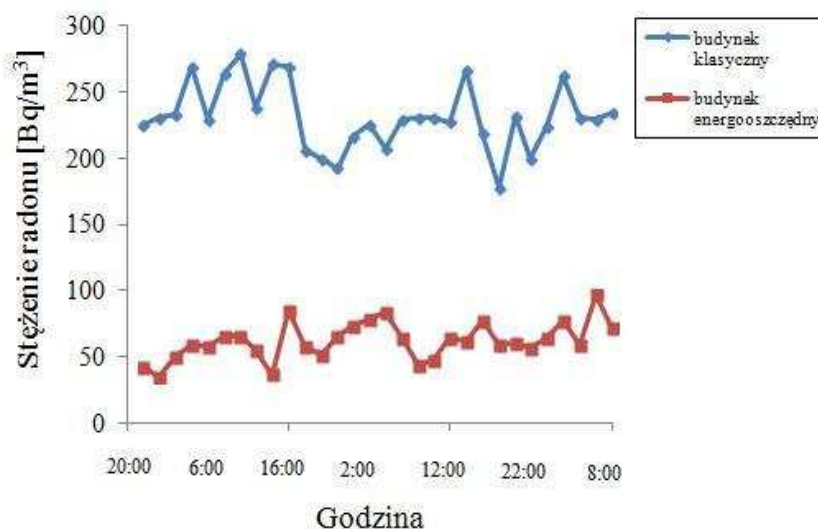
Rys.34. Budynek szkoleniowo-laboratoryjny „Dom pasywny”.



Rys. 35. Dom Gościnny „Wojaczek”-budynek klasyczny.



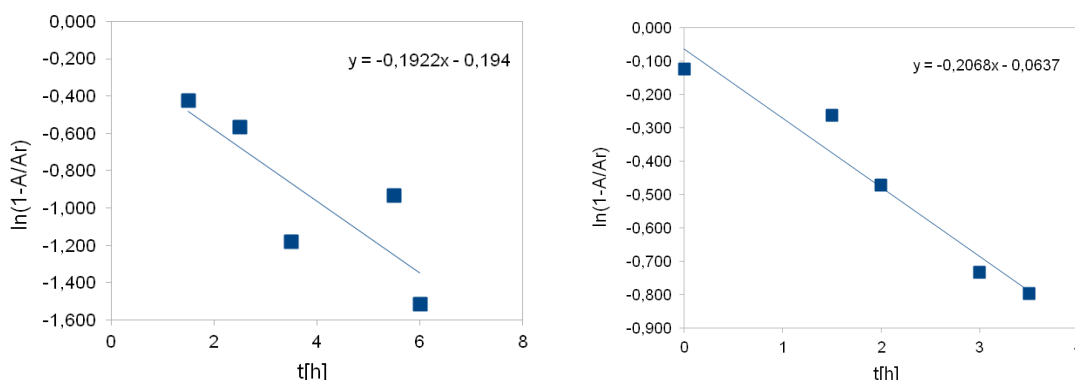
Pomiary aktywności radonu i produktów jego rozpadu zostały wykonane za pomocą miernika SARAD typu EQF 3220 w cyklu 60 minutowym [79].



Rys 36. Przebieg fluktuacji stężenia  $^{222}\text{Rn}$  w pomieszczeniach na kampusie PWSZ w Kaliszu w budynku klasycznym oraz w budynku energooszczędnym [79].

Ze względu na fluktuacje stężenia radonu w ciągu doby należało wybrać pomiary narastania w okresie kilku godzin, kiedy stężenie radonu w pomieszczeniach było stałe te wartość przyjąć jako  $A_R$ . Na podstawie pomiarów stwierdzono, że stężenia radonu w budynku klasycznym były kilkukrotnie wyższe od stężeń w domu energooszczędnym. Przebieg zmian stężenia w tych pomieszczeniach wskazuje, że można wybrać w ciągu dnia 6 godzin okresu, w którym zmiany stężenia równowagowego są mniejsze od 20 % (zwykle w okresie wiosennym są to godziny od 10 do 16-ej). W tym właśnie czasie można przeprowadzić badania szybkości ustalania się równowagowego stężenia radonu. Odbywało się to w ten sposób, że od godziny 9<sup>30</sup> do 10<sup>00</sup> pomieszczenie było intensywnie wietrzone. Pomiar rozpoczynano od godziny 10<sup>00</sup> i pierwsza wartość stężenia radonu odczytana z urządzenia Sarad była wielkością  $A_0$  dla  $t=0$ . Następnie w odstępach co 1 godzinę notowano wzrost stężenia radonu w pomieszczeniu jako funkcję czasu liczonego od początku pomiaru. Po około 6 godzinach ustalał się stan równowagi przejściowej i średnią z odczytów dla 7 i 8 godziny przyjmowałam jako  $A_R$ .

Na poniższych wykresach przedstawiono zależność funkcji  $\ln(1-A/A_{Rn})=f(t)$  dla wybranych pomieszczeń:



Rys.37. Badanie szybkości wnikania radonu do pomieszczeń:  
a) budynek energooszczędny, b) budynek klasyczny w Kaliszu [79].

Jak widać z tych rysunków przyjęte założenia dotyczące wnikania radonu w wybranym przedziale czasu są spełnione. Zgodnie z równaniem (22) otrzymano linie proste, z których nachylenia można było wyznaczyć wartości stałą wymiany powietrza  $\lambda_e$  oraz na podstawie równania (24) obliczyć wartości szybkości wnikania radonu do pomieszczeń.

Tab. 22. Porównanie wartości  $\lambda_e$  i R dla domu klasycznego i energooszczędnego [79].

Pomieszczenie	Stałą wymiany powietrza $\lambda_e$ [godz <sup>-1</sup> ]	Stężenie równowagowe $A_R$ [Bq/m <sup>3</sup> ]	Szybkość wnikania radonu R [Bq/m <sup>3</sup> godz.]
Kalisz parter, dom klasyczny	0,21	210	44,1
Kalisz parter, dom energooszczędny	0,19	35	6,7

Jak wynika z tej tabeli uproszczona metodyka badania wnikania radonu do pomieszczenia pozwala na obliczenie zarówno stałej wymiany powietrza jak i szybkość wnikania radonu. Ta druga wielkość dobrze charakteryzuje podatność danego pomieszczenia na wnikanie do niego radonu. W przypadku domu energooszczędnego wypadkowa szybkość wnikania radonu jest kilkakrotnie niższa niż dla położonego opodal, a więc na podłożu o zbliżonej charakterystyce geochemicznej domu klasycznego.

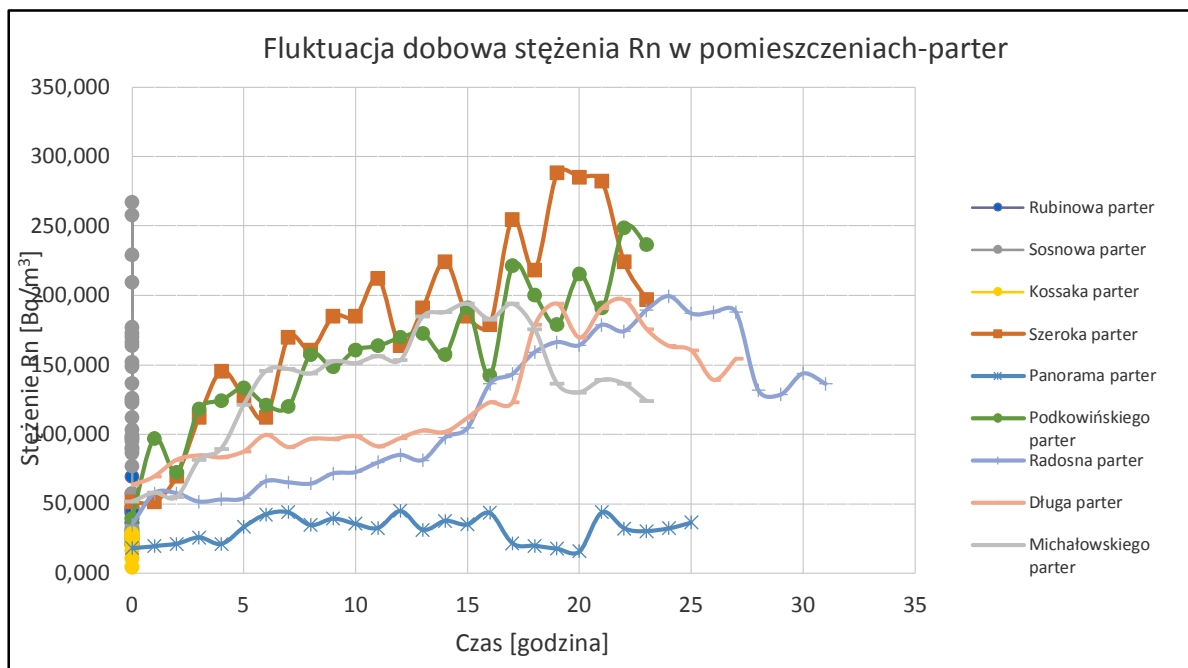
Po stwierdzeniu przydatności opracowanej metodyki badania szybkości wnikania radonu, wykorzystałam ją do badań innych nowych domów jednorodzinnych

wolnostojących na terenie Kalisza. Pomiary urządzeniem Sarad EQF3220 w cyklu automatycznym z odczytem co 60 minut zapisywanym w pamięci przyrządu trwał w każdym domu przez 24 godziny. Zgodnie z przyjętą metodyką pomiary rozpoczynałam rano po wywietrzeniu każdego mierzonego pomieszczenia. Domy jednorodzinne były budynkami współczesnymi, klasycznymi, nowymi, zamieszkałymi od 3 do 10 lat. Materiałem budulcowym był przeważnie materiał zwany porotherm. Niektóre z tych domów posiadały wiele ulepszeń, rekuperatory, pompy ciepła, dobrze docieplone okna z tzw. „ciepłym montażem”. Pomiary odbywały się na parterze i tam gdzie było to możliwe, jeżeli dom je posiadał, to na I piętrze. (Rys. 35)

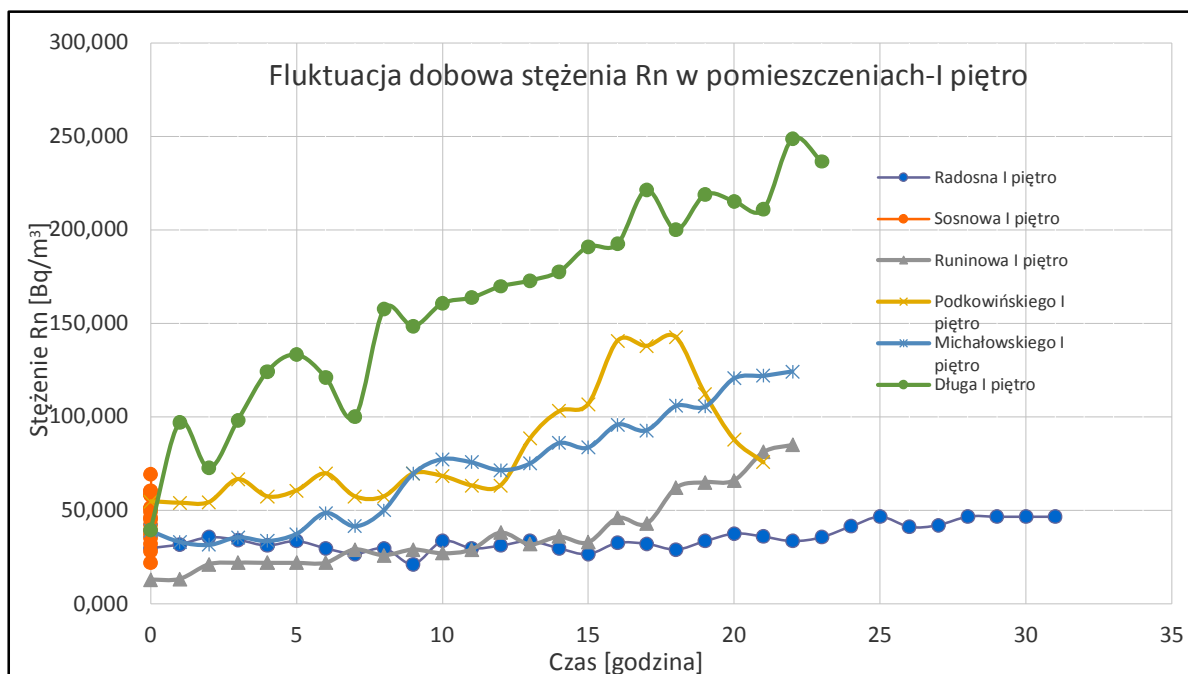


Rys. 38. Dom jednorodzinny na ulicy Rubinowej.

Przebiegi zmian stężenia radonu w badanych domach przedstawiam na Rys. 39. i 40.



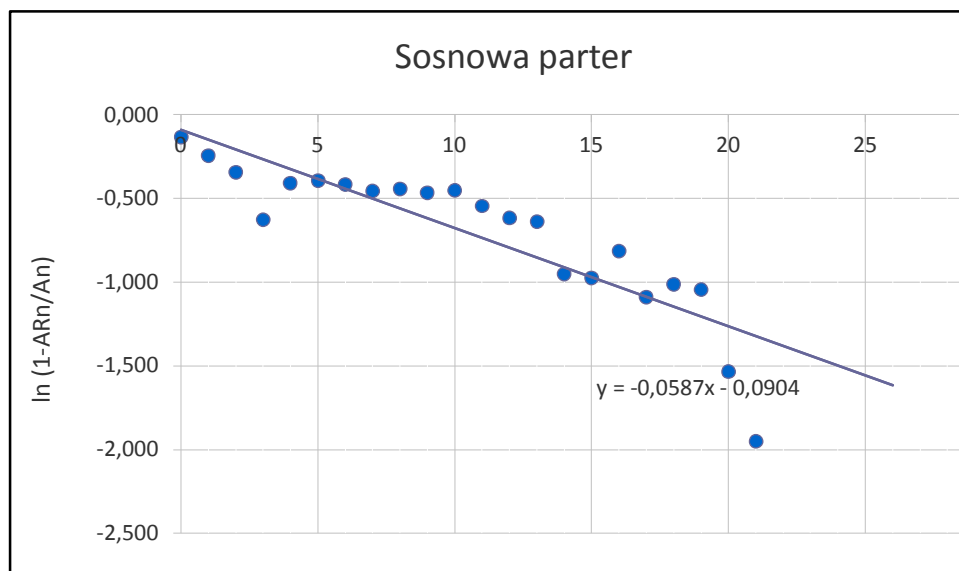
Rys. 39. Przebieg fluktuacji stężenia  $^{222}\text{Rn}$  w pomieszczeniach na parterze budynku.

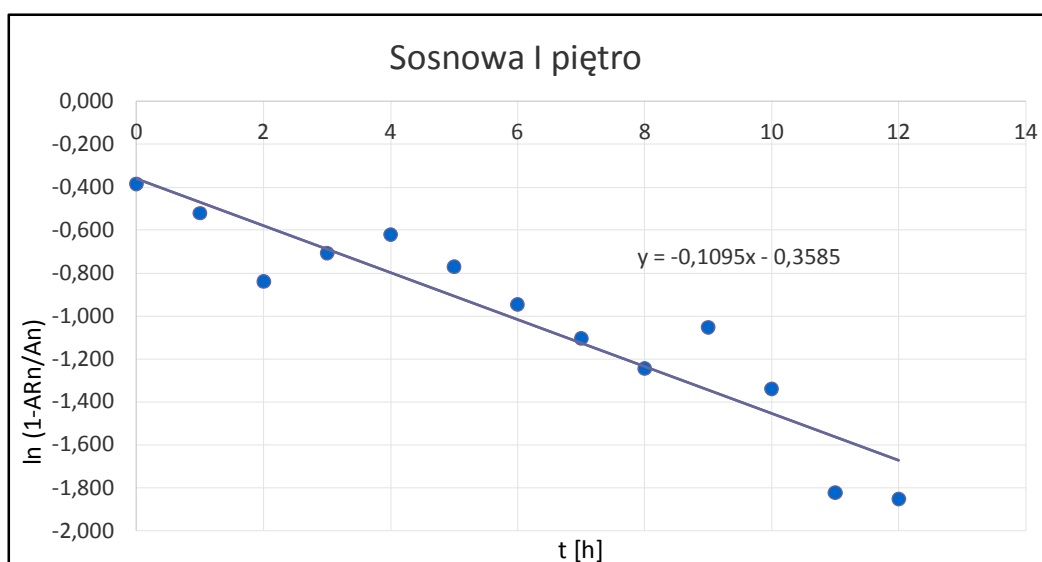


Rys. 40. Przebieg fluktuacji stężenia  $^{222}\text{Rn}$  w pomieszczeniach na I-piętrze w budynku.

Fluktuacje stężenia radonu w domach jednorodzinnych wolnostojących potwierdzają jak duże znaczenie ma wentylacja oraz położenie mieszkania nad ziemią. Na parterze notuje się wyraźny wzrost stężenia radonu w powietrzu w stosunku do pomieszczeń znajdujących się na I piętrze, w których stężenie jest mniejsze i poza jednym przypadkiem praktycznie nie przekracza 150 [Bq/m<sup>3</sup>]. Bardzo wysokie stężenie na parterze, bo ponad 250 [Bq/m<sup>3</sup>] uzyskano w domu który jest stosunkowo młodym domem, jego wiek nie przekracza dwóch lat.

Prawie we wszystkich domach po wywietrzeniu obserwuje się wyraźny jego wzrost w okresie od 10~ 20 godzin, co pozwoliło na wyznaczenie  $A_R$ . Na poniższych wykresach przedstawiam zależność funkcji  $\ln(1-A/A_{Rn})=f(t)$  dla wybranych pomieszczeń, dzięki czemu można było obliczyć stałą wymiany powietrza oraz szybkość wnikania radonu przedstawione w Tabeli 23.





Rys. 41. Rozkład radonu w dwóch przykładowych budynkach jednorodzinnych  
a) parter b) I piętro.

Tab. 23. Parametry wnikania radonu do różnych pomieszczeń w domach jednorodzinnych.

Rodzaj budynku, ulica	Stężenie równowagowe $A_{Rn}$ [Bq/m <sup>3</sup> ]		Stała wymiany powietrza $\lambda_e$ [godz <sup>-1</sup> ]		Szybkość wnikania radonu $R$ [Bq/m <sup>3</sup> godz]		$R_{\text{parter}}/ R_{\text{I piętro}}$
	Parter	I piętro	Parter	I piętro	Parter	I piętro	
Dom klasyczny	210	-	0,21	-	44,1	-	-
Dom energooszczędny	35	-	0,19	-	6,1	-	-
Radosna	199	46,7	0,1	0,02	19,1	0,9	21,2
Rubinowa	85,2	69,8	0,076	0,038	6,5	2,6	2,5
Długa 35	249	194	0,09	0,11	21,6	21,7	1
Michałowskiego	194	124	0,19	0,13	36,9	16,2	2,3
Podkowińskiego	249	142	0,07	0,1	16,7	14,2	1,2
Sosnowa	267	69,4	0,07	0,1	16,0	7,6	2,1
Szeroka	288	-	0,075	-	21,6	-	-
Kossaka	29,1	-	0,18	-	5,2	-	-
Panorama	44,9	-	0,15	-	6,7	-	-

Szybkość wnikania radonu wahała się od 5 do 37 [Bq/m<sup>3</sup>godz] w pomieszczeniach na parterze. W jednym z domów zaznaczył się silny wpływ wnikania radonu z podłoża budynku, gdzie stosunek szybkości wnikania  $R_{\text{parter}}/ R_{\text{I piętro}}$  był ponad 20. W pozostały domach ten wpływ był obserwowalny, ale znacznie mniejszy i średnia wartość  $R_{\text{parter}}/ R_{\text{I piętro}}$  była w granicach ~2.

Na podstawie otrzymanych wyników szybkości wnikania radonu można przeprowadzić wstępną klasyfikację tych domów. Przykładowo domy jednorodzinne z szybkością wnikania radonu  $R < 10$  [Bq/m<sup>3</sup>godz] i stężeniem równowagowym na parterze  $< 90$  [Bq/m<sup>3</sup>] jako domy bezpieczne ze względów ochrony radiologicznej i są to zarazem domy energooszczędne. Natomiast domy z szybkością wnikania radonu  $R > 15$  [Bq/m<sup>3</sup>godz] i stężeniem równowagowym  $> 150$  [Bq/m<sup>3</sup>], wymagają rozważenia redukcji stężenia radonu poprzez izolację podłóża, jeżeli stosunek  $R_{\text{parter}} / R_{\text{I piętro}} > 3$  lub zintensyfikowania wentylacji gdy  $R_{\text{parter}} / R_{\text{I piętro}} < 3$ .

## D. Wnioski

- Obszerne badania epidemiologiczne udowodniły, że stężenia radonu w mieszkaniach już rzędu 100 [Bq/m<sup>3</sup>] zwiększają ryzyko zachorowania na nowotwory płuc. Równocześnie badania te całkowicie zdyskredytowały istnienie tzw. hormezy radiacyjnej w przedziale stężeń aktywności radonu do 200 [Bq/m<sup>3</sup>]. Z tych względów monitoring stężenia aktywności radonu i produktów jego rozpadu w nowo powstających budynkach wydaje się niezbędny.
- Zgodnie z Dyrektywą UE [30] we wszystkich krajach Unii Europejskiej obowiązuje stężenie referencyjne 300 [Bq/m<sup>3</sup>] z zaleceniem, że kraje członkowskie mogą to dopuszczalne stężenie obniżyć do wartości nawet poniżej 100 [Bq/m<sup>3</sup>].
- Ocena ekspozycji narażenia na radon w domach pasywną metodą detektorów PicoRad z ekspozycją od 2-3 dni pozwala na ocenę rocznego narażenia mieszkańców i może być stosowana niezależnie od detektorów śladowych.
- Wyznaczone średnie stężenie radonu (mediana 46,4 [Bq/m<sup>3</sup>]) w pomieszczeniach w mieście Kalisz pozwoliło oszacować dawkę efektywną związaną z inhalacją radonu i produktów jego rozpadu dla mieszkańców Kalisza.  $E_{Rn} = 2,2$  [mSv/rok]. Dawka ta została obliczona w oparciu o nową wartość współczynnika DCF podanego przez ICRP jako równą  $16,8 \cdot 10^{-6}$  [mSv/Bqhm<sup>-3</sup>].
- Analiza rozkładu średniego stężenia radonu w zależności od typu budynku potwierdziła istnienie podwyższonych aktywności (średnia mediana dla parteru i I piętra - 51,65 [Bq/m<sup>3</sup>]) w domach jednorodzinnych wolnostojących. Dla tego rodzaju budynków większe znaczenie ma przenikanie radonu z gruntu niż jego emanacja z materiałów budowlanych. W domach tych na 57 mieszkań w 13 stężenie radonu było powyżej 100 [Bq/m<sup>3</sup>].
- Podwyższone poziomy stężenia radonu (mediana 53,2 [Bq/m<sup>3</sup>]) stwierdzono również w mieszkaniach w budynkach wielokondygnacyjnych (10 piętrowych). W tym przypadku głównym źródłem radonu jest materiał budowlany tzw. beton lekki, mający jako wypełniacz popioły z elektrowni zawierające podwyższone aktywności radu.



- Obok mieszkań zmierzono również stężenia aktywności radonu w żłobkach przedszkolach i szkołach w mieście Kalisz. Średnia aktywność radonu w tych obiektach wyrażona medianą 31,5 [Bq/m<sup>3</sup>] jest zbliżona do wartości obserwowanych w blokach czteropiętrowych w tym mieście.
- W przypadku nowo oddanych domów jednorodzinnych stwierdzono nikłą korelację ( $R^2=0,1$ ) między stężeniem radonu w podłożu, a stężeniem radonu w pomieszczeniach co związane jest z różnymi konstrukcjami tych budynków.
- W ramach tej pracy doktorskiej opracowano metodykę badania szybkości wnikania radonu do mieszkań. Metodykę tą sprawdzono dla mieszkań w domach jednorodzinnych oddanych do użytku w ostatnich kilku latach.

## E. Streszczenie pracy

Radon i promieniotwórcze jego pochodne są po paleniu tytoniu drugą główną przyczyną nowotworów płuc [17]. W celu praktycznego wdrożenia strategii ochrony przed radonem Międzynarodowa Komisja Ochrony Radiologicznej (ICRP) zaleciła zintegrowane podejście do ochrony przed narażeniem na radon we wszystkich budynkach niezależnie od ich przeznaczenia i statusu ich mieszkańców oraz wprowadziła wartość tzw. pochodnego poziomu odniesienia 300 [Bq/m<sup>3</sup>] dla <sup>222</sup>Rn w mieszkaniach [18].

Ponadto Komisja zdecydowanie zachęca władze krajowe do ustalenia krajowego poziomu odniesienia radonu na możliwie najniższym poziomie w zakresie 100–300 [Bq/m<sup>3</sup>]. Podobne podejście zaproponowano w zaleceniach Komisji UE (Unii Europejskiej): w ramach krajowego planu działania państwa członkowskie promują działania mające na celu identyfikację mieszkań o stężeniu radonu (jako średnia roczna) nie przekraczający poziomu odniesienia 300 [Bq/m<sup>3</sup>] [30].

Radon jest obojętnym gazem radioaktywnym, a jego najważniejszy radionuklid <sup>222</sup>Rn (okres półtrwania 3,825 dni) powstaje w wyniku rozpadu naturalnego radionuklidu radu <sup>226</sup>Ra w skałach i glebie. Pewna część radonu ucieka ze skorupy ziemskiej w powietrze, gdzie na zewnątrz jest szybko rozcieńczany do stężeń poniżej 10 [Bq/m<sup>3</sup>] w powietrzu powierzchniowym Polski Centralnej [64].

Istnieje kilka powszechnie używanych rodzajów detektorów do badania radonu, na przykład: półprzewodnikowa ścieżka alfa, adsorpcja węgla aktywowanego lub aktywne detektory instrumentalne [82]. Aby lepiej oszacować długotrwałe narażenie (od 3 do 12 miesięcy) ze względu na <sup>222</sup>Rn, zaleca się użycie półprzewodnikowych detektorów torowych [83].

W pracy tej wykazałam, że pasywne detektory PicoRad z węglem aktywowanym, które wymagają jedynie 24–48 godzin ekspozycji, a następnie 8 godzinnej elucji radonu do ciekłego roztworu scyntylacyjnego, mogą być również wykorzystane do corocznej oceny dawki inhalacyjnej radonu w pomieszczeniach [84]. Metodę tę z powodzeniem wykorzystano do monitorowania radonu na dużą skalę [66,74,85]. W razie potrzeby metoda ta pozwala także na korektę wahań temperatury w badanych pomieszczeniach [73].

W naszych wcześniejszych badaniach stężeń radonu w pomieszczeniach w przedszkolach i szkołach w Kaliszu w Polsce stwierdziliśmy, że w ponad 10%

badanych miejsc stężenie aktywności radonu w pomieszczeniach przekroczyło 100 [Bq/m<sup>3</sup>], podczas gdy wartość mediany była względnie niska 31,5 [Bq/m<sup>3</sup>] [39]. Celem tego badania było rozszerzenie badania wewnętrznego radonu na różne typy budynków w tym obszarze, aby ocenić rozkład stężenia aktywności radonu w mieszkaniu, a tym samym ocenić ryzyko radiologiczne dla lokalnej populacji.

Wyznaczone średnie stężenie radonu (mediana 46,4 [Bq/m<sup>3</sup>]) w pomieszczeniach w Kaliszu pozwoliło oszacować dawkę efektywną związaną z inhalacją radonu i produktów jego rozpadu dla mieszkańców Kalisza.  $E_{Rn} = 2,2$  [mSv/rok]. Dawka ta została obliczona w oparciu o nową wartość współczynnika DCF podanego przez ICRP jako równą  $16,8 \cdot 10^{-6}$  [mSv/Bqhm<sup>-3</sup>].

Analiza rozkładu średniego stężenia radonu w zależności od typu budynku potwierdziła istnienie podwyższonych aktywności (mediana 48,8 [Bq/m<sup>3</sup>]) w domach jednorodzinnych wolnostojących. Dla tego rodzaju budynków większe znaczenie ma przenikanie radonu z gruntu niż jego emanacja z materiałów budowlanych. W domach tych na 57 mieszkań w 13 domach stężenie radonu było powyżej 100 [Bq/m<sup>3</sup>].

Podwyższone poziomy stężenia radonu (mediana 53,2 [Bq/m<sup>3</sup>]) stwierdzono w mieszkaniach w budynkach wielokondygnacyjnych (10 piętrowych). W tym przypadku głównym źródłem radonu jest materiał budowlany tzw. beton lekki, mający jako wypełniacz popioły z elektrowni zawierające podwyższone aktywności radu.

W przypadku nowo oddanych domów jednorodzinnych stwierdzono nikłą korelację ( $R^2=0,1$ ) między stężeniem radonu w podłożu, a stężeniem radonu w pomieszczeniach co związane jest z różnymi konstrukcjami tych budynków.

## F. Abstract

Radon and its radioactive derivatives, are considered to be the second main cause of lung cancers after tobacco [17]. For the practical implementation of a radon protection strategy International Commission on Radiological Protection (ICRP) recommended an integrated approach for the protection against radon exposure in all buildings regardless of their purpose and the status of their occupants and introduced an upper value of the so called derived reference level of 300 [Bq/m<sup>3</sup>] for <sup>222</sup>Rn in dwellings [18].

Moreover, Commission strongly encourages national authorities to set a national derived radon reference at the lowest possible level within the scope 100–300 [Bq/m<sup>3</sup>]. Similar approach has been proposed in the EU (European Union) commission recommendations: within the framework of the national plan Member States promote actions to identify dwellings with radon concentrations (as annual average) not exceeding the reference level of 300 [Bq/m<sup>3</sup>] [30].

Radon is an inert radioactive gas and its most important radionuclide <sup>222</sup>Rn (half-life of 3.825 days) is produced by the decay of the natural radium radionuclide <sup>226</sup>Ra in rocks and soils. A certain fraction of the radon escapes from the earth's crust into the air where, outdoors, it is quickly diluted to concentrations, for instance, below 10 [Bq/m<sup>3</sup>] in the surface air of Central Poland [64].

There are several commonly used types of detectors for radon survey, for instance: solid state alpha track, activated charcoal adsorption or active instrumental detectors [80]. To better estimate long term exposure (3 to 12 months) due to <sup>222</sup>Rn, a use of solid state nuclear track detectors is recommended [81]. However, in this work it is confirmed that the passive diffusion activated charcoal canister PicoRad detectors, which require only 24 -48 hours exposition followed by 8 hours radon elution to liquid scintillation solution can be also used for the annual indoor radon inhalation dose assessment [82]. This method has been successfully used for large scale surveillance of indoor radon [66,74,83]. This method allows also the correction for temperature fluctuations in the examined rooms, if necessary [73].

In our previous studies of radon concentrations in the indoor spaces such as kindergartens and schools in Kalisz city of Poland, we had found that in more than 10 % of the examined sites the indoor radon activity concentration exceeded

100 [Bq/m<sup>3</sup>], whereas the median value was relatively low 31,5 [Bq/m<sup>3</sup>] [39]. The aim of this study was to extend an indoor radon survey for different types of buildings in this area in order to evaluate the residential radon activity concentration distribution and consequently to assess a radiological risk for local population.

On the base of the calculated mean radon concentration (median 46,4 [Bq/m<sup>3</sup>]) in rooms in the city of Kalisz, the effective dose associated with the inhalation of radon and its decay products for the inhabitants of Kalisz as equal to  $E_{Rn} = 2,2$  [mSv /year] have been estimated. This dose was calculated on the basis of the new DCF value given by ICRP as equal  $16,8 * 10^{-6}$  [mSv/Bqhm<sup>-3</sup>].

Analysis of the distribution of the average radon concentrations for different type of buildings shows the existence of the slightly increased activities (median 48,8 [Bq/m<sup>3</sup>]) in detached single-family houses. In these houses for the total numbers of 57 flats in 13 the radon concentration was above 100 [Bq/m<sup>3</sup>]. However, the obtained results for typical 5-store flats in prefabricated blocks are close to previously published data for kindergartens and schools in Kalisz city (median 31,5 [Bq/m<sup>3</sup>])

Elevated levels of radon concentration (median 53,2 [Bq/m<sup>3</sup>]) were also found in flats in multi-storey buildings (10 floors). In this case, the main source of radon is a building material, the so-called lightweight concrete, containing ashes as the additives which contain increased activity of radium.

In the case of newly constructed single-family houses, a slight, negligible correlation ( $R^2 = 0,1$ ) between the radon concentration in adjacent soil and the indoor radon concentration has been found.

## **G. Literatura:**

1. Przylibski T.A., 2005, Radon – składnik swoisty wód leczniczych Sudetów, OWPW, Wrocław.
2. Mamont-Cieśla K., Radon – promieniotwórczy gaz w środowisku człowieka, Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej.
3. Szereg promieniotwórczy, [www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org) (dostęp 29.02.2020)
4. Bem H., 2005, Radioaktywność w środowisku naturalnym, PAN Oddział w Łodzi, Komisja Ochrony Środowiska, Łódź.
5. European Union Directive 2010/31/EU of the European Parliament and of the Council on May 19th, 2010 on the energy performance of buildings (recast). Official J Eur Union 18 June 2010.
6. UNSCEAR 1988, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation.
7. Korzeniowska-Rejmer E., 2008, Radon w gruncie i techniki redukcji jego stężenia w obiektach budowlanych, Czasopismo Techniczne, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej 73-88.
8. UNSCEAR 2006, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2006 report vol. II annex E—Sources-to-effects assessment for radon in homes and workplaces, New York.
9. <http://www.ochronaradiologiczna.pl/radon-wlasciwosci-i-wystepowanie.html> (dostęp 19.03.2020)
10. Harley N.H., Chittaporn P., Cook G.B., Fisenne I.M., 2014, Radon water to air transfer measured in a bathroom in an energy-efficient home with a private well, Radiat Prot Dos 60(1-3):231-234 6.
11. Siemiński M., 1994, Fizyka zagrożeń środowiska, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
12. Bem H., Budzanowski M., Wieczorkowski P., 2002, Evaluation of technologically enhanced natural radiation near the coal-fired power plants in the Łódź region of Poland, Journal of Environmental Radioactivity, 61(2):191-201.

13. Gil D.M., Golewski G.L., 2019, Natural radioactivity of concrete with concentrated silica fume (SF) and siliceous fly ash (FA) addition, *Acta Sci. Pol. Architectura* 18 (1): 59– 67.
14. Golewski, G. L., 2015, Studies of natural radioactivity of concrete with siliceous fly ash addition. *Cement – Wapno – Beton*, 2, 106–114.
15. Abbadya A., Abbadya A.G.E., Michelb R., 2004, Indoor radon measurement with The Lucas cell technique, *Applied Radiation and Isotopes* 61 1469-1475.
16. Bem H., Bem E.M., 2014, Ćwiczenia laboratoryjne z zagrożeń radiacyjnych w środowisku i z radioekologii, Wydawnictwo Uczelniane PWSZ w Kaliszu.
17. WHO 2009, Handbook on indoor radon, a public health perspective. World Health Organization, Geneva.
18. ICRP 2017, International Commission on Radiological Protection. Occupational intakes of radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. *Annals of the ICRP* 46(1)
19. BEIR VI 1999, Biological Effects of Ionizing Radiation (BEIR) VI report: The health effects of exposure to indoor radon. The US National Academic Press, Washington.
20. EEA 2005, Environment and health. European Environmental Agency, Copenhagen.
21. UNSCEAR Report 2000, vol. II, Effects, United Nations, New York 2000.
22. Jacobi W., 1993, The history of the radon problem in mines and homes, *Annals of ICRP*, 22,(2) 39035.
23. Lubin J.H., et al., 1994, Radon and lung cancer risk, a joint analysis of 11 underground miners study. NIH Publications No94-1644.
24. Kim S.H., Hwang W.J., Cho J.S., et al., 2016, Attributable risk of lung cancer deaths due to indoor radon exposure, *Ann Occup Environ Med*; 28;1 - 8.
25. Lino A.R, Abrahao C.M, Amarante M.P, et al., 2015, The role of the implementation of policies for the prevention of exposure to Radon in Brazil -

a strategy for controlling the risk of developing lung cancer, *Ecancermedicalscience*; 14; 9: 572.

26. Yoon J.Y, Lee J.D, Joo S.W, et al., 2016, Indoor radon exposure and lung cancer: a review of ecological studies, *Ann Occup Environ Med*; 28; 1 – 15.
27. Melloni B.B.M., 2014, Lung cancer in never-smokers: radon exposure and environmental tobacco smoke. *Eur Respir J*; 44(4): 850 – 2.
28. Sheen S., Lee K.S, Chung W.J, et al., 2016, An updated review of case-control studies of lung cancer and indoor radon - is indoor radon the risk factor for lung cancer, *Ann Occup Environ Med*; 28:1 – 9.
29. Samet J.M, Avila-Tang E., Boffetta P., et al., 2009, Lung cancer in never smokers: clinical epidemiology and environmental risk factors, *Clin Cancer Res*; 15; 15 (18): 5626-45.
30. Dyrektywa Rady 2013/59 EUROATOM z dnia 5 grudnia 2013.
31. Raport Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki za rok 2018 European Union Directive 2010/31/EU of the European Parliament and of the Council on May 19th, 2010 on the energy performance of buildings (recast). Official J Eur Union 18 June 2010.
32. Pachocki K., 1997, Techniki i metody pomiarowe oznaczania stężenia radonu, *Materiały konferencyjne PTBR*: 40-47, Zakopane.
33. <https://www.peo-radiationtechnology.com/en/medical/alphaguardprofessional-radon-monitor-from-saphymo> (dostęp 09.03.2020)
34. Bem H., Długosz-Lisiecka M., Janiak S., Mazurek D., Szajerski P., 2017, Fast determination of indoor radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) concentration by liquid scintillation counting, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 312; No.2, s. 337-342.
35. Miles J.C.H., Sinnaeve J., 1986, The performance of different types of etched-track radon dosimeters in two international intercomparisons, *International Journal of Radiation Applications and Instrumentation. Part D. Nuclear Tracks and Radiation Measurements Volume 12, Issues 1–6, 1986, Pages 735-738.*



- 36.** Miles J., 2004, Methods of radon measurement and devices, National Radiological Protection Board, Chilton, Didcot, Oxfordshire, OX11 0RQ, UK.
- 37.** Banjanac R., Dragić A., Grabež B., Joković D., Markushev D., Panić B., Udovičić V., Aničin I., 2006, Indoor radon measurements by nuclear track detectors: applications in secondary schools, Physics, Chemistry and Technology Vol. 4, No 1, pp. 93 – 100.
- 38.** <http://radon-szczecin.pl/> 09.03.2020
- 39.** Bem H., Bem E.M., Krawczyk J., Płotek M., Janiak S., Mazurek D., 2013, Radon concentrations in kindergartens and schools in two cities: Kalisz and Ostrów Wielkopolski in Poland, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 296(3), 2229-2232.
- 40.** Podgórska Z., Wołoszczuk K., 2018, Raport z pomiarów porównawczych stężenia radonu w powietrzu metodą detektorów pasywnych, Laboratorium Wzorcowania Przyrządów Dozymetrycznych i Radonowych, Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej w Warszawie.
- 41.** Recommendation by the German Commission on Radiological Protection on 5 and 6 December 2017 Radon dose coefficients.
- 42.** Bochicchio F., Chalupnik S., Hampe G., Chang-Kyu K., Kleinschmidt R., Vajda M., Ceccarelli A., 2013, Nationwide and regional surveys of radon concentration in dwellings: review of methodology and measurement techniques, the Environment Programme of the IAEA has included activities aimed at the development of a set of procedures for the measurement of radionuclides in terrestrial environmental samples.
- 43.** EPA 2012 United States Environmental Protection Agency, The Guide to Protecting Yourself and Your Family from Radon, A Citizen's Guide to Radon, May 2012, EPA402/K-12/002|May2012|www.epa.gov/radon.
- 44.** Pantelića G., Čelikovića I., Živanovića M., Vukanaca I., Nikolića J.K., Cinellib G., Gruberc V., 2019, Qualitative overview of indoor radon surveys in Europe, Journal of Environmental Radioactivity, 204, 163–17, 4.

- 45.** Lee Ch., Lee D., 2016, Review of domestic and international methods of measuring radon in residential buildings, *Annals of Occupational and Environmental Medicine* 28:14.
- 46.** UNSCEAR Report 2006, the General Assembly with Scientific Annexes, volume II, ANNEX E, Sources-to-effects assessment for radon in homes and workplaces.
- 47.** Pantelić G., Čeliković I., Živanović M., Vukanac I., Nikolić J.K., Cinelli G., Gruber V., 2018, Literature review of Indoor radon surveys in Europe, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- 48.** Dołhańczuk-Śródka A., Ziembik Z., Chalecka E., Włocławek M., 2008, Sezonowe zmiany aktywności radonu w pomieszczeniach mieszkalnych, *Ecological Chemistry and Engineering S.*
- 49.** Biernacka M., Isajenko K., Mamont-Cieśla K., Żak A., 2005, Badanie radiologiczne w otoczeniu składowiska fosfogipsów w Wiślinie, Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej, Warszawa.
- 50.** Porstendörfer J., Butterweck G., Reineking A., 1994, Daily variation of the radon concentration indoors and outdoors and the influence of meteorological parameters, *Health Physics*, 01 Sep 1994, 67(3):283-287.
- 51.** Zalewski M., Mnich Z., Karpińska M., Kapała J., Zalewski P., 2001, Indoor radon concentrations in Poland as determined in short-term (two-day) measurements, *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 95, No. 2, pp. 157–163, Nuclear Technology Publishing.
- 52.** Pachocki K., Gorzkowski B., 2000, Radon w budynkach miast Kotliny Jeleniogórskiej., In: Workshop, Radon w Środowisku Kraków.
- 53.** Olszewski J., Skubalski J., 2011, Stężenie radonu w wybranych budynkach mieszkalnych na terenie miasta Łodzi, *Medycyna Pracy*; 62(1):31–36.
- 54.** Zalewski M., Karpińska M., Mnich Z., Kapała, J., 1998, Radon Concentration in Buildings in the North-eastern Region of Poland, *J. Environ. Radioact.* 40(2), 147–154.

- 55.** Gorzkowski B., Pachocki K., Różycki Z., Majle, T., Krześlak A., 1998, Exposure to Radon-222 of Inhabitants of Buildings in Olsztyn, *Ann. Natl Inst. Hyg.* 49(2), 199–206.
- 56.** Nowina-Konopka M., 1995, Indoor Radon Levels in North-Western Poland, *Radiat. Prot. Dosim.* 62(4), 239–244.
- 57.** Vaupotic J., Szymula M., Solecki J., Chibowski S., Kobal I., 1993, Preliminary Indoor Radon Investigations in Lublin Region, Poland, *Health Phys.* 64(4), 420–422.
- 58.** Tchórz-Trzeciakiewicz D.E., Olszewski S.R., 2019, Radiation in different types of building, human health, *Science of the Total Environment* 667 511-521.
- 59.** Mamont-Cieśla K., Jagielak J., Rosiński S. W., Sosińska A., Bysiek M., Henschke J., 1996, Indoor radon concentration in Poland, Central Laboratory for Radiological Protection, Warsaw, *Portoroż*, 3, 238-249.
- 60.** Wysocka M., 2016, Radon problems in mining and post-mining areas in Upper Silesia region, Poland, *Nukleonika*; 61(3):307-313.
- 61.** Podstawczyńska A., 2013, Meteorologiczne uwarunkowania stężenia radonu w przygruntowej warstwie powietrza w środowisku miejskim i zamiejskim, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- 62.** Wrixon A.D., Green B.M.R., Lomas P.R, Miles J.C.H, Cliff K.D., Francis E.A., Driscoll C.M.H., James A.C., O’Riordan M.C., 1988, Natural Radiation Exposure in UK Dwellings, National Radiological Protection Board, Chilton, Didcot, Oxon, p. 188.
- 63.** Pinel J., Fearn T., Darby S.C., Miles J.C.H., 1995, Seasonal correction factors for indoor radon measurements in the United Kingdom, *Radiat. Prot. Dosim.* 58 (2), 127–132.
- 64.** Podstawczyńska A., Kozak K., Pawlak W., Mazur J., 2010, Seasonal and diurnal variation of outdoor radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) concentrations in urban and rural area with reference to meteorological conditions. *Nukleonika* 55(4), 543–547.

- 65.**Kozak K., Mazur J., Kozłowska B., et al., 2011, Correction factors for determination of annual average radon concentration in dwellings of Poland resulting from seasonal variability of indoor radon, *Applied Radiation and Isotopes*, Vol. 69, s. 1459-1465.
- 66.**Bem H., Bem E.M., Ostrowska M., 1999, Radon concentrations in kindergartens and schools in the Łódź region, *Radiat. Protect. Dosim.* 82, 147-149.
- 67.**Skowronek J., Wysocka M., Mielnikow A., 1999, Badania stężenia radonu w przedszkolach na obszarze gminy górniczej, *Postępy Techniki Jądrowej* vol. 42 Z.1 34-41.
- 68.**Michalak P., 2016, Naturalna promieniotwórczość radonu – pochodzenie, zagrożenia oraz sposoby redukcji jego stężeń w budynkach mieszkalnych, *Czasopismo Inżynierii Łądowej, Środowiska I Architektury*, t. XXXIII, z. 63 (2/16), kwiecień-czerwiec, s. 455-464.
- 69.**Korzeniowska-Rejmer E., 2008, Radon w gruncie i techniki redukcji jego stężenia w obiektach budowlanych, *Czasopismo Techniczne Ś, Środowisko*, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, nr 1/2008.
- 70.**Finne I.E., Kolstad T., Larsson M., Olsen B., Prendergast J., Rudjord A.L., 2019, Significant reduction in indoor radon in newly built houses, *Journal of Environmental Radioactivity* 196, 259–263.
- 71.**Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Kalisza, SoftGIS, Załącznik nr 1 do uchwały nr XIV 215/2019 Rady Miasta Kalisza z dnia 26 września 2019.
- 72.**Objaśnienia do mapy geośrodowiskowej Polski 1:50 000, 2005, Arkusz Kalisz (622), Państwowy Instytut Geologiczny, Opracowanie zamówione przez Ministra Środowiska, Warszawa.
- 73.**Bem H., Bem E., Chruścielewski W., Skalski H., 2000, Temperature calibration of Pico-Rad detectors for radon measurement, *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, Vol. 12, No. 2, 147-154.

- 74.**Bem H, Bem E.M., Ostrowska M., 1999, Application of pulse decay discrimination liquid scintillation counting for indoor radon measurement, Czech. J. Phys., 49/51, 97-102.
- 75.**Jacobi W., 1972, Activity and potential  $\alpha$ -energy of  $^{222}\text{Rn}$  and  $^{222}\text{Rn}$  daughters in different air atmospheres, Health Physics., Vol.22, s.441-450.
- 76.**Bem H., Gašiorowski A., Szajerski P., 2020, A fast method for the simultaneous determination of soil radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) and thoron ( $^{220}\text{Rn}$ ) concentrations by liquid scintillation counting, Science of The Total Environment DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136127.
- 77.**<https://hidex.com/products/triathler/> 23.04.2020
- 78.**Szot Z., 1993, RAD I RADON w środowisku oraz skutki ich wniknięcia do organizmu człowieka, Postępy Techniki Jądrowej, Vol. 36, Z. 1-2, Warszawa.
- 79.**Bem H., Janiak S., Prałat K., 2013, Porównanie szybkości wnikania radonu w budynkach tradycyjnych i w domu energooszczędnym, Materiały Ogólnopolskiego Sympozjum „Młodzi dla Techniki”, Płock. Praca zbiorowa pod redakcją dr. inż. Andrzeja Dziegielewskiego, Płock, 2013, s.293-300.
- 80.**IAEA Safety Standards 2015, Protection of the Public against Exposure Indoors due to Radon and other Natural Sources of Radiation, Jointly sponsored by the IAEA, WHO. Specific Safety Guide No. SSG-32. STI/PUB/1651.
- 81.**Fairchild R., Tjong L., Wright T., 2011, Automating radon solid state track detector measurements, Radiation Measurements 46 (12) 1773-1777.
- 82.**Bem H., Ostrowska M., 2000, Influence of the temporal variations of indoor radon concentrations on the annual dose assessment on the base of Pico-Rad detector screening. In: Proceedings of 5th international conference on high levels of natural radiation and radon areas, radiation dose and health effects, Munich, 2000.

- 83.** Bem H., Domański T., Bakir Y.Y., Al-Zenki S., 1996, Radon survey in Kuwait houses. In: Proceedings of the international conference IRPA 9, vol 2. International Radiation Protection Association, Vienna, Austria, pp. 101–103