

INSTYTUT HISTORII ARCHITEKTURY, SZTUKI I TECHNIKI
POLITECHNIKI WROCŁAWSKIEJ

JADWIGA BRZUCHOWSKA

MODEL SYMULACYJNY KONFLIKTÓW
MIĘDZY FORMAMI ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO
ZE SZCZEGÓLNYM UWZGLĘDNIENIEM
KONFLIKTÓW O CHARAKTERZE EKOLOGICZNYM

PRACA DOKTORSKA

PROMOTOR:

PROF. DR HAB. TADEUSZ ZIPSER

WROCŁAW * 1988

SPIS TREŚCI

Wstęp.	3
1. Przyczyny konfliktów. Określenie zakresu zainteresowań.	5
2. Wybór modelu.	7
2.1. Cel pracy.	7
2.2. Poszukiwania kształtu modelu.	8
2.3. Charakterystyka modelu ORION.	13
2.4. Zasady adaptacji modelu ORION do rozwiązywania konfliktów.	15
3. Rozwiązania szczegółowe.	20
3.1. Budowa submodelu "środowisko".	20
3.1.1. Zakres pojęcia "środowisko".	20
3.1.2. Ogólne zasady budowy modelu "środowisko".	20
3.1.3. Konkretyzacja modelu w kontekście złożonych celów modelowania konfliktów.	23
3.2. Formalizacja modelu.	26
3.3. Zasady określania predyspozycji aktywności i kosztów konfliktów.	30
3.4. Możliwości oceny stanu środowiska w kategoriach kosztów.	34
3.5. Propozycje rozwiązań różnych typów konfliktów.	36
4. Modelowanie sytuacji konfliktowych wywołanych przez emisję zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego.	38
4.1. Cel i założenia modelu rozsyłu zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym wynikające z charakteru modelu ORION.	38
4.2. Rodzaje zanieczyszczeń atmosfery.	39
4.3. Mierniki stopnia skażenia i oceny stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego.	41
4.4. Modele matematyczne rozptyłu zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym.	44
4.4.1. Modele matematyczne stosowane w praktyce obliczania wpływu emisji na stan zanieczyszczenia atmosfery.	44

4.4.2. Zasady obliczania stężenia zanieczyszczenia w punkcie.	45
4.4.3. Rozszerzona wersja wzoru na stężenie zanieczyszczenia w punkcie.	47
4.4.4. Obliczanie stężenia średniorocznego zanieczyszczeń gazowych pochodzących od licznych emitorów.	49
4.4.5. Obliczanie opadu pyłu.	51
4.4.6. Obliczanie stężeń zanieczyszczeń dla liniowych i powierzchniowych źródeł emisji.	53
4.4.7. Inne zastosowania modeli dyfuzji atmosferycznej.	54
4.5. Zasady adaptacji matematycznych modeli rozptyłu zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym do potrzeb modelu ORION.	55
4.5.1. Postać wyników.	55
4.5.2. Zasady określania parametrów dla obliczeń stanu zanieczyszczeń.	55
4.5.3. Tryb przeprowadzania obliczeń.	57
4.5.4. Koncepcja "sieci".	61
4.5.5. Rozkład stężeń bezwymiarowych.	61
4.5.6. Powierzchniowe i punktowe źródła emisji.	65
4.5.7. Wpływ sposobu odwzorowania przestrzeni na precyzję modelowania stanu zanieczyszczeń.	71
4.6. Dane do obliczeń.	79
4.6.1. Parametry meteorologiczne.	79
4.6.2. Aerodynamiczna szorstkość terenu.	79
4.6.3. Współrzędne potencjalnych emitorów.	79
4.6.4. Parametry emisji.	80
4.6.5. Tło zanieczyszczeń.	82
4.6.6. Tabele.	83
4.7. Koszty zmian wywołanych przez zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego - w ocenie aktywności i środowiska	86
5. Podsumowanie.	88
Bibliografia.	89

Wstęp.

"Podwójne wyzwanie postawione przed ludzkością przez środowisko i przez rozwój gospodarczy oferuje nam również podwójną okazję: takiego kształtowania ludzkiej działalności gospodarczej i społecznej, aby harmonizowały one jak nigdy dotychczas, z wymogami określonymi przez przyrodę i aby jednocześnie zapewnić, by przyroda służyła potrzebom wszystkich ludzi."

U Thant

"Nie da się władać przyrodą nie będąc jej postusznym."

Bacon

Od czasu I Raportu Klubu Rzymskiego problem zagrożenia, które sobie i światu stwarza człowiek poprzez nieodpowiedzialne gospodarowanie, stał się przedmiotem licznych rozważań i apeli. Masowość tych publikacji spowodowała "zużycie się" tematu. Moda minęła, jednak problem nadal zasługuje na najwyższą uwagę.

Optymizmem napawa fakt, że katastroficzne wizje i popularyzatorskie uproszczenia ustępują stopniowo miejsca opracowaniom fachowym, a także poważniejszym refleksjom wskazującym źródła powstających konfliktów - postawy ludzi wobec świata. Papież Jan Paweł II, w licznych wypowiedziach, piętnuje egoizm, brak odpowiedzialności i uszanowania immanentnej celowości stworzenia. Stwierdza, że żadne pokolenie, czy naród, nie może sobie przywłaszczać, czy roztrwaniać zasobów naturalnych. Podkreśla różnicę między eksploatacją natury a "rozumnym i szlachetnym panowaniem nad nią". Do podobnych konkluzji dochodzą filozofowie i moraliści wychodzący z najróżniejszych założeń. W książce ucznia Heidegera, Georga Pichta, "Odwaga utopii"¹ - znajdziemy to samo wołanie o zmianę postaw życiowych, o międzynarodową i międzypokoleniową sprawiedliwość. Picht

¹ Picht G., 1981.

posuwa się dalej. Opierając się na fundamentalnym dla niego poczuciu odpowiedzialności, wychodząc z rzetelnej analizy zagrożenia świata, logicznie dowodzi konieczności zniesienia granic i podporządkowania ludzkości grupie ekspertów, rządzącej zgodnie z "ogólnoświatową racjonalnością".

Utopistów i reformatorów świata jest więcej. Jedni pragną zmienić zasady korzystania z dóbr natury przez społeczeństwa², inni postulują dezurbanizację i ograniczenie produkcji³. Generalne wnioski są podobne. Przetrwanie ludzkości wymaga zmiany mentalności ludzi, ich sposobu życia i myślenia.

W większości znaczących wypowiedzi na temat zagrożenia środowiska, zarówno moralistów, jak i praktyków, powtarza się też inny apel, którym inspirowa się niniejsza praca: apel o budowę racjonalnych, obiektywnych narzędzi, pozwalających na rozumne gospodarowanie zgodne z logiką przyrody.

² Saint Marc Ph., 1979.

³ Roszak Th., 1982.

1. Przyczyny konfliktów. Określenie zakresu zainteresowań.

Lektura opracowań problemowych z zakresu gospodarki przestrzennej w dziedzinie konfliktów, interpretacji ich przyczyn i sposobów rozwiązania, przynosi obraz dość różnorodny. Nie jest to jednak wynik sprzeczności, raczej - rozległości tematu i wielorakości jego aspektów.

Syntetyczne opracowania teoretyczne dopatrują się źródeł sytuacji konfliktowych głównie w obiektywnie uwarunkowanych czynnikach.

J. Kołodziejcki (1982, s.18), jako takie, wymienia:

- zróżnicowane przestrzennie środowiska geograficzne (których zasoby często ograniczają możliwości lokalizacji funkcji);
- wzrost złożoności struktur przestrzennych powodujący coraz większe trudności w uzyskaniu lokalizacji zgodnych z walorami przestrzeni;
- naturalne sprzeczności między racjonalnością ogólnospołeczną i niespójnymi racjonalnościami cząstkowymi.

J. Grocholska (1983, s.122) zwraca uwagę na drugie, obok konkurencji o teren, źródło konfliktów, którym jest przekraczanie barier ekologicznych.

We wspomnianych zjawiskach ujawniają się negatywne skutki charakteryzujących naszą epokę: wzrostu tempa i złożoności rozwoju oraz zmiany skali działalności człowieka.

Inaczej rozkładają się akcenty w serii diagnoz i ocen stanu gospodarki przestrzeni i zasobami przyrody⁴. Te wnikliwe i obszerne analizy jako główne przyczyny konfliktów wskazują najróżniejsze błędy systemu funkcjonowania gospodarki.

Nie oznacza to jednak sprzeczności wymienionych dwóch podejść. Łączy je jedna nić przewodnia: J. Kołodziejcki

⁴ Czechowicz B., 1974, Duczkowska-Małysz K., 1982, Grzesiak M., 1984, Jankowska-Kłapkowska A., 1986, Kassenberg A., Marek M.J., 1986, Kassenber A., Rolewicz Cz., 1985, Kleczkowski A., 1984, Kozłowski S., 1984/a,b,c, Leszczyński K., 1978, Lipka K., 1984, Nowicki M., 1984, Pietraszewski W., 1982, Prandecka B., 1983, Różycka W., 1984, Szczepanowska B., 1974, Szczęsny T., 1974, i inni).

(1982, s.20) wskazuje na konieczność wypracowania kryteriów racjonalności kompleksowej i metod rachunku społeczno - ekonomicznego jako skwantyfikowanych narzędzi ich wdrożenia, w nurcie diagnostycznym znajdujemy te same postulaty, jednakże w formie bardziej konkretnej, realnej, niejako "zanurzone w rzeczywistości". Opinie na temat stanu gospodarki przestrzennej demaskują takie źródła niemożności określenia i realizowania wspomnianej racjonalności, jak:

- nieuwzględnianie wartości zasobów naturalnych,
- brak w kalkulacji inwestycji pełnej analizy wpływu na środowisko i na inne formy zagospodarowania,
- niedostosowywanie się do siedliska,
- nieuwzględnianie biotycznej funkcji elementów środowiska,
- niewykorzystywanie naturalnych, biologicznych mechanizmów samoregulacji i regeneracji,
- brak koncepcji wyceny "nieprodukcyjnych" wartości środowiska,
- niedostatecznie opracowany program ochrony środowiska.

Opracowania te wskazują również na takie realne przyczyny konfliktów, które nie są związane z logiką procesu planowania przestrzennego (np. marnotrawstwo i brak gospodarności w stosunku do zasobów naturalnych, niedbalstwo realizatorów inwestycji, odstępstwa od założonej technologii oczyszczania czy nieskuteczne egzekwowanie decyzji planu). Wymienione zagadnienia nie wchodzą w zakres poniższej pracy. Nie są również jej przedmiotem sytuacje, w których górę nad wewnętrzną logiką gospodarki biorą argumenty z innych dziedzin - ideologii czy polityki.

W polu zainteresowań poniższej pracy leżą konflikty form zagospodarowania przestrzennego między sobą lub ze środowiskiem naturalnym (w skrócie zwane odąd konfliktami) będące rezultatem decyzji lokalizacyjnych, zarówno w kontekście wspomnianych obiektywnych prawidłowości, jak i realnych uwarunkowań.

2. Wybór modelu.

2.1. Cel pracy.

W diagnozach stanu gospodarki i środowiska naturalnego w Polsce, ocenach metodologii planowania, przeglądach planów zagospodarowania przestrzennego miast, regionów i kraju, jak też w teoretycznych rozważaniach dotyczących konfliktów, najczęściej postulowane rozwiązania z zakresu metodologii planowania to:

- całościowe, systemowe gospodarowanie przestrzenią oparte na uwarunkowaniach przyrodniczych ⁵,
- budowa modeli teoretycznych, które, zarówno jako narzędzie w procesie planowania, jak i argument w procesie decyzyjnym, służyłyby racjonalnemu organizowaniu i wykorzystywaniu przestrzeni geograficznej i jej zasobów na potrzeby człowieka ⁶.

Niniejsza praca jest próbą odpowiedzi na te dwa postulaty. Jej celem jest budowa przydatnej w planowaniu przestrzennym metody rozwiązywania konfliktów nie na zasadzie interwencji, ale dążenia do optymalnego kształtowania i wykorzystywania przestrzeni i podporządkowania sprzecznych ze sobą racjonalności podmiotowych - określonej na jasnych zasadach racjonalności kompleksowej.

Należy podkreślić, że idzie nie o zbudowanie uniwersalnego modelu rzeczywistości, ale o określenie zasad odwzorowania tej rzeczywistości w sposób służący celom planowania przestrzennego. Dane, parametry i programy nie są

⁵ Andrzejewski R., 1980, ss.11-12, 1986, s.113, Bochniarz Z., Kassenberg A., 1985, ss.69,71,74, Kassenberg A., 1986, s.76, Kassenberg A., Rolewicz Cz., 1985, s.17 i 19, Kozłowski S., 1984/a, s.163-164, Leszczycki S., 1978, s.207-208, Madejski L., 1973, S.52, Majdecki L., 1974, s.2, Styrna-Bartkiewiczowa K., Szafer T.P., 1977, s.40-41, Różycka W. 1984, s.135 i inni.

⁶ Bochniarz Z., Kassenberg A., 1985, ss.74,77, Grocholska J., 1983, s.120, Kołodziejki, J., 1982, s.34, Leszczycki S., 1977, ss.173,572,581,588, Mesarović M., Pestel E., 1977, ss.77,172, Secomski K., 1983, s.17 i inni.

wbudowane w modelu na stałe, ponieważ są one zależne od skali i przedmiotu opracowywanego planu, od stanu wiedzy i, przede wszystkim, od kryteriów wspomnianej "racjonalności kompleksowej". Kryteria zaś są, i z natury rzeczy muszą być, zmienne, ale powinny być jasno określone. Wymuszenie jasno sprecyzowanych założeń jest jedną z zalet stosowania metod o logicznej konstrukcji.

"Zbliżanie się" do rzeczywistości, zapisywanie w kategoriach modelu różnorodnych przesłanek lokalizacyjnych, posługiwanie się konkretnymi wielkościami, sprawdzanie formy dostępnych materiałów - ma służyć korekcie i urealnieniu metody oraz kontroli jej praktycznej stosowalności. Tym też jest podyktowany zmienny stopień szczegółowości opracowania różnych fragmentów modelu.

2.2. Poszukiwania kształtu modelu.

Budowa prawidłowo określonego modelu wynika głównie z celu, jaki model ma realizować⁷. W przypadku modelu planowania analiza obejmuje dwa systemy: przedmiotu planu i procesu planowania. Właściwości modelu będą więc zależne od celu istnienia i specyfiki systemu planowanego oraz od strategii, formy, zadań i sposobu wykorzystywania systemu planowania.

Rozpatrując najistotniejsze cechy obu w/w systemów, szczególną uwagę należy zwrócić na te problemy, sprostanie którym w tradycyjnym planowaniu przestrzennym staje się coraz bardziej uciążliwe.

Główne postulaty, które znalazły się już w deklaracji celu pracy, dotyczą zarówno rozszerzenia zakresu przedmiotu planu, jak i porządkowania metodologii planowania. Zakres przedmiotu planu zostaje zmieniony poprzez konieczność objęcia analizą systemową środowiska przyrodniczego, które dotychczas było traktowane jako otoczenie systemu zagospodarowania przestrzennego i kontrolowane tylko w kategoriach wejściowo-wyjściowych. Zmiany metodologii

⁷ Latour S., Szymski A., 1982, s.63.

planowania są związane z potrzebą zapewnienia spójności i kompleksowości procesu planowania, ścisłego i przejrzystego określenia kryteriów optymalizacji oraz sformułowania logicznych i opartych na rachunku ekonomicznym zasad porównywalności różnych kategorii przesłanek lokalizacyjnych.

W zakresie zjawisk kształtujących strukturę planowanego systemu zagospodarowania przestrzennego na podkreślenie zasługuje wielość i złożoność kryteriów lokalizacyjnych. Uwzględnienie coraz większej intensywności, spójności funkcjonalnej, skomplikowania technologicznego i złożoności powstających współcześnie struktur przestrzennych - na które zwraca uwagę J.Kołodziejski (1982, s.11) - wymaga nowych narzędzi i technik obliczeniowych.

Zasadniczo zmienia się rozumienie zadań planowania przestrzennego. Wg J.Regulskiego⁸ planowanie polega na tworzeniu przesłanek do podejmowania decyzji. Bezpośrednim zadaniem planu jest kształtowanie świadomości ośrodków podejmujących decyzję oraz odbiorców planu - przez dostarczanie im odpowiednich informacji. J.Regulski zaleca również posługiwanie się w toku kształtowania planu "technikami stosującymi algorytmy, a służącymi albo do opracowywania prognoz, albo tworzenia podstaw do podejmowania decyzji"⁹. Zakończeniem cyklu opracowywania planu jest dla niego "podjęcie pewnego zespołu decyzji dotyczących przyszłego kształtu systemu osadniczego, który powinien być możliwie zbliżony do rozwiązania optymalnego"¹⁰, ale planowanie obejmuje też opracowanie różnorodnych innych danych, np. prognozy zachowań systemu będącego przedmiotem planu lub stanu jego otoczenia. "Prognozy związane bezpośrednio ze zjawiskami będącymi przedmiotem planu muszą być w odpowiedni sposób zdezagregowane", w tym większym stopniu, "im dana dziedzina jest bliższa zainteresowaniom i gestii dysponenta danego działania"¹¹. "Planista musi więc

⁸ Regulski J., 1974, ss.23-24, 1981, s.92.

⁹ Regulski J., 1981, s.95.

¹⁰ Tamże.

posiadać zbiór prognoz elementarnych, które służyć mu będą jako prognozy pomocnicze"¹².

W. Pietraszewski pisze¹³: "planowanie przestrzenne nie powinno być projektem przyszłego stanu regionu, a jedynie studium możliwości rozmieszczenia różnych aktywności, wykorzystania zasobów oraz wynikających stąd wymagań co do przyszłego zagospodarowania; nie może być zatem jednowariantowe, a jego specyfiką powinno być wypowiadanie się zdaniami warunkowymi "jeżeli"... "to"...", oraz "plan zagospodarowania przestrzennego powinien być (...) podstawą negocjowania warunków lokalizacji i sposobu korzystania z warunków miejscowych, plan powinien też być ilustracją tych warunków, nie dosłowną, lecz pokazującą, co będzie na pewno, a co może się zdażyć z określonym prawdopodobieństwem".

Wiele z postulowanych wyżej cech systemu planowania przestrzennego jest wymienianych w literaturze jako niezbędne z punktu widzenia rozwiązywania konfliktów.

M.in. zwraca się uwagę na potrzebę przedstawiania w planie takich informacji, jak zapis obustronnych zależności między środowiskiem a zagospodarowaniem przestrzennym¹⁴.

Szczególnie podkreślane są zalety ujęcia skwantyfikowanego, pozwalającego na ilościowe wycenianie przyczyn i skutków¹⁵, umożliwiającego porównywanie wariantów¹⁶, i tą drogą dostarczającego podstaw do podejmowania decyzji¹⁷.

Na koniec należałoby podkreślić istotne braki tradycyjnego planowania wynikające z nieznaności przyszłego stanu, zarówno systemu rzeczywistego, który plan

¹¹ Regulski J., 1974, s.95 i 96.

¹² Tamże.

¹³ Pietraszewski W., 1982, ss.203-204.

¹⁴ Bochniarz Z., Kassenberg A., 1985, s.67, Grocholska J., 1983, s.119, Kassenberg A., Rolewicz Cz., 1985, s.16, Pietraszewski W., 1982, s.204, Zastawniak B., Wójcik R., Szopa M., 1987, ss.14,62.

¹⁵ Kassenberg A., Rolewicz Cz., 1985, s.16.

¹⁶ Grocholska J., 1983, s.120.

¹⁷ Leszczycki S., 1977, s.572.

ma optymalizować, jak i jego otoczenia. Klasyczna metoda opracowywania planu¹⁸ buduje obraz odległej nieraz przyszłości wychodząc z analizy terenu i programu zagospodarowania, traktowanych jako stałe. Nie uwzględnia, tym samym, niepewności prognoz okoliczności¹⁹ oraz przyszłych potrzeb użytkowników systemu osiedleńczego, warunkujących tegoż systemu strukturę. Tymczasem, system planowania powinien umożliwiać nie tylko zmiany danych i parametrów. Powinien być także otwarty na zmiany strukturalne wywołane przez pojawienie się nowych jakościowo zjawisk. Co więcej, w miarę możliwości powinien również móc ewoluować adaptując nowe technologie (nowe metody, sprzęt komputerowy)²⁰.

Konieczność opierania decyzji realizacyjnych na aktualnych informacjach zmienia charakter planowania. Musi się ono stać procesem ciągłym, występującym w zależności od potrzeb - a nie tylko, jak dotychczas, w ściśle wyznaczonych terminach²¹.

Właściwym rozwiązaniem wydaje się szersze oparcie na komputerowych systemach wspomagania procesu podejmowania decyzji²². Systemy te pozwalają na zgodne z potrzebami wykorzystywanie wciąż aktualizowanych banków danych²³ i modeli, w zakresie odpowiednim dla podejmowanych decyzji. Dzięki programom dialogowym z systemu mogą korzystać nie tylko specjaliści z dziedziny komputerów. Jednocześnie

¹⁸ Regulski J., 1981, ss.98-99.

¹⁹ Pod pojęciem "okoliczności" należy rozumieć te czynniki, na które dysponent nie ma wpływu, a które wpływają na jego działanie (Regulski J., 1981, ss.21-22).

²⁰ Waśniowski R., 1983, s.47.

²¹ Waśniowski R., 1983, s.141.

²² "System wspomagania procesu podejmowania decyzji jest zespołem środków techniczno-organizacyjnych, mających na celu doskonalenie efektywności, precyzji i szybkości wszystkich funkcji, które muszą być realizowane przez menadżerów na poziomie planowania strategicznego i taktycznego" (Waśniowski R., 1983, s.45).

²³ "Przez bazę danych rozumie się zwykle rodzinę zbiorów danych przeznaczoną do odnajdowania danych, a przez bank danych bazę danych wraz z procedurami zakładania, aktualizacji i wyszukiwania danych" (Waśniowski R., 1983, s.50).

spełnione byłyby wielokrotnie powtarzane postulaty budowy banku informacji - jako drogi do oparcia planowania na bogatej waloryzacji terenu²⁴, tworzenia mechanizmów wykorzystywania wyników opracowań²⁵ i poprawiania ich dostępności, umożliwienia ciągłej aktualizacji danych²⁶, ułatwienia ich zapisu, przekazywania i przetwarzania²⁷, a także zmniejszenia niepewności co do przyszłych możliwych warunków działalności poprzez oparcie się na wynikach różnych badań prognostycznych²⁸. Coraz częściej podejmowane są próby odpowiedzi na te postulaty - w odniesieniu do zagadnień szczegółowych²⁹.

Wiele z opracowanych metod i zgromadzonych danych mogłoby być wykorzystywanych w ramach systemu wspomagania procesu podejmowania decyzji. Dotyczy to również wielu używanych modeli symulacyjnych, optymalizacyjnych, decyzyjnych czy innych metod pomocniczych. Możliwość takiej adaptacji powinna być uwzględniana przy budowaniu baz danych lub modeli i procedur.

Wyżej wymienione przesłanki zdecydowały o wyborze modelu ORION jako tego, którego idea i zasady konstrukcji w szczególny sposób predestynują do adaptacji na potrzeby niniejszej pracy.

²⁴ Kassenberg A., Rolewicz Cz., 1986, ss.78-79 i 82.

²⁵ Kozłowski S., 1986, s.189, Różycka W., 1984, s.136.

²⁶ Regulski J., 1974, s.170.

²⁷ Malisz B., 1981, s.165, Leszczycki S., 1974, s.57.

²⁸ Waśniowski R., 1983, ss.41-42.

²⁹ Np. dostosowane do numerycznego przetwarzania tabelaryczne ujęcia danych o środowisku wprowadzone przez Z.Stalę (1978) lub R.Truszkowską i R.Tokarskiego (1977), stanowiący podstawę lokalnego banku informacji zapis kodowy treści map przez J.Tokarskiego (1979), komputerowa baza danych systemu oceny wpływu energetyki na środowisko przyrodnicze w makroskali (Truszkowska R., 1986), systemy zbierania, gromadzenia i przetwarzania danych o emisji i jej zmianach (Nowicki M., Jaworski W., Janota Bzowski J., 1986) a także o stanie zanieczyszczenia atmosfery (Perliński Z., 1986), czy system informacyjny "Ochrony środowiska przed ujemnymi wpływami energetyki" (Domański E., Bogdan G., 1986).

2.3. Charakterystyka modelu ORION³⁰.

Jest to model symulacyjno-decyzyjny wspomagający proces planowania zagospodarowania przestrzennego miast, aglomeracji i regionów dzięki możliwości odzwierciedlania złożonych i powiązanych ze sobą przesłanek lokalizacyjnych.

Proces lokalizacji jest w modelu ORION reprezentowany w postaci rozmieszczania kategorii funkcji zwanych aktywnościami w terenie podzielonym na rejony obliczeniowe. Podział funkcji na aktywności zależy od specyfiki i skali opracowywanego planu oraz dostępnych danych. Każda aktywność jest wszechstronnie charakteryzowana, głównie w zakresie wymagań, powiązań funkcjonalnych i uciążliwości.

Rozmieszczanie aktywności odbywa się na zasadzie kompromisu między różnymi przesłankami lokalizacyjnymi. Zarówno przesłanki jak i zasady dochodzenia do kompromisu są jasno określone.

Trzy kategorie przesłanek lokalizacyjnych: przydatność terenu dla lokalizacji poszczególnych aktywności, szeroko rozumiana dostępność komunikacyjna i uciążliwość jednych aktywności dla drugich, są w modelu odzwierciedlone w postaci procedur: predyspozycji, kontaktów i konfliktów.

Struktura systemu zagospodarowania przestrzennego jest budowana drogą optymalizowania rozmieszczenia aktywności w kolejnych iteracjach. Rozmieszczenie początkowe jest zależne tylko od stanu istniejącego zagospodarowania i predyspozycji terenu (ewentualnie również od preferencji planisty). Korekty rozmieszczenia w procesie planowania biorą pod uwagę skomplikowane interakcje przestrzenne między elementami systemu. Każda iteracja ma dwie fazy: symulacji³¹ i głosowania. Symulowanie kontaktów pozwala na waloryzację terenu z punktu widzenia dostępności innych aktywności.

³⁰ Model stworzony przez T. Zipsera, udoskonalany i testowany na wielu przykładach przez autora i zespół. Szczegółowe opisy m.in. w pracach: Zipser T., 1975, 1976, 1981, 1985, Zipser T., Sławski J., 1988, Ossowicz T., 1986.

³¹ Symulacja komputerowa zastępuje tu trudny do zbudowania model matematyczny tworząc model badanych zjawisk w sposób pośredni.

Efekt jest charakterystyka "pola" działania sił wzajemnego przyciągania się aktywności, przyciągania, które jest skutkiem ich powiązań ze sobą poprzez przepływy ludzi, towarów, energii i informacji. Symulowanie konfliktów w podobny sposób służy przewidywaniu uciążliwości jednych funkcji dla drugich lub dla środowiska. "Głosowanie" na podstawie wysymulowanego obrazu koryguje rozmieszczenie aktywności. Obserwacja przebiegu symulacji i głosowania pozwala na zidentyfikowanie czynników "odpowiedzialnych za stan".

Możliwości interpretacji obliczeń wzbogaca dokumentowanie prognoz pomocniczych o różnym stopniu agregacji. Obserwacja licznych wskaźników pozwala na ocenę zarówno całego planu, jak i konkretnych lokalizacji pod kątem poszczególnych kryteriów (np. dostępności, niszczenia walorów środowiska, niezgodności lokalizacji z cechami terenu). Dane te są przydatne przy porównywaniu różnych wariantów planu, a także w fazie dalszego opracowywania projektu, np. przy przechodzeniu od abstrakcyjnych aktywności do konkretnych form zagospodarowania różniących się uciążliwością, intensywnością wykorzystywania terenu itp.

Modelowanie przeprowadza się dla określonego kompletu danych: zestawu aktywności, ich charakterystyk i powiązań, wielkości programu do zlokalizowania, istniejącego zagospodarowania, zakodowanych informacji o terenie. Przygotowanie danych stanowi najbardziej uciążliwą część pracy, są one jednak, przy minimalnych zmianach, wielokrotnie później wykorzystywane w modelowaniach wariantowych (np. dla różnych rozmieszczeń początkowych odbijających preferencje planisty, różniących się programów zagospodarowania lub zależnych od przyjętej technologii kilku wersji uciążliwości aktywności).

Model mógłby być zastosowany do modelowania interaktywnego³², pozwalającego na gromadzenie informacji dotyczących możliwych konsekwencji podejmowanych decyzji.

³² Szerszą charakterystykę modelowania interaktywnego zamieszcza R. Waśniowski (1983, s. 35).

Przede wszystkim jednak cechy modelu wyraźnie wskazują na możliwość wykorzystania go w planowaniu ciągłym, przeprowadzanym wg potrzeb w zmieniających się warunkach otoczenia.

Model ORION ma elastyczną strukturę, pozwalającą na rozszerzanie go i uszczegółowianie. Zmiany te mogą dotyczyć zarówno zupełnie nowych mechanizmów, jak też procedur przygotowanych koncepcyjnie, ale dotychczas nie uruchamianych (np. submodelu warstwy zmian strukturalnych) oraz dalszego opracowywania lub formułowania wariantów procedur już działających (np. predyspozycji).

Stosunkowo najmniej opracowaną częścią modelu jest procedura konfliktów.

2.4. Zasady adaptacji modelu ORION do rozwiązywania konfliktów.

Proponowany sposób rozwiązywania konfliktów opiera się na kilku obserwacjach.

Aktywność nie jest konfliktowa sama przez się. Staje się taka z punktu widzenia odbiorcy: czy to środowiska, którego walory niszczy, czy to innych aktywności, dla których jest uciążliwa lub którym odbiera teren dla nich przydatny.

Potrzebna jest więc symulacja negatywnych skutków lokalizacji aktywności, która pozwoli ocenić rzeczywiste rozmiary konfliktu.

Na przykład: wielkość strat spowodowanych przez zanieczyszczenie atmosfery dwutlenkiem siarki zależy nie tyle od emisji, co od stężenia SO_2 w miejscach rozmieszczenia funkcji wrażliwych. Na podstawie znajomości cech terenu oraz lokalizacji emitorów można wspomniane stężenie oszacować drogą symulacji rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń.

Należy zwrócić uwagę na podwójną rolę środowiska: jest nie tylko "odbiorcą" zakłóceń, ale też ich "nośnikiem".

Uzależnienie rozptyłu przestrzennego zanieczyszczeń od właściwości terenu można reprezentować w modelu w postaci abstrakcyjnej "sieci", analogicznie do rozptyłu w sieci (np.

drogowej, kolejowej, energetycznej, wodnej) kontaktów. Jednakże, o ile w procedurze kontaktów symulacja obejmowała tylko implikacje przestrzenne, to konflikty należy rozważać również w kontekście konsekwencji ekologicznych.

Ilustrując to tym samym przykładem:

Zanieczyszczenia powietrza, w licznych przepływach o charakterze fizycznym, chemicznym i biologicznym, znajdują się w wodach powierzchniowych, i podziemnych, glebie, roślinach, organizmach zwierzęcych i na powierzchni przedmiotów wywołując różnorakie zmiany:

- zdrowotności ludzi i wszelkich organizmów żywych,
- produktywności upraw,
- korozji i zużycia materiałów,
- składu gatunkowego, a w skrajnym przypadku - stabilności ekosystemu

i wiele innych.

Na wielkość tych zmian ma istotny wpływ stan środowiska. Zależnie m.in. od składu gatunkowego biotopu, określającego jego tolerancję w stosunku do skażenia atmosfery, i od wartości tłowej zanieczyszczenia, taki sam przyrost stężenia SO_2 może powodować różne konsekwencje, aż po lawinowo postępującą degradację wszystkich elementów ekosystemu.

Stan elementów środowiska, wpływający na zakres danego konfliktu, zależy też często od działania innych bodźców zakłócających. I tak - dla przykładowego dwutlenku siarki - skażenie powietrza pyłami, tlenkami azotu i węglowodorami, podobnie, jak względnie naturalne czynniki prędkości wiatru, wilgotności i nasłonecznienia, mogą wywołać pojawienie się wtórnej uciążliwości w postaci "kwaśnych deszczy" i smogu³³. Czy też, żeby posłużyć się innym przykładem, nadmierny pobór wody lub wywołany przez zrzut wód pochłodniczych wzrost temperatury wód powierzchniowych może, zmieniając warunki samooczyszczania odprowadzanych ścieków organicznych, spowodować nadmierne zużycie tlenu, a w konsekwencji śmierć większości organizmów żywych ekosystemu wodnego³⁴.

³³ Juda J., Chróściel S., 1980, ss.37-43.

³⁴ Engelhardt W., 1975, s.507.

Podstawą do oceny rzeczywistych skutków lokalizacji aktywności uciążliwej powinien być wektor zmian stanu elementów środowiska otrzymany drogą symulacji wszelkich, zarówno pierwotnych, jak i wtórnych, oddziaływań tej uciążliwości.

Dotychczasowe rozważania dotyczyły modelowania części fizycznej systemu będącego przedmiotem planu, części, pozbawionej charakteru wartościującego. System planowania zawiera również, mniej lub bardziej wyróżnioną, warstwę normatywną. Rozwiązywanie sytuacji konfliktowych wymaga szczególnie jasnego określenia kryteriów ocen. Dopiero zgodne z przyjętą hierarchią wartości znaczenie przypisane różnym stanom elementów badanego systemu, lub zmianom tych stanów, pozwoli na podjęcie stosownych decyzji planistycznych.

Podmiotami oceniającymi mogą być zarówno aktywności, jak i modelowy reprezentant interesów ochrony walorów środowiska³⁵. Ich oceny dotyczą kosztów, spowodowanych przez zmiany przydatności terenów dla lokalizacji (z punktu widzenia aktywności ten teren zajmujących lub o niego się starających) oraz zniszczeń walorów środowiska i zasobów naturalnych.

Użycie kategorii kosztów (w rozumieniu dosłownym lub przenośnym), daje szansę na osiągnięcie porównywalności znaczenia konfliktów między sobą - a także z innymi przesłankami lokalizacyjnymi - i zbudowanie, w miejsce ocen wielokryterialnych, jednej funkcji celu (którą stanowiłaby minimalizacja kosztu społecznego).

Nowoproponowana procedura konfliktów miałaby więc przebieg następujący:

W każdej iteracji, dla rozkładu przestrzennego aktywności będących źródłem bodźców zakłócających, następuje symulacja różnorodnych skutków ich działania, której wyniki są ujęte w postaci wektora zmian stanu środowiska w rejonie. Reakcja

³⁵ W pierwszej wersji ORION-a tego rodzaju reprezentantem był tzw. "moderator zwrotny" (Zipser T., 1981).

jest funkcją znaczenia przypisanego tym zmianom przez istniejących lub potencjalnych użytkowników terenu, lub przez samo środowisko naturalne. Reakcja ta oznacza korektę rozmieszczenia 'poprzez zmianę predyspozycji'³⁶ zarówno aktywności wrażliwych (dzięki symulacji zmian wartości ich lokalizacji), jak i aktywności uciążliwych (poprzez obciążenie ich lokalizacji kosztami wywołanych przez nią zakłóceń).

Z punktu widzenia adaptacji modelu ORION największe znaczenie ma rozszerzenie zakresu przedmiotu planu.

Kryteria wyodrębnienia fragmentu rzeczywistości jako systemu zależą od celu analizy systemowej³⁷. Model ORION w planowaniu struktury miasta nacisk kładł na powiązania funkcjonalne między aktywnościami - dla modelowania których wystarczał rozkład przestrzenny aktywności i kształt sieci. Analiza systemowa ograniczała się więc do zagospodarowania. Oceny walorów własnych terenu traktowane były jako stałe. Środowisko należało do otoczenia badanego systemu, w związku z czym nie było modelowane. Rozwiązywanie konfliktów wymaga objęcia analizą systemową również środowiska³⁸. System "środowisko" odgrywa podwójną rolę. Jest swoistym "operatorem funkcji" konfliktów (generowanych i odbieranych przez system zagospodarowania). Jednocześnie stan różnych jego elementów również podlega ocenie.

W porównaniu z klasyczną wersją modelu ORION, zmienia się hierarchia celów. Większy nacisk kładzie się na optymalne wykorzystanie walorów terenu. Bez zmian, natomiast, pozostaje zakres decyzji planistycznych, które dotyczą tylko elementów systemu zagospodarowania. Ograniczenie się do zagadnień lokalizacji aktywności wynika m.in. z możliwości operacyjnych modelu.

Struktura systemu będącego przedmiotem planu powinna

³⁶ W modelu ORION przez predyspozycję (aktywności i w rejonie j) rozumie się ocenę przydatności rejonu j dla lokalizacji w nim aktywności i.

³⁷ Regulski J., 1974, s.14.

³⁸ Przez środowisko należy rozumieć oprócz środowiska przyrodniczego także elementy antropogenne.

pozwalając na ilościowe wiązanie źródeł naruszenia z przekształceniami środowiska oraz na korzystanie podczas całego procesu planowania z aktualnej, bogatej waloryzacji terenu. Obraz stanu tego systemu - w formie możliwie przejrzystej i zrozumiałej dla potencjalnych użytkowników metody - może być dostępny na tych samych zasadach (choć w szerszym zakresie), jak w klasycznej wersji modelu ORION³⁰. Postulat jaknajwiększej zrozumiałości danych - wywołany przez dążenie do umożliwienia szerokiej interpretacji wyników, w tym także interpretacji prognoz zdezagregowanych, - odnosi się nie tylko do modelowania części fizycznej systemu, ale też zasad wartościowania w procesie planowania. Stosowane dotychczas w modelu ORION oceny predyspozycji i konfliktów, wobec zwiększenia zakresu modelowanych zjawisk, okazują się niewystarczające. Są to oceny zagregowane, łatwe do manipulowania, ale zbyt abstrakcyjne. Wskazane byłoby, przy zachowaniu otwartości modelu na zmiany kryteriów ocen, powiązanie ich z wartościami rzeczywistymi i oparcie na rachunku ekonomicznym.

Reasumując, adaptacja modelu ORION do rozwiązywania konfliktów będzie wymagać opracowania:

- struktury systemu środowiska,
- zasad konstruowania normatywnej części modelu, a w szczególności sposobu oceniania predyspozycji rejonu dla lokalizacji w nim poszczególnych aktywności i wielkości reakcji aktywności w sytuacjach konfliktowych,
- procedur dla symulowania różnych rodzajów konfliktów.

³⁰ Zipser T., 1975, 1981.

3. Rozwiązania szczegółowe.

3.1. Budowa submodelu "środowisko".

3.1.1. Zakres pojęcia "środowisko".

Jak już wspomniano, przedmiotem rozważań nie jest wyłącznie "środowisko naturalne". Pojęcie to staje się coraz bardziej umowne, jako że w tzw. środowiskach naturalnych trudno nawet wyróżnić wielokrotne wpływy elementów naturalnych i antropogennych⁴⁰. Zakres pojęciowy używanego dalej określenia "środowisko" najbliższy będzie "środowiska geograficznego" (przyrodniczo-antropogenicznego) takiego, jak je definiuje S. Leszczycki⁴¹. Istotne jest jednak, że środowisko geograficzne, nawet o dużym udziale elementów antropogenicznych, podlega prawom ekologii i powinno być rozpatrywane w kategoriach ekosystemu.

3.1.2. Ogólne zasady budowy modelu "środowisko".

Systemy ekologiczne są tzw. systemami "miękkimi", słabo ustrukturalizowanymi⁴². Ich podstawowe cechy to złożoność i niepewność. Złożoność jest związana z wielką liczbą aspektów systemu, ich powiązaniem i różnorodnością dróg opisu. Zależnie od sposobu opisu to samo zjawisko może być rozpatrywane jako element, relacja lub warunki otoczenia. Zjawiska przyrodnicze z reguły przebiegają cyklicznie, tak że ekologowie podkreślają niewłaściwość opisu typu "zdjęcie migawkowe"⁴³. Jednocześnie zjawiska te mają charakter niezdeterminowany. Przykładowo: w stosunku do czynnika warunkującego procesy życiowe gatunku - można określić jego wartość optymalną, ale właściwiej jest mówić o zakresie

⁴⁰ Styryna-Bartkowiec K., Szafer T.P., 1977, s.42.

⁴¹ Leszczycki S., 1977, s.19. Jest to definicja zbieżna z przytaczana przez Encyklopedię Powszechną PWN, 1968/69, t.11, ss.326-327.

⁴² Waśniowski R., 1983, s.32.

⁴³ Remmert H., 1985, s.315.

wartości optymalnych, zaś istotniejsze bywają tzw. "granice tolerancji", co więcej, znaczenie mogą mieć także inne wielkości - np. dynamika zmian.

Budowa modeli systemów przyrodniczych ogranicza się do badań korelacji pewnych zjawisk i uproszczonych modeli podsystemów⁴⁴.

Struktura modelu "środowisko", traktowanego jako swoisty operator funkcji "wejścia-wyjścia"⁴⁵, powinna pozwolić na symulację wpływu poszczególnych lokalizacji aktywności (wpływy bezpośrednie stanowią "wejścia" systemu) na stan wybranych elementów systemu ocenianych "na wyjściu".

Oceny te, syntetycznie ujmując⁴⁶, będą skierowane na następujące cele:

- optymalne wykorzystanie walorów terenu,
- konserwatorska ochrona środowiska (ze względów przyrodniczo-naukowych, historyczno-pamiętkowych, estetyczno-krajobrazowych, zachowania swoistych cech krajobrazu),
- ochrona terenów biologicznie czynnych przed zmianą funkcji lub degradacją,
- optymalizacja warunków życia człowieka.

Oceniane elementy systemu środowiska będą więc najróżniejszej natury. Będą to np.: produktywność uprawy, stopień degradacji ekosystemu, poziom zanieczyszczenia, podaż wód, wytrzymałość gruntu czy zagrożenie przez awarie. Jednocześnie, stan elementów środowiska podlegających ocenie jest wynikiem licznych i skomplikowanych relacji o charakterze przestrzennym lub ekologicznym o najróżniejszej skali - od obiegu materii w przyrodzie po, kluczowe czasem,

⁴⁴ Remmert H., 1985, s.355, Waśniowski R., 1983, s.32.

⁴⁵ Waśniowski R., 1983, ss.16-17, Latour S., Szymski A., 1982, s.62.

⁴⁶ Pominęto tu rozważania sposobów myślenia (Cantropocentryczny, vitacentryczny) i typów racjonalności (ekonomiczny, społeczny, ekologiczny) - leżących u źródeł koncepcji gospodarki środowiskiem (szczegółowo o tych zagadnieniach piszą Kassenberg A., Marek M.J., 1986, rozdział 2). Wymienione operacyjne cele mogą być związane z różnymi motywacjami. Budowa modelu "środowisko" ma umożliwiać realizację każdej z koncepcji gospodarki środowiskiem.

uwarunkowania procesów życiowych poszczególnych gatunków.

Powstaje pytanie o zasadę konstrukcji modelu środowiska - wobec konieczności wyróżniania elementów i relacji o tak zróżnicowanym charakterze i poziomie szczegółowości.

Zasadę taką można wyprowadzić z charakterystyki systemów ożywionych (do których zalicza się ekosystem⁴⁷) zaproponowanej przez Bertalanffy'ego.

Bertalanffy definiuje⁴⁸ żywy organizm jako "hierarchiczny porządek systemów otwartych, które pozostają sobą wymieniając elementy składowe na mocy swoich systemowych uwarunkowań". Podkreśla, że śmierć na niższym poziomie systemu jest naturalna i konieczna, trwałe i niezmiennie muszą pozostać relacje (zasady)⁴⁹, a "to, co się rzuca w oczy jako stała struktura, jest w rzeczywistości utrzymywane za pomocą ciągłej wymiany składników sąsiadującego, niższego poziomu"⁵⁰.

Koncepcja żywego organizmu jako otwartego systemu chemicznego pozostającego w stanie stabilnym okazała się efektywną hipotezą roboczą w wielu dziedzinach⁵¹ i doprowadziła do licznych sformułowań ilościowych⁵². Z punktu widzenia danej pracy - istotne jest stwierdzenie możliwości kontroli systemu przyrodniczego przez charakterystyczne dla niego stałe. Wskaźniki te mają charakter przybliżony: "ze względu na olbrzymią liczbę reakcji w organizmie niemożliwe jest śledzenie poszczególnych reakcji, można jednak używać twierdzeń reprezentujących średnie statystyczne z mnogości trudnych do obliczenia lub nawet nie znanych procesów"⁵³.

Ponieważ znaczące dla obserwatora mogą być wskaźniki najróżniejszej natury, możliwe jest równoległe odwzorowywanie zjawisk na różnych poziomach hierarchicznej

⁴⁷ Bertalanffy L. von, 1984, s.185.

⁴⁸ Bertalanffy L. von, 1982, s.133, 1984, s.196.

⁴⁹ Bertalanffy L. von, 1982, s.128.

⁵⁰ Bertalanffy L. von, 1984, s.196.

⁵¹ Tamże, s.170.

⁵² Tamże, ss.157,173.

⁵³ Tamże, s.158.

struktury systemu przyrodniczego. Nie inaczej się zresztą postępuje w praktyce planowania zagospodarowania przestrzennego. Zaproponowana zasada wyróżniania elementów i relacji systemu środowiska, pozwala na bezpośrednie wykorzystywanie dorobku planistów i przyrodników.

Opisane ujęcie pozwala jedynie na ocenę stanu systemu o ustalonej strukturze. Modelowanie ewolucji ekosystemów wymaga oczywiście uwzględnienia zmian ich struktury. Na tego typu ujęcie nie pozwala słabe zaawansowanie badań ekosystemów. Zresztą wielu ekologów twierdzi, że "prawdopodobnie nigdy nie będzie ogólnego i pozwalającego na przewidywanie modelu populacji i środowisk"⁵⁴. Opracowywany model pozwalałby więc na realizację bezpośrednią - koncepcji konserwatorskiej⁵⁵ ochrony ekosystemów. Natomiast koncepcja ochrony poprzez świadomą przebudowę może być realizowana jedynie w modelowaniu interaktywnym, we współpracy z fizjotaktykami⁵⁶.

3.1.3. Konkretyzacja modelu w kontekście złożonych celów modelowania konfliktów.

Model "środowisko", tak jak i warstwa normatywna z nim związana, ma charakter otwarty. Jego kształt zależy od przedmiotu planu (specyfikacji tematu i sformułowania funkcji celu), przyjętego stopnia szczegółowości i stanu wiedzy użytkownika modelu.

Poniższy przegląd typowych zagadnień, wychodzący od celów modelowania konfliktów, ma służyć wstępnej konkretyzacji modelu.

Reakcja orientorów⁵⁷ na zmianę stanu elementu środowiska

⁵⁴ Remmert H., 1985, s. 355.

⁵⁵ Trojan P., 1975, ss. 376-377.

⁵⁶ Fizjotaktyka, czyli inżynieria ekologiczna ekosystemów, zajmuje się głównie dostosowywaniem, ochroną i formowaniem nowych ekosystemów (Trojan P., 1975, ss. 377, 386-388).

⁵⁷ Określenie "orientor" zostało zaczerpnięte z wzorcowego modelu normatywnego E. Pestela przytoczonego przez R. Waśniowskiego (1983, ss. 116-120) i oznacza podmioty

nie jest od tej wartości zależna liniowo. Na ogół ma charakter skokowy, co wiąże się z limitującą rolą tego elementu. Podobny przebieg ma wiele relacji systemu "środowisko". Wiele jakościowych ocen elementów biotycznych wynika z ich "zbiorczego" charakteru, tj. z faktu, że w rzeczywistości nie są to elementy, tylko kategorie elementów.

Na przykład: degradacja biotopu zbiornika wodnego - jako funkcja temperatury wody - nie ma charakteru skokowego (gdzie moment skoku odpowiada śmierci biotopu). Zróżnicowana jest nie tylko wrażliwość gatunków - np. można też określić wartości progowe temperatury dla poszczególnych procesów życiowych (np. dla rozrodu). Przez degradację ekosystemu należy więc rozumieć jego ubożenie - w elementach i relacjach. Ze względu na skomplikowanie systemu i nieporównywalność jego elementów - ocena stopnia degradacji może być tylko umowna.

Wyróżnienie stanów systemu istotnych dla jego oceny wymaga odwołania się do orientorów i celów przez ich oceny realizowanych.

I tak - w przypadku rezerwatu celem jest utrzymanie środowiska w stanie niezmienionym, z wszystkimi gatunkami - nim występującymi. Dlatego silny "protest" rezerwatu pojawi się już przy wartości badanego czynnika (np. stężenia zanieczyszczenia) zagrażającej gatunkom najwrażliwszym (w praktyce często wykorzystuje się tzw. bioindykatory, np. dla rzek ryby łososiowate, dla środowisk lądowych - niektóre gatunki porostów).

Dla terenu nie objętego specjalną ochroną zasadniczym celem jest utrzymanie jego biologicznej aktywności - stąd wyróżnić należy stany elementów środowiska odpowiadające wartościom progowym dla żywotności gatunków pełniących istotną rolę w życiu ekosystemu. Wartości te mogą też odnosić się do innych zjawisk, np. warunek utrzymania

ocenijące stan "indykatorów", czyli wybranych elementów modelowanego systemu fizycznego. Sumy ich ocen, przemnożone przez "wagi" poszczególnych orientorów, stanowią zbiorczą ocenę stanu systemu.

zdolności rzeki do samooczyszczania określa graniczne wielkości odprowadzanych do niej ścieków organicznych.

Dla terenu o roli produkcyjnej (lasy, pola uprawne) - elementami, których zagrożenie badamy są przedmioty upraw. Obrona ma tu na celu nie tylko zachowanie gatunku, ale też maksymalizację efektów ekonomicznych. Dlatego badania korelacji stanu elementów środowiska z produktywnością poszczególnych upraw dotyczą produkcji nie - biomasy (która pozwala wnioskować o zdrowotności ekosystemu), a "masy ekonomicznej" i nie wrażliwości biologicznej, a tzw. ekonomicznej wrażliwości rośliny na dane zanieczyszczenie⁵⁸.

Wymienione trzy przypadki pokazują, jaki wpływ na kształt modelu ma rola przypisywana danemu terenowi. Jest oczywiste, że budowa modelu musi odzwierciedlać przede wszystkim uwarunkowania systemowe środowiska, które będą zróżnicowane zależnie od terenu. Będą one zależeć przede wszystkim od typu ekosystemu - określanego dla obszaru o stosunkowo jednorodnej charakterystyce (geokompleksu⁵⁹), ale także od relacji przestrzennych (przynależności do geosystemów⁶⁰). Wśród koniecznych do uwzględnienia zjawisk, wiele jest antropogennych. Na przykład modelując skutki powstania leja depresyjnego w wyniku nadmiernego poboru wody gruntowej, powinno się wziąć pod uwagę nie tylko charakter roślinności i naturalne stosunki gruntowo-wodne, ale także prawdopodobieństwo przenikania z przyległych terenów - zanieczyszczonych przez człowieka wód gruntowych.

Wśród elementów środowiska, którym przypisuje się dużą wartość, są też takie, które nie mają widocznego znaczenia dla biologicznego przetrwania człowieka i świata, np. zabytki czy chronione krajobrazy naturalne lub kulturowe. Wartości ich trudno zakwestionować - jeśli nie ogranicza się

⁵⁸ Benedict H. M., Miller C. J., Olson R. E.: "Economic Impact of Air Pollutants on Plants in the United States", wg: Janikowski R., Starzewska A., 1983, s.72.

⁵⁹ Zgodnie z charakterystyką środowiska geograficznego proponowaną przez J. Tokarskiego, 1979, s.5-12.

⁶⁰ Tamże.

człowieka tylko do bytu biologicznego, podważając jego potrzeby identyfikacji, poczucia historycznej ciągłości, wszechstronnego rozwoju, tworzenia i korzystania z dorobku ludzkości - choć ustalanie tej wartości jest w oczywisty sposób umowne.

Większość wymienionych dotychczas zjawisk została wyróżniona ze względu na orientory reprezentujące ochronę walorów własnych środowiska⁶¹. W opracowywanym modelu stan środowiska w każdym rejonie ma być jednak oceniany przede wszystkim z punktu widzenia potencjalnej lokalizacji w tym rejonie aktywności, które stanowią drugi typ orientorów. Modelowanie środowiska w sposób umożliwiający jego ocenę przez aktywności, w dużym stopniu może wykorzystywać stosowane w praktyce techniki waloryzacji terenu.

3.2. Formalizacja modelu.

Jak już wspomniano, nie jest możliwe modelowanie stanów systemu środowiska w pełnym zakresie. Nasza wiedza o wewnętrznych zależnościach tego systemu ogranicza się do obserwacji korelacji występowania wyróżnionych stanów jego elementów. Podobny jest efekt prób waloryzacji środowiska i wartościowania przydatności terenu - w kategoriach kosztów.

W tej sytuacji stan środowiska powinien być zapisany w postaci dyskretnej. Jednocześnie, forma ta pozwala uniknąć obciążania pamięci operacyjnej komputera całą wiedzą o fizycznym stanie systemu. Zapis "element i znajduje się w k -tym stanie" jest najbardziej oszczędny z punktu widzenia sprawności obliczeń.

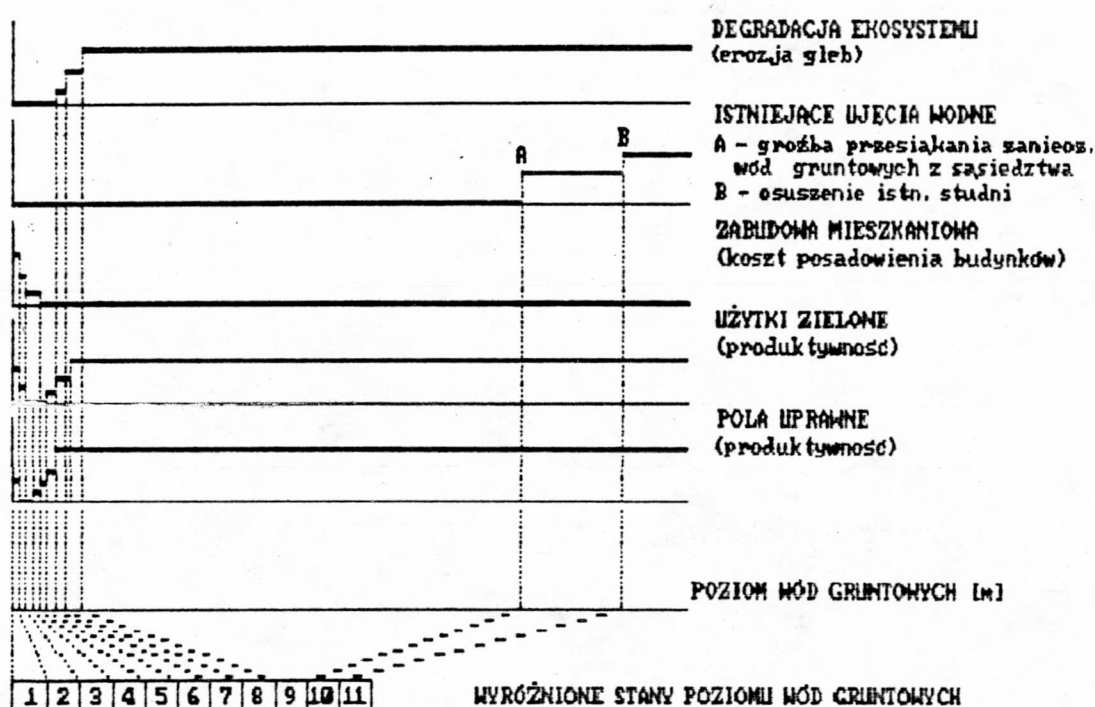
Wiedza o stanie elementu sformułowana w języku zrozumiałym dla użytkowników modelu musi pozostać dostępna (w pamięciach pomocniczych komputera) nie tylko dla zapisu stanu początkowego i wyników procesu planowania, ale też w jego trakcie. Wynika to z faktu, że tylko niektóre relacje między elementami systemu mogą być zapisane w postaci: "stan

⁶¹ W dalszej części pracy ta klasa orientorów będzie określana w skrócie jako "walory środowiska".

k elementu t wywołuje stan T elementu s ". W wielu przypadkach konieczne jest posłużenie się submodelami odwołującymi się do parametrów rzeczywistych. Podobna sytuacja występuje przy symulacji przestrzennych oddziaływań konfliktów (np. opisana w rozdziale 4 metoda określania skutków emisji do atmosfery zanieczyszczeń wykorzystuje informacje o wielkości tła zanieczyszczeń w poszczególnych rejonach, a także - o "szorstkości" terenu określonej przez typ jego pokrycia).

Dla każdego elementu systemu ilość wyróżnionych jego stanów jest określana indywidualnie.

Dla ilustracji - na rys.3.1. przedstawiono poglądowo sposób określania przez orientory wyróżnionych stanów elementu "poziom wody gruntowej".



Rys. 3. 1.

Przedstawione oceny mają charakter zbiorczy. Pełny zapis powinien objąć relacje między elementami środowiska oraz wyodrębnione funkcje wartościowania określone dla elementów bezpośrednio ocenianych przez orientory. Idzie tu i o czytelność działania modelu, umożliwiającą jego ciągły rozwój oraz konieczną dla pełnej interpretacji wyników, i o uwzględnienie uwikłania relacji między elementami

środowiska.

W przypadku stosowania skrótowych zapisów i zbiorczych ocen powinny być dostępne informacje umożliwiające interpretację modelu.

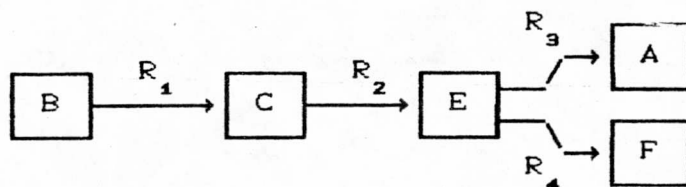
W obu przypadkach konieczne jest ustalenie (dla każdego typu geokompleksu⁶²) elementarnych relacji. Można je ująć w postaci macierzy - np. takiej jak poniższa:

	A	B	C	D	E	F
A						
B			$R_1 \uparrow$			
C					$R_2 \uparrow$	
D						
E	$R_3 \uparrow$					$R_4 \uparrow$
F						

gdzie:

- A, B, C... - elementy środowiska,
- $R_1, R_2, R_3...$ - relacje między elementami,

lub grafu⁶³:



Założmy, że ocenie przez orientory podlegają elementy A, C i F. Bezpośrednia ocena elementu B będzie możliwa tylko,

⁶² Rejony różnią się między sobą strukturami systemu środowiska, których dla terenu opracowania opracowuje się kilka.

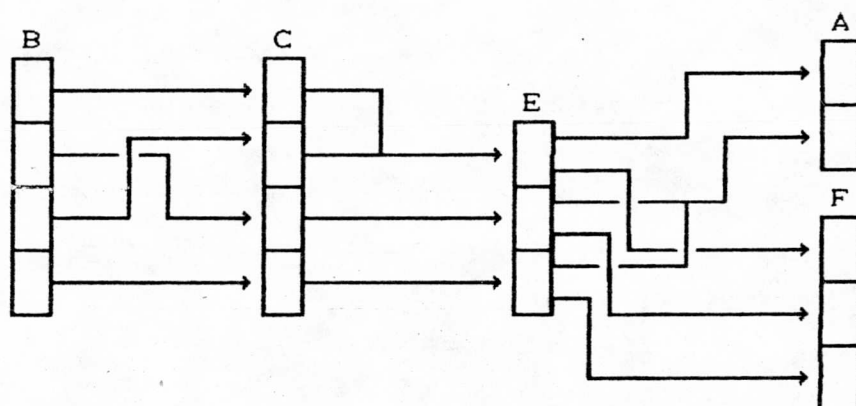
⁶³ Ponieważ z założenia system "środowisko" i zakres rozwiązywanych sytuacji konfliktowych mają się wzbogacać, przy ujęciu macierzowym wielkość systemu rosnąca znacznie szybciej, niż ilość relacji między jego elementami, zagrozi przekroczeniem rozmiarów dostępnej pamięci komputera. Bariera ta znacznie się oddala przy wykorzystaniu właściwych dla opisywania grafów zmiennych wskaźnikowych (Wirth N., 1979 i 1980, Iglewski M., Madey J., Matwin S., 1986).

jeśli relacje R_1, R_2, R_3 i R_4 mają charakter niezależny od początkowego stanu elementów zmieniających oraz od stanu otoczenia.

Wtedy przedstawiona uprzednio macierz może mieć na przykład postać:

	A	B	C	D	E	F
A	□□	□□□□	□□□□	□□□	□□□	□□□
B	□□		↗ ↘ ↗ ↘			
C	□□				↗ ↘ ↗ ↘	
D	□□					
E	□□	↗ ↘				↗ ↘ ↗ ↘
F	□□					

a odpowiadający jej graf można przedstawić następująco:



Zapisy te unaoczniają, że wyróżnianie istotnych stanów elementów środowiska zależy nie tylko od sposobu określenia ocen orientorów, ale także od wyróżnionych stanów innych elementów środowiska, zależnych od danego elementu oraz od charakteru relacji między nimi.

Niezależnie od długości łańcucha relacji - od elementu środowiska bezpośrednio zmienionego (w wyniku lokalizacji uciążliwej aktywności) do elementów ocenianych przez orientory - zachowana zostaje informacja o procentowym udziale poszczególnych decyzji lokalizacyjnych w spowodowanych zmianach. W ten sposób kosztami konfliktów,

ocenionymi przez orientory, sprawcy zostaną obciążeni proporcjonalnie do "winy".

3.3. Zasady określania predyspozycji aktywności i kosztów konfliktów.

Poniżej (rys.3.2) przedstawiono przebieg pełnego cyklu obliczeń wspomagającego proces planowania przestrzennego (otrzymany w wyniku adaptacji modelu ORION do potrzeb rozwiązywania konfliktów).

Procedury: symulacji kontaktów i oceny ich kosztu oraz lokalizacji (określania wielkości przydziałów) na podstawie sumarycznych ocen predyspozycji aktywności w poszczególnych rejonach - pozostają bez zmian, jak w klasycznej wersji modelu ORION⁶⁴.

Symulacja konfliktów ma charakter złożony - dotyczy zjawisk o charakterze przestrzennym i ekologicznym. W pierwszej fazie symulowane są bezpośrednie, elementarne skutki poszczególnych decyzji lokalizacyjnych. Skutki te są sumowane w celu otrzymania przestrzennego obrazu zmienionego stanu środowiska, jednakże z zachowaniem informacji o udziale poszczególnych lokalizacji w tej zmianie. Informacja ta zostaje zachowana również podczas symulacji dalszych, wtórnych zmian stanu innych elementów środowiska tak, że możliwe jest identyfikowanie odpowiedzialnych za każdą taką zmianę.

Po zakończeniu symulacji, zmiany w każdym rejonie r zostają ocenione przez wszystkie orientory.

Funkcja oceny a_{itkr} stanu k elementu t środowiska przez orientor i jest określana dla grup rejonów należących do podobnych ekosystemów. Dodatkowe zróżnicowanie tych funkcji może wynikać ze specyficznych wymagań elementów antropogennych, obecnych na stałe w rejonach (np. infrastruktury technicznej). Większość aktywności ma jednolite funkcje ocen dla całego terenu opracowania.

Oceny zmienionego stanu środowiska są podstawą do

⁶⁴ Zipser T., 1975,1976, Ossowicz T., 1986.

określenia predyspozycji $PRED_{ir}$, czyli łącznego kosztu lokalizacji jednostki aktywności i w rejonie r - wynikającego ze stanu tego rejonu.

$$PRED_{ir} = \sum_t a_{it} Z_r, \quad (1)$$

gdzie indeks Z oznacza, że oceny dotyczą zmienionego stanu elementu t .

Natomiast koszt KZ_{tr} zmian stanu elementu t środowiska w rejonie r określa się przez porównanie ocen stanu początkowego P i zmienionego Z . Określa go wzór:

$$KZ_{tr} = \sum_i [w_{ir} * (a_{it} Z_r - a_{it} P_r)] \quad (2)$$

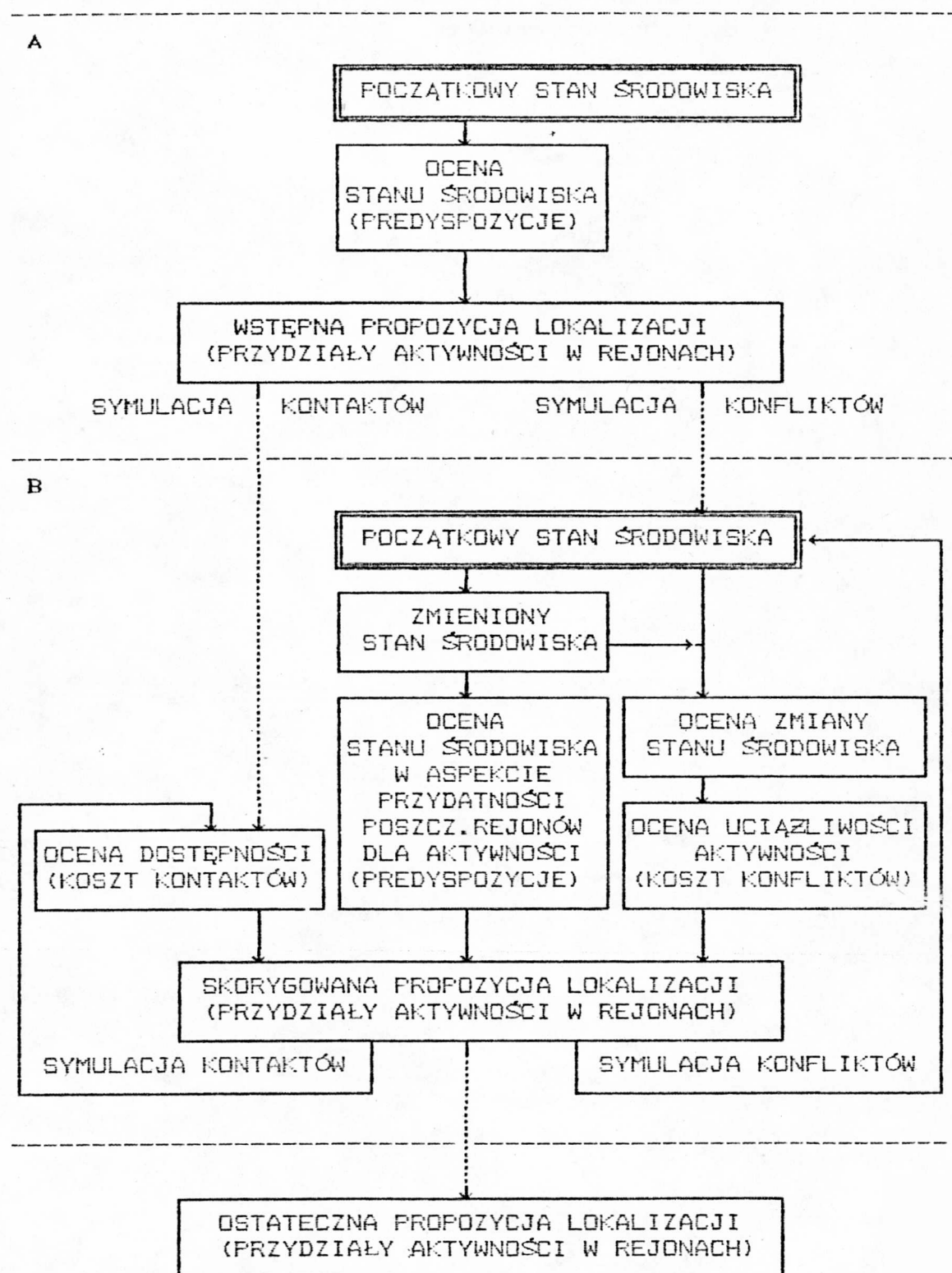
gdzie w_{ir} oznacza wagę przypisywaną ocenom orientora i w rejonie r . W przypadku aktywności - wagi w_{ir} są identyczne z wielkością przydziału aktywności i w rejonie r w bieżącej iteracji. Analogicznie w przypadku "walorów środowiska", waga ich ocen zależy od rozmiarów poszczególnych "walorów" mierzonych we właściwych dla nich jednostkach, przy czym rozmiary te są określane jednorazowo - jako stała charakterystyka terenu.

Koszt KZ_{tr} rozdziela się między odpowiedzialnych za zmianę. Jeśli udział aktywności α zlokalizowanej w rejonie l w zmianie stanu elementu t środowiska w rejonie r wynosi UDZ_{rtal} całkowity koszt CKZ_{al} wszystkich zmian stanu środowiska wywołanych przez lokalizację aktywności α w rejonie l wynosi:

$$CKZ_{al} = \sum_t \sum_r (KZ_{tr} * UDZ_{rtal}) \quad (3)$$

Sumaryczna ocena kosztów lokalizacji aktywności α w rejonie l obejmuje koszt kontaktów KK_{al} , koszt wywołanych konfliktów CKZ_{al} (w przeliczeniu na jednostkę aktywności) i koszt przystosowania terenu $PRED_{al}$.

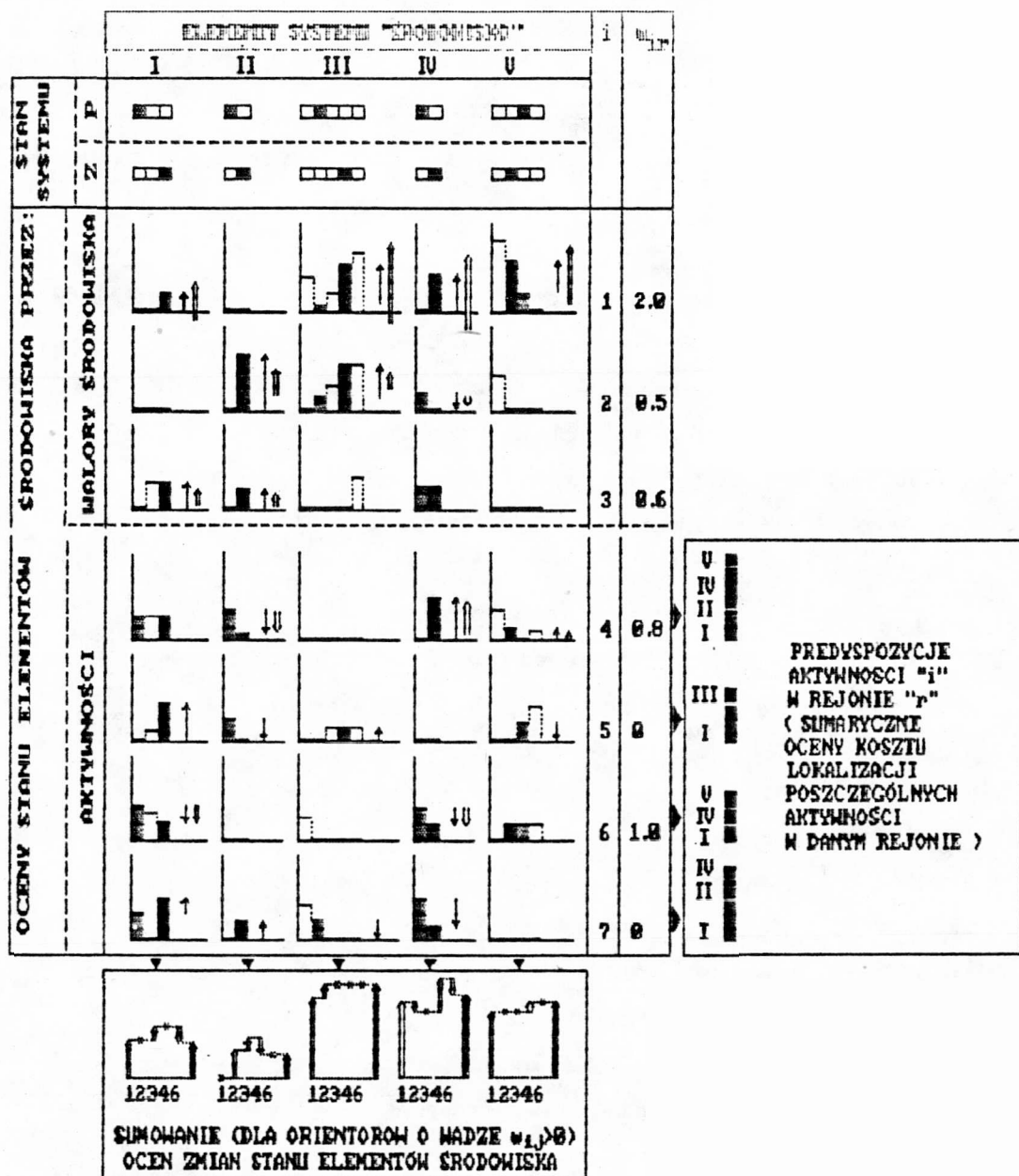
Sposób wykorzystania ocen orientorów dla określania predyspozycji oraz kosztów zmian stanu poszczególnych elementów środowiska w pojedynczym rejonie został zobrazowany na rys 3.3.



Rys.3.2.

Schemat blokowy modelu:

- A - pierwszej iteracji,
- B - kolejnej iteracji.



Rys. 3.3.

Przykład oceny stanu środowiska (w rejonie r) i jego zmian - przez orientory (aktywności i "walory środowiska").

- funkcja oceny stanu elementu t środowiska przez orientor i ,
 - ocena pierwotnego (P) stanu elementu środowiska,
 - ocena zmienionego (Z) stanu elementu środowiska,
 - ocena zmiany stanu elementu - przez orientor i ,
 - ocena zmiany skorygowana przez wagę $w_{i,r}$ orientora,
 - sumaryczna ocena zmiany stanu elementu środowiska przez wszystkie orientory w rejonie r ,

3.4. Możliwości oceny stanu środowiska w kategoriach kosztów.

Problematyka zasad określania ocen (kosztów) stanu środowiska stanowi zagadnienie bardzo obszerne, tu, z konieczności, jedynie zasygnalizowane.

Trudności w podawaniu bezpośrednich recept mają swoje źródła w ogólnej sytuacji nauk ekonomicznych. Jest to sytuacja pewnego przełomu - coraz powszechniejszej świadomości⁶⁵, niedostatków dotychczasowych metod, co więcej, błędnych założeń i sposobu myślenia - ale jednocześnie słabego jeszcze zaawansowania badań i braku gotowych rozwiązań.

Obserwacja kierunków przemian budzi jednak duże nadzieje. Liczni ekonomiści (m.in. B.Prandecka, J.Semkow, S.Zurawicki, J.Kolipiński, J.Lenik, P.Wilczyński) twierdzą, że konieczne jest "stworzenie takiej ekonomii (nazywanej niekiedy uniwersalną), która na wszystkich szczeblach swoich rozważań traktowałaby problemy ekologiczne jako immanentne gospodarowaniu wogóle"⁶⁶. Postulują "wypracowanie metod ekonomicznej wyceny dóbr naturalnych oraz mechanizmów ekonomicznych, które by sformułowały najbardziej efektywne wykorzystanie bogactw przyrody"⁶⁷.

Rozwijają się równolegle kierunki badań dotyczące:

- reinterpretacji treści kategorii i praw ekonomii politycznej (stanowiące warunek rozwoju badań stosowanych)⁶⁸,
- metodyki wykorzystania rachunku ekonomicznego w ochronie środowiska (m.in. prace K.Leszczyńskiego, A.Jankowskiej-Kłapkowskiej, A.Ginsberta-Geberta, P.Jeżowskiego, A.Cygana, M.Woźniaka, S.Jastrzębskiego, Z.Szelągowskiego)⁶⁹,
- zbudowania systemu ekonomicznych instrumentów ochrony

⁶⁵ Ginsbert-Gebert A., Wilczyński P., 1985, s.247, Kassenberg A., Marek M.J., 1986, ss.30-32.

⁶⁶ Ginsbert-Gebert A., Wilczyński P., 1985, s.251.

⁶⁷ Semkow J., 1980, s.60.

⁶⁸ Ginsbert-Gebert A., Wilczyński P., 1985, s.254.

⁶⁹ Tamże, s.263.

środowiska⁷⁰.

Pojawiają się też prace - próby określenia kosztów naruszeń środowiska⁷¹. Niektóre ich wyniki mogłyby być wykorzystane w omawianym w niniejszej pracy modelu. Przede wszystkim jednak nadzieję budzi dynamiczny rozwój tych badań i powszechne nimi zainteresowanie⁷².

Istnieją też próby oceny negatywnych wpływów obiektów uciążliwych na środowisko - abstrahujące od realnych kosztów, takie jak metoda OWS⁷³ (Oceny Wpływu na Środowisko). W metodzie tej funkcje oceny stanu środowiska są określane na zasadzie ankietyzacji. Zastosowanie umownych ocen jest rozwiązaniem logicznym, a często jedynym możliwym - wobec wspomnianych niedostatków nauk ekonomicznych. Posługiwaniu się realnymi kosztami dodatkowo nie sprzyja destabilizacja pieniądza. Jednakże, zgodnie z założeniami niniejszej pracy, oceny umowne, abstrakcyjne, mogą być stosowane jedynie wyjątkowo. Ich zastosowanie może być konieczne w stosunku do elementów o wartości niewymiernej, ale i w tym wypadku powinny być skalowane w odniesieniu do innych, realnych kosztów.

Warto odnotować, że model ORION wymaga wprowadzania z zewnątrz, jako parametrów, tylko niektórych kosztów, jako że sam pozwala na obliczanie wielu kosztów pośrednich.

Przykładowo: Wyceny kosztu degradacji lasu - pełniącego też rolę terenów rekreacji - uwzględniają poza bezpośrednimi stratami w produkcji drewna, inne skutki⁷⁴, np. wydłużenia dojazdów ludzi do tego typu terenów. Model ORION, poprzez działanie kontaktów "mieszkańcy → tereny rekreacji", pozwala na kompleksową ocenę tych strat uwzględniającą wszelkie przestrzenne uwarunkowania.

⁷⁰ Tamże, s. 265.

⁷¹ Janikowski R., Starzewska A., 1983, Piontek F., 1985, Kostrowicki A.S., 1983, Symonowicz A., 1983, 1985.

⁷² P. Wilczyński (1985, ss. 271-304) wymienia ponad 450 pozycji bibliografii polskiego piśmiennictwa ekonomicznego w dziedzinie ochrony środowiska.

⁷³ Bukowy E., Fudała J., Hallala P., 1986.

⁷⁴ Janikowski R., Starzewska A., 1983, s. 56.

3.5. Propozycje rozwiązań różnych typów konfliktów.

Ochrona terenów wartościowych ekologicznie powinna być podporządkowana nadrzędnym (krajowym) projektom ochrony przyrody, zarówno w zakresie decyzji przestrzennych, jak i programowych. Wyznaczone na podstawie rusztu ekologicznego⁷⁵ lub ESOCH (Ekologicznego Systemu Obszarów Chronionych⁷⁶) czy też innych podobnych koncepcji⁷⁷ obszary bezwzględnie lub częściowo chronione, otulina i korytarze ekologiczne podlegałyby różnym ograniczeniom, takim jak:

- wyłączenie ze zmiany funkcji,
- ograniczenie rodzajów lokalizowanych aktywności (np. dopuszczenie tylko rolnictwa ekologicznego),
- ostre normy dla zanieczyszczeń lub innych czynników zakłócających,
- ochrona przed nadmierną penetracją ludzi.

Realizacja pełnej lub częściowej ochrony terenu przed zmianą funkcji jest prosta - poprzez określenie bardzo wysokiego kosztu pozyskania tego terenu w ocenach wszystkich aktywności w danym rejonie niepożądanych.

W ten sam sposób przebiega ochrona gleb rolnych i lasów przed zmianą funkcji na niebiotyczne.

Ograniczenia wprowadzanych aktywności mogą też służyć innym celom, np. ochrony krajobrazu⁷⁸.

Ostre normy dla czynników zakłócających (zawarte w funkcjach ocen) poprzez obciążenie aktywności uciążliwych kosztami konfliktu - powodują zmianę lokalizacji tych aktywności.

Ochrona przed nadmierną penetracją odbywa się poprzez symulację ruchów ludności do terenów rekreacji i turystyki (dzięki procedurze kontaktów) i porównanie przewidywanej

⁷⁵ Kassenberg A., Marek M. J., 1986, ss. 63, 66-67.

⁷⁶ Gacka-Grzesikiewicz E., Różycka W., 1977, ss. 42-52.

⁷⁷ Kozłowski S., 1980, s. 68-71, *Program sieci obszarów chronionych w Polsce*, 1976.

⁷⁸ Ograniczenia te dotyczyłyby obszarów wyznaczonych np. metodami J. Bogdanowskiego (1972, 1976), L. Flagorowskiej (1972), R. Worskett (1969).

ilości turystów z turystyczną chłonnością przyrodniczą⁷⁹ danego rejonu. Ocena przekroczenia chłonności może się przyczynić do zmiany proponowanej lokalizacji zabudowy mieszkaniowej, a także do zwrócenia uwagi na inne potencjalne tereny rekreacji - odciażające obszar chroniony.

Podobne badania mogą być przeprowadzane nie tylko dla obszarów chronionych, ale wszelkich terenów turystyki i rekreacji.

Mechanizmy ORION-a pozwalają również na bilanse zapotrzebowania aktywności na wodę - i jej podaży w obrębie właściwej jednostki bilansowej (np. zlewni), z rozwiązaniem konfliktu przez alokację aktywności wodochłonnych.

Symulacja zmian środowiska wywołanych przez "klasyczne" uciążliwości - emisję zanieczyszczeń do wód powierzchniowych i do powietrza atmosferycznego - wymaga opracowania obszerniejszych submodeli bazujących na istniejących metodach inżynierii ochrony środowiska. Osobno, przy tym, powinny być modelowane skażenia związane z normalnym funkcjonowaniem aktywności, osobno zaś skutki awarii, w przypadku której zasadnicze znaczenie ma prawdopodobieństwo jej zajścia.

Hasło "zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego" kryje za sobą całą grupę konfliktów, ponieważ każde z emitowanych zanieczyszczeń powinno być rozpatrywane osobno. Łączy je jednak mechanizm rozptyłu w atmosferze. Pozwala on nie tylko na wykorzystanie jednego modelu dla symulacji działań wielu konfliktów, ale także na ograniczenie obliczeń do badań rozkładu przestrzennego stężeń kilku zanieczyszczeń reprezentatywnych. Szczegółowe rozwiązanie powyższego modelu zostało zamieszczone w rozdziale 4.

⁷⁹ Metodę określania turystycznej chłonności przyrodniczej proponują J. Kozłowski i M. Baranowska-Janota (1982). Przytaczają także szereg innych, podobnych metod.

4. Modelowanie sytuacji konfliktowych wywołanych przez emisję zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego.

4.1. Cel i założenia modelu rozsyłu zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym wynikające z charakteru modelu ORION.

Modelowanie rozsyłu zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym z oczywistych względów nie może zastępować przewidzianej prawnie⁸⁰ dokumentacji dla potencjalnych źródeł emisji sporządzanej na etapach wniosku lokalizacyjnego, wniosku o ustalenie miejsca i warunków realizacji inwestycji oraz założeń techniczno-ekonomicznych. Inny jest zakres i szczegółowość obliczeń, bo też inne są - przedmiot, skala i moc obowiązywania zapadających decyzji.

W budowanym modelu idzie o w miarę realne określenie klasy konfliktu, dla porównania z innymi przesłankami lokalizacyjnymi, dlatego też musi on zachować stopień ogólności pozwalający kontrolować obraz całego planu, pozostawiając lokalizację poszczególnych obiektów i zagadnienia technologiczne do rozstrzygnięcia w odpowiednim czasie.

Zgodnie z budową modelu ORION, źródłem uciążliwości są aktywności, a więc pewne kategorie funkcji jednolicie charakteryzowane w każdej dziedzinie. Stąd - konieczność ograniczania się do rozpatrywania tylko uciążliwości wspólnych w obrębie aktywności, reprezentatywnych a jednocześnie znaczących. Stąd także potrzeba "uśredniania" parametrów emisji. Wszelkie istotne zróżnicowania muszą pociągnąć za sobą wyróżnianie dodatkowych aktywności lub rodzajów konfliktów.

Aktywności są zatomizowane, a proces lokalizacji jest reprezentowany w postaci przypisywania rejonom obliczeniowym tzw. przydziałów aktywności, mierzonych we właściwych tej aktywności jednostkach (np. mieszkańcach lub zatrudnionych).

⁸⁰ Ustawa z dnia 31 stycznia 1980 roku o ochronie i kształtowaniu środowiska wraz z dodatkowymi rozporządzeniami i przepisami wykonawczymi (Wytyczne..., 1981).

Badanie skutków lokalizacji wymaga więc uzależnienia uciążliwości od wielkości przydziału aktywności w rejonie.

Ponieważ modelowanie przebiega w licznych iteracjach, korzystne jest zorganizowanie obliczeń tak, aby uniknąć zbędnych powtórzeń, tj. w każdej iteracji liczyć tylko to, co jest zmienne, a więc zależne od rozmieszczenia aktywności, natomiast część obliczeń zależna od parametrów dla danego wariantu stałych (charakterystyk aktywności i terenu), powinna być wykonana wcześniej i ujęta w najwygodniejszej do wielokrotnego wykorzystania formie.

Zasady agregacji obliczeń powinny umożliwiać wykorzystanie jak największej ich części w modelowaniach dla innych wariantów danych. Muszą też pozwalać na odczytywanie skutków poszczególnych lokalizacji aktywności.

Wyniki symulacji rozsyłu zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym, zgodnie z założeniami całości modelu, powinny być zapisane jako zmiana stanu środowiska i, pośrednio (poprzez relacje systemu "środowisko"), podlegać ocenie przez orientory.

4.2. Rodzaje zanieczyszczeń atmosfery.

Lista zanieczyszczeń wprowadzanych do powietrza atmosferycznego jest bardzo długa⁸¹, choć niewiele z nich stanowi problem w szerszej skali i tylko w stosunku do niektórych - jako zanieczyszczeń charakterystycznych⁸² - są prowadzone pomiary stężeń.

Do zanieczyszczeń charakterystycznych zaliczane są pyły, tlenki węgla, tlenki siarki, tlenki azotu i węglowodory, a ostatnio także tzw. utleniacze⁸³. Ponadto, prowadzi się ostatnio systematyczne badania radioaktywności atmosfery, i to zarówno aktywności ogólnej, jak zawartości pyłów radioaktywnych w powietrzu.

⁸¹ Np. w Polsce kontroluje się emisję ok. 450 substancji (Wytyczne..., 1981, Zał. Nr.1).

⁸² Juda J., Chróściel S., 1974, s.24.

⁸³ Tamże.

Kontrola stężeń w powietrzu atmosferycznym zanieczyszczeń charakterystycznych jest w wielu krajach podstawą do restrykcji wobec "autorów" tych uciążliwości⁸⁴.

Wielkości te są również ujmowane w ogólnych ocenach stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego. Np. wprowadzony w USA w 1972 roku wskaźnik MAQI (Mitre Air Quality Inde) jest funkcją zanieczyszczenia atmosfery przez CO, SO₂, NO₂, pyły i utleniacze. Wskaźniki te pojawiają się również w innych stosowanych ocenach stanu zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego⁸⁵.

Skażenie atmosfery przez dwutlenek siarki, tlenki azotu i pyły jest efektem energetycznego spalania paliw stałych i płynnych, a także wielu procesów technologicznych. Związki te stanowią najbardziej istotną część emisji z przemysłu, energetyki, transportu i sektora komunalno-bytowego (a więc podstawowych aktywności).

Skala zagrożenia wywołanego przez emisję tych związków, jej dość duży związek z emisją innych zanieczyszczeń oraz zasięg dostępnych danych empirycznych wskazują na przydatność w/w jako miernika w modelowaniu przez model ORION stanu zanieczyszczenia atmosfery.

W przypadku, gdy jednym z zadań procesu planowania jest lokalizacja aktywności emitującej inne zanieczyszczenia w skali znaczącej, możliwe jest wyróżnienie osobnej aktywności, której charakterystyka będzie węższa i bardziej precyzyjna, oraz dodatkowego rodzaju uciążliwości mierzonego niezależnie od zanieczyszczeń podstawowych.

⁸⁴ Mowa tu o ograniczeniach wynikających z analizy imisji - natomiast w przypadku badania uciążliwości emitorów, kontroluje się wszystkie wydane do atmosfery zanieczyszczenia.

⁸⁵ Np. węższa wersja MAQI jest liczona dla dwutlenku siarki, tlenków azotu i pyłów, EVI (Extrême Value Index) - dla tlenku węgla, dwutlenku siarki, pyłów i utleniaczy, ORAQI (The Oak Ridge Air Quality Index) - dla dwutlenku siarki, tlenków azotu i pyłów. Formuły wszystkich tych ocen przytaczają szczegółowo Juda J., Chróściel S., 1974, ss. 403-404.

4.3. Mierniki stopnia skażenia i oceny stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego.

Podstawowym parametrem charakteryzującym dane skażenie jest jego stężenie, tj. stosunek ilości zanieczyszczenia do ilości powietrza.

Stężenie zanieczyszczeń gazowych wyraża się stosunkiem objętości składnika przyjmowanego za zanieczyszczenie do objętości powietrza i mierzy w jednostkach cm^3/m^3 lub mm^3/m^3 ⁸⁶ lub stosunkiem masy zanieczyszczenia gazowego do objętości powietrza (mg/m^3 , $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lub mg/dm^3).

W odniesieniu do pyłów, stężenie zapylenia definiowane jest jako ilość fazy rozproszonej (pyłu) przypadająca na jednostkę objętości ośrodka dyspersyjnego (powietrza) - i mierzone w: g/m^3 , mg/cm^3 , $\mu\text{g}/\text{mm}^3$ lub liczbie ziaren fazy rozproszonej/ cm^3 .

Lepszym od wymienionego wskaźnikiem stężenia zapylenia w dłuższych okresach czasu jest jednak opad pyłu - definiowany jako ilość pyłu opadającego na jednostkę powierzchni ziemi w jednostce czasu ($\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{dzień})$, $\text{kg}/(\text{ca} \cdot \text{miesiąc})$, $\text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{rok})$).

Natomiast przez emisję należy rozumieć ilość zanieczyszczeń wydzielanych do atmosfery po przejściu przez urządzenia oczyszczające (kg/h , t/h , kg/t produkcji, % produkcji, m^3/h , m^3/t produkcji).

Akty prawne regulujące stężenie zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym⁸⁷ operują wartościami dopuszczalnymi:

- opadu pyłu,
- stężeń gazowych,
- częstości przekroczeń stężeń dopuszczalnych.

Przyjmowane są równoległe wartości dopuszczalne dla różnych

⁸⁶ W literaturze zagranicznej - ppm (partie par milion) i ppmm (partie par miliard).

Zróżnicowanie jednostek jest istotne przy korzystaniu z opracowań empirycznych.

⁸⁷ Regulowana jest również wielkość emisji, a także np. wysokość kominów czy szerokość stref ochronnych.

okresów czasu⁸⁸.

Zgodnie z obowiązującymi przepisami w Polsce normuje się: 30-minutowe, średniodobowe i średnioroczne - stężenia (zanieczyszczeń gazowych lub pyłu zawieszonego) oraz roczny opad pyłu, przy czym powinny być spełnione dodatkowe warunki dotyczące częstości przekroczeń wartości dopuszczalnych stężenia 30-minutowego i średniodobowego.

Sprawdzanie najwyższych stężeń chwilowych jest uzasadnione tym, że nawet krótkotrwałe występowanie wartości stężeń bardzo dużych może powodować szkodliwe skutki. Z praktyki obliczeniowej wynika jednak, że małym wartościom średnim odpowiadają mniejsze wartości częstości przekraczania wartości normowanych⁸⁹. Jednocześnie, obliczanie stężeń średniorocznych stwarza najszerze podstawy do oceny stanu zanieczyszczenia powietrza na badanym terenie i jest wskazywane jako szczególnie przydatne w analizach wariantów lokalizacyjnych wielu emitorów⁹⁰.

Istotne jest również coraz częstsze posługiwanie się tym wskaźnikiem w badaniach zmian stanu środowiska spowodowanych przez zanieczyszczenia atmosfery.

Wymienione zalety wskazują na celowość posłużenia się w budowanym modelu jako wskaźnikiem zanieczyszczenia - stężeniem średniorocznym.

Podobne zalety ma wskaźnik opadu pyłu (dobrze odzwierciedla skalę zanieczyszczenia, jest wskaźnikiem reprezentatywnym), choć informacja w nim zawarta nie jest kompletna: dotyczy tylko masy opadającego pyłu, abstrahując od jego toksyczności.

Normy precyzują wysokość dopuszczalnych stężeń dla poszczególnych zanieczyszczeń. Wartości te zawierają element oceny, jednakże zasady jej konstruowania są nieokreślone.

⁸⁸ W różnych krajach operowano - lub operuje się - wskaźnikami stężeń: 20- lub 30-minutowych, 1-, 2-, 3-, 4-, 8-, 24-godzinnych i średniorocznych (Juda J., Chróściel S., 1974, ss. 53-55).

⁸⁹ Juda J., Chróściel S., 1974, s. 432.

⁹⁰ Nowicki M., Jaworski W., 1986, s. 61.

Uzależnienie dopuszczalnego stężenia od wartości i wrażliwości terenu znalazło odbicie jedynie w wyróżnieniu obszarów chronionych i specjalnie chronionych, a i tu kryteria określania tych stężeń dla poszczególnych kategorii terenów nie są jasne. To prawdopodobnie ta nieokreśloność jest główną przyczyną znacznych rozbieżności między stężeniami zanieczyszczeń dopuszczanymi przez normy różnych państw.

Podobne braki cechują globalne oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, konstruowane na zasadzie sumowania poszczególnych zagrożeń. Braki te wynikają zarówno z uproszczonego charakteru formuły oceny, jak też ze wspomnianych mankamentów wskaźników elementarnych.

Odpowiednikiem wspomnianych już ocen amerykańskich (EVI, MAQI, ORAQI), jest stosowane w Polsce stężenie równoważne (zwane również dozą zanieczyszczeń), przy czym uwzględnia ono toksyczność poszczególnych związków.

Średnioroczne stężenie równoważne $\bar{S}_R$ definiuje się następująco⁹¹:

$$\bar{S}_R = \sum_{t=1}^{t=T} \bar{S}_t * k_{At} \quad (4)$$

gdzie:

$\bar{S}_t$ - średnioroczne stężenie określonego zanieczyszczenia,

T - liczba substancji zanieczyszczających powietrze,

k_{At} - współczynnik toksyczności poszczególnych zanieczyszczeń⁹²,

przy czym:

$$k_{At} = \frac{\text{dopuszczalne średnie 24-godzinne stężenie SO}_2}{\text{dopuszczalne średnie 24-godzinne stężenie danego zanieczyszczenia}}$$

Doza zanieczyszczeń jest bardzo wygodną w stosowaniu miarą oceny stopnia zanieczyszczeń zalecaną⁹³ w analizie

⁹¹ Wytyczne..., 1981, punkt 1.2.

⁹² Wartości współczynnika toksyczności dla wszystkich normowanych w Polsce zanieczyszczeń atmosfery podane są w Załączniku Nr 1 do Wytycznych..., (1981).

wariantów lokalizacji zakładów uciążliwych. Jej brak powiązań z wrażliwością terenu próbowano⁹⁴ uzupełniać dzieląc analizowany obszar na części i przypisując każdej z nich "współczynnik koniecznej ochrony" wyrażony dopuszczalną dawką zanieczyszczeń. Metoda ta nie może jednak uwzględnić zróżnicowanego przebiegu funkcji wrażliwości różnych elementów środowiska na poszczególne zanieczyszczenia, ponieważ możliwe jest to tylko przy operowaniu elementarnymi stężeniami, te zaś gubią się w zbiorczej ocenie stężenia równoważnego. Dlatego dawka zanieczyszczeń powinna być stosowana tylko orientacyjnie.

Z punktu widzenia niniejszej pracy, interesujące są zarówno fakt pojawienia się i sens - ocen zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, opracowywanych przecież w odpowiedzi na zapotrzebowanie planistów, jak i krytyka tych rozwiązań, ukazująca ich niedostatki.

4.4. Modele matematyczne rozptyłu zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym.

4.4.1. Modele matematyczne stosowane w praktyce obliczania wpływu emisji na stan zanieczyszczenia atmosfery.

Używane w praktyce obliczeniowej matematyczne modele rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze oparte są na opisie trajektorii środka ciężkości smugi. Celem tych prac jest określenie położenia osi smugi oraz opis rozprzestrzeniania się tej smugi w atmosferze. Podstawy teoretyczne tych rozważań są bardzo szerokie⁹⁵, zasadnicze jednak znaczenie miały prace wychodzące z równania różniczkowego dyfuzji turbulencyjnej⁹⁶.

⁹³ Nowicki M., Chróściel S., 1974.

⁹⁴ Juda J., Chróściel S., 1974, ss.431-432.

⁹⁵ Juda J., Chróściel S., 1974, rozdziały: 5, 6, 7 i 8.

⁹⁶ Jednakże gaussowskie modele dyfuzji atmosferycznej (tzw. modele smugowe) mogą być stosowane do emisji w przybliżeniu ustalonej w czasie. Natomiast dla symulacji skutków awarii należałoby wykorzystać tzw. model kłębowy (Nowicki M., Jaworski W., 1986, s.75). Skutki awarii z

Wyjściowe równanie dyfuzji w poruszającym się ośrodku może być rozwiązywane przy różnych założeniach i uproszczeniach oraz dla różnych warunków brzegowych i początkowych. Praktyczna przydatność poszczególnych rozwiązań okazała się być zależna przede wszystkim od właściwego określenia stałych, w nich występujących (tzw. współczynników dyfuzji), a mniej od stopnia komplikacji modelu matematycznego. Podstawowe cztery rozwiązania równania dyfuzji: Pasquille'a, Suttona, Bosanqueta i Pearsona oraz Caldera przechodzą w siebie pod warunkiem odpowiedniego określenia wzajemnego związku między współczynnikami dyfuzji⁹⁷.

Dla potrzeb opracowywanego modelu najbardziej uzasadnione wydaje się wykorzystanie obowiązującej w Polsce formuły Pasquille'a.

4.4.2. Zasady obliczania stężenia zanieczyszczenia w punkcie.

Ogólna postać równania⁹⁸, pozwalającego na określenie stężenia w punkcie o współrzędnych x, y, z - zanieczyszczenia gazowego pochodzącego z punkтового źródła o efektywnej wysokości H i ustalonej w czasie emisji E - opisana jest przez wyrażenie

$$S_{xyz} = \frac{E}{2\pi\bar{u}\delta_Y\delta_Z} \exp\left[-\frac{y^2}{2\delta_Y^2}\right] \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\delta_Z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\delta_Z^2}\right] \right\} \quad (5)$$

gdzie:

δ_Y, δ_Z [m] - współczynniki dyfuzji atmosferycznej

Pasquille'a w kierunkach Y, Z ,

$\bar{u}$ [m/s] - średnia w warstwie od $Z=0$ do $Z=H$ prędkość

uwzględnieniem jej prawdopodobieństwa powinno być jednak modelowane jako osobny konflikt.

⁹⁷ Zależności te przytaczają Juda J., Chróściel S., 1974, s.151.

⁹⁸ Wytyczne..., 1981, wzór 4.1.

Szczegółowy opis założeń i wyprowadzenie wzoru przytaczają Nowicki M., Jaworski W., 1986, ss.118-121 oraz Juda J., Chróściel S., 1974, rozdział 8.

wiatru,

oraz obowiązują następujące założenia:

- punktowe źródło emisji E znajduje się w punkcie o współrzędnych $X_e = Y_e = 0$, $Z_e = H$ (dodatni zwrot osi X jest zgodny z kierunkiem wiatru),

- występuje zjawisko odbijania zanieczyszczeń od powierzchni ziemi,

- występuje nieograniczone rozpraszanie zanieczyszczeń w kierunku pionowym ku górze.

Występujące w formule (5) wielkości określa się⁹⁹ następująco:

- Wysokość pozornego punktu emisji H określa zależność

$$H = h + \frac{K}{\left[u_A \left(\frac{h}{h_A} \right)^m \right]^q} \quad (6)$$

gdzie:

K - parametr emitora, charakteryzujący warunki termiczno-dynamicznego wyrzutu spalin¹⁰⁰,

h [m] - wysokość geometryczna emitora liczona od poziomu terenu,

h_A [m] - wysokość posadowienia anemometru,

u_A [m/s] - prędkość wiatru mierzona na wysokości anemometru

m - wykładnik meteorologiczny zależny od stanu równowagi atmosfery,

q - stała zależna od użytej formuły na parametr K ,

- Średnią, w warstwie od poziomu terenu $Z=0$ do poziomu pozornego punktu emisji $Z=H$, prędkość wiatru $\bar{u}$ oblicza się ze wzoru

$$\bar{u} = \frac{u_A \left(\frac{H}{h_A} \right)^m}{1+m}, \quad (7)$$

- Średnie wartości współczynników dyfuzji atmosferycznej poziomej δ_y oraz pionowej δ_z określają zależności:

⁹⁹ Wytyczne..., 1981, punkt 2.

¹⁰⁰ Szczegółowe zasady określania parametru emitora K podają Wytyczne..., 1981, punkt 2.1.

$$\delta_Y = Ax^a, \quad (8)$$

$$\delta_Z = Bx^b, \quad (9)$$

dla których współczynniki A i B oblicza się wg wzorów:

$$A = 0.08 \left[6m^{-0.3} + 1 - \ln \frac{H}{z_0} \right], \quad (10)$$

$$B = 0.38m^{1.3} \left[8.7 - \ln \frac{H}{z_0} \right], \quad (11)$$

gdzie:

a, b, m - stałe zależne od stanu równowagi atmosfery¹⁰¹,

z_0 [m] - współcz. aerodynamicznej szorstkości podłoża.

Aerodynamiczną szorstkość podłoża z_0 wyznacza się¹⁰² w oparciu o mapy (o skali zależnej od wysokości emitora) przy użyciu planimetru. Sposób obliczania z_0 zależy od celu jego wykorzystania. Przy obliczeniach dla dużego obszaru i rozrzuceniu obiektów - podaje się średnią wartość z_0 dla obszaru objętego analizą.

Przedstawione w rozdziale 4.4.2 zasady obliczania dotyczą stężenia chwilowego, dla określonej sytuacji meteorologicznej (tj. prędkości i kierunku wiatru oraz typu równowagi atmosfery). Zgodnie z obowiązującą w Polsce klasyfikacją sytuacji meteorologicznych, rozróżnia się 6 stanów równowagi atmosfery i są im przyporządkowane określone zakresy prędkości wiatru u_a ¹⁰³. W efekcie rozróżnia się 36 sytuacji meteorologicznych. Przykładową trójwymiarową różę wiatrów przedstawiono w tabeli 4.3.

4.4.3. Rozszerzona wersja wzoru na stężenie zanieczyszczenia w punkcie.

Podstawowy wzór Pasquille'a ma charakter uproszczony i nie uwzględnia szeregu zjawisk mających istotny wpływ na

¹⁰¹ Ich wartości podaje tabela 4.1.

¹⁰² Wartości współczynnika szorstkości terenu dla różnych typów pokrycia terenu i pór roku podano w tabeli 4.2.

¹⁰³ Wytyczne..., 1981, tab.1.1.

sposób rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, a więc i wartości stężeń. W szczególności analizy wielkoobszarowe powinny uwzględnić takie mechanizmy, jak:

- fizykochemiczne przemiany zanieczyszczeń na drodze ich rozprzestrzeniania się w atmosferze,
- występowanie górnych termicznych warstw hamujących (górnych inwersji temperatury),
- pochłanianie zanieczyszczeń przez podłoże,
- wymywanie zanieczyszczeń przez opady.

Wymienione zjawiska są przedmiotem licznych badań teoretycznych i doświadczalnych¹⁰⁴.

W przypadku uwzględnienia czterech w/w zjawisk wzór na stężenie zanieczyszczenia w punkcie o współrzędnych x, y, z ma postać¹⁰⁵:

$$S_{xyz} = \frac{E}{2\pi\bar{u}\delta_Y\delta_Z} \exp\left[-\frac{y^2}{2\delta_Y^2} - \frac{\ln 2}{\tau_{1/2}} \tau - \lambda\tau\right] * \\ * \sum_{c=-4}^4 \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H+2cL}{\delta_Z}\right)^2\right] + \exp\left[\frac{1}{2}\left(\frac{z+H+2cL}{\delta_Z}\right)^2\right] \right\} * \\ * \exp\left[-\sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{v}{\bar{u}B} \sum_{c=0}^{\infty} (-1)^c \frac{\left(\frac{H^2}{2B^2}\right)^{\frac{1-b}{2b}}}{c! \left(\frac{H^2}{2\sigma_Z^2}\right)^{c+\frac{1-b}{2b}} (2bc-b+1)}\right], \quad (12)$$

gdzie:

- τ [s] - czas wędrówki zanieczyszczenia od emitora do receptora,
- $\tau_{1/2}$ [s] - czas połowiczny przemiany (zaniku) zanieczyszczenia,
- λ [1/s] - współczynnik wymywania zanieczyszczenia,
- c - indeks bieżący przy sumowaniu,
- L [m] - wysokość podstawy górnej inwersji temperatury

¹⁰⁴ Wg: Nowicki M., Jaworski W., 1986, ss.123-130, Juda J., Chróściel S., 1980, ss.35-90.

¹⁰⁵ Nowicki M., Jaworski W., 1986, s.130.

powietrza,

V [m/s] - prędkość osiadania zanieczyszczenia.

Jak widać, postać wzoru jest dość skomplikowana, jednakże mógłby on być podstawą obliczeń w analizach regionalnych, gdyby nie inne trudności. Niestety, mimo postępu prac, zalecenie stosowania przytoczonego wzoru wciąż pozostaje postulatem teoretycznym, ponieważ brak danych empirycznych nie pozwala na jego realizację.

Również zaawansowanie prac teoretycznych musi jeszcze budzić zastrzeżenia, w szczególności, jeśli idzie o uboczne skutki modelowanych zjawisk. Główny nurt poszukiwań nastawiony jest na określenie stężenia zanieczyszczeń w powietrzu, podczas gdy zmniejszenie tego stężenia, np. w wyniku przemian fizykochemicznych, związane jest naogół z powstaniem wtórnego, nowego zanieczyszczenia, będącego produktem przemiany. Zastosowanie rozszerzonej wersji formuły powinno więc spowodować uszczegółowienie modelowania również innych, powiązanych zjawisk, do czego na razie nie ma podstaw naukowych.

Dlatego¹⁰⁷, pozostawiając możliwość precyzowania modelu rozptyłu zanieczyszczeń - w miarę rozszerzania podstaw teoretycznych i empirycznych, na razie proponuję ograniczyć się do wersji zawartej w Wytycznych.

4.4.4. Obliczanie stężenia średniorocznego zanieczyszczeń gazowych pochodzących od licznych emitorów.

Najprostsza metoda obliczania stężenia średniorocznego¹⁰⁸ polega na sumowaniu stężeń średnich dla poszczególnych źródeł, gdzie w pierwszej kolejności uśrednia się stężenie w sektorze róży wiatrów¹⁰⁹, dla kierunku wiatru od emitora do

¹⁰⁷ Omawiana sytuacja jest dobrą ilustracją wpływu stanu wiedzy na przyjęty stopień ogólności modelu.

¹⁰⁸ Wytyczne..., 1981, punkt 5.3.

Ta sama metoda może być stosowana przy obliczaniu stężenia równoważnego.

¹⁰⁹ Wyprowadzenie wzoru można znaleźć w: Juda J., Chróściel S., 1980, ss.161-162.

receptora.

Stężenie średnie $\bar{S}_{ep}$ gazowego zanieczyszczenia w punkcie p dla poziomu terenu ($Z_p=0$), pochodzącego od emisji z punktu e , dla i -tej sytuacji meteorologicznej - oblicza się wg wzoru:

$$\bar{S}_{ep} = \frac{2E_e}{\sqrt{2\pi} \bar{u}_{ei} \delta_{Zei} \beta d_{ep}} \exp\left(-\frac{H_{ei}^2}{2\delta_{Zei}^2}\right), \quad (13)$$

gdzie:

β [rad] - kąt środkowy róży wiatrów, do którego wieje wiatr od źródła emisji,

(dla r -kierunkowej róży wiatrów $\beta = 2\pi/r$),

d_{ep} [m] - odległość między emitorem o współrzędnych X_e, Y_e a receptorem o współrzędnych X_p, Y_p .

średnią prędkość wiatru $\bar{u}_{ei}$, współczynnik dyfuzji δ_{Zei} oraz efektywną wysokość komina H_{ei} - oblicza się jak dla pojedynczego źródła emisji.

Ponieważ przy obliczaniu stężeń średnich uwzględnia się wszystkie kierunki wiania wiatru, układ współrzędnych musi być określony niezależnie od rozważanych kolejno sektorów róży wiatrów - odmiennie, niż to miało miejsce w sytuacji opisanej w rozdziale 4.4.2. W Wytycznych... przyjęto, że dodatni zwrot osi X pokrywa się z kierunkiem E , a osi Y - z kierunkiem N - róży wiatrów.

Uwzględniając częstość występowania poszczególnych sytuacji meteorologicznych oblicza się średnią ważoną w czasie - stężenia w dowolnym punkcie sektora róży wiatrów:

$$\bar{S}_{ep} = \frac{1}{L_p} \sum_{i=1}^I \bar{S}_{ep} N_{ij}, \quad (14)$$

gdzie:

L_p - suma wszystkich przypadków występowania sytuacji meteorologicznych i kierunków róży wiatrów,

I - liczbą sytuacji meteorologicznych występujących w obliczeniach,

N_{ij} - czas występowania w sektorze j róży wiatrów i -tej sytuacji meteorologicznej ($i=1,2,\dots,I$).

Czas występowania N_{ij} może być podawany w liczbie obserwacji (jak w statystykach Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej), wtedy L_p oznacza liczbę wszystkich obserwacji w danym okresie. N_{ij} bywa również wyrażany w procentach, wtedy $L_p=100$. Tabela 4.4 przedstawia procentową postać różny wiatrów z tabeli 4.3.

Dla każdego receptora p , stężenie średnioroczne $\bar{S}_p$ jest sumą stężeń średniorocznych zanieczyszczeń pochodzących od poszczególnych emitorów:

$$\bar{S}_p = \sum_{e=1}^G \bar{S}_{ep} = \frac{1}{L_p} \sum_{e=1}^G \sum_{i=1}^I \bar{S}_{eip} N_{ij} \quad (15)$$

W metodzie tej, wzajemne położenie źródła i receptora określa numer sektora różny wiatru.

Należy zaznaczyć, że okresem uśredniania stężenia może być każdy okres dla którego określa się różę wiatrów: miesiąc, kwartał, sezon, rok itp.. Możliwości obliczania stężenia innego, niż średnioroczne, mogą być istotne - np. dla symulowania uciążliwości emisji pochodzącej od zabudowy mieszkaniowej, właściwe może być obliczanie stężeń średnich dla sezonu grzewczego.

4.4.5. Obliczanie opadu pyłu.

Rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń pyłowych ma nieco inny charakter ze względu na zjawiska opadania cząsteczek pyłu i wychwytywania ich przez podłoże. Stosowany w Polsce¹¹⁰ wzór K. H. Krieba określający opad emitowanego monodispersyjnego pyłu na jednostkę terenu ma postać:

$$O_{efip} = \frac{E_{ef}}{\sqrt{2\pi} \beta} \frac{(1-b_i)w_{fep} d_{ep} + b_i \bar{u}_{ei} H_{ei}}{\bar{u}_{ei} \delta_{Zeip} d_{ep}^2} \exp \left[-\frac{(w_{fep} \bar{u}_{ei} - H_{ei})^2}{2\delta_{Zeip}^2} \right] \quad (16)$$

gdzie:

O_{efip} [w jednostkach emisji E_{ef} na m^2] - opad pyłu dla frakcji f w i -tej sytuacji meteorologicznej

¹¹⁰ Wytyczne..., 1981, wzór 4.9. Wyprowadzenie wzoru przytaczają Juda J., Chróściel S., 1980, ss.153-160.

(podział pyłu na frakcje w przybliżeniu monodispersyjne, występuje przy emisji pyłu o różnych prędkościach opadania),

w_f [m/s] - prędkość opadania pyłu o frakcji f ,

E_{ef} [mg/s, t/miesiąc, t/rok] - średnia emisja pyłu o frakcji f przez emitor e .

Licznik drugiego ułamka może być w pewnych sytuacjach ujemny. Przyjmuje się, że:

$$\text{jeżeli } \left[(1-b_{ij}) w_{fep} d + b_{ij} \bar{u}_{ei} H_{ei} \right] \leq 0, \text{ to } O_{efip} = 0. \quad (17)$$

Ponieważ wzór uśrednia opad pyłu w sektorze, więc dla dowolnych punktów leżących na łuku sektora o promieniu d opad jest jednakowy.

Całkowity opad pyłu O_{ep} jest sumą opadów dla wszystkich frakcji pyłu o ilości F łącznie z frakcją o prędkości $w_f=0$ i dla wszystkich sytuacji meteorologicznych, jakie występują w rozpatrywanym sektorze rózny wiatrów. Sumowanie uwzględnia czas występowania poszczególnych sytuacji meteorologicznych.

$$O_{ep} = \frac{1}{L_P} \sum_{f=1}^F \sum_{i=1}^I O_{efip} N_{ij}, \quad (18)$$

Obliczanie opadu pyłu dla zespołu emitorów opiera się na tej samej metodzie i polega na sumowaniu opadów ze wszystkich (G) źródeł występujących w zespole:

$$O_P = \sum_{e=1}^G O_{ep}. \quad (19)$$

Dopuszcza się również¹¹¹ możliwość uproszczenia obliczeń przy ocenach uciążliwości źródeł emisji. W tej wersji - obliczenia przeprowadza się dla jednej, średniej frakcji pyłu i dla jednej sytuacji meteorologicznej (czwarty stan równowagi i średnia dla sektora prędkość wiatru) oraz dla kierunku wiatru o najwyższej sumarycznej częstości występowania.

Z punktu widzenia opracowywanego modelu, ze względu na

¹¹¹ Juda J., Chróściel S., 1980, s.158.

trudności w uzyskiwaniu szczegółowych charakterystyk emisji poszczególnych aktywności, dogodnie wydaje się przejściowe uproszczenie modelowania rozbitcia emisji pyłu na frakcje.

4.4.6. Obliczanie stężeń zanieczyszczeń dla liniowych i powierzchniowych źródeł emisji.

Stężenie zanieczyszczeń pochodzących od liniowych i powierzchniowych źródeł emisji można liczyć dwojako. W stosunku do źródeł o regularnym kształcie (w przypadku źródeł liniowych - prostoliniowych) i równomiernym rozkładzie emisji, możliwe jest wprowadzenie wzorów analitycznych¹¹². Dla pozostałych przypadków najprostszym wyjściem (szczególnie w rozwiązaniach numerycznych) jest potraktowanie liniowego lub powierzchniowego źródła jako zbioru pojedynczych punktów emisji¹¹³.

Symulowanie emisji ze źródeł powierzchniowych okazało się szczególnie przydatne w zastosowaniu do aglomeracji miejskich, i to z dwóch przyczyn:

- odpowiedniości modelowania miasta - którego ulice, domy i małe zakłady przemysłowe są źródłami emisji zanieczyszczeń rozłożonej w cienkiej warstwie - jako powierzchniowego źródła o skokowym rozkładzie emisji¹¹⁴,

- niemożności (nadmierny czas obliczeń) uwzględnienia emisji ze wszystkich źródeł rzeczywistych¹¹⁵.

Nie oznacza to, że model punktowy nie może mieć zastosowania do miast, tym bardziej, że kształt rejonów, traktowanych jako abstrakcyjne emitory powierzchniowe, rzadko bywa regularny.

Wśród przytaczanych¹¹⁶ modeli matematycznych dla miast, warte wykorzystania wydają się doświadczenia H.G. Fortaka,

¹¹² Juda J., Chróściel S., 1974, przytaczają wzory analityczne dla źródeł liniowych (ss.158-167) i powierzchniowych (ss.168-176).

¹¹³ Tamże, s.158.

¹¹⁴ Tamże, s.168.

¹¹⁵ Tamże, ss.424-425.

¹¹⁶ Tamże, ss.425-428.

który wykazał¹¹⁷, że powierzchniowe źródło emisji o wymiarach 500m*500m można zastąpić praktycznie przez $9 \times 9 = 81$ źródeł punktowych. Zastosowanie jego metody pozwala więc na zastąpienie dużej ilości punktowych źródeł emisji, składających się na źródło powierzchniowe, przez niewielką ilość emitorów.

Obliczanie stężeń zanieczyszczeń pochodzących od źródeł liniowych może być przydatne w analizie uciążliwości ulic i autostrad, szczególnie w skali miasta i dzielnic. Pomijając szczegółowe rozwiązywanie tych zagadnień w niniejszej pracy - ze względu na jej ograniczony zakres, a także ze względu na brak w obecnej wersji modelu ORION zapisu geometrycznego kształtu sieci komunikacyjnej, należy wskazać możliwość takiej analizy w przyszłości. Realne szanse dla niej stwarza:

- z punktu widzenia matematycznego modelowania rozplywu zanieczyszczeń emitowanych przez źródła liniowe - posłużenie się rozwiązaniami analogicznymi, jak dla źródeł powierzchniowych,
- z punktu widzenia możliwości określania wielkości emisji (pochodzącej od komunikacji) - jedna z procedur wariantowo wprowadzana do modelu ORION - modelująca obciążenie sieci komunikacyjnej ruchem.

4.4.7. Inne zastosowania modeli dyfuzji atmosferycznej.

Opisane powyżej modele mogą być stosowane nie tylko do przewidywania skutków emisji gazów i pyłów, których dopuszczalne stężenia reguluje norma, ale także do innych, nierutynowych opracowań. Np. Wytyczne... (1981, rozdział 6) zalecają wykorzystywanie ich do orientacyjnego obliczania konsekwencji lokalizacji elektrowni jądrowych.

¹¹⁷ Na drodze numerycznej i potwierdził empirycznie w badaniach miasta Bremen w RFN (za: Juda J., Chróściel S., 1974, ss. 425-426).

4.5. Zasady adaptacji matematycznych modeli rozptyłu zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym do potrzeb modelu ORION.

Dotychczas scharakteryzowano grupę konfliktów określaną jako "zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego". Przedstawiono metody stosowane dla przewidywania przestrzennych skutków emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego, wraz ze wstępną oceną ich przydatności dla budowanego modelu. W dalszej części zostaną przedstawione propozycje wykorzystania tych metod w budowanym - skalonym modelu rozwiązywania konfliktów.

4.5.1. Postać wyników.

Zgodnie z założeniami przyjęto, że symulacja wywołanych przez stałą emisję zanieczyszczeń związana z normalnym funkcjonowaniem¹¹⁸ aktywności (przemysłu, energetyki, transportu, zabudowy mieszkaniowej) - zmian stanu atmosfery - będzie dotyczyć jej skażenia mierzonego w stężeniach średniorocznych (w szczególnych przypadkach - średnich w sezonie grzewczym) najbardziej uciążliwych zanieczyszczeń gazowych i rocznym opadzie pyłu.

4.5.2. Zasady określania parametrów dla obliczeń stanu zanieczyszczeń.

Zastosowanie przytoczonych w rozdziałach 4.4.1 - 4.4.6 rozwiązań w modelu ORION wymaga nieco innych, niż w pierwowzorze, zasad określania parametrów.

W ogólnym modelu rozsyłu zanieczyszczeń, dla każdego emitora e podaje się osobno:

- uwarunkowane technologicznie parametry emisji (h_e, K_e, q_e, w_e), charakter emisji (punktowy, liniowy, powierzchniowy), jej skład (pył, poszczególne związki gazowe),
- wielkość emisji (E_e),

¹¹⁸ W odróżnieniu od awarii (patrz przypis ⁹⁶).

- lokalizację emitora (x_e, y_e).

W modelu ORION, dla każdego zanieczyszczenia, technologicznie uwarunkowane parametry emisji oraz jej charakter, są jednakowe w obrębie aktywności (zgodnie z zasadami omówionymi w rozdziale 4.1). Dodatkowym argumentem za uśrednianiem parametrów jest fakt, że dla każdego zakładu przemysłowego rozważa się warianty technologiczne (w szczególności wysokości kominów) różniące się w znacznym zakresie, natomiast zakresy te dla różnych zakładów w dużym stopniu pokrywają się.

Rozmieszczenie emitatorów jest w pewnym sensie stałe - ponieważ stały jest podział terenu na rejony pozwalający na modelowanie zagadnień przestrzennych, natomiast fakt lokalizacji emitatora w konkretnym miejscu, czyli w odpowiadającym temu miejscu rejonie obliczeniowym, jest reprezentowany przez przypisanie wymienionemu rejonowi niezerowego przydziału aktywności emitującej zanieczyszczenie. Dla każdej aktywności miejsc potencjalnej lokalizacji jej emitatorów jest co najwyżej tyle, ile jest rejonów obliczeniowych (dokładnie: tyle, ile jest rejonów o niezerowej chłonności dla danej aktywności). Ponieważ jeden typ zanieczyszczenia może być emitowany przez różne aktywności - globalna ilość potencjalnych jego emitatorów jest sumą liczb możliwych lokalizacji wszystkich aktywności emitujących ten typ zanieczyszczenia.

Zmiany zasad określania parametrów obrazuje zanik indeksu e emitatora:

$K_{te}, h_{te}, q_{te} \rightarrow K_{ta}, h_{ta}, q_{ta}$ (parametry aktywności a jako emitatora zanieczyszczenia t),

$X_e, Y_e \rightarrow X_l, Y_l$ (współrzędne rejonu l),

$E_{tel} \rightarrow E_{tal}$ (wielkość emisji zanieczyszczenia t pochodzącej od aktywności a zlokalizowanej w rejonie l),

przy czym:

$$E_{tal} = C_{al} W_{ta} \quad (20)$$

gdzie:

C_{al} - przydział aktywności a w rejonie l ,

W_{ta} - wskaźnik wielkości emisji zanieczyszczenia t

przypadającej na jednostkę aktywności α .

4.5.3. Tryb przeprowadzania obliczeń.

Zgodnie z założeniami omówionymi w rozdziale 4.1 obliczenia zostały zorganizowane tak, ażeby:

- zminimalizować operacje powtarzalne,
- zapisać przyrost stężenia wywołany lokalizacją aktywności emitującej zanieczyszczenie, jako prostą funkcję wielkości przydziału tej aktywności,
- otrzymać dane o sumarycznym stanie skażenia poszczególnych rejonów, przy zachowaniu informacji: kto, i w jakim stopniu, jest za ten stan odpowiedzialny (w postaci przyrostu stężenia dla każdej pary emitor-receptor).

Poniżej zostały przedstawione etapy obliczeń dla podstawowej wersji postępowania, tj. gdy:

- badany jest stan skażenia terenu przez pojedyncze zanieczyszczenie t ,
- rozkład przestrzenny skażenia jest reprezentowany przez stężenia w środkach ciężkości poszczególnych rejonów,
- zanieczyszczenie jest emitowane przez źródła punktowe zlokalizowane również w środkach ciężkości rejonów.

Etap I:

- określenie dla każdej aktywności α : parametru emitora K_{ta} , wysokości komina h_{ta} , współczynnika q_{ta} oraz, w przypadku emisji pyłów, średniej prędkości opadania pyłu w_{ta} , a także wskaźnika W_{ta} określającego wielkość emisji zanieczyszczenia t przypadającą na jednostkę aktywności α ,
- określenie właściwych dla danego terenu parametrów meteorologicznych m_i , b_i , h_A oraz róży wiatrów N_{ij}/L_P ,
- określenie średniego współczynnika szorstkości terenu z_0 dla obszaru opracowania,
- obliczenie dla wszystkich aktywności α oraz sytuacji meteorologicznych i : wysokości pozornych punktów emisji H_{tai} (wg wzoru 6), średniej prędkości wiatru $\bar{u}_{tai}$ (wg wzoru 7) i współczynnika B_{tai} (wg wzoru 11),
- obliczenie przetworzonej róży wiatrów:

$$n_{ij} = \frac{r N_{ij}}{\pi \sqrt{2\pi} L_P}, \quad (21)$$

gdzie:

N_{ij}/L_P - elementy róży wiatrów (zgodnie z opisem dla wzoru 14),

r - liczba sektorów róży wiatrów.

Wartości n_{ij} stanowią jedną charakterystykę dla terenu opracowania, niezależną od aktywności.

Etap II:

- obliczenie dla każdej pary rejonów l, p , jako potencjalnej pary emitor-receptor, przyrostu w receptorze p stężenia zanieczyszczenia l wywołanego emisją tego zanieczyszczenia przez jednostkę aktywności a z rejonu l .

Dla zanieczyszczenia gazowego wzór ma postać:

$$D_{tailp} = W_{ta} \sum_{i=1}^{i=I} \left[\frac{n_{ij}}{\delta_{Ztailp} \bar{u}_{tai} d_{lp}} \exp \left(-\frac{H_{tai}^2}{2\delta_{Ztailp}} \right) \right], \quad (22)$$

gdzie:

$$\delta_{Ztailp} = B_{tai} d_{lp}^b, \quad (23)$$

natomiast odległość d_{lp} między emitorem l a receptorem p określa wzór:

$$d_{lp} = \sqrt{(X_p - X_l)^2 + (Y_p - Y_l)^2}, \quad (24)$$

dla współrzędnych rejonu emitora X_l, Y_l i receptora X_p, Y_p (zwrot dodatni osi X zgodny z kierunkiem wschodnim, - osi Y - z kierunkiem północnym).

Numer j sektora róży wiatrów wyznacza się dla każdej pary emitor-receptor na podstawie zależności:

$$j = \text{trunc} \left(\frac{r\alpha}{2\pi} + \frac{r}{2} + \frac{3}{2} \right), \quad (25)$$

gdzie:

- α - kąt tworzony przez wektor wiatru (emitor → receptor) z kierunkiem północnym,

$$\alpha = \arctan \left(\frac{X_p - X_l}{Y_p - Y_l} \right), \quad (26)$$

przy czym: jeżeli $Y_p - Y_l < 0$

to jako α przyjmuje się wartość $\alpha + \pi$;

- "trunc" oznacza część całkowitą argumentu¹¹⁹,
- wartość $r/2$ we wzorze 25 uwzględnia obrót wektora wiatru o kąt π , co jest konieczne z tego względu, że w róży wiatrów podaje się kierunki z jakich wiatr wieje do punktu pomiarów, zaś oddziaływanie źródła emisji jest zwrócone w kierunku wiatru wiejącego od niego,
- wartość $3/2$ we wzorze 25 wynika z numeracji przyjętej w róży wiatrów (sektor 1 obejmuje wiatry wiejące z kierunków od π/r do $3\pi/r$ na prawo od kierunku północnego),
- dla przypadków $j > r$ jako j przyjmuje się wartość $j-r$.

W przypadku zanieczyszczeń pyłowych przyrost opadu pyłu oblicza się wg wzoru:

$$D_{talp} = W_{ta} \sum_{i=1}^I \left\{ \frac{n_{ij} [(1-b_i) w_{talp} + b_i \bar{u}_{tai} H_{tai}]}{2\delta_{Ztailp} \bar{u}_{tai} d_{lp}^2} * \right. \\ \left. * \exp \left[- \frac{\left(\frac{w_{talp} d_{lp} - H_{tai}}{\bar{u}_{tai}} \right)^2}{2\delta_{Ztailp}} \right] \right\}, \quad (27)$$

przy czym:

- dla wartości $(1-b_i) w_{talp} + b_i \bar{u}_{tai} H_{tai} \leq 0$

przyjmuje się $D_{talp} = 0$,

¹¹⁹ Przyjęto tu zapis w języku Pascal, w którym zostały napisane wszystkie programy obliczeniowe dla niniejszej pracy.

- odległość receptora od emitora i numer sektora różni wiatrów określa się jak dla stężenia gazowego (wzory 24,25).

Wynikiem II etapu są macierze D_{lp} (obliczane dla wszystkich zanieczyszczeń i aktywności poszczególne zanieczyszczenia emitujących) - i tylko one zostają zachowane do dalszych obliczeń.

Obliczenia I i II etapu mają charakter przygotowawczy, są przeprowadzane jednorazowo i nie są związane z innymi procedurami modelu ORION.

Etap III:

W każdej iteracji, równoległe do innych procedur modelu ORION, na podstawie założonego rozkładu przestrzennego aktywności (w postaci przydziałów aktywności w rejonach dla bieżącej iteracji), dla każdej pary rejonów l, p określa się przyrost stężenia¹²⁰ S_{talp} zanieczyszczenia t w rejonie receptora p wynikający z lokalizacji w rejonie l emitującej to zanieczyszczenie aktywności a :

$$S_{talp} = C_{at} D_{talp} \quad (28)$$

Następnie oblicza się sumaryczne przyrosty stężenia zanieczyszczenia t w poszczególnych rejonach:

$$S_{tp} = \sum_{a=1}^{a=L_{At}} \sum_{l=1}^{l=L_R} S_{talp} \quad (29)$$

gdzie:

- L_{At} - liczba aktywności emitujących zanieczyszczenie t ,
- L_R - liczba rejonów obliczeniowych.

Ostatecznie stan Q_{tp} rejonu p w zakresie zanieczyszczenia t jest sumą całkowitego przyrostu stężenia S_{tp} i wartości tła R_{tp} zanieczyszczenia t w tym rejonie:

$$Q_{tp} = S_{tp} + R_{tp} \quad (30)$$

Dla przeprowadzenia dalszych etapów procesu planowania,

¹²⁰ Ta sama zasada postępowania odnosi się do przyrostu opadu pyłu.

tj. oceny wywołanych zmian stanu rejonów i korekty rozmieszczenia aktywności w reakcji na te zmiany, konieczne jest zachowanie do końca każdej iteracji zarówno ostatecznych, jak i pośrednich wyników III etapu obliczeń (tj. macierzy S_{tolp} , S_{tp} i Q_{tp}).

4.5.4. Koncepcja "sieci".

Z punktu widzenia wewnętrznej organizacji procedury symulacji skażenia atmosfery kluczowe znaczenie ma wyodrębnienie obliczania macierzy D_{ta} . Macierze te stanowią swoisty zapis "sieci" rozptyłu zanieczyszczeń, ponieważ tak, jak sieć komunikacyjna decyduje o wzajemnej dostępności rejonów, a w efekcie wpływa na wielkość przepływów ruchu między nimi, tak macierz D_{ta} zawiera przetworzone i skondensowane informacje, jak cechy terenu i uwarunkowania technologiczne emisji określają procent zanieczyszczeń, które docierają od rejonu źródłowego do poszczególnych punktów terenu. Jest więc to zbiór współczynników pozwalający obliczyć przyrost stężenia zanieczyszczenia t w dowolnym rejonie, jako liniową funkcję wielkości przydziału aktywności to zanieczyszczenie emitującej.

Funkcjonal taki ma wiele wspólnego z używanym w praktyce projektowej¹²¹ rozkładem stężeń bezwymiarowych.

4.5.5. Rozkład stężeń bezwymiarowych.

Znając parametry emisji (h, K, q) , dla każdej sytuacji meteorologicznej (prędkości wiatru i stanu równowagi atmosfery) można określić odległość od emitora występowania maksymalnego stężenia zanieczyszczeń.

Odległość d_{max} występowania maksymalnego stężenia znajdujemy przyrównując do zera pierwszą pochodną ze stężenia S średniego w łuku sektora róży wiatrów w odległości d od emitora, mierzonego na poziomie terenu -

¹²¹ Zał. do Wytycznych..., 1981, Tab.1, Juda J., Chróściel S., 1974, ss.146-148.

jako funkcji odległości d .

$$S = \frac{12 E}{\pi \sqrt{2\pi} \bar{u}_{tai} B_{tai} d^{(b_i+1)}} \exp \left(-\frac{H_{tai}^2}{2B_{tai}^2 d^{(2b_i)}} \right), \quad (31)$$

Wynosi ona:

$$d_{max} = \left(\frac{H_{tai}}{B_{tai} \sqrt{g_i}} \right)^{\frac{1}{b_i}}, \quad (32)$$

gdzie:

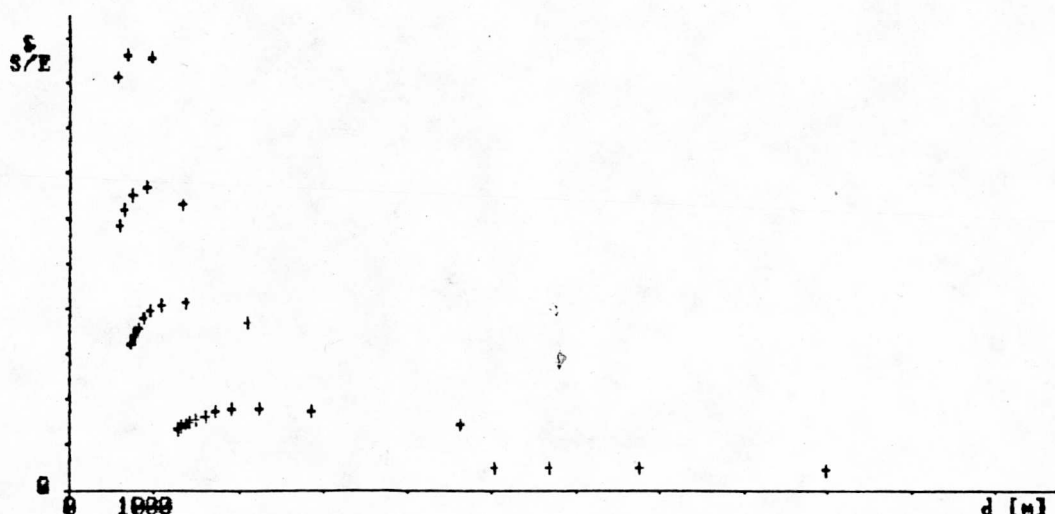
$$g_i = \frac{b_i + 1}{b_i}, \quad (33)$$

natomiast wysokość stężenia w tym punkcie określa wzór:

$$S_{maxtai} = E_{ta} \frac{(B_{tai} \sqrt{g_i})^{g_i}}{\pi \sqrt{2\pi} B_{tai} \exp \left(\frac{g_i}{2} \right) \bar{u}_{tai} H_{tai}^{g_i}} \quad (34)$$

Wykres 4.1 przedstawia odległości występowania stężeń maksymalnych i wysokości tych stężeń dla 36 sytuacji meteorologicznych oraz dla przykładowych parametrów:

- wysokość komina $h = 100\text{m}$,
- parametr emitora $K = 300$,
- współczynnik $q = 0.7$,
- współczynnik szorstkości terenu $z_0 = 1\text{m}$.



Rys. 4.1.

Wielkość emisji pozwala ostatecznie określić wartość stężenia, z punktu widzenia powyższego wykresu nie ma jednak znaczenia, ponieważ, jak można odczytać ze wzoru 34, wartości S_{maxi} , są uzależnione od niej jedynie liniowo.

Odwołując się do wielkości maksymalnego stężenia S_{maxi} i odległości jego występowania d_{maxi} , drogą prostych przekształceń wzoru 31, otrzymuje się wzór na rozkład stężeń bezwymiarowych:

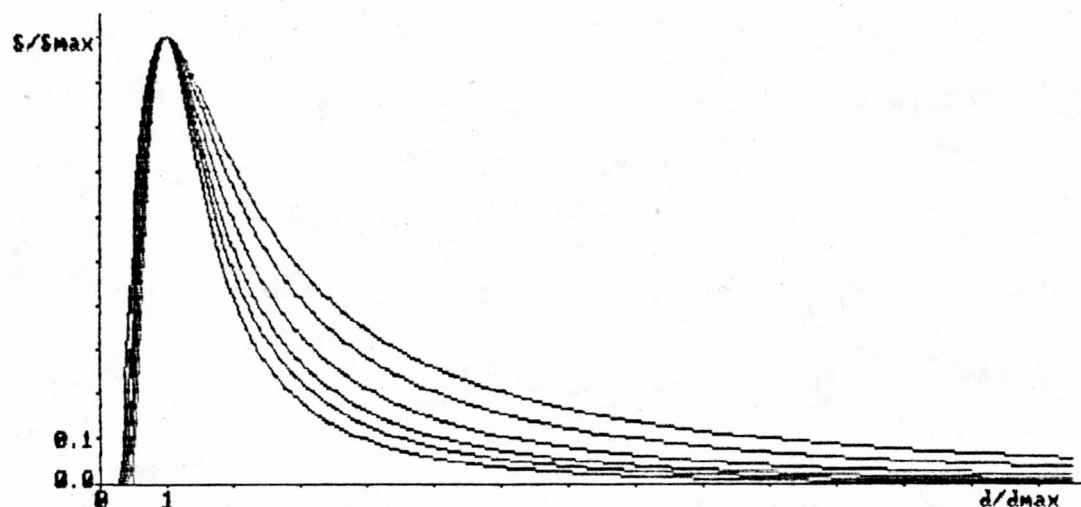
$$p_i = \frac{S_{di}}{S_{maxi}} = \left(\frac{d_i}{d_{maxi}} \right)^{-b_i-1} \exp \left\{ \frac{b_i+1}{2b_i} \left[1 - \left(\frac{d}{d_{maxi}} \right)^{-2b_i} \right] \right\}, \quad (35)$$

gdzie:

- S_{di} - stężenie zanieczyszczenia w punkcie oddalonym o odległość d od emitora.

Jak widać, rozkład stężeń bezwymiarowych jest niezależny od wielkości emisji, a także od jej warunków. Zależy jedynie od stanu równowagi atmosfery.

Rozkłady stężeń bezwymiarowych dla wszystkich sześciu stanów równowagi atmosfery przedstawiono na wykresie 4.2.



Rys. 4.2.

Podobne¹²² rozkłady stężeń p_i są wykorzystywane do

¹²² Rozkłady stosowane do znajdowania wartości stężeń chwilowych dotyczą jednak skażenia w linii wiejącego wiatru, a nie wartości średnich w łuku sektora róży wiatrów.

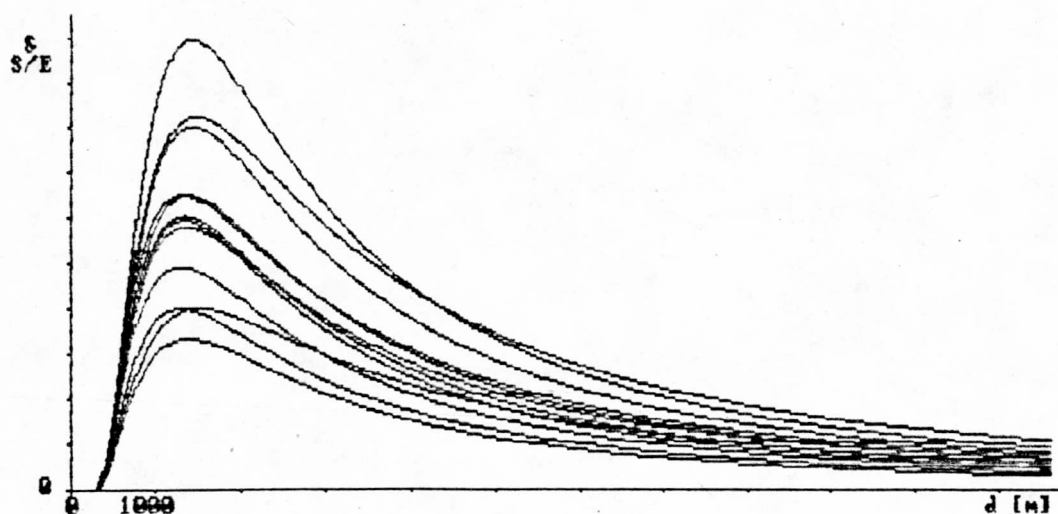
bezpośredniego wyznaczania wartości stężeń chwilowych, które można odnosić do pojedynczych sytuacji meteorologicznych.

W przypadku stężeń średnich dla dłuższego okresu czasu, których określanie jest celem omawianej w niniejszym rozdziale procedury, musi się uwzględniać skutki wszystkich sytuacji meteorologicznych. Mają więc znaczenie parametry emisji określające wzajemne proporcje zarówno stężeń maksymalnych, jak i ich odległości występowania, dla różnych sytuacji meteorologicznych, a także względne częstości występowania tych sytuacji zawarte we właściwej dla danego terenu róży wiatrów.

Dla każdego sektora j róży wiatrów¹²³ stężenie średnie S_j określa wzór:

$$S_j = \sum_{i=1}^{i=I} \left(\frac{N_{ij}}{L_p} S_{\max P_i} \right) \quad (36)$$

Stężenia średnie jako funkcje odległości od emitora dla 12 sektorów róży wiatrów przedstawiono na wykresie 4.3.



Rys. 4.3.

Wykres ilustruje sytuację dla tych samych parametrów emisji,

¹²³ Przy określaniu numeru sektora należy uwzględnić zasady budowy róży wiatrów (komentarz do wzoru 22).

co wykres 4.1 i dla rozkładu róży wiatrów stacji meteorologicznej Poznań-Ławica¹²⁴.

W opisie wykresu zaznaczono niezależność względnego rozkładu stężeń od rozmiarów emisji¹²⁵.

Rozkład stężeń, wyskalowany w sposób pozwalający odnosić wartości stężeń do emisji jednostkowej, stanowi pełną charakterystykę sposobu rozprzestrzeniania zanieczyszczeń dla danego terenu i dla zdefiniowanego typu emitora.

Omawiana uprzednio macierz D_{ta} jest odpowiednikiem opisanego rozkładu stężeń, przy czym zawiera informacje dotyczące tylko niektórych argumentów (kombinacji odległości d i sektora j). Każdy wiersz macierzy D_{ta} odnosi się do innego rejonu jako potencjalnego źródła emisji jednostkowej i zawiera informacje o wysokości stężeń spowodowanych przez tę emisję we wszystkich rejonach, jako receptorach. Wzajemne rozmieszczenie emitora i receptora identyfikuje sektor j róży wiatrów i odległość d .

Ze względu na dalsze wykorzystanie macierzy D_{ta} jej wartości określa się dla wielkości emisji zanieczyszczenia t przypadającej na podstawową jednostkę aktywności a .

4.5.6. Powierzchniowe i punktowe źródła emisji.

Tok postępowania prowadzący do wyznaczania macierzy D_{ta} , który przedstawiono w rozdziale 4.2 w odniesieniu do emisji ze źródeł punktowych zlokalizowanych umownie w środkach ciężkości rejonów, ma zastosowanie również do badania skutków emisji powierzchniowej lub pochodzącej od kilku emitatorów w rejonie - przy jednym zastrzeżeniu: stałej proporcji rozdziału emisji (niezależnie od jej wielkości) między emitatory elementarne rejonu. W takim przypadku stężenie zanieczyszczenia w dowolnym punkcie terenu, które

¹²⁴ We wszystkich dalszych przykładach również posłużono się tym samym zestawem parametrów meteorologicznych, przytoczonym w tabeli 4.1.

¹²⁵ Niezależność tę można łatwo wykazać rozwijając wzór 36 i uwidoczniając liniowe powiązanie bezwzględnej wartości stężenia S i emisji E .

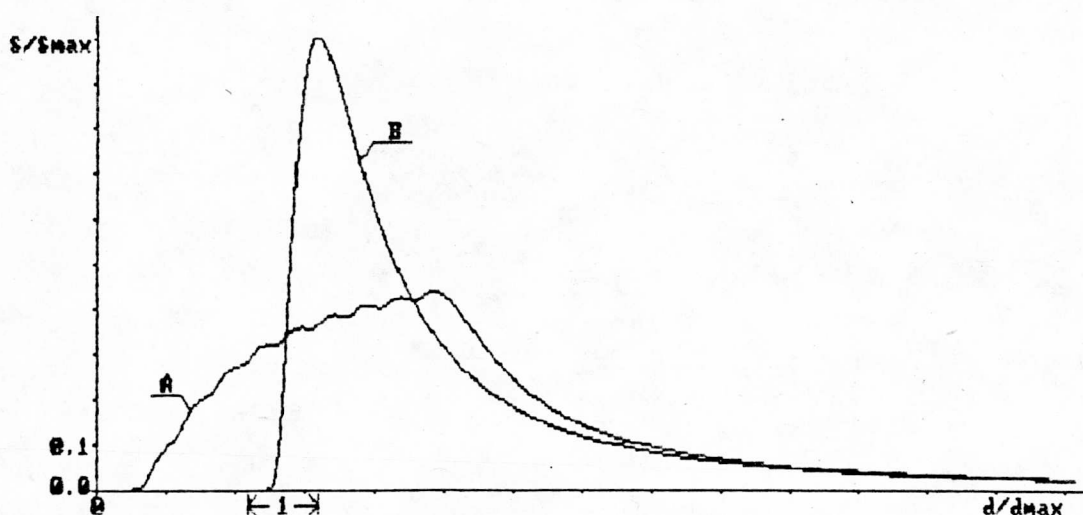
jest sumą stężeń pochodzących od emitorów elementarnych rejonu, pozostaje w liniowej zależności od wielkości emisji (a więc i od przydziału aktywności w rejonie).

Ilustruje to zagadnienie wykres 4.4 zestawiający, dla przykładowej (15-tej) sytuacji meteorologicznej, dwa rozkłady stężeń bezwymiarowych:

- B - dla emitora punktowego,
- A - dla 9 emitorów punktowych rozstawionych w równych odstępach wynoszących $d_{\max}/2$, symetrycznie w stosunku do emitora B, w linii wiatru - o jednakowej wielkości emisji w sumie równej emisji ze źródła B.

Wartości stężeń obu rozkładów zostały odniesione do tej samej wielkości $S_{\max}$ rozkładu B.

Ponieważ przy rozpatrywaniu pojedynczej sytuacji meteorologicznej zakresy występowania stężeń dodatnich dla emitorów A i B nie pokrywają się, przyjęto zakres szerszy. Stężenie w receptorach znajdujących się w linii wiatru przed emitorem (w przypadku emitora B - dla $d < 2 \cdot d_{\max}$) ma wartość $S=0$.



Rys. 4.4.

Na wykresie 4.5 przedstawiono¹²⁶ analogiczny wykres

¹²⁶ Wykresy 4.5 i 4.6 mają charakter jedynie poglądowy - przedstawiają bowiem sytuację tylko tych punktów terenu, których przynależność do sektora róży wiatrów jest

stężeń w sektorze róży wiatrów - dla konkretnych, przewidywanych parametrów emisji.

Jednoznaczność określenia macierzy D_{la} (w przypadku opisanego wyżej charakteru emisji), i jej niezależność od rozmiarów emisji, staje się oczywista - jeśli odwołać się do wzorów 22 i 28. Ponieważ wzór 22 pozwala określić wartość D_{la} dla dowolnych emitorów l - można go zatem odnieść do poszczególnych emitorów elementarnych e aktywności a w rejonie l . Wtedy przyrost stężenia w receptorze p wywołany przez tę emisję składową wynosi:

$$S_{talep} = C_{ale} D_{talep}, \quad (37)$$

gdzie:

e - indeks emitora elementarnego aktywności a w rejonie l ,

$C_{ale} W_{la}$ - wielkość emisji z emitora elementarnego e .

Całkowity przyrost w rejonie p stężenia S_{talp} zanieczyszczenia t wynikający z lokalizacji aktywności a w rejonie l , jest sumą stężeń S_{talep} pochodzących od wszystkich emitorów składowych aktywności a w tym rejonie.

Przy założeniu stałego udziału poszczególnych emitorów e w całkowitej emisji wywołanej przez lokalizację aktywności a w rejonie l :

$$C_{ale} W_{la} = r_e C_{al} W_{la} \quad (38)$$

$$\text{oraz} \quad C_{al} W_{la} = \sum_{e=1}^{e=L_{Ela}} (C_{ale} W_{la}), \quad (39)$$

gdzie:

r_e - stała charakteryzująca emitore e ,

L_{Ela} - liczba emitorów elementarnych aktywności a w rejonie l w zakresie emisji zanieczyszczenia t ,

wzór na sumaryczny przyrost stężenia S_{talp} ma postać:

identyczna w obu wariantach lokalizacji emitora.

$$\begin{aligned}
 S_{talp} &= \sum_{e=1}^{e=L_{Etal}} S_{talep} = \sum_{e=1}^{e=L_{Etal}} (C_{ale} D_{talep}) = \\
 &= \sum_{e=1}^{e=L_{Etal}} (r_e C_{al} D_{talep}) = C_{al} \sum_{e=1}^{e=L_{Etal}} (r_e D_{talep}) \quad (40)
 \end{aligned}$$

Występująca w ostatnim zapisie wzoru 40 suma ma dla każdej kombinacji t, a, l, p określoną wartość - i może być zapisana jako:

$$D_{talp} = \sum_{e=1}^{e=L_{Etal}} (r_e D_{talep}) \quad (41)$$

W szczególnym przypadku, gdy emisja wszystkich emitorów składowych w rejonie jest jednakowa:

$$D_{talp} = \frac{1}{L_{Etal}} \sum_{e=1}^{e=L_{Etal}} D_{talep} \quad (42)$$

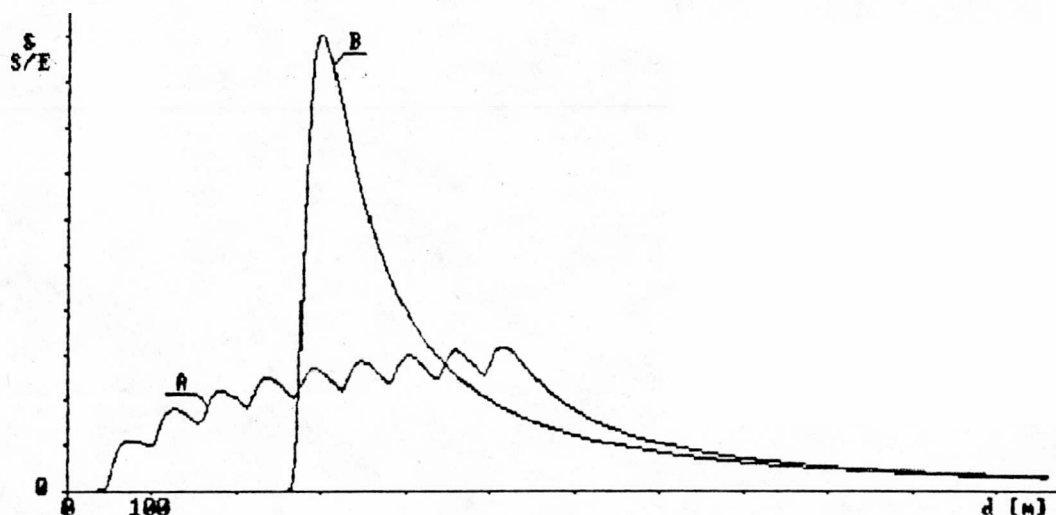
Przypadek ten ma duże zastosowanie w niniejszej pracy, ponieważ odnosi się do przyjętej w niej (zgodnej z modelem Fortaka) reprezentacji powierzchniowego źródła emisji przez liczne punktowe emitory zastępcze. Przy założeniu stałego natężenia emisji z jednostki powierzchni, każdemu ze składowych emitorów przypisana jest ta sama wielkość emisji, zaś ich suma odpowiada przydziałowi aktywności w rejonie.

Rozmieszczenie zastępczych źródeł punktowych pozwala na odzwierciedlanie rozmiarów, kształtu i położenia emitorów powierzchniowych.

Z punktu widzenia zadań budowanego modelu celowe wydaje się potraktowanie jako powierzchniowych źródeł emisji zabudowy mieszkaniowej, ewentualnie - przemieszanej z niewielkimi zakładami przemysłowymi i rzemieślniczymi. Dla tego typu emitorów efektywną wysokość emisji przyjmuje się zazwyczaj¹²⁷ na poziomie $H=15m$, bez różnicowania jej w zależności od sytuacji meteorologicznej (nie liczy się wyniesienia gazów odlotowych). Jak widać na wykresie 4.5,

¹²⁷ Juda J., Chróściel S., 1980, s.218.

uwzględnienie powierzchniowego charakteru emisji, w istotnym stopniu zwiększa wierność odwzorowania zagrożenia rejonu emitora oraz rejonów sąsiednich - czyli tych, w których znajdzie się większość zanieczyszczeń.



Rys. 4.5.

Na wykresie 4.5 zestawiono rozkłady stężeń zanieczyszczeń (w linii wiatru) dla dwóch źródeł o identycznej wielkości emisji:

- A - powierzchniowego, o średnicy $r=500\text{m}$,
- B - punkowego (zlokalizowanego w środku ciężkości źródła powierzchniowego).

Pozostałe parametry:

- odstęp między punktowymi emitarami zastępczymi źródła A $r_e = r/9$,
- wysokość pozornego punktu emisji $H=15\text{m}$,
- współczynnik szorstkości terenu $z_0=1\text{m}$,
- numer sektora róży wiatrów $j=4$.

W przypadku większych zakładów przemysłowych i energetycznych model emisji powierzchniowej nie ma zastosowania. Prawie wszystkie zanieczyszczenia pyłowe i gazowe, emitowane przez nie, są odprowadzane do atmosfery przez nieliczne i wysokie kominy. Parametry emisji przesądzają o takim rozkładzie stężeń, przy którym

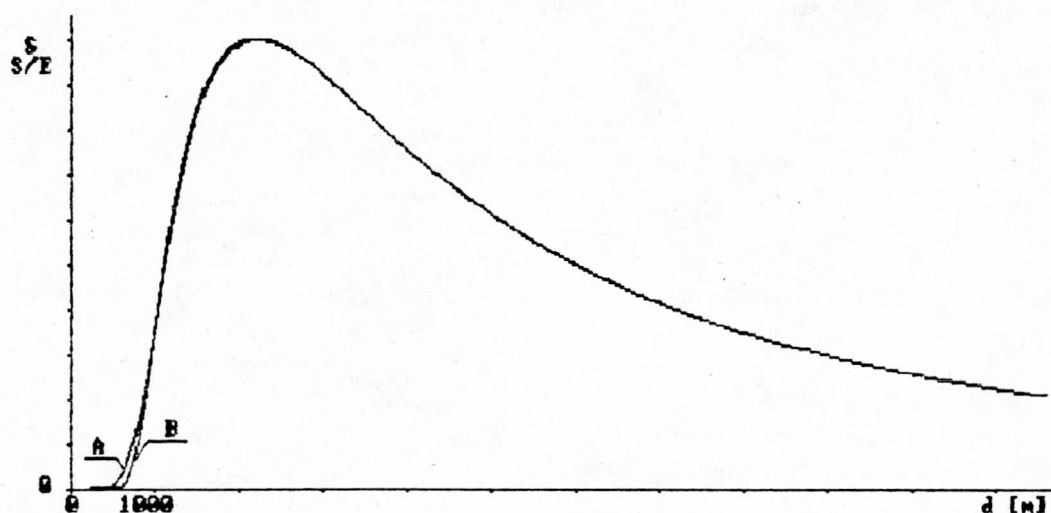
odległości między kominami rzędu kilkudziesięciu metrów, nie mają znaczenia.

Ilustruje tę sytuację wykres 4.6 zestawiający stężenia zanieczyszczeń (w linii wiatru, dla pierwszego sektora róży wiatrów) pochodzące od:

- B - kominą o wysokości 150m,
- A - trzech kominów o tych samych parametrach, co B, i takiej samej sumarycznej emisji, rozstawionych co 200m, symetrycznie względem B, w linii wiatru.

Parametry emitorów A i B: $h=150m$,
 $K=400$,
 $q=0.7$,

Współczynnik szorstkości terenu $z_0=1m$.



Rys. 4.6.

Nie idzie tu o lekceważenie optymalizacji wzajemnego położenia emitorów na terenie zakładu przemysłowego, jednakże badania takie powinno się przeprowadzać po przyznaniu projektowanemu zakładowi określonego terenu¹²⁸, natomiast w fazie Wniosku Lokalizacyjnego (stanowiącej w porównaniu do budowanego modelu etap późniejszy), zazwyczaj znana jest jedynie emisja całkowita i główne zasady wyrzutu zanieczyszczeń atmosferycznych.

¹²⁸ Potrzebę takich badań obszernie motywują Nowicki M., Jaworski W., 1986, ss.63-74.

Podobnie, jak rozwiązania wewnątrz zakładu przemysłowego, tak i lokalizację szczegółową zakładu w rejonie, można pozostawić do rozstrzygnięcia w dalszych fazach planowania. W tym przypadku jednak jest celowe wykorzystanie wcześniejszych studiów terenu dla określenia potencjalnych lokalizacji bardziej precyzyjnego, niż przez przypisanie ich rejonom. Informacje takie byłyby dostępne podczas obliczania poszczególnych macierzy D_{to} - w postaci zbiorów współrzędnych emitorów elementarnych każdego rejonu.

4.5.7. Wpływ sposobu odwzorowania przestrzeni na precyzję modelowania stanu zanieczyszczeń.

W rozdziale 4.5.6 zaznaczono już, jakie różnice modelowanych stężeń zanieczyszczeń w linii wiatru wiążą się ze sposobem odwzorowania lokalizacji i charakteru źródeł emisji. Różnice te są znaczące w przypadku relatywnie niewielkiej wysokości kominów. Np., niezgodność rozkładów stężeń S_A (dla emitora punktowego) i S_B (dla emitora powierzchniowego) z wykresu 4.5, określona jako wartość

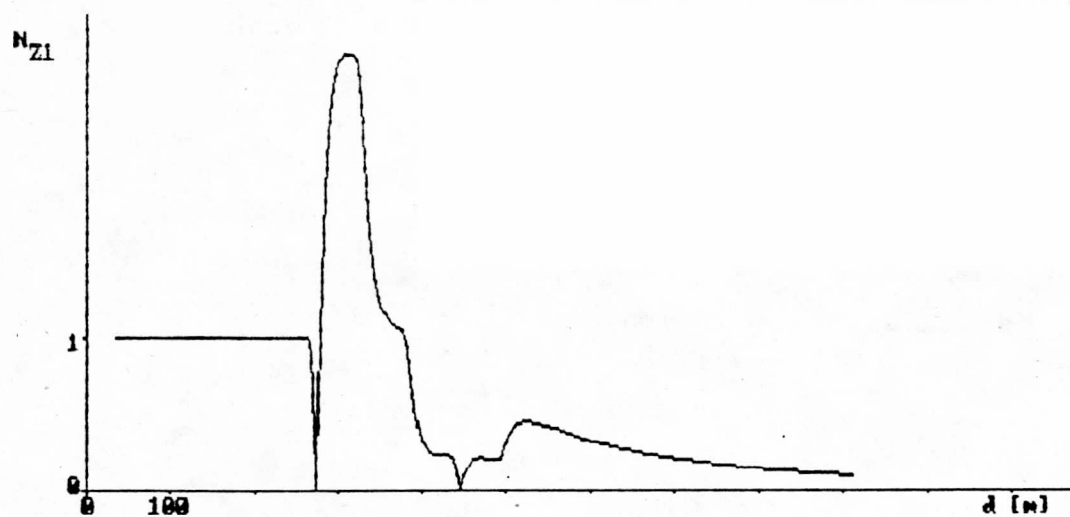
$$N_{Z1} = \frac{S_A - S_B}{S_A} \times 100\% \quad (43)$$

wynosi:

- w odległości 250m od źródła B	34	÷	41	% ¹²⁰
- 500m	16	÷	18	%
- 750m	7	÷	8	%
- 1000m	3.8	÷	4.2	%
- 1500m	1.7	÷	1.8	%
- 2000m	0.9	÷	1.0	%

Rys. 4.7 przedstawia procent zgodności N_{Z1} rozkładów S_A i S_B z rys. 4.5 - dla przeciętnych warunków meteorologicznych.

¹²⁰ Zależnie od sektora róży wiatrów.

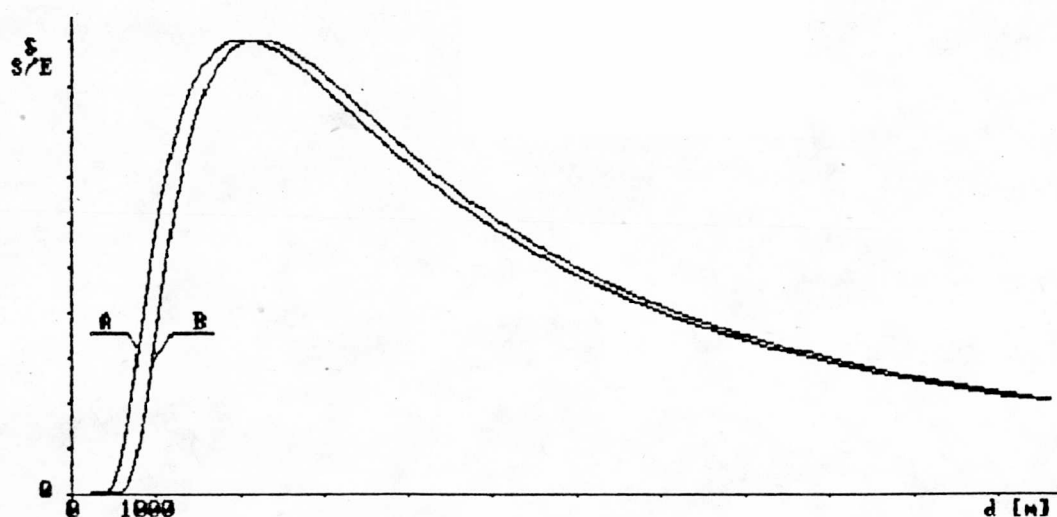


Rys. 4.7.

W analogiczny sposób można badać znaczenie precyzji zapisu lokalizacji emitorów punktowych. Rys.4.8 przedstawia 2 rozkłady stężeń obliczone dla emitorów punktowych znajdujących się:

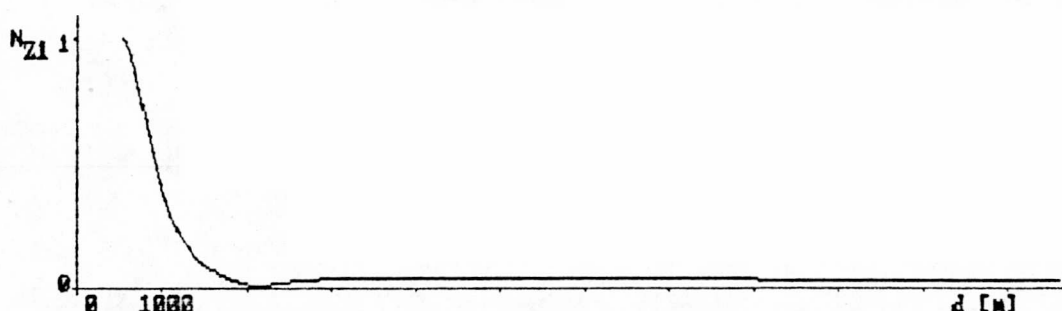
- A - w środku ciężkości rejonu,
- B - w punkcie odległym o $r=200\text{m}$ od źródła A
(założono, że r stanowi średnią odległość potencjalnych emitorów rejonu od jego środka).

Parametry emisji przyjęto, jak dla wykresu 4.6.



Rys. 4.8.

Procent niezgodności N_{Z1} rozkładów stężeń S_A i S_B z rys.4.8 przedstawiono na rys 4.9.

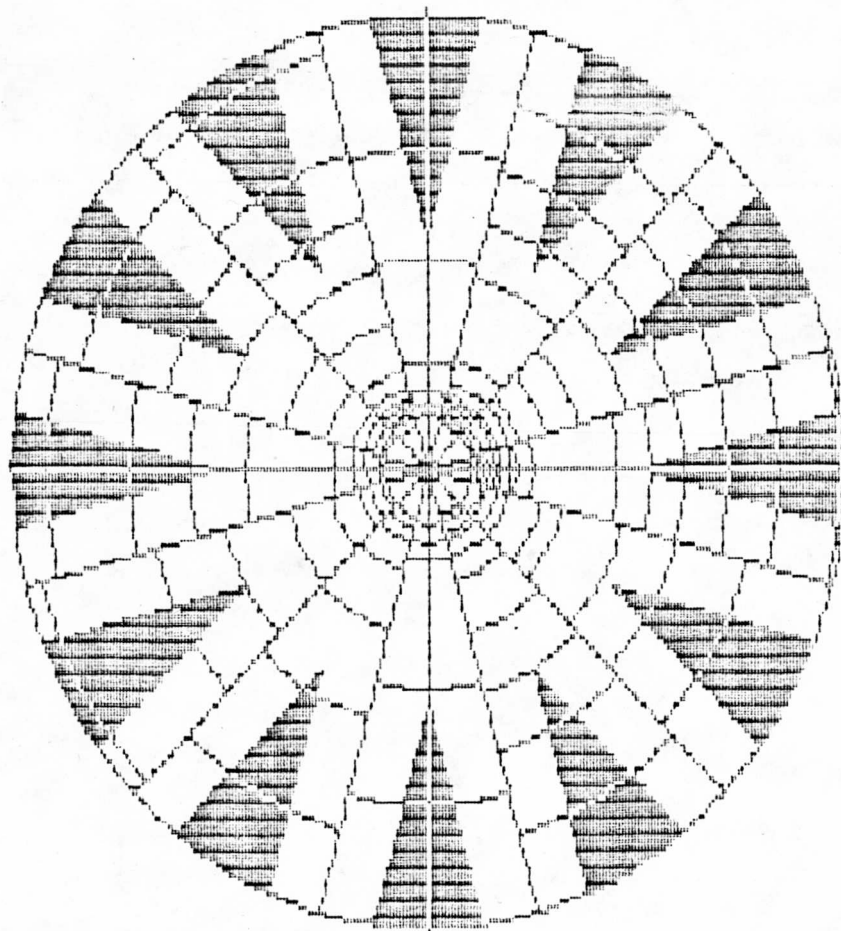
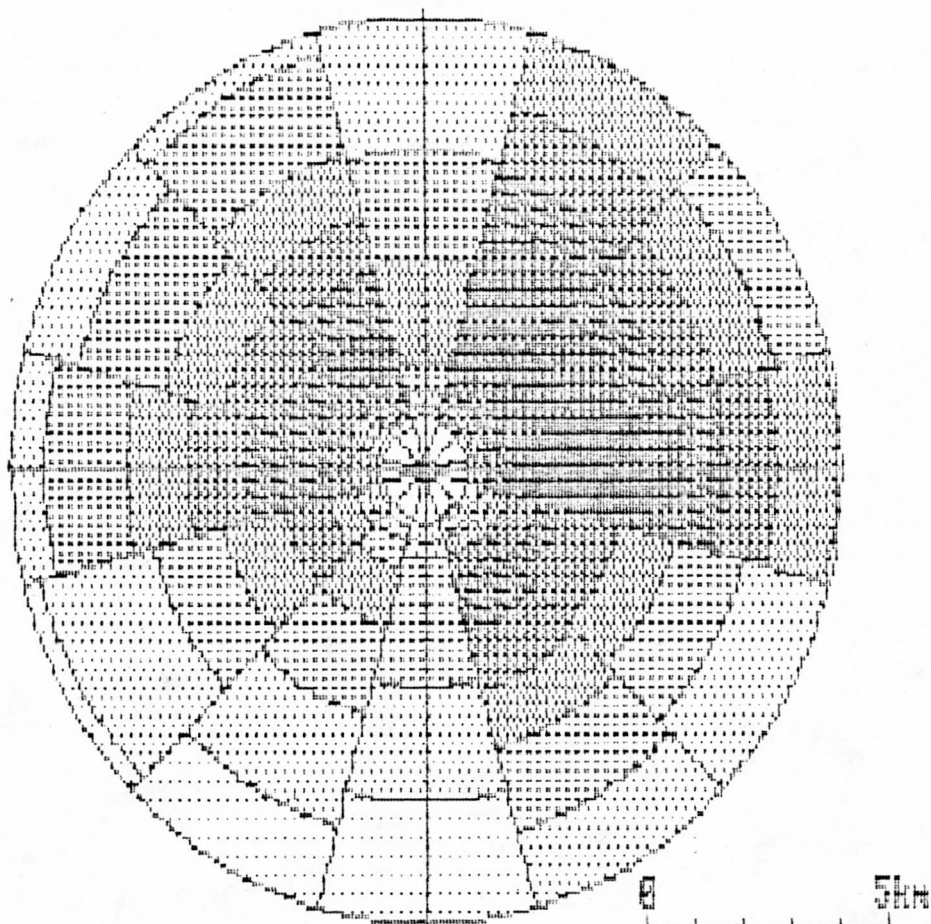


Rys. 4. 9.

Jak widać, w przypadku wysokich kominów precyzja określania ich lokalizacji wyraźnie traci na znaczeniu.

Poważniejsze konsekwencje wyboru reprezentacji lokalizacji emitorów w modelu - okazują się być związane z założeniami modelu, a dokładnie - z faktem, że badania sytuacji meteorologicznych, których wyniki są podstawą parametryzacji modelu, są uśredniane w sektorach róży wiatrów. Znaczenie tej cechy róży wiatrów unaocznia rys.4.10 przedstawiający w planie rozkład stężeń z wykresu 4.3.

Poniżej ukazano dla których receptorów (jasne pole) obliczone wartości średnich stężeń zanieczyszczeń, modelowane dla zastępczego źródła emisji w środku rejonu, zostaną zmienione przez błędną identyfikację sektora róży wiatrów (a tym samym - ocenę względnej częstości występowania kierunku wiatru od emitora do danego receptora). Założono, że przeciętna odległość emitorów rzeczywistych rejonu od jego środka wynosi $r=200m$.



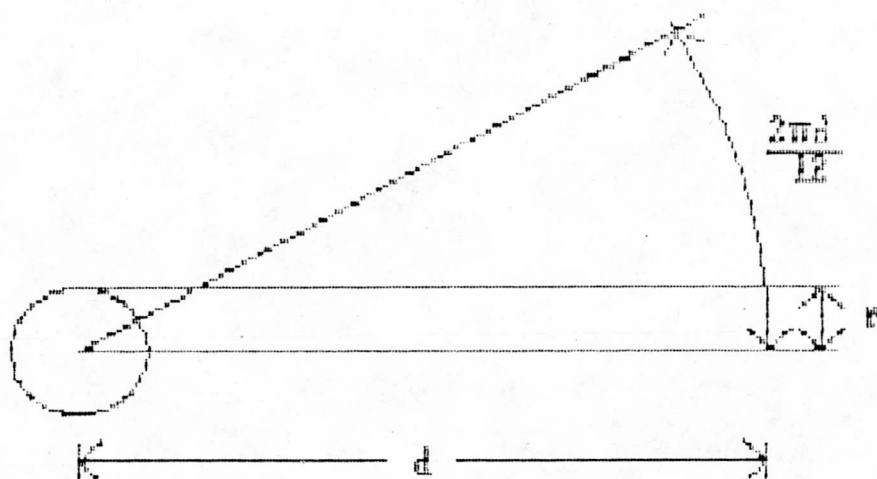
Rys. 4.10.

Jak widać, udział receptorów, dla których rozkłady stężeń dla źródeł powierzchniowego i zastępczego (punktowego) - będą zgodne (tj. będą dotyczyć tego samego sektora różny wiatrów), rośnie z odległością od emitora. Udział ten, jak można odczytać z rys.4.11, dla punktów oddalonych od emitora o odległość d , w przybliżeniu wynosi:

$$Z_{G2} = \frac{\frac{2\pi d}{12} - r}{\frac{2\pi d}{12}} = 1 - \frac{6r}{\pi d} \quad (44)$$

gdzie:

- r - średnia odległość emitorów rzeczywistych rejonu od punkowego emitora zastępczego.



Rys. 4.11.

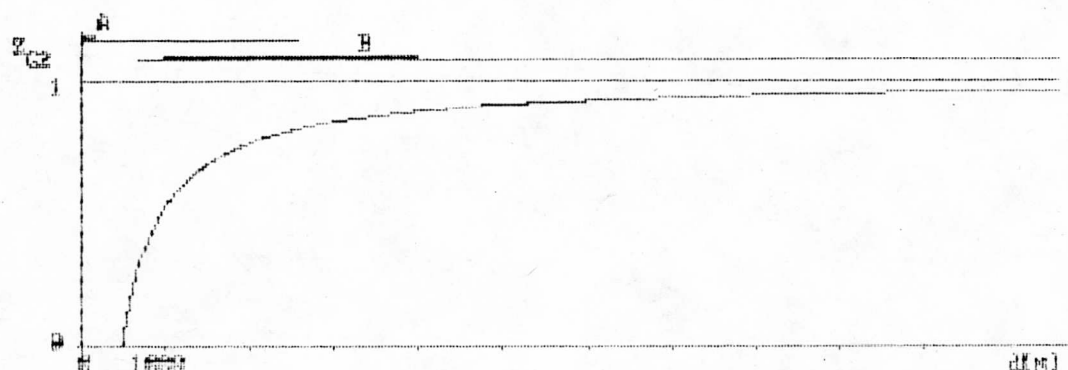
Wzór ten określa również prawdopodobieństwo zgodności rozkładów stężeń obliczonych dla emitora zastępczego w środku ciężkości rejonu i dla precyzyjnej lokalizacji emitora punkowego (przy założeniu, że emitor ten może być losowym punktem rejonu, zaś przeciętna odległość punktów rejonu od jego środka wynosi r).

Interpretacja rozkładu wartości Z_{G2} może być pełna dopiero po zestawieniu ich z konkretnymi rozkładami stężeń dla poszczególnych typów emitorów. W szczególności, znaczące mogą być informacje o zakresie występowania wysokich stężeń i zasięgu oddziaływania poszczególnych źródeł zanieczyszczeń. Na ogół, wpływ źródła emisji przestaje być

uwzględniany¹³⁰, o ile stężenie zanieczyszczenia wywołane przez to źródło jest mniejsze od 0.05 wywołanego przez nie stężenia maksymalnego.

Rys. 4.12 zestawia rozkład wartości Z_{G2} jako funkcję odległości receptorów od emitora - z określonymi dla przeciętnych warunków meteorologicznych zakresami występowania stężeń większych, niż 0.5 i 0.05 stężenia maksymalnego, dla emitatorów o wysokości:

- A - 15m,
- B - 150m.



Rys. 4.12.

- - zakres występowania stężenia $S > 0.5 * S_{max}$,
- - zakres występowania stężenia $S > 0.05 * S_{max}$.

Rozkład Z_{G2} z wykresu 4.12 został określony dla odległości $r=200m$ ¹³¹.

Analiza rozkładu Z_{G2} potwierdza słuszność przyjętego w rozdziale 4.5.6 sposobu charakteryzowania opisanych dwóch typów aktywności - jako emitorów.

Powyższe rozważania przeprowadzono dla przykładowych danych, dobranych pod kątem wstępnej weryfikacji modelu. Wskazane byłyby szersze badania dla różnorodnych parametrów emisji, a także zróżnicowanej wielkości rejonów.

Analiza wykresów 4.7, 4.9 i 4.12 pozwala też na ogólne

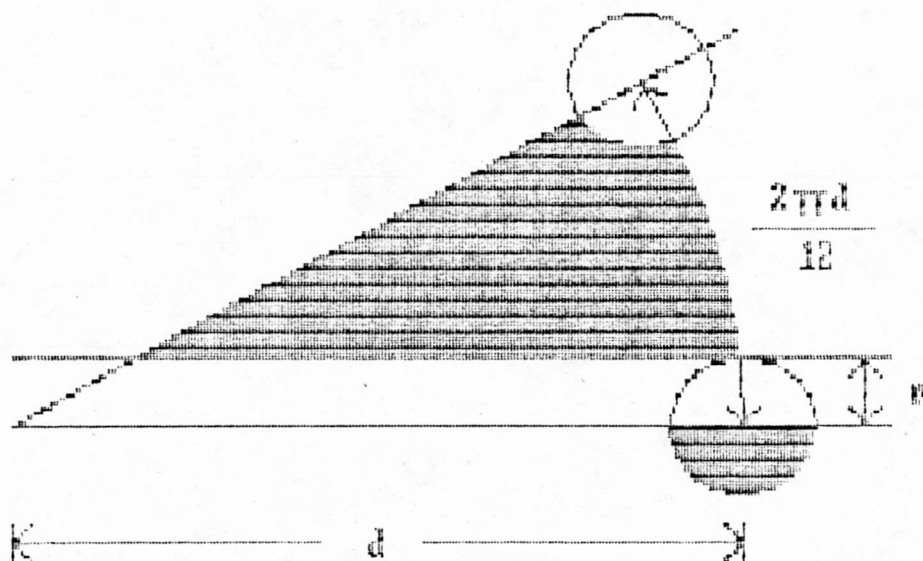
¹³⁰ Juda J., Chróściel S., 1974, ss.409-410.

¹³¹ Wartość r ma charakter szacunkowy. Jej dokładniejsze określenie wymagałoby zbyt obszernych, jak na potrzeby tej pracy, rozważań wariantów wielkości, kształtu i zawartości rejonów.

wnioski dotyczące m.in.:

- znaczenia wielkości rejonów,
- wyraźnego wpływu zasad budowy róży wiatrów na wyniki modelowania,
- malejącego charakteru, zarówno tego wpływu, jak i różnic w obliczonych zgodnie z modelem Pasquille'a stężeniach dla różnych reprezentacji źródeł emisji - z odległością receptora od emitora.

Zasady budowy róży wiatrów powinno się uwzględniać również w wyborze modelowej reprezentacji terenu, jako receptora zanieczyszczeń. Przypisywanie rejonowi oceny stanu jego środka ciężkości powoduje zaliczenie, często błędne, całego obszaru rejonu do jednego sektora róży wiatrów. Jak wynika z rys.4.13, procent terenów, których przynależność do sektora róży wiatrów może być błędnie sklasyfikowana, określa również wzór 44.



Rys. 4.13.

Ponieważ jest to wpływ malejący z odległością receptorów od emitora, możliwe byłoby zróżnicowanie dokładności obliczeń zależnie od tej odległości. Zakładając jednak, że zgodność rozkładów stężeń powinna być większa, niż 95% - a wartość tę osiąga się dla rejonów oddalonych o $15r$ (r - średnica rejonu), wprowadzenie wspomnianego zróżnicowania byłoby celowe dla terenu opracowania podzielonego na około 250 - lub więcej - rejonów.

Ostatecznie, w opracowywanym modelu przewiduje się stosunkowo precyzyjny zapis rozmieszczenia potencjalnych emitorów i receptorów. Dla każdego rejonu, zależnie od aktywności i rodzaju zanieczyszczenia, ma on postać współrzędnych:

- jednego punktu (środką ciężkości rejonu, lub innego miejsca potencjalnej lokalizacji określonej aktywności),
- kilku punktów (również dla emisji punktowej),
- licznych punktów (stanowiących emitery zastępcze przy emisji powierzchniowej).

Brak punktów oznacza zerową chłonność rejonu dla danej aktywności.

Podobnie, jak to ma miejsce dla emitorów powierzchniowych, reprezentacją rejonu uwzględniającą jego kształt, wielkość i lokalizację, uzyskuje się dzieląc go na jednostki, których środki stanowią receptory elementarne. Stan skażenia rejonu oblicza się jako średnią arytmetyczną ze stanu wszystkich jego receptorów elementarnych.

Tak obszerne odwzorowanie zjawisk przestrzennych jest możliwe dzięki temu, że służy do wyodrębnionej części obliczeń przeprowadzanych jednorazowo (w całości, lub fragmentami), natomiast zbiory danych otrzymane w jej efekcie, a stanowiące bazę do dalszego modelowania, mają znacznie mniejsze rozmiary.

4.6. Dane do obliczeń.

4.6.1. Parametry meteorologiczne.

Wartości stałych meteorologicznych m_i i b_i , określonych dla wszystkich stanów równowagi Pasquille'a, podają Wytyczne...¹³². Prócz tego, dla rozpatrywanego terenu uzyskuje się w IMGW trójwymiarową statystykę stanów meteorologicznych, z rozbićciem na stany równowagi atmosfery wg Pasquille'a, zakresy prędkości i kierunki wiatru, oraz informacje uzupełniające takie, jak wysokość anemometru h_A ¹³³.

4.6.2. Aerodynamiczna szorstkość terenu.

Współczynnik szorstkości terenu z_0 dla obecnej wersji modelu oblicza się metodą planimetryczną na podstawie map w skali 1:25000 (w przypadku emitorów wyższych, niż 50m, 1:100000), jako średnią ważoną powierzchniowo.

W przyszłości przewidywane jest wzbogacenie informacji o wpływie pokrycia terenu na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń atmosferycznych - co jest możliwe dzięki indywidualnemu wyliczaniu poszczególnych elementów macierzy D_{ta} . W takim przypadku współczynnik szorstkości terenu należy obliczać metodą wyznaczania udziałów poszczególnych typów pokrycia terenu wzdłuż prostych¹³⁴, na podstawie znajomości zagospodarowania rejonów znajdujących się między emitorem a receptorem.

4.6.3. Współrzędne potencjalnych emitorów.

Dla każdego zanieczyszczenia t i każdej aktywności a emitującej ten typ zanieczyszczenia, na podstawie znajomości charakteru emisji (punktowa, powierzchniowa) i

¹³² Wartości te zostały przytoczone w pracy w tab. 4.1.

¹³³ Przykładową statystykę zawiera tab. 4.3.

¹³⁴ Janota-Bzowski J., 1982.

wcześniejszych studiów terenu - określa się współrzędne potencjalnych emitorów dla każdego z rejonów obliczeniowych. Zasady postępowania w tym przypadku zostały już nakreślone w rozdziale 4.5.7.

4.6.4. Parametry emisji.

Wytyczne... (1981, rozdział 1.5) zalecają, aby przy obliczeniach dla zakładu przemysłowego na etapie Wniosku Lokalizacyjnego parametry techniczne źródeł i wielkość emisji były określane przez analogię do podobnych, istniejących zakładów. Na tej zasadzie przyjęto parametry emisji¹⁹⁵ dla rozpatrywanych uprzednio przykładowych aktywności. Postępowanie takie nie może się jednak stać zasadą, zwłaszcza jeśli idzie o ocenę rozmiarów emisji.

Właściwe dla poszczególnych aktywności parametry emisji mogą być określane na różne sposoby i z różną dokładnością. Na bardzo przybliżoną ocenę pozwalają opracowania statystyczne GUS. Przytaczają one rozmiary zanieczyszczeń charakterystycznych (SO_2 , CO, pyły) emitowanych przez poszczególne gałęzie i branże przemysłu¹⁹⁶, a także przez resorty¹⁹⁷, z uwzględnieniem udziału zanieczyszczeń zatrzymywanych w urządzeniach do redukcji. Materiały GUS zawierają też informacje o wielkości zatrudnienia w poszczególnych branżach¹⁹⁸. Na podstawie tych danych możliwe jest oszacowanie wielkości emisji przypadającej na 1 zatrudnionego - dla aktywności odpowiadającej resortowi lub branży, czy też grupującej kilka branż¹⁹⁹.

Na dokładniejsze obliczenia pozwalają prace nawiązujące

¹⁹⁵ Przyjęto typowe parametry przytaczane w pracach: Nowicki M., Jaworski W., 1982, ss.5,6,27,30,63,68, Juda J., Chróściel S., 1974, ss.436.

¹⁹⁶ Ochrona..., 1986, s.190.

¹⁹⁷ Tamże, tab.3/123, 4/124, 18/138.

¹⁹⁸ Rocznik statystyczny przemysłu 1985, 1986, dział XII, tab.1/181-22/204.

¹⁹⁹ Dotyczy to tylko emisji zorganizowanej, spowodowanej przez energetykę, przemysł, komunikację i transport.

do konkretnych technologii. W zakresie oceny uciążliwości poszczególnych gałęzi przemysłu cenne są prace J. Jędrzejowskiego¹⁴⁰, zawierające szczegółowe charakterystyki procesów technologicznych wraz ze wskaźnikami emisji (w zależności m.in. od surowców) oraz z omówieniem rodzajów emisji.

Wśród licznych opracowań dotyczących uciążliwości przemysłu, transportu czy zabudowy mieszkaniowej - niewiele jest ujęć ilościowych nadających się do bezpośredniego wykorzystania. Szczególnie interesujące pod tym względem są opracowania wykonane w kierunku 7 "Ochrona środowiska" Rządowego Programu Badawczo-Rozwojowego PR8. M.in. praca "Organizacja systemu ewidencji emisji..."¹⁴¹ zawiera konkretne propozycje wiązania rozmiarów emisji z procesami będącymi jej źródłem. I tak, ewidencję emisji z sektora komunalno-bytowego oparto na znajomości zakresów przestrzennych 3 systemów grzewczych (scentralizowanego, lokalnych kotłowni i palenisk indywidualnych) o znanych parametrach i wiadomym zużyciu poszczególnych rodzajów opału. Szacowanie emisji z transportu i komunikacji opiera się na ewidencji poszczególnych rodzajów pojazdów (z rozbiorem wg rodzaju silnika) oraz rozmiarach sprzedaży paliw. Opracowanie to dotyczy konkretnego terenu i nie ma charakteru uniwersalnego, zasługuje jednak na szczególną uwagę ze względu na zaproponowaną metodologię.

Określanie parametrów i rozmiarów emisji poprzez odwoływanie się do procesów będących jej źródłem, może być podstawą do podziałów aktywności, a w przypadku znacznej agregacji aktywności i uśredniania parametrów emisji, powinno być wykorzystywane w fazach interpretacji modeli i rozstrzygnięć szczegółowych. Dlatego, mimo że dla każdego planu zestaw aktywności jest indywidualnie określany, wskazane byłoby przeprowadzenie badań najczęściej występujących typów zagospodarowania w dość szczegółowym podziale, np. zabudowy mieszkaniowej o różnej intensywności

¹⁴⁰ Jędrzejowski J., 1977, 1978, 1983.

¹⁴¹ Nowicki M., Jaworski W., Kusiak A., Chmurski T., 1986.

i ogrzewanej w różnych systemach, z ewentualnym włączeniem zanieczyszczeń spowodowanych przez komunikację (drogi lokalne), oraz zabudowy przemieszanej z drobnymi zakładami przemysłowymi i rzemieślniczymi.

4.6.5. Tło zanieczyszczeń.

Jak informują Wytyczne..., (1981, r.1.3), wartość tła zanieczyszczeń dla rozpatrywanego terenu podaje Państwowy Wojewódzki Inspektor Sanitarny na podstawie pomiarów lub szacunkowo. Stan systemu pomiarów imisji w Polsce, choć planowane jest jego uporządkowanie i unowocześnienie¹⁴², obecnie przedstawia wiele do życzenia. W tej sytuacji pomocne mogą być opracowania takie, jak "Mapy zagrożenia środowiska w Polsce wywołanego emisją dwutlenku siarki"¹⁴³. Ekspertyza ta podaje udziały poszczególnych grup źródeł emisji, w tym także importu zanieczyszczeń z terenu Europy. Z punktu widzenia potrzeb opracowywanego modelu, są to informacje cenniejsze, niż zwykłe pomiary imisji, ponieważ pozwalają na traktowanie emisji (zgodnie ze stanem faktycznym) jako wielkości zmiennej, niezależnie, czy jest ona spowodowana przez obiekty istniejące, czy planowane. Wartość tła R_t powinna obejmować jedynie import zanieczyszczeń - oraz, ewentualnie, zanieczyszczenia szacowane bez modelowania ich rozkładu przestrzennego.

¹⁴² Perliński Z., 1986.

¹⁴³ Chróściel S., Juda J., 1986.

Tablica 4.1. Stałe zależne od stanów równowagi atmosfery.

stała	stan równowagi					
	1	2	3	4	5	6
m	0.080	0.143	0.196	0.270	0.363	0.440
a	0.888	0.865	0.845	0.818	0.784	0.756
b	1.284	1.108	0.978	0.822	0.660	0.531

Źródło: Wytyczne..., 1981, tab.2.2.

Tablica 4.2. Wartość współczynnika szorstkości terenu z_0 .

typ pokrycia terenu	współczynnik z_0 [m]		
	rok	zima	lato
woda	0.00008	0.00005	0.0001
łąki, pastwiska	0.02	0.001	0.04
poła uprawne	0.035	0.001	0.07
sady, zarośla, zagajniki	0.4	0.4	0.4
las	2.0	2.0	2.0
zwarta zabudowa wiejska	0.5	0.5	0.5
miasto do 10 tys. mk.	1.0	1.0	1.0
miasto 10-100 tys. mk. - przedmieścia - centrum	0.5 2.0	0.5 2.0	0.5 2.0
miasto 100-500 tys. mk. - peryferie - przedmieścia - centrum	0.5 1.0 3.0	0.5 1.0 3.0	0.5 1.0 3.0
miasto powyżej 500 ⁰ tys. mk. - peryferie - przedmieścia - centrum	0.5 2.0 5.0	0.5 2.0 5.0	0.5 2.0 5.0

Źródło: Wytyczne..., 1981, tab.2.3.

INSTYTUT METEOROLOGII I GOSPODARKI WODNEJ WARSZAWA

ZAKŁAD OPINII I EKSPERTYZ

DATA:

WYKONANO NA ZLECENIE:

STATYSTYKA WIATRU I KLAS RÓWNOWAGI DO POSŁUGIWANIA SIĘ WYTŁYCZNYMI MAGTOS

LOKALIZACJA INWESTYCJI:

STACJA METEOROLOGICZNA: POZNAN LAWICA
LATA 1966 - 1975
WYSOKOŚĆ ANEMOMETRU [m] 17
ŚREDNIA TEMPERATURA [deg C] 8.0
CAŁKOWITA LICZBA OBSERWACJI 29355

Tablica 4.3.

UA	K	02-04	05-07	08-10	11-13	14-16	17-19	20-22	23-25	26-28	29-31	32-34	35-01
1	1	10	3	3	0	17	3	21	3	0	0	10	3
1	2	12	17	35	35	85	39	37	10	29	31	23	12
1	3	32	53	64	85	133	101	97	37	30	42	53	41
1	4	56	67	104	134	185	185	240	120	105	67	94	42
1	5	14	16	7	30	39	32	23	12	14	14	74	7
1	6	64	65	115	151	224	120	200	92	74	82	75	59
2	1	2	7	3	5	9	2	3	2	1	1	1	2
2	2	29	39	38	41	74	38	54	39	35	26	45	20
2	3	48	59	77	98	132	89	117	78	59	36	55	46
2	4	82	85	157	142	183	159	240	134	140	74	101	77
2	5	12	11	19	30	43	28	57	24	13	15	14	8
2	6	65	94	181	168	196	111	157	65	64	48	61	49
3	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
3	2	27	49	47	53	66	40	64	40	32	49	36	18
3	3	62	79	97	102	117	58	125	109	88	64	91	59
3	4	90	102	157	144	167	104	285	214	211	116	115	93
3	5	17	17	17	31	23	31	56	30	26	10	22	9
3	6	69	110	136	126	131	85	152	80	58	48	66	42
4	1	24	29	23	39	30	12	23	30	25	25	22	15
4	2	78	77	84	81	96	46	106	115	115	95	101	49
4	3	83	103	141	112	99	88	249	246	220	87	118	66
4	4	22	19	38	35	24	18	52	37	39	10	25	12
4	5	18	37	65	57	41	22	47	32	32	21	25	21
5	1	3	4	3	6	5	5	4	2	2	1	2	3
5	2	71	67	109	81	80	49	115	111	135	81	86	68
5	3	129	149	174	158	97	82	298	298	339	154	142	101
5	4	36	46	66	57	44	14	49	42	58	34	42	36
6	1	26	45	42	46	19	16	28	33	57	37	38	20
6	2	127	150	210	172	63	66	240	316	411	201	193	91
7	1	10	9	18	13	8	5	1	13	13	10	5	5
7	2	106	128	216	123	34	40	163	206	411	221	175	84
8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
8	2	65	119	187	77	28	33	14	339	613	247	198	66
9	1	14	17	37	14	4	8	2	70	139	85	54	24
10	1	28	24	59	5	2	5	3	94	287	156	85	20
>10	1	2	5	18	4	1	0	1	32	100	73	38	15

Tabela 4.4.

Statystyka występowania stanów pogody, prędkości i kierunku wiatru INJ

2 - prędkość wiatru

1 - klasa pogody atmosfery

Kierunki wiatru													
L	1	2-4	5-7	8-10	11-15	16-18	17-19	20-22	23-25	26-28	29-31	32-34	35-1
1	1	0.0341	0.0102	0.0102	0.0000	0.0575	0.0102	0.0715	0.0102	0.0000	0.0000	0.0341	0.0102
	2	0.0409	0.0575	0.1152	0.1152	0.2856	0.1329	0.1260	0.0341	0.0988	0.1056	0.0784	0.0477
	3	0.1090	0.1805	0.2180	0.2856	0.4551	0.3441	0.3304	0.1260	0.1022	0.1431	0.1205	0.1397
	4	0.1908	0.2262	0.3547	0.4585	0.6302	0.6702	0.8482	0.4088	0.3577	0.2282	0.3202	0.1451
	5	0.0477	0.0545	0.0236	0.1022	0.1329	0.1050	0.0784	0.0409	0.0477	0.0477	0.0136	0.0236
	6	0.2160	0.2214	0.3918	0.5144	0.7631	0.4088	0.6813	0.3134	0.2521	0.2793	0.2555	0.2010
2	1	0.0068	0.0236	0.0102	0.0170	0.0307	0.0068	0.0102	0.0068	0.0034	0.0034	0.0034	0.0068
	2	0.0988	0.1329	0.1294	0.1397	0.2521	0.1294	0.1840	0.1329	0.1192	0.0888	0.1533	0.0681
	3	0.1635	0.2010	0.2623	0.3338	0.4497	0.3032	0.3986	0.2657	0.2010	0.1226	0.1874	0.1567
	4	0.2793	0.2896	0.4667	0.4837	0.6234	0.5416	0.8176	0.4565	0.4769	0.2521	0.3441	0.2623
	5	0.0409	0.0375	0.0647	0.1022	0.1465	0.0934	0.1842	0.0818	0.0443	0.0511	0.0477	0.0273
	6	0.2214	0.3202	0.6166	0.5723	0.6677	0.3781	0.5348	0.2214	0.2160	0.1675	0.2075	0.1695
3	1	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0034	0.0000	0.0000	0.0034	0.0000	0.0000
	2	0.0520	0.1665	0.1801	0.1805	0.2248	0.1363	0.2180	0.1363	0.1090	0.1665	0.1226	0.0613
	3	0.2112	0.2691	0.3304	0.3475	0.3968	0.1976	0.4394	0.3713	0.2998	0.2180	0.3100	0.2010
	4	0.3066	0.3475	0.5348	0.4905	0.5689	0.3543	0.9705	0.7290	0.7188	0.3952	0.3912	0.3168
	5	0.0579	0.0579	0.0579	0.1056	0.0784	0.1056	0.1908	0.1022	0.0888	0.0341	0.0745	0.0307
	6	0.2351	0.3747	0.4633	0.4292	0.4467	0.2856	0.5178	0.2725	0.1976	0.1635	0.2248	0.1451
4	2	0.0818	0.0988	0.0784	0.1329	0.1022	0.0409	0.0784	0.1022	0.0852	0.0852	0.0745	0.0511
	3	0.2657	0.2623	0.2862	0.2759	0.3270	0.1567	0.3611	0.3918	0.3918	0.3236	0.3441	0.1669
	4	0.2627	0.3505	0.4807	0.3615	0.3373	0.2958	0.8482	0.8380	0.7494	0.2564	0.4020	0.2248
	5	0.0749	0.0647	0.1294	0.1152	0.0818	0.0613	0.1771	0.1260	0.1329	0.0341	0.0852	0.0409
	6	0.0613	0.1260	0.2214	0.1942	0.1397	0.0749	0.1601	0.1090	0.1090	0.0715	0.0852	0.0715
	7												
5	2	0.0102	0.0136	0.0102	0.0204	0.0170	0.0170	0.0136	0.0068	0.0068	0.0034	0.0068	0.0102
	3	0.2419	0.2282	0.3713	0.2759	0.2725	0.1665	0.3518	0.3781	0.4599	0.2759	0.2930	0.2316
	4	0.4394	0.5076	0.5927	0.5382	0.3304	0.2793	1.0152	1.0152	1.1548	0.5246	0.6541	0.3441
	5	0.1226	0.1567	0.2248	0.1542	0.1499	0.0477	0.1397	0.1431	0.1976	0.1158	0.1451	0.1226
6	3	0.0888	0.1533	0.1431	0.1567	0.0647	0.0545	0.0888	0.1124	0.1942	0.1260	0.1294	0.0681
	4	0.4328	0.5110	0.7154	0.5859	0.2146	0.2248	0.8278	1.0765	1.4001	0.6847	0.6575	0.3100
7	3	0.0341	0.0307	0.0613	0.0443	0.0273	0.0170	0.0238	0.0443	0.0443	0.0341	0.0170	0.0170
	4	0.3611	0.4360	0.7358	0.4190	0.1158	0.1363	0.5553	1.0083	1.4001	0.7529	0.5962	0.2862
8	3	0.0000	0.0000	0.0034	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0034	0.0000	0.0000	0.0000
	4	0.2214	0.4054	0.6370	0.2623	0.0954	0.1124	0.5076	1.1548	2.0882	0.8414	0.6745	0.2248
9	4	0.0477	0.0575	0.1260	0.0477	0.0136	0.0273	0.0681	0.2385	0.4735	0.2696	0.1840	0.0818
	5												
10	4	0.0954	0.0618	0.2010	0.0170	0.0068	0.0170	0.1124	0.3202	0.9777	0.5314	0.2896	0.0681
	5												
>10	4	0.0068	0.0170	0.0613	0.0136	0.0034	0.0000	0.0136	0.1090	0.3407	0.2467	0.1294	0.0511

4.7. Koszty zmian wywołanych przez zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego - w ocenie aktywności i środowiska.

Zgodnie z zasadami budowanego modelu, wysymulowany stan powietrza atmosferycznego (mierzony średniorocznym stężeniem poszczególnych zanieczyszczeń gazowych i rocznym opadem pyłu) wpływa na stan innych elementów środowiska i podlega ocenom aktywności i "walorów środowiska".

W wielu wypadkach wygodnie jest posłużyć się wspomnianymi w rozdziale 3.2. ocenami zbiorczymi. Rozwiązanie takie jest podyktowane dostępnymi wynikami badań, które pośrednie koszty zanieczyszczeń najczęściej podają w korelacji właśnie z wielkościami stężeń.

Przedmiotem stosunkowo licznych opracowań są koszty zanieczyszczeń charakterystycznych - w szczególności SO_2 . Badania te dotyczą:

- spadku produktywności upraw rolnych i lasu¹⁴⁴,
- odporności różnych drzew (liściastych, iglastych, w szczególności gatunków popularnych oraz bioindykatorów)¹⁴⁵,
- stopnia degradacji różnych gleb¹⁴⁶,
- kosztu rekultywacji gleb¹⁴⁷,
- zdrowotności ludzi (z przeliczeniem na straty gospodarki narodowej)¹⁴⁸,
- korozji infrastruktury, maszyn, środków transportu i budynków¹⁴⁹.

¹⁴⁴ Janikowski R., Starzewska A., 1983, ss.69-84,98-106. Tamże - cytowana obszerna, polska i zagraniczna, literatura przedmiotu. Wiele prac przytacza również A. Symonowicz, 1985, s.171.

¹⁴⁵ Janikowski R., Starzewska A., 1983, s.100 (j.w. cytowania).

¹⁴⁶ Siuta J., 1974, s.7, Siuta J., Zielińska A., Makowiecki K., 1985.

¹⁴⁷ Symonowicz A., 1985, ss.177.

¹⁴⁸ Bojarski W., Bojarski N., 1975, Janikowski R., Starzewska A., 1983, ss.46-51 (tamże, ss.39,42,43, cytowane też inne opracowania).

¹⁴⁹ Symonowicz A., 1985, ss.183-185.

Wyniki te mogą być podstawą określania ocen terenów chronionych, lasów różnych gatunków, pól uprawnych, terenów mieszkaniowych.

W stosunku do innych, niż tereny mieszkaniowe, obszarów przebywania ludzi - wagi ocen w_{tr} można przeliczać (tak, jak to proponuje B. Kacprzyński ¹⁵⁰) zależnie od funkcji terenu i czasu przebywania na nim ludzi.

Zdarza się też, że lokalizowane są obiekty o specjalnych wymaganiach, które wyróżnić trzeba jako osobną aktywność. Do nich należą zakłady, które ze względu na rodzaj produkcji ¹⁵¹ stawiają wysokie wymagania odnośnie czystości powietrza nawiewanego do wnętrza zakładu w systemie klimatyzacyjnym. Wzrost kosztu lokalizacji tych aktywności spowodowany przez zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego można określić poprzez kalkulację ¹⁵² koniecznej częstotliwości wymiany filtrów.

¹⁵⁰ Kacprzyński B., 1979, r. 4.

¹⁵¹ Np. niektóre zakłady przemysłu elektronicznego, zakłady produkujące aparaturę medyczną, kontrolno-pomiarową i badawczą wysokiej klasy czy farmaceutyczne.

¹⁵² Przykład takiej kalkulacji (z określeniem ostatecznych kosztów finansowych) zamieszczają Nowicki M., Jaworski W., 1986, ss. 76-81.

5. Podsumowanie.

Na podstawie studiów rodzaju i źródeł istniejących lub przewidywanych konfliktów między formami zagospodarowania przestrzennego, a także analizy zmian charakteru procesu planowania, zaproponowano model wspomagający proces planowania przestrzennego. Główne cele modelu, stanowiące jednocześnie środki rozwiązywania konfliktów, to:

- obiektywizacja procesu planowania,
- oparcie go na ściśle sformułowanych kryteriach racjonalnej gospodarki przestrzeni,
- stworzenie warsztatowych możliwości dla planowania ciągłego i dla skrócenia czasu podejmowania decyzji planistycznych, mimo oparcia ich na licznych i skomplikowanych przesłankach.

Opracowywany model stanowi rozwinięcie modelu ORION. Ma on charakter otwarty, tj. może - i powinien - być wzbogacany o kolejne procedury.

Praca zawiera propozycje rozwiązań podstawowych sytuacji konfliktowych sformułowane na różnych poziomach ogólności: od idei po konkretną propozycję (dla ograniczenia skutków zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego) traktowaną jako przykład i możliwość weryfikacji modelu.

Andrzejewski R., 1980: *Ekofizjografia i ekologiczne kształtowanie środowiska biotycznego na obszarach zurbanizowanych*, Człowiek i środowisko, t.4, nr 4, Warszawa, ss.5-20.

Andrzejewski R., 1986: *Planowanie przestrzenne i środowisko biotyczne*, Studia KPZK PAN, t.XCI, Warszawa, ss.101-114.

Bertalanffy L., von, 1982: *Problemy życia, Literatura na świecie*, nr 128-129, Warszawa, ss.126-153.

Bertalanffy L., von, 1984: *Ogólna teoria systemów*, PWN, Warszawa.

Bochniarz Z., Kassenberg A., 1985: *Ochrona środowiska w planowaniu społeczno-gospodarczym*, (w:) *Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, PAN Ossolineum, Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk-Lódź, ss.55-90.

Bogdanowicz J., 1972: *Konserwacja i kształtowanie w architekturze krajobrazu*, Kraków.

Bogdanowicz J., 1976: *Kompozycja i planowanie w architekturze krajobrazu*, Ossolineum, Wrocław.

Bojarski W., Bojarski N., 1975: *Wartościowanie czynników trudnowymiernych w gospodarce narodowej ze szczególnym uwzględnieniem strat czasu i życia ludzkiego*, Prakseologia, nr 1.

Bukowy E., Fudała J., Hallala P., 1986: *Punktowa metoda oceny wpływu na środowisko (OWS) planowanych przedsięwzięć gospodarczych*, Biuletyn KPZK PAN, z.129, Warszawa, ss.206-213.

Chróściel S., Juda J., 1986: *Mapy zagrożenia środowiska w Polsce wywołanego emisją dwutlenku siarki*, (w:) *Synteza prac naukowo-badawczych wykonanych w kierunku 7 "OCHRONA ŚRODOWISKA"* Rządowego Programu Badawczo Rozwojowego PR8, prace Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej, Warszawa, ss.15-40.

Czechowicz B., 1974: *Gospodarka środowiskiem przyrodniczym w dotychczasowej praktyce planowania zagospodarowania przestrzennego*, materiały Sympozjum "Kształtowanie i ochrona środowiska w planowaniu zagospodarowania przestrzennego" org. w Toruniu przez NOT i Komitet Kształtowania i Ochrony Środowiska.

Domański E., Bogdan G., 1986: *System informacyjny "Ochrona środowiska przed ujemnymi wpływami energetyki"*, (w:) *Synteza prac naukowo-badawczych wykonanych w kierunku 7 "OCHRONA ŚRODOWISKA"* Rządowego Programu Badawczo Rozwojowego PR8, prace Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej, Warszawa, ss.63-74.

Duczkowska-Małysz K., 1982: *Regionalne zróżnicowanie zjawisk kryzysowych w rolnictwie*, Biuletyn KPZK PAN, z.120, Warszawa, ss.101-140.

Engelhardt W., 1975: *Przyczyny i skutki zanieczyszczenia*

- wód, (w:) Kształtowanie krajobrazu a ochrona przyrody, praca zbior. pod red K. Buchwalda i W. Engelhardta, PWRiL, Warszawa.
- Flagorowska L., 1972: *Podstawowe zasady wyznaczania zakresu widoczności w krajobrazie*, Czasopismo Techniczne, z. 5-B/156.
- Gacka-Grzesikiewicz E., Różycka W., 1977: *Obszary chronione a przestrzenne struktury aglomeracji*, IKŚ, Warszawa.
- Ginsbert-Gebert A., Wilczyński P., 1985: *Ocena polskiej literatury społeczno-ekonomicznej w dziedzinie ochrony środowiska*, (w:) *Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, PAN Ossolineum, Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk-Lódź, ss. 241-270.
- Iglewski M., Madey J., Matwin S., 1986: *Pascal. Język wzorcowy. Pascal 360.*, WNT, Warszawa.
- Grzesiak M., 1984: *Ocena gospodarki zasobami leśnymi*, Studia KPZK PAN, t. LXXXV, Warszawa, ss. 78-99.
- Grocholska J., 1983: *Problematyka obszarów konfliktowych. Podejście teoretyczne z przykładami*. Biuletyn KPZK PAN, Warszawa, z. 124, ss. 117-133.
- Janikowski R., Starzewska A., 1983: *Straty gospodarcze i społeczne wynikające z zanieczyszczenia środowiska*, IKŚ, Warszawa.
- Jankowska-Kłapkowska A., 1986: *Projekt systemów instrumentów sterowania ochroną środowiska w gospodarce energetycznej*, (w:) *Synteza prac naukowo-badawczych wykonanych w kierunku 7 "OCHRONA ŚRODOWISKA" Rządowego Programu Badawczo Rozwojowego PR8*, prace Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej, Warszawa, ss. 225-241.
- Janota-Bzowski J., 1982: *Określanie szorstkości podłoża metodą rzutów liniowych*, Zakład Ochrony Atmosfery, Politechnika Warszawska (maszynopis niepublikowany).
- Jędrzejowski J., 1977: *Podstawowe procesy przemysłowe. Przemysł energetyczny*, Wydawnictwa Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Jędrzejowski J., 1978: *Podstawowe procesy przemysłowe. Przemysł hutniczy i cementowy*, Wydawnictwa Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Jędrzejowski J., 1983: *Podstawowe procesy przemysłowe. Przemysł chemiczny*, Wydawnictwa Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Jędrzejowski J., Radwańska A., Szumanowska M., Dobija J., 1986: *Opracowanie wskaźników wpływu zanieczyszczeń środowiska na poszczególne jego elementy*, (w:) *Synteza prac naukowo-badawczych wykonanych w kierunku 7 "OCHRONA ŚRODOWISKA" Rządowego Programu Badawczo Rozwojowego PR8*, prace Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej, Warszawa, ss. 243-248.
- Juda J., Chrościel S., 1974: *Ochrona powietrza atmosferycznego*, WNT, Warszawa.
- Juda J., Chrościel S., 1980: *Ochrona powietrza atmosferycznego. Zagadnienia wybrane*, Wydawnictwa

Politechniki Warszawskiej, Warszawa.

Kacprzyński B., 1979: *Rozwój regionalny a środowisko człowieka. Ujęcie ilościowe*, Studia KPZK PAN, t.LXXI, Warszawa.

Kassenberg A., 1986: *Problematyka przyrodnicza w planowaniu przestrzennym*, Studia KPZK PAN, t.XCI, Warszawa, ss.75-91.

Kassenberg A., Marek M.J., 1986: *Ekologiczne aspekty przestrzennego zagospodarowania kraju*, PWN, Warszawa.

Kassenberg A., Rolewicz Cz., 1985: *Przestrzenna diagnoza ochrony środowiska w Polsce*, Studia KPZK PAN, t.LXXXIX, Warszawa.

Kleczkowski A., 1984: *Ocena gospodarki wodą*, Studia KPZK PAN, t.LXXXV, Warszawa, ss.33-42.

Klich A.(zespół pod kier.), 1986: *Katalog strat wywołanych zanieczyszczeniami środowiska przez energetykę z uwzględnieniem uwarunkowań wdrożeniowych*, (w:) Synteza prac naukowo-badawczych wykonanych w kierunku 7 "OCHRONA ŚRODOWISKA" Rządowego Programu Badawczo Rozwojowego PR8, prace Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej, Warszawa, ss.291-302.

Kołodziejcki J., 1982: *Realizacja celów w warunkach narastania konfliktów w gospodarce przestrzennej*, Biuletyn KPZK PAN, z.120, Warszawa, ss.7-51.

Kostrzewski A.S., 1983: *Straty ekonomiczne wynikające z degradacji środowiska* (w:) *Ekonomiczne problemy ochrony środowiska*, LOP, Warszawa.

Kozłowski J., Baranowska-Janota M., 1982: *Metoda wyznaczania turystycznej chłonności przyrodniczej parków narodowych. Propozycja teoretyczna i próba zastosowania na przykładzie Tatrzańskiego Parku Narodowego*, Człowiek i Środowisko, t.6, nr 1-2, Warszawa, ss.33-55.

Kozłowski S., 1980: *Ochrona krajobrazu*, LOP, Warszawa.

Kozłowski S., 1984/a: *Gospodarka zasobami przyrody. Wczoraj - dziś - jutro*, Studia KPZK PAN, t.LXXXV, Warszawa, ss.159-184.

Kozłowski S., 1984/b: *Ocena gospodarki przyrodniczymi obszarami chronionymi*, Studia KPZK PAN, t.LXXXV, Warszawa, ss.110-131.

Kozłowski S., 1984/c: *Ocena gospodarki surowcami mineralnymi*, Studia KPZK PAN, t.LXXXV, Warszawa, ss.13-32.

Kozłowski S., 1986: *Procedura badań przyrodniczych na etapie projektowania inwestycyjnego*, Biuletyn KPZK PAN, z.129, Warszawa, ss.174-205.

Latour S., Szymiski A., 1982: *Projektowanie systemowe w architekturze*, PWN, Warszawa-Poznań.

Leszczycki S., 1974: *Problemy ochrony środowiska człowieka*, Instytut Geografii PAN, "Prace Geograficzne" nr 108, Ossolineum, Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk.

Leszczycki S., 1977: *Geografia a planowanie przestrzenne i*

ochrona środowiska, PWN, Warszawa.

Leszczyński K., 1978: Znaczenie uwzględnienia renty górniczej w ocenie surowców mineralnych, Materiały i Prace Instytutu Funkcjonowania Gospodarki Narodowej, SGPiS, Warszawa, t.VII, s.40-53.

Lipka K., 1984: Ocena gospodarcza złóż torfowych w Polsce, Studia KPZK PAN, t.LXXXV, Warszawa, ss.56-77.

Madejski L., 1973: Działalność krajobrazu jako czynnik prawidłowego kształtowania środowiska, (w:) Obowiązki i zadania architekta w procesie kształtowania i ochrony środowiska, Materiały do dyskusji, SARP, Warszawa.

Majdecki L., 1974: Kształtowanie środowiska w planowaniu zagospodarowania przestrzennego (problemy systemowe), materiały Sympozjum "Kształtowanie i ochrona środowiska w planowaniu zagospodarowania przestrzennego" org. w Toruniu przez NOT i Komitet Kształtowania i Ochrony Środowiska.

Malisz B., 1981: Zarys teorii kształtowania układów osadniczych, Arkady, Warszawa.

Mesarovic M., Pestel E., 1977: Ludzkość w punkcie zwrotnym. Drugi Raport dla Klubu Rzymskiego, PWE, Warszawa.

Nowicki M., 1984: Ocena stopnia zagrożenia powietrza atmosferycznego, Studia KPZK PAN, t.LXXXV, Warszawa, ss.100-109.

Nowicki M., Chrościel S., 1974: Optymalizacja lokalizacji zakładów przemysłowych w aspekcie ochrony atmosfery, materiały Sympozjum "Kształtowanie i ochrona środowiska w planowaniu zagospodarowania przestrzennego" org. w Toruniu przez NOT i Komitet Kształtowania i Ochrony Środowiska.

Nowicki M., Jaworski W., 1982: Przykłady i tablice do "Wytycznych obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego MAGTOS", PZITS, nr 359/V, Warszawa.

Nowicki M., Jaworski W., 1986: Projektowanie lokalizacji zakładów przemysłowych w aspekcie ochrony atmosfery, Wydawnictwa Politechniki Warszawskiej, Warszawa.

Nowicki M., Jaworski W., Janota Bzowski J., 1986: Ogólnopolski system sprawozdawczy w zakresie emisji zanieczyszczeń atmosfery, (w:) Synteza prac naukowo-badawczych wykonanych w kierunku 7 "OCHRONA ŚRODOWISKA" Rządowego Programu Badawczo-Rozwojowego PR8, prace Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej, Warszawa, ss.41-46.

Nowicki M., Jaworski W., Kusiak A., Chmurski T., 1986: Organizacja systemu ewidencji emisji na obszarze województwa krakowskiego i plockiego w sezonie zimowym, praca wykonana w ramach kierunku 7 "Ochrona środowiska" Rządowego Programu Badawczo-Rozwojowego PR8 (niepublikowana).

Ochrona środowiska i gospodarka wodna, 1986, Opracowania Statystyczne GUS, Departament Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej, Warszawa.

Ossowicz T., 1986: Działanie wybranych reguł lokalizacyjnych w modelu symulacyjno-decyzyjnym ORION, Wrocław, praca

- doktorska w Instytucie Historii Architektury, Sztuki i Techniki Politechniki Wrocławskiej.
- Perliński Z., 1986: *Ogólnopolski system informatyczny w zakresie emisji zanieczyszczeń atmosfery*, (w:) Synteza prac naukowo-badawczych wykonanych w kierunku 7 "OCHRONA ŚRODOWISKA" Rządowego Programu Badawczo Rozwojowego PR8, prace Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej, Warszawa, ss.47-62.
- Picht G., 1981: *Odwaga utopii*, PIW, Warszawa.
- Pietraszewski W., 1982: *Diagnoza stanu gospodarki przestrzennej Polski - wybrane problemy*, Biuletyn KPZK PAN, z.120, Warszawa, ss.141-226.
- Piontek F. (red.), 1985: *Straty spowodowane degradacją powietrza atmosferycznego*, Katowice.
- Prandecka B., 1983: *Nauki ekonomiczne a środowisko przyrodnicze*, PWE, Warszawa.
- Program sieci obszarów chronionych w Polsce. Synteza.*, 1976: Komitet Ochrony Przyrody i Jej Zasobów PAN, Komisja Ochrony i Kształtowania Krajobrazu, Warszawa.
- Regulski J., 1974: *Cybernetyka systemów planowania*, WP, seria "Omega", nr 268, Warszawa.
- Regulski J., 1981: *Planowanie układów osadniczych*, PWN, Warszawa-Łódź.
- Remmert H., 1985: *Ekologia*, PWRiL, Warszawa.
- Rocznik statystyczny przemysłu 1985, 1986*, GUS, Statystyka Polski. Roczniki Branżowe (27), Warszawa.
- Roszak Th., 1982: *Wspólnota przyszłości, Literatura na świecie*, nr 128-129, Warszawa, ss.266-307.
- Różycka W., 1984: *Ocena prac na temat środowiska przyrodniczego dla potrzeb planów zagospodarowania przestrzennego*, Studia KPZK PAN, t.LXXXV, Warszawa, ss.132-149.
- Saint Marc Ph., 1979: *Przyroda dla człowieka*, PIW, Warszawa.
- Secomski K., 1983: *Ład przestrzenny a różnice i konflikty przestrzenne*, Biuletyn KPZK PAN, z.124, Warszawa, ss.6-20.
- Stala Z., 1978: *Warunki geomorfologiczne wybranych miast a ich struktura przestrzenna*, IKŚ, Warszawa.
- Semkow J., 1980: *Ekonomia a ekologia*, PWN, Warszawa.
- Siuta J., 1974: *Naturalna i kształtowana odporność środowiska na degradację jako element zagospodarowania przestrzennego*, materiały Sympozjum "Kształtowanie i ochrona środowiska w planowaniu zagospodarowania przestrzennego" org. w Toruniu przez NOT i Komitet Kształtowania i Ochrony Środowiska.
- Siuta J., Zielińska A., Makowiecki K., 1985: *Degradacja ziemi*, IKŚ, Warszawa.
- Styrna-Bartkowiczowa K., Szafer T.P., 1977: *Ekologia środowiska mieszkaniowego*, KUiA PAN, Ossolineum, Wrocław-

Warszawa-Kraków-Gdańsk 1977.

Symonowicz A., 1983: *Straty wynikające z zanieczyszczeń zasobów wodnych i niewłaściwej nimi gospodarki*, (w:) Ekonomiczne problemy ochrony środowiska, LOP, Warszawa.

Symonowicz A., 1983: *Straty z tytułu degradacji środowiska. Ich charakterystyka i próba szacunku*, (w:) Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska, PAN Ossolineum, Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk-Łódź, ss.169-192.

Szczepanowska B., 1974: *Problemy ekonomiczne w racjonalnym kształtowaniu ochrony środowiska*, materiały Sympozjum "Kształtowanie i ochrona środowiska w planowaniu zagospodarowania przestrzennego" org. w Toruniu przez NOT i Komitet Kształtowania i Ochrony Środowiska.

Szczęśny T., 1974: *Chronione obszary i obiekty przyrodnicze jako czynniki w planowaniu zagospodarowania przestrzennego*, materiały Sympozjum "Kształtowanie i ochrona środowiska w planowaniu zagospodarowania przestrzennego" org. w Toruniu przez NOT i Komitet Kształtowania i Ochrony Środowiska.

Tokarski J., 1979: *Metoda opracowań fizjograficznych w planowaniu przestrzennym zagospodarowania województw (na przykładzie województwa szczecińskiego)*, Miasto, nr 5, ss.5-12.

Trojan P., 1975: *Ekologia ogólna*, PWN, Warszawa.

Truszkowska R., Tokarski R., 1977: *Kartoteka danych o środowisku geograficznym w skali przeglądowej i program jej użytkowania*, Człowiek i Środowisko, t.1, nr 1, Warszawa, ss.63-89.

Truszkowska R., 1986: *System oceny wpływu energetyki na środowisko przyrodnicze w makroskali - SOWEP*, (w:) Synteza prac naukowo-badawczych wykonanych w kierunku 7 "OCHRONA ŚRODOWISKA" Rządowego Programu Badawczo Rozwojowego PR8, prace Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej, Warszawa, ss.15-40.

U Thant, 1969: *Człowiek i jego środowisko. Raport Sekretarza Generalnego ONZ z dnia 26.V.1969 r.*, Biuletyn Polskiego Komitetu do spraw UNESCO, numer specjalny.

Waśniowski R., 1983: *Systemowa analiza przyszłości*, Wydawnictwa Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.

Wirth N., 1979: *Wstęp do programowania systematycznego*, WNT, Warszawa.

Wirth N., 1980: *Algorytmy + struktury danych = programy*, WNT, Warszawa.

Worskett R., 1969: *The Character of Town and Approach to Conservation*, London.

Wytyczne obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego MAGTOS, 1981, Wydawnictwa PZITS, nr 359, Warszawa (część zasadnicza i Załączniki).

Zastawniak B., Wójcik R., Szopa M., 1987: *Metoda minimalizacji konfliktów między komponentami środowiska przyrodniczego*, Materiały do projektowania regionalnych i miejscowych planów

zagospodarowania przestrzennego, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej, Warszawa.

Zipser T. i in., 1975: *Modele symulacyjne rozwoju sieci osadniczej*, Instytut Architektury i Urbanistyki Politechniki Wrocławskiej, (maszyn. powiel.), Wrocław.

Zipser T. i in., 1976: *Prognoza symulacyjna struktury przestrzennej Polski na lata 1990-2000*, Instytut Architektury i Urbanistyki Politechniki Wrocławskiej, (maszyn. powiel.), Wrocław.

Zipser T. 1981: *Modelowanie decyzji w zakresie planowania przestrzennego z uwzględnieniem wymogów ochrony środowiska*, materiały konferencji "Prognozowanie a ochrona środowiska", TNOIK oddz. we Wrocławiu, 7-8 grudnia 1981, Wrocław.

Zipser T. 1985: *Modele procesów urbanizacji - teoria i jej wykorzystanie w praktyce planowania. Potrzeba modelu "otwartego"*, Przegląd Geograficzny, t.57, z.3, ss.283-299.

Zipser T., Sławski J., 1988: *Modele procesów urbanizacji. Teoria i jej wykorzystanie w praktyce.*, Biuletyn KPZK PAN, (w druku), Warszawa.