

POLITECHNIKA WARSZAWSKA

Wydział Inżynierii Środowiska



ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Jerzy Sowa

**Proces migracji zanieczyszczeń powietrza
w budynkach w warunkach
stochastycznych zakłóceń**

WARSZAWA

1995

628.51:628.8:519.673

pd

c

POLITECHNIKA WARSZAWSKA
WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA

Praca Doktorska

mgr inż. Jerzego Sowy

pt. Proces migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach
w warunkach stochastycznych zakłóceń.

Promotor:

Prof. dr hab. inż.
Teresa Jędrzejewska-Ścibak

Warszawa 1995

Promotorowi pracy,

Pani Prof. dr hab. inż. Teresie Jędrzejewskiej-Ścibak

składam serdeczne podziękowania za życzliwość, cenne rady, oraz
niewątpliwą cierpliwość.

Jerzy Sowa

SPIS TREŚCI

1. Wstęp.....	6
2. Zakres pracy	7
3. Zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach - ocena ryzyka	8
3.1. Zagrożenia wynikające z obecności zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach.....	8
3.2. Podstawowy schemat procedury oceny ryzyka wynikającego z obecności zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach.....	10
3.3. Przeprowadzanie oceny ryzyka związanego z obecnością zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach	10
3.4. Zarządzanie w oparciu o wyniki analiz ryzyka związanego z obecnością zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach.....	14
3.5. Specyfika polskich problemów decyzyjnych wynikających z zagrożeń związanych z obecnością zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach.....	16
4. Podstawy matematycznego modelowania stanu zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach.....	19
4.1. Budynek jako system z punktu widzenia procesów migracji zanieczyszczeń	19
4.2. Przegląd najczęściej wykorzystywanych modeli matematycznych	21
4.2.1. Klasyfikacja modeli	21
4.2.2. Empiryczne modele stanu zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach	23
4.2.3. Hybrydowe modele stanu zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach	26
4.2.4. Deterministyczne modele stanu zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach	27
4.3. Standaryzowane metody weryfikacji modeli jakości powietrza w pomieszczeniach.....	29
4.3.1. Metody weryfikacji modeli jakości powietrza w pomieszczeniach.....	29
4.3.2. Określanie generalnej zgodności modelu z zaproponowanym wzorcem	29
4.3.3. Określanie błędu systemowego	31
4.3.4. Kryteria jakie powinny spełniać modele jakości powietrza w pomieszczeniach	31
5. Modelowanie procesu migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach w oparciu o modele deterministyczne	32
5.1. Ogólna charakterystyka problemu.....	32
5.2. Przegląd istniejących deterministycznych modeli migracji zanieczyszczeń w budynkach.....	34

5.3. Wybór programu modelującego migrację zanieczyszczeń powietrza w budynkach	38
5.3.1 Wybór programu modelującego migrację zanieczyszczeń powietrza w budynkach	38
5.3.2 Zalety i ograniczenia wybranego programu wzorcowego	40
5.4. Podstawy matematycznego modelu programu COMIS	43
5.4.1 Przepływy powietrza w budynkach o złożonej strukturze	43
5.4.2 Metoda rozwiązania układu równań	44
5.4.3 Charakterystyka przepływowa elementów łączących wyodrębnione przestrzenie	47
5.4.4 Wpływ zewnętrznych czynników meteorologicznych	49
5.4.5 Masa zanieczyszczenia w wyodrębnionej przestrzeni	51
5.4.6 Modelowanie źródeł emisji i zaniku zanieczyszczeń	51
5.4.7 Bilans zanieczyszczeń w pomieszczeniach	53
6. Czynniki stochastyczne wpływające na proces migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach	55
6.1. Charakterystyka procesów stochastycznych	55
6.2. Klasyfikacja czynników stochastycznych wpływających na proces migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach	56
6.3. Czynniki meteorologiczne	57
6.4. Stężenia zanieczyszczeń powietrza w otoczeniu budynku	58
6.5. Aktywność użytkowników pomieszczeń	59
6.5.1 Uwagi ogólne	59
6.5.2 Dodatkowa emisja zanieczyszczeń powietrza wywołana aktywnością użytkowników	59
6.5.3 Zmiana charakterystyk systemów wentylacji pomieszczeń wywołana aktywnością użytkowników	60
7. Metody uwzględniania stochastycznych zakłóceń w deterministycznych modelach migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach	66
7.1. Symulacja w warunkach quasi dynamicznych z generowaniem szeregów czasowych zakłóceń	66
7.1.1 Podstawowe założenia metody	66
7.1.2 Generowanie szeregów czasowych opisujących zmienność warunków klimatu zewnętrznego	67
7.1.3 Generowanie szeregów czasowych opisujących zmienność stężeń zanieczyszczeń powietrza w otoczeniu budynku	69
7.1.4 Generowanie szeregów czasowych opisujących zachowania użytkowników wpływające na proces migracji zanieczyszczeń	70
7.2. Zastosowanie teorii stochastycznych równań różniczkowych	76
7.2.1 Podstawowe pojęcia i definicje teorii stochastycznych równań różniczkowych	76

7.2.2	Model migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach w ujęciu teorii stochastycznych równań różniczkowych	79
7.2.3	Rozwiązanie układu stochastycznych równań różniczkowych.....	83
7.3.	Symulacja przy pomocy metody Monte-Carlo	86
7.3.1.	Podstawowe założenia metody	86
7.3.2.	Generowanie danych wejściowych do symulacji.....	90
8	Porównanie metod symulacyjnych uwzględniających stochastyczne zakłócenia w modelach migracji zanieczyszczeń.....	91
8.1	Charakterystyka zespołu pomieszczeń przyjętego do analizy porównawczej metod.....	91
8.2	Symulacja procesu migracji zanieczyszczeń w przyjętym zespole pomieszczeń.....	94
8.2.1	Symulacja w oparciu o model deterministyczny w warunkach quasi dynamicznych.....	94
8.2.2	Symulacja z wykorzystaniem teorii stochastycznych równań różniczkowych.....	104
8.2.3	Symulacja typu Monte-Carlo	116
8.2.4	Zestawienie wyników analizy porównawczej	122
9	Podsumowanie i wnioski.....	127
	Literatura:.....	131
	Załączniki	142
Załącznik 1	Wpływ zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach na zdrowie i komfort użytkowników.....	143
Załącznik 2	Dopuszczalne wartości stężeń charakterystycznych zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach.....	159

1. Wstęp

Ocena wpływu zanieczyszczeń powietrza na zdrowie człowieka stała się w ostatnich latach przedmiotem intensywnych, interdyscyplinarnych badań naukowych. Wyniki szeregu badań bezdyskusyjnie wskazują, iż w umiarkowanej strefie klimatycznej, przeważający udział w ogólnym poziomie zagrożeń zdrowia i życia ludzkiego na skutek zanieczyszczeń powietrza, przypada na ekspozycję związaną z przebywaniem ludzi w budynkach. Pogląd ten znalazł formalne potwierdzenie w rezolucji Światowej Organizacji Zdrowia - WHO, która uznała jakość powietrza wewnętrznego jako istotny czynnik wpływający na zdrowie całej populacji. Regionalny europejski cel no. 21 ogólnoswiatowego programu WHO „Zdrowie dla wszystkich do roku 2000” (Health for all by the year 2000) postuluje, aby do roku 1995 wszyscy mieszkańcy Europy byli efektywnie chronieni przeciwko rozpoznanym zagrożeniom dla zdrowia wywołanym zanieczyszczeniami powietrza [156].

Do oceny wielkości tych zagrożeń coraz powszechniej wykorzystywana jest teoria analizy ryzyka. Metoda ta wymaga jednak znajomości rozkładów prawdopodobieństwa występowania zagrożeń. Tymczasem, w odniesieniu do budynków modelowe ujęcie problemu, umożliwiające określanie funkcji gęstości prawdopodobieństwa występowania określonych wartości stężeń zanieczyszczeń powietrza, jest bardzo trudne. Stosowane obecnie powszechnie deterministyczne modele wielostrefowe, ze względu na duży margines niepewności w zakresie oceny warunków emisji zanieczyszczeń, zachowań użytkowników itp., oraz stochastyczny charakter zmienności czynników decydujących o wymianie powietrza i emisji zanieczyszczeń, nie mogą być uznane za zadowalająco opisujące rzeczywistość.

Celem niniejszej pracy jest opracowanie modeli matematycznych procesów migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach które spełniały by wymagania stawiane przez procedury analizy ryzyka, t.j. oszacowanie stężeń zanieczyszczeń w postaci rozkładu gęstości prawdopodobieństwa lub dystrybuanty rozkładu. Przyjęto przy tym, że opracowywane lub adaptowane modele matematyczne powinny uwzględniać trudności związane z precyzyjnym ustalaniem wielu danych wejściowych oraz zmienność procesu migracji i rozcieńczania zanieczyszczeń wynikającą z losowego charakteru szeregu czynników zakłócających.

2. Zakres pracy

Podstawę dla poszukiwania modelu, będącego w stanie opisać przedstawiony wyżej złożony problem naukowy, stanowić powinna analiza wymagań stawianych przez procedury oceny ryzyka związanego z obecnością zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach. W związku z tym rozdział 3 niniejszej rozprawy poświęcono omówieniu cech jakimi powinien charakteryzować się matematyczny model opisujący migrację zanieczyszczeń powietrza w budynkach oraz dyskusji założeń, mogących stanowić podstawę dla zastosowania teorii analizy ryzyka w tej dziedzinie.

W dalszej części pracy przedstawiono podstawy matematycznego modelowania stanu zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach oraz dokonano przeglądu najczęściej stosowanych modeli (rozdział 4).

W rozdziale 5, na podstawie analizy zalet, wad oraz możliwości uwzględniania stochastycznego charakteru zakłóceń, zaproponowane zostały metody rozwiązania problemu opisu migracji zanieczyszczeń w budynkach.

Dla zidentyfikowanego obszaru zakłóceń, decydujących o procesie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, sprecyzowano w rozdziale 6 możliwości modelowania ich przebiegów.

Rozdział 7 poświęcony został przedstawieniu zaproponowanych metod uwzględniania stochastycznych zakłóceń w modelach będących w stanie spełniać stawiane na wstępie wymagania.

Analiza porównawcza wskazanych metod symulacyjnych, które uwzględniają stochastyczne zakłócenia w procesie migracji zanieczyszczeń, dla prostego dwustrefowego układu pomieszczeń, zawarta została w rozdziale 8.

W rozdziale 9, przedstawiono wnioski wynikające z przeprowadzonych analiz oraz wskazano tę metodę symulacji, która w świetle stawianych wymagań może mieć największe perspektywy powszechnego stosowania.

Pracę uzupełniono dwoma załącznikami, które zawierają:

- opis skutków oddziaływania zanieczyszczeń na zdrowie i komfort użytkowników
- zestawienie dopuszczalnych wartości stężeń dla najbardziej charakterystycznych zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach.

3. Ocena ryzyka związanego z obecnością zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach

3.1. Zagrożenia wynikające z obecności zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach

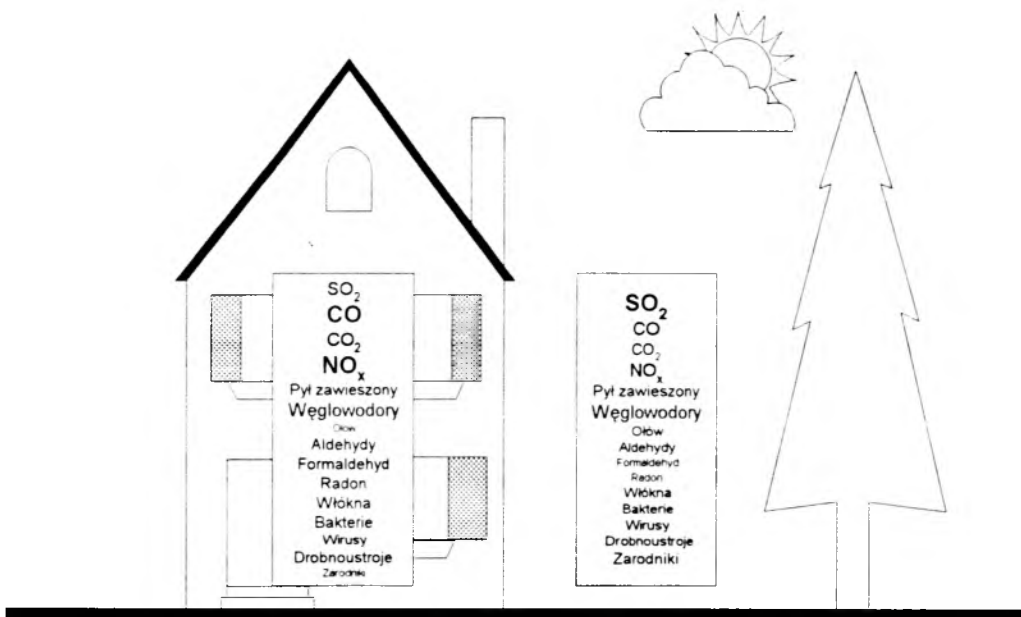
Powietrze jest mieszaniną różnych gazów, o przeważającym udziale azotu i tlenu. Skład czystego suchego powietrza w przyziemnej warstwie atmosfery przedstawia tablica 3.1. [115]. W rzeczywistości w powietrzu znajduje się jeszcze para wodna oraz szereg zanieczyszczeń w fazie gazowej, ciekłej i stałej. Należy jednak zaznaczyć, że charakterystyczne zanieczyszczenia powietrza stanowiące przedmiot analiz jakości powietrza w pomieszczeniach są różne od zanieczyszczeń uznawanych za największe zagrożenia dla powietrza atmosferycznego, co wynika z stosowania innych kryteriów do wyboru zanieczyszczeń stanowiących największe zagrożenie. W przypadku pomieszczeń, podstawowym kryterium jest zagrożenie dla życia i zdrowia użytkowników lub pogorszenie odczywanego komfortu. Analizy dotyczące powietrza zewnętrznego, oprócz ujemnych skutków zdrowotnych dla ludności, kierować się muszą wieloma innymi kryteriami, począwszy od efektów w skali globalnej, jak efekt cieplarniany czy niszczenie warstwy ozonowej, poprzez skalę makro, w tym niszczenie zasobów przyrodniczych kraju czy korozja majątku narodowego aż do problemów specyficznych dla ograniczonej skali w otoczeniu emitorów wprowadzających zanieczyszczenia do atmosfery.

Tablica 3.1. Skład czystego suchego powietrza atmosferycznego [115]

Nazwa gazu	Wzór chemiczny	Zawartość objętościowa, (%)	Gęstość bezwzględna $t = 0^{\circ}\text{C}$; $P = 101325 \text{ Pa}$ (kg/m^3)
Azot	N_2	78.084 ± 0.004	1.250
Tlen	O_2	20.946 ± 0.002	1.429
Argon	Ar	0.934 ± 0.001	1.786
Dwutlenek węgla	CO_2	0.033 ± 0.001	1.977
Neon	Ne	$(18.18 \pm 0.04) \cdot 10^{-4}$	0.900
Hel	He	$(5.24 \pm 0.004) \cdot 10^{-4}$	0.178
Metan	CH_4	$\approx 2.2 \cdot 10^{-4}$	0.717
Krypton	Kr	$(1.14 \pm 0.01) \cdot 10^{-4}$	3.736
Tlenki azotu	NO, N_2O itd.	$(0.5 \pm 0.1) \cdot 10^{-4}$	1.978
Wodór	H_2	$\approx 0.5 \cdot 10^{-4}$	0.090
Ksenon	Xe	$(0.087 \pm 0.001) \cdot 10^{-4}$	5.891
Ozon	O_3	$(0 \pm 0.07) \cdot 10^{-4}$	2.140
Radon	Rn	$6 \cdot 10^{-18}$	-

Jakkolwiek generalnie można założyć, że stan zanieczyszczenia atmosfery jest tłem, do którego dodają się źródła zanieczyszczeń z pomieszczenia, to należy zwrócić uwagę, że ze względu na ograniczoną wymianę powietrza w pomieszczeniach (często ok. $0.5-1 \text{ h}^{-1}$) wartości chwilowego wzrostu stężeń zanieczyszczeń wywołanego np. ruchem ulicznym są tłumione. Ponadto w stosunku do pewnych zanieczyszczeń (np. grubsze frakcje pyłu) obudowa budynku charakteryzuje się zdolnościami filtrującymi. Rysunek 3.1. (opracowany na podstawie Gally'ego i wsp. [52]) przedstawia względny poziom stężeń obserwowanych w powietrzu zewnętrznym oraz w pomieszczeniach.

Przez długie lata koncentrowano się na badaniu szkodliwego wpływu na ludzi zanieczyszczeń charakterystycznych dla powietrza atmosferycznego. Tymczasem, w krajach rozwiniętych umiarkowanej strefy klimatycznej, udział bezpośredniej ekspozycji na działanie powietrza zewnętrznego wynosi ok. 10-20%. Największy udział procentowy w całkowitej ekspozycji człowieka na działanie zanieczyszczeń ok. 80-90 % ma przebywanie w pomieszczeniach (mieszkania, praca, itp.). Umysłowienie sobie tego faktu stało się przyczyną intensywnych badań nad identyfikacją najbardziej niebezpiecznych oraz najczęściej występujących zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach.



Rys. 3.1. Względny poziom stężeń obserwowanych w powietrzu zewnętrznym oraz w pomieszczeniach. (opracowany na podstawie [52]).

W załączniku Z1, dla zanieczyszczeń uznawanych za charakterystyczne dla powietrza w pomieszczeniach, jak: dwutlenek węgla, tlenek węgla, tlenki azotu, formaldehyd, lotne związki organiczne, dym papierosowy, pył zawieszony, azbest, radon, ozon, mikroorganizmy,

przedstawiono zebrane na podstawie badań literaturowych informacje na temat przyczyn ich obecności, obserwowanych stężeń w pomieszczeniach oraz wpływu tych zanieczyszczeń powietrza na zdrowie i komfort użytkowników.

Zestawienie oceny szkodliwego oddziaływania zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego na organizm człowieka, usystematyzowane pod względem organów i układów, na które oddziałują, jak: układ oddechowy, system immunologiczny, układ rozrodczy, skóra i błony śluzowe nosa oczu i gardła, zmysły i system nerwowy, układ krążenia, układ pokarmowy zawiera raport nr. 10 European Concerned Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man” [35].

3.2. Podstawowy schemat procedury oceny ryzyka wynikającego z obecności zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach

Modelowanie procesu migracji zanieczyszczeń w budynkach jest w stanie dostarczyć jedynie mniej lub bardziej wiarygodnych informacji na temat przewidywanej jakości powietrza w pomieszczeniu. Wszelkie decyzje podejmowane w oparciu o interpretację uzyskanych wyników powinny opierać się na coraz częściej stosowanych procedurach oceny ryzyka. Wpływ zanieczyszczeń powietrza, na zdrowie i zagrożenie życia człowieka zajmuje bardzo istotne miejsce wśród zagadnień jakimi zajmują się teoretycy w tej dziedzinie. Trzeba jednak zaznaczyć, że oceny takie napotykają na szereg trudności, a główną przyczyną błędów i niejednoznaczności oszacowań jest silne zróżnicowanie badanych populacji, zarówno pod względem zachowań jak i reakcji na bodźce [60]. Procedura oceny ryzyka związanego z obecnością zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach zaproponowana przez *Naugle'a* [107] (przedstawiona w tabelicy 3.2.), systematyzująca podejście do tego zagadnienia, składa się z trzech podstawowych elementów:

- oceny ekspozycji,
- określenia zależności pomiędzy pochłoniętą dawką zanieczyszczeń a reakcją organizmu, oraz
- charakterystyki ryzyka.

3.3. Przeprowadzanie oceny ryzyka związanego z obecnością zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach

Wstępnym etapem tej procedury jest określenie źródeł zanieczyszczeń powietrza. Analizy mogą odnosić się zarówno do pojedynczych źródeł emitujących jedno lub wiele zanieczyszczeń jak i do zanieczyszczenia lub mieszaniny związków emitowanych z wielu źródeł. Następnie dla zidentyfikowanych źródeł emitujących substancje, będące przedmiotem analizy, należy określić rozkłady czasowo-przestrzenne zanieczyszczeń w rozpatrywanym pomieszczeniu lub grupie pomieszczeń. Możliwie precyzyjne określenie stężeń zanieczyszczeń powietrza, zarówno ich wartości średnich jak i chwilowych, jest podstawą wszelkich analiz oceny ryzyka

Tablica 3.2. Ramowy schemat oceny ryzyka dla niekancerogennych efektów zdrowotnych | 107 |.

OCENA RYZYKA																													
OCENA EKSPOZYCJI	DOZA-REAKCJA																												
CHARAKTERYSTYKA RYZYKA																													
IDENTYFIKACJA ZAGROŻENIA																													
Stężenie zanieczyszczenia *	<table border="1"> <tr> <td> <table border="1"> <tr> <td>Czas trwania ekspozycji</td> <td>=</td> <td>Ekspozycja</td> </tr> </table> </td> <td> <table border="1"> <tr> <td>Czynniki dozymetryczne (iloczyn)</td> <td>=</td> <td>Doza</td> </tr> </table> </td> </tr> <tr> <td></td> <td> <table border="1"> <tr> <td>Ekspozycja *</td> <td>=</td> <td>Doza *</td> </tr> </table> </td> </tr> <tr> <td></td> <td> <table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Zależność doza reakcja =</td> </tr> </table> </td> </tr> <tr> <td></td> <td> <table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia</td> </tr> </table> </td> </tr> <tr> <td></td> <td> <table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia *</td> </tr> </table> </td> </tr> </table>	<table border="1"> <tr> <td>Czas trwania ekspozycji</td> <td>=</td> <td>Ekspozycja</td> </tr> </table>	Czas trwania ekspozycji	=	Ekspozycja	<table border="1"> <tr> <td>Czynniki dozymetryczne (iloczyn)</td> <td>=</td> <td>Doza</td> </tr> </table>	Czynniki dozymetryczne (iloczyn)	=	Doza		<table border="1"> <tr> <td>Ekspozycja *</td> <td>=</td> <td>Doza *</td> </tr> </table>	Ekspozycja *	=	Doza *		<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Zależność doza reakcja =</td> </tr> </table>		=	Zależność doza reakcja =		<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia</td> </tr> </table>		=	Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia		<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia *</td> </tr> </table>		=	Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia *
<table border="1"> <tr> <td>Czas trwania ekspozycji</td> <td>=</td> <td>Ekspozycja</td> </tr> </table>	Czas trwania ekspozycji	=	Ekspozycja	<table border="1"> <tr> <td>Czynniki dozymetryczne (iloczyn)</td> <td>=</td> <td>Doza</td> </tr> </table>	Czynniki dozymetryczne (iloczyn)	=	Doza																						
Czas trwania ekspozycji	=	Ekspozycja																											
Czynniki dozymetryczne (iloczyn)	=	Doza																											
	<table border="1"> <tr> <td>Ekspozycja *</td> <td>=</td> <td>Doza *</td> </tr> </table>	Ekspozycja *	=	Doza *																									
Ekspozycja *	=	Doza *																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Zależność doza reakcja =</td> </tr> </table>		=	Zależność doza reakcja =																									
	=	Zależność doza reakcja =																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia</td> </tr> </table>		=	Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia																									
	=	Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia *</td> </tr> </table>		=	Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia *																									
	=	Ryzyko jednostki odniesione do czasu życia *																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Narażona populacja</td> </tr> </table>		=	Narażona populacja																									
	=	Narażona populacja																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Ryzyko dla zagrożonej populacji</td> </tr> </table>		=	Ryzyko dla zagrożonej populacji																									
	=	Ryzyko dla zagrożonej populacji																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Ilość przypadków rok</td> </tr> </table>		=	Ilość przypadków rok																									
	=	Ilość przypadków rok																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Ilość ludzi * Czas życia</td> </tr> </table>		=	Ilość ludzi * Czas życia																									
	=	Ilość ludzi * Czas życia																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Ilość lat</td> </tr> </table>		=	Ilość lat																									
	=	Ilość lat																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>Prawdopodobieństwo czasu życia</td> </tr> </table>		=	Prawdopodobieństwo czasu życia																									
	=	Prawdopodobieństwo czasu życia																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>kg*dzień * Prawd</td> </tr> </table>		=	kg*dzień * Prawd																									
	=	kg*dzień * Prawd																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>mg * czas życia</td> </tr> </table>		=	mg * czas życia																									
	=	mg * czas życia																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>(mg)</td> </tr> </table>		=	(mg)																									
	=	(mg)																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>(kg*dzień)</td> </tr> </table>		=	(kg*dzień)																									
	=	(kg*dzień)																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>(m³/dm³) *</td> </tr> </table>		=	(m ³ /dm ³) *																									
	=	(m ³ /dm ³) *																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>(-)*</td> </tr> </table>		=	(-)*																									
	=	(-)*																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>(l.kg)</td> </tr> </table>		=	(l.kg)																									
	=	(l.kg)																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>(mg/m³*dm)</td> </tr> </table>		=	(mg/m ³ *dm)																									
	=	(mg/m ³ *dm)																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>(dm)</td> </tr> </table>		=	(dm)																									
	=	(dm)																											
	<table border="1"> <tr> <td></td> <td>=</td> <td>(mg/m³)</td> </tr> </table>		=	(mg/m ³)																									
	=	(mg/m ³)																											

związanego z obecnością substancji szkodliwych w pomieszczeniach przeznaczonych do przebywania ludzi, zwierząt, prowadzenia specjalnie wrażliwej produkcji itp. Pożądaną i coraz powszechniej stosowaną formą przedstawiania wyników tych analiz jest prezentowanie oszacowanego stężenia zanieczyszczeń w postaci rozkładu gęstości prawdopodobieństwa lub dystrybuanty rozkładu. Umożliwia to otrzymywanie bardziej wiarygodnych wyników.

Połączenie usystematyzowanej procedury oceny ryzyka oraz idei przeprowadzania oszacowań na rozkładach prawdopodobieństwa zmiennej, zestawione w oparciu o [107] i przedstawione na rys 3.2., umożliwia śledzenie kolejnych etapów oszacowań, określanie punktów kluczowych analizy oraz sprawdzanie czułości przeprowadzanych obliczeń na przyjmowane założenia (oznaczone na rysunku symbolem #).

Stężenie zanieczyszczenia	Czas ekspozycji	Ekspozycja	Wskaźniki dozymetryczne	Doza	Odpowiedź na określoną dawkę	Indywidualny wpływ na zdrowie	Narażona populacja	Ryzyko dla narażonej populacji
	#		#				#	
	#		#				#	
	#		#				#	
	#		#				#	

Rys. 3.2. Ilustracja połączenia usystematyzowanej procedury oceny ryzyka oraz idei przeprowadzania oszacowań na rozkładach prawdopodobieństwa zmiennej [107].

Ze względu na proponowaną metodykę postępowania przy modelowaniu migracji zanieczyszczeń w pomieszczeniach, niniejsza rozprawa może być traktowana jako próba rozwiązania problemów wstępnego etapu procedury oceny ryzyka dla życia i zdrowia użytkowników związanego z obecnością zanieczyszczeń powietrza w budynkach.

Drugą podstawową czynnością podczas identyfikacji zagrożeń związanych z obecnością zanieczyszczeń powietrza jest określenie czasu narażenia na poszczególne zanieczyszczenia w wyodrębnionych mikrośrodkach. Dla substancji kancerogennych czas trwania zagrożenia przedstawiany jest zwykle jako sumaryczna liczba godzin lub dni w ciągu życia, w których występuje zagrożenie. Dla substancji nie wywołujących chorób nowotworowych, ale charakteryzujących się możliwością występowania nagłych efektów zdrowotnych przy podwyższonych stężeniach zanieczyszczeń, ważne jest określenie czasów prawdopodobieństwa wystąpienia ekspozycji trwających nawet kilka minut.

Połączenie intensywności zagrożenia (poziom stężenia) oraz czasu trwania zagrożenia prowadzi do określenia ekspozycji człowieka na działanie szkodliwych zanieczyszczeń powietrza. Do oceny ekspozycji na drodze modelowania używa się zwykle prostej zależności zaproponowanej przez *Fugas'a*

$$E = \sum_i E_i = \sum f_i c_i \quad (3.1)$$

gdzie:

- E - całkowita ekspozycja na działanie zanieczyszczenia lub grupy zanieczyszczeń określana jako suma ekspozycji we wszystkich mikrośrodowiskach,
- E_i - średnia ekspozycja w i-tym mikrośrodowisku,
- f_i - czas spędzonego w i-tym mikrośrodowisku,
- c_i - stężenie zanieczyszczenia w i-tym mikrośrodowisku.

W celu określenia dozy zanieczyszczeń pochłoniętych przez człowieka na podstawie znajomości ekspozycji niezbędna jest znajomość czynników dozymetrycznych wyjaśniających w jaki sposób do organizmu człowieka dostają się szkodliwe zanieczyszczenia. W grupie czynników dozymetrycznych możemy wyróżnić: stałą kontaktu, wskaźnik ilości spożywanych pokarmów lub wskaźnik ilości wdychanego powietrza, stałą absorpcji, średnią wagę ciała, powierzchnię płuc, wskaźnik osadzania w płucach i inne. W analizach stosuje się iloczyn niezbędnych współczynników. W krajach gdzie analiza ryzyka jest powszechnie stosowana, dla szeregu wskaźników dozymetrycznych, określone zostały standaryzowane rozkłady prawdopodobieństwa ich występowania. Tablica 3.3, opracowana na podstawie *Finley'a* [44], przedstawia zestawienie standaryzowanych czynników dozymetrycznych, możliwych do wykorzystania w USA w analizach ryzyka związanego z zanieczyszczeniami powietrza w pomieszczeniach.

Iloczyn określonej wcześniej ekspozycji oraz kombinacji czynników dozymetrycznych określa dozę zanieczyszczeń. Reprezentuje ona ilość zanieczyszczeń będącą w stanie wpływać na procesy metaboliczne lub oddziaływać na biologicznie istotne receptory.

Intensywność reakcji ludzkiego organizmu na określoną dozę zanieczyszczenia opisuje „zależność doza-reakcja”. Niestety zależności takie określone są jedynie dla niewielkiej grupy zanieczyszczeń, przede wszystkim związków kancerogennych. Przegląd modeli doza-reakcja dla substancji rakotwórczych przedstawił *Wosniok* w [171]. Dla innych substancji modelowanie zależności doza-reakcja jest przedmiotem intensywnych badań toksykologicznych.

Tablica 3.3. Zestawienie dostępnych w USA standaryzowanych czynników dozymetrycznych do analiz ryzyka związanego z zanieczyszczeniami powietrza w pomieszczeniach [44].

Czynniki fizjologiczne	Czynniki związane z zachowaniem
Ciężar ciała Całkowita powierzchnia skóry Powierzchnia skóry wg. części ciała Ilość wdychanego powietrza	Spożycie wody wodociągowej Całkowite spożycie wody Całkowite wchłonięcie gleby Przyleganie gleby do skóry Przebywanie w pomieszczeniach zamkniętych: wg. typu pomieszczenia, wg. wieku Czas od ostatniej zmiany pracy Czas spędzony pod prysznicem

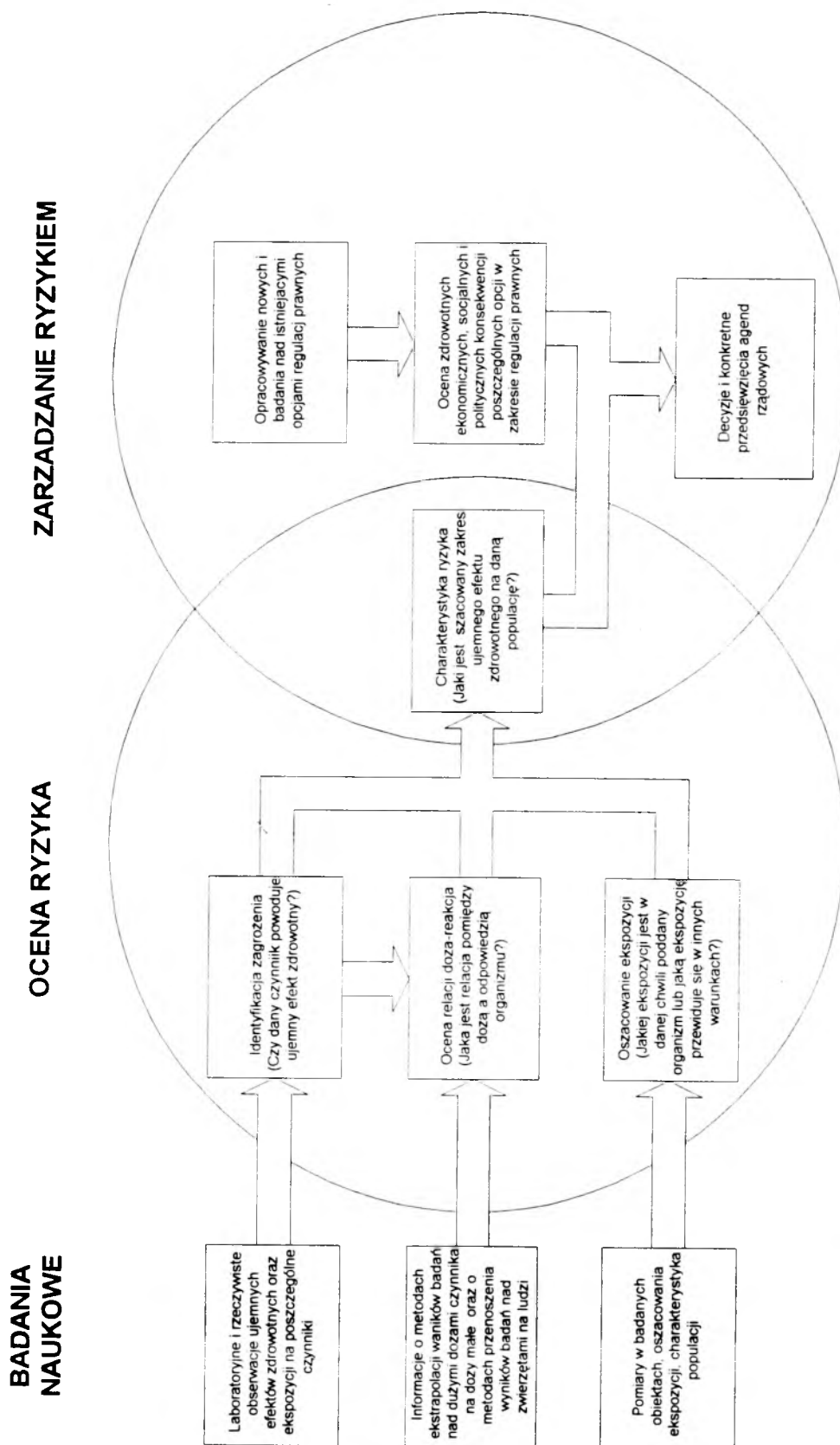
Na podstawie znajomości dozy oraz zależności doza-reakcja możliwe jest określenie przyrostu prawdopodobieństwa zachorowania przez człowieka na daną chorobę, odniesionego do czasu życia. W celu dokonania szerszych analiz niezbędne jest oszacowanie całej narażonej populacji. W przypadku występowania kilku scenariuszy ekspozycji lub grup ludzi wyraźnie różniących się między sobą, np. pod względem wskaźników dozymetrycznych lub aktywności poruszania się pomiędzy wyodrębnionymi mikrośrodowiskami, konieczne jest określenie liczebności każdej z podgrup.

Połączenie zdefiniowanego prawdopodobieństwa zachorowania na daną chorobę określonych typów jednostek (mieszkańców, pracowników, użytkowników pomieszczeń) oraz liczebności każdej z wyodrębnionych podgrup umożliwia określenie prawdopodobieństwa zachorowania dla całej populacji.

3.4. Zarządzanie w oparciu o wyniki analiz ryzyka związanego z obecnością zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach

Wyniki oszacowań związanych z oceną ryzyka wywołanego przez obecność zanieczyszczeń w pomieszczeniach mogą i powinny być podstawą do jeszcze szerszych analiz dokonywanych w oparciu o charakterystykę ryzyka, identyfikację istniejących i przewidywanych regulacji prawnych oraz ocenę zdrowotnych, ekonomicznych, socjalnych i politycznych konsekwencji poszczególnych opcji w zakresie regulacji prawnych. Wynikiem tych działań powinny być decyzje i konkretne przedsięwzięcia agend rządowych. Schemat takich analiz odpowiadających zaleceniom US National Academy of Science (na podstawie [13] oraz [78]) przedstawia rys. 3.3.

Jednym z praktycznych przejawów działalności przeprowadzanej w oparciu o procedury oceny ryzyka jest ustanawianie dopuszczalnych lub zalecanych wartości stężeń zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach.



Rys 3.3. Elementy oceny ryzyka oraz zarządzania ryzykiem wg. US National Academy of Science (na podstawie [13] oraz [78]).

Problemy związane z uwzględnianiem synergicznego oddziaływania zanieczyszczeń powodują, że standardy ustanawiane są zwykle oddzielnie dla poszczególnych zanieczyszczeń. Zalecane wartości dopuszczalnego stężenia zanieczyszczeń mogą być ustanawiane w oparciu o efekty kancerogenne, efekty toksykologiczne, reakcje ludzkich zmysłów (podrażnienie), oraz efekty ekologiczne [169]. Jednakże decyzja o przyjęciu określonej wartości jako obligatoryjnej dla całego kraju musi być podejmowana przy jednoczesnym rozważeniu istnienia technicznych możliwości dotrzymania zalecanych stężeń, dostępności takich rozwiązań, konsekwencji ekonomicznych wprowadzenia powyższej decyzji, a także sprawdzeniu możliwości sprawowania skutecznej kontroli nad wprowadzaniem rozwiązaniem.

W załączniku Z2 przedstawiono zestawienie dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń charakterystycznych dla powietrza w pomieszczeniach. Analogicznie jak dla załącznika Z1 jako zanieczyszczenia charakterystyczne uznano: dwutlenek węgla, tlenek węgla, tlenki azotu, formaldehyd, lotne związki organiczne, dym papierosowy, pył zawieszony, azbest, radon, ozon oraz mikroorganizmy. Ze względu na bardzo małą ilość uregulowań normatywnych dotyczących powietrza w pomieszczeniach mieszkalnych oraz nieprodukcyjnych stanowisk pracy (biura, stanowiska pracy umysłowej) w zestawieniu zaprezentowano także dopuszczalne wartości dla produkcyjnych stanowisk pracy oraz dla powietrza zewnętrznego, stosowane niekiedy jako substytut brakujących danych dla pomieszczeń.

3.5. Specyfika polskich problemów decyzyjnych wynikających z zagrożeń związanych z obecnością zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach

Występujące w Polsce problemy związane z jakością powietrza w pomieszczeniach można uznać po części za uniwersalne, a po części za specyficzne tylko dla naszego kraju. Największe podobieństwo, wynikające ze zbliżonych strategii rozwoju gospodarczego w ciągu ostatnich 50 lat oraz porównywalnych warunków klimatycznych, występuje w takich krajach Europy Środkowej jak: Węgry, Czechy, Słowacja, Niemcy - tereny byłej NRD. Specyfika problemów jakości powietrza w Polsce związana jest głównie z poziomem rozwoju gospodarczego, przyjętymi koncepcjami urbanistyczno-architektonicznymi oraz zaległościami w ustanawianiu i egzekwowaniu rozwiązań prawnych, a także ściśle związanym z poprzednimi czynnikami stanem degradacji środowiska naturalnego. Tereny ekologicznego zagrożenia (w Polsce wyodrębniono 27 takich obszarów) zajmują ok. 10 % powierzchni kraju [92], [110]. Niska jakość powietrza na tych obszarach stanowi tło, do którego dodają się zanieczyszczenia wydzielane w pomieszczeniach.

Tereny ekologicznego zagrożenia zamieszkuje ok. 30 % ludności Polski [92], [110], z czego bardzo duża część w wielokondygnacyjnych blokach mieszkalnych wentylowanych głównie w sposób naturalny lub w mniejszym stopniu przy zastosowaniu mechanicznej wentylacji wywiewnej. W przypadku szeregu obiektów, zwłaszcza budowanych w technologii

wielkopłytkowej, wyeliminowano kratki i przewody wentylacyjne w pokojach, przyjmując koncepcję odprowadzania powietrza z kuchni i łazienek oraz jego swobodny dopływ poprzez nieszczelności okien i drzwi balkonowych. W wielu mieszkaniach nie przewidziano okien w łazienkach i kuchniach, co powoduje że powietrze może dopływać do tych pomieszczeń jedynie poprzez nieszczelności w drzwiach [87], [88], [89].

Polskie przepisy zezwalają jednocześnie na stosowanie w mieszkaniach urządzeń gazowych do przyrządzania posiłków oraz do przygotowywania ciepłej wody użytkowej. Ocenia się, że zagrożenie związane z procesami spalania gazu w urządzeniach domowych jest oprócz biernego palenia tytoniu najpoważniejszym zagrożeniem dla życia i zdrowia mieszkańców Polski związanym z jakością powietrza w pomieszczeniach [69], [87], [88]. Znane są liczne przypadki ciężkich chorób oraz śmiertelnych zatruc tlenkiem węgla. Rocznie na Śląsku z powodu zatrucia CO umiera ok. 60-80 osób [154]. Należy podkreślić, że procesy spalania paliw i procesy metaboliczne człowieka, w odróżnieniu od innych źródeł zanieczyszczeń powietrza, charakteryzują się jednoczesnym pobieraniem pewnej ilości tlenu z pomieszczenia. W pomieszczeniu, do którego nie dopływa odpowiedni strumień powietrza zewnętrznego udział objętościowy tlenu w powietrzu może ulec znacznemu obniżeniu w stosunku do wartości, do której przystosowany jest układ oddechowy człowieka (20.9 % w powietrzu świeżym).

Znaczny wzrost emisji zanieczyszczeń w pomieszczeniach, spowodowany jest przez substytucję naturalnych materiałów przez tworzywa sztuczne w elementach wykończeniowych, meblach oraz innych, nabywanych przez użytkownika produktach, a formaldehyd, tlenki azotu oraz inne związki emitowane przez meble, wykładziny, kleje, środki czystości itp. są bardzo częstym powodem pogorszenia stanu zdrowia lub złego samopoczucia. W ostatnich latach zaobserwowano także nasilanie się objawów alergicznych szczególnie u dzieci i osób starszych. Jednym z czynników sprzyjających temu zjawisku są drobne cząstki pyłowe pochodzenia organicznego, pierwotniaki i mikroorganizmy, pleśnie, grzyby, roztocza, zalegające nie tylko w pomieszczeniach ale i w kanałach wentylacyjnych.

Zła sytuacja występuje także na większości nieprzemysłowych stanowisk pracy. Rozwiązania wentylacji mechanicznej stosowane w obiektach użyteczności publicznej służą raczej spełnieniu wymogów formalnych, niż tworzeniu pożądanych warunków wewnątrz pomieszczeń.

W kontekście powyższych uwag dalsze stosowanie tradycyjnych rozwiązań, wykorzystujących naturalne mechanizmy wymiany powietrza, pomimo zasadniczej ewolucji uwarunkowań decydujących w efekcie o ich skuteczności, należy uznać za całkowicie nieodpowiednie. Co więcej sukcesywny wzrost cen energii cieplnej w ostatnich latach, oraz prowadzone obecnie prace nad normowaniem i limitowaniem całosezonowego zużycia energii dla potrzeb



ogrzewania i wentylacji w budynkach mieszkalnych, zaczynają dodatkowo wymuszać zwiększanie zainteresowania szczelnością pomieszczeń. Oczywistą konsekwencją takiego poglądu może być ograniczanie wielkości wymiany powietrza, a zatem proces, który w ubiegłych latach stał się przyczyną gwałtownego nasilenia się w krajach zachodnich problemu Sick Buildings Syndrome - SBS [68].

W tej sytuacji kwestia opracowania zasad wyboru systemu skutecznej wentylacji pomieszczeń oraz metod projektowania wydaje się być wyzwaniem chwili. Sądzić należy, że narzędzia do przeprowadzania szeroko zakrojonych analiz, uwzględniające nie tylko bezpośrednie koszty rozwiązań technicznych ale także zasady oceny ryzyka dla życia i zdrowia mieszkańców i użytkowników, staną się najbliższej przyszłości niezwykle potrzebne. Należy podkreślić, iż dobór optymalnego systemu wentylacji i klimatyzacji, pozwalającego tworzyć akceptowalną jakość powietrza, powinien być poprzedzony wstępną analizą możliwości ograniczenia wpływu czynników zakłócających. Dotyczy to zarówno zmniejszenia emisji zanieczyszczeń jak też zmiany warunków samorzutnego kształtowania się jakości powietrza w pomieszczeniu. Sekwencyjna metoda takiej analizy, zaproponowana przez *Jędrzejewską-Ścibak i wsp.* [70], [72], [143] obejmuje następujące etapy:

- a) określenie przewidywanego zakresu zmienności parametrów decydujących o jakości powietrza dla przyjętego budynku z uwzględnieniem konstrukcji i jego charakterystyki architektonicznej, sposobu użytkowania, zewnętrznych warunków klimatycznych, zewnętrznych i wewnętrznych źródeł emisji zanieczyszczeń, ale bez uwzględnienia pracy instalacji ogrzewania, wentylacji i klimatyzacji,
- b) ocenę możliwości ograniczenia zmienności parametrów jakości powietrza poprzez zmiany architektoniczne, konstrukcyjne, sposobu użytkowania czy ograniczenia emisji i ocenę efektywności różnych działań w tym zakresie,
- c) ustalenie teoretycznych charakterystyk procesów ogrzewania, wentylacji i klimatyzacji zapewniających spełnienie wymagań jakości powietrza,
- d) analizę wariantową różnych systemów ogrzewania, wentylacji i klimatyzacji wraz z układami regulacji i sterowania pod kątem możliwości spełnienia wymagań określonych w punkcie c).

Niestety w chwili obecnej, ani stan świadomości społecznej, ani stan prawny, ani możliwości techniczne i finansowe, nie sprzyjają realizacji tak zarysowanego programu planowania budynku [67]. Wydaje się jednak, że opracowanie wiarygodnych, dostępnych metod oceny zagrożeń związanych z obecnością zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach, uzupełniających zdobywające coraz więcej uznania metody oceny efektów energetycznych, mogłoby zmienić taki stan rzeczy.

4. Podstawy matematycznego modelowania stanu zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach

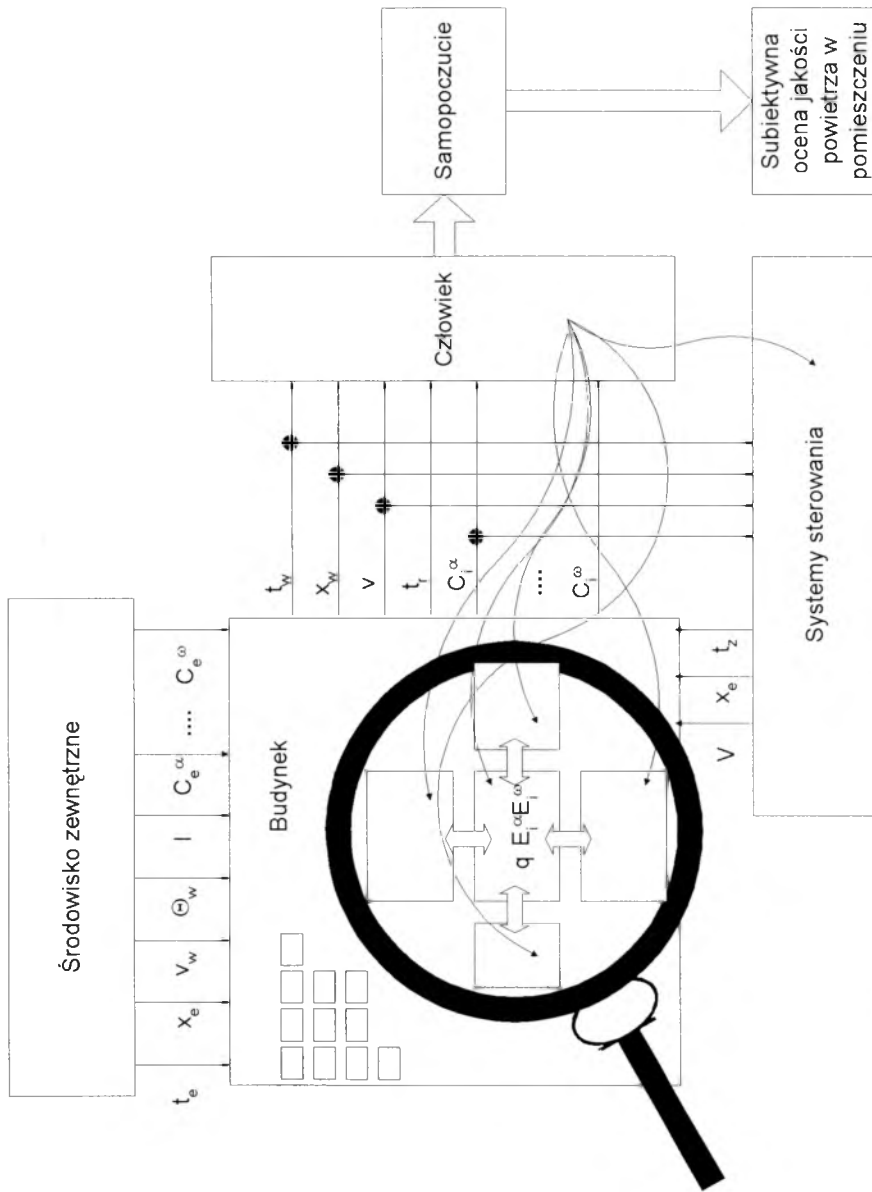
4.1. Budynek jako system z punktu widzenia procesów migracji zanieczyszczeń

Teorie modelowania, próbując opisać zachodzące w rzeczywistości procesy, posługują się pojęciem systemu. Istnieje bardzo wiele definicji systemu, jednakże jak podaje za *Gutermanem Zawada* [175], niezależnie od dziedziny badawczej i modelowanych zagadnień, wszystkie definicje odwołują się do czterech podstawowych cech:

- cecha wyodrębnienia systemu z otoczenia,
- cecha budowy systemu z elementów,
- cecha funkcji spełnianej przez system,
- cecha ograniczonej zmienności systemu w czasie.

System poddany analizie symulacyjnej może zatem zostać definiowany jako zbiór elementów, np. ludzi, urządzeń, elementów budowlanych, tworzący funkcjonalną całość wyodrębnioną z otoczenia, na którą otoczenie oddziałuje za pomocą wielkości wejściowych, a która zwrótnie oddziałuje na otoczenie poprzez sygnały wyjściowe. W praktyce, to co postrzegamy jako system, uzależnione jest od celów prowadzonych badań. Zbiór obiektów, które tworzą pewien system, może być jedynie podsystemem podczas badania jakiegoś większego systemu. W związku z powyższym należy pamiętać, że definicja badanego systemu, zależy od założeń prowadzonych badań i opisuje dany system uwzględniając tylko pewien szczególny punkt widzenia problemu [15].

Ze względu na proces migracji zanieczyszczeń w budynkach, jako system można zdefiniować kompletny obiekt budowlany wraz z wszelkimi instalacjami, wyposażeniem oraz użytkownikami. Cechę wydzielenia systemu spełnia obudowa budynku, która w sposób fizyczny wyznacza granice modelowanej przestrzeni. Poszczególne pomieszczenia, instalacje ogrzewania, czy układy wentylacyjne stanowią łatwo dające się wyodrębnić elementy systemu spełniając drugą cechę przytoczonej na wstępie rozdziału charakterystyki. Z punktu widzenia procesu migracji zanieczyszczeń budynek oraz jego wyposażenie powinny zapewniać odpowiedni poziom jakości powietrza w pomieszczeniach wpływając na ludzkie zdrowie, komfort, produktywność czy jakość produkcji, co stanowi jasne sprecyzowanie funkcji spełnianej przez system. Budynek, podobnie jak i jego elementy składowe, posiadając określoną charakterystykę cieplno-przepływową, mogąca się zmieniać jedynie w określonym zakresie spełnia także cechę ograniczonej zmienności systemu w czasie.



Rys. 4.1. Schemat blokowy przedstawiający budynek wraz z wyposażeniem oraz użytkownikami jako system na potrzeby modelowania procesu migracji zanieczyszczeń w budynkach (na podstawie [71]).

Schemat blokowy przedstawiający budynek wraz z wyposażeniem oraz użytkownikami jako system na potrzeby modelowania procesu migracji zanieczyszczeń w budynkach opracowany na podstawie [71] pokazano na rys. 4.1.

Sygnaly wejściowe do systemu można uporządkować klasyfikując je do dwóch grup czynników [71]:

- sygnały charakteryzujące środowisko zewnętrzne (temperatura powietrza, zawartość wilgoci, kierunek i prędkość wiatru, natężenie promieniowania słonecznego, stężenia poszczególnych zanieczyszczeń w atmosferze),
- sygnały charakteryzujące środowisko wewnątrz budynku (intensywność wydzielania się poszczególnych zanieczyszczeń, temperatura i wilgotność powietrza doprowadzanego do pomieszczenia, wielkość wydzielanych zysków ciepła, moc cieplna instalacji grzewczych).

Sygnały wyjściowe systemu, którymi dla rozpatrywanego problemu są stężenia zanieczyszczeń powietrza w poszczególnych pomieszczeniach budynku, mogą być kształtowane na zasadzie transformacji sygnałów wejściowych przez budynek i jego wyposażenie, działania systemów regulacji i sterowania oraz na zasadzie ingerencji człowieka w charakterystykę systemu wynikających z mniej lub bardziej racjonalnych przyczyn.

4.2. Przegląd najczęściej wykorzystywanych modeli matematycznych

4.2.1. Klasyfikacja modeli

Modele opisujące stan zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach mogą być klasyfikowane ze względu na różne właściwości. Ze względu na postać opisu modelu podstawym jest podział na modele nieparametryczne i parametryczne.

Modele nieparametryczne określają związki pomiędzy danymi wielkościami fizycznymi (np. zależność stężeń zanieczyszczeń od czasu) jedynie przy pomocy charakterystyk. Dla modeli ciągłych, charakterystyki prezentowane są w postaci wykresów, a dla modeli dyskretnych w postaci ciągów liczb. Ze względu na duże ograniczenia modele nieparametryczne nie znajdują praktycznie żadnego zastosowania w modelowaniu migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach.

Parametryczne modele matematyczne, łączą przewidywane stężenia zanieczyszczeń w budynku (wyodrębnionym systemie), traktowane jako substytut poziomu ekspozycji człowieka na zagrożenia, z czynnikami objaśniającymi przyczyny poziomu tych koncentracji. Modele parametryczne mogą być klasyfikowane ze względu na wiele czynników [175]:

a) ze względu na charakter zmienności opisywanego zjawiska w czasie:

- modele statyczne,
- modele dynamiczne.

b) ze względu na charakter opisywanego zjawiska:

- modele o parametrach rozłożonych,
- modele o parametrach skupionych,

c) ze względu na stopień szczegółowości opisu:

- modele typu wejście-wyjście,
- modele w przestrzeni stanów,

d) ze względu na sposób zapisu matematycznego:

- modele transmitancyjne,
- modele różniczkowe,

e) ze względu na postać sygnałów:

- modele ciągłe,
- modele dyskretne,

f) ze względu na stopień nieliniowości problemu:

- modele liniowe,
- modele nieliniowe,

g) ze względu na liczbę sygnałów wejściowych i wyjściowych systemów:

- modele jednowymiarowe SISO (Single Input Single Output),
- modele jednowymiarowe MIMO (Multi Input Multi Output).

Ze względu na cel pracy, którym jest opis wpływu stochastycznych zakłóceń na proces migracji zanieczyszczeń w budynkach szczególnie interesujący jest jednak podział na:

- modele niefizyczne,
- modele hybrydowe,
- modele fizyczne.

Modele niefizyczne w swojej najczystszej formie zajmują się dopasowywaniem modeli statystycznych do posiadanych serii danych pomiarowych w celu uzyskania stochastycznych zależności satysfakcjonująco odzwierciedlających zmierzoną rzeczywistość. Modele te zdolne do oceny poziomu zagrożenia w istniejących obiektach, w których przeprowadzono pomiary, zwane są także modelami statystycznymi lub empirycznymi.

Podejście fizyczne bazuje na dotychczasowym poziomie zrozumienia przez naukę procesów fizycznych (mechaniki płynów, chemii itp.) w celu wyprowadzenia matematycznych zależności opisujących łańcuch przyczynowo-skutkowy zjawiska mając nadzieję na dokładny opis rzeczywistych procesów zachodzących wewnątrz budynków. Modele te umożliwiają dokonywanie analiz także w obiektach nieistniejących, w fazie projektowania i wyboru optymalnych rozwiązań. Nazywane są także modelami deterministycznymi.

Pomiędzy tymi skrajnymi podejściami istnieje miejsce dla szeregu modeli hybrydowych. Większość modeli empirycznych uwzględnia pewne podstawowe zależności fizyczne pomiędzy

zmiennymi. Z drugiej strony w wielu modelach fizycznych dokonuje się oszacowania szeregu danych wejściowych modelu w oparciu o analizę statystyczną ich rozkładu.

Tablica 4.1, opracowana w oparciu o [20], [49], [146], przedstawia przegląd modeli najczęściej stosowanych do opisu koncentracji zanieczyszczeń w budynku oraz oceny ekspozycji człowieka na ich szkodliwe działanie.

4.2.2 Empiryczne modele stanu zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach

Model funkcji gęstości rozkładu zmiennej oparty jest na wykorzystaniu statystyki szeroko używanego rozkładu logarytmo-normalnego. Takie podejście umożliwia dokonanie oszacowania, z pewnym poziomem ufności, czy w czasie okresu pomiarowego dotrzymane zostały wartości dopuszczalne. Model nie jest w stanie dostarczyć informacji w jakich warunkach występują najwyższe koncentracje. Odmianą powyższego modelu jest model wykorzystujący procesy *Markowa*. Na bazie związku pomiędzy wariancją i czasem próbkowania możliwe jest dokonanie oszacowania wartości średniej stężeń zanieczyszczeń oraz przedziału ufności dla okresu dłuższego od zastosowanego okresu pomiarowego.

Obydwie metody opisane powyżej wymagają zgromadzenia serii losowo dokonanych pomiarów. W przypadku gdy wartość średnia zbliżona jest do kryterium oceny decyzja może być podjęta tylko w oparciu o wystarczająco liczną próbę. Ze względu na założoną niezmiennosc wariancji z czasem modele te posiadają bardzo ograniczone możliwości przewidywania koncentracji w przyszłości.

Modelowanie w oparciu o szeregi czasowe polega na analizie przebiegu zmienności koncentracji zanieczyszczeń. Ten typ modelowania wymaga dostępności prawie niezakłóconych serii danych pomiarowych gromadzonych z małym krokiem czasowym (np. 5 min). Proste modele liniowe (modele typu ARMA od ang. AutoRegresive Moving Average) stosowane są w sytuacjach, gdy koncentracja zanieczyszczeń w przyszłości zależy od koncentracji zanieczyszczenia w chwili bezpośrednio poprzedzającej rozważaną chwilę czasową oraz od stochastycznego impulsu. Brak stacjonarności modelu lub występowanie trendu w szeregu czasowym reprezentowane jest przez ruchomą średnią ważoną (MA) podczas gdy część stała opisana jest składową autoregresji (AR). Współczynniki tych składowych oszacowywane są metodą najmniejszych kwadratów lub metodą maksymalnego prawdopodobieństwa dopasowując model do serii pomiarowej. Modele typu ARMA dysponując danymi pomiarowymi opisującymi historię fluktuacji koncentracji zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniu są w stanie przewidywać wartości koncentracji zanieczyszczeń także w przyszłości, jednakże bardzo ograniczonej. Innymi wariantami modeli liniowych używanych w praktyce są model Box-Jenkinsa oraz model ARIMA (od ang. AutoRegresive

Tablica 4.1. Zestawienie modeli matematycznych najczęściej stosowanych do opisu koncentracji zanieczyszczeń w budynku oraz oceny ekspozycji człowieka na ich szkodliwe działanie (w oparciu o [8], [20], [49], [146]).

Model	Klasa modelu	Podstawowe Równanie	Typowe zastosowania	Uwagi
Statystyka opisowa: rozkład (log)normalny	model empiryczny	$f(C) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(C-C)^2}{2\sigma^2}}$	oszacowania parametrów rozkładu zagrożeń; przewidywanie prawdopodobieństwa określonego zdarzenia	prawdopodobieństwo do zaniżenia poziomu zagrożeń
Proces Markowa	model empiryczny	$\frac{C_t(P\%)}{C_t^{\#}} = e^{\int \frac{b \cdot T}{2 \cdot t} - z \cdot \sqrt{\frac{b \cdot T}{t}}}$	oszacowania średnich stężeń i przedziałów ufności w czasie T dłuższym od czasu obserwacji t	czas obserwacji jest częścią czasu oceny T
Model ARMA/ARIMA	model empiryczny	$C_{t+1}^{\#} = MA_0 + AR \cdot C_t + N_{t+1} - MA_1 N_t$	przewidywanie stężenia zanieczyszczenia i przedziałów ufności w przyszłości	metoda wymaga bardzo dużych zestawów danych; charakteryzuje się krótkim zakresem przewidywania
Model ARMAX	model hybrydowy	$C_{t+1}^{\#} = MA_0 + AR \cdot C_t + fP_t + N_{t+1} - MA_1 N_t$	przewidywanie stężenia zanieczyszczenia i przedziałów ufności w przyszłości	perspektywna; wymaga bardzo dużych zestawów danych C oraz P, wydłużony zakres przewidywania
Model regresyjny	model hybrydowy	$C^{\#} = f_1 P_1 + f_2 P_2 - f_3 P_3 + \dots + \varepsilon$	określanie wpływu poszczególnych czynników na wartość stężenia; umożliwienie określenia skutków wyeliminowania pewnych czynników	metoda wymaga bardzo dużych zestawów danych C oraz P

Uwaga: Zebrane dane pomiarowe stężeń zanieczyszczeń w pomieszczeniach oznaczono symbolem C.

Dla odróżnienia przewidywane stężenia zanieczyszczeń oznaczono symbolami C[#].

Tablica 4.1. c.d.

Model	Klasa modelu	Podstawowe Równanie	Typowe zastosowania	Uwagi
Model Bayesowski	model hybrydowy	$\sigma_M(m) = \rho_D(d) \int_D dv_d \frac{\rho_D(d) \Theta(d/m)}{\mu_D(d)}$	umożliwia określanie współczynników modelu na podstawie zestawu danych pomiarowych	metoda wymaga dużych zestawów danych pomiarowych, uwzględnia niedokładność modelu i może dostarczyć bardziej wiarygodnych i precyzyjnych oszacowań
Model jedno strefowy skali makro	model deterministyczny	$V \frac{dC^{\#}}{dt} = V_n C_0 - V_w C^{\#} + E$	przewidywanie stężeń w czasie; umożliwia ocenę wpływu różnych wartości V oraz E na stężenie	metoda wymaga oszacowania wartości V i E; zakłada idealne wymieszanie zanieczyszczeń w pomieszczeniu
Model wielostrefowy skali makro	model deterministyczny	$[V]\{C^{\#}\} + [M] \frac{d\{C^{\#}\}}{dt} = \{E\}$	przewidywanie stężeń w czasie i przestrzeni; umożliwia ocenę wpływu różnych wartości V oraz E na stężenie	metoda wymaga oszacowania wartości V, E oraz identyfikacji ścieżek przepływu
Model konwekcyjno-dyfuzyjny skali mikro	model deterministyczny	$\frac{\partial C^{\#}}{\partial t} + v \cdot \nabla C^{\#} = D \cdot \nabla^2 C^{\#}$	przewidywanie stężeń w czasie i przestrzeni w obrębie pomieszczenia	metoda wymaga zastosowania szybkich komputerów o dużych mocach obliczeniowych oraz ustalenia skomplikowanych i brzegowych

Uwaga: Zebrane dane pomiarowe stężeń zanieczyszczeń w pomieszczeniach oznaczono symbolem C.

Dla odróżnienia przewidywane stężenia zanieczyszczeń oznaczono symbolami C#.

Integrated Moving Average) gdzie szeregi czasowe są wstępnie przetworzone przez pierwszą pochodną pomiędzy dwoma punktami czasowymi.

4.2.3 Hybrydowe modele stanu zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach

Modele oparte na analizie szeregów czasowych w czystej postaci nie odwzorowują rzeczywistej dynamiki zmienności stężeń zanieczyszczeń w czasie gdyż pomijają istotne fizyczne związki przyczynowo-skutkowe. Zakładają one mniej lub bardziej stacjonarne warunki wewnątrz pomieszczenia i nie są w stanie przewidywać zdarzeń w przyszłości. Z tego powodu często do modeli dodaje się czynnik zewnętrzny otrzymując model typu ARMAX (od ang. AutoRegressive Moving Average with Exogenous inputs). Zwykle jest to jakaś łatwo mierzalna wielkość związana z emisją zanieczyszczeń (działanie urządzeń, obecność człowieka w pomieszczeniu itp.). Wprowadzenie czynnika zewnętrznego poprawia zdolności modelu typu ARMAX, w porównaniu do modeli opartych na klasycznej analizie szeregów czasowych, do przewidywania koncentracji zanieczyszczeń w przyszłości.

Odrębną klasę modeli stanowią modele wieloparametrowej regresji liniowej. Modele tej klasy starają się znaleźć korelacje pomiędzy obserwowanymi koncentracjami zanieczyszczeń w pomieszczeniach a zmiennymi, które w założeniu autora konkretnej analizy wpływają na ich poziom. Zmienne te charakteryzujące środowisko wewnątrz pomieszczenia, konstrukcję i wyposażenie budynku oraz otoczenie zewnętrzne wprowadzają do modelu elementy deterministyczne. Regułą powszechnie akceptowaną, aczkolwiek nie posiadającą dokładnego uzasadnienia matematycznego, jest poszukiwanie korelacji dla liczby parametrów nie przekraczającej 10% liczby analizowanych pomiarów. Model powstały w wyniku zastosowania wieloparametrowej regresji liniowej wyjaśnia, które z wprowadzonych zmiennych są lub nie są w stanie wyjaśnić określoną część wariancji obserwowanych koncentracji zanieczyszczeń powietrza. Niewyjaśniona wariancja jest miarą jakości dopasowania modelu do rzeczywistości oraz poprawności przyjętych założeń. Model wskazuje, które ze zmiennych wpływają najbardziej na poziom obserwowanych stężeń zanieczyszczeń oraz pozwalają przewidywać poziom średniego stężenia zanieczyszczeń w sytuacji gdy jedna lub więcej zmiennych wpływających na koncentrację zanieczyszczenia znajduje się pod pełną kontrolą (współczynniki tych zmiennych sprowadzane są do zera). Trzeba jednak zaznaczyć, że poza przypadkami ekstremalnie starannego wyboru wprowadzanych zmiennych modele oparte o wieloparametrową regresję liniową nie posiadają istotnego znaczenia fizycznego.

Metoda wnioskowania *Bayesa* polega na podawaniu pewnych twierdzeń o parametrach rozkładu populacji zarówno na podstawie wyników badania próbki jak i znajomości rozkładów a priori nieznanymi parametrów. Podstawa modelu oparta jest na równaniu informacji *Shannona*. Zakłada się, że informacja o zjawisku może być dostarczana zarówno w

dziedzinie pomiarowej jak i w dziedzinie opisu modelowego. Wykorzystanie informacji o modelu sprawia, że parametry modelu określane na podstawie tej metody są ze sobą skorelowane, co jest szczególnie ważne w przypadkach gdy dokładność pomiarów może być obciążona znacznym błędem. W praktyce metoda *Bayesa* wymaga zastosowania komputerowych analiz statystycznych z wykorzystaniem sprzętu o dość dużej mocy obliczeniowej i pamięci.

Wszystkie opisane powyżej modele statystyczne dopasowują parametry wybranej metody do istniejącego zbioru wyników pomiarowych. W ten sposób modele dokonują samosprawdzenia podając jednocześnie przedziały ufności wokół przewidywanych wartości. Przewidywania oparte są o założenie, że jakakolwiek zależność od czynników wyjaśniających zjawisko jest stała w czasie. Modele są niewątpliwie użyteczne, aczkolwiek ich zakres przewidywania jest bardzo ograniczony, a w celu utrzymania wiarygodności modelu wymagane jest częste przeliczanie parametrów i współczynników modelu wraz z rozszerzaniem się zbioru danych pomiarowych. Co więcej, niedozwolona jest ekstrapolacja uzyskanych wyników oraz generalizacja wyciągniętych wniosków gdyż parametry modelu zostały określone tylko dla obszaru w którym zebrano dane pomiarowe.

4.2.4. Deterministyczne modele stanu zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach

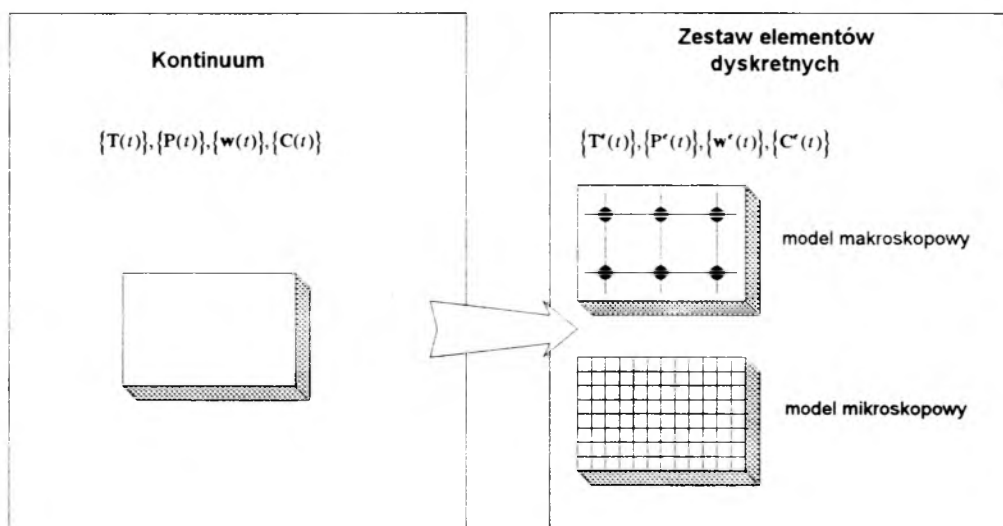
Proces migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach jest podstawowym problem deterministycznych analiz jakości powietrza w pomieszczeniach. Deterministyczne modelowanie mechanizmu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza w budynkach, polegające na przewidywaniu, w oparciu o dotychczasowy poziom zrozumienia przez naukę procesów fizycznych (mechaniki płynów, chemii itp.), jest skomplikowane i uzależnione od wielu czynników. Do podstawowych czynników utrudniających takie podejście należy zaliczyć:

- charakterystykę źródeł emisji zanieczyszczeń,
- infiltrację i eksfiltrację powietrza przez obudowę budynku,
- wewnętrzną strukturę budynku warunkującą przepływy powietrza pomiędzy poszczególnymi pomieszczeniami,
- oddziaływanie systemów ogrzewania, wentylacji i klimatyzacji,
- możliwość usuwania zanieczyszczeń powietrza na drodze filtracji,
- możliwość zmniejszania się koncentracji zanieczyszczeń powietrza na skutek osiadania, sorpcji lub promieniotwórczego rozpadu,
- możliwość reakcji chemicznych pomiędzy zanieczyszczeniami.

Spośród modeli należących do modeli fizycznych można wyodrębnić modele typu makroskopowego i mikroskopowego. Z matematycznego punktu widzenia modele

makroskopowe oparte są na zwykłych równaniach różniczkowych opisujących zasady zachowania masy, pędu i energii w skali makro. Stosowane są zazwyczaj do opisywania problemów migracji zanieczyszczeń powietrza w całym budynku. Modele typu mikroskopowego także opierają się na zasadach zachowania masy, pędu i energii, z tym że z matematycznego punktu widzenia używa się do tego celu równań różniczkowych cząstkowych.

W przypadkach problemów rzeczywistych zarówno podejście makroskopowe jak i mikroskopowe nie daje możliwości analitycznego rozwiązania problemu i wymaga zastąpienia przestrzeni budynku traktowanej jako kontinuum zestawem elementów dyskretnych.



Rys. 4.2. Schemat zastępowania przestrzeni budynku, traktowanej jako kontinuum, zestawem elementów dyskretnych.

Zwykle zakłada się, że rzeczywisty układ architektoniczno-konstrukcyjny budynku będzie reprezentowany przez jedną lub kilka wyidealizowanych przestrzeni, w których przyjmuje się stałość parametrów fizycznych, a zmiana koncentracji zanieczyszczenia uzależniona będzie od emisji zanieczyszczeń wewnątrz przestrzeni oraz strumienia zanieczyszczenia dopływającego i odpływającego z powietrzem wentylacyjnym. W najprostszych modelach przyjmuje się warunki stanu ustalonego. W modelach poszukujących zmienności koncentracji w czasie założony bilans masy w rozpatrywanej przestrzeni opisuje równanie lub zestaw równań różniczkowych.

Najprostszym przykładem modelu makroskopowego jest model jednostrefowy. Jakkolwiek zakłada on doskonałe wymieszanie zanieczyszczeń w pomieszczeniu, to możliwe jest wprowadzenie współczynnika charakteryzującego niedoskonałość tego wymieszania.

Rozkład przestrzenny zanieczyszczeń w pomieszczeniu lub w całym budynku można uzyskać wprowadzając model wielostrefowy. Model ten wprowadza podział rozpatrywanej przestrzeni

na szereg połączonych stref, pomiędzy którymi migrują zanieczyszczenia, a w wyodrębnionych strefach zakłada się doskonałe wymieszanie zanieczyszczeń w powietrzu.

Modele mikroskopowe, aczkolwiek stwarzające dużo technicznych problemów obliczeniowych (numeryczne rozwiązywanie bardzo dużej ilości równań), są powszechnie stosowane do badania problemów migracji zanieczyszczeń w niewielkich wybranych częściach budynku. W ostatnich latach czyni się duże wysiłki w celu integracji modeli makroskopowych i mikroskopowych [6], [8], [130] co umożliwiłoby w ramach analiz jakości powietrza w budynku, dokonywanie bardziej precyzyjnych analiz w wybranych strefach z uwzględnieniem współzależności parametrów brzegowych analiz mikroskopowych, podlegających zasadom zachowania masy i energii w skali makro.

4.3. Standaryzowane metody weryfikacji modeli jakości powietrza w pomieszczeniach

4.3.1. Metody weryfikacji modeli jakości powietrza w pomieszczeniach

Metody używane do weryfikacji modeli jakości powietrza w pomieszczeniach opierają się na porównaniu przetworzonych zbiorów stężeń zanieczyszczeń przewidywanych przez badany model oraz pomierzonych stężeń zanieczyszczeń lub danych modelu wzorcowego. Narzędzia matematyczne stosowane do takiej weryfikacji mogą mieć charakter ilościowy (określanie szeregu współczynników i wskaźników statystycznych) lub jakościowy (analiza wykresów zależności stężeń przewidywanych od obserwowanych lub wykresów zmiennej resztowej).

Poniżej przedstawiono za amerykańską normą ASTM D 5157-91 [2] podstawowe metody używane przy weryfikacji modeli dzieląc je na dwie grupy:

- określanie generalnej zgodności modelu z zaproponowanym wzorcem,
- określanie błędu systematycznego.

4.3.2. Określanie generalnej zgodności modelu z zaproponowanym wzorcem

W celu określenia generalnej zgodności modelu z dostępnymi danymi pomiarowymi lub wynikami obliczeń wykonanymi w oparciu o model wzorcowy stosuje się następujące metody:

1. Określanie współczynnika korelacji wskazującego czy występuje zależność pomiędzy wartościami stężeń zanieczyszczeń przewidywanymi przez badany model, a danymi pomiarowymi lub wartościami przewidywanymi przez model wzorcowy. Bezwzględna wartość współczynnika korelacji wskazuje na siłę zależności (0 brak zależności i silna zależność) podczas gdy znak współczynnika pokazuje rodzaj zależności (+ zależność wprost proporcjonalna, - zależność odwrotnie proporcjonalna). Współczynnik korelacji określa się z zależności

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n [(c_i - \bar{c})(c_i^{\#} - \bar{c}^{\#})]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n [(c_i - \bar{c})^2] \sum_{i=1}^n [(c_i^{\#} - \bar{c}^{\#})^2]}} \quad (4.1)$$

2. Określania równania regresji liniowej. W przypadku idealnej zgodności danych współczynnik kierunkowy prostej równy jest 1 podczas gdy wyraz wolny równania prostej wynosi 0.

$$-b = \frac{\sum_{i=1}^n [(c_i - \bar{c})(c_i^{\#} - \bar{c}^{\#})]}{\sum_{i=1}^n [(c_i - \bar{c})^2]} \quad (4.2)$$

$$-a = \bar{c}^{\#} - b\bar{c} \quad (4.3)$$

3. Określanie znormalizowanego błędu średniokwadratowego. Błąd średniokwadratowy określa wielkość względnego błędu popełnianego przy użyciu modeli, odniesionego do średnich wartości stężeń pomierzonych i przewidywanych. Błąd średniokwadratowy określany jest na podstawie zależności

$$NMSE = \frac{\overline{(C^{\#} - C)^2}}{C^{\#} C} \quad (4.4)$$

W przypadku absolutnej zgodności modelu z pomiarowym lub modelowym wzorcem wartość błędu średniokwadratowego wynosi 0 i rośnie wraz z różnicą pomiędzy porównywanymi zbiorami stężeń (różnice ok. 50% powodują błąd ok. 0.2; a 100% ok. 0.5).

4. Określanie zgodności przy pomocy metod jakościowych. Podstawową metodą tej grupy jest analiza wykresów stężeń przewidywanych przez model i wartości wzorcowych w funkcji czasu. Pozwala ona nie tylko na zaobserwowanie zgodności tych dwu grup danych ale także na wyszukanie obszarów niezgodności. Przy weryfikacji modelu przydatna może być także analiza wykresów zmiennej resztowej (różnicy pomiędzy przewidywaniami a wzorcem) w funkcji czasu lub uporządkowanych wartości stężeń przewidywanych lub wzorca. Wykres zmiennej resztowej nie powinien wykazywać żadnego trendu ani żadnej dającej się zauważyć regularności. W przypadku zaobserwowania takich zjawisk należy określić przyczynę oraz poprawić model.

4.3.3. Określanie błędu systematycznego

W celu oszacowanie błędu systematycznego stosuje się następujące metody

1. Określanie znormalizowanego lub częściowego błędu systematycznego wartości średniej stężenia zanieczyszczenia. Statystyka obliczana jest na podstawie następującego wzoru:

$$FB = \frac{2(\overline{C^*} - \overline{C})}{(\overline{C^*} + \overline{C})} \quad (4.5)$$

W przypadku idealnej zgodności danych pomiarowych lub przewidywań z modelu wzorcowego z wartościami badanego modelu współczynnik FB będzie wynosił 0. W przypadkach gdy dużych różnic wartość FB może przybierać wartości do ± 2 .

2. Określanie analogicznego indeksu błędu systematycznego opartego na porównaniu wariancji stężenia zanieczyszczenia. Statystyka obliczana jest na podstawie następującego wzoru:

$$FS = \frac{2(\sigma_{C^*}^2 - \sigma_C^2)}{(\sigma_{C^*}^2 + \sigma_C^2)} \quad (4.6)$$

3. Określanie błędu systematycznego średniej spośród 10% najwyższych wartości, FB_{10} . Ta statystyka określana jest w analogiczny sposób do współczynnika FB z tym, że do obliczeń bierze się tylko 10 % grupę najwyższych stężeń.

4.3.4. Kryteria jakie powinny spełniać modele jakości powietrza w pomieszczeniach

Biorąc pod uwagę potencjalne konsekwencje niedokładności pomiarowych lub niedoskonałości modelu wzorcowego amerykańska norma ASTM D 5157-91 [2] podaje następujące warunki jakie powinien spełniać model jakości powietrza w pomieszczeniach.

Tablica 4.2. Warunki jakie powinien spełniać model jakości powietrza w pomieszczeniach wg ASTM D 5157-91 [2].

Nr	Element podlegający ocenie	Kryterium
1	Współczynnik korelacji	≥ 0.9
2	Współczynnik kierunkowy regresji liniowej	$0.75 < a < 1.25$
3	Wyraz wolny regresji liniowej	$< 25\% \overline{C}$
4	Znormalizowany błąd średniokwadratowy	≤ 0.25
5	Błąd systematyczny dla średniej	≤ 0.25
6	Błąd systematyczny dla wariancji	≤ 0.5

5. Modelowanie procesu migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach w oparciu o modele deterministyczne

5.1. Ogólna charakterystyka problemu

Podstawowym problemem teoretycznych analiz migracji zanieczyszczeń w budynkach jest przewidywanie przestrzennego (x,y,z) oraz czasowego (t) rozkładu stężeń zanieczyszczeń wewnątrz budynku. Analiza taka powinna uwzględniać wszystkie procesy transportu masy mogące wpływać na migrację zanieczyszczeń [4]:

- w skali makro; adwektywne oraz w skali mikro; konwekcyjno-dyfuzyjne procesy przepływu powietrza,
- chemiczne, fizyczne oraz radiochemiczne procesy oddziałujące na migrację zanieczyszczeń w sposób homogeniczny za pomocą masy przepływającego powietrza,
- procesy filtracji, sorpcji i osadzania oddziałujące na migrację zanieczyszczeń w sposób heterogeniczny poprzez powierzchnie ograniczające drogi przepływu powietrza.

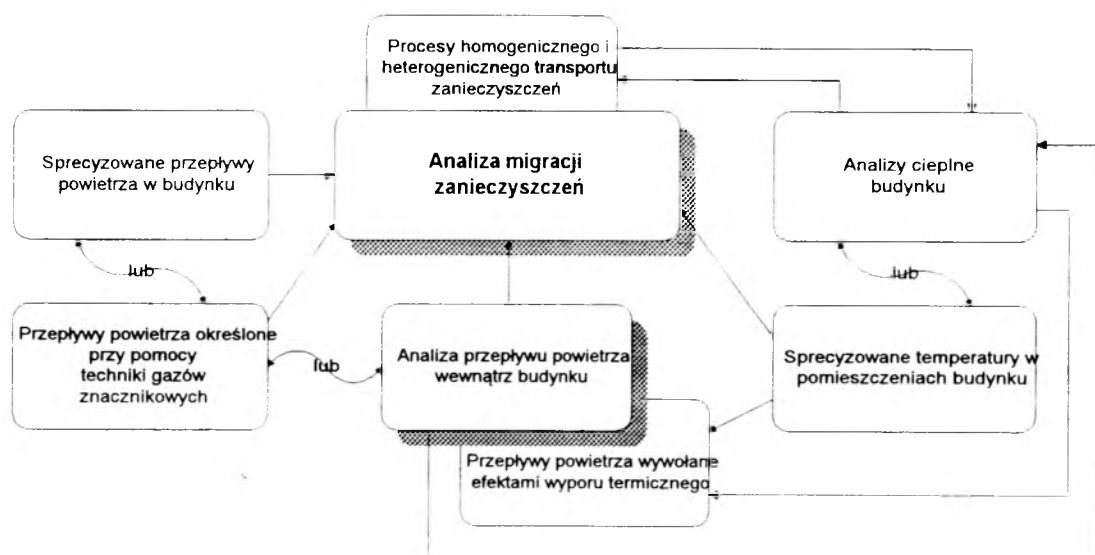
Proces migracji dowolnego zanieczyszczenia, określonego w tym miejscu jako α , w sposób oczywisty zależy od pola przepływu powietrza w (x,y,z,t) , od istniejącego w danej chwili czasowej pola stężeń rozpatrywanego zanieczyszczenia $C^\alpha(x,y,z,t)$ oraz od przestrzennego i czasowego rozkładu stężeń innych zanieczyszczeń, z którymi zanieczyszczenie α może reagować. Rozwiązanie postawionego problemu zależy zatem od podania, określenia na drodze pomiarowej (np. przy pomocy techniki gazów znacznikowych) lub, co jest jedynym rozwiązaniem dla nieistniejących obiektów, deterministycznej analizy przepływów powietrza wewnątrz budynku.

Rozkład przestrzenno-czasowy przepływów powietrza w budynku zależy przy tym od istniejącego rozkładu ciśnienia w budynku $P(x,y,z,t)$ oraz od pola temperatury oddziałującego na przepływy powietrza wewnątrz budynku poprzez efekt wyporu termicznego, przy czym na zasadzie sprzężenia zwrotnego pole temperatury jest jednocześnie zależne od rozkładu przepływów powietrza. Rozwiązanie zagadnienia przepływu powietrza wewnątrz budynku towarzyszące jedynie głównemu problemowi jakim jest określenie migracji zanieczyszczeń wymaga zatem albo zdefiniowania pola temperatury w budynku lub też rozwiązania skomplikowanego problemu współzależnej analizy cieplno-przepływowej budynku.

Nie wolno przy tym zapominać, że homogeniczne i heterogeniczne procesy transportu mogą powodować konwersję form energii związaną z fizyczną lub chemiczną transformacją i dlatego też nie powinny być rozpatrywane jedynie jako zależne od temperatury, ale także wpływające na termiczny bilans budynku (np. w przypadku pożaru wpływ ten może być dominujący).

Ogólnie rzecz biorąc, rozwiązanie zagadnienia migracji zanieczyszczeń w budynkach wymaga albo określenia pola temperatury w budynku albo rozwiązywania współzależnych problemów migracji zanieczyszczeń oraz analiz termicznych jednocześnie. Jak do tej pory niewiele można powiedzieć na temat tych współzależności, co w połączeniu z obserwowanym małym efektem termodynamicznym dla zwykle rozważanych śladowych stężeń zanieczyszczeń powoduje, że problem ten jest przez badaczy milcząco pomijany.

Podsumowując można stwierdzić, że proces migracji zanieczyszczeń w ogólnym przypadku zależy od przestrzenno-czasowych rozkładów temperatury, ciśnienia, przepływów powietrza, oraz stężeń zanieczyszczeń obecnych w budynku. Rysunek 5.1 prezentuje w formie graficznej wymagane elementy pełnej analizy zagadnień jakości powietrza w pomieszczeniach [4].



Rys. 5.1. Elementy pełnej analizy zagadnień jakości powietrza w pomieszczeniach. (wg. [4]).

W celu opisu migracji zanieczyszczeń powietrza wewnątrz budynków o złożonej strukturze najczęściej stosuje się modele sieciowe. Modele te zastępują rzeczywisty przestrzenny układ pomieszczeń wyidealizowaną siecią węzłów wzajemnie ze sobą połączonych. Przez węzły zastępowane są przestrzenie, co do których można przyjąć założenie o doskonałym co do czasu i przestrzeni, wymieszaniu powietrza w ich wnętrzu. Zwykle zastępuje się węzłami poszczególne pomieszczenia budynku. Takie podejście w świetle wielu badań w obiektach rzeczywistych wydaje się w pełni uzasadnione. Ponadto pozwala to stosunkowo łatwo zidentyfikować połączenia pomiędzy węzłami i redukuje ilość równań, które muszą być rozwiązane.

W przypadkach występowania w pomieszczeniach stref stagnacji powietrza, "krótkich spięć" pomiędzy nawiewem a wywiewem powietrza, lub wentylacji o zróżnicowanej przestrzennie intensywności założenie o zastępowaniu pomieszczenia jednym węzłem może być

podtrzymane przy zastosowaniu współczynników wymieszania powietrza. W przypadkach najbardziej złożonych zalecane jest stosowanie podziału pomieszczenia na dwie lub większą ilość stref, co do których założenie o idealnym wymieszaniu powietrza nie budzi wątpliwości.

Ponadto przy pomocy węzłów opisuje się również środowisko zewnętrzne. Także w tym przypadku obowiązuje reguła o stałości parametrów powietrza reprezentowanego przez dany węzeł co powoduje, że środowisko zewnętrzne w modelu może być reprezentowane przez szereg węzłów (na przykład zróżnicowanych co do strony świata, wysokości itp.)

Powyższa ogólna charakterystyka problemu opisuje kompleksowe i w pewnym sensie wyidealizowane podejście do problemu. Istniejące modele, tworzone bardzo często dla konkretnych zastosowań praktycznych, pomijają szereg elementów, koncentrując się jedynie na najważniejszych z punktu widzenia analizowanego problemu. Wybór modelu i odpowiadającego mu programu komputerowego, który mógłby spełniać funkcję programu wzorcowego powinien być poprzedzony staranną analizą istniejących modeli.

5.2. Przegląd istniejących deterministycznych modeli migracji zanieczyszczeń w budynkach

W Polsce problemami modelowania przepływów powietrza w budynkach o złożonej strukturze zajmowały się głównie dwa ośrodki naukowe: Politechnika Śląska oraz Politechnika Warszawska.

W Katedrze Ogrzewnictwa, Wentylacji i Techniki Odpylania Politechniki Śląskiej zagadnieniami tymi zajmowali się przede wszystkim *Nantka* i *Baranowski*. Wyniki prac badawczych nad metodami modelowania oraz pomiaru wymiany powietrza w budynkach mieszkalnych oraz wpływem przepływów powietrza na zużycie energii przedstawił *Nantka* szeregu publikacjach (np. [99], [100], [101], [102], [104], [105]) zwieńczonych pracą o charakterze monograficznym [103]. Prace *Baranowskiego* koncentrowały się głównie nad rozwojem metod numerycznych stosowanych przy modelowaniu przepływów powietrza oraz integracją programów obliczeniowych z generatorami klimatu zewnętrznego [9], [10], [11], [12].

Prace prowadzone w Instytucie Ogrzewnictwa i Wentylacji Politechniki Warszawskiej skupiały się w trzech zasadniczych grupach problemowych:

- wentylacji budynków mieszkalnych (*Karolak* [77], *Sheabaan* [131]),
- infiltracji powietrza w obiektach przemysłowych, (*Jędrzejewska-Ścibak*, *Sosnowski*, *Sowa* [66], [73], [139], [140], [141], [142], [147]),
- interakcji wentylacji mechanicznej i naturalnej, układach ciśnienia powietrza w budynkach oraz zagadnieniach wentylacji pożarowej (*Mizieliński i wsp.* [93], [94], [95], [96]).

Modelowaniem przepływów powietrza w budynkach wentylowanych naturalnie zajmowano się także w innych ośrodkach, np. *Szczechowiak* [152] w Politechnice Poznańskiej pracował nad modelem przepływów powietrza w budynkach wentylowanych naturalnie wyposażonych w zbiorcze kanały wentylacyjne.

Wnioski wyciągane z prac prowadzonych w Polsce koncentrowały się głównie na określaniu energetycznych konsekwencji przepływów powietrza w budynkach. Nieliczne próby deterministycznego opisu procesu migracji zanieczyszczeń powietrza pomiędzy pomieszczeniami nie zostały niestety doprowadzone do takiej fazy, która umożliwiałaby przyjęcie programów komputerowych opracowywanych na bazie tych prac, jako wzorcowych programów w celu analiz porównawczych z modelami hybrydowymi uwzględniającymi stochastyczne zakłócenia.

Tymczasem jak wykazują studia literaturowe próby deterministycznego opisu migracji zanieczyszczeń powietrza wewnątrz budynków były przedmiotem licznych przedsięwzięć badawczych. Programy będące w stanie analizować jedynie przepływy powietrza pomiędzy pomieszczeniami były sukcesywnie uzupełniane o elementy analiz cieplnych budynków oraz o moduły umożliwiające określanie migracji zanieczyszczeń pomiędzy pomieszczeniami. Największą aktywność na tym polu charakteryzowała naukowców ze Stanów Zjednoczonych i Europy Zachodniej aczkolwiek w różnych zestawieniach można znaleźć także ciekawe prace podejmowane w Kanadzie, Japonii, Brazylii czy Republice Południowej Afryki.

W Stanach Zjednoczonych najsilniejszą grupę badaczy stanowił zespół współpracujący z US National Bureau of Standards przekształconym później w US National Institute of Standards and Technology. Badania tej grupy koordynował *Walton*, autor szeregu prac [161], [162], a przede wszystkim programu analizującego przepływy powietrza AIRMOV [163], programu do połączonych analiz cieplnych budynków i przepływu powietrza TARP [167] oraz poprawionego i rozszerzonego programu do analiz sieciowych w budynkach AIRNET [164]. Zagadnieniami migracji zanieczyszczeń w US NIST zajmował się współpracujący tą instytucją *Axley* z Massachusetts Institute of Technology MIT. Swoje badania nad modelowaniem migracji zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach rozszerzył o zagadnienia modelowania emisji zanieczyszczeń, adsorpcji i desorpcji z elementów wyposażenia wewnątrz, reakcji pomiędzy zanieczyszczeniami [3], [7]. Wynikami poszczególnych faz badań były programy: CONTAM86 [5], CONTAM87 [8] CONTAM88 [55], oraz program przeznaczony do analiz cieplnych DTFAM. Szeroki wachlarz zagadnień jakimi zajmowano się w US NIST uzupełnia program ASCOS do analiz migracji dymu w budynkach autorstwa *Klote* [82]. Na bazie wymienionych wyżej programów *Walton* opracował program CONTAM93 (dostępna jest już także wstępna wersja

CONTAM94) podsumowujący doświadczenia US NIST nad modelowaniem migracji zanieczyszczeń w budynkach i zastępujący wcześniej opracowane programy.

Modelowaniem jakości powietrza w pomieszczeniach zajmowano się także w US Environmental Protection Agency EPA, gdzie liczne badania poświęcone temu zagadnieniu prowadzone były pod kierownictwem *Sparksa* [149], [150]. Do określania stężeń zanieczyszczeń EPA wykorzystuje program komputerowy INDOOR (*Sparks* [148]), którego wyniki mogą być danymi do programu EXPOSURE (także autorstwa *Sparksa* [151]) służącego do analizy ekspozycji człowieka na różne zanieczyszczenia powietrza.

W Lawrence Berkeley Laboratory problemami modelowania przepływów powietrza zajmował się głównie *Sherman* koncentrując się przede wszystkim na zagadnieniach superpozycji czynników wywołujących przepływy powietrza [132]. Ponadto *Traynor i wsp.* opracowali program MACROMODEL do oszacowywania stężeń gazowych produktów spalania w budynkach mieszkalnych [155].

Własne programy do analiz migracji zanieczyszczeń opracowano także w wielu innych ośrodkach np.: California Institute of Technology CIT (*Nazaroff i Cass* [108], [109]) oraz w Lawrence Livermore National Laboratory (program do modelowania emisji i migracji lotnych związków organicznych z powierzchni pokrytych farbami [91]).

W Europie najwięcej prac prowadzono we Francji, Wielkiej Brytanii oraz w krajach skandynawskich (głównie Finlandia i Szwecja). Interesujące programy badawcze realizowano także w Niemczech, Szwajcarii, Holandii, Hiszpanii oraz w kilku innych krajach.

We Francji przepływami powietrza oraz migracją zanieczyszczeń w budynkach zajmowało się kilka ośrodków. Za najciekawsze należy uznać badania prowadzone w Laboratoire Equipement de l'Habitat, Centre de Thermique-URA przez *Allarda i wsp.* (program TONY) oraz w instytucie CSTB przez *Bienfait'a, Mounajeda oraz Riberona* (programy GAINÉ [98] oraz SIREN2). Możliwość prawnej współodpowiedzialności za zagrożenie wynikające z obecności produktów spalania gazu w mieszkaniach ślaniało także Gaz de France do prowadzenia we współpracy z innymi instytucjami badań nad migracją produktów spalania gazu w budynkach (*Cruzevault* [21]).

W Wielkiej Brytanii badania nad przepływami powietrza i migracją zanieczyszczeń w budynkach prowadziły przeważnie działy badawcze dużych koncernów, firm konsultingowych oraz innych organizacji o charakterze komercyjnym. British Gas PLC dążąc do zwiększenia udziału gazu jako czynnika energetycznego prowadził szereg badań nad emisją i migracją zanieczyszczeń powietrza (produktów spalania gazu) w budynkach mieszkalnych, czego owocem były dwa programy komputerowe VENT1 i VENT2 opracowane przez *Etheridge'a* [29], [30]. Innymi przykładami mogą być program Vent autorstwa *Holmes'a* dla Arup Research & Development czy program analizujący przepływy dymu w budynkach w

wypadku pożaru pracowany przez *Irvinga* dla Oscar Faber Consulting Engineers. Jednakże podstawy badań tego typu w Wielkiej Brytanii stworzyły prace *Liddamenta* z Air Ventilation and Infiltration Centre [85], [86], który w swoich wczesnych pracach przedstawiał różne metody obliczeń przepływów powietrza wraz z niezbędnymi algorytmami tych obliczeń.

W Finlandii prace nad modelowaniem migracji zanieczyszczeń prowadzone były głównie w Helsinki University of Technology. W 1986 roku *Siren* opublikował program MULTIC [133] dający możliwość określania stężeń zanieczyszczeń w budynkach wielostrefowych. W latach późniejszych wnioski ze swoich prac nad modelowaniem przepływów powietrza w budynkach skoncentrował na określaniu charakterystyk obudowy budynku jako filtra chroniącego powietrze w pomieszczeniu przed napływem zanieczyszczeń w przypadkach gwałtownych wzrostów stężeń w otoczeniu budynku wywołanych np. ruchem ulicznym [134]. W końcu lat osiemdziesiątych (*Klobut, Tuomaala i inni* [81], [82]) podjęto próbę stworzenia oprogramowania będącego w stanie symultanicznie przeprowadzać analizy przepływów powietrza, określać temperaturę poszczególnych pomieszczeń w oparciu o ich bilans cieplny oraz dokonywać analiz migracji zanieczyszczeń powietrza pomiędzy pomieszczeniami. Program nazwany TFCO posiada wiele opcji umożliwiających przeprowadzanie symultanicznych analiz w układach do 40 pomieszczeń. Nigdy jednak nie osiągnął formy nadającej się do udostępnienia osobom trzecim.

W Szwecji prace nad modelowaniem przepływów powietrza w budynkach rozpoczęto dość wcześnie. Już na przełomie lat siedemdziesiątych i osiemdziesiątych *Kronvall* opracował program komputerowy JKCIRCUS [83] analizujący przepływy powietrza w budynkach o złożonej strukturze nie posiadający jednak możliwości analizy migracji zanieczyszczeń. Pod koniec lat osiemdziesiątych powstał symulacyjny program *Herlina* MOVECOMP [62] nadal pozbawiony jednak bloku analiz migracji zanieczyszczeń powietrza. Prace *Ekberga* [26] z początku lat dziewięćdziesiątych, poświęcone były modelowaniu zmian jakości powietrza w pomieszczeniu wywołanych przez zmieniające się stężenia lotnych związków organicznych w powietrzu zewnętrznym.

W Niemczech ciekawe prace prowadził *Esdorn* [28], *Feustel* i *Guo* w Technische Universitaet Berlin tworząc program STROM-II. W odniesieniu do budynków przemysłowych różne modele oraz algorytmy obliczeniowe opracował *Dietze* [24].

Dorer ze szwajcarskiego instytutu badawczego EMPA zbudował program do określania przepływów powietrza i migracji zanieczyszczeń COMERL. Program wyróżnia się spośród innych programów głównie tym, że został zbudowany w oparciu w strukturę o popularnej bazy danych dBaseIV, podczas gdy inne programy pisane są w językach programowania takich Fortran, Basic, Pascal, czy C. W Holandii prace nad modelowaniem przepływów powietrza prowadził instytut TNO (*de Gids, Phaff*) czego przykładem może być program

VENCON [22]. Przykładem prac prowadzonych w Hiszpanii może być program S3PAS opracowany przez *Dominguez 'a*.

Warto jeszcze wymienić, że w Kanadzie problemami modelowania zajmowali się *Haghighat* i *Rao* [59], [116], [117], a w Japonii, gdzie powstała duża grupa programów i modeli miały one raczej charakter naśladowczy bazujący na osiągnięciach amerykańskich i europejskich.

Tak duże rozproszenie badań oraz wielokrotne dublowanie celów spowodowało powstanie międzynarodowej inicjatywy badawczej zorganizowanej w ramach Międzynarodowej Agencji Energii IEA. W skład zespołu badawczego weszli przedstawiciele wielu krajów: między innymi *Allard* (Francja), *Garcia* (Hiszpania), *Grosso* (Włochy), *Herrlin* (Szwecja), *Dorer* (Szwajcaria), *Minnngsheng* (USA), *Phaff* (Holandia), *Utsumi* i *Yoshinoi* (Japonia), a funkcje koordynatora projektu powierzono *Feustelowi* (RFN-USA). Wynikiem prac tego zespołu był program przeznaczony do obliczeń przepływów i migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach o złożonej strukturze COMIS, którego założenia opisano w [1], [42], [54], [61], [120]. Sprawdzenia i weryfikacji programu COMIS dokonał zespół pod kierunkiem *Fürbringera*, *Rouleta* i *Borchielliniego* [25], [50] w oparciu o szereg badań w obiektach rzeczywistych, przeprowadzonych w krajach członkowskich Annex 23 (Multizone airflow modelling) IEA. Przy okazji studiów nad czułością modeli sieciowych na dokładność danych wejściowych *Fürbringer* [46], [47], [48], [50], [51] przeprowadził także bardzo dokładną analizę czułości programu COMIS.

5.3. Wybór programu modelującego migrację zanieczyszczeń powietrza w budynkach

5.3.1. Wybór programu modelującego migrację zanieczyszczeń powietrza w budynkach.

W latach osiemdziesiątych i dziewięćdziesiątych opublikowano kilka analiz porównawczych modeli opisujących jakość powietrza w pomieszczeniach (lub jedynie przepływy powietrza w budynkach) [79], [86], [168], jednakże zdecydowanie najszerzy charakter miało badanie ankietowe przeprowadzone przez *Feustela* [41] dążące do zewidencjonowania istniejących programów komputerowych umożliwiających modelowanie przepływów powietrza w budynkach o złożonej strukturze. Spośród 50 nadesłanych ankiet 13 prezentowało programy mające także możliwość dokonywania analiz migracji zanieczyszczeń w budynkach. Podstawowym warunkiem aby model deterministyczny mógł być używany jako wzorzec dla modeli hybrydowych zawierających elementy stochastyczne jest jednak konieczność uwzględniania wpływu użytkowników oraz wpływu zmiennych warunków meteorologicznych (patrz omówienie czynników stochastycznych w rozdziale 6). Zestawienie prezentujące powszechność uwzględniania wpływu użytkowników oraz wpływu zmiennych warunków meteorologicznych w deterministycznych modelach przepływu powietrza w budynkach o złożonej strukturze (tablica 5.1) wskazuje, że tylko 8 spośród 13 modeli spełnia ten warunek.

Analiza wymagań sprzętowych (wymagany typ komputera) oraz możliwości uzyskania programów przez osoby trzecie drastycznie ograniczyły ilość programów, które predestynowałyby do pełnienia funkcji wzorcowego programu typu deterministycznego.

Tablica 5.1 Zestawienie prezentujące powszechność uwzględniania wpływu użytkowników oraz wpływu zmiennych warunków meteorologicznych w deterministycznych modelach przepływu powietrza w budynkach o złożonej strukturze [41].

Deterministyczne modele przepływu powietrza w budynkach o złożonej strukturze				$\Sigma=50$
uwzględniające warunki meteorologiczne	Tak	?	Nie	Σ
uwzględniające wpływ użytkowników				
Tak	16	0	2	18
?	2	12	1	15
Nie	6	0	11	17
W tym				
Modele nie powiązane z modelowaniem migracji zanieczyszczeń w budynkach				$\Sigma=26$
uwzględniające warunki meteorologiczne	Tak	?	Nie	Σ
uwzględniające wpływ użytkowników				
Tak	8	0	1	9
?	2	0	1	3
Nie	4	0	10	14
Modele, dla których nie sprecyzowano czy są powiązane z modelowaniem migracji zanieczyszczeń w budynkach				$\Sigma=11$
uwzględniające warunki meteorologiczne	Tak	?	Nie	Σ
uwzględniające wpływ użytkowników				
Tak	0	0	0	0
?	0	11	0	11
Nie	0	0	0	0
Modele powiązane z modelowaniem migracji zanieczyszczeń w budynkach				$\Sigma=13$
uwzględniające warunki meteorologiczne	Tak	?	Nie	Σ
uwzględniające wpływ użytkowników				
Tak	8	0	1	9
?	0	1	0	1
Nie	2	0	1	3

Przeprowadzona analiza istniejących programów wskazywała, że wybór wzorcowego programu typu deterministycznego powinien dokonać się pomiędzy programem CONTAM93 [165] opracowanym pod kierownictwem *Waltona* i *Axleya* dla US NIST, a programem

COMIS [42] opracowanym przez międzynarodowy zespół naukowców pod kierunkiem *Feustela* w ramach Annexe 23 IEA.

Ostatecznie jako wzorcowy deterministyczny model migracji zanieczyszczeń wybrano pakiet CONTAM93. Za wyborem przemawiały:

- analiza dostępnych informacji na temat pakietu, w tym instrukcji obsługi, wskazująca na jego kompleksowy charakter, duże możliwości obliczeniowe oraz przyjazną dla operatora formę obsługi,
- fakt tworzenia pakietu z myślą o analizie migracji zanieczyszczeń w budynkach, a nie traktowanie tych zagadnień jedynie jako uzupełnienia analiz przepływów powietrza, rzutuający na rozbudowanie opcji modelowania źródeł emisji zanieczyszczeń, ich zaniku, reakcji pomiędzy zanieczyszczeniami itp.
- fakt wielokrotnej weryfikacji pakietu na podstawie badań w warunkach laboratoryjnych oraz rzeczywistych,
- systematyczne modyfikacje pakietu uwzględniające zarówno nowe osiągnięcia modelowania układów sieciowych jak i przystosowujące pakiet do nieustannie zwiększających się możliwości obliczeniowych powszechnie stosowanych komputerów osobistych,
- prestiż instytucji opracowującej pakiet; United States National Institute of Standards and Technology (dawniej United States National Bureau of Standards),
- możliwość uzyskania pakietu na drodze niekomercyjnej.

5.3.2. Zalety i ograniczenia wybranego programu

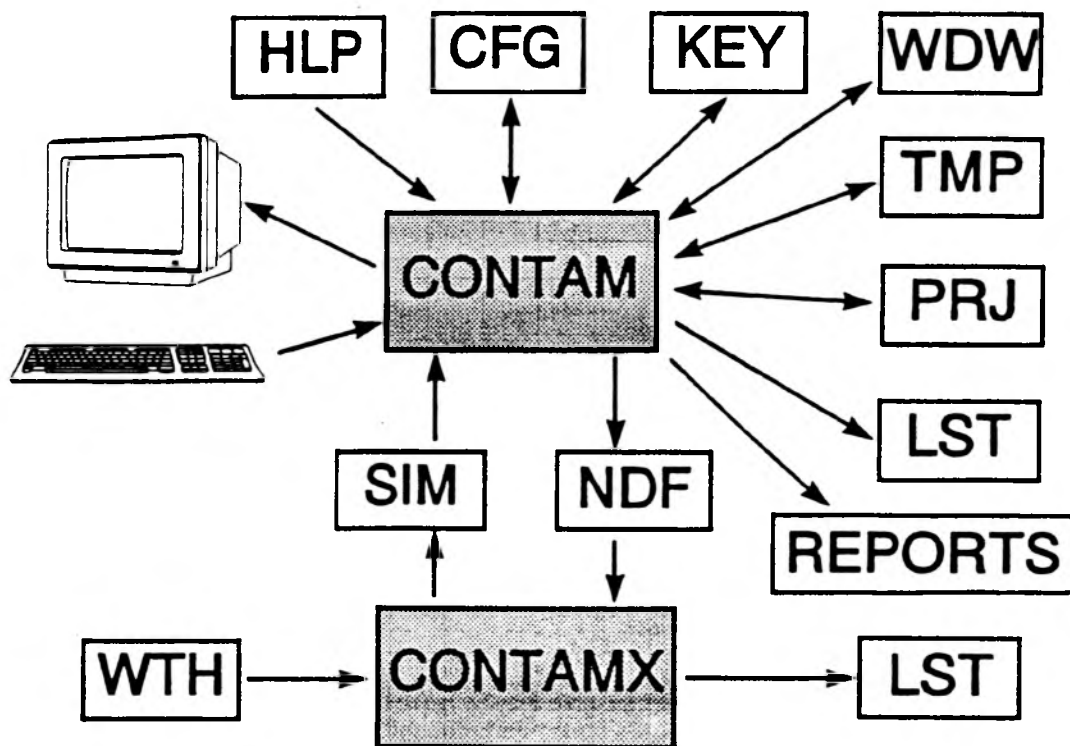
Pakiet obliczeniowy CONTAM93 jest przyjaznym dla użytkownika programem analizującym migrację zanieczyszczeń w budynkach, łączącym różne sprawdzone wcześniej algorytmy opisujące przepływy powietrza i zanieczyszczeń w budynkach o złożonej strukturze. Algorytmy programu CONTAM93 wykorzystują elementy następujących programów opracowanych przy współpracy NISTIR (NBSIR) [166]:

- ASCOS (Analysis of Smoke Control Systems), [80],
- TARP (Thermal Analysis Research Program), [163], [167],
- CONTAM86, [5],
- CONTAM87, [8],
- NBSAVIS/CONTAM88, [55],
- AIRMOV, [162],
- AIRNET, [164].

CONTAM93 oferując duże możliwości obliczeniowe przystosowany jest jednocześnie do działania na komputerach osobistych klasy PC AT (lub lepszych). Pakiet składa się z dwóch podstawowych programów:

- CONTAMX nieinterakcyjnego programu obliczającego przepływy powietrza i migrację zanieczyszczeń w budynkach o złożonej strukturze
 - CONTAM interakcyjnego programu dla przyjaznego dla użytkownika opracowywania i opracowywania danych wejściowych i wyjściowych programu CONTAMX,
- oraz szeregu plików pomocniczych.

Strukturę zależności oraz schemat komunikacji pomiędzy poszczególnymi plikami pakietu pokazuje rysunek 5.2 oraz opisuje tablica 5.2.



Rys. 5.2. Struktura zależności oraz schemat komunikacji pomiędzy poszczególnymi plikami pakietu CONTAM93 [165].

Pakiet CONTAM93 posiada także pewne ograniczenia. Jako główne należy uznać fakt, że temperatura powietrza w pomieszczeniu jest definiowana jako stała przez cały czas symulacji. Co prawda względne zmiany gęstości powietrza wywołane wahaniami temperatury i wilgotności względnej nie są duże (np. zmiany temperatury w zakresie 18-22 °C i zmiany wilgotności względnej w zakresie 40-60%, w stosunku do wartości średniej z obszaru tj. 20°C i 50 %, nie przekraczają 1.5%), ale problem ten wymaga nieco szerszej dyskusji.

Jak podano w analizie teoretycznej przeprowadzonej w punkcie 5.1., proces migracji zanieczyszczeń w budynkach powinien być analizowany symultanicznie, nie tylko z zagadnieniami przepływów powietrza, ale także z analizami cieplnymi budynku. Takie podejście wskazuje, że temperatura powietrza w pomieszczeniach nie tylko wpływa na procesy przepływu powietrza w budynku oraz homogeniczne i heterogeniczne procesy transportu zanieczyszczeń, ale jest także od nich uzależniona.

Tablica 5.2. Charakterystyka plików pakietu CONTAM93 [165].

Skrót	Nazwa pliku	Opis pliku
HLP	CONTAM.HLP	Plik przechowuje ekrany wprowadzania danych oraz ekrany podpowiedzi, musi być obecny w pakiecie i nie może podlegać modyfikacjom przez użytkownika.
CFG	CONTAM.CFG	Plik przechowuje zdefiniowane przez użytkownika czułości klawiatury i wskaźnika myszy komputerowej.
KEY	CONTAM.KEY	Plik przechowuje kopię wszystkich komend wprowadzonych z klawiatury przez użytkownika dla ostatniego uruchomienia programu CONTAM. Zbiór może być bardzo pomocny w przypadku ponownego wprowadzania danych na skutek błędu użytkownika lub przerwania działania programu.
WDW	CONTAM.WDW	Plik jest używany do przechowywania i wywoływania wyglądu ekranu.
TMP	CONTAM.TMP	Plik przechowuje dane bieżące dane o strefach i ścieżkach przepływu powietrza. Zapis tych danych na dysku a nie w pamięci operacyjnej komputera RAM umożliwia opisywanie dużych projektów nie przekraczając podstawowego ograniczenia limitu pamięci operacyjnej systemu DOS do 640K.
PRJ	<i>projekt.PRJ</i>	Plik zawiera pełne dane o analizowanym budynku, (<i>projekt</i> oznacza nazwę zdefiniowaną przez użytkownika).
LST	CONTAM.LST	Plik przechowuje informacje (np. kody błędów) od ostatniego uruchomienia programu CONTAM.
NDF	<i>projekt.NDF</i>	Plik zawiera niezbędne dane wejściowe do programu CONTAMX stworzone przez program CONTAM.
SIM	<i>projekt.SIM</i>	Plik zawiera wyniki symulacji obliczone przez program CONTAMX dla danego projektu.
WTH	<i>pogoda.WTH</i>	Plik zawiera dane pogodowe do programu CONTAMX.
LST	CONTAMX.LST	Plik przechowuje informacje (np. kody błędów) od ostatniego uruchomienia programu CONTAMX.
REPORT	<i>projekt.ZAP</i> <i>projekt.CTM</i>	Plik (tworzony przez program CONTAM) zawiera wyniki obliczeń dla poszczególnych stref i ścieżek przepływu powietrza Plik (tworzony przez program CONTAM) zawiera wyniki obliczeń stężeń zanieczyszczeń powietrza dla warunków dynamicznych.

Jak jednak już wcześniej wskazano zmiany rozważanych zwykle śladowych stężeń zanieczyszczeń powodują małe efekty termodynamiczne, co pozwala pomijać wpływ obecności zanieczyszczeń na temperaturę w pomieszczeniach. Zrezygnowanie ze sprzężenia

zwrotnego określającego wpływ przepływów powietrza na temperaturę w pomieszczeniach nie jest już tak oczywiste. W przypadkach niskiej temperatury zewnętrznej oraz w przypadkach dużych różnic temperatur pomiędzy pomieszczeniami wpływ ten może być dość znaczny. Z drugiej jednak strony w ogromnej większości budynków obserwuje się małe zróżnicowanie temperatury powietrza oraz wilgotności pomiędzy pomieszczeniami, a zmienności temperatury i wilgotności wynikają raczej ze sposobu użytkowania pomieszczenia (zyski ciepła i wilgoci) oraz wpływu czynników zewnętrznych oddziałujących poprzez przegrody zewnętrzne (nasłonecznienie oraz temperatura zewnętrzna). Dodatkowo, matematyczny opis takiego sprzężenia zwrotnego może być utrudniony w przypadku wyposażenia pomieszczenia w jakikolwiek system automatycznej regulacji temperatury czy wilgotności. Powyższa uwaga dotyczy zarówno coraz bardziej rozpowszechnionych w naszym kraju grzejnikowych zaworów termostatycznych jak i jeszcze dość rzadko spotykanych układów regulacyjnych systemów klimatyzacji.

Reasumując należy stwierdzić, że prawie wszystkie istniejące programy przeznaczone do analizy migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach rezygnują z symultanicznego określania wpływu przepływu powietrza na temperaturę powietrza w pomieszczeniach. Co więcej programy przeznaczone do powszechnego użytku (między innymi COMIS i CONTAM93), dostosowane do najbardziej rozpowszechnionego standardu komputera IBM PC wyposażonego w system operacyjny DOS, ze względu na ograniczenia tego zestawu nie są w ogóle przystosowane do dokonywania analiz cieplnych budynków.

5.4. Podstawy matematycznego modelu programu COMIS

5.4.1. Przepływy powietrza w budynkach o złożonej strukturze

Strumień masowy powietrza przepływający pomiędzy dwiema wyodrębnionymi przestrzeniami i oraz j w budynku jest pewną funkcją różnicy ciśnień występujących na drodze przepływu powietrza (opis najczęściej stosowanych zależności podano w rozdziale 5.3.3.)

$$w_{j,i} = f(P_j - P_i) \quad (5.1)$$

gdzie:

$w_{j,i}$ - masowy strumień powietrza przepływającego pomiędzy strefami,

P_j, P_i - ciśnienie w rozpatrywanych przestrzeniach,

Masa powietrza w wyodrębnionej przestrzeni i może zostać określona na podstawie zależności

$$m_i = \rho_i V_i = \frac{P_i V_i}{RT_i} \quad (5.2)$$

gdzie:

- V_i - objętość wyodrębnionej przestrzeni,
- ρ_i - gęstość powietrza w rozpatrywanej przestrzeni,
- P_i - ciśnienie w rozpatrywanej przestrzeni,
- T_i - temperatura przestrzeni,
- R - stała gazowa.

Dla procesów dynamicznych zasadę zachowania masy można przedstawić w postaci zależności

$$\frac{\partial m_i}{\partial t} = \rho_i \frac{\partial V_i}{\partial t} + V_i \frac{\partial \rho_i}{\partial t} = \sum_j w_{j,i} + F_i \quad (5.3)$$

gdzie:

- F_i - procesy nie związane z przepływami powietrza pomiędzy strefami budynku powodujące usunięcie lub dodanie znaczących ilości powietrza do przestrzeni.

W przypadku pominięcia tych zjawisk i przyjęcia quasi statycznych warunków, dla poszczególnych wyodrębnionych przestrzeni, otrzymuje się zależności

$$\sum_j w_{j,i} = 0 \quad (5.4)$$

tworzące razem nieliniowy układ równań, podstawę modelu.

5.4.2. Metoda rozwiązania układu równań

Analiza przepływów powietrza w wielostrefowym budynku wymaga jednoczesnego rozwiązania powyższego równania dla wszystkich wyodrębnionych przestrzeni. Zależność strumienia masy powietrza przepływającego pomiędzy strefami od różnicy ciśnienia panującego w rozpatrywanych przestrzeniach zazwyczaj nie jest liniowa. Powoduje to konieczność stosowania specjalnych procedur rozwiązujących ten skomplikowany układ nieliniowych równań. W analizach przepływu powietrza często stosuje się metodę *Newtona-Raphsona*. W metodzie tej kolejne oszacowanie wektora ciśnienia we wszystkich strefach $\{\mathbf{P}\}^*$ określone jest w oparciu o oszacowanie poprzednie $\{\mathbf{P}\}$

$$\{\mathbf{P}\}^* = \{\mathbf{P}\} - \{\mathbf{C}\} \quad (5.5)$$

gdzie:

$\{\mathbf{C}\}$ - wektor korekcji obliczany na podstawie zależności

$$[\mathbf{J}]\{\mathbf{C}\} = \{\mathbf{B}\} \quad (5.6)$$

$\{\mathbf{B}\}$ - wektor kolumnowy, którego elementy dane są zależnością

$$B_i = \sum_j w_{j,i} \quad (5.7)$$

$[\mathbf{J}]$ - kwadratowa (dla N stref, $N \times N$) macierz *Jacobiego*, której elementy są dane zależnością

$$J_{i,j} = \sum \frac{\partial w_{j,i}}{\partial P_j} \quad (5.8)$$

W równaniach (5.7) oraz (5.8) wartości strumienia masowego powietrza oraz wartości pochodnych cząstkowych po ciśnieniu określane są na podstawie bieżącego oszacowania ciśnienia $\{\mathbf{P}\}$.

Równanie (5.6) przedstawia zestaw liniowych równań które muszą być tworzone i rozwiązywane dla każdej iteracji do momentu uzyskania zgodnego zestawu ciśnień w wyodrębnianych przestrzeniach. Stosowanie dodatkowych procedur (np. wzorowanych na metodzie *Dhatta*) pozwala na ograniczenie pamięci niezbędnej do przechowywania danych (w metodzie standardowej równej drugiej potędze liczby wyodrębnionych przestrzeni) oraz znaczne przyspieszenie czasu obliczeń (w klasycznej metodzie eliminacji *Gausa* proporcjonalnego od trzeciej potęgi liczby wyodrębnionych przestrzeni) poprzez uczynienie macierzy *Jacobiego* symetryczną. Analiza elementów macierzy wskazuje, że

$$|J_{i,i}| = \sum_{j \neq i} |J_{i,j}| \quad (5.9)$$

W przypadku występowania w budynku przestrzeni, w których utrzymywane jest stałe ciśnienie równanie (5.6) musi być rozwiązywane w sposób nie powodujący zmiany tych wartości, a warunkiem wystarczającym aby macierz *Jacobiego* nie była macierzą osobliwą jest połączenie wszystkich przestrzeni o ciśnieniu nieznanym z przestrzenią o stałym ciśnieniu za pomocą elementów o określonych charakterystykach przepływowych $w = f(\Delta P)$ [5]. Najczęściej jako przestrzeń o stałym ciśnieniu traktowane jest otoczenie budynku. W

przypadku przyjęcia wartości ciśnienia równej zero w poszczególnych strefach budynku określane są nad- lub podciśnienia.

Kryterium zbieżności dla metody *Newtona-Raphsona* stanowi zasada zachowania masy dla każdej ze stref (równanie (5.4)). Liczba iteracji może być jednak bardzo znacznie skrócona przy zachowaniu wymaganej dokładności w przypadku stosowania względnego warunku zbieżności dla każdej z przestrzeni

$$\frac{\left| \sum_j w_{j,i} \right|}{\sum_j |w_{j,i}|} < \varepsilon \quad (5.10)$$

przy jednoczesnym sprawdzaniu warunku

$$\sum |w_{j,i}| < \varepsilon_1 \quad (5.10)$$

aby uniknąć dzielenia przez zero.

Ponieważ jednak w pewnych przypadkach metoda *Newtona-Raphsona* w testach numerycznych wykazuje bardzo małą zbieżność (rozwiązania oscylują wokół dwu wartości) w różnych programach stosuje się dodatkowe procedury zapewniające zbieżność metody. Jedną z prostszych, ale bardzo efektywnych, procedur jest stosowanie współczynnika relaksacyjnego ω w równaniu określającym nowy wektor ciśnienia w strefach. Równanie (5.5) przyjmuje wtedy postać:

$$\{\mathbf{P}\}^* = \{\mathbf{P}\} - \omega\{\mathbf{C}\} \quad (5.11)$$

Według *Waltona* [165] przyjęcie współczynnika relaksacyjnego ω równego 0.75, aczkolwiek nie poparte żadną analizą optymalizacyjną, zapewnia skuteczne i efektywne działanie metody *Newtona-Raphsona*. Ponieważ jednak dla wielu łatwo zbieżnych rozwiązań stosowanie współczynnika relaksacyjnego $\omega < 1$ spowalnia znacznie czas obliczeń w celu uniknięcia takich problemów, o stosowaniu wspomnianej wyżej procedury decyduje kryterium całkowitej zbieżności.

$$\gamma = \frac{\sum_i \left| \sum_j w_{j,i} \right|}{\sum_i \sum_j |w_{j,i}|} \quad (5.12)$$

jeżeli nowa wartość γ^* jest mniejsza od 0.3 γ uznaje się, że układ jest szybkozbieżny i przyjmuje się $\omega = 1$.

5.4.3. Charakterystyka przepływowa elementów łączących wyodrębnione przestrzenie

Dla wyodrębnionej strugi powietrza, różnica ciśnienia pomiędzy dwoma przekrojami może zostać określona na podstawie równania *Bernoulliego*.

$$\Delta P = \left(P_1 + \frac{\rho v_1^2}{2} \right) - \left(P_2 + \frac{\rho v_2^2}{2} \right) + \rho g (z_1 - z_2) \quad (5.13)$$

gdzie:

- ΔP - różnica ciśnienia całkowitego pomiędzy punktami 1 oraz 2
- P_1, P_2 - ciśnienie statyczne na początku oraz na końcu ścieżki przepływu powietrza,
- v_1, v_2 - prędkość powietrza na początku oraz na końcu ścieżki przepływu powietrza,
- ρ - gęstość powietrza,
- g - przyspieszenie ziemskie,
- z_1, z_2 - wysokość początku oraz końca ścieżki przepływu powietrza.

Różnica ciśnienia całkowitego pomiędzy punktami może zostać także zapisana w postaci

$$\Delta P = P_j - P_i + P_s + P_w \quad (5.14)$$

gdzie:

- P_j, P_i - ciśnienie całkowite powietrza w strefach j oraz i,
- P_s - różnica ciśnienia wywołana różnicą gęstości powietrza oraz różnicą wysokości stref,
- P_w - różnica ciśnienia wywołana oddziaływaniem wiatru na budynek.

Zależność (5.14) ustanawia konwencję znaku (+/-) dla kierunku przepływu powietrza, przepływ ze strefy j do i traktowany jest jako dodatni. Jako że strumień masowy przepływającego powietrza przez dowolny element przedstawiany jest w postaci zależności $w = f(\Delta P)$, pochodne cząstkowe wymagane do stworzenia kwadratowej macierzy *Jacobiego* [J] (równanie (5.8)) są ze sobą powiązane

$$\frac{\partial w}{\partial P_j} = - \frac{\partial w}{\partial P_i} \quad (5.15)$$

co wyjaśnia zależność przedstawioną w równaniu (5.9).

Większość modeli określających przepływy powietrza w wielostrefowych budynkach oparta jest na empirycznej zależności pomiędzy strumieniem przepływającego powietrza a różnicą ciśnienia powietrza po obu stronach nieszczelności.

$$w_{j,i} = C\sqrt{\rho}(\Delta P)^n \quad (\Delta P > 0) \quad (5.16a)$$

$$w_{j,i} = -C\sqrt{\rho}(-\Delta P)^n \quad (\Delta P < 0) \quad (5.16b)$$

gdzie:

- $w_{j,i}$ - strumień masowy powietrza przepływający ze strefy j do strefy i przez wyodrębniony element,
- C - współczynnik przepływu,
- ρ - gęstość powietrza w strefie j lub i ,
- n - wykładnik potęgowego równania przepływu.

Teoretycznie wartość wykładnika potęgowego równania przepływu powinna zawierać się w zakresie od 0.5 do 1.0 w zależności od burzliwości przepływu. Dla małych szczelin, gdzie spotyka się na drodze przepływu zarówno ruch burzliwy jak i laminarny, wartości wykładnika n zbliżone są do 0.65. Duże otwory (przepływy burzliwe) charakteryzowane są wartościami zbliżonymi do 0.5. Wartość taka może zostać uzyskana także na podstawie rozważań teoretycznych w często stosowanej zależności

$$w_{j,i} = C_d A \sqrt{2\rho\Delta P} \quad (5.17)$$

gdzie:

- C_d - współczynnik wypływu,
- A - powierzchnia otworu.

Równanie (5.16) oprócz powszechnego zastosowania do opisu przepływu powietrza przez otwory i nieszczelności może być stosowane także do przedstawienia zależności przepływu powietrza w sieci wentylacyjnej. Przy zmienności przepływu powietrza dochodzącej do 4 razy (wartości spotykane w przypadku instalacji typu VAV) strumień masowy powietrza określany na podstawie tej uproszczonej zależności nie różni się więcej niż o 2% od wartości określanych na podstawie powszechnie stosowanych zależności opisujących przepływ powietrza w sieci wentylacyjnej.

Podstawową zaletą równania (5.16) jest łatwość określania, niezbędnych do utworzenia kwadratowej macierzy *Jacobiego*, pochodnych cząstkowych strumienia masowego powietrza po ciśnieniu

$$\frac{\partial w_{j,i}}{\partial P_j} = \frac{nw_{j,i}}{\Delta P} \quad (5.18a)$$

$$\frac{\partial w_{j,i}}{\partial P_i} = -\frac{nw_{j,i}}{\Delta P} \quad (5.18b)$$

Jednakże stosowanie powyższego równania napotyka pewne ograniczenia. W przypadku gdy różnica ciśnienia i odpowiadające jej przepływy powietrza zbliżone są do zera, w celu określenia elementów macierzy [J] nie można stosować zależności (5.18). W takich przypadkach równanie (5.16) zostaje zastąpione przez zależność opisującą przepływ powietrza dla ruchu laminarnego.

$$w = \frac{K\rho\Delta P}{\mu} \quad (5.19)$$

gdzie:

K - współczynnik przepływu,

μ - lepkość kinematyczna powietrza.

Pochodne cząstkowe stają się wtedy stałe

$$\frac{\partial w_{j,i}}{\partial P_j} = \frac{K\rho}{\mu} \quad (5.20a)$$

$$\frac{\partial w_{j,i}}{\partial P_i} = -\frac{K\rho}{\mu} \quad (5.20b)$$

5.4.4. Wpływ zewnętrznych czynników meteorologicznych

Przepływy powietrza w budynkach zależą także od zewnętrznych czynników meteorologicznych. Temperatura i wilgotność powietrza, jak też i ciśnienie atmosferyczne, wpływając na wartość gęstości powietrza zewnętrznego, warunkują różnicę ciśnienia pomiędzy otoczeniem a strefami wewnątrz budynku. Zależność gęstości powietrza od warunków meteorologicznych przedstawia równanie

$$\rho = \frac{P_a \cdot (1 + x)}{R_p T \left(1 + x \frac{M_p}{M_{H_2O}} \right)} \quad (5.21)$$

gdzie:

- P_a - ciśnienie atmosferyczne,
- x - zawartość pary wodnej w powietrzu,
- T - temperatura powietrza zewnętrznego,
- R_p - stała gazowa powietrza suchego,
- M_p - masa cząsteczkowa powietrza suchego,
- M_{H_2O} - masa cząsteczkowa pary wodnej.

Drugim czynnikiem zewnętrznym uwzględnianym w deterministycznych modelach przepływu powietrza w budynkach jest układ ciśnienia wywołany oddziaływaniem wiatru na obudowę budynku. Wartości ciśnienia wiatru na zewnętrznej powierzchni obudowy są uzależnione od :

- profilu prędkości wiatru,
- kierunku wiatru,
- orientacji usytuowania budynku względem stron świata,
- charakterystyki aerodynamicznej otoczenia budynku,
- obecności drobnych elementów architektonicznych wpływających na szorstkość aerodynamiczną ścian budynku [121].

Ciśnienie wywołane działaniem wiatru, określane jako różnica ciśnienia całkowitego i ciśnienia atmosferycznego na powierzchni ściany budynku, obliczane jest przy pomocy zależności

$$P_w = \frac{\rho_z v_w^2}{2} C_p C_\theta \quad (5.22)$$

gdzie:

- P_w - ciśnienie wywołane oddziaływaniem wiatru na budynek,
- ρ_z - gęstość powietrza zewnętrznego,
- v_w - prędkość wiatru na wysokości odniesienia,
- C_p - współczynnik aerodynamiczny uwzględniający efekty związane z kształtem oraz otoczeniem budynku,
- C_θ - współczynnik aerodynamiczny uwzględniający względny kierunek wiatru w stosunku do rozpatrywanej powierzchni.

Względny kierunek wiatru określany jest jako

$$\Theta = \Theta_w - \Theta_s \quad (5.23)$$

gdzie:

- Θ - względny kierunek wiatru,
- Θ_w - azymut kierunku wiatru (N=0, E=90, itd.),
- Θ_s - azymut kierunku ściany.

5.4.5. Masa zanieczyszczenia w wyodrębnionej przestrzeni

Masę zanieczyszczenia α w przestrzeni i można zdefiniować przy pomocy równania

$$m_{\alpha,i} = m_i C_{\alpha,i} \quad (5.24)$$

gdzie:

- m_i - masa powietrza w przestrzeni i,
- $C_{\alpha,i}$ - stężenie masowe zanieczyszczenia α .

W wielu praktycznych rozwiązaniach modeli migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach przyjmuje się założenie, że poziom stężeń zanieczyszczeń jest na tyle niski że nie powoduje zmiany gęstości powietrza. W przypadkach ekstremalnych wpływ stężeń zanieczyszczeń powietrza na gęstość można uwzględnić przy pomocy zależności

$$\rho = \frac{P \left(1 + x + \sum_{\alpha=1}^A C_{\alpha} \right)}{R_p T \left(1 + x \frac{M_p}{M_{H_2O}} + \sum_{\alpha=1}^A C_{\alpha} \frac{M_p}{M_{\alpha}} \right)} \quad (5.25)$$

gdzie:

- P - ciśnienie mieszaniny gazowo powietrznej,
- x - zawartość pary wodnej w powietrzu,
- A - liczba zanieczyszczeń powietrza obecnych w pomieszczeniu,
- T - temperatura mieszaniny gazowo powietrznej,
- R_p - stała gazowa powietrza suchego,
- M_p - masa cząsteczkowa powietrza suchego,
- M_{H_2O} - liczba masowa pary wodnej,
- M_{α} - liczba masowa zanieczyszczenia α .

5.4.6. Modelowanie źródeł emisji i zaniku zanieczyszczeń

Podstawowy sposób definiowania emisji lub zaniku zanieczyszczenia w modelach sieciowych przedstawia zależność

$$S_{\alpha} = G_{\alpha} - R_{\alpha} C_{\alpha} \quad (5.26)$$

gdzie:

S_{α} - moc źródła zanieczyszczeń,

G_{α} - intensywność emisji zanieczyszczenia

R_{α} - współczynnik pochłaniania zanieczyszczeń lub strumień powietrza, z którym odprowadzane są zanieczyszczenia,

Procesy fizyczne mogące wywoływać emisję lub zanik zanieczyszczeń w powietrzu są bardzo zróżnicowane stąd też w specyficznych przypadkach modyfikuje się równanie (5.26) lub stosuje się zamiennie szereg innych zależności dokładniej opisujących dany proces.

Przykładem modyfikacji równania (5.26) może być przypadek modelowania domowych urządzeń filtracyjnych gdzie zaniedbuje się składnik emisji zanieczyszczeń, a za strumień powietrza, z którym odprowadzane są zanieczyszczenia, wprowadza się iloczyn strumienia powietrza i skuteczności filtracji.

W niektórych przypadkach jak np. pojawianie się radonu lub metanu w piwnicy budynku, moc źródła zanieczyszczeń może być uzależniona od różnicy ciśnienia powietrza pomiędzy daną strefą a otoczeniem. Dla takich przypadków moc źródła może opisywać następująca zależność

$$S_{\alpha} = G_{\alpha} \Delta P^n \quad (5.27)$$

W przypadku lotnych związków organicznych występuje zjawisko zaniku emisji zanieczyszczenia po osiągnięciu określonego stężenia zanieczyszczenia w pomieszczeniu. To zjawisko modelowane jest w postaci równania

$$S_{\alpha} = G_{\alpha} \left(1 - \frac{C_{\alpha}}{C_{\alpha MAX}} \right) \quad (5.28)$$

Efekt zmniejszania się mocy źródła z czasem można uwzględnić stosując zależność eksponentyjalną i wprowadzając pojęcie stałej zaniku

$$S_{\alpha} = G_{\alpha} \exp\left(-\frac{t}{t_d}\right) \quad (5.29)$$

gdzie:

t - czas liczony od rozpoczęcia emisji,

- t_d - stała zaniku zanieczyszczenia zdefiniowana jako czas, po którym wartość emisji zanieczyszczenia osiągnie 37% wartości początkowej.

Proces dyfuzji zanieczyszczeń poprzez warstwę graniczną z oraz do adsorbentu może zostać opisany przy pomocy zależności zaproponowanej przez Axleya

$$S_\alpha = h \cdot d \cdot A \cdot \left(C_\alpha - \frac{C_{S\alpha}}{k} \right) \quad (5.30)$$

gdzie:

- h - średni współczynnik wymiany masy w warstwie granicznej,
- d - gęstość powietrza w warstwie granicznej, średnia z gęstości powietrza przy powierzchni oraz w pomieszczeniu,
- A - pole powierzchni adsorbentu,
- C_α - stężenie zanieczyszczenia w powietrzu,
- $C_{S\alpha}$ - koncentracja zanieczyszczenia w adsorbencie,
- k - stała adsorpcji Henry'ego lub współczynnik podziału.

5.4.7. Bilans zanieczyszczeń w pomieszczeniach

Zanieczyszczenia mogą być doprowadzane do wyodrębnionej strefy na skutek:

- transportu zanieczyszczeń z powietrzem dopływającym do pomieszczenia $\sum_j w_{j,i} (1 - \eta_{\alpha,j,i}) C_{\alpha,j}$, gdzie $w_{j,i}$ jest masowym stężeniem powietrza przepływającego ze strefy j do strefy i a $\eta_{\alpha,j,i}$ jest skutecznością filtra na tej drodze przepływu,
- strumienia emisji zanieczyszczenia w analizowanej strefie G_α ,
- produkcji zanieczyszczenia w wyniku reakcji z innymi zanieczyszczeniami $m_i \sum_\beta \kappa_{\alpha,\beta} C_{\beta,i}$.

Zmniejszanie się stężenia zanieczyszczenia w pomieszczeniu może być wynikiem:

- transportu zanieczyszczeń z powietrzem odpływającym z pomieszczenia $\sum_j w_{i,j} C_{\alpha,i}$,
 - usuwania zanieczyszczeń przy pomocy dodatkowych urządzeń $R_{\alpha,i} C_{\alpha,i}$,
 - zaniku zanieczyszczenia w wyniku reakcji z innymi zanieczyszczeniami $m_i \sum_\beta \kappa_{\alpha,\beta} C_{\beta,i}$
- (dla zaniku zanieczyszczenia κ przybiera wartości ujemne dla pojawiania się zanieczyszczenia κ przybiera wartości dodatnie).

Zasada zachowania masy dla zanieczyszczenia α prowadzi do podstawowego równania bilansowego migracji zanieczyszczeń w pomieszczeniach

$$\frac{dm_{\alpha,i}}{dt} = -R_{\alpha,i} C_{\alpha,i} - \sum_j w_{i,j} C_{\alpha,i} + \sum_j w_{j,i} (1 - \eta_{\alpha,j,i}) C_{\alpha,i} + m_i \sum_{\beta} \kappa_{\alpha,\beta} C_{\beta,i} + G_{\alpha,i} \quad (5.31)$$

Równanie różniczkowe zastępowane jest za pomocą odpowiadającego mu równania różnicowego, w którym gwiazdką (*) oznaczono wartości w chwili czasowej $t+\Delta t$.

$$m_{\alpha,i}^* \approx m_{\alpha,i} + \Delta t \left[\sum_j w_{j,i} (1 - \eta_{\alpha,j,i}) C_{\alpha,i} + m_i \sum_{\beta} \kappa_{\alpha,\beta} C_{\beta,i} + G_{\alpha,i} - \left(R_{\alpha,i} + \sum_j w_{i,j} \right) C_{\alpha,i} \right] \quad (5.32)$$

Założenie niezmienności masy powietrza w każdej ze stref ($m_i = \text{const}$) umożliwia przedstawienie powyższego równania w postaci niuwikłanego równania

$$\left[m_i + \Delta t \left(R_{\alpha,i} + \sum_j w_{i,j} \right) \right] C_{\alpha,i}^* - \Delta t \sum_j w_{j,i} (1 - \eta_{\alpha,j,i}) C_{\alpha,i}^* - m_i \sum_{\beta} \kappa_{\alpha,\beta} C_{\beta,i}^* \approx m_i C_{\alpha,i} + G_{\alpha,i} \Delta t \quad (5.33)$$

Dla specyficznych przypadków zamiast równania (5.33) stosuje się jego modyfikacje. Przykładowo, w stosunku do przestrzeni wyodrębnionych w sieci przewodów wentylacyjnych zakłada się, że nie mają one masy powietrza zdolnej do asymilacji zanieczyszczeń. Założenie powyższe, prowadzące do uproszczonej zależności (5.34) z jednej strony łagodzi problem określania maksymalnej wartości kroku czasowego dla symulacji dynamicznych z drugiej powoduje pewne niedogodności - np. eliminuje ono możliwość uwzględniania reakcji chemicznych pomiędzy zanieczyszczeniami w tak wyodrębnionej strefie.

$$\left(R_{\alpha,i} + \sum_j w_{i,j} \right) C_{\alpha,i}^* - \sum_j w_{j,i} (1 - \eta_{\alpha,j,i}) C_{\alpha,i}^* \approx G_{\alpha,i} \quad (5.34)$$

W przypadku rozważania problemu migracji zanieczyszczeń w warunkach ustalonych równanie (5.33) przyjmuje postać

$$\left(R_{\alpha,i} + \sum_j w_{i,j} \right) C_{\alpha,i} - \sum_j w_{j,i} (1 - \eta_{\alpha,j,i}) C_{\alpha,i} - m_i \sum_{\beta} \kappa_{\alpha,\beta} C_{\beta,i} \approx G_{\alpha,i} \quad (5.34)$$

6. Czynniki stochastyczne wpływające na proces migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach

6.1. Charakterystyka procesów stochastycznych

Teoria procesów stochastycznych powstała na bazie uogólnionego podejścia do koncepcji zmiennych losowych. W przypadku zmiennej losowej każdemu zdarzeniu elementarnemu przypisywano liczbę. W rzeczywistości, w wielu procesach fizycznych, ekonomicznych i biologicznych model taki jest niewystarczający, gdyż każdemu zdarzeniu elementarnemu może odpowiadać nie liczba lecz funkcja np. czasu, lub funkcja określona na jakimś zbiorze parametrów. Proces stochastyczny można zatem zdefiniować, w następujący sposób [137]:

Def. Niech (Ω, \mathcal{F}, P) będzie przestrzenią probabilistyczną oraz $R^+ = [0, \infty)$. Rodzinę $X = (\xi_t), t \in R^+$, zmiennych losowych $\xi_t = \xi_t(\omega)$ nazywamy (rzeczywistym) procesem stochastycznym z czasem ciągłym $t \in R^+$. W przypadku gdy parametr czasowy t przebiega zbiór liczb naturalnych $N = \{0, 1, \dots\}$, rodzinę $X = \{\xi_t\}, t \in N$, nazywamy ciągiem losowym lub procesem stochastycznym z czasem dyskretnym.

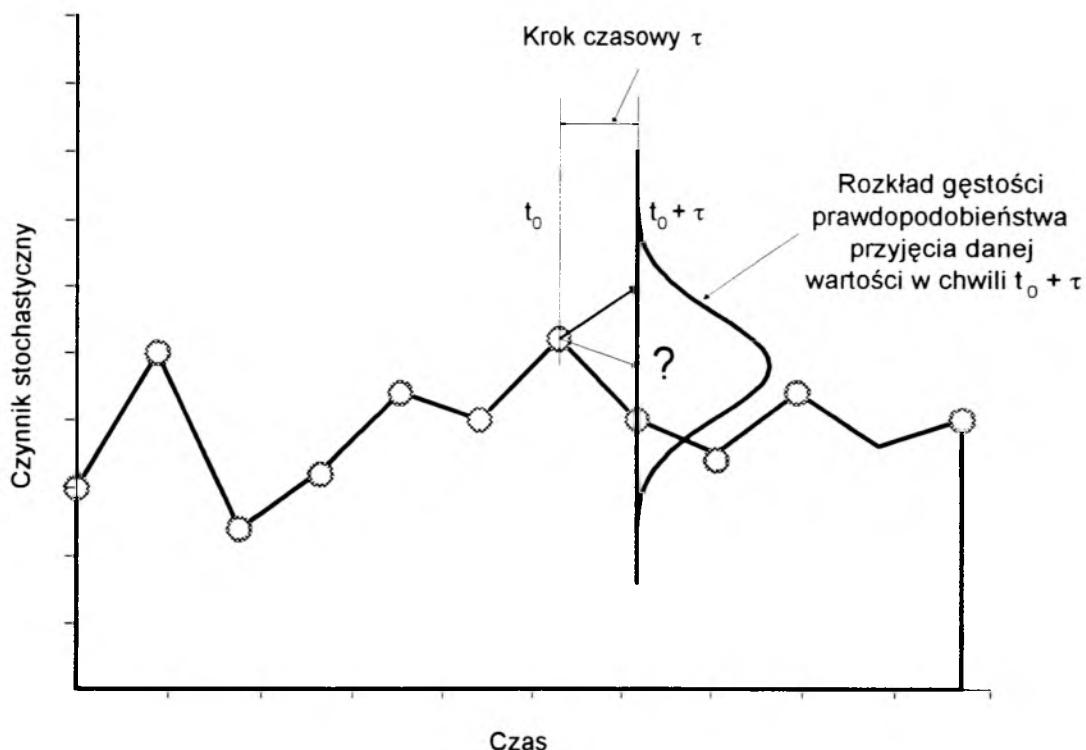
Jak wynika z powyższej definicji cechą wspólną procesów stochastycznych jest to, że aktualne przebiegi dają się przedstawić jako funkcje czasu, a dla poszczególnych chwil czasowych wartości jakie mogą przybierać przebiegi są zmiennymi losowymi. Procesy stochastyczne charakteryzują się zatem tym, że jeżeli znany jest przebieg procesu w chwili to ξ_t to nie da się jednoznacznie wyznaczyć wartości w chwilach późniejszych $\xi_{t+\tau}$. Możemy jedynie mówić o prawdopodobieństwie że wartość zmiennej losowej $\xi_{t+\tau}(\omega)$ przyjmie wartości z określonego przedziału.

Procesy stochastyczne możemy podzielić na stacjonarne (dla których zależności probabilistyczne zależą od wzajemnego położenia, a nie zależą od położenia na osi czasu) oraz procesy *Markowa*, które mogą zostać zdefiniowane w następujący sposób [137]:

Def. Proces stochastyczny wektorowy $\xi(t), t \in R^+$, r -wymiarowy nazywa się procesem *Markowa*, jeżeli dla $n=1, 2, \dots$ i dla dowolnych wartości parametru $t_m \in R^+$ ($m=1, 2, \dots, n$), gdzie $t_0 < t_1 < \dots < t_n$ i dla dowolnych wektorów $x_1, x_2, \dots, x_n \in R^+$

$$P\{\xi(t_n) < x_n | \xi(t_{n-1}) = x_{n-1}, \dots, \xi(t_1) = x_1\} = P\{\xi(t_n) < x_n | \xi(t_{n-1}) = x_{n-1}\} \quad (6.1)$$

tzn. rozkład warunkowy $\xi(t_n)$ zależy jedynie od wartości w chwili poprzedniej, nie zależy natomiast od wszystkich wartości, jakie przyjmował proces $\xi(t)$ do chwili t_{n-1} .



Rys. 6.1. Interpretacja graficzna definicji procesu stochastycznego.

6.2. Klasyfikacja czynników stochastycznych wpływających na proces migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach

Proces migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach podlegając wielu czynnikom o charakterze deterministycznym uzależniony jest dodatkowo od szeregu czynników o charakterze stochastycznym. Duża grupa wielkości przyjmowanych w deterministycznych modelach migracji zanieczyszczeń (emisja zanieczyszczenia w pomieszczeniu, charakterystyka przepływowa elementów obudowy budynku czy warunki pogodowe) może przyjmować wartości zmienne w czasie, nie dające się opisać w sposób deterministyczny. Ze względu na ich naturę, czynniki stochastyczne wpływające na proces migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach, można usystematyzować w następujący sposób:

- czynniki meteorologiczne,
- stężenia zanieczyszczeń powietrza w otoczeniu budynku,
- aktywność użytkowników pomieszczeń.

6.3. Czynniki meteorologiczne

Jak opisano w rozdziale 5 przepływy powietrza w budynkach, a co za tym idzie i migracja zanieczyszczeń, uzależnione są między innymi od zewnętrznych czynników meteorologicznych. Prędkość i kierunek wiatru są podstawowymi czynnikami wpływającymi na rozkład ciśnienia na zewnętrznej powierzchni obudowy budynku. Od temperatury i wilgotności powietrza oraz ciśnienia atmosferycznego zależy gęstość powietrza zewnętrznego. Rozkład ciśnienia na zewnętrznej powierzchni obudowy budynku oraz różnice pomiędzy gęstością powietrza na zewnątrz i wewnątrz budynku są bardzo istotnymi czynnikami warunkującymi przepływy powietrza pomiędzy pomieszczeniami a zatem i migrację zanieczyszczeń.

Analiza danych meteorologicznych zbieranych regularnie od wielu już lat przez służby meteorologiczne wskazuje, że wartość mierzonych wielkości fizycznych może być traktowana jako suma kilku składowych. Niektóre z nich można wyjaśnić w sposób deterministyczny, inne należy uznać za wynik działania czynników o charakterze losowym. Spośród czynników meteorologicznych bezpośrednio występujących w deterministycznym modelu migracji zanieczyszczeń za czynnik najtrudniej dający się modelować w sposób deterministyczny należy uznać kierunek wiatru. Ponadto często rezygnuje się z modelowania zmienności ciśnienia atmosferycznego. Inne czynniki pogodowe jak: promieniowanie słoneczne całkowite, promieniowanie słoneczne rozproszone, zachmurzenie czy opady atmosferyczne, mogą występować jako elementy wyjaśniające wartość czynników warunkujących migrację zanieczyszczeń (np. temperatury lub wilgotności powietrza) lub też ich wpływ jest pomijany powiększając udział części losowo zmiennej.

Prostą metodykę generowania ciągów średniodobowych wartości danych meteorologicznych o znanych właściwościach statystycznych jako sumy sygnału rocznego oraz stacjonarnych anomalii rocznych, miesięcznych i dobowych zaproponował *Jakubiak* [65]. Bardziej skomplikowaną metodę generowania sztucznych ciągów danych klimatycznych na potrzeby zagadnień fizyki budowli, w oparciu o wcześniejsze modele *Eidorffa* i *van Paassena*, opracowano w Instytucie Ogrzewnictwa i Wentylacji Politechniki Warszawskiej w ramach realizacji CBPR 4.4-02.21 Modelowanie i Badanie Komfortu Ciepłego w Pomieszczeniach. W ramach pracy stworzono system KLIMAT (*Panek* [111], [113]) umożliwiający modelowanie pięciu parametrów: promieniowania, temperatury, wilgotności, prędkości i kierunku wiatru z krokiem czasowym 1 godziny. Modelowanie oparte jest na uprzedniej identyfikacji parametrów klimatu dokonywanej w oparciu o analizę 10 letnich pomiarów meteorologicznych.

W literaturze można spotkać także szereg modeli wybranych parametrów klimatu zewnętrznego, wykorzystujących modele ARMA, ARMAX oraz procesy *Markowa*. Takie

podejście jest coraz powszechniejsze w odniesieniu do symulowania zysków ciepła w klimatyzowanych pomieszczeniach.

Z tego powodu modele najczęściej dotyczą jedynie wartości promieniowania słonecznego oraz temperatury powietrza (*Hokoi i wsp.* [63], [64], *Scartezzini i wsp.* [16], [127], [128], [129]).

6.4. Stężenia zanieczyszczeń powietrza w otoczeniu budynku

Oprócz źródeł zanieczyszczeń powietrza znajdujących się w budynku na wartość stężenia w pomieszczeniach wpływ ma także wartość stężenia zanieczyszczeń w powietrzu zewnętrznym. Może być ona traktowana jako losowo zmienne zakłócenie procesu migracji zanieczyszczeń.

Wyniki wieloletnich prac badawczych prowadzonych w Zakładzie Ochrony Atmosfery Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej wskazują, że wyniki empirycznych pomiarów stężeń zanieczyszczeń w powietrzu zewnętrznym, niezależnie od rozpatrywanego czasu (tydzień, miesiąc, rok) i rodzaju zanieczyszczenia, z największą dokładnością opisuje rozkład logarytmo-normalny [76].

W tabelicy 6.1 przedstawiono parametry rozkładu oraz charakterystyczne punkty dystrybuanty dla stężeń 24 godzinnych zanieczyszczeń zmierzonych pomiędzy 1-22 listopada 1992r. w stacji pomiarowej zlokalizowanej w Warszawie przy Al. Jerozolimskich, przeznaczonej do badania wpływu emisji spalin samochodowych na stan środowiska [114].

Tablica 6.1. Parametry rozkładu oraz charakterystyczne punkty dystrybuanty dla stężeń 24 godzinnych zanieczyszczeń zmierzonych pomiędzy 1-22 listopada 1992r. w stacji pomiarowej zlokalizowanej w Warszawie przy Al. Jerozolimskich [114].

	Stężenia średniodobowe, w $\mu\text{g}/\text{m}^3$					
	Toluen	Ozon	SO ₂	NO ₂	Benzen	Formaldehyd
Maksimum	147.602	69.436	79.142	64.308	12.356	8.882
Minimum	35.666	21.506	8.327	26.192	3.343	(-0.916)
Średnia	92.627	40.076	47.452	48.738	8.495	5.769
Odch. stand	32.473	9.032	19.032	10.447	1.916	2.175
Liczba obs.	22	22	22	22	22	22
Pokrycie %	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000
98.00%	147.602	69.436	79.142	64.308	12.356	8.882
90.00%	138.883	48.837	77.566	61.763	10.789	7.764
50.00%	97.161	38.705	47.132	50.896	8.382	6.306
25.00%	60.264	34.638	38.465	41.778	6.953	4.630
10.00%	47.498	31.105	26.351	26.351	6.326	2.246
Limit	200.000	30.000	150.000	150.000	10.000	20.000
L. przekr.	0	21	0	0	4	0

Analizując przebiegi dobowe pomiarów przeprowadzanych w tej stacji można stwierdzić, że w godzinach szczytów komunikacyjnych tj. w godzinach 15-18 następuje wyraźny wzrost stężeń

zanieczyszczeń wywołanych emisją zanieczyszczeń z pojazdów. Analiza średniodobowych stężeń zanieczyszczeń ze względu na dzień tygodnia wykazuje, znaczne obniżenie stężeń w dni wolne od pracy.

W chwili obecnej brak jest jednak takiej analizy uzyskiwanych wyników pomiarowych, która uwzględniałaby wpływ czynników deterministycznych na wartość stężenia w danej chwili czasowej jak: pora dnia, dzień tygodnia, temperatura powietrza, prędkość wiatru.

6.5. Aktywność użytkowników pomieszczeń

6.5.1. Uwagi ogólne

Różne przejawy wpływu użytkowników na migrację zanieczyszczeń powietrza w budynkach mogą być generalnie podzielone na dwie zasadnicze grupy czynników:

- dodatkową emisję zanieczyszczeń powietrza,
- zmianę charakterystyk systemów wentylacji pomieszczeń.

Zachowania człowieka powodujące powyższe zmiany uzależnione są od bardzo wielu czynników, częstokroć wzajemnie powiązanych. Co więcej czynniki te odbierane są zwykle przez poszczególnych ludzi bardzo subiektywnie co powoduje, że ich reakcje na te same bodźce mogą się bardzo znacznie różnić.

6.5.2. Dodatkowa emisja zanieczyszczeń powietrza wywołana aktywnością użytkowników

Ogólnie rzecz biorąc prawie każdy przypadek emisji zanieczyszczeń powietrza może być traktowany jako wynik wcześniejszej aktywności lub decyzji człowieka. O ile jednak użytkownicy zwykle pozbawieni są możliwości wpływania na selekcję konstrukcyjnych materiałów budowlanych to znacznie częściej mają oni już wpływ na materiały wykończeniowe oraz wybór umeblowania i wyposażenia pomieszczeń. Ponadto użytkownicy mogą bezpośrednio wpływać na emisję zanieczyszczeń powietrza poprzez użytkowanie urządzeń wewnątrz pomieszczeń. Dla środowiska pracy biurowej najczęściej spotykanymi urządzeniami powodującymi dodatkową emisję zanieczyszczeń są: komputery, drukarki oraz kserokopiarki. Dla pomieszczeń mieszkalnych jako główne urządzenia powodujące emisję zanieczyszczeń należy wymienić domowe urządzenia gazowe do gotowania oraz przygotowania ciepłej wody. Badania prowadzone nad jakością powietrza odczuwaną przez użytkowników wskazują, że ponad 80% emisji zanieczyszczeń w pomieszczeniach pochodzi, od materiałów budowlanych, elementów wyposażenia wewnątrz a także z systemów wentylacyjnych i klimatyzacyjnych. Źródłem pozostałych 20% zanieczyszczeń w pomieszczeniach są ludzie [39].

Człowiek ze względu na specyfikę procesu oddychania jest źródłem emisji dwutlenku węgla i pary wodnej powodując jednocześnie zanikanie pewnej ilości tlenu. Ponadto użytkownicy

stanowią źródło dodatkowych zanieczyszczeń powietrza oraz zapachów (zwanymi łącznie biozanieczyszczeniami). Próba przełamania trudności z opisem tego zjawiska było zaproponowanie przez *Fangera* wprowadzenia uniwersalnych jednostek: emisji zanieczyszczeń 1 *olfa* oraz stężenia zanieczyszczeń 1 *decypola* (jednostka pochodna od 1 *pola*) opartych na emisji zanieczyszczeń od ludzi.

Według *Fangera* [40], 1 olf to strumień zanieczyszczeń wydzielanych przez jedną standardową osobę (osobę dorosłą w wieku średnim, o standardzie higienicznym 0.7 kąpeli na dzień, zmieniającą codziennie bieliznę, pracującą w biurze lub miejscu o podobnym charakterze w pozycji siedzącej w warunkach komfortu cieplnego), a 1 decypol to stężenie zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniu wywołane obecnością 1 standardowej osoby (1 olf) przy przepływie przez pomieszczenie oraz idealnym mieszaniu się 10 l/s świeżego powietrza w warunkach ustalonych.

Intensywność emisji tych zanieczyszczeń jest bardzo zróżnicowana i zależy między innymi od indywidualnych cech człowieka, jego aktywności, stosowanych kosmetyków, pożywienia, nawyków (np. palenie tytoniu). W sytuacjach ekstremalnych intensywność takiej emisji może być nawet kilkadziesiąt razy wyższa od wartości uznawanych za standardowe. Porównanie intensywności wydzielania zapachów przez użytkowników pomieszczeń dla kilku rodzajów aktywności oraz epizodów palenia tytoniu przedstawia tablica 6.2, [40].

Tablica 6.2. Intensywność wydzielania zapachów przez użytkowników pomieszczeń [40].

Źródło zanieczyszczeń	Intensywność wydzielania zapachów
Standardowa osoba, pozycja siedząca	1 olf
Standardowa osoba, aktywność średnia	5 olf
Standardowa osoba, aktywność duża	11 olf
Osoba paląca w czasie palenia	25 olf
Osoba paląca (średnio)	6 olf
Materiały wyposażenia wnętrz w biurach	0-0.5 olf/m ²

6.5.3. Zmiana charakterystyk systemów wentylacji pomieszczeń wywołana aktywnością użytkowników

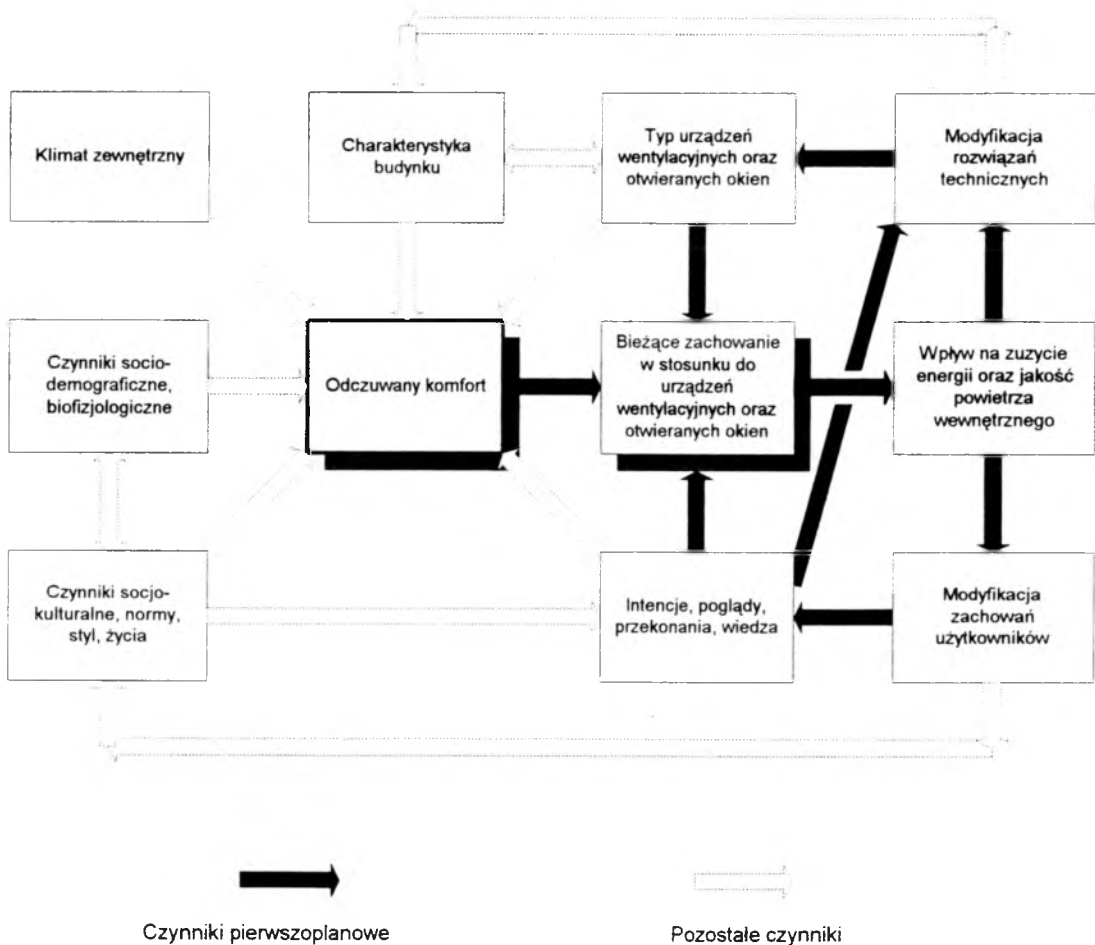
Zachowanie użytkowników w odniesieniu do wentylacji pomieszczeń jest przede wszystkim wypadkową zachowań społecznych oraz takich czynników jak uznawane przez niego normy, postawy, wartości czy oczekiwania. Zachowania ludzkie podlegają jednak licznym ograniczeniom i uwarunkowaniom związanym z:

- czynnikami socjalnymi (fazy rozwoju rodziny i jej liczebność),

- czynnikami fizjologicznymi (wiek, płeć, stan zdrowia),
- dostępnymi środkami (pieniądze, wiedza, czas),
- szczelnością budynku oraz dostępnością urządzeń oraz elementów umożliwiającymi kształtowanie środowiska wewnątrz pomieszczeń (dostępność otwieranych okien, systemy wentylacji, klimatyzacji i ogrzewania).

Praktyka wskazuje jednak, że zachowania ludzi różnią się bardzo znacznie nawet w obrębie jednego gospodarstwa rodzinnego.

Schemat zaprezentowany na rysunku 6.2 [23] przedstawia model zachowywania się użytkowników wpływającego na intensywność wentylacji pomieszczeń uwzględniający otaczające go warunki i ograniczenia.



Rys. 6.2. Schemat modelu zachowywania się użytkowników pomieszczeń względem wentylacji (opracowany na podstawie [23]).

Wentylacja naturalna. Problem wpływu człowieka na charakterystykę wentylacji naturalnej był przedmiotem intensywnych badań podjętych przez wielu badaczy w ramach projektów badawczych sponsorowanych przez Międzynarodową Agencję Energii (IEA Annex VIII).

Jednakże wyniki prac badawczych często były niejednoznaczne, a nawet sprzeczne ze sobą. Raport końcowy podsumowujący prace w ramach aneksu VIII [23] stanowi próbę usystematyzowania osiągniętych wyników. W raporcie stwierdza się między innymi, że motywacje zachowań jak i konkretnie podejmowane czynności związane ze zmianą szczelności obudowy budynku są silnie skorelowane z odczuwaną przez człowieka jakością środowiska, w tym szczególnie komfortem cieplnym, który jest kształtowany głównie przez: temperaturę powietrza, temperaturę promieniowania otaczających przegród, wilgotność względną powietrza, prędkość powietrza omywającego ciało, izolacyjność cieplną odzieży oraz aktywność człowieka. Na odczucia jakości środowiska w pomieszczeniu wpływ mają także czynniki:

- czasowe (zmiany biorytmiczne w ciągu dnia, pora roku, dzień tygodnia, wcześniejsze odczucia termiczne użytkowników),
- przestrzenne (charakterystyka pomieszczenia - wielkość, kontakt z otoczeniem, poziom oświetlenia, kolorystyka wystroju wewnętrznego, umeblowanie, rozmieszczenie, typ i wielkość okien i drzwi),
- środowiskowe (jakość powietrza wewnętrznego odczuwana przez użytkowników, hałas, zapach, sposób użytkowania pomieszczenia - ilość i zachowanie ludzi, przeznaczenie pomieszczenia lub domu, stopień indywidualnej regulacji mikroklimatu przez użytkowników),
- ludzkie (generalny sens dobrego samopoczucia, czynniki socjo-kulturowe),
- zewnętrzne (poziom rozwoju technicznego, klimat zewnętrzny).

Podstawowe wnioski raportu były następujące:

- zachowanie użytkowników w stosunku do wentylacji naturalnej (częstość i czas trwania wietrzenia pomieszczeń jak też ich motywy) jest uzależniona od typu pomieszczenia,
- różnice w zachowaniu różnych użytkowników mieszkań i budynków w odniesieniu do wentylacji naturalnej wynikają z czynników środowiska wewnętrznego: mikroklimat oraz jakość powietrza wewnętrznego, w połączeniu z czynnikami środowiska zewnętrznego: zanieczyszczenie powietrza, hałas itp.
- zachowanie użytkowników w stosunku do wentylacji naturalnej uzależnione jest silnie od pogody, ale różni się w zależności od typu pomieszczenia (różniąc się dodatkowo dość znacznie pomiędzy poszczególnymi pomieszczeniami o tym samym przeznaczeniu)
- zachowanie użytkowników w stosunku do wentylacji naturalnej jest uzależnione od konstrukcyjnej charakterystyki budynku i zaprojektowanego systemu ogrzewania.

Ponadto w szeregu projektach badawczych bezsprzecznie wykazano, że zachowania człowieka znacznie zwiększają ilość powietrza infiltracyjnego do pomieszczenia, w niektórych przypadkach nawet dwukrotnie [23]. *Kvisgaard* i *Collet* w pomiarach przeprowadzonych w

16 domkach jednorodzinnych wentylowanych w sposób naturalny stwierdzili, że ponad 60 % powietrza doprowadzane jest do budynków na skutek aktywności użytkowników pomieszczeń [84].

W Polsce zaobserwować można przypadki budynków, w których stawiając sobie za cel zmniejszenie zużycia energii dokonano dociepleń ścian zewnętrznych, nie dokonując zmian w instalacjach ogrzewczych oraz nie stosując urządzeń automatycznej regulacji. W takich przypadkach wpływ działalności człowieka może powodować, że zużycie energii cieplnej w mieszkaniu, czy też całym budynku zamiast zmaleć wzrośnie. Po ociepleniu ścian, przy niezmiennych parametrach instalacji grzewczej, wiele mieszkań z niedogranych staje się mieszkaniem przegrzonymi. Dotyczy to zwykle mieszkań znajdujących się w środku bloku, w którym dokonano ocieplenia. Jedynym sposobem odprowadzenia nadmiernych zysków ciepła z pomieszczeń staje się wtedy rozszczelnianie obudowy budynku poprzez otwieranie okien.

Deklarowaną przez użytkowników ważność motywacji otwierania i zamykania okien, w oparciu o wyniki ankiety przeprowadzonej w Belgii na 2334 rodzinach (1115 zamieszkałych w budynkach jednorodzinnych i 1219 zamieszkałych w budynkach wielorodzinnych), przedstawiają tablice 6.3 oraz 6.4 [172].

Tablica 6.3. Ważność motywacji otwierania okien deklarowana przez użytkowników, [172].

Motywacja otwarcia	Odsetek osób oceniających zaproponowaną motywację otwarcia okna jako:				Średnia ocena
	Bardzo ważną (3 pkt.)	Ważną (2 pkt.)	Mniej ważną (1 pkt.)	Nieistotną (0)	
przewietrzanie pomieszczenia	53	42	3	2	2.47 pkt.
w celu pozbycia się brzydkiego zapachu	40	41	6	13	2.08 pkt.
uniknięcia koncentracji zanieczyszczeń	17	42	14	27	1.49 pkt.
pozbycia się dymu papierosowego	13	27	18	41	1.11 pkt.
usunięcia zużytego powietrza	10	26	23	40	1.05 pkt.
zredukowania temperatury w pomieszczeniu	6	20	23	49	0.81 pkt.

Tablica 6.4. Ważność motywacji zamykania okien deklarowana przez użytkowników, [172]

Motywacja zamknięcia	Odsetek osób oceniających zaproponowaną motywację zamknięcia okna jako:				Średnia ocena
	Bardzo ważną (3 pkt.)	Ważną (2 pkt.)	Mniej ważną (1 pkt.)	Nieistotną (0)	
utrzymanie temperatury w pomieszczeniu	64	31	2	2	2.56 pkt.
uchronienie się od wpływu brzydkiej pogody	37	43	5	15	2.02 pkt.
uniknięcie przeciągu w pomieszczeniu	34	42	9	16	1.95 pkt.
zachowania bezpieczeństwa	34	31	10	24	1.74 pkt.
zabezpieczenia się przed napływem zanieczyszczeń	16	32	24	27	1.36 pkt.
w celu odizolowania się od otoczenia	13	28	25	34	1.20 pkt.
zabezpieczenia się przed hałasem	14	24	25	37	1.15 pkt.

Dokładniejszą analizę wpływu poszczególnych czynników na szczelność budynku, a co za tym idzie na intensywność wentylacji naturalnej, opartą na szerokich studiach literaturowych można znaleźć w pracy [53].

Wentylacja mechaniczna. Wpływ użytkowników na działanie wentylacji mechanicznej zależy od typu instalacji, jej oraz stopnia scentralizowania. W niektórych typach instalacji wentylacyjnych (np. małych instalacjach wentylacyjnych opartych na indywidualnych klimatyzatorach w domkach jednorodzinnych lub pomieszczeniach biurowych) użytkownicy mają bezpośredni dostęp do paneli kontrolnych. Mogą zatem włączać i wyłączać urządzenia, nastawiać pożądane wartości temperatury oraz innych regulowanych przez urządzenia parametrów. Gdy konstrukcja okien to umożliwia, ludzie mogą intensyfikować wymianę powietrza w pomieszczeniach otwierając okna. Jednakże w pomieszczeniach wentylowanych mechanicznie częstość oraz przyczyny otwierania okien różnią się od wartości obserwowanych w pomieszczeniach wentylowanych naturalnie. Badania przeprowadzone w Duisburgu [27] wykazały że częstość przewietrzania mieszkań wentylowanych mechanicznie wynosi tylko 25 % obserwowanych wartości dla porównywalnych budynków wentylowanych naturalnie.

Każdy użytkownik wpływa na działanie mechanicznej wentylacji także w sposób bierny jako źródło zysków ciepła, wilgoci, emitent CO₂ oraz różnych zanieczyszczeń powietrza. Może to rzutować na zmiany temperatury i wilgotności powietrza nawiewanego do pomieszczeń lub jego ilości w zależności od typu instalacji wentylacyjnej lub klimatyzacyjnej (stała lub

zmienna ilość powietrza) oraz przyjętej strategii jej regulacji (regulacja parametrów komfortu cieplnego lub regulacja jakości powietrza) [144], [145].

Użytkownicy pomieszczeń mogą zakłócać pracę systemów wentylacji budynków także poprzez zmianę wewnętrznej charakterystyki przepływowej budynku. Przykładem takiego wpływu może być otwieranie wewnętrznych drzwi. W przypadkach gdy poprawna praca instalacji wentylacyjnej wymaga wytworzenia różnicy ciśnień pomiędzy pomieszczeniami (np. w celu uniemożliwienia migracji zanieczyszczeń) otwieranie drzwi może doprowadzić do powstania niepożądanych zjawisk.

7. Metody uwzględniania stochastycznych zakłóceń w deterministycznych modelach migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach

7.1. Symulacja w warunkach quasi dynamicznych z generowaniem szeregów czasowych zakłóceń

7.1.1. Podstawowe założenia metody

W modelu deterministycznym wybranym jako wzorcowy dynamiczne procesy migracji zanieczyszczeń określane są na drodze rozwiązywania z pewnym krokiem czasowym równania różnicowego (5.32), które po przyjęciu założeń upraszczających przyjmuje formę równania niuwikłanego (5.33). Należy zaznaczyć, że dynamiczny charakter symulacji dotyczy jedynie elementów ściśle związanych z zanieczyszczeniami powietrza: tj. procesów emisji, adsorpcji, filtracji, reakcji pomiędzy zanieczyszczeniami itd. Przepływy powietrza pomiędzy wyodrębnionymi przestrzeniami określone są bowiem dla warunków stacjonarnych na drodze rozwiązania nieliniowego układu równań dla sprecyzowanych warunków meteorologicznych, rozkładu temperatur w budynku, oraz określonych charakterystyk przepływowych elementów łączących te przestrzenie. Nie oznacza to jednak, że w proponowanym modelu nie można uwzględniać zmiany przepływów powietrza pomiędzy poszczególnymi przestrzeniami w czasie trwania symulacji.

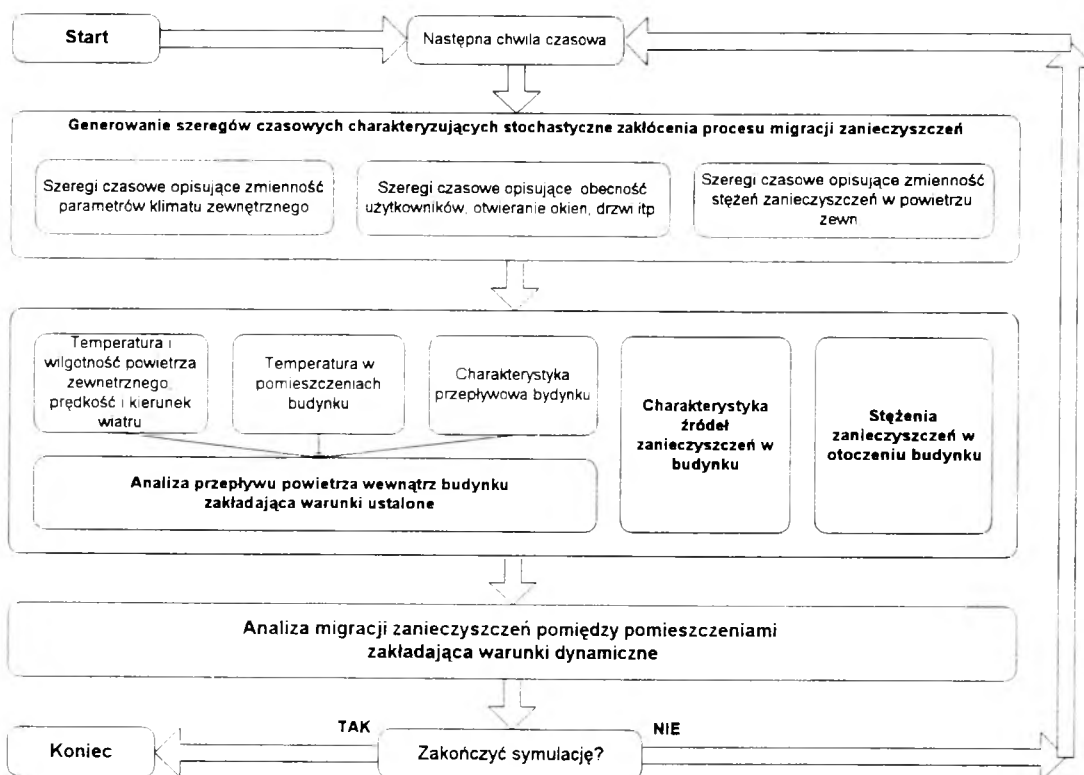
Od osoby wykonującej symulację zależy bowiem czy pewną grupę danych wejściowych do modelu wprowadzać w postaci jednej liczby czy też szeregu czasowego. Model umożliwia przeprowadzanie symulacji w oparciu o szeregi czasowe opisujące:

- czynniki meteorologiczne: (ciśnienie atmosferyczne, temperatura powietrza, prędkość i kierunek wiatru),
- stężenia zanieczyszczeń w powietrzu otaczającym budynek,
- zachowania użytkowników w odniesieniu do wentylacji budynku jak: zdarzenia otwierania lub zamykania okien i drzwi, włączanie i wyłączanie instalacji wentylacyjnej.

Nowe wartości przepływów powietrza pomiędzy poszczególnymi przestrzeniami są określane jeżeli chociażby jedna z danych opisanych szeregami czasowymi uległa zmianie. Redukując krok czasowy z jakim wprowadza się elementy szeregów czasowych można uzyskać warunki zbliżone do rzeczywistości.

Taki rodzaj analizy migracji zanieczyszczeń można określić jako symulację w warunkach quasi dynamicznych z generowaniem szeregów czasowych zakłóceń (rysunek 7.1).

Wprowadzane szeregi czasowe mogą być zapisem danych pomiarowych lub też mogą być generowane sztucznie jedynie na podstawie znajomości ich właściwości stochastycznych. Wcześniejszą identyfikację tych właściwości przeprowadza się jednak także w oparciu o analizę danych pomiarowych. Zaletą metod opartych na sztucznym generowaniu danych polega przede wszystkim na zrezygowaniu z konieczności przechowywania ogromnej ilości danych pomiarowych na rzecz kilku liczb charakteryzujących stochastyczne właściwości procesu.



Rys. 7.1. Schemat symulacji procesu migracji zanieczyszczeń w budynkach w warunkach quasi dynamicznych z generowaniem szeregów czasowych zakłóceń.

7.1.2. Generowanie szeregów czasowych opisujących zmienność warunków klimatu zewnętrznego.

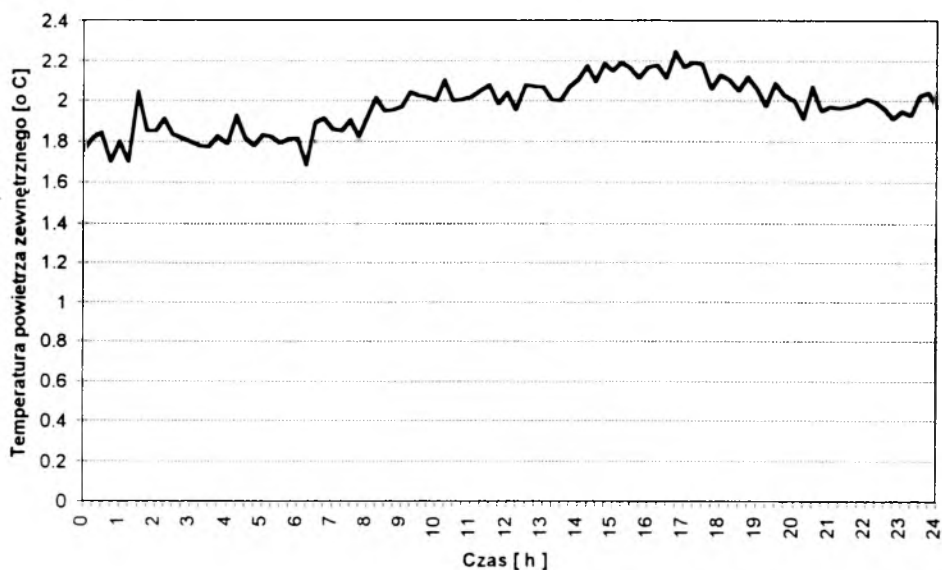
Jak wspomniano w rozdziale 6.3. w literaturze można spotkać kilka modeli opisujących parametry klimatu zewnętrznego (kombinowane metody deterministyczno-regresyjne, modele ARMA i ARMAX, szeregi *Markowa*) nie tworzonych jednak z myślą o modelowaniu procesów migracji zanieczyszczeń. Na potrzeby tych analiz należałoby generować z niewielkim krokiem czasowym następujące parametry meteorologiczne: ciśnienie atmosferyczne, temperaturę powietrza, prędkość i kierunek wiatru.

Dla warunków klimatu polskiego jedynym dostępnym generatorem sztucznych ciągów parametrów klimatycznych jest system KLIMAT [111], [113] umożliwiający modelowanie następujących parametrów: promieniowania słonecznego, temperatury i wilgotności powietrza oraz prędkości i kierunku wiatru. Wartości tych parametrów mogą być generowane z krokiem czasowym 1 godziny w oparciu o uprzednią identyfikację parametrów klimatu bazującą na analizie 10 letnich pomiarów meteorologicznych. System KLIMAT nie ma opcji generowania zmian ciśnienia atmosferycznego, ale parametr ten nie jest najistotniejszy w procesie modelowania migracji zanieczyszczeń.

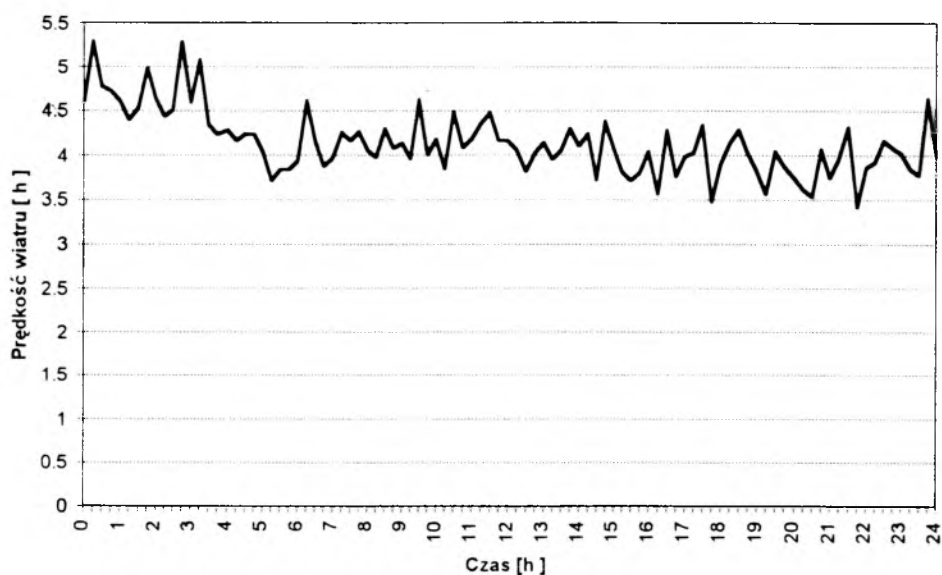
W modelu za zmienną niezależną przyjęto amplitudę promieniowania słonecznego. Chwilową wartość temperatury uzależniono od temperatury średniomiesięcznej, składnika zależnego od zachmurzenia dobowego, dobowej zmienności promieniowania oraz niezależnych od promieniowania losowych fluktuacji dobowych i godzinowych. Wilgotność względna została uzależniona od temperatury średniodobowej, zachmurzenia średniodobowego, dobowej zmienności temperatury, poprawki uwzględniającej zmniejszenie wilgotności przy zwiększonych prędkościach wiatru w słoneczne dni oraz losowej fluktuacji dobowej i godzinowej. Chwilowe wartości prędkości wiatru uzależniono od średniomiesięcznej wartości prędkości i amplitudy prędkości wiatru, oraz promieniowania słonecznego. Ze względu na złożoność zależności od innych parametrów meteorologicznych autorzy programu zaproponowali modelowanie dobowej zmienności kierunku wiatru jako stacjonarnego procesu stochastycznego o zadanym rozkładzie [113].

W przypadku konieczności zmniejszenia kroku czasowego dla celów analizy migracji zanieczyszczeń można interpolować wartości wprowadzając ewentualnie dodatkowo szum charakteryzujący wahania danego parametru dla kroku czasowego symulacji mniejszego od 1 godziny.

Przykładowe przebiegi zmienności temperatury powietrza i prędkości wiatru dla wybranego dnia stycznia wygenerowane w oparciu o system KLIMAT a następnie modyfikowane (interpolacja oraz wprowadzenie szumu dla kroku 15 minutowego) przedstawiają odpowiednio rysunki 7.2 oraz 7.3.



Rys. 7.2. Przykładowy przebieg zmienności temperatury powietrza dla wybranego dnia stycznia (modyfikowany przebieg wygenerowany przez system KLIMAT).



Rys. 7.3. Przykładowy przebieg zmienności prędkości wiatru dla wybranego dnia stycznia (modyfikowany przebieg wygenerowany przez system KLIMAT).

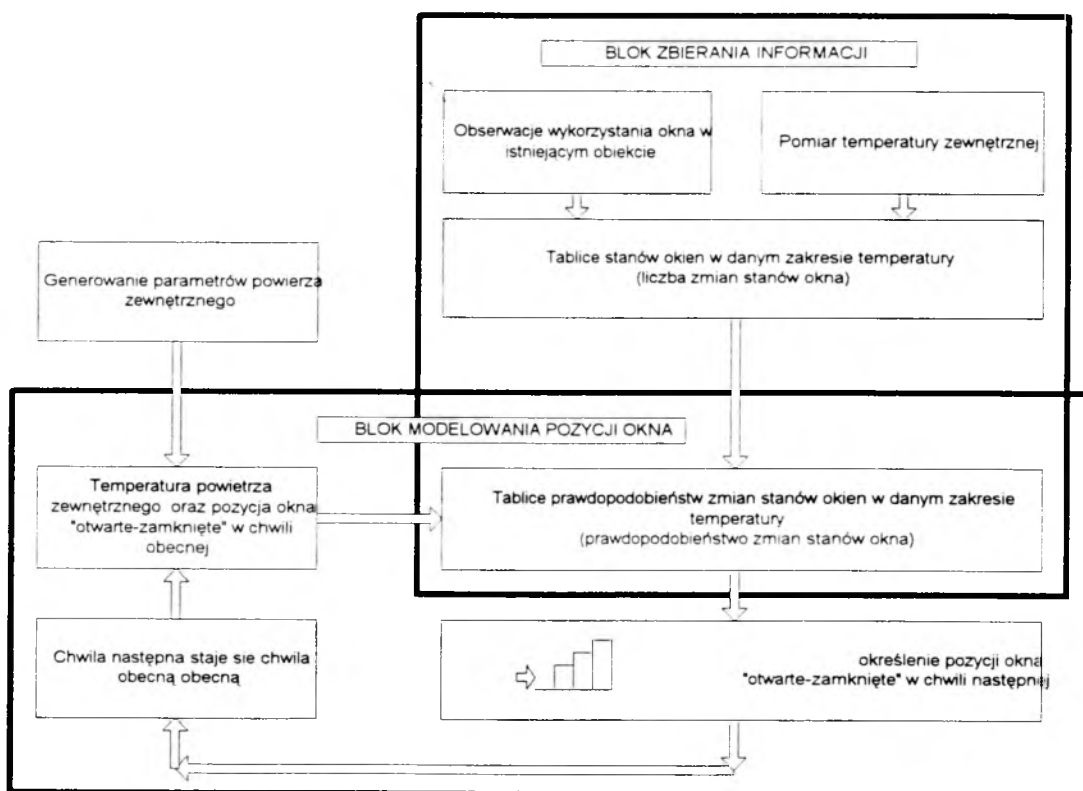
7.1.3. Generowanie szeregów czasowych opisujących zmienność stężeń zanieczyszczeń powietrza w otoczeniu budynku

Ze względu na brak modeli uzależniających stężenia zanieczyszczeń od innych czynników jak czas czy temperatura powietrza itp. pozostaje tylko metoda generowania szeregów czasowych jako stacjonarnego procesu stochastycznego o zadanych parametrach rozkładu logarytmu normalnego.

Metodykę identyfikacji parametrów rozkładu, przeprowadzaną w oparciu o serie danych pomiarowych opisano w pracy *Judy i Chróściela* [76].

7.1.4. Generowanie szeregów czasowych opisujących zachowania użytkowników wpływające na proces migracji zanieczyszczeń

W ramach IEA Annex 20 (Air Flow Patterns within Buildings) *Roulet, Cretton, Fritsch i Scartezzini* w oparciu o teorię procesów *Markowa* opracowali stochastyczny model zachowania się użytkowników w odniesieniu do wentylacji naturalnej pomieszczeń [45], [122], [123]. Oczywiście zaproponowany model podobnie jak inne modele niefizyczne opisuje zjawiska na podstawie danych pomiarowych zebranych w konkretnym obiekcie. Należy podkreślić jednak, że metodyka podejścia do zagadnienia może być traktowana jako uniwersalna. Procedurę wykorzystania procesów *Markowa* do modelowania zachowania użytkowników budynku, eksponująca dwustopniowe podejście do zagadnienia (etap pozyskiwania informacji oraz etap modelowania) przedstawia rysunek 7.4.



Rys. 7.4. Procedura generowania pozycji okna wykorzystująca teorię procesów *Markowa*.

Metoda została opracowana w oparciu o zautomatyzowane pomiary otwierania i zamykania okien w czterech jednookiennych pomieszczeniach eksperymentalnego biurowca Laboratoire d'Énergie Solaire et de Physique Bâtiment (LESO) w Ecole Polytechnique Fédérale de

Lausanne. Potwierdzeniem przydatności modelu było jego zastosowanie także do opracowania ogromnych zbiorów danych z projektu badawczego z Schiedam (Holandia).

Z matematycznego punktu widzenia do opisu zjawiska wykorzystano teorię procesów *Markowa*, w oparciu o które na podstawie uprzednio przygotowanych tablic prawdopodobieństw, generuje się pozycję kąta otwarcia okna w następnej chwili czasowej (w przypadkach braku dostępności odpowiednich danych pomiarowych generowany może być tylko stan „zamknięte-otwarte”) w zależności od pozycji okna w chwili obecnej. Dodatkowo jako jedyny czynnik zewnętrzny wpływający na proces otwierania i zamykania przyjęto temperaturę zewnętrzną, tj. czynnik, którego wartości są powszechnie dostępne dzięki wielu stacjom meteorologicznym na całym świecie, a w przypadku konieczności przeprowadzania własnych pomiarów nie przysparza wielu trudności.

W modelu LESO dysponowano pomiarami kąta otwarcia okna oraz wartościami temperatury zewnętrznej. Analizując wyniki pomiarów kąt otwarcia okna został podzielony na następujące przedziały [0,1) (zamknięte), [1,15), [15,35), [35,60), [60,90), [90,+) stopni. Podobnie postąpiono z temperaturą zewnętrzną, którą podzielono na klasy: [-273,0), [0,8), [8,16), [16,+) $^{\circ}$ C. Otrzymane pomiary zostały sklasyfikowane w czterech grupach temperaturowych - macierzach, których elementami składowymi są prawdopodobieństwa zmiany kąta otwarcia okna. Przykładowy wygląd takiej macierzy przedstawia tablica 7.1.

Tablica 7.1. Przykładowy rozkład prawdopodobieństwa dla zakresu temperatur [0,8) $^{\circ}$ C, [122]

Zakres temperatur [0,8) $^{\circ}$ C						
wyjście wejście	zamknięte	[1,15)	[15,35)	[35,60)	[60,90)	[90,+)
zamknięte	$8539 \cdot 10^{-4}$	$985 \cdot 10^{-4}$	$285 \cdot 10^{-4}$	$156 \cdot 10^{-4}$	$35 \cdot 10^{-4}$	0
[1,15)	$7311 \cdot 10^{-4}$	$1103 \cdot 10^{-4}$	$1172 \cdot 10^{-4}$	$345 \cdot 10^{-4}$	$69 \cdot 10^{-4}$	0
[15,35)	$5161 \cdot 10^{-4}$	$1774 \cdot 10^{-4}$	$1129 \cdot 10^{-4}$	$968 \cdot 10^{-4}$	$968 \cdot 10^{-4}$	0
[35,60)	$3056 \cdot 10^{-4}$	$2778 \cdot 10^{-4}$	$833 \cdot 10^{-4}$	$1944 \cdot 10^{-4}$	$1389 \cdot 10^{-4}$	0
[60,90)	$2857 \cdot 10^{-4}$	$357 \cdot 10^{-4}$	$1429 \cdot 10^{-4}$	$357 \cdot 10^{-4}$	$5000 \cdot 10^{-4}$	0
[90,+)	-	-	-	-	-	-

Przyjęto założenie, że tablice te prezentują prawdopodobieństwo zmiany stopnia otwarcia okna podczas godzin pracy. W pozostałych przypadkach tj. podczas weekendu i w nocy okna są zamknięte.

W modelu Schiedam dysponowano jedynie pomiarami wskazującymi czy okno jest zamknięte czy otwarte bez sprecyzowania kąta otwarcia. Pomiary były wykonywane w apartamentach mieszkalnych wyposażonych w 16 okien. Na podstawie tych danych oraz pomiarów

temperatury zewnętrznej utworzono tablice prawdopodobieństwa zmiany pozycji każdego okna, w określonym przedziale temperaturowym wyodrębniając cztery podstawowe możliwości zmian:

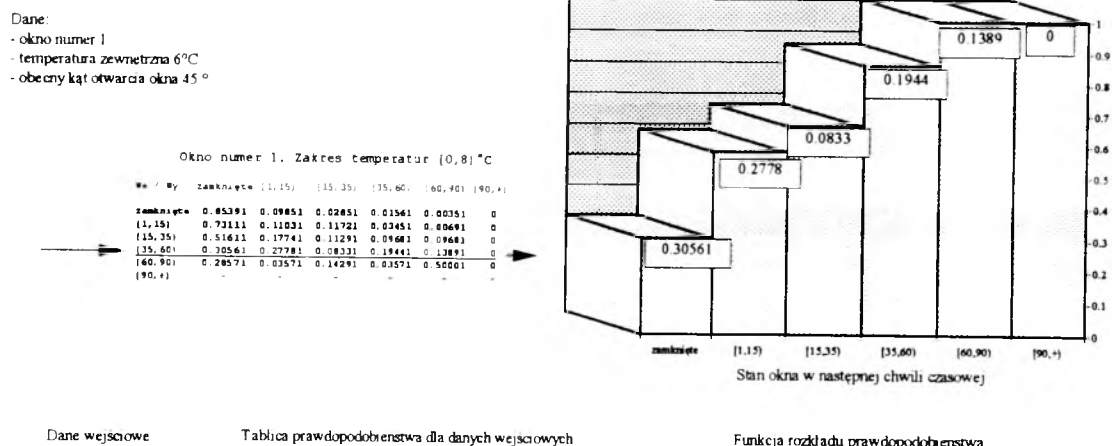
z zamkniętego na zamknięte	z zamkniętego na otwarte
z otwartego na zamknięte	z otwartego na otwarte

Moduły takie zostały umieszczone w macierzach 16×4 (16 okien na 4 klasy temperaturowe) jako poszczególne komórki. Przykładowy wygląd takiej macierzy dla pierwszych czterech okien przedstawia tablica 7.2.

Tablica 7.2. Przykładowa macierz prawdopodobieństwa zmiany stanu okna, [122].

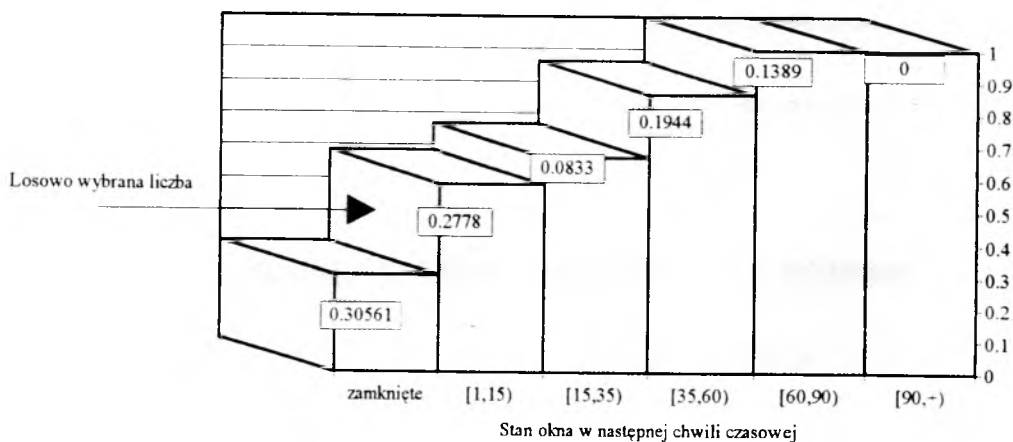
Numer okna	[-273,0]°C		(0,8]°C		(8,16]°C		(16,+°C	
1	0.9921	0.0079	0.9911	0.0089	0.9885	0.0115	0.9840	0.0160
	0.0275	0.9725	0.0320	0.9680	0.0183	0.9987	0.0018	0.9982
2	1	0	1	0	1	0	1	0
	1	0	1	0	1	0	1	0
3	0.9890	0.0110	0.9885	0.0115	0.9842	0.0158	0.9713	0.0287
	0.0865	0.9135	0.0023	0.9982	0.0421	0.9576	0.0129	0.9871
4	1	0	0.9999	0.0001	0.9998	0.0002	0.9933	0.0067
	1	0	1	0	0.2308	0.7692	0.1538	0.8462

Kolejnym etapem jest modelowanie pozycji poszczególnych okien jedynie na podstawie temperatury zewnętrznej. Można się w tym celu posłużyć istniejącymi danymi meteorologicznymi opisującymi interesujący nas okres, lub wygenerować własne dane przy pomocy generatora warunków meteorologicznych. Aby wygenerować dane o pozycji okna w następnej chwili ($t_0 + \tau$) należy znać pozycję okna w chwili bieżącej (t_0). Jeżeli jest to początek symulacji należy przyjąć stan, którego prawdopodobieństwo zgodnie z tablicami prawdopodobieństwa dla danego przedziału temperaturowego jest największe. Znając poprzednią pozycję okna oraz temperaturę zewnętrzną w chwili przyszłej należy wybrać właściwy zakres temperatury i odpowiadającą mu tablicę prawdopodobieństwa. Z tablicy należy wybrać wiersz przypisany danemu stanowi okna i z odczytanych prawdopodobieństw zbudować funkcję rozkładu prawdopodobieństwa (rysunek 7.5).



Rys. 7.5. Tworzenie funkcji rozkładu prawdopodobieństwa na podstawie tablic prawdopodobieństwa [14].

Następnie w sposób losowy wybiera się liczbę od 0 do 1. Wylosowana liczba pozwala na odczytanie z funkcji rozkładu prawdopodobieństwa nowej pozycji okna (stopnia otwarcia). Mechanizm działania tej metody (na przykładzie danych z tablicy 7.2) przedstawia rysunek 7.6.



Rys. 7.6. Generowanie stanu okna w danej chwili w oparciu o funkcję rozkładu, [14].

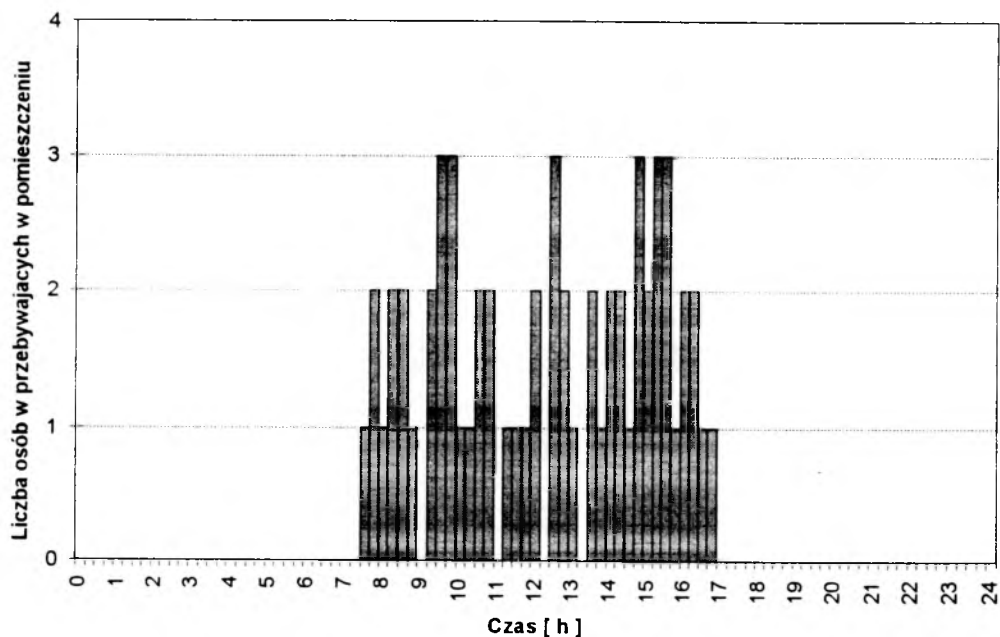
Wyniki weryfikacji wskazują, że metoda aczkolwiek bardzo prosta w sposób zadowalający symuluje zachowanie się człowieka. Trudno ją jednak uznać za idealną ponieważ nie uwzględnia ona wzajemnej współzależności pozycji okien, a badania funkcji korelacji w trakcie weryfikacji wykazały dodatnią lub ujemną korelację między pozycją okien.

Analogiczny model można oczywiście odnieść do otwierania i zamykania drzwi zewnętrznych i balkonowych.

Teorię szeregów *Markowa* można także wykorzystać w odniesieniu do innych przejawów aktywności użytkowników, chociażby samego faktu ich przebywania w pomieszczeniu. Przykładowo, dysponując zapisem historii przebywania ludzi w dowolnym pomieszczeniu biurowym (rysunek 7.7) można przedstawić prawdopodobieństwo przebywania określonej liczby osób w pomieszczeniu w godzinach pracy w postaci konwencjonalnego określenia prawdopodobieństwa zdarzenia.

Tablica 7.3. Prawdopodobieństwo przebywania określonej liczby osób w pomieszczeniu biurowym (dane z rysunku 7.7)

Liczba osób w pomieszczeniu	Prawdopodobieństwo zdarzenia
0	0.1905
1	0.3095
2	0.4048
3	0.0952



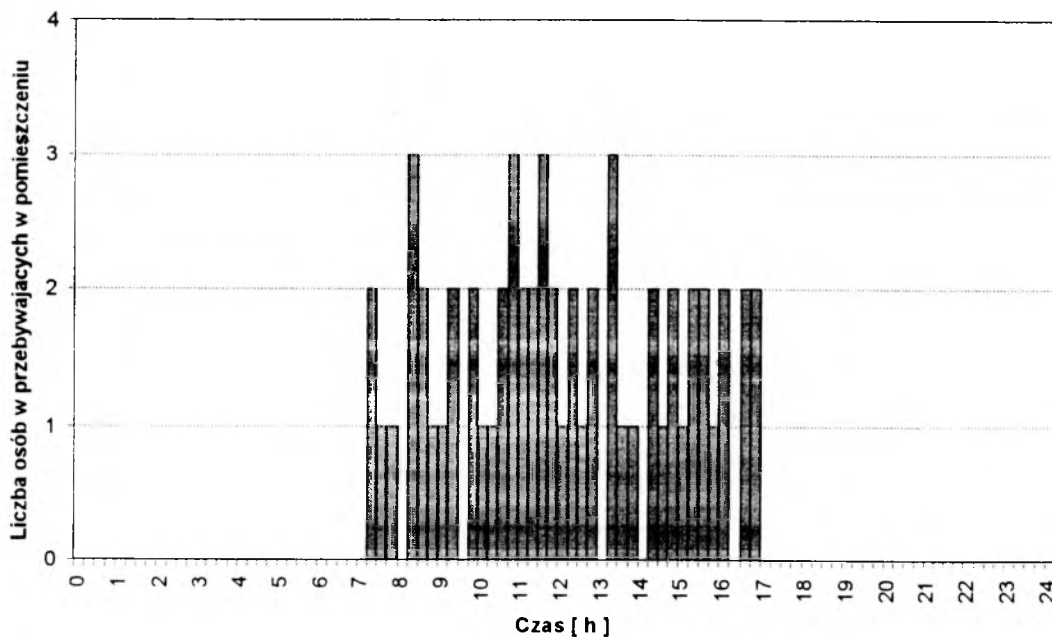
Rys. 7.7. Zapis zmienności liczby osób przebywających w pomieszczeniu biurowym.

Zmienność liczby osób przebywających w tym pomieszczeniu można także opisać wykorzystując teorię procesów *Markowa*. Dla danej liczby osób w pomieszczeniu należy określić jakie jest prawdopodobieństwo, że w następnej chwili czasowej liczba osób przybierze określoną wartość. Wartości takich prawdopodobieństw przedstawia tablica 7.4. Na podstawie tak opracowanych danych można wygenerować sztuczny szereg czasowy (rys. 7.8) opisujący

zmiennosc liczby osob przebywajacych w tym pomieszczeniu, rozniacy sie oczywiscie od danych wejsciowych lecz charakteryzujacy sie takimi samymi wlasciwosciami statystycznymi.

Tablica 7.4. Wartości prawdopodobieństwa przebywania określonej liczby osób w następnej chwili czasowej w oparciu o liczbę osób obecnych w danej chwili.

Liczba osób przebywających w pomieszczeniu w następnej chwili czasowej	Liczba osób przebywających w pomieszczeniu w danej chwili czasowej			
	0	1	2	3
0	0.1667	0.2143	0.1538	0
1	0.3333	0.3571	0.3846	0.3333
2	0.3333	0.3571	0.3077	0.3333
3	0.1667	0.0714	0.1538	0.3333



Rys. 7.8. Sztuczny szereg czasowy opisujący zmienność liczby osób przebywających w pomieszczeniu wygenerowany w oparciu o teorię procesów *Markowa*.

7.2. Zastosowanie teorii stochastycznych równań różniczkowych

7.2.1 Podstawowe pojęcia i definicje teorii stochastycznych równań różniczkowych

Momenty zmiennej losowej (definicje na podstawie [75])

Def. Momentem zwykłym (lub w skrócie momentem) rzędu k ($k=1,2,\dots$) zmiennej losowej X nazywamy wartość oczekiwaną k -tej potęgi tej zmiennej, tzn.:

$$m_k = E(X^k) = \begin{cases} \sum_i x_i^k p_i & \text{dla zmiennej losowej skokowej} \\ \int_{-\infty}^{\infty} x^k f(x) dx & \text{dla zmiennej losowej ciągłej} \end{cases} \quad (7.1)$$

Def. Momentem centralnym rzędu k ($k=1,2,\dots$) zmiennej losowej X nazywamy wartość oczekiwaną funkcji $g(x) = [X - E(X)]^k$ tej zmiennej, tzn.:

$$\mu_k = E[X - E(X)]^k = \begin{cases} \sum_i [x_i - E(X)]^k p_i & \text{dla zmiennej losowej skokowej} \\ \int_{-\infty}^{\infty} [x - E(X)]^k f(x) dx & \text{dla zmiennej losowej ciągłej} \end{cases} \quad (7.2)$$

Jak widać z powyższych definicji moment zwykły rzędu pierwszego odpowiada wartości oczekiwanej zmiennej $E(X)$. Warto ponadto zauważyć, że wariancja $D^2(X)$ jest drugim momentem centralnym zmiennej losowej. Wartość momentów centralnych można także wyznaczać korzystając z zależności jakie łączą momenty zwykłe i centralne. Przykładowo, dla określania wariancji można posłużyć się zależnością

$$D^2(X) = \mu_2 = E[X - E(X)]^2 = E(X^2) - [E(X)]^2 = m_2 - m_1^2 \quad (7.3)$$

Wariancję można zatem określić jako różnicę momentu zwykłego 2 rzędu i drugiej potęgi momentu zwykłego 1 rzędu.

Reguły całkowania i różniczkowania stochastycznego

W układach stochastycznych sposoby całkowania oraz reguły różniczkowania są bardziej złożone od odpowiadających im operacji w układach deterministycznych. Wyprowadzenia tych reguł jak też dowody różnych twierdzeń wykorzystywanych podczas tych wyprowadzeń znajdują się w opracowaniach monograficznych dotyczących procesów stochastycznych (np. [137], [158]). Poniżej przedstawiono tylko podstawowe definicje na podstawie pracy *Sochy* [137].

Całkowanie stochastyczne.

Def. Jeżeli $x(t)$ jest r -wymiarowym procesem dyfuzyjnym dla $t \in [0, T]$, którego wektor dryftu $\mathbf{A}(t, x)$ i macierz dyfuzji $\mathbf{B}(t, x)$ łącznie z pierwszymi pochodnymi $\partial \mathbf{B}(t, x) / \partial x_j, j=1, \dots, r$, są ciągle względem obu argumentów. Jeżeli $f(x, t)$ jest funkcją wektorową o wartościach w \mathbb{R}^r , ciągłą względem x , która dla $t \in [0, T]$ spełnia warunki:

$$(i) \text{ istnieją ciągle pochodne cząstkowe } \frac{\partial f(x, t)}{\partial x_j} \quad (7.4)$$

$$(ii) \int_0^T E \left[\left| f(x(s), s) \mathbf{A}(x(s), s) \right| \right] ds < \infty \quad (7.5)$$

$$(iii) \int_0^T E \left[\left| f(x(s), s) \mathbf{B}(x(s), s) f^T(x(s), s) \right| \right] ds < \infty \quad (7.6)$$

to wówczas stochastyczna całka wektorowa jest określona wzorem

$$\int_0^T f^T(x(s), s) d_\lambda x(s) = \lim_{\Delta \rightarrow 0} \sum_{i=1}^N f^T(\lambda x(t_i) + (1-\lambda)x(t_{i+1}), \lambda t_i + (1-\lambda)t_{i+1}) [x(t_{i+1}) - x(t_i)] \quad (7.7)$$

gdzie: $\Delta = \max[t_{i+1} - t_i], 0 = t_0 < t_1 \dots < t_N = T$

Tak zdefiniowana całka dla $\lambda=1$ pokrywa się z całką Itô, a dla $\lambda=0.5$ nasi nazwę całki *Stratanovicha*.

Wzajemny związek między całkami Itô i *Stratanovicha*, które oznaczają się odpowiednio

$$I_t = \int_0^T f^T(x(s), s) dx_1(s) \quad (7.8)$$

$$I_s = \int_0^T f^T(x(s), s) d_{\frac{1}{2}} x(s)$$

jest następujący

$$I_s = I_t + \frac{1}{2} \sum_{j=1}^r \sum_{k=1}^r \int_0^T \frac{\partial f_i}{\partial x_k}(x(s), s) b_{i,j}(x(s), s) ds \quad (7.9)$$

gdzie $b_{i,j}(x(s), s)$ są elementami macierzy dyfuzji procesu $x(t)$

Różniczkowanie stochastyczne.

Def. Jeżeli $x(t)$, $t \in [0, T]$, jest wektorowym procesem stochastycznym

$x(t) = [x_1(t), \dots, x_n(t)]^T$ mającym różniczkę stochastyczną

$$dx(t) = a(t, \omega)dt + \sigma(t, \omega)d\xi(t)$$

gdzie $d\xi(t)$, $t \geq 0$ jest wektorowym procesem *Wienera*,

$\xi(t) = [\xi_1(t), \dots, \xi_r(t)]^T$. Wektor $a(t, \omega) = [a_1(t, \omega), \dots, a_n(t, \omega)]^T$ oraz

macierz $\sigma(t, \omega) = [\sigma_{ij}(t, \omega)]$ $i=1, \dots, n$, $j=1, \dots, r$, składają się z funkcji

nieantycypujących spełniających warunki

$$P\left\{\int_0^T |a_i(t, \omega)| dt < \infty\right\} = 1, \quad i = 1, \dots, n \quad (7.10)$$

$$P\left\{\int_0^T |\sigma_{ij}^2(t, \omega)| dt < \infty\right\} = 1, \quad i = 1, \dots, n \quad j = 1, \dots, r \quad (7.11)$$

to wówczas wyznaczenie różniczki zupełnej pewnej funkcji wielu zmiennych $f(x(t), t)$ ustala się w oparciu o twierdzenie

Tw. Niech funkcja $f(y_1, \dots, y_n, t)$ będzie ciągła i ma ciągłe pochodne $\frac{\partial f}{\partial t}$, $\frac{\partial f}{\partial y_i}$, $\frac{\partial^2 f}{\partial y_i \partial y_j}$. Wówczas proces stochastyczny $f(x_1(t), \dots, x_n(t), t)$ ma różniczkę stochastyczną w postaci

$$\begin{aligned} df(x_1(t), \dots, x_n(t), t) = & \left[\frac{\partial f}{\partial t}(x_1(t), \dots, x_n(t), t) + \sum_{i=1}^n \frac{\partial f}{\partial y_i}(x_1(t), \dots, x_n(t), t) a_i(t, \omega) \right. \\ & + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{\partial^2 f}{\partial y_i \partial y_j}(x_1(t), \dots, x_n(t), t) \sum_{k=1}^r \sigma_{ik}(t, \omega) \sigma_{jk}(t, \omega) \left. \right] dt \\ & + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^r \frac{\partial f}{\partial y_i}(x_1(t), \dots, x_n(t), t) \sigma_{ij}(t, \omega) d\xi_j(t) \end{aligned} \quad (7.12)$$

W szczególnym przypadku, gdy $r=n$ i funkcja $f(x(t), t)$ jest formą kwadratową tzn.

$$f(x(t), t) = x^T(t) \mathbf{H}(t) x(t) \quad (7.13)$$

gdzie macierz $\mathbf{H}(t)$ jest deterministyczna, $x(t)$ jest procesem o różniczkę

$$dx(t) = a(t)dt + \sigma(t)d\xi(t) \quad (7.14)$$

wówczas

$$d(x^T(t)\mathbf{H}(t)x(t)) = \left[-x^T(t)\mathbf{H}^T(t)a(t) + a^T(t)\mathbf{H}(t)x(t) + x^T(t)\frac{d\mathbf{H}(t)}{dt}x(t) + \text{tr}(\sigma(t)\sigma^T(t)\mathbf{H}(t)) \right] dt + [x^T(t)\mathbf{H}(t)\sigma(t) + \sigma^T(t)\mathbf{H}(t)x(t)]d\xi(t) \quad (7.15)$$

gdzie $\text{tr}\mathbf{A}$ oznacza ślad macierzy \mathbf{A} tzn. jeśli \mathbf{A}

$$\mathbf{A} = [a_{ij}], \quad i, j = 1, \dots, n \Rightarrow \text{tr}\mathbf{A} = \sum_{i=1}^n a_{ii} \quad (7.16)$$

Jeżeli macierz $\mathbf{H}(t)$ jest macierzą jednostkową niezależną od czasu to

$$d(|x(t)|^2) = \left[x^T(t)a(t) + a^T(t)x(t) + \sum_{i=1}^n \sigma_{ii}^2(t) \right] dt + [x^T(t)\sigma(t) + \sigma^T(t)x(t)]d\xi(t) \quad (7.17)$$

7.2.2. Model migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach w ujęciu teorii stochastycznych równań różniczkowych

Pierwsze próby wykorzystania teorii stochastycznych równań różniczkowych do modelowania zagadnień związanych z jakością powietrza w pomieszczeniach pojawiły się w połowie lat osiemdziesiątych w Kanadzie [58], [119], [135], [136]. W pracach tych bazowano na wcześniejszych doświadczeniach z modelowania procesów usuwania odpadów oraz prac badawczych nad zagadnieniami hydrologicznymi. Niestety ograniczenia mocy obliczeniowej dostępnego ówczesnie sprzętu komputerowego nie rokowały dużego zapotrzebowania na stosowanie metody i zniechęciły badaczy do prowadzenia dalszych badań.

Generalizując, wielostrefowy deterministyczny model migracji zanieczyszczeń powietrza w budynku z matematycznego punktu widzenia może być przedstawiony jako zestaw równań różniczkowych pierwszego stopnia. Ilość równań odpowiada ilości węzłów odwzorowania.

$$\left[\begin{array}{l} \frac{dC_1}{dt} = K_1 C_1 + K_2 C_2 + \dots + K_N C_N + K_{N+1} \\ \frac{dC_2}{dt} = K_{N+2} C_1 + K_{N+3} C_2 + \dots + K_{2N+1} C_N + K_{2N+2} \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ \frac{dC_N}{dt} = K_{N^2} C_1 + K_{N^2+1} C_2 + \dots + K_{N^2+N-1} C_N + K_{N^2+N} \end{array} \right] \quad (7.18)$$

gdzie:

- N - ilość wyodrębnionych przestrzeni odpowiadająca ilości węzłów.
- C_i - koncentracja zanieczyszczenia w powietrzu w i -tej przestrzeni.
- K_i - współczynnik charakteryzujący transport zanieczyszczeń pomiędzy poszczególnymi wyodrębnionymi przestrzeniami oraz niedoskonale wymieszanie zanieczyszczeń wewnątrz przestrzeni, przy czym ostatni współczynnik w każdym równaniu uwzględnia czynniki związane z emisją lub zanikiem zanieczyszczeń w pomieszczeniach.

W praktyce, jak to już podkreślono w rozdziale 6, współczynniki K_i reprezentujące parametry fizyczne w równaniu (7.18) podlegają losowym fluktuacjom, które mogą być wywołane bardzo wieloma czynnikami. Ponadto często nie jest możliwe precyzyjnie określenie rzeczywistych początkowych stężeń zanieczyszczeń występujących w równaniu (7.18). Obydwa powyższe fakty wskazują na celowość opisu współczynników K_i jako rozkładów gęstości prawdopodobieństwa zmiennych losowych.

Jeżeli losowa zmienność współczynników oraz warunków początkowych zostanie opisana za pomocą gaussowskiego białego szumu to w miejsce układu równań (7.18) otrzymuje się układ stochastycznych równań różniczkowych. Rozwiązanie tego układu pozwala na opisanie w funkcji czasu rozkładu prawdopodobieństwa występowania określonej koncentracji zanieczyszczenia w każdej z wyodrębnionych przestrzeni.

Należy przy tym podkreślić, że podobnie jak biały szum gaussowski, tak i zmienność współczynników K_i oraz warunków początkowych nie powinny wykazywać korelacji z czasem. Założenie powyższe należy traktować jako dość znaczną idealizację rzeczywistości. Jakkolwiek w przypadku gdy skala czasowa funkcji autokorelacji szumu jest znacznie mniejsza od czasu, dla którego dokonywane jest rozwiązanie to założenie powyższe jest uzasadnione.

W zaprezentowanym poniżej stochastycznym modelu migracji zanieczyszczeń parametry modelowanego systemu takie jak: emisja zanieczyszczeń w pomieszczeniach, przepływy

powietrza pomiędzy pomieszczeniami czy warunki początkowe modelowane są przy pomocy dwu, niezależnych od czasu, wielkości: wartości średniej rozkładu oraz odchylenia standardowego.

Współczynniki w równaniu (7.18) mogą zostać zatem zastąpione przez część stałą oraz część zmienną zgodnie z równaniem

$$K_i = \overline{K_i} + K'_i \quad (7.19)$$

Część zmienna modelowana jest za pomocą macierzy zmiennych losowych (ξ) białego szumu gaussowskiego, mających następujące właściwości dla średniej oraz korelacji.

$$\begin{aligned} E(\xi) &= 0, \\ E(\xi_t \xi_{t-s}) &= \mathbf{B} \delta(t-s) \end{aligned} \quad (7.20)$$

gdzie :

E - wartość oczekiwana,

t, s - chwile czasowe,

δ - funkcja delta *Diraca*,

\mathbf{B} - macierz parametrów kowariancji z elementami odpowiadającymi kowariancom współczynników K_i

$$\mathbf{B} = \begin{bmatrix} \gamma_{1,1} & \gamma_{1,2} & \gamma_{1,3} & \dots & \gamma_{1,N^2+N} \\ \gamma_{2,1} & \gamma_{2,2} & \gamma_{2,3} & \dots & \gamma_{2,N^2+N} \\ \cdot & \cdot & \cdot & \dots & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \dots & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \dots & \cdot \\ \gamma_{N^2+N,1} & \gamma_{N^2+N,2} & \gamma_{N^2+N,3} & \dots & \gamma_{N^2+N,N^2+N} \end{bmatrix} \quad (7.21)$$

gdzie:

$$\gamma_{i,j} = COV(K'_i K'_j) = COV(K_i K_j) \quad (7.22)$$

Formuły opisujące stałe K_i mogą być uzależnione od wielu zmiennych. W przypadku liniowych zależności pomiędzy zmiennymi o charakterze losowym fakt ten nie stwarza dodatkowych problemów. Jednak w przypadku, gdy w zależności występuje iloczyn lub iloraz dwóch lub większej ilości składowych mających charakter losowy, to formuły te muszą zostać zlinearyzowane aby uczynić układ stochastycznych równań różniczkowych rozwiązywalnym.

$$\begin{aligned}
 K &= A \cdot B \\
 A &= \bar{A} + A' \\
 B &= \bar{B} + B'
 \end{aligned}
 \tag{7.23}$$

$$\begin{aligned}
 K &= \bar{A}\bar{B} + \bar{A}B' + \bar{B}A' + A'B' \\
 &\approx \bar{A}\bar{B} + \bar{A}B' + \bar{B}A'
 \end{aligned}
 \tag{7.24}$$

Ponieważ element $A'B'$ jest znacznie mniejszy od innych składowych zawierających wartości średnie linearyzacja współczynników odbywa się przez zaniedbanie tego elementu.

Wartości kowariancji współczynników K_i mogą być następnie obliczone przy użyciu reguł zależności liniowych zmiennych niezależnych.

$$\begin{aligned}
 COV(K, K) &= VAR(K, K) \\
 &= \bar{A}^2 VAR(B') + \bar{B}^2 VAR(A') \\
 &= \bar{A}^2 VAR(B) + \bar{B}^2 VAR(A)
 \end{aligned}
 \tag{7.25}$$

Wprowadzenie stochastycznego charakteru do deterministycznego równania (7.18) prowadzi do powstania układu stochastycznych równań różniczkowych, który w notacji macierzowej można zapisać

$$\frac{d\mathbf{C}}{dt} = \mathbf{F}(\mathbf{C}) + \mathbf{G}(\mathbf{C})\xi
 \tag{7.26}$$

gdzie:

\mathbf{C} - macierz stężeń zanieczyszczeń,

$$\mathbf{C}^T = [C_1, C_2, \dots, C_N]
 \tag{7.27}$$

\mathbf{T} - oznacza operację transpozycji macierzy,

ξ - macierz białego szumu gaussowskiego,

$$\xi^T = [K'_1, K'_2, \dots, K'_N]
 \tag{7.28}$$

\mathbf{F} - macierz dryftu,

równań różniczkowych istnieje w dziedzinie liczb rzeczywistych funkcja o ciągłej pierwszej i drugiej pochodnej $\Phi = \Phi(t, C(t))$, którą można określić rozwiązując równanie różniczkowe (7.31) (zapis przedstawia rozszerzoną interpretację w ujęciu *Stratanovicha*)

$$d\Phi = \Phi_t dt + \Phi_C^T \left(F + \frac{1}{2} \mathbf{GB} \frac{d\mathbf{G}}{d\mathbf{C}} \right) dt + \frac{1}{2} \text{tr} \mathbf{GBG}^T \Phi_{CC} dt + \Phi_C^T \mathbf{G} \xi dt \quad (7.31)$$

gdzie:

T - operacja transpozycji,

tr - ślad macierzy,

$$\Phi_t = \frac{\partial \Phi}{\partial t} \quad (7.32)$$

$$\Phi_C^T = \left[\frac{\partial \Phi}{\partial x_1} \quad \frac{\partial \Phi}{\partial x_2} \quad \dots \quad \frac{\partial \Phi}{\partial x_N} \right] \quad (7.33)$$

$$\Phi_{CC} = \begin{bmatrix} \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_1^2} & \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_1 \partial x_2} & \dots & \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_1 \partial x_N} \\ \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_2 \partial x_1} & \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_2^2} & \dots & \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_2 \partial x_N} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_N \partial x_1} & \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_N \partial x_2} & \dots & \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_N^2} \end{bmatrix} \quad (7.34)$$

Przyjmując założenie

$$\Phi = \prod_{i=1}^N C_i^{a_i} \quad (7.35)$$

upraszcza się formułę *Itô* gdyż pochodne cząstkowe funkcji Φ po czasie będą w tym przypadku równe zero. Wykładniki a_i występujące w równaniu (7.35) są liczbami naturalnymi spełniającymi równanie

$$\sum_{i=1}^N a_i = m \quad (7.36)$$

gdzie m oznacza rząd poszukiwanego momentu. W praktycznych rozwiązaniach, ponieważ określane będą tylko pierwszy i drugi moment rozkładu (momenty wyższych rzędów są równe zero) wykładniki a_i będą należały do zbioru

$$a_i \in \langle 0,1,2 \rangle \quad (7.37)$$

W celu określenia momentów równanie (7.31) przedstawiane jest w ujęciu statystycznym gdzie E oznacza operator wartości oczekiwanej

$$\begin{aligned} E \left[\frac{d(C_1^{a_1} C_2^{a_2} \dots C_N^{a_N})}{dt} \right] = \\ = E[\Phi_C^T F] + E \left[\Phi_C^T \frac{1}{2} \mathbf{G} \mathbf{B} \frac{d\mathbf{G}}{d\mathbf{C}} \right] + E \left[\frac{1}{2} \text{tr} \mathbf{G} \mathbf{B} \mathbf{G}^T \Phi_{CC} \right] + E[\Phi_C^T \mathbf{G} \xi] \end{aligned} \quad (7.38)$$

Ostatni człon prawej strony równania (7.38) jest równy zero gdyż wartość oczekiwana białego szumu gaussowskiego (ξ) jest równa zero, a trzy czynniki wyrażenia są statystycznie niezależne. Stąd końcowa forma wyrażenia formuły *Itô* w interpretacji *Stratanovicha* można przedstawić w postaci

$$\begin{aligned} E \left[\frac{d(C_1^{a_1} C_2^{a_2} \dots C_N^{a_N})}{dt} \right] = E \left[\sum_{i=1}^N \frac{\partial C_1^{a_1} C_2^{a_2} \dots C_N^{a_N}}{\partial x_i} \left(f_i + \frac{(\mathbf{G} \mathbf{B} \mathbf{G}_C)_i}{2} \right) \right] \\ + E \left[\frac{1}{2} \sum_{i=1}^N \sum_j \frac{\partial C_1^{a_1} C_2^{a_2} \dots C_N^{a_N}}{\partial x_i} (\mathbf{G} \mathbf{B} \mathbf{G}^T)_{i,j} \right] \end{aligned} \quad (7.39)$$

gdzie f_i przedstawia i -ty rząd macierzy dryftu \mathbf{F} zdefiniowanej w równaniu (7.29) a:

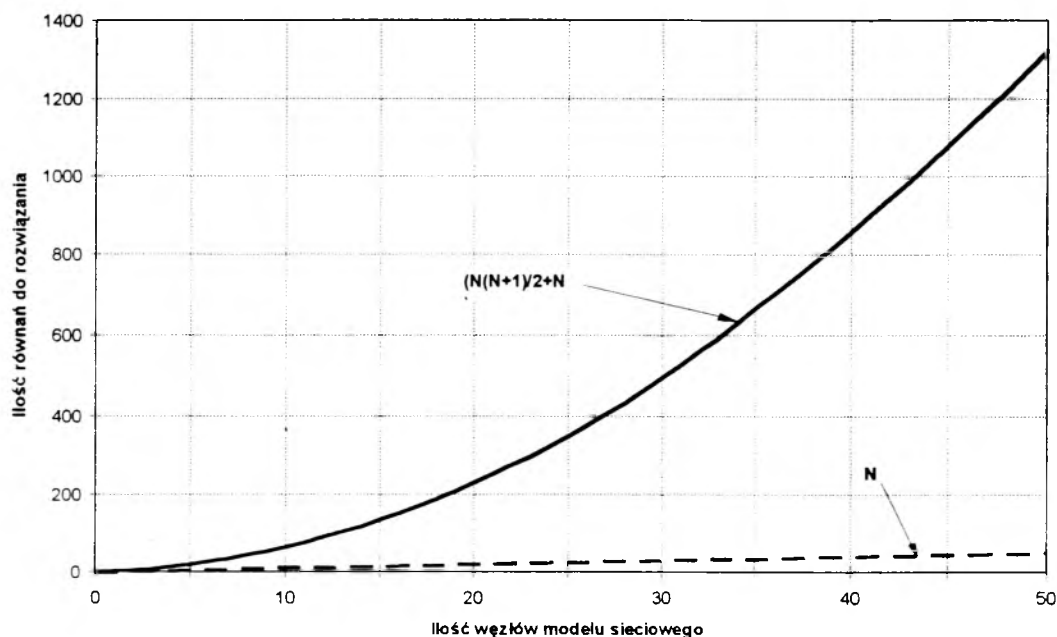
$$(\mathbf{G} \mathbf{B} \mathbf{G}_C)_i = \sum_{k=1}^N \sum_{l=1}^{N^2+N} \sum_{m=1}^{N^2+N} \mathbf{G}_{kl} \mathbf{B}_{lm} \frac{\partial \mathcal{G}_{im}}{\partial x_k} \quad (7.40)$$

$$(\mathbf{G} \mathbf{B} \mathbf{G}^T)_{i,j} = \sum_{k=1}^{N^2+N} \left(\sum_{l=1}^{N^2+N} \mathbf{G}_{il} \mathbf{B}_{lk} \right) \mathbf{G}_{kj}^T \quad (7.41)$$

Dla klasycznej interpretacji *Itô* w równaniu (7.39) nie występuje składowa $(\mathbf{G} \mathbf{B} \mathbf{G}_C)$.

Podsumowując należy zaznaczyć, że określenie momentów pierwszego rzędu (wartości średnich) rozkładów gęstości prawdopodobieństwa występowania określonych stężeń zanieczyszczeń w układach wielostrefowych wymaga rozwiązania układu N równań

różniczkowych zwyczajnych. Określenie dodatkowo odchylenia standardowego poszukiwanych rozkładów, a zatem poszukiwanie także momentów rzędu drugiego zwiększa ilość równań do $N(N+1)/2+N$. Przykładowo, dla 50 stref wyodrębnionych w budynku ilość równań zwiększa się z 50 do 1325. Graficzną interpretację tego bardzo poważnego ograniczenia metody przedstawia rysunek 7.9.



Rys. 7.9. Ilość równań różniczkowych koniecznych do rozwiązania w przypadku określania momentów zwykłych rzędu pierwszego - linia przerywana oraz rzędu pierwszego i drugiego łącznie linia ciągła.

7.3. Symulacja przy pomocy metody Monte-Carlo

7.3.1. Podstawowe założenia metody

Metoda symulacji Monte-Carlo polega na wielokrotnym oszacowaniu wielkości wyjściowej dowolnego deterministycznego modelu w oparciu o punkty wybierane losowo z przestrzeni danych. Każdej wielkości wprowadzanej do symulacji przypisany jest rozkład prawdopodobieństwa będący miarą jakości informacji wnoszonej przez tę wielkość do modelu. Losowy wybór analizowanych punktów dokonywany jest w oparciu o wyżej wzmiankowane rozkłady. Oszacowania mogą być określone dla dowolnej liczby symulacji ≥ 2 . Analiza statystyczna uzyskanych wyników pozwala wyrokować o statystycznym zachowaniu się badanych wielkości wyjściowych modelu. Zwykle dąży się do określenia wartości średniej oraz odchylenia standardowego populacji parametrów wyjściowych dla zdefiniowanego uprzednio zestawu rozkładów prawdopodobieństw danych wejściowych.

W przypadku uzależnienia wielkości wyjściowej od wielu zmiennych wejściowych, niezależnie od charakteru ich rozkładów prawdopodobieństw, dla procesów ciągłych oczekuje się, że wielkość wyjściowa będzie podlegała prawom rozkładu normalnego. Stąd też oszacowania wartości średniej $m(Y_j)$ oraz odchylenia standardowego $s(Y_j)$ populacji parametrów wyjściowych opierają się na hipotezie gaussowskiego rozkładu wielkości wyjściowej.

Zakłada się zatem, że przedział ufności średniej rzeczywistej μ_j wielkości wyjściowej Y_j podlega rozkładowi *T Studenta* z $N-1$ stopniami swobody. Jeżeli γ oznacza przedział ufności rozkładu dwumianowego, przyjmuje się zwykle $\gamma = 95\%$ lub 99% , to rzeczywista średnia μ_j spełnia równanie

$$P\left[(T: N - 1) \leq \mu_j\right] = 0.5(1 + \gamma) \quad (7.42)$$

Dla stabilizowanych wartości $t_{1-\gamma/2[N-1]}$, przedział ufności rzeczywistej wartości średniej μ_j można określić na podstawie równania

$$m(Y_j) - t_{1-\gamma/2[N-1]} \frac{s(Y_j)}{\sqrt{N}} \leq \mu_j \leq m(Y_j) + t_{1-\gamma/2[N-1]} \frac{s(Y_j)}{\sqrt{N}} \quad (7.43)$$

Rzeczywisty przedział ufności wariancji σ_j^2 podlega rozkładowi χ^2 z $N-1$ stopniami swobody. Oznacza to, iż dla przyjętego oznaczenia przedziału ufności rozkładu dwumianowego przez γ rzeczywista wariancja σ_j^2 spełnia równania

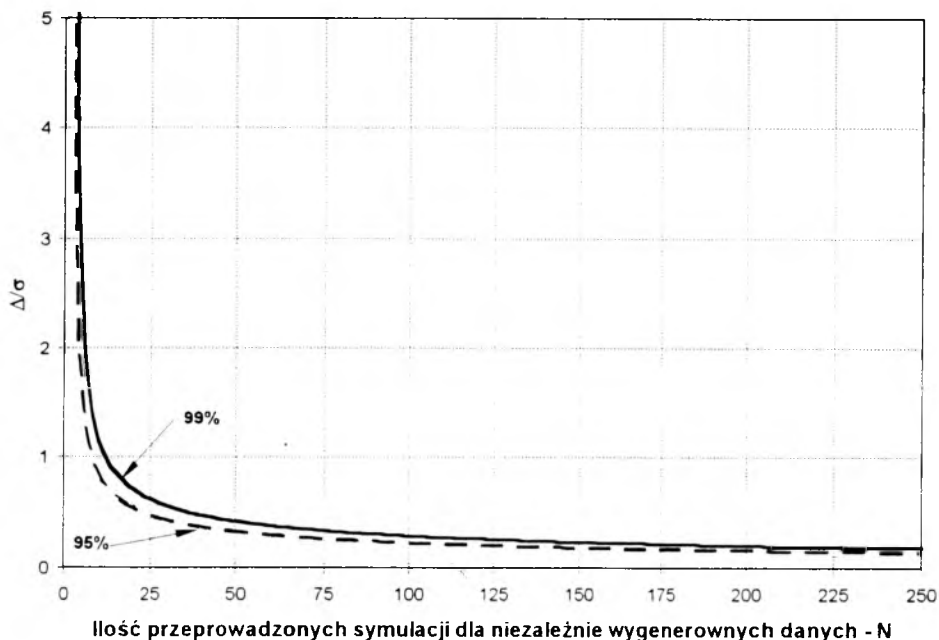
$$\begin{aligned} P\left[(\chi^2: N - 1) < \sigma_j^2\right] &= 0.5(1 + \gamma) \\ P\left[(\chi^2: N - 1) > \sigma_j^2\right] &= 0.5(1 - \gamma) \end{aligned} \quad (7.44)$$

Dla stabilizowanych wartości $\chi^2_{\gamma/2[N-1]}$ oraz $\chi^2_{1-\gamma/2[N-1]}$, przedział ufności rzeczywistej wartości wariancji σ_j^2 można określić na podstawie równania

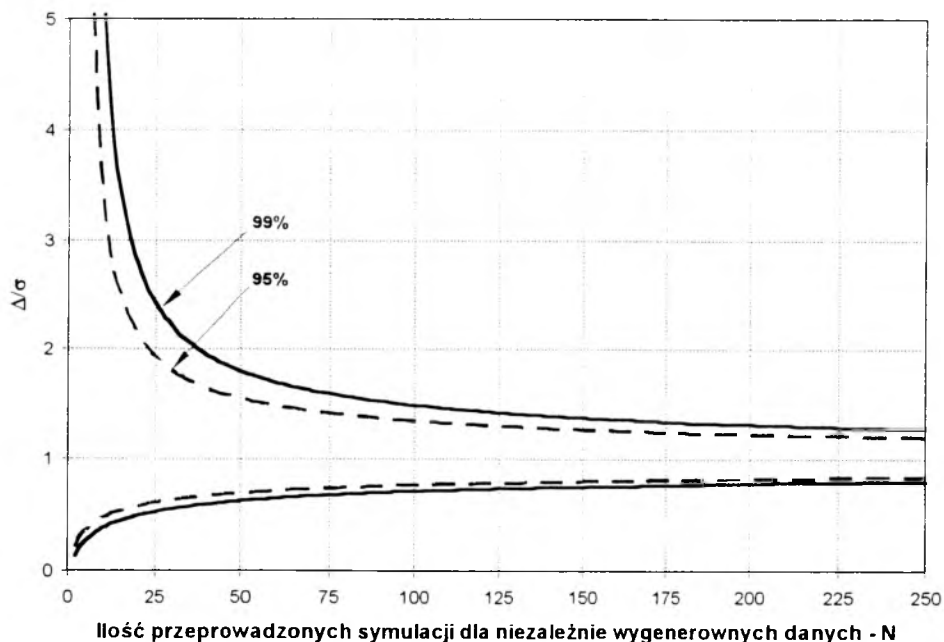
$$(N - 1) \frac{s(Y_j)^2}{\chi^2_{\gamma/2[N-1]}} \leq \sigma_j^2 \leq (N - 1) \frac{s(Y_j)^2}{\chi^2_{1-\gamma/2[N-1]}} \quad (7.45)$$

Na rysunkach 7.10 i 7.11 przedstawiono zależność pomiędzy ilością generowanych kombinacji parametrów wejściowych a określonymi powyżej przedziałami ufności odniesionymi do wartości rzeczywistej wariancji. Można zaobserwować, że dla ilości powtórzeń generacji danych wejściowych dążących do nieskończoności, granice przedziału ufności wariancji względnej dążą asymptotyczne do jedności. Jednakże powyżej 60-80 powtórzeń poprawa dokładności wraz z każdą następną próbą jest już bardzo niewielka.

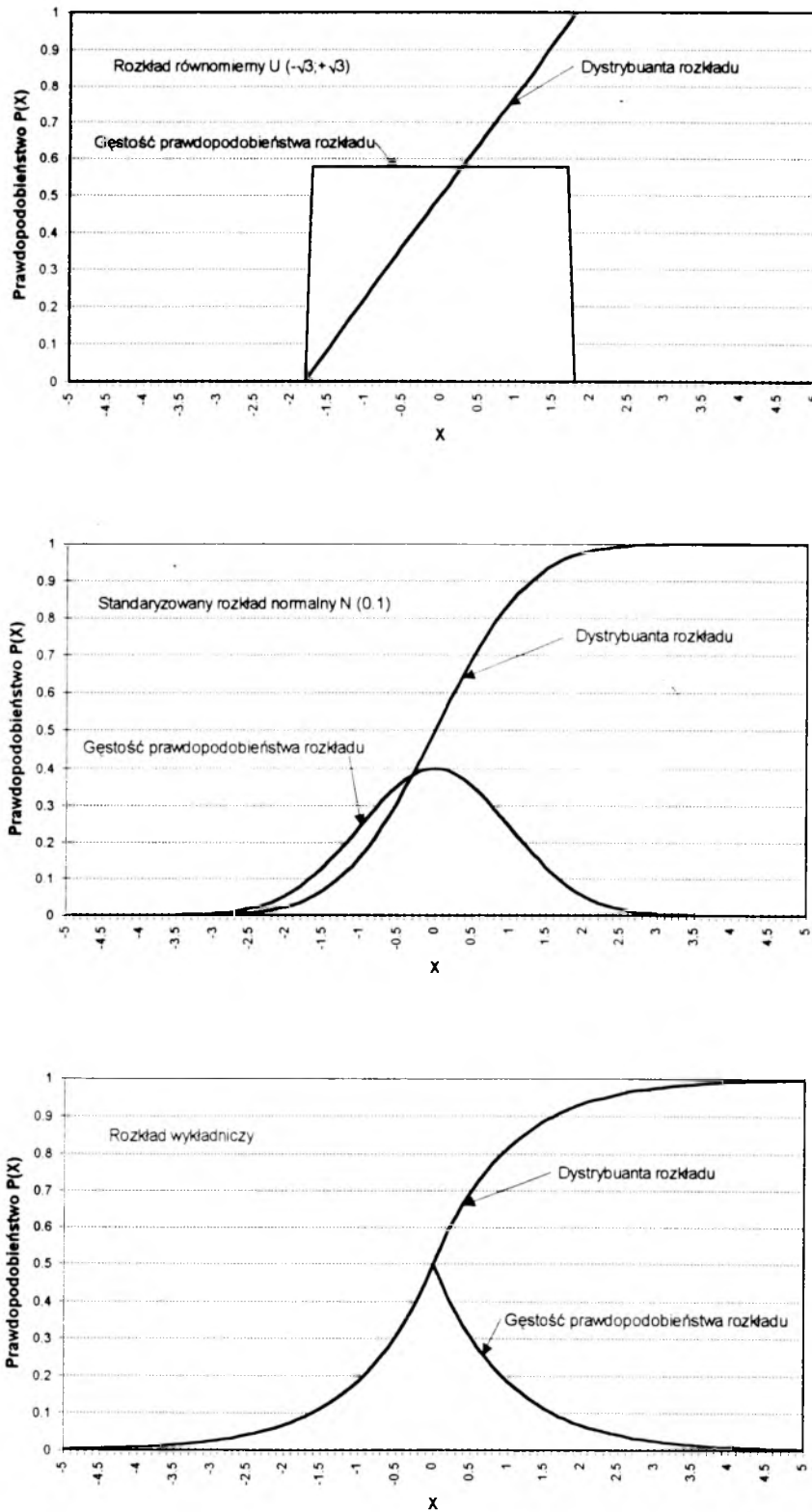
Należy podkreślić, że ta cecha metody Monte-Carlo jest niezależna od ilości parametrów wejściowych opisanych rozkładami prawdopodobieństw, co oznacza, że dokładność tej metody zależy wyłącznie od ilości powtórzonych generacji danych wejściowych i przeprowadzonych dla nich symulacji.



Rys. 7.10. Zależność przedziałów ufności określania wartości średniej odniesionych do wartości rzeczywistego odchylenia standardowego od ilości generowanych kombinacji parametrów wejściowych.



Rys. 7.11. Zależność przedziałów ufności określania odchylenia standardowego odniesionych do wartości rzeczywistego odchylenia standardowego od ilości generowanych kombinacji parametrów wejściowych.



Rys. 7.12. Porównanie funkcji gęstości prawdopodobieństwa oraz dystrybuanty rozkładów: równomiernego (zakres $-\sqrt{3}; \sqrt{3}$), standaryzowanego rozkładu normalnego $N(0,1)$, oraz wykładniczego.

7.3.2. Generowanie danych wejściowych do symulacji

Dane wejściowe do symulacji Monte-Carlo mogą być generowane na podstawie znajomości dystrybuanty rozkładu empirycznego zmiennej lub na podstawie znajomości parametrów typowego rozkładu zmiennej. Najczęściej stosuje się następujące rozkłady: równomierny, normalny oraz wykładniczy. Rys. 7.12 przedstawia porównanie funkcji gęstości prawdopodobieństwa oraz dystrybuant tych rozkładów przy założeniach:

- zakres rozkładu równomiernego $(-\sqrt{3}; \sqrt{3})$,
- wartość średnia rozkładu normalnego 0, a odchylenie standardowe 1,
- wartość średnia rozkładu wykładniczego 0, a odchylenie standardowe 1.

8. Porównanie metod symulacyjnych uwzględniających stochastyczne zakłócenia w modelach migracji zanieczyszczeń

8.1. Charakterystyka zespołu pomieszczeń przyjętego do analizy porównawczej metod

W celu porównania metod symulacyjnych, uwzględniających stochastyczne zakłócenia w procesie migracji zanieczyszczeń, wybrano prosty, 2 strefowy układ pomieszczeń. Układy tego typu wykorzystywane w wielu opracowaniach (m. in. [17], [58], [136], [160]) do praktycznych prezentacji modeli matematycznych służących do określania migracji zanieczyszczeń w budynkach. Układ 2 strefowy umożliwia przedstawienie, nie przesłoniętej stopniem skomplikowania zespołu pomieszczeń, analizy porównawczej metod, a przez to wyeksponowanie zalet i wad poszczególnych metod symulacyjnych.

Zdecydowano się, że analizie zostanie poddany wolnostojący budynek składający się z pomieszczenia biurowego o powierzchni 50 m^2 oraz przylegającego do niego bezokiennego aneksu o powierzchni 15 m^2 . Pomieszczenia wykorzystywane są w godzinach $7^{00} - 17^{00}$. Szczegóły charakterystyki elementów architektonicznych przedstawiono w tabelicy 8.1.

W analizach rozważano 2 alternatywne systemy ich wentylowania; wentylację mechaniczną oraz wentylację naturalną. Szczegóły opisano w tabelicy 8.2. Dodatkowo założono, że w opcji mechanicznego wentylowania pomieszczeń użytkownicy biura nie otwierają okien. W przypadku braku wentylacji mechanicznej okna mogą być otwierane.

Obliczenia symulacyjne przeprowadzono dla okresu zimowego. Dane meteorologiczne generowano przy pomocy pseudo-losowego generatora klimatu zewnętrznego KLIMAT w oparciu o wcześniej zidentyfikowane przez autorów programu styczniowe parametry klimatu dla Warszawy. Parametry środowiska otaczającego analizowane pomieszczenie uzupełniono o wartości stężeń analizowanych zanieczyszczeń wygenerowane w oparciu o zadane parametry statystyczne ich rozkładu. Ich wartości, odpowiadające terenom silnie zurbanizowanym i uprzemysłowionym, przyjęto w oparciu o dane literaturowe.

Analizie poddano proces migracji dwutlenku węgla jako przedstawiciela zanieczyszczeń gazowych oraz drobnego pyłu jako przedstawiciela zanieczyszczeń fazy stałej. Przyjęto, że wewnętrzna emisja zanieczyszczeń powietrza jest wprost proporcjonalna do ilości osób przebywających w pomieszczeniu. Założono, że emisja pyłu drobnego od 1 osoby wynosi $12 \mu\text{g}/\text{min}$ [170], a emisja dwutlenku węgla 20 l/h os [118]. W przeprowadzanych analizach przyjęto, że cząstki pyłu osadzają się na powierzchniach poziomych, a intensywność takiego osadzania jest wprost proporcjonalna do stężenia pyłu w powietrzu w danej chwili czasowej (dla średniej średnicy ziarna $7.5 \mu\text{m}$, i gęstości $\rho = 10^6 \text{ kg}/\text{m}^3$, założono prędkość osiadania

$1.68 \cdot 10^{-3}$ m/s [170]). Zanik dwutlenku węgla w pomieszczeniu nie występuje. Podstawowe założenia dotyczące zanieczyszczeń powietrza przedstawiono w tabelicy 8.3.

Warunki klimatu zewnętrznego, wartości stężenia zanieczyszczeń w powietrzu zewnętrznym oraz sposób użytkowania pomieszczenia, zarówno dla symulacji procesu migracji zanieczyszczeń w pomieszczeniach wentylowanych mechanicznie jak i dla symulacji w wersji wentylowanej jedynie w sposób naturalny, były identyczne

Tablica 8.1. Charakterystyka elementów analizowanego zespołu pomieszczeń oraz sposobu jego użytkowania.

Pomieszczenie 1	Pomieszczenie pomocnicze
Powierzchnia podłogi	15 m ²
Kubatura	45 m ³
Ilość osób	zmienna od 0 do ilości osób przebywających w biurze w danej chwili
Drzwi wewnętrzne (do pomieszczenia biurowego)	wymiar 2 x 0.8 m szczeliny: pozioma dł. 0.8 m o szer. 1 mm (wys. 0 m) pozioma dł. 0.8 m o szer. 1 mm (wys. 2 m) pionowa dł. 2 m o szer. 1 mm (wys. 1 m) 2 szt. drzwi wyposażone w urządzenie samozamykające
Pomieszczenie 2	Pomieszczenie biurowe
Powierzchnia podłogi	50 m ²
Kubatura	150 m ³
Ilość osób przebywających w pomieszczeniu	zmienna od 0 do 10
Drzwi wewnętrzne	patrz opis w pomieszczeniu 1
Okna (2 sztuki)	wymiar 2 x 2 m element otwierany 1 x 1 m (otwierany do wewnątrz, kąt 30°) szczeliny: pozioma dł. 2 m o szer. 2 mm (wys. 0.9 m) pozioma dł. 2 m o szer. 2 mm (wys. 2.9 m) pozioma dł. 1 m o szer. 2 mm (wys. 1.9 m) pionowa dł. 2 m o szer. 2 mm (wys. śr. 1.9 m) 3 szt.
Drzwi zewnętrzne (do pomieszczenia pomocniczego)	wymiar 2 x 1 m szczeliny: pozioma dł. 1.0 m o szer. 2 mm (wys. 0 m) pozioma dł. 1.0 m o szer. 2 mm (wys. 2 m) pionowa dł. 2 m o szer. 2 mm (wys. śr. 1 m) 2 szt. drzwi wyposażone w urządzenie samozamykające

Tablica 8.2. Charakterystyka systemów wentylacji w przyjętym zespole pomieszczeń.

System wentylacji (opcjonalnie)	
Wentylacja mechaniczna	<p>Nawiew: do pomieszczenia 1, 450 m³/h (3 h⁻¹) do pomieszczenia 2, 0 m³/h</p> <p>Wywiew: z pomieszczenia 1, 315 m³/h z pomieszczenia 2, 135 m³/h</p> <p>Recyrkulacja: Ilość powietrza zewnętrznego 300 m³/h Ilość powietrza obiegowego 150 m³/h Skuteczność filtracji dla pyłu: filtr powietrza zewnętrznego $\eta=0.8$ filtr powietrza obiegowego $\eta=0.8$</p>
Wentylacja naturalna	<p>Pomieszczenie 1 murowany kanał wentylacyjny 0.14 x 0.14 m o długości 1 m o oszacowanej charakterystyce $\Delta P = 1 \text{ Pa}$ $W = 50 \text{ m}^3/\text{h}$ $\Delta P = 4 \text{ Pa}$ $W = 100 \text{ m}^3/\text{h}$</p> <p>Pomieszczenie 2 murowany kanał wentylacyjny 0.14x 0.14 m o długości 1 m o oszacowanej charakterystyce $\Delta P = 1 \text{ Pa}$ $W = 50 \text{ m}^3/\text{h}$ $\Delta P = 4 \text{ Pa}$ $W = 100 \text{ m}^3/\text{h}$</p>
Efektywność rozdziału powietrza w pomieszczeniach	w pomieszczeniach założono doskonałe mieszanie się zanieczyszczeń $\epsilon = 1$

Tablica 8.3. Podstawowe założenia dotyczące analizowanych zanieczyszczeń powietrza.

Emisja zanieczyszczeń	
Analizowane zanieczyszczenia	pył drobny dwutlenek węgla CO ₂
Emisja zanieczyszczeń	<p>źródło: ludzie</p> <p>intensywność emisji: emisja pyłu od 1 osoby 12 µg/min [170], emisja dwutlenku węgla od 1 osoby 20 l/h [118], intensywność zaniku zanieczyszczeń: osiadanie pyłu wprost proporcjonalne do stężenia pyłu w danej chwili czasowej (dla średniej średnicy ziarna 7.5 µm, $\rho = 10^6 \text{ kg/m}^3$, prędkość osiadania $1.68 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$) zanik dwutlenku węgla w pomieszczeniu nie występuje</p>
Początkowe stężenia zanieczyszczeń	pył 0.01 mg/m ³ dwutlenek węgla CO ₂ 780 mg/m ³ (~340 ppm)
Stężenia zanieczyszczeń w powietrzu zewnętrznym	Pył: wartość średnia 0.08 mg/m ³ odch. std. 0.02 mg/m ³ CO ₂ : wartość średnia 780 mg/m ³ odch. std. 20 mg/m ³

8.2. Symulacja procesu migracji zanieczyszczeń w przyjętym zespole pomieszczeń

8.2.1. Symulacja w oparciu o model deterministyczny w warunkach quasi dynamicznych

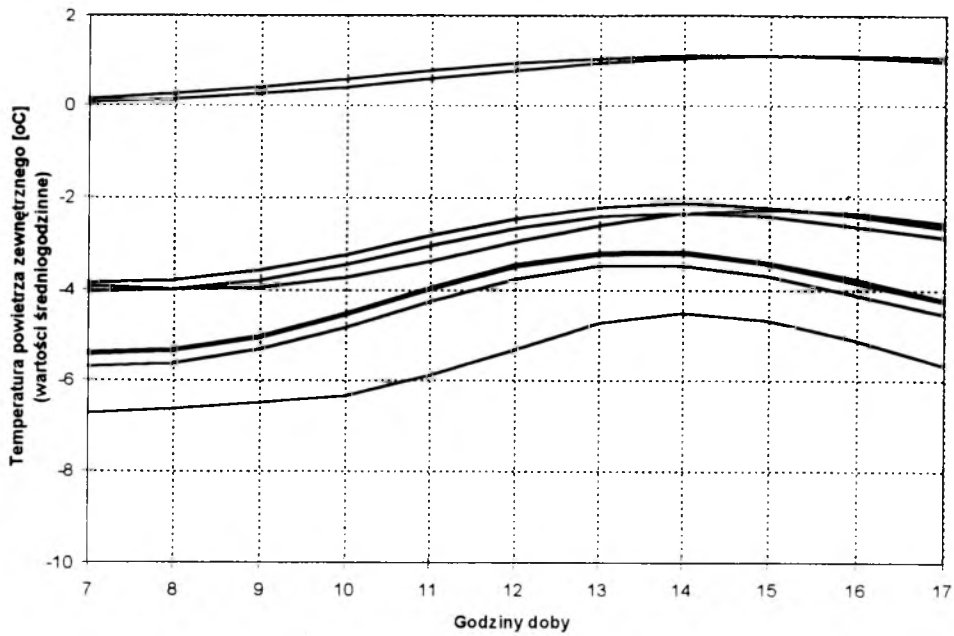
Symulację procesu migracji zanieczyszczeń powietrza w oparciu o model deterministyczny w warunkach quasi dynamicznych przeprowadzono przy pomocy pakietu CONTAM 93/94. Obliczenia przeprowadzono dla 10 dni stycznia generując uprzednio szeregi czasowe stochastycznych zakłóceń:

- szeregi czasowe opisujące warunki klimatyczne (temperatura powietrza-rys. 8.1., prędkość wiatru - rys 8.2., oraz jego kierunek uzupełnione o wartości stężeń zanieczyszczeń w powietrzu zewnętrznym) generowano z krokiem czasowym 1 godziny,
- ilość osób przebywających w pomieszczeniu biurowym oraz w aneksie, determinującą emisję zanieczyszczeń powietrza, określano z krokiem czasowym 15 min w oparciu o teorię szeregów *Markowa* i przyjęte tablice opisujące prawdopodobieństwa zmiany ilości osób przebywających w danej chwili w pomieszczeniu - tablice 8.4. oraz 8.5. (dodatkowo każdorazowa zmiana ilości osób przebywających w pomieszczeniu biurowym lub aneksie określała fakt otwarcia drzwi zewnętrznych lub wewnętrznych; czas otwarcia drzwi wyposażonych w urządzenia samozamykające był także losowo zmienny i wynosił ok. 5-10 sekund)
- dla wariantu wentylowania układu pomieszczeń jedynie w sposób naturalny generowano także epizody otwierania i zamykania okna w pomieszczeniu biurowym. Założono, że dla temperatur powietrza zewnętrznego mniejszych od 0 °C prawdopodobieństwo uchylecia zamkniętego okna wynosi 0.1, a prawdopodobieństwo zamknięcia okna otwartego 0.7. Dla temperatur powietrza zawierających się w zakresie (0;8] °C prawdopodobieństwa te wynoszą odpowiednio 0.85 oraz 0.6. Krok czasowy tego szeregu wynosił 15 min.

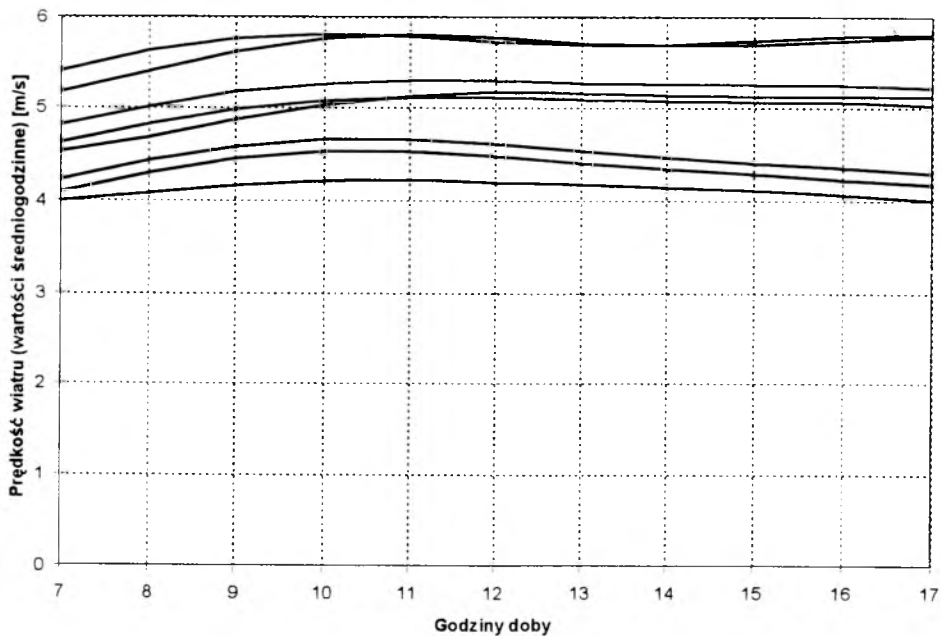
Rysunek 8.3. przedstawia w formie schematu ogólną koncepcję obliczeń przy pomocy modelu deterministycznego w warunkach quasi dynamicznych z generowaniem szeregów czasowych stochastycznych zakłóceń.

Obliczenia migracji zanieczyszczeń przeprowadzono z krokiem czasowym 1 sekundy, jednakże ze względu na konieczność ograniczenia wielkości zbiorów komputerowych poddawanych późniejszej obróbce wyniki symulacji zapisywano z krokiem 30 sekund.

Rysunek 8.4. przedstawia schemat poddanej analizie układu dwustrefowego w wersji wentylowanej mechanicznie wygenerowany przez pakiet CONTAM (na schemacie naniesiono dodatkowo przewody wentylacyjne - w posiadanej wersji programu opcja ta nie była dostępna). Analogiczny schemat w wersji układu wentylowanego jedynie w sposób naturalny przedstawia rys. 8.5.



Rys. 8.1. Przebiegi średniogodzinowych wartości temperatury powietrza zewnętrznego przyjętych do symulacji (wg. programu KLIMAT).



Rys. 8.2. Przebiegi średniogodzinowych wartości prędkości wiatru przyjętych do symulacji (wg. programu KLIMAT).

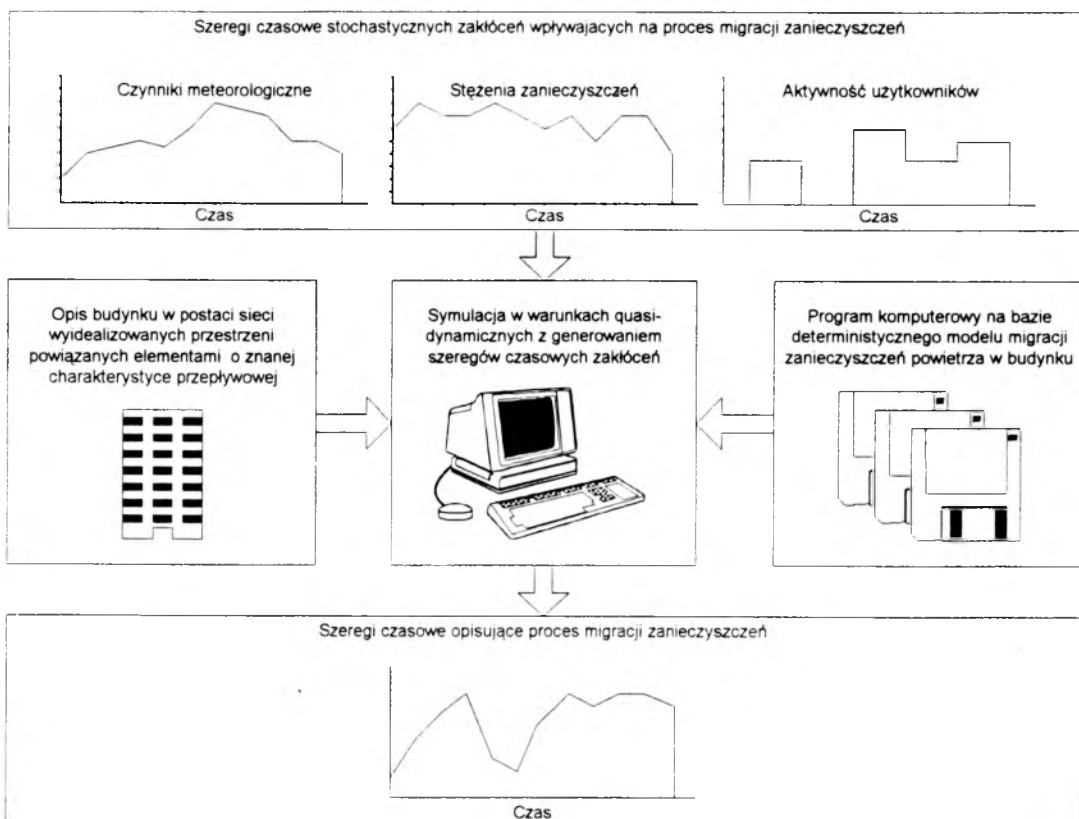
Kierunki wiatru wygenerowane przez KLIMAT, uwzględniające typową dla okresu zimowego w Warszawie przewagę wiatrów zachodnich i południowo-zachodnich, przedstawia zbiór: (30, 140, 160, 170, 220, 230, 240, 270, 270, 290).

Tablica 8.4. Prawdopodobieństwa zmiany ilości osób przebywających w danej chwili w pomieszczeniu biurowym.

Ilość osób w pomieszczeniu w chwili następczej	Ilość osób przebywających w danej chwili w pomieszczeniu									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	0.1	0.1	0.1	0	0	0	0	0	0	0
1	0.42	0.24	0.14	0.08	0.03	0.05	0.01	0	0	0
2	0.25	0.3	0.2	0.13	0.08	0.1	0.06	0.02	0	0
3	0.13	0.25	0.25	0.2	0.14	0.14	0.15	0.08	0.06	0.04
4	0.08	0.06	0.17	0.3	0.2	0.2	0.2	0.22	0.15	0.09
5	0.02	0.04	0.1	0.2	0.35	0.22	0.25	0.25	0.23	0.3
6	0	0.01	0.03	0.07	0.15	0.16	0.18	0.18	0.2	0.25
7	0	0	0.01	0.02	0.04	0.09	0.08	0.12	0.17	0.16
8	0	0	0	0	0.01	0.03	0.05	0.08	0.12	0.1
9	0	0	0	0	0	0.01	0.02	0.05	0.07	0.06

Tablica 8.5. Prawdopodobieństwa zmiany ilości osób przebywających w danej chwili w pomieszczeniu pomocniczym.

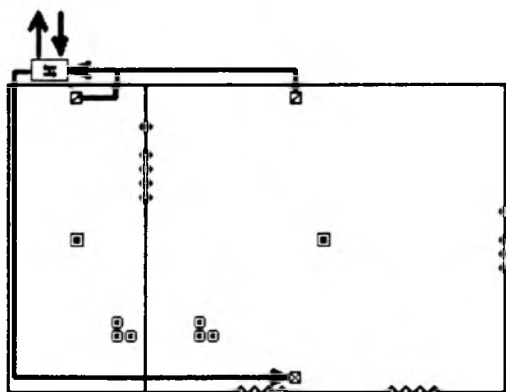
Ilość osób w pomieszczeniu w chwili następczej	Ilość osób przebywających w danej chwili w pomieszczeniu									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	1	0.95	0.9	0.8	0.67	0.58	0.48	0.45	0.43	0.4
1	0	0.05	0.06	0.15	0.2	0.23	0.25	0.2	0.18	0.17
2	0	0	0.04	0.04	0.1	0.1	0.14	0.15	0.14	0.15
3	0	0	0	0.01	0.03	0.07	0.09	0.1	0.1	0.12
4	0	0	0	0	0	0.02	0.03	0.06	0.08	0.08
5	0	0	0	0	0	0	0.01	0.03	0.04	0.04
6	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.03	0.03
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



Rys. 8.3. Schemat ogólnej koncepcji obliczeń komputerowych przy pomocy modelu deterministycznego w warunkach quasi dynamicznych z generowaniem szeregów czasowych stochastycznych zakłóceń.

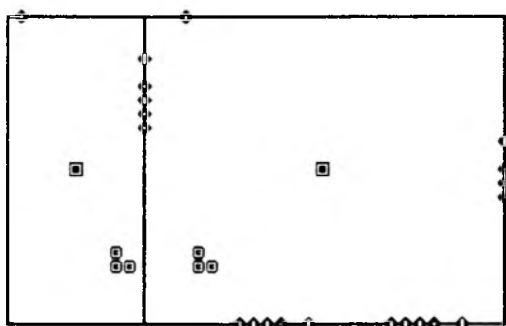
Wyniki symulacji przedstawiono w sposób graficzny na rysunkach 8.6 - 8.13. Na rysunkach ciągłymi liniami cienkimi przedstawiono 10 symulowanych przebiegów stężeń w ciągu czasu wykorzystania pomieszczenia. Wartość średnią stężenia zanieczyszczenia, określoną na podstawie 10 wartości chwilowych, przedstawiono za pomocą linii ciągłej grubej. Na rysunkach naniesiono także linie grube przerywane przedstawiające wartość średnią stężenia powiększoną oraz pomniejszoną o dwukrotną wartość odchylenia standardowego (przedstawiające w przybliżeniu wartości odpowiadające 5 i 95 % prawdopodobieństwu dla dystrybuanty 10 punktowego rozkładu stężeń w kolejnych chwilach czasowych).

W tabelicy 8.6. przedstawiono zestawienie wartości pomocniczych wielkości fizycznych określonych przy pomocy pakietu CONTAM, a używanych następnie w innych metodach symulacyjnych.



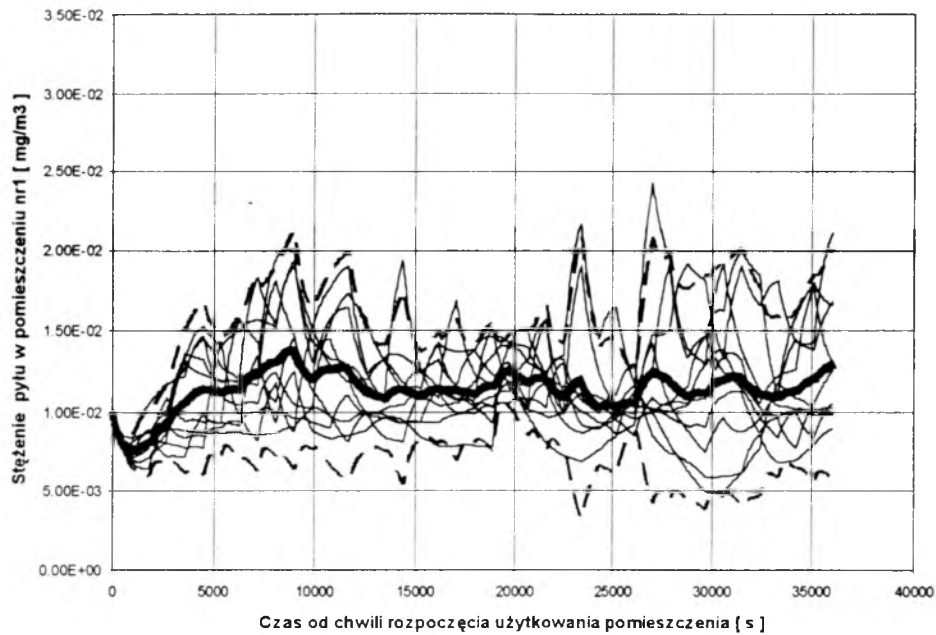
□Ambt

Rys. 8.4. Schemat poddanego analizie układu dwustrefowego w wersji wentylowanej mechanicznie wygenerowany przez pakiet CONTAM.

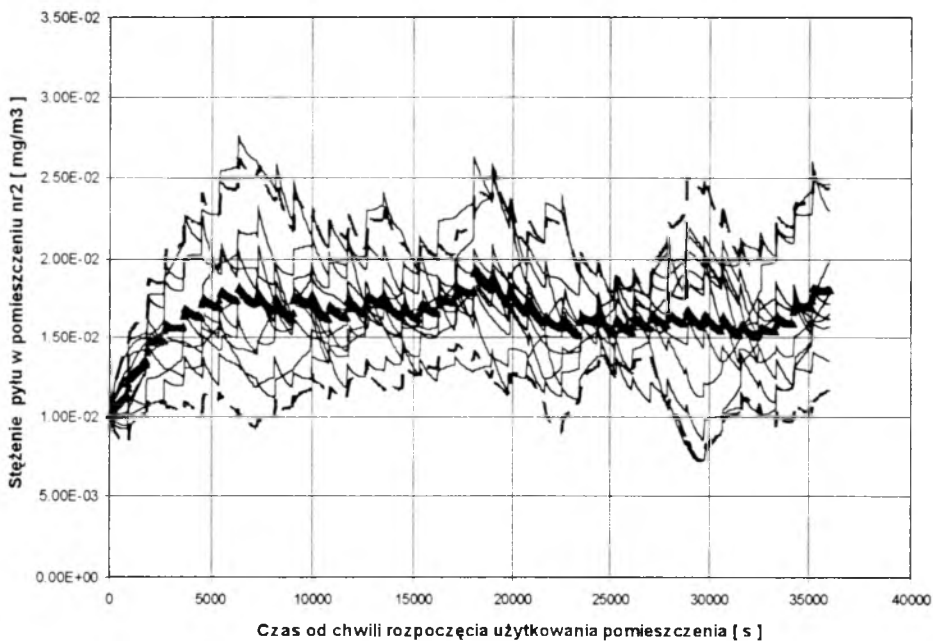


□Ambt

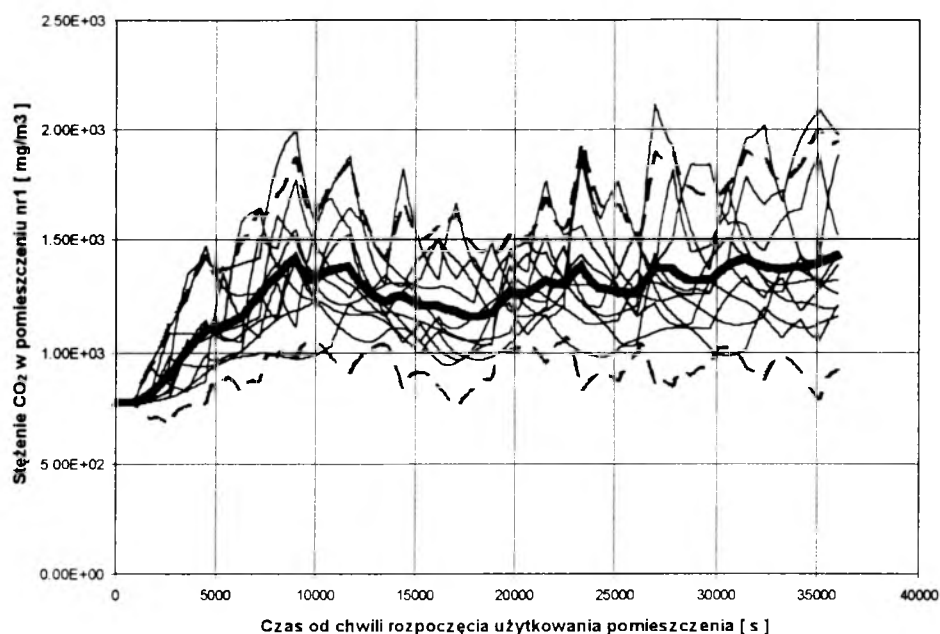
Rys. 8.5. Schemat poddanego analizie układu dwustrefowego w wersji wentylowanej w sposób naturalny wygenerowany przez pakiet CONTAM.



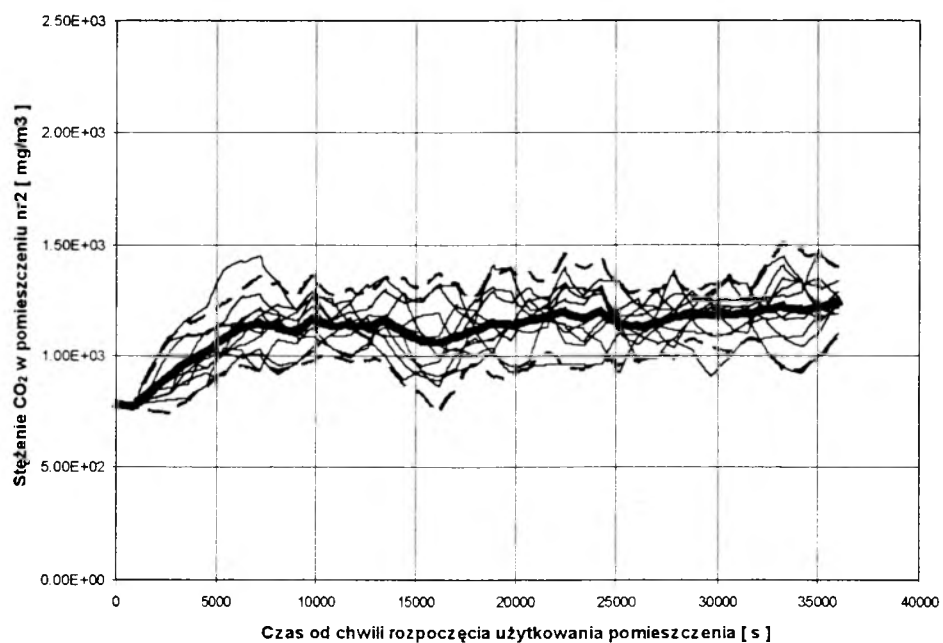
Rys. 8.6. Zmienność stężeń pyłu w pomieszczeniu nr 1. (linie cienkie - 10 symulowanych przebiegów stężeń w ciągu czasu wykorzystania pomieszczenia, linia ciągła gruba - wartość średnia z 10 przebiegów, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o dwukrotną wartość odchylenia standardowego) Obliczenia wykonane przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją mechaniczną.



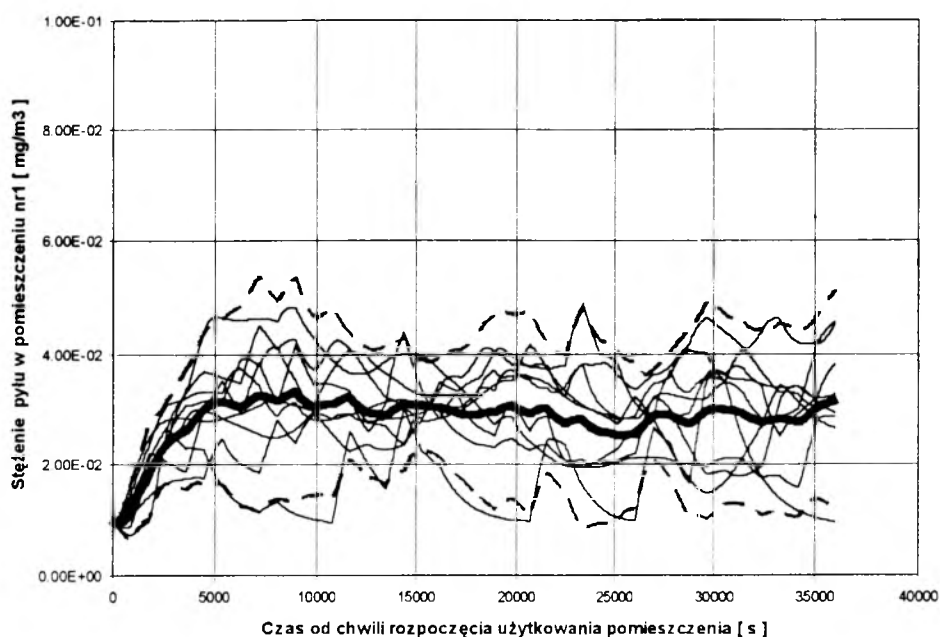
Rys. 8.7. Zmienność stężeń pyłu w pomieszczeniu nr 2. (linie cienkie - 10 symulowanych przebiegów stężeń w ciągu czasu wykorzystania pomieszczenia, linia ciągła gruba - wartość średnia z 10 przebiegów, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o dwukrotną wartość odchylenia standardowego) Obliczenia wykonane przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją mechaniczną.



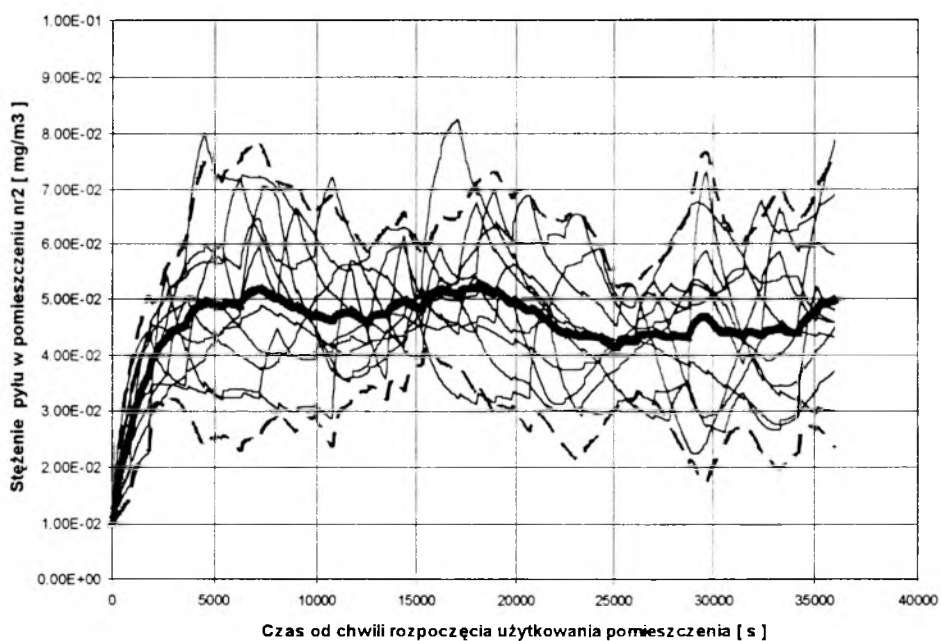
Rys. 8.8. Zmienność stężeń CO₂ w pomieszczeniu nr 1. (linie cienkie - 10 symulowanych przebiegów stężeń w ciągu czasu wykorzystania pomieszczenia, linia ciągła gruba - wartość średnia z 10 przebiegów, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o dwukrotną wartość odchylenia standardowego) Obliczenia wykonane przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją mechaniczną.



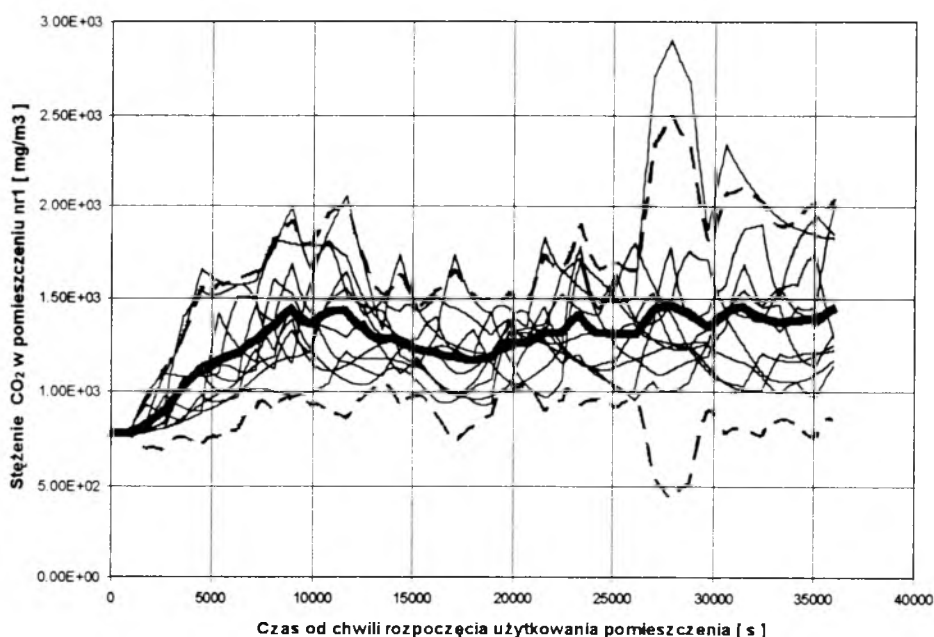
Rys. 8.9. Zmienność stężeń CO₂ w pomieszczeniu nr 2. (linie cienkie - 10 symulowanych przebiegów stężeń w ciągu czasu wykorzystania pomieszczenia, linia ciągła gruba - wartość średnia z 10 przebiegów, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o dwukrotną wartość odchylenia standardowego) Obliczenia wykonane przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją mechaniczną.



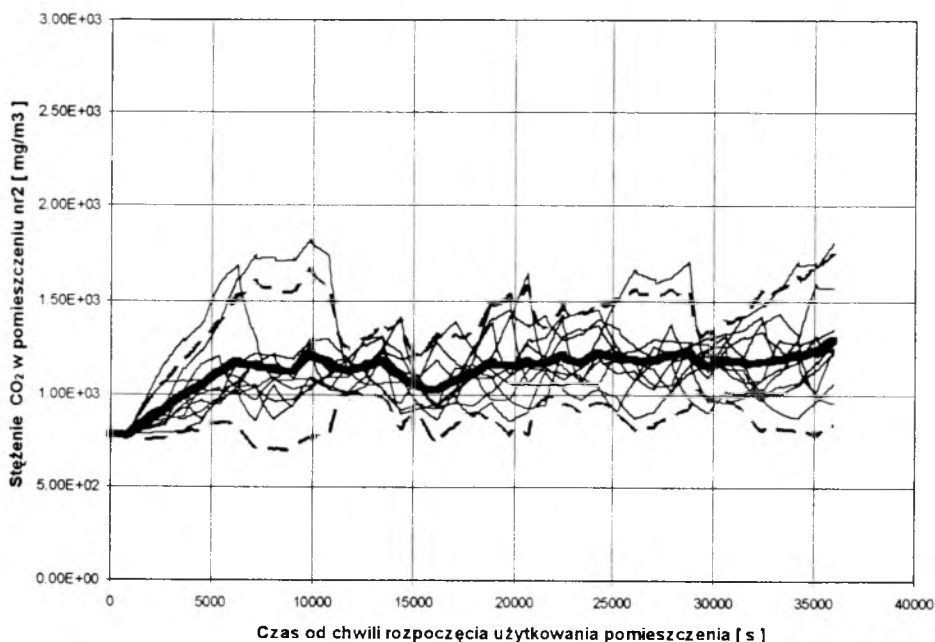
Rys. 8.10. Zmienność stężeń pyłu w pomieszczeniu nr 1. (linie cienkie - 10 symulowanych przebiegów stężeń w ciągu czasu wykorzystania pomieszczenia, linia ciągła gruba - wartość średnia z 10 przebiegów, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o dwukrotną wartość odchylenia standardowego) Obliczenia wykonane przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją naturalną.



Rys. 8.11. Zmienność stężeń pyłu w pomieszczeniu nr 2. (linie cienkie - 10 symulowanych przebiegów stężeń w ciągu czasu wykorzystania pomieszczenia, linia ciągła gruba - wartość średnia z 10 przebiegów, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o dwukrotną wartość odchylenia standardowego) Obliczenia wykonane przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją naturalną.



Rys. 8.12. Zmienność stężeń CO_2 w pomieszczeniu nr 1. (linie cienkie - 10 symulowanych przebiegów stężeń w ciągu czasu wykorzystania pomieszczenia, linia ciągła gruba - wartość średnia z 10 przebiegów, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o dwukrotną wartość odchylenia standardowego) Obliczenia wykonane przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją naturalną.



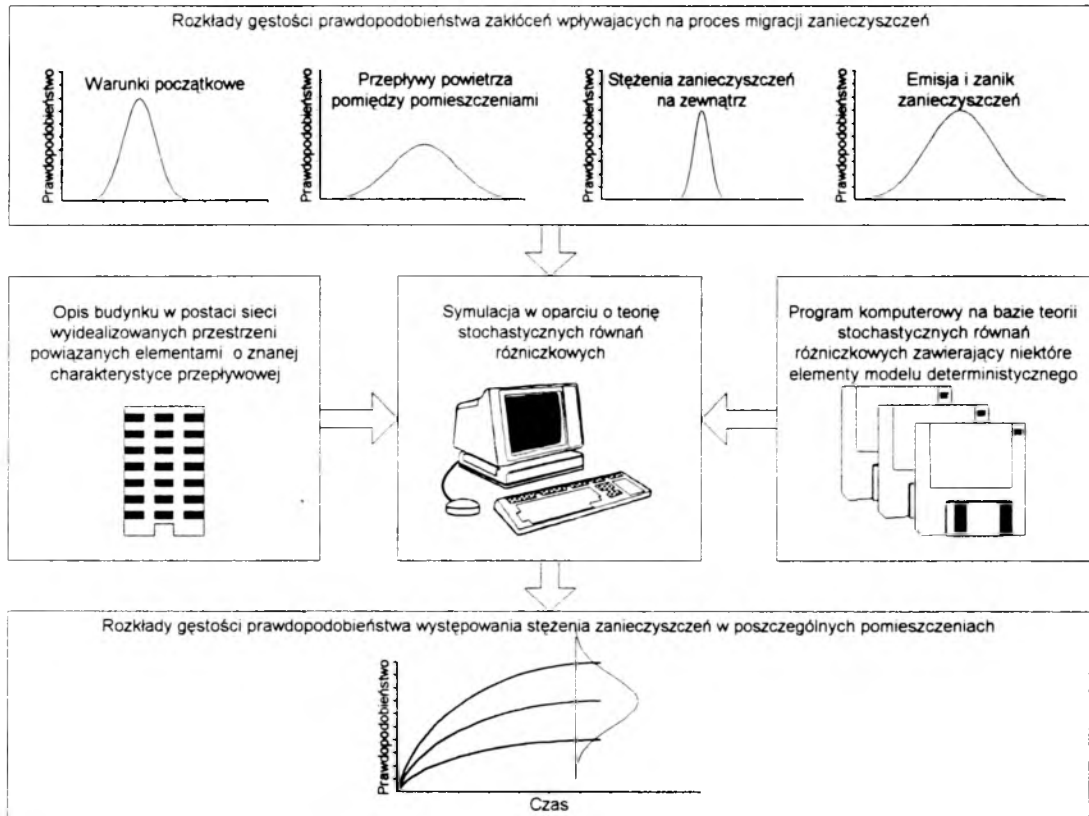
Rys. 8.13. Zmienność stężeń CO_2 w pomieszczeniu nr 2. (linie cienkie - 10 symulowanych przebiegów stężeń w ciągu czasu wykorzystania pomieszczenia, linia ciągła gruba - wartość średnia z 10 przebiegów, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o dwukrotną wartość odchylenia standardowego) Obliczenia wykonane przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją naturalną.

Tablica 8.6. Zestawienie wartości pomocniczych wielkości fizycznych określonych przy pomocy pakietu CONTAM używanych następnie w innych metodach symulacyjnych.

Wielkość	Wartość średnia	Odchylenie standardowe	Jednostki
Ilość osób przebywających w pomieszczeniu pomocniczym	0.051667	0.095728	-
Ilość osób przebywających w pomieszczeniu pomocniczym (wartości średnie z 10 godzin)	0.051667	0.015756	-
Ilość osób przebywających w pomieszczeniu biurowym	0.339524	0.184932	-
Ilość osób przebywających w pomieszczeniu biurowym (wartości średnie z 10 godzin)	0.339524	0.038949	-
Stężenie pyłu w powietrzu zewnętrznym	0.0813	0.0202	mg/m ³
Stężenie dwutlenku w powietrzu zewnętrznym	777	20.8	mg/m ³
Strumień powietrza napływającego do pomieszczenia przez nieszczelności obudowy oraz otwory. Wentylacja mechaniczna.	73.79851	169.451	m ³ /h
Strumień powietrza przepływającego z pomieszczenia biurowego do pomieszczenia pomocniczego przez otwór wyrównawczy oraz szczeliny w drzwiach wewnętrznych. Wentylacja mechaniczna.	135.0373	0.019807	m ³ /h
Strumień powietrza napływającego do pomieszczenia pomocniczego z zewnątrz (kanał wentylacji wywiewnej z odwróconym ciągiem). Wentylacja naturalna.	0.055867	1.831369	m ³ /h
Ilość powietrza wypływającego z pomieszczenia biurowego na zewnątrz kanałem wentylacyjnym. Wentylacja naturalna.	129.7793	42.57261	m ³ /h
Strumień powietrza przepływającego z pomieszczenia biurowego do pomieszczenia pomocniczego przez otwór wyrównawczy oraz szczeliny w drzwiach wewnętrznych. Wentylacja naturalna.	129.7793	42.57261	m ³ /h
Strumień powietrza napływającego do pomieszczenia biurowego z zewnątrz przez nieszczelności w obudowie. Wentylacja naturalna.	377.6325	264.2221	m ³ /h
Strumień powietrza wypływającego z pomieszczenia biurowego na zewnątrz kanałem wentylacyjnym oraz nieszczelnościami w obudowie. Wentylacja naturalna.	247.9534	740773.6	m ³ /h

8.2.2. Symulacja w wykorzystaniu teorii stochastycznych równań różniczkowych

Ogólną koncepcję symulacji komputerowej w wykorzystaniu teorii stochastycznych równań różniczkowych, której podstawy matematyczne opisano w rozdziale 7.2., przedstawia w formie schematu rysunek 8.14.



Rys. 8.14. Schemat ogólnej koncepcji symulacji komputerowej w wykorzystaniu teorii stochastycznych równań różniczkowych.

Jak przedstawiono w rozdziale 7. układ stochastycznych równań różniczkowych w notacji macierzowej można zapisać jako

$$\frac{dC}{dt} = F(C) + G(C)\xi \tag{8.1}$$

Dla przypadku analizy procesu migracji zanieczyszczeń powietrza w układzie budowlanym składającym się z dwóch wyodrębnionych stref macierz stężeń zanieczyszczeń C można zapisać jako

$$C(t) = \begin{bmatrix} C_1(t) \\ C_2(t) \end{bmatrix} \tag{8.2}$$

zaś macierz dryftu F oraz macierz dyfuzji G , można odpowiednio zapisać jako:

$$\mathbf{F}(\mathbf{C}(t)) = \begin{bmatrix} f_1 \\ f_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \overline{K_1 C_1(t)} & \overline{K_2 C_2(t)} & \overline{K_3} \\ \overline{K_4 C_1(t)} & \overline{K_5 C_2(t)} & \overline{K_6} \end{bmatrix} \quad (8.3)$$

$$\mathbf{G}(\mathbf{C}(t)) = \begin{bmatrix} C_1(t) & C_2(t) & 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & C_1(t) & C_2(t) & 1 \end{bmatrix} \quad (8.4)$$

W celu określenia wartości średniej oraz odchylenia standardowego poszukiwanych rozkładów stężeń zanieczyszczeń w obu pomieszczeniach należy rozwiązać układ 5 liniowych równań różniczkowych zwyczajnych opisujących 2 momenty pierwszego rzędu oraz trzy momenty rzędu drugiego.

$$\frac{d\overline{C_1}}{dt} = \overline{K_1 C_1} + \overline{K_2 C_2} + \overline{K_3} \quad (8.5)$$

$$\frac{d\overline{C_2}}{dt} = \overline{K_4 C_1} + \overline{K_5 C_2} + \overline{K_6} \quad (8.6)$$

$$\begin{aligned} \frac{d\overline{C_1^2}}{dt} = & \left(2\overline{K_1} + \text{VAR}(K_1)\right)\overline{C_1^2} + \text{VAR}(K_2)\overline{C_2^2} + \left(2\overline{K_2} + 2\text{COV}(K_1, K_2)\right)\overline{C_1 C_2} \\ & + 2\overline{K_3 C_1} + \text{VAR}(K_3) \end{aligned} \quad (8.7)$$

$$\begin{aligned} \frac{d\overline{C_2^2}}{dt} = & \text{VAR}(K_4)\overline{C_1^2} + \left(2\overline{K_5} + \text{VAR}(K_5)\right)\overline{C_2^2} + 2\left(\overline{K_4} + \text{COV}(K_4, K_5)\right)\overline{C_1 C_2} \\ & + 2\left(\overline{K_6} + \text{COV}(K_5, K_6)\right)\overline{C_2} + \text{VAR}(K_6) \end{aligned} \quad (8.8)$$

$$\begin{aligned} \frac{d\overline{C_1 C_2}}{dt} = & \left(\overline{K_4} + \text{COV}(K_1, K_4)\right)\overline{C_1^2} + \left(\overline{K_2} - \text{COV}(K_1, K_5)\right)\overline{C_2^2} \\ & + \left(\overline{K_1} + \overline{K_5} + \text{COV}(K_1, K_5) - \text{COV}(K_1, K_4)\right)\overline{C_1 C_2} + \overline{K_6 C_1} + \overline{K_3 C_2} \end{aligned} \quad (8.9)$$

W przypadku analiz przeprowadzanych dla stanu ustalonego ($t \rightarrow \infty$) można założyć, że nie występuje zmiany stężenia zanieczyszczeń z czasem

$$\frac{d\overline{C_1}}{dt} = \frac{d\overline{C_2}}{dt} = \frac{d\overline{C_1^2}}{dt} = \frac{d\overline{C_1 C_2}}{dt} = \frac{d\overline{C_2^2}}{dt} = 0 \quad (8.10)$$

i wtedy przedstawiony powyżej układ równań daje się stosunkowo prosto rozwiązać

$$\overline{C_1}(t = \infty) = C_1(\infty) = \frac{\overline{K_2 K_6} - \overline{K_3 K_5}}{\overline{K_1 K_5} - \overline{K_2 K_4}} \quad (8.11)$$

$$\overline{C_2}(t = \infty) = C_2(\infty) = \frac{\overline{K_3 K_4} - \overline{K_1 K_6}}{\overline{K_1 K_5} - \overline{K_2 K_4}} \quad (8.12)$$

$$\overline{C_1 C_2}(\infty) = \frac{l_1 l_6 - l_2 l_5}{l_1 l_4 - l_2 l_3} \quad (8.13)$$

$$\overline{C_2^2}(\infty) = \frac{l_5 - l_3 \overline{C_1 C_2}(\infty)}{l_1} \quad (8.14)$$

$$\overline{C_1^2}(\infty) = \frac{l_{10} - l_9 \overline{C_1 C_2}(\infty) - l_8 \overline{C_2^2}(\infty)}{l_7} \quad (8.15)$$

Gdzie:

$$l_1 = (2\overline{K_1} + \text{VAR}(K_1))(\overline{2K_5} + \text{VAR}(K_5)) - \text{VAR}(K_2)\text{VAR}(K_4)$$

$$l_2 = (2\overline{K_1} + \text{VAR}(K_1))(\overline{K_2} - \text{COV}(K_1, K_5)) - \text{VAR}(K_2)(\overline{K_4} + \text{COV}(K_1, K_4))$$

$$l_3 = (2\overline{K_1} + \text{VAR}(K_1))(\overline{2K_4} + 2\text{COV}(K_4, K_5)) - \text{VAR}(K_4)(\overline{2K_2} + 2\text{COV}(K_1, K_2))$$

$$l_4 = (2\overline{K_1} + \text{VAR}(K_1))(\overline{K_1} + \overline{K_5} + \text{COV}(K_1, K_5) - \text{COV}(K_1, K_4)) \\ - (\overline{2K_2} + 2\text{COV}(K_1, K_2))(\overline{K_4} + \text{COV}(K_1, K_4))$$

$$l_5 = (2\overline{K_1} + \text{VAR}(K_1))(-2(\overline{K_6} + \text{COV}(K_5, K_6))\overline{C_2}(\infty) - \text{VAR}(K_6)) \\ - \text{VAR}(K_4)(-2\overline{K_3 C_1}(\infty) - \text{VAR}(K_3))$$

$$l_6 = (2\overline{K_1} + \text{VAR}(K_1))(-\overline{K_6 C_1}(\infty) - \overline{K_3 C_2}(\infty)) \\ - (\overline{K_4} + \text{COV}(K_1, K_4))(-2\overline{K_3 C_1}(\infty) - \text{VAR}(K_3))$$

$$l_7 = \overline{2K_1} + \text{VAR}(K_1)$$

$$l_8 = \text{VAR}(K_2)$$

$$l_9 = \overline{2K_2} + 2\text{COV}(K_1, K_2)$$

$$I_{10} = -2\overline{K_3 C_1(\infty)} - VAR(K_3)$$

W przypadku analizowania procesów dynamicznych rozwiązanie jest bardziej skomplikowane. Wartość oczekiwana rozkładów stężeń zanieczyszczeń w funkcji czasu można zapisać jako

$$\overline{C_1(t)} = M_{11} \exp(-\zeta_1 \cdot t) + M_{12} \exp(-\zeta_2 \cdot t) + C_1(\infty) \quad (8.16)$$

$$\overline{C_2(t)} = M_{21} \exp(-\zeta_1 \cdot t) + M_{22} \exp(-\zeta_2 \cdot t) + C_2(\infty) \quad (8.17)$$

oznaczając przez $C_1(0)$ oraz $C_2(0)$ stężenia zanieczyszczenia w chwili początkowej współczynniki występujące we wzorach można zapisać

$$M_{12} = \frac{[K_2 C_2(0) + K_3 + K_1 C_1(0) + \zeta_1 (C_1(0) - C_1(\infty))]}{\zeta_1 - \zeta_2} \quad (8.18)$$

$$M_{11} = C_1(0) - C_1(\infty) - M_{12} \quad (8.19)$$

$$M_{22} = \frac{[K_4 C_1(0) + K_6 + K_5 C_2(0) + \zeta_1 (C_2(0) - C_2(\infty))]}{\zeta_1 - \zeta_2} \quad (8.20)$$

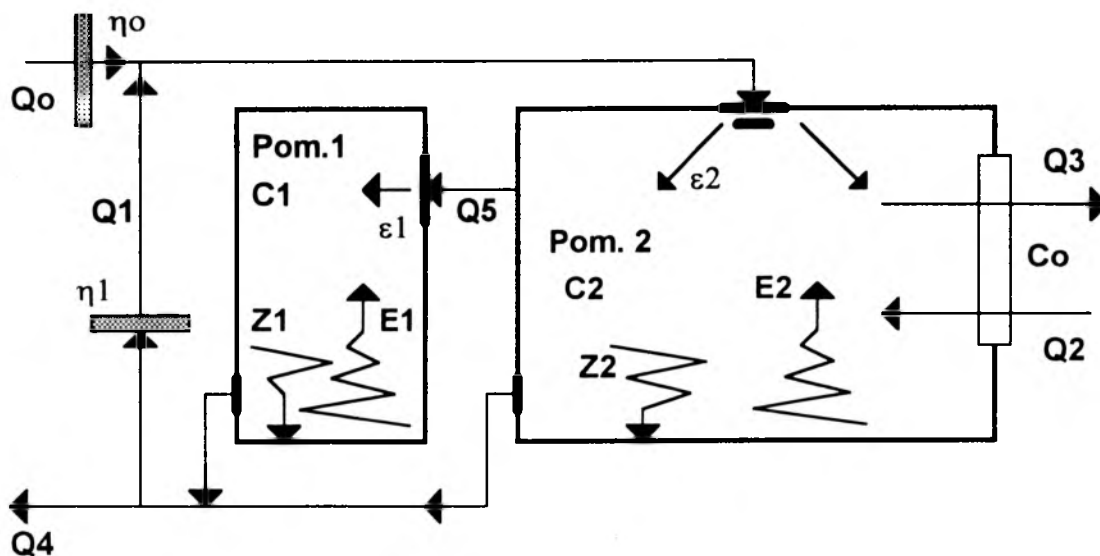
$$M_{21} = C_2(0) - C_2(\infty) - M_{22} \quad (8.21)$$

$$\zeta_1 = 0.5 \left[-(K_1 + K_5) + \sqrt{(K_1 + K_5)^2 - 4(K_1 K_5 - K_2 K_4)} \right] \quad (8.22)$$

$$\zeta_2 = 0.5 \left[-(K_1 + K_5) - \sqrt{(K_1 + K_5)^2 - 4(K_1 K_5 - K_2 K_4)} \right] \quad (8.23)$$

Określenie momentów rzędu drugiego jest znacznie bardziej skomplikowane i stąd na potrzeby niniejszej analizy posłużono się metodą numeryczną rozwiązywania układu liniowych równań różniczkowych. Na bazie procedury zaczerpniętej z pracy *Marciniaka* i wsp. [90] opracowano własny program komputerowy wykorzystujący metodę *Fehlberga*.

Schemat analizowanego układu pomieszczeń przy założeniu zastosowania wentylacji mechanicznej przedstawia rysunek 8.15.



Rys. 8.15. Schemat analizowanego układu dla modelu dwustrefowego z wentylacją mechaniczną.

Jako elementy zmieniające się w sposób losowy przyjęto: emisje zanieczyszczeń w obu pomieszczeniach, stężenie zanieczyszczeń w powietrzu zewnętrznym, strumień powietrza napływającego do pomieszczenia przez nieszczelności obudowy i otwory oraz strumień powietrza przepływającego z pomieszczenia biurowego do pomieszczenia pomocniczego przez otwór wyrównawczy a także przez szczeliny w drzwiach wewnętrznych. Dla tych wielkości przyjęto następujący zapis przedstawiający ich część stałą oraz losowo zmienną

$$\begin{aligned}
 E_1 &= \overline{E_1} + E'_1 \\
 E_2 &= \overline{E_2} + E'_2 \\
 C_0 &= \overline{C_0} + C'_0 \\
 Q_2 &= \overline{Q_2} + Q'_2 \\
 Q_5 &= \overline{Q_5} + Q'_5
 \end{aligned}
 \tag{8.24}$$

Dla wariantu z wentylacją mechaniczną, zestawienie wzorów określających wartości średnie oraz wariancje współczynników charakteryzujących transport zanieczyszczeń pomiędzy wyodrębnionymi przestrzeniami K_i przedstawia tablica 8.7, zaś zestawienie wzorów określających kowariancje tych współczynników tablica 8.8.

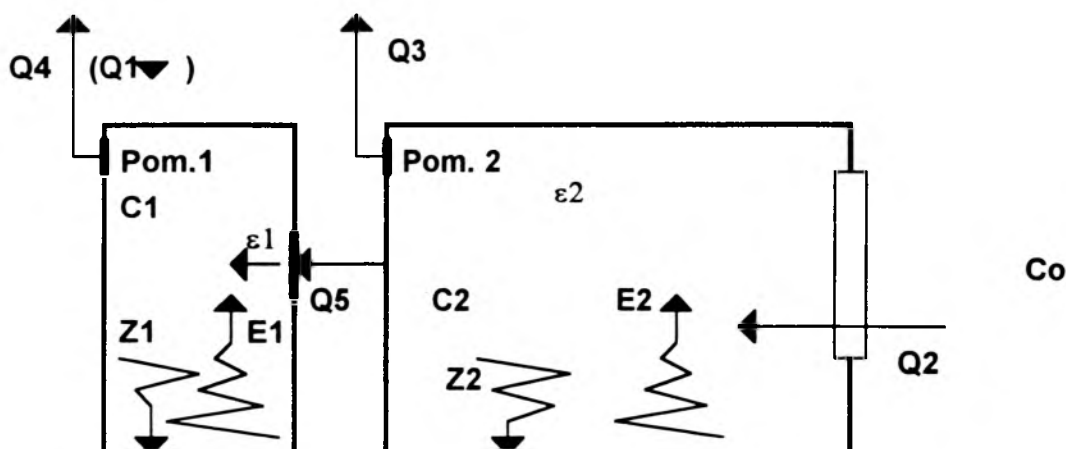
Tablica 8.7. Zestawienie wzorów określających wartości średnie oraz wariancje współczynników charakteryzujących transport zanieczyszczeń pomiędzy wyodrębnionymi przestrzeniami K_i ; wariant z wentylacją mechaniczną (oznaczenia na rysunku 8.5.).

$\overline{K_1} = -\frac{(\overline{Q_5} + Z_1)}{V_1}$	$VAR(K_1) = \left(\frac{Q'_5}{V_1}\right)^2$
$\overline{K_2} = \frac{\overline{Q_5}}{V_1}$	$VAR(K_2) = \left(\frac{Q'_5}{V_1}\right)^2$
$\overline{K_3} = \frac{\overline{E_1}}{V_1}$	$VAR(K_3) = \left(\frac{E'_1}{V_1}\right)^2$
$\overline{K_4} = \frac{Q_1 \overline{Q_5} (1 - \eta_1)}{(Q_0 + Q_1) V_2}$	$VAR(K_4) = \left(\frac{Q_1 Q'_5 (1 - \eta_1)}{(Q_0 + Q_1) V_2}\right)^2$
$\overline{K_5} = -\frac{(Z_2 + Q_0 + Q_1 + \overline{Q_2})}{V_2} + \frac{Q_1 (1 - \eta_1) \left(1 - \frac{\overline{Q_5}}{Q_0 + Q_1}\right)}{V_2}$	$VAR(K_5) = \left(\frac{Q'_5}{V_2}\right)^2 + \left[\frac{Q_1 Q'_5 (1 - \eta_1)}{V_2 (Q_0 + Q_1)}\right]^2$
$\overline{K_6} = \frac{\overline{Q_2} C_0 + \overline{E_2} + Q_0 \overline{C_0} (1 - \eta_0)}{V_2}$	$VAR(K_6) = \left(\frac{\overline{Q_2} C'_0}{V_2}\right)^2 + \left(\frac{Q'_2 \overline{C_0}}{V_2}\right)^2 + \left(\frac{E'_2}{V_2}\right)^2 + \left(\frac{Q_0 C'_0}{V_2}\right)^2 (1 - \eta_0)^2$

Tablica 8.8. Zestawienie wzorów określających kowariancje współczynników charakteryzujących transport zanieczyszczeń pomiędzy wyodrębnionymi przestrzeniami K_i ; wariant z wentylacją mechaniczną (oznaczenia na rysunku 8.5.).

$COV(K_1, K_2) = -\left(\frac{Q'_5}{V_1}\right)^2$	$COV(K_4, K_5) = -\left[\frac{Q'_5 Q_1 (1 - \eta_1)}{V_1 V_2 (Q_0 + Q_1)}\right]^2$
$COV(K_1, K_4) = COV(K_1, K_5) = -\frac{Q_5'^2 Q_1 (1 - \eta_1)}{V_1 V_2 (Q_0 + Q_1)}$	$COV(K_5, K_6) = -\overline{C_0} \left(\frac{Q'_2}{V_2}\right)^2$

Schemat analizowanego układu pomieszczeń przy założeniu zastosowania wentylacji naturalnej przedstawia rysunek 8.16.



Rys. 8.16. Schemat analizowanego układu dla modelu dwustrefowego z wentylacją naturalną.

W wariacie wentylacji układu dwóch pomieszczeń przy pomocy wentylacji naturalnej jako elementy zmieniające się w sposób losowy przyjęto: emisje zanieczyszczeń w obu pomieszczeniach, stężenie zanieczyszczeń w powietrzu zewnętrznym, strumień powietrza napływającego do pomieszczenia przez nieszczelności obudowy oraz otwory, strumień powietrza przepływającego z pomieszczenia biurowego do pomieszczenia pomocniczego przez otwór wyrównawczy oraz szczeliny w drzwiach wewnętrznych oraz strumień powietrza napływającego do pomieszczenia pomocniczego z zewnątrz przez kanał wentylacji wywiewnej w przypadku odwrócenia ciągu. Część stałą oraz losowo zmienną tych wielkości oznaczono w następujący sposób

$$\begin{aligned}
 E_1 &= \overline{E_1} + E'_1 \\
 E_2 &= \overline{E_2} + E'_2 \\
 C_0 &= \overline{C_0} + C'_0 \\
 Q_1 &= \overline{Q_1} + Q'_1 \\
 Q_2 &= \overline{Q_2} + Q'_2 \\
 Q_5 &= \overline{Q_5} + Q'_5
 \end{aligned}
 \tag{8.25}$$

Dla wariantu naturalnej wentylacji pomieszczeń, zestawienie wzorów określających wartości średnie oraz wariancje współczynników charakteryzujących transport zanieczyszczeń pomiędzy wyodrębnionymi przestrzeniami K_i przedstawia tablica 8.9, zaś zestawienie wzorów określających kowariancje tych współczynników tablica 8.10.

Wyniki symulacji procesu migracji zanieczyszczeń przeprowadzanej w oparciu o teorię stochastycznych równań różniczkowych przedstawiono na rysunkach 8.17 - 8.24. Na rysunkach ciągłymi liniami grubymi przedstawiono średnie wartości stężenia zanieczyszczenia oczekiwane w danej chwili czasowej. Na rysunkach naniesiono także linie grube przerywane przedstawiające

wartość średnią stężenia powiększoną oraz pomniejszoną o jednokrotną oraz dwukrotną wartość odchylenia standardowego.

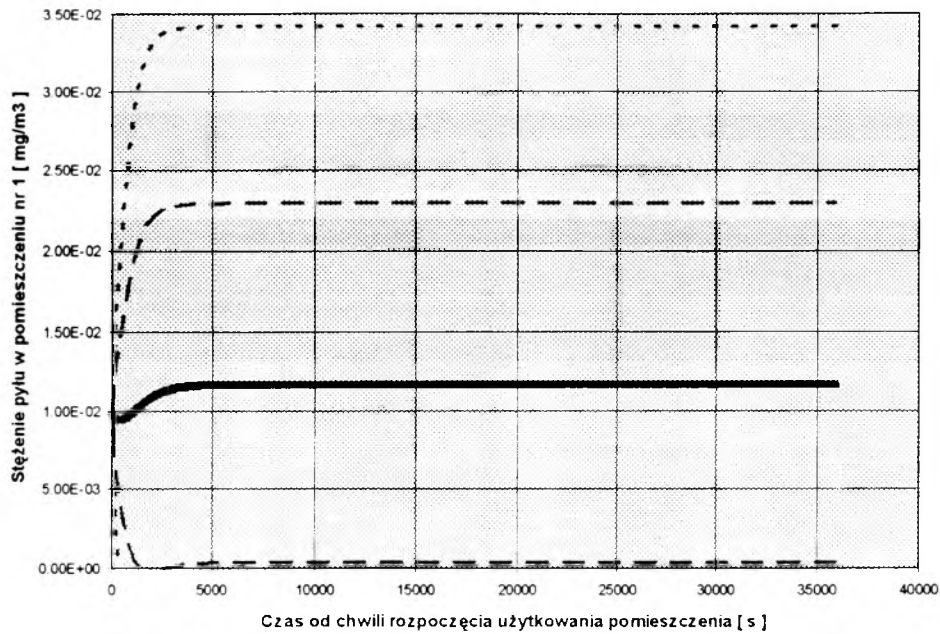
Należy podkreślić iż wyniki otrzymane z metody stochastycznych równań różniczkowych aczkolwiek poprawne z matematycznego punktu widzenia, mogą nie mieć sensu fizycznego. Na rysunkach pominięto wartości ujemne stężeń zanieczyszczeń pyłowych, a dla analiz CO₂ naniesiono wartość 740 mg/m³ odpowiadającą w przybliżeniu średniej wartości stężenia dwutlenku węgla w powietrzu zewnętrznym pomniejszonej o dwukrotną wartość tego rozkładu. Prawdopodobieństwo występowania stężenia CO₂ mniejszego od tej wartości wynosi ok. 5%.

Tablica 8.9. Zestawienie wzorów określających wartości średnie oraz wariancje współczynników charakteryzujących transport zanieczyszczeń pomiędzy wyodrębnionymi przestrzeniami K_i ; wariant z wentylacją naturalną (oznaczenia na rysunku 8.6.).

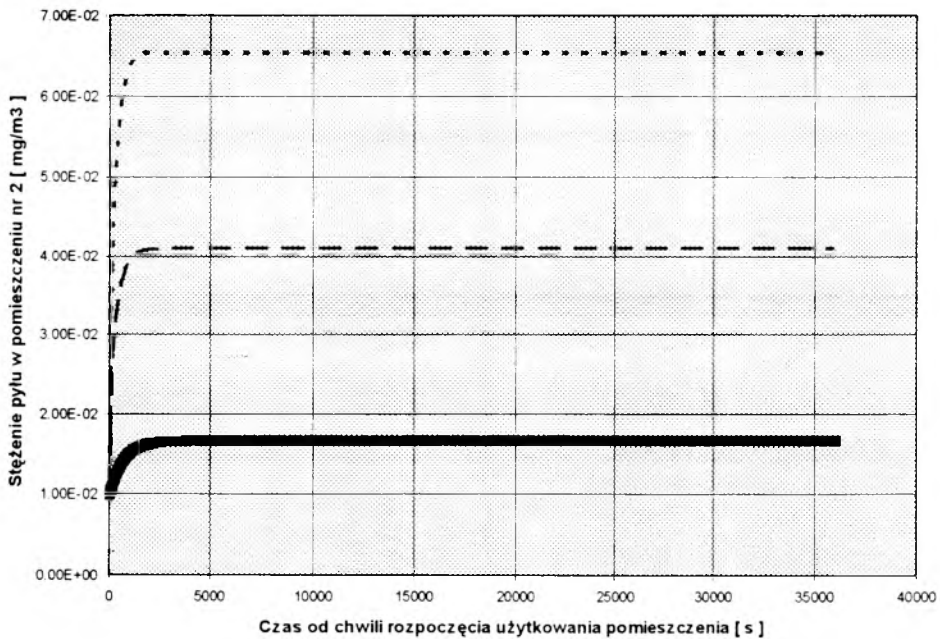
$\overline{K_1} = -\frac{(\overline{Q_1} + \overline{Q_5} + Z_1)}{V_1}$	$VAR(K_1) = \left(\frac{Q'_1}{V_1}\right)^2 + \left(\frac{Q'_5}{V_1}\right)^2$
$\overline{K_2} = \frac{\overline{Q_5}}{V_1}$	$VAR(K_2) = \left(\frac{Q'_5}{V_1}\right)^2$
$\overline{K_3} = \frac{E_1 + \overline{Q_1}C_0}{V_1}$	$VAR(K_3) = \left(\frac{\overline{Q_1}C'_0}{V_1}\right)^2 + \left(\frac{Q'_1C_0}{V_1}\right)^2 + \left(\frac{E'_1}{V_1}\right)^2$
$\overline{K_4} = 0$	$VAR(K_4) = 0$
$\overline{K_5} = -\frac{(Z_2 + \overline{Q_2})}{V_2}$	$VAR(K_5) = \left(\frac{Q'_2}{V_2}\right)^2$
$\overline{K_6} = \frac{\overline{Q_2}C_0 + E_2}{V_2}$	$VAR(K_6) = \left(\frac{\overline{Q_2}C'_0}{V_2}\right)^2 + \left(\frac{Q'_2C_0}{V_2}\right)^2 + \left(\frac{E'_2}{V_2}\right)^2$

Tablica 8.10. Zestawienie wzorów określających kowariancje współczynników charakteryzujących transport zanieczyszczeń pomiędzy wyodrębnionymi przestrzeniami K_i ; wariant z wentylacją naturalną (oznaczenia na rysunku 8.5.).

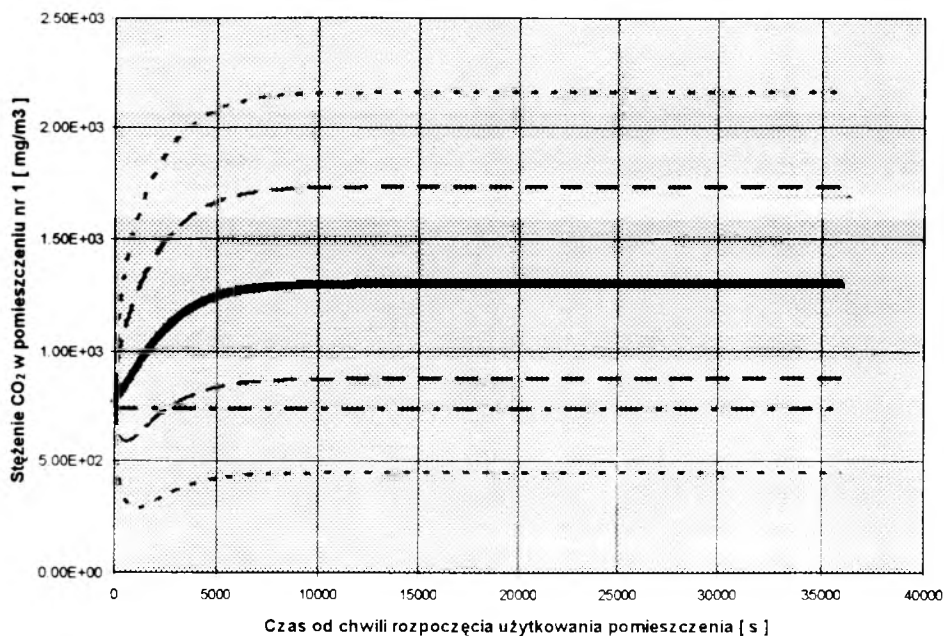
$COV(K_1, K_2) = -\left(\frac{Q'_5}{V_1}\right)^2$	$COV(K_4, K_5) = COV(K_4, K_6) = 0$
$COV(K_1, K_5) = -\frac{Q_5'^2}{V_1V_2}$	$COV(K_5, K_6) = -\overline{C_0}\left(\frac{Q'_2}{V_2}\right)^2$



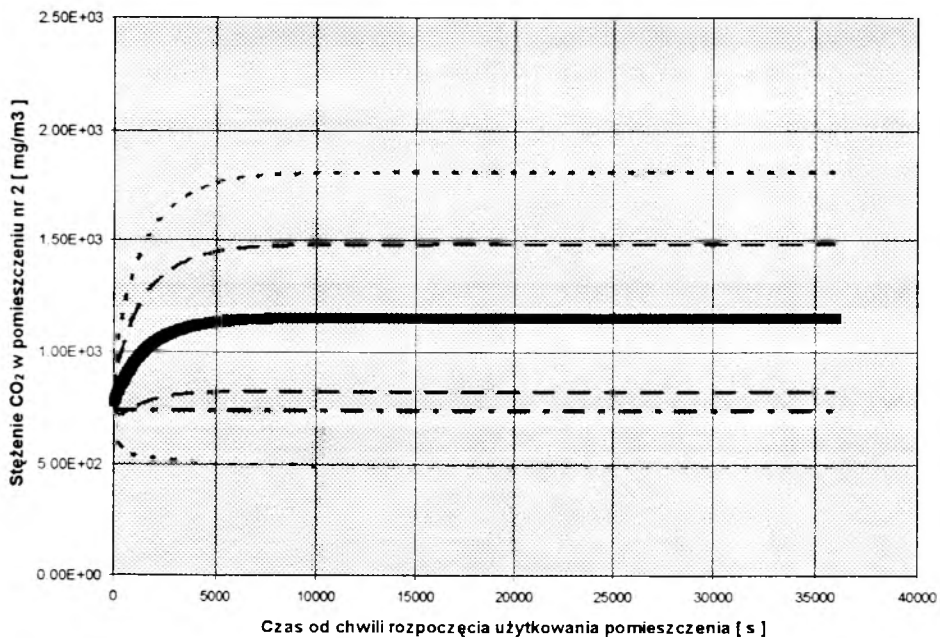
Rys. 8.17. Zmienność stężeń pyłu w pomieszczeniu nr 1 określona przy pomocy symulacji procesu migracji zanieczyszczeń przeprowadzanej w oparciu o teorię stochastycznych równań różniczkowych (linia gruba - średnie wartości stężenia zanieczyszczenia oczekiwane w danej chwili czasowej, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o jednokrotną oraz dwukrotną wartość odchylenia standardowego). Wariant z wentylacją mechaniczną.



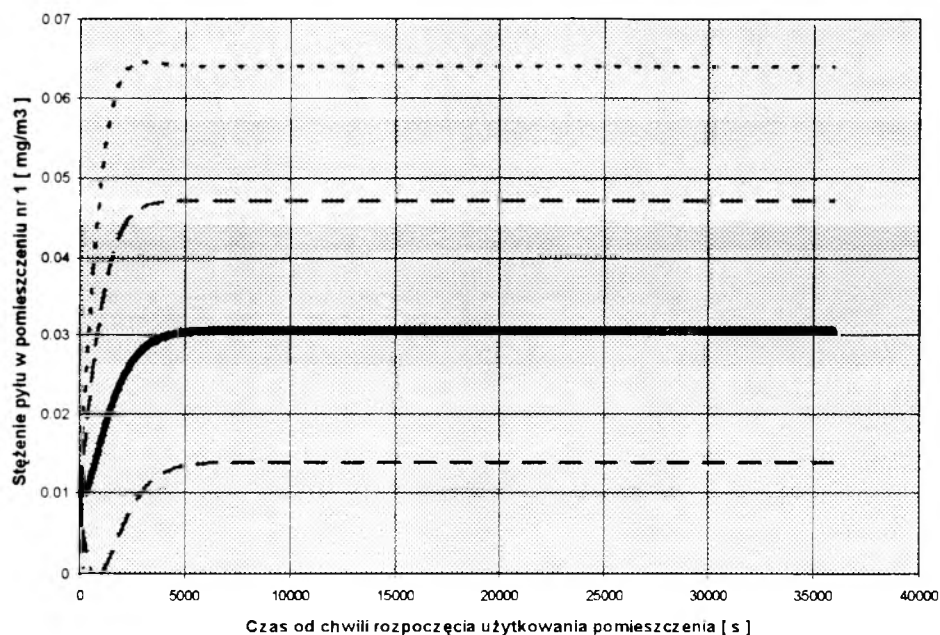
Rys. 8.18. Zmienność stężeń pyłu w pomieszczeniu nr 2 określona przy pomocy symulacji procesu migracji zanieczyszczeń przeprowadzanej w oparciu o teorię stochastycznych równań różniczkowych (linia gruba - średnie wartości stężenia zanieczyszczenia oczekiwane w danej chwili czasowej, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o jednokrotną oraz dwukrotną wartość odchylenia standardowego). Wariant z wentylacją mechaniczną.



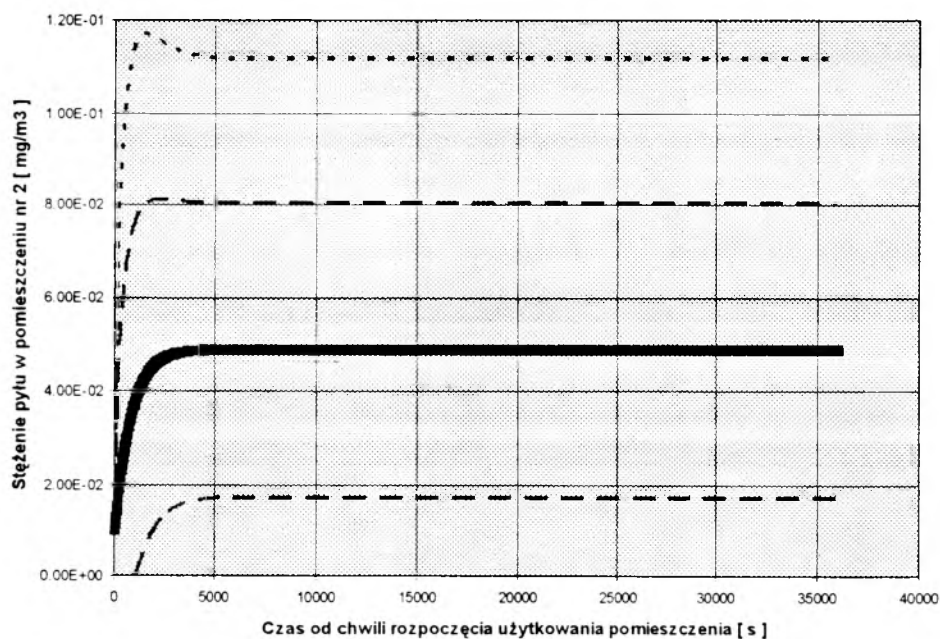
Rys. 8.19. Zmienność stężeń CO₂ w pomieszczeniu nr 1 określona przy pomocy symulacji procesu migracji zanieczyszczeń przeprowadzanej w oparciu o teorię stochastycznych równań różniczkowych (linia gruba - średnie wartości stężenia zanieczyszczenia oczekiwane w danej chwili czasowej, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o jednokrotną oraz dwukrotną wartość odchylenia standardowego). Wariant z wentylacją mechaniczną.



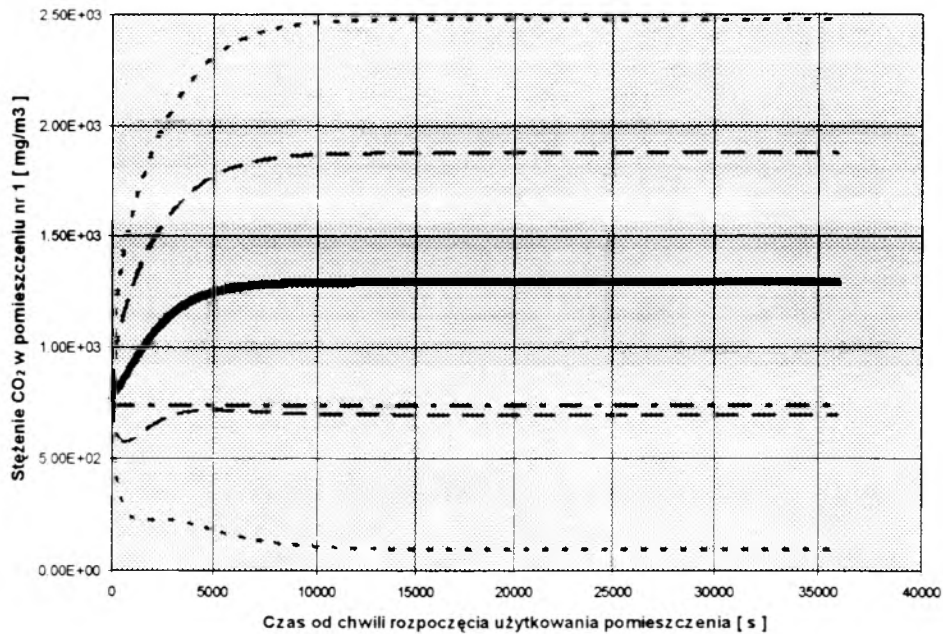
Rys. 8.20. Zmienność stężeń CO₂ w pomieszczeniu nr 2 określona przy pomocy symulacji procesu migracji zanieczyszczeń przeprowadzanej w oparciu o teorię stochastycznych równań różniczkowych (linia gruba - średnie wartości stężenia zanieczyszczenia oczekiwane w danej chwili czasowej, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o jednokrotną oraz dwukrotną wartość odchylenia standardowego). Wariant z wentylacją mechaniczną.



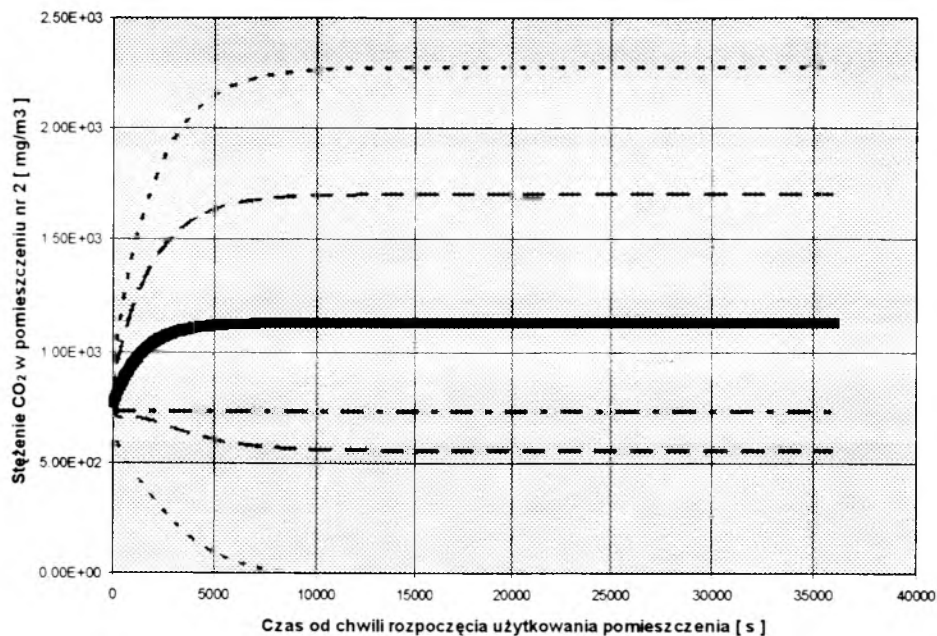
Rys. 8.21. Zmienność stężeń pyłu w pomieszczeniu nr 1 określona przy pomocy symulacji procesu migracji zanieczyszczeń przeprowadzanej w oparciu o teorię stochastycznych równań różniczkowych (linia gruba - średnie wartości stężenia zanieczyszczenia oczekiwane w danej chwili czasowej, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o jednokrotną oraz dwukrotną wartość odchylenia standardowego). Wariant z wentylacją naturalną.



Rys. 8.22. Zmienność stężeń pyłu w pomieszczeniu nr 2 określona przy pomocy symulacji procesu migracji zanieczyszczeń przeprowadzanej w oparciu o teorię stochastycznych równań różniczkowych (linia gruba - średnie wartości stężenia zanieczyszczenia oczekiwane w danej chwili czasowej, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o jednokrotną oraz dwukrotną wartość odchylenia standardowego). Wariant z wentylacją naturalną.



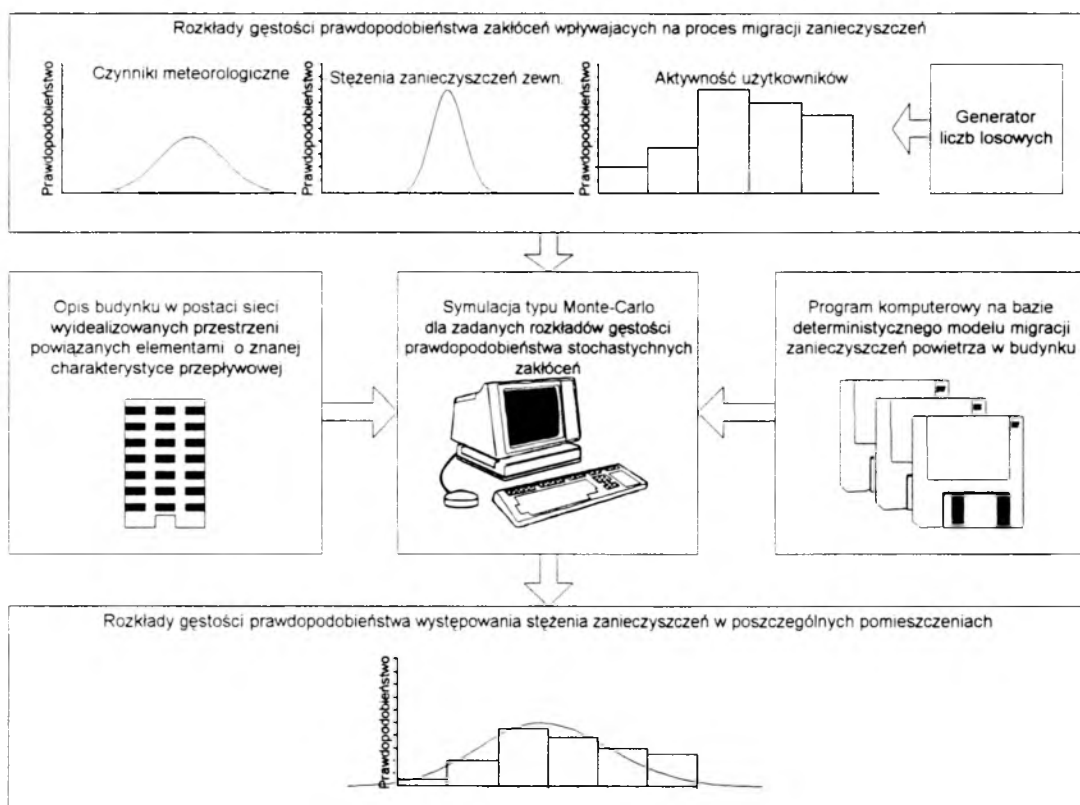
Rys. 8.23. Zmienność stężeń CO₂ w pomieszczeniu nr 1 określona przy pomocy symulacji procesu migracji zanieczyszczeń przeprowadzanej w oparciu o teorię stochastycznych równań różniczkowych (linia gruba - średnie wartości stężenia zanieczyszczenia oczekiwane w danej chwili czasowej, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o jednokrotną oraz dwukrotną wartość odchylenia standardowego). Wariant z wentylacją naturalną.



Rys. 8.24. Zmienność stężeń CO₂ w pomieszczeniu nr 2 określona przy pomocy symulacji procesu migracji zanieczyszczeń przeprowadzanej w oparciu o teorię stochastycznych równań różniczkowych (linia gruba - średnie wartości stężenia zanieczyszczenia oczekiwane w danej chwili czasowej, linie grube przerywane - wartość średnia stężenia powiększona oraz pomniejszona o jednokrotną oraz dwukrotną wartość odchylenia standardowego). Wariant z wentylacją naturalną.

8.2.3. Symulacja typu Monte-Carlo

Wykorzystanie symulacji Monte-Carlo do określania rozkładów gęstości prawdopodobieństwa występowania określonego poziomu polega na wielokrotnym oszacowaniu wielkości wyjściowej deterministycznego modelu procesu migracji zanieczyszczeń w oparciu o punkty wybierane losowo z przestrzeni danych. Jako model migracji zanieczyszczeń przyjęto zależności dla stanu ustalonego dla momentów zwykłych rzędu pierwszego rozkładu stężeń zanieczyszczeń uzyskane w metodzie stochastycznych równań różniczkowych (równania 8.11 oraz 8.12). Ogólną koncepcję symulacji komputerowej typu Monte-Carlo przedstawia w formie schematu rysunek 8.25. Jak już podano w rozdziale 7.3. dokładność metody zależy od ilości powtórzeń symulacji, przy czym powyżej 60-80 powtórzeń poprawa dokładności wraz z każdą następną próbą jest już relatywnie mała. Na potrzeby niniejszej pracy, w celu ograniczenia udziału niedokładności metody w uzyskanych rozkładach wynikowych, zdecydowano się wykonywać 100 powtórzeń.



Rys. 8.25. Schemat ogólnej koncepcji symulacji komputerowej w wykorzystaniu teorii stochastycznych równań różniczkowych.

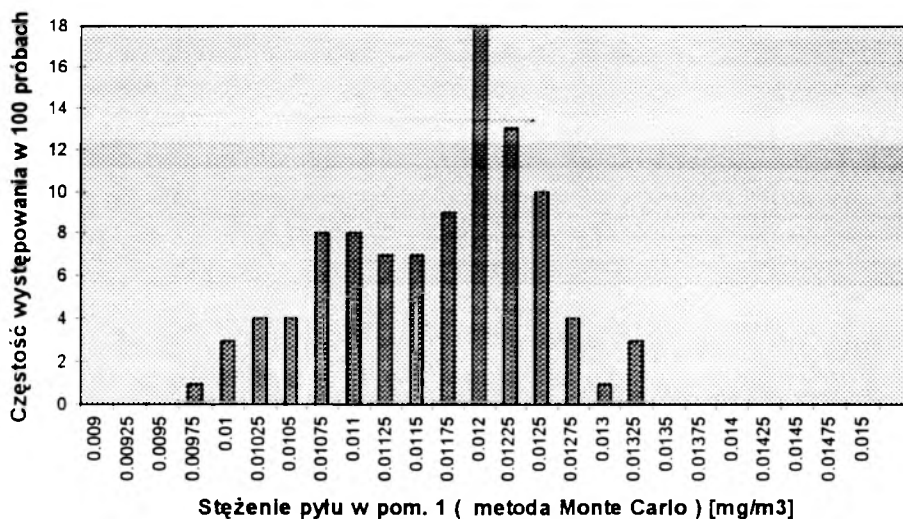
Analizę wykonano dla trzech sposobów pozyskiwania danych wejściowych:

- generowania rozkładów zakłóceń na podstawie znajomości wartości średniej oraz odchylenia standardowego rozkładu przy założeniu rozkładów normalnych zakłóceń,
- generowania rozkładów zakłóceń na podstawie znajomości wartości średniej oraz odchylenia standardowego rozkładu przy założeniu rozkładów normalnych zakłóceń, z zastąpieniem wartości nie mających sensu fizycznego wartościami brzegowymi (np. w miejsce ujemnych stężeń zanieczyszczeń przyjęcie wartości 0),
- generowania rozkładów zakłóceń na podstawie empirycznych dystrybuant uzyskanych w trakcie analiz przeprowadzanych przy pomocy pakietu CONTAM.

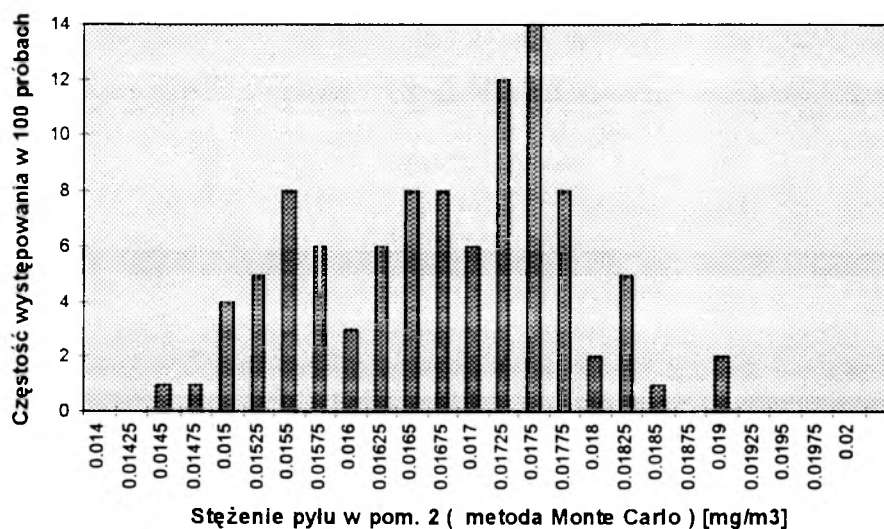
Wyniki symulacji procesu migracji zanieczyszczeń przeprowadzanej w oparciu o metodę Monte-Carlo przedstawiono w tablicy 8.11. Dla wariantu, w którym zakłócenia generowano w oparciu o dystrybuanty uzyskane na podstawie analizy wykonanej przy pomocy pakietu CONTAM, wyniki przedstawiono także w postaci histogramów na rysunkach 8.26 - 8.33.

Tablica 8.11. Wartości średnie oraz odchylenia standardowe stężeń zanieczyszczeń uzyskane w oparciu o metodę Monte-Carlo.

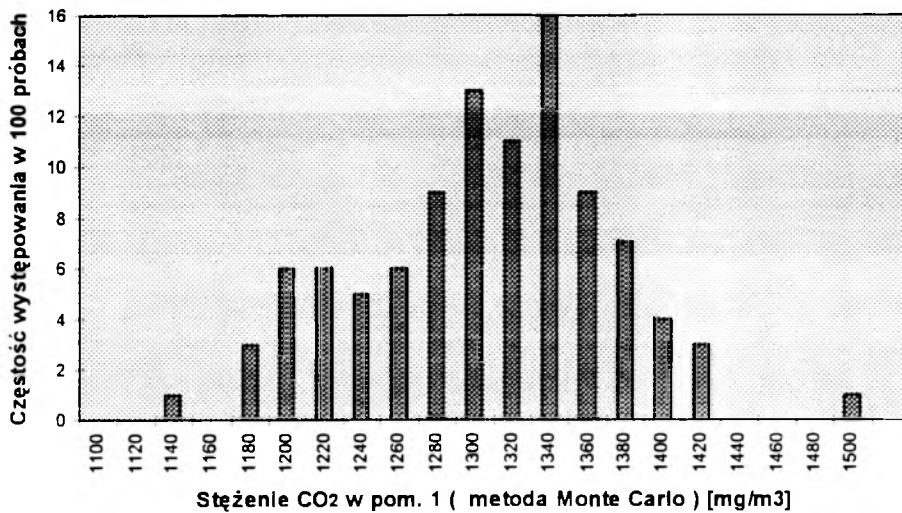
	Generowanie rozkładów zakłóceń na podstawie					
	znanych parametrów rozkładów normalnych		jak obok lecz z pominięciem wygenerowanych wartości nie mających sensu fizycznego		empirycznych dystrybuant uzyskanych w trakcie obliczeń w pakiecie CONTAM	
	Pom. 1	Pom. 2	Pom. 1	Pom. 2	Pom. 1	Pom. 2
	Stężenie pyłu, wariant z wentylacją mechaniczną					
wartość średnia [mg/m ³]	0.011426	0.015886	0.01439	0.02194	0.011544	0.016623
odchylenie standardowe [mg/m ³]	0.011389	0.018528	0.008657	0.015437	0.000804	0.001001
	Stężenie pyłu, wariant z wentylacją naturalną					
wartość średnia [mg/m ³]	0.024394	0.038582	0.029169	0.046181	0.030339	0.04851
odchylenie standardowe [mg/m ³]	0.023621	0.039852	0.011139	0.017538	0.004293	0.004145
	Stężenie CO ₂ , wariant z wentylacją mechaniczną					
wartość średnia [mg/m ³]	1235.991	1077.281	1420.873	1202.695	1296.031	1152.195
odchylenie standardowe [mg/m ³]	512.6365	432.2409	343.0003	288.5025	64.4585	40.36091
	Stężenie CO ₂ , wariant z wentylacją naturalną					
wartość średnia [mg/m ³]	1339.951	1171.144	2550.637	2313.968	1302.597	1146.241
odchylenie standardowe [mg/m ³]	1257.514	1180.492	6945.846	6869.089	114.9823	94.86839



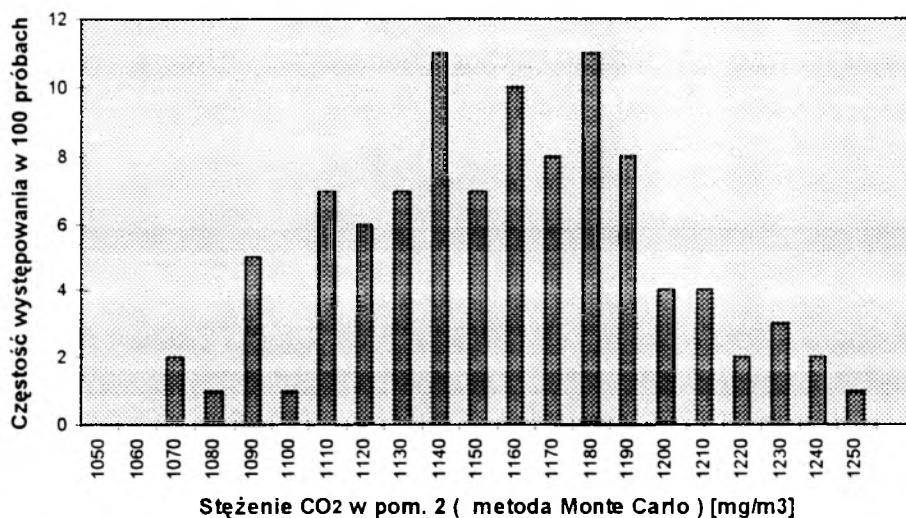
Rys. 8.26. Histogram prezentujący rozkład częstości występowania stężenia pyłu w pomieszczeniu nr 1 oszacowane na podstawie symulacji typu Monte-Carlo z generowaniem zakłóceń w oparciu o dystrybuanty uzyskane na podstawie analizy wykonanej przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją mechaniczną.



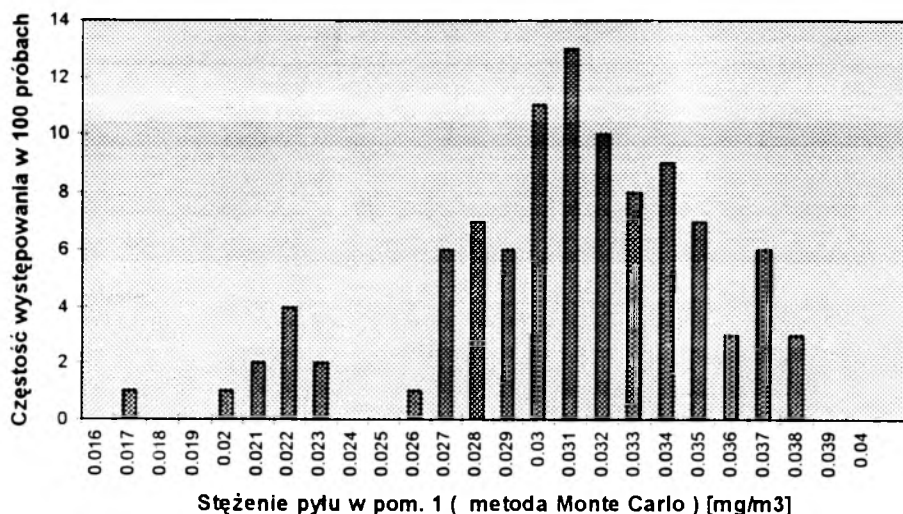
Rys. 8.27. Histogram prezentujący rozkład częstości występowania stężenia pyłu w pomieszczeniu nr 2 oszacowane na podstawie symulacji typu Monte-Carlo z generowaniem zakłóceń w oparciu o dystrybuanty uzyskane na podstawie analizy wykonanej przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją mechaniczną.



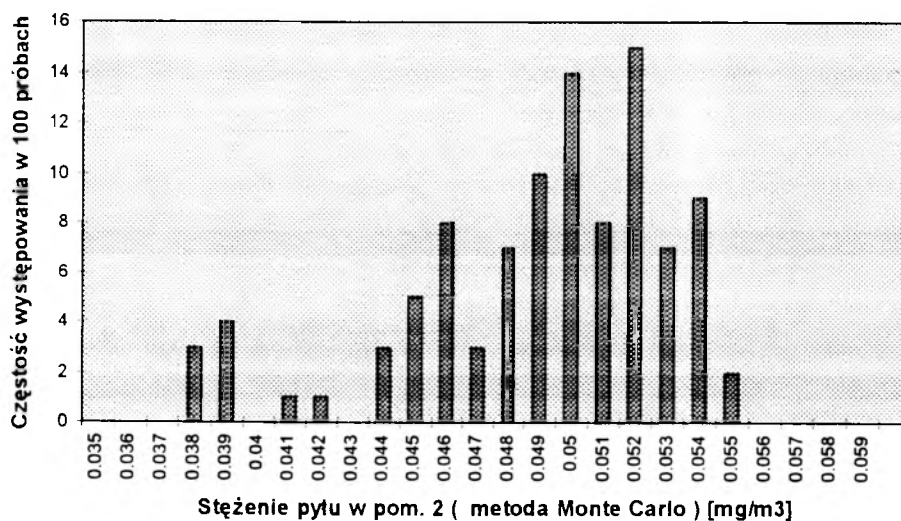
Rys. 8.28. Histogram prezentujący rozkład częstości występowania stężenia CO₂ w pomieszczeniu nr 1 oszacowane na podstawie symulacji typu Monte-Carlo z generowaniem zakłóceń w oparciu o dystrybuanty uzyskane na podstawie analizy wykonanej przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją mechaniczną.



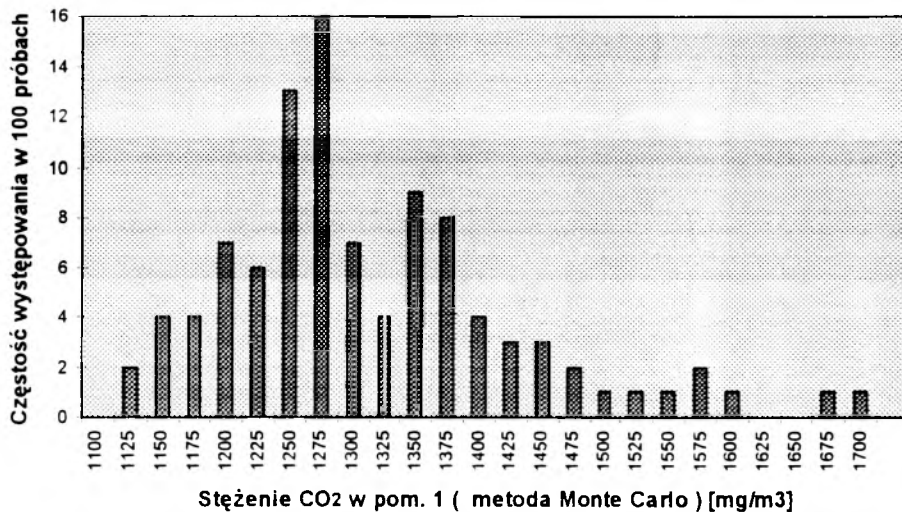
Rys. 8.29. Histogram prezentujący rozkład częstości występowania stężenia CO₂ w pomieszczeniu nr 2 oszacowane na podstawie symulacji typu Monte-Carlo z generowaniem zakłóceń w oparciu o dystrybuanty uzyskane na podstawie analizy wykonanej przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją mechaniczną.



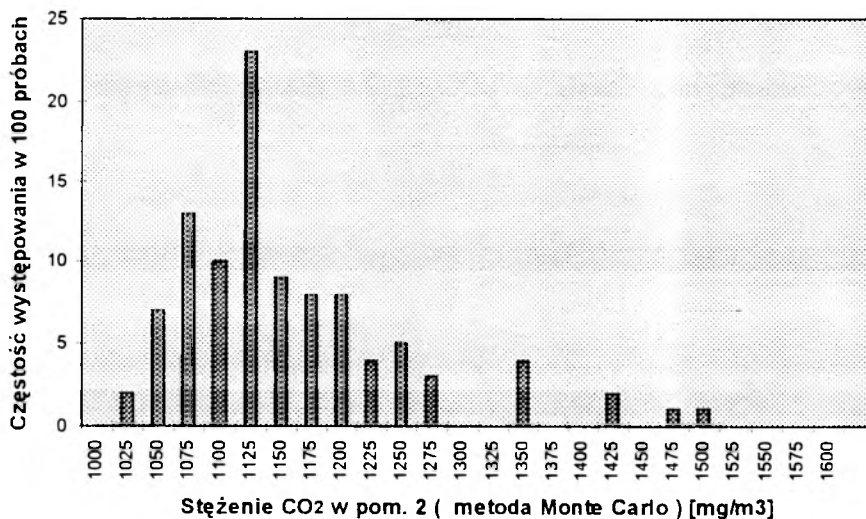
Rys. 8.30. Histogram prezentujący rozkład częstości występowania stężenia pyłu w pomieszczeniu nr 1 oszacowane na podstawie symulacji typu Monte-Carlo z generowaniem zakłóceń w oparciu o dystrybuanty uzyskane na podstawie analizy wykonanej przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją naturalną.



Rys. 8.31. Histogram prezentujący rozkład częstości występowania stężenia pyłu w pomieszczeniu nr 2 oszacowane na podstawie symulacji typu Monte-Carlo z generowaniem zakłóceń w oparciu o dystrybuanty uzyskane na podstawie analizy wykonanej przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją naturalną.



Rys. 8.32. Histogram prezentujący rozkład częstości występowania stężenia CO₂ w pomieszczeniu nr 1 oszacowane na podstawie symulacji typu Monte-Carlo z generowaniem zakłóceń w oparciu o dystrybuanty uzyskane na podstawie analizy wykonanej przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją naturalną.



Rys. 8.33. Histogram prezentujący rozkład częstości występowania stężenia CO₂ w pomieszczeniu nr 2 oszacowane na podstawie symulacji typu Monte-Carlo z generowaniem zakłóceń w oparciu o dystrybuanty uzyskane na podstawie analizy wykonanej przy pomocy pakietu CONTAM. Wariant z wentylacją naturalną.

8.2.4. Zestawienie wyników analizy porównawczej

W celu zobrazowania podobieństw i różnic wyników otrzymanych przy zastosowaniu różnych metod w tablicy 8.12. zestawiono wartości średnie stężeń zanieczyszczeń oraz odchylenia standardowe ich rozkładów. Na rysunkach 3.34-3.37. przedstawiono powyższe wyniki eksponując dodatkowo różnice oszacowanych rozkładów wywołane sposobem wentylacji pomieszczenia.

Tablica 8.12. Zestawienie wyników analizy porównawczej zaproponowanych metod

Wariant wentylacji	Zanieczyszczenie	Stężenie zanieczyszczeń [mg/m ³]				Metoda*)
		Pomieszczenie 1		Pomieszczenie 2		
		Wartość średnia	Odchylenie standardowe	Wartość średnia	Odchylenie standardowe	
Wentylacja mechaniczna	Pył	0.011698	0.002475	0.016681	0.002635	CONTAM
		0.01169	0.011266	0.016726	0.02339	SDE
		0.011426	0.011389	0.015886	0.0118528	M-C
		0.011554	0.000804	0.016623	0.001001	M-C (de)
	CO ₂	1290.581	181.5615	1146.368	95.6534	CONTAM
		1306.45	429.0656	1154.935	329.6981	SDE
		1235.991	512.6365	1077.281	432.2409	M-C
		1296.031	64.4585	1152.195	40.36091	M-C (de)
Wentylacja naturalna	Pył	0.02947	0.00749	0.047158	0.009456	CONTAM
		0.030589	0.016692	0.048915	0.031588	SDE
		0.024394	0.023621	0.038582	0.039852	M-C
		0.030339	0.004293	0.04851	0.004145	M-C (de)
	CO ₂	1319.059	228.829	1156.072	147.7276	CONTAM
		1290.47	539.204	1133.038	572.9989	SDE
		1339.951	1257.514	1171.144	1180.492	M-C
		1302.597	114.982	1146.241	94.86839	M-C (de)

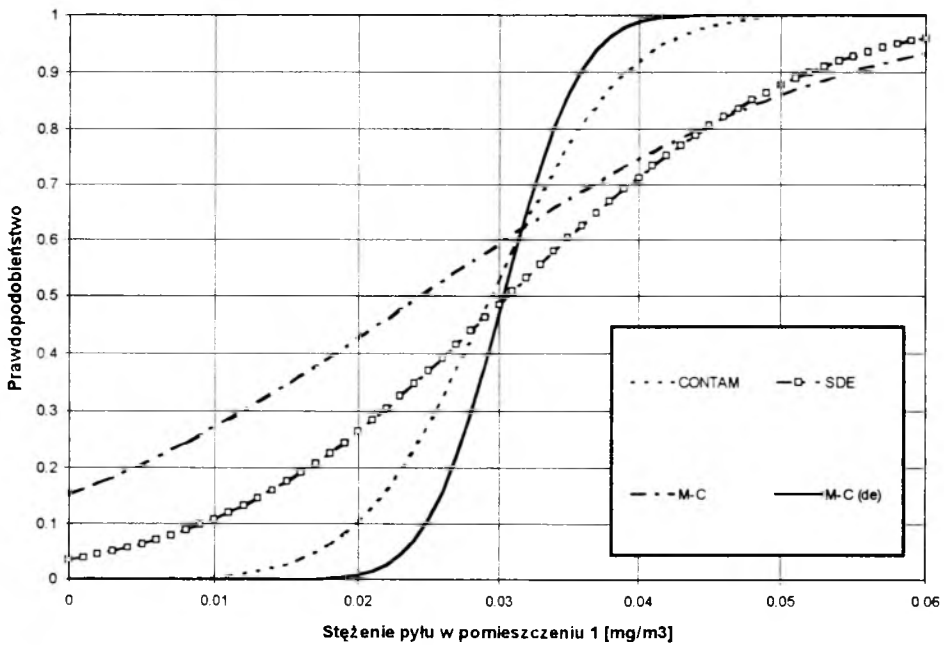
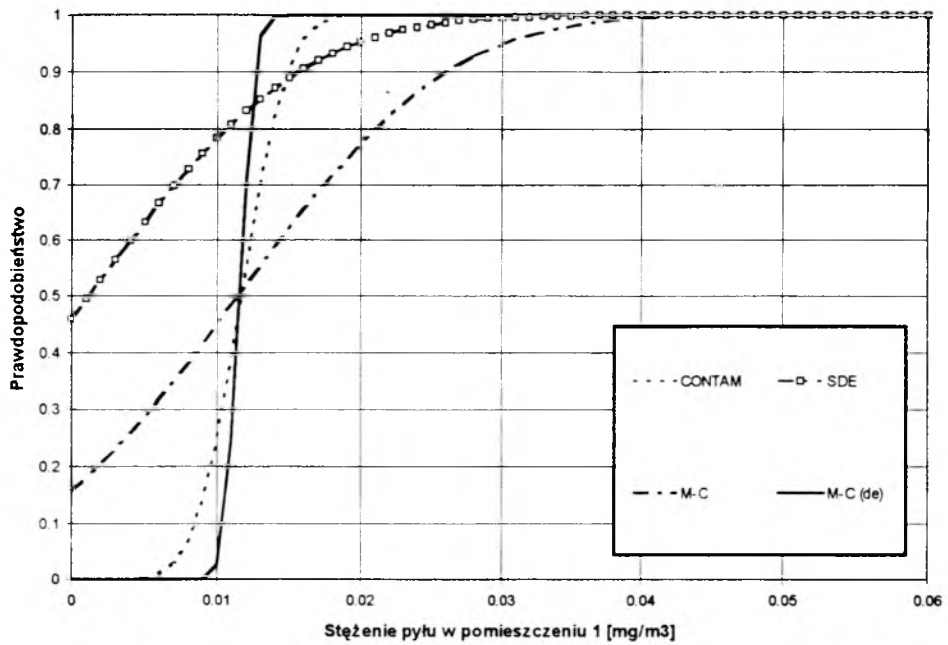
*)

CONTAM generowanie szeregów czasowych stochastycznych zakłóceń, a następnie wielokrotne powtarzanie symulacji przy pomocy deterministycznego quasidynamicznego modelu migracji zanieczyszczeń w układach wielostrefowych.

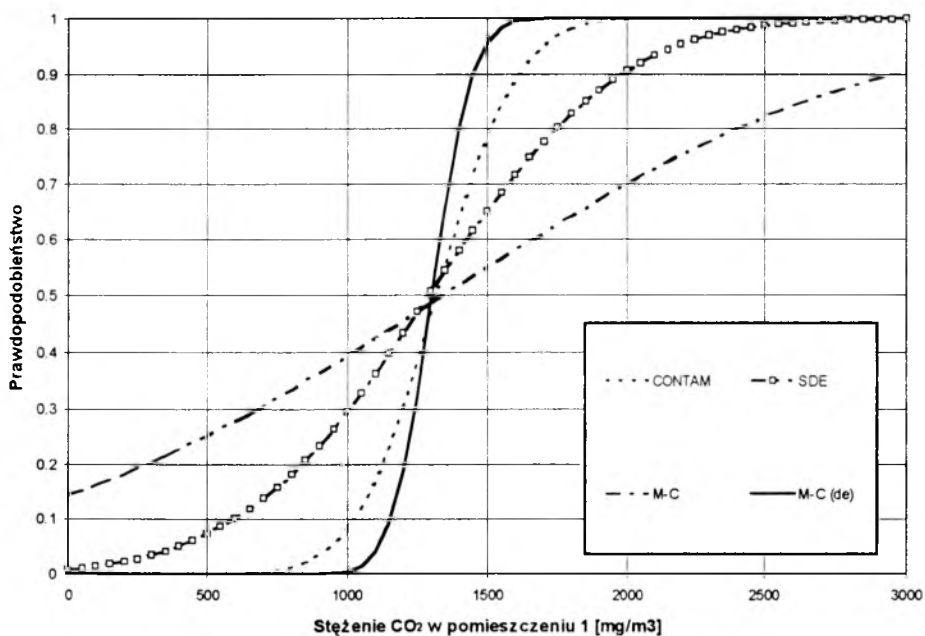
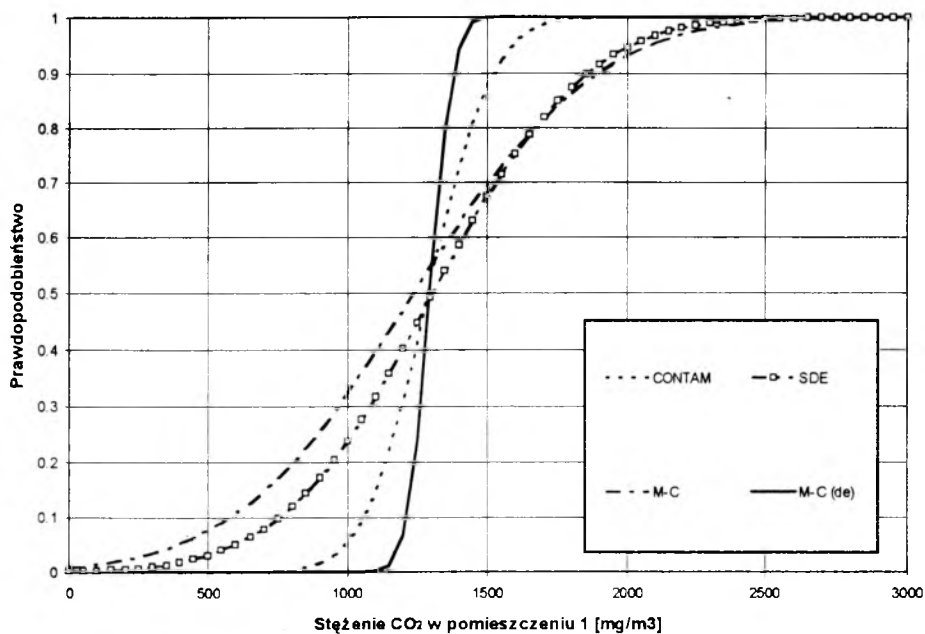
SDE opisanie losowych zakłóceń jako białego szumu gaussowskiego, a następnie wykorzystanie teorii stochastycznych równań różniczkowych

M-C wielokrotne generowanie zestawu możliwych wielkości wejściowych do modelu z przestrzeni danych (rozkłady normalne o znanych parametrach), a następnie wykorzystanie metody symulacji Monte-Carlo.

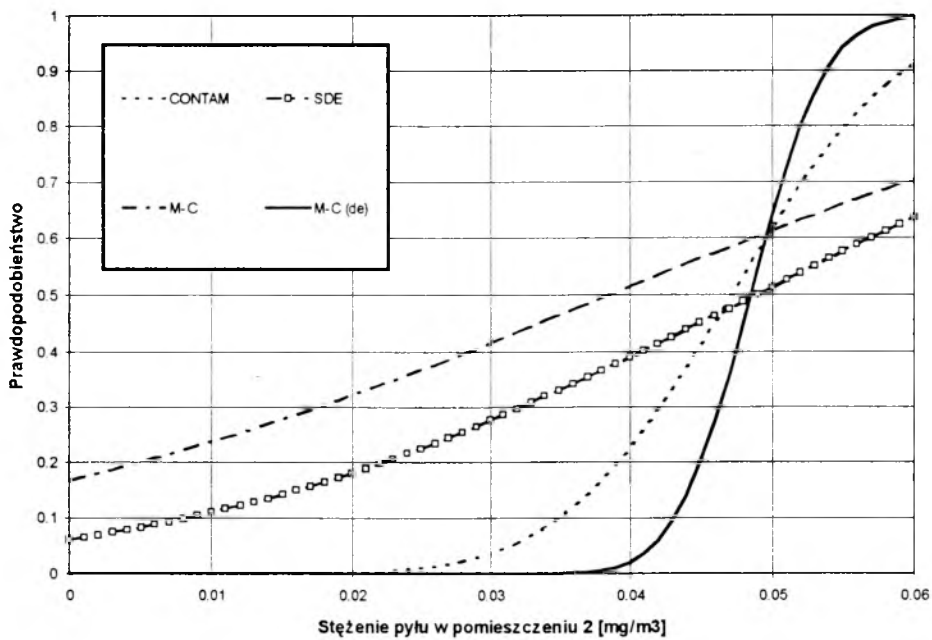
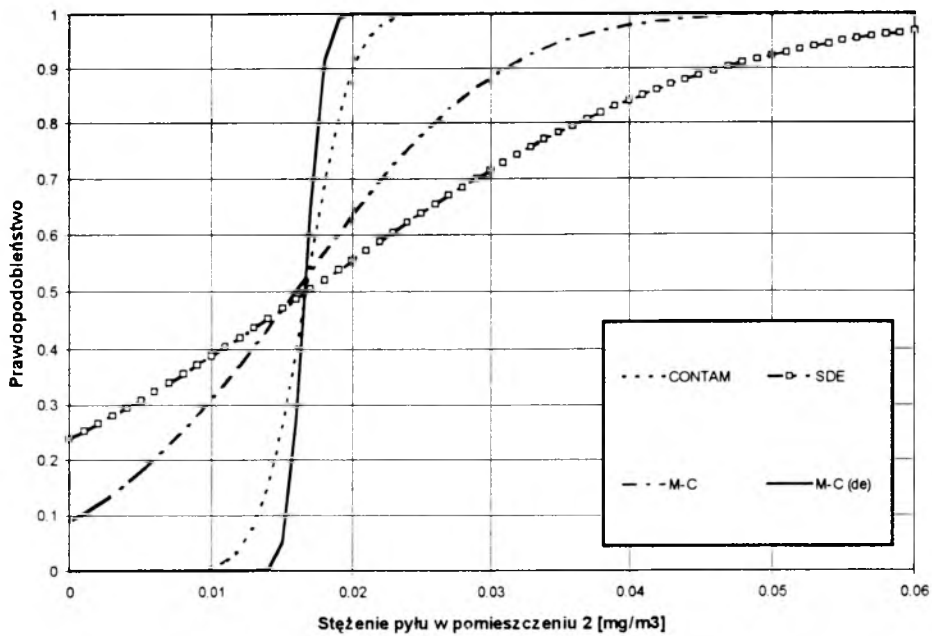
M-C (de) wielokrotne generowanie zestawu możliwych wielkości wejściowych do modelu z przestrzeni danych (dystrybuanty empiryczne), a następnie wykorzystanie metody symulacji Monte-Carlo



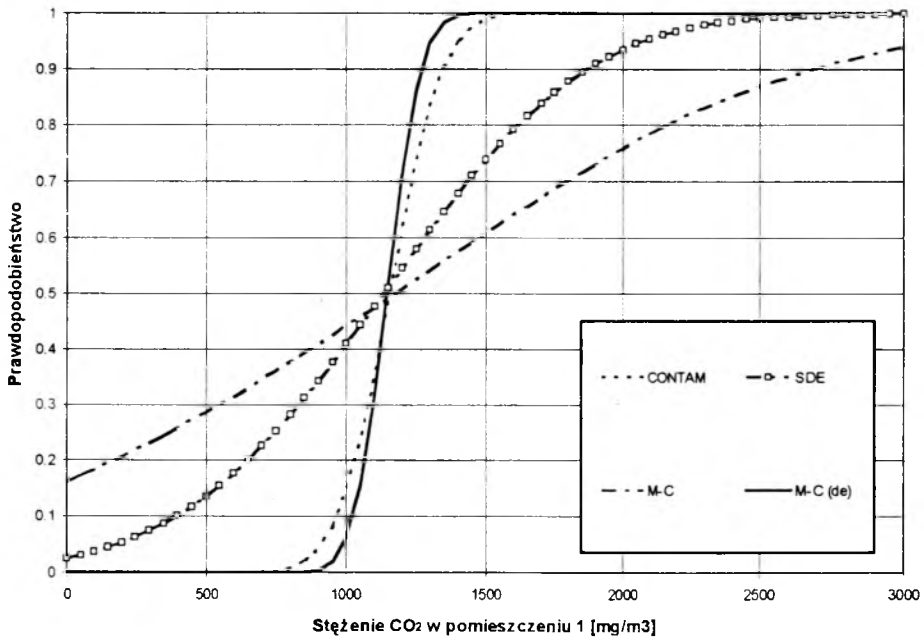
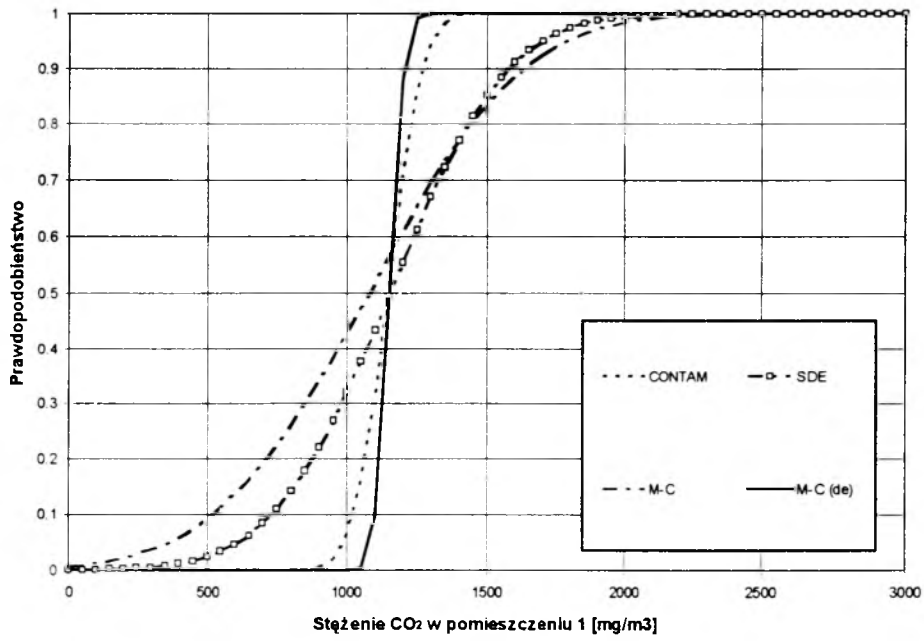
Rys. 8. 34. Porównanie otrzymanych dystrybuant rozkładów pyłu dla pomieszczenia nr 1.
(Wykres górny - wentylacja mechaniczna, wykres dolny - naturalna).



Rys. 8. 35. Porównanie otrzymanych dystrybuant rozkładów CO₂ dla pomieszczenia nr 1. (Wykres górny - wentylacja mechaniczna, wykres dolny - naturalna).



Rys. 8. 36. Porównanie otrzymanych dystrybuant rozkładów pyłu dla pomieszczenia nr 2. (Wykres górny - wentylacja mechaniczna, wykres dolny - naturalna).



Rys. 8. 37. Porównanie otrzymanych dystrybuant rozkładów CO₂ dla pomieszczenia nr 2. (Wykres górny - wentylacja mechaniczna, wykres dolny - naturalna).

9. Podsumowanie i wnioski

W pracy sformułowano i opisano zadanie naukowe, jakim jest matematyczne modelowanie procesu migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach w warunkach stochastycznych zakłóceń. Podstawą decyzji o podjęciu próby rozwiązania tego problemu stało się gwałtowne narastanie w świecie i w Polsce zagrożeń związanych z niewłaściwą jakością powietrza w pomieszczeniach. Fakt coraz częstszego wykorzystywania teorii analizy ryzyka w ocenie zależności między ekspozycją a rzeczywistym zagrożeniem życia i zdrowia człowieka pozwolił sformułować tezę, że w tych samych kategoriach należy również rozpatrywać wpływ zagrożeń powodowanych przez zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego. Koncepcja taka przejawia się w coraz powszechniejszych próbach zastosowania procedur oceny ryzyka do zarządzania i podejmowania decyzji strategicznych związanych z obecnością w powietrzu szeregu zanieczyszczeń.

W wstępnej fazie pracy przedstawiono i opisano najczęściej stosowane metody modelowania procesu migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach. Po przeanalizowaniu zakresu ich możliwości, zaproponowano trzy sposoby rozwiązania postawionego problemu. Metody polegające na:

- a) generowaniu szeregów czasowych stochastycznych zakłóceń, a następnie wielokrotnym powtarzaniu symulacji przy pomocy deterministycznego quasydynamicznego modelu migracji zanieczyszczeń w układach wielostrefowych,
- b) opisaniu losowych zakłóceń jako białego szumu gaussowskiego, a następnie wykorzystaniu teorii stochastycznych równań różniczkowych, oraz
- c) wielokrotnym generowaniu zestawu możliwych wielkości wejściowych do modelu z przestrzeni danych, a następnie wykorzystaniu metody symulacji Monte-Carlo,

uznano wstępnie jako spełniające wymagania zdefiniowane przez rozpatrywany zagadnienie.

Zaproponowane metody łączą fakt bazowania na wielostrefowych modelach deterministycznych, zaś zdecydowanie różni metodyka uwzględniania losowego charakteru zakłóceń. Podstawy matematyczne każdej z oferowanych metod przedstawiono w kolejnych częściach pracy.

Dużo uwagi poświęcono identyfikacji i charakterystyce stochastycznych zakłóceń procesu migracji zanieczyszczeń w budynkach. Przedstawiono istniejące możliwości modelowania ich przebiegów, sugerując wiele oryginalnych modyfikacji, wzbogacających istniejące metodyki postępowania.

W celu porównania metod symulacyjnych, uwzględniających stochastyczne zakłócenia w procesie migracji zanieczyszczeń przeprowadzono analizę porównawczą w oparciu o prosty, dwustrefowy układ pomieszczeń, nie przesłaniający swym stopniem skomplikowania

możliwości wyeksponowania zalet i wad poszczególnych metod symulacyjnych. Analizę przeprowadzono dla dwóch wariantów wentylowania pomieszczeń: wentylacji mechanicznej oraz wentylacji naturalnej. W przyjętym układzie badano procesy migracji dwutlenku węgla (jako przedstawiciela zanieczyszczeń gazowych) oraz pyłu drobnego (jako przedstawiciela zanieczyszczeń fazy stałej).

Szeroka analiza literaturowa oraz własne doświadczenia z stosowania wielostrefowych modeli deterministycznych wskazały na wybór programu komputerowego, który po poddaniu szeregowi modyfikacji procesu przygotowania danych, mógłby posłużyć do modelowania migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach w warunkach stochastycznych zakłóceń przedstawiając możliwości metody a) (pakiet CONTAM93/CONTAM94). Przy wykorzystaniu teorii stochastycznych równań różniczkowych oraz podstaw symulacji typu Monte-Carlo opracowano własne procedury obliczeniowe pozwalające przedstawić w analizie porównawczej zalety i wady zaproponowanych metod b) oraz c). W tym celu posłużono się środowiskiem arkusza kalkulacyjnego Microsoft EXCEL oraz językiem programowania TurboPascal 7.0.

W odniesieniu do metody a), dla każdego z wariantów wentylowania pomieszczeń wykonano 10 niezależnych oszacowań przebiegów stężeń zanieczyszczeń, w warunkach okresu zimowego, dla wygenerowanych uprzednio przebiegów zakłóceń. Dla symulacji typu Monte-Carlo wykonano 100 powtórzeń. Wszystkie obliczenia przeprowadzono na komputerze klasy 486 DX2 66 MHz.

Z przeprowadzonych analiz wynikają następujące wnioski:

1. W odniesieniu do wartości średnich stężeń określanych przy pomocy metod a), b) oraz c) (w wersji generowania zestawów danych w oparciu o dystrybuanty empirycznych rozkładów zakłóceń), uzyskano bardzo zbliżone wartości; różnice nie przekraczają 2%. Tylko metoda c), w wersji generowania zestawów danych w oparciu o zadane parametry rozkładów normalnych, dała wyniki różniące się od pozostałych metod. W przypadku obliczeń dla drobnego pyłu stężenia średnie określone przy pomocy tej metody są o ok. 25 % niższe od pozostałych metod.
2. W odniesieniu do oszacowań wartości odchylenia standardowego, pomiędzy analizowanymi metodami istnieją bardzo duże różnice. Największe wartości, wyraźnie przeszacowane, uzyskuje się w wyniku stosowania metod, które opisują rozkłady zakłóceń jako niezależne rozkłady normalne (metoda b) oraz wariant metody c)). Stosowanie tych metod należałoby zatem ograniczyć do przypadków, gdy występuje udokumentowana duża zgodność rozkładów zakłóceń z rozkładem normalnym, dodatkowo poprzedzając stosowanie tych metod wcześniejszą analizą potwierdzającą założenie o braku wzajemnego skorelowania zakłóceń.

3. Duże wartości odchyłeń standardowych uzyskiwane z metody stochastycznych równań różniczkowych oraz z metody symulacji Monte-Carlo w wersji generowania rozkładów zakłóceń na podstawie znajomości wartości średniej oraz odchylenia standardowego rozkładu, przy założeniu rozkładów normalnych zakłóceń, powodują możliwość wygenerowania dla takiego rozkładu wartości stężenia, poprawnej z matematycznego punktu widzenia, nie mającej jednak sensu fizycznego (stężenia ujemne). Fakt ten wskazuje na poważne ograniczenia modelowania zakłóceń przy pomocy rozkładów normalnych. Jak wykazano jednak w rozdziale 8.2.3. próby zastępowania wartości zakłóceń nie mających sensu fizycznego wartościami brzegowymi (np. przyjmowanie wartości 0 w miejsce ujemnych emisji) nie należy uznać za poprawną, gdyż założenie to może bardzo znacznie wpływać na wartość średnią oszacowania.
4. Stężenia zanieczyszczeń gazowych, nie podlegających zanikowi, wzrastają na drodze przepływu powietrza (w przykładzie droga: powietrze zewnętrzne, pomieszczenie nr 2, pomieszczenie nr 1). W odniesieniu do zanieczyszczeń stałych charakteryzujących się określoną prędkością osiadania, stężenia mogą maleć lub rosnąć w zależności od wzajemnej relacji intensywności emisji i osiadania pyłu.
5. Analizy procesu migracji zanieczyszczeń powietrza w układach budowlanych, wentylowanych w sposób mechaniczny charakteryzują się większą wiarygodnością w porównaniu do analiz obiektów wentylowanych w sposób naturalny. W przypadku wentylacji mechanicznej losowy charakter zakłóceń wpływa w znacznie mniejszy sposób na zmienność przepływów powietrza w budynku, a tym samym zwiększa ich przewidywalność. Otwieranie okien wpływa radykalnie na wzrost zmienności wewnętrznych przepływów powietrza w budynkach, a w konsekwencji na zwiększenie zakresu zmienności możliwych stężeń. W przeprowadzonej analizie porównawczej wyraźnie wykazano także bardzo istotną rolę systemów filtracyjnych w ograniczaniu stężeń zanieczyszczeń pyłowych w pomieszczeniach (wartość średnia stężenia zmniejszyła się o ok. 60 %).

Powyższe uwagi, a także doświadczenia zebrane podczas użytkowania każdej z omawianych wyżej metod, pozwalają je scharakteryzować w sposób następujący:

- metoda polegająca na generowaniu szeregów czasowych stochastycznych zakłóceń, a następnie wielokrotnym powtarzaniu symulacji przy pomocy deterministycznego quasidynamicznego modelu migracji zanieczyszczeń w układach wielostrefowych, jest dość skomplikowana w fazie przygotowania danych. Uzyskanie wyników dla odpowiednio długich okresów symulacji, dających podstawy do wiarygodnego wnioskowania, wymaga dużych możliwości obliczeniowych sprzętu komputerowego oraz pamięci umożliwiającej przechowywanie dużych zestawów wyników. Bardzo dużą

jej zaletą jest jednak istnienie na rynku zweryfikowanych programów deterministycznych, dających się zaadoptować do tej metody.

- metoda polegająca na opisywaniu losowych zakłóceń jako białego szumu gaussowskiego, a następnie wykorzystanie teorii stochastycznych równań różniczkowych, aczkolwiek bardzo ciekawa z matematycznego punktu widzenia, na obecnym etapie rozwoju wymaga dużego zaangażowania osoby przeprowadzającej symulację w indywidualny opis modelowanego układu. Stopień skomplikowania metody gwałtownie rośnie wraz z ilością analizowanych przestrzeni. Bardziej powszechne stosowanie metody będzie jednak uzależnione od pojawienia się profesjonalnych programów przyjaznych dla użytkownika oraz prawdopodobnego zwiększania się możliwości obliczeniowych powszechnie stosowanych komputerów.
- metoda polegająca na wielokrotnym generowaniu zestawu możliwych wielkości wejściowych do modelu z przestrzeni danych, przy wykorzystaniu następnie metody symulacji Monte-Carlo, na tle obu omówionych wcześniej metod jest relatywnie prosta i nie wymagająca sprzętowo. Jak wykazano wcześniej wyniki analiz są jednak bardzo wrażliwe na sposób generowania zestawów danych. Na obecnym etapie wiedzy metoda najbardziej nadaje się do powszechnego stosowania w zagadnieniach modelowania procesu migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach w warunkach stochastycznych zakłóceń.

Wniosek powyższy stanowić może pierwszy krok w kierunku opracowania wiarygodnych podstaw dla symulacyjnej oceny zagrożeń, jakie mogą pojawiać się w planowanych i przekazywanych do użytkowania obiektach.

LITERATURA:

1. **Allard F., Utsumi Y.**, Airflow through large openings, *Energy and Buildings*: vol. 18 no. 2 pp. 133-146. (1992).
2. **ASTM Designations D 5157-91**, Standard Guide for Statistical Evaluation of Indoor Air Quality Models, ASTM, (1991).
3. **Axley J.W.**, Adsorption Modelling for Building Contaminant Dispersal Analysis, *Indoor Air* no. 2, pp. 147-171, (1991).
4. **Axley J.W.**, Element Assembly Techniques and Indoor Air Quality Analysis, Proceedings of Indoor Air '90, Toronto, Canada, vol. 4, str. 115-120, (1990).
5. **Axley J.W.**, Indoor Air Quality Modelling, Phase II Report, NBSIR 87-3661, US National Bureau of Standards, Gaithersburg, MD, (1987).
6. **Axley J.W.**, Integrating Microscoping and Macroscoping Models of Air Movement and Contaminant Dispersal in Building, Building Systems: Room Air and Air Contaminant Distribution Christiansen L. ed. str. 116-122, ASHRAE, Atlanta USA, (1989).
7. **Axley J.W., Peavey J.B., Hartzell A.L.**, Homogeneous and Heterogeneous Processes in the Transport of Outdoor Air Pollutants Indoors, "Indoor Air Quality Problems - From Science to Practice", Wydawnictwo Instytutu Ogrzewnictwa i Wentylacji Politechniki Warszawskiej, str. 15-27, Warszawa, (1993).
8. **Axley J.W.**, Progress Toward A General Analytical Method for Predicting Indoor Air Pollution in Buildings, Indoor Air Quality Modeling, Phase Report III, NBSIR 88-3814, US National Bureau of Standards, Gaithersburg, MD, (1988).
9. **Baranowski A., Mierzwiński S.**, Napór wiatru na budynek jako skupiony parametr w obliczeniach infiltracji powietrza, *Zeszyty Naukowe Politechniki Częstochowskiej* 146, Budownictwo z. 3, str. 101-112, (1990).
10. **Baranowski A., Mierzwiński S., Wąsacz M.**, Analiza symulacyjna przepływu powietrza wentylacyjnego w obrębie budynku mieszkalnego. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej*, Inżynieria Środowiska z. 33, str. 127-138, (1991).
11. **Baranowski A.**, Natural ventilation in multi-family dwelling houses at simulated heat climate conditions - numerical prediction and analysis, "Indoor Air Quality Problems - From Science to Practice", Wydawnictwo Instytutu Ogrzewnictwa i Wentylacji Politechniki Warszawskiej, s. 57-62, Warszawa, (1993).
12. **Baranowski A.**, Numerical modelling of air flows and heat demand in dwelling houses, VII Międzynarodowa Konferencja Klimatyzacja i Ciepłownictwo Wrocław '95, Poszanowanie energii w ogrzewnictwie, wentylacji i klimatyzacji, 28-30 czerwca 1995, str. 445-452, (1995).
13. **Barnes D.G.**, Times Are Tough - Brother, Can You Paradigm? *Risk Analysis* Vol. 14 No 3 pp. 219-223, (1994).
14. **Bartkiewicz P.**, Wykorzystanie Szeregów Markowa do Modelowania Zachowań Użytkowników Wpływających na Zmianę Szczelności Obudowy, 5 Konferencja Naukowo-Techniczna „Fizyka Budowli w Teorii i Praktyce” Łódź '95, str. 13-20, (1995).
15. **Borzestowski M.**, Symulacja, Artykuł rozpowszechniony w ramach Wirtualnej Akademii, Katedra Inżynierii Ekonomicznej w sieci komputerowej INTERNET, (1995).

16. **Bottazzi F., Liebling T.M., Scartezzini J-L., Nygard-Ferguson M.,** On a Markovian approach for modeling passive solar devices, *Energy and Buildings*, vol.17, str. 103-116, (1991).
17. **British Standard BS 5925:1991** Ventilation principles and designing for natural ventilation. BSI, London, (1991).
18. **Brundrett G.,** Minimising the Legionellosis Risk, *Healthy Buildings'94*, Vol. 2 str. 235-239, Budapest, (1994).
19. **Brzozowski A.,** Użytkowanie i zagrożenia azbestem w Polsce oraz aktualna sytuacja prawna w tym zakresie, w materiałach pokonferencyjnych konferencji „Problemy jakości powietrza wewnętrznego w Polsce”, 15.11.1991, str. 88-92, IOiW PW, (1991).
20. **Buringh E., Lanting R.W.,** Models predicting airborne concentrations in workplaces. - *Staub - Reinhaltung der Luft* no. 51, str. 97-104, (1991).
21. **Cruzevault D., Cluzel D., Dalicieux P, Fauconnier R.,** An Indoor Air Quality Prediction Model, *Proceedings of Indoor Air'90*, Toronto, Canada, vol. 4, str. 165-170, (1990).
22. **de Gids W.,** Calculation Method for the Natural Ventilation of Buildings. Publication No.632, TNO Research Institute for Environmental Hygiene, Delft, (1977).
23. **Debrul C.,** Inhabitant Behaviour with Respect to Ventilation, A Summary Report of IEA Annex VIII, Technical Note AIVC 23, (1988).
24. **Dietze L.,** Freie Luftung von Industriegebäuden. VEB Verlag für Bauwesen, Berlin, (1987).
25. **Dorer V., Huck F., Fürbringer J-M., Roulet C-A.,** Evaluation of COMERL with the LESO Dataset, Research Report, EMPA Dübendorf, (1992).
26. **Ekberg L.E.,** Outdoor Air Contaminants and Indoor Air Quality under Transient Conditions, *Indoor Air*, Vol. 4 no. 3 str 189-196, (1994)
27. **Ernhorn H.,** Influence of Meteorological Conditions on Inhabitants' Behaviour in Dwellings with Mechanical Ventilation, *Energy and Buildings*, no. 11; str. 267-275, (1988).
28. **Esdorn H., Rheinländer J.,** Zur rechnerischen Ermittlung von Fugendurchlaßkoeffizienten und Druckexponenten für Bauteilfugen. HLH 29 nr 3, (1978).
29. **Etheridge D.W., Alexander D.K.,** The British Gas multi cell model for calculating ventilation. *ASHRAE Transactions*, 1980 Part 2, str. 808-821, (1980).
30. **Etheridge D.W.,** Modelling of Air Infiltration in single -and Multi-cell Buildings, *Energy and Buildings*, no.10 str.185-192, (1988).
31. **European Concerned Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man”,** Report No 1: Radon in indoor air. Commission of the European Communities, Luxembourg, (1988).
32. **European Concerned Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man”,** Report No 3: Indoor Air Pollution by NO₂ in European Countries. Commission of the European Communities, Luxembourg, (1989).
33. **European Concerned Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man”,** Report No 4: Sick Building Syndrome, A Practical Guide. Commission of the European Communities, Luxembourg, (1989).
34. **European Concerned Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man”,** Report No 7: Indoor Air Pollution by Formaldehyde in European Countries. Commission of the European Communities, Luxembourg, (1990).

35. **European Concerned Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man”, Report No 10: Effects of Indoor Air Pollution on Human Health.** Commission of the European Communities, Luxembourg, (1991).
36. **European Concerned Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man”, Report No 11: Guidelines for Ventilation Requirements in Buildings.** Commission of the European Communities, Luxembourg, (1992).
37. **European Concerned Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man”, Report No 12: Biological Particles in Indoor Environments.** Commission of the European Communities, Luxembourg, (1993).
38. **Fanger P.O.,** Introduction of the olfs and decipol units to quantify air pollution perceived by humans indoors and outdoors, *Energy and Buildings*, no. 12, str. 1-6, (1988).
39. **Fanger P.O.,** The new comfort equation for indoor air quality, *ASHRAE Journal*, str. 33-38, October (1989).
40. **Fanger P.O.,** The olf and decipol, *ASHRAE Journal*, str. 35-38, October, (1988).
41. **Feustel H., Diers J.,** A Survey of Airflow Model for Multizone Structures, *Energy and Buildings*, no. 18; str. 79-100, (1992).
42. **Feustel H., Raynor-Hoosen A.,** (eds.) COMIS - Fundamentals, Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley, CA. (1990).
43. **Feustel H.,** The COMIS air flow model, a tool for multizone applications, Proceedings of Indoor Air'90, vol. 4, str. 121-126, (1990).
44. **Finley B., Proctor D., Scott P., Harrington N., Paustenbach D., Price P.,** Recommended Distributions for Exposure Factors Frequently Used Health Risk Assessment, *Risk Analysis*, Vol. 14, no. 4, str. 533-553, (1994).
45. **Fritsch R., Koler A., Nygard-Ferguson M., Scartezzini J.-L.,** A Stochastic Model of User Behaviour Regarding Ventilation. *Building and Environment*. Vol. 25, No 2, str. 173-181, (1990).
46. **Fürbringer J-M., Borchiellini R.,** Technique of Sensivity Analysis Applied to an Air Infiltration Multizone Model, *ASHRAE Transactions*. 1993 Part 2 str.683-691, (1993)
47. **Fürbringer J-M., Compagnon R., Roulet C-A., Scartezzini J-L.,** Validation de programmes de calcul des échanges d'air a l'aide mesures expérimentales, *Raport final Laboratoire d'Energie Solaire et de Physique Bâtiment*. Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, (1990).
48. **Fürbringer J-M.,** Comparison of the Accuracy of Detailed and Simple Models of Air Infiltration, 15th AIVC Conference, 27-30 September 1994, Buxton, England, (1994).
49. **Fürbringer J-M., Foradini F. Roulet C-A.,** Bayesian Method for Estimating Airtightness Coefficients from Pressurisation Measurement, *Building and Environment*, Vol. 29, No 2. pp. 151-157, (1994).
50. **Fürbringer J-M., Roulet C.A., Borchiellini R.,** Evaluation of COMIS. Final Report, Tome 1&2, IEA Annex 23 IEA.ECB.A23/95-4-27/JMF, (1995).
51. **Fürbringer J-M.,** Sensibilité de modèles et de Mesures an Aéraulique du Bâtiment a l'aide de polans d'Expériences, These pour Grade de Docteur es Sciences, Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, (1994).
52. **Gally N., Ritter P., Sepetjan M.,** Pollution intérieure des locaux, *Pollution Atmospherique.*, No 129, Janvier/Mars, (1991).

53. **Goławska G., Bartkiewicz P.**, Modelowanie zachowań człowieka wpływających na szczelność obudowy budynku i intensywność wentylacji naturalnej. Praca dyplomowa magisterska. Promotorzy: Jędrzejewska-Ścibak T., Sowa J., Politechnika Warszawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Warszawa (1994).
54. **Grosso M.** Wind distribution around buildings: a parametrical model, *Energy and Buildings*; vol. 18 no. 2, str. 101-123, (1992).
55. **Grot R.A.**, User Manual NBSAVIS/CONTAM88, NISTIR 4585, US National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD (1991).
56. **Gumińska M.**, Zanieczyszczenia chemiczne środowiska i ich wpływ na zdrowie człowieka, w pracy zbiorowej pod redakcją J. Jaśkowskiego, Wpływ wybranych czynników fizyko-chemicznych na człowieka, str. 32-48, Gdańsk (1991).
57. **Haghighat F., de Belis L.**, Control and Regulation of Indoor Air Quality in Canada, *Indoor Environment*, No2, str. 232-240, (1993).
58. **Haghighat F., Fazio P., Unny T.E.**, A predictive stochastic model for Indoor air Quality, *Building and Environment* Vol. 23 str. 193-201, (1988).
59. **Haghighat F., Rao J.**, Computer-aided building system design - a system theoretic approach, *Energy and Building*, Vol. 17, str. 147-155, (1991).
60. **Hattis D., Silver K.**, Human Interindividual Variability- A Major Source of Uncertainty in Assessing Risks for Noncancer Health Effects, *Risk Analysis*, Vol. 14, no. 4, str 421-431, (1994).
61. **Herrlin M.K., Allard F.**, Solution for the air balance in multizone buildings, *Energy and Buildings*; no. 18; str. 159-170, (1992).
62. **Herrlin M.K.**, MOVECOMP : a multizone infiltration and ventilation simulation program, *Air Infiltration Review*, 9 (3), (1988).
63. **Hokoi S., Matsumoto M., Kagawa M.**, Stochastic models of solar radiation and outdoor temperature. *ASHRAE Transactions*, 1990 part 2, str. 245-252, (1990).
64. **Hokoi S., Niwa K., Matsumoto M.**, An analysis of stochastic properties of the cooling load in an intermittently air-conditioned building: analysis of discrete-time systems, *ASHRAE Transactions*, 1990 part 1, str. 183-189, (1990).
65. **Jakubiak B.**, Metoda generowania ciągów danych meteorologicznych o zadanych właściwościach statystycznych, *Wiadomości IMiGW*, tom XIII, Zeszyt 1-4, str. 61-71, (1990)
66. **Jędrzejewska-Ścibak T., Sowa J.**, Air Infiltration - the Significant Disturbance in Indoor Air Quality Maintenance, International Conference "Indoor Climate of Buildings. Indoor Air Quality in Central and Eastern Europe", Strbske Pleso, Słowacja, 30.09.-2.10.1992, (1992).
67. **Jędrzejewska-Ścibak T., Sowa J.**, Jakość powietrza w budynku, XL Konferencja Naukowa KILiW i KN PZiTB, Problemy Naukowo-Badawcze Budownictwa, "Budownictwo a Środowisko", Krynica '94, tom 1 str. 227-238, (1994).
68. **Jędrzejewska-Ścibak T., Sowa J.**, Wentylacja budynków mieszkalnych. Artykuł dyskusyjny *Informacja INSTAL*, No 4 (136), str. 2-4, (1995).
69. **Jędrzejewska-Ścibak T., Sowa J.**, Wentylacja budynków mieszkalnych, zagrożenie zdrowia produktami spalania. 5 Konferencja Naukowo-Techniczna „Fizyka Budowli w Teorii i Praktyce”, Łódź '95, str. 166-177, (1995).

70. **Jędrzejewska-Ścibak T., Sowa J., Zawada B. A.** Metodyka poszukiwania racjonalnych rozwiązań technicznych zapewniających wymaganą jakość powietrza wewnętrznego, *Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja*, Nr 9, (1992).
71. **Jędrzejewska-Ścibak T., Sowa J., Zawada B.A.,** Wpływ zakłóceń oraz rola symulacji w strategii zarządzania jakością powietrza wewnętrznego, Materiały pokonferencyjne „Problemy jakości powietrza wewnętrznego” 15 listopada 1991, Instytut Ogrzewnictwa i Wentylacji, str. 108-119, Warszawa, (1991).
72. **Jędrzejewska-Ścibak T., Sowa J., Zawada B.A.:** Role of Computer Simulation in Indoor Air Quality Prediction and Management, in Lester LJ, Perry R, Reynolds GL (eds.): *Quality of the Indoor Environment*, London, Selper Publications, (1992).
73. **Jędrzejewska-Ścibak T., Zawada B., Mielnicki S., Sowa J.,** Raport końcowy z realizacji zadań objętych celem nr 8 CPBR 6.4, w części dotyczącej oceny efektywności energetycznej procesów rekonstrukcji i modernizacji hala nr 4 MIFAM w Milanówku, Politechnika Warszawska Instytut Ogrzewnictwa i Wentylacji, Warszawa, (1990).
74. **Johnson B.G., Kronvall J., Lindvall T., Wallin A., Lindencrona H.W.,** Buildings and Health - Indoor climate and effective energy use. Swedish Council for Building Research, Stockholm, (1991)
75. **Jóźwiak J., Podgórski J.** Statystyka od podstaw, PWE, Warszawa, (1992).
76. **Juda J., Chróściel St.,** Ochrona Powietrza Atmosferycznego, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa, (1974).
77. **Karolak J.,** Wywiewna wentylacja mechaniczna w budynkach mieszkalnych, Praca Doktorska Politechnika Warszawska, Wydział Inżynierii Sanitarnej i Wodnej, Warszawa, (1973).
78. **Keenan R.E., Finley B.L., Price P.S.,** Exposure Assessment: Then, Now, and Quantum Leaps in the Future, *Risk Analysis*, Vol. 14 No 3 str. 225-230, (1994).
79. **Kendrick J.,** An Overview of Combined Modelling of Heat Transport and Air Movement, Technical Note AIVC no. 40, (1993).
80. **Klote J.H., Persily A.K., Walton G.N.,** Program for Analysis of Smoke Control Systems, NBSIR 80-2157, US National Bureau of Standards, Gaithersburg, MD, (1981).
81. **Klobut K., Tuomaala P.** Computer program for calculating the spread of contaminants in multi-zone buildings *Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Chemicznej i Urządzeń Ciepłych Politechniki Wrocławskiej*, Nr 61, seria Konferencje n. 12, str. 131-137. (1990).
82. **Klobut K., Tuomaala P. Siren K., Seppanen O.** Simultaneous calculation of airflows, Temperatures and contaminant concentrations in multi-zone buildings, 12th AIVC Conference, 24-27 September 1991, Ottawa, Canada, Proceedings, Vol. 3 , str. 103-123, (1991).
83. **Kronvall J.,** Air flow in building components, Report TVBH-1002, Division of Building Technology, Lund Institute of Technology, Lund, Szwecja, (1980).
84. **Kvisgaard B., Collet P.,** The User's Influence on Air Change Air change Rate and Airtightness in Buildings, ASTM STP 1076, Sherman M., ed. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp 67-77, (1990).
85. **Liddament M.W.,** Air Infiltration Calculation Techniques - An Applications Guide, AIVC Application Guide 1, (1986).
86. **Liddament M.W., Allen C.,** The validation and comparison of mathematical models of air infiltration, Technical Note AIC 11, Bracknell, (1983).

87. **Makowiecki J., Targowski L., Skorupski W.**, Zagrożenie zdrowia produktami spalania gazu ziemnego w budynkach mieszkalnych, X Zjazd Ogrzewników Polskich, Problemy Ciepłownictwa, Ogrzewnictwa, Wentylacji Klimatyzacji w Nowych Warunkach Gospodarki Rynkowej, PZiTS, Warszawa 9-10 marca 1993, str. 189-196, (1993).
88. **Makowiecki J., Targowski L., Skorupski W.**, Zagrożenie zdrowia produktami spalania gazu ziemnego w średnio wysokich budynkach mieszkalnych, *Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja*, nr 9 (282) str. 288-290 (1993).
89. **Makowiecki J.**, Zdrowotne aspekty wentylacji, *Budownictwo i Gospodarka Miejska*, no 5. str. 36-38, (1994).
90. **Marciniak A., Gregulec D., Kaczmarek J.** Numerical Procedures in Turbo Pascal for Your PC, Wydawnictwo Nakom, Poznań, (1991).
91. **McKone T.E.**, Household exposure models, Lawrence Livermore National Laboratory, (1989).
92. **Ministerstwo Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa**, Zagrożenie Środowiska Przyrodniczego w Polsce. Stan i Przeciwdziałania. Warszawa, (1991).
93. **Mizieliński B. i wsp.**, Podstawowe systemy wentylacji pożarowej w budynkach wielokondygnacyjnych, Projekt Badawczy 4 4093 9202, Politechnika Warszawska, Instytut Ogrzewnictwa i Wentylacji, (1994).
94. **Mizieliński B.**, Analiza zmiennych warunków pracy instalacji wentylacji mechanicznej nawiewnej współpracującej z siecią wentylacji wywiewnej oraz zespołem pomieszczeń, *Prace Naukowe Politechniki Warszawskiej. Budownictwo*, z.71, WPW Warszawa, (1981).
95. **Mizieliński B.**, Układ wentylacyjny i jego oddziaływanie na przepływ powietrza w zespole pomieszczeń, *Prace Naukowe Politechniki Warszawskiej, Inżynieria Sanitarna i Wodna*, z.3 str. 67-80, WPW Warszawa, (1988).
96. **Mizieliński B.**, Wpływ wentylacji mechanicznej na przepływ powietrza między pomieszczeniami, *Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja*, no9, (1977).
97. **Molhave L.**, Volatile Organic Compounds, Indoor Air Quality and Health, Proceedings of Indoor Air'90, Toronto, Canada, vol. 5, str. 15-33, (1990).
98. **Mounajed R.**, Fascicule de documentation du code calcul GAINE, CSTB, GEC No. 89-4747 (1989).
99. **Nantka M.B.**, Air flow in dwelling houses from an energy point of view (Polish experience), CLIMA 2000 vol.2 str. 139-143, Copenhagen (1985).
100. **Nantka M.B.**, Matematyczne Modele Naturalnych Procesów Wymiany Powietrza w Budynkach Mieszkalnych, *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Inżynieria Środowiska* z. 32, str. 47-77, (1990).
101. **Nantka M.B.**, Metody Pomiaru Wymiany Powietrza w Budynkach Mieszkalnych, *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Inżynieria Środowiska* z. 32, str. 27-46, (1990).
102. **Nantka M.B.**, New concepts aimed to improve the multizone model for predicting the air flows in the buildings. Proceedings of the Indoor Air'93 Conference, Helsinki, Vol.5 str.563-568, (1993)
103. **Nantka M.B.**, Problemy identyfikacji przepływów i wymiany powietrza w budynkach wielostrefowych z wentylacją naturalną, *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Inżynieria Środowiska*, z. 36, (1993).

104. **Nantka M.B.**, Simplified Methods for Calculating Air Flows and Heat Losses in Dwellings Houses, *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Inżynieria Środowiska*. z. 31, str. 87-105, (1990)
105. **Nantka M.B.**, Wpływ Dokładności Charakterystyk Aerodynamicznych Szczelin na Wiarygodność Obliczeń Wymiany Powietrza w Budynkach Mieszkalnych, *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Inżynieria Środowiska* z. 26, str. 29-46, (1985).
106. **NATO: Committee on the Challenges of Modern Society**, Pilot Study on Indoor Air Quality, Final Report, June (1994).
107. **Naugle D.F.**, Possibilities and Limitations of Indoor Environmental Risk Assessment, in NATO/CCMS and European Collaborative Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man” Report on A Joint Workshop Methods of Risk Assessment for the Indoor Environment”, Edited by Bernt Seifert, str. 53-65, Kloster Banz, 15-17 October, (1991).
108. **Nazaroff W.W. Cass G.R.** Mathematical modelling indoor aerosol dynamics, *Environmental Science Technology*, No. 23(2), (1989).
109. **Nazaroff W.W. Cass G.R.** Mathematical modelling of Chemically reactive pollutants in indoor air. *Environmental Science Technology*, No. 20(9) str. 924-934, (1986).
110. **Nowicki M.**, Strategia Ekorozwoju Polski, MOŚZNiL, Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorzcyk, Warszawa (1993).
111. **Okolowicz-Grabowska B., Panek A., Turlejski S., Zelman H., Kratiuk M., C.P.B.R.4.4-02.21** Modelowanie i Badanie Komfortu Ciepłego w Pomieszczeniach, Etap V, System Klimat, Instytut Ogrzewnictwa i Wentylacji Politechniki Warszawskiej, Warszawa, (1990).
112. **Pach J.** Chemiczne substancje w środowisku, PAN, (1990).
113. **Panek A.D.**, Modelowanie wybranych parametrów klimatu zewnętrznego w zastosowaniu do zagadnień fizyki budowli, *Prace Naukowe Politechniki Warszawskiej, Inżynieria Sanitarna i Wodna*, z. 12 str. 27-60, (1992).
114. **Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska**, Raport o Stanie Środowiska w województwie Stołecznym Warszawskim w 1992r., Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie, Warszawa (1993).
115. **Parczewski Wł.**, Materiały pomocnicze do wykładów z meteorologii i klimatologii. WPW, Warszawa, (1977).
116. **Rao J., Haghghat F.**, A procedure for Sensivity Analysis of Airflow in Multi-Zone Buildings, *Building and Environment* Vol. 28 str. 53-62, (1993).
117. **Rao J., Haghghat F.**, Wind Inducted Fluctuating Airflow in Building, Air Movement & Ventilation Control Within Building, 12th AIVC Conference, 24-27 September 1991, Ottawa, Canada, Proceedings Vol. 1, str. 111-121, (1991).
118. **Recknagel H., Sprenger E., Hönnmann W., Schramek E.R.** Ogrzewanie i Klimatyzacja. Poradnik, EWFE, Gdańsk, (1994).
119. **Reusing G., Bragg G.**, A Multi Chamber Ventilation Model with Random Parameters, *Building and Environment* Vol. 25 No. 4 str. 339-347, (1990).
120. **Rodriguez E.A., Allard F.**, Coupling COMIS airflow model with other transfer phenomena, *Energy and Buildings*; vol. 18 no. 2 str. 147-156, (1992).
121. **Rofail A.W., Kwok K.C.S.**, The Effect of Facade Features on the Wind Pressure Distribution on Buildings, Tall Buildings 2000 and Beyond, Fourth World Congress Hong-Kong, November 5-9, (1990).

122. **Roulet C.-A., Cretton P., Fritsch R., Scartezzini J.-L.**, Stochastic Model of Inhabitant Behaviour in Regard to Ventilation, IEA Annex 20, Subtask-2 Technical Report, (1991).
123. **Roulet C.-A., Cretton P., Fritsch R., Scartezzini J.-L.**, Stochastic Model of Inhabitant Behaviour in Regard to Ventilation, 12th AIVC Conference, 24-27 September 1991, Ottawa, Canada. Proceedings, Vol. 2 , str. 21-38, (1991).
124. **Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dn. 12.02.1990**, W sprawie ochrony powietrza atmosferycznego przed zanieczyszczeniem, DZ.U. RP nr 15 poz. 92, (1990).
125. **Rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Socjalnej z dn. 1.12.1989**, W sprawie najwyższych stężeń i natężeń czynników szkodliwych na stanowiskach pracy, DZ.U. RP nr 69 poz. 417, (1989).
126. **Rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Socjalnej z dn. 21.10.1991**, Zmieniające rozporządzenie w sprawie najwyższych stężeń i natężeń czynników szkodliwych na stanowiskach pracy, DZ.U. RP nr 114 poz. 495, (1991).
127. **Scartezzini J.-L., Bochud F., Ferguson M.N.**, Applying Stochastic Methods to Building Thermal Design and Control. NEFF 349 Final Report. Solar Energy and Building Physics Laboratory, Department of Architecture, Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, (1991).
128. **Scartezzini J.-L., Faist A., Lieblig T.**, Using Markovian stochastic modelling to predict energy performances and thermal comfort of passive solar systems, *Energy and Buildings*, vol. 10 str. 135-150, (1987).
129. **Scartezzini J.-L., Ferguson M.N., Bochud F.**, Compression of multi-year meteorologiczal data. Final Report. OFEN Project, EF-REN(90) 009, Solar Energy and Building Physics Laboratory, Department of Architecture, Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, (1990).
130. **Schaelin A., Dorer V., Van der Maas J., Moser A.**, Improvement of Multizone Model Predictions by Detailed flow Path Values from CFD Calculations, *ASHRAE Transactions*, 1993 Part 2, str. 709-719, (1993).
131. **Sheabaan M.A.**, Airflow and thermal Comfort Estimation in Multifamily Buildings in Hot Climate Conditions. Rozprawa Doktorska. Politechnika Warszawska, (1994).
132. **Sherman M.H.**, Superposition in Infiltration Modelling, *Indoor Air* no. 2 str. 101-114, (1992).
133. **Siren K.**, A computer program to calculate the the concentration histories and some air quality related quantities in a multichamber system. Helsinki University of Technology, Institute of Energy Engineering, (1986).
134. **Siren K.**, The Protection Ability of the Building Shell Against Sudden Outdoor Air Contamination, *Building and Environment*, vol. 28 no. 3, str. 255-269, (1993).
135. **Siurna D.L., Bragg G.M., Reusing G.L.**, Transient solutions to a stochastic model of ventilation, *Building and Environment*, no 24, str. 195-201, (1989).
136. **Siurna D.L., Bragg G.M.**, Stochastic Modelling of Room Air Diffusion, in *Ventilation '85* edited by Goodfellow H.D, str. 121-135, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam (1986).
137. **Socha L.**, Równania momentów w stochastycznych układach dynamicznych, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, (1993).
138. **Sokolowska A.**, Powietrze atmosferyczne jako jeden z podstawowych komponentów środowiska naturalnego człowieka, w pracy zbiorowej pod redakcją J. Jaśkowskiego,

- Wpływ wybranych czynników fizyko-chemicznych na człowieka, str. 32-48, Gdańsk (1991).
139. **Sosnowski K.**, Infiltracja powietrza zewnętrznego i jej wpływ na zużycie energii w halach przemysłowych o dużej kubaturze, *Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja*, nr 2 str. 42-44, (1988).
 140. **Sowa J.**, Evaluation of Linear Characteristics of Air Infiltration in Huge Single Room Buildings, *Proceedings of 2nd International Conference on Indoor Air Quality, Ventilation and Energy Conservation in Buildings*, Fariborz Haghighat ed. 9-12.05.1995, Montreal, Canada, str. 427-434, (1995).
 141. **Sowa J., Jędrzejewska-Ścibak T.**, Energetic and Environmental Aspects of Air Infiltration in Industrial Building, w: *Proceedings of The International Conference "Energy Systems and Ecology"*, Cracow, Poland, July 5-9, 1993, Vol. 2, str. 713-720 (1993).
 142. **Sowa J., Jędrzejewska-Ścibak T.**, Energetic Aspects of Air-Sealing of Industrial Building in Polish Condition", *CIB W67 (Energy Conservation in the Built Environment) Workshop on "Energy Efficiency and Ventilation"*, UMIST, Manchester, Wielka Brytania, 21-22.09.1992 (1992).
 143. **Sowa J., Jędrzejewska-Ścibak T., Zawada B. A.**, The Methodology of Computer-Aided Search for Energy Efficient Technical Solutions Guaranteeing The Acceptance of The Thermal Comfort and Indoor Air Quality, *SIENE'93. Symposium Informatique Energetique et Environment*, Bucarest. 15-17 September 1993 (1993).
 144. **Sowa J.**, Man as a Stochastic Factor in IAQ Predictions, w: "Indoor Air Quality Problems - From Science to Practice", *Wydawnictwo Instytutu Ogrzewnictwa i Wentylacji Politechniki Warszawskiej*, str. 83-88, Warszawa. (1993).
 145. **Sowa J.**, Man as a Stochastic Factor in Indoor Air Quality Predictions, *Indoor Environment* No 3.3.94 May-June 1994, str. 119-122, (1994).
 146. **Sowa J.**, Metody matematycznego modelowania jakości powietrza w pomieszczeniach. VII Międzynarodowa Konferencja Klimatyzacja i Ciepłownictwo Wrocław '95, Poszanowanie energii w ogrzewnictwie, wentylacji i klimatyzacji, 28-30 czerwca 1995, str. 445-452, (1995).
 147. **Sowa J.**, The Model of Season Energy Consumption Caused by Air Infiltration in Huge Single-room Buildings, *Building Design, Technology & Occupant Well-being in Temperate Climates International Conference*, February 17-19, 1993, Brussels, Belgium. str. 120-126, (1993).
 148. **Sparks L.E.**, Indoor Air Quality Model Version 1.0, US Environmental Protection Agency EPA-600/8-88-097a, (1988).
 149. **Sparks L.E., Jackson M., Tichenor B., White J., Dorsey J., Stieber R.**, An Integrated Approach to Research on the Impact of Sources on Indoor Air Quality, *Proceedings of Indoor Air'90*, Toronto, Kanada, vol. 4. str. 219-224, (1990).
 150. **Sparks L.E., Tichenor B., White J., Jackson M.**, Comparison of Data from an IAQ Test House with Predictions of an IAQ Computer Model, *Indoor Air 4*, str. 577-592, (1991).
 151. **Sparks L.E., Tucker W.G.**, A Computer Model for Calculating Individual Exposure Due to Indoor Air Pollution Sources, *Proceedings of Indoor Air'90*, Toronto, Canada, vol. 4, str. 213-218, (1990).
 152. **Szczechowiak E.**, Model przepływu powietrza w budynku ze zbiorczymi kanałami wywiewnej wentylacji naturalnej. *Prace Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Poznańskiej*, Wyd. Politechniki Poznańskiej, (1885).

153. **Śliwińska E.**, Promieniotwórczość naturalna w budynku a zdrowie mieszkańców, 5 Konferencja Naukowo-Techniczna „Fizyka Budowli w Teorii i Praktyce”, Łódź '95, str. 337-344, (1995)
154. **Targowski L.**, World and Polish regulations for ventilation rates and natural gas combustion products, standards, guidelines and practice. in *Indoor Air Quality Problems From Science to Practice*, Jędrzejewska-Ścibak T., Sowa J., (Eds.), str 111-120, Wydawnictwa Instytutu Ogrzewnictwa i Wentylacji PW, Warszawa, (1993).
155. **Trainor G.W. et al.**, Macromodel for Assessing Residential Concentrations of Combustion -Generated Pollutants: Model Development and Preliminary Predictions for CO, NO₂, and Respirable suspended Particles. Lawrence Berkeley Laboratory, EA-Mueller Inc. , Energetics Inc. and Brookhaven National Laboratory. LBL-25211, (1989).
156. **Tuerck R.**, WHO Air Quality Guidelines for Europe, in NATO/CCMS and EPA Pilot Study on Indoor Air Quality Report on Meeting „Managing Indoor Air Quality Risks” str. 85-93, 15-17 October. St. Michaels, (1989).
157. **Turiel I.**, Indoor Air Quality and Human Health, Stanford University Press, Stanford, USA, (1985).
158. **Van Kampen N.G.** Procesy stochastyczne w fizyce i chemii, PWN, Warszawa (1990).
159. VDI 4300 Bl.1, Massen von Innerraumluftverunreinigungen, Allgemeine Aspekte der Meßstrategie, (1993).
160. **Wadden R.A., Scheff P.A.** Indoor Air Pollution; Characterization, Prediction, Control., John Wiley & Sons. New York, (1983).
161. **Walton G.N.** Estimating Interroom Contaminant Movements, 5th International Symposium on The Use of Computers for Environmental Engineering Related to Buildings, 7-9 July, 1986, Guildhall, Bath, United Kingdom, str. 336-346, (1986).
162. **Walton G.N.**, A Computer Algorithm Estimating Infiltration and Inter-Room Air Flows. NBSIR 83-2635, US National Bureau of Standards, Gaithersburg, MD (1983).
163. **Walton G.N.**, A Computer Algorithm for Predicting Infiltration and Interroom Airflows, *ASHRAE Transactions*, Vol. 90 Part 1, (1984).
164. **Walton G.N.**, AIRNET A Computer Program for Building Airflow Network Modeling NISTIR 89-4072, US National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD (1989).
165. **Walton G.N.**, CONTAM93 - User Manual, NISTIR 5385, US National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD (1994).
166. **Walton G.N., Emmerich S.T.**, CONTAM93 A multizone Airflow and Contaminant Dispersal Model with a Graphic User Interface, *Air Infiltration Review*, vol. 16 no. 1, str. 6-8, December, (1994).
167. **Walton G.N.**, Thermal Analysis Program Reference Manual, NBSIR 83-2655, US National Bureau of Standards, Gaithersburg, MD, (1983).
168. **Weir B., Anderson G., Hayes S., Greenfield S.**, Specification of Indoor Air Model Characteristics, Proceedings of Indoor Air'90, Toronto, Canada, vol. 4, str. 231-236, (1990).
169. **WHO**, Air Quality Guidelines for Europe, WHO Regional Publications, European Series No.23, (1987).
170. **Woods J.E., Braymen D.T., Rasmusen R.W., Reynolds G.L., Montag G.M.**, Ventilation Requirements in Hospital Operatig Rooms - Part I: Control of Airberne

- Particles, in Collection of Papers from the ASHRAE Annual Meeting at Portland, Oregon, June 1986, ASHRAE, Atlanta, (1986).
171. **Wosniok W.** Dose-Response Models for Cancer-Inducing Agents, in NATO/CCMS and European Collaborative Action „Indoor Air Quality and its Impact on Man” Report on A Joint Workshop Methods of Risk Assessment for the Indoor Environment”, Edited by Bernt Seifert, str. 29-46, Kloster Banz 15-17 October, (1991).
 172. **Wouters P., de Baets D.**, Detailed statistical analysis of window use and its effect on the ventilation rate in 2400 Belgian social houses”, 7 th AIVC Conference - Occupant interaction with ventilation system, Supplement to proceedings, str.33-53, Stratford, UK, (1986).
 173. **Yocom J., McCarthy S.**, Measuring Indoor Air Quality, John Wiley & Sons , Chichester, England, (1991)
 174. **Zarządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej** w sprawie dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia wydzielanych przez materiały budowlane, urządzenia i elementy wyposażenia w pomieszczeniach, przeznaczonych na pobyt ludzi (projekt), (1995).
 175. **Zawada B.A.**, Analiza procesu użytkowania energii cieplnej w eksploatacji obiektów przemysłowych, Polska Akademia Nauk, KILiW IPPT, Warszawa (1993).

Praca Doktorska

mgr inż. Jerzego Sowy

pt. Proces migracji zanieczyszczeń powietrza w budynkach
w warunkach stochastycznych zakłóceń.

ZAŁĄCZNIKI

Z1. Wpływ zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach na zdrowie i komfort użytkowników

W pracach monograficznych zajmujących się problemem jakości powietrza wewnętrznego [52], [74], [157], [160], [173] jako zanieczyszczenia charakterystyczne uznaje się zwykle:

- Dwutlenek węgla
- Tlenek węgla
- Tlenki azotu
- Formaldehyd
- Lotne związki organiczne
- Dym papierosowy
- Pył zawieszony
- Azbest
- Radon
- Ozon
- Mikroorganizmy

Załącznik przedstawia, zebrane na podstawie badań literaturowych, informacje na temat głównych źródeł tych zanieczyszczeń w budynkach, obserwowanych stężeń w pomieszczeniach oraz wpływ tych zanieczyszczeń na zdrowie i komfort użytkowników.

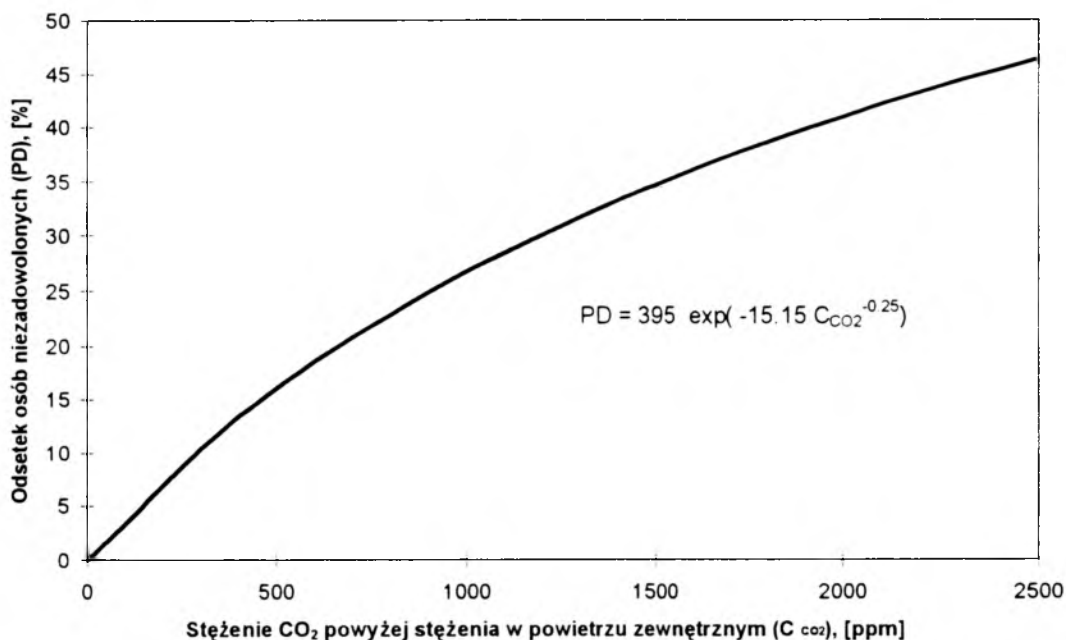
Dwutlenek węgla CO₂

Dwutlenek węgla CO₂ obecny w powietrzu jest przede wszystkim produktem tlenowego spalania związków chemicznych zawierających atomy węgla. Działalność człowieka powoduje, że udział dwutlenku węgla w powietrzu atmosferycznym systematycznie rośnie. O ile przed ok. 18 000 laty stężenie dwutlenku węgla w powietrzu atmosferycznym wynosiło ok. 220 ppm, a przed rozpoczęciem ery silnej industrializacji (ok. roku 1850) 260 ppm, to gwałtowny rozwój przemysłowy spowodował, że obecnie poziom CO₂ wzrósł do wartości 300-400 ppm grożąc pojawieniem się efektu cieplarnianego.

Jednakże w pomieszczeniach przeznaczonych do przebywania ludzi często ważniejszą rolę odgrywa sam proces metabolizmu człowieka. Dwutlenek węgla w zwiększonej ilości jest bowiem wydychany wraz z powietrzem z płuc. Ilość produkowanego CO₂ jest funkcją diety oraz aktywności człowieka. Dorosły zdrowy człowiek wykazujący aktywność reprezentatywną dla pracy biurowej wydycha ok. 200 ml/min CO₂.

W stężeniach nieznacznie przekraczających stężenia obserwowane w powietrzu zewnętrznym dwutlenek węgla nie wywołuje ujemnych efektów zdrowotnych ale odbierany jest jako czynnik

powodujący niezadowolenie użytkowników. Wrażenie to wywołane jest także innymi biozanieczyszczeniami emitowanymi przez człowieka, ale dwutlenek węgla, będąc ich dominującym składnikiem, jest bardzo często traktowany jako wskaźnik ich emisji. Rysunek Z1.1 przedstawia zależność odsetka osób oceniających negatywnie jakość powietrza, bezpośrednio po wejściu do pomieszczenia, w funkcji stężenia CO₂ traktowanego jako wskaźnik biozanieczyszczeń [38]. Warto zaznaczyć, że pierwszy, używany aż do chwili obecnej, standard dla powietrza wewnętrznego; dopuszczalny poziom CO₂ równy 1000 ppm (co odpowiada ok. 20% osób niezadowolonych wg. *Fangera*) zaproponował już w 1858 niemiecki fizjolog *Max von Pettenkofer*.



Rys Z1.1. Zależność odsetka osób oceniających negatywnie jakość powietrza, bezpośrednio po wejściu do pomieszczenia, w funkcji stężenia CO₂ traktowanego jako wskaźnik biozanieczyszczeń (stężenie CO₂ w powietrzu zewnętrznym ok. 350 ppm) [38].

Graniczna wartość stężenia CO₂, dla której zakłada się brak szkodliwego oddziaływania na człowieka jest jednak znacznie wyższa (zwykle przyjmuje się wartość 5000 ppm). Narastanie obserwowanych ujemnych efektów zdrowotnych w zależności od zwiększającego się poziomu dwutlenku węgla w powietrzu (na podstawie [118], [160]) przedstawia tablica Z1.1.

Należy podkreślić, że prawie we wszystkich przypadkach pojawiania się w pomieszczeniach podwyższonych stężeń dwutlenku węgla jest to związane z reakcjami metabolicznymi lub reakcjami spalania i w konsekwencji jednoczesnym obniżaniem się ilości tlenu cząsteczkowego. Stąd badania nad wpływem niskich stężeń tlenu w powietrzu na zdrowie ludzi oraz badania nad wysokimi koncentracjami dwutlenku węgla mogą być traktowane jako wzajemnie się uzupełniające.

Tablica Z1.1. Narastanie obserwowanych ujemnych efektów zdrowotnych w zależności od zwiększającego się poziomu dwutlenku węgla w powietrzu (na podstawie [118], [160]).

Stężenie CO ₂		Obserwowane efekty
mg/m ³	ppm	
435	220	Stężenie CO ₂ w suchym powietrzu atmosferycznym przed ok. 18000 laty (na podstawie analiz lodowców).
515	260	Stężenie CO ₂ w suchym powietrzu atmosferycznym przed okresem industrialnym tj. przed rokiem 1850.
593-791	300-400	Stężenie CO ₂ w suchym powietrzu atmosferycznym.
1997	1000	Limit CO ₂ dla pomieszczeń zaproponowany przez <i>Pettenkofera</i> . Podstawa dla większości standardów określających ilość powietrza wentylacyjnego na 1 osobę.
2965-9885	1500-5000	Wartości obserwowane w niedostatecznie wentylowanych salach konferencyjnych, klasach szkolnych, kinach. Wrażenie nieświeżego powietrza.
9885	5000	Wartość graniczna, dla której zakłada się brak szkodliwego oddziaływania na człowieka. Limit stosowany na stanowiskach pracy.
13840-19770	7000-10000	U załóg nuklearnych okrętów podwodnych obserwuje się podwyższenie minutowej objętości oddechowej oraz cykliczne zmiany w kwasowo-zasadowej równowadze krwi. Zmiany te mogą powodować zmniejszenie twardości kości na skutek uwalniania wapnia do krwi.
29655	15000	U zdrowych ludzi narażonych przez dłuższy czas na ta takie dawki obserwuje się umiarkowany stres metaboliczny.
39540	20000	U osób narażonych na takie koncentracje CO ₂ obserwuje się podwyższoną częstość oddechu i silne bóle głowy.
79080-102800	40000-52000	Stężenie CO ₂ w powietrzu wydychanym z płuc.
118620-158160	60000-80000	U osób narażonych na takie koncentracje CO ₂ obserwuje się zjawisko paraliżu.
158160-197700	80000-100000	Tak wysokie dawki prowadzą do utraty przytomności w ciągu kilku minut, przy długotrwałym wdychaniu poziom śmiertelny.

Często, szczególnie w technice wentylacyjnej i klimatyzacyjnej, podaje się strumień powietrza świeżego jaki musi być dostarczany do pomieszczenia w celu utrzymywania określonego poziomu dwutlenku węgla. W celu utrzymywania w pomieszczeniu, w którym jedynym źródłem dwutlenku węgla są ludzie wykonujący lekką pracę, stężenia CO₂ nie przekraczającego 1000 ppm należy doprowadzać do pomieszczenia 32.5 m³/h powietrza świeżego na osobę. Niezbędne ilości powietrza świeżego doprowadzanego do pomieszczenia w celu utrzymania stężenia CO₂ nie przekraczającego 0.5% obj. (5000 ppm) przypadające na 1 osobę oraz odniesione do 1 kW mocy urządzenia gazowego (wg. [17]) przedstawiono odpowiednio w tablicach Z1.2. oraz Z1.3.

Tablica Z1.2. Strumień powietrza świeżego przypadający na 1 osobę niezbędny do utrzymania w pomieszczeniu stężenia CO₂ nie przekraczającego 0.5% obj. (5000 ppm) [17].

Strumień powietrza świeżego przypadający na 1 osobę niezbędny do utrzymania w pomieszczeniu stężenia CO₂ nie przekraczającego 0.5% obj. (5000 ppm).			
Rodzaj aktywności	Metabolizm, [W]	[L/(s ·os.)]	[m ³ /(h ·os.)]
Odpoczynek	100	0.8	2.88
Lekka praca	160-320	1.3-2.6	4.68-9.36
Praca umiarkowanie ciężka	320-480	2.6-3.9	9.36-14.04
Praca ciężka	480-650	3.9-5.3	14.04-41.04
Praca bardzo ciężka	650-850	5.3-6.4	41.04-50.40

Tablica Z1.3. Strumień powietrza świeżego odniesiony do 1 kW mocy urządzenia gazowego niezbędny do utrzymania w pomieszczeniu stężenia CO₂ nie przekraczającego 0.5% obj. (5000 ppm) [17].

Strumień powietrza świeżego odniesiony do 1 kW mocy urządzenia gazowego, niezbędny do utrzymania w pomieszczeniu stężenia CO₂ ≤ 0.5% obj. (5000 ppm).		
Rodzaj paliwa gazowego	L/(s kW)	m ³ /(h kW)
Gaz ziemny	5.4	19.44
Gaz koksowniczy	5.4	19.44
Gaz płynny	6.6	23.76

Tlenek węgla CO

Tlenek węgla jest gazem o właściwościach silnie duszących. Głównym źródłem tlenu węgla w pomieszczeniach jest palenie tytoniu oraz w przypadku niedostatecznej wentylacji pomieszczenia domowe urządzenia gazowe. Do pomieszczenia przenika także CO z otoczenia. W powietrzu zewnętrznym znajduje się ok. 1 ppm CO. Na zatłoczonych ulicach poziom CO osiąga 10-20 ppm [74]. Palenie tytoniu w pokoju zwiększa stężenie CO o 5-10 ppm.

Główną przyczyną zagrożenia zdrowia ludzi tlenkiem węgla jest jego 200-250 razy większa, w porównaniu do tlenu, zdolność do łączenia się z hemoglobina w czerwonych ciałkach krwi. Skutkiem tego zjawiska może być bardzo znaczne ograniczenie zdolności hemoglobiny do transportowania tlenu w ludzkim organizmie. Organy o dużym zapotrzebowaniu tlenu jak mózg czy serce są zatem najbardziej wrażliwe na działanie tlenu węgla. Poziom karboksyhemoglobiny (COHb), wyrażany jako procent nasycenia, jest powszechnie stosowaną biochemiczną miarą ilości CO pochłoniętego przez organizm.

Związek pomiędzy ekspozycją organizmu na tlenek węgla a poziomem hemoglobiny COHb może być wyrażony za pomocą równania opartego na założeniach teoretycznych

$$\frac{d(CO)}{dt} = \dot{V}_{CO} - \frac{[COHb] \bar{p}_c(O_2)}{[O_2Hb] M} \frac{1}{\frac{1}{D_L} + \frac{(P_B - 47)}{\dot{V}_A}} + \frac{P_1(CO)}{\frac{1}{D_L} + \frac{(P_B - 47)}{\dot{V}_A}} \quad (Z1.1)$$

gdzie:

- $d(CO)/dt$ - zmiana poziomu tlenu węgla w organizmie człowieka, ml/min
- \dot{V}_{CO} - poziom endogenicznej (wewnątrzustrojowej) produkcji tlenu węgla, ml/min
- $[COHb]$ - poziom koncentracji tlenu węgla (karboksyhemoglobiny) we krwi; ml/min
- $[O_2Hb]$ - poziom oksyhemoglobiny we krwi; ml/min
- $\bar{p}_c(O_2)$ - średnie ciśnienie tlenu w kapilarach płucnych; mmHg
- M - stała *Haldene* 'a, stosunek powinowactwa hemoglobiny względem CO w odniesieniu do powinowactwa względem tlenu (dla pH 7.4 stała wynosi 200)
- D_L - zdolność dyfuzyjna płuc w odniesieniu do CO; ml/min mmHg
- P_B - ciśnienie barometryczne, mmHg
- \dot{V}_A - wskaźnik wentylacji pęcherzykowej; ml/min
- $P_1(CO)$ - ciśnienie cząstkowe CO we wdychanym powietrzu, mmHg

Coburn zaproponował przybliżone rozwiązanie równania Z1.1 w postaci

$$\frac{\alpha[COHb]_t - \beta \dot{V}_{CO} - P_1(CO)}{\alpha[COHb]_o - \beta \dot{V}_{CO} - P_1(CO)} = \exp\left(-\frac{\alpha t}{\beta V_B}\right) \quad (Z1.2)$$

gdzie:

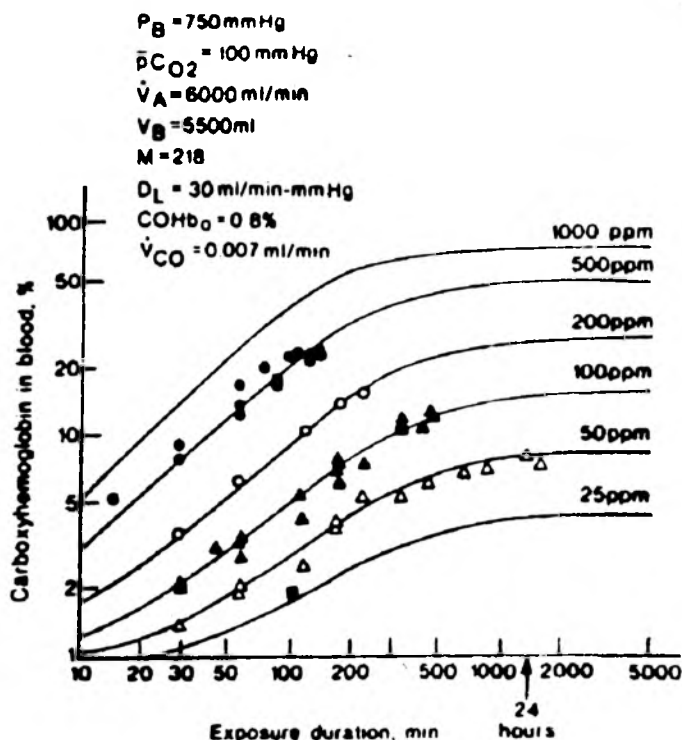
- t - czas trwania ekspozycji, min

$$\alpha = \frac{\bar{p}_c(O_2)}{M[O_2Hb]_t} \quad (Z1.3)$$

$$\beta = \frac{1}{D_L} + \frac{P_L}{\dot{V}_A} \quad (Z1.4)$$

- V_B - objętość krwi w organizmie; ml
- $[COHb]_t$ - poziom koncentracji karboksyhemoglobiny we krwi w chwili t ; ml/min
- $[COHb]_o$ - początkowy poziom koncentracji karboksyhemoglobiny we krwi; ml/min
- $[O_2Hb]_t - [O_2Hb]_o = 1.38 - [COHb]_t$; ml/ml
- P_L - ciśnienie barometryczne pomniejszone o ciśnienie cząstkowe pary wodnej w temperaturze ludzkiego ciała; mmHg

Zależność poziomu karboksyhemoglobiny we krwi (osoby w spoczynku) od stężenia tlenu węgla w powietrzu i czasu trwania ekspozycji będąca graficzną interpretacją równania Coburna przedstawia rys Z1.2. [160].



Rys. Z1.2. Zależność poziomu karboksyhemoglobiny we krwi (osoby w spoczynku) od stężenia tlenu węgla w powietrzu i czasu trwania ekspozycji (wg. równania Coburna) [160].

Tablica Z1.4. Narastanie obserwowanych ujemnych efektów zdrowotnych w zależności od zwiększającego się poziomu karboksyhemoglobiny we krwi osób niepalących [112], [138], [160].

Poziom COHb, %	Obserwowane efekty
0.4	Normalna wartość fizjologiczna dla osób niepalących.
2.5-3	Obniżona sprawność osób cierpiących na choroby układu krążenia jak dusznica bolesna i chromanie przestankowe.
4-5	Zwiększone symptomy chorobowe u funkcjonariuszy policji drogowej pracujących w korkach ulicznych (ból głowy, zmęczenie); zwiększenie deficytu tlenu u osób niepalących.
5-10	Zmiany w metabolizmie mięśnia sercowego a nawet możliwość jego uszkodzenia; statystycznie znamienne pogorszenie percepcji wzrokowej, sprawności manualnej oraz zdolności do uczenia się.
10-20	Lekkie rozszerzenie naczyń, ból głowy, duszność wysiłkowa, ucisk okolicy czołowej.
20-30	Ból głowy i pulsowanie w skroniach, uczucie zmęczenia, zawroty, wymioty,
30-40	Znaczne osłabienie, silne bóle głowy, zaburzenia orientacji, nudności, wymioty.
40-50	Przyspieszenie tętna, zaburzenia rytmu serca, znaczne przyspieszenie oddechu, sinica, uczucie lęku, osłabienie mięśni, zaburzenia świadomości.
50-60	Znaczne przyspieszenie czynności serca, nasilone zaburzenia oddechu, sinica, śpiączka.
60-70	Śpiączka, napady drgawek, zwolnienie akcji serca i oddechu, śmierć.

Tablica Z1.4. opracowana na podstawie [112], [138], [160] przedstawia narastanie obserwowanych ujemnych efektów zdrowotnych w zależności od zwiększającego się poziomu karboksyhemoglobiny we krwi osób niepalących. Poziom COHb u osób palących jest zwykle 4-6 % wyższy w porównaniu z osobami niepalącymi [160]. Należy jednak zaznaczyć, że wg. niektórych badaczy niedotlenienie jest wywołane nie tylko karboksylacją hemoglobiny ale także uszkodzeniami mioglobiny oraz oksydazy cytochromowej cytochromu [138].

Tlenki azotu

Czynnikiem sprzyjającym łączeniu się atomów tlenu i azotu w tlenki azotu jest wysoka temperatura. Stąd też w naturze tlenki azotu powstają przede wszystkim podczas pożarów oraz uderzeń piorunów. Głównymi antropogenicznymi źródłami powstawania tlenków azotu jest komunalne i przemysłowe spalanie paliw na potrzeby ciepłno-energetyczne oraz motoryzacja. W pomieszczeniach dodatkowymi źródłami tlenków azotu jest palenie papierosów oraz używanie domowych urządzeń gazowych.

Większość efektów zdrowotnych związanych z ujemnym działaniem tlenków azotu na organizm człowieka odnoszonych jest do dwutlenku azotu NO_2 . Należy jednak zaznaczyć, że formą pierwotną emisji antropogenicznej jest głównie tlenek azotu NO , później dopiero utleniający się do postaci NO_2 .

Naturalnym poziomem NO_2 w atmosferze jest $0.0005\text{-}0.010 \text{ mg/m}^3$ ($0.00025\text{-}0.005 \text{ ppm}$). Na terenach gęsto zamieszkałych stężenie średnioroczne NO_2 wynosi $0.02\text{-}0.09 \text{ mg/m}^3$ ($0.0098\text{-}0.044 \text{ ppm}$), a wartości chwilowe stężeń mogą osiągać wartość 1 mg/m^3 (0.49 ppm). W pomieszczeniach gdzie używa się domowych urządzeń gazowych stężenia NO_2 osiągają poziom kilku miligramów w metrze sześciennym.

Tlenki azotu oddziałują szkodliwie przede wszystkim na drogi oddechowe człowieka. Wnikając do komórek i powodując utlenianie powierzchniowo czynnych lipidów są przyczyną zaburzeń enzymatycznych. Obserwuje się także zmiany immunologiczne i hematologiczne oraz zmniejszenie poziomu witaminy C. Ponadto porażenie ruchu migawkowego komórek rzęskowych prowadzi do obniżenia zdolności samooczyszczenia dróg oddechowych [138]. Tablica Z1.5. przedstawia (na podstawie [32], [157], [160]) proces narastania obserwowanych reakcji organizmu w zależności od zwiększającego się stężenia NO_2 . Jakkolwiek udokumentowane szkodliwe efekty zdrowotne oddziaływania NO_2 na organizm ludzki pojawiają się dopiero przy dużych stężeniach $\sim > 100 \text{ mg/m}^3$ ($\sim > 50 \text{ ppm}$), a zmysły ludzkie reagują na dwutlenek azotu w stężeniach znacznie poniżej wartości uznawanych za szkodliwe, to należy zaznaczyć, że dwutlenkowi azotu często przypisuje się działanie osłabiające odporność organizmu na choroby zakaźne [74].

Tablica Z1.5. Narastanie obserwowanych ujemnych efektów zdrowotnych w zależności od zwiększającego się poziomu dwutlenku azotu w powietrzu (na podstawie [32], [157], [160]).

Poziom NO ₂		Obserwowane efekty
mg/m ³	ppm	
0.0005-0.001	0.00025-0.005	Poziom naturalnego tła w powietrzu atmosferycznym .
0.02-0.09	0.0098-0.044	Stężenie średnioroczne na terenach gęsto zamieszkałych.
0.23	0.12	Poziom reakcji ludzkiego węchu.
0.14-0.50	0.07-0.24	Poziom pojawiania się odwracalnej zmiany w adaptacji wzroku do ciemności.
1-10	0.49-4.9	Stężenia obserwowane w pomieszczeniach gdzie używa się domowych urządzeń gazowych.
103-300	50-150	Chroniczne choroby dróg oddechowych.
> 300	> 150	Poziom mogący powodować śmierć.

Formaldehyd

Formaldehyd (HCHO) jest substancją chemiczną używaną do produkcji syntetycznych żywic znajdujących zastosowanie głównie jako materiały adhezyjne przy produkcji płyt wiórowych, pilśniowych i laminatów. Koncentraty formaldehydo-mocznikowe stosowane są także do powlekania powierzchni, przy produkcji papieru i wytwarzaniu pianek oraz do izolacji cieplnej. Przemysł włókienniczy używa HCHO przy produkcji materiałów niemnących, ognioodpornych oraz niekurczliwych.

Źródłem emisji formaldehydu są materiały budowlane i elementy wyposażenia wnętrz, meble oraz tekstylia zawierające żywice formaldehydowe. Formaldehyd znajduje się w produktach spalania w tym także w dymie papierosowym. Jest także jednym z produktów reakcji zachodzących podczas atmosferycznego smogu fotochemicznego.

Zapach formaldehydu jest wyczuwalny przez większość ludzi na poziomie 1 ppm, ale osoby o szczególnie wrażliwym węchu mogą wyczuć obecność HCHO już przy 0.06 mg/m³ (0.05 ppm). Pierwszymi objawami ekspozycji na HCHO w zakresie 0.12-6 mg/m³ (0.1-5 ppm) jest pieczenie oczu, łzawienie oraz ogólne podrażnienie górnych dróg oddechowych. W tablicy Z1.6. przedstawiono, opracowane na podstawie licznych badań, przewidywane efekty drażniące dla populacji narażonej na działanie niskich stężeń HCHO [160].

Przy wyższych stężeniach formaldehydu zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi jest znacznie poważniejsze. Stężenia 12-24 mg/m³ (10-20 ppm) mogą wywoływać kaszel, wrażenie duszności i braku powietrza, uczucie dużego ciśnienia w głowie oraz palpację serca. Osoby szczególnie wrażliwe mogą odczuwać te symptomy już przy stężeniach <6 mg/m³ (5 ppm), a u osób chorych na astmę pojawienie się stężenia HCHO już na poziomie 0.3-6.0 mg/m³ (0.25-5.0 ppm) może wywołać atak choroby. Stężenia powyżej 60-120 mg/m³ (50-100 ppm) mogą wywołać bardzo poważne następstwa od płucnej puchliny wodnej poprzez zapalenie płuc aż

do zgonu. Narastanie obserwowanych ujemnych efektów zdrowotnych w zależności od zwiększającego się poziomu formaldehydu w powietrzu przedstawia tablica Z1.7.[34], [157].

Tablica Z1.6. Przewidywane efekty drażniące występujące w populacji narażonej na działanie niskich stężeń formaldehydu [160].

Stężenie formaldehydu		% populacji wykazujący ujemne reakcje na bodziec	Stopień podrażnienia
mg/m ³	ppm		
<0.3	<0.25	<20	1-3
0.3-0.6	0.25-0.5	20	3-5
0.6-1.8	0.5-1.5	10-20	5-7
		>30	3-5
1.8-3.6	1.5-3.0	20	7-10
		>30	5-7

Skala stopnia podrażnienia (do tablicy Z1.6.):

- 0 - brak reakcji,
- 1 - minimalne podrażnienie oczu, nosa i gardła, minimalny dyskomfort,
- 3 - lekkie podrażnienie oczu, nosa i gardła, lekki dyskomfort.
- 5 - średnie podrażnienie oczu, nosa i gardła, średni dyskomfort,
- 7 - znaczne podrażnienie oczu, nosa i gardła, dyskomfort,
- 10 - silne podrażnienie oczu, nosa i gardła, duży dyskomfort: silny odór.

Tablica Z1.7. Narastanie obserwowanych ujemnych efektów zdrowotnych w zależności od zwiększającego się poziomu formaldehydu w powietrzu, [34], [157].

Poziom HCHO		Obserwowane efekty
mg/m ³	ppm	
0.0-0.06	0.0-0.05	Brak efektów.
0.06-1.2	0.05-1.0	Poziom reakcji ludzkiego węchu.
0.06- 1.8	0.05- 1.5	Pojawienie się reakcji neurofizjologicznych. Zmiany w zapisach elektroenceleograficznych oraz zmiany w adaptacji oka do zmian jasności obrazu.
0.12-2.4	0.01-2.0	Podrażnienie oczu.
0.12-30	0.1-25	Podrażnienie górnych dróg oddechowych.
6.0-36	5.0-30.0	Chroniczne choroby dolnych dróg oddechowych.
60-120	50-100	Wodna puchlina płucna, zapalenie płuc.
>120	> 100	Poziom mogący powodować śmierć.

Lotne związki organiczne

W powietrzu pomieszczeń, w których przebywają ludzie zidentyfikowano bardzo wiele związków organicznych różnych od formaldehydu, w tym alifatyczne i aromatyczne węglowodory, węglowodory chlorowane, ketony i aldehydy. Według klasyfikacji WHO do lotnych związków organicznych zalicza się substancje organiczne posiadające temperaturę topnienia poniżej temperatury pokojowej oraz temperaturę wrzenia w zakresie 50-260 °C. Jakkolwiek część z tych związków powszechnie uważana jest za substancje kancerogenne (benzen, tetrachloroetylen) to oddziaływanie na zdrowie człowieka tych substancji nie zostało jeszcze wystarczająco dobrze zbadane i opisane. Uważa się jednak, że wielopierścienne węglowodory aromatyczne są najbardziej mutagennymi substancjami występującymi w powietrzu. Jakkolwiek wymagają one aktywacji przez utlenienie to w środowisku zawierającym tlenki azotu tworzą się z nich bezpośrednio aktywne nitro- pochodne [56].

Na podstawie syntezy badań w obiektach istniejących przyjmuje się pewne zalecenia co do całkowitego stężenia lotnych substancji organicznych w powietrzu (TVOC). Poziomy stężen TVOC (z wyłączeniem formaldehydu i substancji rakotwórczych) mierzone płomieniowym detektorem jonizacyjnym kalibrowanym względem toluenu odpowiadające obserwowanym efektom przedstawia tablica Z1.8. [97].

Tablica Z1.8. Zakresy przewidywanych efektów odpowiadających stężeniom TVOC mierzonym płomieniowym detektorem jonizacyjnym kalibrowanym względem toluenu, wg. [97].

Stężenie TVOC	Przewidywane efekty
<0.2 mg/m ³	Poziom komfortu.
0.2 - 3 mg/m ³	Poziom możliwego dyskomfortu przy obecności innych czynników.
3 - 25 mg/m ³	Poziom dyskomfortu.
> 25 mg/m ³	Obszar oddziaływania toksycznego.

Dym papierosowy

Dym papierosowy zawiera zarówno cząstki stałe (w większości cząstki respirabilne o średnicy < 1µm) jak i składniki gazowe w tym: tlenek węgla , nikotynę , dwumetylonitrosaminę, tlenki azotu, benzo- α piren, formaldehyd, acetaldehyd, fenole, naftaleny, cyjanowodór, amoniak a nawet radioaktywny polon-210 [160]. Pełna lista substancji znajdujących się w dymie papierosowym przekracza tysiąc pozycji [36].

Jakkolwiek wykazano bezsprzecznie, że palenie tytoniu jest szkodliwe dla zdrowia dla osób palących, to w odniesieniu do osób trzecich, narażonych na działanie dymu papierosowego obecnego w pomieszczeniach, nie udało się do tej pory przedstawić niepodważalnych dowodów na jego szkodliwe oddziaływanie. W bardzo dużej liczbie badań wykazano co prawda wzrost prawdopodobieństwa zachorowania przez te osoby na raka płuc, to jednak

uwzględnianie warunków socjalno-bytowych i czynników kulturowych w oszacowaniu błędów tych badań powoduje, że wykazywane różnice są na granicy znamienności statystycznej. Niepodważalne jest jednak działanie drażniące, pogarszające samopoczucie osób przebywających w pomieszczeniach wypełnionych dymem papierosowym. Pierwszymi objawami oddziaływania dymu papierosowego jest podrażnienie oczu, nosa i gardła.

Pył zawieszony

Zwykle przyjmuje się, że w skład pyłu zawieszonego wchodzi cząstki stałe oraz cząsteczki cieczy mniejsze od kilkuset mikrometrów. Definicja tego typu nie rozróżnia składu chemicznego pyłu (różne efekty zdrowotne) oraz nie precyzuje składu frakcyjnego pyłu (cząstki o wymiarach 2-5 μm charakteryzują się znacznie większym prawdopodobieństwem osadzania w płucach). Generalnie jednak można stwierdzić, że pyły wywołują silne działanie na cały organizm ludzki. Powodują niszczenie naturalnych błon ochronnych człowieka, czego objawami są stany zapalne spojówek, wysuszenie błon śluzowych nosa i gardła, zwłóknienia dróg oddechowych oraz podrażnienia i stany zapalne skóry [138].

Tablica Z1.9. Oddziaływanie pyłu zawieszonego w powietrzu na organizm człowieka na podstawie [138].

Pyły o działaniu	Pochodzenie pyłu	Efekt zdrowotny
zwłókniającym,	Pyły pochodzenia mineralnego zawierające w swym składzie krzemionkę krystaliczną SiO ₂ w postaci kwarcu lub innej odmiany krystalicznej (krysobalit, trydynid).	Cząstki krzemionki krystalicznej po wniknięciu do układu oddechowego powodują silny wzrost tkanki łącznej w płucach.
alergizującym,	Pyły pochodzenia organicznego jak pyłki bawełny, lnu, konopi, tytoniu, herbaty, zbóż, jedwabiu, sierści zwierzęcej i inne.	Po wniknięciu do układu oddechowego człowieka mogą powodować uczulenie dające objawy astmy oskrzelowej lub odczynów skórnych.
drażniącym,	Pyły nierozpuszczalnych ciał stałych jak pyły korundu, karborundu, szkła, apatytów, fosforytów, węgla kamiennego, i rudy żelaza, nie zawierające wolnej krzemionki.	Po wniknięciu do układu oddechowego pozostają w błonach śluzowych powodując nieżyty dróg oddechowych.
toksycznym,	Pyły pochodzące z różnych form syntezy chemicznej oraz aerozole pyłu siarkowego, oraz niektórych związków fluoru i ołowiu.	Pyły dostają się do organizmu człowieka wraz z wdychanym powietrzem, a posiadając zdolność do rozpuszczania się w płynach ustrojowych człowieka powodują intoksykację organizmu.
radioaktywnym	Pyły wszystkich aerozoli pyłowych zawierających pierwiastki promieniotwórcze.	Pyły wywołują efekty mutagenne.

Ze względu na ich oddziaływanie na organizm człowieka pyły można podzielić na 5 grup: pyły zwłókniające, alergizujące, drażniące, toksyczne, radioaktywne. Krótką charakterystykę ich oddziaływania na człowieka, na podstawie [138], przedstawiono w tabelicy Z1.9.

Azbest

Azbest jest nazwą używaną dla szeregu minerałów krzemianów magnezowych (krokidolit, chryzotyl, amozyt, tremolit, antofilit, aktynolit, antygoryt) charakteryzujących się budową włóknistą. Ich doskonała izolacyjność ogniowa, elektryczna oraz odporność na degradację chemiczną, w latach 40, 50 i 60 tych, stała się przyczyną ich powszechnego użytkowania w budownictwie. Azbest znajduje zastosowanie także w przemyśle chemicznym i motoryzacyjnym. Badania przeprowadzane nad szkodliwym wpływem azbestu na zdrowie człowieka spowodowały jednak, że w latach 70 tych na całym świecie zaczęto wprowadzać zakazy wykorzystywania azbestu w budownictwie.

Zagrożenie szkodliwym działaniem azbestu może nastąpić poprzez wchłonięcie go do płuc wraz w powietrzem (szczególnie włókna cieńsze), oraz poprzez podrażnienie skóry oraz śluzówki (głównie grubsze włókna). Ze względu na swą wydłużoną budowę włókna azbestowe charakteryzują się dużą zmiennością średnicy równoważnej w zależności od położenia (poprzeczne, podłużne) w strumieniu powietrza. Z punktu zagrożenia dla zdrowia człowieka, najbardziej niebezpieczne są włókna o długości powyżej 5 μm i średnicy poniżej 3 μm o stosunku długości do średnicy większym od 3:1 (typ włókien odpowiadający krokidolitowi) [19]. Wydłużony kształt powoduje, że włókna o długości nawet 50 μm są w stanie pokonać naturalne mechanizmy obronne organizmu człowieka (osadzanie się grubszych cząsteczek na powierzchni górnych dróg oddechowych a następnie ich usuwanie przy pomocy ruchów rzęskowych) i dotrzeć do pęcherzyków płucnych, co dla innych tak dużych cząstek stałych o bardziej regularnej budowie jest niespotykane. System komórek obronnych w dolnych partiach płuc (makrofagów) jest w stanie radzić sobie tylko z cząsteczkami, które w naturalny sposób mogą dotrzeć do pęcherzyków płucnych. Włókna dłuższe od 4-5 μm osadzają się zatem w płucach na stałe. W dłuższym okresie czasu (zwykle około 30 lat) może to prowadzić do raka płuc [74].

Włókna azbestowe w dużych stężeniach charakteryzują się także silnym działaniem zwłókniającym, powodującym zmniejszanie się pojemności płuc i w efekcie wpływającym na działanie tego organu. Częstą odpowiedzią organizmu na wysokie stężenia włókien azbestowych jest także ostre zapalenie opłucnej.

W płucach można zaobserwować także duże ilości włókien drobnych o średnicach mniejszych od 1 μm . W przypadkach dużych ilości takich włókien, gdy makrofagi nie są w stanie ich wszystkich usunąć, można to rzutować na układ immunologiczny [74].

Radon

W łańcuchach promieniotwórczego rozpadu uranu-238 (do stabilnego ołowiu-206) oraz toru-232 (do stabilnego ołowiu-208), pośród różnych pierwiastków promieniotwórczych, występuje jeden bardzo ważny z punktu widzenia zanieczyszczeń powietrza - radon. W przeciwieństwie do innych pierwiastków będących metalami jest on gazem i z tego powodu ma możliwość przenikania do budynków i następnie migracji w ich wnętrzach.

Izotop radonu produkowany w łańcuchu rozpadu promieniotwórczego toru, radon-220 charakteryzuje się jednak bardzo krótkim czasem połowicznego rozpadu $t_{1/2} = 54.5$ s co powoduje, że udział tego izotopu w ogólnym poziomie zagrożenia radonem jest pomijalny. Czas połowicznego rozpadu radonu-222 występującego w łańcuchu rozpadu promieniotwórczego uranu-238 wynosi 3.82 dnia, co jest czasem wystarczającym aby gaz mógł przeniknąć z podłoża oraz z materiałów budowlanych do pomieszczenia.

Radon-222 jest gazem szlachetnym trudno wchodzącym w reakcje chemiczne. Ulegając rozpadowi emituje cząstki α , a produkty jego rozpadu emitują także cząstki β oraz γ . Emisja radonu-222 będącego produktem rozpadu radu (Ra-226) o czasie połowicznego rozpadu wynoszącym 1600 lat jest praktycznie stała.

Głównym źródłem radonu w budynkach jest gaz przedostający się z gleby poprzez piwnice do pomieszczeń. Efekt ten w rejonach występowania niektórych mineralów (granity, łupki przywęglowe, skały magmowe) szczególnie gdy występują dodatkowo deformacje tektoniczne (obsunięcia geologiczne, uskoki, szczeliny) może być dość znaczny [74], [153]. Dodatkowym źródłem radonu mogą być materiały budowlane wytwarzane ze składników o podwyższonej radioaktywności.

Dla populacji mieszkańców Szwecji równoważna dawka promieniowania pochodząca od obecności radonu w pomieszczeniach wynosi 34000 [osoba Sv/rok] co stanowi 67% całkowitej dawki promieniowania jonizującego jakiemu poddany jest statystyczny Szwed [74].

Badania epidemiologiczne przeprowadzane w kopalniach uranu oraz w zwykłych kopalniach lecz w specyficznych formacjach geologicznych wykazały, że radon może być bardzo poważną przyczyną powstawania raka płuc [160]. Obserwacje te zostały potwierdzone w badaniach laboratoryjnych na zwierzętach. Badania laboratoryjne wykazały także, że radon powoduje powstawanie mutacji chromosomów w limfocytach. U mieszkańców budynków o podwyższonym poziomie radonu obserwowano aberracje w chromosomach limfocytów peryferyjnych potwierdzające badania laboratoryjne [153].

Należy jednocześnie podkreślić, że doza promieniowania z pochłoniętego radonu jest relatywnie niska w porównaniu z dozą od produktów jego rozpadu emitujących cząstki α Polonu-218 i Polonu-214 [31]. Izotopy te w odróżnieniu od radonu są aktywnymi chemicznie

jonami łączącymi się z innymi zanieczyszczeniami powietrza i mogącymi dłużej zalegać w drogach oddechowych człowieka [153].

Tablica Z1.10. Schemat promieniotwórczego rozpadu radonu Rn-222 oraz jego pochodnych (pominięto nieistotne gałęzie rozpadu od Po-218 oraz Po-214) [31].

Izotop	Czas połowicznego rozpadu	Stała zaniku (h^{-1})	Energia (MeV)		
			Alfa	Beta	Gamma
²²² Rn (Rn) ↓ α	3.823 dnia	$7.55 \cdot 10^{-3}$	5.49 (100%)	-	0.51 (0.07%)
²¹⁸ Po (RaA) ↓ α	3.11 min	13.6	6.00 (100%)	-	-
²¹⁴ Pb (RaB) ↓ β, γ	26.8 min	1.55	-	0.65 (50%) 0.71 (40%) 0.98 (6%)	0.295 (19%) 0.352 (36%)
²¹⁴ Bi (RaC) ↓ β, γ	19.7 min	2.11	5.45 (0.012%) 5.51 (0.008%)	1.0 (23%) 1.51 (40%) 3.26 (19%)	0.609 (47%) 1.12 (17%) 1.76 (17%)
²¹⁴ Po (RaC') ↓ α	164 μs	$1.52 \cdot 10^7$	7.69 (100%)	-	-

Ozon

Głównym źródłem ozonu w powietrzu zewnętrznym są reakcje oddziaływania promieni słonecznych na tlenki azotu oraz węglowodory. Źródłami ozonu w budynkach są ponadto kopiarki, drukarki laserowe, urządzenia wyposażone w elektrostatyczne filtry powietrza oraz różnego typu jonizatory powietrza [33].

Ozon wykazuje właściwości drażniące układ oddechowy człowieka, a szczególnie komórki nabłonków oskrzeli i śródbronki pęcherzyków płucnych. Krótkotrwała ekspozycja na bardzo wysokie dawki może powodować ostre choroby płuc. Stężenia, o wartości kilkunastu mg/m^3 powodują toksyczny obrzęk płuc, krwotok i śmierć. Niższe koncentracje ($>0.5 mg/m^3$) mogą powodować zwiększoną wrażliwość na infekcje oraz pogorszoną sprawność płuc. Wraz ze zwiększającym się stężeniem obserwuje się kolejno: zwyrodnienie, zluszczenie i zniszczenie komórek śródbronki oskrzeli [138].

Przewlekłe narażenie nawet na niskie stężenie ozonu powoduje nieodwracalne zmiany w płucach w postaci rozedmy, niedodmy, ogniskowej martwicy, odoskrzelowego zapalenia płuc oraz zwłóknienia miąższu płucnego. Przyjmuje się, że ozon utleniając składniki komórek zmienia ich metabolizm i przez to działa toksycznie. W licznych pracach opisano szereg różnych zaburzeń enzymatycznych, metabolicznych i morfologicznych [138].

Mikroorganizmy

W powietrzu pomieszczeń mogą znajdować się także cząsteczki czynne biologicznie: pyłki roślin, zarodniki grzybów, bakterie, wirusy, roztocza itp. Ich obecność związana jest zwykle z występowaniem w powietrzu innych cząstek stałych lub kropelek cieczy. Obecność mikroorganizmów w powietrzu charakteryzuje się określając wskaźniki: TVP (total viable particles) oraz CFP (colony forming particles) [160]. Trzeba zaznaczyć, że powyższe wskaźniki określane na drodze pomiarowej charakteryzują w zasadzie aktywność bakterii nie uwzględniając wirusów i pyłków, a często wyłączając nawet zarodniki grzybów.

Badania przeprowadzane w szkołach, szpitalach, i budynkach mieszkalnych wskazują, że zwykle w powietrzu otaczającym człowieka znajduje się 20-700 CFP/m³ co nie powoduje ujemnych efektów zdrowotnych [160]. W specyficznych przypadkach może dochodzić do bardzo gwałtownego rozwoju mikroorganizmów, które następnie rozprzestrzeniają się w formie bioaerozolu.

Raporty badawcze podają wiele przypadków ujemnych reakcji ludzi na obecność mikroorganizmów w powietrzu. Opisane przypadki można usystematyzować w pięć głównych grup [37]:

- zapalenie błony śluzowej nosa z objawami kataru siennego, takimi jak: przekrwienie śluzówki, wydzielina nosowa, kichanie, zapalenie spojówek i łzawienie,
- astma z objawami takimi jak: zadyszka, ucisk w klatce piersiowej oraz skrócony oddech,
- gorączka z objawami takimi jak: podwyższona temperatura, dreszcze, bóle mięśniowe ale bez wyraźnych objawów w układzie oddechowym,
- alergiczne stany zapalne pęcherzyków płucnych (zapalenia płuc u osób nadwrażliwych) z długimi podobnymi do zapalenia płuc okresami gorączki, kaszlem, uciskiem w klatce piersiowej i naciekami w płucach lub rozwojem chronicznego kaszlu, skróceniem oddechu, i naciekami w płucach,
- stany zapalne skóry.

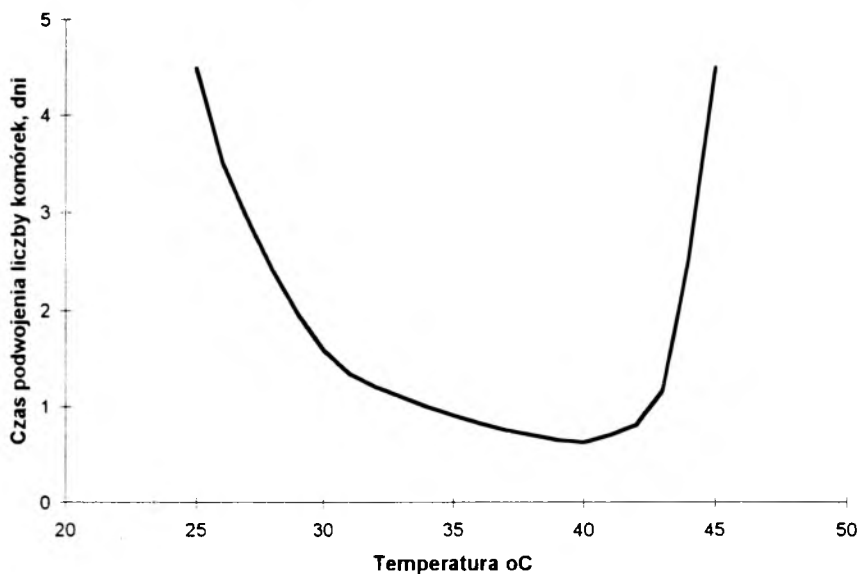
W ostatnich latach szczególnie zainteresowanie wywołała rozwijająca się w wodzie Gram-ujemna bakteria *legionella*, która została zidentyfikowana jako przyczyna dwu rodzajów chorób. Chorobą poważniejszą w skutkach, jako że nie leczona może doprowadzić do zgonu, jest forma zapalenia płuc. Drugą chorobą jest forma grypopodobnej gorączki zwanej gorączką *Pontiac*. W latach 1980-1992 w Wielkiej Brytanii zaobserwowano 2347 przypadków chorób wywołanych *legionellą* [18].

Zidentyfikowany łańcuch powstawania infekcji wymaga:

- rozwoju bakterii w sprzyjających warunkach wodnych (patrz Rys. Z1.3.),
- rozpylenia bakteriologicznie zanieczyszczonej wody w powietrzu,

- inhalacji drobnoziarnistego aerozolu przez człowieka (cząstki poniżej 10 μm stanowią największe zagrożenie).

Należy jednak zaznaczyć, że tylko ok. 2% populacji narażonej w ten sposób zapada na choroby. Głównymi ośrodkami rozwoju *legionelli* są elementy instalacji klimatyzacyjnych, a zwłaszcza skraplacze natryskowo wyparne i wieże chłodnicze wody obiegowej.



Rys. Z1.3. Czas podwajania się liczby komórek *legionelli* (dni) w wodzie wodociągowej w zależności od temperatury [18].

Z2. Dopuszczalne wartości stężeń charakterystycznych zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach.

Załącznik przedstawia informacje na temat dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń charakterystycznych dla powietrza w pomieszczeniach. Analogicznie jak dla rozdziału 2.3. oraz załącznika Z1, jako zanieczyszczenia charakterystyczne uznano: dwutlenek węgla, tlenek węgla, tlenki azotu, formaldehyd, lotne związki organiczne, dym papierosowy, pył zawieszony, azbest, radon, ozon oraz mikroorganizmy. Należy zaznaczyć, że dla niektórych z powyżej wymienionych zanieczyszczeń (dym papierosowy, mikroorganizmy) brak jest standardów lub zaleceń określających dopuszczalne stężenia, a dla lotnych związków organicznych dostępne są jedynie standardy dla poszczególnych substancji chemicznych tworzących tę grupę. Brak jest uregulowań określających całkowite stężenie tych związków. Ze względu na bardzo małą ilość dostępnych informacji w zestawieniu nie uwzględniono zalecanych wartości stężeń zanieczyszczeń wynikających z synergicznego oddziaływania związków pomiędzy sobą (wyjątek stanowią mogą zalecane wartości stężeń odnoszące się do połączonego działania dwutlenku siarki oraz cząsteczek pyłu rekomendowane przez WHO [169]).

Zestawienie dopuszczalnych stężeń dla wybranych zanieczyszczeń powietrza z podaniem czasu uśredniania na podstawie [57], [106], [124], [125], [116], [159], [174], przedstawia tablica Z2.1. Przy nazwach związków chemicznych wprowadzono dodatkowe symbole: w przypadku związku o udowodnionym epidemiologicznie działaniu rakotwórczym -R lub podejrzanym działaniu rakotwórczym -R?, a dla związków wchłaniających się przez skórę -S. Ze względu na bardzo małą ilość uregulowań dotyczących powietrza w pomieszczeniach mieszkalnych oraz nieprodukcyjnych stanowisk pracy w zestawieniu zaprezentowano także dopuszczalne wartości dla stanowisk pracy oraz powietrza zewnętrznego, co sprawia, że wartości dopuszczalnych stężeń proponowanych w różnych aktach prawnych różnią się niekiedy bardzo znacznie. Ponadto zalecane wartości dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń mogą być ustanawiane w oparciu o różne kryteria ich szkodliwości. WHO systematyzuje te kryteria w sposób następujący [169]:

- efekty kancerogenne,
- efekty inne niż kancerogenne
 - efekty toksykologiczne,
 - reakcje ludzkich zmysłów (podrażnienie),
 - efekty ekologiczne.

W zestawieniu uwzględniono standardy i zalecenia ustanowione zarówno przez organizacje międzynarodowe jak i agendy rządowe, stowarzyszenia naukowe i techniczne:

ŚWIAT:

EPA	United States Environmental Protection Agency,
WHO	World Health Organization,
ASHRAE	American Society of Heating Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc.,
CANADA	Health and Welfare Canada,
OSHA	United States Occupational Safety and Health Administration,
NIOSH	United States National Institute for Occupational Safety and Health,
ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists,
NIEMCY	Vereins Deutscher Ingenieure (VDI) oraz DIN

POLSKA:

MPiPS	Minister Pracy i Polityki Socjalnej,
MZiOS	Minister Zdrowia i Opieki Społecznej,
MOŚZNiL	Minister Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa,

Tablica Z2.1. Zestawienie dopuszczalnych stężeń dla wybranych zanieczyszczeń powietrza na podstawie [57], [106], [124], [125], [116], [159], [174].

Zanieczyszczenie	Czas uśredniania	EPA	WHO	ASHRAE	CANADA	OSHA	NIOSH	ACGIH	NIEMCY	POLSKA		
										MPIPS	MZIOS*	MOSZNIL
I	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Dwutlenek węgla [mg/m ³]	ciągła			1800	6300	18000	18000	9000		9000		
	długotrwała			1800		54000	54000	54000		27000		
	10 h											
	8 h											
Tlenek węgla [mg/m ³]	30 min											
	15 min											
	10 min											
	roczna								10			0.12
Tlenki azotu [mg/m ³]	24 h								10			1.0
	8 h		10		12.6	40	40	57	10		3 / 6	
	1 h		30		28.6				10			
	30 min		60						50			5.0
Formaldehyd R? [mg/m ³]	15 min		100									
	długotrwała				0.1							
	roczna		0.1									0.05
	24 h		0.15							5		0.15
Formaldehyd R? [mg/m ³]	8 h		0.4		0.48			5.6	0.1			
	1 h									10		0.5
	30 min							9.4	0.3			
	15 min					1.8	1.8					
Formaldehyd R? [mg/m ³]	roczna											0.0038
	24 h											0.02
	8 h					0.9	0.12	1.2		0.5	0.05 / 0.1	
	30 min		0.1					2.5		1.0		0.05
15 min												
maksymalna						2.5						

Tablica Z2.1. c.d.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Inne lotne związki organiczne: Benzen R,S [mg/m ³]	roczna		*									
	24 h											
	8 h					3.1	0.32	32.0		10.0	0.01/0.02	0.0025
	30 min						3.2			40.0		0.010
Dichlorobenzen [mg/m ³]	maksymalna											
	8 h					450		451		20	0.03/0.05	
	15 min					675		661		300		
	maksymalna											
Etylobenzen [mg/m ³]	24 h											
	8 h					435		434		100	0.1/0.15	
	30 min									350		
	15 min					545		543				
Ksylen S [mg/m ³]	roczna											0.016
	24 h										0.01/0.015	0.1
	8 h					435	434	434		100		0.3
	30 min									350		
	15 min					655		651				
10 min						868						

Tablica Z2.1. c.d.

I	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Styren R? [mg/m ³]	24 h		0.8				213	213		50	0.02/0.03	
	10 h					215						
	8 h						426	426		200		0.02
	30 min		0.07			425						
	15 min						426					

Toluen S [mg/m ³]	maksymalna											0.05
	roczna											
	24 h		7.5			375	375	377		100	0.01/0.15	0.2
	8 h											
	30 min			1.0		560	750	565		350		0.3

Trójchloroetylen R? [mg/m ³]	roczna											0.06
	24 h			1.0							0.05/0.1	0.15
	10 h						134					
	8 h					270		269		50		
	30 min					1080		1070		400		0.4

Dym papierosowy R												

Tablica Z2.1. c.d.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Pył zawieszony $d \leq 2.5 \mu\text{m}$ [mg/m^3]	długotrwała					0.04						
	8 h 1 h					0.1	5			Patrz tablica Z2.2.		
Radon R [pCi/l]	roczna	4	2.7	41	21.6							
Ozon [mg/m^3]	ciągła			0.1								0.15
	8 h		0.1-0.2			0.2				0.1	0.1	
	1 h	0.235		0.235	0.24				0.12	0.6		
	30 min 15 min					0.6		0.2				
Mikroorganizmy												

Uwagi:

*) Projekt Zarządzenia Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej w sprawie dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia wydzielanych przez materiały budowlane, urządzenia i elementy wyposażenia w pomieszczeniach, przeznaczonych na pobyt ludzi wprowadza dwie kategorie pomieszczeń:

- A. pomieszczenia przeznaczone na pobyt ludzi : pomieszczenia mieszkalne, pomieszczenia zamieszkania zbiorowego, pomieszczenia w zakładach opieki zdrowotnej i obiektach sportowo-rekreacyjnych z wyłączeniem w nich pomieszczeń sanitarnych, laboratoryjnych i technicznych.
- B. pozostałe pomieszczenia przeznaczone na stały pobyt ludzi w budynkach użyteczności publicznej określanych w odrębnych przepisach szczególnych, a także kuchnie w mieszkaniach oraz pokoje dziennego pobytu połączone bezpośrednio z kuchnią.

W tabeli podano wartości A/B.

Tablica Z2.2. Zestawienie dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń pyłowych na stanowiskach pracy wg. [125], [126].

Lp.	Nazwa czynnika szkodliwego dla zdrowia	NDS		Uwagi
		mg/m ³	włókna w cm ³	
1	Pyły zawierające wolną (krystaliczną) krzemionkę powyżej 50%:	2.0	-	
	- pył całkowity	0.3	-	
	- pył respirabilny*			
2	Pyły zawierające wolną (krystaliczną) krzemionkę od 2% do 50%:	4.0	-	
	- pył całkowity	1.0	-	
	- pył respirabilny*			
3	Pyły zawierające azbest:			
	a) pyły zawierające azbest i inne materiały włókniste, z wyjątkiem krokidolitu i antygorytu włóknistego			
	- pył całkowity	1.0	-	R
	- włókna o długości powyżej 5 µm	-	0.5	R
	b) pyły zawierające krokidolit i antygoryt włóknisty			
	- pył całkowity	0.5	-	R
- włókna o długości powyżej 5 µm	-	0.2	R	
4	Pyły grafitu:			
	a) pyły grafitu naturalnego			
	- pył całkowity	4.0	-	
	- pył respirabilny*	1.0	-	
	b) pyły grafitu syntetycznego			
- pył całkowity	6.0	-		
5	Inne nietrujące pyły przemysłowe - w tym wolną (krystaliczną) krzemionkę poniżej 2% - pył całkowity	10.0	-	
6	Pyły organiczne pochodzenia zwierzęcego i roślinnego			
	a) zawierające wolną krzemionkę powyżej 10%			
	- pył całkowity	2.0	-	
	- pył respirabilny*	1.0	-	
	b) zawierające wolną krzemionkę od 2% do 10%			
	- pył całkowity	4.0	-	
	- pył respirabilny*	1.0	-	
	c) zawierające wolną krzemionkę poniżej 2%			
	- pył całkowity	6.0	-	
7	Pyły talku i talku zawierającego włókna mineralne (w tym azbest):			
	talk nie zawierający włókien mineralnych (w tym azbestu):			
	- pył całkowity	4.0	-	
	- pył respirabilny*	1.0	-	
	talk zawierający włókna mineralne (w tym azbest):			
	- pył całkowity	1.0	-	R
	- włókna o długości powyżej 5 µm	-	0.5	R
8	Pyły sztucznych włókien mineralnych:			
	- pył całkowity	4.0	-	
	- włókna respirabilne **	-	2	

Tablica Z2.2.

9	Pyły cementów portlandzkiego i hutniczego:			
	– pył całkowity	6.0	-	
	– pył respirabilny*	2.0	-	
10	Pyły apatytów o fosforytów zawierające wolną krystaliczną krzemionkę poniżej 2%:			
	– pył całkowity	6.0	-	
	– pył respirabilny*	2.0	-	
	Pyły apatytów o fosforytów zawierające wolną krystaliczną krzemionkę powyżej 2%:			
	– pył całkowity	4.0	-	
	– pył respirabilny*	1.0	-	
11	Pyły sadzy technicznej***			
	– pył całkowity	4.0	-	
12	Pyły węgla kamiennego i brunatnego:			
	a) zawierające wolną krystaliczną krzemionkę powyżej 50%:			
	– pył całkowity	1.0	-	
	– pył respirabilny*	0.3	-	
	b) zawierające wolną krystaliczną krzemionkę powyżej 10% do 50%:			
	– pył całkowity	2.0	-	
	– pył respirabilny*	1.0	-	
	c) zawierające wolną krystaliczną krzemionkę powyżej 2% do 10%:			
	– pył całkowity	4.0	-	
	– pył respirabilny*	2.0	-	
d) zawierające wolną krystaliczną krzemionkę poniżej 2%:				
– pył całkowity	10.0	-		

R oznacza pył o udowodnionym epidemiologicznie działaniu rakotwórczym.

*) pył respirabilny - zbiór cząstek przechodzących przez selektor wstępny o charakterystyce przepuszczalności według wymiarów cząstek opisanej logarytmiczno-normalną funkcją prawdopodobieństwa ze średnią wartością średnicy aerodynamicznej $3.5 \pm 0.3 \mu\text{m}$ i z geometrycznym odchyleniem standardowym 1.5 ± 0.1 .

**) włókna respirabilne - włókna o długości powyżej $5 \mu\text{m}$ i o stosunku długości do średnicy powyżej 3 do 1.

***) określa sadzę techniczną nie zawierającą więcej benzo(α)pirenu niż 35 mg w 1 kg sadzy.



BIBLIOTEKA GŁÓWNA

Politechniki Warszawskiej

B.023077/01



400000000257143

**BG Maga:
Podstawc**