



Polska Akademia Nauk • Instytut Badań Systemowych

Michał Inkielman

**SYMULACYJNE METODY  
ANALIZY STEROWANYCH  
WIELOZBIORNIKOWYCH  
SYSTEMÓW WODNYCH**



SYMULACYJNE METODY ANALIZY STEROWANYCH  
WIELOZBIORNIKOWYCH SYSTEMÓW WODNYCH

Polska Akademia Nauk • Instytut Badań Systemowych

**Seria: BADANIA SYSTEMOWE**  
**tom 19**

---

**Redaktor naukowy:**

**Prof. dr hab. Jakub Gutenbaum**

Warszawa 1995

Michał Inkielman

**SYMULACYJNE METODY  
ANALIZY STEROWANYCH  
WIELOZBIORNIKOWYCH  
SYSTEMÓW WODNYCH**

Publikację opiniowali do druku:

Prof. dr hab. Zdzisław Kaczmarek  
Prof. dr hab. Krzysztof Malinowski

Wydano z wykorzystaniem dotacji  
KOMITETU BADAŃ NAUKOWYCH

Copyright © by Instytut Badań Systemowych PAN  
Warszawa 1995

**ISBN 83-85847-31-6**  
**ISSN 0208-8029**

## WPROWADZENIE

Praca niniejsza stanowi opracowanie syntetyczne badań nad zastosowaniem metod obliczeniowych i symulacyjnych do rozwiązywania zadań sterowania zasobami wodnymi w skali regionalnej w horyzoncie rocznym i wieloletnim. Celem pracy jest przedstawienie metodologii modelowania systemowego w zastosowaniu do specyficznego kręgu zagadnień sterowania: sterowania systemem wodnym, który jest systemem hydrologicznym, ekonomicznym, technicznym i ekologicznym równocześnie. Wyniki zaadresowane są z jednej strony do specjalistów z dziedziny gospodarki wodnej, przedstawiając komputerowe narzędzie wspomagania decyzji - a z drugiej do twórców softwaru, analizując realne wymagania obiektu, jakim jest system wodny. W pracy omówiono system wodny jako obiekt sterowania oraz cele, narzędzia i sposoby oceny efektywności sterowania. Szczególną uwagę poświęcono analizie metod sterowania opartych na koncepcji tzw. reguł decyzyjnych i zagregowanych modeli optymalizacyjnych oraz ich weryfikacji na drodze symulacji. Rozważane są problemy skuteczności reguł sterowania ocenianych z punktu widzenia różnorodnych kryteriów, w tym także z punktu widzenia wpływu sterowania ilościowego zasobami na parametry jakości wody.

Omówiono zastosowania skojarzonej metody badania: sterowanie-optymalizacja-symulacja, a w szczególności: wykorzystanie reguł decyzyjnych do budowy zagregowanych modeli systemu wodnego w fazie projektowej (np. do wymiarowania zbiorników), wykorzystanie reguł decyzyjnych jako podstawy sterowania bieżącego, wykorzystanie reguł decyzyjnych do prognozowania przepływów przy obliczaniu parametrów jakości wody.

Omówiono także zagadnienia praktyczne związane z budową pakietu komputerowego realizującego zadania konstruowania modeli symulacyjnych, generowania scenariuszy symulacji i analizy wyników. Przy konstrukcji modeli symulacyjnych wykorzystano obiektowo zorientowaną strukturę programu komputerowego i topologię sieci systemu wodnego. Podejście to pozwala formułować modele różnych elementów systemu na dowolnym poziomie szczegółowości, rozwijać je lub agregować, w zależności od potrzeb i dostępności danych, bez potrzeby zmian w programie wykraczających poza lokalny opis tych elementów (obiektów).

W opracowaniu wykorzystano wyniki badań prowadzonych w IBS PAN od 1976 roku w ramach programu PR-7, wspólnych badań z IIASA (Projekt Górnej Noteci), programu CPBP 03.09 (z wykorzystaniem danych dotyczących regionu Górnej Wisły), własnych badań autora między innymi w Instytucie Informatyki Uniwersytetu w Annabie (Algieria) w latach 1981 - 1986 związanych z modelowaniem systemu wodnego przemysłowo-rolniczego regionu Annaby oraz prac autora związanych z budową i wykorzystaniem pakietu symulacyjnego w temacie IBS PAN "Modelowanie i optymalizacja dla potrzeb sterowania ilością i jakością wody".



## 1. WSTĘP

Naturalne sieci wód powierzchniowych złożone z rzek i jezior, uzupełnione przez urządzenia techniczne do przesyłania i magazynowania wody, ujęcia wody podziemnej i użytkownicy wody tworzą złożone systemy wodno-gospodarcze. Systemy takie spełniają ważne funkcje w życiu ekonomicznym i społecznym każdego kraju. Dla Polski sprawa efektywnego działania systemów wodno-gospodarczych jest szczególnie istotna ze względu na okresowy ostry deficyt wody oraz dużą nierównomierność opadów jako głównego źródła zasobów wodnych, przy stosunkowo niskim stopniu zagospodarowania zasobów zarówno przez duże zbiorniki jak przez tzw "małą retencję".

W ostatnich latach zmiany gospodarcze w Polsce sprzyjają bardziej racjonalnemu spojrzeniu na gospodarkę wodną. Dał temu wyraz Komitet Gospodarki Wodnej PAN opracowując w porozumieniu z Ministerstwem Ochrony Środowiska w 1993 roku założenia "Polityki gospodarowania zasobami wodnymi w Polsce". U podstaw tego spojrzenia są następujące elementy: traktowanie wody jako towaru o określonej wartości ekonomicznej, powiązanie problemu sterowania zasobami wodnymi z regionalnymi ekosystemami i jednostkami hydrograficznymi, połączenie procesów decyzyjnych z odpowiedzialnością za ich skutki w postaci zmian zasobów wodnych i jakości wody w celu minimalizacji tych zmian oraz ciągły monitoring skutków gospodarowania.

Wpływ działalności gospodarczej i bytowej, prowadzonej na określonym obszarze, na zasoby wodne, wyraża się w kilku zasadniczych parametrach:

- zużycie zasobów powierzchniowych zgromadzonych w zbiornikach,
- zużycie wód powierzchniowych przez ograniczenie spływu naturalnego
- zmiana równowagi w bilansie płytkich wód gruntowych, głównie w wyniku działalności budownictwa i kanalizacji (znaczny udział miały tu melioracje)
- eksploatacja zasobów wód podziemnych,
- zrzut zanieczyszczeń (ścieków) do zbiorników i rzek
- zanieczyszczenie gleby i wód podziemnych
- neutralizacja zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych

Łączny efekt wszystkich tych składników oddziaływania na zasoby wodne jest zależny nie tylko od wielkości każdego z nich, ale także od synergicznego działania ich kombinacji w połączeniu z indywidualnymi warunkami hydrologicznymi i hydrotechnicznymi.

W związku z tym, ocena obciążenia, jakie stanowi działalność gospodarcza w dziedzinie zasobów wodnych, nie może być oparta jedynie na pomiarze

każdego z tych parametrów, lecz musi uwzględniać rzeczywiste skutki jakie ma ona dla środowiska hydrologicznego danego obszaru i obszarów przyległych.

Badanie niewątpliwie szkodliwych skutków działalności, która z drugiej strony jest niezbędna (potrzeby bytowe mieszkańców) lub pożądana ze względów ekonomicznych, wprowadza elementy oceny wielokryterialnej. Miara skutków działalności fabryki, określona masą zanieczyszczeń wprowadzonych do rzeki lub ilością zużytej wody jest dopiero wtedy użyteczna, jeśli przeciwstawiając jej finansowy zysk gospodarza zasobów wodnych z tytułu opłat lub podatku potrafimy powiedzieć, czy wynik ogólny jest korzystny, czy nie. W większości przypadków odpowiedź nie jest jednoznaczna.

W tego typu sytuacjach wydaje się celowe wprowadzenie wskaźników relatywnych. Relatywizm ten powinien opierać się zarówno na porównaniu skutków działalności użytkownika wody z analogicznymi skutkami podobnej działalności na innych obszarach, jak i porównaniu różnych okresów danej działalności. Warunkiem koniecznym do takiej oceny jest zarówno opracowanie systemu normatywów jak pełna ewidencja stanu zasobów i ich zużycia w ciągu szeregu lat (statystyki deficytów, przekroczeń rozmaitych ograniczeń ilościowych i jakościowych).

W przypadku najczęściej spotykanym system wodny służy zaspokojeniu potrzeb wielu użytkowników, często o przeciwstawnych celach i wobec ograniczenia zasobów pozostających w stałym konflikcie. Stąd powstaje konieczność wyodrębnienia układu sterowania (dyspozytora wody), którego zadaniem jest minimalizowanie skutków użytkowania wody przy równoczesnym zaspokojeniu potrzeb użytkowników.

Efektywność wykorzystania zasobów wodnych w istniejących urządzeniach zależy od decyzji dotyczących zarówno gromadzenia wody w zbiornikach, jak i jej rozdziału między użytkowników. Należy przy tym podkreślić, że nawet jeśli decyzje takie dotyczą pojedynczych zbiorników, czy użytkowników, to ze względu na powiązania systemowe, oddziałują one nie tylko lokalnie, lecz wpływają na stan całego systemu. Wobec tego powinny być podejmowane z uwzględnieniem tego wpływu - w ramach określonego zadania globalnego.

Z szerokiego zakresu zagadnień związanych z gospodarką wodną, obejmującego zarówno aspekty ilościowe, jak i jakościowe, w tej pracy ograniczymy się do spraw dotyczących rozdziału zasobów wodnych w sieciach jedno i wielozbiornikowych w horyzoncie czasu obejmującym procesy sezonowe. Nawet przy takim zawężeniu tematyki mamy do czynienia z zagadnieniem złożonym i trudnym, co wynika z następujących cech systemu:

- system jest wielocelowy: przy podejmowaniu decyzji należy uwzględniać zarówno interesy bezpośrednich użytkowników wody t.j. gospodarki komunalnej, przemysłu, rolnictwa, jak i mieć na uwadze ryzyko powodzi,



względy ekologiczne i turystyczno-rekreacyjne, a także potrzeby transportu wodnego;

- decydujący wpływ na zachowanie się systemu mają czynniki losowe; dotyczy to zarówno opadów, stanowiących podstawowe źródło uzupełniania zasobów wodnych, jak i niektórych użytkowników, np rolnictwa;
- system jest wielowymiarowy ze względu na liczbę sterowanych zbiorników, ujęć wody dla różnorodnych użytkowników, rozproszenie terytorialne;
- system jest dynamiczny ze względu na zmienność w czasie zasobów i potrzeb wodnych oraz możliwość gromadzenia wody (retencję) w zbiornikach i glebie;
- próby formułowania dostatecznie ścisłych opisów matematycznych modeli systemu prowadzą do zależności nieliniowych ze względu na nieliniowość zjawisk spływu powierzchniowego, przepływu w rzekach, zależności poziomu zbiornika i objętości wody, transformacji zanieczyszczeń a także nieliniowe zależności efektów użytkowania wody od ilości dostarczanej.

Aby sterować siecią wodną uwzględniając różnorodne cele, często przeciwstawne, należy podejmować decyzje różnych rodzajów, mimo, że sterowanie odbywa się z reguły tylko przez oddziaływanie na określone przepływy. Decyzje te, przy uwzględnieniu horyzontu ich przyszłych efektów oraz przedziału czasu zbierania informacji, można podzielić ogólnie na trzy klasy: decyzje długoterminowe (inwestycje), średnioterminowe (zarządzanie) i krótkoterminowe (sterowanie operacyjne).

Decyzje pierwszego typu w znacznym stopniu są zależne od kontekstu gospodarczego sieci wodnej i rzadko mogą być podejmowane wyłącznie na podstawie charakterystyk systemu wodnego. Tym niemniej sposoby zarządzania i sterowania operacyjnego wpływają istotnie na efektywność decyzji inwestycyjnych. Stąd wynika potrzeba takiego formułowania procesów decyzyjnych średnio- i krótkoterminowych, które umożliwiło by aprioryczną ocenę właściwości systemu wodnego łącznie z systemem zarządzania i sterowania już na etapie podejmowania decyzji inwestycyjnych.

Podobna sytuacja powstaje również wówczas, gdy chcemy uwzględnić wpływ mechanizmu sterowania operacyjnego na efektywność zarządzania. W niniejszej pracy, jeśli mówimy o modelach sterowania operacyjnego, to z reguły mamy na myśli te jego cechy, które są istotne przy podejmowaniu decyzji średniookresowych.

Nawet dla prostej struktury sieci wodnej i niewielkiej liczby użytkowników zadanie o wspomnianych cechach nie daje się ściśle rozwiązać znanymi metodami. Toteż wszystkie dotychczasowe próby rozwiązań poprzedzane są uproszczeniami, bądź istotnie ograniczającymi założeniami. Najbardziej naturalne wydają się w tej sytuacji takie uproszczenia, które przyjmowano również w tradycyjnej praktyce sterowania zbiornikami i poborami użytkowników: dotychczas sterowanie zbiornikami było zwykle oparte

o wykresy lub tabele przedstawiające w sposób graficzny lub numeryczny pewne "reguły decyzyjne" realizowane w określonych przedziałach czasu lub w chwilach wystąpienia określonych zdarzeń. Przy analitycznych próbach określenia optymalnego rozrządu wody w złożonym systemie, reguły te można zapisać także analitycznie. Zadanie optymalizacji rozrządu wody można wtedy ograniczyć do wyznaczenia optymalnych wartości parametrów przyjętych reguł decyzyjnych. Ze względów obliczeniowych zadanie powyższe jest formułowane jako dyskretne w czasie, ale i w praktyce sterowanie zaporą wodną stanowi realizację planu uaktualnianego okresowo. Liczne reguły decyzyjne proponowane w publikacjach przez ostatnie 20 lat różnią się zarówno zakresem informacji wejściowej, sposobem jej wykorzystania, jak też liczbą parametrów dobieranych z uwagi na cele sterowania.

Teoria sterowania, dla pewnych klas obiektów i celów sterowania, dysponuje metodami, które umożliwiają syntezę reguł w formie algorytmu sterowania (regulatora). Algorytm taki jest najczęściej deterministyczny w tym sensie, że przy określonym stanie obiektu i ewentualnie mierzonych zakłóceniach zewnętrznych reakcja regulatora jest jednoznaczna, uwalniając człowieka od podejmowania decyzji. Regulator wraz z obiektem tworzy układ zamknięty o możliwych do określenia a priori charakterystykach.

W systemach wodnych, ze względu na ich złożoność (wielowymiarowość, wielokryterialność i stochastyczność) nie ma możliwości analitycznej syntezy regulatora. Z tych samych powodów, a w szczególności ze względu na wielokryterialność, nie buduje się automatycznych układów sterowania systemami wodnymi. Stosowane algorytmy sterowania, noszące zwykle nazwę reguł decyzyjnych, określają tylko propozycje wariantów decyzji, które są ewentualnie realizowane pod kontrolą człowieka (systemy wspomaganie decyzji - decision support systems) np. [92], [93].

W rzeczywistym systemie wodnym mamy najczęściej do czynienia ze sprzecznością pomiędzy wymaganiem prostoty reguł decyzyjnych ze względu na możliwości optymalizacji ich parametrów, a ich realizowalnością w warunkach silnej losowej zmienności zasobów wodnych i ograniczeń fizycznych dotyczących zbiorników i cieków.

Jednym ze sposobów pokonania tej trudności w zadaniach magazynowania i rozrządu wody jest zastosowanie specjalnego rodzaju programowania stochastycznego - zadania z ograniczeniami na prawdopodobieństwa (chance constrained programming). Wiąże się to z przyjęciem w zadaniu stochastycznej postaci ograniczeń jako ograniczeń na prawdopodobieństwa, że sterowane odpływy ze zbiorników oraz ich napełnienia nie przekroczą odpowiednich zakresów. Gdy postać przyjętych w zadaniu rozrządu reguł decyzyjnych jest liniowa, takie podejście ma istotną zaletę: opis sieci wodnej wyłącznie równaniami bilansowymi i liniowymi regułami decyzyjnymi (LRD) daje

możliwość sprowadzenia zadania optymalizacji do programowania liniowego. Stochastyczne ograniczenia uzasadniają zaniechanie w rachunku optymalizacyjnym rzadkich przypadków (ze względu na ograniczone ich prawdopodobieństwo) nierealizowalności LRD wynikającej z ograniczeń fizycznych.

Po raz pierwszy takie rozwiązanie zadania w zastosowaniu do sieci wodnych zaproponowali C.S.ReVelle, E.Joeres i W.Kirby w 1969 roku [71], dla pojedynczego zbiornika i w zasadzie do celów projektowania jego pojemności.

W niniejszej pracy krótko opisano tę metodę, a także przedstawiono jej rozszerzenie dla systemów wielozbiornikowych i zastosowanie do optymalizacji rozrządu wody. W IBS PAN prace w tym kierunku były prowadzone w latach 1978 - 1986 [23], [25], [26], [65], [66]. Pokazano, że reguła Revelle'a może być traktowana jako szczególny przypadek, z dość licznej grupy reguł, dla których możliwe jest podejście analityczne [35].

Rozwiązania uproszczonego problemu powinny być jednak sprawdzone symulacyjnie na pełniejszym modelu. Szczególnie potrzebne jest sprawdzenie skutków ingerencji ograniczeń fizycznych, pominiętych w zadaniu optymalizacji, w działanie liniowej reguły decyzyjnej. Ponadto, ograniczenia stochastyczne są czasami wprowadzane do zadania sztucznie, w celu ustalenia obszaru rozwiązań w liniowym zakresie założonej reguły, ze względów tylko obliczeniowych. Wtedy warto sprawdzić symulacyjnie, czy realizacja reguł poza liniowym zakresem nie spowoduje nieprzewidzianych i niepożądanych skutków.

W latach 1970 - 1985 ukazało się wiele prac poświęconych różnym odmianom i modyfikacjom liniowych reguł decyzyjnych (LRD) [72], [17], [73], [74], [75], [60]. W większości przypadków modyfikacje mające na celu poprawę efektywności reguły odbierały jej cechę analityczności zadania optymalizacji lub zmuszały do ryzykownych estymacji statystycznych lub do stosowania metod bezpośredniej optymalizacji na modelu symulacyjnym.

Wybrane arbitralnie LRD mają postać uzasadnioną głównie względami obliczeniowymi optymalizacji i nie ma podstaw do uznania ich za najkorzystniejsze z punktu widzenia celów sterowania. Jedyne badania symulacyjne pozwalają oceniać efektywność sterowania z punktu widzenia dowolnych kryteriów - także tych, których wprowadzenie do wskaźnika optymalizacji byłoby niemożliwe ze względów obliczeniowych. Próby syntezy reguł bardziej złożonych, nieliniowych, bardziej heurystycznie uzasadnionych, również dają się zweryfikować jedynie przez badania symulacyjne. Rezygnując z postaci reguł sterowania umożliwiających analityczne określenie charakterystyk układu zamkniętego obiekt-sterowanie oraz ze stałookresowej dyskretyzacji czasu, dysponujemy bogatym zbiorem reguł nieliniowych, także o postaci nie analitycznej - w formie tablic lub krzywych dyspozytorskich (np.: [1], [3], [68], [80], [89]).

Często, szczególnie w przypadku systemów wodnych o dużej liczbie elementów sterowanych, synteza regulatorów związana jest z hierarchicznym podejściem do zadania sterowania: sterowanie bezpośrednio realizowane jest przez reguły lokalne, natomiast parametry tych reguł są optymalizowane z punktu widzenia zadań globalnych. Koncepcja LRD z optymalizowanymi parametrami w sposób naturalny odpowiada takiej właśnie dwupoziomowej strukturze sterowania. W hierarchizacji sterowania można jednak pójść jeszcze dalej. Można przyjąć (i tak w praktyce jest to robione), że reguła decyzyjna dotycząca sterowań okresowych stanowi tylko ramowy i uproszczony program sterowania, np. określający zasoby wody przeznaczone dla użytkowników w danym okresie czasu, natomiast szczegółowe decyzje operacyjne (np. harmonogram rozdziału zasobu między różnych odbiorców) wypracowywane są przy użyciu bardziej szczegółowych i wyspecjalizowanych algorytmów. W IBS PAN tego typu prace dotyczyły rozdziału wody między użytkowników obszaru rolniczego: [23], [9], [90] - zadanie dyskretnej LRD pozwala określić ilość wody dostarczanej z danymi gwarancjami dla obszaru rolniczego w danym okresie czasu, a lokalne zadanie optymalizacji służy do określenia harmonogramu rozdziału tej wody między różne uprawy. W literaturze dotyczącej ogólnych zagadnień optymalizacji można znaleźć wiele przykładów hierarchicznych struktur zadania sterowania systemami wodnymi, szczególnie dla systemów zbiorników energetycznych - z reguły dla bardzo uproszczonych, idealizowanych modeli deterministycznych.

Niezależne od przyjętej koncepcji sterowania i metod syntezy tego sterowania, podstawowym warunkiem efektywności decyzji sterujących jest oparcie procesu decyzyjnego o prawidłowo sformułowany model obiektu i jego zadań. Modelowanie systemów jako zbiór ogólnych metod opisu i analizy badanych procesów jest przedmiotem obszernych monografii (np. [22]). W przypadku problemów praktycznych, szczegółowy opis systemu sterowanego w języku umożliwiającym matematyczną formalizację jest na ogół pierwszym i z reguły pracochłonnym etapem pracy [11], [16], [20], [32], [51], [70], [79]. Najtrudniejsze elementy tej formalizacji to hipotezy dotyczące stochastycznego charakteru głównych składników bilansu wody: dopływów i poborów, zależności wiążących parametry jakości wody oraz hipotezy dotyczące kryteriów oceny systemu. Weryfikacja tych hipotez, niezależnie od tego, czy prowadzą one do modeli analitycznych, czy nie, wymagać może eksperymentów symulacyjnych.

Często problemem jest nie tylko identyfikacja nieznanymi parametrów złożonego procesu hydrologicznego, ale także dostatecznie jednoznaczne wyartykułowanie a priori potrzeb i priorytetów użytkowników wody. W rezultacie, dopiero dialogowe procedury konstruowania modeli w systemach eksperckich umożliwiają sformułowanie zadań sterowania [56], [57], [93].

Badanie efektywności sterowania systemem wodnego za pomocą symulacji według określonych scenariuszy jest często jedynym rozwiązaniem w przypadku występowania istotnej niestacjonarności na przykład wywołanej założonym rozwojem systemu (np. monotoniczny wzrost zapotrzebowania na wodę przez rozbudowywane systemy nawodnień rolniczych lub zmiana kryterium jakości sterowania [70], [95]), choć i tym przypadku możliwe jest repetycyjne stosowanie metod analitycznych (np. [24]).

Znaczenie badań symulacyjnych w każdym z opisanych wyżej przypadków, skłania do opracowania odpowiednich narzędzi komputerowych pozwalających prowadzić te badania łatwo i efektywnie.

W dalszej części pracy opisano pakiet programów symulacyjnych pozwalający, za pomocą prostego języka rozkazów, lub w formie dialogowej, realizować dowolne scenariusze symulacji. Omawiany pakiet programów został opracowany jako narzędzie do badania efektów stosowania określonych reguł decyzyjnych sterowania systemami wodnymi w skali regionalnej lub krajowej (sieci zawierające zbiorniki retencyjne, odcinki rzek i kanały).

Efekty te związane są zarówno z kształtowaniem zasobów wody gromadzonych w zbiornikach, regulowaniem przepływów w sieci (w szczególności w punktach poboru wody przez użytkowników) w warunkach silnych wahań losowo zmiennych dopływów i poborów jak i potrzebą utrzymania stopnia zanieczyszczenia wody (ze źródeł punktowych i rozproszonych) na dostatecznie niskim poziomie. Najprostszym sposobem uwzględnienia tego ostatniego czynnika jest zapewnienie odpowiedniego rozcieńczenia ścieków przez określenie minimalnych przepływów w gałęziach sieci (tzw. przepływ nienaruszalny). Jednakże złożona dynamika transformacji zanieczyszczeń, możliwość kumulowania ich w zbiornikach, zmienność w czasie i niejednorodność w przestrzeni skłaniają do bardziej szczegółowej analizy ilościowej zależności parametrów jakościowych wody od sterowania przepływem.

Programy symulacyjne ECOSYM zostały zbudowane na bazie elementów pakietu SYMWOD zastosowanego w badaniach prowadzonych w IBS PAN w latach 1985 - 1990 w ramach programu CPBP 03.09 temat 7.06 [69]. Pakiet SYMWOD, którego części składowe oraz wyniki prób uruchomieniowych były już wcześniej prezentowane [36], [37], [34], [35], [33], został opracowany tak, aby mógł być zastosowany do systemów wodnych o możliwie ogólnej postaci. Przewidziano możliwość modelowania kanałów przerzutowych lub rurociągów z pompowniami, sieci rozgałęzionych o odwrotnej strukturze dendrytowej i pętli. W modelach elementów sieci i bilansach ogólnych parametry jakości wody były jednakże pominięte.

Podjęta w latach 1991 - 92 rozbudowa pakietu polegała na trzech zasadniczych modyfikacjach:

1) zmiana struktury danych do postaci stosowanej w językach programowania obiektowego (gałęzie i węzły sieci są reprezentowane przez struktury danych zawierające zarówno parametry liczbowe jak i zmienne proceduralne (metody) opisujące algorytmy działania tych obiektów) - co zapewnia niezależność struktury programu symulacyjnego od postaci i zbioru elastycznych modeli cząstkowych,

2) przepływy w gałęziach i stany zbiorników stają się zmiennymi wektorowymi, których składowymi, obok ilości wody, są wybrane parametry jakościowe.

3) bilanse wody w sieci należy uzupełnić modelami transformacji zanieczyszczeń w poszczególnych jej elementach.

Pierwszy kierunek modyfikacji miał na celu ułatwienie implementacji pakietu, będącego z założenia dość uniwersalnym narzędziem, do symulacji konkretnych systemów o różnorodnych cechach. Pozostałe modyfikacje wynikają z przewidywanego zakresu problemów gospodarki wodnej i fizycznych cech modelowanych systemów. W ogólnym przypadku zakłada się więc, że oprócz modeli bilansów ilościowych, będziemy uwzględniać modele transformacji zanieczyszczeń w zbiornikach i w ciekach, należące do trzech głównych typów: zanieczyszczenia ulegające rozkładowi, zawiesiny podlegające sedymentacji, zanieczyszczenie nie ulegające transformacji (jedynie rozcieńczalne)

Istotną cechą pakietu jest możliwość równoczesnego eksperymentowania z różnymi algorytmami sterowania przepływami sieci (model ilościowy) i modelami transformacji zanieczyszczeń w różnych elementach systemu.

Posługując się pakietem podjęto jakościowe badania symulacyjne problemów takich, jak:

- śledzenie rozprzestrzeniania się w systemie wodnym zanieczyszczeń z określonych źródeł,
- badanie wpływu strategii gromadzenia wody w zbiornikach na kumulację zanieczyszczeń (np. osadów),
- analiza skuteczności samooczyszczania w kaskadach zbiorników,
- badanie możliwości wykorzystania rezerw wody w zbiornikach do rozcieńczania okresowych dużych zrzutów zanieczyszczeń,
- badanie wpływu lokalizacji punktów zrzutu ścieków i oczyszczalni na rozkład przestrzenny stężeń zanieczyszczeń w sieci,
- badanie ograniczającego wpływu wymagań jakości wody na obszar rozwiązań dopuszczalnych zadania rozrządu (sterowania ilością).

W opracowanym pakiecie zachowano (a nawet rozbudowano w stosunku do pakietu SYMWOD) funkcje pomocnicze związane z przygotowaniem danych do symulacji i opracowywaniem wyników, usprawniające prowadzenie eksperymentów symulacyjnych.

W charakterze ilustracji przytoczono wyniki symulacji przykładowych systemów wodnych, których charakterystyki oparto na danych dotyczących rzeczywistych systemów wodnych, a reguły sterowania były dobierane. Badano przypadek liniowej reguły decyzyjnej uprzednio poddanej optymalizacji [35]. Badano wpływ informacji wejściowej reguły decyzyjnej przy arbitralnie wybranej strukturze reguły [27], [35]. Omówiono także wyniki symulacji przy sterowaniu wg wybranych nieliniowych reguł heurystycznych.

W tak szerokim kręgu zagadnień poruszanych w pracy myślą przewodnią autora było określenie granicy stopnia komplikacji stosowanych modeli, po za którą metody analityczne muszą ustąpić przed metodami symulacyjnymi. Stąd, w omawianych modelach często pojawiają się założenia mogące budzić sprzeciw (także samego autora), których akceptacja lub odrzucenie decyduje o "analityczności" sformułowania problemu. Rezygnacja z metod analitycznych - preferowanych z racji ogólności wyników i niskich kosztów stosowania - będzie z reguły wynikiem konieczności przekroczenia tej granicy z powodu niedopuszczalności określonych uproszczeń modelu. W tym kontekście rozbudowany model symulacyjny w połączeniu z badaniami analitycznymi modelu uproszczonego służy do testowania skutków uproszczeń, a w przypadku ich niedopuszczalności umożliwia poszukiwanie rozwiązań metodą symulacji.

Praca, będąc monograficznym podsumowaniem wieloletnich zespołowych badań prowadzonych w IBS PAN od 1976 roku w ramach programu PR-7, wspólnych badań z IIASA (Projekt Górnej Noteci), programu CPBP 03.09 (z wykorzystaniem danych dotyczących regionu Górnej Wisły), własnych badań autora między innymi w Instytucie Informatyki Uniwersytetu w Annabie (Algieria) w latach 1981 - 1986 związanych z modelowaniem systemu wodnego przemysłowo-rolniczego regionu Annaby oraz prac autora związanych z budową i wykorzystaniem pakietu symulacyjnego w temacie IBS PAN "Modelowanie i optymalizacja dla potrzeb sterowania ilością i jakością wody".

Samodzielny dorobek autora stanowią: model sieci wodnej uwzględniający rozprzestrzenianie zanieczyszczeń i realizujący go pakiet symulacyjny - większość rozdziału 2 i rozdział 6, analiza kryteriów ilościowych i jakościowych użytkowania wody, krytyczna analiza skuteczności liniowych reguł decyzyjnych w zastosowaniu do systemów wielozbiornikowych, propozycja reguły wielozbiornikowej (p.5.5), klasyfikacja reguł sterowania zbiornikami z punktu widzenia wykorzystywanej informacji wejściowej. W numerycznych przykładach autor wykorzystał własne obliczenia dla danych z Algierii, a dla zespołowo badanego przykładu Górnej Wisły przeprowadził analizę statystyczną oceniającą poprawność przyjętego modelu dopływów i interpretującą wyniki optymalizacji reguły liniowej i wyniki symulacji. Jego autorstwa jest także wykorzystanie podejścia heurystycznego do opracowania reguły łączącej cechy reguły standardowej z wynikami optymalizacji reguły liniowej - tzw. "reguła oszczędnościowa".



## 7. PRZYKŁADY WYNIKÓW SYMULACJI

W przypadku uruchomienia nowego modelu rzeczywistego systemu wodnego badania symulacyjne obejmują (podobnie jak w większości badań modelowych w dowolnej dziedzinie) w pierwszej kolejności testy służące do weryfikacji poprawności wewnętrznej struktury modelu, zgodności modeli elementów i bilansów sieci oraz poprawności hipotez o rozkładach zmiennych losowych. W dalszych badaniach sprawdzana jest dopuszczalność uproszczeń wprowadzanych w zadaniu optymalizacji i wreszcie można przystąpić do analizy skuteczności różnych metod sterowania. Zgodnie z tym eksperymenty symulacyjne dotyczą, kolejno:

- porównania ciągów historycznych obserwowanych zmiennych rzeczywistego obiektu z realizacjami procesu symulacji generowanego przez rzeczywiste wartości zmiennych wejściowych (egzogenicznych).
- porównania kryteriów statystycznych funkcjonowania modelu dla ciągu historycznego zmiennych wejściowych i dla realizacji ciągu losowego generowanego przez zmienne losowe o rozkładach reprezentujących w modelu rzeczywiste charakterystyki stochastyczne.
- porównanie stochastycznych kryteriów funkcjonowania systemu obliczonych w analitycznym zadaniu optymalizacji z ich statystycznymi odpowiednikami obliczonymi przez symulację:
  - a) dla zmiennych egzogenicznych historycznych,
  - b) dla zmiennych egzogenicznych generowanych z rozkładów.
- porównanie między sobą scenariuszy symulacji różniących się modelami reguł sterowania.

Proces symulowany w określonym horyzoncie czasu może być statystycznie oceniany w trzech istotnie różniących się wariantach:

1) proces rozpoczyna się w chwili  $t_0$  ze stanu początkowego  $S_0$  i jest obserwowany do chwili końcowej  $t_K$ , przez okres, w którym przebieg procesu istotnie zależy od deterministycznej wartości  $S_0$  (zwykle nie dłużej niż kilka lat); wyniki takiej symulacji mogą służyć na przykład do oceny wpływu aktualnego stanu systemu na wartości kryteriów dla określonego horyzontu w przyszłości; do oceny statystycznej potrzeba wykonać większą liczbę symulacji startujących z tego samego stanu  $S_0$ , lecz przy różnych realizacjach egzogenicznych zmiennych losowych,

2) proces jest symulowany (z reguły na sztucznie generowanej realizacji zmiennych losowych) przez czas dostatecznie długi, aby stan początkowy przestał odgrywać rolę w ocenach statystycznych; otrzymane wyniki mogą być interpretowane jako ocena stochastycznych charakterystyk odpowiednio

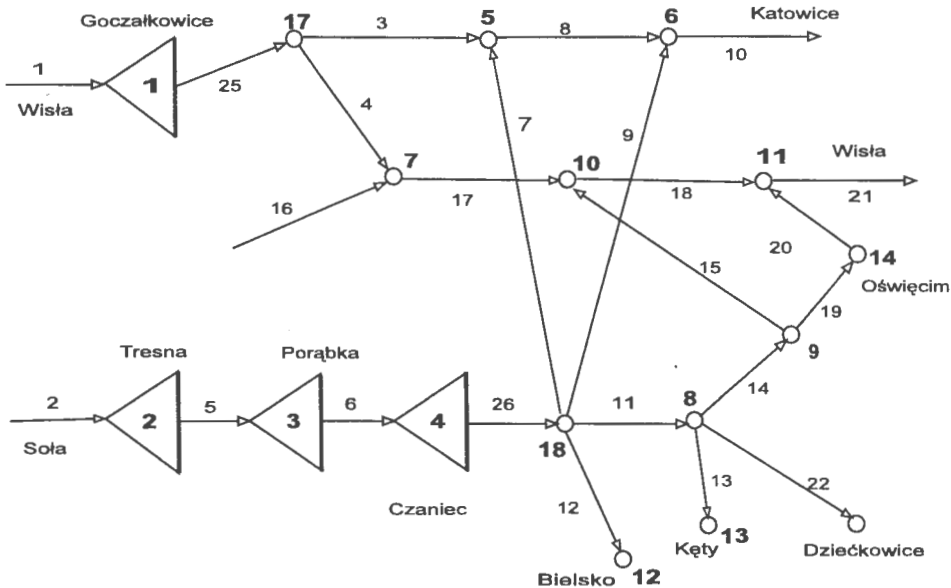
krótszego okresu (np. roku) z określonym rozkładem stanu początkowego jako zmiennej losowej i rozkładów zmiennych losowych egzogenicznych; ten wariant jest szczególnie przydatny przy testowaniu rozwiązań zadania "chance constrained programming".

3) wariant drugi może być niekiedy zastąpiony przez zmodyfikowany wariant pierwszy liczony wielokrotnie dla horyzontu jednorocznego; jeśli w każdym przebiegu możemy generować stan początkowy według znanego a priori rozkładu prawdopodobieństwa (znajomość takiego rozkładu jest podstawą formułowania ograniczeń gwarancyjnych metody "chance constrained programming"), zgodnie z zasadą metody "Monte Carlo" powinniśmy dość szybko zbliżyć się do rozwiązania uzyskiwanego w wariancie drugim.

## 7.1. Przykład symulacji połączonej z optymalizacją parametrów reguł liniowych

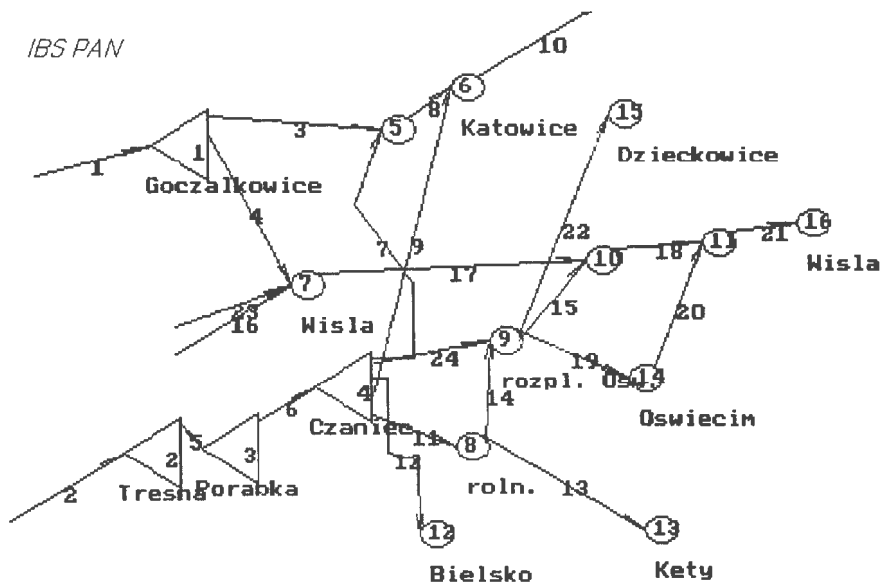
### 7.1.1. Model sieci wodnej

Jako podstawę większości opisanych niżej eksperymentów przyjęto dane rzeczywistego systemu wodnego obejmującego zbiorniki Goczałkowice na Wiśle, Tresna, Porąbka i Czaniec na Sole, oraz użytkowników wody w okręgu śląskim: Katowice, Bielsko, Oświęcim, Huta Katowice i Kęty. Uproszczony model systemu zawiera 4 zbiorniki, 7 węzłów bez zbiorników oraz 22 gałęzie sieci (cieki, przerzuty i pobory) - rys.7.1.



Rys.7.1 Struktura symulowanej sieci

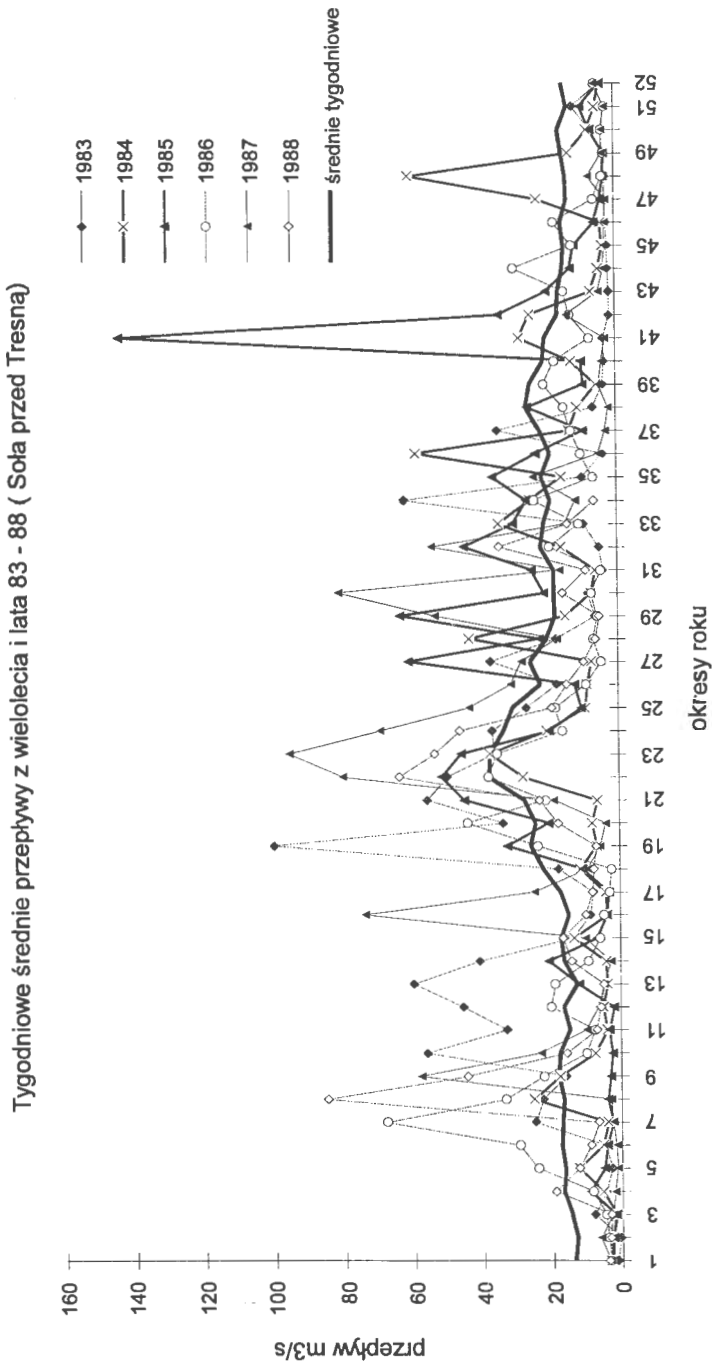
Analizowany model nie uwzględnia parametrów jakości wody, wobec czego jego symulacja była realizowana w pakiecie *SYMWOD* [35], [37]. W pierwszej fazie uruchamiania modelu wprowadzono dane sieci do zbiorów *WISLA.W* i *WISLA.G* (odpowiednio dane o węzłach i dane o gałęziach) za pomocą programu *SYMDANE* i zweryfikowano ich poprawność formalną za pomocą podprogramu *SYMRYC* drukującego schemat graficzny sieci (rys.7.2). Modele rozdziału wody na wyjściu zbiorników zostały włączone do opisu tych zbiorników - w związku z tym model komputerowy sieci zawiera mniej węzłów.



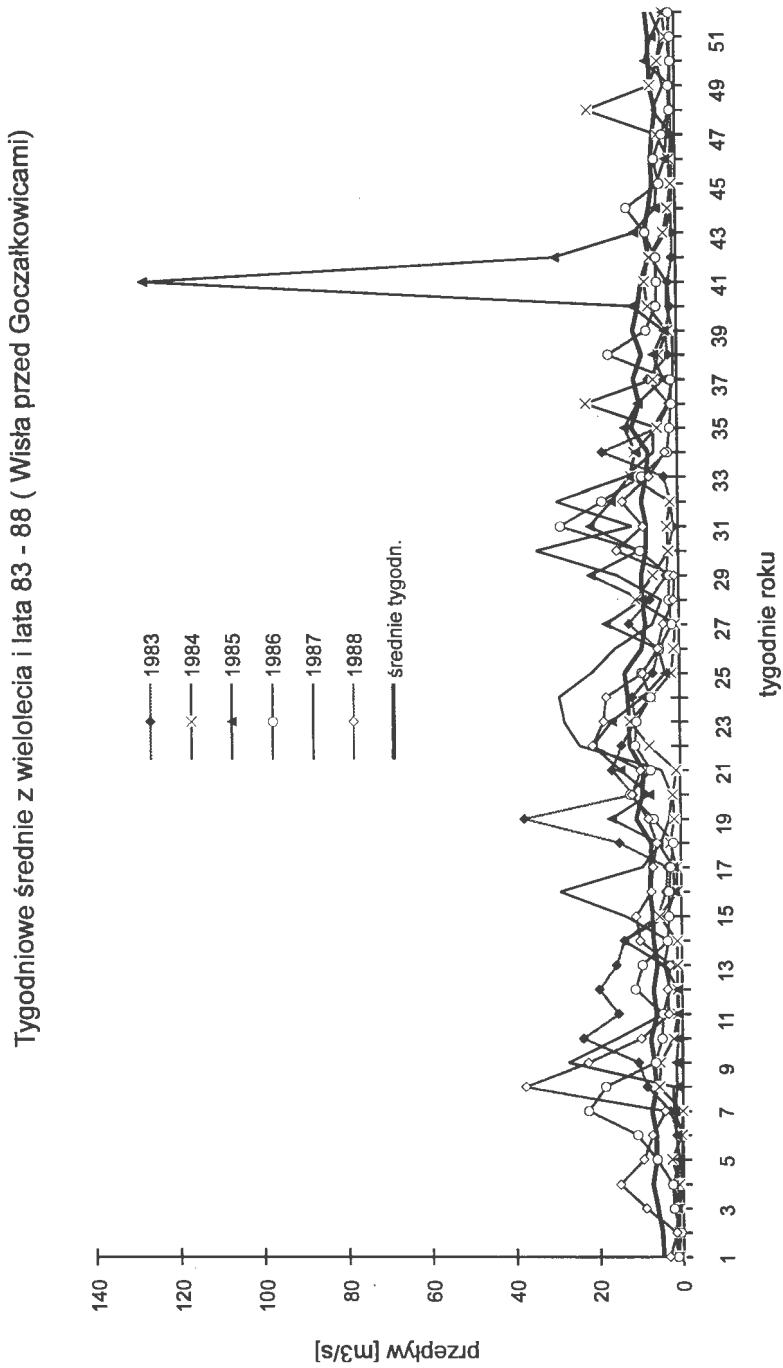
Rys.7.2 Schemat sieci z poprzedniego rysunku wygenerowany przez program *SYMDANE*

Za pomocą programu *SYMGEN* utworzono ciąg danych historycznych zawierających wartości dopływów: Wisły do zbiornika Goczalkowice i Soły do zbiornika Tresna. Jako podstawę wykorzystano zapisane na dyskietce (w formie tekstowej) wartości tygodniowych dopływów (w  $m^3/s$ ) zarejestrowanych w okresie lat 1901 - 1987. Podstawowe charakterystyki tych przepływów przedstawiono na Rys.7.3 - Rys.7.6

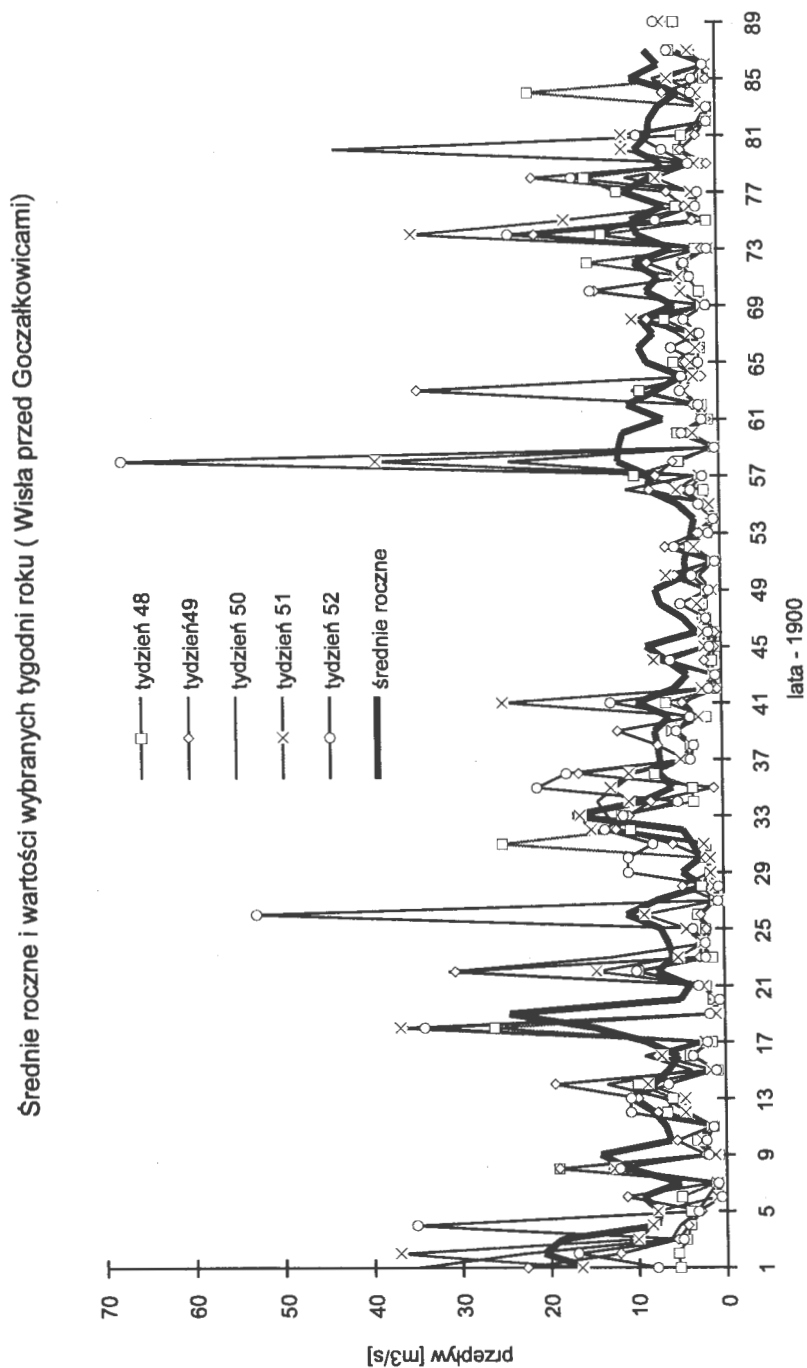
W celu utrzymania rozmiarów zadania symulacyjnego w rozsądnych granicach zdecydowano się na podział roku na 26 okresów dwutygodniowych i dla takiej ilości okresów utworzono zbiór danych wejściowych *C26.DAT*, którego charakterystyki przedstawiają Rys.7.7 - Rys.7.8. Równocześnie, dla



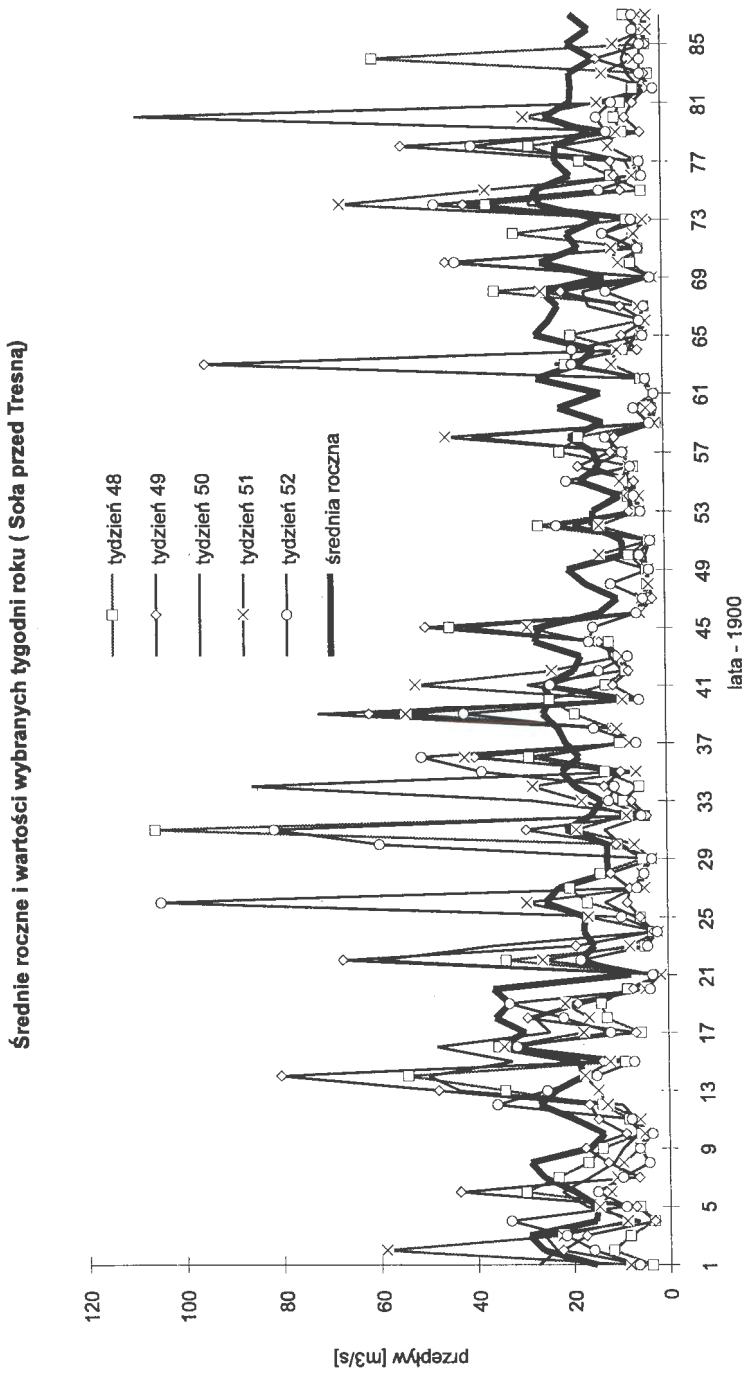
Rys.7.3 Średnie z wielolecia przepływy tygodniowe w kolejnych okresach roku i ich wartości w latach 83 - 88 (Soła przed Tresną)



Rys.7.4 Średnie z wielolecia przepływy tygodniowe i ich wartości w latach 83 - 88 (Wisła przed Goczałkowicami)

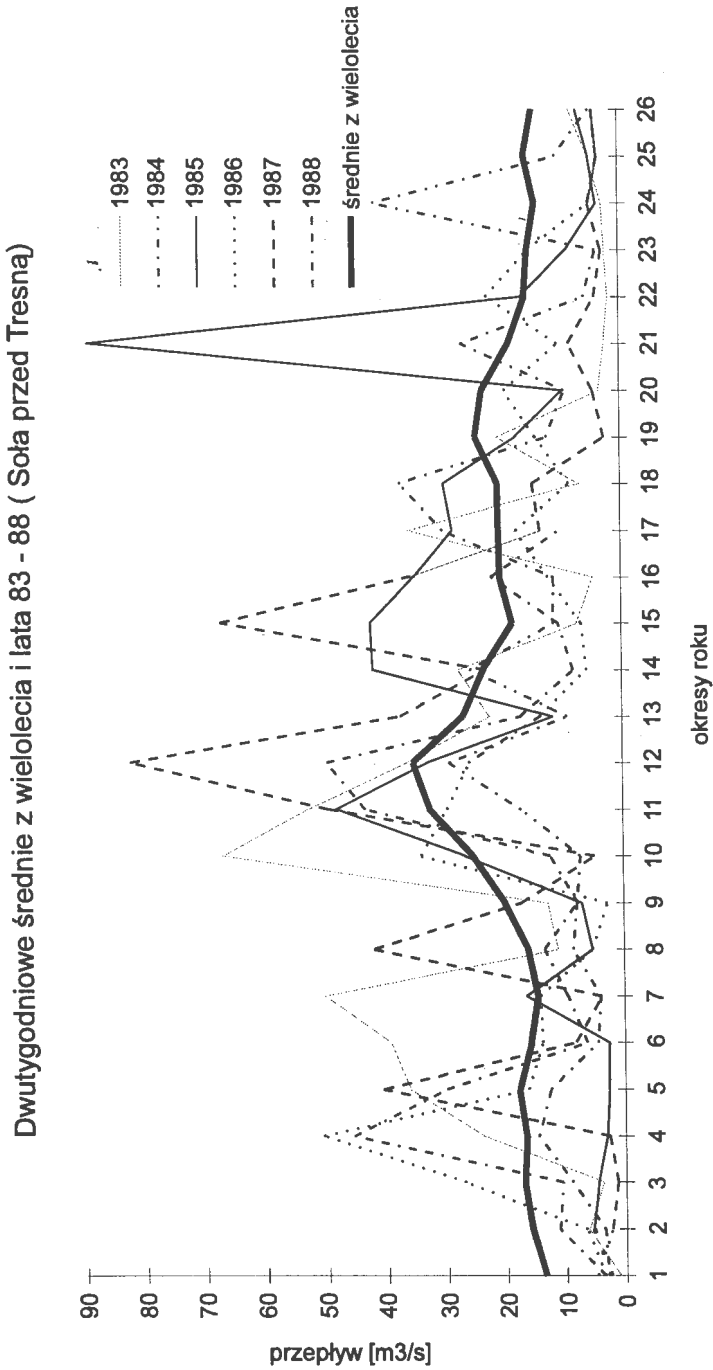


Rys.7.5 Średnie przepływy roczne i wartości z wybranych tygodni (Wisła przed Goczałkowicami)

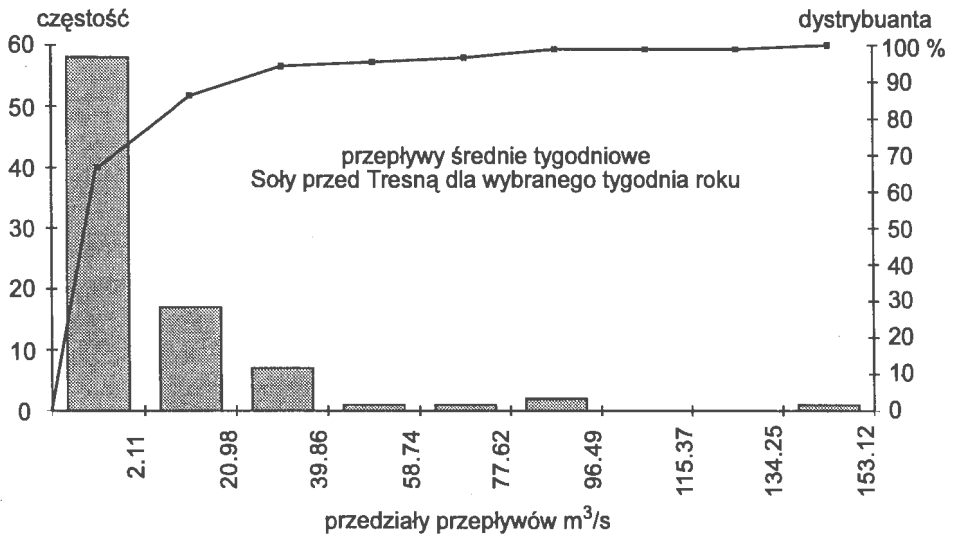


Rys.7.6 Średnie przepływy roczne i wartości z wybranych tygodni (Soła przed Tresną)

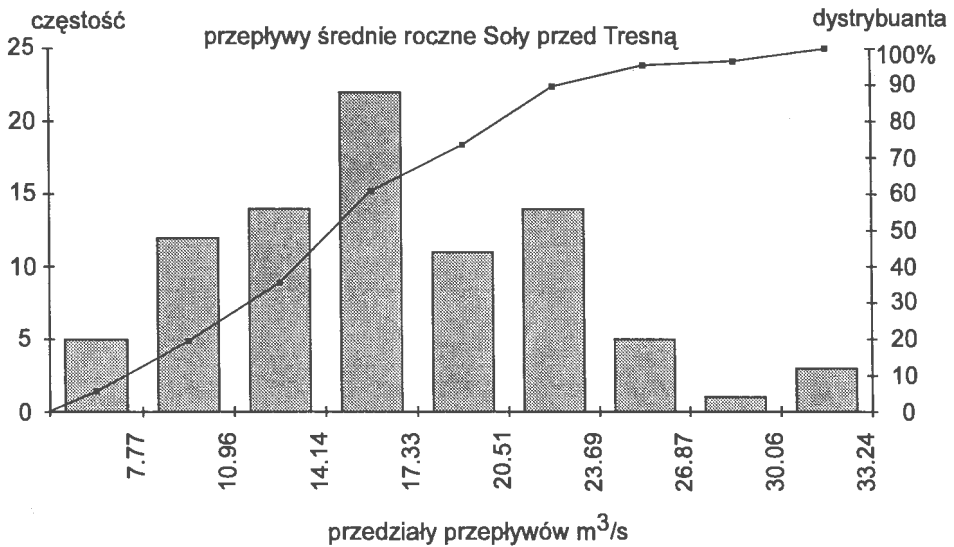




Rys.7.7 Średnie z wielolecia przepływy dwutygodniowe w kolejnych okresach roku i ich wartości w latach 83 - 88 (Soła przed Tresną)



Rys.7.8a Histogram i dystrybuanta przepływów średnich tygodniowych (Soła przed Tresną)



Rys.7.8b Histogram i dystrybuanta przepływu średniego rocznego (Soła przed Tresną)

potrzeb programu optymalizacji parametrów reguł decyzyjnych utworzono analogiczny zbiór przy podziale roku na 6 okresów (zbiór C6.DAT). Program SYMGEN określił dla obu ciągów wartości minimalne, średnie i maksymalne

dopływów dla każdego okresu roku. Wartości średnie (oczekiwane) występują bezpośrednio w zbiorze C26.DAT i mogą być wykorzystywane przez program symulacyjny, natomiast wartości min i max są wykorzystywane przy obliczaniu dystrybuant wejściowej zmiennej losowej dla potrzeb programu optymalizacji parametrów reguł.

Obliczenia powyższe zostały wykonane z wykorzystaniem procedury agregującej dane tygodniowe, wbudowanej do programu *SYMGEN*.

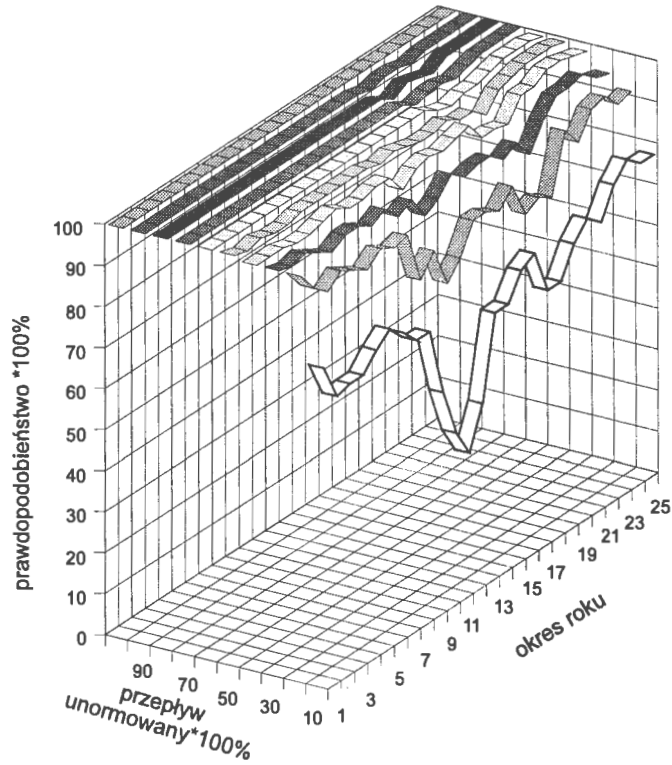
Łatwo można zauważyć, że rozkład dopływów jest bardzo szeroki w porównaniu z ich wartościami oczekiwanymi (wartości maksymalne 5 - 10-krotnie przekraczają odpowiednie wartości średnie z 87 lat obserwacji). Zmniejszenie ilości okresów w roku do 6 (a więc uśrednienie dopływów w czasie) w sposób istotny zawęży rozkład (tablica 7.1), dzięki czemu nawet dla okresów dwumiesięcznych zdolność retencyjna zbiorników Goczałkowice i Tresna jest dostatecznie duża do wyrównania odchyłeń dopływów względem prognozy w postaci wartości oczekiwanej w horyzoncie jednego okresu. Pojemności zbiorników Porąbka i Czaniec nawet w skali dwutygodniowej mają małe znaczenie retencyjne wobec błędów prognozy dopływu. W tym ostatnim przypadku może się okazać, że zbiór wartości dopuszczalnych parametru  $s_i^*$  w regule liniowej (np. 5.11) jest pusty z uwagi na zbyt duże wymagane "bufory" względem poziomów  $s_{\min}$  i  $s_{\max}$  w ograniczeniach gwarancyjnych. Oznacza to, że zbiorniki, zbyt małe przy danej regule i modelu prognozy dopływu, muszą być pominięte w zadaniu optymalizacji reguł liniowych. Tak postąpiono w przykładzie w p.5.6.1 ze zbiornikiem Czaniec.

Tablica 7.1 Dystrybuanty dopływu zbiornika Goczałkowice dla podziału roku na 6 okresów (wartości przepływu wyrażone w  $m^3/s$ )

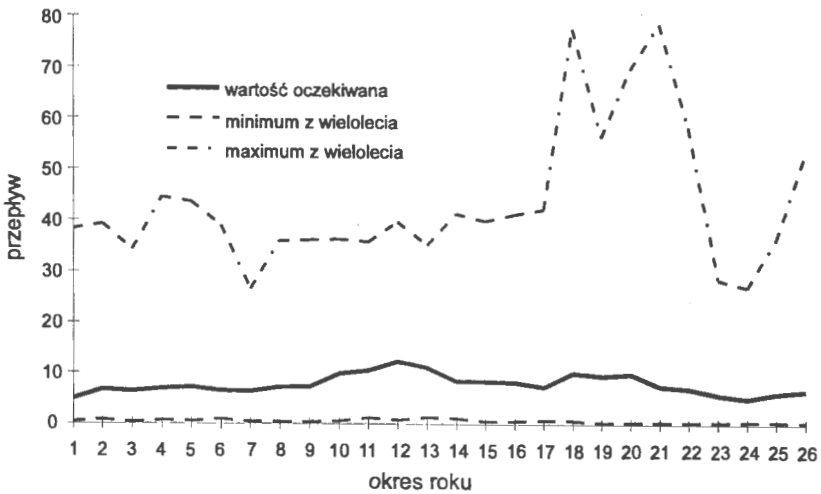
okres nr	Dystrybuanta*100										Wartość		
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100%	oczek.	min	max
1	43	80	93	98	98	99	99	99	99	100	6.37	0.85	39.46
2	24	66	86	94	94	98	98	99	99	100	6.90	0.70	32.88
3	20	41	74	85	91	97	99	99	99	100	10.72	2.43	36.08
4	22	44	62	79	83	90	91	93	95	100	8.25	1.00	25.89
5	31	57	72	78	86	92	95	97	99	100	8.76	0.47	34.72
6	49	68	83	92	95	99	99	99	99	100	5.98	0.70	32.29

**Uwaga:** Wiersze tabeli zawierają wartości dystrybuanty\*100 dla 10-ciu dyskretnych wartości przepływu podanych w %% od zakresu [min, max] oddzielnie dla każdego z okresów roku.

a) Wartości dystrybuant unormowanych jako funkcje numeru okresu w roku



b) Okresowość parametrów rozkładu przepływu



Rys.7.9 Ilustracja okresowości dystrybuant przepływu tygodniowego (Soła przed Tresną)

### 7.1.2. Symulacja procesu historycznego jako próba odtworzenia rzeczywistych reguł sterowania

Program symulacyjny uruchomiono dla danych historycznych zapisanych w ciągu C26.DAT wybierając do obserwacji w pierwszej kolejności okres lat 1985 - 1987, dla-którego dysponowaliśmy rejestracją zapełnień zbiorników.

Pierwsze próby symulacji wykonano dla klasycznych reguł sterowania zbiornikami (opartych na stanach zbiorników obserwowanych na początku każdego okresu i pożądanych (planowanych) na jego końcu oraz na podstawie wartości oczekiwanej dopływu jako jego prognozy). Równocześnie ustalono pobory dla Katowic ze zbiornika Goczałkowice w pełnej wysokości potrzeb (jeśli to jest fizycznie możliwe) przy stałym przeliczeniu z Czańca do Katowic na poziomie  $2.49 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Wyniki eksperymentu wykazały bardzo silne wahania stanów wszystkich zbiorników, znacznie większe niż obserwowane rzeczywiste stany z lat 1985 -1987. Ponadto w każdym z trzech obserwowanych lat zdarzały się dłuższe niż w rzeczywistości okresy niepełnego pokrycia potrzeb użytkowników. Tak duże rozbieżności nie mogły być tylko wynikiem niepoprawnego wyboru parametrów przyjętych reguł.

W kolejnych próbach zmieniano postać reguł decyzyjnych dotyczących wpływów ze zbiorników i przeliczenia z Czańca do Stacji Uzdatniania Wody dla Katowic, starając się przybliżyć przebieg symulowany zapełnień zbiorników do przebiegu rzeczywistego.

Liczne próby wykonywane dla tego samego ciągu historycznego z lat 1985 - 1987 dla prostych reguł decyzyjnych opartych na informacji lokalnej (gdy wpływ ze zbiornika zależy tylko od stanu tego zbiornika, jego dopływów i jego innych wpływów) nie dawały rozwiązań podobnych do przebiegu rzeczywistego. Zmusiło to do poszukiwania modelu sterowania rzeczywistego wśród reguł bardziej złożonych.

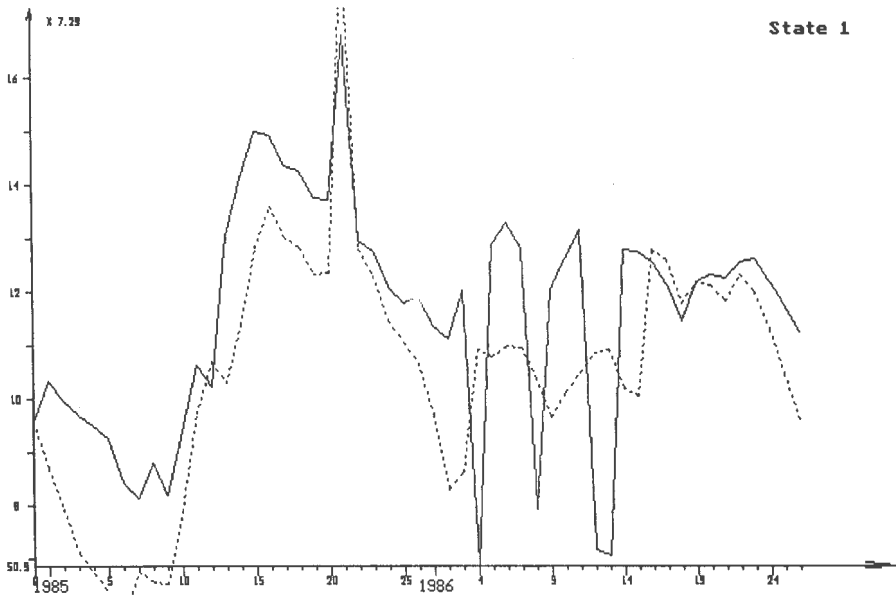
Mimo, że poszukiwania te miały charakter heurystyczny uzyskano dość dobrą zgodność przebiegów (rys.7.10a i rys.7.10b) przyjmując, że:

- 1) wpływ z Goczałkowic do Katowic jest sterowany zgodnie z regułą zapisaną w tablicy 7.3:
- 2) przeliczenie ze zbiornika Czaniec do Stacji Uzdatniania dla Katowic jako uzupełnienie poboru  $7,6 \text{ m}^3/\text{s}$ ;
- 3) wpływ ze zbiornika Goczałkowice (Wisła) zgodnie z regułą  $s_{i-1} - s_i^* + E\{we\}$  - (pobór dla Katowic  $\geq 1 \text{ m}^3/\text{s}$ );
- 4) wpływ ze zbiornika Tresna wg. reguły:  $s_{i-1} - s_i^* + (we + E\{we\})/2$  gdzie  $s_i^* = 0,75 s_{\max}$ ;
- 5) wpływ ze zbiornika Porąbka wg. reguły:  $s_{i-1} - s_i^* + 0,2 \cdot E\{we\} + 0,8 \cdot we$  z ograniczeniem od dołu na wartości  $8 \text{ m}^3/\text{s}$ ;

Ponadto eksperymentalnie stwierdzono, że symulowane przebiegi czasowe zapełnień zbiorników (szczególnie dla zbiorników Goczałkowice i Tresna) są bliższe rzeczywistym, jeśli w modelu reguł decyzyjnych przyjmuje się pożądane stany zbiorników  $s^*$  na stosunkowo wysokim stałym poziomie (np. dla Goczałkowic 100 mln  $m^3$ ) rezygnując z intuicyjnie korzystnej strategii okresowego gromadzenia wody przed początkiem lata.

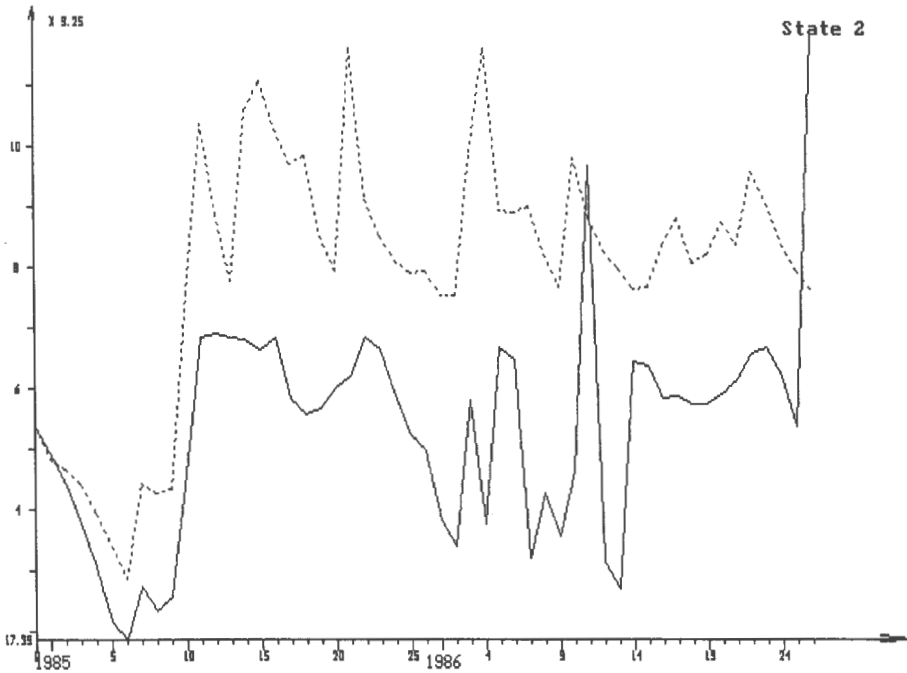
Tablica 7.3 Reguła nr 5 dla wypływu z Goczałkowic

stan zbiornika [mln $m^3$ ]		wypływ 3
Goczałkowice	Tresna	Goczałkowice - Katowice
< 55	> 40	2.8 $m^3/s$
< 55	< 40	4.8
≥ 55		7.6



Rys.7.10 a Porównanie przebiegu historycznego: \_\_\_\_\_ i symulowanego: ..... stanu zbiornika Goczałkowice (eksperyment I).

Brak szczegółowych danych dotyczących obserwowanych rzeczywistych niedoborów nie pozwala na pełną weryfikację wniosków i bardziej precyzyjne dopasowanie modelowanych reguł do praktyki sterowania systemem. Jakościowa zgodność symulowanego przebiegu z historycznym wskazuje



Rys.7.10 b Porównanie jak na Rys.7.10a, dla zbiornika Tresna

jednakże na poprawność ogólnej struktury modelu i zgodność podstawowych jego parametrów z rzeczywistością.

### 7.1.3. Wykorzystanie wyników optymalizacji parametrów reguł liniowych

Jako bazę do symulacji przyjęto rozwiązanie optymalne z regułami liniowymi [26], [35], [37], w którym parametry  $s^*$  mają wartości średnie z dwu opisanych w p.5.6 wyników optymalizacji dla wskaźnika (5.31) i (5.32) (rys.5.10).

Ze względu na różną liczbę okresów w modelu optymalizacyjnym i symulacyjnym otrzymane z optymalizacji ciągi wartości zapełnień zbiorników  $s^*$  dla 6-ciu okresów w roku uzupełniono wartościami pośrednimi (poprzez liniową interpolację trajektorii zbiorników między kolejnymi dwumiesięcznymi wartościami) w ten sposób, aby powstał ciąg 26-ciu wartości dwutygodniowych. Wartości te wpisano do rekordów opisujących gałęzie sieci, jako współczynniki funkcji przepływu. Następnie w pliku REGULY.DAT ustalono reguły decyzyjne wykorzystujące wartości tych współczynników. W odróżnieniu od teoretycznych reguł liniowych, reguły te uwzględniają zarówno bezpośrednie fizyczne ograniczenia przepływów (np.  $u \geq 0$ ), jak i ograniczenia bilansu zbiorników



w sieci rzeczywistej. Jako ciągi wejściowe dopływów (Wisła i Soła) wprowadzono rzeczywiste ich wartości z lat 1984 - 87.

Mimo zastosowanej w optymalizacji agregacji zbiorników, użytkowników i czasu (6 okresów w roku) oraz zgrubnej jedynie symulacji założonych w optymalizacji reguł sterowania zbiornikami, wskaźnik  $Q$  (wzór 5.29) jest wyższy od uzyskanego przy założeniu, że sterowanie przebiega zgodnie z regułami estymowanymi w poprzednim paragrafie, i to zarówno w poszczególnych latach jak i łącznie, za cały okres symulacji. Można więc przypuszczać, że i w rzeczywistych przebiegach z lat 1984 -1987 wskaźnik ten nie osiągał wartości optymalnych i występujące deficyty można było zmniejszyć.

Wyniki dotyczące liczby przekroczeń ograniczeń są nieco gorsze niż w eksperymencie symulującym sterowanie rzeczywiste. Przekroczenia tych ograniczeń wynikają z faktu, że liniowe reguły decyzyjne nie mogły być w symulacji wiernie realizowane. Z uwagi na krótki horyzont symulacji w obu eksperymentach i małą różnicę wyników, bardziej niż wyniki statystyczne, interesująca była obserwacja incydentalna działania reguł liniowych przy chwilowych nadmiarach i niedoborach wody, a zwłaszcza ich zachowanie w warunkach silnych chwilowych zakłóceń. W szczególności zwrócono uwagę na fakt, że w przypadku, gdy stan zbiornika Goczałkowice osiągnął dużą wartość na skutek krótkotrwałego dużego dopływu, reguła liniowa powoduje prawie natychmiastowy (po jednym okresie) powrót do poziomu niskiego, mimo, że w następnych okresach obserwuje się niedobory.

#### 7.1.4. Statystyczna ocena reguł heurystycznych

Dla całego horyzontu czasowego 1901 - 1987, dla którego dysponowano ciągami dopływów, przeprowadzono symulację pracy systemu przedstawionego w p.6.2.1 dla trzech różnych postaci reguł decyzyjnych:

- reguła liniowa o postaci (5.11) z optymalizowanymi parametrami  $s^*$  (analogicznie do eksperymentu w p.7.1.3),
- reguła symulująca sterowanie rzeczywiste, uzyskana w eksperymencie z p.7.1.2,
- reguła "oszczędnościowa" oparta częściowo na wynikach optymalizacji reguł liniowych.

Pierwsza z wymienionych reguł wykorzystuje optymalizowane w zadaniu rozrządu planowane stany zbiorników  $s^*$ . Zgodnie z regułą (5.11) objętość wody jest wypuszczana ze zbiornika niezależnie od bieżących potrzeb użytkowników, czy też zasobów innych zbiorników. W zadaniu optymalizacji występują zagregowani użytkownicy. Ograniczenia gwarancyjne użytkowników dotyczą globalnej ilości dostarczonej im wody, wyliczonej w zadaniu. Następnie woda ta jest przydzielana w programie symulacyjnym według zadanych

priorytetów. W przypadku pojawienia się deficytów, obciążeni są nimi użytkownicy o najniższym priorytecie. Ponadto użytkownik o najwyższym priorytecie jest w sytuacji znacznie lepszej niż gwarantowana w zadaniu optymalizacji, bo pobiera wodę zgodnie z zapotrzebowaniem, a nie według przydziału obliczonego w zadaniu. W związku z tym ostatni w kolejce użytkownik znajduje się w sytuacji gorszej, niż to wynika z globalnych gwarancji. W regule (5.11) stan zbiornika teoretycznie powinien pokrywać się z planowanym, ale tak może być tylko przy idealnej prognozie. W rzeczywistości prognoza obarczona jest błędem. W symulacji założono, że prognoza jest średnią z realizacji i wartości oczekiwanej. Powoduje to naturalnie odchylenia napełnień zbiorników od wartości planowanych i prowadzi nawet do przekroczeń ograniczeń stanów zbiorników.

Druga z badanych reguł była dobrana tak [35], aby odtworzyć rzeczywiste przebiegi napełnień zbiorników (eksperyment opisany wyżej w p.7.1.2), znane z danych historycznych. W tym przypadku objętość wypuszczanej w każdym okresie wody uzależniono od potrzeb użytkowników, oraz od bieżących stanów sąsiednich zbiorników. Jeśli potrzeby użytkowników są pokryte, reguła stara się stabilizować napełnienie zbiorników, jednak na innych poziomach, niż to wynika z zadania optymalizacji. W procesie symulacji najpierw użytkownicy pobierają wodę zgodnie ze swoimi potrzebami, a potem, o ile zasoby na to pozwalają, wypuszczana jest woda w celu stabilizacji poziomu. Użytkownicy mający możliwość poboru wody z różnych zbiorników, także przyczyniają się do stabilizacji napełnień. Zatem w regule tej nadrzędną sprawą jest pokrycie potrzeb bieżących, co wpływa niekorzystnie na prawdopodobieństwa przekroczeń ograniczeń na napełnienia i przepływy. Należy jednak podkreślić, że poza podobieństwem do przebiegu historycznego, żadne inne kryterium nie było brane pod uwagę przy doborze tej reguły i jej parametrów. Podobieństwo przebiegów badano na stosunkowo krótkim (3-letnim) ciągu historycznym.

Reguła oszczędnościowa jest przykładem reguły heurystycznej, wykorzystującej informacje o optymalnych stanach zbiorników  $s^*$  obliczonych dla reguł liniowych oraz dodatkową informację bieżącą. W regule wykorzystana jest trajektoria  $s_i^*$  z zadania rozrządu dla wskaźnika (5.32), tzn. dla minimalizacji stanów zbiorników oraz odpowiednia trajektoria dla wskaźnika (5.31) - maksymalizacji stanów. W regule tej ze zbiornika jest wypuszczana woda w ilości równej potrzebom, reszta dopływającej wody jest magazynowana, o ile tylko "górną" trajektorią zbiornika na to pozwala. W suchych okresach potrzeby użytkowników pokrywane są tylko dopóty, dopóki napełnienie zbiornika nie zmniejszy się do wartości określonej przez dolną trajektorię. Jest to więc reguła, w której jak w regule standardowej (rys.4.1) użytkownik jest najbardziej uprzywilejowany z tym, że obszar stabilizowanego wypływu wyznaczony jest przez graniczne rozwiązania zadania optymalizacji reguły liniowej.

Wyniki statystyczne zebrane w tabelicy 7.3 dotyczą wartości wskaźnika  $Q$  (wzór (5.29)) z rozbiciem na grupy użytkowników, częstości przekroczeń ograniczeń zbiorników i przepływów użytkowników oraz dystrybucję użytkowników - pierwszego i ostatniego w kolejce.

Dane do statystyk uzyskano z symulacji ciągu 50 lat podzielonych na okresy dwutygodniowe, przy wykorzystaniu ciągu historycznego dopływów: Wisły i Soły z lat 1901 - 1950.

Wyniki w poz. 1-3 tabelicy 7.3 uzyskano dla całego 50-letniego ciągu symulowanego i dla wszystkich poborów. Pozycja 4 zawiera liczbę przekroczeń ograniczeń na stany dolne i górne głównych zbiorników w procentach od ogólnej liczby symulowanych okresów, przy czym dla reguły 3 jako przypadki wystąpienia ograniczeń górnych liczone także sytuacje, w których wypływ przekracza potrzeby (nawet bez przekroczenia ograniczenia na wypływ). Statystyk przekroczenia ograniczeń na przepływy nie zamieszczono, gdyż dla wszystkich trzech reguł ich częstość jest bardzo mała (poniżej 1%), a dla reguły 1 praktycznie bliska zeru. Wynik ten jest raczej rezultatem arbitralnego wyboru wysokich ograniczeń górnych, niż szczególnej własności systemu. Pozycje 6-8 dotyczą wybranej grupy odbiorców i natężeń ich poborów w okresach dwutygodniowych. Pozycje 9-10 odpowiadają punktom na dystrybucjach poborów czterech głównych odbiorców dla jednego wybranego okresu w roku.

Zgodnie z przewidywaniami najlepsza, z punktu widzenia pokrycia ilościowego potrzeb użytkowników (wskaźnik  $Q$ ), jest reguła oszczędnościowa. Jest ona jednak najgorsza z punktu widzenia przekroczeń ograniczeń (choć ich prawdopodobieństwa nie odbiegają zbytnio od zadanych).

Liniowa reguła decyzyjna z kolei, jest najlepsza pod względem częstości przekraczania ograniczeń (sprzyja temu szczególnie przyjęcie uśrednionej trajektorii  $s^*$  dla wskaźników (5.31) i (5.32)). Porównanie rubryk 2 i 5 potwierdza tezę postawioną wcześniej na podstawie rozważań teoretycznych : rozwiązanie z regułą liniową jest pesymistyczne, szczególnie z punktu widzenia zasobów dysponowanych. Powód niedoszacowania zasobów w kaskadzie zbiorników omówiono w rozdziale 5.4.

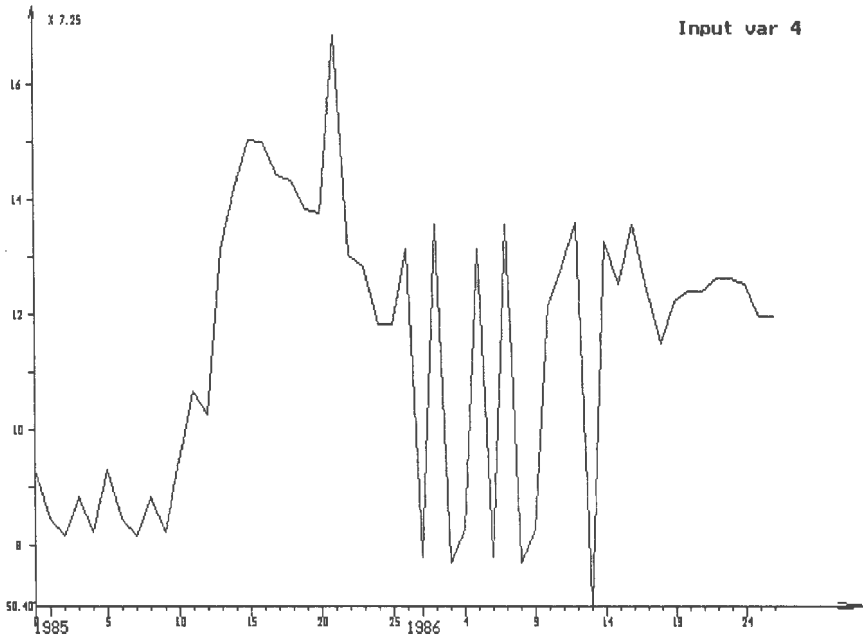
Reguła naśladująca rzeczywiste sterowanie nie posiada zalet względem poprzednio omówionych, chociaż wskaźnik  $Q$  pokrycia potrzeb wodnych dla tej reguły jest nieco tylko niższy niż ten sam wskaźnik dla reguły liniowej. Nadrzędność pokrycia potrzeb wodnych nad stabilizacją poziomów zbiorników (i to na poziomach różnych od optymalizowanych) ma swoje odbicie i w większej liczbie przekroczeń ograniczeń, i w szerszym rozkładzie deficytów, choć pozwala uniknąć deficytów krańcowo dużych (pozycja 6 tabelicy 7.3).

Analiza przebiegów czasowych dla wybranych krótszych odcinków czasu potwierdza badania statystyczne. Na rys.7.11 przedstawiono przebiegi zapełnienia zbiornika Goczałkowice dla wszystkich badanych reguł

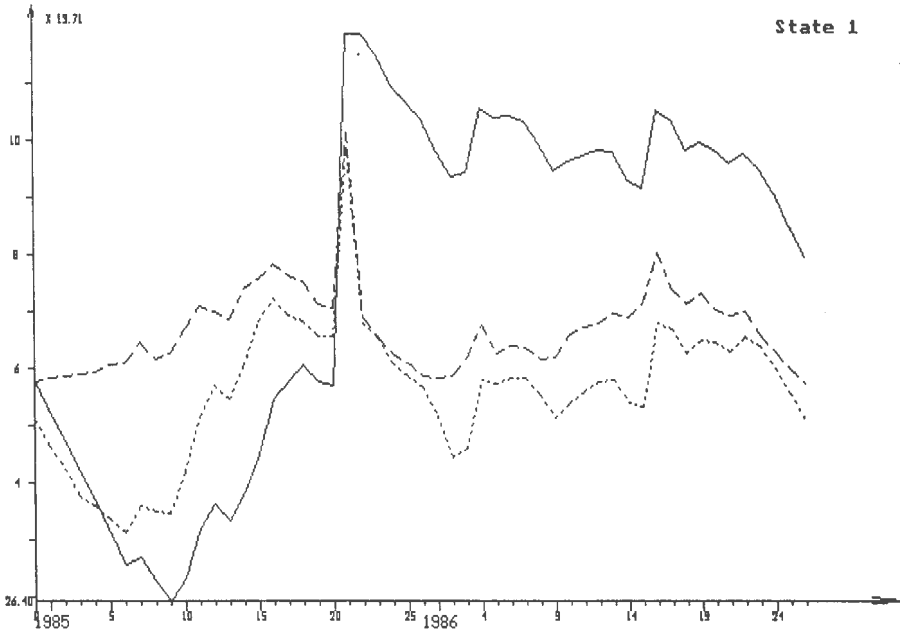
w porównaniu z przebiegiem historycznym. Efekt stabilizacji stanu zbiornika widać najwyraźniej w przypadku reguły liniowej.

Tablica 7.3. Zestawienie wyników symulacji systemu wodnego dla reguł decyzyjnych:  
1) reguła liniowa, 2) reguła "naturalna", 3) reguła oszczędnościowa.

Wielkość	jedn.	reguła			
		1	2	3	
1. Pobory użytkowników (w okresie 50 lat)	mln m <sup>3</sup>	36320	35753	40017	
2. Pobory średnio w miesiącu	mln m <sup>3</sup>	60.53	59.6	66.69	
3. Potrzeby miesięczne	"	72.96	72.96	72.96	
4. Częstość przekroczenia ograniczeń zbiorników:	%	d: g:	d: g:	d: g:	
I		0 0	7.4 0	9.6 11.6	
II		0 2.7	0.69 3.15	7.6 24.7	
III		0 8.9	0 0	27.9 10.4	
5. Pobory gwarantowane w zadaniu optymalizacji	mln m <sup>3</sup> /m-c	33.2			
<u>Okresy 14-dniowe</u>	mln m <sup>3</sup> /m-c				
6. Minimalne pobory głównych odbiorców	"	1.09	22.98	0.61	
7. Maksymalne pobory głównych odbiorców	"	64.46	64.46	64.46	
8. Wartość oczekiwane poborów dla okresu I	"	49.86	48.11	56.74	
9. Prawdopodobieństwo deficytu >10% dla 4 grup odbiorców:	%				
gałąź nr 10		2	17	2	
12		10	0	0	
19		30	36	12	
22		52	61	20	
10. Prawdopodobieństwo deficytu >90% dla 4 grup odbiorców:	%				
gałąź nr 10		0	0	0	
12		6	0	0	
19		6	10	2	
22		30	41	16	

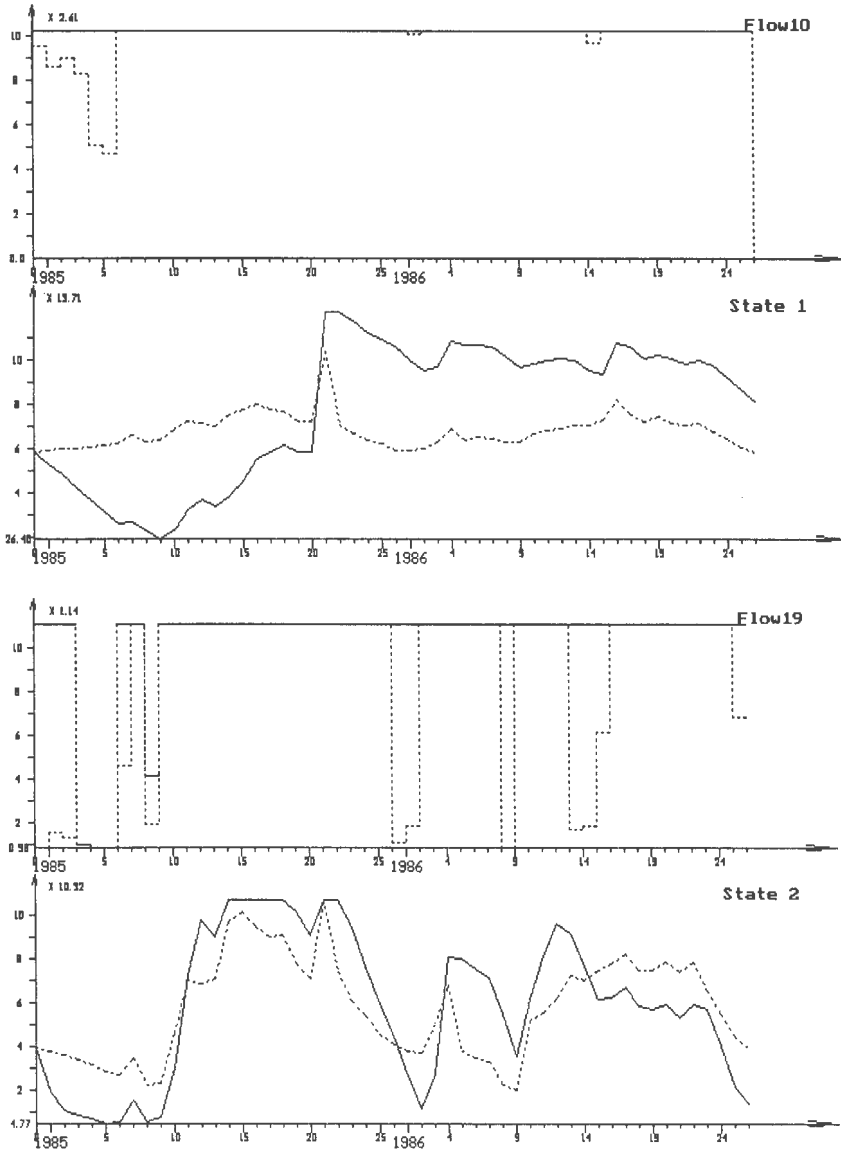


Rys.7.11 a Przebieg historyczny stanu zbiornika Goczałkowice



Rys.7.11 b Symulowany stan zbiornika Goczałkowice (——— reguła "oszczędnościowa", ..... reguła "naturalna", - - - reguła liniowa).

Na następnym rysunku (rys.7.12), dotyczącym tego samego okresu można zaobserwować mechanizm powodujący niską efektywność reguł liniowych: w 21 okresie roku hydrologicznego 1985 (sierpień) dopływ do zbiornika Goczałkowice był znacznie wyższy niż wartość oczekiwana; reguły sterowania nastawione na stabilizację stanu usuwają nadmiar wody już po upływie jednego



Rys.7.12 Symulacja stanów zbiorników i głównych poborów ( ..... reguła liniowa, ————— reguła "oszczędnościowa").

okresu (w szczególności robi tak reguła liniowa - jak widać na rysunku), tymczasem już po kilku następnych okresach pojawiają się deficyty wody u użytkowników - natomiast reguła "oszczędnościowa" wykorzystuje chwilowy nadmiar wody do osiągnięcia górnej trajektorii  $s^*$  optymalnych zgodnie z kryterium (5.31), dzięki czemu nie zwiększając ponad dopuszczalną granicę ryzyka przekroczenia stanu  $s_{\min}$  uzyskuje się dodatkową rezerwę wody na pokrycie deficytów w przyszłości (co pokazano dla przepływów 10 i 19); w przypadku krótkotrwałych obniżonych dopływów reguła liniowa powoduje deficyty użytkowników, podczas gdy można je zmniejszyć przechodząc na dolną trajektorię  $s^*$  optymalną dla kryterium (5.32).

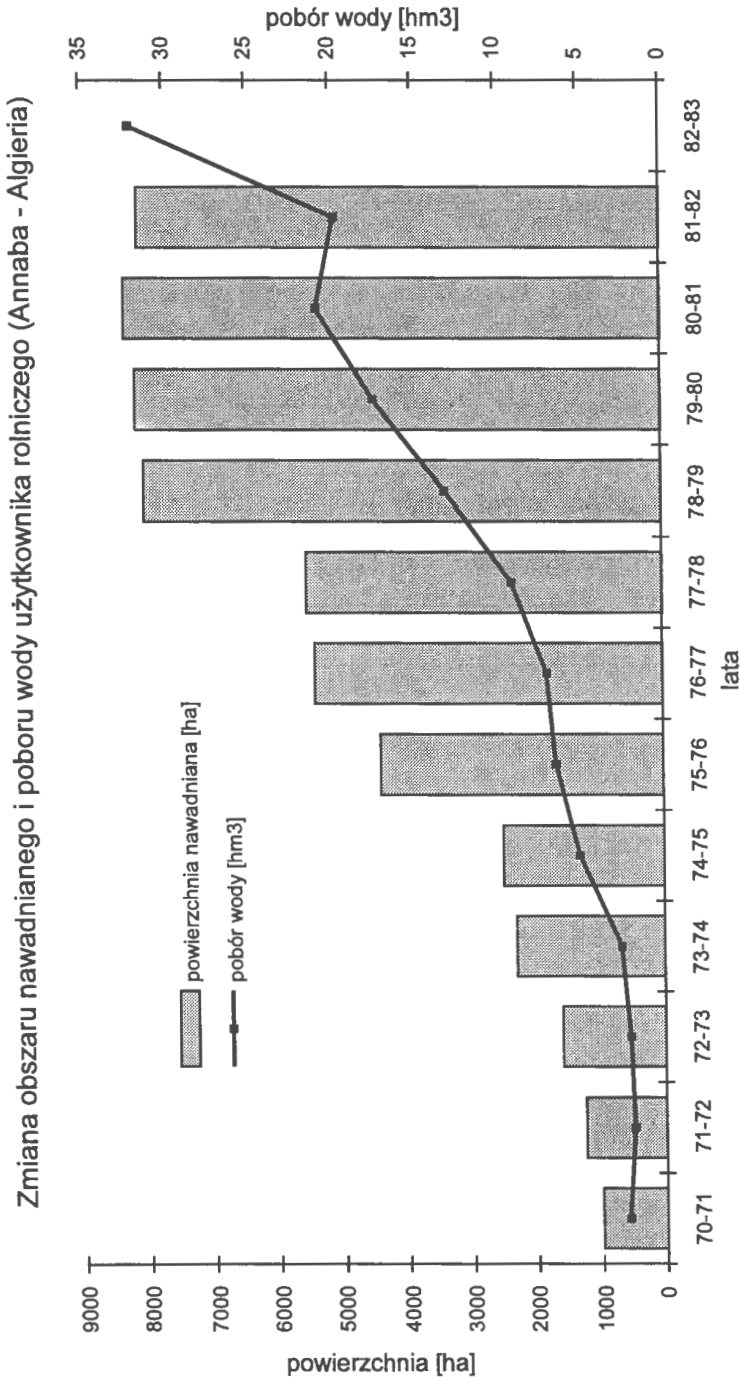
### 7.1.5. Symulacja w celu uzyskania prognoz

W poprzednich przykładach badania symulacyjne służyły do określenia własności sterowania dla ustalonych charakterystyk obiektu. W tej sytuacji wykorzystanie dostatecznie długich ciągów historycznych zmiennych wejściowych ze statystycznego punktu widzenia jest równoważne generowaniu ciągu realizacji zmiennych losowych o tych samych rozkładach. Nieco inaczej przedstawia się sytuacja, gdy badamy symulacyjnie proces rozbudowy systemu wodnego. Na przykład na rys.7.13 przedstawiono charakterystykę poboru wody w czasie dla odbiorcy rolniczego w rozwijającym się regionie rolniczym w płn. Algierii [70].

Na podstawie kilkunastu lat obserwacji sporządzono prosty model wykładniczy prognozy potrzeb regionu w horyzoncie 2010 r. W celu określenia wskaźników pokrycia potrzeb, gwarancji spełnienia ograniczeń zbiornika, itd., wykonano symulację pracy systemu dla stałych docelowych poborów dla różnych horyzontów czasu, korzystając za każdym razem z niezależnie generowanych ciągów dopływów dla kilkudziesięciu lat [70]. Korzystając z ciągu historycznego należało by zastosować go w całości dla każdego poziomu poborów.

Możliwe jest również inne podejście: wielokrotnie, na niezależnie generowanych ciągach zmiennych wejściowych, przeprowadzamy symulację w horyzoncie obserwowanego rozwoju (przy zmiennych, zgodnie z tym rozwojem, potrzebach odbiorców wody), a następnie obliczamy wskaźniki statystyczne w przekrojach poszczególnych lat. Podejście to wydaje się być poprawniejsze przy określaniu prognozy, gdyż licząc statystyki na zbiorach realizacji zamiast liczyć je na ciągach czasowych, uwzględnia istotną niestacjonarność systemu - zakładając jedynie stacjonarność zmiennych egzogenicznych. W tym przypadku 50-letnie ciągi historyczne danych wejściowych nie wystarczą do uzyskania poprawnych statystycznie wyników.





Rys.7.13 Przykład niestacjonarnego użytkownika wody

## **7.2. Strategia gromadzenia wody w zbiorniku a minimalizacja poziomu zanieczyszczeń.**

Badania związane z treścią tego podrozdziału wykonano posługując się pakietem symulacyjnym *ECOSYM* opisanym w rozdziale 6, który umożliwia modelowanie zanieczyszczeń wody. Z uwagi na niedostatek danych o systemach rzeczywistych przedstawione wyniki mają jedynie charakter ilustrujący metodę. Przedstawiono przykłady badania wpływu zmian stężenia zanieczyszczeń na wejściu zbiornika na stan zbiornika, badanie zależności stężenia zanieczyszczeń zbiornika od reguł sterowania wypływem uwzględniających aktualne stężenie oraz przykład ilustrujący wpływ rozmieszczenia punktów zrzutu zanieczyszczeń w systemie wielozbiornikowym na ich rozprzestrzenianie się w systemie.

### **7.2.1. Problem osadów w zbiorniku**

Klasycznym przykładem konfliktu, który może powstać między zadaniem zbiornika wodnego jako magazynu wody, pracującego z cyklem rocznym a sterowaniem jakością wody jest następująca sytuacja: na początku pory deszczowej zbiornik jest opróżniony i pożądaný stan na końcu tego okresu (zbiornik zapełniony) wymaga, abyśmy każdy nadmiar dopływu z opadów zatrzymali w zbiorniku. Jednakże intensywne opady powodują, że równocześnie z większym dopływem obserwujemy zwiększenie zanieczyszczeń (zawiesiny stałe, azotany z nawozów itp.). Nie uwzględnienie tego zjawiska może w szczególności doprowadzić do szybkiego zamulenia zbiornika osadami i zmniejszenia jego pojemności.

Określenie właściwej strategii w tej sytuacji wymaga znalezienia kompromisu między zwiększeniem ryzyka nie pełnego wykorzystania pojemności zbiornika - jeśli zanieczyszczoną wodę usuniemy, a kosztem związanym z zamulaniem zbiornika. Kompromis ten musi być oparty na wielu dodatkowych parametrach zadania i wymaga decyzji człowieka. Decyzję taką może ułatwić informacja z modelu zanieczyszczeń dotycząca ilości osadów przewidywanych jako rezultatu wybranej strategii gromadzenia wody. Jakościowy model sedymentacji w zbiorniku jest stosunkowo prosty matematycznie, jednakże sam proces sedymentacji zależy zarówno od cech fizycznych zawiesin jak i rozkładu prędkości przepływu w zbiorniku i w naszym zadaniu rozpatrującym zjawiska w skali makro, model tego procesu musi zostać zagregowany (po wcześniejszej identyfikacji). Nie bez znaczenia jest także model prognostyczny zanieczyszczeń dopływów osadami, związany zwykle ściśle z modelem intensywności opadów i modelem spływu powierzchniowego.

### 7.2.2. Kompensacja zmiennego stężenia zanieczyszczeń na wejściu

Nieco z innym problemem mamy do czynienia w przypadku, gdy silny chwilowy wzrost ilości zanieczyszczeń na wejściu zbiornika nie jest skorelowany z wielkością dopływu wody, ani ze stanem zbiornika. Szczegółnej uwagi wymaga sytuacja, gdy skumulowany dopływ zanieczyszczeń w takim impulsie powoduje (zwłaszcza przy malejącej ilości wody w zbiorniku) przekroczenie dopuszczalnego ich stężenia w zbiorniku.

W przeprowadzonych eksperymentach symulacyjnych przyjęto model pełnego mieszania zanieczyszczeń zbiornika lecz dyskretyzacja nie została dokonana na poziomie rozwiązania ogólnego równania różniczkowego (wzory (2.14 - 2.16) lecz na poziomie zapisywania równań bilansu masy (2.12):

$$\Delta m_i = \frac{q_{wei}}{V_{isr}} \cdot m_{we} - \frac{q_{wyi}}{V_{isr}} \cdot m_{i-1} \quad \text{przy} \quad V_{isr} = \frac{V_i - V_{i-1}}{2} \quad (7.1)$$

$$V_i = V_{i-1} + q_{wei} - q_{wyi}$$

gdzie

okres dyskretyzacji = 1,

$i$  - oznacza kolejny numer okresu,

$m_i$  - stężenie zanieczyszczeń w zbiorniku i strumieniu wyjściowym  $q_{wyi}$ ,

$m_{we i}$  - stężenie zanieczyszczeń w strumieniu wejściowym  $q_{wei}$ ,

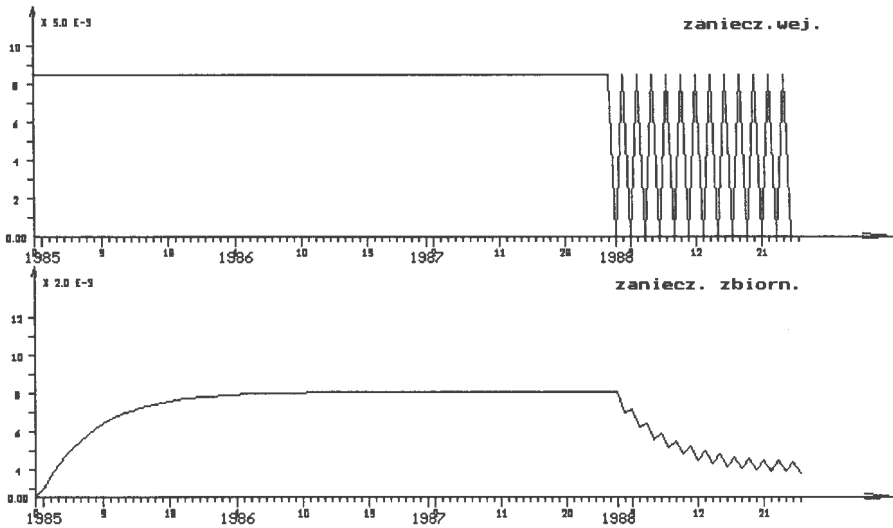
$V_i$  - zapełnienie zbiornika (objętość wody).

Na Rys.7.14 przedstawiono przebieg symulacji opartej na powyższym modelu zbiornika dla skokowych zmian stężenia zanieczyszczenia typu ZM w dopływie zbiornika przy stałych przepływach i stałym poziomie w zbiorniku.

Kolejne eksperymenty symulacyjne prowadzono dla losowo zmiennych stężeń zanieczyszczeń na wejściu i zmiennym zapełnieniu zbiornika, wynikającym z różnych reguł sterowania wypływem.

Jeden z przeprowadzonych eksperymentów symulacyjnych dla zanieczyszczeń nie podlegających transformacji przewidywał następującą strategię: w chwili pojawienia się na wejściu impulsu zanieczyszczeń zwiększany jest wypływ ze zbiornika, a z chwilą poprawy czystości wody dopływającej wypływ jest ograniczany tak, aby poziom w zbiorniku został wyrównywany w dłuższym okresie czasu.

Otrzymano jako rezultat niewielkie zmniejszenie wahań stężenia zanieczyszczeń w zbiorniku (a w szczególności obcięcie ich maksymalnych wartości dla wąskich impulsów) w stosunku do strategii stabilizującej stan zbiornika, jednakże średnie stężenie nie uległo zmianie i odpowiadało średniemu stężeniu na wejściu. Strategia może mieć więc znaczenie przy



Rys.7.14 Odpowiedź na skok jednostkowy oraz krótkie impulsy stężenia zanieczyszczeń typu ZM na wejściu zbiornika

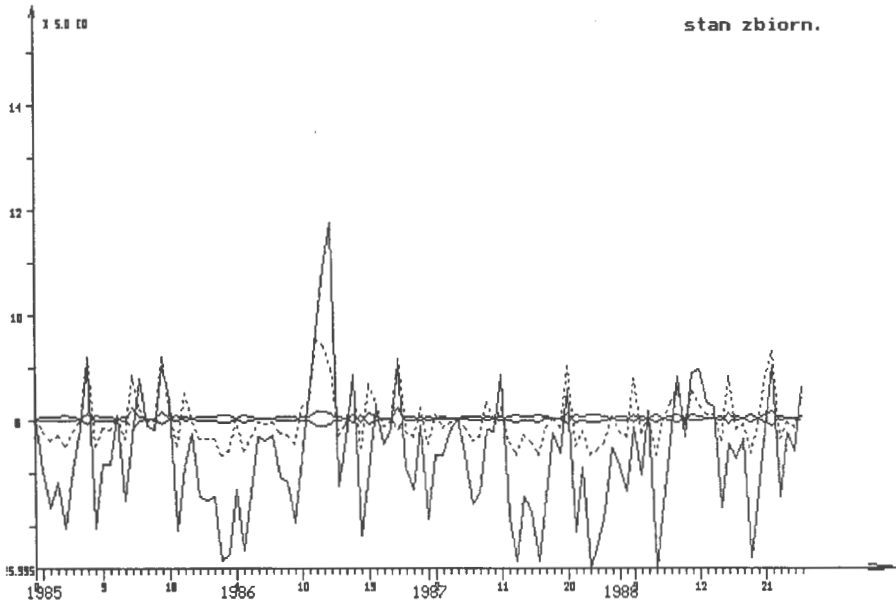
silnych krótkich impulsach zanieczyszczeń o wartości przekraczającej dopuszczalne stężenia w zbiorniku.

Na Rys.7.15 i Rys.7.16 przedstawiono porównanie przebiegu stanu zbiornika i stężenia zanieczyszczenia typu ZM w tym zbiorniku dla kilku reguł sterowania wpływem w zależności od stężenia zanieczyszczeń w strumieniu wejściowym zbiornika. Średni poziom zanieczyszczeń w zbiorniku zbliża się powoli do średniego ich poziomu w strumieniu wejściowym, niższego niż poziom początkowy w zbiorniku. Dwie skrajne reguły sterowania to: wzrost wypływu ze wzrostem stężenia zanieczyszczeń na wejściu i wzrost wypływu przy ich maleniu.

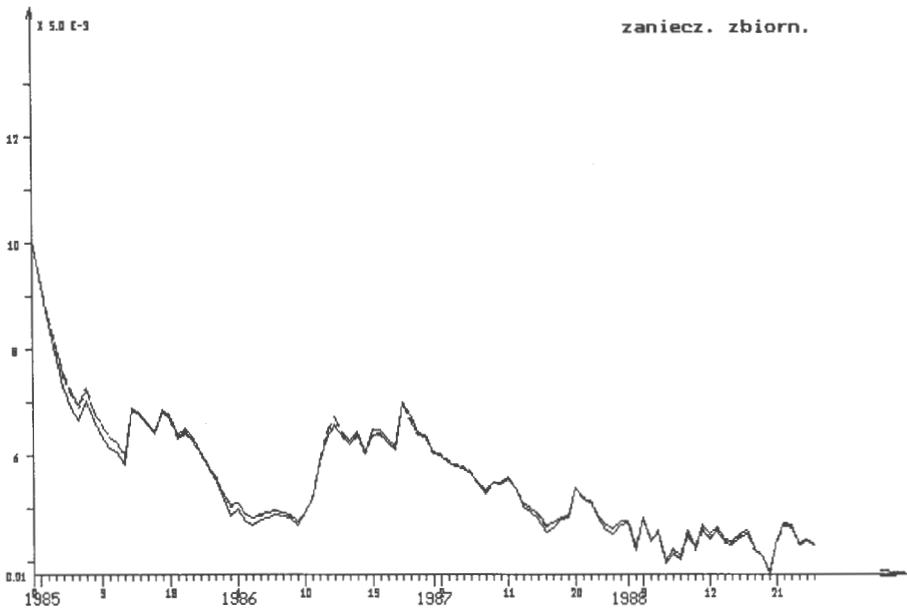
Związek między stężeniem zanieczyszczeń w strumieniu wejściowym i ich stężeniem w zbiorniku ilustruje przebieg symulacji przedstawiony na Rys.7.17.

### 7.2.3. Sterowanie czasem przebywania w systemie zbiorników

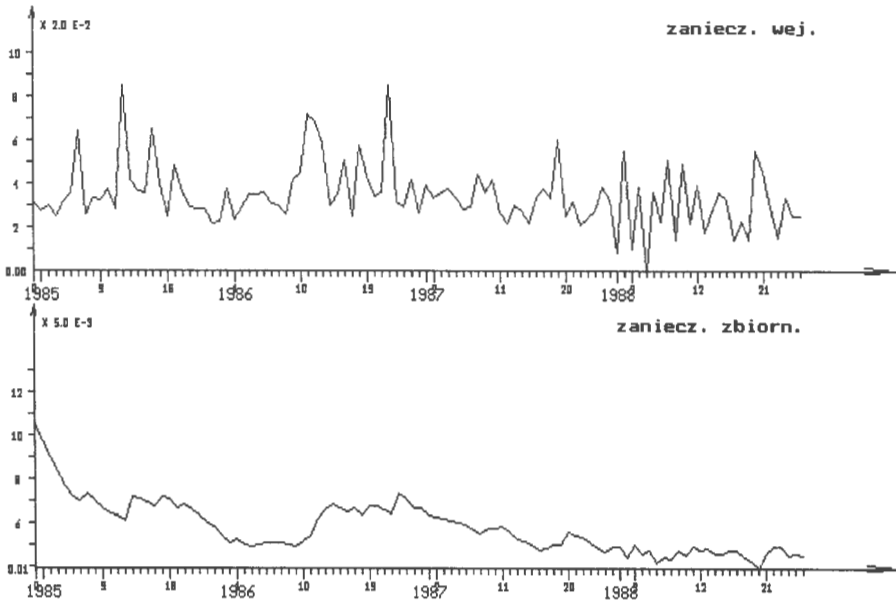
Trzecim efektem sterowania zbiornikiem z punktu widzenia poziomu zanieczyszczeń jest efekt wydłużenia czasu przebywania wody w systemie dla stężenia zanieczyszczeń, które ulegają rozkładowi. Badania symulacyjne dają rozwiązania silnie zależne od postaci modeli transportu zanieczyszczeń w zbiorniku: dla modeli pełnego mieszania wyraźnie zaznacza się przewaga skuteczności kaskady wielu zbiorników nad pojedynczym zbiornikiem o równoważnej pojemności. Model strefowy jednego zbiornika jest zbliżony pod tym względem do kaskady. W każdym przypadku korzystny jest stan dużego zapelnienia zbiorników.



Rys.7.15 Przykład symulacji sterowania zbiornikiem zależnie od zanieczyszczeń na wejściu - stan zbiornika



Rys.7.16 Przykład symulacji sterowania zbiornikiem zależnie od zanieczyszczeń na wejściu - stężenie zanieczyszczeń



Rys.7.17 Porównanie przebiegu czasowego stężenia zanieczyszczeń typu ZM na wejściu zbiornika i w zbiorniku

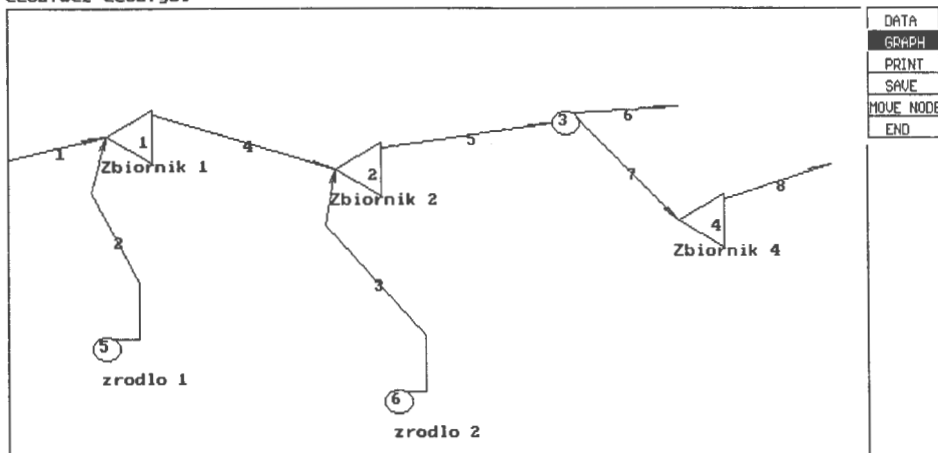
### 7.3. Scenariusze symulacji zrzutu zanieczyszczeń dla przykładu systemu dwuzbiornikowego

Jako przykład do obliczeń symulacyjnych mających na celu ogólne rozpoznanie związków między sterowaniem ilością wody i jakością można przyjąć model systemu dwuzbiornikowego lub trzyzbiornikowego kaskadowego ze zbiornikami o równorzędnych pojemnościach (np. model z Rys.7.18).

Jednym z istotnych parametrów strukturalnych jest rozmieszczenie w systemie punktów zrzutu zanieczyszczeń (źródło 1 i 2 na Rys.7.18). Z punktu widzenia programu symulacyjnego zrzuty zanieczyszczeń są reprezentowane przez gałęzie sieci przepływowej, dla których stężenie zanieczyszczeń na wejściu jest określone i ma na ogół wysokie wartości. Wartości te mogą być dowolnymi funkcjami czasu - wówczas wprowadzamy je do symulacji w ciągu danych wejściowych, lub funkcjami okresowymi z okresem rocznym - wówczas ich składowa okresowa (addytywna lub multiplikatywna) może być wprowadzone jako parametry w modelu gałęzi.

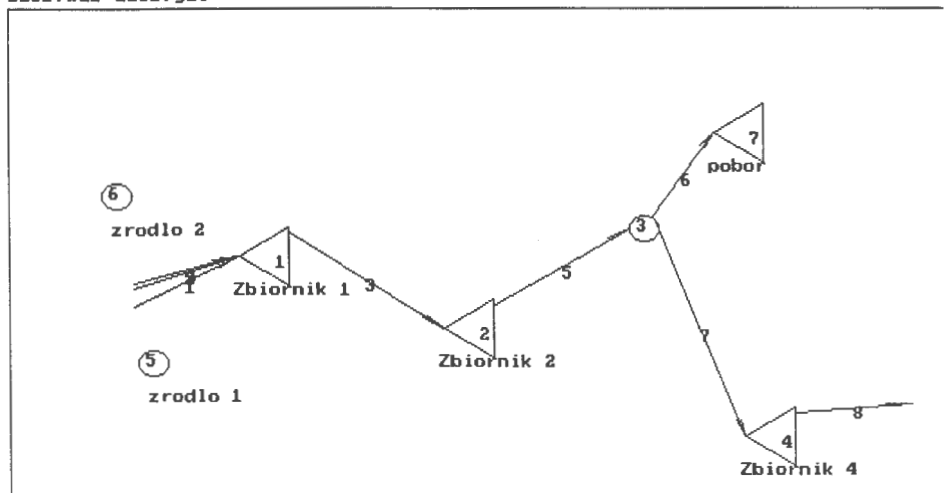
Na Rys.7.19 przedstawiono schemat kaskady zbiorników z Rys.7.18 po zmianie punktu zrzutu zanieczyszczeń. Na Rys.7.20 przedstawiono porównanie przebiegów stężenia zanieczyszczeń typu ZM na wyjściu I i II zbiornika dla obu schematów systemu (linią ciągłą zaznaczono przebieg poziomu zanieczyszczeń

eco2.wex eco2.gal



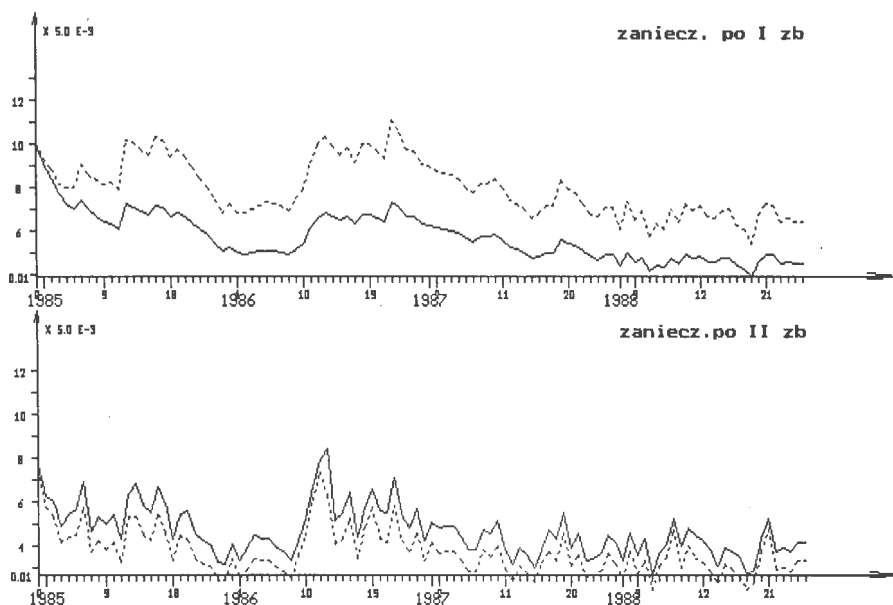
Rys.7.18 Przykład systemu wodnego do symulacji - kaskada 3 zbiorników

eco2.wex eco2.gal



Rys.7.19 Schemat kaskady zbiorników z poprzedniego rysunku po zmianie położenia punktu zrzutu zanieczyszczeń

dla zrzutu zanieczyszczeń rozdzielonego pomiędzy dwa zbiorniki - schemat z Rys.7.18, linią przerywaną dla zrzutu skupionego na wejściu pierwszego zbiornika - schemat z Rys.7.19. Reguła wypływu wody ze zbiornika I i II jest taka sama: wypływ wzrasta, gdy rośnie stężenie zanieczyszczeń na wejściu i maleje, gdy poziom zanieczyszczeń spada ( jeden z wariantów badanych w rozdz.3.2). Podobnie przebiega eksperyment, w którym wypływ ze zbiornika powiążemy ze stężeniem zanieczyszczeń w tym zbiorniku.



Rys.7.20 Porównanie przebiegów stężeń zanieczyszczeń na wyjściu zbiornika I i II dla schematów z rys.7.18 i rys.7.19

W pakiecie symulacyjnym liczba parametrów jakościowych wody jest ograniczona do trzech. Zmusza to do ograniczenia ilości rozpatrywanych parametrów jakościowych : typowy wybór będzie zawierać a) BZT<sub>5</sub> , b) tlen rozpuszczony, c) zawiesina lub składnik rozpuszczony nie rozkładalny (np. chlorki ).

Najprostszym scenariuszem dla symulacji może być ciąg historyczny dopływów zewnętrznych do systemu wraz ze zmierzonymi poziomami zanieczyszczeń. W modelu abstrakcyjnym, nie związanym z żadnym obiektem rzeczywistym, ciąg taki generujemy zgodnie z zadaniem rozkładem prawdopodobieństwa. Należy jednak pamiętać, że w systemach rzeczywistych nie można pomijać korelacji przepływów i poziomu zanieczyszczeń i autokorelacji zanieczyszczeń, nawet dla dość długich okresów dyskretyzacji (rzędu tygodni).

Przebieg czasowy stężenia zanieczyszczeń w strumieniach wejściowych można formować w scenariuszu kilkomoma sposobami:

- przez niezależne parametry ciągu wejściowego lub parametry okresowe gałęzi, jak wspomniano wyżej,
- powiązanie stężenia zanieczyszczeń z wielkością przepływu w modelu symulacyjnym gałęzi zależnością typu regresji; w rzeczywistości często obserwuje się silną korelację tych wielkości [19],



- poddanie transformacji w gałęzi wejściowej zanieczyszczeń określonych pierwszym sposobem na wejściu systemu .

Jako podstawowe warianty scenariuszy symulacji zanieczyszczeń wejściowych przyjęto stochastycznie niezależny ciąg stacjonarny, proces periodyczny o okresie równym krokowi dyskretyzacji i skok jednostkowy w określonej chwili czasowej.

Parametry i zmienne scenariusza symulacji, związane z ilością wody w systemie są określane zgodnie z zasadami omawianymi w pracach [36], [37].

## 8. WNIOSKI

### 8.1. Ogólne problemy modelowania matematycznego systemów wodnych

Problem sterowania w systemach wodnych rozwiązywany jest w oparciu o definicje modeli trzech głównych jego elementów:

- a) model systemu wodnego,
- b) opis matematyczny zadań i kryteriów oceny ich realizacji,
- c) model algorytmu sterowania.

W pierwszej grupie zagadnień mamy do dyspozycji różnorodne modele hydrologiczne, modele sieciowe, modele dynamiczne określające własności systemu w różnych skalach czasu i rozległości przestrzennej. W zasadzie jedynie modele sieciowe, dzięki radykalnemu uproszczeniu charakterystyk obiektu, mogą stanowić uniwersalne narzędzie opisu różnych systemów wodnych. W przypadku pozostałych modeli istotnego znaczenia nabierają indywidualne cechy ilościowe elementów systemu, a często są one budowane dla potrzeb tylko jednego, konkretnego obiektu.

Z modelowaniem systemu wodnego ściśle związane są modele zmiennych egzogenicznych (szczególnie dopływów wody), których znaczna część ma charakter losowy. Analiza modeli opadów jako procesów losowych i dynamiki spływu powierzchniowego należy do najtrudniejszych zadań - główną przeszkodą jest złożoność dokładnych modeli i niedostatek danych pomiarowych z systemu rzeczywistego do ich identyfikacji. W tej sytuacji korzysta się z danych historycznych służących jako przykłady realizacji procesu stochastycznego, bądź buduje się uproszczone generatory takich procesów, modelujące niektóre, wybrane cechy procesów rzeczywistych.

Określenie zadań i kryteriów oceny ich realizacji należy w zasadzie do rzeczywistych dysponentów i użytkowników systemu wodnego. Należy zwrócić uwagę na fakt, że coraz częściej na liście zadań systemu takich, jak: zaopatrzenie miast, zasilanie przemysłu, nawodnienia rolnicze, żegluga, itp., pojawia się zadanie: utrzymać stan systemu wodnego w możliwie nie zmienionej postaci jako system ekologiczny. Narzędziami analizy współzależności różnych zadań i ich wskaźników są metody wielokryterialne, systemy eksperckie i ogólnie systemy wspomagania decyzji (decision suport systems). Niezależnie od listy zadań, ocena ich realizacji w systemie wodnym ma charakter dualny:

- z jednej strony ocenia się system jako źródło zaopatrzenia w wodę, tj. jego wydajność, niezawodność dostawy, częstość i głębokość deficytów,

- z drugiej strony niezbędne są kryteria oceniające obciążenie systemu przez użytkowników, obniżenie parametrów ilościowych i jakościowych przez nich spowodowane.

W ten sposób można określić wzajemną odpowiedzialność gospodarza systemu i użytkowników.

Liczność i niewspółmierność kryteriów oceny staje się szczególnie kłopotliwa wówczas, gdy oprócz oceny ilości wody, oceniamy jej parametry jakościowe (zanieczyszczenia). Wynika stąd konieczność stosowania wskaźników zagregowanych, w których bezpośrednio oceniane parametry wody są poddane transformacji mającej na celu zarówno redukcję ich liczby, jak wprowadzenie wspólnej miary.

Modele sterowania można formułować w zasadzie w oderwaniu od konkretnych liczbowych charakterystyk systemu. Biorąc pod uwagę fakt, że poza bardzo prostymi przypadkami, nie jest możliwa matematyczna synteza układu sterowania, tylko od inwencji projektanta zależy postać modelu sterowania. Najczęściej stosowane są dwa podejścia: a) konstruuje się reguły sterowania oparte na przesłankach intuicyjnych i doświadczalnych, o złożonej wielowarunkowej strukturze, wynikającej z analizy pewnych typowych sytuacji w jakich należy podejmować decyzje, b) reguły sterowania mają prostą matematycznie postać liniową tak, aby możliwe było określenie charakterystyk układu zamkniętego 'system-reguła', a następnie określenie warunków optymalności dla parametrów reguł.

W przypadku reguł sterowania dla pojedynczego zbiornika praktycznie użyteczna informacja dotyczy: aktualnego stanu zbiornika, dopływów zbiornika przeszłych i prognozowanych oraz potrzeb użytkowników korzystających z ujęcia na wypływie.

Zastosowanie takich lokalnych reguł do sterowania w systemach wielozbiornikowych nie napotyka wprawdzie na przeszkody formalne (jeśli w regułach tych występują parametry, których dobór umożliwia spełnienie ograniczeń globalnych), jednakże ich skuteczność, nawet po optymalizacji, jest często niższa, niż prostych reguł heurystycznych, korzystających z informacji bieżącej o całym systemie. Dla kaskady zbiorników zaproponowano (p.5.5) regułę sterowania łączącą możliwość bezpośredniej optymalizacji z globalnym zasięgiem informacji bieżącej (stany wszystkich zbiorników poniżej zbiornika sterowanego).

Omawiając użyteczność informacji bieżącej w regułach decyzyjnych zwrócono uwagę na dość luźny związek pomiędzy ilością tej informacji a efektywnością zadania optymalizacji ocenianą z punktu widzenia określonych kryteriów. Niespójność informacji użytej w mechanizmie sterowania i wykorzystanej przy formułowaniu ograniczeń i kryteriów optymalizacji parametrów tego mechanizmu może być powodem, że zwiększenie ilości

informacji bieżącej w mechanizmie sterowania pogarsza jego efektywność względem określonych kryteriów. Na przykład zastąpienie w liniowej regule decyzyjnej wartości oczekiwanej dopływu, wartością rzeczywistą, może spowodować wyraźne pogorszenie wskaźników związanych z równomiernością zaopatrzenia użytkowników w wodę.

Badanie licznych przykładów wykazuje, że analityczne, liniowe reguły sterowania (LRD) mogą być użyteczne w zasadzie tylko pośrednio: bądź do oceny wymaganych pojemności zbiorników, bądź do określenia dopuszczalnych obszarów trajektorii stanu zbiorników. Reguły pochodne, z modyfikacjami mającymi na celu poprawę skuteczności lub urealnienie ze względu na ograniczenia, tracą podstawową zaletę - analityczność. W celu zachowania zalety reguł liniowych niezbędne jest jeszcze jedno uproszczenie: model systemu musi być również liniowy, a zmienne losowe winny mieć znane i niezależne rozkłady.

Dokonany przegląd typów reguł decyzyjnych sterowania zbiornikami nie wyczerpuje wszystkich możliwości, zwłaszcza w grupie reguł nieliniowych.

Jak pokazano na przykładzie, możliwe jest połączenie zalet praktycznej użyteczności reguł doświadczalnych z analityczną drogą optymalizacji reguł liniowych poprzez stworzenie reguł heurystycznych, których obszary działania wyznaczają rozwiązania optymalne reguł liniowych. Brak możliwości bezpośredniej optymalizacji takich reguł i agregacji charakterystyk systemu powodują, że ich analiza sprowadza się do analizy przypadków szczególnych, niemal wyłącznie metodami symulacyjnymi.

W zasadzie, każdy z powyższych modeli składających się na model sterowania systemu wodnego wymaga na pewnym etapie badania, zastosowania jedynej skutecznej w takiej sytuacji techniki modelowania, techniki symulacyjnej. Badania symulacyjne mogą służyć zarówno do testowania poprawności uproszczonych modeli analitycznych wykorzystywanych do bezpośrednich obliczeń optymalizacyjnych, sprawdzania poprawności wyników optymalizacji w sensie statystycznym, analizy scenariuszy rozwoju systemu, a także bezpośredniej optymalizacji na drodze wielokrotnej symulacji wariantów sterowania.

Warunkiem powodzenia eksperymentów symulacyjnych jest łatwość generowania modeli, modyfikacji ich parametrów, dostępność wyników symulacji do analizy w różnym kontekście - stąd potrzeba wygodnych w użyciu komputerowych programów symulacyjnych. Cechy te posiada, specjalnie w tym celu opracowany, pakiet symulacyjny *ECOSYM*. Umożliwia on budowę modeli symulacyjnych uwzględniających nie tylko ilość wody w systemie ale także zanieczyszczenia w poszczególnych elementach sieci i transformację tych zanieczyszczeń. Pozwala włączyć do modelu systemu model jego sterowania i liczyć wartości wybranych wskaźników. Dzięki temu możliwa jest ocena

wpływu sterowania ilością wody za pomocą klasycznych reguł decyzyjnych na parametry jakościowe, a także poszukiwanie reguł mających jako zadanie sterowanie poziomem zanieczyszczeń.

## 8.2. Wnioski szczegółowe z analizy przykładów

### Modele sterowania ilością wody

1. Programy optymalizacyjne, mimo wielu uproszczeń i przybliżeń pozwalają otrzymać poprawne reguły z punktu widzenia, żądanej w zadaniu, niezawodności systemu wodnego. Natomiast oceniając ich niską skuteczność w zapewnianiu dostatecznie dużej ilości wody należy pamiętać, że postać reguły jest wybrana arbitralnie, tak, aby stabilizować działanie systemu. Ponadto główny sens reguły liniowej polega na dopasowaniu trajektorii planowanych zapełnień zbiorników do sezonowych wahań wartości oczekiwanej dopływów. W rozpatrywanym przykładzie regionu Górnej Wisły czynnik sezonowy jest co prawda wyraźny, jednakże wahania przypadkowe mają większe znaczenie. W tej sytuacji planowana ilość wody dostarczanej użytkownikom mniej zależy od trajektorii zapełnień zbiornika niż od poziomu gwarancji użytkownika.

2. Gdy system wodny ma inne, oprócz gwarancji stanów, cele do spełnienia (np. maksymalizację ilości dysponowanej wody), reguły (5.9) czy (5.11) mogą okazać się niekorzystne. Z tego powodu zadanie optymalizacji rozrządu należy uznawać za narzędzie pomocnicze do wyznaczania orientacyjnego profilu retencji. Planowane stany zbiorników pozwalają właściwie wykorzystać ich retencję do gromadzenia zasobów w okresach przewidywanych nadmiarów wody w stosunku do potrzeb. Taki wyjściowy profil może być bezpośrednio przydatny do syntezy innej reguły, może też wyrabiać intuicję w poszukiwaniu lepszych rozwiązań. Zachęcające wyniki dla reguły, która łączy informacje o granicznych planowych stanach zbiorników ze zdroworozsądkową zasadą oszczędzania wody, pozwalają przypuszczać, że wyniki optymalizacji reguł liniowych mogą być wykorzystywane do doboru parametrów reguł standardowych i pochodnych. Mimo, że bezpośrednio zastosowana reguła liniowa tylko nieznacznie poprawia skuteczność sterowania w stosunku do działania operatora, to wykorzystanie jej parametrów optymalnych w prostej regule heurystycznej daje efekt pozytywny znacznie wyraźniejszy.

3. W systemach wielozbiornikowych nawet długie doświadczenie w rozrządzie wody nie wyrabia w operatorze intuicji, która mogłaby zastąpić obliczenia optymalizacyjne pożądaných stanów zbiorników. Przykładowo symulowany algorytm naśladujący rzeczywistą gospodarkę zasobami wodnymi jest gorszy pod każdym względem od heurystycznych reguł wykorzystujących

wyniki optymalizacji, mimo że użytkownicy mają priorytet, i mimo wykorzystywania informacji o poziomach sąsiednich zbiorników.

### Wnioski z badań symulacyjnych transformacji zanieczyszczeń

Dla sterowania stężeniem zanieczyszczeń systemie wodnym największe znaczenie ma ilość, miejsca i chwile zrzutu zanieczyszczeń.

Wpływ stabilizacji stanu zbiorników zaznacza się pozytywnie jedynie wówczas, gdy prowadzi ona do utrzymania wysokiego stanu zbiornika w chwili dużych zrzutów zanieczyszczeń.

Wstępne eksperymenty, dotyczące wpływu sterowania wypełnieniem zbiornika na stężenie zanieczyszczeń wskazują na małe znaczenie szybkich zmian stanu zbiornika na średnie stężenie zanieczyszczeń nierozkładalnych. W związku z tym dalsze badania dotyczą tych aspektów reguł sterowania zbiornikami, które wpływają na sezonowe średnie wypełnienia zbiorników a mniej dotyczą wyrównywania wahań chwilowych.

Dla bardzo dużych zbiorników założenie pełnego mieszania jest naogół zbyt prostym uproszczeniem i w przeciwieństwie do sterowania ilością wody, proporcje pojemności kolejnych zbiorników kaskady i ich ilość mają istotne znaczenie w transformacji zanieczyszczeń.

Tym nie mniej z punktu widzenia transformacji zanieczyszczeń (rozkładu) efekt mieszania w zbiorniku powoduje, że niższe stężenia zanieczyszczenia wyjściu otrzymujemy dla kaskady małych zbiorników niż dla jednego zbiornika o równoważnej pojemności.

Ogólnie, wyniki symulacji dotyczące zanieczyszczeń są wrażliwe na wybór modeli transformacji zanieczyszczeń w elementach systemu. Oznacza to, że rezultaty ilościowe w istotny sposób zależą od konkretnego obiektu, jego lokalnych warunków hydrologicznych, typów lokalnie występujących zanieczyszczeń i związanych z potrzebami użytkowników wody ich dopuszczalnych poziomów.

## 9. BIBLIOGRAFIA

- [1] Agababian K.A., W.M. Sznajdman: Wybor parametrow wodochraniliszcz irrigacionnogo naznaczennija s ispolzowanijem wzajmoswiazannyh optimizacjonnyh i imitacionnyh modelej. *Wodnyje Resursy*, No 2, pp. 168-177, Moskwa, 1990.
- [2] Agasandian G.A.: Algoritmy postrojenija dispetczrskich prawil uprawlenija dla kaskadow wodochraniliszcz. *Wodnyje Resursy*, No 5, pp. 34-46, 1985.
- [3] Agasandian G.A.: Opisanije prawil uprawlenija kaskadami wodochraniliszcz. Soobsczenija po prikladnoj matematikie. Wyzislitielnyj Centr AN SSSR, Moskwa 1987.
- [4] Analiza algorytmów rozdziału wody oraz agregacja stochastycznych ograniczeń na przepływy. Raport IBS PAN, Warszawa, 1982.
- [5] Anis A.A., E.H.Lloyd, S.D.Saleem: The Linear Reservoir with Markovian Inflows. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1623-1627, dec. 1979.
- [6] Antunes M.P., M.J. Seixas, A.S. Cámara, M. Pinheiro: A New Method of Qualitative Simulation of Water Resources Systems, 2: Applications, *Water Resources Research*, vol. 23, no 11, pp 2019-2022, 1987.
- [7] Askew A.J.: Optimum Reservoir Operating Policies and the Imposition of Reliability Constraints. *Water Resources Resarch*, vol. 10, no 1, pp 51-56, 1974.
- [8] Aubin J.-P.: Dynamical Qualitative Simulation. IIASA Working Paper, WP-92-61, Sept. 1992.
- [9] Babarowski J., J. Gutenbaum, H. Pietkiewicz-Saldan: Multilevel Algorithm for Water Management in Agricultural System. Prep. of IFAC Conf. on Large Scale Systems - Theory and Applications, 26-29 August 1986. Edited by H.P. Geering, M. Mansour, Pergamon Press, 1986.
- [10] Beck M.B., P.C. Young: A dynamic model for DO-BOD relationship in non-tidal streams. *Water Resources Research*, vol. 11, no 9, pp 769-776, 1975.
- [11] Behrendt H.: Point and Diffuse Loads of Selected Pollutants in the River Rhine and its Main Tributaries. Research Reports IIASA, RR-93-1, Feb. 1993.
- [12] Collins A.G., R.L. Johnson: Finite Element Method for Water Distribution networks. *Journal AWWA*, July 1975.
- [13] Coulbeck B., M. Brdyś, ... : An hierarchical approach to optimized control of water distribution systems. IFAC on Large Scale Systems Theory and Applications, vol.I, pp. 422-427, Aug. 1986.

- [14] Czerniajew A.M., I.M. Sziriak, A.M. Asonow, A.D. Rikun, A.S. Triegub: Rasczot optimalnogo plana razwitija WChS promyslennogo uzła. *Wodnyje Resursy*, No 3, pp. 142-154, Moskwa 1990.
- [15] Das P., Y.Y. Haimes: Multiobjective Optimization i Water Quality and Land Management. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1313-1322, 1979.
- [16] Diabi A., H. Ramoul: Réalisation d'un modele de simulation pour un aménagement des eaux (Sur le bassin versant de l'Oued Seybouse). Projèt de diplôme d'ing. inform. Institut d'Informatique, Université d'Annaba, Algérie, 1986.
- [17] Eisel L.M.: Chance-Constrained Reservoir Model. *Water Resources Research*, vol.8, no 2, pp 339-347, 1972.
- [18] Fedra K.: Simulation Modeling in Enviromental Impact Assessment. Paper presented at The International Conf. on Environmental Impact Analysis for Developing Countries, New Delhi, India, 28 Nov. - 2 Dec. 1988.
- [19] Florczak H.: Studia i badania nad lokalizacją automatycznych stacji pomiaru jakości wód. Materiały Bad. IGW, seria: Ochrona Wód przed Zanieczyszczeniem, nr 6, IGW, Warszawa, 1971.
- [20] Gangolfi C., K.A. Salewicz: Multiobjective Operation of Zambezi River Reservoirs. IIASA Working Paper, WP-90-31, July 1990.
- [21] Gundelach J., C.S.ReVelle: Linear decision rule in reservoir management and design - 3. A rule that minimizes output variance. *Water Resources Research*, vol. 11 , No. 2, pp. 190-196, 1975
- [22] Gutenbaum J.: Modelowanie matematyczne systemów. Omnitech Press, Warszawa 1993.
- [23] Gutenbaum J., M. Inkielman, D. Piątkowska-Wieczorek, H. Pietkiewicz-Sałdan: Operative Distribution of Water Resources for Agriculture Purposes. An Attempt to Obtaining a Numerical Solution. Proc. of Joint Task Force Meeting on Development Planning for the Notec and Silistra Regions. CP-80-9, vol. II, p. 296-319. Laxenburg, May, 1980.
- [24] Gutenbaum J., M. Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Operative control of a water system with randomly varied form of the objective function. Proc. V-th Polish-Italian symposium on Applications of systems theory to economics, management, and technology, pp. 295-309, Torun 1981.
- [25] Gutenbaum J., M. Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Some Quality and Quantity Problems in Water Networks. *Syst. Analys. Model. Simul.*, no 6, pp 409-420, Akademie-Verlag, Berlin 1989.
- [26] Gutenbaum J., M. Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Heurystyczne reguły decyzyjne do sterowania wielozbiornikowymi systemami wodnymi. *Monografie KGW PAN*, zesz.7, pp 115-132, Warszawa 1995.



- [27] Gutenbaum J., M.Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Linear Decision Rules: Models and Reality. *Syst. Analys. Model. Simul.*, no 8, pp 407-420, Akademie-Verlag, Berlin 1991.
- [28] Hashimoto T., J.R. Stedinger, D.P. Loucks: Reliability, Resiliency and Vulnerability Criteria for Water Resources System Performance Evaluation. *Water Resources Research*, Vol. 18, No. 1, pp. 14-20, 1982.
- [29] Houck M.R.: A chance-constrained optimization model for reservoir design and operation. *Water Resources Research*, Vol. 15, No. 5, pp. 1011-1016, 1979.
- [30] Houck M.R., B.Datta: Performance evaluation of a stochastic optimization model for reservoir design and management with explicit reliability criteria. *Water Resources Research*, Vol.17, No. 1, pp.827-832,1981.
- [31] Hullet W.: Optimal Estuary Aeration: An Application of Distributed parameter Control Theory. Proc. of 5-th IFIP Conf. on Optimiz. Techn. Part II, pp 222-230. Berlin 1973.
- [32] Inkielman M.: Syntetyczny wskaźnik obciążenia zasobów wodnych przez działalność wydzielonego obszaru ekonomicznego (gminy). Oprac. IBS PAN, Warszawa 1992.
- [33] Inkielman M.: Symulacja pracy kaskady zbiorników wodnych w horyzoncie wieloletnim z uwzględnieniem transformacji niektórych typów zanieczyszczeń. Oprac. IBS PAN, Warszawa 1992.
- [34] Inkielman M.: Komputerowy pakiet symulacji systemów wodnych. Opracowanie ZTS IBS PAN (temat A1110), Warszawa 1991.
- [35] Inkielman M.: Analiza i symulacyjne badania liniowych reguł decyzyjnych do sterowania rozrządem wody w systemach wielozbiornikowych. Prace IBS PAN, seria: Badania Systemowe, t. 15, PWN Warszawa-Łódź 1991.
- [36] Inkielman M., H. Pietkiewicz-Sałdan: Korekty i rozbudowa programu symulacyjnego ... Opracowanie ZTS IBS PAN w ramach CPBP 03.09/7.06. Warszawa, 1987.
- [37] Inkielman M., H. Pietkiewicz-Sałdan: Testowanie niezawodności pakietu programów symulacji sieci wodnej ze zbiornikami ... . Opracowanie IBS PAN w ramach CPBP 03.09/7.06. Warszawa, 1988.
- [38] Joeres Erhard F., G.J. Sens, H.M. Engelmann: The Linear Decision Rule (LDR) Reservoir Problem with Correlated Inflows. 1.Model Development. *Water Resources Research*, vol. 17, no 1, pp 18-24, feb. 1981.
- [39] Kaczmarek Z.: Storage Systems Dependent on Multivariate Stochastic Processes. Research Report IIASA, Laxenburg, Austria, July 1975.
- [40] Kaczmarek Z.:Kryteria strowania systemami wodno-gospodarczymi. Mat. Konf. nt. Współczesna gospodarka wodna i hydrologia. Politechnika Warszawska, 1983.

- [41] Kindler J., D.P. Loucks: Water Resources Research at IIASA: 1973-1988, IIASA Working Paper, WP-88-123, 1988.
- [42] Klemeš V.: Watershed as Semi-Infinite Storage Reservoir. *J. Irrig. Drain. Div. Amer. Soc. Civil Eng.*, vol. 99, pp 477-491, 1973.
- [43] Koczarian A.G., I.L. Chranowicz: Potokowaja model obosnowanija parametrov elementow i wodoochrannych mieroprijatij wodochozjajstwiennoj sistiemy. *Wodnyje Resursy*, No 6, Moskwa 1989.
- [44] Koivusalo H., O. Varis, L. Somlyódy: Water Quality of Nitra River, Slovakia - Analysis of Organic Material Pollution. IIASA Working Paper, WP-92-084, Nov. 1992.
- [45] Krawczak M., K. Mizukami: River pollution control as a conflict. W opracowaniu zbior.: *Constructive Aspects of Optimization*, red. K. Malanowski, K. Mizukami. Prace IBS PAN, seria: *Badania Systemowe*, tom 6, PWN, Warszawa-Łódź 1985.
- [46] Kwaśniewicz Z.: Opis techniczny i zasada działania automatycznych stacji pomiaru jakości wody w Polsce. *Materiały Bad. IGW*, seria: *Ochrona Wód przed Zanieczyszczeniem*, nr 8, IGW, Warszawa, 1972.
- [47] La Loggia G., M.R. Mazolla: Synthetic performance indices in real decision process. *Proc. of the Baltimore Symposium: Closing the Gap Between Theory and Practice*, May 1989. IAHS Publ., no. 180, 1989, pp 175-185.
- [48] Lam D.C.L., A.S. Fraser, A.G. Bobba: Simulation and Analysis of Watershed Acidification. In M.B. Beck [ed.], *Systems Analysis in Water Quality Management, Advances in Water Pollution Control*, Pergamon Press Ltd., Oxford, UK, 1987.
- [49] Landwehr J.M.: A Statistical View of a Class of Water Quality Indices. *Water Resources Research*, vol. 15, no 2, pp 460-468, 1979.
- [50] Lane M.: Conditional chance-constrained model for reservoir operation. *Water Resources Research*, Vol. 9, No.4, 1973.
- [51] Lettenmaier D.P.: Dimensionality Problems in Water Quality Network Design. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, Dec. 1979.
- [52] Loaiciga H.A., M.A. Marino: Comment on "Evaluation of a reliability programming reservoir model" by J.B. Strycharczyk and J.R. Stedinger. *Water Resources Research*, vol. 23, no 9, 1987.
- [53] Lochert P., R.M. Phatarfod: On the Problem of Discretization in Dam Theory. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1593-1597, dec. 1979.
- [54] Loucks D.P.: Some comments on linear decision rules and chance constraints. *Water Resources Research*, Vol. 6, no.2, pp. 668-671, 1970.

- [55] Loucks D.P., P.J.Dorfman: An evaluation of some linear decision rules in chance-constrained models for reservoir planning and operation. *Water Resources Research*, Vol. 11 no 6, pp. 777-782, 1975.
- [56] Loucks D.P., K. Fedra: Impact of Changing Computer Technology on Hydrologic and Water Resource Modeling. *Review of Geophysics*, vol. 25, no 2, 1987.
- [57] Loucks D.P., J. Kindler, K. Fedra: Interactive Water Resources Modeling and Model Use: An Overview. *Water Resources Research*, vol. 21, no 2, pp 95-102, 1985.
- [58] Lutra Sham S., S.R.Arora: Optimal Design of Single Reservoir System Using  $\delta$  Release Policy. *Water Resources Research*, vol. 12, no 4, pp 606-612, dec. 1976.
- [59] Mienszikow I.S., O.R. Mienszikowa: Metody optymalnego uprawlenija i differencjalnych igr w zadaczach uprawlenija kaskadom wodochroniliszcz. Soobszczenija po prikladnoj matematikie. Wyzislitielnyj Centr AN SSSR, Moskwa 1983.
- [60] Nayak S.C., S.R.Arora: Optimal capacities for a multireservoir system using the linear decision rule. *Water Resources Research*, vol.7 no 3, pp 485-498, 1971.
- [61] Opracowanie zestawu modeli dla wspomagania podejmowania decyzji w procesie sterowania operacyjnego w systemie wodno-gospodarczym aglomeracji miejsko-przemysłowej. Opracowanie Instytutu Geofizyki PAN (w ramach PR 7.05.01.23), Warszawa, 1983.
- [62] Ostromecki J.: Podstawy melioracji nawadniających. Cz.IV.1: Ocena jakości wody do nawodnień, pp 280-290. PWN, Warszawa 1973.
- [63] Patten B.C. [ed.]: System Analysis and Simulation in Ecology. Vol. I, Academic Press, New York, 1971.
- [64] Peters R.J., Kai-Ching Chu, M.Jamshidi: Preliminary investigation into the optimal operation of a water resources system by stochastic programming. Prep.of the seventh Triennial World Congress of the IFAC. vol.2. Helsinki, Finland, 1978.
- [65] Pietkiewicz-Sałdan H.: Analysis and Physical Interpretation of Decision Rules of Operative Water System Management. Preprints of 9-th World Cogress of IFAC, Budapest, 1984.
- [66] Pietkiewicz-Sałdan H.: Sterowanie złożonymi systemami wodnymi z zastosowaniem reguł decyzyjnych. *Archiwum A i T*, t. XXXII, z.1-2, 1987.
- [67] Prijażinskaja W.G., A.D. Rikun, W.M. Sznajdman: Matematyczeskije modelirowanije w uprawlenii wodnymi resursami. Monografia red. W.G. Prijażinskaja, Nauka, Moskwa 1988.
- [68] Prijażinskaja W.G., W.M. Sznajdman: Metodologiczeskije aspekty ispolzowanija matematyczeskich modelej w zadaczach regionalnogo wodochozjajstwennoego planirowanija. *Wodnyje Resursy*, No 3, pp. 167-175, Moskwa, 1989.
- [69] Raport końcowy - synteza (lata 1986 - 1990). C.P.B.P. 03.09: " Metody analizy i użytkowania zasobów wodnych". Koordynator: IG PAN . Warszawa, 1991.

- [70] Rebaiaia M.-L.: Modèle de simulation d'un reseau hydraulique superficiel (Region de Annaba). Thèse de magister en informatique de l'Université d'Annaba, 1985.
- [71] ReVelle Ch., E.Joeres, W.Kirby: The Linear Decision Rule in Reservoir Management and design. 1) Development of the Stochastic Model. *Water Resources Research*, vol. 5, no 4, pp 767-777, 1969.
- [72] ReVelle Ch., W.Kirby: Linear Decision Rule ... .2) Performance Optimization. *Water Resources Research*, vol. 6, no 4, pp 1033-1044, 1970.
- [73] ReVelle Ch., J. Gundelach: Linear Decision Rule ... . 4) A Rule that Minimizes Output Variance. *Water Resources Research*, vol. 11, no 2, pp 197-203, 1975.
- [74] ReVelle C.S., J.Gundelach: Linear decision rule in reservoir management and design - 5) A general alorythm. *Water Resources Research*, Vol. 11, no. 2, pp. 204-207, 1975.
- [75] Rodhe F.G., K.Naparaxawong: Modified standard operation rules for reservoirs. *Journal of Hydrology*, 51, pp 169-177, 1981.
- [76] Rossman L.A.: Reliability-constrained Dynamic Programming and Randomized Release Rules in Reservoir Management. *Water Resources Research*, vol. 13, no 2, pp 247-255, 1977.
- [77] Schultz G.A., E. Plate: Influence of Chance Constraints on the Efficiency of a reservoir operated According to the Linear Decision Rule. Proc. 2-nd World Congress, Int. Water Resour. Assoc.,dec. 1975.
- [78] Simonovich S.P.: Comment on "Evaluation of the reliability programming ..." by J.B.Strycharczyk and J.R.Stedinger. *Water Resources Research*, vol. 23, no 9, 1987.
- [79] Simons T.J., D.C.L. Lam: Some Limitations of Water Quality Models for Large Lakes: A Case Study of Lake Ontario. *Water Resources Research*, vol. 16, no 1, pp 105-116, 1980.
- [80] Shnaidman V.M.: Simulation Modelling of Water Resource Systems on the Basis of Aggregative Method. *Syst. Anal. Model. Simul.*, no 7, pp. 399-402, Academie-Verlag, Berlin, 1990.
- [81] Sniedovich M.: Reliability Constrained Reservoir Control Problems. 1) Metodological Issue. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1574-1582, dec. 1979.
- [82] Sniedovich M.: Analysis of a Chance-Constrained Reservoir Control Model. *Water Resources Res.* vol. 16, no 5, pp 849-853, oct. 1980.
- [83] Somolyódy L.: Water Quality Management in Urban Areas: The Challenge for Central and Eastern Europe. IIASA Working Paper, WP-92-053, Aug. 1992.
- [84] Somolyódy L., C.M. Paulsen: Cost-Effective Water Quality Management Strategies in central and Eastern Europe. IIASA Working Paper, WP-92-091, Dec. 1992.

- [85] Somolyódy L., O. Varis: Water Quality Modeling of Rivers and Lakes. IIASA Working Paper, WP-92-041, June 1992.
- [86] Stedinger J.R., B.F. Sule, D.Pei: Multiple Reservoir System Screening Models. *Water Resources Research*, vol. 19, no 6, pp 1383-1393, dec. 1983.
- [87] Stedinger J.R.: The performance of LDR models for preliminary design and reservoir operation. *Water Resources Research*, Vol. 20, no.2, pp. 215-224, 1984.
- [88] Strycharczyk J.B., J.R.Stedinger: Evaluation of a reliability programming reservoir model. *Water Resources Research*, vol.23, no 2, pp 225-229, 1987.
- [89] Subbotin A.I., A.G. Czencow: Optimizacija garantii w zadaczach uprawlenija. "Nauka", Moskwa, 1981.
- [90] Tamura H.: A Discret Dynamic Model with Distributed Transport Delays and its Hierarchical Optimization for Preserving Stream Quality. *IEEE Transaction Systems, Man, Cybernetics*, 4, pp 424-431, 1974.
- [91] Tarassov V.J., H.J. Perlis, B. Davidson: Optimization of a class of River Aeration Problems by the Use of Multivariable Distributed Parameter Control Theory. *Water Resources Research*, 5, pp 563-573, 1969.
- [92] Varis O.: Decision Analytic Modeling of uncertainty and Subjectivity in Water Quality Management. IIASA Working Paper, WP-92-054, Aug. 1992.
- [93] Wierzbicki A.P.: Multi-Objective Modeling and Simulation for Decision Support. IIASA Working Paper, WP-92-080, Oct. 1992.
- [94] Whitehead P., P.Young: Water Quality in River Systems: Monte-Carlo Analysis. *Water Resources Research*, vol. 15, no 2, pp 451-459, 1979.
- [95] Woropajew G.W., G.Ch. Ismaiłow, W.M. Fiedorow: Razwitije wodochozjajstwiennych sistiem. Metody analiza i ocenki effiektiwnosti ich funkcionirowanija. "Nauka", Moskwa, 1989.
- [96] Young P., B. Beck: The Modelling and Control of Water Quality in River System. *Automatica*, 10, pp 455-468, 1974.



---

---

Michał Inkielman

SYMULACYJNE METODY ANALIZY STEROWANYCH  
WIELOZBIORNIKOWYCH SYSTEMÓW WODNYCH

Praca stanowi opracowanie syntetyczne badań nad zastosowaniem metod obliczeniowych i symulacyjnych do rozwiązywania zadań sterowania zasobami wodnymi w skali regionalnej w horyzoncie rocznym i wieloletnim. Celem pracy jest przedstawienie metodologii modelowania systemowego w zastosowaniu sterowania systemem wodnym, który jest systemem hydrologicznym, ekonomicznym, technicznym i ekologicznym równocześnie. Wyniki zaadresowane są do specjalistów i pracowników badawczych pracujących w dziedzinie zastosowania badań systemowych dla gospodarki wodnej. W pracy przedstawiono system wodny jako obiekt sterowania, metody sterowania oraz sposoby oceny efektywności podejmowanych decyzji. Szczególną uwagę poświęcono analizie metod sterowania, opartych na koncepcji tzw. reguł decyzyjnych i zagregowanych modeli optymalizacyjnych oraz ich weryfikacji na drodze symulacji. Rozważane są problemy skuteczności reguł sterowania ocenianych z punktu widzenia różnorodnych kryteriów, w tym także z punktu widzenia wpływu sterowania ilościowego zasobami na parametry jakości wody.

Omówiono także zagadnienia praktyczne związane z budową pakietu komputerowego realizującego zadania konstruowania modeli symulacyjnych, generowania scenariuszy symulacji i analizy wyników. Przy konstrukcji modeli symulacyjnych wykorzystano obiektowo zorientowaną strukturę programu komputerowego i topologię sieci systemu wodnego. Podejście to pozwala formułować modele różnych elementów systemu na dowolnym poziomie szczegółowości, rozwijać je lub agregować, w zależności od potrzeb i dostępności danych, bez potrzeby przebudowy programu.

ISBN 83-85847-31-6

ISSN 0208-8029

---

---

W celu uzyskania bliższych informacji i zakupu dodatkowych egzemplarzy prosimy o kontakt z Instytutem Badań Systemowych PAN,  
ul. Newelska 6, 01-447 Warszawa  
tel. 36-19-01 w. 241 e-mail: kotuszew@ibspan.waw.pl