



**INSTYTUT FIZYKI JĄDROWEJ
IM. HENRYKA NIEWODNICZAŃSKIEGO
POLSKIEJ AKADEMII NAUK**

Dominik Grządziel

Praca doktorska

Dawka inhalacyjna od radonu (Rn-222)
i jego krótkożyciowych pochodnych
w zależności od parametrów powietrza wewnętrznego

Promotor: dr hab. Krzysztof Kozak
Promotor pomocniczy: dr Jadwiga Mazur

Kraków, 2018

Pragnę serdecznie podziękować wszystkim, którzy przyczynili się do powstania tej pracy. Szczególne wyrazy wdzięczności należą się moim promotorom i zarazem długoletnim współpracownikom z Laboratorium Ekspertyz Radiometrycznych: Krzysztofowi Kozakowi oraz Jadwidze Mazur.

Za wspólne pomiary dziękuję Kolegom i Koleżankom z Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej.

Pisanie tej pracy nie byłoby nawet w połowie tak przyjemne, gdyby nie towarzystwo z pokoju 3201 (Karolina, Mariusz, Szymon), które przez większość czasu zapewniało mi ciekawą dyskusję, niekoniecznie związaną z tematyką pracy...

STRESZCZENIE

Celem pracy było zbadanie wpływu parametrów powietrza wewnętrznego na dynamikę zmian wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych (rozumianej jako roczna dawka skuteczna E od wniknięcia izotopów radonu i jego produktów rozpadu do płuc drogą oddechową). Dawka E była określona dla aktualnie wyliczanych wartości współczynnika równowagi F oraz współczynnika konwersji dawki DCF . W tym celu przeprowadzono pomiary stężenia radonu oraz stężenia frakcji wolnej i związanej jego produktów rozpadu. Dodatkowo wykonano pomiary stężeń ilościowych i masowych cząstek aerozoli obecnych w powietrzu wewnętrznym oraz pomiary parametrów klimatu wewnętrznego (temperatura, ciśnienie, wilgotność).

Pomiary wykonano w auli Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej (WIŚPL) - pomieszczeniu wyposażonym w zaawansowany system klimatyzacyjny. Obecność systemu klimatyzacji oraz zmiana jego trybów pracy pozwoliły sterować składem badanego powietrza (wyrażonym przez stopień recyrkulacji powietrza) oraz jego szybkością przepływu. Wpływ tych parametrów na zmianę wartości obliczanej dawki inhalacyjnej oraz na zmianę innych parametrów powietrza wewnętrznego (stężenia aerozoli, parametrów klimatu wewnętrznego) również został zanalizowany.

Zbadano ponadto wpływ dodatkowych źródeł aerozoli, obecnych w życiu codziennym (np. dymu tytoniowego), na stężenia produktów rozpadu radonu, a tym samym na wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych, otrzymywanej przez ludzi przebywających w pomieszczeniach.

Na podstawie analizy danych zebranych i przedstawionych w pracy można wysnuć wnioski o konieczności prowadzenia pomiarów nie tylko stężenia radonu, ale również obu frakcji jego produktów rozpadu, w celu dokładnego wyznaczenia wartości dawki inhalacyjnej od tych izotopów. Tylko takie kompleksowe pomiary dadzą informację o rzeczywistych wartościach zarówno współczynnika równowagi F , jak i współczynnika konwersji dawki DCF . Przyjmowanie stałych wartości współczynników F i DCF (np. wartości podanych w raportach komisji ICRP) może prowadzić do niedoszacowań lub przeszacowań wartości dawki. W przypadku niemożności prowadzenia pomiarów stężenia pochodnych radonu powinno się stosować aktualnie przyjęte wartości współczynnika konwersji dawki DCF , wyznaczone w oparciu o stosowane modele dozymetryczne.

Zarówno pomiary wykonane w klimatyzowanym pomieszczeniu auli WIŚPL, jak i w standardowym pomieszczeniu laboratoryjnym IFJ PAN pokazały, że różne tryby pracy układu klimatyzacji oraz obecność dodatkowych źródeł aerozoli atmosferycznych mogą znacząco wpływać na dynamikę zmian wartości stężenia radonu, a przede wszystkim obu frakcji jego produktów rozpadu. Tym samym znaczącym zmianom ulegają wartości dawki inhalacyjnej od tych izotopów.

Bazując na przedstawionych w pracy wynikach, można zaproponować taki tryb pracy klimatyzacji, który będzie gwarantował użytkownikom pomieszczeń biurowych i mieszkalnych, wyposażonych w system klimatyzacji, jak najmniejsze narażenie na radon i jego produkty rozpadu. Takim trybem pracy klimatyzacji będzie tryb ciągły AC ON (klimatyzacja działa non-stop) z wyłączonym systemem recyrkulacji powietrza i możliwie jak najwyższym stopniem szybkości przepływu powietrza nawiewanego do auli. Stały dopływ powietrza zewnętrznego o niskiej zawartości stężenia radonu i jego pochodnych będzie gwarantował, że dawka inhalacyjna od tych izotopów będzie na możliwie najniższym poziomie, nawet w przypadku, gdy do pomieszczenia z zewnątrz dostaną się stosunkowo duże ilości aerozoli atmosferycznych. W przypadku, gdy ciągła praca układu klimatyzacji jest niekorzystna, np. z powodów ekonomicznych, należy zastosować jej mieszany tryb pracy AC ON/OFF (klimatyzacja działa w trakcie dnia i jest wyłączana na noc). Parametry recyrkulacji i szybkości przepływu powinny być ustawione jak w trybie ciągłym AC ON opisanym wyżej. Jak pokazały pomiary, wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych są kilkukrotnie niższe w czasie dnia, gdy klimatyzacja pracuje, niż w czasie nocy, gdy jest wyłączona.

Dependence of the effective dose due to radon and its short-lived progeny inhalation on indoor air parameters

SUMMARY

The aim of this study was to examine the influence of changes in indoor air parameters on the effective dose due to radon and its short-lived progeny inhalation - E . This dose was determined for currently calculated values of F and DCF coefficients. The measurements of radon and both fractions of its decay products were carried out in an auditorium at the Environmental Engineering Faculty (Lublin University of Technology, Poland). Additionally, the measurements of quantitative and mass concentrations of aerosol particles (present in the indoor air) as well as measurements of indoor climate parameters (temperature, pressure, humidity) were performed.

The auditorium is equipped with an advanced air-conditioning system - AC. The presence of the air-conditioning system and the change of its operating modes made it possible to control the composition of the air tested (expressed by the degree of air recirculation) and air flow rate. The effect of these parameters' changes on the calculated inhalation dose E and on the change of other indoor air parameters (aerosol concentration, indoor climate parameters) has been examined.

Additionally, in the laboratory room at the Institute of Nuclear Physics PAN measurements of the impact of additional aerosol sources (eg tobacco smoke) on the increase of concentration of radon decay products, and thus the increase of dose E were made.

The analysis of collected results lead to conclusion that there is a need to measure not only radon concentration, but also both fractions of its decay products, in order to accurately determine the effective dose E due to these isotopes inhalation. Such comprehensive measurements will give information about the actual values of both: F equilibrium factor and the DCF dose conversion factor. Assuming fixed constant values of F and DCF can lead to underestimates or overestimates of the values of dose E . If, for some reasons, measurements of radon progeny concentration aren't possible, it is recommended to use the currently adopted values of the DCF coefficient, which are determined based on dosimetry modeling.

Measurements in the air-conditioned auditorium showed that different modes of air-conditioning operation and change of its parameters can significantly influence the dynamics of changes in the radon concentration values and, above all, both fractions of radon decay products and thus values of inhalation dose E due to these isotopes.

Based on these results it is possible to propose an air-conditioning mode that will guarantee the users of the auditorium (or any other air-conditioning office or living room) the lowest possible exposure to radon and its decay products. In other words, the inhalation dose obtained due to these isotopes will be the lowest. This mode of AC operation will be the continuous mode – AC ON with the air recirculation system turned off and the highest possible value of the air flow rate supplied to the auditorium. The constant supply of external air with a low concentration of radon and its progeny will guarantee that the inhalation dose due to these isotopes will be as low as possible, even if relatively large amounts of atmospheric aerosols will enter the room from outside. In the case when the continuous mode of AC operation is unfavorable, eg for economic reasons, its mixed mode AC ON/OFF should be used (parameters related to recirculation and flow rate should be set at the same level as in the AC ON continuous mode described above). Measurements showed that the values of the effective dose E due to radon and its short-lived progeny inhalation are several times lower during the day when air-conditioning is working than during the night when AC is turned off.

Spis treści

| | |
|---|----|
| 1. Wstęp..... | 9 |
| 2. Radon..... | 11 |
| 2.1. Odkrycie radonu..... | 11 |
| 2.2. Wczesne wykorzystanie medyczne radonu..... | 12 |
| 2.3. Radon w budynkach..... | 15 |
| 3. Produkty rozpadu radonu..... | 20 |
| 3.1. Podstawowe informacje..... | 20 |
| 3.2. Wielkości stosowane w praktyce pomiarowej..... | 21 |
| 3.3. Frakcja wolna i frakcja związana..... | 24 |
| 3.4. Powstawanie promieniotwórczych aerozoli..... | 27 |
| 3.5. Depozycja powierzchniowa pochodnych radonu..... | 30 |
| 4. Wpływ radonu na zdrowie – dawka inhalacyjna..... | 35 |
| 4.1. Badania epidemiologiczne..... | 35 |
| 4.1.1. Kopalnie..... | 35 |
| 4.1.2. Domy mieszkalne..... | 37 |
| 4.2. Modele dozymetryczne..... | 41 |
| 4.3. Współczynnik konwersji dawki..... | 45 |
| 5. Jakość powietrza wewnętrznego..... | 51 |
| 5.1. Informacje wstępne..... | 51 |
| 5.2. Aerozole jako fizyczne źródła zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego..... | 52 |
| 6. Metodyka pomiarowa..... | 57 |
| 6.1. Mierzone parametry powietrza wewnętrznego..... | 57 |
| 6.2. Miejsca pomiarów..... | 57 |
| 6.3. Aparatura pomiarowa..... | 59 |
| 6.3.1. Aparatura do pomiarów stężenia radonu i jego pochodnych..... | 59 |
| 6.3.2. Aparatura do pomiarów stężenia aerozoli..... | 62 |

| | |
|--|-----|
| 6.3.3. Aparatura do pomiarów parametrów klimatu wewnętrznego..... | 64 |
| 6.4. Określenie dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych..... | 65 |
| 7. Analiza wyników..... | 67 |
| 7.1. Wpływ pracy klimatyzacji na dynamikę zmian stężenia radonu, jego pochodnych, dawki inhalacyjnej i stężenia aerozoli..... | 67 |
| 7.1.1. Praca klimatyzacji w trybie AC OFF i AC ON/OFF..... | 67 |
| 7.1.2. Praca klimatyzacji w trybie AC ON/OFF i AC ON..... | 73 |
| 7.1.3. Zmiana stopnia recyrkulacji powietrza..... | 75 |
| 7.1.4. Zmiana szybkości przepływu powietrza..... | 79 |
| 7.2. Zależność pomiędzy stężeniami cząstek aerozoli, a stężeniami pochodnych radonu i wartościami dawki inhalacyjnej..... | 85 |
| 7.3. Zależność pomiędzy stężeniami radonu, jego pochodnych, wartościami dawki inhalacyjnej, a wielkościami mierzonych parametrów klimatu wewnętrznego..... | 90 |
| 7.4. Wpływ dodatkowych źródeł aerozoli na wartości stężeń pochodnych radonu i dawki inhalacyjnej..... | 94 |
| 8. Podsumowanie i wnioski..... | 100 |
| 9. Literatura..... | 107 |

1. Wstęp

Dyrektywa Rady Unii Europejskiej 2013/59/EURATOM z dnia 5 grudnia 2013 wprowadza narażenie na radon (izotop ^{222}Rn) do grupy narażeń wewnętrznych, wynikających z promieniowania jonizującego. Dyrektywa zaznacza występowanie „statystycznie istotnego wzrostu ryzyka zachorowania na nowotwór płuc w wyniku przedłużonego narażenia na radon wewnątrz pomieszczeń na poziomie rzędu 100 Bq/m^3 ” (Dyrektywa, 2013).

Zalecenia dyrektywy obligują państwa członkowskie Unii Europejskiej do wprowadzenia poziomu referencyjnego dla stężenia radonu. Poziom ten, wyrażony jako wartość średniego rocznego stężenia radonu, wynosi 300 Bq/m^3 i jest jednakowy zarówno dla budynków mieszkalnych, jak i miejsc pracy. Przekroczenie tego poziomu będzie wymagało podjęcia odpowiednich kroków, ograniczających narażenie na radon. Co istotne, w dyrektywie wyraźnie wskazano, że narażenie na radon jest równoważne narażeniu na jego pochodne.

Zalecenia Dyrektywy 2013/59/EURATOM powinny zostać wprowadzone w krajowych przepisach do dnia 6 lutego 2018 roku. Każde państwo członkowskie (w tym Polska) jest zobligowane przygotować i wdrożyć krajowy plan działania w celu zarządzania długoterminowymi zagrożeniami wynikającymi z narażenia na radon.

Dodatkowo należy pamiętać o znaczącym udziale radonu i jego produktów rozpadu w rocznej dawce skutecznej promieniowania jonizującego otrzymywanego przez mieszkańców Polski. Wg najnowszych danych w średniej rocznej dawce skutecznej wynoszącej $3,55 \text{ mSv}$, udział radonu wynosi $33,9\%$ - $1,201 \text{ mSv}$ (Raport, 2017).

Wobec powyższych informacji niezwykle istotne stają się pomiary radonu oraz jego pochodnych, pozwalające na dokładne określenie dawki inhalacyjnej, otrzymywanej w budynkach od tych naturalnych źródeł promieniowania jonizującego. Dawka inhalacyjna od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych jest rozumiana jako roczna dawka skuteczna E od wniknięcia izotopów radonu i jego produktów rozpadu do płuc drogą oddechową. W celu dokładnego obliczenia dawki E należy wyznaczyć wartości współczynnika równowagi F (równowagi pomiędzy stężeniem radonu, a jego krótkożyciowymi pochodnymi) oraz wartości współczynnika konwersji dawki – DCF . Pomiar stężenia pochodnych radonu we frakcji wolnej i związanej umożliwia wyliczenie obydwóch wartości.

Najczęściej podczas obliczania wartości dawki skutecznej E przyjmuje się stałe wartości współczynników F i DCF . Praktyka pomiarowa pokazuje jednakże, że wyliczone

(w oparciu o stężenia radonu i jego produktów rozpadu) wartości współczynnika równowagi F oraz współczynnika konwersji dawki DCF mogą znacznie odbiegać od przyjętych wartości, co może powodować zaniżanie lub zawyżanie wartości dawek inhalacyjnych od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych.

Celem niniejszej pracy było zbadanie wpływu parametrów powietrza wewnętrznego na dynamikę zmian wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych, określanej dla aktualnie wyliczanych wartości współczynników F i DCF . W tym celu przeprowadzono pomiary stężenia radonu oraz obu frakcji jego produktów rozpadu. Dodatkowo wykonano pomiary stężeń ilościowych i masowych cząstek aerozoli obecnych w powietrzu wewnętrznym oraz pomiary parametrów klimatu wewnętrznego (temperatura, ciśnienie, wilgotność).

Pomiary wykonano w pomieszczeniu wyposażonym w zaawansowany system klimatyzacyjny. Obecność systemu klimatyzacji oraz zmiana jego trybów pracy pozwoliły sterować składem badanego powietrza (wyrażonym przez stopień recyrkulacji powietrza) oraz jego szybkością przepływu. Wpływ zmiany tych parametrów na zmianę wartości obliczanej dawki inhalacyjnej oraz na zmianę innych parametrów powietrza wewnętrznego (stężenia aerozoli, parametrów klimatu wewnętrznego) również został zbadany.

Zbadano ponadto wpływ dodatkowych źródeł aerozoli, obecnych w życiu codziennym (np. dymu tytoniowego), na stężenia produktów rozpadu radonu, a tym samym na wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych, otrzymywanej przez ludzi przebywających w badanych pomieszczeniach.

2. Radon

2.1. Odkrycie radonu

Odkrycia radonu (izotopu ^{222}Rn) dokonano, można rzec, dwukrotnie: właściwe odkrycie w 1900 roku przez niemieckiego chemika Friedricha Ernsta Dorna oraz incydent radiologiczny z amerykańskim inżynierem Stanleyem Watrasem (1985 rok, Pensylwania).

Pierwsza data z przełomu ubiegłego wieku wprowadza radon, nowy promieniotwórczy gaz, do nauki. Druga, bliższa czasom współczesnym, uzmysławia, że zagrożenia pochodzące od radonu i jego pochodnych mogą dotyczyć budynków mieszkalnych i ludzi w nich przebywających, a nie są przypisane jedynie kopalniom i innym obiektom podziemnym. Odkrycie radonu przez Dorna zostało poprzedzone badaniami małżeństwa Curie, którzy zaobserwowali promieniotwórczość gazu, wydzielanego podczas procesu ogrzewania blendy uranowej. Promieniotwórczość ta zanikała po upływie ok. 30 dni. Dorn początkowo nazwał odkryty gaz nitonem (łac. *nitentis* jasny). Ustalenie Dorna, że rozpadający się rad tworzy radon, który kolejno rozpada się na polon, pozwoliło odkryć, że pierwiastki promieniotwórcze podczas kolejnych rozpadów przekształcają się w pierwiastki lżejsze. Pozostałe dwa naturalnie występujące izotopy radonu zostały odkryte w kolejnych latach. Toron (^{220}Rn) został odkryty w 1902 roku przez angielskiego fizyka Ernesta Rutherforda. Podczas badania mieszaniny toru umieszczonej w otwartym naczyniu Rutherford zauważył pewne anomalie w mierzonej promieniotwórczości. Doprowadziły go one do wniosku, że tor może wydzielać promieniotwórczy gaz, potocznie nazywany emanacją. Aktynon (^{219}Rn) został odkryty niezależnie przez dwóch chemików: Friedricha Giesela oraz Andre Debierne'a w 1904 roku (Weeks, 1933). Z punktu widzenia ochrony przed naturalnym promieniowaniem jonizującym, największe znaczenie ma izotop ^{222}Rn . Toron i aktynon posiadają stosunkowo krótkie okresy półrozpadu (odpowiednio 55,6 s i 3,96 s). Izotop ^{222}Rn (o czasie półrozpadu 3,82 doby) jest na tyle długożyciowy, że może kumulować się w budynkach i innych obiektach zamkniętych, tym samym indukując warunki środowiskowe szkodliwe dla zdrowia. Dlatego w dalszej części pracy tylko ten izotop będzie brany pod uwagę i opisywany jako radon.

Stanley J. Watras był inżynierem, pracującym w elektrowni jądrowej Limerick (Pottstown, Pensylwania). W grudniu 1985 roku w trakcie wejścia na teren elektrowni uruchomił on detektor promieniowania, zainstalowany w celu kontroli dozymetrycznej

pracowników opuszczających elektrownię. Po wstępnym przeszukaniu Watrasa, personel elektrowni nie był w stanie zlokalizować źródła promieniowania. Dodatkowo, w tym czasie, elektrownia była w przebudowie, więc było niemożliwością, by Watras został skażony w pracy. Po zdiagnozowaniu problemu okazało się, że źródłem promieniowania był dom, w którym mieszkała rodzina Watrasów, a konkretnie radon przedostający się do domu z gleby. Po ewakuacji mieszkańców wykonano kompleksowe badania stężenia radonu przy użyciu detektorów śladowych promieniowania alfa. Największe stężenie, zmierzone w piwnicy, wynosiło 2700 pCi/L (100 kBq/m³). Było to ok. 700 razy więcej od ustalonego wówczas poziomu bezpieczeństwa 4 pCi/L. Źródłem radonu okazały się rozległe podziemne pokłady granitu bogatego w uran i gleba, charakteryzująca się wysoką przepuszczalnością. Ten fakt skłonił ówczesne władze do wydania oświadczenia, że problem radonowy nie dotyczy tylko tego konkretnego domu, ale jest związany ze zdrowiem publicznym (Cothorn, 1987).

Przypadek ten przyczynił się do przeprowadzenia na szeroką skalę badań w stanie Pensylwania, innych stanach USA, oraz w Europie i innych krajach. Na ich podstawie stwierdzono, że ludzie przebywający w mieszkaniach, miejscach pracy, szkołach itp. mogą być narażeni na znaczne koncentracje radonu i jego pochodnych, a tym samym otrzymywanie zwiększonych dawek od tych naturalnych źródeł promieniowania jonizującego.

2.2. Wczesne wykorzystanie medyczne radonu

Pomimo faktu, że radon odkryto dopiero na początku XX wieku, efekty jego działania były znane dużo wcześniej. Już w XVI wieku zaobserwowano fatalną kondycję płuc górników pracujących w kopalniach miasta Scheneeburg, zlokalizowanych w niemieckich Górach Harz (Góry Smolne). Pierwotnie wydobywano tam miedź, żelazo i srebro, ale pod koniec XIX wieku zaczęto także wydobywać rudę uranową, wykorzystywaną np. do produkcji źródeł radowych do celów radiochemii. Wśród górników pracujących w kopalniach Gór Harz przez okres co najmniej 10 lat, zaczęła się rozwijać choroba zwana wówczas *bergkrankheit*. Była ona przez wieki różnie diagnozowana. Ostatecznie w 1922 roku zdiagnozowano ją jako nowotwór płuc. Już rok wcześniej Margaret Uhlig zasugerowała, że indukowanie choroby może być wywołane przez emanacje radowe (Cothorn, 1987).

W 1903 roku Frederick Soddy zaproponował użycie radonu do leczenia gruźlicy u pacjentów. Okres półrozpadu radonu wynoszący niespełna 4 dni wydawał się być

wystarczająco krótki, by substancja szybko stała się nieaktywna i niegroźna. Dodatkowo za użyciem radonu do celów medyczno-terapeutycznych przemawiał fakt, że górnicy kopalni uranowych nigdy nie narzekali na reumatyczne czy artretyczne schorzenia (Cothorn, 1987).

Generalnie stosowanie radonu do celów medycznych można rozdzielić na dwa oddzielne sposoby aplikacji. Pierwszy, nadal obecny w szczątkowych ilościach w naszych czasach, związany jest z użyciem radonu w celach inhalacyjnych. Drugi polegał na implementacji małych źródeł radonowych do wnętrza lub ścisłego otoczenia nowotworów złośliwych różnego typu. Ten system leczenia został ostatecznie zaniechany w latach 80-tych ubiegłego wieku.

Pogląd mówiący, że źródła termalne posiadają cudowne właściwości lecznicze był znany już wśród starożytnych Rzymian. Gdy w niektórych z nich odkryto radon, nie było zaskoczeniem, że nadano mu magicznych mocy w zwalczaniu szeregu chorób. Uzdrowiska i ośrodki wypoczynkowe zapewniające „wodę radonową” stały się szalenie popularne. W czeskim Jachymowie w 1912 roku wybudowano specjalny hotel, zapewniający terapie radonowe, a także sanatorium, które rocznie obsługiwało ok. 12000 pacjentów. Podobne terapie stosowano w kurortach w austriackiej gminie uzdrowskiej Bad Gastein, której liczne źródła termalne były znane już od czasów średniowiecza (Mould, 2007).

Inhalatoria radonowe powstawały także w starych kopalniach uranowych. Miejsca te zapewniały kąpiele oraz spożywanie wody bogatej w radon, przebywanie w pomieszczeniach z dużym stężeniem radonu, a także okłady z błota pochodzącego bezpośrednio z terenów kopalni.

W Polsce nadal funkcjonują dwa ośrodki, oferujące inhalacje i kąpiele radonowe: Uzdrowisko Świeradów-Czerniawa, zlokalizowane w Świeradowie-Zdroju oraz hotel Jelenia Struga MEDICAL SPA w Kowarach.

Uzdrowisko w Świeradowie oferuje „zabiegi wykonywane na bazie koncesjonowanych wód leczniczych, takie jak inhalacje i kąpiele radonowe” i tak reklamuje radon: „Wpływa on korzystnie na przemiany komórkowe, procesy enzymatyczne, wzmacnia naczynia krwionośne, tkankę nerwową, obniża nadciśnienie tętnicze... Już 10-minutowa kąpiel w ciepłej wodzie radonowej (temp. 37 C) zwiększa przepływ krwi przez tkanki, zwłaszcza niedokrwione.” (z materiałów reklamowych Uzdrowiska Świeradów-Czerniawa).

Kompleks wypoczynkowy w Kowarach oferuje natomiast jedyne w Polsce i jedno z pięciu na świecie, podziemne inhalatorium radonowe, zlokalizowane w byłej powyrobowiskowej sztolni kopalni rudy uranu. „Leczenie radonem prowadzone jest zgodnie z wymogami speleoterapii.

W nowocześnie wyposażonym wnętrzu inhalatorium stale monitorowana jest zawartość dwutlenku węgla i radonu. Najlepsze lekarstwo zażywane w nadmiarze szkodzi, a groźna trucizna podana w śladowych ilościach staje się lekarstwem. Stężenie radonu w grotach inhalacyjnych jest stałe i tak niewielkie, że działa uzdrawiająco.” (z materiałów reklamowych Inhalatorium Radonowego hotelu Jelenia Struga).

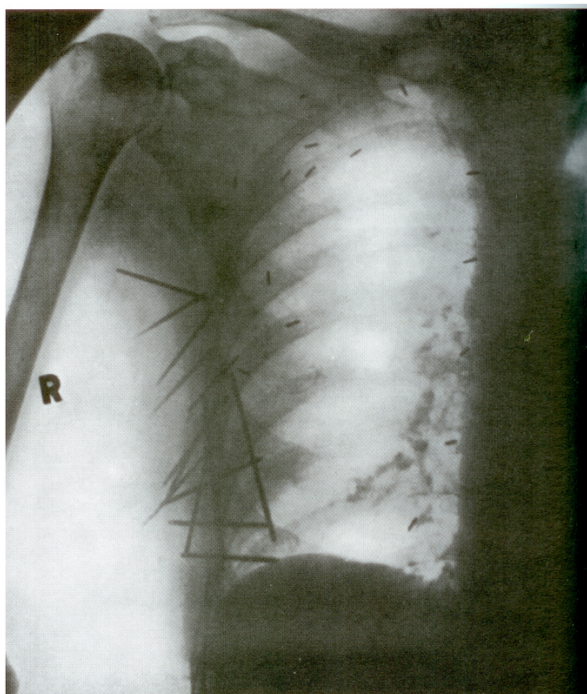
W latach 20-tych i 30-tych XX wieku dużym zainteresowaniem cieszyły się także przenośne emanatory radonowe. Zawierające skały z dodatkiem uranu lub radu, potrafiły wytworzyć wewnętrzne stężenie radonu powyżej 6 MBq/m^3 (Rys. 2.1.). Równocześnie, wraz z rozwojem tego typu urządzeń, toczyły się liczne kampanie przeciwne wykorzystywaniu źródeł promieniotwórczych na taką skalę i do takich zastosowań. Pojawiające się dodatkowo fakty licznych zachorowań na nowotwory kości wśród malarek tarcz zegarków, wykorzystujących farbę z dodatkiem radu, doprowadziły ostatecznie do stopniowego zmniejszenia popularności i sprzedaży tych urządzeń. Ponadto w latach 40-tych XX wieku ostatecznie stwierdzono ścisłą zależność pomiędzy oddziaływaniem radonu, a zachorowalnością na nowotwory płuc (Cothorn, 1987).



Rys. 2.1. Przenośne inhalatorium radonowe, 1915 rok (Mould, 2007).

Użycie radonu, do celów medycznych leczenia nowotworów, po raz pierwszy miało miejsce w 1914 roku. Radon włączano do niewielkich rozmiarów „ziaren” bądź igieł wykonanych najczęściej ze złota. Przewaga radonu nad innymi izotopami, np. radem, wynikała z faktu krótkiego okresu półrozpadu, który pozwalał na trwałe zaimplementowanie pastylek w organizmie, bez konieczności usuwania ich po zakończeniu terapii. Dodatkowo radon jako gaz zajmował mniejszą objętość, niż dający taką samą aktywność rad, co umożliwiało przygotowanie bardziej aktywnych ziaren o mniejszych rozmiarach.

W zależności od rodzaju, wielkości i umiejscowienia nowotworu, stosowano różne kombinacje ziaren i igieł, także w zwielokrotnionej liczbie (Rys. 2.2.).



Rys. 2.2. Użycie igieł i ziaren radonowych w terapii nowotworu płuc, 1929 rok (Mould, 2007).

Ostatecznie począwszy od lat 50-tych ubiegłego wieku nastąpiło stopniowe odejście od radonu w tej gałęzi medycyny, na rzecz radionuklidów wytwarzanych w akceleratorach i reaktorach (^{60}Co , ^{137}Cs , ^{182}Ta , ^{192}Ir , ^{198}Au) (Cothorn, 1987; Mould, 2007).

2.3. Radon w budynkach

Procentowy udział różnych źródeł radonu w budynkach przedstawia się następująco (UNSCEAR, 1988): podłóże gruntowe - 77,9%; materiały budowlane - 12,0%; powietrze atmosferyczne - 9,3%; woda - 0,2%; gaz ziemny - 0,6%.

Radon dostaje się do wnętrza budynku głównie z gruntu, na którym budynek jest ulokowany. Głównymi mechanizmami, odpowiedzialnymi za transport radonu z gruntu do budynku są dyfuzja i konwekcja (Hovhannisyan, 2011). Proces dyfuzji przebiega samorzutnie, w wyniku gradientu stężeń radonu występującego pomiędzy budynkiem, a gruntem. Ruch konwekcyjny jest natomiast wywołany różnicą ciśnień, która może powstawać na skutek różnicy temperatur pomiędzy wnętrzem, a zewnątrz budynku, bądź w wyniku działania wiatru. Radon może swobodnie przedostawać się do budynku poprzez warstwę betonu. Dodatkowymi drogami

wejścia radonu mogą być także pęknięcia bądź nieszczelności w warstwie betonu lub przy różnego typu instalacjach (wodnych, CO itp.) (Vaupotic, 2002).

Radon pochodzący z materiałów budowlanych związany jest z zawartością w nich jego izotopu macierzystego radu – ^{226}Ra . Ilość radonu uwalnianego z materiałów zależy od stężenia radu w tych materiałach, a także od wielkości ekshalacji radonu z nich. Polskie prawo nakłada obowiązek kontroli radiologicznej surowców i materiałów budowlanych. Obok ^{40}K i ^{232}Th jednym z badanych izotopów jest właśnie ^{226}Ra .

W Laboratorium Ekspertyz Radiometrycznych Instytutu Fizyki Jądrowej PAN takie pomiary prowadzone są już od lat 90-tych XX wieku. Wyniki przeglądowe dla izotopu ^{226}Ra przedstawiają się następująco (Tabela 2.1.):

Tabela 2.1. Stężenia izotopu radu ^{226}Ra w surowcach i materiałach budowlanych (Mazur, 2013).

| Materiał | Ilość pomiarów | Mediana (zakres) ^{226}Ra (Bq/kg) |
|--------------------|----------------|--|
| żużel | 170 | 90 (50 ÷ 480) |
| surowiec ilasty | 24 | 40 (30 ÷ 50) |
| kruszywo naturalne | 27 | 20 (4 ÷ 150) |
| popiół | 357 | 110 (80 ÷ 590) |
| cegła | 102 | 40 (20 ÷ 100) |
| pustak | 43 | 110 (20 ÷ 160) |
| ceramika | 11 | 95 (60 ÷ 120) |

Z reguły wyższe wartości stężenia radonu są mierzone w piwnicach budynków. Zaobserwowano zmniejszanie się stężenia radonu w miarę wzrostu kondygnacji budynku (Tabela 2.2.). Potwierdza to tezę, że głównym źródłem radonu w budynkach jest podłoże.

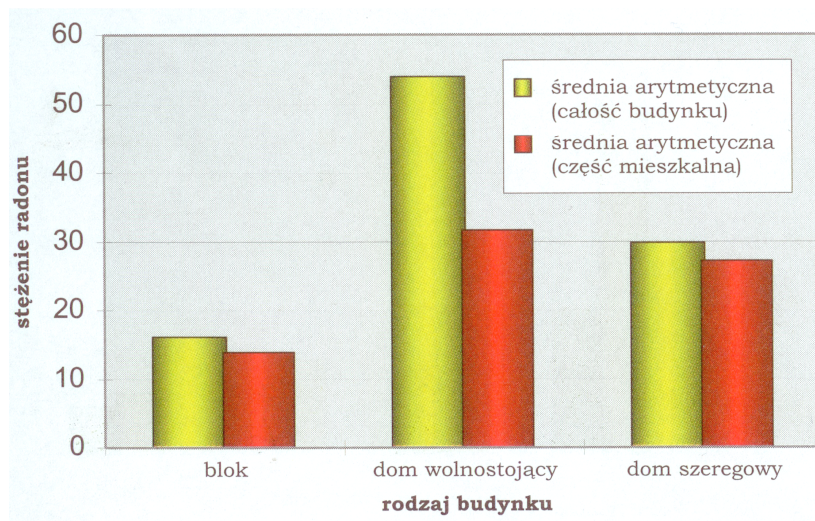
Tabela 2.2. Rozkład stężeń radonu na różnych kondygnacjach budynku (Grządziel, 2010).

| Kondygnacja | Podziemie | Parter | I piętro |
|------------------------------|-----------|--------|----------|
| mediana (Bq/m ³) | 153 | 117 | 82 |

Stężenie radonu charakteryzuje się dużą zmiennością przestrzenną w obrębie niewielkich obszarów. Dotyczy to zarówno pomiarów radonu w powietrzu glebowym, jak i w pomieszczeniach. Autor brał udział w pomiarach terenowych, w których stężenia radonu w glebie w dwóch punktach, oddalonych od siebie o kilkaset metrów różniły się

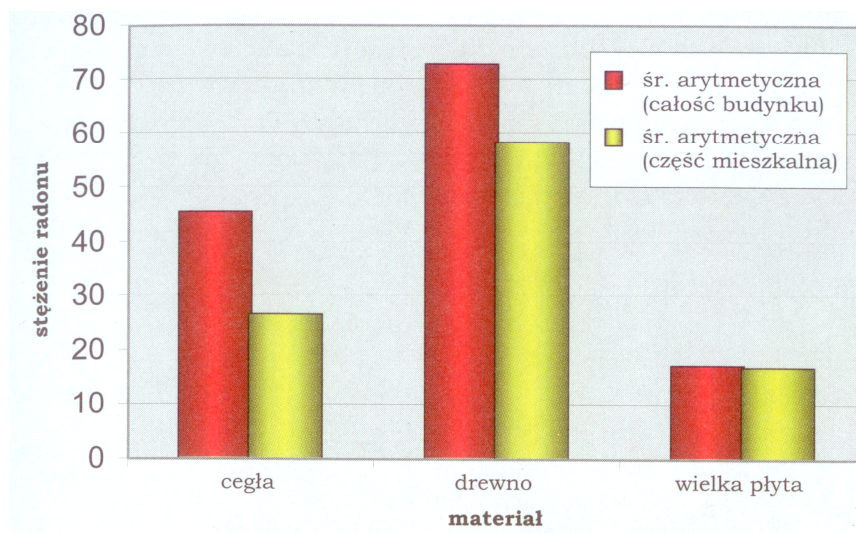
o prawie 100 kBq/m^3 . Natomiast w jednej z Suwalskich wsi zmierzono stężenia radonu w domach w przedziale od 24 Bq/m^3 do 2178 Bq/m^3 (Karpińska, 2002).

Także typ budynku, jego konstrukcja, a co za tym idzie szczelność, wprowadzają istotne różnice w średnich stężeniach radonu. Zależności te przedstawiają Rys. 2.3. i Rys. 2.4.



Rys. 2.3. Porównanie średnich wartości stężenia radonu obserwowanych w różnych typach budynków mieszkalnych (Karpińska, 2006).

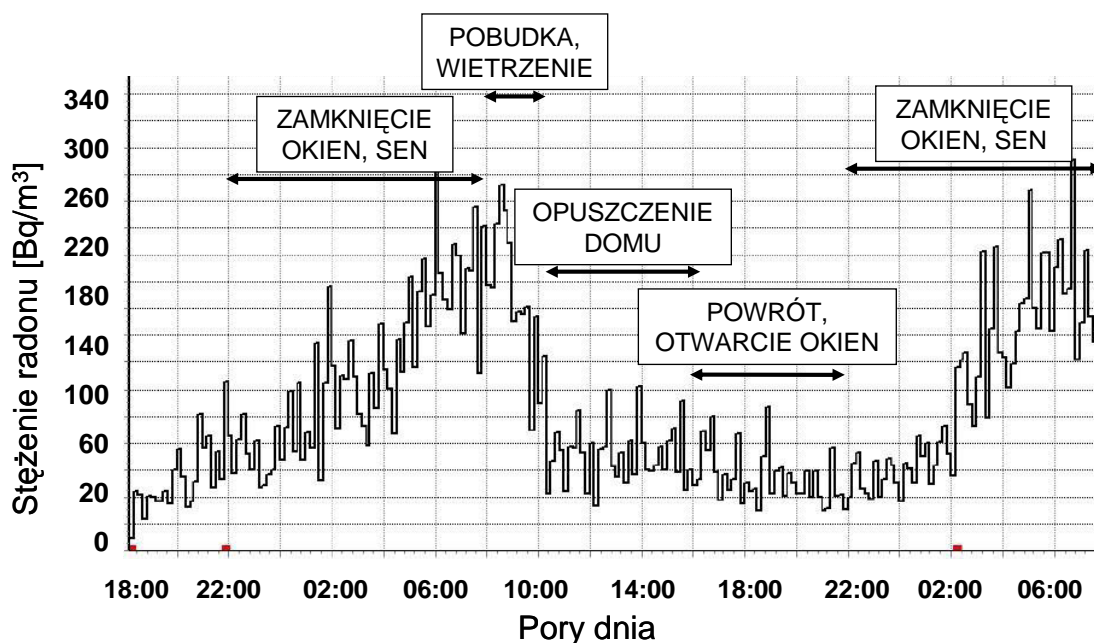
Domy wolnostojące są przeważnie staranniejsze, co może ograniczać penetrację świeżego powietrza atmosferycznego do wnętrza. Ponadto w okresie zimowym, w celu ograniczenia kosztów ogrzewania, są one mniej wentylowane. Dlatego też obserwujemy w nich większe stężenia radonu niż w budynkach wielorodzinnych (np. w blokach).



Rys. 2.4. Porównanie średnich wartości stężenia radonu obserwowanych w powietrzu budynków mieszkalnych w zależności od rodzaju użytego materiału budowlanego (Karpińska, 2006).

Szczelność budynku jest bezpośrednio związana z technologią użytą przy jego powstawaniu, a ta ulegała znacznym zmianom na przestrzeni lat. Dlatego też stare drewniane domy, pomimo faktu, że drewno nie zawiera w sobie radu, wykazują większe stężenia radonu w porównaniu do budynków wykonanych z cegły lub wielkiej płyty. Jest to wynikiem nieszczelności warstwy izolującej piwnicę od gruntu oraz poziomów mieszkalnych (Karpńska, 2006).

Stężenie radonu wewnątrz budynków podlega zmianom, zarówno dobowym, jak i sezonowym. Zmienność sezonowa może zależeć od klimatu lub typu podłoża. Ze względu na to, istotne staje się zastosowanie współczynników korekcyjnych, w celu uzyskania średniorocznej wartości stężenia radonu w pomieszczeniu (Kozak, 2011). Współczynniki te to liczby, przez które należy pomnożyć wartość stężenia radonu, uzyskaną w czasie krótszego (np. miesięcznego) pomiaru, tak aby uzyskać przybliżoną wartość średniorocznego stężenia radonu. Zmiany dobowe radonu w pomieszczeniach są natomiast wywołane głównie ich wietrzeniem. Kumulowany przez noc radon osiąga największe wartości stężeń nad ranem, przed otwarciem okien. Kolejny wzrost stężenia następuje w trakcie dnia, pod nieobecność domowników (Rys. 2.5.).



Rys. 2.5. Zmiany dobowe stężenia radonu w budynku (pomiar własny).

Średnia wartość stężenia radonu w budynkach na świecie została oszacowana na poziomie 39 Bq/m^3 . Średnia dla Polski wynosi 49 Bq/m^3 (Tabela 2.3.). Te liczby nie oddają jednak zagrożenia płynącego z narażenia ludzi na duże stężenia radonu panujące w niektórych budynkach. Maksymalne wartości stężenia radonu w domach na

terenie Polski, z którymi autor spotykał się podczas pomiarów, przyjmowały liczby wielokrotnie większe, nawet rzędu kilku tysięcy Bq/m³.

Tabela 2.3. Średnie wartości stężeń radonu w domach w wybranych krajach (WHO, 2009).

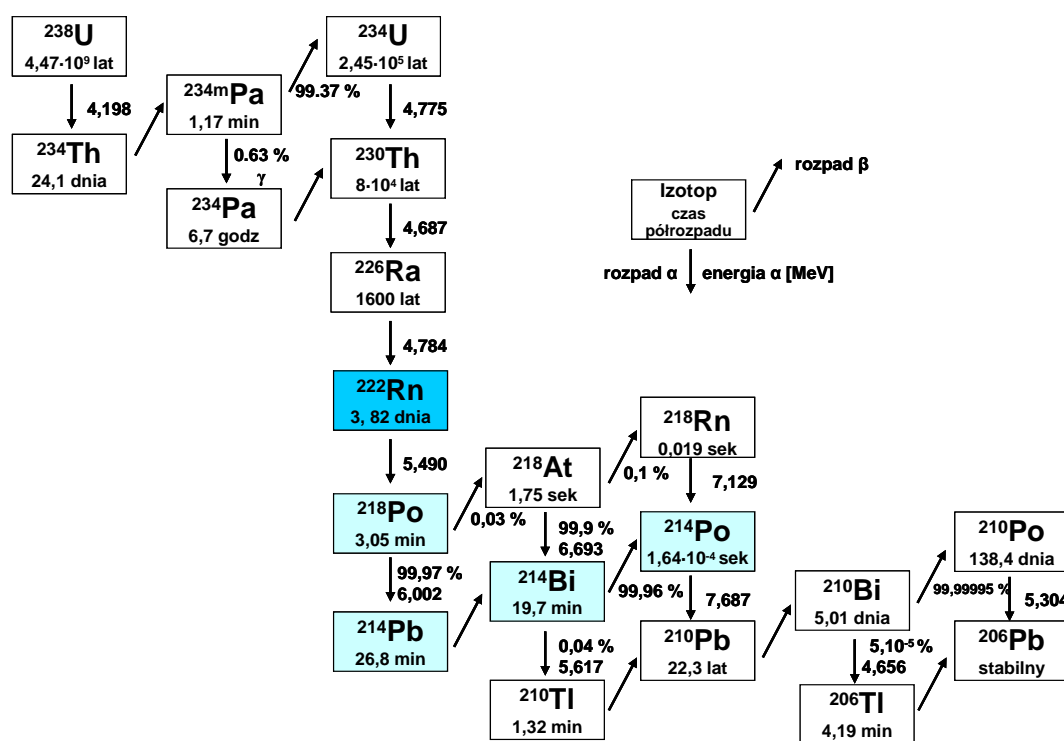
| Kraj | Poziomy radonu w domach [Bq/m ³] | | |
|-----------------|--|----------------------|---------------------------|
| | Średnia arytmetyczna | Średnia geometryczna | Geometryczne odch. stand. |
| Austria | 99 | 15 | B.D. |
| Belgia | 48 | 38 | 2 |
| Czechy | 140 | 44 | 2,1 |
| Francja | 89 | 53 | 2,0 |
| Hiszpania | 90 | 46 | 2,9 |
| Japonia | 16 | 13 | 1,8 |
| Kanada | 28 | 11 | 3,9 |
| Meksyk | 140 | 90 | B.D. |
| Niemcy | 49 | 37 | 2,0 |
| Norwegia | 89 | 40 | B.D. |
| Polska | 49 | 31 | 2,3 |
| Słowacja | 87 | B.D. | B.D. |
| Szwecja | 108 | 56 | B.D. |
| USA | 46 | 25 | 3,1 |
| Węgry | 82 | 62 | 2,1 |
| Wielka Brytania | 20 | 14 | 3,2 |
| Włochy | 70 | 52 | 2,1 |

3. Produkty rozpadu radonu

3.1. Podstawowe informacje

Produktami rozpadu radonu ^{222}Rn zaczęto się interesować od około połowy ubiegłego wieku. Odkryto wówczas, że to bardziej one niż sam radon, stanowią zagrożenie dla układu oddechowego. Dawki na elementy układu oddechowego, pochodzące od samego radonu, okazały się niewiele większe od dawek w innych tkankach.

Radon i jego pochodne należą do szeregu uranowego – naturalnie występującego w przyrodzie szeregu promieniotwórczego (Rys. 3.1).

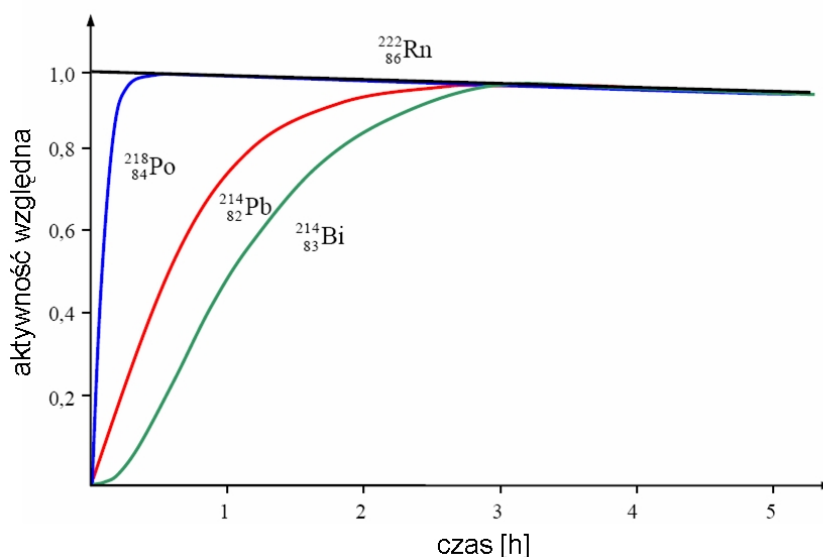


Rys. 3.1. Szereg uranowy (wartości E_α według Chu, 1999).

Produkty rozpadu radonu można podzielić na krótko- i długożyciowe. Krótkożyciowe to polon ^{218}Po (RaA, $T_{1/2}=3,1$ minuty), ołów ^{214}Pb (RaB, $T_{1/2}=26,8$ minuty), bizmut ^{214}Bi (RaC, $T_{1/2}=19,9$ minuty) oraz polon ^{214}Po (RaC', $T_{1/2}=1,64 \cdot 10^{-4}$ sekundy). Długożyciowe pochodne radonu to: ołów ^{210}Pb (RaD, $T_{1/2}=22,3$ lat), bizmut ^{210}Bi (RaE, $T_{1/2}=5,013$ dnia) i polon ^{210}Po (RaF, $T_{1/2}=138,4$ dnia). Z punktu widzenia ochrony radiologicznej znaczenie krótkożyciowych pochodnych radonu jest większe niż długożyciowych. Krótkożyciowe produkty rozpadu radonu charakteryzują się większą radiotoksycznością w organizmie oraz są

źródłem energii promieniowania alfa o większej gęstości niż ich długożyciowi następcy. Wszystkie pochodne radonu za wyjątkiem jego izotopu ^{218}Rn są metalami.

W układzie izolowanym radon i jego krótkożyciowe produkty rozpadu osiągają stan równowagi promieniotwórczej po około 3 godzinach (Rys. 3.2.). Wówczas o dalszej zmianie aktywności w czasie decyduje szybkość rozpadu radonu. W warunkach rzeczywistych istnieje jednak szereg procesów zaburzających stan równowagi, takich jak: dostarczanie i ucieczka radonu, przewietrzanie czy depozycja powierzchniowa cząstek.



Rys. 3.2. Proces osiągnięcia równowagi promieniotwórczej pomiędzy radonem, a jego krótkożyciowymi produktami rozpadu (Skubacz, 2007a, zmienione).

3.2. Wielkości stosowane w praktyce pomiarowej

Poprawne powiązanie stężenia produktów rozpadu radonu w powietrzu z dawką otrzymywaną przez płuca na drodze inhalacji, wymagało wprowadzenia szeregu nowych wielkości, opisujących te procesy. Pojęcia te odnoszą się wyłącznie do promieniowania alfa, gdyż jego udział w dawce pochłoniętej na skutek wniknięcia pochodnych radonu, jest nieporównywalnie wyższy niż od promieniowania beta czy gamma.

Poniżej podane są definicje wielkości związanych z pomiarami produktów rozpadu radonu:

Energia potencjalna alfa produktów rozpadu radonu: Całkowita energia alfa wyemitowana ostatecznie podczas rozpadu pochodnych radonu w łańcuchu rozpadu aż do ^{210}Pb (z wyłączeniem tego izotopu) (Musiałowicz, 2005).

Dla krótkożyciowych produktów rozpadu radonu wartości potencjalnej energii alfa zebrano w Tabeli 3.1.

Tabela 3.1. Stałe rozpadu i energie potencjalne alfa produktów rozpadu radonu (Skubacz, 2007b)
(1 MeV=1,60217733·10⁻⁷ μJ).

| Izotop promieniotwórczy | Stała rozpadu s ⁻¹ | Energia cząstek alfa emitowanych podczas przemiany promieniotwórczej | | Energia potencjalna alfa pojedynczego nuklidu μJ |
|-------------------------------------|--------------------------------|--|---------------------------|--|
| | | MeV | μJ | |
| $^{218}_{84}\text{Po}(\text{RaA})$ | $\lambda_1=3,727\cdot 10^{-3}$ | $E_A=6,002$ | $E_A=0,9616\cdot 10^{-6}$ | $E_1=E_A+E_C = 2,1932\cdot 10^{-6}$ |
| $^{214}_{82}\text{Pb}(\text{RaB})$ | $\lambda_2=0,431\cdot 10^{-3}$ | - | - | $E_2=E_C = 1,2316\cdot 10^{-6}$ |
| $^{214}_{83}\text{Bi}(\text{RaC})$ | $\lambda_3=0,581\cdot 10^{-3}$ | - | - | $E_3=E_C = 1,2316\cdot 10^{-6}$ |
| $^{214}_{84}\text{Po}(\text{RaC}')$ | $\lambda_4=0,422\cdot 10^4$ | $E_C=7,687$ | $E_C=1,2316\cdot 10^{-6}$ | $E_4=E_C = 1,2316\cdot 10^{-6}$ |

Ilościowo energię alfa opisuje wielkość stężenia energii potencjalnej alfa - C_a :

Stężenie energii potencjalnej alfa, C_a : Stężenie w powietrzu krótkożyciowych pochodnych radonu wyrażone poprzez uwolnioną, w czasie rozpadu aż do ^{214}Po , energię promieniowania alfa (Musiałowicz, 2005).

Liczbowo stężenie energii potencjalnej alfa wynosi:

$$C_a = E_1 \cdot n_1 + E_2 \cdot n_2 + E_3 \cdot n_3 + E_4 \cdot n_4 \quad [\mu\text{J}/\text{m}^3] \quad (3.1)$$

po podstawieniu $C_i=\lambda_i n_i$ otrzymujemy:

$$C_a = \frac{E_1}{I_1} \cdot C_1 + \frac{E_2}{I_2} \cdot C_2 + \frac{E_3}{I_3} \cdot C_3 + \frac{E_4}{I_4} \cdot C_4 \quad [\mu\text{J}/\text{m}^3] \quad (3.2)$$

gdzie:

E_i – energia potencjalna alfa pojedynczego nuklidu (Tabela 3.1.)

n_i – liczba nuklidów w przeliczeniu na jednostkę objętości gazu [m^{-3}]

λ_i – stała rozpadu (Tabela 3.1.)

C_i – stężenie promieniotwórczego nuklidu w gazie [Bq/m^3]

Po podstawieniu wartości z Tabeli 3.1. stężenie energii potencjalnej alfa produktów rozpadu radonu wynosi:

$$C_a = 0,588 \cdot 10^{-3} \cdot C_1 + 0,286 \cdot 10^{-2} \cdot C_2 + 0,212 \cdot 10^{-2} \cdot C_3 + 0,292 \cdot 10^{-9} \cdot C_4 \text{ [}\mu\text{J/m}^3\text{]} \quad (3.3)$$

gdzie: stężenia C_1, C_2, C_3, C_4 to odpowiednio stężenia izotopów $^{218}\text{Po}, ^{214}\text{Pb}, ^{214}\text{Bi}, ^{214}\text{Po}$.

W metodyce pomiarowej dość powszechnie stosuje się także dodatkową jednostkę stężenia energii potencjalnej alfa – Working Level WL. Liczbowo 1 WL jest równy stężeniu energii potencjalnej alfa wynoszącej $1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV/dm}^3$ ($20,8 \mu\text{J/m}^3$). Jest to całkowita ilość uwolnionej energii alfa, na jednostkę objętości, emitowanej przez krótkożyciowe pochodne radonu będące w równowadze promieniotwórczej z radonem o stężeniu 100 pCi/dm^3 (ok. 3700 Bq/m^3).

Zamiast stężenia energii potencjalnej alfa często stosuje się zamiennie pojęcie stężenia równoważnego:

Stężenie równoważne, C_{Eq} : Stężenie promieniotwórcze radonu w równowadze z krótkożyciowymi produktami rozpadu, które miałyby takie samo stężenie energii potencjalnej alfa jak istniejąca mieszanina nie znajdująca się w stanie równowagi promieniotwórczej (Musiałowicz, 2005).

Na podstawie tej definicji możemy sformułować równanie:

$$C_a = \frac{E_1}{I_1} \cdot C_1 + \frac{E_2}{I_2} \cdot C_2 + \frac{E_3}{I_3} \cdot C_3 + \frac{E_4}{I_4} \cdot C_4 = C_{Eq} \cdot \left(\frac{E_1}{I_1} + \frac{E_2}{I_2} + \frac{E_3}{I_3} + \frac{E_4}{I_4} \right) \quad (3.4)$$

gdzie stężenie równoważne C_{Eq} wynosi:

$$C_{Eq} = \frac{\frac{E_1}{I_1} \cdot C_1 + \frac{E_2}{I_2} \cdot C_2 + \frac{E_3}{I_3} \cdot C_3 + \frac{E_4}{I_4} \cdot C_4}{\frac{E_1}{I_1} + \frac{E_2}{I_2} + \frac{E_3}{I_3} + \frac{E_4}{I_4}} \quad [\text{Bq/m}^3] \quad (3.5)$$

Po wstawieniu stałych wartości z Tabeli 3.1. stężenie równoważne C_{Eq} dla radonu jest równe:

$$C_{Eq,Rn} = 0,106 \cdot C_1 + 0,513 \cdot C_2 + 0,381 \cdot C_3 + 0,524 \cdot 10^{-7} \cdot C_4 \quad [\text{Bq/m}^3] \quad (3.6)$$

Na podstawie powyższych definicji można wprowadzić wielkość współczynnika równowagi F :

Współczynnik równowagi, F : Iloraz stężenia równoważnego radonu i aktualnego stężenia radonu (Musiałowicz, 2005).

$$F = \frac{C_{Eq,Rn}}{C_{Rn}} = \frac{C_{a,Rn}}{\left(\frac{E_1}{I_1} + \frac{E_2}{I_2} + \frac{E_3}{I_3} + \frac{E_4}{I_4} \right) \cdot C_{Rn}} \quad [-] \quad (3.7)$$

Po wstawieniu stałych wartości z Tabeli 3.1. wartość współczynnika równowagi F wynosi (przy założeniu, że jednostką $C_{a,Rn}$ jest [$\mu\text{J}/\text{m}^3$], a C_{Rn} [Bq/m^3]):

$$F = \frac{C_{a,Rn}}{5,57 \cdot 10^{-3} \cdot C_{Rn}} \quad [-] \quad (3.8)$$

Wielkość dawki zależy nie tylko od samego stężenia czynnika promieniotwórczego ale także od czasu jego oddziaływania. Z tego powodu w celu określania zagrożenia od krótkożyciowych produktów rozpadu radonu wprowadzono pojęcie ekspozycji P , będącej iloczynem stężenia energii potencjalnej alfa C_a (lub stężenia równoważnego C_{Eq}) oraz czasu t :

$$P = C_a \cdot t \quad [\mu\text{J} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}] \quad (3.9)$$

$$P = C_{Eq} \cdot t \quad [\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}] \quad (3.10)$$

W metodyce pomiarowej często stosowaną jednostką ekspozycji jest Working Level Month WLM. 1 WLM odpowiada warunkom ekspozycji o stężeniu energii potencjalnej alfa wynoszącej 1 WL i czasie trwania 170 godzin. $1 \text{ WLM} = 3536 \mu\text{J} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$.

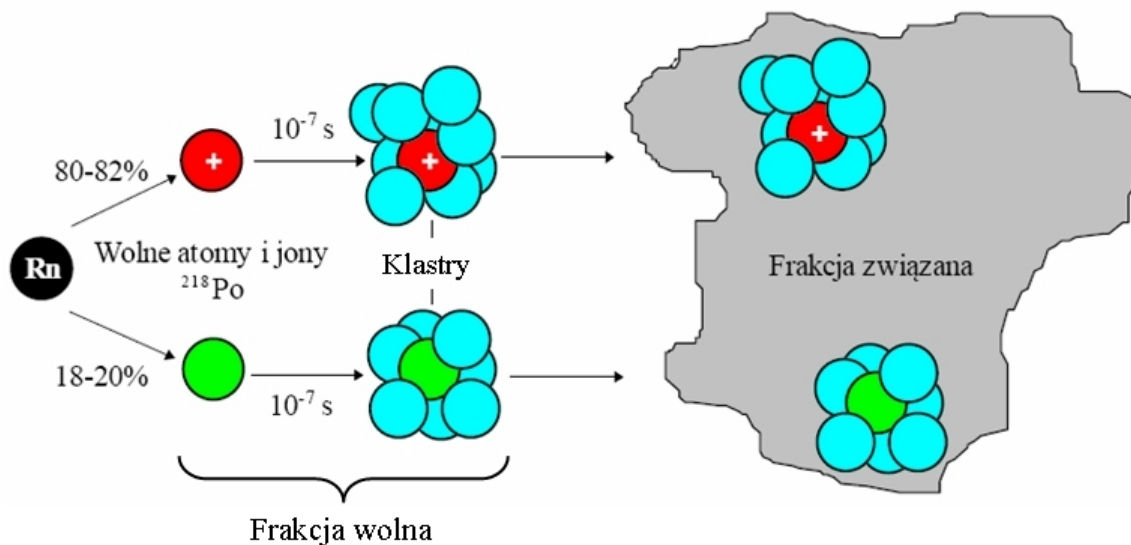
W celu szybkiego przejścia pomiędzy wartościami ekspozycji na radon, a jego produkty rozpadu można zastosować prosty przelicznik: $1 \text{ WLM} = 6.37 \cdot 10^5 / F \text{ Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$.

3.3. Frakcja wolna i frakcja związana

Produkty rozpadu radonu tworzą dynamiczny układ z cząstkami powietrza, w którym powstają. Oprócz gazów w powietrzu znajduje się także sporo różnych aerozoli. Aerozole to układy koloidalne, w których cząstki ciała stałego lub cieczy są rozproszone w gazie. W przypadku aerozoli atmosferycznych gazem tym jest powietrze. Rozmiary aerozoli wahają się od kilku nanometrów do wartości powyżej 100 μm (Jimenez, 2005). Aerozole do których przyłączają się promieniotwórcze izotopy stają się aerozolami promieniotwórczymi.

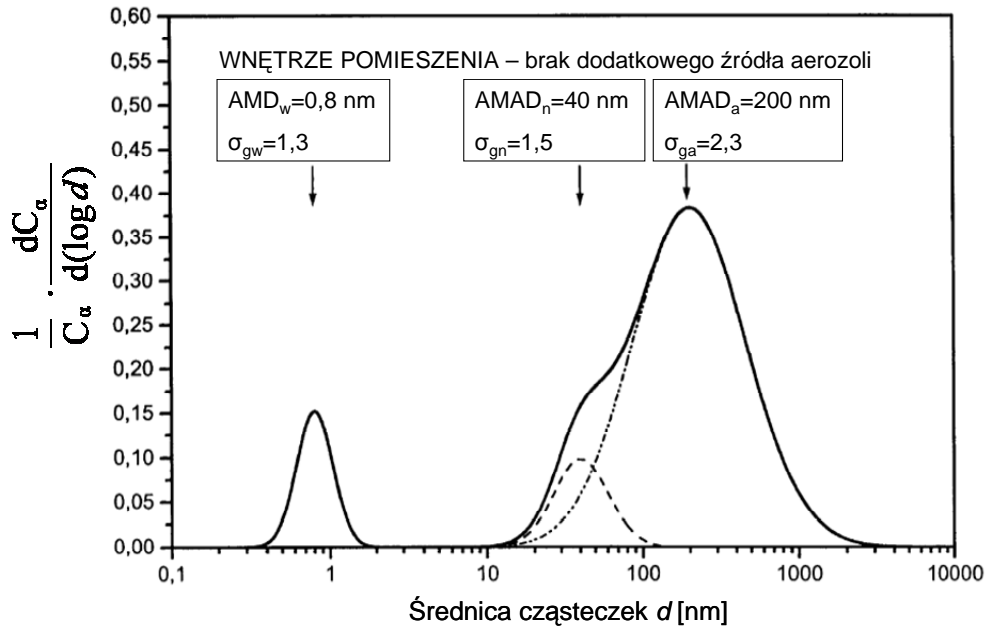
Rozpad radonu prowadzi do powstania izotopu polonu ^{218}Po . Około 82% izotopów polonu występuje w postaci jonów dodatnich (Porstendörfer, 1979a). W ciągu około 10^{-7} s od momentu powstania jony i atomy polonu tworzą tzw. klastry, łącząc się z cząstkami pary wodnej i gazów obecnych w powietrzu. Klastry i niezwiązane atomy polonu to tzw. frakcja

wolna. W czasie 1-100 s frakcja wolna łączy się z większymi cząsteczkami aerozoli, tworząc frakcję związaną – aerozole promieniotwórcze (Rys. 3.3.).



Rys. 3.3. Proces tworzenia się frakcji wolnej i frakcji związanej (Skubacz, 2007b, zmienione).

Pomimo tego, że rozmiary aerozoli obecnych w powietrzu budynków zmieniają się w szerokim zakresie, to frakcja związana charakteryzuje się obecnością określonych maksimów na typowej krzywej rozkładu rozmiarów cząsteczek (Rys. 3.4.). Podobnie frakcję wolną można wyraźnie rozróżnić na tejże krzywej. Do opisu rozkładów aerozoli tworzących frakcję związaną stosuje się wartość mediany rozkładu średnic aerodynamicznych AMAD – Activity Median Aerodynamic Diameter. Cząstki frakcji wolnej charakteryzuje się poprzez medianę rozkładu średnic AMD – Activity Median Diameter. Na wykresie rozkładu rozmiarów pochodnych radonu (Rys. 3.4.) frakcja wolna osiąga maksimum dla wartości AMD równej 0,8 nm z geometrycznym odchyleniem standardowym σ_g na poziomie 1,3. Dla frakcji związanej można wyróżnić dwa maksima. Jedno, przypadające dla wartości AMAD na poziomie 40 nm ($\sigma_g=1,5$), charakteryzuje tzw. aerozole nukleacyjne. Drugie maksimum dla AMAD = 200 nm ($\sigma_g=2,3$) opisuje aerozole akumulacyjne (Reineking, 1988; Porstendörfer, 1996). W przypadku aerozoli obecnych w powietrzu zewnętrznym można dodatkowo wyróżnić frakcję tzw. aerozoli grubych, o średnicy > 1000 nm. Około 2% cząstek frakcji związanej może tworzyć się poprzez dołączenie do tego typu aerozoli (Porstendörfer, 2000).



Rys. 3.4. Rozkład rozmiarów frakcji wolnej i związanej w powietrzu w pomieszczeniu, C_α – stężenie energii potencjalnej alfa (Porstendörfer, 1996).

Udział frakcji wolnej f_p jest istotnym parametrem, stosowanym w ocenie dawki inhalacyjnej. Wielkość ta jest ilorazem stężenia energii potencjalnej alfa krótkożyciowych produktów rozpadu radonu tworzących frakcję wolną C_{af} i stężenia energii potencjalnej alfa wszystkich (związanych i wolnych) krótkożyciowych produktów rozpadu radonu C_α :

$$f_p = \frac{C_{af}}{C_\alpha} \quad [-] \quad (3.11)$$

Wartość f_p można także przedstawić w postaci ilorazu stężeń równoważnych:

$$f_p = \frac{C_{Eq}^f}{C_{Eq}} = \frac{0,106 \cdot C_1^f + 0,513 \cdot C_2^f + 0,381 \cdot C_3^f + 0,524 \cdot 10^{-7} \cdot C_4^f}{0,106 \cdot C_1 + 0,513 \cdot C_2 + 0,381 \cdot C_3 + 0,524 \cdot 10^{-7} \cdot C_4} \quad (3.12)$$

Pomiary przeprowadzone w podziemnych zakładach górniczych pozwoliły oszacować wartość f_p w oparciu jedynie o pomiar stężenia aerozoli w powietrzu Z (Porstendorfer, 1996) :

$$f_p = \frac{4 \cdot 10^8}{Z[\text{m}^{-3}]} \quad (3.13)$$

Należy jednak pamiętać, że wzór ten sprawdza się jedynie w pomieszczeniach, gdzie całkowite stężenie aerozoli Z jest wysokie: $10^9 - 5 \cdot 10^{14} [\text{m}^{-3}]$.

3.4. Powstawanie promieniotwórczych aerozoli

Obecne w powietrzu aerozole mogą przechwytywać i przyłączać cząsteczki tworzące frakcję wolną pochodnych radonu, stając się tym samym aerozolami promieniotwórczymi (frakcją związaną). Liczba tworzonych aerozoli zwiększa się w wyniku rozpadu promieniotwórczego izotopu macierzystego, o ile energia odrzutu związana z jego rozpadem nie doprowadziła do desorpcji izotopu z powierzchni aerozoli. Natomiast sam rozpad promieniotwórczy izotopów frakcji wolnej tworzących promieniotwórcze aerozole prowadzi od ich ubytku. Szczegółowo proces powstawania aerozoli promieniotwórczych w wyniku adsorpcji j -tego izotopu promieniotwórczego opisany jest wzorem (Porstendörfer, 1994):

$$\frac{dC_j^a(d)}{dt} = b(d) \cdot Z(d) \cdot C_j^f + (1 - R_{j-1}(d)) \cdot I_{j-1} \cdot C_{j-1}^a(d) - I_j \cdot C_j^a(d) \quad (3.14)$$

gdzie:

$b(d)$ - współczynnik określający prawdopodobieństwo adsorpcji cząstek frakcji wolnej na powierzchni aerozoli o średnicy d [m^3/s]

$Z(d)$ - rozkład liczby aerozoli atmosferycznych na jednostkę objętości, o średnicach z przedziału $(d, d+dd)$ [m^{-4}]

C_j^f - stężenie j -tego izotopu promieniotwórczego tworzącego frakcję wolną [Bq/m^3]

$R_{j-1}(d)$ - współczynnik odrzutu określający, jaka część jąder izotopu macierzystego (dla izotopu j) zostanie uwolniona z powierzchni aerozoli o średnicy d , w wyniku odrzutu związanego z rozpadem promieniotwórczym [-]

I_{j-1}, I_j - stałe rozpadów promieniotwórczych [s^{-1}]

$C_{j-1}^a(d)$ - rozkład aktywności izotopu macierzystego (dla izotopu j) na jednostkę objętości, tworzącego aerozole promieniotwórcze o średnicach z przedziału $(d, d+dd)$ [Bq/m^4]

$C_j^a(d)$ - rozkład aktywności j -tego izotopu promieniotwórczego na jednostkę objętości, tworzącego aerozole promieniotwórcze o średnicach z przedziału $(d, d+dd)$ [Bq/m^4]

W stanie ustalonym, przy założeniach, że nie występują procesy usuwania aerozoli oraz ich koagulacji (zlepiania), a także że współczynnik odrzutu R nie zależy od rozmiarów aerozoli, rozkład aktywności j -tego izotopu promieniotwórczego na jednostkę objętości, tworzącego aerozole promieniotwórcze o średnicach z przedziału $(d, d+dd)$ opisuje równanie (Porstendörfer, 1969):

$$\frac{C_j^a(d)}{C_j^a} = b(d) \cdot \frac{Z(d)}{X} \quad (3.15)$$

gdzie:

X - szybkość adsorpcji przez aerozole cząsteczek frakcji wolnej [s^{-1}]

$$X = \int_0^{\infty} b(d) \cdot Z(d) \cdot dd \quad [s^{-1}] \quad (3.16)$$

Wartości stężenia j -tego izotopu promieniotwórczego, tworzącego frakcję związaną C_j^a oraz rozkładu liczby aerozoli $Z(d)$ opisują całki:

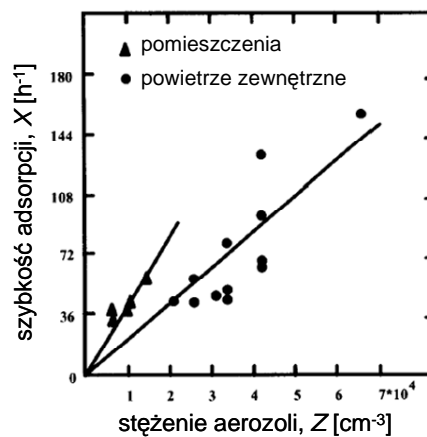
$$C_j^a = \int_0^{\infty} C_j^a(d) \cdot dd \quad [Bq/m^3] \quad (3.17)$$

$$Z = \int_0^{\infty} Z(d) \cdot dd \quad [m^{-3}] \quad (3.18)$$

gdzie:

Z - stężenie aerozoli w powietrzu [m^{-3}]

Szybkość adsorpcji przez aerozole cząsteczek frakcji wolnej X w powietrzu zewnętrznym przyjmuje wartości od $8 \cdot 10^{-3} s^{-1}$ do $28 \cdot 10^{-3} s^{-1}$ ($30 h^{-1}$ do $100 h^{-1}$) i zależy od stężenia aerozoli w powietrzu – Z (Rys. 3.5.). W pomieszczeniach ze słabą wentylacją i bez dodatkowych źródeł aerozoli, X zawiera się w przedziale od $6 \cdot 10^{-3} s^{-1}$ do $14 \cdot 10^{-3} s^{-1}$ ($20 h^{-1}$ do $50 h^{-1}$) (Porstendörfer, 1978). Pojawienie się dodatkowych źródeł aerozoli, takich jak: palenie tytoniu, czy ogrzewanie i gotowanie, może spowodować wzrost szybkości adsorpcji X do wartości $280 \cdot 10^{-3} s^{-1}$ ($1000 h^{-1}$) (Porstendörfer, 1987).



Rys. 3.5. Wpływ stężenia aerozoli na szybkość adsorpcji pochodnych radonu (Porstendörfer, 1978).

Rozkład aktywności izotopów tworzących promieniotwórcze aerozole $C_j^a(d)$ jest zależny od rozkładu liczby aerozoli atmosferycznych $Z(d)$ (równanie 3.15). Wielkością charakteryzującą tę zależność jest parametr $b(d)$ - współczynnik określający prawdopodobieństwo adsorpcji cząstek frakcji wolnej na powierzchni aerozoli. Proces adsorpcji jest głównie sterowany siłami dyfuzji. Siły elektrostatyczne mają w tym przypadku mniejsze znaczenie (Porstendörfer, 1979b). Przy zaniedbaniu udziału sił elektrostatycznych w tworzeniu promieniotwórczych aerozoli oraz założeniu, że adsorpcja zachodzi ze 100% skutecznością, współczynnik $b(d)$ przedstawia się wzorem (Porstendörfer, 1994):

$$b(d) = \frac{2 \cdot p \cdot D_f \cdot d}{\frac{8 \cdot D_f}{d \cdot v_f} + \frac{d}{d + 2 \cdot l_f}} \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (3.19)$$

gdzie:

D_f - współczynnik dyfuzji cząstek frakcji wolnej [m^2/s], $D_f = 6,8 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$

d - średnica aerozoli [m]

v_f - średnia szybkość termiczna cząstek frakcji wolnej [m/s], $v_f = 1,72 \cdot 10^2 \text{ m/s}$

l_f - średnia droga swobodna cząstek frakcji wolnej [m], $l_f = 4,9 \cdot 10^{-8} \text{ m}$

Dla aerozoli o średnicy $d > 1 \text{ }\mu\text{m}$ proces adsorpcji opiera się wyłącznie na zjawisku dyfuzji, a współczynnik $b(d)$ jest opisany wzorem (Porstendörfer, 1994):

$$b(d) = 2 \cdot p \cdot D_f \cdot d \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (3.20)$$

W przypadku mniejszych cząstek aerozoli o średnicy $d < 0,1 \text{ }\mu\text{m}$ procesem adsorpcji kierują prawa kinetycznej teorii gazów i jest on proporcjonalny do powierzchni aerozoli. Współczynnik $b(d)$ przybiera wówczas postać (Porstendörfer, 1994):

$$b(d) = \frac{1}{4} \cdot p \cdot v_f \cdot d^2 \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (3.21)$$

Wartości współczynnika $b(d)$, podawane przez różnych autorów, zawierają się w przedziałach od $5 \cdot 10^{-13} \text{ m}^3/\text{s}$ do $206 \cdot 10^{-13} \text{ m}^3/\text{s}$ dla otwartego terenu i od $7 \cdot 10^{-13} \text{ m}^3/\text{s}$ do $21 \cdot 10^{-13} \text{ m}^3/\text{s}$ dla pomieszczeń zamkniętych (Porstendörfer, 1994).

Współczynnik odrzutu R określa prawdopodobieństwo desorpcji z powierzchni aerozoli izotopów promieniotwórczych na skutek ich rozpadu alfa. Dla rozpadów beta promieniotwórczych wartość R jest zaniedbywalna. W przypadku rozpadu alfa izotopu polonu

^{218}Po , powstający izotop ołowiu ^{214}Pb posiada energię odrzutu 217 keV. Jest to wartość wielokrotnie przekraczająca energię potencjalną zaadsorbowanej na powierzchni aerozoli cząstki, wynoszącą 1keV. Prawdopodobieństwo ucieczki izotopu na skutek odrzutu zależy od jądrowej siły hamowania oraz rozmiarów aerozoli (Porstendörfer, 1994). Zmierzony w pomieszczeniach współczynnik odrzutu R przyjmował wartości rzędu od 0,50 (Porstendörfer, 1987) do 0,83 (Mercer, 1971).

3.5. Depozycja powierzchniowa pochodnych radonu

Oprócz procesów tworzenia i rozpadu promieniotwórczego, wpływ na stężenie krótkożyciowych produktów rozpadu radonu wywiera także zjawisko depozycji tych cząstek na powierzchniach. W pomieszczeniach zamkniętych do depozycji pochodnych radonu dochodzi na powierzchniach ścian oraz mebli. Na przebieg depozycji składają się procesy sedymentacji grawitacyjnej, wychwytywania inercyjnego i bezpośredniego oraz dyfuzji.

Depozycję można scharakteryzować za pomocą szybkości depozycji - v_g , parametru opisującego gęstość strumienia cząstek o średnicy d - $\Phi(d)$, w przeliczeniu na ich niezaburzone stężenie $Z_0(r,d)$ w odległości r od powierzchni (Chamberlain, 1955):

$$v_g = \frac{\Phi(d)}{Z_0(r,d)} \quad [\text{m/s}] \quad (3.22)$$

Jeżeli w procesie usuwania cząstek zawieszonych w powietrzu uwzględnimy zjawiska dyfuzji oraz sedymentacji grawitacyjnej, wówczas gęstość strumienia deponowanych cząstek w warunkach ustalonych będzie wynosiła (Friedlander, 1957; Fuchs, 1964):

$$\Phi(d) = [D_T(r) + D_P(d)] \cdot \frac{dZ(r,d)}{dr} + v_s(d) \cdot Z(r,d) \quad [(\text{m}^2 \cdot \text{s})^{-1}] \quad (3.23)$$

gdzie:

$D_T(r)$ - dyfuzja spowodowana turbulentnym przepływem powietrza [m^2/s]

$D_P(r)$ - dyfuzja spowodowana ruchami cieplnymi Browna [m^2/s]

$Z(r,d)$ - stężenie cząstek o średnicy d w odległości r od powierzchni [m^{-3}]

$v_s(d)$ - szybkość sedymentacji grawitacyjnej [m/s]

Średnia szybkość depozycji na otwartym terenie jest zwykle około 100 razy większa dla frakcji wolnej niż dla promieniotwórczych aerozoli (Tabela 3.2.).

Tabela 3.2. Średnia szybkość depozycji pochodnych radonu w frakcji wolnej i związanej (Porstendörfer, 1994).

| Powierzchnia | Frakcja związana v_g^a [m/s] | Frakcja wolna v_g^f [m/s] | v_g^f / v_g^a |
|--------------------|-----------------------------------|--------------------------------|-----------------|
| folia aluminiowa | $0,1 \cdot 10^{-3}$ | $12 \cdot 10^{-3}$ | 120 |
| papier filtracyjny | $0,16 \cdot 10^{-3}$ | $20 \cdot 10^{-3}$ | 125 |
| trawa | $0,31 \cdot 10^{-3}$ | $32 \cdot 10^{-3}$ | 103 |
| pszenica | $2,9 \cdot 10^{-3}$ | $157 \cdot 10^{-3}$ | 54 |

Depozycja powierzchniowa jest najważniejszym parametrem wpływającym na redukcję stężenia krótkożyciowych produktów rozpadu radonu w pomieszczeniach wewnętrznych. Szybkość usuwania tych cząstek z powietrza wewnętrznego można opisać za pomocą iloczynu: $C_j \cdot v_g \cdot S$, gdzie S odpowiada za wielkość powierzchni, na której następuje depozycja. Całkowitą aktywność cząstek w objętości pomieszczenia V wyraża wartość: $C_j \cdot V$. Na powierzchniach zostaje zatem zdeponowana w jednostce czasu część całkowitej aktywności, opisana za pomocą współczynnika depozycji q i zdefiniowana wzorem:

$$q = \frac{C_j \cdot v_g \cdot S}{C_j \cdot V} = v_g \cdot \frac{S}{V} \quad [\text{s}^{-1}] \quad (3.24)$$

W przypadku rozkładów aktywności typowych dla krótkożyciowych produktów rozpadu radonu znajdujących się wewnątrz pomieszczeń, średnie wartości szybkości depozycji wynoszą: $v_g^f = 0,55 \cdot 10^{-3}$ m/s (2 m/h) dla cząstek frakcji wolnej oraz $v_g^a = 0,0055 \cdot 10^{-3}$ m/s (0,02 m/h) dla frakcji związanej. Dla pomieszczeń, w którym stosunek powierzchni depozycji do objętości wynosi $S/V = 3-6 \text{ m}^{-1}$, takie wartości szybkości depozycji pozwalają na określenie współczynników depozycji na poziomie: $q^f = 2,8 \cdot 10^{-3} \text{ s}^{-1}$ (10 h^{-1}) dla cząstek frakcji wolnej oraz $q^a = 0,028 \cdot 10^{-3} \text{ s}^{-1}$ ($0,1 \text{ h}^{-1}$) dla promieniotwórczych aerozoli (Porstendörfer, 1984). Inne pomiary w umeblowanych pomieszczeniach o słabej wentylacji wykazały, że współczynnik depozycji q jest około 200 razy większy dla cząstek frakcji wolnej, w porównaniu do cząstek aerozoli promieniotwórczych. Zmierzone wartości wynosiły: $q^f = 11 \cdot 10^{-3} \text{ s}^{-1}$ (40 h^{-1}) oraz $q^a = 0,055 \cdot 10^{-3} \text{ s}^{-1}$ ($0,2 \text{ h}^{-1}$) (Porstendörfer, 1987).

Szybkość sedymentacji grawitacyjnej $v_s(d)$ dla cząstek o średnicy d i ich względnej w stosunku do ośrodka prędkości v zależy od liczby Reynoldsa Re :

$$Re = \frac{\rho_p \cdot v \cdot d}{\eta_p} \quad [-] \quad (3.25)$$

gdzie:

ρ_p - gęstość powietrza [kg/m³]

η_p - lepkość dynamiczna powietrza [kg/(m·s)]

Cząstki frakcji wolnej i związanej początkowo poruszają się ruchem przyspieszonym. Jednakże kiedy siły oporu powietrza zrównoważą się z siłami grawitacyjnymi, szybkość sedymentacji przyjmuje stałą wartość. Dla ruchu laminarnego cząstek (gdy $Re < 1$), szybkość sedymentacji grawitacyjnej przedstawia wzór:

$$v_s(d) = \frac{g \cdot \rho \cdot d^2 \cdot C_c(d)}{18 \cdot \eta_p} \quad [\text{m/s}] \quad (3.26)$$

gdzie:

g - przyspieszenie ziemskie [m/s²]

ρ - gęstość cząstek [kg/m³]

$C_c(d)$ - poprawka Cunninghama dla cząstek o średnicy d [-]

$$C_c = 1 + 2,514 \cdot \frac{\lambda_p}{d} + 0,800 \cdot \frac{\lambda_p}{d} \cdot e^{-0,55 \cdot \frac{d}{\lambda_p}} \quad [-] \quad (3.27)$$

gdzie:

λ_p - średnia droga swobodna cząstek powietrza [m]

Poprawkę Cunninghama stosuje się dla niewielkich cząstek o średnicy $d < 1 \mu\text{m}$. Usuwa ona nieprawidłowości wynikające z założenia w prawie Stokesa, że prędkość cząstek na powierzchni molekuł zawieszonych w powietrzu wynosi zero. Dla małych cząstek jest to założenie błędne.

Dodatkowo, dla cząstek o średnicy $d < 1,75 \text{ nm}$ stosuje się modyfikację poprawki Cunninghama zastępując wielkość d przez d^* (Ramamurthi, 1989):

$$d^* = (1 + 3 \cdot e^{-2,20 \cdot d[\text{nm}]}) \cdot d \quad [\text{m}] \quad (3.28)$$

W przypadku gdy powietrze jest spokojne i nie ma dodatkowych sił wpływających na ruch cząstek, wartość liczby Reynoldsa jest większa od 1 tylko dla dużych cząstek o średnicach rzędu 100 μm .

Siła oporu powietrza działająca na kulistą cząstkę o średnicy d , poruszającą się z prędkością v , jest opisana prawem Stokesa:

$$F_D = 3 \cdot \pi \cdot \eta_p \cdot v \cdot d \quad [\text{kg} \cdot \text{m} \cdot \text{s}^{-2}] \quad (3.29)$$

Kształty cząstek aerozoli są jednakże zwykle nieregularne i odbiegają od formy kulistej. Aby rozszerzyć prawo Stokesa dla takich obiektów wprowadza się tzw. dynamiczny współczynnik kształtu χ :

$$\chi = \frac{F'_D}{3 \cdot \pi \cdot \eta_p \cdot v \cdot d_e} \quad [-] \quad (3.30)$$

Wielkość F'_D jest rzeczywistą siłą oporu działającą na nieregularną cząstkę, a d_e to średnica ekwiwalentna kuli o takiej samej objętości, gęstości i szybkości sedymentacji grawitacyjnej jak ww. cząstka. Po wprowadzeniu współczynnika kształtu siła oporu i szybkość sedymentacji grawitacyjnej przyjmują postacie:

$$F_D = 3 \cdot \pi \cdot \chi \cdot \eta_p \cdot v \cdot d \quad [\text{kg} \cdot \text{m} \cdot \text{s}^{-2}] \quad (3.31)$$

$$v_s = \frac{g \cdot \rho \cdot d^2 \cdot C_c(d)}{18 \cdot \chi \cdot \eta_p} \quad [\text{m/s}] \quad (3.32)$$

Dla różnych obiektów dynamiczny współczynnik kształtu χ przyjmuje poszczególne wartości (Hinds, 1982): kula: $\chi = 1,00$; sześcián: $\chi = 1,08$; węgiel kamienny: $\chi = 1,05-1,11$; kwarc: $\chi = 1,36$; piasek: $\chi = 1,57$; talk: $\chi = 2,04$

Aby rzeczywista cząstka o nieregularnych kształtach zachowywała się w zakresie stosowalności prawa Stokesa, tak samo jak jej wygenerowany kulisty odpowiednik, stosuje się pewne specyficzne średnice tychże cząstek kulistych. Mowa tu głównie o średnicy Stokesa i średnicy aerodynamicznej.

Średnica Stokesa d_s to średnica cząstki kulistej o takiej samej gęstości i szybkości sedymentacji grawitacyjnej v_s jak cząstka o gęstości ρ i średnicy ekwiwalentnej d_e .

Natomiast średnica aerodynamiczna d_a to średnica cząstki kulistej o jednostkowej gęstości ρ_0 ($\rho_0 = 1 \text{ g/cm}^3$) i takiej samej szybkości sedymentacji grawitacyjnej v_s jak cząstka o gęstości ρ i średnicy ekwiwalentnej d_e .

Porównując ze sobą jednakowe wartości szybkości sedymentacji grawitacyjnej v_s otrzymujemy zależności:

$$v_s = \frac{g \cdot \rho \cdot d_e^2 \cdot C_c(d_e)}{18 \cdot \chi \cdot \eta_p} = \frac{g \cdot \rho \cdot d_s^2 \cdot C_c(d_s)}{18 \cdot \eta_p} = \frac{g \cdot \rho_0 \cdot d_a^2 \cdot C_c(d_a)}{18 \cdot \eta_p}$$

stąd:

$$d_s = d_e \cdot \sqrt{\frac{C_c(d_e)}{\chi \cdot C_c(d_s)}} \quad [\text{m}] \quad (3.33)$$

$$d_a = d_e \cdot \sqrt{\frac{C_c(d_e) \cdot \rho}{\chi \cdot C_c(d_a) \cdot \rho_0}} \quad [\text{m}] \quad (3.34)$$

Jak już wspomniano wielkość średnicy aerodynamicznej d_a jest najczęściej stosowaną do opisu rozkładów promieniotwórczych aerozoli.

4. Wpływ radonu na zdrowie – dawka inhalacyjna

Badania epidemiologiczne przeprowadzane na świecie potwierdziły wpływ obecności radonu w domach na wzrost ryzyka zachorowalności na nowotwory płuc. Przyjmuje się, że od 3% do 14% nowotworów płuc jest wywołanych radonem (WHO, 2009). Radon został uznany drugim, po paleniu tytoniu, czynnikiem kancerogennym dla nowotworów płuc. Wpływ radonu na powstawanie nowotworów płuc jest większy dla osób palących (obecnie i w przeszłości), niż dla osób niepalących nigdy. Przyjmuje się, że dla osób niepalących, radon jest pierwszym czynnikiem kancerogennym (WHO, 2009; ICRP, 2014).

Nie określono żadnego progowego stężenia radonu, poniżej którego nie występowałoby ryzyko zachorowania na nowotwór płuc. Nawet bardzo małe stężenia tego gazu przyczyniają się do wzrostu ryzyka zachorowalności. Uważa się, że początkowa indukcja nowotworu może zająć nawet w wyniku uszkodzenia pojedynczej komórki. Stąd nawet pojedyncza cząstka alfa pochodząca z jednego atomu radonu może wywołać niepożądaną mutację (WHO, 2009).

4.1. Badania epidemiologiczne

4.1.1. Kopalnie

Badania zachorowalności górników na nowotwory płuc wskutek ekspozycji na radon są prowadzone poprzez zastosowanie modeli kohortowych. Mianem kohorty w przypadku górników określa się wszystkich pracowników kopalni, którzy w konkretnym, ustalonym okresie byli poddawani działaniu takich samych czynników. Po zakończeniu okresu, w którym prowadzone były badania, ustala się stan zdrowia każdego górnika. W przypadku pracowników kopalni, którzy zmarli w tym okresie, wyznacza się datę i przyczynę śmierci. Jeżeli ta nastąpiła w przypadku nowotworu płuc, sprawdza się szereg czynników, które mogły mieć na to wpływ: np. wiek lub sumaryczna ekspozycja na radon.

W przypadku tego typu badań, stężenie radonu dla lat ubiegłych jest określane na podstawie współczesnych pomiarów. Może to być przyczyną niedoszacowań ze względu na dużo wyższe wartości stężenia radonu, które były obecne w kopalniach kilkadziesiąt lat temu. W tamtych czasach świadomość zagrożenia pochodzącego od radonu była znikoma i żadne pomiary tego gazu nie były przeprowadzane.

Od początku lat 80-tych XX wieku powstała duża liczba badań określających zależność pomiędzy stężeniem radonu, a nowotworem płuc u ogółu ludności. Jednostkowo te badania były jednak zbyt małe, aby umożliwić wyciągnięcie wniosków dotyczących całej populacji. Konieczne wydawało się zgrupowanie i połączenie wyników z kilku różnych ekspertyz. Dla pomiarów w kopalniach taki przegląd został zaprezentowany w 1999 roku w raporcie Komitetu Efektów Biologicznych Promieniowania Jonizującego (Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation) pt. „Health Effects of Exposure to Radon: BEIR VI” (BEIR, 1999). W oszacowaniach wzięto pod uwagę dane pochodzące z badania 11 kohort górników, o łącznej liczbie 60 606 pracowników, pochodzących z kopalń w Europie, Azji, Ameryce Północnej i Australii. W sumie zdiagnozowano 2 674 przypadków śmierci, której przyczyną był nowotwór płuc.

Praktycznie we wszystkich 11 kopalniach, opisanych w raporcie BEIR VI, zaobserwowano wzrost wskaźnika zachorowalności na nowotwory płuc, w związku ze zwiększającą się sumaryczną ekspozycją radonową. Jedynym wyjątkiem od tej reguły okazała się kopalnia w Kolorado (USA), gdzie dla ekspozycji radonowych powyżej 3200 WLM (Working Level Month) zaobserwowano spadek ilości pojawiających się przypadków nowotworów płuc.

Na podstawie analizy, uwzględniającej różny udział wagowy poszczególnych kohort oszacowano średni wzrost przypadków śmierci na skutek nowotworu płuc na jednostkę ekspozycji radonowej WLM na poziomie 0,44% (z 95% przedziałem ufności 0,20% – 1,00%). Wartość ta jest zależna od ilości czasu, jaki upłynął od początku ekspozycji, i osiąga maksimum dla okresu 5-14 lat od początku narażenia radonowego. Ponadto indeks śmiertelności w wyniku nowotworów płuc jest zależny od wieku osoby narażonej i przyjmuje wyższe wartości dla osób młodszych. Ciekawym wnioskiem z raportu BEIR VI jest wyższy wzrost śmiertelności z powodu nowotworów płuc u górników ekspozowanych na niższe stężenia radonu, w stosunku do tych, którzy mieli do czynienia ze stężeniami wyższymi.

Od czasu publikacji raportu BEIR VI w wielu krajach zaczęto przeprowadzać podobne badania w kopalniach. Najistotniejszą pod względem wielkości zdiagnozowanej populacji była kohorta niemieckich górników firmy Wismut (Grosche, 2006). Zawierała ona studium 59 001 pracowników, wśród których pojawiło się 2 388 przypadków śmierci, spowodowanej nowotworem płuc. Podobnie jak w przypadku raportu BEIR VI, odnotowano średni wzrost przypadków śmiertelnych w wyniku nowotworu płuc na jednostkę ekspozycji radonowej WLM. Wynosił on 0,21% (z 95% przedziałem ufności 0,18% – 0,24%) i osiągnął największą wartość dla okresu od 15 do 24 lat od początku ekspozycji radonowej. Kolejne wnioski były

podobne do tych przedstawionych w raporcie BEIR VI. Wskaźnik śmiertelności malał wraz ze zwiększającym się wiekiem górników oraz zwiększającym się stężeniem radonu. Dla stężeń krótkożyciowych pochodnych radonu powyżej 15 WL, wskaźnik był około 10 razy mniejszy niż dla stężenia poniżej 0,5 WL.

4.1.2. Domy mieszkalne

Badania epidemiologiczne przeprowadzane wśród ogółu ludności różnią się od modelu kohortowego, właściwego dla ekspertyz wśród górników. W przypadku określania zagrożenia od radonu obecnego w mieszkaniach, stosuje się badania kliniczno-kontrolne (case-control). W tym celu wybiera się liczbę osób, u których stwierdzono nowotwór płuc oraz liczbę osób zdrowych, będących zbiorem kontrolnym. Populacja kontrolna musi być dopasowana do populacji chorującej. Warunkami dopasowania są najczęściej wiek oraz płeć. Dla tego typu badań niezbędna jest znajomość warunków miejsca zamieszkania każdej badanej jednostki, a także historia palenia tytoniu oraz możliwe inne czynniki kancerogenne, z którymi osobnik miał do czynienia. W celu oszacowania średniego stężenia radonu, na które była ekspozycja dana osoba na przestrzeni kilkudziesięciu lat, należy wykonać pomiary stężenia radonu w obecnym oraz przeszłych miejscach zamieszkania. Na podstawie tych wyników można porównać stężenia radonu, na które były narażone osoby chore oraz grupa kontrolna. Dodatkowe podzielenie obu badanych grup na podgrupy zawierające przypadki z taką samą historią palenia tytoniu oraz innymi czynnikami mogącymi wywoływać nowotwory płuc, pozwala wyznaczyć ryzyko zachorowania na nowotwór płuc zależne tylko i wyłącznie od stężenia radonu.

Podobnie jak w przypadku pomiarów w kopalniach, w badaniach kliniczno-kontrolnych, aby uzyskać rzetelne wyniki, poparte dobrą statystyką, należy zastosować ekspertyzy łączące kilka pojedynczych studiów. Takie obszerne analizy zostały zaprezentowane w trzech pracach, przedstawiających wyniki badań mieszkańców Europy, Ameryki Północnej i Chin (Tabela 4.1.).

Tabela 4.1. Analizy łączone badań kliniczno-kontrolnych wpływu radonu obecnego w mieszkaniach na indukowanie nowotworów płuc.

| Analizy łączone | Ilość pojedynczych studiów | Liczba nowotworów płuc | Liczebność grupy kontrolnej |
|----------------------------------|----------------------------|------------------------|-----------------------------|
| Europa (Darby, 2005) | 13 | 7148 | 14208 |
| Ameryka Północna (Krewski, 2005) | 7 | 3662 | 4966 |
| Chiny (Lubin, 2004) | 2 | 1050 | 1995 |

Ekspertyza Europejska

Ekspertyza dotycząca krajów europejskich wydaje się być najciekawszą ze względu na ilość przeanalizowanych przypadków i bliskość geograficzną. Łączy ona 13 pojedynczych badań kliniczno-kontrolnych. W każdym z nich zarejestrowano minimum 150 przypadków zachorowania na nowotwór płuc oraz minimum 150 przypadków kontrolnych. Dla każdej osoby uwzględnianej w badaniach znana była wiedza dotycząca stylu życia i historii palenia tytoniu oraz, co oczywiste, wielkości stężenia radonu, na które dana jednostka była ekspozycja. Okres ekspozycji radonowej brany pod uwagę przy szacowaniu ryzyka wynosił od 5 do 34 lat wstecz, od momentu zdiagnozowania nowotworu płuc (lub śmierci z tego powodu). Założono, że 5-letni okres karencji jest typowym czasem indukowania nowotworu.

Po zróżnicowaniu wyników na pojedyncze badania, wiek, płeć, miejsce zamieszkania i palenie tytoniu, wyznaczono wzrost ryzyka zachorowalności na nowotwór płuc na poziomie 8,4% (z 95% przedziałem ufności 3% – 16%) na każde 100 Bq/m³ stężenia radonu. Mając na względzie największy wpływ palenia tytoniu na indukowanie nowotworu, podzielono wszystkie badane przypadki na 7 kategorii: osoby nie palące nigdy, palący <15 papierosów dziennie, od 15 do 24 papierosów, ≥25 papierosów, byli palacze <10 lat, byli palacze >10 lat oraz pozostali. Kolejno grupę obecnych palaczy podzielono ze względu na wiek, kiedy zaczęli palić: < 15 lat, 15-17, 18-20, ≥21 lat i nieznane. Grupę byłych palaczy podzielono na podstawie ilości papierosów wypalanych dziennie: <15, 15-24, ≥25 i nieznane. Tak szczegółowy podział badanej grupy ze względu na historię palenia tytoniu był kluczowy dla szacowania ryzyka nowotworu płuc indukowanego radonem. W przypadku, gdy nie zastosowano żadnego podziału uwzględniającego palenie tytoniu, wzrost ryzyka zachorowalności na nowotwór płuc wynosił jedynie 2,3% na każde 100 Bq/m³ stężenia radonu. Natomiast przy zastosowaniu jedynie pierwszego podziału palaczy na 7 kategorii, wynosił 5,2%.

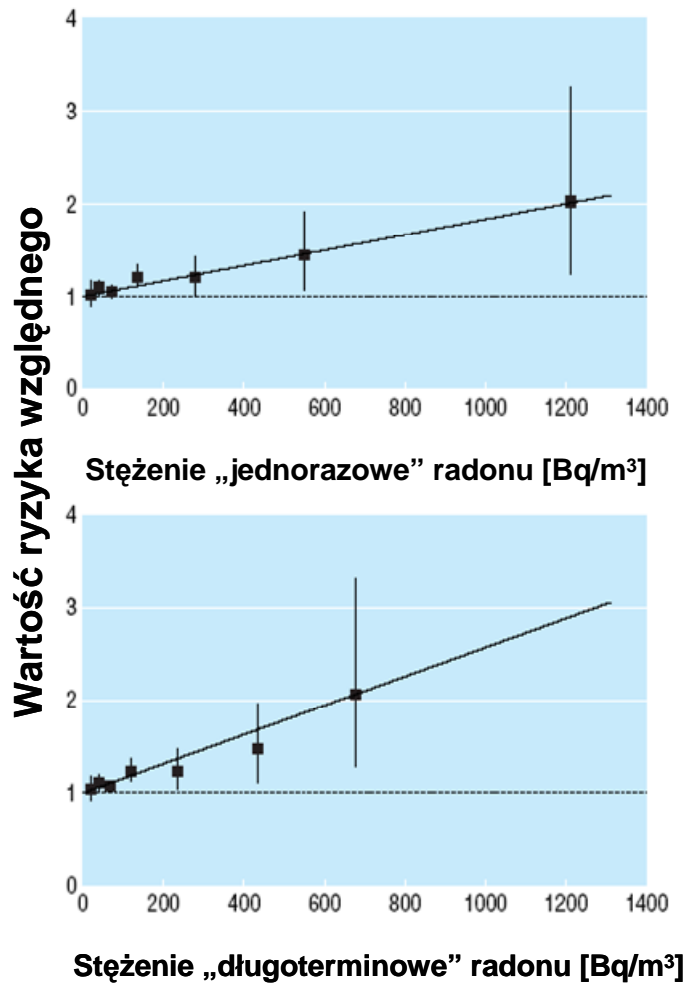
Jak powszechnie wiadomo, stężenie radonu w domach ulega zmianom zarówno dobowym, jak i sezonowym. Z tego powodu analiza dla państw europejskich została wykonana także w oparciu o długoterminowe pomiary stężenia radonu, uwzględniające jego fluktuacje. Określone w ten sposób stężenia radonu, na jakie byli ekspozycjonowani ludzie, okazały się niższe niż w przypadku jednorazowych pomiarów. Szczególnie duże różnice w stężeniach radonu pojawiły się w przypadku jego dużych wartości $> 800 \text{ Bq/m}^3$. Nowe wartości stężeń radonu spowodowały dwukrotne zwiększenie wskaźnika ryzyka zachorowalności na nowotwory płuc do poziomu 16% (z 95% przedziałem ufności 5% – 31%) na każde 100 Bq/m^3 stężenia radonu.

Podział wszystkich rozpatrywanych w analizie przypadków na 7 przedziałów stężenia radonu (Tabela 4.2.) pozwolił wyznaczyć zależność pomiędzy zakresami stężeń radonu, a wartością ryzyka względnego* dla jednorazowych i długoterminowych pomiarów radonu (Rys. 4.1.). Jak widać, dla obu typów pomiarów radonu jest to zależność liniowa dla całego zakresu mierzonych stężeń radonu. Nie zauważono występowania żadnego progowego stężenia radonu, dla którego ryzyko względne wystąpienia nowotworu płuc gwałtownie by wzrosło, bądź zmalało. Dla wartości stężeń radonu wyznaczonych z pomiarów długoterminowych, krzywa regresji liniowej ma przebieg ok. dwukrotnie bardziej stromy niż dla pomiarów jednorazowych.

Tabela 4.2. Względne ryzyko wystąpienia nowotworu płuc na skutek wielkości stężenia radonu w domu (Darby, 2005).

| Zakres wartości stężenia radonu [Bq/m^3] | Wartość średnia z pomiarów jednorazowych [Bq/m^3] | Wartość średnia z pomiarów długoterminowych [Bq/m^3] | Liczba nowotworów/ liczba przypadków kontrolnych | Ryzyko względne (95% przedział ufności) |
|---|--|---|--|---|
| <25 | 17 | 21 | 566/1474 | 1,00 (0,87-1,15) |
| 25-49 | 39 | 42 | 1999/3905 | 1,06 (0,98-1,15) |
| 50-99 | 71 | 69 | 2618/5033 | 1,03 (0,96-1,10) |
| 100-199 | 136 | 119 | 1296/2247 | 1,20 (1,08-1,32) |
| 200-399 | 273 | 236 | 434/936 | 1,18 (0,99-1,42) |
| 400-799 | 542 | 433 | 169/498 | 1,43 (1,06-1,92) |
| ≥ 800 | 1204 | 678 | 66/115 | 2,02 (1,24-3,31) |

*Ryzyko względne to stosunek liczby spodziewanych przypadków (np. nowotworów płuc) w grupie ekspozycjonowanej na działanie szkodliwego czynnika (np. radonu), do liczby przypadków, które nastąpiły w grupie nie ekspozycjonowanej (kontrolnej).



Rys. 4.1. Zależność ryzyka względnego wystąpienia nowotworu płuc od rosnącego stężenia radonu, wraz z dopasowaniem liniowym (Darby, 2005).

Znajomość historii palenia tytoniu pozwoliła oszacować jego wpływ na absolutne (bezwzględne) ryzyko wystąpienia nowotworu płuc. Ryzyko absolutne oznacza w tym przypadku szansę na wystąpienie nowotworu płuc w danej populacji, bez uwzględnienia żadnych innych czynników kancerogennych. Dla aktywnych palaczy od 15 do 24 papierosów dziennie, bezwzględne ryzyko wystąpienia nowotworu płuc okazało się być 25,8 razy większe niż dla osób nie palących nigdy. Dla stężeń radonu, otrzymanych w pomiarach długoterminowych, absolutne ryzyko wystąpienia nowotworu płuc dla osoby w wieku do 75 lat dla poszczególnych poziomów stężenia radonu 0, 100, 400 i 800 Bq/m³ wynosiło: 0,41%; 0,47%; 0,67% i 0,93% dla osób nie palących nigdy oraz 10,1%; 11,6%; 16,0% i 21,6% dla aktywnych palaczy.

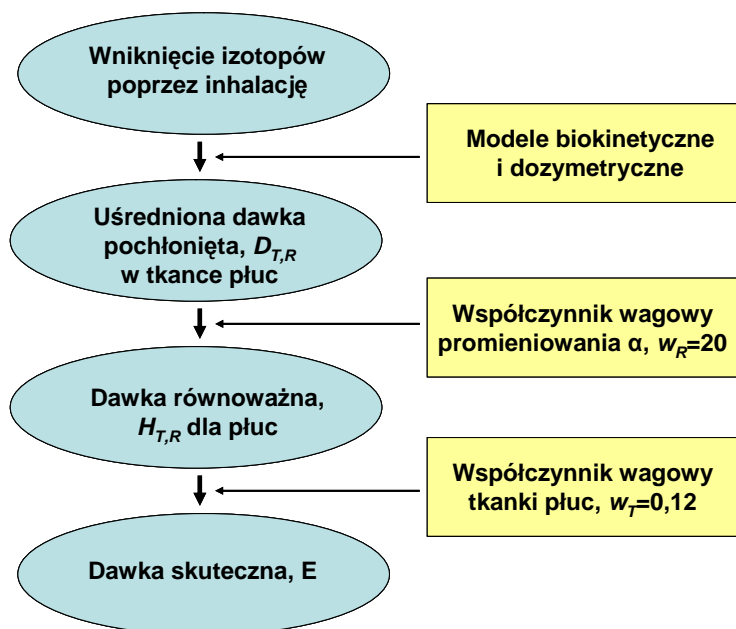
Ekspertyza Północnoamerykańska i Chińska

Łączone ekspertyzy oparte o wyniki pojedynczych studiów z obszarów Ameryki Północnej i Chin były prowadzone przy zastosowaniu podobnej metodologii, jak badania europejskie. Wartości wzrostu ryzyka zachorowania na nowotwory płuc spowodowanego wzrostem stężenia radonu w domu o 100 Bq/m^3 , wynosiły 11% (z 95% przedziałem ufności 0% – 28%) dla ekspertyzy północnoamerykańskiej i 13% (z 95% przedziałem ufności 1% – 36%) dla danych z obszaru Chin. W obu badaniach zależność ryzyka względnego od stężenia radonu także okazała się liniowa, bez żadnej charakterystycznej wartości progowej stężenia radonu.

Trzy przedstawione analizy prezentują podobny poziom ryzyka wystąpienia nowotworu płuc w wyniku ekspozycji na stężenia radonu obecne w domach mieszkalnych. Liniowa zależność ryzyka, bez wartości progowej stężenia radonu, stwarza zagrożenie indukowania nowotworu płuc już dla wartości stężeń radonu $<200 \text{ Bq/m}^3$, tj. niższych niż poziom referencyjny - 300 Bq/m^3 , sugerowany przez Dyrektywę Rady Unii Europejskiej 2013/59/EURATOM z dnia 5 grudnia 2013 roku.

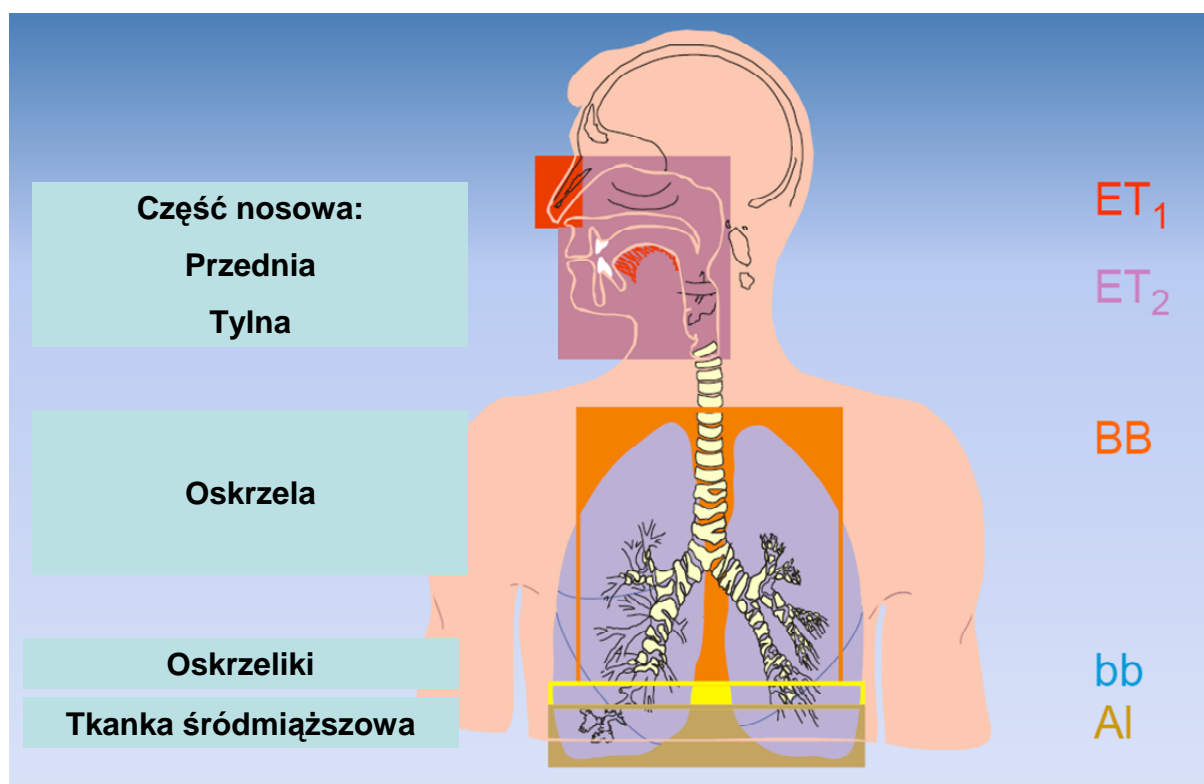
4.2. Modele dozymetryczne

Modelowanie dozymetryczne jest komplementarnym dla badań epidemiologicznych sposobem określania zagrożenia, płynącego z ekspozycji na radon i jego produkty rozpadu. Biokinetyczne modele układu oddechowego oraz symulacja transportu promieniowania pozwalają określić wielkości dawki pochłoniętej, a w efekcie równoważnej i skutecznej po wniknięciu do organizmu ludzkiego promieniotwórczych izotopów (Rys. 4.2.).



Rys. 4.2. Określanie dawki skutecznej E w efekcie wniknięcia radonu i jego produktów rozpadu.

Współczesny model ludzkiego układu oddechowego został wprowadzony przez Międzynarodową Komisję Ochrony Radiologicznej (ICRP – International Commission on Radiological Protection) w raporcie nr 66 (ICRP, 1994). Składa się on z części nosowej przedniej (ET_1), tylnej (ET_2), oskrzeli (BB), oskrzelików (bb) oraz tkanki śródmiąższowej płucnej (AI) (Rys. 4.3.).

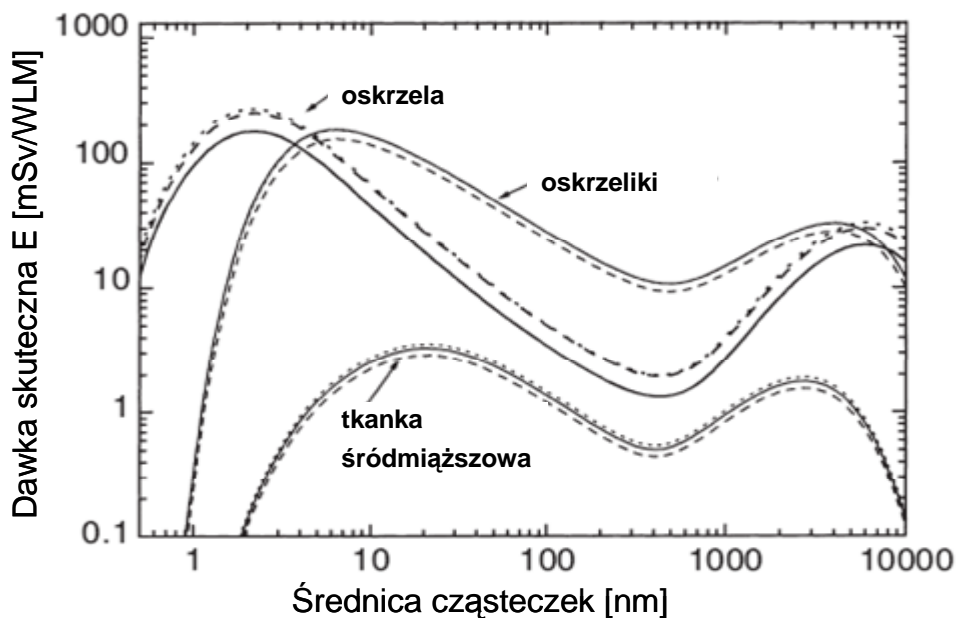


Rys. 4.3. Model układu oddechowego człowieka (ICRP, 1994).

Na bazie zaprezentowanego wyżej modelu układu oddechowego, powstało wiele modeli dozymetrycznych, określających wielkość dawki od radonu i jego pochodnych (m.in. Birchall, 1994; Zock, 1996). Do modelowania dawki pochłoniętej w narażonych komórkach tkanki płucnej na skutek ekspozycji radonowej niezbędna jest znajomość rozkładu aktywności krótkożyciowych produktów rozpadu radonu, szybkości oddychania, depozycji frakcyjnej produktów rozpadu radonu w drogach oddechowych, absorpcji pochodnych radonu z płuc do krwi, szybkości oczyszczania błony śluzowej oraz lokalizacji narażonych komórek w drogach oddechowych i ich czułości na promieniowanie (Chen, 2005).

Ze wszystkich wymienionych parametrów, znajomość rozkładu aktywności krótkożyciowych produktów rozpadu radonu (^{218}Po , ^{214}Pb , $^{214}\text{Bi}/^{214}\text{Po}$) w powietrzu jest najistotniejsza, gdyż ilość oraz miejsce depozycji promieniotwórczych izotopów w układzie oddechowym zależy głównie od wielkości tych cząstek (Porstendörfer, 2001). Rozkład aktywności pochodnych radonu jest najczęściej określany poprzez pomiar rozkładów rozmiarów frakcji wolnej i związanej (Rys. 3.4.) oraz udziału frakcji wolnej - f_p .

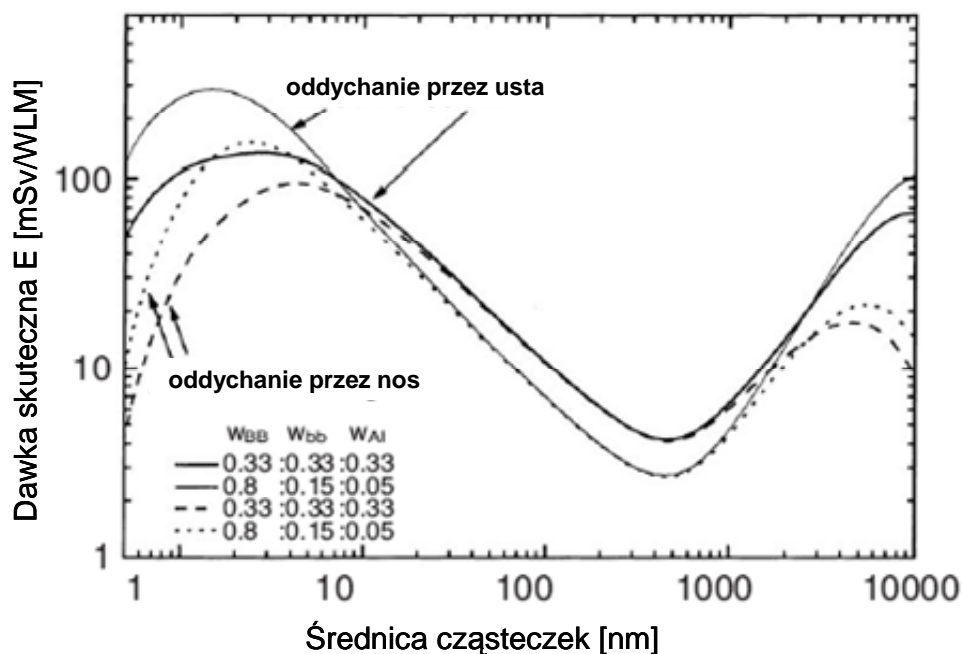
Wpływ rozmiarów krótkożyciowych produktów rozpadu radonu na wielkość dawki skutecznej (na jednostkę ekspozycji), deponowanej w poszczególnych częściach układu oddechowego, przedstawia Rys. 4.4. Dawkę obliczono dla założonej prędkości oddychania $v = 0,75 \text{ m}^3/\text{h}$ (oddychanie nosem) oraz współczynników wagowych: promieniowania α , $w_R=20$ oraz tkanki płuc, $w_T=0,12$.



Rys. 4.4 Dawka skuteczna na jednostkę ekspozycji dla poszczególnych części układu oddechowego w funkcji średnicy wchłoniętych izotopów: (—) ^{218}Po , (--) ^{214}Pb , (...) $^{214}\text{Bi}/^{214}\text{Po}$ (Porstendörfer, 2001).

Rozkład dawki w każdej części płuc zależy od rozmiarów cząstki wchłoniętego izotopu, a różnice pomiędzy dawkami od poszczególnych krótkożyciowych pochodnych radonu są niewielkie. W obszarze oskrzeli największy udział w sumarycznej dawce dla płuc wnoszą klastry o średnicach <5 nm. Dla obszaru oskrzelików, dominujący jest udział aerozoli tworzących frakcję związaną o średnicach >10 nm. Rejon tkanki śródmiąższowej jest najbardziej narażony dla pochodnych radonu o średnicach z zakresu 10-100 nm. Jednakże, wkład do dawki dla płuc od tego obszaru jest około pięć razy mniejszy niż dla oskrzeli i oskrzelików.

Na Rys. 4.5. przedstawiono sumaryczną dawkę dla całego obszaru płuc, rozbitą na frakcje zależne od sposobu oddychania (usta czy nos) oraz od czułości poszczególnych części układu oddechowego na powstawanie nowotworów. Dawkę obliczono dla założonej prędkości oddychania $v = 0,75 \text{ m}^3/\text{h}$ oraz współczynników wagowych $w_R=20$ i $w_T=0,12$.



Rys. 4.5. Dawka skuteczna na jednostkę ekspozycji w funkcji średnicy wchłoniętych izotopów, dla różnych czułości partii układu oddechowego na powstawanie nowotworów (Porstendörfer, 2001).

Według danych dotyczących powstawania nowotworów układu oddechowego, czułość poszczególnych jego partii: oskrzeli (w_{BB}), oskrzelików (w_{bb}) oraz tkanki śródmiąższowej (w_{AI}) na indukowanie nowotworu wynosi: $w_{BB}:w_{bb}:w_{AI} = 0,80:0,15:0,05$. Taki podział jest różny od równomiernego podziału czułości, zaprezentowanego przez ICRP w raporcie nr 66 (ICRP, 1994) i wynoszącego: $w_{BB}:w_{bb}:w_{AI} = 0,33:0,33:0,33$. Założenie pierwszego przedstawionego podziału daje wyższe wartości dawki skutecznej dla cząstek tworzących klastry o średnicy <5 nm. Natomiast równomierne rozłożenie zagrożenia powstawania

nowotworu na wszystkie trzy partie układu oddechowego (podział drugi), wprowadza większe wartości dawki skutecznej dla cząstek frakcji związanej, tworzącej promieniotwórcze aerozole. Dodatkowo, z Rys. 4.5. można zaobserwować, jakie różnice w wielkości dawki skutecznej wprowadza sposób oddychania, zwłaszcza dla małych cząstek, o średnicy <5 nm.

Według raportu Komitetu Narodów Zjednoczonych ds. Efektów Promieniowania Atomowego (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) z 2000 roku (UNSCEAR, 2000), wartości literaturowe dawki pochłoniętej w płucach od radonu i jego pochodnych, wyznaczone na podstawie różnych modeli dozymetrycznych na przestrzeni kilkudziesięciu lat, wynoszą od 5,7 do 71 nGy na jednostkę ekspozycji radonowej $\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$, z wartością średnią $17,5 \text{ nGy}/\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ oraz medianą $11 \text{ nGy}/\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$.

4.3. Współczynnik konwersji dawki

W celu oszacowania wielkości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych konieczna jest znajomość relacji pomiędzy poziomem ekspozycji P na krótkożyciowe produkty rozpadu radonu, a samą dawką. W tym celu wprowadza się parametr, tzw. współczynnik konwersji dawki – DCF (Dose Conversion Factor) zdefiniowany jako:

$$DCF = \frac{\text{Dawka}}{P} = \frac{\text{Dawka}}{C_{\alpha} \cdot t} \quad (4.1)$$

Jednostką DCF jest najczęściej $[\text{mSv}/\text{WLM}]$.

Wartość współczynnika konwersji dawki można określać zarówno bazując na wynikach badań epidemiologicznych, jak i przy pomocy modeli dozymetrycznych. Po raz pierwszy wartość DCF została wyliczona i przedstawiona w raporcie nr 65 Międzynarodowej Komisji Ochrony Radiologicznej ICRP - International Commission on Radiological Protection (ICRP, 1993). Do określenia współczynnika DCF posłużono się bezpośrednim porównaniem wielkości szkody radiacyjnej (*detriment*) powiązanej z dawką skuteczną oraz ekspozycją radonową. Wartość szkody radiacyjnej (uszczerbku) na jednostkę dawki skutecznej wyznaczono na podstawie badań epidemiologicznych ludności, która przeżyła ataki bombowe na Hiroszimę i Nagasaki. Liczby te wynosiły $7,3\cdot 10^{-5} \text{ mSv}^{-1}$ dla ogółu ludności i $5,6\cdot 10^{-5} \text{ mSv}^{-1}$ dla pracowników (ICRP, 1991). Wartości uszczerbku na jednostkę ekspozycji na radon i jego pochodne, wyznaczono na podstawie badań epidemiologicznych,

przeprowadzonych wśród kohort górników. Wyznaczona wartość była identyczna dla pracowników oraz dla ogółu ludności, a także dla kobiet i mężczyzn. Wynosiła $2,8 \cdot 10^{-4}$ WLM⁻¹ - $8 \cdot 10^{-5}$ (mJ·h·m⁻³)⁻¹. Na podstawie bezpośredniego porównania obu typów uszczerbków, ekspozycja na pochodne radonu, wynosząca 1 mJ·h·m⁻³ jest równoważna dawce 1,10 mSv w przypadku domów i 1,43 mSv w miejscach pracy (1WLM=3,88 mSv dla ogółu ludności i 5,06 mSv dla pracowników). Po zaokrągleniu wartość współczynnika konwersji dawki skutecznej *DCF*, przedstawiona w raporcie ICRP 65, wynosiła 4 mSv/WLM w przypadku domów i 5 mSv/WLM w miejscach pracy. Ponadto w ww. raporcie ustalono średnią wartość współczynnika równowagi *F* dla pomieszczeń wynoszącą 0,4.

Dla tak określonych wartości współczynnika konwersji dawki skutecznej oraz współczynnika równowagi zaproponowano *poziomy działania* („Poziom mocy dawki lub stężenia promieniotwórczego, powyżej którego w sytuacjach narażenia chronicznego lub wyjątkowego, należy podjąć działanie zapobiegawcze lub ochronne.” (Musiałowicz, 2005)) dla stężeń radonu dla zakresów 200-600 Bq/m³ w domach oraz 500-1500 Bq/m³ w miejscach pracy. Przy założeniu rocznego czasu przebywania w domu na poziomie 7000 godzin oraz w miejscu pracy 2000 godzin, takie wartości poziomów działania są równoważne rocznej dawce skutecznej od radonu i jego pochodnych, zawierającej się w przedziale 3-10 mSv.

W ciągu ostatnich 10 lat prowadzonych było wiele badań dotyczących powstawania nowotworów płuc u górników, narażonych na stosunkowo niewielkie stężenia radonu i jego pochodnych (Tomasek, 2008, UNSCEAR, 2006). Zaprezentowane wyniki pokazały znaczące związki pomiędzy zachorowalnością na nowotwory płuc, a łączną ekspozycją na produkty rozpadu radonu już na poziomie 50 WLM. Takie wyniki wprowadziły konieczność zmiany wartości współczynnika konwersji dawki skutecznej. W raporcie 115 ICRP (ICRP, 2010) Komisja zaproponowała prawie dwukrotne podwyższenie współczynnika uszczerbku na jednostkę ekspozycji do wartości $5 \cdot 10^{-4}$ WLM⁻¹ ($14 \cdot 10^{-5}$ (mJ·h·m⁻³)⁻¹). Jednocześnie we wcześniejszym raporcie nr 103 (ICRP, 2007), zmianie uległy wartości współczynników szkody radiacyjnej na jednostkę dawki skutecznej: $5,7 \cdot 10^{-5}$ mSv⁻¹ dla ogółu ludności i $4,2 \cdot 10^{-5}$ mSv⁻¹ dla pracowników. W oparciu o takie wartości, nowo wyznaczona wartość współczynnika konwersji dawki skutecznej *DCF* wynosiła: 12 mSv/WLM dla miejsc pracy i 9 mSv/WLM dla domów. Ponadto Komisja wprowadziła nowe wartości *poziomów referencyjnych* („Poziomów mocy dawki lub stężenia promieniotwórczego, których przekroczenie uważa się za niewłaściwe i nie powinno się do tego dopuszczać” (ICRP, 2010)) dla stężeń radonu: 300 Bq/m³ dla domów i 1000 Bq/m³ dla miejsc pracy. Roczna dawka skuteczna od radonu i jego produktów rozpadu, wyliczona na podstawie nowych wartości

DCF i przy założeniu stężenia radonu na poziomie referencyjnym wynosi 12 mSv dla domów i 15 mSv dla miejsc pracy.

Ważnym wnioskiem, który opublikowano w raporcie 115 ICRP, było zrównanie zagrożenia płynącego od radonu i jego pochodnych z zagrożeniem od innych radionuklidów, dotychczas uwzględnianych w systemie ochrony radiologicznej. Tym samym, zaistniała konieczność określenia nowych współczynników konwersji dawki skutecznej, wyznaczonych w oparciu o modele biokinetyczne i dozymetryczne.

Pomysł wyznaczania współczynnika konwersji dawki skutecznej w oparciu o modele dozymetryczne nie był oczywiście nowy. Na bazie opisanego wyżej modelu układu oddechowego opublikowano wiele prac, przedstawiających modele dozymetryczne (rozdział 4.2), w oparciu o które wyliczane są wartości parametru *DCF*. W zależności od użytego modelu oraz warunków ekspozycji na radon i jego pochodne otrzymano różne wartości *DCF*, zawierające się w przedziale m.w. 10-20 mSv/WLM (Tabela 4.3.). Co istotne, modelowane wartości *DCF* są około dwa lub więcej razy większe, niż te przedstawione w raporcie 65 ICRP, wyliczone w oparciu o badania epidemiologiczne.

Tabela 4.3. Wartości współczynnika konwersji dawki skutecznej *DCF*, otrzymanej w wyniku inhalacji radonu i jego produktów rozpadu, wyznaczone przy użyciu modeli dozymetrycznych (ICRP, 2010).

| Publikacja | Użyty model | Warunki ekspozycji | <i>DCF</i> [mSv/WLM] |
|-----------------------|--|--------------------|----------------------|
| (Porstendörfer, 2001) | (Zock, 1996) | Dom | 8 |
| | | Miejsce pracy | 11,5 |
| | | Na zewnątrz | 10,6 |
| (Winkler-Heil, 2002) | Model generacji deterministycznej | Dom | 7,6 |
| (Winkler-Heil, 2007) | Model generacji deterministycznej Model generacji stochastycznej Model ukł. oddech. (ICRP, 1994) | Kopalnia | 8,3 |
| | | Kopalnia | 8,9 |
| | | Kopalnia | 11,8 |
| (Marsh, 2000) | Model ukł. oddech. (ICRP, 1994) | Dom | 15 |
| (James, 2004) | Model ukł. oddech. (ICRP, 1994) | Kopalnia | 20,9 |
| | | Dom | 21,1 |
| (Marsh, 2005) | Model ukł. oddech. (ICRP, 1994) | Kopalnia | 12,5 |
| | | Dom | 12,9 |

Modelowanie dozymetryczne pozwoliło także na wyznaczenie empirycznych zależności pomiędzy współczynnikiem konwersji dawki skutecznej *DCF*, a udziałem frakcji wolnej f_p (Rys. 4.6.).

Porstendörfer (1996) zaproponował formuły obliczeniowe współczynnika konwersji dawki skutecznej DCF dla sposobu oddychania przez usta (DCF_m) oraz nos (DCF_n):

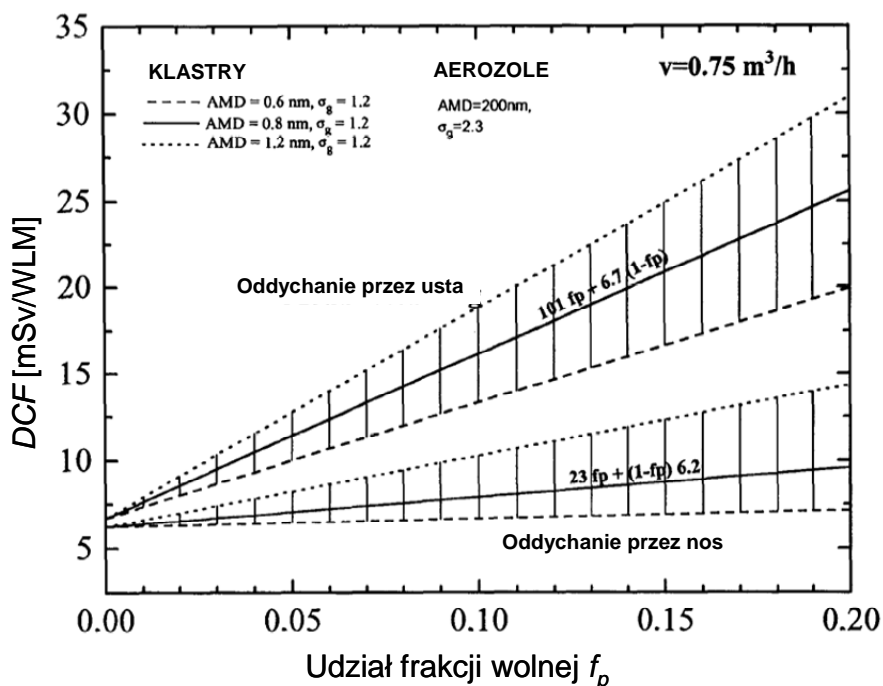
$$DCF_m = 101 \cdot f_p + 6,7 \cdot (1 - f_p) \quad (4.2)$$

$$DCF_n = 23 \cdot f_p + 6,2 \cdot (1 - f_p) \quad (4.3)$$

Dla osoby o współczynniku oddychania ustami x oraz nosem $(1-x)$ łączą wartość współczynnika konwersji dawki skutecznej DCF wynosi:

$$DCF = x \cdot DCF_m + (1 - x) \cdot DCF_n \quad (4.4)$$

Powyższe wzory zostały wyprowadzone przy założeniu typowego rozkładu rozmiarów frakcji wolnej i związanej produktów rozpadu radonu (Rys. 3.4.) oraz typowej prędkości oddychania $v=0,75 \text{ m}^3/\text{h}$.



Rys. 4.6. Wpływ udziału frakcji wolnej produktów rozpadu radonu f_p na współczynnik konwersji dawki skutecznej DCF (Porstendörfer, 1996)

Podobny wzór do obliczania wartości DCF w oparciu o pomiar udziału frakcji wolnej f_p zaproponował Marsh (Marsh, 2000):

$$DCF = 11,35 + 0,43 \cdot f_p \quad (4.5)$$

Wartość f_p w tym przypadku wyrażona jest w [%] i zawiera się w przedziale od 0% do 50%, ze średnią wartością oszacowaną na poziomie 8%.

Obliczanie współczynnika konwersji dawki skutecznej DCF w oparciu o pomiar udziału frakcji wolnej produktów rozpadu radonu f_p było przedstawiane w licznych publikacjach (m.in. Vaupotič 2006, 2008; Kávási 2011), dotyczących określania dawki skutecznej w wyniku inhalacji radonu i jego pochodnych w szkołach, kopalniach i innych miejscach pracy. Wyliczone w ten sposób wartości DCF były dwa do pięciu razy większe niż wartość 5 mSv/WLM, zaproponowana pierwotnie przez ICRP (ICRP, 1993).

W ostatnim raporcie ICRP dotyczącym ekspozycji na radon i jego produkty rozpadu (ICRP, 2014), komisja zaleca wprowadzenie jednego ujednoczonego poziomu referencyjnego stężenia radonu. Wartość średniorocznego stężenia radonu - 300 Bq/m³ powinna być górnym limitem poziomu referencyjnego, jednakowym dla wszystkich budynków, będących zarówno mieszkaniami jak i miejscami pracy. W raporcie nie zaprezentowano jeszcze nowych wartości współczynników konwersji dawki skutecznej DCF , a jedynie ich wstępne założenia. Tak jak zapowiedziano w raporcie 115 ICRP, nowe wartości DCF powinny być określone za pomocą modeli dozymetrycznych, przy założeniu konkretnych warunków, w których zachodziła ekspozycja na radon i jego produkty rozpadu (określone wartości współczynnika równowagi F i udziału frakcji wolnej f_p).

Wstępne wartości DCF zostały zaprezentowane w Wiedniu na międzynarodowej konferencji dotyczącej ochrony radiologicznej (International Conference on Occupational Radiation Protection) w grudniu 2014 roku przez członka ICRP Johna Hunta - Tabela 4.4.

Tabela 4.4. Wstępne wartości współczynników konwersji dawki skutecznej DCF , wyznaczone dla określonych warunków ekspozycji radonowej (Hunt, 2014).

| | Współczynnik równowagi F | Udział frakcji wolnej f_p [%] | DCF [mSv/WLM] |
|---------------|-------------------------------|------------------------------------|--------------------|
| domy | 0,4 | 8 | 13 |
| miejsca pracy | 0,4 | 8 | 20 |
| kopalnie | 0,2 | 1 | 11 |

Wartości rocznej dawki skutecznej wyliczone w oparciu o zaprezentowane wartości *DCF* oraz przy założeniu średniorocznego stężenia radonu na poziomie 300 Bq/m^3 (jednakowego dla domów i miejsc pracy) oraz czasów przebywania w domu 7000 godzin i w pracy 2000 godzin wynoszą 17 mSv dla domów i 8 mSv w miejscach pracy.

Jednakże już kilka miesięcy później, w kwietniu 2015, na spotkaniu komisji ICRP w Sydney zaproponowano jedną wspólną (dla domów i miejsc pracy) wartość współczynnika konwersji dawki skutecznej *DCF* wynoszącą 12 mSv/WLM. Przy uwzględnieniu średniorocznego stężenia radonu oraz czasów przebywania jak w powyższym akapicie, roczna dawka skuteczna wyliczona w oparciu o wartość *DCF* równą 12 mSv/WLM i $F = 0,4$ wynosi 16 mSv dla domów i 5 mSv w miejscach pracy.

5. Jakość powietrza wewnętrznego

5.1. Informacje wstępne

Obecnie ludzie spędzają w pomieszczeniach zamkniętych (mieszkania, miejsca pracy, nauki, użyteczności publicznej) ok. 80-90 procent czasu. W przypadku dzieci, czy osób starszych ten czas może być nawet dłuższy. Tym samym jakość powietrza wewnętrznego ma większy wpływ na ich zdrowie i samopoczucie niż powietrza atmosferycznego. Mając to na uwadze, problematyka jakości powietrza wewnętrznego, do tej pory raczej bagatelizowana, w ostatnich latach nabrała dużego znaczenia.

Oprócz szkód zdrowotnych, nieodpowiednia jakość powietrza, którym się oddycha, może powodować zmniejszenie wydajności oraz efektywności pracy lub nauki, poprzez działanie rozpraszające uwagę, a nawet demotywiące.

Na obniżenie jakości powietrza wewnętrznego wpływają różnorodne zanieczyszczenia obecne w jego składzie. Można je podzielić na zanieczyszczenia chemiczne, biologiczne i fizyczne. Zanieczyszczenia chemiczne to głównie lotne i półlotne związki organiczne. Zanieczyszczenia biologiczne to obecne w powietrzu grzyby, bakterie i wirusy. Do grupy zanieczyszczeń fizycznych wlicza się hałas, wibracje, aerozole oraz promieniowanie: elektromagnetyczne i jonizujące. Tym samym jest to grupa zanieczyszczeń, do której przypisuje się radon oraz jego produkty rozpadu tworzące promieniotwórcze aerozole.

Zanieczyszczenia mogą przedostawać się do pomieszczeń z zewnątrz, bądź mieć swoje źródła w środowisku wewnętrznym (Spengler, 1992). Tymi źródłami najczęściej są materiały konstrukcyjne i wykończeniowe pomieszczeń, przedmioty codziennego użytku, środki czystości oraz zwierzęta domowe. Dodatkowy wkład do źródeł zanieczyszczeń wnoszą stosowane systemy grzewcze oraz klimatyzacyjne (Lazaridis, 2011). Wpływ wewnętrznych źródeł zanieczyszczeń na pogorszenie jakości powietrza w pomieszczeniach jest obecnie szczególnie istotny, gdyż nowo powstałe budynki są coraz szczelniejsze i coraz bardziej odizolowane od środowiska zewnętrznego.

Pogarszająca się jakość powietrza wewnętrznego jest m.in. przyczyną coraz większej liczby pojawiających się chorób, głównie układu oddechowego (Maio, 2009). Do najgroźniejszych należą wszelkie schorzenia alergiczne, w tym astma. Narazone na nią są szczególnie dzieci i młodzież, przebywający znaczną część czasu w salach lekcyjnych. Równie groźne są wszelkie choroby wywoływane przez obecność w powietrzu bakterii

i grzybów pleśniowych. Bardzo uciążliwe są także objawy chorobowe określane mianem syndromu chorego budynku (*Sick Building Syndrome* – SBS). Objawy SBS nie mają jednolitego charakteru i u różnych ludzi przybierają inną postać. Najczęściej jednakże osoby cierpiące na SBS uskarżają się na 3 dolegliwości: pieczenie oczu, suchość w gardle i ból głowy. Cechą wspólną wszystkich przejawów choroby SBS jest występowanie objawów jedynie w momencie przebywania w pomieszczeniu. Ustępują one natychmiast po opuszczeniu budynku.

Mając na uwadze wszystkie opisane powyżej dolegliwości, związane z pogarszającą się jakością powietrza wewnętrznego, naturalną wydaje się konieczność poprawy tej jakości, poprzez eliminację źródeł zanieczyszczeń.

Jak wyżej wspomniano, radon i jego produkty rozpadu należą do grupy fizycznych zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego. Ze względu na największy, prawie 40%, udział radonu w średniej rocznej dawce skutecznej, gaz ten staje się głównym źródłem zanieczyszczeń od promieniowania jonizującego, na które narażeni są ludzie przebywający wewnątrz pomieszczeń. Podobnie wygląda sytuacja z produktami rozpadu radonu, które w frakcji związanej łączą się z aerozolami obecnymi w powietrzu wewnętrznym, tworząc promieniotwórcze aerozole. Zanieczyszczenia aerozolowe są zawsze obecne w pomieszczeniach i znacznie wpływają na pogorszenie jakości powietrza wewnętrznego. Tym samym poznanie ich właściwości fizycznych i chemicznych oraz źródeł pochodzenia wydaje się być niezbędne do podjęcia prób poprawy jakości tego powietrza.

5.2. Aerozole jako fizyczne źródła zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego

Koncentracja cząstek aerozoli w powietrzu wewnętrznym oraz ich wpływ na stan zdrowia ludzkiego są w dużej mierze zależne od ich podstawowych właściwości fizycznych. Najistotniejsze z nich to: ich wielkość, kształt, powierzchnia i ładunek elektryczny (Dudzińska, 2013).

Rozmiary cząstek aerozoli mogą się różnić aż o 6 rzędów wielkości i przybierać wartości od nano- do milimetrów (Tabela 5.1.). Podobnie duże różnice występują w koncentracji cząstek w powietrzu wewnętrznym. Największa różnorodność dotyczy jednakże masy cząstek aerozoli, które mogą różnić się aż o 18 rzędów wielkości.

Tabela 5.1. Klasy granulometryczne cząstek aerozolowych (Połednik, 2013).

| Cząstki | Wielkość cząstek [μm] |
|-----------------|------------------------------------|
| Submikrometrowe | |
| subkoloidalne | <0,01 |
| bardzo drobne | 0,001 ÷ 0,01 |
| drobne | 0,01 ÷ 0,1 |
| grube | 0,1 ÷ 1 |
| Mikrometrowe | |
| drobne | 1 ÷ 10 |
| średnie | 10 ÷ 100 |
| grube | 100 ÷ 1000 |
| bardzo grube | >1000 |

Wszystkie aerozole o średnicy aerodynamicznej poniżej 100 μm tworzą tzw. frakcję całkowitego pyłu zawieszonego TSP (*Total Suspended Particulates*). Dodatkowo wyróżnia się także frakcje PM₁₀, PM_{2,5} i PM₁, grupujące cząstki aerozolowe o średnicach odpowiednio poniżej 10 μm , 2,5 μm i 1 μm .

Za względu na sposób powstawania, a co za tym idzie także wielkość, aerozole można dodatkowo podzielić na:

§ klasa nukleacyjna: cząstki o rozmiarach nanometrowych (o średnicy aerodynamicznej poniżej 0,1 μm), powstające podczas nukleacji (zarodkowania) przesyconych gazów

§ klasa akumulacyjna: aerozole o pośrednich rozmiarach (0,1 – 2 μm), tworzące się w trakcie procesów konwersyjnych i agregacyjnych pomiędzy różnorakimi cząstkami powietrza

§ klasa gruba: duże cząstki o rozmiarach mikrometrowych (> 2 μm), powstające w trakcie procesów mechanicznych

Niezwykle istotny jest podział cząstek aerozoli ze względu na ich zdolność do wnikania i przemieszczania się w płucach. Wyróżnia się tutaj następujące frakcje:

§ frakcja inhalacyjna: cząstki o średnicach aerodynamicznych < 100 μm , które nie są w stanie przedostać się do pęcherzyków płucnych. Mogą jednakże być przyczyną różnych dolegliwości i chorób płuc.

§ frakcja tchawiczna: charakteryzuje mniejsze cząstki o średnicach $< 30 \mu\text{m}$, które są w stanie przejść przez tchawicę podczas oddychania. Mogą negatywnie wpływać na zdrowie, nawet prowadząc do nowotworów płuc.

§ frakcja respirabilna: najmniejsze cząstki o średnicach $< 10 \mu\text{m}$. Ze względu na niewielkie rozmiary są w stanie wnikać do pęcherzyków płucnych oraz mogą być rozpuszczane w płynach fizjologicznych. Są w stanie wywołać szereg chorób: astma, zapalenie oskrzeli, nowotwory płuc.

Kształt cząstek aerozolowych może być zarówno regularny jak i nieregularny. Jest on związany z rodzajem generującego je źródła. Aerozole obecne w spalinach samochodowych oraz dymie papierosowym mają kształt nieregularny o właściwościach struktur fraktalnych (Baron, 2001), podobnie jak aerozole powstałe w procesach mechanicznej obróbki materiałów. Ciekłe cząstki aerozolowe posiadają z reguły dość regularne kuliste kształty. Natomiast dużą zmiennością i niejednorodnością charakteryzują się kształty cząstek biologicznych.

W powietrzu wewnętrznym najczęściej występuje mieszanina aerozoli z różnych źródeł. Podlega ona ciągłym zmianom i interakcjom pomiędzy poszczególnymi cząstkami aerozoli oraz pomiędzy aerozolami, a innymi składnikami powietrza. Tym samym identyfikacja źródeł aerozoli jest zadaniem trudnym i wymaga dokładnego poznania właściwości emitowanych cząstek.

Stężenia cząstek aerozolowych w pomieszczeniach w dużym stopniu zależą od ich stężeń w powietrzu zewnętrznym. W mieszkaniach obszaru zurbanizowanego, w których nie pali się tytoniu, średnie stężenia cząstek TSP mogą przekraczać $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cząstki PM_{10} stanowią ok. 70% wszystkich aerozoli zawartych w powietrzu wewnętrznym. Średnie stężenia frakcji respirabilnej przekraczają poziom $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a koncentracje cząstek $\text{PM}_{2,5}$ są wyższe niż $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Połednik, 2013). Znacznie większe stężenia cząstek aerozolowych zaobserwowano w pomieszczeniach, w których palone są papierosy (Pastuszka, 2001).

Stężenia cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym mogą być zależne od obecności i aktywności uczestników, zmian pór roku (Połednik, 2012) oraz działania systemów wentylacyjnych i klimatyzacyjnych (Połednik, 2009).

Na szkodliwość obecności cząstek aerozolowych w pomieszczeniach wpływa nie tylko ich ilość, ale również rodzaj. Dużą toksyczność wykazują tzw. aerozole świeże, powstałe np. podczas spalania węgla i drewna w domowych kominkach lub piecach.

Zanieczyszczenia aerozolowe powietrza wewnętrznego są uznawane za jedną z głównych przyczyn objawów syndromu SBS. Ponadto badania epidemiologiczne przeprowadzone na terenie Europy i USA wykazały zależność zwiększającej się śmiertelności i zachorowań na choroby układu oddechowego od wzrostu stężenia aerozoli w powietrzu (ECA, 2000; EPA, 2004). Dla cząstek aerozolowych frakcji TSP wzrost stężenia od liczby $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $209 \mu\text{g}/\text{m}^3$ powoduje zwiększenie śmiertelności wśród ludzi o 6%. Wzrost stężenia frakcji PM_{10} o $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ powoduje zwiększenie liczby zgonów o wartość od 1,4% do 3,6%. Cząstki o mniejszych rozmiarach niosą ze sobą większe zagrożenie. Według danych Światowej Organizacji Zdrowia (WHO, 2000) wzrost stężenia frakcji $\text{PM}_{2.5}$ o wartość $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ powoduje wzrost śmiertelności aż o 15%.

Przyjmuje się, że zanieczyszczenia aerozolowe w skali świata są corocznie przyczyną zgonów ok. 2 milionów ludzi. Ponad połowa tych przypadków dotyczy dzieci do 5-tego roku życia. Badania przeprowadzone wśród 3,8 miliona amerykańskich dzieci do 1 roku życia pokazały, że w grupie narażonej na podwyższone stężenie aerozoli frakcji $\text{PM}_{10} > 45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w porównaniu do grupy mniej narażonej, eksponowanej na stężenie aerozoli $\text{PM}_{10} < 31 \mu\text{g}/\text{m}^3$), zmarło 10% więcej dzieci: 26% z nich z powodu śmierci łóżeczkowej, a 40% z powodów innych problemów oddechowych (Woodruff, 1997).

Rejony miast i obszarów zurbanizowanych charakteryzują się zwiększonym stężeniem zanieczyszczeń aerozolowych w porównaniu do regionów uznawanych za relatywnie czyste. Tym samym poziom śmiertelności powodowanej przez te zanieczyszczenia jest średnio o 5-20% wyższy w obszarach miejskich. Według zaleceń WHO (WHO, 2011) stężenia aerozoli we dwóch najgroźniejszych dla zdrowia ludzkiego frakcjach nie powinny przekraczać wartości:

- § $\text{PM}_{2.5}$: $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ średniorocznego stężenia
 $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 24-godzinnego stężenia
- § PM_{10} : $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ średniorocznego stężenia
 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 24-godzinnego stężenia

W wielu krajach na świecie istnieją regulacje prawne dotyczące maksymalnych stężeń cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym, np. w USA dopuszczalne koncentracje cząstek frakcji PM_{10} nie mogą przekraczać średniorocznego stężenia - $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 24-h stężenia - $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ średniorocznego stężenia i $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 24-h stężenia dla frakcji $\text{PM}_{2.5}$.

W Polsce brak jest uregulowań prawnych, dotyczących dopuszczalnych stężeń aerozoli w powietrzu wewnętrznym. Istniejące rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Społecznej z dnia 23 czerwca 2014 r. w sprawie najwyższych dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia w środowisku pracy uwzględnia jedynie zawartość wolnej krystalicznej krzemionki w cząstkach aerozolowych i nie dotyczy pomieszczeń biurowych, które są miejscami pracy dla większości społeczeństwa.

6. Metodyka pomiarowa

6.1. Mierzone parametry powietrza wewnętrznego

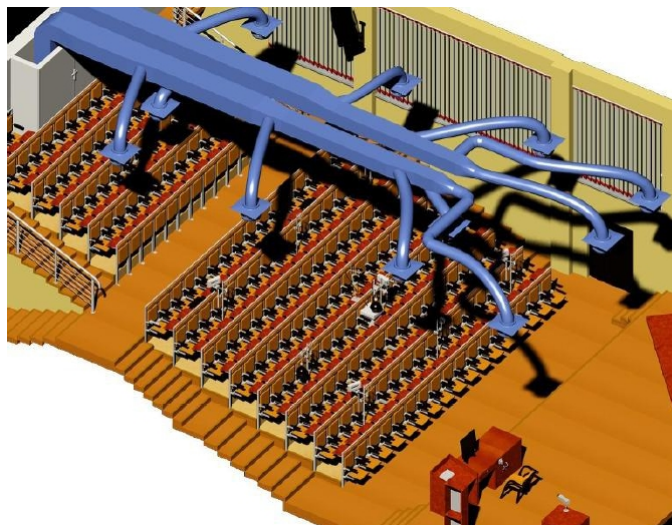
Analizowane w niniejszej pracy parametry powietrza wewnętrznego to grupa obejmująca: parametry związane z pracą układu klimatyzacji (tryb pracy klimatyzacji, stopień recyrkulacji powietrza, szybkość przepływu powietrza), stężenie cząstek aerozoli obecnych w powietrzu oraz parametry klimatu wewnętrznego.

Pomiary na potrzeby pracy przeprowadzono zarówno w sali z rozbudowanym systemem klimatyzacyjnym (Aula WIŚPL), jak i w standardowym pomieszczeniu laboratoryjnym w IFJ PAN. Mierzono wartości stężenia radonu C_{Rn} i jego produktów rozpadu w obu frakcjach: wolnej C_w oraz związanej C_{zw} . Uzyskane wyniki umożliwiły obliczenie rzeczywistych wartości współczynnika równowagi F , pomiędzy radonem a jego krótkożyciowymi pochodnymi, oraz współczynnika konwersji dawki DCF . Znajomość tych parametrów pozwoliła obliczyć roczną dawkę skuteczną E od wniknięcia izotopów radonu i jego produktów rozpadu do płuc drogą oddechową (rozdział 6.3.). Równoległe z pomiarami izotopów promieniotwórczych mierzono stężenia aerozoli obecnych w powietrzu wewnętrznym. Pomiary obejmowały stężenia ilościowe cząstek PN (cząstek o średnicach z zakresu od 0,02 μm do około 1 μm) oraz stężenia masowe cząstek PMI (cząstek o średnicach poniżej 1 μm). Ostatnią grupą mierzonych wartości były parametry klimatu wewnętrznego: temperatura T , ciśnienie P i wilgotność H , a także stężenie w powietrzu dwutlenku węgla C_{CO_2} .

6.2. Miejsca pomiarów

Aula WIŚPL

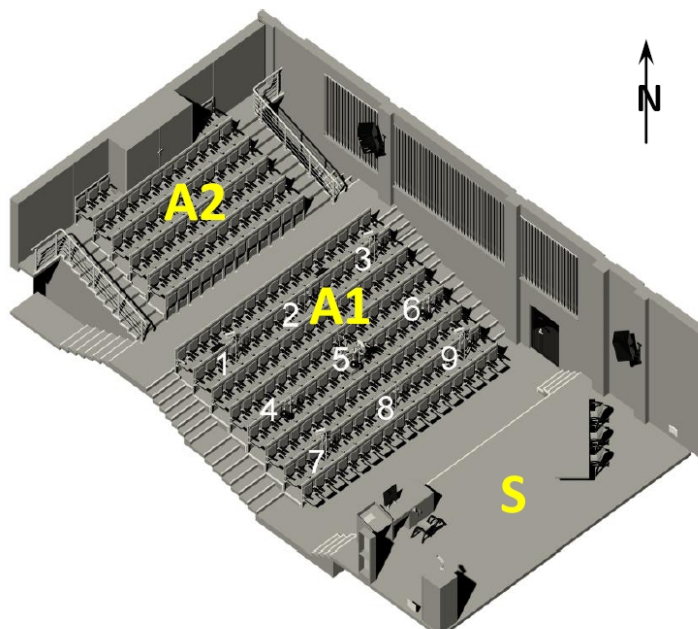
Aula Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej (WIŚPL) jest klimatyzowanym pomieszczeniem, w którym zainstalowano aparaturę do pomiarów parametrów fizykochemicznych powietrza. Wybudowana w 2007 roku, posiada kubaturę ok. 1200 m^3 i powierzchnię ok. 300 m^2 . Jest wyposażona w 186 miejsc siedzących, rozmieszczonych w dwóch strefach. Trójwymiarowy model auli wraz z systemem wentylacyjnym przedstawia Rys. 6.1.



Rys. 6.1. Model auli wraz z systemem nawiewu powietrza (Polednik, 2013).

Powierzchnia auli jest podzielona na trzy części (Rys. 6.2.):

- scena S, gdzie znajduje się pulpit dla wykładowcy, podłużny stół z krzesłami oraz szafka
- dolny poziom A1, ze 117 miejscami siedzącymi dla studentów. W tej sekcji w punktach 1-9 umiejscowiona była aparatura pomiarowa parametrów klimatu wewnętrznego
- górny poziom A2 liczący 70 miejsc siedzących



Rys. 6.2. Schemat auli z zaznaczonymi sektorami pomiarowymi (Polednik, 2013).

Wzdłuż auli umiejscowione są duże, podwójne okna (po 4 na każdą stronę). Wszystkie powierzchnie auli pokryte są materiałami niskoemisyjnymi. Podłoga wykonana jest z płytek ceramicznych oraz miejscami pokryta jest wykładziną.

System klimatyzacji auli oparty jest na nawiewno-wywiewnej centrali klimatycznej o wydajności $V=7200 \text{ m}^3/\text{h}$, wraz z nagrzewnicą wodną o mocy grzewczej 55 kW i chłodnicą freonową o mocy chłodniczej 50 kW. Powietrze jest dostarczane do auli przez nawiewniki ulokowane na suficie, natomiast wywiewane jest otworami umiejscowionymi pod sceną. Za nawilżanie powietrza nawiewanego odpowiada nawilżacz parowy. Filtry, obecne w systemie klimatyzacyjnym, są wymieniane co trzy miesiące.

Laboratorium CR-39 w IFJ PAN

Laboratorium CR-39 znajduje się w przyziemiu budynku nr 3 Instytutu Fizyki Jądrowej PAN w Krakowie. Jest to pomieszczenie laboratoryjne o kubaturze ok. 55 m^3 i powierzchni ok. 16 m^2 . Wyposażone jest w 2 okna, znajdujące się naprzeciwko drzwi wejściowych. Ściany pomieszczenia pokryte są tynkiem i farbą, podłoga wyłożona wykładziną PCV. Wewnątrz laboratorium znajdują się 2 biurka i 2 szafy umiejscowione pod ścianami. Środek pozostaje wolny.

6.3. Aparatura pomiarowa

6.3.1. Aparatura do pomiarów stężenia radonu i jego pochodnych

EQF 3220 (SARAD, Niemcy)

Miernik EQF 3220 jest przenośnym detektorem do pomiarów stężenia radonu i toronu oraz ich produktów rozpadu, zarówno we frakcji wolnej jak i związanej. Zasada działania oparta jest na metodzie spektroskopii promieniowania alfa. Przyrząd składa się z komory głównej, służącej do pomiarów stężenia radonu i toronu oraz demontowanej głowicy do pobierania próbek aerozolowych, w której zachodzi pomiar stężenia produktów rozpadu radonu i toronu (Rys. 6.3.).



Rys. 6.3. EQF 3220 – widok ogólny (Sarad, 2012).

Miernik EQF 3220 wyposażony jest w wysokoczułe detektory półprzewodnikowe (cztery w komorze głównej i dwa w demontowanej głowicy). Podawany przez producenta zakres pomiarowy obejmuje wartości od 0 do 10 MBq/m³ dla stężeń radonu i toronu oraz od 0 do 1 MBq/m³ dla ich produktów rozpadu. Czułość instrumentu wynosi:

- dla komory głównej:
 - 3 cpm/(kBq·m⁻³) dla stężeń radonu i toronu oraz trybu pracy urządzenia „fast”
 - 7 cpm/(kBq·m⁻³) dla stężeń radonu i toronu oraz trybu pracy urządzenia „slow”
- dla demontowanej głowicy:
 - 600 cpm/(kBq·m⁻³) dla pochodnych radonu i toronu we frakcji związanej
 - 150 cpm/(kBq·m⁻³) dla pochodnych radonu i toronu we frakcji wolnej

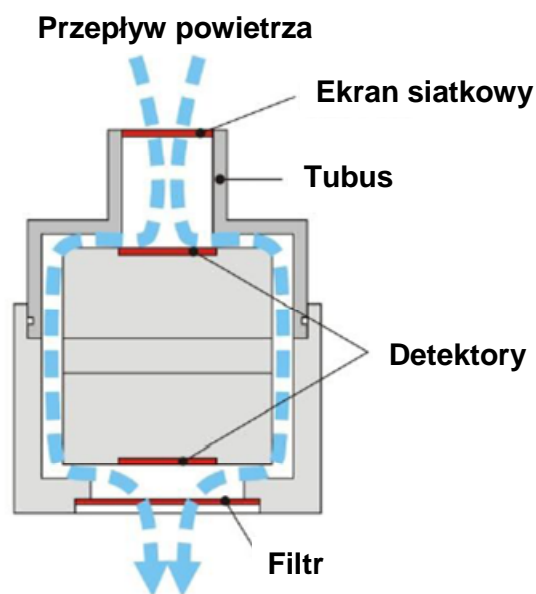
Stężenie radonu było mierzone w trybie pracy „slow”. Niepewności pomiarowe zostały określone dla zaprezentowanych wyżej wartości czułości miernika EQF 3220, czasu próbkowania, który wynosił 60 minut oraz dla typowych poziomów stężenia radonu i obu frakcji jego pochodnych występujących w trakcie pomiarów na auli WIŚPL. Dla przedziału ufności 68% (1σ) niepewności pomiarowe są na poziomie 40% dla wartości stężenia radonu i frakcji wolnej jego produktów rozpadu oraz 15% dla frakcji związanej pochodnych radonu. Dolne limity detekcji miernika EQF 3220 policzone w oparciu o wyżej opisane warunki wynoszą:

- 2 Bq/m³ dla wartości stężeń radonu C_{Rn}
- 0,03 Bq/m³ dla stężenia jego pochodnych we frakcji związanej C_{zw}
- 0,1 Bq/m³ dla stężenia frakcji wolnej C_w

Stężenie radonu jest mierzone pośrednio poprzez spektrometryczny pomiar cząstek alfa, emitowanych przez krótkożyciowe produkty jego rozpadu, które tworzą się wewnątrz komory głównej. Bezpośrednio po rozpadzie atomu radonu ^{222}Rn , powstająca dodatkowo naładowana cząstka ^{218}Po zostaje zdeponowana na powierzchni detektora półprzewodnikowego w wyniku działania sił pola elektrycznego. Liczba zgromadzonych jonów ^{218}Po jest proporcjonalna do stężenia radonu wewnątrz komory głównej. Kolejnym alfa emitorem w łańcuchu rozpadu radonu ^{222}Rn jest ^{214}Po . Emitowane energie alfa obu izotopów polonu są różne, tym samym możliwa jest separacja tych nuklidów poprzez pomiar spektrometryczny. Miernik EQF 3220 umożliwia pracę w dwóch trybach: „fast” oraz „slow”. W trybie „slow” stężenie radonu ^{222}Rn jest obliczane przy uwzględnieniu zliczeń pochodzących od obu izotopów polonu: ^{218}Po i ^{214}Po . Tryb „fast” uwzględnia jedynie zliczenia od pierwszej pochodnej radonu - ^{218}Po . Zaletą stosowania trybu „fast” jest możliwość szybkiego reagowania miernika na gwałtowne zmiany stężenia radonu. Stosowanie trybu „slow” charakteryzuje się natomiast ponad dwukrotnie wyższą czułością, obniżającą limit detekcji oraz błąd pojedynczego pomiaru.

Pomiar stężenia produktów rozpadu radonu we frakcji wolnej i związanej odbywa się w demontowanej głowicy pomiarowej (Rys. 6.4.). Zassana próbka powietrza przechodzi przez siatkowy ekran i wzdłuż tubusa, na końcu którego zlokalizowany jest pierwszy detektor półprzewodnikowy. Służy on do pomiarów frakcji wolnej (cząstek o średnicy $< 5\text{nm}$), która praktycznie w całości osadza się na powierzchni ekranu. Cząstki frakcji związanej (o średnicy $> 100\text{nm}$) przechodzą przez ekran i tubus i wędrują wraz ze strugą powietrza, aż do miejsca ulokowania filtra, na którym są zdeponowane. Drugi detektor półprzewodnikowy służy do pomiarów aktywności cząstek osadzonych na filtrze. Oba detektory są podłączone do dwóch niezależnych modułów spektrometrycznych i zapewniają jedno sumaryczne widmo promieniowania alfa na każdy pojedynczy interwał pomiarowy. Parametry obliczeniowe i kalibracyjne miernika EQF 3220 zostały dobrane dla nominalnego przepływu powietrza na poziomie $1,5\text{ L/min}$ (Sarad, 2012).

Miernik EQF 3220 posiada certyfikat kalibracyjny potwierdzający jego udział w pomiarach porównawczych z referencyjnym miernikiem kalibrowanym w niemieckim urzędzie federalnym ds. ochrony radiologicznej (urządzie objętym niemieckim systemem akredytacyjnym – DKD, pod patronatem PTB).



Rys. 6.4. EQF 3220 – schemat działania głowicy pomiarowej (Sarad, 2012).

6.3.2. Aparatura do pomiarów stężenia aerozoli

Pomiary aerozoli w auli WISPL obejmowały zarówno stężenia ilościowe, jak i masowe cząstek. Do pomiarów koncentracji ilościowych *PN* wykorzystano licznik kondensacyjny P-Trak model 8525 (TSI, USA), mierzący cząstki o średnicach z zakresu od $0,02 \mu\text{m}$ do około $1 \mu\text{m}$ (Rys. 6.5.). Badane powietrze jest zasysane do wnętrza miernika przy pomocy wbudowanej pompki. Obecne w powietrzu cząstki aerozoli przechodzą przez saturator, gdzie są mieszane z parami alkoholu. Mieszanina ta przechodzi przez kondenser, powodujący kondensację alkoholu na powierzchni cząstek i następnie ich rozrost do rozmiarów kropeł, które łatwiej zanalizować. W ostatnim etapie krople przechodzą przez zogniskowaną wiązkę laserową i powodują rozbłyski światła zliczane w detektorze. Na tej podstawie jest określone stężenie cząstek aerozoli. Zakres mierzonych stężeń wynosi od 0 do $5 \cdot 10^5$ cząstek/ cm^3 (TSI, 2013).



Rys. 6.5. Licznik kondensacyjny P-Trak model 8525 (TSI, 2013).

Stężenie masowe cząstek aerozoli wraz z rozdziałem na frakcje PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_{10} , TSP oraz frakcję respirabilną mierzono miernikiem DustTrak DRX model 8533 (TSI, USA) (Rys. 6.6.). Jest to przenośny fotometr laserowy, mierzący poziom tłumienia światła laserowego, które jest rozpraszane na badanej próbce powietrza pod kątem 90° . Powietrze do wnętrza urządzenia jest zasysane przy pomocy wbudowanej pompki. Komora pomiarowa licznika jest odseparowana od ścianek urządzenia za pomocą kurtyny powietrznej, zabezpieczającej cały układ pomiarowy przed niepożądanymi zanieczyszczeniami. Zakres pomiaru rozmiarów cząsteczek obsługiwany przez miernik wynosi od 0,1 do 15 μm . Zakres mierzonych stężeń od 0,001 do 150 mg/m^3 (TSI, 2017).



Rys. 6.6. Fotometr laserowy DustTrak DRX model 8533 (TSI, 2017).

6.3.3. Aparatura do pomiarów parametrów klimatu wewnętrznego

Parametry klimatu wewnętrznego auli były mierzone równocześnie w 9 punktach zlokalizowanych w sekcji A1 auli (Rys. 6.2.). Pomiar odbywał się za pomocą zestawu czujników, podłączonych do rejestratora Almemo 5690-2M (Almemo–Ahlborn, Niemcy) – Rys. 6.7. Do pomiarów temperatury i wilgotności względnej powietrza użyto zestawu czujników Hobo U12 (Onset, USA). Umożliwiają one pomiar temperatury w zakresie od -20° do $+70^{\circ}\text{C}$, z dokładnością $\pm 0,35^{\circ}\text{C}$ oraz pomiar wilgotności względnej w zakresie od 5% do 85% RH, przy typowej dokładności pomiaru $\pm 2,5\%$. Prędkość powietrza mierzono czujnikami HD103T.0 (Delta Ohm, Włochy). Czujniki działają w zakresie od 0,1 do 5 m/s. Dokładność pomiaru prędkości powietrza wynosi 0,1 m/s (dla prędkości do 1 m/s) oraz 0,4 m/s (dla prędkości powyżej 1 m/s). Natomiast do pomiarów stężenia CO₂ wykorzystano czujniki GMD/W20 (Vaisala, Finlandia). Zakres pomiarowy czujników wynosi od 0 do 2000 ppm, z możliwością recalibracji nawet do 20000 ppm. Dokładność czujników wynosi $\pm 2\%$.



Rys. 6.7. Aparatura pomiarowa parametrów klimatu wewnętrznego (zdj. Almemo–Ahlborn, Niemcy).

6.4. Określenie dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych

Jak już wspomniano dawka inhalacyjna od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych jest rozumiana jako roczna dawka skuteczna E od wniknięcia izotopów radonu i jego produktów rozpadu do płuc drogą oddechową. Została ona policzona za pomocą równania (Nero, 1988):

$$E = \frac{DCF}{3700 \cdot 170} \cdot C_{Rn} \cdot F \cdot t \quad [\text{mSv/y}] \quad (6.1)$$

gdzie:

DCF – współczynnik konwersji dawki [mSv/WLM]

C_{Rn} – stężenie radonu [Bq/m^3]

F – współczynnik równowagi [-]

t – czas ekspozycji w ciągu roku* [h/y]

* - dla pomiarów na auli WIŚPL czas ekspozycji w ciągu roku oszacowano na 200 godzin. Wg informacji od pracowników wydziału jest to średni czas przebywania zarówno wykładowców jak i studentów w pomieszczeniu auli w trakcie roku. Dla pomiarów w Laboratorium CR-39 w IFJ PAN przyjęto czas ekspozycji 7000 godzin. Jest to wartość standardowo przyjmowana w obliczeniach dawki jako średni czas przebywania w domu w trakcie roku.

Jak już wspomniano wyżej miernik EQF 3220 pozwala na pomiar stężenia produktów rozpadu radonu zarówno we frakcji wolnej, jak i związanej. Równoczesny pomiar stężenia radonu umożliwia wyliczenie na bieżąco współczynnika równowagi F , wykorzystywanego do liczenia dawki skutecznej, oraz udziału frakcji wolnej f_p - parametru, który stosuje się przy obliczaniu współczynnika konwersji dawki DCF .

$$F = \frac{C_w + C_{zw}}{C_{Rn}} \quad [-] \quad (6.2)$$

$$f_p = \frac{C_w}{C_w + C_{zw}} \quad [-] \quad (6.3)$$

gdzie:

C_w – stężenie pochodnych radonu we frakcji wolnej [Bq/m^3]

C_{zw} – stężenie pochodnych radonu we frakcji związanej [Bq/m^3]

C_{Rn} – stężenie radonu [Bq/m^3]

Wartości współczynnika konwersji dawki DCF są wyliczane w oparciu o dozymetryczny model zaproponowany przez Marsh'a (Marsh, 2000) i przedstawiony w rozdziale 4.3. niniejszej pracy:

$$DCF = 11,35 + 0,43 \cdot f_p \quad [\text{mSv/WLM}] \quad (4.5)$$

7. Analiza wyników

Działający w auli Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej (WIŚPL) system klimatyzacji umożliwił zbadanie wpływu jej działania na dynamikę zmian stężeń radonu, jego produktów rozpadu, stężeń aerozoli, a także na mierzone parametry powietrza wewnętrznego. Pomiary stężeń radonu i obu frakcji jego krótkożyciowych pochodnych pozwoliły obliczyć wartości dawki inhalacyjnej – dawki skutecznej E od wniknięcia tych izotopów do płuc drogą oddechową. Badania prowadzono w okresach, gdy system klimatyzacji był wyłączony oraz analizowano efekt jego uruchomienia w różnych trybach pracy. Analizowano także efekty zmiany podstawowych parametrów pracy klimatyzacji, tj. stopnia recyrkulacji powietrza (udziału objętości zewnętrznego powietrza w strumieniu powietrza nawiewanego do auli) oraz szybkości przepływu powietrza, która wpływa na ilość wymian powietrza w auli w jednostce czasu.

Dodatkowo zbadano zależności występujące pomiędzy stężeniami cząstek aerozoli, a stężeniami pochodnych radonu i wartościami dawki inhalacyjnej oraz zależności pomiędzy stężeniami radonu i jego produktów rozpadu, a wielkościami mierzonych parametrów klimatu wewnętrznego.

W ostatniej części pracy zbadano wpływ dodatkowych źródeł aerozoli w powietrzu wewnętrznym na wartości stężeń pochodnych radonu, a tym samym na wartość dawki skutecznej E od wniknięcia izotopów radonu i jego produktów rozpadu do płuc drogą oddechową.

7.1. Wpływ pracy klimatyzacji na dynamikę zmian stężenia radonu, jego pochodnych, dawki inhalacyjnej i stężenia aerozoli

7.1.1. Praca klimatyzacji w trybie AC OFF i AC ON/OFF

Pierwszy okres pomiarowy (wiosna 2012) w auli WIŚPL obejmował czas, w którym klimatyzacja była wyłączona, tj. nie pracowała w ogóle - AC OFF. Następnie była ona uruchamiana w trybie AC ON/OFF, tzn. pracowała od godziny 7:00 do 20:00, czyli w czasie kiedy aula była wykorzystywana do prowadzenia zajęć ze studentami. W godzinach nocnych (od 20:00 do 7:00) system klimatyzacji był ustawiany w trybie gotowości „standby”, podczas którego powietrze nie było dostarczane do auli. W trakcie dnia klimatyzacja działała

z recyrkulacją na poziomie 0% (tj. całe dostarczane powietrze pochodziło z zewnątrz). Szybkość przepływu powietrza wynosiła 5800 m³/h, co oznacza ok. 5 całkowitych wymian powietrza w objętości auli na godzinę.

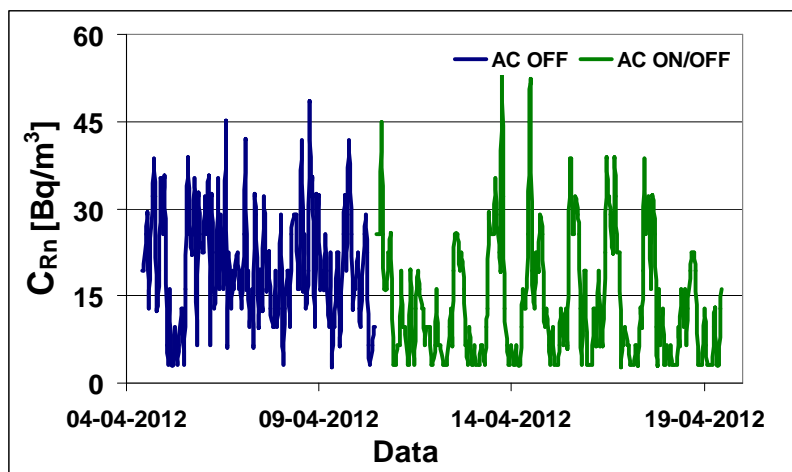
Tabela 7.1. przedstawia statystyki opisowe mierzonych stężeń radonu, jego pochodnych, współczynnika równowagi, dawki skutecznej oraz stężeń aerozoli przy klimatyzacji pracującej w trybach AC OFF i AC ON/OFF. Poranne uruchamianie klimatyzacji spowodowało zmniejszenie wartości średnich stężeń radonu C_{Rn} i jego pochodnych we frakcji związanej C_{zw} z 20 Bq/m³ do 14 Bq/m³ dla radonu i z 10,1 Bq/m³ do 3,5 Bq/m³ dla pochodnych związanych. Tym samym obniżeniu uległa średnia wartość współczynnika równowagi F z 0,61 do 0,48. W efekcie spowodowało to obniżenie średniej wartości rocznej dawki skutecznej E z 0,052 mSv/y do 0,027 mSv/y. Podobnie zmniejszeniu uległa wartość średnia stężenia masowego cząstek aerozoli PMI z wartości 45,7 µg/cm³ do 26,6 µg/cm³.

Tabela 7.1. Statystyki opisowe mierzonych parametrów – tryb klimatyzacji AC OFF i AC ON/OFF.

| | | C_{Rn} Bq/m ³ | C_{zw} Bq/m ³ | C_w Bq/m ³ | F - | E mSv/y | PN 10 ³ /cm ³ | PMI µg/cm ³ |
|---|-----------|-------------------------------|-------------------------------|----------------------------|----------|--------------|--|-----------------------------|
| AC OFF | Śr. | 20 | 10,1 | 4,7 | 0,61 | 0,052 | 4,2 | 45,7 |
| | Min. | 3 | 5,0 | 0,6 | 0,22 | 0,021 | 1,2 | 14,0 |
| | Maks. | 48 | 18,5 | 12,6 | 0,97 | 0,104 | 11,0 | 131,0 |
| | Odch. St. | 10 | 3,1 | 2,2 | 0,20 | 0,014 | 2,4 | 29,8 |
| AC ON/OFF | Śr. | 14 | 3,5 | 8,5 | 0,48 | 0,027 | 4,4 | 26,6 |
| | Min. | 3 | 0,1 | 0,1 | 0,03 | 0,001 | 1,3 | 1,0 |
| | Maks. | 58 | 13,0 | 41,9 | 0,97 | 0,183 | 13,9 | 179,0 |
| | Odch. St. | 11 | 3,4 | 9,0 | 0,26 | 0,032 | 2,6 | 31,9 |
| AC ON/OFF dane z okresu dnia (7:00 – 20:00) | Śr. | 8 | 1,2 | 2,5 | 0,42 | 0,013 | 3,7 | 15,9 |
| | Min. | 3 | 0,1 | 0,1 | 0,03 | 0,001 | 1,3 | 1,0 |
| | Maks. | 32 | 9,7 | 24,7 | 0,97 | 0,112 | 11,4 | 81,0 |
| | Odch. St. | 6 | 1,6 | 3,2 | 0,26 | 0,017 | 1,6 | 16,2 |
| AC ON/OFF dane z okresu nocy (20:00 – 7:00) | Śr. | 22 | 6,8 | 16,0 | 0,66 | 0,067 | 5,4 | 41,3 |
| | Min. | 3 | 0,9 | 3,9 | 0,33 | 0,027 | 1,4 | 3,0 |
| | Maks. | 58 | 13,0 | 41,9 | 0,96 | 0,183 | 13,9 | 179,0 |
| | Odch. St. | 11 | 2,6 | 8,3 | 0,19 | 0,031 | 3,3 | 41,4 |

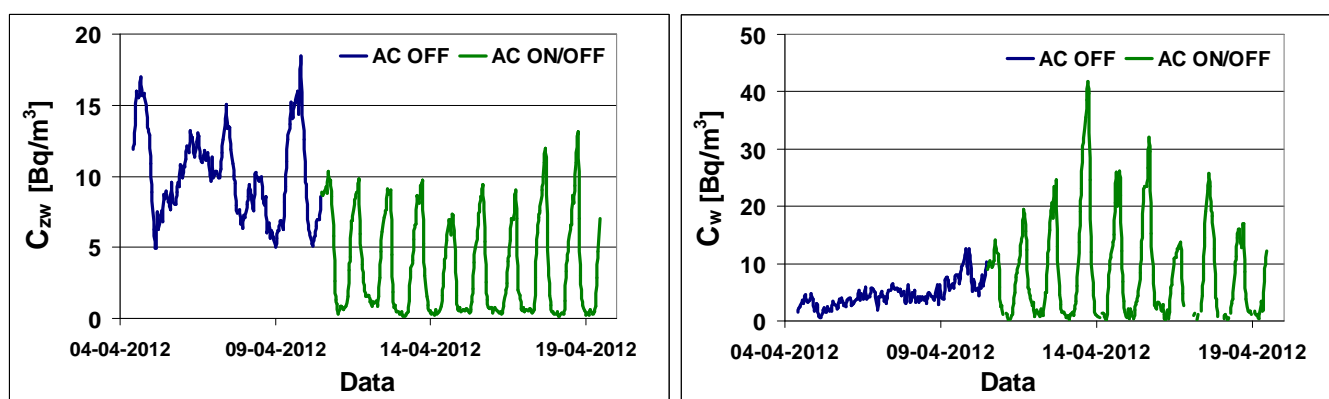
Zaobserwowano wzrost średniej wartości stężenia frakcji wolnej produktów rozpadu radonu C_w z wartości 4,7 Bq/m³ do 8,5 Bq/m³. Jednakże, jak pokazują zaprezentowane poniżej wykresy przebiegu i rozkładu radonu i jego pochodnych (Rys. 7.1. – 7.2.), cząstki

frakcji wolnej produktów rozpadu radonu zachowują się bardzo podobnie zarówno w porównaniu do atomów radonu, jak i frakcji związanej jego pochodnych. Pozwala to wnioskować, że mechanizmem powodującym zwiększenie stężenia pochodnych radonu we frakcji wolnej nie było samo uruchomienie klimatyzacji.



Rys. 7.1. Wpływ uruchomienia systemu klimatyzacji na przebieg stężenia radonu C_{Rn} .

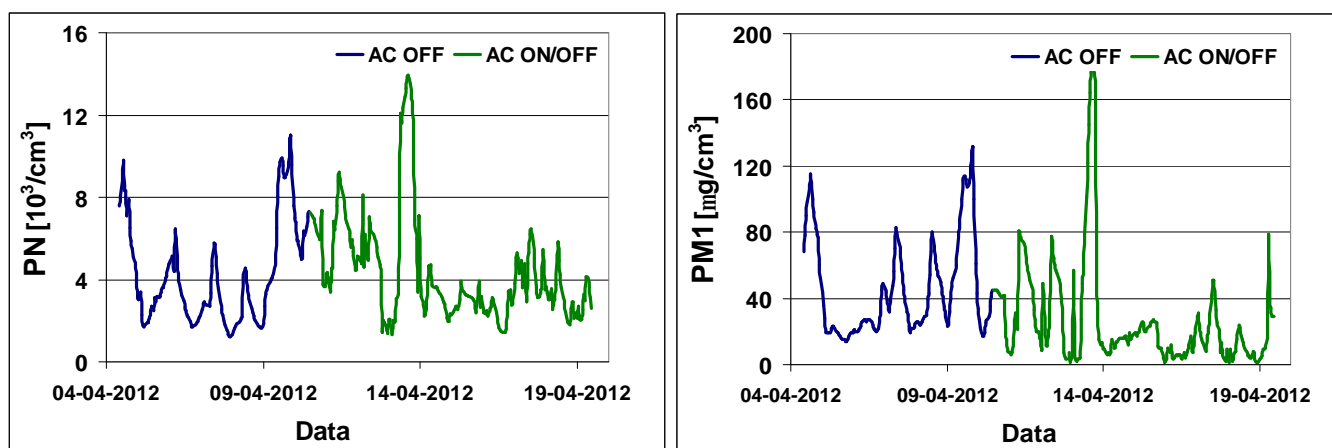
Mieszany tryb pracy klimatyzacji AC ON/OFF spowodował cykliczne zmiany w przebiegach stężeń radonu (Rys. 7.1.) oraz jego produktów rozpadu w obu frakcjach (Rys. 7.2.). Wieczorem, kiedy klimatyzacja była wyłączana, stężenia ww. izotopów zaczynały rosnać. Natomiast rano, podczas ponownego uruchamiania systemu klimatyzacji i napływie świeżego zewnętrznego powietrza, ulegały zmniejszeniu.



Rys. 7.2. Wpływ uruchomienia systemu klimatyzacji na przebieg stężeń pochodnych radonu we frakcji związanej C_{zw} i wolnej C_w .

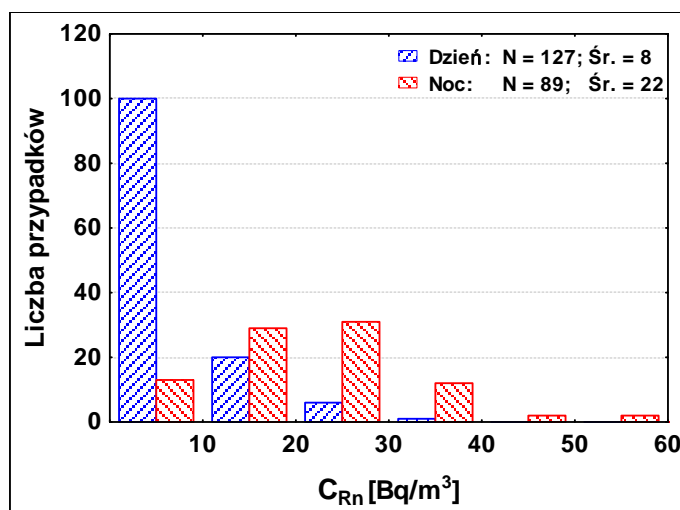
Tak charakterystycznego przebiegu nie obserwujemy na wykresach zmian stężeń ilościowych PN oraz masowych PMI cząstek aerozoli (Rys. 7.3.). Na uwagę jednakże zasługuje specyficzne maksimum dla obu rodzajów stężenia aerozoli przypadające na noc

pomiędzy 13, a 14 kwietnia 2012. W tym czasie klimatyzacja była wyłączona, więc nie można tego ewenementu wytłumaczyć jej pracą. Najbardziej prawdopodobnym wytłumaczeniem gwałtownego wzrostu stężenia aerozoli wewnątrz auli wydaje się być ich nagły wzrost na zewnątrz budynku, spowodowany pojawieniem się dodatkowych źródeł aerozoli w postaci aerozoli pochodzących z procesów spalania, wydostających się z kominów domów jednorodzinnych otaczających budynek WIŚPL.



Rys. 7.3. Wpływ uruchomienia systemu klimatyzacji na przebieg stężeń ilościowych PN i masowych $PM1$ cząstek aerozoli.

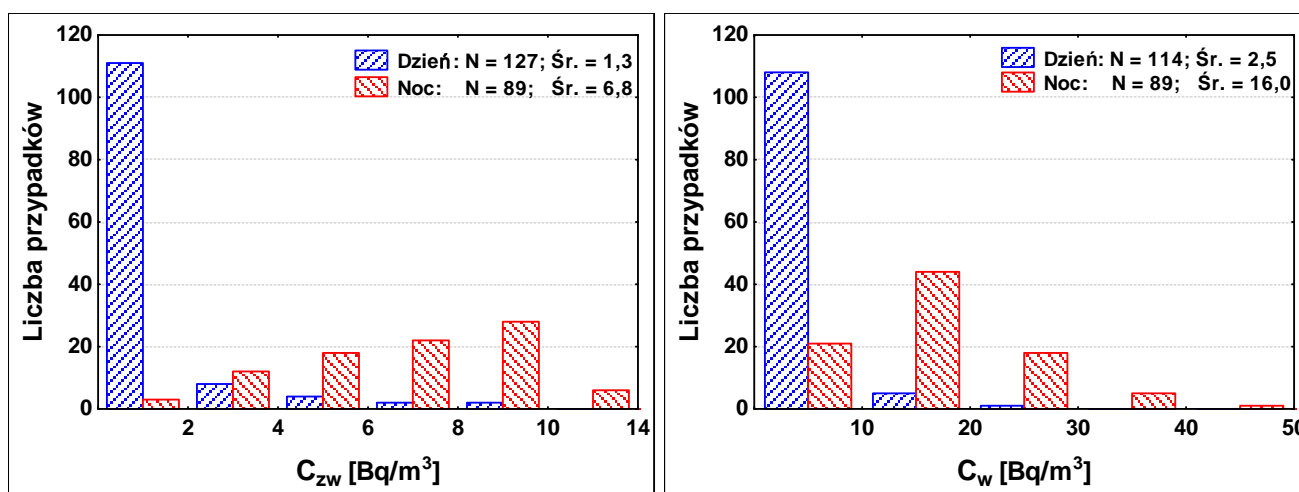
Praca klimatyzacji i ciągłe dostarczanie do auli świeżego zewnętrznego powietrza mają decydujący wpływ na obniżanie stężenia radonu i jego produktów rozpadu. Dla izotopu radonu C_{Rn} (Rys. 7.4.) średnia wartość stężeń rejestrowanych w trakcie dnia jest prawie 3-krotnie niższa, niż tych występujących w nocy (odpowiednio 8 Bq/m^3 i 22 Bq/m^3).



Rys. 7.4. Rozkład stężenia radonu C_{Rn} przy włączonej (dzień) i wyłączonej (noc) klimatyzacji - tryb klimatyzacji AC ON/OFF.

Okolo 80% wyników pomiarów stężeń radonu występujących w trakcie dnia (między godz. 7:00 a 20:00) przyjmuje wartości poniżej 10 Bq/m³, czyli poziomy stężeń radonu występujące na zewnątrz budynków. Rozkład stężenia radonu w nocy, kiedy nie działają żadne czynniki zaburzające ruch powietrza, jest już zbliżony do rozkładu normalnego, z najliczniej występującymi stężeniami w zakresie od 10 Bq/m³ do 30 Bq/m³.

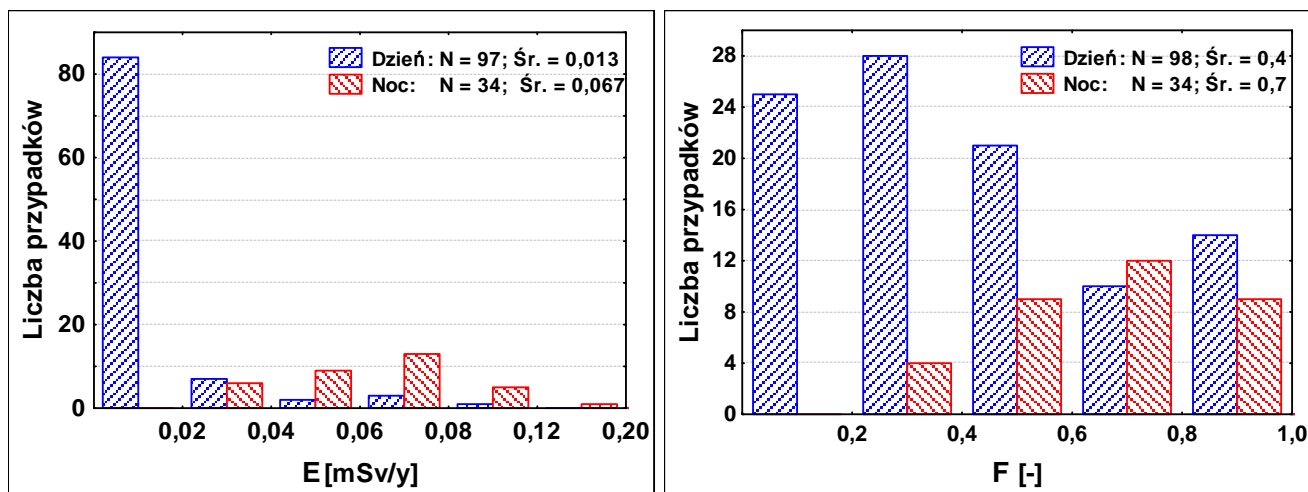
Podobne rozkłady występują dla produktów rozpadu radonu w obu frakcjach (Rys. 7.5.). Wartości średnie stężeń frakcji wolnej C_w i związanej C_{zw} pochodnych radonu w ciągu dnia są kilkakrotnie niższe od tych rejestrowanych w nocy. Praktycznie wszystkie wartości stężeń pochodnych obu frakcji zmierzonych w trakcie dnia mieszczą się w pierwszym zakresie stężeń, tj. od 0 Bq/m³ do 2 Bq/m³ dla pochodnych frakcji związanej i od 0 Bq/m³ do 10 Bq/m³ dla frakcji wolnej. Wartości stężeń produktów rozpadu radonu rejestrowane w nocy przyjmują już bardziej równomierny rozkład. Najczęściej mierzone wartości mieszczą się w zakresie 8 – 10 Bq/m³ dla frakcji związanej i 10 - 20 Bq/m³ dla frakcji wolnej pochodnych radonu.



Rys. 7.5. Rozkłady stężeń pochodnych radonu przy włączonej (dzień) i wyłączonej (noc) klimatyzacji - tryb klimatyzacji AC ON/OFF.

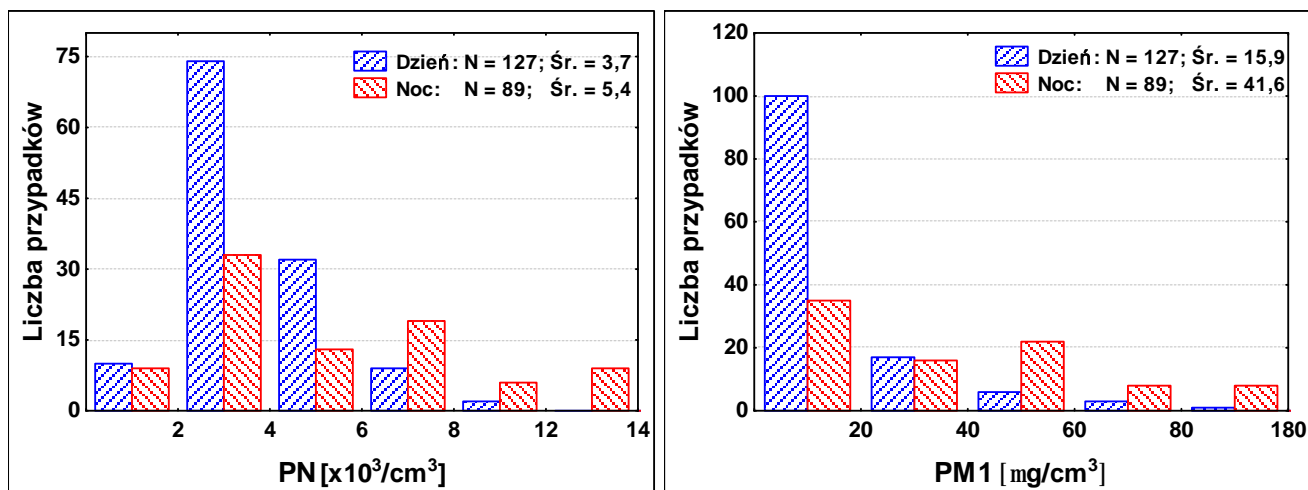
Powyższe zależności wpływają bezpośrednio na analogiczne zmiany w rozkładach współczynnika równowagi F i rocznej dawki skutecznej E (Rys. 7.6.). Wartość średnia współczynnika równowagi dla danych zarejestrowanych w trakcie dnia wynosi 0,4 z najczęściej występującymi liczbami z przedziału 0,2 – 0,4. Dla danych rejestrowanych w nocy współczynnik równowagi przyjmuje wyższą wartość – 0,7 z najliczniejszym przedziałem wartości od 0,6 do 0,8. Wartość średnia rocznej dawki skutecznej E obliczona na podstawie wyników z okresów dziennych i nocnych pozwala na dokładniejsze określenie narażenia użytkowników auli na obecność radonu i jego produktów rozpadu. Wartości dawki

obliczone dla czasu dziennego, kiedy w auli przebywają ludzie, wydają się być najrozsądniejszym wyborem przy próbach szacowania ryzyka radonowego. Korzystnie dla użytkowników auli w trakcie zajęć, przy pracującej klimatyzacji, wartości dawki skutecznej są najniższe. Są one aż 5-cio krotnie niższe niż w przypadku, gdy klimatyzacja jest wyłączona (odpowiednio 0,013 mSv/y i 0,067 mSv/y).



Rys. 7.6. Rozkłady wartości dawki skutecznej E i współczynnika równowagi F przy włączonej (dzień) i wyłączonej (noc) klimatyzacji – tryb klimatyzacji AC ON/OFF.

W oparciu o analizę wykresów rozkładów stężeń ilościowych PN i masowych PMI cząstek aerozoli obecnych w powietrzu auli w trakcie dnia i w nocy (Rys. 7.7.) możemy wnioskować o modyfikacjach w składzie tego powietrza. Niewielkie zmiany stężenia ilościowego i duże różnice w stężeniu masowym cząstek pozwalają domniemywać, że przy podobnej ilości cząstek aerozoli w auli, w trakcie dnia przy działającej klimatyzacji, dominowały cząstki o mniejszych masach, natomiast w nocy, kiedy nie było ruchu powietrza, znaczący był udział cząstek o masach większych.



Rys. 7.7. Rozkłady stężeń ilościowych PN i masowych PMI cząstek aerozoli przy włączonej (dzień) i wyłączonej (noc) klimatyzacji – tryb klimatyzacji AC ON/OFF.

7.1.2. Praca klimatyzacji w trybie AC ON/OFF i AC ON

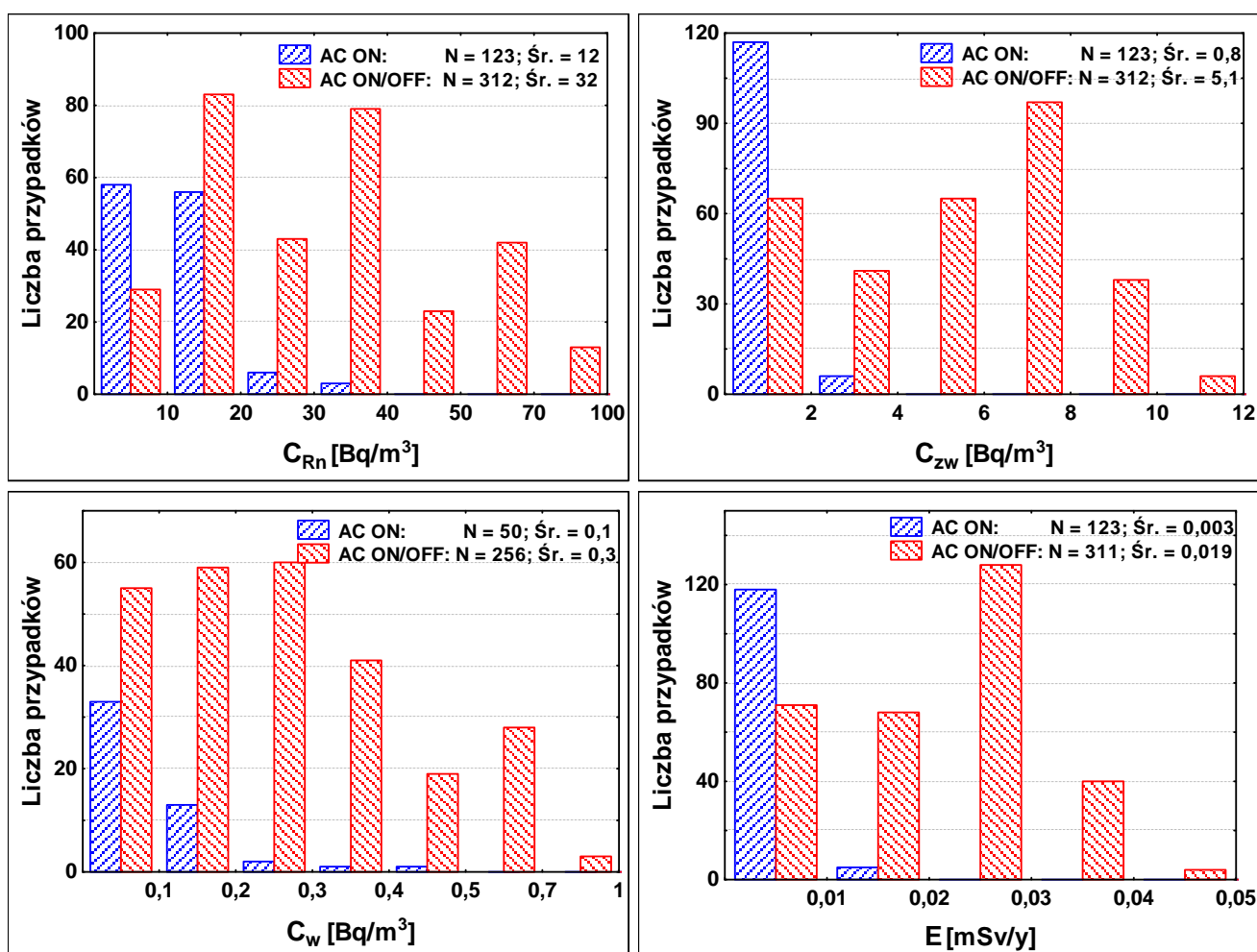
Oprócz uruchomienia systemu klimatyzacji także zmiana jego trybu pracy wpływa na wartości stężeń cząstek obecnych w powietrzu wewnętrznym. W drugim okresie pomiarowym w auli WIŚPL (wiosna 2013) zbadano wpływ zmiany nastawień klimatyzacji z trybu mieszanego AC ON/OFF do trybu ciągłego AC ON, podczas którego system klimatyzacji pracował całą dobę. W obu trybach klimatyzacja działała z szybkością przepływu 5800 m³/h oraz bez recyrkulacji powietrza. Tabela 7.2. prezentuje statystyki opisowe stężeń radonu, jego pochodnych, współczynnika równowagi oraz dawki skutecznej w obu przedstawionych przebiegach systemu klimatyzacji.

Tabela 7.2. Statystyki opisowe mierzonych parametrów – tryb klimatyzacji AC ON/OFF i AC/ON.

| | C_{Rn} | C_{zw} | C_w | F | E | |
|---|-------------------|-------------------|-------------------|-----|-------|-------|
| | Bq/m ³ | Bq/m ³ | Bq/m ³ | - | mSv/y | |
| AC ON/OFF | Śr. | 32 | 5,1 | 0,3 | 0,19 | 0,019 |
| | Min. | 7 | 0,1 | 0,1 | 0,01 | 0,001 |
| | Maks. | 98 | 11,8 | 1,0 | 0,95 | 0,045 |
| | Odch. st. | 18 | 2,8 | 0,2 | 0,15 | 0,011 |
| AC ON | Śr. | 12 | 0,8 | 0,1 | 0,15 | 0,003 |
| | Min. | 7 | 0,1 | 0,1 | 0,02 | 0,001 |
| | Maks. | 39 | 3,6 | 0,4 | 0,48 | 0,014 |
| | Odch. st. | 7 | 0,7 | 0,1 | 0,10 | 0,002 |
| AC ON/OFF dane z okresu dnia (7:00 – 20:00) | Śr. | 32 | 4,8 | 0,3 | 0,17 | 0,018 |
| | Min. | 7 | 0,1 | 0,1 | 0,01 | 0,000 |
| | Maks. | 85 | 10,1 | 1,0 | 0,92 | 0,038 |
| | Odch. st. | 17 | 2,9 | 0,2 | 0,13 | 0,011 |
| AC ON/OFF dane z okresu nocy (20:00 – 7:00) | Śr. | 35 | 6,2 | 0,3 | 0,24 | 0,023 |
| | Min. | 7 | 0,6 | 0,1 | 0,03 | 0,002 |
| | Maks. | 98 | 11,8 | 1,0 | 0,95 | 0,045 |
| | Odch. st. | 20 | 2,6 | 0,2 | 0,18 | 0,010 |

Jak wynika z powyższej tabeli oraz z histogramów stężeń mierzonych izotopów i wartości dawki skutecznej (Rys. 7.8.), zmiana systemu klimatyzacji z trybu mieszanego (AC ON/OFF) do trybu ciągłego (AC ON) skutkuje dalszą redukcją stężenia radonu i jego produktów rozpadu w powietrzu, a tym samym wpływa na zmniejszenie rocznej dawki skutecznej E od tych izotopów. Stały napływ powietrza zewnętrznego powoduje znaczne obniżenie stężenia radonu C_{Rn} z wartości 32 Bq/m³ do 12 Bq/m³, czyli do poziomu

panującego na zewnątrz budynków. Podobnie duży spadek zanotowano dla stężenia frakcji związanej produktów rozpadu radonu C_{zw} od wartości $5,1 \text{ Bq/m}^3$ do $0,8 \text{ Bq/m}^3$. Stężenia pochodnych we frakcji wolnej C_w w tym okresie pomiarowym osiągały bardzo niskie wartości, ale i w tym przypadku można zaobserwować ich redukcję z wartości $0,3 \text{ Bq/m}^3$ do $0,1 \text{ Bq/m}^3$. Tak niskie wartości stężenia radonu i jego produktów rozpadu wpłynęły na znaczną redukcję wartości dawki inhalacyjnej od tych izotopów (rocznej dawki skutecznej E), która uległa aż 6-cio krotnemu obniżeniu z wartości $0,019 \text{ mSv/y}$ do $0,003 \text{ mSv/y}$ przy ciągle działającej klimatyzacji (tryb AC ON).



Rys. 7.8. Rozkłady stężeń mierzonych izotopów promieniotwórczych oraz wartości rocznej dawki skutecznej E – tryb klimatyzacji AC ON/OFF i AC ON.

Co ciekawe, w tym okresie pomiarowym, w trakcie mieszanego trybu pracy klimatyzacji, nie obserwujemy dużych różnic pomiędzy wartościami mierzonymi w trakcie dnia i w nocy. Dane zarejestrowane w nocy, podczas wyłączonej klimatyzacji są jedynie minimalnie wyższe niż te rejestrowane w trakcie dnia, podczas jej normalnej pracy.

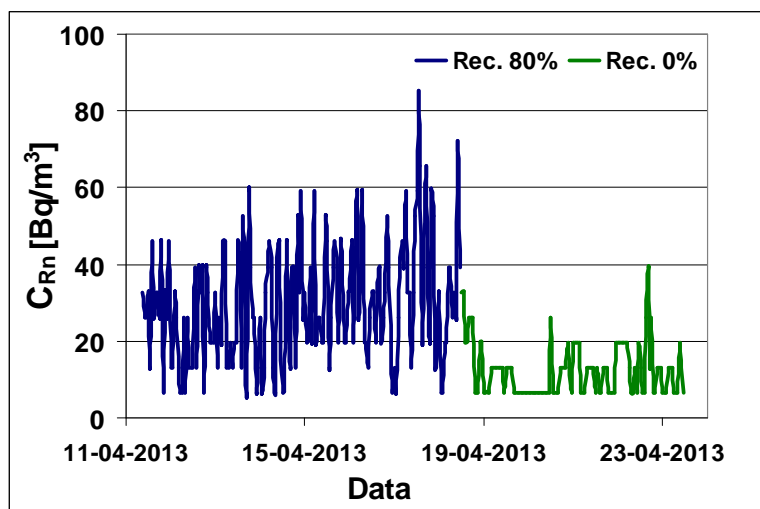
7.1.3. Zmiana stopnia recyrkulacji powietrza

Mianem stopnia recyrkulacji powietrza w systemie klimatyzacji auli WIŚPL określa się, w strumieniu powietrza dostarczanym do auli, stosunek powietrza zawracanego do pomieszczenia do powietrza świeżego, nawiewanego z zewnątrz budynku. Recyrkulacja na poziomie 80% oznacza, że w całej masie powietrza nawiewanego do auli, aż 80% to powietrze zawracane, stale obecne w systemie i tylko 20% stanowi świeże zewnętrzne powietrze. Natomiast 0% recyrkulacji oznacza, że całe dostarczane do auli powietrze pochodzi z zewnątrz budynku. W tym okresie pomiarowym klimatyzacja działa w trybie ciągłym AC ON, a przepływ był ustawiony na poziomie 5400 m³/h.

Tabela 7.3. Statystyki opisowe mierzonych parametrów – recyrkulacja 80% i 0%.

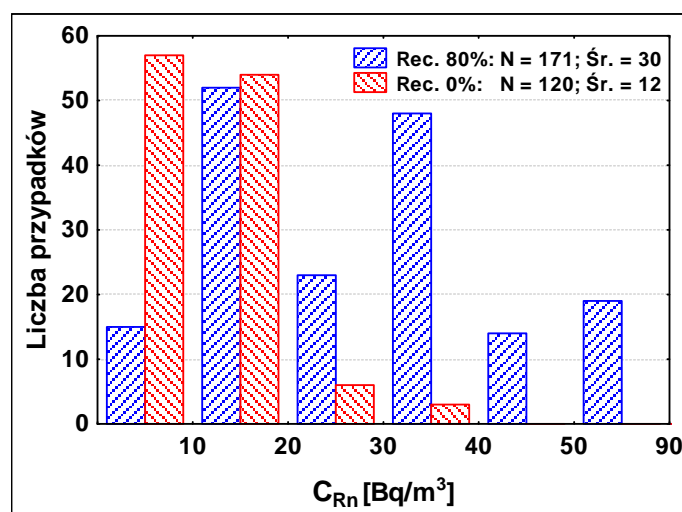
| | C_{Rn} Bq/m ³ | C_{zw} Bq/m ³ | C_w Bq/m ³ | F - | E mSv/y | PN 10 ³ /cm ³ | CO_2 ppm |
|------------------|-------------------------------|-------------------------------|----------------------------|----------|--------------|--|---------------|
| Recyrkulacja 80% | Śr. | 30 | 1,3 | 0,2 | 0,06 | 0,005 | 838 |
| | Min. | 7 | 0,3 | 0,1 | 0,01 | 0,001 | 551 |
| | Maks. | 85 | 4,8 | 0,5 | 0,28 | 0,018 | 3147 |
| | Odch. st. | 16 | 0,9 | 0,1 | 0,05 | 0,003 | 439 |
| Recyrkulacja 0% | Śr. | 12 | 0,8 | 0,1 | 0,09 | 0,003 | 639 |
| | Min. | 7 | 0,1 | 0,1 | 0,01 | 0,001 | 520 |
| | Maks. | 39 | 3,6 | 0,4 | 0,50 | 0,014 | 1019 |
| | Odch. st. | 7 | 0,7 | 0,1 | 0,07 | 0,002 | 93 |

Jak wynika z Tabeli 7.3. zmiana stopnia recyrkulacji powietrza z wartości 80% do 0% powoduje obniżenie średnich wartości stężeń radonu i jego pochodnych w obu frakcjach. W porównaniu do produktów rozpadu, średnie stężenie radonu C_{Rn} uległo znacznej redukcji z wartości 30 Bq/m³ do 12 Bq/m³. Spadek ten jest szczególnie widoczny na wykresie przebiegu stężenia radonu – Rys. 7.9.



Rys. 7.9. Wpływ stopnia recyrkulacji na przebieg stężenia radonu C_{Rn} .

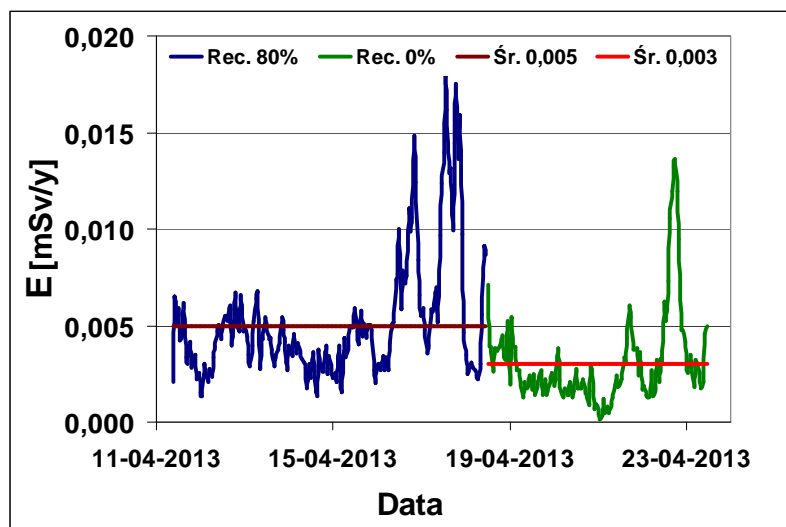
W okresie, kiedy do auli nawiewane było tylko powietrze zewnętrzne, stężenia radonu podzieliły się prawie równomiernie pomiędzy dwa najniższe przedziały: od 0 Bq/m^3 do 10 Bq/m^3 i pomiędzy 10 Bq/m^3 , a 20 Bq/m^3 (Rys. 7.10.). Zmiana składu powietrza i znaczne ograniczenie napływu powietrza zewnętrznego (recyrkulacja 80%) doprowadziły do pojawienia się na wykresie rozkładu stężenia radonu dodatkowego maksimum liczby przypadków stężeń dla zakresu od 30 Bq/m^3 do 40 Bq/m^3 .



Rys. 7.10. Rozkład stężenia radonu C_{Rn} w zależności od stopnia recyrkulacji powietrza.

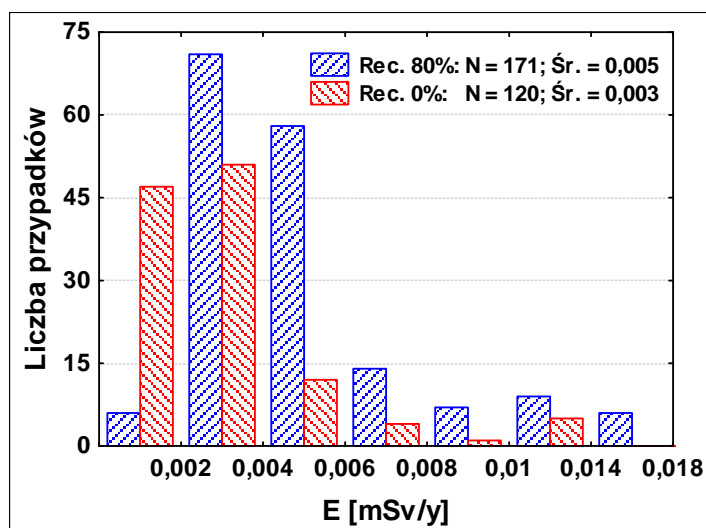
W opisywanym okresie pomiarowym rejestrowane stężenia produktów rozpadu radonu w obu frakcjach były stosunkowo niskie. Wpłynęło to bezpośrednio na niewielkie wartości współczynnika równowagi F . Zmniejszenie recyrkulacji powietrza spowodowało niewielką redukcję średnich stężeń frakcji związanej pochodnych radonu C_{zw} z wartości

1,3 Bq/m³ do 0,8 Bq/m³ oraz frakcji wolnej C_w z 0,2 Bq/m³ do 0,1 Bq/m³. Przy równoczesnym znacznym obniżeniu stężenia radonu doprowadziło to do zwiększenia średniej wartości współczynnika równowagi F z 0,06 do 0,09. Pomimo tego, średnie wartości rocznej dawki skutecznej E uległy obniżeniu z 0,005 mSv/y przy recyrkulacji 80% do 0,003 mSv/y przy recyrkulacji 0%. Taki malejący trend w zmianach dawki możemy także zaobserwować na wykresie jej przebiegu – Rys. 7.11.



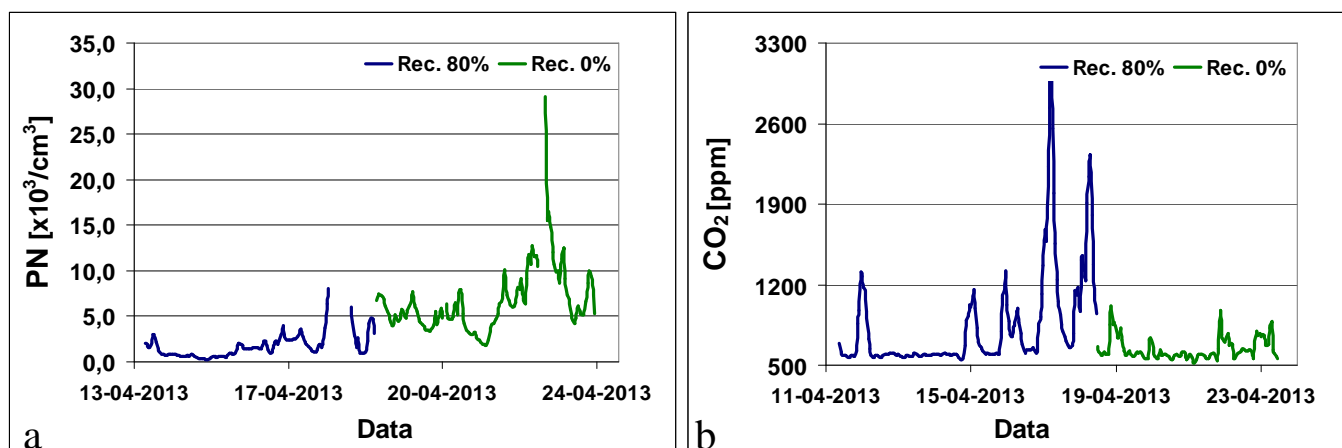
Rys. 7.11. Wpływ stopnia recyrkulacji powietrza na przebieg wartości rocznej dawki skutecznej E .

Jak pokazuje histogram zmian dawki skutecznej E (Rys. 7.12.) wyłączenie z obiegu powietrza recyrkulowanego spowodowało przesunięcie przedziałów o najliczniej występujących wartościach dawki w stronę jej niższych zakresów: od 0,002 do 0,006 mSv/y w przypadku powietrza recyrkulowanego i poniżej 0,004 mSv/y dla powietrza zewnętrznego.



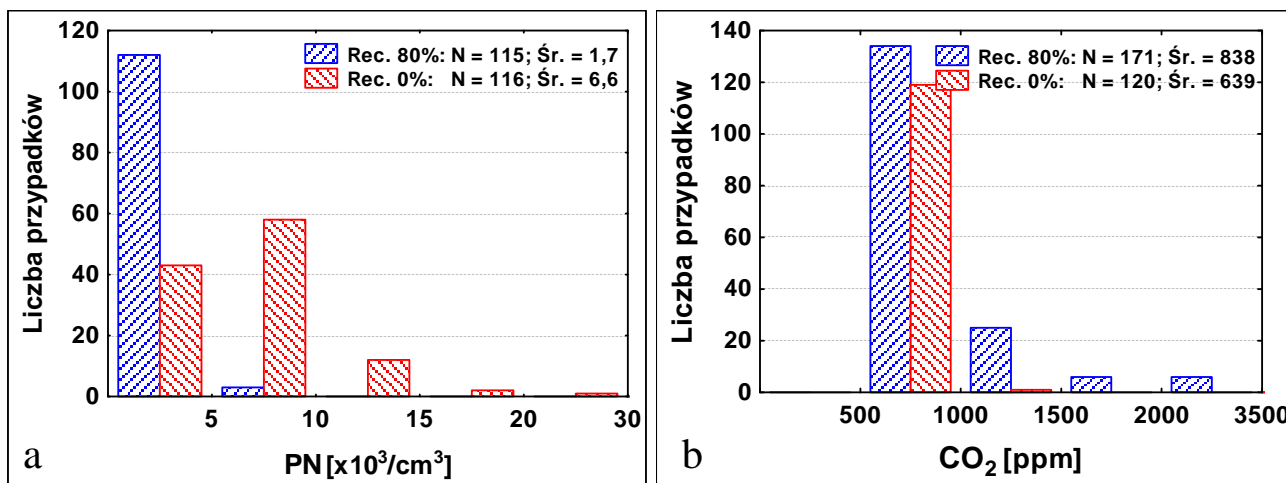
Rys. 7.12. Rozkład wartości rocznej dawki skutecznej E w zależności od stopnia recyrkulacji powietrza.

W przeciwieństwie do zmniejszenia stężeń izotopów promieniotwórczych, napływ powietrza zewnętrznego wprowadził bardzo dużo nowych cząstek aerozolowych do strumienia powietrza nawiewanego do auli i tym samym zwiększył znacznie średnie stężenie ilościowe aerozoli PN z wartości $1,7 \cdot 10^3/\text{cm}^3$ do $6,6 \cdot 10^3/\text{cm}^3$. Tendencję tę dobrze ilustruje wykres przebiegu stężeń tych cząstek (Rys. 7.13.a) oraz wykres ich rozkładu – Rys. 7.14.a. Napływ aerozoli zewnętrznych spowodował pojawienie się dużych wartości ich stężeń ilościowych powyżej wartości $10 \cdot 10^3/\text{cm}^3$. W czasie kiedy w składzie powietrza auli dominowała frakcja recyrkulowana tak dużych wartości stężeń aerozoli nie rejestrowano.



Rys. 7.13. Wpływ stopnia recyrkulacji powietrza na przebieg stężeń ilościowych aerozoli PN i dwutlenku węgla CO_2 w powietrzu.

Odwrotną sytuację obserwujemy badając stężenie dwutlenku węgla CO_2 w powietrzu auli. W czasie kiedy recyrkulacja była ustawiona na poziomie 80% średnia zawartość CO_2 w powietrzu wynosiła 838 ppm i osiągała charakterystyczne maksima wartości przypadające na czas zajęć w auli, kiedy przebywali w niej studenci (Rys. 7.13.b). Napływ świeżego powietrza zewnętrznego spowodował znaczą redukcję średniej wartości stężenia CO_2 do wartości 639 ppm, a także brak charakterystycznych pików na wykresie jego przebiegu. Jak widać na wykresie rozkładu stężenia CO_2 w powietrzu (Rys. 7.14.b), zwiększenie jego wartości średniej w okresie z recyrkulacją 80% było spowodowane obecnymi w tym czasie wartościami stężenia CO_2 powyżej liczby 1000 ppm, co praktycznie nie miało miejsca w czasie, kiedy recyrkulacja powietrza w auli była wstrzymana.



Rys. 7.14. Rozkłady stężeń ilościowych aerozoli *PN* i dwutlenku węgla *CO₂* w powietrzu w zależności od stopnia recyrkulacji powietrza.

7.1.4. Zmiana szybkości przepływu powietrza

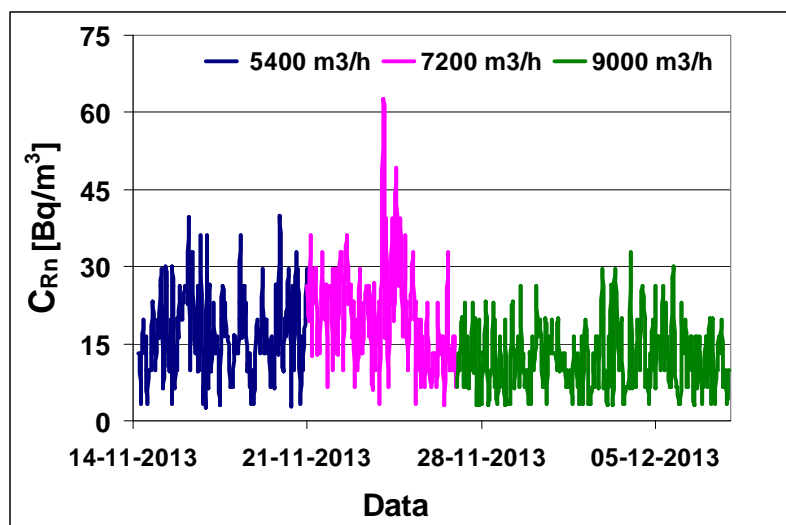
Szybkość przepływu powietrza nawiewanego do auli decyduje o ilości wymian powietrza w całej objętości auli w jednostce czasu. Wpływ tego parametru na przebieg stężeń radonu, jego produktów rozpadu, wartości dawki inhalacyjnej i stężeń aerozoli w powietrzu auli, został zbadany w trzecim okresie pomiarowym (jesień 2013). Jak już wcześniej wspomniano aula Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej posiada objętość ok. 1200 m³. Tym samym ustawienie przepływu powietrza na poziomie 5400 m³/h powoduje, że w ciągu godziny powietrze w auli jest wymieniane 4,5 razy. Dla przepływu 7200 m³/h następuje 6 wymian całej objętości powietrza w trakcie godziny, natomiast dla przepływu 9000 m³/h jest tych wymian 7,5. W trakcie opisywanego okresu pomiarowego klimatyzacja działała non-stop (AC ON), a recyrkulacja była ustawiona na 15%, czyli w całej masie powietrza nawiewanego do auli, 85% stanowiło powietrze zewnętrzne.

Można się spodziewać, że zwiększanie szybkości przepływu powietrza nawiewanego do auli spowoduje obniżenie stężenia zarówno radonu, jego pochodnych, jak i cząstek aerozoli obecnych w powietrzu. Większy ruch mas powietrza zmniejszy zjawisko kumulowania się badanych cząstek w objętości auli. Dodatkowo za takim przebiegiem tego procesu przekonuje fakt, że w strumieniu powietrza nawiewanym do auli prawie całość stanowi powietrze zewnętrzne, charakteryzujące się dużo mniejszą zawartością radonu niż powietrze wewnątrz pomieszczenia. Otrzymane w trakcie pomiarów wyniki (Tabela 7.4.) pokrywają się z założeniami, niemniej można zaobserwować od nich pewne odstępstwa.

Tabela 7.4. Statystyki opisowe mierzonych parametrów przy zmiennej szybkości przepływu powietrza.

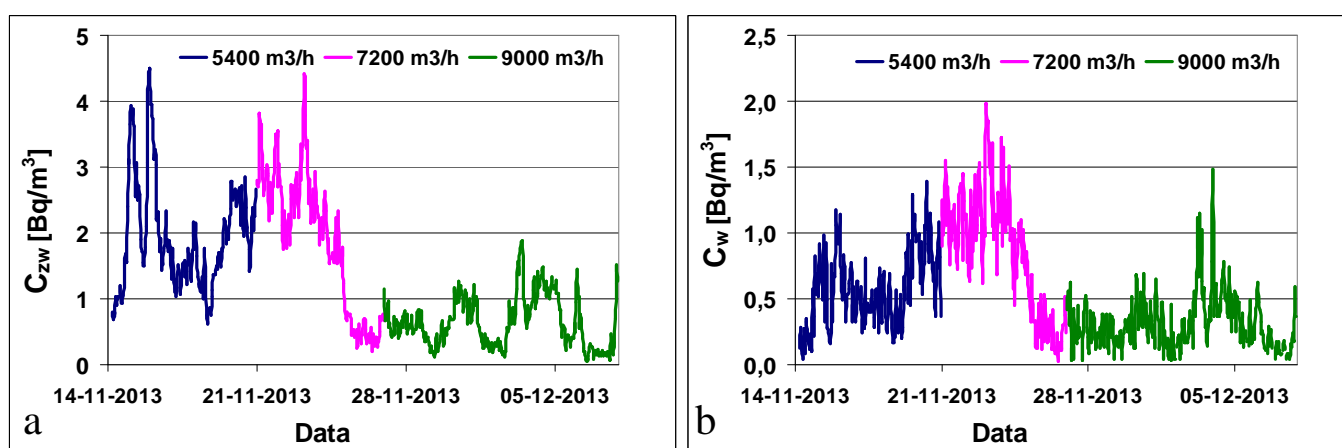
| | | C_{Rn} Bq/m ³ | C_{zw} Bq/m ³ | C_w Bq/m ³ | F - | E mSv/y | PN 10 ³ /cm ³ | PMI μg/cm ³ |
|---------------------------------|-----------|-------------------------------|-------------------------------|----------------------------|----------|--------------|--|-----------------------------|
| Przepływ 5400 m ³ /h | Śr. | 17 | 1,9 | 0,6 | 0,19 | 0,009 | 2,9 | 36,1 |
| | Min. | 3 | 0,6 | 0,1 | 0,04 | 0,003 | 0,6 | 3,0 |
| | Maks. | 39 | 4,5 | 1,4 | 0,83 | 0,021 | 19,7 | 294,8 |
| | Odch. st. | 8 | 0,8 | 0,3 | 0,13 | 0,004 | 2,6 | 41,1 |
| Przepływ 7200 m ³ /h | Śr. | 21 | 1,9 | 0,9 | 0,16 | 0,010 | 2,4 | 24,0 |
| | Min. | 3 | 0,2 | 0,1 | 0,02 | 0,001 | 0,5 | 1,5 |
| | Maks. | 62 | 4,4 | 2,0 | 0,94 | 0,023 | 6,8 | 111,0 |
| | Odch. st. | 10 | 1,1 | 0,5 | 0,13 | 0,005 | 1,5 | 23,5 |
| Przepływ 9000 m ³ /h | Śr. | 12 | 0,6 | 0,3 | 0,11 | 0,003 | 1,8 | 16,6 |
| | Min. | 3 | 0,1 | 0,1 | 0,01 | 0,001 | 0,3 | 0,1 |
| | Maks. | 33 | 1,9 | 1,5 | 0,82 | 0,010 | 7,0 | 71,0 |
| | Odch. st. | 6 | 0,4 | 0,2 | 0,09 | 0,002 | 1,1 | 14,5 |

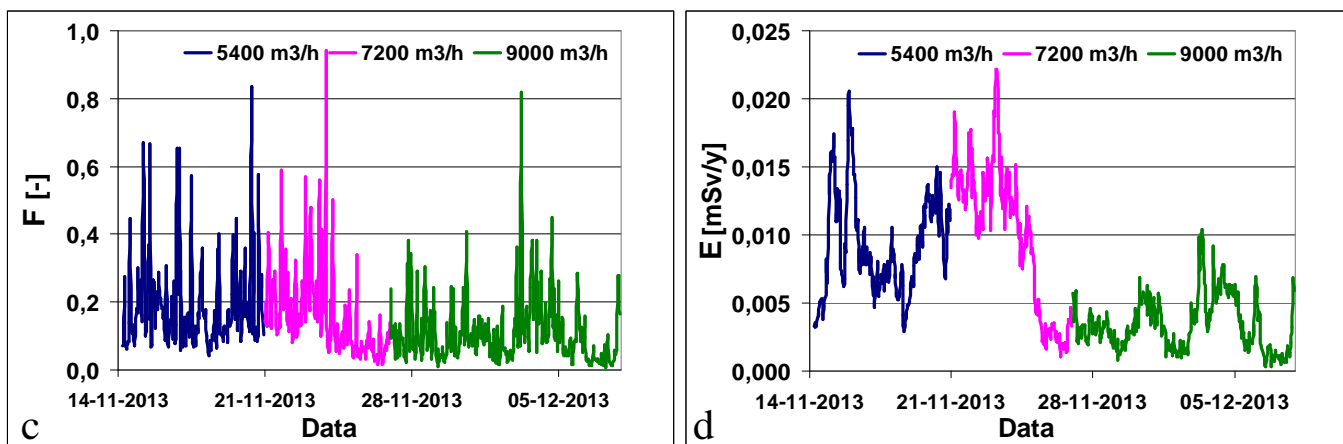
Zwiększenie przepływu powietrza z wartości 5400 m³/h do 7200 m³/h nie przyniosło spodziewanego rezultatu. Zaobserwowany wzrost średniego stężenia radonu C_{Rn} od wartości 17 Bq/m³ do 21 Bq/m³ przy równoczesnym nieznacznym wzroście średniego stężenia jego pochodnych we frakcji wolnej C_w (od 0,6 Bq/m³ do 0,9 Bq/m³) oraz utrzymanym średnim stężeniu frakcji związanej $C_{zw} = 1,9$ Bq/m³, doprowadził do niewielkiego zwiększenia wartości średniej rocznej dawki skutecznej E z wartości 0,009 mSv/y do 0,010 mSv/y. Kolejne podwyższenie szybkości przepływu powietrza do wartości 9000 m³/h spowodowało znaczne obniżenie średniego stężenia zarówno radonu C_{Rn} (do 12 Bq/m³), jak i jego produktów rozpadu w obu frakcjach: 0,6 Bq/m³ dla frakcji związanej C_{zw} i 0,3 Bq/m³ dla frakcji wolnej C_w . W rezultacie znacznej redukcji uległa średnia wartość rocznej dawki skutecznej E do poziomu 0,003 mSv/y.



Rys. 7.15. Wpływ szybkości przepływu powietrza na przebieg stężenia radonu C_{Rn} .

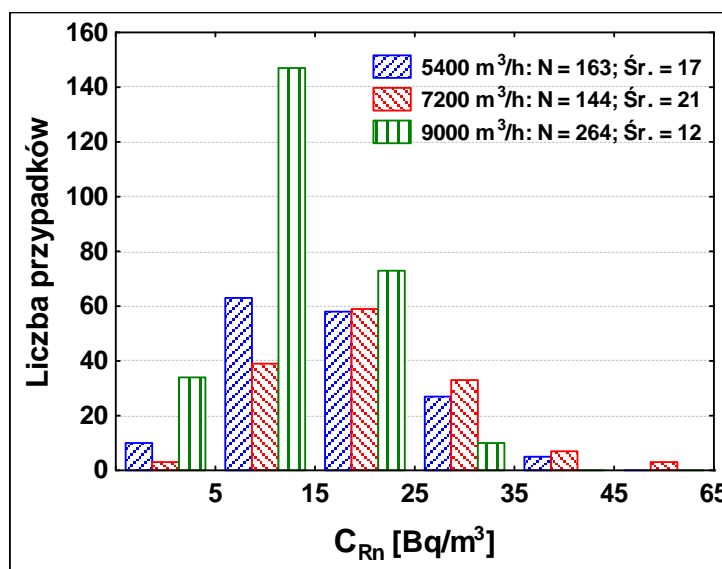
Jednakże, jak możemy zaobserwować na wykresach przebiegu stężenia radonu (Rys. 7.15.) oraz stężenia jego produktów rozpadu (Rys. 7.16.a,b), proces obniżania się wspomnianych wartości zaczął następować zanim zwiększono szybkość przepływu powietrza do poziomu $9000 \text{ m}^3/\text{h}$. Być może efekt obniżenia stężeń cząstek obecnych w powietrzu wywołany zwiększeniem jego szybkości przepływu zadziałał z pewnym opóźnieniem czasowym, a powietrze aby zmienić swój skład musiało być wielokrotnie przefiltrowane w całym układzie klimatyzacji. Utrzymanie szybkości przepływu powietrza na ustalonym poziomie $9000 \text{ m}^3/\text{h}$ nie spowodowało już żadnych istotnym zmian w przebiegach stężeń mierzonych parametrów, które utrzymywały się na niskim poziomie.





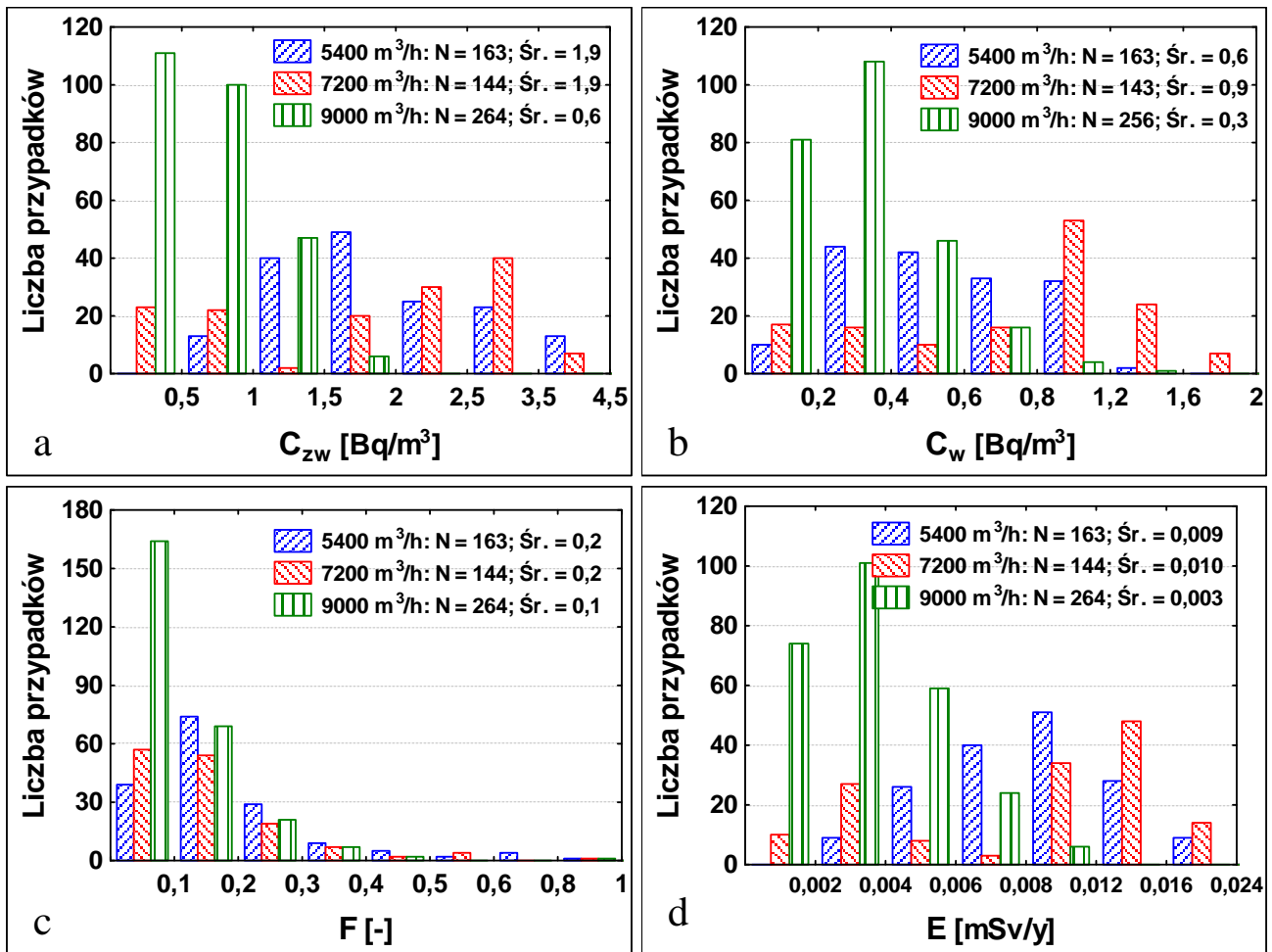
Rys. 7.16. Wpływ szybkości przepływu powietrza na przebieg stężeń produktów rozpadu radonu, współczynnika równowagi F i rocznej dawki skutecznej E .

Charakterystyka przebiegu stężeń pochodnych radonu jest zbliżona dla obu frakcji oraz parametrów bezpośrednio z nich wyliczanych, czyli współczynnika równowagi F i rocznej dawki skutecznej E (Rys. 7.16.c,d).



Rys. 7.17. Rozkład stężenia radonu C_{Rn} przy zmiennej szybkości przepływu powietrza.

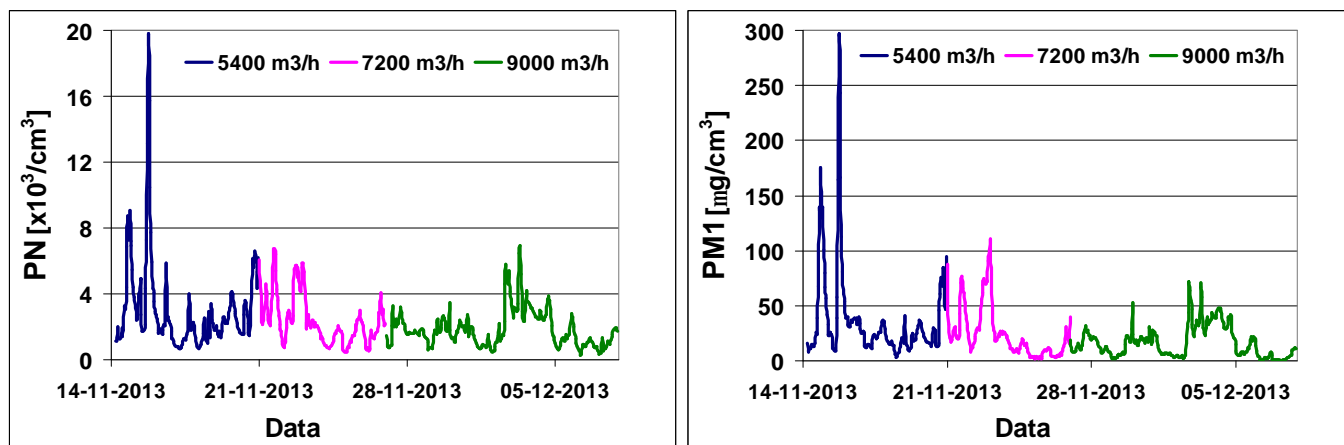
Jak widać z wykresu rozkładu stężenia radonu C_{Rn} (Rys. 7.17.) za najniższe średnie stężenie radonu - 12 Bq/m³ (w okresie z przepływem powietrza na poziomie 9000 m³/h) odpowiada bardzo duża, w porównaniu do dwóch poprzednich okresów pomiarowych, liczba stężeń z zakresu 5-15 Bq/m³ oraz 0-5 Bq/m³ oraz brak przypadków stężeń powyżej wartości 35 Bq/m³. Dla wszystkich trzech okresów rozkład stężenia radonu jest zbliżony do rozkładu normalnego.



Rys. 7.18. Rozkłady stężeń pochodnych radonu, współczynnika równowagi F i rocznej dawki skutecznej E przy zmiennej szybkości przepływu powietrza.

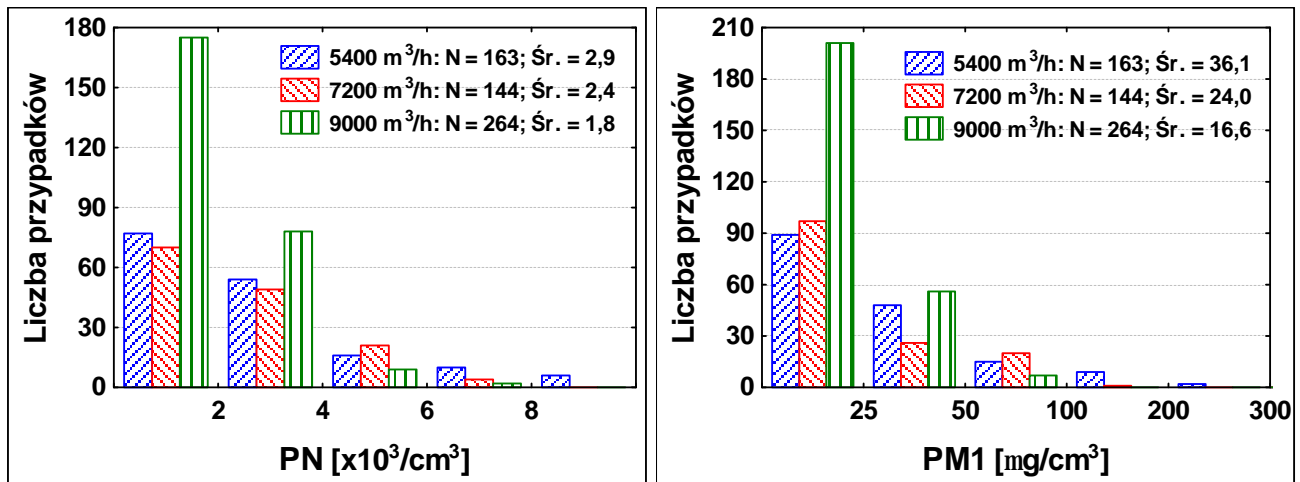
Rozkłady stężeń produktów rozpadu radonu w obu frakcjach (Rys. 7.18.a,b) wykazują podobne zmiany, uwarunkowane modyfikacjami szybkości przepływu powietrza nawiewanego do auli. Znaczny spadek wartości rejestrowanych stężeń, występujący przy szybkości powietrza 9000 m³/h, jest odzwierciedlony w dużej liczbie przypadków stężeń należących do trzech pierwszych zakresów: do 1,5 Bq/m³ dla frakcji związanej C_{zw} i 0,6 Bq/m³ dla frakcji wolnej C_w . Na histogramie stężenia pochodnych radonu we frakcji wolnej możemy dodatkowo zaobserwować charakterystyczne maksimum liczby stężeń występujące dla zakresu 0,8 – 1,2 Bq/m³, bezpośrednio odpowiadające za zwiększoną wartość średnią stężenia frakcji wolnej produktów rozpadu radonu w okresie pomiarowym z szybkością przepływu powietrza 7200 m³/h. Analogicznie przedstawiają się rozkłady współczynnika równowagi F i rocznej dawki skutecznej E (Rys. 7.18.c,d). Trzykrotna redukcja wartości średniej rocznej dawki skutecznej do wartości 0,003 mSv/y w okresie pomiarowym z najwyższą szybkością przepływu powietrza przekłada się na wykresie rozkładu na

sytuację, gdzie prawie 90% przypadków wartości dawki E jest poniżej wartości 0,006 mSv/h, a najliczniejszym jest przedział wartości od 0,002 mSv/y do 0,004 mSv/y.



Rys. 7.19. Wpływ szybkości przepływu powietrza na przebieg stężeń ilościowych PN i masowych $PM1$ cząstek aerozoli.

Zmiana szybkości przepływu powietrza wywiera podobny wpływ na zmiany stężenia ilościowego PN i masowego $PM1$ cząstek aerozoli. Stopniowe zwiększanie ilości wymian powietrza w auli w jednostce czasu, powoduje obniżanie się średnich wartości mierzonych stężeń aerozoli. Zmiana ta jest bardziej zauważalna w przypadku stężenia masowego cząstek, którego wartość średnia obniżyła się ponad dwukrotnie z wartości $36,1 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ do $16,6 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ przy zwiększeniu szybkości przepływu powietrza z $5400 \text{ m}^3/\text{h}$ do $9000 \text{ m}^3/\text{h}$. W przypadku stężenia ilościowego nastąpiła redukcja jego średniej wartości z $2,9 \cdot 10^3/\text{cm}^3$ do $1,8 \cdot 10^3/\text{cm}^3$. Za wyższe wartości średnich stężeń aerozoli w dwóch pierwszych okresach pomiarowych odpowiadają charakterystyczne maksima stężeń obserwowalne na wykresach ich przebiegów (Rys. 7.19.), które są już ewidentnie mniej rozpoznawalne w trzecim okresie, kiedy szybkość nawiewu powietrza jest najwyższa. Takie modyfikacje wartości stężeń cząstek aerozolowych mają swoje potwierdzenie na wykresach ich rozkładów - Rys. 7.20. Znacząca redukcja ilości cząstek aerozoli w okresie z szybkością przepływu powietrza $9000 \text{ m}^3/\text{h}$ uwidacznia się w fakcie, że około 70% wszystkich rejestrowanych stężeń (zarówno ilościowych, jak i masowych) zawiera się w pierwszym przedziale ich wartości, podczas gdy w dwóch ostatnich przedziałach, reprezentujących najwyższe wartości, stężenia te praktycznie nie występują.



Rys. 7.20. Rozkłady stężeń ilościowych *PN* i masowych *PM1* cząstek aerozoli przy zmiennej szybkości przepływu powietrza.

7.2. Zależność pomiędzy stężeniami cząstek aerozoli, a stężeniami pochodnych radonu i wartościami dawki inhalacyjnej

Jak już wspomniano w rozdziale 3.3. produkty rozpadu radonu tworzą dynamiczny układ z cząstkami powietrza, w którym się znajdują. Wiemy, że frakcja związana pochodnych radonu powstaje wskutek połączenia cząstek frakcji wolnej z większymi cząstkami aerozoli obecnymi w powietrzu. Interesujące wydaje się być wobec tego poszukiwanie korelacji pomiędzy stężeniami aerozoli, a stężeniami pochodnych radonu.

W celu wyznaczenia wielkości korelacji pomiędzy badanymi zmiennymi wybrano współczynnik korelacji liniowej Pearsona r . Siłę korelacji można określić stosując następującą skalę:

$0,0 \leq |r| \leq 0,2$ - brak korelacji

$0,2 < |r| \leq 0,4$ - korelacja słaba

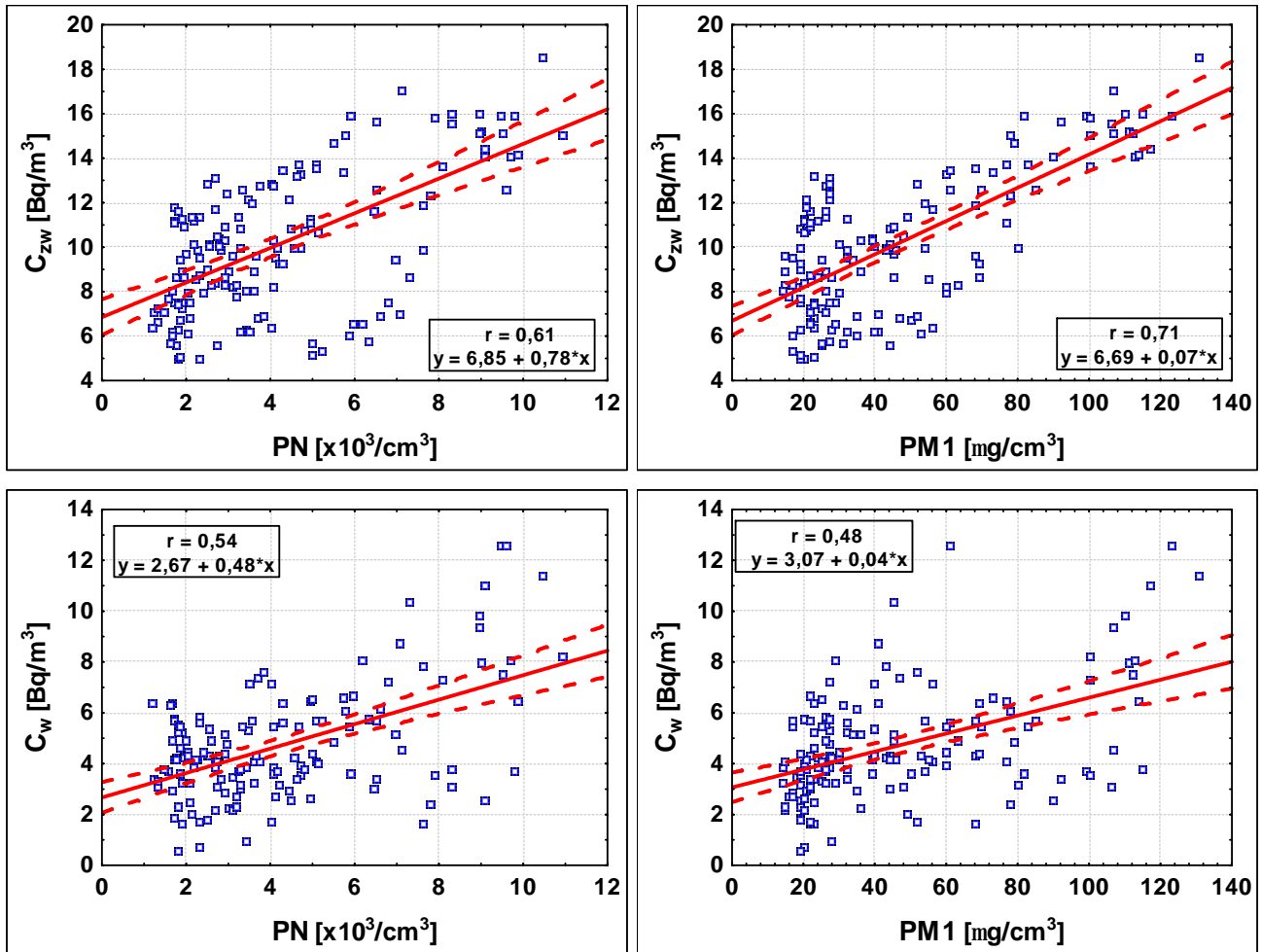
$0,4 < |r| \leq 0,7$ - korelacja średnia

$0,7 < |r| \leq 0,9$ - korelacja silna

$0,9 < |r| \leq 1,0$ - korelacja bardzo silna

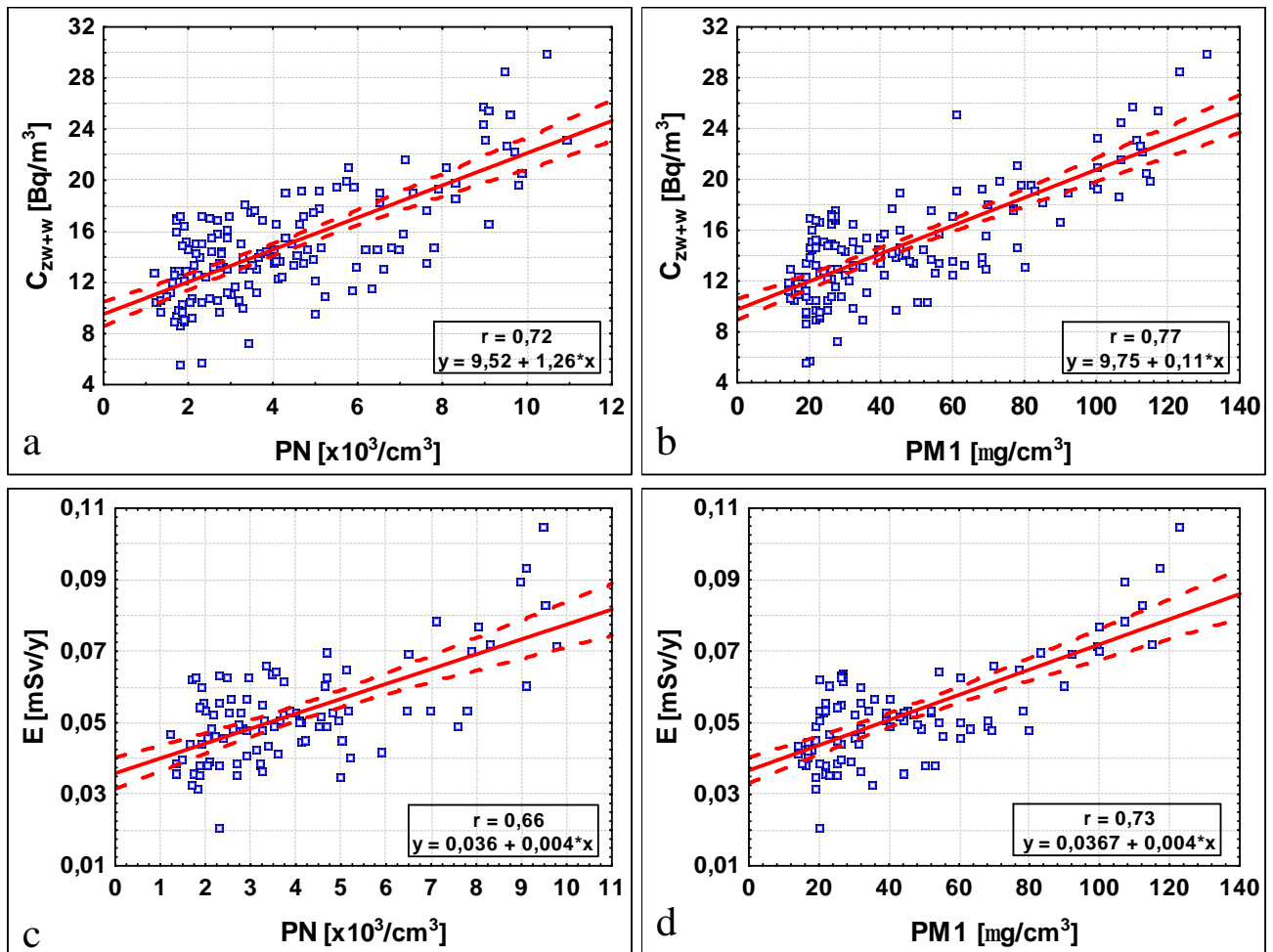
Wszystkie współczynniki korelacji liniowej r wyznaczono na poziomie istotności $p < 0,05$.

Najmocniejsze dodatnie korelacje pomiędzy badanymi wielkościami zachodzą przy wyłączonej klimatyzacji AC OFF (Rys. 7.21.).



Rys. 7.21. Korelacje pomiędzy frakcjonowanymi stężeniami pochodnych radonu, a stężeniami aerozoli – tryb klimatyzacji AC OFF.

Silniejsze korelacje ze stężeniami aerozoli zachodzą pomiędzy stężeniami pochodnych radonu we frakcji związanej C_{zw} , niż ze stężeniami frakcji wolnej C_w . Współczynniki korelacji liniowej r dla zależności pomiędzy stężeniami frakcji związanej pochodnych radonu wynoszą 0,61 w przypadku stężenia ilościowego aerozoli PN oraz 0,71 dla stężenia masowego $PM1$ tych cząstek. Dla frakcji wolnej pochodnych radonu współczynniki te wynoszą odpowiednio 0,54 i 0,48. Są to więc korelacje o średniej sile. Kiedy podobnej analizie poddamy stężenia sumarycznych (związanych plus wolnych) pochodnych radonu C_{zw+w} otrzymujemy jeszcze silniejsze zależności (Rys. 7.22.a,b). Współczynniki korelacji liniowej r wynoszą w tym przypadku 0,72 dla stężenia ilościowego PN i 0,77 dla stężenia masowego aerozoli $PM1$ (korelacje silne: $0,7 < |r| \leq 0,9$).

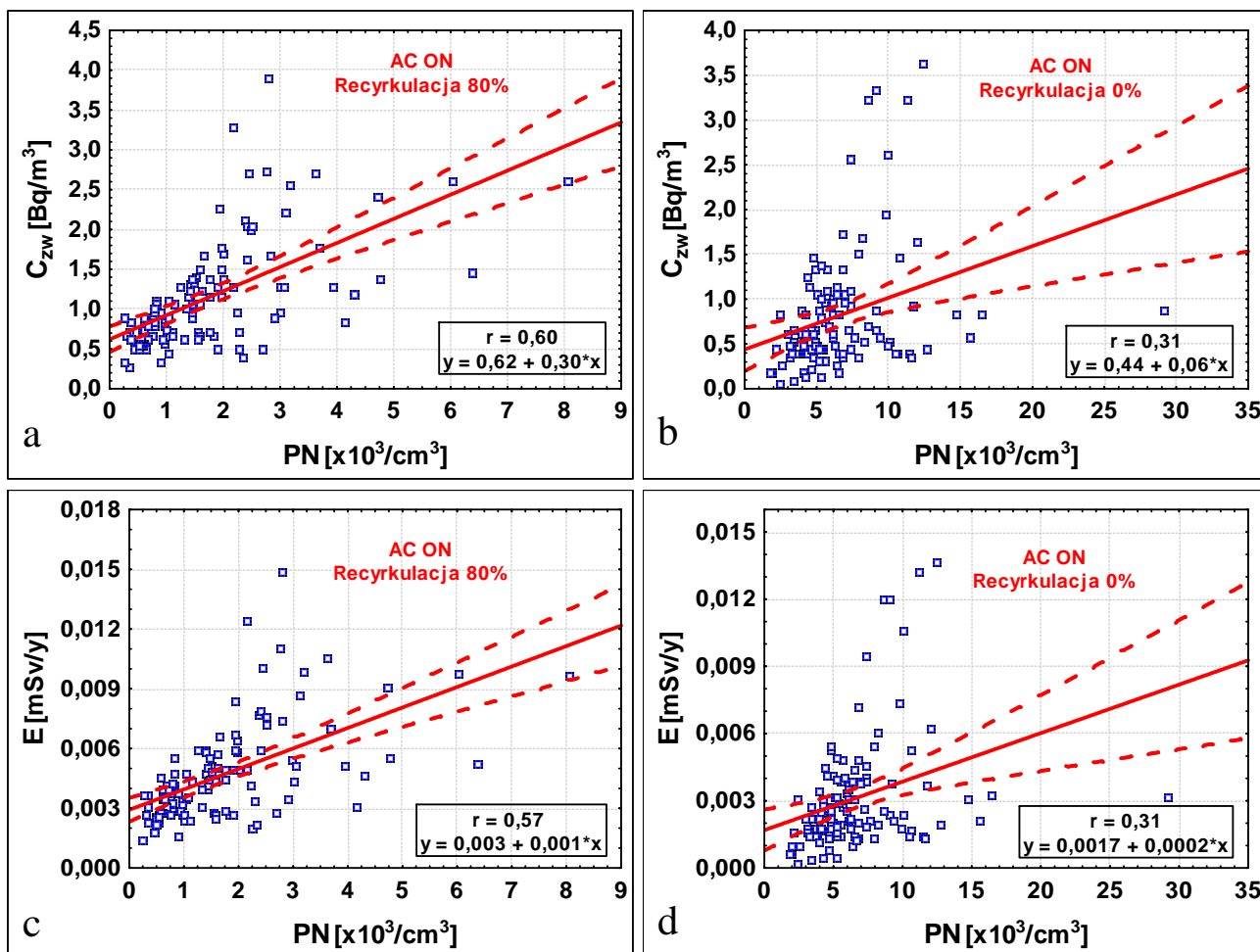


Rys. 7.22. Korelacje pomiędzy sumarycznymi stężeniami pochodnych radonu i roczną dawką skuteczną E , a stężeniami aerozoli – tryb klimatyzacji AC OFF.

Korelacje pomiędzy stężeniami sumarycznych pochodnych radonu, a stężeniami aerozoli przekładają się na analogiczne zależności pomiędzy wartościami rocznej dawki skutecznej E , a ilością aerozoli. Wynika to z faktu wyliczania wielkości dawki bezpośrednio z wartości stężenia sumarycznych produktów rozpadu radonu (wzór 6.1). Wartości współczynników korelacji r dla zależności dawki od stężenia aerozoli wynoszą 0,66 dla stężenia ilościowego PN i 0,73 dla stężenia masowego tych cząstek $PM1$ (Rys. 7.22.c,d).

Opisane wyżej korelacje pomiędzy stężeniami pochodnych radonu, a stężeniami aerozoli, występujące w czasie wyłączonej klimatyzacji, są podobne w wartościach współczynników r do korelacji występujących w okresie, kiedy klimatyzacja działała ciągle – tryb AC ON, a recyrkulacja powietrza była ustawiona na bardzo wysokim poziomie 80%. Wartość współczynnika r dla zależności pomiędzy stężeniem pochodnych radonu we frakcji związanej C_{zw} , a stężeniem ilościowym aerozoli PN wynosi w tym przypadku 0,60 (Rys.7.23.a).

Na podobnym poziomie jest wartość r dla zależności rocznej dawki skutecznej E i stężenia ilościowego aerozoli PN – 0,57 (Rys. 7.23.c).

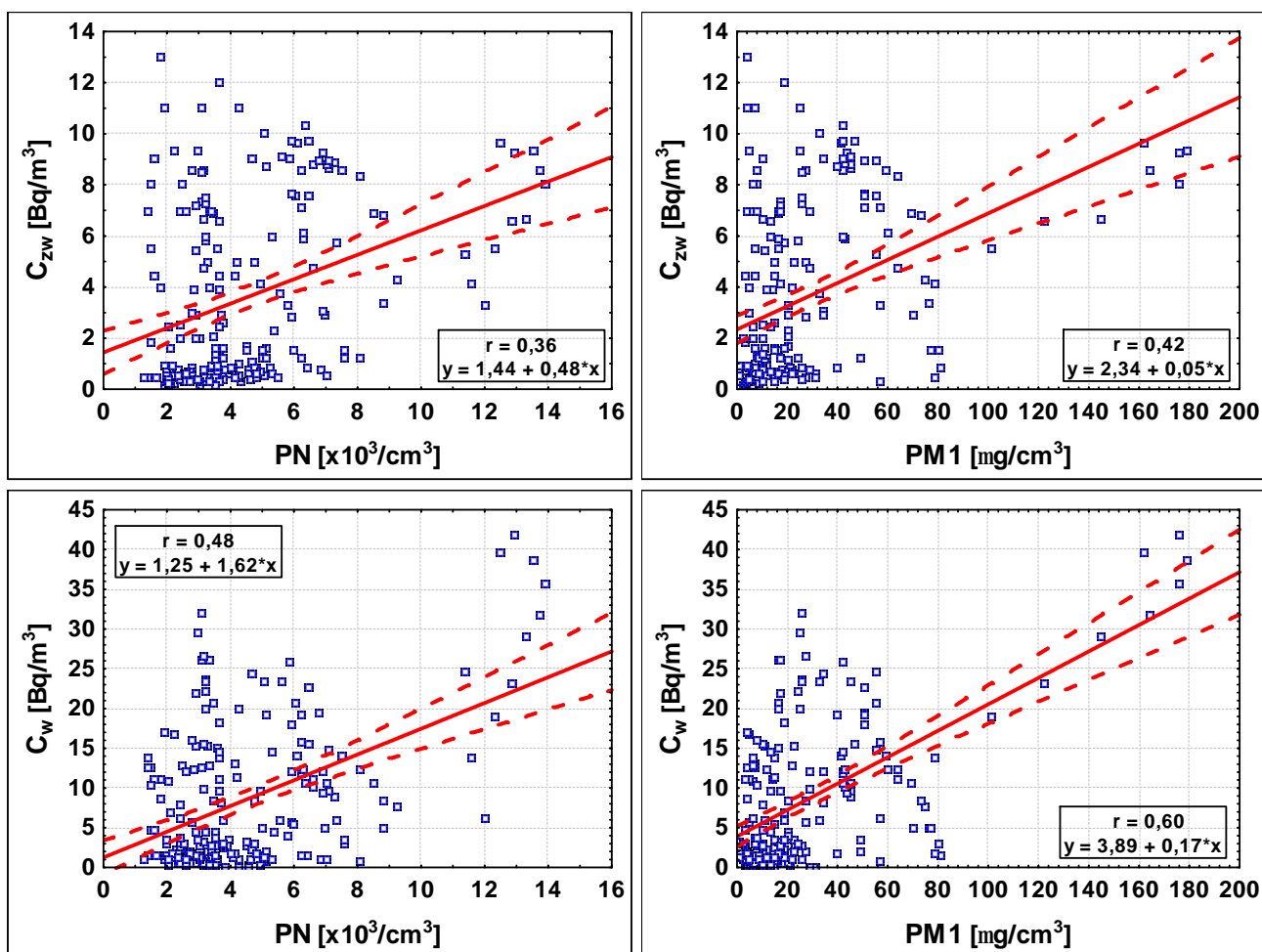


Rys. 7.23. Wpływ recyrkulacji powietrza na korelacje pomiędzy stężeniem frakcji związanej pochodnych radonu C_{zw} i roczną dawką skuteczną E , a stężeniem ilościowym aerozoli PN – tryb klimatyzacji AC ON.

Niestety w tym okresie pomiarowym wartości pochodnych radonu we frakcji wolnej przyjmowały bardzo niskie wartości na granicy limitu detekcji i tym samym nie ma możliwości wyznaczenia realnej korelacji pomiędzy nimi, a wartościami stężenia aerozoli. Z przyczyn niezależnych od autora w czasie opisywanej sesji pomiarowej brakuje także odczytów wartości stężenia masowego cząstek aerozoli. Powyższe wyniki można porównać z wynikami otrzymanymi w okresie, kiedy klimatyzacja nadal jest ustawiona w ciągłym trybie pomiarowym, ale wyłączona zostaje recyrkulacja powietrza, tj. do auli zaczyna być dostarczane powietrze zewnętrzne. Jak widać na wykresach (Rys. 7.23.b,d) ustawienie recyrkulacji powietrza na poziomie 0% spowodowało pogorszenie opisywanych korelacji i prawie dwukrotne obniżenie wartości współczynników r do wartości 0,31, zarówno dla zależności pochodnych związanych radonu oraz dawki skutecznej.

Jak wiadomo z rozdziału 7.1.3. wyłączenie recyrkulacji powietrza w systemie klimatyzacyjnym spowodowało znaczny, prawie 4-ro krotny, wzrost stężenia ilościowego aerozoli. Być może właśnie taki strumień nowych zewnętrznych cząstek aerozoli doprowadził do osłabienia opisywanych korelacji.

Podobny typ korelacji o słabej i średniej sile (współczynniki korelacji liniowej mieszczą się w zakresie: $0,3 < |r| \leq 0,6$) występuje pomiędzy mierzonymi cząstkami w czasie, kiedy klimatyzacja działa w trybie mieszanym AC ON/OFF. Jak przedstawiono w rozdziale 7.1.1. poranne uruchomienie systemu klimatyzacji powoduje znaczną redukcję stężenia radonu, a tym samym jego produktów rozpadu. Na wykresach korelacji (Rys. 7.24.) pojawiają się wobec tego zliczenia ułożone w najniższych zakresach stężeń pochodnych radonu i tym samym zaburzone i pomniejszone zostają możliwe przypadki wystąpienia korelacji pomiędzy stężeniami produktów rozpadu radonu, a stężeniami aerozoli.



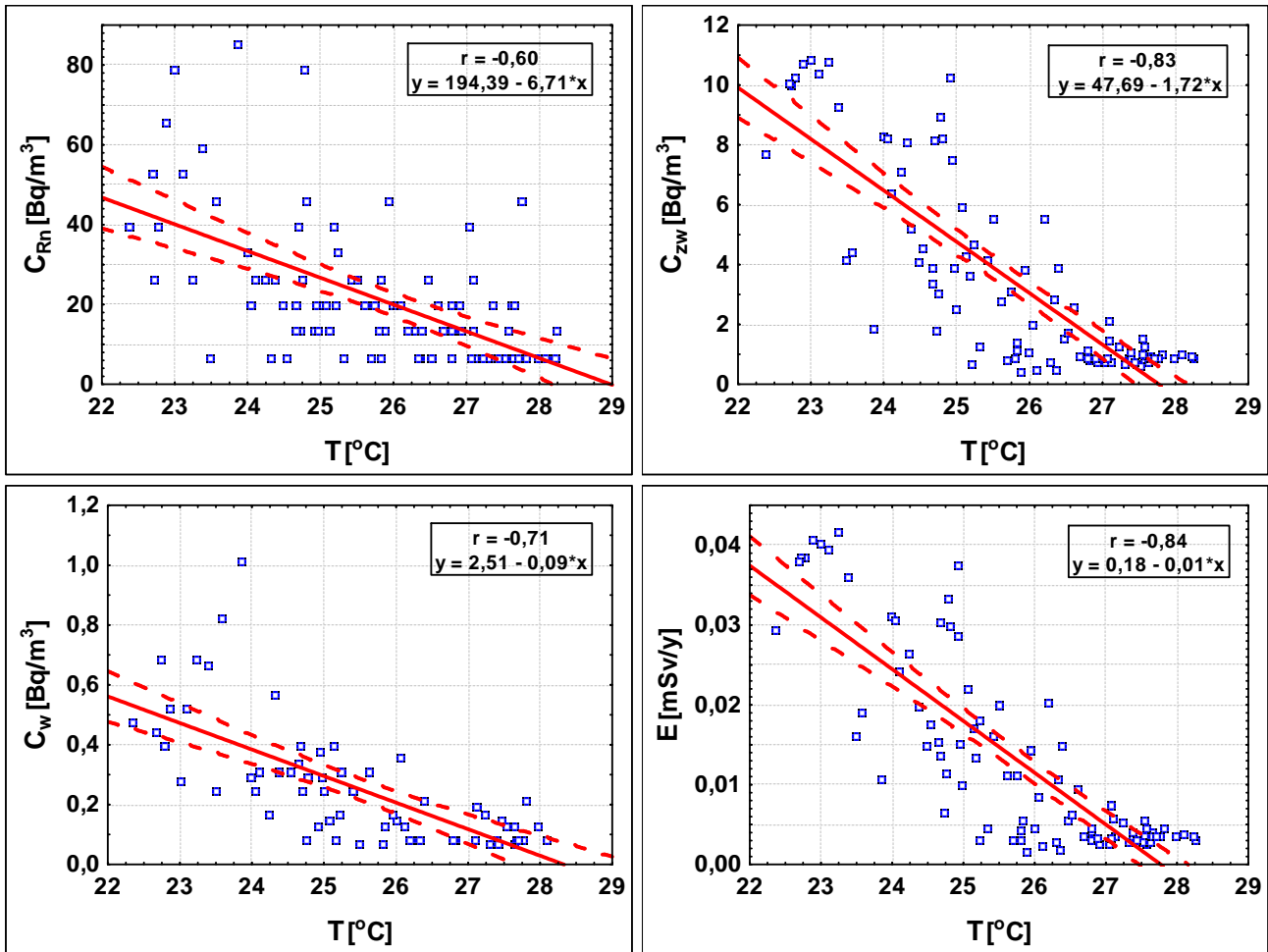
Rys. 7.24. Korelacje pomiędzy frakcjonowanymi stężeniami pochodnych radonu, a stężeniami aerozoli – tryb klimatyzacji AC ON/OFF

Współczynniki korelacji liniowej r dla pochodnych radonu we frakcji związanej C_{zw} wynoszą w tym przypadku 0,36 dla stężenia ilościowego aerozoli PN i 0,42 dla stężenia masowego aerozoli $PM1$. Dla frakcji wolnej pochodnych radonu C_w współczynniki te wynoszą odpowiednio 0,48 i 0,60.

7.3. Zależność pomiędzy stężeniami radonu, jego pochodnych, wartościami dawki inhalacyjnej, a wielkościami mierzonych parametrów klimatu wewnętrznego.

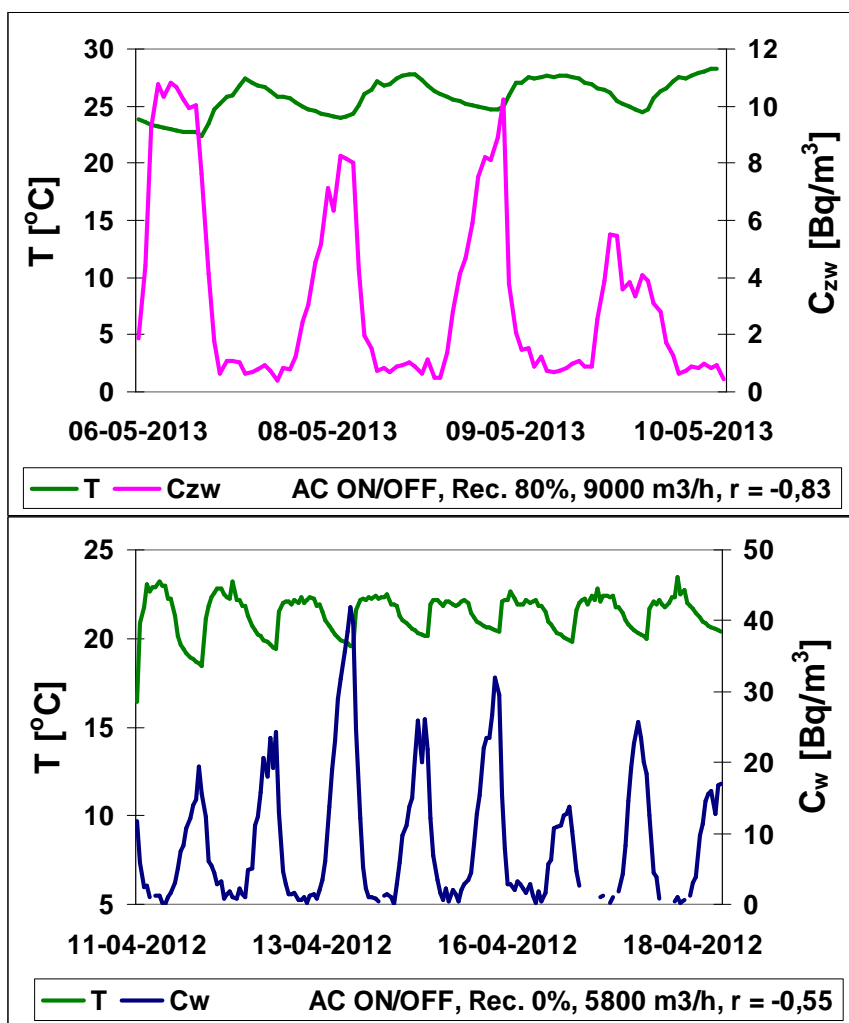
Pomiary wartości parametrów klimatu wewnętrznego auli WIŚPL prowadzone równocześnie z pomiarami stężeń cząstek obecnych w tymże powietrzu pozwoliły na analizę korelacji, jakie mogą występować pomiędzy wspomnianymi wielkościami. W trakcie trzech serii pomiarowych na auli WIŚPL mierzono wartości temperatury, ciśnienia i wilgotności powietrza oraz stężenie dwutlenku węgla CO_2 . Biorąc pod uwagę poszczególne okresy pomiarowe, rozdzielone ze względu na różne parametry pracy klimatyzacji, udało się znaleźć istotne, powtarzające się korelacje, jedynie dla zależności stężeń izotopów promieniotwórczych od temperatury i wilgotności powietrza. Wszystkie współczynniki korelacji liniowej r wyznaczono na poziomie istotności $p < 0,05$.

W przypadku temperatury powietrza T zachodzą silne ujemne korelacje (współczynnik korelacji liniowej przyjmuje wartości: $0,6 < |r| < 0,9$) pomiędzy wartościami temperatury, a stężeniami radonu, jego pochodnymi oraz wartościami rocznej dawki skutecznej E . Przykład takich korelacji dla jednego z okresów pomiarowych przedstawia Rys. 7.25. Istotne jest, że zależności te pojawiają się jedynie w mieszanych trybach pracy klimatyzacji AC ON/OFF. Za taką charakterystykę opisywanych relacji odpowiada właśnie specyficzny tryb pracy układu klimatyzacji. Rano, kiedy klimatyzacja zostaje uruchomiona, stężenia radonu i jego produktów rozpadu maleją. Równocześnie powietrze wprowadzane do auli zostaje podgrzane w celu zapewnienia optymalnych termicznie warunków pracy w czasie zajęć ze studentami i tym samym rośnie wartość jego temperatury. Wyłączenia klimatyzacji na noc powoduje wzrost stężenia radionuklidów w powietrzu auli oraz obniżenie temperatury – wyłączenie ogrzewania.



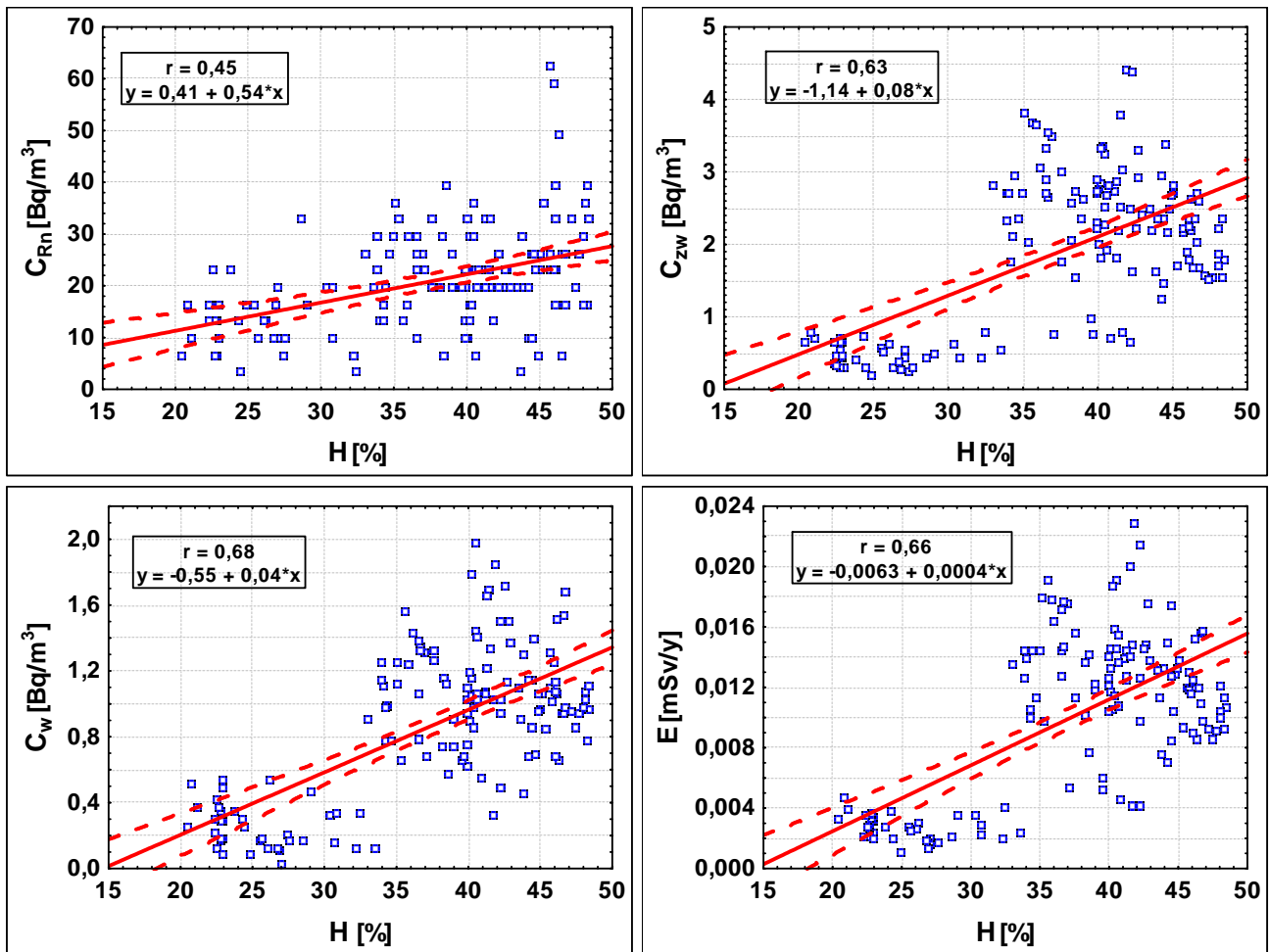
Rys. 7.25. Korelacje pomiędzy stężeniami izotopów promieniotwórczych oraz roczną dawką skuteczną E , a wartościami temperatury powietrza – tryb klimatyzacji AC ON/OFF, Rec. 80%, Przepływ 9000 m³/h.

Te procesy odpowiadają za występowanie ujemnych korelacji pomiędzy wartościami temperatury powietrza, a stężeniami cząstek promieniotwórczych. Przykłady takich odwrotnie proporcjonalnych zależności przedstawiają wykresy przebiegów stężeń produktów rozpadu radonu w obu frakcjach, występujące w różnych okresach pomiarowych i przy różnych ustawieniach klimatyzacji (wielkość recyrkulacji i przepływu powietrza), ale zawsze w jej mieszanym trybie pracy AC ON/OFF (Rys. 7.26.).



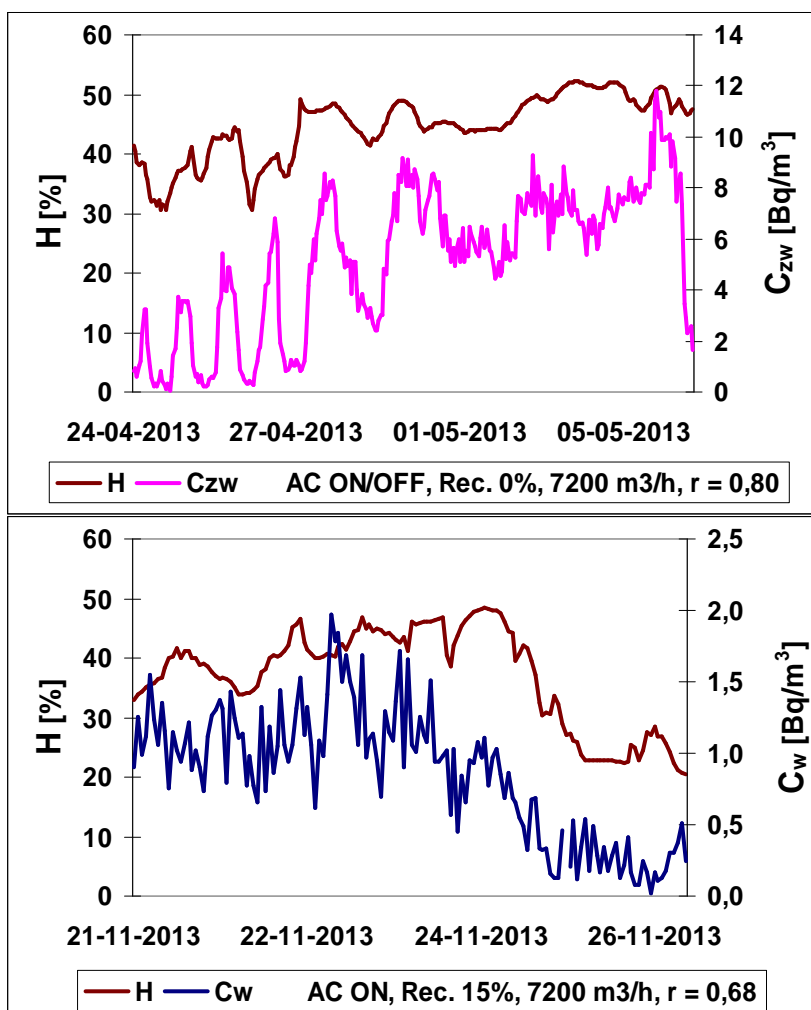
Rys. 7.26. Przebiegi stężeń produktów rozpadu radonu oraz wartości temperatury powietrza – AC ON/OFF.

Dla wilgotności powietrza H można zaobserwować z kolei korelacje dodatnie o średniej sile ($0,4 < |r| \leq 0,7$), występujące pomiędzy tym parametrem klimatycznym, a mierzonymi stężeniami cząstek promieniotwórczych oraz wartościami rocznej dawki skutecznej E . Co ciekawe, relacje te występują jedynie, gdy przepływ powietrza jest ustawiony na poziomie 7200 m³/h (6 wymian całej objętości powietrza auli w trakcie godziny). Inne ustawienia klimatyzacji oraz jej tryb pracy nie wpływają na korelacje. Rys. 7.27. prezentuje wykresy opisywanych zależności dla przykładowego okresu pomiarowego.



Rys. 7.27. Korelacje pomiędzy stężeniami izotopów promieniotwórczych oraz roczną dawką skuteczną E , a wartościami wilgotności powietrza – tryb klimatyzacji AC ON, Rec. 15%, Przepływ 7200 m³/h.

Potwierdzenie tych dodatnich zależności można również (jak w przypadku korelacji z temperaturą) zaobserwować na wykresach prezentujących przebiegi wartości wilgotności powietrza oraz stężeń cząstek promieniotwórczych, znajdujących się w tym powietrzu. Rys. 7.28. przedstawia przykładowe wykresy przebiegów dla pochodnych radonu w różnych okresach pomiarowych, ale dla stałej wartości przepływu powietrza – 7200 m³/h. Jak widać na wykresach, stężenia pochodnych radonu we frakcji wolnej C_w i związanej C_{zw} ulegają podobnym fluktuacjom w czasie jak wartości wilgotności powietrza H .



Rys. 7.28. Przebiegi stężeń produktów rozpadu radonu oraz wartości wilgotności powietrza.

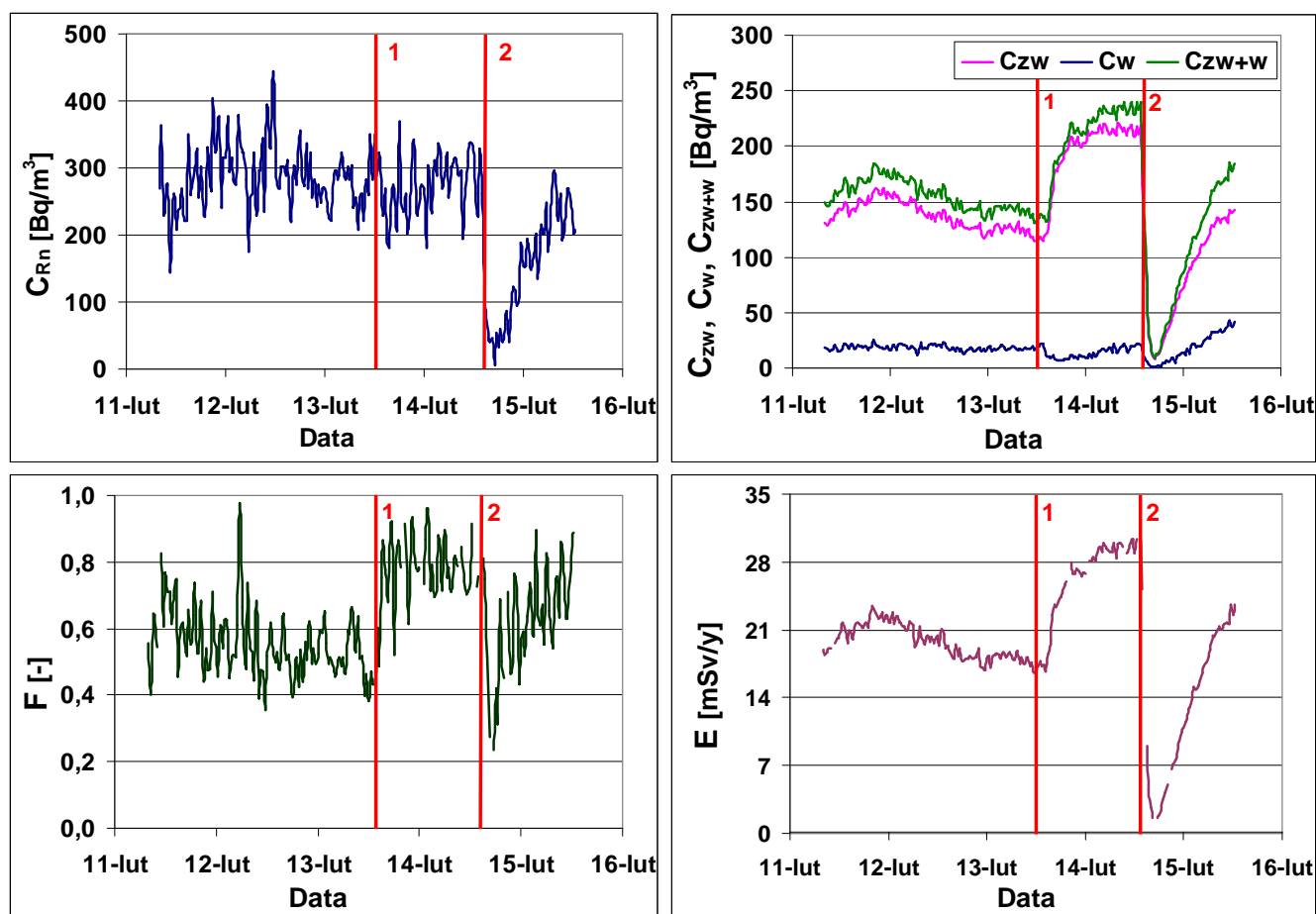
7.4. Wpływ dodatkowych źródeł aerozoli na wartości stężeń pochodnych radonu i dawki inhalacyjnej.

Rozkład aktywności izotopów tworzących promieniotwórcze aerozole (frakcję związaną produktami rozpadu radonu) jest zależny od rozkładu liczby aerozoli atmosferycznych (równanie 3.15). Równocześnie szybkość adsorpcji przez aerozole cząsteczek frakcji wolnej zależy od stężenia tych aerozoli w powietrzu (Rys. 3.5.). Z tego powodu celowe wydają się być pomiary wpływu dodatkowych źródeł aerozoli w powietrzu wewnętrznym na zmiany wartości stężeń pochodnych radonu. Wartości te bezpośrednio przekładają się na określenie współczynnika równowagi F i rocznej dawki skutecznej E od wniknięcia izotopów radonu i jego produktów rozpadu do płuc drogą oddechową.

Pomiary przeprowadzono w Laboratorium CR-39 znajdującym się w przyziemiu budynku nr 3 Instytutu Fizyki Jądrowej PAN w Krakowie (rozdział 6.2.). Pokój laboratorium jest zbliżony w swych właściwościach do klasycznego pomieszczenia mieszkalnego/biurowego w związku z czym pomiary w nim wykonywane mogą być odniesione do pomiarów w domach. Źródłami aerozoli atmosferycznych były cząstki powstające na skutek spalania, generujące aerozole o średnicach z zakresu: 1-50 nm (Tomasi, 2016). Użyto źródeł ogólnie dostępnych, powszechnie występujących w większości domów tj. papierosów, świeczek i kadzidełek zapachowych. Stanowisko generujące aerozole znajdowało się w odległości ok. 1 metra od głowicy pomiarowej miernika EQF 3320.

Papierosy

Pomiary w Laboratorium CR-39 były prowadzone przy zamkniętych oknach i drzwiach bez udziału jakiegokolwiek systemu wentylacji. W momencie oznaczonym na Rys. 7.29. czerwoną pionową kreską nr 1 zapalono pierwszego papierosa.



Rys. 7.29. Wpływ palenia papierosów na przebiegi stężeń radonu, jego pochodnych oraz wartości współczynnika równowagi F i rocznej dawki skutecznej E .

Następnie co 30 minut zapalono kolejno 3 papierosy. Po czasie ok. 24 godzin w pomieszczeniu otworzono okna i włączono wentylator – pionowa kreska nr 2. Jak widać na wykresach przebiegów mierzonych parametrów (Rys. 7.29.) wprowadzenie do pomieszczenia dodatkowego źródła aerozoli pochodzących z dymu tytoniowego spowodowało znaczne zwiększenie stężenia frakcji związanej pochodnych radonu C_{zw} aż o 48%, tj. z wartości średniej stężenia 136 Bq/m^3 przed zapaleniem papierosów do wartości 202 Bq/m^3 po rozpoczęciu palenia (Tabela 7.5.).

Tabela 7.5. Wartości średnie mierzonych parametrów w zależności od pojawienia się dodatkowych źródeł aerozoli w powietrzu.

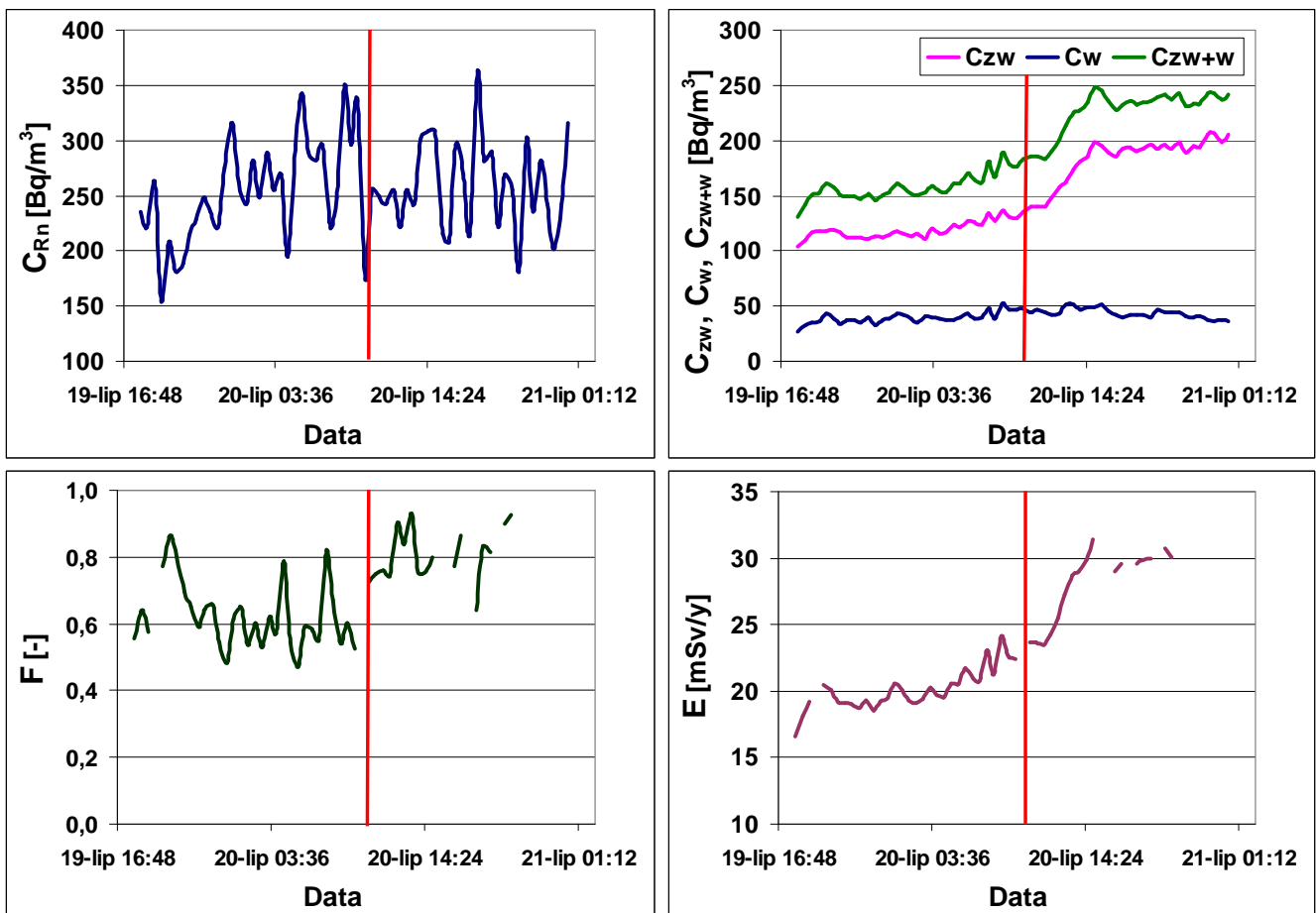
* - do momentu otwarcia okien i włączenia wentylatora, ** - pomiędzy wartościami po i przed zapaleniem

| Źródła aerozoli | Wartość średnia | C_{Rn} Bq/m^3 | C_{zw} Bq/m^3 | C_w Bq/m^3 | C_{zw+w} Bq/m^3 | F - | E mSv/y |
|----------------------|----------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------|-------------------------------|----------|-----------------------|
| papierosy | cały okres* | 281 | 156 | 17 | 173 | 0,62 | 21,8 |
| | przed zapaleniem | 286 | 136 | 18 | 155 | 0,55 | 19,6 |
| | po zapaleniu | 272 | 202 | 14 | 215 | 0,78 | 27,1 |
| | różnica procentowa** | -5% | 48% | -26% | 39% | 41% | 38% |
| świeczki zapachowe | cały okres* | 256 | 149 | 41 | 191 | 0,69 | 23,3 |
| | przed zapaleniem | 254 | 120 | 39 | 159 | 0,63 | 20,2 |
| | po zapaleniu | 260 | 186 | 43 | 229 | 0,81 | 28,5 |
| | różnica procentowa** | 2% | 55% | 10% | 44% | 29% | 41% |
| kadzidełka zapachowe | cały okres* | 244 | 133 | 27 | 160 | 0,65 | 20,1 |
| | przed zapaleniem | 258 | 123 | 27 | 150 | 0,59 | 19,1 |
| | po zapaleniu | 218 | 153 | 26 | 179 | 0,79 | 22,6 |
| | różnica procentowa** | -16% | 25% | -4% | 20% | 34% | 19% |

Minimalnemu obniżeniu uległo średnie stężenie pochodnych radonu we frakcji wolnej C_w (z wartości 18 Bq/m^3 przed zapaleniem do 14 Bq/m^3 po zapaleniu). Tym samym zaobserwowano znaczny wzrost średniego sumarycznego stężenia pochodnych radonu C_{zw+w} z wartości 155 Bq/m^3 do 215 Bq/m^3 (wzrost o 39%). Przy równoczesnym zachowanym poziomie stężenia radonu C_{Rn} w tym okresie pomiarowym (zmiana średniego stężenia radonu jedynie z wartości 286 Bq/m^3 do 272 Bq/m^3) proces zapalenia papierosów spowodował znaczny wzrost wartości współczynnika równowagi F z wartości 0,55 do 0,78. Tym samym znacząco zwiększyła się średnia wartość rocznej dawki skutecznej E (wyznaczonej dla standardowego rocznego czasu przebywania w domach - 7000 godzin) z wartości 19,6 mSv/y do 27,1 mSv/y – wzrost o 38%. Otwarcie okien i włączenie wentylatora skutecznie usunęło z pomieszczenia radon oraz jego produkty rozpadu, a tym samym spowodowało obniżenie wartości dawki skutecznej. Wyłączenie wentylatora i ponowne zamknięcie okien doprowadziło do wzrostu stężenia radonu i jego produktów rozpadu do poziomu obserwowanego przed zapaleniem papierosów.

Świecezki zapachowe

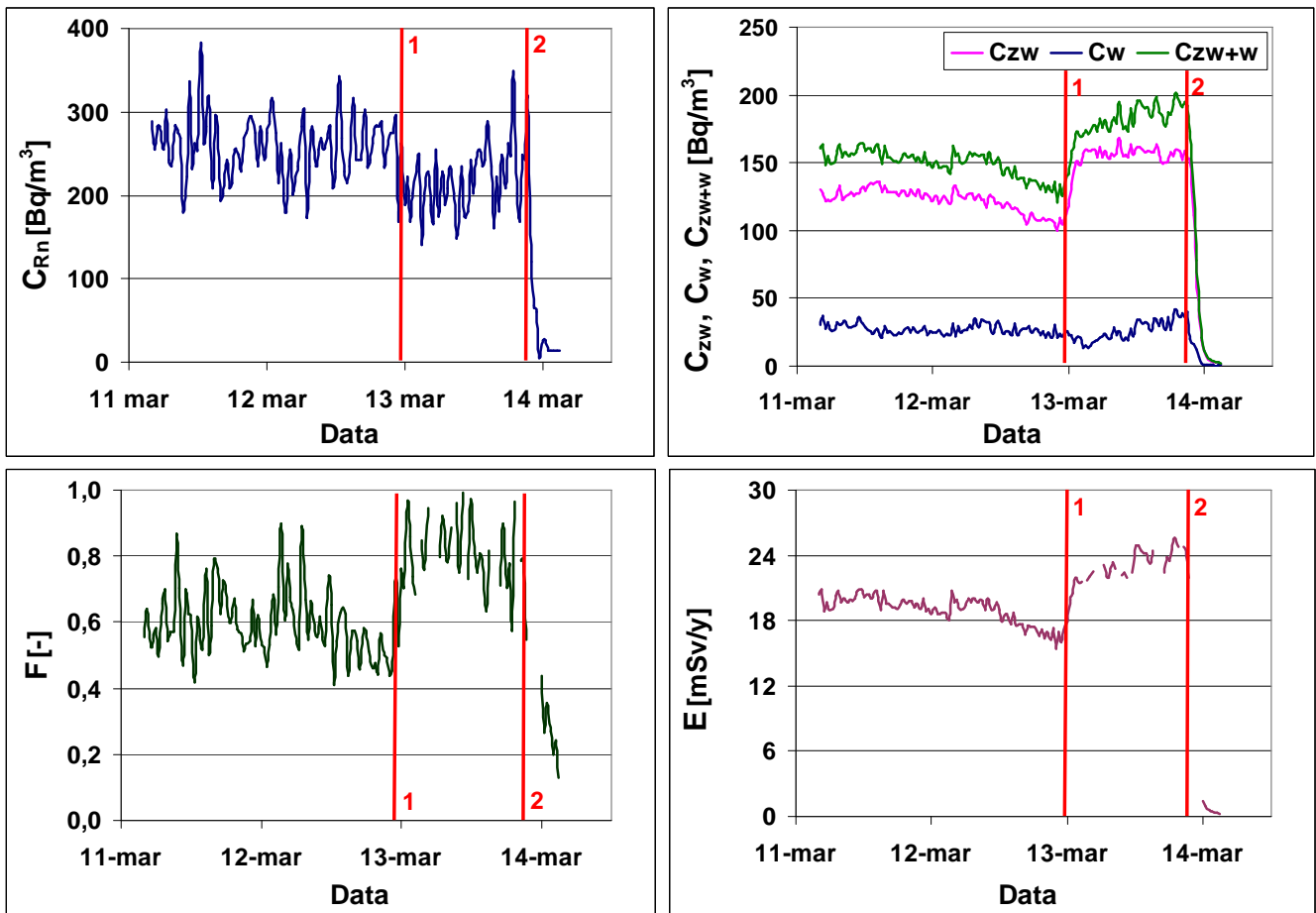
Podobne wyniki dały pomiary wpływu zapalenia popularnych świeczek zapachowych. Na wykresach przebiegów stężeń radonu, jego pochodnych oraz dawki E (Rys. 7.30.) moment zapalenia jednocześnie trzech świeczek zapachowych został oznaczony czerwoną pionową kreską. Następnie po upływie pięciu godzin zapalono kolejne trzy świecezki. Jak można zaobserwować na ww. wykresach wprowadzenie do pomieszczenia dodatkowych aerozoli pochodzących z procesu spalania świeczek zapachowych doprowadziło do znacznego zwiększenia stężenia frakcji związanej pochodnych radonu C_{zw} z wartości 120 Bq/m^3 do 186 Bq/m^3 - wzrost o 55% (Tabela 7.5.). Wartości stężenia radonu C_{Rn} oraz frakcji wolnej jego produktów rozpadu C_w nie uległy większym zmianom (z poziomu 254 Bq/m^3 przed zapaleniem świeczek do 260 Bq/m^3 po zapaleniu dla C_{Rn} i z 39 Bq/m^3 do 43 Bq/m^3 dla C_w). Tym samym wzrosła wartość wyznaczonego współczynnika równowagi F z $0,63$ do $0,81$ (29 % przyrost). Co najistotniejsze, zmiany te wpłynęły na pokaźne zwiększenie wartości rocznej dawki skutecznej E aż o 41% (z wartości $20,2 \text{ mSv/y}$ do $28,5 \text{ mSv/y}$).



Rys. 7.30. Wpływ palenia świeczek zapachowych na przebiegi stężeń radonu, jego pochodnych oraz wartości współczynnika równowagi F i rocznej dawki skutecznej E .

Kadzidelka zapachowe

Ostatnim z wykorzystanych źródeł aerozoli było spalanie kadzidełek zapachowych. Przebiegi stężeń parametrów mierzonych podczas tej serii pomiarowej są przedstawione na Rys. 7.31. Podobnie jak w przypadku dwóch poprzednich źródeł aerozoli, zapalenie kolejno sześciu kadzidełek (na wykresach oznaczone pionową kreską z numerem 1) także spowodowało zwiększenie wartości stężenia frakcji związanej pochodnych radonu C_{zw} , a co za tym idzie wartości współczynnika równowagi F i rocznej dawki skutecznej E . Otwarcie okien w pomieszczeniu pomiarowym i włączenie wentylatora (punkt na wykresach oznaczony pionową kreską nr 2) spowodowało gwałtowną redukcję wszystkich mierzonych wielkości. W przeciwieństwie do poprzednich pomiarów, wartość średniego stężenia radonu C_{Rn} uległa dość istotnemu obniżeniu w okresie po zapaleniu kadzidełek, notując 16 % spadek z wartości 258 Bq/m^3 do 218 Bq/m^3 (Tabela 7.5.). Tego faktu nie można wytłumaczyć zapaleniem kadzidełek zapachowych. Jest to raczej wynik charakterystycznych fluktuacji dobowych stężenia radonu w pomieszczeniu, opisanych w rozdziale 2.3. Niemniej obniżenie stężenia radonu po zapaleniu kadzidełek wpłynęło bezpośrednio na mniejszy, niż w przypadku papierosów i świeczek, wzrost zarówno średniego stężenia frakcji związanej pochodnych radonu C_{zw} , jak i rocznej dawki skutecznej E . Średnie wartości C_{zw} zanotowały „jedynie” 25 % wzrost z liczby 123 Bq/m^3 do 153 Bq/m^3 . Roczna dawka skuteczna E zwiększyła swą średnią wartość po zapaleniu kadzidełek o 19 % (z $19,1 \text{ mSv/y}$ do $22,6 \text{ mSv/y}$). O tym, że źródło aerozoli powstałych na skutek palenia kadzidełek zapachowych daje wielkościowo podobny skutek jak dwa przedstawione wcześniej źródła, może świadczyć typowy dla tych trzech serii pomiarowych wzrost wartości współczynnika równowagi F . Średnia wartość F zwiększyła się po spalaniu kadzidełek aż o 34% (z 0,59 do 0,79), podobnie jak w przypadku palenia papierosów i świeczek zapachowych.



Rys. 7.31. Wpływ palenia kadzidełek zapachowych na przebiegi stężeń radonu, jego pochodnych oraz wartości współczynnika równowagi F i rocznej dawki skutecznej E .

Zaprezentowane w rozdziale 7 wyniki były częściowo publikowane (Kozak, 2014; Grządziel, 2016; Południk, 2016; Południk, 2017).

8. Podsumowanie i wnioski

Przedmiotem niniejszej pracy było zbadanie wpływu parametrów powietrza wewnętrznego na dynamikę zmian wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych. Parametry powietrza wewnętrznego, które poddano analizie, to zarówno parametry związane z pracą układu klimatyzacji, tj. stopień recyrkulacji powietrza i szybkość przepływu powietrza, jak również stężenie cząstek aerozoli obecnych w powietrzu (w ujęciu ilościowym i masowym) oraz parametry klimatu wewnętrznego (temperatura, ciśnienie, wilgotność).

Dawka inhalacyjna od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych (dawka skuteczna E od wniknięcia tych izotopów do płuc drogą oddechową) była obliczana (wzór 6.1) w oparciu o stale mierzone wartości stężenia radonu oraz o wyliczane na bieżąco wartości współczynnika równowagi F , pomiędzy radonem a jego krótkożyciowymi pochodnymi, oraz wartości współczynnika konwersji dawki DCF . Standardowo, podczas szacowania wartości dawki skutecznej E , stosuje się stałe wartości współczynnika równowagi F oraz współczynnika konwersji dawki DCF . Stała wartość współczynnika równowagi F przyjmowana do obliczeń (w pomieszczeniach zamkniętych) wynosi 0,4. W przypadku współczynnika konwersji dawki DCF wielu badaczy nadal używa wartości 4 mSv/WLM dla domów i 5 mSv/WLM dla miejsc pracy – wartości zaproponowanych w raporcie ICRP 65 w 1993 roku. Ostatnie raporty ICRP dotyczące zagrożeń wynikających z ekspozycji na radon: ICRP 115 (2010 r.) oraz ICRP 126 (2014 r.) sugerują zmianę przedstawionych wyżej wartości współczynników DCF i odejście od metody epidemiologicznej podczas ich wyznaczania, na rzecz modeli dozymetrycznych, uwzględniających udział frakcji wolnej produktów rozpadu radonu f_p podczas określania wartości współczynnika konwersji dawki DCF . Możliwości pomiarowe używanego do celów niniejszej pracy miernika EQF 3220 pozwoliły na rozdzielenie frakcji wolnej i związanej pochodnych radonu, a tym samym obliczenie udziału frakcji wolnej f_p (wzór 6.3), a następnie na tej podstawie wyliczenie wartości współczynnika DCF (wzór 4.5).

Pomiary wykonane w auli WIŚPL oraz w laboratorium w IFJ PAN wykazały, że zmierzone wartości współczynnika równowagi F mogą znacznie odbiegać od przyjmowanej stałej wartości 0,4. Średnie wartości współczynnika F określone w trakcie badań wynosiły od 0,1 (pomiar w auli WIŚPL w trybie klimatyzacji AC ON, przy recyrkulacji powietrza 80% i szybkości przepływu powietrza 5400 m³/h) do 0,8 (pomiar w laboratorium IFJ PAN po wprowadzeniu do powietrza wewnętrznego dodatkowych źródeł

zwiększających stężenie aerozoli). Takie rozbieżności w wartościach współczynnika równowagi F sugerują konieczność wykonywania pomiarów stężenia pochodnych radonu w obu frakcjach obok typowych pomiarów stężenia radonu w celu dokładnego wyznaczenia wartości współczynnika F . Przyjmowanie do obliczeń dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych stałej wartości $F = 0,4$ może tym samym prowadzić do zaniżenia bądź zawyżenia wartości dawki.

Wyliczane w pracy wartości współczynnika konwersji dawki DCF są na poziomie ok. 12 mSv/WLM. Tym samym są zbliżone do wartości 12 mSv/WLM zaproponowanej na spotkaniu komisji ICRP w Sydney w 2015 roku jako nowa ujednolicona wartość współczynnika DCF . Warto zauważyć, że są to wartości ponad dwukrotnie wyższe niż wartości DCF przedstawione w raporcie ICRP 65, które są najczęściej używane do obliczeń dawek.

Pomiary w auli WIŚPL wyposażonej w zaawansowany system klimatyzacyjny pozwoliły zbadać dynamikę zmian stężenia radonu i jego produktów rozpadu, a tym samym dynamikę zmian wartości dawki inhalacyjnej od tych izotopów, wynikającą z różnych trybów pracy i parametrów układu klimatyzacji. Pomiary wykonywane w trybie ciągłym przez 24h na dobę umożliwiały obliczenie wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych, zarówno w czasie kiedy na auli WIŚPL były prowadzone zajęcia ze studentami, jak i w czasie gdy pomieszczenie auli było puste. Pozwoliło to dokładniej oszacować ryzyko radonowe, na które mogą być narażeni użytkownicy auli.

Analizując wyniki z rozdziału 7.1.1. widać, że uruchomienie klimatyzacji w trybie mieszanym AC ON/OFF powoduje zmniejszenie wartości średniego stężenia radonu i jego pochodnych we frakcji związanej, a tym samym przyczynia się do prawie dwukrotnej redukcji wartości średniej rocznej dawki skutecznej E z 0,052 mSv/y do 0,027 mSv/y. W mieszanym trybie pracy klimatyzacji AC ON/OFF wartości dawki E obliczone dla stężeń radonu i jego pochodnych rejestrowanych w trakcie dnia, gdy system klimatyzacji pracował, były ponad 5-cio krotnie niższe niż te obliczone dla danych rejestrowanych w trakcie nocy: odpowiednio 0,013 mSv/y i 0,067 mSv/y. Poranne uruchomienie klimatyzacji powoduje napływ do pomieszczenia auli powietrza zewnętrznego, które charakteryzuje się niższym stężeniem radonu, a tym samym niższą zawartością pochodnych radonu. Wyłączenie klimatyzacji w nocy powoduje wzrost wartości stężenia radonu i jego pochodnych. Ten cykliczny trend można zaobserwować na wykresach przebiegu stężenia radonu (Rys. 7.1.) oraz przebiegu jego produktów rozpadu w obu frakcjach (Rys. 7.2.).

Zmiana systemu pracy klimatyzacji z trybu mieszanego AC ON/OFF do trybu ciągłego AC ON także powoduje redukcję stężenia radonu i jego krótkożyciowych pochodnych, a co za tym idzie redukcję wartości dawki inhalacyjnej od tych izotopów. Uruchomienie klimatyzacji w trybie ciągłym AC ON spowodowało 6-cio krotne obniżenie wartości średniej rocznej dawki skutecznej E z wartości 0,019 mSv/y do 0,003 mSv/y.

Parametrem odpowiadającym za skład powietrza, jakie jest nawiewane do auli przez układ klimatyzacji jest stopień recyrkulacji tego powietrza. W momencie, gdy recyrkulacja powietrza wynosi 0% do auli dostarczane jest stale powietrze zewnętrzne, o niższej zawartości radonu i jego pochodnych. Gdy część powietrza w systemie klimatyzacji zostanie zawrócona (recyrkulacja > 0%) stężenie radonu i jego produktów rozpadu mierzone w pomieszczeniu auli powinno wzrosnąć. Jak potwierdzają wyniki z rozdziału 7.1.3. zmiana recyrkulacji powietrza z 80% do 0% powoduje zmniejszenie wartości stężenia radonu i jego krótkożyciowych pochodnych, a tym samym wpływa na redukcję wartości średniej rocznej dawki skutecznej E z 0,005 mSv/y do 0,003 mSv/y.

Ostatnim parametrem związanym z pracą klimatyzacji, mającym wpływ na zmianę wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych jest szybkość przepływu powietrza nawiewanego do auli. Szybkość przepływu powietrza decyduje o ilości wymian powietrza w całej objętości auli w jednostce czasu. W okresie pomiarowym opisywanym w rozdziale 7.1.4. stopień recyrkulacji powietrza był ustawiony na poziomie 15%. Tym samym 85% objętości powietrza, jaka była nawiewana do auli, pochodziła z zewnątrz budynku. W związku z tym można domniemywać, że zwiększanie szybkości przepływu powietrza, czyli zwiększanie ilości wymian mas powietrza w objętości auli, będzie powodowało zmniejszanie wartości stężenia radonu i jego produktów rozpadu w powietrzu wewnętrznym auli. Potwierdzają to wyniki zaprezentowane w rozdziale 7.1.4. Jednakże sam proces redukcji stężenia radonu i jego pochodnych na skutek zwiększania wartości szybkości przepływu powietrza zadziałał z opóźnieniem czasowym. Zwiększenie przepływu z wartości 5400 m³/h do 7200 m³/h nie przyniosło oczekiwanych zmian od razu. Dopiero po pewnym czasie stężenie radonu i obu frakcji jego produktów rozpadu zaczęło się obniżać. Być może powietrze, aby zmienić swój skład musiało być wielokrotnie przefiltrowane w całym układzie klimatyzacji. Kolejne zwiększenie szybkości przepływu powietrza do wartości 9000 m³/h utrzymało stężenia radonu i jego pochodnych na określonym niskim poziomie i nie spowodowało już żadnych istotnych zmian w przebiegach tych stężeń. Zmiana szybkości przepływu powietrza z wartości 5400 m³/h do 9000 m³/h i spowodowana nią redukcja wartości stężenia radonu i jego pochodnych doprowadziła do zmniejszenia wartości średniej

rocznej dawki skutecznej E z poziomu 0,009 mSv/y do 0,003 mSv/y dla tych okresów pomiarowych.

Jak wspomniano w pracy (rozdział 3) pochodne radonu tworzą dynamiczny układ z cząstkami powietrza, w którym się znajdują. Frakcja związana pochodnych radonu powstaje wskutek połączenia cząstek frakcji wolnej z większymi cząstkami aerozoli obecnymi w powietrzu. Analiza wyników z rozdziału 7.2. potwierdza korelacje pomiędzy stężeniami aerozoli, a stężeniami pochodnych radonu. Silniejsze korelacje zachodzą pomiędzy frakcją związaną i stężeniami aerozoli, niż to zachodzi dla frakcji wolnej. Wyniki badań wykazały także fakt zachodzenia najsilniejszych korelacji pomiędzy badanymi stężeniami aerozoli i pochodnymi radonu w okresie wyłączonej klimatyzacji AC OFF. Włączenie układu klimatyzacji, i co za tym idzie wymuszony ruch powietrza nawiewanego do auli, powoduje zmiany w stężeniach cząstek aerozoli obecnych w powietrzu wewnętrznym oraz zmiany w stężeniach pochodnych radonu, które osłabiają korelacje pomiędzy tymi wartościami. Istotnym czynnikiem wpływającym na siłę korelacji pomiędzy stężeniami aerozoli, a stężeniami produktów rozpadu radonu jest także ilość powietrza zewnętrznego w strumieniu powietrza nawiewanym do pomieszczenia auli. Jak pokazano w rozdziale 7.1.3. napływ zewnętrznego powietrza (ustawienie recyrkulacji powietrza na 0%) wpływa na istotne obniżenie stężenia radonu, a co za tym idzie jego pochodnych w obu frakcjach oraz odwrotnie – gwałtownie zwiększa ilość cząstek aerozoli dostarczanych do auli z zewnątrz. Tym samym zmniejszenie stopnia recyrkulacji powietrza nawiewanego do auli wpływa na osłabienie korelacji pomiędzy stężeniami aerozoli, a stężeniami produktów rozpadu radonu.

Korelacje pomiędzy stężeniami produktów rozpadu radonu, a stężeniami aerozoli przekładają się na analogiczne zależności pomiędzy wartościami dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych (rocznej dawki skutecznej E), a ilością aerozoli. Wynika to z faktu, iż wartość dawki wylicza się bezpośrednio z wartości stężenia sumarycznych produktów rozpadu radonu. W okresie wyłączonej klimatyzacji (AC OFF), gdy korelacje pomiędzy pochodnymi radonu, a aerozolami są najsilniejsze, współczynnik korelacji linowej r pomiędzy wartościami dawki E , a stężeniem ilościowym aerozoli PN wynosił 0,66. Dla stężenia masowego aerozoli PMI przyjmował on wartość 0,73. Biorąc pod uwagę opisaną wyżej zależność korelacji od recyrkulacji powietrza, drugim okresem pomiarowym, w którym korelacje pomiędzy stężeniami pochodnych radonu, a stężeniami aerozoli były najsilniejsze był okres, gdy klimatyzacja pracowała w trybie ciągłym AC ON, a recyrkulacja powietrza ustawiona była na poziomie 80%. Wartość współczynnika korelacji

linowej r pomiędzy wartościami dawki E , a stężeniem ilościowym aerozoli PN wynosiła w tym okresie 0,57.

Pomiary wartości parametrów klimatu wewnętrznego auli WIŚPL prowadzone równocześnie z pomiarami stężeń cząstek obecnych w tymże powietrzu pozwoliły na analizę korelacji, jakie mogą występować pomiędzy wspomnianymi wielkościami. Biorąc pod uwagę poszczególne okresy pomiarowe, rozdzielone ze względu na różne parametry pracy klimatyzacji, udało się znaleźć istotne, powtarzające się korelacje, jedynie dla zależności stężeń izotopów promieniotwórczych od temperatury i wilgotności powietrza (rozdział 7.3.).

Jest powszechnie znanym faktem, o którym wspomniano też w rozdziale 2.3. pracy, że zmiana temperatury powietrza wpływa na proces transportu radonu do budynku w wyniku działania procesu konwekcji, wywołanego różnicą ciśnień, będącą następstwem różnicy temperatur pomiędzy wnętrzem a zewnątrz budynku. Analiza wyników (rozdział 7.3.) wykazała istnienie silnej ujemnej korelacji pomiędzy wartościami temperatury powietrza mierzonej w auli, a wartościami stężenia radonu, obu frakcji jego pochodnych oraz analogicznie wartościami dawki skutecznej E , występującej w specyficznych sytuacjach. Zależności te są ściśle związane z pracą układu klimatyzacji, gdyż występują jedynie w mieszanych trybach jej pracy AC ON/OFF. Rano, kiedy klimatyzacja była uruchamiana, stężenia radonu i jego produktów rozpadu malały. Równocześnie powietrze wprowadzane do auli było podgrzane w celu zapewnienia optymalnych termicznie warunków pracy w czasie zajęć ze studentami i tym samym rosła jego temperatura. Wyłączenie klimatyzacji na noc powodowało wzrost stężenia radionuklidów w powietrzu auli oraz obniżenie temperatury – wyłączenie ogrzewania. Przykłady takich odwrotnie proporcjonalnych zależności przedstawiają wykresy przebiegów stężeń produktów rozpadu radonu w obu frakcjach, występujące w różnych okresach pomiarowych i przy różnych ustawieniach klimatyzacji (wielkość recyrkulacji i przepływu powietrza), ale zawsze w jej mieszanym trybie pracy AC ON/OFF (Rys. 7.26.).

Dodatnie korelacje o umiarkowanej sile zaobserwowano dla wilgotności powietrza. Występowały one jedynie w okresach, gdy klimatyzacja pracowała z szybkością przepływu $7200 \text{ m}^3/\text{h}$ (6 wymian całej objętości powietrza auli w trakcie godziny). Inne parametry pracy układu klimatyzacji nie wpływały w tym przypadku na siłę omawianej korelacji. Wykresy przedstawiające przebieg stężenia obu frakcji pochodnych radonu oraz przebieg wartości wilgotności powietrza (Rys. 7.28.) potwierdzają dodatnie korelacje pomiędzy tymi

wartościami. Stężenia pochodnych radonu we frakcji wolnej i związanej ulegały podobnym fluktuacjom w czasie jak wartości wilgotności powietrza.

Radon jest drugim, po paleniu tytoniu, czynnikiem powodującym nowotwory płuc. Innym udowodnionym faktem jest efekt synergizmu występujący pomiędzy narażeniem na radon, a narażeniem wynikającym z palenia tytoniu. Wpływ radonu na powstawanie nowotworów płuc jest tym samym większy dla osób palących, niż dla osób niepalących nigdy. Istotne wobec tego wydają się pomiary wpływu dodatkowych cząstek aerozoli w powietrzu wewnętrznym, powstających z procesu palenia tytoniu, na wartości stężenia pochodnych radonu, a co za tym idzie na wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych. Problem ten omówiono w rozdziale 7.4. Oprócz dymu tytoniowego zastosowano też inne źródła aerozoli powstających z procesów spalania, występujących powszechnie w domach (świecek i kadzidełek zapachowe) i charakteryzujących się podobnym rozkładem średnicy cząstek od 1 do 50 nm. Udział dodatkowych źródeł aerozoli atmosferycznych w powietrzu wewnętrznym wpłynął na znaczne zwiększenie wartości stężeń frakcji związanej pochodnych radonu. Stężenie frakcji wolnej produktów rozpadu radonu nie uległo większym zmianom. Przy równoczesnym zachowanym tym samym poziomie stężenia radonu, wprowadzenie dodatkowych 3 źródeł aerozoli przyczyniło się bezpośrednio do znacznego zwiększenia wartości współczynnika równowagi F oraz znacznego wzrostu wartości dawki skutecznej E od inhalacji radonu i jego krótkożyciowych pochodnych. Przedstawione 3 procesy spalania spowodowały zwiększenie wartości stężeń pochodnych radonu we frakcji związanej o średnią wartość 43%. Przełożyło się to na wzrost wartości współczynnika równowagi F o średnią wartość 35%, co dało 33-procentowy średni wzrost wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych.

Na podstawie analizy danych zebranych i przedstawionych w pracy można wysnuć wnioski o konieczności prowadzenia pomiarów nie tylko stężenia radonu, ale również obu frakcji jego produktów rozpadu, w celu dokładnego wyznaczenia wartości dawki inhalacyjnej od tych izotopów. Tylko takie kompleksowe pomiary dadzą informację o rzeczywistych wartościach zarówno współczynnika równowagi F , jak i współczynnika konwersji dawki DCF . Przyjmowanie stałych wartości współczynników F i DCF może prowadzić do niedoszacowań lub przeszacowań wartości dawki z dwóch powodów:

- przyjęte stałe wartości mogą być sporo niższe bądź wyższe niż wartości rzeczywiste
- założenie stałych wartości dla długotrwałych pomiarów jest niepoprawne, gdyż nie uwzględnia fluktuacji, jakich mogą dotyczyć stężenia radonu i jego pochodnych.

Zarówno pomiary w auli WIŚPL, jak i w laboratorium IFJ PAN pokazały, że różne tryby pracy układu klimatyzacji oraz obecność dodatkowych źródeł aerozoli atmosferycznych mogą znacząco wpływać na dynamikę zmian wartości stężeń radonu, a przede wszystkim obu frakcji jego produktów rozpadu. W przypadku niemożności prowadzenia pomiarów stężenia pochodnych radonu do wyznaczenia dawki inhalacyjnej od radonu i jego produktów rozpadu, powinno się stosować aktualnie przyjęte wartości współczynnika konwersji dawki *DCF*, wyznaczone w oparciu o stosowane modele dozymetryczne.

Bazując na wynikach pomiarów przeprowadzonych w klimatyzowanym pomieszczeniu auli WIŚPL, można zaproponować taki tryb pracy klimatyzacji, który będzie gwarantował użytkownikom pomieszczeń biurowych i mieszkalnych, wyposażonych w system klimatyzacji, jak najmniejsze narażenie na radon i jego produkty rozpadu. Takim trybem pracy klimatyzacji będzie tryb ciągły AC ON z wyłączonym systemem recyrkulacji powietrza i możliwie jak najwyższym stopniem szybkości przepływu powietrza nawiewanego do auli. Stały dopływ powietrza zewnętrznego o niskiej zawartości stężenia radonu i jego pochodnych będzie gwarantował, że dawka inhalacyjna od tych izotopów będzie na możliwie najniższym poziomie, nawet w przypadku, gdy do pomieszczenia z zewnątrz dostaną się stosunkowo duże ilości aerozoli atmosferycznych. W przypadku, gdy ciągła praca układu klimatyzacji jest niekorzystna, np. z powodów ekonomicznych, należy zastosować jej mieszany tryb pracy AC ON/OFF (parametry recyrkulacji i szybkości przepływu powinny być ustawione jak w trybie ciągłym AC ON opisanym wyżej). Jak pokazały pomiary, wartości dawki inhalacyjnej od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych są kilkukrotnie niższe w czasie dnia, gdy klimatyzacja pracuje, niż w czasie nocy, gdy jest wyłączona.

Przedstawione wyniki pomiarów wpływu dodatkowych źródeł aerozoli na stężenia pochodnych radonu i wartości dawki inhalacyjnej pokazują jak istotne, z punktu widzenia narażenia na radon i jego produkty rozpadu, jest unikanie palenia papierosów w pomieszczeniach, gdzie się mieszka lub pracuje. Jednocześnie nie zdajemy sobie sprawy, że palenie świeczek czy kadzidełek zapachowych (co jest dość częstym zwyczajem) także zwiększa dawkę inhalacyjną od radonu i jego krótkożyciowych pochodnych.

9. Literatura

Baron, P.A., Willeke, K., (2001). *Aerosol measurement: principles, techniques, and applications* (2nd ed.). John Wiley & Sons, New York.

BEIR, (1999). *Health Effects of Exposure to Radon: BEIR VI*. National Research Council, The National Academies Press, Washington, DC.

Birchall, A., James, A.C., (1994). Uncertainty Analysis of the Effective Dose per Unit Exposure from Radon Progeny and Implications for ICRP Risk-weighting Factors. *Radiation Protection Dosimetry* 53, 133-140.

Chamberlain, A. C., (1955). *Aspects of travel and deposition of aerosols and vapour clouds*. Atomic Energy Research Establishment, HP/R 1261, Harwell.

Chen, J., (2005). A Review of Radon Doses. *Radiation Protection Management* 22 (4).

Chu, S.Y.F., Ekström, L.P., Firestone, R.B., (1999). *The Lund/LBNL Nuclear Data Search*. Version 2.0.

Cothorn, C.R., Smith, J.E., (1987). *Environmental Radon*. Plenum Press, New York.

Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., Barros-Dios, J.M., Baysson, H., Bochicchio, F., Deo, H., Falk, R., Forastiere, F., Hakama, M., Heid, I., Kreienbrock, L., Kreuzer, M., Lagarde, F., Mäkeläinen, I., Muirhead, C., Oberaigner, W., Pershagen, G., Ruano-Ravina, A., Ruosteenoja, E., Rosario, A.S., Tirmarche, M., Tomásek, L., Whitley, E., Wichmann, H.E., Doll, R., (2005). Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ* 330, 223-226.

Dudzińska, M., (2013). *Aerozole w powietrzu wewnętrznym: źródła – poziomy – problemy*. Monografia nr 112 Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Lublin.

Dyrektywa, (2013). *DYREKTYWA RADY 2013/59/EURATOM z dnia 5 grudnia 2013 r.* Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej.

ECA, (2000). *Risk Assessment In Relation to Indoor Air Quality*. European Collaborative Action. Report No 22.

EPA, (2004). *Air Quality Criteria for Particulate Matter*. Environmental Protection Agency.

Friedlander, S. K., Johnstone, H. F., (1957). Deposition of suspended particles from turbulent gas streams. *Industrial & Engineering Chemistry* 49, 1151-1156.

Fuchs, N. A., (1964). *The Mechanics of Aerosols*. Pergamon Press, Oxford.

Grosche, B., Kreuzer, M., Kreisheimer, M., Schnelzer, M., Tschense, A., (2006). Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946–1998. *British Journal of Cancer* 95, 1280-1287.

Grządziel, D., Kozak, K., Mazur, J., Godlewski, M., (2010). Indoor radon as a factor influencing air quality - measurements in Polish schools. Wystąpienie konferencyjne - Workshop "Management of indoor air quality (MIAQ)" Kazimierz Dolny.

Grządziel, D., Kozak, K., Mazur, J., Poednik, B., Dudzińska, M.R., Bilska, I., (2016). The influence of air conditioning changes on the effective dose due to radon and its short-lived decay products. *Nukleonika* 61, 239-244.

Hovhannisyan, H., (2011). Badanie transportu radonu w ośrodku porowatym na stanowisku laboratoryjnym. Praca doktorska wykonana w Instytucie Fizyki Jądrowej PAN w Krakowie.

Hunt, J., (2014). Current and forthcoming ICRP recommendations on radon exposure. Wystąpienie konferencyjne - International Conference on Occupational Radiation Protection. Occupational radiation protection in the workplace involving exposure to radon, December 2014, Vienna.

ICRP, (1991). 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Ann. ICRP* 21 (1-3).

ICRP, (1993). Protection Against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23 (2).

ICRP, (1994). Human Respiratory Track Model for Radiological Protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24 (1-3).

ICRP, (2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Ann. ICRP* 37 (2-4).

ICRP, (2010). Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115. *Ann. ICRP* 40(1).

ICRP, (2014). Radiological protection against radon exposure. ICRP Publication 126. *Ann. ICRP* 43(3).

James, A.C., Birchall, A., Akabani, G., (2004). Comparative dosimetry of BEIR VI revisited. *Radiation Protection Dosimetry* 108, 3-26.

Jimenez, J.L., (2005). Atmospheric Chemistry Graduate Course. Department of Chemistry and Biochemistry, University of Colorado at Boulder.

Karpińska, M., Wołkowicz, S., Mních, Z., Zalewski, M., Mamont-Ciesła, K., Kapała, J., (2002). Comparative studies of health hazard from radon (Rn-222) in two selected lithologic formations in the Suwałki region (in Poland). *Journal of Environmental Radioactivity* 61, 149–158.

Karpińska, M., Mních, Z., Kapała, J., (2006). Radon w budynkach mieszkalnych. Praca zbiorowa: Radon w środowisku życia, pracy i nauki mieszkańców Dolnego Śląska. Polski Klub Ekologiczny - Okręg Dolnośląski, Wrocław.

Kávási, N., Vigh, T., Kovács, T., Vaupotič, J., Jobbágy, V., Ishikawa, T., Yonehara, H., (2011). Dose estimation and radon action level problems due to nanosize radon progeny aerosols in underground manganese ore mine. *Journal of Environmental Radioactivity* 102, 806-812.

Kozak, K., Mazur, J., Kozłowska, B., Karpińska, M., Przylibski T.A., Mamont- Cieśla, K., Grządziel, D., Stawarz, O., Wysocka, M., Dorda, J., Żebrowski, A., Olszewski, J., Hovhannisyan, H., Dohojda, M., Kapała, J., Chmielewska, J., Kłos, B., Jankowski, J., Mnich, S., Kołodziej, K., (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*, 69, 1459-1465.

Kozak, K., Grządziel, D., Południk, B., Mazur, J., Dudzińska, M.R., Mroczek M., (2014). Air conditioning impact on the dynamics of radon and its daughters concentration. *Radiation Protection Dosimetry* 162, 663-673.

Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., Alavanja, M., Catalan, V.S., Field, R.W., Klotz, J.B., Létourneau, E.G., Lynch, C.F., Lyon, J.I., Sandler, D.P., Schoenberg, J.B., Steck, D.J., Stolwijk, J.A., Weinberg, C., Wilcox, H.B., (2005). Residential radon and risk of lung cancer: a combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology* 16, 137-145.

Lazaridis, M., (2011). *Indoor Air Pollution. First Principles of Meteorology and Air Pollution. Environmental Pollution* 19. Springer, Dordrecht.

Lubin, J.H., Wang, Z.Y., Boice, J.D. Jr, Xu, Z.Y., Blot, W.J., De Wang, L., Kleinerman, R.A., (2004). Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *International Journal of Cancer* 109, 132-137.

Maior, S., Simoni, M., Baldacci, S., Sherrill, D., Viegi, G., (2009). *Indoor Air Pollution and Airway Disease. Praca zbiorowa: Allergy Frontiers: Epigenetics, Allergens and Risk Factors. Allergy Frontiers* 1. Springer, Tokyo.

Marsh, J.W., Birchall, A., (2000). Sensitivity Analysis Of The Weighted Equivalent Lung Dose Per Unit Exposure From Radon Progeny. *Radiation Protection Dosimetry* 87, 167-178.

Marsh, J.W., Birchall, A., Davis, K., (2005). Comparative dosimetry in homes and mines: estimation of K factors. *Natural Radiation Environment VII. Seventh International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-VII), May 2002, Rhodes, Greece. Radioactivity in the Environment* 7, Elsevier.

Mazur, J., Kozak, K., Grządziel, D., Mroczek, M., (2013). Ocena zagrożenia radiologicznego w oparciu o badania promieniotwórczości naturalnej surowców i materiałów budowlanych. Wystąpienie konferencyjne - VI Krajowa Konferencja Radiochemii I Chemii Jądrowej Kraków-Przegorzały 21-24.04.2013.

Mercer, T. T., Stowe, W. A., (1971). Radioactive aerosol produced by radon in room air. Praca zbiorowa: *Inhaled Particles III* (Edited by Walton, W. H). Unwin, Old Woking.

Mould, R.F., (2007). Radium History Mosaic. NOWOTWORY Journal of Oncology, Warszawa.

Musiałowicz, T., (2005). Encyklopedyczny słownik angielskich terminów i definicji z dziedziny ochrony radiologicznej, wybranych terminów i definicji z dziedzin pokrewnych oraz ich odpowiedniki przyjęte w Polsce. Wydanie 2-gie, Warszawa.

Nero, A.V. Jr, Nazaroff, W.W., (1988). Radon and its decay products in indoor air. John Wiley & Sons, New York.

Pastuszka, J.S., (2001). Narażenie na aerozole ziarniste, włókniste i biologiczne (bakterie i grzyby mikroskopijne) populacji generalnej Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Monografia nr 40 Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.

Poędnik, B., Dudzińska, M.R., Skwarczyński, M., (2009). The Influence of Air-Condition System and Presence of Students on the Aerosol Concentration in the Auditorium. Archives of Environment Protection 35, 45-53.

Poędnik, B., Dudzińska, M.R., Kozak, K., Mazur, J., Gazda, L., (2012). The impact of the indoor air parameters on the dynamics of radon and its decay products concentration changes. Wystąpienie konferencyjne - Healthy Building 2012, Brisbane Australia.

Poędnik, B., (2013). Zanieczyszczenia a jakość powietrza wewnętrznego w wybranych pomieszczeniach. Monografia nr 116 Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Lublin.

Poędnik, B., Kozak, K., Mazur, J., Dudzińska, M.R., Grządziel, D., Poędnik, A., (2016). Radon equilibrium factor and perceived air quality in air-conditioned auditorium in Lublin, Poland. Indoor and Built Environment DOI:1177/1420326X16672277.

Poędnik, B., Kozak, K., Mazur, J., Dudzińska, M.R., Grządziel, D., (2017). Radon and its decay products in an air-conditioned auditorium in correlation with indoor air parameters. Indoor and Built Environment 26, 621-630.

Porstendörfer, J., (1969). Die Anlagerung geschwindigkeit der elektrisch geladenen und neutralen Emanations folgeprodukte an das atmosphärische Aerosol. Pure and Applied Geophysics 77, 175.

Porstendörfer, J., Mercer, T. T., (1978). Influence of nuclei concentration and humidity upon the attachment rate of atoms in the atmosphere. Atmospheric Environment 12, 2223-2228.

Porstendörfer, J., Mercer, T.T., (1979a). Influence of electric charge and humidity upon diffusion coefficient of radon decay products. Health Physics 37, 191-199.

Porstendörfer, J., Röbig, G., Ahmed, A., (1979b). Experimental determination of the attachment coefficients of atoms and ions on monodisperse aerosols. Journal of Aerosol Science 10, 21-28.

Porstendörfer, J., (1984). Behaviour of radon daughter products in indoor air. Radiation Protection Dosimetry 7, 107-113.

- Porstendörfer, J., Reineking, A., Becker, K. H., (1987). Free fractions, attachment rates and plate-out rates of radon daughters in houses. Praca zbiorowa: Radon and its Decay Products - Occurrence, Properties, and Health Effects. American Chemical Society.
- Porstendörfer, J., (1994). Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air. Journal of Aerosol Science Vol. 25 No. 2, 219-263.
- Porstendörfer, J., (1996). Radon: measurements related to dose. Environment International Vol. 22 Suppl. 1, 563-583.
- Porstendörfer, J., Zock, Ch., Reineking, A., (2000). Aerosol size distribution of the radon progeny in outdoor air. Journal of Environmental Radioactivity 51, 37-48.
- Porstendörfer, J., (2001). Physical Parameters And Dose Factors Of The Radon And Thoron Decay Products. Radiation Protection Dosimetry 94, 365-373.
- Ramamurthi, M., Hopke, P.K., (1989). On improving the validity of wire screen „unattached” fraction of radon daughter measurements. Health Physics 56, 189-194.
- Raport, (2017). Raport Roczny: Działalność Prezesa Państwowej Agencji Atomistyki oraz ocena stanu bezpieczeństwa jądrowego i ochrony radiologicznej w Polsce w 2016 roku. Państwowa Agencja Atomistyki, Warszawa.
- Reineking, A., Becker, K.H., Porstendörfer, J., (1988). Measurements of the activity size distributions of the short-lived radon daughters in the indoor and outdoor environment. Radiation Protection Dosimetry 24, 245-250.
- Sarad, (2012). Manual RTM2200- RPM2200 - EQF3200 - EQF3220 - A²M4000. SARAD GmbH, Germany.
- Skubacz, K., (2007a). Promieniowanie jonizujące. Praca zbiorowa: Zagrożenia naturalnymi źródłami promieniowania jonizującego w przemyśle wydobywczym. Główny Instytut Górnictwa, Katowice.
- Skubacz, K., (2007b). Krótkożyciowe produkty rozpadu radonu. Praca zbiorowa: Zagrożenia naturalnymi źródłami promieniowania jonizującego w przemyśle wydobywczym. Główny Instytut Górnictwa, Katowice.
- Spengler, J.D., (1992). Outdoor and Indoor Air Pollution. Praca zbiorowa: Principles and Practice of Environmental Medicine. Springer, Boston, MA.
- Tomasek, L., Rogel, A., Tirmarache, M., Mitton, N., Laurier, D., (2008). Lung Cancer in French and Czech Uranium Miners: Radon-Associated Risk at Low Exposure Rates and Modifying Effects of Time since Exposure and Age at Exposure. Radiation Research 169, 125-137.
- Tomasi, C., Fuzzi, S., Kokhanovsky, A., (2016). Atmospheric Aerosols: Life Cycles and Effects on Air Quality and Climate. John Wiley & Sons, New York.

- TSI, (2013). P-Trak ultrafine particle counter model 8525 operation and service manual. TSI Incorporated, USA.
- TSI, (2017). DustTrak DRX aerosol monitor model 8533/8534/8533EP operation and service manual. TSI Incorporated, USA.
- UNSCEAR, (1988). Sources, effects and risks of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly. United Nations, New York.
- UNSCEAR, (2000). Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly. Annex B: Exposures from natural radiation sources. United Nations, New York.
- UNSCEAR, (2006). Effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly. Annex E: Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
- Vaupotič, J., (2002). Search for radon sources in buildings — kindergartens. *Journal of Environmental Radioactivity* 61, 365–372.
- Vaupotič, J., Kobal, I., (2006). Effective doses in schools based on nanosize radon progeny aerosols. *Atmospheric Environment* 40, 7494-7507.
- Vaupotič, J., (2008). Nanosize radon short-lived decay products in the air of the Postojna Cave. *Science of the Total Environment* 393, 27-38.
- Weeks, M.E., (1933). The discovery of the elements. XIX. The radioactive elements. *Journal of Chemical Education*.
- WHO, (2000). Air quality guidelines for Europe, 2nd Edition. World Health Organization. Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO, (2009). Handbook on indoor radon: a public health perspective. World Health Organization.
- WHO, (2011). Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. World Health Organization.
- Winkler-Heil, R., Hofmann, W., (2002). Comparison of modelling concepts for radon progeny lung dosimetry. *Proceedings of Fifth International Conference – High Levels of Natural Radiation and Radon Areas: Radiation Dose and Health Effects, September 2000, Munich. Elsevier*, 169–177.
- Winkler-Heil, R., Hofmann, W., Marsh, J.W., Birchall, A., (2007). Comparison of radon lung dosimetry models for the estimation of dose uncertainties. *Radiation Protection Dosimetry* 127, 27-30.

Woodruff, T.J., Grillo, J., Schoendorf, K.C., (1997). The Relationship between Selected Causes of Postneonatal Infant Mortality and Particulate Air Pollution in the United States. *Environmental Health Perspectives* 105, 608-612.

Zock, C., Porstendörfer, J., Reineking, A., (1996). The influence of biological and aerosol parameters of inhaled short-lived radon decay products on human lung dose. *Radiation Protection Dosimetry* 63, 197-206.

Część wyników w pracy zostało wykonanych w ramach projektu badawczego „Wpływ parametrów powietrza wewnętrznego na dynamikę zmian stężenia radonu i jego pochodnych” finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki, umowa Nr 7454/B/TO2/2011/40.