



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 systemu 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".

5. ANALIZA FUNKCJONOWANIA REGUŁ DECYZYJNYCH W SYSTEMACH WIELOZBIORNIKOWYCH

5.1. Uwagi ogólne

Nawet wówczas, gdy w systemie wielozbiornikowym przepływy między zbiornikami są określone przez reguły lokalne dla każdego zbiornika, należy uwzględnić fakt, że dopływy w wielu przypadkach nie mogą być traktowane jak zakłócenia zewnętrzne. W szczególności niezbędne jest uwzględnienie dwóch efektów: 1) wpływ sterowania jednym zbiornikiem na możliwości realizacji celów innych sterowań, 2) istotny udział reguł sterowania w modelach prognostycznych dopływów zbiorników niżej położonych. Pierwszy z nich oznacza, że z reguły syntezy układu regulacji należy traktować globalnie (optymalizacja wielu zmiennych), drugi - , że w przypadku, gdy w strukturze regulatora lokalnego przewidujemy prognozy dopływów lub poborów, algorytm tego regulatora może zawierać explicite parametry innych regulatorów.

Problemy, pojawiające się, gdy poszukujemy reguł decyzyjnych do sterowania wieloma zbiornikami, omówimy, traktując jako punkt wyjścia najłatwiejsze do analizy reguły - reguły liniowe Revelle'a. Jedną z istotnych cech tych reguł jest założenie lokalnej struktury sterowania: decyzje o wpływie ze zbiornika podejmowane są na podstawie informacji o stanie danego zbiornika i jego dopływie (względnie prognozie dopływu) oraz na podstawie lokalnego parametru reguły. Współzależność elementów systemu może być więc uwzględniona tylko w modelu prognostycznym dopływów (założenie znajomości aktualnych decyzji dotyczących wpływu ze zbiorników położonych wyżej) i w procedurze globalnej optymalizacji parametrów reguł lokalnych.

5.2. Zadanie C.S.Revelle'a

W pracy [71] zaproponowano następującą regułę decyzyjną do sterowania zbiornikim:

$$u_i = s_{i-1} - b_i \quad (5.1)$$

przy czym zbiornik ten opisany jest równaniem:

$$s_i = s_{i-1} + x_i - u_i \quad (5.2)$$

gdzie:

s_i - stan zbiornika (jego napełnienie) pod koniec i -tego okresu);

- x_i - dopływ okresowy (dopływająca objętość wody) w i -tym okresie;
 u_i - odpływ okresowy (wypływająca objętość wody) w i -tym okresie;
 b_i - optymalizowany parametr reguły decyzyjnej w i -tym okresie.

Autorzy [71] sformułowali zadanie minimalizacji pojemności C zbiornika:

$$\min_{b_1, b_2, \dots, b_I} C \quad (5.3)$$

przy ograniczeniach deterministycznych równościowych (5.1) i (5.2) oraz stochastycznych nierównościowych:

$$\begin{aligned} P\{s_i \geq s_{i\min}\} &\geq \alpha_{s_i} \\ P\{s_i \leq s_{i\max}\} &\geq \alpha^{s_i} \\ P\{u_i \geq u_{i\min}\} &\geq \alpha_{u_i} \\ P\{u_i \leq u_{i\max}\} &\geq \alpha^{u_i} \end{aligned} \quad (5.4)$$

dla $i = 1, \dots, I$, gdzie:

$P\{\cdot\}$ - prawdopodobieństwo zdarzenia opisanego w nawiasie,

I - liczba okresów dyskretyzacji,

$s_{i\max} = (C - \text{rezerwa powodziowa})$,

$\alpha_{s_i}, \alpha^{s_i}, \alpha_{u_i}, \alpha^{u_i}$ - graniczne wartości prawdopodobieństw.

Ograniczenia (5.4) są wyrazem tego, że wobec zjawisk losowych, jakie cechują stosunki wodne, nie ma, przynajmniej teoretycznie, pełnej gwarancji, że warunki dotyczące ograniczeń ilości wody będą zawsze spełnione. Odpowiada to inżynierskiemu podejściu, polegającemu np. na świadomym ograniczeniu możliwości technicznych projektowanego wału przeciwpowodziowego do poziomu, którego przewyższenie w każdym pojedynczym roku ma prawdopodobieństwo 0.01 (projekt na "stuletnią wodę"). Oznacza to pogodzenie się z faktem, że średnio raz na sto lat zdarza się, że poziom wody przekroczy wysokość wału. Ograniczenie (5.4) należy rozumieć w sposób następujący. Traktujemy rok jako cykl powtarzania się sezonowych zjawisk hydrologicznych. Dla każdego okresu dyskretyzacji i (np. w i -tej dekadzie roku) prawdopodobieństwa, że odpowiednie wielkości s_i lub u_i będą zawarte w granicach dopuszczalnych

$$\begin{aligned} s_{i\min} &\leq s_i \leq s_{i\max} \\ u_{i\min} &\leq u_i \leq u_{i\max} \end{aligned}$$

powinno być nie mniejsze od wartości określonej prawą stroną nierówności (5.4). Zauważmy, że jeśli przyjąć, że wartość ta jest równa jedności, to odpowiednie ograniczenie stochastyczne nabiera sensu sztywnego ograniczenia

deterministycznego. Wykorzystując dystrybuanty zmiennych losowych X_i , których realizacjami są dopływy x_i w i -tym okresie w kolejnych latach, przy założeniu, że x_i i x_j są nieskorelowane dla $i \neq j$, stochastyczne zadanie (5.1-5.4) można łatwo przekształcić w deterministyczne zadanie programowania liniowego [23], [60], [65], [66], [71]]. Metoda funkcjonuje także po złagodzeniu warunku braku korelacji: wystarczy, aby proces losowy dopływu był liniowy i miał skończoną pamięć (model typu "moving average").

Przedstawimy sposób postępowania na przykładzie pierwszego z ograniczeń (5.4). Podstawienie (5.1) do (5.2) pozwala na sprowadzenie tego ograniczenia do postaci:

$$\mathbf{P}\{x_i \geq s_{i\min} - b_i\} \geq \alpha_{s_i}$$

lub

$$\mathbf{P}\{x_i < s_{i\min} - b_i\} < 1 - \alpha_{s_i}$$

co na podstawie definicji dystrybuanty zmiennej losowej X_i można zapisać:

$$\mathbf{F}_{x_i}\{s_{i\min} - b_i\} < 1 - \alpha_{s_i}$$

Ze względu na monotoniczność dystrybuanty względem argumentu nierówność ta jest równoważna nierówności

$$s_{i\min} - b_i < \mathbf{F}_{x_i}^{-1}(1 - \alpha_{s_i})$$

gdzie $\mathbf{F}_{x_i}^{-1}(1 - \alpha_{s_i})$ oznacza wartość argumentu dystrybuanty zmiennej losowej x_i

dla wartości dystrybuanty równej $1 - \alpha_{s_i}$.

W rezultacie otrzymaliśmy liniowe ograniczenia na wartość parametru b_i reguły decyzyjnej, równoważne pierwszemu z ograniczeń stochastycznych (5.4). Postępując podobnie dla wszystkich ograniczeń (5.4) otrzymujemy deterministyczne zadanie programowania liniowego:

$$\min C$$

przy ograniczeniach

$$Ab > B,$$

(5.5)

gdzie:

A i B odpowiednio macierz i wektor współczynników,

$b = \{b_1, \dots, b_I\}$ - wektor parametrów liniowych reguł decyzyjnych wyznaczanych w zadaniu optymalizacji.

Elementy macierzy A mają wartości ± 1 lub 0 , natomiast wektor B jest obliczany z dystrybuant odwrotnych dla zmiennych losowych.

Jednym z pierwszych przykładów zastosowania powyższej techniki w przypadku systemów wielozbiornikowych jest praca [60] (Nayak i Arora, 1971). Autorzy pokazują, jak, dzięki liniowemu modelowi całego systemu i stochastycznej niezależności zmiennych losowych, wejścia wszystkich zbiorników w strukturze drzewiastej i ich stany dają się wyrazić w postaci sum, dla których łatwo można policzyć dystrybuanty i dystrybuanty odwrotne, jeśli znane są dystrybuanty pierwotnych zmiennych losowych (dopływów zewnętrznych).

Prosta zależność wszystkich sterowań od zakłóceń i stanu lokalnego umożliwia eliminację z modelu systemu sterowań nielokalnych i zastąpienie ich obserwacją zakłóceń w całym systemie (jego części położonej powyżej rozpatrywanego regulatora). Stopień trudności obliczeniowych zależy wprost od liczby niezależnych zakłóceń traktowanych addytywnie (konieczność liczenia wielokrotnie splotów dla rozkładów prawdopodobieństwa).

W ten sposób ograniczenia (5.4) zostają przekształcone do postaci (5.5). W [60] zadanie optymalizacji (minimalizacji pojemności zbiorników) zostało efektywnie rozwiązane dla systemu 4 zbiorników z dwoma niezależnymi dopływami przy podziale roku na 12 okresów.

5.3. Interpretacja fizyczna parametrów reguł decyzyjnych

Parametry b występujące w regułach o postaci (5.1) nie mają bezpośredniej interpretacji fizycznej. Budzi to nieufność w stosunku do wynikających z nich decyzji sterujących, nie daje pola do wykorzystania intuicji operatora w sytuacjach zagrożenia ingerencją ograniczeń fizycznych, czy też do ulepszenia arbitralnej przeciw postaci tych reguł.

Tymczasem reguły decyzyjne powinny być traktowane, przede wszystkim, jako wygodny i czytelny dla operatora sposób sterowania, podobnie jak wygodne były stosowane dotąd wykresy i tabele. Dlatego postać reguł należy tak przekształcić, aby parametry optymalizowane miały konkretną interpretację fizyczną [65], [66].

Rozpatrzmy przekształcenie równania zbiornika (5.2) do postaci

$$u_i = s_{i-1} - s_i + x_i \quad (5.6)$$

Z reguły decyzyjnej (5.1) i z zależności (5.6) wynika, że

$$s_{i-1} - b_i = s_{i-1} - s_i + x_i$$

Stąd parametr b_i spełnia zależność:

$$b_i = s_i - x_i$$

Jeśli różnica losowych wartości s_i i x_i jest stała, to różnica ich wartości oczekiwanych spełnia tę samą zależność:

$$b_i = \mathbf{E}s_i - \mathbf{E}x_i \quad (5.7)$$

Oznaczmy

$$s_i^* = \mathbf{E}s_i \quad (5.8)$$

jako nowo wprowadzony parametr. Eliminując z reguły decyzyjnej poprzedni parametr b_i , otrzymamy:

$$u_i = s_{i-1} - s_i^* + \mathbf{E}x_i \quad (5.9)$$

Parametr s_i^* ma jednoznaczną interpretację fizyczną: jest to wartość oczekiwana stanów zbiornika przy końcu okresu i . Ze względu na fakt, że parametr ten ma podlegać optymalizacji, można go interpretować jako planowany stan zbiornika. Równocześnie widzimy, że dla równości

$$b_i = s_i^* - \mathbf{E}x_i \quad (5.10)$$

reguły (5.1) i (5.9) są równoważne (porównaj z rozdziałem 4). Gdy sterowanie zbiornikiem odbywa się zgodnie z regułą (5.9), odchylenie stanu zbiornika od planowanej optymalnej wartości s_i^* jest równe odchyleniu realizacji losowego dopływu x_i od jego prognozy $\hat{x}_i = \mathbf{E}x_i$ występującej w regule decyzyjnej (5.9). Dla dolnego zbiornika w kaskadzie zbiorników całkiem realna jest lepsza prognoza jego dopływu oparta na informacji bieżącej o sterowaniu w zbiorniku górnym. Jeśli wartość prognozowana zmiennej losowej x_i pokryłaby się z jej realizacją, co jest możliwe, jeśli jedynym dopływem rozpatrywanego zbiornika jest sterowany (a więc znany w chwili i wpływ z górnego zbiornika, to stan s_i pokryje się z wartością s_i^* . Mielibyśmy wtedy do czynienia z inną regułą:

$$\hat{x}_i = x_i,$$

a zatem

$$u_i = s_{i-1} - s_i^* + x_i \quad (5.11)$$

Interpretacja parametrów reguł decyzyjnych jest cenna również dla budowy innych reguł, o postaci korzystniejszej z punktu widzenia funkcji spełnianych przez system wodny. Można bowiem połączyć w budowanych regułach znajomość optymalnej "trajektorii" zapleń s_i^* , $i = 1, 2, \dots, I$ lub jej

ograniczeń z intuicją dyktującą zwykle odmienne, bardziej złożone algorytmy sterowania. W szczególności możliwe jest zaznaczenie udziału informacji o dopływie x_i w algorytmie regulatora.

Fizyczna interpretacja reguły liniowej pozwala nam uświadomić sobie prosty fakt, że w przypadku braku sezonowości w charakterystykach zmiennych systemu (dopływów, poborów i gwarancji), trajektoria parametrów $s_i^* = \text{const}$ jest trywialnym rozwiązaniem zadania sterowania. Jeśli dodać do tego, że trajektoria ta może być w sposób nie jednoznaczny usytuowana pomiędzy $s_{i\min}^*$ i $s_{i\max}^*$, wówczas staje się jasne, że metoda jest użyteczna dla potrzeb sterowania jedynie w przypadku silnej sezonowości zasobów lub potrzeb.

5.4. Liniowe zadanie wielozbiornikowe

Do najważniejszych różnic pomiędzy zadaniem wielozbiornikowym i klasycznym sformułowaniem Revelle'a należy z reguły obecność wielu losowych dopływów (wyjątkiem jest kaskada zbiorników bez dopływów bocznych).

Jeśli sieć wodna zawierająca J zbiorników ma wiele skorelowanych dopływów losowych, sformułowanie zadania w sposób opisany w p. 5.2 napotyka na trudności. Pomijając nawet kłopoty obliczeniowe, trzeba albo znać wielowymiarowy rozkład prawdopodobieństwa wszystkich dopływów w różnych przedziałach czasu, albo deterministyczne zależności między nimi. Ze względu na krótką historię pomiarów sezonowo zmieniających się przepływów i na szybko zachodzące zmiany ekologiczne, pierwsza możliwość jest wykluczona. Pozostaje więc zbudowanie modelu matematycznego typu funkcji regresji, uwzględniającego wszystkie korelacje: i te między różnymi dopływami i te między chwilowymi ich wartościami. Drastyczność takich uproszczeń jest niewątpliwa, jednakże nie można ich uniknąć, jeśli chcemy, aby model pozostał "analityczny" - tzn. aby ograniczenia stochastyczne można było przekształcić w deterministyczne odpowiedniki.

Zacznijmy rozważania od idealistycznego przypadku, w którym wspólnym źródłem zasobów wodnych dla wszystkich dopływów są jednakowe na całym obszarze systemu opady atmosferyczne i jest możliwe określenie modelu zależności poszczególnych przepływów od opadów:

$$x_i^j = f_i^j(r_{i-1}, r_{i-1+1}, \dots, r_{i-1}, r_i) \quad (5.12)$$

gdzie x_i^j - j -ty dopływ do sieci wodnej w i -tym okresie roku, r_i - okresowe opady w i -tym okresie.

Zmienne x_i , nawet dla stosunkowo krótkich okresów, na przykład 10-cio dniowych, można rozpatrywać jako nieskorelowane. Dzięki temu przekształcenie stochastycznych ograniczeń na prawdopodobieństwa dla sieci wielozbiornikowych jest możliwe na podstawie rozkładów brzegowych opadów i oczywiście liniowych, jak poprzednio, reguł decyzyjnych oraz równań bilansowych opisujących sieć wodną. W wyniku przekształcenia otrzymujemy zbiór liniowych ograniczeń na parametry reguł decyzyjnych b_i^j ; $j = 1, \dots, J$; $i = 1, \dots, I$.

Jeśli w zależności (5.12) istotną rolę odgrywają wartości opadów r_{i-1} , r_{i-2} , ... znane na początku i -tego okresu, możliwa jest lepsza prognoza bieżąca dopływów niż prognoza aprioryczna, tzn. oparta na apriorycznych rozkładach samych dopływów. Mamy bowiem wówczas:

$$\mathbf{E}x_i^j = \mathbf{E}_{r_i} \{f_i^j(r_{i-p}, r_{i-l+1}, \dots, r_{i-1}, r_i) | r_{i-p}, \dots, r_{i-1}\} \quad (5.13)$$

gdzie $\mathbf{E}_{r_i} \{\cdot\}$ - wartość oczekiwana ze względu na r_i .

Warunkowy rozkład prawdopodobieństwa dopływu x_i^j jest wtedy węższy, a więc szerszy obszar dopuszczalnych rozwiązań zadania optymalizacji. Fakt ten można wykorzystać w uogólnionej postaci reguły liniowej (4.13').

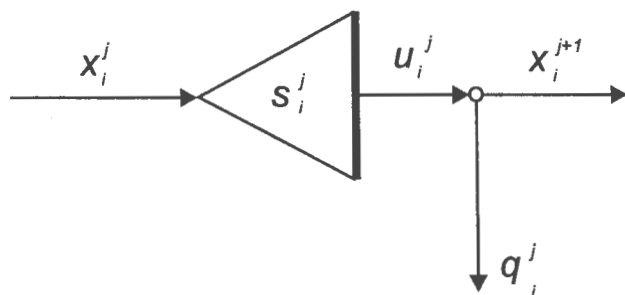
W praktyce mało realne jest założenie, że potrafimy określić model (5.12) wiążący rzeczywiste dopływy z rzeczywistymi opadami w sposób dostatecznie dokładny. Tym nie mniej, jeśli chcemy wykorzystać ten model do determinizacji ograniczeń na prawdopodobieństwa, nie jest to przeszkodą - wystarczy, aby dało się określić dystrybuanty abstrakcyjnego ciągu r_i realizacji sztucznych zmiennych losowych niezależnych takich, by model (5.12) generował ciągi dopływów o rozkładach zgodnych z rozkładami dopływów rzeczywistych.

Przykładem, w którym efekty te zostały w pełni uwzględnione, jest przypadek zastosowania reguł (4.14) i (4.15) w pracach [23], [65], [66]. Prognozy dopływów dla i -tego okresu oparte są na dodatkowym założeniu, że znane są wpływy zbiorników leżących wyżej - oznacza to narzucenie, zgodnej z kierunkiem przepływu wody, kolejności decyzji lokalnych, pozwalającej wyeliminować z równań modelu wszystkie zmienne losowe z wyjątkiem egzogenicznej zmiennej generującej r_i .

Podjęte próby rozszerzenia podejścia na bardziej złożone modele prognostyczne dla x_i napotykają na duże trudności. Wynika to z następujących okoliczności: jeśli tę samą zależność (5.12) chcemy wykorzystać w modelu prognostycznym dopływu w oparciu o pomiar rzeczywistego opadu, wówczas nieadekwatność jej względem rzeczywistych opadów powoduje trudne do oceny błędy prognozy. Jeśli natomiast zależność (5.12) zastąpimy bliższą

błędy prognozy. Jeśli natomiast zależność (5.12) zastąpimy bliższą rzeczywistości zależnością opad-odpływ, tracimy możliwość względnie prostego określania rozkładów prawdopodobieństwa przepływów.

W systemie wielozbiornikowym, sterowany wypływ zbiornika spełnia równocześnie dwie funkcje: pokrycie potrzeb użytkowników lokalnych q_i^j i zasilanie zbiorników leżących niżej (rys. 5.1).



Rys.5.1 Schemat podzlewni elementarnej

Zwykle więc ograniczenie

$$\mathbf{P}\{u_i \geq u_{i\min}\} \geq \alpha_{u_i}$$

w zbiorze ograniczeń (5.4) należy zastąpić odpowiednimi ograniczeniami dla przypadków

$$u_i \geq q_i, \quad u_i \geq x_{i\min}^{j+1}, \quad \text{względnie } u_i \geq q_i + x_{i\min}^{j+1}.$$

Sposób rozdzielenia strumienia u_i stanowi istotny element sterowania. Najprostszym rozwiązaniem zachowującym liniowość jest model o postaci

$$x_i^{j+1} = u_i^j - q_i^j \quad (5.14)$$

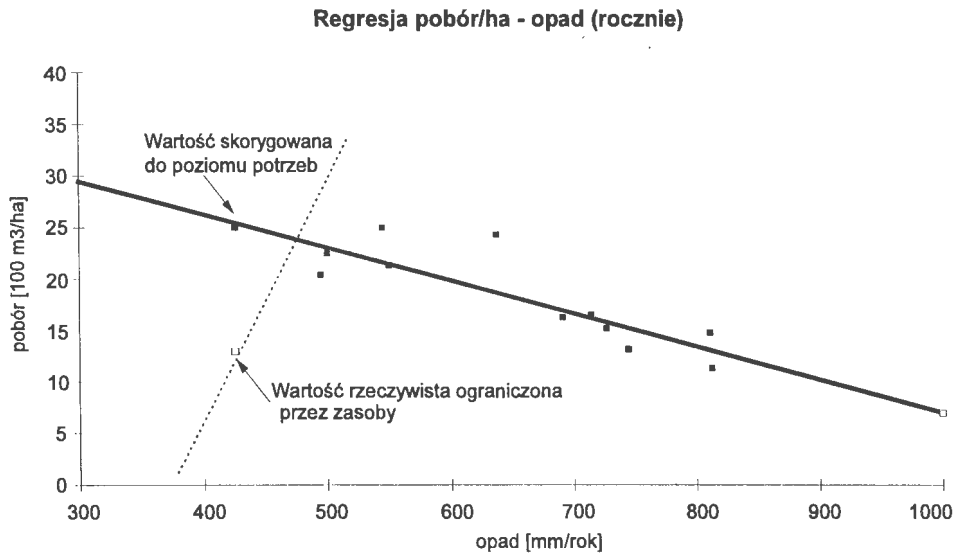
Jego konsekwencją jest faktyczne przyznanie priorytetu lokalnemu użytkownikowi wody i ograniczeniu możliwości odbiorców w dole sieci. Rozwiązanie to może więc być wyraźnie sprzeczne z hierarchią celów sterowania, obniżając efektywność systemu. W pracach [23], [65], [66] wprowadzono dodatkowe zmienne do modelu sieci. Są to poziomy x_i^{*j+1} ograniczeń dolnych dla x_i^{j+1} , dla których przyjmuje się odpowiednio wysokie prawdopodobieństwa gwarancyjne. Oznaczają one fizycznie przerzuty wody do zbiorników niżej położonych z priorytetem odpowiadającym hierarchii celów. Gwarantowane poziomy przepływu można dołączyć do wektora optymalizowanych parametrów reguł uwzględniając je w zbiorze ograniczeń liniowych typu (5.5).

Zauważmy jednak, że poziomy te nie występują w równaniu regulatora lecz w ograniczeniach gwarancyjnych (5.4). Reguły sterowania pozostają więc nie zmienione (4.13'), a zmianie ulec powinien model sieci (węzła za zbiornikiem - rys.5.1). Trudno jednakże znaleźć liniową zależność, inną niż (5.14), która mogłaby funkcjonować w szerokim zakresie zmienności u_i , a także pozwalała uwzględniać przypadki losowo zmiennych poborów q_i . Jednym z takich przypadków jest użytkownik rolny (nawadnianie upraw), dla którego przyjęto model:

$$q_i = \max(0, q_i^* - a r_i),$$

gdzie q_i^* - potrzeby użytkownika, a - współczynnik, r_i - opad.

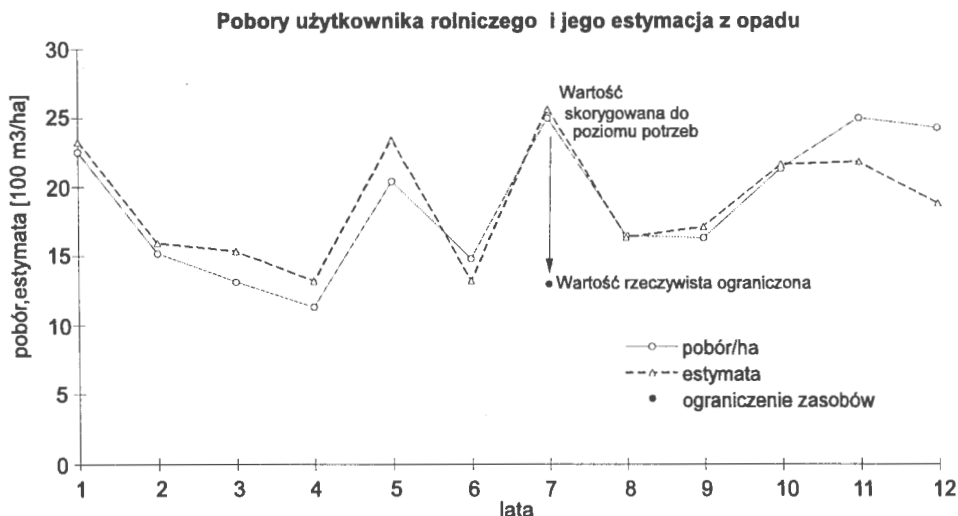
Zasadność takiego modelu ilustruje Rys.5.2 i Rys.5.3, na których przedstawiono wyniki identyfikacji modelu i jego testu dla rzeczywistego użytkownika rolniczego (region Annaby w Algierii).



Rys.5.2 Funkcja regresji "pobór/ha - opad(rocznie)" dla obszaru rolniczego strefy śródziemnomorskiej (Annaba)

W omawianych pracach zdecydowano się na pewne uproszczenie, polegające na dwóch założeniach: a) przy ocenie realizacji ograniczeń gwarancyjnych użytkowników pobory ich są liczone z uwzględnieniem pierwszeństwa x_i^{*j+1} w bilansie węzła za zbiornikiem, b) dopływ do zbiornika $j+1$ jest liczony zgodnie z (5.14), co umożliwia obliczenie jego rozkładu prawdopodobieństwa

i determinizację ograniczeń (5.4). Uproszczenie to jest źródłem pesymistycznych ocen możliwości systemu z punktu widzenia zaspokojenia potrzeb



Rys.5.3 Estymacja poboru wody na podstawie zależności z rys.5.2

użytkowników (dla $u_i \in (x_i^{*j+1}, q_i^j)$ strumień $\min(x_i^{*j+1}, q_i^j)$ jest "gubiony" w bilansie, a równocześnie faktyczne ograniczenia gwarancyjne dla q_i są conajmniej równie wysokie jak dla x_i^{*j+1}). Najczęściej więc rozwiązanie zadania optymalizacji prowadzi do wartości parametru $x_i^{*j+1} = 0$, chyba, że wprowadzimy ten parametr bezpośrednio do funkcji celu z niezerową wagą. W przypadku wskaźnika liniowego łatwo wówczas o drugą skrajność: znacznie gorsze zaspokojenie potrzeb użytkowników na początku sieci. Problem ten ilustruje ograniczoność reguł liniowych i ogólne trudności w ich dopasowaniu do celów sterowania.

Również narzucona liniowa postać funkcji celu (poza klasycznym przypadkiem minimalizacji pojemności zbiorników) stanowi poważne ograniczenie praktycznej przydatności zadania optymalizacji parametrów reguł sterowania.

Mimo, że w zadaniu C.S.ReVelle'a (5.1-5.4) rozwiązaniem jest zarówno pojemność zbiornika (jako wartość minimalna wskaźnika jakości) jak i wektor parametrów reguły decyzyjnej, zadania tego nie można uznać za dobrze sformułowane dla określenia optymalnego podziału zasobów wodnych. Szczególnie, gdy zadanie dotyczy istniejących już zbiorników, parametry b powinny być wybrane przy innym wskaźniku jakości, np. maksymalizującym

sumaryczne pobory użytkowników (ich poziomy gwarantowane):

$$\max_{b, q} \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J q_i^j \quad (5.15)$$

przy ograniczeniach (5.5),
gdzie:

q_i^j - pobory użytkowników z j -tego zbiornika w i -tym okresie,

$q = \{q_1^1, q_1^2, \dots, q_1^J\}^T$ - wektor poborów użytkowników.

We wskaźniku jakości (5.15) mogą występować wagi zgodne z priorytetami poszczególnych poborów. Najczęściej zachodzi też potrzeba wyrównania poborów w czasie - wówczas zadanie należy uzupełnić dodatkowymi ograniczeniami na q . Gdy nie zachodzi potrzeba maksymalizacji poborów, można łatwo sformułować zadanie maksymalizujące gwarancje (5.4) wstawiając do wskaźnika jakości lewą stronę, przekształconych do postaci deterministycznej, wybranych ograniczeń, tzn. odpowiednią kombinację liniową parametrów b_i^j .

Istotnym ograniczeniem przedstawionych implementacji reguł liniowych do systemów wielozbiornikowych jest wykorzystanie postaci tych reguł identycznej jak dla pojedynczego zbiornika - a więc opartej wyłącznie na informacji lokalnej każdego zbiornika oddzielnie. Znane są przykłady systemów wielozbiornikowych, w których podział zadań zbiorników, wynikający z łącznej analizy ich stanów, przeprowadzonej nawet w uproszczony, heurystyczny sposób, jest skuteczniejszy niż reguły liniowe (lokalne) z optymalizowanymi parametrami. W pracy [86] przedstawiono takie porównanie dla systemu trzech zbiorników równoległych pracujących na jednego wspólnego użytkownika. Okazało się, że prosta bezparametrowa reguła, określająca wpływ każdego ze zbiorników na podstawie proporcji ich aktualnie niezapełnionych części i wartości oczekiwanych dopływów,

$$u_i^j = s_i^j + x_i^j - C^j + \lambda E_i^j, \quad (5.16)$$

gdzie

C^j - pojemność j -tego zbiornika,

E_i^j - wartość oczekiwana dopływu od chwili i do końca cyklu hydrologicznego,

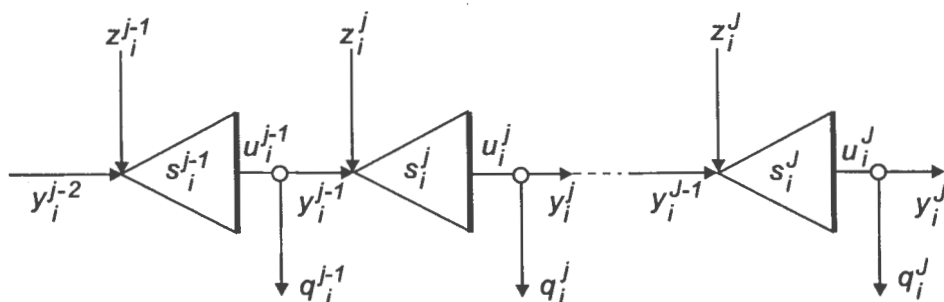
$$\lambda = \frac{\sum_{j=1}^3 (C^j - s_i^j - x_i^j) + q}{\sum_{j=1}^3 E_i^j},$$

q = potrzeby użytkownika w okresie i ,

jest skuteczniejsza niż optymalizowane reguły o postaci (5.1), a także (5.11). Jak pokazują wyniki symulacji [86], dla pojemności zbiorników, minimalnych dla tych reguł, tzw. reguła objętościowa (space rule) (5.16) w obu przypadkach zapewnia wyższe prawdopodobieństwo nieprzekroczenia ograniczeń jak i mniejsze wartości deficytów użytkowników.

5.5. Szczególna postać reguły liniowych dla kaskady zbiorników

Rozpatrzmy system J zbiorników połączonych kaskadowo jak na Rys.5.4.



Rys.5.4 Wielozbiornikowy kaskadowy system wodny.

W systemie tym mamy następujące równania bilansowe:

$$s_i^j = s_{i-1}^j + y_{j-1}^i + z_i^j - u_i^j \quad (5.17)$$

$$y_i^j = u_i^j - q_i^j \quad (5.18)$$

Jako regułę sterowania przyjmijmy następującą zależność:

$$u_i^j = s_{i-1}^j + \hat{y}_i^{j-1} + \hat{z}_i^j - b_i^j + \hat{y}_i^j + \hat{q}_i^j \quad (5.19)$$

gdzie \hat{y}_i^j , \hat{q}_i^j - prognozy poborów dla potrzeb zlewni niżej i poborów lokalnych, y_i^j , q_i^j - rzeczywiste pobory dla zlewni niżej i lokalne, s_i^j - obserwowany stan zbiornika na końcu i -tego okresu, u_i^j - wypływ ze zbiornika określony

przez regułę, b_i^j - parametr.

Regułę (5.19) można interpretować w następujący sposób: pierwsze trzy składniki sumy oznaczają prognozę łącznych zasobów wodnych j -tego zbiornika w i -tym okresie z uwzględnieniem prognozy dopływów tego zbiornika przy znajomości stanów zbiorników leżących wyżej w kaskadzie oraz stanu j -tego zbiornika. Po odjęciu parametru b_i^j , który określa ilość wody planowaną do rozdysponowania w i -tym okresie na część zmagazynowaną w zbiorniku w końcu tego okresu, na potrzeby lokalnego użytkownika i na eksport do zlewni niżej, otrzymujemy resztę (nadmiar lub niedomiar), która stanowi pierwszą część strumienia u_i^j . Druga część tego strumienia stanowi prognozowane zapotrzebowanie poniżej zbiornika (ostatnie dwa składniki sumy (5.19)).

Jeśli prognozy w regule (5.19) są deterministyczne w postaci wartości oczekiwanych, to reguła jest równoznaczna z (4.14) lub (5.10), przy czym parametr b_i^j może być interpretowany jako suma $s_i^{*j} + \mathbf{E}y_i^j + \mathbf{E}q_i^j$.

Sytuacja ulega zmianie, jeśli do prognozowania y_i^j użyjemy zależności (4.21), przyjmując

$$\hat{y}_i^j = x_i^j = b_i^{j+1} - s_{i-1}^{j+1} + \hat{z}_i^{j+1} \quad (5.20)$$

Analogiczną zależność można wprowadzić dla prognozy \hat{y}_i^{j-1} , jako dopływu do zbiornika ze zlewni wyżej. Wyjątek stanowią pierwszy i ostatni zbiornik kaskady ze względu na niesterowany strumień y_i^0 i inny sposób prognozowania y_i^j . Prognoza \hat{y}_i^j zgodnie z (5.20) opiera się na informacji o stanie zbiornika poniżej punktu sterowania i na tym polega główna różnica pomiędzy regułą (5.19) i poprzednio omawianymi regułami.

Jeśli wszystkie sterowania u_i^j w kaskadzie (Rys.5.4) są zgodne z regułą (5.19), to uwzględniając równania bilansowe i (5.20) możemy zapisać proste wyrażenia rekurencyjne dla sterowań i stanów:

a) dla zbiornika wewnątrz kaskady -

$$u_i^j = b_i^{j+1} - s_{i-1}^{j+1} - \hat{z}_i^{j+1} + \hat{q}_i^j \quad (5.21)$$

$$s_i^{j+1} = b_i^{j+1} + (z_i^{j+1} - \hat{z}_i^{j+1}) - (q_i^j - \hat{q}_i^j) - u_i^{j+1} \quad (5.22)$$

b) dla zbiornika ostatniego (dolnego) -

$$u_i^j = \hat{y}_i^j + \hat{q}_i^j \quad (5.23)$$

$$s_i^j = b_i^j + (z_i^j - \hat{z}_i^j) - (q_i^{j-1} - \hat{q}_i^{j-1}) - (\hat{y}_i^j + \hat{q}_i^j) \quad (5.24)$$

c) dla zbiornika pierwszego (górnego) -

$$u_i^1 = b_i^2 - s_{i-1}^2 - \hat{z}_i^2 + \hat{w}e + s_{i-1}^1 - b_i^1 \quad (5.25)$$

$$s_i^1 = b_i^1 - b_i^2 + z_i^2 - [b_{i-1}^2 + (z_{i-1}^2 - \hat{z}_{i-1}^2) - (q_{i-1}^1 - \hat{q}_{i-1}^1)] - u_{i-1}^2 + (we - \hat{w}e) \quad (5.26)$$

Łatwo można zauważyć, że zmienne te dają się wyrazić jako funkcje liniowe skończonej liczby zmiennych losowych egzogenicznych z (wynikającej z liczby zbiorników w kaskadzie) w skończonym horyzoncie czasu (co najwyżej o liczbie okresów równej liczbie stopni kaskady). Rząd złożoności obliczeń jest więc taki sam jak w zadaniu sformułowanym w [23], [65], [66] i omówionym wyżej. Oznacza to, że jeśli zmienne losowe są niezależne, zadanie poszukiwania optymalnych parametrów b_i^j można rozwiązać podobnie, względnie prostą metodą "chance constraint programming". W ten sposób zmienne x_i^{*j+1} omówione w poprzednim paragrafie zastępujemy wielkościami wynikającymi z rzeczywistych potrzeb użytkowników poniżej sterowanego zbiornika, dla których wagi w_e wskaźniku jakości optymalizacji mają bardziej oczywisty sens.

Można się spodziewać, że podobne własności będzie mieć rozwiązanie zadania z regułą (5.19), w której prognoza zapotrzebowania będzie bardziej rozbudowana, a mianowicie uwzględni się w niej informacje o stanach wszystkich zbiorników leżących niżej. Można to uzyskać, na przykład, przez wprowadzenie do prognozy (5.20) członu korekcyjnego i przyjęcie

$$\hat{y}_i^j = b_i^{j+1} - s_{i-1}^{j+1} - \hat{z}_i^{j+1} + (\hat{y}_i^{j+1} + \hat{q}_i^{j+1}) - (E y_i^{j+1} - E q_i^{j+1}) \quad (5.27)$$

Przez tę rekurencyjną zależność stany obserwowane wszystkich zbiorników leżących poniżej punktu sterowania stają się argumentami reguły decyzyjnej.

Należy przy tym zwrócić uwagę na różnice interpretacji fizycznej parametru b_i^j we wzorach (5.20) i (5.27): w drugim przypadku uwzględniony jest fakt planowania potrzeb na poziomie wartości oczekiwanych (w stosunku do tych wartości dokonywana jest korekta prognozy). Aby uniknąć zbędnych obliczeń

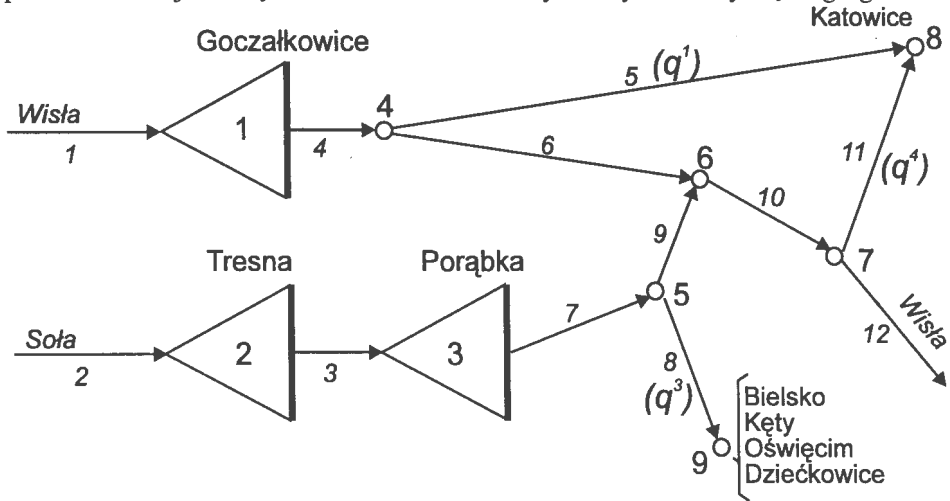
$E y_i^j$ możemy wprowadzić nowy parametr $b_i^{*j} = b_i^j - c_i^j$, gdzie c_i^j - dowolna stała. Jeśli $c_i^j = (E y_i^{j+1} + E q_i^{j+1})$, to $b_i^{*j} = s_i^{*j}$ i podobnie jak w [66] może być interpretowany jako zadana wartość oczekiwana stanu zbiornika. Zauważmy, że wartość parametru \hat{y}_i^j we wzorze (5.27) dla $j = J - 1$ może być traktowana jako swobodna lub stała (wyływ z systemu ustalony na poziomie wynikającym z optymalizacji celów systemu lub narzucony jako ograniczenie).

5.6. Przykłady numeryczne optymalizacji reguł liniowych

5.6.1. Przykład zbiorników na Wiśle i Sole.

Etapy formułowania modelu i zadania optymalizacji dla LRD systemu wodnego wielozbiornikowego prześledzimy na przykładzie rzeczywistego systemu wodnego obejmującego zbiornik Goczałkowice na Wiśle, zbiorniki Tresna i Porąbka na Sole, oraz użytkowników wody w okręgu śląskim: Katowice, Bielsko, Oświęcim, Huta Katowice i Kęty. Do obliczeń optymalizacyjnych wykorzystano specjalny pakiet programów na komputer klasy IBM PC. Pakiet ten przewiduje sieci wodne w postaci połączonych standardowych elementów - tzw. podzlewni. Schemat podzlewni pokazano na rys. 5.1. Podzlewnie mogą być połączone ze sobą kaskadowo lub równolegle. Struktura takich sieci daje się opisać za pomocą wektora połączeń, jeśli zachowany jest specjalny porządek numerowania [65].

Aby odwzorować omawianą sieć w postaci połączeń podzlewni o postaci z rys.5.1, schemat tej sieci uproszczono i przekształcono do postaci przedstawionej na Rys.5.5. Na schemacie tym użytkownicy są zagregowani



Rys.5.5 Uproszczony schemat systemu Górnej Wisły.

w grupy wg. zbiorników, z których czerpią wodę: q^1 oznacza pobory Katowic ze zbiornika Goczałkowice, q^3 oznacza pobory pozostałych użytkowników ze zbiornika Porąbka (poprzez pominięty Czaniec), q^4 oznacza pobory Katowic z dowolnego zbiornika: Goczałkowice lub Porąbka. W ten sposób w zadaniu optymalizacji ograniczono liczbę zmiennych niezależnych. Ze względu na małe wymiary użytego pakietu programowania liniowego liczba ograniczeń

i zmiennych musiała być dalej ograniczona przez podział roku na okresy dwumiesięczne.

Wprowadzenie danych rzeczywistych o dopływach wymagało także ich wstępnego przetworzenia. Po pierwsze, dwa egzogeniczne ciągi historyczne dopływów, Wisły i Soły, po zamodelowaniu ich w postaci liniowych zależności od zmiennej losowej (reprezentującej opad):

$$x_i^j = x_{0i}^j + F^j \phi_i^j r_i^j \quad (5.28)$$

zastąpiono jednym ciągiem $\{r_{ik}; i = 1, 2, \dots, I; k = 1, 2, \dots, K\}$, gdzie I - liczba okresów w roku, K - liczba lat w ciągu, obliczonym na podstawie statystycznej reprezentacji tych zależności. Założono przy tym, że:

- ciąg K jest realizacją procesu okresowego ergodycznego (proces sezonowy), tzn. że ciągi $\{r_{ik}; k = 1, 2, \dots, K\}$ są realizacjami zmiennych losowych niezależnych R_i o znacząco różnych dla różnych i rozkładach odpowiadających histogramom tych realizacji,

- realizacja wieloletnia (dla K lat) dopływów może być generowana jako złożenie K realizacji rocznych generowanych przez wektor $\{r_i; i = 1, 2, \dots, I\}$ o niezależnych składowych.

Sprawdzono przy tym trzy warianty:

a) - przyjmując wartości jednego z dopływów (Sołę) jako ciąg realizacji niezależnej zmiennej losowej X_S , wyznaczono metodą regresji liniowej zależność od niej drugiego dopływu (Wisły) X_W :

$$x_w = a_0 + a_1 \cdot x_s$$

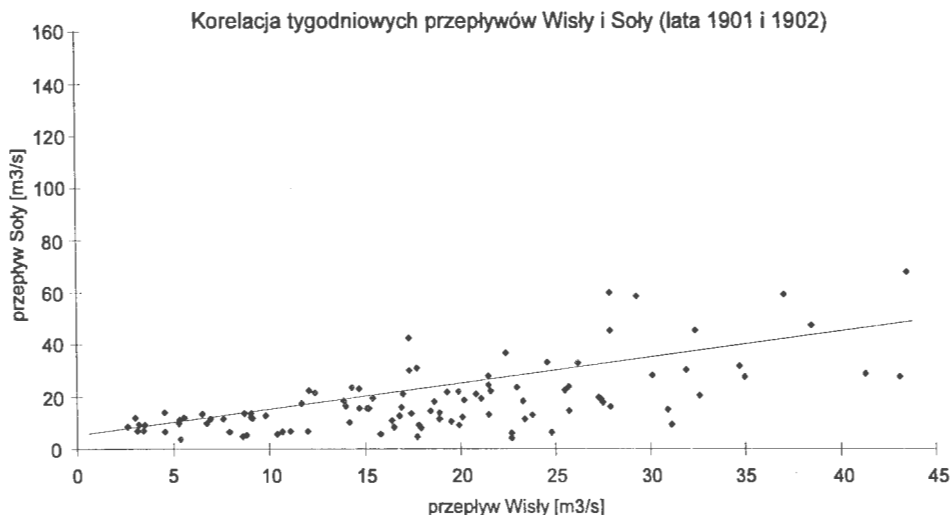
Na rys.5.6 przedstawiono zbiór obserwacji, który służył do identyfikacji powyższej funkcji regresji. W tablicy 5.1 przedstawiono wyniki analizy regresyjnej średnich tygodniowych przepływów Wisły i Soły mierzonych przed zbiornikami Goczałkowice i Tresna w okresie 1903 - 1906 r.

Na rys.5.7 pokazano ciąg estymujący przepływ Wisły z ciągu przepływu Soły w porównaniu z rzeczywistym przepływem Wisły.

Na wykresie widać, że potraktowanie w modelu stochastycznym przepływu Soły, jako pierwotnej zmiennej losowej, przepływu Wisły jako liniowej funkcji tej zmiennej nie powoduje na ogół dużych błędów.

b) - obliczono ciąg realizacji r zmiennej losowej R , będący ważoną średnią obu ciągów dopływów (Soły i Wisły), a następnie wyznaczono liniowe funkcje regresji obu dopływów względem obliczonego ciągu. Dalej, model stochastyczny jest konstruowany przy założeniu, że

$$x_w = x_{w0} + a_{r,w} \cdot r, \quad x_s = x_{s0} + a_{r,s} \cdot r$$



Rys.5.6 Zbiór obserwacji przepływów Wisły i Soły do wyznaczenia funkcji regresji

Na rys.5.8 przedstawiono estymatę przepływu Wisły obliczoną zgodnie z powyższą formułą i porównano z przebiegiem rzeczywistym. Zgodność jest oczywiście lepsza niż w przypadku a).

c) - oszacowano iloczyn $\Phi_{Si}F_{Si}$ dla Soły, następnie obliczono

$$r_i = \frac{(x_{Si} - x_{S0})}{\Phi_{Si}F_S}$$

$$\text{gdzie } x_{S0} = \min_i \{x_{Si}\}$$

Aby ograniczyć wpływ błędu systematycznego oszacowania $\Phi_{Si}F_{Si}$, iloczyn $\Phi_{Wi}F_{Wi}$ wyznaczamy z zależności:

$$\frac{\Phi_{Wi}F_W}{\Phi_{Si}F_S} = \frac{\max x_{Wi} - \min x_{Wi}}{\max x_{Si} - \min x_{Si}}$$

Takie przetworzenie danych pozwoliło na uwzględnienie w modelu korelacji między dopływami, natomiast pominięto autokorelację okresowych dopływów (korelogram z rys. 5.9 pokazuje, że dla okresów dłuższych niż tydzień jest to uzasadnione). W każdym przypadku otrzymujemy abstrakcyjny ciąg $\{r_{ik}; i = 1, 2, \dots, I; k = 1, 2, \dots, K\}$ generujący w przybliżeniu realizację historyczną wszystkich zmiennych losowych modelu. Trzeci wariant dodatkowo umożliwił modelowanie okresowej zmienności parametrów modelu (5.28) i on został ostatecznie wybrany do zadania optymalizacji.

Tablica 5.1 Wydruk arkusza kalkulacyjnego analizy regresji dla przepływów Wisły i Soły przed zbiornikami Goczałkowice i Tresna na podstawie serii pomiarów średnich tygodniowych w okresie 1903 - 1906 r. (Wisła = $a_0 + a_1 \cdot \text{Soła}$)

a) Regression Statistics

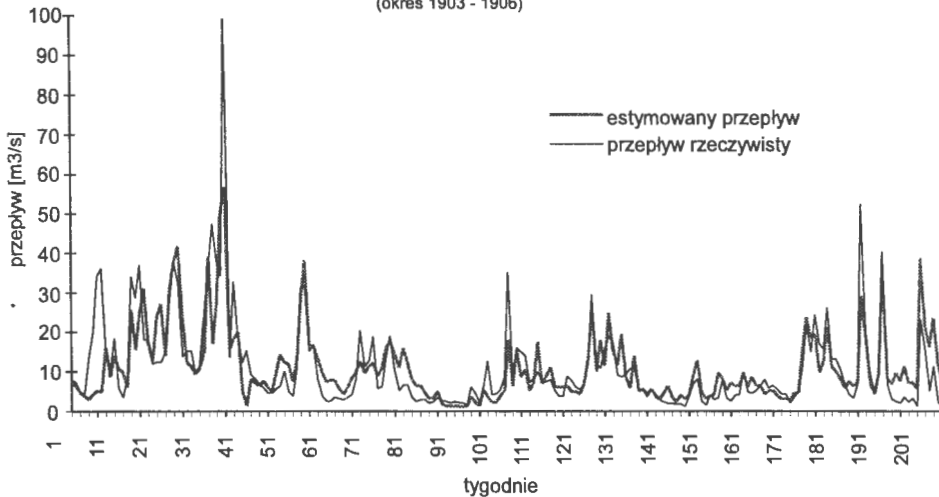
Multiple R	0.785835
R Square	0.617537
Adjusted R Square	0.615681
Standard Error	7.148711
Observations	208

b) Analysis of Variance

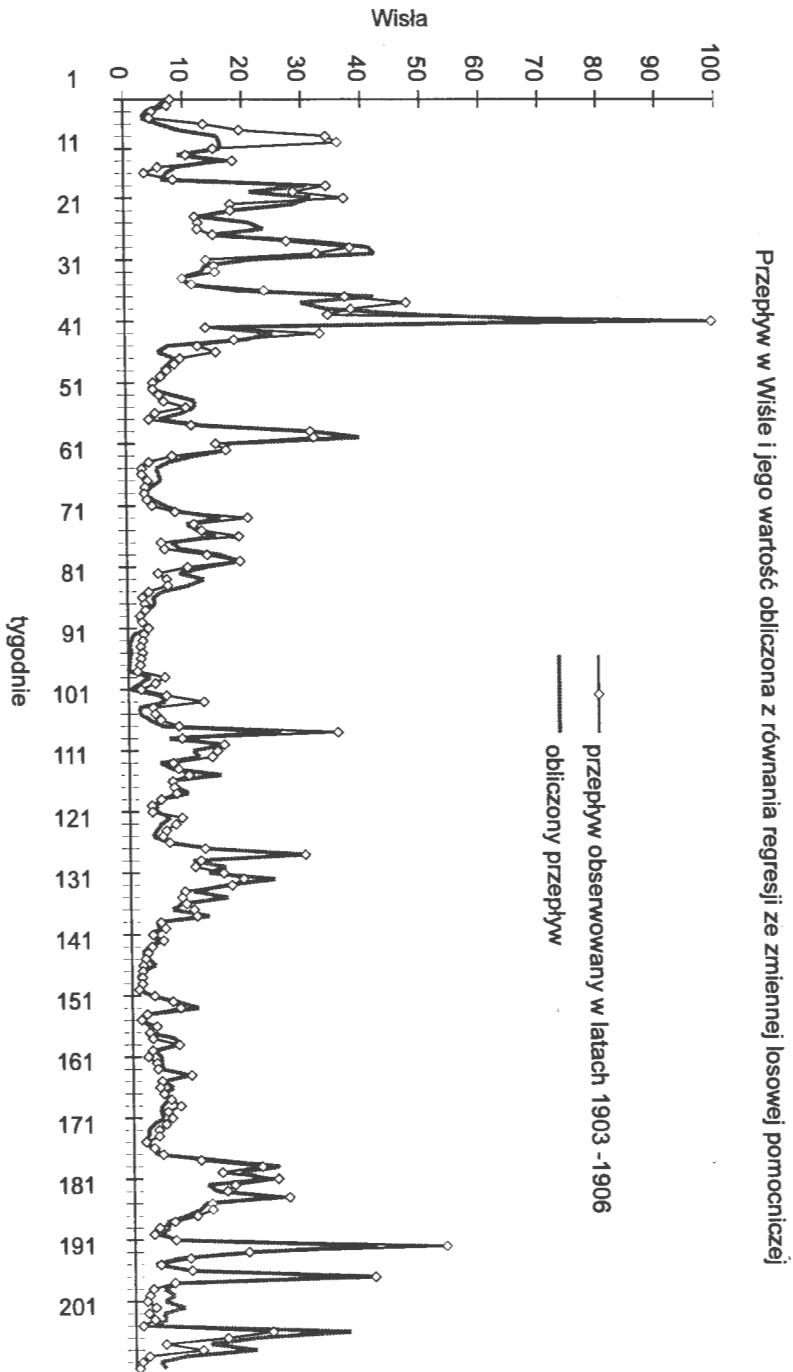
	df	Sum of Squares	Mean Square	F	Significance F
Regression	1	16997.96	16997.96	332.6145	7.15E-45
Residual	206	10527.44	51.10407		
Total	207	27525.39			

	Coefficients	Standard Error	t Statistic	P-value	Lower 95%	Upper 95%
a0	0.51078	0.75791	0.67393	0.501107	-0.98348	2.00504
a1	0.52585	0.02883	18.2377	6.02E-45	0.46901	0.58270

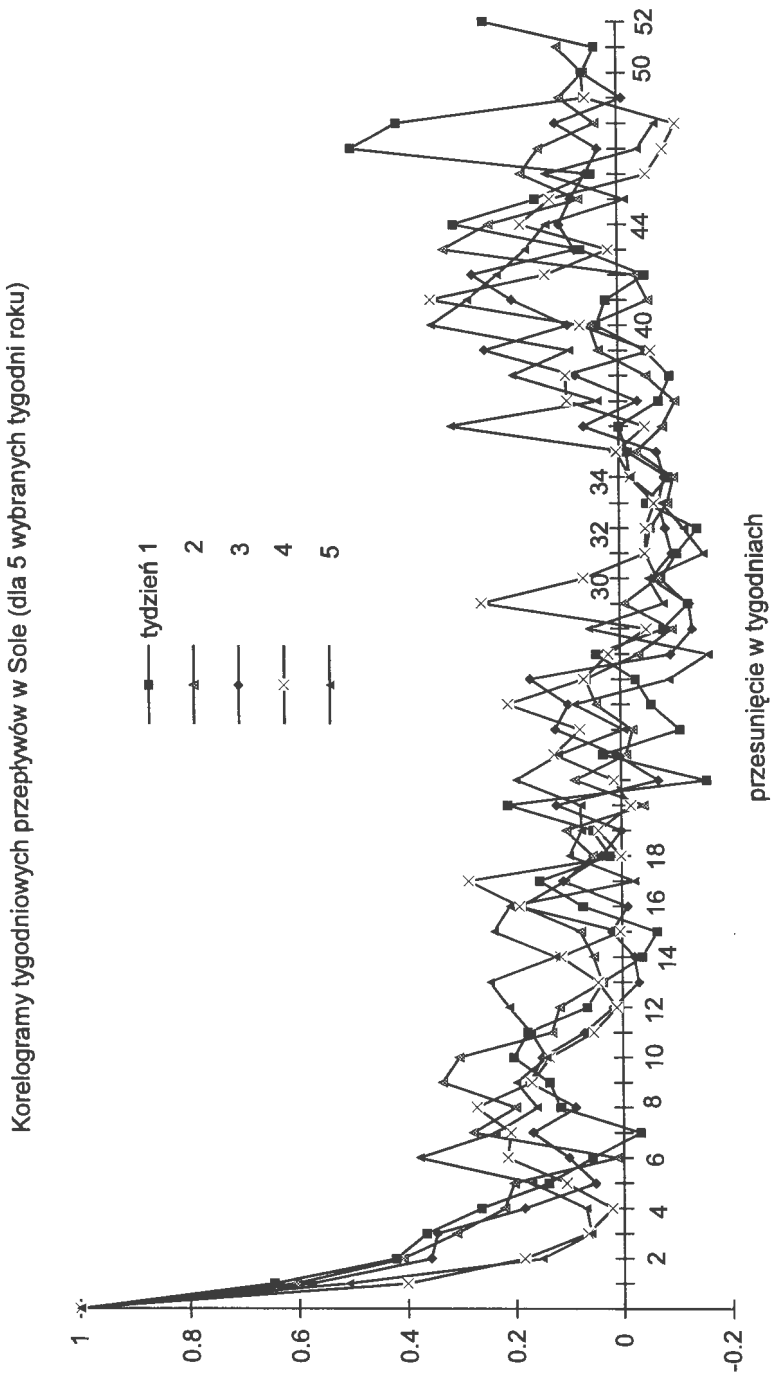
Tygodniowe średnie przepływy Wisły estymowane przez równanie regresji z obserwacji przepływu Soły (okres 1903 - 1906)



Rys.5.7 Estymacja przepływów Wisły na podstawie pomiaru przepływu Soły



Rys.5.8 Estymacja przepływu Wisły z realizacji zmiennej losowej pomocniczej



Rys.5.9 Korelogram tygodniowych przepływów w Sole przed Tresną

Po pogrupowaniu wartości tego ciągu zgodnie z hipotezą okresowości procesu, w I podciągów $\{r_{ik}; k = 1, 2, \dots, K\}$ zbudowano ich histogramy. Histogramy te (lub raczej estymowane przez nie dyskretne funkcje gęstości zmiennych R_i) oraz współczynniki modelu (5.28): $x_{0i}^1, x_{0i}^2, \Phi_i^1, \Phi_i^2, F_i^1, F_i^2$ wykorzystano jako dane wejściowe programów optymalizacji parametrów reguł decyzyjnych s_i^{*j} . Powyższe obliczenia wykonano dla dwumiesięcznych okresów dyskretyzacji. Wprowadzono również dane o dwumiesięcznych potrzebach wodnych użytkowników i prawdopodobieństwach gwarancyjnych oraz wektor struktury sieci wodnej. Ze względu na długi okres dyskretyzacji zadania optymalizacji w stosunku do okresu realizacji decyzji w rzeczywistych warunkach (a także w programie symulacyjnym), przyjęto w zadaniu regułę (5.11), jako bardziej realistyczną (błąd prognozy dwutygodniowej jest znacznie mniejszy niż byłby błąd prognozy dwumiesięcznej). Zadanie optymalizacji zostało rozwiązane kilkakrotnie [37], przy różnych wskaźnikach optymalizacji. W pierwszym wskaźniku występowała suma wszystkich okresowych poborów użytkowników:

$$Q = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J q_i^{*j} \quad (5.29)$$

Maksymalizacja tego wskaźnika pozwoliła określić maksymalną wielkość potrzeb wodnych, które mogą być pokryte z zadanymi gwarancjami. Następnie rozwiązano zadanie maksymalizujące, a potem minimalizujące sumy oczekiwanych stanów zbiorników s_i^{*j} , przy równomiernie w czasie pokrywanych potrzebach wodnych, na poziomie maksymalnym \hat{Q} wynikającym z rozwiązania zadania przy wskaźniku (5.29) i przy warunkach równomiernego w czasie pokrywania potrzeb:

$$\begin{aligned} q_i^{*j} &= q^{*j} = \text{const}; \quad i = 1, 2, \dots, I; \\ \sum_{j=1}^J q^{*j} &= \frac{\hat{Q}}{I}; \end{aligned} \quad (5.30)$$

Wskaźniki w tych zadaniach mają postać:

$$W_1 = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J s_i^{*j} \quad (5.31)$$

oraz

$$W_2 = - \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J s_i^{*j} = -W_1 \quad (5.32)$$

Rozwiązania maksymalizacji wskaźników (5.31) i (5.32) określają odpowiednio górne i dolne trajektorie wartości s^* zapewniających istnienie rozwiązań zadania optymalizacji (5.29). Rozwiązaniem zadania jest również dowolna kombinacja wypukła tych trajektorii znajdująca się pomiędzy nimi. Ostatecznego wyboru można dokonać posługując się dowolnymi kryteriami pomocniczymi.

Należy tu zwrócić uwagę na fakt, że kształt "trajektorii" s_i^* dla wskaźnika (5.32) jest zbliżony do zalecanych profili czasowych zapasów w zbiornikach, niezbędnych do pokrycia deficytów określonych na podstawie analizy prawdopodobnych czasów trwania niskich dopływów [61]. Na Rys.5.10 zestawiono te przebiegi dla zbiornika Tresna przy rozbiu roku na okresy dwutygodniowe. Największa rozbieżność pojawia się w okresie poprzedzającym etap 16, na którym niezbędne zapasy rosną skokowo z wartości 21.07 do 65.3 [mln m³], a trajektoria s_i^* wznosi się powoli w ciągu kilku wcześniejszych etapów. Podobnie, szybki spadek niezbędnych zapasów, w trajektorii s_i^* jest realizowany znacznie wolniej.

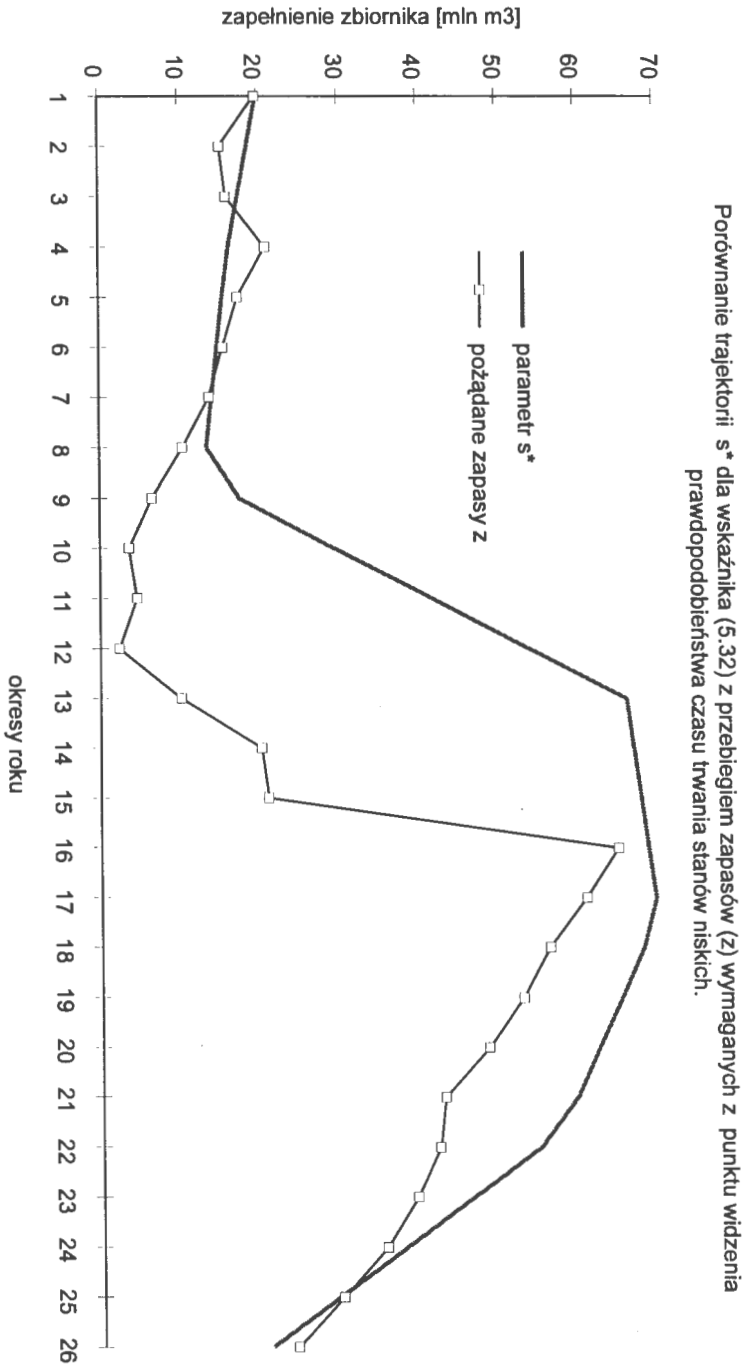
Obserwowane różnice trajektorii s_i^* i przebiegu zapasów niezbędnych [61] powstają stąd, że w zadaniu optymalizacji uwzględnione są ograniczenia na szybkość zmiany zapasów, wynikające z bilansu dopływów i minimalnych oraz maksymalnych wypływów zbiornika.

5.6.2. Porównanie dwóch reguł liniowych dla struktury szeregowej i równoległej systemu zbiorników

Jak przedstawiono wyżej, proste reguły liniowe o charakterze lokalnym mogą być sformułowane przy dwóch krańcowych poziomach informacji o dopływie do zbiornika jako reguły (5.9) lub (5.11).

W celu zbadania efektywności obu reguł skonstruowano prosty przykład sieci trzech zbiorników połączonych szeregowo lub równoległe [25] i przeprowadzono optymalizację parametrów reguł dla wskaźnika umożliwiającego określenie maksymalnego planu poboru wody spełniającego określone gwarancje w formie prawdopodobieństw realizacji. Zbadano także wrażliwość rozwiązania na zmniejszenie pojemności zbiorników o 60%. W drugim etapie eksperymentu dla każdego z 4-ch przypadków przeprowadzono symulację działania systemu (dla optymalnych wartości parametrów reguł) obliczając dla ciągu 500 lat zrealizowane pobory wody oraz rejestrując przypadki niewykonania reguł decyzyjnych ze względu na aktywne ograniczenia fizyczne. Syntetyczne wyniki zebrano w tablicy 5.3.

Wyniki te potwierdzają podejrzenie, że reguła decyzyjna niezbyt dobrze dopasowana do celów sterowania może przynieść pogorszenie efektywności



Rys.5.10 Porównanie trajektorii s^{*2} optymalizującej (5.32) z przebiegiem wymaganych zapasów z [61]

mimo korzystania z lepszej informacji. Podobne wnioski można wyciągnąć z analizy wyników podanych w [86] dla reguł typu "S" i typu "S-Q" równoważnych odpowiednio (5.1) i (5.11).

Tablica 5.3 Efektywność reguł liniowych w strukturze szeregowej i równoległej.

system	szeregowy		równoległy		
	Ex	x	Ex	x	
informacja o x					
wydajność	39	54	44	36	wyniki
spadek wydajności (zbiorniki zredukowane o 60%)	15.4%	0% ¹⁾	18.2%	0% ¹⁾	optymalizacji
liczba przypadków nie realizowalności reguł	2	153 ²⁾	0	0	wyniki
deficyt poborów wody względem planu	14%	46% ²⁾	7.7%	6.9%	symulacji

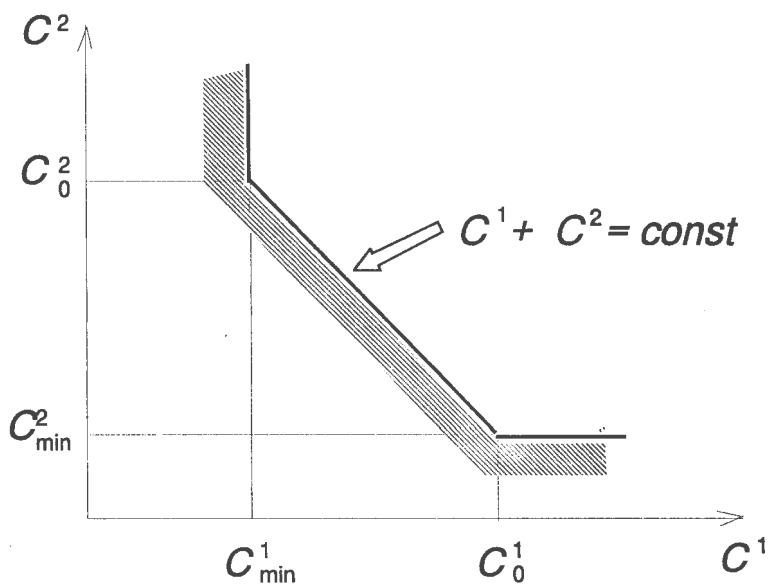
¹⁾ Pojemności zbiorników nie wykorzystane.

²⁾ Duże ryzyko nierealizowalności reguł w wyniku przekroczenia ograniczeń fizycznych przepływów i w konsekwencji załamanie planu pokrycia potrzeb użytkowników.

5.6.3. Problem alokacji pojemności zbiorników

Jak już wspomniano, zadanie "chance constrained programming" zostało pierwotnie skonstruowane jako zadanie minimalizacji zbiornika [71]. Ta sama zasada została wykorzystana do minimalizacji pojemności wielu zbiorników [60]. Liniowe sformułowanie zadania zapewnia znalezienie jednego rozwiązania, jednakże przez modyfikację wskaźnika możliwe jest określenie obszaru dopuszczalnego pojemności spełniających ograniczenia gwarancyjne. Możliwe jest w ten sposób określenie krzywej substytucji pojemności jednego zbiornika przez inny. Przykład dwu zbiorników obsługujących użytkowników rolniczych z losowo zmiennymi potrzebami podano w pracy [23]. Z pracy tej pochodzi Rys.5.11.

Z faktu, że $C_{\min}^1, C_{\min}^2 > 0$, wynika wniosek, że w danym przypadku kaskada dwu zbiorników nie może być zastąpiona jednym zbiornikiem, niezależnie od jego pojemności. Równocześnie widać na wykresie przedział $[C_{\min}^1, C_0^1]$, w którym możliwa jest substytucja pojemności zbiornika 1 przez pojemność zbiornika 2.



Rys.5.11] Zależność dolnych ograniczeń pojemności zbiorników w systemie dwuzbiornikowym.

Powyższy przykład ilustruje przydatność liniowych reguł decyzyjnych jako modelu sterowania przyjętego na etapie analizy jakościowej projektowanego systemu wodnego.

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. Wyzisliitelnyj 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 parametrow 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 δ 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 wodochozjajstwenno go 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 Rule2) 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