Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Konferencja naukowa

Problemy kształtowania środowiska obszarów wiejskich

Sesja II: *Gospodarowanie wodą na obszarach wiejskich*

50 - LECIE WYDZIAŁU

Zeszyt 11

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Zeszyt 11 Warszawa 1996

Spis treści

KSZTAŁTOWANIE I OCENA ZASOBÓW WODNYCH

K. ADAMOWSKI: *Regional rainfall intensity-duration-frequency formula for Canada*
Regionalna formuła dla terytorium Kanady, natężenie opadu – czas trwania, częstotliwość 5

S. BAJKOWSKI: Wpływ roślinności wysokiej na warunki przepływu w korycie dwudzielnym
Trees influence on the flow conditions in compound cross-section channel 13

K. BANASIK, E. RUDZKA, A. ŚMIETANKA: Eutroficzne wskaźniki zanieczyszczeń w odpływie rzecznym z małej zlewni rolniczej
Nutrients in runoff from a small agricultural watershed 23

A. BYCZKOWSKI, B. MANDES, S. MORDZIŃSKI: Badania nad wpływem regulacji rzek i melioracji na odpływ rzeczny w dorzeczu Narwi
Impact of river training and valleys drainage on water flow regime in the Narew river basin 29

A. BYCZKOWSKI, B. MANDES, S. MORDZIŃSKI: Tendencje zmian stanów wód gruntowych; niskich rocznych (NG) i średnich rocznych (SG) w zlewniach rzek północno-wschodniej części Polski, w aspekcie wpływu melioracji
Tendences of changes of annual ground water stages: low (NG) and averages (SG) at the river basins in north-eastern port of Poland in the aspect of drainage influence 37

E. JĘDRYKA, E. KACA: Pomiar natężenia przepływu wody na typowej zastawce z zamknięciem zasuwowym
The measurement of discharge of typical sluice gate 43

K. JÓŹWIAKOWSKI, A. MICHALCZYK: Wydajność źródeł oraz właściwości fizykochemiczne wód źródlanych w dolinie Białej Łady na Roztoczu Zachodnim
Discharge rates of springs and phisico-chemical properties in the White Lada valley in Western-Roztocze 53

M. MICHALCZEWSKI, Cz. LIPSKI, M. GÓRALCZYK: Ocena zasobów wodnych mikrozlewni w terenach górskich
Estimation of water resources in a mountain micro-catchment area 63

A. MILER, S. MURAT-BŁAŻEJEWSKA: Zmiany ilości i jakości wód w typowych małych zlewniach Wielkopolski
Changes of water quantity and quality in typical small river catchments of the Wielkopolska Region 71

Z. NOWICKI, J. KOC, I. CYMES: Zasoby wodne w zlewni Łyny i możliwości ich wykorzystania
Water resources in the Łyna catchment and possibilities of their use 83

L. PŁYWACZYK, B. OLSZEWSKA: Znaczenie projektowanego na Odrze stopnia Malczyce w kształtowaniu warunków wodnych doliny
Importance of designed dam „Malczyce" on the Odra river for forming the water conditions in the valley 95
Cz. PRZYBYŁA, P. KOZACZYK, P. STACHOWSKI: Jakość wód dyspozycyjnych do nawodnień deszczownianych jezior wysoczyzny poznańskiej
Quality of available water for sprinkler irrigation from lakes of Poznań diluvial plain 103
L. REMBEZA: Wyznaczenie czasu dopływu filtracyjnego zanieczyszczeń do studni przy swobodnym zwierciadle wody
Determination of travel time of pollutans inflowing to well in uncofined aquifer 111
J. ŻELAZO, S. BAJKOWSKI: Badanie wpływu roślinności w korytach rzecznych na warunki przepływu
Study on the vegetation influence on the flow conditions in the river channels 119

GOSPODAROWANIE WODĄ W PROFILU GLEBOWYM

T. GNATOWSKI, T. BRANDYK, J. SZATYŁOWICZ: Ocena zmienności przestrzennej właściwości fizycznych i wodnych gleby w skali nawadnianej kwatery
Spatial variability estimation of some soil properties at irrigated plot scale 129
G. JANIK, A. REINHARD: Zastosowanie wzorów opisujących charakterystyki wilgotnościowe gleby do budowy modeli matematycznych
Application of formulas describing the soil water retention characteristic to make mathematical models 137
E.J. KLADIVKO, T. BRANDYK, J. SZATYŁOWICZ: *Preferential flow in soils*
Preferencyjny przepływ wody w glebie 143
R. OLESZCZUK, J. SZATYŁOWICZ, T. BRANDYK: Analiza krzywych kurczenia w wybranych profilach gleb torfowo-murszowych
Analysis of shrinkage characteristics in some selected peat-moorsh soils 153
W. OLSZTA, D. KOWALSKI: Właściwości retencyjne i przewodzące gleb torfowych silnie odwodnionych w dolinie Stawek-Stoki
Retention and hydraulic conductivity of the dried peat soils in the Stawek-Stoki valley 163
M. PALUCH: Przemieszczanie się wody i składników zanieczyszczeń w strefie aeracji profilu glebowego
Diplacement of water and pollutant components in aeration zone of soil profile 171
A. REINHARD: Automatyczne sterowanie wilgotnością gleby za pomocą piętrzenia wody zastawkami
Automatic control of soil moisture using the gates damming up the water 183
A. WANKE: Kryteria właściwych warunków wilgotnościowych gleby na terenach zasilanych wodami naporowymi
Some criteria for proper assessment of soil water conditions of the areas with artesian waters ... 189

GOSPODAROWANIE WODĄ W SYSTEMACH WODNOGOSPODARCZYCH

T. BRANDYK, J. SZATYŁOWICZ, P. HEWELKE, R. OLESZCZUK: Modelowanie stosunków wodnych w dolinowych siedliskach gleb torfowo-murszowych
Modelling of soil water conditions in fen peat-moorsh soil profiles 195
K. CHRISTIAENS, D. MALLANTS, J. FEYEN: *Modelling of the chemical load of farm land in catchments*
Modelowanie ładunku zanieczyszczeń chemicznych z term w zlewniach rzecznych 203
J. FIDLER: *Drainage in present reconstruction of the Czech economy*
Odwodnienia w Czechach w warunkach obecnych zmian ekonomicznych 215

J. JEZNACH: Zmiany parametrów technicznych systemów nawodnień kroplowych w różnych warunkach eksploatacyjnych
Changes of the technical parameters of drip irrigation systems in different environmental condition 221
S. JURCZUK: Możliwości nawadniania obrzeży dolin rzecznych wodami własnymi w warunkach Równiny Kurpiowskiej
Possibilities of irrigations of edges of river valleys based on own waters in the conditions of Kurpiowska Równina region 229
A. KOSTURKIEWICZ, Cz. SZAFRAŃSKI, M. FIEDLER: Śródpolne oczka wodne w gospodarce wodnej meliorowanych terenów bogato urzeźbionych
Midfield ponds in water management of drained areas with rich relief 245
K. LATOSZEK, H. PAWŁAT, M. WILMANOWICZ, S. WIŚNIEWSKI: Program małej retencji wodnej na przykładzie województwa toruńskiego
Program of small water retention on the case of Toruń province 257
Cz. LIPSKI, M. MICHALCZEWSKI, P. ŻOŁUBAK: Potrzeby melioracji w zlewni górnej Raby do przekroju zbiornika w Dobczycach
The necessity of land reclamation in the upper basin of the Raba river to the cross-section at Dobczyce reservoir 265
P.G. MEGALE: *Use of purified household waste for irrigation*
Zastosowanie oczyszczonych ścieków komunalnych do nawodnień 273
M. NAZARUK: Efektywność nawodnień powierzchniowych i podsiąkowych łąk na glebach mineralnych w świetle doświadczeń krajowych
Effectiveness of surface and infiltration irrigation of the meadow located on light soil in Polish experiences 285
K. PIEKUT, H. PAWŁAT: Gospodarka wodna łąk w zróżnicowanych warunkach siedliskowych
Meadow water balance in differentiated site conditions 293
W. PŁAZA: Określenie pojemności użytecznej zbiorników wodnych dla potrzeb rolniczych w funkcji parametrów hydrologicznych
Determination of the conservation storage of water receives to agriculture needs relation with hydrologic data 305
D. PUSŁOWSKA, S. TYSZEWSKI, T. OKRUSZKO: Kryteria oceny realizacji zadań zaopatrzenia w wodę użytkowników rolniczych
Criteria for agricultural-users applied in water management balance models 313
Cz. RZEKANOWSKI, S. ROLBIECKI: Efekty produkcyjne stosowania nawodnień kroplowych w regionie bydgoskim
Productive effects of drip irrigation usage in the Bydgoszcz region 323
Cz. SOMOROWSKI: Zarys koncepcji i wdrażania Górnonoteckiego Systemu Wodnogospodarczego
Outline of the project and the implementation of the upper Noteć Hydroeconomic System 331
Cz. SZAFRAŃSKI: Stosunki wodne gleb terenów bogato urzeźbionych i potrzeby ich regulacji
Water conditions of soils on richly reliefied areas and needs of their regulations 339
J. ŻARSKI, Cz. RZEKANOWSKI, S. DUDEK: Efekty produkcyjne deszczowania upraw rolniczych w regionie bydgoskim
Productive effects of sprinkler irrigation of field crops in the Bydgoszcz region 351

Od Redakcji

Zeszyt 11 Przeglądu Naukowego Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW zawiera prace zgłoszone na Konferencję Naukową nt. „Problemy kształtowania środowiska obszarów wiejskich", zorganizowaną z okazji obchodów Jubileuszu 50-lecia Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie. Konferencja odbyła się w dniach 20–21 czerwca 1996 r. w gmachu Wydziału przy ul. Nowoursynowskiej 166 w Warszawie. Zamieszczone w niniejszym zeszycie prace były referowane na Sesji II: **Gospodarowanie wodą na obszarach wiejskich.**

Foreword

Land Reclamation and Environmental Engineering Scientific Review of Warsaw Agricultural University, Volume N°11 contents papers of the Scientific Conference concerning Problems of Environmental Development in Rural Areas which was organised on the occasion of the 50th Anniversary of the Faculty of Land Reclamation and Environmental Engineering building in Warsaw, Nowoursynowska Street 166, from 20 to 21 June 1996. The Volume contents the papers which were presented during Session II: **Water management in rural areas.**

ZESPÓŁ REDAKCYJNY
Andrzej Ciepielowski, Bonifacy Łykowski (przewodniczący), Henryk Pawłat
Redaktor naukowy zeszytu 11 – Andrzej Ciepielowski

RECENZENCI
Kazimierz Banasik, Elżbieta Biernacka, Andrzej Byczkowski, Andrzej Ciepielowski, Piotr Hewelke, Stefan Ignar, Jerzy Jeznach, Janusz Kubrak, Józef Mosiej, Henryk Multan, Tomasz Okruszko, Kazimierz Piekut, Zbigniew Popek, Czesław Somorowski, Jan Szatyłowicz, Jan Tyszka, Edward Wiencław, Stanisław Żakowicz, Jan Żelazo

ADRES REDAKCJI
Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW
ul Nowoursynowska 166
02-787 Warszawa
tel. 43-90-41 (61, 81) wew. 1273 i 1769

Projekt okładki i strony tytułowej – Barbara Werbanowska

Redaktor prowadzący – Elżbieta Dyszkiewicz
Redaktorzy techniczni – Zofia Orłowska, Maciej Reinstein
Korektor – Jadwiga Rydzewska

ISBN 83-00-02975-3

Wydawnictwo SGGW
Nakład 500 egz. Ark. wyd. 26,0. Ark druk. 22,5
Oddano do druku w maju 1996 r. Wyd. 1472
Wydrukowano w Zakładzie Małej Poligrafii Wydawnictwa SGGW. Zam. 74/96

K. ADAMOWSKI*

Regional rainfall intensity-duration-frequency formula for Canada

Abstract

A hierarchial regional analysis of rainfall was performed to develop intensity-duration-frequency (IDF) relationships for Canada based on L-moments procedures. The results of numerical analyses using 320 observation stations revealed that Canada could be considered as one homogeneous region with respect to L-skewness (L-s) and L-kurtosis (L-k). However, mean annual precipitation (MAP) is heterogeneous. Therefore, Canada was subdivided into homogeneous sub-regions based on MAP. Each sub-region was also homogeneous in L-coefficient of variation (L-cv).

The general extreme value (GEV) distribution was identified as a regional parent. The parameters of the GEV are dependent on both MAP and storm duration. Therefore, a hierarchial model was developed whereby the GEV was fitted with L-s, L-cv, and MAP estimated based on regional, sub-regional, and at-site information, respectively.

Generalized expressions were developed that can be used to determine the design strom values at gauged and ungauged sites. The developed regional IDF equation gives estimates of design storms with ±15 per cent error for 90 per cent of the time.

Key woords: hierarchial analysis, rainfall intensity – duration-frequency, homogeneonus region, general extreme value distribution.

Introduction

Rainfall frequency analyses are used extensively in the design of storm runoff structures, agricultural drainage systems, and in many other problems involving natural hazards due to extreme rainfall events. The most common frequency approach consists of developing a relationship between rainfall intensity (or depth), duration, and the frequency or return period. Such relationships are known as IDF curves or equations and are derived using observed annual maximum series at one site (at-site) or several sites (regional analysis).

In developing the IDF relationships, the estimates of the rainfall intensity for a given duration t, expressed in hours, and return period T, expressed in years, can be obtained from frequency analysis employing various frequency distribution and parameter estimation methods. Often, the Gumbel Type I distribution is used (WMO, 1981). However, recent studies (Pilon et al., 1991) indicate that the Gumbel Type I distribution is not applicable to all stations and all durations in Canada.

When the IDF relationship is needed for ungauged locations, or for stations with a short rainfall record, then use is made in Canada (Hogg and Carr, 1985) and the United States of America (USA) (Hershfield, 1981) of regionalized infor-

*Adresy autorów są na końcu artykułów

mation mapped in the form of a rainfall frequency atlas. More recently, generalized IDF relationships have been expressed by equations, i.e. Chen (1983) for the USA and Kothyari and Garde (1993) for India. However, these maps and equatios have been produced by interpolation and smoothing of results of at-site frequency analyses. Unfortunately, there are large uncertainties associated with producing and using these relationships.

It is possible to improve the i d f relationships by using longer data series, which are now available, and employing regional analyses techniques based on L-moments. The purpose of this paper is to develop regional IDF equations using L-moments technique.

Intensity-duration-frequency (IDF) relationship

The at-site IDF relationship can be described mathematically by the following equation:

$$R_t^T = a_0 T a_1 / t a_2 \quad (1)$$

where R_t^T is the rainfall intensity having duration t (minutes) and return period T (years), and a_0, a_1, and a_2 are the site specific constants. When the IDF curve or equation is not available due to a lack of data, then use is made of regional maps. More recently, generalized IDF equations have been formulated using the depth-duration and depth-frequency ratios based on information contained in regional maps, thereby reflecting the geographical pattern of rainfall. One such exaple of this approach has been recently described by Kothyari and Garde (1992), and their formula is given as:

$$R_t^T = C(T^{0.2}/t^{0.71})\,(R_{24\,HR}^{2\,YR})^{0.33}(60/t) \quad (2)$$

where C is a regional constant (i.e. C = 6,0 for Chicago, C = 8,31 for India, C = 9,1 for Sri Lanka, etc.), $R_{24\,HR}^{2\,YR}$ is the 24-hour, 2-year rainfall depth at the site of interest, and T and t are as previously defined. The accuracy of Eq. (2) is less than ±18 per cent error for 95 per cent of the time. Furthermore, all of the equations (including Eq. (2)) reported in the literature have been developed using the Gumbel Type I distribution with values being extrapolated in space. Hence, large uncertainties are inherently involved in the procedure. Regional analysis, which uses data from many sites, can reduce these uncertainties in estimating the rainfall frequencies.

Regional Analysis

Regionalization requires the selection and verification of homogeneous regions, the identification of a regional probability distribution, and the estimation of the regional distribution's parameters. The method of L-moments can be used in all stages of regional analysis providing virtually unbiased and robust estimators (Hosking, 1990).

Using L-moments, Adamowski et al. (1994) have found that Canada may be considered as one homogeneous region with respect to the L-skewness (L-s) and L-kurtosis (L-k). But, the L-coefficient of variation (L-cv) shows a regional variability that is related to the mean annual precipitation (MAP). A regional parent

distribution has been identified to be the general extreme value (GEV) distribution, rather than the Gumbel Type I (or EV I) distribution, the parameters of which depend on MAP and strom duration. Thus a regional hierarchial model (Gabriel and Arnell, 1991) based on the GEV is postulated and denoted as HRGEV, whereby its different parameters are assumed to be approximately constant over different spatial scales.

The regional IDF equations are proposed based on an analysis of data from 320 stations located in different climatic regions that exist in Canada. See Table 1 for a breakdown by various areas in Canada. In developing these equations, linear depth-duration and depth-frequency relationships are postulated as follows:

$$R_t^T = aR_{60\,min}^T + b \quad (3)$$

$$R_t^T/R_t^{10\,YR} = C\ln(MPA) + b \quad (4)$$

where a, b, c, and d are linear regression constants, and R, t, T, and MAP are as previously defined. By combining Eqns. (3) and (4), a regional IDF relationship is obtained.

Regional IDF equation

From a numerical analysis of 320 stations (Table 1), the following depth-duration relationship (Eq. 3) for storms less than 60 minutes in duration was estimated as (Alila, 1993):

$$R_t^T = 0.183t^{0.433}R_{60}^T \quad (5)$$

having a coefficient of determination of 0.98.

The depth-frequency relationship (Eq. (4)) was estimated as:

$$R_t^T/R_t^{10\,YR} = [(-0.038\ln(T) - 0.088)\ln(MAP) + (0.495\ln(T) - 0.152)] \quad (6)$$

where all symbols are as previously defined.

By combining Eqns. (5) and (6), the following general regional IDF relationship is obtained:

$$R_t^T = [(-0.038\ln(T) + 0.88)\ln(MAP) + (0.495\ln(T) - 0.152)] \cdot [0.183t^{0.433}]R_{60\,min}^{10\,YR} \quad (7)$$

In order to verify the accuracy of Eq. (7), the error (E) was estimated as defined by:

$$E(\%) = 100\left\{[(R_t^T)_{obs} - (R_t^T)_{comp}]/R_t^T)_{obs}\right\} \quad (8)$$

where 'obs' is an estimate obtained from regional IDF and 'comp' is from HRGEV produceres for selected long term stations. Figure 1 compares the R_t^T values computed from regional analysis (HRGEV) to

TABLE 1. Total number of gauged stations and average record length

Area	Storm Duration 5 min < t < 30 min	
	Number of Sites	Average Record Length
Alberta	24	22
British Columbia	60	18
Manitoba	22	20
Maritimes	40	20
Ontario	70	21
Quebec	74	18
Saskatchewan	30	21
Canada	320	19

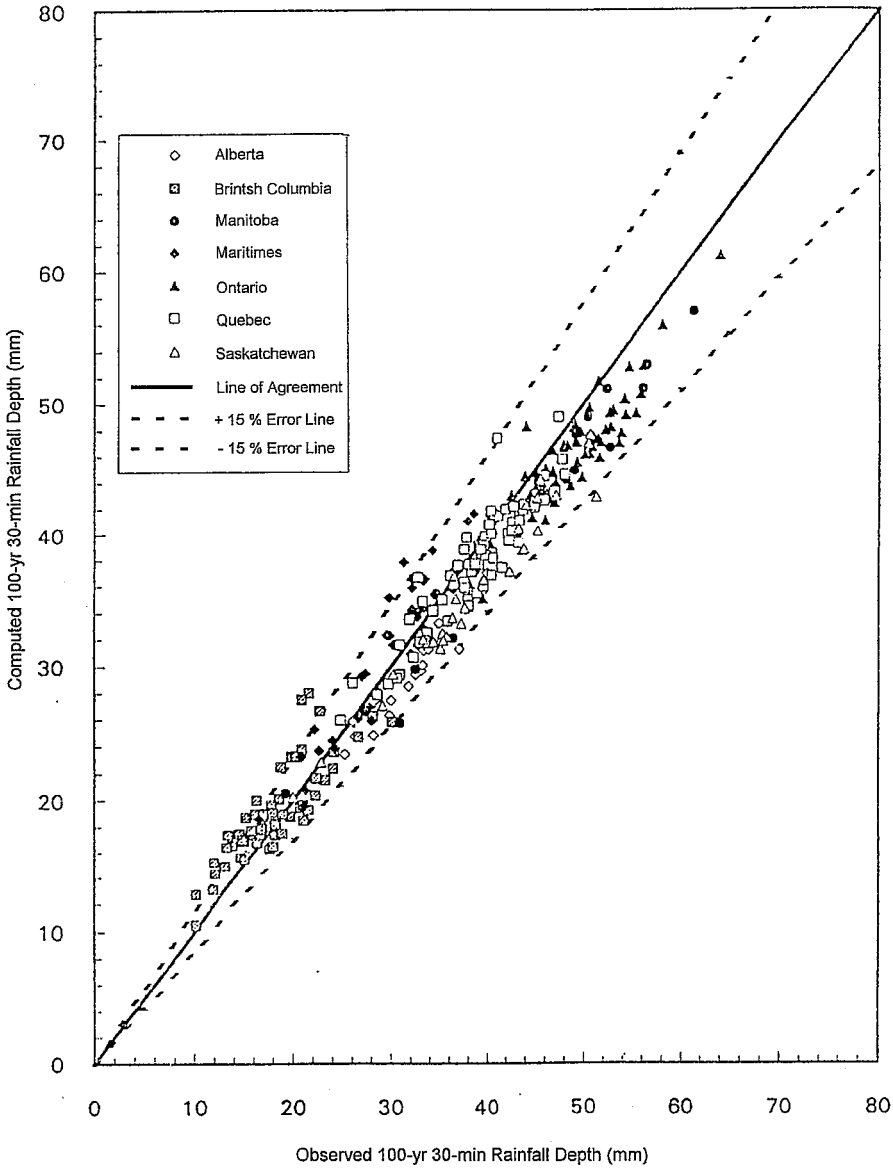


FIG. 1. Performance of the proposed RDDF Eq. (7) for the 100-year 30-minute design storm

the corresponding observed values (single site analysis) for the 100-year 30-minute rainfall. The results indicate the presence of bias, and the error is ±15 per cent for 90 per cent od the time. Figure 2 presents a relationship of error (Eq. (8)) with MAP for the 100-year 30-minute rainfall. It can be observed from Figure 2 that the magnitude of error depends on MAP. Similar findings were observed for other combi-

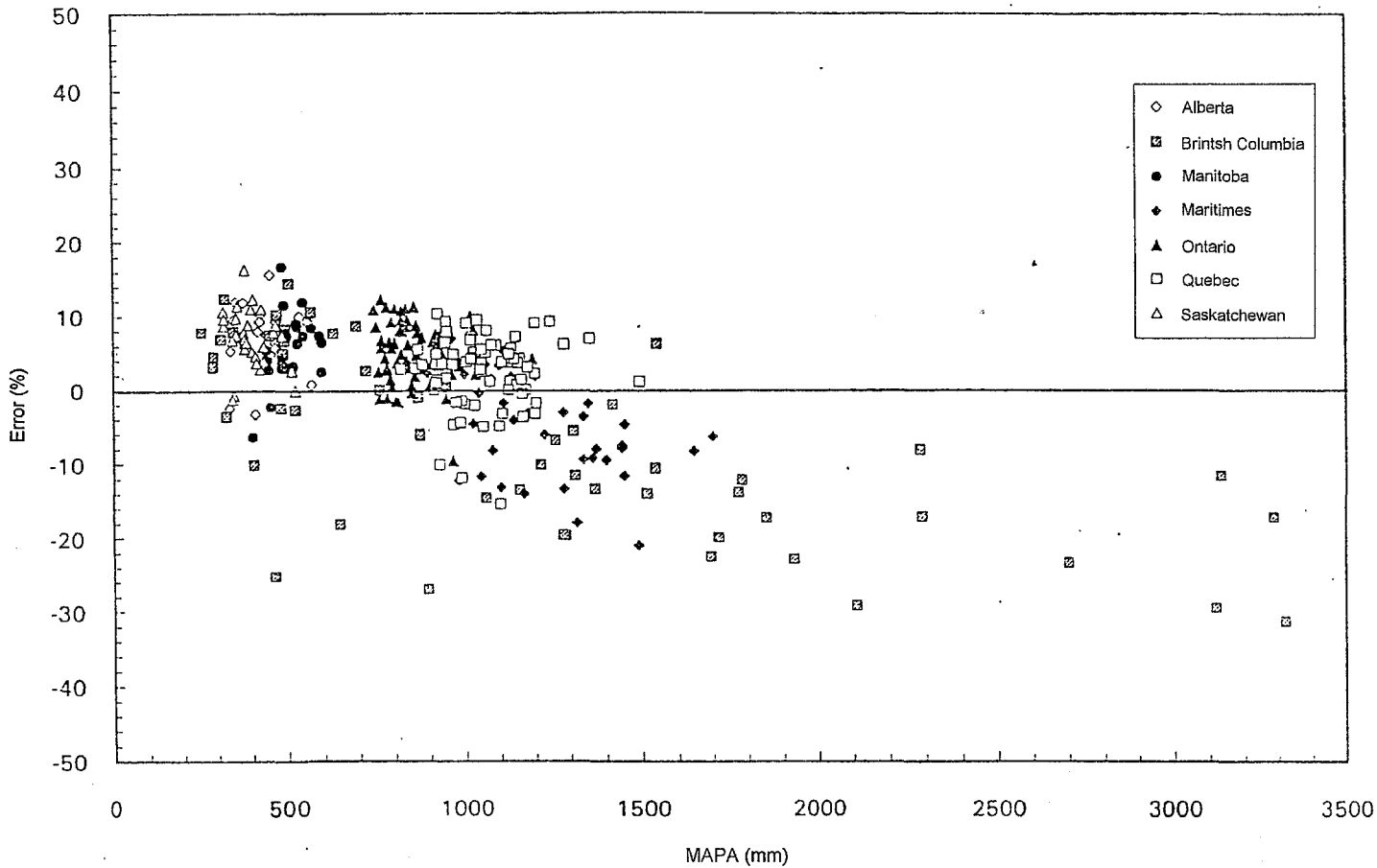


FIG. 2. Error of proposes Eq. (7) in estimating the 100-year 30-minute design storm as a function of MAP

nations of return periods and durations. Further research may be warranted to explore the nature of these errors.

In practical applications, Eq. (6) can be used for ungauged locations or for stations with limited data, whereby only the 10-year 60 minute rainfall is needed.

Conclusion

Using the hierarchial and L-moment procedures, a regional IDF equation was derived for Canada for storms having rainfall durations less than 60 minutes. It can be used for estimating design storms for ungauged locations and for stations having limited data. The developed equation gives design storm estimates that have ±15 per cent error for 90 per cent of the time, and the error depends on mean annual precipitation.

Acknowledgements

The financial assistance provided by the individual operating and strategic NSERC grants is acknowledged. Data were provided by the Atmospheric Environment Service of Environment Canada.

References

ADAMOWSKI K., P.J. PILON, B. BOBÉE and Y. ALILA 1994: *Identification of a regional distribution for Canada.* Proceedings of the International Workshop on 'Closing the gap between theory and practice in urban rainfall applications', St. Moritz, Switzerland, November 30 – December 4, p. 122–141.

ALILA Y. 1994: *A regional approach for estimating design storms in Canada.* Ph. D. Thesis University of Ottawa, Department of Civil Engineering.

CHEN C.L. 1983: *Rainfall Intensity-Duration--Frequency formulas.* Journal of the Hydraulics. Division, ASCE, Vol. 109, No 12, p. 1603––1021.

GABRIEL S. and ARNELL N. 1991: *A hierarchial approach to regional flood frequency analysis.* Water Resources Research, Vol. 27, No 6, p. 1281–1289.

HERSHFIELD A.M. 1961: *Rainfall frequency atlas of the United States.* U.S. Weather Bureau, Technical Paper No 40.

HOGG W.D. and CARR D.A. 1985: *Rainfall atlas for Canada.* Atmospheric Environment Service Environment Canada.

HOSKING J.R.M. 1990: *L-moments analysis and estimation using linear combination of ordered statistics.* Journal of the Royal Statistical Society, Series B, Vol. 52, No 1; p. 105–124.

KOLHYARI U.C. and GARDE R.J. 1992: *Rainfall intensity-duration-frequency formula for India.* Journal of the Hydraulics Division, ASCE, Vol. 108, No 2; p. 323–336.

PILON P.J., ADAMOWSKI K. and ALILA Y. 1991: *Regional analysis of annual maximum precipitation using L-moments.* Atmospheric Research Journal, Vol. 27, p. 81–92.

Selection of distribution types for extremes of precipitation. Report No 15, WMO-No 560, Geneva, Switzerland 1981.

Streszczenie

Regionalna formuła dla terytorium Kanady: natężenie opadu – czas trwania – częstotliwość. Do opracowania zależności: natężenie opadu – czas trwania – częstotliwość (IDF) – dla terytorium Kanady, opartej na procedurze L – momentów, wykorzystana została hierarchiczna regionalna analiza opadów.

Wyniki analizy numerycznej wykonanej na podstawie danych dla 320 posterunków wykazały, że Kanada może być traktowana jako region jednorodny pod względem L-asymetrii (L-s) i L-kurtozy (L-k). Jednakże średnie roczne sumy opadów (MAP) są różnorodne (lub nie są jednorodne). Dlatego też Kanada została podzielona na jednorodne subregiony oparte na wartościach średnich rocznych opadów. Każdy subregion jest jednocześnie jednorodny pod względem L-współczynnika zmienności (L-c_v).

Jako regionalny rozkład prawdopodobieństwa został zidentifikowany rozkład wartości ekstremalnych (General Extreme Value – GEV). Parametry tego rozkładu są zależne od średniego rocznego opadu oraz czasu trwania opadu nawalnego.

W pracy został zastosowany hierarchiczny model, za pomocą którego rozkład wartości ekstremalnej (GEV) został dopasowany do określonych L-s, L-c_v i MAP, opierając się odpowiednio na regionalnej, subregionalnej i punktowej informacji.

Uogólniona postać wzoru została tak opracowana, że może być on stosowany do określania miarodajnych wartości opadu nawalnego w punktach kontrolowanych i nie kontrolowanych. Opracowany regionalny wzór: natężenie opadu – czas trwania – częstotliwość (IDF) daje oszacowanie miarodajnych opadów nawalnych z błędem ±15% dla 90% czasu.

Author's address
A. Adamowski
University of Ottawa, Civil Engineering
161 Louis Pasteur
Ottawa on K1N; GN5 Canada

Sławomir BAJKOWSKI

Wpływ roślinności wysokiej na warunki przepływu w korycie dwudzielnym

Abstract

Trees influence on the flow conditions in compound cross-section channel. The results of the laboratory experiments which were carried on the straight model river channel are described. A study were conducted for the purpose of examining the influence of cross-section shape and trees on the flow conditions. The basis model were made without trees. In second, there are trees location on the flood plain and banks of the main channel. The velocity and discharge distribution were used to determining the flow conditions on the mixing zone wide.

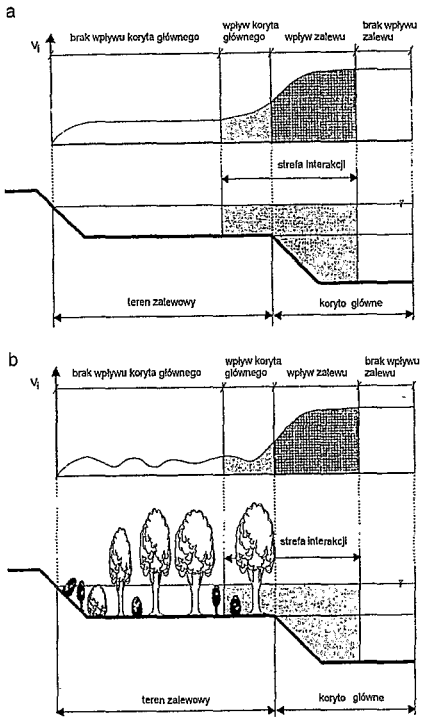
Key words: trees, compound channel, discharge distribution.

Wprowadzenie

Obliczanie natężenia przepływu w korytach posiadających zróżnicowany kształt przekroju poprzecznego oraz porastających roślinnością polega na wyróżnieniu z przekroju poprzecznego odcinków o podobnych warunkach przepływu. Na szerokości przekroju wydziela się więc części o zbliżonych głębokościach wody, obszary z występującymi drzewami, krzewami oraz pokryte wyłącznie trawami. Pozwala to na zastosowanie odmiennych parametrów charakteryzujących dany typ powierzchni, a w efekcie na wykorzystanie różnych formuł obliczeniowych i sumowanie natężeń przepływu dla wyróżnionych części przekroju. Pozostające w strefie przepływu drzewa i krzewy opóźniają przepływ nie tylko na szerokości pasa, na którym występują, ale również w pewnej odległości wokół (rys. 1). Podobny, wzajemny wpływ na siebie mają masy wody płynące korytem głównym i po nieporośniętych terenach zalewowych. Uwidacznia się to deformacją rozkładów prędkości w pionach i na szerokości przekroju. W artykule zaprezentowano wyniki badań modelowych dotyczących rozpoznania wpływu systematycznie rozmieszczonych drzew występujących w dwudzielnym przekroju na warunki przepływu w korycie.

Zaburzenia wywołane drzewami

Na rozkłady prędkości podłużnej w przekrojach poprzecznych koryt otwartych (na szerokości przekrojów i na głębokości wody) wpływają: typ i stan powierzchni tworzącej skarpy i dno koryta i zalewów, elementy pozostające w polu przepływu strumienia, kształt przekroju, zjawiska towarzyszące przepływowi oraz zewnętrzne czynniki zaburzające np.

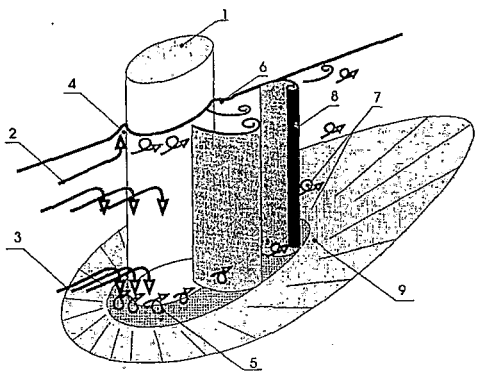


RYSUNEK 1. Podział koryta dwudzielnego na części: a– teren zalewu bez roślinności wysokiej, b – teren zalewu z roślinnością średniowysoką, V_i – prędkość średnia w pionie

wiatr. Dla koryt o złożonym przekroju, dodatkowy czynnik deformujący rozkłady prędkości stanowią załamania linii dna. Roślinność wodna porastająca dno lub skarpy przekroju koryta głównego powoduje znaczne zmniejszenie prędkości przepływu, wywołane falującym, pochylonym lub pływającym porostem.

Zaczynając od górnej krawędzi skarpy koryta głównego, poza roślinnością trawiastą mogą również występować drzewa lub krzewy pojedynczo lub w formie skupisk. Zakres i sposób oddziaływania traw na pionowy rozkład prędkości zależą od rodzaju roślin, gęstości pokrycia, pochylenia roślin oraz stopnia zakrycia czynnego przekroju poprzecznego (Dąbkowski 1995; Dąbkowski i Popek 1995). W odróżnieniu od roślinności trawiastej i częściowo krzaczastej, występujące na zalewach drzewa nie ulegają zauważalnym odkształceniom wskutek działania na nie wody. Analizując stosunek wysokości porostu do głębokości wody, drzewa zaliczane są do roślinności wysokiej. Nieczęsto zdarza się bowiem, aby korony drzew były zatapiane wodą.

Pień drzewa pozostający w polu płynącej wody powoduje zaburzenie prędkości przepływu w całym zakresie głębokości i na znacznej powierzchni wokół. Drzewa najlepiej opisuje się jako pionowe powierzchnie walcowe (rys. 2). Strumień opływający elementy znajdujące się w strefie przepływu powoduje występowanie szeregu niekorzystnych zjawisk (Breusers, Raudkivi 1991; Chong - Guang Su 1995).



RYSUNEK 2. Obszary zawirowań wokół pionowego walca opływanego przez wodę: 1 – walec (pień drzewa), 2 – czołowy przepływ ku górze, 3 – czołowy przepływ ku dołowi, 4 – fala czołowa, 5 – wir podkowiasty, 6 – wiry spływowe, 7 – wiry początkowe, 8 – wir nadążający, 9 – dół rozmycia

Atakujący pień drzewa strumień ulega segregacji. Z całości mas wody wydzielają się obszary (strumienie), które deformują rozkład prędkości występujący na terenie wolnym od drzew. Część mas wody napływając na pień ulega odchyleniu pionowemu, tworząc pionowy przepływ ku dołowi oraz czołową falę na powierzchni będącą wynikiem przepływu rozdzielonego strumienia czołowego ku górze. Wokół płaszczyzny walcowej pnia u jego podstawy, z jednej i z drugiej strony, tworzy się forma określana „wirem podkowiastym". Poniżej, za pniem od strony odpływu w świetle obrysu i w jego pobliżu, tworzą się „wiry początkowe" i zaczyna ukształtowywać się „strumień nadążający" taki, jaki powstaje poniżej opływanego ciała. Pojedyncze zawirowania przemieszczają się na długości strefy strumienia nadążającego, od dna ku powierzchni wody. Na powierzchni wody czołowa fala powstająca przed pniem okrążając go ulega deformacji powodując powstawanie od strony odpływu „wiru spływowego". Pień drzewa utrudnia transport rumowiska, zaburza pole prędkości, powoduje większe pulsacje prędkości oraz powstawanie lokalnych wirów przy dnie, co zwiększa możliwość powstawania rozmyć. Deformacja rozkładu prędkości wokół pnia drzewa zachodzi już w strefie czołowej fali przed pniem, trwa na długości „wiru nadążającego" i zanika z kierunkiem przepływu. Poniżej pnia drzewa następuje powolny zanik intensywności wirów podkowiastego oraz spływowego i powrót do warunków występujących w przekroju przed przeszkodą. Gdy w sąsiedztwie występują inne drzewa, strefy zawirowań mas wody mogą się na siebie nakładać, zarówno na szerokości, jak i długości przepływu. Strumień napływający na dalsze szeregi drzew posiada odmienną strukturę niż przed pierwszym szeregiem, a strefa wyrównania prędkości występuje wtedy poniżej ostatniego, najdalszego szeregu.

Strefa zaburzeń

Dla szerokich koryt, w których przepływ nie jest zaburzany przez brzegi lub drzewa znajdujące się w polu przepływu strumienia, pionowe rozkłady prędkości podłużnej zaburzane są wyłącznie szorstkością dna. Średnie prędkości i natężenia przepływu w sąsiednich pionach są wtedy podobne. Krzywa sumowa przepływu na szerokości takiego obszaru jest linią prostą nachyloną do poziomu pod kątem, którego funkcja tangens wyraża średnie natężenie przepływu. Gdy w polu przepływu występuje załamanie linii dna (brzegi) lub drzewa, następuje deformacja prędkości i zróżnicowanie natężenia przepływu.

Zakresy stref wzajemnego wpływu (interakcji) strumieni, płynących po obszarach o zróżnicowanych typach powierzchni lub głębokościach, sięgają poza linię dzielącą te obszary. Strefy o mniejszych oporach przepływu (większych prędkościach) deformują rozkłady prędkości stref o oporach większych. Z drugiej strony większe prędkości są opóźniane przez strumień obszarów gęściej porośniętych (o większych oporach przepływu). Rzeczywista strefa interakcji jest równa sumie szerokości pasów zaburzeń w obu sąsiadujących obszarach. Zakres tych zmian można określić analizu-

jąc rozkłady natężeń przepływów i średnich prędkości w pionach, na szerokości koryta. Na szerokości stref wpływu, zmieniają się również pionowe rozkłady prędkości podłużnej.

Według metody Harlachera (Byczkowski, 1996), całkowity przepływ Q w przekroju koryta jest sumą przepływów cząstkowych Q_i, będących iloczynem średniej prędkości w pionie V_i i pola powierzchni cząstkowej F_i:

$$Q = \sum_{i=1}^{n} Q_i = \sum_{i=1}^{n} (V_i F_i) \qquad (1)$$

Pomierzone wartości średnich prędkości V_i zależą zarówno od szorstkości powierzchni, rodzaju elementów znajdujących się w polu przepływu, jak też od oddziaływania obszarów przyległych. Tworząc krzywą sumową natężenia przepływu na szerokości przekroju poprzecznego koryta otrzymujemy całkowity przepływ w korycie lub na jego wydzielonych odcinkach. Na krzywej sumowej wyróżnia się odcinki: proste charakterystyczne dla części przekroju o ustalonych warunkach przepływu oraz krzywe dla obszarów na szerokości, których natężenia przepływu są zmienne na długości. Dla koryt o zróżnicowanym kształcie, lub w których występują skupiska drzew, odcinki krzywe wyznaczają szerokości stref zaburzeń. W badanych korytach wyróżnia się dwa typy zaburzeń zniekształcających warunki przepływu wywołane:

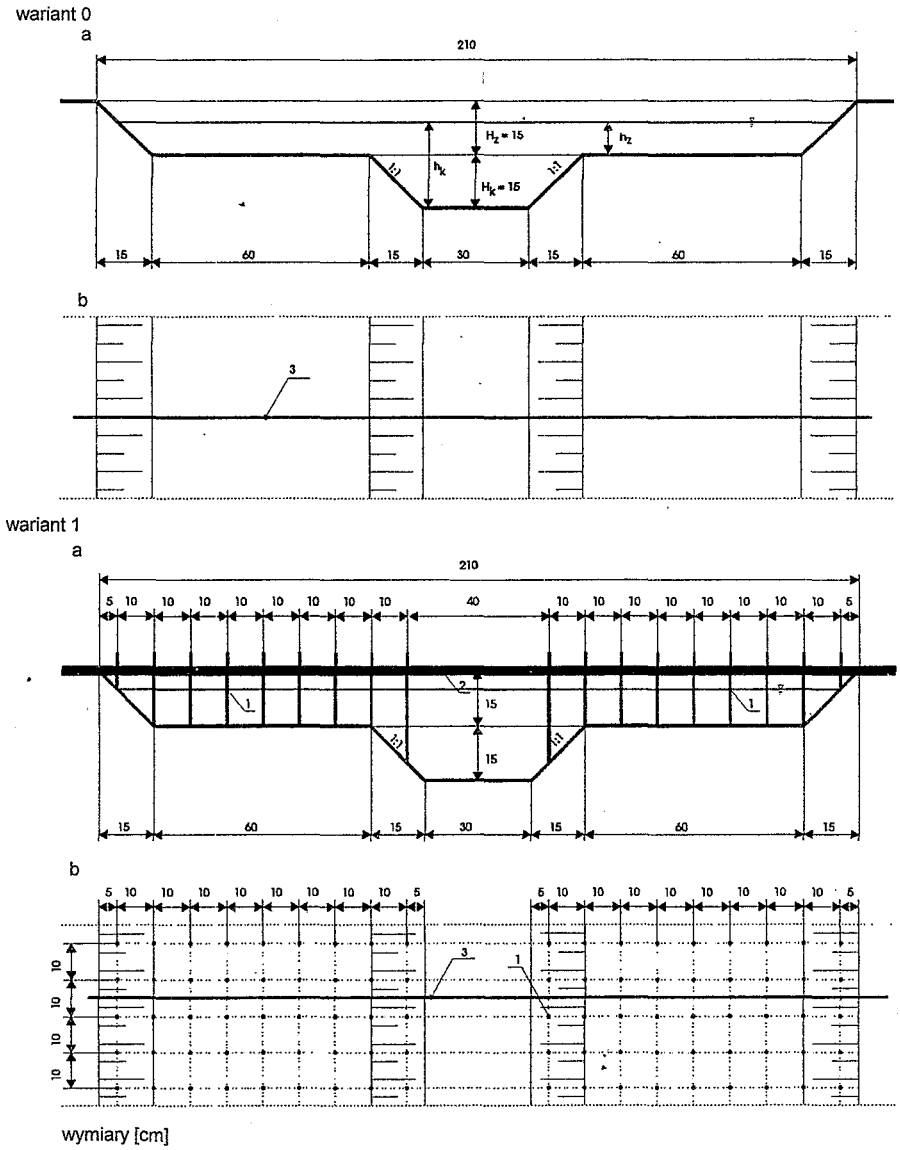
- zmianami kształtu przekroju poprzecznego (załamania linii dna),
- drzewami występującymi w przekroju poprzecznym koryta.

Przebieg badań

Model badawczy (Bajkowski, Kubrak 1993) wykonano w laboratorium Katedry Budownictwa Wodnego SGGW. Konstrukcja modelu umożliwiała zmianę ustawienia drzew na szerokości przekroju poprzecznego i długości terenów zalewowych oraz koryta głównego. Drzewa modelowano metalowymi prętami o średnicy 8 mm. Ustawienie drzew w przekrojach poprzecznych było jednakowe na długości koryta. W trakcie realizacji badań wykonano pomiary dla 4 różnych wariantów ustawienia drzew w przekroju poprzecznym, zachowując wspomnianą jednakową zabudowę na długości koryta. Dla każdego wariantu pomiary prowadzono dla napełnień w całym zakresie głębokości koryta (do 30,0 cm). W artykule omówiono analizy wyników pomiarów prowadzonych dla modelu bez drzew (wariant 0, rys. 3a) oraz gdy drzewa były rozmieszczone symetrycznie na szerokości przekroju i obejmowały tereny zalewowe oraz 1/3 szerokości skarp koryta głównego (wariant 1, rys. 3b). Zestawie-

TABELA. Zestawienie natężeń przepływu i głębokości wody w badanych wariantach modelu

Wariant 0		Wariant 1	
Q [l/s]	h_k [cm]	Q [l/s]	h_k [cm]
35,358	17,28	15,407	15,77
43,104	**18,43**	17,450	17,01
50,575	10,00	10,026	17,70
59,041	20,00	**20,796**	**18,29**
68,339	**20,85**	22,717	19,50
77,706	21,88	26,456	21,05
88,232	22,63	30,474	22,46
109,121	24,40	**34,910**	**24,26**
124,008	26,00	40,987	26,98
140,100	**26,35**	**46,042**	**28,94**



RYSUNEK 3. Schematy badanych wariantów modelu: a – przekrój poprzeczny, b – widok z góry; 1 – pręty, 2 – listwa mocująca pręty, 3 – linia przekroju pomiarowego

nie natężeń przepływu Q i napełnień h_k (większych od głębokości koryta głównego) zawiera tabela (tłustym drukiem podano pomiary, których wyniki zamieszczono na rysunkach w dalszej części pracy). Pomiary prędkości wykonywano w przekroju poprzecznym modelu w połowie odległości pomiędzy sąsiednimi szeregami drzew (5,0 cm poniżej drzew, linia 3 na rys. 3b).

Analizy wyników badań

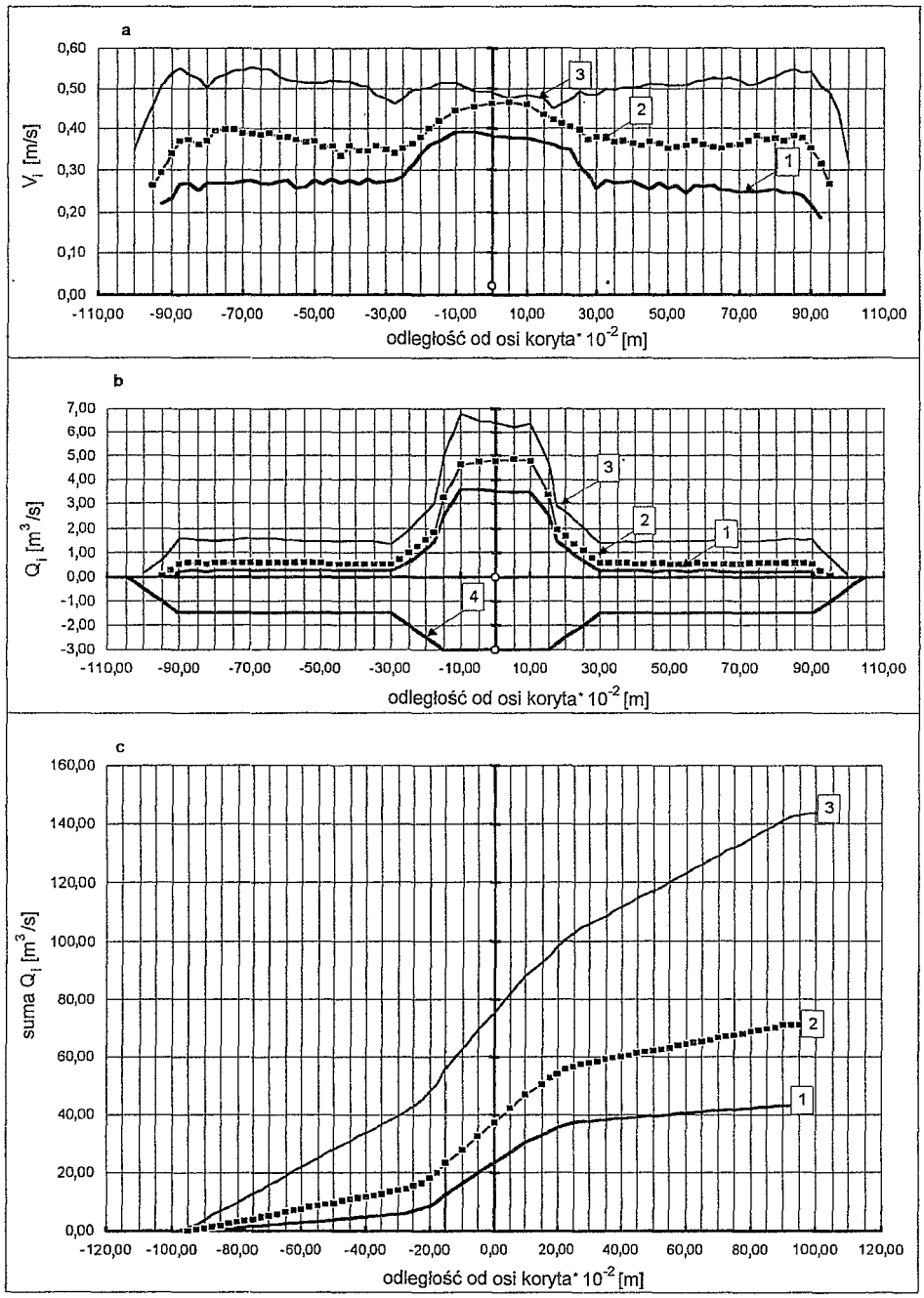
Model bez drzew (wariant 0)

Płynące masy wody w części głębokiej i po zalewie można rozpatrywać jako dwa równoległe strumienie stykające się ze sobą. Z jednej i drugiej strony fikcyjnej płaszczyzny rozdzielającej oba strumienie, położonej w miejscu przejścia koryta głównego w zalew, ciśnienia są jednakowe, prędkości przepływu zaś różne (Prandtl 1956). Na pionowej płaszczyźnie rozdziału zachodzi więc nieciągła zmiana prędkości i powierzchnia ta jest niestateczna, nie zachowuje swego kształtu. Skutkiem tego jest powstawanie miejscowych wygięć zwierciadła wody, w jednym miejscu narastania różnic prędkości, w innym spadków. Początkowo obserwuje się powstawanie fal na powierzchni w okolicach rozdziału strumieni, które następnie rozpadają się na wielką ilość nieregularnych wirów (Kubrak, Żbikowski 1995). Na styku obu strumieni, wewnątrz płynu, zachodzi silne mieszanie się mas wody. Gradienty prędkości na skrajach obszarów przepływu są bardzo duże, w rezultacie czego rozwija się strefa wirów, której poziomy zakres zależy od napełnienia.

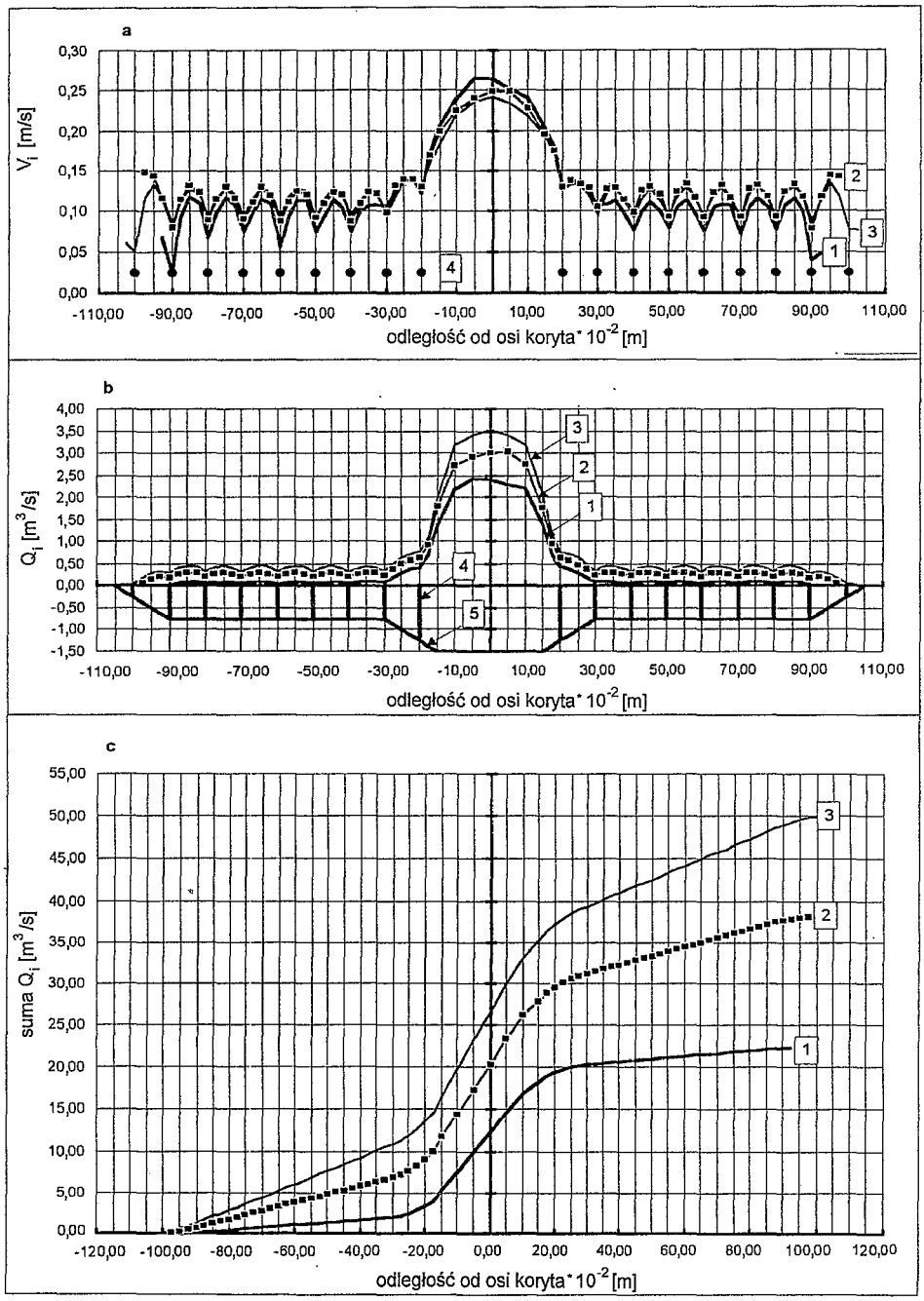
Na badanym modelu, w miarę wzrostu napełnienia (natężenia przepływu) następowało zróżnicowanie charakteru zmian rozkładów średnich prędkości przepływu w pionach, na szerokości koryta głównego i zalewów. Dla napełnień na zalewach nie przekraczających 1/3 głębokości koryta głównego, większe prędkości przepływu na terenie zalewów występowały w pobliżu płaszczyzny rozdziału. Przy wzroście napełnień strefa zwiększonych prędkości oddalała się od koryta głównego. Dalszemu wzrostowi towarzyszyło wyrównanie się prędkości przepływu, w korycie głównym i na zalewach (rys. 4a). Gdy głębokości wody na terenie zalewowym przekraczały 2/3 głębokości koryta głównego, prędkości przepływu w korycie głównym były nawet mniejsze niż na zalewach (linia 3 na rys. 4a). Największy stały przepływ występował w środkowej części koryta głównego, mniej więcej na 2/3 szerokości dna. Dalej, w miarę oddalania się od osi koryta w kierunku pionowej linii rozdzielającej koryto główne i zalewy, natężenie przepływu szybko malało. Przeprowadzone analizy wykazały, że największe wzajemne oddziaływanie mas wody w korycie głównym i na terenach zalewowych występuje na szerokości skarp trapezowego koryta głównego. Równocześnie stwierdzono, że dla małych napełnień na terenach zalewowych masy wody koryta głównego przyśpieszają przepływ na zalewach, a przy wzroście głębokości tendencja ta jest odwrotna, tzn. przepływ na zalewach wpływa hamująco na przepływ w korycie głównym.

Model z drzewami (wariant 1)

Gdy na terenie zalewu umieszczono drzewa, powstał dodatkowy czynnik zaburzający przepływ. W tym przypadku płaszczyzna rozdziału przebiega w linii wewnętrznego (skrajnego) rzędu drzew na obu skarpach koryta głównego. Występujące w pewnych odstępach drzewa stwarzają warunki przepływu podobne do tych, które powstają na powierzchniach o dużych szorstkościach. Z tych względów, określając współczynniki oporów



RYSUNEK 4. Wybrane charakterystyki hydrauliczne dla wariantu 0: a – średnie w pionach prędkości przepływu, b – średnie natężenia przepływu, c – krzywe sumowe natężenia przepływu; 1 – Q = 43,104 [m^3/s], 2 – Q = 68,339 [m^3/s], 3 – Q = 140,100 [m^3/s], 4 – obrys dna koryta

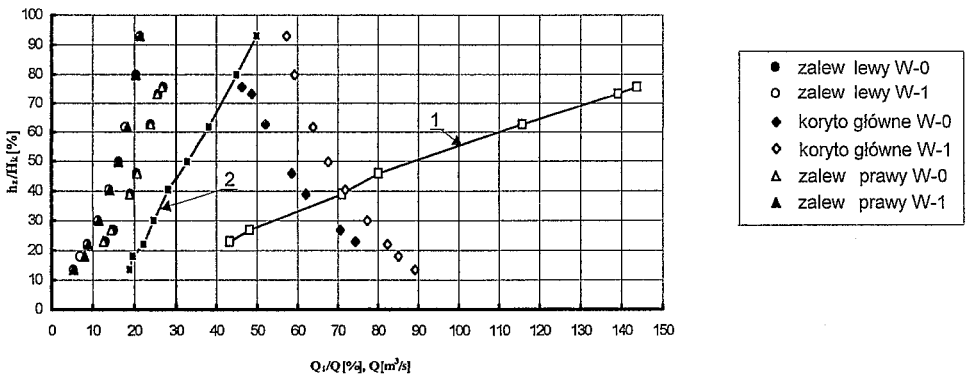


RYSUNEK 5. Wybrane charakterystyki hydrauliczne dla wariantu 1: a – średnie w pionach prędkości przepływu, b – średnie natężenia przepływu, c – krzywe sumowe natężenia przepływu; 1 – Q = 20,796 [m^3/s], 2 – Q = 34,910 [m^3/s], 3 – Q = 46,042 [m^3/s], 4 – drzewa, 5 – obrys dna koryta

na powierzchni rozdziału i tworząc rozkłady średnich w pionach prędkości na szerokości koryta głównego, zakłada się, że wzrost oporów przepływu wynika z szorstkości wywoływanej przez pojedyncze drzewo lub grupę drzew (Pasche 1984; Nuding 1991).

W wariancie 1 drzewa występowały na obu zalewach poczynając od 2/3 szerokości skarp koryta głównego (rys. 3b). Drzewa spowodowały znaczne zmniejszenie przepustowości koryta (Bajkowski 1994). Dla jednakowych natężeń przepływu nastąpiło zmniejszenie prędkości przepływu, w porównaniu do wariantu 0 zarówno w korycie głównym, jak i na zalewach (rys. 5a i 4a), przy jednoczesnym wzroście głębokości wody (krzywe 1 i 2 na rys. 6). Wzrósł także stosunek prędkości w korycie głównym do prędkości na terenach zalewowych. Przy wzroście natężeń przepływu (napełnień) wzrastały prędkości wody na zadrzewionych zalewach, a w korycie głównym nieznacznie malały. Jednocześnie zaobserwowano ciągły wzrost natężenia przepływu zarówno w korycie głównym, jak i na zalewach. Dało się również zauważyć wyrównywanie się prędkości przepływu (zmniejszenie wartości maksymalnych, a zwiększenie minimalnych) w pobliżu płaszczyzny rozdziału. W rozkładach natężeń przepływu nie występowała strefa stałego natężenia w środkowej części koryta. Gwałtowny spadek natężenia przepływu następował już od osi koryta i zanikał w linii drugiego rzędu drzew.

W obu analizowanych wariantach przy wzroście głębokości wody, udział zalewów w przepuszczaniu całkowitego przepływu wzrastał, a koryta głównego malał (rys. 6). Dla stałego poziomu wody, dla wariantu 0 płynęło po zalewach znacznie więcej wody niż dla wariantu 1. Przy jednakowym natężeniu przepływu, poza wspomnianym wzrostem napełnienia, zmieniał się również sposób rozdziału przepływu całkowitego pomiędzy zalewy i koryto główne. W zadrzewionym korycie (wariant 1) udział zalewów w całkowitym przepływie był wtedy większy niż w korycie bez drzew.



RYSUNEK 6. Procentowy udział przepływów koryta głównego i zalewów: 1 – krzywa natężenia przepływu dla wariantu bez drzew (W-0), 2 – krzywa natężenia przepływu dla wariantu z drzewami (W-1), h_z – głębokość wody na zalewach, H_k – głębokość koryta głównego

Wnioski

1. W analizach warunków przepływu koryt o złożonym kształcie przekroju poprzecznego pomocne są rozkłady prędkości średnich w pionach, jak też cząstkowych natężeń przepływu, na szerokości przekroju. Do wydzielenia z przekroju poprzecznego rzeki odcinków różniących się jednostkowymi natężeniami przepływu wykorzystać można krzywe sumowe natężenia przepływu.

2. Charakter zmian parametrów hydraulicznych strumienia w strefie zaburzeń na styku dwóch obszarów o różnych głębokościach wody zależny jest od stosunku głębokości wody w tych obszarach.

3. Regularnie rozstawione drzewa na terenach zalewowych oddziałują znacznie szerzej na przepływ w korycie głównym niż zmiana głębokości koryta, różny jest również charakter tego oddziaływania. Zwiększenie natężenia przepływu w korytach o gęstym pokryciu roślinnością wysoką w większej mierze wynika ze wzrostu napełnienia niż prędkości przepływu. Małe prędkości średnie nie gwarantują, że lokalne prędkości nie zagrożą stabilności przekroju.

4. Sposób rozdziału przepływu pomiędzy koryto główne i zalewy dla stałego natężenia przepływu jest inny, niż dla stałego poziomu zwierciadła wody. Przy ustalonym natężeniu przepływu zadrzewione zalewy przeprowadzają większą część całkowitego przepływu niż zalewy bez drzew. Przy stałym poziomie wody, w korytach z zadrzewionymi zalewami spada znacznie zdolność przepustowa całego przekroju. Zwiększa się jednak procentowy udział przepływów po zalewach w całkowitym przepływie, w porównaniu do koryta bez drzew.

Literatura

BAJKOWSKI S. 1994: *Wpływ roślinności wysokiej na przepustowość koryta wielkich wód.* Mat. XIV Ogólnopol. Szkoły Hydrauliki „Współczesne Problemy Hydrauliki Wód Śródlądowych", Lesko, s. 141–146.

BAJKOWSKI S., KUBRAK E. 1993: *Badania modelowe warunków przepływu w korytach wielkich wód.* Mat. XIII Ogólnopol. Szkoły Hydrauliki „Współczesne Problemy Hydrauliki Wód Śródlądowych", Kraków-Szczyrk, s. 57–67.

BREUSERS H. N. C., RAUDKIVI A. J. 1991: *Scouring.* Hydraulic Structures Design Manual No 2, IAHR, Rotterdam Brookfield.

BYCZKOWSKI A. 1996: *Hydrologia.* T. 1, Wydaw. SGGW, Warszawa.

CHONG-GUANG SU. 1995: *An Equation for Clear-water Bridge-pier Scour.* Hydra 2000, Vol. 1, s. 93–98.

DĄBKOWSKI SZ. L. 1995: *Badanie szorstkości hydraulicznej i odporności powierzchni trawiastych na ruch wody.* Mat. semin. nt. Hydrauliczne i ekologiczne problemy inżynierii rzecznej, Kat. Bud. Wod. SGGW, Warszawa, E1 - E9.

DĄBKOWSKI SZ. L., POPEK Z. 1995: *Metodyka wymiarowania koryt z roślinnością trawiastą.* Mat. semin. nt. Hydrauliczne i ekologiczne problemy inżynierii rzecznej, Kat. Bud. Wod. SGGW, Warszawa, F1 - F12.

KUBRAK J., ŻBIKOWSKI A. 1995: *Hydrauliczne warunki przepływu w korytach wielkich wód.* Mat. semin. nt. Hydrauliczne i ekologiczne problemy inżynierii rzecznej, Kat. Bud. Wod. SGGW, Warszawa, B1 - B14.

NUDING A. 1991: *Fließwiderstandsverhalten in Gerinnen mit Ufergebüsch.* Wasserbau – Mitteilungen No 35, Institut für Wasserbau Konstructiver Wasserbau und Wasserwirtschaft, Darmstadt.

PASCHE E. 1984: *Turbulenzmechanismen in naturnahen Fließgwässern und die Möglichkeiten ihrer mathematischen Erfassung.* Mitteilungen No 52, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Aachen.

PRANDTL L. 1956: *Dynamika płynów.* Tłum. J. Wysocki, PWN, Warszawa.

Adres autora
S. Bajkowski
Katedra Budownictwa Wodnego SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Kazimierz BANASIK, Elżbieta RUDZKA, Anna ŚMIETANKA

Eutroficzne wskaźniki zanieczyszczeń w odpływie rzecznym z małej zlewni rolniczej

Abstract

Nutrients in runoff from a small agricultural watershed. Selected results of water pollution measurements of runoff from a small agricultural watershed is presented in the paper. Concentration of nutrients in runoff, sampled once a week during two and half year period, at two stream gauging stations has been compared with water quality standards currently used in Poland. The area of the lowland watershed above two gauging stations is 23.4 km^2 and 82.4 km^2, respectively. The land use is dominated by arable land (small grain and potatoes), however forest cover 20% and 40.5% of the contributing area of the watershed, above the two gauges. Sandy soils are the dominant soil type in the watersheds. Low concentration of inorganic nitrogen, significant one of organic nitrogen and high concentration of dissolved as well as total phosphorus has been found in the runoff from the watershed.

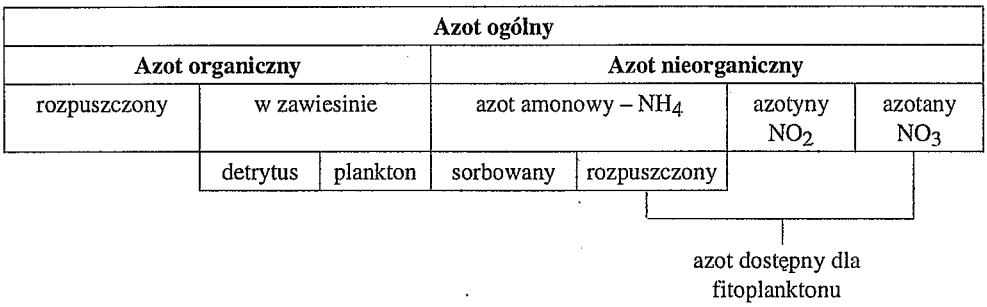
Key words: nutrients, diffuse pollution, small agricultural watersheds.

Wprowadzenie

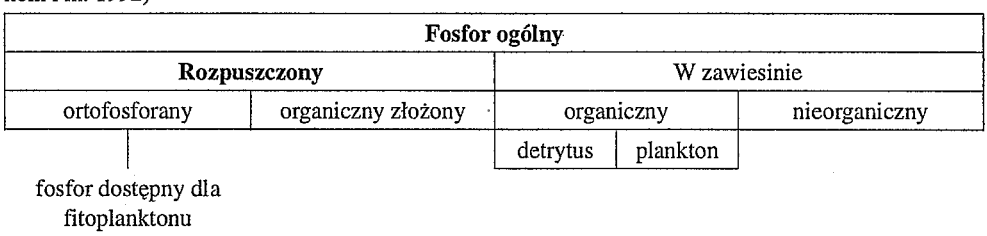
Zanieczyszczenia obszarowe (rozproszone) są ważnym źródłem dostających się do wód powierzchniowych związków azotu i fosforu, wywołujących procesy eutrofizacji w jeziorach i zbiornikach wodnych. Związki te dostają się do cieków wraz z wodami gruntowymi oraz ze spływem powierzchniowym i mogą występować jako związki rozpuszczone lub nierozpuszczone (występujące w zawiesinie). Te ostatnie dostarczane są do cieków w dużych ilościach, głównie w czasie spływów powierzchniowych, a ich ilość często wiązana jest funkcyjnie z ilością erodowanej gleby bądź natężeniem transportu rumowiska unoszonego (McDowell i in. 1984; Baker 1985; Garbrecht, Sharply 1992; Ng i in. 1993). Formy azotu i fosforu w wodach powierzchniowych przedstawiono w tabelach 1 i 2 (McCutcheon i in. 1992; McCutcheon 1993).

W artykule scharakteryzowano jakość wód rzeki Zagożdżonki z uwagi na stężenie eutroficznych wskaźników zanieczyszczeń, tj. związków azotu (organicznego, amonowego, azotanowego, azotynowego i ogólnego) oraz fosforu (rozpuszczonego i ogólnego), na podstawie prób pobieranych raz w tygodniu (zwykle w poniedziałek rano) w profilach Czarna i Płachty Stare, z okresu od lipca 1993 do października 1995. Przedstawione wyniki stanowią fragment opracowywanych badań terenowych, przeprowadzonych w Katedrze Budownictwa Wodnego SGGW w ramach projektu badawczego KBN pt. „Jakość i zmącenie odpływu z małej zlewni rolniczej".

Formy azotu występujacego w wodach powierzchniowych (wg McCutcheona, 1993; za McCutcheonem i in. 1992)



Formy fosforu występujacego w wodach powierzchniowych (wg McCutcheona, 1993; za McCutcheonem i in. 1992)



Charakterystyka zlewni i przepływów oraz metodyka badań

Rzeka Zagożdżonka jest lewobrzeżnym dopływem Wisły mającym swe ujście w okolicach Kozienic. Objęty badaniami obszar górnej części zlewni rzeki Zagożdżonki należy, wg podziału fizyczno-geograficznego do Równiny Radomskiej wchodzącej w skład Wzniesienia Południowomazowieckiego. Powierzchnia zlewni do rozpatrywanych profili pomiarowych wynosi:

- do Czarnej 23,4 km^2
- do Płacht Starych 82,4 km^2.

Na obszarze użytkowanych rolniczo zlewni cząstkowych, powyżej rozpatrywanych profili nie występują fermy hodowlane, zakłady przemysłowe czy systemy kanalizacji zbiorowej, uznawane powszechnie za punktowe źródła zanieczyszczeń.

Średnie roczne sumy opadu i odpływu dla tego obszaru z wielolecia (1963–1994) wynoszą odpowiednio ok. 610 i 110 mm (Modelowanie wpływu..., 1995), przy czym w latach hydrologicznych 1993–1995 odpowiednie wartości dla Płacht Starych wynosiły 611 i 85 mm.

Zlewnia rzeki Zagożdżonki jest zlewnią nizinną. Średnie spadki głównych cieków wynoszą od 2,5 do 3,5‰. Lokalne depresje (tereny bezodpływowe) nie mające wpływu na proces kształtowania się odpływu bezpośredniego i na wydatek rumowiska stanowią znaczącą część obszaru zlewni i wynoszą ok. 17% do profilu Czarna i ok. 24% do profilu Płachty Stare.

Grunty orne zajmują ok. 70% i 47,5% powierzchni hydrologicznie aktywnej części zlewni po omawiane profile, a lasy odpowiednio 20% i 40,5%. Gleby piaszczyste są dominującym rodzajem gleb.

Okres lat hydrologicznych 1993–1995, z uwagi na wartości przepływów średnich rocznych, był okresem raczej suchym, a lata hydrologiczne 1991 i 1992, tj. poprzedzające omawiany okres, były najbardziej suchymi z okresu 1963–1995. Przepływy średnie roczne w profilu Płachty Stare w okresie badań wynosiły odpowiednio 0,218 m^3/s, 0,180 m^3/s i 0,265 m^3/s, przy średnim z wielolecia 1963–1995 wynoszacym 0,290 m^3/s. Przepływy średnie z okresu 1993–1995 wynosiły 0,221 m^3/s w Płachtach Starych i 0,075 m^3/s w Czarnej.

Analizy chemiczne pobieranych prób wody przeprowadzane były w Laboratorium Jakości Wody i Ścieków ZTS „Pronit" w Pionkach, wg norm ogólnie przyjętych (Hermanowicz 1984). Oznaczane były następujące związki azotowe: azot organiczny N-org; azot amonowy $N\text{-}NH_4$; azot azotanowy $N\text{-}NO_3$, azot azotynowy $N\text{-}NO_2$ oraz fosfor rozpuszczony PO_4 i fosfor ogólny P.

Wyniki badań

W tabeli 1 podano kryteria klasyfikacji jakości wód śródlądowych, tj. dopuszczalne wartości analizowanych wskaźników zanieczyszczeń dla trzech klas czystości, natomiast w tabeli 2 zestawiono wyniki klasyfikacji prób pobieranych w przedziałach cotygodniowych w Czarnej i Płachtach Starych w okresie od lipca 1993 r. do października 1995 r. Część z podanych tu wyników badań, przeprowadzonych do końca roku hydrologicznego 1994, a także wyniki analiz pomiarów wykonanych od marca 1991 r. do lipca 1993 r. (nie obejmujących jednakże oceny stężeń fosforu ogólnego), w odniesieniu do kryteriów jakości wód powierzchniowych, obowiązujących do roku 1991, przedstawiono we wcześniejszym opracowaniu (Banasik i in. 1995).

W wymienionych profilach pobrano odpowiednio 116 i 114 prób wody do przeprowadzenia oceny stężeń podanych wskaźników zanieczyszczeń. Wyniki kla-

TABELA 1. Dopuszczalne wartości wybranych wskaźników zanieczyszczeń śródlądowych wód powierzchniowych ustalone w Rozporządzeniu Ministra OŚZNiL z 1991 r.

Dla klasy czystości	Dopuszczalne zanieczyszczenie wód [mg/dm^3]						
	azotem					fosforem	
	organicznym[a] N_{org}	amonowym $N\text{-}NH_4$	azotanowym $N\text{-}NO_3$	azotynowym $N\text{-}NO_2$	ogólnym N	rozpuszczonym PO_4	ogólnym P
I	(1,0[b])	1,0	5,0 (1,5)	0,02	5,0	0,2	0,1
II	(2,0)	3,0	7,0	0,03	10,0	0,6 (0,5)	0,25
III	(10,0)	6,0	15,0	0,06	15,0	1,0	0,4

[a]Brak danych o zanieczyszczeniach dopuszczalnych w ww. Rozporządzeniu.

[b]Wartości w nawiasach pochodzą z wcześniej obowiązujących przepisów Rozporządzenia Rady Ministrów z 1970, 1975 i 1987 r. (za Romanem 1989).

TABELA 2. Liczba prób spełniających kryteria klas czystości (podanych w tabeli 1) przy rozpatrywaniu poszczególnych zanieczyszczeń oddzielnie oraz wszystkich analizowanych łącznie

Rok hydrologiczny	Profil	Przepływ śr. roczny [m^3/s]	Liczba prób	Klasa czystości	Liczba prób spełniających kryteria							
					poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń							łącznie[a]
					N_{org}	$N\text{-}NH_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NO_2$	N ogól.	PO_4	P ogól.	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1993	Czarna	0,060	17	I	0	17	17	16	17	0	0	0
				II	16	0	0	1	0	13	1	1
				III	1	0	0	0	0	4	4	4
				poza kl.	0	0	0	0	0	0	12	12
	Płachty Stare	0,218	17	I	0	17	17	16	17	2	0	0
				II	14	0	0	1	0	12	3	2
				III	3	0	0	0	0	3	5	6
				poza kl.	0	0	0	0	0	0	9	9
1994	Czarna	0,060	51	I	7	50	50	50	45	3	0	0
				II	32	1	1	0	6	29	4	4
				III	12	0	0	1	0	15	19	19
				poza kl.	0	0	0	0	0	4	28	28
	Płachty Stare	0,180	50	I	3	50	50	50	48	4	0	0
				II	37	0	0	0	2	32	10	10
				III	10	0	0	0	0	13	24	24
				poza kl.	0	0	0	0	0	1	16	16
1995	Czarna	0,105	48	I	2	47	48	47	47	3	0	0
				II	26	1	0	1	1	35	9	9
				III	20	0	0	0	0	10	28	28
				poza kl.	0	0	0	0	0	0	11	11
	Płachty Stare	0,265	47	I	2	47	47	46	45	4	0	0
				II	27	0	0	1	2	30	11	11
				III	18	0	0	0	0	13	23	23
				poza kl.	0	0	0	0	0	0	13	13
1993–1995	Czarna	0,075	116	I	9	114	115	113	109	6	0	0
				II	74	2	1	2	7	77	14	14
				III	33	0	0	1	0	29	51	51
				poza kl.	0	0	0	0	0	4	51	51
	Płachty Stare	0,221	114	I	5	114	114	112	110	10	0	0
				II	78	0	0	2	4	74	24	23
				III	31	0	0	0	0	29	52	53
				poza kl.	0	0	0	0	0	1	38	38

[a]Przy klasyfikacji łącznej brano pod uwagę jedynie wskaźniki wymienione w kolumnach od 7 do 12.

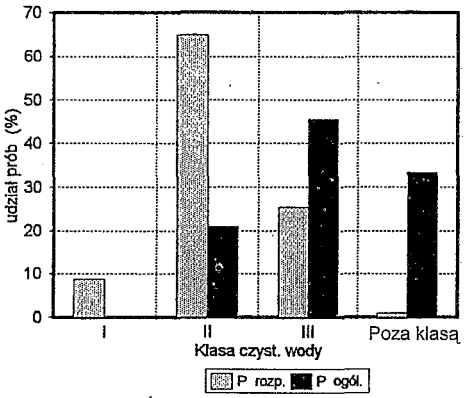
syfikacji prób zestawione w tabeli 2 wskazują na:

- znaczne zanieczyszczenie wód rzeki Zagożdżonki azotem organicznym (oceny dokonano w odniesieniu do uprzednio obowiązujących kryteriów jakości wód powierzchniowych, gdyż w Rozporządzeniu Ministra OŚZNiL z 1991 r. nie podaje się dopuszczalnych stężeń tego wskaźnika);
- niską zawartość nieorganicznych związków azotowych takich jak, azotu

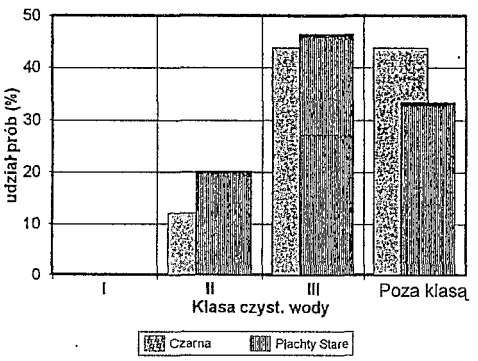
amonowego – $N\text{-}NH_4$ (łącznie w 114 próbach na 116 pobranych w Czarnej i we wszystkich 114 pobranych w Płachtach Starych stwierdzono stężenie nie większe niż dopuszczalne dla I klasy czystości), azotu azotanowego – $N\text{-}NO_3$, (w pobranych próbach, z wyjątkiem jednej próby z Czarnej zaliczonej do II klasy jakości, stwierdzono stężenie nie większe niż dopuszczalne dla I klasy czystości), azotu azotynowego – $N\text{-}NO_2$ (jedynie pięć prób, trzy w Czarnej i dwie w Płachtach Starych, nie spełniło kryterium wymaganego dla I klasy czystości);

- wysokie zanieczyszczenie wód fosforem rozpuszczonym i fosforem ogólnym (zaledwie 6 prób pobranych w Czarnej i 10 w Płachtach Starych posiadało stężenia fosforu rozpuszczonego nie większe niż dopuszczalne dla I klasy czystości, natomiast z uwagi na stężenie fosforu ogólnego żadna z pobranych prób nie spełniała kryterium I klasy, a ponad 80% prób nie spełniało także wymagań II klasy czystości wód).

Z danych zestawionych w tabeli 2 wynika, iż o ogólnej, niskiej klasyfikacji jakości wód rzeki Zagożdżonki decyduje głównie duża, względem wartości dopuszczalnych dla poszczególnych klas czystości wody, zawartość fosforu ogólnego. Klasyfikację odpływu ze zlewni z uwagi na stężenia fosforu ogólnego i fosforu rozpuszczonego w profilu Płachty Stare przedstawiono na rysunku 1. Klasyfikację łączną jakości odpływu dla rozpatrywanych profili, przeprowadzoną na podstawie prób pobieranych od lipca 1993 r. do



RYSUNEK 1. Klasyfikacja jakości wód rzeki Zagożdżonki w Płachtach Starych od lipca 1993 do października 1995, z uwagi na stężenie fosforu rozpuszczonego i ogólnego



RYSUNEK 2. Klasyfikacja łączna jakości odpływu rzecznego ze zlewni Zagożdżonki w profilach Czarna i Płachty Stare od lipca 1993 r. do października 1995 r.

października 1995 r. przedstawiono na rysunku 2.

Podsumowując przedstawione wyniki stwierdzić można, że w odpływie z górnej części zlewni Zagożdżonki występują znaczące zawartości azotu organicznego oraz wysokie zawartości fosforu rozpuszczonego (fosforanów) i ogólnego. Zanieczyszczenia fosforem, a szczególnie wysokie zawartości fosforu ogólnego spra-

wiają, że odpływy nie spełniają kryteriów I klasy czystości wód, a zaledwie w ok. 12% w Czarnej i 20% w Płachtach Starych zaliczane być mogą do II klasy.

Wyniki badań potwierdzają, że odpływy z obszarów rolniczych i terenów wiejskich mogą charakteryzować się dużym stopniem zanieczyszczenia wód, pomimo braku punktowych źródeł zanieczyszczeń.

Literatura

BAKER D.B. 1985: *Regional water quality impacts of intensive row-crop agriculture: A lake Erie basin case study.* J. of Soil and Water Conservation, Nonpoint Water Pollution – A special issue, Vol. 40; nr 1; 125–132.

BANASIK K., RUDZKA E., ŚMIETANKA A. 1995: *Wyniki badań stężeń związków azotu, fosforu i żelaza w odpływie rzecznym z górnej części zlewni Zagożdżonki.* Mat. na sympoz. „Monitorowanie i modelowanie procesów hydrologicznych w zmieniającym się środowisku", Pionki, 4–5.09.95; 41–46.

GARBRECHT J., SHARPLY A.N. 1992: *Sediment-phosphorus relations in watersheds.* Mat. 5th International Symposium on River Sedimentation – Sediment Management, Karlsruhe, Vol. II; 601–610.

HERMANOWICZ W., 1984. *Chemia sanitarna.* Arkady, Warszawa.

Modelowanie wpływu działalności człowieka na wezbrania opadowe i transport rumowiska w małych zlewniach rolniczych. Raport z badań MR/USDA-90-51. Kat. Bud. Wod. SGGW 1995.

McCUTCHEON S.C. 1993: *Water Quality Modeling: Biogeochemical Cycles in Rivers.* CRC Press, Boca Raton, Floryda.

McCUTCHEON S.C., MARTIN J.L., BARNWELL T.O. 1992. *Water quality.* [w:] Handbook of Hydrology, red. D.R. Maidment, McGraw-Hill, Inc., Nowy Jork.

McDOWELL L.L., WILLIS G.H., MURPHREE C.E. 1984: *Plant nutrient yields in runoff from a Mississippi Delta watershed.* Trans. ASAE; 1059–1066, 1073.

NG H.Y.F., MAYER T., MARSALEK J. 1993: *Phosphorus transport in runoff from a small agricultural watershed.* Wat. Sci. Tech. „Diffuse Pollution", red. H. Olem, Vol. 28; 451–460.

ROMAN M. 1989: *Ewolucja zasad klasyfikacji wód powierzchniowych i warunków odprowadzania do nich ścieków w Polsce.* Mat. na symp. „Metody badań i oceny jakości wód powierzchniowych", Polski Komitet ds. IAWPRC przy IMiGW, Warszawa, 5–35.

Rozporządzenie Rady Ministrów z dn. 9.06.1970 r. w sprawie norm dopuszczalnych zanieczyszczeń i warunków wprowadzania ścieków do wody i do zlewni. Dz. U. nr 17 z 1970 r., poz. 144.

Rozporządzenie Rady Ministrów z dn. 29.11.1975 r. w sprawie klasyfikacji wód, warunków jakim powinny odpowiadać ścieki oraz kar pieniężnych za naruszanie tych warunków. Dz. U. nr 41 z 1975 r., poz. 214.

Rozporządzenie Rady Ministrów z dn. 21.12.1987 r. w sprawie klasyfikacji wód, warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki oraz kar pieniężnych za naruszanie tych warunków. Dz. U. nr 4, poz. 248.

Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dn. 5.11.1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi. Dz. U. nr 116 z 1991 r., poz. 503.

Adresy autorów
K. Banasik
Katedra Budownictwa Wodnego SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
E. Rudzka, A. Śmietanka
Laboratorium Jakości Wody i Ścieków
ZTS PRONIT, Pionki

Andrzej BYCZKOWSKI, Barbara MANDES, Stanisław MORDZIŃSKI

Badania nad wpływem regulacji rzek i melioracji na odpływ rzeczny w dorzeczu Narwi

Abstract

Impact of river training and valleys drainage on water flow regime in the Narew river basin. Impact's estimation of the river training and river valleys drainage were carried out in Department of Hydraulic Structures basing on hydrometrical data of the Narew river basin and the neighbouring rivers basins.

On the basis of the time series of the low (NQ) and average (SQ) discharges from period 1951–1990 it was stated that in the several gauges the values of these discharges grew up in the period 1971–1990. The values of these changes were compared with the river training regulation indexes (W_r) and the drainage indexes (W_m). As the result the authors obtained, that these low and average discharges changes were caused by the river training.

Key words: autoregression, index of the regulation, river basin, index of the drainage.

Wprowadzenie

Prace melioracyjne i regulacja rzek są zamierzoną ingerencją gospodarczą człowieka w naturalny układ stosunków wodnych. Powodują zmianę reżimu hydrologicznego zlewni, przede wszystkim ilościowe i jakościowe zmiany odpływu.

Dotychczas nie ma zgodności poglądów co do jednoznacznej oceny wpływu melioracji i regulacji rzek na reżim odpływu rzek. Tę niezgodność można tłumaczyć porównywaniem niejednorodnych serii badawczych, co wynika z faktu, że badania nad wpływem melioracji i regulacji rzek prowadzone są w różnych warunkach fizyczno-geograficznych i przy różnej intensyfikacji (natężeniu) prac melioracyjnych, oraz nakładaniem się czynników antropogenicznych na naturalną zmienność odpływu powodowaną okresowymi zmianami lub wahaniami klimatu. Ogólnie przyjmuje się że melioracje odwadniające oraz regulacja koryt rzecznych poprawiają warunki odpływu, co wyraża się wzrostem globalnej wielkości odpływu rzecznego w zlewni.

Metodyka badań

W wyniku badań przeprowadzonych przez Katedrę Budownictwa Wodnego SGGW w ramach projektu badawczego KBN nr 6.6124.91.02 „Badanie wpływu czynnika antropogenicznego na przebieg procesu odpływu w małych zlewniach rzecznych (na podstawie wybranych zlewni badawczych)" omówiono wpływ regulacji rzek i melioracji na przepływy charakterystyczne w 39 profilach wodowskazowych położonych w dorzeczu Na-

rwi i rzek sąsiednich. Dla 28 profili wodowskazowych dysponowano 40-letnimi ciągami obserwacyjnymi, obejmującymi lata 1951–1990, dla 11 profili dane pochodziły z okresów 35- lub 30-letnich, obejmujących lata 1956–1990 lub 1961–1990.

Badaniami objęto przepływy niskie roczne (*NQ*) i średnie roczne (*SQ*). W pierwszym etapie na podstawie nieparametrycznych testów statystycznych badano jednorodność oraz istotność trendów ciągów chronologicznych przepływów (*NQ*) i (*SQ*) (Byczkowski, Mandes 1995). Przyjęto liniowy charakter aproksymanty trendu o równaniu:

$$y = ax + b \tag{1}$$

gdzie:

a, b – parametry funkcji,

x – kolejny rok w badanym okresie,

y – wyrównana wartość przepływu *NQ* lub *SQ*.

Na podstawie przeprowadzonej analizy statystycznej stwierdzono, że w większości analizowanych przypadków ciągi przepływów *NQ* i *SQ* są niejednorodne i wykazują istotny statystycznie trend dodatni (rosnący). W przypadkach wystąpienia istotnego statystycznie trendu, ciągi te charakteryzują się istotną różnicą wartości średnich w okresach 1951–1970 i 1971–1990, bardziej wyraźnych dla *NQ* i nieco słabszych dla ciągów *SQ* w drugim okresie 1971–1990. Biorąc to pod uwagę zaproponowano przyjąć do dalszych analiz wskaźnik wielkości zmian przepływów w postaci (Byczkowski, Mandes 1995):

$$W_{NQ} \cup W_{SQ} = \frac{\overline{Q}_{1971-1990} - \overline{Q}_{1951-1990}}{\overline{Q}_{1951-1990}} \cdot 100\% \tag{2}$$

Wielkość tego wskaźnika określa, w jakim stopniu nastąpił wzrost przepływów *NQ* bądź *SQ* w dwudziestoleciu 1971–1990 w porównaniu z poprzednim okresem 1951–1970.

Dane o pracach regulacyjnych i melioracyjnych otrzymano z wojewódzkich zarządów melioracji i urządzeń wodnych w Suwałkach, Białymstoku, Łomży, Ostrołęce, Olsztynie, Elblągu oraz z rejonowych oddziałów podlegających tym zarządom.

Uzyskane dane tj. powierzchnie zmeliorowanych obszarów (użytki zielone i grunty orne) w km^2 oraz długości uregulowanych cieków (km) naniesiono na mapy topograficzne w skali 1:200 000, a następnie zsumowano w obrębie poszczególnych zlewni wodowskazowych i zlewni różnicowych, dla których badano zmienność przepływów *NQ* i *SQ*.

Na podstawie tych danych obliczono wskaźniki:

$$W_m = \frac{A_m}{A_c} \cdot 100\% \tag{3}$$

gdzie:

W_m – wskaźnik zmeliorowania,

A_m – powierzchnia obszarów zmeliorowanych (km^2),

A_c – całkowita powierzchnia zlewni (km^2).

$$W_r = \frac{L_r}{L_c} \cdot 100\% \tag{4}$$

gdzie:

W_r – wskaźnik uregulowania,

L_r – łączna długość cieków uregulowanych na obszarze danej zlewni (km),
L_c – długość wszystkich cieków na obszarze danej zlewni (km).

W podobny sposób obliczono wskaźniki W_m i W_r dla zlewni różnicowych, odnosząc w procentach sumaryczne powierzchnie zmeliorowane do powierzchni zlewni pomiędzy badanymi przekrojami wodowskazowymi (W_m), oraz sumę długości uregulowanych cieków do sumarycznej długości cieków na obszarze zlewni różnicowej pomiędzy tymi samymi przekrojami (W_r). Graficzny obraz obszarowego rozkładu wartości wskaźników W_m i W_r przedstawiony został na dołączonych mapkach (rys. 1, 2).

Ponieważ regulacja rzek wykonywana jest z reguły łącznie z melioracją, co jest w zasadzie koniecznym warunkiem prawidłowo zrealizowanej inwestycji, zaproponowano tzw. wskaźnik antropogeniczny W_a w postaci:

$$W_a = \sqrt{\frac{W_r^2 + W_m^2}{2}} \qquad (5)$$

W pracy zbadano, jaki wpływ na W_{NQ} i W_{SQ} mają określone wyżej wskaźniki: W_r, W_m, W_a. Przyjęto liniową regresję w postaci równania:

$$y = ax + b$$

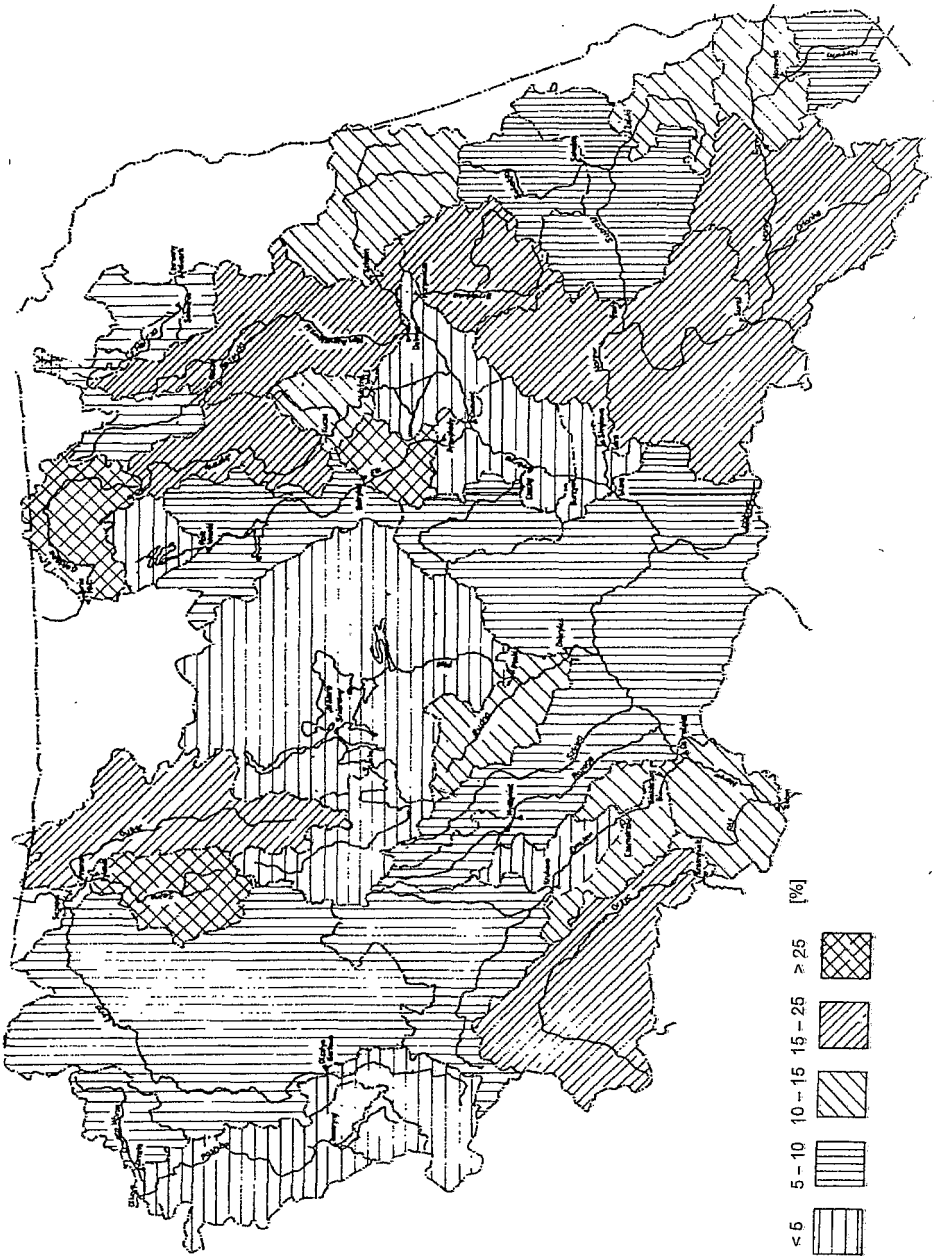
gdzie:
a, b – parametry funkcji,
x – odpowiednio: W_r, W_m, W_a,
y – wskaźniki zmian przepływów W_{NQ}, lub W_{SQ}.

Wpływ wskaźników W_r, W_m lub W_a na przebieg przepływów NQ i SQ, wyrażonych poprzez wskaźniki W_{NQ} i W_{SQ}, określa współczynnik korelacji r przedstawiony w załączonej tabeli (Czermiński 1974).

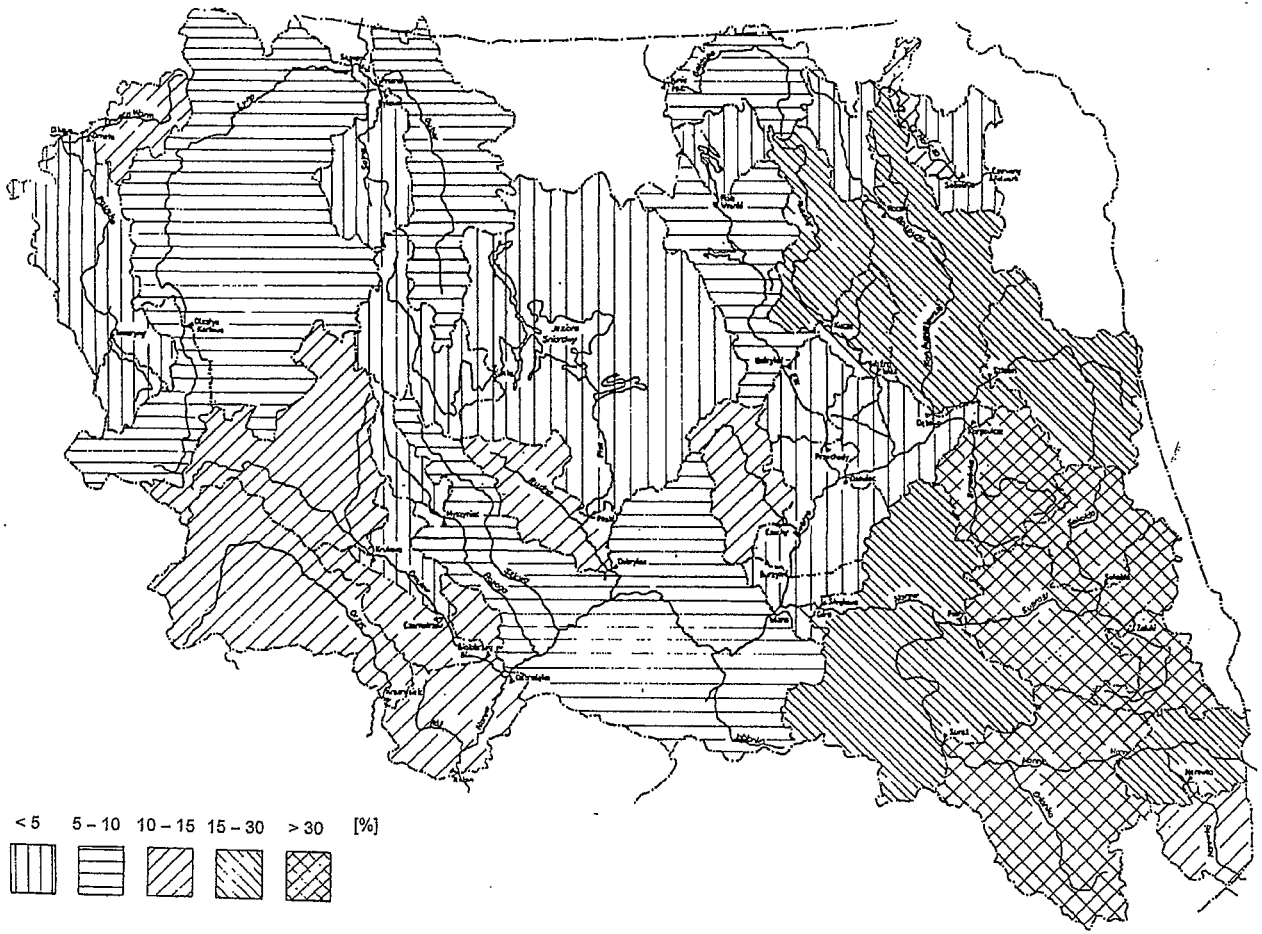
Analiza wyników

Analizując wyniki badań można wydzielić na badanym obszarze dwie strefy. Pierwsza strefa obejmująca zlewnie rzek o wyraźnych zmianach w reżimie przepływów NQ i SQ oraz większych wartościach wskaźników regulacji W_r. Są to zlewnie rzek: Narewki, Narwi po profil Strękowa Góra, Supraśli, Biebrzy i Omulwi. Do drugiej strefy zaliczyć można rzeki Przymorza (Pojezierze Mazurskie i Suwalskie): Pasłękę, Drwęcę Warmińską, Łynę, Sajnę, Guber, Gołdapę i Czarną Hańczę. W tej strefie poza niewielkimi wyjątkami (Czarna Hańcza – Sobolewo i Gołdapa – Banie Mazurskie) występują niskie wartości wskaźników W_r i mniejsze zmiany w ciągach przepływów NQ i SQ.

Osobno dla każdej strefy określono zależności liniowe: $W_{NQ} = f(W_r)$, $W_{NQ} = f(W_a)$, $W_{SQ} = f(W_r)$ i $W_{SQ} = f(W_a)$ oraz określono istotność współczynników korelacji liniowej r (tab.) (Czermiński 1974). W każdym przypadku współczynnik korelacji r okazał się istotny na poziomie istotności $\alpha = 0{,}05$. Można przyjąć, że na zmiany w reżimie przepływów NQ i SQ istotny wpływ wywiera bezpośrednio wskaźnik regulacji W_r, w dalszej kolejności (nieco mniejszy wpływ) ma wskaźnik antropogeniczny W_a. Badając wpływ wskaźnika zmeliorowania W_m na zmiany w ciągach przepływów NQ i SQ również określono zależności liniowe $W_{NQ} = f(W_m)$, $W_{SQ} = f(W_m)$, oraz zbadano



RYSUNEK 1. Graficzny obraz obszarowego rozkładu wartości wskaźnika zmeliorowania (W_m)



RYSUNEK 2. Graficzny obraz obszarowego rozkładu wartości wskaźnika zmeliorowania (W_r)

TABELA. Współczynniki korelacji r między wskaźnikami W_{NQ} i W_{SQ}, a W_r i W_a, oraz ich istotność dla 1 i 2 strefy badanego obszaru

Strefa	$W_{NQ} = f(W_r)$			$W_{NQ} = f(W_a)$			$W_{SQ} = f(W_r)$			$W_{SQ} = f(W_a)$			Zlewnie
	współcz. korelacji r	$t_{obl.}$	t_{gr} $\alpha = 0{,}05$	współcz. korelacji r	$t_{obl.}$	t_{gr} $\alpha = 0{,}05$	współcz. korelacji r	$t_{obl.}$	t_{gr} $\alpha = 0{,}05$	współcz. korelacji r	$t_{obl.}$	t_{gr} $\alpha = 0{,}05$	
1	0,61	3,53	2,08	0,56	3,10	2,08	0,59	3,35	2,08	0,55	3,02	2,08	wodowskazowe
2	0,85	4,56	2,31	0,39	1,20	2,31	0,27	0,79	2,31	0,36	1,09	2,31	
1	0,62	3,62	2,08	0,55	3,02	2,08	0,42	2,17	2,08	0,35	1,71	2,08	różnicowe
2	0,97	11,28	2,31	0,54	1,81	2,31	0,32	0,95	2,31	0,26	0,76	2,31	

istotność współczynnika korelacji liniowej r. Badania przeprowadzono w dwóch wersjach, dla całego obszaru oraz wydzielając dwie strefy te same, które przyjęto przy badaniu wpływu wskaźnika regulacji W_r i W_a na przepływy NQ i SQ. W obu wersjach współczynniki korelacji r okazały się nieistotne na poziomie istotności $\alpha = 0{,}05$. Nie można zatem uznać za znaczący wpływ melioracji na zmiany występujące w ciągach przepływów NQ i SQ, należałoby zatem szukać innych zależności pomiędzy wskaźnikiem zmeliorowania W_m a stanami wód gruntowych.

Wnioski

1. W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono istotne zmiany w reżimie przepływów niskich rocznych (NQ) i średnich rocznych (SQ) w latach 1951–1990.

2. Występujące zmiany w reżimie przepływów niskich rocznych NQ i średnich rocznych SQ spowodowane są pracami regulacyjnymi.

3. W zlewniach, w których nie były prowadzone prace regulacyjne bądź melioracyjne lub też były prowadzone w niewielkim zakresie (niskie wskaźniki W_r) nie są widoczne istotne zmiany w ciągach chronologicznych przepływów NQ i SQ (Pasłęka – Tomaryny, Rozoga – Myszyniec).

4. Najistotniejsze zmiany w przepływach NQ i SQ występują w górnym i środkowym dorzeczu Narwi i Biebrzy, gdzie są największe wskaźniki W_r.

5. Nie stwierdzono istotnego wpływu melioracji na zmiany w przepływach NQ i SQ. W dalszych badaniach przewiduje

się poszukiwania związku pomiędzy wskaźnikiem zmeliorowania (W_m), a stanami wód gruntowych w studniach znajdujących się na badanym obszarze.

Literatura

BYCZKOWSKI A., MANDES B. 1992: *Zmiany w przebiegu czasowym charakterystyk przepływu rzek w północno-wschodniej Polsce*. Mat. Konferencyjne: Gospodarowanie wodą w krajobrazie rolniczym jako element zrównoważonego rozwoju, SGGW, Warszawa.

BYCZKOWSKI A., MANDES B. 1995: *Analiza zmienności opadu i odpływu w wieloleciu w zlewniach rzek Europy Środkowej na przykładzie Warty w Poznaniu i Łaby w Dečinie*. Mat. Konf.:Strategia rozwoju gospodarki wodnej, IMGW, Warszawa.

BYCZKOWSKI A., MANDES B.: *Badanie zmienności ciągów chronologicznych przepływów średnich i minimalnych rzek w północno-wschodniej Polsce* (w druku). Wiad. IMGW, Warszawa.

CZERMIŃSKI J. i in. 1974: *Metody statystyczne w doświadczalnictwie chemicznym*. PWN, Warszawa.

STACHÝ J. 1970: *Wieloletnia zmienność odpływu rzek Polski*. IMGW, Warszawa.

Adres autorów

A. Byczkowski, B. Mandes, S. Mordziński
Katedra Budownictwa Wodnego SGGW
02-787 Warszawa, ul Nowoursynowska 166

Andrzej BYCZKOWSKI, Barbara MANDES, Stanisław MORDZIŃSKI

Tendencje zmian stanów wód gruntowych niskich rocznych (NG) i średnich rocznych (SG) w zlewniach rzek w północno-wschodniej części Polski, w aspekcie wpływu melioracji

Abstract

Tendences of changes of annual ground water stages low (NG) and averages (SG) at the river basins in north-eastern part of Poland in the aspect of drainage influence. In the paper the impact of anthropogenic factor on the changes of the hydrological regime in the river basins was discussed. The aim of the investigation was estimation of the trends of the changes of ground water stages.

The statistical analisys of the time series of the annual ground water stages: average (SG) and low (NG) was carried out. The values of the ground water stages changes were compared with the drainage indexes (W_m). The analysis were carried out using data from the ground water gauge stations in the Narew River basin and the neighbouring rivers. The result of the investigation showed that the changes in the ground water stages were caused by drainage.

Key words: Ground water, anthropogenic changes, index of drainage.

Wprowadzenie

W ramach projektu badawczego KBN „Badanie wpływu czynnika antropogenicznego na przebieg procesu odpływu w małych zlewniach rzecznych", realizowanego przez Katedrę Budownictwa Wodnego stwierdzono wzrost przepływów średnich rocznych (*SQ*) i minimalnych rocznych (*NQ*) w szeregu zlewniach w dorzeczu Narwi i rzek Przymorza (na wschód od Wisły). Jednocześnie w badanym okresie opady w tych zlewniach nie wykazywały trendu (Byczkowski, Mandes 1995). Zmiany w przepływach *SQ* i *NQ* starano się powiązać z zakresem wykonanej regulacji rzek i melioracji odwadniających, przy czym istotny statystycznie okazał się wpływ regulacji rzek (Byczkowski i in. 1996). W kolejnym etapie badań dokonano próby oceny wpływu melioracji na przebieg stanów wód gruntowych niskich rocznych (*NG*) i średnich rocznych (*SG*). Badaniami objęto 65 studni znajdujących się na obszarze zlewni Narwi i rzek Przymorza lub w ich bezpośrednim sąsiedztwie. Brano pod uwagę te studnie, w których obserwacje pochodzą z okresu 1951–1990 , przy czym okres ten nie był krótszy niż 32 lata. Do dalszych analiz przyjęto 55 studni, w tym 23 studnie znajdują się bezpośrednio na obszarach zmeliorowanych, 32 studnie położone są w sąsiedztwie tych obszarów, 10 studni zaś położonych jest w zlewni rzeki Bug.

Metodyka badań

W pierwszej kolejności poddano analizie statystycznej ciągi chronologiczne stanów wód gruntowych (*SG*) i (*NG*), określono jednorodność statystyczną ciągów stosując zalecane testy statystyczne: test sumy rang, Spearmana, Wilcoxona, chi-kwadrat, istotność różnicy wartości średnich w okresach 1951–1970 i 1971–1990 oraz istotność trendów badanych ciągów przyjmując liniową postać aproksymanty trendu.

Wartości liczbowe i znaki współczynników kierunkowych aproksymanty trendu „a" świadczą o wielkości i kierunku ewentualnych zmian badanych stanów wód gruntowych. Statystyczną istotność współczynników kierunkowych aproksymant weryfikowano za pomocą testu, który pozwala stwierdzić, czy otrzymana wielkość różni się istotnie od wartości $a = 0$. Istotność różnicy średnich badano za pomocą testu Welcha i Aspin (Czermiński i in. 1974). Jednorodność, istotność różnicy średnich oraz istotność trendów ciągów (*SG*) i (*NG*) określono na poziomie ufności $\alpha = 0{,}05$. Analizę ciągów (*SG*) i (*NG*) przeprowadzono również na podstawie wykresów wyrównanych metodą średnich przesuwanych.

Po dokonaniu analizy statystycznej stwierdzić można, że na przeważającej części badanego obszaru istnieje tendencja do wzrostu stanów wód gruntowych. Wyraźne zwiększanie się stanów wód gruntowych zaobserwować można na początku lat siedemdziesiątych. Jako wskaźnik zmian stanów wód gruntowych średnich rocznych W_{SG} i niskich rocznych W_{NG} przyjęto różnicę wartości średnich stanów wód gruntowych (*SG*) lub (*NG*) z lat 1971–1990 i całego badanego okresu 1951–1990, odniesioną do wartości średnich z całego badanego okresu wyrażoną w procentach:

$$W_{NG} \cup W_{SG} = \frac{\overline{G}_{1971-1990} - \overline{G}_C}{\overline{G}_C} \cdot 100\% \qquad (1)$$

gdzie:

$G_{1971-1990}$ – wartości średnie stanów wód gruntowych *NG* lub *SG* z okresu 1971–1990,

G_C – wartości średnie stanów wód gruntowych *NG* lub *SG* z całego badanego okresu 1951–1990.

Dla każdej badanej zlewni określono wskaźnik zmeliorowania W_m jako iloraz powierzchni zmeliorowanej po dany przekrój wodowskazowy A_m do powierzchni zlewni tego przekroju A_c wyrażony w procentach (Byczkowski i in. 1996):

$$W_m = \frac{A_m}{A_c} \cdot 100\% \qquad (2)$$

Analiza wyników

Analizując otrzymane wyniki badań zauważyć można, że istotne zmiany w przebiegu stanów wód gruntowych (*SG*) i (*NG*), tzn. wyraźny i istotny statystycznie wzrost w ich latach 1971–1990 występuje w studniach znajdujących się na obszarze zlewni Narwi, aż po profil Strękowej Góry. Na obszarze tym znajduje się 16 studni. (Zlewnia rzeki Narew po profil Strękowa Góra obejmuje zlewnie rzek Sokołdy i Supraśli). Zlewnie te charakteryzują się dosyć wysokim wskaźnikiem zmeliorowania W_m (np. Narew Strękowa

Góra W_m = 20%, Supraśl – Nowosółki W_m = 15,1%). Spośród tych 16 studni tylko dwie znajdują się poza obszarem objętym melioracjami. Stany wód gruntowych (*SG*) i (*NG*) prawie we wszystkich studniach istotnie podnoszą się. Wyjątek stanowią studnie w Siemianówce i w Zabłudowie, gdzie stany wód gruntowych od 1981 znacznie się obniżają.

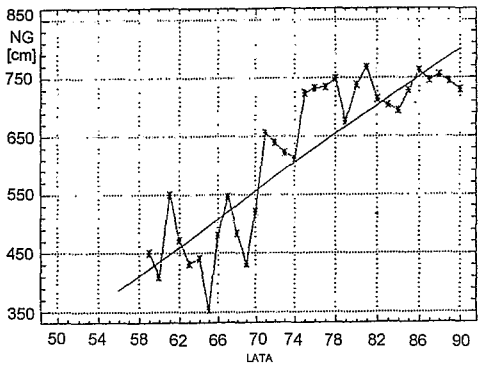
Brak jest obserwacji stanów wód gruntowych na obszarze zlewni górnej i środkowej Biebrzy oraz na Brzozówce. Dopiero w zlewni rzeki Jegrzni po profil Kucze obserwacje stanów wód gruntowych prowadzone były w studniach: Cimochy i Kucze. Istotne statystycznie podnoszenie się stanów (*SG*) i (*NG*) występuje tylko w studni w Cimochach położonej w górnej części zlewni rzeki Jegrzni. Również istotne zmiany (podnoszenie się) w stanach wód gruntowych zachodzą w studniach położonych na obszarze zlewni rzeki Ełk po profil Ostrykół-Prostki. Stany wód gruntowych zaobserwowane w studni w Pieńczykówku położonej na obszarze zlewni kanału Rudzkiego po profil Przechody wykazują istotne obniżanie się przez cały okres obserwacji 1957–1990.

W dolnej części zlewni rzeki Biebrzy po profil Burzyn stany wód gruntowych obserwowanych w studniach: Mońki i Burzyn wykazują generalnie istotną tendencję rosnącą.

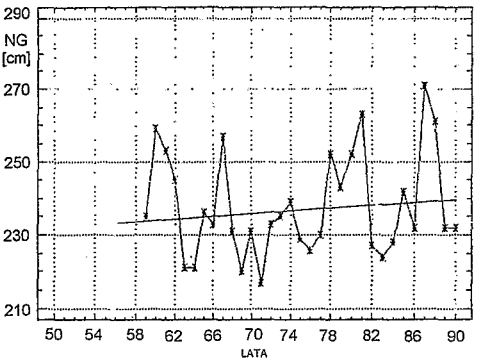
Ogólnie na całym obszarze zlewni rzek Narwi i Biebrzy można zauważyć, że w górnej części zlewni rzeki Narwi stany wód gruntowych utrzymują mniej lub bardziej istotną statystycznie tendencję rosnącą z wspomnianymi wyżej wyjątkami. Tendencja ta utrzymuje się aż po profil Strękowa Góra. Podobna tendencja utrzymuje się w zlewni rzeki Biebrzy po profil Burzyn. Wyjątek stanowią tu wspomniane wyżej studnie w Pieńczykówku oraz w Kuczach, gdzie nie zachodzą istotne statystycznie zmiany. W środkowej części zlewni rzeki Narwi po profil Ostrołęka brak jest istotnych statystycznie zmian w stanach wód gruntowych. Widoczne i istotne statystycznie tendencje do zwiększania się stanów wód gruntowych (*SG*) i (*NG*) zauważyć można w zlewni rzeki Orzyc po profil Krasnosielc. Występuje tu dosyć wysoki wskaźnik zmeliorowania W_m = 19,3%. Istotne zwiększanie się stanów wód gruntowych (*SG*) i (*NG*) występuje na obszarze zlewni rzeki Krutyni po profil Ukta, tu jednak występuje stosunkowo nieduży wskaźnik zmeliorowania W_m = 3,5% oraz w zlewni rzeki Gołdapy (studnia w Grabowie) po profil Banie Mazurskie gdzie wskaźnik zmeliorowania jest dosyć wysoki i wynosi W_m = = 25,6%. (rys. 1, 2). Stany wód gruntowych na rysunkach 1–4 odniesione zostały do umownego poziomu porównawczego, przyjętego na rzędnej 1000 cm poniżej znaku mierniczego (poziomu zerowego stanów wody gruntowej). Miało to na celu wizualizację na wykresie podnoszenia się poziomu wód gruntowych.

Stany wód gruntowych (*SG*) i (*NG*) badane w studniach położonych na obszarze zlewni rzeki: Rozogi, Pisy, Pasłęki, Łyny, Czarnej Hańczy i Gubra w większości nie wykazują istotnych statystycznie trendów (rys. 3, 4). Na obszarach tych zlewni występuje przeważnie niski wskaźnik zmeliorowania W_m.

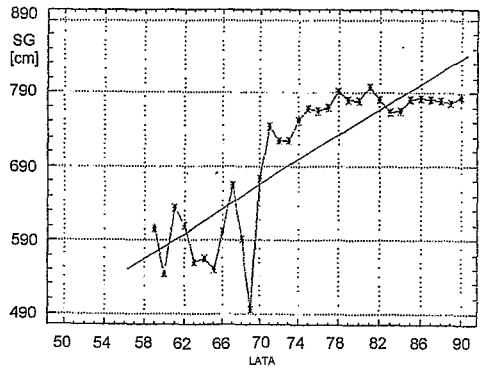
Niezależnie od powyższych analiz warto wspomnieć o stanach wód grunto-



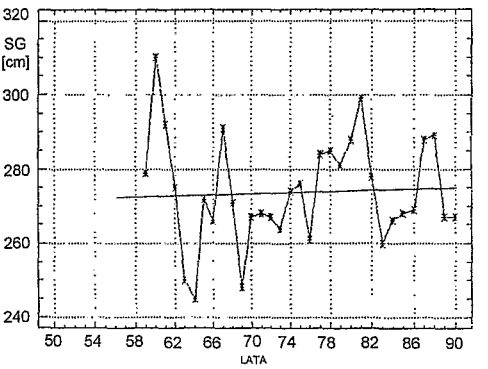
RYSUNEK 1. Wykres stanów wód gruntowych niskich rocznych (*NG*) studnia Grabowo zlewnia rzeki Gołdapy



RYSUNEK 3. Wykres stanów wód gruntowych niskich rocznych (*NG*) studnia Jeruty Duże zlewnia rzeki Rozogi



RYSUNEK 2. Wykres stanów wód gruntowych średnich rocznych (*SG*) studnia Grabowo zlewnia rzeki Gołdapy



RYSUNEK 4. Wykres stanów wód gruntowych średnich rocznych (*SG*) studnia Jeruty Duże zlewnia rzeki Rozogi

wych badanych w 10 studniach położonych w zlewni rzeki Bug, są to m.in. studnie: Bystre, Grodzisk, Czyżew i Obryte. Przebieg stanów wód gruntowych (*SG*) i (*NG*) w tych studniach ma podobny charakter tzn. stany wody zwiększają się. Brak tu jest jednak informacji dotyczących powierzchni zmeliorowanych.

Istotne statystycznie zmiany w przebiegu stanów wód gruntowych (*SG*) i (*NG*) zaszły w 29 studniach, z czego 17 studni położonych jest na obszarach zmeliorowanych, 12 studni leży poza tymi obszarami. W 26 studniach nie zaszły istotne statystycznie zmiany w przebiegu stanów wód gruntowych, z tego 6 studni położonych jest na obszarach zmeliorowanych, a 20 studni poza tymi obszarami.

Zbadano również, jaki wpływ na wskaźniki zmian stanów wód gruntowych W_{SG} i W_{NG} ma wskaźnik zmeliorowania W_m po badany przekrój. Przyjęto funkcję liniową

$$y = ax + b \tag{3}$$

oraz funkcję potęgową

$$y = mx^k \tag{4}$$

gdzie:

a, b, k, m – parametry funkcji,

x – wskaźnik W_m po badany przekrój,

y – wskaźnik W_{NG} lub wskaźnik W_{SG} studni położonych na obszarze po badany przekrój.

Badano istotność współczynnika korelacji „r" między tymi zmiennymi na poziomie ufności $\alpha = 0{,}05$. Badania zostały przeprowadzone w kilku wersjach. Trzy ostateczne wersje przedstawiono w tabeli. Dwie wersje obejmują te studnie, które znajdują się na obszarach zmeliorowanych, a stany wód gruntowych (SG) i (NG) w tych studniach zwiększają się. W pierwszej wersji dla jednego obliczonego wskaźnika zmeliorowania W_m po badany przekrój przypadać może kilka wartości wskaźników zmian stanów wód gruntowych W_{NG} i W_{SG} (na obszarze zlewni badanego przekroju znajduje się wówczas kilka studni). W drugiej wersji przyjmowano uśrednioną dla danej zlewni wartość wskaźników W_{NG} i W_{SG}, otrzymując w ten sposób dla każdego wskaźnika W_m, po jednej wartości wskaźników W_{NG} i W_{SG}. Trzecia wersja przedstawiona w tabeli zawiera studnie znajdujące się na obszarach zmeliorowanych w których stany wód gruntowych SG i NG obniżają się. W tej wersji dla jednego wskaźnika W_m otrzymano po jednym wskaźniku W_{SG} lub W_{NG}.

Określono funkcje liniowe $W_{NG} = f(W_m)$, $W_{SG} = f(W_m)$, funkcje potęgowe

TABELA. Zestawienie współczynników korelacji r pomiędzy wskaźnikami W_{NG}, W_{SG} a W_m oraz ich istotność

Wersja	Funkcja liniowa								Funkcja potęgowa					
	$W_{NG} = f(W_m)$			$W_{SG} = f(W_m)$			$W_{NG} = f(W_m)$			$W_{SG} = f(W_m)$		
	współcz. korelacji r	$t_{obl.}$	t_{gr} $\alpha = 0{,}05$	współcz. korelacji r	$t_{obl.}$	t_{gr} $\alpha = 0{,}05$	współcz. korelacji r	$t_{obl.}$	t_{gr} $\alpha = 0{,}05$	współcz. korelacji r	$t_{obl.}$	t_{gr} $\alpha = 0{,}05$
I	0,50	1,91	2,23	0,58	2,25	2,23	0,47	1,77	2,23	0,69	3,01	2,23
II	0,66	2,32	2,26	0,70	2,59	2,26	0,72	2,74	2,26	0,79	3,41	2,26
III	0,01	0,028	2,23	0,18	0,52	2,31	0,09	0,25	2,23	0,21	0,61	2,31

$W_{NG} = f(W_m)$, $W_{SG} = f(W_m)$, współczynniki korelacji „r" oraz ich istotność na poziomie $\alpha = 0{,}05$.

W pierwszej wersji współczynniki korelacji r okazały się istotne tylko dla zależności $W_{SG} = f(W_m)$, zarówno dla funkcji liniowej jak dla funkcji potęgowej. Dla zależności $W_{NG} = f(W_m)$, współczynniki korelacji są nieistotne. W drugiej wersji współczynniki korelacji istotne są zarówno dla zależności $W_{SG} = f(W_m)$, jak i dla $W_{NG} = f(W_m)$. Natomiast w wersji trzeciej współczynniki korelacji są niskie i nieistotne.

Wnioski

1. W 53% (29 z 55) badanych studni zaszły istotne statystycznie zmiany w przebiegu stanów wód gruntowych średnich rocznych (*SG*) i niskich rocznych (*NG*).

2. Analizując przebieg stanów (*SG*) i (*NG*) w studniach położonych na obszarach zmeliorowanych stwierdzić można, że w 74% (17 z 23) zaszły istotne statystyczne zmiany (zwiększanie się stanów wód gruntowych) po roku 1970.

3. Na obszarach nie objętych melioracjami stany wód gruntowych (*SG*) i (*NG*) tylko w 37% badanych (12 z 32) studni wykazują istotne statystycznie zmiany (zwiększanie lub zmniejszanie się po roku 1970).

4. Przeprowadzona analiza wydaje się wskazywać, że na zmiany w przebiegu stanów wód gruntowych (*SG*) i (*NG*) znaczący wpływ mają przeprowadzone prace melioracyjne.

Literatura

BYCZKOWSKI A., MANDES B. 1995: *Badanie zmienności ciągów chronologicznych przepływów średnich i minimalnych rzek w północno-wschodniej Polsce*. Wiad. IMGW, Warszawa.

BYCZKOWSKI A., MANDES B. MORDZIŃSKI S. 1996: *Badania nad wpływem regulacji rzek i melioracji na odpływ rzeczny w dorzeczu Narwi*. Warszawa.

CZERMIŃSKI J. i in. 1974: *Metody statystyczne w doświadczalnictwie chemicznym*. PWN, Warszawa.

Adres autorów
A. Byczkowski, B. Mandes, S. Mordziński
Katedra Budownictwa Wodnego SGGW
02-787 Warszawa, ul Nowoursynowska 166

Ewa JĘDRYKA, Edmund KACA

Pomiar natężenia przepływu wody na typowej zastawce z zamknięciem zasuwowym

Abstract

The measurement of discharge of typical sluice gate. The results of indirect measurement of discharge coefficient μ for two typical small structures with the sluice gate were presented in the paper. It was shown that the maximum accuracy of μ measurement was obtained in the case of installing of a staff gauge in the range from 5 to 30 cm below sluice gate in the downstream. In this case the standard deviation of the absolute and relative random errors of μ value equals 0.012÷0.018 and 2÷3% respectively.

Key words: small structures, coefficient μ, measurement of flow.

Wstęp

Konieczność oszczędzania wody sprawia, że budowle kontrolno-pomiarowe i urządzenia niezbędne do dystrybucji wody będą odgrywały coraz większą rolę w gospodarce wodnej. Szczególnie potrzebne są one w nawadniających, grawitacyjnych systemach melioracyjnych (bardzo wodochłonnych) oraz wszędzie tam, gdzie pobór wody będzie płatny.

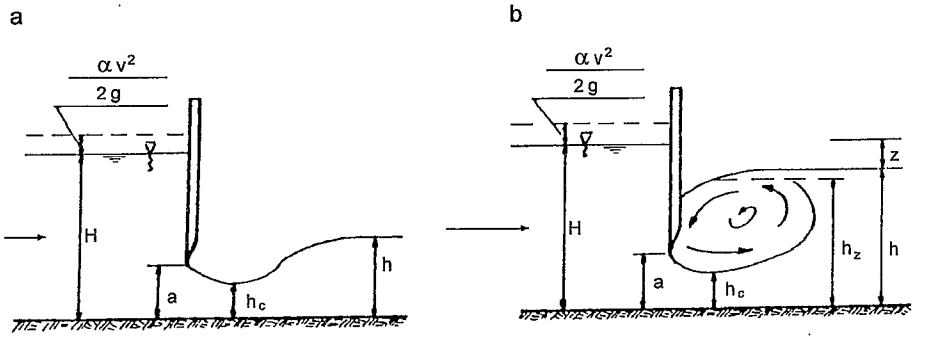
W gospodarce wodnej znane są liczne budowle wodomiercze (przelewy, koryta, nasadki) lecz po pierwsze są one dość kosztowne, a po drugie w systemach melioracyjnych na skutek wysokich stanów wody (powodujących podtopienie budowli) warunki przepływu są szczególnie niekorzystne, w związku z tym pomiar i regulacja przepływu za pomocą wyżej wspomnianych urządzeń mogą być utrudnione. Dlatego więc adaptacja do tego celu i wzorcowanie istniejących budowli, wśród których dużo jest budowli typowych, masowo wykonywanych na sieciach melioracyjnych, wydaje się rozwiązaniem o dużym znaczeniu.

Jak wynika z licznych prac z zakresu hydrometrii (Jarcev 1951, Čertousov 1962, Gebracht 1980, Čugajev 1982, Šterenlicht 1984) budowlami, które mogą być wykorzystane do pomiaru natężenia przepływu są m.in. zastawki zasuwowe. I właśnie ten typ budowli objęty został hydraulicznymi badaniami modelowymi, których wyniki przedstawione zostały w artykule.

Cel i zakres badań

W zastawkach zasuwanych wypływ wody spod zasuwy może być (rys. 1):

- nie zatopiony, gdy poziom wody dolnej znajduje się poniżej dolnej krawędzi zasuwy,



RYSUNEK 1. Schematy wypływu spod zasuwy: a – nie zatopiony, b – zatopiony

- zatopiony, gdy poziom wody dolnej jest wyższy niż dolna krawędź zasuwy.

Ponieważ pierwszy z przypadków, ze względu na warunki przepływu w doprowadzalnikach i rowach zdarza się bardzo rzadko (tylko w fazie wstępnej – napełnianie systemu), dlatego dokładniej omówiony zostanie tylko zatopiony przepływ pod zasuwą.

Natężenie wypływającej przez otwór zatopiony wody najczęściej oblicza się ze wzoru:

$$Q = \mu \cdot b \cdot a\sqrt{2g(H - h_x)} \qquad (1)$$

gdzie :

H – głębokość wody w górnym stanowisku [m], przy znacznych prędkościach (>0,3–0,5 m/s) wielkość tę powiększa się o wysokość prędkości $\alpha v^2/2g$,

h_x – głębokość wody w dolnym stanowisku budowli [m],

b – światło zastawki [m],

a – wysokość podniesienia zasuwy [m],

g – przyśpieszenie ziemskie [m·s^{-2}],

μ – współczynnik wydatku budowli [–].

Współczynnik dla zamknięć zasuwowych zależy od stosunku a/H i można go zapisać w postaci równania:

$$\mu = \alpha\left[\frac{a}{H}\right]^2 + \beta\left[\frac{a}{H}\right] + \gamma \qquad (2)$$

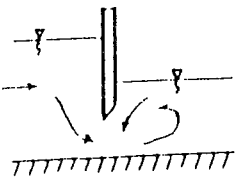
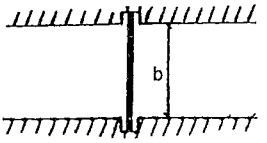
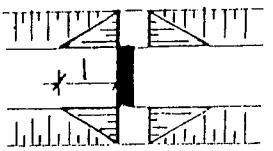
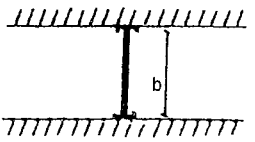
gdzie: α, β, γ – empiryczne współczynniki.

W literaturze z hydrometrii melioracyjnej nie ma wyraźnych zaleceń co do miejsca pomiaru głębokości h_x. W pracach Jarceva i Kienčuka określa się ją jako głębokość tuż poniżej zasuwy. Dość często spotyka się również stwierdzenie, że jest to wielkość mierzona w miejscu największego zwężenia strugi wodnej. Zwężenie to występuje, wg większości autorów, w odległości równej wysokości podniesienia zasuwy, lecz spotyka się również opinie, że odległość ta waha się w przedziale (2÷3)a (Čertousov) lub (0,5÷1)a (Čugajev).

Celem wykonanych w Laboratorium Hydrauliki Melioracyjnej IMUZ badań było ustalenie wartości błędów pośredniego pomiarów współczynnika wydatku μ w zależności od miejsca pomiaru głębokości wody (h_x) poniżej zasuwy. Badaniami objęto zastawki typowe monolityczne i prefabrykowane typu Z i Z-p z zasuwą typu Z-4-1.

Zestawienie modelowanych wariantów zamieszczono w tabeli 1. Ponieważ

TABELA 1. Zbiorcze zestawienie modelowych wariantów zastawki

Wariant modelu	Typ zamknięcia	Sposób umocnienia prowadnic	Długość doku wlotowego
W-1	zasuwa płaska 	A prowadnice wpuszczone w murki doku 	l = 1,05 
W-2		B prowadnice przymocowane do wewnętrznej płaszczyzny doku 	

w tabeli tej warianty objęte badaniami zostały zaznaczone tylko schematyczne, a opis jest bardzo skromny, poniżej przedstawiono kilka uwag wyjaśniających:

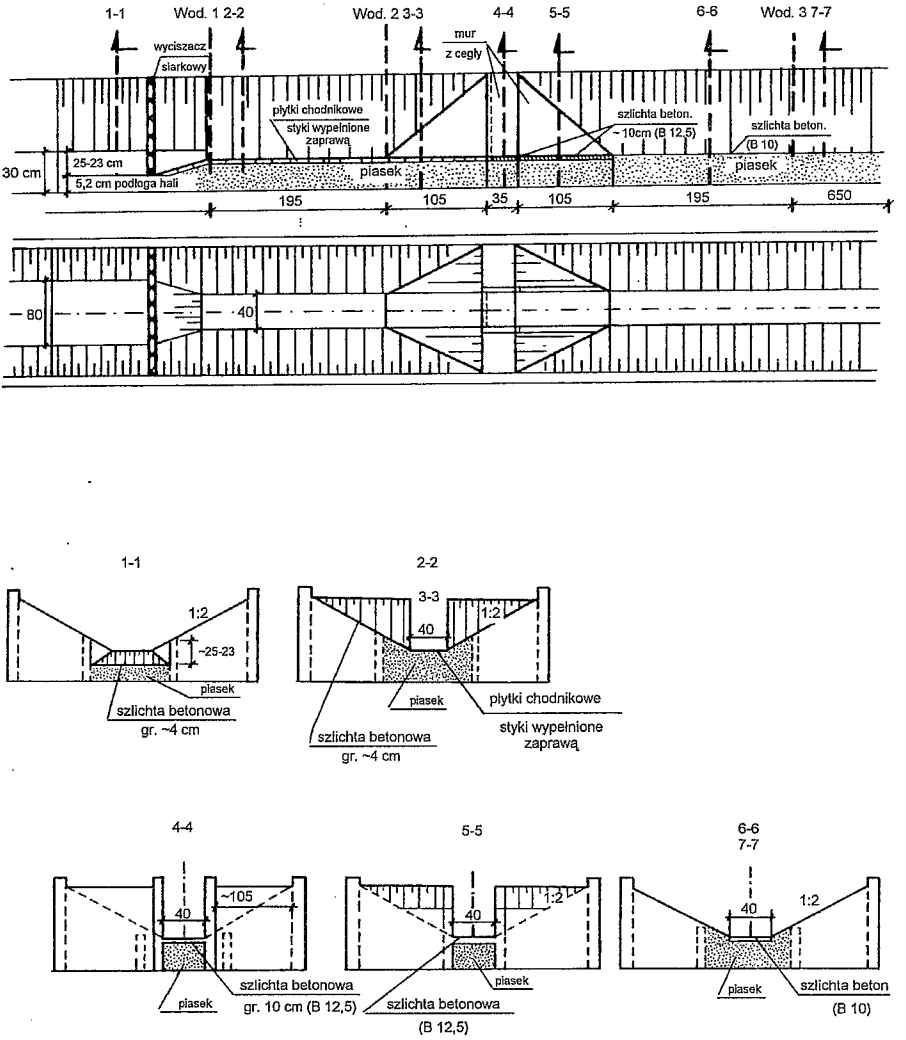
- światło modelowanej zastawki było równe szerokości dna koryta górnego i dolnego,
- sposób mocowania prowadnic „A" w wariancie W-1 był taki, jak w projekcie monolitycznej zastawki typowej a w wariancie W-2 jak typowej zastawki z prefabrykatów,
- konstrukcja zasuwy płaskiej była zgodna z projektem typowym.

Metodyka badań

Badania prowadzono na modelu hydraulicznym w skali 1:2. Przyjęta skala modelu zapewniała: ruch burzliwy występujący w naturze, odpowiednią dokładność pomiarów i dostateczną dokładność odwzorowywania elementów konstrukcyjnych budowli. Schemat stanowiska badawczego oraz charakterystyczne przekroje poprzeczne zamieszczono na rysunku 2.

Badania wykonano dla wielkości przepływów w naturze, zmieniających się w przedziale od 13,5 l/s do 806 l/s, wysokość podniesienia zasuwy wahała się od 10 do 80 cm, a głębokość wody dolnej od 0,20 m do 1,00 m.

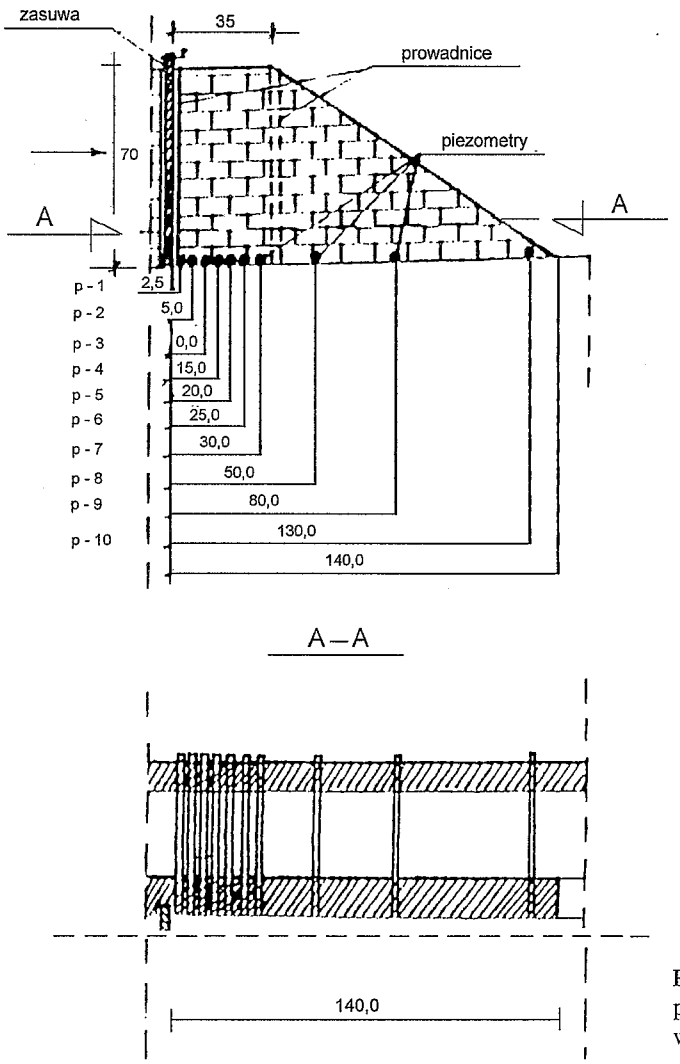
Natężenie przepływu określano za pomocą wytarowanego przelewu kołowego o średnicy 0,64 m. Do pomiaru poziomów zwierciadła wody w korycie w przekrojach Wod 1, Wod 2, Wod 3 i Wod 4 (rys. 2) zastosowano wodowskazy szpilkowe. Głębokość wody w doku wylotowym mierzono za pomocą piezometrów – to znaczy mosiężnych rurek wbudowanych w murek doku na poziomie dna i połączonych przewodami giętkimi z pionowymi wycechowanymi rurkami szklanymi. Sposób rozmieszczenia rurek piezometrycznych na długości doku pokazano na rysunku 3.



RYSUNEK 2. Schemat stanowiska badawczego oraz przekroje charakterystyczne (na rysunku nie zaznaczono przekroju zainstalowania wodowskazu Wod 4, znajduje się on na końcu modelowanego koryta, w odległości 9,85 m od zasuwy)

Na podstawie tak wykonanych pomiarów, wykorzystując wzór (1), obliczono współczynnik wydatku budowli μ.

Uzyskane w toku badań modelowych wyniki współczynnika wydatku μ poddano obróbce matematycznej, ustalając dla każdego modelowanego wariantu wartości współczynnika α, β, γ we wzorze (2) oraz współczynnik korelacji R, średni błąd standardowy SE i średni błąd absolutny MAE. Dwie ostatnie z tych wielkości przyjęto jako wskaźniki dokładności oszacowania współczynnika wydatku μ obliczono według wzorów:



RYSUNEK 3. Rozmieszczenie piezometrów w murkach doku wylotowego

$$SE = \sqrt{\frac{\sum (\mu_i^{\wedge} - \mu_i)^2}{n - s - 1}} \qquad (3)$$

$$MAE = \frac{\sum |\mu_i^{\wedge} - \mu_i|}{n} \qquad (4)$$

gdzie:

μ_i – wartości według wzorcowania budowli przy (a/H),

$\mu_i^{\wedge}$ – wartości μ oszacowano ze wzoru (2) dla ustalonej wartości (a/H),

s – stopień wielomianu równania regresji.

Obliczone wartości miar można traktować jako przybliżone wartości przypadkowego średniego błędu bezwzględnego oszacowania wartości współczynni-

ka μ. Wtedy stosunek *SE*/μ, będzie względnym średnim kwadratowym błędem przypadkowym oszacowania wartości μ.

Wyniki badań modelowych i ich analiza

Wpływ miejsca wykonania pomiaru głębokości wody dolnej na obliczeniową wartość współczynnika μ

Analizując wartości liczbowe średnich błędów: standardowego *SE* i absolutnego *MAE* (tab. 2) ustalono, że:

- dla większości wariantów modelowych najmniejsze wartości *SE* i *MAE* uzyskano dla piezometrów P2 – P4, to znaczy dla pomiarów, wykonywanych w odległości 5÷15 cm od zasuwy, w dolnym stanowisku budowli:
- wyraźne zwiększenie wielkości błędu występuje dla pomiarów wykonywanych w odległości od zasuwy większej niż 30 cm (to znaczy powyżej przekroju P7).

Biorąc pod uwagę powyższe spostrzeżenia, wszystkie następne analizy przeprowadzano dla trzech przekrojów:

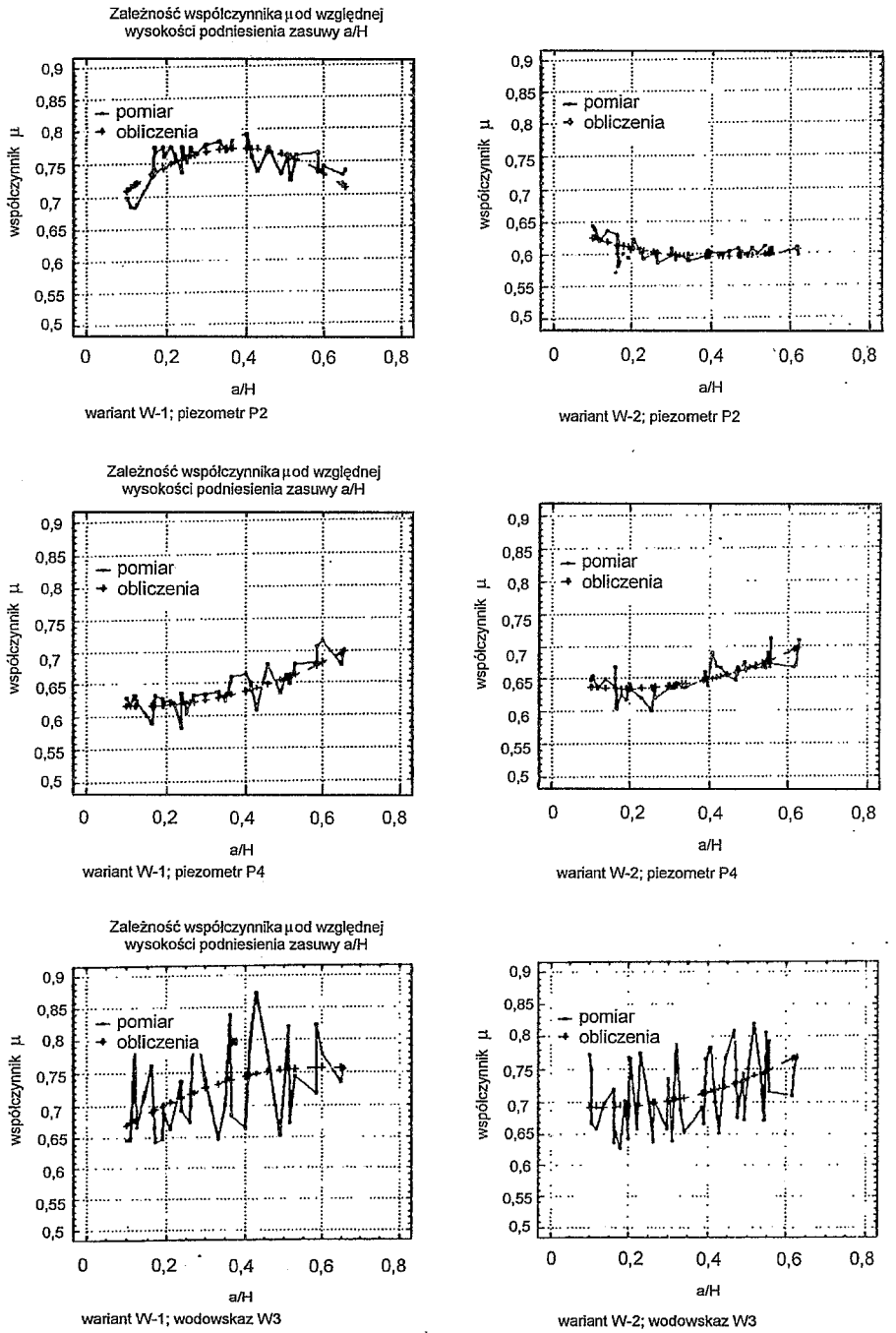
- P2 i P4 znajdujących się 5 i 15 cm poniżej zasuwy, dla których dokładność oszacowania współczynnika jest największa;
- Wod 3 znajdującego się w odległości 3 m od zasuwy, który przyjęto jako odpowiednik spotykanych na obiektach melioracyjnych przekrojów wodowskazowych, lokalizowanych przeważnie w niewielkiej odległości od budowli wodomierczych.

Wpływ konstrukcji prowadnic zasuwy na dokładność oszacowania współczynnika μ

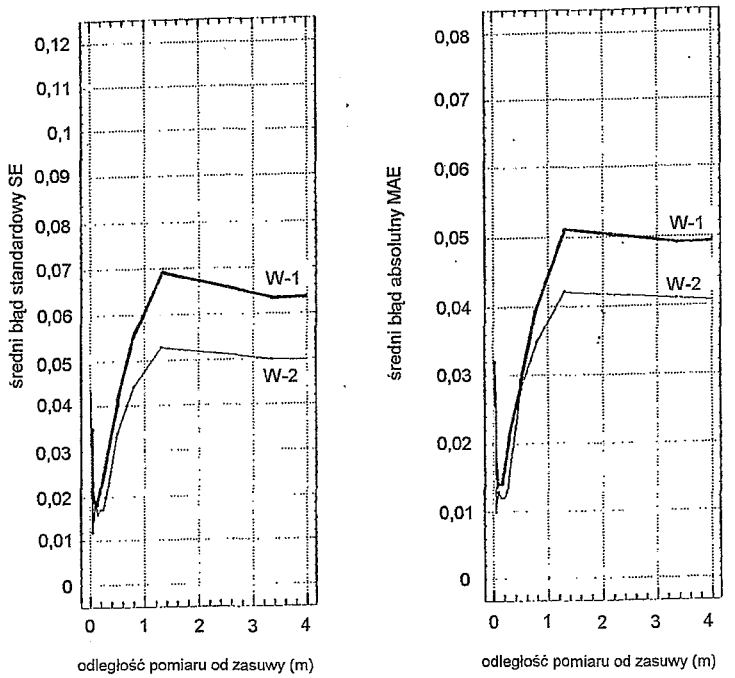
Na rysunku 4 przedstawiono krzywe zależności współczynnika μ od względnej wysokości podniesienia zasuwy dla wariantów W-1 (prowadnice wbudowane w murek doku) i W-2 (prowadnice przytwierdzone do zewnętrznych powierzchni murka doku) określone wg. pomiarów (linia łamana) oraz obliczone według zależności (2) dla trzech przekrojów porównawczych (P2; P4; Wod 3). Zmienność średniego błędu standardowego (*SE*) i absolutnego (*MAE*), w zależności od miejsca pomiaru poziomu wody dolnej dla tych wariantów, pokazano na rysunku 5.

TABELA 2. Zbiorcze zestawienie średnich błędów, standardowego i absolutnego, obliczonych dla wszystkich modelowanych wariantów

Wartości średnich błędów *SE* i *MAE* ustalone dla pomiarów wykonanych w przekrojach											
Piezometry	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10	W-3
						W-1					
SE	0,034	0,022	0,018	0,018	0,021	0,025	0,028	0,041	0,055	0,069	0,063
MAE	0,028	0,018	0,014	0,014	0,016	0,019	0,021	0,029	0,040	0,051	0,049
						W-2					
SE	0,043	0,012	0,019	0,016	0,017	0,017	0,020	0,034	0,044	0,053	0,050
MAE	0,032	0,010	0,013	0,012	0,012	0,013	0,016	0,028	0,035	0,042	0,041



RYSUNEK 4. Wpływ konstrukcji prowadnic zasuwy na dokładność oszacowania współczynnika μ (warianty W-1 i W-2)



RYSUNEK 5. Zmienność na długości stanowiska dolnego średniego błędu standardowego i absolutnego w zależności od sposobu umocowania prowadnic zasuwy (warianty W-1 i W-2)

Analizując przedstawiony materiał stwierdzono, że:

- wartości współczynnika μ dla przekrojów P4 i Wod 3 w obydwu porównywanych wariantach są zbliżone, różnice występują tylko w przekroju P2 i mogą być spowodowane wpływem prowadnic (wystających), zakłócających przepływ na odcinku leżącym bezpośrednio poniżej;
- wariant zastawki W-2 charakteryzuje się mniejszą w porównaniu do W-1 zmiennością współczynnika wydatku μ oraz mniejszymi wartościami błędów we wszystkich rozpatrywanych przekrojach (W-1: SE = 0,018÷0,021, MAE = = 0,014÷0,016; W-2: SE = 0,012÷0,017, MAE = 0,010÷0,012).

Pomimo stwierdzonych różnic, obydwa warianty mogą być pod względem wodomierczym traktowane na równi.

Podsumowanie i wnioski

Opisane w niniejszym artykule wyniki modelowych badań zastawek mogą być przydatne przy planowaniu wzorcowania tego typu budowli w terenie. Oczywiste jest, że przy badaniach w terenie uzyskane wielkości współczynnika wydatku μ będą się różniły od otrzymanych w laboratorium, chociażby ze względu na różnice w wymiarach i w szorstkości materiału, z którego będą wykonane poszczególne elementy budowli. Niemniej jednak przeprowadzone badania modelowe dają

podstawę do wyciągnięcia kilku wniosków natury ogólnej.

1. Dokładność oszacowania współczynnika wydatku zastawki zależy od lokalizacji przekroju, w którym wykonywany jest pomiar głębokości wody dolnej, największą dokładność uzyskuje się gdy przekrój położony jest w odległości 5–30 cm od zasuwy.

2. Pod względem wodomierczym obydwa rozpatrywane warianty zastawki mogą być traktowane równorzędnie.

3. Maksymalna, możliwa do uzyskania dokładność oszacowania współczynnika zdolności przepustowej zastawki wg badań modelowych wynosi 0,012 (przypadkowy, średni kwadratowy błąd bezwzględny oszacowania μ). Podobne wartości uzyskał (Kaca 1991) w warunkach badań terenowych w rejonie Górnej Noteci.

Literatura

ČERTOUSOV M.D. 1962: *Gidravlika.* Special'nyj kurs. Gosenergoizd. Moskva, Leningrad.

ČUGAJEV R. R. 1982: *Gidravlika.* Energoizdat, Leningrad.

GEBRACHT G. 1980: *Measurement of flow rate by means of plane sluice gates.* ICID Bulletin 29/1; 42–45.

JARCEV V.N. 1951; *Eksploatacionnaja gidrometrija.* Sel'chozgiv. Moskva.

KACA E. 1991: *Rozrząd wody w systemach nawodnień podsiąkowych.* Rozpr. Nauk. i Monografie SGGW.

ŠTERENLICHT D.V. 1984: *Gidravlika.* Energoatomizdat, Moskva.

Adres autorów

E. Jędryka, E. Kaca

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty

05-550 Raszyn

Krzysztof JÓŹWIAKOWSKI, Zdzisław MICHALCZYK

Wydajność źródeł oraz właściwości fizykochemiczne wód źródlanych w dolinie Białej Łady na Roztoczu Zachodnim

Abstract

Discharge rates of spring and physico-chemical properties in the Biała Łada valley in Western Roztocze. The studies of efficiency and physicol-chemistry of the Biała Łada River springs were carried out in the years 1993–1994. This paper presents details of efficiency and chemistry of springs in Zastawie near Goraj, on the background of other springs in the Upper Biała Łada river-basin. Mean efficiency of the Zastawie springs during the studied period was 86 l/s. They can be classified into class IV (10–100 l/s), according to Meinzer classification. Moreover, it was shown that the springs are constant in terms of efficiency. Maillet variability coerfficient for half-year investigations was 1,46.

Within the Roztocze part of the Biała Łada river-basin, covering the area of 132,5 km^2, 37 springs were recorded until the year 1994. It corresponds to 0,3 spring/km^2.

The variability of physico-chemical parameters of spring waters of the Biała Łada river-basin is low during the year. It was proved by monthly analysis of Zastawie spring waters. Decreasing effeciency and disappearing of springs, as well as anthropogenic pollution of spring waters should lead to very special preservation of those springs.

Key words: springs, efficiency, physico-chemical properties, Roztocze.

Wstęp

W ostatnich latach obserwuje się na Roztoczu ubożenie asobów wód podziemnych. Zaznacza się to w spadku poziomu wody w rzekach oraz w zaniku źródeł lub znacznym obniżeniu ich wydajności. Przyczyną ubożenia zasobów wód podziemnych jest coraz mniejsze zasilanie atmosferyczne oraz interwencja człowieka w środowisko naturalne.

Obszar badań, obejmujący roztoczańską zlewnię Białej Łady, położony jest w południowo-wschodniej Polsce. Górna część jej dorzecza znajduje się w obrębie regionu III rzędu zwanego Roztoczem Zachodnim (Chałubińska, Wilgat 1954) lub Roztoczem Gorajskim (Buraczyński 1967).

W dolinie Białej Łady powszechnie występują różnego rodzaju źródła oraz istnieje wiele miejsc wydobywania się wody podziemnej w postaci wysięków i młak, które sprzyjają tworzeniu się obszarów stale lub okresowo podmokłych. Bardzo trudno jest określić liczbę źródeł. Na Roztoczu Zachodnim wody podziemne wypływają głównie szczelinami ze skał kredowych i trzeciorzędowych. W ten sposób tworzy się linia wypływów szczelinowych na odcinku kilkunastu, a nawet kilkudziesięciu metrów. Taką linię wypływów szczelinowych przyjmuje się zazwyczaj za jedno źródło, często są one usytuowane w niszy; źródliskowej.

Czasami obok dużego źródła istnieją małe wypływy. Kwestią umowy jest zatem łączne lub oddzielne potraktowanie kilku wypływów na danym obszarze. Z. Michalczyk (Michalczyk 1976) wprowadził w takim przypadku pojęcie „zespół źródeł" Lokalnie na wierzchowinach oraz w dolinie Białej Łady występują niewielkie źródła zasilane wodami piętra czwartorzędowego.

Liczne źródła Roztocza stanowią interesujące obiekty badań. Do szczegółowej charakterystyki krenologicznej wybrano źródło w Zastawiu koło Goraja, dla którego opracowano sezonową i wieloletnią zmienność wydajności oraz składu fizykochemicznego wody źródlanej (Jóźwiakowski 1995).

Materiał i metody badań

Badania źródeł w dolinie Białej Łady prowadzono w latach 1993–1994. Pomiary wydajności źródeł wykonywano młynkiem hydrometrycznym firmy Hega. Jednorazowo, w dniach 17–18 sierpnia 1994 r. zbadano wydajność sześciu źródeł w dorzeczu górnej Białej Łady. Natomiast od maja 1993 r. do października 1994 r. wykonywano comiesięczne pomiary wydajności źródła w Zastawiu koło Goraja. Uzyskane wyniki porównano z archiwalnymi materiałami opracowanymi przez Z. Michalczyka (1982).

W terenie, oprócz wydajności źródeł – mierzono temperaturę wody i powietrza oraz pobierano próby wody do analiz chemicznych. Wodę ze źródła w Zastawiu pobierano bezpośrednio z najintensywniejszego wypływu ze szczelin opoki, w każdym miesiącu od kwietnia 1993 r. do października 1994 roku. Skład chemiczny wody badany był w ciągu następnych 1–2 dni. Jednorazowo poddano badaniom próbki wody z sześciu innych źródeł Białej Łady. Doświadczalnie określano następujące parametry: odczyn wody, twardość ogólną, zawartość jonów wapniowych, wodorowęglanowych, chlorkowych. Z różnic twardości ogólnej i zawartości wapnia obliczano stężenie jonów magnezowych, a z różnic sum anionów i kationów określano stężenie jonów sodowych i potasowych.

Analizy chemiczne wykonano w laboratorium Zakładu Hydrografii UMCS zgodnie z metodami zaproponowanymi przez M. Markowicz i M. Pulinę (1979) z nielicznymi modyfikacjami opracowanymi w Zakładzie Hydrografii. Ponadto fotometrem firmy Slandi określono zawartość jonu siarczanowego w wodzie z Zastawia oraz jednorazowo zawartość jonów NO_3^- i Fe^{2+} we wszystkich źródłach Białej Łady po Abramów. Przewodność i mineralizację wody ze źródeł określano metodą konduktometryczną.

Wyniki badań

W roztoczańskiej części dorzecza Białej Łady do 1994 r. zarejestrowano 37 stałych i okresowych miejsc wypływu wody podziemnej. Prawie wszystkie źródła, z wyjątkiem położonych na dnie doliny Białej Łady, mają charakter spływowy, drenują pierwszy poziom wodonośny. Największe źródła wypływają w górnej części dorzecza Białej Łady. One właśnie zostały opisane w niniejszej pracy. Zbadane źródła odprowadzają wodę przede wszystkim z głównego – rozto-

czańskiego poziomu wodonośnego, wytworzonego w skałach kredowych. Wydajność poszczególnych źródeł uzależniona jest od wielkości obszaru zasilającego i drożności szczelin przewodzących wodę (Michalczyk 1976). Rozmieszczenie źródeł na tle rzeźby terenu w roztoczańskiej części dorzecza Białej Łady zestawione zostało w opracowaniu Z. Michalczyka (1982, rys. 1).

Źródło dające początek Białej Ładzie znajduje się w okolicy wsi Malinie – w dużej niszy źródliskowej. Są to obecnie dwa miejsca wypływu wody znajdujące się na wysokości 249 m n.p.m. Łączna wydajność źródła w Maliniu określona na podstawie sporadycznych pomiarów wykonanych przez Z. Michalczyka (1982, 1984) w latach 1964–75 wynosiła 146–222 l/s (tab. 1).

Pomiary wykonane w 1993 i 1994 r. wykazały nadal utrzymującą się dużą wydajność źródła w Maliniu (Jóźwiakowski 1995), która pozwala uznać to źródlisko za jedno z największych występujących na Roztoczu i Wyżynie Lubelskiej. Inne źródła w dolinie Białej Łady nie wykazują tak dużych wydajności jak w Maliniu (tab. 2).

TABELA 1. Wydajność źródła w Maliniu

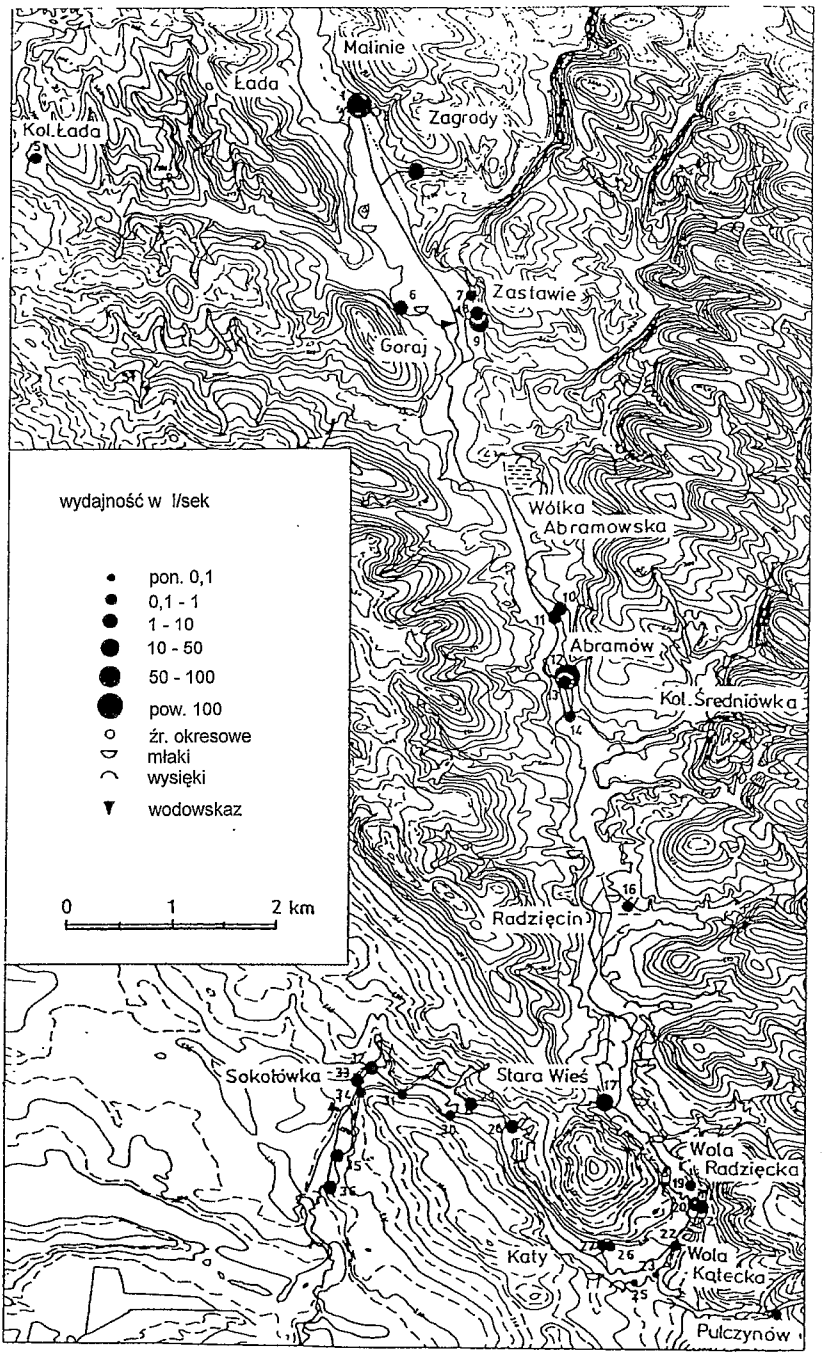
Data pomiaru	Wydajność [l/s]
12.06.1964	147
19.09.1967	219
30.07.1970	142
16.09.1970	169
18.03.1975	222
11.07.1990	165
22.07.1991	118
04.08.1992	88
23.07.1993	177
17.08.1994	136

TABELA 2. Wydajność źródeł w dolinie Białej Łady (17.08.1994)

Źródło nr	Wydajność [l/s]
Malinie – 2	136
Zagrody – 4	ok. 1–2
Goraj – 6	7,2
Zastawie – 9	81
Abramów – 12	175,1
Abramów – 13	4,5
Misowy Dół – 37	< 0,1

Wśród źródeł Białej Łady szczegółowe badania prowadzono nad źródłem w Zastawiu koło Goraja (Jóźwiakowski 1995). Źródło to jest wypływem szczelinowo-warstwowym (Michalczyk 1976), descensyjnym, położonym u podstawy krawędzi doliny. Średnia wydajność źródła za okres badań 1993–1994 wynosi 86 l/s. Według klasyfikacji Meinzera zalicza się je do klasy IV (10–100 l/s). Współczynnik zmienności Mailleta dla półtorarocznych pomiarów wynosi 1,46. W okresie wielolecia zmienność jest dwukrotnie większa (współcz. zmienności 3,1). W źródle nie obserwuje się dużych zmian wydajności z dnia na dzień. Zmiany objętości wypływającej wody związane są z następstwem lat mokrych i suchych. Z badań wynika, że zwiększenie wydajności źródła jest przesunięte w stosunku do okresu zasilania o ok. 2 miesięcy (rys. 2). Czas, jaki potrzebny jest na spowodowanie wzrostu wydajności źródła przez opady, uzależniony jest od nasycenia wilgocią warstw lessowych, które magazynują duże ilości wody i przez to wpływają na wyrównanie zasilania podziemnego (Michalczyk 1976, 1982; Jóźwiakowski 1995).

Na Roztoczu Zachodnim obserwuje się ostatnio zanik i zmniejszanie wydaj-



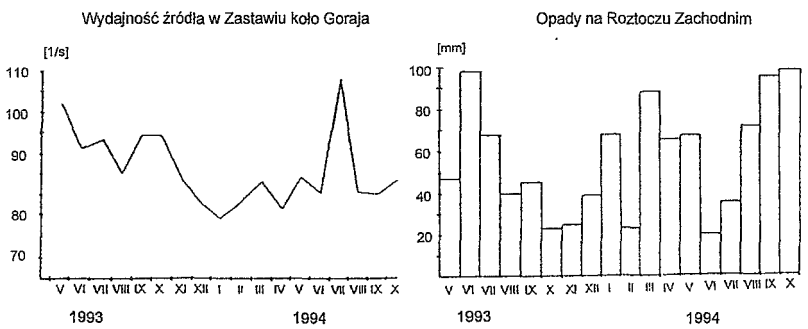
RYSUNEK 1. Rozmieszczenie i wydajność źródeł w roztoczańskiej zlewni Białej Łady (wg Michalczyka 1982)

ności niektórych źródeł. Jeszcze w 1974 r. J. Malinowski opisuje w swej pracy (Malinowski 1974) źródła, w dolinie Łady nr 7, 8 (rys. 1), jako funkcjonujące. Obecnie wśród 14 źródeł znajdujących się w obrębie zlewni Białej Łady po Abramów trzy źródła nr 3, 7, 8 zanikły, a kilka inych zmniejszyło swoją wydajność. W miarę stałą wydajnością charakteryzują się trzy największe źródła dorzecza Białej Łady. Są to źródła: w Maliniu nr 2, Zastawiu nr 9, i Abramowie nr 12. Źródła najczęściej wypływają u podstawy krawędzi doliny. Tylko w czterech przypadkach źródła znajdują się w dnie doliny, ale w niewielkiej odległości od jej zboczy.

Skład fizykochemiczny wód źródeł Białej Łady jest stały w ciągu roku, co potwierdza obraz monotonii geochemicznej środowiska Roztocza Zachodniego (Janiec, Michalczyk 1991). Temperatura wód wypływających z utworów kredowych we wszystkich źródłach wynosi 9,0–9,6°C i niemal nie wykazuje zmian związanych z okresami ciepłymi i zimnymi (tab. 3).

Podstawowe parametry fizykochemiczne wód źródlanych w dorzeczu górnej Białej Łady po Abramów przedstawia tabela 4.

Na podstawie badań można stwierdzić, że woda ze wszystkich źródeł zasilanych z utworów kredowych cechuje się podobnymi właściwościami. Odczyn wód jest słabo zasadowy. Pod względem twardości wody te uznaje się za średnio twarde (5,58–6,44 mval/l). Twardość niewęglanowa, traktowana na Roztoczu jako



RYSUNEK 2. Wydajność źródła w Zastawiu koło Goraja i opady na Roztoczu Zachodnim w okresie od 05.1993 do 10.1994

TABELA 3. Temperatura wody ze źródła w Zastawiu koło Goraja

Data	Temp. [°C]	Data	Temp. [°C]	Data	Temp. [°C]
21.05.1993	9,0	21.11.1993	9,2	20.05.1995	9,1
21.06.1993	9,0	18.12.1993	9,0	21.06.1994	9,2
23.07.1993	9,0	20.01.1994	9,0	21.07.1994	9,2
22.08.1993	9,1	26.02.1994	9,0	17.08.1994	9,2
25.09.1993	9,2	26.03.1994	9,1	24.09.1994	9,2
26.10.1993	9,2	22.04.1994	9,1	22.10.1994	9,1

TABELA 4. Parametry fizykochemiczne wód źródlanych w górnej części dorzecza Białej Łady (17.08.1994)

Źródło nr	Parametry fizykochemiczne														
	temp. [°C]	pH	przewod. w 10°C [µs/cm]	twardość ogólna [mval/l]	*twardość niewęglan. [mval/l]	HCO_3^- [mg/l]	Cl^- [mg/l]	SO_4^{2-} [mg/l]	Ca^{2+} [mg/l]	$*Mg^{2+}$ [mg/l]	$*Na^+ + K^+$ [mg/l]	Fe^{2+} [mg/l]	NO_3^- [mg/l]	$\frac{rMg}{rCa}$	mineralizacja met. przew. [mg/l]
Malinie 2	9,5	7,09	418,4	6,02	0,02	366,0	6,6	2,0	102,0	11,4	5,5	0,02	2,00	0,185	497,8
Zagrody 4	9,3	7,07	424,8	6,18	0,18	366,0	8,0	1,0	101,0	13,9	1,8	0,02	3,00	0,230	506,9
Goraj 6	9,0	7,08	432,6	6,44	0,24	378,0	11,6	6,0	104,0	15,1	5,7	0,01	2,50	0,245	516,2
Zastawie 9	9,2	7,22	399,9	5,92	0,02	360,0	8,7	2,0	100,0	11,2	7,1	0,01	3,00	0,184	474,4
Abramów 12	—	7,61	391,9	5,58	0,18	329,0	6,6	2,0	94,0	10,9	1,2	0,02	1,50	0,195	464,8
Abramów 13	9,6	7,24	424,8	6,16	0,46	348,0	6,6	27,0	103,0	12,4	7,7	0,04	1,75	0,198	506,9
Misowy Dół 37	—	7,46	275,4	3,72	0,62	189,0	14,4	6,0	71,0	1,9	0,0	—	—	0,043	319,6

wskaźnik zanieczyszczenia antropogenicznego jest niewielka w źródłach nr 2, 4, 9, 12 (0,02–0,18 mval/l). Natomiast źródła nr 6 i 13, zanieczyszczone przez miejscową ludność, mają podwyższoną twardość niewęglanową (0,24–0,46 mval/l).

Głównym anionem występującym w wodach źródlanych dorzecza Białej Łady jest HCO_3^-. Jego ilość w źródłach wypływających ze skał kredowych wynosi od 329 do 378 mg/l. Pozostałe aniony Cl^- i SO_4^{2-} odgrywają mniejszą rolę, a ich zawartość w badanych źródłach waha się od 6,6 do 11,8 mg/l Cl^- oraz 2,0–27,0 mg/l SO_4^{2-}. Główną przyczyną dużej, jak na wodę kredową, zawartości SO_4^{2-} w wodzie ze źródła nr 13 (27 mg/l SO_4^{2-}) może być rozkład i utlenianie substancji organicznych pochodzenia roślinnego i zwierzęcego. Woda utrzymuje się długo w niszy źródlanej, z której wypływa, a zatem mogą tu zachodzić procesy powodujące podwyższoną zawartość SO_4^{2-}.

Wśród kationów woda ze źródeł piętra kredowego zawiera najwięcej wapnia Ca^{2+} (94–104 mg/l). Ilość jonów magnezu Mg^{2+} w wodach źródlanych wynosi 10,9–15,1 mg/l. Stosunek jonów rMg:rCa wynosi 0,19–0,24, co wskazuje na znaczną rolę lessów w kształtowaniu cech chemicznych wody na Roztoczu Zachodnim (Janiec 1982, 1992). Natomiast zawartość jonów $Na^+ + K^+$ obliczonych z bilansu jonów jest niewielka w wodach źródlanych i waha się od 1,2 do 7,7 mg/l. Ponadto wody kredowe zawierają śladowe wielkości Fe^{2+} oraz niewielkie ilości azotanów 1,5–3,0 mg/l NO_3^-. Pomiary mineralizacji, wykonane metodą konduktometryczną, wskazują na niewielkie

różnice w wielkości mineralizacji źródeł wypływających ze skał piętra kredowego (od 464,8 do 516,2 mg/l). Zatem wody źródlane kredowego piętra wodonośnego to wody słodkie, średnio twarde, o charakterze wodorowęglanowo-wapniowym. Mają one prosty skład jonowy, ktry wyrażono zapisem Kurłowa, gdzie procentowy udział poszczególnych jonów określono jako wartości średnie dla 6 badanych źródeł piętra kredowego.

$$M^{0,494}\frac{HCO_3^{94}Cl^{4}SO_4^{2}}{Ca^{80}Mg^{16}(Na+K)^{4}}T^{9,3}$$

Inaczej przedstawia się skład jonowy źródeł zasilanych z utworów czwartorzędowych, który przedstawiono na podstawie analizy chemicznej wody ze źródła nr 37 (tab. 3). Mineralizacja źródła w Misowym Dole jest dość mała (320 mg/l) w porównaniu z wodami piętra kredowego. Niewielka jest też twardość ogólna, która wynosi 3,72 mval/l. Zawartość podstawowych jonów w wodzie ze źródła nr 37 jest również o wiele mniejsza od wód piętra kredowego. Natomiast dość duża jest twardość niewęglanowa 0,62 mval/l, co wskazuje na zanieczyszczenia antropogeniczne wód piętra czwartorzędowego. Odczyn, czyli pH świadczy o słabo zasadowym charakterze tych wód. Według zapisu Kurłowa, procentowy udział poszczególnych jonów wody ze źródła czwartorzędowego przedstawia się następująco:

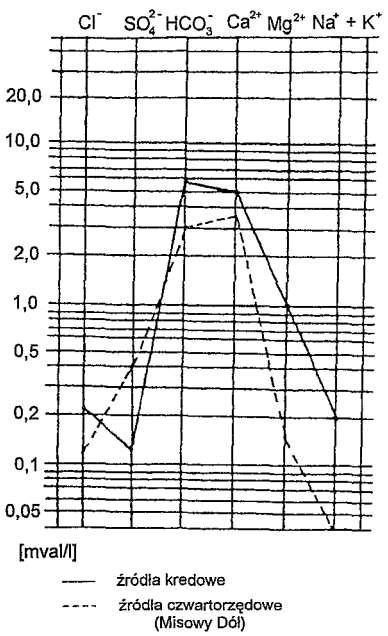
$$M^{0,320}\frac{HCO_3^{85}Cl^{11}SO_4^{4}}{Ca^{96}Mg^{4}}$$

Jest to zatem woda słodka, średnio twarda, o charakterze wodorowęglanowo-wapniowym. Skład jonowy wód źródeł dorzecza Białej Łady przedstawiono na wykresie Schoellera (rys. 3).

Zmienność parametrów fizykochemicznych wód źródlanych dorzecza Białej Łady zasilanych wodami piętra kredowego jest niewielka w ciągu roku (tab. 5).

W minionych latach, gdy nie było wodociągów, źródła Białej Łady były użytkowane przez znaczną ilość gospodarstw. Obecnie wody źródlane wykorzystuje się tylko do pojenia inwentarza, prania bielizny, studzenia mleka i czasami do picia. Często „na źródłach" powstają stawy hodowlane i inne zbiorniki retencyjne. Do najbardziej wykorzystywanych należą wypływy m.in. w Goraju nr 6, Abramowie nr 12 i Zastawiu nr 9.

Aby ustrzec się przed niebezpieczeństwem negatywnego wpływu antropoge-



RYSUNEK 3. Skład jonowy wód źródeł dorzecza Białej Łady na wykresie Schoellera

TABELA 5. Cechy chemiczne wód źródła w Zastawiu koło Goraja (04.1993–10.1994)

Data	pH	Twardość ogólna [mval/l]	*Twardość niewęglan. [mval/l]	Przewodn. w 10°C [µs/cm]	HCO_3^- [mg/l]	Cl^- [mg/l]	SO_4^{2-} [mg/l]	Ca^{2+} [mg/l]	*Mg^{2+} [mg/l]	*$Na^+ + K^+$ [mg/l]	$\frac{r\,Mg}{r\,Ca}$	Mineralizacja met. przew. [mg/l]
28.04.93	7,10	5,88	0,08	329,8	354,0	9,2	6,8	98,6	11,7	8,60	0,19	465,9
21.05.93	7,10	5,86	0,06	375,5	354,0	8,7	7,0	97,4	12,2	9,10	0,21	444,0
21.06.93	7,03	5,90	0,10	398,0	354,0	6,6	9,0	95,4	13,9	7,25	0,24	472,0
23.07.93	7,05	5,94	0,04	422,8	360,0	8,7	—	97,0	13,4	—	0,23	503,1
25.09.93	7,05	5,98	0,08	411,6	360,0	8,4	5,7	97,8	13,4	7,40	0,22	489,7
26.10.93	7,10	5,74	0,04	386,6	348,0	7,4	8,0	91,4	14,3	9,00	0,26	458,5
21.11.93	7,34	5,96	0,06	401,4	360,0	6,6	6,0	95,8	14,3	6,75	0,25	476,1
18.12.93	7,34	5,88	0,08	410,7	354,0	7,3	6,0	95,4	13,6	6,85	0,23	488,7
22.01.94	7,32	5,96	0,06	406,3	360,0	7,3	6,0	97,8	13,1	7,40	0,22	483,4
26.02.94	7,30	5,96	0,06	395,3	360,0	7,3	8,0	97,4	13,4	8,50	0,23	468,9
26.03.94	7,34	5,98	0,08	395,3	360,0	6,6	6,5	96,2	14,3	6,48	0,25	468,9
22.04.94	7,27	5,88	0,08	401,7	354,0	8,0	6,0	96,6	12,9	7,30	0,22	476,4
20.05.94	7,26	5,90	0,00	404,6	360,0	6,6	6,0	98,2	12,2	8,35	0,20	479,8
21.06.94	7,21	6,00	0,00	396,7	366,0	8,0	5,5	101,8	11,2	9,00	0,18	470,5
15.07.94	7,27	5,82	0,02	413,5	354,0	7,3	10,0	99,4	10,5	10,70	0,17	492,0
17.08.94	7,22	5,92	0,02	399,9	360,0	8,7	2,0	100,2	11,2	7,10	0,184	474,4
24.09.94	7,08	5,92	0,02	405,9	360,0	9,4	5,0	101,0	10,7	9,40	0,15	482,9
22.10.94	7,15	5,90	0,00	386,9	360,0	7,3	2,0	98,6	11,9	6,60	0,20	458,9
Śr. wartość 04.93–10.94	7,20	5,91	0,05	400,3	357,4	7,7	6,2	97,5	12,7	8,80	0,20	475,2

* Podane w tabelach stężenia jonów: $Na^+ + K^+$, Mg^{2+} oraz wartość twardości niewęglanowej zostały uzyskane na drodze „rachunkowej".

nicznego na czystość wody źródłanej oraz zachować ilość wypływającej wody, należy chronić źródła Roztocza. Zasługują one na ochronę prawną ze względu na walory krajobrazowo-przyrodnicze i naukowo-dydaktyczne. Oprócz Tatr i Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej, Roztocze jest regionem najbardziej cennym pod względem krenologicznym w Polsce. Atrakcyjność źródeł opisuje w swojej pracy B. Janiec (1992). Wśród źródeł Białej Łady dwa z nich w Maliniu i Zastawiu koło Goraja zakwalifikowane do ochrony pomnikowej. Źródła te są cenne ze względu na dużą atrakcyjność krajobrazową, dużą wydajność oraz intensywność wypływu.

Podsumowanie

Na Roztoczu Zachodnim wody podziemne wypływają głównie szczelinami ze skał kredowych i trzeciorzędowych. Lokalnie na wierzchowinach oraz w dolinie Białej Łady występują niewielkie źródła zasilane wodami piętra czwartorzędowego. Do 1994 r. w roztoczańskiej części zlewni Białej Łady zarejestrowano 37 stałych i okresowych źródeł. Prawie wszystkie mają charakter spływowy i drenują pierwszy poziom wodonośny.

Wydajność źródeł w zlewni Białej Łady jest zróżnicowana. Największą wydajność osiągają źródła wypływające z utworów piętra kredowego, natomiast najmniejsza wydajność charakteryzuje źródła piętra czwartorzędowego. Współczynnik zmienności wieloletniej Mailleta klasyfikuje źródła Białej Łady jako mało zmienne. Natomiast półtoraroczne pomiary wykazują stałość wydajności największych źródeł wg współautorów Mailleta.

Zwiększanie wydajności źródeł piętra kredowego jest przesunięte w stosunku do okresu zasilania o ok. 2 miesięcy. Skład fizykochemiczny wód źródeł Białej Łady jest stały w ciągu roku, co potwierdza obraz monotonii geochemicznej środowiska Roztocza Zachodniego. Temperatura wód źródlanych wynosi 9,0–9,6 odczyn jest słabo zasadowy, natomiast pod względem twardości wody te uznaje się za średniotwarde. Mineralizacja wód, poniżej 500 mg/l zalicza je do wód słodkich. Roztoczańskie wody źródlane mają prosty skład jonowy, o charakterze wodorowęglanowo-wapniowym.

Na Roztoczu Zachodnim obserwuje się ostatnio zanik i zmniejszenie wydajności niektórych źródeł. Dla zachowania wysokich walorów przyrodniczych źródeł projektuje się utworzenie pomników przyrody obejmujących nisze źródliskowe. Konieczne są również działania w celu poprawy gospodarki wodnościekowej w zlewni.

Literatura

BURACZYŃSKI J. 1967: *Zarys geomorfologii Roztocza Zachodniego*. Annales UMCS, sec. B, vol. XXII, Lublin; 77–78.

CHAŁUBIŃSKA A., WILGAT T. 1954: *Podział fizjograficzny województwa lubelskiego*. Przewodnik V Zjazdu PTG, Lublin; 11.

JANIEC B. 1982: *Badania denudacji chemicznej metodą konduktometryczną*. Annales UMCS, sec. B, vol. XXXVII, Lublin 7; 119–140.

JANIEC B. 1992: *Ochrona źródeł na Roztoczu*. Annales UMCS, sec. B, vol. XLVII, Lublin 9; 189–214.

JANIEC B., MICHALCZYK Z. 1991: *Wydajność i skład chemiczny wód największych źródeł Wyżyny Lubelskiej i Roztocza*. V Ogólnopolskie Sympozjum, Współczesne problemy hydrogeologii. Warszawa – Jachranka 1991; 134–139.

JÓŹWIAKOWSKI K. 1995: *Charakterystyka hydrologiczna źródła w Zastawiu koło Goraja*. Zakł. Hydrografii UMCS, Lublin (maszynopis).

MALINOWSKI J. 1974: *Hydrogeologia Roztocza Zachodniego*. Zesz. 6. Wydaw. Geologiczne, Warszawa.

MARKOWICZ M., PULINA M. 1979: *Ilościowa półmikroanaliza chemiczna wód w obszarach krasu węglanowego*. Katowice, 1–67.

MICHALCZYK Z. 1976: *Monografia hydrograficzna dorzecza Łady*. Zakł. Hydrografii UMCS, Lublin (maszynopis).

MICHALCZYK Z. 1982: *Charakterystyka hydrogeologiczna dorzecza Łady*. Biul. IG. 339. Z badań hydrogeologicznych w Polsce, t. VI, Warszawa, 109–161.

MICHALCZYK Z. 1984: *Źródła Białej Łady w okolicy Goraja*. Annales UMCS, sec. B, vol. XXXIX, Lublin 14; 267–286.

Adresy autorów
K. Jóźwiakowski
Instytut Melioracji i Budownictwa Rolniczego, AR w Lublinie
20–069 Lublin, ul. Leszczyńskiego 7
Z. Michalczyk
Instytut Nauk o Ziemi.
Zakład Hydrografii UMCS,
20–033 Lublin, ul. Akademicka 19

Marian MICHALCZEWSKI, Czesław LIPSKI,
Małgorzata GÓRALCZYK

Ocena zasobów wodnych mikrozlewni w terenach górskich

Abstract

Estimation of water resources in a mountain micro-catchment area. In this study is presented an example of calculating water balance of a small mountain catchment area, considering its water resources and their regeneration in circulation processes. Water balance was calculated based on the studies carried out in the experimental catchment area of the Izwór stream belonging to the Departament of Water Management and Water Protection, Agricultural University of Cracow. The catchment area under study is situated in the Poprad river basin in the Beskid Sądecki region. It is equipped with a measuring device, Thomson's overfall with a limnigraph. The study made use of the method for calculating water balance, proposed by Ostromęcki. In addition, some characteristics are given of geographical environment, operational use and hydrological conditions of the studied catchment area. Calculations of water balance under natural conditions indicate that the Izwór stream catchment area has considerable retention reserves which result from proper management of the area.

Key words: mountain stream, catchment area, water balance, forest.

Wstęp

Jednym z ważnych zadań stojących przed hydrologią są badania dotyczące obiegu wody w zlewni. Obieg ten w sposób wymierny wyraża się bilansem wodnym, który jest wynikiem działania całokształtu procesów wodnych w obrębie danej zlewni. Określenie bilansu wodnego ma duże znaczenie naukowe i praktyczne. Informuje on o wielkości zasobów wodnych rozpatrywanego obszaru. Szczególnie istotna jest znajomość bilansu wodnego obszarów górskich. Rzeki posiadające swoje źródła w terenach górskich decydują o procesach i zasobach wodnych terenów niżej położonych.

W związku ze wzrastającym zapotrzebowaniem na wodę zarówno pod względem jej ilości, jak i jakości, coraz dokładniej zaczyna się oceniać jej zasoby, poszukiwać rezerw i optymalnie nimi dysponować. Coraz częściej bierze się pod uwagę zasoby wodne małych cieków górskich dla zaspokojenia przede wszystkim potrzeb lokalnych. Coraz też większe są wymagania dotyczące dokładności w ustalaniu ilości wody i dynamiki jej odpływu.

Zasobność wodna regionu karpackiego, jak i innych regionów górskich (Dynowska 1975; Michalczewski 1992; Polak i Michalczewski 1984) jest znaczna i tutaj istnieją źródła zaopatrzenia konsumentów w wodę. Obliczenie bilansu wodnego małych zlewni górskich jest bardzo utrudnione. Powodują to między innymi złożone warunki geologiczne,

brak szczegółowego rozeznania warunków hydrogeologicznych obszaru zasilania, a także brak występowania zwierciadła wody gruntowej. Niemożliwe jest też określenie wielkości parowania terenowego, spowodowanego w dużej mierze chwilowym stanem warunków hydrologicznych i meteorologicznych, porą roku, aktualnym stanem wilgotności lasu i gleby oraz czynnikami klimatycznymi i rodzajem siedliska leśnego (Byczkowski 1976). Wielkości stanów wody w okresach przejściowych przyjęto jako miarę stanu retencji zlewni na końcu każdego roku. Mając na uwadze powyższe uwarunkowania, w pracy zastosowano prostą metodę obliczania składników bilansu wodnego, nawet kosztem zmniejszenia ich dokładności, zaproponowaną przez Ostromęckiego (1956).

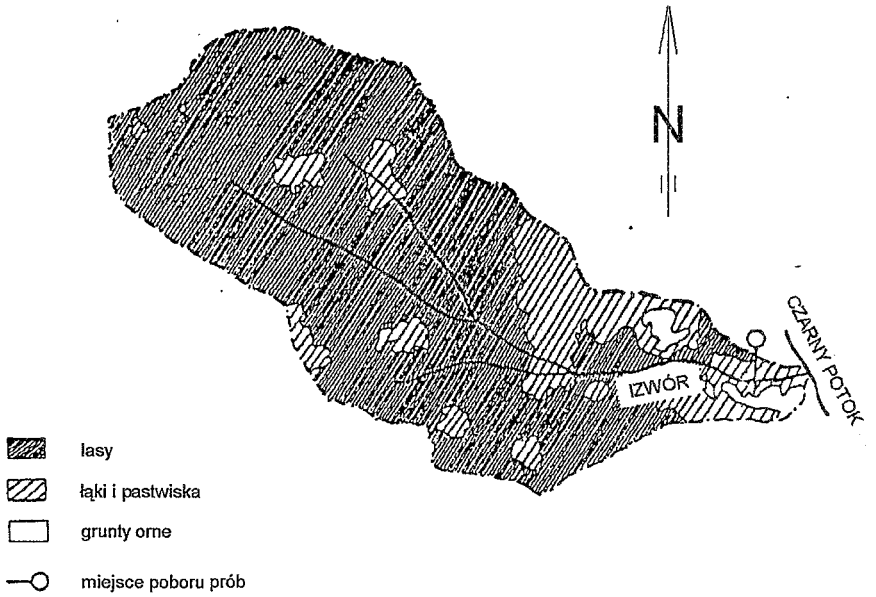
Opracowanie zawiera określenie bilansu wodnego zlewni doświadczalnej potoku Izwór, prawobrzeżnego dopływu Czarnego Potoku koło Krynicy.

Charakterystyka zlewni potoku Izwór

Zlewnia potoku Izwór (rys. 1) jest obiektem badawczym Zakładu Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód Akademii Rolniczej w Krakowie. Zlewnia znajduje się w dorzeczu rzeki Poprad w Beskidzie Sądeckim. Źródła potoku wypływają u podnóża Jaworzyny Krynickiej (1072,3 m n.p.m.).

Powierzchnia zlewni wynosi 2,169 km^2. Sieć hydrograficzna ma układ pierzasty, typowy dla potoków karpackich. Długość cieku głównego wraz z odcinkiem źródłowym wynosi 2,604 km. Łączna długość dopływów wynosi 1,420 km. Całkowita długość linii wododziałowej wynosi 6,425 km. Gęstość sieci hydrograficznej wynosi 1,88 km/km^2, a przeciętna szerokość zlewni 0,833 km. Przeciętne wzniesienie zlewni nad poziom morza wynosi 800,7 m. Największa deniwelacja zlewni wynosi 454,3 m. Na terenie zlewni w przeważającej części występują duże spadki zboczy. Zbocza o spadku zawartym w przedziale 10–20% zajmują 57,8% powierzchni zlewni, czyli 1,254 km^2. Znacznie mniejszą powierzchnię zajmują tereny o spadkach 20–30% i wynoszą 0,579 km^2, co stanowi 26,7% całej powierzchni zlewni. Najwyższe spadki mające powyżej 30%, występują w części przyszczytowej zlewni i zajmują 0,8% jej powierzchni. Spadki zawarte w przedziale 0–5% zajmują 14,7% powierzchni zlewni. Średni spadek dla całej zlewni wynosi 16,675%.

Gleby posiadają cechy gleb górskich i charakteryzują się zmiennością pokrywy glebowej zależnej od spadków zboczy. Klimat zlewni zalicza się do typowo górskiego i cechuje go znaczna wilgotność powietrza oraz duża ilość opadów. Okres wegetacyjny trwa 150–170 dni. Najwięcej opadów występuje w miesiącach letnich – czerwcu i lipcu. Średnia roczna suma opadów wynosi 870–950 mm. Dni deszczowych w ciągu roku jest około 140. Dni ze śniegiem jest około 60 w ciągu roku. Pierwszy śnieg pojawia się pod koniec października. Trwała pokrywa śnieżna występuje od grudnia przez okres 120–130 dni w roku. Grubość pokrywy śnieżnej osiąga 150 cm. Okres ze średnią temperaturą poniżej zera trwa 110–120 dni. Średnia roczna temperatura powietrza wynosi 5,2°C.



RYSUNEK 1. Obszar zlewni potoku Izwór

Przeważającą część zlewni zajmują użytki leśne, których największe zgrupowanie występuje w części przyszczytowej zlewni. W zbiorowisku leśnym przeważa las różnowiekowy o bardzo dużej różnorodności gatunków. Dominującym gatunkiem jest świerk, w mniejszej ilości występuje sosna i jodła. Drzewostan liściasty stanowi 10% składu lasu. Skład gatunkowy lasu związany jest z układem hipsometrycznym. Do wysokości 700 m n.p.m. występują lasy świerkowe z domieszką buka, sosny, jawora i wiązu. Przedział wysokości 750–850 m n.p.m. zajmuje obszar lasu sosnowego i bukowego. W obszarze przyszczytowym, powyżej 900 m n.p.m. występuje las bukowy z domieszką sosny i modrzewia. Stopień lesistości zlewni wynosi 76%, a wskaźnik rozwinięcia lesistości 0,825.

Drugą formę użytkowania zlewni stanowią użytki zielone, zajmujące 11% powierzchni zlewni. Są to głównie łąki kośno-pastwiskowe oraz tereny wypasowe występujące na większych wzniesieniach. Grunty orne zajmują około 3% powierzchni zlewni i występują w systemie tarasowej uprawy do wysokości 700 m n.p.m.

Przedstawione powyżej czynniki powodują, że reżim hydrologiczny zlewni potoku Izwór, określony przy zastosowaniu urządzenia przelewowego, wyposażonego w limnigraf, posiada następujące cechy:

- Największe maksymalne przepływy występują w miesiącach wczesnowiosennych – marcu i kwietniu, czyli w okresie trwania roztopów;
- Największy maksymalny przepływ wynosi 182 l/s;

• Przepływy najmniejsze występują najczęściej w październiku i wahają się w przedziale 2–1 l/s;

• Największa różnica między maksymalnymi i minimalnymi przepływami wynosi 179 l/s;

• Krzywa częstości przepływów dobowych charakteryzuje się rozkładem skrajnie asymetrycznym;

• Z krzywej sum czasów trwania wynika, że najdłużej trwające przepływy zawierają się w przedziale 10–6 l/s;

• Przepływy wysokie w ciągu roku trwają 23 dni, przepływy niskie 75 dni, natomiast przepływy w strefie średniej 267 dni.

Materiały wyjściowe i ich ocena

Przy opracowaniu podjętego zagadnienia oparto się na wynikach badań elementów bilansowych prowadzonych w latach 1976–1988 w stacji doświadczalnej znajdującej się w Czarnym Potoku koło Krynicy, której integralną część stanowi zlewnia doświadczalna potoku Izwór. W pracy wykorzystano pomiary:

- stanów i przepływów wody w profilu kluczowym,
- opadów oraz oparte na nich wskaźniki opadowe,
- czynników meteorologicznych, głównie niedosyty wilgotności powietrza.

Materiał wyjściowy poddano badaniom pod względem jednorodności, przy zastosowaniu testu serii Walda-Wolfowitza (Pruchnicki 1976). Jest to test nieparametryczny, nie wymagający założeń typu rozkładu zbiorowości generalnej, z której pochodzi dana próba oraz estymowania parametrów w tej próbie. Zakłada się jedynie, że rozkład w zbiorowości jest ciągły, a próby pobierane są niezależnie. Dane wyjściowe zweryfikowane powyższym testem pozwalają stwierdzić, że dane ciągi (opady atmosferyczne, odpływy, niedosyty wilgotności powietrza, stany wody w okresach przejściowych) są jednorodne i mogą być zastosowane do obliczenia bilansu wodnego przy zastosowaniu metody Ostromęckiego (1956).

Nazewnictwo stosowane w niniejszym opracowaniu zostało zaczerpnięte ze słownictwa polskiej hydrologii. Przyjęto również zasadę niepodawania definicji poszczególnych terminów, gdyż można je znaleźć w odnośnej literaturze.

Obliczanie bilansu wodnego

Dane, zweryfikowane pod względem jednorodności, posłużyły jako materiał wyjściowy do obliczenia bilansu wodnego zlewni potoku Izwór metodą Ostromęckiego (1956), polegającą na rozwiązaniu równania:

$$P - H = a \cdot P \cdot D + b \cdot \Delta h \qquad (1)$$

gdzie:

P – wskaźnik opadowy określony na podstawie sum miesięcznych opadów przy zastosowaniu metody hipsometrycznej (mm),

H – odpływ (mm),

D – suma średnich dobowych niedosytów wilgotności powietrza z danego roku (mm Hg),

Δh – przyrost stanu wody w profilu kluczowym w okresie przejściowym (cm),

a, b – współczynniki wyznaczone metodą najmniejszych kwadratów

$$\sum xy - a \cdot \sum x^2 - b \cdot \sum xz = 0 \quad (2)$$

$$\sum yz - a \cdot \sum xz - b \cdot \sum z^2 = 0 \quad (3)$$

gdzie:

$$y = P - H = S \quad (4)$$

$$x = P \cdot D \quad (5)$$

$$z = \Delta h \quad (6)$$

Sprawdzenie prawidłowości ich rozwiązania i ścisłości obliczonego związku przeprowadzono metodą obliczenia współczynnika korelacji wielokrotnej R przy zastosowaniu formuły

$$R = \sqrt{\frac{r_{xy}^2 + r_{yz}^2 - 2r_{xy} \cdot r_{yz} \cdot r_{xz}}{1 - r_{xz}^2}} \quad (7)$$

gdzie: r_{xy}, r_{yz}, r_{xz} – współczynniki korelacji liniowej pomiędzy zmiennymi x i y, y i z oraz x i z,

$$r_{xy} = \frac{m \cdot S_x}{S_y}, \quad r_{yz} = \frac{m \cdot S_y}{S_z}, \quad r_{xz} = \frac{m \cdot S_x}{S_z} \quad (8)$$

gdzie:
m – współczynnik kierunkowy prostej regresji,
S_x – odchylenie standardowe zmiennej x,
S_y – odchylenie standardowe zmiennej y,
S_z – odchylenie standardowe zmiennej z,

oraz zastosowaniu testu F przy użyciu formuły:

$$F = \frac{R^2(N - k - 1)}{(1 - R^2)k} \quad (9)$$

gdzie:
N – ilość wyrazów w ciągu,
k – liczba zmiennych niezależnych.

Przy zastosowaniu powyższych formuł uzyskano następujące wyniki sprawdzone testem Studenta-t i F Snedecora:

$r_{xy} = 0{,}9352$	$t = 8{,}759$	$\alpha = 0{,}001$
$r_{yz} = 0{,}4309$	$t = 1{,}584$	$\alpha = 0{,}1$
$r_{xz} = 0{,}4757$	$t = 1{,}794$	$\alpha = 0{,}1$
$R = 0{,}9353$	$F = 34{,}9327$	$\alpha = 0{,}05$

gdzie: α –poziom istotności.

Dane umożliwiające obliczenie wielkości parametrów charakteryzujących warunki parowania terenowego i kształtowania retencji w rozpatrywanym 13-letnim okresie badawczym są następujące:

$\sum xy = 5909201531{,}0$
$\sum x^2 = 5{,}7655005$ (12)
$\sum xz = -2903013{,}24$ $\quad a = 0{,}00101$
$\sum yz = -3332{,}57$ $\quad b = -8{,}04176$
$\sum z^2 = 45{,}88$

Znając wielkość parametrów a i b charakteryzujących warunki parowania terenowego oraz kształtowania retencji zlewni w przyjętym okresie badań, można określić wielkości parowania terenowego i zmian retencji dla okresu bilansowego za pomocą wzorów

$$V' = a \cdot P \cdot D \quad (10)$$

$$\Delta R' = b \cdot \Delta h \quad (11)$$

gdzie:
V' – wynik surowy parowania (mm),
$\Delta R'$ – wynik surowy zmian retencji (mm)

Stosując wzór na odchylenie (δ):

$$\delta = S - (V' + \Delta R') \quad (12)$$

gdzie: S – różnica między opadem i odpływem (mm),

TABELA 1. Obliczenie elementów bilansu wodnego

Rok	Wielkości wyjściowe			Wielkości pomocnicze				
	P [mm]	H [mm]	$S = P - H$ [mm]	D [mm Hg]	h_k [cm]	h_p [cm]	$\Delta h = h_k - h_p$ [cm]	$P \cdot D$
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1976	901	199,8	701,2	715,4	11,4	10,5	0,9	644575,4
1977	893	255,5	637,5	713,0	9,9	11,4	–1,5	636709,0
1978	886	271,4	614,6	711,3	8,8	9,9	–1,1	630211,8
1979	840	238,8	601,2	700,6	17,5	18,8	–1,3	588504,0
1980	1128	224,8	903,2	767,0	17,4	18,8	–1,4	865176,0
1981	891	210,7	680,3	712,3	15,2	17,4	–2,2	634659,3
1982	761	219,0	542,0	682,6	10,5	15,2	–4,7	519458,6
1983	1009	264,3	744,7	740,0	12,0	10,5	1,5	746660,0
1984	732	154,2	577,8	675,7	11,3	12,0	–0,7	494612,4
1985	1231	329,4	901,6	790,5	14,0	11,3	2,7	973105,5
1986	828	216,6	611,4	698,1	11,0	10,0	1,0	578026,8
1987	868	222,4	645,8	707,2	10,5	10,5	0,0	613849,6
1988	814	201,7	612,3	694,9	9,5	9,5	0,0	565648,6
Suma	11782	3008,6	8773,6	9308,6	159,0	165,8	–9,5	8491197,0
Średnia	906,3	231,4	674,9	716,1	12,2	12,8	–0,73	653169,0

P – opad, H – odpływ, D – niedosyty, h_k – stan końcowy na wodowskazie, h_p – stan początkowy na wodowskazie · D – wskaźnik parowania, V' – parowanie (wyniki surowe), $\Delta R'$ – przyrost retencji (wyniki surowe)

wyliczamy parowanie wyrównane wstępnie (Ostromęcki 1956):

$$V'' = V' \pm 0{,}5\delta \tag{13}$$

oraz wynik wyrównany wstępny przyrostu retencji w poszczególnych latach (Ostromęcki 1956):

$$\Delta R'' = R' \pm 0{,}5\delta \tag{14}$$

Wyrównania danych wielkości bilansowych z poszczególnych lat przeprowadzono za pomocą rachunku wyrównawczego i przy założeniu warunku zgodności sumy rocznych wielkości parowania, zmian retencji z różnicą opadu i odpływu w każdym roku.

Wyniki obliczeń elementów bilansu wodnego zlewni doświadczalnej potoku Izwór zawierają tabele 1 i 2.

Charakterystyka uzyskanych wyników

Na podstawie uzyskanych wyników badań i przeprowadzonych obliczeń dla zlewni doświadczalnej potoku górskiego Izwór koło Krynicy można stwierdzić, że w rozpatrywanym okresie średni opad wynosił 906,3 mm. Największy opad w okresie badawczym osiągnął wielkość 1231,0 mm i wystąpił w roku 1985. Najmniejszy opad osiągnął wielkość 732,0 mm w roku 1984.

Wielkości obliczone								
V' [mm]	ΔR [mm]	δ	V'' [mm]	$\Delta R''$ [mm]	V [mm]	ΔR [mm]	ZR	$\frac{V}{D}$
10	11	12	13	14	15	16	17	18
657,46	–7,24	50,98	682,95	18,25	683,00	18,30	118,3	0,95
649,44	12,06	–24,00	637,44	0,06	637,40	0,10	118,4	0,89
642,82	8,85	–37,07	624,29	–9,69	624,30	–9,70	108,7	0,88
600,27	10,45	–9,52	595,51	5,69	595,50	5,70	114,4	0,85
882,48	11,26	9,46	887,21	15,99	887,20	16,00	130,4	1,16
647,35	17,69	15,26	654,98	25,32	655,00	25,30	155,7	0,92
529,85	37,79	–25,64	517,03	24,97	517,00	25,00	180,7	0,76
761,59	–12,06	–4,83	759,18	–14,48	759,20	–14,50	166,2	1,03
504,50	5,63	67,67	538,33	39,47	538,30	39,50	205,7	0,80
992,57	–21,71	–69,26	957,94	–56,34	957,90	–56,30	149,4	1,21
589,59	–8,04	29,85	585,57	6,89	585,60	6,90	156,3	0,84
626,13	0,00	19,67	635,96	9,93	636,00	9,90	166,2	0,90
576,96	0,00	35,34	594,63	17,67	594,60	17,70	183,9	0,86
8661,0	154,68	57,91	8671,02	83,73	8671,00	83,90		
666,23	4,21	4,45	667,00	6,44	667,00	6,50		

δ – odchylenie, V'' – parowanie (wyniki wyrównane), $\Delta R''$ – przyrost retencji (wyniki wyrównane), V – parowanie (wyniki ostateczne), ΔR – przyrost retencji (wyniki ostateczne), ZR – zapas retencji, $\frac{V}{D}$ – wskaźnik.

TABELA 2. Zbiorcze zestawienie bilansowe

Rok	P [mm]	H [mm]	V [mm]	ΔR [mm]	ZR [mm]
1976	901	199,8	683,00	18,30	118,3
1977	893	255,5	637,40	0,10	100,1
1978	886	271,4	624,30	–9,70	90,3
1979	840	238,8	595,50	5,70	105,7
1980	1128	224,8	887,20	16,00	116,0
1981	891	210,7	655,00	25,30	125,3
1982	761	219,0	517,00	25,00	125,0
1983	1009	264,3	759,20	–14,50	85,5
1984	732	154,2	538,30	39,50	139,5
1985	1231	329,4	957,90	–56,30	43,7
1986	828	216,6	595,10	16,40	106,9
1987	868	222,4	636,00	9,90	109,9
1988	814	201,7	594,60	17,70	117,7
Średnia	906,3	231,4	667,00	6,50	

Średnia wielkość odpływu wynosiła 231,4 mm. Największy odpływ 329,4 mm wystąpił w okresie o największym opadzie, czyli w roku 1985. Najmniejszy odpływ wielkości 154,2 mm wystąpił w roku 1984.

Parowanie w rozpatrywanej zlewni potoku Izwór wynosiło średnio 667,0 mm. Największą wartość 957,9 mm osiągnęło w roku 1985, a najmniejszą wynoszącą 517,0 mm osiągnęło w roku 1982.

W 13-letnim okresie badawczym stany retencji osiągały wielkości ujemne jedynie w latach 1978 (–9,7 mm), 1983 (–14,5 mm) i 1985 (–56,3 mm). W pozostałych latach wielkości te osiągały wartości dodatnie. Średnia wielkość była dodatnia i wynosiła 6,5 mm, co wskazuje, że zlewnia rozpatrywanego potoku górskiego posiada bilans dodatni, dysponując w obecnych warunkach klimatycznych i użytkowania pewnymi niewielkimi nadwyżkami wody.

Przeprowadzone obliczenia bilansu wodnego metodą Ostromęckiego wskazują, że metodę tę można stosować dla terenów małych zlewni górskich, gdzie dysponuje się danymi hydrometrycznymi i klimatycznymi.

Literatura

BYCZKOWSKI A. 1976: *Hydrologiczne podstawy projektów wodnomelioracyjnych – przepływy charakterystyczne*. PWRiL, Warszawa.

DYNOWSKA I. 1975: *Stan badań nad bilansem rzek karpackich*. Czasopismo Geograficzne XLIV, Notatki Naukowe.

MICHALCZEWSKI M. 1992: *Badania nad gospodarką wodną zlewni górskich w warunkach degradacji środowiska. Zagadnienia hydrologiczno-ekologiczne w badaniach rolniczych*. Mat. semin. nauk. poświęconego pamięci prof. dr. Kazimierza Figuły, AR Kraków.

OSTROMĘCKI J. 1956: *Obliczenie surowych bilansów wodnych przy łącznym uwzględnieniu wskaźników parowania i retencji*. Rocz. Nauk Rol., t. 71, F-3.

POLAK S., MICHALCZEWSKI M. 1984: *Zagospodarowanie mikrozlewni górskiej czynnikiem jakościowo-ilościowych zmian odpływu*. Ogólnop. Symp. Nauk. na temat „Problematyka hydrologiczna i meteorologiczna małych zlewni rzecznych", Wrocław, PTG.

PRUCHNICKI J. 1976: *Zastosowanie testów nieparametrycznych do wykrywania niejednorodności ciągów klimatycznych*. Przegląd Geofizyczny T. XXI; 4.

Adresy autorów

M. Michalczewski
Zakład Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód, AR w Krakowie
30-058 Kraków, al. Mickiewicza 24/28
Cz. Lipski
Katedra Ekologicznych Podstaw Inżynierii Środowiska, AR w Krakowie
30-058 Kraków, al. Mickiewicza 24/28
M. Góralczyk
Biuro Projektów i Usług Inwestycyjnych JAFRA s.c,
26-600 Radom, ul. Marii Curie-Skłodowskiej

Antoni MILER, Sadżide MURAT-BŁAŻEJEWSKA

Zmiany ilości i jakości wód w typowych małych zlewniach Wielkopolski

Abstract

Changes of water quantity and quality in typical small river catchments of the Wielkopolska Region. In the work were presented results of the complex 10-years investigations in the Struga Dormowska and the Maskawa river catchments. The physiographic characteristics of catchmehts, meteorological and hydrological conditions in investigated period, water balances of catchments, dynamics and trends of water quality changes in rivers were described.

Key words: hydrology, river catchments, water balances, water quality.

Wstęp

W Polsce regionem o największych niedoborach wodnych jest Wielkopolska. W regionie tym, szczególnie w środkowej części dorzecza Warty między Pradoliną Toruńsko-Eberswaldzką i Warszawsko-Berlińską występują niedobory wody w okresie wegetacyjnym, nawet w latach przeciętnych i mokrych (Woś 1989). Zatem prace nad tendencjami zmian zasobów wodnych zlewni rzecznych z uwzględnieniem jakości tychże wód mają w Wielkopolsce bardzo ważny aspekt nie tylko poznawczy ale i utylitarny.

Metodyka badań

W pracy przedstawiono wyniki szczegółowych badań i obserwacji terenowych prowadzonych w latach 1986–1990 w zlewni Maskawy do przekroju Dzierżnica i 1986–1995 w zlewni Strugi Dormowskiej do przekroju Gorzyń.

W ramach wieloletnich badań prowadzono stałe obserwacje i pomiary, które między innymi obejmowały:

- limnigraficzne notowania stanów wody w przekrojach zamykających zlewnie (Maskawa – koryto Parshalla, Struga Dormowska – przelew prostokątny), na stawach (w Stroszkach i Gorzyniu) oraz na jeziorze Dormowskim,
- codzienne pomiary opadów deszczomierzem Hellmanna oraz w okresie wegetacyjnym dodatkowo pluwiografem w obu zlewniach,
- cotygodniowe pomiary stanów wód gruntowych,
- okresowe oznaczenia wilgotności gleby w wybranych profilach glebowych, na początku każdego półrocza hydrologicznego, metodą suszarkowo-wagową,
- pobieranie próbek wody do badania jej jakości z cieków i zbiorników wodnych.

Próbki wody pobierano z głębokości 20 cm i utrwalano, a następnie wykonywano w laboratorium oznaczenia zgodnie ze Zbiorem Polskich Norm (1979). Fizyczno-chemiczne analizy wody obejmowały oznaczenia wskaźników i składników charakteryzujących właściwości fizyczne (pH, temperatura), warunki tlenowe (zawartość tlenu rozpuszczonego), stężenia substancji organicznych (BZT_5, CHZT, sucha pozostałość lotna, czyli straty przy prażeniu), obecność biogenów (związki azotu i fosforu) oraz skład mineralny (zawartość Ca, Mg, Na, K, Fe, Cl^-, SO_4^{-2}). W celu prawidłowego opisania przyczyn zanieczyszczeń wód powierzchniowych przeprowadzono w zlewniach, w latach 1988–1989 szczegółową inwentaryzację źródeł zanieczyszczeń.

Z uwagi na brak środków finansowych w latach 1991–1995 badania i obserwacje prowadzone były tylko w zlewni Strugi Dormowskiej. Analizę przebiegu warunków meteorologicznych w badanym okresie oraz obliczenia parowania terenowego (metodą Konstantinowa) oparto na stosownych danych ze stacji IMGW Poznań-Ławica, Gorzyń i Słupia Wielka.

Wyniki badań

Charakterystyka zlewni

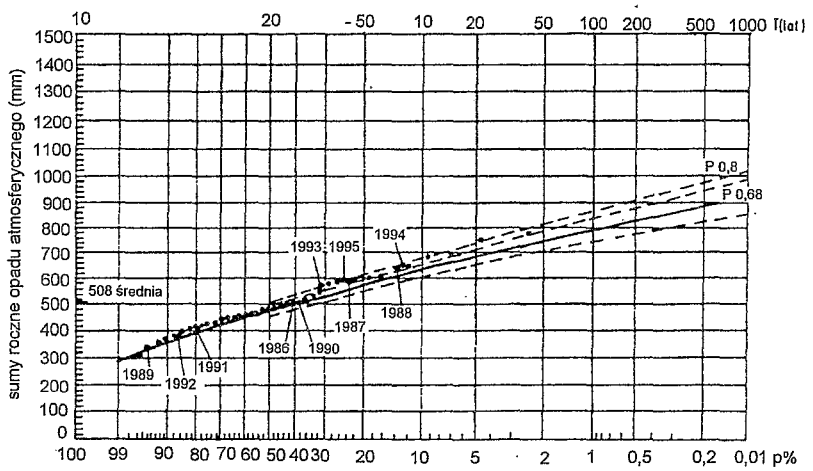
Doświadczalne zlewnie Maskawy i Strugi Dormowskiej położone są odpowiednio w centralnej i północnej części Wielkopolski. Syntetyczne charakterystyki fizjograficzne obu zlewni zestawiono w tabeli 1. Badane zlewnie różnią się przede wszystkim średnimi spadkami, gęstością sieci cieków i powierzchnią wód stojących.

TABELA 1. Charakterystyki fizjograficzne analizowanych zlewni

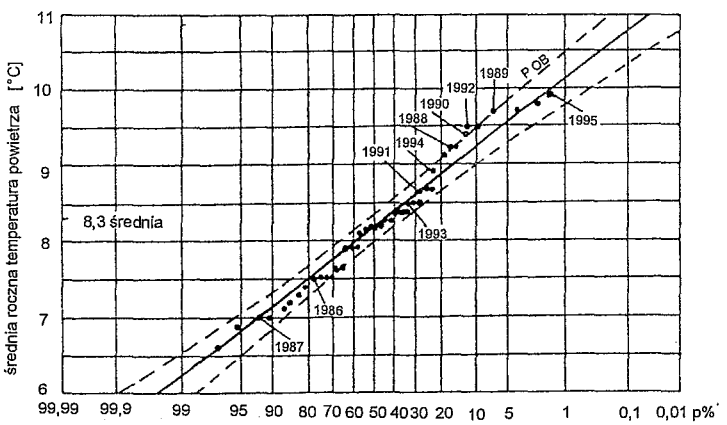
Wyszczególnienie	Zlewnia	Przekrój
	Maskawa/Dzierżnica	Struga Dormowska/Gorzyń
Położenie zlewni	woj. poznańskie REGION Równina Wrzesińska	woj. gorzowskie WIELKOPOLSKI Pojezierze Poznańskie
Powierzchnia zlewni [km^2]	37,2	44,5
Średnia wysokość zlewni n.p.m. [m]	113,4	85,0
Średni spadek zlewni [$^0/_{00}$]	3,7	9,3
Średnia miąższość zlewni [m]	15,3	36,8
Wskaźnik zwartości zlewni [–]	1,29	1,25
Gęstość sieci cieków[km/km^2]	1,31	0,72
Powierzchnia wód stojących [km^2]	0,16	0,94
w tym: jezior	—	0,77
stawów i oczek wodnych	0,16	0,17
Dominujące uziarnienie gleb [%]	piaski luźne i słabogliniaste 52, piaski gliniaste 36	piaski luźne i słabogliniaste 76
Zalesienie [%]	28,4	23,6
Grunty orne [%]	60,0	65,1
Łąki i bagna [%]	9,9	8,3

Przebieg warunków meteorologicznych

Ocenę warunków meteorologicznych w okresie badań przeprowadzono na podstawie rozkładów prawdopodobieństwa sum rocznych opadów atmosferycznych – rozkład Pearsona III typu (rys. 1) oraz średnich rocznych temperatur powietrza – rozkład normalny (rys. 2) dla stacji reprezentatywnej Poznań-Ławica. Jako bazowe wielolecie przyjęto lata 1951–1995. Z prezentowanych rysunków wynika, iż w badanym okresie występowały zarówno lata suche (1989, 1991, 1992), średnie (1986, 1990, 1993), jak i mokre (1987, 1988, 1994, 1995). Badany okres (1986–1995) charakteryzował się nieco wyższymi średnimi sumami rocznych



RYSUNEK 1. Rozkład prawdopodobieństwa sum rocznych opadów atmosferycznych dla stacji Poznań–Ławica w latach 1951–1995



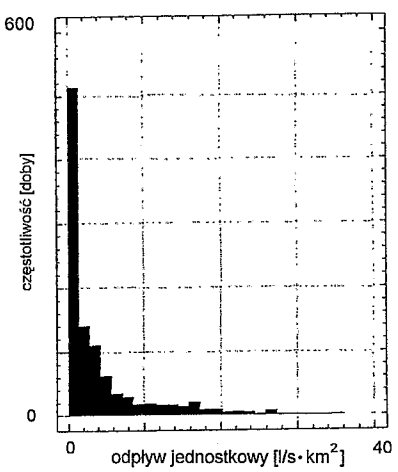
RYSUNEK 2. Rozkład prawdopodobieństwa średnich rocznych temperatur powietrza dla stacji Poznań–Ławica w latach 1951–1995

opadów atmosferycznych (520 mm) i również nieco wyższą średnią temperaturą powietrza (8,8°C) niż ww. bazowe wielolecie (508 mm, 8,3°C). Warto w tym miejscu dodatkowo zaznaczyć, iż średnie wartości sum rocznych opadów i temperatur powietrza dla bazowego wielolecia (1951–1995) tylko nieznacznie różnią się od średnich za cały okres wykonywanych pomiarów meteorologicznych w Poznaniu, czyli z okresu 1848–1995 (511 mm; 8,2°C) (Woś 1994).

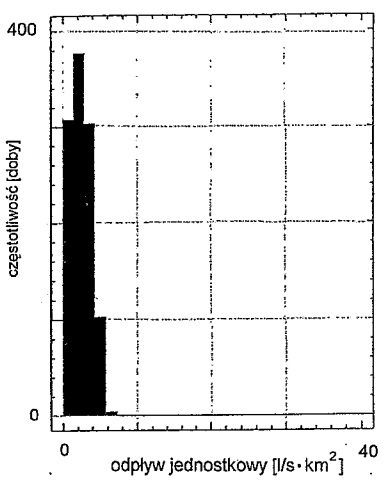
Charakterystyka hydrologiczna i bilanse wodne badanych zlewni

Badane zlewnie mają odmienny reżim wodny (rys. 3 i 4). Zlewnia Maskawy charakteryzuje się dużą zmiennością odpływów i małymi zdolnościami retencyjnymi. W przeciwieństwie do niej zlewnia Strugi Dormowskiej ma małą zmienność odpływów i duże zdolności retencyjne związane z dużą jeziornością. Przykładowo, w ciągu trzech lat hydrologicznych: 1987/88 (rok mokry), 1988/89 (rok suchy) i 1989/90 (rok średni) średnie odpływy jednostkowe i odchylenia standardowe wokół nich dla zlewni Maskawy wynosiły odpowiednio 3,73 i 5,50 $l/s \cdot km^2$, a dla Strugi Dormowskiej 2,44 i 1,44 $l/s \cdot km^2$.

Zrównoważone bilanse wodne dla obu zlewni (tab. 2) zostały opracowane na podstawie pomiarów własnych: opady, odpływy i zmiany retencji oraz danych meteorologicznych (temperatury, prężności pary wodnej) ze stacji IMGW: ewapotranspiracja (Miler 1994). Dla lat, w których nie prowadzono własnych pomiarów składniki bilansu oszacowano na podstawie ich związków regresyjnych z opadem (wartości w tab. 2 podane w nawiasach).



RYSUNEK 3. Częstotliwość średnich dobowych odpływów jednostkowych zlewni Maskawy do przekroju Dzierżnica w latach hydrologicznych 1987/88–1989/90



RYSUNEK 4. Częstotliwość średnich dobowych odpływów jednostkowych zlewni Strugi Dormowskiej do przekroju Gorzyń w latach hydrologicznych 1987/88–1989/90

TABELA 2. Roczne wskaźniki opadów, odpływów, ewapotranspiracji i zmian retencji w bilansach zrównoważonych dla zlewni Maskawy do przekroju Dzierżnica i Strugi Dormowskiej do przekroju Gorzyń w latach hydrologicznych 1985/86–1994/95

Rok hydrologiczny	Zlewnia rzeki	Opad [mm]	Odpływ [mm]	Ewapotranspiracja [mm]	Zmiana retencji [mm]
1985 / 86	Maskawa	(578,4)	(102,6)	(466,4)	(+9,4)
	Struga Dormowska	(600,0)	(87,4)	(502,6)	(+10,0)
1986 / 87	Maskawa	(648,6)	(152,6)	(476,9)	(+19,1)
	Struga Dormowska	(644,4)	(108,3)	(515,5)	(+20,6)
1987 / 88	Maskawa	680,3	198,1	513,1	–30,9
	Struga Dormowska	710,0	118,5	548,0	+43,5
1988 / 89	Maskawa	417,0	81,4	531,0	–195,4
	Struga Dormowska	502,4	60,6	567,2	–125,4
1989 / 90	Maskawa	542,2	41,6	497,0	+3,6
	Struga Dormowska	608,3	54,6	545,6	+8,1
1990 / 91	Maskawa	(326,7)	(27,3)	(419,1)	(–119,7)
	Struga Dormowska	405,1	56,9	455,6	–107,4
1991 / 92	Maskawa	(359,0)	(26,3)	(377,6)	(–44,9)
	Struga Dormowska	425,8	35,6	431,9	–41,7
1992 / 93	Maskawa	(512,0)	(46,7)	(476,0)	(–10,7)
	Struga Dormowska	553,1	56,7	509,0	–12,6
1993 / 94	Maskawa	(608,5)	(66,6)	(475,4)	(+66,5)
	Struga Dormowska	636,5	68,5	502,1	+65,9
1994 / 95	Maskawa	(612,3)	(85,2)	(493,5)	(+33,6)
	Struga Dormowska	602,4	66,4	501,9	+34,1

Dynamika zmian jakości wód

Jakość wód Maskawy i Strugi Dormowskiej była częściowo przedmiotem wcześniejszych publikacji (Kosturkiewicz i in. 1992; Muratowa, Miler 1993; Murat-Błażejewska 1995). W pracach tych analizowano zmiany stanu i składu chemicznego wody oraz ich zależności z wielkościami przepływów wody w ciekach. W niniejszej pracy przedstawiono czasową zmienność stanu zanieczyszczenia badanych wód w kontrolowanych profilach. W trakcie badań, w okresie 1986–1995 w przekroju Gorzyń (Struga

Dormowska) i w okresie 1986–1990 w przekroju Dzierżnica (Maskawa) pobrano i poddano analizom laboratoryjnym odpowiednio 128 i 62 próbki wody. Syntetyczne wyniki tych badań w postaci maksymalnych, średnich i minimalnych rocznych wartości wybranych wskaźników jakości wody przedstawiono na rys. 5, 6 i 7. Ocenę stanu czystości badanych wód przeprowadzono metodą bezpośrednią, polegającą na porównaniu wartości każdego oznaczanego parametru z wartościami granicznymi dla poszczególnych klas czystości wód płynących (Rozporządzenie..., 1991).

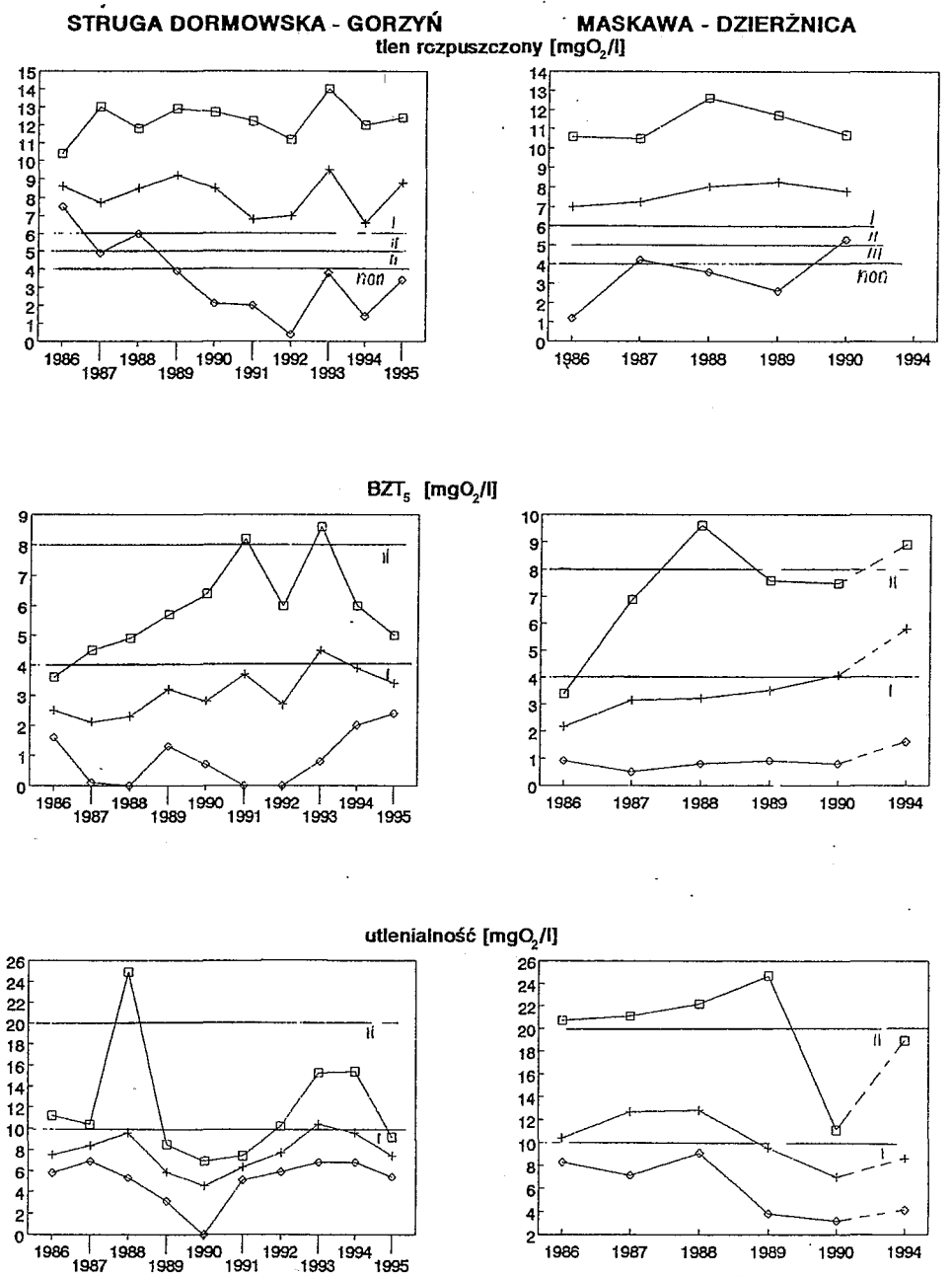
Natlenienie wody. Warunki tlenowe, mierzone ilością tlenu rozpuszczonego w wodzie były zmienne i wykazywały wyraźną sezonowość w cyklach rocznych. Średnie roczne stężenie tlenu rozpuszczonego w badanych wodach wahało się od 6,5 do 9,3 mg O_2/l (rys. 5) i mieściło się w I klasie czystości wód. Okresowo jednak w obu ciekach stężenie tlenu rozpuszczonego spadało poniżej normatywnych wartości dla III klasy.

Zawartość związków organicznych. Wartości wskaźnika BZT_5 zmieniały się w rytmie podobnym do zmian zawartości tlenu w wodzie. Średnie roczne wartości BZT_5 (pięciodniowe biochemiczne zapotrzebowanie na tlen) wód Maskawy i Strugi Dormowskiej były niższe od 8 mg O_2/l i odpowiadały normom I i II klasy czystości.

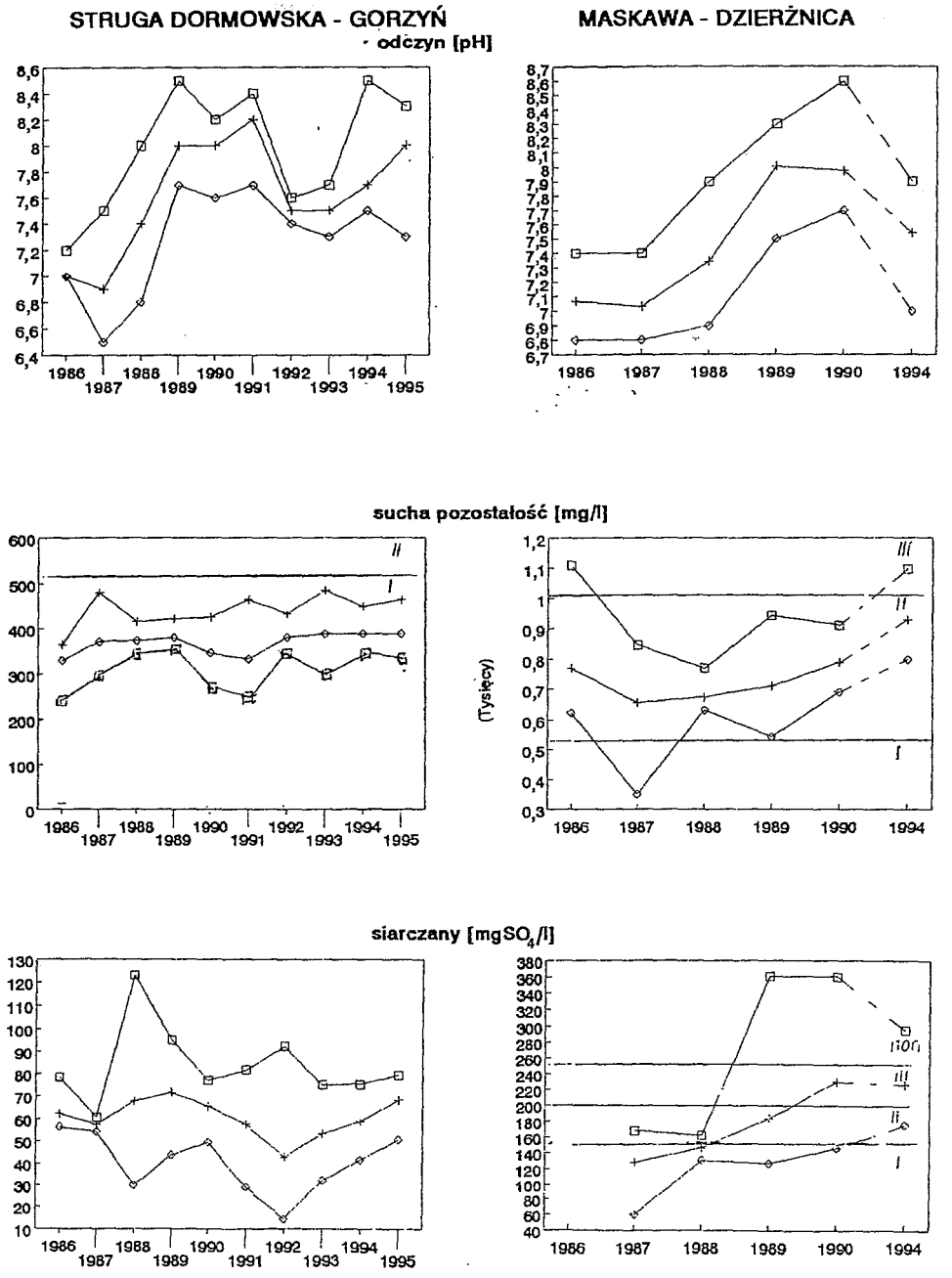
Zawartość związków organicznych badanych wód, mierzona utlenialnością zmieniała się wyraźnie w ostatnich latach, przy czym większe wahania zanotowano w Maskawie (rys. 5). Średnie roczne wielkości utlenialności mieściły się dla Strugi Dormowskiej w I klasie czystości wód, a dla Maskawy w II.

Badane wody charakteryzowały się naturalnym, lekko alkalicznym odczynem (pH 7,0–8,2) (rys. 6). Zaobserwowany wzrost odczynu wody w obu ciekach w latach 1987–1990 można tłumaczyć wyższymi temperaturami powietrza, przy opadach zbliżonych do normy, co powodowało obniżenie odpływów w okresach wegetacyjnych. Podwyższona temperatura płytkich, wolno płynących wód sprzyjała procesowi fotosyntezy, tj. pochłanianiu CO_2 przez fitoplankton i makrofity, a w konsekwencji wzrostowi pH. Zaobserwowano również spadek pH przy wzroście natężenia przepływu wody, co wskazuje na mniej intensywny przebieg fotosyntezy przy większych głębokościach i prędkościach wody oraz na wpływ kwaśnych deszczy.

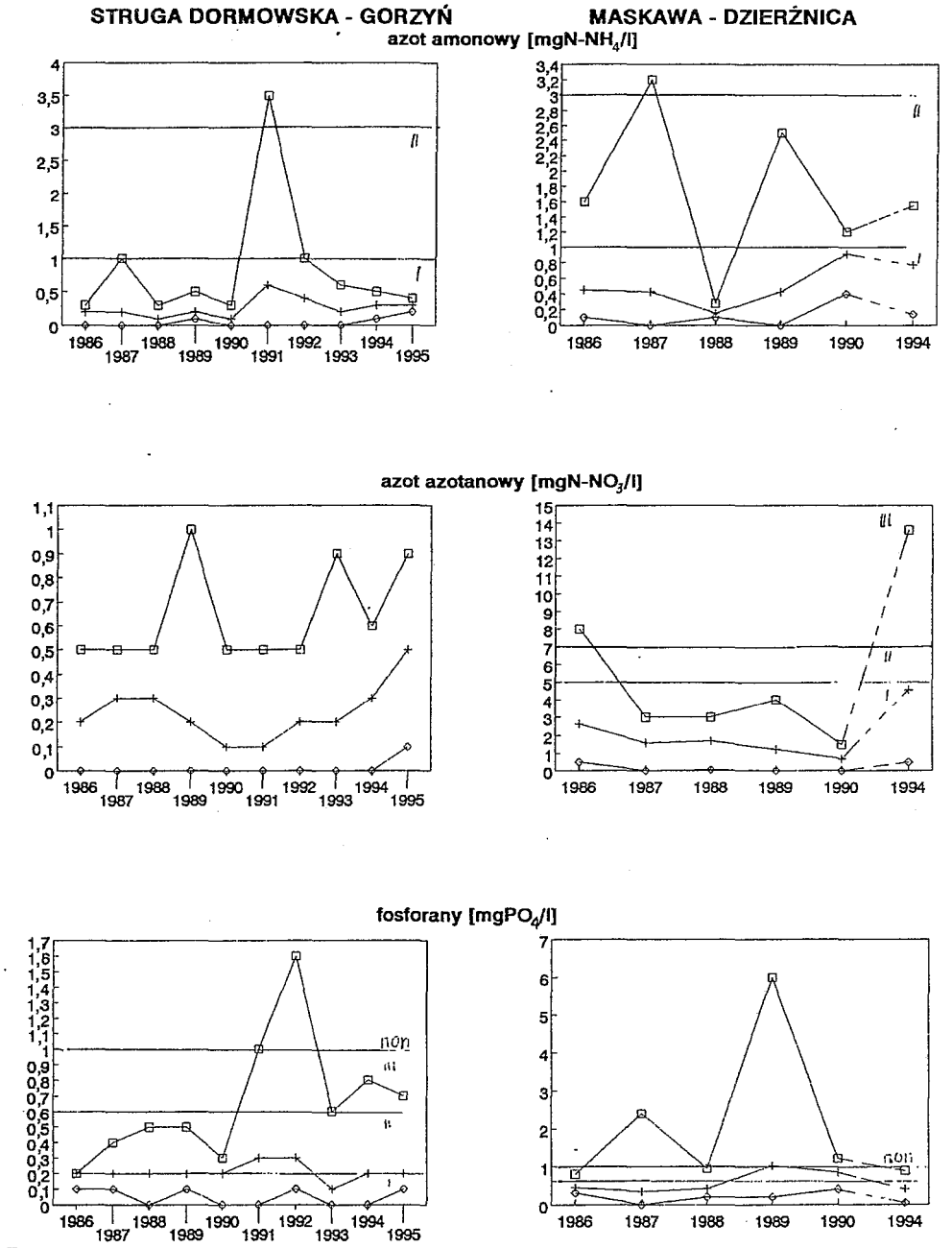
Substancje biogenne. Wartości średnich stężeń fosforanów pozwalają zaklasyfikować wody Strugi Dormowskiej i Maskawy odpowiednio do II i III klasy czystości. Wartości maksymalne w rozpatrywanym okresie przekraczały wartości graniczne dla III klasy czystości – w przypadku Maskawy corocznie i tylko jeden raz (1992 r.) w Strudze Dormowskiej. Generalnie wody Strugi Dormowskiej zawierały mniej związków biogennych niż wody Maskawy. Przykładowo, średnie stężenie azotu amonowego w wodach Strugi Dormowskiej zawierało się w przedziale 0,1–0,6 mg $N\text{-}NH_4$/l, azotu azotanowego 0,1–0,5 mg $N\text{-}NO_3$/l (rys. 7), gdy w analogicznym okresie wody Maskawy zawierały odpowiednio 0,4–0,9 mg $N\text{-}NH_4$/l i 0,9-4,6 mg $N\text{-}NO_3$/l. Naturalne bariery (jeziora, stawy rybne i zbiornik retencyjny) oraz ekosystemy



RYSUNEK 5. Maksymalne (□), średnie (+) i minimalne (◊) roczne wartości oznaczeń tlenu rozpuszczonego, BZT_5 i utlenialności w wodach rz. Strugi Dormowskiej w Gorzyniu i rz. Maskawy w Dzierżnicy



RYSUNEK 6. Maksymalne (□), średnie (+) i minimalne (◊) roczne wartości oznaczeń odczynu, suchej pozostałości i siarczanów w wodach rz. Strugi Dormowskiej w Gorzyniu i rz. Maskawy w Dzierżnicy



RYSUNEK 7. Maksymalne (□), średnie (+) i minimalne (◊) roczne wartości oznaczeń azotu amonowego, azotu azotanowego i fosforanów w wodach rz. Strugi Dormowskiej w Gorzyniu i rz. Maskawy w Dzierżnicy

buforowe (lasy i zadrzewienia) wzdłuż Strugi Dormowskiej przechwytują prawdopodobnie większość zanieczyszczeń spływających z pól uprawnych.

W wodach Strugi Dormowskiej stężenia siarczanów, utrzymujące się w granicach 15–125 mg SO_4/l, mieściły się w całości w I klasie (rys. 6), w wodach Maskawy zaś stężenia siarczanów zmieniały się w szerokim zakresie, 56–368 mg SO_4/l. Przeważały jednak wartości z przedziału od 130 do 230 mg SO_4/l (klasa I – 1987 i 1988, II – 1989, III – 1990,1994 r.). Zaobserwowany wzrost zawartości siarczanów od 1989 r. w wodach Maskawy spowodowany był zwiększającym się udziałem ścieków bytowo-gospodarczych w ogólnym odpływie ze zlewni, jak również niekorzystnym wymywaniem siarczanów z gleby.

Stwierdzono także wzrost stężenia siarczanów przy jednoczesnym zmniejszaniu się stężenia azotanów, co mogło być spowodowane denitryfikacją w obecności i H_2S w warunkach beztlenowych, panujących w osadach dennych i w ich sąsiedztwie (strefie przydennej).

Sucha pozostałość w wodach Strugi Dormowskiej (rys. 6) występowała w przeciętnych ilościach, (od 330 do 390 mg/l), co świadczy o średnim zmineralizowaniu tych wód, natomiast stopień zmineralizowania wód Maskawy był dwukrotnie wyższy wzrastał stopniowo w kolejnych latach od 650 do 930 mg/l.

Podsumowanie i wnioski

W pracy przedstawiono reżim wodny i zmiany jakości wód w dwóch, różniących się zdolnościami retencyjnymi zlewniach Wielkopolski. Badany okres (1986–1995) charakteryzował się nieznacznie wyższymi średnimi rocznymi sumami opadów atmosferycznych i również nieznacznie wyższą średnią roczną temperaturą powietrza, co pozwala w konsekwencji zaliczyć to 10-lecie do średnich. Porównanie sum rocznych opadów atmosferycznych i średnich rocznych temperatur powietrza w badanym okresie i w latach 1848–1995 (od początku pomiarów meteorologicznych w Poznaniu) nie wskazuje na występowanie „efektu cieplarnianego".

W badanym 10-leciu wystąpił znaczący spadek retencji wodnej w obu zlewniach, przy czym w zlewni Maskawy był on 2,5-krotnie większy (ΔR = –269 mm) niż w zlewni Strugi Dormowskiej (ΔR = = –105 mm). Zróżnicowanie to wynika z różnych zdolności retencyjnych obu zlewni – Maskawa ma małe zdolności retencyjne, natomiast Struga Dormowska duże.

Wody Strugi Dormowskiej na kontrolowanym odcinku były mało zanieczyszczone. Średnie roczne wartości badanych wskaźników mieściły się w I i II klasie czystości. Poszczególne wskaźniki wykazywały jednak wyraźne zmiany w kolejnych latach. Normy dla II klasy czystości wód przekraczane były przez wartości minimalne roczne tlenu rozpuszczonego i sporadycznie przez maksymalne wartości BZT_5, ChZT-Mn, fosforanów. Jakość wody Strugi Dormowskiej w ostatnim 10-leciu nie uległa istotnym zmianom, mimo 65% udziału gruntów ornych w całkowitej powierzchni zlewni, najprawdopodobniej dzięki naturalnym barierom (jeziora, stawy rybne i ekosystemy buforowe wzdłuż Strugi Dormowskiej i je-

zior) przechwytującym w znacznym stopniu zanieczyszczenia obszarowe spływające z pól uprawnych.

Woda rzeki Maskawy w Dzierżnicy zanieczyszczona była punktowo (ścieki komunalne z miejscowości Nekla oraz ścieki z masarni i rozlewni wód gazowanych) i przez zanieczyszczenia obszarowe (60% powierzchni zlewni zajmowały grunty orne). Jakość wody w tym cieku utrzymywała się zwykle w III klasie, sporadycznie przechodziła do pozaklasowej. Normy III klasy czystości wód przekraczane były przez wartości maksymalne roczne stężeń fosforanów, azotu amonowego i siarczanów oraz przez wartości minimalne roczne stężenia tlenu rozpuszczonego.

Literatura

KOSTURKIEWICZ A., MILER A., MURATOWA S. 1992: *Gospodarka wodna i jakość wód w małych zlewniach stawowych w regionie Wielkopolski.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, Melioracja, 40/211; 145–168.

MILER A. 1994: *Modelowanie matematyczne zdolności retencyjnych małych zlewni nizinnych.* Rocz. AR, Rozp. Nauk., Zesz. 258.

MURATOWA S., MILER A. 1993: *Tendencje zmian jakości wody w małych ciekach nizinnych na przykładzie Strugi Dormowskiej.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, Inżynieria Środowiska, 3/232; 277–285.

MURAT-BŁAŻEJEWSKA S. 1995: *Water quality and stream flows in small lowland rivers in the Wielkopolska region.* Proceed. of the Intern. Conf. Hydrological Processes in the Catchment, Kraków, 437–444.

Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dn. 5.11.1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub ziemi. Dz.U. nr 116, poz. 503 z dn. 16.12.1991.

WOŚ A. 1994: *Klimat Niziny Wielkopolskiej.* Wydaw. Nauk. UAM, Poznań.

WOŚ D. 1989: *Ocena potencjalnych zasobów wodnych dorzecza Warty.* Ser. Geogr. 46, Wydaw. UAM, Poznań.

Zbiór Polskich Norm 1979: *Woda i ścieki.* Wydaw. Normalizacyjne, Warszawa.

Adres autorów

A. Miler, S. Murat-Błażejewska

Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych, AR w Poznaniu,

60-625 Poznań, ul. Wojska Polskiego 71 E

Zygmunt NOWICKI, Józef KOC, Ireneusz CYMES

Zasoby wodne w zlewni Łyny i możliwości ich wykorzystania

Abstract

Water resources in the Łyna catchment and possibilities of their use. The Łyna catchment, a considerable part of the Pregoła catchment, covers the western part of the Mazury Lake District – a region of significant, natural and economical values. It belongs to the functional area called „The Green Lungs of Poland" and „The Green Lungs of Europe". The part of the Łyna catchment in the Polish borders amounts to 5315,2 km^2. The average annual outflow (the data collected within many years) is 1078 mln m^3, immovable outflow is 184 m^3. Dynamic (restorable) resources of the ground waters are estimated at 258 mln m^3. Annual total water usage is 62 mln m^3 and potential water needs (including mainly agriculture) amout to 340 mln m^3. The movability of the surface waters is limited by their pollution and a small degree of retention. Hydrological possibilities of water storage with a year compensation are 245 mln m^3 and with many years' compensation – 520 mln m^3. The technical and geomorfological recognition of rivers and lakes valleys indicate possibilities of building 161 reservoirs with the total useful capacity of 97 mln m^3. It is possible to enlarge water retention in the Łyna catchment mainly through increasing the soil retention (250 mln m^3), and on a smaller scale through building agricultural and energetic reservoirs, ecological reclamation and renaturalization of the objects excesively dewatered, mainly swampy and marshy areas. In the urban economy, tourism and industry located in the Łyna catchment total purification rules ought to be observed. Whereas in the agriculture the activities decreasing nutrients and contaminations should be emphasized. As for animal production the number of large farms should be limited – it should not exceed 1 head on 1 ha of arable lands. The solution which would enlarge the nutrients release from water to biological circulation and would decrease their outflow should be taken into consideration.

Key words: the Łyna catchment, water resources, retention.

Wstęp

Dotychczasowy model rozwoju cywilizacyjnego wiąże się nierozerwalnie ze wzrastającym zużyciem dóbr naturalnych oraz narastającą ilością odpadów, emisji zanieczyszczeń i zagrożeń. Prowadzić to może do degradacji środowiska i obniżenia jakości życia. Właściwym kierunkiem działania będzie kształtowanie środowiska, a przede wszystkim zmiany w działalności gospodarczej prowadzące do jej dostosowania do warunków naturalnych. Woda z tytułu niezastępowalności w produkcji rolniczej i gospodarce komunalnej podlega szczególnej presji na wzrost jej zużycia. Wody są również najbardziej narażone na zmianę ich jakości w wyniku podejmowanych działań w środowisku. Poprzez szerokie, skoordynowane i ukierunkowane działania w zlewniach rzek można z jednej strony zapewnić zachowanie ich walorów przyrodniczych, a z drugiej umożliwić rozwój gospodarczy.

Zagadnienie to postanowiono przeanalizować na przykładzie zlewni Łyny. Zlewnia Łyny jako znacząca hydrograficznie część dorzecza Pregoły obejmuje północno-zachodnią część Pojezierza Mazurskiego, regionu o szczególnym znaczeniu przyrodniczo-gospodarczym (Nowicki 1990; Błaszczyk i in. 1994). Zaliczany on jest do obszarów o najmniej rozwiniętym przemyśle i niskim zaludnieniu oraz małym stopniu przekształcenia i degradacji środowiska. Pojezierze Mazurskie, w tym zlewnię Łyny uznano za obszar o szczególnych walorach krajobrazowych. Wyróżnia ten obszar bogactwo lasów i unikatowe formy flory i fauny, gęsta sieć rzeczna i znaczna liczba jezior oraz zróżnicowany układ hipsometryczny i geomorfologiczny. Teren ten zaliczono do Obszaru Funkcjonalnego „Zielone Płuca Polski" i „Zielone Płuca Europy". Wyznaczenie powyższych obszarów i związane z nim zadania wymagają przewartościowania wielu założeń realizowanych w sferze przemysłu, rolnictwa, gospodarki komunalnej i turystyki. Zlewnia Łyny jest strefą łączenia interesu gospodarki komunalnej, przemysłu, rolnictwa, ochrony środowiska i rekreacji. Właściwe rozpoznanie zasobów wodnych oraz umiejętne ich rozdysponowanie może ograniczyć sytuacje konfliktowe i zmniejszyć skutki narastającego kryzysu ekologicznego.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie zakresu niezbędnych działań w celu lepszego wykorzystania zasobów wodnych dla rozwoju gospodarczego przy minimalizacji ujemnych skutków środowiskowych.

Zakres i metody badań

Omawiany w pracy materiał jest syntezą opracowań badawczych i studialno-projektowych, realizowanych w ciągu ostatnich 20 lat. Analizą objęto elementy środowiska takie jak: warunki klimatyczne, gleby, wody, roślinność, rozmieszczenie przemysłu, stan rolnictwa i turystyki obszaru zlewni Łyny. W pracy przeanalizowano istniejące opracowania warunków środowiskowych, materiały statystyczne dotyczące gospodarki i prognozy rozwoju badanego obszaru. Pomiary objętości przepływu (82 profile) prowadzono na węzłach sieci hydrograficznej Łyny oraz na dopływach głównych i dopływach niższego rzędu. Stany wód (63 stacje) rejestrowano na zbiornikach o istotnym dla gospodarki wodnej znaczeniu (jeziora przepływowe, bezodpływowe, obszary bagienne powiązane hydraulicznie z rzekami i strumieniami). Wyniki pomiarów szczegółowych wykorzystano do generalizacji danych o charakterze koncepcyjno-badawczym w zakresie gospodarowania zasobami wodnymi dla rolnictwa. Rozpoznanie stosunków wodnych w zlewni wykonano na podstawie wywiadów terenowych oraz map sytuacyjno-wysokościowych w skali 1:2000, 1:5000, 1:10 000, 1:25 000 i 1:100 000.

Charakterystyka obiektu

Hydrografia

Zlewnia Łyny znajduje się w zasięgu trzech zróżnicowanych pod względem krajobrazu mezoregionów: Pojezierze Olsztyńskie (największe w zlewni jeziora i większe zwarte kompleksy leśne), Równina Sępopolska (niewielkie deniwelacje

terenu, brak jezior i słabe zalesienie), Pojezierze Mrągowskie (najbogatszy w zlewni mikrorelief w formie pagórków i kotlin bezodpływowych).

Źródła Łyny położone są na wysokości 220 m n.p.m. w rejonie wyniesień wododziałowych czterech systemów wodnych: Wisły, Narwi, Pregoły i Pasłęki. Rzeka płynie w kierunku północnym i na 264 kilometrze biegu wpada do Pregoły. W profilu kluczowym (granica państwa) Łyna ma zlewnię o powierzchni 5315,2 km^2. Ważniejszymi dopływami Łyny są rzeki: Marózka (zlewnia 307 km^2), Wadąg (zlewnia 1195 km^2), Symsarna (zlewnia 227 km^2), Elma (zlewnia 281 km^2) i Guber (zlewnia 1589 km^2).

Warunki klimatyczne

Istotne dla rolnictwa i gospodarki wodnej wskaźniki meteorologiczne w zlewni Łyny przedstawiają się następująco. Średnie miesięczne temperatury powietrza (°C) okolic Olsztyna w okresie 1951–1990 obrazuje zestawienie (Nowicka i in. 1994):

Miesiące					
I	II	III	IV	V	VI
–3,6	–3,1	0,6	6,2	12,1	15,8
Miesiące					
VII	VIII	IX	X	XI	XII
17,1	16,5	12,4	7,8	2,6	–1,1

Opady średnie miesięczne i średnie roczne wykazują pewną strefowość w granicach zlewni. Sumy opadów średnich miesięcznych okresu zimowego w górnej części zlewni (okolice Olsztyna) są wyższe o 6–10 mm w stosunku do tych wartości w dolnej części zlewni (okolice Kętrzyna). Różnice opadowe w skali rocznej dochodzą do 60 mm. Dla wielolecia 1951–1990 opad roczny dla stacji Olsztyn wynosi 625 mm, natomiast dla stacji Kętrzyn 568 mm. Wielkości średniej miesięcznej wilgotności powietrza dla stacji Olsztyn (1951–1990) wynoszą 73% (V) – 90% (XI-XII).

Gleby

Rozmieszczenie gleb w zlewni ma charakter strefowy. W górnej części zlewni przeważają gleby bardzo lekkie i lekkie (piaski luźne i słabogliniaste), w środkowej średnie i ciężkie (gliny lekkie i średnie), zaś dolna część zlewni zbudowana jest z glin ciężkich i iłów zastoiskowych. Pod względem typologicznym największy udział w zlewni mają gleby płowe i odgórnie oglejne (50%), na drugim miejscu znajdują się gleby brunatne właściwe i wyługowane (40%), pozostały obszar zlewni zajmują: czarne i szare ziemie (zlewnia rzek Sejna-Ryn i Guber), mady (środkowa i dolna część bezpośredniej doliny Łyny), gleby hydromorficzne oraz gleby rdzawe i bielicowe.

Retencyjne przysposobienie dorzecza

Istotne z punktu widzenia retencji wodnej kompleksy leśne usytuowane są w górnej części zlewni powyżej miejscowości Ruś. Stopień zalesienia tego obszaru wynosi ok. 50%. W środkowej i dolnej części zlewni większe obszary leśne położone są w strefie wododziałowej zlewni rzek: Wadąg, Sejna – Ryn oraz w zlewni Kirszny i Elmy. Lasy zajmują powierzchnię 1219 km^2, co stanowi 22,7%. Podobna sytuacja przedstawia się z rozmie-

szczeniem jezior w dorzeczu. Jeziora położone są głównie w górnej i środkowej części zlewni. Zajmują one powierzchnie 165,5 km^2, co stanowi 3,1%. Hydrologiczny wskaźnik jeziorności ma tendencję malejącą z biegiem rzeki. W rejonach źródłowych wynosi on 8%, w środkowej części dorzecza 4–5%, w profilu kluczowym (zamykającym) 3%.

Mierniki gęstości naturalnej sieci wodnej (km/km^2) wynoszą 0,1–0,8; średnia ważona dla zlewni gęstość sieci rzecznej wynosi 0,60. Średnia odległość od wód powierzchniowych w badanych zlewniach cząstkowych wynosi 0,3–0,8 km, średnia ważona wartość tego wskaźnika wynosi 0,35 km.

Warunki demograficzne

Nad rzeką Łyną i jej głównymi dopływami (Wadąg, Symsarna, Elma, Guber z Sajną i Dajną) zlokalizowane są główne ośrodki miejskie i przemysłowe woj. olsztyńskiego: Olsztyn (176 tys. mieszkańców), Barczewo (8), Kętrzyn (33), Bartoszyce (28), Mrągowo (23), Lidzbark Warm. (19), Dobre Miasto (12), Biskupiec (11), Korsze (6), Reszel (6), Górowo Iławieckie (5), Bisztynek (3). W zlewni Łyny znajduje się 14 miast, 21 gmin i 130 sołectw. Stan ludności na koniec 1994 r. w zasięgu obszarowym zlewni Łyny ocenia się na 523 tys. mieszkańców w tym miasta 388 tys. (74%), wsie 135 tys. (26%).

Wyniki badań

Zasoby i pobór wód

Na występujące w zlewni deficyty wodne składają się przyczyny: niskie zasoby wód powierzchniowych (dotyczy głównie zlewni niższego rzędu), głębokie zaleganie wód podziemnych (mała wydajność warstw wodonośnych) oraz postępujący proces zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych. Globalne wskaźniki zasobów wodnych zlewni Łyny przedstawiają się następująco: zasoby powierzchniowe wód płynących 1077,9 mln m^3 (rz. Łyna z Gubrem jako odpływ średni roczny za wielolecie 1945–1985) w tym odpływ nienaruszalny 183,85 mln m^3, zasoby dynamiczne (odnawialne) wód podziemnych 258,1 mln m^3, średnio ważony moduł odpływu podziemnego 1,54 l/s·km^2, spływ jednostkowy średni roczny (1945–1985) 6,48 l/s·km^2.

Użytkowników wód badanej zlewni Łyny możemy podzielić na kilka podstawowych grup: miasta (ludność i przemysł lekki i ciężki), gminy i wsie (ludność i przemysł rolno-spożywczy), tereny użytkowane rolniczo (grunty orne, użytki zielone), lasy (produkcyjne, zalesienie, szkółki leśne), obiekty przyrodnicze i rekreacyjne (jeziora, tereny bagienne), elektrownie wodne oraz stawy rybne.

Sumaryczny pobór wód powierzchniowych i podziemnych w 1993 r. kształtował się następująco: gospodarka komunalna: 24,4 mln m^3 (wody podziemne), przemysł: 3,6 mln m^3 (wody podziemne) oraz 6,0 mln m^3 (wody powierzchniowe), rolnictwo i leśnictwo 28,0 mln m^3 (wody powierzchniowe).

Problemy użytkowania wód powierzchniowych i podziemnych

Zrealizowane potrzeby wodne (62 mln m^3) stanowią 5,8% odpływu średniego rocznego (1077,9 mln m^3) i 6,9% zasobów dyspozycyjnych. Zakładając od-

powiedni standard społeczno- gospodarczy (100% zaopatrzenie w wodociągi wsi o zabudowie zwartej, pełna wydolność produkcyjna zakładów przemysłowych, pełne wyposażenie rolnictwa w sprzęt, utrzymanie hodowli na poziomie przyrodniczo-organizacyjnych możliwości rolnictwa, całkowite pokrycie niedoborów wodnych na użytkach rolnych) potrzeby wodne w zlewni Łyny na poziomie 1994 r. kształtowałyby się w granicach 330–350 mln m^3. Zatem aktualny pobór wód wynoszący 62 mln m^3 stanowi zaledwie 20% wymaganych potrzeb. Globalne zestawienie wartości wskazuje na sytuację korzystną. Jednakże szczegółowe rozpoznanie warunków zaopatrzenia w wodę ujawnia znaczne deficyty. Mniejsze rzeki i strumienie o słabym retencyjnym przysposobieniu prowadzą śladowe ilości wód w okresie letnim lub całkowicie wysychają. Pobór wód podziemnych zakłócony jest dużą zmiennością warunków hydrogeologicznych. W zlewni Łyny przeważają otwory o bardzo ograniczonej zasobności w wodę (wydajność otworu 2–30 m^3/h) oraz otwory o zasobności ograniczonej (30–120 m^3/h). Brak izolacji od powierzchni części zbiorników wód podziemnych (górna część zlewni), szybka ich wymiana oraz zaleganie na powierzchni gruntów o dużej przepuszczalności powodują, że część zasobów wód podziemnych zaliczyć należy do wód o małej cenności. Znaczne gradienty lejów depresyjnych przyspieszają proces migracji zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego, komunalnego i przemysłowego. Zbyt głębokie otwory (200–400 m), wiercone w obszarze zalegania glin ciężkich i iłów, wzmagają oddolny napływ wód nadmiernie zmineralizowanych (uciążliwe technologie uzdatniania wody). Dyspozycyjność wód powierzchniowych ograniczona jest ich zanieczyszczeniem (Koc i in. 1994). Niskie przepływy rzek powodują że, aby zachować ich jakość, odprowadzane do nich wody zużyte muszą odpowiadać bardzo zaostrzonym dopuszczalnym wskaźnikom zanieczyszczeń. Każdy zrzut zanieczyszczeń może być przyczyną klęski ekologicznej. Sumaryczna ilość ścieków odprowadzanych do wód powierzchniowych w 1993 r. wynosiła 30,4 mln m^3 (Wojewódzki Urząd..., 1995). W zlewni Łyny nie stwierdzono znaczących odcinków rzek z wodami I klasy. Na długości 130 km Łyna prowadzi wody pozaklasowe. Wody pozaklasowe prowadzą także rzeki: Marózka, Dymer, Pisa Południowa, Symsarna, Elma, Pisa Północna, Sejna i Guber. Wody III klasy ustalono dla rzek: Marózka (dolny bieg), Dadaj, Kiermes, Symsarna poniżej jez. Blanki, Dajna, Lira.

Stan zanieczyszczenia jezior (o powierzchni 51–1050 ha) przedstawia się następująco: poza klasą 15 jezior o łącznej powierzchni 1465 ha (13%), III klasa 15 jezior – 4097 ha (37%), II klasa 9 jezior – 4227 ha (38%), I klasa 4 jeziora – 1284 ha (12%). W zlewni Łyny znajduje się 169 jezior o powierzchni 1,1 – 1050,0 ha. Skala podatności jezior na degradację przedstawia się następująco. Do jezior najmniej podatnych na degradację (kat. I) zaliczono 5 większych zbiorników o łącznej powierzchni 2938 ha (18%). Do jezior przeciętnie i wyraźnie podatnych na degradację zakwalifikowało 164 zbiorniki

(82%), w tym: kat. II – 19 zbiorników, kat. III – 20, poza kategorią – 125.

Gospodarka wodna na terenach rolnych

Użytki rolne w zlewni Łyny zajmują powierzchnie 344 200 ha (64,8%), w tym grunty orne 167 990 ha, a użytki zielone 76 210 ha. Użytki te w gospodarce rolnej zlewni stanowią obszar naturalnej lub wymuszonej przez systemy melioracyjne regulacji wód w strefie korzeniowej roślin uprawnych (do głębokości 0,5–2,0 m). Obszar obecnie zmeliorowanych użytków rolnych wynosi 214 480 ha (w tym grunty orne stanowią 149 770 ha, a użytki zielone 64 710 ha). W warunkach atmosferycznych 1994 r. urządzenia melioracyjne funkcjonowały jako dwa główne systemy: odwadniający (212 000 ha) i odwadniająco-nawadniający (2480 ha). Grawitacyjne możliwości nawodnienia użytków zielonych (kultur o największych potrzebach wodnych) w zlewni Łyny dla lat suchych ocenia się na 2390 ha. Po założeniu właściwej organizacji rolnictwa jednym z podstawowych czynników ograniczających produkcję rolną jest woda. W warunkach glebowo-klimatycznych zlewni Łyny występują znaczne niedobory wodne. W rozbiciu na ważniejsze rodzaje upraw niedobory te przedstawiają się następująco: użytki zielone (łąki i pastwiska na glebach mineralnych i organicznych) 100–400 mm, pszenica jara 60–80 mm, ziemniaki 30–110 mm (Ostromęcki 1968). Bilansowe potrzeby nawodnienia użytków rolnych wynoszą 267,2 mln m^3 (w tym: użytki zielone na glebach torfowych 68,4 mln m^3, użytki zielone na glebach mineralnych 116,0 mln m^3, grunty orne 82,8 mln m^3).

Możliwości retencji wód

Zasoby dyspozycyjne wynikające z hydrologicznych możliwości zmagazynowania nadwyżki wody odpływającej w okresie pozawegetacyjnym wynoszą 1077,9 mln m^3. Natomiast techniczne możliwości magazynowania wód są znacznie mniejsze, gdyż wynikają one z uwarunkowań ekonomicznych (budowa stopni) i przyrodniczych (piętrzenie jezior i okresowe zalewanie zbiorników retencyjnych). Rozpoznanie techniczno-geomorfologiczne dolin rzecznych i zbiorników jeziorowych wskazuje na możliwość budowy zbiorników retencyjnych na sieci hydrograficznej zlewni Łyny w rozmiarze 161 obiektów o sumarycznej pojemności użytecznej 97,053 mln m^3 (tab. 1, Nowicki 1990). Wymienione zbiorniki zaplanowano dla potrzeb rolniczo-energetycznych. Możliwości magazynowania wody z jednorocznym wyrównaniem wynoszą 245 mln m^3, przy wyrównaniu wieloletnim zaś – 520 mln m^3. Sumaryczny potencjał energetyczny istniejących i przewidywanych elektrowni wodnych wynosi 30 000 kW, w tym elektrownie istniejące stanowią 4600 kW (30 obiektów).

Pojemność użyteczna zbiorników retencyjnych (97,053 mln m^3) pozwala na pokrycie niedoborów wodnych na użytkach rolnych ok. 36%. Zatem pełna hydrotechniczna zabudowa zlewni nie rozwiązuje problemu nawodnień rolniczych. W zlewni Łyny znajduje się 98 kompleksów użytków zielonych dolinowych (z przewagą gleb torfowych) o łącznej powierzchni 17 600 ha. W warunkach wykonania rozpoznanych obiektów re-

TABELA 1. Parametry hydrotechnicznej zabudowy zlewni Łyny

Profil	Pow. zlewni [km^2]	Przepływ śr. roczny [m^3/s]	Pojemność zbior. rolniczo-energetycznych [mln m^3]	Liczba elektrowni istniejących i planowanych [szt.]	Moc potencjalna [tys. kW]	Wskaźniki jednostkowe		
						mocy [kW/km^2]	pojemność użyt. [mm]	zabudowy dorzecza [km^2/szt.]
Łyna od źródeł do Wadąga	591,8	3,50	21,4	18	2,6	4,31	36	32,9
Łyna z Symsarną	2725,9	16,5	76,4	76	15,4	5,84	28	35,9
Łyna z Gubrem	5277,5	34,2	97,1	161	29,9	5,77	19	32,7

Tabela 2. Efektywna retencja użyteczna gleb (ERU) w zlewni Łyny

Profil	Pow. zlewni [km^2]	ERU [mln m^3]			Razem ERU [mm]		
		grunty orne	użytki zielone	lasy	stan istniejący	możliwy przyrost	stan potenc.
Łyna od źródeł do Wadąga	591,8	12,3	2,95	25,3	68,5	70,2	138,5
Łyna z Symsarną	2725,9	105,2	25,1	93,9	82,3	53,2	135,5
Łyna z Guberem	5277,5	258,9	61,0	139,3	87,0	47,4	134,4

tencji zbiornikowej, nawodnienia intensywne mogą być zrealizowane na powierzchni 7195 ha użytków dolinowych, natomiast pozostały obszar (10 405 ha), z uwagi na niekorzystne usytuowanie przestrzenne, może być nawadniany ekstensywnie (odpływ regulowany z własnej zlewni).

Przyrodniczo-ekonomiczne ograniczenia realizacji obiektów retencji zbiornikowej (piętrzenie jezior i zalewy wyłączonych z produkcji rolniczej dolin rzecznych) wskazują na potrzebę poszukiwania innych możliwości pokrycia niedoborów wodnych. Jedną z tych możliwości jest powiększenie retencji użytecznej gleb drogą odpowiednich zabiegów agromelioracyjnych (spulchnianie gleby, orka z pogłębieniem).

Aktualny stan retencji użytecznej gleb w zlewni Łyny wynosi 459 165 mln m^3, stan możliwy do osiągnięcia ocenia się na 709 367 mln m^3 (tab. 2, Nowicki 1990). Odpowiednie wskaźniki w tys. m^3/km^2 lub w mm wynoszą: stan istniejący – 87,0; stan potencjalny – 134,0. Możliwy do osiągnięcia przyrost efektywnej retencji gleb w zlewni Łyny wynosi 250,2 mln m^3 (47 mm). Wartość tego przyrostu odpowiada w przybliżeniu potrzebom nawodnienia użytków rolnych (267,2 mln m^3). Zatem magazynowanie wód opadowych w profilu glebowym możemy uważać za jedną z ważniejszych form pokrycia niedoborów wodnych.

Koncepcje gospodarki wodnej dotyczące zasobów jakości wód

• Utrzymująca się od wielu lat tendencja spadku produkcji roślinnej i zwierzęcej pociąga za sobą zmianę modelu gospodarowania zasobami wodnymi w zlewni. Należałoby zatem zaakceptować regres koncepcji polegającej na budowie kapitałochłonnych systemów odwadniająco-nawadniających (kanały grawitacyjne w głębokich przekopach, stacje pomp i obwałowania polderowe, magazynowanie wód w zbiornikach retencyjnych, tranzytowe doprowadzanie wód na kompleksy nawadniane, mechaniczne przerzuty wód w obszarze stref wododziałowych, mechaniczne urządzenia zraszające i podsiąkowe).

• Należałoby zwrócić uwagę na zmianę założeń w sferze organizacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej (odstąpienie od melioracji odwadniających kompleksy bagienne, przeznaczenie na cele nierolnicze terenów suchych, koncentracja upraw rolniczych na obszarach optymalnie uwilgotnionych).

• Metodologia melioracji ekologicznych zlewni Łyny bazująca na założeniach programowych przedsięwzięcia „Zielone Płuca Polski" sugeruje potrzebę podziału zlewni na trzy rejony hydrograficzne (tab. 3): południowy po m. Olsztyn (funkcje rekreacyjne, przewaga obszarowa lasów i jezior), środkowy od m. Olsztyn do m. Lidzbark Warm. (funkcje rolniczo-rekreacyjne, teren predestynowany do lokalizacji gospodarstw ekologicznych), północny od m. Lidzbark Warm. do granicy państwa w rejonie Sępopola (funkcje produkcyjne rolnictwa, najżyźniejsze gleby pszenno-buraczane położone głównie w zlewniach rzek Guber i Ełmy).

• Proponowane w zlewni Łyny elementy melioracji ekologicznych przedstawiają się następująco:

- biologiczna regulacja rzek i renaturalizacja cieków uregulowanych metodami technicznymi (2480 km),
- brzegowe zadrzewienie zbiorników jeziorowych na długości 535 km,
- nasadzenie śródpolnych zadrzewień pasmowo-kępiastych na powierzchni 23 900 ha,
- redukcja systemów melioracji technicznych z programowanej powierzchni

TABELA 3. Melioracje rolne w zlewni Łyny2

Rejon hydrograficzny	Pow. rejonu	Pow. użyt. roln.	Potrzeby melioracji ustalone wg metod				Zadrzewienia ekologiczno-melioracyjne			
			konwencjonalnych		ekologicznych		stan istn.	stan proj.	razem	% użytków rolnych
	[km^2]	[tys. ha]	[tys. ha]	%	[tys. ha]	%	[tys. ha]			
I Południowy	591,8	23,1	8,4	36	4,3	19	0,6	1,8	2,4	10,4
II Środkowy	2134,1	124,5	80,7	65	43	34	1,9	9,6	11,5	9,2
III Północny	2551,6	196,4	168,1	86	108	55	2,2	12,3	14,5	7,4
Razem	5277,5	344,0	257,2	75	155,3	45	4,7	23,7	28,6	8,3

257 000 ha do 155 300 ha (próg bezpiecznej dekapitalizacji urządzeń technicznych),

- powiększenie retencji użytecznej gleb o wartość 250,2 mln m^3,
- stopniowa realizacja programu budowy zbiorników rolniczo-energetycznych do potencjalnej pojemności użytkowej 97,1 mln m^3,
- budowa nowych i remont istniejących hydroelektrowni w docelowym rozmiarze 118 obiektów (przyrost potencjału energetycznego o wartość 25 400 kW).

• Wyszczególnione powyżej przedsięwzięcia melioracyjne mogą spełniać swoje zadanie, pod warunkiem realizowania współzależnych przedsięwzięć gospodarki wodnej o charakterze komunalnym, rolniczym i rekreacyjno-turystycznym. Specyfikacja rodzajowa tego typu zadań jest następująca: budowa oczyszczalni ścieków miejskich, osiedlowych, gminnych, wiejskich i lokalnych w etapie docelowym 138 obiektów, zagospodarowanie odpadów stałych w ilości 52 000 ton rocznie, budowa wodociągów centralnych i grupowych w etapie docelowym 80 obiektów, regulacja ruchu turystycznego w bezpośrednich zlewniach jezior podatnych na degradacje (dotyczy 23 zagrożonych akwenów), stopniowe wprowadzanie rolnictwa ekologicznego do poziomu 10% użytków rolnych.

Działania zmniejszające negatywny wpływ rolnictwa na jakość wód

Redukcja szkodliwych odpływów z produkcji zwierzęcej

Spływ biogenów, zanieczyszczeń i substancji toksycznych można zredukować przez ograniczenie w miejscu powstania oraz wycofywanie z obiegu na terenach rolniczych (Koc i in. 1994). Zakres i sposób redukcji odpływu biogenów jest uzależniony od miejsca ich powstawania i natężenia tego procesu. Głównym źródłem odpływu biogenów z produkcji zwierzęcej są: silosy, z których odpływają soki kiszonkowe, budynki inwentarskie, gnojownie i zbiorniki na gnojówkę, gnojowicę i wodę gnojową, z których odpływają składniki odchodów zwierząt. Pokaźnym źródłem zanieczyszczeń są myjnie urządzeń udojowych, urządzenia sanitarne dla obsługi, paszarnie, itd.

W celu zmniejszenia odpływu soków kiszonkowych konieczna jest modernizacja istniejących silosów polegająca na: uszczelnianiu ścian i dna silosu, wyprofilowaniu dna w silosach przejazdowych tak, aby nie było spływu soków poza silos (przeciwspadek), budowie kratek ściekowych i odprowadzalników oraz zbiorników na soki kiszonkowe.

W celu zmniejszenia odpływu zanieczyszczeń z produkcji zwierzęcej konieczna jest następująca modernizacja budynków inwentarskich: wykonanie szczelnych posadzek w budynku, wykonanie szczelnych gnojowni z kratkami ściekowymi na wodę gnojową, budowa szczelnych zbiorników na wodę gnojową i gnojówkę, budowa zadaszeń nad gnojownią i zabudowa biologiczna otoczenia gnojowni.

W celu ograniczenia spływu biogenów konieczne jest upowszechnienie racjonalnych metod stosowania nawozów organicznych przez: stosowanie gnojowicy razem ze słomą, zaniechanie stosowania gnojowicy i dużych dawek obornika na gruntach przepuszczalnych, o zbyt du-

żym nachyleniu stoków i zbyt płytkim zaleganiem wód gruntowych, stosowanie gnojowicy w dawkach częstszych, ale mniejszych, dostosowanie obsady inwentarza do powierzchni użytków rolnych nadających się do rolniczego wykorzystania odchodów zwierzęcych. Jako optimum wskazuje się 1 sztukę dużą inwentarza (DJP) na 1 ha użytków rolnych. Jako dopuszczalną podaje się obsadę 2 SD na 1 ha użytków rolnych. Inne kryterium mówi o dawce azotu w gnojowicy na ha. Jako graniczną podaje się 200 kg azotu rocznie na hektar. Kryterium to można przenieść i na inne nawozy organiczne.

Redukcja szkodliwych odpływów z produkcji roślinnej

Odpływy biogenów z produkcji roślinnej prowadzonej według standardowych technologii odbywają się kilkoma drogami: spływ powierzchniowy, (erozja wodna) i znoszenie przez wiatr (erozja wietrzna), spływ siecią melioracyjną, przesiąk w głąb gleby oraz ulatnianie (dotyczy głównie azotu i siarki). Spływ powierzchniowy dotyczy głównie terenów zagrożonych erozją wodną i wietrzną. Wielkość erozji zależy od zagospodarowania krajobrazu i sposobu użytkowania ziemi. Zależność między nasileniem erozji a sposobem użytkowania gleby można przedstawić następująco: las < trwałe zadarnienie < płodozmian przeciwerozyjny < sad z okrywą gleby < płodozmian zbożowy < płodozmian okopowy < sad bez okrywy gleby < czarny ugór.

Wielkość odpływu składników pozostałymi drogami zależy od stosowanej technologii uprawy. Zmniejszenie odpływu biogenów z produkcji roślinnej powinno zapewnić:

- rygorystyczne dostosowanie zabiegów agrotechnicznych do technologii upraw,
- ograniczenie dawek nawozowych do poziomu zapewniającego pokrycie wymagań pokarmowych uzyskiwanych plonów,
- ograniczenie dawek nawozowych do poziomu zapewniającego wysokie ich wykorzystanie,
- dzielenie dawek nawozowych i stosowanie ich zgodnie z potrzebami roślin,
- ustalanie dawek nawozów według testów glebowych (zawartość składników w formach dostępnych w glebach) i roślinnych (zawartość składników w fazie wskaźnikowej roślin),
- stosowanie nawozów wolnodziałających i wieloskładnikowych,
- wysiew nawozów siewnikami precyzyjnymi zapewniającymi równomierny ich wysiew i tylko w obrębie łanu,
- stosowanie nawozów organicznych,
- uprawa poplonów i międzyplonów,
- optymalizacja stosunków powietrzno-wodnych gleby,
- optymalizacja odczynu gleby,
- zwiększanie pojemności sorpcyjnej i retencji wodnej gleby.

Modernizacja systemu melioracyjnego

Sieć melioracyjna przyśpiesza odpływ wód z terenów rolniczych, ale równocześnie zwiększa odprowadzanie biogenów razem z wodą do zbiorników, przyczyniając się do ich eutrofizacji. Za-

pobiec temu procesowi można przez modernizację sieci melioracyjnej:

- przywrócenie małej retencji na ciekach wodnych,
- zmniejszenie prędkości odpływu i wydłużenie czasu odpływu wód,
- utrzymanie oczek wodnych jako miejsca retencji wód i zawartych w nich składników (biofiltry),
- biologiczną zabudowę cieków wodnych,
- wykaszanie i utylizację makrofitów (trzcina zwyczajna, pałka wodna) na płytkich zbiornikach i ciekach wodnych,
- wykorzystanie żyznych wód drenarskich do nawodnień.

Wnioski

1. Retencjonowanie zasobów wodnych w zlewni Łyny jest niewystarczające i znacznie poniżej możliwości. Powoduje to niepełne ich wykorzystanie w rolnictwie i energetyce.

2. Retencję wód w zlewni Łyny można zwiększyć przez zwiększenie retencji gleb, budowę zbiorników rolniczo-energetycznych, melioracje ekologiczne i renaturalizację obiektów nadmiernie odwodnionych, głównie bagien i mokradeł.

3. W gospodarce komunalnej, turystyce i przemyśle w zlewni Łyny powinno się przestrzegać zasadę całkowitego oczyszczania ścieków z preferencją metod biologicznych.

4. W rolnictwie regionu należy położyć nacisk na działanie zmniejszające odpływ biogenów i zanieczyszczeń z produkcji zwierzęcej i roślinnej. Niezbędne są zmiany w strukturze produkcji zwierzęcej, głównie rezygnacja z dużych obiektów fermowych na rzecz małych z nieprzekraczalną obsadą 1 sztuki dużej inwentarza na 1 ha użytków rolnych.

5. W kształtowaniu rolniczej przestrzeni produkcyjnej należy uwzględnić rozwiązania zmniejszające odpływ biogenów z wodami przez ich wycofywanie do obiegu biologicznego.

Literatura

BŁASZCZYK M., KOC J., NOWICKI Z. 1994: *Melioracje rolne obszaru funkcjonalnego „Zielone Płuca Polski"*. I Regionalne Forum Ekologiczne. Ostrołęckie Towarzystwo Naukowe, 268–279.

KOC J., CZAPLA J., LEWCZUK A. 1994: *Możliwości redukcji odpływu biogenów z terenów rolniczych*. AR w Szczecinie, ART w Olsztynie.

NOWICKA A., BANASZKIEWICZ B., GRABOWSKA K. 1994: *Wybrane elementy meteorologiczne dla okolic Olsztyna w latach 1951–1990 w porównaniu ze średnimi z okresu 1884–1930*. ART, Zakład Meteorologii, Olsztyn, 129–135.

NOWICKI Z. 1990: *Hydrologiczne i techniczne możliwości retencjonowania wód na Pojezierzu Mazurskim*. Acta Acad. Agricult. Techn. Olst. Geod. Ruris Regulat 20; 186–193

OSTROMĘCKI J. 1968: *Wyznaczanie niedoborów wodnych dla użytków zielonych o różnej częstotliwości występowania*. Biul. Wiad. Inst. Mel. i Użyt. Zielon., Warszwa-Falenty.

WOJEWÓDZKI URZĄD STATYSTYCZNY. 1995: *Ochrona środowiska i gospodarka wodna w woj. olsztyńskim w latach 1990–1994*. Olsztyn.

Adres autorów
Z. Nowicki, J. Koc, I. Cymes
Zakład Melioracji Rolnych, ART w Olsztynie
10-957 Olsztyn, Plac Łódzki 2

Leszek PŁYWACZYK, Beata OLSZEWSKA

Znaczenie projektowanego na Odrze stopnia Malczyce w kształtowaniu warunków wodnych doliny

Abstract

Importance of designed dam „Malczyce" on the Odra river for forming the water conditions in the valley. Designed dam Malczyce is localized on the Odra river in km 300, 16 km below the existing from 1958 dam in Brzeg Dolny. It was stated, after over 35 years of exploitation of Brzeg Dolny dam, that the areas of the valley are more and more drainaged by the Odra and in consequence lower in water resources. It is caused by the river bed erosion processes down the impounding. The range of groundwater levels changes in the valley as a result of damming up the water in the Odra by weir „Malczyce" to designed datum about 1,0 m higher up the datum of terrein is presented in the paper. On this background, the range of land improvement works with connection with forecasting water conditions after damming up the water is showned. Designed draining facilities will decrease the negative dam effecting and will provide to increasing the profitable damming up effect on the natural environment in the areas surrounding the dam „Malczyce".

Key words: river valley, water conditions of the valley, dam effecting on the valley.

Wstęp

Ostatni stopień wodny na najstarszym w Polsce skanalizowanym odcinku Odry został zbudowany w 1958 roku w Brzegu Dolnym (na 286 km). Składa się on z pięcioprzęsłowego jazu, piętrzącego do wysokości ok. 3,0 m, powyżej terenu doliny, elektrowni wodnej i śluzy. Zasadniczym celem budowy stopnia była poprawa warunków żeglugi na Odrze przez spiętrzenie wody. Erozja lokalna i liniowa rzeki Odry poniżej stopnia oraz zamulenie górnego stanowiska spowodowały pogorszenie warunków żeglugi na Odrze. Po 32 latach eksploatacji stopnia najczęściej występujący stan wody w Odrze w przekroju Malczyce obniżył się o ok. 180 cm (w latach 1958–1990).

Obniżenie się stanów wody w rzece nie pozostało bez wpływu na poziomy wody gruntowej w terenach przyległych. Obecnie zwierciadło wody gruntowej w dolinie poniżej stopnia w Brzegu Dolnym znajduje się na głębokości ok. 3,0–3,5 m od pow. terenu, wywierając niewielki wpływ na gospodarkę wodną wierzchniej warstwy gleb. Te niekorzystne zmiany powodują stopniową degradację pod względem przyrodniczym terenów doliny Odry. Budowa kolejnego stopnia poniżej istniejącej kaskady Odry jest logiczną koniecznością nie tylko ze względów hydrotechnicznych, ale również z uwagi na utrzymanie ciągłości żeglugi, zabezpieczenie stopnia w Brzegu Dolnym przed dalszym jego podmywaniem i utra-

tą stateczności oraz zapobieżenie przesuszaniu terenów doliny poniżej istniejącego spiętrzenia. Kolejny stopień piętrzący ma powstać 14 km poniżej istniejącego stopnia w Brzegu Dolnym w Malczycach (km 300 + 000).

Krótka charakterystyka inwestycji podstawowej

Do podstawowych obiektów hydrotechnicznych stopnia „Malczyce" należą:

- Jaz ruchomy trzyprzęsłowy, klapowy o napędzie hydraulicznym i łącznym świetle 75 m. Spad jazu przy średnim przepływie SSQ = 170,0 m^3/s i normalnym piętrzeniu H = 4,70 m, przy średnim niskim przepływie SNQ = 67,9 m^3/s, H = 5,90 m;
- Jaz stały długości 300 m z częścią przelewową długości 130 m. Spad jazu przy średnim przepływie H = 5,0 m;
- Śluza żeglugowa o wymiarach 190 × × 12 × 3,5 m wraz z awanportami.

Do inwestycji towarzyszących wchodzą następujące budowle i zadania:

- elektrownia wodna,
- górne stanowisko stopnia,
- ochrona terenów depresyjnych,
- obiekty gospodarki wodnościekowej,
- osiedla przystopniowe,
- obiekty energetyczne stałe,
- obiekty teletechniczne.

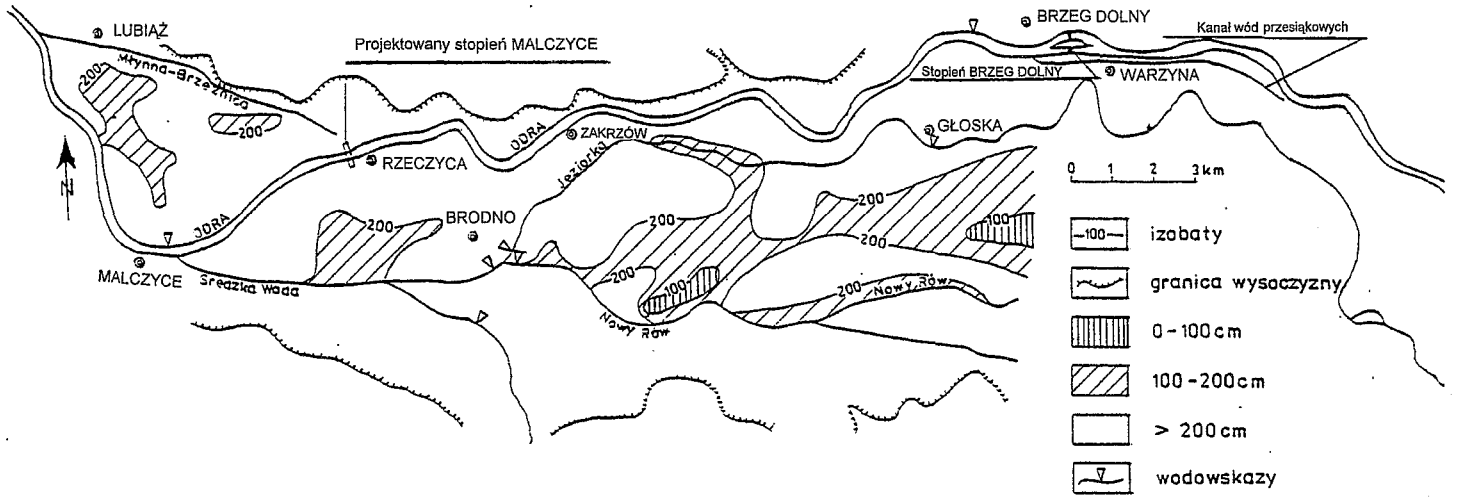
Charakterystyka doliny Odry w rejonie projektowanego stopnia wodnego „Malczyce"

Dolina Odry w rejonie projektowanego stopnia wodnego „Malczyce" jest częścią tzw. pradoliny Wrocławsko-Magdeburskiej (rys. 1). Ma kształt asymetryczny, część lewobrzeżna jest szeroka (4–6 km), a prawobrzeżna wąska (0,1–0,5 km). Spadek podłużny doliny wynosi 0,1–0,5‰, a spadki poprzeczne 4–15‰. Dominującym typem gleb jest mada wytworzona z glin średnich pylastych oraz glin ciężkich i iłów. Wierzchnią warstwę stanowią zatem utwory średnio i trudnoprzepuszczalne o miąższości 0,5–2,0 m i zalegają na przepuszczalnej warstwie piasków, żwirów i pospółek o miąższości lokalnie do kilkudziesięciu metrów. Na warunki wodne tych terenów wywierają istotny wpływ stany wody w Odrze.

Obszar doliny użytkowany jest głównie jako grunty orne (ok. 45% w części lewobrzeżnej i 60% w części prawobrzeżnej). W części prawobrzeżnej powyżej projektowanego stopnia „Malczyce" przeważają użytki zielone, natomiast poniżej w zakolu Odry w okolicach Lubiąża użytki leśne (73% to lasy łęgowe).

Dolina Odry z licznymi starorzeczami, rozlewiskami, oczkami wodnymi wraz z naturalnie ukształtowaną roślinnością, licznymi śródpolnymi zadrzewieniami i rzadkimi okazami flory i fauny ma duże znaczenie krajobrazowe i rekreacyjne. Lasy w dolinie Odry są jednym z największych, zachowanych kompleksów drzewostanów liściastych w kraju. Na tym terenie istnieją jako obiekty prawnie chronione: 2 rezerwaty (rezerwat leśny „Zabór" i florystyczny „Odrzysko"), jeden obszar chronionego krajobrazu oraz 7 pomników przyrody.

Do podstawowych cieków znajdujących się na obszarze lewobrzeżnym Odry należą: Jeziorka, Nowy Rów i Średzka Woda. Ciek Jeziorka jest prawobrzeżnym dopływem Średzkiej Wody. Górna jego



RYSUNEK 1. Mapa poglądowa obszarów położonych w rejonie projektowanego stopnia wodnego w Malczycach oraz izobaty wody gruntowej z okresu 1971–1994

część (do przekroju Głoska) znajduje się w zasięgu oddziaływania spiętrzenia Odry stopniem w Brzegu Dolnym, dolna (pomiędzy przekrojami Brodno i Głoska) przylega do Odry swobodnie płynącej. Istniejący od 1967 roku kanał wód przesiąkowych powyżej stopnia w Brzegu Dolnym przechwytuje część wód infiltrujących z Odry w kierunku doliny. Wody z tego kanału dotychczas odprowadzane do Odry na wodę dolną, zostaną skierowane do cieku Jeziorka powyżej przekroju Głoska. Przerzut wody z kanału do Jeziorki będzie następował poniżej miejscowości Warzyna. Wody Odry nie nadają się do zaopatrzenia ludności w wodę.

W miejscowościach położonych w rejonie projektowanego stopnia „Malczyce" (Rzeczyca, Brodno, Zakrzów) poziom wód podziemnych obniżył się tak znacznie, że wiele studni, z których ludność czerpała wodę, wyschło. Uwzględniając powyższe oraz fakt, że po wybudowaniu stopnia Odra w tym rejonie stanie się rzeką infiltrującą, we wsiach tych już wykonano wodociągi w celu zaopatrzenia ludności w wodę pitną.

Prognozowane zmiany warunków wodnych

W wyniku przeprowadzonych studiów i dyskusji ustalono następującą listę ważniejszych oddziaływań niekorzystnych dla środowiska w okresie budowy i eksploatacji stopnia w Malczycach:

- infiltracja zanieczyszczonych wód Odry do studni wiejskich,
- wzmożona produkcja ścieków komunalnych we wsiach wyposażonych w wodociągi,
- erozja dna poniżej stopnia w Malczycach,
- obniżenie się zwierciadła wód gruntowych (wywołane erozją dna Odry) i związane z tym zagrożenia dla lasów łęgowych,
- architektura stopnia i osiedla przystopniowego,
- pogorszenie bilansu tlenowego wód Odry i osadzanie się zanieczyszczeń.

Prognoza wpływu spiętrzenia wód Odry stopniem „Malczyce" do rzędnej 101,40 m n.p.m na stosunki wodne terenów przyległych wykazała, iż spiętrzenie wpłynie niekorzystnie na układ wód gruntowych w dolinie (rys. 2). Odra zmieni swą rolę w stosunku do terenów przyległych z rzeki drenującej (przed spiętrzeniem) na infiltrującą (po spiętrzeniu). Nie będzie zatem występował gruntowy odpływ wód z cieku Jeziorka i przyległych terenów do Odry, lecz Odra zasilać będzie zlewnię tego cieku wodami przesiąkowymi. Dodatkowo wody z kanału wód przesiąkowych w Brzegu Dolnym odprowadzane będą do cieku Jeziorka. W wyniku infiltracji wód z Odry po jej spiętrzeniu, podniosą się stany wód gruntowych, w rejonie stopnia nawet o około 3,3 m. Teren międzywala powyżej stopnia wodnego zostanie w części zalany. Na terenach prawobrzeżnych powyżej projektowanego stopnia u podnóża wysoczyzny wystąpi podparcie wód gruntowych. W zakolu Odry, poniżej projektowanego stopnia, zwierciadło wody gruntowej lokalnie osiąga głębokość ok. 100 cm od powierzchni terenu, a przeciętnie powyżej 200 cm. Warunki wodne i wilgotnościowe, jakie mogą powstać na części terenu przyległego do Odry, po jej spię-

trzeniu będą nieodpowiednie dla dotychczasowego użytkowania. Na skutek podniesienia zwierciadła wody gruntowej ulegną likwidacji użytki rolne i leśne w międzywalu na obszarze około 170 ha. Po spiętrzeniu wód Odry stopniem „Malczyce„ zjawisko erozji dna koryta rzeki poniżej tego stopnia nasili się. Poziomy wód w Odrze ulegać będą systematycznemu obniżaniu się, co niekorzystnie wpływać będzie na warunki wodne terenów przyległych.

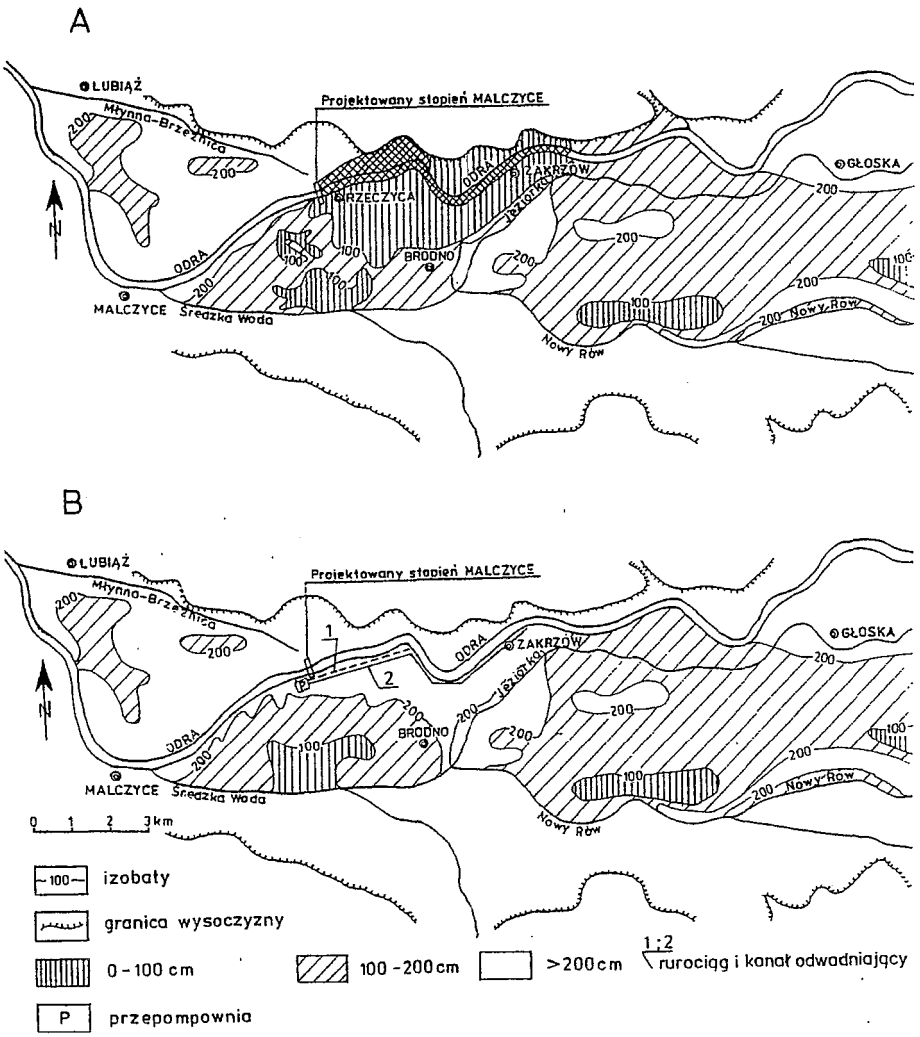
Zakres przewidywanych urządzeń melioracyjnych regulujących stosunki wodne na terenach przystopniowych

W celu zmniejszenia i ograniczenia ujemnych skutków piętrzenia wód stopniem „Malczyce", zachowania istniejącego użytkowania ziemi w terenie przyległym i zapewnienia korzystnych stosunków wodnych w dolinie, przewidziano wykonanie odpowiednich urządzeń odwadniających podstawowych i szczegółowych. Jako podstawowe urządzenia odwadniające przewiduje się: głęboki kanał odwadniający, rurociąg drenażowy i przepompownię. Lokalizację urządzeń wraz z hydroizobatami po spiętrzeniu wód do rzędnej 101,40 m n.p.m. z uwzględnieniem projektowanych urządzeń odwadniających przedstawia rysunek 2.

Trasa kanału biegnie wzdłuż wału odrzańskiego w odległości 80–100 m, długość kanału ok. 6 km, a głębokość 2–3 m. Rurociąg drenażowy długości 1,0 km z rur perforowanych z obsypką filtracyjną zaprojektowano wzdłuż wału odrzańskiego w odległości ok. 20 m. Woda z rurociągu i kanału odwadniającego będzie odprowadzana do zbiornika wyrównawczego usytuowanego poniżej wsi Rzeczyca, gdzie zostanie wybudowana przepompownia. Należy przewidzieć takie rozwiązanie, które umożliwi odprowadzenie wody ze zbiornika grawitacyjnie do Odry na wodę dolną (przy niskich stanach) lub przepompowywanie mechaniczne, gdy grawitacyjny odpływ jest niemożliwy. Dodatkowo należy tu przewidzieć możliwość ujęcia wody ze zbiornika wyrównawczego i skierowanie jej na teren doliny poniżej stopnia.

Ograniczenie negatywnego wpływu erozji koryta Odry poniżej projektowanego stopnia na warunki wodne w tej części doliny uzyska się przez ujęcie wody ze zbiornika wyrównawczego i wykorzystanie wody z podstawowych urządzeń odwadniających (kanał, rurociąg) do regulowania poziomu wody gruntowej w dolinie. System taki pozwoli na właściwe sterowanie zasobami wodnymi. Podstawowe urządzenia odwadniające spowodują korzystne zmiany układu hydroizohips i hydroizobat w dolinie pomiędzy miejscowościami Rzeczyca i Zakrzów w stosunku do układu dla warunków bez uwzględniania tych urządzeń (rys. 2). Na południe od miejscowości Rzeczyca lokalnie wystąpią warunki naporowe. Obszar ten (ok. 500 ha) dla zachowania obecnego użytkowania wymaga dodatkowych urządzeń melioracyjnych – sieci rowów otwartych oraz rurociągów drenarskich.

Teren międzywala powyżej stopnia „Malczyce" będzie w części zalany wodą, część będzie wykazywać nadmierne uwilgotnienie, a w części zwierciadło wody gruntowej zalegać będzie na poziomie



RYSUNEK 2. Izobaty wody gruntowej w dolinie Odry w rejonie stopnia „Malczyce" w warunkach spiętrzenia do rzędnej 101,40 m n.p.m: A – bez uwzględniania urządzeń odwadniających; B – z podstawowymi urządzeniami odwadniającymi

odpowiednim dla użytków zielonych. Obszary te z uwagi na brak możliwości odwodnienia grawitacyjnego oraz ich niedużą powierzchnię nie kwalifikują się do projektowania drogich urządzeń odwadniających typu przepompownie. Należy zatem przewidzieć zmianę użytkowania tych obszarów. Brzegi wklęsłe wysoczyzny po prawej stronie koryta można przeznaczyć pod zadrzewienia specjalnymi gatunkami drzew, a pozostały teren międzywala powinien być przeznaczony na użytki zielone lub tzw. użytki ekologiczne.

Teren prawobrzeżny położony w zakolu Odry poniżej projektowanego stopnia „Malczyce" stanowi obszar o szczególnie wysokich walorach przyrodniczych. Są to bardzo cenne lasy łęgowe. Ukształtowanie terenu, istniejące starorzecza, oczka wodne, kanały, lokalne obniżenia terenowe oraz istniejące warunki glebowe wskazują że w celu poprawy warunków wodnych można na tych obszarach zastosować system nawodnień zalewowo-podsiąkowych. System ten będzie zbliżony do zalewów naturalnych. Woda ujmowana z górnego stanowiska Odry może być kierowana do istniejącego cieku Młynna-Brzeźnica. Wodę z tego cieku należy wprowadzić do niesystematycznej sieci rowów łączących istniejące obniżenia terenowe oraz starorzecza i przy wykorzystaniu zastawek piętrzących może być rozprowadzana po terenie.

Podsumowanie

Spiętrzenie wód na Odrze stopniem wodnym Malczyce spowoduje zmiany w stosunkach wodnych doliny, a zwłaszcza w częściach, które przylegają do rzeki. Zakres projektowanych urządzeń melioracyjnych, związanych z budową tego stopnia, uwzględnia nie tylko potrzebę znacznego zmniejszenia nadmiernego uwilgotnienia, w wyniku niekorzystnego wpływu spiętrzenia na warunki wodne w dolinie, ale również możliwość nawodnień obszarów, które są obecnie przesuszone.

Wybudowanie stopnia „Malczyce" wraz z inwestycjami towarzyszącymi spowoduje wyraźną poprawę aktualnie złych i systematycznie pogarszających się warunków wodnych w dolinie. Zahamowanie procesu dewastacji lasów łęgowych, wysychanie licznych starorzeczy i oczek wodnych z rzadkimi i cennymi okazami flory i fauny, ochrona istniejących rezerwatów przyrody i obszarów chronionego krajobrazu, pozwala na stwierdzenie, że obiekt ten spełniał będzie również ważną funkcję proekologiczną. Zapewnienie odpowiednich stosunków powietrzno-wodnych na użytkach rolnych, wykonanie wodociągów i zaopatrzenie w wodę wysokiej jakości, zapewnienie warunków dla uprawiania różnorodnych form rekreacji, turystyki i sportów wodnych stwarza korzystniejsze niż dotychczas warunki życia dla miejscowej ludności i zwiększa atrakcyjność tych terenów.

Ogólnie można stwierdzić, że spiętrzenie wody stopniem „Malczyce" wpłynie korzystnie na środowisko przyrodnicze doliny Odry w rejonie stopnia.

Literatura

Kompleksowa ocena oddziaływania na środowisko projektowanego stopnia „Malczyce" na Odrze. Hydroprojekt, Warszawa 1994.

Wpływ projektowanego spiętrzenia rzeki Odry w Malczycach na stosunki wodne przyległych terenów. Sprawozdania z badań 1970–89. IMiKŚ AR Wrocław (maszynopisy).

PŁYWACZYK L. i in. 1995: *Zakres projektowanych melioracji terenów przystopniowych.* Opinia techniczna na zlecenie ODGW Wrocław.

PŁYWACZYK L. 1988: *Oddziaływanie Odry na stosunki wodnomelioracyjne doliny w rejonie Brzeg Dolny-Malczyce.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, 68.

PŁYWACZYK L., OLSZEWSKA B. 1990: *Wahania stanów wody gruntowej w dolinie Odry w rejonie Malczyc.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, Melioracja XXXVIII, 195.

PŁYWACZYK L., OLSZEWSKA B. 1994: *Próba oceny wpływu poziomu wody gruntowej w rejonie projektowanego stopnia wodnego w Malczycach na zapasy wody glebowej dla roślin.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, Inżynieria Środowiska VI, 243.

PŁYWACZYK L., OLSZEWSKA B. 1994: *Wpływ ponad 35-letniej eksploatacji stopnia wodnego na Odrze w Brzegu Dolnym na warunki wodne w dolinie.* Rocz. AR Poznań, CCLXVIII.

Adres autorów
L. Pływaczyk, B. Olszewska
Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska, AR we Wrocławiu
50-363 Wrocław, pl. Grunwaldzki 24

Czesław PRZYBYŁA, Paweł KOZACZYK, Piotr STACHOWSKI

Jakość wód dyspozycyjnych do nawodnień deszczownianych jezior Wysoczyzny Poznańskiej

Abstract

Quality of available water for sprinkler irrigation from lakes of Poznań diluvial plain. The work presents results of studies and analyses of water quality in three lakes: Bytyńskie, Niepruszewskie and Strykowskie. The water of these lakes is used for irrigation by seven big sprinkling systems localized in the drainage area of these lakes. The quality analysis of the available water providing the irrigation basis was carried out in the years 1989–1994. The analysis included the basic chemical indices, dry residue, and the content of heavy metals. The quality of water and its usability for irrigation were evaluated.

Key words: water quality, available water, sprinkling irrigation.

Wstęp

Opinia, że czystość wód w regionie Wielkopolski, podobnie jak w całym kraju, ulega w okresie ostatnich kilkunastu lat stałemu pogorszeniu, jest mocno utrwalona (Szyper 1992; Jabłoński 1994; Burchardt 1995). Według Gołdyna w Wielkopolsce wody płynące w rzekach w 60% zaliczyć trzeba do zdegradowanych. Oznacza to, że nie mieszczą się one w normach czystości wód (Gołdyn 1991). Natomiast w województwie poznańskim spośród 55 jezior, o łącznej powierzchni prawie 6 tysięcy hektarów tylko 6 jezior można zaklasyfikować do II klasy czystości wód, 30 jezior do III klasy, a 19 jezior charakteryzuje się wodami pozaklasowymi (Gołdyn 1991). Do jednej z przyczyn pogarszania się czystości wód zaliczyć należy rozbudowę wodociągów na terenach wiejskich, co powoduje zwiększone zużycie wody, a związane z tym odpływy z powodu braku oczyszczalni powodują zwiększenie zanieczyszczeń wód powierzchniowych, a także gruntowych (Kutera 1990; 1995, Szyper 1992).

W niniejszej pracy przedstawiono próbę oceny jakości wód pobieranych do nawodnień deszczownianych z trzech jezior położonych na Wysoczyźnie Poznańskiej: Bytyńskiego, Niepruszewskiego, Strykowskiego.

Materiał i metodyka badań

Lokalizacja obiektów badań

Badaniami jakości wód objęto ujęcie wody dla deszczowni Sokolniki (394 ha), zlokalizowane w Komorowie nad Jeziorem Bytyńskim (tabela 1). Położone jest ono około 30 km od Poznania w kierunku północno-zachodnim (52°30'N i 16°30'E)

TABELA 1. Ogólna charakterystyka badanych jezior

Cechy charakterystyczne	Jednostki	Jezioro		
		Bytyńskie	Niepruszewskie	Strykowskie
Powierzchnia	ha	308,8	242,3	305,3
Głębokość maksymalna	m	7,0	5,2	7,5
Głębokość średnia	m	3,5	3,1	4,4
Długość linii brzegowej	km	17,5	11,1	19,5
Woda dyspozycyjna Q	mln m^3	2,9	3,9	4,3
Powierzchnia objęta deszczowniami F	ha	394	1240	919

w gminie Kaźmierz. Zlewnia jeziora obejmuje 72 km^2 powierzchni, w zdecydowanej większości są to grunty orne. Teren przyległy do jeziora charakteryzuje się urozmaiconą konfiguracją.

Jezioro Niepruszewskie stanowi źródło wody dla deszczowni Niepruszewo-Otusz (1004 ha) oraz deszczowni Zborowo-Więckowice (236 ha). Ujęcia wody zlokalizowane są w Cieślach oraz w Zborowie. Jezioro położone jest w zlewni rzeki Samicy w odległości ok. 20 km od Poznania w kierunku zachodnim (52°23'N i 16°37'E) na pograniczu gmin Buk i Dopiewo. Charakterystykę tego jeziora przedstawiono w tabeli 1. Natomiast z jeziora Strykowskiego wykorzystywana jest woda do nawodnień dla 3 deszczowni: Jeziorki (231 ha), Sapowice (416 ha) i Strykowo (272 ha). Jezioro to położone jest w zlewni rzeki Mogielnicy, a swoją charakterystyką przypomina jezioro Niepruszewskie. Oddalone jest od Poznania o około 25 km w kierunku południowo-zachodnim (52°16'N i 16°37'E), położone w gminie Stęszew.

W tabeli 1 zestawiono dane charakteryzujące jeziora będące źródłem wody do nawodnień deszczownianych. Całkowity obszar wyposażony w urządzenia nawadniające oparte o wodę dyspozycyjną z tych jezior wynosi ponad 2500 ha.

Warunki opadowe w okresie badań

W okresie prowadzenia badań (1989–1994) na Wysoczyźnie Poznańskiej, gdzie położone są badane jeziora, wystąpiły zróżnicowane warunki opadowe. Pod względem opadów z okresu wegetacji (IV-IX) lata 1989 i 1991 zaliczyć można do suchych, lata 1990 i 1994 do średnich, rok 1993 do mokrych, natomiast rok 1992 do bardzo suchych.

Sumy opadów z okresów wegetacji w latach badań wahały się od 153 mm w roku bardzo suchym 1992 do 394 mm w roku mokrym 1993. Średnia z sześciu lat badań suma opadów okresu wegetacji wyniosła 273 mm.

Metodyka badań

Klasyfikacja zgodna z Rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991 r. (Dz. U. nr 116, poz. 503) określa trzy klasy czystości śródlądowych wód powierzchniowych. Według tej klasyfikacji wody wykorzystywane do nawodnienia terenów rolniczych i ogrodniczych powinny spełniać warunki III klasy czystości.

TABELA 2. Sumy opadów [mm] w okresie wegetacji w latach badań 1989–1994 na terenie Wysoczyzny Poznańskiej

Rok	Miesiące						Okres wegetacji (IV-IX)
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	
1989	30	10	34	50	45	38	207
1990	42	26	85	41	51	61	306
1991	52	45	74	35	34	33	273
1992	17	29	3	35	51	18	153
1993	6	59	77	125	59	68	394
1994	44	57	32	52	65	57	307
Średnia 1989–1994	32	38	51	56	51	45	273
Średnia 1950–1994	36	51	60	73	58	45	323

Do oceny jakości badanych wód pobierano próby wody z jezior w miejscach lokalizacji ujęć wody dla deszczowni, z częstotliwością 4 razy w roku odpowiednio: wiosną, latem, jesienią i zimą. Oznaczono następujące wskaźniki: tlen rozpuszczalny, biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT_5), temperaturę wody, odczyn (pH), suchą pozostałość, azot amonowy ($N\text{-}NH_4$), azot azotanowy ($N\text{-}NO_3$), fosforany (PO_4^{-3}) oraz wapń (Ca^{++}), sód (Na^{+}) i magnez (Mg^{++}).

Analizę jakości wód z jezior, które stanowią źródło wody do nawodnień deszczownianych skierowano głównie na ocenę jej przydatności do nawodnień. Zwrócono uwagę na stopień jej zasolenia, czyli obecność kationów sodu (Na), wapnia (Ca) i magnezu (Mg). Zmiana zawartości w wodzie sodu oraz możliwość wypierania z kompleksu sorbcyjnego nawadnianych gleb innych kationów może decydować o przydatności wody do nawodnień (Rajtema 1981). Do kompleksowej oceny zasolenia posłużono się współczynnikiem absorpcji sodu – SAR (Borys, Stryjewski 1967).

Latem 1990 oraz latem 1994 roku oznaczono dodatkowo zawartość pierwiastków: potasu, żelaza, manganu, ołowiu, miedzi, chromu, cynku i kadmu. Wszystkie analizy wykonano zgodnie z obowiązującymi normami.

Wyniki badań

W tabeli 3 zestawiono wartości wybranych wskaźników jakości wody z ujęć dla deszczowni, obliczone jako średnie z lat 1989–1994, w kolejnych porach roku (zimą, wiosną, latem i jesienią). Uzyskane dane porównano z normatywnymi wskaźnikami według obowiązującej klasyfikacji wód (rozporządzenie 1991).

Analizując zestawione w tabeli 3 podstawowe wskaźniki jakości wody stosowane do nawodnień można stwierdzić, iż temperatura badanych wód wykazywała wyraźną sezonowość i wahała się średnio od 4°C zimą do 18,5°C latem. Warunki tlenowe określone zawartością rozpuszczonego w wodzie tlenu wahały się od 9,2 mg O_2/dm^3 w okresie wiosny do 12,3 mg O_2/dm^3 zimą, co kwalifikuje wody badanych jezior do I klasy czystości wód

TABELA 3. Średnie wartości wybranych wskaźników jakości wody w badanych jeziorach: Bytyńskim, Niepruszewskim, Strykowskim z lat 1989–1994

Wskaźniki	Okres pobrania próby wody	Jezioro			Norma wg klas czystości	
		Bytyńskie	Niepruszewskie	Strykowskie		
Temperatura wody °C	zima	4,5	4,0	4,2	I	22
	wiosna	14,5	14,0	9,5	II	26
	lato	18,5	15,1	17,7	III	26
	jesień	15,8	14,3	12,7		
Tlen rozpuszczony [mg O_2/dm^3]	zima	12,1	12,4	12,3	I	6
	wiosna	9,2	9,5	11,5	II	5
	lato	10,0	9,4	9,6	III	4
	jesień	11,1	11,5	10,8		
BZT_5 [mg O_2/dm^3]	zima	3,8	4,5	4,7	I	4
	wiosna	5,6	3,7	5,8	II	8
	lato	6,6	5,3	6,5	III	12
	jesień	3,4	4,8	5,2		
Sucha pozostałość [mg O_2/dm^3]	zima	651	411	468	I	520
	wiosna	532	536	337	II	1030
	lato	692	681	531	III	1250
	jesień	605	615	515		
Azot amonowy [mg $N\text{-}NH_4/dm^3$]	zima	0,5	0,5	0,3	I	1
	wiosna	0,2	0,2	0,3	II	3
	lato	0,2	0,4	0,4	III	6
	jesień	0,2	0,3	0,2		
Azot azotanowy [mg $N\text{-}NO_3/dm^3$]	zima	0,6	1,0	0,5	I	5
	wiosna	1,6	1,3	0,2	II	7
	lato	1,2	1,8	1,8	III	15
	jesień	0,5	0,3	0,1		
Fosforany [PO_4/dm^3]	zima	0,2	0,2	0,7	I	0,2
	wiosna	0,3	—	—	II	0,6
	lato	0,1	—	—	III	1,0
	jesień	0,1	—	0,1		

— oznacza brak danych pomiarowych.

pod względem tego wskaźnika. Natomiast wartości wskaźnika BZT_5 (pięciodniowe zapotrzebowanie tlenu) wahało się od 3,7 mg O_2/dm^3 wiosną do 6,6 mg O_2/dm^3 latem. Tak więc pod względem tego wskaźnika wody wykorzystywane do nawodnień deszczownianych odpowiadały w większości II klasie czystości wód (tab. 3).

Zawartość suchej pozostałości w wodzie w mg/dm^3 odpowiadała I i II klasie czystości. Zawartość azotu amonowego ($N\text{-}NH_4$) w mg/dm^3 nie przekraczała 1 mg/dm^3 co odpowiada warunkom I klasy czystości wód. Podobnie zawartość azotu azotanowego ($N\text{-}NO_3$) w całym okresie badań była mniejsza od 5 mg/dm^3, co również spełniało warunki I klasy czystości

TABELA 4. Średnie ilości Na, Ca, Mg z lat 1989–1994 oraz obliczony wskaźnik SAR

Jezioro	Okres pobrania próby wody	Kationy			SAR	Normatywna zawartość wg klas czystości
		Na mg /dm^3	Ca mg /dm^3	Mg mg /dm^3		
Bytyńskie	zima	28,1	107,3	36,2	0,60	Na I 100
	wiosna	32,0	98,8	30,2	0,72	II 120
	lato	29,1	108,2	28,3	0,64	III 150
	jesień	20,8	69,7	32,5	0,52	[mg /dm^3]
Niepruszewskie	zima	26,1	103,7	31,5	0,34	
	wiosna	30,4	88,2	27,2	0,73	
	lato	33,5	112,3	26,1	0,74	
	jesień	30,9	100,1	27,4	0,41	
Strykowskie	zima	24,0	76,8	25,7	0,61	
	wiosna	22,7	65,7	27,6	0,59	
	lato	28,1	74,4	22,3	0,73	
	jesień	22,5	71,1	23,2	0,60	

TABELA 5. Zawartość wybranych pierwiastków w wodzie Jeziora Bytyńskiego, Niepruszewskiego i Strykowskiego w roku 1990 i 1994

Pierwiastek [mg/dm^3]	Jezioro					
	Bytyńskie		Niepruszewskie		Strykowskie	
	1990	1994	1990	1994	1990	1994
K	18,9	19,0	14,4	14,5	18,3	18,7
Fe	0,051	0,045	0,053	0,048	0,127	0,013
Mn	0,008	0,010	0,005	0,014	0,009	0,016
Pb	ślad	ślad	ślad	ślad	ślad	ślad
Cu	0,053	0,054	0,057	0,047	0,067	0,052
Cr	0,001	0,015	0,004	0,048	0,001	0,004
Zn	0,018	0,019	0,011	0,014	0,017	0,013
Cd	ślad	0,001	ślad	ślad	ślad	0,001

wód powierzchniowych. Zawartość fosforanów (PO_4) nie przekroczyła 1,0 mg/ dm^3, co pozwala ocenić wody z trzech badanych jezior jako I i II klasy czystości. Można więc stwierdzić, że zmniejszenie w latach 1989–1994 dawek nawożenia mineralnego przyczyniło się do utrzymania jakości wód jezior położonych na Wysoczyźnie Poznańskiej w II klasie czystości.

W tabeli 4 zestawiono średnie z lat 1989–1994 wartości sodu (Na), wapnia i magnezu oraz obliczony wskaźnik zasolenia SAR.

Przedstawione wyniki badań zawartości Na, Ca i Mg świadczą o względnie stałym składzie tych pierwiastków, a wielkość obliczonych wskaźników SAR wskazuje na brak wpływu zasolenia na jakość badanych wód.

Na podstawie pobranych w okresie letnim 1990 i 1994 roku prób wody z ujęć deszczownianych do analiz laboratoryj-

nych oznaczono następujące pierwiastki: potas (K), żelazo (Fe), mangan (Mn), ołów (Pb), miedź (Cu), chrom (Cr), cynk (Zn) i kadm (Cd).

Największe różnice w zawartości Fe obserwowano w wodzie Jeziora Strykowskiego, w którym zawartość Fe spadła z 0,127 mg/dm^3 w 1990 roku do 0,013 mg/dm^3 w 1994. W dwóch pozostałych różnice były mniejsze i wynosiły dla Jeziora Bytyńskiego odpowiednio 0,051 i 0,045, a dla Niepruszewskiego 0,053 i 0,048 mg/dm^3. Wzrosła natomiast zawartość Mn, najwięcej w Jeziorze Niepruszewskim z 0,005 do 0,014 mg/dm^3. Natomiast zawartość Pb miała charakter śladowy, podobnie Cd.

Podsumowanie i wnioski

W pracy przedstawiono próbę oceny jakości wód dyspozycyjnych wykorzystywanych do nawodnień deszczownianych z trzech jezior położonych na Wysoczyźnie Poznańskiej. Dwa jeziora: Niepruszewskie i Strykowskie są jeziorami podpiętrzonymi o możliwościach retencjonowania dla rolnictwa 3,9 mln m^3 (Niepruszewskie) i 4,3 mln m^3 wody (Strykowskie). Największe z badanych jezior o powierzchni prawie 309 ha może zmagazynować dla celów nawodnień 2,9 mln m^3 wody. Wyniki badań fizykochemicznych z lat 1989–1994 wskazują na proces eutrofizacji wpływający na zmiany jakości wód badanych jezior. Zawartość sodu mająca podstawowe znaczenie w ocenie jakości wody do nawodnień wahała się od 21 mg/dm^3 do 34 mg/dm^3, wapnia od 66 mg/dm^3 do 112 mg/dm^3, a magnezu od 22 mg/dm^3 do 36 mg/dm^3. Obliczony wskaźnik adsorpcji sodu (SAR) wahał się od 0,34 do 0,74 milirównoważników na 1 litr wody i nie wskazywał na istnienie zagrożenia jakości stosowanej wody do nawodnienia upraw polowych.

Źródłem zanieczyszczeń wód trzech badanych jezior są najczęściej wyloty ścieków z kanalizacji odbierających ścieki bytowo-gospodarcze i są to zanieczyszczenia o charakterze punktowym. Natomiast źródłem zanieczyszczeń o charakterze przestrzennym są opady atmosferyczne oraz spływy powierzchniowe z terenów zlewni tych jezior, użytkowanych w zdecydowanej przewadze jako tereny rolnicze. Zmniejszone w ostatnich latach nawożenie mineralne ograniczyło proces degradacji jezior i pozwoliło na utrzymanie jakości wód w II względnie III klasie czystości.

Literatura

BORYS M., STRYJEWSKI F. 1967: *Kryteria oceny wód przeznaczonych do nawadniania roślin.* Post. Nauk Rol. 2; 75–100.

BURCHARDT L. 1995: *Ocena stanu biologicznego zbiorników wodnych okolic Poznania.* Mat. konf. nt. Wody powierzchniowe Poznania UAM Poznań, 356–359.

GOŁDYN R. 1991: *Degradacja rzek i zbiorników wodnych w Wielkopolsce.* Mat. konf. Ochrona i racjonalne wykorzystanie zasobów wodnych na terenach rolniczych w Regionie Wielkopolski, Poznań, 29–42.

JABŁOŃSKI A. 1994: *Stan środowiska województwa poznańskiego i źródła jego zanieczyszczenia do roku 1992.* PIOŚ, WJOŚ Poznań, 43–71.

KUTERA J. 1990: *Kryteria jakości wody do nawodnień.* Gosp. Wod. 1; 18–22.

KUTERA J. 1995: *Ocena jakości wód do nawodnień.* Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu 266, Konfer. VIII, 173–179.

RIJTEMA P. 1981: *Quality standards for irrigation waters*. Technical Bulletine ICW 4; 3–15.

Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5.11.1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakimi powinny odpowiadać ścieki wprowadzone do wód i do ziemi. Dz. U. nr 116, 1991.

SZYPER H. 1992: *Zanieczyszczenia przestrzenne jezior położonych w zlewniach rolniczych*. Mat. konf. Problemy zanieczyszczeń i ochrony wód powierzchniowych dziś i jutro UAM, Poznań, 333–346.

Adres autorów
Cz. Przybyła, P. Kozarczyk, P. Stachowski
Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych
AR w Poznaniu
60-625 Poznań, ul. Wojska Polskiego 71E

Leon REMBEZA

Wyznaczanie czasu dopływu filtracyjnego zanieczyszczeń do studni przy swobodnym zwierciadle wody

Abstract

Determination of travel time of pollutans inflowing to well in uncofined aquifer. The problem of calculation of travel times of pollutants flowing to a well is vital because of possible contamination of water in the well. It must be known when a protective zone of the well is established.

The paper presents several relationships for calculation of the pollutant travel time to well in an unconfined aquifer. A comparison of these relationships and accomplished calculations allowed to determine their ranges of validity.

Key words: pollutants flow, wells, travel time.

Wstęp

Projektowanie terenów stref ochrony pośredniej ujęć wody oraz możliwości pojawienia się w studni zanieczyszczeń o koncentracji przekraczającej wartości dopuszczalne związane jest z zagadnieniem wyznaczenia czasu dopływu zanieczyszczeń od źródła zanieczyszczeń do ujęcia. Czas ten można określić wyznaczając czas przemieszczenia się cząstki wody od źródła zanieczyszczeń do ujęcia, przyjmując założenie o adwekcyjnym transporcie zanieczyszczeń (Luckner, Czestakow 1986). W tym celu potrzebna jest znajomość zmian prędkości filtracji wzdłuż linii prądu. Prędkość tę można wyrazić zależnością

$$v = \varepsilon \frac{dl}{dt} \tag{1}$$

gdzie:
l – droga,
t – czas,
ε – porowatość efektywna.

Przekształcając związek (1), otrzymamy zależność do obliczenia czasu w postaci

$$t = \varepsilon \int \frac{dl}{v} \tag{2}$$

gdzie: v – prędkość filtracji.

Zależność (2) można przedstawić jeszcze w innej postaci biorąc pod uwagę związek pomiędzy prędkością filtracji a gradientem filtracyjnym (Luckner, Czestakow 1986)

$$t = -\frac{\varepsilon}{k} \int \frac{dh}{I^2} \tag{3}$$

gdzie:
I – gradient filtracyjny,
h – wysokość piezometryczna,
k – współczynnik filtracji.

Wyznaczenie czasu dopływu

Stosunkowo prosto daje wyznaczyć się czas dopływu do studni zupełnej, umieszczonej w warstwie wodonośnej z napiętym zwierciadłem wody.
Prędkość filtracji w tym wypadku określona jest zależnością

$$v = \frac{Q}{2\pi D \cdot r} \tag{4}$$

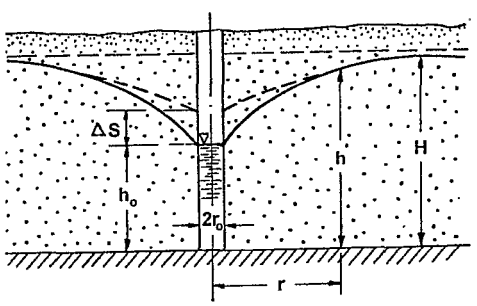
gdzie:
Q – wydatek studni,
D – miąższość warstwy wodonośnej,
r – odległość od osi studni.

Uwzględniając związek (4) w zależności (2), po przekształceniach otrzymamy

$$t = \frac{2\pi D\varepsilon}{Q}\int_{r_0}^{r} dr = \frac{\pi D\varepsilon}{Q}(r^2 - r_0^2) \tag{5}$$

gdzie: r_0 – promień studni.

W przypadku dopływu do studni przy swobodnym zwierciadle wody wyznaczenie czasu dopływu nie jest już takie proste. Stosowany jest wzór przybliżony, określony przy przyjęciu średniego spadku krzywej depresji (rys. 1)



RYSUNEK 1. Schemat dopływu do studni przy swobodnym zwierciadle wody

$$I = \frac{h - h_0}{r - r_0} = const. \tag{6}$$

Podstawiając zależność (6) do związku (3), po przekształceniach otrzymamy

$$t = -\frac{\varepsilon}{kI^2}\int_{h}^{h_0} dh = -\frac{\varepsilon}{k}\frac{(r-r_0)^2}{(h-h_0)^2}\int_{h}^{h_0} dh = \frac{\varepsilon}{k}\frac{(r-r_0)^2}{h-h_0} \tag{7}$$

przy czym wielkości h i h_0 wyrażone będą zależnościami

$$h = \sqrt{H^2 - \frac{Q}{\pi k}\ln\frac{R}{r}}$$
$$h_0 = \sqrt{H^2 - \frac{Q}{\pi k}\ln\frac{R}{r_0}} \tag{8}$$

gdzie: R – zasięg krzywej depresji.

Dokładniej czas dopływu można wyznaczyć następująco:
Prędkość filtracji można przedstawić w postaci

$$v = \frac{Q}{2\pi r h} = \frac{Q}{2\pi r\sqrt{H^2 - \frac{Q}{\pi k}\ln\frac{R}{r}}} = \frac{Q}{2\pi r H\sqrt{1 - \frac{Q}{\pi k h^2}\ln\frac{R}{r}}} \tag{9}$$

W związku (9) wysokość h wyrażono zależnością (8). W celu wykonania całkowania, związek (9) napiszmy w przybliżonej postaci rozwijając w szereg potęgowy wyrażenie

$$\sqrt{1-\frac{Q}{\pi k H^2}\ln\frac{R}{r}}=$$

$$=1-\frac{Q}{2\pi k H}\ln\frac{R}{r}-\ldots \qquad (10)$$

i weźmy dwa wyrazy tego rozwinięcia. Związek (9) przyjmie postać

$$v=\frac{Q}{2\pi r H\left(1-\frac{Q}{\pi k H^2}\ln\frac{R}{r}\right)} \qquad (11)$$

Podstawiając zależność (11) do związku (2) po wykonaniu całkowania otrzymamy

$$t=\frac{2\pi\varepsilon H}{Q}\int_{r_0}^{r}\left(1-\frac{Q}{\pi k H^2}\ln\frac{R}{r}\right)dr=$$

$$=\frac{\pi\varepsilon H}{Q}\cdot\left\{r^2\left[1-\frac{Q}{2\pi k H^2}\left(\frac{1}{2}+\ln\frac{R}{r}\right)\right]+\right.$$

$$\left.-r_0^2\left[1-\frac{Q}{2\pi k H^2}\left(\frac{1}{2}+\ln\frac{R}{r_0}\right)\right]\right\} \qquad (12)$$

Warto zaznaczyć, że przyjęcie przybliżonego związku (11) oznacza przyjęcie równania krzywej depresji postaci

$$h\simeq H\left(1-\frac{Q}{\pi k H^2}\ln\frac{R}{r}\right) \qquad (13)$$

w miejsce związku (8). Podstawiając do zależności (13) znany związek na wydatek filtracyjny Q otrzymamy

$$\frac{h}{H}=1-\frac{1}{2}\left(1-\frac{h_0^2}{H^2}\right)\frac{\ln\left(\frac{R}{r}\right)}{\ln\left(\frac{R}{r_0}\right)} \qquad (14)$$

Z równania (14) wynika, że dla odciętej $r=r_0$ wzniesienie krzywej depresji będzie wynosić

$$\frac{h}{H}=\frac{1}{2}\left(1+\frac{h_0^2}{H^2}\right) \qquad (15)$$

Wzniesienie zaś Δs krzywej depresji ponad poziomem wody w studni h_0, zwane wysokością swobodnego dopływu lub tzw. uskokiem, będzie na podstawie związku (15) równe

$$\frac{\Delta s}{H}=\frac{h}{H}-\frac{h_0}{H}=\frac{1}{2}\left(1+\frac{h_0^2}{H^2}\right)-\frac{h_0}{H}=$$

$$=\frac{1}{2}\left(1-\frac{h_0^2}{H^2}\right)^2 \qquad (16)$$

Można więc stwierdzić, że krzywa depresji opisana równaniem (13) uwzględnia występowanie wysokości swobodego dopływu Δs, wyrażonej związkiem (16). W literaturze podaje się szereg zależności do wyznaczania wielkości Δs (Castany 1967), (Kowalski 1987). Zależność (16) jest taka sama jak związek na wysokość Δs podany przez *Ehrenbergera* (Castany 1967), (Kowalski 1987).

Inna możliwość określenia zależności do obliczania czasu dopływu do studni przy swobodnym zwierciadle wody polega na wykorzystaniu związku (5) odnoszącego się do studni w warstwie wodonośnej pod ciśnieniem. Mianowicie w zależności (5) można wielkość D zastąpić przez średnią miąższością warstwy wodonośnej, czyli

$$D=\frac{1}{2}(H+h_0) \qquad (17)$$

przy czym h_0 wyraża się związkiem (8). Podstawiając zależność (17) do wzoru (5) otrzymamy

$$\frac{tQ}{\varepsilon HR^2} = \frac{\pi}{2}\left(\frac{r^2}{R^2} - \frac{r_0^2}{R^2}\right) \cdot \left(1 + \sqrt{1 - \frac{Q}{\pi k H^2} \ln \frac{R}{r_0}}\right) \tag{18}$$

Jako średnią miąższość warstwy wodonośnej można przyjąć miąższość zastępczą równą np. wysokości położenia krzywej depresji w miejscu o odciętej r, czyli

$$D = \sqrt{H^2 - \frac{Q}{\pi k} \ln \frac{R}{r}} \tag{19}$$

lub wysokość położenia krzywej depresji dla $r = 0{,}5\,R$, czyli

$$D = \sqrt{H^2 - \frac{Q}{\pi k} \ln 2} \tag{20}$$

Podstawiając związki (19) i (20) do wzoru (5) otrzymamy w pierwszym przypadku

$$\frac{tQ}{\varepsilon HR^2} = \pi\left(\frac{r^2}{R^2} - \frac{r_0^2}{R^2}\right) \cdot \left(1 - \sqrt{1 - \frac{Q}{\pi k h^2} \ln \frac{R}{r}}\right) \tag{21}$$

w drugim zaś

$$\frac{tQ}{\varepsilon HR^2} = \pi\left(\frac{r^2}{R^2} - \frac{r_0^2}{R^2}\right) \cdot \left(1 - \sqrt{1 - \frac{Q}{\pi k H^2} \ln 2}\right) \tag{22}$$

W celu porównania wyników otrzymywanych za pomocą poszczególnych wzorów, zależności (7) i (21) przedstawiono także w postaci bezwymiarowej

$$\frac{tQ}{\varepsilon HR^2} = \pi\left(\frac{r}{R} - \frac{r_0}{R}\right)^2 \cdot \frac{\sqrt{1 - \frac{Q}{\pi k H^2} \ln \frac{R}{r}} + \sqrt{1 - \frac{Q}{\pi k H^2} \ln \frac{R}{r_0}}}{\ln \frac{R}{r_0} - \ln \frac{R}{r}} \tag{23}$$

oraz

$$\frac{tQ}{\varepsilon HR^2} = \pi\left\{\frac{r^2}{R^2}\left[1 - \frac{Q}{2\pi k H^2}\left(\frac{1}{2} + \ln \frac{R}{r}\right)\right] + \frac{r_0^2}{R^2}\left[1 - \frac{Q}{2\pi k H^2}\left(\frac{1}{2} + \ln \frac{R}{r_0}\right)\right]\right\} \tag{24}$$

Obliczenia porównawcze

Wyniki obliczeń na podstawie związków (18), (21), (22), (23) i (24) przedstawiono na rys. 2, dla wartości relacji $r/R = 0{,}1$ oraz na rys. 3 i 4 dla $r/R = 0{,}5$ i 1,0.

Poszczególne krzywe na rysunkach 2, 3 i 4 rozpoczynają się dla promienia studni $r_{0\,\min}$, odpowiadającego wielkości $h_0 = 0$, obliczanego z zależności

$$\frac{r_{0\,\min}}{R} = \exp\left(-\frac{\pi k H^2}{Q}\right)$$

Z przebiegu krzywych wynika, że najbardziej odbiegają od obliczeń według zależności (24), którą można uznać za najdokładniejszą, wyniki obliczeń na podstawie związku (23). Dobrą zgodność otrzymuje się dopiero dla bardzo dużych

wartości promienia studni, większych od ok. 0,5r, czyli praktycznie rzadko występujących.

Zależność (18) daje duże rozbieżności ze wzorem (24) tylko dla małych wartości promienia r_0, mniejszych od pewnej wartości granicznej, odpowiadającej w przybliżeniu ekstremum funkcji opisanej związkiem (18), (rysunki 2, 3, 4).

Korzystając z warunku ekstremum funkcji opisanej związkiem (18)

$$\frac{dt}{dr_0} = 0 \tag{25}$$

wyznaczamy graniczną wartość promienia $r_0 = r_z$, określającego zakres stosowania zależności (18), z następującego związku

$$r = r_z \sqrt{1 + \frac{4\pi k H^2}{Q}(A + \sqrt{A})},$$

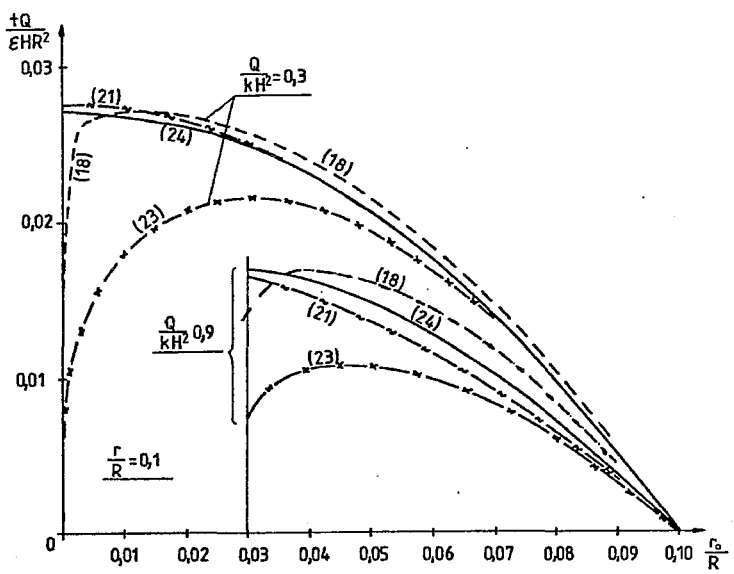
$$A = 1 - \frac{Q}{\pi k H^2} \ln \frac{R}{r_z} \tag{26}$$

Wielkość r_z ze związku (26) oblicza się metodą kolejnych przybliżeń.

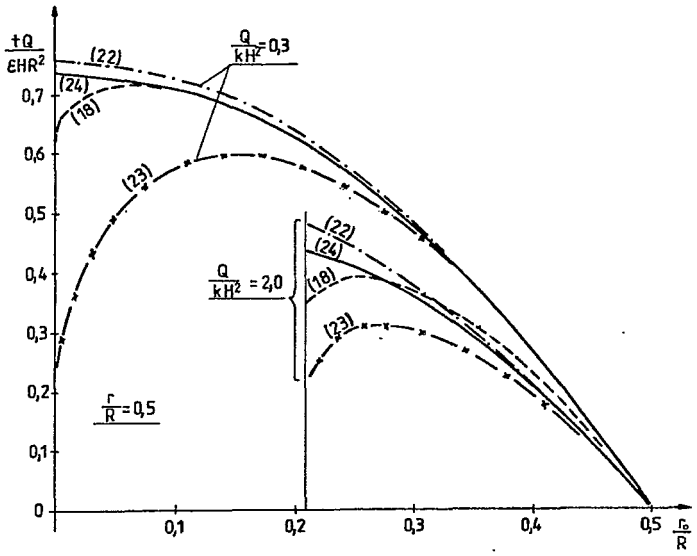
Jeśli promień studni r_0 jest większy od promienia r_z, to można stosować do obliczeń związek (18). Gdy zaś r_z wypadnie większe od r_0, to w przybliżeniu można wykorzystać do obliczeń związek (18) zastępując w nim promień r_0 przez r_z.

Dobrą zgodność ze związkiem (24) daje zależność (21) dla relacji $r/R \leq 0{,}5$ (rys. 2, 3). Obliczenia na podstawie zaś związku (22) dają dobrą zgodność z zależnością (24) dla relacji $r/R \geq 0{,}5$ oraz dla małych wartości wyrażenia $Q/(kH^2)$, por. rysunek 4.

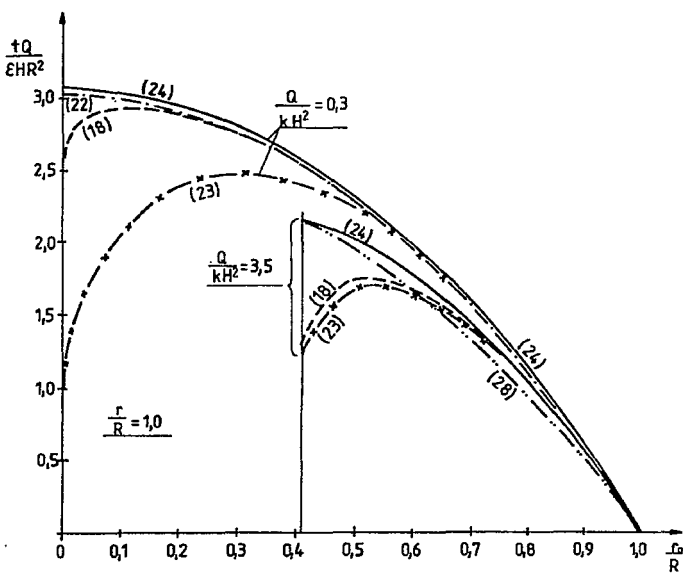
W celu dokładniejszego określenia zakresu stosowania wzoru (22) na rysunku 5 przedstawiono przebieg krzywych wyznaczonych na podstawie związków (24) i (22) w zależności od zmiany wielkości



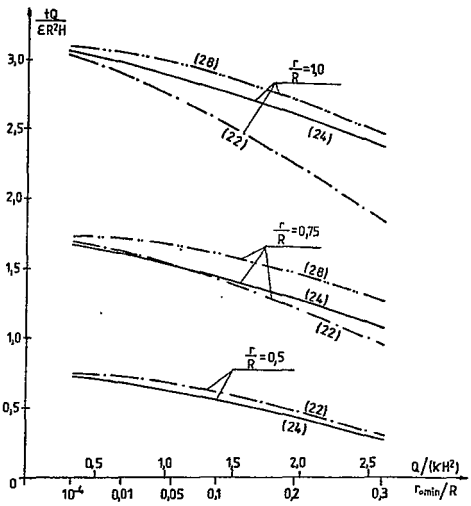
RYSUNEK 2. Przebieg zmian czasu przepływu dla relacji $r/R = 0{,}1$



RYSUNEK 3. Przebieg zmian czasu przepływu dla $r/R = 0,5$



RYSUNEK 4. Przebieg zmian czasu przepływu, dla $r/R = 1,0$



RYSUNEK 5. Przebieg zmian czasu przepływu w zależności od zmian wielkości $Q/(kH^2)$

$Q/(kH^2)$, odpowiadającej $r_{0\,\min}$. Widoczna jest, w przyjętym zakresie zmian, dobra zgodność obliczeń na podstawie związku (22) i (24), dla relacji r/R zmieniającej się od 0,5 do 0,75. Natomiast dla relacji $r/R = 1{,}0$ dobra zgodność występuje jedynie dla wartości wyrażenia $Q/(kH^2) \leq \sim 1{,}0$. Na rysunku 5 podano jeszcze wyniki obliczeń według związku (5) przy przyjęciu zastępczej miąższości warstwy wodonośnej równej wysokości położenia krzywej depresji dla $r = 0{,}75\,R$, czyli

$$D = \sqrt{H^2 - \frac{Q}{\pi k} \ln \frac{4}{3}}$$

oraz

$$\frac{tQ}{\varepsilon H R^2} = \pi \left(\frac{r^2}{R^2} - \frac{r_0^2}{R^2} \right) \cdot \sqrt{1 - \frac{Q}{\pi k H^2} \ln \frac{4}{3}} \qquad (28)$$

Z przebiegu krzywych wyznaczonych na podstawie związku (28) wynika, że wzór ten może być stosowany dla wartości r/R zmieniających się od 0,75 do 1,0. Wyniki obliczeń według związku (28) wykonane dla $Q/(kH^2) = 3{,}5$, przedstawione na rysunku 4 potwierdzają zgodność ze związkiem (24), dla relacji $R/r = 1{,}0$.

Praktycznie największe zastosowanie będą miały wzory ważne dla małych wartości r_0/R. Średnice studni szybowych zwykle stosowane wynoszą 1,5–2,5 m, lecz wykonywane są też studnie o większych średnicach (Wieczysty 1982).

Studnie wiercone mają mniejsze średnice, najczęściej stosowane wynoszą od ok. 0,1 do 0,5 m. Zasięgi krzywych depresji są tym większe im większa jest depresja studni tj. wielkość $(R - h_0)$ oraz im większy jest współczynnik filtracji gruntu warstwy wodonośnej. Małe wartości zasięgu R wystąpią więc w przypadku małych wartości depresji studni i jednocześnie małych przewodności gruntu warstwy wodonośnej.

Podsumowanie i wnioski

Wykonane obliczenia pozwalają na ustalenie zakresu stosowania poszczególnych zależności. I tak zależność uzyskaną przy założeniu stałego średniego spadku krzywej depresji w postaci związku (7) lub (23) można stosować dla stosunkowo dużych wartości promienia studni tak, by spełniony był warunek $r_0/R > 0{,}5$.

Związek (18), otrzymany z zależności (5), przy przyjęciu miąższości warstwy wodonośnej jako średniej z wysokości h_0 i H, ma zastosowanie, gdy promień studni

$r_0 > r_z$, przy czym wielkość r_z wyznacza się ze związku (26). W przypadku $r_0 < r_z$ można w przybliżeniu przyjąć we wzorze (18) $r_0 = r_z$.

Zależność (21) uzyskana także z zależności (5), lecz przy założeniu miąższości warstwy wodonośnej równej wysokości położenia krzywej depresji w odległości r od studni, z której oblicza się czas dopływu, daje dobre rezultaty dla relacji $r/R \leq 0{,}5$.

Wzory (22) i (28) powstałe przy przyjęciu miąższości warstwy wodonośnej równej wysokości położenia krzywej depresji odpowiednio w odległości $0{,}5R$ i $0{,}75R$ od studni mogą być stosowane przy spełnieniu warunku $0{,}5 \leq r/R \leq 0{,}75$ w przypadku związku (22) i $0{,}75 < r/R \leq$ $\leq 1{,}0$ w przypadku zależności (28).

Praktycznie największe zastosowanie będą miały wzory ważne dla małych wartości relacji r_0/R. Średnice studni szybowych zwykle stosowane wynoszą 1,5÷2,5 m, lecz wykonywane są studnie o większych średnicach (Wieczysty 1982).

Studnie wiercone mają mniejsze średnice, najczęściej stosowane wynoszą od ok. 0,1 do 0,5 m. Zasięgi krzywych depresji są tym większe, im większa jest depresja studni tj. wielkość $(H\text{-}H_0)$ oraz im większy jest współczynnik filtracji gruntu warstwy wodonośnej. Małe wartości zasięgu R wystąpią więc w przypadku większych depresji wartości studni i jednocześnie małych porowatości gruntu warstwy wodonośnej.

Literatura

CASTANY G. 1967: *Traité pratique des eaux souterraines*, Dunod, Paris.

KOWALSKI J. 1987: *Hydrogeologia z podstawami geologii.* PWN, Warszawa.

LUCKNER L., SZESTAKOW W.M. 1986: *Modelirowanie migracji podziemnych wód.* Nedra, *Moskwa.*

MACIOSZCZYK T., RODZOCH A., FRĄCZEK E. 1993: *Projektowanie stref ochronnych źródeł i ujęć wód podziemnych.* MOSZNiL, Warszawa.

WIECZYSTY A. 1982: *Hydrogeologia inżynierska.* PWN, Warszawa.

Adres autora

L. Rembeza

Katedra Budownictwa Wodnego, AR Poznań

60-625 Poznań, ul. Wojska Polskiego 73A

Jan ŻELAZO, Sławomir BAJKOWSKI

Badania wpływu roślinności w korytach rzecznych na warunki przepływu

Abstract

Study on the vegetation influence on the flow conditions in the river channels. Analysis of influence of the vegetation on the discharge in the natural channel rivers are presented. The measurements carried out on 10 small rivers in the North part of Poland. Coefficients of discharge reduction are investigated.

Key words: vegetation, river channel, discharge.

Wprowadzenie

Przy ocenie przepływu w naturalnych korytach rzek często spotykamy się z problemem oddziaływania roślinności na warunki przepływu. Sposób i zakres tego oddziaływania zależy od rodzaju roślinności, stadium jej rozwoju oraz miejsca występowania .

Określanie zdolności przepustowej koryt rzecznych zarówno w części głównej, jak i na zalewach, prowadzi się obliczając natężenie z równania opisującego ruch wody w korytach otwartych albo wykorzystując wyniki pomiarów hydrometrycznych. Wykorzystując równania opisujące średnią prędkość przepływu zachodzi konieczność oceny oporów ruchu występujących w korycie. W krajowej praktyce projektowej, do określania charakterystyk oporów najczęściej stosowany jest współczynnik szorstkości n [$m^{-1/3}\cdot s$]. Często także, do charakteryzowania oporów przepływu wykorzystuje się bezwymiarowy współczynnik oporów Darcy-Weisbacha. Określając wartości tych współczynników należy brać pod uwagę, że są one wypadkowymi działania różnych czynników zaburzających przepływ wody. Wśród wielu czynników wpływających na sumaryczną wartość oporów przepływu, za najważniejsze uważa się: wzajemne tarcie płynących mas wody, tarcie występujące na powierzchni styku strumienia z otaczającym go obszarem przepływu, nieregularność charakterystyk obszaru przepływu, np. zmienność kształtów i wymiarów przekrojów poprzecznych cieku, opory związane z transportem rumowiska oraz lokalne przeszkody występujące w polu przepływu, np. drzewa, krzaki (Żelazo 1995). W przypadku pojawiania się w obszarze przepływu roślinności, właśnie ten czynnik może odgrywać zasadniczą rolę w kształtowaniu się rozkładu prędkości w korycie i jego przepustowości.

Krzywe natężenia przepływu (konsumcyjne) sporządzone na podstawie po-

miarów, zazwyczaj ściślej wyrażają związek natężenia przepływu i stanów wody niż zależności uzyskane z obliczeń hydraulicznych. Dotyczy to jednakże przekrojów o stałych i niezaburzonych warunkach przepływu. W korytach, gdzie występuje roślinność, warunki przepływu zmieniają się w czasie np. przez zasłonięcie części czynnego przekroju koryta roślinnością czy zmniejszenie prędkości, krzywa przepustowości powinna uwzględniać oddziaływanie czynników ograniczających przepływ. Najprostszym sposobem, wymagającym jednak wykonania licznych pomiarów, jest opracowanie kilku krzywych konsumcyjnych dla jednego przekroju odpowiadających poszczególnym fazom rozwoju roślinności. Przy dostatecznej liczbie pomiarów wygodne jest określenie oddzielnych krzywych dla różnych miesięcy okresu wegetacyjnego. Oddziaływanie roślinności można uwzględnić przez zastosowanie współczynnika redukcji letniej k. Jego wartość określa stosunek natężenia przepływu z okresu zarastania Q_z do przepływu Q_o z okresu bez intensywnego wzrostu roślinności, przy tych samych poziomach zwierciadła wody:

$$k = \frac{Q_z}{Q_o} \qquad (1)$$

Poważnym utrudnieniem w wykorzystaniu krzywych natężenia przepływu naturalnych rzek jest fakt, że wpływ roślinności, który ujmuje współczynnik k, jest zmienny w okresie roku w zależności od stadium rozwoju i gatunku roślinności, parametrów hydraulicznych i geometrycznych przekroju oraz od innych czynników, np. temperatury (Byczkowski 1979). W artykule omówiono oddziaływanie roślinności na przepustowość koryt w wybranych profilach małych rzek nizinnych. Przeanalizowano także zmienność współczynnika redukcji letniej przepływu dla tych przekrojów oraz podjęto próbę ustalenia związków między tym współczynnikiem a różnymi charakterystykami.

Charakterystyka badanych obiektów

Charakterystykę podstawowych parametrów hydraulicznych badanych przekrojów pomiarowych przedstawiono w tabeli 1. Szerokości koryt cieków objętych badaniami zmieniały się w stosunkowo szerokich granicach: od 3,4 m (wypływ z jeziora Dejguny) do ponad 20,0 m (Łyna i Pasłęka). Przy czym w 5 przypadkach szerokość ta oscylowała w granicach 5–10 m.

Dna cieków uformowane były w gruntach mineralnych. W większości rzek były to piaski, a jedynie w profilach: Stręgielek (rzeka Sapina) i Spychowo (rzeka Krutynia) w dnie zalegały żwiry. We wszystkich badanych profilach w przybrzeżnych częściach przekrojów występowały odkłady drobnych frakcji – namuły. Charakterystykę stanu koryta i brzegów w badanych profilach przedstawiono w tabeli 2. W analizowanych profilach nie stwierdzono wyraźnych tendencji do deformacji i przeobrażania przekrojów. Można ocenić, że znajdują się one w równowadze dynamicznej. Pomiary wykonano w latach 1985–1991 (Grabowski 1992).

TABELA 1. Charakterystyka wybranych parametrów hydraulicznych badanych przekrojów poprzecznych

Rzeka	Profil	Szerokość koryta [m]	Głębokość średnia [m]	Spadek [‰]	Prędkość średnia [m/s]	Natężenie przepływu [m^3/s]	Współczynnik n [$m^{-1/3}/s$]	Liczba pomiarów
Jez. Dejguny	Sterławki Małe	3,4–4,0	0,25–0,71	0,50–1,10	0,03–0,44	0,05–1,03	0,03–0,15	23
Łyna	Bartoszyce	18,5–22,5	0,98–1,80	0,20–1,20	0,40–0,94	8,30–32,10	0,02–0,06	25
Pasłęka	Łozy	17,5–20,5	0,73–1,72	0,08–0,70	0,21–0,67	4,50–20,40	0,02–0,10	34
Węgorapa	Prynowo	11,7–15,5	0,60–1,77	0,10–0,70	0,12–0,50	1,26–5,75	0,03–0,06	29
Sapina	Stręgielek	6,8–10,0	0,44–0,81	0,12–0,45	0,17–0,50	0,73–2,81	0,02–0,06	25
Pasłęka	Tomaryny	5,1–6,9	0,31–0,61	0,45–1,04	0,16–0,72	0,47–1,47	0,02–0,10	31
Orzysza	Mikosze	8,4–12,0	0,54–1,48	0,20–0,30	0,16–0,57	0,92–3,84	0,02–0,09	35
Krutynia	Spychowo	12,2–16,8	0,28–0,74	0,15–0,60	0,18–0,48	0,86–5,10	0,025–0,065	33
Konopka	Ruda	4,2–10,5	0,22–0,86	0,30–0,80	0,11–0,44	0,30–4,03	0,02–0,12	28
Dajna	Biedaszki	5,6–8,5	0,17–1,12	0,60–1,10	0,10–0,80	0,10–3,83	0,02–0,13	29

Podstawowe krzywe natężenia przepływu

Pomiary przepływu wykonywane były w różnych okresach roku i w różniących się warunkach hydraulicznych. Przykładową ilustrację zmienności natężeń przepływu oraz odpowiadających im stanów dla profilu Spychowo na Krutyni przedstawiono na rysunku 1.

Krzywe natężenia przepływu dla warunków, kiedy można pominąć oddziaływanie roślinności opracowano na podstawie pomiarów wykonanych w okresie wczesnej wiosny i późnej jesieni, czyli okresów, gdy roślinność się jeszcze nie rozwinęła oraz, gdy nastąpił jej zanik, po zakończeniu okresu wegetacyjnego. Do krzywych bazowych wzięto więc pomiary wykonane dla koryta wolnego od porostu roślinnego i innych czynników zaburzających przepływ, np. zlodzenia. Do opisu związku $Q_0 = f(h)$ wykorzystano funkcję wykładniczą w postaci:

$$Q_0 = ah^b \tag{2}$$

gdzie:

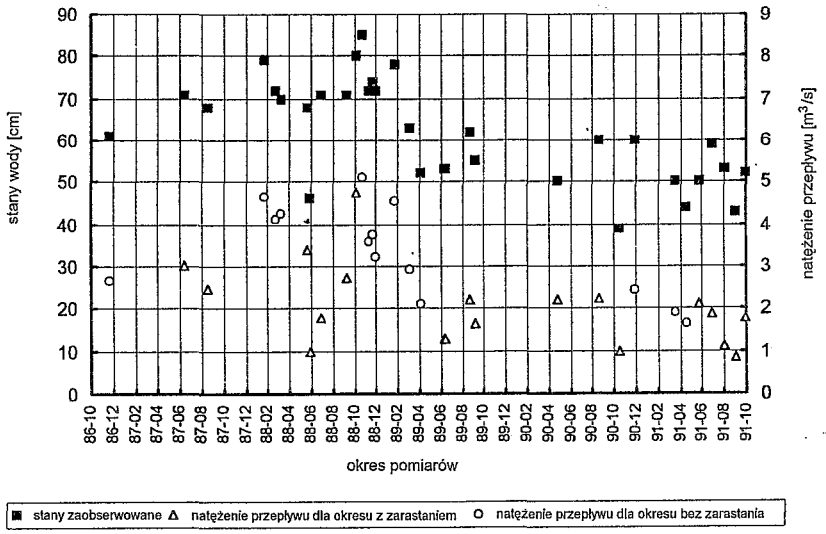
h – średnia głębokość w przekroju,

a, b – współczynniki równania wg tabeli 3.

Wartości współczynników korelacji, zmieniające się od 0,954 do 0,448 świadczą, że siła związków jest różna dla poszczególnych profili pomiarowych. Ogólnie jednak można stwierdzić, że ustalone związki między natężeniem przepływu a głębokością są istotne. Przykładowy wykres krzywej zdolności przepustowej dla profilu Spychowo opracowany na podstawie pomiarów dla okresu wolnego od roślinności i okresu z roślinnością przedstawiono na rysunku 2. Na rysunku tym za-

TABELA 2. Charakterystyka stanu koryta i brzegów w badanych profilach

Rzeka	Profil	Charakterystyka koryta	Roślinność	
			w korycie	na brzegach
Jez. Dejguny	Sterławki Małe	przekrój bardzo regularny, kształt paraboliczny, brzegi wysokie wyprofilowane sztucznie	roślinność denna i wystająca (do 2/3 szerokości koryta B)	trawa
Łyna	Bartoszyce	koryto skoncentrowane trwałe, przekrój lekko zdeformowany rozmycie dna przy brzegu lewym, brzegi wysokie	roślinność zanurzona (do 1/3 B)	drzewa, krzewy
Pasłęka	Łozy	kształt przekroju zbliżony do prostokątnego, brzegi wysokie, pionowe	roślinność denna (do 1/3 B)	drzewa, krzewy
Węgorapa	Prynowo	przekrój bardzo regularny, kształt paraboliczny, brzegi wysokie	roślinność denna (do 2/3 B), przy brzegach wystająca (do 1/3 B)	trawa
Sapina	Stręgielek	przekrój paraboliczny, regularny, brzegi wysokie, sztucznie formowane	roślinność denna i pływająca (do 1/3 B)	drzewa, krzewy
Pasłęka	Tomaryny	przekrój o kształcie parabolicznym z rozmyciem dna przy brzegu prawym, brzegi wysokie łagodnie nachylone	roślinność wystająca i pływająca (do 2/3 B)	trawa
Orzysza	Mikosze	kształt przekroju paraboliczny, brzegi wysokie strome	roślinność zanurzona (do 3/3 B)	trawa
Krutynia	Spychowo	kształt przekroju paraboliczny, brzegi niskie łagodnie nachylone	roślinność wystająca (do 1/3 B)	drzewa, krzewy
Konopka	Ruda	przekrój o kształcie zbliżonym do prostokątnego, obniżenie dna przy brzegu lewym	roślinność denna (do 2/3 B), przy brzegach wystająca (do 1/3 B)	krzewy
Dajna	Biedaszki	obniżenie dna przy brzegu lewym, brzeg lewy wysoki, prawy niski	roślinność zanurzona (do 3/3 B)	krzewy



RYSUNEK 1. Charakterystyka zmienności przepływów i stanów wody w profilu Spychowo na Krutyni

TABELA 3. Wartości współczynników równania regresji (2)

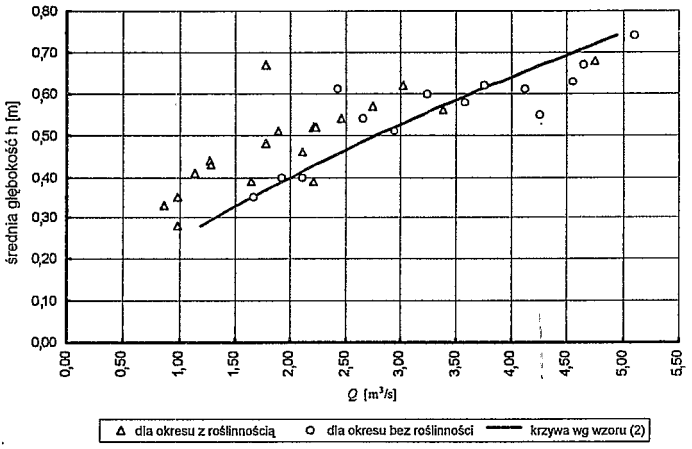
Rzeka	Wodowskaz	Współczynniki		r^*	$S_{y/x}^{**}$
		a	b		
Jez. Dejguny	Starławki Małe	1,941	1,725	0,954	0,167
Łyna	Bartoszyce	13,001	1,525	0,737	0,195
Pasłęka	Łozy	9,803	1,102	0,847	0,156
Węgorapa	Prynowo	4,304	1,271	0,448	0,356
Sapina	Stręgielek	4,598	1,655	0,888	0,157
Pasłęka	Tomaryny	3,156	1,167	0,504	0,281
Orzysza	Mikosze	6,518	2,299	0,698	0,213
Krutynia	Spychowo	7,697	1,467	0,888	0,171
Konopka	Ruda	4,038	1,919	0,874	0,389
Dajna	Biedaszki	4,179	1,079	0,864	0,294

$^*r$ – współczynnik korelacji, $^{**}S_{y/x}$ – średnie odchylenie.

znaczono również wyniki pomiarów z okresu związanego z zestawieniem.

Analiza zmian współczynnika redukcji letniej

Analizę zmian współczynników redukcji letniej k przeprowadzono dla wszystkich 10 przekrojów pomiarowych. Wartości współczynników k wyznaczono z równania (1), podstawiając za Q_z przepływy pomierzone w okresie występowania roślinności, a za Q_0 obliczone z równania (2) przepływy potencjalne, tj. takie, które wystąpiłyby przy tej samej jak dla Q_z głębokości średniej, lecz bez zarastania. Obliczone dla poszczególnych profili wartości współczynników redukcji let-



RYSUNEK 2. Związek natężenia przepływu i głębokości średniej: rzeka Krutynia, przekrój Spychowo

niej letniej k wyrównano wielomianem stopnia drugiego:

$$k = A + B\,(d) + C\,(d)^2 \tag{3}$$

gdzie:

d – kolejny dzień licząc od początku okresu obliczeniowego (1 maja),

A, B, C – parametry równania.

Dobór funkcji aproksymującej oparto na założeniu (potwierdzonym przez obserwacje), że oddziaływanie roślinności narasta do pewnego maksimum w okresie największego rozwoju roślin, a następnie zmniejsza się w podobny sposób wraz z procesem obumierania roślin. Oddziaływanie zanika po zakończeniu wegetacji. Przyjęta do aproksymacji funkcja (3) spełnia powyższe warunki. Graficzną ilustrację aproksymacji dla profilu Spychowo na Krutyni przedstawiono na rysunku 3. Otrzymane parametry równań regresji oraz podstawowe charakterystyki statystyczne dla analizowanych profili zestawiono w tabeli. 4.

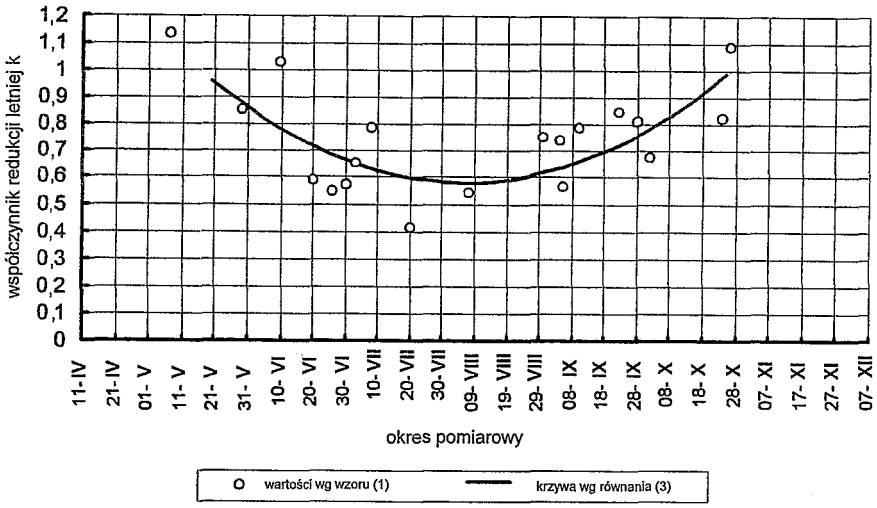
Największe oddziaływanie roślinności, któremu odpowiada najmniejsza wartość współczynnika $k = k_{\min}$ oraz dzień jego wystąpienia $d = d_m$ można wyznaczyć z warunku ekstremum funkcji (3) : $f'(d) = 0$. Dzień występowania największego oddziaływania roślinności wyraża zależność:

$$d_m = \frac{-B}{2C} \tag{4}$$

Wartość współczynnika k (występującego w dniu $d = d_m$) określić można z zależności:

$$k_{\min} = A + B\,(d_m) + C\,(d_m)^2 \tag{5}$$

W tabeli 4 podano wartości współczynników równań (4) i (5) dla poszczególnych badanych profili. Podano także ekstremalne wartości współczynników redukcji $k_{\min}$ oraz daty ich wystąpienia. Z obserwacji cyklu rozwoju roślinności wodnej wynika, że największa produkcja biomasy występuje w pierwszej dekadzie sierpnia. Można stwierdzić, że taki prze-



RYSUNEK 3. Wyrównanie współczynników redukcji letniej k dla profilu Spychowo na rzece Krutyni

TABELA 4. Wartości współczynników równania regresji (5)

Przekrój	Współczynniki			r	$S_{y/x}$	Data odpowiadająca d_m	k_{min}
	A	B	$C\ 10^{-5}$				
Sterławki Małe	2,516	–0,0180	4,1	0,484	0,211	7 sierpnia	0,53
Bartoszyce	1,975	–0,0098	2,1	0,457	0,109	20 sierpnia	0,83
Łozy	2,855	–0,0190	4,4	0,483	0,239	13 sierpnia	0,65
Prynowo	1,683	–0,0108	2,5	0,426	0,117	4 sierpnia	0,50
Stręgiełek	3,052	–0,0220	5,0	0,638	0,177	9 sierpnia	0,57
Tomaryny	5,254	–0,4130	8,9	0,821	0,119	19 sierpnia	0,46
Mikosze	3,788	–0,0305	6,8	0,754	0,153	11 sierpnia	0,37
Spychowo	3,539	–0,0270	6,3	0,766	0,132	3 sierpnia	0,58
Ruda	2,559	–0,0170	3,6	0,489	0,218	18 sierpnia	0,63
Biedaszki	2,176	–0,0120	2,3	0,610	0,211	24 września	0,51

bieg zjawiska znalazł potwierdzenie w oddziaływaniach roślinności na warunki przepływu w analizowanych profilach. Aż w 9 przypadkach spośród 10 badanych rzek ekstremalne wartości współczynnika redukcji letniej k_{min} stwierdzono w sierpniu (tab. 4). Przy czym w 4 przekrojach najmniejsza wartość współczynnika redukcji letniej wystąpiła w pierwszej dekadzie sierpnia. Jedynie w przekroju Biedaszki na rzece Dajnie ekstremum wystąpiło 24 września. Takie znaczne przesunięcie terminu maksymalnej redukcji przepływu w tym profilu wynika prawdopodobnie jednak z małej ilości pomiarów wykonanych w drugiej połowie okresu wegetacyjnego. Zróżnicowanie wartości współczynnika k_{min}, jest stosun-

kowo duże i waha się od 0,37 do 0,83. Tak więc w szczególnych przypadkach w okresie letnim przepustowość koryta może spaść nawet o około 60%.

Analiza czynników wpływających na zmienność współczynnika *k*

Analiza zmian współczynników k w ciągu roku wskazuje, że istnieje duże podobieństwo rozkładu ich zmienności w okresie rozwoju roślinności ($d_i < d_m$) i okresie zamierania roślinności ($d_i > d_m$). Przyjmując założenie, że ekstremum funkcji występuje w połowie okresu wpływu roślinności, wyniki z dwóch zbiorów reprezentujących okresy rozwoju i zanikania roślinności można połączyć w jeden wspólny. Dla scharakteryzowania zmienności współczynników k w czasie wprowadzono tzw. parametr czasowy P_t. Parametr ten, którego wartości liczbowe zawierają się od 1 do 0 obliczano według zależności:

- dla okresu przed $d_m (d_i < d_m)$:

$$P_t = \frac{T - t_i}{T} \tag{6}$$

- dla okresu po $d_m (d_i > d_m)$:

$$P_t = \frac{t_i - T}{T} \tag{7}$$

gdzie:

T – połowa okresu oddziaływania roślinności na przepływ, przyjmowana jako ilość dni od początku okresu obliczeniowego (1 maja), do dnia wystąpienia wartości współczynnika redukcyjnego k_{min},

t_i – ilość dni, od wykonania pomiaru do dnia wystąpienia współczynnika redukcyjnego $k = k_{min}$.

Spośród czynników wpływających na wartość współczynnika redukcyjnego k, obok cyklu rozwojowego roślin często wymienia się także stany wody lub napełnienie koryta (Kardasz 1967). Jest to zrozumiałe, gdyż od wzajemnego stosunku wysokości roślin i głębokości wody zależą wartości współczynników charakteryzujących opory przepływu. W zależności od stanu wody w korycie (przy stałym zasłonięciu powierzchni przekroju roślinami) zmieniać się będzie także stosunek części czynnej przekroju do powierzchni zajętej przez roślinność. Przy wyraźnych zmianach poziomów wody można więc spodziewać się także znacznych różnic we współczynniku k. Z tych względów podjęto analizę wpływu głębokości i szerokości przekroju poprzecznego na współczynnik redukcji k. W analizach uwzględniono następujące zmienne:

$$k = f(P_t, h, B/h, t/h) \tag{8}$$

gdzie:

P_t – parametr czasowy,

h – średnia głębokość wody w przekroju,

B/h – stosunek szerokości zwierciadła wody do głębokości średniej,

t/h – stosunek głębokości maksymalnej do średniej.

Do zbadania zależności wyrażonych równaniem (8) zastosowano analizę regresji wielokrotnej, wykorzystując model regresji liniowej w następującej postaci (Jóźwiak, Podgórski 1992):

$$k = a_0 + a_1 P_1 + a_2 h + a_3 \left(\frac{B}{h}\right) + a_4 \left(\frac{t}{h}\right) \tag{9}$$

Na podstawie testu istotności (przy założonym poziomie $\alpha = 0{,}05$), stwierdzono, które z parametrów równania (9) mają

TABELA 5. Wartości współczynników do równania (9)

Przekrój	Współczynniki					R^*
	a_0	a_1	a_2	a_3	a_4	
Sterławki Małe	0,5079	0,3377	—	—	—	0,170
Bartoszyce	–0,1267	0,2321	—	—	0,6636	0,426
Łozy	0,5906	0,4625	—	—	—	0,224
Prynowo	0,4770	0,2000	—	—	—	0,145
Stręgielek	0,4744	0,5210	—	—	—	0,380
Tomaryny	0,3590	0,7321	—	—	—	0,546
Mikosze	0,7838	0,5832	—	—	–0,5658	0,835
Spychowo	0,4593	0,6031	—	—	—	0,593
Ruda	1,4132	0,5924	—	—	–0,6239	0,516
Biedaszki	–1,0500	0,4203	—	—	1,0679	0,465

*R – współczynnik korelacji wielokrotnej.

znaczący wpływ na wartość współczynnika redukcji letniej k. W tabeli 5 podano wartości współczynników regresji oraz kwadraty współczynników korelacji wielokrotnej R^2. Wyniki obliczeń wskazują, że dla większości rzek współczynnik redukcji letniej k zależy od parametru czasowego P_t, przy czym dla Węgorapy-Prynowo, jez. Dajguny-Sterławki Małe związek ten jest bardzo słaby (na granicy istotności). Nie stwierdzono natomiast wyraźnego oddziaływania poziomu wody na wartość współczynnika redukcji letniej. Jedynie dla rzek: Łyna - Bartoszyce, Dajna - Biedaszki, Orzysza - Mikosze, Konopka - Ruda, analiza regresji wykazała istotność wpływu parametru częściowo zależnego od poziomu wody, a wyrażonego przez stosunek głębokości maksymalnej do średniego napełnienia w przekroju.

Wnioski

1. Przeprowadzone analizy wpływu roślinności korytowej na warunki przepływu wykazały, że w sprzyjających warunkach rozwoju roślinność może znacznie zmniejszyć przepustowość koryta i spowodować wzrost poziomu wody.

2. Wpływ zarastania na warunki przepływu w poszczególnych przekrojach jest bardzo zróżnicowany zarówno w poszczególnych latach, jak i w całym analizowanym okresie.

3. Przeprowadzona analiza regresji potwierdziła istnienie związku między zmianami współczynnika redukcji k, a długością okresu rozwoju roślinności. Najczęściej największe oddziaływanie roślinności występowało w pierwszej i drugiej dekadzie sierpnia.

4. Wyniki pomiarów wskazują, że oprócz długości okresu rozwoju roślinności na współczynnik k wpływają także inne czynniki, m in. głębokość wody. Jednak przeprowadzona analiza regresji wykazała, że wpływ ten jest istotny jedynie w niektórych z badanych rzek. Wyniki te należy jednak traktować z dużą ostrożnością, gdyż ilość analizowanych pomiarów nie była duża, a głębokości zmieniały się w stosunkowo wąskim zakresie.

Literatura

BYCZKOWSKI A. 1979: *Hydrologiczne podstawy projektów wodnomelioracyjnych.* PWN, Warszawa.

GRABOWSKI S. 1992: *Wpływ zarastania na przepustowość koryt rzecznych.* Kat. Bud. Wod. SGGW, Warszawa (maszynopis).

JÓŹWIAK J., PODGÓRSKI J. 1992: *Statystyka od podstaw.* PWE, Warszawa.

KARDASZ P. 1967: *Określenie całorocznego przepływu małych rzek nizinnych na przykładach Wkry i Osownicy ze szczególnym uwzględnieniem zarastania.* (maszynopis, praca doktorska). Kat. Bud. Wodn. SGGW, Warszawa.

PŁYWACZYK L. 1995: *Rola zarastania i zabiegów konserwacyjnych w kształtowaniu się stanów wody w cieku Jeziorka.* Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, nr 266; 246–252.

ŻELAZO J. 1995: *Kilka uwag o określaniu szorstkości koryt rzecznych.* Przeg. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ. SGGW 7; 129–135.

Adres autorów
J. Żelazo, S. Bajkowski
Katedra Budownictwa Wodnego, SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Tomasz GNATOWSKI, Tomasz BRANDYK, Jan SZATYŁOWICZ

Ocena zmienności przestrzennej właściwości fizycznych i wodnych gleby w skali nawadnianej kwatery

Abstract

Spatial variability estimation of some soil properties at irrigated plot scale. The purpose of this paper is to estimate spatial variability of some soil physical properties within irrigated plot in subirrigation system. The following physical properties are analysed: bulk density, saturated moisture content, actual moisture content, saturated hydraulic conductivity measured in the field and in the laboratory. The measurements were performed on decomposed peat soil of the area of 5 ha in 547 measuring points in the grid of 10 m × 10 m. The statistical analysis of the data was performed. The semivariograms and crossvariograms were calculated in order to examine spatial variability of the properties. Kriging was used for mapping of investigated soil properties.

Key words: peat-moorsh soils, physical properties, spatial variability, kriging.

Wstęp

Pomiary właściwości fizycznych i wodnych gleb mają istotne znaczenie w procesie projektowania i eksploatacji systemów melioracyjnych. Do tej pory badania gleboznawcze ograniczały się zazwyczaj do pomiarów właściwości fizycznych gleb w tzw. profilach reprezentatywnych. Ponieważ wszelkie przedsięwzięcia melioracyjne powinny opierać się na prawidłowym rozpoznaniu i sparametryzowaniu środowiska glebowego, potrzebna jest ocena zmienności przestrzennej właściwości gleby. Zmienność pokrywy glebowej analizowana była uprzednio przez wielu autorów, m. in. przez: Becketa i Webstera (1971), Bregta i in. (1987), Warricka i Nielsena (1980), Marcinka i Komisarek (1990). Badania te dotyczyły głównie gleb mineralnych.

Celem niniejszej pracy jest ocena zmienności przestrzennej podstawowych właściwości fizycznych gleby torfowo-murszowej na obszarze ograniczonym długością i rozstawą rowów melioracyjnych w systemie nawodnień podsiąkowych.

Zakres i metodyka badań

Badaniami objęto obszar ok. 5 ha ograniczony dwoma rowami odwadniająco-nawadniającymi na kwaterze 7 z obiektu Rzywno w rejonie Górnej Noteci. Na rozpatrywanej kwaterze występuje gleba torfowo-murszowa (Mt III bb) o miąższości około 100 cm. Obszar objęty badaniami szczegółowymi podzielono na regularną siatkę kwadratów o boku 10 m. Siatka ta składała się z 11 kolumn po 47 wierszy w każdej kolumnie. Ogółem siatka posia-

dała 517 węzłów, w których pobrano próbki z warstwy na głębokości 20–30 cm pod powierzchnią terenu. Na próbkach określono: wilgotność aktualną, maksymalną pojemność wodną, gęstość gleby (metodą suszarkowo-wagową) oraz współczynnik filtracji (metodą Ziemnickiego). Na tym obszarze wykonano również pomiary współczynnika filtracji metodą studzienkową, którymi objęto warstwę położoną na głębokości od 30–70 cm pod powierzchnią terenu. Pomiary te przeprowadzono w siatce kwadratów o boku równym 20 m. Ogółem siatka składała się z 6 kolumn po 23 wiersze – posiadała 138 węzłów.

Procedury statystyczne

W niniejszej pracy do oceny skorelowanej przestrzennie zmienności poszczególnych cech gleby wykorzystano funkcję semiwariancji i kroswariancji. Dla celów analizy statystycznej poszczególnym właściwościom gleby z w poszczególnych punktach pomiarowych przypisano indeks i charakteryzujący numer badanego wiersza oraz j charakteryzujący numer badanej kolumny. Wartości pomiarowe $z(i, j)$ zostały poddane analizie strukturalnej wykorzystując wariogramy, które posłużyły do opisu losowej i systematycznej zmienności pomierzonych wartości danej właściwości. Wariogramy obliczono z następujących wzorów (Webster 1985):

$$\gamma(p, q) = \frac{1}{2(m-p)(n-p)} \cdot \sum_{i=1}^{m-p} \sum_{j=1}^{n-q} \{z(i,j) - z(i+p, j+q)\}^2 \tag{1a}$$

$$\gamma(p, -q) = \frac{1}{2(m-p)(n-q)} \cdot \sum_{i=1}^{m-q} \sum_{j=q+1}^{n} \{z(i,j) - z(i+p, j-q)\}^2 \tag{1b}$$

gdzie:
m – liczba wierszy,
n – liczba kolumn,
p, q – odległość między punktami pomiarowymi odpowiednio w wierszach i kolumnach.

Podobne wzory wykorzystano w przypadku kroswariogramów, które opisują zależność pomiędzy dwiema właściwościami gleby.

Obliczone wartości semiwariancji lub kroswariancji dla różnych właściwości gleby wyrównano za pomocą funkcji liniowej lub sferycznej. Funkcje te należą do klasy tzw. modeli bezpiecznych do określenia zależności między semiwariancją (kroswariancją) a odległością (McBratney i Webster 1986). Model liniowy określany był jako:

$$\gamma(h) = c_0 + wh \quad \text{dla } h > 0$$
$$\gamma(0) = 0 \tag{2}$$

gdzie:
γ – semiwariancja,
c_0 – efekt samorodka,
w – współczynnik kierunkowy prostej,
h – odległość.

Model sferyczny jako:

$$\gamma(h) = c_0 + c\left[\frac{3}{2}\frac{h}{a} - \frac{1}{2}\left(\frac{h}{a}\right)^3\right] \quad \text{dla } 0 < h \le a$$
$$\gamma(h) = c_0 + c \quad \text{dla } h > a \tag{3}$$
$$\gamma(0) = 0$$

gdzie:

a – odległość, po przekroczeniu której semiwariancja osiąga wartość stałą,

$c + c_0$ – efekt progowy semiwariancji (tzw. sill effect).

Na podstawie obliczonych parametrów semiwariogramu można oszacować zmienność obszarową pomierzonych właściwości gleb. W tym celu wykorzystano metodę krigingu, która jest metodą optymalizującą estymację skorelowanej przestrzennie wielkości z. W celu estymacji skorelowanej przestrzennie wielkości z oprócz parametrów semiwariogramu konieczne jest spełnienie podstawowych założeń geostatystycznych, wyrażonych w postaci następujących warunków (Oliver i Webster 1990):

$$z_0^* = z^*(x_0) = \sum_{i=1}^{i=n} \lambda_o^i z_i$$

$$E\left[\left(z_0^* - z_0\right)^2\right] = \text{minimum} \qquad (4)$$

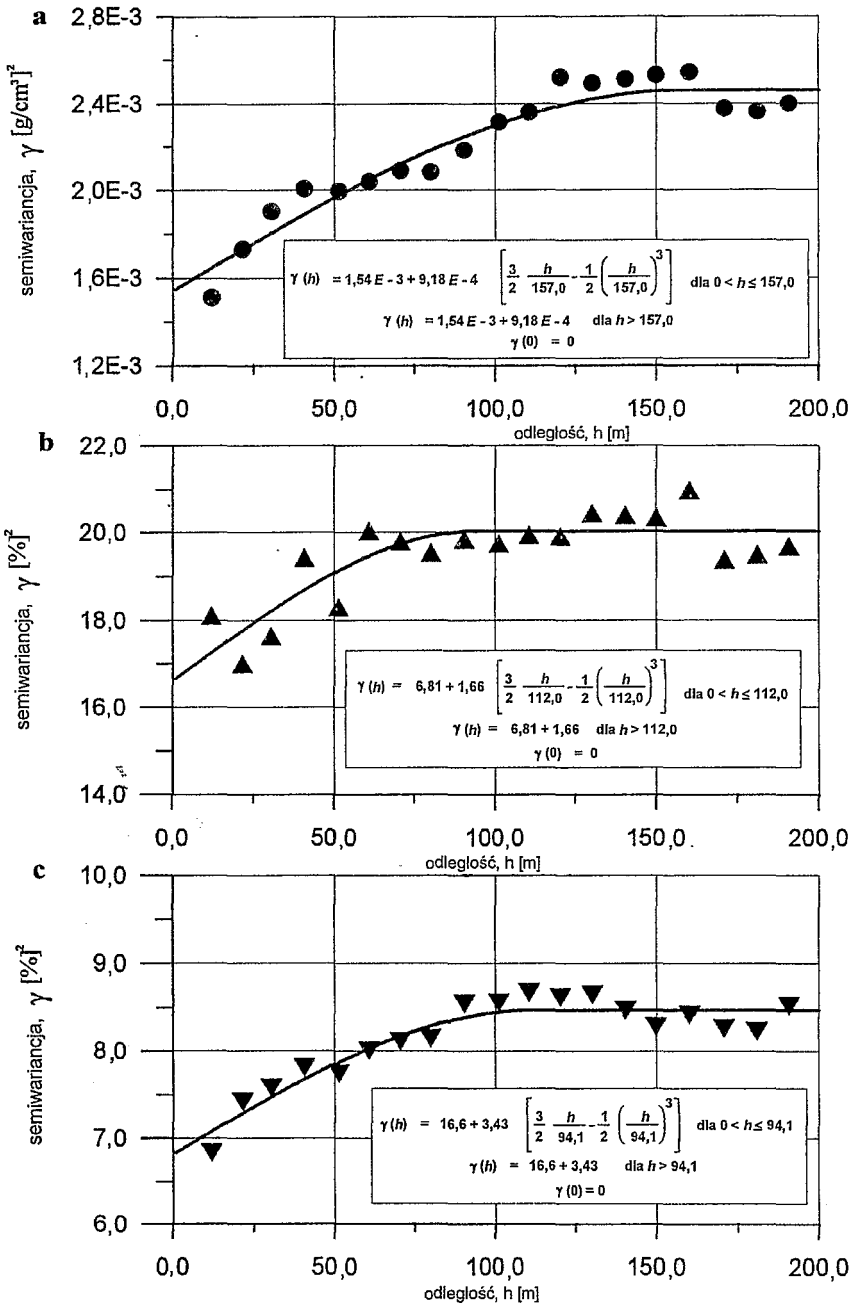
gdzie znak* wskazuje, że wartość z jest szacowana, zaś λ_o jest zbiorem wag dla estymowania wartości z w punkcie x_0 w którym wartość z nie była mierzona. Indeks i wskazuje, że dla każdej wartości z pomierzonej w punkcie x_i istnieje waga λ_o^i. Suma wag $\Sigma \lambda_o^i = 1$, co jest warunkiem koniecznym, aby estymator był nie obciążony.

Wyniki i dyskusja

Wyniki pomiarów opracowano statystycznie, obliczając wartość minimalną, maksymalną, średnią, środkową, wariancję oraz współczynnik zmienności, które zestawiono w tabeli 1. Współczynnik zmienności (CV) wyraża się stosunkiem odchylenia standardowego do wartości średniej danej cechy. Analizując wartości tego współczynnika zestawione w tabeli 1 stwierdzić można, że najniższą zmienność w rozpatrywanej glebie wykazuje pełna pojemność wodna i wilgotność aktualna, zmienność średnią wykazuje gęstość gleby, a dużą zmienność wykazują wartości współczynnika filtracji. Zakres zmian współczynników zmienności określonych dla właściwości gleby torfowo-murszowej Mt III bb zbliżony jest do spotykanego w literaturze dla gleb mineralnych (Warrick i Nielsen 1980; Marcinek 1992).

TABELA 1. Wyniki analizy statystycznej właściwości fizycznych i wodnych gleby torfowo-murszowej

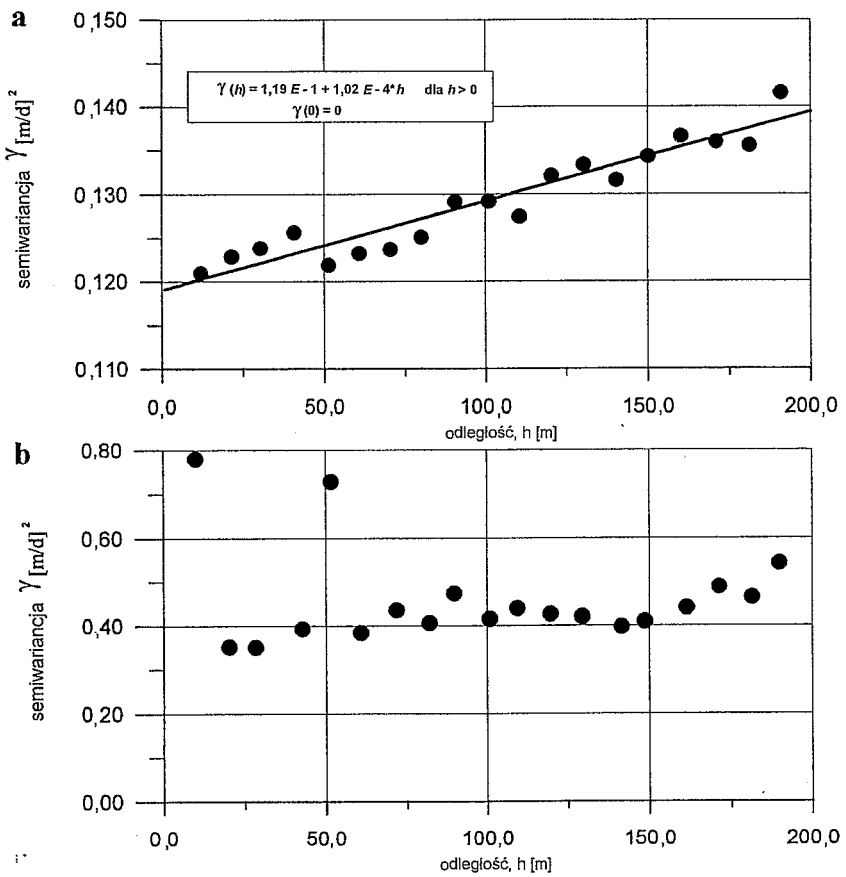
Właściwości gleby	Wartość				Wariancja	CV
	minimalna	maksymalna	średnia	środkowa		[%]
Gęstość gleby [g·cm^{-3}]	0,206	0,559	0,274	0,263	0,0021	16,1
Pełna pojemność wodna [%]	73,8	93,8	84,1	84,1	8,27	3,4
Wilgotność aktualna [%]	53,8	85,2	74,8	75,3	19,59	5,9
Współczynnik filtracji (metoda Ziemnickiego) [m·d^{-1}]	0,01	2,59	0,26	0,13	0,142	142,4
Współczynnik filtracji (metoda studzienkowa) [m·d^{-1}]	0,18	3,58	1,04	0,91	0,429	62,8



RYSUNEK 1. Semiwariogramy wartości: gęstości gleby – a, wilgotności aktualnej gleby – b i pełnej pojemności wodnej – c

Semiwariogramy określone dla wartości gęstości gleby, wilgotności aktualnej i pełnej pojemności wodnej (rys. 1) wyrównano modelem sferycznym. W tych przypadkach obserwuje się występowanie tzw. efektu samorodka świadczącego o tym, że istnieje zmienność danej cechy na odległości mniejszej niż odległość pomiędzy punktami pomiarowymi (10 m). Istnienie tego efektu może również wynikać z dokładności zastosowanej metody pomiarowej. Dla semiwariogramów przedstawionych na rysunku 1 można określić odległość, po przekroczeniu której semiwariancja przyjmuje wartość stałą. Odległość ta nazywana jest zasięgiem wariogramu i określa limit korelacji przestrzennej danej cechy. Zasięgi wariogramów dla gęstości gleby, pełnej pojemności wodnej i wilgotności aktualnej wynoszą odpowiednio: 157 m, 112 m i 94 m.

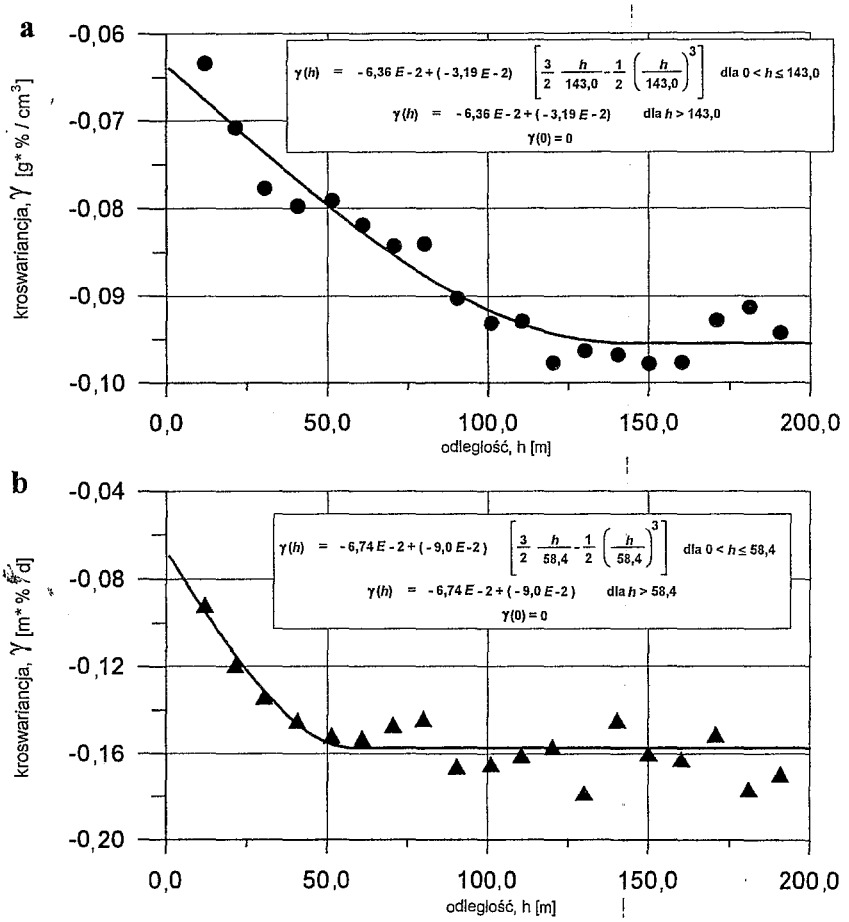
Semiwariogram określony dla współczynnika filtracji pomierzonego metodą laboratoryjną przedstawiono na rysunku 2a. Najlepsze dane, dopasowane do danych eksperymentalnych, uzyskano przy



RYSUNEK 2. Semiwariogramy wartości współczynnika filtracji pomierzonego metodą laboratoryjną – a i metodą polową – b

użyciu modelu liniowego. Z rysunku tego wynika, że dla wartości współczynnika filtracji pomierzonego laboratoryjnie semiwariancja wzrasta wraz z odległością i niemożliwe jest ustalenie zakresu odległości, dla której wartość zależności przestrzennej stabilizuje się.

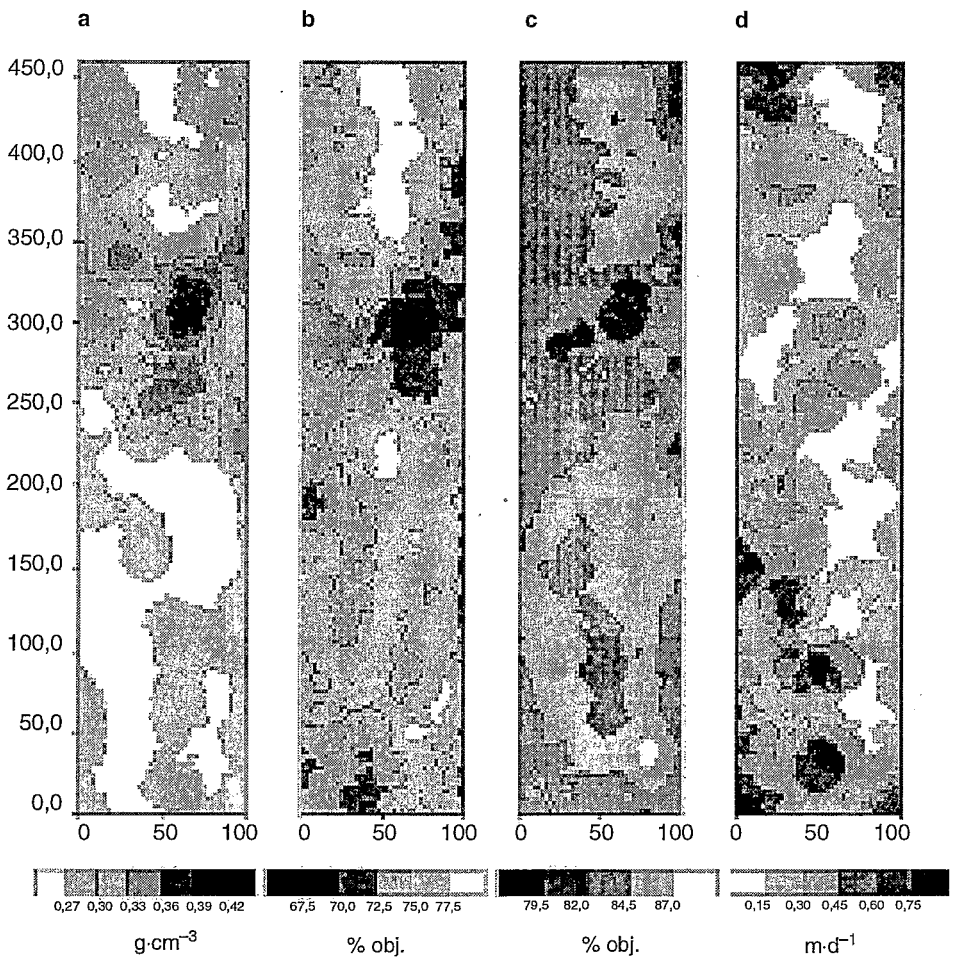
Semiwariogram określony dla współczynnika filtracji pomierzonego metodą polową przedstawiono na rysunku 2b. Danych eksperymentalnych dla tej właściwości gleby nie udało się wyrównać za pomocą zastosowanych modeli semiwariogramów. Punkty pomiarowe na rysunku 2b układają się w zasadzie wzdłuż linii prostej równoległej do osi odległości. W związku z tym niemożliwe jest wyznaczenie limitu korelacji przestrzennej dla tej właściwości, jak również efektu samorodka i efektu progowego. W tym przypadku może istnieć korelacja przestrzenna, przy czym jej limit może być mniejszy niż odległość między punktami pomiarowymi.



RYSUNEK 3. Kroswariogramy wartości gęstości gleby i pełnej pojemności wodnej – a oraz gęstości gleby i współczynnika filtracji pomierzonego metodą laboratoryjną – b

Kroswariogramy określone dla wartości gęstości gleby i pełnej pojemności wodnej oraz dla gęstości gleby i współczynnika filtracji pomierzonego metodą laboratoryjną przedstawiono na rysunku 3. Z rysunku tego wynika, że istnieje zależność pomiędzy gęstością gleby i pełną pojemnością wodną oraz gęstością gleby i współczynnikiem filtracji, pomierzonym laboratoryjnie i jest to w obydwu przypadkach zależność odwrotnie proporcjonalna, a zasięg tych zależności wynosi odpowiednio 143 m i 58 m.

Wyniki interpolacji zmienności pomierzonych właściwości fizycznych gleby metodą krigingu przedstawiono w postaci mapek konturowych na rysunku 4. Na podstawie przeprowadzonej analizy można zaobserwować brak stopniowej zmiany estymowanej wartości z, co



RYSUNEK 4. Mapy izolinii gęstości gleby – a, wilgotności aktualnej – b, pełnej pojemności wodnej – c, współczynnika filtracji określonego metodą laboratoryjną – d dla kwatery eksperymentalnej z obiektu Rzywno wykonane metodą krigingu

świadczyć może o bardzo dużej zmienności przestrzennej występującej w glebach torfowych. Z rysunku 4 wynika również, że rowy ograniczające obszar badawczy nie mają wpływu na przestrzenną zmienność właściwości fizycznych w rozpatrywanej glebie.

Wnioski

1. Przeprowadzona analiza współczynników zmienności dla rozpatrywanych właściwości fizycznych w glebie torfowo-murszowej Mt III bb wykazała, że największą wartością współczynnika zmienności charakteryzuje się współczynnik filtracji, średnią wartością gęstość gleby, a najmniejszą wilgotność aktualna i pełna pojemność wodna .

2. W przypadku gęstości, pełnej pojemności wodnej i wilgotności aktualnej określono limity korelacji przestrzennej, które wynoszą odpowiednio 157 m, 112 m i 94 m.

3. Stwierdzono odwrotnie proporcjonalną zależność przestrzenną pomiędzy gęstością gleby i pełną pojemnością wodną oraz gęstością gleby i współczynnikiem filtracji pomierzonym metodą laboratoryjną, których zasięg wynosił odpowiednio 143 m i 58 m.

4. W przypadku współczynnika filtracji pomierzonego laboratoryjnie w rozpatrywanej glebie semiwariancja wzrasta liniowo wraz z odległością i dlatego niemożliwe było określenie limitu korelacji przestrzennej.

5. W rozpatrywanej glebie torfowo-murszowej Mt III bb dla współczynnika filtracji pomierzonego metodą studzienkową nie można było określić modelu semiwariogramu, właściwości te wykazują dużą zmienność losową, której obecność świadczyć może o tym, że zmiana tych właściwości może wystąpić na przestrzeni mniejszej niż odległość pomiędzy punktami pomiarowymi (20 m).

Literatura

BECKET P.H.T., WEBSTER R. 1971: *Soil variability. A review.* Soil and Fertilisers, 34; 1–15.

BREGT A.K., BOUMA J., JELLINEK M. 1987: *Comparison of thematic maps derived from a soil map and from kriging of point data.* Geoderma, 39; 281–291.

MARCINEK J. KOMISAREK J., 1990: *Zmienność przestrzenna infiltracji ustalonej gleb pyłowych i czarnych ziem równin dennomorenowych.* Zesz. Nauk. AR Kraków, 249; 3–21.

MARCINEK J., 1992: *Parametryzacja środowiska glebowego w aspekcie gospodarki wodnej gleb.* Prob. Agrofizyki 67; 20–52.

McBRATNEY A.B., WEBSTER R. 1986: Choosing functions for semivariograms of soil properties and fitting them to sampling estimates. J. Soil Sci. 37; 617–639.

OLIVER M.A., WEBSTER R. 1990: *Statistical methods in soil and land resource survey.* University Press, Oxford.

WEBSTER R. 1985: *Quantitative spatial analysis of soil in the field.* [w:] Advances in soil science, New York, 3; 1–70.

WARRICK A.W., NIELSEN D.R. 1980: *Spatial variability of soil physical properties in the field.* [w:] Application of soil physics, Acad. Press, 319–344.

Adres autorów

T. Gnatowski, T. Brandyk, J. Szatyłowicz
Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Grzegorz JANIK, Andrzej REINHARD

Zastosowanie wzorów opisujących charakterystyki wilgotnościowe gleby do budowy modeli matematycznych

Abstract

Application of formulas describing the soil water retention characteristic to make mathematical models. The analysis of formulas describing the soil water retention characteristics (pH curve) for the same soil profiles is made in the paper. The purpose of analysis is determining the suitability of these dependences to make mathematical models simulating the work of different land improvement equipments.

Key words: pF curve, accuracy, mathematical model.

Wstęp

Charakterystyka wilgotnościowa gleby (krzywa pF), która określa funkcyjną zależność pomiędzy ciśnieniem ssącym gleby Ψ, a zawartością wody Θ (wilgotnością) jest podstawową zależnością używaną w modelach matematycznych dotyczących ruchu wody w profilu glebowym. W niniejszej pracy przedstawiono dwa wzory opisujące krzywe pF i omówiono przydatność tych zależności do budowy modeli symulujących ruch wody w profilu glebowym (Reinhard 1992).

Omówienie wybranych wzorów opisujących krzywe pF

W pracy H. van Keula i J. Wolfa przedstawiono wyniki badań dla różnych gleb dotyczących wyznaczenia charakterystyk wilgotnościowych. Przedstawiono również trójkąt teksturalny Fereta, z którego, znając skład mechaniczny gleby, można określić jej rodzaj. Znając rodzaj gleby, można z tabeli dobrać w przybliżeniu współczynniki, które opisują charakterystykę wilgotnościową. Skład chemiczny gleby jest na ogół znany i dlatego wyznaczanie krzywych pG w ten sposób jest szczególnie przydatne przy budowie modeli matematycznych. W literaturze można znaleźć różne wzory opisujące krzywe pF wraz ze współczynnikami, które wchodzą do tych zależności. Powstaje jednak pytanie, który wzór najlepiej wyznacza krzywą pF dla danej gleby. Istotną sprawą jest również prawidłowe dobranie współczynników liczbowych występujących we wspomnianych wzorach. W niniejszej pracy poddano analizie dwa wzory opisujące charakterystyki wilgotnościowe dla piasku. Wzór podany

przez H. van Keula i Wolfa ma postać (Keulen van, Wolf 1986):

$$\Theta = \Theta_s e^{-\gamma(\ln|\Psi|)^2} \quad (1)$$

a wzór zamieszczony w publikacji P.J. Rossa (1990) opracowany przez Brutsaerta ma postać:

$$\Theta = \frac{\alpha \cdot \Theta_s}{\alpha + |\Psi|^{\beta}} \quad (2)$$

gdzie:

Θ – zawartość wody w glebie ($cm^3 \cdot cm^{-3}$)

Θ_s – zawartość wody odpowiadająca pełnemu nasyceniu ($cm^3 \cdot cm^{-3}$)

Ψ – ciśnienie ssące gleby (cm H_2O),

α, B, γ – współczynniki liczbowe (cm^{β}), (–), (cm^{-2}).

Do obliczeń przyjęto następujące wartości poszczególnych współczynników Θ_s = 0,40 cm^3/cm^3, α = 20 $cm^{1,25}$, β = = 1,25, γ = 0,1 cm^{-2}. Na rysunku 1 przedstawiono krzywe pF wg zależności (1) i (2).

Analizując rezultaty obliczeń przedstawione na kolejnych rysunkach można stwierdzić, że zmiany współczynnika γ o ± 20% powodują różnice przy określaniu wilgotności gleby $\Theta(\gamma)$ od –0,032 do +0,027 cm^3/cm^3 (rys. 2), które wyliczone zostały ze wzoru 3 określającego błąd bezwzględny B_b:

$$B_b = \Theta(\gamma) - \Theta(\gamma_z) \quad (3)$$

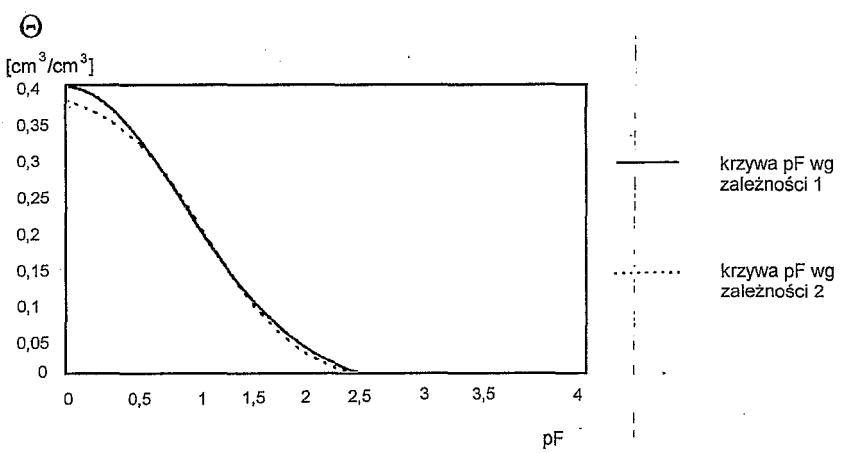
Błąd względny (rys. 3) dochodzi do B_w = = 450%, wartość tę wyznaczono ze wzoru:

$$B_w = \frac{|\Theta(\gamma) - \Theta(\gamma_z)|}{\Theta(\gamma)} \cdot 100\% \quad (4)$$

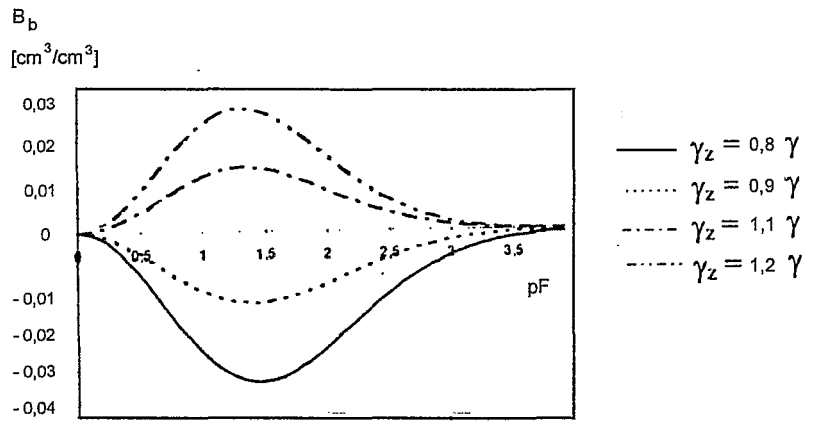
gdzie: $\gamma_z = \{1{,}2\gamma, 1{,}1\gamma, 0{,}9\gamma, 0{,}8\gamma\}$

Zmiany współczynnika β (rys. 4) o ± 20% powodują różnice dochodzące od –0,072 do +0,060 cm^3/cm^3 przy wyznaczaniu Θ (wzór 3, rys. 4). Błąd względny (wzór 4) osiąga wartości do 700% (rys. 5).

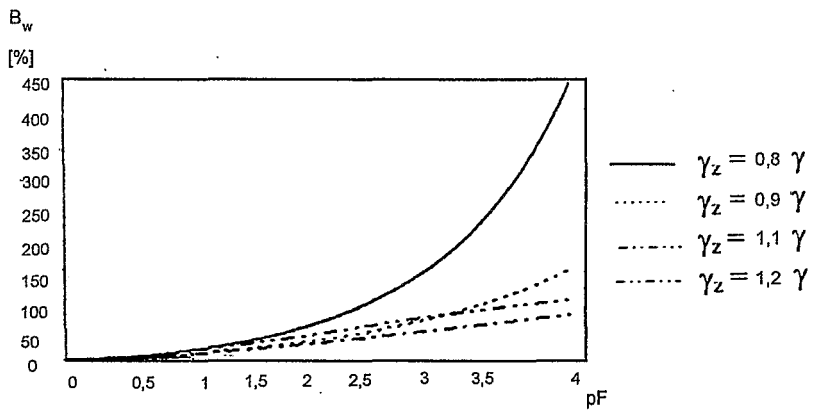
Wpływ współczynnika α na wartość Θ, który również zmieniano o ± 20%, przedstawiono na rysunku 6. Zmiany tego



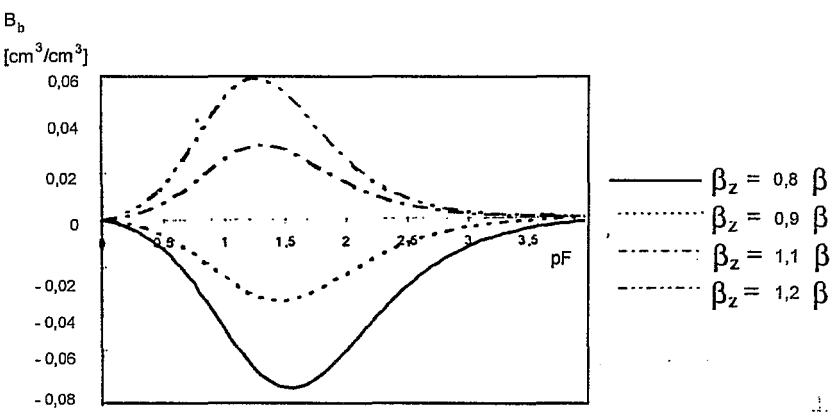
RYSUNEK 1. Krzywe pF wg zależności 1 i 2



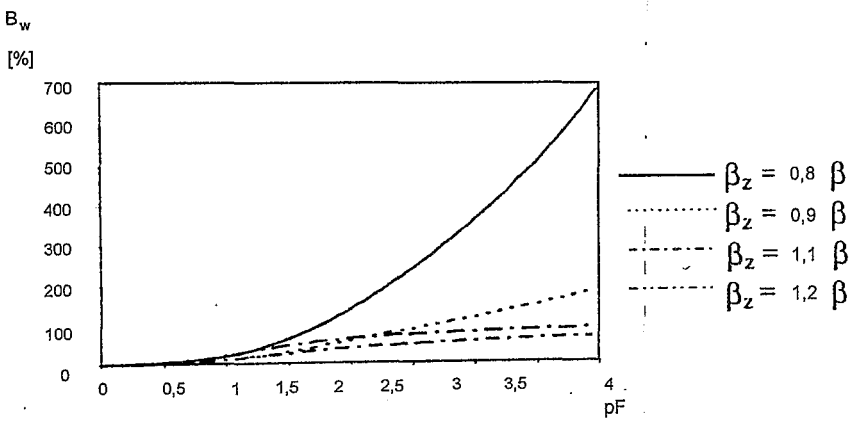
RYSUNEK 2. Błąd bezwzględny dla γ (Θ(γ) – wyliczone z zał. 1)



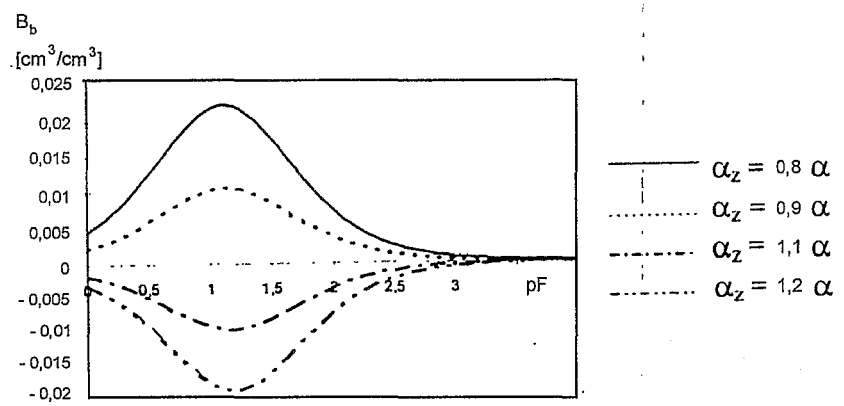
RYSUNEK 3. Błąd względny dla γ (Θ(γ) – wyliczone z zał. 1)



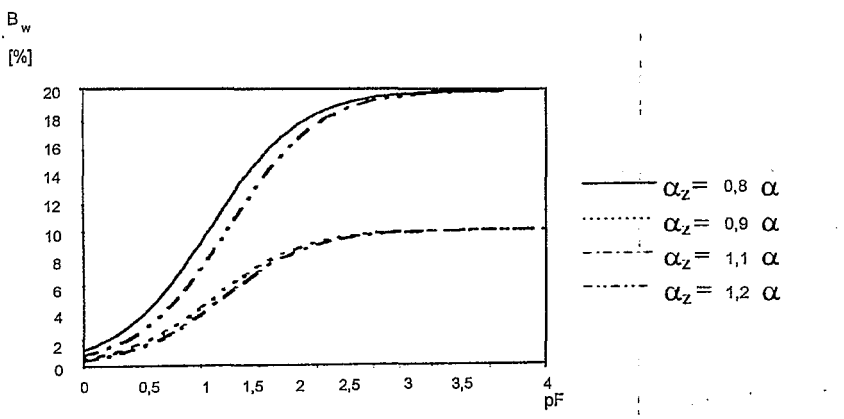
RYSUNEK 4. Błąd bezwzględny dla β(Θ(β) – wyliczone z zał. 2)



RYSUNEK 5. Błąd względny dla $\beta(\Theta(\beta)$ – wyliczone z zał. 2)



RYSUNEK 6. Błąd bezwzględny dla $\alpha(\Theta(\alpha)$ – wyliczone z zał. 2)



RYSUNEK 7. Błąd względny dla $\alpha(\Theta(\alpha)$ – wyliczone z zał. 2)

współczynnika powodują różnice przy określaniu Θ, które wynoszą od –0,018 do +0,023 cm^3/cm^3 (wzór 3), a błąd względny (wzór 4) osiąga wartości do 20% (rys. 7).

Z przedstawionych rezultatów obliczeniowych wynika, że największe różnice przy obliczaniu wilgotności gleby Θ powstają, gdy zmienia się wartość współczynnika β, który występuje w zależności (2) (rys. 4 i 5).

Porównując analizowane wzory (1) i (2) pod kątem przydatności zastosowania ich do budowy modeli matematycznych, opisujących ruch wody gruntowej i glebowej wywołany działaniem urządzeń melioracyjnych i różnymi warunkami atmosferycznymi, można stwierdzić, że zastosowanie wzoru (1) jest korzystniejsze w przypadku pełnienia błędów przy określeniu współczynników α, β, γ w tych samych granicach, np. o 20%.

Wnioski

1. W niniejszej pracy przedstawiono dwa wzory opisujące charakterystyki wilgotnościowe dla tej samej gleby w celu określenia przydatności tych zależności do budowy modeli matematycznych symulujących pracę różnych urządzeń melioracyjnych.

2. Przeprowadzona analiza wykazała, że ewentualny błąd popełniony przy wyznaczaniu współczynników opisujących krzywe pF, stosując zależność (2), wpływa bardziej na dokładność wyznaczenia wilgotności gleby w porównaniu z zastosowaniem zależności (1).

3. Wybór wzoru opisującego krzywą pF powinien być przeprowadzony po określeniu wpływu ewentualnie popełnionych błędów przy wyznaczaniu współczynników (będących składnikami wzoru krzywej pF), na wilgotność gleby. Zdaniem autorów zależności opisujące krzywe pF, które są mniej „wrażliwe" na błędy związane z doborem analizowanych współczynników, są lepsze, ponieważ popełniony błąd, np. o 20% przy określaniu tych współczynników, spowoduje mniejsze błędy przy obliczaniu zawartości wody w glebie Θ. Stwierdzenie to nie jest oceną dokładności analizowanych wzorów 1 i 2, a jedynie praktycznym zaleceniem ich przydatności do budowy modeli matematycznych, w przypadku gdy omawiane współczynniki mogą być obarczone znacznym nieraz błędem.

Literatura

KEULEN van H., WOLF J. 1986: *Modelling of agricultural production: weather, soils and crops*. Pudoc, Wageningen.

REINHARD A. 1992: *Ruch wody glebowej i gruntowej w strefach saturacji i areacji wywołany działaniem drenu w różnych warunkach atmosferycznych*. Zesz. Nauk. A. Rol. we Wrocławiu, rozpr. hab. nr 103, Wrocław.

ROSS J. 1990: *Efficient Numerical Methods for Infliltration Using Richards 'Equation*. Water Resources Research, vol. 26; 2, February 1990.

Adres autorów
G. Janik, A. Reinhard
Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska AR we Wrocławiu
50-363 Wrocław, pl. Grunwaldzki 24

E.J. KLADIVKO, T. BRANDYK, J. SZATYŁOWICZ

Preferential flow in soils

Abstract

Preferential flow of water and chemicals through field soils has been increasingly observed by many researchers. Water can flow rapidly into large cracks and biopores in the soil, thereby increasing infiltration and reducing water runoff under heavy rainstorm conditions. However, the bypass water may then be unavailable for plant use, if it leaves the soil profile before being absorbed by the soil matrix. Preferential flow may also be an important mechanism for the rapid transport of sorbing chemicals to groundwater. However, the magnitude of preferential flow is difficult to predict from knowledge of basic soil properties. This paper discusses water flow and chemical transport studies under conditions of preferential flow.

Key words: preferential flow, heavy clay soils, chemical transport.

Introduction

Sustainable agricultural development depends on conserving soil resources and maintaining an adequate supply of good quality water. One of the problems in soil and water science that has received much attention over the past decade, is the phenomenon of „preferential flow". Preferential flow can be defined as the rapid flow of water and chemicals through „preferred pathways" in the soil, while bypassing the soil matrix. These preferred pathways are often visible cracks, channels, or pores, in which case the resulting flow is often termed „macropore flow". The macropores may be formed biotically (roots, earthworms, other fauna) or abiotically (shrinkage cracks, packing voids). However sometimes the origins of the preferred pathways can be a result of slight changes in grain size or a wetting front instability. Thus the more general term preferential flow is used to refer to all these processes. Although there is now a good understanding of many of the conditions that can cause preferential flow, there is much less understanding of the quantitative aspects. It is not possible to quantitatively predict how much preferential flow will occur, on different soil types or under different rainfall and chemical application conditions. It is known that preferential flow can occur on a wide variety of soils, however, and that it can be initiated even in the absence of surface water ponding (McCoy et al., 1994).

Background of the problem

Why has there been so much recent interest in preferential flow? What are the environmental consequences of this process? There are potentially both positive and negative consequences of preferen-

tial flow, and a better understanding of the processes can help us design improved water management practices for agriculture and the environment. In the 1970's, when interest in macropores started again, the emphasis and interest was on their role in improving water infiltration and reducing surface runoff and erosion. Research studies on no-tillage and direct--drilling practices, were finding increased numbers and continuity of macropores, usually biopores from roots or earthworms, compared to conventional tillage systems (Ehlers, 1975; Heard et al., 1988; Edwards et al., 1988). The increased biopore numbers were often associated with higher water infiltration rates into soil, in spite of higher average bulk densities in the untilled soils. Thus macropores were seen as one important component of no-till systems, contributing to higher infiltration rate, more water storage, and less water runoff and soil erosion.

These reduced tillage studies highlight one of the important functions of macropores in the natural environment. Macropores are very efficient in removing excess water from the soil surface during periods of intense rainfall. Some of the infiltrated water is stored in the soil profile for subsequent plant use, while the remainder replenishes groundwater or travels to surface water through shallow interflow. Thus macropores can reduce rapid water runoff and flooding, by enabling more water to enter the soil and subsequently follow a slower path to surface water.

Preferential flow can also have some negative environmental consequences, especially when considering chemical applications to the soil surface. If chemicals are applied to the soil surface, and then a large rainfall occurs before the chemical is completely absorbed into the soil matrix, some of the chemical can move with the water as it flows through the macropores. The detection of sorbing chemicals, such as pesticides, at depths much deeper than can be expected from standard applications of convection-dispersion theory, has shown the necessity for field studies of preferential flow. There is now much evidence (Thomas and Phillips, 1979; Jury et al., 1986; McCoy et al., 1994), that preferential flow contributes to chemical transport on a field scale. Although the majority of the chemical may move through the soil matrix and be biologically degraded before reaching groundwater, the small fraction that moves only due to preferential flow may be important if it reaches groundwater before having sufficient time to be attenuated by the environment. We do not know the order of magnitude of this preferential flow process in different soils or environmental conditions, nor when it may be significant for groundwater contamination. A better quantitative understanding of the process will improve our ability to rationally design management practices for those conditions where improvements are necessary.

Another potential negative consequence of preferential flow, is the inefficient use of rainfall or irrigation water on cracking clay soils. Although the presence of the cracks allows the soil to receive water inputs at a faster rate or higher intensity than would the soil matrix alone, some of this water may be lost as drainage below

the cracks, before the soil matrix has had sufficient time to reabsorb the water. Thus optimization of water use poses a particular challenge in these soils.

A number of different research approaches have been used in order to understand and to describe preferential flow. One approach has been to measure, describe, and classify the macropores themselves, with the hope that this information could then be used to estimate preferential flow. Thus macropores may be classified as biotic (usually cylindrical) or abiotic (often planar) in origin. Pore widths, lengths, continuity, and interconnectedness may be assessed (Bouma, 1991). Pores are sometimes classified as macro-, meso-, or micro-, based on water retention properties (Luxmoore, 1981). Total numbers, areas, or volumes of macropores may be counted or assessed by indirect techniques (Logsdon et al., 1993). These types of studies have improved our understanding of the structure of macropores and their functioning in rapid transport of water. However it has been very difficult to use this type of detailed information for direct estimation of actual preferential flow in field soils. Other research approaches have used more of a functional definition of macropores, by measuring water or chemical flux through individual pores or through intact soil columns or field soils. Methods for measuring water and solute flow through soils containing macropores were recently reviewed by Edwards et al. (1993). Other reviews on various aspects of macropores and preferential flow include Bouma (1981, 1991), Beven and Germann (1982), White (1985), and McCoy et al. (1994).

The purpose of this paper is to discuss two different types of preferential flow studies conducted by our research groups. These studies illustrate some of the range of the current concerns about preferential flow as well as a spectrum of approaches. The first study uses a modeling approach to assess preferential flow of water in a cracking clay soil, while the second is an experimental study of chemical transport on plot scale. We then conclude with some discussion of future research needs.

Water movement in cracking clay soils

The water movement in heavy clay soils generally accompanies soil matrix deformation by either shrinkage or swelling. Philip (1969) explored details of hydrostatics and hydrodynamics in swelling media. Applying Darcy's Law to flow relative to the particles, he extended the theory of water movement in unsaturated non-swelling porous media to swelling media. According to Smiles (1984), this approach has not taken into account preferred flow along cracks and assumes that if the soil is unsaturated, the large voids will not conduct water.

Water flow in unsaturated soils containing macropores is generally approached with a two-domain concept. The soil matrix is the domain in which water flows due to both gravity and capillary forces, and the macropores are the domain of gravity forces only. Most of the work on macropore flow has been concerned with short-term behavior of water in the soil, particularly with the infiltration and transmission of water through the macropores,

on time scales of hours or days (Edwards et al., 1979; Hoogmoed and Bouma, 1980; Beven and Germann, 1984; Chen and Wagenet, 1992). The models have not considered swelling and shrinkage processes, which take place in heavy clay soils, causing constantly changing pore size distribution and pore continuity patterns. Also the long term behavior of soil water, termed the soil water regime, is not cosidered.

Jarvis and Leeds-Harrison (1990) described a two-domain water balance model which operated on a long term (ie. seasonal) basis. The model showed good agreement with detailed field measurements of soil water content. The subsidence of a heavy clay soil was not considered, however. Bronswijk (1988) developed a two-domain simulation model (FLOCR) to predict water balance, cracking and subsidence of shrinking-swelling clay soils by introducing shrinkage characteristics as a third soil hydraulic property into the simulation model FLOWEX (Buitendijk, 1984). This model was validated with one year field observations of water balance, cracking and subsidence.

In this study, the FLOCR model is applied for Bruchem heavy clay, which can be classified as a typic Fluvaquent, very fine clayey, mixed illitic-montmorillonitic, mesic (Bronswijk and Evers-Vermeer, 1990). For numerical simulation, physical parameters as well as meteorological data were collected. The most important soil physical parameter is shrinkage characteristic. This parameter together with shrinkage geometry factor, are used for dynamic calculation of crack volume according to the following equation (Bronswijk, 1988):

$$\Delta Z = Z_s - Z_s \left(\frac{V - \Delta V}{V} \right)^{1/r_s} \tag{1a}$$

$$\Delta V_{cr} = \Delta V - Z_s^2 \Delta Z \tag{1b}$$

where:

- ΔZ – change in compartment thickness due to shrinkage / swelling (m),
- V – volume of cube of soil matrix at saturation (m^3),
- ΔV – change in volume of soil matrix due to shrinkage / swelling (m^3),
- Z_s – compartment thickness at saturation (m),
- r_s – geometry factor; ($r_s = 3$ three-dimensional isotropic shrinkage, $r_s = 1$ one-dimensional subsidence), (dimensionless),
- ΔV_{cr} – change in crack volume (m^3),

The shrinkage characteristic curve for Bruchem heavy clay soil is presented in Fig. 1.

Besides the shrinkage characteristic, the formulation of the upper boundary condition is also very important. In the

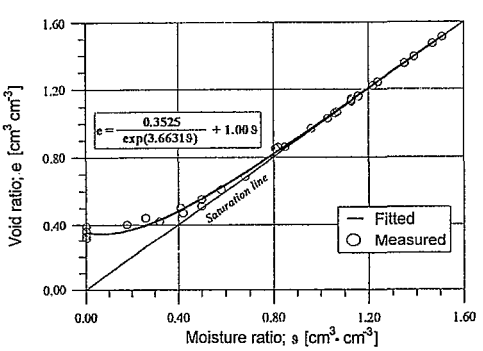


FIG. 1. Shrinkage characteristic curve for Bruchem soil

present study the following formulation was used (Bronswijk, 1988):

$$-P \le I_{max}; \quad I_m = A_m P \qquad (2)$$
$$I_c = A_c P$$
$$-P > I_{max}; \quad I_m = A_m I_{max}$$
$$I_{c,1} = A_m(P - I_{max})$$
$$I_{c,2} = A_c P$$
$$I_c = I_{c,1} + I_{c,2}$$

where:

P – rainfall intensity ($m \cdot s^{-1}$),

I_{max} – maximum infiltration rate of soil matrix ($m \cdot s^{-1}$),

I_m – infiltration rate in soil matrix ($m \cdot s^{-1}$),

I_c – infiltration rate in cracks (bypass flow) ($m \cdot s^{-1}$),

A_m, A_c – relative areas of soil matrix and cracks respectively ($m^2 \cdot m^{-2}$),

$I_{c,1}$ – part of the total crack infiltration caused by rainfall intensity exceeding maximum infiltration rate of soil matrix ($m \cdot s^{-1}$),

$I_{c,2}$ – part of total crack infiltration caused by rain falling directly into cracks ($m \cdot s^{-1}$).

Such formulation allows for dividing precipitation into infiltration through the soil matrix and through cracks, and for changing the ratio dynamically as the soil geometry changes during the event. Simulated bypass flow in Bruchem heavy clay soil is shown in Fig. 2. During the one year simulation period, the calculated value of bypass flow was 56% of the total rainfall. Some of the bypass flow was then absorbed into the soil matrix, while the rest of the bypass flow moved towards subsurface drains. This value is important for soil water balance calculations. If this bypass flow is not accounted for, then plant water requirements may be underestimated because the infiltrated water is not accumulated in the soil matrix. Such bypass flow phenomena can have other consequences, such as rapid transport of chemicals; namely pesticides and fertilizers, directly to groundwater. Some of these problems will be discussed in more detail in the next section. A positive consequence of bypass flow is improved drainage during the vegetation period, when heavy rainstorms occur. Cracks can provide supplementary drainage, on flat lowland soils, located within river valleys and polders.

Chemical transport through soils

An accurate prediction of the volume of bypass water flow in a soil, may not be sufficient to predict chemical movement in preferential flow. There is a critical need for field-scale measurements of chemical transport through soils in which preferential flow may be occurring. Due to the spatially variable nature of preferential flow, it is difficult to study with many standard techniques of soil sampling and solution sampling. In many areas of the world, subsurface tile drains are used by farmers to drain excess water from shallow soil depths. Subsurface tile drains can also serve as a useful tool for field-scale measurements of chemical flow below the rootzone (Richard and Steenhuis, 1988), because they integrate water and chemical flow over a relatively large and well-defined area of a field. A systematic subsurface drainage system was designed to assess preferential flow

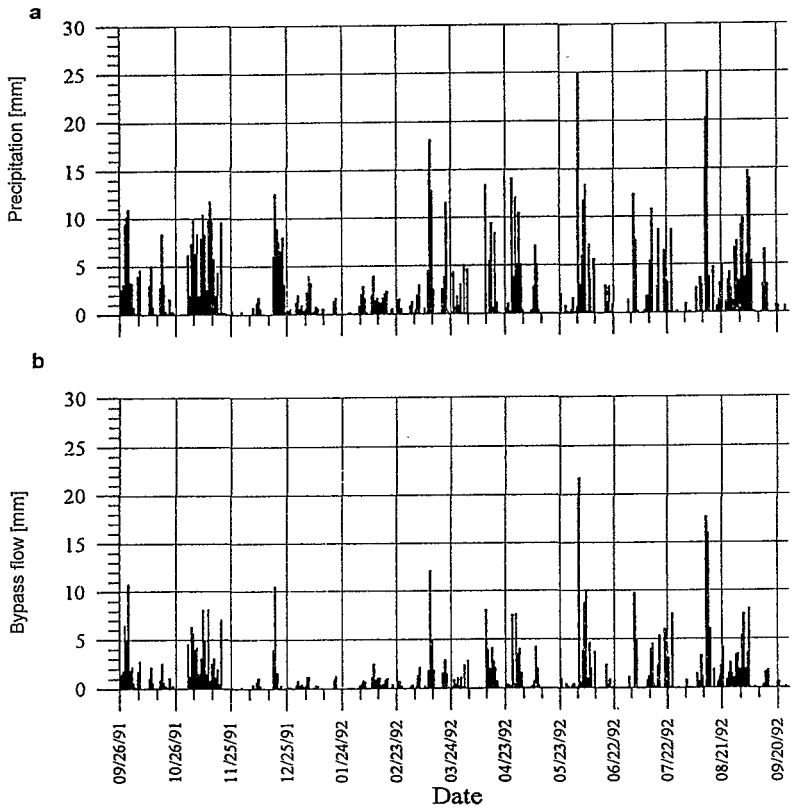


FIG. 2. Simulated bypass flow in heavy clay soil: a – measured precipitation, b – bypass flow

on a field scale. The overall objective of this study is to quantify pesticide and nutrient losses from the rootzone into shallow groundwater (tile drainage water), on a low organic matter silt loam soil under typical agricultural management practices.

A detailed description of the field site, crop and chemical management, and laboratory methodology is given in Kladivko et al. (1991). The field site is located in southeastern Indiana (USA) on a Clermont silt loam soil (fine-silty, mixed, mesic, Typic Ochraqualf). The soil is low in organic matter, poorly structured, slowly permeable, and has a borderline fragipan at a 120 cm depth. Subsurface plastic drains (10 cm diameter) were installed at an average depth of 75 cm and spacings of 5, 10, and 20 m on plots of 225 m length. Water samples were collected automatically on a flow-proportional basis. Chemical concentrations were measured, and then mass losses were calculated as a function of time and net water drainage. Corn (*Zea mays L.*) was grown each year, and chemicals applied yearly included nitrogen fertilizer as well as pesticides. Annual application rates of carbofuran, atrazine, and cyanazine were

1.5, 1.1, and 2.3 kg A.I./ha, respectively. Carbofuran was applied in granule form in the seed furrow, while atrazine and cyanazine were sprayed as solution on the soil surface, all during the planting operation.

A major finding of the study was that small amounts of pesticides were detected in tile outflow during the first large rainstorm after chemical application (Fig. 3). Each spring after planting there were three or four rainstorms large enough to cause tile drain outflow, and pesticide concentrations showed peaks during each of these events. The total amount of water flow during this period was small, averaging between 10 to 20 mm. If the total pore volume of the unsaturated zone was involved in chemical transport (ie. piston flow), approximately 250 mm of drainage would be required before any surface-applied non-reactive chemical would reach the drain. Pesticides would be slowed by sorption processes during their transport through the soil, and greater volumes of water would be required for them to reach the tile. Thus the detection of pesticides in drainage outflow with less than 20 mm of total drainage, strongly suggests the existence of preferential flow. A rough estimate of the fraction of the pore volume involved in preferential transport is less than 8% (20 mm actual drainage / 250 mm for one pore volume).

All three pesticides arrived at the drain at the same time, in spite of differences in equilibrium sorption coefficients. Compounds with higher sorption would generally be expected to arrive later than compounds with lower sorption coefficients. Our data indicate that both preferential flow and non-equilibrium sorption/desorption may be occurring.

Although the timing of pesticide losses did not vary with different sorption coefficients in a way that would be expected by standard theory, generally the rank-order of total mass losses did correspond

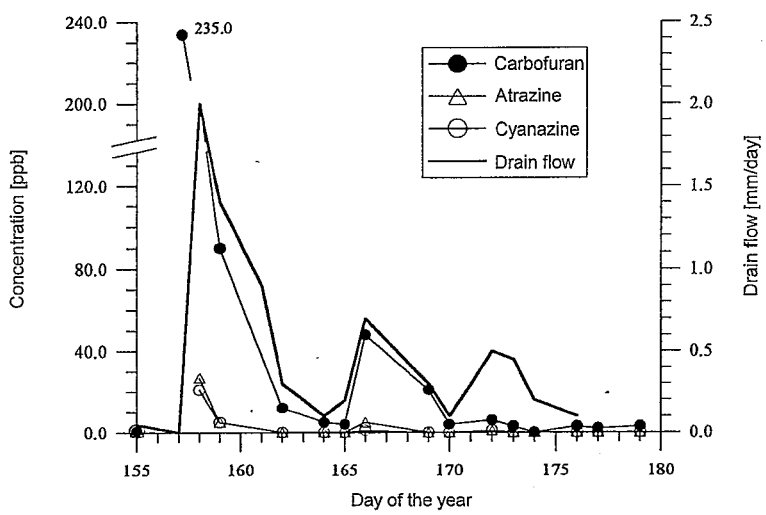


FIG. 3. Tile drain outflow and pesticide concentrations from the 20 m spacing, Block 2, from day 155 to 180, 1990. (Planted on day 151)

with the rank-order of pesticide sorption coefficients. Carbofuran has the lowest sorption coefficient, followed by atrazine and cyanazine (Table 1). Correspondingly, the total mass losses in drainflow (expressed as a % of the amount of chemical applied to the soil) were highest for carbofuran, lower for atrazine and lowest for cyanazine. Also as expected, the smallest drain spacing (5 m), because of more intensive drainage, had greater relative losses of water and pesticide than did the largest drain spacing (20 m).

There was little detectable pesticide in drainage outflow during fall, winter, and early spring, even though the majority (about 90%) of the total annual water outflow occurs from November through April for southeastern Indiana climatic conditions. Thus almost all pesticide mass losses to tile drainage occurred during the first two months after chemical application, whenever there was a large enough storm to produce drain outflow. Although the overall drain outflow during this two month period is relatively small (Table 1), it is important for pesticide leaching.

Summary and conclusions

The FLOCR model appears to be well-suited for handling preferential water flow in a two-domain system that is changing dynamically. Its advantages include modeling of crack dynamics, which allows for bypass flow volumes to change as the crack volume changes. It also has an upper boundary condition that partitions infiltration between soil matrix and cracks. Several experimental observations indicate areas where the model needs further improvement. The model generally overestimated the water table rise in response to rainstorm events. The overestimation probably results from the lack of a plant interception term, and from the assumption that all water that enters cracks is immediately routed to the bottom of the crack. These two areas of the model await further development. In addition to modeling work, there is a need for experimental data to provide more detailed understanding of the system. For example, very detailed measurements of drainage, water table depth, soil water content, and rainfall intensity, during one or two rainstorm events, would provide

TABLE 1. Pesticide sorption coefficients and average amounts of pesticides and water in subsurface drain outflow during 2 month period after chemical application (4 year average)

		Drain spacing		
	Kd*	5 m	10 m	20 m
	($cm^3 \cdot g^{-1}$)	Pesticide loss (%)		
Carbofuran	0.29	0.45	0.44	0.12
Atrazine	0.64	0.08	0.05	0.04
Cyanazine	0.68	0.04	0.02	0.02
		Drainage (mm)		
Water		15.7	9.8	12.8*

*Determined for the Clermont silt loam soil, using the linear Freundlich equation

information for future modeling improvements.

The total mass of chemicals transported by preferential flow in silt loam soils may be small, but may contribute to short term chemical contamination events. The data from the site in Indiana suggest that the only pesticides that reach the tile drain, are those which have moved in preferential flow in the first month after chemical application. Therefore research should focus on ways to minimize this early movement or preferential flow, because the rest of the year contributes very little to total mass losses of pesticides. Generally, peak chemical concentrations decreased during the season with each new drainage event. The magnitude of the peak concentrations appears to be a function of several environmental variables including storm size, time period between storms, time period between chemical application and the first drainage event, and occurrence of small storms that do not produce drainflow. These interactions are being further assessed in laboratory experiments.

References

BEVEN K. GERMANN P., 1982: *Macropores and water flow in soils.* Water. Resour. Res. 18; 1311–1325.

BOUMA J. 1981: *Soil morphology and preferential flow along macropores.* Agric. Water Manage. 3; 235–250.

BOUMA J. 1991: *Influence of soil macroporosity on environmental quality.* Adv. Agron. 46; 1–37.

BRONSWIJK J.J.B. 1988: *Modeling of water balance, cracking and subsidence of clay soils.* J. Hydrol. 97; 199–212.

BRONSWIJK J.J.B., EVERS-VERMEER J.J. 1990: *Shrinkage of Dutch clay soil aggregates.* Neth. J. Agric. Sci. 38; 175–194.

BUITENDIJK J. 1984: FLOWEX: *A numerical model for simulation of vertical flow of water through unsaturated layered soil.* ICW Note 1494. Institute for Land and Water Management Research, Wageningen, The Netherlands, 61pp.

CHEN C., WAGENET R.J. 1992: *Simulation of water and chemicals in macropore soils. Part 2. Application of linear filter theory.* J. Hydrol. 130; 127–149.

EDWARDS W.M., NORTON L.D. REDMOND C.E. 1988: *Characterizing macropores that affect infiltration into non-tilled soil.* Soil Sci. Soc. Am. J. 52; 483–487.

EDWARDS W.M., SHIPITALO M.J., OWENS L.B. 1993: *Gas, water and solute transport in soils containing macropores: a review of methodology.* Geoderma. 57; 31–49.

EDWARDS W.M., van der PLOEG R.R, EHLERS W. 1979: *A numerical study of the effects of noncapillary-sized pores upon infiltration.* Soil Sci. Soc. Am. J. 43; 851–856.

EHLERS W. 1975: *Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil.* Soil Sci. 119; 242–249.

HEARD J.R., KLADIVKO E.J, MANNERING J.V. 1988: *Soil macroporosity, hydraulic conductivity and air permeability of silty soils under long-term conservation tillage in Indiana.* Soil Tillage Res. 11; 1–18.

HOOGMOED W.B., BOUMA J. 1980: *A simulation model for predicting infiltration into cracked clay soil.* Soil Sci. Soc. Am. J. 44; 458–461.

JARVIS N.J., LEEDS-HARRISON P.B. 1990: *Field test of a water balance model in cracking clay soils.* J. Hydrol. 112; 203–218.

JURY W.A., ELABD H., RESKETO M. 1986: *Field study of napropamide movement through unsaturated soil.* Water Resour. Res. 22; 749–755.

KLADIVKO E.J., VAN SCOYOC G.E., MONKE E.J., OATES K.M., PASK W. 1991: *Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana.* J. Environ. Qual. 20; 264–270.

LOGSDON S.D., MCCOY E.L., ALLMARAS R.R., LINDEN D.R. 1993: *Macropore characterization by indirect methods.* Soil Sci. 155, 316–324.

LUXMOORE R.J. 1981: *Micro-, meso-, and macroporosity of soil.* Soil Sci. Soc. Am. J. 45; 671–672.

MCCOY E.L., BOAST C.W., STEHOUWER R.C., KLADIVKO E.J. 1994: *Macropore hydraulics: Taking a sledgehammer to classical theory.* pp. 303–348 in R. Lal and B.A. Stewart (eds.) Soil processes and water quality (Adv. Soil Sci.). Lewis Pub., Boca Raton, FL.

PHILIP J.R. 1969: *Hydrostatics and hydrodynamics in swelling soils.* Water Resour. Res. 5, 1070–1077.

SMILES D.E., 1984: *Water relations of cracking clay soils.* pp. 143-149 in J.W. McGarity, E.H. Hoult and H.B. So (eds) The properties and utilization of cracking clay soils. Univ. of New England, Armidle, NSW, Australia.

THOMAS G.W. PHILLIPS R.E., 1979: *Consequences of water movement in macropores.* J. Environ. Qual. 8; 149–152.

WHITE R.E. 1985: *The influence of macropores on the transport of dissolved and suspended matter through soil.* Adv. Soil Sci. 3; 95–120.

Streszczenie

Preferencyjny przepływ wody w glebie. Przepływy preferencyjne wody i związków chemicznych stosowanych w rolnictwie były przedmiotem wielu badań polowych. W niektórych warunkach woda może gwałtownie przepływać szczelinami bądź też bioporami w głąb profilu glebowego, omijając tzw. macierz glebową. Szczeliny i biopory zwiększają zdolności infiltracyjne gleby, przez co zmniejszają ryzyko powstawania spływu powierzchniowego, zwłaszcza podczas ulewnych deszczy.

Przepływy preferencyjne wody w glebie mają też negatywne konsekwencje, zmniejszają ilość wody łatwo dostępnej dla roślin w strefie korzeniowej ze względu na to, że woda nie jest retencjonowana w glebie. Również wraz z wodą przemieszczają się substancje chemiczne powodując zanieczyszczenie wód gruntowych. Zjawisko preferencyjnego przepływu wody jest bardzo trudne do opisania na podstawie właściwości gleby. Artykuł omawia problemy związane z preferencyjnym przepływem wody i związków chemicznych w glebach oraz jego skutki dla środowiska.

Authors' address
E.J. Kladivko
Purdue University, Agronomy Dept., Lilly Hall, West Lafayette, IN 47907 USA
T. Brandyk, J. Szatyłowicz
Warsaw Agricultural University
02-787 Warsaw, ul. Nowoursynowska 166

Ryszard OLESZCZUK, Jan SZATYŁOWICZ, Tomasz BRANDYK

Analiza krzywych kurczenia w wybranych profilach gleb torfowo-murszowych

Abstract

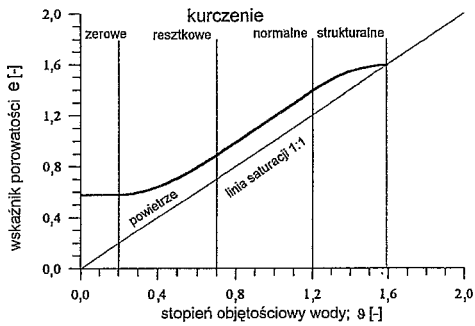
Analysis of shrinkage characteristics in some selected peat-moorsh soils. In order to study water movement in peat-moorsh soils a relationship between soil moisture changes and soil volume changes is required. This relationship is called the shrinkage characteristic. The paper presents the shrinkage characteristic curves for different peat-moorsh soils. The measurements of shrinkage data for the soils were made by saran resin method on undisturbed aggregates. The shrinkage characteristics are presented as relationship between void ratio which is the volume of voids per unit volume of solids vs. moisture ratio which is volume of water per unit volume of solids. The analysis of the experimental data showed that general shape of shrinkage characteristics of peat-moorsh soils is different form those of heavy clay soils. In all aggregates, shrinkage starts immediately at the first water extraction at saturation and depends on degree of peat decomposition. The shrinkage characteristic in peat-moorsh soils can be described by the three straight lines. The influence of shrinkage of peat soils on description of moisture retention curve is also discussed. The coefficient of linear extensibility, which quantifies the shrinkage potential of a soil layer between saturation and a pressure head of –16 000 cm was calculated. Potential surface subsidence of a soil profile due to water losses were estimated.

Key words: peat-moorsh soils, shrinkage characteristic, moisture release, COLE.

Wstęp

Pęcznienie i kurczenie się gleb torfowych, zachodzące w wyniku ich zwilżania lub wysuszania, to procesy złożone. W warunkach polowych wynikiem pęcznienia i kurczenia gleby są ruchy pulsacyjne powierzchni (Szuniewicz i in. 1993) oraz tworzą się szczeliny w okresach suszy (Frąckowiak i Feliński 1994). Modelowanie przepływu wody w glebach o zmiennej geometrii wymaga znajomości zależności między zmianami wilgotności gleby a odpowiadającym im zmianom objętości. W glebach ciężkich do opisu zmian objętości wykorzystuje się tzw. krzywą kurczenia. Zależność ta może być prezentowana w różnych formach, najczęściej jest to zależność pomiędzy wskaźnikiem porowatości (e – objętość porów do objętości fazy stałej) i stopniem objętościowym wody (υ – objętość wody do objętości fazy stałej). Ogólny kształt krzywej kurczenia dla gliny ciężkiej przedstawiono na rysunku 1, który przedstawia cztery następujące fazy kurczenia:

- Faza kurczenia strukturalnego występująca w najwyższym zakresie uwilgotnienia, w której ubytek objętości wody



RYSUNEK 1. Kształt krzywej kurczenia w glinie ciężkiej

jest znacznie większy niż odpowiadająca jej zmiana objętości gleby. Wynika to z faktu, że woda odpływająca z porów glebowych o największych średnicach nie powoduje zmiany geometrii gleby. W wyniku czego następuje wejście pewnej ilości powietrza do największych porów glebowych;

- Faza kurczenia normalnego, w której zmiana objętości gleby jest równa utracie objętości wody, objętość powietrza w glebie podczas tej fazy jest wielkością stałą;
- Faza kurczenia resztkowego, w której utrata wody przewyższa zmianę objętości gleby, w rezultacie powodując wzrost wypełnienia porów powietrzem;
- Faza kurczenia zerowego, w której nie występuje dalsza zmiana objętości gleby, a jedynie utrata wilgotności na skutek dalszego jej odwodnienia.

W literaturze przedmiotu przeprowadzonych zostało wiele studiów nad charakterystyką kurczenia gleb mineralnych (McGarry i Malafant 1987, 1988; Bronswijk i Evers-Vermeer 1990; Kim i in. 1993; Tariq i Durnford 1993) i tylko kilka dla gleb torfowych (Ilnicki 1967; Szymanowski 1993).

Celem niniejszego artykułu jest analiza charakterystyk kurczenia różnych warstw, w wybranych profilach gleb torfowo-murszowych, a także określenie wpływu procesu kurczenia na charakterystykę zdolności retencyjnych tych gleb. Zaprezentowano również wskaźnik kurczliwości liniowej *COLE*, który jest miarą kurczenia się gleby.

Materiały i metodyka

Pomiary charakterystyki kurczenia zostały przeprowadzone dla różnych warstw gleb torfowo-murszowych z Doliny Biebrzy i Doliny Narwi. Ogółem badaniami objęto 22 warstwy wytworzone z torfu szuwarowego, torfu turzycowiskowego, turzycowiskowo-trzcinowego i mechowiskowego. Próbki pobrano z każdej warstwy w formie naturalnych agregatów glebowych, w okresie, kiedy gleba była wysycona prawie do pełnej pojemności wodnej i spęczniała. Pobrano również próbki w celu oznaczenia gęstości fazy stałej, popielności oraz zdolności retencyjnych gleby tzw. krzywych pF. W laboratorium większe agregaty glebowe z każdego profilu podzielono na naturalne agregaty o objętości od 34 do 107 cm^3. Następnie zostały one nasycone wodą do pełnej pojemności wodnej przez umieszczenie na bloku pyłowym przez ok. 2 tygodnie. W celu określenia charakterystyki kurczenia, każdy agregat był szybko zanurzany w roztworze żywicy syntetycznej saran resin (Brasher i in. 1969), która tworząc elastyczną membranę półprzepuszczalną była ściśle dopasowana do agregatu podczas procesu kurczenia. Ota-

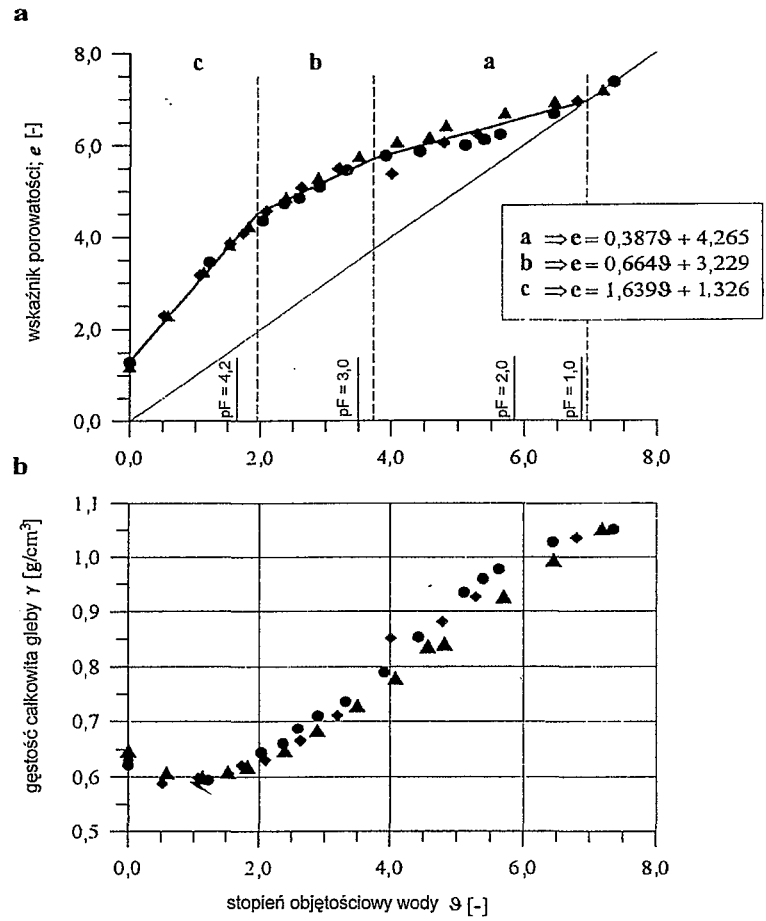
czająca cienką błoną półprzepuszczalną agregat glebowy saran resin posiadała tę właściwość, że była przepuszczalna dla wody odparowującej z agregatu, a nieprzepuszczalna w przypadku zanurzenia agregatu w wodzie. Na tak przygotowanych agregatach gleb torfowo-murszowych określano systematycznie, w sposób niedestruktywny, zmiany ich objętości i ciężaru podczas procesu kurczenia. Po około trzech tygodniach straty wody były na tyle mało znaczące, że można było agregaty wysuszyć w temperaturze 105°C, w celu pomierzenia końcowej ich objętości i masy. Wskaźnik porowatości i wskaźnik objętościowy wody zostały obliczone na podstawie wyznaczonej gęstości fazy stałej, która z kolei została określona metodą piknometryczną. Krzywe retencyjności wodnej gleb określone zostały na bloku pyłowym i w komorze ciśnieniowej.

Charakterystyka krzywych kurczenia

Na rysunku 2a przedstawiono krzywą kurczenia torfu turzycowiskowo-trzcinowego pobranego na głębokości 50–60 cm o średnim stopniu rozkładu (R_2). Analizując dane przedstawione na tym rysunku można stwierdzić, że kształt krzywej kurczenia dla gleby torfowej różni się znacznie od kształtu krzywej kurczenia gleb mineralnych (rys. 1) oraz można wyróżnić trzy fazy kurczenia. W przypadku wszystkich agregatów proces kurczenia rozpoczyna się natychmiast wraz ze zmniejszaniem się zawartości wody w glebie. Wielkość kurczenia ($de/d\upsilon$) jest najmniejsza w pobliżu saturacji i stopniowo zwiększa się osiągając największą wartość w ostatniej fazie kurczenia, w której to zmiana objętości próbki jest znacznie większa od ilości wody utraconej przez tę próbkę.

Rysunek 2b przedstawia zależność pomiędzy gęstością całkowitą gleby (objętość wody i fazy stałej do objętości całej próbki) a stopniem objętościowym wody. Z rysunku wynika, że gęstość całkowita gleby zmniejsza się wraz ze zmniejszaniem się uwilgotnienia i osiąga wartość minimalną przy uwilgotnieniu większym od zera, by następnie wzrosnąć. Taki przebieg zmian gęstości gleb torfowych kontrastuje ze zmianą gęstości glin ciężkich, w przypadku których wraz ze zmniejszaniem się uwilgotnienia gęstość gleby wzrasta, by osiągnąć wartość maksymalną przy uwilgotnieniu większym od zera, a następnie nieznacznie maleje (Philip, 1969).

Na rysunku 3 przedstawiono dane pomiarowe krzywej kurczenia dla poszczególnych warstw w dwóch profilach gleb torfowo-murszowych. Kształt krzywej kurczenia zmienia się wraz z głębokością profilu, objętość powietrza w wierzchnich warstwach zbudowanych z murszu (15–20 cm) jest znacznie mniejsza niż w warstwach torfu zalegających głębiej (75–80 cm). Gleby torfowo-murszowe charakteryzują się dużą kurczliwością (bardzo duże zmiany współczynnika porowatości), która zmienia się wraz z głębokością profilu glebowego, by największy rozmiar osiągnąć w głębszych warstwach złoża torfowego.



RYSUNEK 2. Krzywa kurczenia torfu turzycowiskowo-trzcinowego – a oraz zależność pomiędzy gęstością całkowitą gleby a stopniem objętościowym wody – b

Charakterystyka krzywej retencyjności

Podczas określania krzywej retencyjności następuje zmiana objętości próbki. W związku z tym wilgotność gleby może być odniesiona do jej objętości aktualnej lub początkowej (Kim i in. 1993). Wilgotność odniesioną do aktualnej objętości próbki (Θ_{AVMC}) można określić jako:

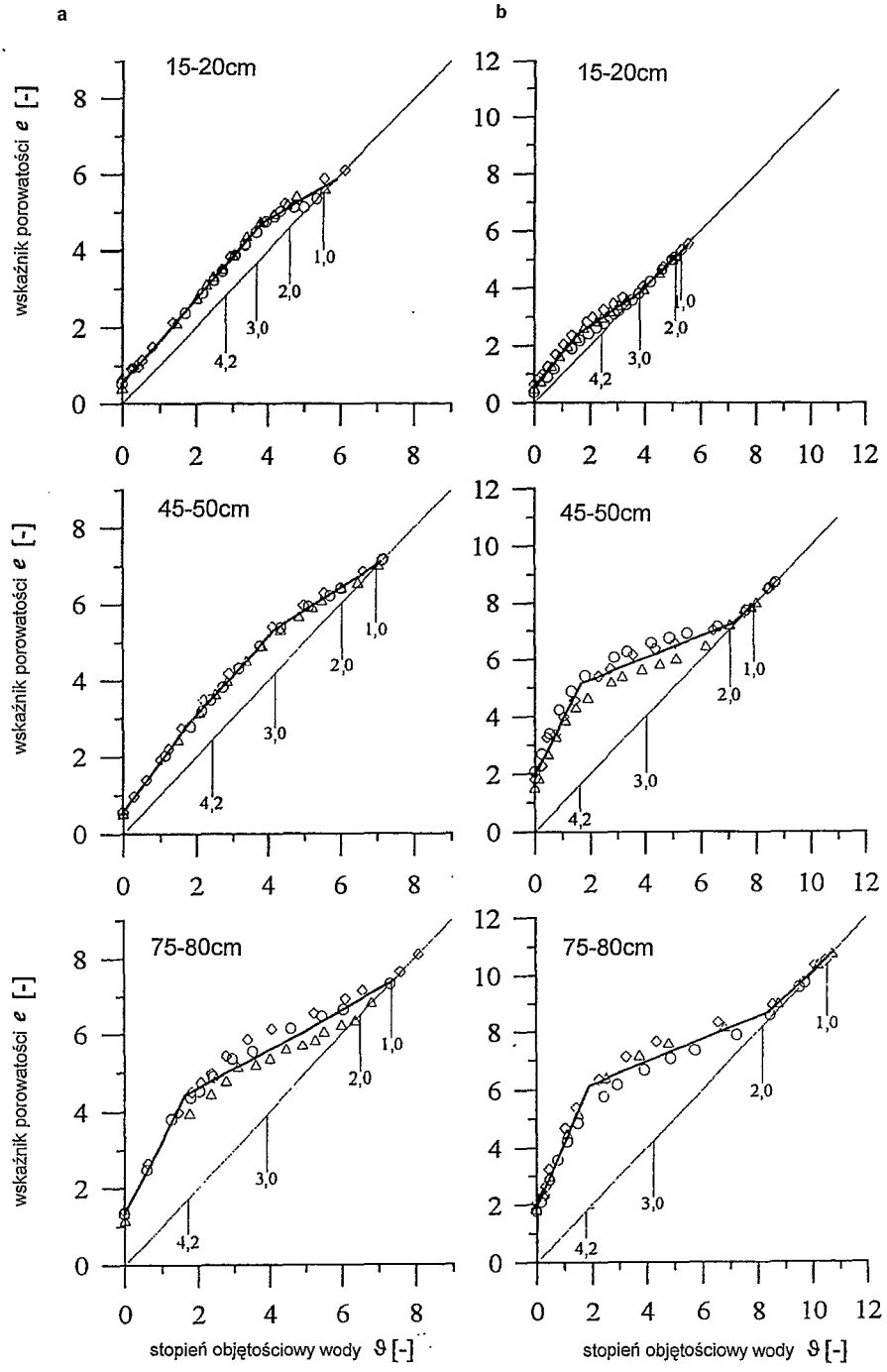
$$\Theta_{AVMC} = \frac{\upsilon}{1+e} \tag{1}$$

gdzie:

υ – stopień objętościowy wody [–],

e – wskaźnik porowatości [–].

Wilgotność objętościowa odniesiona do początkowej objętości próbki gleby (Θ_{FVMC}) nie uwzględnia zmian jej objętości w czasie desorpcji wody i jest wyrażana jako:



RYSUNEK 3. Krzywe kurczenia w profilach gleb torfowo-murszowych: a – Mt II cb, b – Mt I aa

$$\Theta_{FVMC} = \frac{\upsilon}{1 + e_s} \qquad (2)$$

gdzie:

υ – stopień objętościowy wody [–],

e_s – wskaźnik porowatości przy stanie pełnego nasycenia [–].

Pomierzone wartości charakterystyki zdolności retencyjnych gleb zostały wyrównane równaniem van Genuchtena (1980):

$$S_e = \frac{\Theta - \Theta_r}{\Theta_s - \Theta_r} = \frac{1}{[1 + (\alpha h)^n]^m} \qquad (3)$$

gdzie:

S_e – nasycenie efektywne [–],

Θ – wilgotność objętościowa [–],

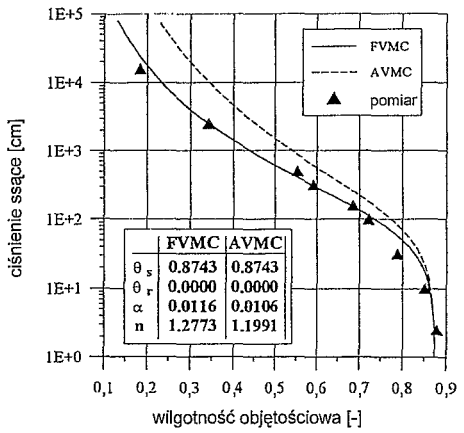
Θ_s, Θ_r – wilgotność przy pełnym nasyceniu i wilgotność resztkowa [–],

α, n, $m = 1-1/n$ – parametry empiryczne [–], α [1/cm],

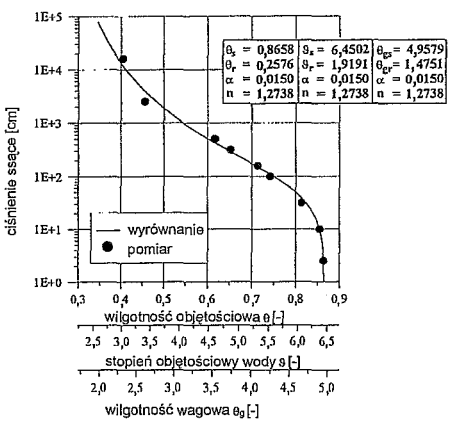
h – ciśnienie ssące [cm].

Wyrównanie krzywych retencyjności zostało przeprowadzone za pomocą programu RETC (van Genuchten i in. 1991) dla dwóch rodzajów wilgotności objętościowej (rów. 1 i 2). Przykładowe wyniki wyrównania danych pomiarowych dla torfu turzycowiskowo-trzcinowego przedstawiono na rysunku 4. Analizując uzyskane rezultaty można stwierdzić, że różniczkowa pojemność wodna ($d\Theta/dh$) wykazuje mniejsze wartości w przypadku uwzględniania rzeczywistych zmian objętości gleby, w porównaniu z krzywą określoną na podstawie wilgotności odniesionej do początkowej objętości gleby przy stanie pełnego nasycenia.

Konstruując krzywą retencyjności opierając się na wilgotności objętościowej odniesionej do stałej objętości próbki lub stopnia objętościowego wody lub wilgotności wagowej, uzyskuje się te same parametry α i n dla krzywych wyrównanych wzorem van Genuchtena (rys. 5).



RYSUNEK 4. Krzywe retencyjności wodnej torfu turzycowiskowo-trzcinowego o średnim stopniu rozkładu (R_2)



RYSUNEK 5. Krzywa retencyjności wodnej torfu murszejącego

Wskaźnik liniowej kurczliwości gleby

Wskaźnik kurczliwości liniowej (*COLE*) zdefiniowany został przez Grossmana i innych (1969) jako parametr charakteryzujący możliwości kurczenia się gleby wywołane utratą wody. Może być określony jako:

$$COLE = \frac{L_{wet} - L_{dry}}{L_{wet}} = \left(\frac{V_{wet}}{V_{dry}}\right)^{1/r_s} - 1 \quad (4)$$

gdzie:

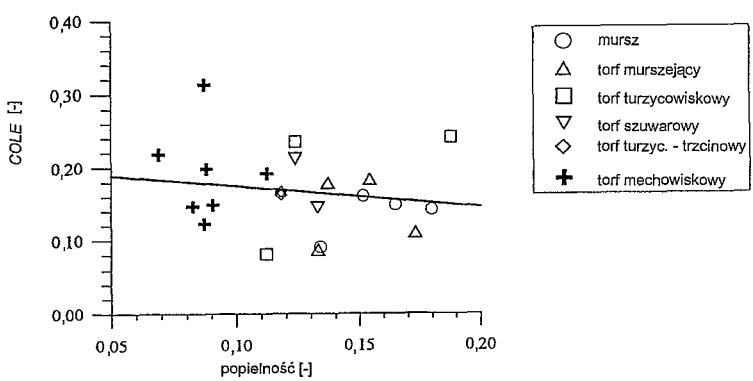
L_{wet}, L_{dry}, V_{wet}, V_{dry} – oznaczają odpowiednio długość i objętość agregatów w przypadku uwilgotnienia gleby przy ciśnieniu ssącym 33,3 kPa (wet) oraz po wysuszeniu w temperaturze 105°C (dry).

r_s – współczynnik zależny od przebiegu zmian geometrii (r_s = 3 dla izotropowych zmian objętości wywołanych kurczeniem, r_s = 1 dla jednowymiarowych zmian geometrii gleby).

Dla gleb torfowych rozpatrywanych w niniejszym artykule przyjęto, że V_{wet} to objętość agregatów przy stanie pełnego nasycenia a V_{dry} to objętość agregatów przy uwilgotnieniu odpowiadającemu ciśnieniu ssącemu 16 000 cm słupa wody oraz r_s = 3,0. Takie wartości są uzasadnione w przypadku gleb torfowych, w których w warunkach polowych wilgotność gleby rzadko osiąga wartość punktu trwałego więdnięcia roślin.

Zależność pomiędzy obliczonymi wartościami *COLE* a popielnością przedstawiono na rysunku 6. Wartości *COLE* w rozpatrywanych glebach torfowo-murszowych wynoszą od 0,08 do 0,31 przy czym średnia wartość wynosi 0,17 i praktycznie są słabo skorelowane z ich popielnością.

Na podstawie pomierzonych krzywych kurczenia obliczono wielkość osiadania profili glebowych wywołanego utratą wody przez glebę. Podczas obliczeń założono, że zwierciadło wody obniżyło się z poziomu 30 cm do 80 cm, a uwilgotnienie profilu zmieniło się od uwilgotnienia odpowiadającego stanowi równowagi wody w strefie nasyconej i nienasyconej przy położeniu zwierciadła wody na głębokości 30 cm do uwilgotnienia odpowiadającego dolnej granicy



RYSUNEK 6. Zależność wskaźnika *COLE* od popielności rozpatrywanych gleb torfowo-murszowych

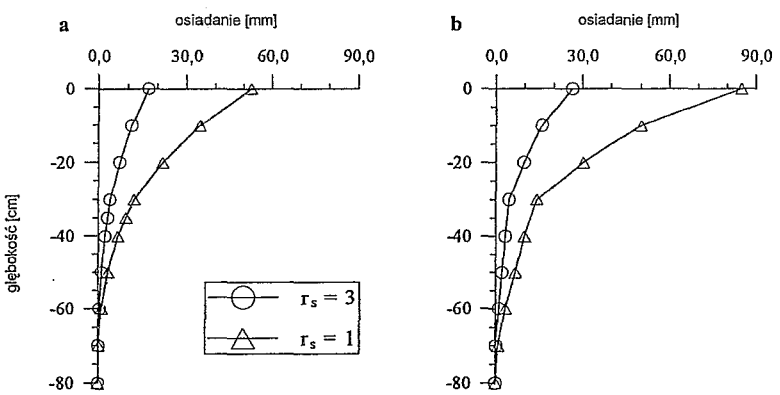
wody łatwo dostępnej przy położeniu zwierciadła wody na głębokości 80 cm.

Dla gleb torfowo-murszowych dolna granica wody łatwo dostępnej odpowiada następującym ciśnieniom ssącym (Szuniewicz i in. 1992): pF = 3,1 w warstwie 0–10 cm, pF = 2,6 w warstwie 10–20 cm, pF = 2,2 w warstwie 20–30 cm i pF = 1,8 w warstwie 30–40 cm. W warstwach położonych poniżej 40 cm przyjęto wartości pF wynikające z warunku równowagi ciśnień ssących ze zwierciadłem wody gruntowej. Obliczenia przeprowadzono zakładając dwie różne wartości współczynnika r_s, tj. $r_s = 3$ co odpowiada izotropowym zmianom objętości oraz $r_s = 1$ dla jednowymiarowych zmian objętości w procesie kurczenia. W obliczeniach pominięto tę część osiadania, która wynika ze zwiększonego nacisku warstw wyżej położonych na złoże torfowe znajdujące się w strefie saturacji oraz mineralizację masy organicznej. Wyniki obliczeń przedstawiono na rysunku 7. Wielkość osiadania powierzchni oszacowana dla gleby Mt I aa wynosiła od 26 do 85 mm i była większa od obliczonej dla gleby Mt II cb, gdzie osiadanie wynosiło od 17 do 53 mm. Obliczone wartości osiadania powierzchni były zbliżone do wartości pomierzonych dla podobnych gleb przez Szuniewicza i in. (1993). Dokładniejsza ocena osiadania wymaga podjęcia pomiarów wartości współczynnika charakteryzującego przebieg zmian geometrii (r_s) w różnych profilach gleb torfowo-murszowych.

Wnioski

Przeprowadzona analiza charakterystyki kurczenia dla 22 warstw torfu niskiego wykazała, że kształt krzywych kurczenia tych gleb jest całkowicie różny od charakterystyki kurczenia gleb ciężkich. Poszczególne charakterystyki kurczenia mogą być opisane za pomocą trzech linii prostych. Dla typowego profilu torfu niskiego zaobserwowano, że kształt poszczególnych linii zmienia się wraz z głębokością na skutek różnic w stopniu zmurszenia.

Pomierzona krzywa kurczenia może być wykorzystana do opracowania krzy-



RYSUNEK 7. Obliczona wielkość osiadania wywołanego zmianami objętości gleby w procesie kurczenia w dwóch profilach gleb torfowo-murszowych: a – Mt II cb, b – Mt I aa

wej retencyjności odnoszonej do aktualnej wilgotności objętościowej. Konstrukcja krzywej retencyjności na podstawie wilgotności objętościowej odniesionej do stałej objętości próbki gleby lub stopnia objętościowego wody lub wilgotności wagowej daje te same wartości parametrów α i n obliczonych wzorem van Genuchtena.

Potencjalne kurczenie w rozpatrywanych glebach torfowo-murszowych jest znacznie większe niż w glebach ciężkich, na co wskazują obliczone wartości wskaźnika *COLE*, zmieniające się w zakresie od 0,08 do 0,31 z wartością średnią około 0,17.

Literatura

BRASHER B.R., FRANZMEIER D.P., VALASSIS V., DAVIDSON S.E. 1969: *Use of Saran Resin to coat natural clods for bulk-density and water-retention measurements.* Soil Sci., 101; 108.

BRONSWIJK J.J.B., EVERS-VERMEER J.J. 1990: *Shrinkage of Dutch clay soil aggregates.* Neth. J. Agric. Sci. 38; 175–194.

GENUCHTEN M. Th. van, 1980: *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils.* Soil Sci. Soc. Am. J. 44; 892–898.

FRĄCKOWIAK H., FELIŃSKI T. 1994: *Obniżanie się powierzchni łąkowych gleb organicznych w warunkach intensywnego przesuszenia.* Wiad. IMUZ, XVIII, 2; 29–36.

GENUCHTEN M. Th. van, LEIJ F.J., YATES S.R. 1991: *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils.* U.S. Environ. Protec. Agency, Washington.

GROSSMAN R.B., BRASHER B.R., FRANZMEIER D.P., WALKER J.L. 1968: *Linear extensibility as calculated from natural-clod bulk density measurements.* Soil Sci. Soc. Am. Proc., 32; 570–573.

ILNICKI P., 1967: *Kurczliwość torfów w czasie suszenia w zależności od ich struktury i właściwości fizycznych.* Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol. 67.

KIM D.J., FEYEN J., VEREECKEN H. 1993: *Prediction of dynamic hydraulic properties in a ripening soil.* Geoderma 57; 231–245.

McGARRY D., MALAFANT K.W.J. 1987: *The analysis of volume change in unconfined units of soil.* Soil Sci. Soc. Am. J. 51; 290–297.

McGARRY D., MALAFANT K.W.J. 1988: *Errata:The analysis of volume change in unconfined units of soil.* Soil Sci. Soc. Am. J. 52; 902.

PARKER J.C., AMOS D.F., KASTER D.L. 1977: *An evaluation of several methods of estimating soil volume change.* Soil Sci. Soc. Am. J. 41; 1059–1064.

PHILIP J.R. 1969: *Moisture equilibrium in the vertical in swelling soils. I. Basic theory.* Austr. J. Soil Res. 7; 99–120.

SZUNIEWICZ J., CHURSKA Cz., CHURSKI T. 1992: *Potencjalne hydrogeniczne siedliska wilgotnościowe i ich zróżnicowanie pod względem dyspozycyjnych zapasów wody użytecznej.* Bibl. Wiad. IMUZ 79; 69–93.

SZUNIEWICZ J., CHURSKI T., SZAJDA J. 1993: *Ruchy powierzchni i retencja pulsacji w glebach torfowo-murszowych.* Wiad. IMUZ, XVII, 3; 191–207.

SZYMANOWSKI M. 1993: *Kurczliwość gleb torfowych niskopopielnych i ocena wilgotności w warunkach polowych przy wykorzystaniu krzywych sorpcji wody.* Wiad. IMUZ, XVII, 3; 175–189.

TARIQ A., DURNFORD D.S. 1993: *Analytical volume change model for swelling clay soils.* Soil Sci. Soc. Am. J. 57; 1183–1187.

Adres autorów

R. Oleszczuk, J. Szatyłowicz, T. Brandyk
Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych, SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Wenanty OLSZTA, Dariusz KOWALSKI

Właściwości retencyjne i przewodzące gleb torfowych silnie odwodnionych w dolinie Stawek-Stoki

Abstract

Retention and hydraulic conductivity of the dried peat soils in the Stawek-Stoki valley. In the article are presented changes of retention and conductivity properties of peat soils, excessively dried by groundwater intake „Wierzchowiska" and wrong infrastructure of melioration system. Basing on 3 examined soil profiles, from Stawek-Stoki valley, with various degradation degree, the influence of these changes on capillary rise of soil moisture are also shown.

Key words: changes of retention and conductivity properties and capillary rise ability.

Wstęp

Jednymi z ciekawszych elementów występujących w krajobrazie rolniczym są doliny torfowe (Mioduszewski 1994). Obok funkcji, jakie spełniają w lokalnych ekosystemach, stanowią one ważne gospodarczo obszary produkcji użytków zielonych. Chęć wykorzystania tej właśnie roli doprowadziła do masowych melioracji, umożliwiających rolnicze wykorzystanie zalegających tam gleb torfowych. Niestety, w wielu wypadkach, na skutek oszczędności inwestycyjnych systemy melioracyjne wykonywano jedynie jako odwadniające, często również prawidłowo zaprojektowane i zrealizowane jednak, na skutek braku nadzoru i konserwacji, tracą cechy dwustronnej, nawadniająco-odwadniającej regulacji stosunków wodnych na obszarach zmeliorowanych, prowadząc do znacznego odwodnienia terenu i obniżenia zwierciadła wód gruntowych (Brandyk 1990).

Na terenach dolin torfowych, jako stosunkowo zasobnych w wodę, często lokalizuje się ujęcia wód podziemnych. Ich eksploatacja również powoduje obniżenie zwierciadła wód gruntowych. Jeżeli w obrębie doliny wystąpią oba wymienione czynniki jednocześnie, wówczas może to doprowadzić do niekorzystnych zmian panujących tam stosunków wodnych.

Gleby torfowe są bardzo wrażliwe na takie zmiany. Ich intensywne przesuszenie powoduje często nieodwracalne zmiany struktury i właściwości fizykowodnych, co w efekcie prowadzi do przyspieszenia procesu murszenia, powstawania struktur poligonalnych na powierzchni, a w końcu do spadku produktywności, a nawet wyłączenia danego obiektu z użytkowania.

W pracy tej, na przykładzie doliny Stawek-Stoki, przedstawiono problem wpływu intensywnego osuszania gleb torfowych na ich własności retencyjne

i przewodzące, co stanowi przyczynek do tworzenia metod prognozowania w kwestii oddziaływania człowieka na środowisko przyrodnicze.

Cel i metodyka badań

Celem pracy jest przedstawienie zmian właściwości retencyjnych i przewodzących, intensywnie odwodnionych gleb torfowych, na przykładzie doliny rzek Stawek i Stoki, jak również ocena wpływu powyższych zmian na zdolności podsiąkowe profilu glebowego.

Badania umożliwiające określenie zmian właściwości retencyjnych i przewodzących oraz określenie ich wpływu na zdolności podsiąkowe profilu glebowego prowadzono dwutorowo. Współczynnik przewodnictwa hydraulicznego oraz przebieg krzywych retencji określono metodami laboratoryjnymi przeprowadzonymi w Laboratorium IMUZ w Lublinie. Określenie przewodnictwa hydraulicznego w warunkach nienasyconych oraz wyznaczenie wpływu zmian badanych parametrów na zdolności podsiąkowe dokonano wykorzystując metodę modelowania matematycznego. Badania prowadzono opierając się na następujących metodach:

- wyznaczanie wartości współczynnika przewodnictwa hydraulicznego, w strefie nasyconej (metoda osuszanych monolitów – Olszta, Zawadzki 1986),
- wyznaczanie przebiegu krzywych sił wiązania wody w glebie pF i zdolności retencyjnych, (metoda bloku pyłowego – Olszta, Zawadzki 1986),
- określenie wartości przepuszczalności wodnej w strefie nienasyconej (model van Genuchtena-Muallema, wg programu VANGEN – Zaradny 1987),
- przedstawienie wpływu zmian powyższych właściwości na zdolności podsiąkowe profilu glebowego (symulacja komputerowa wg programu PODSIĄK – Zaradny 1990).

Obiekt badań

Dolina dwóch rzek Stawek i Stoki zlokalizowana ok. 10 km na południowy wschód od Lublina. Na terenie wykorzystywanych tam rolniczo łąk torfowych uruchomiono w roku 1983 ujęcie wód podziemnych dla miasta Świdnika. Przed uruchomieniem ujęcia obszar ten był stosunkowo zasobny w wodę, czego potwierdzeniem są pozostałości po tzw. oczkach wodnych oraz wykonanie melioracji szczegółowej, jedynie odwadniającej.

Po uruchomieniu ujęcia doszło w obrębie leja depresyjnego i na terenach bezpośrednio z nim sąsiadujących, do diametralnej zmiany stosunków wodnych. Na odcinku ok. 3,5 km wyschła rzeka Stoki. Nastąpiło silne przesuszenie gleb torfowych w dolinie, co spowodowało degradację ich warstw wierzchnich. Świadczy o tym mikropoligonalna rzeźba terenu, liczne spękania, lokalnie nawet do 1,5 m głębokości. Przerwanie kontaktu z wodą gruntową doprowadziło do konieczności zmian upraw prowadzonych na łąkach.

Przykładowy profil glebowy na rozpatrywanym terenie [cm]:

- 0–10 – warstwa darniowa wysycona drobnoziarnistym, ciemnobrunatnym murszem (Z3).
- 10–30 – mursz torfiasty (Z1), wytworzony ze słabo rozłożonego, drobno-

włóknistego torfu mechowiskowego barwy brunatnobrązowej,

- 30–60 – torf turzycowiskowy barwy brunatnoczarnej, wilgotny, o silnym rozkładzie (R3),
- 60–125 – torf turzycowiskowy o strukturze włóknisto-amorficznej (R3), ze wzrastającym z głębokością zamuleniu,
- 125–150 – torf całkowicie rozłożony, amorficzny, czarny, z dużą zwiększającą się z głębokością zawartością mułu mineralnego,
- poniżej 150 – pył ilasty.

Dla celów poglądowych w artykule przedstawiono wyniki badań dla 3 spośród 7 dokonanych odkrywek glebowych. Pierwszą z nich zlokalizowano w pobliżu połączenia rzek Stawek i Stoki, na terenie nie zdeformowanej powierzchni, gdzie nie zaobserwowano wyraźnych spękań w profilu glebowym. Druga i trzecia zlokalizowane były na terenie silnie zdegradowanej łąki o mikropoligonalnej rzeźbie, w odległości 300 i 500 m od rzeki Stoki.

Właściwości retencyjne

Wyniki badań właściwości retencyjnych przedstawiono na rysunku 1. Widoczne na nim są znaczne różnice przebiegu krzywych pF dla kolejnych warstw profili. Odkrywka 1 ma wyróżnione jedynie 2 warstwy – wierzchnią (0–30 cm) i podścielającą (30–120 cm p.p.t.). Dla odkrywek 2 i 3 konieczne stało się wyróżnienie 3 warstw, wierzchniej (0–30 cm), pośredniej (30–60 cm) i podścielającej (60–120 cm p.p.t.), co jest efektem znaczniejszego zaawansowania w nich procesów degradacji.

Warstwy podścielające posiadają zbliżony przebieg krzywych pF dla wszystkich prezentowanych odkrywek. Świadczy to o ich podobnym stopniu degradacji, różna jest tylko głębokość tej warstwy. Przebieg krzywych pF określonych dla warstw pośrednich świadczy o istotnym, choć nie tak znacznym, jak w przypadku warstw wierzchnich, zaawansowaniu procesów degradacji. Najbardziej zdegradowane wydają się warstwy wierzchnie odkrywek 2 i 3, o czym świadczy przebieg krzywych pF, w których trudno wyróżnić, charakterystyczne dla torfu wygarbienia.

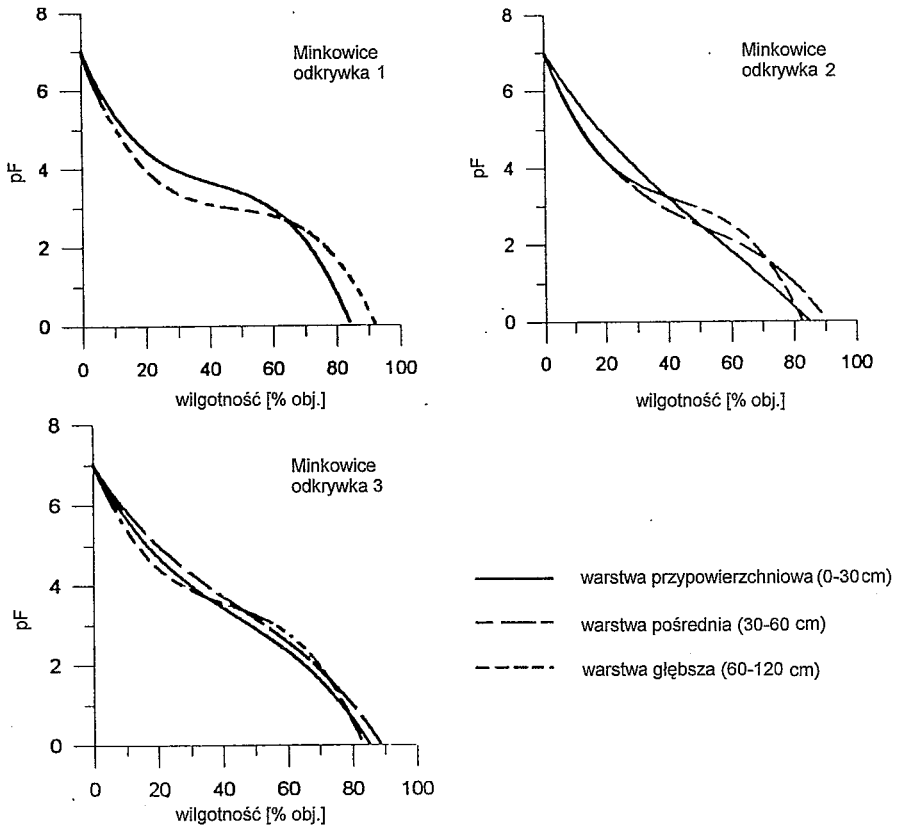
Reasumując można próbować uszeregować przedstawione profile glebowe pod względem stopnia zaawansowania procesów degradacji:

- odkrywka 1 – najmniej zdegradowana, niemal nie naruszona, przyjęta w dalszych rozważaniach jako wzorzec,
- odkrywka 2 – warstwa wierzchnia silnie zdegradowana, warstwa pośrednia wykazuje jednak cechy niezbyt silnej degradacji,
- odkrywka 3 – dwie pierwsze warstwy wykazują znaczne podobieństwo, świadczące o znacznej degradacji.

Decydująca, w zakresie stopnia zaawansowania procesów degradacji wydaje się tu odległość od koryta cieku Stawek-Stoki.

Właściwości przewodzące

W ramach badań wykonano pomiary wartości współczynnika przewodności hydraulicznej K_s (mm/dobę) dla stanu pełnego nasycenia. Wyniki zestawiono w tabeli 1.



RYSUNEK 1. Właściwości retencyjne – krzywe pF wyznaczone dla badanych profili glebowych

TABELA 1. Wartości współczynnika przewodności hydraulicznej K_s (mm/dobę) dla stanu pełnego nasycenia

Nr odkrywki	Warstwa [cm ppt]	Przewodność [mm/d]
1	0–30	790
	30–120	1 576
2	0–30	1 488
	30–60	1 656
	60–120	613
3	0–30	604
	30–60	2 527
	60–120	505

Wyraźnie daje się zauważyć istotną różnicę pomiędzy współczynnikami przewodzenia dla warstw wierzchnich i głębszych. Świadczyć to może o sygnalizowanym już wcześniej zaistniałym w nich przeobrażeniu. Odkrywka 1, przyjęta jako wzorzec, wykazuje wartości zbliżone do uzyskanych dla innych profili. Może to świadczyć bądź to o niewielkim stopniu przeobrażenia we wszystkich przypadkach, bądź też, co wydaje się bardziej prawdopodobne, o nie zauważonym wcześniej przeobrażeniu odkrywki 1. Generalnie badane profile charakteryzują się

podobnymi wartościami współczynnika przewodnictwa w warunkach nienasyconych.

Do wyznaczenia przebiegu funkcji przewodnictwa hydraulicznego w warunkach nienasyconych $K(h)$ wykorzystano model Van Genuchtena-Mualema. Wzór na względną przewodność hydrauliczną posiada postać:

$$K^r = \left[\frac{1}{1+(a\cdot h)^{\alpha}}\right]^{\beta\cdot n_1} \cdot \left\{1-\left[\frac{(a\cdot h)^{\alpha}}{1+(a\cdot h)^{\alpha}}\right]^{\beta}\right\}^{p} \qquad (1)$$

gdzie:

K^r – względna przewodność hydrauliczna $K^r = K(h)/K_s$,

$K(h)$ – przewodność hydrauliczna przy niepełnym nasyceniu,

K_s – przewodność hydrauliczna przy pełnym nasyceniu,

n_1 – współczynnik wg Mualema, 0,5,

p – współczynnik wg Mualema, 2,0,

h – wartość ciśnienia ssącego w glebie,

β – współczynnik wg Mualema $\beta = 1 - 1/\alpha$,

α, a – nieliniowe współczynniki dopasowania, wyznaczane na podstawie pomierzonej zależności $h=f(\Theta)$ – krzywą pF, z wykorzystaniem metody najmniejszych kwadratów (Marquardt 1963) wzorem:

$$\frac{\Theta-\Theta_r}{\Theta_s-\Theta_r} = \left[\frac{1}{1+(a\cdot h)^{\alpha}}\right]^{\beta} \qquad (2)$$

w którym:

Θ – wilgotność próbki [cm^3/cm^3],

Θ_s – wilgotność próbki w warunkach pełnego nasycenia,

Θ_r – tzw. resztowa zawartość wody.

Obliczenia wartości funkcji $K(h)$ dokonano wykorzystując program opracowany przez Zaradnego VANGEN (Olszta, Zawadzki 1991). Wyniki zestawiono na rysunku 2.

Przedstawione na rysunku 2 wykresy świadczą o niewielkim zróżnicowaniu poszczególnych warstw. Jedynym wyjątkiem wydaje się być krzywa uzyskana dla warstwy 60–120 cm odkrywki 3.

Ocena zdolności podsiąkowych

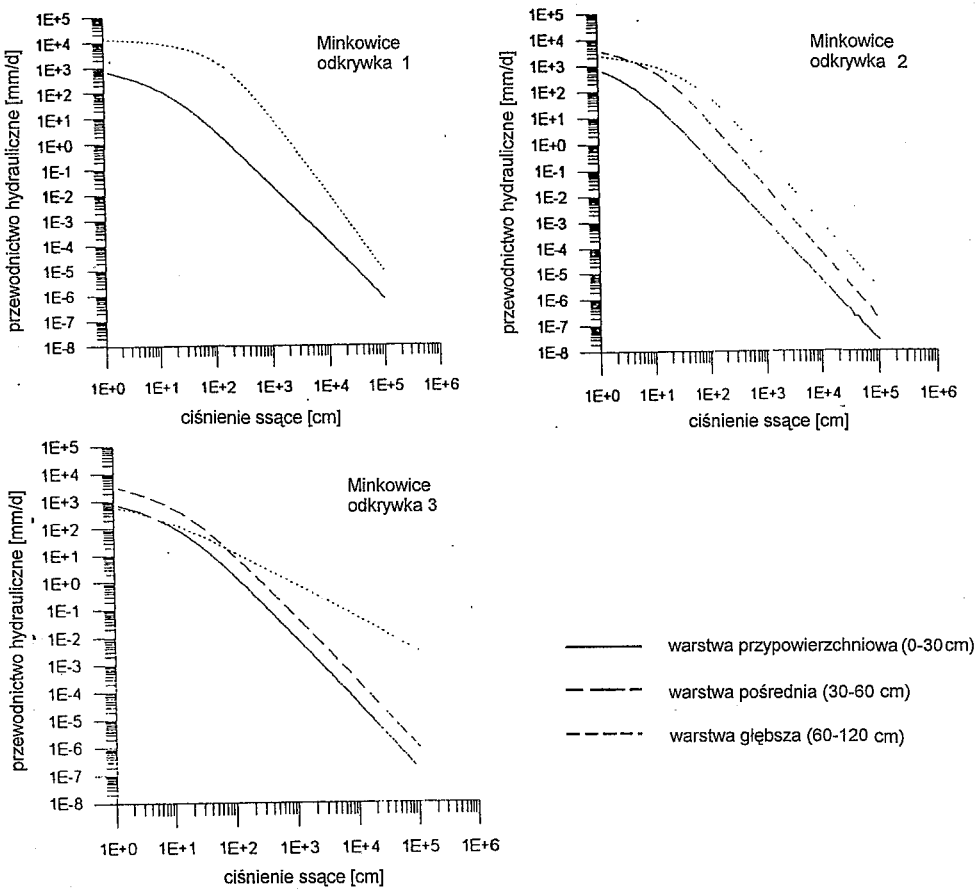
Określenie przebiegu krzywych pF, wartości K_s oraz funkcji $K(h)$, umożliwiło przeprowadzenie symulacji komputerowej zdolności podsiąkowych poszczególnych profili glebowych. Zgodnie z przyjętym w pkt 3 uszeregowaniem odkrywek pod względem zaawansowania można dzięki temu prześledzić wpływ zmian właściwości retencyjnych i przewodzących na te zdolności.

Do określenia zdolności podsiąkowych profilu glebowego wykorzystano opracowany przez Zaradnego (1987) program PODSIĄK. Wykorzystuje on zależność umożliwiającą obliczenie wysokości podsiąku kapilarnego z, od zwierciadła wody gruntowej, w zależności od wartości przewodnictwa hydraulicznego oraz zadanego natężenia przepływu wody:

$$z = -\int_0^h \frac{dh}{\frac{q_j}{K(h)}+1} \qquad (3)$$

gdzie:

z – współrzędna pionowa wysokości podsiąku,



RYSUNEK 2. Przebieg zmian przewodnictwa hydraulicznego w badanym zakresie zmian ciśnień ssących, na podstawie programu VANGEN

h – wysokość ciśnienia wody glebowej (wartości ujemne w strefie nienasyconej),

q_j – jednostkowe natężenie przepływu.

Wartości $K(h)$ wyznaczano na podstawie funkcji:

$$K(h) = K_s \quad \text{dla } h \geq h_a,$$

$$K(h) = K_s \exp[\eta(h - h_a)] \quad \text{dla } h_a > h \geq h_{\lim} \tag{4}$$

$$K(h) = C(-h)^n \quad \text{dla } h < h_{\lim}$$

gdzie:

K_s – przewodność hydrauliczna gleby dla pełnego nasycenia,

h_a – tzw. wysokość ciśnienia wejścia dla powietrza, 0,0 wg Rijtemy,

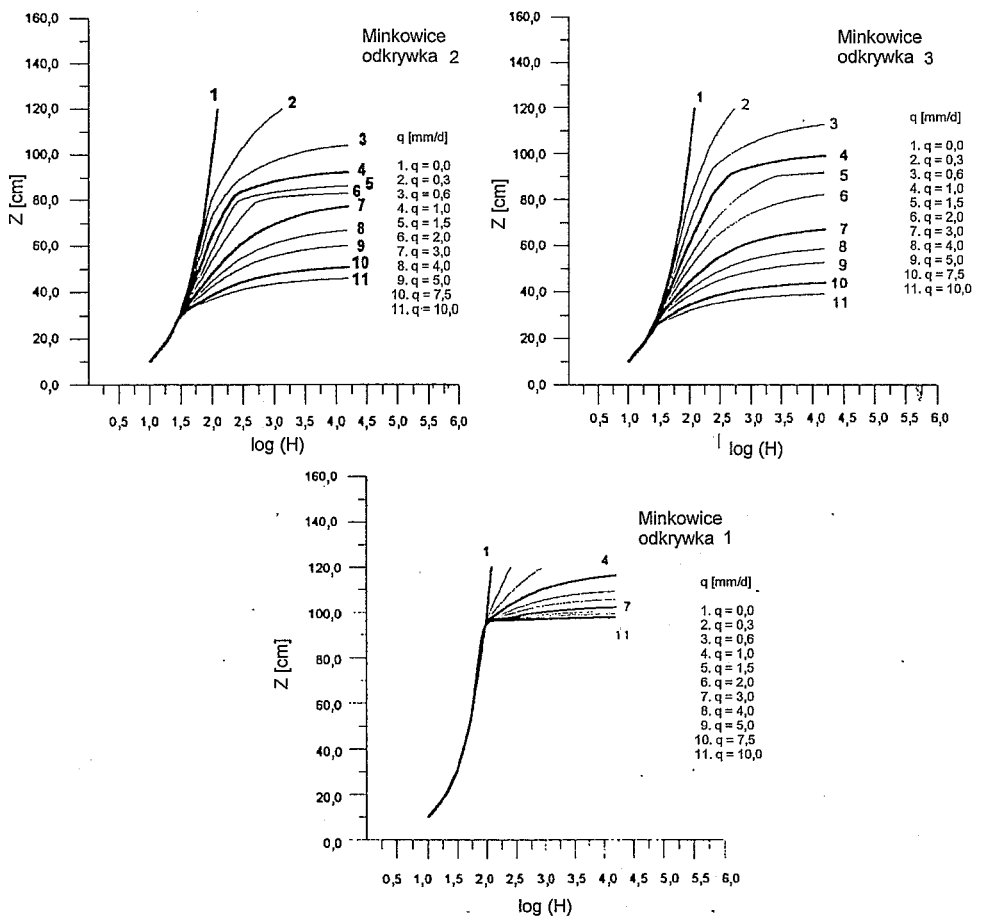
$h_{\lim}$ – graniczne wartości wysokości ciśnienia,

n, η, C – stałe.

Obliczenia prowadzono dla poziomu zwierciadła wody 120 cm ppt. Wyniki zestawiono na rysunku 3. Widoczne jest na nich znaczne zróżnicowanie pomiędzy

odkrywką 1, a pozostałymi. Odkrywka 1 wykazuje znacznie lepsze od pozostałych właściwości podsiąkowe. Sytuacja ta pogłębia się przy podnoszeniu poziomu zwierciadła wody.

Wykresy przedstawione na rysunku 3 wskazują ponadto, że w przypadku zaistnienia procesu degradacji gleb torfowych, wywołanego ich silnym przesuszeniem, konieczne jest podnoszenie zwierciadła wody gruntowej wyżej, niż to ma miejsce w warunkach gleb nie zdegradowanych, w celu zapewnienia dostępnej wody dla roślin. Świadczy to o tym, że utrzymanie produktywności obszaru zdegradowanego wymagać będzie większych nakładów – modernizacja systemu melioracyjnego, a często konieczność dodatkowego doprowadzenia wody spoza doliny – niż miałoby to miejsce przy niedopuszczeniu do zaistnienia powyższego zjawiska.



RYSUNEK 3. Zdolności podsiąkowe badanych profili glebowych na podstawie symulacji prowadzonych programem PODSIĄK

Podsumowanie i wnioski

Dolina Stawek-Stoki, dawniej zasilana wodami powierzchniowymi i gruntowymi, w wyniku eksploatacji ujęcia wody dla miasta Świdnika oraz nie dostosowanej do zmienionych warunków melioracji, została całkowicie pozbawiona tych wód. Obecnie gleby mogą wykorzystywać tylko wodę opadową. Spowodowało to istotne zmiany w bilansie wodnym siedliska i zapoczątkowało nasilone procesy wtórnych przeobrażeń organicznej masy glebowej, prowadzące do degradacji gleb. Użytki zielone, dawniej wilgotne i okresowo mokre, obecnie, szczególnie na terenach wyżej położonych, stanowiących ok. 50% powierzchni obiektu, znajdują się w siedliskach posusznych, charakteryzujących się znacznie mniejszymi niż uprzednio zdolnościami produkcyjnymi.

1. Przebieg procesów degradacji, wywołanych silnym przesuszeniem gleb torfowych w dolinie Stawek-Stoki, jest uwarunkowany głębokością odwodnienia. Obserwuje się ponadto znaczne zróżnicowanie stopnia zaawansowania w poszczególnych warstwach profilu glebowego. Mimo wyraźnych oznak degradacji gleb ich pojemność retencyjna utrzymuje się nadal na dość wysokim poziomie. Świadczy to o tym, że pomimo upływu 12 lat od rozpoczęcia procesu przesuszania gleb, nadal istnieje możliwość ich rekultywacji.

2. Wykazane zmiany zdolności retencyjnych i przewodzących odbijają się negatywnie na zdolnościach podsiąkowych przebadanych profili glebowych, a tym samym pogłębiają proces degradacji i spadku produktywności gleby.

3. Zahamowanie procesów degradacji gleb torfowych, wywołanych intensywnym przesuszeniem, wymaga utrzymywania znacznie wyższego niż obecnie, poziomu wód gruntowych, drogą nawodnień podsiąkowych.

Literatura

BRANDYK T. 1990: *Podstawy regulowania uwilgotnienia gleb dolinowych.* Wydaw. SGGW-AR, Warszawa.

MIODUSZEWSKI W. 1994: *Ochrona i kształtowanie zasobów wodnych w małych rolniczych zlewniach rzecznych.* IMUZ Falenty, mat. infor. 25.

OLSZTA W., ZAWADZKI S. 1986: *Wykorzystanie metody bloku pyłowego do badania przewodnictwa hydraulicznego gleby.* Rocz. Nauk Rol., seria F, t. 81; 2.

OLSZTA W., ZAWADZKI S. 1991: *Właściwości retencyjne gleb, metody ich określania oraz sposoby wykorzystania w melioracji.* IMUZ Falenty, mat. instruk. 94.

ZARADNY H. 1987: *Metody wyznaczania przewodności hydraulicznej w pełnym zakresie zmian zawartości wody w glebie.* Opr. Wew., IBW PAN dla CPBR, 10.8.7.1.A.59.

ZARADNY H. 1990: *Matematyczne modelowanie procesów transportu wody i zanieczyszczeń w glebach nienasyconych i nasyconych dla potrzeb nawodnień.* Etap I. Opr. Wew., IBW PAN dla CPBR, 10.8.7.1.B.12.03.

Adres autorów
W. Olszta
Katedra Zaopatrzenia w Wodę i Usuwania Ścieków PL
20-618 Lublin, ul. Nadbystrzycka 40
D. Kowalski
Instytut Melioracji Użytków Zielonych PL
20-612 Lublin, ul. Głęboka 24

Julian PALUCH

Przemieszczanie się wody i składników zanieczyszczeń w strefie aeracji profilu glebowego

Abstract

Diplacement of water and pollutant components in aeration zone of soil profile. The results of investigation of determination quantity water on different depths of soil profile are presented in this article. Were taken up for separation infiltration water and capillary ascent (rise) of soil moisture and soil vapour in aeration zone of soil profile. The variations on the quantity of the soil water are displayed (as well as) rain water of chemical compositions.

Key words: soil solution, capillary moisture, aeration zone, infiltration water.

Wstęp

Obserwacje z ostatnich lat wykazują postępującą degradację wód powierzchniowych i podziemnych nie tylko na terenie Polski. Przyczyn niekorzystnych zmian jest wiele, a jedną z nich stanowi odpływ składników zanieczyszczeń do wód podziemnych przez strefę aeracji profilu glebowego. Problem przemieszczania się składników chemicznych do wód podejmowało wielu autorów, jednak trudności metodyczne badań zjawisk losowych w warunkach naturalnych skłaniają do poszukiwania rozwiązań zastępczych, np. badania lizymetryczne bilansu wodnego, stosowanie różnych metod ekstrakcji składników nawozowych i wielu pierwiastków, także śladowych, z fazy stałej gleby. W warunkach naturalnych (terenowych) najczęściej ekstrahentem związków rozpuszczalnych są wody opadowe wsiąkające w głąb profilu glebowego oraz podsiąkające i/lub unoszące się w postaci pary wodnej ku powierzchni terenu ze strefy saturacji. Ruch wody w glebie jest uzależniony od wielu czynników, a składniki glebowe lub wniesione do gleby (rozpuszczalne w wodzie tworzą roztwór glebowy), w zależności od ilości wody przemieszczającej się w glebie ulegają rozcieńczaniu względnie zatężaniu. Dlatego oprócz składu chemicznego konieczna jest znajomość ilości wody przemieszczającej się w określonym kierunku na wybranym poziomie strefy aeracji.

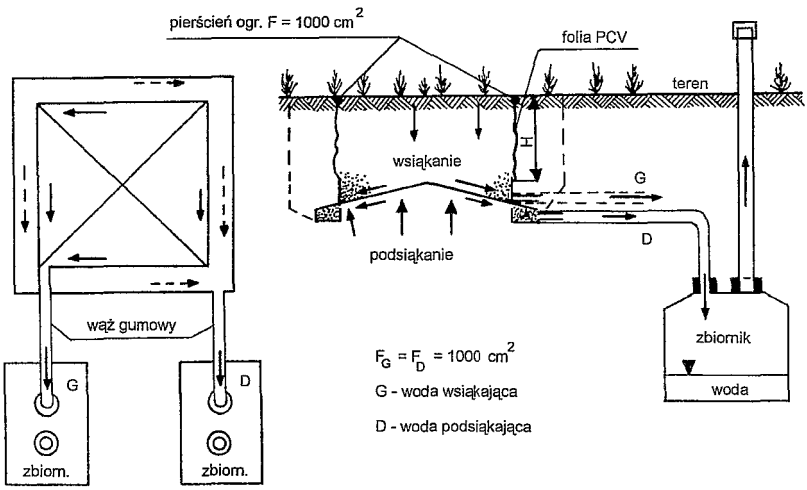
Ekstrakcja substancji rozpuszczalnych w wodzie lub innych ekstrahentach z gleby w warunkach laboratoryjnych może wskazywać na potencjalną ilość składników, jakie mogą przechodzić z fazy stałej gleby do płynnej w celu dokonywania analiz porównawczych, natomiast nie mogą stanowić podstawy do sporządzania bilansów zanieczyszczeń w czasie lub określania tempa degradacji wód. Lo-

sowa zmienność warunków hydrometeorologicznych w powiązaniu z dużą inercją i właściwościami wodnymi profilu glebowego w ujęciu dynamicznym, a także ciągle zmieniające się głębokości zalegania poziomów wód gruntowych, zwłaszcza płytko zalegających wód zaskórnych, nie pozwalają na jednoznaczną ocenę ilościową przemieszczania się substancji rozpuszczalnych w wodzie w głąb profilu glebowego. Podejmowano wiele prób badania roztworu glebowego w warunkach naturalnych, jednak każda z nich budziła różne wątpliwości (Ayars 1976; Paluch 1984). Kolejną próbą rozwiązania tego problemu mogą być wyniki badań uzyskane w latach 1993–1995 w rejonie Wrocławia. Eksperyment zmierzał do separacji wód zstępujących od wstępujących ku powierzchni terenu.

Obiekt i metody badań

Badania roztworu glebowego w warunkach naturalnych wykonywane były za pomocą urządzeń wykonanych według koncepcji autora niniejszego artykułu, z uwzględnieniem wcześniej zdobytych doświadczeń. Pierwsza wersja urządzeń pomiarowych, stosowanych w latach 1977–1981 na obiektach Szewce i Swojec (Paluch 1984, 1986), była modyfikacją rozwiązań Sziłowej (1995).

W latach 1987–1990 zastosowano nową wersję konstrukcji zmierzającą do ograniczenia lub eliminacji wad wcześniej dostrzeżonych, a od roku 1993 podjęto próby pomiaru ilości wody wstępującej ku powierzchni terenu i „zawieszonej" na przyjętej głębokości strefy aeracji profilu glebowego po ograniczeniu (a właściwiej oddzieleniu) wody zstępującej w głąb. Wody wsiąkające z powierzchni 1000 cm^2 przez materiał glebowy na określonej głębokości przechwytywane były do oddzielnego pojemnika G – (rys.), a wody wstępujące ku powierzchni w glebie o nienaruszonej strukturze odprowadzano oddzielnie do pojemnika D. Wody zstępujące i wstępujące zbierane były z powierzchni o identycznej wielkości – 1000 cm^2. Pomiary objętości roztworu glebowego z głębokości 0,20 m i 0,50 m wykonywano w dwóch powtórzeniach, a na 0,04 m – w jednym, z równoczesnym pomiarem wielkości wskaźników opadów atmosferycznych i głębokości zalegania poziomów wód gruntowych w rejonie stanowisk badawczych. Pierścień ograniczający wielkość obszaru alimentacji na powierzchni terenu z urządzeniem pomiarowym na wybranej głębokości połączony był za pomocą „rękawa" z folii PCV tak, aby woda wsiąkająca nie mogła dopływać z zewnątrz do urządzenia pomiarowego i odpływać z niego na zewnątrz. Woda opadowa z powierzchni 1000 cm^2 przesiąkała „rękawem" wypełnionym rodzimym materiałem glebowym na określoną głębokość do urządzenia pomiarowego. Powierzchnia dolna tego urządzenia o identycznej wielkości jak górna ściśle przylegała do gleby o nienaruszonych właściwościach, ograniczając dalsze podnoszenie się wody ku powierzchni terenu. Nadmiar wody spływał specjalną rynną wypełnioną materiałem przepuszczalnym do pojemnika D – rysunek. Woda z każdego pojemnika mierzona była oddzielnie z częstotliwością dostosowywaną do przebiegu warunków hydrometeorologicznych z jednoczesną rejestracją wielkości opadów atmosfery-



RYSUNEK. Schemat ideowy badań roztworu glebowego w warunkach naturalnych

cznych i głębokości zalegania poziomów wód gruntowych.

Stanowisko badawcze zlokalizowano na powierzchni odłogowanej od ponad 10 lat, bez żadnej ingerencji gospodarczej, w rejonie Stacji Doświadczalnej Szewce na glebach brunatnych wytworzonych z piasków gliniastych mocnych zalegających – poniżej 2,5 m – na iłach pylastych. W rejonie stanowisk pomiarowych występowała roślinność łąkowa. Ograniczone powierzchnie wewnętrzne pierścieni urządzeń pomiarowych były także zadarnione i porośnięte roślinnością trawiastą.

W półroczu zimowym 1993/1994 pobrano dwukrotnie próbki wody glebowej i opadowej do analiz chemicznych wykonanych zgodnie z obowiązującymi metodami w laboratorium IOŚ Oddział we Wrocławiu. Ze względu na stosunkowo małe ilości, zwłaszcza wód opadowych z deszczomierza standardowego nie wszystkie składniki wody mogły być oznaczone w każdej z pobranych próbek.

Wyniki badań

W tabeli 1 zestawiono miesięczne wielkości wskaźników opadów atmosferycznych z uwzględnieniem półrocza letniego (1 V–31 X) i zimowego (1 XI–30 IV roku następnego), miesięczne wahania głębokości zalegania poziomów wód gruntowych oraz objętości wody glebowej dopływającej do poszczególnych pojemników urządzeń pomiarowych z powierzchni 1000 cm^2 na określonej głębokości profilu glebowego. Z tabeli tej wynika, że w okresie wstępnym (1 VII–31 X 1993 r.) sumy wskaźników opadów atmosferycznych w ciągu miesiąca zmieniały się od 21,5 mm (VIII) do 109,3 mm (VII), poziomy wód gruntowych zaś w rejonie stanowisk pomiarowych układały się na głębokości od 1,71 m (VII) do 2,29 m (X) od powierzchni terenu. W tych warunkach na głębokości 0,04 m najwięcej wody wsiąkającej w głąb zmierzono w październiku (1151 cm^3 – 11,51 mm), natomiast wstępującej ku górze – 48 cm^3

TABELA 1. Zmiany ilości roztworu glebowego na różnych głębokościach od powierzchni terenu z uwzględnieniem kierunków w ruchu pionowym na tle wielkości sum miesięcznych wskaźników opadów atmosferycznych i głębokości zalegania poziomów wód gruntowych w latach 1993–1995

Miesiąc	Rok	Opad	Głębokość wody gruntowej	Objętość wody glebowej [$cm^3/1000cm^2$] na głębokości [m] od powierzchni terenu									
				0,04 m		0,20 m				0,50 m			
		[mm]	[m]	G	D	G1	D1	G2	D2	G1	D1	G2	D2
VII	1993	109,3	1,71 – 1,78	470	0	0	0	0	0	0	10	0	0
VIII	1993	21,5	1,69 – 1,95	0	48	9	0	0	4	0	0	0	0
IX	1993	68,5	1,95 – 2,08	665	0	0	0	0	0	0	215	0	0
X	1993	39,8	2,01 – 2,29	1151	0	332	0	0	14	5	129	0	0
XI	1993	26,4	2,21 – 2,25	239	0	39	0	0	21	12	2	0	0
XII	1993	69,9	1,20 – 2,23	1508	1	915	0	27	101	558	47	3	32
I	1994	33,2	0,66 – 0,89	1195	3	430	0	5	24	607	9	3	1092
II	1994	16,7	0,71 – 1,02	293	0	54	0	0	0	22	0	0	5
III	1994	64,4	0,55 – 0,73	1377	4	830	0	1	1	133	17	6	406
IV	1994	55,5	0,48 – 0,75	908	0	880	0	9	0	350	593	464	1630
XI-IV	93–94	266,1	0,48 – 2,25	5520	8	3148	0	42	147	1682	668	476	3165
V	1994	52,1	0,85 – 1,24	314	0	0	0	0	0	4	18	0	4
VI	1994	33,6	1,20 – 1,50	77	0	1	0	2	0	1	10	0	1
VII	1994	12,6	1,51 – 1,76	88	0	2	0	1	0	0	0	0	6
VIII	1994	71,4	1,80 – 2,00	992	1	131	0	0	0	58	31	0	25
IX	1994	36,9	2,00 – 2,13	0	0	0	0	0	6	0	22	0	2
X	1994	24,3	2,21 – 2,28	115	0	0	0	0	12	1	15	0	2
V-X	1994	230,9	0,85 – 2,28	1586	1	134	0	3	18	64	96	0	40
XI	1994	22,5	2,28 – 2,30	225	0	6	0	0	7	0	42	0	7
XII	1994	36,6	2,25 – 2,30	498	4	21	13	1	30	0	41	22	15
I	1995	34,2	1,74 – 2,25	33	11	1260	14	5	90	1365	22	6	12
II	1995	38,6	1,22 – 1,57	460	5	167	3	6	13	1	33	42	25

cd. tab. 1

III	1995	30,1	1,02 – 1,20	722	0	128	1	2	3	0	40	46	11
IV	1995	28,3	0,95 – 1,05	353	0	2	6	0	3	2	46	23	8
XI-IV	1995	190,3	0,95 – 2,30	2291	20	1584	37	14	146	1368	224	139	78
V	1995	46,7	0,94 – 1,25	394	0	141	13	0	7	222	31	0	7
VI	1995	123,3	0,85 – 1,32	856	1	124	10	0	23	89	88	1	55
VII	1995	52,4	1,10 – 1,50	811	0	130	100	1	4	2	31	0	23
VIII-IX	1995	152,4	1,19 – 1,64*	155*	0*	275	6	0	14	178	29	1	48
X	1995	10,1	1,19 – 1,46	9	0	1	0	2	6	1	4	0	2
V-X	1995	384,9	0,85 – 1,46	2225	1	671	129	3	54	492	83	2	135

G – wody przesiąkające w głąb materiału glebowego; D – wody podsiąkające z dołu do góry i kondensat pary wodnej z gleby rodzimej. * Wyniki wątpliwe ze względu na wyłączenie urządzenia pomiarowgo od 11 VIII do 22 IX 1995 r. W okresie tym nie były mierzone poziomy wód gruntowych.

1; 2 – numery kombinacji (powtórzeń) na danej gębokości – wielkości odpowiadające sobie: D1 i D2 oraz G1 i G2. Brak cyfry przy D lub G oznacza, że pomiary wykonywano bez powtórzeń.

w sierpniu, kiedy wody gruntowe zalegały na głębości 1,75 m od powierzchni terenu. Na głębokości 0,20 m, ilości wody wsiąkającej zmieniały się od 0,00 do 330 cm^3 (3,3 mm), natomiast podsiąkającej – od 0,00 do 14 cm^3/m-c, występującej (ku górze) – od 0,00 do 215 cm^3/m-c. Wyniki te ilustrują przebieg procesów przenikania wody w glebie w okresie systematycznego opadania poziomów wód gruntowych, przy stosunkowo dużym zróżnicowaniu wielkości wskaźników opadów atmosferycznych i stabilizowania się gęstości materiału glebowego po założeniu urządzeń pomiarowych.

W półroczu zimowym 1993/94 na głębokości 0,04 m objętość wody wsiąkającej była największa, malejąc w miarę wzrostu głębokości założenia urządzenia pomiarowego z uwzględnieniem zmienności lokalnej gleby, natomiast ilość wód występujących układała się odwrotnie – na głębokości 0,5 m gromadziło się najwięcej wody, głębokości zaś na 0,04 m – najmniej.

Na głębokości 0,50 m od powierzchni terenu przesiąkało od 476 cm^3 (4,76 mm) do 1682 cm^3 (16,82 mm), natomiast z kierunku przeciwnego – od dołu – od 668 cm^3 do 3165 cm^3, zależnie od warunków miejscowych, na głębokości zaś 0,20 m wielkości zmieniały się odpowiednio: przesiąkało od 42 cm^3 do 3148 cm^3, a podsiąkało zaledwie od 0,00 do 147 cm^3.

W półroczu letnim 1994 r. (V-X) – powszechnie określanym jako katastrofalnie suche – sumy miesięcznych wskaźników opadów atmosferycznych zmieniały się od 12,6 mm w lipcu do 71,4 mm w sierpniu. Należy tutaj zaznaczyć, że od 11 lipca do 7 sierpnia zarejestrowano tyl-

ko dwa dni z opadami o łącznej sumie 1,25 mm. W półroczu tym spadło 230,9 mm deszczu, a poziom wód gruntowych obniżył się z 0,85 m w maju do 2,28 m w końcu października. Na głębokości 0,04 m w tym czasie zgromadziło się 1586 cm^3 (15,86 mm) wody wsiąkającej i zaledwie 1 cm^3 w pojemniku dolnym (D- tab. 1) odbierającym wodę wstępującą ku górze. Jeszcze mniej wody wsiąkającej gromadziło się na głębokości 0,20 m od powierzchni terenu, a najmniej na głębokości 0,50 m – podobnie jak w półroczu zimowym – natomiast ilość wody wstępującej ku górze zmniejszała się wraz ze zbliżaniem się do powierzchni terenu.

Analogiczne tendencje można zauważyć również w półroczu zimowym 1993/94. Zestawione w tabeli 1 wielkości wskazują, że na głębokości 0,50 m od powierzchni terenu przeważało zasilanie strefy aeracji profilu glebowego z zasobów wód gruntowych poprzez strefę podsiąku kapilarnego i siły ssące gleby, a na głębokości 0,04 m – z opadów atmosferycznych. Należy tutaj zwrócić uwagę na lokalne warunki wodnoglebowe oraz uwzględnić cel prowadzonych badań, które zmierzały do rozgraniczenia wpływu wód opadowych i gruntowych na ilość wody w strefie aeracji profilu glebowego. Stosunkowo duże zróżnicowanie ilości wody pomierzonej na poszczególnych głębokościach wynika z dużego zróżnicowania właściwości wodnych gleby i zbyt małej liczby powtórzeń stanowisk pomiarowych na danej głębokości profilu glebowego. Przeprowadzone badania wykazały, że w półroczu letnim tylko znikoma część wód opadowych może zasilać zasoby wód gruntowych w rejonie prowadzonego eksperymentu i tym samym przyczyniać się do transportu zanieczyszczeń z powierzchni terenu w głąb profilu glebowego. Przemieszczanie zanieczyszczeń w glebie może się odbywać w tym czasie dzięki różnicy stężeń poszczególnych składników zanieczyszczeń na poszczególnych głębokościach profilu glebowego, jednak skala tego zjawiska wydaje się niewielka, choć dotąd nie w pełni zbadana. Dopiero w półroczu zimowym – przy zmniejszonej intensywności parowania terenowego – następuje wyraźne zwiększenie alimentacji wód gruntowych z powierzchni terenu wodami opadowymi i składnikami zanieczyszczeń wymywanymi z wierzchnich warstw gleby.

W półroczu zimowym 1993/1994 suma wskaźników opadów atmosferycznych była o około 80 mm wyższa niż w zimie 1994/1995. Przyczyniło się to do zmniejszenia ilości pomierzonej wody na poszczególnych głębokościach profilu glebowego, w tych samych stanowiskach pomiarowych, zimą 1994/95. Wiekości różnic można ocenić na podstawie danych zestawionych w tabeli 1. Przyczyn tego zjawiska należy upatrywać między innymi w głębszym zaleganiu (o około 0,50 m) poziomów wód gruntowych w końcu półrocza zimowego 1994/95.

Oprócz analiz okresowych – miesięcznych i półrocznych – rozpatrywano także poszczególne cykle pomiarowe, zwłaszcza po wystąpieniu obfitszych opadów atmosferycznych. Przeprowadzony eksperyment wykazał, że w półroczu letnim nawet stosunkowo wysokie opady atmosferyczne, np. 22,5 mm/d 20 VIII 1994 r. – spowodowały tylko nie-

znaczne zmniejszenie tempa obniżania się poziomów wód gruntowych, a objętość wsiąkającej wody na głębokości 0,04 m wyniosła 60 cm^3 (0,6 mm). Na głębokości 0,20 m po tym opadzie zmierzono od ilości śladowych do 90 cm^3, zależnie od rozpatrywanego stanowiska pomiarowego, a na 0,50 m – od ilości śladowych do 58 cm^3. Wody „wstępujące" pojawiły się tylko na głębokości 0,50 m od powierzchni terenu w niewielkich ilościach – od 7 cm^3 do 15 cm^3. Również i w innych okresach daje się zaobserwować podobne tendencje. Na przykład 23 X 1994 r. po opadzie dobowym 21 mm na głębokości 0,04 m zgromadziło się 860 cm^3 wody (8,6 mm), w pozostałych zaś stanowiskach pomiarowych nie stwierdzono ani pod, ani przesiąków wody do pojemników. Dopiero po dwóch dniach opadowych (25 X) – w sumie 33,3 mm – na głębokości 0,04 m przesiąknęło 1149 cm^3, na 0,20 m – od 0,00 do 332 cm^3, a na 0,50 m – od 0,00 do 125 cm^3 (na większych głębokościach pomiary wykonywano w dwóch powtórzeniach), natomiast poziom wód gruntowych w tym czasie nie zmienił się i układał się na głębokości 2,21 m od powierzchni terenu.

Dopiero 27 X. poziom wód gruntowych podniósł się o 1 cm. Przedstawione wielkości wskazują na dużą bezwładność strefy aeracji podczas alimentacji wód gruntowych po wystąpieniu obfitszych opadów atmosferycznych. Kontynuacja badań, po zwiększeniu liczby kombinacji i powtórzeń dla każdej z nich, pozwoliłaby na opracowanie skutecznych metod ochrony wód gruntowych w rejonach intensywnych upraw i nawożenia oraz mogłaby przyczynić się do określenia wpływu działalności gospodarczej na terenach rolniczych na czystość wód powierzchniowych i podziemnych.

Skład chemiczny wód opadowych i roztworu glebowego spod powierzchni odłogu w rejonie stanowisk pomiarowych zestawino w tabeli 2. Z tabeli tej wynika, że skład chemiczny wody glebowej, głównie z głębokości 0,04 m i 0,20 m różnił się od składu wód opadowych w odpowiadających sobie dniach poboru próbek do analiz.

Przeważnie następował wzrost wielkości wskaźników i stężeń składników zanieczyszczeń w roztworze glebowym, z wyjątkiem potasu. Wskazuje to, że wody opadowe po przesączeniu się przez materiał glebowy rozpuszczały substancje w nim zawarte. Należy tutaj zwrócić uwagę także na zmiany ilościowe wód opadowych pomierzonych na określonych głębokościach profilu glebowego. Objętość wody pobranej do analiz w grudniu 1993 r. stanowiła prawie 26% miesięcznej objętości wody zgromadzonej w pojemnikach ze wszystkich stanowisk pomiarowych, w kwietniu zaś 1994 r. – niespełna 10%. W próbkach tych przeważały wody wsiąkające w głąb profilu glebowego z głębokości 0,04 m od powierzchni terenu.

Uzyskane wyniki badań jakościowych roztworu glebowego nie mogą być porównywane z innymi, ponieważ pochodzą one z próbek pobranych w odmiennych warunkach przyrodniczych – wieloletnie odłogowanie – i uzyskiwane były za pomocą urządzeń różniących się zasadą działania. Skład chemiczny roztworu glebowego w USA oznaczany był w próbkach pobieranych za pomocą urzą-

TABELA 2. Przykłady składu chemicznego roztworu glebowego i wód opadowych z lat 1993–1994 w rejonie obiektu badawczego

Składnik lub wskaźnik zanieczyszczeń	Roztwór glebowy		Wody opadowe	
	22 XII 93	12 IV 94	22 XII 93	12 IV 94
Odczyn pH	7,61	7,36	7,01	—
BZT5 gO2/m^3	6,00	20,00	4,00	—
ChZT Cr gO2/m^3	35,60	39,60	13,00	23,30
ChZT Mn gO2/m^3	11,20	26,00	6,20	9,60
Siarczany gSO4/m^3	35,00	82,70	18,50	29,60
Chlorki gCl/m^3	9,00	13,00	7,00	—
Azot ogólny Kjeldahla gN/m^3	10,00	8,30	9,20	—
Azot amonowy gN/m^3	1,50	1,30	1,20	—
Azot azotanowy gN/m^3	7,20	5,60	6,80	—
Fosfor ogólny gPO4/m^3	1,30	0,00	1,25	—
Fosforany rozpuszczone gPO4/m^3	1,10	0,50	0,95	—
Sód gNa/m^3	28,50	3,00	18,60	1,00
Potas gK/m^3	6,00	4,50	7,90	1,00
Wapń gCa/m^3	120,00	33,00	98,00	12,00
Magnez gMg/m^3	22,00	2,50	17,00	1,40
Sucha pozostałość ogólna g/m^3	188,00	258,00	—	96,00
Związki rozpuszczone g/m^3	164,00	222,00	—	82,00
Zawiesiny ogólne g/m^3	24,00	36,00	—	14,00
Objętość próbki wody łącznie cm^3	827,00	452,00	—	—

dzeń podciśnieniowych o selektywnym działaniu naczyń mikroporowatych na przesączający się (wsysany) roztwór glebowy bez możliwości oceny wielkości powierzchni lub przestrzeni, z jakiej on pochodził (Long 1979; Vaccaro 1979; Paluch 1986). Dlatego tutaj nie można było porównywać ilości przesiąkającej wody w głąb oraz wątpliwości budził oznaczony skład chemiczny tak uzyskiwanego roztworu glebowego w warunkach USA.

Dyskusja i wnioski

Badania przeprowadzone przez Szilową (1955) oraz podjęte przez autora niniejszego artykułu w latach 1977–1981 wykazały, że w miarę wzrostu głębokości od powierzchni terenu ilości mierzonej wody glebowej wzrastały zamiast ulegać zmniejszaniu – retencja glebowa. Wykazały one, że woda ze strefy aeracji pochodzi nie tylko z wsiąkających wód opadowych, ale także może przemieszczać się z różnych kierunków, również ze strefy podsiąku kapilarnego oraz w wyniku powstawania różnic wilgotności gleby powstających w wyniku odpływu wody do pojemników zbiorczych urządzeń pomiarowych. Wprowadzenie tzw. strefy ochronnej – dwuczęściowa powierzchnia do zbierania wody glebowej – nie ograniczyło dopływu wody do pojemników z niżej położonych rejonów profilu glebowego, względnie w czasie zstępowania nadmiaru wód opadowych (Paluch, Walkowicz 1989). Pomierzona objętość wo-

dy pochodzącej z powierzchni zewnętrznej i wewnętrznej była praktycznie jednakowa na każdej z rozpatrywanych głębokości i wzrastała wraz z głębokością wykonanych stanowisk pomiarowych. Oczekiwano, że powierzchnia zewnętrzna zdoła przechwycić wody dopływające z pozostałych kierunków, wewnętrzna zaś – będzie przejmowała wody wsiąkające z powierzchni terenu. Dopiero rozgraniczenie (izolacja) wód przesiąkających od dopływających z innych kierunków strefy aeracji i podsiąku kapilarnego za pomocą rękawa z folii PCV i odwrócenie powierzchni do odbioru wód wstępujących pozwoliło na potwierdzenie oczekiwanych tendencji. Ze względu na ograniczone możliwości przeprowadzenia pomiarów – braki środków finansowych – i zbyt małą liczbę powtórzeń stanowisk pomiarowych na danej głębokości, nie można było określić dokładności uzyskanych wyników, jednak na podstawie zmian głębokości zalegania poziomów wód gruntowych i wielkości współczynników odpływu z terenów przyległych można szacować, że uzyskane wyniki pozwolą na określenie wskaźników bilansu wodnego w strefie aeracji profilu glebowego oraz mogą stanowić podstawę do oceny ilościowej przemieszczających się składników zanieczyszczeń z powierzchni terenu do wód gruntowych zalegających także pod powierzchnią terenów uprawnych.

Wprowadzenie rękawa z folii PCV do konstrukcji urządzeń pomiarowych pozwoliło na eliminację dopływu wód wstępujących i spływających po sztywnych ścianach lizymetru skrzyniowego szczelinami powstającymi na skutek kurczenia się materiału glebowego w okresach bezopadowych oraz na zachowanie naturalnych właściwości gleby po stronie dolnej powierzchni zbierającej wodę znajdującą się poniżej stanowiska pomiarowego. Opierając się na uzyskanych wynikach pomiarów tym sposobem będzie można – po wykonaniu miarodajnej kalibracji – określać tempo kontaminacji wód gruntowych środkami chemicznymi stosowanymi w rolnictwie na podstawie faktycznych wielkości składników bilansu wody i zanieczyszczeń w niej zawartych. Mimo wypełnienia rękawa z folii PCV materiałem glebowym o naruszonej strukturze ilość przesiąkającej wody w głąb zmniejszała się wraz ze wzrostem głębokości, ilość zaś wód wstępujących ku powierzchni wzrastała zwłaszcza w okresach podnoszenia się poziomów wód gruntowych.

Dotychczasowe badania jakości roztworu glebowego wykonywane za pomocą rozmaitych sposobów: lizymetry podciśnieniowe, odwirowywanie wody z materiału glebowego, wymywanie składników z gleby za pomocą wody destylowanej i różnych rozpuszczalników (ekstrahentów) itp. nie pozwalają na dokonywanie miarodajnej oceny przebiegu procesu zanieczyszczania wód gruntowych i okresowych spływów wód do urządzeń odwadniających. W warunkach laboratoryjnych nie można odtworzyć, choćby w przybliżeniu, właściwości wodnych gleb ukształtowanych pod wpływem wielowiekowych procesów glebotwórczych. Z tego względu koniecznością staje się poszukiwanie rozwiązań umożliwiających prowadzenie badań w warunkach naturalnych, badania laboratoryjne zaś

mogą być pomocne do pełniejszego wyjaśnienia tendencji zaoserwowanych w naturze.

Podjęta próba określenia zmian ilościowych i jakościowych roztworu glebowego w naturalnych warunkach strefy aeracji wskazuje, że nawet na terenach odłogowanych wody opadowe przyczyniają się do wymywania z gleby substancji rozpuszczalnych w wodzie i tylko w pewnych okresach – nadmierne opady atmosferyczne, ograniczone parowanie terenowe – mogą przyczyniać się do zanieczyszczania wód gruntowych, głównie w półroczu zimowym. Już na głębokości 0,50 m od powierzchni terenu w półroczu letnim można oczekiwać przewagi ilości wód wstępujących (podsiąkających) nad zstępującymi (wsiąkającymi w głąb profilu glebowego). Skalę tego zjawiska można określić na podstawie wyników miarodajnych pomiarów terenowych, np. według rozwiązania zaproponowanego na rysunku – po ograniczeniu wpływu warunków lokalnych i niezbędnej liczbie powtórzeń pomiarów na danej głębokości. Ponieważ woda glebowa i składniki w niej rozpuszczone mogą przemieszczać się w profilu glebowym z różnymi prędkościami i w różnych kierunkach w ciągle zmieniających się warunkach wodno-powietrznych gleby, to koniecznością staje się równoczesne określanie ilości i składu wody glebowej na określonej głębokości strefy aeracji profilu glebowego oddzielnie dla wód zstępujących i wstępujących.

Uzyskane wyniki pomiarów ilości wód przesiąkających i podsiąkających wykazują, że wraz z ruchem wód w strefie aeracji profilu glebowego mogą być przemieszczane składniki rozpuszczone lub rozpuszczalne przez wody opadowe (większe stężenia tych składników w wodzie glebowej niż opadowej). Ruch wody w dół może wnosić do wód gruntowych składniki rozpuszczone ze strefy aeracji, ale także może przemieszczać ich w przeciwnym kierunku. Oceny ilościowej tych procesów będzie można dokonać po określeniu **miarodajnych** ilości wody na różnych poziomach profilu glebowego oraz jej składu chemicznego, opierając się na równaniach bilansowych.

W oparciu o wyniki przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski:

1. Określenie ilości wody glebowej na wybranej głębokości profilu glebowego wymaga zastosowania rozwiązań pozwalających na rozdzielenie wód zstępujących od wstępujących. Można to uzyskać za pomocą urządzenia przedstawionego na rysunku.

2. Skład roztworu glebowego na dowolnej głębokości strefy aeracji powinien być oznaczany oddzielnie dla wód zstępujących i wstępujących.

3. Wody opadowe przyczyniają się do rozpuszczania składników zanieczyszczeń ze stałej fazy gleby przez ponad 10 lat odłogowanej. Wykazują to różnice wielkości stężeń danego składnika w wodzie opadowej i w roztworze glebowym.

4. Miarodajne wyniki badań można uzyskać dopiero po wyeliminowaniu zmienności lokalnych warunków przyrodniczych poprzez wprowadzenie pomiarów w przynajmniej trzech powtórzeniach na danej głębokości.

Literatura

1. AYARS J. E. 1976: *Salt transport in irrigated soils.* Dissertation CSU Fort Collins.
2. Long – *Term effects of land application of domestic wastewater*: Dickinson, North Dakota, Slow rate irrigation site. US EPA – 600/2-79--144, Ada 1979, s. 178.
3. PALUCH J. 1984: *Oczyszczanie ścieków miejskich w środowisku glebowym.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, Rozprawy 41; 151.
4. PALUCH J. 1986: *Pobór próbek i skład chemiczny roztworu glebowego ze strefy aeracji w warunkach naturalnych.* Człowiek i Środowisko 10(2); 251–267.
5. PALUCH J., WALKOWICZ J. 1989: *Zmiany ilościowe i dynamika roztworu glebowego ze strefy aeracji w warunkach naturalnych Sudetów.* IG Politechniki Wrocławskiej nr 58, Konferencje 29; 123–129.
6. SZIŁOWA E.I. 1955: *Metod połuczenija poczwennogo rastwora w prirodnych usłowijach.* Poczwowedenije 11; 86–90.
7. VACCARO R.F, i in. 1979: *Wastewater renovation and retrieval on Cape Cod.* US EPA – 600/2-79-176.

Adres autora
J. Paluch
Instytut Ochrony Środowiska
00-548 Warszawa, ul. Krucza 5/11

Andrzej REINHARD

Automatyczne sterowanie wilgotnością gleby za pomocą piętrzenia wody zastawkami

Abstract

Automatic control of soil moisture using the gates damming up the water. The example of use of mathematical model to description of working the set controling soil moisture with regulated gates is presented in the paper. In this model the groundwater movement is described by Richards equation, which was solved the finite differences method. Application of this model allowed to make the analysis of working the device to control the gates.

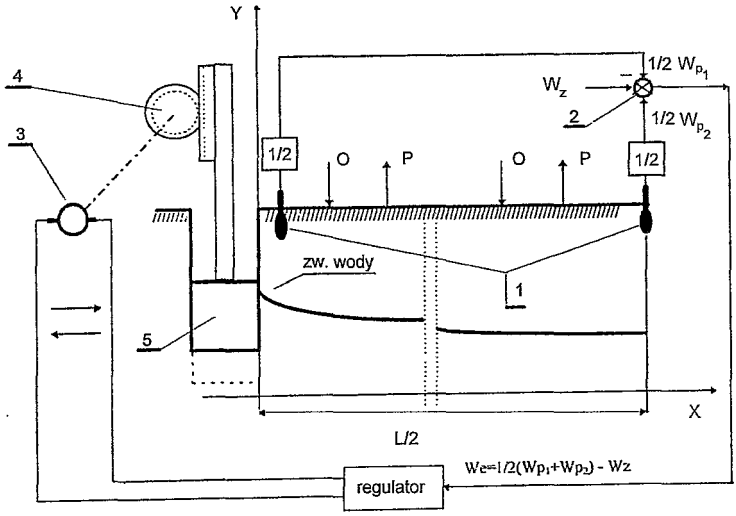
Key words: control, soil moisture, mathematical model.

Wstęp

Racjonalne sterowanie zasobami wodnymi możliwe jest przez wykorzystanie urządzeń melioracyjnych służących do utrzymywania właściwych stosunków powietrzno-wilgotnościowych dla danej uprawy (Brandyk 1990). Zabieg taki można przeprowadzić stosując automatyzację urządzeń melioracyjnych. W niniejszej pracy przedstawiono sterowanie wilgotnością gleby za pomocą regulowanych zastawek. Pomiary ciśnienia ssącego gleby, które przeliczane są następnie na wilgotność gleby, wykorzystując krzywą pF, dokonywane są w środku łanu i w pobliżu rowu na określonej głębokości. Sygnał $Wa = 1/2(Wp_1 + Wp_2)$ pochdzący od czujników pomiarowych 1 (rys. 1) porównywany jest w węźle sumacyjnym 2 z wartością sygnału zadanego Wz, która określa (zadaje) wilgotność, jaka powinna być utrzymywana na tej głębokości. W przypadku stwierdzenia zbyt dużej ilości wody, w mierzonych punktach zostaje uruchomiony silnik elektryczny 3, powodując obniżanie zastawki 5 oraz obniżenie poziomu wody w rowie i odwrotnie, gdy ilość wody w badanych punktach jest niewystarczająca (Węgrzyn 1986).

Opis matematyczny układu sterowania wilgotnością gleby

Obiektem regulacji jest gleba, która powinna na określonej głębokości (zależnej od rodzaju uprawy) utrzymywać zadaną wilgotność. Założono, że na wilgotność gleby w prezentowanym przykładzie decydujący wpływ ma poziom wody w rowie, opady atmosferyczne, ewapotranspiracja aktualna i przesiąki w głąb profilu glebowego. W przykładzie tym tylko poprzez zmianę poziomu wody w rowie można w sposób niezależny od warunków atmosferycznych, glebowych i ewentualnych przesiąków wpływać na wilgotność gleby i dlatego wielkość tę



RYSUNEK 1. Sterowanie wilgotnością gleby za pomocą regulowanych zastawek: 1 – tensjometry, 2 – węzeł sumacyjny, 3 – silnik elektryczny, 4 – przekładnia mechaniczna, 5 – zastawka, *O* – opady atmosferyczne, *P* – ewapotranspiracja aktualna, *Wp*1, *Wp*2 – sygnały z czujników tensjometrycznych, *Wz* – zadana wielkość sygnału (wilgotność gleby)

wybrano jako sygnał wejściowy (regulujący).

Analizę pracy opisanego urządzenia do sterowania wilgotnością gleby przeprowadzono wykorzystując równanie Richardsa, dla którego poziom wody w rowie, opady atmosferyczne, przesiąki i ewapotranspiracja aktualna są warunkami brzegowymi.

Równanie to można zapisać następująco (Richards 1931):

$$C_c(\Psi)\frac{\partial H}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial y}\left[K(\Psi)\frac{\partial H}{\partial y}\right]+$$

$$+\frac{\partial}{\partial x}\left[K(\Psi)\frac{\partial H}{\partial x}\right] \qquad (1)$$

gdzie:

K – przewodność hydrauliczna ($m \cdot s^{-1}$),

Ψ – potencjał macierzysty ($m \cdot H_2O$),

H – potencjał całkowity ($m \cdot H_2O$),

$H = \Psi + y$ ($m \cdot H_2O$),

y – potencjał grawitacyjny ($m \cdot H_2O$),

t – czas (d),

$C_c = \frac{d\Theta}{d\Psi}$ – różniczkowa pojemność wodna (m^{-1}),

$C_c = 0$ dla $\Psi \leq 0$

Θ – zawartość wody w glebie ($m^3 \cdot m^{-3}$).

Dla wyznaczenia rozkładu ciśnień ssących i wilgotności w badanym przekroju glebowym wykorzystano metodę różnic skończonych dyskretyzując przestrzeń wspomnianego obszaru (rys. 2).

Różnicowa postać równania Richardsa dla punktu $H_{i,j}$ ma postać (rys. 2):

$$C_c^k\left(H_{i,j}^{k+1}\right)=\frac{2}{\Delta x_j+\Delta x_{j+1}}\cdot$$

$$\cdot K_{i,j+1/2}^k\frac{H_{i,j+1}^{k+1}+H_{i,j}^{k+1}}{\Delta x_{j+1}}-\frac{2}{\Delta x_j+\Delta x_{j+1}}\cdot$$

$$\cdot K^k_{i,j-1/2}\frac{H^{k+1}_{i,j}-H^{k+1}_{i,j-1}}{\Delta x_j}+\frac{2}{\Delta y_i+\Delta y_{i+1}}\cdot$$

$$\cdot K^k_{i+1/2}\frac{H^{k+1}_{i+1,j}+H^{k+1}_{i,j}}{\Delta y_{i+1}}-\frac{2}{\Delta y_i+\Delta y_{i+1}}\cdot$$

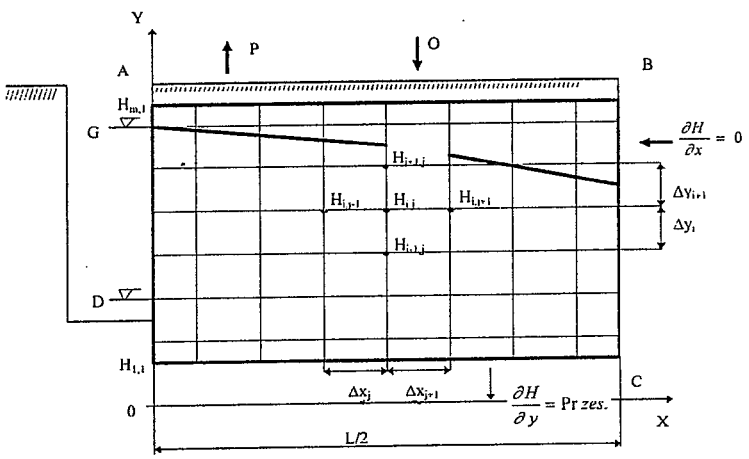
$$\cdot K^k_{i-1/2,j}\frac{H^{k+1}_{i,j}+H^{k+1}_{i-1,j}}{\Delta y_i} \qquad (2)$$

gdzie:

$$K_{i,j\pm1/2}=\sqrt{K_{i,j}\,K_{i,j\pm1}}$$

$$K_{i\pm1/2,j}=\sqrt{K_{i,j}\,K_{i\pm1,j}}$$

Wypisując równania, obowiązujące we wszystkich punktach węzłowych siatki dyskretyzującej badany obszar, oraz uwzględniając warunki brzegowe utworzono układ równań, w którym niewiadomymi są wartości funkcji $H_{i,j}$. Warunkami brzegowymi (rys. 2) wzdłuż prostej OA są wartości funkcji w punktach od $H_{1,1}$ do $H_{1,m}$ odpowiadające poziomowi wody w rowie (warunek Dirichleta), wzdłuż prostych: BC założono zerowy przepływ poziomy, OC zerowy przepływ pionowy (Przes.= 0) są to warunki Neumana, natomiast wzdłuż prostej AB warunkami brzegowymi są opady atmosferyczne i ewapotranspiracja aktualna, które również reprezentują warunek Neumana. Po rozwiązaniu układu równań otrzymano wartości funkcji $H_{i,j}$ dla wszystkich punktów węzłowych siatki, a dla punktów leżących w wierzchniej warstwie gleby określono dodatkowo jej wilgotność. Aktualna wilgotność gleby $Wa = 1/2 \cdot (Wp_1 + Wp_2)$ porównana zostaje następnie z wilgotnością zadaną Wz, a wielkość będąca wynikiem porównania $We = Wa - Wz$ zostaje wprowadzona na wejście regulatora. Sygnał wyjściowy z regulatora zostaje podany na silnik elektryczny 3, który poprzez przekładnię mechaniczną 4 powoduje podniesienie względnie opuszczenie zastawki 5 (rys. 1) w zależności od znaku sygnału We.



RYSUNEK 2. Siatka prostokątna na badanym obszarze: O – opady atmosferyczne, P – ewapotranspiracja aktualna

Analiza działania układu regulacji automatycznej

W prezentowanym przykładzie zwierciadło wody regulowane zastawką może osiągać dwa stany – górny i dolny (rys. 2). Stan górny zwierciadła wody utrzymywany jest w przypadku niedoboru wody w wierzchniej warstwie gleby, a stan dolny, gdy gleba jest zbyt wilgotna. Tak długo jak wielkość *We* jest dodatnia, zastawka znajduje się w położeniu dolnym D, natomiast gdy wartość *We* zmieni swój znak na ujemny, zastawka przyjmuje położenie górne G. Po dokonaniu pomiaru wilgotności gleby i stwierdzeniu zmiany znaku sygnału *We*, wprowadzone zostają nowe warunki brzegowe do równania (2), wynikające ze zmiany położenia zastawki i zwierciadła wody w rowie. Następnie ze wspomnianego układu równań dla nowych warunków brzegowych wyliczane są kolejne wartości funkcji $H_{i,j}$ we wszystkich punktach węzłowych siatki i wyliczona zostaje nowa wilgotność gleby, która ponownie zostaje porównana z wilgotnością zadaną *Wz*. Dalsze działanie układu powtarza się wg opisanej powyżej procedury.

W celu stwierdzenia poprawności działania przedstawionego sposobu regulowania wilgotnością gleby, opracowano program w języku Turbo Pascal. W programie tym wykorzystano różnicową postać równania Richardsa (2), za pomocą której, wraz z opisanymi warunkami brzegowymi, przeprowadzono analizę działania układu regulacji. Analizę działania tego układu przeprowadzono dla profilu glebowego, który można uważać za jednorodny i dla którego krzywą przewodności hydraulicznej można opisać wzorami (Keulen van, Wolf 1986):

$$K = K_s \qquad \text{dla } \Psi \geq \Psi_w$$

$$K = K_s\, e^{\alpha(\Psi_w - |\Psi|)} \qquad \text{dla } \Psi_{char} < \Psi < \Psi_w$$

$$K = a|\Psi|^{-1,4} \qquad \text{dla } \Psi \leq \Psi_{char} \qquad (3)$$

gdzie:

Ψ_w – ciśnienie wejścia dla powietrza ($m \cdot H_2O$),

Ψ_{char} – charakterystyczna wielkość ciśnienia ($m \cdot H_2O$),

K_s – współczynnik filtracji ($m \cdot d^{-1}$),

a, α – współczynniki liczbowe ($m \cdot d^{-1}$) i (m^{-1}),

a krzywą pF wyraża zależność (Reinhard 1992):

$$\Theta = \Theta_s\, e^{-\gamma(\ln|\Psi|)^2} \qquad (4)$$

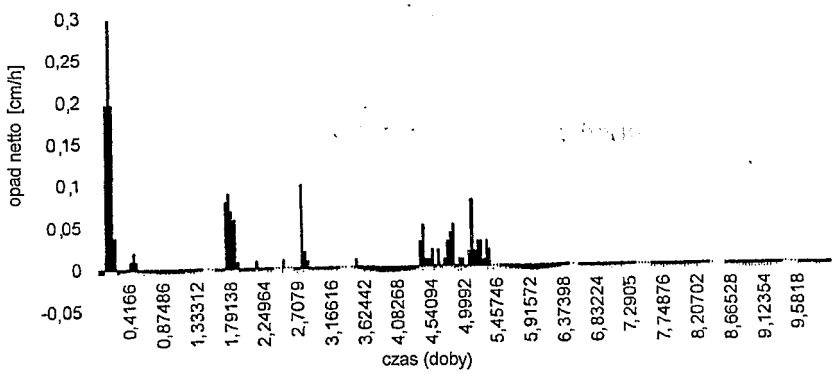
gdzie:

γ – współczynnik liczbowy (m^2),

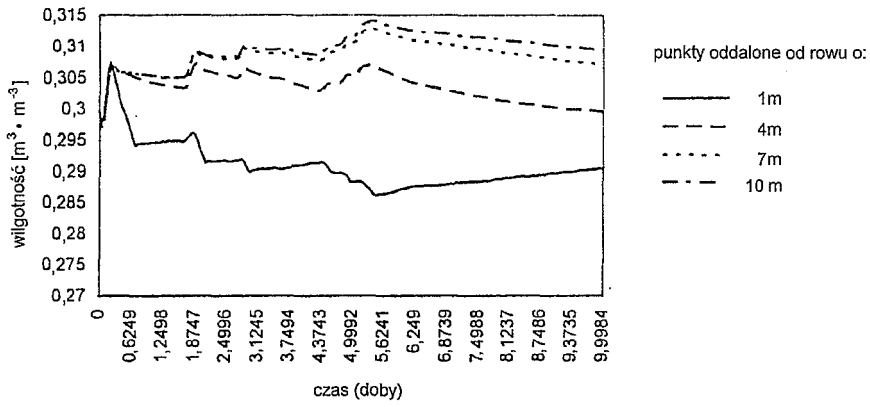
Θ – zawartość wody w glebie ($m^3 \cdot m^{-3}$),

Θ_s – zawartość wody odpowiadająca pełnemu nasyceniu gleby ($m^3 \cdot m^{-3}$).

Do obliczeń przyjęto następujące dane $K_s = 0{,}265\ md^{-1}$, $\Psi_{char} = 2$ m, $\Psi_w = 0{,}01$ m, $\alpha = 3{,}98 \cdot 10^{-4}\ m^{-1}$, $a = 0{,}164\ m^{2,4}d^{-1}$, $\gamma = 3{,}3 \cdot 10^{-6}\ m^{-2}$, $\Theta_s = 0{,}439\ m^3 \cdot m^{-3}$. Prezentowany przykład dotyczy rowów o rozstawie L = 20 m i głębokości 1,2 m, w których stan górny zwierciadła wody wynosi G = 0,4 m, a stan dolny D = 0,8 m (wielkości te mierzone są od powierzchni terenu). Założono następnie, że wilgotność gleby na głębokości 0,3 m w chwili początkowej wynosiła $\Theta = 0{,}30\ m^3 \cdot m^{-3}$ i taka też wilgotność ma być utrzymywana na tej głębokości. Przyjęto, że opady atmosferyczne i ewapotranspiracja aktualna w rozpatrywanym przedziale czasu



RYSUNEK 3. Rozkład opadów netto



RYSUNEK 4. Rozkład wilgotności gleby w punktach oddalonych od rowu o 1,4,7 i 10 m na głębokości 0,3 m

były zmienne i wielkości te przedstawiono na rysunku 3. Rysunek 4 przedstawia rozkład w czasie uwilgotnienia gleby na głębokości 0,3 m w czterech punktach odległych od rowu o 1,4,7 i 10 metrów. Z rysunku tego można odczytać, że pomimo działania zmiennych warunków atmosferycznych, wilgotność gleby wahała się od 0,286 do 0,314 $m^3 \cdot m^{-3}$, co jest wynikiem działania układu regulacji automatycznej.

Podsumowanie

1. W niniejszej pracy zaprezentowano przykład wykorzystania modelu matematycznego do opisu działania układu sterującego wilgotnością gleby za pomocą regulowanych zastawek. W modelu tym ruch wody gruntowej i glebowej opisany został za pomocą równania Richardsa, które rozwiązano stosując metodę różnic skończonych.

2. Zastosowanie modelu matematycznego, opisującego ruch wody w profilu glebowym, wywołany warunkami atmosferycznymi i regulowanym poziomem wody w rowach, pozwoliło na przeprowadzenie analizy działania urządzenia sterującego zastawkami.

3. Zastosowany układ regulacji automatycznej poziomu wody w rowach za pomocą zastawek umożliwia utrzymanie zadanej wilgotności w badanym profilu glebowym z dokładnością ±1,4% dla warunków atmosferycznych przedstawionych na rysunku 3.

4. Opisany model matematyczny umożliwia nie tylko symulację pracy regulowanych zastawek, ale i innych urządzeń melioracyjnych (np. deszczowni, przepompowni) dla dowolnych warunków atmosferycznych i różnych gleb.

Literatura

BRANDYK T. 1990: *Podstawy regulowania uwilgotnienia gleb dolinowych.* Wydaw. SGGW-AR, Warszawa.

KEULEN van H., WOLF J. 1986: *Modelling of agricultural production: weather, soils and crops*, Pudoc, Wageningen.

REINHARD A. 1992: *Ruch wody glebowej i gruntowej w strefach saturacji i aeracji wywołany działaniem drenu w różnych warunkach atmosferycznych*, Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Rozprawa Habilitacyjna nr 103, Wrocław.

RICHARDS L.A. 1931: *Capillary conduction of liquids through porous mediums.* Physics 1.

WĘGRZYN S. 1986: *Podstawy automatyki.* PWN, Warszawa.

Adres autora

A. Reinhard

Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska AR we Wrocławiu

50-363 Wrocław, pl. Grunwaldzki 24

Andrzej WANKE

Kryteria właściwych warunków wilgotnościowych gleby na terenach zasilanych wodami naporowymi

Abstract

Some criteria for proper assessment of soil water conditions of the areas with artesian waters. The areas fed by artesian waters shows some difficulties concerning drainage systems construction. On the other hand they have advantage in form of permanent groundwater feed. The groundwater feed should be used for covering of precipitation deficits during growing period. Because of this construction of irrigation systems on these areas is not required and their function can be replaced by properly controlled drainage.

Key words: artesion water, drainage.

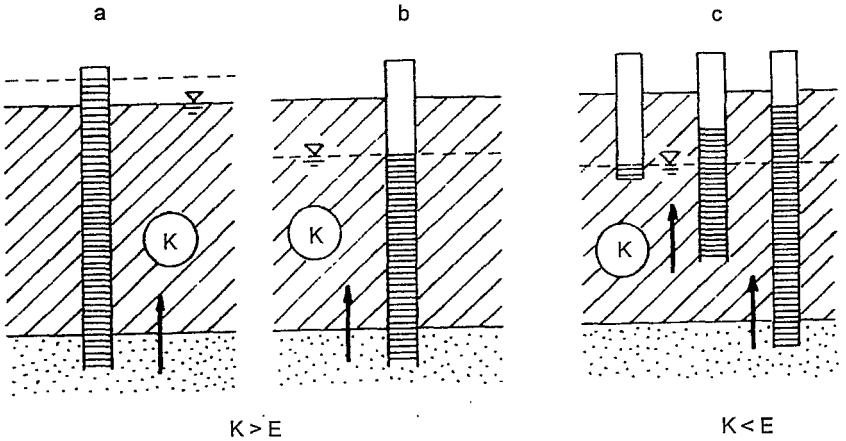
Wstęp

W pracy rozważane są warunki wilgotnościowe odpowiadające użytkowaniu łąkowemu, które jest najodpowiedniejsze przy rolniczym zagospodarowaniu terenów zasilanych wodami naporowymi. Przy innym użytkowaniu tych terenów np. pastwiskowym czy organizacji rezerwatów roślinnych lub parków krajobrazowych zasady regulacji stosunków wodnych pozostaną takie same, tyle że wymusi to utrzymanie innych głębokości zalegania wody gruntowej.

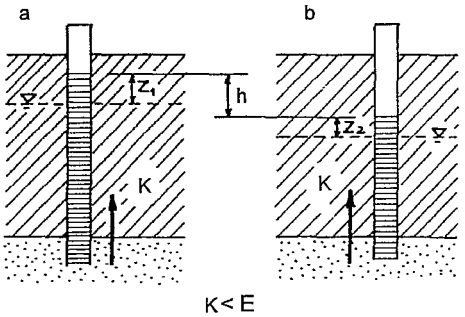
Zasilanie wodą naporową warstwy korzeniowej roślin

Warunki naturalne sprawiają, że na skutek występowania ciśnienia piezometrycznego w warstwie wodonośnej, zwierciadło wody gruntowej przeważnie układa się równo z powierzchnią terenu lub tuż pod nią i jego niewielkie wahania będą uzależnione od przebiegu pogody i pory roku. Może się więc ono nieco obniżać w okresie letnim, gdy wystąpi nadwyżka parowania nad filtracją przez słabo przepuszczalną wierzchnią warstwę gruntu przykrywającą warstwę wodonośną (rys. 1 i 2). Zjawisko to można więc wykorzystać do rozważań nad sposobem regulacji uwilgotnienia gleby, przewidywanego użytkowania i wysokości plonowania. Przyjmując odpowiednie obniżenie zwierciadła wody gruntowej można będzie uzyskać uzupełnienie niedoborów opadowych roślin przez podsiąk kapilarny.

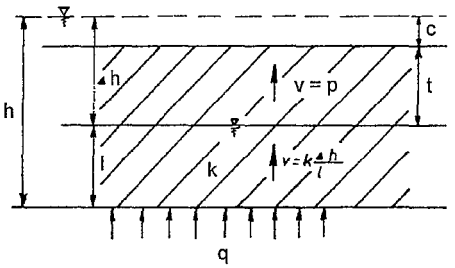
Zgodnie ze schematem przedstawionym na rysunku 3 i prawem Darcy'ego dopływ jednostkowy q z warstwy wodonośnej, jaki może zasilać wierzchnią warstwę słabo przepuszczalną o prędkości v, można wyrazić równaniem:



RYSUNEK 1. Wysokość ciśnień piezometrycznych i poziomu zwierciadła wody gruntowej: a – przy ciśnieniu piezometrycznym przekraczającym powierzchnię terenu, b – przy ciśnieniu piezometrycznym nie przekraczającym powierzchni terenu, gdy k – przepuszczalność wierzchniej warstwy słabo przepuszczalnej jest większa od E – parowania terenowego, c-straty ciśnień piezometrycznych gdy k mniejsze od E [Drainage of Agricultural Land 1973]



RYSUNEK 2. Obniżanie poziomu wody gruntowej: h – różnica ciśnień piezometrycznych, z_1, z_2 – straty wynikające z różnicy $E - k$



RYSUNEK 3. Schemat do określania głębokości zwierciadła wody gruntowej zapewniającego pokrycie niedoborów wodnych roślin w warunkach występowania wody naporowej

$$q = v = k\frac{\Delta h}{l} \qquad (1)$$

gdzie:

k – współczynnik filtracji wierzchniej warstwy słabo przepuszczalnej [m/d],

Δh – różnica pomiędzy wysokością ciśnienia piezometrycznego warstwy wodonośnej h a poziomem zwierciadła wody gruntowej, przy którym będzie zapewniony wystarczający dopływ wody do zabezpieczenia potrzeb wodnych roślin wyrażony niedoborem p,

l – miąższość wierzchniej warstwy słabo przepuszczalnej pod zwierciadłem wody gruntowej przy założeniu, że $v = p$.

Założenie uzupełniania niedoborów wodnych roślin przez podsiąk kapilarny jest prawdziwe w strefie jego zasięgu, czyli w różnych gruntach do różnych wysokości nad zwierciadłem wody gruntowej. Zjawisko to charakteryzuje nomogram na rysunku 4. Wynika z niego, że dopływ wody do warstwy korzeniowej, np. o miąższości 0,2 m, przy ewapotranspiracji 1 mm/d może być realizowany we wszystkich gruntach z głębokości (0,2 + + 0,4) = 0,6 m. Jednak dla pokrycia wyższego parowania, w niektórych gruntach o małych właściwościach kapilarnych należałoby utrzymać zwierciadło wody gruntowej blisko powierzchni. Powodowałoby to z kolei braki powietrza w warstwie korzeniowej.

Właściwości kapilarne gleb można czasem poprawić przez zabiegi agromelioracyjne. Z danych rysunku 4 jednak wynika, że w gruntach tam charakteryzowanych i najczęściej spotykanych na terenach zasilanych wodami naporowymi, zasięg kapilarny jest równy lub wyższy od koniecznego obniżenia poziomu wody gruntowej (0,3 – 0,4 m) pod warstwą korzeniową dla utrzymania właściwych warunków powietrznych na użytkach zielonych, założenie $v = p$ będzie słuszne.

Ponieważ z założenia $q = v = p$, to równanie (1) można napisać w postaci:

$$\Delta h = p\frac{l}{k} \tag{2}$$

Po podstawieniu do niego zależności $l = h - \Delta h$ i $\Delta h = t + c$ wynikających z układu geometrycznego (rys. 3) i po przekształceniach

$$h = \frac{(t+c)(k+p)}{p} \tag{3}$$

gdzie:

h – wysokość piezometryczna ciśnienia wody w warstwie wodonośnej [m],

p – niedobór wody jako różnica parowania (przy założonej wysokości produkcji masy roślinnej) i sumy opadów za okres bilansowy [m/d],

t – wymagana głębokość obniżenia zwierciadła wody gruntowej mierzona od powierzchni terenu [m],

c – wysokość ciśnienia piezometrycznego nad powierzchnią terenu [m].

Równanie to przy $c = 0$ uzyskuje postać:

$$t = \frac{ph}{k+p} \quad \text{lub} \quad p = \frac{tk}{h-t} \tag{4}$$

i wykazuje taką właściwość, że wartość t, a ściślej t/h zależy od stosunku p/k:

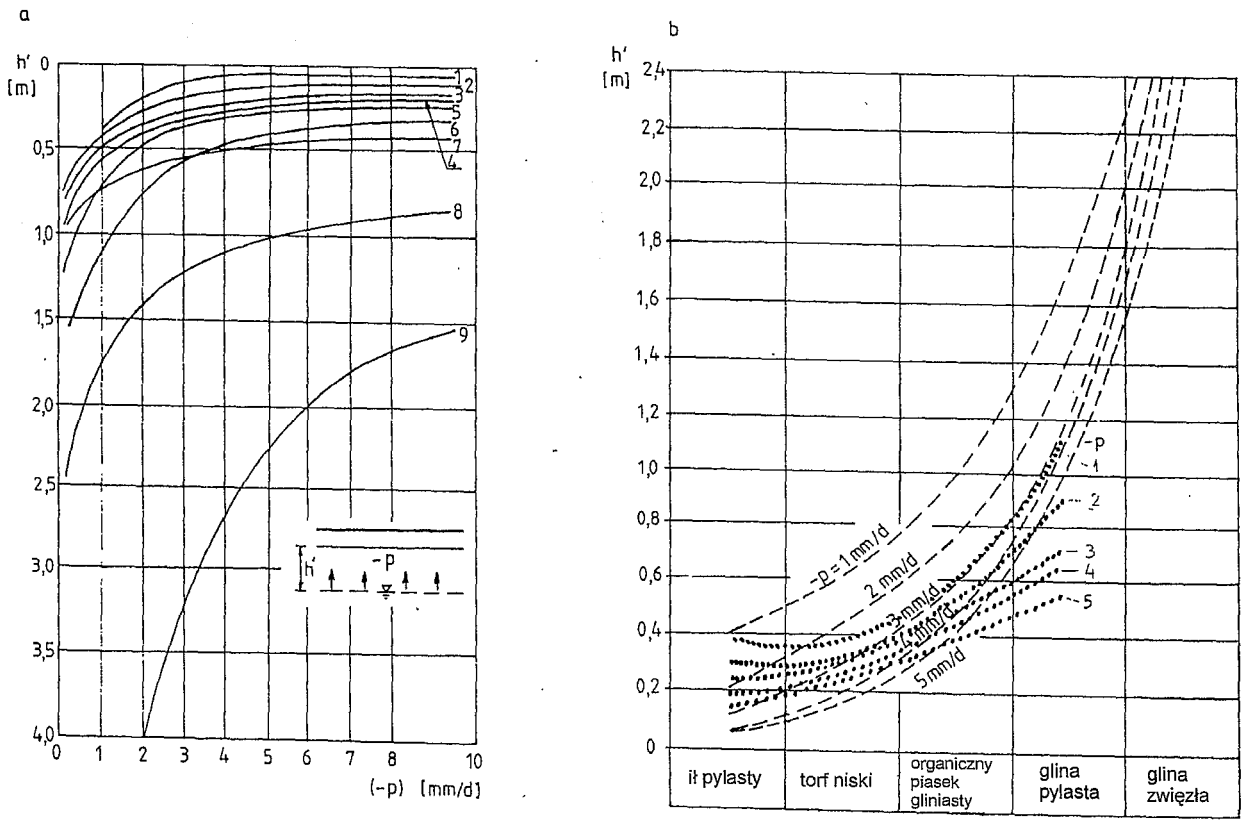
p/k	1,0	0,5	0,25	0,125
t/h	0,5	0,33	0,22	0,11

i obowiązuje w strefie kapilarnej, a wynika z założenia: $q = v = p$.

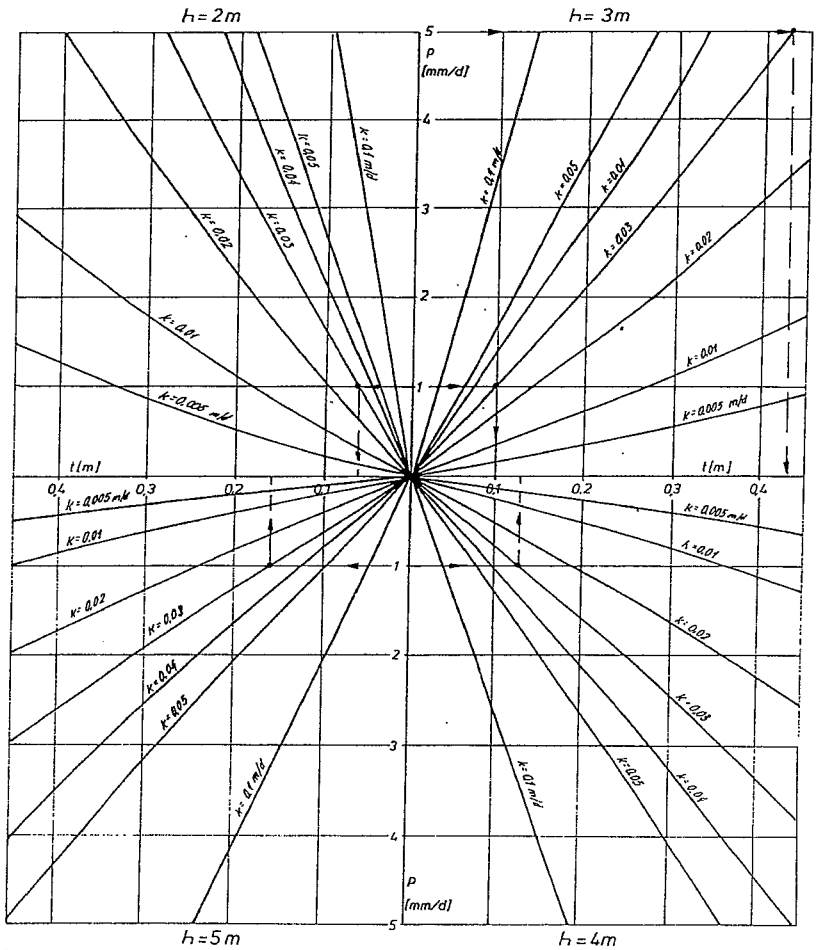
Korzystając z równania 3 lub nomogramu (rys. 5), opracowanego na jego podstawie, można przeprowadzić ocenę wielkości koniecznego obniżenia poziomu wody gruntowej. W związku z tym należy obniżyć ciśnienie piezometryczne w warstwie wodonośnej przez uruchomienie regulowanego systemu odwadniającego opisanego w opracowaniu autora (Wanke 1993).

Rozpatrzmy przypadek o poniższych założeniach:

- okresy bezdeszczowe,
- ciśnienie piezometryczne wody podziemnej sięga powierzchni,



RYSUNEK 4. Przepływ pionowy na skutek podsiąku kapilarnego: a – nomogram wg Bunstra i Riddera do wyznaczania orientacyjnych prędkości przepływu wody w mm/d dla różnych głębokości zalegania wody poniżej strefy korzeniowej (h') i różnych typów gruntów: 1 – ił pylasty, 2 – piasek gliniasty, 3 – ił, 4 – torf niski, 5 – glina, 6 – organiczny piasek gliniasty, 7 – glina piaszczysta, 8 – glina pylasta, 9 – glina zwięzła; b – ilość wody, która może być pobierana ze strefy nasyconej przez różne rodzaje gruntów (interpretacja własna nomogramu *a* wg danych Rengera), [Mioduszewski, 1989; Somorowski i in. 1987]



RYSUNEK 5. Nomogram do określania obniżania się zwierciadła wody gruntowej t (m) w wyniku parowania terenowego p (mm/d) dla miąższości wierzchniej warstwy słabo przepuszczalnej h = 2, 3, 4 i 5 m i współczynnika filtracji k od 0,005 do 0,1 m/d

wówczas we wzorze 3, $c = 0$ i niech $h = 3$ m,

- współczynnik filtracji wierzchniej warstwy słabo przepuszczalnej k = = 0,03 m/d,
- kompleks wilgotnościowo-glebowy A.

Wówczas górny dopuszczalny stan wody gruntowej dla prowadzenia właściwej produkcji łąkowej powinien znajdować się nie wyżej niż 0,35 m pod terenem. Należy więc tak uregulować wysokość ciśnienia piezometrycznego, przez dobranie w studniach odpowiedniej wysokości przelewu samowypływu, aby uzyskać wymaganą głębokość zwierciadła wody gruntowej. Ponieważ odbywać się to będzie przed okresem wegetacyjnym

to rozbiór wody na parowanie będzie wynosił około 1 mm/d. W związku z tym dla uzyskania obniżenia wody gruntowej o 0,35 m, posługując się nomogramem (rys. 5), można określić wielkość niezbędnego obniżenia ciśnienia piezometrycznego, które wyniesie 0,35 – 0,1 = = 0,25 m, co oznacza, że przelewy samowypływów należy uruchomić na głębokości 0,25 m. W pełni okresu wegetacyjnego i bujnym poroście traw, wyczerpywanie wody z zasobów gruntowych może osiągnąć około 5 mm/d, co spowoduje obniżenie poziomu wody gruntowej, które określane jak poprzednio, wyniesie 0,25 + 0,43 = 0,68 m. Taka głębokość wody gruntowej odpowiada w przybliżeniu optymalnej dla tych warunków, przy przedziale 0,35–0,8 m dopuszczalnych wysokości stanów wody gruntowej.

Powyższa analiza wykazuje również, że w obrębie działania lokalnych systemów obniżania i regulacji ciśnień piezometrycznych w warstwach wodonośnych obowiązuje, tak jak w układach podsiąkowych, nie większe niż 0,5 m zróżnicowanie wysokości terenu.

Podsumowanie

Występujące stałe zasilanie gruntowe powinno być w dogodnych warunkach wykorzystywane do uzupełnienia niedoborów wodnych roślin. Z uwagi jednak na różne właściwości wodne różnych gleb, pełne zaspokojenie zapotrzebowania wodnego można uzyskać obniżając zwierciadło wody na odpowiadające tym właściwościom głębokości. Najmniejsze wysokości podsiąku wykazują iły, a największe gliny. W glebach organicznych, pełne zabezpieczenie dopływu wody kapilarnej do warstwy korzeniowej można uzyskać obniżając zwierciadło wody do 0,5 m. Szczegółową ocenę warunków lokalnych można przeprowadzić na podstawie zależności 3 lub nomogramu (rys. 5) z uwzględnieniem charakterystyk gleb zawartych na rysunku 4.

Literatura

Drainage of Agricultural Land, 1973: Water Information Center Inc. Port Washington, New York, 84.

MIODUSZEWSKI C. 1989: *Regulowanie zwierciadła wód gruntowych w dolinach małych rzek nizinnych*. PWRiL, Warszawa.

SOMOROWSKI Cz., MOSIEJ J., PIERZGALSKI E. 1987: *Analiza metod szacowania potrzeb nawodnień w europejskich krajach strefy umiarkowanej*. Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW w Warszawie (maszynopis).

WANKE A. 1993: *Regulowanie stosunków wodnych na terenach rolniczych zasilanych wodami naporowymi*. Rozpr. Nauk. i Monografie Nr 172. Wydawnictwo SGGW Warszawa.

Adres autora
A. Wanke
Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Tomasz BRANDYK, Jan SZATYŁOWICZ, Piotr HEWELKE, Ryszard OLESZCZUK

Modelowanie stosunków wodnych w dolinowych siedliskach gleb torfowo-murszowych

Abstract

Modelling of soil water conditions in fen peat-moorsh soil profiles. The paper outlines soil water management problems for three different peat-moorsh soil profiles. One of them is located within Upper Noteć Region and two of them located in Middle Biebrza Basin. Computer simulation model SWACROP was applied to simulate soil moisture regime of the soil profiles. The comparison of field measurements of pressure heads with model results for the profile located in Upper Noteć Region is presented. The results of simulation showed that the water management fulfil plant water requirements in all three soil profiles. However, for peat-moorsh soils protection against mineralization the higher values of soil moisture content and groundwater levels are recommended.

Key words: peat soils, modelling, water balance, drainage-subirrigation.

Wstęp

Gleby hydrogeniczne położone w siedliskach terenów dolinowych ulegają przeobrażeniom w zależności od natężenia zmian czynnika wodnego. Przemiany zachodzące w glebach wytworzonych z torfów niskich pod wpływem ich odwodnienia zostały obszernie przedstawione w pracy Okruszki (1993). Praca zawiera m.in. syntezę wyników badań przeprowadzonych w Polsce i krajach przyległych. Autor oparł się na ponad 400 publikacjach z tego zakresu.

Przykładem przeobrażonych gleb torfowych na skutek ich odwodnienia są gleby w rejonie Górnej Noteci oraz w dolinie rzeki Biebrzy. W dolinach tych jednokierunkowa działalność inżynierska, uwzględniająca jedynie potrzeby produkcji, spowodowała bardzo poważne naruszenie równowagi ekologicznej i uszczuplenie zasobów naturalnych. Obecnie obszary takie, jako charakteryzujące się szczególnie cennymi walorami naturalnymi, podlegają różnym formom ochrony. Rozważa się zatem możliwość odtworzenia pierwotnych stosunków wodnych z przywróceniem procesu bagiennego włącznie (Okruszko 1990; Pfadenhauer 1994) lub conajmniej wprowadzenie takich zasad gospodarowania, które pozwolą na zahamowanie procesu degradacji. Natomiast na terenach o uboższych zasobach wodnych, minimalnymi wymaganiami ze względu na ochronę środowiska natural-

nego jest unikanie użytkowania gleb torfowo-murszowych jako gruntów ornych oraz zaniechanie stosowania środków ochrony roślin. Postuluje się zmianę użytkowania zmeliorowanych gleb torfowo-murszowych z intensywnego na ekstensywne łąkowe oraz utrzymywanie wyższego uwilgotnienia w wierzchnich warstwach profilu glebowego w celu ograniczenia procesu murszenia.

Celem niniejszego artykułu jest analiza stosunków wodnych w trzech profilach gleb torfowo-murszowych, z których jeden pochodzi z obszaru zlewni Górnej Noteci, a dwa z obszaru Środkowego Basenu rzeki Biebrzy. Dwa profile położone są w obrębie odwadniająco-nawadniających systemów melioracyjnych na intensywnych i ekstensywnych użytkach zielonych, a jeden na terenach porośniętych naturalną roślinnością bagienną będących pod pośrednim wpływem tylko głównych kanałów odwadniających.

Fizyczne właściwości profili glebowych

Właściwości fizyczne pomierzone były w trzech profilach glebowych, z których profil A zlokalizowany był na obszarze obiektu melioracyjnego Rzywno w dolinie Górnej Noteci, profil B zlokalizowany był na obszarze systemu melioracyjnego Kuwasy, a profil C położony był w centralnej części środkowego Basenu rzeki Biebrzy, na terenie niezmeliorowanym w odległości 1250 m na wschód od Kanału Woznawiejskiego.

Na podstawie analizy właściwości fizycznych gleby przeprowadzono schematyzację warunków glebowych, która pozwoliła na wyodrębnienie w profilu A następujących warstw: mursz o średnim stopniu mineralizacji (0–30 cm), torf o średnim stopniu rozkładu (30–80 cm), warstwa torfu z piaskiem (80–100 cm) i piasek poniżej 100 cm. W profilach B i C wyróżnić można następujące charakterystyczne warstwy gleby: mursz (0–20 cm), torf silnie rozłożony (20–80 cm) oraz torf średnio rozłożony (poniżej 80 cm).

Dla charakterystycznych warstw pomierzono współczynnik filtracji i krzywe retencyjności wodnej gleby. Krzywe retencyjności wyrównano wzorem van Genuchtena (1980) w postaci:

$$\Theta = \Theta_r + \frac{\Theta_s - \Theta_r}{\left[1 + |\alpha h|^n\right]^m} \qquad (1)$$

$$(\Theta_r \le \Theta \le \Theta_s)$$

gdzie:

Θ – objętościowa wilgotność gleby [–],

Θ_r – praktyczne minimum uwilgotnienia [–],

Θ_s – maksymalne uwilgotnienie gleby odpowiadające stanowi pełnego nasycenia [–],

h – ciśnienie ssące wody glebowej [cm],

α, n, m – parametry opisujące kształt krzywej retencyjności wodnej, przy czym:

α [1/cm], $m = 1 - 1/n$, n i m [–].

Uśrednione wartości parametrów występujących we wzorze (1) oraz uśrednione wartości współczynnika filtracji pionowej przedstawiono w tabeli 1. Krzywe pF dla poszczególnych warstw w profilach A, B i C przedstawiono na rysunku 1.

Wartości tych parametrów były następnie wykorzystane do opisu funkcji nie-

TABELA 1. Wartości współczynnika filtracji i parametrów do wzoru van Genuchtena opisującego kształt krzywej pF dla charakterystycznych warstw w profilach glebowych A, B i C

Głębokość [cm]	Współczynnik filtracji [m·d^{-1}]	Parametry Θ_s [–]	Θ_r [–]	α [–]	n [–]	Współczynnik determinacji r^2
			Profil A			
0–30	0,14	0,886	0,000	0,006	1,195	0,974
30–80	0,26	0,896	0,141	0,010	1,274	0,965
80–100	2,30	0,477	0,000	0,019	1,656	0,954
			Profil B			
0–20	0,40	0,841	0,155	0,023	1,209	0,994
20–50	0,40	0,886	0,027	0,018	1,183	0,976
50–80	0,80	0,886	0,000	0,032	1,156	0,988
> 80	0,80	0,914	0,000	0,037	1,197	0,984
			Profil C			
0–20	1,00	0,890	0,000	0,038	1,194	0,974
20–50	1,00	0,902	0,000	0,008	1,255	0,978
50–80	0,70	0,906	0,000	0,007	1,296	0,975
> 80	0,70	0,913	0,000	0,007	1,296	0,966

nasyconej przewodności wodnej zgodnie ze wzorem van Genuchtena-Mualema (van Genuchten 1980). Wzór ten można zapisać jako:

$$K(h) = K_s \frac{\left[\left(1 + |\alpha h|^n\right)^m - |\alpha h|^{n-1}\right]^2}{\left(1 + |\alpha h|^n\right)^{m(l+2)}} \quad (2)$$

gdzie:

K_s – współczynnik filtracji [cm·d^{-1}],

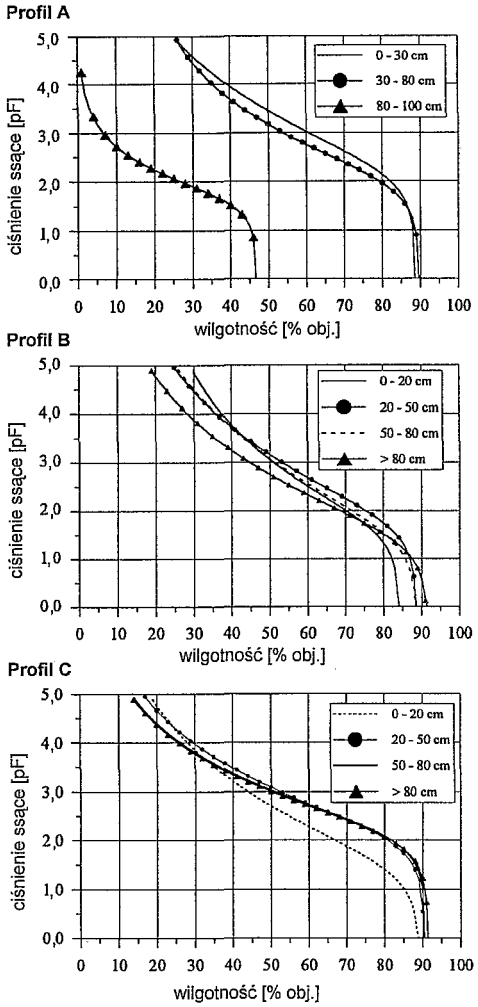
l – parametr glebowy, przyjmujący średnią wartość 0,5 (Mualem 1978),

α, n, m, h – jak w równaniu (1).

Modelowanie stosunków wodnych w profilach glebowych

Do symulacji zmian zapasów wody w rozpatrywanych profilach glebowych wykorzystano hydrologiczną część modelu SWACROP (Wesseling i in. 1989). Model ten wykorzystuje równanie ciągłości i prawo Darcy'ego umożliwiając jednowymiarową symulację ruchu wody z pominięciem zjawiska histerezy oraz zmiany geometrii gleby w procesach pęcznienia i kurczenia się. Pobór wody przez korzenie roślin uwzględnia się przez dodanie członu źródłowego do podstawowych równań przepływu. Bardziej szczegółowy opis modelu oraz zastosowanych w nim procedur numerycznych znaleźć można w pracach Feddesa i in. (1978), Belmansa i in. (1983) oraz Kabata i wsp. (1992).

W profilu A, w okresach wegetacyjnych lat 1987–1990, prowadzono codzienne pomiary zwierciadła wody gruntowej, poziomów wody w rowach oraz pomiary ciśnienia wody glebowej na głębokościach 10, 20 i 30 cm. Wyniki tych pomiarów wraz z danymi meteorologicznymi ze stacji Frydrychowo oraz warto-



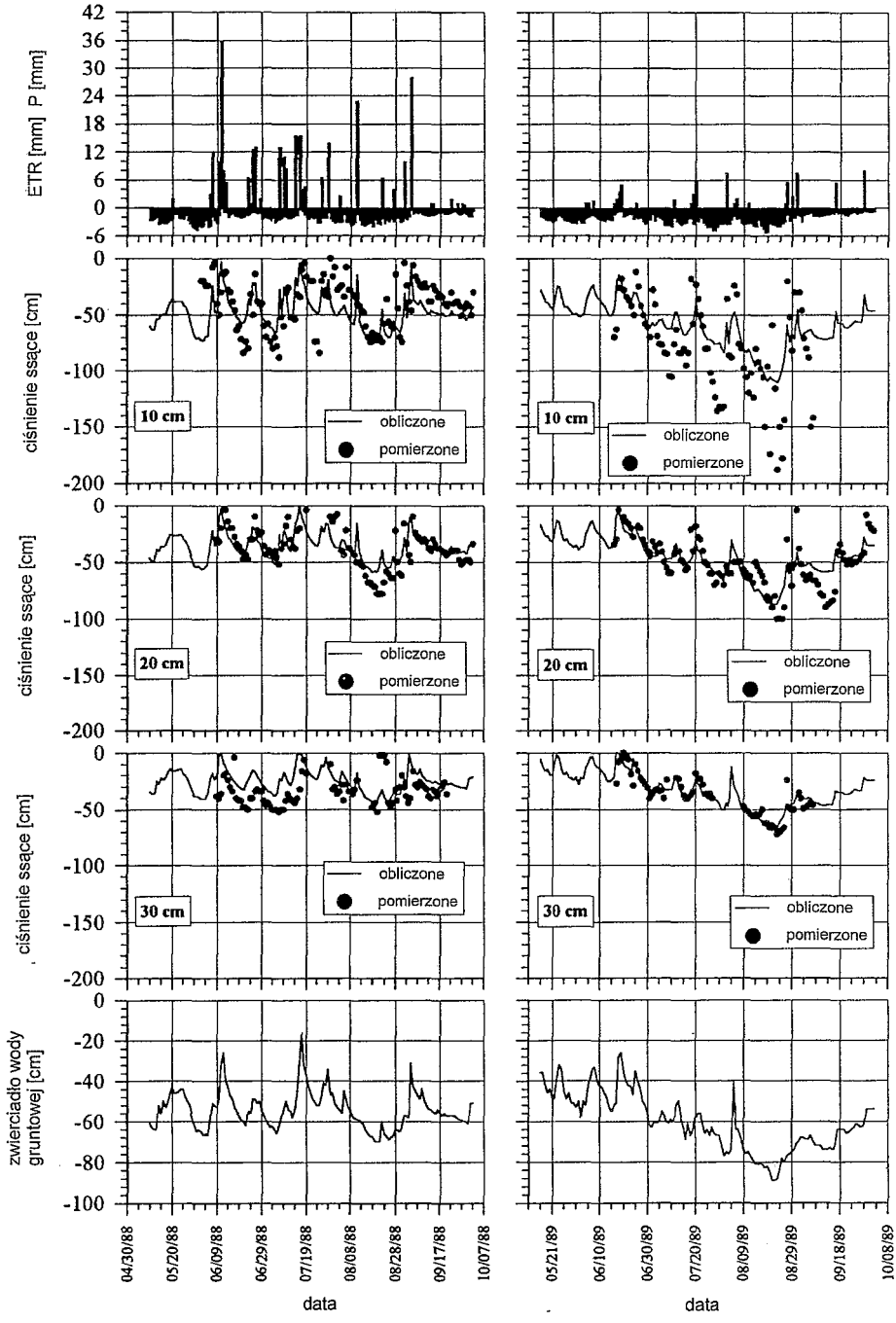
RYSUNEK 1. Krzywe retencji wodnej dla charakterystycznych warstw gleby w profilach A, B i C

ściami parametrów glebowych (tab. 1) pozwoliły na przeprowadzenie obliczeń symulacyjnych w celu weryfikacji modelu SWACROP. Symulacje przebiegów zmian uwilgotnienia przeprowadzono w sezonach wegetacyjnych lat 1987–1990. Wyniki symulacji dla lat z największą (1988) i najmniejszą sumą opadów (1989) przedstawiono na rysunku 2.

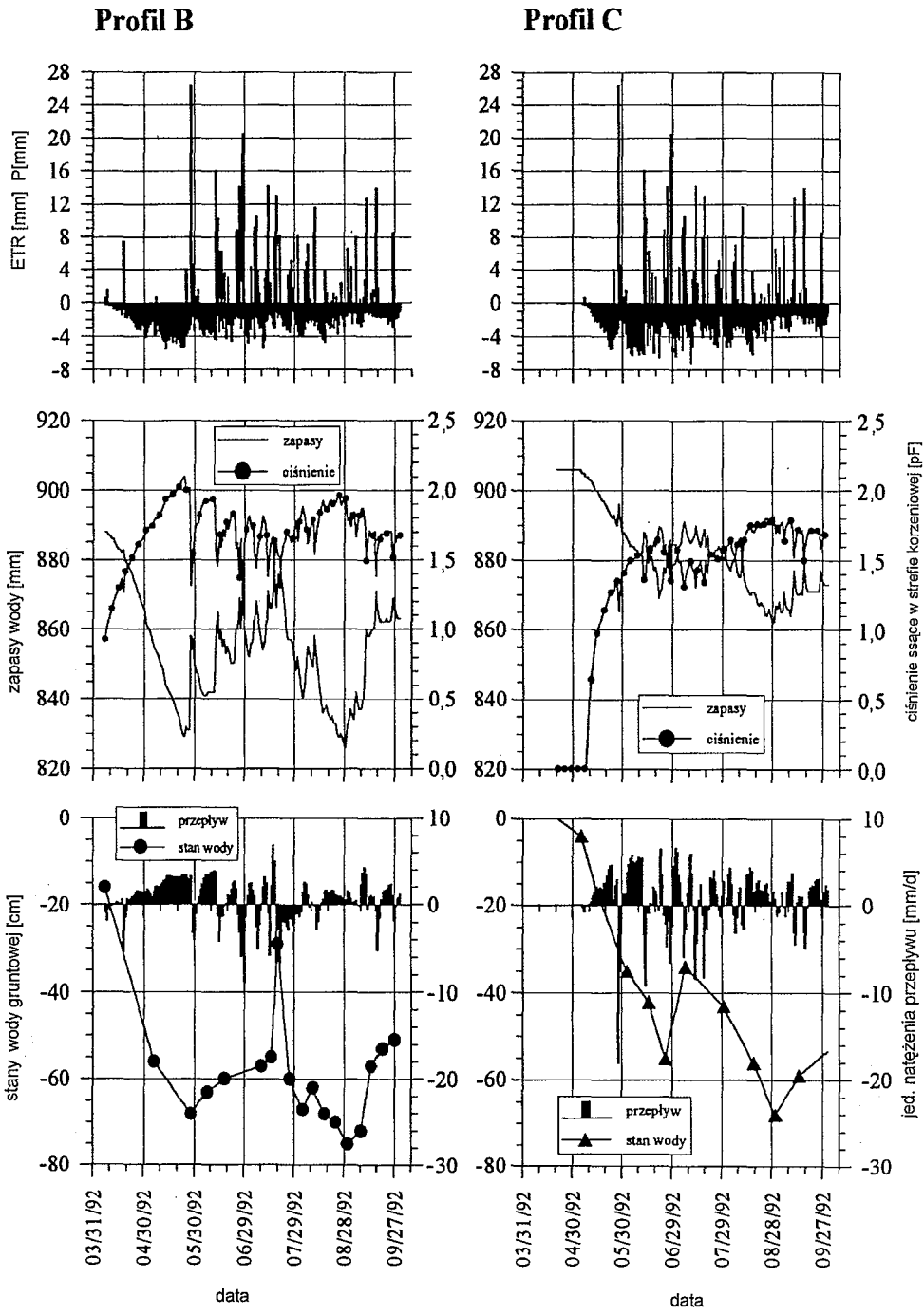
Porównanie pomierzonych i obliczonych wartości ciśnienia ssącego wody glebowej na różnych głębokościach wykazuje dobrą ich zgodność. Świadczy to o możliwości zastosowania modelu SWACROP do opisu zmian uwilgotnienia w rozpatrywanym profilu glebowym. Jednocześnie przedstawione wyniki świadczą o wysokim uwilgotnieniu profilu glebowego, gdyż nawet w roku bardzo suchym (1989) ciśnienia ssące wody glebowej nie przekraczały w wierzchniej warstwie gleby 200 cm (pF = 2,3).

Z porównania wielkości ewapotranspiracji rzeczywistej (*ETR*) i potencjalnej (*ETP*) wynika, że na rozpatrywanym obiekcie nawet w latach bardzo suchych (1989) potrzeby wodne roślin zostały zaspokojone. Świadczą o tym również przebiegi ciśnień ssących przedstawione na rysunku 2 i wielkość uzyskiwanych plonów siana – ok. 9 t/ha. Dobre pokrycie potrzeb wodnych roślin możliwe było dzięki intensywnemu zasilaniu profilu A w wodę w wyniku prowadzonych nawodnień podsiąkowych. Dostarczana w ten sposób woda pokrywała średnio w ciągu 4 lat 42% potrzeb wodnych roślin, a w bardzo suchym roku 1989 nawet 79%.

Obliczenia symulacyjne w profilach B i C przeprowadzono dla okresu wegetacji w 1993 r. wykorzystując parametry glebowe (tab. 1), dane meteorologiczne dla stacji Biebrza, współczynniki roślinne dla ekstensywnie użytkowanych łąk (profil B) oraz naturalnej roślinności bagiennej (profil C). Wykorzystano również pomierzone stany wody gruntowej w profilach B i C, które w obliczeniach stanowiły dolny warunek brzegowy. Wyniki symu-



RYSUNEK 2. Porównanie pomierzonych i obliczonych wartości ciśnień ssących wody glebowej na głębokości 10, 20 i 30 cm na tle warunków brzegowych dla profilu A



RYSUNEK 3. Wyniki symulacji elementów bilansu wodnego w profilach B i C

lacji przebiegu zmian zapasów w 1 m warstwy profilu glebowego, zmian ciśnienia ssącego w strefie korzeniowej roślin oraz jednostkowego natężenia przepływu przez zwierciadło wody gruntowej w profilu B i C przedstawiono na rysunku 3.

Opierając się na danych meteorologicznych za lata 1960–1993 i wykorzystując jako kryterium niedobór opadów, okres wegetacji w roku 1993 zaliczyć można do średniosuchych.

Analizując wyniki obliczeń symulacyjnych dla profilu B (rys. 3) stwierdzić można, że ciśnienie ssące w strefie korzeniowej roślin układało się poniżej wartości pF = 2,0, co świadczy o tym, że potrzeby wodne roślin ekstensywnych użytków zielonych były zaspokojone w ciągu całego okresu wegetacji. Natomiast maksymalne zmiany zapasu wody w 1 m warstwy profilu B wynosiły około 50 mm. Tak mała zmiana w wielkości zapasu była wynikiem realizacji nawodnień podsiąkowych w okresie największego zapotrzebowania roślin na wodę. Wyniki symulacji zmian zapasów wody w profilu C (rys. 3) wykazują mniejsze wahania niż w profilu B, przy czym całkowita zmiana zapasu wody była podobna i wynosiła również około 50 mm. Pobór wody przez korzenie naturalnej roślinności bagiennej z profilu C był wyższy niż pobór wody przez roślinność ekstensywnych użytków zielonych w profilu B.

Podsumowanie i wnioski

W pracy przedstawiono wyniki obliczeń modelowych dla trzech różnych profili gleb torfowo-murszowych, które uległy przeobrażeniu na skutek wykonywanych zabiegów melioracyjnych. Porównanie wyników pomiarów terenowych i obliczeń numerycznych ciśnienia ssącego gleby w profilu A, położonym na obiekcie Rzywno w dolinie Górnej Noteci, świadczy o możliwości zastosowania modelu matematycznego SWACROP do opisu przebiegu zmian uwilgotnienia i zapasów wody dla profili gleb torfowo-murszowych. Przedstawione wyniki świadczą o utrzymywaniu się wysokiego uwilgotnienia wierzchnich warstw gleby w tym profilu, nawet w roku bardzo suchym (1989). Ciśnienie ssące wody glebowej nie przekraczało ani razu wielkości 200 cm (pF = 2,3). Zapewniało to wysoki stopień zaspokojenia potrzeb wodnych roślin, który wyrażony stosunkiem sum ewapotranspiracji rzeczywistej do potencjalnej wynosił od 89 do 95%. Było to możliwe dzięki intensywnemu zasilaniu profilu A przez nawodnienie podsiąkowe. Zasilanie to wynosiło od 17 do 79 % ilości wody zużytej na ewapotranspirację w ciągu sezonu wegetacyjnego. Tak prowadzona gospodarka wodna umożliwiała otrzymywanie plonów siana z łąk dwukośnych w wysokości ok. 9 t/ha i jednocześnie pozwalała na ograniczenie procesu mineralizacji wierzchnich warstw gleby. Na podstawie przedstawionych wyników można stwierdzić, że gospodarka wodna profilu glebowego A z obiektu Rzywno w znacznym stopniu zaspokajała zarówno potrzeby produkcyjne, jak i ochrony środowiska. Jednakże do jej prowadzenia konieczne było bardzo intensywne zasilanie obiektu w wodę wynoszące od 75 do 285 mm w ciągu sezonu wegetacyjnego.

Analiza stosunków wodnych w rozpatrywanych profilach B i C zlokalizowanych w Środkowym Basenie rzeki Biebrzy wykazała, że potrzeby wodne roślin uprawnych były całkowicie zaspokojone, chociaż uwilgotnienie i położenie zwierciadła wody było za niskie dla pełnej ochrony gleb torfowo-murszowych przed mineralizacją. Dla zatrzymania lub zminimalizowania procesu degradacji gleb torfowo-murszowych przez mineralizację, na obszarach wyposażonych w urządzenia melioracyjne, niezbędne jest intensywniejsze prowadzenie nawodnień podsiąkowych. Natomiast na obszarach nie wyposażonych w urządzenia melioracyjne, należy prowadzić racjonalną gospodarkę zasobami wodnymi zlewni optymalizując ich wykorzystanie. Przy renaturyzacji obszarów gleb torfowo-murszowych należy się liczyć z dużo większą ewapotranspiracją naturalnej roślinności bagiennej w porównaniu z ewapotranspiracją ekstensywnych użytków zielonych.

Literatura

BELMANS C, WESSELING J.G, FEDDES R.A.1983: *Simulation model of the water balance of a cropped soil: SWATRE.* J. of Hydrology 63; 271–286.

FEDDES R.A., KOWALIK P.J., ZARADNY H.1978: *Simulation of field water use and crop yield.* PUDOC, Wageningen, The Netherlands, 189.

KABAT P., VAN DEN BROEK B.J., FEDDES R. A. 1992: SWACROP: *A water Management and crop production simulation model.* ICID Bulletin 41; 2; 61–84.

MUALEM Y.1978: *Hydraulic conductivity of soils: unified approach to the statistical models.* Soil Sci. Soc. Am. J., 42, 3, 392–395.

OKRUSZKO H. 1990: *Wetlands of the Biebrza Valley their value and future management.* Polish Academy of Sciences, 107.

OKRUSZKO H. 1993: *Transformation of fen-peat soils under the impact of draining.* Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol., 160, 3–73.

PFADENHAUER J.1994: *Restorations of fens in southern Germany, principles and concepts.* Proceedings: Management and management of fens. Warsaw-Biebrza, 239–254.

VAN GENUCHTEN M.TH. 1980: *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils.* Soil Sci. Soc. Am. J. 44; 892–898.

WESSELING J.G., KABAT P., VAN DEN BROEK B.J., FEDDES R.A.1989: *SWACROP: Simulating the dynamics of the unsaturated zone and water limited crop production. Model input instructions.* The Winand Staring Centre, SC-DLO, Wageningen, The Netherlands.

Adres autorów

T. Brandyk, J. Szatyłowicz, P. Hewelke, R. Oleszczuk

Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

K. CHRISTIAENS, D. MALLANTS, J. FEYEN

Modelling of the chemical load of farm land in catchments

Abstract

Simulation models are powerful tools for assessing the impact of land use changes or changes of the global climate on the hydrological cycle or water resources systems. Modelling provides solutions for scenario and problem analysis, and possesses desirable characteristics such as a low application cost and sufficient accuracy, even for complex systems. Hydrological models are no exceptions regarding these features. As their performance continues to improve, their importance in the water management process is expanding accordingly. As such, there is a growing need and interest for models which address water quality and quantity on a catchment scale.

The integrated models are attractive from both a management and scientific point of view, as they capture the complexity of the hydrological cycle as a whole. The European Hydrological System (SHE) is a well-known example in this field. This approach, whereby the model captures all aspects of the subject under study, is equally present in this paper for the assessment of solute behaviour on a catchment scale. A model for calculating the chemical load (with the emphasis on nitrogen species) at catchment scale is presented as the combination of the hydrological integrated catchment model MIKE SHE and the point model WAVE.

There are, however, still some obstacles that prohibit the widespread use of these models – in particular the absence of datasets needed for calibration and validation may be noted. The performance and behaviour of the presented model is discussed, based on data gathered at the Neuenkirchen research catchment (Germany). At the end some directions for future research are indicated.

Key words: distributed hydrological (catchment) models, nitrogen, environmental impact studies.

Introduction

Due to more intensive human activities a fundamental thread is posed on water quantity and quality. The causes of this evolution are many. An important factor can be found in todays agricultural practice where a wide variety of agrochemicals is used in order to maximise production. Inexpert application of chemicals leads to a contamination of surface, soil and groundwater. The awareness for the above gives rise to regulatory action at different levels. This applies especially to the spreading of animal wastes, which is a result of intensive farming practice, and is used as fertiliser. This manure, containing a high amount of nitrogen species, is putting in the cattle and pig farming areas of the Flemish Region a heavy load on the hydrological system. The numerical expression of the regulations is often subject to critique, either by environmentalists or the (agricultural) industry. As such, the development of management instruments that support the regulatory measures by objective criteria is a major challenge. A valuable tool in the quest for decision

systems is the mathematical simulation model. Simulation models are appropriate to describe the dynamic aspects of transport and transformation processes of the nitrogen cycle in an accurate way. For each system, being the combination of climate-hydrology-soil-fertiliser-crop, a quantitative approximation can be given of the nitrate leaching and its impact on soil and groundwater.

This paper presents a simulation model that mimics the behaviour of water and nitrogen at catchment scale. The resulting system is an effort to incorporate the available knowledge of nitrogen fate throughout the whole hydrological cycle into one model. The model framework is based on MIKE SHE (Danish Hydraulic Institute, 1993a,b,c; 1994) and WAVE (Vanclooster et al., 1994b). Both models are actively supported and are subject to continuing improvement. The material presented herein is structured in the following way: the first two parts describe the two constituting models in detail, while a third part discusses the linkage between both models. Part four describes an application of the model on a research catchment and is followed by a model performance review. Some indications for future research and conclusions complete the paper.

The MIKE SHE model

The MIKE SHE model is a mechanistic (deterministic) hydrological simulation model. Its scale of application can be chosen freely and it is well-suited for modelling at catchment scale. The model is based on the SHE (Système Hydrologique Européen, Abbott et al., 1986a,b). Fig. 1 shows a schematic representation of the model.

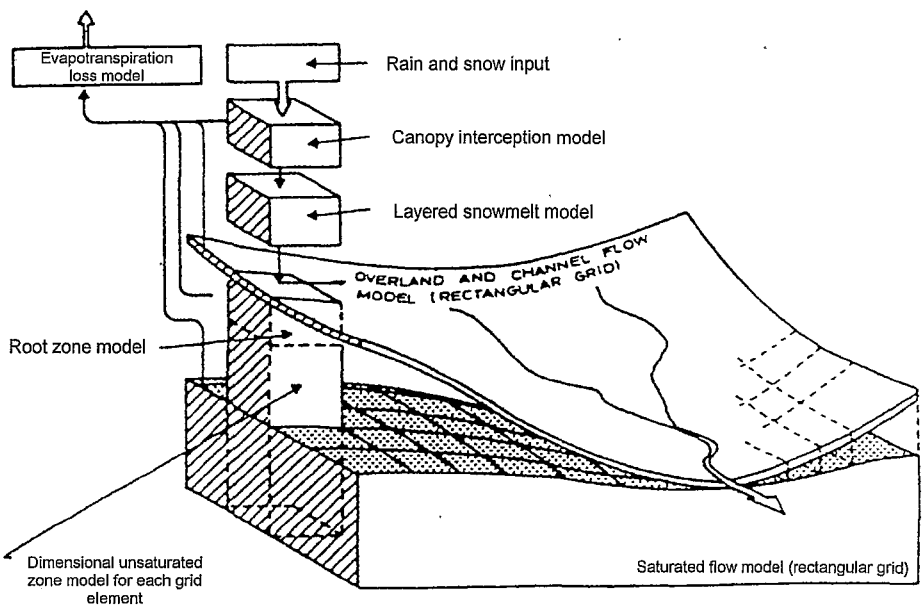


FIG. 1: Schematic representation of the MIKE SHE model

The MIKE SHE model is a complex hydrological model which incorporates overland water flow (two-dimensional), transport through the soil (one-dimensional) and groundwater flow (three-dimensional). As far as solutes are concerned only the transport of non-reactive solutes is available. Currently, the transformation processes involving the solutes are not modelled. MIKE SHE is a distributed model, accounting for spatial variability (such as land use and soil type) of the area under study. This approach is taken as opposed to lumped modelling (Emmerich et al., 1989), where the area is represented by a set of well-chosen parameters. MIKE SHE tackles the heterogeneity problem by discretising the area into rectangular grid cells of user-defined size. The impact of grid size on simulation time is high (Xevi et al., 1995). Variability within the catchment can thus be accounted for at the cost of increased calculation time, if the available measurements have the necessary granularity. An asset of the model is the rich set of pre- and postprocessor functionalities, enabling various enlightening representations of all data involved in model applications.

The wave model

This paper focuses on catchment scale modelling of the nitrogen flow. However, the one-dimensional WAVE model (Vanclooster et al., 1994b) already captures a large part of nitrogen dynamics in the unsaturated zone of the top layer. It is therefore appropriate to incorporate the knowledge available in this field into the presented integrated model. The WAVE model (Water and Agrochemicals in the soil, crop and Vadose Environment) offers a modular concept for the simulation of transport and transformation processes of matter and energy in soil, crop and unsaturated zone (UZ). Its key design points are summarised in Table 1.

The internal (and modular) structure of the WAVE model is illustrated in Fig. 2.

The modular concept allows to use only those parts of the model actually needed in the simulation, an option which can substantially reduce calculation time. Due to the mandatory interdependency of the modules (presented in Fig. 2 by a black line), the only module that can be used standalone is the water module. Optional uses relationships are indicated by a dotted line in Fig. 2. The modular concept also allows for new knowledge to be

TABLE 1: Main features of the WAVE model

CHARACTERISTICS	SHORT DESCRIPTION
mechanistic	process-based
deterministic	one-to-one relationship between input and output
numeric	finite differences solution procedure for the differential equations of the model
holistic	integrates all subprocesses of the soil-crop environment into the model
one-dimensional	transport is modelled in vertical direction only

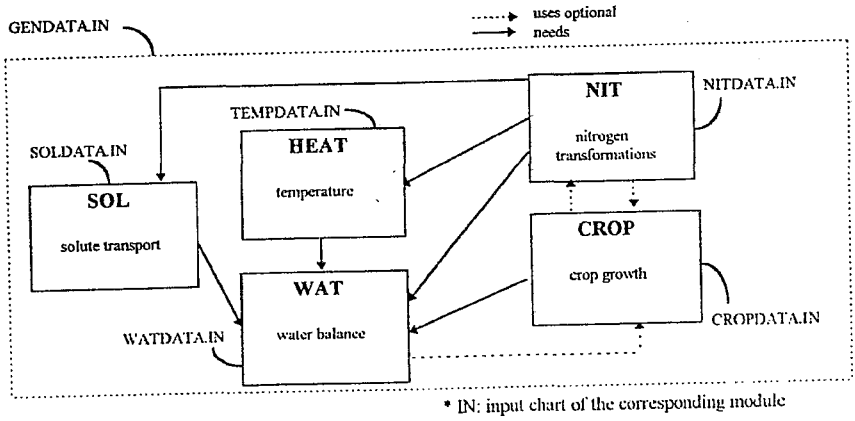


FIG. 2: Modular structure of the WAVE model

incorporated into the model without much effort.

Several case studies and in-depth reviews of the WAVE model are available (amongst others Diels, 1994; Vanclooster et al, 1994a,b; Vanclooster, 1995). Christiaens et al. (1994) show an interesting approach towards regional nitrogen load modelling, based on the combination of WAVE and ARC-INFO, a widely spread geographical information system package.

Model linking methodology

In order to calculate the chemical load of surface-applied fertilisers on a catchment scale, it is mandatory to integrate the nitrogen transformation processes as modelled in WAVE into the MIKE SHE model. This can be done both internally and externally to MIKE SHE. At this stage, it was found more appropriate to have the WAVE model linked externally to the MIKE SHE model. The choice of having either an internal or external link has no consequences on the simulation results.

The external integration is schematically represented in Fig. 3.

In a first step, a water transport simulation is done using both models. Using field data on crop and soil parameters and calculated potential crop evapotranspiration a MIKE SHE simulation is carried out. From this simulation, groundwater fluctuations and effective infiltration rates are retained for the different calculation units[1]. The same field data, in combination with the obtained groundwater level and effective infiltration rate (one set for each calculation unit) is then passed-on to WAVE for further processing. Groundwater levels, infiltration and evapotranspiration are important in the

[1]In the UZ, the MIKE SHE model only simulates the set of representative grid cells. A representative grid cell is an unique combination of crop, soil and groundwater level. One representative grid cell is refered to as one calculation unit.

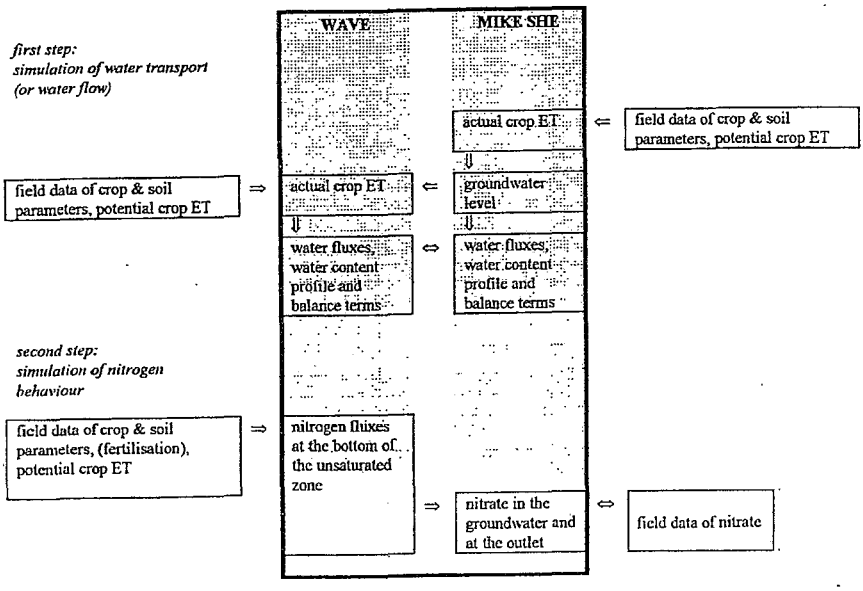


FIG. 3: Schematic representation of model linking methodology

WAVE simulations since they constitute the upper and lower boundary values. The resulting water balance terms should match satisfactorily.

The second step in the model linking methodology involves the nitrogen behaviour calculations. Based on the WAVE simulation set-up described above, the nitrogen flux at the bottom of the unsaturated zone is calculated. This requires not only field data of crop and soil parameters, but also fertiliser schemes if applicable. The resulting nitrogen fluxes are offered to the MIKE SHE model for further assessment of their (transport) fate throughout the saturated zone of the hydrological cycle.

Interpretation of the simulation results can be done with the standard MIKE SHE postprocessors. Both temporal and spatial evolution can be studied.

Model application

In order to test the proposed integrated WAVE-MIKE SHE framework, it was applied on data gathered for the Neuenkirchen research area (south of Braunschweig, Germany). The (Ohebach) catchment under study is about 1 km in size and is part of a larger catchment, the Krummbach (Bork and Rohdenburg, 1986; Bork et al., 1989). Detailed data is available for geography, meteorology, soil characteristics, hydrological and water quality information and land use.

The horizontal spatial discretisation used (by MIKE SHE) for this simulation set-up consists of grid cells of 100 m by 100 m. It was necessary to extract input from the dataset for all these grid cells, though some lack of data can be handled internally to the model by using linear

interpolation techniques. The MIKE SHE model then generated the calculation units for the unsaturated zone, those will be used throughout the simulations with the integrated WAVE-MIKE SHE modelling system. This process is illustrated in Fig. 4. The representative grid cells used as calculation units for the unsaturated zone are indicated by a „–" in Fig. 4. The procedure, as outlined in the model linking methodology, could then be applied.

The simulation was carried out for two consecutive years, using the first growing season (1/11/83-31/10/84) as calibration set and the next (1/11/84-31/10/85) as validation set. The validation method used is of the split-sample type.

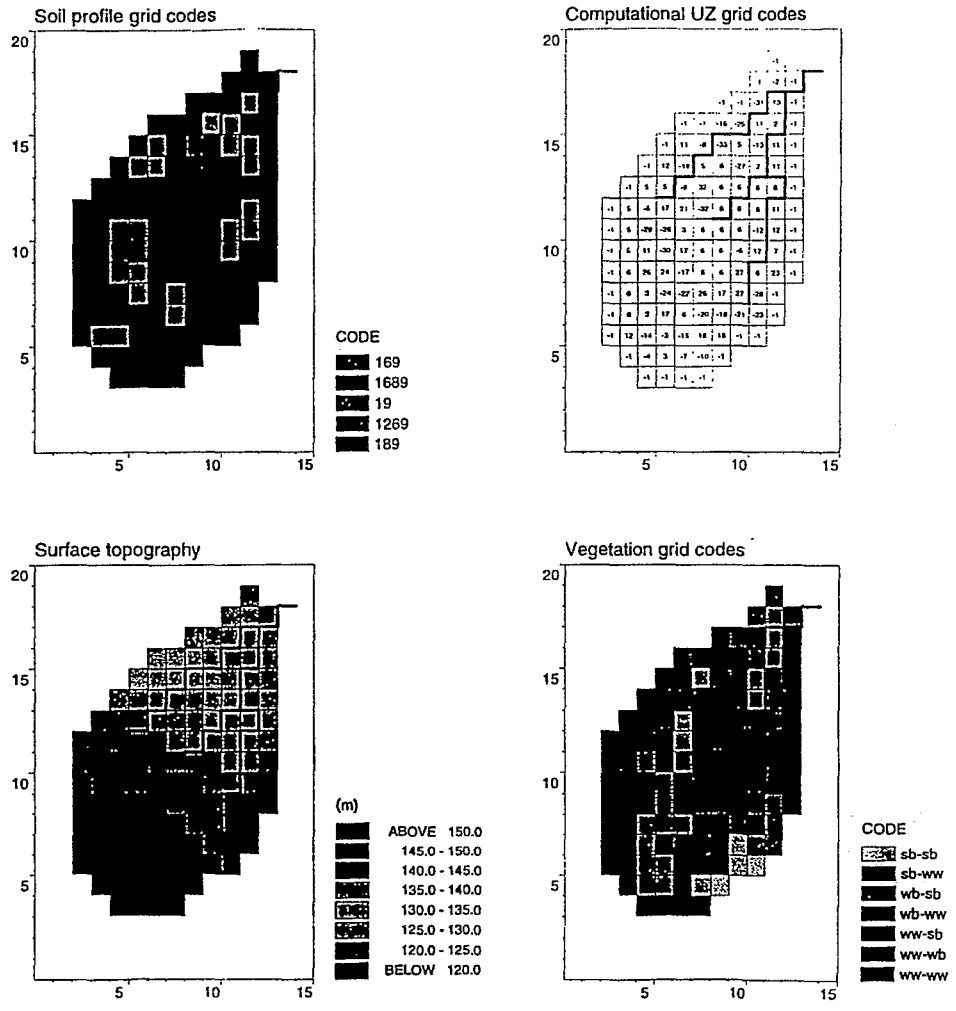


FIG. 4: Land use, soil distribution, topography and calculation units in the Neuenkirchen catchment

Model performance and behaviour

Water transport

Using the integrated model the water transport was modelled, based on a visual calibration of the measured versus simulated discharge. A more accurate calibration step (including e.g. groundwater levels) would improve performance, but was not done at this stage, since the aim is to illustrate the general idea of model application and results. These results can be produced for the different parts of the hydrological cycle (overland, river, soil and groundwater), both for water and nitrogen simulations. Moisture content throughout the unsaturated zone (Fig. 5) and discharge at the outlet of the catchment (Fig. 6) are simulated with sufficient accuracy, as can be seen from this figures.

Nitrogen behaviour

The water flow results mentioned above are the cornerstone of the nitrogen simulations. Nitrate concentrations in a soil layer are presented for an arbitrarily chosen calculation unit layer in Fig. 7, based on an overly simplified calibration.

Although the visual presentation of model results do not truly assess model performance and further work is needed in the fields of sensitivity analysis, performance quantification and calibration-validation, it is the authors belief that the overall results are fairly accurate.

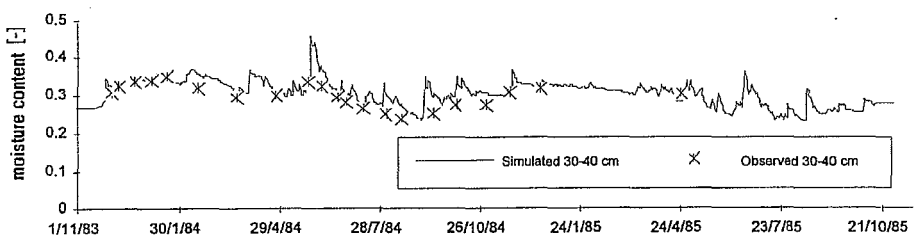


FIG. 5: Simulated and observed moisture content in a soil layer (unit sb-ww-19-M[2], 30–40 cm)

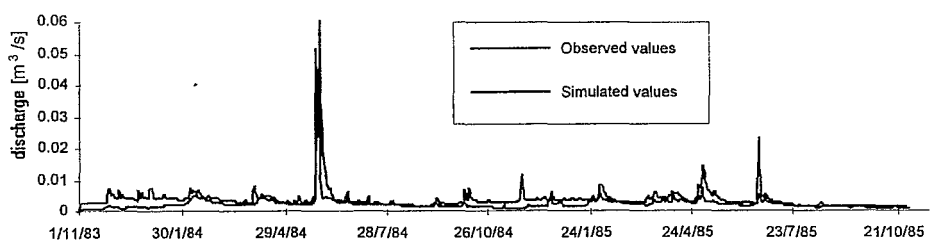


FIG. 6: Simulated and observed catchment discharge

[2]Calculation unit identifier is constructed as follows: crop first year-crop second year-soil type-initial groundwater level, e.g. sb-ww-S19-M: sugar beet-winter wheat-soil layers 1 and 9-initial groundwater level between 2 and 4 m.

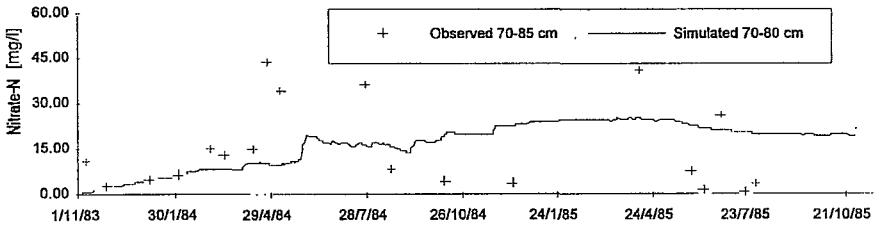


FIG. 7: Simulated and observed nitrate concentrations in a soil layer (unit sb-ww-189-M, 70–85 cm)

Pending problems and further work

(1) Assessing the nitrate discharge at the outlet

The nitrogen load at the outlet, which captures the overall effect of farming practice on the catchment, could not be simulated accurately at this time. Two factors are contributing to this limitation.

First of all, the nitrogen transformations occurring within the saturated zone are not accounted for. Although the integrated model can calculate the nitrogen load at the bottom of the unsaturated zone accurately, their further fate as described by the MIKE SHE model consists of transport only, which is a simplification. The nitrogen processes occurring within the saturated zone are known qualitatively. The species deserving the most attention there, due to its high solubility, is nitrate. Nitrate in aquifers is still subject to reduction, which contributes to the overall denitrification. The main cause responsible for this denitrification is microbiological activity (Korom, 1992). Several modelling approaches are available at this time. Wendland (1994) proposes a decay being a function of travel time through the saturated zone. Styczen and Storm (1993) use a hypothetical stationary redox plane reducing all nitrate which passes through. At the timing of writing, a geochemical add-on module has been announced for MIKE SHE, tackling the denitrification problem in the saturated zone. Until then, the results as produced by the integrated WAVE-MIKE SHE modelling system represent a worst case scenario.

The second factor contributing to an incomplete simulation of nitrate discharge at the outlet of the catchment lies in the fact that the contribution of drainflow-transported nitrate is currently not accounted for. For some catchments, such as the Ohebach catchment, drainflow contribution is a major component to catchment discharge. The WAVE model therefore need to be extended to calculate the amount of nitrate flowing to the drains, which then can be injected in the drains modelled by MIKE SHE. The necessary extensions to the WAVE model are currently under construction.

(2) Limited availability of suitable research datasets

In order to use, calibrate and validate catchment models extensive datasets are needed. Tables 2, 3 and 4 give an overview of the data requirements. Although the lack of data can often be addressed with special techniques at the penalty of

TABLE 2: Data required to calculate the water flow with the WAVE-MIKE SHE modelling system

KIND OF INFORMATION	DESCRIPTION OF NECESSARY DATA
General information	– geographical information: topography and catchment boundary
Meteorological information	– location of rainfall and meteorological stations – time series of rainfall rate – time series of general meteorological information to calculate the potential evapotranspiration (Penman-Monteith)
Data on ground cover / vegetation	– ground cover / vegetation pattern in function of time – time series of leaf area index (LAI) of present vegetation – time series of root distribution with depth of present vegetation
Information on the river system	– position of weirs, ditches, drains and river system – Strickler roughness coefficients for overland and river flow – river and other canal cross sections
Data on the unsaturated zone	– distribution of the different soil profiles over the catchment – description of those soil profiles (layer thickness) – soil moisture tension/content relationship for each layer – unsaturated hydraulic conductivity as a function of soil moisture content for each layer
Information on the saturated zone	– geographical information on the catchment area (position and thickness of layers) – depth and position of abstraction and recharge wells – pumping and recharge rates – storage coefficients – spatial distribution of the saturated hydraulic conductivity

TABLE 3: Additional data required for solute modelling

KIND OF INFORMATION	DESCRIPTION OF NECESSARY DATA
Meteorological information	– dry and wet deposition of polluents
Data on ground cover / vegetation	– composition and application rates of fertilisers
Information on the river system	– initial solute concentration in the river water
Data on the unsaturated zone	– initial solute profiles
Information on the saturated zone	– initial solute concentration in the groundwater

increased uncertainty, a more standardised and broader monitoring approach is needed, which tracks modelling requirements more closely. The exhaustive Neuenkirchen dataset, collected by the Braunschweig Research Group, is unfortunately still an exception.

Conclusions

Hydrological models have reached a high degree of maturity and are now expanded with solute transformation components, to enhance their applicability. This paper presents the combination of MIKE SHE, a hydrological catchment

TABLE 4: Data required for the calibration and validation of the integrated WAVE-MIKE SHE model

KIND OF INFORMATION	DESCRIPTION OF THE NECESSARY DATA	RECOMMENDED MEASUREMENT FREQUENCY
WATER QUANTITY		
Information on the river system	– river discharges	– hourly
Data on the unsaturated zone	– time series of moisture content and pressure head for the different layers	– weekly
Information on the saturated zone	– time series of the groundwater levels	– weekly
WATER QUALITY		
Information on the river system	– time series of the solute concentration in the river	– in function of discharge
Data on the unsaturated zone	– time series of the solute concentration in the soil profiles	– in function of precipitation
Information on the saturated zone	– time series of the solute concentration in the groundwater	– weekly

model, and WAVE, a one-dimensional model for the soil-crop continuum. Using this modelling framework, the impact of chemical load on catchments, as caused by farming practices, can be assessed. The emphasis of the study goes to nitrogen species, but the same methodology could be applied to other agrochemicals. The integrated model shows promising results, as illustrated by its application on a research catchment in Neuenkirchen, Germany. In order to achieve sufficient accuracy at the outlet of the catchment, extra attention need to go to drainflow-based nitrogen transport and saturated zone denitrification. The lack of suitable datasets, both for model construction and application, may delay an universal application of these distributed hydrological (catchment) models. Therefore, a more intensive monitoring approach should be practised.

Literature

ABBOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNEL P.E. and RASMUSSEN J. 1986a: *An introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique Europeen, „SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system.* J. of Hydrology 87; 45–59.

ABOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNEL P.E. and RASMUSSEN J. 1986b: *An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Europeen, „SHE", 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system.* J.of Hydrology 87; 61–77.

BORK H.-R. and ROHDENBURG H. 1986: *Transferable parameterization methods for distributed hydrological and agro-ecological catchment models.* Catena 13; 99–117.

BORK H.-R., de PLOEY J. and SCHICK A. 1989: *Theory and simulation of infiltration, overland flow, erosion, and deposition processes and their relevance to landscape evolution.* Pre--Syposium-Publication of the Second International Conference on Geomorphology 178.

CHRISTIAENS K., VANDER POORTEN K., VANCLOOSTER M. and FEYEN J. 1994: *Combining GIS and a dynamic nitrogen simulation model to assess nitrogen leaching susceptibility on a regional scale.* Proceedings 8th NITROGEN workshop, Ghent, September 5–8, 1994. In press.

Danish Hydraulic Institute 1993a: *MIKE SHE WM – Water movement module, a short description – release* 5.1. 34p.

Danish Hydraulic Institute 1993b: *MIKE SHE, Technical Reference Manual – Water movement module – release* 1.0. 136p.

Danish Hydraulic Institute 1993c: *MIKE SHE, User guide – Pre- and postprocessing module – release* 1.0. 166p.

Danish Hydraulic Institute 1994: *MIKE SHE, User guide – Water movement module – release* 1.0. 140p.

DIELS J. 1994: *A validation procedure accounting for model input uncertainty: methodology and application to the SWATRER model.* PhD dissertation, Fac. Agric. Sci., K.U. Leuven. 173p.

EMMERICH W.E., WOOLHISER D.A. and SHIRLEY E.D. 1989: *Comparison of lumped and distributed models for chemical transport by surface runoff.* Journal of Environmental Quality, 18; 120–126.

KOROM S.F. 1992: *Natural denitrification in the saturated zone: a review.* Water Resources Research, 28(6); 1657–1668.

STYCZEN M. and STORM B. 1993: *Modelling of N-movements on catchment scale – a tool for analysis and decision making: 2. A case study.* Fertiliser research, 36; 7–17.

VANCLOOSTER M., CHRISTIAENS K. en FEYEN J. 1994a: *Berekening van een duurzame bemestingsnorm voor gras en maïs voor een representatief bodem-klimaatscenario.* Interne publicatie no 26, Instituut voor Land- en Waterbeheer, K.U. Leuven. 34p.

VANCLOOSTER M., VIAENE P., DIELS J., and CHRISTIAENS K. 1994b: *WAVE, a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment, Reference and users manual, release* 2.0, *december* 1994. Institute for Land and Water Management, K.U. Leuven. 147p.

VANCLOOSTER M. 1995: *Nitrogen transport in soils: theoretical, experimental and numerical analysis.* PhD dissertation, Fac. Agric. Sci., K.U. Leuven. 220p.

WENDLAND F. 1994: *Modelling the nitrate flow in the groundwater provinces of the „old" federal states of the Federal Republic of Germany.* Ecological Modelling, 75/76; 385–397.

XEVI E., CHRISTIAENS K., ESPINO A., SEWNANDAN W., MALLANTS D., SØRENSEN H. and FEYEN J. 1995: *Calibration, validation and sensitivity analysis of the MIKE SHE model using the Neuenkirchen catchment as case study.* To be submitted.

Streszczenie

Modelowanie ładunku zanieczyszczeń chemicznych z ferm w zlewniach rzecznych. Modele symulacyjne są znakomitymi narzędziami do oceny wpływu zmian użytkowania terenu jak też zmian klimatycznych na cykl hydrologiczny oraz systemy zasobów wodnych. Modelowanie umożliwia uzyskanie rozwiązań dla przyjętych scenariuszy i różnych problemów, charakteryzując się niskimi kosztami i zadowalającą dokładnością, nawet przy złożonych systemach. Modele hydrologiczne nie stanowią pod tym względem wyjątku. Ponieważ prowadzone jest ciągłe rozwijanie i ulepszanie tych modeli, ich znaczenie w procesie gospodarowania wodą jest coraz większe. Na takie właśnie modele, uwzględniające jakościowe i ilościowe aspekty zasobów wodnych w skali zlewni, istnieje coraz większe zapotrzebowanie.

Modele zintegrowane są atrakcyjnie zarówno z praktycznego, jak i naukowego punktu widzenia, głównie z uwagi na kompleksowość opisu cyklu hydrologicznego. Dobrze znanym przykładem w tym zakresie jest Europejski System Hydrologiczny (model SHE). Takie podejście, w którym model obejmuje wszystkie aspekty studiowanego problemu, zaprezentowano w niniejszej pracy dla oceny rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń rozpuszczonych w zlewni rzecznej. Zaprezentowano model, będący kombinacją hydrologicznego zintegrowanego modelu zlewni MIKE SHE i modelu punktowego WAWE, służący do oceny ładunku

zanieczyszczeń chemicznych (ze szczególnym uwzględnieniem związków azotowych) w zlewni.

Istnieją jednakże przeszkody uniemożliwiające powszechne stosowanie tych modeli, do których w szczególności zaliczyć należy brak potrzebnych zbiorów danych do kalibracji i weryfikacji. W pracy przedyskutowano działanie i zachowanie się przedstawionego modelu, wykorzystując dane zebrane w zlewni badawczej Neukirchen (Niemcy). Na końcu artykułu wskazano kierunki dalszych badań.

Authors' adress
K. Christiaens, D. Mallants, J. Feyen
Institute for Land and Water Management
K.U. Leuven
Vital Decosterstraat 102
B-3000 Leuven, Belgium
Karen.Christiaens@agr.kuleuven.ac.be

Jiri FÍDLER

Drainage in Present Reconstruction of the Czech Economy

Abstract

Present economic changes in the Czech republic and related reconstruction of the agriculture have its impact on the environment. Indicated are methods for functional changes of drainage equipment which are solving the changes in production orientation, specially in regions with reduced agricultural production. Mentioned is the method of determination of the drainage run-off reduction according to reduced drainage intensity as defined by the drainage time and the project safe duration. Mentioned is the calculation procedure of the regulated drainage with overflow backwater valves installed in the collection drains and generating conditions of the flood drainage. Mentiond is also a consideration on natural drainage intensity and its application in the projects of drainage systems.

Key words: drainage intensity, controled drainage, flood drainage, reduced agricultural production.

Introduction

Present reconstruction of the Czech economy also affects productional orientation of the agriculture in order to classify within international conditions of production and in marketing of agricultural products. With exception of the most productive regions, these changes are frequently accompanied with changes regarding further use of agricultural lands. Under present surplus of agricultural production, the changes often regard the reduction of arable lands to pastures event. forests. The state supports such reduction by subsidies foremost in the foothill areas, which had been the centre of drainage in preceding decades. From the technical point of view it is related with problems of retardation and regulation of the drainage flow – also an estimation of necessary minimum level of ground water for land plants at simultaneous securrement of optimum yields.

Manuscript of paper

The term nature is under centro-european conditions a conditioned concept. Practically all of present natural formations and regions in the cultural countryside have been generated or, at least, re-shaped by human activity. Leading role in this process has been played by agriculture and forestry where changes in the nature were caused by needs of raised production of foodstuff and timber starting with first peasants and ending with the situation of only recent past. Existing economic conditions directly affect the agriculture by generating – though temporarily – a pressure for attenuation of the production and for the land transfer to

other use incl. planting of forest overgrows.

Economic reconstruction and endeavours for incorporation of the Czech republic in the EEC have their expressive impacts on the agriculture, despite Czech agriculture having certain advantageous positions for the entry; first of all large agricultural units with a high concentration of land tenure, low level of subsidies into the agriculture, and considerable reduction of agricultural workers after 1989.

Further reconstruction of the agriculture will, as a consequence, obviously result in an increased intensity of the agricultural, mainly plant production, in regions with good climatic conditions (land, terrain, climatic and water) with possibility of low-cost production and, on the other hand, in the attenuation of production intensity in less favourable regions. Of total agricultural land area of the CR 4.281 mln hectares and of arable land 3.158 mln hectares, approx. 0.50 mln hectares will be subject to attenuation.

Regions where the attenuation of the production is expected, were cultivated, drained and transformed into arable lands under the pressure to solve the grain problem. These are foothill and hilly regions drained in the 70ties and 80ties. Drainage resulted in land and water homogenity of unitedly cultivated land entities.

However, a lot of areas in low-land conditions were also drained in connection with the homogeneity of unitedly farmed large entities, incl. termination of drainage systems carried out within the branch water co-operatives starting in the 50ties of the past century.

The main aim ot the drainage was reduction of the ground water level (GWL) to optimal GWL - i.e. 0.8–1.2 m below the land surface (Antal and Fídler 1989).

As turned out in our unfortunately interrupted lysimetric observations (Fídler 1993), there existed a real possibility to introduce higher level of GWL without yield losses. E.g. sugar beet yielded 63.2 MT/hectare with sugar production of 11.17 MT/ha at required optimum GWL 0.9–1.1 m, maximum yield at GWL 1.4 m was 69.4 MT/ha, however, at GWL 0.6 m only, was the yield practically equal – 69.1 MT/ha. The yield in the required GWL was smaller by 6.2 MT/ha. Calculated for the sugar production it makes 12.42 and 12.2 MT/ha and by 1.03 MT/ha smaller at optimum GWL. Maximum yield of the spring barley was achieved at GWL 0.45 m, i.e. 5.05 MT/ha, as against the yield at for now used value of optimum level 0.8–0.9 m 4.49 MT/ha. The yields were achieved in sand-and-clay soils and so the mentioned optimum GWLs correspond to this type of soil.

Also significant is the possibility of raising the level of so-called optimum of ground water level in order to get optimum yields. In new drainage equipment it means the possibility to increase drain spacing with more backwater in the centre of the phreatic line above the drain level, i.e. higher level of GWL corresponding to achievement of maximum yields under otherwise equal entry conditions.

For existing drainage systems in regions with planned attenuation of plant production, the problem lies in reduction of drainage intensity. This can be done

either by reduction or interruption of the drain run-off by suitable backwater valves additionally built-into conducting drains and controlled, as far as posible, from one point. Precondition for this are minimum gradients of collectors.

Securement of an optimum water regime for the whole vegetation period in regions with high intensity of agricultural production, namely plant production, requires two-side systems of water regulation. It can be achieved either by the system of soil irrigation at simultaneous surface drainage or, more favourably, by the system of regulated drainage. The use of regulated drainage is, however, limited by hydrogeological and hydrological conditions.

For all alternatives of the control of piping drainage function is necessary to make suitable types of centrally controlled backwater valves impairing to the minimum the integrity of the tracts of land. In the present multi-functional drainage systems the land integrity is impaired by frequent and sizable control wells.

It is necessary to reduce, though only temporarily, the drainage intensity in regiones with attenuated plant production. It means reduction of required drainage time and of the safe duration of draining network project. While the present intensity (Fídler 1982, 1995; Antal and Fídler 1989) is – as a rule – within the drainage limits of 2–5 days and duration of 10–5 years, after implementation of the reconstruction in hilly and foothil areas the required drainage limits will be changed to 10 days with duration of 2 years.

This will be projected into the changes of designed specific drainage run-off q which will determine reduced capacity of collectors σ the ratio of the designed specific drain run-off for new production orientation q_{N+i} to the original specific designed run-off q_N, so

$$\sigma = q_{N+i}/q_N \tag{1}$$

By introduction of a general form of equations for determination of run-off walues q_N (comforming the Czech standard ON 754202 for q):

$$q = A_N \cdot B_N^{tN} \tag{2}$$

where A and B are constants for duration N dependent on the vegetational sum of precipitations and t is required draining time (see Fídler, 1995).

$$\sigma = [A_{N+i} \cdot (B_{N+i})^{tN+i}] / [A_N \cdot (B_N)^{tN}] \tag{3}$$

Values A_N, B_N and t_N apply to original draining intensity, values A_{N+i}, B_{N+i}, t_{N+i} apply to reduced draining intensity.

Values of coefficients σ have e.g. for the mean vegetational sum of precipitation Hsv 400 mm at the reduction from the highest degree of draining intensity to the lowest degree of draining intensity value $\sigma = 0.28$ and for the reduction from the standard intensity to the lowest one, $\sigma = 0.46$.

Then, from relation (1) results

$$q_{N+i} = \sigma \cdot q_N \tag{4}$$

For the assessment of sufficient drainage parameters, mainly drain spacing L_{N+i}, after the change of culture will be

$$L_{N+i} = L_N (1/\sigma)^{1/2} \tag{5}$$

Increased spacing of existing drains, if it does not relate their multiples, is not feasible. Intensity reduction can only lie in the introduction of a reduced run-off from the drainage system σ.

It appears advantageous to use overflow backwater valves which raise the ground water level in the draining cycles to the level of regulated (fixed) overflows. This way preserves the drain function below the GWL and generates the system of flood drainage.

Flood drainage is characterized by drain placement below the level of water in the chanel. From the point of view of the hydraulics, the same situation is created by the overflow backwater valve.

Verification was made for soil with $K = 0.8$ m/day, backwater of the phreatic line centre $h_m = 0.6$ m and drain run-off $q_n = 0.010$ m/day. Depth of drain placement is not decisive for the solution proper and so is not indicated. Spacing of collecting drains Ld were determined according to Hooghoudt formula consecutively for depths of impermeable layer below the level of drain placement $D = 0.5$, 1.0, 1.5, 2.0, 3.0 and 5.0 m.

For our purpose was used the solution method by Kirkham (Wesseling, 1979).

Initial relation for a normal drainage has the form

$$h_m = (qd \cdot Ld \cdot Fk)/K \tag{6}$$

Symbol Fk was tabulated for the calculation.

For a flood drain where backwater level is raised above the drain level by value c, applies relation

$$zr = (qr \cdot Lr \cdot Fr)/K \tag{7}$$

where zr means backwater of the phreatic line above level c, Fr is defined by an analogous complex expression and is tabulated as function

$$Fr = f\,(c/hr/Lr) \tag{8}$$

and is indicated in the work of Wesseling (1964). Other symbols for Lr and specific run-off qr, where indices r apply to regulated drainage.

Further procedure is based on the presumption that the centre of phreatic line of the retarding drainage zr is identical with original phreatic line centre of the actual drainage hm, so that

$$hd = c + zr \tag{9}$$

hr value is a sum of values D and c, thus

$$hr = D + c \tag{10}$$

Initial consideration is based on the fact that the spacing of collecting drains will not change after installation of backwater valves (no collectors will be excluded), so

$$Ld = Lr \tag{11}$$

it is then possible by

$$Ld = (hd \cdot K)/(qn \cdot Fk) \tag{12}$$

$$Lr = (zr \cdot K)/(qr \cdot Fr) \tag{13}$$

then by substitution and arrangement

$$qr = (qn \cdot Fk \cdot zr)/(Fr \cdot hd) \tag{14}$$

Analogically may be considered eventual modification of spacings under condition the specific draining run-offs remain constant, so that

$$Lr = (Ld \cdot Fk \cdot zr)/(Fr \cdot hd) \quad (15)$$

For further assessment, expression of relation *c/hr* is very important

$$c/hr = 1 - (hd \cdot Fr)/(hr \cdot Fk) \quad (16)$$

Verificating calculation results are given in Fig. 1. Values *c/hr* are mentioned on the vertical axis and selection of depths of impermeable layer *D* are on the horizontal axis. Drawn curve links the points where $qn = qr$. Drainage run-offs from the regulated drainage are for lower values $c/_{hr}$ and *D* above the drawn line, and bigger values are under this line.

It must be stressed that the plot is valid only for input values there indicated.

It is adviceable to carry out the assessment of natural draining capability of the soil in considering the regulated drainage capacity (Fídler and Soukup; 1981). It lies in the evaluation of natural fall of the ground water level before draining. Rate of the fall cp can be determined

$$cp = \Delta h/\Delta t \quad (17)$$

where Δh is the measured fall of ground water level, and Δt the time of fall. This way obtained rate of fall may be considered the natural draining intensity.

From the data of natural rate of fall of ground water level *cp*, the time of fall of ground water level *tr* may be determined after realization on an unregulated drainage with a firm backwater to level *hr*

$$tr = hr/cp \quad (18)$$

or, vice versa, to assess the fall of natural level of ground water *hi* in the requested drainage time t_N resulting from the given natural rate of fall of ground water level:

$$hi = cp \cdot t_N \quad (19)$$

Designed requested time of planned drainage *t* should then be given by difference between time t_N from the determined drainage intensity, and from the natural drainage intensity *tp*

$$t = t_N - tp \quad (20)$$

where

$$tp = h\ min/cd \quad (21)$$

and where hmin is the requested minimum drainage depth after passage of time t_N.

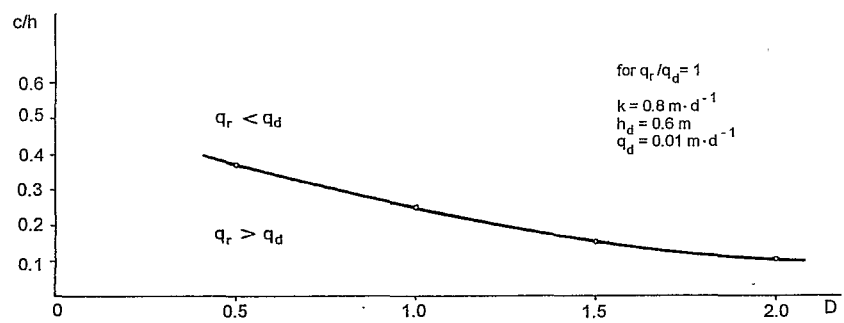


FIG. 1.

Draining measures in agricultural lands present, as a rule, a harsh interference with the preceding land environment and, consequently with the surrounding natural environment as well. Described methods including the problematics of natural land draining intensity, endeavour to reduce the harshness of drainage interference as well as to stress its beneficial affects in the process of the sustainable development.

List of used literature

ANTAL J., FIDLER J. 1989: *Polnohospodarske melioracie.* Priroda Bratislava 1989.

FÍDLER J. 1982: Soil drainage influence on the crop produktion intensification. Annals of Warsaw Agricultural University, Land reclamation No.19, 1982, pp 19–24.

FÍDLER J.1993: Affect of underground water level on the yields and evolution of selected agricultural plants. Rostlinná výroba 3b, 95–98.

FÍDLER J. 1995: *Podminky pouziti podzemni regulace drenazního odtoku.*

FÍDLER J., SOUKUP M. 1981: *Intenzita odvodneni a prirozena odvodnovaci* schopnost pud. Sbornik VSZ, AF, A, 35; 183–189, Praha.

URBANOVA M. 1969: *Vliv uziti permanentni zatopene drenaze na drenazni rozchody.* Sborník VSZ-AF,C; 173–181, Praha.

WESSELING J. 1979: *Subsurface flow into drains. In Drainage principles and aplications*, II. Theories of Field drainage and watershed runoff: 2–56. IILRI Wageningen.

Streszczenie

Odwodnienia w Czechach w warunkach obecnych zmian ekonomicznych. Obecne zmiany ekonomiczne w Republice Czeskiej i związane z tym przemiany w rolnictwie mają wpływ na środowisko. Pokazano metody rozwiązywania problemów dotyczących zmian funkcjonowania drenowania w warunkach obniżenia poziomu produkcji rolnej. Zaprezentowano metodę określania stopnia redukcji odpływu drenarskiego w zależności od zmian intensywności drenowania. Przedstawiono procedurę obliczania rozstawy drenowania w warunkach drenów zatopionych w wyniku instalacji urządzeń piętrzących na zbieraczach.

Author's address
J. Fídler
Agricultural University Praha

Jerzy JEZNACH

Zmiany parametrów technicznych systemów nawodnień kroplowych w różnych warunkach eksploatacyjnych

Abstract

Changes of the technical parameters of drip irrigation systems in different environmental condition. Drip irrigation systems in Poland do not always fully confirm their theoretical advantages. This due to the influence of many factors. Among them the most important are:

- specific operation conditions (supplementary irrigation),
- water resources and their quality,
- quality of equipment.

Specific operation conditions of drip irrigation systems entails faster wear and tear and failure rate. It results in permanent decrease of technical parameters of systems in the course of exploitation. Emitters discharge decreases by 1 to 12% per year, depending on water quality, filtration method, irrigation and fertigation technology. The results suggest a positive impact of 2nd degree filters. Annual rates of change of emitters discharge decreased by approx. 1–2%. Systematic flushing of the installation decreased the rate of change emitters discharge from 7–8% to 4–6%. The enhancement of the work of the system is possible with the use environmental, technical, technological and organisational methods.

Key words: drip irrigation, environmental conditions, discharge of emitters, operation.

Wstęp

W warunkach polskich systemy nawodnień kroplowych nie zawsze potwierdzają w pełni teoretyczne zalety i przynoszą spodziewane efekty. Spowodowane to jest wieloma zróżnicowanymi i złożonymi przyczynami. Do najważniejszych zaliczyć należy:

- odmienność warunków eksploatacyjnych (nawodnienia uzupełniające),
- zasoby wodne i ich jakość,
- jakość urządzeń.

Warunki eksploatacji nawodnień kroplowych w Polsce są odmienne od krajów strefy suchej. Odmienność ta polega na tym, że systemy pracują z przerwami, w zależności od warunków pogodowych. Nawodnienia w naszym kraju spełniają funkcje uzupełniającą w stosunku do opadów atmosferycznych. Praca systemu nawadniającego z przerwami powoduje jego większą podatność na wszelkie uszkodzenia, niesprawności i przyspieszone zużycie. Dłuższe niż zwykle pozostawanie wody, niekiedy wraz z substancjami pokarmowymi, po zakończeniu nawadniania w urządzeniach uzdatniających, przewodach i emiterach powoduje intensywniejsze wytrącanie się i osadzanie w nich związków. Przeciwdziałanie zatykaniu się urządzeń nawadniających jest jednym z podstawowych problemów eksploatacji systemów nawodnień kroplowych.

Drugą istotną przyczyną, decydującą o gorszym funkcjonowaniu systemu kroplowego w naszych warunkach, jest ilość i jakość wody używanej do nawodnień. Małe zasoby wodne kraju zmuszają, nawet w małych gospodarstwach rolnych, do budowy zbiorników na wodę. Jakość wody w tych zbiornikach ulega często pogorszeniu na skutek korozji (zbiorniki zamknięte) lub rozwoju glonów (zbiorniki otwarte). Zanieczyszczenia te są najbardziej niebezpieczne dla funkcjonowania systemów nawodnień kroplowych w Polsce, gdyż powodują zatykanie urządzeń. Przy małych źródłach wody nawodnienia prowadzone są sposobem grawitacyjnym, co również wpływa na obniżenie sprawności systemu.

Inną przyczyną jest jakość krajowych urządzeń nawadniających. Urządzenia te przez wiele lat produkowane były według starych technologii, bez dodatków uszlachetniających tworzywa sztuczne. Brak tych dodatków powodował „elektryzowanie się" tworzyw pod wpływem przepływu wody, co znacznie przyśpieszało reakcje chemiczne i wytrącanie się osadów.

Cel i metodyka badań

Celem badań była ocena zmian parametrów technicznych systemów nawodnień kroplowych w różnych warunkach środowiskowych, określenie przyczyn i charakteru tych zmian oraz sposobów poprawy wysokiej efektywności systemów.

Badania prowadzono w laboratorium i na Poletku Dydaktyczno-Badawczym Katedry Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW oraz na obiektach produkcyjnych. Obiekty były dobierane metodą celową, aby reprezentowały różne warunki eksploatacyjne.

Obiekty badawcze:

Ursynów-Poletko. System nawadniający zainstalowano w 1984 r. do nawadniania sadu i warzyw. Woda do nawodnień pobierana jest z sieci wodociągowej. Na obiekcie założono filtr główny z wkładem włókninowym i filtry II stopnia na przewodach nawadniających.

Ursynów-Szklarnie. Instalacja nawadniającą została założona w 1988 roku. System wykorzystywany jest do nawadniania i nawożenia sposobem grawitacyjnym. Na obiekcie zainstalowano filtry z wkładami włókninowymi I i II stopnia.

Przyborowice (woj. ciechanowskie). System nawadniający z emiterami spiralnymi i SK założono w 1985 roku w sadzie jabłoniowym. Woda do nawodnień pobierana jest ze studni głębinowej i magazynowana w wyniesionym zbiorniku wyrównawczym. Rozprowadzanie wody przewodami odbywa się grawitacyjnie.

Mogielnica (woj. radomskie). Instalację doświadczalną założono w sadzie w 1988 roku. Woda o niskiej jakości do nawodnień pobierana jest ze studni głębinowej. Zawiera zanieczyszczenia mechaniczne i duże ilości związków żelaza.

Testy laboratoryjne nowych emiterów prowadzono zgodnie z międzynarodowymi normami: ISO (1987), ASAE (1993) oraz krajowymi normami branżowymi BN-85/9191-15 i BN-88/9191-16.

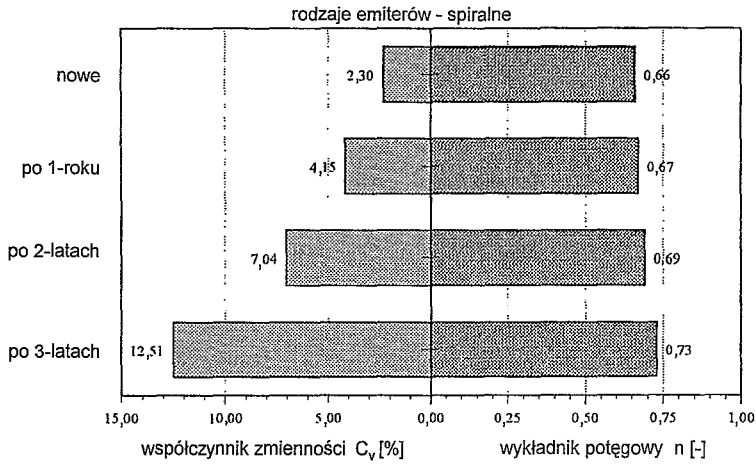
Badania emiterów eksploatowanych wykonywano w seriach po 10 sztuk wybranych losowo z poszczególnych prze-

wodów nawadniających, nie mniej niż 30 sztuk z każdego systemu, zgodnie z wymienionymi wyżej normami.

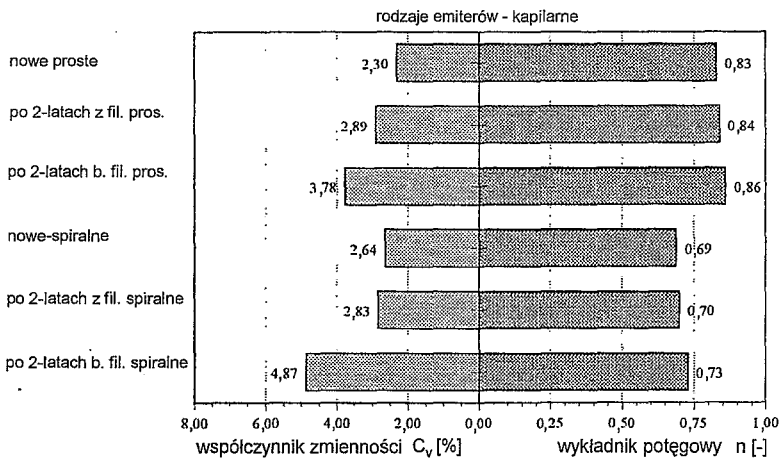
Wyniki badań

W okresie eksploatacji, w każdym roku prowadzenia badań, określano zmiany parametrów technicznych emiterów; współczynnik zmienności *Cv* i wykładnik potęgowy *n*, na podstawie którego wyznaczano charakterystyki hydrauliczne. Wyniki badań przedstawiono na rysunkach 1, 2, 3 i 4.

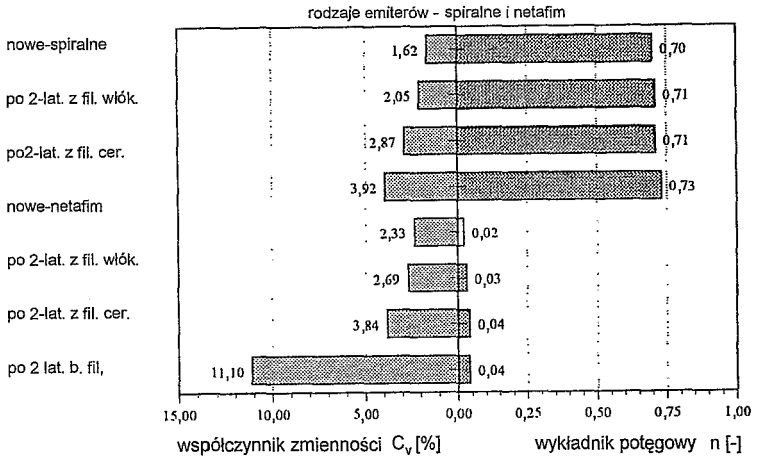
Przedstawione wyniki badań wskazują na systematyczne pogarszanie się parametrów technicznych emiterów w kolejnych latach eksploatacji. Intensywność



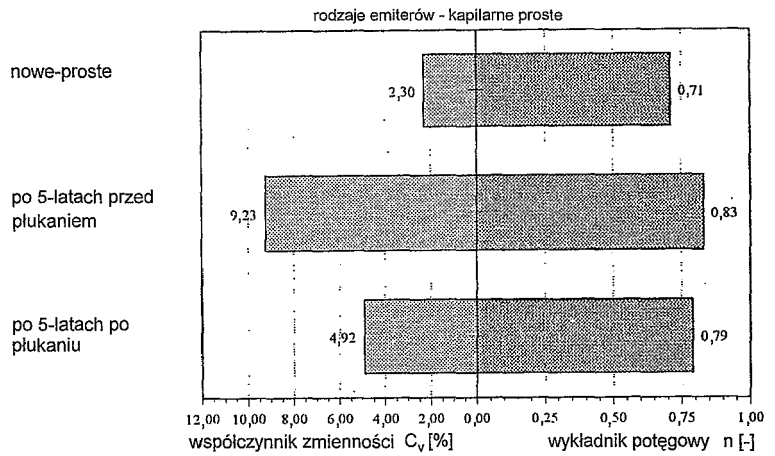
RYSUNEK 1. Zmiany współczynnika zmienności *Cv* i wykładnika potęgowego *n* w trakcie eksploatacji na obiekcie Przyborowice



RYSUNEK 2. Zmiany współczynnika zmienności *Cv* i wykładnika potęgowego *n* w trakcie eksploatacji na obiekcie Ursynów-Poletko



RYSUNEK 3. Zmiany współczynnika zmienności *Cv* i wykładnika potęgowego *n* w trakcie eksploatacji na obiekcie Mogielnica



RYSUNEK 4. Zmiany współczynnika zmienności *Cv* i wykładnika potęgowego *n* w trakcie eksploatacji na obiekcie Ursynów – Szklarnie SGGW

tego procesu zależy od warunków środowiskowych obiektu, głównie stopnia uzdatniania wody, wielkości ciśnień roboczych, podawania nawozów poprzez system, wyposażenia systemu (dodatkowe filtry II stopnia) i stosowanych zabiegów konserwacyjnych (płukanie).

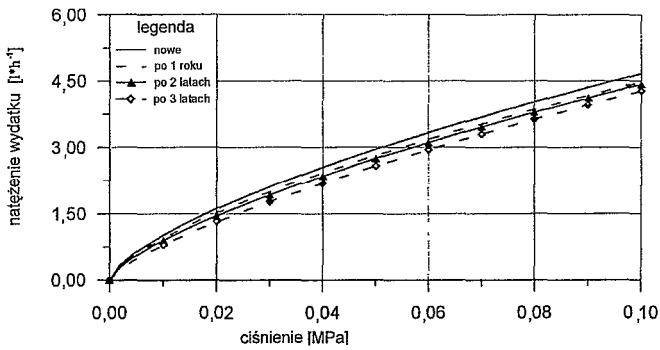
Współczynnik zmienności *Cv* zwiększa się o około 2% w pierwszych dwóch latach po założeniu instalacji i ok. 5% w trzecim i w czwartym roku eksploatacji. Wartość *Cv* po trzech latach funkcjonowania systemu przekracza na niektórych obiektach 10%, co według stosowanych kryteriów dyskwalifikuje emitery do dalszego zastosowania. Dotyczy to zarówno emiterów kapilarnych jak i izraelskich emiterów z kompensacją ciśnienia.

Zainstalowanie filtrów II stopnia na poszczególnych kwaterach lub przewodach nawadniających zdecydowanie zmniejsza przyrosty współczynnika zmienności *Cv* i wydłuża okres poprawnej pracy emiterów. Również płukanie instalacji, pod wyższym niż robocze ciśnieniem wody, znacznie zmniejsza przyrosty wartości *Cv*.

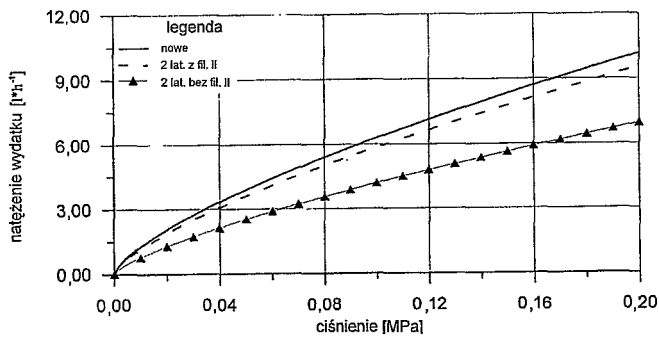
Zaobserwowano także podwyższenie wartości wykładnika potęgowego *n*, wskazujące na zmiany charakteru przepływu w emiterach z burzliwego na przejściowy lub laminarny. Zmiany te zwiększają podatność natężenia wydatku emiterów na różnice ciśnień, a tym samym pogarszają równomierność nawadniania. Stosowanie, wymienionych wcześniej, prostych zabiegów konserwacyjnych znacząco zmniejsza intensywność tego zjawiska. Ich stosowanie staje się konieczne dla utrzymania systemu w pełnej sprawności.

Zmiany współczynnika zmienności *Cv* i wykładnika potęgowego *n* powodują zmiany charakterystyk hydraulicznych emiterów eksploatowanych. (Rys. 5, 6a i 6b, 7a i 7b., 8).

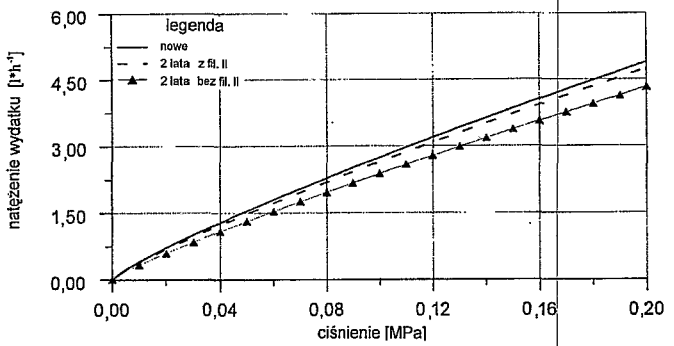
Badania te wykazały, że w kolejnych latach eksploatacji natężenie wydatku



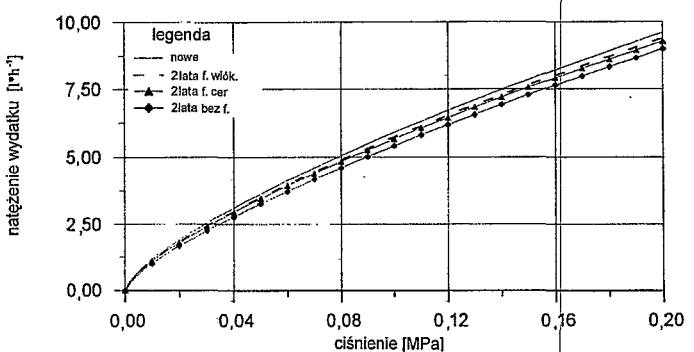
RYSUNEK 5. Zmiany charakterystyk hydraulicznych emiterów spiralnych w trakcie eksploatacji obiektu Przyborowice



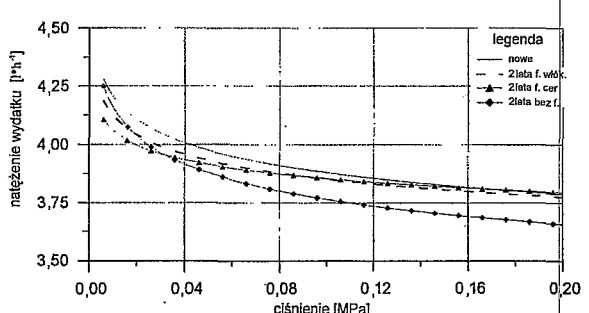
RYSUNEK 6a. Zmiany charakterystyk hydraulicznych emiterów spiralnych w trakcie eksploatacji obiektu Ursynów-Poletko



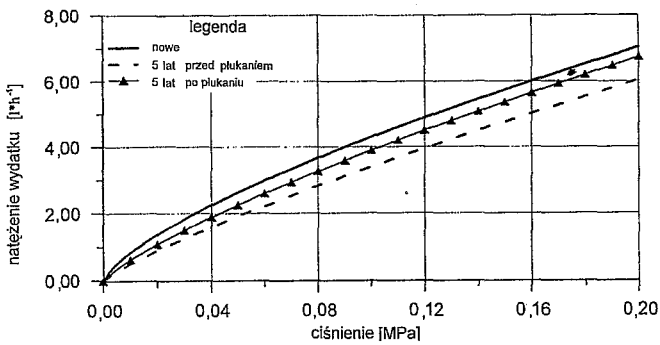
RYSUNEK 6b. Zmiany charakterystyk hydraulicznych emiterów prostych w trakcie eksploatacji obiektu Ursynów-Poletko



RYSUNEK 7a. Zmiany charakterystyk hydraulicznych emiterów spiralnych w trakcie eksploatacji obiektu Mogielnica



RYSUNEK 7b. Zmiany charakterystyk hydraulicznych emiterów Netafim w trakcie eksploatacji obiektu Mogielnica



RYSUNEK 8. Zmiany charakterystyk hydraulicznych emiterów kapilarnych w trakcie eksploatacji obiektu Ursynów-Szklarnie SGGW

emiterów systematycznie się zmniejsza. Duże zmiany (7–8% rocznie) wystąpiły na obiektach, gdzie rozprowadzenie wody odbywa się grawitacyjnie przy małych ciśnieniach (Przyborowice, Ursynów-Szklarnie). Mniejsze zmiany sięgające 1–4% rocznie zaobserwowano przy stosowaniu wyższych ciśnień roboczych. Stwierdzono także, że podawanie nawozów mineralnych za pomocą systemu nawadniającego znacznie zwiększa intensywność zmian parametrów hydraulicznych emiterów (10–12%).

Zastosowanie filtrów II stopnia zmniejsza intensywność zmian natężenia wydatku emiterów o około 1–2% rocznie. Stosowanie tych filtrów jest niezbędne w przypadkach używania do nawodnień wody o złej jakości. Na obiekcie Mogielnica stwierdzono, że zastosowanie filtrów II stopnia zmniejszyło intensywność zmian z 7–8% do 4–6%. Systematyczne (raz w tygodniu) płukanie instalacji wodą pod ciśnieniem 0,2 MPa obniżyło tempo zmian natężenia wydatku emiterów z 7–9% do 3–4% rocznie. Stosowanie przemywania instalacji uznać należy za celowe w każdych warunkach środowiskowych, a w przypadku podawania nawozów za niezbędne.

Podsumowanie

1. Przedstawione wyniki badań wskazują na systematyczne pogarszanie się parametrów technicznych emiterów w kolejnych latach eksploatacji.

2. Intensywność tego procesu zależy od warunków środowiskowych obiektu, głównie stopnia uzdatniania wody, wielkości ciśnień roboczych, podawania nawozów poprzez system, wyposażenia systemu (dodatkowe filtry II stopnia) i stosowanych zabiegów konserwacyjnych (płukanie).

3. Współczynnik zmienności *Cv* zwiększa się o około 2% w pierwszych dwóch latach po założeniu instalacji i ok. 5% w trzecim i w czwartym roku eksploatacji. Wartość *Cv* po trzech latach funkcjonowania systemu przekracza często 10%, co według stosowanych kryteriów dyskwalifikuje emitery do dalszego zastosowania.

4. Zaobserwowano także podwyższenie wartości wykładnika potęgowego *n*,

wskazujące na zmiany charakteru przepływu w emiterach z burzliwego na przejściowy lub laminarny. Zmiany te zwiększają podatność natężenia wydatku emiterów na różnice ciśnień, a tym samym pogarszają równomierność nawadniania.

5. Zmiany parametrów technicznych emiterów powodują zmniejszanie natężenia wydatku emiterów w kolejnych latach funkcjonowania systemu. Większe zmiany stwierdzono przy nawadnianiu przy małym ciśnieniu wody i podawaniu nawozów przez system.

Zainstalowanie filtrów II stopnia oraz płukanie instalacji wodą pod wyższym ciśnieniem zdecydowanie zmniejsza niekorzystne zmiany parametrów technicznych emiterów.

Literatura

ASAE. 1993: ASAE Standards. 40th Edition. ASAE St. Joseph, MI.

BUCKS D.A. 1995: *Historical Development in Microirrigation.* Proceed. of the Fifth International Microirrigation Congress. Orlando, Florida, USA; 1–5.

ISO - DOCUMENT, ISO/ DIS 09260 1987: Irrigation Equipment - Emitter - Specification and Test Methods.

JEZNACH J. 1988: *Changes of Technical Parameters of Micro – Irrigation in Different Conditions of Exploitation in Poland.* Fourth Internat. Micro-Irrigation Congress, Australia; 6A-4.

JEZNACH J., PIERZGALSKI E. 1993a: *Irrigation, Drainage and Waste Water Management in Poland as important Factors of Sustainable Agricultural Infrastructure. Seminar Proceedings University of Pisa.* Pisa, Italy; 80.

JEZNACH J., PIERZGALSKI E. 1993b: *Systemy mikronawodnień a warunki przyrodnicze i środowiskowe.* [w:] *Współczesne problemy melioracji.* SGGW, Warszawa; 200–210.

JEZNACH J., PIERZGALSKI E., HAMAN D. 1995: *Review of Development of Microirrigation in Poland.* Fifth International Microirrigation Congress. Orlando, Florida, USA; 336–340.

NORMA BRANŻOWA BN-85/9191-15. *Nawodnienia umiejscowione.* Normy i określenia.

NORMA BRANŻOWA BN-88/9191-16. *Nawodnienia umiejscowione. Emitery.* Wymagania i badania.

PIERZGALSKI E., JEZNACH J. 1993(a): *Stan i kierunki rozwoju mikronawodnień.* [w:] *Współczesne problemy melioracji.* SGGW, Warszawa; 35 – 42.

PIERZGALSKI E., JEZNACH J. 1993b: *Techniczne aspekty funkcjonowania systemów nawodnień kroplowych.* [w:] *Współczesne problemy melioracji.* SGGW, Warszawa; 217–224.

RAVINA I., PAZ E., SOFER Z., MARCU A., SCHISCHA A., SAGI G. 1992: *Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimed wastewater.* Irrig. Sci. 13; 129–139.

SOMOROWSKI C. (red.) 1993: *Współczesne problemy melioracji.* SGGW, Warszawa.

Adres autora

J. Jeznach

Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Sergiusz JURCZUK

Możliwości nawadniania obrzeży dolin rzecznych wodami własnymi w warunkach Równiny Kurpiowskiej

Abstract

Possibilities of irrigations of edges of river valleys based on own waters in the conditions of Kurpiowska Równina region. Ditches which drain in small side valleys, middle – field decreases and edges of reclamation objects eliminate an excessive moisture in wet years and cause drought in hot years. The experiments have been carried out in the area of Kurpiowska Równina. There were run tests on using water from ditches catchement for subirrigation of grasslands (regulated outflow). The tests were carried out in three places of Turośl valley (area of catchement 0.4–2.0 km^2) and in two control areas. The range of research included the measurement of groundwater table, soil moisture and water outflows.

It was found that amount and time of back-water is related witch area of cutchement. It was concluded that water gates should be used on ditches with area of cutchement above 1.0 km^2, whereas temporary dams ought to be built on ditches with smaller catchement.

Key words: subsoil irrigation, water resources, outflow.

Wstęp

W trakcie melioracji dolin rzecznych wykonywano także rowy, a właściwie końcówki rowów, odwadniające małe doliny boczne, obniżenia śródpolne i obrzeża obiektów łąkowych. Spowodowane to było występowaniem nadmiernego uwilgotnienia gleb lub stagnowaniem wody w najniższych ich miejscach. Rowy te, likwidując w latach mokrych nadmierne uwilgotnienie, w latach suchych często powodowały przesuszenie gleby, szczególnie na wyżej położonych przyległych obszarach. Obecnie, kiedy zwraca się uwagę nie tylko na potrzeby rolnictwa, ale i całego środowiska przyrodniczego, efekty melioracji tych obszarów są jednym z powodów krytyki melioracji. Likwidacja ujemnych skutków działania takich rowów możliwa jest przez wyposażenie obszarów w urządzenia nawadniające. W warunkach topograficznych małych dolin skutecznym rozwiązaniem, gdyby nie jego wysoki koszt, mogłyby być nawodnienia deszczowniane. Pewnej poprawy można oczekiwać wykorzystując wody pochodzące z niewielkiej zlewni własnej, pojawiające się w cieku po roztopach wiosennych i ewentualnie w okresie wegetacji po opadach atmosferycznych, do nawodnienia w formie tak zwanego regulowanego odpływu. Działania takie mieszczą się w ogólnej strategii ochrony zasobów wodnych i zrównoważonego rozwoju środowiska wiejskiego (Mioduszewski 1993; Somorowski 1994). Pozytywne efekty regulowa-

nego odpływu stwierdzili Brandyk (1991) oraz Szuniewicz i Chrzanowski (1992), lecz ich próby dotyczyły nawadniania centralnych części dolin wodami ze zlewni większych od 20 km^2. Ustalenie możliwości stosowania takiego rozwiązania w peryferyjnych częściach dolin jest trudne ze względu na znaczne zróżnicowanie na małym obszarze warunków hydrologicznych, hydrogeologicznych, glebowych i topograficznych. Pomiary hydrologiczne w małych zlewniach są nieliczne i wykazują bardzo dużą zmienność obszarową parametrów odpływu, z czego wynika, że bezpośrednie przenoszenie charakterystyk hydrologicznych z kontrolowanych profili na małe zlewnie może prowadzić do bardzo dużych błędów (Mioduszewski, Szymczak 1993). Dlatego też podjęto próbę empiryczną określenia możliwości stosowania regulowanego odpływu ze zlewni o powierzchniach mniejszych od 2 km^2, wybierając jako teren badań obiekt Turośl położony na Równinie Kurpiowskiej. Wybór obiektu podyktowany był z jednej strony małymi zasobami wody wynikającymi z niewielkiej zlewni w stosunku do rozległych obszarów użytków zielonych i zaniechania realizacji koncepcji poboru dodatkowych ilości wody z jezior mazurskich, a z drugiej – dużymi niedoborami wodnymi związanymi z występowaniem gleb o małej retencyjności i przechodzeniem na intensywne, wzorowane na holenderskich formy rolniczego użytkowania.

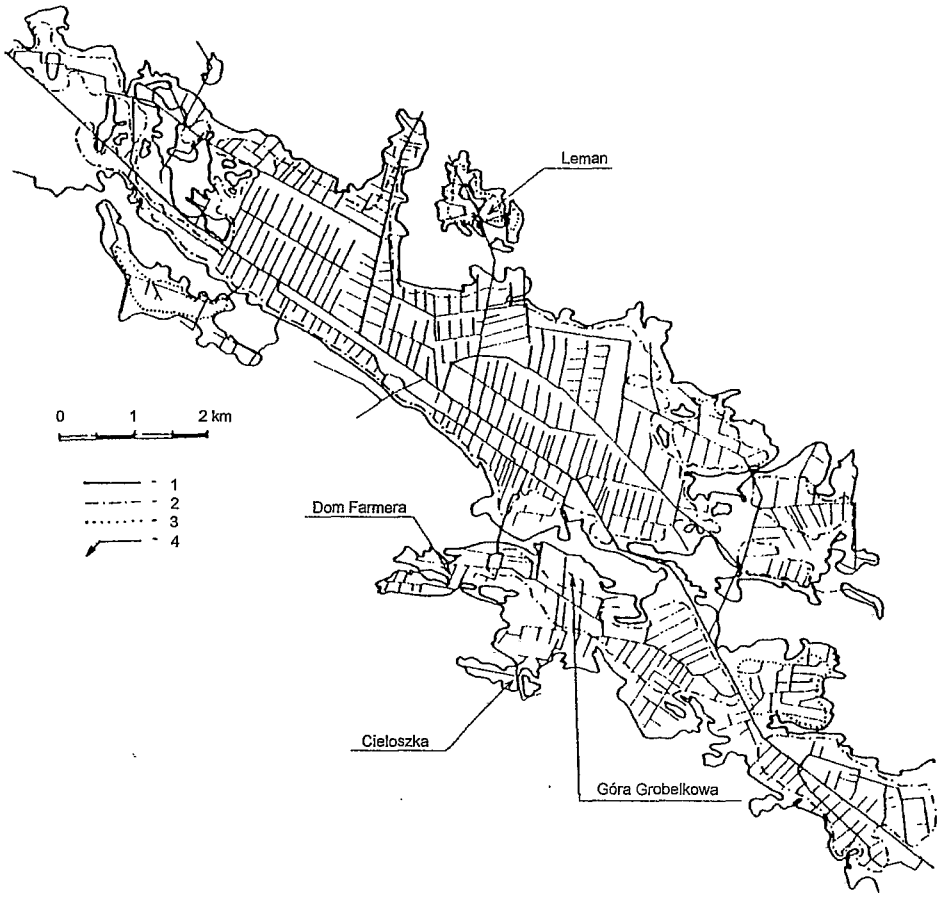
Zakres i metody badań

Zmeliorowane użytki zielone na obiekcie Turośl, w części należącej do woj. łomżyńskiego zajmują powierzchnię 2870 ha. Sieć rowów została wyposażona w zastawki do piętrzenia w nich wody podawanej z rzek Turośli i Rudnej lub wód własnych. Zasięg nawodnienia za pomocą istniejących zastawek ustalono przyjmując jako kryterium możliwość uzyskania poziomu wody gruntowej odpowiadającego maksymalnemu dopuszczalnemu dla danej gleby w okresie suszy przy maksymalnym spiętrzeniu wody na zastawce. Wody z rzek mogą być doprowadzone na powierzchnię 1975 ha, a regulowaniem odpływu został objęty obszar 165 ha. Wynika z tego, że na obiekcie jest ok. 730 ha łąk, położonych na obrzeżach obiektu i w dolinkach bocznych, pozbawionych możliwości ich nawadniania (rys. 1).

Podjęto próby regulowania odpływu wody na trzech kwaterach zwanych umownie Leman, Dom Farmera i Góra Grobelkowa i obserwowano kwaterę Cieloszka – bez nawodnień.

Na kwaterze Leman istniał na rowie zbiorczym przepust z zastawką o świetle 0,9 m wyposażoną w zasuwę metalową z podnośnikiem śrubowym. Zastawka zamykała zlewnię cząstkową o powierzchni 1,92 km^2, w której znajdowało się 63,8 ha użytków zielonych, 78,7 ha gruntów ornych i 49,8 ha lasów.

Na kwaterze Dom Farmera do nawodnień adaptowano przepust drogowy na rowie zbiorczym. W 1993 r. nawodnienia prowadzono przez zamknięcie wiosną jego wlotu deskami, folią i ziemią. Wiosną 1994 r. wlot przepustu wyposażono w prowadnice i szandory. Przepust zamykał zlewnię o powierzchni 1,02 km^2, w której znajdowało się 29,0 ha użytków zielo-



RYSUNEK 1. Lokalizacja kwater doświadczalnych na obiekcie Turośl: 1 – granice obiektu, 2 – granice działów nawadnianych podsiąkowo, 3 – granice obszarów z regulowanym odpływem, 4 – kwatery doświadczeń z regulowaniem odpływu

nych, 27,2 ha gruntów ornych i 18,4 ha lasów. Prowadzono także obserwacje na terenie przyległym do kwatery, lecz nie nawadnianym.

Na kwaterze Góra Grobelkowa do nawodnień wykorzystano dwa przepusty na końcówkach rowów szczegółowych, których wloty na początku sierpnia 1993 r. założono deskami, folią i ziemią. Zlewnia obu rowów do miejsc przepustów wynosiła 0,44 km^2. W całej zlewni 38,6 ha zajmowały użytki zielone, a pozostałe 5,5 ha lasy.

Na kwaterze Cieloszka prowadzono obserwacje po przepust drogowy w punkcie zamykającym małą dolinkę boczną o zlewni powierzchniowej 1,12 km^2, w której znajdowało się 14,6 ha użytków zielonych, 38,3 ha gruntów ornych i 59,3 ha lasów bez regulowania odpływu.

Na tych kwaterach prowadzono pomiary dotyczące:

- stanów wód gruntowych w ciągach studzienek przecinających kwatery (cotygodniowo od sierpnia 1993 do września 1994),
- uwilgotnienia gleby w dwóch skrajnych warunkach glebowych i topograficznych na kwaterze (czterokrotnie w charakterystycznych terminach 1994 r.),
- odpływów wody z kwater; na kwaterach Dom Farmera i Cieloszka za pomocą przelewów trójkątnych o kącie rozwarcia 60, a na kwaterze Leman w wytarowanym za pomocą młynka hydrometrycznego korycie rowu poniżej zastawki (codziennie od IV do IX 1994),
- opadów na kwaterze Leman (codzienne odczyty w deszczomierzu na wysokości 1,0 m).

Warunki atmosferyczne

Dla scharakteryzowania warunków atmosferycznych przyjęto opady ze stacji Ptaki położonej w dolinie Pisy w odległości kilku kilometrów od badanych kwater oraz ewapotranspirację wskaźnikową wyliczoną wzorem Penmana na podstawie danych meteorologicznych ze stacji Biebrza. Z tabeli 1 wynika, że w 1993 r. w okresie wegetacyjnym (IV-IX) suma opadów była zbliżona do średniej wieloletniej. W 1994 r. w tym samym okresie suma opadów była o 27 mm niższa od średniej, przy czym kwiecień-maj były mokre, natomiast czerwiec, a szczególnie lipiec bardzo suche. Ewapotranspiracja wskaźnikowa, przy średniej wieloletniej 500 mm, w 1993 r. wynosiła 517 mm, a w 1994 r. – 549 mm.

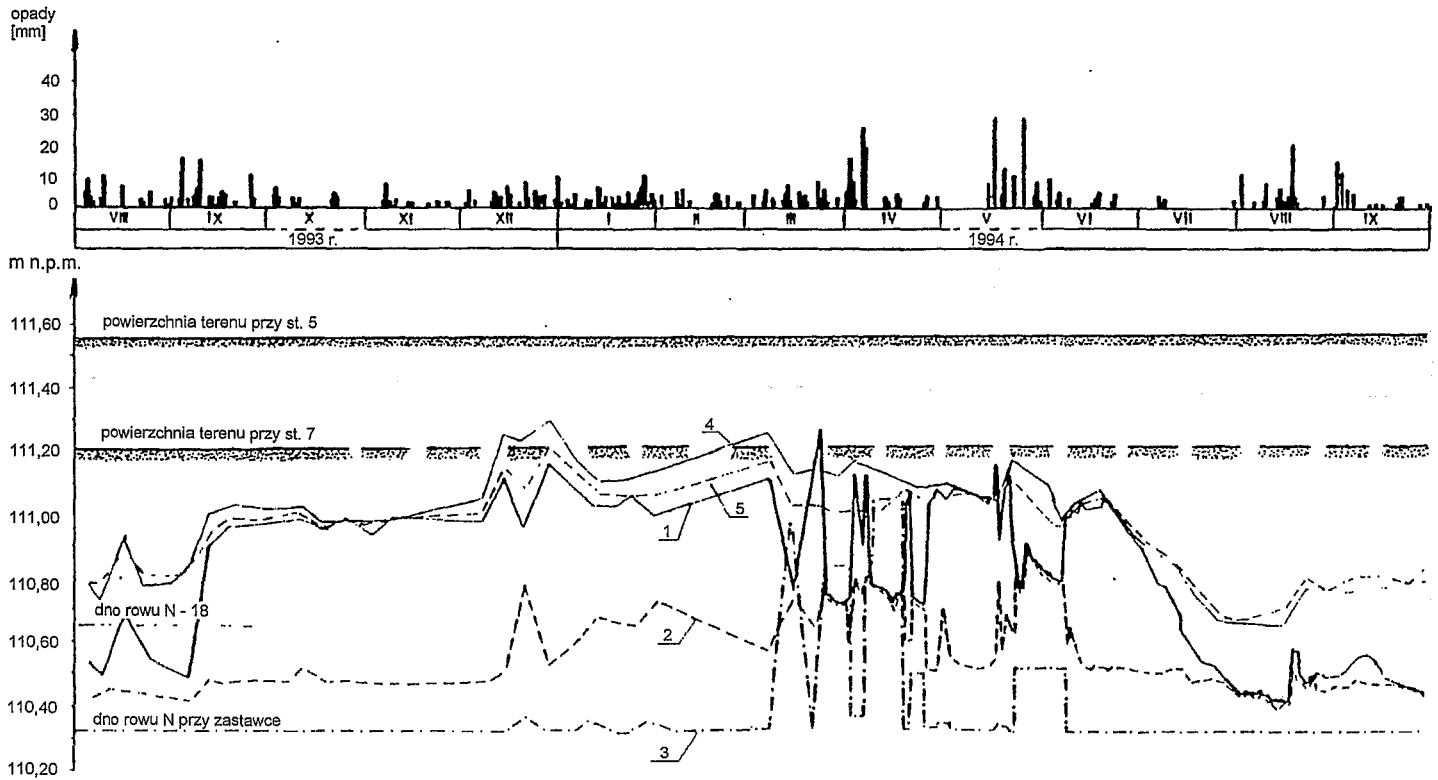
Kształtowanie się stanów wód gruntowych

Na kwaterze Leman w okresie obserwacyjnym w latach 1993–1994 zastawkę na rowie N utrzymywano zamkniętą, z wyjątkiem okresów wysokich stanów wód gruntowych (rys. 2).

W 1993 r. zastawka była od wiosny zamknięta, ale spiętrzenie wody na początku okresu badawczego w sierpniu 1993 r. było już niewielkie, ok. 10 cm. Po wystąpieniu większych opadów i zmniejszeniu ewapotranspiracji we wrześniu spiętrzenie wzrosło do 70 cm i więcej. Wiosną 1994 r. w okresach roztopów i po dużych opadach zastawkę otwierano na kilkudniowe okresy, aby uniknąć zalewów terenu w obniżeniach. Na początku czerwca zaprzestano otwierania zasta-

TABELA 1. Opady ze stacji Ptaki

Lata	I	II	III	IV	V	VI	VII
1962–1994	33	25	31	37	58	74	75
1993	47	22	31	11	59	72	72
1994	60	25	65	102	88	31	9
	VIII	IX	X	XI	XII	IV-IX	I-XII
1962–1994	63	53	43	51	41	360	584
1993	56	82	28	21	66	352	567
1994	56	47	57	43	58	333	641



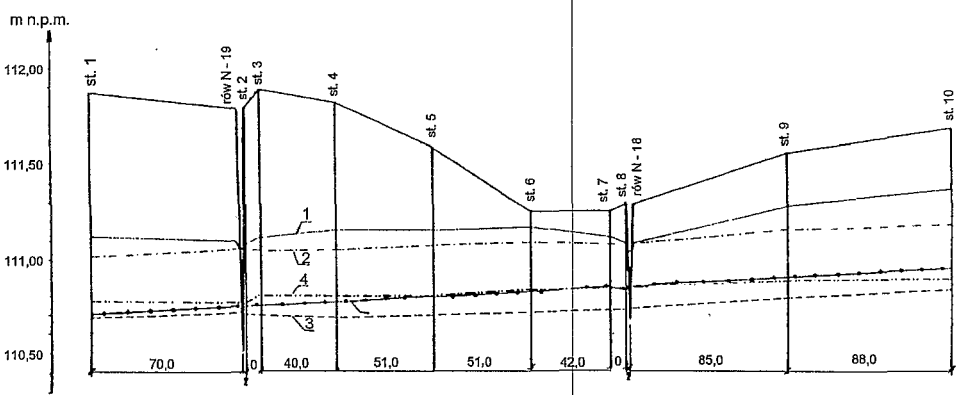
RYSUNEK 2. Przebieg stanów wody na kwaterze Leman: 1 – zwierciadło wody w rowie N powyżej zastawki, 2 – zwierciadło wody w rowie N poniżej zastawki, 3 – położenie dolnej krawędzi zasuwy, 4 – zwierciadło wody w rowie N-18, 5 – zwierciadło wody gruntowej w st. 5

wki. Po długotrwałym okresie bezopadowym, trwającym do końca lipca, spiętrzenie wody na zastawce spadło do 0. Na tej podstawie można stwierdzić, że w okresie letnim dopływ ze zlewni własnej był niedostateczny, aby utrzymać stałe piętrzenie, pozwalał natomiast na ograniczenie odpływu wód pozimowych i po większych opadach.

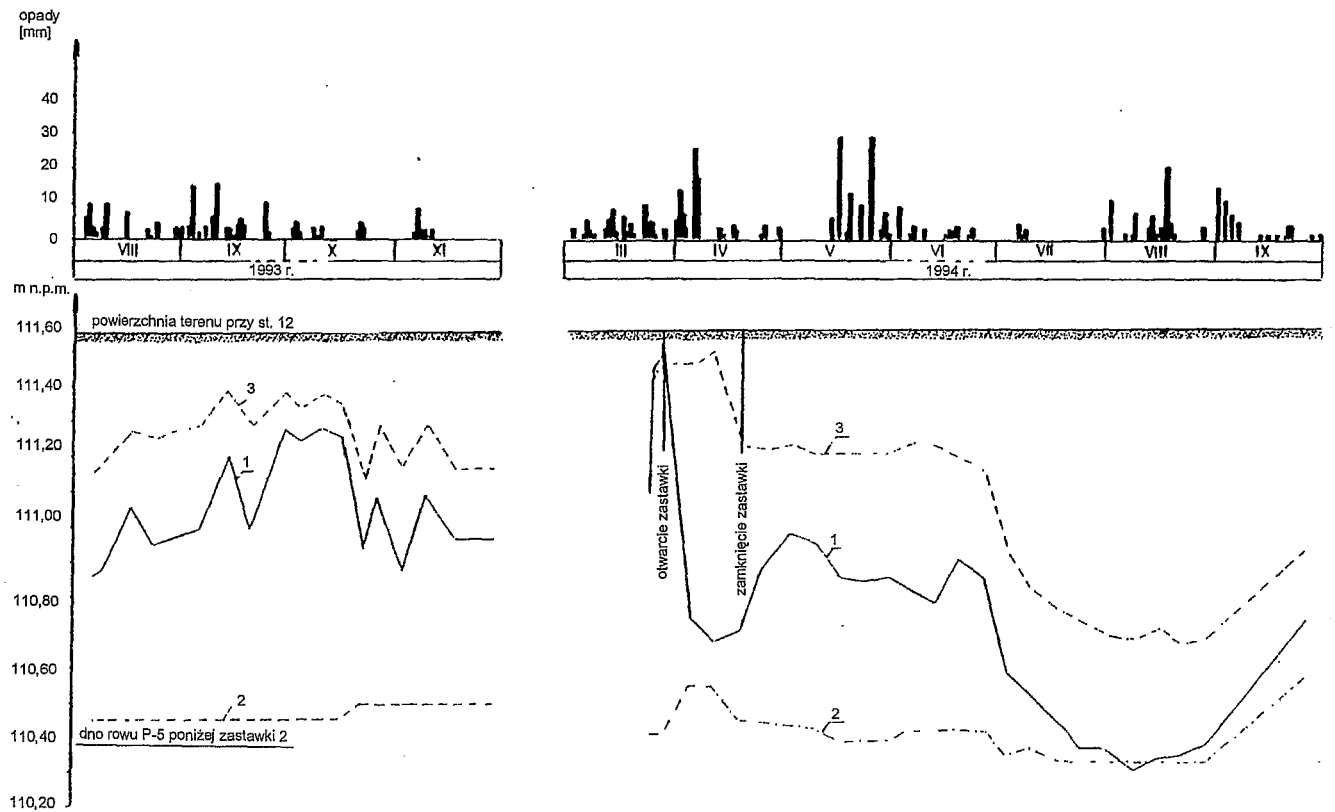
Przy silnie przepuszczalnym podłożu (współczynniki filtracji piasku ok. 5–10 m/dobę) poziomy wody gruntowej były zbliżone do stanów w rowach. Ze względu na zróżnicowane ukształtowanie powierzchni terenu, podpiętrzanie wody w rowach wywoływało różne skutki w stanach wody gruntowej (rys. 3).

W obniżeniach terenowych wypełnionych płytką glebą murszowo-torfową stany wody wiosną układały się w granicach 0–20 cm od powierzchni terenu, a więc były wyższe od dopuszczalnych. Dopuszczalny maksymalny poziom osiągnięto dopiero w lipcu 1994 r. Na wyniesieniach, o glebach murszowatych i murszastych podścielonych piaskiem poziomy wody stopniowo opadały do 1,1 m, a więc znacznie poniżej dopuszczalnej dla tych gleb granicy. Można stwierdzić, że długotrwałe piętrzenie wody na zastawce, powodując zahamowanie odpływu wody ze zlewni własnej, podnosiło stany wody gruntowej na tyle, że w obniżeniach terenowych pogarszały się warunki rozwoju traw, a na pozostałym obszarze trochę poprawiały się, jednakże na wyniesieniach stany wody gruntowej opadały nadal nadmiernie.

Na kwaterze Dom Farmera w 1993 r. odpływ wody rowami zatrzymywano od wiosny. W wyniku tego jeszcze w sierpniu spiętrzenie wody przed zastawką wynosiło około 50 cm, a pod koniec września wzrosło do 80 cm. Przy utrzymywaniu piętrzenia przez całą zimę, poziom wody w rowie pod koniec marca 1994 r. zbliżył się do powierzchni. Nawet wystąpiły zalewy terenu i w związku z tym otwarto na kilkanaście dni zastawkę i ponownie ją zamknięto w połowie kwietnia. Tym razem uzyskano mniejsze spiętrzenie wody (około 50 cm), które zanikło prawie do 0 w końcu lipca (rys. 4). Stany



RYSUNEK 3. Stany wody gruntowej w przekroju Leman w 1994 r. w dniach: 1–12.04; 2–13.06; 3–25.07; 4–23.08; 5–27.09



RYSUNEK 4. Przebieg stanów wody na kwaterze Dom Farmera: 1 – zwierciadło wody w rowie P-5 powyżej zastawki nr 2; 2 – zwierciadło wody w rowie P-5 poniżej zastawki nr 2; 3 – zwierciadło wody gruntowej w st. nr 12

wody gruntowej w 1993 r. w miesiącach VIII-XI wynosiły 20–50 cm od powierzchni terenu, a w 1994 r obniżyły się od stanów w marcu bliskich powierzchni do 90 cm pod koniec lipca. Dla porównania stany wody gruntowej bez regulowania odpływu w tym samym okresie 1993 wynosiły 60–80 cm od powierzchni, a w 1994 r. obniżyły się od 45 cm na początku wiosny do 115 cm pod koniec lipca.

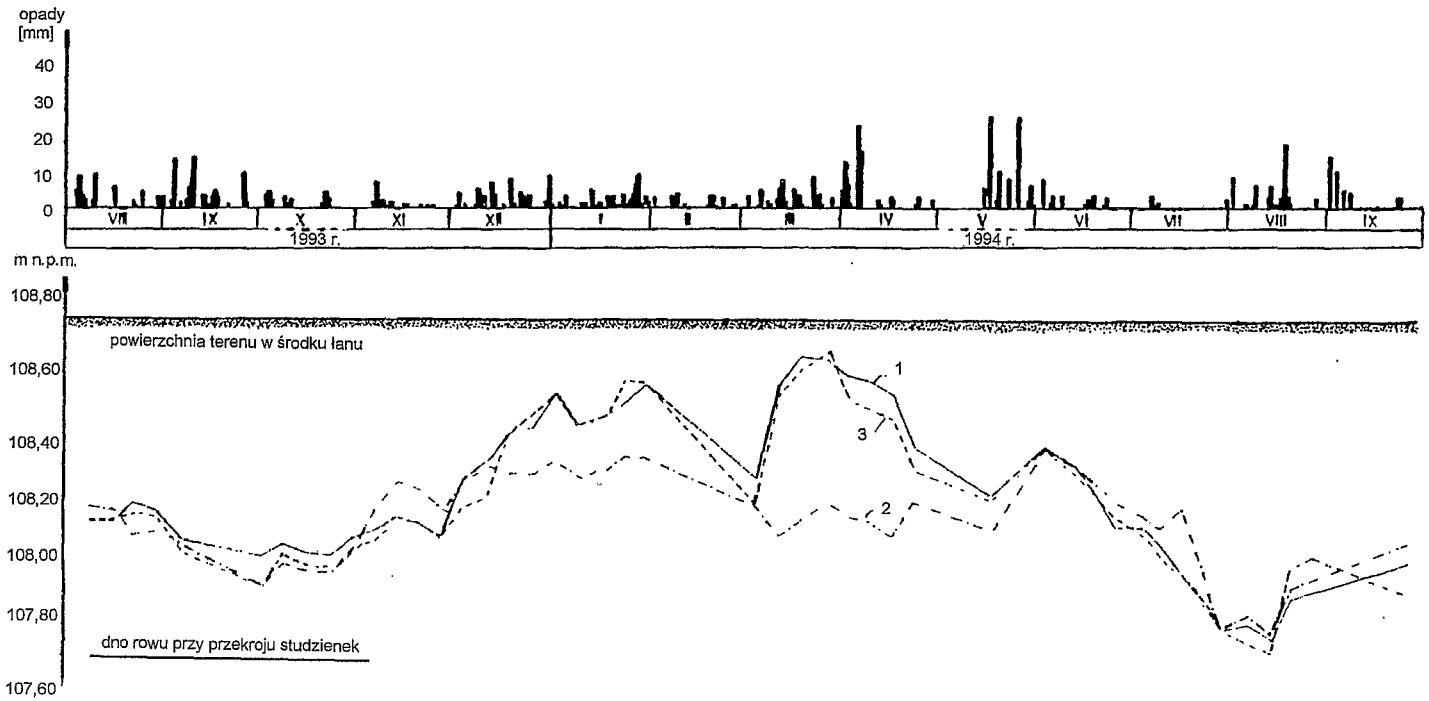
Na kwaterze Góra Grobelkowa, przy przetamowaniu rowów na początku sierpnia 1993 r. nie uzyskano w nich latem i jesienią spiętrzenia wody (rys. 5). Poziomy wody zaczęły się w nich podnosić w stosunku do rowów bez piętrzenia dopiero w grudniu 1993 r. Znaczniejsze spiętrzenie wody nastąpiło w marcu 1994 r., kiedy poziom wody podniósł się na wysokość 20 cm od powierzchni terenu. Czas trwania spiętrzenia był krótszy niż na poprzednich kwaterach. Stany wody gruntowej układały się podobnie do stanów w rowach. Wobec braku spiętrzenia w 1993 r. wynosiły one 60–80 cm. W 1994 r. zaznaczył się wyraźnie wpływ piętrzenia na podniesienie się stanów wody gruntowej wiosną, natomiast w okresie letnim były one znowu niskie, ok. 70–115 cm.

Na odwadnianej kwaterze Cieloszka przebieg stanów wody w rowie przez cały okres badawczy był bardziej wyrównany niż na kwaterach z regulowanym odpływem (rys. 6). Należy tu zaznaczyć, że umieszczenie przelewu w marcu 1994 r. przy przepuście spowodowało podpiętrzenie stanów wody o 20–30 cm. Wywołało to podniesienie się stanów wody w rowie w miejscu przecięcia z przekrojem studzienek o ok. 10 cm. Stany wody gruntowej wykazywały dużą stabilność i podnosiły się wyżej tylko w okresie wiosennym. Zwierciadło wody gruntowej w przekroju dolinki było płaskie, a jego położenie w stosunku do powierzchni – uzależnione od wyniesienia terenu (rys. 7).

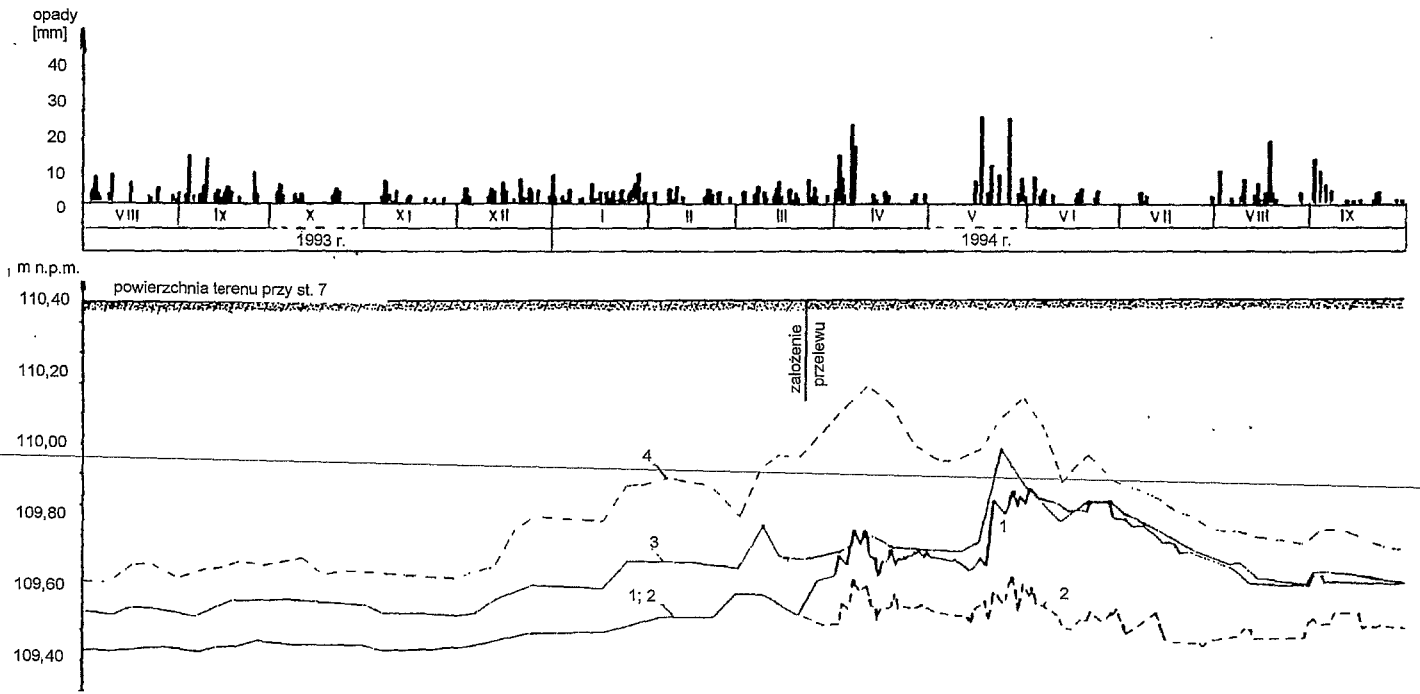
W podsumowaniu można stwierdzić, że przegradzanie końcówek rowów pozwalało na okresowe spiętrzenie w nich wody. Czas i wysokość spiętrzenia uzależnione były od wielkości zlewni. Przy zlewni poniżej 0,5 km^2 możliwe było tylko krótkotrwałe spiętrzenie w czasie roztopów. Przy zlewni większej od 1,0 km^2 okres piętrzenia był dłuższy i trwał kilka miesięcy. Wiosną zachodziła konieczność spuszczania nadmiaru wody, a w letnich okresach o niezbyt intensywnym parowaniu można było uzyskać spiętrzenie wody opadowej.

Kształtowanie się uwilgotnienia gleby

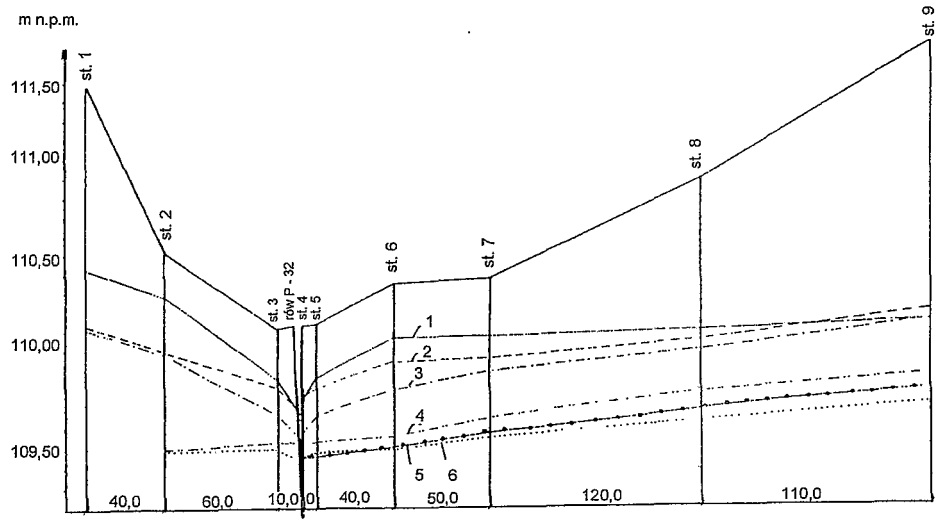
Na podstawie wykonanych w 1994 r. pomiarów fizycznowodnych właściwości gleb określono dopuszczalne stany uwilgotnienia. Wilgotność maksymalną dla rozwoju roślin, zapewniającą 6% powietrza w czynnej warstwie gleby ustalono na podstawie wyliczenia porowatości tej warstwy. Wilgotność krytyczną dla traw wyznaczono na podstawie krzywych pF zawartych w pracach Bieńkiewicza, i in. (1983). Krzywe pF dobierano na podstawie oznaczeń popielności gleb na obiekcie Turośl. Jako wilgotność krytyczną przyjmowano w glebach murszowo-torfowych o płytkim poziomie wody gruntowej odpowiadającą pF 2,7, a w glebach murszowatych i murszastych ze zwierciadłem wody gruntowej do 120 cm – pF 2,8.



RYSUNEK 5. Przebieg stanów wody na kwaterze Góra Grobelkowa: 1 – zwierciadło wody w rowie P-26 powyżej przepustu, 2 – zwierciadło wody w rowie P-26 poniżej przepustu, 3 – zwierciadło wody gruntowej w środku łanu



RYSUNEK 6. Przebieg stanów wody na kwaterze Cieloszka: 1 – zwierciadło wody w rowie P-32 powyżej przelewu; 2 – zwierciadło wody w rowie P-32 poniżej przelewu; 3 – zwierciadło wody w rowie P-32 przy przekroju studzienek; 4 – zwierciadło wody gruntowej w st. nr 7



RYSUNEK 7. Stany wody gruntowej w przekroju Cieloszka w 1994 r. w dniach: 1–11.04; 2–25.04; 3–6.06; 4–25.07; 5–22.08; 6–26.09

Stany uwilgotnienia w warstwie gleby 0–30 cm podano w tabeli 2. Na kwaterze Leman przy regulowaniu odpływu uwilgotnienie gleby w obniżeniu terenowym (przy studzience 7) było nadmierne, na wyniesieniu (st. 3) natomiast – objawy przesuszenia wystąpiły w drugiej połowie maja i trwały do intensywniejszych opadów w końcu lata. Na kwaterze Dom Farmera dzięki regulowaniu odpływu objawy przesuszenia wystąpiły dopiero w lipcu, podczas gdy w części bez nawodnień – już w maju. Na kwaterze Góra Grobelkowa przesuszenie gleby występowało od lipca. Na kwaterze Cieloszka bez regulowania odpływu na płytkiej glebie murszowo-torfowej, przy rowie, uwilgotnienie w 1994 r. mieściło się w dopuszczalnym przedziale. Mogło na to mieć wpływ niewielkie podpiętrzanie wody w rowie przez przelew pomiarowy. Na obrzeżach tej kwatery niedostateczne uwilgotnienie występowało od maja.

Średnie uwilgotnienie na kwaterach z regulowanym odpływem we wszystkich terminach pomiarowych było wyższe niż na kwaterach bez nawodnień, a największe różnice, podobnie jak w poziomach wody gruntowej, występowały wiosną. Również zapasy wody w warstwie 0–100 cm przez cały okres wegetacyjny były wyższe na kwaterach z regulowaniem odpływu (tab. 3).

Odpływy wody ze zlewni własnej

Na kwaterze Cieloszka bez regulowania odpływu największe odpływy wody rowem występowały w kwietniu (średnie dekadowe sięgały 10,0 l/s·km^2). W okresie letnim spadały do wartości ok. 0,1–0,5 l/s·km^2. W porównaniu do odpływów ze zlewni Turośli, zarówno powyżej obiektu (Turośl-Leman) jak i poniżej (Turośl-Potasie) były one w kwietniu około dwukrotnie, a w lipcu około dziesięciokrotnie

TABELA 2. Uwilgotnienie czynnej warstwy gleby (0–30 cm) w obiekcie Turośl w 1994 r.

Przekrój	Nr studz.	Rodzaj gleby	Wilgotność maks. dopuszcz.	Wilgotność krytyczna	Poziom wody gruntowej [cm] Uwilgotnienie czynnej warstwy gleby w % jej objętości				Nawodnienia
			% ob		24,03	17,05	12,07	26,09	
Leman	7	Mt Ia1	75,0	50,2	10 / 81,0	15 / 80,7	35 / 75,4	40 / 75,9	r.o.
Leman	3	Me 11	52,3	34,0	80 / 50,5	83, / 26,5	105 / 20,0	112 / 40,8	r.o.
Dom Farmera B	12	Mmr 11	58,0	38,3	22 / 62,0	35 / 48,5	72 / 27,5	84 / 43,1	r.o.
Dom Farmera A	3	Me 11	48,0	25,2	55 / 41,8	78 / 21,5	106 / 7,6	94 / 23,7	b.n.
Góra Grobelkowa	3	Mmr 11	57,0	33,7	25 / 58,4	58 / 47,5	76 / 33,3	88 / 29,6	r.o.
Cieloszka	3	Mt IIc1	76,0	53,4	40 / 69,3	41 / 64,2	52 / 56,1	63 / 53,6	b.n.
Cieloszka	8	Mi 11	40,2	17,5	105 / 25,0	100 / 18,6	108 / 4,7	128 / 14,4	b.n.
Średni regulowany odpływ			60,6	39,0	34,2 / 63,0	47,8 / 50,8	72 / 39,0	81 / 47,3	r.o.
Średnio bez nawodnień			54,7	32,0	66,7 / 43,2	73,0 / 34,8	88,7 / 22,8	95,0 / 30,6	b.n.

r.o. – regulowany odpływ, b.n. – bez nawodnień

TABELA 3. Zapasy wody w profilach glebowych w mm w warstwie 0–100 cm na obiekcie Turośl w 1994 r.

Przekrój	Nr studz.	Rodzaj gleby	Pełna pojemność wodna	Zapasy wody w dniach				Nawodnienia
				24.03.94	18.05.94	12.07.94	26.09.94	
Leman	7	Mt I a1	578	576	575	562	565	r.o.
Leman	3	Me 11	479	439	337	270	380	r.o.
Dom Farmera B	12	Mmr 11	449	445	404	300	360	r.o.
Dom Farmera A	3	Me 11	445	385	267	143	235	b.n.
Góra Grobelkowa	3	Mmr 11	440	425	342	310	252	r.o.
Cieloszka	3	Mt IIc1	670	628	609	581	561	b.n.
Cieloszka	8	Mi 11	428	193	172	109	126	b.n.
Średnio regulowany odpływ			486	471	414	360	389	regulowany odpływ r.o.
Średnio bez nawodnień			514	402	349	278	307	bez nawodnień b.n.

niższe (tab. 4). Świadczy to o występowaniu odpływu gruntowego z obszarów wododziałowych w kierunku centralnej części doliny. O odpływie do centralnej części doliny świadczy także układ zwierciadła wody gruntowej w przekrojach (rys. 3 i 7). Na kwaterze Leman z regulowanym odpływem, w kwietniu średnie dekadowe wartości dochodziły do 13,7 l/s·km^2. Wiosną, w maju i czerwcu występowało znaczne zróżnicowanie odpływów ze względu na regulowanie odpływów za pomocą zastawki, jednak średnie miesięczne odpływy były niższe niż na kwaterze bez regulowania odpływu. W okresie letnim przy długotrwałym zamknięciu zastawki odpływ nie występował. Na kwaterze Dom Farmera, przy zlewni mniejszej niż na obu poprzednich kwaterach, odpływ jednostkowy na początku okresu wegetacji był podobny do odpływu na kwaterze Cieloszka, a po zamknięciu zastawki w kwietniu – przez pozostałą część okresu wegetacyjnego był równy 0. Na kwaterze Góra Grobelkowa przy przegrodzonych cały czas rowach odpływ rowami oczywiście nie występował.

Wnioski

1. Przegradzanie końcówek rowów na obiekcie Turośl pozwala na okresowe spiętrzenie w nich wody. Czas i wysokość spiętrzenia uzależnione są od wielkości zlewni tych rowów. Przy zlewni poniżej 0,5 km^2 możliwe jest tylko krótkotrwałe spiętrzenie w czasie roztopów. Przy zlewni większej od 1,0 km^2 okres piętrzenia jest dłuższy i trwa kilka miesięcy.

2. Regulowanie odpływu wody w małych zlewniach (do 2 km^2) nie zapewnia

TABELA 4. Odpływy na obiekcie Turośl w 1994 roku w l/s·km^2

Rów lub rzeka i profil	Pow. zlewni, km^2	IV				V	VI	VII	VIII	IX	Nawodnienie
		1 dekada	2 dekada	3 dekada	średnia						
R32-Cieloszka	1,12	10,01	6,44	6,79	7,75	4,22	2,56	0,13	0,26	0,55	b.n.
N-Leman	1,92	13,71	11,91	5,96	10,53	1,12	3,97	0,00	0,00	0,00	r.o.
R5-Dom Farmera	1,02	10,03	1,33	1,64	4,33	0,10	0,01	0,00	0,00	0,00	r.o.
R26-Góra Grobelkowa	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	r.o.
Turośl-Leman	110,60	23,94	14,39	7,11	15,15	4,73	3,53	1,55	1,11	1,84	
Turośl-Potasie	311,20	16,22	16,33	12,93	15,16	11,50	7,00	2,14	1,40	1,90	
Opady [mm]		71,10	9,20	7,30	87,60	99,70	29,20	9,00	72,50	49,20	

r.o. regulowany odpływ, b.n. – bez nawodnień

utrzymania stałego poziomu wody gruntowej, a wręcz zwiększa wahania zwierciadła wody gruntowej i uwilgotnienia w okresie wegetacyjnym. Podniesienie przedziału wahań poziomu wody gruntowej w górę pozwala na skrócenie okresu opadania poziomów wody gruntowej poniżej dolnej dopuszczalnej granicy i okresu obniżania się wilgotności gleby poniżej wartości krytycznej.

3. Odpływy jednostkowe rowami z kwater położonych na obrzeżach doliny są znacznie niższe niż odpływy z całej zlewni. Regulowanie odpływu powoduje zmniejszenie odpływów, a przy mniejszej zlewni nawet ich całkowity zanik i tym samym zwiększenie zasobów wodnych w małych zlewniach.

4. W celu likwidacji skutków nadmiernego odwodnienia w warunkach Równiny Kurpiowskiej rowy odprowadzające wody ze zlewni większej od 1,0 km^2 powinny być wyposażone w zastawki. Przy zlewni mniejszej można tylko liczyć na sporadyczne piętrzenie w nich wody głównie po roztopach przy jednoczesnych dużych opadach. Budowanie na takich rowach zastawek byłoby mało efektywne. Wskazane jest natomiast prowizoryczne przegradzanie rowów. W przypadku niekorzystnego odwadniającego działania rowów o zlewni własnej mniejszej od 0,5 km^2 celowa byłaby ich likwidacja.

5. Piętrzenie wody w rowach należy rozpoczynać w marcu, a po suchym lecie w celu uzupełnienia retencji gruntowej nawet jesienią. Przy bardzo małych zlewniach rowy mogą być przegrodzone przez cały rok, a udrażniane tylko w okresach ekstremalnie dużych odpływów.

6. Przy stosowaniu regulowanego odpływu w dolinkach bocznych należy się liczyć ze stratami plonów w obniżeniach terenowych. Wskazane byłoby stosowanie wysokiego nawożenia dla zwiększenia plonu i ewapotranspiracji. Obszary wyniesione na kwaterach powinny być przeznaczone pod inny rodzaj użytkowania niż łąkowy.

Literatura

BIEŃKIEWICZ P., ROGUSKI W., ŁABĘDZKI L. 1983: *Wilgotność krytyczna dla traw w profilach gleb hydrogenicznych.* Wiad. IMUZ, t. XV; 1.

BIEŃKIEWICZ P., ROGUSKI W., ŁABĘDZKI L. 1983: *Właściwości fizyczno-wodne gleb hydrogenicznych doliny górnej Noteci pod kątem potrzeb melioracji i zagospodarowania.* Wiad. IMUZ, t. XV; 1.

BRANDYK T. 1991: *Nawodnienia podsiąkowe użytków zielonych oparte na zatrzymywaniu odpływu z małych zlewni.* Konf. nauk. Postęp w projektowaniu i eksploatacji systemów nawodnień podsiąkowych. SGGW, Warszawa.

MIODUSZEWSKI W. 1993: *Rola melioracji w ochronie zasobów wodnych i kształtowaniu krajobrazu rolniczego.* Biul. Inf. Mel. Rol. 1/2.

MIODUSZEWSKI W., SZYMCZAK T. 1993: *Zlewnie badawcze w ocenie zasobów wodnych w krajobrazie rolniczym.* Program badań w małych zlewniach rzecznych dla potrzeb ochrony i kształtowania środowiska. Mat. z konf. IMGW, Warszawa.

SOMOROWSKI Cz. 1994: *Wybrane problemy użytkowania zasobów wodnych w realizacji rozwoju obszarów wiejskich. Ekonomika zasobów wodnych i ochrony gleb.* Mat. konf. Bydgoszcz-Warszawa.

SZUNIEWICZ J., CHRZANOWSKI S. 1992: *Kształtowanie się stosunków wodnych na obiekcie Zbójna Popiołki w roku 1992 w warunkach regulowanego odpływu.* Biul. Inf. Mel. Rol. 1/2.

Pracę wykonano w ramach projektu badawczego nr 5 S308 052 04p04 finansowanego przez Komitet Badań Naukowych w latach 1993–1995.

Adres autora
S. Jurczuk
Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty, 05-090 Raszyn

Andrzej KOSTURKIEWICZ, Czesław SZAFRAŃSKI, Michał FIEDLER

Śródpolne oczka wodne w gospodarce wodnej meliorowanych terenów bogato urzeźbionych*

Abstract

Midfield ponds in water management of drained areas with rich relief. In the work were presented results of investigations on capabilities of drainage outflow decreasing from the midfield ponds catchments by the means of storage the outflow in these ponds. The work based on results of investigations performed in the hydrological years 1978/79 to 1994/95 in the Experimental Station Mokronosy (52°53′ N, 17°28′ E). Investigations showed that in midfield ponds could be stored also drainage outflows from adjoining catchments. Stored water could supply groundwater of areas adjoining to ponds and prolonged occurance of water in ponds in periods of drought.

Key words: midfield ponds, retention capabilities, drainage network.

Wstęp

Śródpolne oczka wodne stanowią cenny element krajobrazu rolniczego w zasięgu ostatniego zlodowacenia, obejmującego około 30% powierzchni Polski. Na części tych obszarów zagęszczenie oczek wodnych może dochodzić nawet do 100 na 1 km^2 (Dynowska i Tlałka 1982). Odgrywają więc one ważną rolę w bilansach wodnych obszarów bezodpływowych na terenach młodoglacjalnych (Drwal i in. 1976; Drwal i Lange 1985; Solarski i Nowicki 1990) oraz wpływają na ocenę potrzeb i sposobów melioracji tych terenów (Kosturkiewicz i Musiał 1982; Kosturkiewicz 1989; Kosturkiewicz i Fiedler 1994).

W przeszłości przy wykonywaniu melioracji odwadniających na terenach bogato urzeźbionych popełniono wiele błędów, które przyczyniły się do wyschnięcia znacznych ilości oczek. W aktualnie obowiązujących wytycznych podane są zasady projektowania drenowań, które zapewniają ochronę śródpolnych oczek wodnych jako trwałego elementu krajobrazu rolniczego (Kosturkiewicz i Szafrański 1988b). Ważnym zagadnieniem jest również określenie zdolności retencyjnych oczek wodnych i możliwości ich wykorzystania jako odbiorników wód drenarskich. Takie rozwiązania pozwolą na regulowanie gospodarki wodnej terenów bogato urzeźbionych zgodnie z oczekiwaniami rolnictwa i potrzebami ochrony środowiska przyrodniczego. Odprowadzenie całych lub części odpływów drenarskich do istniejących śródpolnych

*Praca wykonana w ramach projektu badawczego nr 5 P06H 027 09 finansowanego przez KBN.

oczek wodnych umożliwi zretencjonowanie wody w obrębie meliorowanego terenu oraz wpłynie na zmniejszenie nakładów inwestycyjnych na wykonanie drenowania (Kosturkiewicz i Szafrański 1988a).

Metodyka badań

W pracy przedstawiono wyniki badań i obserwacji terenowych prowadzonych w latach hydrologicznych od 1978/79 do 1994/95 w Doświadczalnej Stacji Badawczej Katedry Melioracji Rolnych i Leśnych w Mokronosach, woj. pilskie. Do szczegółowej analizy wybrano zlewnie trzech śródpolnych oczek wodnych (rys. 1), w których zaprojektowana została przez Biuro Projektów Wodnych Melioracji, zgodnie z obowiązującymi wówczas wytycznymi z 1967 roku, systematyczna sieć drenarska. W trakcie wykonywania prac melioracyjnych na obiekcie został przez Katedrę Melioracji Rolnych i Leśnych przeprojektowany częściowo układ sączków z zachowaniem wykonanych już zbieraczy. Wykonana w 1978 roku sieć drenarska odprowadzała wodę poza zlewnie tych oczek. W 1990 roku Katedra wprowadziła pewne zmiany w istniejącej sieci drenarskiej, które umożliwiły retencjonowanie odpływów drenarskich ze zlewni oczka 10 i z części oczka 11 w oczku 6. Sposób ułożenia sieci pozwolił na jej podłączenie do oczka 6 bez potrzeby wykonywania głębszych przekopów, maksymalna głębokość położenia dodatkowego zbieracza nie przekracza 1,2 m.

W ramach wieloletnich badań, poza szczegółowymi pomiarami geodezyjnymi i pracami gleboznawczymi, prowadzono stałe obserwacje i pomiary, które obejmowały:

- pomiary stanów wody w oczkach oraz stanów wód gruntowych w zlewniach oczek w odstępach pięciodniowych, a w okresach roztopów wiosennych codziennie,
- pomiary odpływów drenarskich z częstotliwością co 5 dni, a w okresie wiosennym codziennie,
- codzienne pomiary opadów deszczomierzem Hellmanna oraz w okresie wegetacyjnym dodatkowo pluwiografem,
- okresowe pomiary wilgotności gleby w wybranych profilach glebowych, na początku każdego półrocza hydrologicznego, metodą suszarkowo-wagową oraz za pomocą sondy neutronowej.

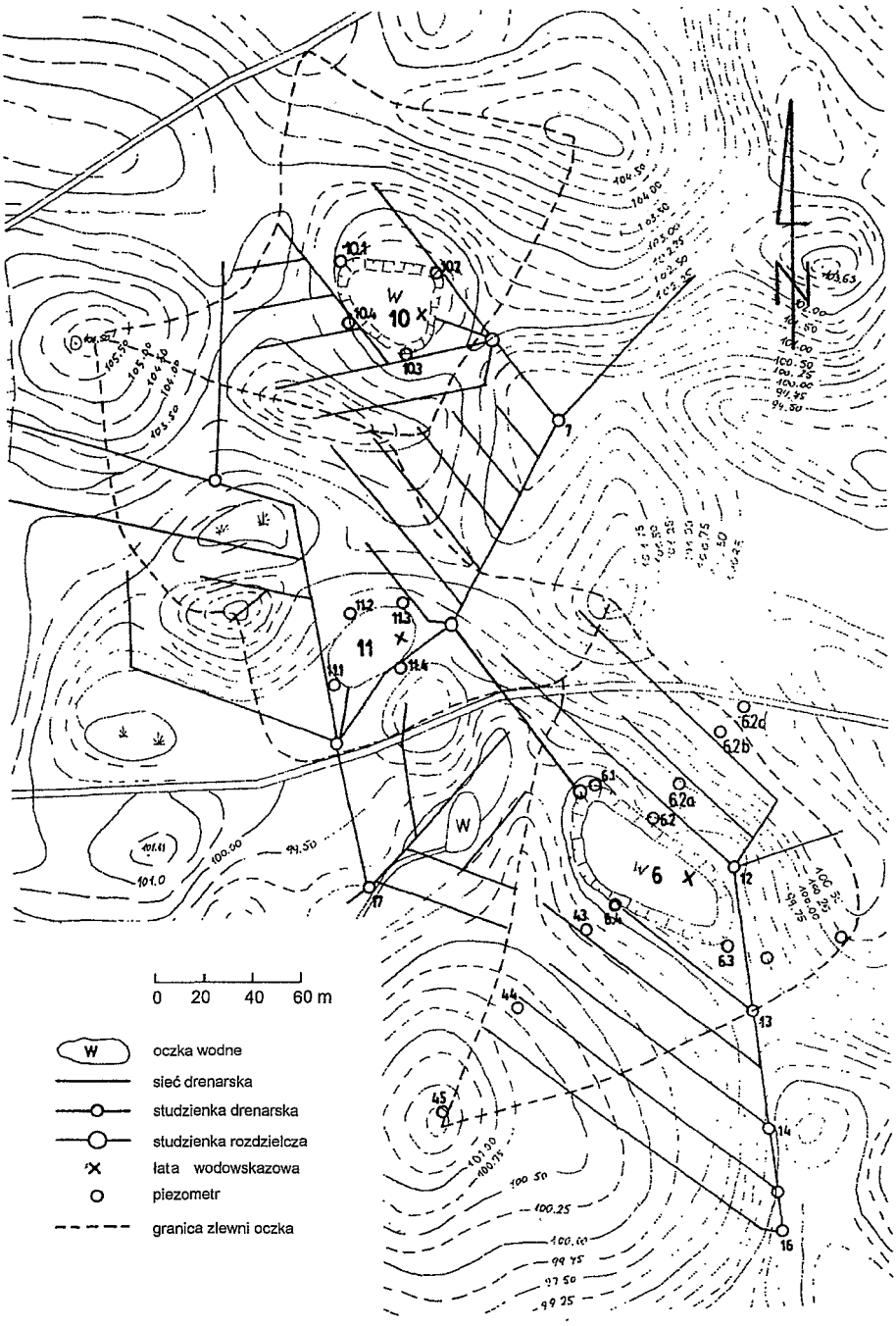
W latach 1984/85 i 1985/86 prowadzone badania i obserwacje były przerwane z uwagi na brak środków finansowych.

Analizę przebiegu warunków meteorologicznych oparto na własnych obserwacjach opadów oraz na danych bieżących i z wielolecia ze stacji meteorologicznej IMGW Gniezno i posterunku opadowego Janowiec.

Wyniki badań

Charakterystyka obiektu

Doświadczalna Stacja Badawcza Katedry Melioracji Rolnych i Leśnych w Mokronosach położona jest na terenie Pojezierza Gnieźnieńskiego (52°53′ N, 17°28′ E). Teren ten jest fragmentem falistej moreny dennej stadiału poznańskie-



RYSUNEK 1. Mapa zlewni śródpolnych oczek wodnych na Doświadczalnej Stacji Badawczej Mokronosy

TABELA 1. Charakterystyka śródpolnych oczek wodnych

Numer oczka	36 oczek	6	10	11
Powierzchnia [m^2]	35540	2480	840	1150
Głębokość maksymalna [m]		1,96	2,75	2,12
Głębokość średnia [m]		0,89	1,29	0,89
Pojemność maksymalna [m^3]	30220	3830	1060	1050
Powierzchnia zlewni [ha]	111	2,06	1,55	1,78
w tym powierzchnia zdrenowana [ha]	60	1,35	1,28	1,37

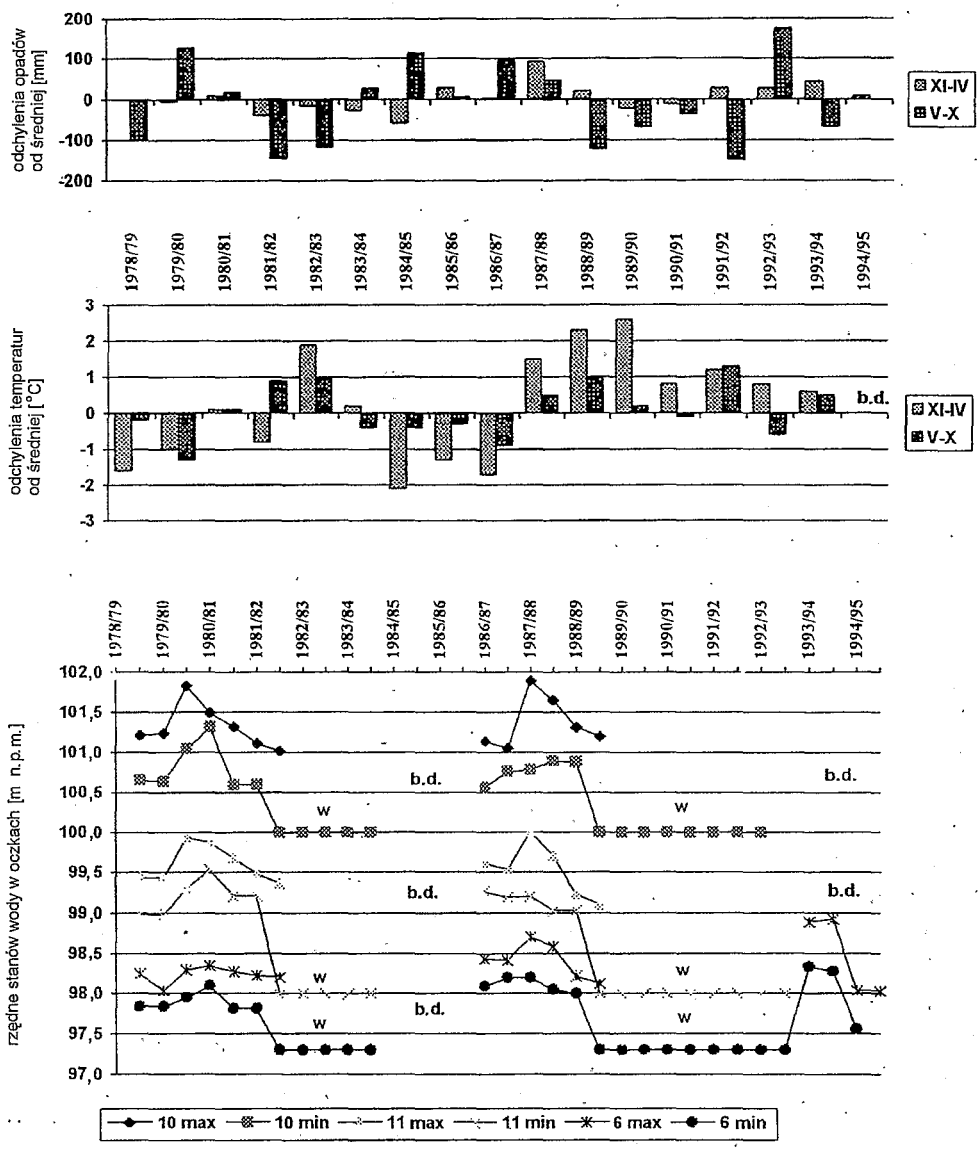
go zlodowacenia bałtyckiego i charakteryzuje się bogatą rzeźbą terenu z licznie występującymi śródpolnymi oczkami wodnymi. Na terenie objętym badaniami dominują gleby płowe powierzchniowo zerodowane, jedynie w obniżeniach terenu występują czarne ziemie zbrunatniałe.

Na terenie objętym badaniami na powierzchni około 1 km^2 znajduje się 36 oczek o łącznej powierzchni 3,5 ha. Do analizy wybrano 3 oczka wodne, oznaczone jako 6, 10 i 11 o powierzchni od 840 m^2 do 2480 m^2 (tab. 1). Powierzchnia zlewni tych oczek waha się od 1,6 do 2,1 ha (rys. 1). Średnie spadki zlewni oczek wahają się od 2,1 do 3,2%, największe dochodzą do 12%. Znajdująca się na obszarze ich zlewni sieć drenarska pozwala na połączenie tych oczek w system i przerzuty nadmiarów wody z oczka 10 i 11 do oczka 6. W przypadku podniesienia się stanów wody w oczku 6 powyżej rzędnej najniższego brzegu przewidziano możliwość odprowadzenia nadmiaru wody poza zlewnię oczka (rys. 1).

Przebieg warunków meteorologicznych i stany wody w oczkach

W 17-letnim okresie badań wystąpiły lata, które można zaliczyć do suchych, średnich i mokrych (rys. 2). W latach hydrologicznych 1978/79 do 1994/95 wystąpiły 2 okresy występowania suszy hydrologicznej, w których oczka były wyschnięte. Pierwszy w latach 1982/83 do 1983/84, drugi w latach 1989/90 do 1991/92. W pozostałych latach w oczkach utrzymywało się lustro wody.

W mokrym roku hydrologicznym 1979/80 suma opadów o 121 mm przewyższała średnią z wielolecia (prawdopodobieństwo wystąpienia łącznie z wyższymi 1 raz na 8 lat) przy jednocześnie niższej od średniej o ponad 1°C temperaturze powietrza. W półroczu letnim tego roku stany wody w oczkach 10 i 11 osiągnęły swoje maksimum w okresie od 1978/79 do 1981/82. W oczku 6 maksimum to wystąpiło dopiero w półroczu zimowym roku hydrologicznego 1980/81, który był rokiem średnim z uwagi na opady i temperatury. W półroczu tym, nie wysokość opadów zbliżona do średniej, lecz duże zasoby retencji związane z bardzo mokrym półroczem letnim 1980 roku decydowały o stopniu jego uwilgotnienia. W związku z tym w listopadzie 1980 roku wystąpiły najwyższe minimalne półroczne stany wody w oczkach w badanym okresie. Rok hydrologiczny 1981/82 był suchy o prawdopodobieństwie wystąpienia łącznie z niższymi 1 raz na 10 lat. Przy niższych od średniej z wielolecia opadach w półroczu zimowym nie została w tym



RYSUNEK 2. Odchylenia półrocznych sum opadów (posterunek opadowy Mokronosy) oraz średnich temperatur powietrza (stacja IMGW Gniezno) od średnich z wielolecia oraz półroczne maksymalne i minimalne stany wody w oczkach wodnych dla lat hydrologicznych 1978/79 do 1994/95 (w – oczko wyschnięte, b.d. – brak danych)

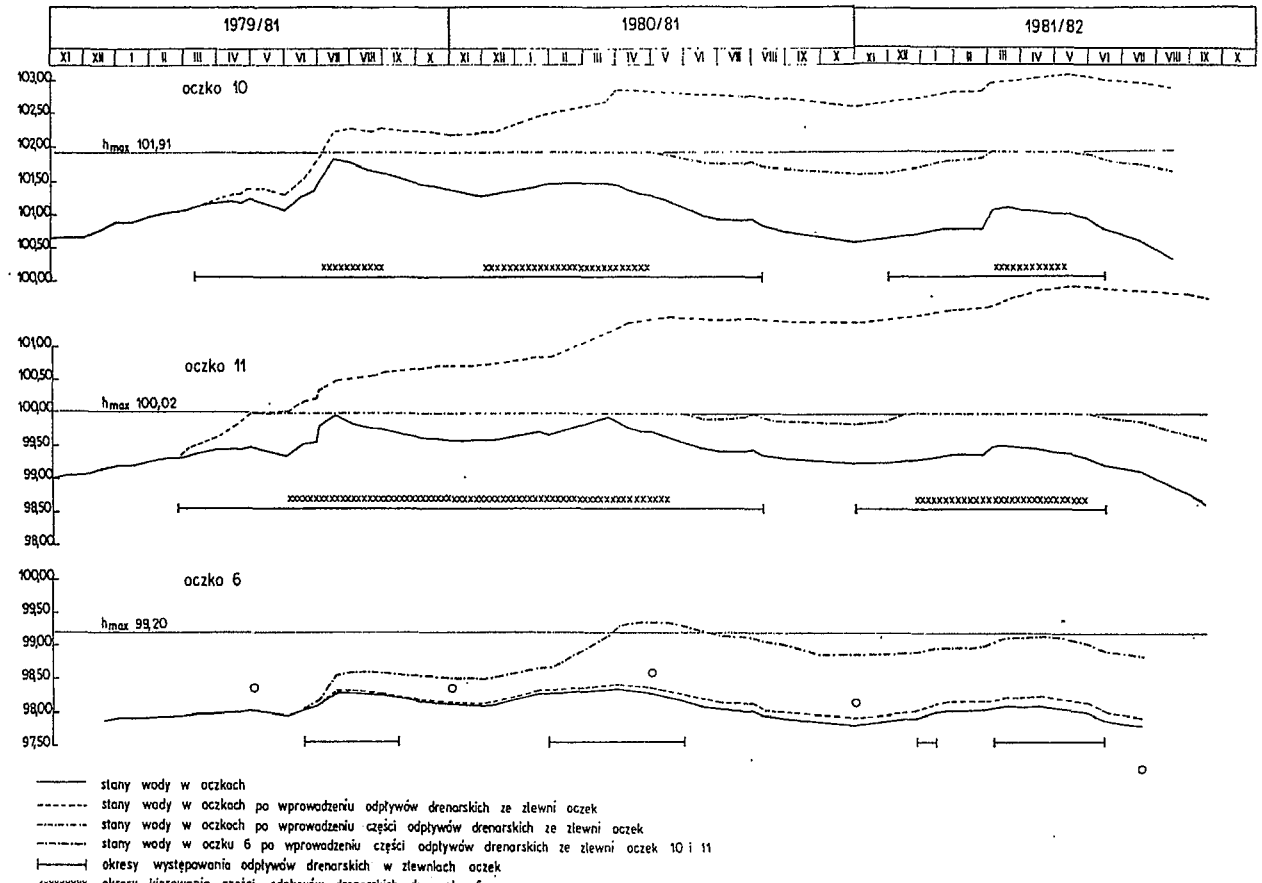
okresie odbudowana retencja wody w oczkach. Przy dużych niedoborach opadów w półroczu letnim 1982 roku (145 mm) i znacznie wyższych temperaturach powietrza oczka wyschły. Po kolejnym suchym roku 1982/83, ubogim w opady i o znacznie wyższych od średniej temperaturach powietrza półrocza zimowego i letniego, susza hydrologiczna została pogłębiona tak, że w roku następnym 1983/84, o opadach i temperaturach zbliżonych do średnich, oczka nadal były suche. W kolejnych dwóch latach 1984/85 i 1985/86 na obiekcie nie prowadzono obserwacji.

W półroczu zimowym roku hydrologicznego 1986/87, który poprzedzony był dwoma latami o sumie opadów przewyższających średnią z wielolecia i znacznie niższymi temperaturami, stany wody w oczkach były już nieco wyższe niż stany w półroczu zimowym 1979/80. Zarówno półrocze zimowe roku 1986/87, jak i cały rok poprzedni miały opady zbliżone do średnich. Średnie temperatury powietrza półroczy zimowych tych lat były znacznie niższe od średnich z wielolecia (o ok. 1,5°C), co sprzyjało powstawaniu retencji śnieżnej, zasilającej oczka w okresach roztopów. W półroczu zimowym 1987/88 w oczkach wystąpiły najwyższe stany wody dla całego okresu badań. W półroczu tym, jak i w półroczu letnim roku 1986/87 opady przewyższały średnią z wielolecia odpowiednio o 93 i 97 mm (prawdopodobieństwo wystąpienia łącznie z wyższymi jeden raz na 25 lat i jeden raz na 6 lat). Ponowne wyschnięcie oczek nastąpiło w suchym półroczu letnim roku 1988/89 (o prawdopodobieństwie wystąpienia łącznie z niższymi jeden raz na 6 lat). W latach 1989/90 do 1992/93, o sumach opadów rocznych niższych od średnich z wielolecia, przy jednocześnie wyższych średnich temperaturach powietrza, oczka były wyschnięte.

Lustra wody w oczkach pojawiły się ponownie w półroczu zimowym roku 1993/94. Od tego roku szczegółowe obserwacje stanów wody prowadzone były tylko w oczku 6. Napełnienie się oczka 6 nastąpiło po bardzo mokrym półroczu letnim roku 1992/93 o sumie opadów wyższych o 176 mm od średniej z wielolecia (prawdopodobieństwo wystąpienia łącznie z wyższymi jeden raz na 16 lat), przy średniej temperaturze niższej o 0,6°C od średniej z wielolecia. Duże znaczenie w odbudowie lustra wody w tym okresie miał doprowadzony do oczka dopływ drenarski ze zlewni oczek 10 i 11. Pozwolił on także na osiągnięcie w oczku 6 w roku hydrologicznym 1993/94 najwyższych stanów wody dla całego okresu badań. Przy nieuwzględnianiu tego dopływu stany wody w oczku byłyby niższe o 46 cm, czyli stany wody byłyby niższe od osiągniętych w roku hydrologicznym 1987/88. W roku 1994/95 oczko 6 nie wyschło.

Zdolności retencyjne oczek

Na rysunku 3 przedstawiono przebieg stanów wody w oczkach wodnych 6, 10 i 11 w latach hydrologicznych 1979/80 do 1981/82 oraz symulowany przebieg stanów wody w tym okresie, który utrzymywałby się po wprowadzeniu do oczek odpływów drenarskich z ich zlewni oraz z terenów przyległych do nich (rys. 1).



RYSUNEK 3. Przebieg stanów wody w oczkach wodnych w latach hydrologicznych 1979/80 do 1981/82 oraz symulowany przebieg stanów wody po wprowadzeniu do oczek odpływów drenarskich

Ukształtowanie terenu pozwala na wprowadzenie do oczka 10 odpływów drenarskich z części zlewni tego oczka. W dopływie wód drenarskich do oczka 11 oprócz dopływu z terenu zlewni znaczną rolę mogą odgrywać dopływy ze zdrenowanych obszarów położonych poza granicami tej zlewni. Dla oczka 6 oprócz dopływu wód drenarskich ze zlewni własnej uwzględniono także możliwość przerzutów wody z oczek 10 i 11, które nie mogłyby być zretencjonowane w tych oczkach.

Oczko 10 ma mniejsze zdolności retencyjne niż oczko 6. Odpływy drenarskie ze zlewni tego oczka występowały od marca 1980 do sierpnia 1981 oraz od grudnia 1981 do połowy czerwca 1982 r. Po wprowadzeniu odpływu drenarskiego stany wody w tym oczku już na początku lipca, w bardzo mokrym półroczu letnim 1980 roku, podniosłyby się powyżej rzędnej najniższego brzegu, czyli odpływy drenarskie powinny być od tego miesiąca kierowane do oczka 6. Przerzuty wody z oczka 10 występowałyby od początku lipca do końca sierpnia 1980 roku, następnie od grudnia 1980 do końca kwietnia 1981 oraz od połowy marca do połowy maja 1982 roku. W pozostałych okresach odpływ drenarski mógłby być retencjonowany w oczku 10. Łącznie dla analizowanego okresu w oczku można by zretencjonować 32,5% odpływu drenarskiego nie powodując zalania obszarów przyległych do oczka. Pozostała część odpływu byłaby przerzucana do oczka 6. Przy tak prowadzonej gospodarce wodnej stan wody w oczku 10 w sierpniu 1982 roku, kiedy oczko wyschło, utrzymywałby się na poziomie zbliżonym do lipca 1980 roku, kiedy pomierzony stan wody w oczku osiągnął swoje maksimum w trzyletnim analizowanym okresie. Ilość wody zretencjonowana w oczku do 1982 roku pozwoliłaby na przedłużenie występowania lustra wody w oczku przynajmniej o kolejny rok, nawet uwzględniając, że rok hydrologiczny 1982/83 charakteryzował się znacznym niedoborem opadów.

Równie małe zdolności retencyjne ma oczko 11. Stan wody po doprowadzeniu wód drenarskich już w czerwcu 1980 roku podniósłby się do poziomu rzędnej najniższego brzegu i utrzymywałby się na tym poziomie aż do połowy maja 1981 roku, a następnie od końca grudnia 1981 do końca maja 1982 roku. W okresach tych odpływy drenarskie byłyby kierowane do oczka 6, podobnie jak w przypadku oczka 10. W oczku 11 można by zretencjonować w badanym okresie tylko 12,4% całkowitego odpływu drenarskiego. Tak mały procent zretencjonowanego odpływu drenarskiego związany jest z tym, że znaczna część sieci drenarskiej, mogącej odprowadzać wodę do oczka 11, położona jest poza granicami jego zlewni, jednakże objętość wody zatrzymanej w oczku pozwoliłaby również na przedłużenie istnienia lustra wody w oczku o kolejny rok.

Największe zdolności retencyjne ma oczko 6. Jak to widać na rysunku 3, odpływ drenarski ze zlewni oczka 6 w nieznaczny sposób zwiększyłby retencję wody w oczku. W pracy Kosturkiewicza i Fiedlera (1995) wykazano, że odpływ ten przedłużyłby istnienie lustra wody w oczku najwyżej o dwa tygodnie.

Zdolności retencyjne oczka 6 mogłyby być w pełni wykorzystane przez wpro-

wadzenie do niego nadmiarów wody ze zlewni oczek 10 i 11. Stany wody w oczku 6 po wprowadzeniu tych odpływów naniesiono na rys. 3 z uwzględnieniem zasilania w tym okresie wód gruntowych w terenach przyległych do tego oczka. Jak widać z rysunku stany wody gruntowej obserwowane na przełomie kwietnia i maja 1981 roku, kiedy stany wody w oczku 6 osiągnęły poziom maksymalny, utrzymywały się na głębokości 60 cm poniżej powierzchni terenu. Od tego okresu stany wody gruntowej stale opadały aż do poziomu około 2 m poniżej powierzchni terenu w lipcu 1982 roku. Filtracja wody z oczka do wód gruntowych obliczana była w oparciu o model gospodarki wodnej gleb na stoku (Szafrański i Szulczewski w druku). Pełne napełnienie czaszy oczka nastąpiłoby dopiero pod koniec marca 1981 i utrzymywałoby się najwyżej do połowy czerwca, czyli przez około dwa i pół miesiąca. Jedynie w tym okresie zaistniałaby konieczność odprowadzenia niewielkiego nadmiaru wody z całego kompleksu oczek 10, 11 i 6. W pozostałych okresach całość wody pozostawałaby w obrębie zlewni. Jak to omówiono powyżej stan wody w oczku po wprowadzeniu odpływów drenarskich utrzymywałby się wyżej niż stany wody w terenie przyległym i zasilałby te tereny w okresach niedoborów wody. W związku z tym zasilaniem lustro wody w oczku 6 obniżyłoby się o około 45 cm na końcu analizowanego okresu badań. Stan ten byłby jednak wyższy o około 50 cm od najwyższego stanu obserwowanego w marcu 1981 roku. Umożliwiłoby to, podobnie jak w analizowanych uprzednio oczkach, utrzymanie lustra wody w następnym suchym roku.

W tabeli 2 przedstawiono obliczone pojemności retencyjne i retencje użyteczne śródpolnych oczek wodnych na obiekcie Mokronosy. W tabeli tej oprócz oczek 6, 10 i 11 wielkości te obliczono łącznie dla 36 oczek występujących na badanym obiekcie. Obliczenia te wykonano zgodnie z „Zasadami wykorzystania oczek wodnych jako odbiorników wód drenarskich" (Kosturkiewicz i Szafrański 1988a). Retencję użyteczną obliczano jako różnicę między pojemnością oczka przy maksymalnym napełnieniu i pojemnością oczka przy stanie średnim w okresie wegetacyjnym. Obliczenia te wykonano dla całych powierzchni zlewni i powierzchni zredukowanych, których nie można odwodnić bez przekopów wychodząc z założenia, że w razie potrzeby drenowania na tych powierzchniach, odpływy drenarskie powinny być najpierw kierowane do oczek wodnych.

Jak widać z przedstawionych danych największą pojemność retencji użytecznej ma oczko 6 (ok. 3000 m^3), mniejsze wartości, ok. 700 m^3 mają oczka 10 i 11. Zdolność retencyjna 36 oczek występujących na badanym obszarze o powierzchni ok. 112 ha wynosi ponad 17 tys. m^3, co w przeliczeniu na całą powierzchnię daje 15,5 mm warstwy zretencjonowanej wody. Dla wybranych do analizy oczek wskaźnik retencji użytecznej jest znacznie wyższy. Dla zlewni oczek 10 i 11 wynosi odpowiednio 45,8 oraz 36,4 mm, a dla zlewni oczka 6 osiąga wartość aż 135,7 mm. Na podstawie wieloletnich badań prowadzonych na obiekcie doświadczalnym Mokronosy (Szafrański 1993)

TABELA 2. Pojemność retencyjna i retencja użyteczna śródpolnych oczek wodnych na obiekcie Mokronosy

Numer oczka		6	10	11	36 oczek
Całkowita powierzchnia zlewni	[m^2]	20600	15500	17840	1116280
Powierzchnia zredukowana – której nie można odwodnić bez przekopów	[m^2]	1000	1700	4600	96000
Maksymalna pojemność oczka	[m^3]	3830	1060	1050	30217
Pojemność oczka przy stanie średnim	[m^3]	1035	350	400	12901
Wskaźnik retencji maksymalnej	[mm]	186,0	68,4	58,9	27,1
Wskaźnik retencji przy stanie średnim	[mm]	50,2	22,6	22,4	11,6
Wskaźnik retencji dla powierzchni zredukowanej maksymalny	[mm]	3830	624	228	315
Wskaźnik retencji dla powierzchni zredukowanej przy stanie średnim	[mm]	1035	206	87	134
Retencja użyteczna (3.-4.)	[m^3]	2795	710	650	17314
Wskaźnik retencji użytecznej	[mm]	135,7	45,8	36,4	15,5
Wskaźnik retencji użytecznej dla powierzchni zredukowanej	[mm]	2795	418	141	180

stwierdzono, że w półroczu zimowym siecią drenarską odpływa 87% odpływu całorocznego, a średni wskaźnik odpływu drenarskiego w tym półroczu wynosi około 40 mm. Wynika z tego, że w roku średnim całość odpływu może być zretencjonowana w oczkach 10 i 11, a jedynie w latach bardzo mokrych część tych odpływów, przewyższających wskaźnik retencji użytecznej tych oczek, może być kierowana do oczka 6. Ma ono bardzo duże zdolności retencyjne, co potwierdziła przestawiona powyżej analiza możliwości doprowadzenia do niego odpływów drenarskich w bardzo mokrym roku hydrologicznym 1979/80 i podczas mokrej wiosny 1981 roku (rys. 3).

Z przedstawionej analizy wynika , że w projektach melioracji terenów bogato urzeźbionych należy rozpatrywać możliwość łączenia oczek wodnych w systemy wzajemnie powiązane, co pozwoli na wzrost ich sumarycznej retencji użytecznej, a tym samym umożliwi zwiększenie możliwości retencjonowania odpływów drenarskich w obrębie meliorowanego terenu.

Wnioski

1. Przeprowadzone kilkunastoletnie badania, w okresie których wystąpiły lata mokre i suche, wykazały, że oczka wodne mogą odegrać ważną rolę w gospodarce wodnej zmeliorowanych terenów bogato urzeźbionych.

2. Odpływy drenarskie ze zlewni śródpolnych oczek wodnych w roku średnim mogą być w znacznej części zretencjonowane w oczkach.

3. Oczka wodne wykazują duże zróżnicowanie zdolności retencyjnych, co związane jest z budową ich czaszy oraz zlewni.

4. W oczkach wodnych o dużych zdolnościach retencyjnych mogą być retencjonowane, nawet w latach mokrych, nie tylko odpływy drenarskie z własnej zlew-

ni, ale także pochodzące ze zlewni sąsiednich.

5. Retencjonowane w okresach mokrych odpływy drenarskie przedłużają występowanie lustra wody w oczkach w latach suchych, przez co zapobiegają ich całkowitemu wyschnięciu.

6. Zretencjonowana w oczkach woda oddziaływa na stany wody gruntowej w terenach przyległych do oczek i zasila je w okresach niedoborów.

7. Celem pełniejszego wykorzystania zdolności retencyjnych oczek wodnych należy rozpatrywać łączenie ich w systemy, co pozwoli na wzrost ich retencji sumarycznej i tym samym zwiększy możliwość retencjonowania odpływów drenarskich w oczkach.

Literatura

DRWAL J., LANGE W. 1985: *Niektóre limnologiczne odrębności oczek. Geneza i rozmieszczenie oczek.* Zesz. Nauk. Wydz. Biol. Geogr. i Oceanologii UG, 14; 69–83.

DRWAL J., LANGE W., KUROWSKA K. 1976: *Znaczenie retencji w bilansie wodnym obszarów bezodpływowych.* Zesz. Nauk. Wydz. Biol. i Nauk o Ziemi UG, 6; 57–66.

DYNOWSKA I., TLAŁKA A. 1982: *Hydrografia.* PWN, Warszawa-Poznań.

KOSTURKIEWICZ A. 1989: *Ochrona zasobów wodnych w krajobrazie rolniczym.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 375; 73–87.

KOSTURKIEWICZ A., FIEDLER M. 1994: *Bilans wodny śródpolnego oczka wodnego na terenie zdrenowanym.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, 246, Konferencje III (t. 2); 135–144.

KOSTURKIEWICZ A., FIEDLER M. 1995: *Oczka wodne w eksploatacji systemów drenarskich na terenach bogato urzeźbionych.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, 266, Konferencje VIII; 191–198.

KOSTURKIEWICZ A., MUSIAŁ W. 1982: *Wahania stanów wód w śródpolnych oczkach wodnych na terenach zdrenowanych.* PTPN, Prace Komisji Nauk Rol. i Leś., t. LIII; 159–172.

KOSTURKIEWICZ A., SZAFRAŃSKI Cz. 1988a: *Zasady wykorzystania oczek wodnych jako odbiorników wód drenarskich.* Załącznik 2 do *Wytycznych drenowania gruntów ornych.* Mat. instr. 65, Inst. Melior. Użyt. Ziel., Falenty.

KOSTURKIEWICZ A., SZAFRAŃSKI Cz. 1988b: *Stosowanie drenowań niesystematycznych.* Załącznik 1 do *Wytycznych drenowania gruntów ornych.* Mat. instr. 65, Inst. Melior. Użyt. Ziel., Falenty.

SOLARSKI H. NOWICKI Z. 1990: *Możliwości retencyjne oczek wodnych i mokradeł na Pojezierzu Mazurskim.* Acta Acad. Agricult. Tech. Olst., Geod. Ruris Regulat., 20;173–183.

SZAFRAŃSKI Cz. 1993: *Gospodarka wodna gleb terenów bogato rzeźbionych i potrzeby ich melioracji.* Rocz. AR w Poznaniu, Rozprawy Nauk. 244; 98.

SZAFRAŃSKI Cz., SULCZEWSKI W.: *Model symulacyjny i program obliczeniowy gospodarki wodnej gleb na stoku.* Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu (w druku).

Adres autorów

A. Kosturkiewicz, Cz. Szafrański, M. Fiedler
Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych AR
w Poznaniu
60-625 Poznań, ul. Wojska Polskiego 71E

Krzysztof LATOSZEK, Henryk PAWŁAT, Marian WILMANOWICZ, Stanisław WIŚNIEWSKI

Program małej retencji wodnej na przykładzie województwa toruńskiego

Abstract

Program of small water retention on the case of Toruń province. An example of method and range of small water retention programs for catchment basins and administrations areas worked out by „Bipromel" in Warsaw is presented in this work. On the base of Toruń province the environmental dependencies of water management are described. Concepts of technical solutions for construction the new objects of the small water retention and reconstruction existing ones are presented. Worked out programs delineate the investment strategy.

Key words: water management, water retention, water reservoirs.

Wstęp

Retencja jest to zdolność zatrzymywania zasobów wody i przetrzymywania ich przez dłuższy czas w środowisku przyrodniczym. Wyróżnia się retencję powierzchniową i podziemną, naturalną i sztuczną, sterowaną i niesterowaną. Najlepsza jest retencja kompleksowa, w której współdziałają ze sobą wszystkie rodzaje retencji w ich strukturalnym i funkcjonalnym powiązaniu.

W programach ekorozwoju wykorzystuje się małą i dużą retencję wodną. Pierwsza z nich charakteryzuje się jednostkowo małą intensywnością, rozproszoną dość równomiernie na obszarze całej zlewni. Kształtowanie jej nie wymaga dużych nakładów inwestycyjnych. Drugą zaś tworzą zbiorniki rolnicze i hydrotechniczne. Mała retencja spełnia przede wszystkim funkcje przyrodnicze, duża – funkcje gospodarcze.

Strategia kształtowania retencji wodnej w zlewni lub obszarze administracyjnym uwarunkowana jest czynnikami przyrodniczymi, organizacyjno-prawnymi, gospodarczymi, technicznymi, ekonomicznymi. W niniejszej pracy przedstawiono syntezę programu małej retencji wodnej, opracowanej przez Wiśniewskiego i Marszałka (1994) w „Bipromelu" przy współudziale Sadurskiego i in. (1994) w „Geotexe" na zlecenie Wojewódzkiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych w Toruniu.

Metodyka i zakres programów małej retencji

Systemy kompleksowego zarządzania gospodarką wodną według znowelizowanego Prawa Wodnego odbywać się będą w hydrologicznych jednostkach bilanso-

wych, niezależnie od podziału administracyjnego. Zlewnie większych rzek lub dużych ich części to funkcjonalne jednostki fizjograficzne. W obrębie ich powinny być wykonywane programy małej retencji.

Na obszarach administrowanych przez regionalne zarządy gospodarki wodnej przystąpiono do opracowania *Warunków korzystania z wód dorzeczy*. Pełny cykl prac składa się z identyfikacji stanu i problemów gospodarki wodnej, bilansu wodnogospodarczego i warunków korzystania z wód. Program małej retencji wchodzi w skład tych dokumentacji jako element strategii gospodarki wodnej. Dotychczas realizowano wojewódzkie programy małej retencji z podziałem na gminy, bez udziału i koordynacji regionalnych zarządów gospodarki wodnej. W niektórych województwach opracowywane są one pilotowo w wybranych zlewniach (np. w woj. elbląskim).

Programy małej retencji wykonywane przez „Bipromel" w Warszawie składają się z dwóch integralnych części – przyrodniczej i technicznej. Część przyrodnicza zawiera uwarunkowania małej retencji analizowanego obszaru, wynikające z jego położenia, rzeźby, geologii, hydrografii, klimatu, hydrologii, hydrodynamiki rzek, zagrożeń suszą i powodzią, jakości wód powierzchniowych i podziemnych, z walorów glebowych i biocenotycznych, użytkowania gleb, wyposażenia i stanu urządzeń melioracyjnych, z walorów obiektów i obszarów chronionych, z kierunków gospodarczego i przestrzennego rozwoju itd. Na podstawie syntezy tych uwarunkowań opracowuje się fizjotaktykę małej retencji wodnej niezbędną dla analiz techniczno-ekonomicznych. Podstawą opracowania są tu publikacje naukowe oraz materiały i opracowania archiwalne Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Państwowego Instytutu Geologii, Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej, Głównego Urzędu Statystyki, Instytutu Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa, Wojewódzkiego Biura Planowania Przestrzennego, Wojewódzkiej Inspekcji Ochrony Środowiska, Wojewódzkiego Wydziału Ochrony Środowiska, Wojewódzkiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych, urzędów gminnych, biur projektowych i innych.

Wykorzystywana jest także inwentaryzacja i waloryzacja wybranych ekosystemów i fizjocenoz, potencjalnie przydatna dla małej retencji. Korzysta się też z doświadczenia i wiedzy specjalistów-naukowców i praktyków, głównie z terenu województwa. Współwykonawcami są pracownicy instytutów naukowych i wyższych uczelni.

W drugiej części przedstawia się *Koncepcje rozwiązań technicznych budowy obiektów i urządzeń małej retencji*. Zawiera ona:

- inwentaryzację i ocenę możliwości retencjonowania wód na obszarach naturalnych użytków ekologicznych,
- inwentaryzację oraz ocenę stanu technicznego i przydatności istniejących obiektów małej retencji,
- ocenę przydatności i możliwości wykorzystania istniejących zbiorników urządzeń hydrotechnicznych dla potrzeb rolniczych, hodowli ryb, celów przeciwpożarowych, ochrony przeciwpowodziowej, energetyki wodnej itp.,

- koncepcje techniczne budowy sztucznych oraz rozbudowy i modernizacji istniejących zbiorników małej retencji,
- koncepcje wykorzystania istniejącej infrastruktury technicznej – urządzeń budownictwa wodnego i melioracji.

Dla poszczególnych obiektów ustala się funkcje przyrodnicze i gospodarcze, stopień pilności realizacji, zakres robót, szacunkowe koszty realizacji oraz zasady partycypacji w kosztach poszczególnych użytkowników. Wybór i koncepcje rozwiązań technicznych przedsięwzięć konsultowane są z przedstawicielami gmin, samorządów lokalnych, właścicieli i użytkowników, pracownikami Wojewódzkiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych oraz Urzędu Wojewódzkiego.

Opracowaną dokumentację przekazuje się zlecającemu w formie opisowej i graficznej w ujęciu zbiorczym oraz cząstkowym dla poszczególnych gmin i miast. Umożliwia ona podjęcie, pod nadzorem służb gminy, prac związanych z najprostszą formą małej retencji. Urzędom szczebla wojewódzkiego pozwala ona na prowadzenie strategii gospodarowania zasobami wodnymi regionu. Podstawą do rozpoczęcia działań powinno być uszczegółowienie koncepcji i opracowanie projektu technicznego obiektu. Zakres dokumentacji uwarunkowany będzie stopniem złożoności inwestycji.

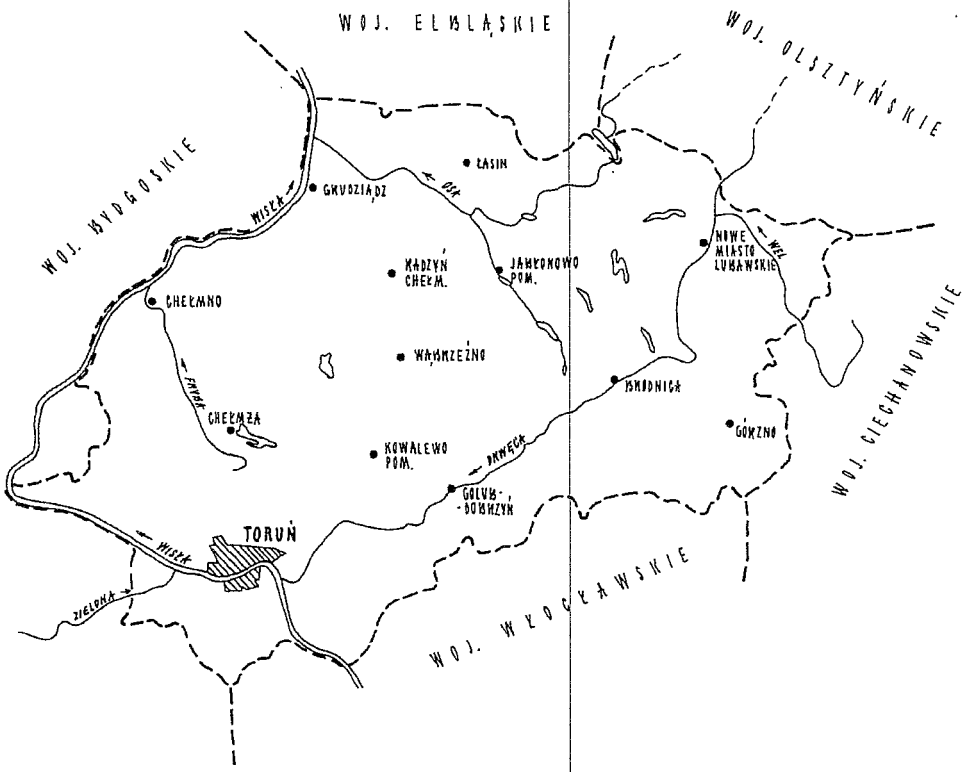
Przyrodnicze uwarunkowania kształtowania małej retencji w województwie toruńskim

Województwo toruńskie obejmuje obszar 5348 km^2. Dzieli się na 49 jednostek administracyjnych: 13 miast i 36 gmin. Rzeźba terenu wykazuje cechy krajobrazu młodoglacjalnego. Hydrologicznie obszar województwa należy do dorzecza Wisły (rys.). W jego obrębie największymi dopływami Wisły są Drwęca, Struga Toruńska, Struga Łysomicka, Browina i Osa. Obfituje on także w liczne jeziora polodowcowe. Użytki rolne stanowią 68% powierzchni województwa, lasy 18%, a użytki ekologiczne 2,3%. Około 80% powierzchni gruntów ornych należy do III i IV klasy bonitacyjnej. Województwo wyróżnia się bogatą i różnorodną biocenozą. W jego granicach znajduje się 25 rezerwatów przyrody, 2 parki krajobrazowe, 8 obszarów chronionego krajobrazu oraz liczne pomniki przyrody i parki wiejskie.

Infrastrukturę techniczną województwa, której funkcja najściślej związana jest z retencjonowaniem i gospodarką wodną, tworzą:

- melioracje szczegółowe na powierzchni 139,9 tys. ha, w tym na gruntach ornych 118,6 tys. ha i 21,3 tys. ha na użytkach zielonych,
- rowy szczegółowe na łącznej długości 4883 km,
- cieki podstawowe (rzeki i kanały) – 1145,7 km,
- wały przeciwpowodziowe – 92,4 km,
- pompownie odwadniające – 9 szt.

Opady atmosferyczne – jeden z najistotniejszych elementów bilansu wodnego – charakteryzują się dużą zmiennością przestrzenną. Sumy roczne opadów wynoszą średnio od 484 mm w zachodniej części województwa do 615 mm w części wschodniej. Klimatyczny bilans (opad – parowanie potencjalne) jest ujemny. Różnica bilansowa parowania i opadu w roku osiąga wielkość 150–200 mm, a w okre-



RYSUNEK. Mapa poglądowa województwa toruńskiego

sie wegetacji 120 mm. Największy deficyt opadowy występuje na obszarach objętych intensywną gospodarką rolną (Pojezierze Chełmińskie).

Województwo toruńskie charakteryzuje się stosunkowo dużym odpływem powierzchniowym, mimo korzystnych warunków terenowych i dużych predyspozycji naturalnych do magazynowania wód; 37% opadów odpływa bezpowrotnie poza obszar województwa (średni w kraju 22–24%).

Zasoby dyspozycyjne wód płynących (po uwzględnieniu potrzeby zachowania przepływu nienaruszalnego), bez rzeki Wisły, wynoszą 16,77 m^3/s. Oznacza to, że każdego roku, poza obszar województwa odpływa blisko 520 mln m^3 wody, która mogłaby być wykorzystana na pokrycie potrzeb rolnictwa i innych użytkowników oraz na powstrzymanie postępującej degradacji środowiska. Przy założeniu pełnego wykorzystania rezerw wód powierzchniowych odpływających z obszaru województwa, w przypadku magazynowania odpływu i przekazania go w miejsce poboru, bez uwzględnienia strat (parowania, przesiąki itp.), zasoby te mogłyby uzupełnić w ciągu roku niedobór opadów o ok. 100 mm.

Zasoby wód stojących (jezior, stawów, mokradeł i podmokłości) są stosun-

kowo duże, 362 jeziora województwa zajmują 15 817 ha (3% powierzchni woj. toruńskiego), a całkowita ich pojemność wynosi 314 mln m^3. Mogą być tylko w części wykorzystywane dla pokrycia lokalnych potrzeb. Wyczerpywanie sezonowe tych wód nie może przekraczać 20% zasobów.

Zasoby dyspozycyjne wód podziemnych województwa ocenia się na około 53 tys. m^3/godz, co w przeliczeniu na obszar województwa stanowi ok. 25 mm wody. Z zasobów tych pokrywane są głównie potrzeby komunalne miast i wsi oraz przemysłu.

Na terenie województwa toruńskiego 13 miast wyposażonych jest w instalację wodociągową (obsługującą 92% ludności). Głównym źródłem zaopatrzenia są wody podziemne. Większość zakładów przemysłowych województwa dla swoich potrzeb też pobiera wody podziemne. Rolnictwo na potrzeby nawodnienia użytków zielonych i stawów rybnych oraz nawodnień deszczownianych (mały obszar) korzysta z ujęć wód powierzchniowych. W perspektywie 2000 roku zakłada się potrzebę zaopatrzenia rolnictwa w wodę na obszarze ok. 4600 ha (2217 ha użytki zielone, 2215 ha grunty orne, 184 ha stawy rybne).

Pobór wody w 1992 r. wyniósł ogółem 2,15 m^3/s, w tym na cele produkcyjne z ujęć powierzchniowych 0,09 m^3/s, podziemnych 0,19 m^3/s; dla potrzeb rolnictwa i leśnictwa z wód powierzchniowych 0,05 m^3/s; dla gospodarki komunalnej z ujęć powierzchniowych 0,82 m^3/s, a z ujęć podziemnych 1,0 m^3/s.

Możliwości retencjonowania wód powierzchniowych województwa

Ocena warunków terenowych, stanu urządzeń melioracyjnych i hydrotechnicznych oraz stopnia degradacji środowiska przyrodniczego wskazuje, że istnieją duże możliwości kształtowania małej retencji.

Rozpoznanie terenowe wykazało, że istnieje możliwość wykorzystania:

- naturalnych zbiorników wodnych – jezior, stawów rybnych o łącznej powierzchni zwierciadła wody wynoszącej 9435,5 ha. Liczba obiektów tego typu wyniesie 350 szt.;
- mokradeł, podmokłości, nieużytków gospodarczych, wyrobisk itp. (198 szt.) na powierzchni 2137,4 ha, co stanowi około 15% nieużytków w województwie;
- oczek wodnych (śródpolnych i śródleśnych) – 90 szt.;
- systemów melioracyjnych – nawadniających (4 obiekty), na powierzchni których prowadzony będzie odpływ kontrolowany (nawadnianie ekstensywne);
- dolin rzek i cieków o ukształtowaniu dogodnym do retencjonowania wód (38 obiektów) na łącznej powierzchni zalewu 482,3 ha.

W omawianym programie dla każdego z obiektów podano szczegółową lokalizację, typ i powierzchnię zalewu (jezioro, zbiornik wodny, staw rybny, oczko wodne, system melioracyjny nawadniający, nowy zbiornik dolinowy, mokradło, wyrobisko itp.), wielkość uzyskanej retencji dodatkowej, zakładany poziom ustabilizowanego zwierciadła wody, za-

kres prac (typ i parametry budowli, charakterystyki modernizowanych rzek, rowów, rurociągów...), funkcje (gospodarcze, ekologiczne, przeciwpowodziowe, przeciwpożarowe itp.).

Rozmieszczenie obiektów i urządzeń małej retencji na obszarze województwa nie jest równomierne. Grupują się one głównie we wschodniej i północnej jego części. Największe możliwości tworzenia retencji wód powierzchniowych występują na terenie gminy Wąpielsk, a najmniejsze w gminie Wielka Nieszawka.

Powierzchnia obiektów małej retencji wyniesie ogółem 12,5 tys. ha, a uzyskana retencja dodatkowa osiągnie w skali roku wielkość około 50 mln m^3. Jest to około 10% potencjalnego odpływu wód powierzchniowych z obszaru województwa (bez rzeki Wisły).

Budowa obiektów i urządzeń małej retencji powinna trwać przez co najmniej 10 lat. Przyjęto, że poszczególne obiekty będą realizowane w trzech etapach 3–4-letnich. Stopień pilności budowy poszczególnych inwestycji uwarunkowano jego funkcją, efektem retencyjnym oraz kosztem.

Zakres niezbędnych prac, pozwalających na dostosowanie i wykorzystanie naturalnych zbiorników w programie małej retencji, jest duży. Mimo że ograniczono się w programie jedynie do działań najprostszych i niezbędnych, orientacyjny koszt głównych elementów inwestycji, na poziomie cen 1994 r. przekracza 43 mln zł (nowych). W szacunku tym nie uwzględniono kosztów ewentualnych wykupów ziemi i wywłaszczeń.

W ramach programu retencji przewidziano także zwiększenie powierzchni lasów przez zalesienie najsłabszych użytków rolnych oraz użytków ekologicznych na łącznej powierzchni ok. 12 800 ha, co pozwoli na osiągnięcie wskaźnika lesistości do 20% powierzchni województwa. Główna rola tych działań – to powstrzymanie erozji gleb (erozja wodna – wąwozowa i wietrzna).

Dla poszczególnych obiektów i urządzeń programowanej retencji przypisano funkcje: ochrony i wzbogacenia środowiska przyrodniczego, wykorzystania energetycznego, ochrony przeciwpowodziowej i przeciwpożarowej, hodowli ryb i ptactwa wodnego, rozwoju turystyki i sportów wodnych. Są one najczęściej wielozadaniowe.

Program rozbudowy retencji dolinowej przewiduje zalanie lub okresowe podtopienie mokradeł i podmokłości na łącznym obszarze ok. 2140 ha. Wykorzystanie tych terenów w programie małej retencji to w wielu wypadkach przerwanie wieloletniego procesu degradacji cennych siedlisk chronionych i rzadkich roślin. Podniesienie zwierciadła wody gruntowej na obrzeżach nieużytków oraz zalanie najniżej położonych fragmentów dolin, zajmowanych obecnie przez roślinność siedlisk szuwarowo-bagiennych, będzie działaniem na rzecz ochrony i kształtowania środowiska.

Wytypowane zbiorniki dolinowe, to położone w najdogodniejszych przekrojach rzek dawne młyny, tartaki, folusze i kaszarnie, wykorzystujące przede wszystkim energię wodną. Na obszarze województwa funkcjonowało 58 obiektów wykorzystujących siłę wody. Część z nich powinna być odbudowana ze względu na kluczowe znaczenie dla retencji wodnej (15 szt.), inne to obiekty stare o wielkim znaczeniu historycznym i kulturowym

(np. wspomniany w zapiskach Długosza młyn w Lubiczu na Drwęcy – przyczyna konfliktu politycznego Polski z Zakonem Krzyżackim w 1409 r., młyny i kaszarnie średniowieczne w Toruniu i Grudziądzu).

Ochronie przeciwpowodziowej, w sposób bezpośredni, służyć może 117 obiektów. Wszystkie działania na rzecz małej retencji mieszczą się pośrednio w zestawie koniecznych zabiegów przeciwpowodziowych. Zwiększanie retencji obszarowej ma doprowadzić do zamiany odpływu powierzchniowego na powolniejszy odpływ gruntowy – korzystniejszy dla środowiska oraz do zatrzymywania gwałtownych odpływów roztopowych itp. Efekty ekonomiczne tych działań pozwolą na uniknięcie strat w plonach rolniczych, a często utraty mienia i życia ludzi. Wykorzystanie retencji pozwoli uniknąć np. stosowania większych wymiarów urządzeń ochrony przeciwpowodziowej oraz zabezpieczonych wydatków mocy pompowni odwadniających itp.

Spośród obiektów małej retencji 175 pełnić może funkcję zbiorników przeciwpożarowych, ponieważ zlokalizowane są w sąsiedztwie lasów i większych skupisk zabudowań, gdzie występuje potencjalne niebezpieczeństwo pożarów.

Program małej retencji przewiduje zgromadzenie na obszarze wytypowanych jezior i dolin dodatkowej pojemności wody i powierzchni zalewu (960 ha). Przy racjonalnie prowadzonej gospodarce wodnej na nowych akwenach stanowi to dodatkowe 30–40 kg ryb z każdego hektara.

Obiekty i urządzenia małej retencji, głównie jeziora i zbiorniki wodne o ustabilizowanym poziomie wody, stworzą warunki do aktywizacji terenu oraz rozwoju rekreacji i turystyki wodnej. Możliwy będzie rozwój sportów wodnych (żeglarstwo), turystyki wodnej (spływy), wędkarstwa sportowego itp. Zostaną one włączone w trasy szlaków turystyki pieszej i rowerowej.

Wnioski

1. Programy małej retencji wodnej powinny być wykonywane dla dorzeczy rzek, a także, w miarę występujących potrzeb, w jednostkach administracyjnych, najczęściej w granicach województw.

2. W programie retencji należy preferować wykorzystanie małych obiektów o charakterze naturalnym, rozproszonych w rejonie wododziałowym rzeki i jej dopływów oraz na obszarach prawnie chronionych.

3. Obiekty małej retencji powinny być wielofunkcyjne, w miarę możliwości ze sterowaną gospodarką wodną.

4. Wybór lokalizacji i propozycje rozwiązań technicznych poszczególnych obiektów należy uwarunkować potencjalnymi funkcjami przyrodniczo-gospodarczymi, pilnością potrzeb, kosztami realizacji oraz stopniem oddziaływania na środowisko.

5. W pierwszej kolejności należy wykorzystywać istniejące obiekty retencji, w następnej modernizować i odbudowywać, a dopiero w ostatnim etapie budować nowe.

Literatura

SADURSKI A. i in. 1994: *Studium możliwości retencjonowania wód powierzchniowych województwa toruńskiego. Cz. I. Przyrodnicze uwarunkowania.* Geotex, Toruń (maszynopis).

WIŚNIEWSKI S., MARSZAŁEK M. 1994: *Studium możliwości retencjonowania wód powierzchniowych województwa toruńskiego. Cz. II. Koncepcje rozwiązań technicznych budowy obiektów i urządzeń małej retencji.* Bipromel, Warszawa (maszynopis).

Adres autorów
K. Latoszek, S. Wiśniewski
Biuro Studiów i Projektów Gospodarki Wodnej Rolnictwa „BIPROMEL" w Warszawie
H. Pawłat
Katedra Przyrodniczych Podstaw Melioracji SGGW w Warszawie
M. Wilmanowicz
Wojewódzki Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Toruniu

Czesław LIPSKI, Marian MICHALCZEWSKI, Przemysław ŻOŁUBAK

Potrzeby melioracji w zlewni górnej Raby do przekroju zbiornika w Dobczycach

Abstract

The necessity of land reclamation in the upper basin of the Raba river to the cross-section of Dobczyce reservoir. In the paper the necessity of land reclamation in the upper of the Raba river to the cross-section of Dobczyce reservoir (area: 771,0 km^2) is determined in the aspect of prevention of erosion on the basin. This was accomplished after scrupulons analisis of the Raba river water control structures. The aim of this investigation is scientific description the method of designing Carpatian streams developments and application in designing well fitted patterns of streams training and water control structures.

Key words: river basin, water control structures.

Wstęp

W pracy określono potrzeby melioracji podstawowych w zlewni górnej Raby (rys.) w aspekcie zapobiegania zjawiskom erozji na podstawie analizy funkcjonowania zabudowy zlewni rzeki Raby.

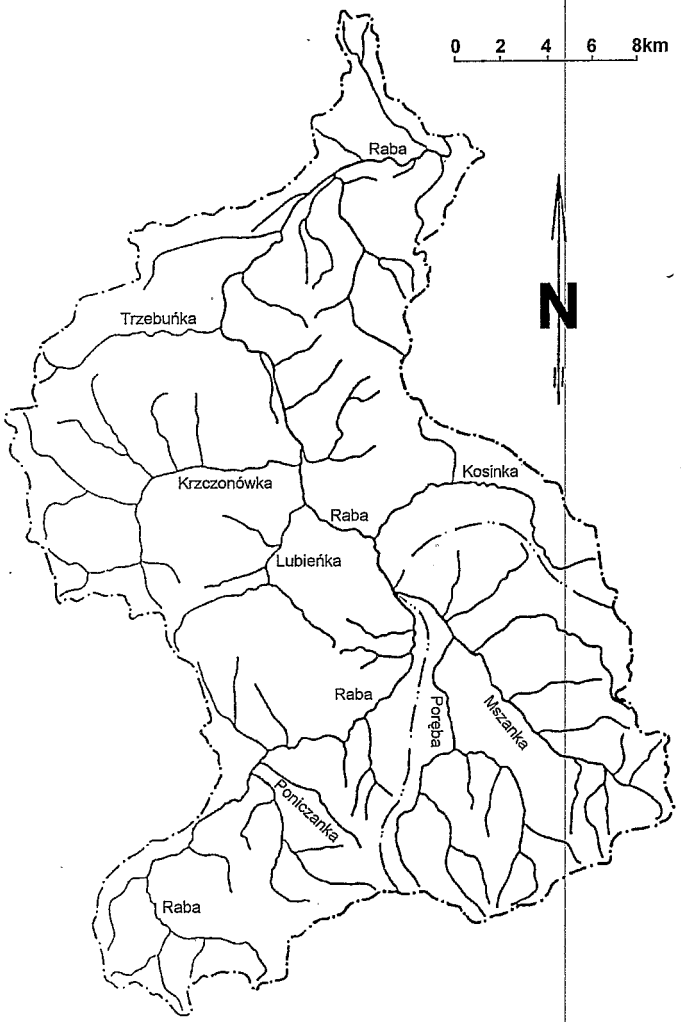
Rozwiązanie zagadnień wodnomelioracyjnych w górnym dorzeczu Raby usprawni gospodarkę wodną, zwiększy produkcję rolną i leśną oraz udostępni dorzecze Raby dla turystyki z równoczesnym zachowaniem ochrony środowiska i krajobrazu. Praca jest kontynuacją badań zapoczątkowanych w 1986 roku przez Resortowy Program Badawczy.

Budowa zbiornika retencyjnego o charakterze wodociągowym w Dobczycach została wymuszona sytuacją gospodarki wodnej kraju i pozwoliła na zwiększenie zasobów dyspozycyjnych wody. Budowa taka powinna być prowadzona w sposób kompleksowy i uwzględniać zagospodarowanie otoczenia zbiornika, przez działania zapobiegające zamuleniu i zaszutrowaniu oraz zmniejszające się do minimum straty w przyrodzie. Dorzecze górnej Raby analizowane było od wielu lat pod względem hydrologicznym oraz zabudowy zlewni rzeki Raby.

Tym zagadnieniem zajmowali się: Prochal (1961), Figuła (1966), Jagła i in. (1967), Mazur i inni (1973), Wołoszyn (1974), Gładki i in. (1976), Ziemnicki (1978), Golczewski (1980), Punzet (1983), Lipski i in. (1990, 1994), Lipski (1991).

Metodyka badań

W pracy wykorzystano metodę kartograficzną opartą na morfologii badanego terenu, z uwzględnieniem jej wpływu na funkcjonowanie istniejących i planowa-



RYSUNEK. Dorzecze Raby do przekroju zbiornika w Dobczycach

nych budowli melioracyjnych i regulacyjnych dorzecza górnej Raby. Prace terenowe objęły ocenę stanu technicznego istniejących budowli oraz ocenę zlewni w aspekcie możliwości gromadzenia i transportu rumowiska przez cieki.

Na podstawie zestawienia stanu zabudowy górnego dorzecza Raby do przekroju zbiornika w Dobczycach, zajmującego obszar 771 km^2, można było ustalić odcinki biegów potoków wymagające konserwacji, przeznaczone do obudowy biologicznej oraz wymagające zabudowy biologicznej i technicznej. Przy opisie obiektów technicznych uwzględniono rok budowy, ilość i jakość, kształt, rozmiary, procent zniszczenia oraz ocenę funkcjonowania wykonanego obiektu. Przy zjawiskach biologicznych uwzględniono nasilenie erozji, wielkość żwiro-

wiska, obudowę biologiczną, sposoby uprawy użytków ornych i zielonych oraz zalesienie zlewni ze szczególnym uwzględnieniem zalesienia stromizm i wierzchowin.

Analiza obiektów i systemów regulacyjnych występujących na badanym obszarze wskazuje potrzeby melioracji podstawowych w sieci hydrograficznej i obszarach wyjątkowo podatnych na procesy erozyjne, wymagających zabezpieczenia. W rozpatrywanym obszarze występują budowle regulacyjne mające na celu zabezpieczenie sieci hydrograficznej w miastach. W Rabce wybudowano mury bulwarowe, żłoby i stopnie. Występują również lokalne zabezpieczenia sieci rzecznej w pobliżu szlaków komunikacyjnych, budowli komunalnych i hydrotechnicznych.

Krótka charakterystyka górnego dorzecza Raby

Rzeka Raba jest prawobrzeżnym dopływem górnej Wisły o powierzchni zlewni 1527,5 km^2. Powierzchnia górnego dorzecza Raby do przekroju w Dobczycach wynosi 771,0 km^2.

Pod względem morfologicznym górne dorzecze Raby obejmuje region Beskidów i Pogórza Karpackiego. Beskidy zbudowane z fliszu wyrastają w większej swej części pasmami i grupami górskimi z krainy o cechach podgórskich. Główne pasmo stanowi Beskid Wysoki składający się z Beskidu Żywieckiego i Sądeckiego, pomiędzy którymi rozciąga się Brama Sieniawska. Jej dno stanowi głęboko wcięta dolina Raby. Gorce stanowią część składową Beskidu Sądeckiego (1000–1200 m n.p.m.). Na północ od Beskidu Wysokiego rozciąga się Beskid Średni i Wyspowy. Beskid Wyspowy stanowią góry odosobnione, wyrastające z falistej krainy podgórskiej. Ich stoki są bardzo strome, a płaskie powierzchnie szczytowe leżą na wysokości 730–1171 m n.p.m. Pogórze Karpackie leży na północ od krainy Beskidzkiej. Zbudowane jest podobnie jak Beskidy z utworów skalnych fliszowych, należących do kilku jednostek geologicznych.

Bieg Raby na rozpatrywanym obszarze można podzielić na źródliskowy – od źródeł do ujścia potoku Zaklętego (Raba Wyżna), część górną biegu górnego – od ujścia Mszanki do ujścia Bysinki (Myślenice) i bieg środkowy – od ujścia Bysinki do przekroju zapory w Dobczycach, tj. do km 61 + 00.

Raba wypływa na wysokości 786 m n.p.m. w pobliżu Obidowej. Stąd płynie zwartą doliną od Raby Wyżnej aż po Mszanę w kierunku NW, Dolna Raba zaś w kierunku NE a następnie NW, aby poniżej Myślenic ponownie obrać kierunek NE. Koryto rzeki od źródeł aż do Rabki jest zwarte, niezażwirowane. Od Rabki stopień zażwirowania wzrasta, osiągając maksimum na odcinku od Mszany do Myślenic. Między Myślenicami i Dobczycami dolina Raby tworzy płaską kotlinę szerokości do 2 km, w której rzeka Raba przy wezbraniach łatwo i często przerzuca swoje koryto.

Znaczące dopływy Raby na obszarze badań stanowią: Poniczanka (33,1 km^2), Mszanka (174,0 km^2), Kasinka (49,66 km^2), Lubieńka (48,70 km^2), Krzeczówka (92,90 km^2), Trzebunia (32,80 km^2) oraz Trzemeśnia (29,10 km^2).

Celem analizy melioracji podstawowych w badanym obszarze jest opracowanie podstaw metodyki projektowania oraz stosowanie w projektowaniu możliwie najodpowiedniejszych typów budowli i systemów regulacyjnych oraz melioracyjnych, dostosowanych do terenów górskich. Wytypowanie odcinków biegów potoków wymagających konserwacji, przeznaczonych do obudowy biologicznej oraz wymagających zabudowy biologicznej i technicznej.

Zlewnia jest dostarczycielem dużych ilości materiału skalnego. Duże natężenie procesów erozyjnych wynika ze zróżnicowanych wysokości terenu, dużych spadków stoków, dopływających cieków i ich długości, kształtu zlewni, wystawy zboczy oraz znacznej gęstości sieci rzecznej.

Obszary podlegające zjawiskom erozji wodnej

Z badań nad erozją wynika, że 45,7 tys. km^2 obszarów górskich zagrożonych jest erozją gleb, co stanowi 15% powierzchni całego kraju zagrożonej erozją. Powierzchnia ta przypada na cały obszar Karpat wraz z Pogórzami. Bardzo intensywnie występuje tu erozja powierzchowna i liniowa. Erozja geologiczna przebiega stosunkowo wolno, lecz mimo tego w pewnym okresie jest widoczna. Erozja przyśpieszona spowodowana jest głównie działalnością człowieka. Melioracje przeciwerozyjne dotyczą głównie gleb i właściwego użytkowania obszaru zlewni. Gleby występujące w zlewni zalicza się do odpornych na działanie erozji. Są one zróżnicowane. Występują tu gleby podgórskie, gleby zagłębień śródgórskich, a ze względu na zróżnicowanie składu mechanicznego gleby pylasto-ilaste, gliniasto-kamieniste, kamieniste i skaliste. Gleby płytkie lub bardzo płytkie o różnej zwięzłości profilu glebowego i przy nieodpowiednim sposobie użytkowania ulegają procesom erozji.

Las najlepiej chroni powierzchnię ziemi przed zjawiskami erozji, stąd występuje tendencja do zwiększenia powierzchni leśnych zlewni. Również dobrze chronią glebę wieloletnie mieszanki roślin trawiastych i motylkowych, w mniejszym stopniu oziminy, najgorzej ugór lub okopowe. Procesy erozji w zlewni przyśpiesza również niewłaściwie rozplanowana sieć dróg rolniczych.

Wyniki badań, ocena stanu zabudowy i potrzeb melioracji podstawowych

Analizie poddano zabudowę koryta rzeki Raby i jej dopływów do przekroju zapory zbiornika w Dobczycach. W celu zabezpieczenia potoków przed niszczącymi procesami erozyjnymi wykonano w sieci hydrograficznej górnego dorzecza Raby szereg budowli melioracyjnych, które spełniają do chwili obecnej pokładane w nich cele i zadania (tab. 1.). Stan techniczny tych budowli jest zróżnicowany. Wiele z nich wymaga konserwacji lub modernizacji ze względu na wieloletni okres eksploatacji i oznaki zniszczenia. W zlewni zastosowano wielorakie sposoby zabezpieczenia potoków. Wymienić tutaj należy: w korycie Raby 2 przepompownie melioracyjne i jeden jaz oraz wały cofkowe długości 3850 m. Pozostałe bu-

TABELA 1. Budowle melioracji podstawowych w górnym dorzeczu Raby o powierzchni 771,0 km^2

Potok	Zapory przeciwrumowiskowe	Stopnie	Liczba żłobów długość [m]
Mszanka	3	21	—
Poręba	2	20	—
Łostówka	1	5	—
Konina	2	1	—
Słomka	1	1	—
Szklanówka	1	—	—
Lubieńka	1	1	—
Za Działem	—	—	1–120
Czechówka	1	—	1–83
Szczebel	1	—	1–24
Miedziany	1	—	—
Lubański	—	1	1–136
Śmietanów	2	5	—
Słony	2	7	1–4064
Gorzki	—	2	1–300
Sienków	1	—	1–40
Sołtysi	—	1	1–33
Ogielów	1	—	1–40
Lubaszków	1	—	1–40
Filasów	3	—	—
Poniczanka	—	15	1–250
Kasinka	1	27	—
Kowale	1	1	1–40
Jakubiak	1	2	1–265
Muchówczański	—	1	1–170
Węgierski	1	1	1–60
Czyżewski	2	—	1–20
Krzczonówka	1	12	—
Bogdanówka	—	27	—
Kobylak	—	1	1–265
Trzebunia	1	1	—
Kaczanka	2	1	—
Bysinka	12	10	3–3346
Potok bez nazwy	—	1	1–700
Rów I	—	2	1–350
Rów II	—	—	1–1470
Trzemeśniak	11	29	1–540
Bulinka	—	1	1–1200
Razem	68	229	15 296

dowle opisano na dopływach Raby, począwszy od górnej części dorzecza, aż do przekroju zapory zbiornika w Dobczycach.

W całym dorzeczu znajdują się następujące urządzenia:

- 64 zapory przeciwrumowiskowe, 229 stopni i zabezpieczeń żłobami długości 15 296 m.
- Zapory typu ciężkiego na Mszance w km 5+724, 7+834, 11+324 na potoku Łostówka w km 8+800, na potoku Lubieńka, Czechówka, Szczebel, Miedziany. Zapory te posiadają zbiorniki akumulacyjne, które zalądowane są całkowicie rumowiskiem drobnym i zarośnięte roślinnością trawiasto-krzaczastą. Pozostałe zapory wymienione w tabeli 1 są mniejsze i stanowią początek zabezpieczenia odcinków ujściowych małych dopływów.
- Korekcje stopniowo-progowe stanowią zabezpieczenie żwirowisk w korytach potoków. Stan ich jest na ogół dobry, z wyjątkiem ubezpieczeń na potoku Mszanka w odcinku od ujścia Poręby w górę do zapory w km 5+724; odcinek ten wykazał duże zniszczenia w czasie wezbrań. Dużemu zniszczeniu uległy głównie progi i zabezpieczenia techniczne brzegów. Odcinki obudowane biologicznie jako systemy regulacyjne wraz z budowlami technicznymi (ostrogi) zabezpieczają brzegi i stan ich jest bardzo dobry.

Koncepcja zabudowy potoków w obszarze górnego dorzecza Raby

Naturalna obudowa biologiczna jest całkowicie zaniedbana i nieplanowa. W lasach dominują monokultury świerkowe, występujące na siedliskach natu-

ralnych buczyny karpackiej. Drzewostany te mają małą zdolność retencyjną, która jeszcze zmniejsza przerzedzenie drzewostanów. Analiza obudowy biologicznej wykazała, że jest to przeważnie obudowa naturalna. Odsetek, jaki stanowi obudowa biologiczna sztucznie wprowadzona jest znikomy. Wskazuje to, jak małą rolę dotychczas przypisywano obudowie tego rodzaju w walce ze szkodliwą działalnością wód opadowych i płynących, zwłaszcza że istniejąca obudowa biologiczna jest w stanie bardzo dobrym, nawet na odcinkach, gdzie zabudowa techniczna została w znacznym stopniu zniszczona.

Na obszarach rolnych zbyt duży odsetek stanowią grunty orne. Uprawa płużna występuje niejednokrotnie bardzo wysoko nad poziom morza. Wielkość, kształt poletek, duża ich liczba w gospodarstwach indywidualnych uniemożliwiają racjonalną ich uprawę i nawożenie. Pogłębia to jeszcze błędnie rozwiązana sieć dróg polnych. Drogi te przeważnie biegną prostopadle do warstwic, co powoduje stałe zwiększenie nieużytków, powstawanie debr, wąwozów, suchych cieków na skutek ustawicznego przesuwania osi dróg na nie zniszczone jeszcze dogodniejsze miejsce. Użytki rolne wykazują brak zabezpieczenia przeciwerozyjnego. Występujące tu żwirowiska są tylko częściowo zabudowane i wymagają stabilizacji.

Wody w okresie wezbrań prowadzą duże ilości materiału unoszonego. Potoki wcinają się w teren tworząc wysokie, głęboko wcięte doliny. Szczególnie w tym obszarze wymagane jest podjęcie prac nad umocnieniem brzegów, zwłaszcza budowlami biotechnicznymi, gdyż roślinność trawiasto-krzaczasta na dotychczas zabudowanych odcinkach wykazała najmniej zniszczeń. Również w tym obszarze użytki rolne powinny być zabezpieczone przeciwerozyjnie.

Podsumowanie i wnioski

Typowymi uszkodzeniami budowli wodnych na obszarze prowadzonych badań są uszkodzenia progów na skutek podmycia, oberwania progów przy brzegach, podmycia obu skrzydeł i przełamania progów. Przykładami takich uszkodzeń są również podmycia przyczółków przy brzegach, zasypanie rumowiskiem stopni, uszkodzenia części przelewowej stopni, uszkodzenia zapór związane z oberwaniem umocnień poniżej zapór, uszkodzenia samej zapory, a także zamulenie zbiorników powyżej zapór. Obserwuje się też uszkodzenia brzegów poniżej zapór, jak również podmywanie przez wodę tam podłużnych siatkowo-kamiennych oraz uszkodzenia odcinków ujściowych potoków.

Konserwacja urządzeń regulacyjnych potoków winna być wykonana na podstawie wnikliwej analizy przyczyn wystąpienia zniszczeń i uszkodzeń, spowodowanych wadliwym wykonawstwem i eksploatacją, jak również brakiem kontroli małych uszkodzeń. Należy zwrócić też uwagę na uszkodzenia spowodowane złym posadowieniem budowli wodnych. Wszelkie projekty napraw należy poprzedzić badaniami hydrogeologicznymi nie tylko w obrębie tych urządzeń, lecz także gruntów znajdujących się w zasięgu oddziaływania budowli wodnych.

Na podstawie badań dotyczących analizy melioracji podstawowych w obszarze górnej Raby do przekroju zapory w Dobczycach można wyciągnąć następujące wnioski:

1. Przy opracowaniu metodyki podstaw projektowania zabudowy potoków górskich należy uwzględnić warunki właściwego posadowienia budowli opartego na badaniach hydrogeologicznych w obrębie budowli wodnej, jak również uwzględnić reżim hydrologiczny oparty na długich ciągach obserwacyjnych zjawisk ekstremalnych regulowanego potoku.

2. Występująca w badanym obszarze zabudowa techniczna w dużym stopniu pełni funkcję zabezpieczającą mosty, drogi, szlaki komunikacyjne, ujęcia wodne itp. przed powodzią.

3. W czasie wezbrań w niewielkim stopniu ulegają zniszczeniu odcinki zabudowane biologicznie i biotechnicznie.

4. Skutki dużych zniszczeń budowli wodnych badanego obszaru zostały wywołane wadliwym wykonawstwem i eksploatacją.

Literatura

FIGUŁA K. 1966: *Badania transportu w ciekach górskich i podgórskich o różnej budowie geologicznej i użytkowaniu.* IMUZ, t. VI; 3.

GŁADKI H., LIPSKI CZ., NIZIOŁEK A. 1976: *Badania nad roczną ilością akumulowanego rumowiska na wybranych zaporach przeciwrumowiskowych w zlewni Dunajca, Raby i Soły.* Zesz. Nauk. AR w Krakowie, Melioracje 8.

GOLCZEWSKI A. 1980: *O trudnościach metodycznych przy projektowaniu zabudowy potoków górskich.* Gospodarka Wodna 4/70.

JAGŁA S., KOPEĆ S., KOSTUCH R., PROCHAL P. 1967: *Uwagi do obudowy biologicznej potoków i rzek górskich.* Wiad. Mel. i Łąk. 10.

LIPSKI Cz., TYLEK Wł., MICHALCZEWSKI M., MICHALCZEWSKA U. 1990: *Ocena stanu zabudowy potoku Mszanka i jego dopływów.* Zesz. Nauk. AR w Krakowie, 28.

LIPSKI Cz. 1991: *Ocena natężenia erozji w małych zlewniach górskich w Karpatach Zachodnich.* Rozpr. habilit. 156, Zesz. Nauk. AR Kraków.

LIPSKI Cz., MICHALCZEWSKI M., MĘDRALA J. 1994: *Analiza melioracji podstawowych w części górnego dorzecza Raby.* Zesz. Nauk. AR w Krakowie, Inż. Środ. 15.

LIPSKI Cz., MICHALCZEWSKI M. 1994: *Ocena stanu zabudowy potoków w obrębie zbiornika wodnego wodociągowego w Dobczycach – rzeka Raba.* Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu – Konferencja III, tom 2.

MAZUR Z., ORLIK T., PAŁYS S. 1973: *Erozja gleb w górnej części zlewni rzeki Bystrzycy.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 151.

PROCHAL P. 1961: *Analiza zabudowy potoków karpackich na tle warunków fizjograficznych w województwie krakowskim.* Kraków.

PUNZET J. 1983: *Zasoby wodne dorzecza górnej Wisły.* Rocz. Nauk Roln. ser. D, t. 192.

WOŁOSZYN J. 1974: *Regulacja rzek i potoków.* Warszawa, PWN.

ZIEMNICKI S. 1978: *Ochrona gleb przed erozją.* PWRiL.

Adres autorów

Cz. Lipski
Katedra Ekologicznych Podstaw Inżynierii Środowiska, AR w Krakowie
30-058 Kraków, al. Mickiewicza 24/28
M. Michalczewski
Zakład Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód AR w Krakowie
30-058 Kraków, al. Mickiewicza 24/28
P. Żołubak
31-128 Kraków, ul. Karmelicka 57/10

Pier Gino MEGALE

Use of Purified Household Waste for Irrigation

Abstract

In present-day Italy the possible use of purified urban waste water for irrigation would cover only a negligible percntage of irrigation requirements. If waste water irrigation resulted merely in additional cost without any direct advantage for the environment or agriculture other than a slight increase in water resources, then it would not be justifiable.

However, it is suggested here that re-utilization of waste water for irrigation can constitute a promising technique if it is integrated with the purification process, adopting a case-by approach to combination of the two procedures.

In seaside resorts the summer increase in population results in a volume of waste water capable of covering up to 40% of local irrigation requirements. This abates purification costs, also improving the efficiency of purifying plants, and reduces eutrophization phenomena. In addition, it provides nutrient supply for agriculture and frees scenic coastal resorts from the pollution caused by waste discharged from purification plants.

Key words: irrigation, waste water, purification.

Premise

This paper may seem to be slightly too sectorial for the themes on which this conference focuses, since it is a paper dealing with the Italian environment and in particular the coastal area of Italy, where the main activity is tourism. However, the problem examined in this study is of great importance at the present time, as Italy has roughly 8000 Km of coast-line, almost all of which has considerable potential for tourism. Furthermore, throughout the entire Mediterranean basin conditions are highly similar to those observed in Italy, and the problem of water availability is frequently even more pressing in other Mediterranean countries. Finally, the question of watse water and irrigation represents a world-wide urgent concern, and for many years this Faculty has been engaged in research in this field, for example at Puczniew and Rossocha.

Italy extends over an area slightly greater than 3 000 000 km^2, of which half is devoted to agricultural cultivation. The irrigatable area is 3 900 000 ha, of which an area of 2 700 000 ha (roughly 70%) is irrigated every year. Of this 70%, at least 300 000 ha is irrigated by drip irrigation or similar methods.

Mean annual rainfall is roughly 300 billion of cubic meters, of which half is lost through evaporation and evapotranspiration, or gives rise to underground run-off (12 Gm^3). It is estimated that 110 billion of cubic meters of the *natural surface resource* cinstitutes the potential water availability. But in order to make use of this entire potential, intervention would be required to regulate flow and storage, as rainfall is subject to marked variation

and seasonal change. Thus if only the minimum flow rate of each water body were used without any regulation, available water would be scarcely more than 18 billion of cubic meters a year.

As a result of the great engineering and water regulation works carried out in the framework of the special interventions in the Italian Mezzogiorno (the South), leading to establishment of 500 sorage tanks and over 7000 reservoirs in hilly areas, resources usable for flow regulation now amount to roughly 40 billion m^3 a year.

Estimation of overal current utilizable underground and surfce water resources is roughly 52 billion of cubic meters a year.

Total water requirements are estimated at 45.5 billion ofcubic meters a year[1], broken down as follows: 7.9 for civilian and household use, 28.1 for agriculture and 9.5 for industry. However this analysis does not take into account requirements involved in electricity production, since this represents non-destructive use, or requirements for maintenance of aquatic life and water use for purposes connected with landscape enhancernent, heritage protection and tourism, in which estimation of required amounts is more difficult. Paradoxically, therefore, with the exception of central Italy, it would appear from these data that available water resources fully satisfy requirements:

Yet it is an everyday exprience to hear complaints of water shortages in many areas of Southern Italy, in particular during the summer period, and in the islands the problem has now become chronic. The following causes can be identified:

- The quantities listed above do not take into acount the massive increase in population during the summer in coastal areas of Southern Italy and the islands.
- Estimation of drinking water requirements is made on the basis of volume of water pumped into the mains and therefore on the basis of real consumption. But in Southern Italy consumption is strongly dependent on water supply, and the latter is often far below demand.
- Not all pumping stations and storage tanks that regulate supply can function efficiently, frequently because of absence of mains piping, which is either in construction or still to be financed.
- Successive years of insufficient rainfall drastically reduce surface and underground water resources and increase water loss, whereas requirements, in particular for irrigation, increase markedly at the same time.

Despite the uncertaintly of the numbers shown in the above table, analysis of the data reveals two significant phenomena.

Geographical distribution	Available resources Billions of cubic meters			Requirements Billions of cubic meters			
	surface	under-ground	total	civilian uses	agriculture	industry	total
Northen Italy	27.4	6.8	34.2	4.3	21.2	6.2	31.7
Central Italy	2.9	1.9	4.8	1.7	2.0	1.7	5.4
Southern Italy	6.7	2.1	8.8	1.4	3.6	1.2	6.2
Italian islands	2.6	1.4	4.0	0.5	1.3	0.4	2.2
National total	**39.6**	**12.2**	**51.8**	**7.9**	**28.1**	**9.5**	**45.5**

• Firstly, in Southern Italy and the islands, water requirements for agriculture are at least two and a half times as great as for civilian use. Increased effciency and rationalization of irrigation, which would lead to at least 20% savings in water use, would be sufficient to cover 70% of civilian requirements. However over recent years in Italy political concern for irrigation has progressively declined, in the wake of the somewhat superficial concept of «irrigation equals production», which has led to the idea of solving the problem of agricultural surpluses by cutting down on irrigation, with the complicity of the «so much per hectare» subsidies granted by the European Community. But quite apart from the fact that in a free market irrigation becomes an indispensable production factor, it is inescapable that in a situation of water deficit, economizing on irrigation must be dealt with in terms of social policy. This is because while water saving remains an extremely important factor for the farm business, it also allows enormous quantities of water to be transferred to other uses.

• In general, household and civilian waste water represents a negligible fraction of irrigation requirements. This is because only a certain amount of waste water is channeled into mains drainage and treated in purifying plants. Furthermore, due to loss, and on account of farms and houses scattered throughout the countryside without deep drainage, or sewage discharged into the environment without undergoing any treatment, it can be estimated that only 50% of the water supplied by water mains can potentially be recovered for irrigation. Note also that apart from variations due to seasonal fluctuation, consumption occurs throughout the year, whereas irrigation is carried out only for a few months. It follows that only 17% of civilian consumption can be re-used for irrigation, covering less than 5% of overall irrigation requirements in Italy. This is an absolutely negligible percentage, above all when it is considered that completion of works to regulate surface flows appears to provide abundant satisfaction of all requirements. The picture outlined above does not hold for central Italy, which is not only poor in utilizable resources but also has a higher ratio of civilian to agricultural consumption.

Utilization of urban waste water

As we have seen, the Italian mains water supply annually pumps around 7.9 billion of cubie meters of water. Unfortunately, on account of the antiquated piping, above all in the distribution network, over 2 billion of cubic meters of water is lost through leaking pipes. Half of the municipalities, which distribute a net quantity of drinking water amounting to 5.8 billion of cubic meters, discharge their waste waters into rivers; 2% of localities discharge sewage into lakes, 5% into the sea and the remaining, 43% into various compartments, including soil and underground areas. Theoretically, 43% of

[1]Data Shown are obtained by re-elaboration of estimates cited by various authors (Indelicato, Medici, Benedini).

Italian municipalities has sewage treatment plants and therefore carries out water purification. But whether treatment is carried efficiently or not is open to question.

Urban use of water is non-destructive, apart from inevitable losses due to evaporation, but instead simply modifies the physical and chemical characteristics of water. It is therefore plausible to suggest that urgan water could be re-utilized, possibly after appropriate treatment, and the most natural suggestion is agricultural use. However it has also been noted that in most cases waste water can make no more than a minor and non-crucial contribution to irrigation water supply. This means that re-utilization of waste water for agriculture would be unjustified if it merely involved the additional cost of purification.

On the other hand, if re-utilization off waste water in irrigation leads to a better level of purification when water is restored to the hydrologic cycle, perhaps with a certain degree of saving, so that the purification cycle is effectively completed and enhanced in soil, then the problem no longer exclusively concerns agriculture but insteat becomes a problem linked to environmental protection and concerning society as a whole. In such a framework, the benefit to agriculture, which must necessarily be present, becomes a secondary issue.

It is therefore necessary to assess whether the above-described conditions for re-utilization of water exist, and if possible, also to determine what measures should be taken to create the most appropriate conditions for any given situation. Such conditions may vary from case to case.

The main environmental effects of irrigation with urban waste water are shown in the following table (Indelicato and Barbagallo, 1991).

Most of the adverse effects can be eliminated or at least controlled, but only in a planned water utilization system. This is because the waste woter volumes under consideration either satisfy only a certain percentage of irrigation requirements if the area to be irrigated is extensive, or else they cover only a fairly limited agricultural area (10 ha per 2000 inhabitants). This suggests that the environmental impact could be reduced by alternating waste water irrigation with primary water. Another suggestion would be to introduce a rotation in areas irrigated exclusively with waste water, thus allowing planned reclamation interventions.

It should be noted, however, that any alternative to irrigation as a possible destination for waste water would, even under the most optimistic hypothesis, still involve discharge into a water body. At equal pollution loading, the risk of underground water and environmental contamination is no less severe, above all if purification levels are low. Therefore the real problem is to find an alternative destination during the non-irrigation season.

Naturally, waste water irrigation project must be formulated with great caution, but it can be argued that any intervention to regulate re-utilization of waste water will necessarily have a beneficial outcome, at least in Southern Italy. It should be noted that in present circumstances considerable quantities of water are dis-

Environmental components	Positive Effects	Adverse Effects
Soil	– increase in nutrien uptake (D) – retention and transformation of water-polluting substances (D) – increased phosphorus penetration into orchards (D)	– risk of accumulation of phytotoxic elements (D) – pore clogging and structure degradation (D) – increase in salt concentration in circulating substances (D)
Crops	– inceased yield due to improved soil fertility (I)	– possible decrease in root system aeration (I) – toxicity risk (from boron and possibly other heavy metals) (I) – risk of microbial contamination of agricultural products (D) – possible decrease in yield due to excess salt (I)
Water	– increase in available resources (D) – decrease in pollution loading in surface water bodies (D)	– contamination of underground water (mainly by nitric nitrogen and pathogenic micro-organisms) (D)
Men and animals		– toxicity risk due to consumption of agricultural products and underground water – infection risk during irrigation (D) – infection risk due to consumption of products and water (I)

(D) direct effect
(I) indirect effect

charged into the environment without undergoing any treatment at all. Furthermore, many farmers draw waste water for irrigation directly from the outlet of sewage pipes, or from water bodies located just downstream from sewage treatment plants, without any regulation or control. The resulting situation reveals an increasing disparity between reality and legality, fostered by overall political indifference towards this problem. This has given rise to absurd rulings which effectively block any reasonable solution.

15 years of research, carried out above all in Sicily, allow the following conclusions to be reached (Indelicato S., Li Destri Nicosia O., 1993):

• large-scale utilization of urban waste water for irrigation makes it possible to reduce pollution levels in water bodies receiving waste water, and to use the fertilizing substances contained in waste water for the benefit of production activity;

• irrigation with waste water is possible and brings about direct and indirect benefit to the environment with limited and controlled risk for the general population, provided it is conducted rationally and with procedures based on state-of-the-art scientific and technological knowledge;

• a phenomenon of such pronounced social and economic importance requires greater attention from legislators; legislation must contain well-balanced rulings that reflect consolidated experience in this field, in order to overcome the present dangerous de facto vacuum.

Re-utilization of waste water for purposes of irrigation can therefore be considered entirely feasible, and indeed even desirable.

Use purified urban waste water for irrigation in seaside resorts

Having thus established that it is possible from a scientific perspective to dispose of urgan waste water through irrigation, the problem arises of determining whether this is feasible and advantageous.

In regions with alternating dry and rainy seasons, where irrigation is carried out only for a realtively brief period of the year, it is necessary to address the problem of waste water disposal during the rainy season. This requires extremely high purification levels, and is therefore not economically advantageous. In such cases, the sensitive safety issue is further complicated.

However, marked seasonal variations in population, resulting from tourist influxes during the summer period, lead to availability of large quantities of waste water precisely during the irrigation season. This leads to several distinct advantages. Firstly, summer reutilization of waste water treated to various levels of purification makes it possible to achieve reduction in purification costs while also providing benefits for agriculture at the same time. Secondly, purification plants, which are very sensitive to strong variations in working pressure, can function more efficiently as a result of the regular flow. Finally, scenic stretches of coastline are freed from the blight of treated waste water discharge.

The proposal emerging from the above-described situation is that purifying plants should be designed in modular form. The first module, with a capacity designed to serve the resident local population, should carry out all treatment phases required to guarantee that effluent presents the appropriate characteristics for discharge into surface waters. This module should be expected to function the whole year round. The other modules, varying in number depending on elasticity of working pressure and the trend of seasonal population influx, could be designed to produce sludge suitable for irrigation requirements by carrying out less thorough treatment, that would also take into account the diluting contribution of waste water subjected to complete treatment.

In order to assess the incidence of urban waste water on irrigation requirements of a seaside resort in the above-described conditions, an investigation was carried out in the province of Livorno, considered to be sufficiently representative of the overall situation.

General aspects

The province of Livorno, in the region of Tuscany, extends for roughly 100 km along the Tyrrhenian coastline, and also includes several islands, among which the island of Elba. In the hinterland one finds important agricultural areas, with notable

production of fruit and vegetables. There is a thriving tourist industry throughout the area, bringing with it marked increases in summer population. However, the entire area is characterized by severe water shortages, and as a result, excessive quantities of water have been pumped from artesian wells, leading to severe salt infiltration into the water table. Furthermore, there are several major industrial areas located in this province, with very heavy demand for water, and they are in constant competition with civilian and above all agricultural water requirements.

On average, the summer population increases to two and a half times the resident population, but in some of the most popular seaside areas the population increases by as much as ten-fold. Most of the waste water is treated in state-run or private purifying plants. This investigation was carried out in 20 municipalities of this province, and examined 94% of total agricultural area in current use and 95% of total irrigated area.

Total area of land	km^2	1213
Total agricultural area	ha	66 977
Agricultural area in current use	ha	38 817
Total irrigated area in the province	ha	6 845
Irrigated area in the sample municipalities	ha	6 532

The investigation was carried out jointly with the municipalities involved. Encouraging results were obtained, as shown in the following table, which provides data concerning the entire sample.

Overall, waste water covers over a third of seasonal water requirements. The lowest water availability is observed in June, when only a relatively small number of tourists have arrived but irrigation requirements are increasing sharply. In September, on the other hand, irrigation requirements are entirely satisfied by waste water production. In addition, waste water quality appears to be considerably improved, on account of the large quantities of waste water subjected to complete purification in the modules of the purification plant designed for permanent resident waste water treatment.

Figures 1 and 2 show the proportion between irrigation requirements and treated and untreated waste water availability, in the municipalities of the coastal area of the province of Livorno and the Val di Cornia. The Val di Cornia is an area loca-

Month	Population	Net irrigation requirements F	Urban waste		Treated waste	
		(m^3/month)	(m^3/month)	% of F	(m^3/month)	% of F
May	189 000	3 774 000	1 216 000	32	1 161 000	31
June	210 000	5 314 000	1 299 000	24	1 225 000	23
July	364 000	7 062 000	2 246 000	32	2 053 000	29
August	420 000	5 595 000	2 581 000	46	2 150 000	38
September	293 000	619 000	978 000	100	904 000	100
Total		**22 364 000**	**7 961 000**	**36**	**7 208 000**	**32**

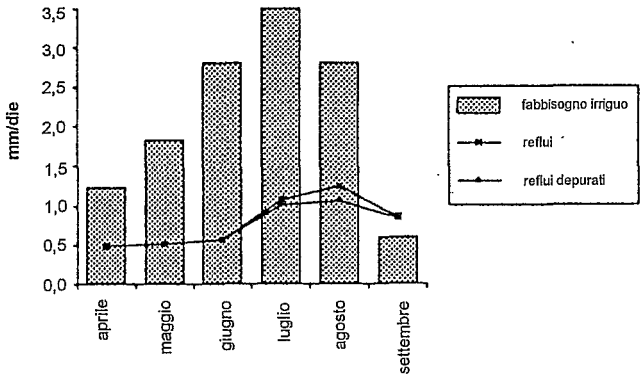


FIG. 1. Coastal area of the province of Livorno: irrigation requirements, and raw and treated waste water volume as compared to area irrigated. Mean daily values on monthly basis

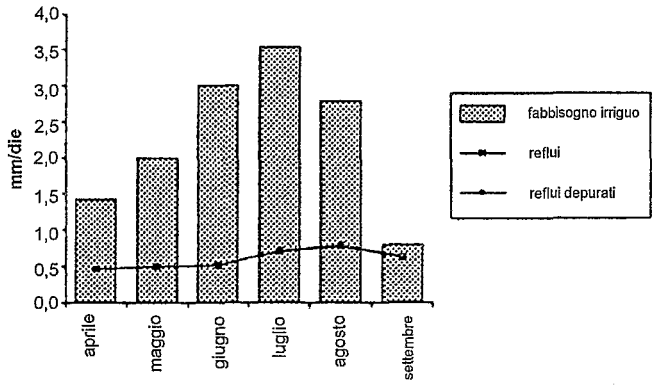


FIG. 2. Val di Cornia (province of Livorno): irrigation requirements, and raw and treated waste water volume as compared to area irrigation. Mean daily values on monthly basis

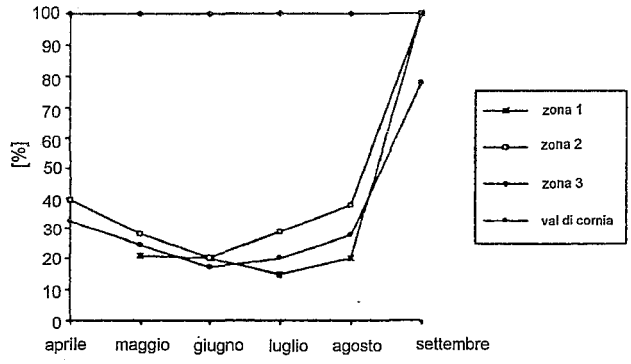


FIG. 3. Percentage of monthly irrigation rrequirements satisfied by treated waste water in the province of Livorno

ted in the southern part of this province, and for years has suffered from severe salt contamination of the water table.

Figure 3 shows the percentage of monthly irrigation requirements satisfied by treated waste water in each of the zones into which the province of Livorno was divided for the purposes of this study.

Special Aspects

During the 1995 irrigation season, two micro-lysimeters were installed in Val di Cornia (Bertolacci M., Megale P.G., 1991) to assess water consumption in a late variety of melon under local cultivation conditions. Melon is a quality crop widely cultivated in Val di Cornia, and crop management practices have been refined by local farmers over years of experience, so that optimal techniques for melon-growing have been achieved.

The preliminary trial, carried out ahead of an experimental campaign to be performed over the next two years, gave encouraging results. In August, microlysimeter measurement of water consumption confirmed hypotheses tested on horticultural crops with known pronounced water requirements. Irrigation restored 80% of consumption measured by the micro-lysimeters, leading to excellent production and confirming previous experiences. It can therefore be suggested that when micro-irrigation is combined with knowledge of production response in the given crop, use of waste water can cover up to 40% of irrigation requirements.

Nutrient supply from treated waste water was also found to make an important contribution. Effluent flowing from purifying plants was analyzed for nitrogen, phosphorus and potassium content, and a simulation was set up showing contribution of these elements to the crop under the hypothesis of irrigation composed exclusively of treated waste water.

Phosphorus and potassium supply was estimated to range from 20 to 40% of quantities normally administered.

Nitrogen supply (Fig. 4) was found to remain virtually constant throughout the entire production cycle, supplying over 50% of the dose usually administered by irrigation. This aspect is particularly important given that phosphorus is conside-

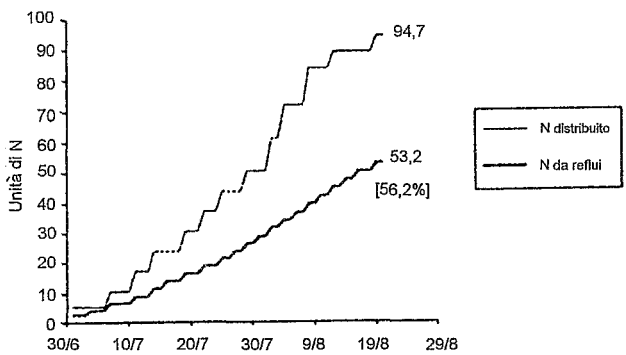


FIG. 4. Cumulated nitric nitrogen administered to melon crops by fertigation, compared to amount supplied by treated waste water applied using the same irrigation technique

red to be the main factor responsible for eutrophization of surface water.

Conclusions

Results showed that it is possible to irrigate crops with urban waste water treated to various levels of purification. It is also suggested that waste water irrigation should be carried out symbiotically with environmental protection and safeguarding of agriculture. Advantages for agriculture vary depending on environmental conditions and manner of use, while the resulting benefits for the environment are of crucial importance.

The advantages for agriculture, although varying from case to case, can orientate choise in favour of the purification process, bearning in mind that there are still many areas and localities in Italy where purification itself has yet to be developed.

The particular case of coastal areas with numerous seaside resorts drawing large numbers of tourists was studied. The analysis, which could be extended to other areas of Italy, led to very promising suggestions.

Research in this sector, which is typically interdisciplinary, must receive greater encouragement. And above all, there needs to be a new awareness, primarily in the political sphere and among the public in general, of the ecological function of the use of waste water in irrigation. This new vision should supplant the old view which would regard agricultural use of waste water as no more than the descendent of traditional biological fertirrigation.

Literature

INDELICATO S., TAMBURINO V. 1980: *Uno congiunto di acque reflue ed acque convenzionali per l'irrigazione.* Proceedings of the International Seminar on „Conjunctive use of multiple sources of water and its role in regional development". Érice (Trapani); 24–28 ottobre.

MEDICI G. 1985: *L'irrigazione in Italia.* Edagricole. Bologna.

BERTOLACCI M., MEGALE P.G., GROSSI P. 1988: *Apparecchiatura automatizzata per ricerche sperimentali sui rapporti terreno-acqua-pianta.* IV Convegno nazionale di Genio rurale „Ingegneria per lo sviluppo dell-agricoltura". Porto Conte, Alghero. 4–6 maggio.

TAMBURINO V. 1989: *Esperienze di riuso agricolo di acque reflue urgane in Sicilia. Convegno* „Nuove risorse idriche per le zone aride". Città del mare, settembre.

MEDICI G., BENEDINI M. 1990: *Relazione generale.* M.A.F. I problemi delle acque in Italia, 5–49. Edagricole. Bologna.

FASSÒ C. A. 1990: *Risorse idriche.* M.A.F. I problemi delle acque in Italia, 53–105. Edagricole. Bologna.

BENEDINI M. 1990: *Fabbisogni idrici.* M.A.F. I problemu delle acque in Italia, 169–242. Edagricole. Bologna.

BERTOLACCI M., MEGALE P. G. 1990: *Automazzione degli impianti irrigui con microlisimetri.* Colture protette, 6; 25–28.

INDELICATO S., BARBAGALLO S. 1991: Orientamenti e ricerche sull'irrigazione com acque reflue depurate in Sicilia. Atti del congresso Andis 91.

PARDOSSI A., BERTOLACCI M., GEMIGNANI S., TOGNONI F., CAMPIOTTI C.A., MEGALE P.G. 1993: *L'uso di un microlisimetro per l'automazzione dell'irrigazione del melone in coltura protetta.* Irrigazione e drenaggio, 1; 14–19.

ISTAT 1993: *Compendio statistico italiano 1993.* Istat. Roma.

NEBBIA G. 1993: *Le risorse idriche in agricoltura.* Agricoltura e innovazione, 26/27; 28–43.

BENEDINI M. 1993: *Esigenze dell'agricoltura e competizione con l'industria e gli insedia-*

menti civili. Agricoltura e innovazione, 26/27; 44–53.

CALIANDRO A. 1993: *Il risparmio di acqua in agricoltura.* Agricoltura e innovazione, 26/27; 56–63.

INDELICATO S. 1993: *Utilizzazione delle acque reflue urbane.* Agricoltura e innovazione, 26/27; 88–93.

JEZNACH J., PIERZGALSKI E. 1993: *Irrigation, drainage and waste water management in Poland as important factors of sustainable agricultural infrastructure.* Seminar proseedings. Pisa, 14 October.

TAMBURINO V., BARBAGALLO S., ZIMBONE S.M., CIRELLI G.L. 1993: *Indicazioni per la valutazione di impatto ambientale dell'irrigazione con acque reflue urbane.* Rivista di ingegneria agraria, 3; 157–166.

INCELICATO S., LI DESTRI NICOSIA O. 1993: Esperienze di riuso agricolo delle acque reflue. Irrigazione e drenaggio. 3; 32–37.

ISTAT 1994: *4° censimento generale dell'agricoltura. 21 ottobre 1990 – 22 febbraio 1991.* Istat. Roma.

MEGALE P.G. 1995: *Venti anni di microirrigazione in Italia.* Irrigazione e drenaggio, 3; 3–10.

MEGALE P.G. 1995: *Irrigazione e microirrigazione, qualche numero.* Il giornale dell'irrigazione, 9; 14–21.

MEGALE P.G., BONARI E. 1995: *Incidenza dei reflui urbani sul fabbisogno irriguo della provincia di Livorno.* Irrigazione e drenaggio, 4; 3–14.

Streszczenie

Zastosowanie oczyszczonych ścieków komunalnych do nawodnień. Możliwość zastosowania oczyszczonych ścieków miejskich do nawodnień we Włoszech pozwoliłaby na pokrycie bardzo małej części zapotrzebowania na nawodnienia. Jeśli wynikiem nawodnień ściekami byłby tylko dodatkowy koszt, bez jakichkolwiek korzyści dla środowiska lub rolnictwa, poza niewielkim wzrostem zasobów wody, to nie byłyby one uzasadnione.

Jednakże proponowane w niniejszej pracy wtórne użycie ścieków do nawodnień może być obiecującą technologią, jeśli będzie zintegrowane z procesem ich oczyszczania.

W nadmorskich ośrodkach wypoczynkowych, wzrost liczby mieszkańców w sezonie wakacyjnym powoduje, że ścieki są w stanie pokryć do 40% lokalnego zapotrzebowania na wodę do nawodnień. Pozwala to na zmniejszenie kosztów oczyszczania, zwiększenie efektywności stacji oczyszczania i zmniejszenia zjawiska entrofizacji. Dodatkowo dostarczane są nutrienty dla rolnictwa co pozwala na częściową ochronę atrakcyjnych turystycznie regionów przed zanieczyszczeniem wstępnie oczyszczonymi ściekami.

Słowo kluczowe: nawodnienia, ścieki, oczyszczanie.

Author's address
P.G. Megale
Pisa University – Agronomy and Agricultural Ecosystem Department. – Agricultural hydraulics and Land engineering Division. Via s. Michele degli Scalzi, 2 - 56124 Pisa. Italy.
Scientific leader of the National Irrigation Laboratory.

Mikołaj NAZARUK

Efektywność nawodnień powierzchniowych i podsiąkowych łąk na glebach mineralnych w świetle doświadczeń krajowych

Abstract

Effectiveness of surface and infiltration irrigation of the meadow located on light soil in Polish experiences. A review of studies concerning the effectivity of the surface and infiltration irrigation on the meadow productivity located on mineral soils has been done. Higher effect of the surface irrigation compering to infiltration irrigation was obtained with water rich in nutrients. Superiority of the surface irrigation occurred in years warm and dry. In cool and wet years the negative effect of the flood irrigation occurred. Irrigation with poor in nutrients water without fertilisation was inefficient. The interaction between irrigation and fertilisation on meadow productivity was shown. Effect of these interaction was increasing with growing fertilisation, and was bigger in warm and dry years. Applying fertilisers or manure the best feed quality indexes were obtained for surface irrigation.

Key words: meadow, irrigation, fertilisation, yielding water and fertilisation interaction.

Wstęp

Od dawna obserwowano korzystny wpływ nawodnień powierzchniowych na wydajność łąk dolinowych, zwanych obecnie łęgami. Z łąk takich w korzystnych warunkach zbierano 4–6 ton wartościowego siana z 1 ha, co w naszych warunkach uznaje się za plon dość wysoki.

Według Falkowskiego i Kozłowskiej (1961) nawodnienia powierzchniowe łąk w Polsce zaczęto stosować już na początku XIX wieku. Były to głównie nawodnienia zalewowe lub stokowe. Te ostatnie stosowano głównie przy nawadnianiu ściekami komunalnymi, zbierano wówczas 8–10 ton siana z 1 ha. Obecnie nawodnienia te, obok funkcji zwilżającej i nawożącej, spełniają ważną rolę biologicznej oczyszczalni ścieków.

Dużo spostrzeżeń odnośnie efektywności nawodnień łąk w dolinie Pokrzywnicy (w dawnym powiecie kaliskim) poczynił Stryjewski (1950, 1952, 1953, 1956). Wynikało z nich, że zarówno nawodnienia w okresie wegetacyjnym, jak i pozawegetacyjnym, zwiększały znacznie plony siana z łąk. Toteż w pierwszych latach po wojnie, wobec braku nawozów mineralnych, w nawodnieniach powierzchniowych szukano możliwości zwiększenia plonów.

Po wojnie na dużą skalę rozpoczęto regulację stosunków wodnych i zagospodarowanie łąk położonych na glebach torfowych, przystosowując je głównie do nawodnień podsiąkowych. Przy niskim nawożeniu lub jego braku plony na tych łąkach po zagospodarowaniu szybko spa-

dały, a ruń ulegała degradacji. Zachodziła zatem potrzeba oceny efektywności poszczególnych systemów nawodnień przy równoczesnym nawożeniu w różnych warunkach siedliskowych.

Celem niniejszego opracowania jest podsumowanie wyników badań przeprowadzonych w kraju, dotyczących porównania efektów nawodnień łąk położonych na glebach mineralnych. Szerzej zostaną omówione 8-letnie wyniki badań przeprowadzonych w RZD SGGW Chylice w latach 1959–1966. Dotychczas nie były one publikowane w opracowaniach naukowych, a są interesujące ze względu na długi okres badań.

Podsumowanie wyników badań nad porównaniem efektywności nawodnień łąk położonych na glebach torfowo-murszowych zamieszczone jest w 3 opracowaniach G. Nazaruka (1970, 1977).

Wpływ nawodnień na plonowanie łąk

W zakresie porównania efektów nawodnień łąk wodami czystymi oraz współdziałania uwilgotnienia i nawożenia na glebach mineralnych wykonano niewiele badań ścisłych. Znacznie więcej doświadczeń przeprowadzono z nawodnieniami ściekami, głównie systemem stokowym. Są to jednak nawodnienia zwilżająco-nawożące.

Opaliński (1965) w dolinie Bystrzycy na madzie wykształconej z piasku gliniastego mocnego przeprowadził 3-letnie badania nad porównaniem wpływu nawodnienia zalewowo-stokowego i podsiąkowego łąk przy 4 kombinacjach nawozowych. Woda z rzeki Bystrzycy odznaczała się znaczną zasobnością w składniki pokarmowe, których zawartość wahała się w mg/dm^3: N - 5,2–9,7; P - 0,43–2,60; K - 8,5–20,3 i Ca - 40,4–55,4.

Z danych tabeli 1 wynika, że najwyższe plony uzyskano przy nawodnieniu zalewowym, a jego efekt był średnio 2,5 razy większy w stosunku do nawodnienia podsiąkowego. Pod wpływem tego nawodnienia zwiększał się w runi udział wyczyńca łąkowego i kostrzewy łąkowej, a obniżał się kostrzewy czerwonej.

Walczyna i Nazaruk (1966) w latach 1962–1963 w Łąkach Jaktorowskich w dolinie rzeki Tucznej porównywali wpływ letnich krótko i długotrwałych nawodnień zalewowych oraz podsiąkowych łąk na plonowanie i skład botaniczny runi. Wyniki podane w tabeli 2 wskazują, że w obu latach najwyższe plony

TABELA 1. Plony oraz efekt nawodnień łąk w dolinie Bystrzycy (średnie za lata 1955–1957 w t/ha siana)

System nawodmień	Nawożenie				Średnia
	0	PK	NPK	obornik	
• zalewowe	6,25	7,52	10,45	7,80	8,00
• podsiąkowe	4,53	5,86	8,68	6,00	6,27
• bez nawodnień	3,47	4,78	7,42	4,90	5,14
Efekt nawodnień					
• zalewowe	2,78	2,74	3,02	2,90	2,86
• podsiąkowe	1,06	1,08	1,26	1,10	1,13

TABELA 2. Plonowanie łąk przy różnych systemach nawodnień w okresie letnim w Łąkach Jaktorowskich (w t/ha siana)

System nawodnień	Lata		Średnia
	1962	1963	
podsiąkowe	7,62	7,44	7,53
zalew krótki (1-dniowy)	8,29	7,80	8,04
zalew długi (3-4-dniowy)	5,92	6,13	6,02

TABELA 3. Efekty nawodnień łąk na madach żuławskich (średnie za lata 1969–1973, w t/ha siana)

System nawodnień	Plony			Zwyżka plonów		
	miąższość mady			miąższość mady		
	płytka	średnia	głęboka	płytka	średnia	głęboka
• bez nawodnień	7,95	8,16	9,00	—	—	—
• zalewowe	9,24	9,68	10,60	1,29	1,52	1,60
• podsiąkowe	8,34	—	9,92	0,39	—	0,92
• deszczowniane	8,52	8,54	8,95	0,57	0,38	–0,05

siana uzyskano przy zalewie krótkim, następnie przy podsiąku, a najniższe przy zalewie długim.

W drugim roku badań przy zalewie długim nastąpiło pogorszenie składu botanicznego runi. Ustąpiły z niej rajgras wyniosły i kostrzewa łąkowa, wzrósł natomiast udział turzyc (14,3%), śmiałka darniowego (8,3%) i jaskra rozłogowego (13,7%), które przy krótkim zalewie występowały w ilości poniżej 1%.

W latach 1969–1973 Brandyk i Trzeciecki (1975) porównywali efektywność nawodnień łąk w obrębie Żuław położonych na madzie ciężkiej płytkiej, średnio głębokiej i głębokiej. Przy nawożeniu 324 kg NPK/ha największe plony i najwyższy efekt nawodnień uzyskano na nawodnieniu zalewowym (tab. 3). Efekt nawodnień był istotny tylko dla II i III odrostu w latach suchych i średnich. Przy deszczowaniu na madzie głębokiej nie uzyskano w ogóle zwyżki plonów.

W sumie efekty nawodnień w warunkach mad żuławskich były znacznie mniejsze niż w dolinie Bystrzycy. Uzupełniały one niedobory wody w glebie w okresie odrostu II i III pokosu w roku suchym i średnim. W pokosie pierwszym oraz w lata wilgotne wystarczały zapasy wody w glebie uzupełniane bieżącymi opadami.

W latach 1959–1966 na łąkach Rolniczego Zakładu Doświadczalnego SGGW Chylice autor przeprowadził badania nad porównaniem efektywności nawodnień zalewowych i podsiąkowych na produkcyjność łąk na tle 6 kombinacji nawozowych: O, PK, PN, KN, NPK i obornik. Gleby łąk pod doświadczeniem zaliczono do typu mułowo-glejowych, wytworzonych z namułów aluwialnych na piasku słabo gliniastym, o budowie profilu Ad-A_1-G-DGr. W warstwie wierzchniej 0–20 cm zawierały one 4,20–4,79% pró-

chnicy, były ubogie w fosfor i potas przyswajalny, o odczynie pH 6,0 w KCl.

Woda do nawodnień pobierana z rzeki Tucznej była uboga w składniki pokarmowe, których zawartość w mg/dm^3 wahała się: N - 1,2–1,6; P - 0,26–0,43; K - 2,5–3,3 i Ca - 36,7–57,1. Przy nawodnieniu zalewowym stosowano po 4 tradycyjne zalewy kwater w roku: 2 pod pierwszy i 2 pod drugi pokos. Zalewy wczesnowiosenne trwały 2–3 dni, a letnie 1–2 dni. Nawodnienie podsiąkowe stosowano ze zmiennym zwierciadłem wody gruntowej. Poziomy wód gruntowych wahały się od 0 do 110 cm przy zalewie, od 18 do 110 cm przy podsiąku i od 40 do 130 cm na obiektach nie nawadnianych.

Dawki roczne poszczególnych nawozów wynosiły w kg/ha: N - 80, P - 26,2 (60 kg P_2O_5) i K - 66,4 (80 kg K_2O) i obornik 20 t na 1 ha. Podane dawki wysiewano w dwóch równych częściach: wiosną i po zbiorze pierwszego pokosu. Nawożenie obornikiem stosowano w drugiej połowie listopada.

Pod względem przebiegu warunków klimatycznych poszczególne lata scharakteryzowano następująco:

1960, 1962 i 1965 – jako wilgotne i chłodne,
1959, 1963 i 1964 – jako suche i ciepłe,
1961 i 1966 – jako wilgotne i umiarkowanie ciepłe.

W każdym roku zbierano po 2 pokosy. Plony łąk podano w tabeli 4. Wystąpiło znaczne zróżnicowanie plonowania w zależności od nawodnienia i nawożenia oraz przebiegu pogody.

Dla wielolecia stwierdzono istotny wpływ nawodnienia zalewowego i podsiąkowego w stosunku do wariantu bez nawodnień (Nazaruk 1993). Podkreślić jednak należy, że wobec braku nawożenia plony na wszystkich systemach nawodnień były ogólnie niskie, a różnice między nimi niewielkie. W latach ciepłych i suchych (1959, 1963) wykazano wyższość nawodnienia zalewowego w stosunku do podsiąkowego. W latach wilgotnych i chłodnych (1962, 1965) natomiast zróżnicowanie plonów w zależności od nawodnień było niewielkie, nawodnienie zalewowe powodowało nawet istotną zniżkę w pierwszym pokosie w stosunku do podsiąku i obiektów nie nawadnianych.

Największy efekt nawodnień uzyskano na oborniku (tab. 5). W latach suchych i ciepłych efekt nawodnienia zalewowego na NPK i oborniku wahał się od 2,12 do 5,05, zaś podsiąkowego od 1,59 do 4,39 t/ha siana.

Stosunkowo wysoki efekt nawodnień na nawożeniu fosforowo-potasowym (PK) wynikał z dużego udziału roślin motylkowatych w runi (18–20%), przy niewielkiej ich ilości na obiektach nie nawadnianych.

Najwyższy efekt nawożenia uzyskano przy nawodnieniu zalewowym. Mimo niewielkich dawek nawozów wystąpiło wyraźne współdziałanie nawodnienia i nawożenia, przy czym efekt tego współdziałania był znacznie większy w latach ciepłych i suchych, niż w latach wilgotnych i chłodnych (tab. 6).

Uzyskane wyniki nawodnień w omawianym doświadczeniu układały się inaczej w stosunku do danych w doświadczeniu Opalińskiego (1965) oraz Brandyka i in. (1975), gdzie we wszystkich latach wykazano wyższość nawodnienia zalewowego nad podsiąkowym. Było to po-

TABELA 4. Plony siana w t/ha w RZD Chylice

Rok	System nawodnień	Nawożenie						$NIR_{0,05}$
		0	PK	PN	KN	NPK	obornik	
1959	bez nawodnień	3,70	3,74	3,96	4,18	3,79	3,96	0,461
	podsiąk	4,02	4,56	6,27	6,77	6,83	5,55	
	zalew	4,77	6,16	7,36	8,32	9,10	7,03	
1960	bez nawodnień	1,65	3,50	3,97	5,00	5,19	3,53	0,312
	podsiąk	2,87	3,44	5,48	6,57	6,15	4,45	
	zalew	2,46	4,43	4,41	5,17	5,89	5,57	
1961	bez nawodnień	3,85	5,05	6,16	7,07	7,56	4,94	0,482
	podsiąk	5,16	6,80	7,66	8,37	8,24	8,02	
	zalew	3,38	6,00	6,26	6,10	7,21	6,87	
1962	bez nawodnień	3,65	4,92	6,31	6,18	6,71	4,90	0,415
	podsiąk	4,50	6,26	6,47	7,21	7,62	6,83	
	zalew	3,53	6,30	5,97	5,98	6,23	6,84	
1963	bez nawodnień	3,15	3,02	4,41	5,00	4,64	3,78	0,520
	podsiąk	4,20	5,89	5,98	7,11	7,44	6,33	
	zalew	4,28	7,14	7,09	7,44	8,72	9,73	
1964	bez nawodnień	3,13	3,02	4,41	5,00	4,64	3,78	0,432
	podsiąk	4,25	6,59	6,63	7,56	8,14	8,17	
	zalew	4,02	7,43	6,53	6,53	8,47	8,07	
1965	bez nawodnień	3,60	5,28	5,11	6,59	7,12	5,81	0,337
	podsiąk	3,79	5,29	5,55	6,89	7,42	7,17	
	zalew	2,80	4,57	5,30	5,02	6,69	6,32	
1966	bez nawodnień	3,99	3,76	6,24	6,51	6,89	5,75	0,348
	podsiąk	3,59	5,99	5,39	6,85	7,58	7,00	
	zalew	3,16	5,37	5,53	6,32	7,35	6,34	
1959–1966	bez nawodnień	3,35	4,23	5,14	5,80	5,94	4,56	0,148
	podsiąk	4,04	5,57	6,16	7,16	7,42	6,68	
	zalew	3,55	5,92	6,12	6,36	7,46	7,25	
								średnia
1959–1966 pokos I	bez nawodnień	2,03	2,66	3,09	3,44	3,56	2,80	2,93
	podsiąk	2,30	3,25	3,57	4,12	4,29	4,05	3,60
	zalew	1,93	3,48	3,34	3,50	4,15	4,42	3,47
pokos II	bez nawodnień	1,32	1,57	2,05	2,36	2,38	1,76	1,91
	podsiąk	1,74	2,32	2,59	3,04	3,13	2,63	2,57
	zalew	1,62	2,44	2,78	2,86	3,31	2,83	2,64

TABELA 5. Zwyżki plonów siana w t/ha uzyskane pod wpływem nawodnień (średnie za lata 1959–1966)

System nawodnień	Pokos	Nawożenie					
		0	PK	PN	KN	NPK	obornik
• podsiąkowe	I	0,27	0,59	0,48	0,68	0,73	1,25
	II	0,42	0,75	0,54	0,68	0,75	0,87
	razem	0,69	1,34	1,02	1,36	1,48	2,12
• zalewowe	I	–0,10	0,82	0,25	0,06	0,59	1,62
	II	0,30	0,87	0,73	0,50	0,93	1,07
	razem	0,20	1,69	0,98	0,56	1,52	2,69

TABELA 6. Efekt nawożenia przy różnych systemach nawodnień (średnie za lata 1959–1966 w t/ha siana)

System nawodnień	Nawożenie					Średnia
	PK	PN	KN	NPK	obornik	
• bez nawodnień	0,87	1,74	2,45	2,59	1,11	1,75
• podsiąkowe	1,53	2,12	3,12	2,64	2,64	2,56
• zalewowe	2,37	2,57	2,81	3,70	3,70	3,07

wodowane głównie użyciem do nawodnień wód zasobniejszych w składniki pokarmowe oraz odmiennymi warunkami glebowymi.

Wpływ nawodnień i nawożenia na skład botaniczny runi w łąkach jaktorowskich

Naturalne zbiorowiska roślinne na terenie omawianego doświadczenia składały się od 30 do 38 gatunków roślin. W wyniku wieloletnich nawodnień i nawożenia następowały zmiany sukcesyjne runi, lecz utrzymywała się w zbiorowisku duża liczebność gatunków. Nawożenie NPK i obornikiem, przy obu systemach nawodnień, powodowało zwiększenie udziału w runi traw o dobrej wartości pastewnej, jak: wyczyńca łąkowego, rajgrasu wyniosłego, kostrzewy łąkowej i wiechliny łąkowej, a ograniczało udział kostrzewy czerwonej, tomki wonnej i owsicy omszonej. Wyraźnie redukowało rośliny turzycowate: przy zalewie z 10,9 do 0% i z 15,6 do 2,8% przy podsiąku (tab. 7).

Największy udział roślin motylkowatych był przy zalewie na nawożeniu PK, gdzie w latach ciepłych i suchych (1963–1964) wynosił 32%. Znaczny był także udział roślin motylkowatych przy podsiąku i niewielki na obiektach bez nawodnień. Podstawową roślinę w tej grupie stanowił groszek żółty.

Udział roślin zaliczanych do ziół i chwastów pozostawał wysoki. Nie stwierdzono wyraźnej korelacji między wariantami nawodnień a udziałem tej grupy roślin w runi.

Wnioski

1. Przedstawione wyniki badań dotyczących wpływu nawodnień powierzchniowych i podsiąkowych łąk położo-

TABELA 7. Procentowy udział w runi grup roślin w zależności od nawodnienia i nawożenia w % plonu

System nawodnień	Grupa roślin	Nawożenie				
		O	PK	PN	NPK	obornik
• zalewowe	trawy dobrej wartości	31,2	37,3	41,8	58,2	58,0
	trawy małej wartości	28,0	23,3	34,5	14,2	15,5
	turzycowate	10,9	1,1	0,6	—	0,9
	motylkowate	4,8	20,3	0,2	1,0	6,7
	zioła i chwasty	25,1	17,4	22,9	26,6	18,9
• podsiąkowe	trawy dobrej wartości	18,0	19,3	36,6	40,2	49,6
	trawy małej wartości	43,9	34,3	44,5	40,1	27,5
	turzycowate	15,6	5,4	2,7	3,0	2,8
	motylkowate	7,9	18,0	—	1,0	2,4
	zioła i chwasty	14,6	23,2	19,2	15,7	17,7
• bez nawodnień	trawy dobrej wartości	51,5	56,4	60,4	69,6	54,0
	trawy małej wartości	33,0	32,0	29,2	22,3	30,7
	turzycowate	3,1	1,8	0,9	1,1	1,4
	motylkowate	0,8	3,8	—	0,1	0,6
	zioła i chwasty	11,7	6,0	9,5	6,9	13,3

nych na glebach mineralnych wykazały znaczne zróżnicowanie efektów tych nawodnień w zależności od warunków glebowych, żyzności wód użytych do nawodnień, nawożenia i przebiegu warunków klimatycznych.

2. W warunkach gleb lekkich nawadnianych wodą ubogą w składniki pokarmowe efekt samych nawodnień, bez nawożenia, był niewielki lub nie wystąpił w latach wilgotnych. Wyższość nawodnienia zalewowego w stosunku do podsiąkowego wykazano jedynie w latach suchych i ciepłych. Natomiast przy nawodnieniu wodami zasobnymi w składniki pokarmowe (dolina Bystrzycy) efekt nawodnienia powierzchniowego był ponad 2,5 razy większy (2,86 t/ha siana) w stosunku do nawodnienia podsiąkowego (1,13 t/ha).

3. Skuteczność działania nawodnień podsiąkowych zależy w znacznym stopniu od zwięzłości i przepuszczalności gleby oraz utrzymywania się w okresie wegetacji pożądanych stanów wód gruntowych, zapewniających podsiąkanie ich do ryzosfery. Na glebach lekkich jest ono efektywniejsze niż na glebach zwięzłych.

4. Z większości danych wynika, że zachodziło współdziałanie nawodnienia i nawożenia, a efekt tego współdziałania jest większy przy wyższych dawkach nawozów i w latach suchych.

5. W świetle przeprowadzonych badań nawodnienia zalewowe wodami ubogimi w składniki pokarmowe powinny być stosowane głównie jako uzupełnienie niedoboru wody dla roślin w okresie wegetacji. Natomiast nawodnienia powierzchniowe wodami żyznymi w znacznym stopniu podnoszą plony, wpływają na poprawę składu botanicznego runi i zwiększenie żyzności gleby.

6. Na glebach zwięzłych potrzeba nawodnień występuje głównie w latach su-

chych i średnich w okresie wzrostu II i III pokosu.

7. Efekt nawożenia obornikiem jest większy przy nawodnieniach powierzchniowych (zalewowym, stokowym) w stosunku do podsiąkowego.

8. Długotrwałe nawodnienia zalewowe latem (4 dni) powodowały obniżenie plonu, degradację zbiorowisk roślinnych i znaczne pogorszenie warunków powietrznych w glebie. Powinny być one jedno-, a najwyżej dwudniowe.

Literatura

BRANDYK T., TRZECIECKI E. 1975: *Potrzeba i efektywność nawodnień użytków zielonych na Żuławach.* Mat. Konf. Nauk. IMUZ, Melioracje, sekcja II.

FALKOWSKI M., KARŁOWSKA G. 1961: *Rozwój łąkarstwa w Wielkopolsce.* Poznań. Tow. Przyjaciół Nauk t. IX; 2.

NAZARUK G. 1970: *Wpływ nawodnień podsiąkowych i zalewowych na plonowanie łąk na glebach torfowych o różnym stopniu zmurszenia.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 110.

NAZARUK G. 1970: *Potrzeby nawodnień łąk na torfach w świetle doświadczeń i fizyko-wodnych właściwości gleb torfowych.* Mel. Rol. Biul. Inf. 4.

NAZARUK G. 1977: *Działanie zwilżających nawodnień podsiąkowych i zalewowych na torfach o różnym stopniu zaawansowania procesu murszenia.* Wydz. Mel. Wod. SGGW-AR. Praca doktorska (maszynopis).

NAZARUK M. 1993: *Efektywność nawodnień powierzchniowych i podsiąkowych łąk na tle zróżnicowanego nawożenia na glebach mineralnych w świetle doświadczeń polskich.* Wiad. Mel. i Łąk. 2.

OPALIŃSKI Cz. 1965: *Wpływ nawadniania na żyzność gleby oraz plony i skład botaniczny runi łąkowej.* Rocz. Nauk Rol. ser. F, t. 76; 3.

STRYJEWSKI F. 1950: *Zastosowanie nawodnienia na ubogich glebach łąkowych.* Gosp. Wodna 1–2.

STRYJEWSKI F. 1952: *Nawodnienia w dolinach rzek w pow. kaliskim.* Gosp. Wodna 1.

STRYJEWSKI F., 1953: *Rola nawodnień pozawegetacyjnych w gospodarce łąkowej.* Gosp. Wodna 2.

STRYJEWSKI F. 1956: *Wybór systemu nawodnień.* Gosp. Wodna 1.

ŚWIĘCICKI Cz., ŁASICA H. 1969: *Gleby użytków zielonych w Łąkach Jaktorowskich.* Zesz. Nauk. SGGW, Rolnictwo 12.

WALCZYNA J., NAZARUK M. 1966: *Wpływ krótko i długotrwałych nawodnień łąk na natlenienie gleby oraz plony i skład botaniczny runi łąkowej.* Wiad. IMUZ t. 6; 1.

Adres autora

M. Nazaruk

Katedra Przyrodniczych Podstaw Melioracji SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Kazimierz PIEKUT, Henryk PAWŁAT

Gospodarka wodna łąk w zróżnicowanych warunkach siedliskowych

Abstract

Meadow water balance in differentiated site conditions. The lysimeter study comprising three type of soils, three groundwater levels and three rates of NPK input has been carried out at Warsaw Agricultural University Lysimeter Station located in Warsaw-Ursynów. The elements of meadow water balance sheet and evapotranspiration rates in dependence to the different soil-water conditions and NPK input for the period 1.04.1992 – 31.03.1995 have been presented.

The total uptake of the groundwater was much higher than leaching in lysimeters with high groundwater levels for all investigated soils.

During main vegetation season on heavier soils uptake of water from water tables 60 and 90 cm was also much higher than leaching water. Evapotranspiration was higher than precipitation and up to 45% of its value was covered by groundwater. Leaching water after vegetation season only partially recovered groundwater resources. Fertilisation increased the amounts of the uptaken groundwater, but its productivity efficiency was higher, too.

On sandy soil with groundwater tables at 60 and 90 cm discharge of water occurred even during main vegetation season. Higher fertilisation level not affected the groundwater uptake and yield was dependent upon precipitation distribution. Rate of 700 NPK kg/ha not increased yields of meadow.

Key words: meadow, water balance.

Wstęp

Intensyfikacja produkcji i stosowanie wysokich dawek nawozów przyczynia się do większego zużycia wody i często prowadzi do wzrostu jej zanieczyszczenia. Istnieje wiele sposobów efektywnego zużycia wody do produkcji rolniczej. Wymagają one kosztownych urządzeń, a zakres ich stosowania jest ograniczony. Racjonalizacja gospodarki wodnej i nawozowej w ekosystemach w oparciu o istniejące warunki glebowo-wodne jest najważniejszym sposobem ochrony zasobów wodnych (Marcilonek 1989; Mosiej 1993).

Celem pracy było określenie wpływu rodzaju gleby, poziomu wody gruntowej i nawożenia na elementy bilansu wodnego łąk.

Teren i metoda badań

Badania przeprowadzono na stacji lizymetrycznej SGGW w Warszawie-Ursynowie w latach 1992–1995. Doświadczenie przeprowadzono w 81 lizymetrach o Ø 45 cm wypełnionych trzema rodzajami gleby o składzie granulometrycznym przedstawionym w tabeli 1. Glebę lekką

/A_1/ stanowił piasek słabogliniasty na piasku luźnym, glebę średniozwięzłą /A_2/ pył gliniasty na pyle piaszczystym, glebą zwięzłą /A_3/ glina średnia. Lizymetry obsiano latem 1991 r. następującą mieszanką traw: *Festuca pratensis* 20%, *Phleum pratense* 20%, *Dactylis glomerata* 5%, *Arrhenatherum elatius* 10%, *Lolium perenne* 10%, *Poa pratensis* 20% i *Festuca rubra* 15%. W latach 1992–1994 lizymetry użytkowano trzykośnie utrzymując w okresie wegetacji (IV-IX) stałe poziomy wody gruntowej na głębokości 45 cm, 60 cm i 90 cm.

Doświadczenie obejmowało następujące czynniki w trzech powtórzeniach:

- 3 rodzaje gleb: A_1 – lekka, A_2 – średniozwięzła, A_3 – ciężka,
- 3 poziomy wody gruntowej: B_1 – 45 cm, B_2 – 60 cm i B_3 – 90 cm,
- 3 poziomy nawożenia: C_1 – bez nawożenia, C_2 – 350 kg/ha NPK ($N_{160}P_{40}K_{150}$) i C_3 – 700 kg/ha NPK ($N_{320}P_{80}K_{300}$).

Podane dawki nawozów wysiewano w 3 równych częściach pod każdy pokos.

Okres wegetacji (IV-IX) w 1992 i 1993 roku był bardzo suchy. Jednocześnie rozkład opadów atmosferycznych układał się niekorzystnie dla wzrostu traw, w szczególności w 1992 roku (tab. 2). W 1994 roku okres wegetacji był wilgotny, lecz przy znacznych niedoborach opadów w czerwcu i lipcu. Analizowane lata były ciepłe, o znacznych niedosytach wilgotności powietrza.

W okresie od 1.04.1992 do 31.03.1995 wykonywano pomiary plonów suchej masy w pokosach oraz następujące elementy bilansu wodnego łąk:

- opady atmosferyczne (P),
- ilości doprowadzonej wody do lizymetrów (Q_1) dla utrzymania ustalonych poziomów wody,
- ilości wody odciekającej po opadach z ryzosfery (Q_2).

Istotność oddziaływania badanych czynników na elementy bilansu wodnego i plonowanie łąk obliczono za pomocą wieloczynnikowej analizy wariancji – Anova.

TABELA 1. Skład granulometryczny gleb w lizymetrach

Rodzaj gleby	Części szkielet.	Części ziemiste	Procentowy udział frakcji mechanicznych [mm]					
poziom	%	%	1–0,5	0,5–0,25	0,25–0,1	0,1–0,05	0,05–0,02	< 0,02
Lekka (A_1)								
0–25 cm	0,0	100,0	8,7	50,8	25,5	3,0	4,0	8,0
< 25 cm	13,2	86,6	45,8	48,3	1,9	0,0	1,0	3,0
Średnia (A_2)								
0–25 cm	0,0	100,0	2,1	11,3	16,6	14,0	33,0	23,0
< 25 cm	0,0	100,0	1,8	11,9	40,3	17,0	14,0	15,0
Ciężka (A3)								
0–25 cm	0,0	100,0	3,6	7,7	11,7	10,0	29,0	38,0
25–90 cm	0,0	100,0	1,1	3,8	9,1	9,0	28,0	49,0
> 90cm	0,0	100,0	0,4	3,7	10,9	10,0	30,0	45,0

TABELA 2. Wybrane elementy klimatyczne w latach 1992–1994 na stacji meterologicznej SGGW w Warszawie-Ursynowie

Wyszczególnienie	Lata	Miesiące							
		IV	V	VI	VII	VIII	IX	IV-IX	I-XII
Średnia	1992	7,9	14,5	18,9	21,1	22,5	13,1	16,2	9,8
temperatura	1993	9,3	17,0	16,3	17,6	17,5	12,5	15,0	8,3
powietrza	1994	9,8	13,3	16,9	22,5	18,9	15,1	16,1	9,4
[°C]	1960–92	7,9	12,1	17,0	18,4	17,8	13,5	14,7	8,1
Średni niedosyt	1992	3,4	6,3	9,0	9,7	13,1	4,7	7,5	4,5
wilgotności	1993	5,4	7,7	6,2	6,8	6,5	3,1	5,9	1,1
powietrza	1994	3,8	6,2	6,7	11,0	6,9	2,9	6,2	3,8
[hPa]	1960–92	3,6	5,4	6,3	6,6	6,2	3,9	5,3	3,5
Suma opadów	1992	36,1	17,8	25,6	27,8	24,8	86,5	228,6	435,5
atmosferycznych	1993	17,3	41,8	37,7	73,8	28,8	38,1	237,5	434,6
	1994	78,8	93,2	12,3	40,0	62,2	67,2	353,7	609,1
[mm]	1960–92	33,4	55,4	67,4	67,7	64,7	44,4	333,0	516.4

Wyniki i dyskusja

Wpływ badanych czynników na ilość doprowadzonej wody do lizymetrów na utrzymanie ustalonych poziomów wody gruntowej oraz ilość wody odciekającej po opadach z ryzosfery podano w tabelach 3 i 4. Bilans wodny łąk i jego elementy składowe w poszczególnych latach zestawiono w tabeli 5. Średnie plony i elementy bilansu wodnego łaki podano w tabeli 6.

Ilość doprowadzonej wody na utrzymanie stałych poziomów wody gruntowej w okresie wegetacji charakteryzowała jej pobieranie na pokrycie potrzeb ewapotranspiracji. Z przedstawionych danych wynika, że pobieranie wody gruntowej warunkowane było głębokością jej położenia, rodzajem gleby, poziomem nawożenia i przebiegiem warunków klimatycznych. W pierwszym roku po zasiewie średnia ilość doprowadzonej wody była istotnie większa (468 mm w 1992 r.) niż w latach następnych (293 mm w 1993 r. i 309 mm 1994). Spowodowane to było przebiegiem warunków pogodowych w 1992 roku i istotnie wyższymi plonami w pierwszym roku po zasiewie.

Największe ilości wody doprowadzono do lizymetrów z poziomami wody gruntowej na głębokości 45 cm – średnio 541 mm. Dla poziomów 60 i 90 cm wartości te były niższe i wynosiły odpowiednio 286 i 245 mm. Średnio najwięcej wody doprowadzono na glebie pylastej 522 mm, następnie na glebie gliniastej – 345 mm, a najmniej na glebie piaszczystej 205 mm. Nawożenie pośrednio przez wzrost plonów runi istotnie zwiększało ilość pobranej wody gruntowej na utrzymanie ustalonych stref nasycenia, szczególnie na glebie pylastej. Przeciętnie do lizymetrów bez nawożenia doprowadzono 262 mm wody, w warunkach stosowanych dawek NPK w ilości 350 kg – 352 mm, a dawki 700 kg – 457 mm. Na glebie piaszczystej przy poziomie wody gruntowej na głębokości 60 i 90 cm do-

TABELA 3. Średnie ilości doporowadzonej wody do lizymetrów na utrzymanie ustalonych poziomów wody gruntowej w zależności od badanych czynników w okresie wegetacji [w mm]

Badany czynnik	Poziom czynnika	Rok			
		1992	1993	1994	Średnia
Pokos	I	104,6	103,4	48,8	85,6
	II	238,2	106,1	166,5	170,3
	III	124,7	83,9	95,8	101,5
	NIR 0,95	13,3*	7,4*	8,5*	13,6
	Razem I-III	467,6	293,4	311,1	357,4
Poziom wody [cm]	45	667,7	442,6	512,9	541,1
	60	386,5	239,9	232,7	286,4
	90	348,7	197,8	187,7	244,7
Rodzaj gleby	lekka	241,0	169,4	204,8	205,2
	średnia	642,0	440,7	483,7	522,1
	ciężka	519,6	270,2	244,8	344,9
Nawożenie [kg NPK/ha]	0	352,5	196,1	237,8	262,1
	350	455,6	295,9	306,1	352,5
	700	594,7	388,3	389,4	457,5
	NIR 0,95	40,9•	19,5•	37,2•	18,7

*dla wartości w pokosach • dla sumy rocznej

TABELA 4. Ilość wody odciekającej z ryzosfery do wód gruntowych w okresie wegetacji i pozawegetacyjnym w zależności od rodzaju gleby, głębokości wody gruntowej i nawożenia [mm]

Badany czynnik	Poziom czynnika	Rok 1992/93		Rok 1993/94		Rok 1994/95		Średnio miesiące	
		miesiące							
		IV-IX	X-III	IV-X	X-III	IV-IX	X-III	IV-IX	X-III
Rodzaj gleby	lekka	53,1	102,9	30,4	127,4	141,5	142,2	75,0	124,1
	średnia	59,3	98,8	62,3	104,8	181,3	107,2	101,0	103,6
	ciężka	24,1	80,9	28,6	97,4	105,4	96,1	52,7	91,8
Poziom wody	45 cm	72,5	109,0	49,0	114,8	205,2	112,3	108,8	112,0
	60 cm	42,5	92,7	42,3	111,6	117,2	120,3	67,3	108,2
	90 cm	21,7	80,8	29,9	103,2	105,9	112,9	52,5	99,0
Nawożenie [kg NPK/ha]	0	48,9	103,8	54,1	109,7	155,3	121,4	86,1	111,7
	350	44,0	94,8	38,4	111,8	142,8	111,5	75,1	106,0
	700	43,7	83,9	28,5	108,1	130,2	112,5	67,5	101,5
	NIR 0,95	6,3	11,8	8,4	10,9	10,7	6,3	4,5	5,7

prowadzano wodę do lizymetrów sporadyczne i w niewielkich ilościach. Przy poziomie wody gruntowej 90 cm nawożenie nie wpływało na wzrost ilości doprowadzanej wody.

Na utrzymanie ustalonych poziomów wody w lizymetrach najwięcej wody doprowadzono w okresie narastania II pokosu – średnio 170,3 mm, a najmniej w okresie narastania I pokosu – średnio

85,6 mm. Ilość doprowadzonej wody zależała przede wszystkim od zapasów retencji wodnej gleb, ilości i rozkładu opadów oraz temperatury powietrza.

Ilość wody odpływającej z ryzosfery łąki do wody gruntowej w istotnym stopniu zależała od ilości i rozkładu opadów atmosferycznych. Najwyższe ilości odcieków stwierdzono w roku 1994/95, które średnio dla wszystkich kombinacji wynosiły 257,7 mm. Ogólnie więcej wody odciekało w okresie pozawegetacyjnym (październik-marzec) niż w okresie wegetacji pomimo niedoprowadzania wody do lizymetrów w tym okresie. W lata suche (1992 i 1993) stanowiły one 71 i 77% całorocznych ilości. W roku wilgotnym 1994 odcieki pozawegetacyjne stanowiły 48% ich ogólnej ilości.

Ilość dopływającej wody z opadów do wody gruntowej w istotnym stopniu zależała od rodzaju gleby, poziomu wody i dawek NPK. W okresie pozawegetacyjnym najmniej wody odciekało w lizymetrach z glebą ciężką, a najwięcej w lizymetrach z glebą lekką. W okresie wegetacji największe odcieki notowano w lizymetrach z glebą średniozwięzłą. Ilość wody odciekającej z ryzosfery zmniejszała się wraz z obniżaniem się poziomu zalegania wody gruntowej i wzrostem stosowanych dawek NPK. Większe różnice w odciekach notowano w okresie wegetacji, mniejsze w okresie pozawegetacyjnym.

Z analizowanych trzech czynników, ilość odcieków w największym stopniu zależała od poziomu wody gruntowej, w najmniejszym zaś od dawek NPK. Średnio w roku różnice w odciekach wynosiły:

- między poziomami wody gruntowej 45 i 90 cm – 69,3 mm,
- między glebą lekką a ciężką – 54,6 mm,
- między wariantami bez nawożenia a dawką NPK w ilości 700 kg/ha – 28,8 mm.

Zużycie wody z zasobów wód gruntowych (Q_3) określone różnicą między ilością wody doprowadzonej do lizymetrów (Q_1) a ilością odcieków (Q_2) warunkowane było głównie ilością i rozkładem opadów w roku, rodzajem gleby, głębokości zalegania wody gruntowej oraz nawożeniem. W okresie rocznym (IV-III), średnio dla analizowanych czynników, największe zużycie wody z zasobów wód gruntowych (Q_3) notowano przy płytkim poziomie jej zalegania (45 cm ppt.), a najmniejsze przy głębokości 90 cm ppt. Wzrastające dawki NPK, stymulujące przyrost plonów suchej masy roślin, zwiększały zużycie wody z zasobów wód gruntowych. Największe zużycie wody z analizowanych zasobów notowano na glebie średniozwięzłej, a najmniejsze na glebie lekkiej. Na glebie piaszczystej przy poziomie wody gruntowej na głębokości 90 cm i 60 cm, ilość wody odciekającej z ryzosfery przekraczała ilość wody doprowadzonej do utrzymania ustalonych stanów wody gruntowej.

Uwzględniając ilość wody doprowadzonej do lizymetrów na utrzymanie stałych poziomów wody (Q_1), ilość wody odciekającej z ryzosfery (Q_2), opady atmosferyczne (P) obliczono parowanie terenowe (Q_4) w okresach IV-III (tab. 5). Z uzyskanych obliczeń wynika, że parowanie terenowe w analizowanym okresie charakteryzowało się dużym zróżnicowaniem, warunkowanym badanymi czynnikami. Najniższe parowanie terenowe

TABELA 5. Uproszczony bilans wodny łąk w latach 1992–1995 oraz jego elementy składowe

Woda Gleba	NPK [kg/ha]	Q_1 1992	1993	1994	Q_2 1992/93	1993/94	1994/95
45 cm	0	465,3	347,9	470,2	183,7	186,7	328,9
Lekka	350	520,2	425,6	543,1	169,5	149,7	318,1
	700	866,4	561,8	641,0	185,4	142,8	314,8
	0	539,0	261,2	320,4	249,6	239,9	382,7
Średnia	350	781,3	517,0	582,2	207,3	207,5	361,6
	700	1009,5	654,7	792,1	202,4	157,4	343,1
	0	420,1	312,7	302,9	134,5	149,8	308,1
Ciężka	350	562,2	436,6	483,9	149,9	139,1	279,2
	700	845,0	465,6	480,6	150,8	127,7	221,0
60 cm	0	57,8	30,0	28,2	166,8	152,0	281,0
Lekka	350	62,9	72,2	74,0	156,4	178,5	286,8
	700	73,5	66,6	80,3	152,6	136,7	262,9
	0	476,6	281,2	321,0	172,1	212,2	339,5
Średnia	350	543,9	380,6	372,2	167,4	166,7	247,9
	700	772,9	627,7	600,9	137,7	136,5	242,2
	0	405,0	177,9	189,0	125,9	152,7	171,9
Ciężka	350	538,2	227,4	193,5	85,5	122,8	140,3
	700	547,6	295,9	234,9	52,5	127,2	164,5
90 cm	0	43,8	13,4	0,0	144,0	164,4	261,6
Lekka	350	14,8	7,2	6,9	138,5	159,1	222,3
	700	66,3	0,0	0,0	107,3	145,4	276,9
	0	353,5	232,7	401,7	109,4	144,2	241,0
Średnia	350	656,7	430,2	407,3	96,9	123,6	253,2
	700	644,6	580,8	555,9	80,3	142,5	185,2
	0	411,3	107,9	107,10	88,5	98,3	176,1
Ciężka	350	419,9	165,9	91,7	78,3	104,7	179,2
	700	527,1	242,0	119,1	79,6	115,7	173,7

Q_1 – ilość wody doprowadzonej do utrzymania ustalonego poziomu wody gruntowej, Q_2 – ilość wody odciekającej z ryzosfery, $Q_3 = Q_1 - Q_2$, Q_4 – parowanie terenowe (Q_3+ P), P – opad atmosferyczny

(325,5 mm) notowano na glebie lekkiej, nie nawożonej, przy poziomie wody gruntowej na głębokości 90 cm. Najwyższe zaś na glebie średniej, nawożonej w ilości 700 kg/ha NPK, przy poziomie wody 45 cm ppt.

Średnio dla analizowanych wariantów, wielkość parowania terenowego, w największym stopniu była różnicowana przez rodzaj gleby i sumy opadów atmosferycznych w poszczególnych latach. Najniższe parowanie notowano na glebie lekkiej – średnio 503 mm, najwyższe na glebie średniej – 813 mm. W okresie IV-III 1993/94 parowanie terenowe wynosiło średnio w warunkach badanych czynników 608 mm, a w 1992/93 – 759 mm. Parowanie terenowe zmniejszało się wraz z obniżaniem się poziomu zalegania wody gruntowej i wzrastało

w zależności od poziomu wody gruntowej, rodzaju gleby i dawek nawożenia [mm]

Q_3 1992/93	1993/94	1994/95	Średnio	Q_4 1992/93	1993/94	1994/95	Średnio	Plon śr. [t/ha]
281,6	161,2	141,3	194,7	712,7	627,6	733,1	691,1	4,45
350,7	275,8	225,0	283,9	781,8	742,3	816,8	780,3	11,91
681,0	419,0	326,1	475,4	1112,1	885,4	917,9	971,8	22,17
289,3	21,3	–62,2	82,8	720,5	487,7	529,6	579,3	5,10
574,1	309,6	220,7	368,1	1005,2	776,0	812,5	864,5	12,57
807,1	497,2	448,9	584,4	1238,2	963,6	1040,7	1080,8	17,98
285,6	162,9	–5,2	147,8	716,7	629,3	586,6	644,2	8,33
412,3	297,5	204,7	304,8	843,4	763,9	796,5	801,3	14,38
694,2	337,9	259,6	430,6	1125,3	804,3	851,4	927,0	19,16
–109,0	–122,0	–252,8	–161,3	322,3	344,4	339,0	335,2	2,74
–93,5	–106,3	–212,8	–137,5	337,6	360,1	379,0	358,9	5,02
–79,1	–70,1	–182,6	–110,6	352,0	396,3	408,4	385,6	5,81
304,5	69,0	–18,5	118,3	735,6	535,4	573,3	614,8	7,78
376,5	214,0	124,3	238,3	807,6	680,4	716,1	734,7	13,02
635,2	491,2	358,7	495,0	1066,3	957,6	950,5	991,5	17,72
279,1	25,2	17,1	107,1	710,2	491,6	608,9	603,6	10,62
452,6	104,6	53,2	203,5	883,7	571,0	645,0	699,9	15,07
495,1	168,7	70,5	244,8	926,2	635,1	662,3	741,2	19,07
–100,1	–151,0	–261,6	–170,9	331,0	315,4	330,2	325,5	2,57
–123,7	–151,9	–215,4	–163,7	307,4	314,5	376,4	332,8	4,36
–41,0	–145,4	–276,9	–154,4	390,1	321,0	314,9	342,0	4,73
244,1	88,4	160,7	164,4	675,2	554,8	752,5	660,8	6,74
559,8	306,6	154,1	340,2	990,9	773,0	745,9	836,6	14,41
564,2	438,3	370,7	457,8	995,3	904,7	962,5	954,2	19,14
322,9	9,5	–69,0	87,8	754,0	475,9	522,8	584,2	9,95
341,6	61,2	–87,5	105,1	772,7	527,6	504,3	601,5	13,71
447,4	126,2	–54,6	173,0	878,5	592,6	537,2	669,5	19,62

wraz ze wzrostem plonów roślin warunkowanym wyższymi dawkami NPK. Średnio dla badanych czynników różnica w wielkości parowania terenowego między poziomem wody gruntowej 45 i 90 cm, oraz między warunkami kontrolnymi i dawkami NPK 700 kg/ha wynosiła około 225 mm.

Z uproszczonego bilansu wodnego łąk wynika, że w warunkach zalegania wód gruntowych na głębokości 45 cm parowanie terenowe było wysokie. Udział wód gruntowych w pokrywaniu parowania terenowego wynosił średnio ok. 45%. Ilość wody opadowej odpływającej z ryzosfery stanowiła ok. 45% sumy opadów atmosferycznych. Obniżenie się poziomu wody gruntowej zmniejsza dostępność wody dla roślin z podsiąku kapilarnego i ogranicza wielkość parowania terenowego.

TABELA 6. Elementy uproszczonego bilansu wodnego i plonowanie w zależności od rodzaju gleby, poziomu wody gruntowej i nawożenia

Badany czynnik	Poziom czynnika	Q_1 [mm]	Q_2 [mm]	Q_3 [mm]	Q_4 [mm]	Plon [t/ha s.m.]
Gleba	lekka	205	199	6	503	7,08
	średnia	522	205	316	813	12,71
	ciężka	345	144	201	697	14,43
Woda gruntowa	45	541	222	319	815	12,89
	60	286	175	111	607	10,78
	90	245	151	93	590	10,58
Nawożenie	0	262	199	63	560	6,47
	350	352	181	171	668	11,60
	700	457	169	288	785	16,15
Lata	1992/93	468	140	328	759	12,98
	1993/94	293	151	142	608	10,86
	1994/95	311	258	53	645	10,39
	NIR 0,95	19	6	20	20	0,46

$P_{1992/93}$ = 431,1 mm, $P_{1993/94}$ = 466,4 mm, $P_{1994/95}$ = 591,8 mm, $P_{śr}$ = 496,4 mm

Zmniejszeniu ulega także ilość wody odciekającej z ryzosfery oraz wzrasta udział w parowaniu opadów atmosferycznych. W warunkach zalegania zwierciadła wody gruntowej na głębokości 90 cm, średnio dla badanych rodzajów gleb i dawek nawożenia w okresie IV-III udział wód gruntowych w parowaniu terenowym wynosił ok. 20%, a ilość odciekającej wody z ryzosfery stanowiła tylko ok. 30% sumy opadów.

Nawożenie wyraźnie zwiększa parowanie terenowe i plony łąk, przede wszystkim poprzez zwiększenie pobierania wody z zasobów wód gruntowych. Wpływa natomiast na zmniejszenie ilości odciekającej wody z ryzosfery. Opady atmosferyczne w większym stopniu wykorzystywane są przez rośliny.

W warunkach płytkiego zalegania zwierciadła wody gruntowej rodzaj gleby w niewielkim stopniu wpływał na plony łąk i poszczególne elementy bilansu wodnego łąk. W miarę obniżania się poziomów wody gruntowej wystąpiły bardzo duże różnice w plonach i parowaniu terenowym na glebie lekkiej, a także na pozostałych glebach. Warunkowane były przede wszystkim takimi właściwościami, jak retencja użyteczna, wysokość i intensywność podsiąku kapilarnego (Ostromęcki 1969).

Na glebie lekkiej przy poziomie zalegania zwierciadła wody gruntowej na głębokości 60 i 90 cm parowanie terenowe łąk w okresie IV-III było niższe od sum opadów atmosferycznych i wynosiło średnio w zależności od dawek NPK i uzyskiwanych plonów od 325 do 385 mm. Udział wód gruntowych w pokrywaniu parowania terenowego był niewielki lub okresowo nie występował, a w szczególności przy poziomie wody na głębokości 90 cm. Woda opadowa łatwo odciekała poza zasięg ryzosfery i średnio stanowiła w okresie IV-III ok.

37% sumy opadów. Pozostała ilość wody była retencjonowana w glebie i zużywana na parowanie terenowe. Małą efektywność podsiąku kapilarnego na glebie lekkiej przy poziomie wody gruntowej poniżej 60 cm stwierdził również we wcześniejszych badaniach Ostromęcki (1962).

Na glebie średniej i zwięzłej w warunkach występowania wody gruntowej na głębokości 60 i 90 cm parowanie terenowe w zależności od dawek NPK i uzyskiwanych plonów przekraczało średnio w okresie IV-III sumy opadów o 188 do 458 mm. Udział wód gruntowych w pokrywaniu parowania terenowego wynosił średnio od 88 do 495 mm. W warunkach naturalnych pobieranie wody z zasobów wód gruntowych na pokrycie potrzeb parowania terenowego w lata suche i ciepłe widoczne jest w postaci znacznych spadków poziomów wody gruntowej.

Opady atmosferyczne w okresie wegetacji były w większym stopniu wykorzystywane na parowanie terenowe niż w okresie pozawegetacyjnym. Czynnikiem stymulującym były plony roślin. Średnio dla badanych gleb i warunków wodno-pokarmowych z ryzosfery roślin w okresie wegetacji odciekało do wód gruntowych 23% opadów, a w okresie pozawegetacyjnym 65%. W okresie wegetacji głębsze poziomy wody gruntowej i wyższe dawki NPK zwiększały stopień wykorzystania opadów na parowanie terenowe.

Wzrastający stopień uwilgotnienia gleby i poziom dawek NPK dodatnio współdziała na przyrost plonów suchej masy roślin. Wzrost plonów stymuluje w okresie wegetacji przyrost parowania terenowego.

W warunkach wysokiego położenia wody gruntowej efektywność produkcyjna wody była niska. Dawki NPK zwiększały plony roślin i efektywność produkcyjną wody. W warunkach niskiego zalegania zwierciadła wody efektywność produkcyjna wody była wyższa. Wyższe dawki NPK na glebie średniej i ciężkiej podnosiły plon roślin i zwiększały efektywność produkcyjną parowania terenowego. Zależności te w podobnych warunkach glebowych znajdują potwierdzenie w badaniach Pawłata (1990, 1994). Na glebie lekkiej o małej retencji wodnej i niskim podsiąku kapilarnym efektywność produkcyjna nawożenia była niska. W warunkach tych przyrost efektywności produkcyjnej wody był stosunkowo mały.

Wysokie nawożenie w warunkach dobrego zaopatrzenia roślin w wodę zapewniały nie tylko wysokie plony i dużą efektywność produkcyjną wody, ale także stwarzały minimalne prawdopodobieństwo zanieczyszczenia wód gruntowych. Na glebach lekkich przy niższych poziomach wody gruntowej w latach suchych wyższe nawożenie nie powodowało wzrostu plonowania, a nie pobrane z plonem składniki pokarmowe były przemieszczane z wodami opadowymi poza zasięg systemu korzeniowego traw do wód gruntowych (Piekut i Pawłat 1995). W takich warunkach nawet niskie dawki nawożenia pogarszały jakość wód podziemnych.

Wnioski

1. Gospodarka wodna łąk w istotnym stopniu warunkowana jest rodzajem gleby, poziomem wody gruntowej, dawkami

NPK, ilością i rozkładem opadów oraz wielkością plonów roślin. Czynniki te współdziałają ze sobą różnicując parowanie terenowe i efektywność produkcyjną wody.

2. Wzrastające uwilgotnienie i nawożenie przyczynia się do zwiększenia potencjału produkcyjnego zbiorowisk trawiastych. W warunkach współdziałania tych czynników zwiększa się parowanie terenowe. W bilansie wodnym łąk wzrasta ilość wody doprowadzonej w trakcie nawodnień dla utrzymania zakładanego poziomu wody gruntowej i wzrastała ilość wody odciekającej z ryzosfery. Udział podsiąku kapilarnego w parowaniu terenowym wzrasta. Wyższe dawki NPK wpływają korzystnie na efektywność produkcyjną wody, a wyższe poziomy wody gruntowej oddziałują odwrotnie.

3. Czynnikiem różnicującym wpływ uwilgotnienia i nawożenia na gospodarkę wodną i produkcyjność łąk są właściwości gleb. W warunkach badanych poziomów wód gruntowych gleba lekka w stosunku do średniej i ciężkiej różniła się w bardzo dużym stopniu retencją użyteczną oraz wysokością i intensywnością podsiąku kapilarnego. Wpływ właściwości gleb na gospodarkę wodną łąk i ich produkcyjność przy poziomie wody gruntowej na głębokości 45 cm jest niewielki , a przy poziomie 60 cm, a szczególnie 90 cm jest duży.

4. Na glebie lekkiej przy poziomie wody 45 cm rośliny korzystały głównie z podsiąku kapilarnego. Przy zaleganiu wód gruntowych na głębokości 60 cm, a szczególnie na głębokości 90 cm rośliny korzystały głównie z wody opadowej zretencjonowanej w strefie ryzosfery. Udział podsiąku kapilarnego w parowaniu terenowym był niewielki i okresowy. Na glebie średniej i zwięzłej przy poziomach wody 60 i 90 cm, podsiąk kapilarny w istotnym stopniu decydował o wielkości parowania terenowego i produkcyjności łąk.

5. W okresie wegetacji opady atmosferyczne na glebie średniej i zwięzłej przy zaleganiu wody gruntowej na głębokości 60 i 90 cm były retencjonowane i wykorzystywane na pokrywanie potrzeb parowania terenowego. Na glebie lekkiej w okresie wegetacji znaczna część opadów nie była retencjonowana i zasilała wody gruntowe. Większe zasilanie wód gruntowych wodami opadowymi występowało w okresie pozawegetacyjnym.

6. Na łąkach o właściwych stosunkach wodnych celowe jest stosowanie wyższych dawek nawożenia, zapewniających zwiększenie efektywności wykorzystania wody i wysokie plonowanie. W warunkach dobrego zaopatrzenia w wodę składniki nawozowe są wykorzystywane na produkcję biomasy, nie powodując zanieczyszczenia wód podziemnych.

7. Na glebach lekkich użytkowanych łąkowo nawożenie należy ograniczyć, gdy poziom wody gruntowej nie stwarza warunków intensywnego zasilania systemu korzeniowego roślin w wodę. Wyższe dawki NPK w tych warunkach dają niewielkie przyrosty plonu, szczególnie w latach suchszych, przy niekorzystnym rozkładzie opadów atmosferycznych. Nie pobrane przez rośliny w okresach suszy składniki nawozowe łatwo przedostają się poza zasięg korzeni roślin pogarszając jakość wód podziemnych.

Literatura

MARCILONEK S. 1989: *W sprawie ekologicznych podstaw melioracji.* Wiad. Mel. i Łąk. 8–9; 157–159.

MOSIEJ J. 1993: *Środowiskowe aspekty kompleksowego regulowania warunków siedliskowych na terenach zmeliorowanych.* Fragmenta Agronomica 1; 86–95.

OSTROMĘCKI J. 1969: *Udział podsiąku z poziomu wody gruntowej w pokrywaniu niedoborów między parowaniem a opadem.* Roczn. Nauk Rol., t. 77, F-2; 165–184.

OSTROMĘCKI J. 1962: *Parowanie terenowe łąk na lekkich glebach piaszczystych.* Gospodarka Wodna 3; 127–128.

PAWŁAT H. 1990: *Evapotranspiration of meadow plant species.* Annals of Warsaw Agricultural University – SGGW-AR. Land Reclamation 25; 73–82.

PAWŁAT H. 1994: *Ewapotranspiracja dobowa łąk o różnej produktywności.* Rocz. AR w Poznaniu – CCLVII; 245–253.

PIEKUT K., PAWŁAT H. 1995: *Znaczenie użytków zielonych w ochronie jakości wód podziemnych.* Annales Universitatis Mariae Curie-Sklodowska. Sectio E; 317–321.

Adres autorów

K. Piekut, H. Pawłat

Katedra Przyrodniczych Podstaw Melioracji SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Włodzimierz PŁAZA

Określenie pojemności użytecznej zbiorników wodnych dla potrzeb rolniczych w funkcji parametrów hydrologicznych

Abstract

Determination of the conservation storage of water receives to agriculture needs relation with hydrologic data. The method for evaluation of the conservation storage of water reservoirs situaed in hydrometric section of uncontrollable water-courses from Upper Noteć drainage basin is presented in the paper.

The methodology of calculation of useful conservation storage in relation with hydrological data obtained from the examined relations between conservation storage and assured rutn-off is based on the nine examples of water-level indicator records collected in mentioned drainage basin. It is adviced to apply the subjected method to determination of said relations in another drainage basins provided, that related water-level indicator records are collected in minimum 3 hydrometric sections. Calculation of the relations based on merely average, yearly run-off attributed for designed reservoir is of great importance to evaluation of the avbailable and assured water resources for agricultural use.

Key words: water reservoirs.

Wstęp

Parametry hydrologiczne stanowią jeden z ważniejszych kryteriów budowy zbiorników wodnych. Określenia pojemności użytecznej zbiorników w funkcji tych parametrów dokonano na podstawie zbadanej relacji między pojemnością użyteczną a odpływem gwarantowanym. Rozważania te przeprowadzono na przykładzie 20 jeziorowych zbiorników retencyjnych, zlokalizowanych w zlewni Górnej Noteci o powierzchni 5412,5 km^2. Jest to zlewnia o wysokim poziomie kultury rolnej, ale jednocześnie leżąca w obszarze o najniższych opadach w Polsce, a więc charakteryzująca się znacznymi niedoborami wody. Wybrana zlewnia stanowiła wobec tego dobry poligon doświadczalny dla analizy i badań wpływu zabudowy hydrotechnicznej zlewni na wielkość produkcji. Dotychczas w Polsce tego rodzaju badania były prowadzone jedynie wycinkowo.

W wyniku dokonanego, na podstawie literatury, przeglądu metod określania pojemności zbiorników w funkcji parametrów hydrologicznych, zwłaszcza w grupie zależności empirycznych, okazało się, że żadna z tych metod nie może być wykorzystana z uwagi na występowanie szeregu założeń i uproszczeń, ograniczających ich zastosowanie oraz zastrzeżeń natury teoretycznej.

Przedstawiona poniżej metoda pozwala na określenie relacji pomiędzy pojemnością użyteczną a odpływem gwarantowanym ze zbiornika, związku umo-

żliwiającego wariantowanie rozwiązań pojemności użytecznej i stanowiącego element wyjściowy wyboru rozwiązania optymalnego.

Metodyka określania pojemności użytecznej zbiorników w funkcji parametrów hydrologicznych na podstawie relacji między pojemnością użyteczną a odpływem gwarantowanym

Przyjęte w tym rozdziale określenia pojemności użytecznej, gwarantowanej rezerwy zmagazynowanej wody w zbiorniku oraz odpływu gwarantowanego należy rozumieć w sposób następujący:

- pojemność użyteczna – jest to pojemność zbiornika, zawarta pomiędzy maksymalnym poziomem piętrzenia a minimalnym poziomem wody w zbiorniku, do którego następuje jego spracowanie;
- gwarantowana rezerwa zmagazynowanej wody w zbiorniku – jest to stała ilość wody zmagazynowanej w zbiorniku, bez względu na: charakter roku w rozpatrywanym wieloleciu, zmienność i wielkość dopływu; przeznaczona do zaspokajania potrzeb nawodnień rolnictwa;
- odpływ gwarantowany – identyfikuje się z gwarantowaną rezerwą zmagazynowanej wody w zbiorniku, jest to niezbędny przepływ dla zaspokojenia potrzeb nawodnień poniżej zbiornika.

Wyjściowy materiał hydrologiczny

Materiał wyjściowy do obliczeń pojemności użytecznej w funkcji parametrów hydrologicznych, który jednocześnie służył za podstawę do zbadania relacji pomiędzy pojemnością użyteczną a odpływem gwarantowanym, stanowią średnie miesięczne przepływy z wielolecia w przekrojach wodowskazowych rz. Noteci i jej dopływów.

Zbadano i przeanalizowano materiał dla 9 następujących przekrojów wodowskazowych w zlewni G. Noteci.

TABELA 1.

Nazwa wodowskazu	Nazwa cieku	Powierzchnia zlewni [km^2]
Łysek	Noteć	304
Noć Kalina	Noteć	437
Pakość	Noteć	2401
Włostowo	Kanał Goplański	257
Gębice	Noteć Zachodnia	167
Mogilno	Panna	94,1
Żnin	Gąsawka	136
Zazdrość	Gąsawka	518
Wyrzysk	Łobzonka	647

Okres obserwacji do badań przyjęto 15-letni z lat 1951–65 i jest on reprezentatywny dla pozostałych okresów.

Schemat gospodarowania wodą w zbiorniku i jego wpływ na wielkość potrzebnej pojemności zbiornika

W celu zbadania relacji między pojemnością użyteczną zbiornik a odpływem gwarantowanym przyjęto z metody obliczeń Meyera (1965), schemat gospodarki wodnej, stanowiący teoretyczny „klucz" dysponowania odpływem, umożliwiający w sposób praktyczny zaprojektowanie gospodarki na zbiorniku i obliczenie potrzebnej pojemności zbiornika dla po-

trzeb rolnictwa. Okres nawodnień rolniczych zaproponowano w miesiącach V–VIII. Ponadto przyjęto zasadę utrzymywania maksymalnego odpływu ze zbiornika, przy założeniu, że w pozostałym okresie

$$q_{IX-IV} = 0{,}1 \frac{1}{12} \overline{W} \qquad (1)$$

co odpowiada miesięcznemu przepływowi nienaruszalnemu poniżej zbiornika. Odpływ miesięczny w okresie poboru wody

$$q_{V-VIII} = \frac{1}{12} K_i \alpha_j \overline{W} \qquad (2)$$

co wynika z warunku

$$\alpha_j \cdot \overline{W} = \sum_{1}^{4} q_{V-VIII} + \sum_{1}^{8} q_{IX-IV} \qquad (3)$$

$$\alpha_j \cdot \overline{W} = \frac{1}{12}\left[4K_i\alpha_1\overline{W} + 8 \cdot 0{,}1 \cdot \overline{W}\right] \qquad (4)$$

gdzie:

q_{V-VII}, q_{IX-IV} – średnie miesięczne odpływy wody ze zbiornika w wyznaczonych okresach,

α_j – wskaźnik wyrównania odpływu,

$\overline{W}$ – średni roczny dopływ wody do zbiornika.

Wartości K_i współczynnika nierównomierności rozbioru zależnego od α_j, wyznaczonego z równania (4) zestawiono w tabeli 2.

TABELA 2.

α_j	1,00	0,85	0,75	0,50	0,30	0,10
K_1	2,80	2,76	2,73	2,60	2,0	1,00

Określenie relacji między pojemnością użyteczną a odpływem gwarantowanym

W celu zbadania tej relacji w rozpatrywanych przekrojach wodowskazowych, należało obliczyć: pojemność maksymalną „R", zapewniającą średni roczny odpływ W ($\alpha_j = 1$) w całym rozpatrywanym wieloleciu dla przyjętego schematu gospodarki wodnej i określić największe zapotrzebowanie wody (gwarantowana rezerwa zasobów wodnych „U", zbliżona do stopnia gwarancji $p = 1$) w celu pokrycia największego niedoboru wody dla

$$0{,}3 \le \alpha_j \le 1{,}0$$

w przedziałach 0,05. Stopień gwarancji $p = 1$ odpowiada 100% gwarancji zaspokojenia potrzeb wodnych.

Przyjęte ograniczenia przedziału α_j wynikają z następujących przesłanek:

- dla $\alpha_j = 1{,}0$ otrzymamy maksymalną pojemność zbiornika, zapewniającą maksymalną regulację przepływów dla przyjętego powyżej schematu gospodarowania wodą dla zbiornika,
- dla $\alpha_j = 0{,}3$ otrzymamy minimalną pojemność zbiornika, poniżej której nie powinno rozpatrywać się zbiorników z uwagi na niski stopień regulacji przepływów.

Obliczenia pojemności użytecznej „R" wykonano według następującego schematu:

- przeliczono średnie miesięczne przepływy Q_i na odpływ miesięczny W_i.

$$W_i = 86{,}4 \cdot Q_i \cdot d \qquad (5)$$

- obliczono w przedziałach miesięcznych różnice ($W_i - q_i$)

Otrzymane wyniki dodatnie (+) oznaczają nadmiar „D_i", ujemne (–) niedobory „N_i"

- obliczono następnie sumę nadmiarów $\sum D_i$ między kolejnymi niedoborami oraz sumę niedoborów $\sum N_i$ z kolejnych miesięcy o ujemnych wartościach

$$\max \sum N_i = U \tag{6}$$

U – gwarantowany odpływ wody ze zbiornika.

- największa suma kolejnych ujemnych różnic ($q_i > W_i$) zawarta między dwoma okresami większych dopływów, których sumaryczne objętości przewyższają lub równe są objętości poprzedzającego deficytu, zmniejszone o pośrednie dodatnie różnice ($W_i > q_i$), określa potrzebną pojemność użyteczną „R".

Dla każdego przekroju wodowskazowego wykonano 15 operacji obliczeniowych przy założeniu różnych wielkości α_j w przedziale $0{,}3 \leq \alpha_j \leq 1{,}0$. Obliczenia przeprowadzono przy pomocy EMC Odra 1204. W ten sposób dla założonego wskaźnika α_j ustalono w danym przekroju wodowskazowym relacji pomiędzy pojemnością użyteczną zbiornika „R" a największym niedoborem „U", identyfikowanym jako gwarantowana rezerwa zasobów wodnych (zbliżona do stopnia gwarancji $p = 1$ i tym samym zaspokajająca największy niedobór wody). Zatem dla każdego przekroju wodowskazowego z analizowanych relacji otrzymano 15 danych wynikowych, na podstawie których będzie można sporządzić zależności pomiędzy pojemnością użyteczną a odpływem gwarantowanym.

Materiał wyjściowy do zbadania tych relacji oraz obliczeń pojemności użytecznej w funkcji parametrów hydrologicznych stanowiły średnie miesięczne przepływy z wielolecia 1951–1965 dla 9 przekrojów wodowskazowych w zlewni Górnej Noteci. Według założonego schematu gospodarowania wodą na zbiorniku w układzie potrzeb rolniczych zbadano wymienione relacje w każdym z rozpatrywanych przekrojów wodowskazowych dla założonego wskaźnika wyrównania przepływów w przedziale $0{,}3 \leq \alpha_j \leq 1{,}0$ przy jego stopniowaniu do 0,05,

Metodyka obliczeń

Danymi parametrami do obliczeń są:

- średnie miesięczne przepływy w przekroju wodowskazowym Q_i (m^3/s) z okresu co najmniej 15 lat,
- średni roczny z wielolecia dopływ do zbiorników $\overline{W}$ [tys. m^3],
- założony wskaźnik wyrównania α_j
- średnie miesięczne odpływy wody ze zbiorników w okresach jego napełnienia i spracowywania na podstawie założonych schematów gospodarowania wodą na podstawie planowanego rozbioru wody.

Poszukiwanymi wielkościami będą:

- pojemność użyteczna zbiornika R [tys. m^3]
- gwarantowana rezerwa zmagazynowanej wody w zbiorniku „U", identyfikowana z największym niedoborem wody z wielolecia w założonym cyklu pracy zbiornika.

Operacje obliczeniowe przeprowadzono przy założeniu pełnego napełnienia zbiornika na początku okresu eksplo-

atacyjnego za pomocą EMC Odra 1204 według opracowanego programu obliczeń.

Dla założonego wskaźnika α_j otrzymano w danym przekroju wodowskazowym relację pomiędzy pojemnością użyteczną „R" a największym niedoborem „U", identyfikowanym z gwarantowaną rezerwą zasobów wodnych w zbiorniku. W ten sposób otrzymano dla każdego przekroju wodowskazowego 15 danych wynikowych, umożliwiających skontrolowanie zależności pomiędzy pojemnością użyteczną zbiornika „R" i gwarantowaną rezerwą zasobów wodnych „U". Analiza kształtu krzywej tej relacji pozwala na wyszukanie spośród najczęściej spotykanych funkcji matematycznej, najlepiej aproksymującej tę zależność.

Związek ten najlepiej aproksymuje równanie typu parabolicznego:

$$R = a \cdot U^b \tag{7}$$

ponieważ charakteryzuje się najmniejszym odchyleniem względnym w poszczególnych punktach krzywej empirycznej, najmniejszym błędem standardowym i najwyższym współczynnikiem korelacji. Analiza zależności współczynnika „a" i gwarantowanej rezerwy zasobów wodnych „U" dla poszczególnych założonych wskaźników wyrównania przepływów α_j pozwala na jej opisanie równaniem:

$$a = a_1 + b_1 \cdot U + c_1 \cdot U^2 \tag{8}$$

Zbyt mała wartość (zbliżona do zera) wyrażenia $c_1 \cdot U^2$ pozwala na jej pominięcie w praktycznych obliczeniach. Stąd

$$a = a_1 + b_1 \cdot U \tag{9}$$

W podobny sposób określono związek pomiędzy współczynnikami „a" i „b", który najlepiej aproksymuje równanie:

$$b = 1{,}4760 + 0{,}3100a - 0{,}7967a^2 \tag{10}$$

Stąd równanie na określenie pojemności użytecznej można zapisać w postaci:

$$R = (a_1 + b_1 \cdot U) \cdot U^{1{,}4760+0{,}3100\,(a_1+b_1 \cdot U) - 0{,}7967\,(a_1 b_1 \cdot U)^2} \tag{11}$$

Przedstawiona zależność (11) ozwala na określenie badanych relacji „R" i „U" i tym samym określenie pojemności użytecznej zbiornika w dowolnym miejscu badanej zlewni (w przekrojach nie kontrolowanych hydrologicznie).

Zastosowanie tej metody pozwala wykonać obliczenia pojemności użytecznej zbiornika i gwarantowanej rezerwy zmagazynowanej wody mając następujące dane:

- średni roczny dopływ wody do zbiornika $\overline{W}$
- założony stopień wyrównania przepływów α_j.

Parametr $\overline{W}$ łatwo można określić powszechnie znanymi metodami hydrologicznymi. Na potrzeby wariantowania zaleca się przyjmować wskaźnik wyrównania przepływów w przedziale: $0{,}5 \leq \alpha_j \leq 1{,}0$. Wartości planowanego odpływu ze zbiornika można wyznaczyć z proponowanego w pracy schematu gospodarowania wodą zbiornika.

Wartości współczynników a_1, b_1, c_1 do równania parabolicznego

$$a = a_1 + b_1 \cdot U + C_1 \cdot U^2$$

dla $0{,}30 \leq \alpha_j \leq 1{,}00$

TABELA 3.

α_j	Współczynniki		
	a_1	b_1	c_1
0,30	0,8831	–0,0791	0,0021
0,35	0,8795	–0,0592	0,0012
0,40	0,8682	–0,0444	0,0007
0,45	0,8582	–0,0351	0,0004
0,50	0,8668	–0,0306	0,0003
0,55	0,8459	–0,0245	0,0002
0,60	0,8419	–0,0213	0,0002
0,65	0,8387	–0,0188	0,0001
0,70	0,8361	–0,0169	0,0001
0,75	0,8340	–0,0153	0,0001
0,80	0,8322	–0,0139	0,0001
0,85	0,8307	–0,0128	0,0001
0,90	0,8294	–0,0119	0,0001
0,95	0,8282	–0,0111	0,0000
1,00	0,8272	–0,0103	0,0000

Potrzebną gwarantowaną rezerwę zmagazynowanych zasobów wodnych w zbiorniku obliczyć można na podstawie planowanego odpływu wody ze zbiornika w okresie poboru wody dla potrzeb rolniczych nawodnień.

Korzystając z przedstawionych w tabeli 3 współczynników: a_1, b_1, c_1 uzyskanych w wyniku przeprowadzonych operacji obliczeniowych można określić współczynnik „a", następnie „b" i pojemność użyteczną zbiornika „R". Przedstawiona metoda może być wykorzystana do obliczeń pojemności użytecznej zbiorników zarówno jeziorowych, jak i dolinowych. Jednocześnie pozwala określić dla rozpatrywanych α_j relacje R i U, których znajomość niezbędna jest przy procesie obliczeń, zmierzających do wyboru wariantu optymalnego zbiornika.

TABELA 4.

Rzeka	Nazwa zbiornika	Powierzchnia zlewni A [km^2]	Powierzchnia jeziora [ha]
Noteć	Modzerowski	126,3	230,0
Noteć	Brodowski	160,2	280,0
Kanał Lubotyński	Lubotyński	10,2	105,0
Lisewka	Skulski	88,0	90,0
Kanał Ostrowo-Gopło	Suszewsko-Budzisławski	59,0	92,0
Kanał Ostrowo-Gopło	Ostrowsko-Wójciński	141,0	460,0
Noteć Zachodnia	Kamieniecki	95,0	250,0
Kanał Bystrzyca	Młynek	58,0	38,0
Panna Płd.	Ostrowiski	39,7	278,0
Panna Płd.	Popielowsko-Szydłowski	187,9	450,0
Panna Płd.	Kruchowski	14,7	33,45
Panna Płd.	Wieniecki	21,5	30,0
Panna Płn.	Wiecanowski	94,1	345,0
Struga Folusz	Folusz	130,67	
Gąsawka	Żędowo-Gąbin	38,5	161,3
Gąsawka	Duży Żniński	187,9	400,0
Gąsawka	Oćwieka	19,7	120,0
Orla	Więcbork	185,6	190,0
Orla	Witosław	216,4	300,0
Rokita	Bendgoszcz-Proboszowski	33,0	162,0

Literatura

FANTIK K. 1957: *Gospodarka wodna na zespołach zbiornikowych.* Archiwum Hydrotechniki T. IV, 4.

KINDLER J. 1973: *Niektóre kryteria optymalizacji programów zabudowy systemów wodno-gospodarczych.* Gospodarka wodna 12.

MEYER W. 1965: *Określenie pojemności użytecznej zbiornika w funkcji parametrów hydrologicznych i wodnogospodarczych dorzecza.* PIHM, Warszawa.

PŁAZA W. 1994: *Parametry techniczno-ekonomiczne jeziorowych zbiorników retencyjnych.* Materiały pokonferencyjne, t. I z I Ogólnopolskiej Konferencji: Ekonomika zasobów wodnych i ochrony wód, Warszawa 21–22.X.

Adres autora
W. Płaza
ODGW – Inspektorat Eksploatacji Wód, Bydgoszcz

Dorota PUSŁOWSKA, Sylwester TYSZEWSKI, Tomasz OKRUSZKO

Kryteria oceny realizacji zadań zaopatrzenia w wodę użytkowników rolniczych

Abstract

Criteria for Agricultural users applied in water management balance models. The paper describes current ways of representing water demands of agricultural users which are used in water management balance analysis. Simulation experiments with the use of SWACROP model proved that description of agricultural water demands, in the form of series of mean periodic water demand, is over-simplified. The criteria of time and volume guarantees, maximum duration of water deficit and maximum depth of water deficit are inadequate to assess the degree of implementation of water supply objectives for agricultural users. The authors suggest a new approach that incorporates data on the users current condition while computing agricultural water demands. The paper also presents the rules of cooperation between the submodels of users whose demands depend on their current condition and the water allocation models. The authors suggest linking the criteria assessing the degree of implementation of agricultural water supply objectives with the time variability of the users' condition; for example, for drainage-irrigation systems with the soil moisture content.

Key words: water management balance, criteria, water demands, agricultural users.

W artykule zostały poruszone problemy doboru kryteriów oceny stopnia realizacji zadania zaopatrzenia w wodę użytkowników rolniczych oraz zagadnienia modelowania potrzeb wodnych tego rodzaju użytkowników dla celów bilansów wodnogospodarczych.

W ramach prowadzonych badań podjęto próbę oceny przydatności, zalecanego w „Metodyce jednolitych bilansów wodnogospodarczych" (Hydroprojekt – Warszawa 1992), sposobu reprezentowania w analizach bilansowych użytkowników rolniczych i kryteriów oceny stopnia realizacji zadania zaopatrzenia ich w wodę.

Potrzeby wodne użytkowników rolniczych i kryteria ich zaspokojenia w dotychczasowych analizach bilansowych

Zgodnie z „Metodyką jednolitych bilansów wodnogospodarczych" (Hydroprojekt – Warszawa 1992) potrzeby wodne użytkowników rolniczych opisywane są ciągami średnich okresowych zapotrzebowania na wodę. Potrzeby te dla poszczególnych okresów obliczane są zgodnie z zaleceniami „Instrukcji wyznaczania potrzeb i niedoborów wodnych roślin uprawnych i użytków zielonych" (Rogulski i in. 1988), na podstawie równania bilansu wodnego profilu glebowego.

W obliczeniach wykorzystywane są dane charakteryzujące rodzaj gleby, spo-

sób jej użytkowania, dane meteorologiczne niezbędne do określenia ewapotranspiracji potencjalnej oraz współczynniki roślinne.

Zgodnie z tą instrukcją potrzeby wodne nawadnianych kompleksów użytków rolnych obliczane są przy założeniu całkowitego pokrycia zapotrzebowania na wodę, zgłaszanego w poprzednich okresach.

W dotychczasowych opracowaniach bilansów wodnogospodarczych (Herbich i Tyszewski 1993; Słota i in. 1994; Hydroprojekt-Warszawa 1994) wykonywanych zgodnie z „Metodyką...", stopień realizacji zadania zaopatrzenia w wodę oceniany był przy użyciu następujących kryteriów: gwarancja czasowa i objętościowa pokrycia potrzeb wodnych, maksymalny czas trwania ciągłego deficytu oraz maksymalna głębokość deficytu.

Gwarancja czasowa pokrycia średnich okresowych potrzeb wodnych (G_t)

określa stosunek liczby przedziałów czasowych, w których zrealizowano zadanie zaopatrzenia w wodę do liczby okresów, w których zostały zgłoszone potrzeby:

$$G_t = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} \gamma_{ij}}{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} \omega_{ij}} \tag{1}$$

gdzie:

$$\gamma_{ij} = \begin{cases} 1, & \text{gdy } X_{ij} < P_{ij} \\ 0, & \text{gdy } X_{ij} = P_{ij} \end{cases}$$

$$\omega_{ij} = \begin{cases} 1, & \text{gdy } P_{ij} > 0 \\ 0, & \text{gdy } P_{ij} = 0 \end{cases}$$

P_{ij} – średnie okresowe zapotrzebowanie na wodę w j-tym przedziale i-tego roku, [m^3/s];

X_{ij} – średni okresowy pobór wody w j-tym przedziale i-tego roku, [m^3/s];

n – liczba lat objętych analizami bilansowymi;

m – liczba przedziałów czasowych, na jakie podzielono rok.

Gwarancja objętościowa pokrycia potrzeb (G_v)

określa stosunek sumy objętości poborów wody przez użytkownika do sumy objętości zgłoszonych potrzeb:

$$G_v = \frac{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} \Delta t_{ij} \cdot X_{ij}}{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} \Delta t_{ij} \cdot P_{ij}} \tag{2}$$

gdzie:

Δt_{ij} – długość j-tego okresu w i-tym roku, [s].

Maksymalny czas trwania ciągłego deficytu (L_{max})

Kryterium to określa czas trwania najdłuższego okresu deficytowego mierzony liczbą przedziałów czasowych:

$$L_{max} = \max \{L_i\}; \quad i = 1, \ldots, k \tag{3}$$

gdzie:

k – liczba okresów ciągłego deficytu;

L_i – czas trwania i-tego okresu deficytowego mierzony liczbą przedziałów czasowych.

Maksymalna głębokość deficytu (D_{max})

Kryterium to określa największy okresowy niedobór wody w rozpatrywanym wieloleciu:

$$D_{max} = \max \{ D_{ij} \}; \quad i = 1,\ldots, n, \quad j = 1,\ldots, m \tag{4}$$

gdzie:

D_{ij} – niedobór wody w j-tym okresie i-tego roku, [m^3/s].

Ocena przydatności dotychczas stosowanych kryteriów

Naturalnym wskaźnikiem realizacji zadania zaopatrzenia w wodę użytkowników rolniczych jest przyrost wielkości plonów, uzyskany dzięki stosowaniu nawodnień, przy ustalonych pozostałych warunkach rozwoju roślin. W swoich badaniach autorzy podjęli próbę określenia zależności pomiędzy spadkiem wielkości plonów, spowodowanych niezrealizowaniem harmonogramu nawodnień, a dotychczas stosowanymi w gospodarce wodnej kryteriami (gwarancją czasową i objętościową). W badaniach tych wykorzystano model SWACROP (Wesseling i in. 1989; Kabat i in. 1992), umożliwiający symulowanie przyrostu biomasy roślin w zależności od ilości transpirowanej wody. Model ten wybrano do obliczeń, ponieważ był on szeroko weryfikowany dla warunków polskich (np.: Kowalik 1989; Moszowa 1986).

Badania symulacyjne

Badania prowadzono dla warunków meteorologicznych zlewni rzeki Mławki (zlewnia eksperymentalna IMUZ), którą można uznać za reprezentatywną dla obszaru Wielkich Dolin. W obliczeniach wykorzystano dane meteorologiczne ze stacji Ruda i Mława z okresu 1966–1985, zakładając stałą długość okresu wegetacyjnego w poszczególnych latach (od 120 do 272 dnia roku kalendarzowego).

W obliczeniach założono, że profil glebowy o miąższości 110 cm i 30 cm warstwie ornej zbudowany jest z gliny piaszczystej, której właściwości retencyjne i hydrauliczne opisane zostały przez Wöstena (1987). Rośliną uprawną były ziemniaki, których plony obliczano zgodnie z propozycją Feddesa i in. (1978). Do obliczenia ewapotranspiracji potencjalnej wykorzystano metodę Penmana w modyfikacji francuskiej (Roguski i in. 1988).

Jako dolny warunek brzegowy przyjęto swobodny drenaż wody z gleby, charakterystyczny dla obszaru wysoczyzny, gdzie głęboko położone zwierciadło wody gruntowej nie ma wpływu na zapasy wody w profilu glebowym. Symulowano nawodnienia deszczowniane ze stałą dawką polewową równą 30 mm, przy założeniu, że w każdej dekadzie może być zrealizowane tylko jedno nawodnienie (czas cyklu deszczowania 10 dni). Nawodnienia rozpoczynano przy ciśnieniu ssącym wody glebowej 800 cm określanym na głębokości 20 cm.

W pierwszym etapie badań symulowano wzrost biomasy roślin w poszczególnych latach dla naturalnych warunków wilgotnościowych gleby, tj. wobec braku nawodnień oraz dla warunków optymalnych, zakładając możliwość prowadzenia nawodnień bez ograniczeń. W ten sposób dla każdego roku uzyskano: maksymalną wielkość plonu, maksymalną liczbę nawodnień (n_{max}) oraz terminy zgłoszenia zapotrzebowania na nawodnienie. W tabeli 1 zamieszczono maksymalną liczbę nawodnień dla poszczególnych lat oraz procentową wielkość spad-

TABELA 1. Zestawienie procentowego spadku plonów wobec braku nawodnień w stosunku do plonu maksymalnego

Maksymalna liczba nawodnień n_{max}	Rok	Spadek plonów przy niezrealizowaniu nawodnień ΔY [%]
1	1977	0
	1980	0
2	1972	1
	1981	2
	1984	1
3	1966	3
	1967	8
	1974	2
	1978	1
4	1970	7
	1985	6
5	1979	12
6	1969	19
	1975	18
	1982	18
7	1971	31
	1973	24
	1976	21
8	1968	34
	1983	33

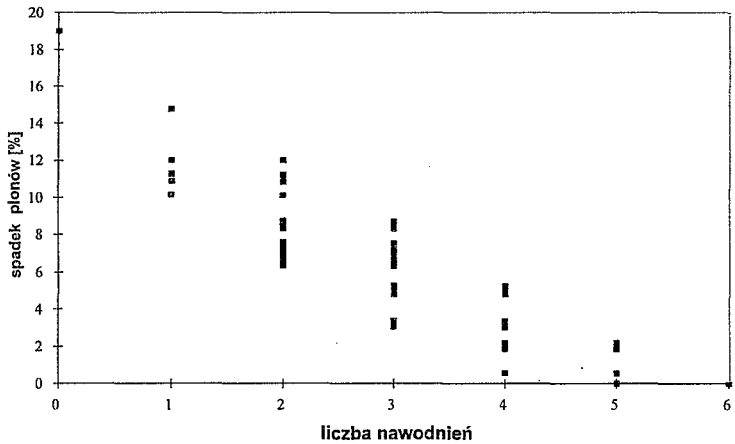
ku plonów (ΔY) wobec braku nawodnień w stosunku do plonu maksymalnego.

W drugim etapie, liczba nawodnień (n) dla każdego roku zmieniała się od jednego nawodnienia do maksymalnej liczby nawodnień (n_{max}). Dla każdej ustalonej liczby nawodnień rozpatrywano wszystkie możliwe kombinacje $C_n^{n_{max}}$ terminów nawodnień w czasie okresu wegetacyjnego. Przykładowo, dla roku 1969, realizując trzy nawodnienia z sześciu (gwarancja czasowa $G_t = 0{,}5$), analizowano 20 kombinacji. W ten sposób dla każdego roku obliczono wielkość plonów dla wszystkich możliwych kombinacji terminów nawodnień.

W tabeli 2 zestawiono minimalne i maksymalne wielkości spadku plonów dla ustalonych gwarancji czasowych w wybranych latach. Dla zobrazowania zależności spadku plonów od liczby nawodnień i ich rozkładu w czasie na rysunku 1 przedstawiono tego typu zależność dla 1969 roku.

TABELA 2. Wielkości spadku plonów w stosunku do plonu maksymalnego w zależności od ilości dostarczonej wody dla wybranych lat

Rok	Maksymalna liczba nawodnień	Liczba zrealizowanych nawodnień	Wielkość spadku plonów w stosunku do plonu maksymalnego	
			max [%]	min [%]
1968	8	0	34	34
		1	27	21
		2	25	15
		3	20	9
		4	15	5
		5	11	1
		6	7	0
		7	3	0
		8	0	0
1969	6	0	19	19
		1	15	10
		2	12	6
		3	9	3
		4	5	1
		5	2	0
		6	0	0
1985	4	0	6	6
		1	2	1
		2	1	0
		3	0	0
		4	0	0
1981	2	0	2	2
		1	0	0
		2	0	0



RYSUNEK 1. Symulowany spadek plonów w stosunku do plonu maksymalnego jako funkcja liczby nawodnień i ich rozkładu w czasie (rok 1969)

Analiza wyników

Na podstawie wyników zawartych w tabeli 2 można zauważyć, że np. dla roku 1969, w przypadku przeprowadzenia trzech nawodnień z sześciu (gwarancja czasowa G_t = 0,5), wielkość spadku plonów w stosunku do plonu maksymalnego waha się od 3 do 9% (rys. 1), czyli dla jednakowej gwarancji czasowej wielkość uzyskiwanych plonów zmienia się w zależności od terminów realizacji nawodnień. Jednocześnie, dla tego samego roku, realizując tylko 1 nawodnienie (G_t = 0,17) we właściwie dobranym terminie można osiągnąć 90% plonu maksymalnego (10% spadek), podczas gdy przy 3 nawodnieniach (G_t = 0,50) i niekorzystnym harmonogramie uzyskuje się 91% plonu maksymalnego. Oznacza to, że zbliżoną wielkość plonów można uzyskać przy istotnie różnych gwarancjach czasowych.

Wynika stąd, że nie istnieje jednoznaczny związek pomiędzy wielkością strat powodowanych deficytami wody a gwarancją czasową, co podważa zasadność stosowania kryterium gwarancji czasowej pokrycia średnich okresowych potrzeb wodnych do oceny stopnia realizacji zaopatrzenia w wodę użytkowników rolniczych.

Powyższe rozważania dotyczą również kryterium gwarancji objętościowej, jeżeli nawodnienia prowadzone są ze stałą dawką polewową.

W ramach prowadzonych prac analizowano również przydatność pozostałych kryteriów. Kryterium maksymalnej głębokości deficytu jest mało reprezentatywne, ponieważ może ono przyjmować co najwyżej wartość równą wielkości dawki nawodnieniowej, podczas gdy, w przypadku wystąpienia deficytu trwającego dłużej niż jeden okres, faktyczny brak wody może być większy, co wynika z pogłębiania się niedoborów wody w glebie (jeżeli w tym czasie nie wystąpiły wystarczająco duże opady). Doprowadzenie

wilgotności gleby do stanu pożądanego wymaga więc dostarczenia większej ilości wody niż jedna dawka nawodnieniowa.

Kryterium maksymalnego czasu trwania ciągłego deficytu nie może być stosowane dla użytkowników o potrzebach dyskretnych (nieciągłych w czasie) ze względu na trudności ze zdefiniowaniem pojęcia ciągły deficyt. Warunkiem stosowalności tego kryterium jest przyjęcie jednego z dwóch wątpliwych założeń:

- czas trwania ciągłego deficytu oznacza ciąg następujących po sobie okresów deficytów nie rozdzielonych okresem, w którym całkowicie pokryto przynajmniej jedno niezerowe zapotrzebowanie na wodę (np. dwa okresy deficytowe oddalone od siebie o miesiąc powinny być traktowane łącznie, jeżeli w tym czasie nie było zgłaszane zapotrzebowanie na wodę, podczas gdy rzeczywisty niedobór wody może być krótszy);
- czas trwania ciągłego deficytu może odnosić się tylko do okresów, w których w sposób ciągły było zgłaszane zapotrzebowanie na wodę (np. dwa okresy deficytowe oddalone od siebie o miesiąc powinny być traktowane rozdzielnie, bez względu na warunki meteorologiczne, chociaż w przypadku braku lub niewystarczających opadów obiekt nawadniany znajduje się w stanie ciągłego deficytu).

Powyższe przykłady wskazują, że o tym, czy obiekt znajduje się w stanie deficytu nie można stwierdzić na podstawie analizy ciągłego zapotrzebowania i poborów wody bez uwzględniania warunków meteorologicznych.

Propozycja sposobu obliczania potrzeb wodnych oraz oceny stopnia ich realizacji

Analiza wyników badań symulacyjnych oraz doświadczenia wynikające z realizacji prac: „Zasady gospodarowania zasobami wodnymi doliny w sposób zaspokajający potrzeby ekosystemów chronionych i rolniczych" (Tyszewski i in. 1995) i „Renaturalizacja warunków wodnych w częściowo odwodnionych torfowiskach w Środkowym Basenie Doliny rzeki Biebrzy" (Okruszko i in. 1992) pozwalają stwierdzić, że modelowanie potrzeb wodnych użytkowników „retencjonujących wodę" (np. obszary nawadniane, stawy rybne, użytkowanie związane z ochroną przyrody) w postaci ciągów średniego okresowego zapotrzebowania na wodę jest zbyt dużym uproszczeniem. Takie podejście nie uwzględnia procesu narastania wielkości potrzeb wodnych, w przypadku gdy w poprzednich okresach nie zostały one zaspokojone. Dla dokładniejszego odwzorowania specyfiki tego typu użytkowników konieczne jest obliczanie wielkości potrzeb z uwzględnieniem aktualnego stanu obiektu użytkownika wody (np. dla obiektów nawadnianych – uwilgotnienia profilu glebowego).

Autorzy proponują więc włączanie symulacyjnych modeli tego typu użytkowników wody do modelu bilansowego. Współpraca modeli przebiegałaby wówczas dwuetapowo: w pierwszym etapie na podstawie aktualnego stanu obiektu użytkownika wody oraz danych charakteryzujących warunki hydrometeorologiczne oblicza się potrzeby wodne obiektu, których wielkość jest przekazywana do mo-

delu bilansowego. Po dokonaniu alokacji zasobów, na podstawie ilości przydzielonej użytkownikowi wody, aktualnego stanu obiektu i danych hydrometeorologicznych obliczany jest stan końcowy obiektu (np. wilgotność gleby), który staje się stanem początkowym dla kolejnego przedziału czasowego (rys. 2).

W wyniku wielookresowej symulacji alokacji zasobów wodnych (obliczeń bilansowych) z uwzględnieniem współpracy z modelem użytkownika, uzyskuje się m.in. ciągi stanów końcowych obiektu użytkownika.

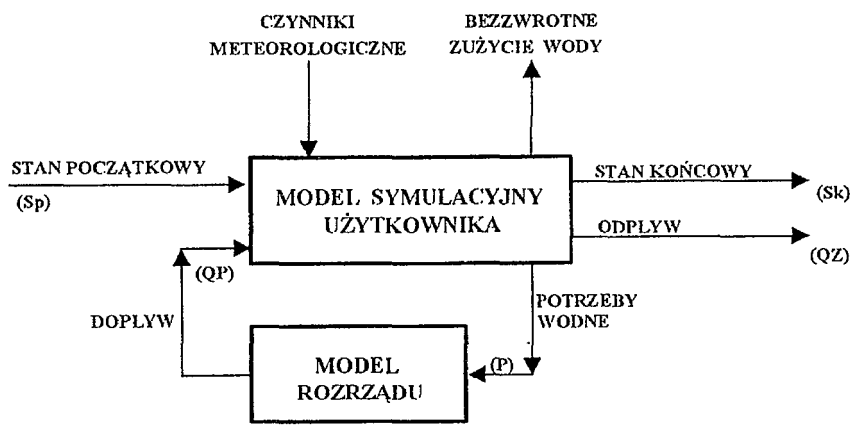
Autorzy proponują powiązanie kryteriów oceny stopnia realizacji zadania zaopatrzenia w wodę użytkowników mogących retencjonować wodę z przebiegiem stanów obiektu (np. dla użytkownika rolniczego z uwilgotnieniem gleby).

Gwarancja czasowa może być zdefiniowana jako stosunek liczby okresów, w których stan obiektu był zadowalający do liczby wszystkich okresów objętych badaniami symulacyjnymi. W przypadku użytkownika rolniczego jest to stosunek liczby okresów, w których wilgotność gleby rozpatrywanego obiektu była w optymalnym zakresie ze względu na warunki poboru wody przez rośliny do liczby wszystkich rozpatrywanych okresów.

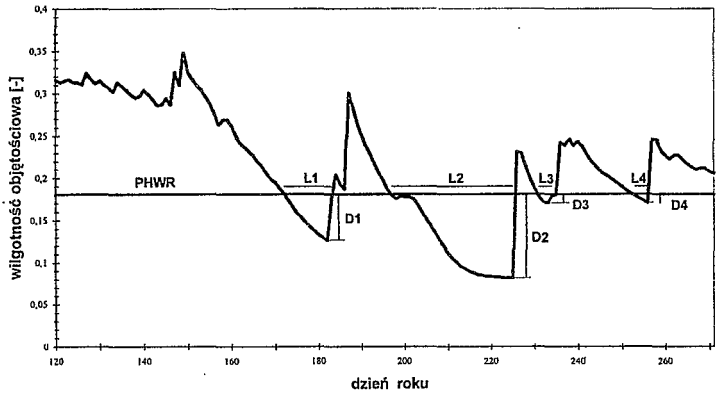
Równocześnie warto zauważyć, że przy zaproponowanym podejściu, możliwe będzie określenie maksymalnego czasu trwania ciągłego deficytu (L_{max}), zdefiniowanego jako czas trwania najdłuższego okresu, w którym wilgotność gleby utrzymywała się poniżej wilgotności odpowiadającej punktowi hamowania wzrostu roślin oraz maksymalnej głębokości deficytu (D_{max}), oznaczającej największy okresowy niedobór wody w glebie w rozpatrywanym wieloleciu (rys. 3).

Podsumowanie i wnioski

1. Przeprowadzone badania wykazały, że dla użytkowników mogących retencjonować wodę opis potrzeb wodnych w postaci ciągów średniookresowego zapo-



RYSUNEK 2. Współpraca modelu użytkownika, którego potrzeby zależą od aktualnego stanu obiektu, z modelem rozrządu wody



RYSUNEK 3. Przykładowy przebieg zmian uwilgotnienia gleby – kryteria L_{max} i D_{max} oceny stopnia realizacji zadania zaopatrzenia w wodę
PHWR – wilgotność odpowiadająca punktowi hamowania wzrostu roślin, $D_1,\ldots, D_4$ – głębokość spadku wilgotności gleby poniżej *PHWR* ($D_{max} = D_2$), $L_1,\ldots, L_4$ – czas, w którym wilgotność gleby utrzymuje się poniżej *PHWR* ($L_{max} = L_2$).

trzebowania na wodę jest zbyt dużym uproszczeniem. Ponadto udowodniono nieadekwatność dotychczas stosowanych kryteriów oceny stopnia realizacji zadania zaopatrzenia w wodę dla tego typu użytkowników.

2. Przedstawiono propozycję zasad współpracy modeli symulacyjnych użytkowników retencjonujących wodę z modelem rozrządu wykorzystywanym w analizach bilansowych.

3. Zaproponowano również nowy sposób formułowania kryteriów oceny stopnia realizacji zadania zaopatrzenia w wodę związaną z przebiegiem stanów obiektu (użytkownika wody).

Literatura

FEDDES R.A., KOWALIK P.J., ZARADNY H. 1978: *Simulation of field water use and crop yield.* Simulation Monograph. Pudoc, Wageningen.

HERBICH P., TYSZEWSKI S. 1993: *Warunki korzystania z wód zlewni rzeki Wkry.* Opracowanie wykonane na zlecenie RZGW, Warszawa.

HYDROPROJEKT-WARSZAWA, 1992: *Metodyka jednolitych bilansów wodno-gospodarczych.* Opracowanie wykonane na zlecenie Ministerstwa OŚZNiL, Warszawa.

HYDROPROJEKT-WARSZAWA, 1994: *Warunki korzystania z wód zlewni rzeki Radomki.* Opracowanie wykonane na zlecenie RZGW, Warszawa.

KABAT P., VAN DEN BROEK B.J., FEDDES R. A. 1992: SWACROP: *A water management and crop production simulation model.* ICID Biulletin, 41; 61–84.

KOWALIK P. 1989: *Relacja pomiędzy zaopatrzeniem w wodę a plonem roślin.* [w:] Potrzeby wodne roślin uprawnych (Dzieżyc red.), PWN, Warszawa, 36–49.

MOSZOWA J. 1986: *Wpływ deszczowania i zróżnicowanego nawożenia azotowego na dynamikę rozwoju oraz plon nowych odmian ziemniaków (Matematyczny model i jego weryfikacja empiryczna).* ZPPNR 268; 437–480.

OKRUSZKO H. i in. 1992: *Renaturalizacja warunków wodnych w częściowo odwodnionych*

torfowiskach w Środkowym Basenie Doliny rzeki Biebrzy. Opracowanie wykonane na zlecenie Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska, Projekt 3943, Warszawa.

ROGUSKI W., SARNACKA S., DRUPKA S. 1988: *Instrukcja wyznaczania potrzeb i niedoborów wodnych roślin uprawnych i użytków zielonych.* Materiały instruktażowe, IMUZ 66.

SŁOTA H. i in. 1994: *Warunki korzystania z wód zlewni rzeki Kamiennej.* Opracowanie wykonane na zlecenie RZGW, Warszawa.

TYSZEWSKI S. PUSŁOWSKA D., OKRUSZKO T. 1995: *Zasady gospodarowania zasobami wodnymi doliny w sposób zaspokajający potrzeby ekosystemów chronionych i rolniczych.* Opracowanie wykonane w ramach Grantu KBN pt. „Rolniczo i ekologicznie zrównoważone zasady gospodarowania zasobami wodnymi i walorami przyrodniczymi w dolinie łęgowej, na przykładzie Górnej Narwi, Warszawa.

WESSELING J.G., KABAT P., VAN DEN BROEK B.J., FEDDES R.A. 1989: SWACROP: *Simulating the dynamic of the unsaturated zone and water limited crop production. Model input instructions* The Winand Staring Centre, SC-DLO, Wageningen.

WÖSTEN J.H.M. 1987: *Beschrijving van de waterrententie – en doorlatendheidskarakteristieken uit de Staringreeks met analytische functies.* Wageningen, STIBOKA Rapport 2019.

Adres autorów
T. Okruszko
Politechnika Warszawska
00-653 Warszawa, ul. Nowowiejska 20
D. Pusłowska, S. Tyszewski
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Czesław RZEKANOWSKI, Stanisław ROLBIECKI

Efekty produkcyjne stosowania nawodnień kroplowych w regionie bydgoskim

Abstract

Productive effects of drip irrigation usage in the Bydgoszcz region. Average results of experiments on drip irrigation of horticultural crops (tomato plants, French bean, red beet, carrot, strawberry, black currant and chery-, plum-, apple-trees) cultivated in the field, orchards, glasshouses and under the foil are presented in the work. The experiments were carried out in the period 1974–1994 in several experiment stations located in the Bydgoszcz region. The relative yield increment of tomatoes caused by drip irrigation ranged from 11,8% in greenhouses and 20.0% under the foil to over 22% in the field. Thanks to drip irrigation the mean yield of other vegetables increased in condition of very light soil by: 5.7 t/ha (over 3 times) – French bean, 15,4 t/ha (over twice) – red beet and 28.2 t/ha (over 4 times) – carrot. On the very light soil the average yield increase of strawberry caused by drip irrigation varied from 1.4 to 7.81 t/ha. In the production orchard located on the soil of III-IV valation class, the mean yield increased by: 22.0% (apples), 22.4% (plums) and 25.2% (cherries).

Key words: drip irrigation, productive effects of irrigation, horticultural crops, Bydgoszcz region, very light soil.

Wstęp

Zaliczany do mikronawodnień system kroplowy spełnia wszelkie warunki energo- i zasobooszczędnej gospodarki. Zagadnienie to nabiera szczególnej wagi w świetle konieczności optymalizacji wszelkich działań prowadzących do zrównoważonego rozwoju rolniczej przestrzeni produkcyjnej (Bucks i in. 1982; Pierzgalski i Jeznach 1993; Hewelke 1994). System ten uchodzi obecnie za najnowocześniejszy, a z racji swych specyficznych walorów idealnie nadaje się do nawadniania większości upraw ogrodniczych. Przewiduje się, że w przyszłości będzie to w Polsce podstawowy sposób nawodnień upraw pod osłonami, sadów, warzyw i plantacji jagodowych (Grabarczyk i Rzekanowski 1984; Pierzgalski i Jeznach 1993).

O ile w produkcji szklarniowej i pod osłonami nawadnianie kroplowe może być na szeroką skalę wprowadzane powszechnie i zasadniczo bez ograniczeń, to w warunkach polowych ze względów ekonomiczno-przyrodniczych mogłoby znaleźć zastosowanie przede wszystkim w Krainie Wielkich Dolin, w uprawach rzędowych roślin ogrodniczych na glebach lekkich i bardzo lekkich (Grabarczyk i Rzekanowski 1984). Potrzeba stosowania nawodnień uzupełniających istnieje zwłaszcza w południowej części regionu bydgoskiego, szczególnie na Kujawach (Peszek 1987) oraz w Wielkopolsce (Pacholak i in. 1995).

Celem opracowania jest przedstawienie efektów produkcyjnych stosowania nawodnień kroplowych w uprawie roślin warzywnych i sadowniczych, jakie uzyskano w doświadczeniach ścisłych, prowadzonych przez Zakład Melioracji i Agrometeorologii ATR w regionie bydgoskim.

Materiały i metodyka

Do opracowania wykorzystano wyniki doświadczeń z zakresu nawadniania kroplowego roślin ogrodniczych, wykonanych przez Zakład Melioracji i Agrometeorologii Akademii Techniczno-Rolniczej w Bydgoszczy. Wspomniane badania eksperymentalne przeprowadzono w latach 1974–1994 i obejmowały one uprawy pod szkłem, folią i w odkrytym gruncie. Dotyczyły one roślin warzywnych (pomidor, marchew jadalna, burak ćwikłowy, fasola szparagowa), jagodowych (truskawka, porzeczka czarna) oraz sadowniczych (wiśnie, śliwy i jabłonie). Podstawowe dane metodyczne uwzględniające lokalizację doświadczeń, długość prowadzenia poszczególnych serii eksperymentów, uprawiane odmiany roślin i rodzaj gleby zawarto w tabelach 1–4. Bardziej szczegółowe informacje o prezentowanym materiale, zastosowanych w poszczególnych eksperymentach metodach badawczych oraz statystycznym opracowaniu wyników zostały podane we wcześniej opublikowanych pracach (Rzekanowski 1981; Rzekanowski i Grabarczyk 1981; Rzekanowski 1989, Rzekanowski i in. 1994; Sadowski i Rzekanowski 1989). Oryginalne dane jakie obejmuje niniejsza synteza, ograniczają się jedynie do przedstawienia wpływu nawadniania kroplowego na wysokość plonu handlowego testowanych roślin, co można określić mianem efektów produkcyjnych.

Wyniki badań

Średni plon handlowy pomidorów pod osłonami wyniósł na obiektach nawadnianych systemem kroplowym 642,7 kg/100 m^2 (tab. 1). Był on przy tym nieco wyższy (662,7 kg/100 m^2) w szklarniach niż w tunelach foliowych (630,6 kg/100 m^2). W porównaniu do obiektów kontrolnych (podlewanie z węża), nawadnianie kroplowe zwiększyło plon handlowy pomidorów uprawianych pod osłonami średnio o 92,0 kg/100 m^2, to jest o 16,7%. Z porównania dwu sposobów uprawy wynika, iż wyższy przyrost zanotowano pod folią (o 20%) niż w szklarni (o 11,8%). Ten ostatni sposób produkcji zapewniał jednak wyższą stabilność plonowania, bowiem efekt produkcyjny uprawy pod folią wahał się od niewielkiej straty w jednym roku do zwyżki o 38,9% w innym.

Pomidory uprawiane w gruncie plonowały na niższym poziomie, gdyż na obiektach nie nawadnianych zebrano ich średnio 38,6 t/ha (tab. 2). Z testowanych odmian uprawnych najlepiej plonowała odmiana Najwcześniejszy (54,9 t/ha), słabiej Krakowski Wczesny (21,7–39,1 t/ha). Nawadnianie kroplowe podniosło plon handlowy odpowiednio do poziomu 71,7 i 25,5-44,7 t/ha, co stanowiło zwyżkę o 30,6 i 14,4–17,3%. Średni dla obu odmian przyrost wyniósł zatem ok. 23%.

Zdecydowanie najsilniejszy efekt plonotwórczy nawadniania kroplowego wa-

TABELA 1. Plon handlowy pomidorów uprawianych pod osłonami [kg/100 m^2]

Miejscowość	Rodzaj osłony	Rodzaj podłoża	Lata badań	Odmiana uprawna	Plon [kg/100 m^2]		Przyrost plonu	
					podlewanie z węża	nawadnianie kroplowe	[kg/100m^2]	[%]
Strzelewo	szklarnia	substrat torfowy	1974	Revermun F_1	523,3	591,7	68,4	13,1
Malinowo	szklarnia	mada ciężka	1974	V-548	438,1	488,5	50,4	11,5
			1975	Revermun F_1	816,0	908,0	92,0	11,3
		Średnio szklarnia			592,5	662,7	70,2	11,8
Wierzchucinek	tunel foliowy	gleba płowa	1976	V-548	818,1	1003,2	181,1	22,6
			1977	V-548	475,4	660,5	185,1	38,9
			1978	Revermun F_1	681,1	667,1	–14,0	–2,1
Wtelno	tunel foliowy	substrat torfowy	1979	Revermun F_1	282,0	359,0	77,0	27,4
			1980	Revermun F_1	371,4	463,3	91,9	24,5
		Średnio pod folią			525,6	630,6	105,0	20,0
		Średnio*			550,7	642,7	92,0	16,7

*– średnia ważona

TABELA 2. Plon handlowy warzyw uprawianych w gruncie [t/ha]

Miejscowość	Gleba	Roślina	Lata badań	Odmiana uprawna	Plon [t//ha]		Przyrost plonu	
					nie nawadnianie	nawadniane kroplowe	[t/ha]	[%]
Wierzchucinek	płowa (IV klasa bonitacyjna)	pomidor	1975	Najwcześniejszy	54,93	71,73	16,80	30,6
			1976	Krakowski Wcz.	39,10	44,73	5,63	14,4
			1977	Krakowski Wcz.	21,73	25,49	3,76	17,3
		Średnio			38,59	47,32	8,73	22,6
Kruszyn Krajeński		czarna ziemia (V-VI klasa bonitacyjna)	fasola szparagowa	Złota Saxa	1,85	7,47	5,66	305,9
			burak ćwikłowy	Czerwona Kula	7,55	22,98	15,43	204,4
			marchew jadalna	Perfekcja	6,58	34,79	28,21	428,7

TABELA 3. Plon handlowy roślin jagodowych [t/ha] w Kruszynie Krajeńskim

Gleba	Roślina	Lata badań	Odmiana	Plon [t/ha]		Przyrost plonu	
				nie nawadniane	awadnianie kroplowe	[t/ha]	[%]
Czarna ziemia (V-VI klasa bonitacyjna)	truskawka	1982–1984	Redgauntled	4,76	8,62	3,86	81,1
			Senga Sengana	1,54	2,94	1,40	90,9
		1993–1994	Senga Sengana	0,68	8,49	7,81	1148,5
	Średnio truskawka			2,33	6,68	4,35	186,7
Czarna ziemia (V-VI klasa bonitacyjna)	porzeczka czarna	1993–1994	Titania	0,58	1,82	1,24	213,8

TABELA 4. Plonowanie roślin sadowniczych w Lubostroniu [t/ha]

Gleba	Roślina	Lata badań	Odmiana	Plon [t/ha]		Przyrost plonu	
				nie nawadniane	nawadniane kroplowo	[t/ha]	[%]
Płowa IVa	wiśnie	1981–1985	Łutówka	9,20	11,52	2,32	25,2
Płowa IIIa	śliwy	1981–1985	Jerozolimka	9,16	11,80	2,64	28,8
		1981–1984	Ruth Gerstetet	7,08	8,08	1,00	14,1
	Średnio pestkowe			8,12	9,94	1,82	22,4
Płowa IVa	jabłonie	1981–1985	Melba	19,68	23,44	3,76	19,1
			McIntosh	21,26	26,01	4,75	22,3
			Spartan	18,86	23,49	4,63	24,5
	Średnio jabłonie			19,93	24,31	4,38	22,0

rzyw uprawianych w gruncie stwierdzono na glebie bardzo lekkiej (V-VI klasa bonitacyjna) w Kruszynie Krajeńskim k/Bydgoszczy (tab. 2). System kroplowy zwiększył bowiem plon handlowy buraka ćwikłowego o 15,4 t/ha (ponad 200%), fasoli szparagowej o 5,4 t/ha (ponad 300 %), marchwi jadalnej zaś aż o 28,2 t/ha (ok. 430%).

Równie wyraźne przyrosty uzyskano w warunkach luźnej gleby piaszczystej skutkiem nawadniania truskawki, której plon handlowy wzrósł średnio o 4,35 t/ha, to jest o 187% (tab. 3). Szczególnie wysokie efekty otrzymano w ostatniej serii doświadczeń z odmianą Senga Sengana, gdzie zwyżka plonu owoców handlowych osiągnęła aż 7,8 t/ha, co w wartościach względnych stanowiło ponad 1100%. W przypadku porzeczki czarnej uzyskano przyrost plonu handlowego średnio o 214%, jednak jego poziom był niski.

W przypadku roślin sadowniczych wzrost plonu owoców osiągnięty dzięki nawadnianiu kroplowemu wahał się, przeciętnie dla lat, gatunków i odmian, od 14,1 do 28,8% (tab. 4). Spośród roślin pestko-

wych zwyżka plonu owoców wiśni wynosiła 2,32 t/ha (25,2%), zaś śliw 1,82 t/ha (22,4%). W przypadku tego ostatniego gatunku lepiej plonowała odmiana Jerozolimka niż Ruth Gersteter. Przyrosty wynosiły bowiem tutaj odpowiednio 2,64 t/ha (28,8%) i 1,0 t/ha (14,1%).

Badane plony trzech odmian jabłoni wzrastały pod wpływem nawadniania kroplowego średnio z 19,9 t/ha do 24,3 t/ha, to jest o 22,0%. Najsilniej na nawadnianie zareagowały odmiany późne McIntosh i Spartan, słabiej odmiana letnia Melba. Średnie zwyżki plonów handlowych wyniosły w przypadku pierwszych odmian odpowiednio 4,75 i 4,63 t/ha (czyli 22,3 i 24,5%), Melby zaś 3,76 t/ha (19,1%).

Dyskusja wyników

Wykonane badania nad wpływem nawadniania kroplowego na plonowanie wybranych roślin ogrodniczych, uprawianych zarówno pod osłonami (pomidor), jak i w odkrytym gruncie (pozostałe gatunki) wykazały, iż jest to zabieg efektywny, szczególnie na najsłabszych kompleksach glebowych (żytni słaby i bardzo słaby).

Uzyskane w doświadczeniach pod szkłem i folią zwyżki plonu pomidorów wskazują na możliwość stosowania systemu kroplowego w szerokiej praktyce ogrodniczej w warunkach krajowych. Kroplowa metoda dostarczania wody eliminuje pracochłonne i niezbyt dokładne podlewanie za pomocą węża, pozwala na dalszą intensyfikację uprawy pomidorów pod osłonami, bez konieczności powiększania powierzchni produkcyjnej.

Otrzymany wzrost plonu pomidorów wskutek stosowania nawadniania kroplowego w doświadczeniach pod szkłem i folią, był niższy od uzyskanego przez Jeznacha (1978), a zbliżony do wyników badań amerykańskich (za Rzekanowskim 1981). Natomiast zwyżki plonów pomidora osiągnięte w gruncie były niższe od otrzymanych przez badaczy australijskich i amerykańskich (za Rzekanowskim 1981). Tłumaczyć to trzeba głównie różnicami w klimacie, bowiem, jak podaje Niestierowa i in. (1973), im wyższa bywa temperatura powietrza i bardziej przesuszona gleba, tym wyższe są efekty produkcyjne nawadniania kroplowego.

Efekty nawadniania systemem kroplowym w uprawie buraka ćwikłowego, marchwi i fasoli szparagowej, potwierdzają pozytywne rezultaty doświadczeń zagranicznych (za Rolbieckim 1995). Duże różnice, jakie odnotowano pomiędzy plonem handlowym na obiektach kontrolnych i nawadnianych kroplowo, spowodowane były przede wszystkim dotkliwym brakiem wody na poletkach nie poddanych temu zabiegowi, będące wynikiem dłuższych okresów bezopadowych (szczególnie w 1992 r.). W połączeniu ze słabą glebą, prowadziło to w konsekwencji do zahamowania wzrostu roślin i drobnienia korzeni buraka bądź marchwi. W przypadku fasoli szparagowej nawadnianie kroplowe zapobiegało opadaniu kwiatów (występowało to na poletkach nie nawadnianych), co poprawiało zawiązywanie i zwiększało liczebność strąków. Te zaś czynniki, w powiązaniu z większymi rozmiarami i masą strąków, powodowały bardzo silny przyrost plonu handlowego.

Rozpatrując plon czarnej porzeczki zauważa się niezbyt obfity plon na obie-

ktach nawadnianych, co można wytłumaczyć młodym wiekiem roślin. Plantację założono bowiem w 1991 r., a 1994 r. był dopiero drugim rokiem owocowania. W tymże roku porzeczki osiągnęły przeciętną wysokość około 80 cm, podczas gdy przykładowo Mazur z Hołyszem (1993) w siódmym roku po posadzeniu określili wzrost swych roślin, zależnie od odmiany, na 140–170 cm. Wyrazem tego były dużo wyższe plony. Z kolei Osterman i Hansen (1988) stwierdzają, iż głównym elementem obfitego plonowania jest wzrost krzaków czarnej porzeczki. Daje to przesłankę do przypuszczenia, że w następnych latach plonowanie będzie zdecydowanie wyższe, bowiem już teraz rośliny nawadniane charakteryzowały się bardzo dobrym pokrojem.

Lepiej niż porzeczki plonowały truskawki, zwłaszcza w ostatniej serii badań, w której przykładowo w 1993 r. zebrano plon 12,5 t/ha na obiektach wyposażonych w system kroplowy. Niewiele lepsze wyniki, i to na żyźniejszych glebach, uzyskała między innymi Słowik (1983). Nadto należy dodać, iż w 1994 r. notowano bardzo silne przymrozki, które zdziesiątkowały zawiązki kwiatowe truskawek i porzeczek.

Otrzymane w wyniku nawadniania kroplowego zwyżki plonów wiśni były zbliżone do uzyskiwanych przez innych autorów w naszym kraju (za Rzekanowskim 1989; Szewczuk, 1991). Średni z 5 lat badań przyrost plonu jabłek w wyniku nawadniania kroplowego wynoszący zależnie od odmiany od 19,1 do 24,5%, okazał się zbieżny z wynikami innych doświadczeń krajowych, w których zwyżki wynosiły średnio od 12,1 do 23,09% (za Rzekanowskim 1989). W innych krajach osiągano najczęściej przyrosty zbiorów tych owoców od 20 do 50%, jednak występowały tam z reguły znacznie cieplejsze warunki klimatyczne (za Rzekanowskim 1989). W zbliżonych do naszych warunkach Holandii, Wielkiej Brytanii, Niemiec czy Austrii, w wyniku zastosowania systemu kroplowego, zbierano od 20 do 40% więcej owoców, a więc na poziomie porównywalnym z doświadczeniem własnym.

Wnioski

1. Nawadnianie kroplowe wyraźnie zwiększyło wielkość plonu handlowego w przypadku wszystkich badanych roślin ogrodniczych.

2. Najwyższe zwyżki plonu badanych roślin osiągnięte dzięki nawadnianiu kroplowemu, stwierdzono w uprawie gruntowej warzyw w warunkach gleby bardzo lekkiej.

3. Nawadnianie może stanowić sposób zapobieżenia uszczuplaniu rolniczej przestrzeni produkcyjnej; daje ono bowiem gwarancję dobrego rozwoju i plonowania roślin intensywnych na najsłabszych kompleksach gleb oraz pozwala na uzyskiwanie wartościowych płodów.

Literatura

BUCKS D.A., NAKAYAMA F., WARRICK A. 1982–1983: *Principles, practices and potentialities of trickle (drip) irrigation.* Advances in Irrigation, 1; 219–298.

GRABARCZYK S., RZEKANOWSKI C. 1984: *Przyrodnicze i techniczne przesłanki zastosowania nawadniania kroplowego w Polsce.* Mat. konf. nauk.-tech., PAN i SGGW, Warszawa, 21–29.

HEWELKE P. 1994: *Rola mikronawodnień w zrównoważonym rozwoju obszarów intensywnie użytkowanych rolniczo*. Zesz. Nauk. AR Wrocław, Konf. III, t. 2, 246; 91–98.

JEZNACH J. 1978: *Automatyczne nawadnianie kroplowe w uprawie pomidorów szklarniowych*. Ogrodn. 2; 36–38.

MAZUR J., HOŁYSZ M. 1993: *Wpływ nawadniania porzeczki czarnej (Ribes nigrum, L.) na jej wzrost i plonowanie*. Pr. Kom. Nauk Rol., PTPN 75; 115–121.

NIESTIEROWA G.S., ZONN I.S., WAJCMAN J.A. 1972: *Kapielnoje oroszenie*. CBNTI, Moskwa, 1–47.

OSTERMANN J., HANSEN P. 1988: *Effects of drip irrigation on yield components of black currants*. Acta Agric. Scand. 38; 171–176.

PACHOLAK E., PRZYBYŁA C., STACHOWSKI P. 1995: *Wpływ eksploatacji nawodnień deszczownianych i kroplowych na efektywność produkcyjną sadów jabłoniowych*. Zesz. Nauk. AR Wrocław, Konf. VIII, 266; 335–342.

PESZEK J. 1987: *Podstawy klimatyczne nawadniania roślin w regionie bydgoskim*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., PWN, Warszawa, 314; 335–342.

PIERZGALSKI E., JEZNACH J. 1993: *Stan i kierunki rozwoju mikronawodnień*. [w:] *Współczesne problemy melioracji*. Red. C. Somorowski, SGGW, Warszawa, 35–42.

ROLBIECKI S. 1995: *Efekty nawadniania wybranych roślin ogrodniczych na glebie bardzo lekkiej*. Rozpr. dokt., ATR Bydgoszcz.

RZEKANOWSKI C. 1981: *Wpływ nawadniania kroplowego na plonowanie pomidorów uprawianych pod szkłem i folią*. Zesz. Nauk. ATR, Rolnictwo 12; 93–104.

RZEKANOWSKI C. 1989: *Wpływ nawadniania kroplowego na plonowanie najważniejszych gatunków drzew owocowych w warunkach sadu produkcyjnego*. Zesz. Nauk. ATR., Rozprawy 35.

RZEKANOWSKI C., GRABARCZYK S. 1981: *Wpływ nawadniania kroplowego na plonowanie pomidorów uprawianych w gruncie*. Zesz. Nauk. ATR, Rolnictwo 12; 79–92.

RZEKANOWSKI C., ROLBIECKI S., GRABARCZYK S. 1994: *Nawadniane plantacje czarnej porzeczki i truskawki jako alternatywa zalesiania gleby bardzo lekkiej*. Ogólnopol. Konf. Nauk. nt.: „Przyrodnicze i techniczne problemy kształtowania środowiska rolniczego". AR Poznań, 161–170

SADOWSKI C., RZEKANOWSKI C. 1989: *The effect of spray irrigation and drip irrigation on a very light soil*. Acta Hort. 265; 623–626.

SŁOWIK B. 1983: *Wpływ nawadniania kroplowego i ściółkowania na plonowanie truskawek odmiany Senga Sengana*. Pr. Inst. Sad., Ser. C, Biul. Inf. 1–3; 91–92.

WOJTKIEWICZ A., SZEWCZUK A. 1990: *Wpływ nawadniania kroplowego na wzrost, kwitnienie i plonowanie niektórych odmian brzoskwiń i wiśni*. Zesz. Nauk. AR Kraków, 28; 57–71.

Adres autorów

Cz. Rzekanowski, S. Rolbiecki

Katedra Melioracji i Użytków Zielonych, ATR w Bydgoszczy

85-029 Bydgoszcz, ul. Bernardyńska 6

Czesław SOMOROWSKI

Zarys koncepcji i wdrażania Górnonoteckiego Systemu Wodnogospodarczego

Abstract

Outline of the project and the implementation of the upper Noteć Hydroeconomic System. This study presents the general concept of the pilot hydroeconomic system in agricultural region and assumptions of water economy development with reference to quality and water resources management subsystems. The characteristics of the technical-economical analysis and determined variants of water management in the region with irrigation of agricultural land have been given. From among the problems of implementation a new organizational structure has been disscused, i.e. Board of Management created in order to function as a future hydro-economic system authority.

Key words: pilot hydro-economic system, water management for agriculture.

Wstęp

Gospodarowanie wodą w obrębie określonej jednostki terytorialnej zespala różne sfery działalności gospodarczej i społecznej. Woda bowiem, traktowana najogólniej jako surowiec, nie znajduje żadnego substytutu dla różnych procesów życiowych zachodzących w biosferze, a przy tym jej dostępność określa warunki jej konsumpcji i użytkowania w rolnictwie, przemyśle, gospodarce komunalnej, żegludze itp.

W przypadku wystąpienia deficytu wody i w związku z tym różnych sytuacji konfliktowych między poszczególnymi jej użytkownikami i konsumentami, zachodzi konieczność jej racjonowania poprzez rozrząd aktywnie kształtowanych zasobów wodnych.

Kształtowanie i wykorzystywanie zasobów wodnych ma swoją specyfikę zarówno w różnych gałęziach gospodarki jak i w poszczególnych jednostkach terytorialnych. Dotyczy to ich gromadzenia, ewentualnego uzdatniania, sposobów doprowadzania oraz punktowego lub obszarowego wykorzystywania. Specyfika ta może wynikać nie tylko z formy zasobów wodnych (zasoby wilgoci gleby, wody powierzchniowe, wody podziemne), lecz także ze sposobu występowania zjawisk ekstremalnych – wezbrań czy też – tak jak w rolnictwie – z incydentalnie pojawiających się (w naszych warunkach klimatycznych) wysokich deficytów wody w produkcji roślinnej w okresie występowania susz atmosferycznych i glebowych. Przeciwstawieniem takich sytuacji jest ustabilizowane w czasie, zapotrzebowanie na wodę dla przemysłu oraz gospodarki komunalnej.

W miarę zwiększania się zadań wodnogospodarczych na danym obszarze, gospodarowanie wodą przybiera charakter coraz bardziej kompleksowy. Ujawnia się wówczas potrzeba tworzenia struktur systemowych, umożliwiających uzyskiwanie efektów wynikających nie tylko z sumy działań sprawczych, lecz również z ich wzajemnego oddziaływania na siebie. Dla minimalizowania skutków sytuacji konfliktowych oraz powiększania efektów rzeczowych w gospodarowaniu wodą konieczne staje się zastosowanie ścisłej dystrybucji wody. Zasada ekonomicznej opłacalności wymaga często w takim wypadku podjęcia wielu przedsięwzięć współzależnych i towarzyszących o charakterze produkcyjnym i infrastrukturalnym.

Na podstawie licznych prac badawczych i rozwojowych, studialnych i projektowych, przy współdziałaniu wielu zespołów i specjalistów, w tym również organizacji międzynarodowych, opracowano w ramach Kierunku 06 ProgramuRządowego PR-7 (realizowanych w Instytucie Melioracji i Użytków Zielonych) koncepcję rozwoju i wykorzystania zasobów wodnych dla wybrnego regionu, zlokalizowanego na obszarze zlewni Górnej Noteci po przekrój w Nakle (ok. 4000 km^2). W zadaniach badawczo-rozwojowych Programu PR-7 Górnonotecki System Wodnogospodarczy (GNSWG) stanowił jeden z dwóch proponowanych rozwiązań pilotowych, obok systemu pilotowego gospodarki wodnej dla śląskiej aglomeracji miejsko-przemysłowej.

Założenia systemu wodnogospodarczego

System wodnogospodarczy jest złożonym układem przestrzennym o wielopoziomowej strukturze przyrodniczej, technicznej, ekonomicznej i społecznej. Pod względem funkcjonalnym charakteryzuje go aktywna działalność produkcyjna, usługowa i konsumpcyjna. Jest to więc forma systemu społeczno-gospodarczego, przypisanego do określonej jednostki terytorialnej (Łojewski 1995). Jednym ze stymulatorów rozwoju takiego systemu są przedsięwzięcia w zakresie infrastruktury wodnej.

Koncepcję rozwoju regionu, w którym dominuje rolnictwo (obok przemysłu, gospodarki komunalnej, żeglugi, transportu, rekreacji) podjęto w połowie lat siedemdziesiątych, traktując ją jako zadania kompleksowe, uwzględniające obok przesłanek produkcyjnych, również elementy utrzymania i poprawy stanu środowiska w regionie. Założenia te wyprzedzały sformułowane w końcu lat osiemdziesiątych zasady zrównoważonego i trwałego rozwoju, obecnie przyjmowane jako wiodące w polityce użytkowania i ochrony zasobów środowiska.

Działania te nawiązywały również do idei tzw. systemów pilotowych w rolnictwie (Takes 1976), których kompleksowość jako integracja postępowych rozwiązań technicznych, ekonomicznych i społecznych powinna chronić przed wprowadzeniem tylko jednostronnego, często nieskutecznego postępu technicznego.

Wyboru jednostki terytorialnej – jako systemu pilotowego w działaniach na rzecz rozwoju społeczno-gospodarczego sektora rolnictwa i gospodarki żywno-

ściowej – dokonano stopniowo, drogą kolejnych eliminacji. O ostatecznym wyborze zlewni Noteci Górnej przesądził przede wszystkim względnie dobry poziom rolniczej gospodarki, dotychczasowe zainwestowanie w strukturę techniczną oraz niekorzystny stan stosunków wodnych gleb i regionu, w którym zasobem pozostającym w minimum a wymagającym ochrony ilościowej i jakościowej oraz racjonalnego gospodarowania jest woda (Mikulski 1980; Kulikowski i Somorowski 1981; Somorowski 1983).

Gospodarkę wodną rolnictwa, dominującą w wybranym regionie, cechują pewne odrębności w stosunku do ogólnej gospodarki wodnej. Dotyczy to przede wszystkim obszarowego charakteru regulowania stosunków wodnych, jak również uwzględniania jako zasobów wodnych, obok dyspozycyjnych wód powierzchniowych i wgłębnych, również opadów i wilgoci glebowej, przejściowo magazynowanej w glebie. W tych warunkach deficyty wody wywołane zjawiskami suszy mają wybitnie charakter losowy, zmuszający do stosowania nawodnień w warunkach dużej niepewności. Ponadto, działanie urządzeń regulujących stosunki wodne gleb w rolnictwie jest oceniane nie bezpośrednio, lecz poprzez końcowy efekt gospodarczy, tj. przyrost plonu, osiągany przez producenta-rolnika. Ma to istotne znaczenie, zwłaszcza w przypadku stosowania upraw rolniczych, związanych ze specjalizacją i rejonizacją produkcji w gospodarstwach.

Konieczne są przy tym powiązania sfery produkcji surowców ze sferą przetwórczą w przemyśle rolno-spożywczym w całym kompleksie żywnościowym. Planowany rozwój powinien uwzględniać przy tym konieczność racjonalnego urządzania przestrzeni, zgodnie z wymaganiami ochrony środowiska.

Górnonotecki system wodnogospodarczy

System wodnogospodarczy zlewni Górnej Noteci, w którym obok rolnictwa znajdują się inni konsumenci i użytkownicy wody (gospodarka komunalna, przemysł, żegluga, rekreacja itp.), w swym wymiarze obszarowym został podzielony na subregiony (w obrębie zlewni cząstkowych) z równoczesnym wyodrębnieniem jednostek funkcjonalnych – podsystemów.

W założeniach rozwoju regionu zlewni Górnej Noteci, który jest obiektem wielowymiarowym i wielopłaszczyznowym, problematykę wodnomelioracyjną i ściekową przyjęto za wiodącą w opracowywanej koncepcji. Wiązało się to z koniecznością zastosowania metod analizy systemowej, której wyniki miały wyraźnie wspomagający charakter dla rozwiązań modelowych rolnictwa i gospodarki wodnej (zbiorniki, przerzuty wody) ujętych w „Studium Generalnym" (1980), z uwzględnieniem dokonanych podziałów obszarowego i funkcjonalnego (Mikulski 1980; Albegov i in. 1980; Makowski 1981).

Kryteria funkcjonalne zdecydowały o wyodrębnieniu podsystemów: rolniczo-gospodarczego, wodnomelioracyjnego, ochrony jakości wód oraz organizacji i zarządzania.

Podsystem rolniczo-gospodarczy, kreując w regionie funkcje społeczno-gospodarcze, obejmuje wszystkie jednostki

produkcji rolniczej, przemysł rolno-spożywczy oraz obiekty infrastruktury społeczno-gospodarczej rolnictwa. W ramach tego podsystemu określone są również (związane głównie z potrzebami wodnymi i unieszkodliwianiem ścieków) funkcje i zadania pozarolniczych konsumentów i użytkowników wody.

Podsystem wodnomelioracyjny, umożliwiający zaspokojenie potrzeb wodnych rolnictwa i innych działów gospodarki – poprzez racjonalne kształtowanie i wykorzystanie zasobów wodnych z uwzględnieniem zmiany dotychczasowych form gospodarki wodnej o charakterze lokalnym i branżowym do formy bardziej zintegrowanej, tj. systemowej – obejmuje zespół obiektów wodnych o charakterze podstawowym, służący wszystkim użytkownikom i konsumentom oraz zespół obiektów szczegółowych (wewnętrzne układy wodne), a w tym urządzenia melioracyjne na obszrach rolniczych oraz urządzenia wodociągowo-kanalizacyjne i oczyszczalnie ścieków na wsi.

Podsystem ochrony jakości wód obejmuje obiekty wodne oraz obiekty służące procesom oczyszczania oraz unieszkodliwiania ścieków z dużych jednostek osadniczych oraz z rolnictwa i przemysłu rolno-spożywczego. Ze względu na duże zanieczyszczenie wód powierzchniowych w rejonie, problematyka realizacji przedsięwzięć z tego zakresu musi być traktowana priotytetowo, z docelowym założeniem uzyskania I klasy czystości wód w wodach stojących i co najmniej II klasy czystości w wodach płynących.

Podsystem organizacji i zarządzania wynika z konieczności zastosowania nowych form organizacji i zarządzania, a nie tylko ze względu na wprowadzenie zasad reformy gospodarczej, wieloszczeblowego układu zależnościowo-kompetencyjnego czy specyfiki lokalnych uwarunkowań społeczno-ekonomicznych. W tej sytuacji podstawową zasadą powinno być podporządkowanie jednemu organowi zagadnień dotyczących kształtowania zasobów wodnych, ich eksploatacji oraz ochrony wód.

Wyodrębnione zadania poszczególnych podsystemów powinny być realizowane w obrębie poszczególnych jednostek systemu – subregionów.

W wyniku szczegółowej analizy danych wyjściowych dla 31 gmin należących do trzech województw oraz terenów przyległych, nawiązującej do kierunków polityki gospodarczej i rolnej, za nadrzędny cel rozwoju regionu w danych warunkach przyjęto rozwój wytwórczości kompleksu żywnościowego wraz z harmonijnym rozwojem społeczno-gospodarczym. Wymagał on, w warunkach dość wysokiej produkcji wyjściowej w rolnictwie oraz istnienia licznej grupy pozarolniczych użytkowników wody, wprowadzenia na etapie projektu i wdrożeń procedur:

- optymalizacji kształtowania (zbiornikowanie, przerzuty) i wykorzystywania zasobów wody w rejonie tak w aspekcie ilościowym, jak i jakościowym, dla wszystkich użytkowników i konsumentów wody, przy jednoczesnym uwzględnieniu większej skali nawodnień rolniczych,
- wprowadzenia zabiegów dla urządzania i zagospodarowania przestrzennego regionu, poprzez promocję infrastruktury społeczno-gospodarczej oraz przedsię-

wzięcia z zakresu ochrony i kształtowania środowiska.

Osiągnięcie celów – głównego i szczegółowych – zostało uwarunkowane wachlarzem przedsięwzięć infrastrukturalnych, których rozmiar wynikał z oszacowanego bilansu wodnogospodarczego oraz funkcji i zadań poszczególnych podsysemów. Zbiorcze wyniki bilansu wodnogospodarczego przedstawiono w tabeli zamieszczonej poniżej.

Część deficytów wody (ok. 30:) planowano pokryć z zasobów zmagazynowanych w projektowanych 22 zbiornikach, a resztę z przerzutów wody ze zlewni sąsiednich, zasobnych w wodę (Wisła, Warta). Jednakże oceniony koszt tych przerzutów znacznie zaniżał efektywność realizacji planowanego zakresu inwestycji. Dlatego też wariantowe ujęcie zadań przewidywało pierwszy etap realizacji nawodnień na obszarze ok. 10 000 ha w istniejących systemach nawadniających użytków zielonych i gruntów ornych wraz z możliwością ich dalszego powiększania do ok. 30 tys. ha.

W efekcie prac studialno-projektowych, wykonywanych w dużym zakresie na poziomie założeń techniczno-ekonomicznych, określono ogólne koszty realizacji.

Pomijając z powodu zmieniających się w czasie poziomu i relacji cen określony koszt ogólny całego przedsięwzięcia, oceniono relację kosztów infrastruktury technicznej w poszczególnych podsystemach. W całości nakładów (z określoną partycypacją przemysłu i gospodarki komunalnej) udział podsystemu rolniczo-gospodarczego wyniósł 56%, wodnomelioracyjnego 39%, a ochrony jakości wód 5% (problematyka wodociągowo-kanalizacyjna i ściekowa wsi była włączona w podsystem wodnomelioracyjny).

W rezultacie prowadzonych prac uzyskano opracowanie – Studium Generalne Górnonoteckiego Systemu Wodnogospodarczego (1980), w którym:

- sformułowano po raz pierwszy koncepcję systemu wodnogospodarczego dla regionu o charakterze rolniczym,
- określono zakres niezbędnych przedsięwzięć technicznych i rolniczych jako wynik sprzężeń zwrotnych między podsystemami: rolniczo-gospodarczym, wodnomelioracyjnym oraz ochrony wód z uwzględnieniem funkcji i zadań ówczesnych planów regionalnych i miejscowych;
- osiągnięto wymierne efekty współpracy jednostek naukowo-badawczych, studialnych i projektowych w skali krajo-

TABELA. Potrzeby i deficyty wody w GNSWG w roku miarodajnym

Konsumenci i użytkownicy	Potrzeby [mln·m^3]		Deficyty [mln·m^3]	
	razem	pokryte z przepływu bieżącego	razem	pokryte z zasobów własnej zlewni
Rolnictwo	358	98	261	82
Leśnictwo	9	6	3	—
Przemysł, żegluga	72	59	13	1
Przepływ nienaruszalny			6	1
Razem	439	163	283	84

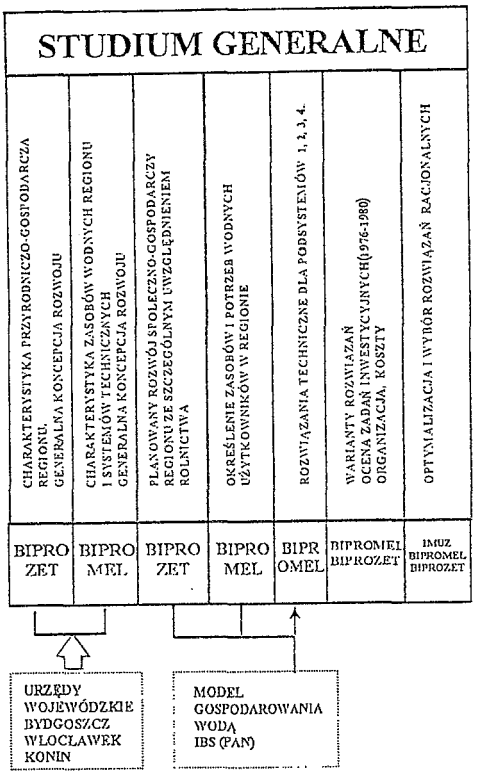
wej, jak również międzynarodowej – poprzez realizację dwóch programów Technicznej Współpracy z FAO. Zakres problemowy studium generalnego przedstawiono w załączniku 1.

Działalność wdrożeniowa

Niezależnie od działań planistycznych, studialnych i projektowych w ramach współpracy jednostki koordynującej Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych oraz dwóch biur studialno projektowych BIPROMEL[1] i BIPROZET[2], które współpracowały łącznie z 15 Instytutami badawczymi i 13 biurami projektów, zespołów pracowników Wojewódzkiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych w Bydgoszczy (dawniej WZIR) podjął od 1983 r. aktywną działalność organizacyjno-wdrożeniową. Grupa ta zorganizowała od 1986 r. niezależne Gospodarstwo Pomocnicze, podejmujące zadania studialne i aplikacyjne w regionie, a także zadania gospodarczo-usługowe wynikające z potrzeb regionu i jednostek administracyjno-gospodarczych (Brzozowski, Somorowski 1988; Somorowski, Brzozowski 1990).

W zakresie gospodarowania wodą zapleczem działań tej grupy są powstałe w wyniku wieloletnich realizacji następujące obiekty wodne i melioracyjne:

• wielofunkcyjny zbiornik retencyjny Pakość (43 mln m^3), który w połączeniu z jeziorem Gopło stanowi liczący się akwen w zaopatrywaniu użytkowników w niezbędne ilości wody;



RYSUNEK. Zakres problemowy studium generalnego

• zwarte kompleksy łąk i pastwisk w północnej części zlewni, między Nakłem i Łabiszynem, w systemach odwadniania i nawadniania, o łącznej powierzchni ok. 6000 ha, wykorzystujące wodę z przepływów Noteci, jej kanałów i zbiorników przystosowanych do zaopatrywania w wodę Kanału Bydgoskiego;

• wybrane obiekty nawodnień deszczownianych, z których część jest dostosowana do rolniczego unieszkodliwiania ścieków przemysłu ziemniaczanego.

[1]BIPROMEL – Centralne Biuro Studiów i Projektów Wodnych Melioracji i Zaopatrzenia Rolnictwa w Wodę (obecnie Biuro Studiów i Projektów Gospodarki Wodnej Rolnictwa „Bipromel").

[2]BIPROZET – Biuro Proj.-Techn. Przemysłu Rolnego i Organizacji Przedsiębiorstw Rolnych.

Zespół Gospodarstwa Pomocniczego, niezależnie od aktywnego wspierania i koordynowania działań inwestycyjnych, zorganizował systemową działalność eksploatacyjną, przede wszystkim na terenie subregionu XI, obejmującego większość kompleksów łąkowych dolnej części zlewni (Biuletyn 1988; Kaca i in. 1994). Na działalność tę składają się:

- system rozrządu wody w XI subregionie, wspomagany komputerowo, umożliwiający kontrolowanie dawek wody poprzez adaptację i wytarowanie ujęć wody, węzłów rozrządu oraz sieć nawadniającą, zapewniające pomiar i regulację przepływów wody pobieranej do nawodnień przez użytkownika;
- system utrzymywania (konserwacji) urządzeń poprzez upowszechnianie sposobów konserwacji rowów oraz zorganizowanie poligonu testującego nowy sprzęt konserwujący, a także zaopatrywanie spółek wodnych w przydatne zestawy urządzeń mechanicznych; umożliwia to w efekcie synchronizację działań w zakresie sterowania wodą, konserwacji urządzeń oraz rolniczego użytkowania obiektów;
- system doradztwa poprzez opracowanie szczegółowych instrukcji eksploatacji poszczególnych obiektów wodnomelioracyjnych (III rzędu) i ich zbioru w subregionie (II rzędu) – jako podstawa dla systemu informatycznego sterowania gospodarką wodną w całym systemie wodnogospodarczym.

Zdobyte doświadczenia w subregionie XI są z powodzeniem upowszechniane aktualnie w zlewni rzeki Gąsawki (subregion X).

W zakresie podsystemu ochrony jakości wód do użytku oddane zostały komunalne oczyszczalnie ścieków w Trzemesznie, Barcinie i Żninie. Ta ostatnia ma spełniać w przyszłości funkcję oczyszczalni grupowej dla ścieków z m. Gąsawka w Biskupin. Rozpoczęto (przy różnym stopniu zaawansowania) procesy inwestycyjne związane z budową oczyszczalni ścieków miejsko-przemysłowych w Inowrocławiu, Kruszwicy i Szubinie, a także działania w zakresie rekultywacji jezior (Biuletyn 1988).

Podsumowanie

1. Koncepcja pilotowego systemu wodnogospodarczego regionu rolniczego Górnej Noteci pomimo upływu czasu i zmieniających się uwarunkowań pozostała w swym zasadniczym zamyśle elementem trwałym; zakres problemowy Studium Generalnego oraz poziom i stopień szczegółowości rozwiązań wraz z zastosowanym aparatem modelowania rozwoju rolnictwa i gospodarki wodnej świadczy o przygotowaniu merytorycznym zespołów badawczych, studialnych i projektowych i o trwałych wartościach, wyprzedzających obecne koncepcje wielofunkcyjnego rozwoju obszarów wiejskich.

2. Gospodarstwo Pomocnicze przy WZMiUW w Bydgoszczy, mające w zamyśle stanowić zaczątek Zarządu Systemu, podejmując konkretne zadania wdrożeniowe nie mogło równocześnie rozwinąć w szerszym zakresie swych funkcji i zadań z racji braku dostatecznych podstaw prawnych, jak również uzgodnień międzywojewódzkich i międzyresortowych. Pozostało ono komórką działającą na obiektach zlokalizowanych w województwie bydgoskim, świadcząc mimo wszystko o możliwościach podejmowa-

nia trudnych i nietypowych zadań przez ambitny zespół specjalistów, dysponujących wiedzą i narzędziami wypracowanymi w ramach działalności badawczej i rozwojowej.

3. Zrealizowana koncepcja Studium Generalnego Górnonoteckiego Systemu Wodnogospodarczego oparta na wynikach badań wielu zespołów uczelnianych i instytutowych w tym i międzynarodowych oraz konkretna stale rozwijana działalność wdrożeniowa są przykładem realizacji kompleksowych (badania – rozwój – wdrożenia), wartych szerszego upowszechnienia.

Literatura

ALBEGOV M.M., KACPRZYK J., OWSIŃSKI J.W., STRASZAK A. 1980: *Uogólniony regionalny model rolnictwa GRAM dla regionu Górnej Noteci.* Prace IBS PAN, ss. 34.

Biuletyn Informacyjny Górnonoteckiego Systemu Wodnogospodarczego, 1988: Zeszyty 1, 2.1, 2.2. Red. Z. Stąplowa.

BRZOZOWSKI J., SOMOROWSKI C. 1988: *Eksploatacja w Górnonoteckim Systemie Wodnogospodarczym.* Mat. Konf.: Usprawnienie eksploatacji urządzeń i systemów melioracyjnych, AR Kraków, 67–76.

KACA E., CZAPLAK I., ŁABĘDZKI L. 1994: *Gospodarowanie zasobami wodnymi w zlewni rolniczej.* Mat. Konf.: Ekonomika zasobów wodnych i ochrony wód. ATR Bydgoszcz, SGGW Warszawa, 151–160.

KULIKOWSKI R., SOMOROWSKI C. 1981: *General Development Problems in the Region of Upper Notec.* Collaborative Paper IIASA, 11–46.

KACA E., ŁABĘDZKI L., ŁOJEK W. 1995: *Efekty gospodarowania wodą w systemie wodnogospodarczym zlewni rzeki Gąsawki.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, nr 266, konf. VIII. 85–92.

ŁOJEWSKI S. 1995: *Ekonomia środowiska.* Wyd. ATR Bydgoszcz, ss. 276.

MAKOWSKI M. 1981: *A model for planning water system development in the Upper Notec Region, Poland.* W: Regional Systems Analysis: Final report on the case study for the Upper Notec Region in Poland. Colab. Papers Int. Inst. Applied System Analysis, Laxemburg, Austria.

MIKULSKI W., 1980: *Informacje o projektowanym systemie wodnogospodarczym na obszarze regionu rolniczego Górna Noteć.* Biul. Inf. Mel. Rol. Nr 4, 1–12.

SOMOROWSKI C. 1983: *Górnonotecki System Wodnogospodarczy.* Gospodarka Wodna 10.

SOMOROWSKI C., BRZOZOWSKI J. 1990: *Problemy rozwoju struktur organizacyjnych Górnonoteckiego* Systemu Wodnogospodarczego. Gosp. Wodna 11.

Studium Generalne Systemu Wodnogospodarczego na obszarze regionu rolniczego. System pilotowy Górna Noteć 1980: Centralne Biuro St. i Proj. Wodnych Melioracji i Zaopatrzenia Rolnictwa w Wodę BIPROMEL, Biuro Proj.-Techn. Przemysłu Roln. i Organizacji Przedsiębiorstw Rolnych BIPROZET (maszynopis).

TAKES Ch.A.P. 1976: *Pilot projects for integrated rural development.* Ann. Rep. IILRI, 6–13.

Adres autora

Cz. Somorowski

Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Czesław SZAFRAŃSKI

Stosunki wodne gleb terenów bogato urzeźbionych i potrzeby ich regulacji

Abstract

Water conditions of soils on richly reliefed areas and needs of their regulations. In the work were presented results of field investigations performed in the years 1978 to 1995 in the Experimental Station Mokronosy, situated on Gniezno Lakeland (52°53' N, 17°28' E). Performed investigations showed significant influence of area relief on forming of inappropriate water conditions of soils. It was showed that betterment of air-water relations in richly reliefed areas needed using of agricultural treatments cooperating with drainage network. This enabled to equalize soil moisture contents in section from foot to top of slope and preserves from water erosion of soils.

Key words: area relief, ground-water, drainage network, agricultural treatments.

Wstęp

Na bogato urzeźbionych terenach polodowcowych jednym z podstawowych wskaźników charakteryzujących stosunki wodne gleb jest poziom występowania zwierciadła wody gruntowej. Wyniki badań melioracyjnych i gleboznawczych tych terenów wskazują na dużą zmienność stanów wód gruntowych związaną przede wszystkim z rzeźbą terenu (Cieśla 1968; Białousz 1978; Kosturkiewicz i Szafrański 1983). Według badań przeprowadzonych przez Szafrańskiego (1988), zróżnicowane spadki terenu, a zwłaszcza ich załamania na zboczu, decydują o zmianach warunków hydraulicznych odpływu wód i zasilania spływami powierzchniowymi oraz podpowierzchniowymi charakterystycznych przekrojów w rzeźbie terenu i związanymi z tym poziomami wód gruntowych. Spływy te są często przyczyną okresowych lub stałych nadmiernych uwilgotnień w dolnych partiach zboczy i na zboczach wklęsłych oraz przesuszeń w górnych partiach zboczy (Szafrański 1987).

Regulacja stosunków powietrzno-wodnych w terenach bogato urzeźbionych musi się więc opierać na prawidłowym rozpoznaniu środowiska glebowego oraz na dobrej znajomości obiegu wody w zlewni. Przy dobrych warunkach spływu wód powierzchniowych i podpowierzchniowych oraz nisko układających się stanach wody gruntowej, zbędne są często środki techniczne do odwodnienia profilu glebowego (Kosturkiewicz i Szafrański 1984; Mioduszewski 1991). W latach ubiegłych podstawowym, schematycznie często stosowanym zabiegiem melioracyjnym na terenach bogato urzeźbio-

nych było drenowanie systematyczne, które nie spełniało potrzeb rolnictwa i wymogów ochrony środowiska (Kosturkiewicz i in. 1981; Solarski i in. 1991). Na podstawie wyników przeprowadzonych badań stwierdzić można, że w tych terenach w większym stopniu powinno być wykonywane drenowanie niesystematyczne (Kurek 1986; Kostrzewa 1991; Pływaczyk 1991; Szafrański 1994). Drenowanie to zapewnia wystarczającą intensywność odwodnienia i korzystniej oddziałuje na stosunki wodne z punktu widzenia ochrony środowiska przyrodniczego.

Szczególnie istotne i ważne w terenach bogato urzeźbionych jest ograniczenie spływów powierzchniowych i podpowierzchniowych. Można to osiągnąć poprzez kompleksowe stosowanie zabiegów agromelioracyjnych w połączeniu z drenowaniem niesystematycznym, które w pewnych przypadkach pozwolą nawet na rezygnację z drenowania. Według Somorowskiego (1992) na około 10% gleb okresowo za mokrych w Polsce, wykonanie agromelioracji może przywrócić im sprawność rolniczą. Ponadto zabiegi te umożliwiają zmagazynowanie od 10 do 60 mm wody więcej w okresach obfitujących w opady, która może być wykorzystana przez rośliny w okresach posusznych (Wanke 1976; Cieśliński 1989; Kosturkiewicz i Szafrański 1991). Może to być jednym ze sposobów zmniejszenia niedoborów wody w glebach położonych na stokach wzniesień oraz poprzez zmniejszenie spływów powierzchniowych i podpowierzchniowych ograniczenia erozji wodnej gleb tych terenów.

Metodyka badań

W pracy przedstawiono wyniki badań i obserwacji terenowych prowadzonych w latach od 1978 do 1995 w Doświadczalnej Stacji Badawczej Mokronosy, położonej na Pojezierzu Gnieźnieńskim (52°53'N, 17°28'E). Badania terenowe prowadzone są na powierzchniach doświadczalnych zlokalizowanych w górnych, środkowych i dolnych partiach zboczy oraz w rynnach terenowych.

Na terenie objętym badaniami została zaprojektowana przez Biuro Projektów Wodnych Melioracji, zgodnie z obowiązującymi wytycznymi z 1967 roku, systematyczna sieć drenarska. W trakcie wykonywania robót Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych przeprojektowała do celów badawczych sieć drenarską. Zmiany polegały na wprowadzeniu doświadczalnych działów drenowania niesystematycznego, zwiększeniu na części powierzchni rozstaw dwu- i czterokrotnie oraz wyłączenie części powierzchni z drenowania. Drenowanie niesystematyczne, podobnie jak systematyczne, wykonano na głębokości 0,9 m, dostosowując trasy rurociągów do rzeźby terenu i do związanego z nią nadmiernego uwilgotnienia. Studzienki do pomiaru stanów wody gruntowej zlokalizowane są w przekrojach przechodzących przez różne układy sieci drenarskiej i grunty wyłączone z drenowania, tworząc przekroje o zróżnicowanej konfiguracji terenu.

Stałe obserwacje i pomiary na obiekcie obejmowały:

- limnigraficzną rejestrację spływów powierzchniowych i podpowierzchniowych z 11 poletek (3 poziomów), o spad-

kach podłużnych od 1,4 do 11,6%; długość poletek wynosi 30 m, a szerokość 10 m; metodykę pomiarów tych spływów przedstawiono w pracy Szafrańskiego (1987),

- pomiary stanów wody gruntowej w 90 studzienkach z częstotliwością co 5 dni, a w okresach dużego uwilgotnienia codziennie,
- limnigraficzną rejestrację odpływów w 5 działach drenarskich,
- pomiary odpływów z 15 działów drenarskich za pomocą podstawianego naczynia, z częstotliwością co 5 dni, a w okresie roztopów wiosennych i długotrwałych opadów latem codziennie,
- codzienne pomiary opadów deszczomierzem Hellmanna, a w okresie wegetacyjnym dodatkowo pluwiografem,
- okresowe pomiary wilgotności gleby w typowych profilach glebowych metodą suszarkowo-wagową oraz za pomocą sondy neutronowej.

Badania i obserwacje terenowe na obiekcie doświadczalnym obejmowały również prace gleboznawcze, polegające na wykonaniu odkrywek i wierceń glebowych, z których pobrano próbki do analiz laboratoryjnych. Terenowe pomiary fizykowodnych właściwości gleby obejmowały oznaczenie polowej pojemności wodnej i infiltracji wierzchnich warstw badanych profili glebowych. W 1988 roku wykonano na części badanych powierzchni zabiegi agromelioracyjne w postaci orki do głębokości 35 cm w 3 działach drenarskich i spulchniania (do 50 cm) na 5 poletkach spływowych. Zabiegi te zostały przeprowadzone powtórnie w 1992 roku. Przebieg warunków meteorologicznych w badanym okresie przeanalizowano na podstawie pomiarów opadów we własnym posterunku opadowym oraz dane odnośnie temperatur powietrza ze stacji meteorologicznej IMGW Gniezno.

Wyniki badań

Ukształtowanie terenu i gleby

Teren objęty badaniami charakteryzuje się bardzo urozmaiconą rzeźbą terenu, typową dla rzeźby młodoglacjalnej. Obok bezodpływowych zagłębień i oczek wodnych występują znaczne wzniesienia o przewadze długich zboczy południowych i północnych. Część wierzchołkowa zboczy często jest spłaszczona, a maksymalne spadki na zboczach dochodzą do 12%. Najmniejsze spadki terenu występują u podnóży stoków i w rynnach terenowych, gdzie warunki odpływu wód powierzchniowych są utrudnione.

Pokrywa glebowa badanego terenu wykazuje zróżnicowanie związane z urozmaiconą rzeźbą terenu. Obszar ten stanowi fragment falistej moreny dennej zlodowacenia bałtyckiego stadiału poznańskiego (Galon 1972). Morena ta jest zbudowana z glin zwałowych, spiaszczonych w wierzchnich warstwach.

Na podstawie wykonanych szczegółowych badań gleboznawczych (Szafrański 1993), na badanych powierzchniach wyróżniono cztery zespoły glebowe: gleby płowe typowe (1A), gleby płowe opadowo-glejowe (2A), gleby płowe gruntowo-opadowe (3A), czarne ziemie zbrunatniałe (4D). W pokrywie glebowej badanego obiektu, podobnie jak na terenie całej Niziny Wielkopolskiej (Marcinek i in. 1990), dominują gleby płowe (83%).

Jedynie około 17% stanowią czarne ziemie zbrunatniałe, występujące w obniżeniach terenowych.

W tabeli 1 przedstawiono właściwości wodne badanych gleb. Otrzymane wyniki wskazują na stosunkowo niewielkie ich zróżnicowanie pomiędzy wyodrębnionymi zespołami gleb płowych. Zapas wody przy PPW waha się w tych glebach, w warstwie 0–100 cm, od 262 do 268 mm. W zespole czarnych ziem zbrunatniałych (4D) zapas w tej warstwie wynosi 275 mm. Także zapasy wody przy pełnej pojemności wodnej i wilgotności trwałego więdnięcia nie wykazały istotnych różnic pomiędzy poszczególnymi zespołami glebowymi. Omawiane gleby charakteryzują się odmiennymi stosunkami powietrzno-wodnymi. W wierzchnich warstwach gleby porowatość powietrzna przy zawartości wodnej równej *PPW*, waha się od 8,4 do 12,2%, średnio 10,3%. Odpowiada to dostatecznej ilości powietrza, przyjmowanej od 10–15% (Kowalik 1973). Małą przewiewnością charakteryzują się warstwy podorne gleb płowych, w których porowatość powietrzna wynosi od 7,3 do 8,5%.

Mała jest również przepuszczalność warstw podornych gleb płowych, w których współczynnik filtracji waha się od 0,54 do 1,13 $cm \cdot h^{-1}$, średnio 0,83 $cm \cdot h^{-1}$. Wielkości te wskazują, że warstwy podorne gleb płowych są zagęszczone i wymagają rozluźnienia, które można uzyskać przez wykonanie zabiegów agromelioracyjnych (Miatkowski 1986; Cieśliński 1988).

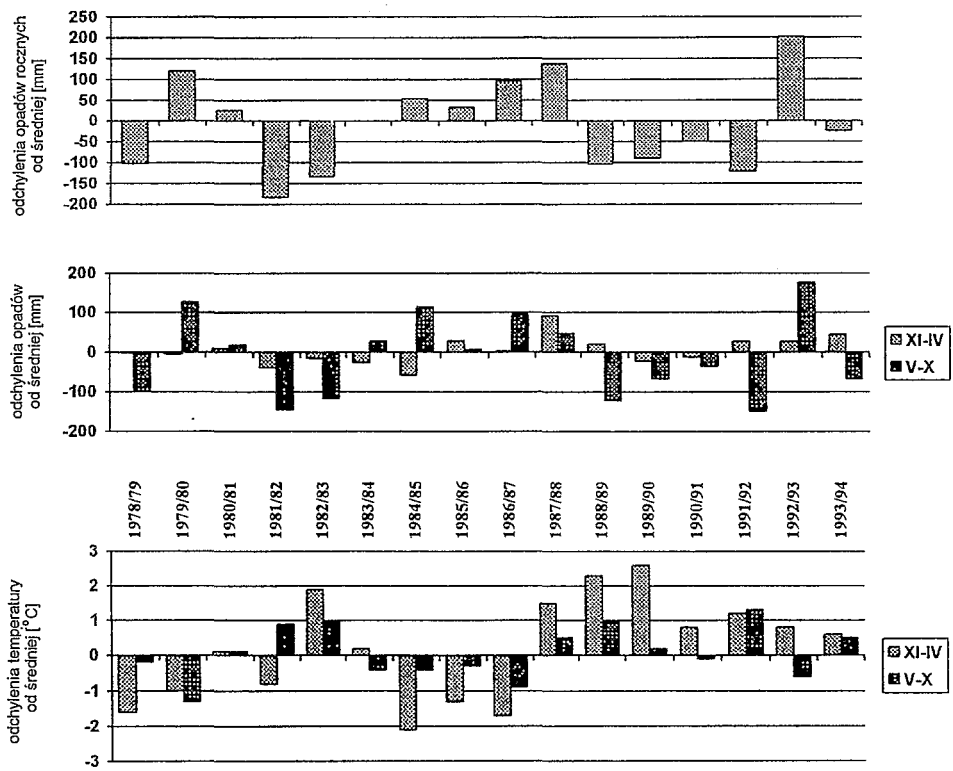
Przebieg warunków meteorologicznych w okresie badań

W okresie siedemnastoletnich badań w Stacji Doświadczalnej Mokronosy wystąpiły lata, które można zaliczyć do mokrych, średnich i suchych (rys. 1). Przy ocenie uwilgotnienia roku hydrologicznego, poza wysokością opadów i temperatur powietrza oraz ich odchyleń od średnich z wielolecia, bardzo istotne jest także następstwo półroczy i lat mokrych lub suchych.

TABELA 1. Właściwości wodne wydzielonych zespołów glebowych

Symbol zespołu glebowego	Miąższość warstwy	P_p	*PPW*	*WTW*	Z_{15}	R_p	R_u	*P*	K^*
	[cm]	[mm]						% obj.	$cm \cdot h^{-1}$
1A	0–50	184	133	36	156	100	69	10,2	2,08
	0–100	345	267	79	293	188	119	7,8	1,13
2A	0–50	176	134	44	150	90	66	8,4	1,63
	0–100	340	268	88	289	180	115	7,3	0,83
3A	0–50	181	130	35	154	95	73	10,2	2,00
	0–100	347	262	92	295	170	124	8,5	0,54
4D	0–50	201	140	41	171	99	71	12,2	3,52
	0–100	387	275	93	329	182	135	11,2	1,34

* – podano dla warstwy ornej (0–30 cm) i podornej (30–60 cm), P_p – pełna pojemność wodna, *PPW* – połowa pojemność wodna, *WTW* – wilgotność trwałego więdnięcia, Z_{15} – zapas wody przy zawartości powietrza 15%, R_p – potencjalna rezerwa retencji wody, R_u – użyteczna rezerwa retencji wody, *P* – porowatość powietrzna, *K* – współczynnik filtracji.



RYSUNEK 1. Odchylenia sum opadów rocznych i półrocznych (posterunek opadowy Mokronosy) oraz półrocznych średnich temperatur powietrza (stacja IMGW Gniezno) od średnich z wielolecia dla lat hydrologicznych 1978/79 do 1993/94

Biorąc pod uwagę powyższe czynniki, jako rok mokry w analizowanym okresie przyjęto rok hydrologiczny 1987/88, średni 1980/81 i suchy 1991/92.

W roku hydrologicznym 1987/88 suma opadów była wyższa od średniej z wielolecia o 133 mm, o prawdopodobieństwie wystąpienia razem z wyższymi jeden raz na około 9 lat. Podkreślić również należy, że był to już czwarty z kolei rok hydrologiczny o sumie opadów wyższej od średniej z wielolecia. Bardzo mokre było zwłaszcza półrocze zimowe tego roku, w którym obserwowano duże uwilgotnienie gleb i wysokie stany wód gruntowych. Wystąpiły także spływy powierzchniowe i podpowierzchniowe oraz odpływy z sieci drenarskiej. Także w mokrym półroczu letnim 1988 roku, przy niekorzystnym rozkładzie opadów i ich dużym natężeniu, na badanych poletkach doświadczalnych wystąpiły spływy powierzchniowe o znacznych rozmiarach, mimo deficytu wilgoci w glebach położonych na zboczach o większych spadkach. Świadczy to o dużej roli spływów powie-

rzchniowych i podpowierzchniowych w gospodarce wodnej terenów bogato urzeźbionych.

Rok hydrologiczny 1980/81 można przyjąć z uwagi na sumę opadów jako zbliżony do średnich (rys. 1). Wiosna w 1981 roku była jednak mokra z uwagi na duże ilości wody zretencjonowane w glebie z poprzedniego bardzo mokrego półrocza letniego 1980 roku. Natomiast rok hydrologiczny 1991/92 był suchy, o prawdopodobieństwie wystąpienia takiej sumy opadów łącznie z niższymi jeden raz na pięć lat. Był to już jednak czwarty z kolei rok o sumie opadów niższej od średniej z wielolecia. Pogłębiło to znacznie suszę hydrologiczną, która na badanym terenie rozpoczęła się już w suchym półroczu letnim 1989 roku, w którym wyschły śródpolne oczka wodne.

Stosunki wodne gleb badanych terenów

W tabeli 2 przedstawiono charakterystyczne stany wody gruntowej oraz częstotliwości ich występowania, przy różnym położeniu profili w rzeźbie terenu. Wynika z niej, że najwyższe stany wody gruntowej w wybranym do analizy roku mokrym, średnim i suchym wystąpiły w studzience położonej na czarnych ziemiach zbrunatniałych, u podnóża zbocza, a najniższe obserwowano w glebach płowych typowych położonych na wierzchołkach wzniesień.

Wpływ rzeźby terenu na kształtowanie się wód gruntowych widać także

TABELA 2. Maksymalne, średnie i minimalne stany wody gruntowej oraz częstotliwości ich występowania w półroczach zimowych (XI-IV) i letnich (V-X) analizowanych lat, przy różnym położeniu profili w rzeźbie terenu

Rok	Położenie profilu	Stany wody gruntowej [cm]						Częstotliwość występowania (dni) w przedziale 0–100 cm	
		max.		śr.		min.			
		XI-IV	V-X	XI-IV	V-X	XI-IV	V-X	XI-IV	V-X
	P	25	91	75	153	119	183	167	19
1987/88	Zwk	44	96	106	162	141	184	92	11
	Zp	72	169	160	237	224	308	28	0
Mokry	Zw	84	184	171	239	232	317	16	0
	W	103	210	200	302	355	396	0	0
	P	30	116	144	210	165	266	123	0
1980/81	Zwk	65	130	153	220	158	282	57	0
	Zp	86	174	198	291	309	355	9	0
Średni	Zw	119	187	188	294	305	337	0	0
	W	112	269	249	357	389	435	0	0
	P	95	149	216	277	242	305	7	0
1991/92	Zwk	91	161	190	289	229	326	10	0
	Zp	115	244	315	361	377	431	0	0
Suchy	Zw	167	226	355	482	438	538	0	0
	W	183	258	376	534	471	587	0	0

P – podnóże zbocza, Zwk – zbocze wklęsłe, Zp – zbocze proste, Zw – zbocze wypukłe, W – wierzchołek

w profilach gleb płowych położonych na zboczach. Najwyższe stany wód gruntowych wystąpiły na zboczu wklęsłym, mającym utrudnione warunki odpływu wód powierzchniowych i gruntowych. Natomiast na zboczu prostym i wypukłym, o dobrych warunkach odpływu wód, stany wody gruntowej w analizowanych latach były znacznie niżej i nie mogły powodować nadmiernego uwilgotnienia gleb.

O konieczności bardziej wnikliwego uwzględnienia wpływu rzeźby terenu na stosunki wodne gleb terenów bogato urzeźbionych i związaną z tym potrzebą ich regulacji świadczą obliczone częstotliwości występowania stanów wód gruntowych. W bardzo mokrym półroczu zimowym 1987/88, częstotliwość stanów w przedziale od 0 do 100 cm, w studzience położonej u podnóża zbocza wyniosła 167 dni, a w studzience usytuowanej na zboczu wklęsłym 92 dni. Natomiast w glebach płowych położonych na zboczu prostym wody gruntowe w tym mokrym półroczu były tylko przez 28 dni, w przedziale od 0 do 100 cm, a w profilu usytuowanym na wierzchołku wzniesienia maksymalne stany wody były poniżej 100 cm od powierzchni terenu. Podobne relacje zachodzą także w roku średnim 1980/81.

Z przeprowadzonej analizy przebiegu stanów wód gruntowych i częstotliwości ich występowania wynika, że wysokie stany wód i związane z nim okresowe lub trwałe nadmierne uwilgotnienie gleb występować będzie najczęściej na zboczach wklęsłych i w rynnach terenowych u podnóży zbocza. Jak wykazały wyniki wieloletnich badań i obserwacji terenowych (Kosturkiewicz, Musiał, Szafrański 1981; Szafrański 1993) nadmierne uwilgotnienie w terenach bogato urzeźbionych ma najczęściej zasięgi dające się odwodnić niesystematyczną siecią drenarską, powiązaną w miarę potrzeby z drenowaniem częściowym. Drenowanie to zapewnia wystarczającą intensywność odwodnienia, nawet w okresach o dużym uwilgotnieniu. Potwierdzają to przedstawione w tabeli 3 zapasy wody w warstwie od 0 do 100 cm.

Poza istotnym wpływem rzeźby terenu oraz wykonanej sieci drenarskiej dynamika zmian uwilgotnienia gleb w badanych latach uzależniona była także od przebiegu warunków meteorologicznych. Największe zapasy wody w analizowanych profilach glebowych wystąpiły w roku mokrym 1987/88 oraz podczas mokrej wiosny 1981 roku. W profilach położonych u podnóża zbocza i na zboczu wklęsłym zapasy wody w tych okresach przekraczały nieznacznie polową pojemność wodną.

W pozostałych profilach glebowych wilgotność także wzrastała w okresach o większej sumie opadów, osiągając jedynie wartości zbliżone do PPW. Na podkreślenie zasługuje fakt, że nawet w mokrym półroczu letnim 1988, w profilach położonych na zboczu wypukłym i wierzchołku wzniesienia, minimalne zapasy wody były poniżej wilgotności krytycznej, przyjętej jako 60% zapasów przy polowej pojemności wodnej (Dzieżyc 1989). Spowodował to niekorzystny rozkład opadów w tym półroczu i ich duże natężenie, które wywołało spływy powierzchniowe. W półroczu letnim 1988 roku średni wskaźnik spływów powierzchniowych pomierzony na poletkach doświad-

TABELA 3. Maksymalne i minimalne zapasy wody w warstwie 0–100 cm, w półroczach zimowych (XI-IV) i letnich (V-X) przy różnym położeniu profili w rzeźbie terenu

Rok	Położenie profilu	Zapasy maksymalne				Zapasy minimalne			
		XI-IV		V-X		XI-IV		V-X	
		[mm]	% PPW	[mm]	% PPW	[mm]	% PPW	[mm]	% PPW
1987/88	P	280	102	284	104	250	91	211	77
	Zwk	277	105	278	106	252	95	203	76
	Zp	253	96	250	95	235	89	181	66
	Zw	260	99	235	90	220	83	174	58
	W	246	93	206	77	200	76	155	59
1980/81	P	292	106	287	104	249	91	201	73
	Zwk	283	107	291	110	237	90	194	74
	Zp	271	101	259	98	219	83	183	69
	Zw	266	101	260	98	223	84	168	64
	W	260	98	237	90	211	80	152	57
1991/92	P	255	93	215	78	157	57	124	45
	Zwk	251	95	208	79	150	56	116	44
	Zp	219	83	174	66	138	52	100	38
	Zw	228	87	181	69	136	51	95	36
	W	202	76	173	65	120	45	91	34

P – podnóże zbocza, Zwk – zbocze wklęsłe, Zp – zbocze proste, Zw – zbocze wypukłe, W – wierzchołek

czalnych wyniósł 21,7 mm i był ponad trzykrotnie wyższy od średnich odpływów z sieci drenarskiej (7,1 mm). Także w półroczu letnim 1981 roku, podczas długotrwałych opadów o dużej wydajności, spływy powierzchniowe i podpowierzchniowe na glebach płowych osiągnęły średnią wartość 28 mm, co stanowiło około 10% sumy opadów w tym półroczu. Omówione wyniki badań potwierdzają, że na terenach o większych spadkach spływy powierzchniowe i podpowierzchniowe odgrywają istotną rolę w gospodarce wodnej gleb w okresach dużego uwilgotnienia.

W suchym roku hydrologicznym 1991/92 brak było spływów powierzchniowych i podpowierzchniowych oraz odpływów z sieci drenarskiej. W półroczu zimowym tego roku, maksymalne zapasy wody w profilach położonych u podnóża zbocza i na zboczu wklęsłym wyniosły odpowiednio 255 i 251 mm, co odpowiada 93 i 95% zapasów przy PPW (tab. 3). Natomiast w pozostałych analizowanych profilach zapasy wody były znacznie niższe i wahały się od 76 do 87% PPW. W okresie wegetacyjnym 1992 roku, przy dużych niedoborach opadów w stosunku do średnich z wielolecia, minimalne zapasy wody we wszystkich badanych profilach były poniżej wilgotności krytycznej. W profilach gleb płowych położonych na zboczu prostym i wypukłym oraz wierzchołku stoku minimalne zapasy w tym okresie wyniosły od 91 do 100 mm i były zbliżone do zapasów przy wilgotności trwałego więdnięcia. Natomiast w glebach płowych na zboczu wklęsłym i w czarnych ziemiach zbrunatniałych

u podnóża stoku, zapasy były wyższe, a okres trwania niedoborów wilgoci w tych profilach był znacznie krótszy niż w pozostałych profilach. Na podkreślenie zasługuje fakt, że niedobory wody w glebie w okresie wegetacyjnym 1992 roku wystąpiły w czasie największego zapotrzebowania wody przez rośliny. Na badanych glebach, które były w tym roku pod uprawą rzepaku, osiągnięto plony niższe o 35% w stosunku do przeciętnie tam uzyskiwanych.

W suchym roku hydrologicznym 1991/92 nie stwierdzono także istotnego wpływu wykonanych jesienią 1988 roku zabiegów agromelioracyjnych. Spowodowane to było brakiem opadów o dużej wydajności, które zasilałyby warstwę podorną o zwiększonych przez agromelioracje zdolnościach magazynowania wody. Korzystny wpływ wykonanych na tych glebach zabiegów agromelioracyjnych uwidocznił się w okresach wegetacyjnych 1990 i 1991 roku, w których opady były zbliżone do średnich z wielolecia. W okresach o dużej wydajności opadów przyrosty zapasów wody w wierzchniej 60-centymetrowej warstwie gleby były od 11 do 36 mm w 1990 roku i od 14 do 25 mm w 1991 roku wyższe od przyrostów na powierzchniach kontrolnych bez agromelioracji (Szafrański 1993). Są to już wielkości, które nie dopuszczają do przesuszenia gleb na stokach i wpływają dodatnio na rozwój i plonowanie roślin. Plony pszenicy ozimej były w 1990 roku średnio o 0,6 t/ha (17%) wyższe, w porównaniu do plonów z powierzchni kontrolnych, a plony grochu w 1991 roku średnio o 0,2 t/ha (10%).

Wykonywane w terenach bogato urzeźbionych zabiegi agromelioracyjne wpływają także na zmniejszenie spływów powierzchniowych i podpowierzchniowych oraz odpływów z sieci drenarskiej. Umożliwia to zgromadzenie w glebach położonych na stokach w okresach o dużym uwilgotnieniu większej ilości wody, którą w okresach posusznych wykorzystują rośliny uprawne oraz zmniejszenie ilości wody odprowadzanej przez sieć drenarską poza meliorowany teren. Ograniczenie przez agromelioracje spływów powierzchniowych i podpowierzchniowych zapobiega także erozji wodnej gleb występującej na tych terenach w czasie roztopów wiosennych oraz podczas opadów o dużym natężeniu.

Na podstawie otrzymanych wyników badań (Szafrański 1992) stwierdzono, że zawartość zawiesin w spływach powierzchniowych z poletek spulchnianych o spadkach 11,6% była o połowę mniejsza niż z poletek kontrolnych. Opierając się na otrzymanych wynikach badań stwierdzić można, że stosowanie w terenach bogato urzeźbionych zabiegów agromelioracyjnych jako współdziałających z drenowaniem niesystematycznym lub częściowym, pozwala na regulację stosunków wodnych gleb tych terenów zgodnie z potrzebami rolnictwa i wymogami ochrony środowiska przyrodniczego.

Wnioski

1. Przeprowadzone badania wykazały istotny wpływ urzeźbienia terenu na kształtowanie się stosunków wodnych gleb. Przy podobnej budowie profili glebowych mikrorzeźba terenu, obok przebiegu warunków meteorologicznych,

wpływała na częstotliwość występowania wysokich stanów wód gruntowych, które powodują nadmierne uwilgotnienie wierzchnich warstw gleby.

2. Najwyższe stany wód gruntowych w omawianym okresie wystąpiły w czarnych ziemiach zbrunatniałych położonych w rynnach terenowych u podnóża zboczy oraz w glebach płowych na zboczach wklęsłych. Miejsca te są zasilane spływami powierzchniowymi i podpowierzchniowymi z terenów wyżej położonych. Przy utrudnionych warunkach odpływu wód z tych terenów, stany wody gruntowej utrzymują się tam bardzo wysoko przez długi okres.

3. W glebach płowych położonych na zboczach prostych i wypukłych, mających dobre warunki spływu wód, stany wody gruntowej nawet w okresach dużego uwilgotnienia występowały znacznie niżej i nie powodowały nadmiernego uwilgotnienia wierzchnich warstw profilu glebowego.

4. Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że w terenach bogato urzeźbionych podstawowym sposobem regulacji stosunków powietrzno-wodnych powinno być drenowanie niesystematyczne, powiązane w miarę potrzeb z drenowaniem częściowym, a nie jak dotychczas szeroko stosowane w tych terenach drenowanie systematyczne. Drenowanie niesystematyczne zapewnia wystarczającą intensywność odwodnienia i korzystniej oddziaływa na stosunki wodne gleb z punktu widzenia potrzeb ochrony środowiska przyrodniczego.

5. Badania wykazały, że zdrenowane gleby w terenach bogato urzeźbionych charakteryzują się wadliwymi stosunkami powietrzno-wodnymi i wymagają stosowania zabiegów agromelioracyjnych. Umożliwiają one większe magazynowanie wody w profilu glebowym w okresach o dużym uwilgotnieniu, co powoduje zmniejszenie spływów powierzchniowych i podpowierzchniowych oraz odpływów z sieci drenarskiej. Zapewnia to wyrównanie uwilgotnienia w przekroju od wierzchołka do podnóża stoku oraz zapobiega erozji wodnej gleb, która w tych terenach występuje w dużym nasileniu.

6. Opierając się na otrzymanych wynikach badań stwierdzić można, że poprawa stosunków powietrzno-wodnych w terenach bogato urzeźbionych wymaga stosowania zabiegów agromelioracyjnych jako współdziałających z drenowaniem niesystematycznym lub częściowym. Pozwala to na regulację stosunków wodnych gleb tych terenów zgodnie z oczekiwaniami i potrzebami rolnictwa oraz wymogami ochrony środowiska przyrodniczego.

Literatura

BIAŁOUSZ S. 1978: *Wpływ morfogenezy Pojezierza Mazurskiego na kształtowanie się gleb.* Rocz. Nauk Rol. Ser. D, 166.

CIEŚLA W. 1968: *Geneza i właściwości gleb uprawnych wytworzonych z gliny zwałowej na Wysoczyźnie Kujawskiej.* Rocz. WSR Pozn., 18.

CIEŚLIŃSKI Z. 1988: *Agromelioracje w projektowaniu melioracji wodnych.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 359.

CIEŚLIŃSKI Z. 1989: *Rola i znaczenie zabiegów agromelioracyjnych w intensyfikacji rolnictwa w Polsce.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 375.

DZIEŻYC J. 1989: *Potrzeby wodne roślin uprawnych.* PWN, Warszawa.

GALON R. 1972: *Ogólne cechy rzeźby Nizin Polski.* Geomorfologia Polski. T. 2, PWN, Warszawa.

KOSTRZEWA S. 1991: *Sprawność działania drenowań systematycznych i niesystematycznych w Sudetach.* Zesz. Nauk. AR Krak., 249; 28.

KOSTURKIEWICZ A., MUSIAŁ W., SZAFRAŃSKI Cz. 1981: *Intensywność działania drenowania niesystematycznego.* PTPN, Pr. Komis. Nauk Rol. Leś., 51.

KOSTURKIEWICZ A., SZAFRAŃSKI Cz: 1983: *Amplitudy wahań stanów wód gruntowych zdrenowanych falistych terenów morenowych.* Maszynopis KMRiL AR Poznań.

KOSTURKIEWICZ A., SZAFRAŃSKI Cz. 1984: *The role of surface and subsurface flow in the natural drainage of soil profile.* Int. Comm. of Irrigation and Drainage. 12th Congr.

KOSTURKIEWICZ A., SZAFRAŃSKI Cz. 1991: *Agromelioracje jako czynnik współdziałający z drenowaniem w terenach bogato rzeźbionych.* Zesz. Nauk. AR Krak. 249; 28.

KOWALIK P. 1973: *Zarys fizyki gruntów.* Wydaw. Nauk. PG.

KUREK S. 1986: *Drenowanie niesystematyczne racjonalną metodą odwodnienia gleb w terenach urzeźbionych.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 6.

MARCINEK J., KOMISAREK J., SPYCHALSKI M. 1990: *Gleby Środkowej Wielkopolski.* [w:] *Obieg wody i bariery biogeochemiczne w krajobrazie rolniczym.* Wydaw. Nauk. UAM, Poznań.

MIATKOWSKI Z. 1986: *Oddziaływanie zabiegów agromelioracyjnych na stosunki wodne i właściwości fizyczne czarnoziemów kujawskich i czarnych ziem gniewskich.* AR Wrocław, Rozpr. dokt., (maszynopis).

MIODUSZEWSKI W. 1991: *Wpływ melioracji na środowisko przyrodnicze.* Biul. Inf. Melior. Rol., 2.

PŁYWACZYK A. 1991: *Skuteczność drenowania gruntów ornych terenów nizinnych i górskich na Dolnym Śląsku.* Zesz. Nauk. AR Wroc., Rozpr. 91.

SOLARSKI H., BŁASZCZYK M., NOWICKI Z. 1991: *Drenowanie w terenach pagórkowatych Pojezierza Mazurskiego.* Zesz. Nauk. AR Krak. 249; 28.

SOMOROWSKI Cz. 1992: *Wybrane kryteria gospodarki wodnej terenów zmeliorowanych.* Probl. Agrofiz. 67. Wyd. PAN, Ossolineum.

SZAFRAŃSKI Cz. 1987: *Spływy powierzchniowe i podpowierzchniowe w gospodarce wodnej meliorowanego terenu.* Rocz. AR Pozn., 182; 7.

SZAFRAŃSKI Cz. 1988: *Stany wody gruntowej na tle ukształtowania meliorowanego terenu.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 359.

SZAFRAŃSKI Cz. 1992: *Spływy powierzchniowe i erozja wodna gleb na bogato rzeźbionych terenach polodowcowych.* Zesz. Nauk. AR Krak., 35.

SZAFRAŃSKI Cz. 1993: *Gospodarka wodna gleb terenów bogato rzeźbionych i potrzeby ich melioracji.* Rocz. AR Pozn. Rozpr. Nauk., 244.

SZAFRAŃSKI Cz. 1994: *Skuteczność drenowania niesystematycznego gruntów ornych terenów nizinnych bogato urzeźbionych.* Roczn. AR Pozn. 268.

WANKE A. 1976: *Zmiany niektórych właściwości fizycznych i wodnych gliny zwałowej w RZD Puczniew pod wpływem orki agromelioracyjnej.* Zesz. Nauk. SGGW-AR Warsz., Ser. Melioracje Rolne, 15.

Adres autora
Cz. Szafrański
Katedra melioracji Rolnych i Leśnych AR
w Poznaniu
60-625 Poznań, ul. Wojska Polskiego 71 E

Jacek ŻARSKI, Czesław RZEKANOWSKI, Stanisław DUDEK

Efekty produkcyjne deszczowania upraw rolniczych w regionie bydgoskim

Abstract

Productive effects of sprinkler irrigation of field crops in the Bydgoszcz region. The Bydgoszcz region is located in the climatic zone of the largest irrigation needs. Priority in establishing the sprinkling installations in this region is caused by over 35% share of soils with small water capacity. On these soils the plant production is limited by periodical water deficit. The aim of this experiments was to define productive effects of sprinkler irrigation of field crops as well as their yield level on the irrigated fields in the Bydgoszcz region. Results of the sixty five one-year field experiments carried out by the Chair of Melioration and Agrometeorology in the years 1972–1995 in Grochowiska Szlacheckie, Mochełek as well as Kruszyn Krajeński. It was found, that largenes of productive effects of sprinkler irrigation is influenced first of all by soil conditions. On the soil of very weak rye complex the sprinkler irrigation was the fundamental yield factor, which changed extensive charakter of agricultural production to intensive one.

Key words: sprinkler irrigation, spring wheat, sugar beet, field cultivation of grasses, soil complex.

Wstęp

Region bydgoski, położony w granicach administracyjnych województwa między 52°30′ i 54° szerokości geograficznej północnej, obejmuje powierzchnię 593 tys. ha użytków rolnych, z czego ok. 500 tys. ha stanowią grunty orne. Obszar ten uznawany jest za strefę o największej celowości lokalizacji nawodnień deszczownianych pod względem kryterium klimatycznego. Dowodzą tego prace wielu autorów, stosujących w opracowaniach klimatycznej rejonizacji deszczowania różne wskaźniki oceny potrzeb i niedoborów wodnych roślin uprawnych (Drupka 1976; Grabarczyk 1983; Peszek 1987). Z tych prac wynika, iż w okresie wegetacyjnym prawie wszystkie rośliny uprawne w regionie bydgoskim odczuwają mniejsze lub większe niedobory wodne. Największe potrzeby nawadniania występują w południowej części regionu i maleją w kierunku północnym.

Za celowością zastosowania deszczowni w regionie bydgoskim przemawia także dość duży, bo wynoszący 35,2% udział gleb o małej zawartości części spławialnych i niewielkich możliwościach magazynowania wody, na których produkcja roślinna ograniczana jest okresowymi jej brakami (Grabarczyk i in. 1990). Pomimo uzyskiwania wysokich przyrostów plonów w doświadczeniach polowych (Grabarczyk i in. 1992), przydatność tych gleb do nawadniania nie została jednak dostatecznie rozpropagowana. W praktyce bowiem deszczownie

lokalizowano przeważnie na glebach kompleksów żytnich bardzo dobrych i lepszych, w gospodarstwach, które już bez nich osiągały w większości lat zadowalający poziom produkcji rolnej. Zdaniem Grabarczyka (Grabarczyk 1992), wadliwa lokalizacja urządzeń nawadniających jest jedną z ważniejszych przyczyn regresu deszczowania w Polsce. W 1994 roku obszar z zainstalowanymi deszczowniami wynosił w kraju zaledwie 51 tys. ha, pomimo że jeszcze w pierwszej połowie lat osiemdziesiątych w samym tylko regionie bydgoskim zamierzano deszczować areał dziewięciokrotnie większy (Złonkiewicz 1983).

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie przeciętnych produkcyjnych efektów deszczowania wybranych roślin polowych, uzyskiwanych w wieloletnich doświadczeniach ścisłych w rejonie Bydgoszczy. W warunkach samofinansowania się gospodarstw rolnych wartość tych efektów w zestawieniu z rocznymi kosztami nawadniania stanowić będzie zasadniczą, choć nie jedyną przesłankę szerszego wykorzystania deszczowni w praktyce rolniczej.

Warunki i metodyka badań

W pracy wykorzystano wyniki wieloletnich (1972–1995), ścisłych eksperymentów polowych, prowadzonych w regionie bydgoskim przez pracowników Zakładu Melioracji i Agrometeorologii Wydziału Rolniczego ATR w Bydgoszczy. Rezultaty te dotyczą produkcyjnych efektów deszczowania roślin na trzech wybranych obiektach, różniących się zarówno położeniem geograficznym, jak i warunkami glebowo-klimatycznymi (tab. 1).

Obiekt Grochowiska Szlacheckie położony jest w rejonie Pałuk. Doświadczenia prowadzono tam w latach 1972–1980 na glebie lekkiej, odznaczającej się dużą zmiennością zawartości części spławialnych w profilu glebowym. Cechą charakterystyczną okresu badań w Grochowiskach Szlacheckich były większe średnio o 13% opady atmosferyczne sezonu wegetacyjnego, w porównaniu z wieloleciem.

Obiekt Mochełek położony jest w cieniu opadowym na południowo-wschodniej (zawietrznej) krawędzi Wysoczyzny Krajeńskiej, osłaniającej go od zachodnich i północno-zachodnich wiatrów deszczowych. Badania polowe prowadzono tam w latach 1983–1990 na glebie lekkiej, charakteryzującej się zwięzłym podłożem, w warunkach niskich (zbliżonych do wartości średnich wieloletnich) opadów atmosferycznych.

Obiekt Kruszyn Krajeński leży około 12 km od centrum Bydgoszczy w pobliżu Kanału Górnonoteckiego. Eksperymenty polowe z deszczowaniem roślin polowych prowadzono w latach 1981–1995 na glebie bardzo lekkiej, cechującej się bardzo niską zawartością części spławialnych oraz polową pojemnością wodną. W ostatnim piętnastoleciu opady atmosferyczne okresu wegetacyjnego stanowiły tam 87% opadów normalnych.

W pracy ograniczono się do omówienia efektów produkcyjnych deszczowania trzech wybranych upraw rolniczych: pszenicy jarej, buraka cukrowego oraz traw w uprawie polowej, które były uprawiane na wszystkich trzech punktach doświadczalnych. O ich przydatności do intensywnych zmianowań na deszczowane pola świadczą prace innych autorów

TABELA 1. Charakterystyka obiektów doświadczalnych

Wyszczególnienie	Grochowiska Szlacheckie	Mochełek	Kruszyn Krajeński
Położenie geograficzne	φ = 52°44′ λ = 17°42′ okolice Żnina	φ = 53°13′ λ = 17°51′ okolice Bydgoszczy	φ = 53°05′ λ = 17°52′ okolice Bydgoszczy
Warunki glebowe			
• typ i podtyp gleby	pseudobielica	płowa właściwa	czarna ziemia zdegradowana
• rodzaj gleby	piasek gliniasty mocny na glinie lekkiej	piasek gliniasty mocny na glinie lekkiej	piasek słabogliniasty na piasku luźnym
• zawartość części spławialnych (%):			
– warstwa orna	15–18	16–22	7
– poziomy podorne	8–30	30–41	3–5
• PPW w 1m warstwie (mm)	210–240	215–270	86
• klasa bonitacyjna	IVa	IVa	VI
• kompleks przydatności rolniczej	żytni bardzo dobry	żytni bardzo dobry	żytni bardzo słaby
Warunki opadowe w okresie IV-IX (mm)			
• wielolecie	310	277	324
• okres badawczy	349	293	282

(Drupka, Gruszka 1993; Dzierżyc, Nowak 1993). Ponadto gatunki te, ze względu na różne okresy nawadniania, dość dobrze charakteryzują potrzeby i efekty stosowania nawodnień w całym okresie wegetacji. Plonowanie roślin przedstawiono na tle porównywalnego poziomu nawożenia azotowego, zbliżonej agrotechniki, powierzchni poletek do zbioru oraz metody sterowania deszczowaniem. Ogółem w pracy wykorzystano wyniki 65 jednorocznych doświadczeń polowych.

Omówienie wyników badań

Pszenica jara. Średni w 18 doświadczeniach polowych produkcyjny efekt deszczowania wynosił 1,79 t·ha^{-1} ziarna, co stanowiło zwyżkę o 64% (tab. 2). W przypadku plonu białka ogólnego względny przyrost plonu był mniejszy, co wynikało ze zmniejszonej zawartości białka w ziarnie roślin nawadnianych, w porównaniu z niedeszczowanymi. Największe zarówno bezwzględne, jak i względne efekty deszczowania pszenicy jarej uzyskano na kompleksie żytnim bardzo słabym. W tych warunkach glebowych największa okazała się również jednostkowa efektywność deszczowania wyrażona w kg przyrostu plonu, w przeliczeniu na 1mm wody użytej do nawadniania. Najmniejsze zwyżki plonu ziarna powstałe wskutek deszczowania wystąpiły w Grochowiskach Szlacheckich, gdzie wobec najwyższych opadów atmosferycznych okresu wegetacji pszenicy stosowano najniższe dawki nawodnieniowe.

TABELA 2. Średnie wieloletnie efekty produkcyjne deszczowania pszenicy jarej w regionie bydgoskim

Wyszczególnienie		Obiekty			Średnio
		Grochowiska Szlacheckie	Mochełek	Kruszyn Krajeński	
		Lata badań			
		1973–1976	1986–1990	1987–1995	—
Opady atmosferyczne IV-VII	mm	228	162	167	179
Dawka nawodnieniowa	mm	82	100	133	112
Plony ziarna (15% wilgotności)					
bez deszczowania	$t \cdot ha^{-1}$	3,51	4,25	1,66	2,79
z deszczowaniem	$t \cdot ha^{-1}$	4,47	5,84	3,92	4,58
Przyrost plonu ziarna	$t \cdot ha^{-1}$	0,96	1,59	2,26	1,79
pod wpływem	%	27	37	136	64
deszczowania	$kg \cdot mm^{-1}$	11,7	15,9	17,0	15,9
Plony białka ogólnego					
bez deszczowania	$kg \cdot ha^{-1}$	474	568	206	366
z deszczowaniem	$kg \cdot ha^{-1}$	556	717	418	532
Przyrost plonu białka					
ogólnego pod	$kg \cdot ha^{-1}$	82	149	212	166
wpływem	%	17	26	103	45
deszczowania	$kg \cdot mm^{-1}$	1,00	1,49	1,59	1,48

Wysoka efektywność deszczowania pszenicy w Kruszynie Krajeńskim była wynikiem niskich plonów osiąganych w warunkach kontrolnych. Uzyskiwane tu plony ziarna, a zwłaszcza białka ogólnego na poletkach nawadnianych, okazały się mniejsze w porównaniu z plonami osiąganymi bez deszczowania na glebach kompleksów żytnich bardzo dobrych w Mochełku i Grochowiskach Szlacheckich.

Burak cukrowy. Średni przyrost plonu korzeni pod wpływem deszczowania, obliczony na podstawie wyników 32 jednorocznych doświadczeń polowych wyniósł 13,0 $t \cdot ha^{-1}$, co stanowiło zwyżkę 39% (tab. 3). W przypadku biologicznego plonu cukru, przeciętny procentowy efekt deszczowania buraka był jeszcze większy (46%), co wynikało ze zwiększonej zawartości cukru w korzeniach pochodzących z poletek nawadnianych w Kruszynie Krajeńskim, w porównaniu z kontrolnymi. Podobnie jak w przypadku pszenicy jarej, zdecydowanie najlepsze wyniki dało deszczowanie buraka na glebie bardzo lekkiej, gdzie prowadziło ono do podwojenia biologicznego plonu cukru. Na pozostałych obiektach efekty deszczowania buraka były daleko mniejsze i wynosiły 16–19%. Podkreślenia wymaga fakt, iż plony korzeni, a zwłaszcza cukru, uzyskane w warunkach deszczowania na glebie kompleksu żytniego bardzo słabego w Kruszynie Krajeńskim okazały się po-

TABELA 3. Średnie wieloletnie efekty produkcyjne deszczowania buraka cukrowego w regionie bydgoskim

Wyszczególnienie		Obiekty			Średnio
		Grochowiska Szlacheckie	Mochełek	Kruszyn Krajeński	
		Lata badań			
		1972–1980	1983–1990	1981–1995	—
Opady atmosferyczne	mm	276	234	220	239
Dawka nawodnieniowa	mm	92	118	192	145
Plony korzeni					
• bez deszczowania	$t \cdot ha^{-1}$	35,7	49,5	24,1	33,7
• z deszczowaniem	$t \cdot ha^{-1}$	42,5	57,6	43,4	46,7
Przyrost plonu korzeni	$t \cdot ha^{-1}$	6,8	8,1	19,3	13,0
pod wpływem	%	19	16	80	39
deszczowania	$kg \cdot mm^{-1}$	74	69	101	90
Biologiczny plon cukru					
• bez deszczowania	$t \cdot ha^{-1}$	5,91	8,46	4,13	5,71
• z deszczowaniem	$t \cdot ha^{-1}$	6,90	9,91	8,38	8,35
Przyrost biologicznego	$t \cdot ha^{-1}$	0,99	1,45	4,25	2,64
plonu cukru pod	%	17	17	103	46
wpływem deszczowania	$kg \cdot mm^{-1}$	10,8	12,3	22,1	18,2

równywalne, a nawet wyższe od plonów uzyskanych na glebie kompleksu żytniego bardzo dobrego w Grochowiskach Szlacheckich. W Kruszynie Krajeńskim stosowano jednakże zdecydowanie najwyższe dawki nawodnieniowe. Pomimo tego, 1mm dodatkowo zastosowanej wody przyczyniał się tu do wzrostu plonu korzeni o 101 kg, podczas gdy na pozostałych obiektach tylko o 69–74 $kg \cdot ha^{-1}$.

Trawy w uprawie polowej. Deszczowanie traw uprawianych w zmianowaniach polowych spowodowało zwiększenie plonów suchej masy średnio w 15 doświadczeniach z 6,33 do 10,15 $t \cdot ha^{-1}$, to jest o 60%. Podobnie jak w przypadku wcześniej omówionych upraw, największe bezwzględne i względne zwyżki plonów uzyskano na glebie bardzo lekkiej, na której deszczowanie prowadziło do podwojenia plonów suchej masy. Znacznie mniejsze efekty produkcyjne tego zabiegu osiągnięto w porównywalnych warunkach opadowych na glebie lekkiej w Mochełku. Zwraca uwagę fakt, iż pomimo stosunkowo dużych opadów atmosferycznych (368 mm w okresie wegetacji), zwyżka plonów suchej masy traw w Grochowiskach Szlacheckich wyniosła aż 52%, a w przeliczeniu na 1mm dodatkowo zastosowanej wody była porównywalna do stwierdzonej w Kruszynie Krajeńskim.

Podsumowanie

Przedstawione wyniki wieloletnich doświadczeń polowych wskazują na dużą celowość zastosowania deszczowni do na-

wadniania upraw w regionie bydgoskim. Przytoczone przeciętne zwyżki plonów pszenicy jarej, buraka cukrowego i traw w uprawie polowej, osiągnięte w warunkach starannej agrotechniki, są praktycznie niemożliwe do uzyskania za pomocą innych czynników plonotwórczych.

Efekty produkcyjne deszczowania wybranych upraw w regionie bydgoskim zależały w największym stopniu od kompleksu glebowego, a w mniejszym zakresie od wysokości opadów atmosferycznych w sezonie wegetacji i gatunku rośliny. Spośród badanych upraw najlepiej na deszczowanie zareagowała pszenica jara, a najsłabiej burak cukrowy. Rezultat ten, odmienny od często uzyskiwanego przez innych autorów (Grabarczyk 1983; Drupka, Gruszka 1993; Dzierżyc, Nowak 1993), zwraca uwagę na większe znaczenie nawodnień w pierwszej części okresu wegetacji (maj-lipiec), w porównaniu z drugą połową (lipiec-wrzesień). Ma to związek z lepszym wykorzystaniem w procesie fotosyntezy energetycznych właściwości środowiska, które pogarszają się w miarę zbliżania się wczesnej jesieni.

Rezultaty deszczowania roślin uzyskane w wieloletnich badaniach na glebie kompleksu żytniego bardzo słabego w Kruszynie Krajeńskim, okazały się w świetle szerokiej syntezy Dzieżyca i Nowaka (1993), najwyższymi spośród uzyskanych przez autorów krajowych. Świadczą one o dużych możliwościach produkcyjnych gleb bardzo lekkich, na których deszczowanie mogłoby zmienić charakter gospodarowania z ekstensywnego na intensywny, a przez to uchronić te gleby przed ugorowaniem i zalesianiem.

Z porównania efektów produkcyjnych deszczowania roślin na różnych kompleksach przydatności rolniczej w regionie bydgoskim wynika także, że ewentualny rozwój nawodnień deszczownianych w Polsce należałoby wiązać z instalacją urządzeń na glebach o małej zdolności retencjonowania wody. Świadczą o tym przede wszystkim przesłanki ekonomiczne. Bowiem tylko duża wartość dodatko-

TABELA 4. Efekty produkcyjne deszczowania traw w uprawie polowej w regionie bydgoskim

Wyszczególnienie		Obiekty			Średnio
		Grochowiska Szlacheckie	Mochełek	Kruszyn Krajeński	
		Lata badań			
		1978–1980	1986–1990	1987–1993	—
Opady atmosferyczne IV-IX	mm	368	269	256	283
Dawka nawodnieniowa	mm	185	202	225	209
Plony suchej masy					
• bez deszczowania	$t \cdot ha^{-1}$	7,25	8,34	4,49	6,33
• z deszczowaniem	$t \cdot ha^{-1}$	11,03	10,96	9,20	10,15
Przyrost plonu suchej masy pod wpływem deszczowania	$t \cdot ha^{-1}$	3,78	2,62	4,71	3,82
	%	52	31	105	60
	$kg \cdot mm^{-1}$	20,4	13,0	20,9	18,3

wo uzyskiwanej produkcji jest w stanie pokryć wysokie koszty inwestycji deszczownianych i eksploatacji urządzeń, a także przynieść odpowiednio wysoki dochód rolniczy. Przy aktualnych relacjach cen płodów rolnych i nakładów na produkcję wydaje się, że deszczowanie mogłoby stać się przedsięwzięciem efektywnym ekonomicznie tylko w przypadku osiągania co najmniej 50% zwyżek plonów przy wyższym poziomie plonowania i 100% w przypadku niskich plonów uzyskiwanych w warunkach kontrolnych.

Literatura

DRUPKA S., GRUSZKA J. 1993: *Znaczenie nawodnień deszczownianych w warunkach roku suchego na przykładzie Kujaw.* Wyd. IMUZ Falenty, mat. sem. 33; 7–30.

DRUPKA S. 1976: *Techniczna i rolnicza eksploatacja deszczowni.* PWRiL, Warszawa.

DZIEŻYC J., NOWAK L. 1993: *Deszczowanie.* [w:] *Czynniki plonotwórcze – plonowanie roślin.* Red. J. Dzieżyc, PWN, Warszawa-Wrocław, 329–352.

GRABARCZYK S. 1983: *Melioracje rolne.* [w:] *Podstawy agrotechniki.* Red. W. Niewiadomski, PWRiL, Warszawa, 79–129.

GRABARCZYK S., PESZEK J., RZEKANOWSKI C., ŻARSKI J. 1990: Rejonizacja potrzeb deszczowania w Krainie Wielkich Dolin. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 387; 73–88.

GRABARCZYK S. 1992: *Stan i perspektywy deszczowania roślin w Polsce.* Zesz. Nauk. ATR w Bydgoszczy 180, Roln. 32; 7–14.

GRABARCZYK S., PESZEK J., RZEKANOWSKI C., ŻARSKI J. 1992: *Efekty deszczowania roślin uprawianych na glebach kompleksu żytniego bardzo słabego.* Roczn. AR w Poznaniu, CCXXXIV; 75–82.

PESZEK J. 1987: *Podstawy klimatyczne nawadniania roślin w regionie bydgoskim.* Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 314; 65–80.

ZŁONKIEWICZ M. 1983: *Nawodnienia w województwie bydgoskim.* Mat. konf.: Problemy nawodnień użytków rolnych w Polsce. Wyd. NOT-SITR, 204–224.

Adres autorów

J. Żarski, Cz. Rzekanowski, S. Dudek

Zakład Melioracji i Agrometeorologii, ATR w Bydgoszczy

85-029 Bydgoszcz, ul. Bernardyńska 6